

Déchets et sols pollués

Denis Zmirou, Monique Beausoleil, Pierre de Coninck, Isabelle Déportes, Frédéric Dor, Pascal Empereur-Bissonet, Martine Hours, Gérard Keck, Luc Lefebvre, Lorraine Rouisse

La référence bibliographique de ce document se lit comme suit:

Zmirou D, Beausoleil, de Coninck P, Déportes I, Dor F, Empereur-Bissonet P, Hours M, Keck G, Lefebvre L, Rouisse L (2003)

Déchets et sols pollués.

In : Environnement et santé publique - Fondements et pratiques, pp. 397-440.

Gérin M, Gosselin P, Cordier S, Viau C, Quénel P, Dewailly É, rédacteurs.

Edisem / Tec & Doc, Acton Vale / Paris

Note : Ce manuel a été publié en 2003. Les connaissances ont pu évoluer de façon importante depuis sa publication.

Déchets et sols pollués

Denis Zmirou, Monique Beausoleil, Pierre de Coninck, Isabelle Déportes, Frédéric Dor, Pascal Empereur-Bissonet, Martine Hours, Gérard Keck, Luc Lefebvre, Lorraine Rouisse

- 1. Introduction**
- 2. La production des déchets**
 - 2.1 Le déchet, fait économique et social
 - 2.2 Sources et type de déchets
- 3. Gestion des déchets**
 - 3.1 Filières de traitement des déchets
 - 3.2 De la perception sociale et de l'acceptabilité sociale
- 4. Traitement des déchets: quels dangers?**
 - 4.1 Stockage
 - 4.2 Incinération
 - 4.3 Production de compost
- 5. Les sols pollués: quels dangers?**
 - 5.1 Origine de la pollution des sols
 - 5.2 Estimation du nombre de sites contaminés
 - 5.3 Principaux polluants retrouvés dans les sols contaminés
 - 5.4 Données toxicologiques
- 6. Exposition des populations**
 - 6.1 Voies et vecteurs d'exposition humaine
 - 6.2 Quantification de l'exposition
 - 6.3 Transfert des contaminants au travers des chaînes biologiques
 - 6.4 Travailleurs des filières de déchets
- 7. Risques liés aux déchets et aux sols pollués**
 - 7.1 Quelques exemples historiques
 - 7.2 Évaluation des risques liés à une installation d'incinération
 - 7.3 Évaluation des risques liés aux sols pollués
- 8. Conclusion**

1. INTRODUCTION

Woburn, Love Canal, Montchanin, Leadville, autant de sites, autant «d'affaires» qui ont marqué l'histoire de la recherche dans le domaine de l'environnement et de la santé, et qui ont profondément influencé la perception sociale et le mode de gestion des déchets industriels et urbains ou des sols contaminés. Des «crises» politiques ont souvent été initiées par des préoccupations d'ordre sanitaire, auxquelles les responsables industriels, les décideurs politiques et, souvent, les chercheurs eux-mêmes n'ont pas toujours su donner les réponses appropriées. La méfiance s'est alors instaurée entre le public et ces différents acteurs, conduisant fréquemment aujourd'hui à une situation de blocage face à tout projet d'installation de nouveaux sites de traitement des déchets, pour ne prendre que cet exemple.

Cette critique radicale aboutit parfois à des situations paradoxales dans lesquelles des procédures modernes de traitement des déchets ne peuvent se substituer à des installations obsolètes. Pourtant, ces dernières, acceptées par habitude, entraînent l'émission de quantités importantes de polluants dans les milieux par voie atmosphérique ou par dispersion en surface, ou encore par percolation d'eaux contaminées.

Peut-être plus que tout autre domaine du champ environnement-santé, celui de la recherche sur l'impact des nuisances associées à une mauvaise gestion des déchets ou à la contamination des sols fait appel à une approche scientifique multidisciplinaire. La diversité des voies de contamination des milieux et la complexité des voies d'exposition des individus et des populations rendent nécessaire la collaboration de spécialistes de la métrologie des polluants, de la modélisation physico-chimique de leur dispersion, de la sociologie des comportements, de l'épidémiologie, de la toxicologie ou de l'infectiologie. Au-delà de ces sciences de l'évaluation, la communication sur les risques et la mise en route du débat social sur leur gestion sont actuellement en période de développement et conditionneront sans doute grandement, dans l'avenir, l'acceptabilité sociale d'installations de traitement des déchets ainsi que les exigences de réhabilitation des sites contaminés.

2. LA PRODUCTION DES DÉCHETS

2.1 *Le déchet, fait économique et social*

«Tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou, plus généralement, tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon», telle est la définition des déchets donnée en France par la loi du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux.

Cette définition montre bien le caractère historique et social du déchet. Le statut de déchet (de déchoir) exprime une réduction de valeur, un déclassement fondé sur une dépréciation fonctionnelle ou représentative. Mais un objet rebut ici, aujourd'hui, pour l'un, peut être objet utile là, demain, pour l'autre. La démarcation entre un matériau-déchet et un matériau-ressource ou gisement apte à être réintroduit dans le cycle de la production, de la distribution et de consommation, est floue.

Dans un modèle économique dont le ressort premier est le marché, il importe que les biens circulent vite et se renouvellent sans cesse. Il faut donc abandonner pour être en mesure de produire du neuf. Avec 1 kg d'ordures ménagères et assimilées produites quotidiennement par habitant en 1990 (+ 69 % en 30 ans), la France se situait en haut du hit parade des pays européens (0,66 kg/j/habitant en Allemagne de l'Ouest, 0,74 en Belgique); alors que le citoyen des États-Unis d'Amérique se débarrassait de 1,8 kg par jour, en moyenne (2 kg/j étaient prévus en 2000). Était-ce (déjà) le signe de sa puissance économique? Cinq ans plus tard, le rapport était encore de 2 entre l'Américain des États-Unis et le Français, et de 10 entre celui-ci et l'Africain moyen.

Le déchet est un indésirable, chargé de connotations péjoratives: faible valeur, vide, mais aussi saleté, voire puanteur, pour l'ordure. Il est rejeté dans l'espace individuel ainsi que dans l'espace social. Les lieux de son stockage et de son traitement sont repoussés en périphérie des lieux de sa production en marge du centre urbain, en banlieue ou dans l'arrière pays, espaces de relégation. Cette relégation est un des ressorts du syndrome «pas dans mon jardin» (*Not in my backyard*, ou NIMBY), qui trouve aussi motifs à se justifier par les dimensions

sécuritaires du débat sur le traitement des déchets. Ainsi, penser une gestion moderne du déchet ménager, urbain ou industriel, c'est d'abord le concevoir globalement, dans toute sa complexité, réhabiliter son image, pour le réinscrire dans un cycle de production-consommation-valorisation.

2.2 Sources et type de déchets

Les activités humaines, qu'elles soient de nature agricole, commerciale, industrielle, institutionnelle ou simplement résidentielle, donnent nais-

sance à des quantités importantes de résidus très variés. Les déchets peuvent être classés selon leur origine ou selon leur nature (tableau 15.1).

Cette liste est loin d'être exhaustive. Sont omis notamment les déchets de construction (bois, acier, béton, plâtre, briques), les déchets municipaux (boues d'épuration, résidus provenant de l'entretien des rues), les résidus provenant du transport et de la distribution de l'électricité, ou encore les déchets découlant des modes de transport (résidus de travaux de carrosserie et d'entretien mécanique, carcasses

Tableau 15.1 Origine et nature des déchets

Source	Nature
Origine résidentielle (déchets ménagers ou ordures ménagères)	Matières putrescibles (nourriture) et résidus de jardin Emballages divers (plastiques, cartons, papiers, feuilles d'aluminium) Boîtes de conserve en métal Vieux vêtements Déchets encombrants (mobilier, appareils électroménagers) Résidus de produits de nettoyage, de peintures, de pesticides divers (déchets domestiques dangereux) Médicaments périmés, cosmétiques Papier journal Boues de fosse septique (en cas d'assainissement individuel)
Origine liée aux activités de soins (déchets biomédicaux)	Déchets anatomiques humains, infectieux ou non (incluant le sang) Déchets anatomiques animaux provenant des laboratoires de recherche Déchets non anatomiques et infectieux (seringues, pansements, résidus de salles d'opération, sang ou autres liquides biologiques provenant de patients, résidus de laboratoires de microbiologie, de pathologie ou autres)
Origine agricole et déchets de l'industrie agro-alimentaire	Carcasses d'animaux Résidus de pesticides et d'engrais Excréments d'animaux (utilisés à titre de valorisation des sols) Emballages divers Huiles de lubrification, huiles de moteur de machinerie agricole Pièces de machinerie et d'équipements agricoles désuets Débris de construction divers
Origine commerciale	Résidus de restaurants et de cafétérias Emballages divers Vieux papiers Déchets encombrants
Origine industrielle	Emballages (plastiques, bois, cartons, papiers) et contenants divers Équipements de production désuets (résidus métalliques) Équipements électriques (incluant de vieux transformateurs contenant des PCB) Résidus de produits chimiques (résidus de laboratoire, fonds de réservoirs, produits ne rencontrant pas les critères de qualité ou les spécifications requises) Métaux ferreux ou non ferreux Huiles usées de toute sorte (huiles de coupe, huiles de lubrification, huiles à moteur) Résidus textiles contaminés ou non Résidus agro-alimentaires, pharmaceutiques Boues provenant de réservoirs ou de procédés industriels Résidus découlant des procédés d'assainissement (boues d'épuration, filtres, nombreux produits chimiques) Rejets de production non réutilisables Cendres et mâchefers provenant des chaudières industrielles Résidus radioactifs

Tableau 15.2 Bilan des matières résiduelles selon leur origine, au Québec (tonnes par an)

Origine	1992	1994	1996	1998	2000
Résidentielle et municipale	2 488 710	2 529 700	2 726 630		3 292 000
Industrielle, commerciale et activités de soins	2 930 890	2 888 090	2 890 000		4 852 000
Matériaux secs (construction et démolition)*	1 691 000	1 809 000	2 695 210		2 747 000
Total	7 110 600	7 226 790	8 311 840	9 078 000	10 891 000
Population	7 150 700	7 275 000	7 208 900	7 334 094	7 372 448
Per capita (tonne/personne)	0,99	0,99	1,15	1,24	1,48

* Ce total comprend les matériaux secs pour lesquels les estimations ne sont pas suffisamment précises.

Sources: BAPE (1997). MEF (1998) et Recyc-Québec (2000).

d'automobiles, pneus, résidus découlant des infrastructures nécessaires à leur fonctionnement comme les routes, voies ferrées, aéroports).

Bon nombre des déchets sont recyclables (vieux papiers, plastiques, pièces métalliques). D'autres sont valorisables sous certaines conditions (matières putrescibles, boues d'épuration). Certains déchets, de par leur composition, ne représentent pas comme tel de danger pour la santé humaine. Ils sont surtout encombrants et le problème en est un de gestion étant donné leur volume. D'autres peuvent porter préjudice à la santé humaine s'ils sont mal gérés (déchets infectieux, déchets radioactifs, déchets toxiques) et ce, même en petite quantité. Ils peuvent être qualifiés de déchets dangereux. Pour cette raison, des réglementations distinctes s'appliquent pour la gestion des différents types de déchets. Elles prennent en considération les divers niveaux de dangerosité des déchets.

On distingue quatre grandes catégories de déchets: les déchets inertes, les déchets banals, les déchets spéciaux, les déchets ultimes.

Les **déchets inertes** regroupent certains résidus minéraux des activités extractives (carrières, mines), les déblais et gravats, certains déchets de démolition et de sidérurgie.

Les déchets banals regroupent les ordures ménagères (OM) ainsi que cette part volumineuse des déchets d'origine industrielle et commerciale qualifiés d'«assimilables aux OM»: emballages, textiles, bois, cartons, métaux, déchets de bureau.

Majoritairement d'origine industrielle, les **déchets spéciaux** comportent aussi des résidus

d'origine domestique (déchets dits toxiques en quantité dispersée [DTQD]) ou agricoles (produits phytosanitaires) ou liés aux activités de soins (déchets biomédicaux). Leur manipulation et leur traitement doit faire l'objet de précautions particulières. Au sein de ce groupe, on distingue les **déchets dangereux** qui, du fait de leur toxicité, sont soumis à des contrôles et des réglementations spécifiques.

Un **déchet ultime** est «tout déchet, résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux » (loi française du 15/7/1975).

Le tableau 15.2 présente les volumes de résidus solides générés au Québec depuis 1992. Il exclut les boues d'épuration des eaux usées municipales, ainsi que les résidus générés par les mines et les industries forestières.

En France, les déchets agricoles et les déchets de chantiers représentent les quantités les plus importantes (tableau 15.3). Les déchets liés aux activités de soins sont mal connus et constituent un ensemble particulier. Ils comportent les résidus des laboratoires d'analyses médicales, des professionnels libéraux (médecins, vétérinaires, infirmières) et des établissements de santé. On estime à 700 000 tonnes la quantité de déchets hospitaliers éliminée annuellement en France. La majeure partie de ces déchets est assimilable aux ordures ménagères. Une fraction est cependant susceptible d'être contaminée et présente une dangerosité physique (objets piquants, tranchants ou coupants); elle doit donc suivre une

Tableau 15.3 Production de déchets selon leur origine, en France (millions de tonnes par an)

Déchets municipaux dont:	47
ordures ménagères	33
autres déchets urbains (marchés assainissement...)	14
Déchets industriels dont:	233
déchets inertes (chantiers)	130
déchets banals	94
déchets spéciaux	9
Déchets agricoles dont:	375
fumiers, lisiers	275
autres	100

Source: IFEN (2002)

filière d'élimination appropriée. Dans la gestion de cette filière particulière, destinée le plus souvent à l'incinération, le confinement des objets dangereux est important pour éviter les risques de leur manipulation.

La composition type des poubelles des ménages français ou montréalais varie peu, avec une majorité d'ordures ménagères potentiellement recyclables ou valorisables (tableau 15.4).

3. GESTION DES DÉCHETS

3.1 Filières de traitement des déchets

Une gestion moderne des déchets repose sur quatre axes qui sont, dans l'ordre des priorités, la réduction des déchets produits, la récupération et la valorisation, le traitement et le stockage.

Le premier axe vise à **maîtriser à la source le flux des déchets**. Il implique le développement de produits générant moins de déchets (notamment les emballages) ou des résidus plus facilement recyclables. Il suppose aussi un infléchissement des comportements des acteurs industriels et du public (habitudes de consommation, de distribution, de gestion).

La récupération pour la valorisation est d'autant facilitée qu'est bien organisé un tri à la source permettant d'orienter les flux. La valorisation-matière (verre, plastique, papier-carton, métaux, déchets organiques) permet de réduire considérablement les volumes à traiter (jusqu'à un tiers), donc les émissions qui sont associés à ces traitements, et constitue une filière économique réduisant les gaspillages. D'un point de vue sanitaire, une mention spéciale

Tableau 15.4 Composition type de la poubelle domestique (en % de la masse totale)

	Montréal	France
Matières organiques	33	25
Bois	2,5	3
Métaux	4	7
Papiers et cartons	31	30
Plastique	7	10
Verre	6	14
Déchets dangereux	1,5	1
Autres déchets (dont textiles)	15	10

Sources: Ville de Montréal (1997) et Eco-emballages (1996) (www.ecoemballage.com)

doit être faite de la valorisation des déchets organiques par production de compost à partir de la partie organique des ordures ménagères triées par les ménages, à partir également des «déchets verts» (tontes de pelouses, feuilles, bois) ou encore de boues des stations d'épuration (STEP). La matière organique brute est transformée par une flore et une faune, surtout microscopiques. Cette transformation s'effectue soit en phase aérobie, avec production de chaleur et de compost par un processus de dégradation qui libère du CO₂ et de la vapeur d'eau, soit en phase anaérobie, avec production de chaleur et de compost par un processus de digestion qui libère du méthane (méthanisation) revalorisé sous forme énergétique. Dans ces deux situations, outre le risque microbiologique (voir section 5.3), la qualité chimique du compost produit dépend de la qualité du tri effectué en amont. Les boues de STEP peuvent être valorisées à l'état brut ou mélangées à des ordures ménagères ou déchets verts pour produire du compost. Elles concentrent les produits chimiques organiques (solvants de peintures, pesticides, détergents, hydrocarbures) ou inorganiques (surtout métaux) éliminés avec les eaux usées et les eaux de ruissellement des voiries urbaines et qui s'accumulent par déposition et précipitation dans les bassins de décantation des eaux résiduaires. Des normes de qualité de ces boues sont édictées, plus ou moins contraignantes selon leur destination finale. Elles sont particulièrement sévères pour les utilisations en amendement agricole, afin d'éviter les risques sanitaires susceptibles de faire suite à une con-

tamination de la chaîne alimentaire. Des plans d'épandage répondant à des règles de bonnes pratiques agricoles sont alors obligatoires*.

La part de la valorisation a tendance à croître depuis une décennie. Le tableau 15.5 fait état de cette tendance. Des données plus détaillées, provenant de la Ville de Montréal, confirment

cette augmentation des modes de gestion plus écologique des déchets (réemploi, recyclage et compostage) (tableau 15.6). Afin de favoriser la mise en valeur des déchets, la Ville de Montréal a mis en place des collectes spéciales qui ont lieu en général une fois par année (collecte des déchets dangereux, collecte des feuilles à l'au-

Tableau 15.5 Bilan de la gestion des matières résiduelles selon leur origine, au Québec (tonnes)

Origine	1988		1996		2000	
	Quantités mises en valeur	Quantités éliminées	Quantités mises en valeur	Quantités éliminées	Quantités mises en valeur	Quantités éliminées
Résidentielle et commerciale	51 000	2 380 000	385 180	2 341 450	n.d.	n.d.
Industrielle, commerciale et institutionnelle	1 207 100	3 309 000	1 724 300	1 165 700	2 197 000	n.d.
Matériaux secs	n.d.	n.d.	875 110	1 820 100	1 173 000	n.d.
Total	1 258 100	5 689 000	2 984 590	5 327 250	3 836 000	7 056 000

Sources: MEF (1998); Recyc-Québec (2000)

Tableau 15.6 Récupération par collecte sélective des résidus domestiques sur le territoire de la Ville de Montréal, 1989-1996 (tonnes)

Modes de gestion	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Récupération et réutilisation								
Meubles et électroménagers					20	6	62	50
Récupération et recyclage								
Porte à porte et institutions d'enseignement	1 270	3 250	5 192	6 533	8 773	10 599	13 073	23 443
Apport volontaire	890	3 910	7 840	9 280	9 301	9 279	8 813	6 692
Carton commercial			38	85	80	102	61	80
Papier des édifices municipaux	405	450	431	224	232	647	610	411
Résidus dangereux domestiques				82	208	288	254	267
Vieux vêtements					49	73	98	65
Bois (projet pilote)						450	145	
Métal dans les cours de voirie		905	1 660	2 200	2 051	1 953	1 183	521
Métal des travaux municipaux	892	1 278	657	856	648	591	581	460
Sous-total	3 457	9 793	15 818	19 260	21 342	23 982	24 818	31 939
Récupération et compostage								
Feuilles du domaine public	1 600	2 000	1 950	4 000	3 944	4 200	2 496	2 533
Feuilles des terrains privés				15	22	60	918	1 765
Matière organique résidentielle: usine						108		
Composteurs domestiques		75	642	1 135	1 780	2 033	2 252	2 496
Arbres de Noël			146	173	188	202	477	214
Sous-total	1 600	2 075	2 738	5 323	5 934	6 603	6 143	7 008
Total des matières récupérées	5 057	11 868	18 556	24 583	27 296	30 597	31 023	38 997
Part des déchets domestiques récupérés (%)	0,9	2,0	3,4	4,5	5,3	6,1	7,1	8,2
Total des déchets domestiques éliminés	583 557	595 249	530 648	524 654	485 561	472 248	409 156	434 723
Total des déchets domestiques produits	588 614	607 117	549 204	549 237	512 857	502 839	440 179	473 720

Source: Ville de Montréal (1997)

* Décret 97-1133 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées (journal officiel de la République française du 10/12/1997).

tomne, collecte des arbres de Noël, collecte des vieux vêtements).

La situation française est comparable, avec 6 % des déchets ménagers faisant l'objet d'une collecte sélective (1,2 millions de tonnes en 1993, principalement le verre [$1 \cdot 10^6$ t], les papiers-cartons [0,2], les métaux [0,01], les plastiques [0,007]), et 8 % étant récupérés pour un traitement biologique produisant du compost (Bergey, 1997). L'objectif affiché par les pouvoirs publics est que, «à terme, la moitié de la production des déchets dont l'élimination est de la responsabilité des collectivités, soit collectée pour récupérer des matériaux [...] en vue de leur réutilisation, de leur recyclage, pour un traitement biologique [...] ou pour l'épandage agricole*». Dans cet ensemble valorisé, la moitié serait destinée à un traitement biologique, et la moitié bénéficierait d'une collecte sélective.

