

GREENPEACE®

The background of the cover features a photograph of a Greenpeace activist rappelling from a large, curved metal structure, likely a cooling tower. The activist is wearing a white jumpsuit and a helmet, and is holding a large orange flag with the Greenpeace logo. The sky is bright and cloudy.

SANTE ET INCINERATION

Chapitre 5

LES REJETS DES INCINERATEURS

Auteurs : Michelle Allsopp, Pat Costner et Paul Johnston

Traduction et adaptation : Alexandre Freiszmath et Yannick Vicaire

GREENPEACE, 2001

Les incinérateurs de déchets sont aussi des générateurs de déchets – incinérer des déchets entraîne en effet la production de déchets. La matière ne peut être vraiment détruite, elle peut seulement être transformée. Quand on brûle une chose, on ne la fait pas disparaître comme il pourrait sembler de prime abord, on la fait juste changer de forme. Les déchets produits par l'incinération prennent la forme d'effluents gazeux (émis dans l'atmosphère par les cheminées), de mâchefers (à la base des fours) et de cendres volantes (prises dans les filtres des cheminées d'incinérateur) qui finissent par se retrouver dans des décharges. Quand les procédés d'épuration des gaz utilisent de l'eau, des rejets ont également lieu dans l'eau.

Une conception courante mais erronée veut que le poids et le volume des déchets bruts d'origine soient réduits lors de l'incinération. Bien qu'il soit souvent déclaré que les résidus solides (cendres) restants correspondent à environ un tiers du poids initial des déchets bruts (*Pluss et Ferrell, 1991*), et que l'on obtient une réduction du volume de 90% (*Williams, 1990*), aucun de ces chiffres ne tient debout quand on les examine de près. Si l'on fait la somme de tous les déchets produits par un incinérateur, la quantité produite dépasse la quantité arrivée au départ. Les gaz des cheminées, résultant de la combinaison de matière carbonées avec de l'oxygène, sont généralement ignorés dans le calcul de la masse des résidus, alors que cette combinaison qui produit du CO₂ augmente le véritable poids total. Les résidus des systèmes de lavage humide des fumées peuvent générer d'importants volumes d'eau et de matières solides contaminées. Les chiffres relatifs à la réduction du volume sont généralement calculés par rapport au volume des déchets non-compactés. Les ordures ménagères mises en décharge sont pourtant généralement compactées, pour augmenter leur stabilité et empêcher les infiltrations d'eau tout en réduisant leur volume. Si l'on compare le volume des déchets non-brûlés à celui des cendres, la réduction réelle est plutôt de l'ordre de 45% (*Département britannique de l'Environnement, 1995*).

De nombreuses substances chimiques sont rejetées dans les déchets générés par l'incinération, y compris des substances dangereuses. Ainsi, les incinérateurs d'ordures ménagères sont habituellement alimentés par un flux de déchets mélangés dont la combustion permet aux substances dangereuses contenues dedans de migrer dans les rejets de l'incinérateur. Alors que certaines gardent leur forme d'origine, d'autres se transforment en nouvelles substances chimiques. Ainsi, les métaux lourds ne sont pas détruits par l'incinération mais se concentrent dans les déchets restants. Ils peuvent garder leur forme d'origine ou bien réagir pour former de nouveaux composés : oxydes, chlorures ou fluorures de métal (*Dempsey et Oppelt, 1993*).

La nature exacte des substances rejetées dépend de la composition des déchets qui sont incinérés. Ainsi, l'incinération de composés organiques chlorés pourra entraîner la formation de chlorure d'hydrogène (HCl) qui pourra ensuite contribuer à la formation de dioxines. Les normes techniques appliquées aux procédés d'incinération et aux équipements de contrôle de la pollution vont également avoir une influence sur les produits finaux de l'incinération (*AEE, 2000*). Cependant, quelle que soit la technologie utilisée, l'incinération entraîne le rejet de substances toxiques dans les cendres et dans l'air, sous la forme de gaz et de particules. Ces substances comprennent des métaux lourds, de nombreux composés organiques (comme les dioxines) et des gaz (comme les oxydes d'azote ou de soufre, ou comme le chlorure ou le fluorure d'hydrogène), ainsi que du dioxyde de carbone. Selon le NRC (2000) :

« ... les produits les plus préoccupants, eut égard à leurs effets possibles sur la santé humaine et l'environnement, sont des composés qui contiennent du soufre, de l'azote, des halogènes (comme le chlore), et des métaux toxiques. Les composés particulièrement préoccupants comprennent les CO, les NO_x, les SO_x, le HCl, le cadmium, le plomb, le mercure, le chrome, l'arsenic, le béryllium, les dioxines et furanes, les PCB, et les hydrocarbures aromatiques polycycliques. ... »

Ces dernières années, dans de nombreux pays, de nouvelles normes de régulation des émissions dans l'air ont obligé de nombreux vieux incinérateurs à se remettre aux normes ou à fermer, ou ont entraîné la

construction de nouvelles installations. Les installations remises aux normes (ainsi que les nouvelles installations) peuvent être équipées des technologies de contrôle de la pollution les meilleures et les plus modernes. Ainsi, sur 780 incinérateurs fonctionnant au Royaume-Uni au début des années 90 (30 pour les ordures ménagères, 700 pour les déchets hospitaliers, 40 rattachés à des entreprises de chimie, 6 pour les boues d'épuration et 4 pour les déchets dangereux), seuls 110 ont pu continuer après le renforcement des normes (Murray, 1990). Douze incinérateurs d'ordures ménagères fonctionnent aujourd'hui au Royaume-Uni. On considère que la fermeture ou la remise aux normes des vieux incinérateurs a permis une réduction importante des émissions de substances toxiques dans l'air.

Une étude menée aux Pays-Bas a également estimé que les émissions de dioxines dans l'air ont été significativement réduites (Born, 1996). Murray (1999) indique que la technologie allemande la plus sophistiquée, mise au point au début des années 90, a divisé par 10 environ les émissions atmosphériques. Bien que l'amélioration soit appréciable, le problème des déchets toxiques de l'incinération n'a pas été résolu. Il a seulement été déplacé. On retrouve aujourd'hui davantage de dioxines et d'autres substances toxiques dans les cendres, ce qui crée de nouveaux problèmes d'élimination et de pollution. L'Agence européenne de l'environnement (AEE, 2000) a prévenu que même si à l'avenir on arrive à réduire l'ensemble des émissions aériennes dues à l'incinération par l'amélioration des normes « *cela pourrait être contrebalancé par une capacité d'incinération accrue* ». Dans cette optique, il est très inquiétant de voir que certains pays proposent un recours accru à l'incinération. Ainsi, au Royaume-Uni, suite à la fermeture de nombreux vieux incinérateurs, près de 177 nouvelles installations sont envisagées par le gouvernement (ENDS, 1999).

En ce qui concerne les réglementations, parmi les divers produits de l'incinération, ce sont les effluents gazeux qui ont reçu le plus d'attention et qui sont les plus strictement réglementés puisque les gaz et leurs composantes toxiques sont dispersés directement à l'air libre. Cependant, les autres déchets de l'incinération contiennent eux aussi des polluants toxiques et, par conséquent, constituent aussi une menace pour la santé publique, peut-être moins évidente au premier abord mais pas moins réelle.

La Commission des Communautés européennes (CCE) prépare une proposition de nouvelle directive sur l'incinération des déchets depuis 1998 (CE, 1998 ; CE, 1999). La nouvelle directive proposée établira la régulation de l'incinération de la plupart des déchets non couverts par la directive de 1994. La nouvelle directive fixera des limites de rejet dans les effluents gazeux et liquides pour certaines substances dangereuses. La directive devrait être adoptée entre fin 2000 et début 2001. Les incinérateurs d'ordures ménagères construits après l'entrée en vigueur de cette directive devront tous respecter les limites fixées par la directive dans les 2 ans. Les incinérateurs déjà existants auront quant à eux 5 ans pour se mettre aux normes. En plus des réglementations de l'UE, diverses directives nationales sur l'incinération sont en train d'être mises en place. Elles devront se mettre en conformité avec la directive européenne dans les deux ans suivant son entrée en vigueur (CE, 1999).

5.1 Rejets dans l'air

Cette partie présente les informations disponibles sur les substances que l'on sait être émises dans les effluents gazeux des incinérateurs. La plupart des recherches sur les émissions aériennes se sont focalisées sur les dioxines et sur le comportement d'un petit nombre de métaux lourds toxiques. Les données sur les autres substances chimiques sont rares. Il existe encore un très grand nombre de substances chimiques non-identifiées parmi les émissions.

Les émissions aériennes des incinérateurs sont traitées par catégories : composés organiques ; métaux lourds ; gaz ; particules. Dans sa nouvelle directive, les Communautés européennes n'ont proposé de limites d'émission aérienne que pour un petit nombre de ces composés. Les limites proposées sont indiquées dans le tableau 5.1.

Tableau 5.1 Limites d'émission aérienne dans les Communautés européennes

Substance	Limite proposée (mg/Nm ³)
Dioxines	0,1 ng TEQ/Nm ³ ^a
Mercuré	0,05 ^b
Cadmium + Thallium	0,05 ^b au total
Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V	0,5 ^b au total
Monoxyde de carbone	50 ^c
SO ₂	50 ^c
NO _x	200 ^c
HCl	10 ^c
HF	10 ^c
Particules	10

^a Moyennes mesurées à partir d'échantillons prélevés pendant une période d'un minimum de 6 heures et d'un maximum de 8 heures.

^b Moyennes mesurées à partir d'échantillons prélevés pendant une période d'un minimum de 30 minutes et d'un maximum de 8 heures.

^c Moyennes journalières

5.1.1 Composés organiques

Dioxines

Les dibenzo-*p*-dioxines polychlorées (PCDD) et les dibenzofuranes polychlorés (PCDF) constituent un groupe de substances chimiques souvent appelé génériquement dioxines. Il existe plus de 200 congénères individuels (membres) dans le groupe des PCDD/F. Le congénère le plus connu et le plus toxique est la 2,3,7,8-TCDD. Il est considéré comme la plus toxique des substances chimiques connues et a été reconnu cancérigène pour les humains. Les dioxines sont persistantes dans l'environnement, toxiques et bioaccumulables (elles s'accumulent dans les tissus des organismes vivants). Une description plus détaillée des impacts toxiques des dioxines sur l'organisme est présentée dans l'appendice A.

La fourchette de variation de la toxicité individuelle des dioxines et des furanes est grande. Comme les données des analyses peuvent concerner 17 congénères différents ainsi que des totaux correspondant à des groupes d'homologues (l'ensemble des congénères contenant le même nombre d'atomes de chlore), il est souvent nécessaire de remettre en forme les données afin de pouvoir comparer directement les échantillons individuels entre eux. Pour cela, on exprime généralement la quantité de dioxines présentes en équivalent toxique (TEQ) du 2,3,7,8-TCDD. Le système le plus courant d'équivalence toxique est l'équivalent toxique international (I-TEQ). Le système d'équivalence toxique assigne au TCDD, le plus toxique des congénères, un facteur d'équivalence toxique (TEF) de 1. La toxicité des autres congénères est exprimée par rapport à celui-ci, ce qui donne un facteur d'équivalence toxique compris entre 0 et 1. L'équivalent toxique international d'un échantillon contenant un mélange de dioxines est calculé en multipliant la concentration de chaque congénère par son facteur d'équivalence toxique et en faisant la somme des résultats.

