

# CIMENTS CALCIA

Carrière d'Amailloux (79)

## Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires

Rapport

Réf : CDMCLB203510 / RDMCLB03132-04

CODU / OL

07/07/2022






# CIMENTS CALCIA

## Carrière d'Amailloux (79)

### Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires

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	02/02/2022	01	C. DUCATILLON	O. LLONGARIO	O. LLONGARIO
Rapport final	15/03/2022	02	C. DUCATILLON	O. LLONGARIO	O. LLONGARIO
Retour client	13/06/2022	03	C. DUCATILLON	O. LLONGARIO	O. LLONGARIO
Rapport final	07/07/2022	04	C. DUCATILLON 	O. LLONGARIO 	O. LLONGARIO 

Numéro de contrat / de rapport :	Réf : CDMCLB203510 / RDMCLB03132-04
Numéro d'affaire :	A31037
Domaine technique :	IC06

BURGEAP Agence Loire-Bretagne • 9 rue du Chêne Lassé – 44800 Saint-Herblain Cedex  
Tél. 33 (0) 2 40 38 67 06 • Fax 33 (0) 2 40 85 68 50 • [burgeap.nantes@groupeginger.com](mailto:burgeap.nantes@groupeginger.com)

# SOMMAIRE

Introduction .....	6
<b>1. Etape 1 : Evaluation des émissions de la carrière .....</b>	<b>8</b>
1.1 Présentation du site .....	8
1.2 Inventaire des sources d'émissions aqueuses du site .....	10
1.3 Inventaire et caractérisation des sources d'émissions atmosphériques du site .....	11
1.3.1 Opérations d'extraction .....	12
1.3.2 Emissions au niveau des voies de circulation .....	12
1.3.3 Emissions de poussières au niveau du stockage des matériaux .....	13
1.3.4 Emissions de poussières liées à la manipulation des matériaux .....	14
1.4 Synthèse des émissions .....	15
<b>2. Etape 2 : Evaluation des enjeux et des voies d'exposition .....</b>	<b>16</b>
2.1 Population .....	16
2.1.1 Population générale .....	16
2.1.2 Riverains du site, ERP et populations sensibles .....	19
2.2 Usage des milieux .....	21
2.3 Sélection des substances d'intérêt .....	21
2.4 Conceptualisation de l'exposition .....	21
2.4.1 Sources de contamination .....	22
2.4.2 Vecteurs de transfert .....	22
2.4.3 Voies d'exposition .....	23
2.4.4 Cibles .....	23
2.4.5 Synthèse du schéma conceptuel .....	24
<b>3. Etape 3 : Evaluation de l'état des milieux .....</b>	<b>25</b>
3.1 Objectifs .....	25
3.2 Caractérisation de l'état initial des milieux .....	26
3.2.1 Substances et milieux pertinents .....	26
3.2.2 Campagne de mesures .....	26
3.2.3 Définition de l'environnement local témoin .....	27
3.3 Résultats et interprétation .....	28
3.3.1 Valeurs de référence .....	28
3.3.2 Conditions météorologiques durant la campagne .....	28
3.3.3 Résultats de la campagne de mesures .....	30
3.4 Conclusion .....	31
<b>4. Etape 4 : Evaluation prospective des risques sanitaires .....</b>	<b>32</b>
4.1 Identification des dangers .....	32
4.2 Relation dose-effet / dose-réponse .....	32
4.2.1 Les valeurs toxicologiques de référence : VTR .....	32
4.2.2 Sélection des VTR .....	33
4.2.3 Autres valeurs de comparaison utilisées .....	33
4.3 Modélisation de la dispersion atmosphérique des rejets du site .....	34
4.3.1 Présentation du modèle de dispersion .....	34
4.3.2 Données prises en compte dans les calculs .....	34
4.3.3 Caractéristiques des sources d'émission atmosphérique .....	38
4.3.4 Résultats de la modélisation atmosphérique .....	39
4.4 Comparaison aux valeurs de référence .....	41
<b>5. Analyse des incertitudes .....</b>	<b>43</b>
5.1 L'estimation des concentrations et des flux d'émissions .....	43
5.2 La modélisation atmosphérique .....	43

5.2.1	Incertitudes intrinsèques au modèle.....	43
5.2.2	Incertitudes relatives aux données d'entrée du modèle .....	45
5.3	<b>Le temps d'exposition .....</b>	<b>45</b>
	<b>CONCLUSION.....</b>	<b>46</b>

## TABLEAUX

Tableau 1 :	Synthèse des informations liées au transport sur le site .....	12
Tableau 2 :	Emissions diffuses de poussières liées à la circulation des engins (tonnes/an) .....	13
Tableau 3 :	Synthèse des émissions de poussières (kg/an) .....	15
Tableau 4 :	Effectif total de la population (recensement 2017) .....	17
Tableau 5 :	Répartition de la population par tranche d'âge.....	18
Tableau 6 :	Répartition de la population par sexe .....	18
Tableau 7 :	Répartition en pourcentage du nombre de résidences principales et secondaires .....	19
Tableau 8 :	Voies de transfert des agents chimiques .....	22
Tableau 9 :	Localisation des points de mesures .....	27
Tableau 10 :	Retombées atmosphériques des poussières par zone de prélèvement .....	30
Tableau 11 :	Synthèse des autres valeurs disponibles pour la voie inhalation .....	34
Tableau 12 :	Distance des riverains par rapport au site .....	36
Tableau 13 :	Modélisation des émissions.....	38
Tableau 14 :	Concentrations modélisées au niveau des points récepteurs (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) .....	39
Tableau 15 :	Caractérisation qualitative des risques.....	41
Tableau 16 :	Complexité du site et de son environnement .....	44
Tableau 17 :	Qualité des données d'entrée du modèle.....	45

## FIGURES

Figure 1 :	Localisation de l'emprise du site dans son environnement proche.....	9
Figure 2 :	Communes autour du site .....	17
Figure 3 :	Localisation des riverains autour du site .....	20
Figure 4 :	Localisation des populations sensibles .....	21
Figure 5 :	Synthèse du schéma conceptuel .....	24
Figure 6 :	Etapes et critères de l'IEM (adapté de MEDD 2007) .....	25
Figure 7 :	Localisation des jauges Owen dans l'environnement de la carrière .....	27
Figure 8 :	Comparaison des roses des vents.....	29
Figure 9 :	Hauteur des précipitations sur la campagne de mesures (mm) du 21/07/2020 au 20/08/2020 .....	30
Figure 10 :	Retombées atmosphériques de poussières par point (en $\text{mg}/\text{m}^2/\text{j}$ ) .....	31
Figure 11 :	Domaine d'étude .....	34
Figure 12 :	Hauteur de rugosité (en m) .....	35
Figure 13 :	Relief autour du site .....	35
Figure 14 :	Localisation des récepteurs.....	36
Figure 15 :	Rose des vents générale reconstituée par le modèle (à gauche) et rose des vents décennale sur la station Bressuire (à droite) .....	37
Figure 16 :	Répartition des vitesses de vents.....	38
Figure 17 :	Localisation des sources d'émission .....	39
Figure 18 :	Calcul des émissions de poussières développé par le CITEPA .....	40
Figure 19 :	Isoconcentrations en PM10.....	41
Figure 20 :	Isoconcentrations en PM2.5.....	42

## ANNEXES

Annexe 1. Rapport d'analyses

Annexe 2. Argumentaire santé

Annexe 3. Présentation du logiciel de modélisation ADMS 5

## Introduction

Dans le cadre de la demande d'autorisation environnementale pour l'ouverture d'une carrière d'argile de CIMENTS CALCIA, un **volet sanitaire** a été réalisée. Il est composé d'une Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM) et d'une évaluation prospective des risques sanitaires (EQRS).

L'Interprétation de l'Etat des Milieux doit permettre de fixer des priorités pour la suite de l'étude et pour la gestion des émissions de l'installation contribuant à la protection des enjeux identifiés dans le schéma conceptuel. Pour cela, l'évaluation se base sur les mesures réalisées dans les milieux d'exposition autour de l'installation afin de :

- Définir l'état initial des milieux, état de référence « historique » de l'environnement ;
- Déterminer si l'état actuel des milieux est compatible avec les usages observés et apporter des indications sur une vulnérabilité potentielle vis-à-vis d'une ou plusieurs substances émises par l'installation.

L'évaluation prospective des risques sanitaires doit quant à elle permettre d'estimer les risques sanitaires potentiellement encourus par les populations voisines attribuables aux émissions futures de l'installation, et d'apporter les éléments d'aide à la décision afin de :

- Juger de l'acceptabilité des émissions prévues compte tenu des risques estimés ;
- Valider les conditions d'émissions permettant de maintenir un niveau de risque non préoccupant ;
- Hiérarchiser les substances, les sources et les voies de transfert qui contribuent à ce risque, à contrôler en priorité ;
- Identifier les populations et les enjeux les plus impactés, à surveiller en priorité et à protéger le cas échéant.

L'Interprétation de l'Etat des Milieux et l'évaluation prospective des risques sanitaires s'appuieront principalement sur les documents suivants :

- 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 de septembre 2021 » ;
- La note d'information 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 démarche méthodologique est divisée de la manière suivante :

- Etape 1 : Evaluation des émissions du site ;
- Etape 2 : Evaluation des enjeux et conceptualisation de l'exposition ;
  - Caractérisation des populations et usages ;
  - Sélection des substances d'intérêt ;
  - Evaluation des enjeux et des voies d'exposition ;
  - Schéma conceptuel.
- Etape 3 : Evaluation de l'état des milieux :
  - Caractérisation de l'état des milieux ;
  - Evaluation de l'état des milieux.
- Etape 4 : Evaluation prospective des risques sanitaires :
  - Identification des dangers ;
  - Evaluation des relations dose-réponse ;
  - Evaluation de l'exposition ;
  - Caractérisation du risque.

A noter que l'évaluation prospective des risques sanitaires repose sur des hypothèses, des choix d'émissions et d'expositions qui seront discutés en dernière partie de ce rapport.

## 1. Etape 1 : Evaluation des émissions de la carrière

**L'étape 1** consiste à caractériser les émissions liées à l'activité du site. La caractérisation des émissions futures est l'étape préalable et indispensable à l'étude de l'impact sanitaire de l'installation. Elle consiste à décrire l'ensemble des sources de polluants du projet et à identifier quantitativement les composés émis par ces sources.

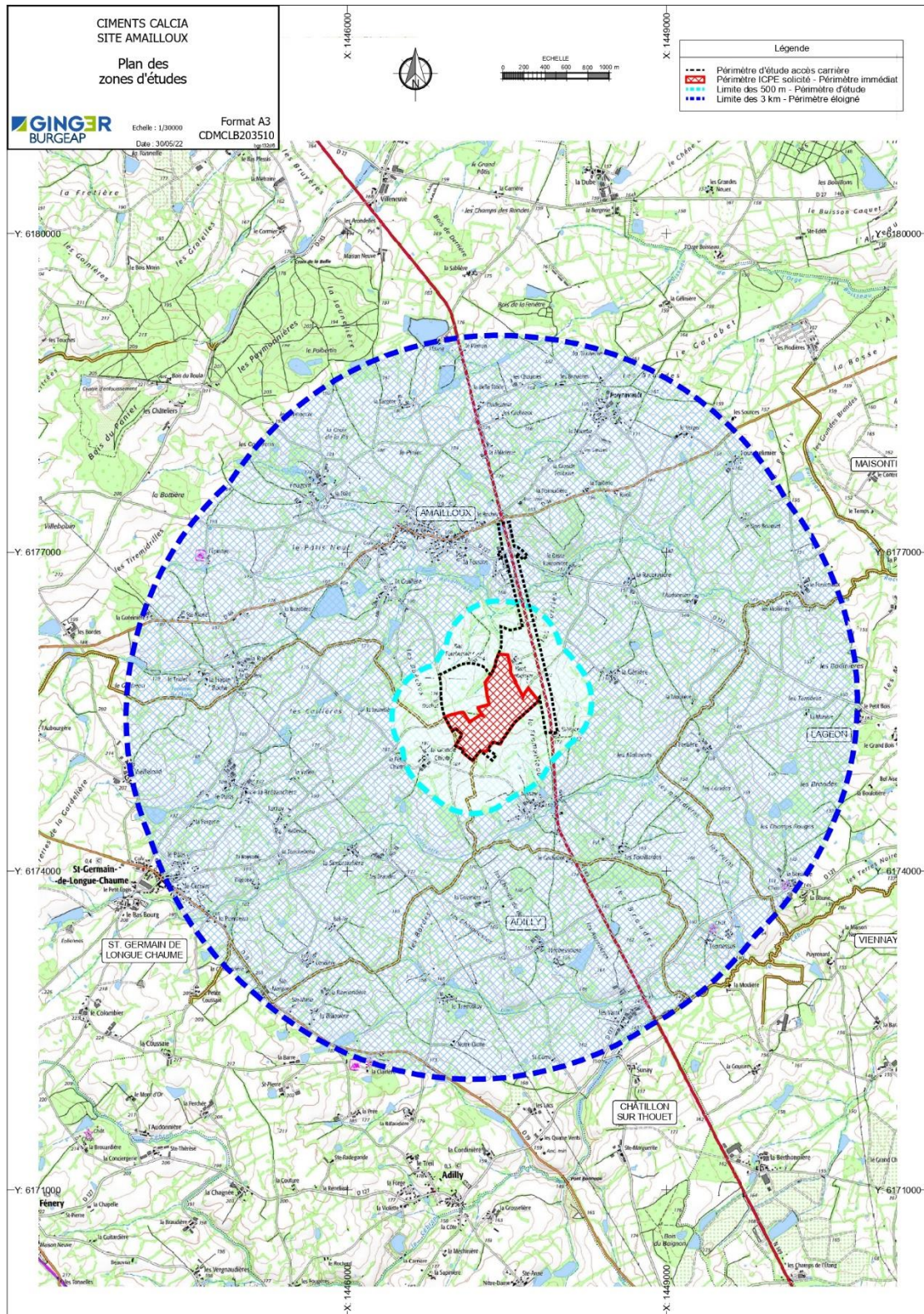
### 1.1 Présentation du site

La société CIMENTS CALCIA envisage l'ouverture d'une nouvelle carrière d'argile, située sur le territoire de la commune d'Amailloux (79). Cette carrière alimentera l'usine d'Airvault, située à environ 15 km au nord-est, pour la fabrication de ciment.

Le site projeté est localisé au lieu-dit « Fombernier ». La **Figure 1** localise l'emprise du futur site dans son environnement proche.



**Figure 1 : Localisation de l'emprise du site dans son environnement proche**



Le site est décrit en détail dans la Pièce n°IV- Etude d'impact du dossier, auquel nous renvoyons.

## 1.2 Inventaire des sources d'émissions aqueuses du site

Le site sera à l'origine de cinq types de rejets aqueux collectés séparément :

- **Eaux usées domestiques** (ou eaux sanitaires) : elles seront collectées par des WC autonomes chimiques (pas de rejet d'eau résiduaire) ;
- **Eaux pluviales ruisselant sur les zones en exploitation et les pistes** : elles sont collectées par une noue phasée (avancement à chaque phase), puis dirigées vers le bassin d'exploitation dimensionné pour stocker/réguler une pluie décennale et disposant d'un débit de vidange calibré sur la base du ratio de 3 l/s/ha vers le milieu naturel (ruisseau voisin de l'étang de Fombernier) ;
- **Eaux pompées lors de la phase préparatoire du chantier** : elles seront collectées gravitairement en fond de fosse et relevées par une pompe. Les eaux d'exhaure transiteront via la noue des eaux pluviales laissant passer le débit de la pompe. Elles seront ensuite dirigées vers le bassin d'exploitation nord dimensionné pour stocker/réguler une pluie décennale et disposant d'un débit de vidange calibré sur la base du ratio de 3 l/s/ha vers le milieu naturel (ruisseau voisin de l'étang de Fombernier) ;
- **Eaux pluviales des zones non exploitées ou déjà remise en état** : Les eaux pluviales des zones non exploitées resteront dans un fonctionnement identique à l'état initial par infiltration ou ruissellement. Les eaux pluviales des zones remises en état transiteront dans le bassin d'exploitation tant qu'une phase sera en exploitation ; lorsque tout le site sera remis en état, les ruissellements résiduels seront dirigés vers le ruisseau bordant l'étang de Fombernier ;
- **Eaux de l'aire de transit** : elles seront dirigées vers le bassin d'exploitation nord après passage dans un séparateur à hydrocarbures.

Les eaux pluviales ruisselant sur les zones en exploitation et les pistes, ainsi que les eaux pompées lors de la phase préparatoire du chantier seront collectées et stockées dans le bassin d'exploitation nord, où elles décanteront, s'évaporeront et/ou seront rejetées à débit régulé vers le ruisseau du Haut Fombernier. Ce cours d'eau est en communication avec le cours d'eau de la Raconnière (un des quatre cours d'eau qui alimente le barrage de Cébron, utilisé pour la production d'eau potable).