L'incinération occupe une place plus ou moins importante dans le traitement des déchets. Forte en France (40 % des déchets ménagers ainsi éliminés) et dans de nombreux pays européens ou au Japon (tableau 15.7), elle l'est beaucoup moins au Québec (4 %) ou aux États-Unis.

Tableau 15.7 Élimination des déchets ménagers par incinération dans le monde (en % des volumes traités)

Japon	73	Allemagne	34
Danemark	60	États-Unis	15
Suède	55	Italie	6
Suisse	47	Royaume-Uni	5
France	40	Canada	4
Pays-Bas	37	Québec	4

Source: Dron (1997)

En règle générale, la part de l'incinération est d'autant plus importante que la densité de population est forte. Cette règle connaît cependant de nombreuses exceptions (ainsi, par exemple, de la tradition britannique d'éliminer certains déchets en haute-mer alors que le Royaume-Uni constitue le berceau de la technologie de l'incinération, apparue dès 1865). L'incinération tend toutefois à progresser de par le monde, y compris au Royaume-Uni et en Amérique du Nord. En France, les projections à moyen terme

prévoient une proportion voisine de 50 % des déchets ménagers incinérés, avec croissance du parc d'incinérateurs permettant une valorisation de l'énergie produite (un tiers seulement des 313 installations en 1995, selon l'inventaire 1994 réactualisé fin 1995 de l'ADEME). Cette croissance substantielle de la place prévue pour l'incinération n'implique pas nécessairement une croissance du parc (320 à 340 installations prévues à échéance 2002), car des installations nouvelles de grande taille se substitueront aux nombreuses unités d'incinération actuellement existantes, petites et technologiquement obsolètes. Ce sont essentiellement ces vieilles installations qui posent les principaux problèmes de santé liés à l'incinération. Actuellement, 50 % des déchets industriels spéciaux sont incinérés, en France (IFFEN, 2002).

L'incinération est une technique basée sur la décomposition thermique des déchets à haute température, en présence (combustion) ou en absence (pyrolyse) d'oxygène. Il résulte de l'incinération une décomposition d'environ 70 à 80 % des matières incinérées (composante organique des déchets), l'autre part (20 à 30 %) se retrouvant sous forme de cendres volantes (composante inorganique ou résidu de combustion incomplète de la matière organique) et de mâchefers. L'incinération peut être utilisée pour éliminer plusieurs types de déchets, notamment des résidus domestiques, biomédicaux, industriels (solvants industriels, huiles usées), des résidus ligneux et des boues provenant de systèmes d'épuration.

Il existe diverses technologies d'incinération. La nature des déchets à traiter influence directement le choix des installations (déchets domestiques, déchets industriels, déchets solides, déchets liquides). Par ailleurs, nonobstant la technologie retenue, les conditions d'opération du système seront déterminantes quant à l'efficacité de la combustion des déchets, la nature et la quantité des contaminants émis. Divers dispositifs sont utilisés pour épurer les effluents gazeux et les cendres volantes, fortement polluants, qui sont évacués par les cheminées d'incinération. Généralement, on trouve une forme de neutralisation et de précipitation des polluants (notamment, voie sèche avec pulvérisation de chaux, voie humide avec lavage, ou voie

* Circulaire du 28/4/98 de la ministre de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement relative à la mise en œuvre et l'évolution des plans départementaux d'élimination des déchets ménagers et assimilés.

semi-humide par atomisation de lait de chaux), suivie d'un dépoussiérage. Le dépoussiérage peut se faire par séparateurs mécaniques, par séparateurs électriques, plus efficaces sur les fines particules, ou par séparateurs à couche filtrante utilisant des supports poreux. Pour certains polluants spécifiques comme les dioxines, présentes surtout sous forme de très fines particules, des procédés d'adsorption particuliers doivent être utilisés (injection de poudre de charbon actif), afin d'assurer un traitement tertiaire de l'effluent (Bicocchi et Antonini, 1998).

Les résidus d'épuration des fumées des installations d'incinération des ordures ménagères (souvent appelés *refioms*) concentrent donc les polluants résultant de la combustion des déchets, ainsi que, à un moindre degré, les mâchefers et cendres des grilles de combustion. Ils constituent des résidus solides du traitement des déchets. La plus grande part, en volume, est représentée par les mâchefers et cendres des grilles (plus lourdes que les *refioms*); ils totalisent 80 à 90 % des résidus solides. Ils doivent être éliminés de manière appropriée: les mâchefers sont parfois valorisés dans des travaux de terrassement ou mis en décharge; les *refioms* sont des déchets industriels dangereux devant être stabilisés chimiquement et mécaniquement à l'aide de liants hydrauliques, minéraux ou organiques, avant d'être stockés. Ensemble, ils représentent environ le quart du volume des déchets bruts.

À côté de l'incinération, certains déchets industriels spéciaux sont traités par des **procédés physico-chimiques** (neutralisation, dicyanuration, déchromation, précipitation de métaux, cassage d'émulsion). Ces traitements produisent des boues, constituées principalement de minéraux insolubles et d'hydroxydes métalliques. Ces autres résidus de déchets industriels doivent alors être déshydratés et stabilisés avant leur mise en centre de stockage (décharges contrôlées). Ce mode de traitement concernait, en 1994, environ 15 % des déchets industriels spéciaux, en France.

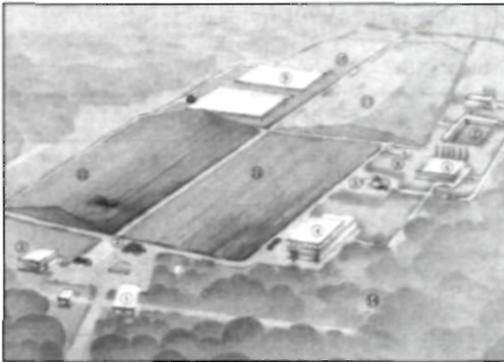
Le stockage des déchets en décharges contrôlées (ou centres d'enfouissement technique [CET]) représente l'étape finale de toute filière de traitement des déchets ménagers ou indus-

triels. Le stockage fait l'objet d'une autorisation d'exploiter un CET. Trois classes de CET sont déterminées, en regard de la protection des eaux. Les sites de classe III, perméables, ne sont autorisés que pour des matériaux inertes (gravats). Les sites de classe II sont imperméables (la définition étant une percolation de l'eau à une vitesse inférieure à 10^{-9} m/s sur au moins un mètre de sol de type argileux) et sont autorisés (en principe jusqu'en 2002 en France, mais certainement bien au-delà) pour le dépôt d'ordures ménagères et déchets assimilés (y compris mâchefers). La loi du 13 juillet 1992 n'y permettrait, au delà de 2002, que le stockage des déchets ménagers «ultimes» (c'est-à-dire issus de collectes sélectives ayant permis d'en extraire la part valorisable ou polluante). Les sites de classe I, imperméables (5 m de sol à perméabilité inférieure à 10^{-9} m/s), sont autorisés pour des résidus ultimes et stabilisés de traitement des déchets (*refioms*, résidus de traitement physico-chimique de déchets industriels spéciaux).

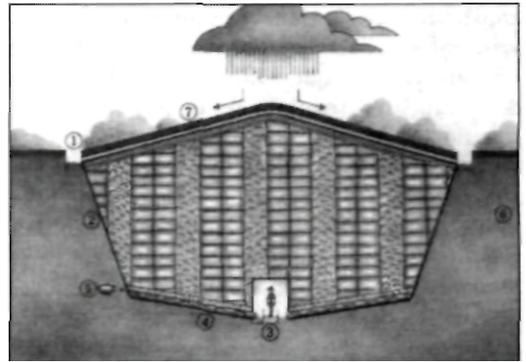
Dans tous les cas, l'exploitant d'une décharge doit s'assurer que les déchets qu'il reçoit répondent aux spécifications techniques de sa catégorie de site (avec contrôle d'échantillons en laboratoire à l'entrée du site), l'utilisateur de la décharge ayant dû au préalable obtenir une autorisation d'envoi des déchets et assurer la traçabilité des déchets apportés. Toutes ces informations sont enregistrées par l'exploitant du site et communiquées aux services administratifs de contrôle. La figure 15.1 schématise l'organisation d'un centre de stockage moderne de déchets ultimes.

Les décharges ont été la destination finale de 44 % des volumes d'ordures ménagères en France en 1996, dans 2579 décharges soumises à la taxe de mise en décharge (et un nombre bien plus grand — sans doute voisin de 7000 — de petites décharges communales brutes ou sauvages) et de près du tiers des résidus de traitement des déchets industriels spéciaux (y compris les *refioms*), dans 19 centres de stockage (ADEME, 1997).

Au Québec, pour $7130 \cdot 10^3$ tonnes de déchets générés, les trois quarts sont éliminés, dont 96 % par stockage dans l'une des 535 installations prévues à cet effet.

Figure 15.1 Organisation d'un centre de stockage moderne de déchets ultimes**Schéma d'un centre de stockage**

- 1 Poste de garde et bâtiment administratif
- 2 Prélèvement d'échantillon pour contrôle
- 3 Laboratoire d'analyse et de contrôle
- 4 Atelier de conditionnement
- 5 Bassin de traitement des eaux collectées
- 6 Bâtiment technique
- 7 Bassin de récupération des eaux pluviales
- 8 Galerie souterraine de surveillance des drains
- 9 Charpente mobile de protection des alvéoles de stockage en cours de remplissage
- 10 Alvéoles de stockage en exploitation
- 11 Terrain non encore exploité
- 12 Alvéoles de stockage en cours de réaménagement
- 13 Alvéoles de stockage après réaménagement
- 14 Piézomètre de contrôle des eaux souterraines (nappes)

**Coupe d'une alvéole de stockage après exploitation**

- 1 Fossé de collecte des eaux pluviales
- 2 Géomembrane
- 3 Galerie souterraine de surveillance des drains
- 4 Drain de récupération des lixivats
- 5 Contrôle vidéo des drains de la membrane
- 6 Matériaux imperméables
- 7 Couverture de l'alvéole de stockage

Source: Semeddira (1993)

3.2 De la perception sociale et de l'acceptabilité sociale

Lors de la conférence d'ouverture d'un colloque organisé en 1993 par l'Association Canadienne de l'Industrie de l'Environnement (qui regroupe les industriels de services en environnement au Canada), un responsable de cette association s'est adressé aux participants du colloque en disant substantiellement ceci :

«Si vous impliquez les citoyens dans un projet d'implantation d'une infrastructure de traitement de déchets et de résidus, il se peut que le projet soit refusé. Par contre, si vous ne les impliquez pas, alors vous pouvez être assuré que ce projet sera refusé.»

Cette citation rappelle que les processus traditionnels de prise de décision — lesquels fonctionnent généralement à huis clos, entre décideurs, promoteurs et experts — sont de plus en plus dénoncés par la population. Elle signifie aussi que la participation du citoyen ne peut plus se résumer à simplement recevoir passive-

ment de l'information. Non seulement la population est insatisfaite des processus en cours, mais elle peut aussi empêcher la réalisation de projets. Dans ce nouveau contexte, la participation du public apparaît donc comme un nouveau paramètre qui s'ajoute à la démarche traditionnelle d'optimisation d'une décision.

Selon le processus traditionnel, la production de déchets étant posée *a priori* comme inévitable, le problème se résume à améliorer les modes de traitement. Il s'agit ainsi d'une pure question d'ingénierie, axée sur la centralisation du traitement et le recours à des techniques de plus en plus complexes pour en réduire les effets négatifs. C'est ainsi que les spécialistes et les promoteurs des secteurs privé et public conjuguent classiquement la gestion des déchets. À leurs yeux, toute opposition à une installation de traitement sera aussitôt discréditée, sous prétexte qu'elle émane de gens peu informés, lesquels ne peuvent donc être en mesure de bien percevoir ce qu'est la réalité. C'est également du fait de leur ignorance que ces derniers souffrent du syndrome «NIMBY».

Penser que l'échec d'un projet, suite à une forte opposition de la population, qui parvient à empêcher sa réalisation, n'est dû qu'à une mauvaise information de la part du promoteur est un signe tangible que l'on demeure à l'intérieur des paramètres traditionnels du concept d'optimisation. De dire, par exemple, que «le message n'est pas passé» et que «si on avait adopté un autre message...», dit ceci plutôt que cela..., le projet aurait été accepté, c'est faire fausse route. Car, fondamentalement, le problème premier ne réside pas dans le comment on rend le message, ni dans le comment on vend le projet, mais plutôt dans le choix et la nature des critères et des valeurs retenus, bref des paramètres qui sous-tendent un projet.

En 1986, la commission Brundtland a redéfini l'encadrement de justification d'un projet en mettant de l'avant la notion de «développement durable». Depuis lors, toute optimisation se doit de concilier l'économie et le respect de l'environnement et le bien-être de la société. Le respect de l'équité s'applique à plusieurs niveaux: entre générations, entre régions et entre sociétés. Enfin, la qualité du développement doit être privilégiée par rapport à sa quantité, dès que le respect de la nature et du droit des générations de vivre sont concernés. Ainsi, l'avènement du principe de développement durable a permis au citoyen — individuel, communautaire, privé ou public — de se percevoir en interaction avec son environnement, et conséquemment de substituer la vision d'un «écocitoyen» — pour reprendre les termes de Joël de Rosnay (1994) — à celle de l'égocitoyen qui ne pense qu'à lui seul.

Le citoyen ordinaire est-il un simple consommateur de biens, de services et de décisions ou bien est-il un acteur capable de se porter responsable de ses actions? Les citoyens ordinaires, considérés individuellement ou au sein de groupes environnementaux ou communautaires, peuvent-ils être perçus en tant qu'acteurs sociaux au même titre que le sont les autres intervenants collectifs, c'est-à-dire les experts, les promoteurs et les décideurs?

Pour aider à définir les enjeux d'une question et y intégrer les principales préoccupations des gens, plusieurs modes d'intervention sont envisageables. Selon le type de participation, le citoyen se voit accorder un niveau de pouvoir spécifique sur la décision, niveau qu'il est possi-

ble de représenter sous la forme d'une «échelle du pouvoir» (Arnstein, 1969; Eidsvik, 1978; Hance et coll., 1990) (tableau 15.8).

Tableau 15.8 Les échelles du pouvoir

Échelons	Degré de participation
1 ^{er} échelon	Le promoteur agit seul, sans communiquer avec les citoyens
2 ^e échelon	Le promoteur informe les citoyens sans leur demander de se prononcer sur la question
3 ^e échelon	Le promoteur consulte sans réellement tenir compte des avis reçus
4 ^e échelon	Le promoteur consulte et tient compte des commentaires émis
5 ^e échelon	Le promoteur s'associe la population pour résoudre le problème
6 ^e échelon	Le promoteur remet entre les mains des citoyens le pouvoir de prendre les décisions appropriées

Source: Hance et coll. (1990)

Quatre étapes caractérisent l'action, selon Saul (1996):

- la détermination d'une problématique (la réalité);
- la considération et l'examen de cette réalité;
- la décision;
- la gestion de la décision.

Selon cet auteur, seules les deux dernières étapes semblent «obséder» notre civilisation. Pourtant, les deux premières étapes de l'action sont, de fait, capitales. La deuxième étape est sûrement la plus importante, car elle constitue le lieu de débat qui soulève le doute qui vient lui-même entretenir le débat. Intervenir aux deux premiers niveaux (conception et intelligence de la problématique) permet de contribuer à la définition du projet (sa finalité) alors qu'une intervention aux deux derniers niveaux peut se résumer à effectuer un choix (y compris celui d'un non-choix) parmi plusieurs solutions, sans pouvoir *considérer* la finalité même du projet. Par exemple, le recours à un sondage pour intégrer l'avis de citoyens dans un processus décisionnel demeure pertinent. Cependant, les limites de ce mode de consultation apparaissent rapidement dès lors que l'on essaie de comprendre les fondements sur lesquels les personnes sondées s'appuient pour émettre leurs réponses. D'une part, on ignore le contexte et les infor-

mations de base que les citoyens possédaient avant de se prononcer. D'autre part, le niveau de considération que permet cette stratégie de participation se résume essentiellement à un choix entre plusieurs options prédéterminées. On ne permet pas aux répondants de remonter plus en amont et de remettre en question le processus de conception qui a permis l'élaboration des choix proposés, et il ne leur est aucunement possible de justifier leurs réponses. Qui plus est, le sondage est privé d'une dynamique d'apprentissage qu'il est possible de retrouver dans les consultations de groupe, par exemple.

Une démocratisation du processus décisionnel suppose la diversité des intérêts et des idées. Mais elle ne se limite pas à l'ouverture de structures de consultation et de participation des citoyens ordinaires afin qu'ils puissent décider ou confirmer le choix d'une solution proposée par les décideurs et les promoteurs. Elle peut également envisager leur implication dès la première étape de l'action et, par conséquent, permettre la considération par l'ensemble des intervenants de ce qui «fait problème» (De Coninck et coll., 1996, 1997).

Pour atteindre cet objectif, il est essentiel d'établir une nouvelle dynamique entre les décideurs, les experts et les citoyens non spécialisés sur la question. Mais comment établir ce «lieu de confiance» à l'intérieur duquel il serait possible de considérer et de débattre avant de décider et qui, idéalement, devrait devenir *de facto* un «lieu de référence»? Comment débattre - et douter - entre différents individus qui ont non seulement des valeurs et des intérêts, mais aussi une conception du monde différents ou même divergents?

«Confier aux experts en science et technologie la tâche de prendre les décisions sur l'environnement ne signifie pas que celles-ci seront objectives et impartiales; cela veut plutôt dire que les valeurs déterminantes seront celles auxquelles adhèrent ces experts» (Des Jardins, 1995).

Un processus qui permettrait de mettre en scène des experts de divers secteurs d'activités, des représentants de groupes communautaires, mais aussi des citoyens ordinaires, devrait tourner autour de la notion de consensus (*voir également Berdoulay et Soubeyran, 1996*).

- **Consensus social entre intervenants** Le fait de parvenir à un consensus entre les divers intervenants constitue une base solide pour

la concrétisation d'un projet. En impliquant le citoyen dès l'étape de la conception, on lui permet de participer directement au processus d'optimisation.

- **Consensus sur ce qui doit être réglé** L'acceptabilité sociale demeure difficilement concevable tant et aussi longtemps qu'il n'y a pas consensus sur ce qui constitue le problème, ni sur ce qui apparaît comme des solutions envisageables.
- **Intégration du consensus social** La manière avec laquelle les décideurs décideront d'intégrer, ou non, le consensus énoncé, joue également un grand rôle quant à l'acceptabilité sociale que se voit accorder le projet.

Plus une décision intègre un consensus social, moins les tensions sociale, économique et politique se manifestent.

4. TRAITEMENT DES DÉCHETS: QUELS DANGERS?

4.1 Stockage

Lorsque des déchets bruts ou les résidus de leur traitement non inertés sont stockés dans des conditions de confinement insuffisantes, des contaminants chimiques ou microbiologiques peuvent se répandre dans le milieu selon diverses modalités:

- par percolation des lixiviats (eaux de pluie ayant pénétré la matière stockée et entraînant des produits solubilisés ou en suspension) dans un sous-sol insuffisamment étanche; des ressources aquifères sous-jacentes peuvent ainsi être affectées;
- par ruissellement d'eaux de lessivage vers des cours d'eau voisins;
- par dégazage des composés volatils piégés dans la matrice des déchets et qui s'échappent ainsi dans l'air extérieur;
- par envol de débris et poussières, emportés par les vents ou transportés par des animaux (mouettes, rats).

Les règles de bonne conception et de gestion de sites de stockage de déchets visent à prévenir ces contaminations du milieu. Elles portent sur la qualité du déchet enfoui (qui doit dorénavant contenir une très faible part extractible de micropolluants), son confinement, la protection

du site contre les eaux météorites, la qualité du sous-sol (naturel ou artificiel), la récupération des eaux de lessivage et de ruissellement et des gaz émis, et une surveillance de la qualité des milieux (nappes phréatiques et air ambiant en amont et en aval du site, lixiviats et gaz aspirés). La figure 15.1 montre un centre de stockage des déchets géré selon ces règles modernes de bonne pratique.

Les décharges sauvages constituent en revanche des foyers de contamination particulièrement préoccupants d'un point de vue sanitaire, du fait de leur accessibilité à des personnes non averties des dangers et des risques majeurs de solubilisation de polluants des déchets exposés aux pluies. Un effort tout particulier doit donc être fait pour la résorption de ces «points noirs».

Le tableau 15.9 rassemble les résultats d'analyses physico-chimiques effectuées sur un grand nombre de lixiviats de décharges d'ordures ménagères ou de déchets industriels (Clément et coll., 1993). La gamme de concentrations des polluants est très étendue, montrant l'importance des caractéristiques des déchets et du site (conditions climatiques, mode d'exploitation et âge de la décharge). Divers tests de toxicité des «jus de décharge» ou des eaux de ruissellement sont utilisés pour la surveillance des sites.