Il est important de noter en ce qui concerne les émissions aériennes de dioxines des incinérateurs que les réglementations ne prennent en compte que les variétés chlorées. Or, on sait depuis déjà un moment que les incinérateurs génèrent et émettent aussi des dioxines bromées ou des dioxines mixtes chlorobromées en quantités non-négligeables (*Schwind et al.*, 1988). On peut les considérer comme étant toxicologiquement aussi importantes que les dioxines chlorées, ayant des impacts biologiques similaires à concentration égale (*Weber et Greim*, 1997). Bien que ces composés soient fortement persistants quand ils s'associent avec les particules des cendres volantes, l'évaluation de leur importance pour la santé humaine a suscité peu d'intérêt jusqu'à présent et aucune obligation n'est actuellement faite à l'industrie de l'incinération de surveiller et contrôler ces substances chimiques.

Formation de dioxines dans les incinérateurs

Les dioxines sont les sous-produits involontaires de nombreux procédés de fabrication et de combustion, en particulier ceux qui utilisent, produisent ou rejettent du chlore ou des substances chimiques chlorées. Tous les types d'incinérateurs en produisent. Les études ont montré que si les dioxines peuvent être détruites dans la zone de combustion d'un incinérateur, elles peuvent se recréer dans la zone de post-combustion par des processus dépendant du profil des températures (*Blumenstock et al.*, 2000 ; *Huang et Buekens*, 1995 ; *Fangmark et al.*, 1994). La voie principale de formation des dioxines semble être la synthèse *de novo* (*Johnke et Stelzner*, 1992). Elles peuvent aussi se former à partir de précurseurs contenus à l'origine dans les déchets ou formés par recombinaison chimique de ces matières. Les chlorobenzènes et les chlorophénols sont deux de ces groupes (*Huang et Buekens*, 1995). Le PVC, un composant courant dans les ordures ménagères, a également été identifié comme précurseur de dioxines (*US EPA*, 1997).

On sait que les déchets bruts contiennent déjà des dioxines avant l'incinération. Il a toutefois été démontré que l'incinération des déchets en génère de nouvelles. Ainsi, aujourd'hui comme par le passé, des calculs (bilans-matières) indiquent que la quantité totale des dioxines présentes sous diverses formes dans les émissions d'un incinérateur est plus grande que la quantité présente à l'origine dans les déchets bruts (*Williams*, 1990 ; *Hansen*, 2000). Cela semble être encore le cas avec les incinérateurs modernes et remis aux normes de la fin des années 90, bien qu'en dehors d'une étude danoise récente (*Hansen*, 2000) la littérature scientifique contienne peu de données sur ce point.

Dans un autre cas, en Espagne, un calcul du bilan-matière, se fondant sur des mesures dans huit incinérateurs d'ordures ménagères en fonctionnement, a indiqué que davantage de dioxines avaient été émises par l'incinérateur qu'il n'en était arrivées dans les déchets bruts (*Fabrellas et al.*, 1999). Les calculs indiquaient une quantité de dioxines (PCDD/F) entrant sous forme de déchets bruts s'élevant à 79,8 g I-TEQ/an. Les émissions de dioxines estimées se situaient quant à elles dans une fourchette de 1 à 1,2 I-TEQ/an dans les effluents gazeux, de 46,6 à 111,6 g I-TEQ/an dans les cendres volantes et de 2 à 19 I-TEQ/an dans les mâchefers. Un autre bilan-matière des dioxines, calculé dans un autre incinérateur d'ordures ménagères en Espagne, était ambiguë. Une analyse indiquait une production de dioxines dépassant l'apport initial alors qu'une autre indiquait un apport initial plus grand que la production (*Abad et al.*, 2000). Ce n'est pas particulièrement surprenant car les émissions de dioxines et autres substances depuis un incinérateur donné varient grandement selon les déchets apportés et les conditions de combustion. De plus, de telles estimations ont souvent une précision assez faible, couvrant une fourchette assez large.

Inventaire des dioxines et incinération

Pendant les années 80 et la première partie des années 90, l'incinération des ordures ménagères a été identifiée comme une source particulièrement importante pour les émissions de dioxines dans l'atmosphère. Ainsi, le RIVM, un organe du gouvernement néerlandais, a estimé que l'incinération avait été responsable d'environ 79% des émissions de dioxines dans l'air aux Pays-Bas en 1991. Au Royaume-Uni, les incinérateurs d'ordures ménagères ont été estimés responsables de 53 à 82% des émissions de dioxines dans l'air en 1995. Aux États-Unis, ces installations représentaient environ 37% des émissions aériennes annuelles (*Pastorelli et al.*, 1999). Un inventaire des données concernant 15 pays, présenté comme un inventaire « mondial », a indiqué que l'incinération représentait environ 50% des émissions de dioxines dans l'air en 1995 (*Fiedler*, 1999). L'incinération des ordures ménagères a été identifiée comme responsable de la majeure partie des émissions aériennes de dioxines dues à l'incinération (*Alcock et al.*, 1998), bien qu'à partir des données de son inventaire « mondial », se fondant sur 15 pays, *Fiedler* (1999) ait noté qu'en 1995, dans de nombreux pays, tous les secteurs de l'incinération étaient de grands émetteurs. Cela comprenait les incinérateurs d'ordures ménagères, de déchets dangereux, de boues d'épuration, d'émondes et les crématoriums. Le Tableau 5.2 donne une estimation des émissions aériennes de dioxines des différents types d'incinérateurs au Royaume-Uni en 1997.

Tableau 5.2 Estimation des émissions aériennes de PCDD/F au Royaume-Uni (les chiffres en gras ont été mesurés dans les émissions aériennes, les autres sont des estimations)

Type de procédé	Bas de la fourchette 1997 (g TEQ/an)	Haut de la fourchette 1997 (g TEQ/an)
Incinération d'ordures ménagères	122	199
Incinération de déchets chimiques (10 sites)	0,02	8,7
Incinération de déchets hospitaliers (5 sites)	0,99	18,3
Incinération de boues d'épuration (5 sites)	0,001	0,37
Fours de cimenterie (5 sites)	0,29	10,4
Crématoriums	1	35
Brûlage de bois domestique (propre)	2	18
Brûlage de bois domestique (traité)	1	5

Source : *Alcock et al.*, 1998.

Note : l'estimation des émissions aériennes totales de dioxines tous types confondus se situe dans une fourchette allant de 219 à 663g TEQ/an.

Encore récemment, on a estimé que les incinérateurs représentaient une forte proportion des dioxines émises dans l'atmosphère. Ainsi, Hansen (2000) a analysé le flux de dioxines au Danemark pour la période 1998-99. Malgré des améliorations technologiques, l'incinération des ordures ménagères a été identifiée comme la plus importante source des émissions de dioxines dans l'atmosphère, estimée entre 11 et 42g I-TEQ/an. Il est estimé que 35 à 275g I-TEQ de plus sont contenus dans les résidus des incinérateurs qui sont mis en décharge chaque année. Ce rapport attire aussi l'attention sur la possibilité d'importantes émissions de dioxines bromées et de dioxines halogénées mixtes (voir partie 5.1.1). Il estime que les incinérateurs d'ordures ménagères danois émettent 2 à 60g de dioxines bromées dans l'atmosphère chaque année.

Une publication de 1997, citée par la Commission des Communautés européennes (CE, 1998), notait que l'incinération des déchets non-dangereux peut contribuer à hauteur de 40% aux émissions aériennes de dioxines en Europe. Néanmoins, dans certains pays européens, la contribution de l'incinération des ordures ménagères aux émissions nationales a été estimée avoir chuté fortement dans la seconde moitié des années 90. Ceci grâce à la fermeture des vieux incinérateurs, qui émettaient des niveaux élevés de dioxines dans l'air, et à l'installation d'appareils de réduction de la pollution, aussi bien sur les incinérateurs que sur les nouveaux. Les estimations suggèrent que ces améliorations ont permis une réduction importante des émissions aériennes de dioxines des incinérateurs. De fortes tendances à la baisse des émissions aériennes ont été remarquées dans les pays disposant de technologies modernes ou de réglementations strictes (*Fiedler*, 1999). Au Royaume-Uni, si l'on s'en tient juste aux émissions atmosphériques, l'Inspection des pollutions de sa Majesté (HMIP) et le ministère de l'Environnement (DoE) ont estimé que sa contribution aux émissions annuelles totales passerait d'une fourchette de 53 à 82% en 1995 à une fourchette d'environ 4 à 14%. De même, l'UBA allemand a estimé que les 33% de 1989-1990 descendrait à 3% pour la période 1999-2000. Ces estimations demandent une confirmation empirique.

La nécessité d'une confirmation est importante. L'HMIP a par exemple reconnu, dans son étude citée précédemment, qu'il demeure de grandes incertitudes dans les estimations des émissions aériennes des inventaires des dioxines. Dans le cas de l'étude britannique, ceci est dû au fait que les émissions aériennes

ont généralement été estimées à partir de mesures très limitées et que des informations tirées d'études non-britanniques ont également été utilisées. Une étude britannique récente (*Alcock et al.*, 1998), qui voulait réduire les incertitudes, a utilisé une méthode d'évaluation différente, plus précise, prenant en compte les mesures spécifiques des incinérateurs entre 1995 et 1997 (voir Tableau 1.2). Elle constitue actuellement l'étude la plus complète sur les émissions aériennes de dioxines mesurées au Royaume-Uni. Il est important de noter que cette étude utilisait aussi des données provenant d'incinérateurs fonctionnant dans leurs conditions normales lors des périodes d'analyse. Ceci permet d'obtenir des résultats plus proches de la réalité que des mesures réalisées dans des conditions « optimales », spécifiquement préparées pour l'analyse, comme c'est le plus souvent le cas. L'étude a observé que par rapport aux données publiées par l'HMIP pour 1995, les niveaux des émissions de dioxines des incinérateurs d'ordures ménagères avaient quelque peu décliné entre 1995 et 1997. Cependant, elles représentaient toujours une part importante de l'inventaire national, 30 à 56% de l'ensemble des émissions aériennes nationales de dioxines. Il est évident que les prévisions optimistes des autorités régulatrices ont besoin d'être confirmées avant de pouvoir être acceptées comme des prévisions réalistes des tendances ou comme étalon de mesure de la situation actuelle.

Dans le même document, Webster et Connett (1998) attirent l'attention sur les incertitudes et les problèmes des méthodes couramment utilisées pour faire l'inventaire national des émissions aériennes de dioxines. Plusieurs points sont détaillés ci-dessous, deux d'entre eux étant spécifiquement mentionnés dans l'étude britannique évoquée précédemment : tout d'abord, peu de données collectées empiriquement sur des incinérateurs individuels sont habituellement utilisées pour les estimations (voir le premier point ci-dessous), ensuite, les données sur les émissions aériennes qui sont utilisées dérivent le plus souvent d'analyses faites dans des conditions « optimales » plutôt que dans les conditions normales de fonctionnement.