A noter toutefois que le projet de la carrière est localisé dans le **périmètre de protection éloigné** de la prise d'eau du Cébron et que les eaux subissent un traitement par décantation avant rejet. Ainsi, le risque de pollution du captage est considéré comme négligeable. Le milieu « eaux superficielles » ne sera donc pas pris en compte (absence de source potentielle).

En outre, le scénario d'une pollution aux hydrocarbures n'est pas retenu car l'évaluation des risques sanitaires s'applique aux effets potentiels sur la santé humaine liés à la toxicité des composés chimiques émis pendant le fonctionnement normal (non accidentel) du site.

Le milieu eau souterraine n'est pas pris en compte étant donné l'absence de périmètre de protection rapprochée de captage AEP et le contexte géologique de la zone (socle globalement imperméable) servant de protection à la nappe.



### 1.3 Inventaire et caractérisation des sources d'émissions atmosphériques du site

Les principales émissions seront constituées par les rejets diffus de poussières (PM10 et PM2.5<sup>1</sup>) :

- Dues à l'extraction (voir 1.3.1) : les opérations d'extraction provoqueront l'émission de poussières, qui retombent majoritairement dans la zone d'extraction ;
- Au niveau des voies de circulation (voir 1.3.2) : elles seront dues au roulage des véhicules qui remettent en suspension les poussières déposées au sol et aux envols de particules fines au niveau des bennes, des dumpers du fait du déplacement des véhicules ;
- Au niveau des stocks de matériaux (voir 1.3.3) : elles seront dues à l'action du vent sur les tas et sont d'autant plus importantes que la granulométrie des matériaux est faible et que les tas sont hauts ;
- Lors de la manipulation des matériaux (voir 1.3.4) : ceci concernera le chargement des dumpers avec les matériaux extraits et le chargement des camions d'expédition pour les argiles. Les émissions seront dues à la reprise des matériaux et à leur déversement dans les bennes.

Les émissions générées par chacune de ces sources potentielles sont détaillées ci-après.

A noter que pour le calcul des émissions, nous prenons des hypothèses, qui sont, pour la plupart, majorantes. Ces hypothèses sont discutées en incertitudes dans le paragraphe §5.

<sup>1</sup> Outre les gaz, l'atmosphère contient des matières en suspension en phase liquide et solide (aérosols), représentant un mélange complexe de substances chimiques organiques et inorganiques et que l'on regroupe sous le terme général de "particules en suspension". Ces particules en suspension sont souvent désignées par l'abréviation PM qui provient de l'anglais "Particulate Matter". Les PM10 regroupent les particules de diamètre inférieur à 10 µm, les PM2,5 celles inférieures à 2,5 µm.

### 1.3.1 Opérations d'extraction

Les opérations d'extraction seront réalisées uniquement à la pelle.

Les émissions de poussières générées par ces opérations peuvent être estimées à l'aide du facteur d'émission suivant :

$$E_{PM10} = 4.10^{-5} \text{ kg / tonne de matériau extrait}$$

Source: US-EPA<sup>2</sup> - AP 42 (Fifth Edition) - Tableau 11.19.2-1

Aucun facteur d'émission n'est mentionné dans cette section pour les poussières totales ou les PM<sub>2,5</sub>. Dans une approche majorante, nous considérerons les émissions de PM<sub>2,5</sub> équivalentes aux émissions de PM<sub>10</sub>.

Le tonnage annuel retenu, sur la durée d'exploitation, est le tonnage annuel maximum de 140 000 tonnes, soit une émission moyenne annuelle **de 5,6 kg/an de PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>**.

### 1.3.2 Emissions au niveau des voies de circulation

La circulation sur la carrière d'Amailloux concernera les engins suivants : les dumpers pour le transport des matériaux extraits, les camions d'évacuation des argiles, des pelles et l'arroseuse.

La synthèse des informations liées à la circulation de ces différents engins sur le site est reprise dans le tableau suivant.

Il est à noter que seule la circulation sur le site est prise en compte.

**Tableau 1 : Synthèse des informations liées au transport sur le site**

Engin	Nombre moyen de rotation par jour	Distance moyenne d'une rotation (m)	Distance journalière parcourue (km)	Poids à vide (t)	Poids en charge (t)
Dumpers	200	500	100	25	50
Camions d'évacuations	180	1 200	216	15	40
Pelles, arroseuse	Négligeable par rapport aux autres engins				

Les émissions de poussières dues à la circulation des engins (le passage d'un véhicule lève un nuage de poussières) peuvent être estimées à partir des équations présentées ci-dessous. A noter que l'AP-42 définit un facteur correctif pour les jours de pluie, partant du principe que les émissions moyennes sont inversement proportionnelles au nombre de jours avec des précipitations mesurables (niveau de précipitation d'au moins 0,254 mm).

<sup>2</sup> United States Environmental Protection Agency

$$E_{PM10} \text{ (g/VKT)} = 1,5 \times (S/12)^{0,9} \times (W/3)^{0,45} \times 281,9$$

$$E_{PM2,5} \text{ (g/VKT)} = 0,15 \times (S/12)^{0,9} \times (W/3)^{0,45} \times 281,9$$

$$E_{\text{corrigé}} = E \times (365-P) / 365$$

Source: US-EPA - AP 42 (Fifth Edition) - Tableau 13.2.2-2

Où S = teneur en limon du sol de la piste (%)

W = poids moyen des camions (en ton) ; 1 ton américaine = 0,907 tonnes métriques

VKT = kilomètre véhicule

P = nombre de jours avec un niveau de précipitation d'au moins 0,254 mm

Le calcul se base sur les hypothèses suivantes :

- Poids moyens et distances parcourues présentés dans le Tableau 1 ;
- Circulation sur le site 50 jours/an ;
- Teneur en limon de la piste = 20% (valeur standard généralement rencontrée dans les carrières d'argile),
- Données météorologiques enregistrées à la station Météo France de Poitiers-Biard (sur les 3 dernières années : 2018-2020) : P = 173 jours/an

L'arrosage des pistes a été pris en compte avec un facteur correctif d'abattement des émissions de 60% (donnée Ciments Calcia).

L'arrosage est réalisé les jours sans précipitations.

Les émissions de poussières dues à la circulation des engins ainsi estimées sont détaillées dans le tableau ci-après :

**Tableau 2 : Emissions diffuses de poussières liées à la circulation des engins (tonnes/an)**

	Dumpers	Camions d'évacuations	Total
<b>PM10</b>	2,61	5,10	<b>7,71</b>
<b>PM2,5</b>	0,26	0,51	<b>0,77</b>

Ainsi, les émissions moyennes annuelles liés à la circulation des engins sur le site sont estimées à **7,71 tonnes de PM10/an et 0,77 tonnes de PM2,5/an**.

### 1.3.3 Emissions de poussières au niveau du stockage des matériaux

Des poussières peuvent être émises par l'action érosive du vent sur un stockage de roches. Des essais sur le terrain (détail dans US-EPA - AP 42 [Fifth Edition] – chapitre 13.2.5 « Industrial Wind Erosion ») ont démontré que les surfaces de matériaux sont caractérisées par un potentiel d'érosion fini, toute formation naturelle de « croute » en surface réduisant le risque d'érosion. Des équations de l'US-EPA (AP 42 (Fifth Edition) – Chapitre 13.2.5) permettent de déterminer ce potentiel d'érosion total : il correspond à la somme des potentiels d'érosion entre deux perturbations des surfaces soumises à l'érosion éolienne :  $P = \sum_{i=1}^n P_i$ .

Les perturbations (N) correspondent aux manipulations que subit la surface en question sur une période donnée et chaque potentiel d'érosion  $P_i$  dépend des vitesses de vent à un instant  $t$ .

Cette approche, demandant d'associer ces deux données (vitesse instantanée et manipulation du tas), apparaît donc fastidieuse et source de nombreuses incertitudes.

Ainsi, l'approche retenue sera basée sur la méthodologie développée par Environnement Canada qui indique que la quantité de poussières mises en suspension par le vent peut être estimée selon l'équation suivante :

$$E_f \text{ (kg/m}^2\text{)} = 1,2 \cdot 10^{-4} J \times 1,7 \times \frac{sL}{1,5} \times \frac{(365-P)}{235} \times \frac{I}{15} \times 365$$

Source : Mojave Desert Air Quality Management District, Mineral Handling and Processing Industries, tableau 2

Où  $J$  = Facteur aérodynamique des particules (sans dimension) ;  $J_{PM_{2,5}} = 0,2$  ;  $J_{PM_{10}} = 0,5$

$sL$  = Teneur moyenne en silt (limon) de la pile de stockage en pourcentage (%)

$P$  = Nombre moyen de jours au cours de l'année où il y a eu précipitation d'au moins 0,254 mm

$I$  = Pourcentage de temps au cours de l'année où la vitesse du vent libre a été  $> 19,3$  km/h

L'application numérique de l'équation ci-dessus, avec les données suivantes :

- Teneur en limon de la pile de stockage = 20% (valeur standard généralement rencontrée dans les carrières d'argile).
- Données météorologiques enregistrées à la station Météo France de Poitiers-Biard (2018-2020) :
  - $P = 173$  jours/an
  - $I = 22,2\%$

fournit ainsi des données d'émission de  $0,56 \text{ kg/m}^2$  en  $PM_{10}$  et  $0,22 \text{ kg/m}^2$  en  $PM_{2,5}$ .

En considérant un stockage d'une pile de rayon 50,4 mètres et de hauteur 3 m, cela représente une surface exposée aux vents de l'ordre de  $8\,000 \text{ m}^2$ .

Ainsi, les émissions moyennes annuelles liés à l'érosion du vent sur la zone de stockage sont estimées à **4 482 kg de  $PM_{10}$ /an et 1 793 kg de  $PM_{2,5}$ /an.**

A noter toutefois que les émissions estimées sont très largement majorantes car l'équation se base sur une action érosive du vent 365 jours alors que l'exploitation et les piles de stockages ne sont présentes sur le site que 10 semaines par an maximum, soit 50 jours.

### 1.3.4 Emissions de poussières liées à la manipulation des matériaux

Des piles de stockage à ciel ouvert de produits sont créées à différents endroits dans la zone d'exploitation. Les émissions de particules surviennent lors du dépôt de matériau sur la pile et de l'enlèvement de matériau de la pile. Il peut s'agir d'une opération discontinue (par ex., déchargement de camions, camions à chargement frontal) ou continue (par ex., ajout de matériau à la pile par un convoyeur).

Les piles de stockage dans un espace découvert présentent ainsi de nombreux points d'émission de poussières, notamment :

1. Ajout (discontinu ou continu) de matière sur la pile ;
2. Erosion par le vent (voir §1.3.3) ;
3. Mouvement des camions ou de l'équipement autour d'une pile (voir §1.3.2) ;

4. Enlèvement de matière d'une pile en vue de son envoi ou de son retour dans le cycle du procédé (discontinu ou continu).

Les points 2 et 3 ayant déjà été traités, seules les émissions dues à la manipulation (chargement (1) et déchargement (4)) des matériaux sont abordées dans ce paragraphe.

La quantité de poussières mises en suspension lors des opérations de chargement/déchargement peut être estimée via l'équation suivante :

$$E_{PM} \text{ (kg/tonne de matériau chargé)} = k \times 0,0016 \times \frac{\left(\frac{U}{2,2}\right)^{1,3}}{\left(\frac{M}{2}\right)^{1,4}}$$

Source: US-EPA - AP 42 (Fifth Edition) – Chapitre 13.2.4

Où  $k$  = facteur de taille des particules (sans dimension) ;  $k_{PM2,5} = 0,053$  ;  $k_{PM10} = 0,35$

$U$  = vitesse moyenne du vent (m/s)

$M$  = taux d'humidité du matériau (%)

Le calcul se base sur les hypothèses suivantes :

- $U = 3,9$  m/s (donnée moyenne enregistrée sur Poitiers-Biard ; années 2018-2020)
- $M = 15\%$  (données CIMENTIS CALCIA)
- Tonnage de matériaux chargés = 140 000 tonnes/an x 3 (nombre de manipulations envisagées : chargement dans tombereaux, déchargement au niveau du stockage et reprise dans camions d'évacuation), soit 420 000 tonnes /an.

Ainsi, les émissions moyennes annuelles liés aux opérations de chargement/déchargement sont estimées à **29,5 kg de PM10/an et 4,5 kg de PM2,5/an**.

Remarque : Les argiles sont peu génératrices de poussières compte tenu de leur humidité importante et de la cohésion de la matière.

## 1.4 Synthèse des émissions

Nous synthétisons dans le Tableau 3 ci-après, l'ensemble des émissions de poussières établies.

**Tableau 3 : Synthèse des émissions de poussières (kg/an)**

	PM10	PM2,5
Extraction	5,6	5,6
Circulation	7 710	770
Stockage	4 482	1 793
Manipulation	29,5	4,5
<b>Total</b>	<b>12 227</b>	<b>2 573</b>

## 2. Etape 2 : Evaluation des enjeux et des voies d'exposition

L'évaluation doit être adaptée à l'environnement du site et à sa population alentour. Cette étape consiste donc à recenser et analyser les données pertinentes sur la zone d'étude, notamment les populations présentes à proximité de la carrière et usages des milieux.

Ces éléments sont décrits dans le chapitre 1.8 Milieu humain de l'étude d'impact et sont rappelés dans ce chapitre.

### 2.1 Population

#### 2.1.1 Population générale

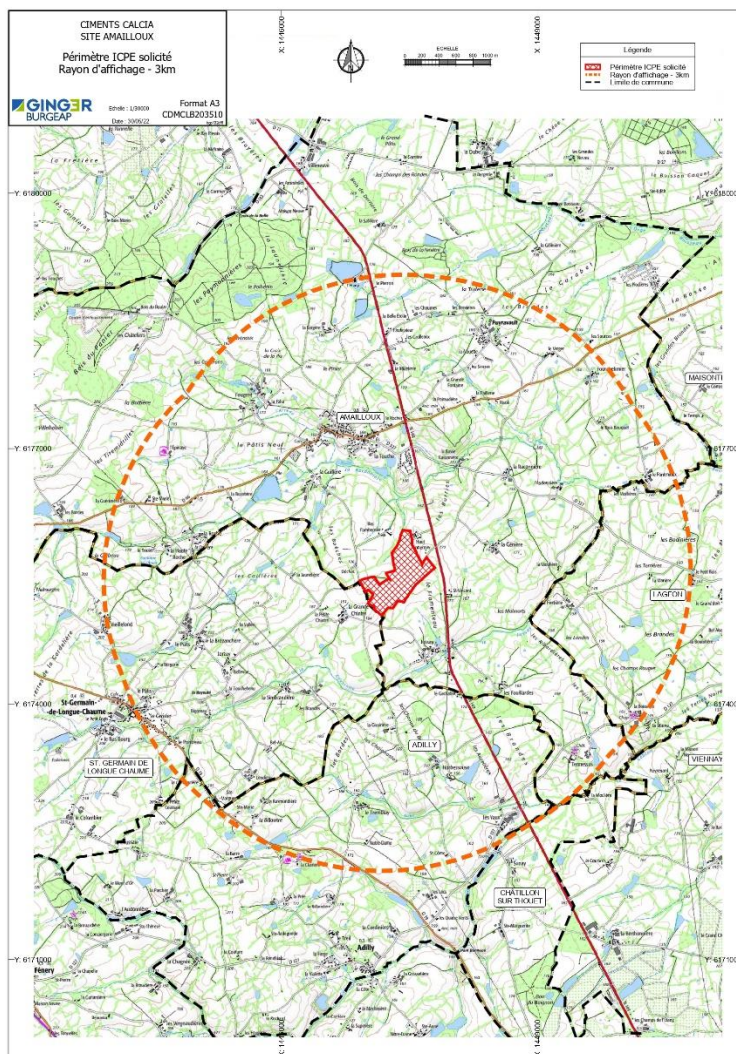
A partir des données INSEE (recensement de la population en 2017), nous décrivons les populations en termes d'effectif total, de répartition par tranche d'âge et par sexe. Cette description concerne les communes mitoyennes du projet, soit Adilly, Amailloux, Châtillon-sur-Thouet, Lageon, Maisontiers, Saint-Germain-de-Longue-Chaume et Viennay<sup>3</sup>.

Ces communes correspondent à celles susceptibles d'être impactées par les émissions atmosphériques du site.

<sup>3</sup> A noter que Viennay ne fait pas partie du rayon d'affichage de 3 km mais elle sera retenue dans la suite de l'étude



**Figure 2 : Communes autour du site**



La population résidant dans la zone d'étude a été caractérisée à l'échelle communale. Ce recensement majeure les effectifs du domaine d'étude étant donné que les communes concernées ne sont incluses qu'en partie dans le domaine d'étude.

L'effectif total de la population est de 5 837 habitants et se répartit par commune de la façon suivante.

