

**COMITÉ DE LA PRÉVENTION
ET DE LA PRÉCAUTION**

Les INCINÉRATEURS *d'ordures ménagères* :

QUELS RISQUES ? QUELLES POLITIQUES ?

Paris, Octobre 2004

MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE

SOMMAIRE

INTRODUCTION	4
RECOMMANDATION DU CPP	6
CHAPITRE 1. LES ÉLÉMENTS ENTRANT ET SORTANT DES INCINÉRATEURS D'ORDURES MÉNAGÈRES	
1. Etat des lieux en France	10
2. Les éléments toxiques dans les déchets entrant dans les UIOM	11
3. Les éléments sortants des UIOM	12
4. Les déterminants des politiques d'incinération	15
5. L'optimisation des filières d'incinération et de stockage	16
CHAPITRE 2. PROCESSUS TECHNIQUE, ACTIVITÉ PROFESSIONNELLE ET RISQUES LIÉS À LA CONDUITE DES INCINÉRATEURS	
1. Processus technique des UIOM	18
2. Le personnel des UIOM	18
3. Variations des rejets des UIOM et surveillance	19
4. Risques professionnels liés à la conduite des UIOM	20
CHAPITRE 3. MODES DE TRANSFERTS VERS LES DIFFÉRENTS COMPARTIMENTS ENVIRONNEMENTAUX	
1. Transport-diffusion des polluants dans l'atmosphère	23
2. Transfert dans les sols	24
CHAPITRE 4. ESTIMATION DE L'EXPOSITION	
1. Le bruit de fond dans l'alimentation nationale	27
2. Exposition alimentaire et autres voies d'exposition dans le voisinage d'installations	29
CHAPITRE 5. LES RIVERAINS DES INCINÉRATEURS D'ORDURES MÉNAGÈRES ONT-ILS UN RISQUE PLUS ÉLEVÉ DE DÉVELOPPER UN CANCER ?	
1. Population exposée aux émissions des UIOM en France	31
2. Données scientifiques sur les risques potentiels des émissions des UIOM	32
3. L'étude française de Floret et al.	32
4. Comparaison des résultats de l'étude de Floret et al. à ceux des précédentes études épidémiologiques	33
5. Comparaison des résultats de l'étude de Floret et al. à ceux d'un calcul de risque	33
6. Comment expliquer les résultats de l'étude de Floret et al. ?	33
CHAPITRE 6. POINTS DE DROIT LIÉS À L'EXPLOITATION DES INCINÉRATEURS DE DÉCHETS MÉNAGERS	
1. Droit applicable aux incinérateurs	35
2. Principales difficultés juridiques suscitées par la mise en œuvre des dispositifs relatifs aux incinérateurs	36
CHAPITRE 7. INCINÉRATEURS ET ACCEPTABILITÉ SOCIALE : LA PARTICIPATION DU PUBLIC EN QUESTION	
1. La montée de l'opposition à l'incinération	37
2. Les stratégies locales de gestion des déchets ménagers	38
3. Conclusion	40
<i>Annexe 1. Sources d'apports de différents composants toxiques dans les déchets ménagers</i>	<i>42</i>
<i>Annexe 2. Rapport cadmium/dioxines des émissions</i>	<i>43</i>
<i>Annexe 3. Les dioxines</i>	<i>44</i>
<i>Annexe 4. Exposition des populations aux dioxines émises par les incinérateurs : contribution des différentes voies</i>	<i>45</i>
<i>Annexe 5. Calcul de risques de Lymphomes Non Hodgkiniens (LNH) liés aux rejets d'un incinérateur dans le canton de Besançon</i>	<i>50</i>
<i>Annexe 6. Bibliographie complémentaire</i>	<i>53</i>

INTRODUCTION

Le 14 octobre 2003, Madame Roselyne BACHELOT, Ministre de l'Écologie et du Développement Durable, demandait au CPP d'examiner la publication récemment parue de Floret et al.[1]. Cette étude épidémiologique concluait à l'existence d'un risque augmenté de développer un lymphome malin non hodgkinien pour les personnes résidant à proximité de l'incinérateur d'ordures ménagères de Besançon. Les résultats observés viennent, selon les auteurs, soutenir l'hypothèse d'un lien de causalité entre cette proximité et le risque, porté par l'exposition aux dioxines par voie aérienne. La Ministre souhaitait qu'à l'issue de cet examen, le CPP émette le cas échéant des recommandations sur la conduite à tenir pour les usines d'incinérations en fonctionnement, et, notamment, les modalités de mise en place d'un suivi dans l'environnement de l'impact de ces installations.

Au moment de cette saisine, était entamé sous l'égide de l'Institut de Veille Sanitaire et de l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments un travail préparatoire à la conduite d'études visant d'une part à confirmer ou infirmer les résultats de l'étude de Floret et al. sur des sites multiples en France et d'autre part à observer l'éventuelle sur-imprégnation par les dioxines et composés voisins des riverains d'incinérateurs d'ordures ménagères, en particulier du fait de l'ingestion d'aliments produits localement. Le protocole de ces études a été finalisé et elles commencent à se mettre en place au moment de l'écriture de la présente recommandation.

Au cours des récentes années, la question du risque des incinérateurs d'ordures ménagères (UIOM) pour la santé des riverains a occupé une place importante dans les médias et dans l'esprit du public dans un contexte où les déchets sont en France traités de plus en plus par l'incinération. Depuis un peu plus longtemps, des groupes de scientifiques nationaux se sont penchés sur les risques de l'incinération en prenant en considération l'ensemble des polluants émis et pas seulement les dioxines (par exemple[2]).

D'autres groupes d'experts nationaux (par exemple[3]) se sont spécifiquement intéressés aux risques pour la santé de l'exposition aux dioxines, dont les UIOM ne sont qu'une source parmi de nombreuses autres. Le CPP a également formulé en 1998 des recommandations sur le risque dioxine[4]. Au plan international, les travaux d'experts foisonnent (par exemple [5]-[6]-[7]-[8]).

La saisine ministérielle intervient donc dans un contexte où les données de base sur les risques de l'incinération et ceux plus spécifiques des dioxines sont très abondantes et ont été interprétées de manière divergente par différents groupes d'experts. De nombreux effets toxiques des dioxines sont connus. Certains sont débattus, en particulier ceux observés expérimentalement chez l'animal mais qui n'ont pas encore trouvé de confirmation épidémiologique (effets sur le système immunitaire, malformations...). On sait également que l'exposition des populations aux dioxines se fait au moins à 95 % par voie alimentaire, du fait de leur grande stabilité et de leur capacité à se dissoudre dans les graisses (les dioxines ont une très faible capacité à se vaporiser et sont très peu solubles dans l'eau). En revanche, elles sont fortement adsorbées par les particules de matière organique qui peuvent ensuite être véhiculées par l'air, l'eau ou la poussière. Les incertitudes plus importantes sont celles portant sur le niveau de risque à dose donnée, y compris la possibilité retenue par les experts américains d'une action cancérogène sans seuil d'effet.

Dans le même temps, la réglementation des émissions des polluants par les incinérateurs est d'une sévérité croissante. Il est admis [2] que le respect de son état actuel devrait entraîner un risque nul pour la santé dans l'hypothèse d'un seuil d'action pour l'effet cancérogène pour les dioxines. Dans l'hypothèse inverse d'une absence de seuil, les travaux conduits jusqu'ici ont conclu à un risque supplémentaire très faible (qualifié de négligeable) pour les riverains des incinérateurs. Le fonctionnement des incinérateurs avant la mise en œuvre de cet appareil réglementaire a conduit au rejet dans l'environnement de quantités relativement importantes de polluants. Ces rejets ont pu entraîner des risques pour la santé du voisinage beaucoup plus importants, dus aux dioxines

(en particulier sous l’hypothèse d’un mode d’action sans seuil pour la cancérogenèse), mais aussi à d’autres polluants émis par les incinérateurs (métaux lourds)[2]. Il convient de souligner que les dioxines sont émises par une grande variété de processus, dont certains commencent seulement à être caractérisés en nature et en importance.

Dès lors, la question posée par la publication ayant motivé la saisine ministérielle est celle des conséquences des émissions passées de niveaux relativement élevés de dioxines, en prenant en compte le délai d’apparition de certaines pathologies comme les cancers, qui peut s’étendre sur plusieurs décennies après la fin de l’exposition.

Pour répondre aux questions de la Ministre, le CPP a exclu de tenter une nouvelle expertise sur les risques mais s’est appliqué à analyser les données existantes, à les interpréter à la lumière de la demande ministérielle et à proposer des recommandations dans une approche globale de santé publique. Le CPP considère en premier lieu que l’impact actuel et futur de l’incinération semble maîtrisé mais qu’il reste des incertitudes à lever. Il est cependant essentiel de développer la surveillance de l’environnement des sites actuels et urgent de promouvoir une politique de prévention de l’augmentation du volume des déchets. En deuxième lieu, la mise en oeuvre des mesures de prévention actuelles (réglementaires) doit être accélérée. Enfin, les pratiques de l’évaluation experte doivent être rendues crédibles et acceptables par le public, ce qui implique qu’une réflexion très large soit conduite sur ce point en favorisant une politique ambitieuse de participation.

RÉFÉRENCES

[1]. Floret N, Mauny F, Challier B, Arveux P, Cahn JY, Viel JF. *Dioxin emissions from a solid waste incinerator and risk of non-Hodgkin lymphoma*. Epidemiology 2003; 14 (4): 392-8.

[2]. Collectif. *Incinération et santé publique*. Vandoeuvre-lès-Nancy (France): Société Française de Santé Publique; 1999.

[3]. Collectif. *Dioxines dans l'environnement : quels risques pour la santé ?* Expertise collective. Paris, Inserm; 2000.

[4]. Comité de la Prévention et de la Précaution. *Annexe technique à la recommandation "Dioxines"*. Paris: Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable; 1998.

[5]. USEPA (US Environmental Protection Agency). Draft. *Dose-response modeling for 2,3,7,8-TCDD*: Office of Research & Development; 1997.

[6]. International Programme on Food Safety (IPCS). *Safety evaluation of certain food additive and contaminants. Polychlorinated dibenzodioxins, polychlorinated dibenzofurans, and coplanar polychlorinated biphenyls*; 2002. Report N° 48.

[7]. World Health Organization. EXECUTIVE SUMMARY: *Assessment of the health risk of dioxins: re-evaluation of the Tolerable Daily Intake (TDI)*. WHO Consultation May 25-29 1998. Geneva, Switzerland; 1998.

[8]. International Agency for Research on Cancer (IARC). *Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. Vol 69. Polychlorinated Dibenzo-para-Dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans. IARC, Lyon, France, 1997.

Recommandations du CPP

Le CPP recommande que la question de l'incinération des ordures ménagères en France soit analysée et replacée dans le cadre d'une politique globale de gestion des déchets en France. Cette politique devrait s'articuler autour des axes suivants : la prévention, le renforcement de la réglementation et du contrôle de la conduite des installations, le développement de la recherche, la surveillance environnementale et des populations, l'optimisation des filières de traitement et une politique participative ambitieuse d'information et de sensibilisation du public et des acteurs afin de favoriser leur implication dans les processus décisionnels.

➤ Promouvoir une politique de prévention

Il est absolument nécessaire que soit mis en place, sans retard, une politique ambitieuse destinée **à stopper l'augmentation du volume de déchets**, lequel ne cesse de croître à un rythme soutenu depuis 30 ans. Une information et sensibilisation forte du public et la mise en place de mécanismes d'incitation vis à vis des différents acteurs de la vie économique (notamment les producteurs d'emballage, distributeurs de prospectus...) sont, à cet égard et dans un premier temps, indispensables et urgents. Cependant, des mécanismes plus contraignants devraient être prévus dans un deuxième temps si cela s'avère insuffisant, à l'instar de nos voisins (Irlande, Allemagne...), qui ont instauré, par exemple, une taxe sur les emballages plastiques.

Le CPP recommande que des mécanismes d'incitation soient mis en œuvre énergiquement afin **d'éliminer** le plus possible **les polluants à la source** et de favoriser la production d'emballages faits à partir de produits biodégradables issus de la biomasse. Cette action de prévention devrait être mise en œuvre à deux niveaux : 1) lors de la conception de nouveaux matériaux, il faut faire en sorte que les problématiques de recyclage ou de destruction soient intégrées afin de limiter les émissions de polluants toxiques 2) lors de la collecte des ordures ménagères, il faut **favoriser le tri sélectif et le recyclage** afin d'éviter au maximum la contamination des flux par des substances dangereuses ou susceptibles de le devenir lors des processus de traitement des déchets. A cet égard, malgré les efforts indéniables faits depuis dix ans pour introduire le tri sélectif des ordures ménagères, son développement est encore relativement faible en France. Ces efforts doivent être poursuivis et accrus, notamment par des campagnes régulières d'informations du public **aux niveaux local et national**.

➤ Appliquer et faire appliquer la réglementation et l'améliorer

La mise en conformité des unités d'incinération des ordures ménagères (UIOM) doit être poursuivie et les directives européennes concernant les déchets d'équipements électriques et électroniques devraient être mises rapidement en application. Il n'est pas normal que la France, où la prise de conscience des pouvoirs publics concernant l'impact des rejets environnementaux des UIOM a été très tardive, comparativement à plusieurs voisins européens, soit également en retard pour faire appliquer cette réglementation, à l'instar de ce qui a été observé pour l'amiante.

La réglementation actuelle sur les émissions doit être améliorée. Pour être plus accessible aux différents acteurs concernés par les effets sur la santé, elle devrait limiter non seulement les concentrations dans les rejets mais aussi les débits instantanés des rejets et préciser les concentrations à ne pas dépasser dans l'environnement (air, eau et sol).

Les conditions de formation et d'habilitation des personnes conduisant les UIOM devraient être renforcées, à l'image de ce qui existe dans les industries chimiques ou nucléaires. Une collaboration spécifique entre les services extérieurs du Travail et les DRIRE pourrait être développée à propos des UIOM, comme cela existe pour certaines installations chimiques.

➤ Améliorer les conditions d'évaluation

Le CPP recommande qu'un effort significatif des pouvoirs publics soit fait pour développer ou inciter à développer le recueil de données de base et la recherche dans le domaine de la gestion des déchets.

Ceci est indispensable pour étayer une politique de réduction des volumes de déchets et notamment pour développer des matériaux dont le devenir sera pris en compte dès leur élaboration.

Développer la recherche est également indispensable afin de **mieux connaître et comprendre les conséquences environnementales et sanitaires des rejets des UIOM** (ou d'autres installations de gestion des déchets). A cet effet un programme de recherche devrait être engagé par les organismes concernés.

Il s'agit notamment :

- D'assurer une meilleure connaissance de la **teneur des déchets en produits toxiques** avec un suivi de leur évolution dans l'environnement.
- D'améliorer les études d'impact lesquelles devraient comporter une **étude climatologique** du site prenant en compte la structure thermique des basses couches de l'atmosphère, la fréquence des brumes et brouillards, les effets du relief, etc. ainsi qu'une **étude des habitudes d'auto-consommation** des riverains des installations.
- D'améliorer l'**usage** des modèles de transfert des polluants et notamment de mettre la priorité sur une meilleure caractérisation des données et paramètres d'entrée dans les modèles ; il est aussi impératif que des efforts soient faits, dans les études d'impact, pour **valider localement** les résultats des modélisations ; par ailleurs, les outils de modélisation du transport, de la diffusion et du dépôt au sol ou sur la végétation des polluants devraient être améliorés pour permettre une meilleure prise en compte des phénomènes se produisant à l'échelle micro météorologique.
- D'améliorer la connaissance sur la nature, la taille, la répartition granulométrique, des particules transportées par les fumées et la nature des gaz résiduels après lavage des fumées car une partie de la fiabilité des modèles de transfert aérien dépend de ces données d'entrées.
- De faire progresser les connaissances sur **les processus de transfert des polluants dans les sols et vers les eaux souterraines**, de leur fixation définitive et sur les procédés de remédiation. Les données actuelles ne sont pas suffisantes pour comprendre d'éventuels phénomènes d'atténuation naturelle de ces polluants in-situ, qui permettraient de ce fait d'envisager d'utiliser cette atténuation comme mode de gestion des sites contaminés. Les recherches devraient impérativement être développées dans cette direction dans le but de traiter les " points noirs " résultant des sites anciens d'incinérations.
- De développer les connaissances sur les répercussions sanitaires éventuelles des rejets des UIOM sur les populations riveraines ; l'accent devrait en particulier être mis sur les conséquences en lien avec les expositions aux dioxines, aux mélanges, aux métaux lourds ; à cet égard, les études d'imprégnation en cours sont les bienvenues.
- De mieux comprendre les écarts parfois constatés entre les résultats d'observations épidémiologiques et les évaluations de risque effectuées par calcul.
- De développer une stratégie globale de surveillance environnementale qui permette de prendre en compte le bruit de fond autour des UIOM, y compris dans l'alimentation.

➤ Développer la surveillance des UIOM actuels et celle des anciens sites

Répertorier les sites anciens ou récents concernés

Les sites concernés par la pollution d'anciens incinérateurs (ou d'incinérateurs polluants encore en activités) devraient être répertoriés et cartographiés et les informations correspondantes mises à disposition de tous, à commencer par les pouvoirs publics et les propriétaires, usagers et riverains de ces sites.

Renforcer la surveillance du fonctionnement des installations

Les variabilités du fonctionnement des UIOM devraient être recensées et les conséquences sur les rejets mieux identifiées. Des mesures en semi-continu sur des périodes relativement courtes devraient être couplées avec des mesures portant sur de longues périodes pour mieux approcher

la variabilité des teneurs en polluants des rejets. À défaut de mesures de dioxines pendant les phases incidentelles, la connaissance des variations des paramètres les plus classiques (température, NO_x, CO₂, CO, SO₂...) permettrait d'évaluer l'évolution des conditions de leur production.

Il est aussi nécessaire de favoriser des études sur les facteurs humains de la conduite et de la maintenance des UIOM, en prenant en compte les difficultés éventuellement rencontrées par les personnels qui en assurent l'exploitation.

Renforcer la surveillance de l'environnement à proximité des installations

La surveillance de l'environnement autour des UIOM est impérative. Les actions les plus pertinentes sont de mesurer la concentration des polluants persistants à l'émission, dans les sols, la végétation, les animaux. Des réflexions devraient être envisagées sur l'utilisation d'animaux sentinelles sur l'état de pollution comme les vaches (lait), poules (œufs), escargots car ils apportent des images plus proches de la "biologie" de l'homme. Les mesures dans les sols et la végétation ne doivent pas se limiter aux zones situées sous les vents dominants qui ne sont pas systématiquement celles qui sont les plus polluées. **Les mesures réalisées avant la mise en route** d'une installation afin d'établir un point zéro devraient être réalisées systématiquement afin de replacer la surveillance en fonctionnement par rapport au bruit de fond et notamment de l'évolution des teneurs des dioxines en France.

Cette surveillance doit aussi être entreprise autour des anciens sites d'incinération, afin de surveiller l'impact à long terme sur l'environnement.

La surveillance systématique des populations est problématique car elle pose à la fois des problèmes éthiques (en raison des prélèvements importants de fluides biologiques nécessaires pour réaliser des dosages) et des problèmes méthodologiques. De l'avis du CPP, faire un contrôle systématique de l'imprégnation des populations sans but de recherche scientifique est éthiquement et scientifiquement douteux.

Renforcer la surveillance des travailleurs des installations

Les travailleurs des UIOM sont exposés à de multiples risques ; ils sont en particulier exposés, par voie d'inhalation, à des poussières, des substances chimiques et des agents biologiques. Il conviendrait de renforcer la surveillance de l'atmosphère intérieure des UIOM, et le cas échéant, de prendre les mesures évitant une surexposition de leurs travailleurs en fonctionnement normal comme accidentel (incendies) et lors des phases de maintenance.

Contrairement à la population générale qui est principalement exposée aux dioxines par voie orale, les travailleurs des UIOM sont également exposés par voie respiratoire (rejets de particules dans les locaux lors des différentes phases de l'incinération, y compris la remise en suspension des cendres volantes riches en dioxines sédimentés sur le sol dans les locaux). Il n'existe actuellement aucune donnée sur la rétention pulmonaire de particules et de molécules lipophiles de dioxines (parenchyme pulmonaire, lymphatiques intra thoraciques) et sur sa relation avec les concentrations dans les liquides plasmatiques des dérivés toxiques équivalents (TEQ). Des études expérimentales chez l'animal sont nécessaires.

Par ailleurs, il n'existe à ce jour aucune information sanitaire descriptive sur l'ensemble des quelques 3000 travailleurs des UIOM exerçant en France (absence de regroupement des données individuelles provenant des suivis médicaux de sujets dont les statuts sont multiples : collectivités territoriales, entreprises privées...). Il serait souhaitable d'organiser au moins une veille sanitaire de cette population et au mieux un suivi longitudinal de type cohorte (étude multicentrique nationale ou européenne).

➤ Promouvoir une démarche d'optimisation des filières (stockage, incinération, recyclage et tris sélectifs)

Aucune des solutions techniques actuelles de traitement des déchets n'est dénuée d'inconvénients. Plutôt que le choix massif du "quasi-tout incinération" qui a prévalu en France ces dernières années, le CPP recommande qu'une démarche d'optimisation des filières tenant compte des différentes solutions techniques disponibles, soit privilégiée. Des outils d'analyse et d'aide à la

décision existent pour ce faire. Une meilleure information des pouvoirs publics locaux est également nécessaire.

➤ **Promouvoir une politique participative ambitieuse d'information et de sensibilisation du public et des acteurs, afin de favoriser leur implication dans les processus décisionnels**

Le CPP considère que derrière la question de " l'acceptabilité sociale " des incinérateurs se profile la question plus large de la gestion des déchets en général. Le débat public portant sur l'ensemble de la problématique de la gestion des déchets, par rapport à une concertation portant sur un projet précis présente un avantage très net. Les participants au débat public sur la planification de la gestion des déchets doivent se prononcer sur les principales orientations à donner à l'action collective, et dès lors indiquer les modes de traitement qui leur apparaissent comme souhaitables. Si cette phase de concertation est correctement menée, l'on aboutit à un document formel de propositions, document avalisé par les parties prenantes. La phase d'implantation des sites de traitement indiqués comme souhaitables ne devrait venir que dans un deuxième temps. Cette phase, extrêmement délicate, peut bénéficier d'une réflexion préalable sur les contreparties économiques qu'il faudrait accorder aux communes ou quartiers qui accueilleront les installations, communes ou quartiers dont on ignore encore le nom à ce stade de la réflexion.