Méthodologie : la méthode habituellement utilisée pour l'inventaire des dioxines, l'approche « facteurs d'émission », s'appuie sur un petit nombre de mesures sur des incinérateurs d'un type donné et extrapolent à partir de là les émissions de tous les incinérateurs du même type. Cette méthode est susceptible de sous-évaluer les émissions totales. Cela ne tient pas compte du fait qu'il peut y avoir d'énormes variations entre les émissions de différents incinérateurs du même type. Dans leur étude, Webster et Connett (1998) indiquent que l'approche « facteurs d'émission » avait effectivement sous-évalué, ces dix dernières années, les émissions aériennes d'incinérateurs étudiés dans plusieurs inventaires américains. Au lieu d'utiliser cette méthode, Webster et Connett (1998) ont uniquement fait la somme des émissions aériennes des installations qui avaient fait l'objet de mesures – une approche que l'on pourrait supposer sous-évaluer les émissions, puisque les incinérateurs non-mesurés ne sont pas compris dans ses calculs. Cette méthode trouve pourtant des valeurs significativement plus élevées pour les émissions aériennes de dioxines des incinérateurs d'ordures ménagères que l'approche « facteurs d'émission ». Les auteurs ont souligné la nécessité de n'utiliser pour les inventaires que des données tirées de mesures effectives d'installations particulières.

Quantité de données : d'un point de vue général, Feidler (1999) a indiqué que le nombre d'inventaires nationaux des émissions de dioxines est actuellement très faible. Dans les pays où l'on tient des inventaires des dioxines, il y a un fort manque de données complètes sur les émissions aériennes des incinérateurs. Ainsi, Webster et Connett (1998) notent le manque de données sur les émissions aux États-Unis, en particulier sur les émissions des incinérateurs. De nombreux incinérateurs d'ordures ménagères américains n'avaient été analysés qu'une seule fois, parfois même jamais. Bien que la situation semble s'améliorer, les opérateurs et les législateurs ont paru trouver satisfaisant par le passé l'évaluation des émissions atmosphériques d'une installation à partir d'une seule série de mesures effectuées lors d'un essai antérieur à sa mise en service. Aujourd'hui encore, la fréquence et l'intensité des prélèvements dans les cheminées et des analyses des dioxines véhiculées hors des incinérateurs sont inacceptablement basses.

Mesures : les études ont montré qu'en ne faisant qu'un petit nombre de mesures, on a peu de chances de connaître avec précision les émissions de dioxines dans l'atmosphère des incinérateurs dans toutes leurs conditions de fonctionnement possibles. Le fait que les émissions de dioxines à partir d'une source de combustion donnée peuvent changer considérablement au fil du temps est bien illustré par une étude britannique (*Alcock et al.*, 1998). Celle-ci a montré que les émissions aériennes mesurées par des prélèvements dans la cheminée d'un four de cimenterie durant une seule et même journée se sont révélées varier grandement. Le premier échantillon collecté contenait 4,2 ng I-TEQ/m³ alors que le deuxième, prélevé cinq heures plus tard, contenait 0,06 ng I-TEQ/m³.

Une estimation plus précise des émissions atmosphériques de dioxines ne peut se faire que par des mesures continues des émissions sur une longue période de temps. Les périodes d'allumage et d'arrêt du fonctionnement d'un incinérateur d'ordures ménagères sont particulièrement susceptibles de produire de fortes émissions de dioxines. Une étude sur un incinérateur belge, avec une mesure continue, a été menée dans le but de démontrer que les appareils modernes de contrôle de la pollution installés sur les installations remises aux normes empêcheraient en permanence le dépassement de la limite réglementaire de 0,1 TEQ/Nm³. En réalité, les résultats des mesures ont révélé qu'au cours d'une période de 6 heures on obtenait une concentration moyenne des émissions de 0,25 TEQ/Nm³. Mais la moyenne sur 2 semaines, durant la même période, a donné des résultats compris entre 8,2 et 12,9 ng TEQ/Nm³, ce qui était remarquablement supérieur à la limite réglementaire (*De Fre et Wevers*, 1998).

Cette étude indique, de façon convaincante, que faire des mesures sur des sites spécifiques en suivant les protocoles réglementaires normaux (c'est-à-dire des mesures ponctuelles) peut notablement sous-évaluer les émissions aériennes de dioxines des incinérateurs. Dans le cas étudié, les mesures ponctuelles ont sous-évalué les émissions moyennes de dioxines, trouvant des valeurs 30 à 50 fois plus basses que les valeurs réelles. L'importance de ce phénomène dans les autres sites d'incinération est inconnue.

Dioxines présentes dans les cendres : la plupart des inventaires par bilan-matière ne prennent en compte que les émissions de dioxines dans l'atmosphère (*Fiedler*, 1999). Les dioxines qui se retrouvent dans les cendres ne sont pas prises en compte. Webster et Connett (1998) considèrent que l'on devrait accorder plus d'attention aux dioxines contenues dans les cendres. Une étude récente sur un incinérateur espagnol a indiqué que les émissions gazeuses des cheminées ne représentent qu'une petite partie des dioxines rejetées par rapport à ce que contiennent les cendres volantes (*Abad et al.*, 2000). Le fait que les dioxines formées lors de l'incinération se retrouvent en plus grande concentration dans les cendres à mesure que les technologies de contrôle de la pollution aérienne s'améliorent, ce qui constitue un nouveau danger, est abordé plus en détail dans la partie 5.3.1.

Compte tenu de la grande défektivité de la méthode de mesure utilisée pour réguler les rejets des incinérateurs, et de l'incapacité à faire des bilans-matières holistes pour les dioxines, on peut raisonnablement supposer que la plupart, si ce n'est tous, des inventaires des dioxines sous-évaluent fortement les rejets des incinérateurs.

Performance des incinérateurs remis aux normes et des nouveaux incinérateurs

Comme indiqué ci-dessus, la plupart des mesures des rejets atmosphériques de dioxines effectués sur les incinérateurs en Europe et utilisées dans la littérature scientifique proviennent de mesures ponctuelles plutôt que de mesures continues. Cela peut entraîner une sous-estimation des émissions dans l'air. Cette situation semble partie pour se perpétuer dans le cadre de la réglementation communautaire proposée, qui préconise de vérifier le respect des normes en se fondant sur seulement deux mesures ponctuelles par an, effectuées sur une période de six à huit heures (CE 1999). En s'appuyant sur de telles fondations pour la régulation et le contrôle, plutôt que sur une surveillance continue, on a peu de chances d'obtenir une connaissance précise des émissions aériennes de dioxines des incinérateurs.

Dans de nombreux cas, les études se fondant sur des mesures ponctuelles sur des incinérateurs européens indiquent des émissions aériennes de dioxines respectant la nouvelle limite communautaire proposée de 0,1 ng I-TEQ/m³. Ainsi, une série de mesures ponctuelles mensuelles ou bimensuelles faites entre 1994 et 1997 dans un incinérateur d'ordures ménagères allemand neuf étaient inférieures à ces limites (*Gass et al.*, 1998). Deux mesures ponctuelles, prises à quelques jours d'intervalle, après les essais initiaux d'un incinérateur d'ordures ménagères neuf à Venise étaient inférieures à la limite de 0,1 ng I-TEQ/m³ (*Pietro et Giuliana*, 1999). Une étude sur un incinérateur allemand de déchets dangereux a été menée en utilisant des mesures continues sur une longue période. Les résultats de 11 prises d'échantillon sur une période s'étalant entre 1998 et 1999 indiquaient des émissions aériennes inférieures à la limite de 0,1 ng I-TEQ/m³ (*Mayer et al.*, 1999).

Les chiffres des études n'indiquent cependant pas tous un respect de la limite réglementaire de 0,1 ng I-TEQ/m³. Ainsi, des mesures ponctuelles faites à intervalle de 1 à 4 mois, entre janvier 1997 et avril 1999, sur 8 incinérateurs d'ordures ménagères espagnols ont révélé que 2 incinérateurs ne respectaient pas la limite (*Fabrellas et al.*, 1999). Leurs émissions étaient de 0,7 et 1,08 ng I-TEQ/m³. En Pologne, l'analyse entre 1994 et 1997 des émissions des cheminées de 18 incinérateurs de déchets hospitaliers, neufs ou remis aux normes, a montré que près de la moitié avaient des émissions inférieures à 0,1 ng TEQ/m³, mais que le reste dépassait cette limite (*Grochowalski*, 1998). Pour 5 des incinérateurs, la limite était grandement dépassée, les concentrations étant comprises entre 9,7 et 32 ng TEQ/m³. Comme indiqué précédemment, un incinérateur belge s'est avéré dépasser les limites réglementaires communautaires quand on a mesuré ses émissions de façon continue (*De Fre et Wevers*, 1998). Les émissions étaient comprises entre 8,2 et 12,9 ng TEQ/Nm³.

Il est important de noter que la littérature scientifique rapportant les niveaux des émissions aériennes des anciens et nouveaux incinérateurs actuellement en service dans de nombreux pays, y compris dans des pays en développement, est peu abondante. Une étude sur les émissions atmosphériques de dioxines des dix incinérateurs fonctionnant en Corée (*Shin et al.*, 1998) a noté une forte variation d'un incinérateur à l'autre. Les niveaux de dioxines dans les effluents gazeux varient de 0,07 à 27,9 Ng TEQ/Nm³.

Il existe encore moins de données publiées sur les incinérateurs brûlant d'autres types de déchets que les ordures ménagères. Au Japon, une étude rapporte toutefois les résultats de mesures ponctuelles effectuées sur neuf incinérateurs de déchets industriels (*Yamamura et al.*, 1999). Les émissions aériennes de dioxines étaient inférieures à 0,1 ng I-TEQ/Nm³ pour deux des incinérateurs mais étaient supérieures (0,13 à 4,2 Ng I-TEQ/Nm³) pour six d'entre eux. Des fours de cimenterie aux États-Unis, qui brûlaient des combustibles fossiles se sont révélés émettre 0,00133 à 3,0 ng I-TEQ/dscm (*Schrieber et Evers*, 1994). Aux États-Unis, une autre étude s'est penchée sur les émissions aériennes de dioxines d'unités d'incinération mobiles (*Meeters et al.*, 1997). La réhabilitation sur-site de sols contenant des déchets dangereux, par ces unités, se fait quand ceux-ci contiennent des composés considérés comme difficiles à détruire. Les données, collectées principalement lors des brûlages d'essai des 16 incinérateurs, ont indiqué que 10 de d'entre eux ne respectaient pas les normes proposées par l'US EPA (Agence américaine de la protection de l'environnement) de 0,2 ng TEQ/dscm maximum. Les auteurs ont indiqué que de nombreuses unités d'incinération mobiles utilisées pour ces tâches pourraient avoir des difficultés à respecter les futures limites proposées par l'US EPA.

