

DEPARTEMENT D'EURE-ET-LOIR

\*\*\*\*\*

COMMUNE DU PUISET

\*\*\*\*\*

PLATEFORME d'ALLAINES

**Autoroute A10 – PR 65 – Lieu dit « La Coquelée »**

\*\*\*\*\*

**INSTALLATIONS CLASSEES**

**Mise en service d'une centrale d'enrobage**

**DEMANDE D'AUTORISATION**

**Complément annexe document 2 ETUDE D'INCIDENCES  
Note sur les incertitudes des calculs de l'étude sanitaire**

\*\*\*\*\*



Chaque étape de la démarche d'étude des risques sanitaires peut être sujette à des incertitudes spécifiques. Pour réduire ces incertitudes, nous nous sommes basés sur le guide "d'évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact des installations classées" réalisé par l'INERIS (Institut National de l'Environnement et des Risques) ; adapté au contexte particulier du site d'implantation de la centrale d'enrobage du PUISET (28).

Nous nous sommes également appuyés sur le document de l'INERIS de Décembre 2002 intitulé "Méthodes pour l'évaluation et la prévention des risques accidentels (DRA-006) - Ω-12 – Dispersion atmosphérique (Mécanismes et outils de calcul)".

La méthode d'évaluation des risques sanitaires se structure en 4 étapes principales :

- 1) l'identification des dangers qui consiste à identifier les substances ou agents rejetés dans l'environnement et leurs dangers pour chacun d'entre eux.
- 2) la sélection de valeur toxicologique de référence qui est le lien entre la dose et l'occurrence de l'effet étudié sur la population concernée.
- 3) l'estimation de l'exposition des populations qui est liée à la fréquence, la durée et l'intensité des contacts entre la population et les substances.
- 4) la caractérisation du risque qui combine les informations issues des trois précédentes étapes.

Les incertitudes de la démarche d'évaluation des risques sanitaires proviennent principalement de l'évaluation de la toxicité des substances et de l'évaluation de l'exposition des individus.

#### **A) Incertitudes sur l'évaluation de la toxicité**

Les incertitudes liées à la toxicité des substances peuvent concerner :

- L'identification exhaustive des dangers potentiels pour l'homme qui consiste en la détermination de tous les dangers susceptibles d'être engendrés par une substance.
- La définition de la relation dose-réponse.
- La possibilité d'une interaction liée à une exposition à plusieurs polluants produisant des effets synergique(s) ou antagoniste(s).
- Le risque lié à des substances qui n'auraient pas été prises en compte dans l'évaluation.

Ces incertitudes sont difficilement quantifiables dans l'état actuel des connaissances. Ces incertitudes peuvent cependant être limitées :

- D'une part, en identifiant les substances principales émises par le site et les vecteurs les plus susceptibles de les acheminer vers les populations
- D'autre part, en choisissant la Valeur Toxicologique de Référence (VTR) qui paraît être la mieux adaptée au site et à son environnement extérieur.

#### Concernant les substances émises par le site :

Les déchets et les effluents liquides ne constituent pas de dangers particuliers puisqu'ils sont bien maîtrisés au sein du site. Ils ne sont donc pas étudiés dans l'étude. Les effluents solides et gazeux, le bruit, la lumière sont des émissions qui sont reprises dans l'étude sanitaire.

**Il n'y a pas d'incertitude particulière liée aux choix de ces substances émises par le site.**

#### Concernant les vecteurs de transmission :

L'air est le vecteur de transmission retenu pour ce projet. En effet les vents favorisent la dispersion des poussières, des gaz et du bruit dans le compartiment air.

L'eau et le sol ne constituent pas de vecteurs de transfert potentiels en raison des traitements des rejets des eaux de surface réalisés sur le site.

**Il n'y a pas d'incertitude particulière liée à ce choix de vecteur.**

**COFIROUTE siège social :** 12 rue Louis Blériot - CS 30035 - 92506 Rueil-Malmaison Cedex

**Téléphone :** 01 55 94 70 00 **Télécopie :** fax DPC 01.55.94.75.13

SA au capital de 158 282 124 euros / **RCS :** 552 115 891 Nanterre

Pour ce projet, cinq substances ont été retenues :

- ⇒ les poussières libérées et en particulier les PM10 (inférieures à 10 µ),
- ⇒ Le monoxyde et dioxyde de Carbone (CO et CO<sub>2</sub>),
- ⇒ Le dioxyde de Soufre (SO<sub>2</sub>),
- ⇒ Les Oxydes d'Azote (NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>),
- ⇒ Les Composés Organiques Volatils (COV), et en particulier le Benzène.

