



INSTITUT NATIONAL DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL ET DES RISQUES

Evaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une Grande Installation de Combustion

Partie 1 : Etude de l'exposition et du risque par inhalation

Rapport Final

GT GIC – MEDD

Céline BOUDET

*Unité Evaluation des Risques Sanitaires (ERSA)
Direction des Risques Chroniques (DRC)*

MAI 2003

Evaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une Grande Installation de Combustion

Partie 1 : Etude de l'exposition et du risque par inhalation

Rapport Final

GT GIC – MEDD

*Céline BOUDET - INERIS
Côme DANIAU et Pierre-André CABANES - EDF-GDF (SEM)
Alain DAGANAUD, Julie CHARTON, Didier JACOB et Gérard JOSSET
EDF*

Mai 2003

Ce document comporte 126 pages (hors couverture et annexes).

	Rédaction	Vérification	Approbation
NOM	BOUDET Céline	NOMINE Michel	MARCEL Frédéric
Qualité	Ingénieur de la Direction des Risques Chroniques	Délégué scientifique Direction des Risques Chroniques	Directeur Adjoint Direction des Risques Chroniques
Visa			

TABLE DES MATIERES

AVANT-PROPOS	5
1 - RÉSUMÉ.....	6
2 - ACRONYMES.....	8
3 - INTRODUCTION : CONTEXTE DU GT.....	10
4 - CARACTÉRISTIQUES DU SITE ET DE SON ENVIRONNEMENT	11
4.1 - Présentation du site de référence.....	11
4.2 - Environnement du site de référence et utilisation des ressources locales.....	15
4.3 - Caractérisation des populations concernées autour du site de référence	23
5- INVENTAIRE DES ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES DU SITE ET CHOIX DES TRACEURS DU RISQUE PAR INHALATION.....	30
5.1 - Données disponibles sur le site de référence	30
5.2-Choix des traceurs	37
6- IDENTIFICATION DU DANGER ET RELATIONS DOSE-RÉPONSE.....	51
6.1- Dioxyde de soufre - SO ₂	52
6.2- Dioxyde d'azote - NO ₂	53
6.3- Les poussières, les PM ₁₀ et les PM _{2,5}	54
6.4- Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques - HAP.....	56
6.5- Les dioxines (PCDD), les Furanes (PCDF) et autres Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques Chlorés (HAPC, dont PCB).....	59
6.6- Les Composés Organiques Volatils - COV	63
6.7- Arsenic - As	67
6.8- Cadmium - Cd	68
6.9- Nickel - Ni.....	68
6.10- Plomb - Pb.....	69
6.11- Mercure - Hg.....	70
6.12- Chrome - Cr.....	72
6.13- Sélénium - Se	72
7- EVALUATION DE L'EXPOSITION PAR INHALATION AUX POLLUANTS “ TRACEURS ” ÉMIS PAR LES REJETS CANALISÉS DU SITE DE RÉFÉRENCE	78
7.1- Scénario d'exposition et Paramètres d'exposition.....	78

7.2- Modélisation des concentrations en polluants dans l'air ambiant (Ci).....	80
7.3- Résultats : les concentrations ambiantes estimées par modélisation	88
7.4- Résultats : le calcul des concentrations inhalées (CI).....	98
8- CARACTÉRISATION DU RISQUE PAR INHALATION ATTRIBUABLE AU SITE	102
8.1- Les cancérogènes	102
8.2- Les toxiques non cancérogènes.....	102
8.3- Note technique sur les calculs des Concentrations Inhalées (CI), des Indices de Risques (IR) des Excès de risques Individuels (ERI) et collectifs (ERC)	105
9- DISCUSSION ET CONCLUSION PARTIE 1	115
11- RÉFÉRENCES	124
LISTE DES ANNEXES	127

AVANT-PROPOS

Ce rapport est le fruit du groupe de travail Grandes Installations de Combustion (GT-GIC) du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD). Son contenu a été discuté au sein de ce groupe et les choix réalisés, tant en terme de méthodes que d'hypothèses ou de paramètres, ont fait l'objet d'une décision consensuelle.

Composition du groupe de travail :

INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques)

MEDD (Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable)

DRIRE Haute-Normandie et Pays de la Loire

DGS (Direction Générale de la Santé)

EDF et Gaz de France / Service des Etudes Médicales (SEM)

EDF (Electricité de France)

SNET (Société Nationale d'Electricité et de Thermique)

IRSN (Institut de Recherche et de Sécurité Nucléaire)

Rédaction des chapitres du rapport partie 1 :

- Introduction : INERIS
- Caractéristiques du site et de son environnement : EDF
- Inventaire des émissions atmosphériques du site et choix des traceurs du risque (à partir des données EDF) : INERIS et SEM (pour la partie Facteurs d'Emission)
- Identification du danger et relations dose-réponse : INERIS
- Evaluation de l'exposition et caractérisation du risque : EDF (partie modélisation de la dispersion atmosphérique, étude population), INERIS et SEM (parties calculs des expositions et des risques).

1 - RESUME

Ce rapport s'intègre dans le contexte des études que le Ministère de l'Environnement entreprend sur l'impact sanitaire de différentes activités industrielles. Les objectifs du présent travail sont de rechercher les risques pour la santé humaine liés aux rejets atmosphériques d'une Grande Installation de Combustion (GIC) et de mettre en évidence les polluants contributifs majeurs.

L'évaluation du risque porte spécifiquement sur le site choisi, c'est à dire une installation moderne brûlant du charbon. Le rapport partie 1, après avoir décrit le site et son environnement, identifie les polluants pour l'évaluation du risque sanitaire (ERS) et leur dangerosité puis caractérise uniquement le risque via une exposition directe par inhalation. Un rapport partie 2 intègre les expositions indirectes via les retombées au sol des rejets atmosphériques (INERIS-DRC-03-P45956/ERSA-n°92-RBo/GT-GICversion4.doc). Une synthèse reprend les deux parties du rapport. L'étude est la plus complète possible mais elle n'est pas strictement extrapolable à d'autres GIC : un minimum de remaniements seront systématiquement nécessaires du fait de la diversité des sites, des process et des combustibles. La présente étude n'est donc pas à considérer comme une étude générique et extrapolable.

Le travail s'organise selon la démarche standardisée d'évaluation du risque sanitaire et comprend les étapes suivantes : (1) Caractérisation du site et de son environnement ; (2) Inventaire qualitatif des substances par catégories de rejet, connaissance de leur flux à l'émission (mesures, facteurs d'émission), choix de "traceurs du risque"; (3) Identification du danger : étude de la dangerosité des substances pour l'homme; (4) Relations dose-réponse : caractérisation de la toxicité des substances sur l'homme et identification des valeurs toxicologiques de référence (VTR); (5) Evaluation des expositions : premier niveau d'approche, formulation d'hypothèses simplificatrices et majorantes; (6) Caractérisation du risque : estimation quantitative du risque pour les polluants "traceurs" et (7) Discussion et conclusion.

Les substances retenues pour l'évaluation quantitative du risque sanitaire sont le SO₂, les NO_x, les PM₁₀ et PM_{2,5}, les COV, les HAP, les dioxines et les métaux lourds. La dangerosité de chacune des substances ainsi que leur VTR sont identifiées et des choix sont réalisés et justifiés.

Les principaux résultats sont les suivants. Parmi les deux scénarios ayant servi de base à la modélisation de la dispersion atmosphérique, le scénario "10 ans" est de loin le plus homogène : il intègre 10 ans de situation météorologique et les résultats peuvent être considérés comme représentatifs d'une année moyenne. C'est aussi le plus pénalisant : il représente un fonctionnement à pleine charge de l'installation alors que le scénario "1 an" intègre un fonctionnement réel à moins de 50% de la capacité maximale des deux tranches étudiées pour l'année de référence (avec désulfuration). Cette tendance générale se vérifie globalement mais pas obligatoirement en tout lieu et pour toutes les statistiques du fait des particularités météorologiques de l'année de référence prise dans le scénario 1 an, auxquelles viennent s'ajouter les aléas du fonctionnement de la désulfuration. Les concentrations inhalées sont calculées à partir de ces scénarios pour une population générale passant 100% de son temps au domicile 24 heures sur 24 pendant 30 ans (scénario d'exposition résidentiel).

Concernant les risques aigus, pour les NO_x, le seuil horaire de 200 µg/m³ est dépassé uniquement pour le scénario 10 ans : 8 cas ont été recensés sur Cordemais, répartis sur 6 journées différentes. Seront autorisés 18 cas de dépassement sur une année (évolution du Percentile 98 - 175 cas de dépassement autorisés par an - au Percentile 99,8). Il est par ailleurs intéressant de noter que les plus fortes moyennes horaires surviennent là où sont obtenues les plus faibles moyennes annuelles. Pour le SO₂, aucun dépassement des valeurs limites préconisées à l'échelle horaire ou journalière n'est constaté aux points représentatifs des différentes communes. Toutefois, sur un maillage plus fin, on voit apparaître à l'échelle horaire quelques cas de dépassement sur 10 ans: 7 heures réparties sur 4 jours, conduisent à des dépassements horaires de 350 µg/m³. Les poussières sont largement en deçà des valeurs réglementées pour les PM₁₀; elles conservent leur importance dans le cadre d'une telle étude dans la mesure où elles constituent l'essentiel du support des métaux lourds.

Les risques aigus sont donc très faibles et les dépassements, s'ils existent, respectent les exigences réglementaires actuelles et à venir de qualité de l'air.

Les résultats des risques chroniques pour la commune pire-cas restent en deçà des valeurs repères de 1 pour les effets non cancérigènes et de 10⁻⁵ pour les effets cancérigènes. Cette somme concerne les substances mesurées à l'émission comme celles pour lesquelles les rejets ont été estimés à partir des facteurs d'émission. On peut donc en conclure que, dans ce scénario pénalisant (fonctionnement à pleine charge de l'installation sur une situation météorologique représentative du long terme et commune la plus exposée), les risques par inhalation attribuables aux polluants traceurs des rejets atmosphériques du site peuvent être considérés comme acceptables.

Pour les effets chroniques non cancérigènes, les contributeurs majeurs sont le NO₂ (75% du risque total), le Chrome VI (13%), le SO₂ (10%) et dans une moindre mesure le Cadmium (2%). Pour les effets cancérigènes, les contributeurs majeurs sont le Chrome VI (78%), les dioxines (7%), l'arsenic (7%), les HAP (4%), le cadmium (3%) et le nickel (1%). Si l'on écarte le chrome VI de l'évaluation (nombreuses incertitudes quant aux rejets et à sa persistance dans l'environnement et les milieux biologiques), alors les contributeurs majeurs du risque chronique non cancérigène sont le SO₂ et le NO₂ (dans une moindre mesure le cadmium). Ceux du risque cancérigène sont : les dioxines (32 %), l'arsenic (30 %), les HAP (16 %), le cadmium (15 %) et le nickel (4 %).

Toutes les communes recensées sur la zone d'étude ont des IR inférieurs à 0,1; la probabilité pour qu'une commune ait un IR < 0,01 est de 0,16.

Toutes les communes recensées sur la zone d'étude ont des ERI inférieurs à 10⁻⁷; la probabilité pour qu'une commune ait un ERI compris entre 10⁻⁷ et 10⁻⁸ est pratiquement de 1.

Enfin, le nombre de cas en excès attribuable à l'exposition par inhalation à l'ensemble des composés cancérigènes retenus dans la quantification du risque pouvant survenir au cours de la vie de la population de la zone d'étude est de 3.10⁻² en moyenne.

2 - ACRONYMES

ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry

CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer

CSHPPF : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France

EPA : Environmental Protection Agency – Agence nationale de protection de l'environnement, Etats-Unis.

ERC : Excès de risque collectif - Appelé aussi “ impact ”, il représente une estimation du nombre de cancers en excès, lié à l'exposition étudiée, qui devrait survenir au cours de la vie du groupe d'individus exposé

ERI : Excès de risque individuel : probabilité qu'un individu a de développer l'effet associé à une substance cancérogène pendant sa vie du fait de l'exposition considérée

ERS : Evaluation du Risque Sanitaire

ERU : Excès de risque unitaire – Correspond à la probabilité supplémentaire, par rapport à un sujet non exposé, qu'un individu contracte un cancer s'il est exposé pendant sa vie entière à une unité de dose de la substance cancérogène

GIC : Grandes Installations de Combustion.

GT : Groupe de Travail.

HSDB : Hazardous substances Data Bank.

IR : Indice de Risque, utilisé pour caractériser le risque lié aux toxiques systémiques. Il correspond à la dose (ou concentration) journalière divisée par la dose (ou concentration) de référence

IRIS : Integrated Risk Information System, base de données toxicologiques de l'EPA (<http://www.epa.gov/ngispgm3/iris>)

ITER : International Toxicity Estimates for Risk (featuring EPA, Health Canada, ATSDR), base de données toxicologiques TERA (Toxicology Excellence for Risk Assessment : <http://www.tera.org/ITER>)

JEFCA : Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additive.

MATE : Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire.

MEDD : Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.

MRL : Minimum Risk Level.

NTP : National Toxicology Program.

OMS : Organisation Mondiale de la Santé (en anglais : World Health Organization - WHO).

PM₁₀ : particules fines avec un diamètre aérodynamique inférieur à 100 µm.

PM_{2,5} : particules fines avec un diamètre aérodynamique inférieur à 2.5 µm.

RfC : Concentration de référence, exprimée en µg/m³, telle que définie par l'EPA : NOAEL ou LOAEL divisé par les facteurs de sécurité.

RfD : Dose de référence, exprimée en mg/kg.j, telle que définie par l'EPA : NOAEL ou LOAEL divisé par les facteurs de sécurité.

VG : Valeur Guide.

VTR : Valeur Toxicologique de Référence.

3 - INTRODUCTION : CONTEXTE DU GT

Ce rapport s'intègre dans le contexte des études que le Ministère de l'Environnement. entreprend sur l'impact sanitaire de différentes activités industrielles. Les objectifs du présent travail sont de rechercher les risques pour la santé humaine liés aux rejets atmosphériques d'une Grande Installation de Combustion (GIC) et de mettre en évidence les polluants contributifs majeurs.

Le travail s'organise selon la démarche standardisée d'évaluation du risque sanitaire (Académie des Sciences des Etats-Unis, 1983) et comprend les étapes suivantes :

- Caractérisation du site et de son environnement ;
- Inventaire qualitatif des substances par catégories de rejet, connaissance de leur flux à l'émission, choix de "traceurs du risque";
- Identification du danger : étude de la dangerosité des substances pour l'homme;
- Relations dose-réponse : caractérisation de la toxicité des substances sur l'homme et identification des valeurs toxicologiques de référence (VTR);
- Evaluation des expositions : premier niveau d'approche, formulation d'hypothèses simplificatrices et majorantes, utilisation de la métrologie et de la modélisation;
- Caractérisation du risque : estimation quantitative du risque pour les polluants traceurs;
- Discussion et conclusion

La stratégie est la suivante : l'évaluation du risque porte spécifiquement sur le site de référence choisi, c'est à dire une installation moderne brûlant du charbon. Le rapport partie 1, après avoir décrit le site et son environnement, identifie les polluants pour l'évaluation du risque sanitaire (ERS) et leur dangerosité puis caractérise uniquement le risque via une exposition directe par inhalation. Un rapport partie 2 intègre les expositions indirectes via les retombées au sol des rejets atmosphériques (INERIS-DRC-03-P45956/ERSA-n°92-RBo/GT-GICversion4.doc) [Bonnard R., 2003]. Une synthèse reprend les deux parties du rapport. L'étude est la plus complète possible mais elle n'est pas strictement extrapolable à d'autres GIC : un minimum de remaniements seront systématiquement nécessaires du fait de la diversité des sites, des process et des combustibles. La présente étude n'est donc pas à considérer comme une étude générique et extrapolable.

Il a été décidé, dans le cadre de ce GT, de s'intéresser uniquement aux rejets atmosphériques (par exemple, les rejets aqueux ne sont pas étudiés). Les rapports 1 et 2 de l'étude focalisent donc sur les émissions atmosphériques, sachant que 74% des émissions sur les sites producteurs d'énergie partent à l'atmosphère [TRI, 1998]. Ainsi, le rapport 2 ne tient compte que des expositions par ingestion via les retombées au sol des rejets atmosphériques. Cette situation est spécifique au contexte de travail du GT GIC.

4 - CARACTERISTIQUES DU SITE ET DE SON ENVIRONNEMENT

4.1 - PRESENTATION DU SITE DE REFERENCE

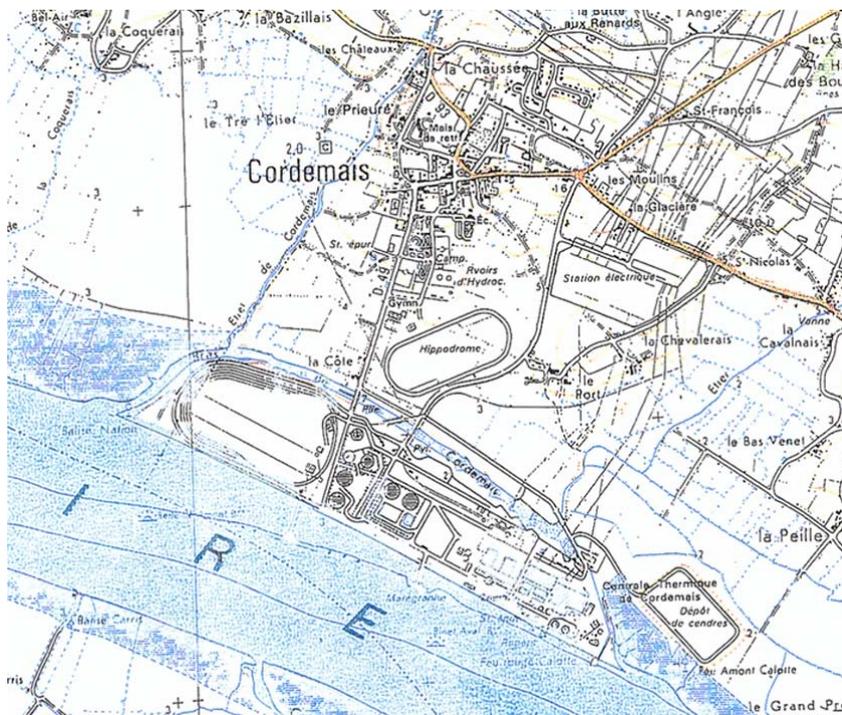
Présentation de l'unité

L'unité de production de Cordemais fait partie de la branche Energie d'Electricité de France.

CPT Cordemais

Localisé entre Nantes et Saint-Nazaire, le Centre de Production Thermique (CPT) se situe au niveau de la commune de Cordemais, sur une presqu'île de la Loire résultant de la jonction de deux îles et d'un raccord à la berge. Les installations occupent une superficie de 100 ha (figure 1).

Figure 1 : Site de Cordemais



Le CPT de CORDEMAIS est une usine destinée à produire de l'énergie électrique à partir de l'énergie calorifique obtenue en brûlant des combustibles industriels : charbon ou fuel (3 tranches au charbon, 2 tranches au fioul).

Le site a été équipé en moyens de production d'énergie électrique entre 1970 et 1984, en trois étapes correspondant à des paliers techniques différents. Cinq tranches de production d'énergie électrique ont ainsi été mises en service (voir tableau suivant), permettant d'atteindre une puissance installée de 3 110 MW (1400 MW fioul et 1710 MW charbon). Cette puissance a fait du CPT de Cordemais le plus important site thermique classique de France et une des centrales thermique à flamme les plus importantes d'Europe Continentale, employant 550 personnes.

Aujourd'hui, après l'arrêt de la tranche 1 (pour démantèlement) et la mise 'réserve' de la tranche 3, seules 3 unités restent en exploitation : la tranche 2 qui, à pleine puissance, consomme 140 tonnes de fuel à l'heure, et les tranches 4 et 5 qui, à pleine puissance, consomment chacune 200 tonnes de charbon à l'heure. Se sont ces deux dernières qui vont nous intéresser dans cette étude.

Le CPT débite sur le réseau régional 225 kV (tranches 2, 4 et 5) ou national 400 kV (tranches 1 et 3, en arrêt) et joue particulièrement un rôle d'alimentation du réseau breton lors des périodes de forte consommation d'électricité.

Le tableau suivant présente de manière synthétique les caractéristiques des tranches du CPT de Cordemais.

Tranche n°	Année de mise en service	Puissance électrique	Combustible
1 (en arrêt)	1970	510 MW	Charbon
2-3 (en réserve)	1976	2 x 700 MW	Fuel
4	1983	600 MW	Charbon
5	1984	600 MW	Charbon

La première tranche a été convertie au charbon à la suite des modifications apportées à la chaudière en 1984.

PRINCIPE GENERAL DE FONCTIONNEMENT DES TRANCHES 4 ET 5

Chaque tranche de production d'électricité est un ensemble autonome de transformateurs d'énergie (chaudière, générateur de vapeur, alternateur...) et de matériels auxiliaires.

Le combustible utilisé dans les tranches étudiées (tranches 4 et 5) est du charbon. Pour être utilisé, le charbon doit être au préalable transformé en fines particules dans des broyeurs. Il est ensuite mélangé à de l'air réchauffé et injecté par des brûleurs dans la chambre de combustion du générateur de vapeur.

La combustion du charbon produit de la chaleur : c'est cette chaleur qui va permettre la production d'électricité. La chaleur dégagée est utilisée de diverses manières :

1. **Sous l'effet de la chaleur dégagée par la combustion, l'eau circulant à l'intérieur des faisceaux de tubes de la chaudière se transforme en vapeur à très haute température (540°C) et à haute pression (170 bars).** Cette vapeur entraîne la turbine constituée d'un ensemble de rotors et de stators. Celle-ci transforme, par détente de la vapeur, l'énergie calorifique en énergie mécanique. A la sortie des turbines, la vapeur est récupérée dans un condenseur constitué de tubes parcourus par de l'eau de refroidissement pompée dans la Loire. Ce dispositif assure ainsi la condensation de la vapeur. La continuité du circuit eau-vapeur entre le condenseur et la chaudière est assurée par un poste de réchauffage (pompes et échangeurs). Pour réchauffer l'eau, on utilise des prélèvements de vapeur (soutirages) sur la turbine. La turbine entraîne un alternateur, composé d'un rotor et d'un stator qui transforme l'énergie mécanique en énergie électrique. L'énergie électrique recueillie sous une tension de 20 000 volts est ensuite élevée par un transformateur à 220 000 ou 380 000 volts suivant les tranches, pour assurer un transport économique de l'énergie électrique.
2. **La chaleur sensible contenue dans les fumées** qui s'échappent de la chaudière est récupérée pour la plus grande part. Elle est utilisée à réchauffer l'air nécessaire à la combustion avant son entrée dans la chaudière et à resurchauffer la vapeur au-dessus de la température de vaporisation. Les gaz issus de la combustion du charbon sont dépoussiérés à plus de 99,5 % avant leur rejet à la cheminée.

L'INSTALLATION DE DESULFURATION (IDD) DES FUMÉES

Dans le cadre du protocole d'accord, signé entre EDF et l'Etat le 26 janvier 1993, pour la réduction des émissions atmosphériques des centrales thermiques classiques, compte tenu de leur durée de vie résiduelle et de leur durée d'appel prévisionnel importantes, il a été décidé d'équiper chacune des deux tranches 4 et 5 de 600 MWe du CPT de CORDEMAIS d'une installation de désulfuration des fumées, ces tranches ayant été choisies en raison de leur durée de vie résiduelle et de leur durée d'appel prévisionnel importantes.

Procédé utilisé

Les critères de base pour le choix du procédé ont été l'expérience acquise et les références sur le marché mondial. L'installation retenue est basée sur un procédé de désulfuration humide avec oxydation forcée in situ, utilisant le calcaire comme réactif de désulfuration et produisant du gypse de bonne qualité technique, commercialisable dans les industries plâtrière et cimentière. Il s'agit d'une licence General Electric Environmental Services Incorporated (GEESI).

Chacune de ces installations est conçue pour abattre au moins 92% des oxydes de soufre produits, jusqu'à 103 % de la charge nominale et pour un charbon ayant une teneur en soufre maximale de 1,3 % en masse.

Description du procédé

Circuit fumées

En sortie des dépoussiéreurs, lorsque la tranche est à une puissance permettant un fonctionnement stabilisé au charbon seul (sans soutien fuel), les fumées sont dirigées vers l'installation de désulfuration par ouverture des registres d'entrée et sortie et fermeture des registres by-pass.

En dessous d'un seuil de puissance obligeant à soutenir la combustion avec du fuel (pendant les phases de démarrage et d'arrêt, et de maintien de puissance dans certaines configurations), les fumées ne peuvent être traitées par l'IDD. Elles sont alors directement évacuées par l'ancienne cheminée, sans passer par l'absorbeur.

Un ventilateur additionnel de tirage permet de compenser la perte de charge du système.

Après ce ventilateur, les fumées traversent un échangeur de chaleur régénératif (échangeur fumées-fumées) qui permet de refroidir les fumées avant la désulfuration avec celles qui en sortent.

La température des fumées épurées est portée au minimum à 80°C pour empêcher tout phénomène de rosée acide dans les conduites et notamment dans la cheminée d'évacuation.

L'absorbeur

Les fumées à épurer sont admises dans l'absorbeur où elles circulent du bas vers le haut et subissent deux traitements successifs :

Le lavage à contre courant par une suspension pulvérisée tombant en pluie ; cette suspension recyclée en permanence est composée d'un mélange d'eau, de calcaire (réactif) et de gypse (produit de la réaction).

L'arrêt des gouttelettes de suspension entraînées par des séparateurs de gouttelettes ; un système de pulvérisation d'eau claire disposé au-dessus et au-dessous des séparateurs, empêche ces derniers de s'encrasser et introduit l'eau d'appoint du procédé.

Chaque rampe de pulvérisation est reliée à une pompe permettant la recirculation permanente de la suspension entre le fond de l'absorbeur et les pulvérisateurs.

Les oxydes de soufre sont absorbés dans les gouttelettes et se transforment en acide sulfurique en solution qui à son tour réagit avec le calcaire disponible dans la suspension. Une insufflation d'air force l'oxydation des sulfites en sulfates. Arrivés à concentration de sursaturation, les ions Ca^{2+} et SO_4^{2-} cristallisent sous forme de gypse : $[\text{CaSO}_4, 2 \text{H}_2\text{O}]$.

Circuit calcaire-gypse

Pour maintenir l'équilibre du système, le gypse est éliminé par une purge et un appoint de calcaire frais est apporté sous forme d'une suspension préparée à partir de calcaire pulvérulent ($<100\mu\text{m}$).

La suspension de gypse est traitée en hydrocyclones, puis en centrifugeuses pour atteindre une humidité inférieure à 8%. Un rinçage intermédiaire du gypse à l'eau claire permet de maintenir la teneur en chlorure du produit fini en-deçà des teneurs maximales imposées par les cahiers des charges techniques.

Le gypse ainsi produit est dirigé par des convoyeurs vers un bâtiment de stockage d'une capacité de 10.000 m³. Le gypse est ensuite chargé sur des navires ou des trains et expédié vers les circuits de commercialisation. En secours l'enlèvement du gypse peut se faire par camions.

Circuit eau

Pour compenser les pertes d'eau dues à l'évaporation dans l'absorbeur, à la purge de déconcentration (voir ci-après) et à l'humidité résiduelle du gypse, deux types d'eau sont apportés en appoint : une eau à faible teneur en chlorure et de l'eau de Loire clarifiée.

L'eau est introduite dans l'installation en plusieurs endroits : appoint de lait de calcaire, rinçage du gypse, lavage des séparateurs de gouttelettes, etc.

L'installation possède une fosse de vidange dans laquelle sont collectées les eaux de rinçage et de drainage des tuyauteries, gaines et pompes pour être renvoyées aux absorbeurs.

L'eau de process issue des étapes d'essorage du gypse est partiellement recyclée vers les absorbeurs. Une purge permet de déconcentrer la solution en chlorures, cendres volantes et autres matières indésirables. Elle prend sa source à la surverse des hydrocyclones à gypse et passe par une installation de traitement des effluents avant rejet.

Cadre réglementaire

L'Unité de Production est soumise à la réglementation des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) au titre des rubriques citées dans la note D5520/MQE/NTT/524-0 " Classement des installations ", soit sous le régime de la déclaration, soit sous le régime de l'autorisation.

Au titre de cette réglementation, le CPT de Cordemais est donc soumis à l'arrêté préfectoral codificatif du 21 juillet 1998, ainsi qu'à une série de textes réglementaires et législatifs, dont la liste est tenue à jour dans la note D5520/MQE/NTT/504-0 " Répertoire des textes réglementaires et autres exigences en matière d'environnement ".

4.2 - ENVIRONNEMENT DU SITE DE REFERENCE ET UTILISATION DES RESSOURCES LOCALES

Description du milieu

Contexte environnemental

- Contexte climatique

Le CPT de Cordemais est situé en Loire-Atlantique, dans l'estuaire interne de la Loire. L'influence océanique y est fortement prépondérante et se caractérise par des pluies nombreuses mais modérées et des vents dominants de secteur ouest à sud-ouest, d'une part, et de secteur nord-est d'autre part.

Les stations de la météorologie de Nantes et de Saint-Nazaire situées à égale distance du site permettent d'identifier les conditions climatiques de Cordemais :

Précipitations

Précipitations	Nantes (1951-1980)	Saint-Nazaire (1958-1997)
Cumul annuel moyen	794 mm	-
Valeur exceptionnelle	1076 mm en 1960	-
Mois (en moyenne) les plus arrosés	nov. à janv : 84-90 mm	-
Mois (en moyenne) le moins pluvieux	juin : 46 mm	-
Nombre de jour de pluie par an	(> 0,1 mm) : 168	(> 1 mm) : 114
Hauteur max. en 24 h	94,9 mm le 7/7/77	53,6 en 1973

Températures

Températures	Nantes (1951-1980)	Saint-Nazaire (1958-1997)
Moyenne mensuelle min.	2,0 °C en janvier	2,8 °C en janvier
Moyenne mensuelle max.	24,0 °C en juillet	23,8 °C en juillet
Températures extrêmes sur la période	-15,6 °C / + 36,8°C	-13,8 °C / +37,2 °C
Nombre moyen de jours de gelée par an	39	34

Vents

De l'analyse des roses des vents des stations de Nantes et Saint-Nazaire (annexe D), il apparaît que :

- Les vents dominants sont des vents d'ouest / sud-ouest (28 %) (de provenance ouest / sud-ouest) ainsi que les vents de nord-est (22 %);
- les vents calmes sont très rares (1-2 %) et les vents faibles (1m/s) peu fréquents ;
- en revanche, les vents dépassant 5 m/s représentent environ 20% des situations (principalement d'ouest et sud-ouest) ; 2% d'entre eux atteignent au moins 10 m/s (exclusivement ouest et sud-ouest).

A noter que les vents d'ouest / sud-ouest ont une influence importante sur l'envol des cendres du parc à cendres vers le lieu-dit "La Peille", situé au nord-est.

- Contexte géomorphologique et géologique

Structurellement, l'île de Cordemais est située dans la plaine alluviale de la Loire, en rive droite de Loire, entre Nantes et Saint-Nazaire.

La carte géologique de Paimboeuf met en évidence, au-dessus du socle rocheux constitué de gneiss, une succession d'alluvions fluvio-marines de l'estuaire de la Loire. Ces gneiss, de nature pétrographique variée, sont alignés en bandes orientées suivant une direction armoricaine NW-SE. Ils forment des reliefs ondulés qui peuvent émerger de la plaine alluviale, comme celui qui porte le village de Cordemais.

L'ondulation de ces reliefs est également à l'origine des deux affleurements rocheux qui ont formé les îles de la Nation et de la Calotte. Ces deux îles ont été réunies par l'action de l'homme (création de digues en bois et envasement) au cours du 19^{ème} siècle.

La centrale thermique de Cordemais est construite sur cette île, séparée du bourg par le bras de Cordemais.

Des remblais d'aménagement (essentiellement sableux) ont été rapportés sur ces alluvions.

Les coupes géologiques recensées en banque de données du sous-sol (BSS) du BRGM dans le secteur du parc à fuel Est mentionnent 3 à 4 mètres de remblais sableux reposant sur les alluvions fluvio-marines de l'estuaire constituées par 4 à 6 mètres de vases noires et argiles à niveau sableux, le tout reposant sur le socle altéré (gneiss), présent vers 10 mètres de profondeur par rapport au sol.

Pour résumer, il est important de retenir que l'île est constituée de remblais et d'alluvions de la Loire en ce qui concerne sa partie émergée actuelle. Ces alluvions sont d'épaisseur variable, faible sur le rocher primitivement émergé (les anciennes îles de la Calotte et de la Nation), mais beaucoup plus importante dans le paléo-sillon séparant les îles primitives.

- Contexte hydrogéologique

L'alternance au niveau de l'île de Cordemais de terrains de perméabilité très variée conditionne la présence de différents types d'aquifères.

Ainsi, deux types de nappes sont susceptibles d'être rencontrés à l'endroit du site :

Nappes libres :

Il s'agit principalement de la nappe phréatique qui baigne les terrains vasards de surface. Elle est alimentée directement par les précipitations et par le fleuve.

Le niveau de cette nappe est sujet à des variations assez brutales en relation avec la pluviométrie. Son niveau, situé à faible profondeur, s'établit en période sèche à +3/+4 CM (1), soit, ramené en cote par rapport aux alentours du site à -1/-2 m par rapport au sol. Ce niveau statique remonte jusqu'aux cotes +5/+6 CM en période pluvieuse, les zones basses pouvant rester inondées sous quelques décimètres d'eau.

(1) : CM : cotes marines = cote NGF – 3,43 depuis 1996

Il peut exister également une nappe perchée, dans les remblais, retenue par les vases alluvionnaires sous-jacentes ou les lentilles vaseuses apportées par le remblai. Cette nappe perchée serait également soumise à des variations saisonnières et aux fluctuations des marées dans les zones où elle est en relation avec le fleuve (zones avec absence de palplanche).

Nappes captives et semi-captives :

Elles se forment au sein des alluvions sableuses et sont retenues par les terrains vaseux imperméables sus-jacents. Elles sont alimentées par infiltration à partir des coteaux avoisinants, soit par l'intermédiaire de niveaux sableux continus, en particulier les alluvions anciennes qui tapissent le fond des vallées, soit par les eaux d'infiltration, qui circulent dans l'altération du rocher, et par les fractures et diaclases du substratum.

Le niveau statique est fonction de la cote de leur zone d'alimentation et des pertes de charge induites par les circulations au sein de l'aquifère et par les phénomènes de drainance de ces nappes en charge à travers les alluvions peu perméables qui les retiennent.

Il peut se créer ainsi de véritables nappes artésiennes à l'origine de surpressions qui peuvent être localement importantes au sein des alluvions. Un piézomètre installé lors des reconnaissances géotechniques de la désulfuration aval, crépiné de 17 à 29 m, voit son niveau statique à 2,5 m de profondeur.

Au vu des investigations réalisées, il n'est pas possible de connaître plus précisément le régime d'écoulement des eaux souterraines sur l'ensemble du site. Néanmoins, les hypothèses suivantes peuvent être avancées :

↳ la nappe superficielle "perchée" des remblais peut être en communication, au moins localement, avec celle contenue dans les lentilles sableuses des alluvions ligériennes

↳ cette nappe pourrait être drainée au nord et à l'est par le bras de Cordemais, et au sud par la Loire. Ce "drainage" serait à minorer pour les secteurs pourvus de palplanches (jusqu'à 15 m de profondeur, sous réserve de l'état de ces palplanches). Rappelons que la zone du parc à suies, ne possède pas de palplanches vers le bras de Cordemais et la Loire.

↳ la présence d'étiers drainant le parc à suies est visible sur une photographie aérienne de 1979. Ces 2 étiers ont été remblayés lors de la création de la voie ferrée autour du parc à charbon. Ces anciens étiers peuvent constituer des voies de migration préférentielle vers le bras de Cordemais pour les polluants du parc à suies

↳ les sens d'écoulement des eaux souterraines peuvent aussi être canalisés par les évolutions chaotiques du soubassement rocheux (présence du thalweg entre les deux affleurements rocheux à l'origine des anciennes îles de la Nation et de la Calotte)

↳ des zones de confinement pourraient exister localement dans le thalweg entre les deux anciennes îles

↳ la Loire et le bras de Cordemais subissant un important marnage, le régime d'écoulement des nappes superficielles est complexe. L'occurrence d'inversions journalières de sens d'écoulement est possible.

- Contexte hydrogéologique

L'île de Cordemais borde la rive droite de la Loire. Le bras de Cordemais, qui auparavant entourait complètement l'île, a été comblé dans sa partie amont lors de l'extension de la centrale.

Les eaux de refroidissement de la centrale sont pompées en Loire et rejetées dans ce bras de Cordemais. Cette circulation d'eau empêche l'envasement de ce bras, ce qui a permis la création d'un petit port de plaisance dans sa partie aval.

Deux étiers, l'étier de Cordemais au nord-ouest et l'étier du Port à l'est communiquent avec le bras de Cordemais.

Le contexte hydrogéologique de l'île montre l'influence potentielle de la Loire sur le régime des nappes souterraines. Cette influence est journalière du fait des marées océaniques, et saisonnière en fonction du régime propre du fleuve (crues, période d'étiage).