**Tableau 4 : Effectif total de la population (recensement 2017)**

Commune	Population totale	Superficie (km <sup>2</sup> )	Densité (hab/km <sup>2</sup> )
Adilly	305	12,9	23,6
Amailloux	827	37,3	22,2
Châtillon-sur-Thouet	2 685	16,5	163,2
Lageon	359	14,0	25,6
Maisontiers	154	18,3	8,4

Commune	Population totale	Superficie (km <sup>2</sup> )	Densité (hab/km <sup>2</sup> )
Saint-Germain-de-Longue-Chaume	403	14,7	27,5
Viennay	1 104	15,7	70,3
<b>Total</b>	<b>5 837</b>	<b>119,9</b>	<b>48,7</b>

L'analyse du Tableau 4 montre que l'environnement de la zone d'étude est de type rural, peu peuplé avec une densité moyenne de l'ordre de 49 hab/km<sup>2</sup>.

La répartition de la population par tranche d'âge est détaillée dans le Tableau 5 ci-dessous.

**Tableau 5 : Répartition de la population par tranche d'âge**

Commune	0 à 14 ans	15 à 29 ans	31 à 44 ans	45 à 59 ans	60 à 74 ans	> 75 ans
Adilly	19,3%	10,0%	20,6%	21,8%	21,4%	6,9%
Amailloux	20,1%	13,1%	21,7%	15,7%	19,3%	10,0%
Châtillon-sur-Thouet	12,8%	10,6%	12,6%	21,4%	22,0%	20,7%
Lageon	18,8%	15,3%	18,3%	25,9%	16,9%	4,9%
Maisontiers	9,0%	11,7%	9,0%	27,4%	25,9%	17,0%
Saint-Germain-de-Longue-Chaume	15,6%	11,7%	18,4%	18,9%	19,6%	15,9%
Viennay	17,0%	15,7%	17,7%	22,2%	19,6%	7,9%
<b>Moyenne</b>	<b>16,1%</b>	<b>12,6%</b>	<b>16,9%</b>	<b>21,9%</b>	<b>20,7%</b>	<b>11,9%</b>
<i>Moyenne nationale</i>	<i>17,8%</i>	<i>17,3%</i>	<i>18,4%</i>	<i>19,8%</i>	<i>17,1%</i>	<i>9,5%</i>

Le Tableau 5 montre que la classe des 45 ans et plus est sur-représentée par rapport à la moyenne nationale.

Le Tableau 6 suivant présente la répartition en pourcentage de la population totale par sexe.

**Tableau 6 : Répartition de la population par sexe**

Commune	Hommes	Femmes
Adilly	49%	51%
Amailloux	49%	51%
Châtillon-sur-Thouet	48%	52%
Lageon	51%	49%

Commune	Hommes	Femmes
Maisontiers	44%	56%
Saint-Germain-de-Longue-Chaume	52%	48%
Viennay	52%	48%
<b>Moyenne</b>	<b>49%</b>	<b>51%</b>
<i>Moyenne nationale</i>	<i>51%</i>	<i>49%</i>

La répartition hommes/femmes est relativement homogène au sein de la zone d'étude et comparable à la moyenne nationale.

Le Tableau 7 suivant présente la répartition en pourcentage des résidences principales et secondaires.

**Tableau 7 : Répartition en pourcentage du nombre de résidences principales et secondaires**

Commune	Résidences principales	Résidences secondaires	Résidences vacantes	Nombre total de logements
Adilly	81,7%	7,0%	11,4%	159
Amailloux	78,8%	5,6%	15,6%	430
Châtillon-sur-Thouet	94,0%	1,1%	4,9%	1 261
Lageon	87,2%	1,3%	11,5%	177
Maisontiers	76,7%	9,8%	13,5%	87
Saint-Germain-de-Longue-Chaume	86,4%	3,5%	10,1%	199
Viennay	94,1%	1,6%	4,3%	494

Une très grande majorité de la population réside toute l'année sur le domaine d'étude.

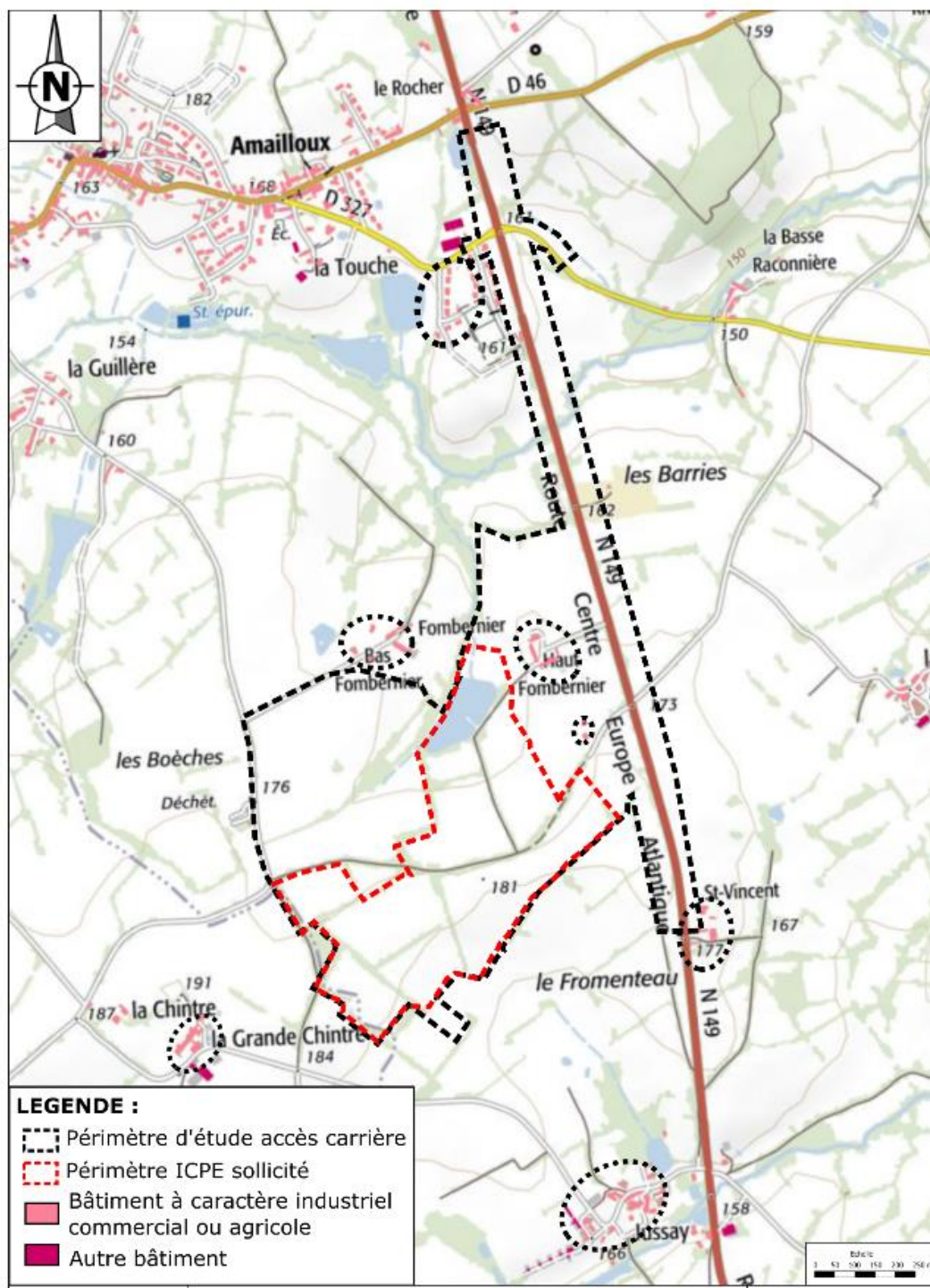
### 2.1.2 Riverains du site, ERP<sup>4</sup> et populations sensibles

Nous représentons, sur la Figure 3 ci-après, les plus proches riverains du projet.

<sup>4</sup> ERP : Etablissements Recevant du Public



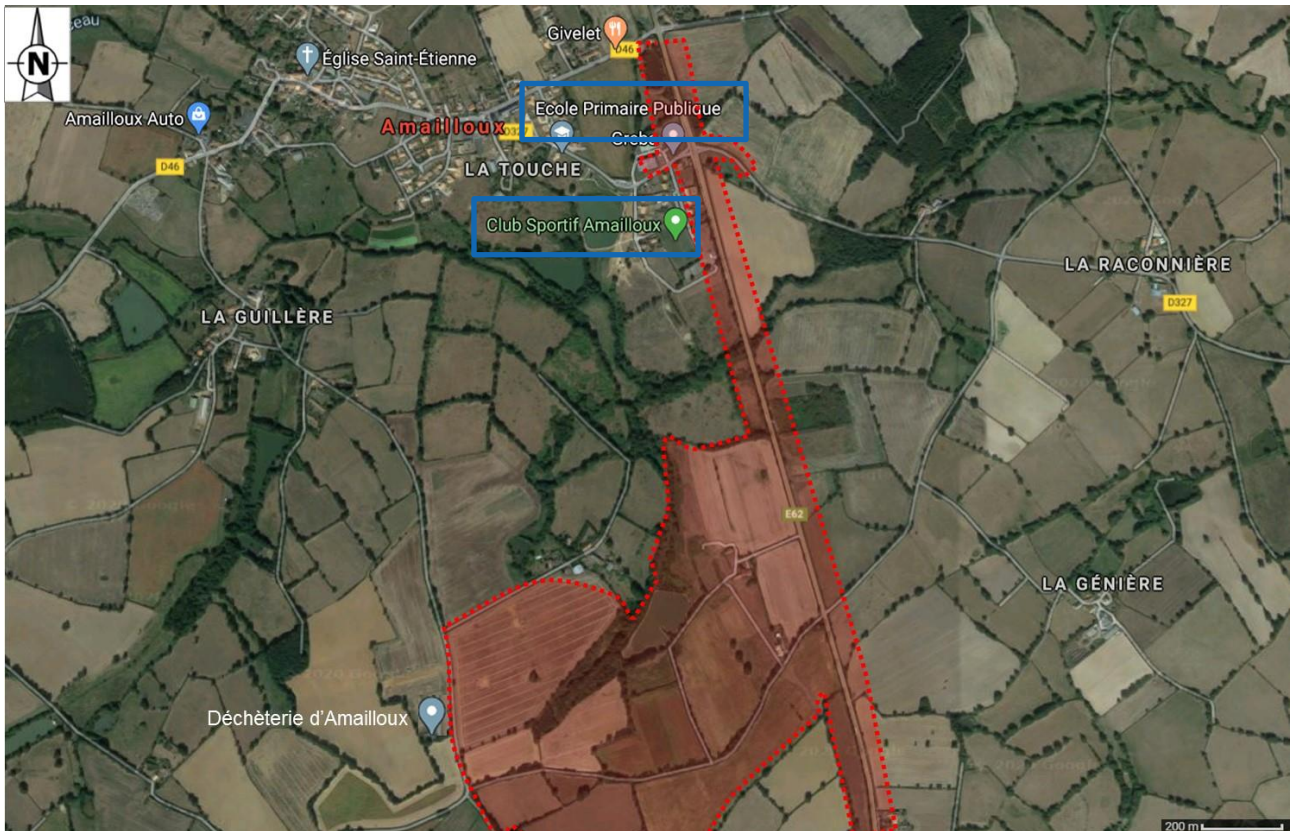
**Figure 3 : Localisation des riverains autour du site**



On note par ailleurs la présence d'établissements pouvant recevoir, compte tenu de leur âge ou de leur état de santé, des populations dites « sensibles », à savoir le club sportif d'Amailloux (en bordure du site d'étude) et l'école primaire publique (à 250 m à l'ouest de la zone d'étude).

La Figure 4 suivante localise ces établissements.

**Figure 4 : Localisation des populations sensibles**



Ainsi, il apparaît que les établissements pouvant recevoir des populations dites « sensibles » sont situés à proximité immédiate du site d'étude.

A noter que les premiers riverains sont beaucoup plus proches du site que l'école. Leur temps de présence au domicile est supérieur à celui passé dans les établissements scolaires. Ainsi, seuls les récepteurs « riverains » les plus proches (adultes et enfants), exposés de façon permanente, seront considérés comme « cibles » dans la suite de l'étude.

## 2.2 Usage des milieux

Aucun usage sensible n'a été relevé à proximité de la carrière.

## 2.3 Sélection des substances d'intérêt

L'ensemble des substances émises par la future carrière, à savoir les PM10 et les PM2.5, est retenue dans la suite de l'étude.

## 2.4 Conceptualisation de l'exposition

Un risque est défini par :

- Une source de contamination ;
- Un vecteur de transfert de la contamination ;

- Une voie d'exposition ;
- Des enjeux (cibles et usages des milieux).

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

### 2.4.1 Sources de contamination

Les sources d'émission retenues dans l'étude sont associées aux différentes activités d'exploitation de la carrière : extraction, circulation, stockage et manipulation.

Les polluants atmosphériques associés sont uniquement particuliers :  $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$ . A noter que la silice n'a pas été retenue dans le cadre de cette étude, elle n'est pas présente sous forme libre.

Les émissions de gaz d'échappement sont négligeables, elles ne sont pas considérées dans la suite de l'étude.

Comme exposé en §1.2, les rejets aqueux ne peuvent constituer une source de contamination et ne sont donc pas pris en compte dans cette étude.

### 2.4.2 Vecteurs de transfert

Le Tableau 8 en page suivante retranscrit les voies de transferts possibles des agents chimiques répertoriés au paragraphe précédent.

Le potentiel de transfert des substances dans les milieux d'exposition dépend principalement de leurs caractéristiques physico-chimiques.

L'ensemble des composés chimiques émis par le site vont dans un premier temps être dispersés par l'intermédiaire du vent.

Ensuite, de par leur densité, les composés particuliers vont se déposer au sol.

Au regard des sources de contamination potentielles et des caractéristiques des composés émis par le site les voies de transfert potentielles jugées pertinentes pour les composés identifiés sont les suivantes :

- **Dispersion atmosphérique** des composés gazeux et particuliers ;
- **Dépôt au sol** des composés particuliers.

**Tableau 8 : Voies de transfert des agents chimiques**

Type d'agent		Vecteur ou voie de transfert retenue dans la suite de l'étude			
		Dispersion atmosphérique	Dépôt au sol	Passage via la chaîne alimentaire : végétaux	Passage via la chaîne alimentaire : produits animaux
PARTICULAIRE	Poussières ( $PM_{10}$ , $PM_{2,5}$ )	OUI : Pour les polluants atmosphériques particuliers, l'exposition par inhalation est considérée lorsque les particules sont « inhalables », c'est-à-dire que le diamètre des polluants particuliers est inférieur à 10 $\mu m$	NON : Considéré dans la phase de modélisation mais non conservée dans la suite de l'étude dans la mesure où les particules « sans effet spécifique » ne présentent pas d'effet toxique par ingestion.	NON	NON



### 2.4.3 Voies d'exposition

La seule voie d'administration retenue des polluants dans l'organisme est l'inhalation. L'exposition par ingestion n'est pas considérée dans cette étude du fait de l'absence de polluants chimiques adsorbés sur la phase particulaire présentant des effets toxiques par ingestion. L'exposition par contact cutané est considérée comme négligeable devant la voie inhalation. Par ailleurs, il convient de préciser que d'une manière générale, cette voie d'exposition ne peut être considérée car il n'existe pas actuellement de méthodologie d'élaboration de Valeur Toxicologique de Référence associée.

#### Exposition par inhalation

Pour les polluants atmosphériques particuliers, l'exposition par inhalation est considérée lorsque les particules sont « inhalables », c'est-à-dire que le diamètre des polluants particuliers est inférieur à 10 µm. C'est notamment le cas des composés retenues dans cette étude.

Ainsi, nous ne considérerons que l'exposition suivante :

- Une exposition par inhalation de l'air contaminé par les émissions de polluants atmosphériques particuliers.

### 2.4.4 Cibles

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

Les cibles à considérer sont donc, selon les conclusions du §2.1.22.1.2, des riverains définis de la façon suivante :

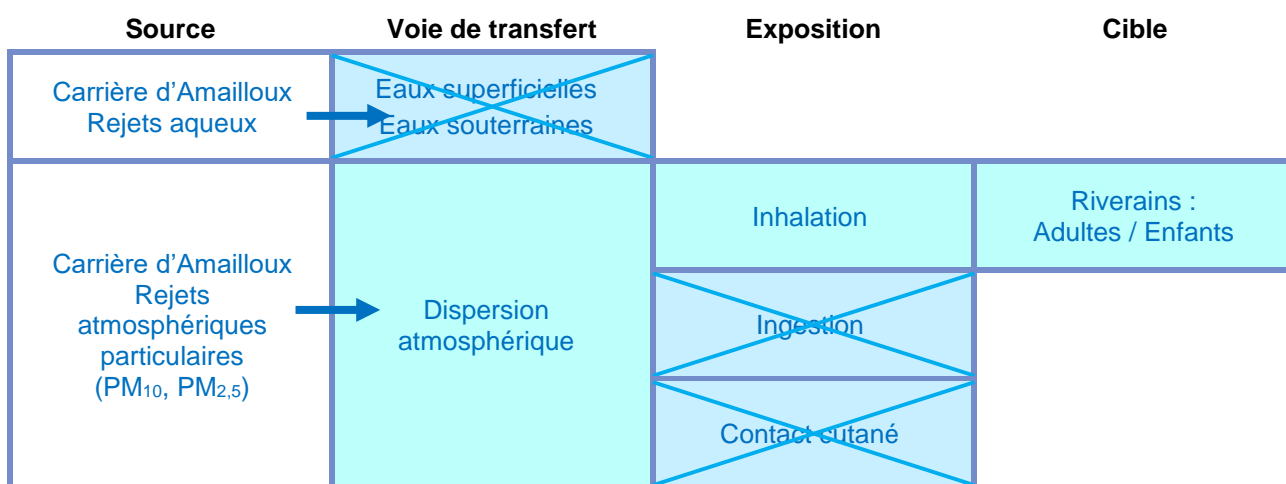
- Des enfants résidant dans les logements. L'âge des enfants résidant au droit du site est supposé être compris entre 0 et 6 ans, ces enfants sont considérés comme présent 24h/jour, 365 jours par an, à leur domicile, dans une approche majorante. Pour les enfants, le temps d'exposition sera pris égal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

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

### 2.4.5 Synthèse du schéma conceptuel

Le schéma ci-après rappelle de façon synthétique, la vision conceptuelle de l'exposition adaptée à la problématique du site. Il synthétise les voies de transfert et d'exposition ainsi que les cibles jugées pertinentes dans le cadre de cette étude.

