

Sous la direction de
**Philippe Thonart et
Sory Ibrahim Diabaté**

GUIDE PRATIQUE SUR LA GESTION

**DES DÉCHETS MÉNAGERS ET DES SITES
D'ENFOUISSEMENT TECHNIQUE
DANS LES PAYS DU SUD**



7

COLLECTION **POINTS DE REPÈRE**



Les publications de l'IEPF

**GUIDE PRATIQUE
SUR LA GESTION**

**DES DÉCHETS MÉNAGERS
ET DES SITES D'ENFOUISSEMENT
TECHNIQUE DANS LES PAYS DU SUD**

Sous la direction de
Philippe Thonart et
Sory Ibrahim Diabaté

GUIDE PRATIQUE
SUR LA GESTION
DES DÉCHETS MÉNAGERS
ET DES SITES D'ENFOUISSEMENT
TECHNIQUE DANS LES PAYS DU SUD

Philippe Thonart
Sory Ibrahim Diabaté
Serge Hiligsmann
Mathias Lardinois



COLLECTION **POINTS DE REPÈRE**



Les publications de l'IEPF



RÉGION WALLONNE



Auteurs :

Philippe Thonart: Docteur en Sciences agronomiques, Ingénieur chimiste. Professeur à l'Université de Liège et à la Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux.

Sory Ibrahim Diabaté: Maître ès Sciences naturelles, Ingénieur agronome (orientation élevage) et Docteur en Zootechnie (spécialité nutrition et physiologie animale). Responsable de projets sur la Maîtrise des outils de gestion de l'environnement pour le développement (MOGED) de l'Organisation internationale de la Francophonie.

Serge Hiligsmann: Ingénieur chimiste, spécialisé en Sciences de l'environnement à l'Université de Liège.

Mathias Lardinois: Ingénieur chimiste, DEA en Sciences agronomiques et en Ingénierie biologique, Institut de technologie agroalimentaire (ITA) de Dakar.

Mise en page: Communications Science-Impact

ISBN 2-89481-030-X

© Institut de l'énergie et de l'environnement
de la Francophonie (IEPF) 2005

56, rue Saint-Pierre, 3^e étage

Québec G1K 4A1 Canada

Téléphone: (418) 692-5727

Télécopie: (418) 692-5644

Courriel: iepf@iepf.org

Site Internet: www.iepf.org

 *Cette publication a été imprimée avec des encres végétales sur du papier recyclé.*

IMPRIMÉ AU CANADA/PRINTED IN CANADA

Préface

La quantité de déchets ménagers a connu au cours des dernières décennies un accroissement rapide en raison de l'urbanisation accélérée qui a caractérisé le siècle dernier. Ce phénomène est plus critique dans les pays en développement qui n'ont pas toujours les moyens nécessaires pour les gérer convenablement.

Parallèlement, la composition de ces déchets est passée d'un profil organique (déchets alimentaires) à des matériaux complexes (produits en fin de vie, plastiques et emballages) qui présentent des risques majeurs pour la santé et l'environnement. Il en résulte que la gestion des déchets ménagers se situe au confluent des activités économiques de production et des impératifs de protection du cadre de vie des populations.

C'est en regard de ces enjeux que l'Institut de l'énergie et de l'environnement de l'Organisation internationale de la Francophonie (IEPF), avec l'appui financier de la Région Wallonne de Belgique et le partenariat technique du Centre Wallon de Biologie Industrielle (CWBI), a réalisé une étude qui a dressé un tableau diagnostique sur les déchets ménagers (composition et quantité, mode de gestion, législation, problèmes) et a établi une typologie des décharges existantes dans les pays francophones d'Afrique et de la Caraïbe.

Les informations recueillies ont permis l'élaboration d'un «Atlas des décharges» regroupant les fiches de toutes les décharges inventoriées dans les pays concernés et de leurs caractéristiques. Cette étude a également fait ressortir les conditions de mise en place et d'application d'instruments de gestion des déchets (mise en décharge, incinération, compostage, recyclage, etc.) en relation avec les conditions locales, dont les principales sont le niveau économique, les connaissances techniques et le climat. L'étude a par ailleurs mis au point une stratégie de transfert des technologies et d'assistance aux pays participants pour le montage des projets d'aménagement des décharges, la recherche de ressources financières et la réalisation de stations de compostage. Cette stratégie a été mise à profit dans la réalisation de la décharge de type fossilisé de Saaba au Burkina Faso.

Le *Guide pratique sur la gestion des déchets ménagers et des sites d'enfouissement technique des ordures dans les pays du Sud* capitalise les différents acquis de cette étude. Il fait l'état des lieux de la gestion des déchets dans les pays du Sud, souligne les aspects socio-économiques et environnementaux s'y rapportant, et définit les modalités de création et de gestion d'un centre d'enfouissement technique.

Le travail minutieux et méthodique effectué pendant huit années, avec passion et érudition, par le Professeur Philippe Thonart et ses collaborateurs contribuera, j'en suis convaincu, à faire saisir davantage les enjeux primordiaux de la gestion des déchets.

Cet ouvrage, qui se veut pratique, répond aux attentes d'un grand nombre de décideurs et de professionnels impliqués dans la gestion des déchets ménagers dans les pays en développement.

La Francophonie est heureuse d'offrir ce manuel aux acteurs du développement et de partager avec eux les acquis de nombreuses années d'expérience des acteurs francophones en gestion des déchets. Elle espère que cette contribution participera concrètement à l'assainissement du cadre de vie dans les agglomérations, à la valorisation des ordures ménagères, et partant, à la réalisation du développement durable.

El Habib Benessahraoui
Directeur exécutif de l'IEPF

Remerciements

Ce livre n'aurait pu être réalisé sans l'appui financier de l'Institut de l'Énergie et de l'Environnement de la Francophonie. Que l'IEPF et la Direction des Relations Internationales de la Région Wallonne soient aussi remerciés pour l'appui financier aux recherches qui ont permis de l'élaborer.

Les auteurs tiennent également à remercier l'ensemble des personnes qui ont contribué à la réalisation de cet ouvrage et tout particulièrement :

Monsieur Marc Demanet, ingénieur-responsable au bureau d'étude SECO, pour la relecture avertie et les conseils experts en matière de conception des centres d'enfouissement technique,

Messieurs Albéric Montjoie, professeur à l'Université de Liège, et Jean-Claude Verbrugge, Professeur à la Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux et à l'Université Libre de Bruxelles, pour leur collaboration grandement appréciée notamment dans le domaine des critères d'implantation des sites,

Monsieur Christian Rodriguez, chercheur au CWBI, pour son appui par ses travaux de recherche sur la biochimie de la biodégradation et lors des missions d'investigation de sites d'enfouissement,

la direction et le personnel scientifique et technique des institutions et laboratoires avec lesquels nous collaborons depuis plusieurs années en Haïti, en Tunisie, à Cuba, au Burkina Faso et au Sénégal,

les autorités de tutelle et exploitants, et subordonnés, des CET en Région Wallonne auprès desquels nous avons pu obtenir de précieuses informations,

les personnes du CWBI et des institutions de tutelle qui ont participé de près ou de loin à nos investigations sur la gestion des déchets et des sites d'enfouissement.

Contacts: Centre Wallon de Biologie Industrielle

Université de Liège

B40-P70 B-4000 Sart-Tilman, Belgique

Tél.: +32 4 366 2861 ; Fax.: +32 4 366 2862

p.thonart@ulg.ac.be

s.hiligsmann@ulg.ac.be

Les prises de vue ont été réalisées par les collaborateurs du CWBI.

Copyright CWBI, 2005

Avant-propos

Un des domaines importants dans l'interaction entre activités humaines et environnement est la gestion des déchets. Dans les pays à revenus faibles, la méthode la plus usitée est la mise en décharge. Toutefois, si cette solution est la plus facile à mettre en œuvre et la moins coûteuse, il n'en reste pas moins qu'elle doit, pour atteindre son but, respecter certaines règles, ce qui est très rarement le cas. Nous savons en effet que jeter ses ordures dans le premier terrain vague venu peut être extrêmement dommageable pour l'environnement et pour la population. Outre les nuisances évidentes telles que les odeurs, fumées, plastiques volants, etc., il en existe d'autres beaucoup plus pernicieuses mais dont nous ne voyons pas directement les effets. Citons en particulier la pollution de la nappe phréatique qui peut contaminer gravement les sources d'eau de consommation.

Grâce au soutien de l'Institut de l'Énergie et de l'Environnement de la Francophonie (IEPF) et de la Région Wallonne de Belgique, le Centre wallon de Biologie industrielle (CWBI) travaille depuis plusieurs années sur l'étude de la gestion des déchets et des décharges d'ordures ménagères dans les pays en développement. Un premier projet, démarré en janvier 1997, avait pour objectifs de cibler des villes de moyenne importance dans plusieurs pays d'Afrique et des Caraïbes, d'évaluer la situation en matière de déchets (composition et quantité, gestion, législation, problèmes) et d'y décrire et caractériser les décharges existantes. Les informations recueillies ont permis la création d'un «Atlas des décharges» qui reprend les fiches de toutes les décharges inventoriées et de leurs caractéristiques. Il comprend également un résumé des connaissances techniques développées par le CWBI. L'atlas est diffusé au plus grand nombre grâce à sa publication sur Internet (<http://www.ulg.ac.be/cwbi/index.htm>). En 2005, l'atlas contenait 102 décharges de pays tels que le Burkina Faso, Sénégal, Tunisie, Congo, Cameroun, Rwanda, Haïti, Cuba, etc. (Lardinois *et al.*, 2001-2002) En outre, ce projet a permis de déterminer les conditions de mise en place et d'application d'instruments de gestion appropriés des déchets (mise en décharge, incinération, compostage, recyclage, etc.) en relation avec les conditions locales, dont les principales sont le niveau économique, les connaissances techniques et le climat.