Cette démarche globale permet au décideur public de bénéficier d'une vision plus complète de la problématique à la fois du point de vue des solutions techniques mais également sur la nature des intérêts défendus par l'ensemble des parties prenantes.

La démarche de concertation que le CPP propose de généraliser peut sembler longue, dans un contexte que le Commissariat Général du Plan qualifie de préoccupant à moyen terme. Le CPP est conscient du déficit d'installations de traitement des déchets à combler. Toutefois le " passage en force " ne ferait pas nécessairement gagner du temps. L'utilisation de l'arme juridique, qui peut être employée par les associations, est efficace par sa capacité à freiner un projet. Diverses études montrent que l'opposition locale à des projets d'incinérateurs est rarement une opposition absolue à ce mode de technique. C'est davantage la conséquence d'erreurs de gestion publique. Lorsque les populations sont associées au processus décisionnel, elles font généralement preuve de grande responsabilité. Elles comprennent qu'il faut gérer les déchets en tenant compte de critères environnementaux, mais aussi économiques. Les solutions issues de procédures formalisées de débat public tiennent en général tout à fait compte des diverses contraintes.

□ Chapitre 1

LES ÉLÉMENTS ENTRANT ET SORTANT DES INCINÉRATEURS D'ORDURES MÉNAGÈRES

1. Etat des lieux en France'

Les usines d'incinération des ordures ménagères (UIOM) sont nombreuses en France (292 en 1985, 213 en 2000, 130 en 2004) bien que certaines soient progressivement retirées du service en raison d'émissions de polluants jugées trop importantes. La nature des déchets traités par les unités d'incinération d'ordures ménagères (UIOM) est extrêmement hétérogène et est sujette à des variations saisonnières.

En 2002, la quantité totale de déchets produits en France atteignait 625 millions de tonnes (Mt), dont 375 Mt venant de l'agriculture et de la sylviculture, 105 Mt des entreprises (dont 11 Mt de déchets industriels spéciaux), 100 Mt des mines et carrières (déchets inertes), 31 Mt des ménages et 14 Mt des collectivités. Ce que l'on appelle des ordures ménagères, au sens large (soit 26,4 Mt), correspond aux déchets des ménages², déduction faite des encombrants et déchets verts (9,5 Mt) et comprend une part des déchets industriels (petites entreprises, commerces...) collectés avec les ordures ménagères. Enfin, il faut ajouter les déchets de l'assainissement : boues et assainissement industriel.

La moyenne nationale des quantités de déchets ménagers et assimilés produits par les Français était d'environ 552 kg par an et par habitant en 2000, en progression constante depuis 1985 (289 kg par an et par habitant).

Presque toute la population (99,5%) est desservie par un service de collecte des ordures en porte à porte. Selon les dernières statistiques disponibles (chiffres de 1993), les ordures ménagères étaient composées (en pourcentage de la masse humide) de déchets putrescibles (28,6%), de papiers (16,2%), de cartons (9,3%), de plastiques (11,1%), de verres (13,1%), de textiles (5,7%), de métaux (4,1%) et d'une fraction non combustible non classée. Les déchets ménagers spéciaux (0,5 %) sont les déchets à caractère dangereux comme les piles, les solvants organiques, les huiles usées, etc... Il faut y ajouter les déchets d'équipement électriques et électroniques (DEEE) (environ 5%). Les taux d'humidité varient considérablement selon les déchets (de 35 % en moyenne). Le pouvoir calorifique moyen est de 7500 kJ/kg.

Les plans départementaux d'élimination des déchets ont été conçus ces dix dernières années en application de la loi du 13 juillet 1992 qui stipule qu'à l'horizon 2002 ne sera autorisé que le stockage des déchets " ultimes " c'est à dire ceux " qui ne sont plus susceptibles d'être traités dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de leur caractère polluant ou dangereux ". Cette réglementation a entraîné un développement des dispositifs de valorisation des déchets : réemploi, recyclage ou toute autre action visant à obtenir , à partir des déchets, des matériaux réutilisables ou de l'énergie.

1. Sources :

- <http://www.ademe.fr/Collectivites/Dechets-new/Mots-chiffres/chiffres-cles/dec01.htm>
- <http://www.ademe.fr/collectivites/Dechets-new/Mots-chiffres/ITOM2002.asp>
- ADEME - *Atlas des déchets en France Collection de données de références*. ADEME éditions 1998.
- Commissariat Général du Plan, *Le service public des déchets ménagers*, La Documentation Française ; février 2004.
- Buclet N., Godard O. *Municipal Waste Management in Europe*. Kluiver Academic Publishers ; 2000, 234 p.
- Dron R. *Les Mâchefers d'Incinération d'Ordures Ménagères*. Note du laboratoire central des Ponts et Chaussées ; 1996, 15 p.
- Le Goux J., Le Douce C. *L'incinération des déchets ménagers* ; 1995
- Pineau J.L., Ranguis-Barale I., Massiani C., Prone A. *La masse de l'échantillon d'ordures ménagères en vue d'une étude descriptive quantitative*. TSM,12 ; 1995, p. 941- 944.

2. Les déchets dits ménagers sont ceux dont la collecte et le traitement n'impliquent pas de sujétion technique particulière, ce qui permet de les traiter avec les ordures ménagères. Ils s'opposent aux déchets industriels, lesquels, très divers, peuvent s'avérer très polluants ou dangereux, notamment les " déchets industriels spéciaux ", relevant de techniques d'élimination spécifiques, ainsi que certaines catégories spécifiques, telles que les déchets d'activités de soins (risques infectieux), les déchets contenant des PCB et PCT, les déchets d'huiles usagées et les déchets radioactifs.

La France dispose du plus grand parc d'incinérateurs de l'Union Européenne. Ceux-ci ne reçoivent en principe que des déchets non dangereux, les déchets dangereux étant orientés vers des dispositifs spécialisés.

Le recyclage et le tri sélectif permettent d'espérer que les traitements thermiques s'effectueront sur seulement 60 % des déchets totaux actuels. La collecte sélective s'est en effet développée ces dernières années et porte notamment sur les journaux, les cartons, les verres, les emballages plastiques et les végétaux. La collecte traditionnelle (50 à 80% des flux), c'est-à-dire les déchets non triés par les habitants, est destinée soit à l'enfouissement, soit à l'incinération. En 2002, les tonnages incinérés avec récupération d'énergie ou partant en décharges étaient équivalents. L'incinération est réalisée soit directement, soit après tri par l'exploitant. Ainsi, il se peut que des objets non souhaités (par ex.emple les batteries, les composants électroniques...) se retrouvent dans les UIOM. Selon la gestion de l'exploitant, ces composés peuvent être plus ou moins repérés. En tout état de cause, la séparation des déchets toxiques en quantités dispersées pose problème. Il faut donc des installations robustes et complexes avec filtres, équipements de métrologie pointus et traitements divers. La France, où les installations performantes n'ont été développées qu'à partir de 1995, doit encore rattraper un net retard par rapport à d'autres pays qui se sont équipés 5 à 10 ans plus tôt.

2. Les éléments toxiques dans les déchets entrant dans les UIOM

Une autre façon d'approcher la nature des produits à traiter consiste à examiner leur composition physico-chimique. Les chiffres ci-après concernent les ordures ménagères (par kg de matière sèche) : celles-ci comprennent 59,2 % de matière organique, 33,4 % de carbone, 4,4 % d'hydrogène. Les concentrations pour les autres composants sont mentionnées dans le tableau 1 (il s'agit de moyennes ; en réalité, les variations sont très grandes en fonction de la géographie et au cours du temps).

Tableau 1 : Composition physicochimique globale des ordures ménagères en 1993³

Azote	7,3 g/kg
Chlore	14g/kg
Souffre	2,8g/kg
Fluor	58mg/kg
Arsenic	5mg/kg
Bore	14mg/kg
Cadmium	4mg/kg
Cobalt	113 mg/kg
Chrome	183mg/kg
Cuivre	1,05g/kg
Manganèse	412mg/kg
Mercure	3mg/kg
Plomb	795mg/kg
Zinc	1g/kg

Pour chaque élément l'origine des apports est diverse (annexe 1). Le cadmium provient principalement des matières plastiques (37 %), le mercure est produit à 82% par la combustion des déchets ménagers (piles, lampes, thermomètres, amalgames dentaires), le plomb du métal plomb et du verre, l'arsenic du verre et le chlore des matières plastiques (50 %) ⁽¹⁾ . Comme pour le tableau 1, ces proportions correspondent à l'année 1993, comme pour le tableau 1. Elles évoluent rapidement avec le tri sélectif et l'interdiction de certains éléments, le mercure par exemple dans les piles et thermomètres, etc.

3. **Source** : ADEME, *Les déchets en France* ; 1993.

Concernant les PCB, leur fabrication est interdite depuis 1987, ce qui devrait faire baisser l'exposition à ces substances. Il existe un **plan national d'élimination**, avec traitement exclusif dans des incinérateurs agréés. L'élimination spéciale a lieu à partir de 50 mg/kg. Il n'y a pas de limite réglementaire pour les émissions de PCB en sortie d'UIOM.

Deux directives européennes sur les DEEE ont été adoptées début 2004. La première instaure le principe de responsabilité élargie du producteur, qui doit contribuer à l'élimination des déchets. La seconde impose la diminution des substances dangereuses dans la composition même des produits. Les DEEE regroupent une grande diversité de produits et les substances qu'ils contiennent ne sont pas toujours bien connues. L'effet de ces directives sera de diminuer la teneur des métaux lourds et autres substances dangereuses (composés halogénés...) dans les flux d'entrée dans les incinérateurs ou les décharges.

Un **inventaire national détaillé des installations de traitement** est réalisé tous les deux ans et tenu à jour par l'ADEME. Pour avoir des éléments plus précis et utilisables, il faudrait disposer de données fiables en provenance des collectivités locales en charge des installations, mais la dispersion des responsabilités ne facilite pas ces démarches : les déchets ménagers sont de la compétence des conseils généraux, les déchets industriels des régions. De ce fait, **les observatoires régionaux** se sont développés de manière très variable selon les régions. Par ailleurs, pour les UIOM, le MEDD fait tous les ans un bilan des émissions de dioxines et des métaux lourds rejetés.

3. Les éléments sortant des UIOM

Les émissions de produits toxiques des UIOM ont considérablement baissé par rapport au début des années 1990. Par exemple, la baisse était de près de 80 % pour les dioxines en 2001. Une nouvelle diminution importante devrait être obtenue en 2006, par application des nouvelles réglementations.

La combustion des ordures ménagères s'effectue à haute température et les gaz de combustion atteignent 900 à 1000°C, mais la température baisse ensuite rapidement. Les émissions de polluants sont hétérogènes (conséquence de la nature même des ordures ménagères dont la composition est très instable) et leurs caractéristiques se modifient lors de leur refroidissement et de leur dispersion dans l'environnement. Pour une tonne de déchets non triés, on compte[2] :

- 700 kg de produits à l'état gazeux ou particulaire dans les fumées
- 240 kg de produits solides (mâchefers)
- 20 à 40 kg de ferrailles,
- 20 à 30 kg de cendres,

3.1 Gaz et particules

Les polluants classiques comprennent des particules et des gaz[3]:

- 10 à 30 grammes de particules sont produites par tonne de déchet, avant traitement. L'épuration des fumées dans les UIOM modernes permet actuellement une réduction d'au moins 99 % des particules. Les particules les plus difficiles à arrêter sont celles dont la taille est comprise entre 0,1 et 1mm ;
- les gaz, produits par tonne de déchets et avant traitement comportent 1,5 à 2 g de SO₂, 2 à 2,5 g de NO_x et 6 à 7 g de HCl. La majeure partie de ces polluants gazeux est arrêtée par les systèmes de traitement des effluents. Les émissions dépendent de l'efficacité du traitement.

Valeurs limites des rejets pour les particules

L'arrêté du 20 septembre 2002 fixe des limites maximales à l'émission pour les particules, soit 10 mg/m³ en moyenne sur 24 heures et 30 mg/m³ en moyenne sur une 1/2 heure. Les particules sont classées dans une rubrique appelée improprement poussières totales (voir Fontan[4] pour la terminologie des particules). Ce sont en fait les quantités totales rejetées par unité de temps qui déterminent les concentrations dans l'environnement (voir plus loin le transport et la diffusion). Les valeurs limites pour les concentrations dans l'environnement sont données pour les PM₁₀ par le décret du 6 mai 1998.

3.2. Métaux et composés organiques

3.2.1. Cadmium

Les incinérateurs seraient à l'origine de 16 % des émissions totales de Cadmium, dont une partie mal connue provient de l'incinération de déchets électroniques⁴. En 2001, les émissions totales de cadmium ont été de 11,1 tonnes, dont 1,8 liées aux incinérateurs. Ce chiffre constitue un minimum résultant des progrès des usines d'incinération.

3.2.2. Dioxines et furanes

La contribution des incinérateurs à la totalité des émissions de dioxines est importante puisqu'elle atteignait environ 65 % en 2001 : pour un total de dioxines, toutes sources confondues, estimé à 468 g en 2001, celles rejetées par les UOIM étaient estimées à 304 g (212 g en 2002 et 115 g en 2003). A partir du 28 décembre 2005, toutes les UOIM en fonctionnement devront émettre moins de 0,1ng par m3. Les émissions relatives de dioxines par rapport à celles du cadmium sont environ 4 fois plus importantes pour les incinérateurs que pour les rejets atmosphériques totaux (voir chapitre 3).

3.2.3. PCB

Les émissions de PCB des UOIM représentaient environ 20 % du total des émissions de PCB en 2001 (43 kg), toutes sources confondues. La mise en conformité des incinérateurs devrait permettre une diminution de la quantité totale émise.

3.2.4. Les composés organiques volatiles (COV)

Ils regroupent un grand nombre d'espèces, le méthane étant en général exclu de ce groupe. Les principaux émetteurs sont, à part sensiblement égale, les transports, le secteur résidentiel, et le secteur industriel. Les incinérateurs ne sont qu'une faible part de ce dernier secteur. Dans la réglementation, les émissions de COV des incinérateurs sont classés dans une rubrique carbone organique total (COT). La valeur moyenne journalière est donnée en concentration, soit respectivement 10 mg/m3 et 20 mg/m3 pour les valeurs moyennes journalières et sur une demi heure. La toxicité des COV est très variable suivant les produits.

Parmi les COV les hydrocarbures aromatiques volatils (HAP) sont considérés à part, car ils sont persistants (POP -Produits Organiques Persistants-) et certains d'entre eux comme le benzo a pyrène sont cancérogènes. Ils sont soupçonnés de se former lors de la combustion de la fraction organique des ordures et du papier carton. Dans l'inventaire national du CITEPA les HAP de l'industrie et de la transformation d'énergie contribuent pour environ 20 % du total des émissions, celles des incinérateurs étant dans ces rubriques, mais il est difficile de quantifier leur contribution.

Il n'y a pas de réglementation pour les émissions de ce type particulier de COV dans le cas des incinérateurs. La directive européenne n° 96/62/CE du 27 septembre 1996 vise à prendre en considération les concentrations de HAP dans l'environnement. Le projet de directive fille fixe pour les benzo a pyrène une valeur limite en moyenne annuelle de 1 ng/m3 et un objectif à long terme de 0,1 ng/m3.

3.2.5. Mercure, plomb

Mercure

Les émissions de mercure des UOIM représentaient 12 % des émissions totales de mercure en 2001, (soit 13,8 tonnes) soit les émissions les plus faibles depuis 1990, en raison de la limitation d'emploi de ce métal et du fait du tri sélectif.

Plomb

Les émissions de plomb des UOIM représentaient 9 % des émissions totales de plomb en 2001. Cette année-là, le niveau des émissions de plomb (toutes sources confondues) était le plus faible depuis 1990, avec au total 175 tonnes, soit une diminution d'un facteur 20 surtout liée à l'utilisation

4. D'après le CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique)

de carburant sans plomb. Entre 1990 et 2001 les émissions de plomb des incinérateurs ont été divisées par environ 3.

3.2.6. Cuivre, Zinc

En 2001, les émissions de cuivre et zinc des UIOM représentaient les quantités suivantes :

- Cuivre : 6 % du total national, soit 5,2 tonnes ;
- Zinc : 13 % du total national, soit 170 tonnes ;

3.2.7. Résidus solides

Les résidus solides comprennent les mâchefers et les résidus d'épuration des fumées d'incinération (REFIOM).

Les mâchefers représentent 25 à 30 % du tonnage incinéré et sont, soit utilisés en technique routière, soit éliminés en décharge de classe 2⁵. Ils sont constitués majoritairement de silice (environ 50 %), de calcium, de fer, aluminium, combinés pour donner des minéraux silicatés ou des oxydes résistant aux hautes températures[5], de divers métaux, dont les métaux lourds plus ou moins liés avec les silicates et les oxydes, de matière organique imbrûlée, de traces de HAP et de dioxines (en moyenne 9,2 ng/kg de matière sèche). En principe, après traitement, ces mâchefers ne doivent pas libérer leurs constituants par relargage. La réutilisation des mâchefers en construction routière ne peut se faire sans prise en compte des risques liés à leurs teneurs en polluants et les risques de leur transfert. Des expérimentations récentes ont montré que des particules contenant des dioxines pouvaient être transférées vers les sols sous-jacents, la nature de ces derniers jouant un rôle important[6].

Les REFIOM comprennent :

- les cendres volantes venant de l'épuration des fumées, soit 14 à 37 kg par tonne d'ordures ménagères incinérées ; elles sont susceptibles de libérer leurs métaux sous l'action de l'eau ;
- les cendres volantes venant de l'épuration des fumées, soit 14 à 37 kg par tonne d'ordures ménagères incinérées ; elles sont susceptibles de libérer leurs métaux sous l'action de l'eau ;
- les gâteaux de filtration résultant du traitement des eaux de lavage des gaz, soit 2 à 5 kg par tonne d'ordures ménagères incinérées ;
- les produits formés par neutralisation des gaz acides (HCl, HF, etc...).

Tous ces résidus sont éliminés en décharge de classe 1 et rendus inertes.

Signalons également les poussières liées aux manipulations des déchets.

3.2.8. Rejets liquides

Les effluents liquides des usines d'incinération comprennent les eaux :

- vannes, envoyées à la station d'épuration,
- fluviales (traitées au préalable),
- usées industrielles,
- résiduaires de traitement de fumées.

La quantité d'eau consommée est d'environ 0,5 à 1,6 m³ par tonne de déchets. Les eaux usées industrielles de purge, lavage des sols, extinction des mâchefers, etc... constituent un apport assez faible. Elles subissent un traitement préalable avant d'être envoyées à la station d'épuration. Les eaux provenant du traitement des fumées peuvent contenir des cendres, des métaux lourds, des acides et des sels. Le traitement chimique conduit à des gâteaux solides envoyés en décharge.

5. En France il existe 3 types de décharges :

Classe 1 : reçoit les déchets industriels spéciaux (présentant un caractère dangereux pour le milieu naturel ou les êtres vivants) ; la plupart de ces déchets doivent subir une stabilisation avant enfouissement.

Classe 2 : reçoit les résidus urbains et/ou des déchets industriels banals (non dangereux).

Classe 3 : site pour les résidus inertes du bâtiment ou des travaux publics par exemple.

Les eaux rejetées sont amenées à un pH convenable. La purification de ces eaux, en station, pose des problèmes, compte tenu de la présence de quantités parfois importantes de sels.

La directive 2000/76/CE comporte un certain nombre de mesures de surveillance et de contrôle des effluents liquides :

- mesure de la température et du débit rejeté,
- mesure en continu du pH,
- mesure biannuelle des dioxines et furanes,
- mesure mensuelle des métaux lourds.

3.2.9. Cas des polluants biologiques : les microorganismes

L'origine des microorganismes dans les déchets s'explique à la fois par la contamination inhérente aux déchets eux-mêmes (mouchoirs, couches, déjections, etc...) et par le fait qu'ils constituent un milieu favorable à leur prolifération. Les microorganismes rencontrés sont essentiellement :

- des bactéries Gram(-) qui peuvent produire des endotoxines dangereuses ;
- des champignons, tels *aspergillus fumigatus* et pénicilliums, allergisants et responsables d'asthme
- de levure, essentiellement : *candida albicans*

Facilement détruits par l'incinération, il n'y a pratiquement aucune probabilité de retrouver ces microorganismes vivants ni dans les fumées, ni dans les mâchefers compte tenu des températures de 900 à 1000 °C, classiques dans le traitement.

Par contre les travailleurs des UIOM et les populations vivant au voisinage peuvent être contaminés lors de la manipulation des déchets eux-mêmes. Une surveillance particulière de l'atmosphère interne et du voisinage immédiat de ces installations est à recommander.

3.3. Déchets liés aux équipements électriques et électroniques (DEEE)

Cette catégorie de déchets a déjà été mentionnée plus haut car ils contiennent de nombreux toxiques susceptibles d'aller à l'incinération et ils sont l'objet de deux directives européennes à transcrire en Droit français. L'Europe produit en effet plus de 6 millions de tonnes de déchets électriques et électroniques par an, avec une croissance de l'ordre de 3 à 5 % an. La composition de ces déchets est très complexe, car outre les matières plastiques qui constituent l'habillage et les métaux des composants, il y a également la présence de retardateurs de feux (bromés ou phosphorés) susceptibles de donner lieu à la formation de produits très toxiques (dioxines, polychlorobiphényles, etc...) au cours de l'incinération. Compte tenu de l'importance croissante de ces déchets, il importe :

- de les valoriser,
- de prévoir des matériaux recyclables ;

La collecte sélective des DEEE, rendue obligatoire par la directive européenne 2002/96/CE du 27 janvier 2003 doit réduire les émissions ces produits toxiques, sans qu'il soit possible d'évaluer quantitativement l'importance de cette réduction. La filière de traitement des DEEE, qui doit être prise en charge par les industriels, doit encore être définie, puis mise en place.