Les valeurs toxicologiques de référence sont issues de différentes bases de données :

- les fiches toxicologiques de l'INRS (Institut National de Recherche et de Sécurité),
- les fiches internationales de sécurité chimique de la base de données du NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health)
- les bases de données IRIS (Integrate Risk Information System), ATSDR (Agency for Toxic Substances and disease Agency) ou Celles de l'INERIS (Institut Nationale de l'Environnement Industriel et des Risques) et de l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) ont également été consultées.

Rappelons que pour les COV, il n'existe pas de Valeur Toxicologique de Référence pour l'ensemble de la famille. C'est la Valeur Toxicologique de Référence du Benzène, composé organique volatil considéré comme le plus dangereux, qui a été choisi. Pour les effets cancérogènes, seul le Benzène possède une Valeur Toxicologique de Référence.

Ceci est une **surestimation des risques** dans les hypothèses choisies lorsque la quantification des risques est établie en prenant la forme chimique la plus toxique pour une donnée d'émission correspondant au polluant total.

En ce qui concerne les poussières, la Valeur Toxicologique de Référence prise en compte est celle des poussières minérales inférieures à 10 µ (PM10).

Ceci est à la fois une **sous-estimation possible des risques** calculés car plus les particules sont fines et plus elles sont toxiques et plus elles restent longtemps dans l'atmosphère mais aussi une **surestimation des risques** en raison de la possibilité d'avoir des particules de poussières supérieures à 10 µ. Absence de données sur la distribution granulométrique des poussières émises.

## B) Incertitudes sur l'évaluation de l'exposition

Plusieurs catégories d'incertitudes sont associées à l'évaluation de l'exposition :

- Les incertitudes portant sur la définition des populations et des usages,
- Les incertitudes portant sur les modèles utilisés,
- Les incertitudes portant sur la définition des paramètres (environnementaux ou liés à l'individu),
- Les incertitudes portant sur les substances émises par l'installation étudiée.

L'évaluation des incertitudes portant sur les populations et les usages sont définies par la présence de population dite « sensible » aux abords du projet telles que les enfants en bas âge, les personnes âgées, les malades, les sportifs. C'est ainsi que sont alors pris en compte :

- les écoles et autres établissements liés à l'enseignement,
- les maisons de retraite et autres établissements accueillant des personnes âgées,
- les cliniques et hôpitaux,
- les stades, gymnases et autres aménagements sportifs

- d'autre part celles habitant aux abords proches du projet notamment dans la zone industrielle.

**COFIROUTE siège social** : 12 rue Louis Blériot - CS 30035 - 92506 Reuil-Malmaison Cedex

**Téléphone** : 01 55 94 70 00 **Télécopie** : fax DPC 01.55.94.75.13

SA au capital de 158 282 124 euros / **RCS** : 552 115 891 Nanterre

Aucune population dite sensible n'a été recensée dans la zone d'étude. Il n'y a **pas d'incertitude sur la prise en compte des populations** étant donné que cela relève de données factuelles.

Afin de modéliser et d'estimer les retombés de ces polluants sur la population, nous avons utilisé comme outil de calcul **un modèle numérique gaussien** pour un rejet continu de type "panache" (modèle pris dans l'étude de l'INERIS de Décembre 2002 et intitulée "Méthodes pour l'évaluation et la prévention des risques accidentels (DRA-006) - Ω -12 – Dispersion atmosphérique (Mécanismes et outils de calcul)").

Il permet de déterminer une concentration de polluant en un point donné à une distance déterminée du site. La formule de base du modèle gaussien est la suivante :

$$C(x,y,z,t) = \frac{Q}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \times \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \times \left[ \exp\left(-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right]$$

où :

C = concentration de polluants au point x, y, z (en g.m-3),

Q = débit de la source de polluants (en g.s-1),

u = vitesse moyenne du vent (en m.s-1),

$\sigma_y$  = écart-type de la distribution horizontale de turbulence (en m) établi par la corrélation de Pasquill-Turner pour une stabilité atmosphérique neutre (D),

$\sigma_z$  = écart-type de la distribution verticale de turbulence (en m) établi par la corrélation de Pasquill-Turner pour une stabilité atmosphérique neutre (D),

H = Hauteur effective de la source du polluant.