Notons ainsi le marnage suivant correspondant aux marées moyennes de vives eaux et de mortes eaux à Cordemais :

Vives eaux		Mortes eaux	
<i>haute mer</i>	<i>basse mer</i>	<i>haute mer</i>	<i>basse mer</i>
+5,6 CM	+0,6 CM	+4,2 CM	+1,6 CM

(CM = Cote marine = -3,43 m NGF)

Le bras de Cordemais et les étiers proches subissent également ces variations de niveaux.

La municipalité de Cordemais a créé un plan d'eau paysager au lieu-dit "La Côte", situé à moins de 300 mètres au nord-ouest du site. Ce plan d'eau s'étend sur 4 ha l'été et sur 5 ha l'hiver puisque la zone de marais est inondable. L'alimentation principale se fait par pompage dans le marais de la Roche en dehors des périodes d'étiage. Ce plan d'eau a un usage récréatif (pêche, promenade et observation).

Vulnérabilité des milieux

- Vulnérabilité des eaux

Vulnérabilité des eaux souterraines

Les nappes potentiellement menacées sont les nappes des remblais du site ainsi que la nappe des terrains alluvionnaires vasards de surface. Ces nappes vulnérables aux pollutions de surface peuvent être en relation avec la Loire et le bras de Cordemais.

Il n'est pas non plus possible d'exclure l'éventualité d'une connexion hydraulique entre ces nappes vulnérables de surface et des nappes semi-captives plus profondes, notamment à cause de l'hétérogénéité du contexte géomorphologique du site et de la présence de l'ancien thalweg entre les anciennes îles de la Nation et de la Calotte.

La nappe des alluvions anciennes paraît moins vulnérable.

Vulnérabilité des eaux superficielles

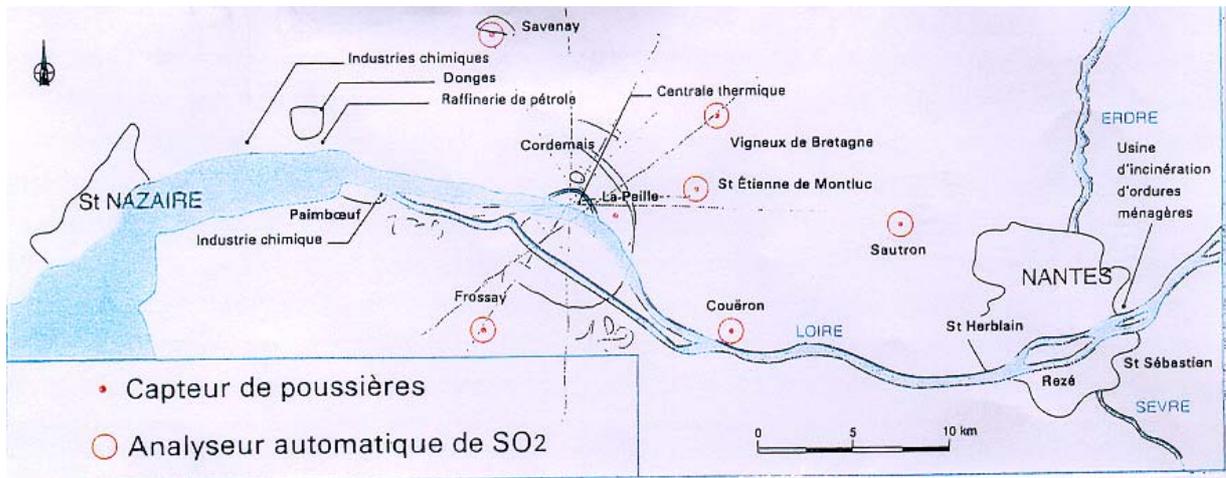
Jouxant le site, le bras de Cordemais et la Loire reçoivent tous les effluents de surface, après passage dans les pièges à clapet. De plus, les eaux de la Loire et du bras de Cordemais sont en connexion hydraulique avec les nappes superficielles situées sous le site et sont donc potentiellement vulnérables à une pollution de ces dernières.

Cette communication est réduite en certains secteurs par la présence de palplanches sur une profondeur de 15 mètres environ. Il est à noter l'absence de palplanches au niveau de la zone du parc à suies.

- Vulnérabilité de l'air

Le CPT de Cordemais est situé dans une zone agricole, au relief plat, où les riverains immédiats sont peu nombreux ; de plus, le climat océanique ne peut pas accentuer la sévérité d'une éventuelle pollution atmosphérique. Par conséquent, la sensibilité de l'air paraît peu importante. Le réseau de surveillance de la qualité de l'air dispose de capteurs de poussières et d'analyseurs automatiques de SO₂ autour du site (figure 2).

Figure 2 : Réseau de surveillance de la qualité de l'air autour du site



- Vulnérabilité du site par rapport au bruit

Etant situé dans une zone agricole peu bruyante, le CPT a une influence forte sur la qualité sonore ambiante. Néanmoins, la faible densité de population et l'absence de zone sensible sous vents dominants font que la sensibilité du site par rapport au bruit est finalement peu importante (cf. étude d'impact du site).

Voies potentielles de migration des polluants hors du site

Les voies potentielles de migration des polluants sont présentées dans le tableau ci-dessous :

Voies potentielles de migration des polluants hors du site	Vulnérabilité de ces voies de migration
<p>EAUX SUPERFICIELLES</p> <ul style="list-style-type: none"> - Loire - Bras de Cordemais 	<p>Proximité immédiate. Effluents du site rejetés dans ces eaux superficielles après traitement. Communication hydraulique possible avec les eaux souterraines du site, notamment dans les secteurs dépourvus de palplanches (parc à suies).</p>
<p>EAUX SOUTERRAINES</p> <p><u>Nappes superficielles</u> :</p> <ul style="list-style-type: none"> - nappe des remblais - nappe des vasards <p><u>Nappes semi-captives</u> :</p> <ul style="list-style-type: none"> - nappe des lentilles sableuses - nappe des alluvions anciennes 	<p>Les nappes superficielles sont très vulnérables. Elles sont potentiellement en connexion hydraulique avec les nappes semi-captives.</p>
<p>AIR</p>	<p>Emissions canalisées : 4 cheminées Emissions diffuses : présence de stocks importants de produits pulvérulents sur le site (parc à cendres). Lieu-dit "La Peille" pouvant être sous le vent fort de provenance sud-ouest.</p>

4.3 - CARACTERISATION DES POPULATIONS CONCERNEES AUTOUR DU SITE DE REFERENCE

Caractérisation des cibles potentielles

L'étude considère l'homme comme cible principale. Les cibles et usages connus au moment de l'étude sont les suivants :

Milieu	Usage principal	Position par rapport site	Voie d'exposition	Zone d'étude
Eaux superficielles	Pêche (professionnels et amateurs)	Contiguë	Ingestion indirecte (chaîne alimentaire)	5 km / site
	Alimentation estivale des marais surtout rive sud (irrigation, abreuvement)	Latérale amont > 5 km	Ingestion indirecte (chaîne alimentaire)	5 km / site
	Pas d'AEP	5 km / site	-	5 km / site
Eaux souterraines	Nappes superficielles : pas d'ouvrages recensés	-	-	1 km / site
	Nappes captives : 2 puits recensés (derrière la maison du port et derrière les haras)	latérale aval < 300 m	-	1 km / site
	AEP de Frossay à 5 km au sud (1)	latérale, 5 km	-	5 km / site
Air	Présence humaine (50 hab.) au lieu-dit " La Peille "	300 m du parc à cendres	Contact et inhalation des cendres envolées du parc	1 km / site
	Rejets atmosphériques canalisés		Inhalation directe et ingestion via les retombées au sol	30 km / site
Sol	Présence humaine à l'extérieure du parc	-	Contact et inhalation	Parcs à charbon et à cendres etc.

(1) : Captage AEP

Le captage AEP le plus proche est le captage de Frossay, sur l'autre rive de la Loire, à 5 km du site en position latérale aval. Ce captage ne serait pas en relation avec le régime hydraulique de la Loire (source : M. Marchand, hydrogéologue spécialisé en salubrité publique) et n'est pas menacé.

Le CPT est largement en dehors du projet des périmètres de protection de ce captage.

Dangers potentiels engendrés par le site

Les dangers potentiels engendrés par le site pour la cible homme sont :

- (1) le transfert de la pollution des sources "sols" potentielles ou identifiées du site vers les eaux souterraines hors du site. Toutefois, la possibilité de contact est réduite car l'AEP recensé ne subit pas l'influence du site et seuls 2 puits ont été identifiés;
- (2) les envois de cendres vers les populations à proximité du parc à cendres (exposition par contact). Ceux-ci n'ont plus provoqué de plaintes des riverains depuis 1994, suite à la mise en place d'un arrosage automatique des cendres, en fonction de la force et de la direction des vents. L'eau utilisée dans ce but s'infiltré dans la partie superficielle des cendres et est absorbée par ce milieu poreux, puis s'évapore naturellement. Les conditions de stockage s'opposent ici à une infiltration dans le sol. Les eaux de ruissellement issues des stockages de cendre et charbon sont traitées.

Plus significativement :

- le transfert de la pollution des sources "sols" potentielles ou identifiées vers les eaux superficielles (Loire et bras de Cordemais), qui ont des usages de pêche identifiés;
- les rejets atmosphériques canalisés vers des populations plus éloignées et les retombées au sol.

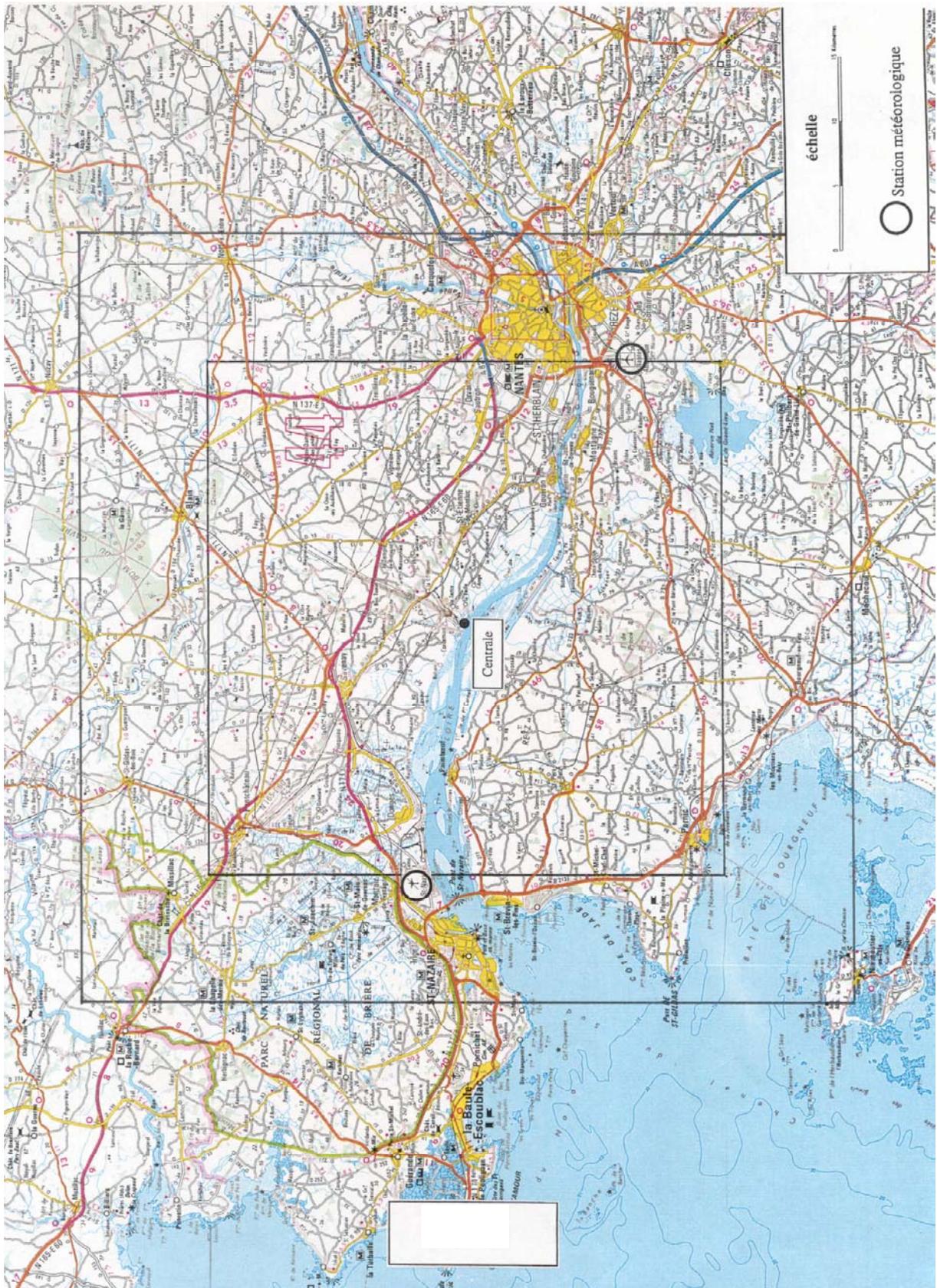
Seules les expositions directes par inhalation sont traitées dans le rapport partie 1. Les expositions indirectes par ingestion (via les retombées au sol des rejets atmosphériques) sont intégrées au rapport partie 2.

Concernant les rejets aqueux, au vu de ce qui est décrit précédemment, ceux-ci peuvent surtout impacter les eaux superficielles (l'estuaire de la Loire) qui sont utilisées dans un objectif récréatif (pêche) mais aussi d'irrigation et d'abreuvement. Les effluents produits par le CPT de Cordemais sont des eaux cendreuses et non cendreuses. Les eaux non cendreuses (non recyclables) sont traitées sur le traitement d'eau de désulfuration puis rejetées en Loire après dilution. Les eaux cendreuses (recyclables) sont maintenant traitées et ré-introduites dans le réseau d'eau industriel. Seule les eaux non cendreuses sont donc en contact avec la Loire et sont susceptibles de contaminer les poissons pêchés et consommés. Le GT ayant choisi de focaliser sur les rejets atmosphériques, les rejets aqueux ne seront pas considérés dans la présente étude.

Population présente autour du site

La population est étudiée dans un rayon de 30 km autour de la centrale pour les raisons explicitées ci-après (carte de la zone d'étude en figure 3).

Figure 3 : zone d'étude



Les données de population sont issues du recensement INSEE de 1999. L'aire d'étude englobant une partie des agglomérations de Nantes et Saint-Nazaire, la population étudiée avoisine les **780 000 habitants**. Le détail des populations permanentes dans chaque commune est présenté dans le tableau 1 suivant.

TABLEAU 1 : Population des communes situées dans l'aire d'étude (INSEE, IGN)

<i>Nom de la Commune</i>	<i>Numéro</i>	<i>Code postal</i>	<i>Distance à la centrale</i>	<i>Pop. 82</i>	<i>Pop. 90</i>	<i>Pop. 99</i>	<i>Projection X (mètres)</i>	<i>Projection Y (mètres)</i>
<i>CTP Cordemais</i>	-	-	-	-	-	-	281600	2261030
<i>Cordemais</i>	1	44045	2,12	2004	2374	2515	281300	2263100
<i>Frossay</i>	2	44061	5,52	1911	2099	2106	276800	2258100
<i>Bouée</i>	3	44019	5,86	571	618	661	279100	2266600
<i>Saint-Étienne-de-Montluc</i>	4	44158	7,11	5018	5759	6231	288700	2261100
<i>Lavau-sur-Loire</i>	5	44080	7,85	555	637	614	274800	2265300
<i>Vue</i>	6	44220	7,94	784	887	995	280600	2252900
<i>Le Temple-de-Bretagne</i>	7	44203	8,78	1009	1420	1557	288200	2266900
<i>Malville</i>	8	44089	9,69	2085	2860	2980	282900	2270800
<i>Rouans</i>	9	44145	9,72	1710	1891	2131	282100	2251300
<i>cheix-en-retz</i>	10	44039	10,92	367	442	529	285500	2250700
<i>Savenay</i>	11	44195	11,19	5679	5314	5883	277000	2271200
<i>Saint-Viaud</i>	12	44192	11,24	1576	1713	1837	270500	2259800
<i>Vigneux-de-Bretagne</i>	13	44217	11,94	3183	4026	4712	292100	2266500
<i>pellerin</i>	14	44120	11,95	3478	3712	3774	290200	2252400
<i>Paimboeuf</i>	15	44116	12,24	3321	2842	2758	269800	2263400
<i>coueron</i>	16	44047	12,73	14113	16319	17808	292600	2254100
<i>chappelle-launay</i>	17	44033	13,33	1839	2249	2258	274800	2272500
<i>corsept</i>	18	44046	13,96	1351	1633	1959	267600	2262400
<i>saint-jean-de-boiseau</i>	19	44166	14,19	3627	4120	4562	292400	2251800
<i>prinquiau</i>	20	44137	14,5	2009	2175	2055	271800	2271600
<i>saint-pere-en-retz</i>	21	44187	14,89	2917	3250	3454	268300	2254500
<i>sautron</i>	22	44194	15,23	4692	6026	6824	297100	2259300
<i>chauve</i>	23	44038	15,98	1348	1589	1695	272400	2248100
<i>Bouvron</i>	24	44023	16,14	2334	2402	2411	284400	2277100
<i>donges</i>	25	44052	16,23	6726	6377	6157	266600	2267500
<i>brains</i>	26	44024	16,28	1578	1889	2172	292500	2249000
<i>montagne</i>	27	44101	16,9	5419	5555	5841	295500	2251100
<i>fay-de-bretagne</i>	28	44056	17,01	2175	2388	2489	288600	2276500
<i>chemere</i>	29	44040	17,1	1377	1447	1583	277600	2244500
<i>indre</i>	30	44074	17,13	3513	3262	3643	296500	2252100
<i>campbon</i>	31	44025	17,2	2747	2918	2897	275300	2276900
<i>notre-dame-des-landes</i>	32	44111	17,28	1274	1527	1649	294600	2272400
<i>port-saint-père</i>	33	44133	17,95	1716	1695	2143	290300	2245100
<i>arthon-en-retz</i>	34	44005	18,25	2151	2321	2670	275700	2244000
<i>saint-herblain</i>	35	44162	18,31	41958	42774	43726	298100	2253400
<i>saint-léger-les-vignes</i>	36	44171	18,65	721	946	1158	291500	2245300
<i>saint-hilaire-de-chaleons</i>	37	44164	18,9	1362	1333	1545	281300	2243200
<i>orvault</i>	38	44114	19,04		23115	23554	300500	2259900
<i>sainte-pazanne</i>	39	44186	19,28	2940	3159	3448	285400	2242000
<i>bouaye</i>	40	44018	19,65	3445	4815	5251	294800	2246000
<i>treillieres</i>	41	44209	19,68	3569	4511	6032	300600	2266600
<i>saint-mars-de-coutais</i>	42	44178	20,53	1518	1744	1858	291100	2242700
<i>besné</i>	43	44013	21,72	2062	2059	2031	265900	2275800

<i>Nom de la Commune</i>	<i>Numéro</i>	<i>Code postal</i>	<i>Distance à la centrale</i>	<i>Pop. 82</i>	<i>Pop. 90</i>	<i>Pop. 99</i>	<i>Projection X (mètres)</i>	<i>Projection Y (mètres)</i>
<i>bouguenais</i>	44	44020	21,76	14043	15099	15627	299900	2249700
<i>Saint-Brevin-les-Pins</i>	45	44154	21,93	8582	8688	9594	259300	2259400
<i>Quilly</i>	46	44139	22	793	859	905	276700	2282400
<i>montoir-de-bretagne</i>	47	44103	22,17	5772	6585	6204	261200	2268400
<i>Grandchamps-des-fontaines</i>	48	44066	22,74	2223	2464	3466	302400	2270300
<i>heric</i>	49	44073	23	3140	3378	3987	299200	2275700
<i>Sainte-anne-sur-brivet</i>	50	44152	23,18	2004	2093	1925	272900	2282400
<i>saint-michel-chef-chef</i>	51	44182	23,22	2517	2663	3177	260300	2252000
<i>Blain</i>	52	44015	24,15	7366	7434	7733	291100	2283200
<i>Chapelle-sur-erdre</i>	53	44035	24,45	12246	14830	16391	306000	2262800
<i>Pontchateau</i>	54	44129	24,51	7220	7549	7773	266500	2280200
<i>La Bernerie-en-retz</i>	55	44012	24,57	1799	1828	2139	268000	2240500
<i>pornic</i>	56	44131	24,59	8704	9815	11903	263300	2244600
<i>Trignac</i>	57	44210	24,62	7180	7020	6956	258100	2267400
<i>Saint-aignan-grandlieu</i>	58	44150	24,68	2489	3033	3483	299100	2243600
<i>Nantes</i>	59	44109	24,74	240539	244995	270251	305500	2253700
<i>Saint-malo-de-guersac</i>	60	44176	24,94	3286	3294	3126	259000	2271000
<i>Les Moutiers-en-retz</i>	61	44106	25,09	693	739	905	270600	2238400
<i>Bourgneuf-en-retz</i>	62	44021	26,11	2283	2346	2403	274200	2235900
<i>Saint-nazaire</i>	63	44184	26,3	68348	64812	65874	256200	2263300
<i>La Chevallerais</i>	64	44221	26,5	546	652	652	298000	2281900
<i>Drefféac</i>	65	44053	26,58	1145	1296	1322	269000	2284400
<i>Saint-lumine-de-coutais</i>	66	44174	26,61	1080	1175	1335	291500	2236300
<i>Rezé</i>	67	44143	26,67	33562	33262	35478	304200	2250800
<i>Casson</i>	68	44027	26,97	974	1202	1320	306000	2272400
<i>Sucé-sur-erdre</i>	69	44201	27,14	4135	4806	5868	308000	2267700
<i>Crossac</i>	70	44050	27,24	2067	227	2136	260200	2277700
<i>Pont-saint-martin</i>	71	44130	27,4	3320	3835	4754	302600	2243400
<i>Fresnay-en-retz</i>	72	44059	27,66	877	848	855	279900	2233500
<i>Saint-joachim</i>	73	44168	27,73	4253	3994	3772	257600	2274600
<i>La Chevrolière</i>	74	44041	28,04	3368	4272	4851	300400	2239900
<i>Guenrouet</i>	75	44068	28,1	2270	283	2408	276900	2288800
<i>La Plaine-sur-mer</i>	76	44126	28,32	2006	2104	2517	256900	2247400
<i>Saint-sébastien-sur-loire</i>	77	44190	28,62	17825	22202	25223	309300	2252400
<i>Saint-même-le-tenu</i>	78	44181	28,67	781	870	932	286100	2232800
<i>Carquefou</i>	79	44026	28,82	9664	1287	15377	310500	2262300
<i>Sainte-luce-sur-loire</i>	80	44172	29,15	8399	9648	11261	310700	2257000
<i>Le Gâvre</i>	81	44062	29,21	892	995	945	292500	2288100
<i>Les Sorinieres</i>	82	44198	29,57	4299	5174	6239	306900	2245700
<i>Plessé</i>	83	44128	29,8	3436	3298	3416	282200	2291000
<i>Saint-gildas-des-bois</i>	84	44161	29,84	2997	3126	3059	270700	2288800

Le tableau présente la population de chaque commune pour les trois derniers recensements, dans l'ordre croissant des distances les séparant de la centrale, en précisant leurs coordonnées géographiques (Lambert 2).

Dans un rayon de 6 km autour du site, la population permanente totale s'élève à 5282 habitants. Elle correspond à une densité moyenne de population de 67 hab./km². Le plus proche village, Cordemais, se situe à environ 2 km au nord du site et compte 2515 habitants.

Dans la zone d'étude, la densité de population est d'environ 275 hab./km². Cependant cette zone comprend les agglomérations de Nantes à l'Est et de Saint-Nazaire à l'Ouest. Ainsi dans une zone de 15 km de rayon autour de la centrale, périmètre qui exclut ces grosses agglomérations et qui correspond à une zone beaucoup plus rurale, la population ne dépasse pas 71 379 hab., soit une densité de population proche de 100 hab./km².

En dehors des agglomérations, l'habitat est dispersé et peu dense, d'autant plus à proximité du CPT de Cordemais situé dans une zone humide et de marais. Compte tenu de la faible densité de population à proximité immédiate du site (la grande majorité de la population -plus de 85%- se situe à des distances supérieures à 18 km de la centrale) et de la présence de substances cancérigènes rejetées par l'installation (voir chapitres 5 et 6), il a été jugé préférable d'étendre la zone d'étude de façon à y intégrer les zones à plus fortes densités de population (agglomérations de Nantes et Saint Nazaire) même si elles correspondent, selon la modélisation de la dispersion atmosphérique, à des niveaux de concentrations attribuables à l'usine très faibles au regard des concentrations de référence. Cela se justifie d'autant plus dans ce contexte du fait de la grande homogénéité des concentrations modélisées dans l'air (chapitre 7).

On constate que globalement la population a régulièrement augmenté depuis le recensement de 1982.

Les deux tableaux suivants présentent la répartition spatiale des populations par secteurs, en fonction de la distance.

TABLEAUX 2 et 3 : Répartition spatiale des population dans un rayon de 30 km autour de la centrale de Cordemais (INSEE)

Population non cumulée (nb de personnes) - 1999

Secteur Distance (km)	350°-10° (Nord)	10°-30°	30°-50°	50°-70°	70°-90° (Est)	90°-110°	110°-130°	130°-150°	150°-170°	170°-190° (Sud)	190°-210°	210°-230°	230°-250°	250°-270° (Ouest)	270°-290°	290°-310°	310°-330°	330°-350°	Total
0-1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2-3	2 515	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2 515
3-4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5-6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2 106	0	0	0	0	661	2 767
6-7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7-8	0	0	0	0	6 231	0	0	0	0	995	0	0	0	0	0	614	0	0	7 840
8-9	0	0	1 557	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1 557
9-10	2 980	0	0	0	0	0	0	0	0	2 131	0	0	0	0	0	0	0	0	5 111
0-10	5 495	0	1 557	0	6 231	0	0	0	0	3 126	0	0	2 106	0	0	614	0	661	19 790
10-20	2 441	2 489	1 649	4 712	6 032	30 378	71 018	16 917	6 120	1 545	4 253	1 695	3 454	1 837	4 717	6 157	4 313	8 780	178 507
20-30	5 824	8 678	4 639	4 786	37 636	306 735	62 098	8 334	3 193	1 787	3 308	14 042	5 694	9 594	79 034	9 034	9 804	7 211	581 431
0-30	8 265	11 167	6 288	9 498	43 668	337 113	133 116	25 251	9 313	3 332	7 561	15 737	9 148	11 431	83 751	15 191	14 117	15 991	759 938

Densité de population (nb de personnes/km²) - 1999

Secteur Distance (km)	350°-10° (Nord)	10°-30°	30°-50°	50°-70°	70°-90° (Est)	90°-110°	110°-130°	130°-150°	150°-170°	170°-190° (Sud)	190°-210°	210°-230°	230°-250°	250°-270° (Ouest)	270°-290°	290°-310°	310°-330°	330°-350°	Total
1-2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2-3	2891	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	160
3-4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4-5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5-6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1097	0	0	0	0	344	80
6-7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7-8	0	0	0	0	2378	0	0	0	0	380	0	0	0	0	0	234	0	0	166
8-9	0	0	524	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29
9-10	898	0	0	0	0	0	0	0	0	642	0	0	0	0	0	0	0	0	86
0-10	315	0	89	0	357	0	0	0	0	179	0	0	121	0	0	35	0	38	63
10-20	47	48	31	90	115	580	1356	323	117	30	81	32	66	35	90	118	82	168	189
20-30	67	99	53	55	431	3515	712	95	37	20	38	161	65	110	906	104	112	83	370
0-30																			269

5- INVENTAIRE DES EMISSIONS ATMOSPHERIQUES DU SITE ET CHOIX DES TRACEURS DU RISQUE PAR INHALATION

5.1 - DONNEES DISPONIBLES SUR LE SITE DE REFERENCE

5.1.1 - Qualitatif

Un inventaire des substances rejetées par la centrale de Cordemais a été réalisé par EDF. A titre d'inventaire qualitatif le plus exhaustif possible, auquel comparer les données disponibles sur le site, l'annexe A contient les substances à déclarer par les installations productrices d'énergie au Toxic Release Inventory (TRI) américain. Cet inventaire servait déjà de base à l'article de Rubin [1999]. Les composés de cette liste (au nombre de 71) ne sont pas forcément caractéristiques des émissions à la cheminée. Ils concernent le fonctionnement de l'installation dans son ensemble.

Plus proche de nous, l'EPER (European Pollutant Emission Register) fournit dans son annexe A1 une liste des substances (37 pour l'air et 26 pour l'eau -au niveau européen¹- voir annexe A) attendues à l'émission d'activités industrielles recensées dans l'annexe I de la directive 96/61/CE (Décision de la Commission Européenne 2000/479/EC du 17 juillet 2000 en application de l'article 15 de la directive 96/61/CE). Les installations de combustion de plus de 50 MW, auxquelles appartient Cordemais, sont soumises à cette réglementation; 16 substances parmi celles à déclarer sont particulièrement visées pour les émissions dans l'air de ce type d'industries.

Le tableau 4 suivant fournit la liste des substances pour lesquelles des données à l'émission sont disponibles sur le site de référence (continues ou ponctuelles, tranches charbon), en regard des substances listées dans l'EPER comme particulièrement pertinentes à considérer dans les émissions atmosphériques des GIC.

Remarques : Aucune donnée n'est disponible sur les phases de démarrage des tranches charbon ainsi que sur les périodes de dysfonctionnement, en particulier liées à l'arrêt de la désulfuration. Pour les émissions diffuses, les envols du parc à charbon ont fait l'objet d'un exercice spécifique (annexe B).

¹ En France, vient s'ajouter les substances toxiques ou cancérigènes de l'annexe 4 (arrêté du 24/12/2002 relatif à la déclaration annuelle des émissions polluantes des installations classées soumises à autorisation), qui comprend environ 50 substances dont certaines sont déjà dans l'EPER.

TABLEAU 4 : substances émises dans l'air à prendre en compte pour les deux tranches au charbon du site de référence avec fonctionnement de la désulfuration et comparaison à l'EPER

CORDEMAIS	EPER
SO _x	SO _x
NO _x	NO _x
Poussières, PM ₁₀ , PM _{2.5}	PM ₁₀
CO ₂	CO ₂ , CO
HCl	Chlorures et composés inorganiques
HF	Fluorures et composés inorganiques
COV totaux	
N ₂ O	N ₂ O
HAP Naphtalène Fluoranthène B(a)A B(b)F B(k)F B(a)P D(a,h)A B(g,h,i)P In(1,2,3,c,d)P	HAP
Dioxines, Furanes (I. TEQ)	Dioxines, Furanes
Arsenic As	As et composés
Cadmium Cd	Cd et composés
Chrome Cr	Cr et composés
Cuivre Cu	
Mercure Hg	
Nickel Ni	Ni et composés
Plomb Pb	Pb et composés
Zinc Zn	
Sélénium Se	
	CH ₄

On remarque que les données du site, à l'exception du méthane, vont au delà de la liste recommandée par l'EPER. Pour conclure, on peut considérer ce tableau et en particulier les données du site comme un inventaire qualitatif raisonnablement exhaustif des émissions atmosphériques canalisées pertinentes à considérer pour ce type d'installation.

Les quelques manques remarqués concernent les substances suivantes :

- **Parmi les HAP : le chrysène (ou benzo(a)phénanthrène)**, qui est classé B2 par l'EPA (cancérogène probable) et qui, en tant que tel, apparaît dans l'ensemble des Facteurs d'Equivalence Toxique (FET) disponibles dans la littérature (ils seront repris plus loin dans le chapitre identification des dangers et relations dose-réponse). Il est toujours intéressant d'utiliser les FET qui tiennent compte du mélange des substances d'une même famille donc du potentiel dangereux relatif d'une substance par rapport à une autre (en référence à celui du B(a)P fixé par convention à 1). Le chrysène nous manque ici pour effectuer cet exercice en toute rigueur, si on part du principe que le FET d'une substance est pertinent à utiliser que si cette dernière est classée au moins cancérogène probable (pour rappel, le BaP est décrit pour ses effets cancérogènes). Le cas du chrysène sera cependant discuté plus avant.
- **Les COV** : la mesure en COV totaux ne signifie rien en évaluation du risque sanitaire. Les COV constituent une famille de substances très hétérogènes quant à leur comportement physico-chimique et leur dangerosité. L'une des possibilités en ERS est d'assimiler l'ensemble des COV à l'un des plus toxiques de la famille (formaldéhyde, benzène). Toutefois, il est clair que cet exercice n'est pas des plus satisfaisants. En étudiant les Facteurs d'Emission (FE) liés à la combustion de charbon dans les centrales de production thermique, les COV les plus caractéristiques ont été qualifiés puis quantifiés (voir annexe C et chapitre suivant). Il s'agit de l'acétaldéhyde, du benzène, du formaldéhyde, du toluène et du xylène.

5.1.2- Quantitatif

En fonction de la durée d'exposition à considérer, différents types de valeurs sont à intégrer dans une évaluation du risque. Dans l'étude d'impact, l'accent est mis sur l'évaluation du risque (sub-)chronique lié à une exposition à long terme et à faible dose. Dans ce cas là, on se réfère le plus souvent à des moyennes (multi-)annuelles. Toutefois, les dysfonctionnements, hors incendie et explosion, qui correspondent à une augmentation des émissions doivent également être intégrés. C'est le risque aigu lié à une exposition de courte durée à une dose plus importante qui sera alors étudié. Dans ce cas, les maximums, par exemple journaliers voire horaires, ou les percentiles des immissions seront plus adéquats.

La pertinence de la prise en compte des risques aigus varie avec la substance considérée. Pour les indicateurs de fonctionnement globaux généralement auto-surveillés, la prise en compte des effets après une exposition de courte et/ou de longue durée est intéressante. Pour les métaux lourds ou les dioxines, l'étude des effets à long terme semble de loin la plus pertinente ; elle est en tout cas la plus documentée.

Les données métrologiques doivent donc être fournies en adéquation avec les données toxicologiques disponibles.

Nous avons ici la chance de disposer d'autant d'éléments qualitatifs que quantitatifs. Généralement, l'inventaire des substances est beaucoup plus large que les substances pour lesquelles les données quantitatives sont effectivement disponibles, d'autant plus que très souvent elles ne le sont pas pour les substances ou les formes de substance les plus pertinentes en Santé Publique. La réalisation d'une évaluation du risque sanitaire, même en premier niveau d'approche, implique donc souvent l'acquisition supplémentaire de mesures à l'émission voire dans l'environnement. Néanmoins, il ne faut jamais perdre de vue l'objectif de la caractérisation du risque sanitaire dans l'étude d'impact : toutes les substances recensées qualitativement ne sont pas forcément pertinentes dans cette problématique. Une étude comme celle-ci, basée sur un site de référence, permet de travailler sur un plus grand nombre de substances et de mettre en lumière celles qui sont les plus sensibles dans la caractérisation du risque. Sans en faire une étude générique, elle permettra de fournir des traceurs a minima pour l'évaluation du risque lié à des sites similaires mais moins riches en données, en restreignant l'acquisition de données supplémentaires mais en optimisant et en augmentant la bonne faisabilité de l'étude.

Pour l'ensemble des substances caractérisées in situ sont fournies les mesures sur sites comparées aux estimations à partir des facteurs d'émission (tableau 5). Les estimations permettent non seulement l'inter-comparaison avec des mesures qui ne sont que ponctuelles pour les substances autres que celles classiquement auto-surveillées mais également la prise en compte de substances non mesurées individuellement (COV : acétaldéhyde, benzène, formaldéhyde, toluène et xylènes) ou sous leur forme chimique d'intérêt en terme de Santé Publique (Chrome VI). Le tableau 5 suivant résume les principaux résultats qui sont présentés dans l'annexe C. On rappelle que seules les tranches 4 et 5 du site, fonctionnant au charbon, sont étudiées.

TABLEAU 5 : Estimations des concentrations d'émissions moyennes des tranches 4 et 5 de la centrale de Cordemais avec Installation de Désulfuration (IDD) sur la période du 01/07/2000 au 30/06/23001 à partir des valeurs des facteurs d'émissions, comparées aux mesures sur sites.