L'expertise du CWBI en matière d'étude de l'activité biologique des décharges a conduit à aborder l'activité des décharges des pays en développement en fonction de leur implantation dans les différentes régions géo-climatiques. Trois types de

décharges – sèche, humide et intermédiaire – ont été définis en rapport avec la pluviométrie.

La principale source de pollution causée par une décharge est la contamination de la nappe phréatique par des eaux de percolation (lixiviats) chargées en divers polluants. De ce fait, la décharge sèche aura un impact environnemental presque nul. À l'opposé, la décharge humide aura un impact équivalent à celui des décharges en Europe tempérée et nécessitera donc des précautions équivalentes à celles qui sont prises dans ces pays, avec les problèmes techniques et financiers que cela représente. Le comportement de la décharge intermédiaire est quant à lui difficilement prévisible, car peu connu. Par conséquent, il est apparu essentiel d'étudier le comportement de ce dernier type de décharge tant les installations nécessaires à l'imperméabilisation du fond de la décharge et à la collecte du biogaz représentent des coûts souvent insupportables par les pays en développement. Deux projets ont ainsi été entrepris grâce au soutien de la Région Wallonne. Ils concernent l'étude de l'impact environnemental et de l'évolution biologique de trois décharges en Tunisie et d'une en Haïti. Des analyses physico-chimiques (pH, potentiel redox, conductivité, DCO, DBO₅, bilan azoté, méthane, etc.) ont été réalisées sur des échantillons solides, liquides et gazeux provenant de ces décharges. Une partie de ces résultats a déjà été publiée et présentée dans le cadre de congrès locaux (Port-au-Prince, juin et juillet 2002; Ouagadougou, décembre 2002; Tunis, mars 2005) et internationaux sur la gestion des déchets et des décharges: Sardinia, octobre 2001 et 2003 (Hiligsmann *et al.*, 2001, Mhiri *et al.*, 2003); ISWA, Istanbul, juillet 2002 (Hiligsmann *et al.*, 2002). L'intérêt de la démarche et des résultats obtenus a conduit le CWBI et la Région Wallonne à étendre les investigations aux principales décharges de Cuba.

Étant donné que, du point de vue météorologique, le bilan hydrique de ces pays est fortement négatif (l'évapotranspiration potentielle étant de 1,5 à 5 fois plus grande que la quantité de pluie tombant annuellement). Il a souvent été considéré que ces décharges n'avaient pas d'impact environnemental significatif dû aux lixiviats et ne présentaient pas d'activité biologique. Cependant, les quatre décharges étudiées ont toutes révélé la production de biogaz contenant du méthane, signe irréfutable du développement d'une certaine activité biologique méthanogène au cœur des déchets.

Deux hypothèses peuvent être émises quant à l'origine de l'eau permettant le développement d'une activité biologique dans ce type de décharge. D'une part, il y a l'eau constitutive des déchets, qui peut être très importante, surtout s'il y a une grande proportion de déchets organiques frais dans les ordures (restes de fruits, etc.). D'autre part, la décharge agit comme une éponge, emmagasinant l'eau lors de la saison des pluies et la gardant durant la saison sèche, à l'exception d'une croûte d'environ 1,5 m d'épaisseur en contact avec l'air.

Vu la croissance démographique et l'urbanisation grandissante des pays en développement, d'Afrique et d'Amérique latine notamment, le problème de la gestion des déchets ménagers doit être résolu au plus vite. Toutefois, le transfert

des modèles de gestion de décharges appliqués dans nos pays (imperméabilisation, récupération et traitement du biogaz et des lixiviats, etc.) n'est pas toujours réaliste (de nombreux exemples « négatifs » existent sur le terrain). En effet, le transfert des modèles représente un coût très important (plusieurs dizaines de millions d'euros) ne pouvant être supporté que par un endettement souvent considérable des pays concernés. De plus, cela nécessite du matériel hautement technique, dont la mise en œuvre et l'entretien sont relativement difficiles (disponibilité des pièces de rechange, etc.). Enfin ce transfert requiert une main-d'œuvre qualifiée qui fait parfois défaut dans certains pays.

De même, les solutions de valorisation des déchets, même si elles doivent être envisagées, ne sont pas actuellement viables à moyen terme et à grande échelle. En particulier, le compostage de l'ensemble de la matière organique des déchets ménagers n'est pas réaliste dans des pays à climat sec, car ce procédé nécessite de grandes quantités d'eau qui ne sont pas disponibles ; pour une tonne de compost, il faudrait 2,5 tonnes d'eau pour maintenir le taux d'humidité à un optimum entre 45 et 65 % (source, communication personnelle avec le CREPA à Ouagadougou). Toutefois, en fonction des disponibilités en eau, une partie de cette fraction des déchets pourra être compostée. Concernant la valorisation des matières plastiques, la nature des déchets, leur mode de gestion et les difficultés de mise en œuvre des techniques ne permettent pas toujours d'envisager une solution techniquement réalisable et rentable à moyen terme. Les entreprises locales doivent cependant être encouragées et soutenues financièrement en tenant compte du bénéfice global pour les populations du pays.

Ainsi, lorsque cela est possible, il convient d'envisager des solutions alternatives simples dont les chances d'être appliquées sont grandes. En ce sens, la mise en décharge contrôlée est une bonne approche. Il faut cependant garder en mémoire qu'il existe des conditions minimales qui ne pourront être dérogées (par ex. l'interdiction d'implanter une décharge en zone inondable) et que les technologies à mettre en œuvre pour minimiser les risques pour les populations et l'environnement doivent être modulées en fonction des conditions régionales telles que les facteurs climatiques. Dans cette optique, le CWBI a mené à Saaba, Ouagadougou, Burkina Faso, une expérience de sensibilisation-démonstration mettant en œuvre une activité de collecte – gestion des déchets ménagers et enfouissement dans un site pilote aménagé et adapté pour les régions à climat sec sahélien. D'autres expériences du genre sont en cours (La Havane, Cuba) ou envisagées sous d'autres climats. Des travaux sont par exemple en cours dans un nouveau centre d'enfouissement technique en Tunisie afin d'accélérer les processus de biodégradation et de limiter le coût de traitement des lixiviats.

Les objectifs visés dans la réalisation de cet ouvrage sont de synthétiser et diffuser les connaissances acquises par le CWBI dans ce domaine. Ces connaissances sont aussi agrémentées d'informations, issues de publications et autres ouvrages, appropriées à la sensibilisation et au développement d'un savoir-faire adéquat dans

les pays en développement. Cet ouvrage se veut un outil utile pour les acteurs politiques, scientifiques et techniques dans le domaine de la gestion des déchets. Il leur permettra de faire des choix technologiques appropriés au contexte géographique et socio-économique en toute connaissance de cause et de communiquer facilement avec les opérateurs de terrain en maîtrisant les rudiments de ce domaine multidisciplinaire.

Sommaire

Préface	viii
Remerciements	ix
Avant-propos	xi
Partie 1 – La gestion des déchets dans les pays du Sud: état des lieux	1
1. Production et caractéristiques des déchets ménagers	2
2. L'organisation de la collecte	5
3. La décharge: caractéristiques et inventaire	9
4. Les circuits de valorisation	11
Partie 2 – Les aspects environnementaux liés à la gestion des déchets	19
1. Les phénomènes de biodégradation de la matière organique	19
2. La décharge, un bioréacteur à gérer	22
3. L'impact environnemental des décharges	29
4. L'activité biologique et l'impact environnemental des décharges en fonction des conditions climatiques	33
5. Autres nuisances: l'importance du tri à la base	37
Partie 3 – Vers la création et la gestion d'un centre d'enfouissement technique (CET)	41
1. Critères de choix des sites d'implantation	41
2. L'aménagement d'un CET idéal dans les pays à climat humide	49
3. L'aménagement d'un CET dans les pays à climat sec	60
4. Une gestion journalière et à long terme	61
5. Les aspects financiers	76
Partie 4 – Synthèse: les aspects socio-économiques de la gestion des déchets	101
1. La collecte	101
2. La valorisation de la matière	108
3. La gestion du déchet ultime	119

La gestion des déchets dans les pays du Sud: état des lieux

L'objet de cette première partie est un état des lieux, non pas moralisateur ou dénigrant, mais simplement dans le but de montrer que la situation d'une ville à l'autre ou d'un pays à l'autre est globalement similaire. Face à des problèmes semblables, des solutions différentes ont peut-être été échafaudées avec plus ou moins de résultats. Cet état des lieux permet de rassembler et diffuser les actions intéressantes, et les conditions y afférentes, ainsi que celles qui n'ont pas fonctionné et les raisons de ces échecs, afin de ne pas répéter les erreurs du passé, de rebondir du mieux qui soit et surtout de ne pas faire de la situation d'une ville un cas isolé.