**Figure 5 : Synthèse du schéma conceptuel**





### 3. Etape 3 : Evaluation de l'état des milieux

#### 3.1 Objectifs

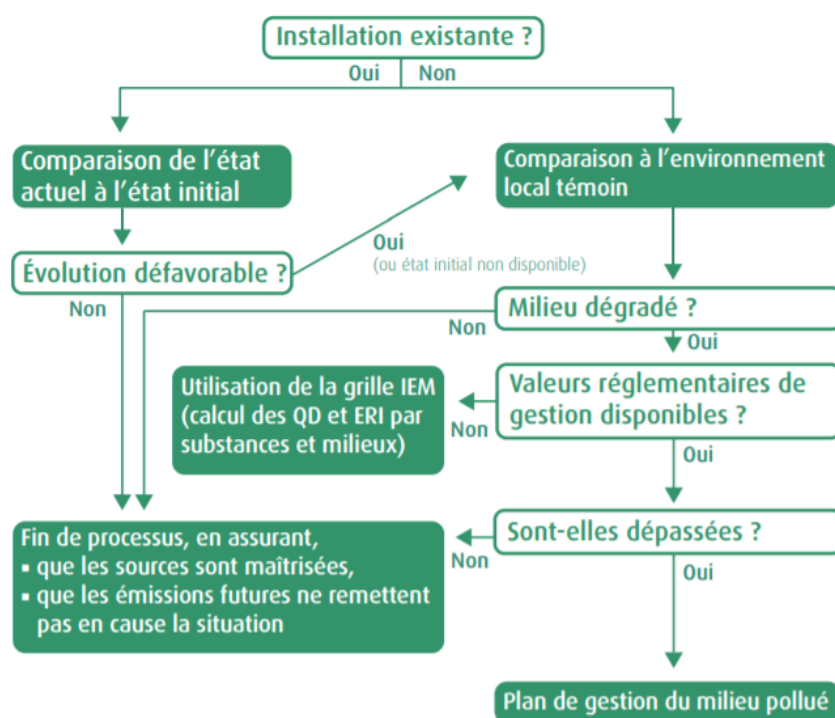
L'évaluation de l'état des milieux doit permettre de fixer des priorités pour la suite de l'étude et pour la gestion des émissions contribuant à la protection des enjeux identifiés dans le schéma conceptuel.

Pour cela, l'évaluation se base sur les mesures réalisées dans les milieux d'exposition autour de la carrière pour :

- **Dans le cas des activités nouvelles/futures** : définir l'état initial des milieux, état de référence « historique » de l'environnement ;
- **Dans le cas des activités existantes** : déterminer si les émissions passées et présentes de la carrière contribuent à la dégradation des milieux ;
- **Dans tous les cas** : déterminer si l'état actuel des milieux est compatible avec les usages et apporter des indications sur une vulnérabilité potentielle vis-à-vis d'une ou plusieurs substances émises par la carrière.

Pour répondre à ces objectifs, et exploiter les résultats pour la suite de l'étude, l'évaluation s'appuie sur l'outil **d'Interprétation de l'état des milieux**, décrite dans le guide MEDD 2007 et dont le schéma suivant décrit les étapes successives.

Figure 6 : Etapes et critères de l'IEM (adapté de MEDD 2007)



Source : INERIS, 2013

## 3.2 Caractérisation de l'état initial des milieux

En première approche, il a été décidé de caractériser l'état initial des milieux par le prélèvement des retombées atmosphériques via le système de collecteurs de précipitations (ou Jauges OWEN) selon la norme NFX43-014.

### 3.2.1 Substances et milieux pertinents

Les substances et milieux pertinents sont définis en fonction des caractéristiques des émissions, de l'environnement et des activités à l'aide du schéma conceptuel. La caractérisation des milieux porte sur les traceurs d'émission sélectionnés préalablement.

Les milieux à caractériser en priorité, dans le cadre du suivi d'une Installation Classée pour la Protection de l'Environnement, sont les milieux récepteurs. Dans le cas d'émissions atmosphériques, il convient donc de déterminer les concentrations dans l'air et/ou les retombées atmosphériques (pour les substances particulières). Bien qu'il ne s'agisse pas « stricto sensu » d'un milieu d'exposition directement interprétable, les mesures de retombées atmosphériques sont retenues dans le cadre de cette étude.

Les poussières constituent le principal traceur « spécifique » des émissions du site. C'est celui retenu pour réaliser l'IEM. Seule la voie d'exposition par inhalation est considérée dans cette étude, c'est pourquoi les sols et les matrices alimentaires n'ont pas été investigués.

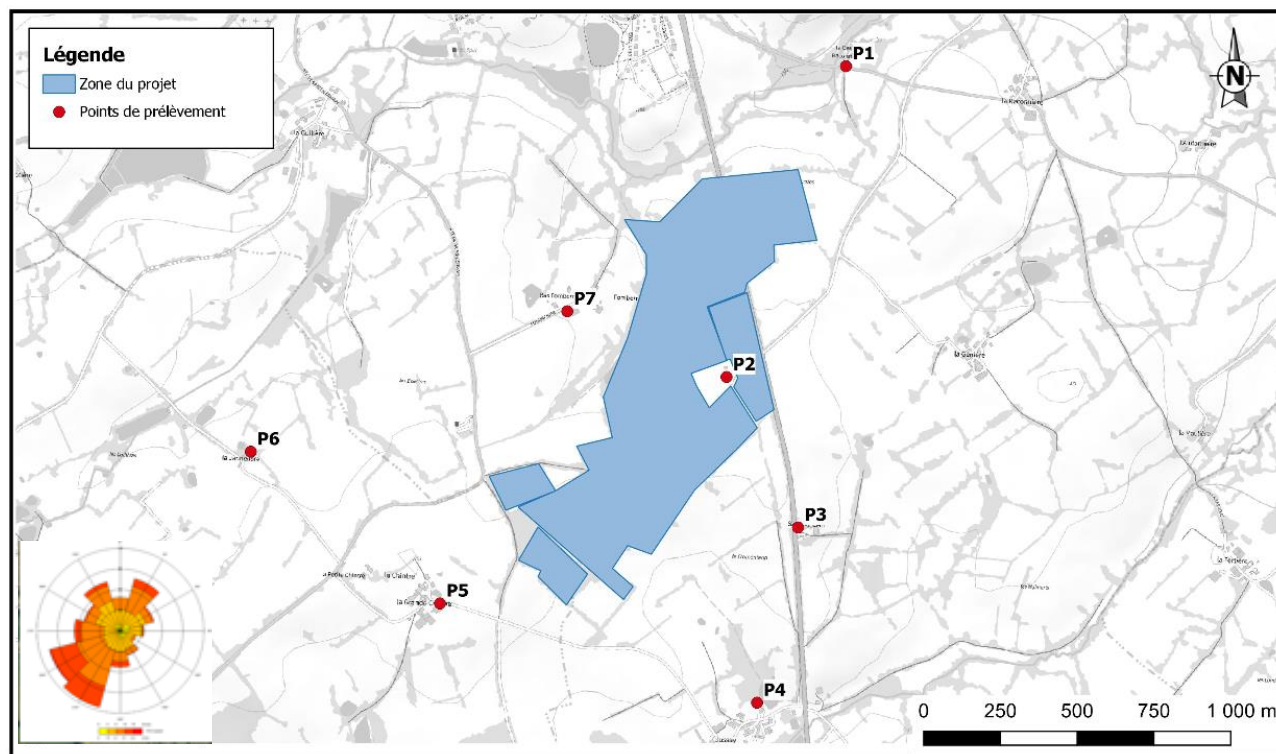
### 3.2.2 Campagne de mesures

La campagne s'est déroulée du **21 juillet au 20 août 2020**, soit 30 jours d'exposition. Pour rappel, les prélèvements ont été réalisés à l'aide de jauges Owen appelées aussi collecteurs de retombées atmosphériques.

Cela permet de mesurer les flux de dépôts au sol. La mise en œuvre de ce type de mesures est simple et les temps de prélèvement sont supérieurs à ceux pratiqués pour l'air ambiant. Cela permet de multiplier les prélèvements, notamment au droit des usages identifiés.

L'implantation des différents points de mesure est présentée sur la Figure 7.

**Figure 7 : Localisation des jauges Owen dans l'environnement de la carrière**



**Tableau 9 : Localisation des points de mesures**

Point	Localisation	Distance par rapport au site	Typologie du point
P1	Lieu-dit « La Raconnière »	550 m au nord-nord-est	Point situé sous les vents dominants, au droit des premières habitations
P2	Lieu-dit « La Croix Merle »	En limite immédiate de site	Point situé sous les vents dominants, au droit des premières habitations
P3	Lieu-dit « Saint-Vincent »	500 m au sud-est	Point situé sous les vents secondaires, au droit des premières habitations isolées
P4	Lieu-dit « Jussay »	750 m au sud-sud-est	Point situé sous les vents secondaires, au droit des premières habitations regroupées en hameau
P5	Lieu-dit « La Grande Chintre »	450 m au sud-ouest	Point situé sous les vents dominants, au droit des premières habitations
P6	Lieu-dit « La Jaunelière »	1 100 m à l'ouest	Point de mesure témoin, non impacté par la future exploitation de la carrière
P7	Lieu-dit « Bas Fombrenier »	250 m au nord-ouest	Point situé sous les vents secondaires, au droit des premières habitations

### 3.2.3 Définition de l'environnement local témoin

L'environnement local témoin est un environnement considéré comme n'étant pas affecté par les activités de l'installation étudiée, mais situé dans la même zone géographique et dont les caractéristiques (pédologiques, géologiques, hydrologiques, climatiques, ...) sont similaires à l'environnement impacté par l'installation.

L'environnement local témoin peut être soumis à des pollutions diffuses d'origine anthropique, autres que celles de l'installation étudiée, qui impactent l'ensemble de la zone d'étude. Les teneurs qui y sont mesurées ont donc une origine naturelle (fond naturel, pour les substances dites ubiquistes) et un apport anthropique.

Il faut éviter (autant que possible) de réaliser des mesures dans des zones impactées par d'autres sources locales.

La définition de l'environnement local témoin est nécessaire à l'interprétation des résultats de mesures dans les milieux et correspond à la jauge P6.

En complément des concentrations mesurées sur ce point, les valeurs de référence caractéristiques d'un bruit de fond national, seront également utilisées pour interpréter les résultats des mesures réalisées.

### 3.3 Résultats et interprétation

#### 3.3.1 Valeurs de référence

L'arrêté du 30 septembre 2016 précise que les installations de carrières doivent respecter le seuil de 500 mg/m<sup>2</sup>/jour en moyenne annuelle glissante pour chacune des jauges du plan de surveillance.

**Dans la suite de l'étude, nous retiendrons comme valeurs de comparaison le seuil de l'arrêté du 30 septembre 2016 de 500 mg/m<sup>2</sup>/jour. Ces prescriptions sont néanmoins retenues à titre indicatif dans la mesure où le site ne sera pas soumis à un plan de surveillance des retombées de poussières (compte-tenu du volume d'activité inférieur à 150 000 tonnes annuelles).**

#### 3.3.2 Conditions météorologiques durant la campagne

##### 3.3.2.1 Direction et vitesse du vent

Les teneurs en polluants sont étroitement liées aux conditions météorologiques : dispersion, réaction photochimique, lavage, etc. Aussi, afin de permettre une analyse des mesures, les résultats ont été corrélés aux données météorologiques de Météo France. La station de Poitiers-Biard (86027001) est la plus représentative du domaine étudié.

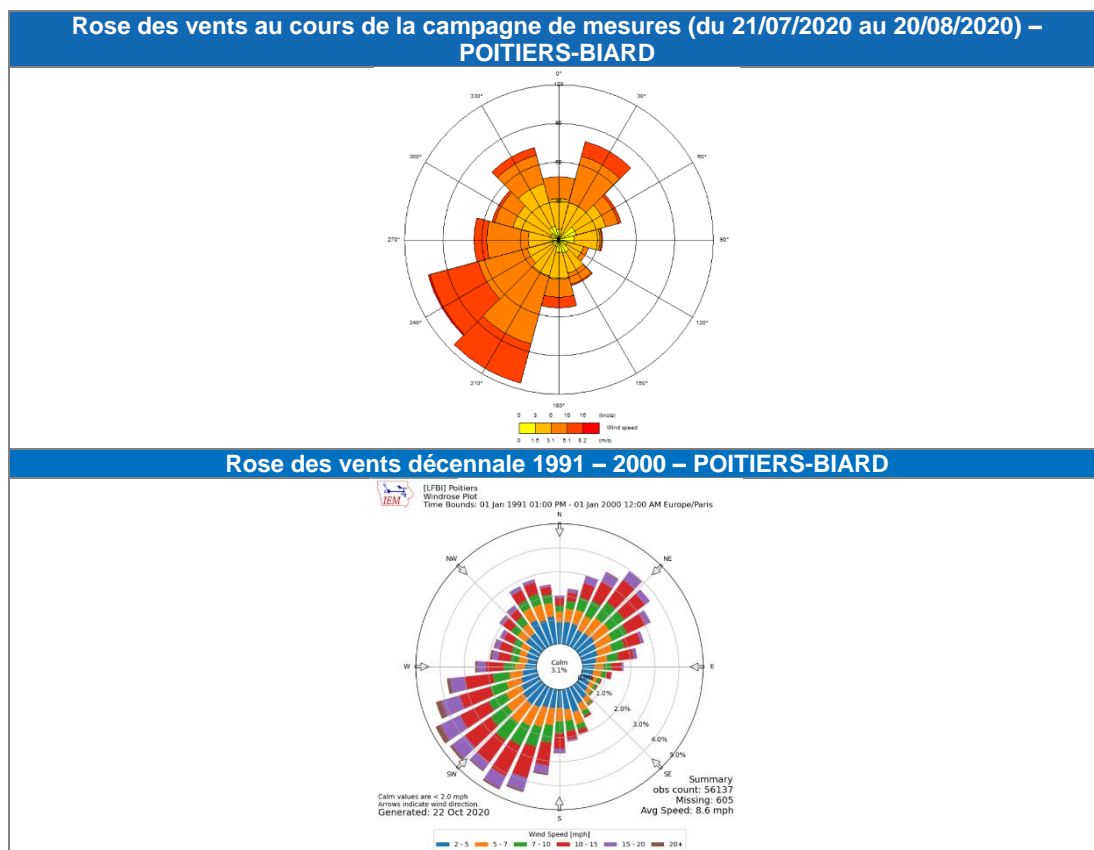
Les données prises en compte sont les 2 paramètres suivants :

- Direction du vent ;
- Force du vent.

La rose des vents, issue des données météorologiques couvrant la période, est présentée sur la figure suivante avec, en comparaison, la rose des vents décennale (1991 - 2000).

Ces figures indiquent les directions d'où proviennent les vents en fonction de leur vitesse.

**Figure 8 : Comparaison des roses des vents**



Au cours de la campagne de mesures, on observe des vents dominants de secteur sud-ouest/nord-est et des vents de secteur nord-ouest. Ces vents sont ceux habituellement représentés d'après la rose des vents décennale. Ainsi, les conditions de vents durant la campagne de mesures sont représentatives des conditions de vents habituelles.

Les vitesses des vents enregistrées sont faibles à modérées (30 % des vents compris entre 1,5 et 3 m/s et 29 % compris entre 3 et 5 m/s), favorisant la dispersion des composés sur de plus courtes distances. Des vitesses de vents faibles favorisent les effets des retombées à proximité des sources.