<i>Facteur de conversion</i>	<i>Facteur d'émission unitaire de l'US-EPA (lb/T_{sh})</i>	<i>Estimation flux d'émission moyen avec les caractéristiques de Cordemais (moyenne des tranches 4 et 5) (g/s)</i>	<i>Mesure flux d'émission moyen de Cordemais (moyenne des tranches 4 et 5) (g/s)</i>	<i>Rapport des mesures et des estimations de flux (pour Cordemais ; moyenne des tranches 4 et 5) (-)</i>
		28,864 (1)		
SO₂ (2)	25 - 27	(722 - 779)*0,10 = 72,2 - 77,9 (4)	127,78	1,64-1,77
NO_x	7,2 - 10	208 - 289	542,46	1,88-2,61
NO (3)	4,8-6,6	139-191		
N₂O	0,08	2,31	3,79	1,64
CO	0,5	14,4		
CO₂ (5)	5300	153.10 ³	142.10 ³	0,93
CH₄	0,04	1,15		
TNMOC	0,06	1,73		
POMs	2,4	69,3		
HCl	1,2	34,6	2,52	0,07
HF	0,15	4,33	4,87	1,12
Particules (6)				
PM tot.	1,06	30,6*0,2 = 6,12(7)	1,21	0,20
PM₁₀	0,72	20,8*0,2 = 4,16	1,089	0,26
PM_{2,5}	0,32	9,24*0,2 = 1,85	0,726	0,39
PM tot.	133,0	3840*10 ⁻² = 38,4		
PM₁₀	30,6	883*10 ⁻² = 8,83		
PM_{2,5}	8,0	231*10 ⁻² = 2,31		
Dioxines et Furanes				
2,3,7,8-TCDD	1,43.10 ⁻¹¹	4,13.10 ⁻¹⁰		
Total CDD=PCDD	9,28.10 ⁻¹¹ - 4,28.10 ⁻⁸	2,68.10 ⁻⁹ - 1,24.10 ⁻⁶		
2,3,7,8-TCDF	5,10.10 ⁻¹¹	1,47.10 ⁻⁹		
Total CDF=PCDF	4,04.10 ⁻¹⁰ - 2,01.10 ⁻⁷	1,17.10 ⁻⁸ - 5,80.10 ⁻⁶		
Total CDD et CDF	1,76.10 ⁻⁹ - 2,44.10 ⁻⁷	5,08.10 ⁻⁸ - 7,04.10 ⁻⁶	5,40.10 ⁻⁹	0,00077-0,11
COVs				
COV (eq. C)	0,07	2,02	2,33(0,424)	0,21-1,15
Acétaldéhyde	5,7.10 ⁻⁴	1,65.10 ⁻²		
Benzène	1,33.10 ⁻³	3,84.10 ⁻²		
Formaldéhyde	2,44.10 ⁻⁴	0,70.10 ⁻²		
Toluène	2,38.10 ⁻⁴	0,69.10 ⁻²		
Xylène	3,7.10 ⁻⁵	0,11.10 ⁻²		

	<i>Facteur d'émission unitaire de l'US-EPA</i>	<i>Estimation flux d'émission moyen caractéristiques Cordemais (moyenne des tranches 4 et 5)</i>	<i>Mesure flux d'émission moyen de Cordemais (moyenne des tranches 4 et 5)</i>	<i>Rapport des mesures et des estimations de flux (pour Cordemais ; moyenne des tranches 4 et 5)</i>
	<i>(lb/T_{sp})</i>	<i>(g/s)</i>	<i>(g/s)</i>	<i>(-)</i>
HAPs				
<i>Acénaphène</i>	5,06.10 ⁻⁷	14,6.10 ⁻⁶	16,93.10 ⁻⁶	1,16
<i>Acénaphthylène</i>	2,51.10 ⁻⁷	7,24.10 ⁻⁶	28,72.10 ⁻⁶	3,96
<i>Anthracène</i>	2,12.10 ⁻⁷	6,12.10 ⁻⁶	3,44.10 ⁻⁶	0,56
<i>Benzo(a)anthracène</i>	8,03.10 ⁻⁸	2,32.10 ⁻⁶	19,81.10 ⁻⁶	8,55
<i>Benzo(a)pyrène</i>	3,83.10 ⁻⁸	1,11.10 ⁻⁶	3,31.10 ⁻⁶	2,99
<i>Benzo(g,h,i)pérylène</i>	2,74.10 ⁻⁸	0,79.10 ⁻⁶	10,94.10 ⁻⁶	13,83
<i>Benzo(b,j,k) fluoranthène</i>	1,08.10 ⁻⁷	3,12.10 ⁻⁶	1,29.10 ⁻⁶ 9,62.10 ⁻⁶	0,41 3,09
<i>Biphényle</i>	1,67.10 ⁻⁶	78,2.10 ⁻⁶		
<i>Chrysène</i>	9,97.10 ⁻⁸	2,88.10 ⁻⁶		
<i>Fluoranthène</i>	7,13.10 ⁻⁷	20,6.10 ⁻⁶	101,78.10 ⁻⁶	4,95
<i>Fluorène</i>	9,14.10 ⁻⁷	26,4.10 ⁻⁶	15,22.10 ⁻⁶	0,58
<i>Indéno(1,2,3-c,d) pérylène</i>	6,10.10 ⁻⁸	1,76.10 ⁻⁶	30,32.10 ⁻⁶	17,22
<i>Naphtalène</i>	1,33.10 ⁻⁵	384.10 ⁻⁶	85,47.10 ⁻⁶	0,22
<i>Phénanthrène</i>	2,66.10 ⁻⁶	76,8.10 ⁻⁶	306,62.10 ⁻⁶	3,99
<i>Pyrène</i>	3,34.10 ⁻⁷	9,64.10 ⁻⁶		
<i>5-Méthyle chrysène</i>	2,2.10 ⁻⁸	0,64.10 ⁻⁶		
<i>Di-benzo(a,h) anthracène</i>			6,09.10 ⁻⁶	
<i>Total HAPs (somme des 8)</i>			182,60.10 ⁻⁶	
Métaux				
<i>Antimoine</i>	1,84.10 ⁻⁵	5,31.10 ⁻⁴		
<i>Arsenic</i>	4,08.10 ⁻⁴	1,18.10 ⁻²	0,167.10 ⁻²	0,14
<i>Béryllium</i>	2,12.10 ⁻⁵	6,12.10 ⁻⁴		
<i>Cadmium</i>	5,08.10 ⁻⁵	0,15.10 ⁻²	0,200.10 ⁻²	1,36
<i>Chrome</i>	2,55.10 ⁻⁴	0,74.10 ⁻²	0,157.10 ⁻²	0,21
<i>Chrome VI</i>	7,95.10 ⁻⁵	0,23.10 ⁻²		
<i>Magnésium</i>	1,11.10 ⁻²	32,0.10 ⁻²		
<i>Manganèse</i>	4,86.10 ⁻⁴	1,40.10 ⁻²		
<i>Mercuré</i>	8,30.10 ⁻⁵	0,24.10 ⁻²	0,008.10 ⁻²	0,03
<i>Nickel</i>	2,80.10 ⁻⁴	0,81.10 ⁻²	0,252.10 ⁻²	0,31
<i>Sélénium</i>	1,32.10 ⁻³	3,81.10 ⁻²	0,813.10 ⁻²	0,21
<i>Cobalt</i>	1,03.10 ⁻⁴	0,30.10 ⁻²		
<i>Plomb</i>	4,23.10 ⁻⁴	1,22.10 ⁻²	0,890.10 ⁻²	0,73
<i>Cuivre</i>			0,188.10 ⁻²	
<i>Zinc</i>			0,310.10 ⁻²	

^a : concentration moyenne annuelle sur l'année 2000; avec valeur pour chaque tranche.

^b : concentrations minimum et maximum

^c : les valeurs mesurées pour les métaux correspondent aux flux d'émissions avec et sans IDD (campagnes de mesures)

^d : les valeurs mesurées pour les HAPs, COVs, Dioxines et furanes correspondent aux flux d'émissions maximum et minimum relevés lors des campagnes de mesures. Plus particulièrement pour les HAPs, les valeurs sont les maximum et minimum provenant indépendamment des mesures avant ou après désulfuration, avec approximation.

(1) Calcul du facteur de conversion :

- Choix des paramètres :

→ Consommation en tonne par heure (T/h) : x (tonne/an) / y (heure de marche PCN par an) = z (tonne/h), avec y correspondant au nombre d'heures de marche en puissance continue nette noté hPCN (580MW).

- Facteur de conversion :

Pour la Tranche 4 :

$$x(\text{lb} / T_{sh}) \times \frac{0,4536(\text{kg} / \text{lb})}{0,9072(T / T_{sh})} \times 10^3 (\text{g} / \text{kg}) \times \frac{849807(T / \text{an})}{4078(\text{hPCN} / \text{an})} \times \frac{1}{3600(\text{s} / \text{h})} = 28,943(\text{g} / \text{s})$$

Pour la Tranche 5 :

$$x(\text{lb} / T_{sh}) \times \frac{0,4536(\text{kg} / \text{lb})}{0,9072(T / T_{sh})} \times 10^3 (\text{g} / \text{kg}) \times \frac{735033(T / \text{an})}{3548(\text{hPCN} / \text{an})} \times \frac{1}{3600(\text{s} / \text{h})} = 28,773(\text{g} / \text{s})$$

Pour les Tranches 4 et 5 :

$$x(\text{lb} / T_{sh}) \times \frac{0,4536(\text{kg} / \text{lb})}{0,9072(T / T_{sh})} \times 10^3 (\text{g} / \text{kg}) \times \frac{847807(T / \text{an}) + 735033(T / \text{an})}{4078(\text{hPCN} / \text{an}) + 3548(\text{hPCN} / \text{an})} \times \frac{1}{3600(\text{s} / \text{h})} = 28,864(\text{g} / \text{s})$$

(2) Calculé pour un pourcentage de soufre de 0,71 % par poids de carburant (les données de FE pour le charbon bitumineux et sous-bitumineux étant 35*S% et 38*S% lb/T on obtient 35*0,71 = 25 et 38*0,71 = 27)

(3) Calculé à partir de la valeur de NO₂, NO = NO₂*0,66 (les données de FE pour le charbon bitumineux et sous-bitumineux étant 7,2 et 10 lb/T on obtient 7,2*0,66 = 4,8 et 10*0,66 = 6,6)

(4) Les FE indiqués proviennent de données sur des centrales sans système de contrôle des émissions de SO₂. C'est pourquoi une réduction de 90% est choisie comme correction des FE pour estimer les émissions dans des conditions équivalentes à celle de Cordemais (voir chapitre Les différents procédés de contrôle des émissions)

(5) Le pourcentage de carbone par poids de carburant est évalué à partir des données de 2000. La moyenne évaluée C% à 73% par poids de charbon indépendamment de sa provenance (la donnée de FE pour le CO₂ étant égale à 72,6*A% lb/T on obtient 72,6*73% = 5300 lb/T)

(6) Les FE indiqués proviennent de données sur des centrales avec et sans système de contrôle ESP correspondant également à celui de Cordemais (l'efficacité est estimée à 99,2%). les données sont données avec A% choisi comme étant égal à 13,3%. (avec les données de FE pour un process sans contrôle on obtient : PM_{tot.} = 10*A% = 133 lb/T; PM₁₀ = 2,3*A% = 30,6 lb/T; PM_{2,5} = 0,6*A% = 8,0 lb/T. Pour un process avec contrôle des fumées par ESP on obtient : PM_{tot.} = 0,08 = 1,06 lb/T; PM₁₀ = 0,054*A% = 0,72 lb/T; PM_{2,5} = 0,024*A% = 0,32 lb/T)

(7) Les FE indiqués proviennent de données sur des centrales sans désulfuration. C'est pourquoi une réduction de 80% des poussières par la désulfuration est choisie comme correction des FE pour estimer les émissions dans des conditions équivalentes à celle de Cordemais (voir chapitre Les différents procédés de contrôle des émissions)

5.2-CHOIX DES TRACEURS

Le développement de la recherche toxicologique et épidémiologique, ainsi que des études d'"expologie"² a donné la possibilité pour un certain nombre d'agents de caractériser les expositions et le risque qualitativement et quantitativement.

Une évaluation du risque sanitaire n'a pas vocation à être exhaustive dans sa quantification (l'état des connaissances par exemple est un facteur limitant qui ne doit cependant pas encourager l'inaction : une évaluation au moins qualitative du risque est toujours possible; quand cela est pertinent, l'évaluation quantitative peut au moins aller jusqu'à la caractérisation des expositions).

La philosophie de la démarche implique un choix de traceurs du risque sanitaire liés à l'installation, parmi les substances émises. Un traceur du risque est défini comme un déterminant essentiel du risque sanitaire potentiel associé à un site. Le choix est basé sur des critères définis a priori comme la quantité émise, la connaissance de la toxicité de la substance, de son comportement dans l'environnement etc. L'accessibilité des connaissances est un argument majeur. La spécificité de la substance au site, comme sa perception sociale, peuvent aussi être importantes.

On peut constater la disparité des connaissances concernant la toxicité d'une substance ou d'une certaine forme de la substance, différente de celle mesurée (ex. chlorures et acide chlorhydrique, phosphate et acide phosphorique etc.). Certains produits ont aussi des voies d'exposition prépondérantes différentes, qui ne correspondent pas forcément aux rejets considérés (ici typiquement atmosphériques) ou aux usages faits par la population de son environnement (puits, jardins potagers etc.)

La persistance de la substance dans l'environnement est aussi un élément décisif du contact potentiel qu'elle peut avoir avec la population environnante. Pour les rejets atmosphériques, on regardera aussi bien sa persistance dans l'air que son potentiel de bio-accumulation dans la chaîne alimentaire via les retombées au sol. Aussi bien l'inhalation directe (présent rapport) que l'ingestion (rapport 2) doivent être étudiés.

Ces critères sont à considérer en parallèle et pas indépendamment les uns des autres. Ainsi, on peut se retrouver avec une substance émise en très faible quantité mais très toxique (cancérogène par exemple) et une autre émise en quantité plus importante mais peu toxique. Toutes les substances sont donc listées qualitativement de façon exhaustive au début de la démarche, puis seules les plus représentatives du risque chronique et/ou aigu lié au site étudié feront l'objet d'une quantification dans l'étape de caractérisation du risque.

Le tableau 6 synthétise les données d'une première recherche bibliographique sur la dangerosité et certaines caractéristiques chimiques des substances (en particulier : TERA, US-EPA, ATSDR, OMS, IPCS et HSDB) recoupées avec les quantités émises fournies par l'industriel et d'autres critères parmi ceux listés plus haut afin d'aider au choix des polluants traceurs.

² Domaine regroupant l'ensemble des disciplines qui concourent à l'évaluation de l'exposition (métrologie, modélisation etc.)

Pour des raisons de lisibilité, ce sont principalement les effets (sub-)chroniques non cancérogènes et cancérogènes qui sont visés dans la colonne dangerosité, quelle que soit la voie d'exposition. De même, pour les relations dose-réponse, seule l'existence ou non d'une VTR est mentionnée (y compris les valeurs guides pour la qualité de l'air de l'OMS). Tous ces points seront développés en détail pour les substances retenues dans le chapitre "Identification des dangers et Relations dose-réponse".

La spécificité au site de référence est qualifiée à partir des données du CITEPA [2000]. La colonne "Répartition dans l'environnement" indique le(s) milieu(x) pour le(s)quel(s) la substance a une plus grande affinité (à partir d'un rejet atmosphérique) : on peut ainsi distinguer les polluants typiquement atmosphériques (SO₂, NO₂ etc.) de ceux plus ubiquitaires (les métaux lourds). A partir d'une émission atmosphérique, les dépôts secs ou humides seront plus ou moins importants en fonction des propriétés physico-chimiques des substances. Par exemple, il est clair que plus les particules sont fines, plus elles sont persistantes dans l'air et plus elles sont susceptibles d'être transportées sur de moyennes à longues distances. Le contact direct entre ces particules et l'homme est donc plus large dans le temps et dans l'espace; l'exposition par inhalation est alors prépondérante. Plus les particules sont grosses et plus elles se déposent vite. La persistance dans l'air et donc le contact direct possible via ce média et l'exposition par inhalation seront faibles en regard du contact indirect via les sols voire la chaîne alimentaire (en fonction des substances adsorbées pour lesquelles le risque est alors étudié directement) et de l'exposition par ingestion. De la même manière, le temps de résidence dans l'air des HAP dépend non seulement des caractéristiques chimiques de chaque HAP (en particulier le poids moléculaire) mais aussi de la taille des particules sur lesquelles ils sont adsorbés. Ainsi, 90 à 95% des HAP sont adsorbés sur des particules inférieures à 3,3 µm : le temps de résidence dans l'air peut alors varier de quelques jours à quelques semaines (transport à longue distance). 5 à 10% des HAP sont adsorbés sur des particules supérieures à 3,5 µm : le temps de résidence dans l'air est alors très faible [ATSDR, 1999].

A partir du moment où une substance a été déposée dans l'eau (y compris les sédiments) ou sur le sol, elle aura un potentiel de bio-accumulation plus ou moins grand voire de bio-amplification au fur et à mesure que l'on s'élève dans la chaîne trophique. Les HAP, à l'exception du naphthalène qui est très volatil, ont un fort potentiel de bio-accumulation; toutefois, il n'y a pas de bio-amplification via la chaîne alimentaire. Par contre, les dioxines et le méthylmercure ont un fort potentiel de bio-accumulation et de bio-amplification via la chaîne alimentaire terrestre pour le premier et aquatique pour le second.

Un argumentaire explicite les raisons pour lesquelles certaines substances figurant dans le tableau 6 n'ont pas été retenues dans l'étude quantitative des risques par inhalation (présent rapport) et par ingestion (rapport 2). Celles retenues feront l'objet d'une discussion approfondie dans le chapitre suivant quant à leur dangerosité.

TABLEAU 6 : choix des polluants traceurs sur le site de référence

Substance	Quantité émise*	Dangerosité Toutes voies d'exposition confondues		VTR	Spécificité au site référence	Répartition dans l'environnement	Bio-accumulation, Bio-amplification	Retenu O/N
	g/s	Non cancérogène	Cancérogène	O/N	F/M/I**	Rejet atmosphérique	F/M/I**	
SO ₂	127,8	Irritation oculaire, trachée Atteintes respiratoires	ND	O	I	Air	so	O
NO _x	542,5	Atteintes respiratoires (NO ₂)	ND	O	M	Air	so	O
Poussières PM ₁₀ PM _{2,5}	1,21 1,09 0,73	Atteintes cardio-vasculaires Atteintes respiratoires Mortalité	ND mais association au K du poumon (particules diesel etc.)	O	M	Air (les plus fines) Sols (les plus grosses)	ND mais dépend des caractéristiques chimiques des substances adsorbées	O
CO		Atteintes du sang (fixation sur l'hémoglobine)	ND	O	M	Air	so	N
HCl	2,52	Irritation pulmonaire Hyperplasie de la muqueuse nasale, du larynx et de la trachée	ND	O	F	Air	so	N
HF	4,87	Fluorose dentaire	ND	O	F	Air Eau Sol	M ND	N

Substance	Quantité émise*	Dangerosité Toutes voies d'exposition confondues		VTR	Spécificité au site référence	Répartition dans l'environnement	Bio-accumulation, Bio-amplification	Retenu O/N
	g/s	Non cancérogène	Cancérogène	O/N	F/M/I**	Rejet atmosphérique	F/M/I**	
Benzène	$3,48.10^{-2}$	Atteintes neurologiques Atteintes immunologiques	Groupe 1 - Classe A Leucémies	O	F	Air	F-M F	O
Acétaldéhyde	$3,84.10^{-2}$	Atteintes de l'épithélium olfactif Irritation	Classe B2 K nasal et du larynx	O	F	Air (temps de 1/2 vie < 16 h)	F-M F	O
Formaldéhyde	$0,70.10^{-2}$	Irritation nez et gorge Atteintes respiratoires Effets gastro-intestinaux	Classe B1 - Groupe 2A K nasal	O	F	Air	F F	O
Toluène	$0,69.10^{-2}$	Atteintes du Système Nerveux Central Atteintes du foie et des reins	Classe D	O	F	Air	F-M F	O
Xylènes	$0,11.10^{-2}$	Atteintes du Système Nerveux Central Atteintes des reins	Classe D	O	F	Air (temps de 1/2 vie : 1-2 j)	F-M F	O
N ₂ O	3,79	ND	ND	N	ND	Air	so	N

Substance	Quantité émise*	Dangerosité Toutes voies d'exposition confondues		VTR	Spécificité au site de référence	Répartition dans l'environnement	Bio-accumulation, Bio-amplification	Retenu O/N
	g/s	Non cancérogène	Cancérogène	O/N	F/M/I**	Rejet atmosphérique	F/M/I**	
HAP***	$7,33.10^{-5}$		Groupe 1 à 2B - Classe B2 B(a)P, B(a)A, B(b)F, B(k)F, D(a,h)A, In(1,2,3,c,d)P K estomac, poumon Groupe 3 - Classe B2 <i>chrysène</i>	O	M	Air (temps de 1/2 vie : < 30 j) Sol Eau	I F	O
B(g,h,i)P	$10,94.10^{-6}$	ND	Groupe 3 - Classe D	N	M	Air, Sol, Eau	I F	N
Fluoranthène	$101,78.10^{-6}$	Néphropathie Augmentation du poids du foie Hématologie	Groupe 3 - Classe D	O	M	Air, Sol, Eau	I F	O
Naphtalène	$85,47.10^{-6}$	Atteintes de l'épithélium nasal Hyperplasie, métaplasie Diminution du poids corporel	Classe 2B (CIRC, 2002)	O	M	Air	F F	O

Substance	Quantité émise*	Dangerosité Toutes voies d'exposition confondues		VTR	Spécificité au site référence	Répartition dans l'environnement	Bio-accumulation, Bio-amplification	Retenu O/N
	g/s	Non cancérogène	Cancérogène	O/N	F/M/I**	Rejet atmosphérique	F/M/I**	
Dioxines, Furanes	5,40.10 ⁻⁹	Acné chlorique Altérations du système enzymatique hépatique Effets sur le système immunitaire Anomalies du développement psychomoteur	Groupe 1 TCDD 2,3,7,8 Effets tératogènes et foetotoxiques, K de sites multiples Groupe 3 Autres dioxines, furanes	O	M	Sol Air	I I	O
Arsenic As	0,167.10 ⁻²	Troubles gastro-intestinaux Anémie hypochrome Atteintes cutanées Neuropathies périphériques Atteintes cardio-vasculaires Atteintes respiratoire Atteintes hépatiques	Groupe 1 - Classe A K cutanés K du foie, de la vessie, du poumon, des reins	O	M	Air Eau Sol	F-M F	O

Substance	Quantité émise*	Dangerosité Toutes voies d'exposition confondues		VTR	Spécificité au site de référence	Répartition dans l'environnement	Bio-accumulation, Bio-amplification	Retenu O/N
	g/s	Non cancérogène	Cancérogène	O/N	F/M/I**	Rejet atmosphérique	F/M/I**	
Cadmium Cd	$0,2.10^{-2}$	Protéinurie Atteintes rénales	Groupe 2A Classe B1 (par inhalation) K du poumon Tumeurs de la prostate	O	M	Air Eau Sol	F-M ND	O
Chrome Cr (CrVI)	$0,157.10^{-2}$ CrVI $0,23.10^{-2}$	Ulcères gastriques Convulsions Lésions hépatiques, rénales Réactions allergiques cutanées, dermatoses Atteintes respiratoires	Groupe 1 Classe A (par inhalation) Mutations, altérations du génome K du poumon	O	F	Air Eau Sol	F F	O
Cuivre Cu	$0,188.10^{-2}$	Insuffisance hépatique Irritation oculaire et des voies aéro-digestives supérieures Céphalées, vertiges	Groupe 3 Classe D	N	F	Air Sol Eau	M M	N

Substance	Quantité émise*	Dangerosité Toutes voies d'exposition confondues		VTR	Spécificité au site de référence	Répartition dans l'environnement	Bio-accumulation, Bio-amplification	Retenu O/N
	g/s	Non cancérigène	Cancérigène	O/N	F/M/I**	Rejet atmosphérique	F/M/I**	
Mercure Hg	0,008.10 ⁻²	Effets neuro-comportementaux Atteintes du système neurovégétatif Lésions rénales Lésions pulmonaires Troubles digestifs Elévation de la pression artérielle et du rythme cardiaque	Groupe 3 - Classe D	O	M	Air Eau (méthylmercure)	méthylmercure dans l'eau : I I	O
Nickel Ni	0,252.10 ⁻²	Réactions allergiques Atteintes respiratoires	Groupe 1 - Classe A (Certains composés) K du poumon et des cavités nasales	O	I	Air Sol Eau	M-I ND	O
Plomb Pb	0,890.10 ⁻²	Anomalies du développement staturo-pondéral Atteintes neuro-comportementales	Groupe 2B - Classe B2 K du poumon et des reins	O	F	Air Eau Sol	I F	O

Substance	Quantité émise*	Dangerosité Toutes voies d'exposition confondues		VTR	Spécificité au site de référence	Répartition dans l'environnement	Bio-accumulation, Bio-amplification	Retenu O/N
	g/s	Non cancérigène	Cancérigène	O/N	F/M/I**	Rejet atmosphérique	F/M/I**	
Zinc Zn	0,310.10 ⁻²	Désordres immunitaires Troubles du métabolisme Anémie Diminution du HDL cholestérol	Groupe 3 - Classe D	N	F	Air Eau Sol	F-M F	N
Sélénium Se	0,813.10 ⁻²	Perte des cheveux, des ongles, dermatite chronique Abaissement du taux d'hémoglobine Anomalies dentaires et troubles neuro-sensitifs Insuffisance hépatique	Groupe 2A - Classe B2 Composés soufrés Classe D Autres composés	N O	M	Air Eau Sol	M-I M-I ?	O

*flux d'émission (moyenne des 2 tranches). Pour les COV, le Cr VI et le chrysène: les estimations basées sur les FE se substituent aux mesures. Pour les métaux : mesures avec et sans IDD. Voir tableau 5 pour toutes informations.

** F : Faible; M : Moyenne; I : Importante

***par HAP, on entend ici les 7 HAP classés cancérigènes par l'EPA (B2) et par le CIRC (1 à 2B à l'exception du chrysène : 3) et qui sont systématiquement pris en compte dans les FET, en référence au B(a)P. Le naphthalène, le B(g,h,i)P et le fluoranthène sont considérés indépendamment (n'étant pas cancérigènes, ils n'apparaissent pas systématiquement dans les FET).

Pour les substances classiques caractéristiques d'une pollution exclusivement atmosphérique ont été retenues : SO₂, NO₂ et poussières (PM₁₀ et PM_{2,5}). Ces substances sont intéressantes tant du point de vue de leur toxicité chronique que du point de vue de leur toxicité aiguë. Des valeurs guides pour la qualité de l'air sont disponibles pour ces deux types d'effets [OMS, 1999]. Enfin, elles sont émises en quantité importante. On rappelle ici que les GIC constitueraient encore 35% des émissions totales de SO₂ en France (CITEPA : estimations de 1996).

Parmi ces substances indicatrices du bon fonctionnement de l'installation, ont été éliminées de la quantification du risque :

- N₂O : aucune donnée disponible sur la dangerosité pour l'homme dans l'environnement général. Le N₂O est utilisé comme anesthésiant lors des interventions chirurgicales. Dans ce contexte, ont été observés chez certains patients plusieurs cas d'handicap visuel cortical et de cécité. Il y a également des preuves, après une administration prolongée de N₂O, d'interférence avec la production de leucocytes et de globules rouges par la moelle osseuse [HSDB]. Hormis ces quelques données issues du milieu hospitalier ainsi que d'autres provenant du milieu professionnel (dentistes; aucune preuve définitive d'effet adverse sur la santé), il n'existe que quelques études d'expérimentation animale qui ont montré des effets tératogènes chez le lapin et la souris. Dans tous les cas, seule l'exposition par inhalation à de fortes doses a été étudiée.
- CO₂/CO : il n'existe que peu de données sur la dangerosité du CO₂, qui ne persiste pas tel quel dans l'environnement alors qu'il est retrouvé à l'émission de tout processus de combustion. Quelques cas d'empoisonnement et d'asphyxie en milieu professionnel ont été rapportés [HSDB]. Un air chargé en CO₂ va accroître la ventilation pulmonaire, ce qui après quelques minutes peut aboutir à une dyspnée puis des vomissements, une désorientation et une hypertension. Il ne s'agit là que de données suite à de fortes expositions par inhalation. Les données chez l'animal correspondent également à des expositions aiguës à fortes doses. Les seules données toxicologiques disponibles pour l'homme dans son environnement concernent le CO, toujours pour des expositions par inhalation de courtes durées (Air Quality Guidelines : de 15 minutes à 8 heures d'exposition) [OMS, 1999]. En l'état actuel des connaissances, seul un effet athérogène (dépôt lipidique sur la paroi interne des artères) a été évoqué dans certaines études [SFSP, 1996] mais leurs résultats sont contradictoires. Les expositions au CO ne sont que rarement spécifiques de l'environnement général mais résultent d'empoisonnements suite à des accidents souvent domestiques (fonctionnements défectueux d'appareils de chauffage etc.), en milieu confiné (problème typique d'air intérieur) [OMS, 1999]. Le CO est aussi émis par les gaz d'échappement des véhicules et est donc suivi par les réseaux de surveillance de la qualité de l'air en zone urbaine. Il n'est pas particulièrement spécifique d'une pollution industrielle, qu'elle soit GIC ou autre. On peut donc raisonnablement exclure CO₂/CO de la quantification du risque.

- HCl : la dangerosité de l'acide chlorhydrique pour des expositions à faible dose est encore mal évaluée. La toxicité chronique du HCl n'est connue que via des expérimentations animales [Sellakumar et al., 1985; Albert RE et al., 1982]. Il n'a pas été étudié pour son potentiel cancérigène. Ses voies d'exposition peuvent être percutanée, par inhalation ou par ingestion accidentelle. Les effets majeurs liés au HCl sont les irritations locales au point de contact, que cela soit par ingestion ou par inhalation suite à des expositions de courte durée. Les brûlures par contact cutané avec des solutions d'HCl sont décrites fréquemment. Les effets systémiques sont rares [HSDB]. HCl est principalement un composé irritant pour les voies respiratoires supérieures. Au vu de la source d'émission atmosphérique et de la forme sous laquelle la substance est émise, la voie d'exposition chronique prépondérante est donc l'inhalation. Il n'est pas spécifique des installations de combustion et est émis en quantité plutôt faible. Enfin, les chlorures en général sont principalement connus pour leur impact écotoxique. On peut donc raisonnablement exclure HCl de la quantification du risque pour la population générale.
- HF : la toxicité de la forme soluble des fluorures a été évaluée par l'EPA [1989]. L'ingestion accidentelle provoque une hypocalcémie majeure. A dose faible, les composés fluorés absorbés en excès ont fait apparaître des fluoroses dentaires chez les enfants (contamination via l'eau de boisson). Chez l'adulte, aucun effet délétère sur le squelette n'a été observé à la suite d'une contamination par l'eau de boisson. L'inhalation accidentelle de fluorure d'hydrogène provoque une irritation des voies aériennes supérieures avec parfois œdème aigu du poumon mais les effets à faibles doses sont trop mal connus pour pouvoir proposer une concentrations de référence. Il n'a pas été étudié pour son potentiel cancérigène. L'OMS [1999] fournit pour les fluorures totaux une valeur guide dans l'air de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (fluorose, 1 an d'exposition). Les voies d'exposition peuvent être percutanée, par inhalation ou par ingestion accidentelle (en particulier, eau contaminée). HF n'est pas spécifique des installations de combustion. Enfin, jusqu'à présent, la plupart des études (y compris autour d'usines de production d'engrais potentiellement émetteurs majeurs) montre que l'exposition à HF est principalement limitée à la situation professionnelle ou à l'accident [HSDB]. Dans l'environnement, les fluorures sont surtout caractéristiques d'un impact écotoxique et l'exposition la plus courante de l'homme via l'ingestion d'eau de boisson contaminée semble limitée sur le site étudié, du fait de l'utilisation des ressources locales. On peut donc raisonnablement exclure HF de la quantification du risque.

Au sein des autres grandes familles de substances (HAP, COV et métaux lourds), certains composés ont été retenus et d'autres pas pour les raisons explicitées ci-dessous.

- Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques classés cancérigènes par l'EPA sont retenus, hormis le chrysène. Ce dernier ne fait pas l'objet de mesure à l'émission et le Facteur d'Emission (FE) le concernant est considéré comme de mauvaise qualité (annexe C). Il est cependant très faible et le facteur d'équivalence toxique qui lui correspond fait aussi partie des moins importants (0,01 pour l'EPA; 0,001 à 0,1 pour l'OMS, voir tableau 7). Sa contribution au mélange, à la fois en terme de quantité et de toxicité, peut donc être considérée comme insignifiante en regard des 6 autres HAP classés cancérigènes par l'EPA et par le CIRC. Le fluoranthène et le naphthalène pour lesquels il existe des données spécifiques concernant les effets non cancérigènes et des mesures sont considérés. Du fait de leur dangerosité intrinsèque, de la disponibilité de mesures à l'émission, de la remise à jour en cours de certaines données toxicologiques (en particulier, le passage de la classe C à la classe B2 pour le naphthalène), et de leur perception sociale, ces substances semblent indissociables de cette évaluation du risque même si la contribution des GIC aux émissions totales de HAP en France n'excède pas 1%.
- Le même raisonnement peut d'ailleurs être suivi pour les dioxines, qui sont également conservées dans l'étude quantitative. Le potentiel d'exposition à ces substances est significatif : elles sont certes émises en quantité très faible mais elles ont un fort pouvoir d'accumulation dans l'environnement (voire d'amplification via la chaîne alimentaire pour les dioxines). Les possibilités de contact sont donc multiples, contrairement aux substances listées précédemment.
- Les COV ne sont disponibles qu'en mesure totale à l'émission de l'installation. On a pu intégrer dans l'étude les 5 substances pour lesquelles les Facteurs d'Emission font l'objet d'une plus grande qualité d'estimation : le benzène, l'acétaldéhyde, le formaldéhyde, le toluène et le xylène. Trois de ces substances sont des cancérigènes notoires ou probables : malgré leur faible spécificité au site et des quantités émises peu importantes, elles sont fortement toxiques pour l'homme et donc pertinentes à intégrer dans une étude de référence. De plus, elles sont caractéristiques d'une exposition prépondérante par inhalation et représentent donc bien les familles de substances à intégrer dans une évaluation du risque direct par inhalation.
- Dernière famille de substances recensée ici : les métaux lourds. Parmi ces derniers ont été retenus : cadmium, mercure, arsenic, nickel, plomb, sélénium et chrome VI. Ils ne sont pas forcément spécifiques de l'installation : ils sont potentiellement émis en quantité généralement faible par de nombreuses industries. On les retrouve également dans le milieu agricole, suite à l'application de produits phyto-sanitaires, herbicides ou pesticides (l'arsenic en particulier).

Les métaux lourds mesurés sont parmi les substances les plus toxiques pour l'homme répertoriées sur le site : leur faible flux est donc compensé par leur forte toxicité et explique l'intérêt de les prendre en compte. Ainsi, à l'exception du mercure, tous les métaux considérés ici sont des cancérogènes notoires ou probables par inhalation. Enfin, c'est le nickel, qui selon les données nationales [CITEPA, 2000], est émis de façon majoritaire parmi les métaux lourds : les GIC constitueraient 56% des émissions nationales en nickel. Les données du site montrent une part importante du plomb et du sélénium parmi les métaux lourds. Ce dernier n'est pas le plus intéressant du strict point de vue de ses effets sur la santé, mais il peut être considéré comme spécifique d'une source particulière de combustion de charbon, avec l'arsenic, le chrome puis le cobalt (non recensé ici mais qui ne dispose pas de VTR), le cuivre et l'aluminium [Morawska et al., 2002]. Le vanadium et le nickel sont spécifiques de la pollution particulaire attribuable à une source de combustion de fioul.

Les autres métaux n'ont pas été sélectionnés pour les raisons suivantes :

- Le zinc : la carence en zinc peut autant être un problème de santé publique que la surcharge. Le zinc est en effet un minéral essentiel à l'alimentation [Couinaud C, 1984], probablement protecteur de la toxicité d'autres métaux [Chowdhury BA et al., 1987]. Le zinc n'est pas classé quant à sa cancérogénicité. Sa durée de vie dans l'atmosphère n'est pas connue [ATSDR, 1999] et, par inhalation, seules des expositions massives à des poussières ou des vapeurs (en milieu professionnel) ont montré une toxicité sous la forme d'épisodes fébriles et de réactions immunitaires pulmonaires. Par ingestion, un excès de zinc peut être délétère aussi bien lors d'expositions courtes (troubles digestifs) que longues (voir tableau 6). Toutefois, le zinc ne se bio-concentre que de façon modérée dans les organismes aquatiques. Il ne se concentre pas dans les plantes et ne se bio-amplifie pas via la chaîne alimentaire [ATSDR, 1999]. Au vue de la source d'émission, l'exposition par inhalation est peu pertinente d'un point de vue de Santé Publique et l'ingestion semble peu probable. On peut donc raisonnablement exclure le zinc de la quantification du risque.

- Le cuivre : comme pour le zinc, le cuivre est un minéral essentiel de l'alimentation [Chowdhury BA et al., 1987] : une carence peut être à l'origine d'anémie et d'anomalies osseuses. Par contre, il peut être toxique lorsqu'il est absorbé en grandes quantités, tant par ingestion (accidentelle ou suicide) que par inhalation ("fièvre des fondeurs") : nausées, vomissements, douleurs abdominales, irritation des yeux et des voies aéro-digestives supérieures etc. A des doses moindres mais sur de longues périodes, des insuffisances hépatiques ont été observées après une exposition par ingestion. Au total, chez les personnes en bonne santé non soumises à une exposition professionnelle, la principale voie d'exposition est l'ingestion. Sa bio-accumulation dans l'environnement varie en fonction de sa forme chimique (c'est souvent le cuivre métallique qui est décrit) et selon les caractéristiques du site et des espèces végétales ou animales en présence. Il s'accumule dans les organismes aquatiques, les plantes et les animaux et peut se bio-amplifier via la chaîne alimentaire [ATSDR, 1999]. Comme pour le zinc, au vu de la source d'émission et des quantités émises, l'exposition par inhalation est peu pertinente d'un point de vue de Santé Publique et l'ingestion semble peu probable. De plus, les études expérimentales et épidémiologiques actuellement disponibles n'ont pas permis d'établir de dose de référence pour les effets décrits ci-avant [IRIS, 1991]. On peut donc raisonnablement exclure de la quantification du risque.
- Remarque sur le chrome : ce métal avait tout d'abord été écarté des traceurs car de récentes études montrent que les niveaux de chrome VI (principale forme toxique du chrome) dans l'environnement de sites contaminés ou industrialisés ne présentent pas de risque potentiel pour la santé des populations ou des sous-groupes de populations potentiellement exposés [Rowbotham AL et al., 2000]. Seules les situations d'exposition professionnelle ou accidentelle semblent pertinentes du point de vue du risque sanitaire. Toutefois, dans l'objectif de cette étude de référence et du fait qu'une estimation du Chrome VI est possible par l'intermédiaire des facteurs d'émission, il a été conservé.