4. Les déterminants des politiques d'incinération

Les options politiques en matière de gestion des déchets varient selon les objectifs, qui peuvent privilégier les filières de récupération (le recyclage), la valorisation énergétique (l'incinération), ou encore la destruction ou la stabilisation des polluants. La bonne gestion du cycle du carbone (impact " effet de serre ") entre encore peu dans les raisonnements. Ces objectifs - plus ou moins prioritaires les uns par rapport aux autres dans les politiques européennes ou françaises - rencontrent un certain nombre de contraintes incluant l'acceptation sociale, les capacités technologiques, les coûts, les impacts environnementaux ou encore la qualité des produits que l'on cherche à obtenir. Aujourd'hui prime une volonté de capter des gisements intéressants pour

la valorisation et de diminuer les fractions résiduelles. Pour cela, priorité est donnée aux collectes sélectives et à la valorisation. Ainsi, le recyclage ou la valorisation organique ne sont viables que si la collecte sélective en amont est efficace. Cela s'accompagne d'une adhésion nécessaire des citoyens et des collectivités.

La valorisation biologique concerne les fractions fermentescibles, les déchets verts, les papiers et quelques autres déchets. Elle est de deux sortes :

- **Le compostage** : traitement aérobique pouvant être mis en œuvre à toutes les échelles de capacité.
- **La méthanisation** : traitement anaérobie qui conduit à la production d'un biogaz qui peut être valorisé sous forme de chaleur ou d'électricité.

L'objectif du compostage est la production d'engrais utile pour les sols. Là encore, la collecte sélective est importante, au moins pour l'image et la qualité des produits. Une quarantaine de collectivités françaises, qui ont mis en place une valorisation biologique, visent à capter 50 à 70 % de la fraction fermentescible et 15 à 20 % des ordures ménagères. Dans ces installations, d'autres déchets tels que les déchets verts sont aussi traités. Nous sommes moins opérationnels sur cette filière en France que des pays comme l'Allemagne. Etant données en France les quantités importantes de déjections animales (275 Mt), de déchets de cultures (55 Mt) , de déchets de l'industrie alimentaire (43 Mt), la question actuelle est de savoir si d'autres gisements que les ordures ménagères ne sont pas plus pertinents pour la valorisation biologique. Ces doutes contribuent à limiter la dynamique de mise en place de filières de compostage.

Les fractions non visées par une valorisation biologique constituent 50 à 80 % des flux et sont le siège des principaux enjeux. **Les deux grandes options sont l'incinération ou le stockage.** Les principaux enjeux environnementaux concernent les impacts générés, compensés dans la mesure du possible par la valorisation énergétique (récupération du méthane des décharges ou de la chaleur des UIOM).

Des recherches doivent être développées sur les stockages propres et stables à long terme (minéralisation des composés – du carbone notamment).

5. L'optimisation des filières d'incinération et de stockage

L'incinération permet une valorisation énergétique significative et sert à minéraliser, stabiliser et réduire les quantités à éliminer en stockage (seulement 5 % des déchets incinérés doivent aller en décharge si les mâchefers sont utilisés pour la construction de routes). Toutefois, elle produit, comme nous l'avons vu, des fumées et des sous-produits à retraiter. Comment optimiser le recours à l'incinération ?

Diminuer la quantité des déchets à incinérer

La première piste est de diminuer la quantité de déchets à incinérer. Le premier objectif est d'enrayer l'augmentation du volume des déchets. La prévention relève d'abord de l'acte de consommation : le consommateur doit être sensibilisé ; mais les industriels devraient l'être également afin de réduire les volumes d'emballages produits et de produire des emballages bio-dégradables. Le second objectif est de développer le recyclage (valorisation de matière). Outre la nécessité de se doter des capacités techniques de recyclage (le recyclage n'est viable que s'il existe un débouché pour les produits recyclés), la récupération des déchets recyclables pose des problèmes techniques et a un coût économique[7],[8]. Le taux de recyclage dépend du taux de participation des populations. Même si le tri est respecté, il est difficile de s'affranchir des erreurs.

Sélectionner les déchets à incinérer

Il est également possible de sélectionner les déchets à incinérer pour préparer un combustible. Se pose alors la question des critères de sélection : considérer les capacités énergétiques ou l'exemption de polluants ? Si ce sont des produits propres, le recyclage est à privilégier. Si on est trop sélectif, l'enjeu énergétique devient faible. L'autre objectif serait d'extraire les fractions qui posent problème, notamment les déchets ménagers spéciaux ; mais les polluants sont répartis dans les différentes fractions. L'impact de l'extraction de certaines fractions est difficile à évaluer dans la mesure où certains polluants comme les dioxines disparaissent pendant l'incinération puis se reforment.

Mettre en décharge

Les décharges, longtemps "sauvages", ont été rejetées à juste titre par l'opinion et la réglementation. Les technologies ont considérablement évolué. Ainsi, les procédés mécano-biologiques permettent de stabiliser les déchets afin de les rendre plus stables pour les traitements ultérieurs (mise en décharge ou incinération). Mais les pratiques sont inégales de sorte que les décharges peuvent poser des problèmes de long terme qui ne sont pas toujours maîtrisés (émissions atmosphériques, rejets liquides, etc). Néanmoins, si la mauvaise réputation de la décharge a évolué du fait d'importants progrès, il reste que les sites de décharge appropriés sont rares : la difficulté est en effet d'ouvrir de nouveaux sites de stockage.

Une autre option est la pyrolyse ou thermolyse (réactions thermiques en l'absence d'oxygène). Elle permet une valorisation énergétique et la préparation d'un combustible de substitution utilisable dans un process industriel comme la cimenterie. Les émissions peuvent être en partie "délocalisées".

Améliorer la valorisation des résidus minéraux

Cette amélioration passe par une parfaite maîtrise de la connaissance de ces matériaux, caractéristiques intrinsèques, chemins réactionnels, permettant de prédire leur devenir à court et moyen terme dans des scénarios bien spécifiés. Elle passe aussi par l'évaluation de procédés novateurs comme le traitement des cendres volantes pour en faire des matières premières secondaires valorisables en travaux publics. Mais aussi par la prise en considération de procédés permettant l'extraction des métaux à valeur ajoutée ou nuisibles pour l'environnement (cuivre, plomb, zinc,...) et ainsi, la production de matières utilisables comme clinker dans la production de ciment. Une telle opération aurait pour effet corrélé une diminution de la consommation de Ca pour la fabrication des ciments qui est fortement génératrice de CO₂, gaz participant à l'effet de serre.

Quels critères d'optimisation ?

Parmi les critères à prendre en compte (effets de serre, acceptabilité sociale, énergie, risques sanitaires, etc.), les risques sanitaires sont parmi les moins bien documentés. Il commence à exister quelques études sur les incinérateurs, mais sur les décharges, la question reste peu documentée.

En conclusion, il n'est pas actuellement possible de définir une méthode qui soit la meilleure sur tous les points. Les solutions sont manifestement partielles et ont des limites (acceptation par les populations, qualités géologiques des sites, performances du gestionnaire, etc...). **La gestion des déchets constitue un domaine dans lequel des recherches interdisciplinaires et des développements technologiques mobilisant autant les sciences physiques, chimiques, géologiques, biologiques et médicales que les sciences humaines et sociales, doivent être développées.**

RÉFÉRENCES

- [1] Vassilev, S.V., Braekman-Danheux C. *Characterization of refuse-derived char from municipal solid waste : 2 Occurrence, abundance and source of trace elements*. Fuel Processing Technology; 1999, 59, p. 135-161.
- [2] ADEME. *Incinération des déchets ménagers en France, situation en 2000, évolution et perspectives au 31/12/2002*. ADEME éditions 2003, 45 p.
- [3] Zmirou D. et Thoumelin. *L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque*, Collection Santé et Société n° 7, Publication Société Française de Santé Publique; 1999, 367 p.
- [4] Fontan J. *Les pollutions de l'air "les connaître pour les combattre"*, Edition Vuibert Sciences; 2003.
- [5] Chandler A.J., Eighmy T.T., Hartlén J., Hjelm O., Kosson D.S., Sawell S.E., Van der Sloot H.A., and Vehlow J. *Municipal solid waste incinerator residues*. Amsterdam, Elsevier; 1997, 974 p.
- [6] Brazillet C., Badreddine R. *Caractérisation des Mâchefers d'Incinération d'Ordures Ménagères : Etude expérimentale de l'impact dioxines sur l'environnement*. INERIS-DRC-02-25413/DESP-R02; 2002, 19 p
- [7] AWAST project - <http://awast.brgm.fr/>
Le programme de recherche européen AWAST, coordonné par le BRGM, propose aux municipalités un logiciel pour optimiser la gestion globale de leurs déchets ménagers.
- [8] Villeneuve J., Wavrer Ph., Michel P. *Tomorrow's cities and its waste European research provides tools for a better global management of municipal solid waste*, Proceedings of the 8th international Conference on Environmental Science and Technology (CEST), Lemnos Island (Grece); 2003, 8-10 September, pp 941-948

□ Chapitre 2

PROCESSUS TECHNIQUE, ACTIVITÉ PROFESSIONNELLE ET RISQUES LIÉS À LA CONDUITE DES INCINÉRATEURS

1. Processus technique des UIOM

Les -UIOM sont des processus industriels qui présentent de nombreuses similarités avec d'autres processus chimiques. Pourtant, alors que la conduite des installations chimiques ou nucléaires a fait l'objet de nombreuses études, portant sur l'activité des personnels, les difficultés qu'ils rencontrent, les conséquences de ces difficultés sur le process et les rejets, il semble que tel ne soit pas le cas pour les UIOM. Par analogie avec des processus voisins, on peut cependant avancer l'hypothèse que les rejets atmosphériques instantanés des UIOM dépendent des phases d'exploitation et des difficultés rencontrées dans la conduite des installations. Les mesures effectuées en période de fonctionnement nominal ne fournissent aucune information sur d'éventuels pics liés à des dysfonctionnements.

Les UIOM présentes sur le territoire ont des capacités de traitement variable, de moins de 3 t par heure pour les plus petites à plus de 30 t par heure pour les installations les plus récemment conçues. Néanmoins, on assiste à une diminution de l'hétérogénéité du parc : toutes les installations en fonctionnement actuellement sont des processus continus équipés de " contrôle-commande ". Le processus technique des UIOM peut être schématiquement découpé en trois phases :

- une phase de stockage et de préparation des déchets dans une fosse. Les déchets y sont déversés par les bennes puis saisis à l'aide d'un grappin pour être lâchés à l'alimentation du four;
- la combustion, dont le cycle est d'environ une heure ;
- le traitement des fumées et parfois des résidus de fumées.

À ce processus de base, s'ajoutent éventuellement, suivant les installations :

- une installation de récupération et de valorisation de la chaleur ;
- une installation de traitement des mâchefers.

La combustion des déchets n'est pas la seule source de pollution atmosphérique. Les installations de récupération et de valorisation de la chaleur comportent parfois une chaudière supplémentaire, destinée à compenser temporairement une production calorifique insuffisante de l'installation de traitement des déchets.

2. Le personnel des UIOM

Différents postes de travail ont été décrits en fonction des phases de traitement des déchets dans les unités d'incinération. On distingue ainsi (SPLF 1999)^[1] :

- les pontiers (chargement des déchets dans les fours à partir de la fosse de stockage) ;
- les conducteurs de fours d'incinération (surveillance en salle de contrôle et interventions sur les fours lors des incidents ou l'entretien) ;
- les agents d'entretien (maintenance des installations) ;
- les agents de contrôle des systèmes de traitement des fumées et des eaux (intervention sur les systèmes pour effectuer les prélèvements de contrôle).

Au total, environ 3600 personnes étaient concernées par les emplois répartis dans plus de 200 installations en 2000. Du fait des faibles effectifs de chaque installation, la règle est plutôt la polyvalence, les agents tournant et se remplaçant aux différents postes en fonction des besoins.

D'après les données fournies, dans chaque équipe de quart, l'effectif affecté à la réception des bennes et la gestion de la fosse est de 1 à 3 personnes suivant la taille de l'installation, celui du

personnel gérant le contrôle-commande de la combustion et du traitement d'effluents de 2 à 6 personnes environ. Les chefs de quart ont dans l'ensemble une formation de niveau bac + 2, les opérateurs de contrôle-commande une formation de type BEP ou bac. Il faut souligner que le travail dans de telles installations est peu attirant pour des opérateurs qualifiés de conduite d'installations chimiques ou de la filière énergétique du fait, notamment, de l'imprégnation générale par les odeurs de détritux.

Compte tenu de la petite taille des équipes en question, il apparaît que lors des incidents survenant dans une zone, l'ensemble de l'équipe est susceptible de prêter main-forte à l'opérateur qui est chargé de cette zone. La surveillance des autres parties du process et, notamment, des installations de dépollution, peut s'en trouver temporairement diminuée.

Par exemple, il est assez fréquent que le feu prenne spontanément dans la fosse de stockage. Si l'opérateur manœuvrant le grappin ne parvient pas à l'éteindre immédiatement, la fumée se répand dans le local, rendant difficiles les manœuvres. Pour éviter un incendie généralisé, l'ensemble de l'équipe va alors se consacrer à cette zone. L'ouverture des trappes de désenfumage est évitée au maximum pour prévenir le largage de polluants dans l'atmosphère. Le personnel est donc susceptible de devoir intervenir avec des appareils respiratoires individuels. Le suivi des paramètres de combustion et de dépollution est temporairement délaissé pendant la gestion de cet incident.

La maintenance des UIOM est assurée, pour partie, par des équipes internes (de 3 à 50 personnes suivant les installations) et par des entreprises externes pour les gros travaux. Les arrêts programmés sont en général au nombre de deux par an, un peu moins dans les installations les plus récentes. Ces opérations constituent une source potentielle d'exposition professionnelle.

3. Variations des rejets des UIOM et surveillance

L'hétérogénéité des déchets admis peut être à l'origine de variations à chacune des phases du process, notamment celles de combustion et de traitement des rejets. Les déchets particulièrement critiques sont les produits encombrants (barres métalliques, plots en béton qui vont poser problème au niveau de l'extracteur de mâchefer) et les produits explosifs (solvants, bouteilles de gaz). Certaines charges de combustible plus acide vont conduire à des pics d'acide chlorhydrique (HCl) dans les effluents. De même, le niveau de saturation, c'est-à-dire le rapport entre la charge effective et la capacité de traitement, peut être à l'origine de dysfonctionnements, par sous- ou sur-dimensionnement.

Certaines variations de la combustion sont enfin liées à la météorologie (humidité des déchets en automne, température de l'air basse et hautes pressions en hiver). La formation et l'habilitation professionnelles doivent garantir que les opérateurs sont en mesure de prendre en compte ces paramètres lors de la conduite des installations.

Une étude expérimentale sur deux installations, réalisée en 1999 par l'INERIS pour l'ADEME[2] a cherché à quantifier les conséquences des arrêts sur les rejets de dioxines lors du redémarrage. Sur une installation, après un arrêt de 4 heures, alors que la concentration moyenne I.TEQ habituelle de dioxines en sortie de cheminée est de 1 ng/Nm³, elle passe à 13 immédiatement après l'arrêt et elle est encore de 2,2 ng/Nm³ au bout de 30 jours. Sur une autre installation, l'effet d'un arrêt de 30 jours a été comparé à celui d'un arrêt de 4 heures. Les concentrations I.TEQ de dioxines sont encore de 18 ng/Nm³ une semaine après le redémarrage (arrêt d'un mois), et de 7,4 ng/Nm³ une semaine après le redémarrage (arrêt de 4 heures). L'étude conclut que dans le cas d'un incinérateur avec brûleur au fuel, le débit massique annuel de dioxines et furanes est majoré de 15% par un arrêt de 4 heures et de 45% par trois arrêts annuels. Dans le cas d'un incinérateur sans brûleur au fuel, le débit massique annuel serait majoré de 18% par un arrêt d'un mois et de 24% par un arrêt d'un mois suivi d'un arrêt de 4 heures. Dans les études d'impact, ou dans les études épidémiologiques, il apparaît donc souhaitable de majorer de 30 à 50% les débits massiques annuels obtenus à partir de mesures en fonctionnement, pour tenir compte des arrêts.

Les mesures de dioxines dans les rejets des UIOM ne sont pas faites en continu, mais par échantillonnage à intervalles programmés. Compte tenu des incertitudes sur les conditions réelles d'exploitation et leur variabilité, il est peu probable que ce type de mesures soit représentatif des variations réelles. Pourtant, il existe sur le marché français des systèmes de mesure des dioxines en semi-continu. Ils consistent à installer un dispositif de prélèvement à la cheminée, à laisser ce

dispositif fonctionner pendant un intervalle donné, entre quelques heures et plusieurs mois, afin d'analyser ensuite en laboratoire la teneur en dioxines de l'échantillon prélevé. Il est souhaitable de combiner des mesures sur des périodes courtes et sur des périodes longues, pour mieux appréhender la variabilité des rejets.

4. Risques professionnels liés à la conduite des UIOM

La littérature concernant l'impact des activités de ces centres sur la santé des professionnels est très hétérogène. Elle peut être analysée selon 3 rubriques.

4.1 Statut des professionnels et surveillance médicale

En fonction de l'organisation des unités dans les municipalités et les départements, on distingue des personnels statutaires de la Fonction Publique Territoriale [FPT] (et donc surveillés par les médecins de prévention de la FPT) et les personnels salariés de droit privé ou équivalent (et donc surveillés par les médecins du travail du Régime général). Cette distinction est importante à faire car, d'une part les réglementations concernant les modalités de la surveillance médicale sont différentes, et d'autre part, le circuit de collecte d'information médicale est également différent. De plus, quel que soit le statut, les médecins ayant en charge ces personnels ont habituellement beaucoup d'autres entreprises appartenant à des secteurs différents à gérer en même temps.

Au total, aucun regroupement d'informations médicales concernant l'ensemble des personnels des UIOM n'est disponible, compte tenu de la dispersion des installations et du statut hétérogène des personnels.

4.2 Exposition des professionnels

Il est évident que les personnels sont potentiellement exposés à l'ensemble des nuisances présentes sur le site. Outre les problèmes organisationnels liés au travail posté et à la qualité de l'encadrement de ces unités, les principales expositions professionnelles résultent de la nature des matériaux traités (ordures ménagères, donc nuisances micro biologiques), la nature du processus (incinération, donc nuisances chimiques résultant de la décomposition thermique des déchets).

Quelques études ont documenté des valeurs de concentration d'équivalent toxique des dioxines (TEQ) essentiellement dans les lipides sanguins.

Des études antérieures à 2000 mentionnaient des concentrations moyennes de dioxines dans les lipides sanguins, exprimées en TEQ, peu élevés par rapport aux populations de référence (INSERM, 2000)[3].

Les quelques études publiées plus récentes rapportant des concentrations de dioxines dans le sang de sujets travaillant dans des UIOM montrent, dans leur très grande majorité, des valeurs moyennes peu différentes des populations témoins utilisées dans les études. En revanche, il semble exister des profils de congénères plus spécifiques que ceux qui sont observés dans les populations générales. Les résultats obtenus chez les professionnels ne portent au mieux que sur quelques dizaines de sujets dont les conditions de travail et d'exposition ne sont jamais bien documentées (par exemple [4]-[5]-[6]-[7]-[8]-[9]-[10]-[11]).

Il apparaît que, contrairement à la notion classique qui évoque des niveaux d'exposition 100 à 1000 fois supérieure chez les professionnels par rapport à la population générale[3] le différentiel des TEQ observé entre professionnel et population générale est faible.

Pour interpréter ces faits, on peut évoquer 2 hypothèses principales :

- Soit les expositions réelles des professionnels sont faibles, en particulier si l'on admet que la voie de pénétration systémique principale des dioxines est orale. En effet, même si la contamination de l'air est significative (comme le montrent quelques études météorologiques faites à l'intérieur des locaux), la contamination orale est modeste, en dehors de certains cas particuliers en rapport avec une contamination de type main-bouche.

- Soit le marqueur utilisé (dioxines exprimées en TEQ par gramme de lipides sanguins) n'est pas un bon reflet d'une exposition par inhalation : compte tenu de la forme physico-chimique des dioxines à proximité des sources d'émission (adsorption très stable sur les particules carbonées de l'aérosol), il peut exister un stockage intermédiaire important dans l'appareil respiratoire et dans les lymphatiques pulmonaires (compartiment d'échange très lent avec le secteur sanguin).

Par ailleurs, il n'existe pratiquement aucunes données exploitables au niveau collectif concernant les expositions aux autres polluants (allergènes respiratoires, endotoxines, amiante et fibres céramiques, HAP, particules fines et ultra fines, métaux).

Dans tous les cas, il serait nécessaire de disposer de plus d'informations sur les caractéristiques physico-chimiques de l'aérosol présent dans les UIOM, et sur la cinétique des particules et de leurs charges en dioxines après déposition dans l'appareil respiratoire (translocation des particules, toxico-cinétique des dioxines dans les compartiments bronchiolo-alvéolaires macrophagiques, interstitiels pulmonaires et lymphatiques).

4.3 Etudes épidémiologiques

Très peu d'études interprétables sont disponibles.

4.3.1.Cancers

Deux petites cohortes ont fait l'objet d'une analyse rétrospective des causes de décès[12].

Dans l'étude de Gustavsson[13] le taux de mortalité des 176 employés d'un incinérateur municipal suédois a été comparé aux taux nationaux et locaux. Un excès significatif de cancers broncho-pulmonaires a été observé (SMR=355 [IC95% : 162-675]) lorsque la population nationale est utilisée comme référence.

Dans l'étude de Rapiti[14] , le suivi de 532 employés de deux centres municipaux italiens n'a montré aucun excès significatif de décès par cancer.

Aucune conclusion concernant le risque cancérigène de ces professionnels ne peut être actuellement retenue sur la base des études publiées. Seule une étude multicentrique pourrait contribuer à documenter ce risque qui, de plus, ne concernerait que des expositions anciennes ne correspondant pas aux niveaux d'expositions des installations actuelles.

4.3.2. Autres effets

La littérature récente est également très pauvre.