Dans la foulée de deux séminaires organisés par la CWBI sur la gestion des déchets en Afrique et rassemblant des acteurs techniques et politiques du Sénégal, du Burkina Faso, de la Tunisie, des deux Congo, et d'autres pays (Gembloux, décembre 1996 et Ouagadougou, mai 1997), les premiers travaux ont permis de décrire la situation de la gestion des déchets ménagers dans plusieurs grandes villes africaines. Les aspects abordés lors de ces réunions sont les problèmes de législation et de mise en application des règles; les problèmes de coordination et de financement durable; les problèmes d'hygiène, de santé publique et de nuisances pour l'environnement.

L'analyse a montré qu'une prise de conscience se dégage actuellement sur la nécessité d'un assainissement urbain efficace et permanent. Plus particulièrement, dans les zones de population à faibles revenus, des méthodes de prise en charge de l'assainissement et de la collecte des déchets ont vu le jour avec des moyens simples mais efficaces tels que charrettes tirées par un âne avec paiement direct à l'enlèvement. Par la suite, les contacts établis lors de voyages au Rwanda, au Mali, au Cameroun et en République d'Haïti nous ont permis de confirmer et de préciser les termes de cette analyse.

Cette évaluation est développée dans la première partie de ce guide. Elle est importante car elle doit permettre d'établir une stratégie appropriée, tenant compte des méthodes utilisées et des résultats obtenus lors des expériences précédentes.

La comparaison sur le plan de la composition et de la quantité des déchets ménagers produits dans les villes africaines a mis en évidence des variations très significatives entre villes d'importance différente ou entre quartiers de niveau de vie différent. De même, certaines variations saisonnières peuvent apparaître.

Dans des situations socio-économiques telles que celle des pays en développement, la décharge est presque toujours la seule voie envisagée pour l'élimination des ordures ménagères. Le chapitre 3 fait un rapide survol des caractéristiques de ces décharges (implantation, nuisances, etc.) et présente l'Atlas des décharges et sa vocation de « mémoire » pour les générations à venir.

Parmi les technologies utiles à la gestion des déchets figure le recyclage des matières et plus particulièrement des plastiques qui sont massivement utilisés dans les pays à faibles revenus. Le recyclage, et non le réemploi, est toutefois peu fréquent. Le chapitre 4 présente, parmi les circuits de valorisation, des exemples d'entreprises au Burkina Faso et en Haïti qui se sont créées autour du recyclage des matières plastiques dans les pays à faibles revenus.

1. Production et caractéristiques des déchets ménagers

On entend par déchets ménagers tous les détritits générés dans les ménages, tels que déchets de nourriture ou de préparation des repas, balayures, objets ménagers, journaux et papiers divers, emballages métalliques de petites dimensions, bouteilles, emballages papier ou plastique, chiffons et autres résidus textiles, etc. On y inclut également les déchets végétaux provenant de l'entretien des jardins, des cours, etc. Bien souvent, on assimile aussi aux déchets ménagers d'autres détritits dans la mesure où ils sont de nature similaire aux déchets des ménages et produits par des individus dans des proportions relativement proches. On citera par exemple les déchets de bureaux, des commerces, de l'artisanat, des administrations, des halles, des foires, des marchés, des collectivités tels que les cantines, de l'entretien des espaces verts et des voiries ainsi que tous les objets et cadavres de petits animaux abandonnés sur la voie publique. Cette énumération exclut formellement les déchets de chantiers de construction et de travaux publics (déblais, gravats, décombres, débris, etc.); les déchets industriels (notamment les encombrants métalliques, les produits toxiques ou dangereux) et commerciaux ne satisfaisant pas aux critères ci-dessus; les déchets hospitaliers et autres objets susceptibles de véhiculer des pollutions bactériologiques ou médicamenteuses; tous les déchets qui, en raison de leur encombrement, de leur poids ou de leur nature, ne pourraient être chargés dans les véhicules de collecte.

On distingue habituellement trois fractions dans les déchets ménagers.

- La fraction biodégradable comprend les matières qui peuvent être dégradées par l'action de microorganismes en un laps de temps déterminé: végétaux, déchets alimentaires, fruits, produits celluloseux et les plastiques biodégradables.
- La fraction inerte comprend les matières qui ne peuvent être dégradées par l'action de microorganismes en un laps de temps déterminé: verre, pierres, céramiques, plastiques non biodégradables, textiles synthétiques, caoutchouc, etc. Cette fraction apporte plus de nuisance que de pollution chimique.

- Les contaminants sont des matières qui relâchent des contaminants chimiques (par exemple des métaux lourds) dans le milieu et qui ne sont pas ou peu biodégradables : batteries, métaux non ferreux, solvants, peintures, huiles, encres, matériaux (plâtres, etc.) contenant des sulfates, etc.

De manière générale, les statistiques officielles en matière de production et de composition des déchets ménagers sont difficiles à obtenir et restent approximatives. Elles sont bien souvent basées sur des recensements non exhaustifs de la population et l'évaluation sommaire de la quantité et de la qualité des déchets collectés. Pour être fiable, la quantification des déchets demande une organisation basée sur une collecte régulière et la pesée systématique des camions et des bennes. Or, dans certaines zones urbaines, particulièrement celles qui sont à faibles revenus, la collecte des déchets, pour autant qu'elle soit effective, n'est pas régulière. À cela s'ajoute l'absence fréquente de pont-bascule à l'entrée des décharges, généralement non contrôlées. De même, la composition des déchets doit être évaluée en respectant des critères d'échantillonnage stricts afin d'éviter d'extrapoler des résultats biaisés, et donc de mal prévoir la gestion des déchets. En tous les cas, ces critères doivent prendre en compte le niveau de vie des producteurs de déchets ainsi que la saison.

Selon les données que nous avons pu recueillir sur les villes des pays en développement, la production annuelle moyenne de déchets d'un habitant se situe entre 180 et 240 kg. Il s'agit d'environ 1,5 à 2,5 fois moins que dans les pays industrialisés. Cependant, alors que la production de déchets est relativement semblable que l'on considère les zones urbaines ou rurales des pays industrialisés, la différence se marque davantage dans les pays en développement. En Tunisie, par exemple, la production moyenne d'ordures ménagères est de 213 kg par an par habitant, mais on observe une moyenne de l'ordre de 320 kg/hab/an pour la ville de Tunis (Younès, 1996). Soulignons également que la production de déchets dans une même ville peut subir de grandes variations saisonnières (notamment dans les villes touristiques) ou hebdomadaires (apport massif de déchets provenant des marchés, par exemple). La Tunisie observe un accroissement de la production de déchets domestiques de 25 % en été pour les zones les moins touristiques et jusqu'à 50 % dans les villes du tourisme (Younès, 1996).

En ce qui concerne la composition des déchets, le tableau 1 permet de se donner une idée des proportions pondérales moyennes. On observe en fait peu de différences par rapport aux proportions rencontrées dans les pays industrialisés si ce n'est la présence d'une fraction importante d'inertes. Cette fraction comprend les fines particules de sable, gravier, etc., qui proviennent du nettoyage des légumes et du balayage des maisons (particules qui se séparent du sol pas toujours couvert d'un carrelage ou ramenées des routes non revêtues). Peu d'études statistiques font une distinction entre les restes de cuisine (déchets de fruits et légumes, restes de plats cuisinés, etc.) et les déchets verts (feuilles, branches ramassées dans la concession). Ces deux fractions importantes constituent la matière organique, laquelle peut également renfermer des déchets du petit élevage et des restes d'animaux (abats, etc.). Remarquons que les plastiques représentent une faible proportion pondérale

des déchets alors que le volume qu'ils occupent est relativement important. Le poids volumique des ordures ménagères est de l'ordre de 0,2-0,3 kg/L pour les zones sèches et augmente, logiquement, jusqu'à environ 0,5 pour les zones équatoriales (humidité supérieure).

Tableau 1.1
Composition moyenne des déchets ménagers dans les villes des pays en développement (pourcentage pondéral)

Matière organique	Papiers cartons	Chiffons	Métaux	Plastiques	Verre, os	Inertes
40-55	5-10	2-4	2-4	2-11	1-3	15-40

Comme pour la production des ordures ménagères, on observe des variations importantes entre composition des déchets des zones rurales et des zones urbaines, et même en fonction du niveau de vie des populations, des villes des pays en développement. Le tableau 1.2 présente une comparaison entre zones de niveaux de vie différents dans les agglomérations de Dakar et de Ouagadougou.

Tableau 1.2
Comparaison de la production et de la composition des déchets ménagers dans différents quartiers de Dakar et de Ouagadougou

	Sénégal, Dakar				Burkina Faso, Ouagadougou		
	Plateau	Grand Dakar	Pikine	Rufisque	Haut standing	Moyen standing	Bas standing
Matière organique	58,9	47,5	37,2	35,2	60	37	21
Papiers, cartons	23,1	7,1	5,2	6,1	13	11	3
Chiffons	2,4	3,7	3,5	6,1			
Métaux	3,9	3,3	1,8	3,1			
Plastiques	5,2	3,5	3,1	4,4			
Verre, os	2	7,5	11,7	12,7			
Inertes (sable, graviers)	4,5	27,4	37,5	32,4	27	52	76
Production (kg/hab/an)	220		156	103	310	237	197
Population (1996)	822 000		946 000	141 000			
Densité (hab/km ³)	9960		10 230	6430			

Note: De gauche à droite: quartiers de niveau de vie décroissant

Sources: Decq *et al.*, 1991; Direction de la Statistique, Dakar 1996; Direction de l'Énergie, Dakar, janvier 1999; PNUD, 1994.