Au vu de leurs propriétés physico-chimiques (données quantitatives synthétisées dans le rapport 2), seront retenues pour l'exposition par ingestion via les retombées au sols des rejets atmosphériques les substances suivantes :

- Dioxines (représentés par les propriétés physico-chimiques de la 2,3,7,8-TCDD)
- HAP cancérigènes (représentés par les propriétés physico-chimiques du B(a)P)
- Le naphthalène et le fluoranthène
- Les métaux lourds : arsenic, cadmium, plomb, nickel, sélénium, chrome VI, mercure organique et inorganique.

Seuls les COV ne sont pas étudiés dans le rapport 2 : émis dans l'atmosphère sous forme gazeuse, leur potentiel de contamination de la chaîne alimentaire via des retombées au sol est extrêmement réduit.

6- IDENTIFICATION DU DANGER ET RELATIONS DOSE-REPONSE

Cette partie porte spécifiquement sur les substances retenues pour la quantification du risque dans le chapitre précédent. On rappelle que la stratégie choisie dans ce groupe de travail, étant donnée la richesse des données disponibles, est d'intégrer un maximum d'information quantitative et donc de travailler sur le plus grand nombre possible de traceurs potentiels du risque sanitaire. **Bien que ce rapport 1 focalise sur l'exposition par inhalation, il présente les effets et les VTR liés à une exposition par inhalation aussi bien que ceux liés à une exposition par ingestion. Toutefois, la synthèse proposée sur les VTR dans ce rapport (tableau 8) ne focalise que sur l'inhalation. Le tableau de synthèse sur les VTR par ingestion se trouve dans le rapport 2.** Dans le cadre des études d'impact, ce sont principalement les effets relatifs à des expositions sub-chroniques à chroniques qui vont nous intéresser : ils vont être davantage développés pour la plupart des substances que ceux liés à des expositions aiguës, à l'exception des poussières, des NOx et du SO₂. Les effets liés à des expositions aiguës seront néanmoins abordés.

Les bases de données et les monographies systématiquement consultées sont :

- l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), notamment les « Guidelines for Drinking Quality Water » et « Guidelines for Air Quality » ainsi que les recommandations d'autres instances associées à l'OMS (IPCS-EHC, JECFA, etc.).
- L'Agence américaine de l'environnement (US-EPA)
- L'Agence américaine des substances toxiques et du registre des maladies (ATSDR)
- Le centre international de recherche contre le cancer (CIRC) pour la classification cancérogène.

Pour certaines substances, les fiches de données toxicologiques et environnementales de l'INERIS fournissent déjà des synthèses des données disponibles (www.ineris.fr).

Lorsque cela s'impose, les critères habituellement utilisés pour faire un choix de VTR sont présentés ci-dessous par ordre de prise en compte :

1. Source et qualité des données (mode de calcul et hypothèses accessibles et explicites)
2. Voies d'exposition et durée d'exposition compatibles
3. Valeur la plus récente et de préférence issue d'études chez l'homme,
4. Valeur numérique la plus pénalisante pour la santé (à critères 1, 2, 3 équivalents).

Remarque : dans le cas de données disponibles pour une autre voie d'exposition que celle étudiée, une extrapolation voie à voie peut être proposée (cf. guide méthodologique INERIS). Elle ne sera retenue que s'il n'existe pas d'autres valeurs par ailleurs : ainsi, dans le cas d'une substance étudiée pour son impact par inhalation, si seule une RfD est disponible, alors celle-ci fera l'objet d'une extrapolation voie à voie. Si pour la même voie d'exposition les deux types de VTR (RfC et ERU_i) sont disponibles, alors les deux types d'effet considéré seront retenus.

6.1- DIOXYDE DE SOUFRE - SO₂

Il s'agit d'un irritant des voies respiratoires, bien décrit par de nombreuses études épidémiologiques. Deux types d'effets sont associés à cette substance : les effets à court terme (broncho-constriction avec altération des débits ventilatoires, toux et sifflements expiratoires etc.) et ceux à long terme. Les phénomènes de mortalité sont également bien décrits, particulièrement chez les populations sensibles (asthmatiques etc.). Un rapport récent de surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain [Glorennec, 2000] rapporte des excès de risque de l'ordre de 3, 4 et 5% respectivement pour la mortalité totale, cardio-vasculaire et respiratoire, pour une augmentation de 0,05 mg/m³ de SO₂. Le SO₂ fait partie de l'aérosol acide et sa voie d'exposition est respiratoire. Il agit en synergie avec les poussières en suspension dans l'atmosphère. En France, les valeurs limites fixées par le décret du 06/05/98 tiennent compte des valeurs concomitantes de particules (par exemple, pour des niveaux de particules supérieurs à 0,04 mg/m³, la médiane des valeurs moyennes quotidiennes de SO₂ ne doit pas dépasser 0,08 mg/m³).

L'OMS [1999] a donc établi des valeurs guides en fonction de différents temps d'exposition :

- **10 min d'exposition : 500 µg/m³**
- **1 h d'exposition : 350 µg/m³**
- **24 h d'exposition : 125 µg/m³**
- **1 an d'exposition : 50 µg/m³**

Remarque : ces valeurs sont reprises dans la réglementation européenne et nationale. Toutefois, les valeurs horaires et journalières ne correspondent plus aux maximums mais au percentile 99,7 pour la valeur horaire et 98 pour la valeur journalière. Il est prévu que la valeur quotidienne de 125 µg/m³ passe au percentile 99,2 et que la valeur annuelle passe de 50 à 30 µg/m³.

Une moyenne annuelle de 50 µg/m³ (basée sur les niveaux journaliers) sans dépassement d'une moyenne journalière de 125 µg/m³ (basée sur les niveaux horaires), augmente les taux de mortalité quotidienne, les admissions hospitalières d'urgence pour causes respiratoires et les maladies chroniques d'obstruction bronchique. Dans certaines études, ces effets persistent après ajustement sur la présence de particules. Aucun seuil sans effets n'a été trouvé dans ces études pour le SO₂. L'ATSDR propose également un MRL suite à une exposition aiguë par inhalation au SO₂ de 26 µg/m³, fondé sur des études spécifiques des sujets asthmatiques qui montrent une réduction de la fonction respiratoire.

Les effets liés aux expositions de longue durée décrites dans les études sus-mentionnées ne sont pas différents de ceux observés pour des expositions de courte durée à l'exception de l'augmentation du taux de mortalité qui serait d'ailleurs davantage corrélé à la présence de particules. Généralement, pour le SO₂, la prise en compte des effets consécutifs à des expositions de courte durée protège aussi la population des effets d'exposition de longue durée.

6.2- DIOXYDE D'AZOTE - NO₂

La dangerosité des NO_x chez l'homme est mal connue. La plupart des études traitent du NO₂ et les résultats des études épidémiologiques sont ambigus. Les études chez l'animal montrent rarement d'effet pour des concentrations en NO₂ inférieures à 1 880 µg/m³ (1 ppm). Chez les personnes saines exposées au repos ou au cours d'activité légère et pendant moins de 2 heures à une concentration de 4 700 µg/m³ (2,5 ppm), apparaît une réduction prononcée des fonctions pulmonaires, mais généralement elles ne sont pas affectées par des concentrations de 1 880 µg/m³. Les personnes les plus sensibles sont les asthmatiques puisqu'on observe une réduction des fonctions pulmonaires après une exposition de 30 minutes à 0,3 ppm de NO₂.

Les informations obtenues à partir des études humaines contrôlées indiquent une relative résistance de l'appareil respiratoire au NO₂ seul, pour des concentrations faibles. Les réponses individuelles de sujets sains sont très variables : effets sur la fonction respiratoire, hyper-réactivité bronchique etc. [Helleday, 1995]. Les sujets asthmatiques ne développent une hyper-réactivité bronchique que pour des concentrations de NO₂ supérieures à 380 µg/m³ [Jörres, 1991]. Les études en exposition ambiante extérieure montrent des résultats concernant les symptômes concordants chez les jeunes mais inconsistants chez les adultes. Il sert d'indicateur pour la qualité de l'air et joue un rôle critique dans la formation d'ozone. Cependant, bien que les études toxicologiques et expérimentales montrent une toxicité de NO₂ de type oxydant, les résultats des études épidémiologiques ne sont pas aussi probants et la question se pose de savoir ce que représente réellement cet indicateur de pollution en milieu urbain. La commission européenne l'a classé "Toxique et irritant pour les yeux et les voies respiratoires". Il est émis en quantité importante par les GIC. Au vu de la nature de la substance et de la source d'émission, la voie d'exposition chronique prépondérante est l'inhalation.

L'OMS [1999] a donc établi des valeurs guides en fonction de différents temps d'exposition,

- **1 heure d'exposition : 200 µg/m³ identique au seuil de précaution défini par le CSHPF)**
- **1 an d'exposition : 40 µg/m³**

Ces valeurs sont reprises dans les annexes de la directive 1999/30/CE du Conseil du 22/04/99 relative à la fixation des valeurs limites pour quelques polluants de l'air ambiant (JO des Communautés Européennes). La réglementation actuelle prévoit que la valeur horaire actuellement au percentile 98 passe au percentile 99,8.

6.3- LES POUSSIÈRES, LES PM₁₀ ET LES PM_{2,5}

Il n'est pas aujourd'hui possible de décrire précisément les phénomènes physiopathologiques à l'origine de l'agression de la muqueuse respiratoire par les particules puisque ce sont des matériaux composites et qu'il n'y a pas d'effet sanitaire entièrement spécifique de ce polluant.

Les effets à court terme sont sans seuil. Par exemple, on observe sur une population, 3% de crises d'asthme supplémentaires pour une augmentation de 0,01 mg/m³ des PM₁₀ [Chiron, 1997]. Le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France recommande les valeurs de référence suivantes pour les PM₁₀ en moyenne journalière glissante : 8.10⁻² mg/m³ pour la valeur limite et 125.10⁻³ mg/m³ pour le seuil d'alerte. Le décret du 6/5/98 fixe par ailleurs un objectif de qualité de 3.10⁻² mg/m³ en moyenne annuelle.

Les effets à long terme, en particulier le risque cancérogène, sont très peu décrits et concernent également une pollution urbaine de fond. Ainsi, une étude montre en 1993 [Momas et al., 1993] que l'excès de risque entre une ville plus polluée (89.10⁻³ mg/m³ de particules totales) et une ville moins polluée (34,1.10⁻³ mg/m³) était de 37% pour la mortalité par cancer du poumon et pour la mortalité cardio-vasculaire. Les grosses particules pénètrent mal dans les bronchioles les plus fines du système respiratoire; elles sont très peu transportées, se déposent rapidement dans les voies respiratoires supérieures et sont ensuite dégluties. C'est alors la toxicité des substances adsorbées sur les particules (exemple : les métaux lourds) qui est étudiée pour une exposition par ingestion. Par contre, la voie d'exposition par inhalation des particules fines est importante.

L'Union Européenne a fixé des valeurs de référence pour les particules d'un diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm (PM₁₀) :

- **50 µg/m³ pour une moyenne sur 24 h**
- **40 µg/m³ pour la valeur limite annuelle (devant être réduite à 20 µg/m³ en 2010 selon la Directive Européenne du 22 avril 1999).**

L'OMS estime que la relation entre PM₁₀ et effets sanitaires est sans seuil. Les effets des expositions de courte et de longue durée peuvent alors être estimés par régression linéaire entre l'augmentation de mortalité ou de morbidité et la concentration en PM₁₀ dans l'air [OMS, 1999]. Toutefois, la nouvelle version des valeurs guides pour la qualité de l'air de l'OMS [2001] ne fixe pas de valeurs pour les effets des PM₁₀ et PM_{2,5} à court ou long terme. Enfin, le rapport spécifie bien que les risques relatifs donnés pour les effets à court et à long terme doivent être utilisés avec beaucoup de réserves dans l'estimation du nombre de personnes affectées par une augmentation des niveaux de particules dans l'air (PM₁₀ ou PM_{2,5}), en fonction de la population exposée (taille, expériences de mortalité et morbidité). Les exemples de calculs fournis ne donnent qu'un éclairage sur les conséquences en terme de Santé Publique de certaines expositions aux particules.

Pour les $PM_{2.5}$ (particules avec un diamètre aérodynamique inférieur à $2.5 \mu m$) urbaines, des études américaines récentes permettent l'estimation d'un Excès de Risque Unitaire. Cet ERU, associé à un écart d'exposition chronique de $10 \mu g/m^3$ des particules fines $PM_{2.5}$, est de 10% d'après les études américaines de survie [Pope et al., 1995 ; Beeson et al., 1998 ; Abbey et al, 1999]. Cette VTR a déjà été présentée dans le cadre de l'expertise de la SFSP sur l'incinération des déchets [SFSP, 1999].

L'US EPA a fixé une valeur limite dans l'air pour les particules fines ($PM_{2.5}$) :

- **$15 \mu g/m^3$ en moyenne annuelle**
- **$65 \mu g/m^3$ pour la moyenne 24h (percentile 98)**

Il semble important dans cette étude de considérer les PM_{10} et les $PM_{2.5}$, du fait de la disparité de la littérature tant sur leur toxicité relative que sur la répartition granulométrique des émissions particulaires des GIC. Un article de Linak et al. [2000] compare les distributions de taille des particules et la répartition élémentaire provenant de la combustion de charbon pulvérisé et de fioul résiduel. Les trois charbons inclus dans l'étude présentent un mode central des distributions de taille des particules variant de $0,8$ à $2 \mu m$. Le fioul résiduel montre quant à lui des distributions distinctes bi-modales et tri-modales avec un mode fin et un mode grossier; brûlé de façon plus efficace, il produit exclusivement des particules ultrafines ($0,1 \mu m$ de diamètre). Une autre étude de Ohlstrom et al. [2000] caractérise les émissions de particules fines provenant de divers process de production d'énergie en Finlande. Dans la combustion de charbon pulvérisé, l'émission de particules est composée principalement de particules d'un diamètre aérodynamique inférieur à $5 \mu m$. Environ la moitié de la masse totale de l'émission particulaire est composée de particules fines ($PM_{2.5}$). Pour la combustion sur lit fluidisé, la fraction de particules fines dans les particules totales n'a pas pu être déterminée du fait de mesures non adéquates. Enfin, mentionnons l'étude qui s'est déroulée dans 6 villes américaines et qui étudie l'association entre particules fines et mortalité journalière [Laden F et al., 2000]. Cette étude part du fait précédemment établi que la masse des particules fines ($PM_{2.5}$) provenant principalement des processus de combustion, contrairement à la masse des particules grossières ($PM_{2.5-10}$) provenant de la croûte terrestre, est associée à la mortalité journalière de 6 villes américaines. Dans cette étude, la composition élémentaire des $PM_{2.5}$ a été utilisée pour identifier différentes fractions de sources relatives de particules fines et examiner l'association de ces fractions avec la mortalité journalière. Ainsi, un facteur "silice" a été identifié comme traceur des particules fines de la croûte terrestre, un facteur "plomb" comme traceur des particules fines automobiles, et un facteur "sélénium" comme traceur des particules fines de combustion du charbon (confirmé dans [Morawska et al., 2002]). Les résultats de l'analyse statistique sont les suivants : une augmentation de $10 \mu g/m^3$ de $PM_{2.5}$ provenant des sources mobiles implique une augmentation de $3,4 \%$ [IC - $1,7-5,2 \%$] de la mortalité journalière et une hausse équivalente des $PM_{2.5}$ provenant des source de combustion de charbon implique une augmentation de $1,1 \%$ [IC- $0,3-2 \%$] de la mortalité. Les $PM_{2.5}$ provenant de la croûte terrestre ne sont pas associées à la mortalité journalière. La prise en compte des $PM_{2.5}$ dans l'évaluation du risque sanitaire lié à une installation de production fonctionnant au charbon (mais aussi au fioul) semble donc importante en terme d'impact potentiel sur la santé.

6.4- LES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES - HAP

Les HAP forment une large famille de composés à plusieurs noyaux benzéniques. Les plus légers ne seraient pas cancérigènes mais peuvent avoir des effets à seuil liés à des expositions de longue durée. C'est le cas du fluoranthène et du naphthalène. On rappelle que la classification cancérigène de ce dernier a été récemment revue (passage de la classe C à la classe B2 c'est à dire cancérigène probable).

Le fluoranthène est classé D (CIRC : 3). **Une dose de référence a été déduite d'une étude sub-chronique par gavage chez la souris pour une néphropathie et des effets hématologiques (IRIS, 1993). Cette dose est de 4.10^{-2} mg/kg.j**, avec un facteur d'incertitude de 3000 pour l'extrapolation à partir de la LOAEL (facteur 10 pour la variabilité inter-espèce, facteur 10 pour la variabilité intra-espèce, et un facteur 30 qui tient compte (1) de l'extrapolation du sub-chronique au chronique (2) du manque de données sur la toxicité du développement et de la reproduction et (3) du manque de données chez une seconde espèce animale). Toutefois, le degré de confiance dans la détermination de cette dose est faible. **L'ATSDR (1995) propose un MRL pour une exposition sub-chronique de 0,4 mg/kg.j pour des effets hépatiques.** Dans ce cas, un facteur d'incertitude de 300 a été utilisé (pas d'extrapolation du sub-chronique au chronique), ce qui explique le facteur 10 de différence avec la valeur de l'EPA. Il est difficile de départager ces 2 valeurs sur un critère uniquement empirique. **Par prudence, on retiendra donc celle de l'EPA pour l'évaluation du risque par ingestion.**

Il n'existe pas de VTR pour une exposition par inhalation. En l'absence de données sur la dangerosité du fluoranthène par inhalation, on pourra faire l'hypothèse d'une extrapolation voie à voie : **une concentration de référence de $0,14$ mg/m³ est ainsi obtenue** (on considère que les effets sont les mêmes quelle que soit la voie d'exposition et on utilise un débit respiratoire de 20 m³/j et un poids corporel de 70 kg pour passer d'une dose exprimée en mg/kg.j en une concentration exprimée en mg/m³).

Pour le naphthalène, **l'EPA a déterminé une dose de référence pour une exposition chronique par ingestion de 2.10^{-2} mg/kg.j** encore valable lors de la dernière remise à jour de la base IRIS en 1998. Cette dose de référence est encore une fois basée sur une étude sub-chronique par gavage chez le rat, montrant une perte de poids chez le mâle. De la même façon que pour le fluoranthène, le degré de confiance dans la détermination de cette dose est faible. **Une concentration de référence de 3.10^{-3} mg/m³ est également disponible.** Elle est basée sur une étude d'exposition chronique par inhalation chez la souris faisant apparaître des atteintes de l'appareil respiratoire supérieur et, en particulier de l'épithélium nasal (National Toxicology Program, 1992). **L'ATSDR (1995) fournit un MRL pour une exposition chronique par inhalation de $0,01$ mg/m³ (atteintes respiratoires), moins contraignante et plus ancienne que celle de l'EPA qui lui sera donc préférée.** Elle fournit également un MRL pour une exposition aiguë (0.05 mg/kg.j, effets neurologiques) et sub-chronique (0.02 mg/kg.j, effets hépatiques) par ingestion. Le NTP (National Toxicology Program) a publié récemment une étude de 2 ans par inhalation chez le rat qui montre des effets cancérigènes clairs chez le mâle et la femelle basés sur une augmentation significative des adénomes de l'épithélium respiratoire et des neuroblastes de l'épithélium olfactif du nez; ont été également observées des lésions non cancérigènes du nez telles que hyperplasie atypique, atrophie, inflammation chronique et

dégénération hyaline de l'épithélium olfactif ainsi que des lésions de l'épithélium respiratoire. Une étude précédente sur deux ans montrait déjà des effets cancérigènes par inhalation chez la souris femelle (adénomes pulmonaires bronchiques et alvéolaires) et des effets non cancérigènes chez les deux sexes (nez et poumon) mais elle était insuffisante pour conclure clairement du fait du manque de données adéquates chez une deuxième espèce animale. Ces nouveaux éléments de dangerosité (2 espèces animales, 2 sexes) devraient amener à une ré-actualisation des VTR par les organismes de référence. Le naphthalène vient d'être classé 2B par le CIRC (2002). Il fait partie des substances des listes prioritaires du règlement européen 793/93. Au cours de la réunion du groupe CMR "classification-étiquetage des substances dangereuses" à Ispra (30/05/2001-01/06/2001), il a été décidé de classer le naphthalène Carc cat 3; R40. Cette décision devrait apparaître dans le 29^{ème} ATP. Une classification européenne en catégorie 3 signifie que la substance est préoccupante pour l'homme en raison d'effets cancérigènes possibles mais pour laquelle les informations disponibles ne permettent pas une évaluation satisfaisante. Il existe des informations issues d'études adéquates sur les animaux, mais elles sont insuffisantes pour classer la substance dans la deuxième catégorie. Cela semble *a priori* surprenant du fait que cette décision est postérieure à la publication de la dernière étude du NTP (date du rapport : décembre 2000) mais peut s'expliquer du fait que les résultats sont moins probants chez la souris que chez le rat.

Les HAP les plus lourds sont considérés comme cancérigènes possibles ou probables. Ils sont au nombre de 7 dans une liste de 16 HAP préconisée par l'EPA : B(a)A, B(b)F, B(k)F, B(a)P, D(a,h)A, In(1,2,3,c,d)P et chrysène. C'est uniquement pour ces 7 HAP que l'EPA fournit des Facteurs d'Equivalence Toxique (FET) en référence au Benzo(a)Pyrène. Différents FET sont décrits dans la littérature pour les HAP, par l'US-EPA (1993 et cité par l'ATSDR, 1997), par Hempfling [1997], par Baars [2000], par Nisbet et Lagoy [1992] et par l'OMS [WHO, 1999]. Le tableau 7 résume les études proposant des valeurs de Facteurs d'Equivalence Toxique pour les HAP. On remarque que les FET proposés par l'US-EPA (1993) ne concernent bien que les HAP classés B2 par l'EPA, et 2B, 2A par le CIRC (à l'exception du naphthalène qui n'est classé 2B que depuis 2002).

L'US-EPA propose pour le B(a)P un excès de risque unitaire vie entière pour la voie orale de $7,3 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$. Cette VTR est fondée sur les résultats d'expérimentations animales montrant un excès de cancers digestifs suite à l'ingestion de nourriture contaminée par le B(a)P. L'EPA ne propose pas d'excès de risque unitaire pour les autres HAP cancérigènes. Leur risque doit donc être évalué à partir de la notion de FET.

L'OMS propose une valeur guide dans l'eau pour le B(a)P; toutefois, cette valeur n'est pas strictement basée sur des critères de Santé Publique et ne considère pas l'ensemble des études prises en compte par l'EPA. L'OMS déclare clairement qu'elle n'assure pas une stricte protection de la santé. **C'est donc généralement la valeur de l'EPA pour le B(a)P, en référence aux FET déterminés pour les HAP cancérigènes, qui est retenue pour une exposition par ingestion.**

Par voie respiratoire, seule l'OMS [1987, 1999, 2001] propose pour le B(a)P une VTR déterminée à partir de données humaines (épidémiologie en milieu professionnel). Les travailleurs de la cokerie étaient exposés à un mélange de HAP, et pas seulement au B(a)P, comme c'est le cas dans les études expérimentales utilisées pour dériver l'ERU par voie orale de l'EPA. La proportion de B(a)P dans le mélange d'HAP pris en compte dans l'étude de l'OMS, et à partir de laquelle l'ERU a été déterminé, est certainement différente de celle trouvée à l'émission de l'installation étudiée ici. **L'excès de risque unitaire vie entière pour une exposition par inhalation au B(a)P déterminé par l'OMS est de $8,7 \cdot 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$.** Il est basé sur l'augmentation de l'incidence des cancers du poumon dans la population exposée. Cette valeur a été reprise par le CSHPF dans son avis relatif au projet de directive concernant la pollution de l'air ambiant par les HAP. Elle est devenue réglementaire par la circulaire de la DGS en 1998. Par ailleurs, en utilisant l'intervalle des FET relatif à chaque HAP en référence au B(a)P, l'OMS [1999] détermine un intervalle d'ERU spécifique à chaque HAP en mélange, sur la base de la formule suivante :

$$\text{ERU}_{\text{substance}} = (\text{FET}_{\text{substance}} \times \text{ERU}_{\text{B(a)P}})$$

Par exemple, le potentiel toxique de l'anthracène relatif au B(a)P ($\text{FET}_{\text{anthracène}}$) varie de 0,28 à 0,32 (tableau 7); l'estimation de son ERU varie donc de $2,4 \cdot 10^{-2}$ à $2,8 \cdot 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Il est alors possible d'évaluer le risque par inhalation lié à chaque HAP en mélange à partir du moment où son potentiel toxique relatif au B(a)P est connu. Toutefois, il ne s'agit que d'extrapolations grossières à manier avec prudence. Enfin, l'OMS donne des FET pour des substances pourtant classées D par l'EPA ou 3 par le CIRC (fluoranthène et anthracène).

Le groupe de travail a choisi de s'orienter vers une évaluation du risque cancérigène du "mélange HAP" en présence en référence à l'ERU du B(a)P déterminé par l'OMS pour une exposition par inhalation, qui tiendra compte en toute cohérence des HAP classés au moins cancérigènes probables dans la liste des FET de l'OMS (chrysène exclu, voir p.45).

Pour information [OMS, 1999], il est également possible selon une méthode de calcul similaire, de raisonner à partir de FET établis non plus pour chaque substance en mélange mais pour des mélanges précis de HAP : entre autre, charbon à faible teneur en soufre ($\text{FET}_{\text{mel}} = 0,368$) et charbon à forte teneur en soufre ($\text{FET}_{\text{mel}} = 1,026$). En tenant compte du potentiel toxique et de la teneur en B(a)P dans le mélange, un excès de risque unitaire peut être établi pour chaque mélange. Toutefois, ce type d'extrapolation correspond à un mélange bien précis, souvent différent de ceux rencontrés au cas par cas : la prudence est donc de rigueur et, par voie de conséquence, l'utilisation de ces FET restreinte.

TABLEAU 7 : Récapitulatif d'études proposant des valeurs de facteurs d'équivalence toxique pour les 16 HAP mesurables

Substances	TEF					Classification		
	US-EPA	Nisbet et Lagoy	Baars	UMS Hempfling & al.	OMS	UE	US-EPA	CIRC/IARC
Dibenzo(a,h)anthracène	1.0	5	1	1	0.89-5	Cat. 2	B2	2A
Benzo(a)pyrène	1.0	1.0	1	1	1		B2	1
Benzo(a)anthracène	0.1	0.1	0.1	0.1	0.014-0.145		B2	2A
Benzo(b)fluoranthène	0.1	0.1	0.1	1	0.1-0.141	Cat. 2	B2	2B
Benzo(k)fluoranthène	0.01	0.1	0.1	0.1	0.01-0.1	Cat. 2	B2	2B
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0.1	0.1	0.1	0.01	0.067-0.232	Cat. 2	B2	2B
Anthracène	<i>nr</i>	0.01	<i>nc</i>	0.01	0.28-0.32		D	3
Benzo(g,h,i)perylène	<i>nr</i>	0.01	<i>nc</i>	0.01	<i>nr</i>		D	3
Chrysène	0.001	0.01	0.01	0.01	0.001-0.1	Cat. 2	B2	3
Acenaphthène	<i>nr</i>	0.001	0.01	0	<i>nr</i>			
Acenaphthylène	<i>nr</i>	0.001	0.001	0.01	<i>nr</i>		D	
Fluoranthène	<i>nr</i>	0.001	0.01	0.01	0.001-0.01		D	3
Fluorène	<i>nr</i>	0.001	<i>nc</i>	0	<i>nr</i>		D	3
Naphtalène (en révision)	<i>nr</i>	0.001	<i>nc</i>	0	<i>nr</i>	<i>Cat. 3</i>	<i>C</i>	2B
Phénanthrène	<i>nr</i>	0.001	0.001	0	<i>nr</i>		D	3
Pyrène	<i>nr</i>	0.001	0.001	<i>nr</i>	<i>nr</i>		D	3

(*nc* : non considéré comme cancérigène dans l'étude, *nr* : non renseigné dans l'étude)

6.5- LES DIOXINES (PCDD), LES FURANES (PCDF) ET AUTRES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES CHLORES (HAPC, DONT PCB)

Les dioxines et les furanes sont fortement liposolubles et facilement absorbés par voie digestive : de 60 à 90%. La voie d'exposition préférentielle est donc l'ingestion et plus particulièrement la consommation de graisses animales. L'enquête récente réalisée par l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments (AFSSA) et le CSHPF a estimé l'exposition moyenne aux dioxines de la population française par voie alimentaire. Le résultat est une dose moyenne de 2 pg I-TEQ/kg.j [AFSSA, 2000]. Les dioxines et leurs congénères (furanes et PCB) représentent plus de 200 substances différentes et ont fait l'objet de nombreuses études épidémiologiques et toxicologiques depuis l'accident de Seveso.

Chez l'animal, les effets non cancérigènes des dioxines/furanes sont multiples : perte de poids entraînant le décès, troubles cutanés ressemblant à la chloracné, anomalies de la coagulation, perturbations hormonales, diminution de la concentration sérique de la mélatonine, hypercholestérolémie, diminution des stocks hépatiques en vitamine A. Chez l'homme, de nombreux effets ont également été décrits mais sont pour la plupart non spécifiques de ces composés d'où une causalité mal démontrée. L'effet aigu le plus caractéristique, imputable aux dioxines/furanes, est l'acné chlorique (exemple : SEVESO). Des altérations du système enzymatique hépatique ont également été décrits. Les effets sur le système immunitaire sont moins certains. Enfin, des troubles de la conduction nerveuse, un excès de risque de maladies cardio-vasculaires et de diabète ont également été observés [Bard, 1997].

Chez l'animal, tous les isomères de PCDD et PCDF sont tératogènes et foetotoxiques. Tous sont responsables d'une baisse de la fertilité par féminisation du comportement sexuel. Enfin, des troubles neuro-comportementaux ont été mis en évidence après exposition in utero à la TCDD. Chez l'homme, une fois de plus, les conclusions des études sur les effets tératogènes ou abortifs sont moins concordantes. Par contre, les effets foetotoxiques des PCDF, au moins pour des expositions élevées, ont été démontrées par plusieurs études. Une augmentation relative du nombre de filles à la naissance a été observée dans la région de Seveso, après l'accident et pendant une durée équivalente à la demi-vie de la TCDD (durée au bout de laquelle la concentration sanguine diminue de moitié) chez l'adulte. Plusieurs hypothèses étiologiques ont été proposées : modifications des taux de gonadotrophines chez les parents au moment de la conception, troubles de l'implantation du zygote masculin, fragilité accrue du fœtus masculin. Enfin, des anomalies du développement psychomoteur, altérations cognitives persistantes ou atteintes neuro-musculaires plus transitoires, ont été observées dans plusieurs études mais non confirmées dans d'autres. Aux concentrations rencontrées dans l'environnement général, les risques d'atteintes du système de reproduction et du développement psychomoteur des enfants sont les plus préoccupants bien que leur réalité ne soit pas démontrée [Bard, 1997].

Ces substances ne sont pas mutagènes. Par contre, sur des cellules déjà initiées, elles auraient une activité promotrice. L'OMS propose donc, comme pour des effets de type déterministes, une relation dose-réponse comportant un seuil. Ce n'est pas le cas de l'EPA qui admet l'approche stochastique car les dioxines/Furanes seraient des cancérigènes complets et auraient donc un effet initiateur.

Chez l'animal, les sites de cancers induits par l'exposition aux dioxines/Furanes sont variables selon les espèces, ce qui rend difficile la transposition à l'homme. Certains cancers hormono-dépendants ont même une incidence diminuée, lorsque l'exposition aux dioxines/Furanes se fait avant l'exposition à l'initiateur (dans le cadre de Seveso, cette tendance a également été observée chez l'homme). Au final, ils sont responsables d'un grand nombre d'effets aigus ou sub-aigus chez l'animal d'expérience : la 2,3,7,8-TCDD est un cancérigène puissant chez l'animal. Chez l'homme, les résultats sont plus discordants sur la tératogénicité et la cancérigénicité. Néanmoins, l'OMS et le CIRC ont classé récemment la 2,3,7,8-TCDD en cancérigène certain pour l'homme (groupe 1). Les autres dioxines/furanes sont classés en groupe 3. Des cancers du naso-pharynx, du poumon, du foie, de l'estomac, de la vessie, de la peau, du testicule, de l'ovaire, de la thyroïde, du cerveau ainsi que différentes formes de leucémies ont été associées au moins une fois à l'exposition à la 2,3,7,8-TCDD. Ces constats ont pu être faits sur de nombreuses études menées en situation professionnelle, accidentelle (Seveso) ou en temps de guerre (Agent Orange du Viêt-Nam). La limite méthodologique de ces études est la prise en compte des co-expositions [Bard, 1997].

L'approche stochastique de l'EPA a conduit à la détermination en 1994 d'un excès de risque unitaire par voie orale, basé sur les effets cancérogènes observés dans les études animales, qui correspondait à une dose journalière de 6.10^{-3} pg I-TEQ/kg.j pour ne pas dépasser un excès de risque individuel vie entière de 10^{-6} . Les expositions humaines habituelles conduisaient alors à une estimation du risque individuel vie entière de 10^{-4} à 10^{-3} . Cet ERU, qui n'apparaît que dans un document projet et n'a jamais été validé, a cependant été repris par le Comité de Prévention et de Précaution dans ses recommandations concernant les dioxines en 1998 [CPP, 1998]. La VTR pour la voie respiratoire est dérivée de l'ERU par ingestion en tenant compte des variables suivantes : absorption par inhalation (75%), débit respiratoire journalier (20 m^3), poids corporel (70 kg). L'EPA a également déterminé une dose de référence de 1 pg I-TEQ/kg.j pour des expositions chroniques induisant des effets non cancérogènes sur le développement psychomoteur.

Le document de 1994 a été revu par l'EPA en 2000; ces derniers résultats sont en cours de validation. Contrairement au premier document qui ne se basait que sur des données animales pour la détermination de l'ERU (et considérait les données humaines inadéquates), l'EPA considère maintenant que les études épidémiologiques (3 études en milieu professionnel) sont conclusives et permettent une évaluation quantitative du risque. La dose n'est plus évaluée par l'exposition mais par la charge corporelle, ce qui permet de prendre en compte les différences de vitesse d'élimination de la 2,3,7,8-TCDD entre sujets ou entre espèces. Enfin, un modèle linéaire est utilisé pour ajuster les données humaines et il conduit à estimer qu'aux expositions habituelles le risque individuel vie entière est de 10^{-3} à 10^{-2} ; il y a donc une différence d'un facteur 10 entre l'évaluation de 1994 et celle de 2000, due essentiellement au passage des données animales aux données humaines et à l'utilisation en 2000 d'une définition de la dose efficace basée sur la charge corporelle cumulée. **En conséquence, l'EPA a recommandé l'utilisation d'un excès de risque unitaire par voie orale de 5.10^{-3} /pgI-TEQ/kg.j.** Par ailleurs, l'EPA ne recommande plus de dose de référence pour les effets non cancérogènes mais fournit des Marges d'Exposition (MOA : Margin Of Exposure).

L'approche déterministe de l'OMS a conduit en juin 1998 à la détermination d'une dose journalière admissible entre 1 et 4 pg I-TEQ/kg.j : 1 étant l'objectif à atteindre et 4 la DJA. Le CSHPF a retenu la valeur seuil de 1 pg-TEQ/kg.j pour l'ensemble des effets non cancérogènes et cancérogènes liés aux dioxines. Ces doses journalières sont donc basées sur les risques d'atteintes du développement psychomoteur des nouveau-nés exposés à de très faibles doses, sur les effets sur la reproduction et le système immunitaire mais prennent également en compte la cancérogénicité, contrairement à la dose de référence initialement fournie par l'EPA en 1994 ou encore au $\text{MRL}_{\text{chronique}}$ de l'ATSDR (également de 1 pg I-TEQ/kg.j, effets sur le développement) [1998]. A noter qu'il existe également un $\text{MRL}_{\text{sub-chronique}}$ de 2.10^{-5} $\mu\text{g}/\text{kg.j}$ pour des effets concernant une diminution du poids du thymus et un MRL_{aigu} de 2.10^{-4} $\mu\text{g}/\text{kg.j}$.

En France, la Société Française de Santé Publique, dans son expertise sur l'incinération [SFSP, 1999], a choisi de considérer les approches stochastiques et déterministes en parallèle du fait du manque de consensus sur le mécanisme de cancérogénèse. C'est ce qui sera fait dans cette étude, en tenant compte de la remise à jour de l'ERU de l'EPA en 2000.