Certains s'intéressent plutôt aux dangers à court terme (tests de toxicité aiguë Microtox ou sur *Daphnia magna* à 24 h); d'autres sont plus pertinents sur les dangers à long terme (test d'Ames, test de reproduction de *Daphnia magna* à 28 jours, test de croissance algale). La toxicité ainsi appréciée peut être qualifiée de faible à très grande, selon la nature du site et des déchets. Cette toxicité (dont la mesure est variable selon le test utilisé) n'est pas toujours bien corrélée aux résultats des analyses physico-chimiques prescrites par les réglementations sur la surveillance des centres de stockage.

Si les lixiviats et eaux de ruissellement constituent la source majeure de danger potentiel des sites de stockage (voir l'exemple de *Love Canal*, section 7.1), les émissions volatiles ont constitué, dans le passé, les principaux motifs de plaintes — et sources de craintes — des populations résidant au voisinage de tels sites, en raison des odeurs qu'elles génèrent habituellement (voir l'exemple de *Montchanin*, section 7.1). Aujourd'hui, la tendance étant à la restriction du stockage à des déchets «ultimes» plus ou moins inertés, le potentiel de relargage de gaz est considérablement réduit.

Des dangers aux risques, on passe par l'exposition. Pour qu'il y ait exposition, il faut qu'il y ait, d'une part, des personnes localisées à dis-

Tableau 15.9 Qualité physico-chimique de lixiviats de décharges d'ordures ménagères et de déchets industriels

Paramètre	Valeur minimale	Valeur maximale	Moyenne géométrique
pH	4,9	8,9	6,9
DCO (mg O ₂ /L)	10,0	86 000	1231,0
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	0	73 000	388,0*
COT ou COD (mg/L)	3,0	22 500	218,0
NH ₄ ⁺ (mg/L)	0,9	2 154	47,0
Cl ⁻ (mg/L)	7,0	8 800	523,0
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	3,0	3 239	121,0
Fer (mg/L)	0,05	1 995	11,5
Zinc (mg/L)	0	326	0,36*
Nickel (mg/L)	0	79	0,12*
Chrome (mg/L)	0	23	0,07*
Cuivre (mg/L)	0	16	0,04*
Plomb (mg/L)	0	46	0,05*

* à l'exception des concentrations nulles

Source: Clément et coll. (1993)

Tableau 15.10 Normes d'émission des incinérateurs d'ordures ménagères et de déchets industriels (Directive européenne du 28 décembre 2000)

Poussières et gaz		Métaux et métalloïdes	
Poussières totales*	10 mg/m ³	Cadmium et ses composés, exprimés en cadmium (Cd)	
Substances organiques à l'état de gaz ou de vapeur, exprimées en carbone organique total	10 mg/m ³	Thallium et ses composés, exprimés en thallium (Tl)	Total de 0,05 mg/m ³ Total de 0,1 mg/m ³ ***
Chlorure d'hydrogène (HCl)	10 mg/m ³	Mercure et ses composés, exprimés en mercure (Hg)	
Fluorure d'hydrogène (HF)	1 mg/m ³	Antimoine et ses composés, exprimés en antimoine (Sb)	
Monoxyde d'azote (NO) et dioxyde d'azote (NO ₂) exprimés en NO ₂ pour les installations d'incinération existantes dont la capacité nominale est*:	> 6 tonnes/h ou pour les nouvelles installations	Arsenic et ses composés, exprimés en arsenic (As)	
	≤ 6 tonnes/h	Dioxyde de soufre (SO ₂)	
Dioxines et furannes (en équivalents toxiques ITEQ)	0,1 ng/m ³	Plomb et ses composés, exprimés en plomb (Pb)	Total de 0,5 mg/m ³ Total de 1 mg/m ³ ***
		Chrome et ses composés, exprimés en chrome (Cr)	
		Cobalt et ses composés, exprimés en cobalt (Co)	
		Cuivre et ses composés, exprimés en cuivre (Cu)	
		Nickel et ses composés, exprimés en nickel (Ni)	
		Vanadium et ses composés, exprimés en vanadium (V)	

* Jusqu'au 1^{er} janvier 2008, l'autorité compétente peut accorder des dérogations pour les poussières et les NO_x.

** Jusqu'au 1^{er} janvier 2007 et sans préjudice de la législation communautaire pertinente, cette valeur limite d'émission pour le NO_x ne s'applique pas aux installations n'incinérant que des déchets dangereux.

*** Jusqu'au 1^{er} janvier 2007, valeurs moyennes pour les installations existantes dont le permis d'exploitation a été délivré avant le 31 décembre 1996 et qui incinèrent uniquement des déchets dangereux.

tance relativement proche des sites de stockage et, d'autre part, des voies de transfert des polluants émis dans le milieu vers ces personnes. L'atteinte des ressources d'eau potable ou d'eaux utilisées pour l'irrigation et la contamination de l'air constituent les principales voies de contact entre les polluants et des sujets réceptifs.

4.2 Incinération

Les émissions atmosphériques des incinérateurs sont composées à près de 99 % de CO₂, de vapeur d'eau, d'azote et d'autres gaz inertes. Le reste des émissions est constitué de polluants dont certains, en nombre limité, font l'objet de limites réglementaires: monoxyde de carbone, certains gaz acides (oxydes de soufre, oxydes d'azote, acide chlorhydrique) et matières particulaires. Dans les gaz de combustion et au sein de la matrice particulaire se trouvent d'autres pol-

luants à l'état de trace. La nature et les concentrations de ces polluants varient substantiellement en fonction des matières incinérées, des conditions de combustion et des systèmes d'épuration des gaz et des fumées. Il s'agit, entre autres, de composés organiques volatils (COV), d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), de composés organochlorés et de métaux lourds. Le tableau 15.10 résume les limites d'émission autorisées par la réglementation européenne sur les déchets ménagers et industriels.

Les composés organochlorés sont souvent cités comme étant parmi les contaminants les plus toxiques émis par les incinérateurs. Parmi ces composés, les dioxines et les furannes sont réputés pour leur toxicité particulièrement élevée, notamment du fait de leurs potentiels cancérigène et tératogène. Leur propension à s'accumuler dans les tissus adipeux et leur persistance dans l'environnement rendent ces pol-

Tableau 15.11 Concentration des divers contaminants mesurée dans les cendres lourdes et les cendres volantes d'incinérateurs de déchets ménagers

Composés	Cendres lourdes	Cendres volantes
Composés organiques (ng/g)		
Dioxines	n.d. - 0,16	0,7 - 1 040
Furannes	n.d.	1,4 - 373
HAP	0,23 - 968	18 - 5 640
Composés inorganiques (mg/g)		
Cadmium	n.d. - 18	23 - 1 080
Chrome	984 - 3 170	86 - 1 070
Mercuré	2,1 - 3,4	8,0 - 54
Plomb	1 000 - 9 900	1 400 - 26 000
Zinc	1 300 - 5 210	4 700 - 70 000

n.d.: non détecté

Tableau tiré de CSE (1993)

luants particulièrement problématiques. Parmi les métaux, le cadmium, l'arsenic, le chrome, le mercure et le plomb sont surveillés à cause de leurs effets neurotoxiques ou cancérigènes. L'incinération est aussi source de gaz acides et de particules fines reconnus pour leurs effets irritants sur les voies respiratoires. Ils sont également des agents contribuant aux précipitations acides. Quant aux COV, ils peuvent favoriser la formation du smog urbain et l'augmentation de l'ozone troposphérique.

Deux sortes de résidus solides résultent de l'incinération: les cendres de grille et mâchefers, les cendres volantes (ou refiom). Les cendres de grille et les mâchefers se composent de particules imbrûlées grosses et lourdes ainsi que de divers débris métalliques, de verre et de plastiques fondus. Ces résidus sont physiquement stables, peu solubles et possèdent un fort pouvoir tampon. Ils contiennent des métaux (de l'ordre de 1 à 10 g/kg pour le plomb, et de 1 à 10 mg/kg pour le cadmium, plus volatil) sous une forme généralement peu lixiviable et peuvent contenir, mais en faibles concentrations, des composés organiques, tels les organochlorés.

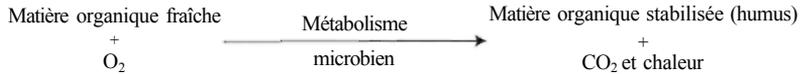
Les cendres volantes sont dispersées avec les effluents gazeux. Ces particules fines et légères sont captées, pour la majeure partie, par les systèmes d'épuration des fumées, lorsqu'il en existe. Les cendres volantes sont beaucoup plus solubles que les cendres de grille. Elles sont composées principalement d'oxydes et silicates de fer, de calcium, de magnésium et de sodium (de 70 à 95 %), et de composés organiques phénoliques et benzéniques, dioxines et furannes, HAP, métaux et métalloïdes (de 5 à 30 %) (Hattemer-Frey et Travis, 1991).

La composition précise des résidus solides peut varier de façon considérable en fonction de la nature des déchets incinérés. Le tableau 15.11 fournit des ordres de grandeur pour les concentrations de certains contaminants mesurés dans les cendres volantes et les cendres de grille. Il montre l'importance d'utiliser des données spécifiques des installations d'étude lors de la réalisation d'une évaluation des risques, afin d'obtenir les résultats les plus justes possibles.

L'incinération est donc une technique importante qui s'inscrit dans le cadre d'un programme global de gestion des déchets. Elle a l'avantage de réduire considérablement le volume des déchets à enfouir et peut constituer une source intéressante d'énergie. Cependant, un incinérateur mal conçu ou mal opéré peut être la source d'émissions atmosphériques préoccupantes d'un point de vue de santé publique. Il est donc essentiel de réaliser, sur une base régulière, un suivi des émissions atmosphériques afin de s'assurer que ces dernières respectent les normes édictées par les autorités compétentes ou les niveaux déterminés comme sécuritaires dans le cadre d'une évaluation des risques pour la santé. Cette évaluation ne devrait pas se limiter aux émissions atmosphériques, mais devrait également prendre en compte les risques à la santé pouvant découler de la gestion des résidus solides.

4.3 Production de compost

Le compostage est un procédé aérobie de stabilisation de la matière organique, réalisé par une faune et une flore majoritairement microscopiques (Déportes et coll., 1995; EC, 1996). Le bilan de la transformation est résumé à la figure 15.2.

Figure 15.2 Bilan de la transformation du compostage

Le processus est influencé par tous les paramètres qui modifient l'activité des micro-organismes. Ces paramètres sont notamment l'oxygène (aération ou non des tas, granulométrie des déchets), la présence de composés nutritifs (rapport carbone/azote, nutriments), l'eau disponible et la température (optimale à 50-60 °C). La maîtrise de ces paramètres permet d'optimiser le processus. C'est le but des stations de compostage qui gèrent la matière organique fraîche (déchets verts [DV], ordures ménagères [OM], boues de stations d'épuration [STEP]) avec des moyens de complexité variable. Les plus simples retournent les tas à intervalles réguliers, les plus complexes disposent les déchets dans des enceintes fermées et contrôlées. Le produit final est valorisable sur des sols agricoles et non agricoles (jardins publics, remblais d'autoroute).

En pratique, l'aérobiose totale est impossible. Il s'ensuit des émanations odorantes inhérentes à un site de compostage. Des modes de traitement de ces odeurs existent. Des nuisances olfactives sont également à redouter lors de l'amendement. Pour s'en prémunir, une législation relative à l'épandage des boues prévoit, en France, l'instauration de distances minimales entre les sols amendés et les habitations (décret n° 97-1133, J.O. 10/12/1997).

Les risques associés au compostage dépendent de l'origine du déchet composté. Les populations exposées sont les travailleurs sur les sites, les utilisateurs des composts, les personnes en contact avec les sols amendés et les consommateurs des dérivés alimentaires végétaux et animaux issus des sols amendés. Le risque dépend également du taux d'application des composts; ce taux est en moyenne 10 fois plus élevé sur les terrains non agricoles.

Risque chimique

Les composés chimiques retrouvés dans la matière organique brute ou dans le compost sont organiques et inorganiques (Déportes et coll., 1995; EC, 1996). Dans les OM, les contaminants chimiques inorganiques sont apportés, par exemple, par le verre, les piles, les plastiques ou les ampoules électriques. Des métaux sont présents dans les DV, notamment par la pollution atmosphérique; les boues de STEP en sont également chargées. Cette contamination est pérenne et ne disparaît pas lors du compostage. Elle est dépendante de la matière première mise en compostage; quelques valeurs issues de la littérature sont données au tableau 15.12.

Pendant le compostage, les métaux se lient aux acides humiques et perdent de leur mobilité. Ce phénomène est d'importance pour une évaluation des risques puisque la biodisponibilité de ces éléments décroît. La biodisponibilité est aussi influencée par le pH du sol récepteur, un sol acide ayant tendance à favoriser le relargage des métaux.

Une contamination chimique organique existe sous forme de solvants, de HAP, de PCB, parfois de dioxines ou de furannes. Ces contaminants peuvent être biodégradables et une partie d'entre eux disparaît sous l'action des microorganismes. On retrouve également des COV qui peuvent se concentrer dans l'atmosphère des sites de compostage clos et constituer un risque pour les employés.

La contamination chimique des ordures ménagères est partiellement évitable: un tri précoce par l'habitant permettrait de réduire les charges en métaux dans les composts.

Tableau 15.12 Concentrations en métaux et métalloïdes dans les composts en fonction de la matière première compostée

Métaux	As	Cd	Hg	Pb	Zn
Concentrations dans les composts (ppm)	7-9	0,26-11,7	0,9-23,3	10,6-1312	75-2427
Matière première induisant les plus fortes charges				OM	OM

Source: Déportes et coll. (1995)

Risque microbiologique

Deux voies d'exposition majeures existent: la voie digestive associée aux microorganismes de la contamination fécale et la voie respiratoire résultant de l'inhalation des poussières organiques (Millner et coll., 1994; EC, 1996).

Étant donné leur origine, les boues de STEP sont chargées en microorganismes de contamination fécale. Les couches culottes, les mouchoirs ou les litières animales contribuent à cette charge dans les OM. Ces microorganismes sont majoritairement thermosensibles et sont éliminés durant la phase thermophile du compostage. Les réglementations donnent des obligations de procédés à température minimale élevée durant un temps déterminé pour assurer l'hygiénisation des composts. En France, un arrêté (8 janvier 1998, en application du décret n° 97-1133, J.O. 31/01/1998) fixe des normes pour l'utilisation des boues dites hygiénisées. Les analyses microbiologiques portent sur les salmonelles, les helminthes et les entérovirus pour la validation du procédé, et sur les coliformes thermotolérants pour le suivi de la production.

Les travailleurs des stations de compostage sont fortement exposés aux microorganismes de contamination fécale, car ils sont susceptibles d'être mis au contact des déchets avant leur hygiénisation. Plus particulièrement, ils sont exposés à un risque infectieux par les contacts main-bouche ou lors de l'aérosolisation des déchets et des composts. Après hygiénisation, les risques sont théoriquement nuls pour les utilisateurs et les consommateurs. Cependant, lors de la baisse de la température, certains microorganismes enfermés dans des poches de résistance peuvent recoloniser les tas si le compost n'est pas stabilisé. Ces phénomènes sont bien connus pour les coliformes et les salmo-

nelles; c'est une des raisons pour laquelle est prévu le suivi des coliformes dans les boues.

Le risque respiratoire est lié à l'inhalation de la poussière organique. Les agents contenus dans la poussière sont des champignons et des bactéries thermotolérantes ou des toxines (endotoxines, mycotoxines). Ces agents ne disparaissent pas pendant le compostage et exposent toutes les personnes en contact avec le bioaérosol, du travailleur à l'utilisateur des composts. Les maladies liées aux poussières organiques sont nombreuses, elles ont été observées dans divers milieux professionnels et leur étiologie précise n'est pas toujours connue. Il s'agit d'affections immuno-allergiques et inflammatoires, rarement infectieuses. Le tableau 15.13 montre quelques situations pathologiques observées et les possibles agents responsables.

En conclusion, les études épidémiologiques spécifiques aux expositions associées au compostage sont rares. Le risque chimique devrait diminuer avec la généralisation du tri des déchets; les quantités de déchets compostés devraient croître, et nombre de sites vont apparaître. De nouvelles populations seront exposées et devront être surveillées.

5. LES SOLS POLLUÉS: QUELS DANGERS?

5.1 Origine de la pollution des sols

Le problème des sols contaminés est aujourd'hui très préoccupant dans tous les pays industrialisés. Ce phénomène est la conséquence des activités industrielles, de la gestion des déchets et du manque de contrôle environnemental qui ont eu cours par le passé.

Tableau 15.13 Quelques conditions pathologiques associées à l'inhalation de poussières organiques lors du compostage

Affections	Agents incriminés	Type de réponse
ODTS (<i>organic dust toxic syndrom</i>)	Endotoxines-Spores fongiques	Inflammatoire
Alvéolite allergique extrinsèque	Actinomycètes thermophiles-Spores fongiques	Allergique
Rhinite	Poussières Ø* > 10 µm	Allergique
Asthme	Poussières Ø 5-10 µm-Spores fongiques	Allergique
Pneumonie nécrosante	Champignons ou bactéries spécifiques	Infectieuse (sujet immunodéprimé)

* Ø = diamètre

Source: Millner et coll. (1994)

Les activités industrielles constituent une source importante de contamination des sols (tableau 15.14). Les rejets atmosphériques, les déversements et l'entreposage associés à ces activités ont contaminé les terrains industriels ainsi que les sols environnants. La nature des substances chimiques en cause, l'absence de normes, de contrôle et de préoccupations environnementales jusqu'à une époque récente peuvent expliquer l'ampleur actuelle de la contamination des sols.

La dispersion des déchets domestiques et industriels dans des lieux d'enfouissement non contrôlés pendant plusieurs années a également eu pour conséquence de contaminer les sols, les eaux souterraines ainsi que les eaux de surface.

La présence de toxiques dans les sols peut également être d'origine naturelle. Il s'agit de composés organiques (HAP et HAP chlorés) résultant de la combustion de végétaux et, surtout, d'oligo-éléments métalliques qui constituent le *fond géochimique* (zinc, arsenic, chrome, nickel, plomb, mercure, cadmium, cuivre). Parmi eux figurent plusieurs cancérogènes dont les concentrations naturelles dans le sol, spécialement dans les reliefs montagneux anciens, sont parfois élevées. À titre d'exemple, la présence naturelle de sélénium dans les sols de certaines régions des États-Unis (Dakota et Wyoming), du Venezuela et de la Chine est suffisamment importante pour menacer la santé du bétail et celle de la population (Shamberger, 1983; Combs et coll., 1987).

La reconnaissance des sols contaminés en tant que problème environnemental est un phénomène relativement récent. Bien que la contamination des sols ait eu lieu principalement au cours du siècle dernier, la communauté scientifique, la classe politique et le public ne se sont intéressés à cette problématique que depuis une vingtaine d'années. Deux raisons expliquent

que les sols contaminés soient devenus un problème environnemental, social, économique et de santé publique. Dans divers pays, des événements reliés à la contamination des sols sont survenus au cours des années 1970 (LaSalle au Québec, Love Canal ou Woburn aux États-Unis, Lekkerkerk aux Pays-Bas). L'ampleur de la contamination de ces sols, la menace pour la santé de la population résidant à proximité et la médiatisation de ces événements ont révélé ce phénomène jusqu'alors insoupçonné. Par ailleurs, la demande pour le développement résidentiel et l'étalement de l'espace urbain ont incité des promoteurs à réutiliser des terrains contaminés, interpellant ainsi les autorités gouvernementales en matière d'environnement et de santé publique.

Les gouvernements ont alors resserré les contrôles environnementaux et mis en place des politiques, des règlements et des programmes de gestion des sites contaminés. Ces actions visaient à déceler les sites contaminés, à mesurer les niveaux de contamination dans les sols, à évaluer les impacts potentiels sur l'environnement et la santé publique et, surtout, à mettre en place des programmes de décontamination. Ces programmes représentent des sommes considérables. Ainsi, le coût total pour restaurer, d'ici l'an 2020, l'ensemble des sites américains sur la Liste Nationale des Priorités est estimé entre 106 et 302 milliards de dollars (Johnson et DeRosa, 1997). À l'échelle québécoise, les travaux nécessaires à la décontamination des sites sont évalués à 4,5 milliards de dollars pour les 10 prochaines années.

À la lumière de telles données, on constate l'importance de l'héritage du passé et les conséquences de l'absence de préoccupations et de normes environnementales pour préserver cette ressource que constitue le sol.

Tableau 15.14 Principales sources industrielles de contamination des sols

Activités agricoles et horticoles	Fonderie, raffinage et finition des métaux
Activités ferroviaires	Industries de pâtes et papiers
Activités portuaires	Industries pétrochimiques
Activités minières	Production de charbon
Aéroports	Préservation du bois
Bases militaires	Production de munitions
Cimenteries	Synthèse de produits chimiques
Entreposage et distribution du pétrole	Tanneries

5.2 Estimation du nombre de sites contaminés

On peut classer les sites contaminés en deux catégories. Il y a d'abord les terrains contaminés par les anciennes activités industrielles et les déversements, accidentels ou non, de substances toxiques dans les sols pendant le processus de production et le transport des matières chimiques. Ces sites peuvent présenter un risque pour la santé humaine à cause du contact direct des sols avec les résidants et parce que les substances toxiques peuvent migrer graduellement vers les sources d'approvisionnement en eau potable, ou encore s'infiltrer dans les résidences par les fissures. La deuxième catégorie de sites contaminés est constituée par les anciens dépôts ou lagunes dans lesquels les entreprises disposaient des déchets et des résidus de procédés. De grandes quantités de barils de boues, de résidus industriels, pouvaient être présents dans ces lieux d'enfouissement. Ils peuvent migrer plus rapidement, en plus grande quantité et sur une plus grande superficie que les substances présentes dans la première catégorie, et ainsi présenter un risque important pour la santé. De plus, si les substances toxiques sont volatiles ou si le type de déchets peut se dégrader et générer du méthane, le risque d'explosion peut être important dans les endroits confinés (résidences, réseaux d'égouts).