Le modèle gaussien s'applique aux rejets de gaz passifs, le produit rejeté doit donc avoir : une densité à peu près égale à celle de l'air (ou bien il est très dilué) ; une température identique à celle de l'air ; une vitesse initiale relative nulle. Le terrain doit être homogène et plat puisque la présence de reliefs, d'obstacles (murs, bâtiments...) introduirait des perturbations de l'écoulement de l'air importantes.

Aussi, de façon pratique, **les résultats sont valables au-delà d'au moins 100 m depuis le point de rejet.**

Par ailleurs, au-delà de distances de dispersion de l'ordre de la dizaine de kilomètres, les résultats ne sont plus valables car d'autres phénomènes de turbulence et de diffusion doivent être considérés.

Le modèle de dispersion gaussien semble le modèle le mieux adapté à notre site **limitant ainsi les incertitudes quant au choix du modèle de dispersion malgré des incertitudes intrinsèques** liées aux simplifications de modèles atmosphériques complexes.

Concernant les substances émises, elles résultent de mesures réelles sur site, elles-mêmes soumises à des incertitudes. On peut cependant penser que disposer de mesures réelles et non hypothétiques réduit fortement le niveau d'incertitude de la simulation de dispersion. La connaissance de la variabilité est améliorée avec des données mesurées ponctuelles mais bien renseignées.

Il y a des **incertitudes liées aux mesures réelles des substances sur site** mais **leur connaissance et leur mise à disposition réduisent la variabilité du modèle de dispersion.**

A partir des concentrations obtenues pour chaque substance, nous définissons l'exposition de la population par inhalation obtenue par le calcul :

$$C_{inh} = [\sum(C_{air}t_i)] \times T \times F / T_m$$

Où :

$C_{air}$  : concentration du composé dans l'air, à l'immission, en  $mg/m^3$ ,

$t_i$  : fraction du temps d'exposition à la concentration  $C_{air}$  sur une journée,

$T$  : durée d'exposition, en années,

$F$  : fréquence d'exposition, en j/an,

$T_m$  : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée, en jours ( $T_m = T \times 365$  pour les effets à seuil et  $T_m = 80$  (durée de vie moyenne d'un individu)  $\times 365$  pour les effets sans seuil). Dans notre cas, la durée d'exposition ( $T$ ) étant égale à la vie entière de l'individu (80 ans), le calcul des expositions pour les effets systémiques et pour les effets cancérogènes est donc le même.

Nous utilisons pour cela des hypothèses de durée de vie de 80 ans pour les personnes exposées, un temps de présence de 24h/24h ( $t_i = 1$ ) durant la durée de fonctionnement de l'installation. La durée d'exposition et la fréquence d'exposition sont définies en fonction de la durée de fonctionnement théorique de l'installation sur le site (durée de travaux sur une année équivaut à environ 6 mois)

Les incertitudes liées aux choix de modélisations des concentrations de chaque substance conduisent globalement à **maximiser les résultats**.

Concernant la caractérisation finale du risque sanitaire, il est mené à la fois pour les risques avec seuil pour lequel on choisit les valeurs toxicologiques de référence en ramenant les concentrations à l'indice de risques. Pour les valeurs sans seuil de référence : on évalue le risque individuel en le ramenant au seuil d'acceptabilité de l'OMS utilisé par les organismes de référence DDASS et INERIS.

Il existe peu de valeurs toxicologiques sans seuils disponibles.

Il existe une **surestimation des risques** dans les hypothèses choisies lorsque la quantification des risques est établie en prenant la forme chimique la plus toxique pour une donnée d'émission correspondant au polluant total (Benzène pour les COV) et

En ce qui concerne les poussières, la Valeur Toxicologique de Référence prise en compte est celle des poussières minérales inférieures à  $10 \mu$  (PM10).

Ceci est à la fois une **sous-estimation possible des risques** calculés car plus les particules sont fines et plus elles sont toxiques et plus elles restent longtemps dans l'atmosphère mais aussi une **surestimation des risques** en raison de la possibilité d'avoir des particules de poussières supérieures à  $10 \mu$ . Absence de données sur la distribution granulométrique des poussières émises.

**On peut donc conclure qu'il existe des incertitudes liées aux choix des valeurs toxicologiques de référence (VTR), au modèles de dispersion choisi, aux mesures réalisées sur site mais que celles-ci sont réduites par le choix d'hypothèses globalement majorantes que ce soit pour les VTR, le niveau d'exposition de la population ou la caractérisation finale du risque.**