A l'heure actuelle, il existe deux référentiels de facteurs d'équivalence toxique en référence à la toxicité de la 2,3,7,8-TCDD : celui du NATO/CCMS, sur la base duquel est construit l'indice international (I-TEQ), et celui de l'OMS (OMS 1998). Ce dernier intègre, en plus des 7 PCDD et des 10 PCDF considérés dans le NATO/CCMS, 13 congénères PCB (par convention, on parlera de TEQ-OMS₉₈). Les mesures de dioxines sont exprimées, conformément à la réglementation en vigueur, par rapport au référentiel international NATO/CCMS. De plus, l'étude d'exposition de la population française aux dioxines réalisée par l'AFSSA a également initialement choisi d'utiliser ce référentiel. Aussi, pour rester cohérents et pouvoir réaliser des comparaisons, nous avons choisi de nous en tenir au référentiel NATO/CCMS. Les concentrations mesurées seront donc exprimées en I-TEQ (International Toxic Equivalent) en fonction des FET attribués aux 17 congénères PCDD et PCDF considérés comme toxiques. Par ailleurs, il est assez clairement établi que les congénères PCB proviennent en majorité des sources "réservoir", c'est à dire de matériels ou de lieux contenant au préalable des congénères dioxines et qui ont le potentiel de redistribuer et de transférer ces composés dans l'environnement (EPA, 2000); des réservoirs potentiels sont les sols, les sédiments, le biota, l'eau et des matériaux anthropogéniques ayant été contaminés dans le passé. Ainsi, il est peu probable à l'heure actuelle de retrouver des émissions significatives de congénères PCB nouvellement formés. Aux Etats-Unis, la production de PCB a été interdite en 1977. Bien qu'il ait été démontré que de petites quantités de PCB coplanaires peuvent être produites pendant la combustion de déchets, il n'y a aucune preuve d'une contribution significative des congénères PCB au TEQ pendant la combustion (ce sont bien les PCDD et PCDF qui sont formés en majorité). Les teneurs en PCB retrouvées aujourd'hui dans l'environnement reflètent les émissions passées liées à la production même de PCB, à leur utilisation et à leur élimination. En terme d'exposition totale, cela est loin d'être négligeable, puisqu'au moins un tiers de l'exposition de la population générale aux congénères dioxines provient de ce "passé PCB". Cela a d'ailleurs amené l'AFSSA, dans son étude sur l'exposition moyenne aux dioxines de la population française par voie alimentaire et suite à l'expertise collective de l'INSERM (2000), à corriger la dose moyenne initialement estimée à 1,3 pg I-TEQ/kg.j (hors PCB) par une dose de 2 pg/kg.j (majoration d'environ 50% pour tenir compte de l'apport des 13 PCB au bol alimentaire) [AFSSA, 2000; OMS, 2000]. Les résultats intermédiaires de l'étude AFSSA n'ont cependant pas été ré-évalués et ne portent que sur les congénères PCDD et PCDF. Ce sont également les seuls qui figurent à l'EPER et aucun facteur d'émission n'a pu être recensé. Les PCB ne seront donc pas pris en compte dans la présente étude.

6.6- LES COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS - COV

6.6.1- Benzène

Le benzène entre dans la composition des carburants et il est donc, dans l'air urbain, principalement associé au trafic automobile. Il est aussi utilisé comme matière première en synthèse organique. Son utilisation industrielle, en particulier comme solvant, a été sévèrement réglementée. La voie d'exposition prépondérante est l'inhalation mais elle n'est pas la seule (exposition par ingestion d'eau ou d'aliments contaminés par irrigation et par contact cutané -milieu du travail-). Il ne se bio-accumule pas dans les animaux et les plantes [ATSDR, 1998].

Le syndrome psycho-organique est commun au benzène et à ses homologues supérieurs, toluène et xylènes. L'exposition chronique au benzène induit des troubles de la mémoire, de la concentration, de la personnalité, une insomnie et une diminution des performances intellectuelles. La toxicité hématologique est connue depuis longtemps (atteintes de la moelle osseuse : anémie, leucopénie, hyperleucocytose etc.). Ces effets sont réversibles après cessation de l'exposition. A un stade plus avancé, cette toxicité hématologique peut se manifester par une aplasie médullaire, dépression totale de la reproduction des cellules sanguines. Plusieurs études épidémiologiques chez des travailleurs exposés à de fortes concentrations de benzène comme solvant décrivent ces atteintes. La toxicité hématologique et surtout l'aplasie médullaire sont actuellement considérées comme un syndrome pré-leucémique. Dans le domaine des effets sur la reproduction, le benzène a été montré foetotoxique chez l'animal mais non tératogène. Chez l'homme, le benzène est foetotoxique comme tous les hydrocarbures aromatiques.

Le benzène est un cancérogène reconnu (EPA : classe A; CIRC : groupe 1), initiateur de leucémies (en particulier myéloïdes aiguës) en exposition chronique, quelle que soit la voie d'exposition. De nombreuses données expérimentales et épidémiologiques existent. L'EPA a établi récemment (1998 et 1999) un intervalle de risques unitaires pour l'exposition au benzène par inhalation (ERUi), un intervalle d'"Oral Slope Factors" pour une exposition par ingestion (en $(\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$) et un intervalle d'ERUo pour une exposition par ingestion d'eau contaminée (en $(\text{mg}/\text{L})^{-1}$).

L'ERUi de l'EPA (1998) varie de $2,2\cdot 10^{-6}$ à $7,8\cdot 10^{-6}$ $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Ces estimations quantitatives sont basées sur l'hypothèse de la linéarité à faible dose et utilisent les estimations du maximum de vraisemblance à partir des études épidémiologiques. **L'OMS (2000) situe l'ERUi dans une fourchette comprise entre 4,4 et $7,5\cdot 10^{-6}$ $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$** d'après une étude de Crump (1994). **La moyenne géométrique de cette fourchette d'excès de risque vie entière de leucémies pour une concentration dans l'air de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est de $6\cdot 10^{-6}$** ; les concentrations de benzène dans l'air associées à un excès de risque de 10^{-4} , 10^{-5} et 10^{-6} sont respectivement de 17, 1,7 et $0,17 \mu\text{g}/\text{m}^3$. **Le CSHPF recommande cette valeur de $6\cdot 10^{-6}$ $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$.** Elle sera donc retenue dans la présente étude, la qualité des données et les résultats obtenus étant de toute façon similaires entre l'OMS et l'EPA (l'intervalle de l'OMS est inclus dans celui de l'EPA).

L'"Oral Slope Factor" varie de $1,5 \cdot 10^{-2}$ à $5,5 \cdot 10^{-2}$ (mg/kg.j)⁻¹. L'ERU_o pour une exposition par ingestion d'eau contaminée varie de $4,4 \cdot 10^{-4}$ à $1,6 \cdot 10^{-3}$ (mg/L)⁻¹. Ces estimations sont extrapolées à partir des données épidémiologiques en milieu professionnel.

6.6.2- Acétaldéhyde

L'acétaldéhyde est un produit de combustion et constitue un hydrocarbure commun dans l'atmosphère. L'exposition humaine se fait principalement par inhalation, en milieu urbain ou proche de sources de combustion. L'ingestion d'aliments contenant naturellement de l'acétaldéhyde est aussi possible.

L'EPA définit une concentration de référence de $9 \cdot 10^{-3}$ mg/m³ basée sur une dégénérescence de l'épithélium olfactif chez le rat après des études en exposition aiguë. L'OMS donne, pour une exposition moyennée sur un an, une concentration tolérable de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ déterminée à partir d'effets irritants chez le rat. Il existe aussi une concentration tolérable de $2000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ moyennée sur 24 h et basée sur des effets irritants chez l'homme.

L'acétaldéhyde est classé B2 par l'EPA du fait de l'augmentation, après exposition par inhalation, de l'incidence de tumeurs nasales chez des rats mâles et femelles et de tumeurs du larynx chez des hamsters mâles et femelles. **Le risque unitaire par inhalation, déterminé à partir d'une étude d'exposition par inhalation chez le rat et pour des cancers des cellules squameuses des fosses nasales ou des adénocarcinomes, est de $2,2 \cdot 10^{-6}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹.** Cet excès de risque unitaire ne doit pas être utilisé pour des concentrations dans l'air supérieures à $5 \cdot 10^3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. **L'OMS [1995] donne un risque unitaire par inhalation variant de $1,5$ à $9 \cdot 10^{-7}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹ basé également sur une étude chez les rats et pour les mêmes effets.** On ne retiendra, pour la suite de l'étude, que les effets cancérogènes de l'acétaldéhyde, les autres effets étant principalement de type irritant. L'ERUi de l'EPA sera retenu par prudence, bien qu'il ait été révisé pour la dernière fois en 1991, puisqu'il est plus contraignant que l'intervalle fourni par l'OMS (d'un facteur 10 pour la borne inférieure). Cette différence s'explique certainement par les modèles d'extrapolation utilisés qui n'ont pas été spécifiquement analysés dans le cadre de ce rapport.

Il n'existe pas de VTR pour une exposition par ingestion (potentiel d'exposition par cette voie très faible).

6.6.3- Formaldéhyde

Le formaldéhyde est un gaz incolore et inflammable. Il est soluble dans l'eau, les alcools et autres solvants polaires. Il est très réactif et peut polymériser. A la lumière du soleil, il est rapidement photo-oxidé en dioxyde de carbone. Il réagit également très rapidement avec les radicaux hydroxyyles. La demie-vie estimée pour chaque procédé est de l'ordre de l'heure [IPCS 1989], suivant les conditions environnementales. Le transport du formaldéhyde sur de grandes distances paraît donc peu probable.

Le formaldéhyde est soluble dans l'eau et possède un faible coefficient de partition octanol-eau. Il aura donc tendance à rester en phase aqueuse (pas de volatilisation vers l'atmosphère ni de dépôt via les sédiments). Là, il est rapidement dégradé par des micro-organismes. En raison de son faible coefficient de partition octanol-eau, le formaldéhyde n'a pas tendance à se bio-accumuler dans les organismes aquatiques.

Suite à plusieurs études épidémiologiques concordantes, l'EPA a classé le formaldéhyde dans la catégorie B1 : cancérigène probable pour l'homme. Le CIRC le classe en 2A. Chez l'animal comme chez l'homme, l'exposition au formaldéhyde, par inhalation se traduit par l'apparition de cancers de la cavité buccale, du pharynx et du poumon. Un effet mutagène a été observé chez certaines espèces.

La voie d'exposition la plus courante est l'inhalation. La base IRIS de l'EPA indique la valeur suivante, pour le risque par inhalation :

$$ERU_i = 1,3 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$$

Cette VTR a été obtenue à partir d'une étude portant sur des rats exposés deux ans par inhalation au formaldéhyde, l'effet retenu étant le carcinome des cellules squameuses des fosses nasales. Cet excès de risque unitaire ne peut être utilisé que pour des concentrations de formaldéhyde dans l'air inférieures à $800 \mu\text{g}/\text{m}^3$. **A noter que l'ATSDR (1999) fournit un $MRL_{\text{chronique}}$ de $1 \cdot 10^{-2} \text{mg}/\text{m}^3$ pour des effets atteintes nasales chez l'homme.**

L'OMS détermine une valeur guide pour la qualité de l'air de $0,1 \text{mg}/\text{m}^3$ pour une exposition moyennée sur 30 minutes, afin de prévenir des irritations significatives du nez et de la gorge [2000].

Le formaldéhyde est beaucoup moins nocif par ingestion et dans ce cas il n'est pas cancérigène chez l'animal. L'EPA ainsi que l'ATSDR ont établi une dose de référence ($MRL_{\text{chronique}}$) à partir d'une étude portant sur des rats ayant bu pendant deux ans de l'eau contenant du formaldéhyde :

$$RfD = 0,2 \text{mg}/\text{kg} \cdot \text{j (perte de poids corporel)}.$$

6.6.4- Toluène

La voie principale d'exposition est l'inhalation. Le toluène a un effet irritant sur les voies respiratoires. Des effets neurologiques ont également été mis en évidence par des études épidémiologiques sur des travailleuses.

L'EPA, a placé le toluène dans la catégorie D (inclassable quant à son potentiel cancérigène vis à vis de l'homme).

La concentration de référence a été calculée (2001) à partir d'une étude épidémiologique professionnelle mettant en évidence des effets sur le système nerveux central. D'où :

RfC = 4.10^{-1} mg/m³

L'ATSDR détermine un MRL_{chronique} très proche de 3.10^{-1} mg/m³ basé également sur des effets neurologiques. C'est également une valeur très récente (2000) et plus pénalisante que la première. De plus, le facteur d'incertitude utilisé par l'ATSDR pour déterminer la VTR est de 100; celui utilisé par l'EPA est de 300. La valeur de l'ATSDR sera donc choisie pour la suite de l'analyse.

L'OMS donne, pour une exposition moyennée sur une semaine, une valeur guide de 260 µg/m³ à partir d'effets sur le système nerveux central observés chez des travailleurs. En ce qui concerne les odeurs, l'OMS (WHO-1999) présente une valeur guide de 1 mg/m³ pour une exposition de 30 minutes.

Une dose de référence a été établie pour des effets de changement du poids des reins et du foie (étude de gavage de 13 semaines chez le rat). Elle est de 2.10^{-1} mg/kg.j.

6.6.5- Xylènes

Le xylène est un hydrocarbure aromatique qui existe sous trois formes: les isomères ortho, méta et para. A la température ambiante, le xylène se présente sous la forme d'un liquide incolore d'odeur aromatique. La majeure partie du xylène libéré dans l'environnement passe directement dans l'atmosphère. Les trois isomères y sont rapidement décomposés, principalement par photo-oxydation. Ils se volatilisent tous les trois rapidement à partir de l'eau. Les données limitées dont on dispose indiquent que les xylènes isomères s'accumulent peu chez les poissons et les invertébrés. Une fois que l'exposition a cessé, ils sont assez rapidement éliminés par les organismes aquatiques. Le xylène ne s'accumule pas en quantité importante dans l'organisme humain. [IPCS, 1997]

Chez l'homme, une exposition aiguë à du xylène sous forte concentration peut avoir des effets sur le système nerveux central et provoquer une irritation du nez et de la trachée.

Le xylène ne s'est révélé ni mutagène ni cancérigène. L'EPA l'a classé dans le groupe D.

L'OMS (1997) donne une valeur guide pour la qualité de l'air de 870 µg/m³ pour une exposition moyennée sur un an, sur la base d'une neurotoxicité chez le rat. Il existe également une valeur guide de 4800 µg/m³ pour une exposition moyennée sur 24 h, sur la base d'atteintes du système nerveux central chez des adultes volontaires. **Enfin, l'ATSDR (1995) donne un MRL chronique de 6.10^{-1} mg/m³ établi chez l'homme pour des symptômes multiples.** C'est cette dernière valeur, plus pénalisante et établie directement chez l'homme, qui sera retenue pour la suite de l'évaluation.

Le point d'aboutissement toxicologique essentiel concerne l'effet nocif que le xylène exerce sur le développement. Des études sur les animaux ont montré une augmentation de l'incidence de modifications du squelette des fœtus. L'EPA a cependant retenu une étude expérimentale (exposition chronique par gavage chez le rat) portant sur des effets critiques différents : hyperréactivité, perte de poids et augmentation de la mortalité. **La dose de référence est de 2 mg/kg.j.** Aucune concentration de référence n'a été établie par l'EPA.

6.7- ARSENIC - AS

La dangerosité de l'arsenic inorganique est bien établie pour le potentiel cancérigène et dans une moindre mesure pour les effets non cancérogènes. Ainsi, le CIRC considère qu'il y a des preuves suffisantes de cancérogénicité pulmonaire et cutanée des composés inorganiques de l'arsenic chez l'homme, même si ces preuves sont limitées chez l'animal (CIRC : groupe 1 ; Conseil de l'Europe : classe 1 des substances cancérogènes ; EPA : classe A). Les voies d'absorption identifiées sont l'ingestion et/ou l'inhalation d'eau ou de poussières contaminées, ainsi que l'ingestion de légumes cultivés à proximité de la source.

Les sources anthropiques d'arsenic sont assez spécifiques : l'industrie du bois, la fabrication et l'utilisation d'insecticides et l'incinération des déchets. Il n'est donc pas particulièrement spécifique des GIC.

L'intoxication chronique a été étudiée en milieu professionnel chez les ouvriers et mineurs manipulant des quantités importantes d'arsenic. Elle se caractérise par un état de fatigue générale, des troubles gastro-intestinaux, une anémie hypochrome, des atteintes cutanées, des atteintes cardio-vasculaires etc. Des atteintes de l'appareil respiratoire ainsi que des atteintes hépatiques ont également été observées. Néanmoins, l'exposition relatée dans ces études a été peu quantifiée. D'autres études ont observé les mêmes effets dans des populations exposées via l'eau de boisson. Les atteintes cardio-vasculaires ont été les mieux étudiées et des travaux publiés en 1996 ont observé des relations dose-réponse [Chen CJ et al., 1996; Tseng CH et al., 1996]. Actuellement, **pour les effets non cancérogènes, l'EPA (comme l'ATSDR) définit une dose de référence RfD de 3.10^{-4} mg/kg.j (effets concernés : hyper-pigmentation, kératose ; études chez l'homme)**. Une extrapolation voie à voie a été proposée par l'EPA pour une exposition chronique par inhalation ($RfC=1,1.10^{-3}$ mg/m³).

Une intoxication à long terme peut aussi se traduire par des cancers de la peau, du foie, du poumon, des reins et du testicule. **L'EPA donne un excès de risque unitaire par inhalation (effet : cancer du poumon ; basé sur des études épidémiologiques en milieu professionnel) de $4,3.10^{-3}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹**. Cette valeur n'est proposée que pour des concentrations d'arsenic inférieures à 2.10^{-3} mg/m³. **L'OMS donne un risque unitaire dans l'air, pour le même effet, de $1,5.10^{-3}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹**.

L'excès de risque unitaire par ingestion (en particulier d'eau fortement contaminée) développé par l'EPA est de $1,5$ ($\text{mg}/\text{kg.j}$)⁻¹ (cancers de la peau, études chez l'homme). Cette valeur correspond à un ERU de 5.10^{-5} ($\mu\text{g}/\text{L}$)⁻¹ dans le cas d'une personne de 70 kg buvant 2 L d'eau par jour ou encore 2 cas de cancers cutanés supplémentaires pour 1000 personnes dans une population qui consommerait pendant 70 ans une eau contenant 2.10^{-3} mg d'arsenic par litre. Ce risque ne concerne que les cancers cutanés, les données étant jugées insuffisantes pour les autres sites potentiels (en particulier: foie, vessie). En particulier, le risque lié à l'alimentation n'a pas été pris en compte.

Pour l'exposition par inhalation, les ERU de $1,5.10^{-3}$ (OMS) ou $4,3.10^{-3}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹ (EPA) pourront être utilisés pour caractériser le risque. Ces VTR sont de qualité égale mais celle de l'EPA est plus protectrice de la santé.

6.8- CADMIUM - Cd

Le cadmium est présent dans l'atmosphère sous forme particulaire. Il va principalement être absorbé au niveau des alvéoles pulmonaires (10-50%). L'absorption par voie orale est plus faible (quelques %). Le cadmium se concentre alors principalement dans le foie et les reins.

Le principal organe cible du cadmium est le rein. L'exposition à long terme et à faible dose occasionne une néphrotoxicité (lésions rénales corticales et tubulaires se traduisant par une protéinurie et une altération de la fonction rénale). Le CIRC classe le cadmium comme cancérigène chez l'homme (groupe 1). L'EPA (1992) le classe B1, c'est à dire cancérigène probable chez l'homme. **Cette dernière propose d'ailleurs une dose de référence par voie orale (RfD) de 1.10^{-3} mg/kg.j pour l'alimentation, valeur retenue également en France par le CSHPF.** Pour l'eau, l'EPA propose une RfD de 5.10^{-4} mg/kg.j (1994). Ces résultats sont issus d'études chez l'homme et sont accompagnés d'un degré de confiance élevé, suffisamment rare pour être mentionné. L'ATSDR se base sur les résultats d'une étude épidémiologique japonaise ayant démontrée une relation dose-réponse entre ingestion de cadmium et protéinurie : **un MRL_{chronique} de 2.10^{-4} mg/kg.j a été déterminé (ATSDR, 1999) : il est plus récent et plus pénalisant que la valeur de l'EPA.**

En l'absence d'études suffisantes, la concentration de référence pour une exposition par inhalation proposée par l'EPA ne peut être extrapolée qu'à partir de la dose de référence : $3,5.10^{-3}$ mg/m³ (EPA, 1994). **Pour une exposition par inhalation, l'OMS (2000) donne une valeur guide de 5.10^{-3} µg/m³ pour le cadmium dans l'air (établie pour une néphrotoxicité chez l'homme, 1 an d'exposition).** Cette valeur déterminée directement pour une exposition par inhalation sera préférée à la valeur extrapolée de l'EPA pour la prise en compte des effets non cancérigènes liés au cadmium dans la suite de l'étude

Sur la base de données animales et épidémiologiques, l'EPA a calculé un excès de risque unitaire par inhalation, pour le cancer du poumon, de $1,8.10^{-3}$ (µg/m³)⁻¹. Cette valeur donne, sur la base d'un risque de 10^{-5} , une valeur limite environnementale de 5 ng/m³ et, pour un risque de 10^{-6} , une valeur de 0,5 ng/m³.

6.9- NICKEL - Ni

La principale source atmosphérique de nickel est la combustion de fuel domestique, mais également celle du diesel et du charbon.

Le nickel pénètre dans l'organisme par inhalation, ingestion et contact cutané. Les effets les plus courants sont les réactions allergiques après contact cutané avec des objets en nickel : il s'agit plus souvent d'un eczéma au point de contact. Des données en population humaine montrent que des expositions prolongées à très fortes doses par inhalation provoquent des pathologies respiratoires telle que la bronchite chronique. Pour les effets par ingestion, seules des données de toxicité aiguë sont disponibles. Enfin, lors de contacts cutanés, les sels de nickel peuvent entraîner une dermatite appelée gale du nickel. Des effets sur le développement embryonnaire ou la reproduction sont à confirmer.

Une exposition par inhalation, principalement aux formes les moins solubles du nickel, peut également induire des effets cancérigènes : cancers des fosses nasales et des poumons.

Les divergences de classification des diverses formes du nickel sont importantes entre l'UE, l'OMS et l'US-EPA. Ainsi, le nickel métal est classé A (cancérogène certain) par l'EPA, 2B (cancérogène possible) par le CIRC et 3 par l'UE (non classable actuellement).

Une seule dose de référence est fournie par l'EPA (2.10^{-2} mg/kg.j), pour des effets portant sur une perte de poids de certains organes chez l'animal et une mortalité néonatale; c'est la forme sels solubles du nickel (ingérés par l'alimentation) qui est concernée. Cette dose est considérée comme protectrice des atteintes cutanées à l'exception des personnes déjà sensibilisées. Aucune concentration de référence n'est disponible dans la base IRIS; dans un document relatif à l'incinération, l'EPA [1998] extrapole une concentration de référence de $7,02.10^{-2}$ mg/m³ à partir de la dose de référence.

L'ATSDR a estimé un MRL de 2.10^{-4} mg/m³ sur la base d'une inflammation chronique liée à l'inhalation du sub-sulfure de tri nickel. L'EPA donne un excès de risque unitaire par inhalation de $4.8.10^{-4}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹ pour le sub-sulfure de tri nickel. Cette « spéciation » non-oxydée est très hautement improbable dans des fumées de combustion (nickel associé à sulfate, chlorure, ou oxyde) : les deux précédentes valeurs ne seront donc pas retenues.

Enfin, les poussières de nickel font l'objet d'un excès de risque unitaire dans l'air de l'EPA (ERUi= $2,4.10^{-4}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹) [1998] et de l'OMS (ERU= $3,8.10^{-4}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹) [1999], basés sur des données de cancer du poumon et/ou des fosses nasales chez l'homme. Ce sont des valeurs récentes, de qualité égale, mais la VTR de l'OMS est plus protectrice vis à vis de la santé.

6.10- PLOMB - Pb

Le saturnisme est la première maladie inscrite au tableau des maladies professionnelles ; en effet, des intoxications massives chez des travailleurs exposés au plomb ont permis de mettre en évidence les effets néfastes de ce métal. Actuellement se pose surtout le problème du saturnisme infantile provoqué par les effets à long terme du plomb sur les fonctions cognitives et le système nerveux central des organismes en développement. Le plomb pénètre dans l'organisme essentiellement par voie digestive et par voie pulmonaire. Ses effets sont multiples mais les organes cibles les plus sensibles au plomb sont les systèmes nerveux, hématopoïétique et cardio-vasculaire.

Le plomb est classé B2 par l'EPA (cancérogène possible). Le CIRC (Centre International de Recherche sur le Cancer) le classe 2B : potentiellement cancérogène chez l'homme. Aucune relation dose-réponse n'a pu être établie.

Cependant, il n'y a pas de seuil d'exposition orale ou par inhalation actuellement admis pour l'apparition des effets non cancérogènes (c'est un toxique cumulatif dont les effets sont particulièrement sensibles chez l'enfant). Ces effets peuvent être observés à des niveaux de plombémie extrêmement faibles [IRIS, 1993].

Des recommandations sanitaires et environnementales ont pu être faites afin de diminuer les risques d'effets délétères :

- **Valeurs limite atmosphérique moyenne annuelle en France :** 2.10^{-3} mg/m^3
- **Objectif de qualité dans l'air en France (décret 6 mai 1998) :** $0,5.10^{-3} \text{ mg/m}^3$
- **Valeur limite dans l'eau de distribution en France :** $0,05 \text{ mg/L}$
- **Objectif de qualité dans l'eau en France :** $0,01 \text{ mg/L}$

La valeur guide dans l'air de l'OMS est calculée de manière à ce que 98% de la population exposée à cette valeur maximale conserve une plombémie inférieure à $100 \mu\text{g/L}$. Pour cette dérivation, l'OMS prend en compte le niveau d'exposition de base ($30 \mu\text{g/L}$) et la distribution de la plombémie dans la population (pour que 98% de la population soit en dessous de $100 \mu\text{g/L}$, il faut que 50% de la population soit en dessous de $54 \mu\text{g/L}$), ainsi que les autres voies d'exposition au plomb car 50% de l'exposition totale ne se fait pas par inhalation. Elle considère que $1 \mu\text{g}$ de plomb par m^3 d'air entraîne une plombémie de $50 \mu\text{g/L}$ [OMS, 1999], ce qui donne une concentration maximale dans l'air de $0,5 \mu\text{g/m}^3$. C'est la seule VTR disponible pour cette voie.

D'après le JEFCA (FAO/OMS), les enfants de moins de 2 ans constituent la population critique vis à vis du plomb : leur développement psychique peut être affecté. En 1986, le JEFCA a établi une PTW_i (Provisional Tolerable Weekly intake) de $25 \mu\text{g/kg}$ (équivalent à $3,5 \mu\text{g/kg.j}$) pour les nourrissons et les enfants. Ce PTW_i se base sur le fait que des études sur le métabolisme des nourrissons montrent qu'un apport journalier moyen de $3-4 \mu\text{g/kg}$ n'est pas associé à une augmentation des taux de plomb dans le sang alors qu'un apport de $5 \mu\text{g/kg.j}$ ou plus entraîne une rétention du plomb. L'OMS utilise en fait ce PTW_i de $25 \mu\text{g/kg}$ en l'appliquant à un adulte de 60 kg et à un enfant de $13,6 \text{ kg}$. L'ingestion semble être la voie d'exposition prépondérante et **la dose journalière admissible (ou dose de référence) recommandée par l'OMS est donc de $48,5 \mu\text{g/j}$ pour ces enfants ; elle est de $214 \mu\text{g/j}$ pour les adultes.** Ces mêmes valeurs sont recommandées par l'INSERM [1999].

Remarque : le dépistage du saturnisme infantile en France a été recommandé chez les enfants entre 6 mois et 6 ans, habitant ou séjournant dans des habitats anciens, ayant des proches exposés professionnellement ou pour leurs loisirs, vivant à proximité d'entreprises sources ou enfin vivant dans des zones alimentées par des eaux acides. Au-delà de $0,1 \text{ mg/L}$ et selon la valeur de la plombémie, des procédures d'enquête environnementale, de diagnostic et de traitement sont recommandées.

6.11- MERCURE - Hg

L'exposition au mercure de la population générale se fait essentiellement par inhalation à proximité de décharges, d'incinérateurs ou d'industries utilisant le mercure dans leur production (batteries, amalgames dentaires etc.) ou des carburants au mercure et par ingestion de poisson contaminé (méthylmercure). Les GIC ne sont donc que moyennement spécifiques d'une exposition au mercure; tout dépendra de la zone dans laquelle se situe l'installation et de l'existence ou non d'autres sources potentielles dans l'environnement du site étudié.

Le système nerveux est très sensible à toutes les formes de mercure : irritabilité, troubles du comportement, de la vision et de l'audition, tremblements et pertes de mémoire. Le méthylmercure et les vapeurs métalliques sont les plus délétères car ils ont un tropisme plus important pour le système nerveux central. Ces effets neurologiques ont été clairement démontrés à Minamata dans les années 50 et en Iraq dans les années 70, lors d'expositions majeures au méthylmercure par ingestion de poissons contaminés. Ces expositions élevées peuvent également provoquer des lésions irréversibles du rein et du fœtus. Néanmoins, les études portant sur des doses inférieures à celles de ces accidents n'ont pas pu mettre de tels effets en évidence. **L'ATSDR (1996) fournit une dose de référence pour une exposition chronique par ingestion de méthylmercure de 0,0003 mg/kg.j à partir d'une étude de cohorte montrant des effets sur le développement neuro-moteur de l'enfant (700 enfants exposés in utero au méthylmercure par consommation maternelle de poisson aux Seychelles). L'US-EPA se base sur des études épidémiologiques plus récentes (1997 et 1999) pour fournir une dose de référence de 0,0001 mg/kg.j concernant les mêmes effets (IRIS, 2001).** Le méthylmercure (CAS 22967-92-6) est classé C par l'EPA et 2B par le CIRC.

L'EPA (1995) fournit, pour le mercure inorganique (CAS 7487-94-7) une dose de référence de 3.10^{-4} mg/kg.j à partir d'une étude sur des rats en exposition sub-chronique montrant des effets auto-immuns.

Des expositions chroniques au mercure élémentaire par inhalation, à des niveaux plus faibles tels que ceux rencontrés en milieu professionnel, ont montré des effets neuro-comportementaux et des atteintes du système neuro-végétatif. **A partir de ces études, l'EPA (1995) a déterminé pour le mercure élémentaire (CAS 7439-97-6) une concentration de référence de 3.10^{-4} mg/m³. Pour les raisons évoquées plus haut, aucune dose de référence n'a été proposée.** Certaines études extrapolent la dose de référence à partir de la concentration de référence [Myers GJ et al., 1998]. Elle est égale à $8,6.10^{-5}$ mg/kg.j. Néanmoins, ce n'est pas sous sa forme élémentaire que le mercure est intéressant à considérer par ingestion : on se référera donc au méthylmercure et au mercure inorganique pour cette voie d'exposition. **L'ATSDR fournit un MRL pour une exposition chronique par inhalation de 0,0002 mg/m³, basé sur les mêmes études que l'EPA. Néanmoins, la méthode de dérivation permettant de passer des observations en milieu professionnel à une application pour la population générale est différente.** L'ATSDR prend en compte la fraction de temps quotidien passé au travail (8h / 24 h) alors que l'EPA prend la fraction du débit respiratoire pendant le travail ($10 \text{ m}^3/\text{j}$ / $20 \text{ m}^3/\text{j}$). **Par conséquent, la valeur la plus protectrice pour une exposition par inhalation au mercure élémentaire est celle de l'ATSDR.** Seul le mercure élémentaire est considéré pour l'exposition par inhalation.

Enfin, le mercure est considéré inclassable quant à ses effets cancérigènes (groupe 3 du CIRC et classe D de l'EPA).

6.12- CHROME - Cr

Le chrome VI (hexavalent) est de groupe 1 (cancérogène pour l'Homme). L'EPA le classe en A pour l'inhalation (cancérogène pour l'Homme) et en D pour l'ingestion (inclassable quant à son potentiel cancérogène). Plusieurs études épidémiologiques ont montré une corrélation entre l'exposition au chrome et le cancer du poumon, sans pouvoir identifier la forme spécifique du chrome responsable de l'induction d'un cancer. La valeur de risque unitaire a été élaborée à partir d'une étude chez les travailleurs du chrome. Le nombre de cancers du poumon augmentait avec le niveau d'exposition au chrome total, mais la relation directe avec le chrome trivalent ou hexavalent était moins claire.

L'EPA (1998) a déterminé une dose de référence (RfD) de 3.10^{-3} mg/kg.j pour laquelle aucun effet critique n'a été trouvé (étude chez les rats, absorption orale d'eau). Des concentrations de référence (RfC) ont aussi été calculées. L'une, après exposition en milieu professionnel à des vapeurs d'acide chromique et aérosols de chrome VI (effet : atrophie du septum nasal) : $RfC = 8.10^{-6}$ mg/m³; l'autre après exposition de rats (étude sub-chronique) à des particules de chrome VI (atteintes enzymatiques).

Le risque unitaire de l'EPA (1998) pour le chrome VI et par inhalation est de $1.2.10^{-2}$ (µg/m³)⁻¹. L'OMS (2000) donne un ERU dans l'air variant de $1.1.10^{-2}$ à 13.10^{-2} (µg/m³)⁻¹ avec une moyenne géométrique de 4.10^{-2} (µg/m³)⁻¹. Dans les deux cas, des cancers du poumon ont été observés chez l'homme. Néanmoins, la valeur de l'OMS est constituée par une moyenne sur 3 études en milieu professionnelle; celle de l'EPA, porte sur une seule étude. On préférera donc la valeur de l'OMS à celle de l'EPA.

6.13- SELENIUM - Se

En population générale, les expositions par ingestion de produits alimentaires ou d'eau contaminés en sélénium sont les plus décrites. C'est une substance qui s'accumule dans les sols et la chaîne alimentaire (en particulier aquatique).

Depuis le début des années 80, le caractère essentiel du sélénium a été montré par les effets de sa carence. C'est le co-facteur d'une enzyme entrant dans les processus anti-oxydants. Des myocardopathies ont été observées en Chine, dans les régions carencées en sélénium (Maladie de Keshan). Des besoins journaliers ont été définis.

A l'inverse, une exposition chronique au sélénium par voie orale entraîne une sélénose : perte des cheveux et des ongles, abaissement du taux d'hémoglobine, anomalies dentaires et troubles neurologiques sensitifs. De façon générale, la toxicité du sélénium a été décrite chez l'animal avec des effets différents selon les caractéristiques de l'exposition. Lors d'exposition aiguë, troubles de l'équilibre, cyanose des muqueuses, dyspnée et décès peuvent être observés. Lors d'exposition sub-chronique, ce sont des troubles neurologiques et des détresses respiratoires qui apparaissent. Enfin, lors d'exposition chronique, des anomalies des phanères et fonctionnelles hépatiques sont mises en évidence. Chez l'homme, les troubles suivants ont été observés : dermatite chronique, asthénie, anorexie, insuffisances hépatique, splénomégalie et élévation de la teneur en sélénium des phanères [Harr JR et al., 1972; Longnecker MP et al., 1991; EPA, 1998].

Des études expérimentales animales ont montré des effets tératogènes et des malformations. Toutefois, rien n'a jamais été observé chez l'homme [Yang G, 1989].

La dose de référence établie par l'EPA à partir de l'étude de Yang a été confirmée dans une étude plus récente [Francke KW et al., 1996]. **Elle est de 5.10^{-3} mg/kg.j, sur la base de l'observation de sélénose. Une concentration de référence a déjà été établie via une extrapolation voie à voie : $1,8.10^{-2}$ mg/m³ [Rosenfeld et al., 1964]. L'ATSDR fournit un MRL pour une exposition chronique par ingestion qui est également de 5.10^{-3} mg/kg.j pour des atteintes cutanées.**

Comme pour le nickel, le potentiel cancérogène du sélénium n'est pas uniforme pour tous ses composés. Les composés soufrés (sulfure et bisulfure de sélénium, non probables dans des fumées de combustion) ont été classés cancérogènes probables pour l'homme (2B) sur la base d'études animales. Administré par voie orale, le sulfure de sélénium a provoqué des carcinomes hépato-cellulaires chez des rats des deux sexes et des carcinomes alvéolaires et bronchio-alvéolaires chez des souris femelles. La relation dose-réponse n'a pas été quantifiée.

Les autres composés du sélénium appartiennent à la classe D (inclassables). Néanmoins, des études écologiques chez l'homme [Shamberger et al., 1969; 1971] suggèrent un rôle protecteur du sélénium vis à vis du risque de cancer. Cet effet semble cohérent sur le plan physiopathologique puisque le sélénium participe aux mécanismes anti-oxydants.

Le tableau 8 synthétise les substances retenues (identifiées précisément par leur n° CAS) avec les valeurs toxicologiques de référence (et effets principaux associés) choisies pour la quantification du risque par inhalation qui fait l'objet de ce rapport 1.