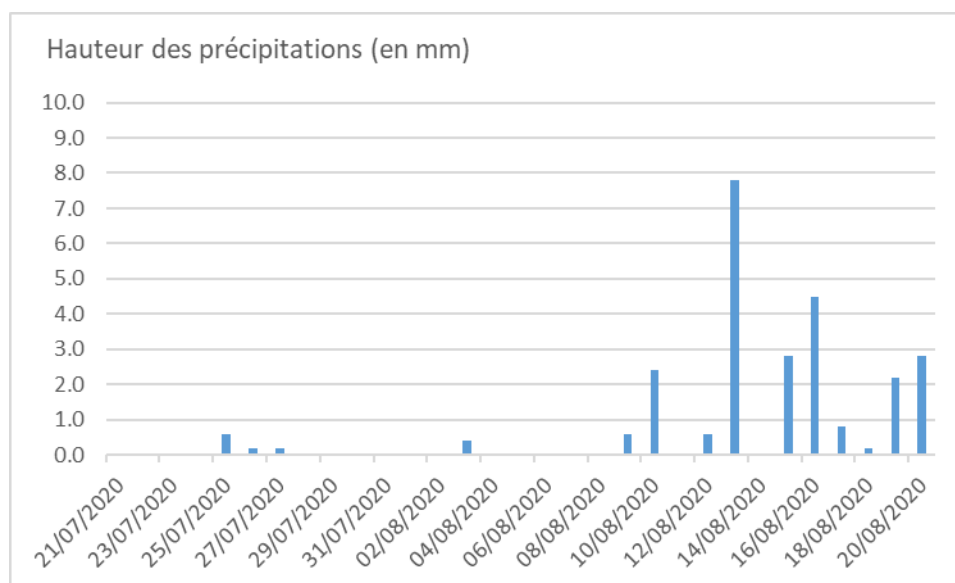
### 3.3.2 Précipitations

Les données relatives à la pluviométrie sont issues de la station météorologique de Poitiers-Biard.

Le cumul des précipitations sur la période de la campagne de mesures a été de 26,1 mm sur 30 jours pour des normales respectivement de 50,5 mm et 41,2 mm pour les mois de juillet et août, soit un cumul durant la campagne de mesures relativement inférieur aux normales saisonnières.

La figure suivante présente les hauteurs de précipitations observées durant la période correspondante à la campagne de mesures.

**Figure 9 : Hauteur des précipitations sur la campagne de mesures (mm) du 21/07/2020 au 20/08/2020**



Au cours de la campagne de mesures, le cumul des précipitations est inférieur aux normales saisonnières.

### 3.3.3 Résultats de la campagne de mesures

L'ensemble des rapports d'analyse relatifs à la campagne de mesures se trouve en Annexe 1.

Le Tableau 10 résume les résultats d'analyses de poussières dans les retombées atmosphériques pour l'ensemble des jauges.

**Tableau 10 : Retombées atmosphériques des poussières par zone de prélèvement**

Poussières	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	Valeur de référence
Retombées atmosphériques en mg/m <sup>2</sup> /j	59	106	91	<b>910</b>	116	67	60	500 mg/m <sup>2</sup> /j

Valeur en gras : valeur supérieure à la valeur de référence

Le site n'étant pas encore en activité, l'étape d'évaluation de la dégradation du milieu, comprenant une comparaison des résultats au point bruit de fond, ne peut être mise en œuvre. Seule la comparaison à la valeur de référence a été réalisée.

L'ensemble des points, à l'exception de P4, présentent des niveaux relativement homogènes. Les teneurs mesurées varient peu et sont inférieures à la valeur de référence de 500 mg/m<sup>2</sup>/j.

La plus forte valeur mesurée se retrouve au droit du point 4 où on observe des dépôts de l'ordre de 910 mg/m<sup>2</sup>/j, supérieurs à la valeur de référence. De telles valeurs ne sont potentiellement observées que

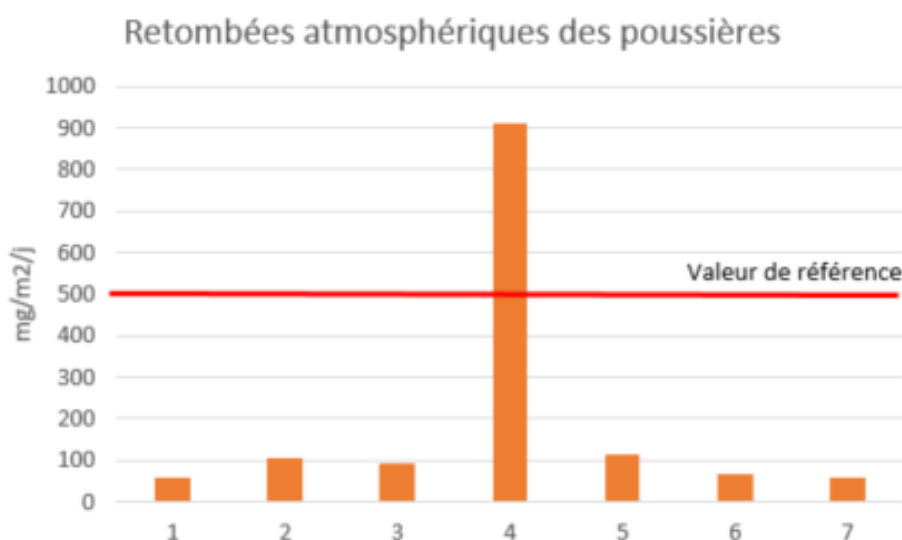
dans le cadre de point de mesure directement implanté par d'importantes sources d'émissions de poussière. Nous rappelons que le site n'est pas encore en exploitation et ne peut donc être à l'origine de cet impact.

Les activités connues présentes à proximité de ce point ne sont pas non plus de nature à expliquer cette concentration atypique. Seule une activité particulière ponctuelle pourrait éventuellement expliquer de tel niveau, activité non clairement identifiée dans le cadre de la présente campagne de mesure.

Selon l'échelle proposée par Air Languedoc-Roussillon, les zones sont qualifiées de faiblement empoussiérées pour l'ensemble des points, à l'exception de P4 qui est situé dans une zone fortement empoussiérée.

La figure ci-dessous représente les résultats en chaque point de la campagne de mesures pour les retombées atmosphériques de poussières.

**Figure 10 : Retombées atmosphériques de poussières par point (en mg/m<sup>2</sup>/j)**



### 3.4 Conclusion

A l'exception du point 4, les teneurs en dépôts mesurées dans le cadre de cette étude sont homogènes et inférieures à 500 mg/m<sup>2</sup>/j, la valeur de référence. Les dépôts témoignent d'un environnement faiblement empoussiéré.

Le point 4 montre quant à lui des retombées plus importantes, de l'ordre de 900 mg/m<sup>2</sup>/j, dépassant ainsi la valeur de référence retenue. L'origine de cette concentration atypique, n'a pas pu être expliquée dans le cadre de la présente campagne de mesure. Aucune source classique connue ne peut expliquer ce niveau de dépôts.

Nous pouvons supposer l'influence de l'axe routier N149 et/ou l'influence des activités résidentielles et agricoles estivales à proximité, sur les valeurs mesurées (poussières d'origine non minérale, exemple : pollen).



## 4. Etape 4 : Evaluation prospective des risques sanitaires

L'Évaluation des Risques Sanitaires (ERS) est une démarche visant à décrire et quantifier les risques sanitaires consécutifs à l'exposition prévisionnelle 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.

L'évaluation des risques sanitaires est une évaluation prospective qui apporte des éléments de prédiction des risques sur la base d'hypothèses d'émissions et d'expositions.

### 4.1 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 précédente, les effets toxiques ont été collectés et notamment les effets cancérogènes (apparition de tumeurs), les effets mutagènes (altération du patrimoine génétique), 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).

L'ensemble des informations concernant le potentiel toxique des substances émises par le site sont reportées en Annexe 3.

### 4.2 Relation dose-effet / dose-réponse

#### 4.2.1 Les valeurs toxicologiques de référence : VTR

La dose est la quantité d'agent dangereux mise en contact avec un organisme vivant. 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 nationales à partir de l'analyse des données toxicologiques expérimentales chez l'animal et/ou des données épidémiologiques. Ces VTR sont une appellation générique regroupant tous les types d'indices toxicologiques établissant une relation quantitative entre une dose et un effet (toxiques à seuil de dose) ou entre une dose et une probabilité d'effet (toxiques sans seuil de dose).



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

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

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

### ► Effets à seuil de dose

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

- RfC (Reference Concentration – US-EPA) ;
- MRL (Minimum Risk Level - ATSDR) ;
- REL (Reference Exposure Level – OEHHA) ;
- CAA (Concentration dans l'Air Admissible – OMS) ;
- VTR : En France, la dénomination retenue par l'AFSSET (devenue ANSES depuis sa fusion avec l'AFSSA en juillet 2010) pour l'ensemble de ses valeurs est la dénomination générique « VTR » (Valeur Toxicologique de Référence).

### ► Effets sans seuil de 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. 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. La dénomination proposée la plus classique est l'excès de risque unitaire par inhalation : ERUi en  $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ .

#### 4.2.2 Sélection des VTR

Dans le cadre particulier de cette étude, aucune substance retenue ne dispose d'une VTR pour une exposition chronique par inhalation.

Il est à noter que lorsqu'un composé considéré présente un potentiel toxique avéré mais pour lequel on ne dispose pas de valeur toxicologique de référence, ce dernier peut toutefois être conservé comme traceurs d'émission dans la mesure où il existe des objectifs de qualité de l'air. Ceci est notamment valable pour les particules de type  $\text{PM}_{10}$  et  $\text{PM}_{2,5}$ .

#### 4.2.3 Autres valeurs de comparaison utilisées

Lorsqu'un composé présente un potentiel toxique avéré mais pour lequel on ne dispose pas de valeur toxicologique de référence (VTR), des autres valeurs permettent 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 Quotient 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 11 : Synthèse des autres valeurs disponibles pour la voie inhalation**

Substance	Organe critique	Valeur	Source
PM10	Système cardio-vasculaire	Valeur Guide = 15 µg/m <sup>3</sup>	OMS (2021)
PM2.5	Système cardio-respiratoire	Valeur Guide = 5 µg/m <sup>3</sup>	OMS (2021)

## 4.3 Modélisation de la dispersion atmosphérique des rejets du site

### 4.3.1 Présentation du modèle de dispersion

La modélisation de la dispersion atmosphérique des polluants a été effectuée avec ADMS 5, logiciel développé par le CERC (Cambridge Environmental Research Consultant Ltd).

Ce dernier est considéré par l'INERIS et l'US-EPA comme faisant partie de la nouvelle génération de modèles de dispersion atmosphérique de type gaussien (2ème génération). Ses principales caractéristiques techniques sont décrites en Annexe 3.

### 4.3.2 Données prises en compte dans les calculs

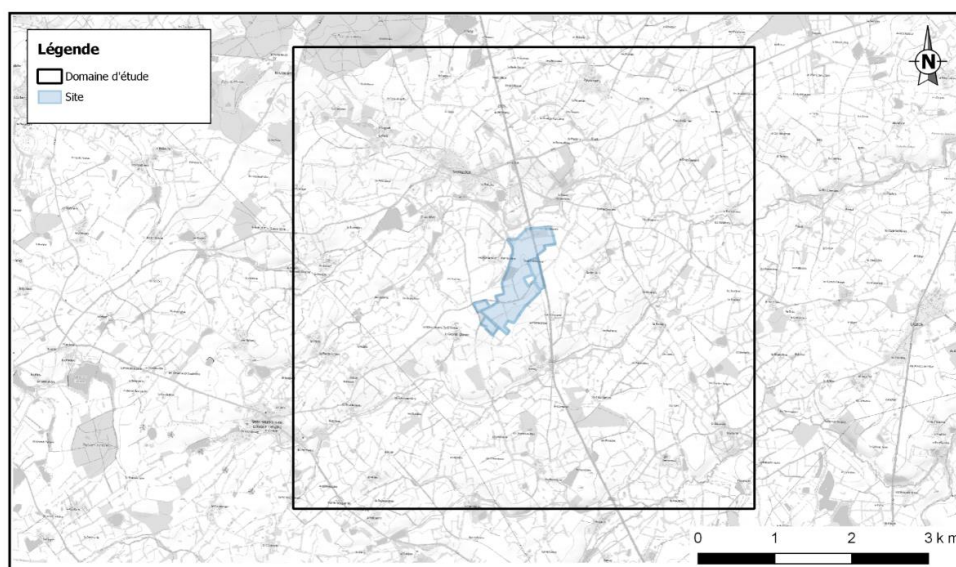
#### 4.3.2.1 Domaine d'étude ou zone d'influence du site

La zone supposée d'influence du site est située dans un rayon de 3 km autour du site (rayon d'affichage des enquêtes publiques). Dans le modèle, cette zone est intégrée dans un carré de 6 km de côté centré sur le site. Cette zone regroupe les principaux centres de populations et autres enjeux d'importance locale.

Pour effectuer les calculs de dispersion atmosphérique, le domaine est divisé en mailles de 50 m x 50 m soit 10 201 nœuds au total.

L'ensemble du domaine d'étude est représenté sur la Figure 11.

**Figure 11 : Domaine d'étude**



#### 4.3.2.2 Prise en compte de la rugosité

La nature des sols peut influencer la progression du panache. Le paramètre couramment utilisé dans les modèles de dispersion pour caractériser ce paramètre est la rugosité, qui représente la nature des obstacles au sol. La rugosité s'exprime en mètre et peut varier entre  $10^{-3}$  m (surface désertique) et 1,5 m (urbain dense).

Ainsi, une observation de l'occupation des sols autour du site a été réalisée. Ces caractéristiques sont présentées en Figure 12 ci-après. On y constate qu'à proximité immédiate du site, la rugosité varie de 1 (forêt de feuillus) à 0,02 (prairie), ce qui justifie la prise en compte d'un coefficient de rugosité variable.

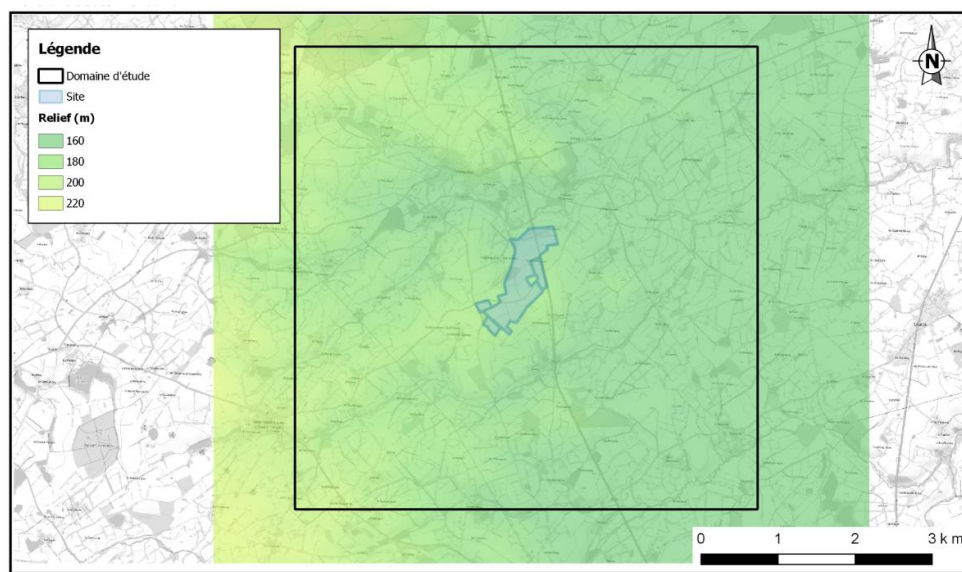
**Figure 12 : Hauteur de rugosité (en m)**



#### 4.3.2.3 Prise en compte du relief

Comme le montre la Figure 13 suivante, la variation d'altitude à proximité du site est très faible et ne nécessite pas de prendre en compte ce paramètre dans la modélisation.