Dans une étude coréenne[10] concernant 13 professionnels comparés à 2 groupes témoins de 26 sujets (exposés = 53,4 pgTEQ/g lipides ; population générale = 12,1 pgTEQ/g lipides), les auteurs retrouvent une augmentation significative de l'excrétion urinaire de 8-OH-dG (8 hydroxydeoxyguanosine) de MDA (malondialdehyde) ; aucun ajustement sur les facteurs de confusion n'est présenté.

Dans une étude japonaise[7] 94 professionnels ont fait l'objet d'une détermination biologique des dioxines dans le sang (externe = 13-805 pgTEQ/g lipides ; médiane 39,7) : les auteurs ont mentionné une corrélation significative entre les dioxines dans le sang et une augmentation des Gamma-GT (NS après ajustement sur âge, tabac et alcool), une augmentation de l'activité NK et de la réponse à la stimulation par la PHA (après ajustement sur l'âge).

Enfin, une étude française[15] portant sur 102 professionnels d'une UIOM comparés à 94 témoins a montré une augmentation significative des symptômes cutanés et des anomalies respiratoires (questionnaire et spirométrie).

Antérieurement, deux études complémentaires avaient rapporté une augmentation de l'activité mutagène et pro mutagène des urines de travailleurs de plusieurs UIOM américains[16], mais ces résultats n'ont pas été reproduits et ces études ne permettaient pas d'associer cette réponse biologique à une exposition spécifique.

Aucune de ces données n'est actuellement très convaincante du fait du très faible nombre d'observations et de l'absence de reproduction des résultats.

4.4 Conclusion

Il est actuellement impossible d'évaluer correctement l'impact sanitaire de l'activité des UIOM sur les personnels qui y travaillent. Compte tenu des résultats obtenus en population générale et compte tenu des incertitudes sur les niveaux réels d'exposition des professionnels, il serait souhaitable de discuter l'opportunité d'une étude multicentrique (France-Europe) sur cette population et de mieux documenter la toxicocinétique des principaux polluants inhalés (dioxines en particulier).

RÉFÉRENCES

- [1] Société Française de Santé Publique. *L'incinération des déchets et la Santé publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque*. Collection Santé et Société n°7. Edition Lavoisier; 1999.
- [2] ADEME, INERIS. Campagne de mesures de dioxines et furanes dans les effluents gazeux d'UIOM. Arrêt technique et arrêts programmés, Rapport de synthèse, ADEME, Centre d'Angers; avril 1999, 25p.
- [3] INSERM. Expertise collective : *Dioxines dans l'environnement. Quels risques pour la santé ? 2000*.
- [4] Kumagai S, Koda S, Miyakita T, Yamaguchi H, Katagi K, Yasuda N. *Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran concentrations in the serum samples of workers at continuously burning municipal waste incinerators in Japan*. Occup Environ Med. 2000; 57(3):204-10.
- [5] Kumagai S, Koda S, Miyakita T, Ueno M. *Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran concentrations in serum samples of workers at intermittently burning municipal waste incinerators in Japan*. Occup Environ Med. 2002; 59(6) :362-8.
- [6] Gonzalez CA, Kogevinas M, Gadea E, Huici A, Bosh A, Bleda MJ, Papke O. *Biomonitoring study of people living near or working at a municipal solid-waste incinerator before and after two years of operation*. Arch Environ Health. 2000; 55(4):259-67.
- [7] Kitamura K, Kikuchi Y, Watanabe S, Waechter G, Sakurai H, Takada T. *Health effects of chronic exposure to polychlorinated dibenzo-P-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF) and coplanar PCB (Co-PCB) of municipal waste incinerator workers*. J Epidemiol. 2000; 10(4):262-70.
- [8] Domingo JL, Schuhmacher M, Agramunt MC, Muller L, Neugebauer F. *Levels of metals and organic substances in blood and urine of workers at a new hazardous waste incinerator*. Int Arch Occup Environ Health. 2001; 74(4):263-9.
- [9] Schuhmacher M, Domingo JL, Agramunt MC, Bocio A, Muller L. *Biological monitoring of metals and organic substances in hazardous-waste incineration workers*. Int Arch Occup Environ Health. 2002; 75(7):500-6. Epub 2002 Jun 14.
- [10] Leem JH, Hong YC, Lee KH, Kwon HJ, Chang YS, Jang JY. *Health survey on workers and residents near the municipal waste and industrial waste incinerators in Korea*. Ind Health. 2003; 41(3):181-8.
- [11] Lim Y, Yang J, Kim Y, Chang Y, Shin D. *Assessment of human health risk of dioxin in Korea*. Environ Monit Assess. 2004; 92(1-3) :211-28.
- [12] Filleul L. *Incineration des ordures ménagères in Les cancers professionnels*, Tome II. Pairon JC, Brochard P, Le Bourgeois JP, Ruffié P. Editions Margaux Orange; 2001.
- [13] Gustavsson P. *Mortality among workers at a municipal waste incinerator*. Am J Ind Med 1989; 15:245-53.
- [14] Rapiti E, Sperati A, Fano V, Dell'Orco V, Forastiere F. *Mortality among workers at municipal waste incinerators in Rome : a retrospective cohort study*. Am J Ind Med 1997; 31:659-61.
- [15] Hours M, Amzivino-Viricel L, Maitre A, Perdrix A, Perrodin Y, Charbotel B, Bergeret A, *Morbidity among municipal waste incinerator workers : a cross-sectional study*, Int Arch Occup Environ Health. 2003; 76 : 467-72.
- [16] Ma XF, Babish JG, Scarlett JM, Gutenmann WH, Lisk DJ. *Mutagens in urine sampled repetively from municipal refuse incinerator workers and water treatment workers*. J. Toxicol. Environ. Health. 1992; 37:483-94.

□ Chapitre 3.

MODES DE TRANSFERTS VERS LES DIFFÉRENTS COMPARTIMENTS ENVIRONNEMENTAUX

1. Transport-diffusion des polluants dans l'atmosphère

1.1 Impact de la hauteur de la cheminée sur les conditions de transfert

Les polluants résultant de la combustion des déchets dans un incinérateur sont rejetés par une cheminée dont la hauteur, réglementée par l'arrêté du 2 février 1998, est un paramètre important pour les phénomènes de transport, diffusion, puis de dépôt dans l'environnement. Une cheminée de grande hauteur va limiter la présence et le dépôt des polluants au voisinage immédiat de l'incinérateur et permettre leur transport sur de plus grandes distances, mais avec une dilution plus importante lorsque le panache (les rejets) arrive au sol. C'est l'avantage des cheminées de grande hauteur, mais aussi un inconvénient dans la mesure où une zone plus large est contaminée.

1.2 Modifications des caractéristiques des polluants dans le panache (rejet atmosphérique)

Les **caractéristiques des polluants** mesurés à la sortie de la cheminée se modifient ensuite dans le panache. Les particules microniques ou submicroniques se comportent de façon comparable à un gaz en l'absence d'eau condensée. En présence de brouillard, les particules vont être captées par les gouttes, de même que les gaz, de façon partielle, s'ils sont solubles dans l'eau. Le comportement des polluants est alors différent. Des rejets de gaz chauds et avec une vitesse élevée, entraînent une condensation de la vapeur d'eau présente, une surélévation du panache, qui peut être importante par vent faible et en atmosphère instable. Si le panache se refroidit rapidement, il n'y a plus d'ascension verticale. Les polluants sont alors transportés par le vent et se dispersent (ou diffusent) sous l'effet des turbulences atmosphériques, qui varient, dans la journée, en fonction des changements verticaux de température (profil vertical de température). Lors de leur transfert, les polluants peuvent se condenser et passer de l'état gazeux à l'état solide et se fixer sur les gouttes d'eau.

Les concentrations de polluants dans l'environnement dépendent du débit des rejets (quantité émise par unité de temps). Les valeurs des concentrations de polluants dans les rejets sont réglementées par l'arrêté du 20 septembre 2002. Il serait utile, dans un même arrêté, de fixer des valeurs seuils maximales pour les quantités instantanées émises dans l'atmosphère et pour les concentrations dans l'environnement. Le décret d'application de 1998 de la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie donne des valeurs réglementaires pour les concentrations dans l'environnement des polluants les plus courants (NO₂, SO₂, particules).

1.3 Influence des conditions atmosphériques (vitesse et direction du vent, variations verticales de températures)

Les vents dominants sont bien identifiés. Les vents faibles, inférieurs à 1 m/s (vents calmes), ne sont pas mesurés en général. Ils correspondent à des situations météorologiques stables du point de vue du profil vertical de température (situations plus fréquentes la nuit) et à des conditions défavorables pour le transport et la diffusion, donc à des concentrations élevées des polluants dans le panache. Les dépôts ne se produisent alors pas dans la direction des vents dominants. Il faut remarquer que la vitesse et la direction du vent au niveau de la cheminée sont différentes de celles mesurées au sol, à 10 mètres de hauteur dans les stations météorologiques⁶. Les vents faibles étant difficiles à mesurer pour des raisons instrumentales mais aussi parce que le champ de vent⁷ est

6. La direction du vent tourne de 25 ° environ entre le sol et le sommet de la couche limite (1000 m en moyenne), en raison du frottement de l'air sur le sol et de l'accélération de Coriolis. La rotation des vents est plus marquée dans les basses couches.

7. Champ de vent : le champ correspond dans l'espace à l'ensemble des valeurs du vent à un moment donné. C'est un terme très utilisé en physique : champ électrique, champ magnétique, champ de gravitation, champ de température, etc...

très variable dans l'espace et dans le temps, la meilleure méthode pour les caractériser est de faire appel à un modèle météorologique de petite échelle.

La structure thermique des basses couches de l'atmosphère, qui dépend du site, est un paramètre essentiel qui gouverne la diffusion du panache. Elle devrait constituer un des éléments de l'étude climatologique réalisée lors des études d'impact mais elle n'est pas mesurée dans les stations météorologiques classiques. Cependant, des mesures spécifiques pourraient être demandées ou des modélisations effectuées.

1.4 Dépôts secs, dépôts humides

Les dépôts secs des polluants, gaz ou particules, sur le sol et la végétation, s'effectuent sous l'effet de la turbulence. La "vitesse de dépôt"⁸ dépend des caractéristiques chimiques du polluant gazeux, de la dimension des particules, de la rugosité du sol ou de la végétation, de la vitesse du vent, de l'intensité des turbulences d'origines thermique ou mécanique. Tous ces phénomènes sont difficiles à quantifier. Dans le cas des gaz, l'activité physiologique de la végétation peut être un paramètre important. C'est le cas pour l'ozone qui pénètre dans la plante par les stomates lorsqu'elles sont ouvertes. Le dépôt par voie humide s'effectue surtout avec les gouttes de brouillard ou le phénomène de rosée. La surface de la végétation en contact avec l'atmosphère est aussi un facteur à prendre en compte. Pour des légumes qui présentent un cœur comme le chou, la laitue, le dépôt se fait principalement sur les feuilles externes. Ramenée à la masse totale du végétal la quantité déposée est alors en principe faible.

1.5 Manque de modèles validés, faible représentativité des mesures

Les phénomènes de transport-diffusion, puis de dépôt, sont donc complexes et difficiles à modéliser et à mesurer. Pour des situations météorologiques qui correspondent à des vents bien établis, pour des périodes de temps courtes, de l'ordre de l'heure, pour des sites au relief plat, la modélisation et la mesure peuvent être considérées comme réalistes. C'est plus approximatif lorsqu'on intègre l'ensemble des situations météorologiques du site, des reliefs accidentés. Il faut donc utiliser avec prudence les résultats des modèles ou les mesures de concentration dans l'air, qui sont en général spatialement limitées, pour connaître les champs de concentration des polluants émis par une source fixe ponctuelle, ici la cheminée d'un incinérateur et les dépôts. Il existe aujourd'hui plusieurs modèles commercialisés mais ces modèles n'ont pas été validés. On peut considérer que les modèles donnent une évaluation qualitative de la contamination, dont la représentativité dépend de la sophistication des modèles utilisés mais aussi, pour chaque site, de la complexité du relief et des situations météorologiques.

1.6 Autres émissions aériennes

Lors de la manipulation des déchets, avant ou lors de l'introduction dans l'incinérateur, des gaz mais surtout des poussières peuvent être émises, avec de la matière vivante (bactéries, spores, virus, etc.). Le panache correspondant va diffuser différemment de celui émis en altitude. Les polluants vont se retrouver dans ou au voisinage immédiat de l'usine. Ils peuvent aussi être transportés plus loin, par exemple par vent fort ou encore dans le cas d'une atmosphère fortement convective. Il existe peu d'information concernant ces émissions.

2. Transfert dans les sols

Si depuis quelques années, les émissions dans l'air ont nettement diminué avec la mise en place de meilleures technologies de traitement dans la plupart des installations industrielles, il n'en va malheureusement pas de même de la pollution du sol, réservoir principal de dioxines et métaux lourds, du fait de la grande persistance de ces molécules.

Ces produits peuvent s'accumuler dans les sols ou sur la végétation par suite des dépôts atmosphériques ou dans la végétation par suite de la contamination des sols (par transfert

8. Rapport entre le flux au sol et la concentration à un niveau de référence, près du sol.

racinaire). Les végétaux les plus contaminés par le dépôt sec sont ceux qui présentent la plus grande surface, relativement à leur masse, en contact avec l'atmosphère. Les animaux dont la nourriture est en contact direct avec le sol, ou qui ingèrent des particules de sol pollué, sont les plus exposés. Ainsi, une pollution par les dioxines des œufs de poules élevées près d'un site industriel ou d'un incinérateur a-t-elle été constatée [1]-[2]-[3].

Cependant, les connaissances à acquérir restent encore importantes et il faut souligner que le transfert des polluants des UIOM dans les sols est un domaine dans lequel les publications françaises sont peu nombreuses⁹. Les questions portent sur la nature et les propriétés des polluants émis (dioxines et métaux lourds), les teneurs dans les sols, l'évolution au cours du temps des sites concernés, les processus de dégradation ou de fixation des polluants et plus généralement les facteurs qui influencent leur concentration dans les sols. Enfin, les modes de transfert des polluants depuis le sol vers les eaux, les végétaux et la chaîne alimentaire doivent être précisés.

Transferts sol-autres compartiments

Les recherches menées à l'étranger montrent que l'évolution dans le temps des polluants dans les sols peut être associée à un transfert vers un autre compartiment (volatilisation du sol vers l'air, érosion, ingestion d'animaux,...), ou à un processus de dégradation abiotique (photolyse) ou biotique¹⁰. La mise en place d'une liaison irréversible entre les dioxines et le sol est une question essentielle, étudiée par certains auteurs.

Suivi des sites et rémanence des polluants

Les données de suivi de sites disponibles à ce jour ne montrent pas réellement de diminution des teneurs dans les sols à court terme (1-8 ans). Plusieurs dizaines d'années (de 13 ans à plus de 100 ans) peuvent être nécessaires à la réduction des concentrations de moitié des dioxines [4]-[5].

Biodégradation des dioxines et furanes

Concernant la biodégradation, les études en laboratoire s'intensifient ; elles portent pour l'instant essentiellement sur les PCDD/F mono-, di- et tri-chlorés, plus facilement biodégradables mais non toxiques et sur les équivalents non chlorés. Les principaux microorganismes impliqués sont les champignons et les bactéries aérobies (déoxygénation sélective) et anaérobies (déchloration ou déhalogénéation). Certaines études ont montré des résultats encourageants pour les molécules tétra à octachlorées.

A l'heure actuelle, très peu de données ont conduit à l'identification de souches bactériennes ou de fonctions biologiques ayant une action de dégradation des dioxines en molécules non toxiques. Par ailleurs, les rendements et la complexité des facteurs de contrôle de la biodégradation ne permettent pas d'envisager raisonnablement pour l'instant le développement de procédés de bio-traitement in-situ. Ceci devrait néanmoins constituer un sujet de recherche essentiel.

Besoins actuels

Les données actuelles ne sont pas suffisantes pour comprendre d'éventuels phénomènes d'atténuation naturelle de ces polluants in-situ, qui permettraient de ce fait d'envisager de l'utiliser comme mode de gestion des sites contaminés. Les recherches devraient impérativement être développées dans cette direction dans le but de traiter les " points noirs " résultant des sites anciens d'incinérations.

D'une manière plus générale, les sites concernés par la pollution d'anciens incinérateurs (ou d'incinérateurs polluants encore en activités) devraient être répertoriés et cartographiés, et les informations correspondantes mises à disposition de tous, à commencer par les pouvoirs publics et les propriétaires, usagers et riverains de ces sites.

Un programme de recherche devrait en outre être engagé par les organismes concernés (BRGM, INERIS, INRA, INSERM...) pour faire progresser les connaissances sur les processus de transfert (notamment vers les eaux souterraines) de fixation définitive et de remédiation.

9. L'ADEME a effectué quelques études, notamment autour de l'incinérateurs de Bourgouin.

10. Selon une étude en cours au BRGM (à paraître)

La surveillance de l'environnement autour des UIOM est impérative. Les actions les plus pertinentes sont de mesurer la concentration des polluants persistants à l'émission, dans les sols, la végétation, les animaux ou les productions animales et éventuellement, le niveau d'imprégnation des populations résidant autour de l'incinérateur, à la condition que la méthodologie mise en œuvre soit extrêmement rigoureuse. Les mesures dans les sols et la végétation ne doivent pas se limiter aux zones situées sous les vents dominants qui ne sont pas systématiquement celles qui sont les plus polluées.

RÉFÉRENCES

[1] Harnly M.E., M.X . Petreas, J. Flattery, L. R. Goldman. *Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and polychlorinated dibenzofuran contamination in soil and home-produced chicken eggs near pentachlorophenol sources*. Environ.Sci. Technol ; 2000, 34 (7), 1143-1149.

[2] Schuler F., P. Schmid, Ch. Schlatter. *The transfer of polychlorinated dibenzo-p dioxins and dibenzofurans from soils and eggs of foraging chicken*. Chemosphere; 1997, 34, 711-718.

[3] Lovett A., C.D. Foxall, C.S. Creaser, D. Chew. *PCB and PCDD/DF Concentration in egg and poultry meat samples from known urban and rural locations in Wales and England*. Chemosphere ; 1998, 37, 1671-1685

[4] Duarte-Davidson, R., Sewart A., Alcock R.E., Cousins I.T., Jones K.C. *Exploring the balance between sources, deposition, and the environmental burden of PCDD/Fs in the UK terrestrial environment : An aid to identifying uncertainties and research needs*. Environmental Science and Technology ; 1997, 31 (1), 1-11.

[5] Halden, R.U., Dwyer D.F. *Biodegradation of dioxins : a review*. Bioremediat. Journal; 1997, 1, 11-25.

POUR EN SAVOIR PLUS

Fontan J. *Les pollutions de l'air "les connaître pour les combattre "Edit. Vuibert Sciences ; 2003.*
(Pour avoir plus d'information sur la dispersion des polluants en fonction des caractéristiques de l'atmosphère ainsi que sur les propriétés et caractéristiques des particules).

ESTIMATION DE L'EXPOSITION

Dans la plupart des évaluations scientifiques réalisées au niveau national ou international, l'exposition alimentaire aux polluants issus des incinérateurs d'ordures ménagères est estimée entre 50 et 90 % de l'exposition totale (toutes sources confondues) respectivement pour les métaux lourds (plomb et cadmium) et pour les dioxines et PCBs. En l'état actuel des connaissances, il n'est pas possible d'infirmer ou de confirmer précisément ces chiffres mais en tout état de cause, la voie alimentaire est un vecteur majeur d'exposition à ces contaminants.

Si l'on considère les bilans globaux d'émission de polluants, il apparaît que les incinérateurs ont une part prépondérante dans le budget dioxine, ce qui n'est pas le cas pour les autres polluants. Par ailleurs, une étude d'évaluation des risques sur un site particulier montre que la dioxine est de loin le vecteur de risque majoritaire et qu'il est possible dans cette étude de négliger les autres polluants. En conséquence, nous avons choisi de centrer ce chapitre sur la dioxine.

1. Le bruit de fond dans l'alimentation nationale

Par définition, le résultat de l'exposition alimentaire à un agent chimique est obtenu en combinant de manière plus ou moins sophistiquée des données de contamination des aliments (exprimés en μg ou mg par kg d'aliment) et les données de consommation humaine de ces dits aliments (exprimées en g par kg de poids corporel et par jour). Il en résulte deux situations pour lesquelles l'exposition est potentiellement élevée : d'une part la consommation massive d'aliments normalement¹¹ contaminés et d'autre part, la consommation normale¹² d'aliments massivement contaminés. Le cas peu probable de consommateurs consommant massivement des aliments massivement contaminés ne sera donc pas examiné.

Dans le cadre du présent avis du CPP, l'accent est mis sur l'exposition des riverains et l'on s'intéressera à la consommation des aliments produits à proximité des incinérateurs et qui peuvent donc être contaminés. Ces aliments peuvent être à l'origine d'une exposition forte pour les populations vivant à proximité des incinérateurs si les individus produisent eux-mêmes (auto-consommation) ou s'approvisionnent via un circuit de distribution court (marché local). Ce point sera examiné plus avant dans ce texte.

Dans le cas contraire, c'est-à-dire si ces produits alimentaires sont consommés via les circuits de la grande distribution ou s'ils entrent dans des filières de transformation, ils participeront à l'exposition de la population générale au bruit de fond de l'alimentation. La contribution des incinérateurs au " bruit de fond " n'est pas calculée ici.

La figure 1 représente la distribution de la contamination des aliments d'origine animale par les dioxines. La contamination des aliments produits à proximité des UIOM devrait correspondre aux percentiles élevés représentés dans la figure 1. Il apparaît que la contamination au 99ème percentile des distributions (c'est-à-dire la contamination de 1 % des échantillons les plus contaminés) est de 3 à 4 fois plus élevée que la contamination moyenne.

En ce qui concerne les compléments spécifiques, dans une analyse descriptive détaillée de la dernière enquête " Consommation Alimentaire ", Dubeaux[1] montre que 9% des ménages déclarent détenir un poulailler et 6% un clapier. La production qui en est issue représente 50% de quantités consommées de lapins, 17% des œufs et 16% des volailles.

11. Dans ce cas, le terme " normalement " signifie contaminé à un niveau médian par rapport à l'ensemble des échantillons analysés sur l'ensemble du pays ou de la région.