TABLEAU 8 : synthèse des valeurs retenues pour la quantification du risque par inhalation

Substances	Emissions	Dangérosité et VTR	
	Flux (g/s)	VTR retenue	Effet concerné (cible)
SO ₂	127,8	350 µg/m ³ (exposition 1 h, OMS) 125 µg/m ³ (exposition 24h, OMS) 50 µg/m ³ (exposition 1 an, OMS, 1999)	Atteintes respiratoires (homme) Augmentation de la mortalité quotidienne et atteintes respiratoires
NO ₂	543,5	200 µg/m ³ (exposition 1 h, OMS,) 40 µg/m ³ (exposition 1 an, OMS,1999)	Atteintes des fonctions pulmonaires (en particulier chez les asthmatiques)
PM ₁₀	1,09	50 µg/m ³ (exposition 24h, UE, 2000) 20 µg/m ³ (exposition 1 an, objectif 2010, UE)	Atteintes respiratoires et augmentation de la mortalité quotidienne (homme)
PM _{2.5}	0,73	65 µg/m ³ (exposition 24h, EPA, 1997) 15 µg/m ³ (exposition 1 an, EPA, 1997)	
Naphtalène CAS 91-20-3	85,47.10 ⁻⁶	RfC = 0,003 mg/m ³ (EPA, 1998)	Atteintes respiratoires et nasales (rongeurs) - Classe 2B (CIRC, 2002)

	Emissions	Dangérosité et VTR	
Substances	Flux (g/s)	VTR retenue	Effet concerné (cible)
Fluoranthène CAS 206-44-0	$101,78.10^{-6}$	$RfC_{ext.} = 0,14 \text{ mg/m}^3$ (extrapolation à partir de la RfD, EPA, 1993)	Atteintes du rein et du sang (rongeurs)
HAP (7 cancérogènes) Référence : BaP CAS 50-32-8 Unité : EqB(a)P	$7,33.10^{-5}$	$ERU_{i \text{ BaP}} = 8,7.10^{-2} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$ (OMS) FET de l'OMS (7 cancérogènes)	Cancer du poumon (salariés d'une cokerie) B(a)P : groupe 1 CIRC
Dioxines Référence : 2,3,7,8 TCDD CAS 1746-01-6 Unité : I-TEQ	$5,08.10^{-8} - 7,04.10^{-6}$	$ERU_o = 5.10^{-3} (\text{pgTEQ/kg.j})^{-1}$ (EPA, 2000, document provisoire) <i>Par extrapolation</i> : $ERU_i = 1,43.10^{-3} (\text{pgTEQ/m}^3)^{-1}$ DJA = 1 pgTEQ/kg.j (objectif OMS, DJA CSHPF) <i>Par extrapolation</i> : $CTA = 3,5.10^{-6} \mu\text{gTEQ/m}^3$ I-TEQ : 29 FET de l'OMS (1998)	Cancers multiples (homme) 2,3,7,8-TCDD : groupe 1, CIRC Atteintes du développement psychomoteur, effets sur la reproduction et le système immunitaire, cancers
Benzène CAS 71-43-2	$3,84.10^{-2}$	$ERU_i = 6.10^{-6} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$ (OMS, 2000; CSHPF)	Leucémies (homme) - groupe 1 CIRC

Substances	Emissions	Dangerosité et VTR	
	Flux (g/s)	VTR retenue	Effet concerné (cible)
Acétaldéhyde CAS 75-07-0	$1,65.10^{-2}$	$ERU_i = 2,2.10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ (EPA, 1991)	Cancer des fosses nasales (rongeurs) - classe B2 EPA
Formaldéhyde CAS 50-00-0	$0,70.10^{-2}$	$ERU_i = 1,3.10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ (EPA, 1991) $MRL_{\text{chronique}} = 1.10^{-2} \text{ mg}/\text{m}^3$ (ATSDR, 1999)	Cancers de la cavité buccale, du pharynx et du poumon (rongeurs) - groupe 2A CIRC Atteintes nasales (homme)
Toluène CAS 108-88-3	$0,69.10^{-2}$	$MRL_{\text{chronique}} = 3.10^{-1} \text{ mg}/\text{m}^3$ (ATSDR, 2000)	Neurotoxicité (homme)
Xylènes CAS 1330-20-7	$0,11.10^{-2}$	$MRL_{\text{chronique}} = 6.10^{-1} \text{ mg}/\text{m}^3$ (ATSDR, 1995)	Symptômes multiples (homme)
Arsenic CAS 7440-38-2	$0,17.10^{-2}$	$ERU_i = 4,3.10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ (EPA, 1998)	Cancer du poumon (homme) - groupe 1 CIRC
Cadmium CAS 7440-43-9	$0,2.10^{-2}$	$VG = 5.10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$ (exposition 1 an, OMS, 2000) $ERU_i = 1,8.10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ (EPA, 1998)	Néphrotoxicité (homme) Cancer du poumon (homme) - groupe 1 CIRC
Nickel (poussières) CAS 7440-02-0	$0,252.10^{-2}$	$ERU_i = 3,8.10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ (OMS, 1999)	Cancer du poumon et des fosses nasales (homme) - groupe 2B CIRC
Plomb	$0,890.10^{-2}$	$VG = 0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (OMS, 2000)	Effets neurologiques et hématologiques (homme) - Groupe 2B CIRC

	Emissions	Dangerosité et VTR	
Substances	Flux (g/s)	VTR retenue	Effet concerné (cible)
CAS 7439-92-1			
Mercure (élémentaire) CAS 7439-97-6	$0,008.10^{-2}$	$MRL_{\text{chronique}} = 2.10^{-4} \text{ mg/m}^3$ (ATSDR, 1999)	Effets neuro-comportementaux et atteintes du système neuro-végétatif
Chrome VI CAS 18540-29-9	$0,23.10^{-2}$	$ERU_i = 4.10^{-2} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$ (OMS, 2000) $RfC = 8.10^{-6} \text{ mg/m}^3$ (EPA, 1998)	Cancer du poumon (homme) - groupe 1 CIRC Atrophie du septum nasal (homme)
Sélénium CAS 7782-49-2	$0,813.10^{-2}$	$RfC_{\text{ext.}} = 1,8.10^{-2} \text{ mg/m}^3$ (extrapolation à partir de la RfD, EPA)	Sélénose (homme) - inclassable à groupe 2B selon les composés

7- EVALUATION DE L'EXPOSITION PAR INHALATION AUX POLLUANTS “ TRACEURS ” EMIS PAR LES REJETS CANALISES DU SITE DE REFERENCE

Dans cette évaluation des expositions et du risque dite de premier niveau d'approche, l'objectif est de quantifier le risque associé à chacun des traceurs du risque identifiés, en utilisant des scénarios d'exposition basés sur des hypothèses raisonnablement majorantes.

Pour une exposition par inhalation, on calcule une concentration inhalée (CI) de la manière suivante :

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

Avec,

CI : concentration moyenne inhalée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

C_i : concentration de polluant dans l'air inhalé pendant la fraction de temps t_i ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

t_i : fraction de temps d'exposition à la concentration C_i pendant une journée (su)

F : fréquence d'exposition (su)

T : durée d'exposition (années). Intervient uniquement dans le calcul des risques cancérogènes.

T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (années). Intervient uniquement pour les effets cancérogènes où cette variable est assimilée à la durée de la vie entière standard (70 ans).

Remarque : pour les non cancérogènes, la durée d'exposition n'entre pas en compte ($T = T_m$). L'intégration du ratio (T/T_m) ne se fait donc qu'au niveau du calcul du risque cancérogène (ERI).

Ce calcul du CI contient les paramètres *a minima* nécessaires à la détermination d'une concentration inhalée. C'est une base qui peut être enrichie par d'autres paramètres lorsqu'ils sont bien connus et lorsque cela est compatible avec les VTR disponibles (fraction d'absorption pulmonaire etc.).

7.1- SCENARIO D'EXPOSITION ET PARAMETRES D'EXPOSITION

Le poids corporel et les quantités d'air inhalées n'interviennent pas dans le calcul du CI. De plus, les VTR intègrent un facteur de sécurité supplémentaire pour tenir compte des différences de sensibilité. En conséquence, seul un scénario général (adulte et enfant) sera considéré ici pour l'exposition par inhalation des populations.

Une estimation déterministe du risque est donnée. On retient un scénario résidentiel standard.

On considère que 100% du temps est passé à domicile dans la zone d'influence du site, pendant 30 ans (scénario résidentiel), soit :

ti=1 : n'ayant pas de données de Budget Espace-(Activité)-Temps (BE(A)T) disponible localement et surtout ne connaissant pas la concentration d'exposition qui correspondrait à un temps passé en dehors du domicile (travail, école etc.), t_i , la fraction de temps d'exposition à la concentration C_i pendant une journée, est ramenée par défaut à 100% du temps ($t_i=1$) passé au domicile. Ceci ne prend pas en compte les déplacements dus au travail en particulier des zones rurales ou périurbaines vers les grandes villes. Dans le cas étudié ici, Nantes et Saint-Nazaire se situent en périphérie de la zone d'influence du site (elles y ont été intégrées du fait des fortes densités de population et donc de l'impact potentiel). Les personnes résidant à la campagne, entre le site et ces villes, sont donc potentiellement plus exposées aux rejets dus au site pendant leur temps passé à domicile. Dans ce sens de migration (domicile à la campagne vers travail à la ville), considérer que 100% du temps est passé au domicile est donc un facteur de surestimation de l'exposition attribuable au site. Dans le sens inverse, moins probable, ce serait un facteur de sous-estimation.

Remarque : les données temporelles de BET existent au niveau national [INSEE, 1999] mais elles n'apportent pas grand chose sans les données spatiales. Il faudrait pour cela effectuer une enquête qui permette de localiser dans quelles mailles de la zone d'étude les individus passent leur temps journalier et connaître le temps passé en dehors de la zone d'étude. Au niveau national, dans un scénario en population générale, il a déjà été expérimenté que cet affinage très consommateur de temps n'impacte pas de façon significative les résultats d'évaluation de risque qui sont alors minorés d'environ 30% par rapport à une hypothèse "100% du temps passé au domicile" [Boudet et al., 1999].

F=1 : La fréquence d'exposition résidentielle annuelle est égale à 1, c'est-à-dire 365 jours par an. En France, une étude de l'INSEE sur les vacances des français en 1993 [Monteiro, 1994; Rowencyk, 1994] montre qu'en moyenne les français passent 16,5 jours (été et hiver confondus) en vacances hors du domicile. Dans notre approche ponctuelle, nous allons conserver le maximum : c'est donc un facteur de (très légère) sur-estimation du risque.

T=30 ans (durée d'exposition, à intégrer uniquement dans le calcul du risque lié à une substance cancérigène) : la durée d'exposition est assimilée à la durée de résidence. Une étude de Nedellec et al. [1998] met à disposition des données françaises sur les temps de résidence. Les données d'entrée portent sur les abonnements privés à EDF et la méthode de traitement statistique utilisée est adaptée aux données longitudinales. Les données brutes sont quasi-exhaustives de la population française (95% des consommateurs d'électricité). Différentes cohortes ont été suivies (la plus récente en 93). Les données ne tiennent pas compte des disparités géographiques. On remarque que la médiane est inférieure à 3 ans mais que le percentile 90 est supérieur à 30 ans dans la cohorte de 93. La valeur standard par défaut souvent utilisée dans les scénarios dits résidentiels est la valeur de 30 ans de l'EPA qui représente en fait le percentile 95 de la distribution des durées de résidence américaines et le percentile 90 des durées de résidence françaises (le percentile 95 se situe à plus de 75 ans dans la cohorte nationale de 93).

T_m : La période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée est assimilée à la durée de la vie entière (standard : 70 ans) et n'intervient que dans le calcul des risques cancérigènes.

La formule de calcul de la concentration inhalée CI se simplifie donc de la façon suivante :

- **pour les non cancérrogènes** $CI = Ci$
- **pour les cancérrogènes** $CI = Ci * (T/Tm)$

avec Ci, la concentration modélisée dans l'air ambiant ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Cela implique une hypothèse de concentration identique dans l'air extérieur et dans l'air intérieur (90% du temps est passé à l'intérieur des locaux) : c'est un facteur de sur-estimation pour certaines substances et de sous-estimation pour d'autres (qui sont connues pour avoir des sources intérieures d'émission, que celles-ci proviennent d'activités particulières comme la cuisine, le ménage ou le tabagisme mais aussi de matériaux etc.).

Ce calcul sera appliqué aux deux scénarios de la modélisation atmosphérique (1 an et 10 ans).

7.2- MODELISATION DES CONCENTRATIONS EN POLLUANTS DANS L'AIR AMBIANT (Ci)

Les hypothèses de modélisation ont été discutées au sein du groupe de travail. L'annexe D contient l'ensemble des scénarios de modélisation, résume les données d'entrée du modèle gaussien de dispersion atmosphérique utilisé et enfin donne les résultats obtenus (statistiques et cartes de visualisation).

7.2.1- Remarque méthodologique préliminaire

Les concentrations en polluants générées dans l'air ambiant par les rejets atmosphériques d'une source d'émission permanente varient continuellement au gré des conditions météorologiques et plus particulièrement des fluctuations du vent et de l'évolution de la structure thermique de la basse atmosphère.

Une évaluation convenable de l'impact de cette source implique la mise en œuvre de moyens permettant **d'appréhender cette variabilité dans l'espace et dans le temps** et d'exprimer finalement en **termes statistiques** (moyennes annuelles, percentiles) les risques de pollution associés au fonctionnement de l'installation.

Le fait que l'on doive traiter ici la composante sanitaire de cet impact ne fait que renforcer cette nécessité, puisqu'il s'agit tout à la fois d'évaluer les risques 'aigus' associés (pointes de pollution horaires ou quotidiennes) et les risques 'chroniques' basés essentiellement sur le calcul de moyennes annuelles.

D'une manière générale, l'outil le mieux approprié pour répondre à cet objectif est le modèle analytique de dispersion atmosphérique de type gaussien, terme générique recouvrant ici des programmes de calcul construits autour d'un concept de base commun et désormais classique, la diffusion selon une courbe tri-dimensionnelle gaussienne des panaches de pollution.

Relativement faciles à mettre en œuvre et d'un coût d'utilisation très abordable, ces programmes permettent de réaliser des simulations numériques sur des périodes de longue

durée (plusieurs cycles annuels éventuellement), calculant pas à pas, à l'aide de chroniques de données météorologiques représentatives du site étudié, les concentrations générées dans l'air ambiant par un ensemble de sources d'émissions de différente nature.

Ils sont devenus l'outil de base d'études d'impact les plus diverses qu'elles soient à caractère réglementaire (dossiers administratifs), à vocation explicative (cerner le degré de responsabilité des différents émetteurs sur un site) ou encore prospective (étude de scénarios de développement d'une zone industrielle, par exemple).

Toutefois, compte tenu des hypothèses très simplificatrices (concernant la physique des phénomènes) sur lesquelles reposent ces modèles, il convient de souligner la vocation essentiellement statistique des études réalisées. De même, les sites concernés et leur météorologie ne doivent pas être trop complexes : relief modéré ne perturbant pas les écoulements de façon systématique, relative homogénéité de la basse atmosphère, peu de vents calmes. Enfin ces études s'adressent à des polluants ne subissant pas de modifications physico-chimiques notables au cours de leur transport sur le site.

En présence de configurations complexes ne permettant pas un usage raisonnable des modèles 'gaussiens', on peut être conduit à effectuer des calculs faisant intervenir une modélisation 3D des écoulements basée sur les équations de la mécanique des fluides. Toutefois l'attitude à adopter alors dépend du contexte.

S'il s'agit de configurations très peu fréquentes ayant un poids statistique faible voire négligeable, on peut:

- soit les ignorer totalement;
- soit réaliser un ou deux calculs 3D complémentaires si ces derniers permettent de mieux cerner d'éventuels risques de pointes de pollution associés à ces configurations.

Si au contraire ces configurations sont prédominantes, on n'échappera pas à un difficile problème de choix portant sur la nature et le nombre de situations à simuler par des calculs 3D, choix dont dépendront le coût de l'étude et la représentativité statistique des résultats établis.

7.2.2- Démarche adoptée pour cette étude - Modèle utilisé.

L'objectif des calculs est de décrire l'impact des polluants gazeux rejetés par les unités concernées au cours d'un ou plusieurs cycles annuels dans le cadre de scénarios de fonctionnement donnés.

En pratique, on procède par simulation numérique à l'aide de séries chronologiques de données météorologiques représentatives. Les calculs sont effectués ici avec un pas de temps horaire, permettant l'expression de la pollution à l'échelle horaire, quotidienne et bien sûr saisonnière et annuelle.

L'impact est calculé sur un ensemble quelconque de points situés au sein du périmètre d'étude. Les divers résultats établis en chacun de ces points (concentrations moyennes annuelles et saisonnières ; niveaux de concentrations atteints, en moyenne horaire ou journalière, avec une fréquence donnée...etc.) peuvent être aisément confrontés aux réglementations en vigueur ou à d'autres critères de qualité de l'air.

Ces calculs sont effectués avec le code de dispersion atmosphérique MULTIPOL développé par la R&D d'EDF.

Conçu au début des années 90 dans le cadre d'une très importante étude environnementale concernant une zone industrielle située en Inde, ce modèle répond à un cahier des charges reproduisant les recommandations de l'Environmental Protection Agency pour ce type d'étude. Il a été utilisé depuis pour une vingtaine de dossiers d'impact concernant des installations industrielles situées en France ou à l'étranger.

Sur le plan de l'appréhension de la physique des phénomènes, MULTIPOL ne comporte aucun apport original par rapport aux modèles 'gaussiens' classiques de l'EPA (ISC notamment). Son intérêt réside dans certaines options qu'il offre en entrée et surtout dans les sorties qu'il propose : il fournit, pour tout point du site considéré, une description statistique très riche des concentrations moyennes horaires et quotidiennes générées en ce point au cours de chaque simulation, et permet l'obtention rapide de 'percentiles' associés à ces distributions de concentrations.

On peut rappeler brièvement les principales caractéristiques de ce modèle.

Il s'agit d'un modèle analytique gaussien de dispersion atmosphérique, s'appliquant à des gaz ou à des particules fines. Bâti pour l'essentiel sur les formules de diffusion classiques de PASQUILL-GIFFORD-TURNER et sur celles de BRIGGS (notamment) pour le calcul de la surélévation des panaches, il permet une prise en compte sommaire du relief dans la mesure où celui-ci n'affecte pas trop les écoulements .

Les paramètres météorologiques pris en compte dans les calculs sont la vitesse et la direction du vent, la température et la turbulence atmosphérique, auxquels on peut ajouter l'épaisseur de la couche de mélange. La turbulence est caractérisée par les "classes de stabilité" de PASQUILL (6 classes notées de A à F) déterminées à partir de la vitesse du vent au sol et du rayonnement. Les paramètres de dispersion σ_y et σ_z associés aux différents états de stabilité (thermique) de l'atmosphère sont ceux proposés par PASQUILL et GIFFORD pour des atmosphères rurales et par BRIGGS pour les atmosphères urbaines. Enfin, la force du vent en altitude, lorsqu'elle n'est pas directement mesurée, est extrapolée des mesures de vent au sol par une "loi puissance" classique.

Pour tous les types de sources considérés, les émissions peuvent rester constantes, varier systématiquement en fonction de l'heure ou du mois, ou évoluer de façon continue.

On trouvera en annexe D une présentation détaillée du modèle MULTIPOL et de ses options, ainsi qu'un certain nombre de détails techniques relatifs à sa mise en œuvre.

7.2.3- Mise en œuvre du modèle

7.2.3.1 Périmètre d'étude

La zone considérée est un carré de 60 km de côté, centré sur le CPT de CORDEMAIS, englobant les agglomérations de NANTES et de ST-NAZAIRE (cf. figure 3).

S'il est assez classique, pour une usine de cette importance, d'effectuer les calculs jusqu'à 20 km de distance, il est plus rare de les pousser jusqu'à 30 km. Toutefois nous pensons que cette décision ne pose pas de problème particulier dans ce cas : le relief, très modéré au voisinage du site, s'efface au-delà de 15km ; il ne saurait interférer sur les écoulements ; les vents, dans l'ensemble très biens 'organisées' (pas de vents calmes, peu de vents faibles), induisent des temps de transfert peu importants au sein de cette zone (voir 7.2.3.2).

La population au sein de cette zone est relativement importante : près de 800 000 habitants. Toutefois, la grande majorité de celle-ci (plus de 85 %) se situe à des distances supérieures à 18 km de la centrale (c'est le cas notamment pour la totalité de l'agglomération nantaise), d'où l'élargissement de la zone d'étude dans une perspective d'étude de l'impact.

Bien que très modéré au abords immédiat de la centrale, notamment en regard de la hauteur des cheminées, le relief ne peut toutefois être considéré comme négligeable. Il a donc été intégré dans la modélisation. Les points les plus élevés sont à une altitude de 75-100 m à des distances de 5-10 km (figure 2 en annexe D). La zone d'étude est composée de mailles de 500 m.

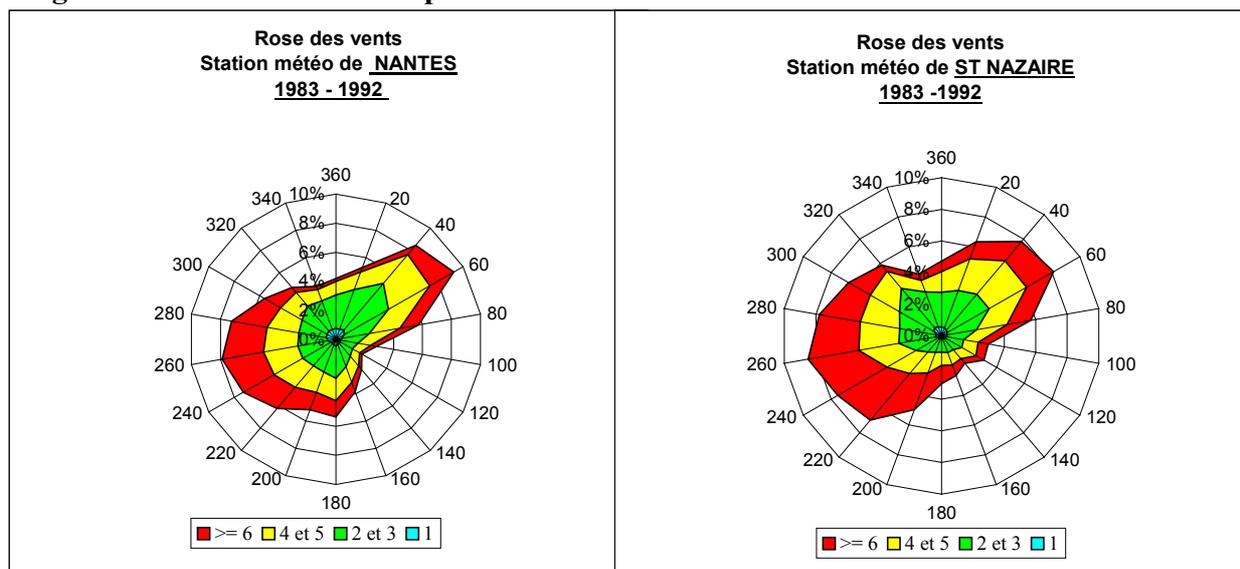
7.2.3.2 Données météorologiques utilisées.

Deux stations synoptiques de Météo France se trouvent au sein du périmètre d'étude : celle de NANTES BOUGUENAY en direction de l'est-sud-est et celle de ST-NAZAIRE MONTOIR en direction de l'ouest-nord-ouest, l'une et l'autre à une vingtaine de kilomètres de la Centrale de Cordemais.

Les effets orographiques étant probablement peu marqués dans la zone étudiée, rien ne permet de dire *a priori* que l'une de ces stations soit préférable à l'autre pour caractériser la trajectoire des effluents gazeux de la centrale. D'ailleurs, les roses des vents respectivement associées à ces deux stations présentent une grande similitude (figure 4).

Toutefois, les observations de la couverture nuageuse n'étant pas assurées de nuit à la station de ST-NAZAIRE (observations utilisées pour caractériser l'état de stabilité de l'atmosphère), nous avons choisi par souci de cohérence de travailler exclusivement avec les **données provenant de la station de NANTES** (1991-2001). Bien que la zone d'étude soit assez étendue, *les temps de transfert des effluents au sein de cette zone demeurent peu importants*. En tenant compte du fait qu'une partie plus ou moins importante du parcours (en fonction de la stabilité) s'effectue en altitude où la force du vent est plus élevée (les rejets sont effectués à 220 m de hauteur avec de surcroît une forte surélévation des panaches), on peut estimer que la pollution engendrée au sol à 20 km de distance correspond à un temps de transfert inférieur à 1 heure dans près des 2/3 des cas et inférieur à 1 heure 30 dans près de 85% des cas.

Figure 4 : Roses des vents disponibles



7.2.3.3 Les Divers calculs effectués

Les simulations numériques ont été réalisées :

- pour **2 scénarios** de fonctionnement des tranches 4 et 5 (voir § 7.2.4);
- pour **3 polluants** : SO₂ et NO_x et poussières (voir remarque ci-après).

Pour chacune de ces 6 configurations, l'impact de l'usine est décrit :

- aux divers points d'un **maillage** couvrant le périmètre d'étude, pour permettre la réalisation de cartes de pollution ;
- sur un ensemble de points considérés comme représentatifs des **84 communes** recensées dans un rayon de 30 km, pour la réalisation de l'étude sanitaire proprement dite. L'unité géographique utilisée est la mairie de chaque commune, définie par ses coordonnées Lambert II.

Remarque :

L'étude sanitaire ne se limite évidemment pas à ces 3 polluants 'classiques', mais :

- les résultats ainsi établis permettent d'obtenir par extrapolation les concentrations moyennes annuelles en COV, métaux lourds, HAP, etc... nécessaires à l'évaluation de l'impact sanitaire mais négligent les caractéristiques physico-chimiques des polluants ;
- des résultats plus fins doivent être établis pour ces 3 polluants dans la mesure où ils font l'objet de contraintes réglementaires portant sur des concentrations horaires ou quotidiennes (percentiles).

7.2.3.4 Caractéristiques des rejets gazeux

Elles sont résumées dans le tableau 9 que complètent ou explicitent les éléments suivants. Les tranches 4 et 5 du CPT de Cordemais sont équipées de deux cheminées, utilisées l'une ou l'autre en fonction des circonstances. Plus précisément:

- la première cheminée n'est utilisée qu'en cas de mise hors service d'une unité de désulfuration;
- alors que la seconde sert à évacuer les effluents après désulfuration.

Chacune de ces cheminées, haute de 220 m, comporte 4 conduits d'évacuation des gaz (à raison de deux par tranche), d'un diamètre de 3,6 m chacun.

A pleine puissance, chacune des tranches rejette environ 545 Nm³/s de gaz, avec ou sans désulfuration. En revanche, la température de rejet passe, après désulfuration de 130 à 90°C, la vitesse d'éjection se trouvant alors réduite de 40 à 36 m/s environ.

Quant aux concentrations en polluants figurant dans le tableau, *il s'agit de valeurs moyennes obtenues au cours de la période juillet 2000 à juin 2001*, lesquelles sont également, par construction, les valeurs moyennes correspondant aux deux scénarios simulés.

Les concentrations relatives aux NO_x sont traditionnellement exprimées *en équivalent NO₂*.

TABLEAU 9 : Caractéristiques des rejets gazeux de chacune des tranches 4 et 5 (à pleine charge)

	sans désulfuration	avec désulfuration
Cheminées		
Hauteur (m)	220	220
Section (m ²)	4x10,2	4x10,2
Effluents gazeux		
Débit (Nm ³ /s)	545	545
Vitesse (m/s)	40	36
Température (°C)	130	90
Concentrations en polluants (mg/Nm³)		
NO _x	942	927
SO ₂	1465	132
Poussières	9,1	1,65

7.2.4-Scénarios simulés

7.2.4.1 Considérations préliminaires

Lors d'une réunion au MEDD précédant la phase de modélisation, il a été décidé que deux types de simulations seraient effectués pour chacun des polluants:

- le premier viserait à traduire un *fonctionnement permanent à pleine puissance des installations*, et ceci sur une *période pluriannuelle* de 5 ou 10 ans afin de s'affranchir des particularités météorologiques de telle ou telle année (**scénario 1**);

- le second reproduirait le fonctionnement d'une année réelle, avec les données météorologiques correspondant à la même période (scénario 2).

Cette double approche, tout à fait légitime dans son principe, peut présenter de réelles difficultés lors de sa mise en œuvre. Elle ne serait **pas applicable partout** (nous reviendrons sur ce point un peu plus loin). Sur d'autres sites, où les problèmes inhérents à la présence des unités de désulfuration ne se posent pas, des **approches simplifiées seraient envisageables, voire souhaitables**.

Par ailleurs, les unités de désulfuration n'ayant été vraiment opérationnelles qu'à partir de la mi-2000, il a été décidé que la période allant de juillet 2000 à juin 2001 constituerait 'l'année de référence', avec une double fonction:

- servir à analyser le comportement et les performances des unités de désulfuration, ainsi que les conséquences sur les rejets polluants, en vue de la construction du scénario 1;
- servir à la mise en œuvre du scénario 2.

7.2.4.2 L'année de référence

Rappelons qu'il s'agit de la période juillet 2000 à juin 2001, de laquelle on peut retenir les points suivants (pour plus de détails on se reportera en annexe D).

Les tranches 4 et 5 ont été respectivement sollicitées 55,3 et 49,4% du temps (dont 41% du temps simultanément).

En période de fonctionnement, le niveau de charge moyen de chacune d'entre elles a été d'environ 450 MW, soit 75% de la puissance maximale.

En fin de compte, le taux global d'utilisation des deux tranches au cours de cette année, est de l'ordre de 40% de la capacité maximale.

Pour chacune des tranches, le pourcentage du temps où la désulfuration s'est trouvée être hors service représente environ 8% des heures de fonctionnement, résultat qui reste en deçà de l'objectif visé (moins de 5%).

Ceci étant, les performances sont bonnes puisque, comme le montre le tableau 7 au paragraphe précédent, les concentrations en SO₂ (à l'émission) passent en moyenne de 1465 mg/Nm³ sans désulfuration à 132 mg/Nm³ avec désulfuration, soit plus de 90% de réduction en faisant l'hypothèse que les teneurs en soufre des combustibles soient équivalentes.

Dans le même temps, les teneurs en poussières, déjà très faibles au départ (moins de 10 mg/Nm³ en moyenne) sont réduites d'un facteur 5 et passent à moins de 2 mg/Nm³ en moyenne.

Quant aux teneurs en NO_x, assez stables dans le temps, indépendantes du fonctionnement de la désulfuration, elles se situent en moyenne à un niveau de concentration de 930-940 mg/Nm³.

7.2.4.3 Construction du scénario 1

Les contraintes de départ sont:

- une simulation sur 5 ou 10 ans (on prendra 10 ans);

- un fonctionnement à pleine puissance des installations toute l'année;
 - un pourcentage d'heures de mise hors service de la désulfuration de l'ordre de 5 %;
- avec, de plus, des teneurs en polluants à l'émission 'calées' en moyenne sur celles de l'année de référence (c'est à dire celles figurant dans le tableau 7).

En pratique, une fois que l'on a constaté :

- la relative stabilité dans le temps des concentrations de NO_x à l'émission ;
- le niveau toujours très faible des rejets de poussières ;
- le niveau très modeste des rejets de SO₂ lorsque la désulfuration fonctionne (132 mg/Nm³ en moyenne) ;

on s'aperçoit que la seule vraie difficulté consiste à reproduire convenablement l'énorme variabilité des rejets de SO₂ associés aux périodes de mise hors service de la désulfuration.

*C'est en effet au cours de ces heures-là (5% du temps), que pourront être générées sur le terrain les seules **concentrations en SO₂ de quelque importance**, notamment lorsque les deux unités de désulfuration seront simultanément hors service. Il convient donc de leur accorder leur juste place au cours de la simulation.*

Dès lors, le problème revient à :

- 1- trouver pour chaque tranche et pour l'ensemble de la période de simulation (10 ans), 5% des heures pour lesquelles la désulfuration sera hors service (dont un quart en commun pour les 2 tranches) ;
- 2- faire en sorte que l'ensemble de ces heures soit réparti équitablement selon les saisons ;
- 3- faire en sorte que les émissions associées soient statistiquement représentatives de celles constatées, dans les mêmes circonstances, au cours de l'année de référence ;

Le processus permettant de générer, sur dix années, les 5% d'heures sans désulfuration répondant à ces 3 critères est décrit en annexe D.

Concrètement :

On suppose que les teneurs en oxydes d'azote à l'émission sont constantes pour l'ensemble de la simulation (935 mg/Nm³).

On suppose que les concentrations en SO₂ , à l'émission sont :

- constantes et égales à 132 mg/Nm³ s'il y a désulfuration;
- variables dans le cas contraire conformément à la méthode évoquée plus haut.

En dépit d'un intérêt tout relatif (les rejets demeurant de toute façon extrêmement faibles), la même démarche a été adoptée pour les poussières. à savoir :

- une teneur à l'émission constante (1,65 mg/Nm³) s'il y a désulfuration (95 % du temps) ;
- une teneur à l'émission variable le reste du temps, établie selon les mêmes critères et le même processus que pour le SO₂.

7.2.4.4 Construction du Scénario 2

Pas de problème de construction de scénario ici, ce dernier étant entièrement défini d'emblée, puisqu'il s'agit purement et 'simplement' de *reproduire heure par heure le fonctionnement des tranches, celui des unités de désulfuration ainsi que les variations des rejets polluants.*

En réalité la simulation rigoureuse d'un tel scénario suppose à la fois :

- que les données nécessaires soient disponibles, collectées et mises en forme (travail assez lourd) ;
- que le code de calcul utilisé permette l'introduction, heure par heure, des variations de rejets polluants ainsi que celle des variations de charge (intervenant dans la surélévation des panaches).

Dès lors qu'elle s'est avérée réalisable, cette démarche quelque peu 'luxueuse' est apparue souhaitable pour pouvoir appréhender correctement les énormes variations des rejets de SO₂.

7.3- RESULTATS : LES CONCENTRATIONS AMBIANTES ESTIMEES PAR MODELISATION

7.3.1- Nature des résultats proposés

7.3.1.1 Résultats de base

Rappelons que les calculs ont été effectués pour deux scénarios de fonctionnement, et 3 polluants : SO₂, NO₂ et poussières.

Lors de chaque simulation, les concentrations au sol générées par les installations sont calculées heure par heure, jour après jour :

- aux divers points d'un *maillage* (mailles de 500 m) couvrant le périmètre d'étude dans la perspective de l'élaboration de cartes de pollution ;
- sur un ensemble de points considérés comme représentatifs des *84 communes* recensées (la mairie) dans un rayon de 30 km.

Au terme de chaque simulation on dispose, pour chacun de ces points, d'un certain nombre d'informations statistiques, notamment :

- la répartition en 30 classes de pollution de toutes les concentrations moyennes *horaires* générées en ce point au cours de la simulation, ainsi que la concentration moyenne horaire maximale;
- la répartition en 30 classes de pollution de toutes les concentrations moyennes *quotidiennes* générées en ce point au cours de la simulation, ainsi que la concentration moyenne quotidienne maximale.
- la pollution moyenne générée sur l'ensemble de cette période de simulation.

A partir de là, il est possible d'élaborer tous les indicateurs de pollution susceptibles de permettre une confrontation avec les textes réglementaires relatifs à la qualité de l'air

7.3.1.2 . Indicateurs de pollution retenus

On désire comparer les niveaux de pollution engendrés sur le site aux dispositions réglementaires (actuelles ou futures) relatives à la qualité de l'air pour les trois polluants considérés.

Ces textes réglementaires s'appliquent à la pollution affectant un point géographique quelconque au cours d'un *cycle annuel*. Ils précisent les limites que doit respecter cette pollution à la fois en moyenne annuelle et en valeurs de pointe.

Les limitations relatives aux valeurs de pointe peuvent concerner des concentrations moyennes horaires (pour SO₂ et NO₂) ou des concentrations moyennes journalières (pour SO₂ et PM₁₀). Dans tous les cas, il est stipulé qu'un niveau de concentration L ne devra pas être dépassé plus de x% du temps en un même point au cours d'un cycle annuel. Par exemple :

- un niveau quotidien de 125 µg/m³ ne devra pas être dépassé plus de 2% du temps (7 j. par an) ;
- un niveau horaire de 350 µg/m³ ne devra pas être dépassé plus de 0,3% du temps (24 h. par an).

Ce que l'on traduit en disant :

- dans le premier cas, que le percentile 98 des concentrations moyennes journalières doit être inférieur à la limite de 125 µg/m³ ;
- dans le deuxième cas que le percentile 99,7 des concentrations moyennes horaires doit être inférieur à la limite de 350 µg/m³ .

Les indicateurs retenus ici pour caractériser la pollution engendrée par les installations sont tout naturellement ceux auxquels se réfèrent les textes réglementaires (actuels et à venir) sur la qualité de l'air.

Ce sont :

Pour le SO₂ :

- la moyenne annuelle,
- le percentile 98 des moyennes journalières,
- le percentile 99,2 des moyennes journalières,
- le percentile 99,7 des moyennes horaires.

Pour le NO₂ :

- la moyenne annuelle,
- le percentile 98 des moyennes horaires,
- le percentile 99,8 des moyennes horaires.

Pour les poussières, on retiendra la comparaison aux valeurs réglementaires des PM₁₀ :

- la moyenne annuelle,
- le percentile 98 des moyennes journalières.

7.3.1.3 . Mode de présentation des résultats

Les résultats complets sont présentés sous forme de *cartes* et de *tableaux* en annexe D.