Le tableau 15.15 présente une estimation du

nombre de sites contaminés dans quelques pays européens et américains (Petts et coll., 1997). Le nombre de sites contaminés varie d'un pays à l'autre en fonction de facteurs tels que la définition de sites contaminés, le type et l'ampleur de l'industrialisation passée, la densité démographique et, plus que tout, les efforts fournis pour effectuer la recherche active des sites contaminés.

En 1995, l'US-EPA recensait 38 000 sites contaminés sur l'ensemble du territoire américain. La gestion de ces sites relève principalement des États. Pour évaluer les risques que posent les sites de déchets dangereux, l'US-EPA a développé un système qui assigne un niveau de risque pour l'environnement et la santé publique à chaque site (*Hazard Ranking System*). Lorsque ce niveau de risque est très élevé, le site peut être placé sur la Liste Nationale des Priorités (*National Priorities List*). De plus, si l'ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, États-Unis) émet un avis de santé défavorable pour les résidants vivant à proximité d'un site, celui-ci peut aussi faire partie de cette liste. Les sites de cette liste, dont on évaluait le nombre à 1195, en 1998, sont alors intégrés au programme «Superfund» géré par le gouvernement américain en vue d'une réhabilitation.

Au Canada, le «Programme national d'assainissement des lieux contaminés» mis sur pied en 1989 vise à appuyer les démarches des

Tableau 15.15 Estimation du nombre de sites contaminés dans divers pays

Pays	Nombre de sites	Commentaires
Allemagne	143 252	Sites possiblement contaminés (données de 1994)
Autriche	1807	Registre des sites potentiellement contaminés (données de 1995)
Belgique	2000	Inventaire des sites potentiellement contaminés (données de 1995)
Canada	5000	Nombre de «sites à hauts risques» tirés d'un inventaire national recensant jusqu'à 10 000 sites potentiels (données de 1993)
Danemark	2200	Nombre de sites «problématiques» (données de 1989)
États-Unis	1355 38 000	Liste nationale des priorités (1994) Base de données de l'EPA (1995)
Grande-Bretagne	> 100 000	Estimé basé sur une enquête sur les terrains abandonnés et sur d'autres sources nationales; 5000 à 20 000 d'entre eux pourraient présenter un risque significatif
Norvège	2500	Enquête du State Pollution Control Authority (données de 1991)
Pays-Bas	120 000	25 000 sites peuvent présenter un risque sérieux pour l'environnement; plus de 60 % sont d'anciens sites industriels (données de 1991)

Source: Petts et coll. (1997)

provinces en matière d'évaluation et d'assainissement des lieux contaminés, tout en fournissant un cadre et des outils scientifiques. Ce sont les provinces qui voient à la gestion des sites contaminés. Le Québec a entrepris le recensement des lieux contaminés à partir de 1983. Deux programmes ont été mis sur pied, le GERLED (Groupe d'étude et de restauration des lieux d'élimination de déchets dangereux) et le GERSOL (Groupe d'étude et de restauration des sols contaminés). En plus de dresser l'inventaire des dépotoirs de déchets industriels, le GERLED vise à déceler ceux qui représentent un risque pour la santé publique et pour l'environnement, et à s'assurer que les mesures de réhabilitation sont mises en œuvre pour récupérer les usages de ces lieux. Des 368 lieux contaminés reconnus, 12 % présentaient encore un potentiel de risque pour la santé publique en 1997 (Martel, 1998). Quant aux sols contaminés par les activités industrielles ou par des déversements de substances dangereuses recensés par le GERSOL, on estimait leur nombre à 1500 en 1996, dont environ 50 % ont été traités selon les balises de la politique gouvernementale (MER 1996).

En France, le ministère chargé de l'Environnement a fait effectuer en 1994, pour la première fois, un recensement des sites et sols pollués. Très incomplet, ce travail a été poursuivi en 1996 par un second recensement, faisant passer le nombre de sites inventoriés de 669 à 896. En réalité, sans doute des milliers de sites sont concernés sur le territoire, y compris les quelque 10 000 actuelles ou anciennes décharges brutes d'ordures ménagères. Cet inventaire se poursuit donc sur le long terme. En 2000, un rapport de l'Académie des Sciences, en France, chiffrait à 20 000 le nombre de sites, petits ou grands, pollués par des hydrocarbures, dont 24 000 anciennes stations-service. Depuis 1995, une taxe sur les déchets industriels spéciaux (loi 95-101 du 2/2/95) permet de financer la dépollution des sites «orphelins» dont les responsables ne peuvent être identifiés ou s'avèrent insolvables. Cette taxe a permis, en 1996, d'utiliser 202 millions de francs à la réhabilitation de sites pollués.

5.3 Principaux polluants retrouvés dans les sols contaminés

Parce que les sources de pollution chimique d'origine *anthropique* sont très diverses, le nombre des substances toxiques susceptibles d'être rencontrées sur un sol pollué est quasiment illimité. En effet, le sol peut être pollué par

- des infiltrations continues, des fuites répétées ou des déversements accidentels à partir des dispositifs de stockage et de transport de matières premières ou de déchets (minerais, essences et fuels, ordures ménagères, cendres et suies, huiles de vidange, sous-produits de fabrication). Ces réservoirs, ces décharges, ces canalisations sont autant de sources de pollutions organiques (souvent des hydrocarbures aromatiques linéaires et cycliques, mais aussi des solvants halogénés, des PCB entre autres) ou inorganiques (métaux et métalloïdes, cyanures, sulfates, produits azotés, ammoniacque);
- des épandages, en relation avec les pratiques agricoles modernes, ou des pulvérisations localisées pour entretenir les voiries et les sites industriels - engrais, pesticides et herbicides sont trois grandes catégories de polluants au sein desquelles sont représentées plusieurs familles de substances, voire des mélanges complexes de produits chimiques et d'agents microbiologiques, comme on en trouve dans les lisières de porc ou les boues de station d'épuration;
- des retombées au sol d'émissions atmosphériques proches ou lointaines, notamment HAP, hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM), HAP chlorés, PCB, dioxines, furannes, métaux lourds, sulfates, acides divers.

La nature et le degré de contamination d'un sol sont donc très variables selon l'origine de la pollution et la région géographique, sans compter la possibilité de transformation des polluants primaires en polluants secondaires sous l'effet de phénomènes biotiques ou abiotiques. Les pollutions multiples, dans lesquels sont mélangés plusieurs représentants d'une même famille chimique ou de familles différentes sont courantes. Le recensement, en 1997, des sites et sols pollués de France illustre bien cette variabilité (MATE, 1997). Ce recensement ne saurait être exhaustif. Parmi ces sites, un sur cinq est dit «orphelin», c'est-à-dire sans responsable solvable

identifié. Les principaux polluants ou groupes de polluants trouvés dans les 896 sites enregistrés sont les hydrocarbures (49 %), le plomb (20 %), les HAP (19 %) (tableau 15.16).

Le tableau 15.17 présente les 20 substances les plus souvent retrouvées dans les 530 sites contaminés de la Liste Nationale des Priorités du *Programme Superfund* (Johnson et DeRosa, 1997). On constate, par exemple, que le trichloroéthylène, le plomb et le tétrachloroéthylène se retrouvent respectivement dans 40, 34 et 30 % de ces 530 sites.

Au Québec, la composition des terrains contaminés est la suivante: 69 % sont contaminés par des substances organiques, 11 % par des substances inorganiques et 20 % conjointement par ces deux types de substances. Les principaux contaminants sont les produits pétroliers, les métaux, les HAM, les hydrocarbures chlorés, les composés phénoliques et les HAP. Les produits pétroliers se retrouvent surtout dans les terrains contaminés, alors que les contaminants inorganiques se retrouvent principalement dans les dépotoirs de déchets dangereux puisque ces derniers regroupent les parcs de résidus miniers. Le plomb est le métal le plus souvent décelé; il constitue plus de 70 % des substances inorganiques (MENVIQ, 1994).

Tableau 15.16 Principaux polluants retrouvés sur les sites pollués (%)

POLLUANTS - 756 cas étudiés	%
Hydrocarbures	49
Plomb	20
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	19
Solvants halogènes	15
Chrome	15
Zinc	15
Cyanure	12
Cuivre	11
Arsenic	10
Nickel	8
Polychlorobiphényles (terphényles)	7
Solvants non halogènes	7
Cadmium	7
Mercuré	6

Source: MATE (1997)

Tableau 15.17 Pourcentage des 20 substances chimiques les plus souvent retrouvées dans 530 sites de la Liste Nationale des Priorités des États-Unis

Substances	%
Trichloroéthylène	40
Plomb	34
Tétrachloroéthylène	30
Arsenic	23
Benzène	21
Cadmium	17
Chrome	17
1,1,1-Trichloroéthane	16
Biphényles polychlorés	15
1,1- Dichloroéthylène	14
Chloroforme	14
1,1- Dichloroéthane	13
Chlorure de vinyle	13
Zinc	12
Mercuré métallique	12
1,2- Dichloroéthane	12
Chlorure de méthylène	12
Manganèse	11
Toluène	10
Cuivre	10

Source: Johnson et DeRosa (1997)

5.4 Données toxicologiques

La connaissance des dangers liés aux contaminants des sols est très lacunaire. Les dangers chroniques et les relations dose-réponse ne sont identifiés que pour un nombre limité de substances. Pour un produit donné, les voies d'exposition ne sont pas toujours toutes étudiées. En particulier, on ne dispose à ce jour que de rares indices toxicologiques relatifs au contact cutané. Le nombre de produits chimiques existant mis en marché chaque année est si grand que même les observations animales font souvent défaut pour les effets à long terme.

Lorsque la toxicité humaine est mal connue ou ignorée, l'attitude qui prévaut est de suspecter un effet chez l'homme si la substance s'est avérée dangereuse sur une ou plusieurs autres espèces animales, quand bien même la transpo-

sition à l'homme des résultats expérimentaux soulève de multiples interrogations. La transposition de données peut aussi concerner la voie d'exposition: sous certaines hypothèses et ajustements, on considère que les dangers et les indices toxicologiques d'une voie sont dérivables à une autre voie de pénétration du polluant. Par exemple, le benzo[a]pyrène est considéré comme étant probablement cancérigène pour l'homme par l'Agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA) et par le CIRC, alors que les effets spécifiques de cet HAP sur la santé humaine ne sont pas encore formellement démontrés (transposition animal-homme). De même, l'excès de risque unitaire synthétisant la relation dose-réponse d'une exposition orale au benzène est issu d'études épidémiologiques dans lesquelles étaient observés des travailleurs exposés par inhalation (transposition voie respiratoire - voie digestive).

Si les connaissances sont lacunaires ou incertaines sur les effets potentiels des agents chimiques pris isolément, celles portant sur les dangers liés à une exposition à des mélanges sont quasi inexistantes. Une approche méthodologique s'appuyant sur la notion d'équivalence toxique des composés chimiques d'une même famille a été développée, notamment pour les dioxines et les HAP. Certains polluants, pourtant, ont été bien étudiés ou sont si communs qu'ils font l'objet de nombreuses réglementations. Il est fréquent de trouver dans la littérature, pour une même voie d'exposition, plusieurs valeurs des indices toxicologiques. Les écarts numériques entre ces valeurs peuvent être importants. Ils s'expliquent par le fait que les études toxicologiques ou épidémiologiques de base ne sont pas toujours les mêmes, par le choix de facteurs de sécurité variables et par la mise en œuvre de modèles d'extrapolation haute dose-faible dose différents. Un exemple marquant est celui des dioxines pour lesquelles l'US-EPA et l'OMS ont retenu des valeurs de référence distantes d'un facteur supérieur à 10^3 .

Les données utilisées en évaluation du risque sanitaire (dangers et relations dose-réponse) sont proposées par des équipes de recherche indépendantes et, surtout, par des organisations et des agences spécialisées. On peut citer

l'OMS, l'US-EPA et ses agences étatiques, l'ATSDR, l'Institut néerlandais de santé publique et de protection de l'environnement (RIVM) ou son équivalent allemand (UBA), Santé Canada (ministère canadien de la Santé), le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France. Ces informations sont disponibles sous forme de documents dactylographiés ou sous forme informatisée, en cédéroms ou parfois en ligne sur le réseau Internet*.

À titre indicatif, le tableau 15.18 présente une synthèse d'informations utiles pour quelques-uns des polluants habituels des sols. Des choix ont dû être opérés, compte tenu des différences parfois observées entre les valeurs proposées par ces diverses agences pour certains indices toxicologiques. Parmi ces polluants, certains font partie des composants de fumées d'incinération d'ordures ménagères — les dioxines et le cadmium, par exemple — qui peuvent altérer la qualité du sol et de la chaîne alimentaire en se déposant plus ou moins loin de leur source d'émission. Pour simplifier le tableau, seules ont été considérées les données relatives à *la voie orale* qui constitue la principale voie d'exposition humaine quand la source de pollution est le sol. On notera que le plomb ne figure pas dans ce tableau, bien qu'il soit le polluant le plus fréquemment retrouvé dans les sites contaminés, en France et aux États-Unis en particulier (MATE, 1997; ATSDR, 1998). L'US-EPA a mis en réserve sa «Reference Dose» par voie orale (1,7 mg/kg/j), devant l'incertitude concernant l'existence d'une exposition sans danger. La cancérogénicité du plomb est actuellement réévaluée et aucune relation dose-réponse n'a été établie à ce jour.

6. EXPOSITION DES POPULATIONS

6.1 Voies et vecteurs d'exposition humaine

Les polluants émis dans le milieu au cours des activités industrielles (notamment par incinération ou stockage de déchets, ou dans divers autres «process» de production) ou agricoles (épandage de fertilisants ou pesticides) entrent en contact avec l'homme en suivant des voies variées (figure 15.3).

* La base de données IRIS (*Integrated Risk Information System*) de l'US-EPA est particulièrement intéressante; elle peut être consultée sur cédérom dans la banque TOMES Plus, associée à d'autres bases de données, ou en ligne sur le site web de l'US-EPA (www.epa.gov/iris).

Tableau 15.18 Synthèse de certaines informations utiles aux étapes toxicologiques de l'évaluation des risques sanitaires associés aux déchets et aux sols pollués (limitées à une exposition chronique par voie orale)

Substance dangereuse	Famille chimique	Classe ¹ US-EPA/ CIRC	Danger chronique par voie orale ²	DJA _o ³ en mg/kg·j	ERU _o ³ en (mg/kg·j) ⁻¹	Origine de l'indice toxicologique
Polluants organiques						
Benzène	HAM ⁴	A / 1	leucémie myéloïde aiguë (H)	-	2,9·10 ⁻²	US-EPA
Benzo[a]pyrène	HAP ⁵	B2 / 2A	cancer gastrique (A)	-	7,3	US-EPA
Dioxines (ITEQ) ⁶	HAPC ⁷	B2 / -	cancer hépatique (A)	-	1,7·10 ⁺⁵	US-EPA
Dioxines (ITEQ)	HAPC	- / 1	cancer et foetotoxicité (A)	1·10 ⁻⁸	-	OMS
Trichloréthylène	SC ⁸	- / 2A	tératogénicité (A) *	2·10 ⁻³	-	ATSDR
Polluants inorganiques						
Arsenic inorganique	M ⁹	A / 1	troubles artériels / cancer cutané (H) **	3·10 ⁻⁴	1,5	US-EPA / US-EPA
Cadmium	M	B1 / 1	nécrose tubulaire rénale (H)	7·10 ⁻⁴	-	ATSDR
Chrome VI	M	A / 1	aucun (A) ***	5·10 ⁻³	-	US-EPA
Mercure inorganique	M	D / 3	nécrose tubulaire rénale (A)	3·10 ⁻⁴	-	US-EPA
Nitrate	EA ¹⁰	D / -	méthémoglobinémie (H)	1,6	-	US-EPA

Légende

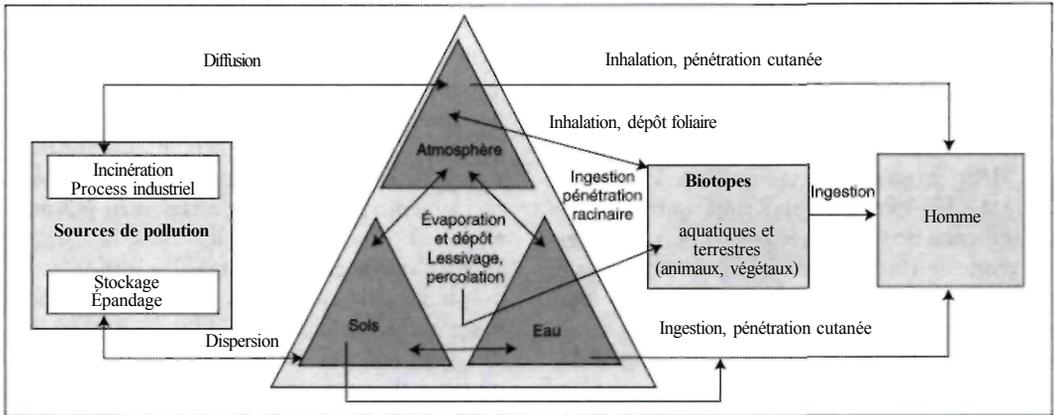
- 1 Classement de la substance toxique dans l'échelle de cancérogénicité proposée par l'US-EPA (de A: cancérogène certain chez l'homme à E: preuve de non-cancérogénicité chez l'homme) et par le CIRC (de 1 à 4: significations quasi identiques)
 - 2 Les lettres H et A signifient que l'effet chronique présenté et son indice toxicologique sont fondés sur des observations réalisées, respectivement, chez l'homme et chez l'animal
 - 3 Dose journalière admissible par voie orale et excès de risque unitaire de cancer par voie orale
 - 4 Hydrocarbures aromatiques monocycliques
 - 5 Hydrocarbures aromatiques polycycliques
 - 6 International Toxic Equivalent Quotient: indicateur synthétique qui rapporte la toxicité d'un mélange de plusieurs dioxines à celle de la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-para-dioxine (2,3,7,8-TCDD)
 - 7 Hydrocarbures aromatiques polycycliques chlorés
 - 8 Solvants chlorés
 - 9 Métaux et métalloïdes
 - 10 Engrais azotés
- * La cancérogénicité du trichloréthylène est en cours de révision par l'US-EPA. L'indice toxicologique de l'ATSDR correspond à un effet non cancérogène - malformation cardiaque congénitale observée chez le rat et la souris - pour une exposition *subchronique* par voie orale (soit, selon cette agence fédérale américaine, entre 15 et 364 jours).
- ** L'arsenic inorganique, en exposition orale chronique, étant susceptible d'entraîner des effets systémiques et des effets cancérogènes, l'US-EPA a développé un indice toxicologique pour chacun de ces types de danger.
- *** L'indice toxicologique établi par l'US-EPA repose sur un «*no observed adverse effect level*» (NOAEL) d'une étude expérimentale au cours de laquelle aucun effet toxique n'avait été noté, y compris dans le groupe le plus exposé. Malgré la cancérogénicité du CrVI par inhalation, la voie orale n'est donc associée actuellement à aucun danger.

Le modèle d'exposition à partir de sols contaminés est particulièrement complexe, car le sol est le support de presque toutes les activités humaines, y compris la production de denrées alimentaires. Ce biotope, à l'interface de la roche, de l'atmosphère et de l'hydrosphère, abrite une faune et une flore riches et variées. En profondeur, le sol (et le sous-sol) est un réservoir majeur d'eau douce dont il influence la qualité, tandis qu'en surface il est une source d'émission de particules et de gaz dans l'air ambiant. Le sol

constitue donc une matrice complexe en perpétuelle transformation et en interaction permanente avec l'environnement général de l'homme.

Par mobilisation à partir du sol et transfert vers d'autres compartiments de l'environnement, une substance peut donc être présente dans des médias très variés (sol, air, eau, chaîne alimentaire) par l'intermédiaire desquels elle peut pénétrer dans l'organisme par la voie *orale*, la voie *respiratoire* et la voie *cutanée*. Une mention doit être faite à une voie indirecte, le pas-

Figure 15.3 Schéma d'exposition de l'homme aux polluants issus du traitement des déchets et de sols contaminés



sage transplacentaire, dont la dangerosité est mise en cause, par exemple, dans les intoxications au plomb ou aux dioxines.