Ces comparaisons entre quartiers ou villes montrent que la composition et la production des déchets sont associées au niveau de vie des populations qui les génèrent. Qui plus est, les habitudes de vie de certaines grandes villes africaines semblent se rapprocher de plus en plus des villes actuelles européennes témoignant d'un niveau de consommation similaire. En conséquence, pour ces villes de près, ou plus, d'un million d'habitants, les moyens de collecte à mettre en œuvre se rapprocheront de ceux qui sont utilisés dans les pays industrialisés. Il s'agit de pouvoir évacuer, chaque jour, de l'ordre de 500 à 1 000 tonnes de déchets de la ville.

2. L'organisation de la collecte

Comme pour la plupart des pays à travers le monde, les pays en développement n'échappent pas aux problèmes posés par l'augmentation sans cesse croissante de la production des déchets et aux conséquences que cela entraîne sur la collecte, l'évacuation et l'élimination de ceux-ci. Si la résolution du problème est relativement aisée dans le milieu rural où la matière organique des déchets ménagers peut être enfouie pour amender des sols et le reste détruit par combustion sans trop de nuisances, elle est autrement plus complexe dans les zones urbaines. Dans ces zones, la forte concentration des populations et des activités économiques est à l'origine d'une production importante et diversifiée de déchets dont la gestion nécessite la mise en œuvre de moyens importants et d'infrastructures adaptées. De plus, cette concentration des activités économiques provoque un accroissement accéléré de la population urbaine, attribuable à un exode rural facilement compréhensible. Eu égard à cette situation difficilement maîtrisable, se développe la spirale d'une urbanisation rapide sans contrôle des infrastructures (réseau routier, égouts, distribution d'eau et d'électricité) ni gestion des revenus municipaux, pourtant nécessaires aux financements de ces dernières et des services complémentaires tels que la collecte des déchets solides.

En parallèle, ce mouvement de population vers les villes engendre une série de difficultés qui ont pour nom : pauvreté, chômage, insalubrité et déficits de toutes sortes. Ces difficultés sont autant de défis que les autorités doivent relever en prenant en considération les problèmes de santé publique et d'environnement. La définition d'une politique de gestion des déchets n'est donc pas si simple ; elle doit tenir compte de nombreux paramètres tels que les structures administratives de la ville, les données démographiques, les conditions d'accès pour l'enlèvement des déchets, les équipements urbains et les ressources financières des ménages et collectivités locales, etc. Face à cette complexité, on comprend facilement que certains engrenages et cercles vicieux peuvent apparaître.

L'analyse de la situation en matière de collecte et de gestion des déchets dans les villes des pays en développement a révélé une série de situations critiques rencontrées çà et là. Certaines d'entre elles sont illustrées sur la figure 1.1. Soulignons d'emblée qu'elles ne doivent pas faire l'objet d'une généralisation qui occulterait les progrès observés en cette matière dans de nombreux villages, quartiers urbains ou pays.

- La législation et la réglementation en matière de salubrité sont pauvres et disparates.
- Une législation existe mais n'est pas adaptée à la situation du pays (transposition de législations de pays industrialisés).
- Des stratégies bien réfléchies sont édictées au niveau national mais les suites et actions tardent à se mettre en place.
- La réglementation nationale existe mais la municipalité ne reçoit pas, ou ne peut s'octroyer (ne peut prélever l'impôt), les moyens financiers pour organiser et contrôler la collecte.
- Sur le terrain, on distingue mal la structure hiérarchique entre autorité responsable de la gestion des déchets, opérateur de la collecte, contrôleur, citoyen. Chacun rejette sur l'autre les torts en ce qui concerne le mauvais fonctionnement du système.
- Les déchets sont collectés mais déversés plus loin sans précaution ni autorisation : le collecteur ne remplit pas la mission pour laquelle il est payé ou sa mission n'est pas bien définie à cause d'une absence de terrain dédié au dépôt ultime d'ordures.
- Le taux de collecte ne dépasse pas toujours 50 %, voire moins de 30 %. Les quartiers à revenus faibles, où les conséquences de la non-collecte des déchets sont les plus graves, sont les moins desservis faute d'accès (urbanisation non structurée) ou de sécurité pour l'opérateur et son équipement.
- Des équipements adéquats ou trop sophistiqués ont été légués par des organismes de coopération étrangers mais les opérateurs n'ont pas ou plus les moyens de les entretenir ou d'acheter les pièces de rechange.
- Les camions qui servent au ramassage des déchets ne sont pas toujours munis d'un système de compactage ou de filets et, lors du transport, une partie des déchets s'échappe de la benne.
- Les conteneurs de quartier sont peu adaptés aux enfants et aux femmes qui sont fréquemment chargés d'y amener les déchets.
- Le taux de recouvrement des impôts pour la gestion des déchets est insuffisant, voire ne dépasse même pas 40 % dans les quartiers à revenus moyens et élevés.
- Dans les quartiers délaissés, on observe fréquemment que les ordures non collectées s'entassent, voire sont déversées par des collecteurs locaux, dans les terrains vagues de la ville, dans les caniveaux, les ravines ou sont parfois incinérées le soir, créant des problèmes sanitaires et environnementaux. Ne pouvant accéder à ces quartiers, les autorités n'organisent pas non plus de zone de transfert bien définie pour les ordures ou n'assurent pas la prise en charge ultérieure de ces ordures vers un enfouissement ultime.

Figure 1.1



Collecteurs de déchets avec charrette hippomobile au Mali (en bas, à droite). En périphérie, quelques situations à éviter : démantèlement d'un camion non réparable sur place ; amoncellements de déchets dans les ravins, terrains vagues, etc. ; amoncellement de plastiques emportés par le vent ou les fortes pluies.

- Les terrains affectés au déversement des déchets sont les plus facilement inondables ou sujets à contamination rapide des nappes phréatiques et des puits de captage.
- L'épandage des déchets dans les champs de cultures situés à la périphérie des villes est également un moyen fréquent d'éliminer des déchets solides. Le propriétaire de ces champs y trouve une matière organique à bon prix mais ne s'occupe pas de la fraction non organique (plastiques, etc.) qui se disperse au gré du vent ou contamine le sous-sol.
- Dans les villes et quartiers où s'opère une augmentation accélérée de la population (pouvant atteindre 4% annuellement, notamment sous l'influence de l'exode rural), les infrastructures routières et d'évacuation des eaux usées ne sont pas suffisamment dimensionnées ou sont construites avant installation des ménages (urbanisation anarchique).

- Certaines entreprises se débarrassent des résidus gênants selon l'occasion ou l'économie en les mélangeant avec les ordures ménagères ou en les déversant anarchiquement en dehors de la ville.
- Les déchets d'hôpitaux sont déposés avec les ordures ménagères dans des bacs collectés par des opérateurs sans aucun moyen de suivi ou de contrôle.
- Et bien d'autres.

En conséquence, les eaux stagnantes (barrages, marais, etc.) et les eaux des puits creusés dans les zones urbaines sont très souvent contaminées par des agents chimiques et/ou bactériologiques. Notons cependant que les lacunes dans la gestion des déchets ménagers n'expliquent pas entièrement l'origine de ces contaminations et des maladies qui en découlent.

D'autres problèmes se posent aussi lorsqu'un certain niveau de collecte et d'élimination des déchets ménagers n'est pas maintenu et que de grandes quantités de rebuts s'amoncellent çà et là, obstruant les voies publiques, les trottoirs, le réseau de drainage, etc. Après de fortes pluies, par exemple, ces déchets et particulièrement les plastiques, plus légers, finissent par se retrouver dans les fleuves, dans les champs qui auront été momentanément inondés, ou dans la mer, et ensuite éparpillés sur le littoral.

Les causes fondamentales à l'origine de ces situations sont multiples et pas toujours ressenties comme tel, principalement par manque d'information, mais ce n'est pas la seule raison.

- Le facteur financier a aussi une certaine importance: avec peu de moyens, il est difficile de faire des miracles.
- La nécessité d'une organisation et d'une planification à grande échelle n'est pas toujours bien perçue par les autorités impliquées ou concernées indirectement (police, santé publique, urbanisme, etc.).
- Les citoyens ne sont pas toujours appelés autour de la table pour participer à leur mesure aux premières phases de la gestion des déchets, bien souvent les plus significatives et les plus coûteuses.
- Finalement, la responsabilisation des différents acteurs pourrait souvent être accrue en définissant clairement la mission à remplir. Cette responsabilisation mettrait un frein aux détournements de toutes sortes qui minent trop fréquemment les initiatives de valeur.