12. Dans ce cas, le terme " normale " signifie une consommation à un niveau médian par rapport à la distribution de l'ensemble des consommations mesurées au niveau du pays ou de la région.

Il est donc possible de disposer de références pour qualifier le bruit de fond. Les données d'exposition obtenues au niveau européen grâce aux travaux de la coopération scientifique montrent qu'à l'évidence une part considérable de la population européenne est exposée au-delà du seuil de 2 pg/kg de poids corporel/jour (dose tolérable donnée par la Commission Européenne – soit 14 pg/kg de poids corporel/semaine). Cet état de fait aboutit à montrer que les facteurs de sécurité mis en place vis-à-vis d'une situation particulière sont érodées par un bruit de fond non négligeable. C'est le fondement des mesures réglementaires, d'une part pour limiter les sources de dioxines dans l'environnement, d'autre part pour exclure de la chaîne alimentaire les aliments les plus contaminés.

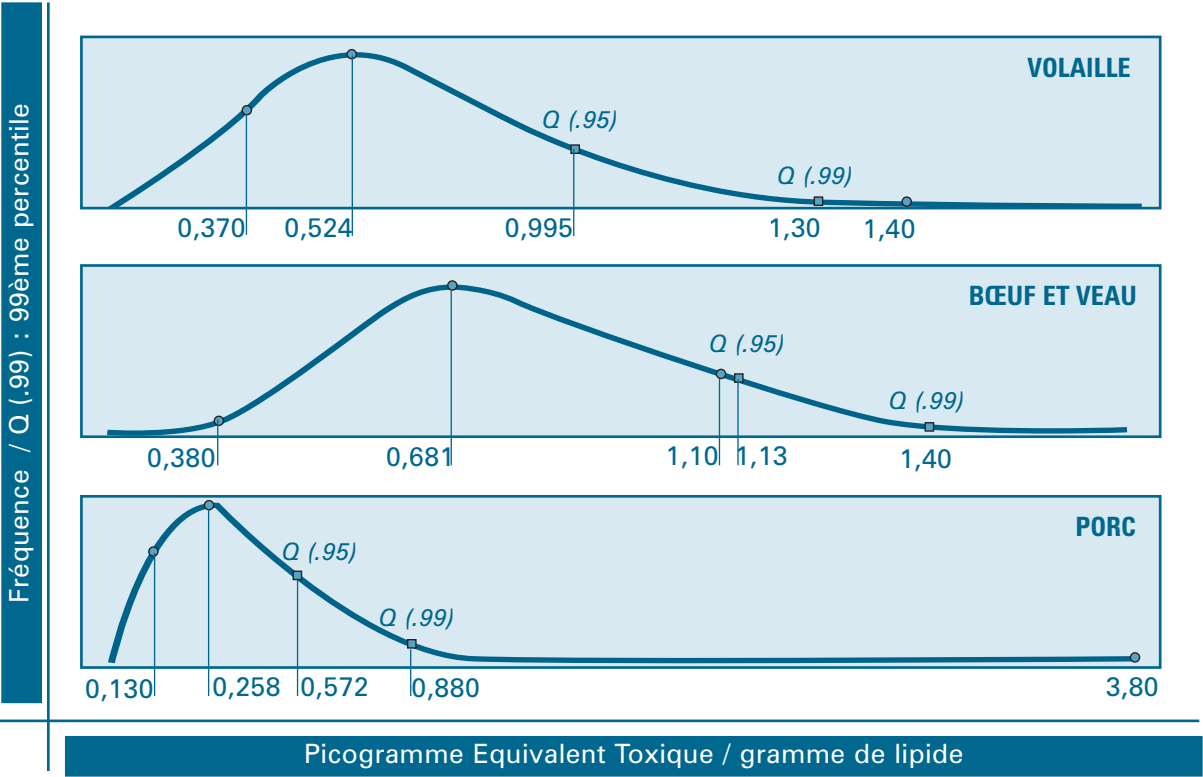


Figure 1 : Distribution de la contamination des dioxines dans les éléments d'origine animale¹³

13. **Source :** European Commission. *Opinion of the SCF on the Risk Assessment of Dioxins and Dioxin-like PCBs in Food*. SCF/CS/CNTM/DIOXIN/8 Final/23 Nov. 2000, 141 p.

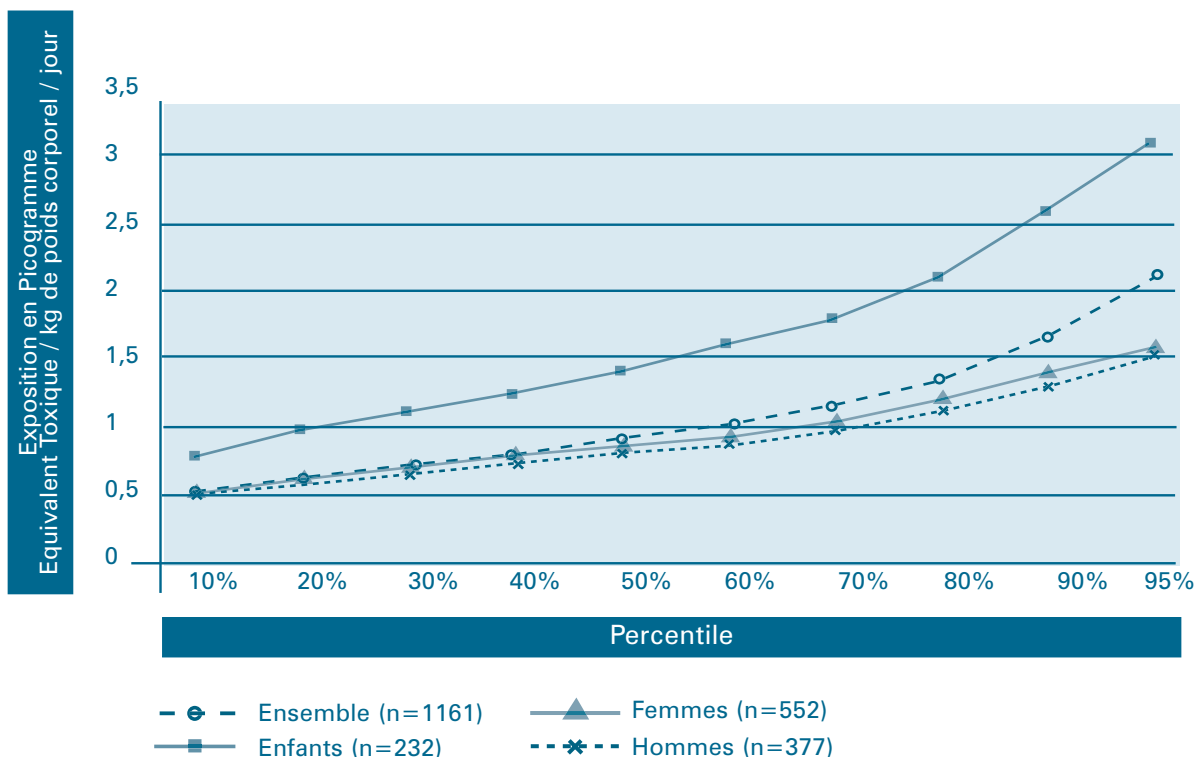


Figure 2 : Distribution de l'exposition aux dioxines dans la population française¹⁴.

2. Exposition alimentaire et autres voies d'exposition dans le voisinage d'installations.

L'exposition aux dioxines est due essentiellement à l'alimentation. De nombreuses études confirment que, lorsque l'analyse est faite à l'échelle nationale, la part due à l'inhalation est jugée négligeable. En l'absence d'installation à proximité, cette assertion est fondée.

En revanche, les contributions des voies d'exposition sont plus variables quand on considère les expositions des populations du champ proche d'une installation. Une analyse paramétrique a donc été faite pour éclaircir cette question. Les résultats éclairent les enjeux, mais ils ne sont pas applicables de façon générique. In fine, c'est la réalité de la situation locale qui détermine la structure des expositions, comme le montre justement cette analyse.

Des calculs ont été effectués à l'INERIS (Cf. note annexée et références bibliographiques associées). L'exposition par inhalation, pour une atmosphère considérée comme fortement chargée (1 pico gramme par m³, valeur retirée dans le haut de la fourchette des valeurs citées par l'InVS et SFSP, à comparer par exemple à 0,07 à Angers), représente un ajout d'environ 15 % à l'exposition associée à l'ingestion d'une alimentation " moyenne " française (concentration ubiquitaire estimée par l'AFSSA¹⁵ en 2000). On peut en tirer deux conclusions :

Même chez les proches riverains l'inhalation contribue peu à l'exposition totale, la part prépondérante est celle de l'alimentation. Elle est écrasante dans le cas de forte autoconsommation. Elle reste majoritaire en l'absence de toute autoconsommation, à cause du bruit de fond dans l'alimentation. Le choix d'une valeur majorante pour l'exposition aérienne consolide cette affirmation.

14. **Source** : European Commission. *Opinion of the SCF on the Risk Assessment of Dioxins and Dioxin-like PCBs in Food*. SCF/CS/CNTM/DIOXIN/8 Final/23 Nov. 2000, 141 p.

15. AFSSA. *Dioxines : Données de contamination et d'exposition de la population française*, 2000.

Le résultat est différent si l'on considère l'exposition ajoutée par l'incinérateur. Pour un consommateur urbain ne consommant aucune nourriture locale, l'exposition par inhalation représente près du tiers de l'ajout. Cette part est sans doute supérieure car on a supposé ici qu'il y avait ingestion de terre et absorption cutanée avec des hypothèses assez majorantes. En revanche, dès que les riverains consomment des produits locaux, la part de l'inhalation devient forte au sein de l'exposition ajoutée. Ces ratios ne dépendent pas du niveau de l'exposition ajoutée.

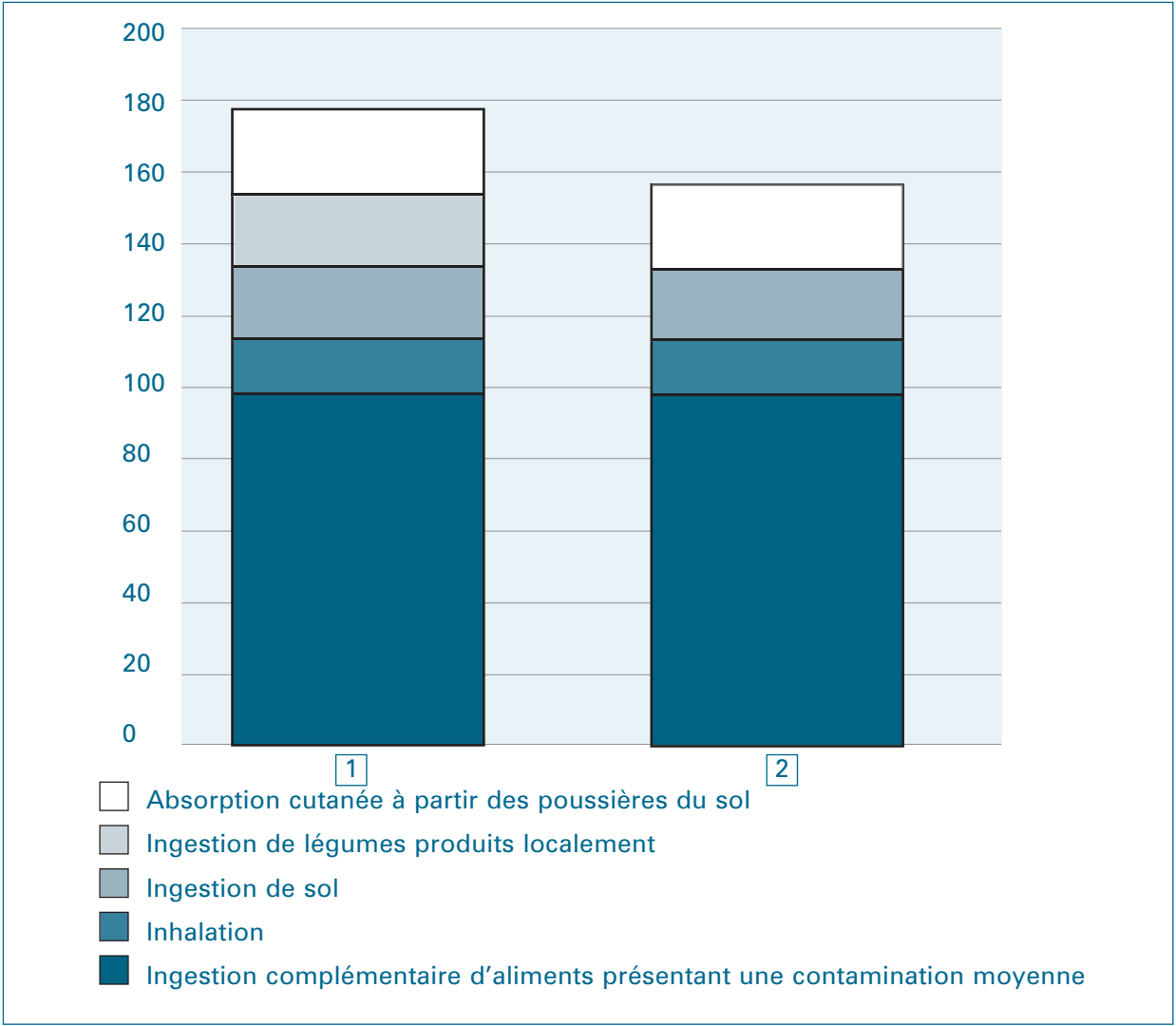


Figure 3 : Exposition maximale d'un riverain comparée à l'exposition à la contamination ubiquitaire de l'alimentation (base 100) , avec (à gauche) et sans (à droite) usage d'un potager.

L'exposition ajoutée augmente sensiblement quand il y a usage de potagers. Elle dépasse même franchement l'exposition au bruit de fond de l'alimentation quand il y a usage de clapiers et volaillers et peut être jusqu'à cinquante fois supérieure.

En conclusion, l'exposition au bruit de fond par l'alimentation est dominante même autour des sites, sauf quand l'autoconsommation est importante.

La prépondérance de la voie alimentaire a une conséquence importante pour l'analyse du risque; le mode de vie influe plus sur l'exposition que la distance.

RÉFÉRENCES

[1]. Dubeaux, D. *Les Français ont la main verte*. INSEE, Division Conditions de Vie des Ménages, INSEE Première n°338, 4 pp ; août 1994.

Les références relatives au point 2 " **Exposition alimentaire et autres voies d'exposition dans le voisinage d'installations** " figurent dans la note associée présentée en Annexe 4.

□ Chapitre 5

LES RIVERAINS DES INCINÉRATEURS D'ORDURES MÉNAGÈRES ONT-ILS UN RISQUE PLUS ÉLEVÉ DE DÉVELOPPER UN CANCER ?

Depuis plusieurs années, des questions sur les risques de cancers liés aux rejets des UIOM sont posées par les populations résidant à proximité de ces installations en France. Pourtant, peu d'études épidémiologiques ont été réalisées pour vérifier ces risques dans ces circonstances précises d'exposition. Une étude épidémiologique réalisée à Besançon et récemment publiée dans une revue internationale a observé un excès significatif de lymphomes non Hodgkiniens chez les personnes résidant près de l'incinérateur. Ces éléments permettent-ils d'affirmer que les riverains des UIOM ont un risque de cancer accru ? Quelles sont les connaissances, par ailleurs, sur les risques de cancers associés à différents modes d'exposition des populations humaines aux dioxines ? Quelle est l'importance du problème en France ?

1. Population exposée aux émissions des UIOM en France

Le nombre important des UIOM en France implique que la population résidant ou ayant résidé dans leur voisinage n'est pas négligeable : il a été estimé à 2 millions de personnes[1]. Pour ne pas se tromper de contexte, deux remarques liminaires doivent être faites :

- éventuels effets sur la santé des émissions des UIOM peuvent correspondre à des expositions ayant eu lieu longtemps auparavant, au moins 10 ans dans le cas de pathologies à long délai de survenue comme les cancers ;
- l'importance relative de sources diffuses de dioxines, domestiques par exemple, demeure mal connue malgré les efforts en cours pour les caractériser (figure 4).

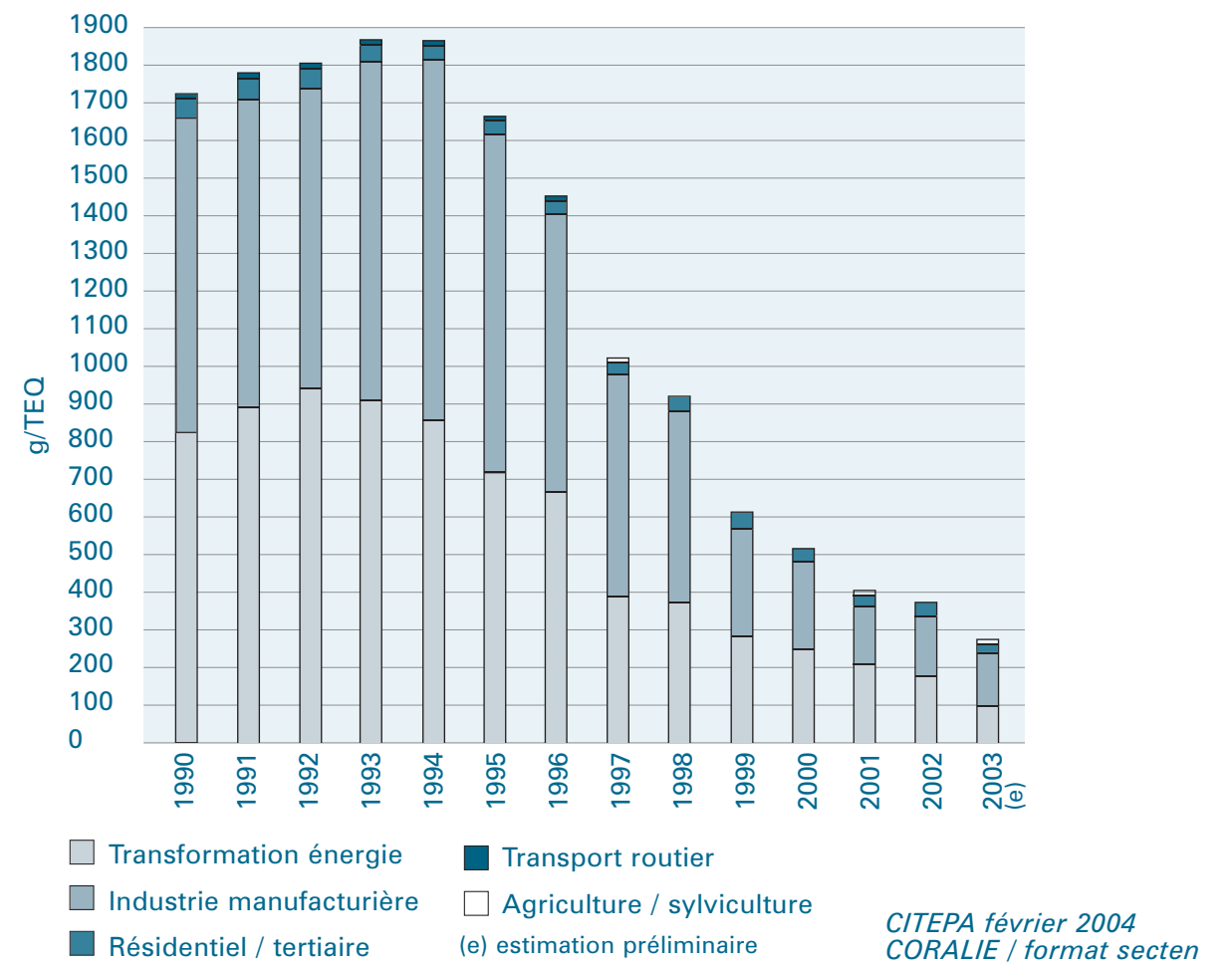


Figure 4 : Emissions de dioxines et furanes dans l'air en France métropolitaine

2. Données scientifiques sur les risques potentiels des émissions des UIOM

Le risque de cancer et les effets reproductifs qui pourraient résulter de l'exposition aux émissions des UIOM ont fait l'objet d'études épidémiologiques dans différents pays. Ces études ont été examinées par un groupe d'experts français en 2002[3]. Pour eux, " les quelques augmentations du risque de pathologies, cancéreuses ou non, qui ont pu être mises en évidence, demeurent modérées et ne peuvent être attribuées de façon certaine aux émissions d'un incinérateur ".

Si l'on s'intéresse aux effets cancérigènes des dioxines et furanes (PCDD/F), cette conclusion est cohérente avec les données scientifiques, notamment avec les observations de cohortes de travailleurs de l'industrie chimique très exposés (100 à 1000 fois plus que la population générale) à ces produits vers le milieu du XX^{ième} siècle. En dépit de ces très fortes expositions, l'excès de risque de décès par cancer, tous sites confondus, ne dépasse pas 40% dans ces populations. **On ne devrait pas s'attendre, dans ces conditions, à observer un excès de risque chez des populations beaucoup moins exposées**[1]. Cependant, dans une méta-analyse récente[4] portant sur trois cohortes de sujets ayant subi des expositions professionnelles aux dioxines, les auteurs concluent, à partir de l'analyse de la relation entre dose de dioxines et cancers, que des expositions aux dioxines égales à au moins trois fois les niveaux " de base " dans la population générale pourraient être cancérigènes. Deux types particuliers de cancers rares sont associés de manière inconstante à l'exposition à des fortes doses de PCDD/F : sarcomes des tissus mous (STM) et les lymphomes non hodgkiniens (LNH)[5].

3. L'étude française de Floret et al.

Une équipe française d'épidémiologistes a publié récemment, dans une revue internationale d'excellent niveau, les résultats d'une enquête épidémiologique sur le risque de LNH dans la population résidant dans le voisinage d'une UIOM de Besançon (*Floret et al. 2003*)[6]. Cette étude fait suite à une première étude descriptive de la même équipe qui indiquait l'existence d'un excès de cas de LNH et de sarcomes des tissus mous STM dans la même zone[7]. D'après les auteurs, leurs résultats soutiennent l'hypothèse que les dioxines d'origine environnementale augmentent le risque de LNH dans les populations vivant dans le voisinage d'une UIOM. Compte tenu du contexte et des enjeux possibles en termes de santé publique, cette publication mérite un regard attentif.