Les voies d'exposition de l'homme peuvent être directes ou indirectes :

- Voie directe, par le sol lui-même, c'est-à-dire
 - par voie orale: ingestion de sol et de poussières telluriques mises en suspension;
 - par voie respiratoire: inhalation de poussières ou gaz;
 - par voie cutanée: contact de la peau avec le sol et la poussière.
- Voie indirecte, par l'intermédiaire des médias qui ont été pollués par transfert à partir du sol ou l'eau:
 - par voie orale: ingestion d'eau (souterraine, superficielle ou d'adduction), d'aliments produits sur place (légumes et fruits, volaille et oeufs, bétail et produits laitiers, poissons);
 - par voie respiratoire: inhalation de gaz ou de vapeur d'eau lors d'une douche avec une eau contaminée;
 - par voie cutanée: contact de la peau avec de l'eau (souterraine, superficielle ou d'adduction).

De manière schématique (car cela dépend bien entendu du site et de l'usage qu'on en fait), l'exposition humaine à partir d'une source de pollution dans le sol survient principalement par voie orale (ingestion de sol et d'aliments), parfois cutanée, si la pollution affecte la couche

superficielle du sol. Elle emprunte plutôt la voie respiratoire (inhalation de gaz) si les produits chimiques en cause sont volatils. Même dans un contexte de pollution par un incinérateur de déchets, la voie directe d'exposition par inhalation peut représenter une source d'importance secondaire par rapport à la voie indirecte via le sol et la chaîne alimentaire, comme l'illustre le cas des dioxines auxquelles l'homme est principalement exposé après leur bioconcentration dans la chaîne alimentaire (laitages, viandes et poissons) qui constitue 95 % de l'apport total (CIRC, 1997).

Cette exposition peut parfois concerner des populations éloignées de la source directe de pollution. Dans le cas des lagunes de Ville Mercier au Québec, des déchets dangereux entreposés dans les lagunes avaient contaminé la nappe d'eau souterraine d'une région rurale et migré vers les puits d'eau potable d'agriculteurs résidant à plusieurs kilomètres de la source de contamination.

Dans une population, certaines personnes sont plus susceptibles d'être exposées du fait de leur physiologie et de leurs comportements particuliers ou d'une plus grande vulnérabilité aux substances dangereuses. Les enfants font partie de cette catégorie de personnes plus concernées par la pollution des sols. Leurs besoins en air, en eau et en aliments, ramenés à leur poids corporel, sont plus importants que ceux des adultes. Ils passent plus de temps à l'extérieur et ont un contact plus étroit avec le sol et les poussières que leurs aînés; ils sont peu respectueux des règles d'hygiène, par exemple le lavage des

ains et des récipients alimentaires. Tous les enfants, les très jeunes en particulier, explorent le monde avec leurs mains et les portent fréquemment à la bouche. Certains d'entre eux ont une tendance pathologique à ingérer du sol et des poussières. Le comportement appelé «pica» s'observe plus fréquemment chez les enfants âgés de 10 à 18 mois et chez les personnes déficientes mentalement (Stanek et coll., 1998). L'US-EPA (1995) estime que la masse quotidienne de sol ingérée par les enfants est en moyenne de 100 mg/jour. Des enfants souffrant de «pica» pourraient ingérer jusqu'à 10 000 mg/jour. La quantité de sol qui entre par jour dans l'appareil digestif est une variable spécialement difficile à documenter; l'estimation du risque, qui croît linéairement avec elle, est très sensible à sa valeur numérique. Cet exemple montre que d'importants efforts de recherche restent à entreprendre. En d'autres situations, les femmes enceintes pourraient constituer un groupe à risque lorsqu'elles sont exposées à des substances tératogènes et foetotoxiques. Dans le même ordre d'idée, les consommateurs de légumes et de fruits en provenance de potagers situés en terrains contaminés constituent une portion plus exposée de la population.

6.2 Quantification de l'exposition

L'exposition peut être estimée directement ou indirectement. Les **méthodes directes** de quantification de l'exposition consistent à mesurer individuellement les doses reçues par chacune des voies sollicitées. L'une des modalités est de *mesurer l'exposition au point de contact*: il faut équiper les personnes de capteurs (atmosphérique, cutané) ou, pour la voie orale, prélever par exemple une fraction de tous les aliments consommés, puis mesurer la teneur en polluants des vecteurs ainsi recueillis. Ces mesures personnalisées, associées à la quantification du volume ou de la masse de médias mis tous les jours en contact avec l'organisme, vont permettre de quantifier les *doses journalières externes* de substances toxiques inhalées, ingérées ou touchées. L'autre manière de procéder est plus juste, car elle renseigne sur la quantité de substance ayant traversé les barrières biologiques, c'est-à-dire la *dose interne*, en intégrant les diverses voies de pénétration: il s'agit de rechercher la présence d'un *biomarqueur* d'ex-

position notamment dans le sang, les urines, la peau ou le cheveu. Il est représenté par la substance chimique elle-même, l'un de ses métabolites ou son association avec une molécule cible (ADN, protéine). La détection et le mesurage de la concentration biologique d'un tel marqueur permettent de confirmer la pénétration du toxique dans l'organisme et d'établir une relation avec le niveau global de l'exposition humaine.

La méthode directe est précise, mais se heurte à des difficultés multiples. Elle exige des appareillages spéciaux et une participation active du public. Elle est coûteuse et pose notamment des problèmes éthiques quand il s'agit de réaliser des prélèvements invasifs pour doser un ou plusieurs biomarqueurs. En outre, les teneurs biologiques en marqueurs sont encore d'interprétation délicate et difficilement exploitables pour quantifier les risques sanitaires, car il faut bien connaître la toxicocinétique du polluant (demi-vie, métabolites). Enfin, l'approche individuelle n'affranchit pas l'évaluateur des problèmes posés par la qualité des mesures, tant au plan de l'analyse chimique que de la représentativité externe des échantillons.

Les **méthodes indirectes** produisent et exploitent des données enregistrées à l'échelle collective et, de ce fait, sont plus approximatives que les précédentes. Il s'agit également de mesurer ou d'estimer, souvent par modélisation (dispersion aérienne, hydrique, cartographie de la concentration d'un polluant sur un territoire), les teneurs en polluants dans les différents médias environnementaux. En effet, l'exposition sur un site donné n'est pas toujours accessible à la mesure pour des raisons pratiques, techniques, financières ou, comme c'est souvent le cas, parce que l'évaluation porte sur un projet de réhabilitation, et l'exposition à évaluer n'existe alors pas encore. Pour pallier ces inconvénients, il est courant de combiner des mesures effectuées sur le terrain à des estimations ayant deux origines possibles: la *transposition* et la *modélisation*.

Dans le premier cas, il s'agit d'utiliser des données relevées ailleurs que sur le site étudié, voire des informations de portée générale, et la pertinence de leur transposition doit être discutée par l'évaluateur. Ainsi, par exemple, en l'absence d'une information spécifique sur la quantité moyenne de légumes autoproduits ingérée par an par un Français de la région

Nord-Pas de Calais, il semble raisonnable de se référer plutôt aux résultats régionaux d'une enquête nationale sur la consommation alimentaire des Français, car il serait *a priori* peu pertinent d'utiliser des données nord-américaines (et inversement).

Dans le deuxième cas, les phénomènes de transfert de la substance chimique depuis le sol vers les autres médias sont traduits sous forme de fonctions mathématiques. Il est habituel d'associer à ce type de simulation un autre modèle qui va estimer les doses quotidiennes administrées à l'homme via tous les vecteurs possibles d'exposition et répartis selon les trois principales voies de pénétration dans l'organisme: c'est ainsi que se construit un modèle d'exposition multimédia (encadré 15.1). De nombreux modèles informatisés, plus ou moins complexes, sont disponibles dans le commerce; quelques-uns d'entre eux comme CalTOX, conçu par l'agence californienne de l'US-EPA, peuvent être téléchargés gratuitement sur ordinateur depuis le réseau Internet.

Les doses reçues par l'homme sont alors décrites statistiquement (moyenne, percentile, borne d'un intervalle de confiance) et non plus au niveau individuel comme dans les méthodes directes. De plus en plus souvent, elles sont décrites par une fonction de densité de probabilité permettant de prendre en compte la variabilité des données utilisées et, par la construction de scénarios, les principales incertitudes attachées à cet exercice d'estimation. L'évaluation indirecte de l'exposition humaine gagne donc en faisabilité ce qu'elle concède à la précision. Elle introduit d'autant plus d'incertitudes dans les résultats finaux de l'évaluation que les données recueillies sur le site sont peu représentatives de la réalité, que les transpositions manquent de pertinence par rapport à la situation étudiée et que l'exposition est quantifiée par un modèle multimédia simpliste ou obsolète.

En pratique, l'approche individuelle est plutôt réservée à la recherche, et c'est la méthode indirecte qui est la plus souvent mise en œuvre.

La question de la *représentativité de l'échantillonnage* des milieux pollués, et notamment du sol, prend là toute son importance, et ce, pour deux raisons. D'un côté, le sol est un substrat complexe et sa qualité chimique est difficile à analyser en laboratoire: les difficultés d'extraction, d'identification et de quantification des polluants qu'il renferme soulèvent des questions sur

la représentativité interne des mesures réalisées. De l'autre, les pollutions de sol, surtout quand elles sont d'origine industrielle, se caractérisent par une grande hétérogénéité spatiale: c'est alors la validité externe des mesures qui peut être mise en cause si l'on néglige cet aspect. La nécessité de disposer d'un jeu de concentrations dans le sol possédant une bonne représentativité spatiale impose énormément de précautions lors du choix de la stratégie d'échantillonnage. Face à une pollution hétérogène, il vaut mieux, *a priori*, préférer une méthode statistique qui définit l'emplacement des points à prélever de manière aléatoire et systématique (avec une grille à maille carrée ou triangulaire) plutôt que de réaliser un échantillonnage qui repose uniquement sur le jugement d'expert, sur l'observation du lieu ou sur la consultation des archives relatant l'histoire du site. Dans ce domaine, le recours aux méthodes fondées sur le hasard — qui peuvent être associées à des stratégies subjectives — est le moyen le plus sûr de caractériser la pollution dans l'espace sans introduire de biais de sélection.

Quelle que soit l'option choisie ou imposée par le contexte, les méthodes décrites ci-dessus laissent sans réponse la question de l'évolution dans le temps de l'exposition humaine. Que sera-t-elle dans 10, 20 ou 50 ans, lorsqu'une partie des substances chimiques aura migré dans l'air, l'eau, la végétation locale, qu'une autre fraction, au contraire, sera restée en place, mais ne sera plus biodisponible, car fortement liée au substrat ou se sera peut-être transformée en métabolites toxiques sous l'action des micro-organismes, de la flore ou du pH? Le *vieillessement d'une pollution dans le sol* et son influence sur les risques sanitaires, régis par des phénomènes multifactoriels très variables d'un site à l'autre, sont extrêmement difficiles à prédire. Leur prise en compte ou non dans l'évaluation du risque constitue une source supplémentaire d'incertitude.

6.3 Transfert des contaminants au travers des chaînes biologiques

Compte tenu de son importance dans l'exposition de l'homme à partir des déchets et des sols contaminés, la chaîne alimentaire mérite un développement particulier. Les polluants sont plus ou moins fortement accumulés à partir du milieu par les êtres vivants; cette «bioaccumulation» dépend de la «bio-disponibilité» du pol-

Encadré 15.1 Exposition aux sols pollués

Les facteurs déterminant l'intensité, la fréquence, la durée et les voies d'exposition peuvent être classés en trois grandes catégories:

Les caractéristiques de la pollution

- Profondeur: en surface (de 0 à 0,4 m), en couche intermédiaire (entre 0,4 m et 4 m) ou profonde (> 4 m);
- Concentration de la substance dans ces différentes couches;
- Mobilité du toxique: volatil, semi-volatil, persistant;
- Biodisponibilité du toxique dans chaque média d'exposition (eau, sol et poussières, air, chaîne alimentaire);

Les caractéristiques du site et de ses aménagements

- Utilisations: résidentielle, récréative, sportive, professionnelle, commerciale, agricole, paysagère;
- Bâtiments (dimensions, matériaux, ventilation), recouvrement des surfaces, type d'adduction d'eau potable;
- Paramètres géoclimatiques: pluviométrie, régime de vents, températures, écoulement des eaux;
- Données pédologiques: granulométrie, densité, porosité du sol, saturation en eau, matière organique, argile, pH;

Les caractéristiques des usagers du site pollué

- Fréquences d'exposition: budgets espace-temps (temps passé à l'intérieur et à l'extérieur, en dehors du site) exprimés en nombre d'heures ou de jours par année de contact avec le média d'exposition;
- Durées d'exposition: en exposition chronique, elle se chiffre en années;
- Habitudes: bain ou douche, travaux de jardinage, activité ou repos, baignade, sport;
- Origines des aliments (eau, légumes, fruits, viandes): prélèvement local, autoproduction, pêche;
- Données physiologiques: âge, sexe, poids, taille, volume respiratoire, quantité et nature des aliments ingérés.

luant. Les paramètres chimiques qui la gouvernent sont multiples; deux d'entre eux sont prédominants:

- La stabilité chimique, qui se traduit par une faible biodégradabilité;
- Les caractéristiques de solubilité. Une substance liposoluble (lipophile) est généralement plus «biodisponible», car traversant mieux les membranes biologiques lipoprotéiques des organismes vivants. Le coefficient de partage éthanol/eau (K_{OW}) est souvent utilisé pour quantifier la liposolubilité d'une substance et donc, *grosso modo*, son affinité pour les organismes vivants.

En règle générale, les polluants «biocumulatifs» (à longue demi-vie), qui se fixent dans les tissus (plomb dans l'os ou dioxines dans les tis-

sus adipeux), subissent une concentration par les chaînes alimentaires (bio-amplification). De ce fait, les espèces situées en bout de chaîne alimentaire, dont l'homme, présentent souvent les taux de contamination les plus élevés et donc les risques d'effets à long terme (cette règle est cependant à moduler en fonction de la susceptibilité de chaque espèce aux effets des polluants).

Le comportement alimentaire des animaux doit être pris en compte pour évaluer les transferts des polluants: les herbivores, vaches, moutons et surtout chevaux, ingèrent une quantité non négligeable (jusqu'à 4 à 6 %) de terre lorsqu'ils broutent. Les chaînes écologiques aquatiques sont en général plus longues et plus complexes qu'en milieu terrestre. Après lixiviation, certains polluants présents dans une décharge ou un site contaminé, peuvent ainsi

être considérablement bio-amplifiés chez certains poissons prédateurs (saumons), oiseaux piscivores (aigles pêcheurs), mammifères marins (phoques, bélugas) et humains.

Le régime alimentaire des hommes influe fortement sur leur exposition: par exemple, la consommation importante de poissons pêchés par certaines populations indiennes le long du fleuve Saint-Laurent habitant en aval des dépôts de déchets industriels entraîne une exposition importante aux polluants organochlorés (PCB, Mirex) qui se retrouvent notamment dans le lait maternel.

Les polluants biocumulatifs les plus importants dans les déchets et sols contaminés peuvent être regroupés comme suit:

- *Dérivés halogénés des hydrocarbures*, que l'on regroupe sous le terme générique de contaminants organochlorés. Les atomes de chlore stabilisent les dérivés organiques et leur confèrent une forte liposolubilité. Dans cette famille se trouvent les pesticides organochlorés (hexachlorocyclohexane, aldrine, dieldrine, DDT et DDE). Malgré leur interdiction depuis une vingtaine d'années, leurs résidus sont encore largement présents dans de nombreux sites contaminés. Appartiennent aussi à ce groupe les polychlorobiphényles (PCB) autrefois utilisés largement comme isolants dans l'industrie électrique, ou stabilisants de peintures et vernis, ainsi que les dioxines et furannes (PCDD et PCDF) issus de la combustion des organochlorés ou d'une synthèse dite *de novo* à partir de chlorures et de noyaux organiques. Ces dioxines se retrouvent notamment dans les résidus d'incinération (refiom, mâchefers) mais peuvent se former lors d'une combustion de décharges.
- *Autres composés organiques*, tels que les phtalates utilisés comme plastifiants.
- *Métaux lourds ou métalloïdes* (tels l'arsenic). Les plus biocumulatifs sont, par ordre

décroissant, le cadmium, le mercure et le plomb. D'une façon générale, la biodisponibilité et la toxicité des métaux varient largement en fonction de leur forme chimique ou spéciation, comme le montre le cas du mercure (figure 15.4).

De nombreuses études ont porté sur la pollution de chaînes alimentaires à partir de déchets ou de sols contaminés. Les animaux domestiques (bovins, chevaux) pâturant sur des herbages recouvrant d'anciennes mines de plomb ou des friches industrielles peuvent présenter des signes d'intoxication chronique, accompagnés de teneurs élevées de métaux (cadmium, plomb) dans la viande et surtout dans les abats (foie, rein). C'est ainsi que la France a interdit l'importation de chevaux de boucherie de Pologne, en raison des taux élevés de métaux lourds. L'épandage agricole de boues d'épuration représente une situation particulièrement sensible au regard des risques de contamination des chaînes alimentaires; celles-ci peuvent, en effet, contenir des taux élevés de polluants métalliques et organiques, qui font l'objet de normes spécifiques pour l'utilisation des boues (Arrêté du 8 janvier 1998, J.O. du 31 janvier 1998).

Le cas des PCDD/F est particulièrement intéressant à étudier, notamment pour ce qui concerne l'exposition des vaches laitières pâturant sur des herbages contaminés par des retombées de fumées d'incinérateurs. Le schéma de l'exposition des populations humaines aux dioxines est représenté à la figure 15.5.

La consommation d'aliments d'origine animale représente environ 95 % des apports de PCDD/F chez les habitants des pays industrialisés. Les produits laitiers constituent environ 30 % de cet apport et la viande bovine, environ 30 % également, d'après les données de la Direction de l'Alimentation, en France. Ces valeurs sont proches de celles établies par l'US-EPA (tableau 15.19).

Figure 15.4 Bio-disponibilité des différentes formes de mercure

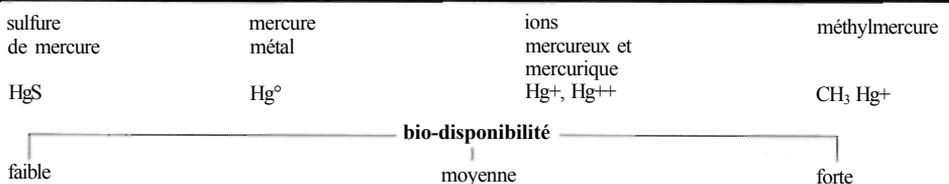
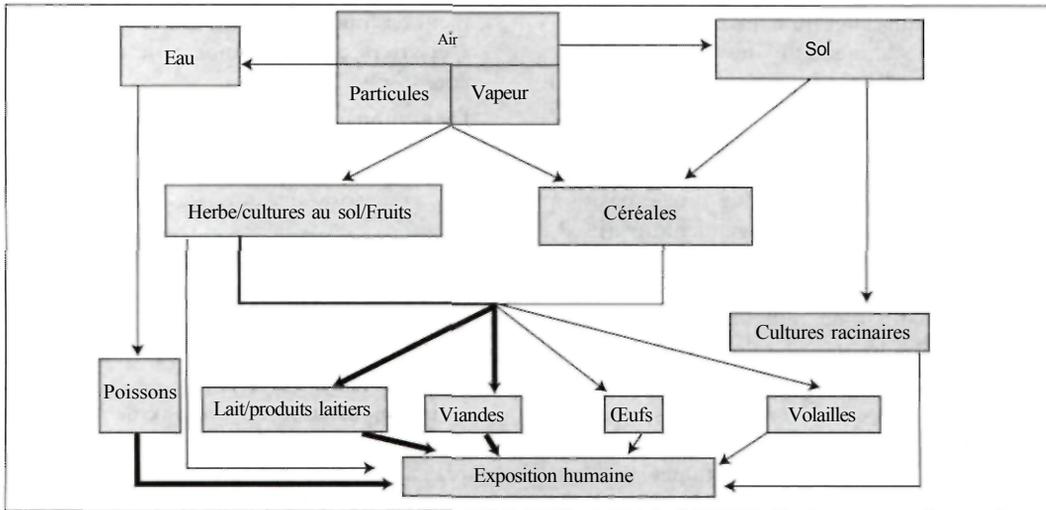


Figure 15.5 Schéma de la contamination alimentaire de l'homme par les dioxines à partir de fumées d'incinération de déchets (l'épaisseur des flèches illustre l'importance de la voie d'exposition)



Aux alentours de certaines usines d'incinération de déchets, les taux de PCDD/F dans le lait de vaches atteignent des niveaux de l'ordre de 10 à 30 pg/g de matières grasses (exprimés en équivalents toxiques par référence à la TCDD), ce qui dépasse largement la norme maximale de 5 pg/g généralement adoptée en France et dans la CEE. Les taux dans la viande sont du même ordre, lorsqu'ils sont exprimés par rapport à la matière grasse (le taux de lipides est d'environ 4 % dans la viande, comme dans le lait). Ceci est lié au fait que la répartition des PCDD/F dans l'organisme se fait en grande partie en fonction de leur affinité pour les graisses, du fait de leur liposolubilité. Toutefois, les divers con-

génères ne présentent pas tout à fait le même comportement, ce qui complique les évaluations d'exposition et de risque. En pratique, les valeurs ITEQ de 10 pg/g de matière sèche dans l'herbe conduisent à des taux de l'ordre de 10 pg/g de matières grasses dans le lait (Slob et coll., 1995). La persistance des dioxines dans l'organisme des vaches laitières est beaucoup plus courte que chez l'homme: la demi-vie d'élimination est de 30 à 50 jours selon les congénères, alors qu'elle est de 5 à 7 ans chez l'homme. Ceci correspond au fait que la vache laitière mobilise en permanence ses lipides pour la sécrétion lactée; les bovins écartés de l'exposition aux dioxines pourraient, d'après ces don-

Tableau 15.19 Apports moyens des différentes catégories d'aliments en dioxines (en équivalents toxiques ITEQ)

Catégorie d'aliments	Consommation moyenne journalière par type d'aliment (g/j)	Apports journaliers de TCDD par type d'aliment (pg/j)
Poissons et produits de la pêche	1,8 (G)	33,3
Lait et produits laitiers	33(G)	28,5
Viandes et produits carnés	38(G)	23,5
Œufs	3,9 (G)	4,2
Légumes	244	2,4
Fruits	130	1,3
Huiles	26 (G)	0,3
Total	93,5	

(G) en poids de graisses
Source: US-EPA (1994)

nées, revenir à des taux inférieurs aux normes en l'espace de quelques mois.