**Figure 13 : Relief autour du site**



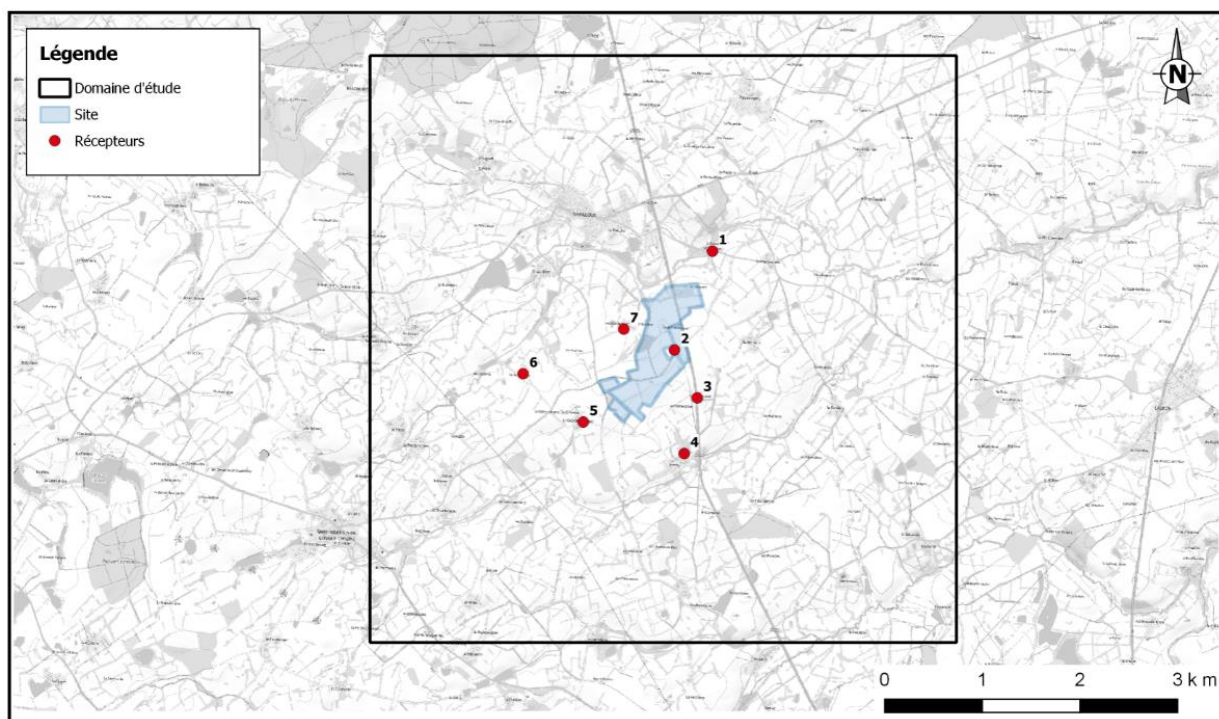


#### 4.3.2.4 Choix des récepteurs

Sur le domaine, afin d'évaluer l'impact des émissions atmosphériques du site sur les populations les plus exposées, nous avons positionné des points autour du site, correspondant aux habitations les plus proches (voir Figure 14 ci-dessous).

Les **riverains** peuvent être considérés comme **les populations les plus impactées**. En effet, les premiers riverains sont géographiquement plus proches du site que les ERP et leur temps d'exposition est plus élevé que celui des personnes fréquentant les ERP. Nous rappelons toutefois que l'évaluation des risques sanitaires a été réalisée sur l'ensemble du domaine d'étude et pas seulement au niveau des récepteurs, ces résultats sont également présentés dans la suite de ce rapport.

**Figure 14 : Localisation des récepteurs**



Le Tableau 12 ci-après précise la localisation de ces riverains par rapport au site.

**Tableau 12 : Distance des riverains par rapport au site**

Récepteurs	Localisation par rapport au site (en m)
1	550 m au nord-nord-est
2	En limite immédiate de site
3	500 m au sud-est
4	750 m au sud-sud-est
5	450 m au sud-ouest
6	1 100 m à l'ouest
7	250 m au nord-ouest

#### 4.3.2.5 Conditions météorologiques

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

Les paramètres météorologiques précités sont variables dans le temps et l'espace. Ils résultent de la superposition de phénomènes atmosphériques à grande échelle (régime cyclonique ou anticyclonique) et de phénomènes locaux (influence de la rugosité, de l'occupation des sols et de la topographie). C'est la raison pour laquelle les chroniques météorologiques doivent être suffisamment longues, complètes et représentatives de la climatologie du site.

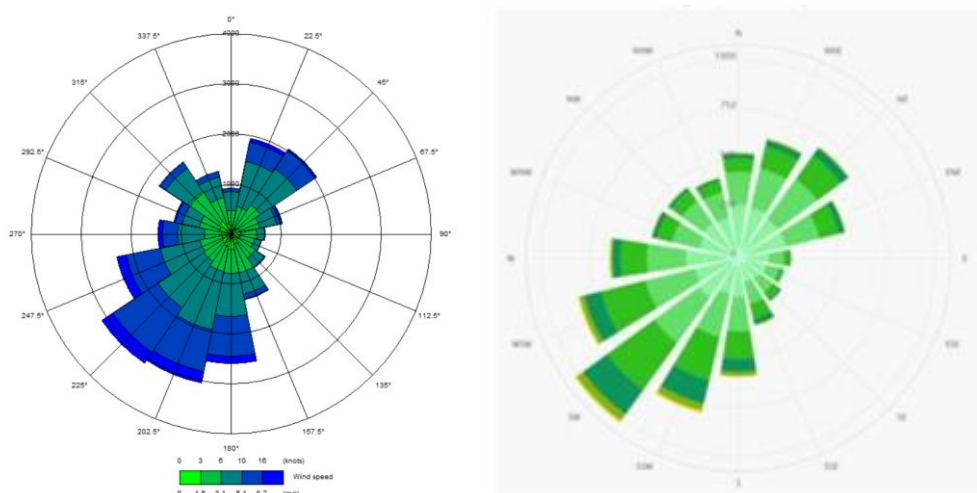
Les paramètres acquis correspondent aux directions et vitesses de vent qui sont les paramètres essentiels dans un calcul de dispersion. Ils déterminent la trajectoire des panaches. La température et la nébulosité qui permettent le calcul de la stabilité thermique et les précipitations intervenant dans le calcul du dépôt humide.

La station Météo France retenue est celle de Poitiers-Biard car elle dispose de l'ensemble des données nécessaires à la réalisation de cette étude pour la direction et force du vent, la température, la pluviométrie et notamment la nébulosité et ce en données horaires. Toutes ces informations ont été recueillies sur une période de 3 ans (de 2018 à 2020).

Au préalable, nous avons validé la représentativité de cette station par comparaison avec la rose de vents décennale de la station de Bressuire situé à une 15aine de kilomètre du site comme détaillé ci-après.

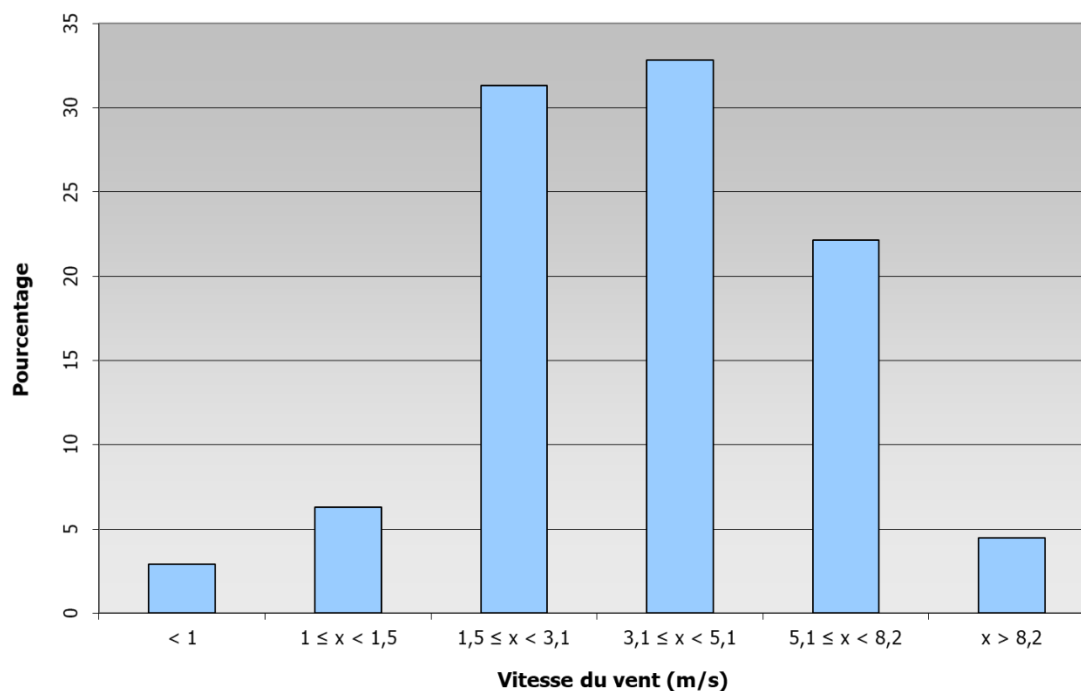
La rose des vents de la station Poitiers-Biard montre des vents dominants provenant d'un large secteur sud-ouest (direction 180 à 270°), qui représentent 43,6 % des situations rencontrées. On note également la présence d'une direction secondaire de secteur nord-est. Les vents observés sur cette station sont représentatifs de ceux qui sont habituellement mesurés au niveau de la station météo France de Bressuire, situé à 16 km du site permettant de valider le choix de cette station météo de Poitiers-Biard.

**Figure 15 : Rose des vents générale reconstituée par le modèle (à gauche) et rose des vents décennale sur la station Bressuire (à droite)**



Les vents faibles (< 1m/s), responsables des concentrations les plus fortes, représentent environ 3% des conditions météorologiques observées sur la période 2018-2020 alors que l'on peut observer une prédominance des vents moyens compris entre 3,1 et 5,1 m/s (33%).

**Figure 16 : Répartition des vitesses de vents**



### 4.3.3 Caractéristiques des sources d'émission atmosphérique

Le Tableau 13 ci-dessous rappelle les niveaux d'émission et précise la façon dont ces sources ont été prises en compte dans le modèle.

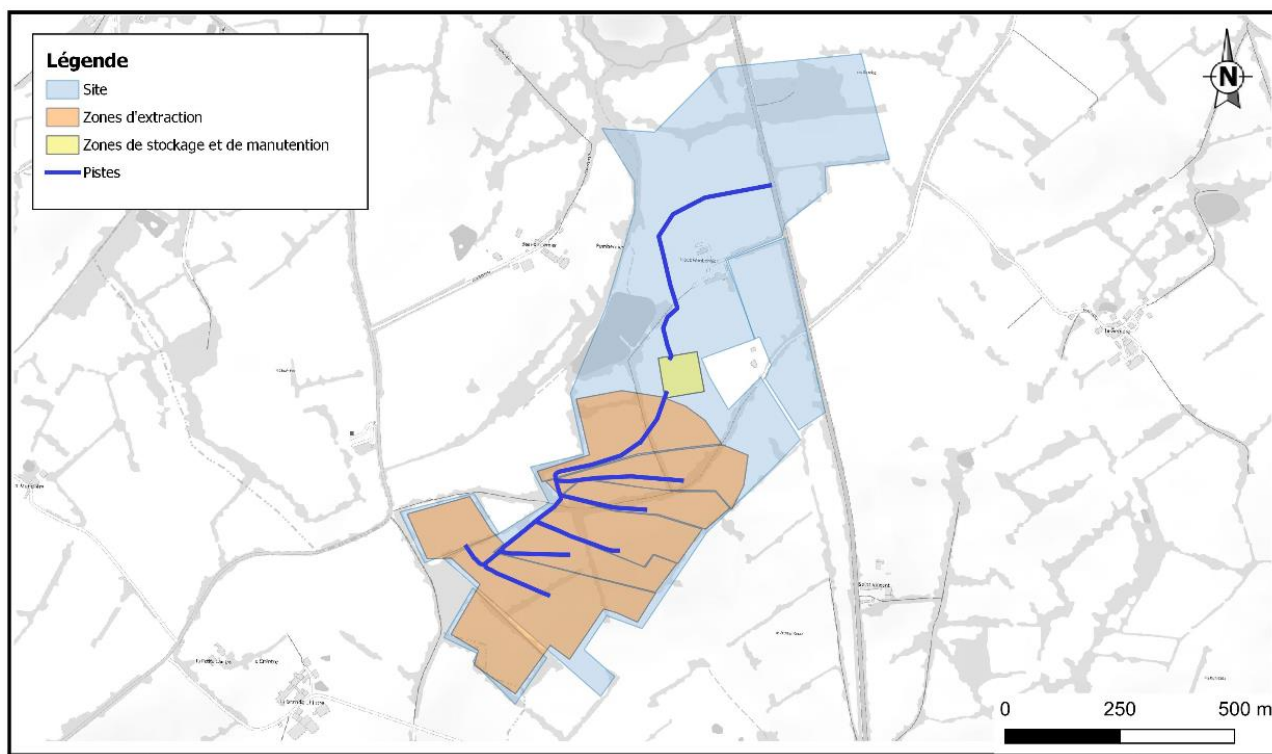
**Tableau 13 : Modélisation des émissions**

	Type de source	Flux (kg/an)	
		PM10	PM2.5
<b>Extraction</b>	Source surfacique	5,6	5,6
<b>Voies de circulation</b>			
Dumpers	Source linéique	2 610	260
Camions d'évacuations	Source linéique	5 100	510
<b>Stockage</b>	Source volumique	4 482	1 793
<b>Manipulation</b>	Source volumique	29,5	4,5

La localisation des sources d'émissions atmosphériques est présentée sur la Figure 17.

La localisation de la base vie a été retenue de manière majorante lorsqu'elle est située hors périmètre de site en phase 1.

**Figure 17 : Localisation des sources d'émission**



#### 4.3.4 Résultats de la modélisation atmosphérique

Nous avons, à l'aide du logiciel ADMS 5, modélisé la dispersion atmosphérique des polluants particuliers potentiellement émis par les différentes sources recensées sur le site.

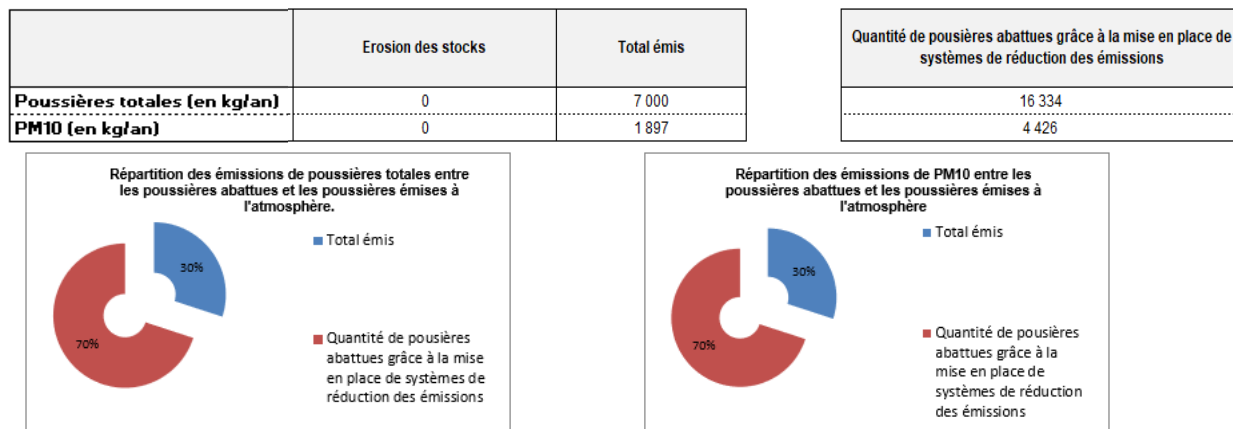
Les résultats présentés sous forme d'un tableau synthétisent les concentrations moyennes annuelles pour les polluants (à 1,5 m du sol) pour l'ensemble des récepteurs.

**Tableau 14 : Concentrations modélisées au niveau des points récepteurs (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )**

Récepteurs	PM10	PM2.5
1	0,08	0,09
2	2,65	2,50
3	0,26	0,42
4	0,11	0,12
5	0,20	0,14
6	0,03	0,05
7	0,48	0,54

A titre de comparaison, le fichier de calcul des émissions de poussières développé par le CITEPA en collaboration avec l'ATILH et l'UNICEM pour les déclarations GEREP, donne les estimations suivantes :

**Figure 18 : Calcul des émissions de poussières développé par le CITEPA**



Il en ressort une émission de poussière totale de 7 000 kg/an et de 1 897 kg/an de PM 10. Ces valeurs sont cohérentes avec les émissions moyennes annuelles calculées au § 1.3.2.

On estime que 16,334 kg de poussières totales et 4 426 kg de PM10 sont abattues grâce à la mise en place de système de réduction des émissions (arrosage 2 fois par jour).



#### 4.4 Comparaison aux valeurs de référence

Les particules ne disposent pas de Valeur Toxicologique de référence mais peuvent toutefois induire des effets toxiques pour la santé.

Les concentrations environnementales modélisées pour ces substances au niveau du récepteur le plus impacté sont comparées aux valeurs guides OMS dans le Tableau 15.