L'étude de Floret et al. est de type cas-témoins. Son protocole, original, mêle une approche individuelle (les cas sont des individus identifiés grâce au registre du cancer du Doubs, données d'incidence 1980-1995), à une approche écologique (les témoins sont les habitants, comparables par l'âge et le sexe, d'un " bloc " d'habitation tel que défini par l'INSEE et restant donc virtuels), à raison de 10 témoins pour un cas. Les auteurs notent que les 225 cas de LNH recensés sur cette période de 16 ans correspondent pour Besançon, leur zone d'étude, à un taux d'incidence standardisé double de celui attribué à la France entière en 1995. L'analyse porte sur les 222 cas dont il a été possible de retrouver l'adresse.

Les expositions, toutes voies confondues, sont estimées à partir d'un modèle gaussien de dispersion atmosphérique des émissions de dioxine par la cheminée de l'UIOM. Le modèle est mis en œuvre par un logiciel commercial très utilisé (APC3) et part d'une valeur d'émission mesurée en 1999. Comme l'historique des émissions n'est pas connu (l'UIOM a été mise en service en 1971), les concentrations aériennes en dioxines par zone sont données sur une base relative. Quatre zones d'exposition sont définies, de très faible (prise comme référence, odds ratio (OR) posé à 1) à la plus élevée (au moins 4 fois plus que la zone la plus basse). C'est dans la seule zone d'exposition la plus élevée que les auteurs trouvent un risque plus élevé de LNH (OR = 2,3 ; intervalle de confiance à 95 % : 1,4-3,8) basé sur 31 cas et 146 témoins. Si l'on considère le doublement d'incidence évoqué plus haut, il y a 111 cas de LNH en excès par rapport au taux d'incidence standardisé français. L'étude de Floret et al. en explique une quinzaine ((2,3-1)/2,3=56,5 % soit 17 cas)¹⁶, ou encore 16 % environ du total des cas en excès.

16. Risque attribuable $RA = (RR-1)/RR$, le risque relatif RR étant ici assimilé à la valeur centrale de l'OR estimé

4. Comparaison des résultats de l'étude de Floret et al. à ceux des précédentes études épidémiologiques

Les études épidémiologiques mentionnées plus haut, qui ont observé, une association significative inconstante entre exposition (extrêmement élevée, puisque 500 à 1000 fois plus importante que l'exposition en population générale) aux dioxines et risque de LNH concluent pour la plupart à un doublement (au maximum un triplement) du risque[5]. Le même résultat est obtenu dans l'étude de Floret et al. S'il existe un lien de causalité avec l'activité de l'UIOM, il faudrait que les personnes résidant dans leur zone d'exposition maximale aient été considérablement exposées.

Ceci soulève deux hypothèses : 1) celle de rejets extrêmement élevés de dioxines par l'UIOM de Besançon et 2) celle d'une consommation massive d'aliments produits au sein de la zone exposée ou autoproduits, puisqu'il est établi que l'alimentation est la principale de l'exposition aux dioxines[5]. On ne dispose pas de données permettant d'estimer même grossièrement les flux de dioxines émis dans le passé par les UIOM en France, y compris pour Besançon. La littérature (citée notamment par Floret et al) ne montre pas d'augmentation évidente de l'imprégnation corporelle en dioxines des voisins d'UIOM. Cependant, un article récent[8] rapporte un tel effet dans une zone rurale auprès d'une UIOM très polluante : les auteurs constatent une sur-imprégnation en dioxines de 50 % chez les exposés (résidents depuis longtemps et consommateurs de produits locaux) par rapport aux témoins. Ce chiffre augmente chez les gros consommateurs de graisses animales, mais on reste très loin des imprégnations observées dans les cohortes de travailleurs de l'industrie chimique 5 et même de celles observées à Seveso[9]. Au total, les deux hypothèses ci-dessus ne semblent pas pouvoir être retenues.

5. Comparaison des résultats de l'étude de Floret et al. à ceux d'un calcul de risque

Pour évaluer les risques de LNH liés aux rejets de l'incinérateur de Besançon, un calcul de risque a été effectué à partir de l'étude de Nerrière et Zmirou[10] effectuée pour l'incinérateur de Bourgoin-Jallieu, entré en fonctionnement en 1996 et dont les niveaux de rejets de dioxine sont à peu près comparables à ceux de l'incinérateur de Besançon en cause dans l'étude de Floret et al. (voir annexe 3 pour les détails du calcul). Le calcul a été adapté pour estimer le nombre de LNH qui pouvait être attendu sur la même période que celle prise en compte dans l'étude cas-témoins et comparer cette estimation à celle obtenue à partir de cette étude. Les résultats montrent que, sous réserve de la validité des hypothèses faites pour le calcul, le nombre de LNH en excès calculé et imputables aux rejets de l'incinérateur est inférieur de 4 ordres de grandeur au nombre de LNH en excès estimé à partir de l'étude cas-témoins. Ceci est obtenu en faisant l'hypothèse que la voie d'exposition aux rejets de l'incinérateur est uniquement l'inhalation, comme Floret et al le suggèrent aussi. La prise en compte de l'ingestion d'aliments contaminés (selon les données qui avaient été recueillies pour Bourgoin-Jallieu) conduit au calcul d'1 LNH en excès, ce qui reste largement inférieur aux 17 LNH en excès de l'enquête cas-témoins. Les hypothèses de calcul concernant l'ingestion sont vraisemblablement conservatrices, le canton de Besançon appartenant à une zone urbaine, de forte densité démographique, dans laquelle la part de consommation d'aliments auto-produits est probablement faible. Il y a donc un écart entre les résultats d'observation épidémiologique et les calculs de risque réalisés, il est vrai sous certaines hypothèses concernant notamment les niveaux d'exposition.

6. Comment expliquer les résultats de l'étude de Floret et al. ?

Les LNH sont l'un des cancers dont l'incidence croît partout dans le monde (60 % depuis le début des années 1970 aux Etats-Unis, où l'incinération des ordures ménagères est peu pratiquée), ce qui ne semble pas pouvoir être attribué exclusivement à un meilleur diagnostic[11]. Les causes évoquées sont multiples, avec de forts soupçons sur le rôle de certains virus (Epstein-Barr, HTLV I, HHV8, hépatite C) et une quasi certitude sur l'influence du VIH[11]. Dans ce cadre, mais aussi plus spécifiquement quant au risque de cancer lié à l'incinération, la publication de Floret et al. , en dépit de sa qualité globale, n'apporte pas d'éléments décisifs de réponse à la question posée dans le titre de ce chapitre, peut-être en raison de son protocole mêlant l'approche individuelle et l'approche écologique, qui laisse plus de possibilités à l'influence de facteurs de confusion.

Cette publication soulève le problème des écarts, parfois très importants et déjà observés dans le domaine des rayonnements ionisants[12],[13] entre évaluation de risques et épidémiologie. Les excès de cancers observés en épidémiologie et attribués à une pollution environnementale à doses faibles ou très faibles sont en effet parfois très largement supérieurs aux résultats des calculs d'évaluation de risques effectués à partir des données sur l'exposition et des extrapolations " haute dose -basse dose " à partir des connaissances épidémiologiques antérieures. Plusieurs raisons de ces écarts peuvent en effet être invoquées : 1) en épidémiologie, biais de sélection et d'observation (les seconds sont plus probables en présence de données déclaratives, par exemple dans les études cas-témoins dans lesquelles la re-mémorisation des expositions passées est souvent meilleure par les " cas " que par les " témoins "), non prise en compte de facteurs de confusion (qui peuvent ne pas être connus), modélisation erronée des expositions 2) en évaluation des risques : non prise en compte des émissions multiples des UIOM, en plus des dioxines, erreur d'appréciation sur la forme de la relation dose-effet aux faibles doses (une relation linéaire peut sous-estimer des effets), données insuffisantes sur les émissions environnementales... Les raisons de ces écarts devraient être analysées et les limites de l'application de l'épidémiologie et de l'évaluation des risques dans ces conditions mieux précisées.

Au total, si l'observation de Floret et al. montre bien un excès de cas de LNH sur la zone et la période étudiée, l'ensemble des arguments passés en revue ne permet pas de conclure que les dioxines émises par l'UIOM de Besançon sont responsables de cet excès mais ne permet pas non plus d'exclure formellement cette possibilité. L'explication globale de cet excès de cas reste problématique.

Plus généralement, il n'y pas d'argument solide à ce jour permettant de conclure à un risque accru de cancer quel qu'en soit le type, pour les résidents à proximité d'une UIOM. Mais force est de constater que les données sur l'historique des rejets des incinérateurs et sur les niveaux d'exposition des populations résidant à leur proximité sont peu nombreuses. Il convient donc de rester prudent et de ne pas tirer de conclusion définitive avant que des études complémentaires, permettant, dans la mesure du possible, de mieux documenter les niveaux d'exposition, voire d'imprégnation, des individus résidant à proximité d'UIOM, soient publiées.

RÉFÉRENCES

- [1] Société Française de Santé Publique. *L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque*. Vandoeuvre-lès-Nancy: SFSP; 1999.
- [2] CITEPA. *Emissions dans l'air en France métropolitaine : produits organiques persistants*. In: http://www.citepa.org/emissions/nationale/Pop/Emissions_FRmt_POP_mai03.pdf; 2003.
- [3] InVS. *Incinérateurs et santé. Recommandations concernant les études épidémiologiques visant à améliorer la connaissance sur les impacts sanitaires des incinérateurs*. In: http://www.invs.sante.fr/publications/2003/incinerateurs_2/recommandations_incinerateurs.pdf ed: Institut National de Veille Sanitaire; 2003.
- [4] Crump KS, Canady R, Kogevinas M. *Meta-analysis of Dioxin Cancer Dose Response for Three Occupational Cohorts*. Environ Health Perspect 2003; 111 (5): 681-7.
- [5] Collectif. *Dioxines dans l'environnement : quels risques pour la santé ?* Expertise collective. Paris, Inserm; 2000.
- [6] Floret N, Mauny F, Challier B, Arveux P, Cahn JY, Viel JF. *Dioxin emissions from a solid waste incinerator and risk of non-Hodgkin lymphoma*. Epidemiology 2003; 14 (4): 392-8.
- [7] Viel JF, Arveux P, Baverel J, Cahn JY. *Soft-tissue sarcoma and non-Hodgkin's lymphoma clusters around a municipal solid waste incinerator with high dioxin emission levels*. Am J Epidemiol 2000; 152 (1): 13-9.
- [8] Fierens S, Mairesse H, Hermans C, Bernard A, Eppe G, Focant JF, et al. *Dioxin accumulation in residents around incinerators*. J Toxicol Environ Health A 2003; 66 (14): 1287-93.
- [9] Bertazzi PA, Consonni D, Bachetti S, Rubagotti M, Baccarelli A, Zocchetti C, et al. *Health effects of dioxin exposure: a 20-year mortality study*. Am J Epidemiol 2001; 153 (11): 1031-44.
- [10] Nerrière E, Zmirou D. *Evaluation du risque pour la santé lié aux émissions atmosphériques des incinérateurs soumis aux nouvelles valeurs limites de l'Union européenne*. Rapport final. Vandoeuvre-lès-Nancy: Institut Universitaire d'Hygiène et de Santé publique; 2001.
- [11] Chassagne-Clément C, Blay JY, Treilleux I, Sebban C, Bergeron C, Biron P, et al. *Epidémiologie des lymphomes malins non hodgkiniens : données actualisées*. Bull Cancer 1999; 86 (6): 529-36.
- [12] Pobel D, Viel JF. *Case-control study of leukaemia among young people near La Hague nuclear reprocessing plant: the environmental hypothesis revisited*. BMJ 1997; 314 (7074): 101-6.
- [13] Laurier D, Rommens C, Drombry-Ringard C, Merle-Szeremeta A, Degrange J. *[Assessment of the risk of radiation-induced leukaemia in the vicinity of nuclear installations: the Nord-Cotentin radio-ecological study]*. Rev Epidemiol Sante Publique 2000; 48 (Suppl 2): 24-36.

□ Chapitre 6

POINTS DE DROIT LIÉS À L'EXPLOITATION DES INCINÉRATEURS DE DÉCHETS MÉNAGERS

Les déchets dits ménagers sont ceux dont la collecte et le traitement n'impliquent pas de sujétion technique particulière, ce qui permet de les traiter avec les ordures ménagères. Les communes, seules ou regroupées, sont tenues d'assurer l'élimination de ces déchets dans des conditions propres à éviter leurs effets nocifs sur la santé de l'homme et l'environnement (art. L 541-2, Code de l'environnement).

Les procédés d'élimination utilisés sont la mise en décharge contrôlée, le compostage et l'incinération. Cependant depuis le 1er juillet 2002, la mise en décharge n'est plus autorisée que pour les " déchets ultimes ", c'est-à-dire les déchets non susceptibles d'être traités dans les conditions techniques et économiques du moment ... (art. L541-1 Code envt.), une fois donc effectuées les opérations de tri, de valorisation ou d'incinération.

La demande d'incinération a entraîné la constitution d'un parc important d'installations. Cependant, le développement de cette technique en a révélé les risques, liés à l'émission de divers polluants. Ce chapitre vise à présenter succinctement le cadre juridique destiné à les contrôler.

1. Droit applicable aux incinérateurs

Historiquement, la première instruction technique sur l'incinération des ordures ménagères remonte au 16 juin 1972. Plus tard, deux directives européennes, des 8 et 21 juin 1989, relatives aux installations nouvelles et existantes, ont été transcrites en droit français par l'arrêté ministériel du 25 janvier 1991.

Le droit applicable aux incinérateurs dans l'Union Européenne relève pour l'avenir d'une " directive du Parlement européen et du Conseil du **4 décembre 2000**, sur l'incinération des déchets " (2000/76/CE). Ce texte, qui réduit les valeurs limites d'émission de divers polluants dans l'atmosphère (Ann. V) et impose certaines valeurs limites de rejet des eaux usées (Ann. IV) entrera pleinement en vigueur le 28 décembre 2005 : applicable aux installations nouvelles le 28 décembre 2002, il le sera aux installations existantes le 28 décembre 2005, date à laquelle les directives anciennes se trouveront abrogées. En France, la transposition de la nouvelle directive résulte d'un arrêté du 20 septembre 2002 (J.O. 1^{er} décembre).

Les valeurs limites des rejets sont données en masse par unité de volume (mg/m³ par exemple). Il n'existe pas de valeur sur la quantité totale rejetée par unité de temps (prise en compte du débit de gaz) qui est celle qui va déterminer la concentration dans l'environnement de l'incinérateur.

Comme indiqué au chapitre 1, le terme " poussière " est improprement utilisé à la place de " particules ". Dans les définitions des aérosols, les poussières désignent en effet des particules provenant d'un phénomène mécanique ou d'érosion.¹⁷

L'arrêté du 20 septembre 2002 régit les installations d'incinération et de co-incinération de déchets non dangereux ainsi que les installations incinérant des déchets d'activités de soins à risques infectieux. Son champ d'application couvre les déchets ne présentant pas de risque sérieux : déchets ménagers, déchets industriels banals, boues d'épuration non dangereuses...

17. Voir Fontan J. *Les Pollutions de l'air*, Vuibert 2003, chap 6, p37-38.

dès lors qu'ils sont traités par des installations internes et collectives d'incinération, de co-incinération¹⁸ et de vitrification de ces déchets.

Certaines installations en sont exclues : d'une part celles consacrées exclusivement au traitement de certains déchets (tels : déchets de végétaux agricoles ou forestiers, déchets issus de la transformation alimentaire, déchets végétaux fibreux, de pâte à papier, de bois, de liège, déchets radioactifs, carcasses d'animaux) ; d'autre part certaines installations de recherche de faible capacité visant à améliorer le processus d'incinération¹⁹.

L'arrêté du 20 septembre 2002 comporte deux volets. D'une part il organise la conception et l'aménagement général des installations, les conditions d'admission des déchets (étrangement qualifiés " incinérés ", alors qu'ils prétendent à l'être, v. chap. II) et les conditions techniques d'exploitation. D'autre part une série de dispositions visent à préserver l'environnement. Outre des mesures modestes, mais fort dignes d'attention, intéressant les bruits et vibrations (art.11 arr.) la prévention des odeurs (art.12 arr.) et la propreté du site (art.13 arr.), trois chapitres sont consacrés à la prévention des risques, la prévention de la pollution de l'air et des eaux²⁰.

2. Principales difficultés juridiques suscitées par la mise en œuvre des dispositifs relatifs aux incinérateurs

Un bilan de mise en conformité effectué en 1997, " clairement peu satisfaisant "²¹, avait permis de ramener le nombre d'installations de capacité égale ou supérieure à 6t/h non conformes de 24 en 1998 à 2 en 2001. Pour les installations de capacité inférieure, 100 unités, sur les 190 recensées en 1998, furent fermées : fin 2002, l'ensemble du parc était conforme à la réglementation.

Le retard dans la mise en conformité de ses UIOM a valu à la France une condamnation de la Cour de Justice des communautés européennes le 18 juin 2002.

Les autres difficultés ayant donné lieu à contentieux en France ont trait aux délais administratifs de mise en conformité des installations et à l'oubli malencontreux de la hiérarchie des sources administratives (Conseil d'Etat du 16 nov. 1998, syndicat national des industries des déchets et de l'environnement : une circulaire ne saurait modifier les dispositions obligatoires d'un arrêté ministériel).

Les difficultés ont également porté sur la qualification de cendres et scories au regard de la classification des installations classées, mais, surtout sur les conditions de fonctionnement des incinérateurs de petite taille. Pour ces derniers, l'incapacité à respecter les prescriptions réglementaires²² et le décalage entre ces prescriptions " sur le papier " et la réalité de leur application ont incité les pouvoirs publics à décourager l'implantation de petits incinérateurs, au profit de centres de transfert, assurant la réexpédition vers des unités d'incinération plus importantes.²³

18. Aux termes de l'article 2 de l'arrêté, on entend par :

Installation d'incinération : tout équipement ou unité technique fixe ou mobile destiné spécifiquement au traitement thermique de déchets, avec ou sans récupération de la chaleur produite par la combustion. Le traitement comprend l'incinération par oxydation ou tout autre procédé de traitement thermique, tel que la pyrolyse, la gazéification ou le traitement plasmétique.

Installation de co-incinération : une installation fixe ou mobile dont l'objectif essentiel est de produire de l'énergie ou des produits matériels et qui utilise des déchets comme combustible habituel ou d'appoint ou dans laquelle les déchets sont soumis à un traitement thermique en vue de leur élimination.

L'installation collective est celle qui incinère les déchets de plusieurs producteurs ; l'installation interne est exploitée par un producteur pour incinérer ses propres déchets.

19. Les installations existantes, soit celles autorisées avant le 28 décembre 2002, relèvent, sauf exception, du dispositif à compter du 28 décembre 2005 (art. 34 arrêté).

20. L'arrêté du 20 septembre 2002 se substitue aux arrêtés des 23 août 1989 et 25 janvier 1991, lesquels se trouvent abrogés à compter du 28 décembre 2005.

21. Circulaire n°97-0760 30, mai 1997.

22. Tribunal administratif de Besançon, 19 mars 1986, Abert c/ commune de Froideconche. Code permanent Environnement et nuisances, rubrique Déchet n°47, p.1626, note principale, source pour cette note.

23. Tribunal Administratif de Montpellier, 30 novembre 1989, Doublet Id. loc. n°39 c, p.1615.

□ Chapitre 7

INCINÉRATEURS ET ACCEPTABILITÉ SOCIALE : LA PARTICIPATION DU PUBLIC EN QUESTION

Malgré d'évidents progrès, la gestion des déchets ménagers et assimilés pose des problèmes de coûts, liés à des flux en augmentation constante, ainsi qu'à la sévèrisation des normes environnementales. Les collectivités locales doivent décider des investissements à accomplir en la matière, en tenant compte des objectifs environnementaux qui leur sont imposés, mais aussi des contraintes budgétaires et du besoin de minimiser autant que possible la pression fiscale sur les contribuables.

Dans ce contexte, de nombreux syndicats mixtes optent pour l'incinération avec récupération d'énergie, un mode de traitement socialement soumis à controverse sanitaire et environnementale. Plusieurs projets d'incinérateurs ont été longuement retardés, voire abandonnés, du fait de l'existence d'une opposition locale et/ou nationale. La multiplication de situations conflictuelles met en question la possibilité de la France de disposer, d'ici quelques années, des capacités suffisantes pour gérer les déchets municipaux. Le Commissariat au Plan souligne l'explosion des coûts de gestion des déchets, mais aussi et surtout le risque que les trois quarts des départements français ne disposent plus des installations suffisantes d'ici quelques années. Les raisons des problèmes évoqués ci-dessus sont analysées essentiellement en terme d'acceptabilité sociale.

1. La montée de l'opposition à l'incinération

Résumons certains points qui ont pu avoir eu une influence sur cette question :

Ce n'est qu'avec la Circulaire du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement du 28 avril 1998 que l'orientation française nettement en faveur de l'incinération est infléchi. En 1997, une évaluation des plans départementaux d'élimination des déchets établissait un recours moyen à ce mode de traitement pour 65% des déchets d'emballages ménagers. A partir de 1998 un objectif national de 50% de recyclage est fixé pour l'ensemble des déchets municipaux. Les préfets sont chargés de relancer le processus d'élaboration des plans à partir des nouvelles orientations. Début 2004 pourtant, un certain nombre de plans départementaux pose encore problème, tandis que des syndicats mixtes souhaitent construire des incinérateurs non prévus par les plans départementaux et cherchent à étendre leur périmètre d'action afin d'atteindre une taille suffisante pour justifier économiquement un recours à l'incinération. Pourtant, les projets de nouvelles usines d'incinération ont la vie dure. La question des dioxines, le peu d'efforts consacrés au recyclage, font partie des arguments brandis par des opposants qui ont souvent la sensation que l'on cherche à leur imposer des projets dont ils ne veulent pas.

Une toute autre politique a été conduite au Danemark et aux Pays-Bas où la priorité a été donnée à la réutilisation, au recyclage et à la prévention quantitative du flux de déchets générés. Grâce à cela, ces pays ont aujourd'hui recours à l'incinération dans un contexte serein. Les opinions publiques danoise et néerlandaise sont conscientes du fait que les pouvoirs publics ne recourent à l'incinération, qu'après que des efforts importants aient été accomplis pour favoriser les modes de gestion considérés comme préférables d'un point de vue environnemental.