Dans le lait maternel humain, les taux de PCDD/F sont à l'heure actuelle de l'ordre de 30 pg/g de matières grasses, dans les pays industrialisés, ce qui atteste bien de la bio-amplification par les chaînes alimentaires. Ces valeurs ont sensiblement décru depuis 10 ans. Le lait humain est beaucoup plus riche en lipides et en protéines qui peuvent fixer les dioxines, par rapport au lait de vache. Le transfert de ces contaminants à l'enfant nourri au sein constitue un risque non négligeable du fait des impacts possibles sur diverses fonctions biologiques (système nerveux, système immunitaire, équilibres hormonaux).

Quel peut être l'impact d'un incinérateur récent, répondant aux normes d'émission de 0,1 ng/m³ de PCDD/F sur la contamination du lait de vache? L'application de modèles prédictifs basés sur l'absorption et l'excrétion lactée des PCDD/F permet de penser que les taux de contamination devraient être très proches des niveaux de base («bruit de fond») de 1 pg/g de matière grasse.

6.4 Travailleurs des filières de déchets

La connaissance des maladies spécifiquement liées au travail dans la filière de traitement des déchets est parcellaire. En effet, les salariés de ces installations (centres d'incinération, centres de stockage, centres de compostage, centres de tri) ont fait l'objet de peu d'études. Chaque centre emploie peu de salariés (souvent moins de 20) et il est donc difficile d'en tirer des informations statistiquement valables.

Description des postes de travail

Dans les unités d'incinération d'OM, comme dans de nombreuses autres activités industrielles, l'organisation des postes de travail est variable suivant les centres, allant d'une certaine polyvalence (rotation des tâches pour chaque ouvrier) à une individualisation complète de chaque poste. Globalement, on peut toutefois repérer un certain nombre de postes.

- Les pontiers: de la salle de contrôle, ils assurent le chargement des déchets dans les fours et s'occupent de l'homogénéisation des ordures ménagères dans la fosse, à l'aide d'un grappin monté sur pont roulant.

- Les conducteurs des fours d'incinération: en salle de contrôle, ils sont chargés de surveiller la conduite automatisée des fours et des installations d'épuration associées. Ils interviennent lors des incidents et peuvent avoir à agir physiquement en cas de nécessité, notamment dans les fours eux-mêmes.
- Les agents d'entretien (électrotechniciens, mécaniciens): ils assurent la maintenance des appareillages. Une part non négligeable de leurs interventions concerne le grappin et le pont roulant au-dessus de la fosse, mais aussi les fours, le tapis d'élimination des mâchefers, etc.
- Les postes de contrôle des systèmes de traitement des fumées et des eaux: ils contrôlent l'efficacité des systèmes (prise d'échantillons, contrôle des rejets, manipulation des produits chimiques nécessaires aux systèmes).
- Les postes d'élimination des résidus de l'incinération (mâchefers et suies): ils assurent le chargement (automatisé ou non) des camions. Ils peuvent intervenir sur les goulottes et les tapis d'élimination des mâchefers en sortie de four.
- Enfin, diverses autres tâches peuvent être considérées: nettoyage des trémies de chargement des déchets dans les fours; guidage des camions-bennes pour le déchargement des OM dans la fosse, et nettoyage des quais de déchargement; vidange des bacs de déchets hospitaliers directement dans le four (pour les incinérateurs spécifiquement équipés).

En ce qui concerne les interventions sur les fours eux-mêmes, la plupart des interventions de réparation ou de changement des réfractaires sont réalisées par des entreprises extérieures spécialisées. Les salariés de l'usine d'incinération d'ordures ménagères (UIOM) doivent intervenir préalablement, notamment pour vider les fours, ce qui exige de pénétrer dans le four alors que la combustion des déchets n'est pas forcément terminée. Ces interventions se passent après arrêt de l'installation et un certain temps de refroidissement. La température intérieure peut cependant être encore élevée (50 °C).

Dans les centres de stockage d'OM, les postes peuvent aussi être polyvalents ou plus individualisés en fonction des législations selon les pays (encadré 15.2).

- Le poste le plus courant: le conducteur de compacteur et celui de répartiteur des ordures

ménagères par bulldozer. Ils sont chargés de répartir les OM déchargées par les camions et de les tasser par passages successifs avec le compacteur. Ils conduisent des engins de chantier et disposent, dans le meilleur des cas, d'une cabine fermée, ventilée.

- Le poste de contrôle des camions: le salarié surveille la pesée des camions, effectue un contrôle visuel des déchets et contrôle le bulletin de déclaration de chargement.
- Le poste de contrôle des canalisations de biogaz et de surveillance de la torchère quand le réseau de biogaz existe: ce salarié peut effectuer des prélèvements d'échantillons pour analyser le contenu du biogaz.
- Le poste de surveillance de la station d'épuration des eaux: il conduit l'installation d'épuration, effectue les prélèvements d'échantillons et les contrôle.
- D'autres tâches sont possibles: travaux de terrassement, d'installation de géomembranes, d'entretien des canalisations, d'entretien des plantations (revégétalisation de site). Ces tâches peuvent être réalisées par des entreprises sous traitantes.

D'autres postes de travail existent dans la filière déchets.

- Le tri d'OM: les salariés sont installés à côté de tapis roulants qui amènent les OM et ôtent les éléments susceptibles d'être recyclés (papiers, éléments métalliques, bouteilles plastiques) (tri positif) ou les éléments indésirables (films plastiques) (tri négatif). Il s'agit souvent de salariés pris parmi les populations défavorisées (entreprises de réinsertion). Les postes de travail se distinguent, en terme de risques, par la nature des déchets, selon qu'il s'agisse d'un tri sur ordures brutes ou sur les seuls déchets dits recyclables.
- Les ouvriers du compostage: ils sont chargés de l'organisation et du retournement des andains et de l'arrosage; ils sont fortement exposés aux microorganismes de contamination fécale, car ils sont au contact des déchets avant leur hygiénisation. Ils sont exposés à un risque infectieux par les contacts main-bouche ou par l'aérosolisation des déchets et des composts.
- Les centres de stockage de déchets industriels: on retrouve les mêmes postes de travail

que sur les centres de stockage d'OM, avec toutefois deux différences notables. Le poste de contrôle peut effectuer des échantillonnages dans le chargement de déchets. Un chimiste réalise alors sur ces échantillons des tests physico-chimiques pour vérifier l'adéquation entre le déchet et ce qui est annoncé par le bon de livraison. Enfin, un poste d'inertage peut exister à l'entrée du site permettant de couler les déchets dans une matrice (en béton, par exemple).

- La centrale d'incinération de déchets industriels et les centres de traitements physico-chimiques: la principale différence réside dans le fait qu'il n'y a pas de fosse à OM et donc pas de conducteur de grappin. Les déchets sont stockés dans des citernes ou silos en fonction de leur composition. L'alimentation des fours est effectuée du poste de conduite par ouverture des vannes.
- Les centres de regroupement des déchets industriels: les salariés de ces centres sont ceux qui sont potentiellement le plus en contact avec les déchets dangereux. En effet, ils peuvent être amenés à casser des emballages ou matériels divers pour récolter des produits chimiques particuliers. Ils peuvent notamment pelleter des matériaux plus ou moins pulvérulents, riches en métaux lourds, ouvrir des fûts. On ne dispose pratiquement pas de données pour cette activité.
- Enfin, les ouvriers de la collecte des OM qui effectuent le ramassage des ordures, en vrac ou en conteneur, et les vident dans les camions de collecte (équipés ou non de bennes à chargement automatique). Se rapprochent de cette catégorie les ouvriers de transfert d'OM (regroupement et compactage des OM avant transport).

Dangers encourus

- **Dangers accidentels** Outre les accidents physiques liés à la manipulation d'outils, d'engins et de produits divers, ainsi que ceux, classiques, liés aux déambulations, l'analyse des tâches professionnelles montre l'existence de deux sources particulières d'accidents:
 - Risque de blessures par des déchets coupants, piquants: particulièrement importants lors de la collecte, ou par les agents d'entretien des UIOM quand ils

Encadré 15.2 Affections observées chez des travailleurs de centres de stockage ou de traitement de déchets

Maladies aiguës ou subaiguës Les maladies les plus fréquemment évoquées sont les affections respiratoires, sous forme de petits syndromes obstructifs. Une plus grande fréquence d'infections respiratoires a été observée. Quelques cas de bronchiolite oblitérante ont été décrits, ainsi que des alvéolites allergiques et des pneumonies toxiques. Des chocs toxiques organiques dus à la libération de quantités très importantes d'endotoxines ont été décrits, en particulier chez les salariés des centres de compostage.

La plupart des cas aigus concernent les salariés des centres de tri ou de compostage et sont attribués à des microorganismes.

Une prévalence un peu plus importante de symptômes banaux ou de signes d'affections digestives a été relevée (maux de tête, troubles digestifs, troubles neurologiques) et pourrait être attribuée aux composés chimiques présents dans l'ambiance de travail ou plus vraisemblablement aux endotoxines libérées dans l'air (collecteurs d'ordures ménagères).

Effets chroniques En raison d'une exposition chronique, même faible, à certains cancérigènes, la question de la fréquence plus élevée de cancers chez ces salariés est posée. Malheureusement, en raison des faibles effectifs concernés et du temps de latence long, les quelques données dont on dispose ne sont pas concluantes (augmentation non significative de cancers gastriques ou pulmonaires).

Il est donc prématuré de conclure à l'existence de troubles particuliers, surtout pour ce qui est des maladies chroniques, chez les salariés de cette filière, en raison de l'insuffisance des études, tant en termes de représentation et de nombre qu'en termes de validité statistique des données.

interviennent sur le grappin bloqué par des déchets. Ces blessures sont une importante porte d'entrée pour les microorganismes présents dans les déchets.

- Risque spécifique pour les ouvriers de la collecte: dérapage, renversement et écrasement par le camion de collecte lui-même ou par les véhicules des usagers de la route. De nombreux décès sont dus à ce type d'accidents.
- **Dangers d'ordre chimique** Les déchets (industriels ou ménagers), les gaz de combustion lors de l'incinération, et les résidus d'incinération contiennent de nombreux composés chimiques présentant des propriétés toxiques. En provenance des déchets eux-mêmes, voici les plus importants:
 - Les métaux lourds: en particulier le plomb, le cadmium, le nickel, le chrome et le mercure (présent dans les piles électriques, les thermomètres et autres instruments de mesure, et volatil à la température ambiante). Ils sont particulièrement concentrés dans les résidus de l'incinération (refiom).
 - Les composés organiques volatils (COV): outre divers composés organiques provenant des déchets eux-mêmes (acides gras), les COV peuvent provenir de leur

décomposition (PVC \rightarrow chlorure de vinyle) ou d'une combustion incomplète (hydrocarbures monoaromatiques comme le toluène). Les gaz produits par la décomposition des ordures lors du stockage (CH_4 , H_2S) peuvent être à l'origine d'intoxications aiguës très graves, en particulier lors des interventions sur les réseaux de collecte des biogaz.

D'autres polluants sont émis lors du traitement des déchets:

- Acide chlorhydrique: une quantité importante d'HCl est produite lors de l'incinération.
- Aldéhydes (formaldéhyde, acétaldéhyde, acroléine): famille chimique importante de l'incinération. Ils proviennent de la combustion incomplète des déchets organiques.
- HAP (fluoranthène, pyrène), toujours présents dans le processus d'incinération.
- Monoxyde de carbone, présent à certains postes en centrale d'incinération et témoin d'une mauvaise combustion.
- Dioxines et furannes (incinérateurs, décharges en combustion).
- **Dangers d'origine microbiologique** Les déchets ménagers sont riches en microorganismes de toutes sortes (bactéries, virus,

champignons, levures). Le stockage et la fermentation favorisent particulièrement le développement d'une flore bactérienne de type Gram et de champignons de type *aspergillus*. Il est possible que certains microorganismes pathogènes (virus de l'hépatite B, entérovirus, bactéries pathogènes, mais pas le VIH) persistent dans certains déchets.

• Dangers d'ordre physique et ergonomique

Des conditions de température assez élevées peuvent prévaloir lors des interventions dans les fours. À noter aussi les contraintes posturales et liées au port de matériel de sécurité (scaphandre autonome), ainsi que les problèmes ostéo-articulaires associés à la conduite d'engins de chantier et de terrassement. Les postures et gestes répétitifs des salariés des centres de tri pourraient être à l'origine de nombreuses affections ostéo-articulaires des membres supérieurs dans les années à venir.

Niveaux et voies d'exposition

L'exposition des salariés se fait essentiellement par voie aérienne, mais aussi par voie cutanée, en particulier en cas d'effraction cutanée permettant l'entrée de microorganismes. On dispose de très peu d'études sur les niveaux de pollution aux postes de travail. Il semblerait que ceux-ci soient relativement faibles pour les déchets ménagers, avec des niveaux un peu plus élevés pour l'incinération ou le stockage de déchets industriels. Dans la plupart des cas où une valeur limite d'exposition existe, les niveaux dépassent rarement 20 % de cette valeur, mais ces rares études ont essentiellement analysé des installations récentes faisant appel à des technologies avancées. Il est de ce fait difficile de généraliser les résultats à tous les centres. En particulier, aucune étude n'a évalué les centres ayant géré à l'ancienne, ni été entreprise à la suite d'un accident. Cependant, on a pu noter des taux ponctuels relativement élevés, au niveau des trémies à l'entrée des fours d'OM (CO), ou lors de l'ouverture de fûts dans les centres de regroupement ou de traitement physico-chimique de déchets industriels (solvants). Pour l'exposition aux PCDD/F des travailleurs d'incinérateurs, les concentrations dans l'air n'ont pas été trouvées plus élevées que chez des salariés non

exposés, bien que la répartition des différents congénères soient très différentes (présence importante d'octachlorodioxines).

Quelques études se sont attachées à doser les polluants ou leurs métabolites dans les milieux biologiques qui intègrent la dose reçue par voie respiratoire et par voie cutanée. Certaines montrent l'existence d'une augmentation de la dose interne chez les salariés des centres par rapport à des salariés non exposés (plomb, par exemple), mais cette augmentation est toujours inférieure à ce que l'on retrouve chez des salariés d'autres industries (tableau 15.20).

En terme d'exposition microbienne, des quantités assez importantes de bactéries ont été trouvées dans l'air des postes de travail d'incinérateurs ou de centres de tri [$75 \cdot 10^3$ CFU/m³], principalement de bactéries Gram*. Dans certains cas, des charges importantes d'endotoxines sont libérées dans l'atmosphère, particulièrement dans les centres de tri d'ordures brutes, ou dans les centres de compostage (niveaux atteints: 170 UE** /m³; alors que la valeur limite proposée est de 50 UE/m³). Les collectes sélectives entraînant un espacement des collectes de déchets organiques posent la question d'un développement accru des microorganismes dans ces déchets, ce qui pourrait être à l'origine de niveaux d'exposition plus importants, tant en milieu résidentiel que professionnel (Wouters et coll., 2000).

Moyens de protection

Les salariés des filières de déchets devraient bénéficier d'une surveillance médicale spéciale. Ils doivent disposer de gants de protection, chaussures de sécurité et combinaison de travail, ainsi que des douches sur les lieux de travail. Ils doivent porter des appareils de protection respiratoire lors d'opérations spécifiques (intervention en fours, intervention sur les filtres, pelletage et convoyage de certains déchets en vrac avec production importante de poussière); si nécessaire, des masques autonomes doivent être mis à leur disposition. Dans la mesure du possible, les postes doivent être étudiés de façon à éviter des pollutions anormales (étude des prises d'air et des aspirations, arrosage des aires, recouvrement et captage de biogaz). Il serait bon que

* Valeur limite proposée pour les bactéries Gram = 10^3 CFU/m³

** UE = Unités d'endotoxine, par référence à une endotoxine produite par une souche bactérienne précisée en bon état physiologique

Tableau 15.20 Doses internes (moyenne et écart-type) observées chez des travailleurs* d'un centre d'incinération de déchets industriels; valeurs de référence en milieu de travail et pour la population générale

	Travailleurs les plus exposés N = 45	Travailleurs périphériques N = 54	Employés peu exposés N=23	Valeurs allemandes de référence en milieu de travail (BAT/EKA)	Valeurs de référence pour la population générale
Plomb dans le sang ($\mu\text{g/L}$)	63,16 \pm 19,52	53,78 \pm 31,06	60,18 \pm 28,02	700	150
Cadmium dans le sang ($\mu\text{g/l}$)	1,03 \pm 1,24	0,59 \pm 0,72	1,27 \pm 1,41	15	3
Arsenic urinaire ($\mu\text{g/L}$)	18,34 \pm 20,37	11,25 \pm 7,83	11,41 \pm 7,22	130	20
Chlorophénols urinaires (2,4-DCP) ($\mu\text{g/L}$)	2,14 \pm 2,96	1,19 \pm 1,09	0,67 \pm 0,36	30,3 ($\mu\text{g/g}$ de créatinine)	-
Toluène sanguin ($\mu\text{g/L}$)	1,54 \pm 1,61	0,76 \pm 0,55	0,84 \pm 0,49	1 000	3

*Travailleurs de 20 à 60 ans
Source: Wrbitzky (1995)

les divers postes de travail soient régulièrement contrôlés au moyen de prélèvements individuels. Des réflexions et des améliorations techniques doivent encore être apportées afin de limiter le développement des microorganismes; ce problème risque de croître avec le développement des collectes sélectives qui entraînent des collectes moins fréquentes des poubelles de déchets fermentescibles, et de représenter ainsi dans l'avenir un réel problème de santé pour les salariés de la filière ordures ménagères.

7. RISQUES LIÉS AUX DÉCHETS ET AUX SOLS POLLUÉS

7.1 *Quelques exemples historiques*

La décharge de déchets toxiques de **Love Canal**, dans la municipalité de Niagara Falls (État de New York), est le premier exemple bien documenté des conséquences sanitaires d'une mauvaise gestion des déchets industriels.

Entre 1942 et 1953, un fossé d'un kilomètre de long (creusé initialement pour canaliser de l'eau afin de produire de l'électricité) a été utilisé par la Hooker Chemical Company pour stocker les déchets d'un procédé de production de pesticides. Dix à quinze ans après que ce site, arrivé à saturation, eut été fermé (et recouvert d'argile), des maisons individuelles ont été construites de part et d'autre de l'ancien canal. Les travaux de terrassement et de creusement de conduites (notamment gaz, égouts) ont altéré la

couche d'argile. Vers le milieu des années 1970, les précipitations cumulées de pluie et de neige avaient produit des lixiviats qui, par ruissellement de surface et en profondeur, ont pénétré dans les caves des maisons adjacentes. En raison de la grave dépréciation des biens associée aux préoccupations d'ordre sanitaire que cette situation avait engendrées, le gouvernement américain a dû acheter et faire évacuer à partir de 1978 des centaines de maisons et engager des études sur l'impact sanitaire de l'«affaire Love Canal».

Plus de 200 produits chimiques ont été trouvés dans le sol du site et des jardins avoisinants, dans les lixiviats, dans l'air extérieur et dans l'air confiné des caves contaminées. L'inhalation de cet air représentait la voie d'exposition majeure. Des échantillons de sang ont aussi été prélevés en grand nombre en vue de caractériser l'exposition et d'apprécier les risques sanitaires. Pour l'essentiel, cependant, cette exposition a été caractérisée par le lieu de résidence.

Le tableau 15.21 présente certains résultats d'une exploration des risques concernant la reproduction (Vianna et Poland, 1984).