5.1.2 Autres composés organiques

A quelques exceptions près, très peu de recherches se sont penchées sur les autres substances chimiques organiques que l'on sait être émises dans l'air depuis les incinérateurs. Parmi les composés étudiés, l'attention s'est surtout posée sur les composés de poids moléculaires élevé plutôt que sur les composés organiques volatiles persistants qui sont également émis (*Leach et al.*, 1999). Parmi les composés pour lesquels des données ont été collectées, on trouve des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et

plusieurs groupes des composés chlorés fortement toxiques dont les biphényles polychlorés (PCB), les naphthalènes polychlorés (PCN), les chlorobenzènes et les chlorophénols.

Les PCB : ce groupe est composé de 209 congénères différents. On en a déjà retrouvé près de la moitié dans l'environnement. Les PCB sont persistants, toxiques et bioaccumulables. Ils ont donc tendance, comme les dioxines, à s'accumuler dans les tissus adipeux des animaux et des humains, où ils peuvent rester quasi indéfiniment. Les congénères de PCB les plus chlorés sont les plus persistants. Ils représentent la plus grande partie de ceux qui polluent l'environnement. On trouve aujourd'hui des PCB partout dans le monde. On en trouve même en concentrations très élevées dans les tissus d'animaux vivant dans ce que l'on croyait encore récemment être des milieux vierges. Des mammifères marins de l'Arctique (baleines, phoques et ours blancs) ont été étudiés : la présence de PCB et d'autres contaminants organochlorés a été confirmée (*Allsopp et al.*, 1999). Les PCB sont connus pour leur nombreux effets toxiques pour l'organisme, notamment des effets sur les systèmes reproductifs, neurologiques et immunitaires. On les soupçonne d'avoir de nombreux effets sanitaires délétères sur la faune et les humains (*Allsopp et al.*, 1997 ; *Allsopp et al.*, 1999). Certains congénères de PCB ont des effets sanitaires similaires aux dioxines, ces substances chimiques étant structurellement similaires.

Les PCB produits par l'industrie ont servi principalement à l'isolation des équipements électriques. La production de PCB a quasi totalement cessé dans le monde, bien que l'on en signale encore la production en Russie. On estime qu'au moins un tiers des PCB produits sont passés dans l'environnement (*Agence suédoise de la protection de l'environnement*, 1999). Les deux tiers restants sont encore contenus dans les vieux équipements électriques et les décharges, d'où ils continuent de migrer dans l'environnement. Bien qu'il s'agisse de loin de la principale source de pollution de l'environnement par les PCB aujourd'hui, certains PCB sont également générés comme sous-produits de l'incinération et de certains procédés chimiques utilisant du chlore.

On sait que des PCB se forment dans les incinérateurs (*Blumenstock et al.*, 2000 ; *Wikstrom et al.*, 1998 ; *Sakai et al.*, 1996 ; *Fangmark et al.*, 1994) et sont présents dans les effluents gazeux rejetés dans l'atmosphère (*Miyata et al.*, 1994 ; *Wilken et al.*, 1993 ; *Magagni et al.*, 1991). Les données sur les niveaux de PCB dans les effluents gazeux sont toutefois assez rares dans la littérature scientifique. Une étude sur des incinérateurs d'ordures ménagères au Japon, en 1992, a trouvé que les émissions de PCB coplanaires très importants d'un point de vue toxicologique variaient considérablement d'un incinérateur à l'autre (*Miyata et al.*, 1994). Le niveau moyen (1,46 ng TEQ/m³) s'avérait supérieur au niveau préconisé (0,5 ng TEQ/Nm³) pour les nouveaux incinérateurs au Japon. L'étude concluait que les incinérateurs de déchets étaient une source de contamination de l'organisme humain, de l'alimentation et de l'environnement par les PCB.

Les PCN : c'est un autre groupe de composés chlorés persistants, bioaccumulables et toxiques. A l'origine, quand ils étaient produits volontairement, leurs applications étaient similaires à celles des PCB (qui les avaient remplacé). On sait que les PCN sont des sous-produits involontaires des procédés thermiques utilisant du chlore, dont l'incinération et la récupération des métaux (*Falandysz et Rappe*, 1997). Les PCN ont des caractéristiques similaires aux dioxines et aux PCB, beaucoup d'entre eux ont un fort potentiel toxique, même à petite dose (*Abad et al.*, 1999 ; *Abad et al.*, 1997).

On a retrouvé des PCN dans les effluents gazeux d'incinérateurs d'ordures ménagères. La concentration de PCN (mono- à octa- chlorés) variait entre 1,08 et 21,36 ng/Nm³ dans cinq incinérateurs d'ordures ménagères en Espagne, alors que les niveaux de dioxines variaient entre 0,01 et 5 ng I-TEQ/Nm³ (*Abad et al.*, 1999). De même, des congénères de PCN présentant une toxicité similaire aux dioxines ont été repérés dans les émissions atmosphériques d'incinérateurs d'ordures ménagères (*Falandysz et Rappe*, 1997 ; *Takasuga et al.*, 1994).

Les PCN issus de l'incinération et d'autres procédés de combustion se retrouvent à des niveaux détectables dans la faune. Ces procédés pourraient accroître de façon conséquente la charge de ces substances chimiques persistantes et très toxiques dans l'environnement (*Falandysz et Rappe*, 1997 ; *Falandysz et al.*, 1996), déjà lourde de celles issues de leur production historique.

Les benzènes chlorés : les benzènes chlorés se forment dans les incinérateurs (*Blumentstock et al.*, 2000 ; *Wikstrom et al.*, 1998 ; *Fangmark et al.*, 1994), tout comme les phénols chlorés (*Wikstrom et al.*, 1999). Il a été démontré que ces substances chimiques sont rejetées dans les effluents gazeux des cheminées (*Wilken et al.*, 1993). La production d'hexachlorobenzène (HCB), la forme totalement transformée du benzène est particulièrement importante. Le HCB est persistant, toxique et bioaccumulable. Il est toxique pour la faune et la flore aquatique et terrestre, ainsi que pour les humains, et a été utilisé en grande quantité comme pesticide et désinfectant de semences. Des recherches récentes indiquent que le HCB peut contribuer pour une grande part à la toxicité des substances organochlorées comparables aux dioxines et que l'on retrouve dans le lait maternel (*van Birgelen*, 1998). Il est classé par le CIRC (Centre international de recherche sur le cancer) comme cancérigène du groupe 2B, c'est-à-dire cancérigène possible pour les humains, et semble également favoriser la formation de tumeurs. Le HCB peut provoquer des dommages au fœtus lors de son développement, le foie, le système immunitaire, la thyroïde, les reins et le système nerveux central. Le foie et le système nerveux sont les organes les plus sensibles à ses effets (*ATSDR*, 1997 ; *Newhook et Meek*, 1994).

Les phénols halogénés : ce groupe comprend 14 phénols chlorés, 3 phénols bromés et 31 phénols mixtes chlorobromés qui ont été retrouvés dans les effluents gazeux des incinérateurs d'ordures ménagères (*Heeb et al.*, 1995). Ces substances chimiques sont importantes puisque des dioxines peuvent se former par condensation de deux molécules de phénol halogéné. La concentration en phénols mixtes chlorobromés que l'on trouve dans les gaz de combustion bruts (4 nmol/Nm^3 ; $1,2 \text{ ug/Nm}^3$) et les effluents gazeux (1 nmol/Nm^3 ; $0,5 \text{ ug/Nm}^3$) dépassent les concentrations habituelles de dioxines dans les gaz bruts ($0,2 \text{ nmol/Nm}^3$; $0,1 \text{ ug/Nm}^3$) des incinérateurs d'ordures ménagères.

Les dioxines bromées et halogénés mixtes : en plus des dioxines et furanes chlorés, de nombreux autres composés halogénés vont se former lors de l'incinération, dont des dioxines et furanes bromés et mixtes chlorobromés.

Les dibenzothiophènes polychlorés (PCDBT) : ce sont des composés contenant du soufre dont la structure est très proche de celle des dibenzofuranes. Le soufre prend la place des atomes d'oxygène présents dans la fraction de la structure d'un dibenzofurane contenant un furane. On sait peu de choses sur leur toxicité mais, compte tenu de leur structure, on les soupçonne d'être toxiques. Des PCDBT ont été repérés dans les effluents gazeux d'incinérateurs de déchets (*Sinkkonen et al.*, 1991).

Les HAP : ce sont des composés qui sont des sous-produits de la combustion incomplète de substances organiques. Certains sont persistants, toxiques et bioaccumulables. D'autres sont cancérigènes. Les HAP sont émis par les incinérateurs dans leurs effluents gazeux (*Yasuda et Takahashi*, 1998 ; *Magagni et al.*, 1991). La composition des déchets, la température et l'excédent d'air présent lors du processus d'incinération déterminent la quantité de HAP émis par une installation donnée. On a pu constater que de fortes émissions aériennes de HAP avaient lieu au démarrage d'un incinérateur (*Yasuda, Takahashi et al.*, 1998). Les émissions atmosphériques totales de HAP mesurées dans une étude étaient de $0,02$ à 12 mg/Nm^3 (*Marty*, 1993).

Les COV : peu d'études ont été menées sur les nombreuses autres substances chimiques émises par un incinérateur de déchets. Une étude a toutefois été menée spécifiquement pour identifier et quantifier les composés organiques volatils (COV) présents dans les effluents gazeux d'un incinérateur d'ordures ménagères (*Jay et Stieglitz*, 1995). Cette étude a identifié un total d'environ 250 COV différents dont les

concentrations variaient entre 0,05 et 100 mg/m³. Ces composés sont listés dans l'Appendice B. La liste inclut des composés fortement toxiques et cancérigènes comme les phénols de remplacement et le benzène, ainsi que d'autres composés toxiques connus comme les phtalates. Les données sur l'importance environnementale et toxicologique d'un grand nombre de ces COV sont très peu abondantes, mais on sait que les COV contribuent à la formation d'ozone dans la basse atmosphère (voir ci-dessous).

Les composés organiques émis par les incinérateurs sont généralement mesurés en groupe, en faisant la somme des quantités présentes dans un échantillon d'effluent gazeux, à l'aide d'un indicateur appelé carbone organique total (COT). Dans l'étude de Jay et Stieglitz (1995), les 250 composés identifiés se sont révélés composer près de 42% du COT. Les 58% restants étaient principalement des hydrocarbures aliphatiques non-identifiés.

Leach et al. (1999) ont noté que les procédés générateurs de grandes quantités de COV sont importants d'un point de vue écologique car, mélangés à des oxydes d'azote et exposés à la lumière du soleil, ils favorisent la formation d'oxydants photochimiques (ozone et nitrate de peroxyacyle) aux impacts délétères sur la qualité de l'air ambiant. La nouvelle limite européenne proposée pour l'ensemble de COV (exprimée en carbone) est de 20 mg/Nm³.