**Tableau 15 : Caractérisation qualitative des risques**

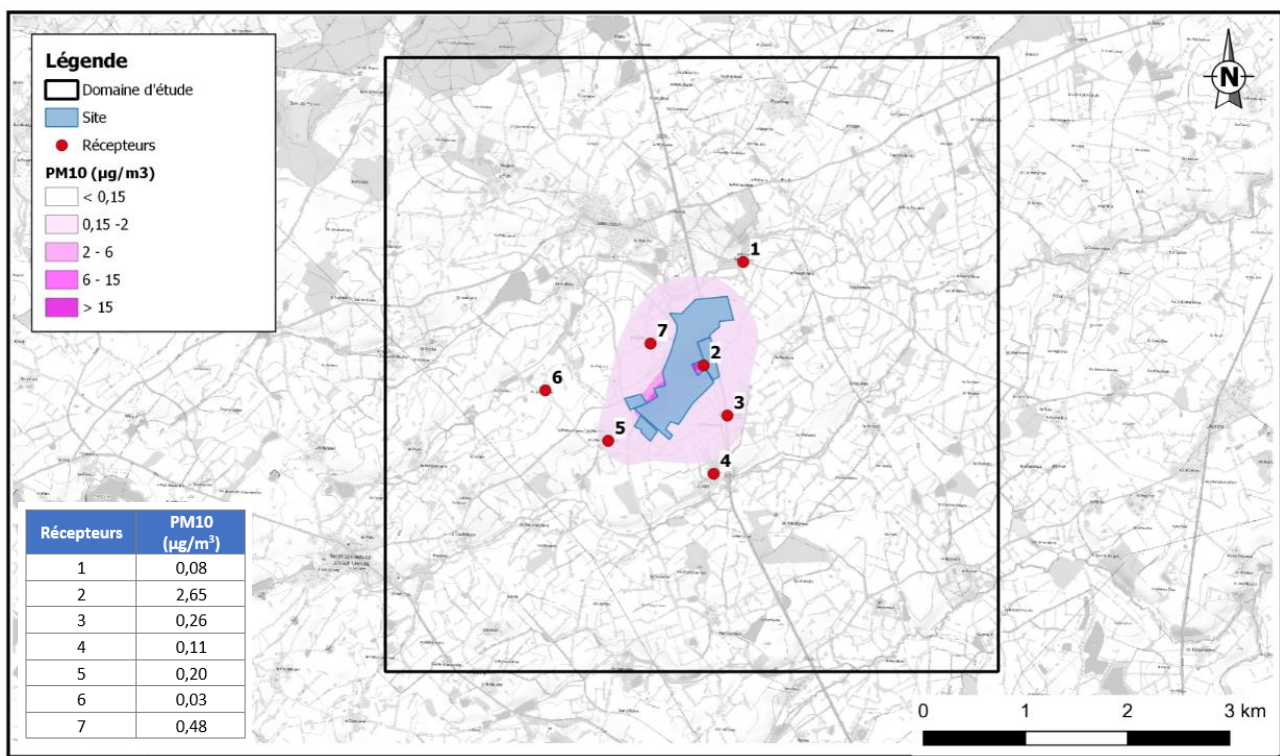
Substance	Valeur de référence ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Concentration au récepteur le plus impacté ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Ratio
PM10	15	2,65	0,2
PM2.5	5	2,50	0,5

Les concentrations environnementales observées pour les particules au niveau du récepteur le plus impacté (R2) sont inférieures aux valeurs guides. Aucun impact sanitaire significatif lié à l'inhalation de ces composés émis par le futur site n'est attendu.

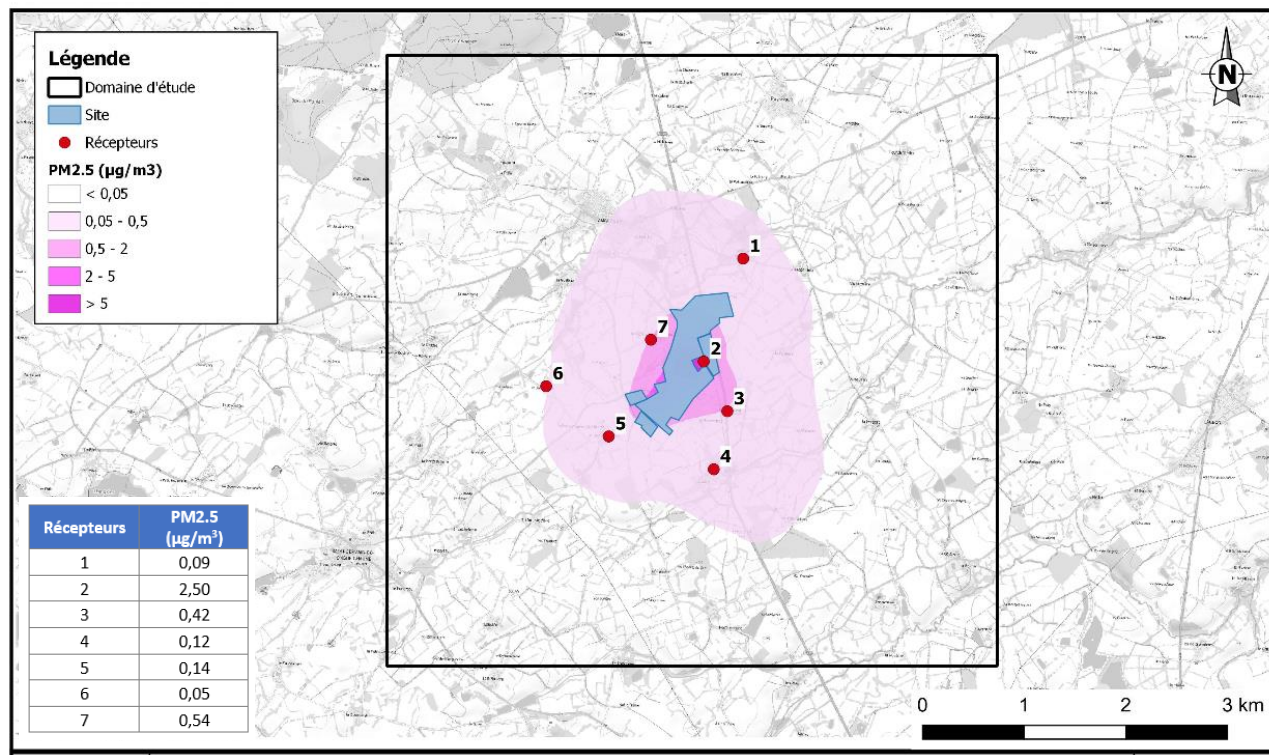
Il est cependant important de garder à l'esprit que les niveaux simulés ne sont pas représentatifs d'une exposition réelle, mais des expositions liées aux émissions attribuables uniquement à la future carrière.

Les concentrations modélisées en poussières (PM10 et PM2.5) sur l'ensemble du domaine d'étude sont présentées sous forme de cartes ci-dessous.

**Figure 19 : Isoconcentrations en PM10**



**Figure 20 : Isoconcentrations en PM2.5**



L'analyse des Figure 19 et Figure 20 montre des concentrations modélisées en PM10 et PM2.5 faibles, globalement inférieures aux valeurs de référence. On remarque des concentrations en PM10 et PM2.5 supérieures aux valeurs guides de l'OMS de manière très localisée en limite de propriété ouest de la carrière, sur une zone très limitée. Ces résultats sont à relativiser au regard des paramètres majorants qui ont été utilisés. En outre, ce sont des zones non habitées.

## 5. Analyse des incertitudes

Les incertitudes sont principalement au nombre de 3 :

- L'estimation des flux d'émission ;
- La modélisation atmosphérique ;
- Le temps d'exposition.

### 5.1 L'estimation des concentrations et des flux d'émissions

L'estimation des flux de polluants issus de la future carrière d'Amailloux a été intégralement réalisée à partir d'équations reconnues, à savoir :

- Des équations issues du MDAQMD pour les émissions liées au stockage ;
- Des équations issues de l'US-EPA (AP42) pour l'ensemble des autres sources.

Le caractère majorant ou minorant de ces équations ne peut être établi. Il s'agit cependant de données mathématiques reconnues à disposition permettant de réaliser une quantification des émissions source par source d'une carrière.

La teneur en limon des pistes a été conservée à 20%, ce qui semble représentatif au regard des données bibliographiques disponibles pour des carrières de type « argile ». Ce taux a un impact directement proportionnel sur les émissions au niveau des voies de circulation, principale source émissive du site.

L'approche retenue pour calculer les émissions liées au stockage, basée sur la méthodologie développée par Environnement Canada, considère une action érosive du vent sur le tas de stockage 365 jours par an alors que les piles ne seront présentes que 50 jours par an, ce qui majore les émissions.

Enfin, dans le cadre de la présente étude, nous avons considéré que les sources de poussières émettent en continu 100% du temps (y compris la nuit) alors que la majorité d'entre elles n'émet que lors des horaires d'ouverture de la carrière (extraction, roulage, etc), à savoir de 7h00 à 18h00. Cette approche, dans le cas d'une exposition chronique, peut engendrer une majoration de l'impact calculé car on sait par expérience que la dispersion des émissions est souvent moins bonne la nuit en comparaison à la journée, en raison des phénomènes d'inversion thermiques.

Ainsi, les hypothèses retenues pour caractériser les flux émis ne sont pas de nature à remettre en cause les conclusions de l'étude.

### 5.2 La modélisation atmosphérique

La modélisation de la dispersion atmosphérique est basée sur des équations mathématiques qui doivent rendre compte des phénomènes physiques comme nous pouvons les observer dans la réalité. Les incertitudes relatives aux calculs de modélisation sont de deux types : celles intrinsèques au modèle numérique et celles relatives à la qualité des données d'entrée du modèle.

#### 5.2.1 Incertitudes intrinsèques au modèle

Plusieurs campagnes de mesures très documentées, effectuées sur des sites industriels durant les 50 dernières années, ont été référencées et leurs données intégrées à des bases de données destinées à évaluer a posteriori les modèles de dispersion atmosphérique. Parmi ces bases de données, on peut citer l'outil européen d'évaluation MVK (Model Validation Kit).

Plusieurs articles internationaux rapportent les résultats de campagnes de comparaisons entre le modèle ADMS et les mesures sur site.

Nous pouvons citer la campagne de mesures « Prairie Grass » qui a été réalisée sur terrain plat et herbeux. Les rejets étaient situés à 0,5 mètre au-dessus du sol, avec des conditions météorologiques pour la moitié instables (convection) et pour l'autre moitié stables. Les mesures ont été effectuées sur des arcs situés à différentes distances de la source. Les simulations effectuées avec ADMS ont montré que les concentrations étaient proches des mesures dans le cas de conditions météorologiques instables, et qu'elles avaient tendance à être légèrement sous-estimées dans l'autre cas. Le biais fractionnel (caractérisant l'erreur systématique) est de 19%. Notons que ces tests ont montré qu'ADMS donne des résultats tout à fait satisfaisants en champ proche (50 mètres de la source).

Nous pouvons citer également l'exercice « OPTEX Matrix » réalisé sur une raffinerie. Les rejets provenaient de plusieurs sources ponctuelles. ADMS surestime les concentrations moyennes d'environ 10%, et la concentration maximale d'un facteur 3.

La plupart de ces résultats ont été repris et validés par l'Ecole Centrale de Lyon, dans le cadre d'une étude demandée par l'association RECORD en 2005. Le Tableau 16 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 suivants : nulle, faible, moyenne et élevée.

**Tableau 16 : Complexité du site et de son environnement**

Modèle	Complexité	Commentaires
Relief autour de l'installation	Faible	Le relief est peu marqué autour du site.
Obstacles sur l'installation	Faible	Aucun bâtiment pouvant être à l'origine d'une modification de la dispersion des émissions atmosphériques n'a été recensé à proximité des sources.
Echelle spatiale étudiée	Faible	Le domaine d'étude pris en compte est compatible avec les limites d'utilisation du modèle numérique.

Ainsi, les incertitudes liées à la complexité des composantes du modèle ne sont pas de nature à remettre en cause les résultats de la modélisation ni les conclusions qui en découlent.

### 5.2.2 Incertitudes relatives aux données d'entrée du modèle

Un bon modèle peut donner de mauvais résultats, si les données d'entrée sont de mauvaise qualité. Le tableau suivant regroupe les principaux paramètres d'entrée du modèle de dispersion ADMS, et qualifie leur qualité selon les critères (mauvaise, moyenne et bonne).

**Tableau 17 : Qualité des données d'entrée du modèle**

Données d'entrée	Qualité	Commentaires
Occupation des sols	Bonne	Les données d'occupation des sols ont été étudiées afin de définir un coefficient de rugosité représentatif du champ proche du site. Ce coefficient est variable sur l'ensemble du domaine d'étude.
Localisation des sources	Bonne	La position des sources a été définie à partir de plans fournis par CALCIA.
Complexité des sources	Moyenne	La plupart des sources diffuses a été assignée à une source surfacique globale. Seul le tas de stockage a été pris en compte comme une source volumique équivalente.
Concentrations de rejet	Moyenne	Approche représentative à majorante dans le cadre de la modélisation. En effet, pour chacune des zones d'extraction, nous avons assigné la totalité des émissions liées à ces opérations.
Données météorologiques	Bonne	Les données utilisées pour la modélisation de la dispersion atmosphérique sont des données locales horaires sur 3 ans (2018-2020), ce qui constitue une chronique météorologique représentative.
Définition des polluants	Moyenne	Aucune donnée de granulométrie n'était disponible. Des hypothèses (basées sur des données de la littérature) ont dûes être faites. La taille et la densité des particules vont surtout jouer sur leur dépôt au sol. L'impact sur la dispersion des panaches et les concentrations dans l'air reste limité.

Ainsi, nous estimons que l'incertitude sur les données d'entrée ne remet pas en cause les résultats des modélisations effectuées ni les conclusions qui en découlent.

## 5.3 Le temps d'exposition

Il a été pris en compte dans le cadre de ce scénario « habitation », 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.

Par ailleurs, l'enquête INSEE, sur l'emploi du temps et les conditions de vie des ménages<sup>5</sup>, mentionne des temps de présence au domicile de 19 heures pour les adultes et de 20 heures pour les enfants.

Ces bases de données confirment que l'hypothèse retenue correspondant à une présence de 100 % du temps sur le lieu d'habitation (intérieur ou extérieur) est majorante sans toutefois être de nature à modifier les conclusions de la présente étude.

**En outre, la carrière ne fonctionnera que 10 semaines par an, soit 50 jours/an maximum.**

<sup>5</sup> Enquête sur l'emploi du temps 1998-1999, Paris, INSEE 1999, Division : condition de vie des ménages.



## CONCLUSION

Dans le cadre du projet d'ouverture de la carrière d'Amailloux (79), CIMENTS CALCIA a sollicité BURGEAP pour la réalisation du dossier de demande d'autorisation d'exploiter. Dans le cadre de ce dossier, une évaluation quantitative des risques sanitaires a été réalisée.

Les flux d'émission retenus sont théoriques et basés sur des équations validées par l'US-EPA et Environnement Canada. Pour l'ensemble des substances identifiées lors de l'inventaire des émissions (PM10 et PM2.5), les informations sur les effets toxiques ont été collectées.

Les conclusions de l'étude sont les suivantes :

- La caractérisation de l'état initial des milieux témoigne d'un environnement faiblement empoussiéré.
- Les concentrations environnementales modélisées pour les PM10 et les PM2.5 au niveau des récepteurs sont inférieures aux valeurs guides de l'OMS. Aucun impact sanitaire significatif du futur site lié à l'inhalation de ces composés n'est attendu.

L'analyse des incertitudes montre que les principales incertitudes sont liées à l'estimation des flux, à l'estimation du comportement des populations (temps de présence) et à l'utilisation de modèles (dispersion). Il est à noter que ces incertitudes sont pour la plupart majorantes. Nous considérons par conséquent qu'elles ne modifient pas les conclusions de cette évaluation.

**Dans les conditions d'études retenues, et en l'état actuel des connaissances scientifiques, nous pouvons considérer qu'il n'y a pas de risque sanitaire significatif lié aux rejets atmosphériques de la carrière d'Amailloux.**



# ANNEXES



## Annexe 1. Rapport d'analyses

Cette annexe contient 3 pages.

## RAPPORT D'ANALYSES

### XEPH002\_PEP\_R1

BURGEAP Nantes

Madame Coraly DUCATILLON

9 rue du Chêne Lassé

44800 - SAINT HERBLAIN

Vos références N°BC20-3409 Contrat CDMCLB203510 du 23/07/2020

Echantillon reçu le 24/08/2020


Analyse effectuée le : 24/08/2020

Norme : Méthode interne MOp C-4/129

Technique : GRAVIMETRIE

Matrice : Retombées atmosphériques totales

Date de prélèvement des échantillons : 20/08/2020

Date	Description	Validé par
31/08/2020	Rapport final	Valérie FAIVRE 

Référence externe : P1 - La Raconnière  
Référence interne : XEPH015

<b>Volume total (mL)</b>	1889
<b>Masse des retombées totales (g) *</b>	0.067

Référence externe : P2 - La Croix Merle  
Référence interne : XEPH016

<b>Volume total (mL)</b>	1693
<b>Masse des retombées totales (g) *</b>	0.121

Référence externe : P3 - Saint Vincent  
Référence interne : XEPH017

<b>Volume total (mL)</b>	1491
<b>Masse des retombées totales (g) *</b>	0.104

Référence externe : P4 - Jussay  
Référence interne : XEPH018

<b>Volume total (mL)</b>	1147
<b>Masse des retombées totales (g) *</b>	1.038

Référence externe : P5 - La Grande Chintre  
Référence interne : XEPH019

<b>Volume total (mL)</b>	1574
<b>Masse des retombées totales (g) *</b>	0.132

Référence externe : P6 - La Jaunelière  
Référence interne : XEPH020

<b>Volume total (mL)</b>	1823
<b>Masse des retombées totales (g) *</b>	0.076

Référence externe : P7 - Bas Fombrenier  
Référence interne : XEPH021

<b>Volume total (mL)</b>	1777
<b>Masse des retombées totales (g) *</b>	0.068

<b>Volume total (mL)</b>	380
<b>Masse des retombées totales (g) *</b>	<0,005

< valeur (caractère simplifié) < valeur inférieure à la limite de quantification

Les incertitudes associées aux résultats quantitatifs sont disponibles auprès du laboratoire

## **Annexe 2. Argumentaire santé**

Cette annexe contient 3 pages.