Cette analyse de situations diverses ne doit pas mettre dans l'ombre les nombreuses structures et entreprises de qualité qui se sont organisées petit à petit dans les quartiers de plusieurs grandes villes ou à l'échelle d'un pays tout entier. On reparlera dans la quatrième partie des décisions et structures efficaces déjà mises en place par les municipalités ou les gouvernements de plusieurs pays du Sud (Tunisie, Burkina Faso, Sénégal, Cuba, etc.) en matière de gestion des déchets. On se doit toutefois de mettre en évidence dans ce chapitre, les petites structures mises en œuvre à l'échelle locale, que ce soit à la suite de changements fondamentaux dans

la gestion publique des déchets ou tout simplement à l'initiative de groupements de femmes, de jeunes, etc. Ce genre de projet, appuyé ou non par une aide extérieure (dons, ONG locales ou autres, coopération Sud-Sud ou Nord-Sud, etc.) couvre fréquemment deux objectifs. D'une part, mettre sur pied une gestion locale et efficace des ordures ménagères comprenant la collecte, le transport avec des moyens locaux (charrettes, ânes, etc.) et le stockage dans des centres de transfert en attendant une prise en charge par les pouvoirs publics. Le second objectif visé est de créer des activités et des emplois pour les femmes et les jeunes leur permettant de subvenir à leurs besoins. L'approche participative est garante de la réussite de ces entreprises. La population est amenée à poser les problèmes, à proposer des solutions adéquates et à prendre part à l'organisation, ne fût-ce que financièrement (cotisation de l'ordre de 500 à 1 000 F CFA/mois par ménage par exemple). Dans certains cas, la prise en charge des déchets ménagers peut aller jusqu'à la fabrication d'un compost de bonne qualité garantie par une responsabilisation de toute la filière depuis le ménage jusqu'au compostage.

3. La décharge : caractéristiques et inventaire

Dans les pays en développement, la décharge est l'issue ultime pour plus de 90 % des déchets récoltés. Les techniques d'incinération, de compostage, de biométhanisation, etc., ont parfois été utilisées sans toutefois répondre aux besoins à long terme, notamment en termes de durabilité des techniques utilisées et des financements nécessaires.

Certaines villes, même des capitales qui comptent plus d'un million d'habitants, n'avaient récemment, ou n'ont toujours, que de petites décharges ou dépotoirs, et ce, alors que la taille des populations implique des quantités de déchets gigantesques. À titre d'exemple, une ville d'un million d'habitants, avec une production moyenne par habitant de 200 kg/an (hypothèse minimaliste), doit pouvoir gérer près de 550 tonnes de déchets par jour. Les « incohérences » observées peuvent émaner de diverses pratiques telles que la mise à feu régulière des déchets (en ville ou sur la décharge) ou celles que nous avons décrites précédemment.

D'autres villes ont par contre une gestion plus focalisée de déversement des déchets. C'est le cas de Dakar, de Port-au-Prince, La Havane, Bamako, etc., qui ont un à trois sites de décharge par ville. Certains, situés au départ en périphérie de la ville, se sont vite retrouvés englobés dans les zones urbaines en expansion galopante. D'autres sites sont suffisamment à l'écart des zones urbaines mais des problèmes d'acheminement des déchets à la décharge peuvent aussi se poser et des flux de « fuite », parfois non négligeables, apparaître. Il faut également rappeler que, faute de moyens techniques et financiers adéquats, la collecte régulière des déchets de ces villes ne couvre jamais l'intégralité de la production.

L'impact sur la santé humaine et l'environnement des décharges que nous avons visitées dans différentes régions du Sud est très variable. Comme nous le verrons au chapitre 2, il est souvent lié aux conditions climatiques. Néanmoins, certaines

Figure 1.2



Les décharges dans les pays du Sud. En haut, à gauche : l'aspect des lixiviats d'une décharge.

P
o
i
n
t
s
d
e
r
e
p
r
e

pratiques peuvent avoir un impact non négligeable. Citons par exemple la mise à feu des déchets qui produit des fumées nocives et libère les éléments toxiques des batteries, des piles, etc. Citons encore la présence de déchets d'hôpitaux dans les déchets ménagers, source potentielle de maladies graves telles qu'hépatites ou infections graves pour les chiffonniers et recycleurs qui déambulent sur les déchets pieds nus ou trop peu protégés.

Globalement, un grand nombre de ces décharges sont implantées dans des zones défavorables. Or, même si elles sont fermées ou en voie de fermeture, les déchets qu'elles renferment ne disparaîtront pas et continueront à avoir un impact insidieux sur la santé publique et l'environnement. C'est pour cette raison que le CWBI a entrepris la constitution d'un atlas des décharges des pays en développement. Il rassemble, sous la forme d'un inventaire, les fiches d'identité des décharges. L'atlas propose ainsi une mise en mémoire de la position des différentes décharges importantes (plus de 300 000 tonnes) des villes concernées avec leurs caractéristiques relatives à la nature du sous-sol, à la présence des nappes, aux types de déchets, aux traitements réalisés (couverture, mise à feu, compactage, drainage, etc.), à la présence

de biogaz (rejets gazeux) et de lixiviate (rejets liquides) et, si possible, leur composition. La mise en mémoire est importante pour l'avenir, c'est-à-dire pour la gestion des nuisances qui se sont déclarées ou qui se déclareront dans un futur plus ou moins proche (quelques années à quelques siècles). L'atlas est constitué à partir d'un formulaire explicatif, aisé à remplir, et il contient également toute une série de rappels théoriques succincts sur la gestion des déchets. Il est diffusé sous la forme d'un CD-Rom et est accessible à tous via internet (<http://www.ulg.ac.be/cwbi>).

Figure 1.3



Page d'accueil de l'Atlas des décharges.

4. Les circuits de valorisation

Les circuits de valorisation de base sont importants dans les pays du Sud. Nombreux sont les habitués de la décharge qui viennent sélectionner les matières qui peuvent facilement être revendues (1€ pour 250 bouteilles de plastique, par exemple) ou refaçonnées par leurs soins: aluminium, cuivre, fer, textiles, bois et cartons, voire plastiques et papiers. C'est aussi plusieurs dizaines de personnes qui vivent, non sans risque, sur ou à proximité des grandes décharges (figure 1.4). Pour ceux-là, la valorisation peut aller jusqu'à l'élevage de chèvres, de vaches, de porcs et de volaille qui se nourrissent de la matière organique trouvée dans les déchets frais, risquant également de véhiculer des maladies.

Figure 1.4



Habitations des recycleurs vivant sur des décharges ou à proximité de celles-ci.

e
r
p
e
r
d
s
t
n
r
o
r

Ces activités qui se rapprochent fort d'un tri sélectif sur la décharge, mais qui peuvent aussi avoir lieu plus en amont comme dans les centres de transfert ou à la sortie des usines, permettent la valorisation des matières triées. Pour la matière organique, la solution la plus souvent envisagée est l'incorporation dans le sol de culture, directement ou après une étape de compostage (figure 1.5).

Parmi les principales matières inertes recyclées, mentionnons les métaux. Ceux-ci sont utilisés pour différentes affectations, telles que la fonderie, la fabrication ou la réfection de casseroles en aluminium et l'artisanat (bas-reliefs, jouets, etc. à vendre aux touristes) (figure 1.6). Les plastiques peuvent être fondus et moulés pour la fabrication, à l'échelle artisanale voire industrielle, de nouveaux produits en plastique (seaux, bassins, écriteaux, pieds de table, cendriers, etc.) (figure 1.7). Toutefois, il faut remarquer que la quasi-totalité de ces activités sont opérées de manière informelle, et donc que leur transposition dans un plan global de gestion des déchets présente de nombreuses difficultés et risque de diminuer voire supprimer leur rentabilité.

Figure 1.5



Activités de compostage à petite échelle.

Figure 1.6



Exemples de réalisations au moyen des métaux recyclés (la hauteur réelle des pièces de l'illustration inférieure est d'environ 10 cm).

Figure 1.7



Recyclage de matières plastiques : matières premières avant et après le tri (en fonction de la couleur et du type de plastique) et broyage; exemples de réalisations par moulage.

Sources bibliographiques

BAUDUIN, M., 1996, *Valeur agronomique des composts urbains, Certificat en Génie Sanitaire*, thèse, FUSAGx Gembloux, Belgique.

CAPEL-BOUTE, C., 1996, Expérience-pilote de développement durable au Rwanda utilisant les déchets comme matières premières, *Actes de colloque La problématique des déchets solides dans les villes africaines d'importance moyenne*, Gembloux, Belgique, p. 247-259.

DECQ, P., HIOT, B. et OBERDORFF, M., 1991, *Étude des impacts de la décharge de M'Beubeuss sur l'environnement. Plan d'assainissement et de gestion écologique du site*, Pathe Balde, Dakar, 155 p.

DEPELSENAIRE, G., 1997, *Le procédé d'épuration des fumées NEUTREC*, Solvay, Bruxelles.

DIAKITE, B., 1997, Gestion des déchets solides à Bamako Mali, *Actes de colloque La problématique des déchets solides dans les villes africaines*, Ouagadougou, Burkina Faso.