Au début des années 1990, alors que la question des dioxines était résolue aux Pays-Bas, il n'était nulle part en France fait mention du lien entre dioxines et incinération de déchets. A partir de 1996, pouvoirs publics et médias s'emparent progressivement de cette question mais il faut attendre 1997 pour que les dioxines soient mentionnées, bien que de manière très indirecte, dans un texte législatif concernant l'incinération des déchets ménagers et assimilés. En l'attente d'une directive européenne (finalement adoptée en 2000), il n'existait donc aucune norme obligatoire en matière d'émissions de dioxines pour les UIOM existantes.

Les principaux points de la crise des dioxines sont évoqués brièvement ci-après.

A partir de 1996, les médias vont très vite dénoncer la minimisation, par les pouvoirs publics, de la question des dioxines émises par les UIOM. De nombreux incinérateurs se retrouvent contestés sur l'ensemble du territoire. Fermetures et mises en demeures se multiplient mais les collectivités locales ne mettent que rarement leurs installations en conformité. Le mensuel " Science et Vie " de mai 1998 indique qu'à Douai, le groupe agroalimentaire s'oppose à un projet d'incinération.

Après un long combat mené par les associations, le 25 octobre 2001 le préfet de Savoie suspend l'activité de l'incinérateur de Gilly-sur-Isère qui émet 750 fois plus de dioxines que le seuil prescrit par la directive européenne. L'impact de l'affaire va largement dépasser le cadre savoyard en raison de son aspect spectaculaire et Gilly-sur-Isère devenir le symbole des méfaits liés à l'incinération : 7 000 bêtes de bétail abattues, un taux élevé de la population atteinte de cancer, un préfet qui parle de catastrophe sanitaire. Si la question agroalimentaire est vite et bien réglée, l'abattage massif de bétail fait beaucoup de mal à l'image de l'incinération, ravivant le souvenir encore chaud de la fièvre aphteuse et de la vache folle. De plus, la population est mécontente car elle a le sentiment que rien ou peu est fait concernant l'impact sur la santé des riverains. Des plaintes sont déposées en justice pour mise en danger de la vie d'autrui contre le président du syndicat mixte, le Préfet de Savoie et le responsable de l'entreprise exploitant l'usine incriminée.

Des informations judiciaires sont ouvertes ailleurs en France. Les fermetures d'incinérateurs se multiplient mais, là encore, les municipalités avancent à reculons, comme, par exemple, au Havre, malgré des rejets de dioxines importants.

En janvier 2003, le Ministère de l'Environnement et du Développement Durable peut enfin déclarer qu'il n'y a plus d'incinérateurs hors normes en France. Du côté des pouvoirs publics, on pense que le problème de l'acceptabilité sociale de l'incinération est en passe d'être réglé. Pourtant, aujourd'hui, une collectivité territoriale souhaitant recourir à l'incinération, s'engage dans un processus extrêmement long et incertain.

2. Les stratégies locales de gestion des déchets ménagers

Pour de nombreuses collectivités locales, même en développant la collecte sélective, l'incinération constitue un recours incontournable, posant un problème essentiellement technique : l'opposition des riverains au projet n'est assimilée qu'à du NIMBY²⁴ qu'il faut contourner. Cette attitude se traduit généralement par la montée d'une forte opposition au projet, mais qui n'est pas toujours réductible à une poignée de riverains.

Le 29 septembre 2002, à Carhaix (Finistère) deux mille manifestants provenant de divers endroits de la Bretagne exprimaient leur inquiétude face à la quarantaine d'incinérateurs prévus dans cette région. Le maire de Carhaix, pourtant porteur d'un projet d'incinérateur, se déclare peu rassuré : " Notre usine a reçu toutes les autorisations possibles de l'administration. Mais je rejoins les inquiétudes des associations : nous ne savons pas si les assurances que les spécialistes nous donnent aujourd'hui seront encore valables demain. Il est bien que la remise en cause parte de notre ville, au cœur de la Bretagne, pour dire que la région attend une meilleure information et des solutions alternatives "25.

Pour les collectivités territoriales, nombreuses, qui ne pensent aucunement à renoncer à l'incinération, il faut réduire les occasions offertes aux opposants de critiquer les projets. L'adoption d'une démarche proactive quant aux normes d'émissions respectée par la future installation est parfois considérée comme suffisante. Plusieurs usines se sont imposées d'elles-mêmes les normes les plus draconiennes en Europe, comme celles des Pays-Bas.

24. Le syndrome NIMBY (acronyme de "Not In My BackYard", c'est-à-dire "pas dans mon jardin") caractérise l'opposition des associations et populations locales à un projet susceptible d'engendrer diverses nuisances et qui pourtant répondrait à un besoin collectif .

Il est nécessaire d'affiner ce que l'on peut entendre par associations (ou ONG). D'un côté, des associations disposent d'un degré d'expertise non négligeable et revendiquent essentiellement le droit d'être associées à la réflexion sur les questions environnementales et sanitaires. De l'autre, des associations locales se sont spécifiquement constituées en réaction à un projet précis et sont beaucoup moins ouvertes au débat. Lorsque la démarche adoptée par un décideur local est dès le départ axée sur la concertation et le dialogue, de telles associations ne voient que rarement le jour et ont en général une moindre crédibilité aux yeux du public. L'émergence potentielle d'associations " nimbyistes " est ainsi en bonne partie enrayée.

25. Aujourd'hui en France, " Les incinérateurs dans le collimateur ", 30 septembre 2002.

2.1. Ouverture du processus décisionnel

L'excellence technique apparaît comme condition nécessaire, mais non suffisante, de la légitimité d'un projet d'incinérateur et de la garantie pour ses promoteurs de ne pas être attaqués en justice pour manquements graves portant atteinte à la santé du public. Malgré les assurances répétées, on "découvre" souvent de nouveaux problèmes environnementaux liés à certaines techniques considérées comme éprouvées. Un second volet développé par diverses communes consiste à établir un lien durable de confiance avec le public en associant la population et ses représentants à la définition d'un projet précis. Un programme de suivi des éventuelles retombées polluantes liées à l'usine est établi, en partant de mesures précises de l'état de l'environnement local avant la mise en service. La volonté de favoriser compostage et recyclage, l'incinération représentant une technique complémentaire ne devant pas freiner le développement du recyclage, est affichée. Mais, une concertation limitée à un projet d'installation, ne suffit pas toujours pour calmer les opposants.

A Douarnenez, face à la réaction hostile de la population, marquée par le cas de Gilly sur Isère, le président du SITOM a décidé d'ouvrir un débat non pas sur la seule question des modalités d'un projet d'incinération, mais sur l'ensemble des outils de traitement des déchets adaptés au territoire concerné. Les diverses options techniques ont été présentées en détail, des groupes de travail ont été constitués et des visites de sites organisées. L'incinération n'a pas été abandonnée, mais la solution mixte envisagée aux côtés du tri, sera soit du compostage soit de la méthanisation pour les déchets fermentescibles, soit la mise en décharge soit l'incinération pour les déchets résiduels.

Le syndicat mixte des Châtelets (Côte-d'Armor) a organisé un débat public citoyen pour clarifier les positions des différents acteurs, favoriser des échanges réels dans un climat constructif et informer les différents acteurs sur la nature des enjeux. Nombre de personnes interrogées ont souhaité que d'autres questions locales bénéficient du même traitement. Si les conclusions du panel de citoyens n'ont aucune valeur contraignante pour les responsables du syndicat mixte, il paraît néanmoins difficile, une fois que l'on décide d'adopter une démarche participative, de ne pas tenir compte des avis exprimés.

2.2. Deux types de concertations possibles

Deux types de concertation peuvent être adoptés. Le premier est essentiellement orienté sur un projet, tandis que le second implique le public dans une réflexion de fond sur une question d'ensemble. Laquelle de ces deux démarches paraît préférable ? Tout dépend de l'objectif des décideurs locaux. Si leur objectif est avant tout de construire un incinérateur, le premier type de concertation semble préférable. Initier un débat poussé sur le futur de la gestion des déchets impliquerait un risque non négligeable que l'incinération soit exclue. Dans ce cas, pourront dire les partisans de ce mode de traitement, en quoi un débat public représente-t-il un plus ? Dans le deuxième type de démarche, le décideur local ne considère pas a priori l'incinération comme incontournable²⁶ mais veut entamer une réflexion sur la solution la mieux adaptée à son propre contexte.

De nombreuses municipalités optent aujourd'hui pour l'incinération parce qu'il s'agit de la solution technique la mieux connue. Portée par des acteurs économiques qui en maîtrisent le processus, elle apparaît souvent comme plus aisée à mettre en place que l'organisation d'une collecte sélective pour les déchets verts et la construction d'unités de compostage ou de méthanisation. Les collectivités locales sont dès lors tentées de choisir l'incinération, faute d'un degré d'expertise suffisant pour appréhender l'ensemble des techniques disponibles. En ce sens, la participation au processus décisionnel du public et des associations (souvent prêtes à partager leur connaissance de la question), peut être un moyen d'accroître le champ de vision du décideur quant aux options à étudier.

En second lieu, présenter un projet d'incinérateur à la population suppose que la collectivité locale dispose déjà d'un plan de gestion des déchets au sein duquel s'inscrit la future installation et en explique les fondements²⁷. Mais, dans de nombreux cas, le plan n'est pas clairement présenté au public, ce qui empêche les acteurs locaux, notamment les associations, d'avoir une vision globale

26. Même s'il paraît difficile de s'en passer pour les agglomérations de grande taille.

27. Car autrement, il s'agirait d'un véritable aveu, celui de vouloir construire un incinérateur coûte que coûte pour des raisons qui ne peuvent être perçues de l'extérieur que comme "obscurcs".

de la question. De leur propre aveu, ces associations se retrouvent presque “ condamnées ” à lutter contre un projet, car elles émettent de sérieux doutes quant à son utilité, faute d’une connaissance suffisante des intentions des décideurs publics.

En ratifiant la Convention de Aarhus, la France s’est engagée à promouvoir le plus en amont possible l’information et la participation du public à la prise de décision portant sur des questions environnementales. La Convention prévoit la possibilité de tout citoyen de recourir à la justice pour faire appliquer ce droit. S’il paraît difficile d’imaginer que, du jour au lendemain, la Convention sera appliquée à la lettre, il paraît également sage de ne pas attendre de se faire attaquer en justice pour modifier ses comportements. La Convention de Aarhus constitue indubitablement une arme juridique supplémentaire pour des acteurs opposés à un projet que l’on cherche à imposer sans débat constructif, et il serait regrettable que la situation de carence en équipements de traitement des déchets perdure, du fait de la multiplication des blocages juridiques.

3. Conclusion

S’opposer à l’information du public et, surtout, s’opposer à son association aussi en amont que possible à la réflexion, de crainte de susciter des mouvements d’opposition et de NIMBY, est un raisonnement qui confond causes et conséquences. L’opposition à un projet et le NIMBY systématique, sont souvent des conséquences du manque de concertation et de transparence. De ce fait, on aboutit effectivement à un affrontement entre intérêts privés plutôt qu’à une réflexion multipartite sur l’intérêt collectif. En revanche, comme le prouve l’attitude de nombreuses associations à qui l’on offre de participer au processus, la participation du public au débat sur les choix collectifs aboutit fréquemment à désamorcer la tentation de la défense d’intérêts particuliers.

POUR EN SAVOIR PLUS :

Buclet N., Bourg D., Gillote L. *Impact du risque technologique sur la stabilité institutionnelle d’un système organisationnel: le rôle de l’incinération dans la gestion des déchets ménagers et assimilés*. Rapport pour le Ministère de l’Ecologie et du Développement Durable. Programme Evaluation et Prise en compte des Risques naturels et technologiques (EPR). Octobre.2003 pp.121.

Laurans Y, Dubien I. *Nature et place des arguments sanitaires dans les négociations autour des implantations d’incinérateurs*. Rapport de synthèse pour l’Ademe. Programme Santé-Déchets. ASCA. Paris.2000

Salomon D. *A l’opposé du principe de précaution : l’incinérateur de Gilly sur Isère*. CIRE. InVS. Février.2003

Rapport de l’instance d’évaluation de la politique du service public des déchets ménagers et assimilés, Jean-Louis Duffeigneux, Alain Tetu, Commissariat Général du Plan, Paris, La Documentation française, 2004, 811 pages

ANNEXES

Annexe 1

Sources d'apports de différents composants toxiques dans les déchets ménagers

(Données de 1993 ; Source : ADEME)

CADMIUM :

- déchets putrescibles 12 %
- papier-carton : 8 %
- matières plastiques 37 %
- cuir et caoutchouc 13 %

MERCURE :

- déchets putrescibles 7 %
- papier carton 2 %
- matières plastiques 5 %
- déchets ménagers spéciaux 82 %

PLOMB :

- plomb métal et additifs du verre essentiellement

CUIVRE :

- déchets métalliques essentiellement (tuyaux de cuivre, soudures des boîtes de conserve...)

ZINC :

- soudures des déchets spéciaux

ARSENIC :

- largement présent dans le verre

CHLORE :

- 50 à 75 % proviennent des matières plastiques (PVC). Aujourd'hui, le PVC a été largement remplacé et les plastiques n'apportent plus que 50 % des teneurs en chlore.
- 8 %, des putrescibles
- 7 %, des papiers-cartons
- La part la plus importante du chlore est sous forme d'acide chlorhydrique.

SOUFRE :

- 17 %, des déchets putrescibles
- 20 %, des papiers-cartons
- 9 %, des plastiques
- reste, des combustibles non classés (coquillages, etc...)

FLUOR :

- 50 %, des papiers cartons
- 10 % environ, des matières plastiques

Annexe 2

Rapport cadmium / dioxines des émissions

(Source : CITEPA, 2001 - *Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique* -)

Le rapport cadmium/dioxines (entre 2 composés très toxiques et cancérogènes) est de 500 000 pour les normes à l'émission. A titre de comparaison ce rapport de concentrations dans l'air des villes est de l'ordre de 50 000, la concentration du cadmium étant de l'ordre de 5 ng/m³ valeur qui correspond déjà à un excès de risque d'un cas de cancer du poumon pour 100 000 personnes. Le tableau ci-après montre que les émissions relatives de dioxines par rapport à celles du cadmium sont environ 4 fois plus importantes pour les incinérateurs que pour l'ensemble des sources de rejets atmosphériques de ces produits. Les incinérateurs sont donc en valeur relative un émetteur plus important de dioxines que de cadmium. Cela signifie que les incinérateurs sont à l'origine de la source la plus importante des émissions de dioxine, tandis qu'ils ne représentent qu'une fraction limitée (1/6) de celles du Cadmium.

	Total	Incinérateurs
Dioxines	468 g	304 g
Cadmium	11,1 tonnes	1,8 tonnes
Rapport Cd/dioxines	24000	6000

Annexe 3

Les dioxines

La principale voie de contamination humaine par les dioxines est l'alimentation. L'examen des propriétés de ces substances permet de justifier cette observation et de comprendre leur persistance.

Il existe 2 familles de molécules qui appartiennent à cette catégorie :

- les polychloro-dibenzo-para-dioxines (PCDD) dont on dénombre 75 espèces individuelles,
- les polychloro-dibenzo-furanes (PCDF) au nombre de 135.

Toutes possèdent un certain degré de toxicité, parfois faible, et l'une des plus dangereuses, la 2,3,7,8-tétrachlorobenzo-p-dioxine (2,3,7,8-TCDD), qui a été responsable de la pollution de Seveso, a été retenue pour servir de référence au concept d'équivalent toxique (TEF). Affectée du coefficient 1, elle domine la presque totalité des autres espèces.

En prenant cette molécule comme modèle on peut mettre en évidence les propriétés principales et leurs conséquences :

- il s'agit d'un solide de point de fusion 305-306°C, qui est stable (comme d'ailleurs les autres dioxines) jusqu'à 800°C. Seules les torches à plasma permettent d'atteindre la température de 1300 °C nécessaire pour la destruction totale ;
- très faiblement soluble dans l'eau :
 - solubilité : $4,93 \times 10^{-5}$ mg/l à 25°C ; elle présente une hydrophobie élevée ($\log P=6,80$) lui permettant de traverser les membranes cellulaires, de se concentrer dans les lipides, et de s'accumuler dans les tissus graisseux.

On comprend dès lors que ce produit se retrouve tout au long de la chaîne alimentaire, mais aussi qu'il y aura un très faible risque d'exposition par ingestion d'eau ;

- la très faible tension de vapeur qui la caractérise, $2,0 \times 10^{-7}$ Pa à 25°C, en fait un produit très peu volatile, d'où très peu d'exposition par inhalation directe ;
- par contre les dioxines s'adsorbent fortement sur les particules dans l'air, le sol et l'eau. L'inhalation de ces particules constitue donc une composante du risque, mais dans ce cas, celui-ci est très limité.

L'adsorption a cependant un effet négatif car elle protège les dioxines des processus de dégradation : la pollution des sols, par exemple, est aggravée par ce phénomène ;

- leur stabilité chimique est très grande, et il faudra utiliser des réactifs énergiques (potasse par exemple) dans des solvants convenables pour provoquer des réactions;
- les dioxines sont formées de noyaux aromatiques absorbant dans le domaine des ultra-violets : leurs réactions photochimiques intéressantes et utiles sont cependant très limitées

en raison à la fois de la position du domaine d'absorption (par rapport au spectre solaire), de leur stabilité photochimique et des réarrangements moléculaires susceptibles de conduire à des produits plus toxiques que ceux irradiés initialement .

- enfin, même s'il existe quelques microorganismes et champignons susceptibles de procéder à une dégradation biologique, là encore ces composés présentent une stabilité biochimique importante.

En résumé, la résistance de dioxines à toutes sortes d'agents physiques, chimiques ou biologiques, explique leur grande persistance dans l'environnement. Le paramètre le plus important demeure leur liposolubilité qui explique la bioconcentration dans les chaînes trophiques avec une exposition qui provient essentiellement des aliments d'origine animale (90 à 95 % des apports).

POUR EN SAVOIR PLUS

Collectif. *Dioxines dans l'environnement : quels risques pour la santé ?* Expertise collective. Paris, Inserm; 2000.

Bliefert C, Perraud R. *Chimie de l'environnement*. De Boeck Université, septembre 2001

Annexe 4

Exposition des populations aux dioxines émises par les incinérateurs : contribution des différentes voies

A titre illustratif, l'exposition d'un adulte soumis à des émissions atmosphériques de dioxines est estimée selon trois scénarios différents.

Scénarios étudiés

CAS 1 : scénario mode de vie rural traditionnel

Les voies d'exposition prises en compte sont :

- l'inhalation de polluants sous forme particulaire et sous forme gazeuse,
- l'ingestion de sol,
- l'ingestion de produits d'origine végétale (légumes-racines, légumes-feuilles, légumes-fruits et fruits) et animale (viande, œufs, lait et produits laitiers) produits localement,
- l'ingestion complémentaire d'aliments présentant les niveaux de contamination moyens des aliments en France,
- l'absorption cutanée à partir des particules du sol.

CAS 2 : scénario générique avec jardin potager

Les voies d'exposition prises en compte sont :

- l'inhalation de polluants sous forme particulaire et sous forme gazeuse,
- l'ingestion de sol,
- l'ingestion de produits d'origine végétale (légumes-racines, légumes-feuilles, légumes-fruits et fruits) produits localement,
- l'ingestion complémentaire d'aliments présentant les niveaux de contamination moyens des aliments en France,
- l'absorption cutanée à partir des particules du sol.

CAS 3 : scénario générique consommateur urbain

Les voies d'exposition prises en compte sont :

- l'inhalation de polluants sous forme particulaire et sous forme gazeuse,
- l'ingestion de sol,
- l'ingestion d'aliments présentant les niveaux de contamination moyens des aliments en France,
- l'absorption cutanée à partir des particules du sol.

Les cas 1 et 2 correspondent à des scénarios d'exposition classiquement étudiés dans les évaluations de risques réalisées dans le cadre des études d'impact et des études sur les sols pollués. Ces scénarios permettent d'illustrer le rôle de l'autoconsommation dans l'exposition des populations, liée à des émissions atmosphériques d'installations industrielles. La consommation complémentaire d'aliments présentant les concentrations moyennes de dioxines relevées dans les aliments en France a été ajoutée aux voies d'exposition liées aux émissions locales.

Le cas 3 vise à comparer l'exposition non alimentaire liée à une source d'émission locale à l'exposition de la population générale via l'alimentation.

Méthodes de calcul

L'exposition est estimée à partir d'équations codées sous EXCEL et présentées dans le rapport d'étude rédigé pour le groupe de travail " Grandes Installations de Combustion " (GIC) du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, intitulé " Evaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion – Partie 2 : Exposition par voies indirectes (INERIS-DRC[1]). Il s'agit d'une approche majorante sans prise en compte d'aucun phénomène d'atténuation naturelle. Les voies d'inhalation, d'absorption cutanée et d'ingestion de produits alimentaires contaminés aux niveaux moyens relevés en France ont été ajoutées au code de calcul utilisé pour le groupe de travail GIC.

Pour les scénarios 1 et 2, les pourcentages d'autoconsommation ont été calculés à partir des données de l'enquête INSEE[2] . Pour le scénario 1, les données relatives à la population agricole des communes rurales ont été prises en compte. Pour le scénario 2, les données utilisées sont celles de la population du bassin parisien.

L'exposition liée au niveau de contamination ubiquitaire des aliments est estimée à partir du niveau d'exposition de la population générale estimée par l'AFSSA[3]. La contribution des aliments autoconsommés dans les scénarios 1 et 2 a été déduite de ce niveau d'exposition donnée par l'AFSSA, afin d'éviter le double-comptage des expositions dues aux aliments autoproduits.

Le volume respiratoire est défini à partir de l'Exposure Factor Handbook (US-EPA, 1997)[4]. Concernant l'absorption cutanée, les valeurs proposées par l'USEPA (1992)[5] ont été retenues (quantité de sol déposée sur la peau : 1 mg/cm², surface corporelle exposée chez l'adulte : 5800 cm², surface correspondant à la somme des surfaces de la tête, des mains, des jambes et des avants-bras). Un contact du sol avec la peau de huit heures par jour a été considéré et en première approche, le taux d'absorption cutanée défini sur 24 heures a été estimé pour 8 heures selon le principe de la règle de 3. Le taux d'absorption par ingestion est supposé égal à 1.

