

Particules émises par les activités de traitement des déchets, de la caractérisation à l'impact sanitaire

Etat des connaissances



C4H5O2_5 2/ 9/99 THERMC 4H 50 2 0G 300.000 5000.000 1392.000 1
1.64121890E+01 1.20184883E-02-4.40468566E-06 7.30124728E-10-4.42784365E-14 2

**PARTICULES EMISES PAR LES ACTIVITES DE TRAITEMENT
DES DECHETS, DE LA CARACTERISATION
A L'IMPACT SANITAIRE
ÉTAT DES CONNAISSANCES**

RAPPORT FINAL

novembre 2008

C. MANDIN - INERIS

Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégalement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

Avertissement :

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :
RECORD, Particules émises par les activités de traitement des déchets, de la caractérisation à l'impact sanitaire. État des connaissances, 2008, 152 p, n°06-0666/1A.
- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

© RECORD, 2008

RESUME

Cette revue bibliographique a pour objectif de fournir un état des connaissances relatives aux impacts sanitaires des particules émises dans l'environnement par les activités de traitement de déchets dangereux et non dangereux, que sont l'incinération, le stockage et le compostage. La problématique est toujours considérée sous plusieurs angles, du point de vue 1) des polluants chimiques spécifiques, sous forme particulaire, émis par les activités étudiées (métaux, dioxines/furanes...) et se transférant dans les matrices environnementales ; 2) des classes granulométriques susceptibles de présenter un risque pour la santé (exposition par inhalation exclusivement) compte tenu des connaissances épidémiologiques (PM₁₀, PM_{2,5}, PM₁, ultrafines) ; 3) des bioaérosols.

Un premier chapitre de généralités définit les paramètres de mesure pour la caractérisation des particules et présente les spécificités en terme d'émissions de particules liées aux filières industrielles étudiées (incinération, co-incinération, compostage et stockage). Les stratégies et techniques de caractérisation sont ensuite décrites dans une deuxième partie. Les résultats des principales études réalisées dans les domaines industriels d'intérêt sont rapportés.

Une fois émises à l'atmosphère par les activités considérées, les particules sont soumises à de nombreux processus physico-chimiques tout au long de leur transport : nucléation, coagulation, condensation, évaporation, dépôt sec et humide. Pour déterminer l'impact de ces émissions sur l'atmosphère et les sols, on recourt fréquemment à des modèles de dispersion atmosphérique. Il en existe plusieurs types, du plus simple au plus complexe, qui soit reposent sur des formules analytiques, soit résolvent numériquement les équations du transport et de la diffusion des polluants. Des modules de dépôt - dans la plupart des modèles - et de chimie - principalement dans les modèles tridimensionnels - y sont incorporés afin de prendre en compte, de façon partielle ou développée, les phénomènes propres aux particules. Le choix d'un modèle est guidé par les échelles spatiale et temporelle considérées, les caractéristiques environnementales (météorologie, relief, bâtiments...), le niveau de précision recherché et les données d'entrée disponibles. Les avantages et limites de chacun pour simuler la dispersion sont mis en évidence par de multiples travaux d'évaluation. En revanche, les expérimentations consacrées aux particules sont plus rares ; l'aptitude des modèles à représenter correctement la physico-chimie des particules est moins bien connue.

Alors que la dispersion des rejets canalisés d'incinérateurs fait régulièrement l'objet de modélisations, l'application de modèles de dispersion à des sites de compostage ou de stockage est limitée par la nature diffuse et intermittente des sources qui, de fait, sont moins aisément caractérisables.

Les sols jouent un rôle central dans la dispersion et le stockage des contaminants dans l'environnement. Ils sont étroitement liés aux autres compartiments environnementaux avec lesquels ils sont en interaction (eau, atmosphère, végétaux). Le transfert de contaminants à ces derniers peut engendrer des expositions humaines par d'autres voies (ingestion notamment).

Une fois déposés sur les sols, les contaminants se répartissent entre les différentes phases du sol en fonction de leurs propriétés physico-chimiques. Les composés dont la fraction solide dans les sols est majoritaire ont été étudiés préférentiellement. Cette dernière est composée d'une fraction minérale et d'une fraction organique regroupant une grande variété de composés particulièrement réactifs qui interagissent avec les composés exogènes. Ces interactions aboutissent à la formation d'associations plus ou moins fortes entre la matière du sol et les contaminants dont le devenir est influencé par les propriétés des éléments endogènes du sol. Ainsi, l'adsorption sur les phases solides, dont l'intensité est variable, limite la biodisponibilité des composés dans les conditions données et limite leur biodégradation. Toutefois, cette adsorption peut aboutir à une re-mobilisation des composés lors de la variation des conditions du milieu dans le temps (paramètres physico-chimiques). Elle peut aussi favoriser le transfert de certains contaminants *via* le transfert de particules solides. Ainsi, certains polluants organiques persistants et éléments traces métalliques voient leur transfert vertical favorisé par leur adsorption à des particules solides du sol. Leur dispersion dans l'environnement peut se faire par les phénomènes d'érosion des sols. Le ruissellement peut également contribuer à la dispersion plus ou moins locale des contaminants et favoriser leur concentration dans des milieux récepteurs (sédiments, aquifères...). La remise en suspension de particules du sol peut entraîner la contamination de la surface des végétaux pouvant avoir un impact non négligeable dans le cas des fourrages pour animaux et des pâturages.

Les transferts de particules dans les sols et à partir de ceux-ci ne sont pas toujours intégrés dans la démarche d'évaluation des risques, alors qu'ils jouent potentiellement un rôle important dans le devenir des contaminants et les expositions des écosystèmes et de la population.

Du point de vue des effets sur la santé et de la quantification des impacts sanitaires, cette étude rassemble les données de la littérature établissant des relations entre particules émises par les activités considérées et effets sanitaires chez les travailleurs et riverains (très peu de données) et dresse un retour d'expérience sur la prise en compte des particules dans les évaluations quantitatives rétrospectives ou prospectives de risques sanitaires liés au fonctionnement de ces installations. Sur ce dernier point, il ressort que les approches sont très hétérogènes, quel que soit le secteur étudié, et qu'il n'y a pas de consensus à ce jour sur l'approche, à seuil ou sans seuil, et sur les VTR à retenir préférentiellement pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux particules émises par les installations d'incinération, de stockage et de compostage de déchets.

Concernant plus spécifiquement les bioaérosols, cette étude actualise les données disponibles pour les trois filières de traitement des déchets (caractérisation des émissions, modélisation du transport atmosphérique, viabilité des bioaérosols, effets sanitaires, exposition des populations professionnelles et riveraines des installations, impacts sanitaires). Elle discute la pertinence et la faisabilité de leur prise en compte dans les évaluations de risque sanitaire. Elle fournit également des recommandations en terme de champs de recherche prioritaires.

Les axes de recherche permettant d'améliorer les connaissances relatives aux particules, leur caractérisation, leur devenir, les modalités d'exposition des travailleurs et de la population générale et leurs effets sur la santé, sont identifiés à l'issue de cette étude.

MOTS CLES

particules, bioaérosols, incinération, stockage, compostage, émission, dispersion atmosphérique, dépôt, éléments traces métalliques, polluants organiques persistants, transfert, impact sanitaire

SUMMARY

This study presents a first part aiming at defining the main measurement parameters to be taken into account when dealing with particulate matter characterisation for the industrial sectors of interest in this study, e.g. incineration, co-incineration, composting, waste landfills. Measurement strategies and techniques are described in the second part. This part also includes results from the main studies of characterisation that have been carried out within the industrial sectors of interest. Recommendations concerning research to be carried out in order to improve the state of knowledge in term of particulate matter characterisation are also proposed in this study.

During their transport, the particles emitted to the atmosphere are subject to a large number of mechanisms controlling their growth and physico-chemical evolution (nucleation, coagulation, condensation, evaporation, dry and wet deposition). To qualify and quantify the impact of particle emissions on the atmosphere and the ground, it is therefore necessary not only to simulate the dispersion of particles under the effect of meteorology, but also to model the aerosol dynamics. Atmospheric dispersion models are described, and advantages and limits analysed. The main issue limiting their application to the sector of waste treatment is the definition of the source term. Indeed, whereas emissions from incinerators are mostly canalised, emissions from landfills and composting facilities are often diffuse and intermittent. It is therefore much harder to characterise them.

Soils play a central role in the dispersion and storage of contaminants in the environment. They are closely linked with other environmental compartments with which they are interacting (water, air, plants). Moreover, they represent a route of transfer to humans for certain compounds.

Once deposited on and into soils, contaminants are divided into different phases according to their physical and chemical properties. In this study, we were interested in compounds, which were the most present in the soil solid phase. Solid's fraction of soils consists of a mineral and organic fraction comprising a large variety of compounds, which interact with exogenous compounds. These interactions result in the formation of material between soil and exogenous substances whose fate is influenced by the properties of endogenous elements of the soil and exogenous materials. Adsorption of contaminants on solid phases limits their bioavailability and their biodegradation. However, the adsorption may lead to a remobilization of compounds when there is variation in environmental conditions over time (physicochemical parameters). It may also promote the transfer of certain contaminants in the soil via the transfer of solid particles. Thus, some POPs and ETM see their vertical transfer promoted by their adsorption to solid soil particles. Their release in the environment can occur through soil erosion. The runoff may also contribute to the spread of contaminants and promote their bioconcentration into environmental compartments such as sediments, aquatic ecosystems... Resuspension of particles can contaminate plants. Those types of transfer are not always considered in risk assessments. However, they may have a significant impact in case of transfer to animals through grazing and to vegetables and fruits. Soils play thus a central role in the dispersion and the storage of contaminants in the environment, which may lead to human exposure through pathways such as ingestion.

Concerning the bioaerosols, this study brings up to date the available data for the industrial waste treatment sectors: characterisation of releases, atmospheric transport modelling, viability, health effects, exposure of the professional and nearby populations, health impacts. It discusses the relevance and the feasibility of biological risk assessment. It also provides recommendations for further studies.

KEY WORDS

particle, particulate matter, bioaerosol, waste treatment, incineration, landfill, composting, atmospheric emission, atmospheric dispersion, heavy metals, persistent organic pollutant, fate, health effects, health impact assessment

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION.....	17
1.1 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE	17
1.2 CHAMPS COUVERTS	17
1.3 MÉTHODE SUIVIE ET SOURCES DOCUMENTAIRES.....	17
2. GÉNÉRALITÉS SUR LES PARTICULES ET LES SECTEURS D'ACTIVITÉ ÉTUDIÉS.....	20
2.1 INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	20
2.2 PARAMÈTRES ASSOCIÉS AUX PARTICULES	21
2.2.1 PARAMÈTRES USUELS DE CLASSIFICATION DES PARTICULES	21
2.2.2 CONCENTRATION MASSIQUE.....	21
2.2.3 CONCENTRATION EN NOMBRE	22
2.2.4 UN PARAMÈTRE ÉMERGENT : LA SURFACE SPÉCIFIQUE DES PARTICULES	22
2.3 ESPÈCES CHIMIQUES ASSOCIÉES AUX PARTICULES.....	22
2.3.1 MÉTAUX.....	22
2.3.2 COMPOSÉS ORGANIQUES.....	22
2.3.3 DES POLLUANTS PARTICULAIRES ÉMERGENTS : LES RETARDATEURS DE FLAMME BROMÉS	24
2.4 ESPÈCES BIOLOGIQUES.....	24
2.5 SECTEURS D'ACTIVITÉS CONSIDÉRÉS ÉMETTEURS DE PARTICULES DANS L'AIR	24
2.5.1 L'INCINÉRATION ET LA CO-INCINÉRATION	24
2.5.2 LE STOCKAGE.....	26
2.5.2.1 ÉMISSIONS CANALISÉES.....	26
2.5.2.2 ÉMISSIONS DIFFUSES.....	26
2.5.3 LE COMPOSTAGE	27
2.6 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	28
3. CARACTÉRISATION DES PARTICULES.....	29
3.1 TYPES D'ÉMISSION ET STRATÉGIES DE MESURAGE ASSOCIÉES	29
3.2 PRINCIPES ET MÉTHODES DE MESURES PHYSICO-CHIMIQUES.....	30
3.2.1 MÉTHODES NORMALISÉES OU MISES EN ŒUVRE DANS LE CADRE RÉGLEMENTAIRE	30
3.2.1.1 ÉMISSIONS CANALISÉES.....	30
3.2.1.1.1 Fraction totale à l'émission	30
3.2.1.1.2 Caractérisation des concentrations massiques des fractions granulométriques ...	30
3.2.1.1.3 Incertitudes associées à la détermination des fractions granulométriques à l'émission	31
3.2.1.1.4 Caractérisation des espèces chimiques.....	31
3.2.1.1.4.1 Composés organiques	31
3.2.1.1.4.2 Éléments métalliques	32
3.2.1.2 MESURES DANS L'AIR AMBIANT DES SITES.....	32
3.2.1.2.1 Caractérisation des concentrations massiques des fractions granulométriques ...	32
3.2.1.2.2 Caractérisation chimique	33
3.2.1.3 MESURE DES RETOMBÉES ATMOSPHÉRIQUES AUTOUR DES SITES	33

3.2.1.4	MESURE DES PARTICULES EN HYGIÈNE PROFESSIONNELLE	33
3.2.1.4.1	Fractions granulométriques prélevées	33
3.2.1.4.2	Détermination des concentrations	34
3.2.1.4.3	Valeurs limites pour les poussières sans effets spécifiques	34
3.2.2	MÉTHODES NON NORMALISÉES.....	35
3.2.2.1	IMPACTEUR BASSE PRESSION À DÉTECTION ÉLECTRIQUE (ELPI)	35
3.2.2.2	ANALYSEUR DE MOBILITÉ ÉLECTRIQUE (SMPS)	35
3.2.2.3	TEOM 7000.....	35
3.2.2.4	TECHNIQUES OPTIQUES	35
3.2.2.5	MESURE DES HAP PARTICULAIRES EN CONTINU	36
3.2.2.6	ANALYSES MINÉRALOGIQUES	36
3.2.3	SYNTHÈSE SUR LES MÉTHODES DE CARACTÉRISATION DES AÉROSOLS	37
3.2.4	HÉRARCHISATION DES TECHNIQUES EN TERME DE FIABILITÉ DES RÉSULTATS	38
3.3	DONNÉES DE CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE	39
3.3.1	INCINÉRATION ET CO-INCINÉRATION	39
3.3.1.1	A L'ÉMISSION	39
3.3.1.2	DANS L'ENVIRONNEMENT DU SITE.....	44
3.3.2	COMPOSTAGE ET STOCKAGE	45
3.4	CAS DES BIOAÉROSOLS	47
3.4.1	MÉTHODES DE MESURE.....	47
3.4.2	INCINÉRATION.....	47
3.4.3	STOCKAGE	48
3.4.4	COMPOSTAGE	49
3.5	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	58

4. DEVENIR DES PARTICULES ÉMISES DANS L'ATMOSPHÈRE PAR LES ACTIVITÉS DE TRAITEMENT DES DÉCHETS – INCINÉRATION, STOCKAGE, COMPOSTAGE..... 64

4.1	MODÉLISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE.....	64
4.1.1	REMARQUES PRÉLIMINAIRES	64
4.1.2	TYPES DE MODÈLES	65
4.1.3	MODÉLISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE	65
4.1.4	TRAITEMENT DE LA MICROPHYSIQUE DES AÉROSOLS	68
4.1.4.1	REPRÉSENTATION GRANULOMÉTRIQUE.....	71
4.1.4.2	COMPOSITION DES PARTICULES	71
4.1.4.3	NUCLÉATION	72
4.1.4.4	COAGULATION.....	73
4.1.4.5	CONDENSATION / EVAPORATION	73
4.1.4.5.1	CAS DES ESPÈCES MINÉRALES	73
4.1.4.5.2	CAS DES ESPÈCES ORGANIQUES	73
4.1.4.6	DÉPÔTS.....	73
4.2	TRAITEMENT DES ÉMISSIONS : FACTEURS D'ÉMISSION POUR DES REJETS DIFFUS DE POUSSIÈRES ...	74
4.3	TRAITEMENT DES DÉPÔTS	77
4.3.1	DÉPÔT SEC	77
4.3.2	DÉPÔT HUMIDE.....	79
4.3.3	APPAUVRISSEMENT DU PANACHE.....	80
4.3.4	DÉPÔT SUR LES VÉGÉTAUX	80
4.4	CONDITIONS ET LIMITES D'APPLICATION DANS LE CONTEXTE DE L'ÉVALUATION DES RISQUES LIÉS AUX INSTALLATIONS DE TRAITEMENT DES DÉCHETS.....	80
4.5	ÉTUDES DE SENSIBILITÉ ET INCERTITUDES, VALIDATION DES MODÈLES.....	82

4.6	CAS PARTICULIER DE L'ÉVOLUTION DES PROFILS DE CONGÉNÈRES DE DIOXINES/FURANES DANS L'ENVIRONNEMENT APRÈS ÉMISSION À L'ATMOPHÈRE.....	87
4.6.1	PROBLÉMATIQUE ET HYPOTHÈSES	87
4.6.2	PROFIL DES CONGÉNÈRES ET RÉPARTITION GAZ/PARTICULE À L'ÉMISSION (CAS DES UIOM)	88
4.6.3	PROFIL DES CONGÉNÈRES ET RÉPARTITION GAZ/PARTICULE DANS L'AIR AMBIANT (CAS DU VOISINAGE DES UIOM)	88
4.7	TRANSPORT ATMOSPHÉRIQUE DES BIOAÉROSOLS	90
4.7.1	MODÉLISATION DE LA DISPERSION	90
4.7.2	VIABILITÉ DES BIOAÉROSOLS DANS L'AIR	92
4.7.2.1	RÔLE DE L'HUMIDITÉ RELATIVE ET DE LA TEMPÉRATURE.....	92
4.7.2.2	INFLUENCE DE LA COMPOSITION DE L'AIR	93
4.7.2.3	INFLUENCE DES RADIATIONS	93
4.8	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	94
5.	<u>DEVENIR DES PARTICULES DANS LES SOLS.....</u>	100
5.1	GÉNÉRALITÉS SUR LES SOLS.....	100
5.1.1	NOTIONS DE SOL ET D'HORIZONS PÉDOLOGIQUES.....	100
5.1.2	MATIÈRE ORGANIQUE NATURELLE DES SOLS ET SUBSTANCES HUMIQUES.....	102
5.1.3	AFFINITÉ ENTRE LA MATIÈRE ORGANIQUE NATURELLE DES SOLS ET LES SUBSTANCES HUMIQUES ET CONTAMINANTS	103
5.2	PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ET COEFFICIENT DE PARTAGE	104
5.2.1	PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES ET COMPORTEMENTS DES CONTAMINANTS	104
5.2.2	NOTION DE COEFFICIENT DE PARTAGE	105
5.3	PRÉSENCE DANS LES SOLS DES COMPOSÉS ÉTUDIÉS ET CONSÉQUENCES.....	105
5.3.1	LES DIOXINES ET FURANES (PCDD/F)	105
5.3.2	LES POLYCHLOROBIPHÉNYLES (PCBS)	106
5.3.3	LES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP)	107
5.3.4	LES ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES (ETM).....	107
5.4	VOLATILISATION DES ÉLÉMENTS	108
5.4.1	MÉCANISMES DE VOLATILISATION ET PARAMÈTRES	108
5.4.2	EXEMPLES D'ÉTUDES ET D'HYPOTHÈSES	109
5.5	IMMOBILISATION DES ÉLÉMENTS DANS LES SOLS	109
5.5.1	IMMOBILISATION DES CONTAMINANTS DANS LES SOLS	109
5.5.2	IMMOBILISATION DES POP	109
5.5.3	IMMOBILISATION DES ETM	110
5.6	MÉCANISMES DE DÉGRADATION.....	110
5.6.1	DÉGRADATION ABIOTIQUE	110
5.6.2	DÉGRADATION BIOTIQUE DES POP OU BIODÉGRADATION.....	111
5.7	LIXIVIATION DES PARTICULES DANS LES SOLS	112
5.7.1	TRANSFERT VERTICAL DES PARTICULES	112
5.7.2	TRANSFERT PARTICULAIRE VERTICAL : EXEMPLE D'EXPÉRIENCE SUR LES POP.....	114
5.7.3	TRANSFERT PARTICULAIRE VERTICAL : EXEMPLE D'EXPÉRIENCE SUR LES MÉTAUX	114
5.8	TRANSPORT DES PARTICULES PAR RUISSELLEMENT	115
5.8.1	MÉCANISME ET PRINCIPE	115
5.8.2	ÉTUDES RÉALISÉES SUR LES POP	116
5.8.3	ÉTUDES RÉALISÉES SUR LES MÉTAUX LOURDS.....	117

5.9	RÉ-ENVOL DE PARTICULES DU SOL OU ÉROSION ÉOLIENNE	117
5.9.1	MÉCANISMES EN JEU SELON LA TAILLE DES PARTICULES	117
5.9.1.1	LA MISE EN SUSPENSION DANS L'AIR (PARTICULES DONT $\varnothing < 0,1$ MM OU 100 μm)	117
5.9.1.2	LES MOUVEMENTS DE SALTATION (PARTICULES DONT 100 $\mu\text{m} < \varnothing < 500$ μm)	117
5.9.1.3	LES MOUVEMENTS DUS AU GLISSEMENT OU « ROULEMENT » DES PARTICULES SUR LA SURFACE DU SOL (<i>CREEP</i>) (PARTICULES DONT 500 $\mu\text{m} < \varnothing < 2$ MM).....	118
5.9.2	COMPORTEMENT DES PARTICULES ATMOSPHÉRIQUES COMPORTANT UNE FRACTION DE SUBSTANCES HUMIQUES	118
5.9.3	ÉTUDES RÉALISÉES SUR LES POP ET ETM : EXEMPLE DES PCDD/F ET DU PLOMB	119
5.10	TRANSFERT DE PARTICULES AUX VÉGÉTAUX	120
5.10.1	GÉNÉRALITÉS ET PROBLÉMATIQUE.....	120
5.10.1.1	PHÉNOMÈNES EN JEU LORS DES TRANSFERTS AUX VÉGÉTAUX	120
5.10.1.2	IMPORTANCE DE L'INGESTION DE VÉGÉTAUX DANS L'EXPOSITION HUMAINE À CERTAINS CONTAMINANTS.....	122
5.10.1.3	NOTIONS DE BIOACCESSIBILITÉ ET DE BIODISPONIBILITÉ.....	122
5.10.2	CONTAMINATION DES VÉGÉTAUX PAR LES PARTICULES RÉENVOLÉES	123
5.10.2.1	EXEMPLE D'ÉTUDES ET DE RÉSULTATS.....	123
5.10.2.2	DIFFICULTÉS RELATIVES À L'ÉTUDE DU RÉ-ENVOL DE PARTICULES ET DE LEUR IMPACT SUR LES VÉGÉTAUX	124
5.10.3	CONTAMINATION DES VÉGÉTAUX PAR LES PARTICULES ISSUES DES PHÉNOMÈNES DE <i>RAIN SPLASH</i> OU <i>SPLASH OVER</i>	124
5.10.4	RÉTENTION DES PARTICULES SUR LES VÉGÉTAUX	125
5.10.5	MODÉLISATION DE LA CONTAMINATION DES VÉGÉTAUX.....	126
5.10.5.1	MODÈLE HESP	126
5.10.5.2	MODÈLE RBCA <i>TOOL KIT CHEMICAL RELEASES</i>	126
5.10.5.3	MODÈLE CSOIL 2000.....	126
5.10.5.4	MODÈLE RISC	126
5.10.5.5	MODÈLE HHRAP	126
5.11	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	128
 <u>6. EFFETS ET IMPACTS SANITAIRES.....</u>		<u>131</u>
6.1	PARTICULES AUTRES QUE LES BIOAÉROSOLS.....	131
6.1.1	EFFETS SUR LA SANTÉ : GÉNÉRALITÉS ET CAS SPÉCIFIQUE DU TRAITEMENT DES DÉCHETS.....	131
6.1.2	PRISE EN COMPTE DANS LES ÉVALUATIONS DE RISQUES SANITAIRES	133
6.2	CAS DES BIOAÉROSOLS	136
6.2.1	EFFETS SUR LA SANTÉ	136
6.2.1.1	PATHOLOGIES RESPIRATOIRES DE TYPE INFLAMMATOIRE	136
6.2.1.2	SYMPTOMATOLOGIE CHRONIQUE LIÉE AUX ENDOTOXINES	137
6.2.1.3	PATHOLOGIES RESPIRATOIRES D'ORIGINE ALLERGIQUE	137
6.2.1.4	PATHOLOGIES LIÉES AUX MYCOTOXINES	137
6.2.2	EXPOSITION DES POPULATIONS	137
6.2.2.1	CONCENTRATIONS NATURELLES DANS L'ENVIRONNEMENT	137
6.2.2.2	INCINÉRATION	137
6.2.2.3	STOCKAGE.....	138
6.2.2.3.1	Exposition des travailleurs.....	138
6.2.2.3.2	Exposition des populations riveraines	138
6.2.2.4	COMPOSTAGE	139
6.2.2.4.1	Exposition des travailleurs.....	139
6.2.2.4.2	Exposition des populations riveraines	140
6.2.3	OBJECTIVATION DES RISQUES SANITAIRES D'ORIGINE BIOLOGIQUE LIÉS AUX ACTIVITÉS DE TRAITEMENT DES DÉCHETS.....	141
6.2.3.1	INCINÉRATION	141
6.2.3.2	STOCKAGE.....	141
6.2.3.3	COMPOSTAGE	141
6.2.3.3.1	Travailleurs	141
6.2.3.3.2	Population générale.....	142

6.2.4	DONNÉES DISPONIBLES POUR UNE ÉVALUATION DES RISQUES.....	142
6.3	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	143
7.	CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	147
7.1	PARTICULES AUTRES QUE LES BIOAEROSOLS.....	147
7.1.1	CARACTÉRISATION DES PARTICULES DANS LES FILIÈRES DE TRAITEMENT DE DÉCHETS	147
7.1.2	DEVENIR DES PARTICULES DANS L'ATMOSPHÈRE	148
7.1.3	DEVENIR DES PARTICULES DÉPOSÉES SUR LES SOLS	148
7.1.4	IMPACT SANITAIRE	149
7.2	CAS DES BIOAÉROSOLS	150
7.2.1	CONSTATS	150
7.2.2	RECOMMANDATIONS	151
7.3	CONCLUSION GÉNÉRALE	152

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Mots-clés utilisés pour la recherche bibliographique réalisée.....	18
Tableau 2 : Spécificités des émissions liées au type de déchets traité et aux caractéristiques du procédé dans le procédé incinération.....	25
Tableau 3 : Types d'émission majoritaire et stratégies de mesurage associés aux secteurs couverts par l'étude	29
Tableau 4 : Intervalles de confiance de répétabilité attribués aux résultats des essais méthodes manuelles dans la gamme 1-10 mg/m ³ ₀	31
Tableau 5 : Synthèse des techniques disponibles pour caractériser les aérosols.....	37
Tableau 6 : Résultats de caractérisation physico-chimique pour les installations d'incinération, mesures à l'émission	40
Tableau 7 : Résultats de caractérisation physico-chimique pour les installations de co-incinération, mesures à l'émission	42
Tableau 8 : Résultats de caractérisation physico-chimique pour les installations d'incinération et de co-incinération, mesures dans l'environnement	44
Tableau 9 : Résultats de caractérisation physico-chimique pour les installations de compostage	45
Tableau 10 : Résultats de caractérisation physico-chimique pour les installations de stockage.....	46
Tableau 11 : Principaux agents biologiques associé au compostage (ASTEE 2006)	50
Tableau 12 : Mesures des bioaérosols sur les sites de compostage.....	51
Tableau 13 : Caractéristiques de modules décrivant la microphysique des aérosols (d'après Holmes et Morawska, 2006)	69
Tableau 14 : Emissions en g/an pour différentes vitesses de vent et différentes configurations de pile de stockage (d'après Badr et Harion, 2006). Les caractéristiques géométriques de la pile figurent en première colonne	77
Tableau 15 : Valeurs de la vitesse de dépôt sec : quelques exemples	78
Tableau 16 : Conditions et limites d'utilisation des modèles d'après Carpentieri et al. (2007).....	81
Tableau 17 : Etudes existantes de comparaison modèles – mesures (modèles gaussiens)	84
Tableau 18 : Répartition des PCDD/F dans l'air ambiant, quelques résultats d'étude	89
Tableau 19 : Valeurs guides de qualité de l'air de l'OMS pour les PM ₁₀ et PM _{2,5}	135
Tableau 20 : Agents biologiques et effets associés	136
Tableau 21 : Concentrations en agents biologiques mesurées dans l'environnement des riverains d'installations de stockage.....	138
Tableau 22 : Concentrations en bioaérosols dans l'environnement proche d'installations de compostage (d'après De Lentdecker, 2006) ; distances comprises entre < 200 et 500 m	140

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Classification et taille des principales particules atmosphériques	20
Figure 2 : Pression de vapeur de certains polluants organiques et répartition de ceux-ci entre phase gazeuse et particulaire (unité Pa à 25°C) (Smith et al., 2000)	23
Figure 3 : Devenir d'un polluant émis par une installation d'incinération ou de co-incinération.....	26
Figure 4 : Devenir possible des contaminants issus du compostage	27
Figure 5 : Schéma de principe d'un étage d'impaction	30
Figure 6 : Schéma de principe d'un impacteur en cascade	30
Figure 7 : Conventions de prélèvement des particules (INERIS 2004)	34
Figure 8 : Schéma de principe des techniques optiques	35
Figure 9 : Distribution de la taille typique des aérosols et mécanismes de formation associés (d'après Whitby, 1978).....	71
Figure 10 : Représentation d'un profil pédologique.....	100
Figure 11 : Représentation schématique du complexe argilo-humique (Bruckert, 1979).....	101
Figure 12 : Modèle d'acide humique selon Stevenson	102
Figure 13 : Ligands organiques prépondérants dans les eaux superficielles entre acide humique et éléments métalliques	103
Figure 14 : Macromolécule humique en présence d'aluminium et de pyrène.....	103
Figure 15 : Classification des polluants en fonction de certaines caractéristiques physico-chimiques	104
Figure 16 : Exemple de la répartition des PCDD/F dans les sols	105
Figure 17 : Exemple de la répartition des PCB dans les sols	106
Figure 18 : Exemple de la répartition des HAP dans les sols	107
Figure 19 : Actions des dioxygénases dans la biodégradation des PCB.....	111
Figure 20 : Présence des particules dans un éluat en fonction de leur diamètre	112
Figure 21 : Masses cumulées de particules dans les éluats en fonction de différents paramètres....	113
Figure 22 : Importance du ruissellement dans le devenir des HAP dans l'environnement.....	116
Figure 23 : Mouvements induit par le vent des particules présentes sur le sol	118
Figure 24 : Structure micellaire (3D)	118
Figure 25 : Les différentes voies de transfert de polluants vers les végétaux	120
Figure 26 : Pouvoir de bioaccumulation de certains contaminants le long de la chaîne alimentaire..	122
Figure 27 : Contamination de végétaux par les PCDD/F en fonction de la concentration des sols ...	123
Figure 28 : Concentration en PCDD/F dans les feuilles intérieures et extérieures d'une laitue	123
Figure 29 : Eléments de repère des concentrations en PM ₁₀ dans l'air ambiant (NRC, 2000).....	132

LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES

ACGIH	<i>American Conference of Industrial Hygienists</i>
AF	<i>Aspergillus Fumigatus</i>
ASTEE	Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement
BREF	Best available techniques REFerence document
COV	Composés Organiques Volatils (VOC en anglais)
D_p	Diamètre Particulaire
DV	Déchet Vert
ENSP	École Nationale de la Santé Publique (devenue EHESP)
ERS	Évaluation des Risques Sanitaires
ETM	Éléments Traces Métalliques
FFOM	Fraction Fermentescible des Ordures Ménagères
FNADE	Fédération Nationale des Activités de la Dépollution et de l'Environnement
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (PAH en anglais)
INERIS	Institut National de l'Environnement industriel et des RISques
IPPC	<i>Integrated Pollution Prevention and Control</i>
OM	Ordures Ménagères
OMS	Organisation Mondiale de la Santé (WHO en anglais)
PCB	PolyChloroBiphényles
PCDD/F	PolyChloroDibenzo-p-Dioxines et dibenzoFuranes (= dioxines/furanes)
PCR	<i>Polymerase Chain Reaction</i>
PM	<i>Particulate Matter</i>
POP	Polluants Organiques Persistants
RCPA	Résidus de Contrôle de la Pollution de l'Air
RFB	Retardateurs de Flamme Bromés
STEP	STation d'ÉPuration
TEQ	<i>Toxic Equivalent Factor</i>
TSP	<i>Total Suspended Particle</i>
UFC	Unité Formant Colonie
UE	Unité d'Endotoxine
UIOM	Unité d'Incinération d'Ordures Ménagères
US-EPA	<i>US Environmental Protection Agency</i>
VTR	Valeur Toxicologique de Référence

GLOSSAIRE

Effet / impact sanitaire à court terme : qui se manifeste le jour même ou le lendemain de l'exposition

Effet / impact sanitaire à long terme : qui se manifeste plusieurs années après la survenue de l'exposition et donc attribuable à une exposition chronique

MB : *Mass-Burn waterwall* = type d'installation d'incinération dans laquelle les déchets ne sont pas triés. *Waterwall* : la chaleur provenant de l'incinération des déchets est collectée et utilisée pour produire de l'électricité

PM₁₀ : particules de diamètre médian inférieur à 10 µm

PM_{2,5} : particules de diamètre médian inférieur à 2,5 µm

PM₁ : particules de diamètre médian inférieur à 1 µm

RDF : *Refuse-Derived Fuel* = fioul obtenu en broyant des déchets ménagers solides ou par traitement par autoclave

Relation exposition-risque : fonction qui relie un indicateur sanitaire à un indicateur d'exposition. Cette fonction peut être exprimée en pourcentage d'augmentation d'un événement sanitaire, par rapport à une incidence de base dans une population donnée, liée à une augmentation d'un niveau de pollution dans l'air (en général pour un delta de 10 µg/m³)

Risque relatif (RR) : rapport du risque encouru par une population exposée à un niveau donné de pollution par rapport au risque de cette même population si elle était exposée différemment.

Volet Bioaérosols

Actinomycètes mésophiles : actinomycètes ou « champignons rayonnants » car leurs colonies sont constituées de filaments. Leur température optimale de croissance est comprise entre 25 et 40°C (mésophile).

Andain : disposition classique en tas triangulaire de matières destinées à être compostées

Bactéries mésophiles : bactéries dont la température optimale de croissance est comprise entre 25 et 40°C

Bactéries thermophiles : bactéries dont la température optimale de croissance se situe autour de 50°C et plus

Bioaérosols : particules en suspension dans l'air d'origine biologique

Endotoxines : constituants lipopolysaccharidiques de la paroi de certaines bactéries qui sont libérés lors de la destruction des bactéries

Mycotoxines : métabolites secondaires sécrétés par des moisissures (comme *Aspergillus*, *Penicillium*) dans certaines conditions d'humidité et de chaleur. Parmi les 400 recensées à ce jour, une vingtaine d'entre elles a une action en santé humaine¹. Le traitement des déchets fait partie des milieux professionnels où l'exposition aux mycotoxines est significative.

Poussières : particules solides qui peuvent être mises en suspension dans l'air par un procédé mécanique ou par la remise en suspension depuis les lieux de dépôts (vitesse de chute maximale de 0,25 m.s⁻¹).

¹ Les aflatoxines (mélange naturel) sont classées dans le groupe 1 du Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) (cancérogène pour l'homme) ; cinq mycotoxines (aflatoxines M1, ochratoxine A, stérigmatocystine, fumosine B1 et B2 et fusarin C) sont classées dans le groupe 2B du CIRC (peut-être cancérogène pour l'homme).

1. INTRODUCTION

1.1 OBJECTIFS DE L'ETUDE

Cette revue bibliographique a pour objectif de fournir un état des connaissances relatives aux impacts sanitaires des particules émises dans l'environnement par les activités de traitement de déchets que sont l'incinération, incluant la co-incinération, le stockage et le compostage.

1.2 CHAMPS COUVERTS

Cet état de l'art traite des **thèmes** suivants :

- caractérisation physico-chimique et biologique des particules (taille, composition) à l'émission puis dans l'environnement, incluant le cas des nanoparticules ;
- devenir dans l'atmosphère ;
- devenir après dépôt sur les sols (ré-entrainement, lixiviation, (bio)dégradation...) ;
- effets et impacts sanitaires liés à ces particules : données de la littérature établissant notamment des relations entre taille ou composition et effets sanitaires, retour d'expérience sur la prise en compte des particules dans les évaluations de risques sanitaires.

Les références bibliographiques sont fournies indépendamment pour chacune de ces thématiques, à la fin de chaque chapitre.

Les secteurs étudiés seront exclusivement l'incinération (incluant la co-incinération par l'industrie cimentière), le stockage et le compostage. La collecte, le tri et le recyclage ne seront pas pris en compte.

Les déchets considérés peuvent être des déchets dangereux et non dangereux.

Les particules d'intérêt sont celles d'origine biologique ou non.

Plusieurs études ont mis en évidence que les travailleurs des filières de traitement des déchets étaient exposés à des niveaux non négligeables en agents biologiques. Les principaux agents biologiques liés aux activités de traitement des déchets qui sont actuellement étudiés sont les bactéries, les champignons et différentes substances « biologiques » (endotoxines des bactéries Gram négatif, mycotoxines et glucanes des champignons).

1.3 METHODE SUIVIE ET SOURCES DOCUMENTAIRES

Cette étude bibliographique est basée sur la consultation :

- de bases de données scientifiques :
 - ISI Web of Science ;
 - ISI Current contents ;
 - ISI Proceedings ;
 - Ingenta ;
 - SUDOC ;
 - Pascal ;
- de bases de données spécialisées :
 - base du réseau Santé – Déchets ;
- de moteurs de recherche et ressources Internet diverses :
 - Scirus ;
 - Google ;
 - Wikipedia ;
 - Sites Internet des Agences et instituts en Santé – Environnement et Santé – Travail.

Les mots-clés utilisés pour l'interrogation des bases de données sont rassemblés dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Mots-clés utilisés pour la recherche bibliographique réalisée

Thèmes	Mots clés
Incinération	Incinerator* Incineration* Combustion SAME waste Thermal treatment SAME waste Waste treatment Thermal treatment* SAME waste Waste to energy plant* Energy from waste plant* Municipal solid waste (MSW) Solid waste Hazardous waste
Co-incinération par les cimenteries	Coincineration SAME Cement work*
Compostage	Composting Compost
Stockage, décharge	Waste stockpile* Waste stock pile* Waste storage Waste facilities Waste dump Land disposal Landfill*
Modélisation	Model* Gauss* Euler* Lagrang*
Nature du produit étudié	Plume "Atmospheric pollu*" Particle* Particulat* PM10, PM2.5, PM1 Gas particle partitioning Aerosols Bio-aerosols Pathogen, micro-organism
Dispersion	Dispersion Deposition Resuspension (pour compostage, stockage, décharges) Erosion (pour compostage, stockage, décharges) Survival

Thèmes	Mots clés
Evaluation du modèle	Comparison model-measurements Comparison measurements-model
Dioxines (incinération uniquement)	Dioxin* Furan* Furfuran* Halogenated organic compound* Polychlorinated dibenzofuran* Polychlorinated dibenzodioxin* PCDF* PCDD* PCDD/F* PCDF/D*
Métaux lourds	Heavy metals Pb, Ni, Hg, Cr, Cd Lead Nickel Mercur* Chromium Cadmium
PCB	PCB* Polychlorobiphenyl* Polychlorinated biphenyl*
HAP	PAH*
Impact sanitaire	exposure health effect* risk assessment

2. GENERALITES SUR LES PARTICULES ET LES SECTEURS D'ACTIVITE ETUDIES

2.1 INTRODUCTION GENERALE

Les particules, par leurs caractéristiques physiques et les espèces biologiques et chimiques qui leur sont associées, sont des vecteurs de risque potentiels qu'il est essentiel de prendre en compte lors de l'évaluation de l'impact sanitaire des installations de traitement des déchets. L'objectif de cette première partie est de définir les **paramètres** auxquels il est important de s'intéresser lorsque l'on cherche à caractériser des particules, ainsi que les **espèces chimiques et biologiques** qui les composent ou qui sont transportées par les particules.

Les particules sont présentes dans les rejets atmosphériques et dans l'atmosphère sous forme d'aérosols. Le terme **aérosol** est générique à toute particule solide ou liquide en suspension dans un milieu gazeux ; il exclut cependant les gouttelettes formées par des cristaux nuageux, de la neige, des brouillards et des pluies, que l'on désigne par le vocable d'hydrométéores. Le terme aérosol désigne la particule ainsi que le gaz dans lequel elle est en suspension. Dans l'air, ceci correspond à des gammes de taille allant de quelques nanomètres à la centaine de micromètres.

On distingue des aérosols de natures très variées : minérale, biologique, carbonée, aqueuse. On différencie deux origines possibles pour ces aérosols : naturelle et anthropique. Les sources naturelles sont constituées par l'érosion éolienne des sols, les sels marins, les poussières issues des éruptions volcaniques et la mise en suspension de particules d'origine biologique (pollens, micro-organismes). Les sources anthropiques, quant à elles, sont liées principalement à la combustion des énergies fossiles et de la biomasse. Elles peuvent également correspondre aux rejets d'aérosols minéraux générés par l'industrie et l'agriculture.

La Figure 1 représente les principales particules que l'on rencontre dans l'atmosphère en fonction de leur taille.

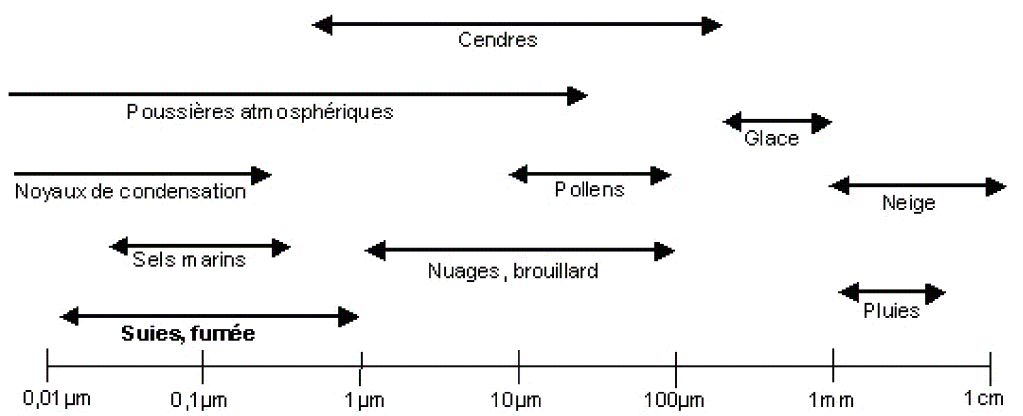


Figure 1 : Classification et taille des principales particules atmosphériques

La taille des particules, définie par leur diamètre aérodynamique, est un paramètre important pour la caractérisation du comportement des aérosols. En effet, la nature des lois gouvernant leur comportement varie en fonction de leur dimension. Plus la particule est « grosse » et plus elle sera sensible à la force de gravitation, générant par exemple le phénomène de sédimentation. A l'inverse, les « petites » particules sont très affectées par le mouvement moléculaire des gaz.

On distingue tout d'abord les **grosses particules** de diamètre (d_p) supérieur à 2 µm. Ces particules sont produites essentiellement par des moyens mécaniques : vents de sable, embruns. Leur durée de vie dans l'atmosphère est limitée à quelques heures pour les particules de diamètre supérieur à 10 µm, en raison de leur tendance à la sédimentation.

Les particules de diamètre inférieur à 2 µm se décomposent, dans leur dénomination usuelle, en deux sous classes : les **ultrafines** ($0,02 < d_p < 0,1$ µm) et **fines** ($0,1 < d_p < 2$ µm). Les particules ultrafines, dites de nucléation, sont essentiellement issues de la condensation d'espèces gazeuses de faible pression de vapeur saturante et peuvent ensuite coaguler pour former des agrégats. Elles sont présentes notamment près des sources d'émissions et diminuent en concentration au fur et à mesure que l'on s'en éloigne.

Les particules fines, quant à elles, proviennent soit de la coagulation des particules ultrafines, soit de la condensation de gaz autour de ces dernières. Les principales espèces gazeuses responsables de cet aérosol dans l'atmosphère sont le dioxyde de soufre (SO₂), l'hydrogène sulfuré (H₂S), l'ammoniac (NH₃), ainsi que les hydrocarbures. Enfin, elles possèdent la durée de vie dans l'atmosphère la plus longue et représentent en nombre la majorité de l'aérosol atmosphérique.

La caractérisation des particules intervient dans les émissions à l'atmosphère, dans l'environnement ainsi qu'en hygiène professionnelle. A chaque domaine d'application sont associés des paramètres et principes de mesure, des techniques de mesure, une réglementation et un contexte normatif. Les approches de caractérisation des émissions et de l'environnement se réfèrent aux mêmes paramètres (fractions TSP, PM₁₀..) et principes de mesure, les techniques qui y sont mises en œuvre peuvent être communes ou différer selon les objectifs à atteindre. L'approche en hygiène professionnelle diffère complètement, puisque les paramètres mesurés sont très spécifiques (fraction inhalable, fraction thoracique..).

2.2 PARAMETRES ASSOCIES AUX PARTICULES

2.2.1 PARAMETRES USUELS DE CLASSIFICATION DES PARTICULES

Les particules émises par les installations industrielles et présentes dans l'air ambiant peuvent présenter une géométrie simple assimilable à une sphère. Par défaut, leur classification est associée à leur taille définie par un **diamètre** (Chaucherie, Gouriou et al. 2005). Le diamètre ainsi défini n'est pas purement géométrique, sa définition est associée au principe physique utilisé pour le mesurer. Il existe donc autant de diamètres particuliers que de principes physiques permettant de caractériser les particules. Parmi les nombreux diamètres particuliers existants, les plus souvent cités sont :

- le diamètre aérodynamique lié aux propriétés inertielles des particules ;
- le diamètre optique associé aux propriétés de diffraction d'un faisceau lumineux par les particules ;
- le diamètre de mobilité électrique défini par le comportement d'une sphère chargée dans un champ électrique.

Dans le cas d'une sphère parfaite de densité 1, les différents diamètres existants peuvent être considérés comme équivalents. En réalité, les particules sont souvent de forme et de nature complexes. Les diamètres mesurés par différentes techniques de mesure peuvent alors différer très nettement. C'est pourquoi il est toujours nécessaire d'associer le type de diamètre considéré à l'expression de résultats.

Les particules sont classées selon que leur diamètre est supérieur ou inférieur à un certain seuil. La fraction totale des particules est appelée TSP (*total suspended particles*). Les fractions rencontrées dans la caractérisation des émissions et les mesures dans l'environnement sont les suivantes :

- PM₁₀, particules présentant un diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm ;
- PM_{2,5}, ou particules fines, particules présentant un diamètre inférieur à 2,5 µm ;
- PM₁, particules présentant un diamètre inférieur à 1 µm ;
- PM_{0,1}, ou particules ultrafines, particules présentant un diamètre inférieur à 0,1 µm.

2.2.2 CONCENTRATION MASSIQUE

La détermination de la concentration massique en particules consiste à mesurer l'indice pondéral d'une certaine quantité de matière déposée sur un support. Il peut s'agir d'une détermination directe ou indirecte induisant une phase de prélèvement suivi d'une pesée. Lorsque l'on s'intéresse aux fractions granulométriques PM₁₀, PM_{2,5}, PM₁, la sélection est réalisée par l'introduction d'une coupure basée sur les propriétés inertielles des particules ; le résultat est alors exprimé en diamètre aérodynamique.

2.2.3 CONCENTRATION EN NOMBRE

La détermination de la concentration en nombre de particules consiste à compter le nombre de particules présentes dans l'aérosol. Ce comptage est associé à une gamme de tailles exprimées selon le diamètre mesuré par l'appareil. Il s'agit de systèmes de mesure automatique appelés granulomètres permettant de détecter des particules de taille inférieure à 0,1 µm avec une résolution temporelle de l'ordre de quelques secondes à quelques minutes (Chaucherie, Gouriou et al. 2005). Les résultats sont présentés sous forme d'un spectre granulométrique, qui exprime le nombre de particules mesurées par gamme de diamètre.

2.2.4 UN PARAMETRE EMERGENT : LA SURFACE SPECIFIQUE DES PARTICULES

En complément de la concentration massique et du nombre, la surface spécifique des particules apparaît comme un nouveau paramètre susceptible de caractériser les particules et leur toxicité. En effet, pour un volume donné ou une masse donnée, la réactivité de surface est plus importante, ce qui peut accroître leur potentiel d'interaction avec les tissus humains et les fluides biologiques, et ainsi leur conférer des propriétés toxicologiques particulières par rapport à des particules de composition chimique identique mais plus grosses.

2.3 ESPECES CHIMIQUES ASSOCIEES AUX PARTICULES

Les particules peuvent par leurs caractéristiques intrinsèques présenter une certaine toxicité. Elles sont de plus susceptibles de véhiculer des espèces chimiques et biologiques qui induisent elles même des effets néfastes sur l'homme et l'environnement. Parmi les espèces chimiques et biologiques qui peuvent être associées aux particules, seules sont mentionnées celles à l'origine d'un effet potentiel sur l'homme et l'environnement. Le cas de la silice dont la caractérisation intervient quasi exclusivement en hygiène professionnelle, n'est pas traitée ici.

2.3.1 METAUX

Un certain nombre de métaux sont mesurés à l'émission et dans l'environnement. Dans l'atmosphère, ils se répartissent selon leur volatilité entre les phases gazeuse et particulaire. Parmi ces métaux, **le plomb, le nickel, le cadmium, l'arsenic et le mercure** sont les plus souvent cités. Les métaux ne sont pas volatils à température ambiante à l'exception du mercure. Leur volatilité est en partie liée à leur masse atomique, mais dépend également très fortement de leur capacité à s'associer à d'autres atomes et donc de former des espèces telles que les oxydes qui sont présents dans la phase particulaire.

Une étude en partie réalisée à l'INERIS a étudié la répartition gaz-particule et l'état d'oxydation de métaux émis dans des conditions de combustion contrôlée. Elle s'est intéressée aux émissions dopées de 15 éléments métalliques (Pb, Hg, As, Cu, Zn, Cd, Se, Sn, Mn, V, Ti, Ni, Co, Cr) issus d'un pilote de combustion au fioul. Les résultats de cette étude ont montré qu'à l'émission de sources fixes, le mercure est exclusivement présent dans la phase gazeuse, le sélénium et l'arsenic se répartissant préférentiellement dans la phase gazeuse, alors que les autres composés sont majoritairement répartis dans la phase particulaire (proportion supérieure à 60 % en masse) (Pavageau et al., 2004).

2.3.2 COMPOSES ORGANIQUES

Les particules sont susceptibles de transporter des composés organiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (**HAP**), les polychlorodibenzodioxines et furanes (**PCDD/F**) et les polychlorobiphényles (**PCB**). Parmi les congénères de PCDD/F, 17 sont associés à un facteur équivalent toxique (TEF) dont la valeur est pondérée en fonction de leur toxicité relative à celle de la 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxine. Au sein des congénères de PCB, on distingue 12 PCB dioxin-like (PCB-DL) auxquels est associé un coefficient d'équivalence toxique et 7 PCB indicateurs. La toxicité d'un mélange de HAP peut être exprimée relativement à celle du plus toxique d'entre eux, le benzo(a)pyrène.

Ces composés sont des **polluants organiques persistants (POP)** qui résistent aux processus de dégradation biologiques. Ils sont toxiques et susceptibles de s'accumuler dans la chaîne alimentaire.

Ces polluants sont émis en tant que sous-produits, par des réactions intervenant à hautes températures lors de combustions incomplètes (Besombes, Maitre et al. 2001). Ils peuvent donc, par exemple, être émis par le procédé de traitement des déchets par incinération et co-incinération. Diverses études se sont intéressées aux mécanismes de formation des PCDD/Fs dans le procédé d'incinération (Trouvé and Delfosse 1998 ; Hatanaka, Kitajima et al. 2004 ; Ruokojarvi, Asikainen et al. 2004, Visez 2005). Plusieurs voies de synthèse de ces composés coexistent dans un procédé de combustion.

Contrairement aux HAP et aux PCDD/F, les PCB sont principalement des molécules de synthèse, utilisés en France jusqu'aux années 70 notamment en tant que fluides diélectriques.

Ces espèces organiques se répartissent, selon leur tension de vapeur, entre les **phases gazeuse et particulaire**, comme indiqué sur la Figure 2.

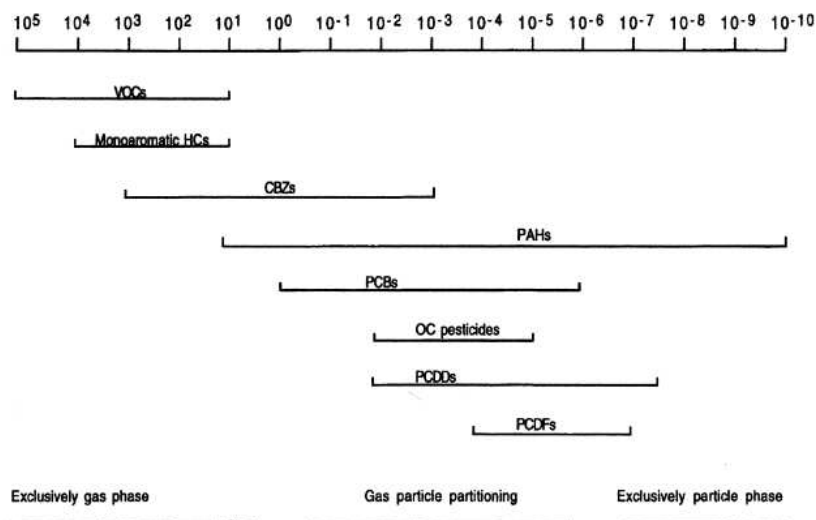


Figure 2 : Pression de vapeur de certains polluants organiques et répartition de ceux-ci entre phase gazeuse et particulaire (unité Pa à 25°C) (Smith et al., 2000)

La répartition de ces espèces entre les deux phases fait intervenir d'autres paramètres tels que la température de la matrice, le poids moléculaire des espèces et la nature des phases particulaire et gazeuse. D'une manière générale, plus la température est élevée, plus la fraction gazeuse augmente. A l'émission de sources fixes, généralement à des températures supérieures aux températures ambiantes, un composé donné a donc plus tendance à se répartir dans la phase gazeuse que s'il était présent dans l'air ambiant.

A une température constante, les espèces présentant un poids moléculaire plus élevé ont plutôt tendance à se répartir dans la phase particulaire. Le naphthalène, qui est le HAP au plus faible poids moléculaire et qui présente deux cycles aromatiques, est exclusivement présent en phase gazeuse. Les HAP de faible poids moléculaire, constitués de trois, quatre ou cinq cycles aromatiques, se répartissent selon les conditions entre les phases gazeuse et particulaire. Les HAP de haut poids moléculaire, présentant six cycles aromatiques et plus, sont préférentiellement présents en phase particulaire. Des études réalisées dans l'atmosphère urbain (Albinet 2006) ont montré que les HAP en phase particulaire sont majoritairement présents dans la fraction PM₁ (70-80 % en masse). Il apparaît d'autre part que les composés les plus lourds sont majoritairement présents dans la fraction fine des particules ($D_p < 1 \mu\text{m}$) alors que les composés plus légers ont plutôt tendance à être présents dans la fraction grossière ($D_p > 1 \mu\text{m}$).

Pour les PCB et les PCDD/F, la répartition dans la phase particulaire augmente avec le degré de chloration des espèces.

La répartition entre chaque phase est donc à exprimer pour un composé donné en précisant les conditions de prélèvement associées. Compte tenu du nombre de composés concernés et de la variabilité des paramètres influant, l'exercice peut s'avérer difficile. Les concentrations de ces polluants dans les émissions et l'air ambiant sont donc souvent exprimées dans leur globalité, c'est-à-dire sans préciser la contribution liée à la phase gazeuse et à la phase particulaire.

Les difficultés d'interprétation concernant la répartition entre les phases gazeuse et particulaire pour les espèces organiques existent également pour les espèces métalliques.

2.3.3 DES POLLUANTS PARTICULAIRES EMERGENTS : LES RETARDATEURS DE FLAMME BROMES

Les retardateurs de flamme bromés (RFB), parmi lesquels on compte les polybromodiphényléthers (PBDE), sont utilisés pour leur capacité à réduire l'inflammabilité de certains matériaux plastiques utilisés dans un grand nombre d'applications domestiques comme les appareils électriques et électroniques, l'isolation, l'ameublement. Ils sont donc présents dans les déchets et les filières de traitement peuvent ainsi représenter des voies de contamination de l'environnement par ces composés. Certains RFB sont reconnus comme pouvant être des perturbateurs endocriniens (de Boer, Wester et al. 1998). Ils se répartissent majoritairement dans la phase particulaire (Alcock, Sweetman et al. 2003) et présentent des propriétés de persistance et de bio-accumulation dans l'environnement. De récentes études ont montré qu'ils étaient présents dans tous les compartiments environnementaux (Law, Allchin et al. 2006). Peu de données sont actuellement disponibles sur la contribution des filières de traitement aux concentrations de RFB rencontrées dans l'environnement.

2.4 ESPECES BIOLOGIQUES

Les bioaérosols sont des particules biologiques mises en suspension dans l'air de diamètre compris entre 0,002 et 100 μm (ACGIH 1999). Ces particules ont une grande diversité de formes allant du sphérique à la forme en épingle en passant par des formes irrégulières (Cox 1995).

On distingue 4 grandes classes d'agents biologiques :

- les bactéries ;
- les virus ;
- les champignons ;
- les parasites (protozoaires et helminthes).

Les substances produites par ces agents sont également d'importance lorsqu'on s'intéresse aux risques biologiques. Il s'agit principalement des endotoxines issues des bactéries Gram négatif et des mycotoxines émises par les champignons. Pour un aperçu synthétique des caractéristiques de ces agents, on se reportera aux références (Hours, 2003 ; Deloraine, 2002).

Les tailles des bioaérosols sont très variées. Leur diamètre peut être compris entre 1 et 30 μm pour les spores fongiques, 0,25 et 8 μm pour les bactéries, et inférieur à 0,3 μm pour les virus (Jones and Harrison, 2004). Des auteurs ont observé que la plupart des bactéries aérosolisées sont associées à des particules inertes (fragments de plantes ou d'animaux, particules de sols, pollens...) d'un diamètre aérodynamique supérieur à 3 μm .

2.5 SECTEURS D'ACTIVITES CONSIDERES EMETTEURS DE PARTICULES DANS L'AIR

Les spécificités des particules émises par les filières de traitement sont liées aux types de déchets traités, mais surtout aux procédés mis en œuvre dans ces filières. Pour chacune des filières, seules les émissions directes à l'atmosphère sont décrites succinctement ci-après.

2.5.1 L'INCINERATION ET LA CO-INCINERATION

Les filières incinération et co-incinération font principalement intervenir des procédés de combustion associés à des étapes de traitement des effluents gazeux. Les polluants générés sont présents sous forme gazeuse ou liés à des particules. Ces filières sont principalement associées à des émissions de particules issues de sources canalisées. Il est tout de même à noter que les parcs à mâchefers peuvent être sources d'émissions diffuses de particules lors d'envolées de particules.

Les polluants particuliers émis à l'atmosphère par les usines d'incinérateurs et de co-incinération sont principalement constitués d'une fraction minérale, de métaux lourds (Pb, Cr, Cu, Mn, Ni, As, Cd, Hg...), de dioxines/furanes (PCDD/F) et de polychlorobiphényles (PCB) (Evans et al., 2000). Une thèse ADEME concernant le devenir des métaux dans la filière incinération a été publiée en 2005 (Cloquet, 2005). La nature chimique de ces particules dépend en partie des déchets entrants, mais également des températures de combustion. Ces dernières sont portées à 850°C pendant 2 secondes minimum conformément à la réglementation en vigueur (arrêté ministériel du 20 septembre 2002) ; les particules émises sont donc susceptibles de présenter une proportion de matière carbonée. La réglementation fixe une teneur maximale de 3 % en carbone organique total. Dans le cas de la co-incinération, les températures peuvent atteindre 1 500°C ; les particules générées sont plutôt de nature minérale.

Tous les types d'incinérateurs émettent des particules à l'atmosphère. Ces dernières présentent généralement un diamètre faible, puisque les systèmes de dépoussiérage limitent le passage de particules. Certaines études montrent que la contribution des incinérateurs aux PM_{2,5} dans l'air ambiant serait faible. Toutefois, ils contribueraient à l'émission de particules ultrafines (< 0,1 µm) pouvant par la suite se coaguler et former des particules plus grosses qui sédimentent.

En sortie de four, les effluents sont soumis à des systèmes de filtration par électrofiltre ou filtres à manches parfois associés à des systèmes de lavage. Ces étapes peuvent modifier la granulométrie et la nature chimique des aérosols. Les BREF incinération (IPPC 2006) et co-incinération (IPPC 2001) rapportent l'utilisation de différents systèmes de traitement des effluents permettant de réduire les émissions de particules et de composés associés :

- des dépoussiéreurs électrostatiques basés sur la charge électrostatique ; ils peuvent être de types « sec », « humide » ou « à condensation » ;
- des épurateurs humides à ionisation qui combinent un dépoussiéreur électrostatique à un épurateur. Ce type de systèmes montre une bonne efficacité sur les particules de taille inférieure au micron ;
- des filtres à manches constitués de tissu filtrant à travers duquel passent les effluents et au contact duquel se forme un « gâteau filtrant » formé des particules les plus grosses. Ils sont efficaces sur une large gamme de particules, bien que leur efficacité soit limitée pour la gamme de taille inférieure au micron ;
- des cyclones et des multi-cyclones qui utilisent les forces centrifuges pour séparer les particules du flux gazeux.

Le Tableau 2 rassemble les caractéristiques des émissions de particules dans la filière incinération citées dans le BREF incinération (IPPC 2006).

Tableau 2 : Spécificités des émissions liées au type de déchets traité et aux caractéristiques du procédé dans le procédé incinération

Paramètre	Niveau de concentration	Types de déchets concernés	Caractéristiques du procédé
Poussières totales (TSP)	moyenne journalière 0,1-10 mg/m ³ moyenne annuelle 0,1-4 mg/m ³		
Mercure et composés du mercure	moyenne journalière 0,0005-0,05 mg/m ³ moyenne annuelle 0,0002-0,05 mg/m ³	Déchets urbains : piles, thermomètres, amalgames dentaires, tubes fluorescents, interrupteurs au mercure	
Cadmium	moyenne journalière : 0,0003-0,003 mg/m ³	Déchets urbains : accumulateurs, piles, peintures, plastiques	
PCB	moyenne annuelle < 0,005 mg/m ³	Déchets urbains et industriels	
PCDD/F	moyenne journalière 0,1 ng I-TEQ/m ³ moyenne annuelle < 0,005 I-TEQ/m ³		Présence de précurseurs types chlorophénols, de catalyseurs métalliques (Cu)
HAP	moyenne annuelle < 0,01mg/m ³		Combustions incomplètes

Les émissions de poussières liées à la filière co-incinération citées dans le BREF ciment et chaux sont de l'ordre de 10 mg/m^3 . Les concentrations en PCDD/F sont de $0,1 \text{ ng I-TEQ}_{\text{OTAN}}/\text{Nm}^3$. Trois classes de métaux peuvent être émis par ce procédé :

- des métaux non volatils : Ba, Be, Cr, As, Ni, V, Al, Ti, Ca, Fe, Mn, Cu et Ag ;
- des métaux semi-volatils : Sb, Cd, Pb, Se, Zn, K et Na ;
- des métaux volatils : Hg et Tl.

La co-incinération de déchets et de charbon augmente la quantité de métaux introduits dans le procédé et donc les émissions de métaux.

Les particules émises se déposent ensuite sur les sols et les végétaux et peuvent être transférées par la suite à différents compartiments de l'environnement et contribuer à l'exposition de l'homme par ingestion d'aliments (cf. Figure 3).

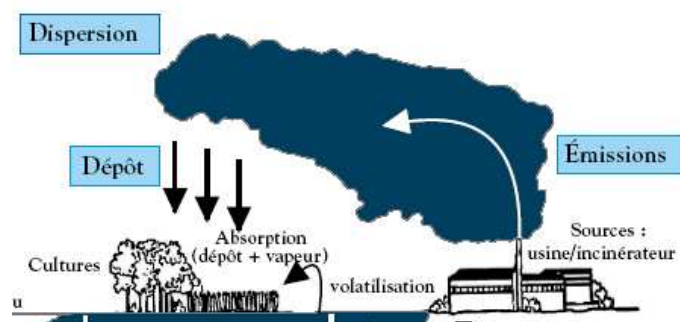


Figure 3 : Devenir d'un polluant émis par une installation d'incinération ou de co-incinération

2.5.2 LE STOCKAGE

Un centre de stockage désigne une installation d'élimination de déchets par dépôt ou enfouissement sur ou dans la terre.

Deux types d'émissions atmosphériques peuvent exister sur les sites de stockage de déchets :

- des sources canalisées : torchères, chaudières, moteurs ou turbines utilisées pour la destruction et la valorisation du biogaz (gaz produit par la fermentation de la matière organique des déchets) ;
- des sources diffuses, telles que les alvéoles de stockage, les engins et les camions intervenant sur site, les quais de déchargement et le traitement des lixiviats (liquides résiduels issus de l'infiltration et de la percolation de l'eau sur les déchets).

La composition des poussières est minérale lorsqu'elles proviennent de travaux de terrassement et de nature organique lorsqu'elles sont dues à la combustion d'hydrocarbures.

Un guide méthodologique ASTEE pour l'évaluation du risque sanitaire lié à l'activité de stockage des ordures ménagères a été publié en 2005 (ASTEE 2005).

2.5.2.1 ÉMISSIONS CANALISÉES

Plusieurs études ont détecté la présence au niveau des émissions des torchères de PCDD/F (en quantité non significative), d'arsenic, de cadmium, de manganèse, de mercure, de nickel, de plomb, de zinc et de poussières.

2.5.2.2 ÉMISSIONS DIFFUSES

Le transfert d'ordures ménagères fraîches émet des poussières totales dont la contribution est comprise entre 0,0006 % et 0,01 % du poids d'ordures transférées.

Les travaux d'aménagement sont responsables d'émissions de particules difficilement quantifiables.

Les déplacements d'engins sur site sont responsables d'émissions de particules dues aux gaz d'échappement et aux envols de particules du sol.

2.5.3 LE COMPOSTAGE

Le compostage est un procédé important dans le cadre de la gestion de déchets car il permet la transformation de la fraction organique des déchets (70 %) en humus ou compost (Grossi et *al.*, 1998). Des polluants organiques (HAP, PCB, PCDD/F) et inorganiques (métaux lourds) peuvent être retrouvés dans cette matrice en concentrations variables, tout comme certains agents biologiques.