- DIALLO, Y., 1996, Système de gestion des déchets solides dans la ville de Labé, *Proceedings La problématique des déchets solides dans les villes africaines d'importance moyenne*, Gembloux, Belgique, p. 242-246.
- DJOUKA, M., 1987, Le problème des déchets ménagers à Abidjan, Côte d'Ivoire. Analyse, perspectives d'évolution. Solutions envisagées, *Proceedings Gestion des déchets ménagers dans les pays en voie de développement*, Paris.
- DOUCOURÉ, D., 1996a, *Étude de cas. Le système privatisé de gestion des ordures ménagères sur le territoire de la Communauté urbaine de Dakar CUD. Projet Emplois Jeunes*, AGETIP-CUD, Étude de consultation, Dakar, Sénégal.
- DOUCOURÉ, D., 1996b, *Systèmes de gestion des déchets solides. Communauté urbaine de Dakar. Présentation sommaire*, communication personnelle, CUD Dakar, Sénégal.
- DOUCOURÉ, D., 1996c, *Principaux problèmes environnementaux de la Communauté Urbaine de Dakar CUD*, communication personnelle, CUD Dakar, Sénégal.
- FRENAY, J., 1996, Recyclage des piles domestiques usées: réalités et perspectives, *Proceedings La problématique des déchets solides dans les villes africaines d'importance moyenne*, Gembloux, Belgique, p. 145-156.
- GAYE, M., 1996, *Villes entrepreneurs de l'action participative à la gouvernance urbaine*, Bugnicourt, J., Mhlanga, L., Ndiaye, R. et Naciri, M., éd., Enda-Éditions, Dakar, vol. 184-185, 175 p.
- GAYE, M. et ECHARD, P., 1996, Sénégal: Rufisque soigne son image et sa santé, *Vivre autrement*, 8.
- HILIGSMANN, S., LARDINOIS, M., RODRIGUEZ, C., KAPEPULA, D., MHIRI, F., MAROUANI, L., BENZARTI, A., POHL, D., CHAMBLIN, J.F., ANTOINE, J.N., NOEL, J.M. et THONART, P. 2001, Investigation of the biological activity in MSW landfills under dry climates Tunisia and Haïti, *Proceedings Sardinia 01, Eight International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italie: 4:131-138.
- HILIGSMANN, S., LARDINOIS, M., RODRIGUEZ, C., MHIRI, F., MAROUANI, L., BENZARTI, A., POHL, D., CHAMBLIN, J.F., GROLET, S., NOEL, J.M., COPIN, A. et THONART, P., 2002, Impact environnemental des décharges de déchets ménagers sur la qualité des eaux. *Proceedings La gestion intégrée de l'eau en Haïti. Université Quisqueya*, juin 2002, Port-au-Prince, Haïti.
- HILIGSMANN, S., LARDINOIS, M., RODRIGUEZ, C., KAPEPULA, D., MHIRI, F., MAROUANI, L., BENZARTI, A., GROLET, S., CHAMBLIN, J.F., ANTOINE, J.N., NOEL, J.M., COPIN, A. et THONART, P., 2002, Investigation of the biological activity in MSW landfills under dry climates Tunisia and Haïti *Proceedings ISWA 2002 World Environment Congress and Exhibition*, Istanbul, Turquie, 2:773-778.

KAMBOU, J.B., 1996, Cas de la ville de Ouagadougou, *Proceedings La problématique des déchets solides dans les villes africaines d'importance moyenne*, Gembloux, Belgique, p. 215-218.

KAPEPULA, D., 1996, Composition et caractéristiques des déchets ménagers solides dans neuf villes africaines, *Proceedings La problématique des déchets solides dans les villes africaines d'importance moyenne*, Gembloux, Belgique, p. 94-111.

KAPEPULA, D., 1997, Collecte, tri et valorisation des déchets en Afrique, *Proceedings La problématique des déchets solides dans les villes africaines*, Ouagadougou, Burkina Faso.

LARDINOIS, M., HILIGSMANN, S., KAPEPULA, D. et THONART, P., 2001, Atlas of MSW landfills and dumpsites in developing countries, *Proceedings Sardinia 01, Eight International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italie, 4:107-112.

LARDINOIS, M., HILIGSMANN, S., KAPEPULA, D., RODRIGUEZ, C. et THONART, P., 2002, Atlas of MSW landfills and dumpsites in developing countries, *Proceedings ISWA 2002 World Environment Congress and Exhibition*, Istanbul, Turquie, 2:1167-1172.

LARDINOIS, M., KAPEPULA, D., HILIGSMANN, S., STEYER, E. et THONART P., 1999, Landfill management in Africa, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italie, p. 379-385.

LARDINOIS, M., HILIGSMANN, S. et THONART, Ph., *Atlas des décharges d'ordures ménagères dans les pays en développement*. <http://www.ulg.ac.be/cwbi/projets/atlas>

LARDINOIS, M., HILIGSMANN, S., KAPEPULA, D., RODRIGUEZ, C., DESTAIN, J. et THONART, P., 2001, La problématique de la gestion des déchets ménagers dans les pays en développement, *Séminaire sur la valorisation de la recherche dans les pays en développement*, Gembloux, Belgique, 23-26 avril 2001.

MAKOUMBOU, U., 1997, Traitement des ordures ménagères de Brazzaville Congo par méthanisation, *Proceedings La problématique des déchets solides dans les villes africaines*, Ouagadougou, Burkina Faso.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'EAU, 1996, *Stratégie nationale du sous-secteur de l'assainissement au Burkina Faso*, MEE, éd., Ministère de l'Environnement et de l'Eau du Burkina Faso, Ouagadougou, p. 52.

NIKIEMA, P.J., 1997, Situation de la gestion des déchets solides dans la commune de Koudougou, Burkina Faso, *Proceedings La problématique des déchets solides dans les villes africaines*, Ouagadougou, Burkina Faso.

PNUD, Banque Mondiale, 1994, *Assainissement urbain à Ouagadougou. Diagnostic – Proposition. Projet pour l'amélioration des conditions de vie urbaine*, Ministère de l'Environnement et de l'Eau du Burkina Faso, Ouagadougou, p. 95.

- SALO, R.B., 1997, Politique organisationnelle et stratégie en matière de gestion des déchets urbains au Burkina Faso, *Proceedings La problématique des déchets solides dans les villes africaines*, Ouagadougou, Burkina Faso.
- SARR, P.B., 1996, La gestion des déchets domestiques au Sénégal: l'expérience du projet environnement urbain de Louga, *Proceedings La problématique des déchets solides dans les villes africaines d'importance moyenne*, Gembloux, Belgique, p. 231-241.
- SARR, P.B., 1997, La décharge de M'Beubeuss, Dakar, Sénégal, *Proceedings La problématique des déchets solides dans les villes africaines*, Ouagadougou, Burkina Faso.
- SOCREGE, CHOVELON, P. et FOHLEN, D., 1996, *Plan d'action pour la gestion des déchets ménagers et industriels à Ouagadougou et Bobo Dioulasso. Projet pour l'amélioration des conditions de vie urbaine*, Socrège and Horizons, éd. Le Pecq (France), Ouagadougou (Burkina Faso), p. 55.
- SOCREGE, LENCLUD, F. et FOHLEN, D., 1994, *Gestion des déchets solides municipaux à Ouagadougou et Bobo-Dioulasso. Recherche de sites de Centres d'Enfouissement Technique pour les ordures ménagères. Projet pour l'amélioration des conditions de vie urbaine*, Étude n° 4431, Socrège and Horizons, éd. Le Pecq (France), Ouagadougou (Burkina Faso).
- TEWFIK, S.R., 1987, La collecte et le transport des déchets au Caire, Égypte, *Proceedings Gestion des déchets ménagers dans les pays en voie de développement*, Paris.
- THONART, P., LARDINOIS, M., RODRIGUEZ, C., AWONO, S., DESTAIN, J., CHAMBLIN, J.F., GROLET, S., NOEL, J.M., BOISSON, D., COPIN, A. et HILIGSMANN, S., 2002, La problématique de la gestion des déchets ménagers en République d'Haïti, *Séminaire sur la sensibilisation à la gestion des déchets ménagers dans les villes de la République de Haïti*, Port-au-Prince, Haïti, 1er juillet.
- THONART, P., LARDINOIS, M., RODRIGUEZ, C., AWONO, S., DESTAIN, J. et HILIGSMANN, S., 2002, La problématique de la gestion des déchets ménagers. *Séminaire-atelier francophone sur la gestion des déchets ménagers*, Saaba-Ouagadougou, Burkina Faso, 18-20 novembre.
- THONART, P. et TOTTE, A., 1997, Stratégie de gestion des déchets solides en Afrique, *Proceedings La problématique des déchets solides dans les villes africaines*, Ouagadougou, Burkina Faso.
- THONART, P., STEYER, E., DRION, R. et HILIGSMANN, S., 1998, La gestion biologique d'une décharge, *Tribune de l'eau*: 590/591: 3-12.
- TOTTE, A. et THONART, P., 1997, D'un atelier à l'autre. De Gembloux à Kigali, *Actes du séminaire Pour un développement durable au Rwanda; les déchets comme matière première*, Kigali Rwanda – 22-29 juin.

TRAORE, Y., 1997, Gestion des déchets solides dans la commune de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso, *Proceedings La problématique des déchets solides dans les villes africaines*, Ouagadougou, Burkina Faso.

YOUNES, E., 1996, Programme national de gestion des déchets solides, Tunisie, *Proceedings La problématique des déchets solides dans les villes africaines d'importance moyenne*, Gembloux, Belgique, p. 219-230.

Les aspects environnementaux liés à la gestion des déchets

Les objectifs de cette partie sont d'expliquer de façon succincte les phénomènes qui vont se développer au sein et aux dépens de certaines fractions des déchets ménagers. Il sera aussi question des nuisances, à court et long terme, occasionnées par ces phénomènes.