## ► Poussières ou particules en suspension (PS)

### Propriétés intrinsèques

Selon la norme européenne EN 481, la partie inhalable des particules peut être décomposée en plusieurs fractions en fonction du diamètre aérodynamique médian (Dae 50). On distingue ainsi la fraction extrathoracique (entre 10 et 100  $\mu\text{m}$ ), la fraction thoracique (Dae 50 = 10  $\mu\text{m}$ ), dite PM10, la fraction trachéo-bronchique (entre 4 et 10  $\mu\text{m}$ ) et la fraction alvéolaire dont le Dae 50 est de 4  $\mu\text{m}$ .

L'évolution des techniques analytiques permet maintenant à l'intérieur de la fraction alvéolaire de mesurer les particules fines, PM 2,5, correspondant à un Dae 50 de 2,5  $\mu\text{m}$ .

### ► Voies d'exposition et absorption

La taille des particules, telle que définie ci-dessus de façon normative, détermine le niveau de pénétration des poussières dans les voies respiratoires et conditionne les effets car les particules de grande taille sont généralement précipitées sur la muqueuse de l'oropharynx et dégluties, alors que les particules de petite taille, les PM 10, peuvent atteindre les voies respiratoires distales, où elles sont éliminées par phagocytose.

Ce sont les PM 2,5 qui vont pénétrer le plus profondément dans l'arbre respiratoire et atteindre les alvéoles pulmonaires. Ces particules fines ont souvent une plus grande acidité que les particules de taille plus importante et la réaction inflammatoire qu'elles produisent, en augmentant la perméabilité épithéliale, facilite le passage des polluants dans le courant lymphatique ou sanguin.

### Concentrations dans l'environnement et valeurs guides

#### ► Concentrations dans l'environnement

Selon l'OMS, les niveaux de particules dans l'air en Europe de l'Ouest seraient de l'ordre de 40 à 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , avec de faibles différences entre les zones urbaines et non-urbaines. Des pics de concentration allant jusqu'à 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  peuvent être observés sur 24 heures en hiver.

#### ► Valeurs guides dans l'air

Pour ce qui concerne la pollution atmosphérique particulaire, l'OMS a retenu deux types de valeurs guides : l'une porte sur les niveaux moyens annuels dans l'air ambiant, et l'autre porte sur les niveaux moyens journaliers. Ces valeurs guides sont déclinées pour les PM10 et les PM2,5.

Pour ce qui concerne les niveaux moyens annuels, la valeur guide fixée par l'OMS est de **10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  pour les **PM2,5**, et **20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  pour les **PM10** (Air Quality Guidelines – Global Update 2005). L'OMS indique que « bien que les effets indésirables sur la santé ne puissent pas être entièrement écartés au-dessous de ces concentrations, [elles] représentent les concentrations [...] dont on a non seulement montré qu'elles étaient atteignables dans les grandes régions urbaines des pays très développés, mais qui, si elles sont atteintes, devraient également permettre de réduire considérablement les risques sanitaires »<sup>1</sup>. Par conséquent, ces valeurs guides ne peuvent être assimilées à des valeurs toxicologiques de référence (VTR).

Pour les niveaux moyens sur 24h, les valeurs guides sont de **25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  pour les PM2,5, et **50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  pour les PM10. Bien que les expositions épisodiques soient moins préoccupantes d'un point de vue sanitaire que les expositions chroniques visées par les valeurs guides concernant les moyennes annuelles, l'OMS indique que le fait de respecter ces valeurs guides journalières « permettra de se protéger contre les pics de pollution qui conduiraient autrement à une surmorbidity ou à une surmortalité importante ».

S'appuyant sur l'état des connaissances des effets des particules sur la santé à partir des publications les plus récentes et sur une évaluation d'impact sanitaire de différents scénarios de diminution de la pollution particulaire en France, le HCSP recommande les valeurs suivantes:

- objectifs de qualité de l'air (moyenne annuelle) :
  - 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les PM<sub>2,5</sub> ;
  - 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les PM<sub>10</sub> ;
- seuils d'information (moyenne journalière) :

- 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les  $\text{PM}_{2,5}$  ;
- 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les  $\text{PM}_{10}$  ;
  - seuils d'alerte (moyenne journalière) :
- 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les  $\text{PM}_{2,5}$  ;
- 80  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les  $\text{PM}_{10}$ .

Pour les particules présentes dans l'air intérieur, l'ANSES ne propose pas de VGAI pour des expositions aiguës et chroniques mais elle recommande la mise en œuvre par les politiques publiques des valeurs guides de l'OMS pour l'amélioration de la qualité de l'air intérieur.

Afin de prévenir les effets liés à une exposition chronique aux particules, le HCSP recommande dans l'air intérieur des immeubles d'habitation ou des locaux ouverts au public :

- un objectif cible (moyenne annuelle) de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les  $\text{PM}_{2,5}$  et de 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les  $\text{PM}_{10}$  à échéance de 2025, avec des valeurs dégressives immédiatement applicables à des dates intermédiaires définies avec un délai d'engagement des actions correctives fixé à un an après le constat de dépassement ;
- des valeurs d'action rapide de 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les  $\text{PM}_{2,5}$  et 75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les  $\text{PM}_{10}$  qui doivent déclencher dans les trois mois la mise en œuvre d'actions correctives (identification des sources, abaissement des niveaux de concentration des particules).

Le parlement européen a arrêté en deuxième lecture le 11 décembre 2007 une position en vue de l'adoption de la directive 2008/.../CE du Parlement européen et du Conseil concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe. Pour ce qui concerne les  $\text{PM}_{2,5}$ , pour lesquelles il n'existait aucune valeur réglementaire européenne jusque là, ce texte indique une valeur cible (« niveau fixé dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble, à atteindre dans la mesure du possible sur une période donnée ») **de 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  en moyenne annuelle, à respecter au 1er janvier 2010. Il indique également des valeurs limites (« niveau fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble, à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser une fois atteint ») de 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle, à respecter au 1er janvier 2015, et de 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle, à respecter au 01/01/2020.

Pour les  $\text{PM}_{10}$ , les valeurs réglementaires qui s'appliquent en France sont celles du décret n°2002-213 portant transposition des directives 1999/30/CE du Conseil du 22 avril 1999 et 2000/69/CE du parlement européen et du Conseil du 16 novembre 2000. Ce décret fixe un objectif de qualité à 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle pour les  $\text{PM}_{10}$ . Selon la terminologie précisée par l'article L221-1 du code l'environnement, cet objectif de qualité correspond à « un niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère, fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances pour la santé humaine ou pour l'environnement, à atteindre dans une période donnée ».

Des valeurs limites, correspondant au « niveau maximal de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère, fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances pour la santé humaine ou pour l'environnement » sont également fixées pour les  $\text{PM}_{10}$ . Ces valeurs limites sont de 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle et 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour le percentile 90,4 des teneurs journalières (c'est-à-dire le niveau ne devant pas être dépassé plus de 35 jours par an). Elles sont applicables au 1er janvier 2005.

L'US EPA (National Ambient Air Quality Standards – Clean Air Act – 16 septembre 1997) a fixé une valeur limite dans l'air pour les particules fines ( $\text{PM}_{2,5}$ ) :

- **15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**  en moyenne annuelle (moyenne sur 3 années des concentrations moyennes annuelles en  $\text{PM}_{2,5}$ ). Cette valeur correspond à un facteur d'abattement de 200 par rapport aux valeurs retenues en France et aux Etats-Unis pour l'exposition professionnelle (VLE de 3000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ;
- 65  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour la moyenne 24h (moyenne sur 3 années du 98ème percentile des concentrations en  $\text{PM}_{2,5}$  sur 24 heures).

### ► Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) ne présente pas de limite de qualité des eaux pour la consommation humaine pour cette substance.

Aucune valeur limite pour les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable n'est présentée dans ce texte.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 **relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.**

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) ne propose pas de valeur guide pour les eaux potables de cette substance.

## Profil toxicologique

### ► Classement

NA

### ► Effets cancérogènes

Il n'a jamais été rapporté d'effets cancérogènes susceptibles d'être liés à l'exposition aux poussières « sans effets spécifiques ».

### ► Effets Mutagènes ou reprotoxiques

Il n'a jamais été rapporté d'effets mutagènes susceptibles d'être liés à l'exposition aux poussières.

Il n'a jamais été rapporté d'effets reprotoxiques susceptibles d'être liés à l'exposition aux poussières.

### ► Autres effets toxiques

Les principaux effets reconnus sont les suivants : réduction de la durée de vie, augmentation des cas de bronchites chez les enfants, réduction des capacités respiratoires chez les adultes et les enfants.

L'OMS considère actuellement que ce type d'effets peut être observé pour des concentrations annuelles moyennes inférieures à 20 µg/m<sup>3</sup> de particules PM<sub>2,5</sub> et inférieures à 30 µg/m<sup>3</sup> de particules PM<sub>10</sub>.

## Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les relations doses – réponses se traduisent par des valeurs toxicologiques de référence (VTR) dont la définition est donnée dans le chapitre 1 du présent document.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada).

A l'heure actuelle, il n'existe pas de VTR pour les PM<sub>2,5</sub> et les PM<sub>10</sub> urbaines.

## Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

En l'absence de VTR, les valeurs guides et valeurs réglementaires offrent des points de repères quant aux concentrations dans l'air ambiant. **Ce ne sont cependant en aucun cas des VTR.**

## **Annexe 3. Présentation du logiciel de modélisation ADMS 5**

Cette annexe contient 6 pages.

## ASPECTS TECHNIQUES : MODELISATION ATMOSPHERIQUE

Grâce à ses performances techniques, ADMS est considéré par l'INERIS<sup>6</sup>, l'InVS<sup>7</sup> 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.

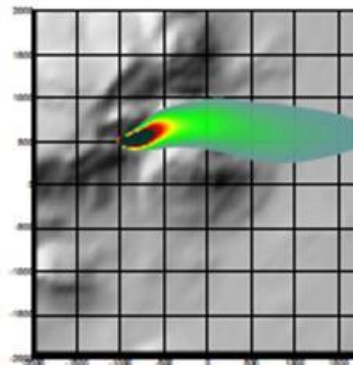
### ► Prise en compte du relief

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).

<sup>6</sup> Guide méthodologique « Évaluation des Risques Sanitaires dans les Études d'impact des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement », INERIS 2003.

<sup>7</sup> 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.

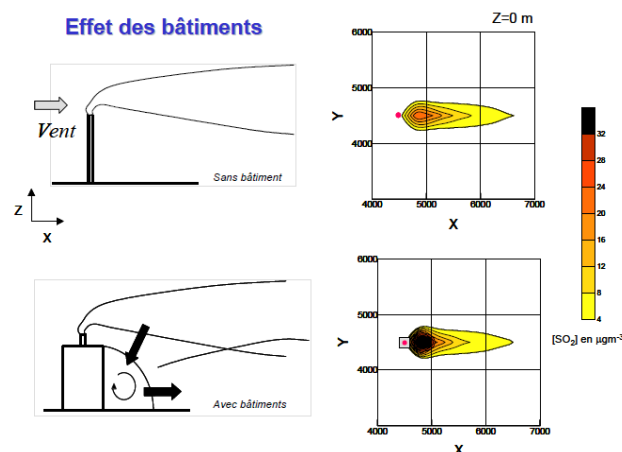




Dispersion d'un panache par ADMS sur un relief complexe.

### ► 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 dépôt 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 particuliers. 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 dépôt en masse par unité de surface et par unité de temps,
- $V_d$  la vitesse de dépôt,
- $C(x, y, 0)$  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 :

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

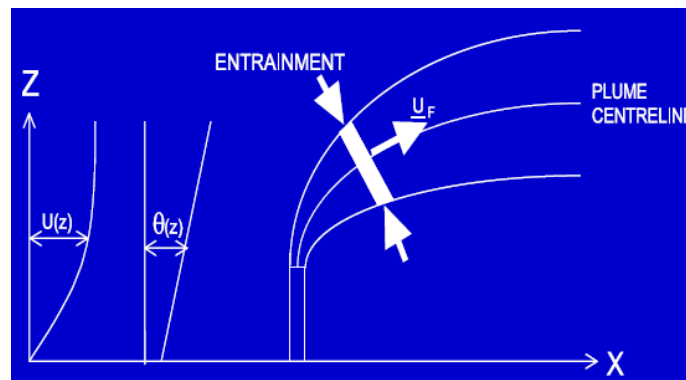
Où :

- $\Lambda$  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.

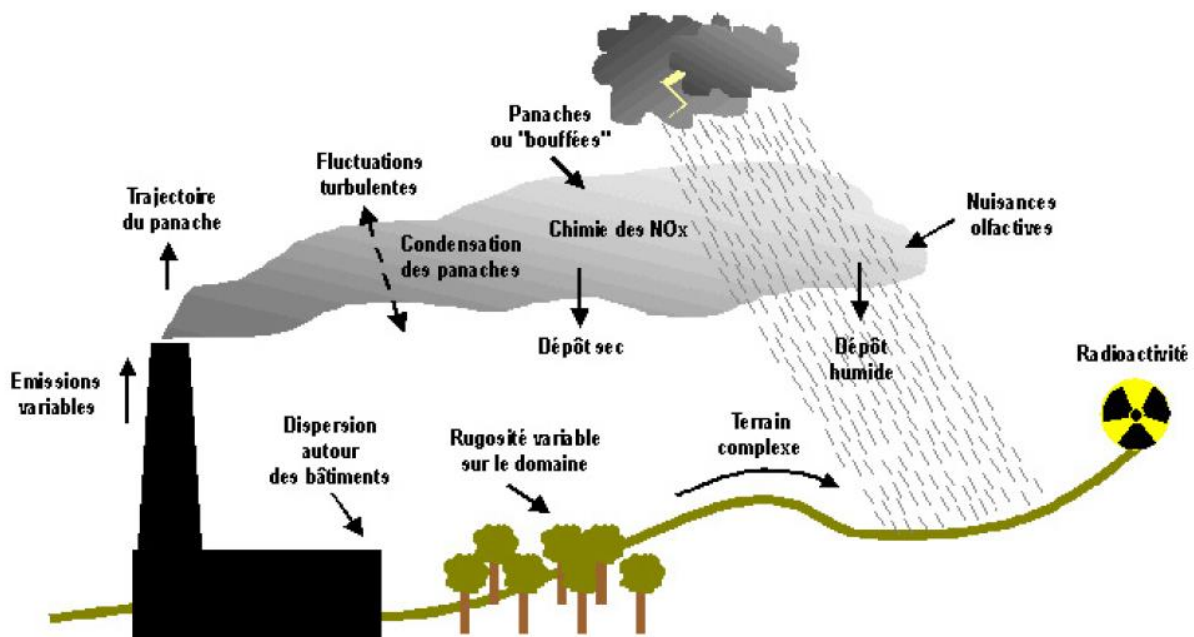


**Modèle intégral de trajectoire utilisé dans ADMS**

## MODULES INTEGRES AU LOGICIEL 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/NO<sub>2</sub> et la concentration en ozone : en général, les taux d'émissions concernent en effets les NO<sub>x</sub>, et les valeurs réglementaires le NO<sub>2</sub>. 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.

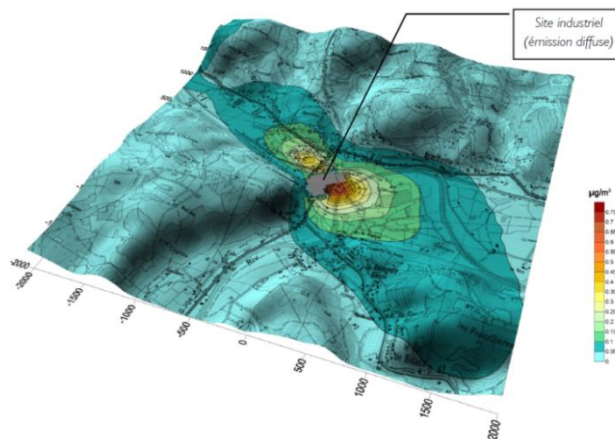


### Phénomènes et processus pris en compte par ADMS

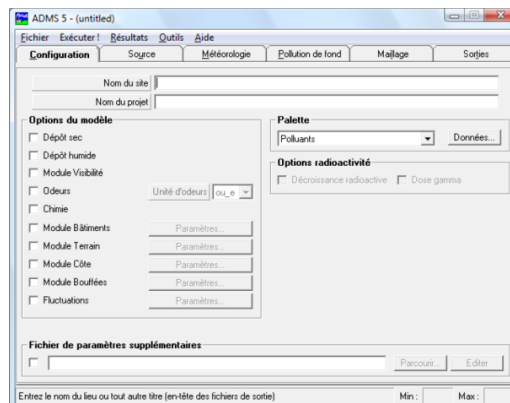
## EXPLOITATION DES RESULTATS

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