Les opérations de manipulation des déchets à traiter (broyage) et du compost (mélange, retournement, charge, criblage) sont les principales sources d'émission des particules à l'atmosphère liées à l'activité de compostage. Selon la configuration de l'installation (ouverte ou confinée), les émissions sont de type diffus ou canalisé.

La nature du compost et sa méthode de production sont déterminants pour les concentrations en polluants présents. En effet, la concentration de certains polluants organiques persistants (HAP, PCDD/F, PCB) peut être très variable en fonction des origines des déchets (zones métropolitaines, petites villes). La granulométrie et la nature des particules émises sont des facteurs déterminants dans le devenir environnemental des polluants. La taille des particules peut être très variable et aller du nanomètre au millimètre (Grossi et *al.*, 1998 ; Déportes et *al.*, 1995 ; Hamoda et *al.*, 1998).

Le BREF « Industrie de traitement des déchets » comporte un volet traitements biomécaniques. Les émissions de particules totales mentionnées sont de 163 à 186 g/tonne de déchets traités ; les émissions de PCDD/F rapportées sont de 0,1 ng I-TEQ_{OTAN}/m³. Un guide méthodologique ASTEE pour l'évaluation du risque sanitaire lié à l'activité de stockage des ordures ménagères a été publié (ASTEE 2006).

Le compostage et le compost émettent des particules à l'atmosphère durant la production et l'opération d'épandage. Ils peuvent aussi constituer un apport de substances potentiellement polluantes dans les sols suite à l'épandage. Les polluants dans les sols peuvent rester associés à des particules du sol (humus, argiles) ou présenter une forme physique et chimique libre et ainsi être biodisponibles (assimilation par les plantes) (Déportes et *al.*, 1995). Par ailleurs, la surface des végétaux peut être en contact avec le sol « traité » ou des particules issues de celui-ci, ce qui peut se traduire par sa contamination et un risque potentiel par ingestion si les végétaux ne sont pas pelés ou lavés préalablement à leur consommation. Ces polluants peuvent aussi être lessivés des végétaux et / ou faire l'objet d'un ruissellement ou de lixiviation. Des études réalisées sur le risque associé à la lixiviation de compost considèrent que 10 % des HAP sont « libres » dans le milieu et donc lessivables. Le potentiel de lixiviation de PCDD/F et PCB est en revanche faible et leur contribution à la contamination des végétaux *a priori* essentiellement aérienne (Déportes et *al.*, 1995).

Les voies d'exposition aux polluants chimiques et aux micro-organismes issus du compostage sont schématisées sur la Figure 4.

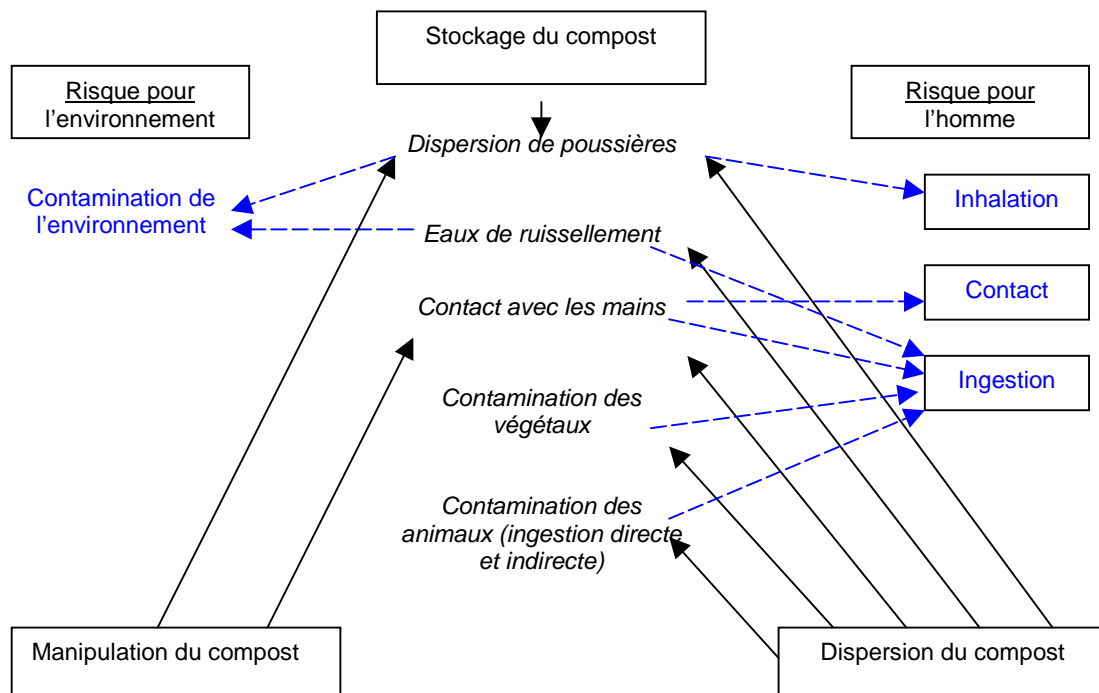


Figure 4 : Devenir possible des contaminants issus du compostage

2.6 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Albinet (2006). Hydrocarbures aromatiques polycycliques et leurs dérivés nitrés et oxygénés dans l'air ambiant: caractérisation physico-chimique et origine. Thèse doctorale soutenue le 15 novembre 2006.

Alcock, R. E., A. J. Sweetman, et al. (2003). "Understanding levels and trends of BDE-47 in the UK and North America: an assessment of principal reservoirs and source inputs." *Environment International The State-of-Science and Trends of BFRs in the Environment* 29(6): 691-698.

ASTEE, 2005. Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans le cadre de l'étude d'impact d'une installation de stockage de déchets ménagers et assimilés, Association Scientifique et Technique de l'Eau et de l'Environnement. http://www.sante.gouv.fr/htm/dossiers/etud_impact/52_ei.htm

ASTEE, 2006. Guide pour l'évaluation du risque sanitaire de l'étude d'impact des installations de compostage soumises à autorisation, Association Scientifique et Technique de l'Eau et de l'Environnement. http://www.astee.org/publications/bibliographie/guide/guide_09/accueil.asp

Besombes, J. L., A. Maitre, et al. (2001). "Particulate PAHs observed in the surrounding of a municipal incinerator." *Atmospheric Environment* 35: 6093-6104.

Chaucherie, X., F. Gouriou, et al. (2005). "Détermination de la granulométrie des aérosols dans les émissions canalisées : PM10, PM2.5, PM1 et PM0,1 ADEME - Rapport d'avancement n°1."

Cloquet C., Thèse de doctorat, *Géochimie élémentaire et isotopique des métaux lourds: Applications environnementales en tissu urbain et industriel*, CRPG – Centre de recherches pétrographiques et géochimiques, 2005, Thèse cofinancée par l'ADEME et HAGANIS, Régie Synd.Mixte Agglomération Messin

de Boer, J., P. Wester, et al. (1998). "Do flame retardants threaten ocean life?" *Nature* 394: 28-29.

Hatanaka, T., A. Kitajima, et al. (2004). "Role of copper chloride in the formation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans during incineration." *Chemosphere* 54: 73-79.

IPPC (2001). "Reference Document on Best Available Techniques in the Cement and Lime Manufacturing Industries."

IPPC (2006). "Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration."

Law, R. J., C. R. Allchin, et al. (2006). "Levels and trends of brominated flame retardants in the European environment." *Chemosphere Brominated Flame Retardants (BFRs) in the Environment - Papers presented at the Third International Workshop on Brominated Flame Retardants held in Toronto, Canada, 6-9 June 2004* 64(2): 187-208.

Pavageau, M.P., A. Morin, Partitioning of Metal Species during an Enriched Fuel Combustion Experiment. Speciation in the Gaseous and Particulate Phases, *Environ.Sci.Tech.* 2004, 38, 2252-2263

Ruokojarvi, P. H., A. H. Asikainen, et al. (2004). "Chemical inhibition of PCDD/F formation in incineration processes." *Science of The Total Environment* 325: 83-94.

Smith K.E.C., Jones Kevin C. (2000), Particles and vegetation : implications for the transfer of particle-bound organic contaminants to vegetation, *The Science of the Total Environment*, Vol. 246, pp. 207-236.

Trouvé, G. and L. Delfosse (1998). "La formation des PCDD/F dans les incinérateurs : Quel mécanisme ? (Dioxin formation in incinerators : mechanism)." *Déchets sciences & techniques (Déchets sci. tech.)* ISSN 1271-0318. *Déchets sciences et techniques* 11: pp. 17-26.

Volet « Bioaérosols »

ACGIH (1999). *Bioaerosols Assessment and Control*, Cincinnati : J Macher.

Cox, C. S. (1995). Physical aspects of bioaerosol particles. *Bioaerosol handbook*. CRC Press: 15-55.

Deloraine, A. (2002). Etude bibliographique sur l'évaluation des risques liés aux bioaérosols générés par le compostage des déchets, CAREPS: 215.

Hours, M. (2003). Etat des connaissances sur les micro-organismes dans la filière déchets, RECORD: 122 p.

Jones, A. M. and R. Harrison (2004). "The effects of meteorological factors on atmospheric bioaerosol concentrations - a review." *Science of the Total Environment* 326 (1-3): 151-180.

3. CARACTERISATION DES PARTICULES

3.1 TYPES D'EMISSION ET STRATEGIES DE MESURAGE ASSOCIEES

Les secteurs étudiés sont susceptibles d'émettre de manière canalisée et/ou diffuse des espèces particulaires dans l'atmosphère. Les émissions canalisées correspondent à tous les rejets collectés par un système de captation et émis à l'atmosphère par une cheminée, les émissions diffuses sont toutes les émissions (stockage de matériel, fuite de bâtiments...) autres que canalisées. Selon que les émissions sont diffuses ou canalisées, les stratégies de mesurage associées sont différentes.

La caractérisation des émissions de particules en émissions canalisées consiste à réaliser une mesure directe ou à prélever l'aérosol au niveau du conduit. L'évaluation de l'impact d'un site sur son environnement proche peut être réalisée par une surveillance des concentrations de particules dans l'environnement du site industriel, ainsi que par la détermination des concentrations émises associées à l'utilisation de modèles de dispersion des émissions.

Quand on s'intéresse aux émissions diffuses, il est plus difficile de caractériser la source par une méthode directe. La méthode alors mise en œuvre se rapproche de la surveillance de site puisqu'elle consiste à caractériser les concentrations de particules et des espèces associées dans l'environnement du site. Son objectif demeure la caractérisation d'une ou de plusieurs sources.

Plusieurs méthodes sont exposées dans différentes études de quantification des émissions diffuses, une étude mentionne la modélisation inverse (Abdul-Wahab 2006) pour la caractérisation des émissions diffuses d'une cimenterie. Un projet de norme européenne (EN 15445 Standard) visant à caractériser les émissions diffuses de poussières sur des sites ouverts par la méthode de modélisation inverse est en cours de rédaction.

Deux études décrivent l'utilisation de chambres à flux pour caractériser les émissions diffuses de bioaérosols issues respectivement d'un andain en phase statique sur un site de compostage de déchets verts (Taha, Pollard et al. 2005) et d'une zone de stockage de déchets à l'échelle pilote (Carpentieri, Corti et al. 2004). Une étude américaine propose la comparaison des profils d'émission de différentes sources afin d'identifier leur contribution aux concentrations de particules mesurées dans l'air ambiant (Chow, Watson et al. 2004).

Les types d'émissions et les stratégies de mesurage à mettre en œuvre par secteur sont présentés dans le Tableau 3.

Tableau 3 : Types d'émission majoritaire et stratégies de mesurage associés aux secteurs couverts par l'étude

Secteur	Type d'émission majoritaire	Stratégie de mesurage
Incinération	canalisée	à l'émission et dans l'environnement
Co-incinération	canalisée	à l'émission et dans l'environnement
Compostage en site ouvert	diffuse	dans l'environnement
Compostage en site fermé	canalisée	à l'émission et dans l'environnement
Stockage	canalisée et diffuse	à l'émission et dans l'environnement

3.2 PRINCIPES ET METHODES DE MESURES PHYSICO-CHIMIQUES

3.2.1 METHODES NORMALISEES OU MISES EN ŒUVRE DANS LE CADRE REGLEMENTAIRE

3.2.1.1 EMISSIONS CANALISEES

3.2.1.1.1 FRACTION TOTALE A L'EMISSION

La détermination de la concentration massique de la fraction totale des particules consiste en un prélèvement sur filtre suivi d'une pesée. Deux normes françaises décrivent le protocole à mettre en œuvre (NF EN 13284-1; NF X44-052). Ce dernier est également présenté dans la méthode 5 de l'US-EPA (Method US EPA 5).

3.2.1.1.2 CARACTERISATION DES CONCENTRATIONS MASSIQUES DES FRACTIONS GRANULOMETRIQUES

L'impaction consiste à diriger un jet d'air à haute vitesse contre une surface solide, afin de provoquer l'impact des particules supérieures à un certain « diamètre de coupure » (Chaucherie, Gouriou et al. 2005). Un impacteur en cascade est constitué de plusieurs étages d'impaction permettant de fractionner en plusieurs fractions granulométriques. Les Figure 5 et Figure 6 présentent le schéma d'un étage d'impaction et de l'impaction en cascade (Renoux and Boulaud 1998).

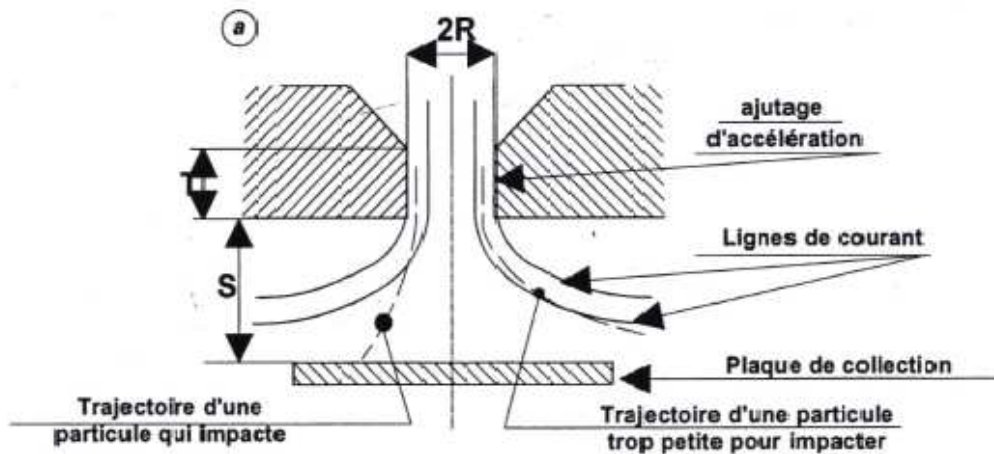


Figure 5 : Schéma de principe d'un étage d'impaction

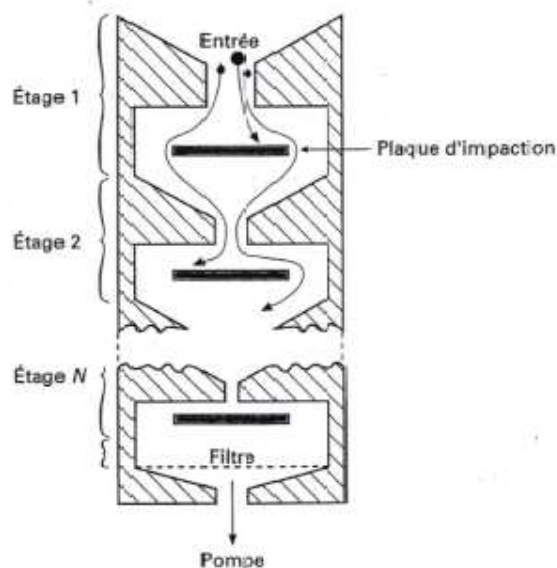


Figure 6 : Schéma de principe d'un impacteur en cascade

L'impacteur Andersen qui permet de fractionner l'aérosol en 8 fractions granulométriques a été mis en œuvre lors de différentes études (Chang, Huang et al. 2000 ; Yuan, Lin et al. 2005).

Les impacteurs Johnas (John, Kuhlbusch et al. 2003) et Dekati (Chaucherie, Gouriou et al. 2005) ont été utilisés lors de l'étude ADEME GAEC : « Détermination de la granulométrie des aérosols dans les émissions canalisées : PM₁₀, PM_{2,5}, PM₁ et PM_{0,1} » réalisée par SECHAUD, l'INERIS et le CERTAM, afin de caractériser les concentrations en PM₁₀ et PM_{2,5} à l'émission de cimenteries (Fraboulet, Chaucherie et al. 2007) et d'usines de valorisation énergétique des déchets (Chaucherie, Fraboulet et al. 2007). Une étude de validation de l'impacteur Johnas a été conduite lors de prélèvements réalisés dans plusieurs secteurs industriels, dont l'un d'entre eux était la co-incinération des déchets (Geueke 2001). Un projet de norme ISO (PR NF EN ISO 23210-1) concernant la mesure des concentrations en PM₁₀ et PM_{2,5} à l'émission de sources fixes est en cours.

Le prélèvement par impaction peut également être couplé à des analyses en laboratoire afin de caractériser chimiquement les fractions granulométriques.

3.2.1.1.3 INCERTITUDES ASSOCIEES A LA DETERMINATION DES FRACTIONS GRANULOMETRIQUES A L'EMISSION

Les intervalles de confiance attribués aux résultats de PM₁₀ et PM_{2,5} sont basés sur des travaux de validation réalisés dans le cadre du projet de norme ISO ; les intervalles de confiance pour la mesure TSP ont été déterminés sur la base d'essais d'intercomparaison réalisés dans le cadre des normes NFX 44-052 et NF EN 13284-1. Les valeurs des intervalles de confiance sont présentées dans le Tableau 4. Il n'existe pas de valeur d'intervalle de confiance liée à la mesure de la fraction supérieure à 10 µm ; il n'est donc pas possible d'attribuer d'intervalle de confiance aux concentrations obtenues en ajoutant à la mesure PM₁₀, la fraction supérieure à 10 µm mesurée au niveau de l'impacteur Johnas.

Tableau 4 : Intervalles de confiance de répétabilité attribués aux résultats des essais méthodes manuelles dans la gamme 1-10 mg/m³₀

	TSP	PM ₁₀	PM _{2,5}
Intervalle de confiance relatif (%)	34	11	17

3.2.1.1.4 CARACTERISATION DES ESPECES CHIMIQUES

Après prélèvement, l'aérosol collecté sur filtre est sensible aux conditions de température et d'humidité auxquelles il est soumis. Sa composition chimique (Chow 1995 ; Zhang et McMurry 1987) peut par exemple évoluer dans le temps en fonction de ces paramètres.

3.2.1.1.4.1 Composés organiques

Les phases particulaire et gazeuse sont respectivement collectées sur filtre et résine polymère lors d'un prélèvement commun. Ces supports de prélèvement sont alors analysés au laboratoire.

Compte tenu du manque de recul sur la répartition de certaines des espèces organiques entre les phases particulaire et gazeuse et des niveaux traces auxquels elles sont présentes dans ces matrices, le filtre et la résine sont souvent traités lors d'une analyse commune. Ceci conduit à la détermination de la concentration globale dans les deux phases. Il reste possible de réaliser une analyse séparée du filtre et de la résine de prélèvement afin d'obtenir une répartition des espèces organiques entre les phases gazeuse et particulaire. Cependant, cela peut conduire à des difficultés en matière de quantification dans une des phases en raison des niveaux de concentration présents. L'interprétation en terme de répartition dans les phases gazeuse et particulaire devra d'autre part être réalisée avec précaution.

La méthode 23 de l'US-EPA (Method US EPA 23 1995) décrit le protocole de prélèvement des PCDD/F à l'émission de sources fixes. Cette méthode permet également le prélèvement des PCB et des HAP. Elle est décrite dans la littérature pour la caractérisation des émissions d'incinérateurs de déchets municipaux, médicaux et de boues d'épuration (Chang and Lee 1998 ; Ikonou, Sather et al. 2002 ; Dyke, Foan et al. 2003). Ces méthodes ont été mises en œuvre à plusieurs reprises pour l'analyse des espèces organiques à l'émission et dans l'environnement de sites industriels tels que des usines d'incinération ou de co-incinération de déchets (Chang and Lee 1998 ; Ikonou, Sather et al. 2002 ; Dyke, Foan et al. 2003).

La méthode NF EN 1948 (NF EN 1948-1,2,3 2006 et NF EN 1948-3) décrit également le protocole à mettre en œuvre pour la détermination des PCDD/F et des PCB à l'émission de sources fixes.

La norme NF X 43-329 décrit les protocoles de prélèvement et d'analyse des hydrocarbures aromatiques polycycliques à l'émission de sources fixes.

Après prélèvement, les espèces organiques sont extraites des phases particulaire et gazeuse pour être analysées par chromatographie en phase gazeuse ou liquide, associée à différents types de détection tels que la fluorescence ultraviolet ou la spectrométrie de masse. Plusieurs méthodes normalisées décrivent les protocoles d'analyse pour les PCDD/F et les PCB (Method US EPA 23 1995; NF EN 1948-3 2006 et XP CEN/TS 1948-4). Une norme française décrit la procédure pour l'analyse des HAP (NF X 43-025 1998).

3.2.1.1.4.2 Eléments métalliques

La norme NF EN 14385 décrit le protocole de détermination de 11 métaux (As, Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Ti et V) dans les phases gazeuse et particulaire à l'émission d'incinérateur de déchets municipaux. La norme XP X 43-051 précise également la procédure pour la détermination des métaux à l'émission de sources fixes (XP X 43-051). Pour le mercure, la norme applicable est la NF EN 13211 (NF EN 13211).

Le protocole de prélèvement et d'analyse de 17 métaux incluant le plomb, le cadmium, le nickel, l'arsenic, le mercure à l'émission de sources fixes est décrit dans la méthode 29 (Method US EPA 29). Les espèces présentes dans les phases gazeuse et particulaire sont collectées lors d'un prélèvement commun, les deux phases sont analysées séparément.

Les métaux lourds sont analysés par AAS, ICP/MS ou ICP/OES. La mise en solution des métaux réalisée au préalable est décrite dans une norme française (NF EN ISO 11885 1998).

Il est donc possible, par ces méthodes d'obtenir la répartition des métaux entre phases gazeuse et particulaire. En revanche, la phase particulaire est collectée sur un filtre unique, cette méthode ne donne donc pas d'information sur la répartition par fractions granulométriques.

Cette méthode a été mise en œuvre par Hu *et al.* pour la caractérisation de 16 métaux dont le chrome, le nickel, l'arsenic, le mercure et le plomb dans les émissions d'un incinérateur de déchets municipaux à Taiwan (Hu, Chao *et al.* 2003). Elle a été associée à un impacteur de type Andersen pour caractériser la répartition entre les phases gazeuse et particulaire et la granulométrie de six métaux lourds à l'émission d'un incinérateur de déchets municipaux à Taiwan (Yuan, Lin *et al.* 2005).

L'impaction peut également être mise en œuvre seule pour caractériser les concentrations en éléments métalliques dans les fractions granulométriques. Elle a par exemple été utilisée pour prélever des aérosols à l'émission d'incinérateurs de déchets afin de réaliser une caractérisation granulométriques des concentrations en métaux lourds. Plusieurs études (Ehrlich 2001 ; Yoo, Kim *et al.* 2002 ; Yuan, Lin *et al.* 2005 ; Chang, Huang *et al.* 2000) mentionnent l'utilisation d'un impacteur Andersen associé à des analyses chimiques pour une caractérisation par fractions granulométriques.

La méthode US EPA SW-846 3050 (Method US EPA SW-846 3050 1986), qui présente également la préparation des échantillons, a été utilisée pour la caractérisation d'aérosols à l'émission d'incinérateurs de déchets municipaux et non dangereux (Chang, Huang *et al.* 2000 ; Yoo, Kim *et al.* 2002).

3.2.1.2 MESURES DANS L'AIR AMBIANT DES SITES

3.2.1.2.1 CARACTERISATION DES CONCENTRATIONS MASSIQUES DES FRACTIONS GRANULOMETRIQUES

Le prélèvement sur filtre associé à une détermination de l'indice pondéral est la méthode de référence (EN 12341) pour le mesurage des concentrations de PM₁₀ dans l'air ambiant.

Deux méthodes automatiques de mesurage des concentrations en PM₁₀ et PM_{2,5} dans l'air ambiant sont mises en œuvre en routine en France par les Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA). Il s'agit de la microbalance TEOM (Le Bihan and Marfaing 2005) et de la jauge β. Ces méthodes sont en passe d'être reconnues comme équivalentes à la méthode de référence pour le mesurage de la concentration massique en PM₁₀ et PM_{2,5} dans l'air ambiant.

La microbalance TEOM consiste en un élément conique métallique oscillant à sa fréquence propre. Un filtre est placé au sommet du corps oscillant. Les particules déposées sur le filtre augmentent la masse du système oscillant, produisant une décroissance de la fréquence propre d'oscillation. Cette variation de fréquence est suivie en continu et convertie en variation de masse.

Dans le cas de la jauge β , les particules se déposent sur un filtre en fibre de verre situé entre une source radioactive et un compteur Geiger. Les rayons de faible énergie sont absorbés par la matière par collision ; l'absorption est proportionnelle à la masse de matière rencontrée.

Ces méthodes peuvent être mises en œuvre pour caractériser en continu, les concentrations de PM_{10} et $PM_{2,5}$ dans l'environnement des sites industriels d'incinération, de compostage et de stockage des déchets.

3.2.1.2.2 CARACTERISATION CHIMIQUE

Les concentrations en espèces organiques et en éléments métalliques sont déterminées par prélèvement sur site associé à une analyse au laboratoire. Les techniques analytiques utilisées sont celles définies dans la section 3.2.1.1.3. La phase particulaire est prélevée sur filtre. Dans le cas spécifique des espèces organiques, un prélèvement de la phase gazeuse est réalisé sur mousse de polymère.

Il existe différents types de préleveurs qui diffèrent principalement par le débit de prélèvement. Le choix du débit dépend des concentrations attendues sur site et des limites de quantification des techniques analytiques utilisées. Le matériau constitutif du filtre (quartz, PTFE...) dépend de l'espèce chimique que l'on cherche à déterminer.

La 4^{ème} directive fille (Directive 2004/107/CE) fixe les valeurs limites et impose la mesure des concentrations des métaux As, Cd et Ni et de HAP dans l'air ambiant. La mise en application de cette directive a été accompagnée lors de nombreux travaux réalisés notamment par le Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air (LCSQA) et visant à garantir la qualité des résultats de mesure. Ces travaux ont consisté en la validation de méthodes de prélèvement et d'analyse, la rédaction de guides méthodologiques (Alleman 2006), l'élaboration de stratégies de mesure (LCSQA 2007). Pour les métaux, la méthode de référence est la EN 14902 (NF EN 14902 2005). Les HAP font, quant à eux, l'objet d'un projet de norme CEN PR EN 15549 pour le benzo(a)pyrène (CEN PR EN 15549).

3.2.1.3 MESURE DES RETOMBÉES ATMOSPHERIQUES AUTOUR DES SITES

La mesure des retombées atmosphériques permet d'évaluer les dépôts des particules sédimentables, à savoir celles ayant un temps court de résidence dans l'atmosphère et susceptibles de se déposer sur les sols. Ces retombées sont mesurées grâce à des collecteurs de précipitation. Les quantités des espèces organiques et des éléments métalliques mesurées dans ces collecteurs sont alors rapportées à la surface de dépôt dans le collecteur et au temps d'exposition de celui-ci, afin d'obtenir une valeur par mètre carré et par jour. Le protocole associé, incluant le choix des points d'échantillonnage, le choix et la préparation des collecteurs et le traitement des échantillons pour l'analyse des métaux et des polluants organiques est décrit dans une norme française (NF X 43-014 2003).

3.2.1.4 MESURE DES PARTICULES EN HYGIENE PROFESSIONNELLE

3.2.1.4.1 FRACTIONS GRANULOMETRIQUES PRELEVEES

Les conventions de prélèvement utilisées en hygiène professionnelle font référence aux fractions inhalable (PM_{100}), thoracique (PM_{10}) et alvéolaire ($PM_{4,5}$) décrites dans la norme NF ISO 7708 (1996) (NF ISO 7708 1996), fractions différentes des PM_{10} et $PM_{2,5}$ usuellement considérées dans l'air ambiant (cf. Figure 7). Les PM_{10} restent néanmoins assimilables aux poussières prélevées selon la convention thoracique (NF EN 12341 1999).

Conventions de prélèvements des particules

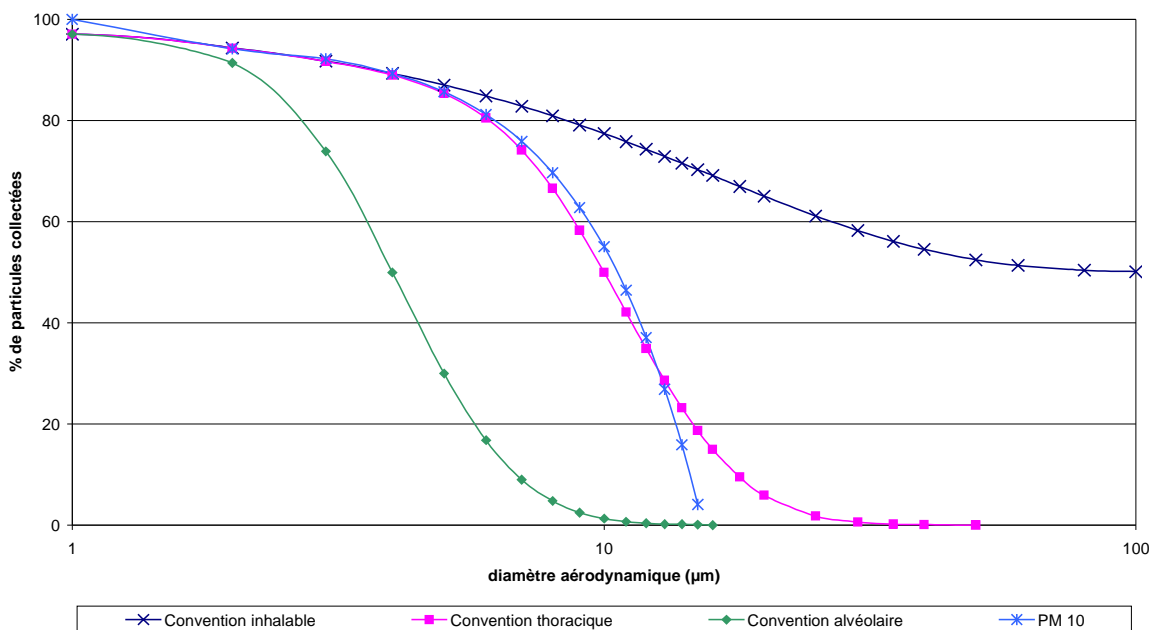


Figure 7 : Conventions de prélèvement des particules (INERIS 2004)

3.2.1.4.2 DETERMINATION DES CONCENTRATIONS

Les concentrations en particules (ou poussières) sont déterminées par gravimétrie après prélèvement de la fraction souhaitée sur un média (filtre ou mousse, selon le type de préleveur utilisé).

➤ *Poussières inhalables*

Les prélèvements de poussières inhalables doivent être réalisés selon les prescriptions de la norme NF X 43-257 (NF X 43-257 1988). La méthode la plus couramment utilisée consiste à relier une pompe individuelle de prélèvement à une cassette porte-filtre fermée contenant un filtre.

Le recours à un prélèvement selon la méthode de la coupelle rotative est également envisageable en utilisant un CIP 10 équipé d'une tête de prélèvement inhalable. Cependant cette technique n'est pas normalisée.

➤ *Poussières alvéolaires*

Deux normes proposent des protocoles pour le prélèvement de la fraction alvéolaire d'un aérosol :

- la norme NF X 43-259 (NF X 43-259 1990) : la méthode de prélèvement décrite dans cette norme consiste à relier une pompe individuelle de prélèvement à une cassette porte-filtre contenant un filtre, précédée d'un cyclone 10 mm permettant la sélection de la fraction alvéolaire ;
- la norme NF X 43-262 (NF X 43-262 1990) par la mise en œuvre de la méthode de la coupelle rotative. Cette norme peut être appliquée en utilisant un CIP 10 équipé d'une tête de prélèvement alvéolaire.

3.2.1.4.3 VALEURS LIMITES POUR LES POUSSIÈRES SANS EFFETS SPÉCIFIQUES

La surveillance du taux d'empoussièrement en milieu professionnel, à l'exception des industries extractives, est régie par le décret du 07 décembre 1984 (article R. 232-5-5 du code du travail) Il n'existe aucune réglementation spécifique associée aux filières de traitement de déchets.

Il fixe les valeurs limites suivantes pour des périodes de 8 heures :

- poussières inhalables : 10 mg/m^3 ;
- poussières alvéolaires : 5 mg/m^3 .

Ces valeurs ne concernent que les poussières dites sans effet spécifique, à savoir celles qui ne sont pas en mesure de provoquer seules sur les poumons ou sur tout organe ou système du corps humain d'autres effets que celui de surcharge.

3.2.2 METHODES NON NORMALISEES

3.2.2.1 IMPACTEUR BASSE PRESSION A DETECTION ELECTRIQUE (ELPI)

L'impacteur ELPI (*Electrical Low Pressure Impactor*) combine le prélèvement par impaction à la détection électrique des particules. Il permet de déterminer en temps réel la granulométrie de l'aérosol sur un large spectre de tailles (en général de $0,03 \mu\text{m}$ à $10 \mu\text{m}$). La sélection des particules les plus fines ($< 0,1 \mu\text{m}$) est réalisée en atmosphère basse pression. L'ELPI peut être utilisé pour réaliser des mesurages à l'émission et dans l'air ambiant. Il a été mis en œuvre lors de l'étude GAEC pour caractériser la granulométrie à l'émission d'aérosols de cimenterie (Fraboulet, Chaucherie et al. 2006).

3.2.2.2 ANALYSEUR DE MOBILITE ELECTRIQUE (SMPS)

La mobilité électrique d'une particule chargée est une grandeur physique qui la caractérise en fonction de sa charge électrique, de son diamètre et de sa traînée aérodynamique. La mobilité électrique d'une particule est proportionnelle à son diamètre. Il est par conséquent possible de la sélectionner en fonction de ce paramètre.

Le SMPS (*Scanning Mobility Particle Sizer*) permet ainsi de s'intéresser aux particules de diamètre inférieur à $0,5 \mu\text{m}$. Il permet de réaliser des mesures en ligne et d'obtenir une résolution granulométrique très importante. Il a été mis en œuvre lors d'une étude allemande de caractérisation de la granulométrie d'aérosols issus de l'incinération de déchets (Maguhn, Zimmermann et al. 2000), ainsi que dans le programme GAEC (Fraboulet, Chaucherie et al. 2006), en comparaison d'un ELPI pour la caractérisation d'aérosols de cimenterie.

3.2.2.3 TEOM 7000

La technique de microbalance, très utilisée pour la caractérisation des concentrations de PM dans l'environnement, a été adaptée pour permettre la mesure en continu des concentrations de particules à l'émission de sources industrielles. Cette technique a été testée avec succès pour la mesure des particules totales (Burgher and Erich G. Rupprecht 2002 ; Chaucherie and Gonnet 2003). D'autres tests ont été réalisés pour la mesure des fractions PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$, mais les résultats de ces tests n'ont pas été aussi concluants que pour la mesure des particules totales (Chaucherie, Fraboulet et al. 2007).

3.2.2.4 TECHNIQUES OPTIQUES

Le principe utilisé par les techniques optiques est celui de la dispersion d'une lumière incidente d'intensité I_0 par une ou plusieurs particules. La quantité de lumière I diffusée à un angle θ est alors mesurée par un néphélomètre ou un photomètre (cf. Figure 8).

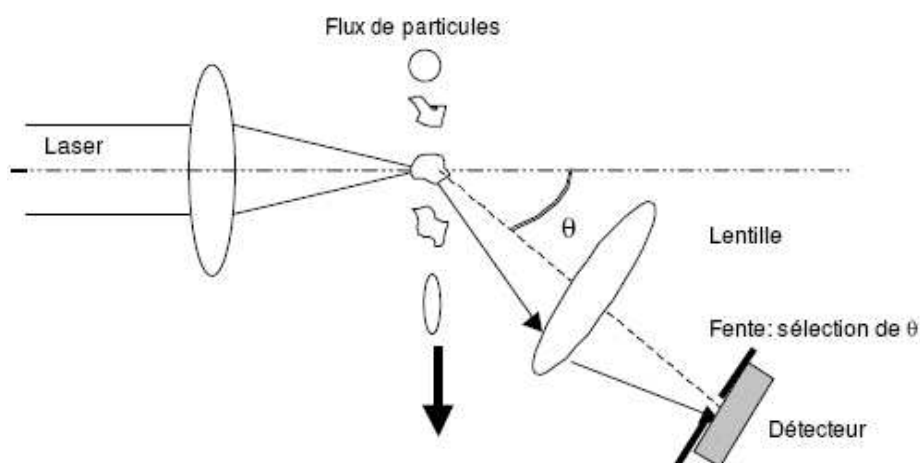


Figure 8 : Schéma de principe des techniques optiques

La quantité de lumière diffusée est proportionnelle à l'intensité incidente, au diamètre optique et à la concentration en nombre de particules. La concentration massique en particules est alors déterminée en faisant l'hypothèse que les particules mesurées sont sphériques et en attribuant une valeur de densité constante aux différentes fractions granulométriques de l'aérosol.

Ces techniques fournissent non pas une mesure réelle de la concentration massique, mais une estimation qui dépend de la masse volumique de l'aérosol. Ce type de technique a été mis en œuvre pour caractériser l'exposition des populations au voisinage d'un site de compostage (Déportes, Zmirou et al. 1997 ; INERIS 2007).

3.2.2.5 MESURE DES HAP PARTICULAIRES EN CONTINU

Il est possible d'analyser en continu la concentration totale en HAP particulaires dans un effluent ou dans l'air ambiant. Cette analyse est basée sur l'ionisation photoélectrique des poussières. Les HAP adsorbés à la surface des particules sont sensibles à la photo-ionisation. Une particule sur laquelle des HAP seraient adsorbés et qui serait soumise à un faisceau UV d'énergie suffisante, émet un photoélectron et devient chargée positivement. Le courant électrique associé est alors mesuré par un électromètre. Ce principe est mis en œuvre dans la technique EcoChem-PAS 2000. Cette méthode fournit la concentration totale en HAP particulaires, mais ne permet pas d'identifier les composés présents ni leur contribution relative à la concentration totale.

3.2.2.6 ANALYSES MINERALOGIQUES

Des techniques d'analyses minéralogiques permettent de caractériser la composition chimique des particules. La diffraction rayon X a notamment été mise en œuvre pour caractériser les retombées de poussières dans l'environnement d'une cimenterie dans le but de différencier les poussières d'origine industrielle de celles d'origine naturelle (Bengamra, Oujidi et al. 2006). L'analyse par activation neutronique instrumentale (INAA) et l'analyse par émission de rayons X induite par particules chargées (PIXE) permettent l'analyse multi-élémentaire de poussières.

Une étude portugaise (Freitas, Almeida et al. 2003) concernant la caractérisation des éléments traces dans les PM_{10} et $PM_{2,5}$ a comparé ces deux techniques pour la détermination des concentrations de fer, potassium et zinc. Cette étude a montré que les résultats obtenus par les deux techniques étaient plus homogènes pour les $PM_{2,5}$ que pour les PM_{10} . Les techniques XPS (Spectroscopie rayon X par photoélectron) et ESEM (microscopie environnementale à balayage) ont également été mises en œuvre lors d'une étude en partie réalisée à l'INERIS (Pavageau et al, 2004) et consistant à caractériser les émissions d'éléments métalliques issues d'un pilote de combustion fonctionnant au fioul enrichi.

3.2.3 SYNTHÈSE SUR LES MÉTHODES DE CARACTÉRISATION DES AÉROSOLS

Le Tableau 5 présente une synthèse des techniques pouvant être mises en œuvre pour caractériser les aérosols émis par ou présents dans l'environnement des sites de traitement de déchets.

Tableau 5 : Synthèse des techniques disponibles pour caractériser les aérosols

Paramètre	Technique	Contexte	Norme associée
Particules totales	Prélèvement sur filtre couplé à une détermination de l'indice pondéral au laboratoire	Emission	NF EN A3284-1 NF X44-052 Method US EPA 5
Particules totales en continu	TEOM 7000	Emission	
Concentration massique des fractions granulométriques	Prélèvement sur filtre par impaction manuelle	Emission Environnement du site	Projet de norme en cours pour les PM ₁₀ et PM _{2,5} à l'émission de sources fixes PR NF EN ISO 23210-1
	Prélèvement sur filtre (PM ₁₀ , PM _{2,5})	Environnement du site	EN 12341, méthode de référence
	Prélèvement sur filtre (fraction inhalable, fraction alvéolaire)	Hygiène professionnelle	Poussières inhalables : NF X 43-257 Poussière alvéolaires : NF X 43-259
	Méthode de la coupelle rotative fraction inhalable, fraction alvéolaire)	Hygiène professionnelle	Poussière alvéolaires : NF X 43-262
Concentration massique des fractions granulométriques en continu	Impaction électrique basse pression	Emission Environnement du site	
	TEOM 7000	Emission	
	TEOM Air Ambient	Environnement du site	EN 12341, procédure de démonstration d'équivalence à la méthode de référence en cours
	Jauge β	Environnement du site	EN 12341, procédure de démonstration d'équivalence à la méthode de référence en cours
	Techniques optiques	Environnement du site	
Granulométrie en nombre	Impaction électrique basse pression	Emission Environnement du site	
	Analyseur de mobilité électrique	Emission Environnement du site	
	Techniques optiques	Environnement du site	
Caractérisation des espèces chimiques HAP, PCDD/F, PCB dioxin Like	Prélèvement sur filtre (phase particulaire) et résine (phase gazeuse) couplé à analyse différée au laboratoire (extraction, purification sur colonne, analyse par chromatographie liquide ou gazeuse)	Emission Environnement du site	Normes émissions : Méthode US EPA 23 NF EN 1948-1,2,3,4 2006 NF X 43-025 1998 NF X 42-329 Normes air ambiant CEN PR EN 15549
	Prélèvement des retombées atmosphériques (particules sédimentables) par jauge de dépôt couplé à analyse différée au laboratoire (extraction, purification sur colonne, analyse par chromatographie liquide ou gazeuse)	Environnement du site	NF X 43-014 2003

Paramètre	Technique	Contexte	Norme associée
	Caractérisation des HAP particulaire totaux en continu	Emission	
	Prélèvement par impaction des fractions granulométriques couplé à analyse différée au laboratoire (extraction, purification sur colonne, analyse par chromatographie liquide ou gazeuse)	Emission Environnement du site	
Caractérisation des éléments métalliques	Prélèvement sur filtre (phase particulaire) et solution d'absorption (phase gazeuse) couplé à analyse différée au laboratoire (digestion acide, analyse par ICP, AAS)	Emission Environnement du site	Normes émissions : Méthode US EPA 29 NF EN ISO 1185 1998 Norme Air Ambient : EN 14902
	Prélèvement des retombées atmosphériques (particules sédimentables) par jauge de dépôt couplé à analyse différée au laboratoire) couplé à analyse différée au laboratoire (digestion acide, analyse par ICP, AAS)	Environnement du site	NF X 43-014 2003
	Prélèvement par impaction des fractions granulométriques couplé à analyse différée au laboratoire) couplé à analyse différée au laboratoire (digestion acide, analyse par ICP, AAS)	Emission Environnement du site	

3.2.4 HIERARCHISATION DES TECHNIQUES EN TERME DE FIABILITE DES RESULTATS

Il est difficile d'établir une hiérarchisation de ces méthodes puisque qu'elles n'ont pas été comparées entre elles pour des sources et/ou des environnements communs. Cependant, on peut mentionner le fait que les méthodes normalisées ont fait l'objet de travaux de validation et sont régulièrement contrôlées par des essais d'intercomparaison. Il est donc possible d'attribuer une incertitude aux résultats qu'elles fournissent. Les normes européennes exigent des caractéristiques minimales, une incertitude maximale limitée et sont validées. Elles font en effet l'objet d'inter-comparaison permettant d'apprécier la répétabilité et la reproductibilité de la méthode. Les méthodes normalisées sont donc en général plus fiables que les méthodes émergentes puisque le recul sur les techniques émergentes est limité.

Les méthodes non normalisées ou émergentes peuvent parfois s'avérer plus adaptées aux besoins d'une étude que les méthodes normalisées. Elles permettent, par exemple, d'accéder à une grandeur non mesurée de manière réglementaire ou de réaliser de la mesure en continu là où les techniques normalisées proposent une approche intégrative. Enfin, certaines sont plus simples à mettre en œuvre en terme logistique. Elles peuvent donc dans des cas spécifiques être utilisées de manière alternative aux méthodes normalisées. Il convient cependant d'être conscient de leurs limites et de s'assurer que celles-ci sont compatibles avec les objectifs de l'étude.

D'une manière générale, l'incertitude d'une méthode est une combinaison des incertitudes des différentes étapes successives. On peut penser qu'une méthode présentant un nombre d'étapes limité aura tendance à avoir une incertitude associée plus faible qu'une méthode présentant un plus grand nombre d'étapes. Les méthodes de caractérisation directe des aérosols, à l'émission ou dans l'environnement, apparaissent donc en première approche plus précises que les méthodes indirectes associant métrologie, modèle de dispersion et traitement statistique.

3.3 DONNEES DE CARACTERISATION PHYSICO-CHIMIQUE

Les données de caractérisation physico-chimique extraites de la littérature ont été classées par type d'installation et de paramètres étudiés.

3.3.1 INCINERATION ET CO-INCINERATION

3.3.1.1 A L'EMISSION

Un nombre important d'études de caractérisation des émissions canalisées ont été réalisées dans les secteurs de l'incinération et de la co-incinération. Cependant, ces études concernent principalement la caractérisation chimique des émissions. Dans le cas des espèces organiques, cette caractérisation a généralement été réalisée dans les phases gazeuse et particulaire combinées ; la répartition des espèces entre les phases ou dans les fractions granulométriques n'est alors pas précisée.

Une seule étude mentionne la caractérisation d'espèces organiques (HAP) dans les fractions granulométriques (Manoli, Kouras et al, 2004). En ce qui concerne les métaux, plus de données de caractérisation dans les fractions granulométriques sont disponibles. Ces données ont été obtenues en couplant le prélèvement par impaction à l'analyse chimique. Les données présentées sont hétérogènes tant sur le plan des espèces analysées (HAP cancérigènes ou non, PCB *dioxin like* ou indicateurs) que s'agissant des unités utilisées pour l'expression des résultats (masse par m³, masse par masse de poussière, masse/h...), ce qui rend délicate toute exploitation en vue d'une comparaison.

Cinq études (Yoo, 2002 ; Chaucherie, 2007 ; Baroutian, 2006 ; Ehrlich, 2001 ; Geuke, 2001) mentionnent des résultats de détermination des concentrations massiques des fractions granulométriques ; ces données ont été obtenues par impaction manuelle.

Seules trois études (Chaucherie, 2007; Ehrlich, 2001; Maguhn, 2000) ont concerné la détermination de la granulométrie en nombre dans la fraction des particules les plus fines ($d < 1 \mu\text{m}$).

Les données disponibles sont synthétisées dans le Tableau 6 et le Tableau 7.

Légende des Tableau 6 et Tableau 7 :

* usine d'incinération de déchets municipaux équipée de différents systèmes de traitement

** usine d'incinération de boues d'épuration équipée de différents systèmes de traitement

*** usine d'incinération de déchets médicaux équipée de différents systèmes de traitement

Tableau 6 : Résultats de caractérisation physico-chimique pour les installations d'incinération, mesures à l'émission

Référence	Installation	Paramètre	Technique / Méthode	Résultats
(Ikonomou, Sather et al. 2002)	Incinération de déchets municipaux*	PCB DL ng TEQ _{WHO-12} /m ³ ₀	US EPA méthode 23	1.10 ⁻² -4,9
(Dyke, Foan et al. 2003)	Incinération de déchets municipaux*	PCB DL ng TEQ _{WHO-12} /m ³ ₀	US EPA méthode 23	5.10 ⁻⁵ -5,1
		PCDD/F ng I-TEQ/m ³ ₀		0,004-63,5
	Incinération de boues d'épuration**	HAP(μg/m ³ ₀)		3,8-8,3
		PCB DL ng TEQ _{WHO-12} /m ³ ₀		<0,012
	Incinération de déchets médicaux***	HAP(μg/m ³ ₀)		8,9-10,7
		PCB DL ng TEQ _{WHO-12} /m ³ ₀		7.10 ⁻⁵ -0,02
		PCDD/F ng I-TEQ/m ³ ₀		0,97
(Chang and Lee 1998)	Incinération de déchets municipaux*	PCDD/F ng I-TEQ/m ³ ₀	US EPA méthode 23	2,4-24
(Oh, Choi et al. 2006)	Incinération de déchets municipaux*	PCDD/F ng I-TEQ/m ³ ₀	US EPA méthode 23	36,5
(Chang, Huang et al. 2000)	Incinération de déchets municipaux*	Métaux lourds concentration totale	US EPA méthode 29/Impaction	
		Pb (mg/m ³ ₀)		3-26
		Zn (mg/m ³ ₀)		1-2
		Cu (mg/m ³ ₀)		13-260
		Métaux lourds répartition dans fraction granulométrique		
		Pb (% d < 5μm)		80-96
		Zn (% d < 5μm)		75-92
		Cu (% d < 5μm)		75-94
		TSP(mg/m ³ ₀)		1-19 (à 10 % d'O ₂)
(Yuan, Lin et al. 2005)	Incinération de déchets municipaux*	Métaux lourds concentration totale	US EPA méthode 29/ Impaction	
		Hg (μg/m ³ ₀)		3-15
		Pb (mg/m ³ ₀)		2.10 ⁻² -2.10 ⁻¹
		Cd (mg/m ³ ₀)		3.10 ⁻³ -6.10 ⁻³
		Zn (mg/m ³ ₀)		1.10 ⁻¹ -5.10 ⁻¹
		Cu (mg/m ³ ₀)		7.10 ⁻³ -3.10 ⁻²
		Cr (mg/m ³ ₀)		1.10 ⁻² -3.10 ⁻²
		TSP(mg/m ³ ₀)		24-53 (à 10 % d'O ₂)

Référence	Installation	Paramètre	Technique / Méthode	Résultats
(Yoo, Kim et al. 2002)	Incinération de déchets municipaux*	Cd ($\mu\text{g}/\text{m}^3_0$)	Impaction	17-8528
		Mn ($\mu\text{g}/\text{m}^3_0$)		14-398
		Cr ($\mu\text{g}/\text{m}^3_0$)		9-4389
		Pb ($\mu\text{g}/\text{m}^3_0$)		129-18323
		Zn ($\mu\text{g}/\text{m}^3_0$)		363-18680
		Cu ($\mu\text{g}/\text{m}^3_0$)		20-4140
		Pb (% d < 2,5 μm)		89-98
		Cd(%d < 2,5 μm)		74-97
		Zn(%d < 2,5 μm)		81-97
		Cu (%d < 2,5 μm)		84-98
		Cr (%d < 2,5 μm)		41-97
		Mn (%d < 2,5 μm)		4-94
		PM ₁₀ (mg/m ³ ₀)		7-39
		TSP(mg/m ³ ₀)	US EPA méthode 5	11-135
(Krasenbrink, Hummel et al. 2000)	Incinération de déchets municipaux*	TSP(mg/m ³ ₀)		0,2-2,3
(Chaucherie, Fraboulet et al. 2007)	Incinération de déchets municipaux*	TSP(mg/m ³ ₀)	Méthode de référence	<1,3
		PM ₁₀ (mg/m ³ ₀)	Impaction	<1,3
		PM _{2,5} (mg/m ³ ₀)		<1,3
		PM ₁ (mg/m ³ ₀)		<1,1
		Proportion des fractions :		
		PM ₁₀		98-100 %
		PM _{2,5}		97-98 %
		PM ₁		84-87 %
		Granulométrie : concentration en nombre (dN/dD)	Granulométrie en ligne SMPS ELPI	Max 1.10 ³ -1.10 ⁴ à d < 0,2 μm
(Guide EPER FNADE)	Incinération de déchets non dangereux	8 HAP		1,18-1,8 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$
(Werner Tiler et al, 2005)	Incinération d'ordures ménagères	PCB DL ng I-TEQ _{WHO} /Nm ³		0,053
		Contribution à la toxicité I-TEQ totale		3 %
(ABAD et al, 2005).		PCB DL ng I-TEQ _{WHO} /Nm ³		0,048 ng _{TEQ} /Nm ³
		Contribution à la toxicité I-TEQ totale		12 %

Tableau 7 : Résultats de caractérisation physico-chimique pour les installations de co-incinération, mesures à l'émission

Référence	Installation	Paramètre	Technique / Méthode	Résultats
(Manoli, Kouras et al. 2004)	Co-incinération	HAP : (13 composés) ng/mg de particules (6 cancérigènes) ng/mg de particules		20-104 4-16
(Schuhmacher, Domingo et al. 2004)	Co-incinération	PCDD/Fs (g/h)		3.10 ⁻⁵
		Métaux lourds dans la phase particulaire :		
		As (kg/h)		2
		Cd(kg/h)		4
		Cr(kg/h)		5
		Hg(kg/h)		1
		Ni(kg/h)		9
		Pb(kg/h)		44
		Zn(kg/h)		26
		PM ₁₀ (kg/h)	Impaction	33
(Chow, Watson et al. 2004)	Co-incinération	Métaux lourds contribution à la fraction PM _{2,5}	Prélèvement par impaction	
		Cr %		0,01
		Mn %		0,1
		Ni %		0,02
		Cu %		0,02
		Zn %		0,4
		Cd %		0,005
		Hg %		0,002
		Pb %		0,06

Référence	Installation	Paramètre	Technique / Méthode	Résultats
(Fraboulet, Chaucherie et al. 2007)	Co-incinération	PM ₁₀ (mg/m ³) PM _{2,5} (mg/m ³) PM ₁ (mg/m ³)	Impaction	28-50 19-40 26-35
(Baroutian, Mohebbi et al. 2006)	Co-incinération	Granulométrie : proportion des fractions granulométriques PM ₁₀ PM _{2,5} PM ₁	Impaction	88-96 % 61-85 % 72-74 %
(Ehrlich 2001)	Co-incinération	Granulométrie : concentration en nombre (dN/dlogD)	Granulométrie en ligne SMPS ELPI	Max 7.10 ⁵ -1,4.10 ⁶ à d = 0,2 µm
(Baroutian, Mohebbi et al. 2006)	Co-incinération	PM ₁₀ (mg/m ³) PM _{2,5} (mg/m ³) PM ₁ (mg/m ³)	Impaction	180-200 110-120 30
(Ehrlich 2001)	Co-incinération	Granulométrie : proportion des fractions granulométriques PM ₁₀ PM _{2,5} PM ₁	Impaction	96-100 % 69-82 % 39-53 %
(Geueke 2001)	Co-incinération	Granulométrie : proportion des fractions granulométriques PM ₁₀ PM _{2,5}	Impaction	62 % 40-42 %

3.3.1.2 DANS L'ENVIRONNEMENT DU SITE

Peu de données de caractérisation des aérosols dans l'environnement proche des sites d'incinération et de co-incinération sont disponibles. La plupart des études s'intéressent à la caractérisation chimique. Quelques-unes ont pour objectif de quantifier les émissions diffuses d'un site (Abdul-Wahab 2006, Baroutian, Mohebbi et al. 2006) ou d'évaluer la contribution de différentes sources (Chow, Watson et al. 2004). Les données disponibles sont rapportées dans le Tableau 8.

Les données présentées ont été obtenues par prélèvement sur filtres suivi d'analyse chimique ou minéralogique. Les résultats sont ainsi plus homogènes que ceux issus de la caractérisation des émissions, car ils sont tous exprimés dans le même système d'unité, à savoir celui dans lequel les mesures réglementaires de ces composés dans l'air ambiant sont exprimées.

Tableau 8 : Résultats de caractérisation physico-chimique pour les installations d'incinération et de co-incinération, mesures dans l'environnement

Référence	Installation	Paramètre	Technique	Résultat
(Hu, Chao et al. 2003)	Incineration déchets	Métaux dans TSP(ng/m^3)	Préleveur sur filtre	Cu (ng/m^3) 100-595 Zn (ng/m^3) 225-333 Pb (ng/m^3) 79-112 Cr (ng/m^3) 3-14 Ni (ng/m^3) 7-23 As (ng/m^3) 4-18 Cd (ng/m^3) 3-13 Hg (ng/m^3) 0,07-13
(Freitas, Pacheco et al. 2004)	Incineration déchets municipaux	Métaux dans $\text{PM}_{2,5}$	Préleveur sur filtre INAA, PIXE	Pb (ng/m^3) < 30 Ni (ng/m^3) < 12 As (ng/m^3) < 1,5 Hg (ng/m^3) < 0,25
(Besombes, Maitre et al. 2001)	Incineration déchets	HAP	Préleveur sur filtre	11 composés (ng/m^3) 4-63
(Oh, Choi et al. 2006)	Incineration déchets	PCDD/Fs pg I-TEQ / m^3		0,2-1,2
(Mao, Chen et al. 2007) et (Mao, Chen et al. 2007)	Incineration déchets médicaux	PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) $\text{PM}_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) Ratio $\text{PM}_{2,5}/\text{PM}_{10}$ Répartition granulométrique des HAP	Préleveur sur filtre	15-70 10-60 > 70 % dans PM_{10} 15 composés (ng/m^3) < 1,6 dans $\text{PM}_{2,5}$ 15 composés (ng/m^3) < 1,3
(Querol, Zhuang et al. 2006)	Co-incinération	PM_{10} Métaux	Préleveur sur filtre	Emissions de co-incinération et sidérurgie contribuent globalement pour 34 % des concentrations massiques de PM_{10} en un point situé sous le vent
(Abdul-Wahab 2006)	Co-incinération	TSP($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Préleveur sur filtre	197-424

3.3.2 COMPOSTAGE ET STOCKAGE

Peu de données concernant la seule caractérisation physico-chimique des particules sur les sites de compostage et de stockage sont disponibles. Ces données sont rapportées dans le Tableau 9 pour le compostage et le Tableau 10 pour le stockage. S'agissant spécifiquement des biocontaminants aéroportés, les données, nettement plus nombreuses, font l'objet d'un chapitre spécifique au 3.4.

A noter que l'INERIS a réalisé en 2005-2006 une étude financée par l'ADEME et le ministère de l'écologie sur l'exposition à différents polluants (particules, métaux lourds, PCB dans les retombées atmosphériques, composées soufrés) des personnes au voisinage d'un site ouvert de compostage de boues et déchets verts (INERIS 2007). Une seconde étude, également financée par l'ADEME et le ministère de l'écologie, traitant de la caractérisation des concentrations en particules dans l'air ambiant d'un site ouvert de compostage de déchets verts, est en cours à l'INERIS.

Tableau 9 : Résultats de caractérisation physico-chimique pour les installations de compostage

Référence	Installation	Paramètre	Technique	Résultat
(Miquel 2003)	Non précisé	Métaux ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Cd < 0,05 Cr < 5 Cu < 0,05 Ni < 1 Pb < 4
	Site compostage fermé	PCDD/F (mg/m^3)		0,03-0,05
	Site compostage ouvert	TSP(mg/m^3)		Phase statique 2-10 Phase dynamique 50-100
	Site compostage ouvert	Granulométrie	APS 1000	0,3 < d < 0,5 12 % 0,5 < d < 1 49 % 1 < d < 5 37 % d > 5 3 %
(Déportes, Zmirou et al. 1997)	Site compostage ouvert	PM ₅ (mg/m^3)	Technique optique	0.4
(INERIS 2007)	Site ouvert compostage boues-déchets verts	Retombées atmosphériques : PCB ($\text{pg I-TEQ}/\text{m}^2/\text{j}$)	Collecteur de précipitations	0,2-213
		métaux ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{j}$)		Cd < 0,5 Ni < 5 Pb < 30
		Concentrations de métaux dans l'air ambiant (ng/m^3)	Préleveur sur filtre	Cd < 1 Ni < 1 Pb < 12
		Répartition des fractions granulométriques en pourcentage par rapport au total	Méthode optique	d < 1 μm : 2-14 % 1 < d < 2,5 μm : 4-33 % 2,5 < d < 10 μm : 35-45 % d > 10 μm : 19-49 %
(Tolvanen 1999)	Compostage en tunnel, Finlande, 4 points de mesure : hall, salle de contrôle, tunnel de compostage et cabine de la pelle	(mg/m^3)	Impaction	< 5
(Tolvanen, Nykanen et al. 2005)	Déchets organiques de ménages, restauration collective et magasins d'alimentation			0,6-0,7 (toute localisation)

Tableau 10 : Résultats de caractérisation physico-chimique pour les installations de stockage

Référence	Installation	Paramètre	Technique	Résultat
(Krauthacker, Herceg Romanié et al, 2006)	Site de stockage	PCDD/F (ng I-TEQ /m ³)		9.10 ⁻³ -0,1
(Feldmann, Hirner et al, 1995)	Analyse du biogaz, site de stockage	Métaux (µg/m ³)		Cd < LQ Pb : 0,01-0,03 Se : 0,003-0,004 Hg : 0,05-0,13 As : 16-49
(Hours et al, 2001)	2 sites de stockage	Métaux particulaires dans le biogaz (µg/m ³)		Cd < LQ Cr < LQ-14 Cu : 9-44 Fe : 79-180 Mn < LQ-4 Ni < LQ-10 Pb < LQ-14 Zn : 520-1326 Se : 0,003-0,004 Hg < LQ-0,2 As < LQ-10
		Caractérisation chimique de l'air ambiant (mg/m ³)		TSP < 7,5 Particules alvéolaires < 0,43 Pb < 0,0015 Mn < 0,002 Ni < 0,0001 Cr < 0.0016 Cd < 6.10 ⁻⁶ HAP < 7.10 ⁻⁵ B(a)P < 8,4.10 ⁻⁶
(INERIS, 2002)	Analyse du biogaz, site de stockage	Métaux (µg/m ³)		Cd < LQ Cu : 1,9 Mn : 1,7 Ni : 2,9 Pb : 4,4 Zn Se < LQ Hg < LQ As : 16
		Somme de 16 HAP (µg/m ³)		91
(INERIS, 1999)	Analyse des émissions des torchères	PCDD/F (ng I-TEQ /Nm ³)		9.10 ⁻³ -2.10 ⁻²

3.4 CAS DES BIOAEROSOLS

3.4.1 METHODES DE MESURE

Dans l'atmosphère des lieux de travail, il existe deux normes pour l'échantillonnage et l'analyse des bioaérosols (Duquenne et Greff-Mirguet, 2005) :

- NF EN 13098 (2000) pour le mesurage des microorganismes dans l'air ;
- NF EN 14031 (2003) pour le mesurage des endotoxines.

Il n'existe pas de méthode normalisée pour les mesures dans l'environnement.

Plusieurs méthodes et appareillages permettent d'échantillonner les bioaérosols :

- l'impaction² sur gélose ou dans un liquide ;
- la filtration ;
- l'impingement³.

L'analyse peut être réalisée selon différentes méthodes : microscopie à épifluorescence, culture sur milieu gélosé, biologie moléculaire (*Polymerase Chain Reaction* : PCR), dosages spécifiques pour certains constituants cellulaires (endotoxines, ergostérols fongiques). Un effort de standardisation des méthodes de mesurage est encore nécessaire pour pouvoir comparer les résultats. L'absence de valeurs de référence internationalement reconnues rend difficile l'interprétation des résultats. Pour de plus amples détails sur le mesurage, on se reportera à l'étude RECORD (Hours, 2003).

3.4.2 INCINERATION

La recherche bibliographique a permis de sélectionner deux études supplémentaires par rapport aux quatre études décrites dans le rapport RECORD (Hours 2003) (Rahkonen, 1992 ; Poulsen 1995 ; Parat 1998 ; Hours 1998), confirmant le très faible nombre d'études concernant les UIOM et la problématique « bioaérosols ». Il est donc difficile, en l'état, de connaître de manière satisfaisante la pollution biologique de ce type d'activité.

Une étude allemande (Stahmer et Neumann, 2004) a mesuré les concentrations en poussières et agents biologiques de différentes zones de travail sur 7 installations d'incinération. Les zones les plus exposées incluent la zone de déchargement et la chute des déchets dans la fosse. Les niveaux les plus élevés en agents biologiques ont été mesurés dans la fosse (champignons : $1,5 \cdot 10^6$ UFC/m³ ; poussières inhalables : jusqu'à 40 mg/m³). Des niveaux élevés en substances biologiques ont également été mesurés lorsque le four était ventilé à partir de l'air de la fosse.

Une étude finlandaise (Tolvanen 2005) a porté sur une usine d'incinération municipale traitant des biodéchets résiduels issus du pré-traitement des ordures ménagères. Les concentrations en bactéries dont les actinomycètes, champignons, endotoxines et poussières ont été mesurées dans 3 zones de travail : zone de combustion, zone de broyage et cabine de grue. Les échantillons ont été collectés de 1998 à 2001. Les mesures des espèces mésophiles et thermophiles ont été réalisées avec un impacteur 6 étages et en utilisant la méthode CAMNEA (*Collection of Airborne Micro-organisms of Nucleopore filters, Estimation and Analysis*). Les mesures d'endotoxines ont été réalisées par dosage LAL (lysate d'amaebocyte de limule). Les concentrations les plus élevées ont été mesurées au niveau de la zone de broyage (champignons viables mésophiles : $6,7 \cdot 10^3$ à $6,2 \cdot 10^4$ UFC/m³ ; bactéries viables mésophiles : $1,3 \cdot 10^4$ à $2,2 \cdot 10^5$ UFC/m³ ; actinomycètes viables mésophiles : 280 à $2,5 \cdot 10^4$ UFC/m³). Les concentrations dans les deux autres zones étaient nettement moins élevées. De 65 à 81 % des agents viables mesurés avaient une granulométrie inférieure à 5 µm. Le genre des champignons a été analysé : les plus courants dans les 3 zones sont *A. fumigatus* et *Penicillium* spp.. On note également la présence significative de *Cladosporium* dans la zone de broyage. En ce qui concerne les endotoxines, les concentrations les plus élevées sont également relevées au niveau de la zone de broyage avec des niveaux de 1 300 à 4 700 ng/m³ (0,1 à 100 ng/m³ dans les autres zones). Les concentrations en poussières dans la zone de broyage variaient de 1 à 13,7 mg/m³, alors que les concentrations étaient très faibles (moyenne arithmétique de 0,2 à 0,4 mg/m³) dans les autres zones.