Toute matière organique d'origine animale ou végétale sera tôt ou tard, en fonction des conditions physico-chimiques telles que la température et l'humidité, colonisée par des microorganismes. Ils y trouveront matière à se nourrir et se développer tout en produisant des gaz et des substances ayant un effet positif (cas du compost en particulier) ou négatif (substances toxiques et/ou inhibitrices des effets attendus) sur le milieu environnant. Lorsque cette matière organique fait partie des déchets ménagers (en général pour plus de la moitié de la masse) et que ceux-ci sont déversés massivement sur un site que l'on nommera décharge si le site n'est pas contrôlé, ou centre d'enfouissement technique dans le cas contraire, on assiste à des phénomènes qu'il convient d'explicitier. Les mécanismes microbiologiques et les moyens de les gérer seront explicités respectivement dans les deux premiers chapitres. Les deux suivants mettront l'accent sur les impacts environnementaux des décharges et les variabilités rencontrées dans les pays du Sud. Finalement, le cinquième chapitre aura trait aux nuisances produites par les fractions non organiques des déchets ménagers. Il mettra l'accent sur la nécessité de retirer ces composés, ou mieux d'éviter leur présence dans les déchets ménagers.

1. Les phénomènes de biodégradation de la matière organique

La matière organique complexe, que constituent les débris de végétaux et d'animaux et les produits dérivés (papier, cartons, graisses, etc.), est une source de « nourriture » de choix pour de nombreux organismes et surtout de micro-organismes. Pour ces derniers, quelle que soit leur origine (présents dans la matière organique ou issus du milieu environnant), on distingue généralement les mécanismes de biodégradation en fonction de la présence ou non d'oxygène. On parle alors, respectivement, d'aérobiose ou d'anaérobiose.

Parallèlement aux processus de biodégradation, certaines molécules complexes, telles que la lignine ou les tanins présents dans la matière organique telle que le

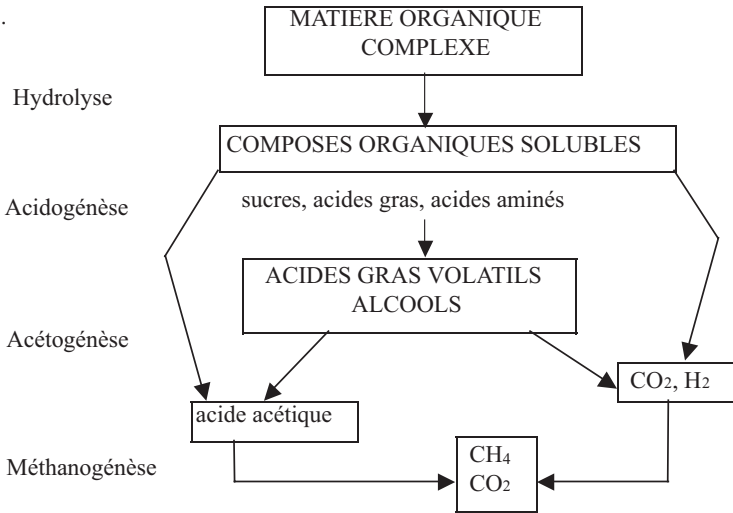
bois, vont subir des mécanismes de polymérisation que l'on appelle plus communément l'humification. Ces mécanismes naturels sont relativement lents et se réalisent de préférence en aérobiose avec peu d'impact négatif sur l'environnement. La résultante est un humus dont les propriétés sont bien connues. Le compostage, lorsqu'il est réalisé dans de bonnes conditions, c'est-à-dire en favorisant ces mécanismes d'humification, conduit à un produit dont les caractéristiques fertilisantes ne sont plus à présenter.

Par contre, les processus de dégradation biologique en tant que tels, relativement rapides en aérobiose mais pouvant être très lents en anaérobiose et/ou si les conditions optimales de température et d'humidité ne sont pas satisfaites, produisent des molécules intermédiaires dont l'impact sur l'environnement peut avoir de lourdes conséquences lorsque les quantités sont importantes. Attardons-nous davantage sur ces processus.

L'oxygène étant particulièrement apprécié par la plupart des microorganismes, ceux-ci vont se développer rapidement aux dépens de la matière organique disponible en rejetant principalement de l'eau et du dioxyde de carbone. Dans les cas qui nous concernent, c'est-à-dire lorsque la matière organique est suffisamment dense, voire sous forme solide, et que l'apport d'oxygène n'est pas forcé, des gradients de concentration se forment rapidement entre la surface du massif et les couches inférieures. Par conséquent, l'aérobiose initiale laisse bientôt place à l'anaérobiose (au cœur de la matière, voire à quelques centimètres de la surface). La succession de quatre étapes caractéristiques peut ainsi prendre cours. En effet, on subdivise généralement le processus de biodégradation anaérobique de la matière organique complexe en quatre étapes successives (Jones *et al.*, 1983) : l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogénèse (figure 2.1). Si aucune intervention n'est opérée (par exemple un brassage, un broyage, un apport massif d'oxygène ou un retournement tel que préconisé pour le compostage), ces conditions, et les mécanismes de biodégradation associés, subsisteront tant que les microorganismes auront de la matière organique à profusion et que des conditions minimales de température et d'humidité seront rencontrées.

L'hydrolyse, c'est-à-dire la première étape des processus de biodégradation, est en relation avec des micro-organismes producteurs d'enzymes extracellulaires (substances résultant de l'activité microbiologique). Ces enzymes sont responsables de l'hydrolyse (cassure) de macromolécules telles que les hydrates de carbone comme la cellulose (matière principale du bois et du papier), les protéines et les matières grasses en molécules plus petites et solubles (sucres, acides aminés, acides gras). Au cours de l'étape d'acidogénèse, ces molécules sont converties par des bactéries acidifiantes notamment en alcools et molécules acides de petites tailles (jusqu'à cinq ou six atomes de carbone) dont les plus importantes sont appelées acides gras volatils (AGV). Le groupe des bactéries acétogènes qui intervient dans la troisième étape est très hétérogène et produit de l'acide acétique, de l'hydrogène et du dioxyde de carbone (CO₂) à partir des AGV. Quant aux bactéries méthanogènes, elles sont anaérobies strictes, c'est-à-dire que cette étape ne se produira qu'en absence totale

Figure 2.1



Quatre étapes caractéristiques du processus de biodégradation anaérobie de la matière organique complexe.

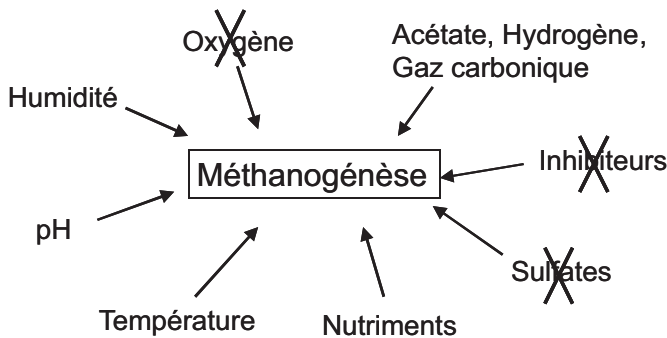
Note: La dernière étape de développement de la méthanogénèse est conditionnée par diverses propriétés telles que le pH.

d'oxygène gazeux. Un premier groupe consomme l'hydrogène et le dioxyde de carbone pour donner du méthane (CH_4), un second groupe transforme l'acide acétique en méthane et en dioxyde de carbone. Ces deux mécanismes constituent généralement la quatrième et dernière étape du processus de biodégradation anaérobie de la matière organique complexe.

Globalement, après les premières étapes qui induisent une acidification du milieu pouvant atteindre un pH de l'ordre de 4, la consommation des AGV provoque une élévation du pH qui stimule également l'activité méthanogène. À terme, le pH peut atteindre des valeurs supérieures à 9 inhibant progressivement la méthanogénèse, notamment par la production importante d'ammoniaque (NH_4^+). Parmi les microorganismes impliqués dans la biodégradation de la matière organique, la microflore méthanogène est la plus vulnérable. La figure 2.2 fait une synthèse des paramètres importants qui interviennent dans le processus de méthanogénèse. Des conditions d'anaérobiose profonde, d'humidité optimale (55 à 80% par rapport au poids total, Senior 1992) et de pH compris entre 6,8 et 8 sont essentielles au bon déroulement de la méthanogénèse. Il est également bien démontré qu'un régime thermophile (environ 55 °C) est particulièrement favorable à la méthanogénèse (Schlitz *et al.*, 1992). Un pH plus acide et une concentration élevée en sels et particulièrement en sulfates (se trouvant notamment dans les sols à proximité de la mer ou dans certains déchets de construction) sont, par contre, des

conditions favorisant les bactéries sulfato-réductrices. Ces microorganismes, également anaérobies strictes, utilisent l'hydrogène, l'acide acétique, les alcools et les AGV pour former du CO_2 et du sulfure d'hydrogène (H_2S). Cette molécule, facilement détectable grâce à son odeur d'œuf pourri, étant particulièrement toxique et volatile, le développement de ces bactéries, notamment à partir des mêmes substrats que les méthanogènes, tend en général à inhiber rapidement l'ensemble de la microflore (Hilgsmann et Thonart, 1997). Le sulfure d'hydrogène étant aussi dommageable pour l'environnement, une limitation de cette bioconversion s'impose donc doublement.