Ces données sont suggestives d'un effet de l'exposition sur les avortements, mais ne présentent pas de résultats très cohérents. Les auteurs de ce travail remarquent que les enfants nés au début de la période d'exposition présentaient plus fréquemment un petit poids à la naissance, mais que cette caractéristique disparaissait ultérieurement.

Tableau 15.21 Issue de la grossesse et exposition aux émanations de Love Canal

Exposition	Nombre de grossesses	Avortements (%)	Malformations (%)	Poids à la naissance <2500 g (%)
Maison jouxtant le canal	79	19,0	6,2	1,5
Maisons proches des drainages naturels	108	23,1	12,0	15,7
Maisons éloignées des drainages naturels	164	12,8	4,9	6,9

Source: Vianna et Poland (1984)

En raison notamment de la présence de benzène et d'hexachlorobenzène, le risque de cancer a aussi été étudié, grâce à l'existence d'un registre dans l'État de New York (Janerich et coll., 1981). Ce travail ne montre d'association significative (ratios d'incidence standardisés) pour aucun type de cancer étudié (appareils digestif, respiratoire et génito-urinaire, foie, leucémie et lymphomes) sur la base de 100 cas incidents comptabilisés.

Plusieurs autres investigations ont été conduites (aberrations chromosomiques, troubles du comportement et état de santé des enfants), mais aucune n'a permis de conclure à une association convaincante avec l'exposition (NRC, 1991).

La décharge de déchets industriels de **Montchanin** (6000 habitants, Saône et Loire, France), a été la première installation de classe I ouverte en France (1978). Du fait des mauvaises conditions d'exploitation (une partie importante des 600 000 tonnes de déchets stockés entre 1978 et 1988 l'a été quasiment à l'état brut), les riverains se plaignent de mauvaises odeurs. Après des années de procédures, les autorités décident en 1988 la fermeture du site, en s'appuyant sur les observations des médecins locaux, d'une incidence jugée «élevée» de troubles respiratoires rebelles au traitement. Diverses investigations sanitaires sont alors conduites pour tenter de caractériser la réalité et l'ampleur des conséquences sanitaires de la décharge.

Comme dans le cas de Love Canal, une étude attentive du site et de son environnement montre que la voie d'exposition principale aux polluants est l'inhalation: bien que contaminées, les aquifères sous-jacents ne sont pas un lieu de captage pour l'alimentation en eau potable (ils sont utilisés marginalement pour l'irrigation de lopins privatifs); l'étang en devers du site était eutrophisé depuis longtemps et ne servait plus à la pêche ni à la baignade (un éleveur s'est cependant plaint de la mauvaise santé de ses vaches,

qui s'y abreuvent); le site de la décharge est bien enclos et aucun envol significatif de poussières ou de débris n'est décrit. Une campagne de mesure (après la fermeture du site) a relevé dans l'atmosphère, sur le site et sous le vent, des composés organiques volatils nombreux, en concentrations comparables à celles observées en zone d'activité pétrochimique.

Le tableau 15.22 résume les principaux résultats des quatre études épidémiologiques successivement conduites entre 1990 et 1992, et concernant respectivement la consommation de médicaments, le recours aux soins médicaux, les troubles de la reproduction et la mortalité. Les deux premières (concernant respectivement 694 sujets et 481 cas/335 témoins) ont utilisé comme mesure de l'exposition une métrique fondée sur le gradient de concentration des polluants volatils, à partir d'un modèle de dispersion. L'étude sur la reproduction a comparé les réponses de 2115 femmes de 20 à 49 ans résidant à Montchanin et dans 5 autres communes (non exposées) du département de Saône et Loire. La dernière a comparé la mortalité spécifique survenue à Montchanin et dans l'ensemble du département, à différents moments d'activité croissante de la décharge.

Ces investigations, par la concordance des résultats relatifs à la morbidité irritative respiratoire (cohérente avec les données concernant la toxicité des COV), ont fortement appuyé l'hypothèse d'un impact des émissions d'hydrocarbures lors de l'activité de la décharge et, plus marginalement, depuis sa cessation d'activité. Aucun effet sur la reproduction n'a été mis en évidence.

7.2 Évaluation des risques liés à une installation d'incinération

Compte tenu de la nature des effets sanitaires potentiellement associés aux émissions des

Tableau 15.22 Résumé des principaux résultats des études épidémiologiques conduites à Montchanin

Étude longitudinale rétrospective (Morbidité avant la fermeture du site) (Zmirou et coll., 1994)	La consommation individuelle de médicaments à orientation respiratoire croît avec l'exposition, mais la signification statistique est très faible. La consommation des médicaments à orientation neuro-psychique n'est pas liée à l'exposition.	
Étude cas-témoins (Morbidité après la fermeture du site) (Deloraine et coll., 1995)	La morbidité est significativement corrélée à l'exposition. La morbidité neuro-psychique est significativement corrélée à l'exposition.	
Étude longitudinale rétrospective (Reproduction) (Deloraine et coll., 1992)	Le nombre annuel, par femme, de fausses couches spontanées n'est pas différent à Montchanin de celui des communes témoins. Le délai intergénéral (entre deux grossesses successives) n'est pas différent à Montchanin de celui des communes témoins.	
Étude rétrospective (Mortalité) (Zmirou et coll., 1995)	Cause de décès	SMR**[IC 95 %] (référence = département)
a- 1971-78 (avant ouverture de la décharge)	Mal. appareil circulatoire Mal. appareil respiratoire dont-BPCO*	95 [82-110] 104 [74-144] 149 [48-350]
b- 1979-83 (modeste activité de la décharge)	Mal. appareil circulatoire Mal. appareil respiratoire dont - BPCO	91 [75-108] 72 [40-118] 79 [21-203]

* BPCO: Broncho-pneumopathies chroniques obstructives

** SMR: *Standardized Mortality Ratio*

installations d'incinération des déchets ménagers ou industriels (affections chroniques à effet très différé: cancer, atteinte rénale ou neurologique) et de l'ampleur du risque, *a priori* jugée très modérée, une approche épidémiologique classique est le plus souvent inappropriée. L'évaluation du risque par modélisation est une alternative pertinente. Un exemple commenté illustre cette démarche, dans le cas d'une usine d'incinération de grande taille, dans une situation simple d'exposition directe par inhalation (Boudet et coll., 1999).

Identification des dangers: choix des polluants traceurs Deux campagnes de mesure des effluents de l'UIOM de l'agglomération de Grenoble ont été menées. Un choix des traceurs de l'UIOM a été opéré parmi les divers polluants mesurés pour réaliser l'étude d'évaluation du risque. Les critères majeurs de ce choix (nocivité documentée du polluant, spécificité de l'incinération comme source d'émission et quantité émise à la cheminée) ont conduit à retenir le trichloroéthane, le benzène, le nickel et le cadmium. Pour ce dernier, seul le risque lié à la toxicité rénale est considéré par la suite, et non sa cancérogénicité.

Exposition des citoyens aux polluants émis par l'UIOM L'incinérateur est situé en milieu urbain. Compte tenu de la direction des vents dominants, ses rejets sont orientés vers des zones

habitées non agricoles. Les eaux d'alimentation de l'agglomération ne sont pas susceptibles d'être atteintes par ces effluents atmosphériques. Pour ces raisons, seule l'exposition par voie d'inhalation directe est prise en considération. Un logiciel de dispersion des polluants issus d'une source ponctuelle (POLAIR [Balducci et coll., 1995]) permet de déterminer des courbes d'isoconcentration d'un polluant selon un modèle de type Gaussien. Plusieurs types de modèles existent pour cela (encadré 15.3).

Compte tenu de la mobilité des individus sur un territoire urbain, l'exposition ne peut être estimée correctement par le seul domicile. Le budget espace-temps de la population de l'agglomération grenobloise a fait l'objet d'une enquête téléphonique portant sur 570 individus et permettant de connaître la distribution spatiale des domiciles, lieux de travail, lieux d'activité principale et de sport des individus — par sexe et par âge —, ainsi que les distributions temporelles correspondantes (temps passé respectivement dans chaque micro-environnement).

La caractérisation du risque suit diverses logiques selon la nature de l'effet sur la santé du polluant considéré. Pour les cancérogènes (benzène, nickel), les expositions moyennes estimées sur une vie entière sont multipliées par le risque unitaire correspondant (US-EPA). L'exposition au trichloroéthane est comparée au NOAEL de

Encadré 15.3 Modèles de dispersion des polluants atmosphériques à partir d'une source ponctuelle

Les modèles de dispersion atmosphérique sont utilisés pour répondre à divers besoins:

- vérification du respect des critères de qualité de l'air ambiant;
- évaluation des impacts d'une nouvelle source d'émission;
- évaluation de la contribution de diverses sources d'émission sur un territoire;
- estimation de l'exposition d'une population dans le cadre d'une évaluation des risques.

Ces modèles estiment les concentrations atmosphériques d'un contaminant à partir du taux d'émission à l'atmosphère et des conditions météorologiques (fréquence et vitesse des vents, stabilité atmosphérique). Il existe plusieurs types de modèles de dispersion. Une vérification préalable de l'applicabilité d'un modèle spécifique à une situation donnée est essentielle à l'obtention de résultats valables. Généralement, les modèles ne tiennent pas compte de tous les facteurs en même temps, d'où l'importance de choisir celui qui correspond le mieux aux conditions à l'étude et aux objectifs poursuivis. Voici quelques exemples de facteurs qui peuvent varier d'un modèle à l'autre:

- type de source: ponctuelle, linéaire, de surface;
- distances d'intérêt: rayon inférieur ou supérieur à 50 km de la source;
- usages du site: milieu agricole, urbain, industriel, usage mixte;
- présence de bâtiments importants à proximité de la source d'émission;
- topographie du site: milieu plat, accidenté, très complexe;
- présence dans le rayon à l'étude d'un plan d'eau important (qui peut modifier le régime des vents);
- caractéristiques des contaminants: substances réactives ou non réactives, formation de contaminants secondaires;
- devenir des contaminants: dégradation, adsorption, lessivage;
- paramètres météorologiques;
- nombre de sources d'émission: source unique *versus* sources multiples;
- durée considérée: calcul d'une moyenne pour une durée d'une heure, de 8 heures, de 24 heures, une moyenne annuelle. Ce point est particulièrement important en ce qui a trait à l'évaluation des risques (effets à court terme, effets cancérigènes).

Dans le cadre particulier des évaluations de risques à la santé, les modèles de dispersion les plus fréquemment utilisés sont fondés sur le modèle gaussien qui s'appuie sur la prémisse que le panache provenant de la source d'émission va diffuser, sous des conditions de vent constant, de façon latérale et verticale, selon un profil analogue à une distribution statistique de type gaussien. Le modèle gaussien est surtout utile pour les courtes distances (50 km de la source d'émission ou moins). Plusieurs modèles, commercialement disponibles sous forme de logiciels, ont été élaborés à partir du modèle gaussien de base, auquel des perfectionnements ont été ajoutés pour permettre de considérer divers facteurs (effet des bâtiments, type de sources). Voici quelques exemples de modèles gaussiens. Pour obtenir une liste plus complète des modèles utiles, il est suggéré de consulter la source citée à la fin du présent encadré.

Modèle OCD (*Offshore and Coastal Dispersion Model*): ce modèle est adapté pour des sources situées dans des régions côtières. Il tient compte de l'effet du littoral.

Modèle RAM (*Rural Air Shed Model*, basé sur *Gaussian Plume Multiple Source Air Quality Algorithm*): ce modèle peut considérer plusieurs sources simultanément. Il est surtout utile pour les sites urbains et les polluants stables.

Modèle ISC (*Industrial Source Complex Model*): ce modèle existe en deux versions, soit le ISCST qui estime les concentrations des polluants à partir de données météorologiques prises à de courts intervalles de temps (de 15 minutes à 1 heure) et le ISCLT qui estime plutôt les concentrations à plus long terme (1 mois, 1 an) à partir d'un sommaire statistique des données météorologiques. Le modèle ISC est souvent recommandé pour estimer la concentration des polluants provenant de diverses sources associées à un même complexe industriel. En plus de la dispersion et du transport, il peut estimer la déposition des polluants au niveau du sol et des végétaux.

Modèle CRSTER (*Single Source Dispersion Model*): ce modèle s'applique surtout en milieu rural, pour des sources uniques d'émission.

Il existe des modèles qui intègrent à la fois un modèle de dispersion et un modèle d'estimation d'exposition. À titre d'exemple, citons le HEM («*Human Exposure Model*») et le IEM («*Inhalation Exposure Model*»). Il est à noter que l'étude de la dispersion et du transport des polluants sur une longue distance (plus de 50 km de la source) nécessite l'utilisation de modèles fort complexes. Dans de tels cas, il est recommandé de faire appel à des experts.

Bien utilisés, les modèles de dispersion permettent d'estimer les concentrations dans l'air et le dépôt des contaminants émis par une source réelle ou théorique. Ils constituent un outil essentiel lorsqu'il est impossible de mesurer les concentrations réelles des contaminants dans l'environnement (limites analytiques, ressources financières limitées, sources futures d'émission). Cependant, il est important de noter que ces modèles fournissent un *ordre de grandeur* quant aux concentrations réelles des contaminants puisqu'ils ne peuvent considérer l'ensemble des facteurs influençant le devenir et le transport des contaminants. Il faut être très conscient des limites du modèle utilisé dans une situation donnée afin d'interpréter correctement les résultats obtenus. Il ne faut jamais perdre de vue le fait que, dans le cadre d'une évaluation des risques liés à une ou plusieurs sources d'émissions atmosphériques, la dispersion atmosphérique devient une étape déterminante dans l'estimation de l'exposition des populations environnantes. En effet, elle influence directement les autres sources d'exposition découlant du transfert des contaminants de l'air vers les autres composantes environnementales.

Source: *Selection Criteria for Mathematical Models used in Exposure Assessments: Atmospheric Dispersion Models*, U.S. Environmental Protection Agency. 1993, 96 p. PB94-114725

l'US-EPA (ATSDR, 1995) basé sur les effets cardio-vasculaires, neurologiques, rénaux et hématologiques. Bien que le cadmium soit aussi un cancérigène, seule sa néphrotoxicité est prise en compte; l'exposition est comparée par la valeur guide établie par le bureau européen de l'OMS (WHO, 2001).

Résultats Le tableau 15.23 résume les caractéristiques métrologiques et toxicologiques majeures de chaque contaminant pris comme traceur de la pollution attribuable à l'UIOM de Grenoble.

Les concentrations dans l'air du nickel attribuables à l'UIOM varient de 0 à $2 \cdot 10^{-4}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pour le benzène, la distribution varie de 0 à $4 \cdot 10^{-5}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$; pour le trichloroéthane, de 0 à $1 \cdot 10^{-4}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et pour le cadmium, de 0 à $1 \cdot 10^{-5}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (donnés non présentées au tableau 15.23).

Les expositions vie entière et les estimations du risque lié à ces mêmes traceurs sont aussi très peu importantes (tableau 15.24). Le 80^e percentile d'excès de risque pour le benzène est de $5,4 \cdot 10^{-8}$; il est de $1,7 \cdot 10^{-5}$ pour le nickel, alors que les émissions de cadmium de l'UIOM ne représentent pas plus de 36 % de la valeur guide proposée par le bureau européen de l'OMS. Il y a un facteur de sécurité d'au moins $5 \cdot 10^7$ entre le LOAEL proposé par l'US-EPA et les concentrations attribuables dans l'air ambiant pour le trichloroéthane.

Discussion de l'approche suivie Ces résultats suggèrent que, dans le cas d'UIOM équipées d'appareils antipollution modernes, les émissions à la cheminée ne contribuent que très peu à l'exposition de la population générale aux polluants traceurs considérés. Les risques correspondants, s'ils existent, sont faibles et certainement non identifiables par le biais d'études épidémiologiques classiques.

L'inhalation est la seule voie d'exposition étudiée. C'est une limite évidente de cette évaluation du risque. Mais la disposition des zones de culture et la direction des vents sur l'agglomération grenobloise ne sont pas en faveur d'une contamination de la chaîne alimentaire. Cette autre voie d'exposition devrait évidemment être considérée dans les cas d'élevages de bétail ou de cultures céréalières et maraîchères sous le vent d'une UIOM; de même, il peut être recommandé de prendre également en compte l'ingestion de poussières déposées sur le sol, comme cela se fait pour l'évaluation des risques liés aux sols pollués (*voir section suivante*). Enfin, ces résultats ne s'appliquent pas nécessairement à d'autres polluants, tels que le mercure et les dioxines, qui n'ont pas été considérés dans ce travail pour cause de non-disponibilité de mesures à l'émission au moment où l'étude a été réalisée.

Tableau 15.23 Caractéristiques toxicologiques des contaminants traceurs émis par l'UIOM de Grenoble

	Trichloroéthane	Benzène	Cadmium	Nickel
Concentration à l'émission (maximum)	420 (615) pptv	150 (350) pptv	0,22 (0,3) µg/m ³	5,3 (6,1) µg/m ³
Débit maximum à la cheminée	7•10 ⁻⁵ g/s	2,36 • 10 ⁻⁵ g/s	6,3•10 ⁻⁶ g/s	12,9•10 ⁻⁵ g/s
Concentration typique dans l'air ambiant urbain	1 ppb (US)	1,8 ppb (US)	5-15ng/m ³ (US) 10-20 ng/m ³ (UE)	1-328 ng/m ³ (US)
Excès de risque unitaire cancérigène		8,3•10 ⁻⁶ (µg/m ³) ⁻¹	*	4,8•10 ⁻⁴ (µg/m ³) ⁻¹
NOAEL ou valeur guide	150 ppm**		0,5 µg/m ³ ***	

Sources: ATSDR (1995, 1997 a, b, c); WHO, (2001)

* Risque cancérigène non pris en compte dans cette évaluation du risque

** Effets systémiques divers

*** Effets systémiques rénaux

7.3 Évaluation des risques liés aux sols pollués

Il est possible d'appliquer aux pollutions du sol la démarche d'évaluation des risques sanitaires, même si ce milieu très particulier rend les études plus délicates encore que pour tout autre compartiment de l'environnement. Cependant, elle est d'un apport considérable, car elle permet de guider les décisions de traitement et de réhabilitation d'un site pollué en se fondant explicitement sur des critères de santé publique. En quantifiant les risques potentiels, cette démarche relegate au passé l'habituel jugement du «tout ou rien» qui repose sur la présence ou non de substances dangereuses.

L'étude est compliquée du fait qu'elle porte, d'une part, sur des probabilités faibles, liées à une exposition faisant intervenir plusieurs médias environnementaux et que, d'autre part, le sol est une matrice vivante, évolutive, encore mal connue et d'analyse chimique difficile. Si les étapes d'identification des dangers, de définition des relations dose-réponse et de caractérisation des risques ne distinguent pas ce champ d'application des autres, l'évaluation de l'exposition humaine atteint ici une grande complexité et mobilise la plupart des moyens à mettre en œuvre.

L'un des cas de figure les plus fréquemment rencontrés consiste à évaluer les risques sanitaires encourus par les futurs usagers d'une

Tableau 15.24 Évaluation de l'exposition et caractérisation du risque lié aux émissions de l'UIOM de Grenoble

EXPOSITION	Benzène (10 ⁻³ µg/m ³)	Nickel (10 ⁻² µg/m ³)	Trichloroéthane (10 ⁻³ µg/m ³)	Cadmium (10 ⁻⁴ µg/m ³)
Moyenne	3,8	2,18	10,0	10,4
Minimum	0,64	0,29	1,6	1,94
Maximum	8,8	4,91	20,0	24,0
Écart-type	2,4	1,35	6,5	6,5
20 ^e percentile	1,5	0,9	4,0	4,0
50 ^e percentile	3,2	1,8	8,3	8,3
80 ^e percentile	6,5	3,6	17,2	17,6
Risque ou marge de sécurité	Risque de cancer vie entière (10 ⁻⁶)		Ratio au NOAEL ou à la valeur guide *	
20 ^e percentile	1,2•10 ⁻²	4,3	2•10 ⁸	1250
50 ^e percentile	2,6•10 ⁻²	8,6	10 ⁷	600
80 ^e percentile	5,4•10 ⁻²	17,3	4,7•10 ⁷	280

*Ratio NOAEL (ou valeur guide) / Niveau d'exposition vie entière

friche industrielle vouée, par exemple, à être réhabilitée en zone résidentielle. Il est alors demandé à l'évaluateur de fournir une estimation quantifiée des risques pour la santé humaine en fonction de la pollution existante et d'un aménagement donné du site. Il peut s'agir aussi de calculer les concentrations de substances chimiques qui peuvent être laissées dans le sol en fonction d'un niveau de risque sanitaire jugé admissible et d'un réaménagement donné des surfaces. Dans ce cas, la démarche d'évaluation de risque est inversée.