² collecte de particules en suspension dans l'air accélérées à travers une buse ou un orifice sur une surface par effet d'inertie

³ combinaison de l'impaction sur une surface et de la dispersion qui s'ensuit dans un milieu liquide

En résumé, les résultats de ces nouvelles études confortent ceux déjà mis en évidence à savoir :

- une pollution particulaire significative caractérisant l'activité d'incinération pour les postes de travail les plus exposés (zone de déchargement, de broyage...);
- la présence en quantité importante de champignons, principalement des espèces à fort pouvoir allergène;
- un marquage biologique de tous les postes de travail avec des niveaux plus élevés mesurés au niveau des zones de déchargement et de broyage des déchets;
- des niveaux de concentration en endotoxines peu étudiés (une seule étude).

3.4.3 STOCKAGE

Cette activité a fait l'objet d'une étude bibliographique en 2004 (InVS 2004). Un chapitre traitait particulièrement de la question des microorganismes soulignant que les données disponibles étaient très peu nombreuses⁴. Un inventaire des données disponibles pour évaluer les risques sanitaires liés aux bioaérosols a également été réalisé en 2003 (Déléry 2003).

Les émissions atmosphériques d'agents biologiques proviennent essentiellement du déversement et du tassement des déchets frais dans les alvéoles en cours d'exploitation et dans une moindre mesure des fuites de biogaz et du brassage des lixiviats.

Les poussières totales ($0,5 \mu\text{m} < \varnothing < 20 \mu\text{m}$) et alvéolaires ($0,5 \mu\text{m} < \varnothing < 4,5 \mu\text{m}$) ont été mesurées dans l'étude RECORD (Hours et Perrodin, 2000). Les poussières totales ne dépassent pas 1 mg/m^3 dans l'ambiance des sites. Quant aux poussières fines, les mesures dans les ambiances de sites varient entre 3 et $340 \mu\text{g/m}^3$. Par ailleurs, un suivi dynamique des concentrations montre que les teneurs fluctuent beaucoup au cours du temps. Des pics à 2 mg/m^3 en poussières fines ont, par exemple, été mesurés dans l'ambiance d'un des sites étudiés. Les concentrations en poussières mesurées par Rahkonen en 1987 ($\varnothing > 0,8 \mu\text{m}$) varient en moyenne de 0,15 à $2,7 \text{ mg/m}^3$ avec une concentration maximale de 5 mg/m^3 mesurée dans le plus grand site de stockage en août par un temps venté. Les moyennes sur l'ensemble des sites par saison sont de $1,7 \text{ mg/m}^3$ ($n = 8$) en été, $0,2 \text{ mg/m}^3$ ($n = 7$) en automne et $0,9 \text{ mg/m}^3$ ($n = 1$) en hiver.

Les émissions de bioaérosols des alvéoles en cours d'exploitation sont caractérisées principalement par la présence de bactéries à Gram positif et de champignons représentés essentiellement par les genres *Aspergillus* et *Penicillium*.

Dans l'ambiance des sites, on retrouve généralement des concentrations de l'ordre de 10^3 - 10^5 UFC/ m^3 en bactéries et de 10^3 - 10^4 UFC/ m^3 en champignons (Déléry 2003). Des pics d'exposition supérieurs à 10^3 UFC/ m^3 ont été observés : bactéries Gram négatif au niveau des alvéoles et de la station d'épuration des lixiviats, *Aspergillus fumigatus* au niveau des alvéoles notamment lors du déchargement des déchets.

Les espèces bactériennes retrouvées dans l'air extérieur de deux centres de stockage en Pologne appartiennent principalement aux genres suivants : *Pseudomonas* spp., *Kocuria* spp., *Acinetobacter* spp., *Corynebacterium* spp., *Staphylococcus* spp. et *Rhodococcus* spp. (Lis 2004). Très peu de germes bactériens pathogènes ont été mis en évidence sur les centres de stockage (InVS 2004).

La flore fongique des centres de stockage est souvent polymorphe, mais la présence d'*Aspergillus fumigatus* peut être importante (79 % des souches isolées dans l'air d'après (Krikstaponis and Lugauskas 2001). Des pics d'*Aspergillus fumigatus* ont été mesurés par plusieurs auteurs. Les autres champignons identifiés (*Penicillium*, *Cladosporium*...) sont également des champignons allergisants.

La présence d'endotoxines dans l'air des centres de stockage de déchets ménagers et assimilés a fait l'objet de rares études (Rahkonen and Ettala 1990; Van Tongeren 1997; Hours and Perrodin 2000). L'étude française a trouvé des niveaux très faibles sur les 2 sites étudiés (Hours and Perrodin 2000).

Concernant la caractérisation microbienne du biogaz, on signale une thèse récente (Moletta 2005).

⁴ (Rahkonen, 1990 ; Poulsen, 1995 ; Gelberg, 1997 ; Reinthaler 1999 ; Hours, 2003) et étude clinique d'Hertzman, 1987 citée par InVS (2004)

Le pompage des lixiviats peut générer des pics de concentrations microbiologiques, mais avec des espèces bactériennes et fongiques classiques de l'environnement extérieur. Le brassage des lixiviats en lagune est une source de bacilles Gram négatif polymorphes ($1,5-8,4.10^3$ UFC/m³) et de champignons polymorphes à des niveaux comparables à ceux des stations d'épuration (Hours and Perrodin 2000).

En résumé, les données disponibles pour caractériser les émissions de bioaérosols de l'activité de stockage sont peu nombreuses (une seule étude française). La pollution particulaire est faible. Les pics d'émission de bioaérosols, notamment d'*Aspergillus fumigatus* et de bactéries Gram négatif, sont typiques de cette activité lors du déversement et du tassement des déchets frais dans les alvéoles en cours d'exploitation. Les genres des micro-organismes sont peu étudiés. Aucune donnée n'a été retrouvée concernant les mycotoxines.

3.4.4 COMPOSTAGE

Parmi les agents biologiques associés au compostage, on distingue :

- les micro-organismes d'origine fécale qui sont liés à la matière première entrant en compostage : bactéries (majoritairement à Gram négatif) et les molécules biologiques qui leur sont associées comme les endotoxines, parasites et virus ;
- les micro-organismes qui sont liés au procédé même du compostage et assurent la dégradation de la matière organique : champignons mésophiles et thermophiles et leurs métabolites (mycotoxines par exemple), bactéries mésophiles et thermophiles dont les actinomycètes et leurs produits (endotoxines des bactéries gram négatives par exemple).

Suivant l'étape du procédé (broyage, fermentation, maturation), le type de déchets compostés, les techniques de compostage (andains à l'air libre ou sous hangar avec retournement, largement utilisés pour le compostage de déchets verts ; andains avec aération forcée avec ou sans traitement de l'air par biofiltre ; systèmes clos : casiers, couloirs, tunnels), la manipulation (broyage, retournement, criblage) ou non des déchets et le type de déchets, l'émission des bioaérosols sera variable en qualité et en quantité.

L'étape de broyage est caractérisée par l'émission potentielle de pathogènes d'origine fécale qui sont présents dans les déchets destinés à être compostés, ainsi que de bactéries naturellement présentes dans les plantes (Gram négatif, ex : *Pseudomonas* spp., *Klebsiella* spp., Gram positif, ex : *Bacillus* spp., actinomycètes). Les champignons naturellement présents dans les plantes sont *Cladosporium* spp., *Alternaria* spp., à titre d'exemples.

L'étape de fermentation aérobie est caractérisée par la présence d'espèces mésophiles tant que la température ne dépasse pas 40-45°C. Dès que la température dépasse cette valeur, les espèces thermophiles se développent. Les champignons se développant appartiennent à différentes espèces telles que *Aspergillus* et *Penicillium*. Le maintien d'une température entre 55 et 60°C pendant une durée dépendant du micro-organisme considéré et des caractéristiques du procédé de compostage détruit généralement la plupart des pathogènes présents initialement dans les déchets (Swan, Kelsey et al. 2003).

L'étape de maturation, marquée par une diminution de la température, est caractérisée par la présence d'espèces mésophiles.

Le Tableau 11 présente les agents biologiques associés au compostage.

La recherche de virus ou de parasites n'a jamais été effectuée dans l'air des sites de compostage (Deloraine, 2002).

Les agents biologiques actuellement les plus étudiés sont *Aspergillus fumigatus* et les actinomycètes (qui ont des propriétés allergisantes), ainsi que les endotoxines.

Tableau 11 : Principaux agents biologiques associé au compostage (ASTEE 2006)

	Types de microorganismes et molécules biologique	Développement au cours du compostage
Microorganismes d'origine fécale	- Bactéries gram négatif (Salmonelle, Coliformes fécaux) - Entérovirus	Détruits tout au long du processus – peuvent réapparaître lors de la phase de stockage du compost
Actinomycètes	Bactéries Gram positif filamenteuses	oui
Champignons	- <i>Aspergillus fumigatus</i> - <i>Cladosporium</i>	oui
Endotoxines	Constituants de la paroi des bactéries Gram négatif. Sont actives que la bactérie soit intègre portent ou non	Sont liées à la présence des bactéries qui les portent
Mycotoxines	Métabolites secondaires des champignons	En théorie oui. Leur production dépend de la souche fongique et du substrat à disposition.
Béta glucanes	Constituants de la paroi cellulaire de microorganismes comme les (1,3)- β -D-glucanes	Sont liés à la présence des microorganismes qui les portent, notamment des champignons.

Le Tableau 12 synthétise les mesures d'agents biologiques effectuées sur les sites de compostage. Il s'agit de l'annexe 6 du rapport du CAREPS (Deloraine 2002) complétée et mise à jour. Jusqu'à 2002, l'ensemble des références est fourni dans les rapports suivants : (Deloraine 2002; Swan, Kelsey et al. 2003).

Etant donné la variété des situations étudiées, les études sont réparties dans plusieurs catégories :

- compostage de boues de station d'épuration ;
- compostage d'ordures ménagères à l'air libre ;
- compostage d'ordures ménagères en système fermé ;
- comparaison de différents procédés ou usine de compostage d'ordures ménagères ;
- compostage de déchets verts ;
- comparaison des systèmes clos et ouverts ;
- autres.

Les résultats (ordre de grandeur de la valeur moyenne rapporté dans chaque étude) sont présentés pour les bactéries, les champignons, les endotoxines et les poussières.

Avertissement :

Plusieurs difficultés se posent pour comparer les résultats des différentes études :

- les différences liées aux caractéristiques des sites étudiés : géographie, météorologie, type de procédé, implantation et caractéristiques de fonctionnement, type et quantité de déchets compostés ;
- le manque de standardisation des méthodes de collecte et d'analyse des bioaérosols :
 - plusieurs méthodes de collecte existent : la plupart des études utilise l'impaction basée sur des périodes courtes d'échantillonnage de 30 secondes à 1 minute (selon le niveau de contamination investigué) pour étudier des activités spécifiques ponctuelles à des points fixes. La méthode par filtration est plus rarement utilisée pour réaliser un échantillonnage personnel sur de plus longues durées, plus représentatives des expositions des travailleurs sur site ;
 - la plupart du temps, seuls les microorganismes viables sont recherchés par des méthodes de culture (la fraction non viable est rarement étudiée alors qu'elle peut contribuer aux effets sur la santé par des mécanismes toxiques et immunologiques).

Tableau 12 : Mesures des bioaérosols sur les sites de compostage

Référence	Description site et mesure	Bactérie (UFC/m ³)	Champignons (UFC/m ³)	Endotoxines (ng/m ³)	Particules (mg/m ³)
BOUES DE STATIONS D'EPURATION					
(Millner 1980)	Sites ouverts Mesures : Diverses étapes de manipulations des produits	Actinomycètes T : 10 – 10 ⁴	Totaux : 7-10 ⁴ <i>A. fumigatus</i> : 7-10 ⁴		
(Clark 1983)	4 usines en extérieur traitant des boues de STEP + OM en bioréacteurs Suisse Mesures : A l'intérieur et l'extérieur des bâtiments, dans les zones représentatives des sites de travail	Gram - : ND - 10 ⁵ (<i>Klebsiella spp.</i> , <i>Enterobacter spp.</i> , <i>Serratia spp.</i> , <i>Pseudomonas spp.</i>)	<i>A. fumigatus</i> 10 ² -10 ⁶	1-38	0,16 – 10,6
(Kothary 1984)	Echantillonnage impaction		Totaux 10-10 ³ <i>A. fumigatus</i> : 59 à 98 %		
(Darragh et al. 1997)	Site fermé Etats-Unis Echantillonnage fixe par filtration et par impaction			28-5900	1 – 173
(Epstein et al. 2001)	Site fermé, mélange des boues avec sciure de bois Evaluation de l'exposition des travailleurs		0 - > 10 ³ <i>A. fumigatus</i>	<0,5 - > 640	< 0,3 – 247,2 selon le poste concerné
(Chiang 2003)	Site fermé, fermentation statique aérée de boues primaires et secondaires égouttées (18-20 % MS) ;	10 ⁴	Mésophiles : 10 ³ Thermophiles : 10 ³ <i>A. fumigatus</i> : 574		
ORDURES MENAGERES ET COMPOSTAGE A L'AIR LIBRE					
(Riachi 1998)	Système ouvert France Mesures : retournements, affinage, chute des OM		Genre ou espèce retrouvé : <i>A. fumigatus</i> , <i>A. niger</i> , <i>Absidia corymbifera</i>		
(Van Tongeren 1997)	compostage à l'air libre sans ventilation Pays-Bas mesures sur le personnel	Totale : 10 ⁵ - 10 ⁶ Gram - : 10 ³ - 10 ⁵	Totaux : 10 ⁴ -10 ⁵	0,7 - 55	9,7 – 14,3
(Lacey 1991)	Andains statiques aérés par la base USA Mesures : - au niveau du convoyeur-vibreux, de la séparation magnétique des déchets, - au chargement en containers. à l'extérieur de l'usine	Actinomycètes : 10 ⁴ à 10 ⁸ Gram - : 10 ³ - 10 ⁴	Totaux 10 ² -10 ⁷ <i>A. fumigatus</i> : 10 ² -10 ⁶		

Référence	Description site et mesure	Bactérie (UFC/m ³)	Champignons (UFC/m ³)	Endotoxines (ng/m ³)	Particules (mg/m ³)
(Tolvanen 1998)	Compost à ciel ouvert de déchets ménagers triés(1/3) de copeaux de bois (1/3) et déchets de construction(1/3) Finlande Mesures (impaction) : Broyage, retournement, criblage	Mésophiles : 10 ¹ à 10 ⁴ Actinomycètes : ND -10 ⁴	Mésophiles : 10 ² -10 ⁵ Thermophiles : 10-10 ⁴	0,8 - 344	<< 0,1 – 0,88
(Fischer 1998)	Site Allemagne OM + déchets verts Mesures lors des retournements		<i>A. fumigatus</i> : 10 ² -10 ⁴		
(Tolvanen 1999)	Compostage en tunnel Finlande, 4 points de mesure : hall, salle de contrôle, tunnel de compostage et cabine de la pelle	Hall : Totale : 10 ⁴ Actinomycètes : 10 ³	8.10 ³	<35	< 5 mg/m ³
(Fischer 2000)	Allemagne Mesures : Chargement, andain et stockage.		Mésophile : 10 ⁴ -10 ⁷ Thermotolérants : 10 ⁵ -10 ⁶ <i>A. fumigatus</i> : 10 ³ -10 ⁵		
ORDURES MENAGERES ET COMPOSTAGE EN SYSTEME CLOS					
(Gumonski 1992)	Biodéchets des ménages + déchets verts Prélèvements lors de la manipulation du compost		<i>A. fumigatus</i> :10 ⁶		
(Heida 1995)	Compost en enceinte couverte, système de ventilation Echantillonnage par impaction	Totale .10 ⁴ Gram - : 10 ³ - 10 ⁴	10 ³ (<i>Aspergillus</i> 60%, <i>Penicillium</i> , <i>Mucor</i> , <i>Rhizopus</i>)		
(Marchand 1995)	Usine de recyclage et compostage France Mesure (impaction) au poste de travail	Totale : 10 ⁴ Gram – 10 ⁴	Total max : 10 ⁴		
(Delaunay 1997)	Site France fermentation en silos + maturation et stockage Mesures : hall entrée, fermentation, maturation stockage	Total : 10 ² à 10 ⁴ (majorité de gram +) Gram - : 10 ² - 10 ³	Totaux 10 ² -10 ⁴ Dont : <i>A. fumigatus</i> (40-60%), <i>A. flavus</i> , <i>A. niger</i> , <i>Rhizopus</i> , <i>Penicillium</i> , <i>Acremonium</i>		0,5 – 1,1
(Fischer 1999)	Site Allemagne 3 zones : déchargement, mise en tas du compost et stockage		<i>A. fumigatus</i> 10 ⁶ -10 ⁷		PM ₃ : 0,1 – 3
(Wouters, Spaan et al. 2005)	4 usines OM, 4 à 6 postes de travail étudiés			1,7 - 10 ³	0,3 – 3,1
	4 usines mixtes (DV+OM), 4 postes de travail étudiés				7,6 – 23,8

Référence	Description site et mesure	Bactérie (UFC/m ³)	Champignons (UFC/m ³)	Endotoxines (ng/m ³)	Particules (mg/m ³)
ORDURES MENAGERES ET COMPARAISON DE PLUSIEURS PROCEDES OU USINES					
(Reinthal 1997)	3 usines de compostage (déchets organiques municipaux) Autriche : usine A : ouverte, phase active 5-6 semaines Usine B : bâtiment clos avec décomposition intensive, phase active 7-10 jours. Usine C : compostage d'andains en table, en bâtiment clos avec système de retournement automatique, phase active 8 semaines.	Totale : 10 ⁴ à 5.10 ⁵ Genre prédominant à l'ext : <i>Bacillus</i> sp.(>> 90%) Gram- : 10 ² -10 ³ (20 types identifiés, <i>Enterobacter spp.</i> le + fréquent)	10-10 ⁵ <i>A.fumigatus</i> : 28-64 %		
(Reinthal 1999)	2 usines Allemagne : Usine A : déchets domestiques + jardins, restaurants, compost en containers, retourné 1 fois/s, à l'air libre pendant 12 sem. 2 lieux prélèvement dans l'usine et 4 aux environs, jusqu'à 700 m Usine B : déchets domestiques + restaurants + déchets agricoles et forestiers, 3 rangées à l'air libre, 16 sem. :3 lieux de prélèvement à l'intérieur de l'usine et 3 à l'extérieur jusqu'à 400 m	Totale : 10 ² à 10 ³	Totaux 10 ³ -10 ⁵ <i>A. fumigatus</i> 10-10 ⁴		
(Lavoie 1997)	Site Québec 2 usines compostage la fraction compostable de déchets domestiques Prélèvements (impaction) à chaque poste de travail dans chaque usine et prélèvement extérieur 300 m en amont et 100 m en aval sous le vent.	Totales : 10 ² à 10 ⁴ Gram - : 10 -10 ¹ Actinomycètes : 6 - 10 ⁴	Total : 10 ⁴ <i>A.fumigatus</i> 10 ⁴		
(Lugauskas 2004)	Sites de compostage en Lituanie Technique de traitement et précisions sur les points de collecte non décrits		10 ³		
(Fracchia 2006)	3 usines de taille différente en Italie : usine 1 → FFOM, andains, ouvert usine 2 → OM, andains, fermé usine 3 → FFOM, biodéchets supermarché, agriculture et forêt, fermé échantillonnage été et hiver	Bactéries mésophiles et actinomycètes : 10 ² à 10 ³ Aucune détection de <i>Salmonella spp.</i> , <i>Yersinia enterocolitica</i> ou <i>Legionella spp.</i> Tendance saisonnière non mise en évidence			

Référence	Description site et mesure	Bactérie (UFC/m ³)	Champignons (UFC/m ³)	Endotoxines (ng/m ³)	Particules (mg/m ³)
COMPOST DE DECHETS VERTS					
(Gumowski 1992)	Mesure lors de la manipulation des composts		<i>A fumigatus</i> : 10 ⁶		
(Van der Werf 1996)	Site Canada Feuilles + déchets de jardin à l'air libre Mesures : débarquement des déchets, au retournement, à la transformation et à l'expédition du compost. Mesures sur le personnel et échantillons prélevés à 10 m du compost sous le vent et contre le vent	Gram - : 10 ² à 10 ³	Totaux 10 ² -10 ⁵ <i>A fumigatus</i> : 10-10 ³	<0,2 - 47	Particules totales inspirables : 0,11 à 1,15
(Lacey 1997)	Mesures : niveau broyage et retournement	Actinomycètes : 10 ⁴ -10 ⁶ (<i>Saccharomonospora</i> , <i>Streptomyces</i> , <i>Thermomonospora</i>)			
(Riachi 1998)	Site ouvert France Mesures retournements, affinage, chute des OM	Totale : 10 ³			
(Hryhorczuk 2001)	Compostage de déchets verts ouvert USA Mesures à 1 et 10 m d'andains de 8 sites (54 échantillons) Impaction (microorganismes viables)	Totale : 10 ⁴ Gram + : 10 ³ (55 %) Gram - : 10 ³ (44 %) Actinomycètes : 202	10 ³ dont <i>Aspergillus</i> 45% et <i>Penicillium</i> 21 %	0,1 - 6	0,6
(Sanchez-Monedero 2005)	Site ouvert situé dans une zone de stockage, compostage en andains Mesures réalisées à diverses distances des tas (25 à 300 m) en aval des vents (6 points)	10 ³ -10 ⁶ (distances 25 à 40 m pendant la manipulation des tas)	10 ³ -10 ⁶ (distances 25 à 40 m pendant la manipulation des tas)		
(Wouters, Spaan et al. 2005)	6 usines, 3 postes de travail , Pays-Bas prélèvement personnel FFOM DV Déchets mixtes			1,7 – 103 (FFOM) 0,6 – 3,2 (DV) 7,6 – 23,8 (mixte)	0,3 – 3,1 (FFOM) 0,8 (DV) 1 (mixte)
COMPARAISON SYSTEME CLOS ET SYSTEME OUVERT					
(Boutin 1987)	Compostage d'ordures ménagères France : 1 usine avec une tour de fermentation et aération forcée 3 usines en système ouvert avec retournement 4 à 7 échantillons aux postes de travail de chaque site	Mésophile : 10 ² à 10 ⁵ Entérobactérie : 10 ⁴	Mésophiles : 10 ² -10 ⁴ Thermophiles : 10-10 ⁴		Taille des particules d'aérosols viables : 2 à 5,6 µm

Référence	Description site et mesure	Bactérie (UFC/m ³)	Champignons (UFC/m ³)	Endotoxines (ng/m ³)	Particules (mg/m ³)
(Schilling 1999)	Usine fermée avec biofiltre et usine partiellement ouverte Echantillonnage fixe par filtration		10 à 10 ² (50 m sous les vents site fermé) jusqu'à 10 ⁴ (5 m sous les vents du site ouvert)		
(Wheeler et al. 2001)	1 site ouvert déchets verts 1 site ouvert déchets verts + OM triées à la source 1 site fermé Déchets verts + OM triées à la source + cendres mesures aux étapes de manipulation de produits : broyage, retournement et criblage 3 méthodes d'échantillonnage testées : filtration, impaction, cyclone	Totales : 10 ⁴ ->10 ⁷ Gram - : 10 ⁴ ->10 ⁷ Actinomycètes : >10 ⁴	>10 ⁴		
AUTRES					
(Danneberg 1997)	Système de compostage fermé Allemagne Déchets compostés non précisés. Mesure (filtration) proche du tamis rotatif	Total 10 ⁴	<i>A. fumigatus</i> 10 ³	20	
(Maricou 1998)	Compostage de déchets verts et déchets de légumes et déchets de papier. Site fermé Mesures par impaction	Coliformes fécaux : 1-10 ⁴			
(Folmsbee et Strevett 1999)	3 sites de compostage investigués déchets compostés non précisés. Mesures (impaction) réalisées en dehors d'une activité visible du site	Total : 10 ³ Gram – : 10 ³ Actinomycètes : 10 ³			
(Koivula et al. 2000)	Un site de compostage ouvert en andains de biodéchets des ménages en Finlande Mesures réalisées dans le cadre d'une étude d'hygiène professionnelle en 2 temps : 1) dans la zone de compostage sans manipulation des tas ; 2) dans la zone de compostage et la cabine de la chargeuse pendant le retournement des tas	Thermophiles (2) : 3,7.10 ⁴ Actinomycètes thermophiles (2) : 1,2.10 ⁴	(2) : 3,3.10 ⁶ (thermophiles) <i>A.fumigatus</i> : 53 % <i>Aspergillus spp.</i> : 27 % <i>Penicillium spp.</i> : 13 %	(2) : 25	(2) 2,7 – 5
(Krajewski, Tarkowski et al. 2002)	Plusieurs sites de traitement d'OM de la ville de Lodz en Pologne, évaluation de l'exposition personnelle des travailleurs, technique de compostage non précisée	9.10 ⁵	2.10 ⁵	76	4,6

Référence	Description site et mesure	Bactérie (UFC/m ³)	Champignons (UFC/m ³)	Endotoxines (ng/m ³)	Particules (mg/m ³)
(Sanchez-Monedero and Stentiford 2003)	7 sites traitant différents déchets (biodéchets, déchets alimentaires, déchets verts, OM et boues) 3 différentes techniques utilisées : statique avec aération forcée en cellule, aération forcée et retournement, andains et système de retournement 6 sites fermés (mesures dans le hall de fermentation) et 1 site ouvert traitant uniquement des déchets verts (mesures à 40 m sous les vents de l'andain en train d'être retourné)	Mésophile: 10 ³ -10 ⁵	<i>A. fumigatus</i> : 10 ³ -10 ⁵		
(Tolvanen, Nykanen et al. 2005)	Déchets organiques de ménages, restauration collective et magasins d'alimentation mélangés dans de la tourbe, traités en réacteurs pendant une semaine puis en andains Mesures sur aire de réception et hall de compostage Prélèvement fixe	<u>hall réacteur</u> Totales mésophiles: 10 ³ Actinomycètes mésophiles: 650 <u>Hall réception:</u> Totales mésophiles: 10 ³ Actinomycètes mésophiles: 10 ³	2 halls : 10 ⁵ (<i>Penicillium</i> 50-60 %, <i>Aspergillus</i> 20-28%)	2 halls : ~200	0,6 – 0,7 (toute localisation)
(Maître 2006)	2 unités d'un centre pilote de compostage français d'un complexe multi-filières traitant respectivement : des déchets verts (unité ouverte) du cocompostage FFOM + refus (procédé autrichien système clos : caissons+ traitement des rejets) 2 types de collecte testés (impaction courte durée et filtre longue durée), prélèvements fixes et individuels	10 ³ - 10 ⁶	10 ³ - 10 ⁶ (<i>Aspergillus</i> dominant)		

Concernant les particules, les données de la littérature (ENSP, 2002 ; Deloraine, 2002) indiquent que les principales sources d'émission sont la zone de décharge des déchets, la zone de pré-traitement des déchets ou d'affinage du compost (criblage, tamisage, broyage), les zones de retournement du compost, ainsi que toutes les zones de déplacement ou de conditionnement du produit fini. Les pics de concentrations maximales en poussières totales sont de l'ordre de 50 à 100 mg/m³ ; les concentrations moyennes des unités en fonctionnement sont de l'ordre de 2 à 10 mg/m³ (concentrations minimales variant de 0,1 à 1 mg/m³). Les poussières mesurées correspondent à des poussières alvéolaire (\varnothing inférieur à 5 μ m, jusqu'à 80 % des particules mesurées).

Une étude polonaise (Krajewski, Tarkowski et al. 2002) a mis en évidence la présence de germes pathogènes fécaux dans les bioaérosols comme les entérobactéries (*E. coli*, *Enterobacter* spp.). D'autres bactéries pathogènes (*Staphylococcus aureus*, *Listeria* spp., *Pseudomonas* spp.) ont été également ponctuellement détectées. Ces résultats sont en contradiction avec des études plus anciennes suggérant la disparition de la plupart des bactéries mésophiles lors du compostage. Des techniques de compostage différentes, non détaillées, pourraient expliquer ces différences.

Les émissions les plus importantes de bioaérosols sont mesurées lors du compostage en andains de déchets verts en site ouvert (Sanchez-Monedero and Stentiford 2003). Les auteurs ont observé que les émissions de bioaérosols varient non seulement selon la quantité de microorganismes présents dans les déchets (déchets verts plus émissifs qu'une boue), mais aussi selon le type de procédés de compostage et les conditions météorologiques pour les sites ouverts. Le broyage, le retournement et le criblage du compost de déchets verts à l'air libre, augmentent de 1 à 2 unités logarithmiques la concentration mesurée à 40 m des andains par rapport à la concentration mesurée quand il n'y a pas d'agitation mécanique des déchets. Le criblage est l'opération la moins émissive des trois.

En dehors des périodes de fortes manipulations des tas de compost de déchets verts (broyage, retournement et criblage), les concentrations mesurées sous les vents dominants sont comparables à celles du bruit de fond (Sanchez-Monedero 2005). Le criblage du compost mature et son déplacement provoquent moins d'émissions, mais montrent un effet plus significatif pour les bactéries mésophiles que pour *Aspergillus fumigatus*.

Deux études présentées par Wouters et al. (2005) conduites respectivement en novembre 1995 et en novembre 1996 au niveau d'un centre de compostage de déchets organiques ménagers (usine fermée, compostage en tunnel) et une étude conduite de mars à mai 2001 au niveau de 13 centres de compostage (3 centres fermés traitant des déchets organiques domestiques, 6 centres ouverts traitant des déchets verts, 4 centres traitant les 2 types de déchets -pas de précision des auteurs sur la description des centres-) sont rapportées. L'exposition personnelle des employés aux poussières inhalables et aux endotoxines a été étudiée :

- pour les centres traitant des déchets organiques domestiques, les concentrations moyennes en poussières inhalables (moyennes géométriques) sont modérées, comprises entre 0,3 et 3,1 mg/m³ selon les postes de travail. Les concentrations moyennes en endotoxines (moyennes géométriques) sont élevées, comprises entre 17 et 1 038 UE/m³ selon les postes de travail ;
- pour les centres traitant des déchets verts, la concentration moyenne en poussières inhalables (moyenne géométrique) est faible, environ 0,8 mg/m³. Les concentrations moyennes en endotoxines (moyennes géométriques) sont faibles, comprises entre 6 et 32 UE/m³ selon les postes de travail ;
- pour les centres traitant des déchets mixtes, la concentration moyenne en poussières inhalables (moyenne géométrique) est d'environ 1 mg/m³. Les concentrations moyennes en endotoxines (moyennes géométriques) sont comprises entre 76 et 238 UE/m³ selon les postes de travail.

Deux unités de compostage françaises (DV et co-compostage FFOM + refus DV) ont fait l'objet de quatre campagnes de mesures microbiologiques couvrant plusieurs saisons (Maître 2006). Les concentrations sont élevées (10³ à 10⁶ UFC/m³) sur tous les points de prélèvement, quel que soit le déchet composté, notamment lors des étapes génératrices de poussières (broyage et criblage). Les concentrations de la flore bactérienne sont très variables d'une campagne à l'autre pour un même point de prélèvement (différence de 4 unités log au maximum). Sur le plan qualitatif, on identifie essentiellement du *Bacillus*. Selon les campagnes, les concentrations en endotoxines sont variables (d'environ 1 ng/m³ à 199 ng/m³ pour le broyage des déchets verts). Concernant la flore fongique, *A. fumigatus* est dominant pour l'ensemble des points (souvent > 10⁴ UFC/m³), à l'exception du broyage où *A. niger* et *A. flavus* sont prédominants selon les campagnes menées pour les déchets verts. Pour les biodéchets, des différences qualitatives sont notées entre les points avant et après fermentation. Les concentrations en actinomycètes thermophiles varient entre 10² et 10⁴ UFC/m³ et aucune évolution nette n'est notée pendant le procédé.

Fischer et al. (1998 et 1999 cité par Swan, 2003) ont investigué la présence de mycotoxines d'*Aspergillus* dans l'air ambiant de sites de compostage. L'analyse des bioaérosols a révélé la présence de quelques mycotoxines. Dans l'étude de 1998, Fischer n'a pas trouvé de mycotoxines dans les bioaérosols de sites de compostage. Les résultats montraient que le nombre de spores fongiques devait être supérieur à $10^7/m^3$ pour pouvoir détecter des métabolites fongiques.

En résumé :

- la caractérisation des bioaérosols de l'activité de compostage est rendue complexe par la variété des configurations existantes (site ouvert/fermé, procédé, type de déchet composté...). Il existe actuellement un nombre limité d'études par configuration rendant difficile la comparaison des résultats au-delà des limites liées aux méthodes d'échantillonnage et d'analyse ;
- les principaux bioaérosols étudiés sont les champignons, les actinomycètes et les endotoxines. Les mycotoxines sont peu ou pas étudiées ;
- les étapes de manipulation du compost sont les plus émissives (pollution particulaire importante), notamment le compostage ouvert en andains de déchets verts. Les concentrations en bioaérosols rapportées sont très variables ;
- il y a peu d'études concernant l'exposition individuelle des travailleurs.

3.5 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abad, E. et al. (2005). Occurrence of PCDD/Fs and DI-PCBs in stationary gas emission from a Waste management plant - Dioxin Conference 2005

Abdul-Wahab, S. A. (2006). "Impact of fugitive dust emissions from cement plants on nearby communities." *Ecological Modelling* 195(3-4): 338-348.

Alcock, R. E., A. J. Sweetman, et al. (2003). "Understanding levels and trends of BDE-47 in the UK and North America: an assessment of principal reservoirs and source inputs." *Environment International The State-of-Science and Trends of BFRs in the Environment* 29(6): 691-698.

Alleman, L. (2006). "Projet de guide technique et méthodologique de la mesure de l'arsenic, cadmium, nickel et plomb dans l'air ambiant, LCSQA - Ecole des Mines de Douai, Département Chimie et Environnement, <http://www.lcsqa.org/>."

Baroutian, S., A. Mohebbi, et al. (2006). "Measuring and modeling particulate dispersion: A case study of Kerman Cement Plant." *Journal of Hazardous Materials* 136(3): 468-474.

Bengamra, S., M. Oujidi, et al. (2006). "Apport de la diffraction des rayons X à la détermination des traceurs minéralogiques de la pollution atmosphérique d'une cimenterie." *Pollution Atmosphérique* 192: 455-463. Burgher and C. Erich G. Rupprecht (2002). "Validation of a TEOM® - based Source Particulate Monitor According to European Reference Method prEN13284-1."

Carpentieri, M., A. Corti, et al. (2004). "Wind tunnel experiments of tracer dispersion downwind from a small-scale physical model of a landfill." *Environmental Modelling & Software* 19(10): 881-885.

CEN PR EN 15549 Air quality - Standard method for the measurement of the concentration of benzo[a]pyrene in ambient air

Chang, M. B., C. K. Huang, et al. (2000). "Characteristics of heavy metals on particles with different sizes from municipal solid waste incineration." *Journal of Hazardous Materials* 79(3): 229-239.

Chang, M. B. and C. H. Lee (1998). "Dioxin levels in the emissions from municipal waste incinerators in Taiwan." *Chemosphere* 36(11): 2483-2490.

Chaucherie, X., I. Fraboulet, et al. (2007). "Détermination de la granulométrie des aérosols dans les émissions canalisées : PM10, PM2,5, PM1 et PM0,1 Rapport final."

Chaucherie, X. and G. Gonnet (2003). "Mesure en temps réel des concentrations massiques de poussières à l'émission de sources fixes. CFA 2003,."

Chaucherie, X., F. Gouriou, et al. (2005). "Détermination de la granulométrie des aérosols dans les émissions canalisées : PM10, PM2,5, PM1 et PM0,1 ADEME - Rapport d'avancement n°1."

- Chow J. C. (1995). Measurement methods to determine compliance with ambient air quality standards for suspended particles. *J. Air. Waste. Manage. Assoc.* 45(5), 320-382.
- Chow, J. C., J. G. Watson, et al. (2004). "Source profiles for industrial, mobile, and area sources in the Big Bend Regional Aerosol Visibility and Observational study." *Chemosphere* 54(2): 185-208.
- Déportes, I., D. Zmirou, et al. (1997). "Modelling composting plant dust exposure in a neighbouring population." *Ann Agric Environ Med* 4: 175-176.
- Directive 2004/107/CE du Parlement européen et du Conseil du 15 décembre 2004 concernant l'arsenic, le cadmium, le mercure, le nickel et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant (4ème directive-fille).
- Dyke, P. H., C. Foan, et al. (2003). "PCB and PAH releases from power stations and waste incineration processes in the UK." *Chemosphere* 50: 469-480.
- Ehrlich, N. a. K. (2001). "Monitoring PM10, PM2.5 and PM1 emissions from industrial sources and domestic stoves." Feldmann J., Hirner A.V. Occurrence of volatile metal and metalloid species in landfill and sewage gases. *Intern.J. Environ. Anal. Chem.* 60, 339-359. 1995.
- Fraboulet, I., X. Chaucherie, et al. (2007). "Aerosol size distribution determination from stack emissions: the case of a cement plant.", Proceedings Dustconf international conference, Maastricht, Arpil 2007
- Fraboulet, I., X. Chaucherie, et al. (2006). "Détermination de la granulométrie des aérosols dans les émissions canalisées : cas d'une cimenterie." Proceedings Congrès français sur les aérosols, Paris , Novembre 2006
- Freitas, M. C., S. M. Almeida, et al. (2003). "Monitoring trace elements by nuclear techniques in PM10 and PM2.5." *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment Proceedings of the tenth Symposium on Radiation Measurements and Applications* 505(1-2): 430-434.
- Freitas, M. d. C., A. M. G. Pacheco, et al. (2004). "Anthropogenic sources of PM2.5's arsenic, lead, mercury and nickel in northern metropolitan Lisbon, Portugal." *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms Proceedings of the Sixteenth International Conference on Ion Beam Analysis* 219-220: 153-156.
- Geueke, K.-J. G. B., A. Gessner, H. Fißan, A. John, T. Kuhlbusch (2001). "Emission measurement of PM10 and PM2.5 at industrial sources."
- Guide EPER FNADE 2007 Le registre européen des émissions de polluants : le cas des installations d'incinération de déchets non dangereux. Etude des émissions de polluants dans l'air et dans l'eau.
- Hours M, Anzivino-Viricel L, Herrscher M-P, Perrodin Y, B. S, Maître A, et al. Etude des polluants atmosphériques émis dans deux centres de stockage des ordures ménagères. Rapport final. Réseau Santé Déchet; novembre 2000 ASTEE Guide pour l'ERS d'une ISDMA, février 2005 88/125
- Hu, C.-W., M.-R. Chao, et al. (2003). Characterization of multiple airborne particulate metals in the surroundings of a municipal waste incinerator in Taiwan. *Atmospheric Environment* 37(20): 2845-52.
- Ikonomou, M. G., P. Sather, et al. (2002). "PCB levels and congener patterns in Korean municipal waste incinerator stack emissions." *Chemosphere* 49: 205-216.
- INERIS, Institut national de l'environnement industriel et des risques. Analyse des rejets atmosphériques de torchères de biogaz. Final. Verneuil-en-Halatte: MEDD - ADEME - FNADE; juillet 1999. Rapport No. DRC/MAPA/JPo21761n°99/16b.
- INERIS, Institut national de l'environnement industriel et des risques. Caractérisation des biogaz. Bibliographie, mesures sur sites. Rapport final. Verneuil-en-Halatte: Ministère chargé de l'environnement; 2002, octobre. Rapport No. DRC-02-27158-AIRE-n°316b-JPo
- INERIS, Institut national de l'environnement industriel et des risques. Exposition par inhalation aux aérosols, Principes et méthodes de mesure, Blanchard, O., Del Gratta F. et al, 2004, Rapport d'étude N°INERIS-DRC-04-56770-AIRE-n°0401-OBI
- INERIS, Institut national de l'environnement industriel et des risques, Connaissance de l'exposition par inhalation au voisinage d'un site de compostage Exposition par inhalation Fraboulet, I., M. Durif, et al. 2007, Rapport Final N°DRC-07-76364-04299A, Convent ion ADEME N°05 75 C 0008."
- John, A. C., T. A. J. Kuhlbusch, et al. (2003). "Development of a PM 10/PM 2.5 Cascade Impactor and In-Stack Measurements." *Aerosol Science & Technology* 37(9): 694-702.

Krasenbrink, A., R. Hummel, et al. (2000). "Particulate emission from incineration." *Journal of Aerosol Science European Aerosol Conference 2000* 31(Supplement 1): 871-872.

Krauthacker, B., S. Herceg Romanié, et al. (2006). "PCDD/Fs in ambient air collected in Zagreb." *Chemosphere* 62: 1829-1937.

LCSQA (2007). "Projet (V15) de recommandations concernant la stratégie de mesure (évaluation préliminaire et surveillance) des métaux lourds (As, Cd, Ni, Pb) et HAP (BaP principalement) dans l'air ambiant, Etablies sur la base des travaux du GT national " Polluants de la 4^{ème} directive fille et plomb ". <http://www.lcsqa.org/>

Le Bihan, O. and H. Marfaing (2005). "Précédure d'équivalence: TEOM/FDMS PM10 et PM2.5 campagne de Bobigny, Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air. http://www.lcsqa.org/rapport/rap/prog2005/INERIS/Etude5_2005-PM-BOBIGNY-rapport-v3a.pdf.

Maguhn, J., R. Zimmermann, et al. (2000). "Pn-line measurement of the particle-size distribution in the stack gas of a waste incineration plant." *Journal of Aerosol Science European Aerosol Conference 2000* 31(Supplement 1): 873-874.

Manoli, E., A. Kouras, et al. (2004). "Profile analysis of ambient and source emitted particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons from three sites in northern Greece." *Chemosphere* 56(9): 867-878.

Mao, I.-F., C.-N. Chen, et al. (2007). "Airborne particle PM2.5/PM10 mass distribution and particle-bound PAH concentrations near a medical waste incinerator." *Atmospheric Environment* 41(11): 2467-2475.

Method US EPA 5 "Determination of Particulate (Pm) Emissions from Stationary Sources Isokinetic Particulate Sampling, Testing & Analyses."

Method US EPA 23 (1995). "Determination of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans from Municipal Waste Combustors."

Method US EPA 29 "Determination of metals emissions from stationary sources."

Method US EPA SW-846 3050 (1986). "Test Method for Evaluating Solid Waste."

Miquel, A. Y. (2003). "Etude bibliographique sur les émissions dans l'air et dans l'eau des polluants définis par l'arrêté du 24 décembre 2002. Partie I : le compostage et la méthanisation."

NF EN 12341 (1999). "Détermination de la fraction MP10 de matière particulaire en suspension. - Méthode de référence et procédure d'essai in situ pour démontrer l'équivalence à la référence de méthodes de."

NF EN 13284-1 (2000) "Emission de poussières, Détermination de la faible concentration en masse de poussières, Partie 1 : Méthode gravimétrique manuelle."

NF EN 13211. (2001) Méthode manuelle de détermination de la concentration en mercure total

NF EN 14902 (2005). "Qualité de l'air ambiant. - Méthode normalisée pour la mesure du plomb, cadmium, de l'arsenic et du nickel dans la fraction MP10 de la matière particulaire en suspension."

NF EN 1948-1,2,3,4 (2006). "Emissions de sources fixes. - Détermination de la concentration massique en PCDD/PCDF et en PCB de type dioxine."

NF EN ISO 11885 (1998). "Dosage de 33 éléments par spectroscopie d'émission atomique avec plasma couplé par induction."

NF ISO 7708 (1996). "Qualité de l'air - Définitions des fractions de taille des particules pour l'échantillonnage lié aux problèmes de santé."

NF X44-052 (1991) "Prélèvement de poussières dans une veine gazeuse, Partie 1 : prélèvement."

NF X 43-014 (2003). "Pollution atmosphérique, Mesure des retombées par la méthode des collecteurs de précipitations."

NF X 43-025 (1998). "Air ambiant. Détermination des hydrocarbures polycycliques aromatiques."

NF X 43-257 (1988). "Qualité de l'air - Air des lieux de travail - Prélèvement individuel de la fraction inspirable de la pollution particulaire (1988)."

NF X 43-259 (1990). "Qualité de l'air - Air des lieux de travail - Prélèvement individuel ou à poste fixe de la fraction alvéolaire de la pollution particulaire - Méthode de séparation par cyclone 10 mm (1990)."

- NF X 43-262 (1990). "Qualité de l'air - Air des lieux de travail -Détermination gravimétrique du dépôt alvéolaire de la pollution particulaire - Méthode de la coupelle rotative (1990)."
- NF XP X 43-051 (2000). "Détermination de l'émission totale de métaux lourds et d'autres éléments spécifiques".
- Oh, J.-E., S.-D. Choi, et al. (2006). "Influence of a municipal solid waste incinerator on ambient air and soil PCDD/Fs levels." *Chemosphere* 64: 579-586.
- PR NF EN ISO 23210-1 (2008) "Émissions de sources fixes Détermination de la fraction massique PM10/PM2,5 dans les fumées Partie 1 : mesurage à des faibles concentrations à l'aide d'impacteurs"
- PR EN 15445 (2006) "Emissions fugitives et diffuses concernant divers secteurs industriels Estimation des taux d'émissions fugitive de poussières par Modélisation de Dispersion inverse"
- Querol, X., X. G. Zhuang, et al. (2006). "Speciation and sources of atmospheric aerosols in a highly industrialised emerging mega-city in Central China." *Journal of Environmental Monitoring* 8(10): 1049-1059.
- Renoux, A. and D. Boulaud (1998). " Les Aérosols - Physique et Métrologie ".
- Schuhmacher, M., J. L. J. L. Domingo, et al. (2004). "Pollutants emitted by a cement plant: health risks for the population living in the neighbourhood." *Environmental Research* 95(2): 198-206.
- Taha, M. P. M., J. T. Pollard, et al. (2005). "Estimating fugitive bioaerosol releases from static compost windrows: Feasibility of a portable wind tunnel approach." *Waste Management* 25(4): 445-450.
- Tiler W. et al Occurrence of PCDD/Fs and DI-PCBs in stationary gas emission from a Waste management plant, Dioxin Conference 2005
- Tolvanen, O. (2005). "Occupational hygiene in a waste incineration plant." *Waste management* 25: 519-529.
- Visez, N, Etude des interactions COV-poussières dans les effluents gazeux des incinérateurs. Mécanismes de formation hétérogène des dioxines, Thèse ADEME, Décembre 2005
- Yoo, J.-I., K.-H. Kim, et al. (2002). "Emission characteristics of particulate matter and heavy metals from small incinerators and boilers." *Atmospheric Environment* 36(32): 5057-5066.
- Yuan, C.-S., H.-Y. Lin, et al. (2005). "Partition and size distribution of heavy metals in the flue gas from municipal solid waste incinerators in Taiwan." *Chemosphere* 59(1): 135-145.
- Zhang XQ and McMurry PH. (1987). Theoretical analysis of evaporative losses from impactors and filters deposits. *Atmos. Environ.*, 21(8), 1779-1789.

Volet « Bioaérosols »

- ASTEE (2006). Guide méthodologique pour l'évaluation du risque sanitaire de l'étude d'impact des installations de compostage soumises à autorisation.
- Chiang C.-F. (2003). "Monitoring of bioaerosol emission from a sludge composting facility." *International Journal of Applied Science and Engineering* 1(2): 148-159.
- Déléry, L. (2003). Données disponibles pour l'évaluation des risques liés aux bioaérosols émis par les installations de stockage des déchets ménagers et assimilés, INERIS, rapport pour le ministère de l'écologie: 31.
- Danneberg, G. (1997). "Microbial and endotoxin immissions in the neighborhood of a composting plant." *Ann Agri Environ Med* 4(1): 169-173.
- Deloraine, A. (2002). Etude bibliographique sur l'évaluation des risques liés aux bioaérosols générés par le compostage des déchets, CAREPS: 215.
- Duquenne P. et Greff-Mirguet G. (2005). L'échantillonnage et l'analyse des aérosols microbiens ; Note documentaire 2222, Hygiène et Sécurité du Travail – Cahiers de notes documentaires 198, pp 23-28
- ENSP (2002). Rapport d'étude : éléments pour la prise en compte des effets des unités de compostage de déchets sur la santé des populations riveraines.
- Fracchia, L. (2006). "The assessment of airborne bacterial contamination in three composting plants revealed site-related biological hazard and seasonal variations." *Journal of Applied Microbiology* 100: 973-984.

- Gelberg, K. H. (1997). Health study of New York city department of sanitation landfill employees. *Journal of Occupational and Environmental Medicine* 39(11): 1103-1110.
- Hertzman, C., M. Hayes, J. Singer, J. Highland (1987) Upper Ottawa Street landfill site health study. *Environmental Health Perspectives*. 75: 173-195
- Hours M. (1998). Risque pour la santé des travailleurs d'unités d'incinération des ordures ménagères : évaluation des expositions et détection des effets sur la santé. Lyon, rapport ADEME.
- Hours, M. and Y. Perrodin (2000). Etude des polluants atmosphériques émis dans 2 centres de stockage des ordures ménagères: caractérisation et mesure des niveaux d'exposition; mise au point d'outils de suivi en vue de l'évaluation des risques sanitaires, RSD: 264 p.
- Hours, M. (2003). Etat des connaissances sur les micro-organismes dans la filière déchets, RECORD: 122 p.
- InVS (2004). Stockage des déchets et santé publique.
<http://www.invs.sante.fr/publications/2005/dechets/index.html>
- Koivula, N., K. Hänninen, et al. (2000). "Windrow composting of source separated kitchen biowastes in Finland." *Waste Management & Research* 18: 160-173.
- Krajewski, J., S. Tarkowski, et al. (2002). "Occupational exposure to organic dust associated with municipal waste collection and management." *Int J Occup Med Environ Health* 15(3): 289-301.
- Krikstaponis, A. and A. Lugauskas (2001). "Enzymatic activities of *Aspergillus fumigatus* strains isolated from the air at waste landfill." *Ann Agri Environ Med* 8-1: 227-234.
- Lis, D. (2004). "Microbial air quality in offices at municipal landfills." *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 1(2): 62-68.
- Lugauskas, A. (2004). "Airborne fungi in industrial environments -potential agents of respiratory diseases." *Ann Agric Environ Med* 11: 19-25.
- Maître, A. (2006). Exposition aux MVOC et microorganismes dans un centre de compostage de fermentescibles d'ordures ménagères et de déchets verts - Analyse de différentes situations à risque, Université J Fourier, Grenoble: 173 (hors annexes).
- Moletta, M. (2005). Caractérisation de la diversité microbienne des biogaz. *Ecologie microbienne*. Montpellier, Montpellier II: 195.
- Parat, S. (1998). Mesure de l'aérobiocontamination au sein de l'usine d'incinération des déchets : un risque pour la santé des travailleurs d'usine d'incinération des ordures ménagères., rapport ADEME.
- Pinet, C., P. Boiron, et al. (2006). Evaluation de l'exposition de paysagistes aux bioaérosols générés par les composts, CNAM, IHIE OUEST.
- Poulsen, O. M. and N. O. Breum (1995). "Sorting and recycling of domestic waste. Review of occupational health problems and their possible causes." *The Science of the Total Environment* 168: 33-56.
- Rahkonen, P. and M. Ettala (1990). "Airborne microbes and endotoxins in the work environment of two sanitary landfills in Finland." *Aerosol Science and Technology* 13: 505-513.
- Rahkonen, P. (1992). "Airborne contaminants at waste treatment plants." *Waste Manage. Res.* 10: 411-421.
- Reinthal FF, Haas D, et al. (1999) Comparative investigations of airborne culturable microorganisms in selected waste treatment facilities and in neighbouring residential areas. *Zentralbl Hyg Umweltmed.* 202(1):1-17.
- Sanchez-Monedero, M. (2005). "Bioaerosol generation at large -scale green waste composting plants." *Air & Waste Manage. Assoc.* 55: 612-618.
- Sanchez-Monedero, M. A. and Stentiford (2003). "Generation and dispersion of airborne microorganisms from composting facilities." *Process Safety and Environmental Protection* 81(B3): 166-170.
- Stahmer, K. W. and H. D. Neumann (2004). "Exposure by dust and biological agents at refuse incineration plants." *Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft* 64(4): 175-183.
- Swan, J. R. M., A. Kelsey, et al. (2003). Occupational and environmental exposure to bioaerosols from composts and potential health effects -a critical review of published data, HSE.

Tolvanen, O. (2005). "Occupational hygiene in a waste incineration plant." *Waste management* 25: 519-529.

Van Tongeren, M. (1997). "Exposure to organic dusts, endotoxins, and microorganisms in the municipal waste industry." *Int J Occup Environ Health* 3: 30-36.

Wouters, I. M., S. Spaan, et al. (2005). "Overview of personal occupational exposure levels to inhalable dust, endotoxin, beta(1 -> 3)-glucan and fungal extracellular polysaccharides in the waste management chain." *Annals of Occupational Hygiene* 50(1): 39-53

4. DEVENIR DES PARTICULES EMISES DANS L'ATMOSPHERE PAR LES ACTIVITES DE TRAITEMENT DES DECHETS – INCINERATION, STOCKAGE, COMPOSTAGE

La modélisation de la dispersion atmosphérique est un moyen d'évaluer les concentrations atmosphériques et les retombées au sol de substances émises par une ou plusieurs sources de pollution. Ce chapitre dresse un état des lieux de ces modèles et de leur application à la dispersion des particules, dans le contexte du traitement des déchets (incinération, stockage, compostage).

Dans une première partie, on décrit les différents types de modèles disponibles, les grands principes de ces modèles, les paramètres et hypothèses de calcul sur lesquels ils reposent, leurs avantages et leurs limites d'usage. La façon dont chacun traite la dispersion et le devenir des particules, et la nature des variables obtenues en sortie sont également décrites.

Les deux parties suivantes, plus générales, sont consacrées à la définition des termes sources (représentation des émissions, facteurs d'émission) et à la simulation des dépôts.

Dans une quatrième partie, on discute des contraintes d'application liées spécifiquement aux activités de déchets.

La cinquième partie présente, dans le cadre de notre étude, les éléments de validation qui existent pour chaque catégorie de modèle, ainsi que l'état des connaissances relatives, d'une part à la sensibilité des modèles aux données d'entrée et aux paramètres, et d'autre part, aux incertitudes des sorties de modèles.

4.1 MODELISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE

4.1.1 REMARQUES PRELIMINAIRES

Condition nécessaire pour la mise en œuvre de modèles de dispersion atmosphérique

Duarte et Pollard (2006) soulignent le fait que les évaluations des risques environnementaux sont fortement dépendantes de la disponibilité et de la qualité des données qui décrivent les termes sources. S'il fait l'objet d'une surveillance régulière, un rejet canalisé peut être correctement représenté par sa position, sa géométrie, ses propriétés thermodynamiques, les débits de polluants. Mais certains rejets, en particulier les rejets de type diffus, ne sont pas aussi aisés à caractériser. Il s'agit souvent de phénomènes épisodiques, liés aux cycles de production, aux phases d'activité du site ou aux fluctuations des paramètres météorologiques. Dans ces conditions, les modèles de dispersion sont peu adaptés pour estimer l'exposition au voisinage des sites, notamment à courte distance. Une caractérisation satisfaisante du ou des termes sources constitue donc un préalable indispensable à l'application de modèles de dispersion.

Rappel du contexte d'utilisation des modèles dans la présente étude

Echelle spatiale :

- locale, c'est-à-dire jusqu'à une distance d'environ 10 km autour du site d'activités considéré ;
- régionale (quelques dizaines ou centaines de kilomètres) dans les études visant à évaluer les contributions relatives de sources.

Echelle temporelle :

- études statistiques sur le long terme fondées sur la simulation de plusieurs années de conditions météorologiques horaires ou sur des données météorologiques intégrées ;
- études de cas (exposition aiguë, situations particulières).

Polluants :

Polluants particuliers émis par les activités de traitement de déchets : PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 ...et concernant les espèces chimiques : dioxines et furanes, métaux lourds, PCB, HAP...

4.1.2 TYPES DE MODELES

Plusieurs documents de synthèse décrivent et comparent les différents modèles permettant d'évaluer l'impact d'émissions atmosphériques industrielles, notamment de rejets d'incinération (Afssa et INVS, 2003 ; Rouil, 2006 ; Perkins et al., 2005).

L'étude de Perkins et al. (2005) avait pour objet de réaliser un état de l'art sur la modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques industrielles. En particulier, différentes approches de modélisation (gaussienne, lagrangienne, eulérienne), les hypothèses sur lesquelles elles reposent et leurs limitations sont recensées. Le champ d'investigation de cette étude n'était pas ciblé sur les particules.

S'agissant de la dispersion atmosphérique des particules, Holmes et Morawska (2006) ont effectué une revue approfondie de différents types de modèles - commerciaux ou non - disponibles et de leurs possibilités. Comme dans Perkins et al. (2005), les différentes approches de modélisation sont distinguées. De plus, les modèles considérés sont classés selon deux critères :

- le domaine de validité : ils distinguent l'échelle de la rue (locale, très affectée par la turbulence) de l'échelle urbaine et régionale ;
- le traitement de la microphysique des aérosols : certains modèles incluent des modules décrivant explicitement la microphysique des aérosols (nucléation, coagulation, ...), tandis que d'autres traitent les particules comme des composés inertes, attachant simplement à celles-ci les caractéristiques physiques (diamètre, densité) qui leur sont propres. Ces derniers modèles, fondés sur le principe de conservation de la masse, sont capables a priori de décrire les concentrations massiques de $PM_{2,5}$ et PM_{10} . Seul le premier type de modèles est capable de décrire les concentrations en nombre de particules.

4.1.3 MODELISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE

Les modèles boîtes constituent l'approche la plus simple qui puissent être envisagée. Le domaine d'étude – une ville, un site industriel – est assimilé à une boîte rectangulaire dans laquelle la concentration est supposée uniforme. La hauteur de cette boîte correspond en principe à la hauteur de mélange, c'est-à-dire à la hauteur jusqu'à laquelle la turbulence favorise le mélange des polluants. Le principe de conservation de la masse s'applique à l'intérieur de la boîte et conduit à exprimer la concentration par une relation simple impliquant le débit d'émission, la vitesse de vent (également supposée uniforme) et les dimensions de la boîte. En contrepartie de cette approche physique simplifiée, les modèles boîtes peuvent inclure des mécanismes chimiques ou des modules décrivant explicitement la microphysique des aérosols.

Cette formule, initialement proposée pour évaluer les concentrations moyennes à l'échelle d'une ville, s'applique à des sources surfaciques. Du fait des simplifications réalisées et du choix des valeurs de paramètres (notamment de la hauteur de boîte), parfois arbitraire, que doit effectuer l'utilisateur, elle ne fournit qu'une approximation grossière des concentrations rencontrées sur un site. L'usage des modèles boîtes se limite donc à des évaluations de première approche (Legeas et Mazuret, 2006) et l'information qu'on peut en tirer reste en premier lieu qualitative, et en aucun cas n'a de caractère local.

Modélisation des particules :

La nature particulière (au sens physique et chimique du terme) des polluants peut être prise en compte ou non, via l'inclusion de modules de traitement de la microphysique des particules.

Variabes de sortie pour un polluant :

Un modèle boîte fournit une unique valeur de concentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] dans tout le domaine d'étude.

Les modèles de panache gaussien sont très employés (voir par exemple, dans le domaine de l'incinération : Cangialosi et al. ; 2007, Floret et al., 2006 ; ASTEE, 2003 ; AES, 2002 ; Camard et Franconi, 2005 ; Gaboriaud et al., 2002 ; Nerrière et Zmirou, 2001 ; Lohman et Seigneur, 2001 ; Basham et Whitwell, 1999 ; dans le domaine du stockage : Macleod et al., 2006 ; Yannopoulos et al., 2002 ; dans le domaine de la cimenterie : Baroutian et al., 2006). Ils ont été développés afin de calculer la dispersion atmosphérique de rejets émis par une source ponctuelle.

Ils sont fondés sur une solution analytique stationnaire de l'équation d'advection-diffusion : la dispersion verticale et horizontale (latérale) des concentrations dans le panache est approchée par une loi gaussienne dont les écarts-types dépendent de la turbulence atmosphérique, des caractéristiques du site et de la distance à la source.

Les modèles gaussiens nécessitent des temps de calculs limités (moins d'une minute pour la résolution d'une situation), ce qui permet de simuler un très grand nombre de cas et d'établir des bilans annuels ou pluriannuels. C'est pourquoi ils sont bien adaptés à des évaluations sur le long terme.

Leur succès, dû à leur facilité d'usage et aux besoins croissants d'évaluation suscités par la réglementation, a conduit la communauté scientifique à élargir leur champ d'application. Ils font ainsi régulièrement l'objet de développements afin de pouvoir représenter des sources multiples, linéiques, surfaciques ou volumiques, les effets de rabattement (*downwash*) par la cheminée ou par des bâtiments⁵, la présence de relief, l'émission de polluants particulaires, les dépôts secs et humides... Les différents processus qui entrent en jeu lors de la dispersion sont représentés par des paramétrisations simples, généralement sans résolution d'équations. Ces paramétrisations ne sont pas toujours les mêmes d'un modèle à un autre et peuvent conduire à des discordances dans les résultats.

Ils ne prennent pas en compte le temps pour un polluant d'atteindre un récepteur (ils reposent sur une hypothèse de stationnarité), par conséquent les processus chimiques et microphysiques ne sont pas représentés dans ce type de modèles. Certains outils incluent des équations de base de la chimie gazeuse (équilibre NO/NO₂/O₃ par exemple) mais ces modules de chimie restent très simplifiés.

On distingue à ce jour deux générations de modèles gaussiens :

- les modèles gaussiens de première génération tels qu'ISC3 (US-EPA) ou ARIA Impact (ARIA Technologies) utilisent une classification de la stabilité atmosphérique (Doury, Pasquill...);
- les modèles gaussiens de seconde génération, comme ADMS3 (CERC) ou AERMOD (US-EPA) se fondent sur une description continue de la couche limite atmosphérique, selon la théorie de la similitude de Monin-Obukhov. Cette nouvelle formulation permet de mieux rendre compte de la turbulence atmosphérique dans cette couche, notamment en cas de forte convection thermique.

Dans tous les cas, les modèles gaussiens demeurent inadéquats pour la simulation d'écoulements en environnement complexe (relief marqué, nombreux obstacles...) ou par vent faible, la simulation de processus physico-chimiques et les calculs en champ proche (moins de 100 m). Ils ne sont pas non plus adaptés pour la modélisation à longue distance, c'est-à-dire au-delà de quelques dizaines de kilomètres de la source. A l'échelle locale, le problème de la prise en compte de la turbulence (thermique et mécanique due aux véhicules, turbulence mécanique liée au vent...) se pose. Le traitement simplifié du champ de vent, qui ne tient pas compte des fluctuations intermittentes de celui-ci, ne permet pas de refléter les changements à court terme (échelle de temps inférieure à l'heure) des concentrations de polluants.

Les modèles à bouffées gaussiennes décrivent le rejet comme une succession de bouffées émises les unes à la suite des autres et se dispersant dans l'atmosphère selon une loi gaussienne. Ces bouffées sont transportées par un champ de vent non constant préalablement calculé sur le domaine de calcul. La concentration d'un polluant en un point est fournie par la somme des contributions de chaque bouffée.

Les modèles à bouffées gaussiennes ont l'avantage de mieux prendre en compte les particularités orographiques du domaine, dès lors que le pré-processeur météorologique calcule des champs de vent tridimensionnels précis (voir ci-dessous l'approche lagrangienne à particules). Dans ces conditions, ils conviennent bien à la modélisation en zone montagneuse ou côtière. Ils permettent également le traitement des vents calmes.

Carizi et al. (2000) mettent ainsi en œuvre le modèle à bouffées gaussiennes CALPUFF, afin de simuler la dispersion atmosphérique des rejets d'un incinérateur implanté dans une vallée alpine. La fiabilité du modèle météorologique associé, le modèle diagnostique CALMET, est contrôlée par validation croisée. Cette procédure consiste à retirer une station météorologique des données d'entrée du modèle puis à estimer les valeurs des paramètres météorologiques en ce point à l'aide des stations restantes. Ces estimations sont alors comparées aux vraies mesures. Cette opération est répétée pour chaque station du domaine.

⁵ Dans la présente étude, cet effet concerne également le rabattement par les piles de stockage. Les tourbillons dans le sillage des piles entraînent une partie des polluants. Un mouvement vertical descendant se produit dans la région d'écoulement qui se situe sous le vent des piles. Les polluants sont transportés au niveau du sol à proximité des piles, avec des concentrations très élevées indésirables. Ce phénomène est appelé « downwash ».

Si les modèles à bouffées gaussiennes se révèlent efficaces dans des situations complexes, une calibration préliminaire est toutefois recommandée (Canepa et al., 2000). Dans une évaluation du code SAFE_AIR, qui associe un modèle météorologique diagnostique et un modèle à bouffées, Canepa et al. notent en effet la sensibilité des résultats à la formulation des coefficients de dispersion.

Modélisation des particules dans les modèles gaussiens / à bouffées gaussiennes :

- La nature particulière des polluants est représentée par leurs caractéristiques physiques (diamètre, densité). De celles-ci dépend le calcul de la vitesse de chute gravitaire qui a pour effet d'accroître le dépôt sec. Selon les possibilités du logiciel et le choix de l'utilisateur, ces caractéristiques peuvent également servir au calcul de la vitesse de dépôt par diffusion. Les dépôts humides sont généralement pris en compte par l'intermédiaire de coefficients de lessivage compte (voir par exemple le modèle TRAMES, Perkins et al., 2005).
- Les processus physico-chimiques conduisant à la formation ou à la volatilisation de particules au cours du transport ne sont pas modélisés (transport « passif »). Ils peuvent être pris en compte sous forme d'un post-traitement des résultats obtenus par transport passif.

Variables de sortie pour un polluant:

En chaque point de la grille de calcul bidimensionnelle qui couvre le domaine d'étude (à une altitude donnée, en général le sol, soit $z=0$) et/ou en chaque point particulier (x,y,z) spécifié par l'utilisateur, un modèle gaussien permet d'obtenir les variables suivantes :

- une concentration moyenne sur la période d'étude [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] ;
- un centile sur la période d'étude [$\mu\text{g}/\text{m}^3$], si une à plusieurs années de conditions météorologiques horaires ont été simulées ;
- une valeur moyenne de dépôt sec [$\mu\text{g}/(\text{m}^2.\text{s})$] ;
- une valeur moyenne de dépôt humide [$\mu\text{g}/(\text{m}^2.\text{s})$].

Les modèles lagrangiens à particules discrétisent le rejet en plusieurs milliers de particules qui sont suivies individuellement dans leur trajectoire. Comme pour le modèle à bouffées gaussiennes, le champ de vent tridimensionnel dans lequel évoluent ces particules est préalablement calculé sur le domaine, soit par interpolation entre des mesures, avec une correction en fonction du relief (modèle météorologique diagnostique), soit par modélisation eulérienne, c'est-à-dire par résolution des équations de la mécanique des fluides (modèle météorologique pronostique). La concentration de polluant en un point à un instant donné est obtenue en intégrant l'équation de conservation de la masse sur chaque trajectoire.