5.1.3 Métaux lourds

Tout les types d'incinérateurs émettent des métaux lourds. De nombreux métaux lourds sont connus pour leur toxicité à basse concentration. Certains sont persistants et bioaccumulables. Davantage d'informations sur la toxicité de certains métaux lourds sont données dans l'Appendice A. Les métaux lourds entrent dans les incinérateurs en tant que composant des diverses matières contenues dans les déchets bruts. Le processus d'incinération fait qu'on les retrouve en concentration parfois dix fois supérieure dans les résidus (cendres), le volume des déchets étant réduit par la combustion (*Buchholtz et Landsberger, 1995*). Une partie de ces résidus métalliques toxiques est émise dans l'atmosphère par le biais des effluents gazeux des incinérateurs. La plus grosse partie reste généralement dans les cendres volantes et les mâchefers, à l'exception du mercure dont la plus grande partie est ventilée dans les effluents gazeux des cheminées.

Chaque métal a sa propre source dans les déchets bruts. Le mercure provient des piles, des ampoules fluorescentes et des peintures (*Carpi, 1997*). Le cadmium provient des peintures, des plastiques en PVC et des pigments utilisés pour colorer les plastiques. Le plomb provient des piles, des plastiques et des pigments (*Valerio et al., 1995 ; Korzan et Heck, 1990*). L'antimoine provient des retardateurs de flammes (*van Velzen et Langenkamp, 1996*) utilisés pour les objets en plastique.

A l'échelle planétaire, l'incinération contribue de façon significative aux émissions atmosphériques de nombreux métaux lourds, comme l'indique le Tableau 5.3 (*AEE, 2000*). Au sein de l'UE, les chiffres pour 1990 ont estimé que l'incinération était responsable de 8% (16t/an) des émissions de cadmium et de 16% (36t/an) des émissions de mercure. Les émissions de chrome s'élevaient à 46 tonnes, celles de plomb à plus de 300 tonnes supplémentaires (*CE, 1998*). Divers systèmes de traitement des effluents gazeux ont été conçus pour réduire les émissions de métaux lourds (*AEE, 2000*). Les données sur les effluents gazeux des incinérateurs de déchets dangereux indiquent que l'efficacité des filtres (les métaux étant contenus dans les cendres qui s'élèvent) est de l'ordre de 95% pour la plupart des métaux à l'exception du mercure.

Tableau 5.3 Emissions atmosphériques mondiales de métaux des incinérateurs de déchets

Métal	Emissions (milliers de tonnes par an)	Emissions (pourcentage de l'ensemble des émissions)
Antimoine	0.67	19.0
Arsenic	0.31	3.0
Cadmium	0.75	9.0
Chrome	0.84	2.0
Cuivre	1.58	4.0
Plomb	2.37	20.7
Manganèse	8.26	21.0
Mercuré	1.16	32.0
Nickel	0.35	0.6
Sélénium	0.11	11.0
Étain	0.81	15.0
Vanadium	1.15	1.0
Zinc	5.90	4.0

L'AEE (2000) note que le contrôle des émissions de mercure constitue un problème particulier. Près de 100% du mercure élémentaire présent dans les déchets est émis par le biais des effluents gazeux car il ne s'adsorbe pas aux poussières ou aux cendres. Le mercure élémentaire représente 20 à 50% de l'ensemble du mercure émis. Le reste prend la forme de mercure divalent, principalement du chlorure de mercure (HgCl_2). Après avoir été émis dans l'atmosphère, le mercure divalent, qui est soluble dans l'eau, peut se déposer à proximité de l'incinérateur. Le mercure élémentaire, quant à lui, peut être transporté sur de longues distances par les courants atmosphériques avant d'éventuellement se transformer en mercure divalent. Il peut alors à son tour se déposer sur le sol (Carpi, 1997).

Bien que soit reconnue l'importance de savoir ce que deviennent les métaux lourds toxiques présents dans les flux de déchets, les données publiées sur les concentrations en métaux lourds des effluents gazeux se révèlent être peu abondantes. Néanmoins, selon un inventaire néerlandais, les émissions de cadmium et de mercure des incinérateurs d'ordures ménagères ont été réduites considérablement entre 1990 et 1995 à la suite de leur modernisation (Born, 1996). Lors de cette période, la contribution de l'incinération à l'ensemble des émissions aériennes néerlandaises de cadmium est tombée de 44 à 13% et celle du mercure de 53 à 11%. La réduction des émissions atmosphériques (en supposant que les données sont fiables) signifie que les métaux retenus par les appareils de contrôle de la pollution sont retenus à la place dans les cendres volantes.

5.1.4 Particules

Les minuscules matières particulières en suspension dans l'air, souvent appelées particules, sont dues aussi bien aux activités humaines qu'aux phénomènes naturels. Celles qui sont d'origine naturelle proviennent des poussières du sol, balayées par le vent, du sel de mer, des poussières projetées par les éruptions volcaniques. Elles comptent aussi les spores des champignons et le pollen des plantes. Celles qui dérivent des activités humaines sont issues de processus de combustion (consommation de charbon, incinération et échappements des moteurs à explosion). D'un point de vue général, les particules naturelles sont généralement de plus grosse taille (plus de $2,5 \mu\text{m}$) que les particules formées par les processus de combustion (moins de $2,5 \mu\text{m}$) (QUARG, 1996 ; COMEAP, 1995, EPAQS, 1995). Ce sont ces plus petites particules, connues sous le nom de « particules respirables » qui sont très préoccupante pour la santé humaine. La pollution particulaire contribue à l'aggravation de maladies respiratoires comme l'asthme, et accroît la mortalité due aux maladies respiratoires et cardiaques. C'est parce que les particules respirables sont suffisamment petites pour être aspirées jusqu'au fond des voies pulmonaires, alors que les plus

grosses particules sont bloquées sur le chemin vers les voies respiratoires profondes par les mécanismes de protection du système respiratoire. Les particules de moins de $0,1 \mu\text{m}$, appelées particules ultrafines, causent la plus grande inquiétude par leurs possibles effets nocifs pour la santé humaine. Une description plus détaillée des particules et de leurs impacts sanitaires est donnée dans l'appendice A.

L'incinération entraîne l'augmentation des émissions atmosphériques de particules (CE, 1998). Les installations d'incinération mal contrôlées peuvent émettre des niveaux élevés de particules et contribuer aux problèmes écologiques locaux. Les incinérateurs modernes émettent des niveaux moins élevés, mais les données laissent supposer que les particules émises sont plus fines et pourraient par conséquent contribuer à des effets sanitaires plus nocifs (CE, 1998). En effet, la majorité des particules formées lors des processus de combustion, dont tous les types d'incinération, sont des particules ultrafines qui font moins de $0,1 \mu\text{m}$. Même les incinérateurs d'ordures ménagères les plus modernes n'ont pas la technologie nécessaire pour empêcher les rejets de particules ultrafines. L'efficacité du filtrage des particules respirables (moins de $2,5 \mu\text{m}$) est de l'ordre de 5 à 30% avec la technologie actuelle des filtres à manches. Dans le cas des particules de moins de $0,1 \mu\text{m}$, dont les particules ultrafines, la plupart vont passer sans difficulté au travers des systèmes de filtrage des incinérateurs. De plus, certains éléments semblent indiquer qu'une partie des appareils modernes de réduction de la pollution des incinérateurs, en particulier l'injection d'ammoniac, qui essaie de réduire les oxydes d'azote, peuvent en fait accroître les émissions aériennes des particules les plus fines et les plus dangereuses (Howard, 2000).

Aujourd'hui, on ne dispose que de peu d'informations sur la composition des particules. Les émissions atmosphériques des incinérateurs comprennent, par exemple, des particules composées de sels et d'oxydes minéraux provenant des composants minéraux des déchets (Oppelt, 1990). Des métaux lourds et des substances chimiques organiques comme les dioxines, les PCB et les HAP peuvent adhérer à la surface des particules. Les métaux peuvent s'adsorber sous un certain nombre de formes, notamment des oxydes de métaux, des sels solubles et des carbonates de métaux. La nature chimique des particules, comme par exemple la forme du métal, ou le type des autres substances potentiellement toxiques adhérant à la surface de la particule, peuvent avoir une influence sur les effets sanitaires que provoque l'exposition à celles-ci (QUARG, 1996 ; Seaton, 1995 ; Marty, 1993).

On s'est rendu compte que les particules ultrafines sont chimiquement très réactives, même quand elles proviennent de matières qui elles-mêmes ne sont pas réactives. Cela est dû à leur minuscule taille. Les études ont mis en évidence que plus la taille des particules diminue, plus le nombre d'atomes présents est grand, proportionnellement. Cela fait que leur surface est fortement chargée donc chimiquement réactive. Les particules de métal ultrafines se sont révélées être particulièrement réactives (Jefferson et Tilley, 1999).

Les déchets qui entrent dans les incinérateurs d'ordures ménagères sont habituellement des déchets mélangés contenant des métaux lourds et des composés organiques halogénés. Ils émettent des particules métalliques ultrafines. Comme elles sont particulièrement réactives, on peut avancer que les incinérateurs d'ordures ménagères produisent des aérosols de particules ultrafines plus toxiques que, par exemple, une centrale au charbon (Howard, 2000). De ce point de vue, les incinérateurs sont particulièrement préoccupants pour la santé du grand public.

La nouvelle directive des Communautés européennes sur l'incinération des déchets ne fixe pas de limites pour les PM10 ou, plus précisément, PM2,5, c'est-à-dire les particules respirables, de moins de $2,5 \mu\text{m}$. La directive ignore ainsi la pollution particulaire des incinérateurs qui est sans doute pourtant la plus importante en termes de santé publique. La directive précise une limite de $10\text{mg}/\text{m}^3$ pour l'ensemble des émissions aériennes de poussières des incinérateurs. Des données publiées dans les années 80 indiquaient des émissions aériennes de particules depuis les incinérateurs d'ordures ménagères comprises entre 18 et $4015 \text{mg}/\text{m}^3$ (Williams, 1990) au Royaume-Uni et entre 4 et $902 \text{mg}/\text{m}^3$ à partir des incinérateurs de déchets

dangereux aux États-Unis (*Dempsey et Oppelt*, 1993). Un rapport récent sur les incinérateurs d'ordures ménagères suédois signalait des émissions de particules comprises entre 0,003 et 64 mg/m³. Sur 21 incinérateurs suédois, quatre dépassaient les limites des Communautés européennes pour les émissions de poussières (*Greenpeace Nordic*, 2000).

5.1.5 Gaz inorganiques

Les incinérateurs génèrent et émettent des gaz acides inorganiques, notamment du chlorure d'hydrogène (HCl), du fluorure d'hydrogène (HF), du bromure d'hydrogène (HBr), des oxydes de soufre (SOx) et d'azote (NOx). Ces gaz sont dus aux éléments chlore, fluor, brome, soufre et azote contenus dans les déchets (*Williams*, 1990). Les NOx se forment également par la combinaison directe d'azote et d'oxygène, un processus accéléré par les températures élevées à l'intérieur des incinérateurs.

Le HCl est émis en plus grandes quantités depuis les incinérateurs que depuis les centrales au charbon. Ceci est dû à la présence de chlore dans les déchets, notamment sous la forme de plastiques comme le PVC (*Williams*, 1990). La nouvelle directive des Communautés européennes fixe une limite (moyenne journalière) de 10 mg/m³ pour le HCl et de 1 mg/m³ pour le HF (*CE*, 1998). Une étude récente portant sur 21 incinérateurs d'ordures suédois a indiqué que les émissions de HCl dans l'air depuis 17 d'entre eux dépassaient les limites des Communautés européennes, souvent de façon importante (*Greenpeace Nordic*, 2000). Les rejets moyens des 21 incinérateurs étaient de 44 mg/Nm³, avec une amplitude de 0,2 à 238 mg/Nm³.