Les valeurs des autres paramètres d'exposition, ainsi que les valeurs utilisées pour définir les paramètres relatifs aux sols sont par défaut issues de l'étude " Grandes Installations de Combustion ".

Les paramètres physico-chimiques utilisés pour estimer ces expositions sont ceux de la 2,3,7,8 TCDD, tels que définis dans le rapport intitulé " Paramètres physico-chimiques et coefficients de transfert des dioxines pour l'évaluation des risques ", (INERIS-DRC[6]). Les vitesses de dépôt particulaire et gazeuse sont supposées égales à 1 cm/s.

Dans le cadre de cet exercice, c'est l'exposition d'un adulte qui est estimée. L'exposition et l'émission sont supposées concomitantes. La durée prise en compte est de 30 ans.

Les concentrations dans les milieux environnementaux et dans les milieux d'exposition sont calculées à partir de la concentration de polluant dans l'atmosphère supposée générée par l'incinérateur.

Peu de mesures de concentrations de dioxines dans l'air au voisinage d'incinérateurs ont pu être trouvées. D'après le document de l'InVS[7] intitulé " Incinérateurs et santé, Expositions aux dioxines de la population vivant à proximité des IUOM ", des concentrations allant jusqu'à 2000 fg I-TEQ/m³ ont été mesurées près d'une source d'émission. Domingo[8] fournit des concentrations mesurées de 350 et de 71 fg I-TEQ/m³ à 500 mètres d'un incinérateur d'ordures ménagères et de 286 et 58 fg I-TEQ/m³ à 1000 mètres. Concernant les concentrations modélisées à partir des flux émis par des incinérateurs, on peut citer :

- l'étude de la SFSP[9] avec une concentration maximale dans l'atmosphère de 1000 fg/m³, obtenus à partir d'un incinérateur produisant des flux de dioxines importants (38,5 ng/m³ à l'émission),
- l'étude sur l'incinérateur d'Angers[10] où une concentration moyenne modélisée sur la zone d'étude de 70 fg/m³ est fournie.

Dans le cadre de cet exercice, afin d’illustrer la part maximale que les voies non alimentaires peuvent représenter dans l’exposition totale d’un individu vivant près d’une source locale d’émissions de dioxines une concentration de 1000 fg I-TEQ/m³ sera prise en compte.

Résultats

Tableau 1 : Doses et voies d’exposition pour le scénario 1
Exposition moyenne d’un adulte pendant la période d’exposition

Voies d’exposition`	Doses moyennes d’exposition sur la vie entière (mg/kg/j)	Part des différentes voies dans l’exposition totale (%)
Inhalation	2,0.10 ⁻¹⁰	0,4
Ingestion de sol	2,7.10 ⁻¹⁰	0,5
Ingestion de légumes produits localement	5,0.10 ⁻¹⁰	0,9
Ingestion de viande produite localement	3,4.10 ⁻⁸	63,4
Ingestion de lait produit localement	7,3.10 ⁻⁹	13,7
Ingestion d’oeufs produit localement	1,0.10 ⁻⁸	18,8
Ingestion complémentaire d’aliments présentant une contamination moyenne	9,4.10 ⁻¹⁰	1,8
Absorption cutanée à partir des poussières du sol	3,1.10 ⁻¹⁰	0,6
Total	5,3.10 ⁻⁸	

L’ingestion d’aliments représente au total 98,5% de l’exposition.

Tableau 2 : Doses et voies d’exposition pour le scénario 2
Exposition moyenne d’un adulte pendant la période d’exposition

Voies d’exposition	Doses moyennes d’exposition sur la vie entière (mg/kg/j)	Part des différentes voies dans l’exposition totale (%)
Inhalation	2,0.10 ⁻¹⁰	8,6
Ingestion de sol	2,7.10 ⁻¹⁰	11,7
Ingestion de légumes produits localement	2,5.10 ⁻¹⁰	10,8
Ingestion complémentaire d’aliments présentant une contamination moyenne	1,3.10 ⁻⁹	55,2
Absorption cutanée à partir des poussières du sol	3,1.10 ⁻¹⁰	13,6
Total	2,3.10 ⁻⁸	

L’ingestion d’aliments représente au total 66 % de l’exposition.

Tableau 3 : Doses et voies d'exposition pour le scénario 3 - Exposition d'un adulte

Voies d'exposition	Doses moyennes d'exposition sur la vie entière (mg/kg/j)	Part des différentes voies dans l'exposition totale (%)
Inhalation	2,0.10 ⁻¹⁰	9,5
Ingestion de sol	2,7.10 ⁻¹⁰	12,9
Absorption cutanée à partir des poussières du sol	3,1.10 ⁻¹⁰	15,0
Ingestion complémentaire d'aliments présentant une contamination moyenne (estimation AFSSA)	1,3.10 ⁻⁹	62,6
Total	2,1.10 ⁻⁹	

L'ingestion d'aliments représente 63 % de l'exposition.

REFERENCES

[1] INERIS, Bonnard R. *Evaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion* - Partie 2 : Exposition par voies indirectes. DRC-03-45956/ERSA-n° 92-RBn ; 2003.

[2] INSEE, Bertrand. *Consommation et lieux d'achat des produits alimentaires en 1991 ; 1991.*

[3] AFSSA. *Dioxines : Données de contamination et d'exposition de la population française ; 2000.*

[4] USEPA. *Exposure Factor Handbook, Volume 1, General Factors ; 1997.*

[5] USEPA. Office of science advisor guidance. *Default exposure parameters ; 1992.*

[6] INERIS, Bonnard R. *Paramètres physico-chimiques et coefficients de transfert des dioxines pour l'évaluation des risques*, DRC-04-45959/ERSA-n°272-RBn ; 2004.

[7] InVS, AFSSA. *Incinérateurs et Santé, Exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM*

[8] Domingo JL, Agramunt MC, Nadal M, Schumacher M, Corbella J. *Health risk assessment of PCDD/PCDF exposure for the population living in the vicinity of a municipal waste incinerator*, Arch Environ Contam Toxicol, Nov 2002, 43(4) :461-5

[9] SFSP. *L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque*. Collection Santé & société n°7 ; 1999.

[10] CIRE OUEST, Glorennec P. *Impact sanitaire et actuel de l'usine d'incinération des ordures ménagères d'Angers ; 2001.*

Annexe 5

Calcul de risques de Lymphomes Non Hodgkiniens (LNH) liés aux rejets d'un incinérateur dans le canton de Besançon

OBJECTIF : comparer le risque de LNH potentiellement lié aux rejets d'un incinérateur et observé dans l'étude de Floret et al 1 dans le canton de Besançon au risque calculé à partir d'une estimation des niveaux d'exposition et des coefficients d'excès de risque de cancer publiés (nombre de LNH en excès).

PRINCIPE : utiliser le calcul de risque effectué par Nerrière et Zmirou (Rapport MATE 24/2001) [2] pour l'incinérateur de Bourgoin-Jallieu et l'adapter pour effectuer le calcul concernant l'incinérateur de Besançon.

CARACTÉRISTIQUES DES ZONES

	Besançon	Bourgoin-Jallieu
Zone considérée	Canton de Besançon	Zone de modélisation = carré de 21 km de côté
Nombre d'habitants	114 000 ^a	104 225 (estimation)
Surface (km2)	65	441
Densité démographique (hab/km2)	1754	236
Zone de calcul	Zone la plus exposée dans laquelle l'excès a été observé ^b	Zone de modélisation précédente divisée en mailles (carré de 30 mailles de côté)
Nombre d'habitants de la zone de calcul	13 412 ^c (estimé)	104 225
Incinérateurs		
Date de début de fonctionnement	1971	1996
Capacité d'incinération	2 fours de 2,1 T/heure et 1 four à 3 T/heure	2 fours de 5 et 6 T/heure
Rejets	16,3 ng I-TEQ/m3	8,95 ng/Nm3
Outil de modélisation de la diffusion atmosphérique et des dépôts	APC3 ^d (Aria Technologies)	
Hypothèses sur les voies d'exposition	Inhalation ; Ingestion ? ^f	Inhalation et ingestion Consommation d'aliments issus d'une production locale ^e

- a. population moyenne sur la période 1982-1999.
- b. cette zone correspond à 6 des 51 " quartiers " identifiés par Floret et al.[1] à partir des 705 îlots de l'INSEE dans le canton, la taille moyenne des îlots étant de 161 habitants.
- c. le nombre total d'habitants de cette zone n'étant pas précisé dans l'article de Floret et al.[1], il a été estimé de la façon suivante $n = 114\,000 \times 6/51 = 13\,412$.
- d. modèle de dispersion de type gaussien, de seconde génération, permettant une modélisation en 3 dimensions du transport, de la diffusion des émissions de dioxine et des dépôts au sol ; voir chapitre 3 sur les limites de ces modèles.

- e. utilisation des données d’une enquête alimentaire INSEE (Bertrand 2003) [3] ; celle-ci fournit des données régionales indiquant la proportion de ménages cultivant un jardin potager à proximité du lieu d’implantation de l’usine (51,2 %) et sur la part de la surface consacrée à cette culture.
- f. compte-tenu de la forte densité démographique de la zone d’implantation de l’incinérateur considéré dans l’étude de Floret et al.[1], l’hypothèse de l’ingestion de dioxine par consommation de produit locaux paraît peu probable ; en tout état de cause, faire un calcul prenant en compte cette hypothèse conduit vraisemblablement à **surestimer le risque**.

STRUCTURE DU CALCUL

Les coefficients de risque de cancer calculés pour Bourgoin-Jallieu dans l’étude de Nerrière et Zmirou (Rapport MATE 24/2001)[2] pour l’inhalation et l’ingestion de dioxines sont utilisés.

Il s’agit de coefficients **d’excès de risque individuel tous cancers et vie entière**. Par convention, une période de 70 ans est prise pour la vie entière.

La zone dans laquelle un excès de LNH est observé dans l’étude de Floret et al.[1] est la plus exposée : c’est pourquoi, on retiendra les valeurs maximales des coefficients d’excès de risque individuel calculées par Nerrière et Zmirou ; mais le ratio entre les valeurs minimales et maximales de dépôts surfacique dans cette étude est d’un facteur 100, alors qu’il est plus réduit dans l’étude de Floret et al[1] Donc retenir les valeurs maximales de l’étude de Nerrière et Zmirou[2] conduit vraisemblablement à une **surestimation du risque**.

Pour l’ingestion de dioxines, le coefficient d’excès de risque individuel dans l’étude de Nerrière et Zmirou [1] est 2,38 E-2 sur la vie entière, pour une exposition sur 70 ans. Il signifie que parmi 100 personnes exposées par voie d’ingestion aux niveaux de dioxines calculés par Nerrière et Zmirou [2] , dans la zone considérée, entre 2 et 3 cancers surviendraient en excès, sur l’ensemble de la vie de ces personnes.

Pour l’inhalation, le coefficient d’excès de risque individuel dans l’étude de Nerrière et Zmirou [2] est 8,92 E-5 sur la vie entière, pour une exposition sur 70 ans (expositions aux dioxines seules ; à noter : Nerrière et Zmirou[2] prennent aussi en compte dans leur évaluation le cadmium, le nickel, l’arsenic et le chrome ; ils n’ont pas été pris en compte ici, mais leur faible valeur fait que leur prise en compte ne modifie que très peu les résultats).

Pour calculer le risque tous cancers sur la vie entière **dans une population**, les coefficients d’excès de risque individuels précédents sont multipliés par le nombre d’habitants de la zone considérée.

Passage des coefficients de risque dans l’étude de Nerrière et Zmirou [2] à ceux utilisés pour l’étude de Floret et al. [1]

Les différences entre les deux approches sont présentées au tableau suivant.

	Nerrière et Zmirou [2]	Floret et al. [1]
Rejets de l’incinérateur	8,95 ng/Nm3 ^A	16,3 ng I-TEQ/m3
Coefficient d’excès de risque individuel	Tous cancers ^B Vie entière (70 ans) ^C	LNH uniquement Sur une période de 16 ans
Durée d’exposition	70 ans ^D	Durée moyenne de séjour dans une localité en France

A. Les rejets de dioxine pour l’incinérateur de Besançon sont environ deux fois plus élevés que celui de Bourgoin-Jallieu (16,3/8,95) : on applique donc un coefficient correctif aux coefficients d’excès de risque individuel de Nerrière et Zmirou^[2] correspondant au ratio 16,3/8,95.

B. Pour passer du risque **tous cancers** (Nerrière et Zmirou)^[2] au **risque de LNH**, on pondère le coefficient d’excès de risque individuel de Nerrière et Zmirou^[2] par le poids des LNH dans l’ensemble des cancers soit 3,72 % (EUCAN 1999), en faisant l’hypothèse que tous les sites de

cancer contribuent de façon proportionnelle au risque tous cancers lié à la dioxine ; ceci n'est probablement pas tout à fait exact et il est possible que les LNH contribuent plus que d'autres cancers au risque de cancer lié à la dioxine : pondérer de cette façon est donc peut être une source de **sous-estimation du risque** de LNH.

- C. L'étude de Floret et al. [1] est conduite sur une période d'observation de 16 ans (au lieu de 70 ans, pour le calcul de Nerrière et Zmirou[2]) : on applique donc un coefficient correctif aux coefficients d'excès de risque individuels de Nerrière et Zmirou [2] En tenant compte d'un temps de latence de 10 ans, cela revient à multiplier les coefficients d'excès de risque individuel par $16/(70 - 10)$.
- D. Enfin, il faut tenir compte du temps de résidence moyen dans une zone d'étude et non d'une durée d'exposition de 70 ans ; la durée de résidence moyenne dans une localité, calculée à partir des données des abonnements privés d'EDF (Nedellec 1998)[4] peut être estimée à environ 11,5 ans en population générale et en moyenne, sur la France entière ; il faut donc encore pondérer les coefficients de risque individuel de Nerrière et Zmirou[2] par $(11,5/70)$.

RÉSULTATS

Voie d'ingestion : on trouve, dans ce calcul le plus maximisant, 1 LNH en excès versus les 17,5 en excès estimés à partir des résultats de Floret et al. [1]

Voie d'inhalation : on trouve 0,0035 LNH en excès versus les 17,5 en excès estimés à partir des résultats de Floret et al. [1], soit un écart de 4 ordres de grandeur.

DISCUSSION

Les calculs de risque ci-dessus à propos de l'étude Floret 1 reprennent ceux de l'étude de Nerrière et Zmirou [2] pour l'incinérateur de Bourgoin-Jallieu. Evidemment, les caractéristiques de l'environnement de ce dernier ne sont probablement pas les mêmes que celle de l'incinérateur en cause dans l'étude de Floret et al. : pour ce dernier, la densité démographique est plus importante et l'autoconsommation à partir du jardin paraît moins probable que dans les hypothèses faites par Nerrière et Zmirou[2] pour Bourgoin-Jallieu. Le calcul d'excès de risque réalisé pour l'ingestion de dioxine dans la zone la plus exposée à l'incinérateur de Besançon à partir des estimations faites par Nerrière et Zmirou [2] pour l'incinérateur de Bourgoin Jallieu est donc vraisemblablement fortement maximisant.

Ces résultats doivent être interprétés avec prudence en raison des hypothèses et incertitudes inhérentes à ce type de calcul :

- Hypothèses sur la forme de la relation dose-effet entre cancers et exposition aux dioxines, la relation retenue ici étant linéaire sans seuil ;
- Hypothèses faites dans les modèles de diffusion atmosphérique et de dépôt (voir chapitre 3) ;
- Incertitudes sur l'origine des aliments consommés dans le canton de Besançon.

REFERENCES

- [1] Floret N, Mauny F, Challier B, Arveux P, Cahn JY, Viel JF. *Dioxin emissions from a solid waste incinerator and risk of non-Hodgkin lymphoma*. Epidemiology 2003; 14 (4): 392-8.
- [2] Nerrière E, Zmirou D. *Evaluation du risque pour la santé lié aux émissions atmosphériques des incinérateurs soumis aux nouvelles valeurs limites de l'Union européenne*. Rapport final. Vandoeuvre-lès-Nancy: Institut Universitaire d'Hygiène et de Santé publique; 2001.
- [3] Bertrand M. 2003 *Consommation et lieux d'achat des produits alimentaires en 1991*. INSE résultats, série Consommation - Modes de vie n° 54-54, septembre 1993.
- [4] Nedellec V. *La durée de résidence des français et l'évaluation des risques liés aux sols pollués*. Energies Santé volume 1998, 9, fascicule 4 p. 503-515.

Annexe 6

Bibliographie complémentaire

RAPPORTS D'ÉTUDES

- ADEME, MEDD. *Dioxines et polluants organiques persistants. Quelles sources d'émissions ? Quels impacts ? Comment maîtriser les rejets ?*. Recueil des interventions des Journées Techniques Nationales des 10 & 11 mars 2004
- ADEME, ASTEE. *Incinération des déchets ménagers en France, Situation en 2000, Evolution et perspectives au 31.12.2002* ; 2003, 55 p.
- ADEME. *La valorisation des emballages en France, Directive 94/62/CE relative aux emballages et aux déchets d'emballages*, synthèse des résultats ; avril 2003, 15 p.
- ADEME, INSA, *Etudes des émissions d'une UIOM : leur transfert dans l'environnement et dans les chaînes alimentaires* ; août 2001.
- ADEME, INVS. *Etude sur les dioxines et les furanes dans le lait maternel en France* ; mai 2000, 175 p.
- ADEME. *Programme Santé-Déchets, Nature et Place des arguments sanitaires dans les négociations autour des implantations d'incinérateurs*, Rapport final (Laurans Y., Dubien I., avec la participation de Bertrand A., Deloraine A., Dziedzicki J. M.) ; 2000, 126 p
- ADEME, INERIS. *Campagne de mesures de dioxines et furanes dans les effluents gazeux d'UIOM. Arrêt technique et arrêts programmés*. Rapport de synthèse, ADEME, Centre d'Angers ; avril 1999, 25p.
- ADEME. *Opinions et comportements des usagers face à la collecte sélective. Direction des "Déchets municipaux"*. Département Techniques des Déchets. Collection Connaître pour Agir ; décembre 1999, 60 p.
- ADEME. *Politique de gestion des déchets en France*. Etat de l'art de l'incinération, (TSM, 9) ; septembre 1994, pp. 474-510
- AFSSE. *Note à propos du guide de l'ASTEE sur l'évaluation du risque sanitaire dans le cadre de l'étude d'impact d'une UIOM* (Pontet S.) ; janvier 2004, 3 p.
- ENSP, FNADE, MEDD. *Eléments pour la prise en compte des effets des unités de compostage de déchets sur la santé des populations riveraines* (Noël L., Carré J., Legeas M.) ; avril 2002, 34 p.
- INERIS, MEDD. *Données disponibles pour l'évaluation des risques liés aux bioaérosols émis par les installations de stockage des déchets ménagers et assimilés*. Rapport final (Delery L.) ; décembre 2003, 32 p.
- INSERM (Unité 435, Rennes). *Evaluation du risque de malformations congénitales liées à la proximité d'incinérateurs d'ordures ménagères*. Etude réalisée en collaboration avec l'Institut Européen des Génomutations, Lyon, INSERM Unité 170, Villejuif, POLDEN, Lyon, avec la participation financière de l'ADEME (Chevrier C., Lorente C., Robert-Gnansia E., Brula P., Cordier S.) ; septembre 2002, 63 p.

- INVS, AFSSA. *Incinérateurs et santé. Exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM. Etat des connaissances et protocole d'une étude d'exposition* ; novembre 2003, 198 p.
- INVS. *Incinérateurs et santé. Recommandations concernant les études épidémiologiques visant à améliorer la connaissance sur les impacts sanitaires des incinérateurs* ; juillet 2003, 52 p
- INVS. *Incinérateurs et santé. Guide de la conduite à tenir lors de la demande locale d'investigations sanitaires autour d'un incinérateur d'ordures ménagères* ; juillet 2003, 104 p.
- INVS, CIRE Ouest. *Impact sanitaire passé et actuel de l'usine d'incinération des ordures ménagères d'Angers* ; 1998, 77 p.
- RE.CO.R.D. *Etude Bibliographique sur les conditions et mécanismes de formation à basses températures (200° à 400° C) des dibenzodioxines, dibenzofurannes polychlores* (Trouvé G., Delfosse L.), rapport final ; juillet 1997, 69 p.
- SFSP, *L'incinération des déchets et la santé publique. Bilan des connaissances récentes et évaluation du risque*, Collection Santé et Société, 7 ; novembre 1999, 369 p.

TEXTES DE RÉGLEMENTATION

- Valeurs imposées à la réception par la directive 91/542/CEE du 1er octobre 1991.
- Programme national de réduction des émissions de polluants atmosphériques (SO₂, NO_x, COV, NH₃), en application de la directive 2001/81/ce du 23 octobre 2001.
- D29A. Déchets des équipements électriques et électroniques.
- Arrêté du 20 septembre 2002 relatif aux installations d'incinération et de co-incinération de déchets non dangereux et aux installations incinérant des déchets d'activités de soins à risques infectieux, (JO du 1er décembre 2002).

ARTICLES COMPLÉMENTAIRES

- Bard D. *Le risque pour la santé des riverains des incinérateurs d'ordures ménagères est-il sous-estimé ?*, ERS ; juillet-août 2003, 4 (2), pp. 197-199
- Chassagne-Clément C., Blay J. Y., Treilleux I, et al. *Epidémiologie des lymphomes malins non hogkiniens. Données actualisées*, *Bulletin du Cancer* ; 1999, 86 (6), pp. 529-536
- Cordier S., Chevrier C., Robert-Gnansiac E., Lorente C., Brula P. *Risk of congenital anomalies in the vicinity of municipal solid waste incinerators*, *Occup Environ Med.*; 2004, 61. pp. 8-15
- Van Der Avert P, Weckhuysen B.M. *Low-temperature Destruction of Chlorinated Hydrocarbons over Lantamide Oxide Based Catalysts*. *Angew. Chem. Int.* 41, 24 ; 2002.