Les modèles lagrangiens constituent une approche complexe mais plus précise dans les environnements construits ou à fort relief. Leurs avantages sont les suivants (Janicke et Janicke, 2007) :

- description temporelle des processus de dispersion (important à grande échelle) ;
- description réaliste de la diffusion turbulente (important à l'échelle locale) ;
- la forme des sources peut être prise en compte de façon exacte (important dans les configurations complexes) ;
- pas de moyenne des grandeurs météorologiques selon la verticale (important pour les concentrations au sol) ;
- les champs tridimensionnels de vent et de turbulence peuvent être directement appliqués (important en terrain complexe).

La prise en compte des processus physico-chimiques est plus délicate. Du fait des temps de calcul, ils sont peu adaptés au traitement de sources multiples.

La principale entrave réside dans la complexité de mise en œuvre (ajustement des paramètres) et dans le temps de calcul (quelques minutes à une heure pour une situation simulée). C'est pourquoi l'usage des modèles lagrangiens se restreint souvent à la modélisation de scénarios particuliers, caractéristiques d'un type de condition météorologique. Ces situations sont définies en fonction des conditions locales, après analyse des données météorologiques, de la configuration du domaine, de la localisation des populations... (exemple : situation la plus fréquente, situation pénalisante du point de vue des concentrations ou des distances d'impact atteintes, panache orienté vers les zones habitées...).

Modélisation des particules :

- La nature particulaire des polluants est représentée par leurs caractéristiques physiques (diamètre, densité). Les dépôts secs sont modélisés à l'aide d'une vitesse de dépôt fonction de ces caractéristiques, qui intègre les phénomènes de diffusion et de chute gravitaire ; les dépôts humides sont pris en compte par l'intermédiaire de coefficients de lessivage (voir par exemple le modèle SPRAY, Perkins et al., 2005).
- Les processus physico-chimiques conduisant à la formation ou à la volatilisation de particules au cours du transport ne sont pas modélisés (transport « passif »). Ils peuvent être pris en compte sous forme d'un post-traitement des résultats obtenus par transport passif.

Variables de sortie pour un polluant:

En chaque point de la grille de calcul tridimensionnelle qui couvre le domaine d'étude et/ou en chaque point particulier (x,y,z) spécifié par l'utilisateur, un modèle lagrangien permet d'obtenir les variables suivantes :

- la concentration sur la période d'étude [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] ;
- la valeur du dépôt sec [$\mu\text{g}/(\text{m}^2.\text{s})$] ;
- la valeur du dépôt humide [$\mu\text{g}/(\text{m}^2.\text{s})$].

Les modèles tridimensionnels eulériens sont fondés sur la résolution numérique des équations de conservation de la masse et de la quantité de mouvement en tout point d'un maillage de l'espace, avec des hypothèses simplificatrices pour la description de l'atmosphère.

La turbulence tri dimensionnelle est représentée ; les termes de diffusion turbulente doivent être paramétrés : classiquement, la fermeture turbulente dite « k- ϵ » est utilisée. D'autres paramétrisations existent.

Les modèles eulériens se prêtent bien au traitement des sources multiples, des émissions diffuses, et à la simulation d'écoulements autour d'obstacles (relief complexe) et de bâtiments. Bien qu'ils soient théoriquement les plus adaptés à la modélisation en champ proche, la difficulté demeure en pratique de caractériser correctement la turbulence locale. Les concentrations calculées au voisinage immédiat du site (à moins d'une centaine de mètres) restent donc entachées d'incertitude.

Comme les modèles lagrangiens, les modèles eulériens nécessitent l'ajustement de nombreux paramètres et induisent des durées de calculs élevées. Aussi leur application se limite-t-elle généralement à la simulation de situations particulières.

Modélisation des particules :

- Les processus physico-chimiques conduisant à la formation ou à la volatilisation de particules au cours du transport peuvent être modélisés.
- Les dépôts secs (par diffusion et gravité) et humides peuvent être pris en compte (voir par exemple le modèle HERMES, Perkins et al., 2005).

Variables de sortie pour un polluant:

En chaque point de la grille de calcul tridimensionnelle qui couvre le domaine d'étude et/ou en chaque point particulier (x,y,z) spécifié par l'utilisateur, un modèle eulérien permet d'obtenir les variables suivantes :

- la concentration sur la période d'étude [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] ;
- la valeur du dépôt sec [$\mu\text{g}/(\text{m}^2.\text{s})$] ;
- la valeur du dépôt humide [$\mu\text{g}/(\text{m}^2.\text{s})$].

4.1.4 TRAITEMENT DE LA MICROPHYSIQUE DES AEROSOLS

Modéliser les concentrations en nombre de particules suppose d'inclure dans des modèles de dispersion les modules décrivant explicitement la microphysique des aérosols.

Le Tableau 13 établi d'après Holmes et Morawska (2006), indique les processus pris en compte par différents modules décrivant la microphysique des aérosols. Ces processus, dont Holmes a récemment fait la revue (Holmes, 2007), sont brièvement présentés dans les paragraphes suivants.

Tableau 13 : Caractéristiques de modules décrivant la microphysique des aérosols (d'après Holmes et Morawska, 2006)

Nom	Modèle de dispersion associé	Représentation granulométrique (a)	Composition (b)	Nucléation (c)	Coagulation (d)	Condensation / Evaporation (e)	Dépôts (f)
UHMA		« Hybrid/moving centre of retracking methods » 7 nm – 2 µm	Carbone inorganique, organique, élémentaire H ₂ SO ₄ , NH ₃ , NO ₃	BT	X	X	S
MONO32	OSPM (modèle de panache) ou STAR CD (modèle de dynamique des fluides)	4 modes Approche monodispersée* 7 – 450 nm	Carbone inorganique, organique, élémentaire H ₂ SO ₄ , NH ₃ , NO ₃	BT	X	X	S
AERO	UAM-IV	Représentation sectionnelle 8 sections 0,04 - 10µm	Carbone inorganique, organique, élémentaire H ₂ SO ₄ , NH ₃ , NO ₃	X	-	X	S
GATOR	MMTD, GCMM	« Moving or stationary size »	Carbone inorganique, organique, élémentaire H ₂ SO ₄ , NH ₃ , NO ₃	B	X	X	S
MADRID	CMAQ	Représentation sectionnelle Plusieurs sections	Carbone inorganique, organique, élémentaire H ₂ SO ₄ , NH ₃ , NO ₃	SOA, B	-	X (ISORROPIA)	S
AEROFOR	AEROFOR* Modèle boîte de type lagrangien (déplacement de boîtes avec le vent)	Représentation sectionnelle 200 « groupings »	MI ou ME Variable dans chaque groupe de taille	BT	X	X	SH
URM	URM* (eulérien)	Représentation sectionnelle 4 sections < 10 µm	MI, Carbone, organique, H ₂ SO ₄ , NH ₃ , NO ₃	B	-	X (ISORROPIA)	SH

Nom	Modèle de dispersion associé	Représentation granulométrique (a)	Composition (b)	Nucléation (c)	Coagulation (d)	Condensation / Evaporation (e)	Dépôts (f)
RPM (MADE)	EURAD (eulérien)	2 modes Distributions lognormales centrées sur 0,01 et 0,07 µm	Carbone inorganique, organique, élémentaire H ₂ SO ₄ , NH ₃ , NO ₃	B	X	X	SH
CIT	CIT* (eulérien)	Représentation sectionnelle 3 sections 0,5 – 10 µm	Carbone inorganique, organique, élémentaire H ₂ SO ₄ , NH ₃ , NO ₃	B	-	X (SCAPE2)	S
UNI-AERO	EMEP	4 modes : d < 0,02 µm 0,02 µm < d < 2,5µm 2,5 µm <d< 10 µm	Carbone inorganique, organique, élémentaire H ₂ SO ₄ , NH ₃ , NO ₃ , poussière minérale, sels marins L'eau liquide est une composante diagnostique SOA non inclus MI	BT	X	X (EQSAM)	SH

X = Processus inclus ; - = Processus non inclus

(a) Approche monodispersée : le nombre de variables pronostiques est de deux seulement (masse et nombre).

(b) MI = mélange interne ; ME = mélange externe

(c) Nucléation : B = Binaire ; T = Ternaire ; SOA = Formation d'aérosols organiques secondaires

(f) Dépôt : S = Sec ; H = Humide

* : un seul nom pour désigner le modèle de dispersion et le module d'aérosol incorporé.

4.1.4.1 REPRESENTATION GRANULOMETRIQUE

Pour représenter à la fois la concentration et la taille des particules, on utilise des fonctions de distribution permettant de relier leur nombre (leur masse ou leur surface) à leur diamètre, on les appelle **distributions granulométriques**. Ces distributions peuvent être représentées sous forme de sections – *représentation sectionnelle*, ou de modes – *représentation modale*. La première réalise l'approximation d'une distribution continue en tailles, par un nombre fini de sections. La représentation modale assimile la distribution à une somme de fonctions mathématiques (e. g. de type log-normal).

La taille des particules dans l'atmosphère est généralement comprise entre 1 nm et 10 µm. Elle est étroitement liée à leur mode d'émission ou de formation dans l'atmosphère. Les particules, notamment lors de leur émission, sont rarement sphériques (Seinfeld et Pandis, 1998 ; Bessagnet et Rosset, 2001) ; néanmoins l'hypothèse de sphéricité est communément admise. Le temps de séjour moyen des particules dans l'atmosphère varie d'une journée à quelques semaines, ceci en fonction de leur taille et de leur localisation dans l'atmosphère. Les mesures expérimentales de distributions en taille font apparaître trois principaux groupes de particules (Figure 9) :

- le mode de nucléation < 0,1 µm. Ces particules proviennent essentiellement des processus de conversion Gaz/Particules (nucléation, condensation), leur nombre est très élevé pour une contribution massique relative faible ;
- le mode d'accumulation entre 0,1 et 1 µm. Ces particules proviennent notamment de la coagulation des particules du mode de nucléation. L'ensemble de ces particules offre une surface d'échange avec la phase gazeuse importante. Ces particules ont une durée de vie élevée (faible dépôt) ;
- le mode grossier > 1 µm. Ces particules proviennent de processus mécaniques d'attrition, des poussières, des embruns marins...

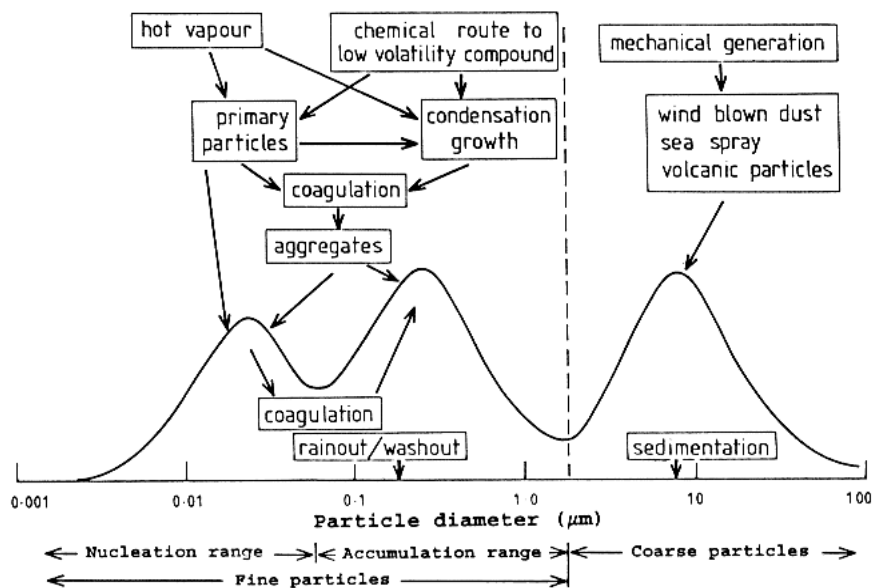


Figure 9 : Distribution de la taille typique des aérosols et mécanismes de formation associés (d'après Whitby, 1978)

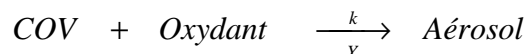
4.1.4.2 COMPOSITION DES PARTICULES

Les particules sont composées de milliers d'espèces. Les espèces majeures les plus classiques sont les espèces inorganiques (carbone suie, sulfates, nitrates, chlorure et sodium, poussières minérales, eau...) et les espèces organiques (alcane, acides organiques...). Les dioxines/furanes, les métaux, les HAP et les PCB existent à l'état de trace et se transportent *via* les particules à de grandes distances de leur source d'émission.

La modélisation de la composition chimique des particules est faite sur la base d'une hypothèse de mélange interne - i.e. à chaque taille correspond une composition chimique unique - ou externe - i.e. chaque espèce possède sa propre distribution en taille.

Les particules dans l'atmosphère sont émises par l'homme ou par des phénomènes naturels (*émissions primaires*). Elles peuvent aussi provenir de réactions chimiques en phase gazeuse (oxydation par OH^\bullet , O_3 , et autres oxydants...) formant des espèces condensables (à faible tension de vapeur saturante), qui contribuent ainsi à leur formation ; on parle alors de *sources secondaires*.

Des éléments de modélisation concernant la formation des particules par réactions chimiques, existent depuis la fin des années 80. Certains chercheurs (Grosjean et Seinfeld, 1989) ont estimé des rendements de formation de particules secondaires grâce à l'utilisation de chambres atmosphériques dans lesquelles l'oxydation de chacune des espèces susceptible de donner des particules est étudiée séparément. Des réactions de formation des aérosols organiques secondaires (SOA), du type :



COV : *Composé Organique Volatil*

ont été introduites dans des modèles de chimie atmosphérique, à partir de rendements γ , et de constantes cinétiques k déterminés expérimentalement. Ces réactions ne représentent qu'un modèle simplifié des véritables processus chimiques et physico-chimiques aboutissant à la formation des particules.

Dans le contexte qui nous intéresse ici, la représentation de la granulométrie et de la composition des particules est prise en compte de la manière suivante :

- les métaux lourds comme le plomb, le cadmium, le nickel, le chrome sont transportés dans l'atmosphère sous forme particulaire seulement, en raison de leur très faible volatilité ; les éventuelles transformations chimiques sont supposées ne pas modifier les propriétés des particules en ce qui concerne les processus de perte. Voir à ce sujet le modèle régional eulérien EMEP⁶/MSC-E-HM (EMEP, 2005a). Ce modèle est appliqué de façon opérationnelle pour le cadmium, le plomb et le mercure ; de façon « expérimentale » pour le chrome et le nickel ;
- le mercure, lui, subit des transformations dans l'atmosphère (transitions entre les phases gazeuse, aqueuse et solide, réactions chimiques). Le modèle MSC-E-HM distingue trois formes pour le mercure dans l'atmosphère : le mercure gazeux élémentaire, le mercure particulaire total, le mercure gazeux réactif (composés divalents de mercure en phase gazeuse ; par exemple HgCl_2) ;
- dioxines/furanes, HAP et PCB : l'appellation POP recouvre les dioxines et furanes, les HAP et les PCB. Beaucoup sont relativement volatils, et se répartissent donc entre phases gazeuse et particulaire. Les processus suivants d'évolution des POP sont pris en compte dans le modèle eulérien régional EMEP/MSC-E-POP (EMEP, 2005b) :
 - le partitionnement entre les phases gazeuse et particulaire ;
 - les réactions en phase gazeuse des polluants avec les radicaux hydroxyls. Toute autre réaction est négligée. En particulier, les processus de dégradation des POP dans la phase particulaire sont négligés par manque de connaissance sur ce sujet.

4.1.4.3 NUCLEATION

Ce processus physico-chimique est défini comme la formation de très petites particules (voisines de 1 à 10 nm) par agglomération de molécules initialement en phase gazeuse. Ce processus est connu pour l'acide sulfurique (Kerminen et Wexler, 1994) dans l'atmosphère, mais très peu étudié pour les autres composés. Ce processus a été mis en évidence pour la formation de particules issues de l'oxydation de monoterpènes émis par certaines essences d'arbres, cependant il reste difficile à interpréter pour ces espèces (Mäkelä *et al.*, 1997).

⁶ Le modèle EMEP est le modèle de référence pour le calcul de la pollution transfrontière en Europe.

4.1.4.4 COAGULATION

Ce processus correspond à l'agglomération de plusieurs particules pour en former une plus grosse,, modifiant sensiblement la distribution granulométrique. Ce processus est d'autant plus important que le diamètre des particules entrant en collision est très différent et que leur nombre est plus élevé. En pratique, ce processus permet une disparition rapide par coagulation avec les particules plus grosses des particules formées par nucléation.

4.1.4.5 CONDENSATION / EVAPORATION

L'aérosol est un milieu où coexistent plusieurs types de composés. Certains d'entre eux se trouvent à la fois en phases gazeuse et particulaire, leurs concentrations dans chacune des phases tendant vers l'équilibre thermodynamique. Cet état de transition vers l'équilibre se traduit par l'établissement d'un flux entre les deux phases, c'est ce processus que nous présentons succinctement par la suite pour les espèces minérales et organiques.

4.1.4.5.1 CAS DES ESPECES MINERALES

L'eau est un constituant très abondant dans l'atmosphère ; au niveau du sol, on compte généralement entre 5 et 25 g d'eau - sous forme gazeuse et liquide - par m³ d'air. En présence d'espèces minérales, nitrate, sulfate, sels..., une faible partie de cette eau se fixe sur les particules pour en former dans certains cas plus de 90 % de la masse totale. Une particule « sèche » soumise à un accroissement d'humidité relative, voit sa taille augmentée, entraînant une modification de l'ensemble des processus dépendant du diamètre de celle-ci. Les lois de la thermodynamique permettent de connaître la partition gaz/particule des espèces semi-volatiles minérales majeures telles que : H₂O, NH₃, HCl et HNO₃ (Nenes *et al.*, 1998).

4.1.4.5.2 CAS DES ESPECES ORGANIQUES

Si les processus chimiques décrits précédemment permettent de connaître la masse d'espèces secondaires *condensables*, l'absorption permet de quantifier la quantité d'espèces *effectivement* condensée ou absorbée sur les particules. En effet, l'oxydation de précurseurs « légers » (type alcanes C5-C15) donne des composés plus « lourds » (type acides carboxyliques, aldéhydes) qui se partagent entre les phases gazeuse et particulaire. Pour ces espèces qualifiées de semi-volatiles, on attribue un coefficient de partition K_p (Pankow, 1994) déterminé par :

$$K_p = \frac{A}{G \cdot TSP}$$

A , étant la concentration de l'espèce concernée en phase particulaire, G , sa concentration en phase gazeuse, TSP , la concentration totale de matière en suspension. Toutes ces concentrations sont exprimées en µg/m³. Ce coefficient peut être déterminé mathématiquement par des notions complexes de thermodynamique, il est souvent déterminé par l'expérience. Généralement, plus la température augmente, plus la concentration de l'espèce semi-volatile en phase gazeuse augmente (par évaporation) et plus le coefficient K_p diminue.

4.1.4.6 DEPOTS

Ce qui concerne les dépôts est plus spécifiquement détaillé dans le paragraphe 4.3.

Le dépôt sec regroupe l'ensemble des phénomènes aboutissant au dépôt de particules en l'absence de précipitations. On exprime habituellement le flux de dépôt F comme étant proportionnel à la concentration C des particules (à un niveau de référence dans l'atmosphère), par l'intermédiaire d'une vitesse de dépôt v_d :

La vitesse de dépôt rend compte d'un ensemble de processus complexes : transport turbulent à travers l'atmosphère vers la mince couche d'air laminaire sur la surface réceptrice ; transport Brownien à travers cette mince couche, enfin adhésion des particules à la surface. Ces trois étapes se traduisent par une résistance au transfert des particules de l'atmosphère vers la surface

Le dépôt humide est le processus naturel par lequel des particules sont éliminées de l'atmosphère (Seinfeld et Pandis, 1998) par les précipitations (nuages, pluie, neige). Différents processus sont envisagés :

- la captation par les précipitations (*In-cloud scavenging*) : son formalisme s'apparente à celui du processus de coagulation. Les particules d'aérosol sont incorporées dans les gouttes d'eau lors de leur chute ;
- la captation par les gouttelettes d'eau nuageuse (*In-cloud scavenging*) : même chose que précédemment mais avec des gouttelettes d'eau plus fines dans le nuage (captation plus efficace) ;
- l'activation des particules d'aérosols dans un nuage (lessivage) : Il correspond à une captation d'eau spontanée dans un nuage (à sursaturation) par les particules, ce processus aboutissant à la formation de nouvelles gouttelettes d'eau nuageuse. L'activation des particules dépend de leur composition, les constituants hydrophiles facilitant ce processus.

De ces trois types de dépôt humide, le dernier est de très loin le plus efficace (environ 80 % du dépôt humide). Il reste cependant très difficile à traiter (Guelle *et al.*, 1998).

Les modèles UHMA et MONO32 développés par des équipes finlandaises sont consacrés à l'étude de l'évolution du nombre de particules en soignant tout particulièrement les processus de nucléation. En effet, dans les pays nordiques, il existe de nombreuses études sur la nucléation des espèces organiques secondaires biogéniques ainsi que sur la nucléation de l'acide sulfurique. Par ailleurs, les équipes de recherche nord américaines développent des modèles sectionnels qui sont plus proches des processus physiques mais ont l'inconvénient d'être plus coûteux en temps de calcul. En Europe, les modèles modaux sont plus fréquents ; ils sont moins coûteux mais moins « physiques ». Ils ont l'avantage d'être conservatifs sur la masse et le nombre de particules.

Les autres modèles mentionnés dans le Tableau 13 sont traditionnellement couplés à des modèles de qualité de l'air afin d'effectuer des simulations climatologiques. Ainsi, le modèle UNI-AERO est utilisé par le modèle EMEP (Meteorologisk Institut, 2003). Ces modèles sont utilisés en outre pour étudier des épisodes plus spécifiques.

La plupart des modèles d'aérosol prennent en compte les espèces sulfate, nitrate, ammonium via l'utilisation de modules thermodynamiques spécifiques comme ISORROPIA (Nenes, 1998). Les espèces organiques secondaires sont prises en compte par des schémas de formation simplistes puis par un transfert en phase particulaire par un processus de condensation/absorption. Les espèces primaires inertes chimiquement ne font que subir l'ensemble des processus microphysiques des particules.

L'ensemble de modules microphysiques GATOR a été couplé à une approche eulérienne pour modéliser la dispersion atmosphérique des particules, aux échelles urbaine et régionale.

Le module MONO32 a été couplé au modèle gaussien OSPM ou au modèle CFD STARCD. Dans ce dernier cas, les concentrations en nombre de particules liées au trafic ont été correctement simulées. La sensibilité des résultats aux paramètres facteurs d'émissions et vitesse du vent a été testée. Dans une autre étude, l'influence relative de la vitesse du vent et de la turbulence induite par les véhicules a été évaluée ; un bon accord a été trouvé entre les calculs et les mesures lorsque la turbulence liée aux véhicules. Les processus de coagulation et de dépôt étaient pris en compte.

Le modèle UHMA offre la possibilité de représenter la distribution en taille des particules de trois manières différentes. Korhonen, Lehtinen *et al.* (2004) présentent une étude de sensibilité des résultats au choix de la représentation ; une comparaison de l'évolution du nombre de particules et de la surface des particules avec des valeurs observées a été effectuée.

4.2 TRAITEMENT DES EMISSIONS : FACTEURS D'EMISSION POUR DES REJETS DIFFUS DE POUSSIÈRES

Sur un site d'incinération ou de co-incinération, la plus grande partie des émissions est de type canalisé, avec généralement une ou deux cheminées.

Sur un site de compostage, on distingue les émissions qui se produisent lors du compostage passif – associées aux tas de matières compostées (andains) – de celles qui se produisent lorsque les tas de matières sont constitués ou remués (retournement, criblage). En général les premières sont prises en compte dans les modèles sous la forme de sources surfaciques, et les secondes sous la forme de sources ponctuelles (Taha, 2007). Les activités plus particulièrement émettrices de poussières sont la formation ou la mise en mouvement des andains et la circulation des véhicules.

Sur un site de stockage, les sources possibles de particules sont :

- la combustion des biogaz (source ponctuelle). Bien qu'ils se composent principalement de méthane et de monoxyde de carbone, les rejets de combustion peuvent également contenir des dioxines et furanes. S'ils ont été purifiés par un équipement adéquat, les quantités de dioxines et furanes émises sont normalement minimales (Yannopoulos et al., 2002) ;
- la circulation des poids lourds qui transportent les déchets (sources linéiques et surfaciques) ;
- le chargement, déchargement des déchets sur le site ;
- les mouvements des véhicules sur des déchets préalablement déposés ;
- l'érosion par le vent de déchets friables, récemment déposés (avant formation d'une croûte en surface).

L'US-EPA (2006) présente la modélisation des émissions diffuses de PM₁₀ à l'aide de facteurs d'émission, en relation avec les mouvements des véhicules sur des déchets ; l'érosion par le vent des déchets.

La distance d'influence des particules ainsi émises dépend de leur taille (diamètre aérodynamique) et de la vitesse du vent :

- pour une vitesse de l'ordre de 16 km/h, les particules de diamètre supérieur à 100 µm se déposent entre 6 et 9 mètres de leur source ;
- les particules de diamètre compris entre 30 et 100 µm se déposent à quelques dizaines de mètres de leur source ;
- les particules de diamètre plus petit (en particulier PM₁₀) ont des vitesses de sédimentation gravitationnelle plus faibles et voient leur dépôt retardé par la turbulence atmosphérique.

Selon l'US EPA (2006), les émissions de particules sur les sites de décharge ou stockage des déchets dépendent des volumes traités et des caractéristiques des (piles de) déchets traités : âge, teneur en humidité et proportion de fines de granulats.

i) La quantité de particules émises lors du chargement et déchargement des déchets est évaluée à l'aide du facteur d'émission E suivant (en kg/T) :

$$E = k(0.0016) \frac{\left(\frac{U}{2.2}\right)^{1.3}}{\left(\frac{M}{2}\right)^{1.4}}$$

avec U = la vitesse moyenne du vent en m/s ; M = la teneur en humidité du matériel en % ; k = un coefficient correctif dépendant de la taille des particules. Le tableau ci-dessous donne les valeurs du coefficient k en fonction du diamètre aérodynamique.

30 µm	< 15 µm	< 10 µm	< 5 µm	< 2,5 µm
0,74	0,48	0,35	0,20	0,053

Les limites de validité (définies par la teneur en humidité et la vitesse de vent) de cette paramétrisation sont précisées dans le document de l'US-EPA (2006).

ii) En ce qui concerne les émissions de particules liées aux mouvements des véhicules sur et entre les piles de stockage, il est recommandé d'utiliser les facteurs d'émission s'appliquant au trafic sur des routes non pavées.

iii) Les émissions annuelles de particules (en g/m²) par érosion par le vent des piles de stockage sont estimées comme suit :

$$E = k \sum_{i=1}^N P_i$$

avec k = un coefficient correctif dépendant de la taille des particules ; N = le nombre de perturbations annuelles ; P_i = le potentiel d'érosion (en g/m²) du *fastest mile of wind* (prédit / observé) pendant la i^{ème} période inter-perturbations.

Dans cette formulation, une perturbation est définie comme toute action qui conduit à la constitution d'une surface « fraîche » (non encore érodée) : chargement ou déchargement de matériel sur la pile de stockage ; retournement du matériel (à une profondeur suffisamment importante en comparaison du matériel stocké).

Le potentiel d'érosion d'une surface sèche, exposée, est donné par la formule suivante :

$$P_i = 58 \left(u^* - u_t^* \right)^2 + 25 \left(u^* - u_t^* \right) \text{ pour } u^* \geq u_t^*$$

$$P_i = 0 \text{ sinon}$$

avec u^* = vitesse de friction (en m/s) ; u_t^* = seuil de vitesse de friction (en m/s).

Les émissions ainsi calculées ne peuvent être introduites directement dans des modèles de dispersion stationnaires car elles correspondent à des phénomènes intermittents.

Le document de l'US-EPA (2006) décrit une méthodologie de détermination du paramètre u_t^* .

Macleod et al. (2006) se sont intéressés à la dispersion des particules émises par les RCPA⁷ stockés en décharge au Royaume-Uni. Les espèces étudiées (PM₁₀, PCDD/PCDF, Pb, Cd, As and Cr VI) ont été sélectionnées au regard des concentrations rapportées dans la littérature et de leurs effets potentiels sur la santé.

Le modèle SBDM - modèle gaussien décrivant la dispersion et le dépôt des particules - calcule le cisaillement de vent en surface des piles de déchets et le seuil au delà duquel il y a émission de poussières par érosion. Cette émission de poussières par érosion a été modélisée suivant la méthodologie décrite précédemment, et qui conduit aux valeurs suivantes : E(PM10) = 1000 mg/m²/jour et E(PM30) = 3000 mg/m²/jour. Une étude de sensibilité portant sur les différents paramètres qui conditionnent l'émission de particules par érosion, a également été menée (voir le paragraphe 4.5).

Lorsque les piles de stockage ont un rapport d'aspect élevé⁸, l'évaluation des émissions liées à l'érosion par le vent doit se faire en discrétisant chaque pile de stockage et en estimant les émissions sur chaque sous domaine (US EPA, 2006).

Badr et Harion (2006) ont utilisé cette approche de calcul et le modèle FLUENT – modèle CFD, préalablement validé sur une situation analogue au cas étudié – afin d'évaluer les émissions de poussières produites par érosion de piles de stockage. Ils ont étudié l'impact de l'emplacement et de la configuration des piles sur les émissions, en fonction des caractéristiques du vent dominant sur le site considéré. Le volume et la pente des piles sont constants (resp. 31474m³ et 38°C), les hauteur, longueur et largeur sont variables. L'effet de la géométrie de la pile est flagrant (cf. Tableau 14).

⁷ Les RCPA ou Résidus de Contrôle de la Pollution de l'Air sont les résidus solides collectés lors du filtrage des fumées provenant de l'incinération des déchets domestiques. Ce sont des matières dangereuses, étant donné la présence de teneurs élevées en contaminants métalliques, en dioxines et furanes associés à des particules fines. Ils sont stockés en décharge ou utilisés dans des installations de traitement des déchets pour neutraliser / solidifier d'autres déchets dangereux.

⁸ rapport entre hauteur et largeur

**Tableau 14 : Emissions en g/an pour différentes vitesses de vent et différentes configurations de pile de stockage (d'après Badr et Harion, 2006).
Les caractéristiques géométriques de la pile figurent en première colonne**

Hauteur / Longueur / largeur en mètres	5 m/s	10 m/s	15 m/s
8/373/20.5	6455	77464	220856
10/232.5/25.6	5820	65830	187302
12/153/31	5607 (-13%)	59793 (-23%)	168470 (-24%)
14/106/31	5720	61032	169905
16/74.5/41	6176	61609	174194

Les conclusions de leur étude sont les suivantes :

- la longueur de la pile aussi a un impact sur l'érosion et le transport des particules ;
- une hauteur de pile intermédiaire conduit à des émissions de particules par érosion réduites ;
- le paramètre « rapport d'aspect » n'est pas suffisant pour décrire le champ de vent au-dessus de tels obstacles.

Dans leur étude d'impact, Yannopoulos et al. (2002) évaluent les facteurs d'émission associés à la circulation des camions sur site par la méthodologie CORINAIR (méthodologie destinée à la réalisation d'inventaires d'émissions de polluants dans l'air, CITEPA, 2004). Ils tiennent compte des mises à jour de la méthode MEET⁹, qui est consacrée aux émissions du trafic (INRETS, 1999).

4.3 TRAITEMENT DES DEPOTS

4.3.1 DEPOT SEC

Il est admis que la quantité de polluant se déposant par voie sèche sur le sol ($F_{sec}(x,y)$ [$\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$]) est proportionnelle à la concentration $C(x,y,0)$ au niveau du sol. Le facteur de proportionnalité est appelé *vitesse de dépôt* (V_d). En un point de coordonnées (x,y) , on a :

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

La vitesse V_d dépend d'une part diffusive (V'_d), explicable par le fait que les particules sont soumises au mouvement brownien (les gaz sont également concernés), et d'une part imputable aux effets de la gravité (vitesse terminale V_t), qui dépend de la taille et de la densité des particules.

La vitesse V_t est nulle pour les gaz et tend vers zéro pour les particules très fines (de diamètre inférieur à 0,1 μm). Elle prédomine pour les grosses particules (de diamètre supérieur à 20 μm , Seinfeld et Pandis, 1998). Entre 0,1 μm et 1 μm on observe généralement un minimum de la vitesse. Aucun mécanisme de dépôt n'est particulièrement efficace dans cette gamme de diamètres (CERC, 2001, Seinfeld et Pandis, 1998).

La vitesse diffusive V'_d est représentée couramment comme l'inverse d'une résistance, qui est elle-même la somme de trois termes :

$$V'_d = 1/r$$

$$r = r_a + r_b + r_s$$

r_a est la résistance aérodynamique qui détermine l'effet des mouvements turbulents de l'atmosphère sur la particule. Elle ne dépend que des paramètres atmosphériques.

r_b est la résistance de « sous-couche » qui détermine les effets de gêne mécanique imputables à la rugosité du terrain. Elle dépend également des caractéristiques physiques du polluant.

⁹ Methodologies for Estimating Air Pollutant Emissions from Transport

r_s est la résistance de surface qui détermine la faculté d'absorption du sol. Elle dépend de la couverture du sol et de la chimie de l'élément. Prépondérante dans le cas d'un gaz, elle tend vers 0 pour les grosses particules. Notons que son évaluation est très incertaine, et que sa mesure conduit à des données d'une grande variabilité (CERC, 2005).

Il existe plusieurs modèles pour intégrer V'_d et V_t dans une vitesse globale. En établissant un bilan de flux dans chacun des milieux traversés, et en résolvant les équations ainsi posées, Seinfeld et Pandis (1998) proposent la formule :

$$v_d = \frac{1}{r_a + r_b + r_a \cdot r_b \cdot v_s} + v_s \quad r_a r_b v_s \text{ est appelée résistance virtuelle.}$$

Venkatram et Pleim (1999) lui préfèrent l'expression suivante, qui satisfait à la loi de conservation de la masse :

$$V_d = \frac{V_t}{1 - \exp(-V_t/V'_d)}$$

Avec certains logiciels, l'utilisateur a aussi la possibilité d'imposer une vitesse de dépôt diffusif et/ou une vitesse terminale constantes dans le temps.

Le choix d'une vitesse de dépôt sec peut se faire en fonction du polluant, de la granulométrie, du type de surface... Il existe des abaques, issus d'expériences réalisées dans différentes situations (Sehmel, 1980 ; Mac Mahon et Dennison, 1979). De nombreuses valeurs expérimentales de vitesse sont également consignées dans la littérature scientifique (Tableau 15), mais les conditions expérimentales ne sont pas toujours bien détaillées. Pour les particules, ces valeurs englobent à la fois la diffusion et la gravité. Le dépôt humide est parfois inclus.

TABLEAU 15 : VALEURS DE LA VITESSE DE DÉPÔT SEC : QUELQUES EXEMPLES

Polluant	Vitesse (cm/s)	Commentaire	Source
PCDD/F gazeux	0,14		Lohman et Seigneur, 2001 (d'après Mackay, 2000)
PCDD/F particulaires	0,16 ($\sigma = 0,08$) 0,23 ($\sigma = 0,17$)		Koester et Hites, 1992
PCDD/F gazeux	0,058		Schröder et al., 1997
PCDD/F particulaire	0,009 0,020	Diamètre < 2,9 μm Diamètre > 2,9 μm	(valeur de 0,058 utilisée par Yoshida et al., 2001)
Pb	0,30		McMahon et Denison, 1979 (d'après Gatz, 1975)
	0,38	Elément trace	Sehmel, 1980 (d'après Cawse, 1976)
	0,13		Sehmel, 1980 (d'après Servant, 1976)
Emissions particulaires liées au traitement de déchets (stockage, incinération)	0,2		Ontario Ministry of the Environment, 1999
PCDD/F, Cd, Pb, Hg	3	Pas de distinction entre les polluants	Cangialosi et al., 2007, d'après USEPA, 1998 et Pratt et al., 1996
PCDDD/F	entre 0,19 et 3,3 pour les congénères; entre 0,11 et 1,26 pour les homologues	La vitesse de dépôt des PCDD/F est plus élevée à la fois pour les composés les plus volatils (rapidité du transfert air-plante en phase vapeur) et pour les composés les plus chlorés -les moins volatils-	Bakoglu et al., 2005
	dépôt sec+dépôt humide	(effet du lessivage ?)	

4.3.2 DEPOT HUMIDE

Comparé au dépôt sec, le dépôt humide est représenté généralement de façon plus grossière dans les modèles, sans claire distinction entre les phénomènes propres aux gaz et aux particules ou entre les différents modes de lessivage (dans le nuage et sous le nuage).

Le dépôt humide par captation d'eau (par nucléation) dans une atmosphère sursaturée est le processus le plus efficace mais il est très difficile à paramétrer. La particule se comporte comme un noyau de condensation et se retrouve piégée dans une gouttelette d'eau nuageuse. S'il y a précipitation, la particule disparaît ; si le nuage s'évapore, la particule réapparaît.

La modélisation du dépôt humide fait l'hypothèse que la quantité de polluant présente dans la colonne d'air subit une décroissance exponentielle : $C=C_0e^{-\Lambda t}$. Le flux qui se dépose par voie humide s'écrit :

$$F_{hum} = \int_0^h \Lambda(z,t)C(z,t)dz$$

h : base du nuage

Λ (s^{-1}) : coefficient de lessivage

Λ est fréquemment exprimé en fonction de l'intensité de la pluie (Sportisse, 2007 ; Jyhlä, 1991, Jindal et Heinhold, 1991) :

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

où P désigne le taux de précipitation (mm/h)

a et b sont déterminés de manière empirique. Pour des rejets particuliers a et b sont liés au diamètre des particules.

Les dépôts humides sont parfois négligés dans l'évaluation des retombées de polluants (voir par ex. l'évaluation des risques conduite par Cangialosi, 2007), alors qu'ils peuvent représenter une part non négligeable des dépôts totaux (inférieure, équivalente ou supérieure à la part des dépôts secs) :

- dans une étude sur les dioxines et furanes, Lohmann et Jones (1998) citent le dépôt humide comme la principale voie de retombée des dioxines les plus riches en atomes de chlore. Selon les travaux de Schröder et al. (Bayreuth, Allemagne, 1992), ce dépôt représente plus de 85 % du dépôt total de ces dioxines et plus de la moitié du dépôt des dioxines moins chlorées. Ces observations s'appliquent à d'autres polluants tels que les HAPs pour lesquels la part relative du dépôt humide vaut au moins 50 % (Kaupp et McLachlan, 1999) ;
- Koester et Hites (1992) ont réalisé une étude sur les dioxines et furanes à Indianapolis et Bloomington (Indiana). Le dépôt sec comme le dépôt humide participent de façon significative aux retombées totales. Le rapport dépôt sec/dépôt humide est de 1,5 ou 0,8 selon la ville considérée ;
- Morselli et al. (2002) se sont intéressés à la dispersion et au dépôt de métaux lourds dans l'environnement d'un incinérateur près de Rimini. Deux sites ont fait l'objet de mesures, l'un dans une zone de dépôt important, l'autre dans une zone de faible dépôt. Dans les deux premiers sites, la répartition moyenne annuelle entre dépôt sec et dépôt humide est de 65/36 % et 68/32 % pour l'ensemble des métaux, et de 63/37 % pour le plomb. Dans le troisième site elle est de 80/20 % pour tous les métaux et de 58/42 % pour le plomb.

En résumé, les variables qui influent le plus fortement sur le dépôt de particules sont les conditions météorologiques (la stabilité atmosphérique, et pour le dépôt humide, la pluviométrie), la rugosité de la surface, la dimension des particules (Malherbe, 2003). Cette dernière variable intervient à la fois dans le dépôt sec et le dépôt humide et détermine partiellement l'importance relative de ces deux modes de dépôt.

4.3.3 APPAUVRISSEMENT DU PANACHE

Le dépôt sec et le dépôt humide (dû aux précipitations, au brouillard...) s'accompagnent logiquement d'un appauvrissement du panache en polluant au fur et à mesure qu'on s'éloigne de la source (voir par exemple Lorber et al., 2000). Dans la plupart des modèles gaussiens, cet effet est répercuté sur le terme source en appliquant au débit de polluant un facteur de décroissance : $Q_{\text{mod}}(x) = q_d(x)Q_{\text{initial}}$

où x est la distance à la source et $q_d(x)$ un facteur d'appauvrissement.

Ainsi, plus un point est éloigné de la source, plus la valeur de débit utilisée dans le calcul de concentration (i.e. dans la formule gaussienne) est faible.

4.3.4 DEPOT SUR LES VEGETAUX

Le dépôt sec des particules sur les végétaux (couvert végétal, herbe) est traité de manière approfondie dans un article récemment publié (Petroff et al., 2007). La première partie passe en revue les connaissances actuelles sur le sujet (modèles mécanistes existants et comparaison avec des mesures, influence de la stabilité atmosphérique sur le dépôt des particules fines, évolution du dépôt des particules grossières en fonction des conditions aérodynamiques, rôle de la granulométrie) ; la seconde propose une nouvelle approche pour modéliser ce phénomène.

4.4 CONDITIONS ET LIMITES D'APPLICATION DANS LE CONTEXTE DE L'EVALUATION DES RISQUES LIES AUX INSTALLATIONS DE TRAITEMENT DES DECHETS

La variabilité spatio-temporelle et la nature des émissions sur certains sites de traitement des déchets représentent une difficulté pour la modélisation.

Le Tableau 16, établi notamment à partir de l'étude de Carpentieri et al. (2007), décrit ces limitations. Celles-ci ne sont pas toujours spécifiques à la modélisation des particules mais elles la concernent aussi bien que celle des gaz.

Tableau 16 : Conditions et limites d'utilisation des modèles d'après Carpentieri et al. (2007)

Caractéristiques des émissions	Types de sites concernés	Conséquences pour la modélisation
Présence simultanée de sources de géométries variées : ponctuelles, linéiques, surfaciques	Tous les types d'installations, en particulier les sites de compostage, de stockage, cimenteries	<p>Les modèles utilisés ont été souvent développés pour prendre en compte des sources ponctuelles uniques ; ils doivent être adaptés afin de pouvoir étudier la dispersion à partir de plusieurs sources, ponctuelles ou surfaciques.</p> <p>De nombreux modèles incluent aujourd'hui les développements nécessaires à la représentation de sources de géométries variées.</p> <p>Toutefois, en ce qui concerne les modèles gaussiens, ces développements peuvent différer d'un logiciel à un autre, ainsi qu'on l'a déjà évoqué, engendrant d'éventuelles disparités dans les résultats.</p> <p>S'agissant des modèles lagrangiens, le traitement de sources multiples peut considérablement augmenter les temps de calcul.</p>
Multiplicité des composés à prendre en compte ; forte variabilité spatio-temporelle des émissions; localisation et taille des sources en jeu.	Tous les types d'installations	<p>Dans le cas d'émissions canalisées, donc bien identifiées dans l'espace (ex : une cheminée d'incinérateur), se pose surtout la question de la variabilité temporelle des émissions, notamment des concentrations de polluants à l'émission, et de la définition de flux de polluants représentatifs de la période d'étude (journée, année, plusieurs années...) En ce qui concerne les émissions diffuses (ex : envol de poussières), s'ajoute la difficulté de localiser et de cerner correctement la ou les zones d'émissions</p>
Nature des polluants : mélange de gaz et de particules susceptibles de subir des transformations chimiques	Tous les types d'installations	<p>Les modèles, notamment les modèles gaussiens, ne prennent pas tous en compte les changements de répartition gaz-particules au cours du transport, ni les transformations chimiques et les modifications de granulométrie subies par les particules.</p> <p>Ces processus sont plus souvent représentés Dans les modèles 3D, ces processus, sont simulés partiellement ou en totalité, et de façon plus ou moins développée selon le module de chimie incorporé</p>
Nature diffuse des émissions	Tous les types d'installations, en particulier les sites de compostage, de stockage, cimenteries. Les usines d'incinération peuvent être aussi concernées (émissions de poussières durant la manipulation des déchets, avant ou lors de l'introduction dans l'incinérateur, MEDD, 2004)	<p>Les émissions diffuses soulèvent le problème de la modélisation en champ proche. En effet, comme elles ont lieu près du sol et à une vitesse nulle ou faible, leur impact est principalement local (INERIS, 2003 ; Flyhammar, 1995), ce qui conduit à s'intéresser au voisinage des sources. Or les modèles de dispersion sont plus incertains en champ proche, c'est-à-dire sur les premières dizaines de mètres qui entourent la source. Même si à ces distances, les modèles tridimensionnels sont théoriquement les plus appropriés; le choix des paramètres de turbulence se révèle problématique (voir description des modèles).</p>
Situation des sources	Usines d'incinération	<p>Le cisaillement induit par le bâti engendre de la turbulence. Or les cheminées de certains incinérateurs ne dépassent que de quelques mètres du toit des bâtiments. Ces derniers sont donc susceptibles de perturber la dispersion du panache.</p> <p>De plus, ils peuvent affecter localement la vitesse de dépôt diffusif. En effet, celle-ci est généralement décrite comme l'inverse d'une résistance qui dépend partiellement de la turbulence atmosphérique (voir chapitre sur le dépôt).</p> <p>Les modèles gaussiens ne sont pas tous paramétrés pour prendre en compte l'effet des bâtiments ou ils en tiennent compte de façon plus ou moins simplifiée (CERC, 2001).</p>

4.5 ETUDES DE SENSIBILITE ET INCERTITUDES, VALIDATION DES MODELES

Dans le contexte de l'évaluation des impacts des particules sur la santé, on s'intéresse aux :

- concentrations massiques de particules ;
- concentrations en nombre de particules ;
- concentrations massiques d'espèces présentes dans la phase particulaire (spéciation) ;
- dépôts / concentrations dans le sol ou dépôts mesurés ;

Chacune de ces quantités doit être quantifiée pour différents diamètres de coupure (granulométrie).

L'utilisation d'outils de modélisation dans le contexte de l'évaluation sanitaire des particules suppose d'avoir une idée de la validité de ces outils pour le calcul des quantités mentionnées ci-dessus. On présente dans cette partie des résultats de validation des outils de modélisation en relation avec ces quantités, dans le contexte des activités de traitement des déchets.

Notons que la variable comparée aux mesures n'est pas toujours la sortie brute du modèle, mais le résultat de la modélisation après exploitation (ex : concentration dans le sol déduite des dépôts par un modèle de transfert), ce qui introduit des sources d'incertitude supplémentaires.

En ce qui concerne la modélisation des particules, qu'il s'agisse de modèles gaussiens ou de modèles tridimensionnels, Holmes et Morawska (2006) soulignent le manque d'études de validation. Beaucoup de travaux se sont intéressés aux performances des modèles pour des polluants gazeux. Sachant que les particules fines se dispersent comme des gaz, ces études donnent une indication sur la capacité des modèles de représenter correctement des concentrations massiques de particules (Holmes et Morawska, 2006 ; MEDD, 2004).

A ce titre, on peut se référer à l'étude de Perkins et al. (2005) qui ont cherché à évaluer quelques modèles de dispersion atmosphérique sur deux cas tests bien documentés et représentatifs de situations classiques (un cas rural, un cas urbain) : le modèle gaussien de « deuxième génération » ADMS-3 ; le modèle gaussien de « première génération » ARIA-Impact ; le modèle à bouffées gaussiennes TRAMES ; le modèle lagrangien SPRAY.

De manière générale, les **modèles gaussiens** ont été soumis à de nombreuses validations et inter-comparaisons (voir les études disponibles à l'adresse http://www.numtech.fr/valid_publi.php#). Ces travaux montrent que les résultats fournis sont acceptables dans les situations pour lesquelles les modèles ont été paramétrés (Rouïl et Wroblewski, 2002), c'est-à-dire dans des situations relativement simples (absence de relief marqué ou d'obstacles multiples, polluants non réactifs ou réactions chimiques lentes comparées au transport turbulent, vents calmes peu fréquents). La plupart de ces études ne concernent là encore que la dispersion des gaz ; peu d'entre elles portent sur la dispersion et le dépôt des particules. On peut toutefois citer Yoshida et al. (2001), Lorber et al. (2000), Floret et al. (2006) ainsi qu'un programme soutenu par l'ADEME (*Suivi environnemental des retombées atmosphériques de dioxines, furanes et des métaux lourds au voisinage d'une UIOM*, contrat n°0506C0048) et en cours de réalisation à l'INERIS (rapport prévu fin 2008). Bien que l'évaluation des modèles de dispersion ne soit pas l'objet de ce projet, celui-ci fournira des données expérimentales (mesures de dioxines/furanes et de métaux lourds à l'émission ; mesures du dépôt de ces polluants autour du site d'incinération étudié) et numériques (résultats de modélisation gaussienne) utiles à une telle évaluation.

Les modèles tridimensionnels lagrangiens ou eulériens font eux aussi l'objet de nombreuses études de validation, souvent fondées sur la comparaison avec des mesures effectuées en soufflerie (Canepa et al. 2000). Dans ce cas, les chercheurs s'attachent à vérifier que l'impact des obstacles, qui perturbent le panache et créent des turbulences, des zones d'accumulation de polluants ou des zones mortes, est bien reproduit.

La pertinence de l'approche tridimensionnelle dans des conditions de relief accidenté est attestée par Coutinho et al. (2005). Pour évaluer l'impact d'une UIOM située sur l'île de Madère, les auteurs ont mis en œuvre le modèle TAPM. TAPM associe un modèle météorologique pronostique, un modèle de dispersion eulérien et un modèle lagrangien à particules. Ce dernier, d'usage optionnel, sert à réaliser des calculs sur un maillage imbriqué de plus haute résolution (par exemple autour de sources ponctuelles, afin d'en évaluer plus finement l'impact). Les résultats du modèle météorologique s'accordent avec les mesures de vent et de température réalisées pendant une douzaine de jours, lors de l'hiver 2003. Dans l'étude de Carizi et al. (2000), un modèle météorologique diagnostique et un modèle à bouffées gaussiennes sont associés. Par leurs calculs, les auteurs contrôlent l'efficacité du modèle météorologique et illustrent l'action du relief qui induit des chemins préférentiels de dispersion des polluants.

Dans le secteur des déchets, et toujours dans une optique de validation des modèles de dispersion, Carpentieri et al. (2007) ont construit une base de données expérimentales adaptée à la géométrie particulière des zones de stockage.

Des mesures de flux et de concentrations de traceurs ont été réalisées en soufflerie, sous différentes configurations de la zone de stockage (équivalente à une zone de stockage réelle de 200 x 200m² à sa base et de 100 x 100m² à son sommet) :

- hauteur de stockage de 15 m (configuration « L ») en terrain plat ou accidenté ;
- hauteur de stockage de 26 m (configuration « H »), en terrain plat.

La soufflerie reproduit le développement d'une couche limite atmosphérique de 140 m de hauteur, en zone rurale (coefficient de rugosité de 2 et 4 m), sous un vent équivalent à 10 m de 2 et 5 m/s, et des conditions neutres de stabilité atmosphérique. Ces mesures permettent de caractériser l'impact de la hauteur de la zone de stockage et du terrain environnant sur le flux de traceur, son intensité et sa géométrie.

Trois modèles de dispersion (SAFE_AIR¹⁰, ISC3¹¹, « Van Ulden »¹²) ont été évalués sur cette base de données, à l'aide d'indicateurs statistiques classiques (biais, corrélation, NMSE...). L'étude montre la difficulté qu'ont les modèles de rendre compte de la distribution verticale des concentrations, alors que les concentrations au sol sont correctement rendues.

D'autre part, tous les modèles sont très sensibles à l'effet de rabattement (*downwash*) induit par le relief de la zone de stockage modélisée (les concentrations modélisées sont sous estimées lorsque cet effet n'est pas pris en compte), ainsi qu'aux coefficients de dispersion σ_y et σ_z . Ils sont moins sensibles au nombre de sources ponctuelles utilisées pour simuler la zone de stockage considérée et à la vitesse du vent. La présence d'un relief modéré sous le vent de la zone de stockage affecte peu les conditions de dispersion. Enfin, les performances des modèles sont moins bonnes que dans le cas simple d'une source ponctuelle en terrain plat.

¹⁰ Modèle de dispersion lagrangien forcé par un modèle de vent diagnostique, tridimensionnel (valable en conditions non stationnaires et non homogènes).

¹¹ Modèle gaussien de première génération

¹² Modèle construit spécifiquement pour la modélisation des rejets près du sol.

Tableau 17 : Etudes existantes de comparaison modèles – mesures (modèles gaussiens)

Référence	Variable considérée	Nombre de points de mesure	Période considérée pour le calcul des concentrations	Outil(s) de modélisation'	Méthode de comparaison	Résultats
(Yoshida et al., 2001)	Pour le modèle et les mesures : concentrations de dioxines et furanes (17 congénères) dans le sol	<u>Sol</u> : 8 points dans un rayon de 2 km autour de l'incinérateur	11 années depuis l'ouverture du site	COMPDEP (modélisation gaussienne – 1 ^{ère} génération - de la dispersion à partir de données météorologiques statistiques, calcul des dépôts sec et humide en phase gazeuse et particulaire, et évaluation non stationnaire des concentrations dans le sol)	Régression, par congénère, entre les logarithmiques des mesures et les logarithmes des valeurs modélisées	Bon accord pour la quasi-totalité des congénères (sous-estimations systématique pour OCDD). Ecart allant jusqu'à un facteur 3. Corrélation significative entre valeurs modélisées et mesurées.
(Lorber et al., 2000)	Pour le modèle et les mesures : concentrations de dioxines et furanes (17 congénères) dans l'air ambiant et dans le sol (Rem : Un bruit de fond estimé est préalablement enlevé aux mesures).	<u>Air</u> : 6 points de mesure <u>Sol</u> : 34 points sur le site et jusqu'à 8km de ce dernier	<u>Air</u> : périodes de 48h correspondant aux deux campagnes de mesure <u>Sol</u> : 11 années depuis l'ouverture du site (mais ISCST3 n'a été mis en œuvre que pour une année de données météorologiques, jugée représentative des statistiques historiques)	ISCST3 (modélisation gaussienne – 1 ^{ère} génération - de la dispersion à partir de chroniques météorologiques, avec prise en compte des dépôts sec et humide en phase particulaire uniquement) Formule non stationnaire de calcul de concentration dans le sol à partir des dépôts calculés	<u>Air</u> : Comparaison entre les valeurs modélisées à partir de deux stations météorologiques différentes et les valeurs mesurées ; examen de la cohérence entre les panaches simulés et les mesures <u>Sol</u> : Comparaison par site de mesure et en moyenne par groupe de sites entre les valeurs modélisées (station météorologique locale) et mesurées (points groupés selon la distance à l'incinérateur : 1 : sur site ; 2 : aux abords ; 3 : entre 500 m et 3 km 4 : entre 3 et 8 km) ; examen de la cohérence entre la distribution spatiale des dépôts modélisés et les mesures.	Accord jugé satisfaisant, compte tenu du petit nombre d'observations et des incertitudes, entre les concentrations dans l'air et le sol modélisées et mesurées (écart jusqu'à un facteur 10).

Référence	Variable considérée	Nombre de points de mesure	Période considérée pour le calcul des concentrations	Outil(s) de modélisation'	Méthode de comparaison	Résultats
(Floret et al., 2006)	<p>Pour le modèle : concentrations dans l'air ambiant, calculées au niveau du sol (modélisation effectuée avant l'ouverture d'une nouvelle chambre de combustion)</p> <p>Pour les mesures : concentrations dans le sol (mesurées après mise en route de la nouvelle chambre)</p>	<p><u>Sol</u> : 75 points de mesure, disposés selon l'axe du panache modélisé, loin des grands axes routiers, jusqu'à une distance d'environ 10 km du site.</p>	<p>Modélisation de la dispersion effectuée sur 5 années de données météorologiques.</p> <p>Pas de modélisation des concentrations dans le sol (en raison des discordances temporelles entre la modélisation et les mesures).</p>	<p>APC3 (modélisation gaussienne –1^{ère} génération – de la dispersion de chroniques météorologiques)</p>	<p>Par une analyse en composantes principales et une régression uni- puis multivariée, cette étude met directement en lien les concentrations mesurées dans le sol avec les concentrations atmosphériques (transcrites sous forme de classes d'exposition).</p> <p>Variable à expliquer : concentration dans le sol ; variables explicatives : niveau d'exposition (variable catégorielle définie à partir du panache modélisé), paramètres morphologiques et physico-chimiques du sol.</p>	<p>On constate une certaine cohérence entre la modélisation et la mesure : la catégorie <i>exposition intermédiaire</i> et selon la topographie, la catégorie exposition élevée, expliquent une part significative de la variabilité des concentrations dans le sol. Toutefois, le modèle tend à surestimer les niveaux d'exposition dans une partie du domaine, ce que les auteurs attribuent aux limites du modèle gaussien employé (représentation simplifiée de la topographie et de la turbulence ; rugosité non prise en compte ; sensibilité des résultats au traitement de la dispersion du fait de la hauteur limitée de cheminée –40 m-)</p>

Remarques sur la sensibilité des modèles :

Dans leur étude fondée sur une modélisation gaussienne et des données météorologiques statistiques, Yoshida et al. (2001) prennent en compte l'incertitude liée à la variabilité des paramètres météorologiques par des simulations Monte-Carlo. Des lois de distribution sont affectées à la vitesse de vent (distribution normale), à la fréquence de direction de vent (distribution normale), à la température (distribution uniforme) et aux précipitations annuelles (distribution triangulaire). 5 000 tirages sont réalisés dans ces distributions ; à chaque tirage, correspond un résultat de modélisation. Ainsi, en un point, le résultat final n'est plus une simple valeur moyenne de concentration mais une distribution de valeurs possibles. Il peut s'exprimer sous la forme d'une concentration moyenne encadrée de son intervalle de confiance à 95 %.

S'agissant de la sensibilité à la météorologie, celle-ci apparaît dans l'étude de Lorber et al. (2000). Les auteurs ont effectué des calculs de dispersion en utilisant, d'une part des données météorologiques propres au site, et d'autre part, des données météorologiques d'un aéroport. D'un point de vue spatial, les panaches relatifs aux deux jeux de données s'accordent globalement. Cependant, des écarts de concentration notables peuvent être ponctuellement constatés (ex : concentration égale à 8943 Fg/m³ ou 1270 Fg/m³ selon la station météorologique utilisée).

Dans leur étude sur la dispersion des particules émises par les RCPA stockés sur des sites de traitement des déchets au Royaume-Uni (voir le paragraphe 4.2), Macleod et al. (2006) ont mené une étude de sensibilité avec le modèle SBDM, qui a mis en évidence les points suivants :

- la distance de transport des particules émises sur le site de traitement dépend en partie de leur taille ;
- un contenu en eau des déchets inférieur à 20% g/g conduit à une augmentation des émissions de poussières ;
- seules des vitesses de vent supérieures à 6 m/s conduisent à des émissions significatives de poussières par érosion ;
- les mouvements de véhicules sur les RCPA conduisent à une augmentation des émissions de poussières.

Les installations considérées sont associées à des caractéristiques de rejet différentes : hauteur, température, spéciation, profil granulométrique et à des conditions météorologiques et environnementales elles aussi différentes. Il s'agit :

- de deux incinérateurs (MSW) ;
- de deux incinérateurs (MWI) pratiquant la co-incinération de déchets dangereux avec contrôle (ou pas) des rejets de particules ;
- d'une cimenterie pratiquant la co incinération de déchets dangereux.

L'estimation de la masse de RCPA émise par les sites de traitement est entachée de grandes incertitudes. Par exemple, la qualité des émissions est limitée par la connaissance que l'on a du contenu en humidité des RAPC, du poids des véhicules. Les incertitudes de modélisation proviennent également de la définition du site sur lequel se déroulent les opérations, du profil granulométrique des émissions de poussières.

Dans les études d'impact habituellement menées dans le domaine de l'incinération, tous les congénères de dioxines et furanes (PCDD/F) sont supposés présents sous forme particulière, ce qui conduit à surestimer le dépôt de ces espèces à l'échelle locale. Lohman et Seigneur (2001) se sont interrogés sur la distance d'influence des PCDD/F ; ils ont étudié les parts relatives de PCDD/F déposées dans un rayon de 100 km et au-delà, pour huit types d'installations. Des informations sur la spéciation (répartition en différents congénères) des émissions de PCDD/F pour les installations considérées ont été collectées. En revanche, aucune information sur la répartition granulométrique des émissions de PCDD/F n'était disponible. Par suite, un profil granulométrique propre à chaque type d'installation (non détaillé dans l'article) a été considéré pour tous les PCDD/F.

Une simulation a été réalisée pour chacune des installations et les six conditions géographiques, avec un modèle de panache type ISCLT ayant les fonctionnalités suivantes : traitement de l'élévation du panache ; transport et dispersion atmosphérique ; transformation, dépôt sec et humide. Le modèle ISCLT a été modifié de manière à pouvoir traiter individuellement les différents congénères de PCDD/F plutôt que sous la forme de TCDD exprimé en I-TEQ. La répartition gaz/particules dépend du congénère considéré. Des études de sensibilité à différents paramètres ont également été réalisées : type d'environnement (urbain / rural), terrain plat / terrain complexe, longueur de rugosité, type de distribution (en taille / en masse), spéciation des dioxines, vitesse de dépôt des gaz.

L'étude conduit aux résultats suivants :

- pour la plupart les installations (hauteurs de cheminée supérieures à 60 m), entre 84 et 98 % (des émissions de PCDD/F (TCDD I-TEQ) sont transportées au delà de 100 km des sources ;
- pour deux types d'incinérateurs dont la hauteur de cheminée n'est respectivement que de 9 m et 17 m environ, la fraction de particules déposées dans les 100 premiers kilomètres est plus importante. Dans la zone étudiée la plus pluvieuse, le pourcentage de particules transportées au-delà de 100 km devient respectivement égal à 60 % (température d'éjection élevée) et 43 % (température d'éjection relativement basse) ;
- la hauteur de rejet est un paramètre déterminant ;
- les résultats des simulations sont sensibles au traitement de la dispersion, différencié selon que l'environnement est urbain ou rural (c'est particulièrement vrai pour les sources de faible hauteur), ainsi qu'à la granulométrie des particules.

Des simulations gaussiennes effectuées à l'INERIS à l'occasion d'études et projets (Durif et Malherbe, 2007) confirment cette sensibilité à la taille des particules, dans la plage granulométrique considérée (1-10 μm). Pour Lohman et Seigneur (2001), il est donc crucial de disposer de profils granulométriques. De plus, comme le notent les auteurs eux-mêmes, une étude d'impact doit s'appuyer sur des modèles de dispersion plus sophistiqués que ceux du type d'ISCLT. Aussi les résultats de leur analyse de sensibilité, et plus particulièrement les données relatives aux fractions déposées et transportées ont-ils plutôt valeur indicative. Ils nécessitent d'être confirmés sur d'autres modélisations. Lohman et Seigneur (2001) préconisent également la réalisation de campagnes de mesures de grande envergure afin de valider les modèles sur les points évoqués ci-dessus.

Remarque sur le bruit de fond :

La modélisation de la dispersion se limite généralement à évaluer la contribution de l'installation aux concentrations atmosphériques et aux dépôts sur le sol de polluants (métaux lourds, dioxines/furanes...). L'existence d'un bruit de fond peut engendrer des discordances entre les dépôts mesurés et calculés ou entre les concentrations dans le sol mesurées et les concentrations dans le sol déduites des dépôts modélisés (Rimmer et al., 2006 ; Nouwen et al., 2001). Ces désaccords portent aussi bien sur les quantités déposées, que sur la répartition spatiale des dépôts. Des mesures réalisées hors de l'influence des sources (points à déterminer selon la rose des vents) peuvent aider à estimer ce bruit de fond.

4.6 CAS PARTICULIER DE L'EVOLUTION DES PROFILS DE CONGENERES DE DIOXINES/FURANES DANS L'ENVIRONNEMENT APRES EMISSION A L'ATMOSPHERE

4.6.1 PROBLEMATIQUE ET HYPOTHESES

Lors des évaluations de risques sanitaires liés aux expositions de la population aux dioxines/furanes, ces dernières sont généralement considérées de façon globale (i.e. expression d'une unique concentration -par milieu- pour l'ensemble des congénères du référentiel OMS¹³) du fait de l'existence de facteurs d'équivalence toxique par rapport à la 2,3,7,8-TCDD, congénère le plus néfaste pour la santé humaine, et de valeurs toxicologiques de référence exprimées selon l'équivalent toxique de l'OMS.

¹³ Le référentiel OMS compte 7 PCDD, 10 PCDF et 12 congénères PCB *dioxin like*.

Néanmoins, dans certains cas particuliers (UIOM notamment), on peut souhaiter avoir une approche plus raffinée s'intéressant aux congénères individuellement, pour n'arriver à l'expression en concentration équivalente qu'à l'étape ultime de quantification des risques. Ceci présente l'avantage de ne pas faire d'hypothèses « globales » approximatives de transfert aux végétaux ou animaux¹⁴.

Dans ce contexte, il convient donc de connaître le profil des congénères, c'est-à-dire la proportion de chacun de ceux-ci, et leur répartition respective entre les phases gazeuse et particulaire, à l'émission, pour envisager ensuite la modélisation de leur devenir individuel.

L'expérience montre cependant que cette approche au cas par cas (modélisation de la dispersion atmosphérique, puis calcul des transferts dans les compartiments environnementaux impactés) n'est le plus souvent pas cohérente avec les profils de congénères mesurés dans l'environnement local de l'installation ; la confrontation modélisation/mesure s'avère peu satisfaisante dans la majorité des cas. Ceci peut signifier une modélisation mal maîtrisée des phénomènes et/ou la présence d'autres sources de dioxines/furanes localement. La première hypothèse peut s'expliquer par le fait que le potentiel de dispersion atmosphérique pourrait être différent entre les congénères légers et lourds (i.e. plus ou moins riches en atomes de chlore). En d'autres termes, on peut penser que le dépôt particulaire à courte distance est favorisé pour les lourds et que la dispersion des fractions gazeuses l'est pour les légers. Ces phénomènes, étroitement liés à la partition entre les phases particulaire et gazeuse, ne peuvent être simulés par les modèles de dispersion gaussiens utilisés le plus souvent dans ce contexte, ce qui expliquerait les désaccords entre les modélisations et les mesures. Quelques données de la littérature scientifique sont présentées ci-après et corroborent cette hypothèse.

4.6.2 PROFIL DES CONGENERES ET REPARTITION GAZ/PARTICULE A L'EMISSION (CAS DES UIOM)

L'analyse de la littérature scientifique ne montre pas une tendance généralisable (Chang et al. 2004a ; Chi et al. 2006 ; Littaru 2006 ; US-EPA, 2003). Globalement trois cas de figure émergent :

- une prépondérance très nette en phase gazeuse (à plus de 75-80 %) de tous les congénères ;
- une répartition variée entre les phases gazeuse et particulaire avec les éléments moins chlorés en phase gazeuse (TCDD/F et PCDD/F à au moins 50-60 % en phase gazeuse) et les congénères plus chlorés sous forme particulaire (50 à 70 % ou plus) ;
- une prépondérance en phase particulaire (congénères sous forme particulaire : 50 à 70 % pour ceux de moins de 7 atomes de chlore et plus de 75 % pour ceux ayant au moins de 7 atomes de chlore).