**TABLEAU 10 : résultats obtenus avec le scénario 1
(fonctionnement pleine charge - 10 ans)**

Polluant	variable	unité	résultats sur 84 communes		
			moyenne	min	max
SO ₂	Moyenne annuelle	µg/m ³	0,09	0,03	0,27
SO ₂	percentile 98 conc. Moy. quotidiennes	µg/m ³	0,8	0,3	2,5
SO ₂	percentile 99,2 conc. Moy. quotidiennes	µg/m ³	1,3	0,6	4,0
SO ₂	max des conc. Moy. quotidiennes	µg/m ³	9,6	3,3	24,7
SO ₂	percentile 99,7 conc. Moy. horaires	µg/m ³	5,0	1,9	13,3
SO ₂	max des conc. Moy. horaires	µg/m ³	93,0	29,0	251,9
NO ₂	Moyenne annuelle	µg/m ³	0,50	0,15	1,55
NO ₂	percentile 98 conc. Moy. horaires	µg/m ³	7,8	2,3	33,8
NO ₂	percentile 99,8 conc. Moy. horaires	µg/m ³	35,2	16,5	85,7
NO ₂	max des conc. Moy. horaires	µg/m ³	82,7	50,3	293,1
Poussières	Moyenne annuelle	ng/m ³	1,04	0,27	2,99
Poussières	percentile 98 conc. Moy. quotidiennes	ng/m ³	9,9	3,4	29,8
Poussières	max des conc. Moy. quotidiennes	ng/m ³	97,4	28,9	420,8

**TABLEAU 11 : résultats obtenus avec le scénario 2
(fonctionnement réel - 1 an)**

Polluant	variable	unité	résultats sur 84 communes		
			moyenne	min	max
SO ₂	Moyenne annuelle	µg/m ³	0,06	0,02	0,17
SO ₂	percentile 98 conc. Moy. quotidiennes	µg/m ³	0,7	0,2	1,9
SO ₂	percentile 99,2 conc. Moy. quotidiennes	µg/m ³	1,6	0,6	3,5
SO ₂	max des conc. Moy. quotidiennes	µg/m ³	4,6	0,8	20,0
SO ₂	percentile 99,7 conc. Moy. horaires	µg/m ³	3,9	1,2	9,3
SO ₂	max des conc. Moy. horaires	µg/m ³	58,5	8,8	217,3
NO ₂	Moyenne annuelle	µg/m ³	0,23	0,08	0,59
NO ₂	percentile 98 conc. Moy. horaires	µg/m ³	2,8	0,4	10,6
NO ₂	percentile 99,8 conc. Moy. horaires	µg/m ³	21,6	10,4	62,8
NO ₂	max des conc. Moy. horaires	µg/m ³	51,1	22,3	128,3
Poussières	Moyenne annuelle	ng/m ³	0,7	0,18	1,62
Poussières	percentile 98 conc. Moy. quotidiennes	ng/m ³	9,3	4,0	22,7
Poussières	max des conc. Moy. quotidiennes	ng/m ³	42,8	7,1	121,1

7.3.2- Commentaires

7.3.2.1 Remarques générales

Remarque 1

Les résultats relatifs au *scénario 1*, établis sur 10 ans, peuvent être considérés comme représentatifs d'une année moyenne d'un point de vue météorologique (5 années suffiraient d'ailleurs).

Plus précisément, *ils sont représentatifs d'un fonctionnement à pleine charge au cours d'une année moyenne.*

Les résultats relatifs au *scénario 2*, correspondent au fonctionnement réel des installations au cours d'une année particulière.

Remarque 2

Compte tenu de ce qui précède, on s'attend à ce que les résultats du scénario 1 soient sensiblement plus élevés que ceux du scénario 2, sachant que dans ce dernier cas les deux tranches sont (en moyenne sur l'année) à moins de 50% de leur capacité maximale. En fait cette tendance générale ne se vérifie pas obligatoirement en tout lieu et pour toute les statistiques. Les particularités météorologiques de cette année-là, s'ajoutant aux aléas du fonctionnement de la désulfuration, conduisent même à quelques surprises pour le SO₂.

Remarque 3

On a déjà souligné que la pollution induite par une source industrielle présentait de fortes variations dans l'espace et dans le temps. Ce fait est fortement accentué s'il s'agit comme ici de très hautes cheminées. Dans plus de 80% des cas, les concentrations au sol demeurent très faibles, voire quasi nulles. Ce qui n'exclut pas, notamment pour les atmosphères les plus turbulentes (de préférence au printemps ou en été), que des 'retombées' nettement plus conséquentes puissent survenir.

Il en résulte, qu'au regard des contraintes réglementaires, les concentrations générées en moyenne annuelle sont toujours beaucoup plus éloignées des valeurs limites que ne le sont les pointes de pollution.

Remarque 4

Rappelons que les résultats établis ici traduisent l'impact de la centrale seule, alors que les critères de qualité de l'air s'appliquent bien entendu à la pollution globale toutes sources confondues.

7.3.2.2. Résultats relatifs aux poussières

Déjà excellentes à l'origine, les performances des dépoussiéreurs des tranches 4 et 5 de Cordemais se sont accrues avec la mise en service de la désulfuration. La faiblesse des rejets, combinée à la hauteur des cheminées, aboutit à des concentrations au sol presque négligeables. Il faut bien souligner à ce sujet que les concentrations figurant dans les tableaux 10 et 11 sont, pour les poussières, exprimées en nanogrammes par m³; c'est ainsi que la plus forte concentration moyenne journalière obtenue (420,8 ng/m³, soit 0,42 µg/m³, tableau 10) est environ **100 fois inférieure à la limite journalière la plus sévère envisagée dans le futur pour les PM₁₀ (50 µg/m³)**.

Néanmoins ces poussières conservent leur importance dans le cadre d'une telle étude dans la mesure où elles constituent l'essentiel du support des métaux lourds.

7.3.2.3. Résultats relatifs aux oxydes d'azote

En dépit de concentrations à l'émission assez soutenues (plus de 900 mg/Nm³), les rejets en oxydes d'azote n'aboutissent, en moyenne annuelle, qu'à des valeurs de l'ordre de 1 à 2 µg/m³ tout au plus, à rapprocher de la limite de 40 µg/m³.

A l'échelle de l'heure, la valeur limite de 200 µg/m³ applicable actuellement au percentile 98 des concentrations moyennes horaires obtenues en un même point géographique (175 cas de dépassement au plus autorisés par an), va progressivement devoir être appliquée au percentile 99,8 de ces mêmes concentrations moyennes horaires (18 cas de dépassement seulement autorisés sur une année).

Dans les zones les plus exposées, les valeurs du percentile 98 traduisant l'impact du CPT atteignent tout au plus

33,8 µg/m³ (tableau 8) pour le scénario 1

10,6 µg/m³ (tableau 9) pour le scénario 2.

Valeurs évidemment très éloignées de la limite de 200 µg/m³.

Les valeurs obtenues pour le percentile 99,8 sont évidemment plus importantes. Aux points les plus touchés on atteint :

85,7 µg/m³ (tableau 8) pour le scénario 1,

62,8 µg/m³ (tableau 9) pour le scénario 2.

On constate par ailleurs, que si le seuil horaire de 200 µg/m³ n'est jamais atteint dans le cas du scénario 2 (sur 1 an) au divers points représentatifs des 84 communes (valeur maximale : 128,1 tableau 9), il l'est à plusieurs reprises dans le cas du scénario 1 (sur 10 ans). Obtenues à très courte distance, sur la commune de Cordemais, ces plus fortes concentrations sont associées à des conditions rares de très forte instabilité thermique avec vent très faible. Au cours des 10 années de simulation, 8 cas ont ainsi été recensés à cet endroit, répartis sur 6 journées différentes.

On peut signaler que ces plus fortes moyennes horaires surviennent là où sont obtenues les plus faibles moyennes annuelles (distance inférieure à 1,5 km).

c) Discussion

Il nous semble aujourd'hui nécessaire, à l'occasion de la mise en place de réglementations beaucoup plus contraignantes, d'attirer l'attention sur un point important et peut-être de **remettre en cause certaines habitudes (ou conventions) ayant pour conséquence de majorer à l'excès certaines estimations.**

En effet, la réglementation relative aux NO_x pour l'air ambiant ne concerne en fait que le NO₂. Or, en règle générale, une source industrielle n'émet que du NO (avec parfois quelques % de NO₂). Par soucis de simplification, et par mesure de précaution, les calculs sont traditionnellement effectués comme si la totalité du NO était instantanément convertie en NO₂ alors qu'en réalité ce taux de conversion, même avec la distance et le temps, est beaucoup plus faible, ne dépassant jamais 50%. La transformation implique en effet la présence d'ozone, consommé au cours de la réaction. Comme le montrent les campagnes de mesure réalisées sur des panaches industriels, l'ozone naturel disparaît complètement au cœur des panaches, ne permettant pas de convertir une forte proportion de NO. Dans le cas qui nous intéresse, à savoir les plus fortes concentrations générées au sol à moins de 5 km de distance, le taux de conversion reste sans doute très inférieur à 30 % et même à 20%. **Ce qui conduirait à diviser par 3 ou 4** les concentrations précédemment évoquées, les ramenant à des niveaux très modestes.

7.3.2.4 Résultats relatifs au SO₂

Remarque préliminaire

Les rejets de SO₂ étant, en moyenne, 6 à 7 fois moins importants que ceux de NO_x (exprimés en équivalent NO₂), on va obtenir statistiquement des concentrations au sol beaucoup plus faibles, cette remarque valant pour les moyennes annuelles mais aussi pour les divers percentiles retenus.

En revanche, le fait qu'un petit pourcentage du temps la désulfuration soit hors service sur une, voire deux tranches, offre la possibilité d'obtenir de rares valeurs de pointe sans commune mesure avec les percentiles obtenus. Tout se ramène ici à une question de probabilité ; probabilité de rencontre entre deux types d'événement peu fréquents : les conditions météorologiques requises d'une part, l'arrêt de la désulfuration (sur 2 tranches) d'autre part.

Commentaires sur les résultats.

En matière de qualité de l'air, la législation relative au SO₂ porte sur les moyennes annuelles, les moyennes journalières et les moyennes horaires.

Comme on pouvait s'y attendre (cf. remarque précédente), tous les résultats statistiques figurant dans le tableau 10 (et plus encore dans le tableau 11) apparaissent extrêmement faibles au regard des critères de qualité de l'air, actuels ou à venir:

- 0,27 µg/m³ au plus, pour une limite de 50 µg/m³ (en moyenne annuelle);
- 4,0 µg/m³ au plus, pour une limite de 125 µg/m³ (perc. 99,2 des moyennes journalières);
- 13,3 µg/m³ au plus, pour une limite de 350 µg/m³, (perc. 99,7 des moyennes horaires).

Même les valeurs maximales obtenues sur 10 ans (tableau 10), soit 24,7 µg/m³ en moyenne journalière et 251,9 µg/m³ en moyenne horaire, n'atteignent pas les valeurs limites de 125 et 350 µg/m³ applicables aux percentiles.

En fait, avec un quadrillage beaucoup plus dense du périmètre d'étude, on voit apparaître sur 10 ans des valeurs maximales plus importantes : 57,4 µg/m³ en moyenne journalière (en deçà de 125, donc) et surtout...774 µg/m³ en moyenne horaire (au delà de 350, donc).

On retrouve ici le problème évoqué précédemment relatif à la probabilité de 'rencontre' entre, d'une part, des conditions météo particulières (et rares), d'autre part l'arrêt de la désulfuration sur 2 tranches à pleine puissance, conditions nécessaires pour que survienne *quelque part* (et non en un point particulier) une concentration horaire supérieure à 350 µg/m³.

Cette probabilité, dans le cas du scénario 1, est d'environ 2 pour dix mille, ce qui correspond à peu près à 2 heures par an. A cet égard, sur 10 ans de simulation, on recense effectivement 7 heures (réparties sur 4 jours) conduisant à des cas de dépassements horaires de 350 µg/m³. On peut encore préciser que :

- un seul point du maillage est atteint à 3 reprises en 10 ans;
- trois autres points du maillage sont atteints à 2 reprises en 10 ans.

7.4- RESULTATS : LE CALCUL DES CONCENTRATIONS INHALEES (CI)

- ✓ **Pour les effets toxiques aigus**, étant données les conditions simple de calcul de la concentration inhalée (voir scénario), la concentration inhalée correspond à la concentration maximale de polluant dans l'air:

$$CI = C_{\max}$$

Seuls SO₂, NO_x et PM sont concernés. Les percentiles journaliers et horaires fournis par la modélisation ont été utilisés en regard de la réglementation dans le chapitre 7.3.2.

- ✓ **Pour les effets chroniques non cancérogènes**, la concentration inhalée est égale à la concentration moyenne de polluant :

$$CI = C_{\text{moy}}$$

- ✓ **Pour les effets chroniques cancérogènes**, le calcul de la concentration inhalée est le même que précédemment, pondéré par la durée d'exposition :

$$CI = C_{\text{moy}} \times \frac{T}{T_m}$$

Les concentrations dans l'air ambiant, et donc les concentrations inhalées, des substances autres que le SO₂, les NO_x les PM₁₀, sont calculées à partir des concentrations moyennes annuelles des PM₁₀ pour les HAPs, les métaux lourds et les dioxines-furanes (on ne s'intéresse qu'aux effets chroniques pour ces dernières substances). Pour les COV, elles sont calculées à partir des concentrations moyennes annuelles des NO_x.

En résumé, pour les substances autres que celles modélisées (SO₂, NO_x et particules) mais pour lesquelles il existe des mesures à l'émission, on applique une règle de trois basée sur les proportions de HAP, métaux et dioxines-furanes adsorbées sur les particules. Pour les COV et le chrome VI, ce sont les facteurs d'émission qui sont directement appliqués aux résultats de la modélisation des NO_x.

7.4.1- Calcul des concentrations de PM₁₀ et des PM_{2,5} à partir des Poussières totales

Pour les centrales charbon (observation à partir de 5 centrales EDF), les PM₁₀ représentent 80 à 90% des poussières alors que les PM_{2,5} en représentent 35-60%.

Une étude plus particulière sur la centrale de Cordemais montre que :

- Pour les tranches charbon sans installation d'une désulfuration
PM₁₀ = 80% des poussières et PM_{2,5} = 40% des poussières

- **Pour les tranches charbon avec installation d'une désulfuration**
PM₁₀ = 90% des poussières et PM_{2,5} = 60% des poussières

Nous prendrons donc les proportions ci-dessus pour la caractérisation du risque dans la présente étude.

7.4.2- Calcul des proportions de métaux lourds, dioxines - furanes et HAPs dans les Poussières

La modélisation de la dispersion est effectuée uniquement pour les NO_x, SO₂ et **poussières**. Le calcul des proportions des métaux lourds, dioxines - furanes et HAPs ne peut donc se faire qu'à partir de ces composés (substances fortement liées aux particules).

On peut calculer la part des métaux lourds, dioxines - furanes et HAPs dans les concentrations des **poussières** dans l'air après dispersion à partir de la formule suivante :

$$C_i \text{ du composé } y \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)} = C_i \text{ de poussières (}\mu\text{g/m}^3\text{)} \times \text{Proportion du composé } y \text{ (\%)}$$

On estime la proportion du composé y (%) dans les poussières de la manière suivante :

$$\text{Proportion du composé } y \text{ dans les poussières} = \frac{\text{flux global } y \text{ (g / s) du composé avec IDD 92,2\%} \times 100}{\text{flux global } x \text{ (g / s) de poussière avec IDD 92,2\%}}$$

avec,

- y (g/s) : le flux du composé global retrouvé dans les poussières selon le scénario correspondant à la période du 01/07/2000 au 30/06/2001 (cad IDD 92,2%)
- x (g/s) : le flux de poussières global selon le scénario correspondant à la période du 01/07/2000 au 30/06/2001 (cad IDD 92,2%) = **1,21 (tableau 5)**

Tableau 12 : Proportions (en %) des métaux lourds, dioxines-furanes et HAPs dans les Poussières

<i>Dioxines-Furanes</i>	<i>As</i>	<i>Cd</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Hg</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>	<i>Se</i>
4,44.10 ⁻⁷	0,138	0,165	0,129	0,155	6,6.10 ⁻³	0,207	0,732	0,254	0,669

<i>Fluoranthène</i>	<i>B(a)A</i>	<i>B(b)F</i>	<i>B(k)F</i>	<i>B(a)P</i>	<i>D(a,h)A</i>	<i>B(g,h,i)P</i>	<i>In(1,2,3-c,d)P</i>	<i>HAPs (8)d</i>	<i>Total partiel</i>
8,4.10 ⁻³	1,6.10 ⁻³	7,9.10 ⁻⁴	1,1.10 ⁻⁴	2,7.10 ⁻⁴	5,0.10 ⁻⁴	9,0.10 ⁻⁴	2,5.10 ⁻³	1,5.10 ⁻²	2,470%

Rappel : pour les HAP, on travaille en unité Equivalent-B(a)P (EqB(a)P), sur la base de 6 des 7 HAP classés cancérigènes par l'EPA (B(a)A, B(b)F, B(k)F, B(a)P, D(a,h)A, Ind(1,2,3-c,d)P - chrysène exclu) et des Facteurs d'Equivalence Toxique de l'OMS. La proportion (su) de HAP exprimée en EqB(a)P varie alors de 9,9.10⁻⁶ à 3,7.10⁻⁵. C'est la limite supérieure de cet intervalle qui est utilisé comme facteur de conversion dans la modélisation des HAP cancérigènes. **Pour le naphthalène, le facteur de conversion est de 7,03.10⁻³ %.**

Remarque : les dioxines sont entièrement assimilées à des particules au niveau de la dispersion atmosphérique. Les fractions particulaire et gazeuse ne sont donc pas discriminées (les logiciels de dispersion assimilent le plus souvent le comportement des particules d'un diamètre aérodynamique inférieur à 5 µm à celui d'un gaz). Dans le rapport 2, une approche plus fine est suivie : la discrimination entre les deux fractions est en effet importante en terme de retombées au sol et de transfert aux végétaux.

7.4.3- Calcul de la dispersion de certains composés à partir des Facteurs d'émission (FE)

Les mesures à l'émission ne sont pas disponibles pour l'acétaldéhyde, le benzène, le formaldéhyde, le toluène et le xylène pour les COVs et le chrome VI pour les métaux lourds. Cependant il semble pertinent de les inclure dans l'ERS (voir chapitre "Choix des traceurs"). Le tableau 5 (p.31-32) résume les informations essentielles concernant les familles de substances pour lesquelles les FE doivent être utilisés . L'annexe C présente l'ensemble des données disponibles.

- **Pour les COVs :**

On prend les données des différents COVs directement sans calcul de proportion par rapport aux COVs totaux. En effet, le FE pour les COVs totaux est considéré comme étant de mauvaise qualité.

De plus, la valeur moyenne des deux mesures de COVs (campagnes et mesures ponctuelle) est égale à 1,377 g/s, valeur proche du FE égal à 2,02 g/s.

Les conditions d'obtention des FE correspondent en tous points aux conditions de process et de contrôle des fumées de Cordemais.

Seuls l'acétaldéhyde et le xylène présentent des indices de qualité médiocre (C). Les autres sont classés en qualité A.

On peut utiliser les FE présentés dans le tableau 5 du présent rapport.

Les concentrations dans l'air sont établies à partir des résultats de la dispersion des NO_x. En effet, les COVs sont des gaz comme les NO_x : on fait donc l'hypothèse qu'ils se dispersent dans l'air comme ces derniers.

• **Pour les métaux lourds :**

Les Facteurs d'émissions correspondent relativement bien aux mesures de flux faites à Cordemais. Les rapports mesures/estimations sont inférieurs à un ordre de grandeur sauf pour le mercure. Les indices de qualité sont de très bonne qualité pour l'ensemble des métaux lourds recensés (A) sauf pour le Chrome VI qui présente un indice de qualité D. On utilisera donc le FE avec précaution compte tenu de cette remarque.

Comme pour les autres métaux lourds, on calculera les proportions du Chrome VI par rapport aux particules (poussières) dont la dispersion a été modélisée.

TABLEAU 13: Proportion (en %) dans les flux à l'émission des COVs par rapport aux NOx et du chrome VI par rapport aux poussières.

	<i>Benzène</i>	<i>Acétaldéhyde</i>	<i>Formaldéhyde</i>	<i>Toluène</i>	<i>Xylène</i>	<i>Chrome VI</i>
Flux (10⁻² g/s)	3,84	1,65	0,70	0,69	0,11	0,23
Facteur de conversion	$1,55.10^{-4}$	$6,63.10^{-5}$	$2,84.10^{-5}$	$2,77.10^{-5}$	$4,30.10^{-6}$	$3,75.10^{-4}$

Attention, les rapports sont donnés en pourcentage (%).

Les facteurs de conversion sont obtenus à partir, selon les polluants, des flux de poussières totales et de NO_x : PM_{tot} (avec ESP) = 6,12 g/s et NO_x = 248,23 g/s (correspondant à la moyenne des deux valeurs de FE pour les NO_x).

L'ensemble des résultats chiffrés concernant à la fois l'évaluation de l'exposition et l'évaluation des risques liés aux rejets atmosphériques canalisés des tranches charbon du site est regroupé dans les tableaux 14 à 21 à la fin du chapitre 8.

8- CARACTERISATION DU RISQUE PAR INHALATION ATTRIBUABLE AU SITE

La caractérisation du risque se fait en distinguant bien les effets cancérigènes des effets non cancérigènes.

8.1- LES CANCEROGENES

Estimation du risque pour les effets sans seuil

La caractérisation du risque lié à une exposition à des cancérigènes (effets sans seuil) s'exprime par un excès de risque individuel (ERI). L'ERI est la probabilité que la cible développe l'effet associé à la substance pendant sa vie du fait de l'exposition considérée. Lorsque le risque est lié à une exposition via l'inhalation, l'ERI s'exprime de la façon suivante :

$$ERI = CI \times ERU_i$$

avec,

CI : concentration inhalée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

ERU_i : l'excès de risque unitaire par inhalation ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹

Il est recommandé de faire la somme des ERI en premier niveau d'approche, quels que soient les effets, les organes cibles ou les modes d'action.

Le produit de l'excès de risque individuel par l'effectif (n) de la population qui lui est soumis permet de calculer l'impact (ou excès de risque collectif ERC). Il représente une estimation du nombre de cancers en excès, lié à l'exposition étudiée, qui devrait survenir au cours de la vie de ce groupe d'individus. Il est calculé pour chaque commune " i " à partir de l'excès de risque individuel calculé en ce point. Il est multiplié par l'effectif de la population de la commune " n_i " provenant de la base de données INSEE recensement 1999:

$$ERC_i = ERI_i \times n_i$$

8.2- LES TOXIQUES NON CANCEROGENES

Estimation du risque pour les effets à seuil chroniques

La caractérisation du risque pour les toxiques non cancérigènes (effets avec seuil) s'exprime par un indice de risque (IR). Lorsque le risque est lié à une exposition via l'inhalation, l'IR est déterminé par la formule suivante :

$$IR = \frac{CI}{CJT}$$

Avec CI : concentration inhalée ou dose moyenne d'exposition par inhalation

CJT : concentration journalière tolérable (au sens concentration de référence)

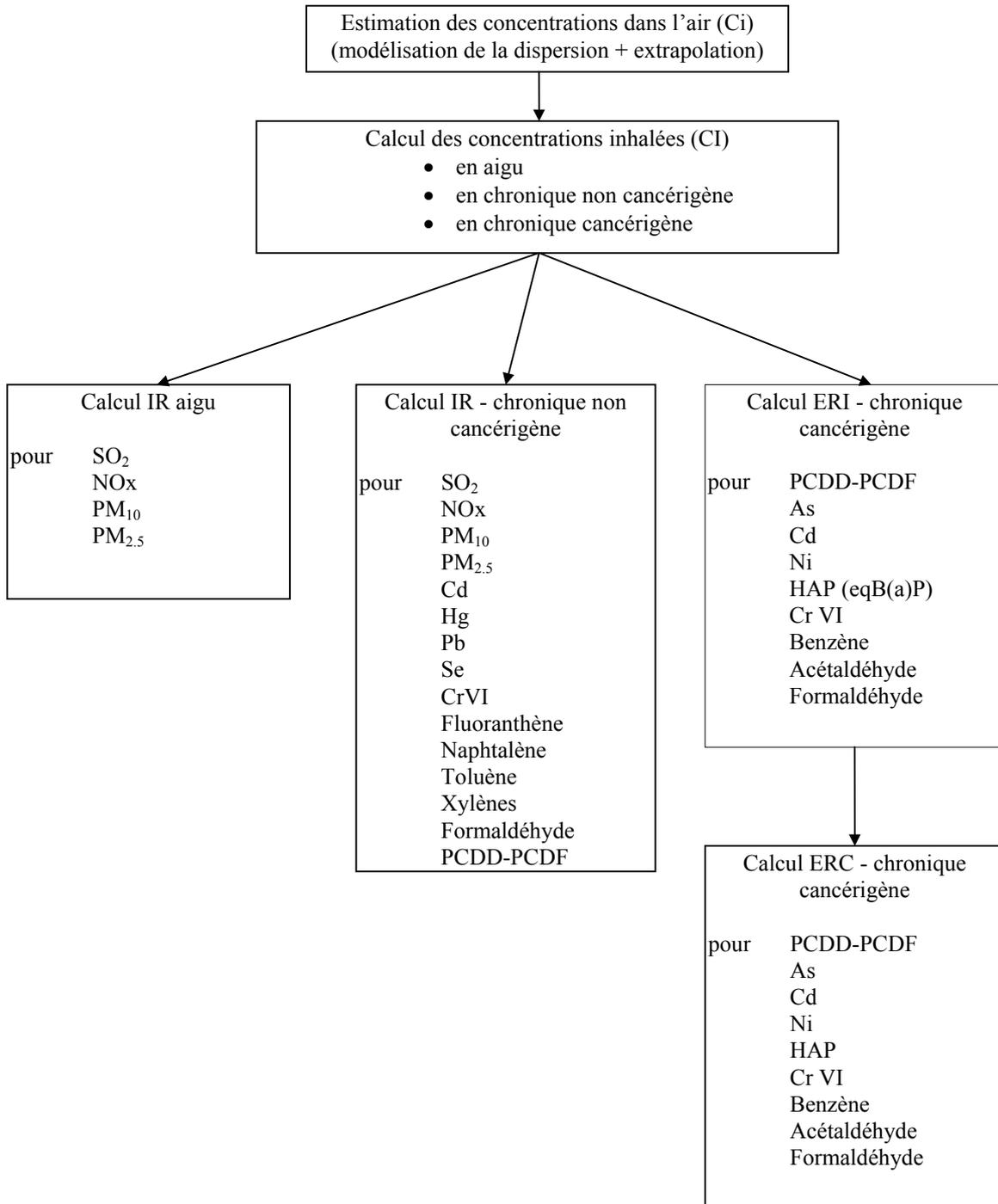
Remarque : IR n'est pas un risque au sens biostatistique. L'évaluation est de nature qualitative. Lorsque l'IR est inférieur à la valeur repère de 1, alors le risque est considéré comme négligeable; s'il est supérieur à 1 le risque peut être considéré comme non négligeable. Il n'est toutefois pas possible d'estimer la probabilité de survenue de cet événement et le degré de vraisemblance n'est pas linéaire par rapport à l'IR.

Il est recommandé d'additionner les IR en premier niveau d'approche; si tel n'est pas le cas, il faut justifier de l'absence d'effets en commun entre les substances en présence dans le mélange.

Remarque : l'indice de risque peut également être appelé Quotient ou ratio de danger (QD ou RD).

La figure 5 suivante reprend les étapes de calcul de l'évaluation des expositions et des risques.

Figure 5 : Rappel des étapes de calcul



8.3- NOTE TECHNIQUE SUR LES CALCULS DES CONCENTRATIONS INHALEES (CI), DES INDICES DE RISQUES (IR) DES EXCES DE RISQUES INDIVIDUELS (ERI) ET COLLECTIFS (ERC)

Ce chapitre a pour but d'aider à la lecture des tableaux 14 à 21 qui récapitulent l'ensemble des résultats disponibles pour l'ERS.

- **Pour les risques aigus**

Sur la commune "pire cas":

On prend la CI comme étant la valeur maximum des $C_{i,max}$ calculée pour chaque commune : valeurs journalières pour SO₂, PM₁₀ et PM_{2,5} et valeurs horaires pour NOx.

$$CI_{commune\ "pire-cas"} = Max(C_{i,max})$$

avec i de 1 à n , n étant le nombre de communes prise en compte dans l'étude.

L'IR est celui qui correspond au maximum des $IR_{i,max}$ calculés pour chaque commune :

$$IR_{commune\ "pire-cas"} = Max(IR_{i,max})$$

avec $IR_{i,max} = \frac{CI_{commune\ "pire-cas"}}{Cref}$

avec i de 1 à n , n étant le nombre de communes prise en compte dans l'étude.

- **Pour les risques chroniques non cancérigènes**

Sur la commune "pire cas":

On prend la CI comme étant la valeur maximum des $C_{i,moy}$ calculée pour chaque commune : valeurs moyenne annuelle pour le SO₂, PM₁₀ et PM_{2,5} et les NOx.

$$CI_{commune\ "pire-cas"} = Max(C_{i,moy})$$

avec i de 1 à n , n étant le nombre de communes prise en compte dans l'étude.

L'IR sur la commune "pire cas" est celui qui correspond au maximum des $IR_{i,moy}$ calculés pour chaque commune.

$$IR_{commune\ "pire-cas"} = Max(IR_{i,moy})$$

avec $IR_{i,moy} = \frac{CI_{commune\ "pire-cas"}}{Cref}$

avec i de 1 à n , n étant le nombre de communes prise en compte dans l'étude.

- **Pour les risques cancérigènes**

Sur la commune "pire cas":

On prend la CI comme étant la valeur maximum des $[C_{i,moy} \times T/Tm]$ calculée pour chaque commune.

$$CI_{commune\ "pire-cas"} = Max(C_{i,moy} \times \frac{T}{Tm})$$

avec T la durée d'exposition (années),

et T_m la période de temps sur laquelle l'exposition est calculée (années)

L'ERI sur la commune pire cas est celui qui correspond au maximum des $ERI_{i,moy}$ calculés pour chaque commune :

$$ERI_{commune"pire-cas"} = \text{Max}(ERI_{i,moy})$$

$$\text{Avec } ERI_{i,moy} = CI_{commune"pire-cas"} \times ERU_i$$

Et l'impact sur la commune pire cas :

$$ERC_{commune"pire-cas"} = ERI_{i,moy} \times n_i$$

L'impact sur la commune pire cas ne correspond pas à l'ERC maximum pouvant être relevé sur la zone d'étude : la valeur maximum des ERC_i ne correspond qu'à la ville où la population est la plus élevée et la concentration d'exposition attribuable au site la moins importante-le plus souvent Nantes-. Cette valeur n'a pas grand intérêt et n'est pas indiquée.

Toutefois, l'addition des ERC_i (c.a.d. de l'excès de risque collectif calculé sur chaque commune i en multipliant l' ERI_i par le nombre d'habitants n_i) a quant à elle un sens.

L'excès de risque collectif, pour l'ensemble des communes sur la zone d'étude, est donc obtenu de la façon suivante :

$$ERC = \sum(ERI_i \times n_i)$$

Tableaux récapitulatifs des résultats sur le Scénario 1 an : CI, IR, ERI et ERC

- ✓ Pour les communes qui montrent les expositions et les risques maximums
- ✓ Seul l'impact (ERC) calculé pour les substances cancérigènes est donné pour l'ensemble de la zone d'étude

Tableau 14 : Expositions et risques "aigus"

	<i>SO₂</i>	<i>NO_x</i>	<i>PM₁₀</i>	<i>PM_{2,5}</i>
<i>Commune "pire cas"</i>	<i>St Etienne de Montluc</i>	<i>St Etienne de Montluc</i>	<i>Pellerin</i>	<i>Pellerin</i>
<i>CI - µg/m³</i>	20,0	128,3	1,09.10 ⁻¹	7,27.10 ⁻²
<i>IR maximum</i>	1,60.10 ⁻¹	6,42.10 ⁻¹	2,18.10 ⁻³	1,12.10 ⁻³

Tableau 15 : Expositions et risques chroniques non cancérogènes

	<i>Commune</i>	
	<i>"pire-cas"*</i>	
	CI	IR
<i>SO₂</i>	1,7.10 ⁻¹	3,40.10 ⁻³
<i>NOx</i>	5,9.10 ⁻¹	1,48.10 ⁻²
<i>PM₁₀</i>	1,46.10 ⁻³	7,29.10 ⁻⁵
<i>PM_{2.5}</i>	9,72.10 ⁻⁴	6,48.10 ⁻⁵
<i>Cd</i>	2,67.10 ⁻⁶	5,34.10 ⁻⁴
<i>Hg</i>	1,07.10 ⁻⁷	5,33.10 ⁻⁷
<i>Pb</i>	1,19.10 ⁻⁵	2,37.10 ⁻⁵
<i>Se</i>	1,08.10 ⁻⁵	6,02.10 ⁻⁷
PCDD-PCDF	7,19.10 ⁻¹²	2,05.10 ⁻⁸
<i>Fluoranthène</i>	1,36.10 ⁻⁷	9,68.10 ⁻¹⁰
<i>Naphtalène</i>	1,14.10 ⁻⁷	3,8.10 ⁻⁸

*pour SO₂, NOx : Malville ; pour les autres : Vigneux de Bretagne

Tableau 16 : Expositions et risques cancérogènes

	<i>Zone d'étude</i>		<i>Commune "pire-cas"*</i>	
	ERC	CI	ERI	ERC
<i>PCDD-PCDF</i>	$1,20.10^{-3}$	$3,08.10^{-12}$	$4,41.10^{-9}$	$2,08.10^{-5}$
<i>As</i>	$1,12.10^{-3}$	$9,57.10^{-7}$	$4,12.10^{-9}$	$1,94.10^{-5}$
<i>Cd</i>	$5,60.10^{-4}$	$1,14.10^{-6}$	$2,06.10^{-9}$	$9,70.10^{-6}$
<i>Ni</i>	$1,49.10^{-4}$	$1,44.10^{-6}$	$5,47.10^{-10}$	$2,58.10^{-6}$
<i>B(a)P</i>	$4,47.10^{-4}$	$1,89.10^{-9}$	$1,65.10^{-10}$	$7,75.10^{-7}$
<i>HAP (eqB(a)P)</i>	$6,08.10^{-4}$	$2,57.10^{-8}$	$2,23.10^{-9}$	$1,05.10^{-5}$

*CI et ERI observés à Vigneux de Bretagne

Tableau 17 : Risques non cancérogènes et risques cancérogènes pour les composés chimiques issus des facteurs d'émissions

	<i>Commune "pire-cas"*</i>		
	IR		
<i>Toluène</i>	2,25.10 ⁻⁸		
<i>Xylènes</i>	1,76.10 ⁻⁸		
<i>Formaldéhyde</i>	6,96.10 ⁻⁶		
<i>Chrome VI</i>	3,50.10 ⁻³		
	<i>Zone d'étude</i>	<i>Commune "pire-cas"*</i>	
	ERC	ERI	ERC
<i>Chrome VI</i>	1,31.10 ⁻²	4,80.10 ⁻⁸	2,26.10 ⁻⁴
<i>Benzène</i>	2,39.10 ⁻⁵	9,73.10 ⁻¹¹	2,9.10 ⁻⁷
<i>Acétaldéhyde</i>	3,75.10 ⁻⁶	1,53.10 ⁻¹¹	4,55.10 ⁻⁸
<i>Formaldéhyde</i>	9,52.10 ⁻⁶	3,88.10 ⁻¹¹	1,16.10 ⁻⁷

* les IR "pire cas" pour les polluants à effets non cancérogènes ou les ERI "pire-cas" pour les polluants à effets cancérogènes sont observés à Vigneux de Bretagne le Chrome VI et à Malville pour le Toluène, le Xylène, le Benzène, l'Acétaldéhyde et le Formaldéhyde.