Les oxydes d'azote (NOx), notamment le dioxyde d'azote (NO₂), et les oxydes de soufre (SOx), notamment le dioxyde de soufre (SO₂), sont générés par les procédés industriels de combustion, dont tous les types d'incinérateur. Ces gaz peuvent avoir une influence sur le pH de la pluie et la rendre acide. Au fil du temps, les pluies acides peuvent nuire à la qualité des sols et des eaux, et avoir un impact négatif sur les écosystèmes. Comme l'exposition à de l'air pollué par des particules, l'exposition aux NOx et aux SOx peut avoir des effets nuisibles à la santé respiratoire des personnes souffrant déjà de problèmes respiratoires. Ainsi, les études ont démontré une corrélation entre l'augmentation de la pollution de l'air par le SO₂ et l'augmentation de la mortalité des individus souffrant déjà de maladies respiratoires ou cardiovasculaires. De même, on constate une corrélation évidente avec l'augmentation des admissions dans les hôpitaux des personnes souffrant déjà de maladies respiratoires comme de l'asthme ou des obstructions chroniques des voies respiratoires. Les études ont également suggéré un lien entre l'exposition au NO₂ et l'aggravation des symptômes des maladies respiratoires, bien que les données ne soient pas homogènes ou concluantes (*Ayres*, 1998).

Les émissions de NOx et de SOx entraînent également la formation de particules appelées particules secondaires. La formation de particules secondaires est due aux réactions chimiques que connaissent ces gaz dans l'atmosphère. L'oxydation chimique des oxydes de soufre ou d'azote les transforme en acides qui sont ensuite neutralisés par l'ammoniac présent dans l'atmosphère. Parmi les particules formées on trouve du sulfate d'ammonium et du nitrate d'ammonium. Ces particules, généralement solubles dans la nature, persistent longtemps quand elles se trouvent dans l'air. Un autre type de particule secondaire, moins abondant, est le chlorure d'ammonium issu du gaz HCl. Comme les particules primaires, les particules secondaires peuvent voir une grande diversité d'autres composés organiques potentiellement toxiques s'adsorber à leur surface, comme des HAP ou des dioxines (*QUARG*, 1996 ; *COMEAP*, 1995 ; *EPAQS*, 1995). Tout comme les particules primaires émises des incinérateurs, on pense que les particules secondaires ont des effets néfastes pour la santé humaine (*CE*, 1998).

Actuellement, les émissions de NOx des incinérateurs ne sont pas réglementées par des limites dans les Communautés européennes, bien que certaines limites soient proposées dans une nouvelle directive des Communautés européennes : une limite (moyenne journalière) de 200 mg/m³ est proposée pour le dioxyde d'azote (ce terme recouvre en fait à la fois le monoxyde et le dioxyde d'azote) pour les nouvelles

installations et les installations existantes dont la capacité dépasse 3 tonnes par heure. Une étude récente sur 12 incinérateurs d'ordures ménagères suédois a signalé des émissions comprises entre 1,2 et 236 mg/Nm³. Quatre des 12 incinérateurs dépassaient la limite des Communautés européennes.

La directive des Communautés européennes sur l'incinération des déchets propose une limite (moyenne journalière) pour le dioxyde de soufre de 50 mg/m³. Une étude récente sur 10 incinérateurs suédois a trouvé des émissions comprises entre 1,2 et 236 mg/Nm³. Sur les 10 incinérateurs étudiés, 9 avaient des émissions dépassant les limites des Communautés européennes (*Greenpeace Nordic*, 2000).

5.1.6 Autres gaz

Les incinérateurs émettent du dioxyde de carbone (CO₂). Environ 25% du poids des ordures ménagères est constitué de carbone. Celui-ci est rejeté sous forme de CO₂ quand les déchets sont brûlés. Le CO₂ est un gaz à effet de serre qui contribue au changements climatiques. Ses émissions doivent être maintenues aussi basses que possibles (*AEE*, 2000). Il n'y a pas de limite dans les Communautés européennes pour les émissions de CO₂ des incinérateurs.

Les incinérateurs rejettent aussi du monoxyde de carbone. Ce gaz potentiellement toxique est également un gaz à effet de serre. Les études suggèrent que l'augmentation des niveaux de CO dans l'air peut avoir un lien avec les problèmes de santé de chez certains individus souffrant déjà de maladies cardiaques (*Ayres*, 1998). Une étude récente sur des incinérateurs suédois a trouvé que sur 15 incinérateurs dont on a mesuré les émissions, 10 dépassaient la nouvelle limite des Communautés européennes de 50 mg/Nm³ (*Greenpeace Nordic*, 2000). Les émissions étaient comprises entre 2,6 et 249 mg/Nm³.

5.2 Rejets dans l'eau

Les incinérateurs ont des rejets dans l'eau des appareils de lavage. Les données scientifiques publiées sur ces émissions sont très peu abondantes. Les eaux usées issues du lavage des gaz d'échappement contiennent des métaux lourds, les plus importants en termes de quantités et de toxicité étant le plomb, le cadmium, le cuivre, le mercure, le zinc et l'antimoine. Les eaux usées des appareils d'élimination des scories utilisant des procédés humides contiennent des niveaux élevés de sels neutres et des matières organiques imbrûlées provenant des résidus (*AEE*, 2000).

5.3 Rejets dans les cendres

Les cendres produites par l'incinération des déchets contiennent généralement les mêmes polluants que les émissions aériennes, mais peuvent s'en distinguer par leur concentration et leur composition (*AEE*, 2000). Les cendres volantes et les mâchefers contiennent des dioxines et des métaux lourds mais, tout comme dans le cas des émissions aériennes, peu de choses sont connues sur tous les autres composés contenus dans les cendres volantes.

5.3.1 Les composés organiques

Les informations sur les composés organiques contenus dans les mâchefers sont rares. Seules existent quelques données sur les dioxines (*AEE*, 2000).

Dioxines

Les émissions de dioxines dans l'air et dans l'eau des incinérateurs ont diminué ces dernières années grâce à l'amélioration des appareils de contrôle de la pollution. Cependant, il est difficile de dire si l'ensemble de ces rejets a diminué en même temps. Il est fortement probable que si les émissions aériennes dans les effluents gazeux ont diminué, les rejets dans les cendres ont augmenté. Il a en effet été suggéré que l'ensemble des rejets de dioxines de l'incinération pourraient n'avoir pas été autant réduits ces dernières

décennies qu'on ne le croit généralement (*Wikstrom, 1999*). Une estimation théorique de l'ensemble des émissions d'un incinérateur d'ordures ménagères suédois a indiqué qu'une diminution des dioxines émises dans les effluents gazeux pourrait résulter en leur augmentation dans les cendres (*GRAAB, 1996*). L'ensemble des rejets de dioxines d'un incinérateur resteraient identiques, quelles que soient les améliorations technologiques en matière de réduction de la pollution de l'air.

Il y a relativement peu de données sur les dioxines dans les cendres volantes et les mâchefers car de nombreuses installations ne sont pas obligées de les contrôler (*Fabrellas et al., 1999 ; Greenpeace Nordic, 1999*). Une estimation théorique des rejets d'un incinérateur suédois a estimé que 97% des émissions de dioxines d'un incinérateur se retrouvent dans les cendres. Ceci correspond à peu près aux résultats de mesures faites directement sur un incinérateur à Spittelau, en Autriche, qui indiquaient que 99,6% des rejets de dioxines se retrouvaient dans les cendres (*Greenpeace Autriche, 1999*). Une étude sur un incinérateur espagnol a également noté que seule une petite partie des dioxines émises passent dans les effluents gazeux, la majorité allant dans les cendres (*Abad et al., 2000*). En plus des dioxines chlorées, il est également possible que d'autres dioxines et furanes halogénés soient présents dans les cendres, comme c'est le cas dans les effluents gazeux (notamment des composés bromés et mixtes chlorobromés). Une étude sur les cendres volantes d'incinérateurs hospitaliers et d'ordures ménagères a trouvé des résultats suggérant que des dioxines iodées pourraient également être présentes (*Kashima et al., 1999*).

En ce qui concerne les niveaux de dioxines dans les résidus des incinérateurs, les niveaux les plus élevés ont été mesurés dans les cendres volantes. Les niveaux passent souvent des parties par milliard (ppt) aux parties par milliard (ppb) (*AEE, 2000*). Une étude sur huit incinérateurs d'ordures ménagères espagnols a trouvé des niveaux moyens dans les cendres volantes compris entre 0,07 et 3,5 ng I-TEQ/g (ppb) (*Fabrellas et al., 1999*). Une autre étude sur un incinérateur d'ordures ménagères espagnol a signalé des niveaux se trouvant dans cette fourchette lors de deux mesures : 0,37 et 0,65 ng I-TEQ/g (ppb) (*Abad et al., 2000*). Des niveaux particulièrement élevés ont été signalés en 1997 sur un incinérateur espagnol (41 ppb TEQ) bien que les niveaux mesurés aient par la suite été plus bas, en 1999 (*Stieglitz et al., 1999*).

On retrouve de plus faibles concentrations dans les mâchefers, habituellement en ppt (*AEE, 2000*). Ainsi, les valeurs moyennes dans 3 incinérateurs d'ordures ménagères espagnols ont été de 0,006, 0,013 et 0,098 ng I-TEQ/g (ppb) (c'est-à-dire 6, 13 et 98 ppt TEQ) (*Fabrellas et al., 1999*). De même, les niveaux dans les mâchefers de cinq incinérateurs d'ordures ménagères de Bavière, en Allemagne, variaient entre 1,6 et 24 ppt TEQ (*Marb et al., 1997*). Des échantillons de cendres prélevés en Pologne entre 1994 et 97 dans 18 incinérateurs de déchets hospitaliers nouveaux ou remis aux normes indiquaient des niveaux de dioxines nettement supérieurs, variant entre 8 et 45 ppb TEQ (*Grochowalski, 1998*).

A partir d'échantillons limités, *Abad et al.* (2000) ont noté que bien qu'on trouve de plus fortes concentrations de dioxines dans les cendres volantes, la grande quantité de mâchefers produits dans les incinérateurs signifie que la production annuelle de dioxines est comparable dans les mâchefers et les cendres volantes. Cependant, une étude sur huit incinérateurs d'ordures ménagères en Espagne a calculé qu'il y avait plus de dioxines dans les cendres volantes (*Fabrellas et al., 1999*). La production annuelle totale de dioxines de 8 incinérateurs espagnols en service, calculée à partir de mesures ponctuelles, a été estimée entre 1 et 1,2 dans les effluents gazeux, entre 46,6 et 111,6 dans les cendres volantes et entre 2 et 19 g I-TEQ/an dans les mâchefers (*Fabrellas et al., 1999*).