La répartition des PCDD/F dépend de nombreux paramètres tels que la température des fumées en sortie de cheminée, les évolutions de température dans le four de l'incinérateur, les mécanismes de traitement des émissions à l'atmosphère en place, la concentration totale en particules. La conception du préleveur et sa température peuvent aussi influencer les résultats des mesures. Ainsi, la répartition des PCDD/F en sortie de cheminée n'est pas généralisable, ce qui suppose une approche au cas par cas.

4.6.3 PROFIL DES CONGENERES ET REPARTITION GAZ/PARTICULE DANS L'AIR AMBIANT (CAS DU VOISINAGE DES UIOM)

Chao et al. (2004) ont réalisé une campagne de mesure autour d'un incinérateur à Taïwan, afin d'évaluer la répartition des PCDD/F dans l'air ambiant (température ambiante moyenne comprise entre 16 et 21,3°C). Les résultats de l'étude montrent que les congénères ayant au moins 6 atomes de chlore sont sous forme particulaire à proximité de l'incinérateur (0,8 et 1,1 km). Les éléments plus légers sont plutôt sous forme gazeuse ; leur proportion en phase particulaire semble augmenter avec la distance. Lorsque ces congénères s'éloignent de la source, ils auraient tendance à s'absorber à des particules de l'air ambiant. Certains paramètres influenceraient ce phénomène (concentration en particules dans l'air, paramètres météorologiques tels que la température, l'humidité relative...).

¹⁴ L'habitude veut en effet qu'en première approche, pour calculer les concentrations dans les végétaux et/ou les produits animaux de l'équivalent toxique, on utilise le jeu de paramètres de transfert du congénère le plus susceptible de se transférer ; il s'agit souvent de l'OCDD (Bonnard, 2004a). C'est ce que l'on entend par « global » dans ce texte.

Une étude réalisée par Chang *et al.* (2004b) s'est intéressée à la répartition des PCDD/F en sortie de cheminée et dans l'air ambiant sur des sites localisés autour d'incinérateur (sites A et B : à 1,4 km ; site C : à 1,7 km ; site D : à 3,1 km). L'étude montre que les congénères sont majoritairement sous forme gazeuse au niveau de la cheminée de l'incinérateur (température des fumées de l'ordre de 120-130°C). Une fois les PCDD/F dans l'air ambiant, les congénères présentant au moins 6 atomes de chlore se retrouvent majoritairement en phase particulaire, alors que les congénères de 4 à 5 atomes de chlore sont encore majoritairement sous forme gazeuse. Les auteurs envisagent un fort impact de la température ambiante sur la répartition des PCDD/F dans l'air ambiant ; lorsque la température diminue de 10°C, le pourcentage de PCDD/F dans les particules augmenterait de 20 %.

Le Tableau 7 présente les répartitions entre phases gazeuse et particulaire des congénères de dioxines dans l'air ambiant dans des environnements en dehors de l'influence d'une installation de traitement de déchets (US-EPA, 2003).

Tableau 18 : Répartition des PCDD/F dans l'air ambiant, quelques résultats d'étude

réf. (#)	T (°C)	Pourcentage présent dans la fraction particulaire									
		TCDD	PeCDD	HxCDD	HpCDD	OCDD	TCDF	PeCDF	HxCDF	HpCDF	OCDF
	3	40%	87%	100%	100%	100%	100%	60%	88%	100%	98%
Hites et Harless 1991	16-20	8%	28%	45%	88%	100%	ND	28%	30%	93%	100%
	> 28	5%	13%	45%	60%	100%	ND%	0%	38%	78%	98%
Harless et Lewis 1992		21%	20%	24%	70%	85%	23%	26%	29%	59%	94%
		3%	5%	12%	64%	90%	7%	12%	15%	43%	91%
Hunt et Maisel 1992	18	NR	NR	92%	100%	78%	14%	42%	73%	100%	100%
	18	NR	NR	100%	100%	100%	5%	43%	100%	100%	NR
Bobet <i>et al.</i> 1990	NR	ND	0%	65%	82%	100%	20%	71%	100%	100%	100%
	NR	ND	ND	100%	100%	100%	ND	ND	ND	ND	ND
Welsch-Pausch <i>et al.</i> 1995	18	10%	28%	45%	77%	93%	9%	22%	48%	77%	89%

références citées dans (US-EPA, 2003) ; NR : température ambiante non renseignée

En conclusion, les études montrent que les PCDD/F ayant au moins 6 atomes de chlore sont de façon prépondérante sous forme particulaire dans l'air ambiant et que les congénères ayant moins de 6 atomes de chlore ont plus tendance à être présents sous forme gazeuse. Cette tendance est également observée à proximité des incinérateurs. Si les PCDD/F peuvent être majoritairement sous forme gazeuse en cheminée, leur dispersion après émission s'accompagne d'une modification des répartitions des phases gazeuse et particulaire. Les fractions particulières à proximité de l'incinérateur (donc potentiellement les dépôts sur les sols avoisinants) semblent être prépondérantes pour les congénères d'au moins 6 atomes de chlore (plus de 70-80 % pour les congénères ayant 6 atomes de chlore et plus de 90-95 % pour les congénères ayant 7 à 8 atomes de chlore). Les congénères ayant 5 atomes de chlore se retrouvent en phase particulaire à proximité de l'incinérateur dans une proportion de 50 %. Enfin, les congénères avec 4 atomes de chlore sont majoritairement présents en phase gazeuse (à plus de 70-80 %). Ces évolutions différentes peuvent ainsi expliquer que les profils des congénères de PCDD/F à l'émission puissent être significativement différents de ceux mesurés dans l'environnement local, notamment dans l'air, à des distances plus ou moins proches de l'installation émettrice.

L'approche par congénère dans les évaluations de risques sanitaires apparaît ainsi complexe, tout au moins si c'est une approche par modélisation exclusivement qui est retenue. Un test de sensibilité de cette hypothèse de travail, réalisé par l'INERIS lors d'une évaluation de risques sanitaires liés au fonctionnement d'une centrale thermique au charbon, émettrice de PCDD/F, a montré que les approches par équivalent toxique d'une part, puis par congénère d'autre part, ne conduisaient pas à des indices de risque significativement différents *in fine*, sur la base des hypothèses retenues (Bonnard, 2004b).

4.7 TRANSPORT ATMOSPHERIQUE DES BIOAEROSOLS

4.7.1 MODELISATION DE LA DISPERSION

La modélisation de la dispersion des bioaérosols dépend d'un certain nombre de facteurs « classiques » caractéristiques de la modélisation des particules inertes et de facteurs biologiques propres aux microorganismes aéroportés.

Les facteurs « classiques » (flux à l'émission -nombre de microorganismes libérés par unité de temps, conditions atmosphériques -vitesse et direction du vent, ensoleillement, température, pluviométrie, topographie-) déterminent les concentrations dans l'air autour du site étudié. La pluie joue un rôle particulier pour les spores fongiques en favorisant la croissance et le développement des spores (Jones and Harrison 2004). *A contrario*, des spores sèches (*Penicillium* spp., *Aspergillus* spp., *Cladosporium* spp.) peuvent être facilement disséminées dans l'air (Moletta 2005).

Outre les conditions météorologiques locales, certaines caractéristiques propres aux agents biologiques doivent être pris en compte pour la modélisation de leur dispersion :

- la taille et la densité de la particule qui supporte un bioaérosol vont déterminer sa vitesse de dispersion et de dépôt. La charge électrique des bioaérosols (qui dépend des caractéristiques de la source) va également jouer sur la vitesse de dépôt (Pillai 2002). Des exemples de vitesse terminale de quelques micro-organismes fréquemment retrouvés dans l'air sont donnés dans (Stetzenbach 1992) ;
- la viabilité des bioaérosols (voir chapitre 4.7.2).

Les travaux pionniers de modélisation remontent à ceux de Lighthart en 1976. La description et la validation de ces modèles ont surtout été réalisées dans le cadre de la dispersion de bioaérosols humides provenant en particulier des tours de refroidissement (Lighthart and Frisch 1976 ; Peterson and Lighthart 1977 cités par (Ganio 1995)). Plusieurs travaux ont également été réalisés sur le transport de micro-gouttelettes émises dans un spray (Lighthart 1989 ; Lighthart 1991 ; Ganio 1995). Quelques études de modélisation se rapportant au compostage sont rapportées dans la littérature (voir ci-dessous). Des études beaucoup plus nombreuses se rapportant à la dispersion des pollens et des spores d'importance agronomique sont disponibles (Fitt, 1987 *in* (Swan, Kelsey et al. 2003)).

Les modèles proposés sont des modèles gaussiens développés par Pasquill (distribution normale de l'aérosol sur l'axe central du panache). A ces modèles ont été rajoutés le paramètre de la viabilité et celui du dépôt microbien (Lighthart 1987). La décroissance exponentielle, les modèles de décroissance cinétique ont été utilisés pour modéliser la viabilité des bioaérosols (Morh 1997).

La difficulté d'utilisation de ces modèles provient de la détermination du flux à l'émission, mais aussi des facteurs biologiques tels que la vitesse de dépôt et le taux de mortalité des micro-organismes, qui sont déterminés expérimentalement dans des conditions souvent éloignées de la réalité.

Données disponibles pour l'activité de compostage

Plusieurs travaux de modélisation de la dispersion des bioaérosols ont été conduits ces dernières années. Une courte présentation est donnée ci-dessous. Pour avoir le détail des conditions des études, il est nécessaire de se reporter aux publications dans leur intégralité.

Miller et al. (1980)¹⁵ ont mesuré les concentrations d'*A. fumigatus* d'une installation de compostage de boues d'épuration et ont appliqué un modèle de dispersion gaussien aux données (faible taille des spores). La viabilité n'a pas été prise en compte au vu des faibles durées et distances considérées.

Danneberg et al. (1997)¹⁶ ont collecté des échantillons de bioaérosols à la sortie d'un biofiltre, près d'un tamis rotatif et à 4 points sous les vents situés à 150 m d'un site de compostage en casier. Ils ont utilisé ces données pour modéliser la dispersion atmosphérique avec le modèle allemand TA Luft.

Un modèle de dispersion atmosphérique de poussières d'une usine de compostage de la fraction fermentescible des ordures ménagères (FFOM) en silo a été proposé en 1997, mais il n'a pas été validé de manière satisfaisante avec des données de terrain (Déportes and Zmirou 1997).

¹⁵ Etude rapportée par Deloraine (2002), voir chapitre 3.4

¹⁶ idem

Wheeler *et al.* (2001) ont étudié la dispersion de bioaérosols émis par trois sites de compostage en Angleterre. Des échantillons ont été collectés sous les vents des sites et analysés. Les données ont été modélisées en utilisant le modèle SCREEN 3 de l'US-EPA et des estimations des distances nécessaires pour atteindre des niveaux de référence ont été calculées. Les auteurs ont observé que de nombreux bioaérosols formaient des agrégats suffisamment importants pour ne plus correspondre au comportement d'un gaz. Il a donc été suggéré que les concentrations diminueraient plus vite avec la distance que ce que prédisait un modèle gaussien. Deux raisons ont été avancées pour expliquer le problème de calage du modèle aux données : la non prise en compte de la distribution des tailles des particules et de la viabilité du bioaérosol.

Le modèle américain ISCST a été utilisé pour modéliser la dispersion de bioaérosols émis par un centre de compostage de boues fermé aux Etats-Unis (Chiang 2003). La zone d'influence du site a été estimée à 1500 – 1800 m.

(Swan, Kelsey *et al.* 2003) ont réalisé un important travail de revue critique des données de la littérature concernant l'exposition aux bioaérosols émis par l'activité de compostage. D'après leur analyse, la plupart des essais de modélisation de la dispersion de bioaérosols de compost sont basés sur des estimations du terme source. Pour modéliser la dispersion d'un bioaérosol de compostage, les procédés conduisant à l'émission des bioaérosols doivent être identifiés et des représentations appropriées de ces derniers développées. Le procédé de compostage à l'air libre est particulièrement complexe à étudier : différents andains à différents stades de fermentation résultant en des charges microbiennes du matériel composté différentes et à des bioaérosols formés pendant le procédé qui varient dans le temps. De plus, le matériel composté est retourné selon une certaine durée et fréquence pour maintenir une aération suffisante ; cette perturbation des tas relargue de façon significative des bioaérosols de manière active. L'estimation du flux à l'émission est donc rendue incertaine du fait de la difficulté de réalisation des mesures et de leur nombre généralement limité qui ne couvre pas l'éventail des émissions du procédé de compostage. Enfin, les effets de flottabilité résultant du mélange d'un courant d'air chaud avec l'atmosphère plus froide ne sont pas actuellement pris en compte dans les modèles.

Les estimations du terme source sont souvent réalisées à partir des mesures dans l'air sous les vents du site. Une approche alternative consisterait à estimer la charge en bioaérosols qui pourrait être générée par le compost et utiliser cette valeur comme flux à l'émission. Elle a été testée par 3 auteurs (Breum 1997; Déportes and Zmirou 1997; Nielsen 1997).

Un autre point soulevé est relatif aux effets de la température. La chaleur générée pendant le procédé de compostage peut affecter la dispersion des bioaérosols de deux manières : 1) l'air chaud dans le tas de compost est rejeté à l'atmosphère lorsque le tas est manipulé, 2) le matériel chaud une fois retourné chauffe l'air de l'atmosphère au contact ce qui provoque un courant montant.

Un dernier point influençant l'utilisation de la modélisation est qu'actuellement les données sur la distribution de la taille des particules et la viabilité des bioaérosols de compostage ne sont pas disponibles. Les bioaérosols de compostage ont différentes tailles du fait de leur nature hétérogène et de phénomènes d'agrégation. Ces différentes tailles modifient les concentrations dans l'air, les plus grosses particules se déposant préférentiellement du fait d'une vitesse de dépôt supérieure.

En ce qui concerne la viabilité, Swan (2003) suggère que pour modéliser la dispersion de bioaérosols de composts, on peut faire l'hypothèse qu'il n'y a pas de perte de viabilité significative car les espèces microbiennes prédominantes sont des spores fongiques et des spores d'actinomycètes bien plus résistantes au stress de l'aérosolisation que les cellules végétatives comme les bactéries Gram négatives.

Toutes ces incertitudes et écueils ont conduit les auteurs du guide national d'évaluation du risque sanitaire de l'étude d'impact des installations de compostage soumises à autorisation (ASTEE 2006) à ne pas recommander, en l'état des connaissances actuelles, un traitement quantitatif des risques liés aux bioaérosols.

Néanmoins, trois études récentes ont relancé le développement de la modélisation des bioaérosols de compostage :

- les flux à l'émission d'actinomycètes mésophiles et des *Aspergillus Fumigatus* (AF) émis par une usine de compostage de déchets verts utilisant des andains ont été estimés à partir de mesures par tunnel à vent sur la surface des tas (de 13 à 22.10³ UFC/m²/s pour les actinomycètes mésophiles et entre 8 et 11.10³ UFC/m²/s pour AF ; le modèle de dispersion SCREEN3 (US EPA) reposant sur l'étude d'une source surfacique a été utilisé pour estimer les courbes d'appauvrissement en bioaérosols sous les vents du site (Taha 2005) ;

- les flux à l'émission des actinomycètes mésophiles et des AF émis par une usine de compostage de déchets verts utilisant des andains ont été estimés en fonction de différentes étapes du procédé (manipulation et hors manipulation des tas) et de la quantité de déchets traités. Ces valeurs ont ensuite été utilisées pour modéliser la dispersion des bioaérosols à l'aide du modèle gaussien SCREEN 3 (US EPA) (Taha 2006). Les auteurs estiment que les concentrations observées à la source sont 1 000 fois plus fortes lors des retournements. Les calculs de dispersion montrent que les sites recevant de grandes quantités de déchets génèrent des bioaérosols sur une plus grande distance en dehors du site (cas des émissions des andains statiques). La modélisation montre un retour des concentrations au niveau bruit de fond pour une distance inférieure à 250 m ;
- les flux à l'émission des actinomycètes mésophiles et des AF émis par une usine de compostage de déchets verts utilisant des andains ont été estimés en fonction de différentes étapes du procédé (manipulation et hors manipulation des tas) et de l'âge du compost (1, 2, 4, 6, 8, 12 et 16 semaines) (Taha 2007). Les résultats montrent que l'âge du compost a peu d'influence sur les concentrations à l'émission pour les andains statiques. Les émissions pendant le retournement sont toutefois plus importantes pendant les premières phases du procédé de compostage. Les flux à l'émission hors manipulation des tas sont de l'ordre de $10^2 - 10^3$ UFC/m²/s, les flux pendant le retournement étant supérieur d'environ 1 à 3 unités log. Les modèles SCREEN 3 et ADMS 3 ont été comparés pour modéliser la dispersion. Les résultats indiquent une diminution des concentrations dans l'air en dessous des concentrations bruit de fond en deçà de 250 m, valeur recommandée au Royaume-Uni (Environment Agency 2001). La prise en compte du mécanisme d'agrégation des bioaérosols (observé pour les spores fongiques) et de la viabilité (les bioaérosols non viables qui ont leur pertinence en terme d'effet sur la santé sont peu ou rarement considérés) restent à améliorer d'après les auteurs.

4.7.2 VIABILITE DES BIOAEROSOLS DANS L'AIR

Pendant leur dispersion dans l'air, plusieurs facteurs peuvent altérer la viabilité des bioaérosols mais certains mécanismes leur permettent également de survivre.

On peut distinguer deux types de facteurs qui sont défavorables à la viabilité des bioaérosols : des facteurs de stress « primaires » résultant des conditions environnementales (humidité relative de l'air) et température, composition gazeuse l'air et types de radiations auxquelles les bioaérosols sont exposés), et des facteurs de stress « secondaires » liés aux procédés de collecte et milieux utilisés et aux méthodes de dénombrement des bioaérosols (Marthi, 1994).

4.7.2.1 ROLE DE L'HUMIDITE RELATIVE ET DE LA TEMPERATURE

L'humidité relative (HR) et la température sont les principaux facteurs de stress bactérien en provoquant un changement de la composition cellulaire en eau du fait de la dessiccation ou de la déshydratation. Il est difficile de séparer les effets de la température et de l'humidité relative car cette dernière est dépendante de la température.

Les données disponibles sur les effets de la température sur les bactéries aéroportées sont très limitées. D'après une publication citée par Pillai (2002), l'augmentation de la température a des effets délétères sur les bioaérosols.

Plusieurs observations ont été faites sur l'impact de l'HR sur la viabilité d'aérosols bactériens produits de façon expérimentale (Cox, 1987). Les effets délétères de HR se répartissent comme suit :

- pour des taux d'humidité faibles (< 29 %), le stress provoqué par l'air joue un rôle important sur la viabilité ; il est attribué aux effets toxiques de l'oxygène de l'air ou d'autres contaminants de l'air ;
- pour des taux d'humidité élevés (> 80 %), la viabilité dépend du stress de collecte du bioaérosol : le type d'aérosolisation expérimentale, le type et la composition du milieu de collecte ;
- quelle que soit l'HR de l'environnement, les bactéries contenant des microgoutelettes d'eau subissent une dessiccation du fait de la perte d'eau.

Une observation générale est que des HR extrêmes (<20 % ou > 80 %) sont délétères pour la viabilité bactérienne. Cependant, différentes espèces bactériennes et même des souches appartenant à la même espèce montrent des réponses différentes à des changements d'HR.

Une autre conséquence de la dessiccation est le déséquilibre osmotique cellulaire qui provoque du stress aux bactéries ; les protéines et autres macromolécules ne peuvent fonctionner que dans une certaine gamme d'activité de l'eau. Les fonctions cellulaires peuvent donc être endommagées du fait d'une perte de l'activité de l'eau résultant d'une perte d'eau. La dessiccation affecte également les concentrations de différentes substances (sous-produits du métabolisme, intermédiaires, inhibiteurs...) qui peuvent atteindre des concentrations qui sont toxiques pour la cellule.

La modification de l'hydratation de l'aérosol microbien provoque des changements dans la conformation de la membrane et des protéines cellulaires diminuant sa viabilité (Israëli, Gitelman et al., 1994). Les bactéries absorberaient l'eau de l'atmosphère lorsque l'HR augmente entre 20 et 95 %, ceci les protégeant des effets des UV (Peccia, Werth et al., 2001).

Un changement de l'HR entraîne également une modification de la taille et de la masse de l'aérosol transformant ses comportements dans l'air (aérosolisation, dispersion, dépôt).

L'HR joue un rôle important dans l'aérosolisation des spores de champignons (Lewis, Smith et al., 1994 ; Jarvis, Saleme et al., 1995 ; Yang and Johanning, 1997 ; Jones and Harrison, 2004).

Quant aux virus, les effets de l'HR sont dépendants du contenu lipidique : les virus riches en lipides semblent plus stables à des valeurs faibles d'HR, tandis que les virus pauvres en lipides sont plus stables à des valeurs hautes d'HR (Buckland et Tyrell, 1964 d'après (Moletta, 2005)).

4.7.2.2 INFLUENCE DE LA COMPOSITION DE L'AIR

Les effets toxiques de l'oxygène sont probablement dus à la formation de radicaux libres dans la cellule. Ces derniers favorisent l'apparition de réactions de Maillard dans la cellule (Cox, 1989) entre des sucres réducteurs et des groupes aminés de protéines donnant lieu à la production de bases de Schiff qui se réarrangent pour donner différents produits. Ces réactions entraînent des changements de conformation, de structure et d'activité des enzymes qui peuvent avoir un impact significatif sur la viabilité cellulaire. Par ailleurs, les réactions de Maillard peuvent avoir lieu dans les phospholipides membranaires, ce qui cause une déstabilisation des membranes cellulaires (à la fois les membranes des Gram négatif et les membranes du cytoplasme) du fait de réarrangements de structure. Les effets sur les structures de surface affectent la perméabilité et le transport des substances dans et en dehors de la cellule. Les différentes voies métaboliques comme la génération d'énergie sont également affectées lorsque les cellules sont aéroportées.

Les virus sont plus résistants à l'inactivation par l'oxygène (Morh, 1997).

En ce qui concerne les effets de l'ozone, l'exposition pendant 1 heure à 500 – 600 µg/m³ a conduit à la diminution de 99 % de la viabilité de *Staphylococcus epidermidis*, *Micrococcus luteus*, *Arthobacter citreus*, *Bacillus subtilis*, *Escherichia coli*, *Salmonella typhimurium* *Serratia marcescens* et *Pseudomonas fluorescens*. L'exposition à des concentrations de 50 à 100 µg/m³ d'ozone a conduit à une faible réduction de la viabilité. Des différences ont été observées entre les Gram positives qui semblent être plus sensibles que les Gram négatives, alors que certains micro-organismes comme *Candida albicans* semblent plus résistants (Heindel, 1993).

Les bioaérosols de virus et de champignons sont également inactivés par l'ozone (Cox, 1989).

4.7.2.3 INFLUENCE DES RADIATIONS

Les radiations (ultraviolets, rayons X, Gamma) provoquent des lésions du matériel génétique des micro-organismes ayant des effets mutagènes (Morh, 1997). Elles induisent également des dommages aux protéines, lipides et aux membranes. Leurs effets peuvent induire la production de radicaux libres qui sont toxiques pour les cellules. Les effets des radiations sont accrus par la déshydratation et l'oxygène de l'air (Marthi, 1994).

Pillai et al (2002) rapportent les résultats d'une étude des années 1970 ayant montré que les conditions de luminosité ont des effets délétères sur la viabilité des bioaérosols produits au niveau d'une station d'épuration.

Les effets des radiations solaires sur la viabilité bactérienne et sur les concentrations aéroportées ont montré que la viabilité était meilleure pour des aérosols bactériens collectés des jours ensoleillés par rapport à des jours nuageux. La viabilité était meilleure pour des aérosols bactériens collectés des jours nuageux par rapport à des aérosols collectés la nuit (Tong and Lighthart, 1997).

Nicholson, Munakata et al. (2000) rapportent que les endospores de *Bacillus subtilis* sont extrêmement résistantes à différentes radiations électromagnétiques.

La viabilité de spores fongiques soumises aux radiations solaires a également été étudiée (Ulevicius, 2000).

Malgré certaines conditions difficiles, certains micro-organismes peuvent survivre et même se multiplier à l'état aéroporté (Aller, Kuznetsova et al., 2005). Plusieurs facteurs sont distingués :

- les cellules qui contiennent des pigments caroténoïdes sont protégées de l'effet létal de l'oxygène réactif et peuvent survivre plus longtemps que d'autres cellules non-pigmentées (Fedorak and Rogers, 1991) ;
- les spores bactériennes et fongiques sont particulièrement adaptées à la viabilité dans l'air. Leur enveloppe épaisse réduit la dessiccation et leur pigmentation les protège des effets délétères des radiations. Leur faible densité leur permet de rester dans l'air plus longtemps (Fedorak and Rogers, 1991) ;
- le transport des bioaérosols accrochés à des débris les protège des agressions extérieures (Moletta, 2005) ;
- la formation d'un gel dans lequel les bactéries et les virus sont en amas leur permet de résister au stress de l'aérosolisation (Aller, Kuznetsova et al. 2005) ;
- certains mécanismes de réparation pourraient survenir chez les bactéries ayant subi des dommages sub-létaux (Cox, 1987; Marthi, 1994).

4.8 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AES, 2002. Multipathway assessment of exposures from dioxin releases in the Parituu area. Air and Environment Sciences Limited, Auckland, NZ. Disponible à l'adresse : [http://www.moh.govt.nz/moh.nsf/0/2C10998DB52CEEF4CC256AAE0072C56A/\\$File/appendixb-iwdexposurereportv5.pdf](http://www.moh.govt.nz/moh.nsf/0/2C10998DB52CEEF4CC256AAE0072C56A/$File/appendixb-iwdexposurereportv5.pdf).

AFSSA, InVS, 2003. Incinérateurs et santé. Exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM. Etat des connaissances et protocoles d'une étude de dispersion.

Association Scientifique et Technique de l'Eau et de l'Environnement (ASTEE), 2003. Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans le cadre de l'étude d'impact d'une UIOM. Disponible à l'adresse http://www.astee.org/publications/bibliographie/guide/guide_02/accueil.asp

Badr T., and Harion J.-L., 2007. Effect of aggregate storage piles configuration on dust emissions, Atmospheric Environment, Vol. 41, n°2, 360-368.

M. Bakoglu, A. Karademir and E. Durmusoglu, 2005. Evaluation of PCDD/F levels in ambient air and soils and estimation of deposition rates in Kocaeli, Turkey, Chemosphere 59,1373–1385.

Baroutian, S., Mohebbi, A., Soltani Goharrizi, A., 2006. Measuring and modeling particulate dispersion: A case study of Kerman Cement Plant. Journal of Hazardous Materials 136, 468–474.

Basham J.P., Whitwell I., 1999. Dispersino modelling of dioxin releases from the waste incinerator at Avonmouth, Bristol, UK. Atmospheric Environment, 33, 3405-3416.

Bessagnet B. et Rosset R., 2001. Fractal modelling of carbonaceous aerosols—application to car exhaust plumes, Atmospheric Environment 35, 4751–4762.

Bonnard R. (2004-a) Paramètres physico-chimiques et coefficients de transfert des dioxines pour l'évaluation des risques, Ministère de l'écologie et du développement durable, Décembre 2003. <http://www.ineris.fr/>

Bonnard R. (2004-b) Mise à jour de l'étude d'évaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion, MEDD, GT-GIC, rapport référencé INERIS DRC-04-45956 / ERSA – n°22 6- RBn/révisionGT-GIC3.doc

Camard J.-P., Franconi A., 2005. L'incinération des déchets en Ile-de-France: considérations environnementales et sanitaires. Etude de l'IAURIF et de l'ORS Ile de France. Disponible à l'adresse www.ors-idf.org/etudes/pdf/IncinerationSante.pdf

Canepa E., Corti A., Contini D. and Ratto C.F., 2000. Comparison of the SAFE_AIR code numerical results against wind tunnel measurements on a two-stack waste incinerator model. ENVIROSOFT 2000, 28-30 June 2000, University of the Basque Country, Bilbao, Spain, Development and Application of Computer Techniques to Environmental Studies VIII, pp. 535-544, G. Ibarra-Berastegi, C.A. Brebbia, and P. Zannetti editors, WIT press, Southampton, UK.

Canepa, E., A. Corti, D. Contini and C. F. Ratto, 2000. Comparison of the SAFE_AIR code numerical results against wind tunnel measurements on a two-stack waste incinerator model. Southampton, WIT PRESS. 4: 535-544.

Cangialosi F., Intini G., Liberti L., Notarnicola M., Stellacci P., 2007. Health risk assessment of air emissions from a municipal solid waste incineration plant - A case study. Waste Management

Carizi, G., S. Cinotti, F. Gianfelici, I. Giovannini, A. Levy and L. Presotto, 2000. Air pollutant diffusion in complex terrain: An application of the CALPUFF modeling system. New York, KLUWER ACADEMIC / PLENUM PUBL. 13: 641-649.

Carpentieri M., Paolo Giambini P., Corti A., 2007. Modelling Tracer Dispersion from Landfills. Environmental Modeling and Assessment , Vol. 12, pp. 1420-2026.

CERC, 2001. Module Bâtiments : comparaison de ADMS, ISC-Prime et ISC aux mesures en soufflerie de Robins et Castro ; aux mesures en soufflerie de Snyder ; à des mesures en soufflerie de dispersion atmosphérique. Rapports pdf disponibles à l'adresse www.numtech.fr.

CERC, 2005. Description technique du modèle ADMS 3.3. Dernière publication : 2005. Disponible à l'adresse: www.numtech.fr.

Chao M.R., Hu C.W., Chen Y.L. *et al.* 2004. Approaching gas particle partitioning equilibrium of atmospheric PCDD/F with increasing distance from an incinerator: measurements and observations on modeling, Atmospheric Environment, Vol. 38, pp. 1501-1510.

Chang M.B., Chi K.H., Chang-Chien G.P. 2004b. Evaluation of PCDD/F congener distributions in MWI flue gas treated with SCR catalysts, Chemosphere, Vol. 55, pp.1457-1467.

Chang M.B., Chi K.H., Chang S.H. and Chen Y.W. 2004a. Measurement of PCDD/F congener distributions in MWI stack gas and ambient air in northern Taiwan, Atmospheric Environment, Vol. 38, pp. 2535-2544.

Chi H.C., Chang M.B., Chang S.H. 2006. Evaluation of PCDD/F partitioning between vapor and solid phases in MWI flue gases with temperature variation, J of Hazardous Materials, vol. B138, 620-270.

CITEPA, 2004. Calcul des émissions dans l'air. Principes méthodologiques généraux. www.citepa.org/emissions/methodologie/Methodologie_Emissions.pdf.

Coutinho M., Ribeiro C., Pereira M., Borrego C., 2005. Simulation of the plume emitted by a municipal waste incinerator in Madeira Island. Int. J. Environment and Pollution, Vol. 24, Nos. 1/2/3/4, pp 218-229.

Duarte-Davidson R. et Pollard S.J.T., 2006. Environmental Risk Management - the State of the Art. Guest editorial, Environment International, Vol. 32, n°8, pp. 931-933.

Floret N., Viel J.-F., Lucot E., Dudermel P.-M., Cahn J.-Y., Badot P.-M., Mauny F., 2006. Dispersion Modeling as a dioxin exposure indicator in the vicinity of a municipal solid waste incinerator: a validation study. Environmental Science and Technology, 40, 2149-2155.

Flyhammar P., 1995. Heavy-metals in the environment - analysis of the cadmium flux in Sweden with special emphasis on landfill leachate. Journal of environmental quality 24 (4): pp. 612-621.

Gaboriaud L., Fresneau A., Eriksson E., Albergel A., 2002. "Evaluation of Human Health Risk within regulatory purposes", 8th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Sofia.

Hanna S.R., Egan B.A., Purdum J., Wagler J., 1999. Evaluation of ISC3, AERMOD, and ADMS dispersion models with observations from five field sites. HC Report P020, API, 1220 LSt. NW, Washington, DC 20005-4070, 1999.

Holmes N.S. et Morawska L., 2006. A review of dispersion modelling and its application to the dispersion of particles: an overview of different dispersion models available. Atmospheric Environment, 40, 5902-28.

INERIS, 2003. Evaluation des risques sanitaires dans les études d'impact ICPE. Substances chimiques. http://www.sante.gouv.fr/htm/dossiers/etud_impact/ine_ei51.pdf

- INRETS, 1999. MEET Final Summary Report. Methodologies for Estimating Air Pollutant Emissions from Transport. <http://cordis.europa.eu/transport/src/meetrep.htm>.
- Janicke U, Janicke L, 2007: Lagrangian particle modeling for regulatory purposes; A survey of recent developments in Germany. Proceedings of the 11th International Conference on Harmonization within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes, Cambridge, England. See <http://www.harmo.org>.
- Jindal M., Heinold D, 1991. Development of particulate scavenging coefficients to model wet deposition from industrial combustion sources. Air and Waste management Association, 84th Annual Meeting and Exhibition, Vancouver, British Columbia, June 16-21, 1991.
- Jylhä K., 1991. Empirical scavenging coefficients of radioactive substances released from Chernobyl. Atmospheric Environment, 25A, n°2, 263-270.
- Kaupp H., McLachlan M.S., 1999. Atmospheric particle size distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their implications for wet and dry deposition. Atmospheric Environment, 33, 85-95
- Koester C.J., Hites R.A., 1992. Wet and dry deposition of chlorinated dioxins and furans. Environmental Science and Technology, 26, 1375-1382.
- Korhonen H., Lehtinen K.E.J., Kulmala M., 2004. Multicomponent aerosol dynamics model UHMA: model development and validation. Atmospheric Chemistry and Physics, 4, 757-771.
- Lee R.G.M., Jones K.C., 1999. Gas-particle partitioning of atmospheric PCDD/Fs: measurements and observations on modeling. Environmental Science and Technology, 33, 3596-3604.
- Legéas M., Mazuret O., 2006. Bilan de l'activité en 2005 de l'Observatoire des Pratiques de l'Evaluation des Risques sanitaires dans les études d'impact. www.sante.gouv.fr/hm/dossiers/etud_impact/ra2005_ei3.pdf
- Lewis RG, Martin BE, Sgontz DL, et al., 1985. Measurement of fugitive atmospheric emissions of polychlorinated-biphenyls from hazardous-waste landfills. Environmental Science & Technology 19 (10): 986-991.
- Littaru P. 2006. Repartition of PCDD and PCDF in the emissions of municipal solid waste incinerators between the particulate and volatile phases, Waste management, Vol. 26, pp. 861-868.
- Lohman K., Seigneur C., 2001. Atmospheric fate and transport of dioxins: local impacts. Chemosphere, 45, 161-171.
- Lorber M., Eschenroeder A., Robinson R., 2000. Testing the US EPA's ISCST-Version 3 model on dioxins: a comparison of predicted and observed air and soil concentrations. Atmospheric Environment, 34, 3995-4010.
- Lonati G., Cernuschi S., Giugliano M., Grosso M., 2007. Health risk analysis of PCDD/F emission from MSW incineration: comparison of probabilistic and deterministic approaches. Chemosphere, Volume 67, N°9, 334-343.
- Macleod C. J. A. , Duarte-Davidson R. , Fisher B. , Ng B. , Willey D. , Shi J. P. , Martin I., Drew G., Pollard S., 2006. Modeling human exposures to air pollution control (APC) residues released from landfills in England and Wales. Environment International, 32 (4), 500-509.
- Mac Mahon T.A. & Denison P.J., 1978. Empirical atmospheric deposition parameters – a survey. Atmospheric Environment, vol. 13, pp 571-585.
- Malherbe L., 2003. Modélisation des dépôts en champ local. Rapport pour le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.
- Meneses M, Schuhmacher M, Domingo JL., 2004. Health risk assessment of emissions of dioxins and furans from a municipal waste incinerator: comparison with other emission sources. Environment International, 30(4), 481-489.
- Meteorologisk Institutt (Norwegian Meteorological Institute), 2003. Transboundary Acidification, Eutrophication and Ground Level Ozone in Europe, PART I, Unified EMEP Model Description. EMEP Report 1/2003, <http://www.emep.int/UniDoc/report.html>.
- Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD), 2004. Les incinérateurs d'ordures ménagères : quels risques ? Quelles politiques ? Comité de la prévention et de la précaution. Edition décembre 2004. www.ecologie.gouv.fr/

- Morselli L., Bartoli M., Brusori B., Passarini F., 2002. Application of an integrated environmental monitoring system to an incineration plant. *The Science of the Total Environment*, 289, 177-188.
- Nenes T., Pilinis C., and Pandis S. N., 1998. ISORROPIA: A new thermodynamic equilibrium model for multiphase multicomponent inorganic aerosol, *Aqua. Geochem.*, 4, 123-152.
- Nerrière E. et Zmirou D., 2001. Evaluation du risque pour la santé lié aux émissions atmosphériques des incinérateurs soumis aux nouvelles valeurs limites de l'Union européenne. Rapport final. Institut Universitaire d'Hygiène et de Santé Publique. www.ecologie.gouv.fr/
- Nouwen J, Cornelis C, De Fré R, Wevers M., Viaene P., Mensink C., Patybn J., Verschaeve L., Hooghe R., Maes A., Collier M., Schoeters G., Van Cleuvenbergen R., Geuzens P., 2001. Health risk assessment of dioxin emissions from municipal waste incinerators: the Neerlandquarter (Wilrijk, Belgium). *Chemosphere*, 43, 909-923.
- NUMTECH, 2007. Validation et publications : liste de documents accessibles en ligne. Adresse : http://www.numtech.fr/valid_publi.php (site mis à jour régulièrement).
- Ontario Ministry of the Environment, 1999. Environmental Risks of municipal non-hazardous waste landfilling and incineration. www.ene.gov.on.ca/envision/techdocs/3795e.pdf.
- Perkins R., Souhac L., Mejean P., Rios I., 2005. Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel, vers un guide de l'utilisateur. Phase 1 : état de l'art ; phase 2 : évaluation des modèles. Etudes RECORD n°01-0805/1A et 03-0805/2A.
- Petroff A., Mailliat A. , Amielh M., Anselmet F., 2007. Aerosol dry deposition on vegetative canopies. Part I: Review of present knowledge. *Atmospheric Environment*, In Press.
- Petroff A., Mailliat A. , Amielh M., Anselmet F., 2007. Aerosol dry deposition on vegetative canopies. Part II: A new modeling approach and applications. *Atmospheric Environment*, In Press.
- Rimmer D.L., Vizard C.G., Pless-Mulloli T., Singleton I., Air V.S., Keatinge Z.A.F. Metal contamination of urban soils in the vicinity of a municipal waste incinerator: one source among many. *Science of the Total Environment*, 356, 207-216.
- Rouïl L., 2006. Projet AIRPROCHE : modélisation de l'impact des rejets d'une installation classée et évaluation du risque sanitaire. Rapport d'étude n° INERIS-DRC-06-69795-MECO-n°198-LRo.
- Rouïl L., Wroblewski A., 2002. Guide méthodologique en modélisation déterministe. Rapport final. Laboratoire de Surveillance de la Qualité de l'Air, www.lcsqa.org.
- Schröder J., Welsch-Pausch K., MCLACHLAN M.S., 1997. Measurements of atmospheric deposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) to a soil. *Atmospheric Environment*, 31, 2983-2989.
- Sehmel G.A., 1980. Particle and gas dry deposition: a review. *Atmospheric Environment*, vol. 14, 983-1011.
- Sportisse B., 2007. A review of parametrization for modelling dry deposition and scavenging of radionuclides. *Atmospheric Environment*, Vol. 41, n°13, 2683-2698.
- Taha, M. (2007). "Improving bioaerosol exposure assessment of composting facilities -comparative modelling of emissions from different compost ages and processing activities." *Atmos. Environment* 41: 4504-4519.
- US EPA. 2003. Exposure and Human Health Reassessment of 2, 3, 7, 8-Tetraclorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Related Compounds, Draft Final Report, Exposure Assessment and Risk Characterization Group, National Center for Environmental Assessment – Washington Office, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- US EPA, 2006. Emissions Factors & AP 42. www.epa.gov/ttn/chief/ap42.
- Venkatram A., Pleim J., 1999. Research note. The electrical analogy does not apply to modelling dry deposition of particles. *Atmospheric Environment*, 33, 3075-3076.
- Yannopoulos, S., K. Karatzas and N. Moussiopoulos (2002). Air-quality related environmental impact assessment for the new landfill site of Thessaloniki. Thessaloniki, Grafima Ioannis Tsarouchidis: 1585-1590.
- Yoshida K., Ikeda S., Nakanishi J., Tsuzuki N., 2001. Validation of modelling approach to evaluate congener-specific concentrations of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in air and soil near a solid waste incinerator. *Chemosphere*, 45, 1209-1217.

Volet « Bioaérosols »

Modélisation du transport

ASTEE (2006). Guide méthodologique pour l'évaluation du risque sanitaire de l'étude d'impact des installations de compostage soumises à autorisation. <http://www.ecologie.gouv.fr/Guide-methodologique-pour-l.html>

Breum, N. (1997). "Dustiness of compostable waste: a methodological approach to quantify the potential of waste to generate airborne microorganisms and endotoxin." *Waste Manage. Res.* 15: 169-187.

Chiang, C.-F. (2003). "Monitoring of bioaerosol emission from a sludge composting facility." *International Journal of Applied Science and Engineering* 1(2): 148-159.

Déportes, I. and D. Zmirou (1997). "Modelling composting plant dust exposure in a neighbouring population." *Annals of Agricultural and Environmental Medecine* 4: 175-176.

Environment Agency (2001). Agency position on composting and health effects.

Ganio, L. (1995). "A comparison between computer modeled bioaerosols dispersion and a bioaerosol field spray event." *Aerobiologia* 11: 183-188.

Jones, A. M. and R. Harrison (2004). "The effects of meteorological factors on atmospheric bioaerosol concentrations - a review." *Science of the Total Environment* 326(1-3): 151-180.

Lighthart, B. (1987). "Estimating downwind concentrations of viable airborne microorganisms in dynamic atmospheric conditions." *Applied and Environmental Microbiology* 53: 1580-1583.

Lighthart, B. (1989). "Simulation of airborne microbial droplet transport." *Applied and Environmental Microbiology* 55(9): 2349-2355.

Lighthart, b. (1991). "Trajectory of aerosol droplets from a sprayed bacterial suspension." *Applied and Environmental Microbiology* 57: 1006-1012.

Moletta, M. (2005). Caractérisation de la diversité microbienne des biogaz. *Ecologie microbienne. Montpellier, Montpellier II*: 195.

Morh, A. J. (1997). Fate and transport of microorganism in air. *Manual of environmental microbiology.* J. Hurst. Washington DC, American Society for Microbiology: 641-650.

Nielsen, B. (1997). "Microorganisms and endotoxin in experimentally generated bioaerosols from composting household waste." *Ann Agri Environ Med* 4: 159-168.

Pillai, S. (2002). "Bioaerosols from municipal and animal wastes: background and contemporary issues." *Can. J. Microbiol.* 48: 681-696.

Stetzenbach, L. D. (1992). Airborne microorganisms. *Encyclopedia of microbiology.* J. Lederberg. New York, Academic Press: 57-63.

Swan, J. R. M., A. Kelsey, et al. (2003). Occupational and environmental exposure to bioaerosols from composts and potential health effects -a critical review of published data, HSE.

Taha, M. (2005). "Estimating fugitive bioaerosol releases from static compost windrows : feasibility of a portable wind tunnel." *Waste management* 25: 445-450.

Taha, M. (2006). "Bioaerosol releases from compost facilities: Evaluating passive and active source terms at a green waste facility for improved risk assessments." *Atmos. Environment* 40: 1159-1169.

Taha, M. (2007). "Improving bioaerosol exposure assessment of composting facilities -comparative modelling of emissions from different compost ages and processing activities." *Atmos. Environment* 41: 4504-4519.

Wheeler P. A., I. Stewart, et al. (2001). Health effects of composting, a study of three compost sites and review of past data. Bristol, Environment Agency R&D technical report

Viabilité

- Aller J. Y., M. R. Kuznetsova, et al. (2005). "The sea surface microlayer as a source of viral and bacterial enrichment in marine aerosols." *Journal of Aerosol Science* 36: 801-812.
- Cox, C. S. (1987). *The aerobiological pathways of microorganisms*. John Wiley and sons.
- Cox, C. S. (1989). "Airborne bacteria and viruses." *Sci Prog* 73: 469-499.
- Fedorak, P. and R. Rogers (1991). "Assessment of the potential health risks associated with the dissemination of micro-organisms from a landfill site." *Waste Management & Research* 9: 537-563.
- Heindel, T. H. (1993). "Effect of ozone on airborne microorganisms." *Zentralblatt Für Hygiene Und Umweltmedizin* 194: 464-480.
- Israeli, E., J. Gitelman, et al. (1994). *Death mechanisms in bioaerosols. Atmospheric microbial aerosols, theory and application*. B. Lighthart and A. J. Mohr, Chapman & Hall: 166-191.
- Jarvis, B. B., J. Salemme, et al. (1995). "Stachybotrys toxins." *J. Nat Toxins* 3: 10-16.
- Jones, A. M. and R. Harrison (2004). "The effects of meteorological factors on atmospheric bioaerosol concentrations - a review." *Science of the Total Environment* 326(1-3): 151-180.
- Lewis, C. W., J. Smith, et al. (1994). "The presence of mycotoxins-associated fungal spores isolated from the indoor air of the damp domestic environment and cytotoxic to human cell lines." *Indoor Environment* 3: 323-330.
- Marthi, B. (1994). *Resuscitation of microbial aerosols. Atmospheric microbial aerosols: theory and applications*. B. Lighthart and A. J. Mohr, Chapman & Hall: 192-225.
- Moletta, M. (2005). *Caractérisation de la diversité microbienne des biogaz. Ecologie microbienne*. Montpellier, Montpellier II: 195.
- Morh, A. J. (1997). *Fate and transport of microorganism in air. Manual of environmental microbiology*. J. Hurst. Washington DC, American Society for Microbiology: 641-650.
- Nicholson, W. L., M. Munakata, et al. (2000). "Resistance of Bacillus endospores to extreme terrestrial and extraterrestrial environments." *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 64(3): 548-572.
- Peccia, J., H. M. Werth, et al. (2001). "Effects of relative humidity on the ultraviolet induced inactivation of airborne bacteria." *Aerosol Science and Technology* 35(728-740).
- Pillai, S. (2002). "Bioaerosols from municipal and animal wastes: background and contemporary issues." *Can. J. Microbiol.* 48: 681-696.
- Tong, Y. and B. Lighthart (1997). "Solar radiations has a lethal effect on natural populations of cultural outdoor atmospheric bacteria." *Atmos. Environment* 31: 897-900.
- Ulevicius, V. (2000). "Field study on changes in viability of airborne fungal propagules exposed to solar radiations." *Journal of Aerosol Science* 31(S1): 961-962.
- Yang, C. S. and E. Johannig (1997). *Airborne fungi. Manual of environmental microbiology*. C. J. Hurst, G. R. Knudson and M. J. Mc Inerney. Washington DC, American Society for Microbiology: 651-660.

5. DEVENIR DES PARTICULES DANS LES SOLS

Préambule : A l'exception de l'activité d'épandage des boues, aucune donnée concernant le devenir des bioaérosols émis par les activités d'incinération, de stockage et de compostage n'a été trouvée dans la littérature (INERIS, 2007a).

5.1 GENERALITES SUR LES SOLS

5.1.1 NOTIONS DE SOL ET D'HORIZONS PEDOLOGIQUES

Les sols sont composés d'une fraction minérale et d'une fraction organique (MOS). La fraction minérale naturelle des sols est essentiellement le résultat de la dégradation de la roche mère (constituants : argiles, limons, sables...), alors que la fraction organique des sols est issue de la décomposition biotique et abiotique des matériaux végétaux et animaux, qui contribuent aussi aux apports minéraux des sols lors de la minéralisation de la matière organique (N, P, K, Ca, Mg...). Ces différents éléments sont répartis spatialement et quantitativement dans les sols et constituent des horizons (couches de sols homogènes, parallèles à la surface) (Figure 10).

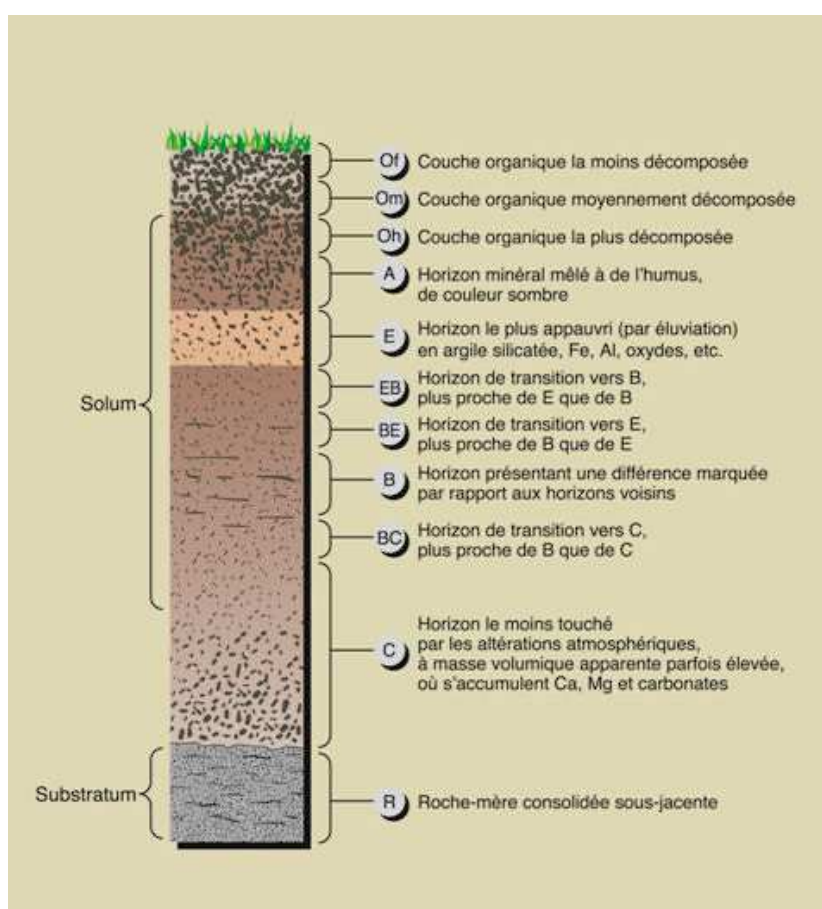


Figure 10 : Représentation d'un profil pédologique

Ces horizons sont référencés et décrits dans des référentiels pédologiques internationaux. Un certain nombre d'entre eux, parmi les plus importants, sont décrits ci-dessous :

- horizon O : horizon organique formé en aérobie, constitué de débris de végétaux plus ou moins transformés. Une déclinaison d'horizon O est généralement faite en fonction de l'état de dégradation de la matière organique. Cet horizon est aussi appelé litière ;
- horizon A : horizon organo-minéral qui contient en mélange les matières organiques et minérales qui sont associées et forment le complexe argilo-humique ;

- horizon E : horizon éluvial ou lessivé, il est drainé par les eaux d'infiltration ce qui l'appauvri en composés humiques (matière organique), argiles, hydroxydes de fer et d'aluminium ;
- horizon B et déclinaison (BP et BT) : horizon d'accumulation de produits amorphes, matière organique, aluminium ou fer (BP) ou accumulation d'argiles (BT), qui arrêtent leur descente à son niveau ;
- horizon C : horizon sans structuration pédologique généralisée, fragmenté et ayant subi une certaine altération géochimique. Il est le résultat de l'altération de la roche mère ;
- horizon R : roche dure, massive ou peu fragmentée généralement qualifiée de roche mère (R).

Globalement, d'après les horizons pédologiques, la répartition de la matière organique naturelle des sols se fait essentiellement à leur surface (horizons O et A). La matière organique présente au niveau de l'horizon O est en cours d'évolution et est composée de bio- et macro-molécules en transformation. Progressivement, la matière organique est associée aux structures minérales, ce qui aboutit la formation de l'horizon A et aux complexes argilo-humique (CAH) (Figure 11). Ces complexes sont insolubles et stables, ce qui explique leur résistance à l'érosion et à l'eau. L'humus, macromolécule globalement électronégative, se lie aux argiles grâce à des éléments bipolarisés (tels que Ca^{2+}) et à l'activité de la microfaune du sol (vers de terre). Ces complexes peuvent fixer des métaux lourds qui peuvent se substituer aux éléments majeurs tels que Ca^{2+} , Fe^{2+} et K^+ . Cette fixation réduit la mobilité des ETM. Toutefois, son caractère est réversible et les ETM peuvent être remis en solution en fonction des équilibres chimiques du sol (Tissaux, 1996 ; Girard et al., 2005 ; Ndira, 2006).

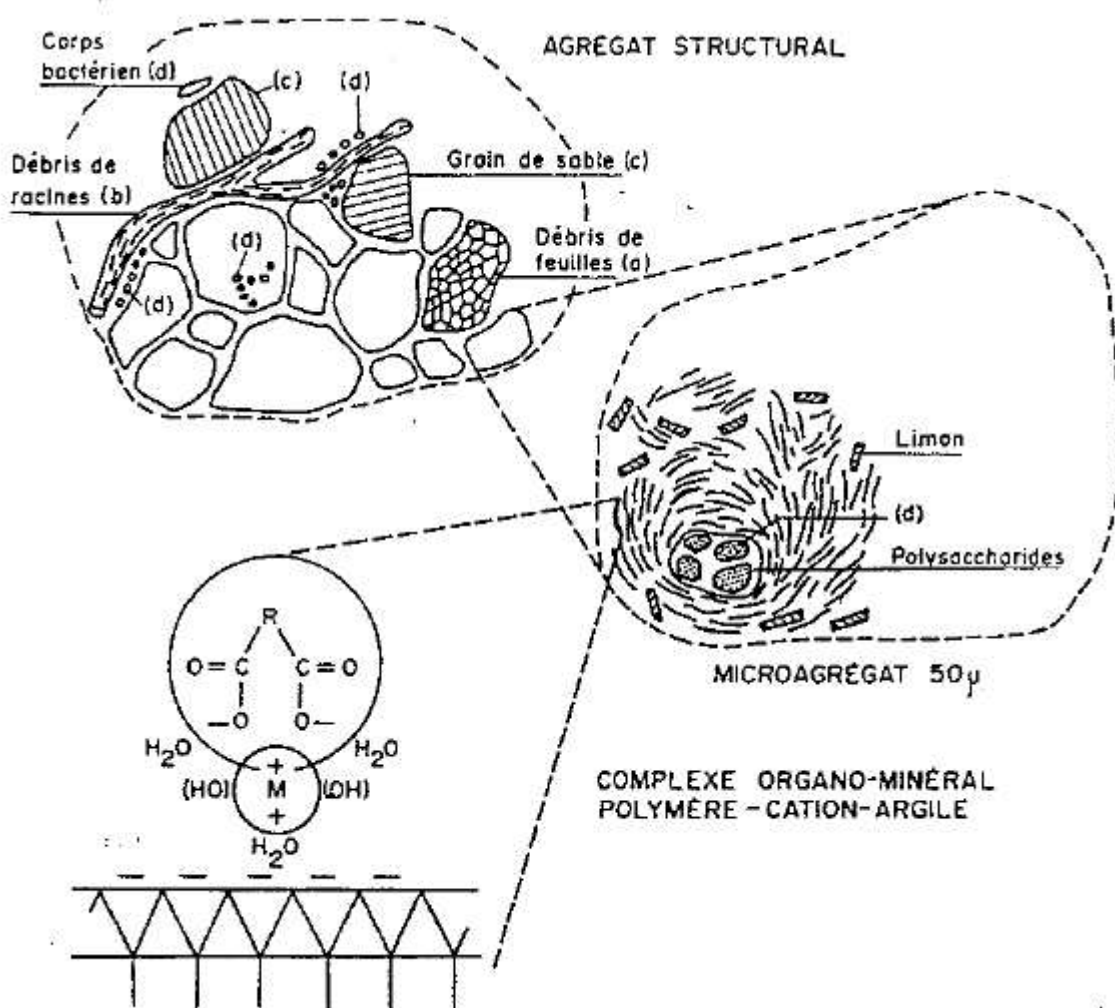


Figure 11 : Représentation schématique du complexe argilo-humique (Bruckert, 1979)

Les substances humiques, considérées comme les substances organiques les plus réactives des sols, peuvent interagir avec les contaminants exogènes (Duchaufour, 1995). Leur sensibilité vis-à-vis des modes de transport doit donc être considérée (érosion éolienne ou ré-encol, érosion par ruissellement, transfert vertical). Il est important de noter que les substances humiques des sols naturels, présentant un horizon type litière ou une couverture végétale, sont relativement plus protégées des phénomènes d'érosion que les sols nus ou agricoles.

5.1.2 MATIÈRE ORGANIQUE NATURELLE DES SOLS ET SUBSTANCES HUMIQUES

La matière organique naturelle des sols peut être classée en deux catégories. De façon générale, on distingue la matière organique naturelle « vivante » (microfaune et microflore du sol) de la matière organique naturelle « morte » (principalement végétale). Deux sous-catégories de matière organique « morte » sont généralement considérées :

- la matière organique fraîche qui constitue la matière première de l'humus ;
- la matière organique humifiée ou matières humiques issues de la dégradation biotique et abiotique des résidus végétaux et animaux.

L'humus au sens large est constitué de l'humus libre ou non lié et de l'humus lié. L'humus libre, facilement biodégradable et faiblement lié aux argiles, correspond globalement à l'horizon de litière (matière organique en cours de décomposition). L'humus lié est l'humus au sens strict ; il est difficilement biodégradable et fortement lié aux argiles. Il est composé de trois fractions dont les rapports peuvent atteindre 300 (rapport des masses minimum et maximum) (Tissaux, 1996) :

- les acides fulviques, réputés solubles en milieu alcalin et acide (désignés par le terme AF) ;
- les acides humiques, réputés solubles en milieu alcalin (désignés par le terme AH) ;
- les humines, réputées non solubles (désignées par le terme Hu).

Ces trois fractions constituent les substances humiques des sols. Globalement, ce sont des macromolécules composées chaînes aliphatiques et de nombreux constituants aromatiques. Elles présentent de nombreux groupements fonctionnels hydrophiles (-COOH, -OH, -NH₂, -CO) dont les plus caractéristiques sont les groupements carboxyles et phénols (-COOH, -OH) (cf. Figure 12).

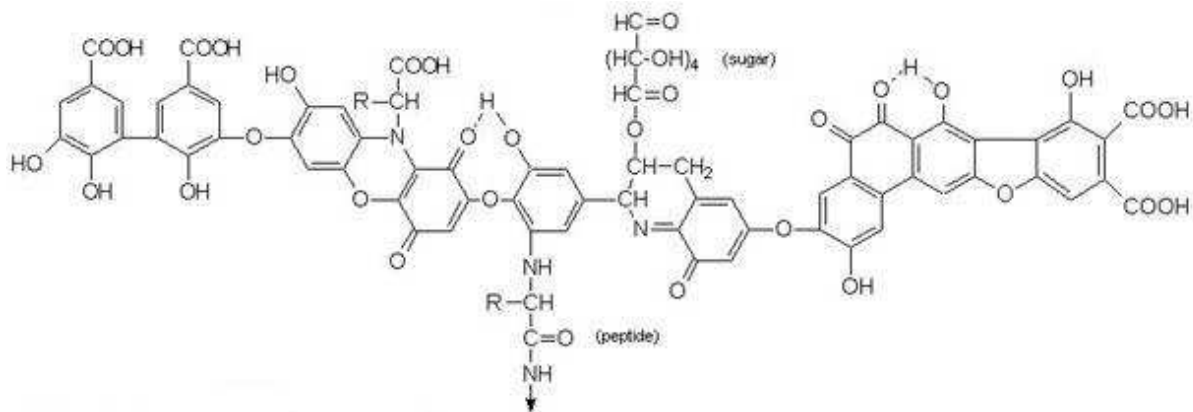


Figure 12 : Modèle d'acide humique selon Stevenson

Ces groupements déterminent la charge des substances humiques dans le milieu considéré en fonction du pH (charge neutre ou négative) et peuvent entraîner des réactions de complexation avec les éléments majeurs et les ETM. Ils présentent aussi des pôles hydrophobes (chaînes aliphatiques, CH₂ ...) qui leur confèrent la capacité de se rassembler sous la forme de structure micellaire et une structure tridimensionnelle qui implique une certaine affinité avec d'autres composés hydrophobes (la structure tridimensionnelle des substances humiques comportant des vides, elle peut être un excellent site de fixation pour les composés hydrophobes de type hydrocarbure). Les groupements fonctionnels et les notions de pôles hydrophile et hydrophobe sont particulièrement importantes et déterminent la réactivité chimique des substances humiques vis-à-vis des composés organiques et inorganiques présents dans les sols, qu'ils soient endogènes ou exogènes (Girard et al., 2005 ; Ndira, 2006).

5.1.3 AFFINITE ENTRE LA MATIERE ORGANIQUE NATURELLE DES SOLS ET LES SUBSTANCES HUMIQUES ET CONTAMINANTS

Les matières organiques des sols sont connues pour leurs propriétés adsorbantes ou complexantes des ETM, du fait de leurs nombreux groupements fonctionnels. Les MOS, sous forme solide ou associée aux phases solides, participent à l'immobilisation ou au stockage des ETM, alors que les MOS sous forme soluble favorisent au contraire la mobilité des métaux en augmentant leur concentration totale en solution. Cette ambivalence est due à la co-existence dans les sols de différents types de matières organiques (petits ligands organiques, débris végétaux, macromolécules humiques), à l'existence de différents mécanismes de réactivité et aux conditions du milieu et à leur variation (pH, potentiel d'oxydo-réduction, évolution des matières organiques ...) (Girard et al., 2005).

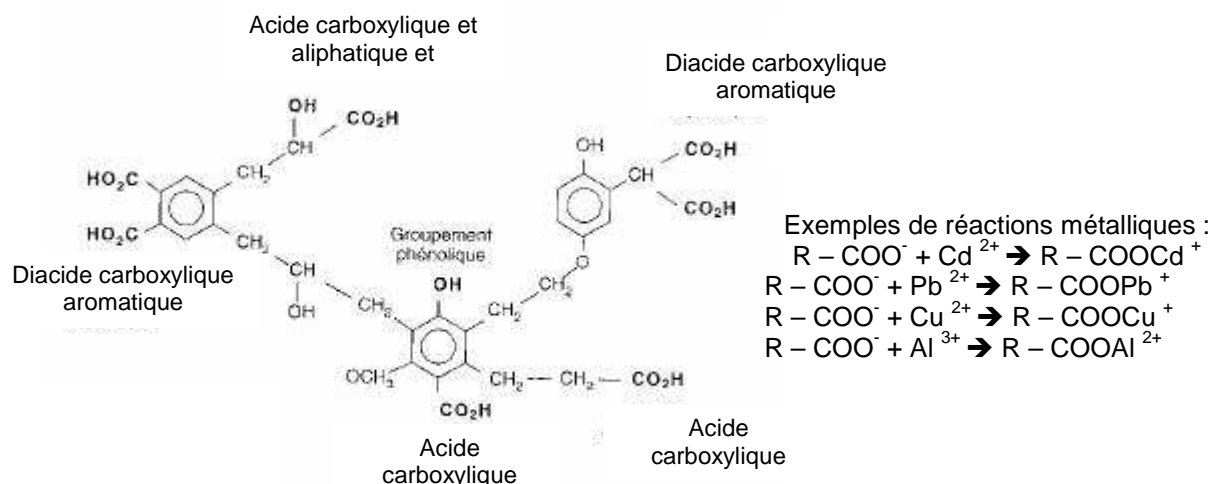


Figure 13 : Ligands organiques prépondérants dans les eaux superficielles entre acide humique et éléments métalliques

Tout comme pour les ETM, les associations de composés organiques aux substances humifères du sol favorisent leur stabilisation ou leur transfert vertical. Ainsi, la fixation des polluants organiques tels que les HAP à des substances humiques de poids moléculaire élevé conduit à leur stabilisation et à une forte réduction de leur disponibilité (Figure 14). En revanche, la fixation de polluants organiques à des substances humiques de faible poids moléculaire peut augmenter leur mobilité et leur disponibilité. Par exemple, les acides fulviques (substance humique la plus soluble) semblent pouvoir favoriser plus facilement la mobilité des HAP ou autres polluants organiques que les acides humiques (Girard et al., 2005).

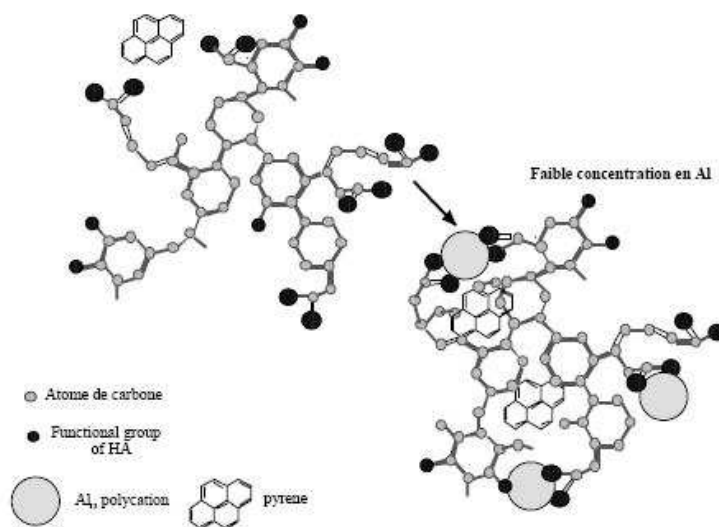


Figure 14 : Macromolécule humique en présence d'aluminium et de pyrène

Les substances humiques sont impliquées dans la forte réactivité physico-chimique des sols au travers des phénomènes d'échanges ou de complexation... Il en résulte de fortes corrélations entre les propriétés des sols (matière organique des sols par exemple) et celles des contaminants.