Le processus d'investigation commence par un audit environnemental ou analyse de situation. Cette étape ne fait pas partie à proprement parler de l'évaluation de risque, mais elle fournit un grand nombre de données qui lui sont utiles. Elle comprend une étude historique associée à une inspection du site, puis une étude hydrogéologique et, enfin, l'analyse de la qualité chimique du sol et des eaux. La première activité comprend la collecte et l'analyse des documents de l'entreprise, de la municipalité ou de services administratifs spécialisés, éventuellement associée à l'interview d'anciens employés ou de riverains: elle renseigne sur l'emplacement des diverses installations de l'usine (ateliers de fabrication, stockages de matières premières, dépôts de déchets), sur la nature chimique des produits et des sous-produits de fabrication ou des résidus susceptibles d'être présents dans le sol, et sur d'éventuels événements polluants ayant émaillé l'histoire du lieu, à condition bien sûr qu'ils aient persisté dans les mémoires ou été consignés dans un livre. L'inspection du site vient en partie confirmer ces informations et en révèle d'autres, notamment sur les eaux superficielles, les odeurs ou l'aspect visuel des terres, les constructions non répertoriées. L'étude hydrogéologique s'intéresse aux ressources en eaux superficielles et souterraines ainsi qu'au sens et à la vitesse d'écoulement des eaux. L'audit se termine par l'échantillonnage des milieux, du sol en particulier, selon une stratégie qui souvent combine des prélèvements dirigés par les données de l'historique et de l'inspection à des prélèvements choisis au hasard selon une stratégie définie par l'évaluateur de risque. Les fractions récoltées sont alors adressées au laboratoire pour analyse chimique. La phase de prélèvements a pour vocation principale de caractériser en nature, en quantité et en dispersion la pollution spécifique du site (et les propriétés physico-chimiques du sol). Elle peut également

concerner la détermination du bruit de fond local, c'est-à-dire les concentrations en substances dangereuses provenant du fond géochimique et de la pollution anthropique diffuse.

L'autre source indispensable de données spécifiques au site est le plan d'urbanisme. Il fournit, avec les spécifications des bâtiments et des autres équipements, l'usage qui sera fait du site. Il permet donc de fonder des hypothèses sur les populations humaines qui le fréquenteront, sur leurs effectifs et sur leurs activités.

Sur la base de ces éléments, le travail d'évaluation de risque peut réellement commencer. Il s'agit de collecter les informations manquantes, notamment les données utiles aux étapes toxicologiques (identification des effets chroniques et des relations dose-réponse) et à la modélisation: propriétés physico-chimiques des polluants (masse, coefficient de partition dans les diverses phases, etc.) et paramètres d'exposition humaine (budget espace-temps, caractéristiques physiologiques, durée d'exposition, etc.). Si plusieurs grandeurs ou qualités sont disponibles pour une même variable, l'évaluateur doit établir des critères de sélection pertinents: ils rendent ses choix transparents et constituent autant d'outils d'aide à la décision. En fait, les données adéquates sont souvent manquantes, mais un effort particulier de recherche bibliographique ou d'investigation sur site doit être entrepris pour documenter le plus spécifiquement possible les variables les plus pesantes dans les calculs de l'exposition. En tout état de cause, l'évaluateur consigne les défauts de connaissance qui réduisent ses possibilités de choix et le contraignent à sélectionner, faute de mieux, des données qu'il sait mal adaptées au site étudié.

À ce stade, il est possible d'élaborer le schéma conceptuel du site, présentant une ou plusieurs zones homogènes d'exposition, et de définir le ou les scénarios d'exposition humaine qui serviront à la modélisation. L'évaluateur de risque entre tous les paramètres dans le logiciel d'exposition multimédia qu'il a choisi et obtient de la sorte des estimations numériques des doses de toxique ingérées, inhalées et entrant en contact avec la peau pour chacun des scénarios considérés et pour chaque polluant. Selon le modèle, et cela souligne la nécessité de connaître parfaitement le mode de fonctionnement du logiciel, il faut procéder à des ajustements ou à des pondérations des valeurs calculées, en particulier pour prendre en compte la durée effective d'exposition (encadré 15.4).

Encadré 15.4 Modèles d'estimation de l'exposition humaine aux sols pollués

L'estimation de l'exposition de la population vivant sur un site dont le sol est pollué repose sur l'approche indirecte, son accessibilité par la mesure étant rarement possible. La problématique s'articule habituellement autour des faibles expositions subies pendant une durée importante.

Dans ce contexte, les équipes de recherche ont été amenées à concevoir des modèles multimédia d'estimation de l'exposition humaine qui simulent les phénomènes observés *in situ*. Leur ultime étape est le calcul de la dose totale d'exposition que reçoit quotidiennement une personne.

Deux étapes de modélisation forment le squelette de ces outils, informatisés pour plus de convivialité.

Une étape de transfert qui détermine, pour un polluant donné et à partir d'une teneur mesurée dans le sol, les concentrations de ce polluant dans les divers milieux environnementaux (air, eau, sol), voire les organismes vivants (végétaux, bétail, volailles) et leurs sous-produits alimentaires (lait, oeuf) lorsque ceux-ci sont présents sur le site étudié et consommés par les résidents. Les paramètres majeurs de cette étape sont les caractéristiques du sol (nature, porosité, pH, teneur en matière organique), combinées avec les caractéristiques du composé chimique étudié (solubilité, pression de vapeur, coefficient de partition entre les différentes phases du sol, facteur de bioconcentration) ainsi que sa concentration initiale.

Une étape d'estimation de l'exposition humaine qui, à partir des données précédentes, du scénario retenu d'exposition des personnes, incluant les voies pertinentes d'exposition de l'organisme, calcule les teneurs auxquelles sont soumises les personnes. L'exposition est classiquement calculée pour un enfant et un adulte âgés respectivement de 6 et 30 ans. Certains modèles proposent une autre approche. Ils séquentent la vie en intervalles de temps afin de mieux tenir compte de l'évolution des comportements humains et des paramètres physiologiques inhérents aux divers stades de développement de l'organisme.

Les éléments clés de cette étape sont 1) le *scénario d'exposition* représentant le budget espace-temps des personnes vivant sur le site en fonction de l'activité qu'elles y mènent (occupation résidentielle, activité industrielle, site d'aire de jeux, activité agricole), combiné avec les voies d'exposition pertinentes des personnes pour ces activités, 2) les valeurs attribuées aux paramètres physiologiques des personnes vivant sur ces sites (volume d'air inhalé, poids corporel, surface cutanée), et 3) les valeurs attribuées aux paramètres traduisant le comportement des personnes (ingestion directe de sol, part dans l'alimentation des produits cultivés sur le site). Les résultats de cette modélisation sont exprimés en dose totale d'exposition au polluant, toutes voies confondues, et en dose par voie d'exposition pertinente pour le scénario étudié.

Malgré leurs nombreuses limites, ces modèles sont indispensables pour pallier les déficiences actuelles en matière de mesure et donc aider et orienter les responsables de l'action publique en matière de santé. On notera d'ailleurs que de nombreux pays assoient leur réglementation en matière de qualité des sols en s'appuyant sur des modèles multimédia d'estimation de l'exposition humaine.

Un grand nombre de modèles sont aujourd'hui disponibles, certains gratuitement sur Internet, parmi lesquels (ils sont pris ici comme exemples): AERIS (Canada), CalTOX (Californie, États-Unis), CLEA (Royaume-Uni), HESP (Pays-Bas). Voir notamment: www.cwo.com/%7Eherdl/ftp/techman1.pdf

L'étude entre alors dans sa dernière étape. Les doses de substances dangereuses susceptibles de pénétrer dans les organismes humains, mesurées ou le plus souvent prédites par un modèle, sont comparées aux indices toxicologiques qui synthétisent les relations dose-réponse. Pour les effets systémiques d'une substance, la caractérisation des risques consiste à vérifier que la dose administrée est inférieure, égale ou supérieure à la DJA spécifique d'une voie d'exposition. Pour ces effets, considérés habituellement comme survenant au-delà d'un seuil de dose, le résultat de l'évaluation est donc de nature qualitative.

Concernant les effets cancérigènes, il est possible de calculer un excès de risque individuel de cancer en multipliant la dose ingérée ou inhalée par l'**excès de risque unitaire** (ERU) approprié qui aura été choisi dans la littérature toxicologique. Le produit de cette probabilité par l'effectif de la population exposée représente l'**excès de risque collectif**, également nommé **impact collectif**: il correspond au nombre de cancers supplémentaires, c'est-à-dire lié à l'exposition aux polluants du sol étudié, attendu au sein du groupe d'usagers potentiels du site. Enfin, l'étude est conclue par une interprétation

des résultats précédée d'une discussion au cours de laquelle tous les défauts de connaissance sont passés en revue; l'influence sur les résultats de l'étude, prévisible ou non, des choix réalisés par l'évaluateur pour les contourner doit être également discutée. Cette analyse qualitative de l'incertitude peut aussi être utilement complétée par une analyse quantitative de l'amplitude numérique du risque en fonction de la fluctuation des variables dont dépend sa valeur numérique; une analyse de sensibilité peut dans ce cas être mise en œuvre au préalable pour déceler les variables qui influencent le plus la valeur du risque (dont la concentration du polluant dans le sol fait toujours partie). Des analyses probabilistes de l'incertitude et de la sensibilité sont désormais facilitées par la mise sur le marché de logiciels spécialisés (Crystal Ball, @Risk) qui utilisent des techniques stochastiques telles que les simulations Monte Carlo. Elles nécessitent toutefois des compétences en statistique et l'acquisition de données supplémentaires sur les variables à décrire (loi de probabilité et paramètres de distribution).

8. CONCLUSION

La gestion des déchets et des sols contaminés représente un sérieux défi, tant d'un point de vue environnemental que du point de vue de la santé publique. Produits dérivés de notre organisation économique et sociale, les déchets sont aujourd'hui au centre de controverses sociales dans lesquelles les arguments de santé jouent un rôle majeur. Héritage d'une histoire industrielle peu soucieuse de son impact sur la qualité de nos milieux de vie, les sols contaminés sont en train d'émerger comme l'une des grandes questions auxquelles devront faire face les politiques d'aménagement de l'espace, sous la forte contrainte de menaces sanitaires. Les professionnels

de santé publique sont, dans ces domaines, à la fois des vigies — alertes aux moindres risques qu'il faut reconnaître pour être en mesure de les maîtriser — et des conseillers qui cherchent à exposer aux autorités politiques et aux acteurs sociaux des voies pour assumer de manière responsable cette histoire sociale et industrielle. Il s'agit de réduire les risques sans prétendre les annihiler et, surtout, sans en créer de nouveaux par des décisions hâtives. À cet égard, le professionnel de santé publique doit aussi éviter de susciter des peurs irraisonnées, car celles-ci peuvent être sources de mal-être, voire de maladie, tout particulièrement chez des personnes fragiles.

Si les situations de risque sont encore trop nombreuses, particulièrement dans des contextes urbains et sociaux défavorisés, des leçons bénéfiques ont été tirées des expériences du passé. Ainsi, les réglementations relatives aux conditions d'élimination des déchets et de gestion des sols contaminés se sont fortement sévériées, dans le sens d'une plus grande prise en compte de la santé publique, dans les pays les plus développés, au cours de la dernière décennie. La priorité des politiques publiques est, dans ce contexte, de mieux identifier les «points noirs» qui demeurent: ces nombreuses anciennes décharges sauvages ou brutes, ces usines d'incinération qui tardent à se mettre en conformité avec les nouvelles normes d'émission, ces friches industrielles ou zones de ré-appropriation urbaine sur d'anciens sites industriels; afin de réduire ces abcès et préserver la santé des personnes qui résident au voisinage ou sont invitées à y habiter. L'épidémiologie a sans doute encore sa place dans cette «traque aux risques», mais, de plus en plus, la démarche de l'évaluation du risque se présente comme un moyen d'éclairer les termes de la menace pour ouvrir les voies à un débat public responsable.

Bibliographie

- ADEME. «Taxe sur le traitement et le stockage des déchets», Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie, Rapport d'activité 1996, Paris, 1997.
- Arnstein, S. R. «A ladder of citizen participation», *J Am Plann Assoc*, 35, 4, 1969, p. 216-224.
- ATSDR. «Toxicological Profile for 1,1,1-Trichloroethane», Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, 1995.
- ATSDR. «Toxicological Profile for Benzene», Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, 1997a.
- ATSDR. «Toxicological Profile for Cadmium», Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, 1997b.
- ATSDR. «Toxicological Profile for Nickel», Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, 1997c.
- ATSDR. «Agency for Toxic Substances and Disease Registry», Rapport d'activité, Atlanta, 1998.
- Balducci, F., O. Grandamas et D. Zmirou. «Polair: un logiciel pour l'investigation épidémiologique d'une pollution atmosphérique ponctuelle», *Rev Epidém Santé Publ*, 43, 1995, p. 594-603.
- BAPE. «Déchets d'hier, ressources de demain», rapport de la Commission sur la gestion des matières résiduelles au Québec, Bureau des audiences publiques sur l'environnement, Québec, 1997, 477 p.
- Berdoulay, V. et O. Soubeyran. *Débat public et développement durable. Expériences Nord-Américaines*, ministère de l'Équipement, du Logement, des Transports et du Tourisme, Éditions Villes et Territoires, Paris, 1996.
- Bergey, J. L. «Les évolutions dans les déchets: conséquences techniques et financières», *Techniques, Sciences et Méthodes*, 12, 1997, p. 39-49.
- Biocchi, S. et G. Antonini. *Les polluants et les techniques d'épuration des fumées. Cas des unités de destruction thermique des déchets*, Lavoisier Tec & Doc, Paris, 1998.
- Boudet, G., D. Zmirou, Laffond et coll. «Health risk assessment of a modern municipal waste incinerator», *Risk Anal*, 19, 1999, p. 1215-1222.
- CIRC. «IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Polychlorinated dibenzo-para-dioxins and polychlorinated dibenzofurans», vol. 69, Centre International de Recherche sur le Cancer, Lyon, 1997, 666p.
- Clément, B., C. Delolme, T. Winiarsky et Y. Bouvet. «The risks associated with the contamination by landfill leachates of fresh water ecosystems. A review», dans *Proceedings of the 4th Int. Landfill Symposium*, 2, p. 1155-1166, S. Margherita di Pula, 11-15 oct. 1993.
- Combs, G. E., J. E. Spallholz, O. A. Levander et J. E. Oldfield. *Selenium in Biology and Medicine*, partie A et B, Van Nostrand Reinhold Co. Inc., New York, 1987, 1138 p.
- CSE. «La gestion des déchets solides municipaux et la santé publique». Comité de santé environnementale du Québec, Québec, 1993, 140 p. et annexes.
- De Coninck, P. et coll. «Synthèse de la consultation informée effectuée entre les mois de janvier et d'avril 1996, et impliquant 14 citoyennes et citoyens de Sherbrooke, sur les nouvelles orientations stratégiques susceptibles d'être adoptées par Sherbrooke en matière de gestion des déchets et des résidus solides», Sherbrooke, Projet STOPER, Université de Sherbrooke, 1996.
- De Coninck, P. et coll. «La consultation informée: un outil important pour la gestion des déchets et des résidus», *Ruptures*, 4, 1997, p. 129-141.
- Deloraine, A. et coll. «Case-control assessment of the short-term health effects of an industrial toxic waste landfill», *Environ Research*, 68, 1995, p. 124-132.
- Deloraine, A., D. Zmirou et X. Courtois. «Impact d'une décharge de déchets toxiques industriels sur la fertilité: une étude de cas à Montchanin, France», *Proceedings from the 9th World Clean Air Congress. Towards the year 2000*, Montréal, 1992.
- De Rosnay, J. *L'écologie et la vulgarisation scientifique. De l'égo-citoyen à l'écocitoyen*, 2^e édition, Fides/Musée de la civilisation, Montréal, 1994.
- Des Jardins, J. R. *Ethique de l'environnement. Une introduction à la philosophie environnementale*, Presses de l'université du Québec, Montréal, 1995.

- Déportes, I., J.-L. Benoit-Guyod et D. Zmirou. «Hazard to man and the environment posed by the use of urban waste compost: a review», *The Sci Total Environ*, 172, 1995, p. 197-222.
- Dron, D. «Déchets municipaux. Coopérer pour prévenir», rapport au ministre de l'Environnement, Documentation Française, Paris, 1997.
- EC. «The science of composting», Parties I et II, European Commission International Symposium, De Bertoldi, M., P. Sequi, B. Lemmes et T. Papi (éditeurs), Blackie Academic & Professional, imprint of Chapman & Hall, 1996.
- Eidsvik, H. «Le public et la planification des parcs au Canada», *Parcs*, 3, 1978, p. 3-5.
- Hance, B. J., C. Chess et D. M. Sandman. *Industry risk communication manual: improving dialog with communities*, Lewis Publishers, Boca Raton, 1990, 160 p.
- Hattemer-Frey H. H. A. et C. C. Travis. *Health Effects of Municipal Waste Incineration*, CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, 1991.
- IFEN. *Chiffre clés 2002 de l'environnement*. Institut français de l'environnement, Orléans, 2002. www.ifen.fr
- Janerich, D. T. et coll. «Cancer incidence in the Love Canal area», *Science*, 212, 1981, p. 1404-1407.
- Johnson, B. L. et C. T. DeRosa. «The Toxicologie Hazard of Superfund Hazardous Waste Sites», *Rev Environ Health*, 12, 4, 1997, p. 235-351.
- Martel, R. «Inventaire des lieux d'élimination de résidus industriels GERLED: évolution depuis 1983 et état actuel», Les Publications du Québec, Québec, 1998, 62 p.
- MATE (Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement). *Inventaire national des sites et sols pollués*, Paris, 1997.
- MEF. «Liste des dossiers de terrains contaminés répertoriés depuis 1984 (GERLED et GER-SOL)», version de mai 1996, ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, 1996, 280 p.
- MEF. «Un portrait de la situation des matières résiduelles au Québec, 1996-1997», document préliminaire interne au MEF, ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, 1998, 10 p.
- MENVIQ. «Dix ans de restauration des terrains contaminés; bilan de 1983 à 1993», ministère de l'Environnement du Québec, Gouvernement du Québec, Québec, 1994, 34 p.
- Millner, P. D. et coll. «Bioaerosols associated with composting facilities», *Compost Sci Util*, 2, 4, 1994, p. 4-57.
- NRC. *Environmental epidemiology. Public health and hazardous wastes*. National Research Council, Washington, 1991.
- Petts, J., T. Cairney et M. Smith. *Risk-based contaminated land investigation and assessment*, John Wiley & Sons Ltd, Chichester, 1997.
- Recyc-Québec. «Bilan 2000 de la gestion des matières résiduelles au Québec», Recyc-Québec, Québec, 2000.
- Saul, J. *Le citoyen dans un cul-de-sac? Anatomie d'une société en crise*, Fides/Musée de la civilisation, Montréal, 1996.
- SEMEDDIRA. «La gestion des déchets ultimes en Rhône-Alpes», brochure d'information, Délégation régionale de l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie, et de la Société d'économie mixte pour l'étude de décharges de déchets industriels en Rhône-Alpes, Lyon, 1993.
- Shamberger, R. J. *Biochemistry of Selenium*, New York, Plenum Press, 1983, 334 p.
- Slob, W, M. Oiling, H. J. M. Derks et A. P. J. M. de Jong. «Congener-Specific bioavailability of PCDD/F and Coplanar PCBs in cows: laboratory and field measurements», *Chemosphere*, 31, 8, 1995, p. 3827-3838.
- Stanek, E. J. et coll. «Prevalence of soil mouthing/ingestion among healthy children aged 1 to 6», *J Soil Contam*, 7, 1998, p. 227-242.
- US-EPA. «Estimating exposure to dioxin-like compounds», Environmental Protection Agency, EPA/600/6-88/005, 3 volumes, Washington, DC, 1994.
- US-EPA. «Exposure Factors Handbook», Environmental Protection Agency, Washington, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, 1995, EPA/600/P-95/002A.
- Vianna, N. J. et A. K. Poland. «Incidence of low birth weight among Love Canal residents», *Science*, 226, 1984, p. 1217-1219.
- Ville de Montréal. «Bilan des activités 1996. Gestion des déchets et des matières récupérables», Division de l'ingénierie environnementale,

- Service de la propreté, Ville de Montréal, 1997, 54 p.
- WHO. «Air quality guidelines for Europe», WHO European Office, World Health Organisation, Copenhagen, 2001.
- Wouters, I. M., J. Douwes, G. Doekes, P. S. Thorne, B. Brunekreef et D. J. Heederik. «Increased levels of markers of microbial exposure in homes with indoor storage of organic household waste», *Appl Environ Microbiol*, 66, 2, 2000, p. 627-631.
- Wrbitzky, R., T. Goën, S. Letzel, F. Frank et J. Angerer. «Internal exposure of waste incineration workers to organic and inorganic substances», *Int Arch Occup Environ Health*, 68, 1995, p. 13-21.
- Zmirou, D. et coll. «Short term health effects of an industrial toxic waste landfill: a retrospective follow-up study», *Arch Environ Health*, 49, 1994, p. 228-238.
- Zmirou, D., A. Deloraine, W. Dab et H. Isnard. «Incertitude, expertise et décision: les leçons de la décharge de Monchanin», *Rev Epidemiol Santé Pub*, 43, 1995, p. 584-593.