Comme indiqué précédemment, les inventaires des dioxines sous-évaluent souvent les rejets des incinérateurs car ils ne tiennent pas compte des cendres dans leurs calculs. Un rapport sur la production de dioxines des incinérateurs suédois a suggéré que l'Agence suédoise pour la protection de l'environnement avait fortement sous-estimé les émissions totales des incinérateurs, en sous-évaluant la contamination des cendres (*Greenpeace Nordic, 1999*).

Autres composés organiques

Comme il l'a été déjà dit dans le présent rapport, une multitude de composés organiques sont émis dans les effluents gazeux et les cendres volantes. L'AEE (2000) note que les cendres volantes contiennent des composés organiques, comme des HAP ou des organochlorés. On sait que des PCB sont présents dans les cendres volantes (*Sakai et al.*, 1996). On a signalé que des PCB avaient été détectés dans les cendres volantes d'incinérateurs d'ordures ménagères et de déchets hospitaliers (*Magagni et al.*, 1994), ainsi que dans les cendres volantes et mâchefers d'incinérateurs de boues d'épuration (*Kawakami et al.*, 1998). Les niveaux de PCB dans les cendres volantes des incinérateurs de boues d'épuration étaient de 7,1 ng/g avec une proportion de PCB par rapport aux dioxines à peu près similaire à celle des incinérateurs d'ordures ménagères. Des PCN ont également été détectés dans les cendres volantes des incinérateurs (*Schneider et al.*, 1998).

Une étude sur les cendres volantes des incinérateurs d'ordures ménagères a identifié 72 composés phénoliques différents dans les cendres dont de nombreux composés inconnus (*Nito et Takeshita*, 1996). La plupart des composés étaient des composés hydroxy de HAP, des HAP polychlorés, des PCB et des dioxines. L'étude notait que certains de ces composés hydroxy halogénés pouvaient être persistants et toxiques, et qu'il faudrait évaluer leur toxicité étant donné qu'ils vont migrer des cendres volantes à l'environnement une fois mis en décharge. Une autre étude a identifié de nombreux nouveaux types d'hydrocarbures aza-hétérocyclique (azaarènes et autres composés de base) dans les cendres volantes (*Nito et Ishizaki*, 1997). Ces composés sont des produits de combustion incomplète, et cette étude a confirmé que les incinérateurs en sont une source. L'étude a identifié respectivement 63 et 18 sortes d'azaarènes dans deux fractions différentes des cendres volantes. Parmi ces composés, la quinoline, l'alkylquinoline, la benzoquinoline, la benzacridine, l'azapyrène, l'azabenzopyrène, la phénylpyridine, la biphénylamine et leurs isomères représentaient une majorité. Le plus préoccupant est que beaucoup de ces composés sont des cancérigènes ou mutagènes connus. Ces substances toxiques pourraient migrer dans l'environnement depuis les cendres volantes mises en décharge.

5.3.2 Autres métaux lourds

Parmi les résidus des incinérateurs, les cendres volantes tout comme les mâchefers contiennent de nombreux métaux lourds. Les cendres volantes ont généralement de plus fortes concentrations en métaux lourds que les mâchefers, si l'on ne tient pas compte des gros morceaux de métal imbrûlé que l'on trouve dans les mâchefers (*Bucholz et Landsberger*, 1995). Le Tableau 5.4 indique les concentrations de métaux lourds trouvées dans les cendres volantes et les mâchefers de deux incinérateurs d'ordures ménagères espagnols (*Alba et al.*, 1997). Le Tableau 5.5 indique les concentrations détectées dans les cendres d'un incinérateur américain (*Bucholz et Landsberger*, 1995). Les concentrations de métaux lourds dans les cendres des incinérateurs sont très élevées par rapport aux niveaux environnementaux de fond. Ainsi, si l'on compare leurs concentrations dans les résidus cendreux (combinaison des cendres volantes et des mâchefers) à leurs concentrations mondiales moyennes dans les sols, il est évident que les résidus cendreux contiennent des quantités élevées de plusieurs métaux (*Bucholz et Landsberger*, 1995). De plus, le processus d'incinération augmente fortement la mobilité et la biodisponibilité des métaux toxiques par rapport à ce qu'elles étaient dans les ordures ménagères brutes (*Schumacher et al.*, 1998). Les chances de migration des métaux dans l'environnement depuis les cendres mises en décharge sont donc de plus fortes que depuis les déchets ordinaires (voir partie 5.4.1).

Tableau 5.4 Ordre de grandeur des présences d'éléments dans les cendres des incinérateurs d'ordures ménagères et dans les sols. Toutes les concentrations sont exprimées en mg/kg, sauf précision contraire.

Elément	Cendres volantes	Mâchefers	Sol
Ag	46-55,3	17,5-28,5	0,1
Al	3,19-7,84%	6,20-6,68%	7,1 %
As	269-355	47,2-52,0	6
Br	3830-3920	676-830	5
Cd	246-266	47,6-65,5	0.06
Co	11,3-13,5	65,2-90,3	8
Cr	146-169	623-807	100
Cu	390-530	1560-2110	20
Hg	59,1-65,0	9,1-9,7	0.03
In	1,50-1,67	0,45-0,71	0.07
Mo	14-26	100-181	2
Pb	3200-4320	2090-2860	10
Se	6,7-11,2	<2,52	0.2
Sn	470-630	300-410	10
Th	2,85-3,21	4,31-4,86	5
Ti	3300-6300	7500-18100	5000
V	27-36	46-137	100
Zn	13360-13490	6610-6790	50

SOURCE : BUCHHOLZ ET LANDSBERGER, 1995.

Tableau 5.5 Concentration des oligo-éléments et micro-éléments dans les résidus des incinérateurs d'ordures ménagères

Elément	Cendres volantes (mg/kg de résidus secs)	Mâchefers (mg/kg de résidus secs)
Cr	365 ± 18	210 ± 8
Zn	9382 ± 208	2067 ± 9
Pb	5461 ± 236	1693 ± 22
Ni	117 ± 2	53 ± 3
Cu	1322 ± 90	822 ± 4
As	< 50	< 50
Cd	92 ± 2	< 12.5
Hg	0.29 ± 0.03	< 0.035

Source : Alba et al., 1997.

Une étude sur les cendres des incinérateurs d'une école de vétérinaires qui servaient à brûler des carcasses d'animaux a mis en évidence la variation considérable des niveaux de métaux d'un incinérateur à l'autre (Thompson et al., 1995). Dans l'ensemble, les niveaux de métaux dans les cendres étaient bien plus bas que les niveaux que l'on trouve dans les cendres des incinérateurs d'ordures ménagères, à l'exception du zinc, dont les niveaux étaient similaires. Il a été noté que l'incinération de déchets contenant du plastique pouvait contribuer à la présence de plomb et de zinc dans les cendres.

Etant donné que dans de nombreux pays les entreprises d'incinération n'ont pas d'obligation réglementaire de surveiller régulièrement leurs cendres, les données publiées sur les niveaux de métaux lourds dans les cendres et les dépassements des limites réglementaires en place sont rares. Une étude menée aux Etats-Unis sur des incinérateurs de déchets dangereux a indiqué que l'arsenic, le nickel et le

plomb étaient les métaux qui dépassaient le plus souvent les limites réglementaires (*Dempsey et Oppelt, 1993*).

5.4 Élimination des cendres

Les cendres volantes sont potentiellement toxiques à cause des métaux lourds et des sels qu'elles contiennent, et nécessitent donc d'être correctement gérées (*Alba et al., 1997*). Elles contiennent également d'autres substances chimiques toxiques, notamment des dioxines. Selon l'AEE (2000), l'élimination des cendres volantes est un problème grave. Dans le cadre de certaines réglementations, les cendres volantes pourraient être considérées comme des déchets dangereux (*Alba et al., 1997*). Elles sont effectivement classées comme des déchets toxiques par la législation italienne à cause de leur forte teneur en plomb et en cadmium (*Magagni et al., 1994*). Pour répondre aux inquiétudes relatives à l'élimination des cendres des incinérateurs, un Groupe de travail international sur les cendres a été créé pour rassembler et analyser les informations disponibles (*Sawell et al., 1995*) puis a publié ses conclusions (*Chandler et al., 1997*).

Contrairement aux cendres volantes, les mâchefers ne sont pas considérés en général comme des déchets spéciaux. Pourtant, ils contiennent également des substances toxiques. Selon des données citées par *Brereton (1996)*, les taux de migration possibles des métaux depuis les mâchefers sont tels que leur élimination constitue clairement un problème environnemental.

Actuellement, les cendres volantes sont généralement mises en décharge. C'est aussi le cas des mâchefers qui peuvent aussi servir de matériau de construction. Au Canada, dans la plupart des pays européens et au Japon, les mâchefers sont manutentionnés séparément des cendres volantes. Au contraire, la tendance actuelle aux États-Unis est rassembler tous les résidus et de les mettre dans des décharges spéciales (*Chandler et al., 1997*). Le coût de l'élimination des cendres a un impact significatif sur le coût total de l'incinération (*Brereton, 1996*). L'utilisation des cendres comme matériau de construction réduit le coût d'élimination des cendres. Pourtant, la dangerosité des cendres d'incinérateurs et la possibilité de rejets dans l'environnement de composés dangereux, comme des substances persistantes ou des métaux lourds, remet en question cette utilisation. *Shane et al (1993)* ont également montré que le caractère mutagène des cendres variait dans le temps. Ainsi, le potentiel mutagène d'échantillons prélevés à différents moments sur le même incinérateur variaient notablement. Comme il est difficilement imaginable que la mutagénité des cendres des incinérateurs soit régulièrement vérifiée, on peut d'autant plus s'interroger sur l'intérêt de les utiliser ultérieurement. Il est également possible d'utiliser les cendres d'incinérateur comme fertilisant. Cependant, l'utilisation des cendres volantes des incinérateurs d'ordures ménagères pour l'amendement des sols alors qu'elles contiennent des métaux toxiques, comme du cadmium, qui risquent de migrer dans des plantes comestibles, donc dans la chaîne alimentaire humaine, est souvent exclue (*Shane et al., 1996*). L'utilisation des cendres volantes et des mâchefers comme matériaux de construction, ou pour d'autres usages, est abordée de nouveau dans la partie 5.4.1.

5.4.1 Élimination des cendres volantes

Au Royaume-Uni, on a signalé que les cendres volantes sont mises dans des décharges ordinaires, dont certaines ne sont pas équipées de membrane (*Mitchell et al., 1992*). Ceci est particulièrement préoccupant car les composantes toxiques des cendres, en particulier les métaux lourds, vont pouvoir contaminer les sous-sols. Selon le pH du sol, les pluies pourront faire migrer les métaux contenus dans les cendres jusque dans les nappes phréatiques d'où est puisée l'eau potable. Les migrations sont plus importantes dans un milieu acide. Les cendres sont souvent mises en décharge avec des déchets domestiques ordinaires. Les sols environnants peuvent être acidifiés par les acides organiques produits par la décomposition des déchets mis en décharge. Cela accroît la migration des métaux lourds (*Marty, 1993*). Il est plus grave de mettre en décharge des cendres d'incinérateur que des déchets normaux, car non seulement la concentrations des métaux est plus forte dans les cendres que dans les déchets normaux, mais ils sont de plus susceptibles d'avoir une forme plus soluble et sont donc plus susceptibles de migrer. Une étude au

Royaume-Uni a signalé que les niveaux de zinc, de plomb et de cadmium dans les cendres volantes des incinérateurs étaient particulièrement préoccupants (*Mitchel et al.*, 1992). En ce qui concerne les dioxines, l'AEE (2000) indique que ces substances se fixent fortement à la surface des résidus cendreux, sont fortement insolubles dans l'eau, et ne vont donc pas beaucoup migrer vers les nappes phréatiques.