5.2 PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET COEFFICIENT DE PARTAGE

5.2.1 PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES ET COMPORTEMENTS DES CONTAMINANTS

Les propriétés physico-chimiques des polluants sont essentielles à la compréhension de leur devenir dans l'environnement. Les caractéristiques les plus importantes des composés correspondent aux notions de solubilité dans l'eau (S_w), de pression de vapeur (P_v). Ainsi, dans le cadre d'outils de modélisation, Mackay et al. (1996) suggèrent une classification des substances en fonction de leur solubilité et de leur volatilité selon 5 catégories. Ces catégories permettent de définir les coefficients de partitionnement nécessaires à l'utilisation d'un modèle (INERIS, 2004) :

- Type 1 : les substances se trouvent dans toutes les phases et tous les coefficients de répartition sont nécessaires à la modélisation. Elles sont caractérisées par une solubilité $S_w > 10^{-6} \text{ g/m}^3$ et par une pression de vapeur $P_v > 10^{-7} \text{ Pa}$ (exemple DDT, benzo(a)pyrène) ;
- Type 2 : les substances peu ou pas volatiles se trouvent préférentiellement en phases solide et liquide et doivent présenter des coefficients de répartition en relation avec leur solubilité. Les demi-vies dans tous les compartiments sauf dans l'air peuvent être nécessaires. Elles sont caractérisées par $S_w > 10^{-6} \text{ g/m}^3$ et par $P_v < 10^{-7} \text{ Pa}$;
- Type 3 : les éléments sont peu solubles dans l'eau. Leurs coefficients de répartition relatif à leur affinité avec les substances du sol (ou particules) et l'air doivent être déterminés. Les demi-vies doivent être considérées dans les milieux concernés (celui de l'eau ne paraît pas nécessaire). Ces substances sont caractérisées par $S_w < 10^{-6} \text{ g/m}^3$ et $P_v > 10^{-7} \text{ Pa}$;
- Type 4 : les substances non volatiles et peu solubles dans l'eau. La substance se trouve sous la forme d'une phase pure (non mélangée à l'eau et à l'air) ou peut être légèrement soluble dans les corps gras. Les modèles multimédia ne sont pas adaptés à l'évaluation de la répartition de ce type de substance dans l'environnement (exemple OCDD) ;
- Type 5 : les substances pour lesquelles la spéciation chimique est fondamentale. Ces substances peuvent prendre plusieurs formes chimiques, en équilibre les unes avec les autres (ex : ETM).

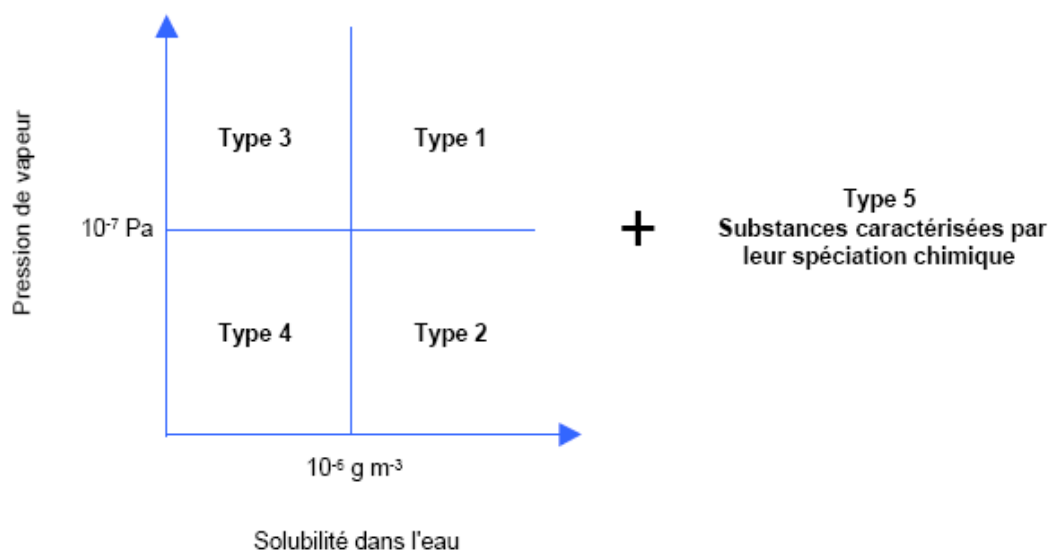


Figure 15 : Classification des polluants en fonction de certaines caractéristiques physico-chimiques

Cette classification met l'accent sur l'importance des paramètres physico-chimiques des composés considérés. Ces derniers ont un impact sur le devenir des polluants dans l'environnement et leur dispersion au sein de différentes phases (solide, liquide, gazeuse), ce qui justifie leur utilisation dans les modèles de transport. Lorsque les contaminants étudiés sont classés dans une typologie, du fait de leurs caractéristiques physico-chimiques, leur coefficient de partage ou de répartition doit être connu afin d'évaluer leur affinité avec les phases environnementales considérées.

5.2.2 NOTION DE COEFFICIENT DE PARTAGE

L'adsorption de molécules organiques dans les sols est généralement évaluée expérimentalement par l'intermédiaire de représentations graphiques : les isothermes d'adsorption. Ces isothermes sont tracées en fonction des concentrations de l'élément d'intérêt dans les différentes phases considérées (phase liquide et phase solide). Elles permettent le calcul de coefficient de retard qui exprime la comparaison de la mobilité d'un polluant donné par rapport à un traceur non-adsorbé par le sol. Il existe de nombreux modèles permettant d'interpréter les isothermes : Langmuir, Henry, Langmuir-Freundlich...

L'adsorption des composés organiques dans les sols peut aussi être estimée par l'intermédiaire de paramètres caractéristiques des molécules considérées dont la corrélation avec les isothermes d'adsorption est avérée. Les paramètres les plus utilisés sont :

- la solubilité des molécules dans l'eau (S_w), qui illustre la capacité d'une molécule à se solubiliser ;
- le coefficient de partage des molécules entre l'octanol et l'eau (K_{ow}), qui représente l'affinité d'une particule entre l'octanol ($C_8H_{18}O$) et l'eau ;
- le coefficient de répartition des molécules entre matière organique et l'eau (K_{oc}), qui représente l'affinité d'une molécule entre le carbone organique et l'eau.

Ces éléments sont souvent corrélés. Par exemple, la diminution de la polarité des molécules entraîne une solubilité moindre et une augmentation de leur adsorption par les sols. Elle s'accompagne d'une augmentation du K_{ow} (augmentation de l'affinité pour l'octanol) et du K_{oc} . D'une façon générale, plus une molécule est hydrophobe et plus elle est adsorbée par le sol. L'adsorption des molécules organiques par les sols est donc souvent considérée comme un partage entre phase aqueuse et phase organique, en l'occurrence la matière organique du sol (Girard et al, 2005 ; INERIS, 2004, 2005). L'ensemble de ces données est mis en relation avec le comportement et la dispersion des contaminants dans l'environnement et dans les sols.

5.3 PRESENCE DANS LES SOLS DES COMPOSES ETUDIES ET CONSEQUENCES

5.3.1 LES DIOXINES ET FURANES (PCDD/F)

Les dioxines sont des éléments persistants, lipophiles, peu volatils et peu solubles ($3,2 \cdot 10^{-4} < S_w < 7,4 \cdot 10^{-8} \text{ g/m}^3$ et $1 \cdot 10^{-6} < P_v < 7,5 \cdot 10^{-10}$). Du fait de leurs coefficients de répartition K_{ow} et K_{oc} très élevés ($5,38 < \log K_{ow} < 13,37$), ces composés ont tendance à s'adsorber aux particules présentes dans l'atmosphère et dans les sols et aux sédiments riches en carbone organique. Leur faible solubilité dans l'eau et leur forte adsorption aux particules leur confèrent une faible mobilité dans les sols. Ces propriétés se traduisent par une accumulation au niveau des horizons de surface, i.e. 0 à 10 cm (cf. Figure 16) (Holoubek et al., 2000 ; INERIS, 2006a ; BRGM, 2005).

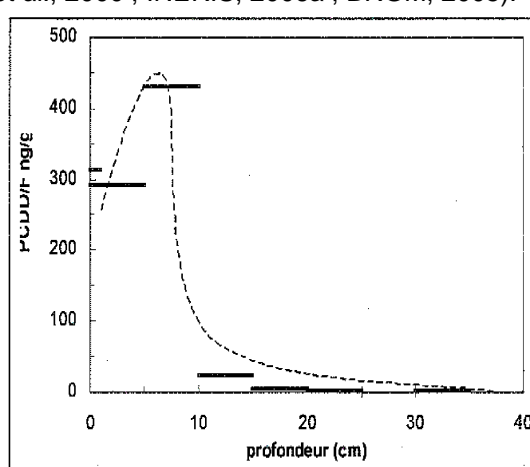


Figure 16 : Exemple de la répartition des PCDD/F dans les sols

La forte diminution de la concentration des PCDD/F témoigne d'un faible potentiel de lixiviation. Les faibles quantités lessivées sont supposées être associées à des particules colloïdales et organiques du sol.

Les PCDD/F peuvent aussi être transportées vers les rivières par les processus physiques d'érosion des sols. Leur re-mobilisation par le ré-entrainement de particules est avérée et leur volatilisation semble possible mais est difficilement quantifiable (Holoubek et al., 2000 ; BRGM, 2005).

Les mécanismes biologiques et abiotiques de dégradation des PCDD/F dans et sur les sols semblent ne pas beaucoup affecter leur quantité. Les PCDD/F présentent une demi-vie de 10 à 12 ans dans les sols. La demi-vie de la 2,3,7,8-TCDD a été évaluée en surface de sol et sous la surface. Il ressort qu'elle est dans le premier cas de 9 à 15 ans et dans le deuxième de 25 à 100 ans (INERIS, 2006a ; EPA, 2003).

5.3.2 LES POLYCHLOROBIPHENYLES (PCBs)

Les PCB sont des composés persistants faiblement mobiles dans les sols ($0,24 \text{ g/m}^3 < S_w < 0,3 \cdot 10^{-2} \text{ g/m}^3$ et $4,11 < \log K_{ow} < 6,8$). Des études réalisées montrent que le sol retient une grosse quantité de PCB qui peut être réémis dans l'atmosphère et l'environnement. Globalement, la concentration en PCB est plus importante dans les horizons de surface et diminue avec la profondeur ce qui est probablement en lien avec les mécanismes de transport du polluant (Figure 17). Les concentrations dans les 20 premiers centimètres des sols agricoles ne semblent pas varier avec la profondeur (répartition homogène du polluant dans les 20 premiers centimètres) (Cousins et al., 1999b ; INERIS, 2005a ; Holoubek et al., 2000).

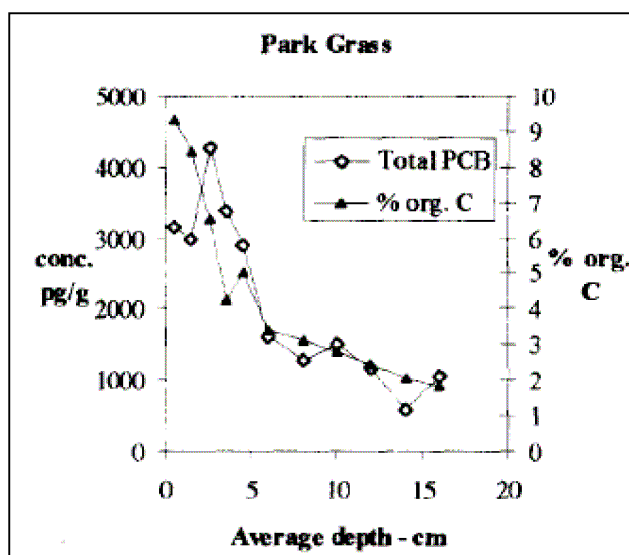


Figure 17 : Exemple de la répartition des PCB dans les sols

Les PCB produits et déposés sur les sols dans les années 1960 et 1970 sont supposés se volatiliser du sol vers l'air. Ce genre de phénomène dépend des températures ambiantes, de la pression de vapeur et du caractère lipophile des composés. Des études relatives aux mécanismes de volatilisation des PCB des sols ont été menées sur plusieurs congénères. Elles montrent des variations de concentrations au cours de la journée. Ce point suppose des variations rapides des concentrations en PCB des sols et une relation rapide entre les flux air – sol de PCB. Les éléments les plus chlorés auront plutôt tendance à rester adsorbés sur les particules présentes sur le sol (Cousin et al., 1999b ; Holoubek et al., 2000 ; Barriuso, 1996).

Leur lixiviation est faible et est relativement plus importante pour les composés faiblement chlorés, sur les sols dont la teneur en carbone organique est faible. Les PCB peuvent aussi être retrouvés dans les eaux superficielles et les sédiments du fait des précipitations et des phénomènes de ruissellement pouvant se dérouler sur les zones de capture (sols et végétaux). Leur demi-vie dans les sols est comprise entre 4 et 6 ans (Holoubek et al., 2000).

5.3.3 LES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP)

Les dépôts atmosphériques constituent une source importante d'intrant dans les sols qui en deviennent l'un des principaux réservoirs. Une étude réalisée par Wild et Jones (1995) estime que 90 % des HAP émis dans l'environnement sont ensuite stockés dans les sols ou les sédiments (Cousins et al., 1999).

Les HAP se subdivisent en 2 groupes : les éléments légers et les éléments lourds (respectivement moins de 4 cycles et au moins 4 cycles). Leur solubilité dans l'eau est modérée à très faible pour les éléments les plus lourds. Leurs pressions de vapeur sont considérées comme étant modérément élevées à faibles. Les HAP présentent un fort potentiel d'adsorption sur les matières particulaires et sur la matière organique des sols ($3,37 < \log K_{ow} < 6,5$) (Gabet, 2004 ; Holoubek et al., 2000 ; INERIS, 2005b).

Globalement, lorsqu'ils sont d'origine atmosphérique, les HAP sont présents dans les horizons de surface des sols. Leur concentration diminue en fonction de la profondeur ce qui suppose un phénomène de faible lessivage (cf. Figure 18). Leur concentration dans les sols agricoles semble homogène dans l'horizon des premiers 20 cm.

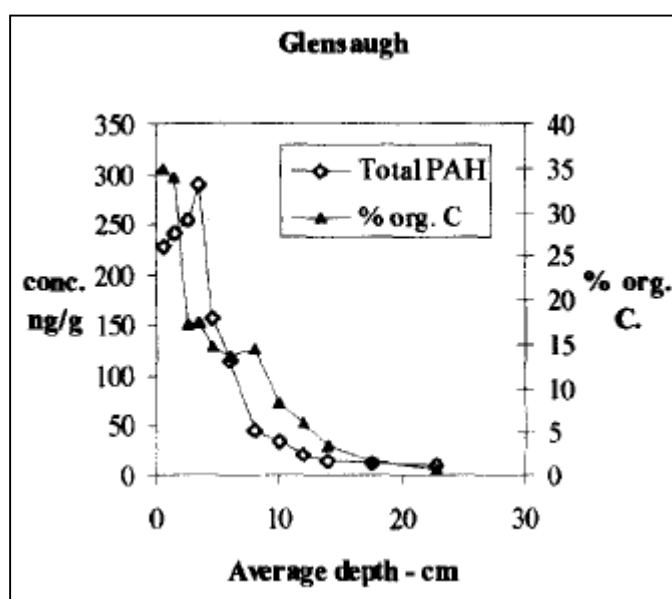


Figure 18 : Exemple de la répartition des HAP dans les sols

Du fait de leur caractère hydrophobe, les HAP, fixés sur des particules, peuvent être transportés des sols vers l'atmosphère et vers d'autres compartiments. La volatilisation peut aussi être un phénomène important de perte de HAP et plus particulièrement pour les congénères de faible masse. L'humidité du sol et les variations de températures semblent impacter ce phénomène (variation diurne des flux) tout comme le potentiel d'oxydoréduction des sols. Leur période de demi-vie dans les sols est variable et peut aller de quelques mois à plusieurs dizaines d'années. Le benzo(a)pyrène, par exemple, présente une demi-vie comprise entre 0,3 et 58 ans dans les sols (Gabet, 2004 ; Holoubek et al., 2000 ; Barriuso, 1996 ; Cousin et al., 1999b).

5.3.4 LES ELEMENTS TRACES METALLIQUES (ETM)

L'une des principales difficultés relatives à l'étude de ces éléments est le fait que leur biodisponibilité et leur mobilité dépendent de leur structure chimique. Chaque métal a des propriétés particulières et leur mobilité dans le sol dépend de nombreux facteurs tels que le pH du sol, le potentiel rédox, leur spéciation, la température, l'apport ou le taux de matière organique du sol.

Généralement, les ETM sont davantage concentrés dans la fraction solide des sols en raison de leur interaction avec les fractions organique et minérale. Souvent, la concentration en ETM déposés sur les sols diminue avec la profondeur et est marquée par une nette discontinuité sur les sols cultivés du fait du travail du sol. L'horizon de surface s'enrichit donc dans le temps en ETM du fait du pouvoir immobilisateur du sol vis-à-vis de ces éléments (Perrono, 1999).

Globalement, ces éléments ne sont pas volatils à température ambiante à l'exception du mercure, seul métal liquide et volatil (selon les conditions). Néanmoins, ils peuvent être transportés des sols vers l'atmosphère ou vers d'autres surfaces du fait du ré-envol de particules. Cette voie semble pouvoir être importante localement. De façon générale, les ETM peuvent être transportés par les mécanismes de migration verticale, d'érosion des sols, tels que le ruissellement et l'envol de particules. Ils ne sont pas biodégradables, ce qui implique leur accumulation dans les chaînes trophiques et les compartiments environnementaux (Young et *al.*, 2001).

En résumé, une fois déposés sur le sol, les polluants adsorbés aux particules peuvent se répartir au sein des trois phases du sol (solide, liquide ou gazeuse) ou rester adsorbés à la particule à laquelle ils sont associés. Cette répartition dépend des caractéristiques physico-chimiques des composés et des conditions du milieu considéré (concentration du contaminant entre les différentes phases, température ambiante, pH...).

5.4 VOLATILISATION DES ELEMENTS

5.4.1 MECANISMES DE VOLATILISATION ET PARAMETRES

Une fois déposés, les POP peuvent rester adsorbés aux sols ou à des particules pendant des années. Les sols ne sont pas automatiquement des puits éternels pour ces composés et leur volatilisation semble être une voie d'élimination potentiellement significative. Le réentraînement des composés par voie particulaire est aussi une voie qui doit être considérée. Toutefois, elle semble relativement insignifiante, même pour les éléments les moins volatils. Elle sera traitée par la suite (Cousins et *al.*, 1999a ; Backe et *al.*, 2004 ; EPA, 2003 ; Ockenden et *al.*, 2003).

Jury et *al.* (1983) définissent 3 catégories de polluants en fonction de la constante de Henry (H') et des mécanismes de transferts intervenant dans leur volatilisation :

- catégorie I ($H' \gg 2,5 \cdot 10^{-5}$) : transfert vers la surface des sols par diffusion de vapeur puis volatilisation dans l'atmosphère (naphtalène, phénanthrène, 2,3,7,8-TCDD, PCB 18, 52, 101, 138, 206) ;
- catégorie II ($H' \approx 2,5 \cdot 10^{-5}$) : transfert vers la surface des sols via la phase vapeur lorsque le sol est sec ou via la phase liquide lorsque le sol est humide. Dans l'air, à la surface du sol, l'évaporation du composé est indépendante de celle de l'eau (OCDD, benzo(a)pyrène...) ;
- catégorie III ($H' \ll 2,5 \cdot 10^{-5}$) : transfert vers la surface des sols par diffusion dans la phase liquide qui n'est pas suivi d'une perte dans l'atmosphère du fait d'un temps de résidence long dans la couche d'air persistante à la surface des sols.

La volatilisation de composés des sols vers l'atmosphère est associée à une somme de processus qui favorisent leur évaporation et leur passage successif dans l'atmosphère. Le transport de composés organiques vers la surface des sols et vers l'atmosphère peut se produire lors de :

- l'évaporation de l'eau du sol (cas de nombreux composés organiques semi volatils) ;
- la diffusion au sein des phases gaz et/ou liquides en réponse à un gradient du composé entre la surface et l'horizon inférieur. Ce phénomène est significatif pour les éléments les plus volatils durant des conditions très sèches ;
- la perturbation du sol par l'homme et la bioturbation (« travail du sol » par la microfaune du sol). Ce phénomène est significatif pour les polluants persistants et immobiles tels que les PCDD/F et PCB (Cousin et *al.*, 1999a,b ; Zhao et *al.*, 2006).

Une forte dépendance à la température peut être considérée dans le cadre de la volatilisation. D'autres paramètres sont aussi particulièrement importants tels que l'humidité du sol, la force du vent, la couverture végétale. Ils peuvent favoriser ou ralentir le transfert des éléments des sols vers l'atmosphère (Cousin et *al.*, 1999a).

5.4.2 EXEMPLES D'ETUDES ET D'HYPOTHESES

Un modèle a été développé par Harner et *al.* (1995) afin de prédire le devenir à long terme des PCB dans les sols en Angleterre en insistant sur les échanges air-sol. L'auteur utilise des données de surveillance de 1935 à 1994 (air, sol, végétaux) et les propriétés physico-chimiques du composé afin d'évaluer le devenir des PCB. Du fait de la restriction de l'utilisation de PCB au cours des dernières années, les concentrations dans l'atmosphère ont diminué fortement et le sol est supposé être devenu une source de volatilisation secondaire. Le modèle d'estimation des quantités a donc évalué les flux totaux de PCB de l'air vers les sols comme étant de 700 kg/an en Angleterre.

Des études, portant sur la volatilisation de certains congénères de PCB, ont montré des corrélations positives entre les flux du sol, la température, l'humidité et la concentration des PCB du sol. Leur volatilisation est supposée pouvoir être une source d'émission principale en Angleterre où de fortes corrélations ont été notées entre les quantités mesurées dans l'air et les températures diurnes (EPA, 2003 ; Backe et *al.*, 2004).

Un modèle utilisé par Jones et Alcock (1996) prédit, dans le cadre d'une situation majorante, un transfert des PCDD/F des sols vers l'atmosphère. Les auteurs indiquent que les composés les plus légers peuvent être proches de l'équilibre « air – sol » contrairement aux éléments les plus lourds. Ils estiment une volatilisation de 0,15 kg I-TEQ des sols anglais, mais critiquent cette donnée en estimant que la volatilisation du sol ne peut pas se produire de façon si élevée. Certains paramètres d'entrée du modèle tels que la résistance de volatilisation des PCDD/F du sol vers l'air considérée comme négligeable, la concentration atmosphérique en PCDD/F considérée comme nulle, expliquent ces résultats. La volatilisation des PCDD/F semble tout de même possible puisque des variations saisonnières de concentrations en PCDD/F, corrélées à la température, ont été observées pour les composés de moins de 6 atomes de chlore (INSERM, 2000 ; EPA, 2003 ; Schumacher et *al.*, 2006).

La volatilisation semble pouvoir être importante pour les HAP et plus particulièrement pour ceux dont le poids moléculaire est faible. Certains transferts d'éléments comme le fluoranthène semblent se dérouler via l'évaporation de l'eau du sol et sont corrélés aux évolutions de température. Wilcke (2000) reporte un taux de volatilisation de 30 % pour du naphthalène fraîchement introduit dans deux sols en deux jours. Les HAP à trois cycles (anthracène et phénanthrène) ne semblent pas se volatiliser de façon importante (Gabet, 2004).

En résumé, il semble que la volatilisation des POP (HAP, PCDD/F, HAP) puisse se dérouler en cas de forte température ou de déséquilibre entre l'atmosphère et le milieu sol. Cette voie semble être importante pour les éléments les plus légers et est corrélée aux variations de température. Ce transfert peut être assimilé à une mobilisation des éléments du sol et des particules. Il peut être considéré comme un processus de perte d'éléments lorsque ceux-ci sont ré-entraînés dans l'atmosphère. Ce phénomène est considéré plus important pour les transferts de polluants sol-atmosphère que pour le réenvol de particules (Cousins et *al.*, 1999 ; Backe et *al.*, 2004). La volatilisation des métaux dépend de leur spéciation. Globalement, ces derniers ne sont pas volatilisables à température ambiante à l'exception du mercure.

5.5 IMMOBILISATION DES ELEMENTS DANS LES SOLS

5.5.1 IMMOBILISATION DES CONTAMINANTS DANS LES SOLS

L'immobilisation correspond à l'ensemble des phénomènes qui amènent une molécule à un état d'immobilité. Dans le sol, cette immobilisation est considérée par rapport aux déplacements possibles des molécules dans les phases liquide ou gazeuse. L'immobilisation peut être due à différents mécanismes de rétention (formations de liaisons covalentes entre les constituants du sol et les contaminants, adsorption et diffusion à l'intérieur de la phase solide...) (Girard et al, 1996).

5.5.2 IMMOBILISATION DES POP

La concentration en phase aqueuse des HAP et autres POP, et donc leur biodisponibilité, est limitée par leur adsorption sur des surfaces solides. Cette faible concentration en solution limite les phénomènes de biodégradation. La rétention des polluants organiques par les sols est décrite avec des constantes d'adsorption et de désorption obtenues en conditions d'équilibre. Toutefois, il semble que les phénomènes impliqués dans la rétention évoluent provoquant des modifications sensibles de ces constantes en fonction du temps de résidence du polluant dans le sol.

Dans des expériences d'incubation en plein champ ou en laboratoire, les interactions avec les constituants du sol évoluent de telle sorte que la rétention augmente avec le temps. Cette rétention, augmentant dans le temps, peut être la conséquence de nombreux phénomènes (diffusion à l'intérieur des structures microporeuses, formation de liaisons covalentes avec d'autres composés du sol, incorporation dans des polycondensats phénoliques). Elle peut aboutir à la formation de liaisons irréversibles ou « résidus non extractibles » ou « résidus liés ». La plupart des molécules organiques exogènes sont susceptibles de former des « résidus non extractibles » dans les sols avec des taux variables pouvant représenter une fraction importante des quantités initiales (Girard et al, 1996).

5.5.3 IMMOBILISATION DES ETM

Généralement, trois phénomènes peuvent provoquer l'immobilisation des ETM dans les sols. Certains de ces phénomènes impliquent une insertion des éléments métalliques dans le réseau cristallin et donc une forte immobilisation des composés (Deschamps et al., 2006) :

- la précipitation : les ETM peuvent précipiter dans l'eau des pores ou à la surface des particules solides en fonction des produits de solubilité (précipitation sous forme d'hydroxydes, de carbonates, de phosphates, de sulfures) ;
- la substitution au réseau cristallin : un atome peut se substituer à un autre dans le réseau cristallin lorsque sa charge et sa taille sont similaires ;
- l'inclusion : c'est un piégeage mécanique des impuretés sous forme dissoute ou solide dans des pores non débouchant lors de la croissance des minéraux.

5.6 MECANISMES DE DEGRADATION

5.6.1 DEGRADATION ABIOTIQUE

Les mécanismes de dégradation abiotique regroupent les réactions chimiques non biologiques. Il existe deux mécanismes principaux :

- l'hydrolyse, qui dépend dans une large mesure du pH. Elle correspond à la décomposition d'un corps par fixation des ions H^+ et OH^- provenant de la dissociation de l'eau ;
- la photolyse, à savoir la dissociation d'un composant directement provoqué par une partie du filtre UV du rayonnement solaire.

Réactions spécifiques à certains POP

Les réactions principales d'évolution des PCDD/F et des PCB sont la déchloration et la déstructuration de la structure carbonée. Les données sur les périodes de demi-vies sont généralement très variées. Pour les PCDD/F, des études ont été menées sur la persistance de la 2,3,7,8-TCDD à la surface des sols par Young (1983). Elles reportent une durée de vie de l'élément d'au moins 14 ans et expliquent cette dégradation par les réactions de photodégradation. Une étude de Paustenbach et al. (1992) estime une demi-vie de 9 à 15 ans pour les 2,3,7,8-TCDD à la surface des sols et une demi-vie de 25 à 100 ans lorsqu'elle est en dessous de la surface (EPA, 2003).

Dans les sols, la photolyse est le processus abiotique principal de dégradation des PCDD/F ; il est limité à la pénétration de certains rayons UV. Une zone de 2 mm semble généralement utilisée pour la modélisation de ce type de dégradation. De manière générale, ce type de réaction implique le départ d'atomes de chlore en position latérale et peut aboutir à des formes de toxicité différente. La dégradation par hydrolyse ne semble pas être une voie principale de dégradation dans les sols.

Concernant les PCB, le faible nombre d'expérimentations ne permet pas de déterminer l'efficacité de cette voie de dégradation (INERIS, 2005a ; INSERM, 2000 ; BRGM, 2005). Il semble au contraire que les PCB les plus légers soient dégradés dans l'atmosphère par les radicaux OH^- et que les éléments les plus lourds soient « intégrés » par les mers (Wania et al., 2002).

Pour les HAP, l'hydrolyse et les réactions photochimiques sont considérées comme étant négligeables devant le processus de volatilisation (Gabet, 2004).

5.6.2 DEGRADATION BIOTIQUE DES POP OU BIODEGRADATION

La biodégradation correspond à l'élimination d'un composé grâce à l'activité de microorganismes. Une partie du substrat est assimilée par l'organisme considéré et s'accompagne d'un rejet de produits plus élémentaires (H_2O , CO_2 , CH_4 , $H_2\dots$). Toutefois, les métabolismes concernés sont souvent incomplets et n'aboutissent pas toujours à une dégradation complète du composé. Dans ce type de situation, le terme de biotransformation peut être employé, mais par souci de simplification le terme de biodégradation regroupe les deux phénomènes.

La biodégradation est influencée par les paramètres du milieu considéré (oxygène, pH, température, humidité, présence en nutriments) (BRGM, 2005).

Réactions spécifiques à certains POP

D'une manière générale, l'adsorption d'un polluant sur la phase solide des sols diminue sa dispersion et son élimination du milieu. L'adsorption des contaminants sur les particules peut donc limiter leur biodisponibilité et leur mobilisation. A titre d'exemple, de nombreux auteurs indiquent que les HAP ne peuvent être biodégradés que lorsqu'ils sont biodisponibles. De ce fait, plus le taux en matière organique des sols ou des particules est élevé, moins les HAP sont biodisponibles et moins ils sont dégradables. Les mêmes raisonnements s'appliquent aux PCDD/F et les PCB.

L'essentiel des données de la littérature relative à la biodégradation des dioxines concerne les bactéries (certains champignons sont capables de catalyser la minéralisation des PCDD/F). D'une manière générale, plus une molécule possède d'atomes de chlore et plus elle est difficilement dégradable par les microorganismes du fait de sa forte adsorption. Les éléments les mieux dégradés présentent au plus 3 atomes de chlore. Des observations similaires sont faites pour les PCB. Les principales réactions (les plus connues) se déroulent en milieu aérobie et impliquent les enzymes dioxygénase qui dégradent les cycles des molécules et forment des structures aromatiques qui continuent à se dégrader en molécules organiques plus petites (cf. Figure 19). Des réactions de déhalogénéation peuvent avoir lieu en milieu anaérobie réducteur, mais très peu de données sont disponibles sur le sujet. Il est crucial de préciser que ce type de réaction peut se traduire par la formation de composés plus toxiques (BRGM, 2005 ; Mhiri et al., 1997).

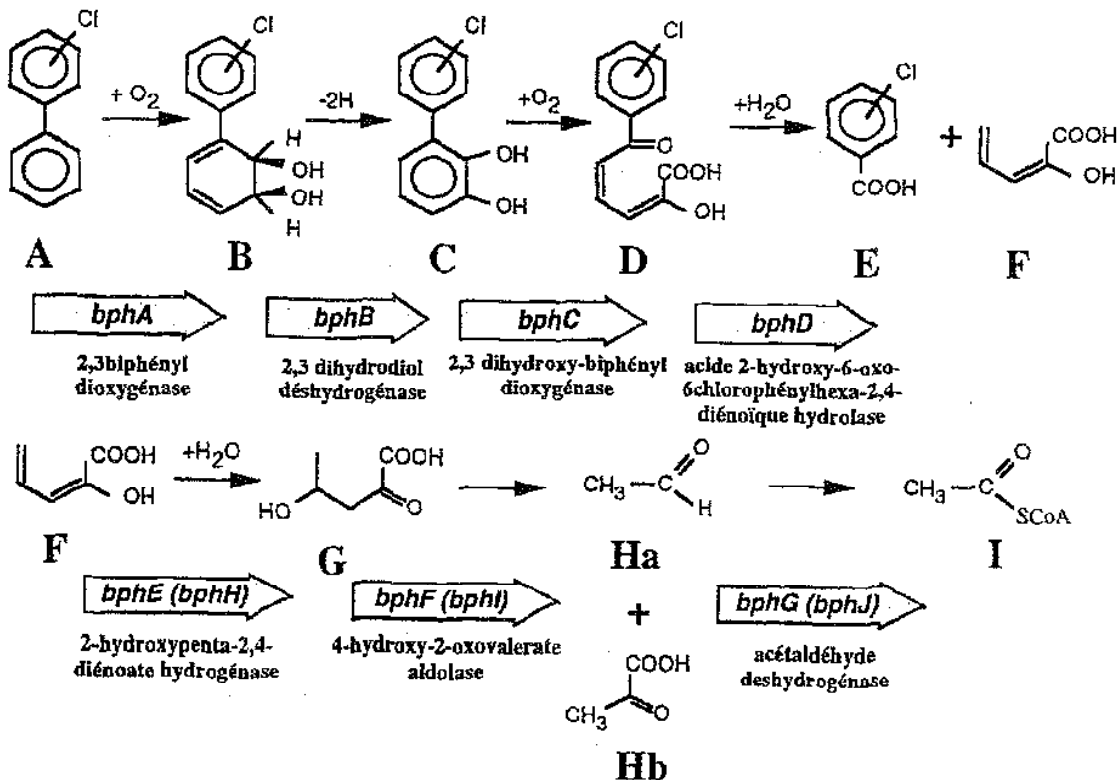


Figure 19 : Actions des dioxygénases dans la biodégradation des PCB

Les HAP dans les sols peuvent aussi être dégradés par les microorganismes. Le fluorène a souvent été utilisé comme structure modèle pour étudier la biodégradation des HAP. Cette dernière se fait le plus souvent en conditions aérobies du fait de l'attaque d'un anneau par les enzymes dioxygénase (comme dans le cas des PCDD/F et PCB). Les sous-produits formés sont généralement plus solubles, plus mobiles et peuvent être toxiques. La biodégradabilité est plus forte pour les éléments les plus légers (Gabet, 2004).

En résumé, globalement, les réactions naturelles de dégradation n'ont pas beaucoup d'impact sur les PCDD/F, PCB et HAP. Ces composés présentent donc des demi-vies relativement importantes. Ce point peut s'expliquer par la structure moléculaire, le caractère fortement adsorbable et faiblement mobile de ces éléments. D'ailleurs, plus ils sont légers et plus ils semblent sensibles à la volatilisation et à la dégradation biotique. Il est intéressant de signaler que les éléments les plus volatilisables s'exposent d'autant plus à la photolyse. Les métaux ne sont pas dégradables mais leur mobilité peut être altérée par des phénomènes d'immobilisation en fonction de certains paramètres (pH, potentiel d'oxydoréduction ...). Du fait de la présence des métaux et POP dans les sols et de leur faible dégradation, il est essentiel de s'intéresser à leur devenir dans la « phase particulaire ».

5.7 LIXIVIATION DES PARTICULES DANS LES SOLS

Le transport particulaire *via* la lixiviation peut être un mode de transfert vertical important pour de nombreux polluants tels que les métaux lourds, les pesticides, les POP. La dynamique de l'eau joue un rôle fondamental pour la plupart des polluants, l'eau étant le vecteur de transport d'éléments dissous ou de particules. La quantification du transport de particules à travers les sols peut être d'une grande importance pour l'estimation du risque généré par les polluants adsorbés à celles-ci. Ce phénomène peut être particulièrement important pour les particules de type colloïdes ($\varnothing < 1 \mu\text{m}$) (Ranville et al., 2005).

5.7.1 TRANSFERT VERTICAL DES PARTICULES

Ce type de transport est complexe et est lié à la taille et à la nature des particules. Il est aussi lié au type de sol, à sa porosité (nombre et taille des pores), son hétérogénéité (macroporosité ou fissures favorisant la lixiviation). La composition chimique des sols et leur structure sont donc essentielles pour le transport vertical rapide des particules (Barriuso et al., 1996 ; Girard et al., 2005).

Des tests réalisés en laboratoire montrent que la gamme des tailles de particules lessivées peut être large ($0,3 \mu\text{m} < \varnothing < 300 \mu\text{m}$) avec une fraction principale de particules présentant un diamètre approximatif de $0,45 \mu\text{m}$ (comprenant donc les colloïdes du sol : $1 \text{ nm} < \varnothing < 1 \mu\text{m}$). En général, les particules de taille importante semblent retrouvées dans les premiers éluats et leur taille diminue par la suite en restant relativement constante ($\varnothing < 10 \mu\text{m}$) (cf. Figure 20).

En parallèle, la concentration en carbone organique total mesurée dans les éluats est retrouvée en quantité plus importante dans les premiers échantillons ce qui est en adéquation avec d'autres études. Ainsi, la taille des particules éluées diminue lors de la lixiviation, tout comme le carbone organique total probablement associé aux particules. Ce point suggère la possibilité d'une voie de transfert pour les polluants fortement adsorbés aux particules et à la matière organique (Rousseau et al., 2004 ; Laegdsmand et al., 1999 ; Jacobsen et al., 1997).

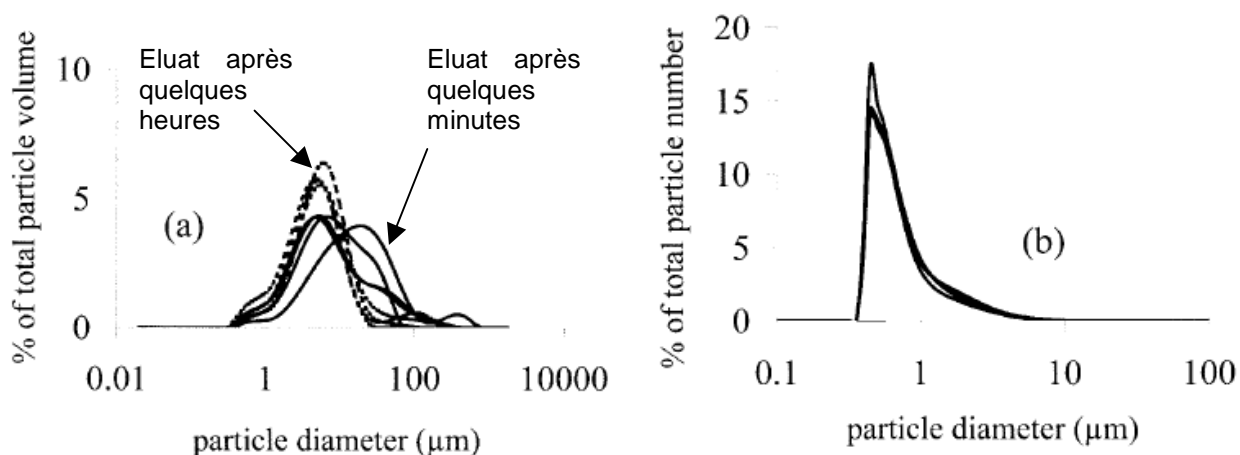


Figure 20 : Présence des particules dans un éluat en fonction de leur diamètre

La variation de la taille des particules semble pouvoir être expliquée par la cinétique de certains mécanismes qui contrôlent le taux de libération de celles-ci dans l'environnement. Globalement, les particules de petite taille sont adsorbées plus fortement à la surface des structures macroporeuses du sol du fait des charges présentes à leur surface. Les particules les plus grosses sont plus exposées aux forces hydrauliques et peuvent donc être plus facilement entraînées par l'eau. Elles peuvent aussi être retenues lorsque leur taille est supérieure à celle des pores, conférant un rôle essentiel à la nature du sol considéré (Rousseau M. et al., 2004).

Une expérience menée sur l'influence de paramètres (intensité de la pluie, force ionique de l'eau, taux d'humidité initial du sol) montre un impact sur la concentration totale de particules retrouvées dans l'éluat en fonction de différents paramètres. Ces paramètres n'ont pas d'impact sur la taille des particules retrouvées lors de l'expérience. Toutefois, il est supposé que différents mécanismes cinétiques rentrant en jeu puissent contrôler la mobilisation de certaines particules.

La diffusion des particules dans les sols semble pouvoir se faire selon deux étapes cinétiques différentes. L'une des étapes correspond au transport des particules facilement mobilisables du fait des mouvements hydrodynamiques. L'autre étape correspond à l'obtention d'un équilibre chimique entre l'eau de lessivage (précipitations) et la composition chimique des sols. Lorsque la force ionique de l'eau de précipitation est faible, elle induit un potentiel osmotique qui se traduit par une mobilisation plus élevée des particules de l'eau du sol vers l'eau entrante, ce qui implique un transport plus important. Au contraire, les solutions concentrées (avec une certaine force ionique) ne favorisent pas ce type de mécanisme, ce qui se traduit par des courbes dont la concentration dans le temps s'aplatit (Figure 21).

Les forces d'attraction rentrant en jeu sont principalement les forces de Van der Waals, les doubles couches de diffusion (*Double Diffusion Layer*). Le caractère humide et saturé des sols est aussi une caractéristique importante dans le cadre de ces mécanismes. Il peut favoriser la mobilisation de particules (Rousseau et al., 2004).

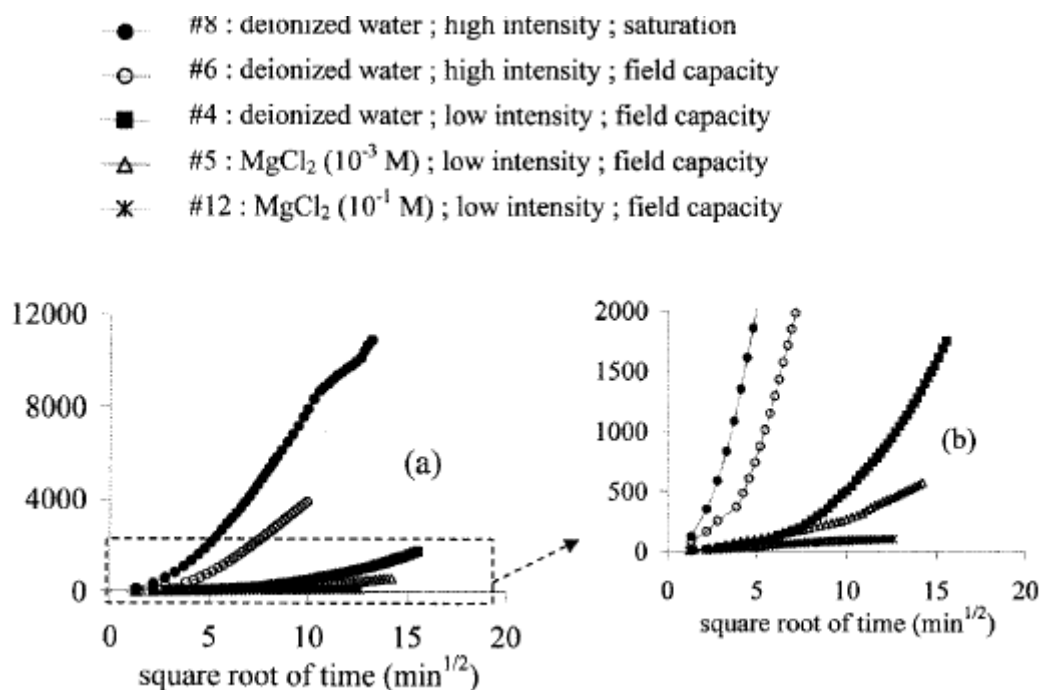


Figure 21 : Masses cumulées de particules dans les éluats en fonction de différents paramètres

La mobilisation de particules doit être différente selon leur caractéristique (taille, charge nette, nature), selon la structure et la composition chimique des sols (influençant les mécanismes et leur cinétique) et selon les conditions météorologiques. D'autres recherches semblent nécessaires à la bonne caractérisation des mécanismes et à leur application dans des modèles.

5.7.2 TRANSFERT PARTICULAIRE VERTICAL : EXEMPLE D'EXPERIENCE SUR LES POP

Peu d'attention a été portée à la lixiviation des POP tels que les PCB, PCDD/F du fait de leur faible solubilité et de leur forte hydrophobicité. Toutefois, une fois que ces éléments sont adsorbés à la surface de particules ou colloïdes, ils peuvent être transportés verticalement *via* ces colloïdes. Des études relatent ce type de transfert.

Au Vietnam, une étude menée par Hofman et *al.* (2007) sur des sols pollués, montre que des PCDD/F adsorbées à des particules de petite taille sont retrouvées dans les eaux souterraines et plus particulièrement l'OCDD (élément le plus chloré). Une autre étude menée par Villohoth (1999) sur deux sites danois contaminés par des HAP montre que la matière colloïdale peut faciliter leur transport vers les eaux souterraines. Le transport colloïdal semble donc être un mécanisme important du transfert des POP vers les eaux souterraines (INERIS, 2005b ; Hofman et *al.*, 2007).

De plus, la coexistence de surfactants (ou tensioactifs, qui modifient la tension superficielle entre deux surfaces) ou d'équivalents naturels dans les éléments lixiviés peut augmenter le transfert de certains contaminants. Des tests de lixiviation ont été menés sur des POP avec et sans surfactants afin de comprendre leur comportement dans le cadre des lixiviations.

Un test utilisant un surfactant, le LAS (*Linear Alkylbenzene Sulfonate*), et de l'acide humique a été réalisé sur des cendres d'incinérateur et des débris automobiles. Les résultats indiquent que les substances agissant comme des surfactants augmentent les concentrations en PCDD/F et PCB lixiviés ainsi que des petites particules connexes aux polluants.

Pour les PCB, l'ajout de surfactant (solution de LAS) augmente leur concentration dans le lixiviat d'un facteur 70 et l'ajout d'acide humique augmente leur concentration d'un facteur de 4,6. Les PCDD/F étaient détectées dans les lixiviats de cendres d'incinérateur lors d'ajout d'acide humique et dans les lixiviats de débris automobiles en présence de LAS (Sakai et *al.*, 1999).

Le transfert particulaire vertical des POP est donc possible et peut être favorisé par la présence de surfactant ou flocculants. La modélisation de ce type de transfert reste difficile. Elle n'est généralement pas réalisée dans le cas des évaluations de risques sanitaires (INERIS, 2005b).

5.7.3 TRANSFERT PARTICULAIRE VERTICAL : EXEMPLE D'EXPERIENCE SUR LES METAUX

Du fait de leur petite taille, de leur surface spécifique élevée et de leur propriété de charge, les colloïdes mobiles (minéraux et organiques) ont potentiellement une forte affinité pour les ETM (Citeau, 2004). Dans la nature, les colloïdes peuvent être soit électronégatifs (argiles, humus, complexe fer-silice), soit électropositifs (oxydes de fer, oxydes d'alumine, amidon). Ils peuvent se complexer aux ETM et augmenter la mobilité des métaux lourds puisque ils peuvent migrer à la même vitesse que l'eau (INERIS, 2006b).

➤ *Etude sur le rôle des colloïdes naturels présents dans les eaux gravitaires*

Une étude réalisée par Citeau (2004), portant sur des colloïdes naturels des eaux gravitaires et leur réactivité vis-à-vis de certains métaux, expose le rôle et les paramètres qui peuvent intervenir dans le cadre de ces transferts. Elle montre que la mobilisation et la forme de mobilisation des métaux dépendent du métal étudié. Zinc et cadmium sont plus majoritairement mobilisés sous forme dissoute que colloïdale. Lorsqu'ils sont sous forme colloïdale, ils sont sensibles à la compétition avec les cations majeurs et peuvent se dissocier facilement lors de l'évolution de la composition chimique du sol. Au contraire, la mobilisation de cuivre en solution semble être principalement liée à la présence de matière organique colloïdale dans la solution. La mobilisation du plomb se fait aussi principalement sous forme colloïdale, car elle présente une certaine stabilité face aux cations majeurs. Les éléments associés solidement aux colloïdes semblent pouvoir migrer dans les sols sans interagir avec eux (moins de rétention) (Citeau, 2004).

La nature colloïdale des sols est importante et peut influencer le transfert des métaux. Elle varie en fonction des propriétés des sols et de leurs usages. Ainsi, les suspensions colloïdales sont majoritairement organiques quand les horizons de surface sont riches en matière organique (sol de forêt, sols cultivés avec épandage, compost). Ce type de sol semble favoriser le transfert colloïdal, car les suspensions organiques sont plus stables que les suspensions organo-minérales (Citeau, 2004).

L'étude conclut sur la prise en compte nécessaire des formes colloïdales pour une meilleure compréhension de la dynamique des métaux dans les sols (en particulier pour plomb et cuivre). Elle insiste aussi sur le besoin d'identifier et de vérifier les paramètres influençant les interactions métaux-colloïdes-sol. La prise en compte des réactions de compétition est nécessaire tout comme la concentration en colloïdes et la détermination du rôle quantitatif de la matière organique colloïdale (Citeau, 2004).

➤ **Test de lixiviation sur des cendres d'incinérateur**

Une expérience testant l'impact d'un dépôt de cendres (quantité correspondant à un cumul de 10 années) issues d'un incinérateur d'ordures ménagères sur la distribution d'éléments inorganiques dans une colonne de sol a été réalisée (Cd, Pb, Cr, As, Ni) (INERIS, 2007b).

L'étude conclut à un impact négligeable du dépôt de cendres sur le transfert vertical des métaux confirmant une affinité forte des éléments avec le sol.

Lors de l'étude, le transfert colloïdal a été évalué et seuls le nickel et le chrome étaient concernés par ce transfert. Ce transfert a évolué durant l'étude pour le chrome et s'est aussi déroulé sous forme de soluté. Ces variations sont supposées être liées au potentiel d'oxydoréduction de la colonne (modification de la spéciation du chrome).

➤ **Impact de l'épandage sur la surface de sol et le transfert vertical**

Des expériences de longue durée, menées sur l'impact de l'épandage de boues, montrent un enrichissement de l'horizon de surface en raison du fort pouvoir immobilisateur du sol vis-à-vis de ces éléments (0-15 cm). Les raisons de cette immobilisation peuvent être nombreuses (Perrono, 1999).

Une étude avance l'idée que les ETM des boues sont généralement moins mobiles que ceux des dépôts minéraux. L'étude compare l'apport en ETM par les boues et celui par des retombées atmosphériques, essentiellement minérales, et leur transfert. Elle justifie les différences de mobilité par des phénomènes de complexation ou d'adsorption entre la matière organique et les ETM, qui impliquent une diminution de leur mobilité dans l'environnement. Ainsi, l'étude considère que les ETM sont plus mobiles dans les sols et milieux moins riches ou non amendés en matière organique.

Néanmoins, la présence de phases colloïdales organiques dans la solution semble pouvoir favoriser la mobilisation du cuivre. Il semble donc que l'impact de la matière organique et le transfert colloïdal puissent être plus ou moins importants en fonction des sols et des éléments considérés (Gaultiera et al., 2003 ; Citeau, 2004).

Le transfert colloïdal des métaux est un mécanisme complexe qui dépend de nombreux paramètres. Le métal considéré est important tout comme les propriétés et la composition du sol et des eaux du sol (rôle de la matière organique notamment). D'autres recherches semblent nécessaires à la bonne caractérisation des mécanismes entrant en jeu.

5.8 TRANSPORT DES PARTICULES PAR RUISSELLEMENT

5.8.1 MECANISME ET PRINCIPE

Le ruissellement peut être décrit comme étant la tendance qu'a l'eau libre à la surface des sols à rejoindre les points bas. Au fur et à mesure de son trajet, l'eau perd de l'énergie potentielle qui se transforme en travail, frottement et énergie cinétique. A terme, la vitesse moyenne du courant se stabilise et diminue ce qui signifie que l'énergie potentielle de gravité se dissipe. D'autres sources de dissipation peuvent intervenir tel que le transport de particules en suspension dans l'eau... De ce fait, dans les mêmes conditions, les « petites » particules auront tendance à être transportées plus loin que les particules plus « grosses ».

Généralement, ces déplacements d'eau conduisent à une redistribution de la terre sur la parcelle concernée (en fonction de la topographie) ou à une exportation des particules en dehors de la parcelle. La redistribution est supposée être plus importante que l'exportation. De ce fait, l'érosion par ruissellement est un mécanisme qui peut être sélectif et favoriser le transport de petites particules (par exemple : argiles, $\varnothing < 2 \mu\text{m}$; limons, $\varnothing < 50 \mu\text{m}$). Cette sélectivité devient moins vraie lorsque les débits d'eau de ruissellement sont élevés (Quinton et al., 2007).

Ainsi, la taille des particules emportées par les eaux de ruissellement dépend de la vitesse du courant (ou débit). Le débit des pluies et la pente de la surface du sol sont donc des caractéristiques importantes du mécanisme (régions montagneuses, vallées...) (Girard et al., 2005).

5.8.2 ETUDES REALISEES SUR LES POP

Des études sur le ruissellement de POP ont été réalisées. Globalement, elles sont peu nombreuses et concernent souvent les zones urbaines où la source des émissions est souvent liée aux automobiles ou au chauffage des habitations.

Des campagnes de mesures sur les HAP ont été réalisées dans une petite ville du bassin versant de la Seine, dans l'air ambiant, les dépôts atmosphériques et les eaux de ruissellement durant une période d'un an. Les flux de HAP dans les eaux de ruissellement étaient estimés à 5,2 kg/km²/an, alors que les dépôts atmosphériques étaient estimés à 0,21 kg/km²/an. La comparaison entre les dépôts atmosphériques et les eaux de ruissellement démontre l'importance du ruissellement dans le devenir des HAP déposés sur les sols (cf. Figure 22) (Motelay-massei et al., 2005).

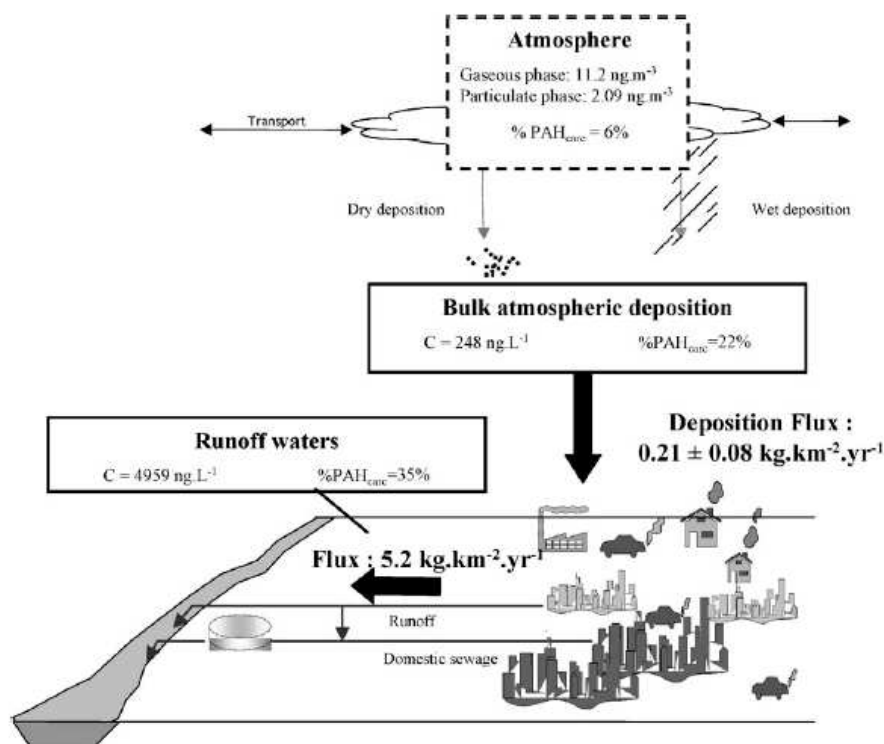


Figure 22 : Importance du ruissellement dans le devenir des HAP dans l'environnement

Les PCDD/F et PCB adsorbés aux particules sur les sols peuvent aussi être déplacés vers les environnements aquatiques *via* les eaux de ruissellement. Différentes études réalisées aux Etats-Unis montrent que le ruissellement et les pluies contribuent de façon non négligeable aux concentrations mesurées dans les eaux superficielles. Une étude réalisée par Smith et al. (1995) évalue la contribution de différentes voies à la contamination en PCDD/F d'une rivière de 1990 à 1993 (*Hudson river*). Les eaux de ruissellement sont supposées contribuer à 76 % des quantités retrouvées dans la rivière.

Paustenbach et al. (1996) et Mahur et al. (1997) se sont intéressés aux eaux de ruissellement sur 15 sites proches de San Francisco. Ils constatent que la variabilité des résultats est corrélée aux événements pluvieux et qu'il existe une similarité entre les échantillons des eaux de ruissellement et des premières pluies en milieu urbain. Une étude similaire, réalisée sur 3 bassins versants collectant les eaux de ruissellement de parking et d'une base militaire, reporte les mêmes constats. Leboeuf et al. (1996) estiment que la contribution du dépôt atmosphérique aux concentrations mesurées dans les sédiments de l'estuaire du Golf de Saint Laurent représente 35 % des quantités en PCDD/F mesurées. La source primaire de PCDD/F est supposée être les poussières déposées par le vent sur les bassins versants, ces dernières étant ensuite probablement transportées par ruissellement. Les estimations des quantités de PCDD/F entrant dans ces phénomènes restent incertaines, mais sont supposées pouvoir être similaires à celles des sources industrielles (EPA, 2003).

Une étude réalisée par Suarez et *al.* (2006) s'est intéressée aux concentrations en PCDD/F dans différents petits canaux de drainage et dans les eaux de ruissellement en milieu rural. La concentration des éléments dissous et des éléments en suspension a été mesurée :

- les PCDD/F dissous présentaient une concentration de 0,01 à 0,11 pg/L ;
- les PCDD/F en suspension (particules) présentaient des concentrations de 0,02 à 0,88 pg/L.

Les concentrations en éléments dissous semblent donc inférieures à celles des éléments en suspension ; les ratios de comparaison varient de 5 à 152 en fonction des congénères. Les quantités de dioxines mesurées dans les eaux de surface lors de l'étude étaient généralement similaires ou inférieures à celles dans les eaux de ruissellement.

Le ruissellement est une voie particulièrement importante du devenir des POP dans l'environnement. Il peut fortement affecter les eaux superficielles et les sédiments qui sont supposés être un puits pour ces types de composés. Le ruissellement semble pouvoir être particulièrement important pour les particules les plus fines. Il contribue aussi au déplacement local des pollutions particulaires.

5.8.3 ETUDES REALISEES SUR LES METAUX LOURDS

Les défauts de bilan en ETM observés après plusieurs années d'apports de boues résiduaire ne peuvent s'expliquer que si l'on fait intervenir une exportation des ETM par des mécanismes d'érosion naturelle (érosion éolienne, ruissellement, réenvol provoqué par les pratiques culturales). L'accumulation de la boue dans les horizons de surface favorise le transfert de particules sur lesquelles sont adsorbés les métaux (fragments de matière organique, argiles, limons...).

Une étude réalisée en milieu agricole sur une période de 6 ans démontre un impact non négligeable de l'érosion des sols sur les concentrations mesurées dans les eaux superficielles. L'étude précise qu'une corrélation forte existe entre la concentration des métaux dans les sédiments et la fraction minéralogique (taille des particules équivalente à celles des argiles $\varnothing < 2 \mu\text{m}$ et limons $\varnothing < 50 \mu\text{m}$) et la quantité de carbone organique (Quinton et *al.*, 2007).

Des études en milieu rural montre des corrélations entre la concentration des métaux en surface et les eaux de ruissellement (He et *al.*, 2004). Dans certaines études, la présence de fines particules (argiles par exemple) semble pouvoir être corrélée à la concentration de certains métaux dans les eaux de ruissellement (Wei et *al.*, 2002). La forme, sous laquelle est présent l'ETM considéré dans le sol (dissout, adsorbé), semble pouvoir être retrouvée dans les eaux de ruissellement (Wei et *al.*, 2002).

5.9 RE-ENVOL DE PARTICULES DU SOL OU EROSION EOLIENNE

5.9.1 MECANISMES EN JEU SELON LA TAILLE DES PARTICULES

Lorsque le vent souffle sur un sol sec et non recouvert, il peut détacher et/ou emporter des particules présentes sur la surface des sols. Ce phénomène de ré-envol des particules est proche des mécanismes d'érosion éolienne et dépend de nombreux paramètres, notamment des propriétés du sol (texture, agrégat, humidité, couverture...). La mise en mouvement des particules du sol peut se faire selon 3 modes de déplacement qui dépendent de la taille des particules (Smith et *al.*, 2000).

5.9.1.1 LA MISE EN SUSPENSION DANS L'AIR (PARTICULES DONT $\varnothing < 0,1 \text{ mm}$ OU $100 \mu\text{m}$)

Ces petites particules se déplacent parallèlement à la surface du sol et peuvent être transférées à l'atmosphère par les vents les plus forts. Elles peuvent revenir sur le sol lorsque les vents diminuent ou du fait des précipitations qui lessivent l'atmosphère. Les particules en suspension peuvent voyager sur des centaines de kilomètres. Elles regroupent les fractions argiles ($\varnothing < 2 \mu\text{m}$), limons ($2 < \varnothing < 50 \mu\text{m}$) et une partie des sables fins des sols ($50 < \varnothing < 100 \mu\text{m}$).

5.9.1.2 LES MOUVEMENTS DE SALTATION (PARTICULES DONT $100 \mu\text{m} < \varnothing < 500 \mu\text{m}$)

Les particules se déplacent par séries de petits bonds le long de la surface du sol. Elles peuvent provoquer la mise en mouvement d'autres particules du fait de leur impact sur le sol. Ces particules restent globalement dans la zone des 30 cm au-dessus du sol. En fonction des conditions de la zone, ce type de mouvement représente 50 à 90 % des mouvements de particules du sol engendrés par le vent, incluant le mouvement induit des autres particules (mise en suspension, « roulement »). La taille des particules correspond à une gamme de diamètre compris en 50 et 500 μm .

5.9.1.3 LES MOUVEMENTS DUS AU GLISSEMENT OU « ROULEMENT » DES PARTICULES SUR LA SURFACE DU SOL (*CREEP*) (PARTICULES DONT $500 \mu\text{M} < \varnothing < 2 \text{MM}$)

Certaines particules roulent ou glissent sur la surface du sol. Le mouvement de ces particules est facilité par les particules se déplaçant par saltation et par leur impact. Les particules correspondant à ce type de déplacement représentent 5 à 25 % des « mouvements de sols » engendrés par le vent. Ces déplacements correspondent à la fraction des sables grossiers. Les particules dont le diamètre est plus élevé sont beaucoup moins sensibles ou ne sont pas concernées par ce type de phénomènes. De ce fait, elles restent sur les sols sans se réenvoler.

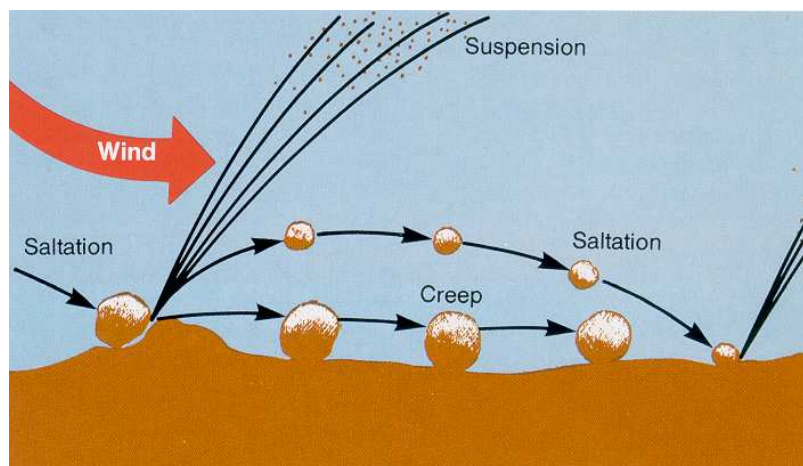
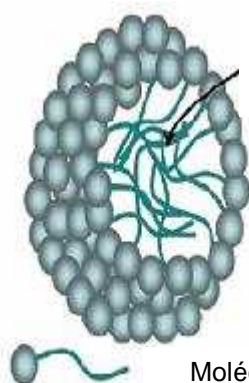


Figure 23 : Mouvements induit par le vent des particules présentes sur le sol

Les paramètres tels que le climat, les propriétés des sols, l'humidité, la végétation, la couverture des sols et les pratiques culturales ou d'entretien, sont des facteurs qui influencent l'érosion par le vent ou l'eau, et donc le mouvement des particules du sol. D'autres facteurs tels que la rugosité du sol, la surface concernée (topographie et irrégularités de la surface), la vitesse du vent et les turbulences augmentent l'importance de l'érosion ce qui peut se traduire par un ré-envol potentiel plus important des particules. La composition des particules est aussi une donnée importante. Lorsqu'elles se détachent du sol, ces dernières peuvent comporter une fraction de substances humiques dont l'influence sur le comportement des particules atmosphériques est avérée.

5.9.2 COMPORTEMENT DES PARTICULES ATMOSPHERIQUES COMPORTANT UNE FRACTION DE SUBSTANCES HUMIQUES

De nombreuses observations de mélange d'aérosols troposphériques font mention de la présence d'une quantité importante de molécules type « substances humiques » qui peuvent provenir des aérosols marins, de la poussière des sols, des aérosols urbains, d'incendies... Ces substances humiques sont très susceptibles d'être présentes dans les systèmes colloïdaux des phases aqueuses atmosphériques (brouillards, nuages et pluies) et dans des phases atmosphériques non aqueuses.



Cœur qui peut servir à encapsuler les molécules hydrophobes les rendant ainsi « solubles »

Molécule amphiphile, comme les substances humiques

Figure 24 : Structure micellaire (3D)

Lorsqu'elles sont présentes en concentration suffisante dans les phases aqueuses atmosphériques, ces substances humiques peuvent former des structures micellaires (cf. Figure 24). Ces dernières semblent pouvoir « solubiliser » les composés organiques volatils et hydrophobes et protéger ces derniers des réactions physico-chimiques (l'oxydation de composés organiques dans l'atmosphère est plus lente lorsqu'ils sont présents dans les structures micellaires) (Tabazadeh, 2005).

Les substances humiques peuvent aussi réagir avec les éléments majeurs et les ETM présents dans les phases « aqueuses atmosphériques » et former des complexes avec ces éléments. Ces réactions de complexation sont connues pour être sensibles au pH en milieu aqueux non atmosphérique ce qui suppose l'importance de ce paramètre en milieu aqueux atmosphérique (Tabazadeh, 2005).

Il y a peu d'informations sur le comportement des substances humiques dans les phases atmosphériques « non aqueuses ». Toutefois, du fait de la structure et de la composition de la molécule (charge globale électronégative, groupements fonctionnels...), cette dernière semble pouvoir interagir avec d'autres particules de l'atmosphère (adsorption ou répulsion, forces de Van der Waals) ou s'adsorber sur des surfaces à tendance électropositive. La taille de la molécule et ses nombreuses chaînes carbonées et ramifications semblent favoriser de nombreuses interactions avec d'autres particules comme les pollens.

Toutefois, les substances humiques ne constituent qu'une partie de la composition des particules dans lesquelles se trouvent d'autres constituants comme les constituants « minéraux » majeurs ou traces ou autres composés (Mukai et al., 1986 ; Tomas, 2007 ; Brooks et al., 2004).

La présence de substances humiques dans l'atmosphère et leur impact sur le comportement des particules ne sont pas encore bien connus. Certaines hypothèses, exposées précédemment, s'intéressent au comportement des matières humiques en phase aqueuse atmosphérique et à la capacité qu'ont ces substances à former des micelles et des complexes organo-minéraux (éléments majeurs ou ETM). Il y a peu d'informations au sujet du comportement des substances humiques en atmosphère « sèche ». Toutefois, il est possible que ce type de macromolécule puisse « se lier » à d'autres molécules complexes telles que les pollens, les molécules de type protéines... du fait de leur longue chaîne carbonée.