Tableaux récapitulatifs des résultats préliminaires sur le Scénario 10 ans : CI, IR, ERI et ERC

- ✓ Pour les communes qui montrent les expositions et les risques maximums
- ✓ Seul l'impact (ERC) calculé pour les substances cancérogènes est donné pour l'ensemble de la zone d'étude

Tableau 18 : Expositions et risques "aigus"

	<i>SO₂</i>	<i>NO_x</i>	<i>PM₁₀</i>	<i>PM_{2.5}</i>
<i>Commune "pire cas"</i>	Frossay	Cordemais	Rouans	Rouans
<i>CI - µg/m³</i>	24,7	293,1	3,79.10 ⁻¹	2,52.10 ⁻¹
<i>IR maximum</i>	1,98.10 ⁻¹	1,47	7,57.10 ⁻³	3,88.10 ⁻³

Tableau 19 : Expositions et risques chroniques non cancérogènes

	<i>Commune</i>	
	<i>"pire-cas"</i>	
	CI*	IR
<i>SO₂</i>	2,70.10 ⁻¹	5,40.10 ⁻³
<i>NOx</i>	1,55	3,88.10 ⁻²
<i>PM₁₀</i>	2,69.10 ⁻³	1,35.10 ⁻⁴
<i>PM_{2.5}</i>	1,79.10 ⁻³	1,20.10 ⁻⁴
<i>Cd</i>	4,92.10 ⁻⁶	9,85.10 ⁻⁴
<i>Hg</i>	1,97.10 ⁻⁷	9,83.10 ⁻⁷
<i>Pb</i>	2,19.10 ⁻⁵	4,38.10 ⁻⁵
<i>Se</i>	2,00.10 ⁻⁵	1,11.10 ⁻⁶
<i>PCDD/PCDF</i>	1,33.10 ⁻¹¹	3,79.10 ⁻⁶
<i>Fluoranthène</i>	2,50.10 ⁻⁷	1,79.10 ⁻⁹
<i>Naphtalène</i>	2,10.10 ⁻⁷	7,01.10 ⁻⁸

* les CI " pire cas " sont observés à Frossay pour l'ensemble des composés

Tableau 20 : Expositions et risques cancérogènes

	<i>Zone d'étude</i>	<i>Commune "pire-cas"*</i>		
	ERC	CI	ERI	ERC
<i>PCDD-PCDF</i>	$2,22.10^{-3}$	$5,69.10^{-12}$	$8,13.10^{-9}$	$1,71.10^{-5}$
<i>As</i>	$2,08.10^{-3}$	$1,77.10^{-6}$	$7,60.10^{-9}$	$1,60.10^{-5}$
<i>Cd</i>	$1,04.10^{-3}$	$2,11.10^{-6}$	$3,80.10^{-9}$	8.10^{-6}
<i>Ni</i>	$2,76.10^{-4}$	$2,66.10^{-6}$	$1,01.10^{-9}$	$2,13.10^{-6}$
<i>B(a)P</i>	$8,30.10^{-5}$	$3,49.10^{-9}$	$3,04.10^{-10}$	$6,4.10^{-7}$
<i>HAP (eqB(a)P)</i>	$1,13.10^{-3}$	$4,74.10^{-8}$	$4,12.10^{-9}$	$8,69.10^{-6}$

* Frossay pour l'ensemble des composés

Tableau 21 : Risques non cancérogènes et risques cancérogènes pour les composés chimiques issus des facteurs d'émissions

	<i>Commune "pire-cas"*</i>		
	IR		
<i>Toluène</i>	5,91.10 ⁻⁸		
<i>Xylènes</i>	4,62.10 ⁻⁸		
<i>Formaldéhyde</i>	1,83.10 ⁻⁵		
<i>Chrome VI</i>	6,46.10 ⁻³		
	<i>Zone d'étude</i>	<i>Commune "pire-cas"*</i>	
	ERC	ERI	ERC
<i>Chrome VI</i>	2,42.10 ⁻²	8,86.10 ⁻⁸	1,87.10 ⁻⁴
<i>Benzène</i>	6,36.10 ⁻⁵	2,56.10 ⁻¹⁰	5,38.10 ⁻⁷
<i>Acétaldéhyde</i>	9,98.10 ⁻⁶	4,01.10 ⁻¹¹	8,45.10 ⁻⁸
<i>Formaldéhyde</i>	2,53.10 ⁻⁵	1,02.10 ⁻¹⁰	2,15.10 ⁻⁷

* les IR "pire cas" pour les polluants à effets non cancérogènes ou les ERI "pire-cas" pour les polluants à effets cancérogènes sont observés à Frossay pour l'ensemble des composés.

9- DISCUSSION ET CONCLUSION PARTIE 1

Discussion autour de la zone d'étude et des paramètres d'exposition

On rappelle que le point de repère géographique pour le calcul de l'exposition par inhalation est la mairie de chaque commune recensée dans la zone d'étude. Celle-ci est très étendue, dans un objectif initial du GT d'intégrer dans le calcul d'impact sanitaire à long terme les zones les plus proches à plus fortes densités de population : Nantes et Saint Nazaire. Ainsi, dans un rayon de 6 km autour du site, la population totale s'élève seulement à 5282 habitants; dans un rayon de 15 km, elle s'élève à 71 379 habitants; dans le rayon retenu de 30 km, elle s'élève à 780 000 habitants. Le danger, avec une zone d'étude étendue, est de diluer d'autant les expositions et le risque : c'est pourquoi sont principalement synthétisés puis discutés ci-après les résultats pour les communes "pire-cas".

Toutefois, le choix de cette zone d'étude relativement étendue n'a pas été remis en cause au cours de la démarche car il se justifie pour les expositions chroniques lorsque l'on regarde les résultats des concentrations moyennes annuelles obtenues et en particulier ceux du scénario 10 ans, le plus représentatif des conditions météorologiques à long terme (la concentration moyenne sur la zone d'étude = 0,33 x concentration maximale). L'intervalle de dispersion est en effet réduit : pour les NOx, les concentrations moyennes annuelles se situent entre 0,2 et 1,5 µg/m³; pour les poussières, il varie de 0,5 à 3 ng/m³ : la zone d'étude est donc relativement homogène quant aux immissions attribuables au site (différence entre le point le plus proche et le point le plus éloigné du site inférieure à un facteur 10) et justifie donc la démarche suivie. On rappelle que c'est à partir de la modélisation des NOx et des poussières qu'ont été calculées respectivement les immissions des substances gazeuses pertinentes pour la santé publique (COV) et les immissions des substances particulières (métaux lourds, HAP et dioxines).

Tous les contextes d'études (caractéristiques des rejets, météorologie, topographie etc.) ne sont pas propices à une telle homogénéité : dans le cas de concentrations ambiantes très hétérogènes, il aurait davantage fallu cibler sur les zones concernées par les plus fortes concentrations (donc restreindre la zone d'étude sur la base des résultats de la dispersion atmosphérique) et éventuellement intégrer l'usage des sols sur ces zones : par exemple, sélectionner les zones urbaines à plus fortes concentrations pour les scénarios d'exposition par inhalation, les zones de culture à plus fortes concentrations pour les scénarios d'exposition par ingestion etc.

Les résultats de la commune pire-cas (point de repère géographique=mairie) peuvent être comparés avec ceux des maximums des moyennes annuelles obtenus sur le maillage initial (mailles de 500 m). Cette comparaison est faite sur le scénario 10 ans dont les résultats, plus représentatifs du fonctionnement à long terme de l'installation, sont utilisés comme données d'entrée pour les retombées au sol et l'étude des expositions par ingestion (partie 2). Ainsi, le maximum des concentrations annuelles pour le NO₂ est de 1,63 µg/m³ contre 1,55 µg/m³ à Frossay; pour le SO₂, il est de 0,29 µg/m³ contre 0,27 à Frossay; pour les poussières, il est de 3,16 ng/m³ contre 2,99 ng/m³ à la commune pire-cas (90% PM₁₀ et 60% PM_{2,5}). Logiquement, plus le maillage est fin et plus l'on trouve des résultats élevés. Néanmoins, les résultats sont très similaires ici puisque la zone d'étude est relativement homogène pour les concentrations annuelles (cela a été vérifié avec des mailles de 250 m : la maximum est identique à celui obtenu sur des mailles de 500 m, ce qui est un hasard : il aurait pu être légèrement différent. De plus, les dépassements sont observés aux mêmes heures. Seul le nombre de points de dépassement est, logiquement, plus important). Le fait d'avoir utilisé la mairie comme point de repère géographique (au lieu du maillage initial) est donc un facteur négligeable de sous-estimation du risque chronique par inhalation. Toutefois, c'est un choix cohérent : il est raisonnable de penser que la population passe la majeure partie de son temps dans les villes ou les villages (densités plus importantes mais aussi lieux de travail, écoles, lieux publics etc.) représentées par les coordonnées Lambert II des mairies, et que c'est donc là qu'elles vont être exposées le plus aux concentrations de polluants dans l'air attribuables au site. De plus, dans le cas étudié ici, les principales agglomérations se situent en périphérie de la zone d'influence du site. Les personnes résidant à la campagne, entre le site et ces villes, sont donc potentiellement plus exposées aux rejets dus au site pendant leur temps passé à domicile. Dans ce sens de migration (domicile à la campagne vers travail à la ville), considérer que 100% du temps est passé au domicile est donc un facteur de surestimation de l'exposition attribuable au site. Dans le sens inverse, moins probable, ce serait un facteur de sous-estimation. La sur-estimation liée à la fréquence de temps de 100% au domicile pondère donc la sous-estimation liée au repère géographique "mairie". Les données temporelles de BET existent au niveau national [INSEE, 1999] mais elles n'apportent pas grand chose sans les données spatiales. Il faudrait pour cela effectuer une enquête qui permette de localiser dans quelles mailles de la zone d'étude les individus passent leur temps journalier et connaître le temps passé en dehors de la zone d'étude. Au niveau national, dans un scénario en population générale, il a déjà été expérimenté que cet affinage très consommateur de temps n'impacte pas de façon significative les résultats d'évaluation de risque qui sont alors minorés d'environ 30% par rapport à une hypothèse "100% du temps passé au domicile" [Boudet et al., 1999]. Enfin, la fréquence d'exposition résidentielles est maximale et sur-estime le risque. Toutefois, la zone d'étude étant principalement une zone rurale, on peut penser que la sur-estimation est minime. La durée d'exposition quant à elle est prise comme étant le percentile 90 des durées de résidence en France, c'est à dire 30 ans, ce qui semble plutôt majorant. Le temps de résidence moyen en France, selon le Ministère du Logement (1998), est de 10,1 an. Néanmoins, l'étude référencée [Nedellec et al., 1998] ne tient pas compte des disparités géographiques. Au sein d'une zone rurale, il est raisonnable de penser que ce n'est pas un facteur de sur-estimation du risque. Au contraire, une durée de résidence prise par défaut vie entière (70 ans) ne semble pas illogique. Toutefois, la zone d'étude intègre aussi des agglomérations qui drainent des populations plus mobiles (étudiants etc.). Une durée de résidence de 70 ans augmenterait l'exposition et le risque d'environ 40% par rapport aux 30 ans du scénario résidentiel choisi ici. L'éventuelle sous-estimation des durées de résidence pour les populations rurales devrait donc être compensée par l'hypothèse du 100% de temps passé au domicile qui sur-estimerait les résultats du même ordre de grandeur.

C'est différent pour l'étude des retombées au sol : le maillage initial est utilisé et il est prévu dans la discussion de synthèse de mettre en regard la dispersion et le plan d'occupation des sols. De plus, dans une situation plus contrastée en terme de concentrations dans l'air ambiant, on aurait pu par exemple prendre comme repère des lieux sensibles comme les écoles et réaliser des scénarios enfants intégrant le temps passé à ces écoles aux concentrations modélisées à cet endroit et celui passé au domicile dont les concentrations, en l'absence d'étude de budget-espace-activité-temps, auraient de tout façon été ramenées -dans le cas présent- à celles modélisées au point de repère "mairie". Cela n'aurait pas forcément abouti à des expositions plus élevées : aucun facteur physiologique n'entrant en ligne de compte dans le calcul des concentrations inhalées, il aurait fallu que les écoles soient systématiquement situées à des endroits de plus fortes concentrations dans l'air. On s'en serait malgré tout assuré, d'autant plus si la zone d'étude s'était située au sein d'une agglomération urbaine dense (le maillage aurait alors été beaucoup plus fin qu'ici).

Les facteurs de sur ou sous-estimation du risque relevés précédemment sont sans commune mesure avec le paramètre d'incertitude majeur qui est que les concentrations modélisées dans l'air ambiant sont supposées identiques à celles auxquelles sont exposées les populations dans l'air intérieur (où elles passent 80% de leur temps). Cela peut être un facteur de sur-estimation de l'exposition pour des substances spécifiques de l'air ambiant qui n'ont pas un facteur de pénétration à l'intérieur des locaux de 100% et/ou qui n'ont pas de sources intérieures de pollution. Pour les autres, c'est un facteur de sous-estimation majeure de l'exposition.

Discussion autour des scénarios de modélisation

Le scénario 10 ans est de loin le plus homogène : il intègre 10 ans de situation météorologique et les résultats peuvent être considérés comme représentatifs d'une année moyenne. C'est aussi en théorie le plus pénalisant : il représente un fonctionnement à pleine charge de l'installation alors que le scénario 1 an intègre un fonctionnement réel à moins de 50% de la capacité maximale des deux tranches étudiées pour l'année de référence (avec désulfuration). Cette tendance générale se vérifie globalement mais pas obligatoirement en tout lieu et pour toutes les statistiques du fait des particularités météorologiques de l'année de référence prise dans le scénario 1 an, auxquelles viennent s'ajouter les aléas du fonctionnement de la désulfuration. Les résultats obtenus sont surtout beaucoup plus hétérogènes quant à leur distribution spatiale (l'intervalle de variation des concentrations est quant à lui tout à fait similaire).

Ainsi, alors que les communes "pire-cas" varient uniquement pour l'étude de l'exposition aiguë dans le scénario 10 ans (Rouans pour les particules, Frossay et Cordemais pour le SO₂ et les NO_x respectivement), l'étude de l'exposition chronique montre que Frossay est systématiquement la commune "pire-cas" quelle que soit la substance. Dans le scénario 1 an, en dehors des variations logiques pour les expositions aiguës (représentées par des statistiques "ponctuelles" comme les maximums et percentiles), les résultats sont systématiquement discriminés selon que les substances sont particulières (commune pire-cas = Vigneux de Bretagne) ou gazeuses (commune pire-cas = Malville). Elles sont différentes dans les deux cas de la commune impactée pour une période considérée comme représentative d'un fonctionnement normal à pleine charge.

En 1^{er} niveau d'approche, est recommandée l'additivité des IR pour une même durée d'exposition ainsi que celle des ERI, quel que soit l'effet considéré. Il semble cohérent ici de faire cette addition dans le cadre des risques chroniques obtenus dans le scénario 10 ans au niveau de la commune pire cas. Au vu des faibles risques par inhalation observés, il n'est pas utile de faire ce travail d'additivité pour l'ensemble de la zone d'étude : il faudrait additionner les risques commune par commune et moyenner sur la zone; le résultat serait d'un facteur 10 environ inférieur (d'après les résultats de la dispersion atmosphérique) à celui développé pour la commune pire cas. Enfin, pour le scénario 1 an, les résultats seraient encore davantage dilués car les communes pire-cas sont différentes en fonction des substances étudiées et les résultats présentés dans les tableaux 14 à 21 sont systématiquement inférieurs dans le scénario 1 an par rapport au scénario 10 ans.

La discussion sera donc poursuivie, quant aux risques chroniques, sur la base des résultats du scénario 10 ans et de la commune de Frossay (ce qui est majorant par rapport à l'ensemble de la zone d'étude).

Discussion autour du risque aigu

Les indices de risque obtenus restent inférieurs à 1 quel que soit le scénario retenu; le contributeur majeur est le NO_x. Néanmoins, la démarche d'évaluation du risque sanitaire n'est en toute rigueur pas adaptée au contexte du risque aigu. Il est ainsi bien spécifié que les concentrations inhalées (CI) ne peuvent être calculées que pour des expositions de longue durée. Les résultats des tableaux 14 et 18 se situent donc hors des limites méthodologiques de la démarche d'ERS. Il semble plus cohérent de conclure en regard des percentiles imposés par la réglementation. D'autant plus que les valeurs réglementaires concernant en particulier SO₂ et NO_x sont basées sur des valeurs provenant d'études de l'Organisation Mondiale de la Santé. Malgré tout, rappelons que ces valeurs de qualité de l'air s'appliquent à la pollution globale toutes sources confondues. Or, les résultats établis ici traduisent l'impact de la centrale seule.

Ainsi, on retiendra que, pour les NO_x, le seuil horaire de 200 µg/m³ est dépassé uniquement pour le scénario 10 ans : 8 cas ont été recensés sur Cordemais, répartis sur 6 journées différentes. Seront autorisés 18 cas de dépassement sur une année (évolution du Percentile 98 - 175 cas de dépassement autorisés par an - au Percentile 99,8). Il est par ailleurs intéressant de noter que les plus fortes moyennes horaires surviennent là où sont obtenues les plus faibles moyennes annuelles. Pour le SO₂, aucun dépassement des valeurs horaires ou journalières n'est noté sur le maillage retenu. Si celui-ci est affiné, on s'aperçoit de dépassements pour le scénario 10 ans : 7 heures, réparties sur 4 jours, conduisent à des dépassements horaires de 350 µg/m³. Les poussières sont largement en deçà des valeurs réglementées pour les PM₁₀; elles conservent leur importance dans le cadre d'une telle étude dans la mesure où elles constituent l'essentiel du support des métaux lourds.

Les risques aigus sont donc très faibles et les dépassements, s'ils existent, respectent les exigences réglementaires de qualité de l'air.

Discussion autour du risque chronique

Elles focalise sur le scénario 10 ans et la commune pire-cas pour les raisons explicitées précédemment. Le tableau 22 montre la somme des IR et celle des ERI : les résultats restent en deçà des valeurs repères de 1 pour les effets à seuil et 10^{-5} à 10^{-6} pour les effets sans seuil. On peut donc en conclure que, dans ce scénario pénalisant (fonctionnement à pleine charge de l'installation sur une situation météorologique représentative du long terme et commune la plus exposée), les risques par inhalation attribuables aux polluants traceurs des rejets atmosphériques du site peuvent être considérés comme acceptables.

Les résultats regroupent les substances mesurées à l'émission comme celles pour lesquelles les rejets ont été estimés à partir des facteurs d'émission. On rappelle d'ailleurs que si les rejets sont auto-surveillés pour le SO₂, NO_x et les poussières, ce n'est pas le cas des autres substances pour lesquelles seules des données ponctuelles sont disponibles. De plus, les facteurs d'émission utilisés par défaut ne disposent pas tous d'indice de qualité excellent. Il y a donc une incertitude importante sur la représentativité des données utilisées pour caractériser les émissions à long terme.

TABLEAU 22 : Sommes des Indices de Risque et des Excès de Risque Individuel pour la commune pire-cas, scénario 10 ans

	Σ IR	Σ ERI
Risques chroniques non cancérigènes	0,052 (avec CrVI)	
Scénario 10 ans	0,046 (sans CrVI)	
Risques chroniques cancérigènes		$1,14 \cdot 10^{-7}$ (avec CrVI)
Scénario 10 ans		$2,54 \cdot 10^{-8}$ (sans CrVI)

Le tableau 23 permet de discriminer les contributeurs majeurs du risque par inhalation. Pour les effets chroniques non cancérigènes, les contributeurs majeurs sont le NO₂ (75% du risque total), le Chrome VI (13%), le SO₂ (10%) et dans une moindre mesure le Cadmium (2%). Pour les effets cancérigènes, les contributeurs majeurs sont le Chrome VI (78%), les dioxines (7%), l'arsenic (7%), les HAP (4%), le cadmium (3%) et le nickel (1%).

TABLEAU 23 : Contribution de chaque substance au risque total (%) pour la commune pire cas, scénario 10 ans

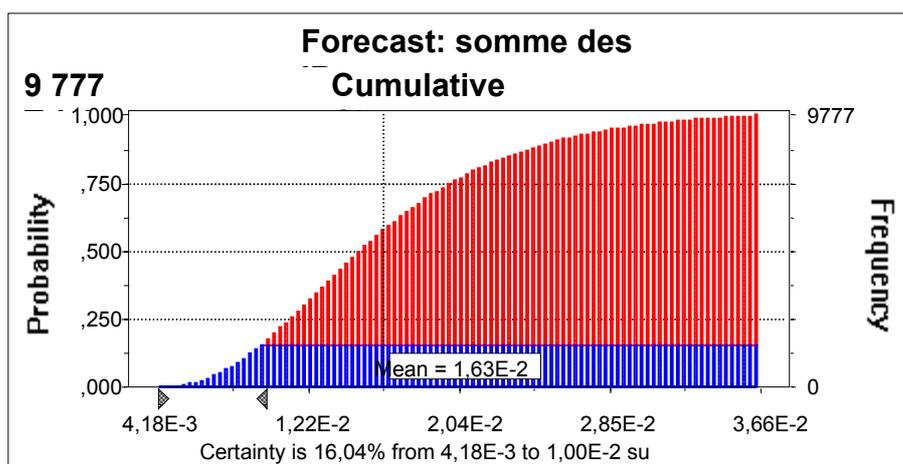
Substance	Risque chronique non cancérogène	Risque chronique cancérogène
SO ₂	10,4	
NO ₂	74,6	
PM ₁₀	<1	
PM _{2,5}	<1	
Cd	1,9	3,33
Hg	<1	
Pb	<1	
Se	<1	
As		6,67
Ni		0,9
CrVI	12,42	77,7
Fluoranthène	<1	
Naphtalène	<1	
B(a)P		<1
HAP (eqB(a)P)		3,6
Benzène		<1
Toluène	<1	
Xylène	<1	
Acétaldéhyde		<1
Formaldéhyde	<1	<1
PCDD-PCDF	<1	7,13

Le flux de chrome VI, déterminant majeur du risque cancérigène et non cancérigène sous les hypothèses considérées, a été déterminé à l'aide d'un facteur d'émission considéré comme de qualité médiocre (indice D). Il y a donc une incertitude majeure concernant les émissions du CrVI. On rappelle d'ailleurs que ce métal avait tout d'abord été écarté des traceurs par le groupe de travail car de récentes études montrent que les niveaux de CrVI (principale forme toxique du chrome) dans l'environnement de sites contaminés ou industrialisés ne présentent pas de risque potentiel pour la santé des populations ou des sous-groupes de populations potentiellement exposés [Rowbotham et al., 2000]. Seules les situations accidentelles ou les situations d'exposition professionnelle semblent pertinentes du point de vue du risque sanitaire car le chrome persiste peu sous sa forme hexavalente dans les milieux environnementaux et biologiques. Ainsi, si l'on écarte le chrome VI de l'évaluation, alors les contributeurs majeurs du risque chronique non cancérigène sont le SO₂ et le NO₂ (dans une moindre mesure le cadmium). Ceux du risque cancérigène sont : les dioxines (32%), l'arsenic (30%), les HAP (16%), le cadmium (15%) et le nickel (4%).

Discussion des résultats sur l'ensemble de la zone d'étude

Elle ne porte que sur les expositions chroniques et le scénario 10 ans. La somme des IR sur la totalité des 84 communes suit une distribution statistique log normale (test de meilleure adéquation de Kolmogorov-Smirnoff, outil de simulation Crystal Ball [Decisioneering, 2000]) avec un IR moyen de $1,63 \cdot 10^{-2}$. Les valeurs sont comprises entre $4,18 \cdot 10^{-3}$ (percentile³ 0) et $3,66 \cdot 10^{-2}$ (percentile 100). Le percentile 10 est de $8,87 \cdot 10^{-3}$ et le percentile 90 est de $2,55 \cdot 10^{-2}$. La figure 5 donne le graphe cumulé de la probabilité de distribution de la somme des IR (quel que soit l'effet concerné) sur les communes de la zone d'étude. Toutes les communes recensées ont des IR inférieurs à la valeur repère de 1. Toutes les communes ont un IR inférieur à 0,1; la probabilité pour qu'une commune ait un IR inférieur à 0,01 est de 0,16.

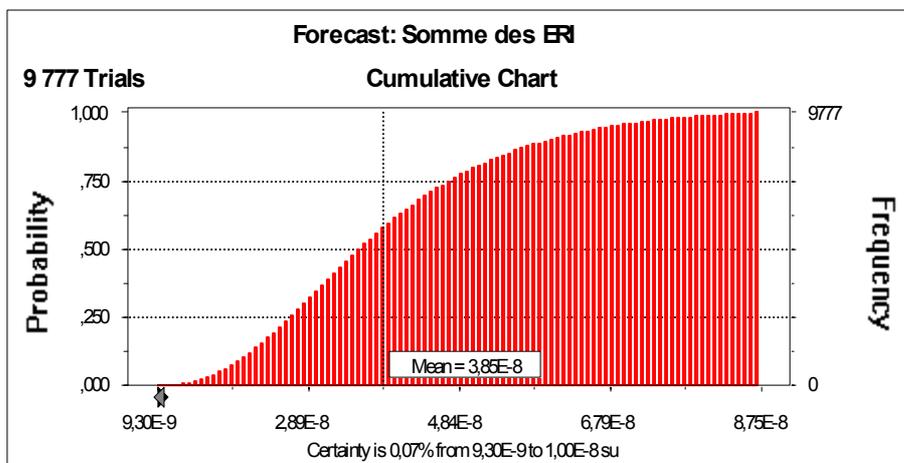
Figure 5



³ définit ici comme la probabilité d'être inférieur à la valeur de risque correspondante

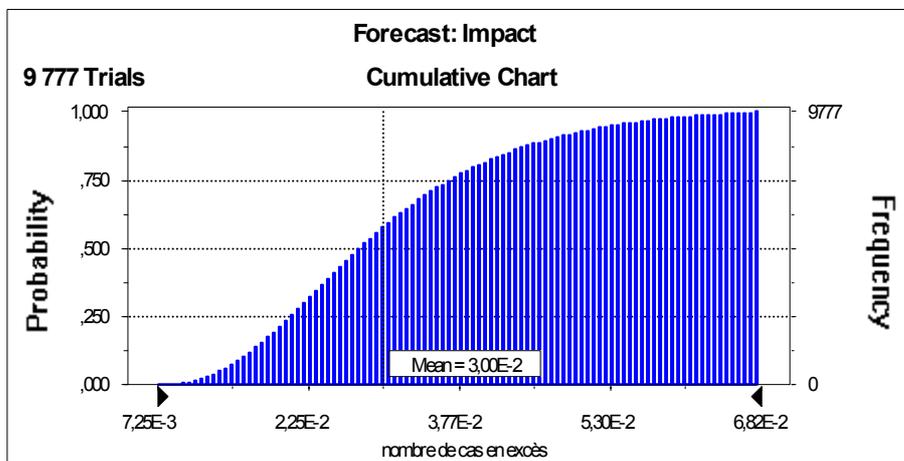
La somme des ERI sur chacune des 84 communes constituant la zone d'étude suit également une distribution statistique log normale (test de meilleure adéquation de Kolmogorov-Smirnoff, outil de simulation Crystal Ball) avec un ERI moyen de $3,85 \cdot 10^{-8}$. Les valeurs sont comprises entre $9,3 \cdot 10^{-9}$ (percentile 0) et $8,73 \cdot 10^{-8}$ (percentile 100). Le percentile 10 est de $2,08 \cdot 10^{-8}$ et le percentile 90 est de $6,06 \cdot 10^{-8}$. La figure 6 donne le graphe cumulé de la probabilité de distribution de la somme des ERI (quel que soit l'effet concerné) sur les communes de la zone d'étude. Toutes les communes recensées ont des ERI inférieurs à la valeur repère de 10^{-5} . Toutes les communes ont un ERI inférieur à 10^{-6} et à 10^{-7} ; la probabilité pour une commune d'avoir un ERI inférieur à 10^{-8} est très faible (0,07%). La probabilité pour qu'une commune ait un ERI compris entre 10^{-7} et 10^{-8} est donc pratiquement de 1.

Figure 6



Concernant l'impact (appelé aussi excès de risque collectif - ERC), le nombre de cas en excès attribuable à l'exposition par inhalation à l'ensemble des composés cancérogènes retenus dans la quantification du risque pouvant survenir au cours de la vie de la population de la zone d'étude est de $3 \cdot 10^{-2}$ en moyenne (figure 7). Les résultats varient de $7,25 \cdot 10^{-3}$ (P0) à $6,80 \cdot 10^{-2}$ (P100).

Figure 7



Pour conclure, les résultats obtenus ici sont rassurants quant aux impacts éventuels sur la santé des populations, liés à l'inhalation des rejets atmosphériques de l'installation de combustion de charbon. Ils ne préjugent pas du risque cumulé dans l'environnement (autres sources concomitantes de pollution, bruit de fond etc.). Les paramètres discutés plus haut quant à leur impact sur l'estimation des expositions et du risque focalisent sur l'évaluation de l'exposition. Or, une incertitude certainement plus importante est liée à l'évaluation de la toxicité des substances : exhaustivité de l'identification des dangers pour l'homme ?, qualité des données disponibles (compatibilité des durées et voies d'exposition, données animales ou humaines etc.) ?, interaction possible des substances ?, risque lié à des substances non prises en compte ? etc. Hormis la réalisation d'analyses de sensibilité quant à l'utilisation d'une VTR plutôt qu'une autre pour une même substance, l'évaluateur seul n'est pas en mesure, dans le cadre des études d'impact, de davantage cerner l'incertitude liée à ces paramètres. C'est un travail fondamental de longue haleine pour les toxicologues et les épidémiologistes.

11- REFERENCES

Albert RE, Sellakumar AR, Laskin S et al. Gaseous formaldehyde and hydrogen chloride induction of nasal cancer in rats. *J. Natl. Cancer Inst.* 1982, 68, 4, p.597-603

Abbey DE, Nishino N, McDonnell WF. Long term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers. *Am J Respir Crit Care Med*, 1999, 159, p.373-382

AFSSA, CSHPF. Dioxines : données de contamination et d'exposition de la population française. www.afssa.fr Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments, Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, Juin 2000, 45 pages

ATSDR. Toxicological profiles on CD Rom. Atlanta, Georgia, USA : US department of health and human services. Public Health services. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1999 (www.atsdr.cdc.gov)

Bard D. Dérivés halogénés polycycliques. *Encycl. Med. Chir.* (Elsevier, Paris), Toxicologie - Pathologie professionnelle, 16-046-T-10, 1997, 6 pages

Beeson WL, Abbey DE et Knutsen SF. Long term concentrations of ambient air pollutants and incident lung cancer in California adults : results from the ASHMOG study. *Environ Health Perspec*, 1998, 106, 12, p.813-822

Bonnard R. Evaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une Grande Installation de Combustion - Partie 2 : exposition par voies indirectes. INERIS, rapport Réf. INERIS-DRC-03-P45956/ERSA-n°92-Rbo/GT-GICversion4.doc, mai 2003.

Boudet C., Zmirou D., Laffond M., Balducci F., Benoit-Guyod J.L. Health risk assessment of a modern municipal waste incinerator. *Risk Analysis*, vol.19, n°6, 1215-1222, 1999.

Chen CJ, Chiou HY, Chiang MH et al. Dose-reponse relationship between Ischemic Heart Disease Mortality and Long-Term Arsenic Exposure. *Arterioscler. Thromb. Vasc. Biol.* 1996, 16, 4, p.504-510

Chiron M. La pollution atmosphérique d'origine automobiles et la santé publique. *Pollution Atmosphérique*, 1997, 153, p.41-55

Chowdhury BA, Chandra RK. Biological and health implications of toxic heavy metals and essential trace element interactions. *Prog. Food Nutr. Sci.* 1987, 11, 1, p.55-113

CITEPA. Inventaire des émissions en 1999 par les grandes installations de combustion en France en application de la directive 88/609 - Synthèse. MATE, CITEPA, Convention 09/98, Réf CITEPA 430, www.citepa.org, décembre 2000.

Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France. Valeurs de référence du CSHPF pour les polluants visés par la directive 96/62/CE du conseil du 27 septembre 1996 (avis sur les directives filles)

Couinaud C. Zinc. J. Chir. 1984, 121, 10, p.611-621

Decisioneering (2000) Crystall Ball 2000. Decisioneering

Décret 98-360 du 6 mai 1998 relatif à la qualité de l'air, aux seuils d'alerte et aux valeurs limites (annexe 1). Journal Officiel de la République Française du 13 mai 1998

EPA. Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Related Compounds - Part III : Integrated Summary and Risk Characterization for 2,3,7,8-TCDD and Related Compounds, September 2000, EPA/600/P-00/001Bg - SAB Review DRAFT, 184 pages, www.epa.gov/ncea, EPA, Washington DC.

EPA. Health Assessment Document for 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Related Compounds - Volume III of III: August 1994, EPA/600/BP-92/001c-External Review Draft, EPA, 134 pages, Washington DC

Expertise collective INSERM – Plomb dans l'environnement : Quels risques pour la santé ? Synthèse et recommandations, Annexe 1, 20-27, 1999, INSERM

Francke KW, Moxon AL. A comparison of the minimum fatal doses of selenium, tellurium, arsenic and vanadium. J. Pharmacol. Exp. Ther. 1996, 58, p.454-459

Glorennec Ph. Evaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine - guide méthodologique. CIRE ouest et Institut National de Veille Sanitaire, 2000

Harr JR, Muth OH. Selenium poisoning in domestic animals and its relationship to man. Clin. Toxicol. 1972, 5, 2, p.175-186

Helleday R. Nitrogen dioxide exposure impairs the frequency of the mucociliary activity in healthy subjects. Eur. Respir. J. 1995, 8, p.1664-1668

HSDB : Hazardous Substances Databank : www.toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search, 2001

INERIS, septembre 2001 – Référentiel : Evaluation des Risques Sanitaires dans l'Etude d'Impact des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement – Version Projet 3.0, Direction des Risques Chroniques, INERIS, Verneuil-en-Halatte, 104 pages (www.ineris.fr)

INERIS - Fiches de données toxicologiques et environnementales (www.ineris.fr)

INSEE Enquête emploi du temps 1998-1999, Paris, INSEE 1999 - Division Condition de vie des Ménages

INSEE Recensement de la population 1999 - Exploitation principale : Communes...Profils Démographie (1/5) - cd-rom INSEE 2001 (www.insee.fr)

INSERM. Expertise collective INSERM– Plomb dans l'environnement : Quels risques pour la santé ? Synthèse et recommandations, Annexe 1, 20-27, 1999, INSERM

IRIS - US EPA substance file. <http://www.epa.gov/iris/subst> Integrated Risk Information System, US EPA, Washington DC, 1999

ITER – International Toxicity Estimates for Risks. <http://www.tera.org/ITER> TERA (Toxicology Excellence for Risk Assessment), 1998

Jörres R. The effects of 1 ppm nitrogen dioxide on bronchoalveolar lavage cell and bronchial biopsy specimens in normal and asthmatic subjects. Am. Rev. Respir. Dis. 1992, 145 : A456

Laden F, Neas LM, Dockery DW et al. Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six US cities. Environ. health Perspect., 2000, 108, 10, p.941-947.

Linak WP, Miller CA. Comparison of particle size distributions and elemental partitioning from the combustion of pulverized coal and residual fuel oil. J. Air Waste Manag. Assoc., 2000, 50, 8, p.1532-1544.

Longnecker MP, Taylor PR, Levander OA. Selenium in diet, blood, and toenails in relation to human health in a seleniferous area. Am. J. Clin. Nutr. 1991, 53, p.1288-129

Momas I. et al. Pollution atmosphérique et mortalité : une synthèse des études épidémiologiques publiées entre 1980 et 1991. Revue d'Epidémiologie et de Santé Publique, 1993, 41, p.30-43

Morawska L, Zhang JJ. Combustion sources of particles.1. Health Relevance and source signatures. Chemosphere 49 (2002) 1045-1058.

Ohlstrom MO, Lehtinen KEJ, Moisio M et al. Fine-particle emissions of energy production in Finland. Atmos. Environ., 2000, 34, 22, p.3701-3711

OMS Air Quality Guidelines in Europe. World Health Organization Regional Office for Europe, Copenhagen, 2000

OMS Air Quality Guidelines, WHO, Geneva, 1999

OMS : Communiqué OMS/45. "Des experts de l'OMS réévaluent les risques que les dioxines font courir à la santé", Juin 1998

Pope CA, Thun MJ, Namboodiri MM et al. Particulate air pollution as predictor of mortality in a prospective study of US adults. Am J Crit Care Med, 1995, 151, p.669-674

Rosenfeld I, Beath OA. Selenium : geobotany, biochemistry, toxicity and nutrition. 1964, Academic Press, New-York, pages 198-208

Rowbotham AL, Levy LS, Shuker LK. Chromium in the environment : an evaluation of exposure of the UK general population and possible adverse health effects. *J. Toxicol Environ Health - Part B-Critical-Re*, 2000, 3, 3, p.145-178.

Sellakumar AR, Snyder CA, Solomon JJ et al. Carcinogenicity of formaldehyde and hydrogen chloride in rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 1985, 81, p.401-406

Shamberger RJ, Willis CE. Selenium distribution and human cancer mortality. *Crit. Rev. Clin. Lab. Sci.* 1971, 2, p.211-221.

Shamberger RJ, Frost DV. Possible protective effect of selenium against human cancer. *Cn. Med. Assoc. J.* 1969, 100, p.682

Société Française de Santé Publique (SFSP). L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque. 1999, Collection Santé & Société n°7, 367 pages et annexes, SFSP, Vandoeuvre-Les-Nancy

Société Française de Santé Publique (SFSP). La pollution atmosphérique d'origine automobile et la santé publique. 1996, Collection Santé et Société n°4, 251 pages et annexes., SFSP, Vandoeuvre-Les-Nancy

Tseng CH, Chong CK, Chen CJ et al. dose-response relationship between peripheral vascular disease and ingested inorganic arsenic among residents in Blackfoot disease endemic villages in Taiwan. *Atheroscler.* 1996, 120, 1-2, p.125-133

Yang G. Studies of safe maximal daily dietary selenium intake in a seleniferous area in China. Part 1. Selenium intake and tissue levels of inhabitants. *J. Trace Elem. Electrolytes Health Dis.* 1989, 3, 2, p.77-87

LISTE DES ANNEXES

Repère	Désignation précise	Nb/N°pages
A	Liste des substances TRI (EPA) et EPER (UE)	4
B	Envols du parc à charbon (INERIS)	5
C	Facteurs d'émission (SEM)	30
D	Modélisation de la dispersion atmosphérique (EDF)	52