Des études sur la migration des métaux contenus dans les cendres d'incinérateur ont indiqué que la quantité d'éléments/métaux lourds qui migrent dépend particulièrement du pH. Plus la solution utilisée est acide, plus la migration est importante (*Fleming et al.*, 1996 ; *Bucholz et Landsberger*, 1995). Des quantités importantes de cadmium, de plomb et de chrome se sont toutefois révélées migrer dans un milieu neutre avec de l'eau distillée (*Mangialardi et al.*, 1998). Le plomb a été estimé être le métal lourd le plus migrateur à partir des cendres volantes (*Chandler et al.*, 1997). Une étude sur la migration des métaux lourds des cendres d'incinérateurs dans l'eau, pour simuler des pluies acides, ont indiqué que la migration des métaux se faisait bien plus facilement lors du premier arrosage des cendres (*Bucholz et Landsberger*, 1995). Cette étude notait que lors de cette migration initiale, les métaux/éléments Ag, Ba, Be, Cr, Cu, Mo, Pb, S, Ti et Zn semblaient constituer la plus importante menace pour les nappes phréatiques. Les migrations sur une longue durée étaient bien moins importantes, même si les métaux/éléments As, Cd, Cu, Hg, Pb, S et Zn ont été identifiés comme de possibles dangers à long terme, au long de la vie des cendres mises en décharge. En ce qui concerne la très longue durée (centaines ou milliers d'années), il a été noté que l'on ne connaît pas grand chose du comportement migratoire sur le long terme des résidus d'incinération (*Chandler et al.*, 1997). Ceci est immensément préoccupant compte tenu du fait qu'il est peu probable que les décharges soient gérées indéfiniment.

Actuellement, quand dans une décharge les eaux de pluie sont collectées, elles sont généralement confiées à une station municipale d'épuration des eaux. Ces eaux de lavage, contaminées par les cendres volantes présentes dans la décharge, peuvent avoir une teneur particulièrement élevée en plomb et en cadmium (*Chandler et al.*, 1997). Ceux-ci, ainsi que d'autres oligo-éléments, se retrouvent ainsi directement rejetés dans l'environnement à la sortie du système de traitement des eaux usées.

En plus de la migration de contaminants chimiques par le biais de l'eau, les polluants peuvent également revenir dans l'environnement par des incendies de décharge. On signale fréquemment des incendies de décharge en Finlande. Les études ont signalé le rejet de dioxines, de PCB, de HAP et d'autres contaminants lors de tels incendies en Suède et en Finlande (*Ruokojärvi et al.*, 1995).

De plus en plus souvent, un prétraitement des cendres volantes est effectué avant leur mise en décharge, dans l'espoir de réduire les migrations. Dans son document sur les substances dangereuses présentes dans les déchets, l'AEE stipule qu'il ne faut pas mettre en décharge les cendres volantes sans prétraitement (AEE, 2000). La principale préoccupation en matière de prétraitement a été de trouver un traitement qui mette les matières contenant des substances susceptibles de migrer en conformité avec les directives de mise en décharge au coût minimum. Il consiste le plus souvent à stabiliser les cendres dans du ciment. Selon Brereton (1996), les déchets stabilisés peuvent alors être mis en décharge, y compris en décharge ordinaire. Chandler et autres (1997) rapportent que des incinérateurs en Allemagne, en Suède, en Suisse et en Autriche stabilisent ainsi les cendres volantes dans du ciment. Dans beaucoup de pays, l'utilisation des cendres volantes stabilisées comme matériau de construction n'est pas fréquente. Les Pays-Bas constituent une exception, utilisant environ 50% de leurs cendres volantes pour reboucher l'asphalte. C'est aussi le cas de l'Autriche, où les cendres servent à fabriquer du béton (*Greenpeace Autriche*, 1999). Une étude sur l'utilisation des cendres volantes en construction indique que les matériaux dans la composition desquels elles entrent peuvent ensuite laisser migrer des métaux (*Fleming et al.*, 1996), ce qui est préoccupant. Qu'elles soient directement mises en décharge, stabilisées puis mises en décharge, ou stabilisées puis utilisées comme matériau de construction, il est important de réaliser que l'exposition aux intempéries et l'érosion feront tôt ou tard retourner dans l'environnement les polluants persistants présents dans les cendres, parmi lesquels des métaux lourds.

Un autre traitement possible des cendres volantes est un traitement thermique supplémentaire pour essayer de réduire les quantités de dioxines contenues. Ce traitement a réussi dans des conditions expérimentales (*Buekens et Huang, 1998*). Cependant, la possibilité de formation d'autres substances chimiques potentiellement toxiques lors du processus ne semble pas avoir été étudié. De plus, il restera toujours les métaux lourds dans les déchets.

5.4.2 Elimination des mâchefers

Comme les cendres volantes, les mâchefers des incinérateurs sont soit mis en décharge, soit utilisés comme matériau de construction. Des études sur les migrations depuis les mâchefers présents dans les décharges ont révélé sur le court terme la migration de sels inorganiques et des migrations négligeables de métaux lourds (*Chandler et al., 1997*). Dans certains pays européens, dont le Danemark, la France, l'Allemagne ou les Pays-Bas, une partie importante (40 à 60%, parfois plus) des mâchefers servent de matériau de construction (*Chandler et al., 1997*). Ils servent beaucoup comme base et sous-base dans la construction de routes. Ils servent aussi à la construction de voies cyclables. Des études sur les mâchefers utilisés dans le béton ont estimé qu'un tel béton a une résistance à la pression plus faible qu'un béton fabriqué avec des matériaux conventionnels (*Chang et al., 1999*). Il est important de noter qu'il y a sérieusement et légitimement matière à s'inquiéter de l'usage de mâchefers dans les matériaux de construction des composants toxiques présents dans les cendres qui pourraient finir par être émis dans l'environnement. Les prévisibles rejets de ces composés suite à l'exposition aux intempéries et à la décomposition des matériaux pourraient avoir des conséquences néfastes pour les humains, en particulier si les substances pénètrent dans la chaîne alimentaire (*Korzun et Hack, 1990*).

Certains des dangers possibles de l'utilisation de cendres volantes et de mâchefers sont récemment devenus visibles au Royaume-Uni (*ENDS, 2000a*). De nombreux incinérateurs d'ordures ménagères ont été obligés de fermer au Royaume-Uni vers la fin de l'année 1996, conformément à la « Directive cadre sur l'air » des Communautés européennes (84/36/EEC) et à la « Directive sur l'incinération des ordures ménagères » (89/429/EEC) (*Leach et al., 1999*). L'un des incinérateurs restants, encore en activité aujourd'hui, estimé conforme aux directives des Communautés européennes était celui de Byker, à Newcastle. De 1994 à 1999, un mélange de cendres volantes et de mâchefers provenant de cet incinérateur a été utilisé pour construire des lotissements et des allées. L'inquiétude des habitants de la localité face à la possible présence de substances toxiques dans ces cendres a poussé le conseil municipal et les autorités sanitaires locales à analyser les cendres pour vérifier si des dioxines et des métaux lourds y étaient présents. Les premiers résultats ont indiqué des niveaux élevés de dioxines. On a conseillé aux habitants de ne pas laisser les enfants de moins de deux ans jouer dans les lotissements, de ne pas consommer d'œufs ou de produits animaux provenant des lotissements, et de laver et éplucher tous les légumes avant de les manger. Les résultats ultérieurs des analyses ont donné des niveaux de dioxines et de nombreux métaux lourds fortement supérieurs dans les cendres aux niveaux de fond. La concentration moyenne des dioxines était très forte, 1373 ng TEQ/kg, celle-ci pouvant monter jusqu'à un plafond de 4224 ng TEQ/kg. Ces niveaux dépassaient les dispositions réglementaires allemandes pour les dioxines. En Allemagne, la restriction des cultures agricoles est recommandée au dessus de 40 ng TEQ/kg. La réhabilitation est recommandée si un terrain de jeu dépasse les 100 ng TEQ/kg ou si une zone résidentielle dépasse les 1000 ng TEQ/kg. A l'exception du mercure, tous les métaux lourds analysés dépassaient les Seuils d'alerte néerlandais pour les sols (voir Tableau 5.6). Les autorités de planification britanniques utilisent les directives néerlandaises. Les cendres contenant des niveaux élevés substances toxiques, les matériaux en contenant durent tous être enlevées. Cela a coûté entre 50 000 et 70 000 livres sterling au conseil municipal. Il est très préoccupant que les autorités régulatrices aient autorisé l'utilisation de ces cendres pour la construction d'allées et de lotissements. Cela oblige à se demander s'il existe des cas similaires mais non repérés au Royaume-Uni ou ailleurs.

La nouvelle directive des Communautés européennes (CE, 1999) ne propose pas de limites pour les métaux lourds présents dans les cendres volantes ou les mâchefers. C'est préoccupant compte tenu du fait que la plupart des métaux lourds issus de l'incinération se retrouvent justement dans les cendres et risquent de contaminer l'environnement. La directive stipule néanmoins :

« des analyses appropriées devraient être effectuées pour déterminer les caractéristiques physiques et chimiques ainsi que le potentiel de pollution des différents résidus de l'incinération. L'analyse doit concerner en particulier la partie soluble de l'ensemble et celle des métaux lourds. »

Elle stipule également :

« dans la mesure du possible les résidus devraient être recyclés directement dans les installations ou dehors conformément à la législation communautaire et aux dispositions nationales pertinentes. » Les Communautés européennes tolèrent l'utilisation des cendres pour d'autres usages, ce qui pourrait entraîner à l'avenir de nouvelles contaminations et de nouvelles crises sanitaires comparables à celle qui vient d'être présentée.

Tableau 5.6 Niveaux de métaux (mg/kg) et de dioxines et furanes (ng/kg) dans 16 échantillons de Byker, comparés aux Seuils d'alerte néerlandais

Substance	Moyenne (mg/kg)	Amplitude (mg/kg)	Seuil d'alerte néerlandais (mg/kg)
Arsenic	12	7 - 23	20
Cadmium	5	0,4 - 11	1
Chrome	88	13 - 182	100
Cuivre	1.195	10 - 3.620	50
Mercuré	0.2	0,1 - 0.6	0.5
Nickel	55	14 - 187	50
Plomb	399	17 - 620	50
Zinc	659	31 - 1420	200
Dioxines	1373 ng TEQ/kg	11 - 4224 ng TEQ/kg	

Source : Buchholz et Landsberger, 1995.