5.9.3 ETUDES REALISEES SUR LES POP ET ETM : EXEMPLE DES PCDD/F ET DU PLOMB

Le recours à la modélisation a permis une estimation de la contamination du sol par les particules de réenvol en utilisant des données d'entrée telles que la taille des particules, les vitesses de dépôts et la concentration des PCDD/F des sols. Les particules étaient supposées être des particules de diamètre supérieur à 2-2,5 μm . Les données relatives à l'érosion de la surface des sols dans l'air étaient combinées avec les données de concentration en PCDD/F des sols :

- particules remises en suspension : 15 à 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en milieu rural, 5 à 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en milieu urbain ;
- concentrations dans les sols : 73 ng/kg en milieu rural, 2 075 ng/kg en milieu urbain, 8 314 ng/kg en milieu industriel, selon des données publiées par Birmingham (1990).

Cette analyse a permis d'estimer une contribution des PCDD/F, adsorbées aux particules de réenvol, à la concentration mesurée dans l'air ambiant. Celle-ci était évaluée comme étant comprise entre 1 et 4 % dans les zones urbaines et entre 0,1 et 0,3 % dans les zones rurales. Des informations concernant la taille des particules et leur vitesse de déposition ont ensuite été intégrées et montraient toujours une faible contribution des particules à la concentration dans l'air ambiant en PCDD/F. Toutefois, du fait de l'importance des particules grossières dans le cadre de dépôts secs, le ré-envol de particules semblait pouvoir contribuer de 70 à 90 % des dépôts sur les sols dans les zones urbaines et de 20 à 40 % des dépôts dans les zones rurales (Venkataraman et al., 1995 ; EPA, 2003).

Concernant les métaux, une étude réalisée en Californie suppose que le plomb peut se réenvoler et contribuer localement aux concentrations mesurées dans l'air lors de conditions favorables. En effet, les PM_{10} en provenance du sol peuvent présenter des concentrations de l'élément 3,6 fois supérieures à celles du sol global. Ainsi le plomb présent en surface semble pouvoir contribuer à des teneurs élevées dans l'air dans le cas de sols particulièrement secs et/ou lors de travaux agricoles. Au contraire une forte humidité ou la présence d'une surface végétale réduit les risques de réenvol (Young et al., 2001).

Ainsi, il semble que les particules se réenvolant à partir du sol puissent contribuer à la contamination des végétaux tout comme les particules de sol qui peuvent subir l'érosion. Cette notion de contamination des végétaux est essentielle.

5.10 TRANSFERT DE PARTICULES AUX VEGETAUX

5.10.1 GENERALITES ET PROBLEMATIQUE

5.10.1.1 PHENOMENES EN JEU LORS DES TRANSFERTS AUX VEGETAUX

Le transfert vers les végétaux dépend en partie du devenir des composés organiques ou inorganiques dans ou sur les sols. Ainsi, un certain nombre de facteurs vont intervenir (INSERM, 2000) :

- les propriétés physicochimiques des composés (solubilité, pression de vapeur, coefficient de partage octanol/eau, constante de Henry...);
- les propriétés du sol (contenu en matières organiques, texture, pH...);
- les facteurs environnementaux (température, précipitations, vent...);
- les facteurs spécifiques de la culture végétale par exemple (forme des feuilles, système de racines, contenu en lipide...).

Les premiers facteurs déterminants sont les mécanismes fondamentaux d'adsorption/désorption qui contrôlent la distribution des contaminants dans les phases solide, aqueuse et gazeuse. Cette notion est essentielle dans le cadre du devenir des polluants présents sur des particules. Ils seront plus ou moins échangeables en fonction de la nature de l'élément et du milieu considéré (INERIS, 2006b).

Concernant la contamination des espèces végétales, on distingue **différentes voies de pénétration des composés**. Elles sont représentées sur la Figure 25 et sont les suivantes :

- l'adsorption et/ou l'absorption par les racines qui peut être suivie par une translocation foliaire par l'intermédiaire du xylème ;
- les dépôts atmosphériques pouvant être gazeux, particulaires, secs ou humides ;
- la volatilisation des molécules du sol vers la plante suivie d'une adsorption au niveau foliaire ;
- la remise en suspension des particules du sol du fait du vent ou de la pluie favorisant le transfert des molécules vers les végétaux (et contact du végétal avec le sol).

La volatilisation et la remise en suspension des particules interviennent seulement dans des conditions particulières. De ce fait, elles sont généralement ignorées dans les descriptions générales d'absorption des contaminants organiques par les plantes.

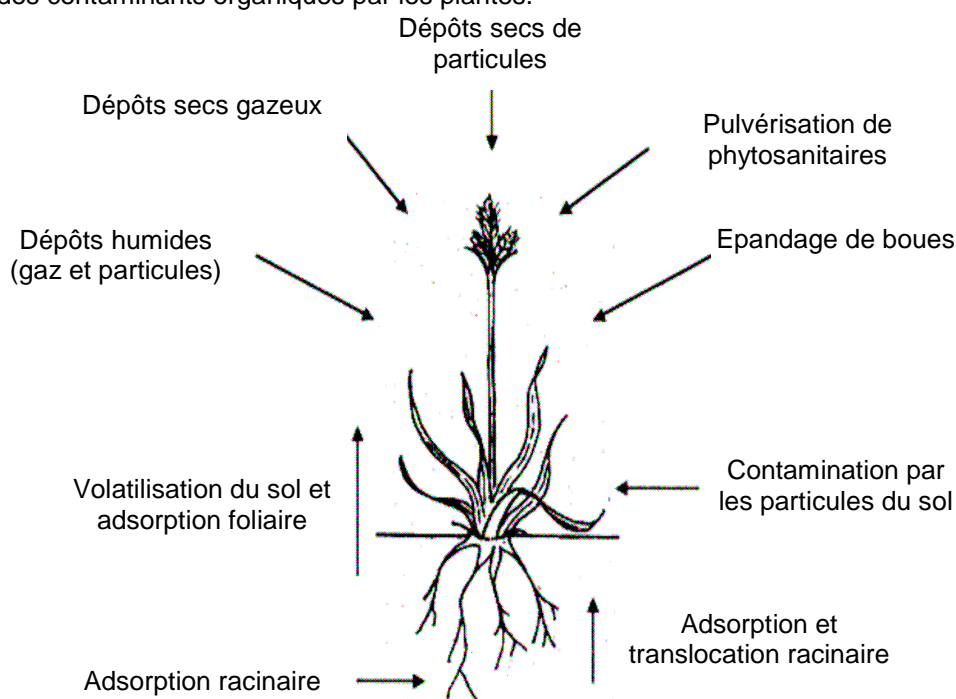


Figure 25 : Les différentes voies de transfert de polluants vers les végétaux

Les végétaux se développant à proximité de la surface du sol peuvent être contaminés par des phénomènes d'envol de particules ou d'éclaboussures lors de pluies. Dans ce cas, les particules du sol, ou présentes sur celui-ci, peuvent être déposées sur les végétaux. Il est généralement considéré que ces particules sont très majoritairement éliminées lors du lavage des parties comestibles des végétaux pour la consommation humaine. Cependant, elles peuvent être ingérées par les animaux et transférées à leurs produits (lait, œufs, viande), et ainsi contaminer les consommateurs de façon indirecte (INSERM, 2000 ; Versluijs *et al.*, 1998 ; Smith *et al.*, 2000). Certaines pratiques agricoles peuvent aussi favoriser le transfert de certains polluants vers les plantes (utilisation de pesticides, épandage de boues ...) (Barriuso *et al.*, 1996 ; INSERM, 2000).

Il semble qu'il n'y ait pas d'études quantifiant la contribution de la contamination des végétaux par le réenvol de particules. Globalement, la littérature relative aux radionucléides est utilisée afin de comprendre le devenir des particules dans l'atmosphère et leur transfert. La contribution de la contamination des végétaux par les particules du sol est donc souvent basée sur des données issues de la littérature. Ces dernières montrent que la contribution des particules peut être négligeable ou importante en fonction des zones d'étude, des espèces végétales et des composés considérés. Il semble, par exemple, que la contamination des végétaux par les particules du sol ne peut se produire qu'en dessous de 0,5 m de hauteur ce qui implique que la taille des végétaux est capitale dans le cadre de cette voie de transfert (Smith *et al.*, 2000).

Généralement, les études utilisent des valeurs de quantités théoriques de sol envolé sur les végétaux et estiment la contamination du végétal par les particules réenvolées en prenant en compte les concentrations mesurées dans l'air, les végétaux et le sol.

Les valeurs de quantités de sol ré-envolé peuvent être majorées ou minorées en fonction des situations. Toutefois, elles présentent un inconvénient lorsque les composés concernés se trouvent plus particulièrement présents dans les particules de fraction fine (possibilité d'une sous estimation de la concentration).

Une telle approche a été appliquée lors d'études et montre des différences entre familles de composés. Le réenvol de particules semble être une voie de contribution non négligeable de la contamination d'herbes et de maïs par les PCDD/F et HAP. Elle semble moins importante pour les PCB. En général, les éléments les plus lourds contribuent plus à la contamination *via* le réenvol des particules ce qui n'est pas surprenant et est en adéquation avec les profils des congénères présents dans les sols (Smith *et al.*, 2000).

Il ressort de différentes études que la contamination des végétaux par les POP se fait essentiellement par dépôts atmosphériques (gazeux et particulaires). En effet, d'après les profils de congénères retrouvés (pour les PCDD/F et PCB notamment), les dépôts atmosphériques sont majoritaires pour les végétaux dont la croissance de la partie comestible se fait de façon aérienne. Pour ces végétaux, le ré-envol de particules du sol peut contribuer à leur contamination (Schuhmacher *et al.*, 2006 ; Bakker, 2000 ; Barber *et al.* 2004). En effet, Rikken *et al.* (2001) ont constaté que la prise en compte du réenvol de particules pouvait permettre de réduire les écarts obtenus par les modèles et les données expérimentales.

Différentes études montrent que la volatilisation des éléments du sol peut être fondamentale dans certaines conditions pour les PCDD/F et HAP, et plus particulièrement pour les PCB (Zhao *et al.*, 2006 ; Schuhmacher *et al.*, 2005 ; Turrio-Baldassarri *et al.*, 2007).

Concernant les métaux lourds, les principales voies de contamination des végétaux sont l'adsorption et l'absorption racinaire qui concernent les éléments sous forme de solutés (espèces sous forme de sels). Toutefois, les dépôts atmosphériques de particules sur les feuilles des végétaux peuvent aussi contribuer à leur contamination et être considérés au même titre que le dépôt de particules associées à des POP. Certaines espèces peuvent même être utilisées en tant que bioindicateurs (De Temmerman *et al.*, 2004).

5.10.1.2 IMPORTANCE DE L'INGESTION DE VEGETAUX DANS L'EXPOSITION HUMAINE A CERTAINS CONTAMINANTS

La contribution des contaminants à l'exposition humaine *via* certaines voies d'exposition est principalement déterminée par leurs propriétés physico-chimiques, outre les scénarios d'exposition. Une analyse réalisée sur les différentes voies d'exposition montrent que certaines d'entre elles peuvent être considérées comme étant marginales telles que l'inhalation de particules du sol, le contact dermique avec les sols, l'inhalation et le contact dermique durant la douche... En revanche, l'exposition à certains composés comme les ETM et HAP peut être particulièrement liée à la consommation de végétaux (Versluijs et *al.*, 1998).

Par ailleurs, les dioxines/furanes (PCDD/F) et polychlorobiphényles (PCB) font l'objet d'un processus de bioconcentration et de bioamplification le long de la chaîne alimentaire qui peut se traduire *in fine* par des concentrations élevées dans les milieux environnementaux ou en fin de chaîne alimentaire (cf. Figure 26). L'exposition de l'homme aux PCDD/F se fait à 90 % *via* l'ingestion d'aliment, l'exposition par inhalation étant minoritaire (INSERM, 2000 ; AFSSA, 2000).

De plus, certains composés peuvent être particulièrement biodisponibles (voir paragraphe suivant). Ces deux phénomènes conjugués impliquent une forte capacité de bioaccumulation chez certains être vivants et une forte capacité d'accumulation dans l'environnement. Dans le cadre de ce rapport, seul le transfert de particules vers les végétaux est décrit. En effet, la contamination des végétaux est un point clé dans l'évaluation de l'exposition humaine à certains polluants.

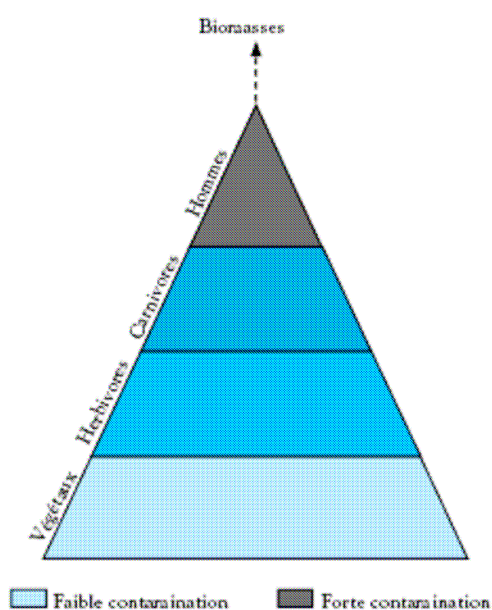


Figure 26 : Pouvoir de bioaccumulation de certains contaminants le long de la chaîne alimentaire

5.10.1.3 NOTIONS DE BIOACCESSIBILITE ET DE BIODISPONIBILITE

La bioaccessibilité d'un composé fait référence à « la fraction d'un composé qui est disponible pour le métabolisme, le stockage ou l'excrétion par l'animal ou le végétal ». La biodisponibilité renvoie quant à elle à la fraction qui atteint la circulation systémique et qui peut avoir un effet toxique sur l'organisme. La bioaccessibilité conditionne fortement la biodisponibilité. Elle représente un paramètre déterminant dans la quantification des expositions humaines aux contaminants chimiques présents dans un environnement donné. Elle est cependant, à ce jour, rarement prise en compte dans les évaluations de risques sanitaires du fait du manque de données disponibles ; le plus souvent, on considère par défaut des bioaccessibilité et biodisponibilité totales (100 % des contaminants ingérés disponibles pour le métabolisme et 100 % des contaminants disponibles atteignant leur cible).

5.10.2 CONTAMINATION DES VEGETAUX PAR LES PARTICULES REENVOLEES

5.10.2.1 EXEMPLE D'ETUDES ET DE RESULTATS

La contamination des végétaux par des PCDD/F adsorbées à des particules en provenance des sols a été démontrée sur des pousses de pomme de terre et du foin en contact avec des sols relativement contaminés (Figure 27) (Hulster et Marschner, 1993). Une autre étude réalisée sur des feuilles d'azalées suggère que certains HAP (benzo(a)pyrène, pérylène) se déposent majoritairement sur les végétaux *via* une forme particulaire et migrent dans la cuticule par perméation et diffusion (Bakker, 2000).

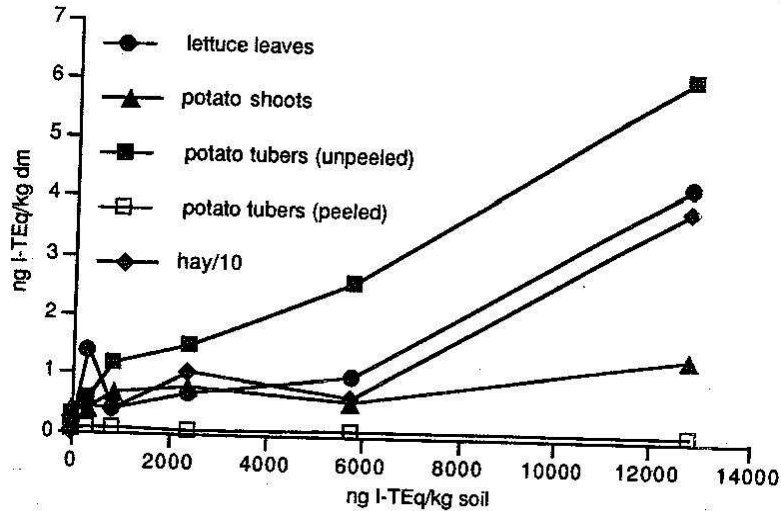


Figure 27 : Contamination de végétaux par les PCDD/F en fonction de la concentration des sols

Des différences significatives entre espèces peuvent être notées du fait de la différence de surface foliaire, augmentant la surface de contact avec les particules. De plus, la nature de la surface foliaire peut aussi avoir un impact significatif sur l'efficacité d'interception. Les feuilles « poilues » ou dont la surface est irrégulière seront plus efficaces que des feuilles « lisses » afin d'intercepter les particules. Les espèces à larges feuilles, proches du sol, seront aussi plus sensibles aux dépôts particulaires.

Cette considération semble logique mais n'est pas si simple. Une étude réalisée par Hulster et Marschner (1993) compare les concentrations de feuilles de laitues. Les feuilles extérieures sont en contact avec le sol contrairement aux feuilles intérieures, pourtant il n'apparaît pas de différences significatives dans les concentrations (Figure 28). De plus, le profil des congénères incriminés semble plus corrélé aux dépôts atmosphériques (Hulster et Marschner, 1993). Ainsi, la prise en compte de paramètres, tels que le vent et la pluie, semble nécessaire, car même s'ils peuvent amener les particules à s'adsorber à la surface des plantes, ils peuvent aussi les « retirer » de leur surface.

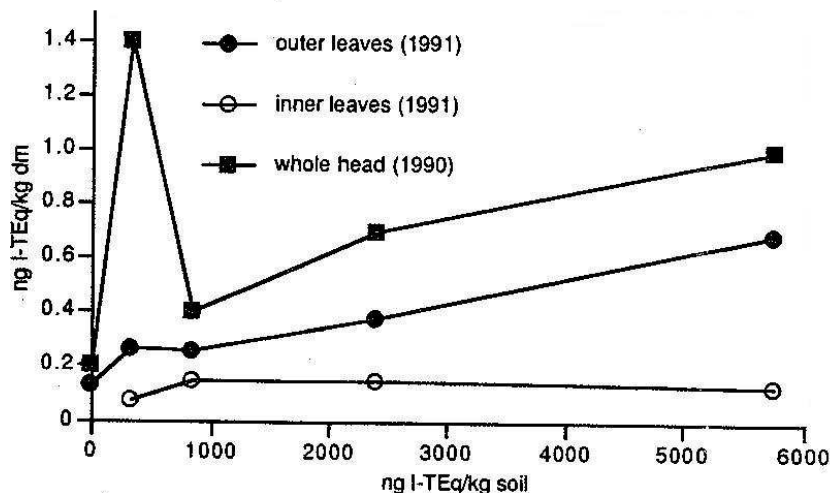


Figure 28 : Concentration en PCDD/F dans les feuilles intérieures et extérieures d'une laitue

5.10.2.2 DIFFICULTES RELATIVES A L'ETUDE DU RE-ENVOI DE PARTICULES ET DE LEUR IMPACT SUR LES VEGETAUX

Actuellement, il y a un manque de données et d'information sur les composés organiques semi-volatils et leur association avec les particules du sol (taille, nature...). Ces éléments ont un impact profond sur les dynamiques de ré-entraînement des particules (par le vent, la pluie, le degré de rétention par la plante). Il y a aussi très peu d'informations sur les particules du sol dérivées de l'atmosphère et leur comportement dans les sols (leur caractéristique principale étant qu'elles sont plus chargées en polluants tels que les POP). La migration de telles particules vers les sols affecte leur potentialité de ré-envoi du fait des associations possibles avec les autres particules du sol. Le manque d'informations à ce niveau rend difficile l'évaluation de la contribution à la contamination des végétaux par les particules présentes sur le sol (Smith et *al.*, 2000).

Une piste d'étude semble intéressante. En effet, le plutonium pourrait être utilisé comme traceur des mécanismes de déposition et de mouvement des sols puisqu'il est faiblement absorbé par le système racinaire des plantes et qu'il assure une contamination de la partie supérieure des végétaux (c'est un composé plutôt insoluble qui n'est pas lessivé de la surface des particules). Les particules qui lui sont associées et qui sont impliquées dans la contamination atmosphérique des végétaux, présentent la même taille que les particules auxquelles sont associés certains POP (les HAP et PCDD/F sont associés à des particules atmosphériques de diamètre voisin de 1 µm comme le plutonium). Il reste néanmoins des questions concernant la différence entre la nature chimique des particules auxquelles sont associés le plutonium et les POP, que ce soit dans l'air ou au niveau des sols.

De plus, les notions de fractions échangeables de polluants sur les particules vers les végétaux ne sont pas connues, ce qui peut compliquer la compréhension des transferts (une partie pouvant par exemple s'adsorber et rester associée à la cuticule de la plante contrairement à l'autre) (Smith et *al.*, 2000).

Dans le cas des métaux, certains radionucléides ont été étudiés et montrent des capacités d'absorption foliaire lors d'événement pluvieux. Les éléments mobiles sont plus absorbés par les feuilles que les éléments moins mobiles. Toutefois, cette absorption varie en fonction des végétaux, de leur état physiologique et des événements pluvieux. Le rôle de la pluie et plus globalement de l'eau est fondamental dans la cadre de l'absorption des ETM par les feuilles (Madoz-Escande et *al.*, 2005). Certains éléments organiques comme les HAP semblent aussi échangeables entre surface de particule et surface du végétal (Bakker, 2000).

La contamination des végétaux par les particules de sol peut être exprimée de deux façons (en g de sol / g de tissu végétal ou en g de sol /m² de terrain). Le premier terme est le plus utilisé ; il est influencé par la biomasse du végétal au cours de la période de croissance ce qui peut rendre les interprétations compliquées sur les processus d'interception et de rétention. De plus, la contamination des végétaux par les particules du sol ne peut se produire qu'en dessous de 0,5 m au-dessus du sol. De ce fait, la concentration d'un composé donné, issu des particules du sol, est diluée par toute masse de végétal présente au dessus de 0,5 m (Smith et *al.*, 2000).

5.10.3 CONTAMINATION DES VEGETAUX PAR LES PARTICULES ISSUES DES PHENOMENES DE RAIN SPLASH OU SPLASH OVER

Les particules peuvent être transportées des sols à la surface des végétaux par les pluies. La perte des sols (donc « le ré-envoi » de particules) est corrélée à l'énergie et à l'intensité des précipitations. La taille de la particule et d'autres caractéristiques, comme la composition des sols, peuvent conditionner ce type de phénomène. Quelques études ont été menées sur la contamination de végétaux par des particules mises en mouvement par des pluies. Ce type de voies de transfert est particulièrement important dans le cas des végétaux de petite taille et est très localisé

Sur des plants de tomates, aucune particule de diamètre supérieur à 105 µm n'a pu être détectée. Il est possible que les particules les plus grosses puissent être « captées » par la végétation, puis rapidement lessivées ce qui explique leur non détection. Globalement, le rôle de la pluie dans la contamination des végétaux n'est pas toujours évident à discerner. La plupart des particules n'ont pas été entraînées à une hauteur supérieure à 40 cm au dessus du sol (Smith et *al.*, 2000 ; Collins et *al.*, 2006).

Dreicer et *al.* (1984) se sont intéressés au phénomène de *rain splash* sur des plants de tomates. Ils constatent qu'après un unique événement pluvieux, il existe des différences significatives de quantités de particules présentes sur les plants, entre plants témoins et expérimentaux, pour les particules de diamètre inférieur à 53 µm (classe argile-limons).

Les concentrations trouvées pour cette fraction étaient corrélées aux caractéristiques de l'événement pluvieux et à la taille de la plante. Une autre expérience, avec un seul événement pluvieux, rapporte la présence de la fraction de particules de diamètre inférieur à 53 µm et l'absence des fractions plus grosses. Une autre expérience comprenant plusieurs événements pluvieux rapporte la présence de particules de taille pouvant aller jusqu'à 105 µm (fractions argile-limons et sables fins détectés) (Smith et *al.*, 2000).

La contribution de ces particules à la contamination des végétaux est ensuite fonction de la quantité de polluant présente sur les particules. Lors d'une étude, une analyse au microscope électronique a montré que plus de 99 % des particules ayant un diamètre inférieur à 53 µm étaient associées à la végétation (strates inférieures du système foliaire). Il est donc déterminant de savoir quelles sont les particules sur lesquelles sont adsorbées les contaminants ainsi que leur taille (Smith et *al.*, 2000 ; Bakker, 2000),

5.10.4 RETENTION DES PARTICULES SUR LES VEGETAUX

Cette notion est essentielle car les composés organiques associés aux particules peuvent diffuser à travers la cuticule de la feuille (élément hydrophobe) et les composés hydrophiles peuvent pénétrer dans la feuille. De ce fait, la période de rétention de la particule sur le végétal doit être plus élevée que la période de perméation et de diffusion de l'élément considéré si l'on veut pouvoir supprimer la pollution en lavant le végétal contaminé. Dans ce genre de mécanismes, la composition lipidique de la cuticule du végétal et les propriétés des composés sont particulièrement importantes. Les facteurs externes, tels que les conditions climatiques, doivent être considérés.

Les particules ne s'attachent pas à une surface irrégulière de façon uniforme, mais exposent une gamme de forces d'adhésion qui reflètent la gamme des sites d'adhésions disponibles sur la surface considérée (tension de surface, forces de Van der Waals...). Cette gamme de site d'adhésion varie en fonction de l'espace et du temps (croissance de la plante, évolution de la cuticule).

Sous des conditions sèches, l'énergie nécessaire au ré-évol de la particule est dérivée de l'énergie cinétique turbulente du vent : plus la particule est liée fortement à la surface et plus le besoin d'énergie cinétique est important afin de permettre le ré-évol. Néanmoins, il existe des zones, sur les feuilles des végétaux, pour lesquelles les turbulences seront systématiquement insuffisantes pour provoquer le réévol de particules.

D'autres facteurs tels que les précipitations, les réactions chimiques ou procédés biologiques (perte des feuilles, renouvellement de la cuticule...) interviennent sur le pouvoir de rétention ce qui rend l'évaluation du temps de résidence de la particule et de ses polluants sur la feuille difficile et variable (Bakker, 2000 ; Smith et *al.*, 2000 ; Collins et *al.*, 2006).

La demi-vie (période à l'issue de laquelle la moitié des particules déposées a été retirée du végétal par divers procédés) peut donner une indication sur le pouvoir de rétention du végétal. Les estimations de rétention de particules sur les végétaux utilisées sont généralement issues d'études sur les radionucléides. Il n'est pas sûr que ces données puissent être appliquées aux POP. Une valeur de 14 jours est généralement considérée par défaut dans le cadre de l'évaluation des risques liés aux radionucléides (Smith et *al.*, 2000).

5.10.5 MODELISATION DE LA CONTAMINATION DES VEGETAUX

Les modèles présentés ci-après sont ceux utilisés en évaluation des risques sanitaires liés aux sites et sols pollués, à l'exception du dernier modèle, utilisé dans le contexte des installations classées, notamment celles des filières de traitement des déchets.

5.10.5.1 MODELE HESP

HESP est un modèle qui évalue l'exposition de l'homme à certains polluants du sol. Il permet la quantification de nombreuses voies d'exposition, telles que l'ingestion de sol, la consommation de végétaux, la consommation d'eau...

Pour la contamination des végétaux, le modèle considère le transfert racinaire et les dépôts sur les parties supérieures des végétaux. Le modèle fixe des paramètres relatifs au climat, aux cultures pouvant être présentes et concernées par les dépôts. Il fixe aussi des paramètres liés au sol et à sa nature (composition, texture et porosité ou rugosité en fonction de l'usage). Au sein des paramètres climatiques, une « constante » définissant la fraction de sol remise en suspension dans les poussières de l'air en milieu extérieur est fixée. Cette fraction est utilisée pour calculer la concentration déposée d'un élément sur le végétal. Le modèle considère donc le ré-envol de poussières comme une source de contamination des végétaux.

5.10.5.2 MODÈLE RBCA TOOL KIT CHEMICAL RELEASES

Le modèle *RBCA Tool Kit Chemical releases* prend en compte le réenvol de poussières. Il est calculé à partir d'un flux massique d'émission de poussières par unité de surface et de temps. Ce réenvol de poussières n'est pas mis en relation avec l'ingestion de végétaux.

5.10.5.3 MODELE CSOIL 2000

Le modèle *Csoil 2000* prend en compte le réenvol de poussières dans le cadre de la contamination des végétaux par les contaminants présents sur le sol. Le modèle considère que les particules du sol, sur lesquelles sont adsorbés certains polluants, peuvent être mises en suspension jusqu'à la surface des feuilles du végétal. Toutefois, il est précisé que la contribution de cette voie de contamination est relativement difficile à quantifier. Le modèle précise que le nettoyage des végétaux diminue fortement l'exposition et l'ingestion de particules. La géométrie du végétal est estimée comme une notion importante dans le calcul. Le modèle prend en considération les poussières émises localement par les sols contaminés. Une valeur de dépôt constant semble être évaluée.

5.10.5.4 MODELE RISC

Le modèle *RISC 4* ne prend pas en compte le réenvol de poussière dans le cadre de la contamination des végétaux. Il prend en compte leur contamination par les pratiques d'irrigation.

5.10.5.5 MODELE HHRAP

Dans les guides sectoriels d'évaluations des risques sanitaires des installations classées, notamment celui des UIOM, le recours au modèle *HHRAP, Human Health Risk Assessment Protocol*, est recommandé pour estimer les concentrations dans les légumes et fruits cultivés dans les jardins potagers des riverains de l'installation, ainsi que dans les produits végétaux consommés par les animaux d'élevage (céréales et herbe). Les équations qui sous-tendent *HHRAP* ont été mises au point par l'US-EPA pour réaliser des évaluations du risque sanitaire lié aux rejets atmosphériques d'incinérateurs de substances dangereuses (US-EPA, 1998).

Les phénomènes pris en compte pour calculer les teneurs en polluant dans les végétaux sont :

- le dépôt direct des particules sur les feuilles de la plante ;
- l'absorption foliaire des gaz par la plante ;
- le transfert racinaire.

La contribution de la remise en suspension des poussières n'est pas prise en compte, car elle est considérée négligeable au regard des dépôts particulaires directs (quantitativement plus importants, et permanents).

Les concentrations dans les végétaux aériens dues au **dépôt particulaire** sont calculées selon l'équation suivante :

$$C_{\text{dépôt part.}} = [1000 \times Q \times (1-F_v) \times (D_{\text{sec an.}} + F_w \times D_{\text{humide an.}})] \times R_p \times (1-\exp(-k_p \times T_p)) / (Y_p \times k_p)$$

Avec :

$C_{\text{dépôt part.}}$: concentration dans les végétaux due au dépôt particulaire ($\mu\text{g/kg sec}$)

Q : flux d'émission (g/s)

F_v : fraction de polluant présent dans l'atmosphère sous forme vapeur

$D_{\text{sec an.}}$: dépôt sec annuel ($\text{s/m}^2/\text{an}$)

F_w : fraction de polluant déposé par la pluie qui adhère à la plante (sans unité)

$D_{\text{humide an.}}$: dépôt humide annuel ($\text{s/m}^2/\text{an}$)

R_p : fraction interceptée par les cultures (sans unité)

k_p : coefficient de perte sur la surface de la plante (année^{-1})

T_p : durée de culture (année)

Y_p : rendement de production (kg sec/m^2)

Dans cette équation, le terme $[1000 \times Q \times (1-F_v) \times (D_{\text{sec an.}} + F_w \times D_{\text{humide an.}})]$ correspond au dépôt annuel (D_{total} en $\text{g/m}^2/\text{an}$), somme du dépôt sec et du dépôt humide. Le dépôt annuel est généralement calculé à partir des dépôts totaux en $\mu\text{g/m}^2/\text{s}$, modélisés pour chaque substance. L'équation précédente devient donc :

$$C_{\text{dépôt part.}} = D_{\text{total annuel}} \times R_p \times (1-\exp(-k_p \times T_p)) / (Y_p \times k_p)$$

Les coefficients R_p , k_p , T_p et Y_p sont fournis par le modèle pour les différents types de végétaux.

Les concentrations dans les végétaux aériens liées à l'**absorption foliaire** sont calculées à partir des concentrations dans l'air selon l'équation suivante :

$$C_{\text{abs foliaire}} = B_v \times C_a \times F_v \times VG$$

Avec :

$C_{\text{abs. foliaire}}$: concentration dans les végétaux due à l'absorption foliaire ($\mu\text{g/kg frais}$)

B_v : coefficient de biotransfert air-plante ($\text{m}^3/\text{kg frais}$), issu de la littérature scientifique

C_a : concentration de polluant dans l'air (sous forme particulaire et gazeuse)

F_v : fraction de polluant sous forme gazeuse (sans unité)

VG : facteur correctif empirique (pour tenir compte du transfert réduit des polluants vers l'intérieur de la plante à vocation alimentaire)

$VG = 0,01$ pour les polluants ayant un coefficient de partage octanol-eau supérieur à 10000

$VG = 1$ pour les polluants ayant un coefficient de partage octanol-eau inférieur à 10000

Les concentrations dans les végétaux liées au **transfert racinaire** sont calculées à partir des concentrations dans les sols selon l'équation suivante :

$$C_{\text{transfert sol-racine}} = K_{\text{ps-veg}} \times C_{\text{sol}}$$

Avec :

$C_{\text{transfert sol-racine}}$: concentration dans les végétaux due au transfert racinaire ($\mu\text{g/kg frais}$)

$K_{\text{ps-veg}}$: facteur de bioconcentration du sol vers les plantes ($\text{kg de sol sec/kg frais}$)

C_{sol} : concentration due aux dépôts dans les 20 premiers centimètres du sol ($\mu\text{g/kg sol sec}$)

Les valeurs de $K_{\text{ps-veg}}$ dépendent du type de végétal et des teneurs dans les sols ; elles sont issues de la littérature scientifique.

Au bilan, la **concentration totale dans les végétaux** ($C_{\text{végétaux}}$) consommés par les animaux et les populations, correspond à la somme des concentrations dues au dépôt ($C_{\text{dépôt part.}}$), à l'absorption foliaire ($C_{\text{abs. foliaire}}$) et au sol ($C_{\text{transfert sol-racine}}$), soit : $C_{\text{végétaux}} = C_{\text{dépôt part.}} + C_{\text{abs. foliaire}} + C_{\text{transfert sol-racine}}$.

5.11 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AFSSA (2000), Dioxines : données de contamination et d'exposition de la population française, rapport rédigé dans le cadre du groupe de travail « Contaminants et phytosanitaires » du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, Section Alimentation et Nutrition.

Bakker M.I. (2000), Atmospheric deposition of semi volatile organic compounds to plant, Thèse de l'université d'Ulrecht, 132 p.

Barber J.L., Thomas G.O., Kerstiens G., Jones K.C. (2004), Current issues and uncertainties in the measurement and modelling of air-vegetation exchange and within-plant processing of POPs, *Environmental Pollution*, Vol. 128, pp. 99-138.

Barriuso E., Calvet R., Schiavon M., Soulas G. (1996), Les pesticides et les polluants organiques des sols transformation et dissipation, INRA, pp. 279-295.

BRGM, Bodéan F., Garrido F. (2005), Devenir des dioxines dans les sols – analyse critique de données bibliographiques, BRGM, 68 p.

Backe C., Cousins I.T., Larsson P. (2004), PCB in soils and estimated soil-air exchange fluxes of selected PCB congeners in the South of Sweden, *Environmental Pollution* Vol. 128, pp. 59-72.

Brooks S.D., DeMott P.J., Kreidenweis S.M. (2004), Water uptake by particles containing humic materials and mixture of humic materials with ammonium sulfate, *Atmospheric Environment*, Vol. 38, pp. 1859-1868.

Castaing J.C. (1996), Stabilisation stérique de petites particules de silice monodisperses en solvant organique par greffage de longues chaînes de polydiméthylsiloxane et applications, thèse de l'université de Paris 6, 251 p.

Citeau L., (2004), Etude des colloïdes naturels présents dans les eaux gravitaires des sols contaminés : relation entre nature des colloïdes et réactivité vis à vis des métaux (Zn, Cd, Cu, Pb), Thèse de l'institut national d'agronomie Paris Grignon, 250 p.

Cousins I.T., Beck A.J., Jones K.C. (1999a), A review of the processes involved in the exchange of semi-volatile organic compounds (SVOC) across the air soil interface, *The science of the total environment*, Vol. 228, pp. 5-24.

Cousins I.T., Gevaio B., Jones K.C. (1999b), Measuring and modelling the vertical distribution of semi-volatile organic compounds in soils. PCB and PAH core data, *Chemosphere*, Vol. 39, n°14, pp. 2507-2518.

Collins C., Martin I., Fryer M. (2006), Evaluation of models for predicting plant uptake of chemicals from soil, Environment Agency, 80 p.

De Temmerman L., Hoenig M. (2004), Vegetable Crops for Biomonitoring Lead and Cadmium Deposition, *Journal of Atmospheric Chemistry*, Vol. 49, pp.121-135.

Deshamps T., Benzaazoua M., Bussièrre B., Belem T., Mbonimpa M. (2006), Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels, *La revue en sciences de l'environnement*, Vol. 7, n°2, pp. 1-11.

Duchaufour P. (1995), *Pédologie: Sol, végétation, Environnement*, 4ième édition, Paris Masson éditeur, collection Abrégés, 324 p.

EPA (2003), Exposure and Human Health Reassessment of 2, 3, 7, 8-Tetraclorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Related Compounds, Draft Final Report, Exposure Assessment and Risk Characterization Group, National Center for Environmental Assessment – Washington Office, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Estola T., Mäkelä P., Hovi T. (1978), L'effet de l'ionisation de L'air sur la transmission aérienne d'infections expérimentales par le virus de la maladie de Newcastle chez les poulets. *J. Hyg., Camb.*, Vol.197, pp. 83, 59. Consulté sur Internet (08/07) : http://www.info-systel.com/jbreton/virus_et_poulets.fr.html.

Gabet (2004), Remobilisation d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) présents dans les sols contaminés à l'aide d'un tensioactif d'origine biologique, Thèse de l'université de Limoges, 186 p.

Gaultiera J.P., Cambier P., Citeau L., Lamy I., Van Oort F., Isambert M., Baizec D., Tercé M. (2003), Devenir des éléments traces métalliques dans les sols du Vexin français, soumis à des épandages de boues, INRA, pp. 63-74.

- Girard M.C., Walter C., Rémy J.C., Berthelin J., Morel J.C. (2005), Sols et environnement, DUNOD, 816 p.
- Grossi G., Lichtig J., Kraus P., (1998), PCDD/F, PCB and PAH content of Brazilian Compost, Chemosphere, Vol. 37, pp. 2153-2160.
- He Z.L., Zhang M.K., Calvert D.V., Stoffeila P.J., Yang X.E., Yu S. (2004), Transport of Heavy metals in surface Runoff from vegetable and citrus fields, Soil science society of America Vol.68, pp. 1662-1669.
- Hofmann T., Wendelborn A. (2007), Colloid facilitated transport of Polychlorinated-p-Dioxins and Dibenzofurans to the groundwater at Ma Da Area, Vietnam, Environmental Science Pollution Research, Communication, 2 p.
- Holoubek I., Kocan A., Holoubkova I., Hilsherova K., Kohoutek J., Falandysz J., Roots O. (2000), Persistent, bioaccumulative and toxic chemicals in central and eastern European countries, State of the art report, TOCOEN Report 150, pp. 339.
- Hülster A., Marschner H. (1993), Transfert of PCDD/Fs from contaminated soils to food and fodder crop plants, Chemosphere, Vol. 27, pp 439-446.
- INERIS, Le Gall A.C. (2004), Utilisation des modèles multimédias pour l'évaluation du comportement de substances organiques dans l'environnement, INERIS, 92 p.
- INERIS (2005a), Polychlorobiphényles, Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances, 70 p.
- INERIS Rollin C., Quiot F., (2005b), HAP, Guide méthodologique Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines, INERIS, 99 p.
- INERIS (2006a), Dioxines, Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances, 82 p.
- INERIS Rollin C., Quiot F., (2006b), Eléments traces métalliques, Guide méthodologique Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines, INERIS, 138 p.
- INERIS (2007a). Evaluation des risques sanitaires des filières d'épandage des boues de stations d'épuration, convention ADEME/SYPREA/SPDE/INERIS. <http://www.ineris.fr>
- INERIS Denys S., (2007b), Atténuation au sol des dépôts surfaciques de polluants issus d'usines d'incinération d'ordures ménagères et conséquence sur l'exposition des personnes, INERIS, 39 p.
- INSERM (2000), Dioxines dans l'environnement – Quels risques pour la santé ?, Expertise collective, INSERM, 406 p.
- INVS (2004 Stockage des déchets et santé publique, Synthèse et recommandation, INVS, P.40.
- Jacobsen O.H., Moldrup P., Larsen C., Konnerup L., Petersen L.W. (1997), Particle transport in macropores of undisturbed soil columns, Journal of Hydrology, Vol. 196, pp. 185-203.
- Kao A.S., Venkataraman C. (1995), Estimating the contribution of reentrainment to the atmospheric deposition of dioxin, Chemosphere, Vol. 31, pp.4317-4331.
- Laegdsmand M., Villholth K.G., Ullum M., Jensen K.H. (1999), Processes of colloid mobilization and transport in macroporous soil monoliths, Vol. 93, pp. 33-59.
- Madoz-Escande C., Bonhomme T., Poncet-Bonnard D. (2005), Foliar contamination of plants with aerosols of ¹³⁷Cs, ⁸⁵Sr, ¹³³Ba et ^{132m}Te : influence of rain, Radio protection Vol. 40, pp. S421-S427.
- Mhiri C. et Tandeau de Marsac N. (1997), Réhabilitation par les microorganismes de sites contenant du pyralène : problématique et perspectives d'études, Bull. Inst. Past., n°95, pp. 3-28.
- Motelay-Massei A., Garban G., Tiphagne-larcher K., Chevreuil M., Ollivon D. (2006), Mass balance for polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban watershed of le Havre (France): Transport and fate of PAH from the atmosphere to the outlet, Water research Vol. 40, pp. 1995-2006.
- Mukai H., Ambe Y. (1986), Characterization of a humic acid-like brown substance in airborne particulate matter and tentative identification of its origin, Atmospheric Environment, Vol. 20, n°5, pp. 813-819.

- Müller J.F., Hülster A., Pöpke O., Ball M., Marschner H. (1994), Transfer of PCDD/PCDF from contaminated soils into carrots, lettuce and peas, *Chemosphere*, Vol. 29, Nos. 9-11, pp. 2175-2181.
- Ndira V. (2006), Substances humiques du sol et du compost: Analyse élémentaire et groupements chimiques fictifs: vers une approche thermodynamique, Thèse de l'école doctorale "Transferts, dynamiques des fluides, Energétiques et procédés", 271 p.
- Observatoire Régional de Santé Ile de France (ORS), IAURIF Institut d'aménagement et urbanisme d'île de France, (2005), Incinération et santé en Ile de France, état des connaissances, 8 p.
- Ockenden W.A., Breivik K., Meijer S.N., Steinnes E., Sweetman A.J., Jones K.C. (2003), *Environmental Pollution*, Vol. 121, pp. 75-80.
- Perrono P. (1999), Les micro-polluants métalliques et les sols amendés par des boues résiduelles urbaines, Mémoire de l'université d'Amiens. Consulté sur Internet (08/07): <http://www.u-picardie.fr/beauchamp/duer/perrono/perrono.htm>
- Quinton J.N., Catt J.A. (2007), The enrichment of heavy metals in sediment resulting from soil erosion on agricultural fields, *Environmental Science and technology*, Vol. 41, pp. 3495-3500.
- Ranville J.F., Chittleborough D.J., Beckett R. (2005), Particle size and element distributions of soil colloids: Implications for colloid transport, *Soil Science Society of America*, Vol. 69, pp. 1173-1184.
- Rousseau M., Di Pietro L., Angullo-Jaramillo R., Tessier D., Cabibel B. (2004), Preferential transport of soil colloidal particles: physicochemical effects on particle mobilization, *Vadose zone journal*, Vol. 3, pp. 247-261.
- Sakai S., Urano S., Takatsuki H. (1999), Leaching behavior of PCBs and PCDDs/Fs from some waste materials, *Waste management*, Vol. 20, pp 241-247.
- Schuhmacher M., Jones K.C., Domingo J.L. (2006), Air Vegetation transfer of PCDD/PCDFs: An assessment of field data and implications for modeling, *Environmental pollution*, Vol. 142, pp. 143-150.
- Smith K.E.C., Jones Kevin C. (2000), Particles and vegetation: implications for the transfer of particle-bound organic contaminants to vegetation, *The Science of the Total Environment*, Vol. 246, pp. 207-236.
- Suarez P.M., Rifai H.S., Schimek J., Bloom M., Jensen P., Koenig L. (2006), Dioxin in storm water runoff in Houston Texas, *Journal environment Engineering*, Vol. 132, pp. 1633-1643.
- Tabazadeh A., (2005), Organic aggregate formation in aerosols and its impact on the physicochemical properties of atmospheric particles, *Atmospheric Environment*, Vol. 39, pp. 5472-5480.
- Thomas J. (2007), Adhesion of ultrafineparticles – A micromechanical Approach, *Chemical Engineering Science*, Vol. 62, pp. 1997-2010.
- Tissaux J-C. (1996), Une revue bibliographique des principaux mécanismes pédogénétiques pour caractériser le rôle du bois raméal fragmenté (BRF) dans le processus d'humification, Mémoire de l'université de Laval, 38 p.
- Turrio-Baldassarri L., Abate V., Alivernini S., Battistelli C.L., Carasi S., Casella M., Iacovelli N., Iamiceli A.L., Indelicato A., Scarcella C., La Rocca C. (2007), A study on PCB, PCDD/F industrial contamination in a mixed urban-agricultural area significantly affecting the food chain and the human, exposure. Part I : Soil and Feed, *Chemosphere*, Vol. 67, pp. 1822-1830.
- US-EPA. 1998. Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities. <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/combust/risk.htm>
- Versluijs C.W., Koops R., Kreule P., Waitz M.F.W. (1998), The accumulation of soil contaminants in crops, location-specific calculation based on the Csoil module, RIVM, 65 p.
- Wania F., Daly G.L. (2002), Estimating the contribution of degradation in air and deposition to the deep sea to the global loss of PCBs, *Atmospheric Environment*, Vol. 36, pp. 5581-5593
- Wei S., Quing C., Zhao X. (2002), Heavy metal Runoff in relation to soil Characteristics, *Pedosphere*.
- Young M.Y., Heeraman D.A., Sirin L., Hashbaugh, G. (2001), Resuspension of contaminated soil as a source of airborne lead, University of California, 45 p.
- Zhao X., Zheng M., Zhang B., Zhang Q., Liu W. (2006), Evidence for the transfer of polychlorinated biphenyls, polychlorinated dibenzo-p-dioxins, and polychlorinated dibenzofurans from soil into biota, *Science of the total environment*, p. 1-18.

6. EFFETS ET IMPACTS SANITAIRES

Les objectifs de ce volet de l'étude sont :

- de rassembler les données de la littérature établissant des relations entre particules émises à l'atmosphère par les activités d'incinération, de stockage et de compostage (concentration, taille ou composition) et effets sanitaires chez les travailleurs et les riverains ;
- de dresser un retour d'expérience sur la prise en compte des particules dans les évaluations rétrospectives ou prospectives de risques sanitaires liés au fonctionnement de ces installations.

Ce volet aborde spécifiquement le cas des biocontaminants aéroportés dans une seconde partie.

6.1 PARTICULES AUTRES QUE LES BIOAEROSOLS

6.1.1 EFFETS SUR LA SANTE : GENERALITES ET CAS SPECIFIQUE DU TRAITEMENT DES DECHETS

Compte tenu du champ potentiellement très vaste couvert par la thématique, la recherche bibliographique sur les effets et les impacts sanitaires s'est intéressée exclusivement aux particules **émises dans l'air** par les installations considérées, **dénommées par le vocable *particulate matter***. Seules quelques généralités fondamentales relatives aux effets des particules sur la santé (toutes sources confondues) sont fournies dans les paragraphes ci-après.

Les effets sanitaires des particules sont aujourd'hui bien documentés grâce à de nombreux travaux. La toxicologie expérimentale (études *in vitro* sur des lignées cellulaires, *in vivo* chez l'animal ou cliniques chez des sujets volontaires exposés par inhalation directe ou instillation nasale) a permis de progresser dans la compréhension des effets biologiques, notamment s'agissant des particules Diesel, prises comme modèles de PM_{2,5} (Marano et al., 2004). Si les mécanismes d'action ne sont pas pleinement élucidés, les travaux montrent néanmoins clairement que les particules induisent un stress oxydant à l'origine d'une réponse inflammatoire. Ceci expliquerait le déclenchement ou l'accentuation des troubles respiratoires chez les populations sensibles. De plus, associées à des allergènes qui s'adsorbent à leur surface, les particules abaisseraient le seuil de réaction allergique chez les asthmatiques. Les études d'exposition humaine contrôlée montrent une inflammation pulmonaire pour des expositions de 1 à 2 heures à des concentrations en PM_{2,5} de l'ordre de 100 µg/m³ et des effets cardiovasculaires pour des concentrations de l'ordre de 40 µg/m³. Les données expérimentales sur les effets systémiques des particules restent en revanche partielles et les effets à distance des médiateurs de l'inflammation mal connus.

Concernant les études épidémiologiques, la plupart d'entre elles attribuent aux particules un rôle prédominant dans la genèse des effets cardio-respiratoires liés à la pollution atmosphérique urbaine. Ces études, en majorité relatives aux effets à court terme (séries temporelles et études de panel), ont permis d'observer une corrélation entre l'augmentation des niveaux de particules dans l'air ambiant (PM₁₀ ou PM_{2,5}) et celle de manifestations sanitaires objectivées telles que le taux de mortalité, la fréquence des hospitalisations d'urgence pour cause cardio-vasculaire et respiratoire, la consommation de broncho-dilatateur, l'incidence de la toux ou la diminution des performances respiratoires. Sur le long terme, les études de référence, principalement des études de cohorte nord-américaines (Pope et Dockery, 2006), suggèrent un lien entre les concentrations en particules dans l'air ambiant et la mortalité (toutes causes, causes respiratoires ou causes cardio-vasculaires). Ces études, visant à déterminer la forme des relations entre les niveaux de pollution atmosphérique particulaire et les effets sur la santé, vont toutes dans le sens de l'existence de relations sans seuil, dans les gammes de concentrations atmosphériques considérées.

Dans le domaine plus spécifique des filières industrielles du traitement de déchets, les travaux scientifiques traitant de la problématique des particules dans l'air (au sens fractions granulométriques, à savoir indépendamment des composés chimiques adsorbés, et mis à part les bioaérosols, abordés dans le paragraphe suivant) sont rares. Ils abordent en effet :

- soit de façon générale des effets sur la santé des travailleurs et des riverains, de l'incinération, du compostage ou du stockage de déchets, sans aborder le rôle spécifique des particules dans leur ensemble. Il n'est donc pas apparu utile de les rapporter dans le présent rapport (se conférer aux synthèses bibliographiques existantes sur la problématique sanitaire de ces secteurs d'activités (SFSP, 1999 ; InVS, 2003a,b ; CPP, 2004)) ;
- soit du suivi des expositions des travailleurs et des riverains par biomonitoring (sang, urines...) (InVS, 2006).

Les installations et les composés les plus étudiés sont respectivement les incinérateurs et les dioxines/furanes.

Seules les revues de synthèse américaine du *National Research Council* (NRC, 2000) et anglaise de l'*Institute for Environmental Health* (IEH, 1997) fournissent des éléments plus concrets. Le NRC propose une comparaison des concentrations en PM₁₀ dans l'air ambiant, pour lesquelles des effets sur la santé ont été démontrés d'une part, et attribuables aux installations d'incinération après mise en place des meilleures techniques disponibles pour le contrôle des émissions d'autre part (Figure 29). Le NRC en conclut que la contribution de l'incinération est mineure et que l'augmentation de risque (morbidité et mortalité totale) n'est pas détectable avec les moyens épidémiologiques existants, même pour les personnes les plus exposées.

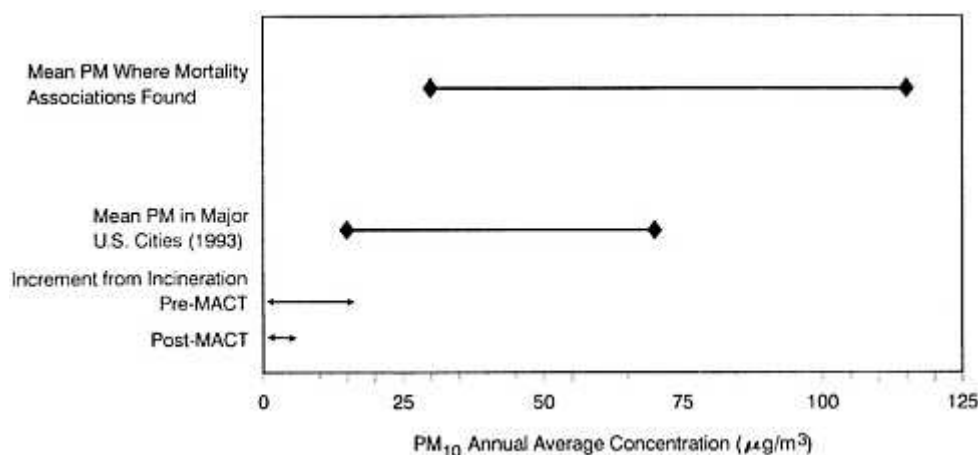


Figure 29 : Eléments de repère des concentrations en PM₁₀ dans l'air ambiant (NRC, 2000)

Légende : MACT = *maximum achievable control technology*

L'IEH ne rapporte qu'une seule étude épidémiologique s'étant intéressée aux effets sanitaires des concentrations en PM₁₀ et PM_{2,5} dans l'air ambiant autour de trois installations d'incinération (déchets médicaux, ordures ménagères et déchets dangereux liquides) (Shy et al., 1997 in IEH, 1997 ; Lee et Shy, 1999). Les concentrations atmosphériques ont été mesurées pendant une période de 35 jours au niveau des trois communes riveraines et de communes appariées non exposées. Les concentrations atmosphériques en PM₁₀ et PM_{2,5} ne montrent pas de différence significative entre les groupes. La contribution de l'UIOM a été estimée à moins de 2 % des concentrations en particules lorsque la station de mesure s'est trouvée sous les vents. Dans cette configuration météorologique, les PM_{2,5} alors mesurées étaient plus riches en zinc, plomb et chlore, montrant néanmoins un marquage de l'activité. Parallèlement, 2 592 foyers, représentant 6 963 personnes, ont rempli un questionnaire sur leur état de santé. Pour des sous-groupes de 100 à 144 personnes dans chacune des six communautés, le volume expiratoire maximal par seconde et le débit expiratoire de pointe ont été mesurés. Pendant la période d'étude de 35 jours, il n'a pas été observé de corrélations entre les résultats des tests spirométriques et les concentrations journalières en PM₁₀ et PM_{2,5}, y compris chez les sujets identifiés comme étant plus « sensibles » par le questionnaire santé. Les auteurs soulignent les limites de leurs résultats en rappelant que leur étude n'a concerné qu'une période courte et une population d'adultes.

Excepté ces quelques travaux, les études suivant la démarche d'évaluation de risques sanitaires sont les seules à aborder la problématique des effets sur la santé sous l'angle de la pollution particulaire atmosphérique. Elles sont décrites dans le paragraphe suivant.

L'ingestion des particules émises par les installations étudiées au sens des fractions granulométriques dans l'air (PM₁₀, PM_{2,5}, PM₁) est par définition sans objet. Cette voie d'exposition devient d'intérêt dès lors que l'on considère les composants chimiques de ces particules pouvant se transférer aux végétaux et aux produits animaux (cf. chapitre précédent sur les sols). Les substances les plus étudiées sont les dioxines/furanes ; on renvoie le lecteur aux nombreuses monographies publiées sur le sujet (SFSP, 1999 ; INSERM, 2000 ; InVS, 2003a,b ; InVS, 2006).

6.1.2 PRISE EN COMPTE DANS LES EVALUATIONS DE RISQUES SANITAIRES

Le retour d'expérience sur la prise en compte des particules dans les évaluations de risques sanitaires (ERS) montre que la problématique est traitée sous deux angles :

- d'une part, on s'intéresse à la **nature chimique** même de ces particules : particules métalliques, dioxines/furanes (Boudet et al., 1999 ; Nouwen et al., 2001 ; Ma, 2002 ; Karademir, 2007 ; Lonati et al., 2007 ; Cangialosi et al., in press). Ce volet ne présente pas de difficulté particulière *a priori*, ou tout au moins de difficulté spécifique de la problématique « particules » : les VTR sont celles disponibles pour les composés considérés et les expositions sont caractérisées comme elles le sont pour tout autre polluant étudié (modélisation et/ou mesure). Les transferts de ces polluants particulaires aux végétaux et aux produits animaux sont étudiés si cela s'avère pertinent dans le contexte de l'installation étudiée au regard des usages de l'environnement local (cf. chap. 5.10) ;
- d'autre part, on s'intéresse à la **classe granulométrique** de ces particules, et en particulier aux classes susceptibles de présenter un risque pour la santé compte tenu des connaissances épidémiologiques, i.e. PM₁₀ et PM_{2,5}. Seule l'exposition par inhalation est alors considérée ; l'ingestion est sans objet dans la mesure où l'on ne cherche pas à connaître précisément les polluants adsorbés sur les fractions granulométriques étudiées. Ce volet s'avère néanmoins à ce jour relativement problématique puisqu'il n'existe pas de VTR pour les particules.

Cette double approche est celle préconisée par les guides méthodologiques sectoriels pour les évaluations de risques sanitaires liées aux UIOM (ASTEE, 2003), aux centres de stockage (ASTEE, 2005) et aux installations de compostage (ASTEE, 2006). Pour la seconde approche, jusqu'à présent les valeurs guides de l'OMS, les valeurs de qualité de l'air américaines ou les valeurs de la directive européenne de 1999 étaient proposées pour pallier au manque de VTR.

Concernant spécifiquement les installations de traitement des déchets considérées, on peut rapporter les démarches suivantes pour la quantification des risques sanitaires liés aux particules sans considération de spéciation :

- les guides sectoriels préconisent :
 - pour les UIOM (2003), une **approche à seuil**, utilisant :
 - pour les PM₁₀, les valeurs de référence de l'Union européenne pour la qualité de l'air : Directive du 22 avril 1999 : 50 µg/m³ pour 24 heures (percentile 98) et 40 µg/m³ devant être réduit à 20 µg/m³ en 2010 en moyenne annuelle¹⁷ ;
 - pour les PM_{2,5}, les valeurs de l'US-EPA en date de 1997 : 15 µg/m³ en moyenne annuelle et 65 µg/m³ pour la moyenne 24 heures (percentile 98) ;
 - pour les centres de stockage (2005) et de compostage (2006), les particules ne sont pas retenues comme traceurs des risques sanitaires. En outre, le guide compostage précise que « les poussières n'ont pas été retenues en tant que traceurs de risques car il n'existe à l'heure actuelle qu'une relation dose-réponse pour les poussières d'origine urbaine (très différentes des poussières de compost) » ;
- Gloennec *et al.* ont retenu une **approche à seuil** pour les PM₁₀ dans le cadre d'une ERS d'une UIOM. Ils ont utilisé les valeurs repères proposées par le Conseil supérieur d'hygiène publique de France (CSHPF) pour les PM₁₀ en 1996 : 80 µg/m³ pour une exposition de 24 heures et 30 µg/m³ pour une exposition chronique annuelle¹⁸ (Gloennec et al., 2005). Les auteurs précisent qu'ils n'ont pas exploité les relations exposition-risque issues d'études de cohorte proposées par l'Organisation mondiale de la santé (OMS, 2000), car leur extrapolation à des particules industrielles n'apparaît pas justifiée. Contactés dans le cadre de ces travaux, les auteurs disent qu'ils ne mèneraient plus une évaluation quantitative à seuil, avec les valeurs limites du CSHPF, pour les particules si leur étude devait être actualisée et que l'extrapolation des relations exposition-risque leur paraît toujours délicate ;

¹⁷ Directive du Conseil n° 1999/30/CE du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant, remplacée depuis par la Directive 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe.

¹⁸ Ces valeurs ont été modifiées par l'avis du CSHPF du 12 mai 2006 relatif au projet de Directive européenne sur la qualité de l'air ambiant. Le CSHPF recommande une valeur limite journalière à 50 µg/m³ et une valeur limite annuelle à 20 µg/m³ pour les PM₁₀, ainsi qu'une valeur limite annuelle à 15 µg/m³ pour les PM_{2,5} (échéance 2010 dans les deux cas).

- Macleod et al. ont également suivi une **approche à seuil** pour les PM₁₀ dans le cadre des ERS de six centres de stockage de déchets ménagers et industriels (incluant des déchets dangereux) (Macleod et al., 2006). Ils ont utilisé les valeurs guides de qualité d'air ambiant fixées en 2000 par le DETR, *UK Department of Environment, Transport and the Regions* : 50 µg/m³ pour une exposition journalière et 40 µg/m³ pour une exposition chronique annuelle ;
- au Canada, l'évaluation des risques sanitaires liés à l'incinération et au stockage de déchets non dangereux, réalisée par l'État de l'Ontario, considère spécifiquement les PM₁₀ (Ontario, 1999). La valeur de 50 µg/m³ proposée par la base de données HEAST (*Health Effects Assessment Summary Tables*) est utilisée comme VTR **à seuil** pour les expositions chroniques par inhalation.

En revanche :

- la Société française de santé publique propose une **approche sans seuil** pour les particules dans son expertise sur l'incinération (SFSP, 1999). Cette approche a été reprise par Nerrière et Zmirou pour les particules émises par une UIOM, assimilées à des PM_{2,5} en première approche (Nerrière et Zmirou, 2001). Elle est basée sur les résultats des études épidémiologiques de référence de Pope et Brunekreef. Ce dernier a déterminé que la réduction de l'espérance de vie qui résulte d'une exposition excédant de 10 µg/m³ celle d'une population respirant un air moins pollué en particules fines, est de 1,11 année pour la population adulte masculine des Pays-Bas, à l'issue de 15 ans d'exposition (Brunekreef, 1997). Ainsi, dans les évaluations de risques sanitaires citées précédemment, la perte d'espérance de vie liée à une exposition par inhalation pendant 15 ans aux particules émises par l'incinérateur a été estimée à partir de l'augmentation de la concentration modélisée en particules dans l'air ambiant attribuable à l'incinérateur ;
- l'École nationale de la santé publique, dans sa revue bibliographique réalisée en 2002 pour la FNADE et le Ministère de l'écologie et du développement durable, sur les risques non microbiologiques associés au compostage de déchets, présente les **relations exposition-risque** de l'OMS pour les PM₁₀ et PM_{2,5} dans son recensement des relations dose-réponse des agents dangereux à considérer pour ce secteur d'activités (ENSP, 2002) ;
- Batterman, dans son document de cadrage réalisé pour l'OMS en 2004, relatif à l'évaluation de l'impact sanitaire lié aux incinérateurs de déchets médicaux de petite capacité, évoque l'utilisation de **relations exposition-risque** pour les particules, sans pour autant faire de recommandations précises sur celles qui pourraient être utilisées (Batterman, 2004) ;
- enfin, le DEFRA (*UK Department for Environment, Food and Rural Affairs*), dans son expertise de 2004 sur l'impact sanitaire et environnemental des filières de traitement des déchets ménagers et assimilés, utilise les **relations exposition-risque** du COMEAP (*UK Committee on the Medical Effects of Air Pollutants*) pour les PM₁₀ et PM_{2,5} émises par les installations d'incinération. L'extrapolation à des particules de l'incinération de ces risques relatifs issus des études de séries temporelles menées pour la pollution atmosphérique urbaine est considérée fragile, mais néanmoins acceptable par le COMEAP.

En résumé, on retient de cette revue bibliographique que les approches sont très hétérogènes quel que soit le secteur étudié et qu'il ne semble pas y avoir de consensus à ce jour sur l'approche, à seuil ou sans seuil, à retenir préférentiellement pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux particules émises par les installations d'incinération, de stockage et de compostage de déchets.

Remarque relative aux valeurs guides de l'OMS :

L'OMS a révisé ses valeurs guides de qualité de l'air en 2005 et propose désormais des valeurs pour les PM₁₀ et PM_{2,5} (cf. Tableau 19), que l'on pourrait utiliser pour les évaluations quantitatives des risques sanitaires. En effet, un certain nombre de valeurs guides de l'OMS, tant pour l'air que pour l'eau, sont exclusivement basées sur des critères sanitaires (dérivation de NOAEL ou LOAEL, résultats d'études épidémiologiques chez les travailleurs extrapolés à la population générale) et sont considérées comme pouvant être utilisées comme des VTR. Pour les particules, ce n'est pas le cas et l'OMS considère elle-même qu'il s'agit de *valeurs de gestion*. L'Observatoire des pratiques en évaluation de risques sanitaires dans les études d'impact (OPERSEI) se penche sur la question des VTR à utiliser pour les particules. Si à ce jour, aucun positionnement national n'a été défini, il a cependant été plus ou moins acté que les valeurs guides de l'OMS pour les particules ne pouvaient être assimilées à des VTR en l'état actuel des connaissances.

Tableau 19 : Valeurs guides de qualité de l'air de l'OMS pour les PM₁₀ et PM_{2,5}

	PM _{2,5}	PM ₁₀
Exposition aiguë (24 heures)	25 µg/m ³	50 µg/m ³
Exposition chronique (plus d'un an)	10 µg/m ³	20 µg/m ³

L'OMS estime qu'en l'état actuel des connaissances, on ne peut établir de valeurs seuils de concentrations dans l'air ambiant en deçà desquelles l'ensemble de la population serait protégé des effets sur la santé de la pollution particulaire. Des troubles sanitaires ont été rapportés jusqu'à de faibles concentrations en PM_{2,5}, de l'ordre de 3 à 5 µg/m³, voisines du bruit de fond éloigné de toute source, aux Etats-Unis et en Europe. Compte tenu de la variabilité inter-individuelle aussi bien dans l'exposition et que concernant la réponse sanitaire, il apparaît peu probable qu'une valeur limite à seuil puisse garantir la protection de tous les individus vis-à-vis de tous les effets toxicologiques suspectés des particules.

Par ailleurs, l'OMS s'interroge sur l'indicateur de la pollution particulaire le plus pertinent. La grande majorité des études épidémiologiques se sont basées sur des mesures en PM₁₀. Cet indicateur inclut les modes grossier et fin, dont la composition respective peut varier significativement selon la zone géographique, la météorologie et les sources de particules. C'est plutôt la fraction PM_{2,5}, provenant des sources de combustion, qui est considérée comme contribuant aux effets sanitaires. Même si peu d'études épidémiologiques ont visé à comparer la toxicité des particules issues des combustibles fossiles et celle des particules de combustion de bois et biomasse, des effets similaires ont néanmoins été rapportés dans un grand nombre de villes que ce soit dans les pays industrialisés ou en voie de développement. Dans ces derniers, les expositions domestiques aux particules liées aux combustibles solides issus de la biomasse sont en effet particulièrement élevées et nocives pour la santé des enfants et des femmes notamment, dont le temps quotidien passé près du foyer est important (WHO, 2002). L'OMS considère que les valeurs limites de qualité de l'air qu'elles proposent s'appliquent également à ces situations et pense qu'il est raisonnable de considérer que les effets des PM_{2,5} sont identiques quelles qu'en soient les sources d'émission.

Au bilan, en l'état actuel des connaissances, l'OMS estime que PM₁₀ et PM_{2,5} sont tous deux les traceurs à considérer et que pour chacun d'eux, des valeurs guides protégeant des effets à court terme d'une part, et des effets à long terme d'autre part, sont utiles.

S'agissant des effets sanitaires à long terme des PM_{2,5}, l'OMS considère que les vastes études épidémiologiques américaines (*American Cancer Society* et *Havard Six Cities* notamment) montrent des associations robustes entre les expositions à long terme aux PM_{2,5} par inhalation et la mortalité, qu'elle soit toute cause, cardiovasculaire ou par cancer du poumon. L'OMS s'appuie donc exclusivement sur ces résultats pour proposer ces valeurs guides. Pour information, la moyenne des concentrations atmosphériques en PM_{2,5} sur le long terme est respectivement égale à 20 µg/m³ (9,0 - 33,5 µg/m³) et à 18 µg/m³ (11,0 - 29,6 µg/m³).

Dans l'ACS, l'incertitude statistique pour la mise en évidence d'un risque sanitaire devient importante vers 13 µg/m³ (donc les résultats non conclusifs). En deçà de cette valeur, les intervalles de confiance sont plus étendus du fait d'un éloignement à la valeur moyenne. Dans l'étude des *6-Cities*, les risques apparaissent dans les villes où la concentration atmosphérique moyenne en PM_{2,5} sur le long terme est de l'ordre de 11 à 12,5 µg/m³. Une augmentation du risque est ensuite observée pour une concentration moyenne en PM_{2,5} sur le long terme égale à 14,9 µg/m³ indiquant au bilan des effets probables dans la fourchette 11 - 15 µg/m³. Ainsi, l'OMS juge qu'une concentration moyenne annuelle de 10 µg/m³ est inférieure aux niveaux de concentration les plus bas pour lesquels des effets sont décrits dans la littérature scientifique. L'OMS précise que cette valeur reste une valeur de gestion, dans la mesure où i) les effets sans seuil sont reconnus, ii) elle est jugée comme réaliste à atteindre dans les pays développés (techniquement et économiquement) et iii) elle permet de progresser en terme de réduction des effets sur la santé. Des valeurs intermédiaires (à 15, 25 et 35 µg/m³) sont proposées comme valeurs d'étape à viser pour les pays ayant plus de difficulté à atteindre la valeur de 10 µg/m³.

Pour fixer la valeur guide long terme des PM₁₀, l'OMS considère que le ratio PM₁₀/PM_{2,5} de 2 est recevable et utilisable pour extrapoler la valeur guide PM_{2,5}. Ce ratio est proche de ce qui est observé en moyenne dans l'air ambiant des zones urbaines dans les pays en voie de développement et il correspond à la fourchette haute de la gamme des ratios dans les zones urbaines des pays industrialisés. La valeur guide annuelle en PM₁₀ dans l'air est donc prise égale à 20 µg/m³.

S'agissant des effets sanitaires à court terme, les valeurs guides 24 heures sont fixées sur la base : 1) de valeurs limites moyennes annuelles respectées et égales à 10 µg/m³ pour les PM_{2,5} et 20 µg/m³ pour les PM₁₀, 2) de l'hypothèse que les fonctions de distribution des concentrations journalières (24h) de ces deux fractions granulométriques sont log-normales et 3) de trois dépassements journaliers autorisés au plus chaque année. La valeur limite 24h correspond alors au percentile 99 des valeurs de la distribution des concentrations journalières. Les valeurs guides de qualité d'air court terme (24 h) sont donc prises égales à 25 µg/m³ pour les PM_{2,5} et 50 µg/m³ pour les PM₁₀. Ces valeurs restent des valeurs de gestion.

De même que pour les valeurs long terme, des objectifs intermédiaires de valeurs guides 24h sont fixés pour les PM_{2,5} et PM₁₀, correspondant à une augmentation de la mortalité liée à des effets à court terme égale à 1,2 %, 2,5 % et 5 %. Les valeurs fixées s'appuient sur les résultats des études épidémiologiques (séries temporelles) européennes (Katsouyanni et al, 2001) et américaines (Samet et al, 2000), ainsi que des méta-analyses des études européennes et nord-américaines (Cohen et al, 2004) et asiatiques (HEI, 2004). L'OMS souligne d'ailleurs que les résultats de l'ensemble de ces études sont concordants : augmentation du risque de mortalité respiratoire de 0,5 % en moyenne pour une augmentation des concentrations en PM₁₀ de 10 µg/m³, qu'il s'agisse de pays industrialisés ou en voie de développement.

6.2 CAS DES BIOAEROSOLS

6.2.1 EFFETS SUR LA SANTE

Les agents microbiologiques, présents dans les ambiances des activités de traitement des déchets, peuvent agir sur l'homme selon deux modes, soit en entraînant une infection : dans ce cadre on peut retrouver des tableaux cliniques infectieux classiques (aspergillose, leptospirose, tuberculose, hépatite...), soit en induisant des réactions allergiques et/ou inflammatoires, toxiques voire cancérogènes/mutagènes (InVS, 2004) (cf. Tableau 20).

Ces effets mettent en jeu des mécanismes d'action complexes qui peuvent être isolés ou associés (Perdrix et al., 1997). Certains sont bien connus, d'autres sont encore l'objet de recherche.

Tableau 20 : Agents biologiques et effets associés

Type d'agent	Type d'effet
Bactéries	Infectieux, toxique
Actinomycètes	Allergique
Endotoxines	Toxique
Moisissures	Infectieux, allergique et toxique
Mycotoxines	Toxique

6.2.1.1 PATHOLOGIES RESPIRATOIRES DE TYPE INFLAMMATOIRE

Ce sont les broncho-pneumopathies chroniques obstructives (BPCO) et les fièvres d'inhalation.

Sous le terme **BPCO**, on regroupe la bronchite et l'emphysème, caractérisés par l'existence d'un trouble ventilatoire obstructif permanent.

Le **choc toxique par surcharge en particules organiques** (*Organic Dust Toxic Syndrom* ou ODTS) regroupe tous les cas de mycotoxicoses pulmonaires, allant du poumon du fermier avec précipitines négatives, aux fièvres d'inhalation, en passant par les fièvres des travailleurs du textile. L'ODTS est observé dans un délai de 4 à 6 heures, après une exposition très importante à des poussières organiques (diamètre < 5 µm). La présence d'endotoxines, ainsi que celle de champignons tels que *Aspergillus* semblent largement associées à cette pathologie. Il s'agit d'un mécanisme non-allergique lié aux propriétés pro-inflammatoires des toxines. Il s'observe surtout chez le personnel nouvellement embauché ou à la reprise du travail, après un congé par exemple. L'évolution est habituellement bénigne même si les récurrences sont fréquentes.

6.2.1.2 SYMPTOMATOLOGIE CHRONIQUE LIEE AUX ENDOTOXINES

Une exposition répétée aux endotoxines peut entraîner une fatigue inexplicée, des symptômes digestifs (nausée, vomissements, diarrhée...) et des maux de tête. Ces symptômes disparaissent au bout de 24 heures. Les endotoxines sont impliquées dans d'autres pathologies. Ainsi, les endotoxines présentes dans les poussières pourraient exacerber les réactions inflammatoires de l'asthme.

6.2.1.3 PATHOLOGIES RESPIRATOIRES D'ORIGINE ALLERGIQUE

L'allergie est définie comme la capacité d'un individu à réagir de manière exacerbée à chaque nouveau contact avec un antigène.

La pneumonie d'hypersensibilité (ou alvéolite allergique extrinsèque) est une maladie immunologique survenant après inhalation d'antigènes environnementaux. Les expositions professionnelles sont les plus fréquentes, associant des milieux de travail chauds et humides, dans des endroits clos et poussiéreux. Elle est essentiellement liée à l'inhalation chronique d'actinomyètes thermophiles et de champignons mycromycètes (*Aspergillus*, *Penicillium*...), mais d'autres microorganismes peuvent être en cause. Les formes de pneumopathies d'hypersensibilité peuvent être aiguës ou subaiguës. Elles se traduisent alors par un tableau pseudo-grippal évoluant plus ou moins brutalement vers une insuffisance respiratoire. Dans ces deux cas, les troubles disparaissent en général si l'exposition cesse. A chaque nouvelle exposition, de plus en plus faible, les symptômes peuvent réapparaître et évoluer vers une atteinte pulmonaire irréversible.

La forme chronique surviendrait surtout chez les sujets continuellement exposés à de petites doses de façon régulière. Pour un pourcentage non négligeable de cas, elle évolue progressivement en associant de la toux, et une dyspnée sans épisodes aigus ou subaigus.

Les asthmes professionnels sont définis comme des asthmes induits de façon spécifique par l'exposition répétée à des agents présents dans le milieu professionnel. Plus de 400 agents différents ont été rapportés comme cause possible de l'asthme professionnel et de nouvelles étiologies ne cessent d'apparaître. Les moisissures et les champignons sont les principaux agents microbiologiques incriminés.

6.2.1.4 PATHOLOGIES LIEES AUX MYCOTOXINES

Les mycotoxines, issues du métabolisme secondaire des moisissures, ont un effet toxique voire cancérigène chez l'homme. Les mycotoxines aéroportées sont solubles dans l'eau pulmonaire des alvéoles et passent dans la circulation. Leur action est non infectieuse et non contagieuse, avec des troubles généraux plus ou moins spécifiques des organes.

6.2.2 EXPOSITION DES POPULATIONS

6.2.2.1 CONCENTRATIONS NATURELLES DANS L'ENVIRONNEMENT

Les concentrations en bactéries totales et en champignons de l'environnement extérieur hors zone d'influence des sites de traitement des déchets rapportées dans la littérature varient de 200 UFC/m³ (Deloraine, 2002) à 10³ UFC/m³ (Danneberg, 1997 ; Reinthaler, 1999 ; Folmsbee, 1999 ; Hryhorczuk, 2001 ; Hours 2001 ; Recer, 2001 ; Deloraine, 2002 ; Shelton, 2002 ; Sanchez-Monedero, 2003 ; Sanchez-Monedero, 2005 ; Fracchia, 2006).

Le bruit de fond moyen en endotoxines totales varie entre 0,3 et 4,4 UE/m³ en zone urbaine, entre 1,3 et 30 UE/m³ en zone industrielle en amont des vents et une valeur moyenne de 0,4 UE/m³ est rapportée pour des environnements naturels (Déléry, 2007).

6.2.2.2 INCINERATION

Les études d'exposition des travailleurs aux bioaérosols (bactéries, champignons et endotoxines) émis par les installations d'incinération sont rares (seules 4 études dont 2 françaises sont rapportées dans la littérature, voir chapitre 3.4). Les zones de déchargement sont les plus exposées. Les endotoxines sont très peu étudiées.

Aucune étude concernant l'exposition de la population générale aux bioaérosols et riveraine d'installation d'incinération n'a été retrouvée dans la littérature.

6.2.2.3 STOCKAGE

6.2.2.3.1 EXPOSITION DES TRAVAILLEURS

Il existe très peu de données d'exposition chez les travailleurs pour ce type d'activité.

L'étude RECORD (Hours, 2003) avait retrouvé 5 études dans la littérature dont une seule étude française (Hours et Perrodin, 2000). La recherche bibliographique complémentaire a permis de trouver trois études polonaises publiées depuis. Elles sont présentées ci-après.

L'exposition individuelle de travailleurs de trois sites de stockage a été étudiée en Pologne dans la région de Lodz (Krajewski, Tarkowski et al. 2002). Un échantillonnage stationnaire a également été réalisé. Les concentrations dans l'air ont été déterminées pour les poussières organiques, les bactéries viables (mésophiles et thermophiles), les champignons et les endotoxines. Les résultats indiquent des concentrations moyennes en poussières comprises entre 0,3 et 0,9 mg/m³ selon le poste de travail, d'environ 10⁵ UFC/m³ pour les bactéries, 10¹ à 10³ UFC/m³ pour les champignons et 40 ng/m³ pour les endotoxines.

La qualité d'air de bureaux de deux centres de stockage a été étudiée en Pologne (Lis 2004). Les concentrations en bactéries et champignons ont été mesurées et les souches isolées ont été identifiées. Les concentrations bactériennes étaient comprises entre 1.10³ et 7,2.10⁴ UFC/m³ dans l'air intérieur et entre 70 et 4.10⁴ UFC/m³ à l'extérieur. Les concentrations correspondantes en champignons étaient comprises entre 2,3.10² et 7,3.10⁴ UFC/m³ dans l'air intérieur et entre 200 et 1,2.10⁴ UFC/m³ à l'extérieur. Les niveaux de concentrations variaient avec la saison (plus élevé en été qu'en hiver). Les espèces bactériennes retrouvées dans l'air intérieur appartiennent principalement aux genres suivants : *Micrococcus* spp., *Pseudomonas* spp., *Kocuria* spp., *Acinetobacter* spp. et *Staphylococcus* spp. Environ 15 espèces de champignons ont été identifiées. La composition de la mycoflore de l'air intérieur était comparable à celle de l'air extérieur.

Enfin, l'étude de la qualité de l'air sur et à proximité d'un centre de stockage polonais (Malecka-Adamowicz, Kauanowska et al. 2007) a mis en évidence sur le site des niveaux de concentrations en bactéries et champignons de 10³ UFC/m³ et 10² UFC/m³ en actinomycètes. Une plus grande concentration en bactéries a été retrouvée dans l'air pendant l'été et l'automne. Les auteurs ont également mesuré une concentration moyenne de 100 UFC/m³ en staphylocoques.

6.2.2.3.2 EXPOSITION DES POPULATIONS RIVERAINES

Les concentrations dans l'environnement sous influence des sites de stockage sont peu étudiées (Reinthal, 1999 ; Hours et Perrodin, 2000 ; Malecka-Adamowicz et al. 2007). En général, elles sont assez faibles en ce qui concerne les bactéries (du même ordre de grandeur que celles retrouvées dans l'air extérieur). Par ailleurs, des pics de pollution fongique ont pu être observés au moment de l'arrivée et du déchargement des camions. En plus de la présence des *Penicillium* et *Aspergillus*, des levures en quantité importante ont été mises en évidence sur l'un des deux sites français étudiés (Hours et Perrodin, 2000).

Le Tableau 21 présente une synthèse des valeurs disponibles pour caractériser l'exposition des riverains d'installations de stockage d'OM.

Tableau 21 : Concentrations en agents biologiques mesurées dans l'environnement des riverains d'installations de stockage

Source	Reinthal, 1999	Hours et Perrodin 2000	(Malecka-Adamowicz, Kauanowska et al. 2007)
Bactéries totales (UFC/m³)	35-2 700 (médiane 280) 450 m	< 200 (100-400 m)	220-2 750 (100 m aval) 500-980 (200 m aval) 200-1 150 (300 m aval)
Champignons (UFC/m³)	500-4 100 (médiane 1400) 450 m	500-1 300 : site 1 (100 m) 722 : site 2 (85 m, <i>Aspergillus fumigatus</i>)	120-5 010 (100 m aval) 35-4 550 (200 m aval) 50-4 200 (300 m aval)

En résumé, l'activité de stockage est insuffisamment étudiée en ce qui concerne la caractérisation et la métrologie microbiologique. En l'état des connaissances actuelles, l'activité de stockage ne semble pas augmenter de manière significative les concentrations en bioaérosols dans l'air inhalé par les riverains des installations. Les concentrations mesurées dans l'environnement sous influence des sites sont en général assez faibles et du même ordre de grandeur que celles retrouvées dans l'air extérieur.

6.2.2.4 COMPOSTAGE

L'aérosolisation des microorganismes à partir du compost expose les salariés travaillant à proximité et potentiellement les populations avoisinantes en cas de dispersion dans l'air (site ouvert).

Les microorganismes se répartissent en fonction de leur nature et de la voie d'exposition induisant une pathologie :

- les agents biologiques liés à la matière première entrant en compostage et pathogènes lors de leur ingestion disparaissent normalement dans un procédé bien conduit. Peu d'études se sont intéressées à leur concentration dans l'air des sites de compostage ;
- les agents biologiques et leurs produits se développant au cours du procédé du compostage et pathogènes par inhalation forment le cœur de la problématique « bioaérosols et compostage ».

6.2.2.4.1 EXPOSITION DES TRAVAILLEURS

Les travailleurs exposés sont :

- ceux sur site : conducteurs des chargeuses, mélangeurs/retourneurs, broyeurs, cribles ;
- ceux qui sont de manière intermittente sur site : conducteurs des véhicules amenant les déchets ;
- ceux qui travaillent à proximité du site.

Les données disponibles sur l'exposition des travailleurs aux bioaérosols associés à des postes particuliers de l'activité de compostage sont limitées. L'exposition professionnelle par mesure individuelle est rarement étudiée.

De fortes concentrations en bactéries et champignons sont mesurées sur la plupart des sites principalement pendant les opérations générant des poussières organiques (broyage, retournement et criblage).

Une revue de la littérature (Swan, Kelsey et al. 2003) conclut que les travailleurs sont exposés à des concentrations 10 à 1 000 fois supérieures à celles retrouvées dans l'air ambiant hors influence :

- bactéries : $10^2 - 10^8$ UFC/m³ (dont Gram négatif : $10^2 - 10^6$ UFC/m³ et actinomycètes 10^1-10^4 UFC/m³) ;
- champignons : $10^2 - 10^5$ UFC/m³ (dont *Aspergillus fumigatus* 10^1-10^3 UFC/m³).

Concernant le cas particulier du compostage de boues, les concentrations moyennes retrouvées dans la littérature sont de l'ordre de 10^4 UFC/m³ pour les bactéries totales, $10^2 - 10^5$ UFC/m³ pour les bactéries Gram négatives, 10^3 UFC/m³ pour les champignons totaux, $10^2 - 10^6$ UFC/m³ pour *A. fumigatus* et $10^2 - 10^3$ UE/m³ pour les endotoxines (De Lentdecker, 2006).

L'exposition des utilisateurs de composts a été étudiée dans une étude récente. Bien que ne faisant pas explicitement l'objet de cette étude, les principaux résultats sont présentés ci-dessous pour information.

L'exposition de paysagistes aux bioaérosols générés par les composts a fait l'objet d'une étude récente (Pinet, Boiron et al. 2006). Des comptages de particules, des cultures de microorganismes (champignons, bactéries mésophiles et actinomycètes thermophiles) et d'ergostérol (indicateur de la biomasse fongique) ont été réalisés. Les concentrations dans l'air lors de l'utilisation de composts allaient du seuil de quantification (3.10^2 UFC/m³) à 2.10^5 UFC/m³, les concentrations bactériennes de 7.10^2 à 5.10^5 UFC/m³ et les concentrations en actinomycètes du seuil de quantification (3.10^2 UFC/m³) à 4.10^5 UFC/m³. Les champignons reconnus pathogènes et majoritairement retrouvés dans les composts et dans l'air étaient *Paecilomyces variotii*, *Aspergillus fumigatus*, *Emericella* spp., *Absidia corymbifera* et *Cladosporim* spp.. Des pics de concentrations en particules ont été observés lors des opérations de déchargement. Les particules produites sont majoritairement représentées par la fraction alvéolaire. La manipulation de composts frais de déchets verts et de biodéchets industriels et agricoles engendre une contamination aérienne plus importante que celle des composts mûrs.

6.2.2.4.2 EXPOSITION DES POPULATIONS RIVERAINES

L'approche de l'exposition de la population riveraine d'installations de compostage a fait l'objet de quelques études.

Les résultats disponibles montrent qu'en général, au-delà de 200 à 250 m, les bioaérosols émis par les sites ne sont plus différenciables du bruit de fond dans l'air (Swan, Kelsey et al. 2003).

Toutefois, quelques études expérimentales et modélisations de la dispersion montrent que cette distance peut être dépassée dans certaines situations atmosphériques mais il n'y a actuellement pas de preuves mettant en évidence de potentiels effets sur la santé des riverains au-delà de cette distance (Swan, Kelsey et al. 2003). La zone d'influence d'un centre de compostage de boues a ainsi été estimée à 1500-1800 m du site (Chiang, 2003).

Tableau 22 : Concentrations en bioaérosols dans l'environnement proche d'installations de compostage (d'après De Lentdecker, 2006) ; distances comprises entre < 200 et 500 m

Agents	Concentrations à distance des sites de compostage	Référence
Bactéries totales viables (UFC/m ³)	10 ² -10 ⁵	Danneberg et al., 1997 Lavoie, 1997 Reinthaler, 1999 Folmsbee et Strevett, 1999 Hryhorczuk, 2001 Wheeler et al., 2001 Chiang et al., 2003 Herr, 2003 Sanchez-Monedero 2005
Bactéries Gram négatives (UFC/m ³)	0-10 ⁴	Heida, 1995 Danneberg et al., 1997 Lavoie, 1997 Folmsbee et Strevett, 1999 Wheeler et al., 2001
Actinomycètes (UFC/m ³)	0 – 10 ⁵	Folmsbee et Strevett, 1999 Herr, 2003 Tolvanen, 2005
Champignons viables (UFC/m ³)	10 – 10 ⁵	Heida, 1995 Danneberg et al., 1997 Lavoie, 1997 Folmsbee et Strevett, 1999 Hryhorczuk, 2001 Recer et al., 2001 Herr, 2003 Sanchez-Monedero 2005
<i>Aspergillus fumigatus</i> (UFC/m ³)	0 - 10 ³	Danneberg et al., 1997 Lavoie, 1997 Browne et al., 2001 Hryhorczuk, 2001 Recer et al., 2001 Chiang et al., 2003
Endotoxines (UE/m ³)	1-2	Danneberg et al., 1997 Hryhorczuk, 2001 Morey, Hoffman, 2003

6.2.3 OBJECTIVATION DES RISQUES SANITAIRES D'ORIGINE BIOLOGIQUE LIES AUX ACTIVITES DE TRAITEMENT DES DECHETS

6.2.3.1 INCINERATION

Aucune étude scientifique n'est disponible concernant le lien entre exposition aux bioaérosols émis par des installations d'incinération et effets sanitaires chez les travailleurs. L'étude RECORD (Hours, 2003) fait état d'études cliniques ou épidémiologiques mettant en évidence les mêmes types de troubles symptomatiques respiratoires ou signes d'irritation cutanée chez les travailleurs d'installations d'incinération et ceux d'autres activités de traitement de déchets. Les symptômes digestifs n'ont pas été observés dans l'étude française (Hours, 1998).

6.2.3.2 STOCKAGE

Les études cliniques ou épidémiologiques concernant les risques biologiques pour les travailleurs des installations de stockage de déchets sont peu nombreuses et leur interprétation limitée (petits effectifs de salariés, biais du « travailleur sain »...) (InVS, 2004).

Les symptômes observés sont du même type que ceux décrits chez les travailleurs des autres étapes du traitement des déchets ménagers (plaintes respiratoires, oculaires ou cutanées).

Aucun cas clinique de pathologie respiratoire aiguë n'a été publié pour cette activité. La relation entre exposition aux microorganismes et les troubles respiratoires observés n'est pas à ce jour établie en raison de l'absence d'investigation spécifique. La symptomatologie digestive est peu observée.

Les risques sanitaires d'origine biologique pour les riverains d'installations de stockage n'ont pas été étudiés.

6.2.3.3 COMPOSTAGE

6.2.3.3.1 TRAVAILLEURS

Le croisement des données de la littérature (Deloraine, 2002 ; Swan, 2003 ; François, 2005) met en évidence 9 cas cliniques recensés entre 1984 et 2000 chez des travailleurs de sites ou des manipulateurs de compost. Il s'agit :

- de pneumopathies d'hypersensibilité (bronchoalvéolite allergique extrinsèque ou BAAE) ;
- de syndrome toxique de la poussières organique (ODTS) ;
- d'aspergillose.

Quinze études épidémiologiques ont été conduites chez les travailleurs du compostage (Deloraine, 2002 ; Swan, 2003 ; François, 2005). Différents symptômes cliniques ont été recensés :

- irritations des voies aériennes supérieures et des yeux ;
- maux de tête, fièvre ;
- syndrômes gastro-intestinaux ;
- atteintes cutanées.

La dernière en date (Bunger, 2007) est une étude épidémiologique longitudinale destinée à évaluer les effets (symptômes respiratoires) résultant d'une exposition chronique de professionnels de 41 centres de compostage en Allemagne, exposés pendant 5 ans aux poussières organiques. L'évaluation a consisté en un questionnaire standardisé, un examen clinique et des mesures spirométriques. Des mesures ont été réalisées au niveau de 6 centres de compostage (poussières alvéolaires, microorganismes cultivables et endotoxines). Une première évaluation a été réalisée auprès de 128 travailleurs et 48 témoins. Les mesures d'exposition indiquent des concentrations élevées en actinomycètes (thermotolérants et thermophiles) et aux champignons sur les sites de compostage pour des concentrations en poussières ne dépassant pas 1 mg/m³. La médiane des concentrations en endotoxines est de 16 ng/m³ (0,8 –34 ng/m³) avec une concentration maximale de 304 ng/m³ mesurée sur un poste de déchiquetage. Une prévalence significativement supérieure d'irritation des muqueuses oculaires et des voies respiratoires supérieures est rapportée par les travailleurs par rapport aux témoins. Des cas de conjonctivite ont été plus fréquemment diagnostiqués

chez les travailleurs. Le VEMS (volume expiratoire maximal par seconde) des travailleurs sans habitude tabagique déclinait significativement (-5,4 %) pendant la période d'observation en comparaison avec les contrôles. Une augmentation significative du nombre de travailleurs souffrant de bronchite chronique a été observée (RR = 1,41 ; IC_{95%} = 1,28-1,55). Des alvéolites allergiques ont été diagnostiquées chez 2 travailleurs. Les auteurs concluent que l'exposition aux poussières organiques sur les centres de compostage est associée à des effets respiratoires aigus et chroniques, incluant des irritations des muqueuses, des bronchites chroniques et un déclin accéléré du volume expiratoire.

La connaissance des risques sanitaires liés au compostage de déchets pour les travailleurs reste très limitée (puissance statistique faible des études, défaut de prise en compte de certains facteurs de confusion, effet du travailleur sain...). Globalement, peu d'information est disponible en dehors d'un excès de symptômes respiratoires ORL, digestifs ou cutanés chez les sujets exposés. Ces symptômes semblent liés à des désordres immuno-allergiques ou toxiques. Les études observant un lien avec les expositions aux agents biologiques sont moins nombreuses et ne rapportent pas de relation dose-effet (François, 2005).

Les mesures d'exposition individuelle restent peu nombreuses et cela nuit à l'évaluation de l'exposition réelle des travailleurs. Dans une revue de la littérature récente, Schlosser (2007) considère que cette exposition est vraisemblablement responsable d'un excès de symptômes temporaires d'irritation des muqueuses respiratoires et conjonctives mais que les données disponibles sont insuffisantes concernant le risque de maladies allergiques et celui d'une altération de la fonction respiratoire à long terme. Le risque d'infection grave à moisissures, notamment les aspergilloses pulmonaires, est quasi nul. Les niveaux élevés de concentrations en bioaérosols mesurés en plateforme de compostage, seraient compatibles avec la survenue de maladies allergiques et de manifestations inflammatoires observées dans d'autres secteurs professionnels (Schlosser, 2007).

6.2.3.3.2 POPULATION GENERALE

Les données permettant de caractériser les risques sanitaires pour les populations riveraines d'activités de compostage sont quasiment absentes. Seules trois études sont disponibles :

- Cobb et al. (1995) : enquête par questionnaire et évaluation clinique auprès de 100 riverains et 75 contrôles ; pas de différences significatives mises en évidence entre population exposée et témoins ;
- Browne et al. (2001) : étude des symptômes rapportés par 63 riverains et 82 contrôles ; pas d'association entre présence d'*Aspergillus fumigatus* et l'augmentation de symptômes respiratoires de type irritations ;
- Herr (2003) : enquête par questionnaire ; excès de signes irritatifs pour les populations vivant entre 150 et 200 m du site (réveil à cause d'une toux, bronchite, fatigue excessive).

En conclusion, les données disponibles ne mettent pas en évidence de preuves d'effets sanitaires spécifiques. Il existe un risque théorique d'ordre allergique chez des sujets immunodéprimés.

6.2.4 DONNEES DISPONIBLES POUR UNE EVALUATION DES RISQUES

Actuellement, il n'existe pas de valeurs limites d'exposition professionnelle (ACGIH, 2007) ou de valeurs guides pour l'air intérieur (OMS, 2006) reconnues nationalement ou internationalement pour évaluer les risques biologiques dus aux bioaérosols.

L'ACGIH (*American Conference of Governmental Industrial Hygienists*) donne les raisons suivantes :

- les bioaérosols cultivables totaux sont des mélanges complexes de particules d'origine microbienne, animale et végétale ;
- les effets sur la santé humaine des bioaérosols sont variés en fonction du bioaérosol spécifique impliqué et de la sensibilité de l'individu. Par conséquent, une limite d'exposition appropriée pour un bioaérosol pourrait ne pas l'être pour un autre ;
- les différentes méthodes d'échantillonnage et d'analyse des bioaérosols qui existent actuellement peuvent déboucher sur des estimations de concentrations en agents biologiques différentes ;
- les informations établissant le lien entre les agents biologiques cultivables et les effets sur la santé sont généralement insuffisantes pour décrire les relations dose-réponse ;
- pour les biocontaminants (endotoxines, mycotoxines...), les preuves ne sont pas actuellement jugées suffisantes pour établir des valeurs limites d'exposition.

Des valeurs guides sont par ailleurs proposées par différents auteurs (Rao, 1996 ;Swan, 2003). Elles sont valables pour des situations relativement bien délimitées incluant des conditions spécifiques d'échantillonnage et d'analyse.

Au Royaume-Uni, l'Agence de Protection de l'Environnement a choisi la valeur de 10^3 UFC/m³ en bactéries et en champignons totaux et 300 UFC/m³ en bactéries à Gram négatif comme limites d'exposition pour l'activité de compostage (EPA, 2007).

Cas particulier des endotoxines

Des valeurs-guides pour les endotoxines environnementales ont été proposées par le comité « poussières organiques » de la Commission Internationale de Santé au Travail (ICOH) (Rylander, 1997) :

- 200 ng/m³ pour le syndrome toxique des poussières organiques (ODTS) ;
- 100 ng/m³ pour les effets systémiques ;
- 10 ng/m³ pour les signes d'inflammation des voies aériennes.

Comme les effets des endotoxines sur la santé varient selon le type d'endotoxines et la présence d'autres facteurs, des valeurs limites d'exposition spécifiques d'un environnement donné devraient être requises.

Aux Pays-Bas, le DECOS (*Dutch Expert Committee on Occupational Standards*) a proposé en 1998 (DECOS, 1998) la valeur limite d'exposition professionnelle de 50 UE/m³ (environ 5 ng/m³) sur la base d'une exposition moyenne pondérée sur 8 heures. Dans la littérature, les niveaux d'exposition n'entraînant pas d'effet par inhalation d'endotoxines sont compris entre 9 et 170 ng/m³ ; le NOAEL de 9 ng/m³, basé sur des effets respiratoires aigus observés dans une étude sur la population générale ayant été exposée à des endotoxines provenant de poussières de coton, a été retenu ; un facteur de sécurité de 2 a été appliqué pour prendre en compte la sensibilité des travailleurs et le fait que les endotoxines peuvent avoir des effets pulmonaires chroniques à des concentrations inférieures à celles entraînant des effets aigus (Heederick et Douwes, 1997). Cette valeur a été modifiée en 2001 à 200 UE/m³ pour prendre en compte des considérations économiques dans le milieu agricole ; la valeur limite a été retirée mi-2003 (Martinez, Rao et al. 2004).

Au Canada, la valeur guide recommandée en milieu de travail qui est indiquée dans un rapport récent (Lavoie, Beaudet et al. 2006) est comprise entre 50 et 300 UE/m³ pour une concentration en poussières totales de 10 mg/m³.

En attendant de nouvelles données, l'ACGIH recommande la mise en œuvre de la démarche d'évaluation et de contrôle de l'exposition aux bioaérosols (ACGIH 1999). Elle recommande également de retenir les niveaux d'action relatifs suivants pour les endotoxines :

- en présence de symptômes respiratoires, un niveau d'action correspondant à 10 fois le niveau bruit de fond ;
- en l'absence de symptômes, un niveau d'action maximum correspondant à 30 fois le niveau bruit de fond.

6.3 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ASTEE, 2003. Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans le cadre de l'étude d'impact d'une UIOM, Association Scientifique et Technique de l'Eau et de l'Environnement.

http://www.sante.gouv.fr/htm/dossiers/etud_impact/52_ei.htm

ASTEE, 2005. Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans le cadre de l'étude d'impact d'une installation de stockage de déchets ménagers et assimilés, Association Scientifique et Technique de l'Eau et de l'Environnement. http://www.sante.gouv.fr/htm/dossiers/etud_impact/52_ei.htm

ASTEE, 2006. Guide pour l'évaluation du risque sanitaire de l'étude d'impact des installations de compostage soumises à autorisation, Association Scientifique et Technique de l'Eau et de l'Environnement. http://www.astee.org/publications/bibliographie/guide/guide_09/accueil.asp

Batterman S, 2004. Findings on an assessment of small-scale incinerators for health-care waste. Water, Sanitation and Health, Protection of the Human Environment, World Health Organization, Geneva, 2004. WHO/SDE/WSH/04.07

- Boudet C, Zmirou D, Laffond M, Balducci F, Benoit-Guyod JL. Health risk assessment of a modern municipal waste incinerator. *Risk Analysis* 1999; 19(6): 1215-1222.
- Brunekreef B., 1997. Air pollution and life expectancy: is there an association? *Occup Environ Med*, 1997, 54: 781-784
- Cangialosi F, Intini G, Liberti L et al. Health risk assessment of air emissions from a municipal solid waste incineration plant – A case study. *Waste Management* 2007; in press.
- CPP, 2004. Avis relatif aux usines d'incinération d'ordures ménagères, Comité de la Prévention et de la Précaution, Ministère de l'écologie et du développement durable. <http://www.ecologie.gouv.fr>
- DEFRA, 2004. Review of environmental and health effects of waste management: municipal solid waste and similar wastes. Department for Environment, Food and Rural Affairs. <http://www.defra.gov.uk/environment/waste/research/health/index.htm>
- ENSP, 2002. Les risques non microbiologiques associés au compostage de déchets, Pièce N°2, version du 19 août 2002. Étude FNADE / MEDD réalisée par l'École nationale de la santé publique.
- Glennec P, Zmirou D, Barda D. Public health benefits of compliance with current EU emissions standards for municipal waste incinerators: A health risk assessment with the CalTox multimedia exposure model. *Environment International* 2005; 31(5): 693-701.
- IEH, 1997. IEH report on Health Effects of Waste Combustion Products. Medical Research Council, Institute for Environment and Health. <http://www.silsoe.cranfield.ac.uk/ieh/pdf/r7.pdf>
- INSERM, 2000. Dioxines dans l'environnement Quels risques pour la santé ? Expertise Collective, Institut national de la santé et la recherche médicale. ISBN 2 85598-784-9
- InvS, 2003a. Incinérateurs et santé. Recommandations concernant les études épidémiologiques visant à améliorer la connaissance sur les impacts sanitaires des incinérateurs. Institut de veille sanitaire http://www.invs.sante.fr/publications/2003/incinerateurs_2/recommandations_incinerateurs.pdf
- InvS, 2003b. Incinérateurs et santé. Guide pour la conduite à tenir lors d'une demande locale d'investigations sanitaires autour d'un incinérateur d'ordures ménagères, Institut de veille sanitaire. http://www.invs.sante.fr/publications/2003/incinerateurs/guide_incinerateurs.pdf
- InVS, 2006. Étude d'imprégnation par les dioxines des populations vivant à proximité d'usines d'incinération d'ordures ménagères, Synthèse des résultats novembre 2006. Institut de veille sanitaire. http://www.invs.sante.fr/publications/2006/etude_impregnation_dioxine/etude_impregnation_dioxines.pdf
- Karademir A. Health risk assessment of PCDD/F emissions from a hazardous and medical waste incinerator in Turkey. *Environment International* 2004; 30(8): 1027-1038.
- Lee JT and Shy CM. Respiratory function as measured by peak expiratory flow rate and PM10: six communities study, *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1999; 9(4), 293-9.
- Lonati G, Cernuschi S, Giugliano M, Grosso M. Health risk analysis of PCDD/F emissions from MSW incineration: comparison of probabilistic and deterministic approaches. *Chemosphere* 2007; 67(9): S334-S343.
- Ma HW. Using stochastic risk assessment in setting information priorities for managing dioxin impact from a municipal waste incinerator. *Chemosphere* 2002; 48(10): 1035-1040.
- Macleod C, Duarte-Davidson R, Fisher B, Ng B, Willey D, Shi JP, et al. Modeling human exposures to air pollution control (APC) residues released from landfills in England and Wales. *Environment International* 2006; 32(4): 500-509.
- Marano F, Aubier M, Brochard P *et al.* Impacts des particules atmosphériques sur la santé : aspects toxicologiques. *Environnement, Risques & Santé*, 2004; 3(2): 87-96.
- Nerrière E et Zmirou D, 2001. Évaluation du risque pour la santé lié aux émissions atmosphériques des incinérateurs soumis aux nouvelles valeurs limites de l'Union européenne, Institut universitaire d'hygiène et de santé publique, Lettre de commande MATE 24/2001
- Nouwen J, Cornelis C, De Fre R, Wevers M, Viaene P, Mensink C, et al. Health risk assessment of dioxin emissions from municipal waste incinerators: the Neerlandquarter (Wilrijk, Belgium). *Chemosphere* 2001; 43(4-7): 909-923.

NRC, 2000. National Research Council, Waste Incineration and public health, Commission on Life Sciences, Board of environmental studies and toxicology, Committee on health effects of waste incineration, National Academy Press eds. <http://www.nap.edu/openbook.php?isbn=030906371X>

OMS, 2000. Air Quality Guidelines for Europe, 2nd Edition. Geneva, World Health Organization. <http://www.who.dk/document/e71922.pdf>

Ontario, 1999. Environmental Risks of Municipal Non-Hazardous Waste Landfilling and Incineration. Standards Development Branch, Environment Sciences and Standards Division, Ontario Ministry of the Environment. ISBN 0-7778-8959-5. www.ene.gov.on.ca/envision/techdocs/3795e.pdf

Pope AC, Dockery DW. Critical review: Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 2006; 56: 709-742.

SFSP, 1999. L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque, collection Santé et société N°7

Shy CM, Degnan D, Fox DL *et al.*, 1995. Do waste incinerators induce adverse respiratory effects? An air quality and epidemiological study of six communities. *Environ Health Perspect*, 103, 714–724.

Volet "Bioaérosols"

Seules les nouvelles références sont rapportées ci-dessous; pour les autres, voir les chapitres 3.5 et 4.8.

ACGIH (2007). TLVs and BEIs, threshold limit values for chemical substances and physical agents & biological exposure indices.

Brown M. *et al.* (2001). "A prospective study of health symptoms and *Aspergillus fumigatus* spore counts near a grass and leaf composting facility." *Compost Sci. Util.* 9: 241-249.

Bunger J. (2007). "A 5-year follow-up study on respiratory disorders and lung function in workers exposed to organic dust from composting plants." *International Archives of Occupational and Environmental Health* 80(4): 306-312.

Cobb, N., P. Sullivan, *et al.* (1995). "Pilot study of health complaints associated with commercial processing of mushroom compost in Southeastern Pennsylvania." *Journal of Agromedicine* 2: 12-25.

De Lentdecker, C. (2006). Evaluation du risque professionnel lié aux bioaérosols dans les installations de compostage des boues de station d'épuration, CIRSEE/SUEZ Environnement, université Paris V, université Paris-sud 11.

DECOS (1998). Endotoxines, health-based recommended occupational exposure limit. Gezondheidsraad, Pays-Bas.

Déléry L. (2007). Endotoxines : Eléments disponibles pour une évaluation des risques sanitaires en lien avec les émissions des installations classées pour la protection de l'environnement, INERIS: 61.

EPA (2007). Position paper on composting and potential health effects of bioaerosols.

Folmsbee, M. and K. A. Strevett (1999). "Bioaerosol concentration at an outdoor composting center." *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 49: 554-561.

François, G. (2005). Faisabilité d'une étude épidémiologique auprès des travailleurs des centres de compostage de déchets. Rennes, Ecole Nationale de Santé Publique, mémoire d'ingénieur du génie sanitaire.

Heederik, D. and J. Douwes (1997). "Towards an occupational exposure limit for endotoxins?" *Ann Agri Environ Med* 4: 17-19.

Heida, H. and F. Bartman (1995). "Occupational exposure and indoor air quality monitoring in a composting facility." *Am J Ind Med.* 56: 39-43.

Herr, C. (2003). "Effects of bioaerosol polluted outdoor air on airways of residents: a cross sectional study." *Occup Environ Med* 60: 336-342.

Hryhorczuk, D. (2001). "Bioaerosol emissions from a suburban yard waste composting facility." *Ann Agri Environ Med* 8: 177-185.

Lavoie, J. and R. Alie (1997). "Determining the characteristics to be considered from a worker health and safety standpoint in household waste sorting and composting plants." *Ann Agri Environ Med* 4: 123-128.

- Lavoie, J., Y. Beaudet, et al. (2006). Evaluation de la qualité de l'air dans les porcheries équipées d'un système de séparation liquide-solide des déjections, IRSST.
- Malecka-Adamowicz, Kauanowska, et al. (2007). "The impact of a landfill site in Zolwin - Wypaleniska on the microbiological quality of the air." Polish Journal of Environmental Studies 16(1): 101-107.
- Morey, P. R. and B. H. Hoffman (2003). "Enclosure of composting operations to minimize bioaerosols emissions into ambient air." Applied Biosafety 8: 62-67.
- OMS (2006). Development of WHO guidelines for indoor quality. Bonn, Germany.
- Perdrix, A., N. Madon, et al. (1997). Risques biologiques autres qu'infectieux. Encyclopédie Médico-Chirurgicale, Toxicologie-Pathologie professionnelle 2. E. Paris: 1-6.
- Pinet, C., P. Boiron, et al. (2006). Evaluation de l'exposition de paysagistes aux bioaérosols générés par les composts, CNAM, IHIE OUEST.
- Rao, C. Y. (1996). "Review of quantitative standards and guidelines for fungi in indoor air." J. Air & Waste Manage. Assoc. 46(10): 899-908.
- Recer, G. M. and M. L. Browne (2001). "Ambient air levels of *Aspergillus fumigatus* and thermophilic actinomycetes in a residential neighborhood near a yard-waste composting facility." Aerobiologia 17: 99-108.
- Rylander, R. (1997). "Evaluation of the risk of endotoxin exposure." Int J Occup Env Health 3: S32-S36.
- Schlosser, O. (2007). "Les bioaérosols en plate-forme de compostage : quels risques pour le personnel ?" L'eau, l'Industrie, les Nuisances 302: 87-92.
- Martinez, K. F., C. Y. Rao, et al. (2004). "Exposure assessment and analysis for biological agents." Grana 43(4): 193-208.
- Shelton BG, Kirkland KH, Flanders WD, Morris GK. Profiles of airborne fungi in buildings and outdoor environments in the United States. Appl. Env. Microbiol. 2002; 68: 1743-1753.
- Tolvanen, O., J. Nykanen, et al. (2005). "Occupational hygiene in a Finnish drum composting plant." Waste Management 25(4): 427-433.
- Wheeler, P. A., I. Stewart, et al. (2001). Health effects of composting, a study of three compost sites and review of past data. Bristol, Environment Agency R&D technical report.

7. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

7.1 PARTICULES AUTRES QUE LES BIOAEROSOLS

7.1.1 CARACTERISATION DES PARTICULES DANS LES FILIERES DE TRAITEMENT DE DECHETS

Les particules sont associées à un certain nombre de paramètres d'intérêt pour leur mesure :

- la concentration massique en particules totales ;
- la concentration massique des fractions PM_{10} , $PM_{2,5}$ et PM_1 ;
- la concentration des espèces associées aux phases particulaire et gazeuse et présentant un intérêt sanitaire ;
- la granulométrie en nombre des aérosols.

Les filières de traitement de déchets génèrent des émissions diffuses et canalisées de particules. Les filières incinération et co-incinération sont principalement associées à des émissions canalisées de particules. Dans la filière compostage, on distingue des émissions canalisées ou diffuses selon que l'on s'intéresse à des sites ouverts ou fermés de traitement. La filière stockage présente à la fois des émissions diffuses et canalisées de particules.

La caractérisation des émissions canalisées consiste en la caractérisation directe des particules émises à la cheminée des sites de traitement de déchets. La caractérisation des émissions diffuses de particules ne peut être réalisée par des méthodes directes et nécessite l'association de techniques de caractérisation des particules dans l'environnement des sites, à des méthodes de modélisation de la dispersion des émissions, ainsi que de traitement statistique des données.

A ce jour, seule la mesure des particules totales à l'émission canalisée de sites de traitement de déchets fait l'objet d'une norme. La détermination dans les émissions canalisées des espèces organiques et des éléments métalliques répartis entre les phases gazeuse et particulaire est décrite dans un certain nombre de normes. Cependant, les résultats obtenus par la mise en œuvre de ces protocoles n'apportent pas d'information sur la répartition de ces espèces dans les différentes fractions granulométriques des aérosols.

Des travaux sont nécessaires afin d'améliorer les connaissances dans les domaines suivants :

- caractérisation des émissions canalisées de PM_{10} et de $PM_{2,5}$: bien qu'une norme concernant l'utilisation de l'impaction manuelle pour la détermination des émissions canalisées de ces fractions soit en cours de rédaction, la mise en œuvre de cette technique peut s'avérer délicate ;
- caractérisation des espèces organiques et des éléments métalliques dans les fractions granulométriques : ce domaine nécessite d'une part une meilleure compréhension des comportements en terme de répartition phase gazeuse/phase particulaire de ces espèces chimiques et d'autre part un certain recul sur le couplage prélèvement par impaction/analyse au laboratoire. Ce couplage constitue une piste sérieuse qui a déjà fait l'objet de quelques études. Elle nécessite d'être approfondie car, bien que prometteuse, elle comporte un certain nombre de difficultés liées aux limites et aux contraintes propres à chaque technique face à la variabilité des émissions rencontrées ;
- caractérisation en continu des aérosols : la caractérisation en continu des émissions (granulomètres, méthodes optiques...) de particules peut s'avérer très pertinente lorsque l'on souhaite suivre le fonctionnement des procédés émetteurs notamment. Les étapes de conditionnement (dilution, coupure granulométrique) nécessaires à leur mise en œuvre à l'émission de sources fixes sont cruciales et doivent être bien maîtrisées afin de fournir des données valides. On dispose, de plus, à ce jour de peu d'information sur la comparabilité des résultats qu'elles fournissent avec ceux des méthodes de référence ;
- caractérisation des émissions diffuses de particules : ce domaine est probablement l'un de ceux qui nécessitent le plus d'être approfondis. La contribution de ce type d'émission aux inventaires d'émission devient en effet plus importante au fur et à mesure que les émissions canalisées sont mieux connues et diminuent. Les sources d'émissions diffuses peuvent être très hétérogènes d'un domaine industriel, voire d'un site, à l'autre. Il est donc difficile de définir une méthode universelle de caractérisation. Enfin, la caractérisation des émissions diffuses de particules associe les challenges métrologiques rencontrés lors de la caractérisation d'émissions canalisées à des difficultés supplémentaires en terme de stratégie de mesurage et de traitement de données (pertinence des modèles de dispersion, traitements statistiques).

7.1.2 DEVENIR DES PARTICULES DANS L'ATMOSPHERE

Les processus qui régissent le devenir des particules dans l'atmosphère sont nombreux et complexes. S'ils sont bien décrits en théorie, leur modélisation est plus délicate. Tous les types de modèles de dispersion atmosphérique, qu'ils soient simplifiés ou développés, permettent de simuler le transport passif des particules à partir d'une source d'émission ainsi que le dépôt au sol de ces particules. En revanche, la représentation de la granulométrie et des réactions physico-chimiques qui surviennent au cours du transport et du dépôt (nucléation, coagulation, condensation, évaporation) est très variable d'un modèle à un autre. Dans les modèles gaussiens, qui sont souvent mis en œuvre pour évaluer l'impact local d'installations industrielles, ces réactions ne sont pas prises en compte. Dans les modèles tridimensionnels lagrangiens ou eulériens, plus coûteux mais plus précis, et dont l'usage s'étend aussi à des applications industrielles, elles sont décrites de façon plus ou moins détaillées selon le module de chimie incorporé.

De nombreux travaux de validation et d'intercomparaison ont permis d'évaluer la capacité des différents modèles de reproduire correctement les concentrations atmosphériques de gaz (passifs) au voisinage d'un site industriel. Ainsi les possibilités et les limites de ces modèles en fonction des conditions rencontrées (sources, sites, météorologie) sont relativement bien connues. Ces résultats valent aussi pour le transport et la diffusion des particules puisque ces dernières (du moins les particules de diamètre inférieur à 10 µm) se dispersent comme des gaz. Toutefois l'évaluation des modèles pour les aspects liés au dépôt et aux phénomènes propres aux particules souffre d'un manque de données expérimentales.

Malgré cela, les modèles de dispersion atmosphérique constituent un moyen utile de déterminer l'impact local d'émissions de particules, pourvu qu'ils soient choisis selon les caractéristiques du site (relief, bâtiments, type de source...) et que l'on dispose de données d'entrée appropriées. La principale limite dans leur application au secteur des déchets réside dans la définition des termes sources. En effet, si la plus grande partie des émissions dues à l'incinération sont canalisées, il en va différemment des émissions liées au stockage ou au compostage. Diffuses, intermittentes, celles-ci sont beaucoup plus difficiles à caractériser. La seconde limite est la difficulté qu'ont les modèles, y compris les modèles tridimensionnels, à simuler précisément les concentrations en champ proche. Ce défaut a peu d'incidence lorsque les rejets sont canalisés et ont lieu en hauteur (les distances d'impact maximal sont alors généralement supérieures à une centaine de mètres). Il est plus pénalisant dans le cas d'émissions diffuses, dont l'influence se fait sentir sur de faibles distances.

7.1.3 DEVENIR DES PARTICULES DEPOSEES SUR LES SOLS

Les activités d'incinération, de stockage de déchets et de compostage génèrent des transferts potentiels de polluants dans l'environnement. Parmi ces polluants, les éléments traces métalliques (ETM) et les polluants organiques persistants (POP) ont été plus particulièrement considérés, puisqu'ils sont souvent présents sous forme particulaire et émis par les activités considérées.

Ces polluants sont des éléments qui sont généralement peu mobiles et dégradables. Du fait de leurs caractéristiques physico-chimiques ou de leur spéciation, leur accumulation se fait principalement dans les sols de surface sous forme solide adsorbé à des particules. Ces caractéristiques les rendent sensibles à certains mécanismes naturels propres aux sols et les font évoluer. Trois mécanismes responsables du devenir des particules et de leurs contaminants ont été étudiés plus spécifiquement : la lixiviation, le ruissellement et le réenvol. Ces mécanismes ne sont pas toujours bien connus et de nombreux paramètres semblent pouvoir jouer un rôle. Ainsi, l'un des paramètres les moins bien renseignés, qui est relativement crucial, correspond aux interactions qui peuvent exister entre les particules du sol et les particules déposées sur celui-ci. En effet, un grand nombre de forces et de mécanismes peuvent intervenir et modifier l'apparence de la particule de base, ce qui est difficilement quantifiable.

Dans le cas de la lixiviation, une meilleure connaissance de la nature des particules et colloïdes impliqués dans le lessivage est nécessaire. Une meilleure compréhension des liens existant entre les polluants et leur particule peut aussi être un point à considérer afin de comprendre l'évolution de tels cortèges. Néanmoins, il est évident que l'ensemble des mécanismes peut évoluer en fonction de nombreux paramètres tels que la nature des polluants, des particules ou colloïdes, des sols, des conditions climatiques, des usages ... Cela rend compliqué une généralisation de ce type de transfert. Ce dernier peut d'ailleurs représenter un risque potentiel pour les eaux souterraines.

Le ruissellement de surface peut être un mécanisme essentiel du devenir des particules et des polluants associés. Quand certaines conditions sont réunies, il peut être déterminant et provoquer un transfert de polluants des sols vers les milieux aquatiques. Il génère un risque potentiel lié à l'usage des eaux superficielles et une contamination possible de leurs écosystèmes. Il peut aussi tout simplement provoquer un déplacement local des pollutions de surface.

Le réenvol des particules peut s'accompagner d'un dépôt vers les milieux aquatiques où le contaminant peut se déposer avec les sédiments. Il peut s'accompagner d'un nouveau dépôt sur les sols impliquant un *statu quo* jusqu'au prochain réenvol ou d'une mise en suspension très longue sur des distances importantes jusqu'au prochain dépôt (phénomène du saut de sauterelle). Il peut aussi s'accompagner d'un transfert vers les végétaux et d'une redéposition sur les sols à partir de ceux-ci (lessivage, mort et dégradation du végétal...).

Durant tous ces phénomènes de transport, les contaminants peuvent aussi intégrer la chaîne alimentaire et être consommés par l'homme. De ce fait, les végétaux sont un point clé de l'exposition de l'homme aux « polluants particulaires ». Les mécanismes expliquant leur contamination sont fondamentalement compris, mais ils restent difficilement quantifiables du fait de la complexité du monde végétal et des mécanismes naturels. Ces derniers peuvent d'ailleurs être très variables en fonction des conditions du milieu et des sujets considérés (particules, plantes). Ce point peut être la raison de la non prise en compte de ce type de voie par certains outils de modélisation, ce qui peut se justifier puisque le nettoyage des végétaux semble réduire efficacement les quantités de particules déposées à leur surface. A ce niveau, une meilleure connaissance du temps de résidence des particules sur les végétaux et des échanges possibles de contaminants entre feuille et particule pourrait apporter des informations précieuses.

7.1.4 IMPACT SANITAIRE

La problématique est à considérer sous deux angles. D'une part, il s'agit de s'intéresser à des polluants spécifiques, sous forme particulaire, émis par les activités de traitement de déchets considérées (métaux, dioxines/furanes...). Les expositions des travailleurs et des populations riveraines peuvent se faire suivant plusieurs voies, principalement l'inhalation et l'ingestion. Pour ce champ en particulier, l'axe de recherche identifié spécifiquement (outre les progrès inhérents à la démarche d'évaluation quantitative des impacts sanitaires) concerne l'amélioration des connaissances relatives à la biodisponibilité / la bioaccessibilité des polluants particulaires une fois transférés aux matrices environnementales que sont les sols et les végétaux.

D'autre part, on s'intéresse à la classe granulométrique de ces particules, et en particulier aux classes susceptibles de présenter un risque pour la santé compte tenu des connaissances épidémiologiques, à savoir les PM_{10} et $PM_{2,5}$. Seule l'exposition par inhalation est alors considérée ; l'ingestion est sans objet dans la mesure où l'on ne connaît pas précisément les polluants adsorbés sur les fractions granulométriques étudiées. Ce volet s'avère à ce jour relativement problématique puisqu'il n'existe pas de VTR pour les particules. Les approches d'évaluation quantitative des risques sanitaires sont *de facto* très hétérogènes, quel que soit le secteur étudié, et il n'y a pas de consensus à ce jour sur l'approche, à seuil ou sans seuil, et sur les VTR à retenir préférentiellement pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux particules émises par les installations d'incinération, de stockage et de compostage de déchets. Il conviendrait donc d'approfondir la question et *a minima* de définir une démarche. Les travaux nationaux en cours sur les particules (réflexions de l'OPERSEI, saisine « Particules » de l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (AFSSET), élaboration d'une valeur guide de qualité de l'air intérieur pour les particules par l'AFSSET) devraient contribuer à éclairer la problématique.

Par ailleurs, la question de l'impact sanitaire des particules ultrafines se pose désormais avec de plus en plus d'acuité (indépendamment du contexte spécifique des installations étudiées) et les premiers résultats des études épidémiologiques montrent que cette préoccupation est justifiée (Marano, 2007 ; EXTRAPOL, 2007). En effet, tout d'abord, la déposition alvéolaire de ces particules serait plus marquée que celle des $PM_{2,5}$ et parallèlement, la phagocytose macrophagique serait moins efficace. En outre, ces particules, de par leur faible diamètre, pourraient avoir des effets systémiques sur des organes qui ne représentent pas des cibles directes, puisqu'elles sont suspectées de pouvoir franchir la barrière respiratoire pour être ensuite distribuées dans l'organisme via le flux sanguin. La question d'une entrée potentielle, puis d'un transfert via le nerf olfactif (vers le cerveau par exemple) est également évoquée. Enfin, pour un volume donné ou une masse donnée, leur réactivité de surface est plus importante, ce qui peut accroître leur potentiel d'interaction avec les tissus humains et les fluides biologiques, et ainsi leur conférer des propriétés toxicologiques particulières par rapport à des particules de composition chimique identique mais plus grosses.

La prise en compte des particules ultrafines (émission, air, exposition, mesure ou modélisation) reste néanmoins encore très rare, de façon générale et dans le domaine des activités étudiées. Ceci est dû entre autres à l'absence de métrique consensuelle et homogène ; le nombre et la surface spécifique seraient par exemple des paramètres plus pertinents que la masse pour caractériser les niveaux en particules ultrafines dans l'air. *De facto*, les relations dose-effet ou dose-réponse ou les relations exposition-risque sont également encore inexistantes. Ainsi, l'étude des particules ultrafines associées aux installations de traitement de déchets, notamment l'incinération, cette gamme de particules étant plutôt corrélée à des phénomènes de combustion, est un axe de recherche d'un intérêt indéniable.

7.2 CAS DES BIOAEROSOLS

7.2.1 CONSTATS

1. Les bioaérosols sont caractéristiques des sources d'émission des activités de traitement de déchets. De par leur nature particulière et leur petite taille, les populations exposées (essentiellement travailleurs, puis population riveraine des installations) peuvent théoriquement développer différents effets sanitaires variés (symptômes allergiques, toxiques, irritatifs, infections) selon le type de bioaérosol, le niveau d'exposition et la sensibilité individuelle.
2. Les bioaérosols actuellement les plus étudiés sont les bactéries totales (dont les actinomycètes), les champignons totaux (notamment *Aspergillus fumigatus*) et, dans une moindre mesure, les endotoxines.
3. Seules deux normes reposant sur la mesure de micro-organismes viables sont actuellement disponibles depuis le début des années 2000 limitant les comparaisons et l'interprétation des résultats de mesure dans l'air.
4. Les émissions des activités d'incinération et de stockage sont mal caractérisées (dont mycotoxines et endotoxines) en particulier au niveau français.
5. S'agissant de l'exposition :
 - les expositions personnelles des travailleurs sont peu connues sur le long terme pour chacune des activités ;
 - les études d'exposition des travailleurs aux bioaérosols émis par les installations d'incinération et de stockage sont rares ;
 - en l'état des connaissances actuelles, l'activité de stockage ne semble pas augmenter de manière significative les concentrations en bioaérosols dans l'air inhalé par les riverains des installations ;
 - d'après les données de la littérature, les travailleurs compostage sont exposés à des concentrations 10 à 1000 fois supérieures à celles retrouvées en milieu ambiant. Les résultats disponibles montrent qu'en général, au-delà de 200 à 250 m, les bioaérosols émis par les sites ne sont plus différenciables du bruit de fond dans l'air.
6. Concernant l'impact sanitaire :
 - aucun lien n'a été mis en évidence entre exposition aux bioaérosols émis par des installations d'incinération et effets sanitaires chez les travailleurs ;
 - les études cliniques ou épidémiologiques concernant les risques biologiques pour les travailleurs des installations de stockage de déchets sont peu nombreuses et leur interprétation limitée. Les risques sanitaires d'origine biologiques pour les riverains d'installations de stockage n'ont pas été étudiés en l'état des connaissances actuelles ;
 - la connaissance des risques sanitaires liés au compostage de déchets pour les travailleurs reste très limitée. Les données permettant de caractériser les risques sanitaires pour les populations riveraines sont quasiment absentes. Les données disponibles ne mettent pas en évidence de preuves d'effets sanitaires spécifiques. Il existe un risque théorique d'ordre allergique chez des sujets immunodéprimés.
7. En l'état actuel des connaissances, il n'existe pas de relations dose-réponse ayant fait l'objet d'un consensus au niveau national ou international. Des valeurs limites d'exposition sont proposées dans la littérature mais n'ont pas été reconnues par la communauté scientifique.

8. Le développement récent de la modélisation de la dispersion atmosphérique des bioaérosols, bien que ne faisant encore l'objet que de quelques études, a permis de commencer à appréhender les distances d'impact des bioaérosols autour des installations de compostage.
9. La viabilité des bioaérosols dans l'air repose essentiellement sur leur caractéristiques intrinsèques d'une part, et sur des facteurs environnementaux d'autre part (humidité, température, radiations, composition de l'air). Elle n'est aujourd'hui pas prise en compte dans les essais de modélisation de la dispersion.

7.2.2 RECOMMANDATIONS

1. Mesurage

La première priorité pour l'avancement des connaissances concernant les bioaérosols est la mise au point d'une standardisation internationale des méthodes d'échantillonnage et de dénombrement des bioaérosols, préalable à toute autre étape de l'évaluation des risques.

Les glucanes et les mycotoxines sont les bioaérosols dont la standardisation du mesurage est prioritaire pour faire évoluer les connaissances.

Les bioaérosols non cultivables doivent être impérativement mesurés pour connaître la réalité du décalage entre les mesures classiques et l'exposition réelle des travailleurs.

2. Données de caractérisation des émissions

Une meilleure caractérisation des particules (taille, nombre en fonction des phases des procédés et des postes de travail, genre et espèces des bioaérosols) semble prioritaire pour caractériser le support physique des bioaérosols.

Des données sur des sites français d'incinération, stockage et compostage et d'intercomparaison entre sites comparables sont nécessaires pour appréhender la réalité française. En l'état, il est difficile de transposer les résultats observés à l'étranger avec les pratiques nationales.

Etant donné les niveaux de concentrations aux champignons relevés pour chacune des activités de traitement des déchets et leur pouvoir allergène, il est indispensable de mieux connaître les concentrations en mycotoxines et mieux étudier leurs conditions de production.

La présence et les conditions de présence de germes pathogènes fécaux dans l'air des installations de compostage doivent être mieux évaluées au vu des résultats contradictoires de la littérature.

→ projets APR¹⁹ ADEME 2006 en cours :

- caractérisation des concentrations de particules dans l'air ambiant et identification des phases émissives en site ouvert de compostage (Isaline FRABOULET, INERIS) ;
- cartographie dynamique des émissions atmosphériques de composés chimiques et microbiologiques des composts (Joseph DUSSOT, Ahlstrom; Eric DUFLOT, Covercell) ;
- étude des déterminants des émissions de bioaérosols générés par le compostage des déchets (EMIBIO) (Claire PINET, CNAM IHIE Ouest)

3. Exposition des travailleurs

Des études épidémiologiques prospectives (suivi clinique et exposition long terme) prenant en compte les expositions chimiques associées et portant prioritairement sur les travailleurs du compostage sont nécessaires pour mieux évaluer les niveaux d'exposition réels. Une surveillance biologique pourrait également être mise en place lors du démarrage d'une nouvelle installation.

Ces études sur plusieurs installations sont indispensables pour envisager la réalisation de méta-analyses qui déboucheraient sur l'élaboration de relations doses-réponses nécessaires à l'évaluation des risques.

→ Un projet INRS d'étude épidémiologique travailleurs est en cours.

→ projet APR ADEME 2006 en cours : recherche d'un indicateur d'exposition aux agents microbiologiques du compostage (Nathalie WERY, INRA)

¹⁹ Risques sanitaires et environnementaux des émissions de la filière du compostage des déchets organiques

4. Viabilité des bioaérosols

L'étude appliquée de la viabilité des bioaérosols en pilote et en études de terrain est rendue nécessaire pour améliorer la modélisation de la dispersion atmosphérique des bioaérosols qui est un outil d'aide à la décision simple pour évaluer les distances d'impact de ces agents.

→ projet APR ADEME 2006 en cours : modélisation de la dispersion atmosphérique des bioaérosols de compostage (Marina MOLETTA, CSTB).

5. Impact sanitaire pour les populations riveraines

Etant donné la configuration fermée des installations (incinération ou co-incinération), la nature de l'activité (combustion) et le traitement des effluents atmosphériques, l'étude des risques sanitaires liés aux bioaérosols de l'activité « incinération » pour les riverains est considérée comme non prioritaire.

Une étude épidémiologique telle que celle conduite par Herr (2003) serait intéressante auprès des riverains d'une installation de compostage ouverte traitant des déchets verts. Elle pourrait être couplée à une étude de modélisation de la dispersion atmosphérique.

7.3 CONCLUSION GENERALE

Ce travail bibliographique a permis de rassembler l'ensemble des connaissances scientifiques actuelles relatives à la problématique des émissions de particules dans l'air par les activités de traitement de déchets que sont l'incinération, incluant la co-incinération, le stockage et le compostage. Tous les volets de la thématique ont été abordés : caractérisation physico-chimique (taille, composition...) à l'émission puis dans l'environnement, devenir dans l'atmosphère et modélisation de celui-ci, devenir après dépôt sur les sols (ré-envol, lixiviation, ruissellement, dégradation...) et contamination potentielle des végétaux et *in fine* des populations, effets et impacts sanitaires. Le cas des bioaérosols a été traité et présenté indépendamment, compte tenu de sa spécificité.

Ce travail a confirmé la complexité de la problématique et a montré tous les enjeux associés à une meilleure compréhension des phénomènes et de leurs effets sur l'environnement et la santé.

Les axes de recherche, nombreux, permettant d'améliorer les connaissances relatives aux particules (caractérisation, devenir, modalités d'exposition des travailleurs et de la population générale, effets sur la santé) ont pu être identifiés à l'issue de l'étude.

Les particules ont été au cœur de la discussion relative à la mise en place de la nouvelle directive cadre Air en Europe. En France, un objectif ambitieux de réduction des émissions a été pris lors des tables rondes du Grenelle de l'environnement en 2007 afin de limiter l'impact sanitaire des particules ; il s'agit de réduire de 30 % d'ici à 2015, par rapport à aujourd'hui, les teneurs en particules fines dans l'air. Pour atteindre cet objectif, un plan d'action, le « Plan particules », doit être mis en place en 2009. Ainsi, dans un contexte national et européen où les particules occupent une place majeure dans le champ de la santé environnementale, la promotion de la recherche sur les thèmes identifiés ici apparaît indispensable.



Les auteurs remercient le comité de pilotage *ad hoc* de l'intérêt porté à ce travail et des remarques constructives formulées.