Figure 2.2



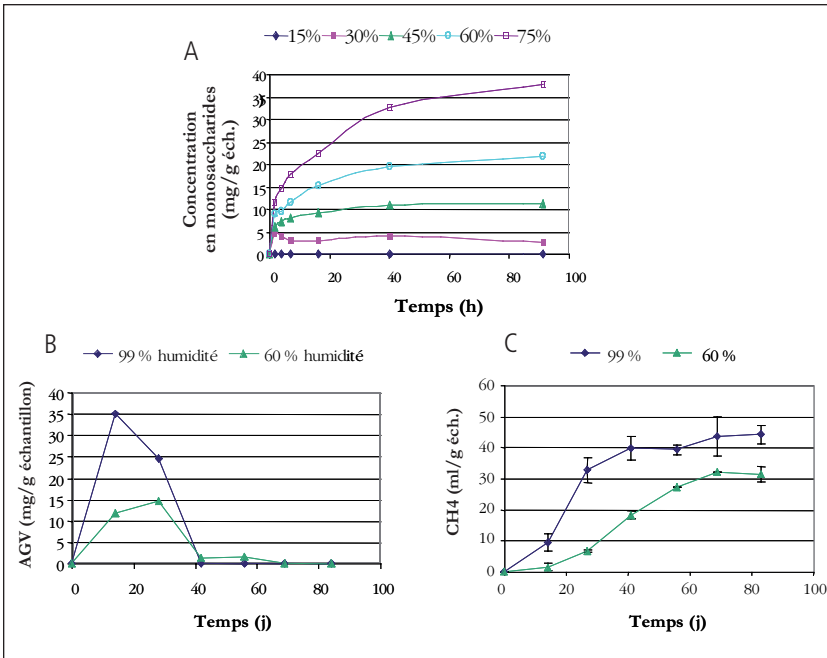
Paramètres importants liés à la méthanogénèse.

Nous l'avons vu, les conditions d'aérobiose/anaérobiose et de pH influencent le développement des différentes populations de microorganismes impliqués dans les processus de biodégradation. Cependant, il est un paramètre essentiel, la teneur en humidité, dont l'incidence est primordiale sur l'ensemble des processus biologiques. En effet, comme le montre la figure 2.3, que ce soit pour les enzymes (figure A), mais également pour les bactéries acido- et acétogènes (figure B) ou méthanogènes (figure C) l'activité augmente en fonction de la teneur en humidité du milieu. Il est donc important de bien maîtriser ces paramètres en fonction de l'objectif poursuivi, qu'il soit d'empêcher ou de favoriser la biodégradation de la matière organique. En particulier, le chapitre suivant se focalisera sur l'incidence de ces paramètres dans le cas des processus biologiques qui se développent au sein des décharges de déchets ménagers.

2. La décharge, un bioréacteur à gérer

Dans une décharge, les phénomènes qui se développent, suite à la biodégradation de la matière organique, seront d'autant plus complexes que le volume de déchets sera hétérogène et imposant (quelques dizaines à quelques millions de mètres cubes).

Figure 2.3



Influence de la teneur en humidité sur les étapes d'hydrolyse (A), acidogénèse (B) et méthanogénèse (C) du processus de biodégradation de la matière organique

Note: Les courbes montrent les concentrations en produits principaux obtenus à partir d'un échantillon de déchets ménagers contenant 20% de cellulose et soumis à l'action (A) d'un mélange d'enzymes (cellulases, hémicellulases, etc.) et (B et C) de boues de biométhaniseur. La décroissance de la concentration en AGV (B) est liée à la consommation par les bactéries méthanogènes pour produire du méthane (C).

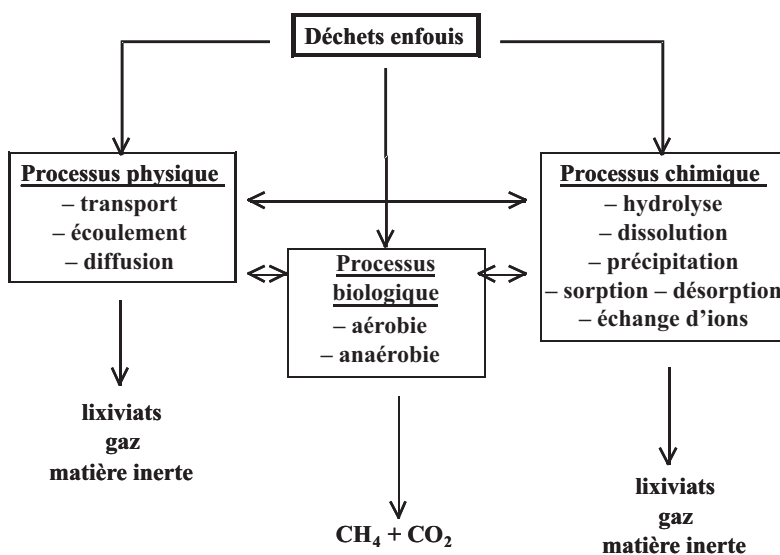
Source: Rodriguez, *et al.*, 2003.

En effet, la décharge met en présence des déchets de nature diverse (matières faiblement ou rapidement biodégradables, matières plastiques, métaux, verres et céramiques) et des populations mixtes de microorganismes endogènes (qui proviennent des déchets, de l'atmosphère environnante ou du sous-sol de la décharge). L'hétérogénéité, la présence de matières biodégradables et l'influence des paramètres externes, tels que la pluviométrie et la température, sont à l'origine de processus chimiques, physiques et biologiques s'influençant réciproquement et engendrant des flux de gaz et de liquides (figure 2.4). Les liquides issus d'une

décharge sont communément appelés lixiviats. Les gaz, quant à eux, sont qualifiés de biogaz. Les microorganismes étant responsables de la plupart des modifications des propriétés physico-chimiques des lixiviats et du biogaz, on assimilera souvent la décharge à un réacteur biochimique, ou bioréacteur (figure 2.5). Les flux entrant dans la décharge correspondent à l'entrée d'eau ainsi qu'à l'apport de déchets durant le remplissage. L'eau, élément ayant la plus grande influence sur l'évolution des déchets, est issue de trois sources principales :

- le ruissellement arrivant à la décharge (paramètre dépendant de la conception et de la gestion du site),
- des précipitations (paramètre dépendant de la climatologie et de la gestion du site)
- l'eau constitutive des déchets (paramètre dépendant des habitudes et du niveau de vie de la population).

Figure 2.4



Processus chimiques, physiques et biologiques se développant dans les décharges.

Les flux sortants correspondent aux lixiviats et au biogaz produits. En ce qui concerne les échanges gazeux, il faudrait aussi considérer l'apport en oxygène. Cependant, il est limité, pour une bonne part, à la courte période séparant l'apport des déchets et leur compactage.

La phase de biodégradation anaérobie qui suit la très courte phase aérobie est gouvernée par le processus en quatre étapes, explicité précédemment (figure 2.1).

Figure 2.5



Le bioréacteur « décharge ».

Ce processus relativement complexe et dépendant de nombreux paramètres va s'étendre progressivement à toutes les molécules biodégradables en fonction de leur accessibilité et de leur nature. On définit généralement trois catégories de matières organiques selon le temps de demi-vie (temps nécessaire pour dégrader la moitié de la quantité de matière considérée) ou la vitesse de biodégradation.

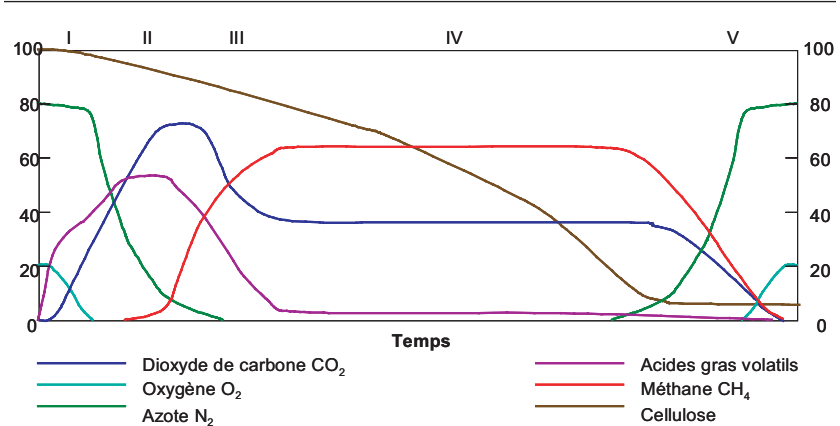
- Biodégradation rapide (temps de demi-vie moyen de quelques mois à une année): restes de cuisine, matières végétales non cellulosiques, matières d'origine animale, etc. ;
- Biodégradation moyennement lente (temps de demi-vie moyen de cinq années): matières cellulosiques transformées telles que papiers et cartons;
- Biodégradation lente (temps de demi-vie moyen de quinze années): matières cellulosiques naturelles (bois et pièces manufacturées en bois).

Les molécules les plus accessibles, à la surface des débris individuels de déchets, vont entrer rapidement dans le processus de biodégradation et produire du gaz carbonique, des acides et ensuite du méthane. En fonction de leur nature ou vitesse de biodégradabilité, certaines molécules auront déjà atteint le stade de méthanogénèse alors que d'autres, la cellulose en particulier, seront toujours en cours d'attaque par les enzymes. A fortiori, lorsque les premières molécules de cellulose seront au stade de méthanogénèse, certains débris relativement petits, de viande par exemple, auront déjà disparu. On comprend donc pourquoi, à l'échelle du massif de déchets, on peut mettre en évidence différentes phases de biodégradation. On caractérise chacune de ces phases par des compositions différentes de lixiviats et du biogaz.

Dans le cas du biogaz, la figure 2.6 représente le profil théorique de concentration des différents composés majeurs en fonction du temps. Dans la première phase qui correspond à la phase aérobie, le biogaz est composé essentiellement de gaz carbonique et d'eau. Toutefois ce type de biogaz n'est produit qu'en faible quantité car, étant donné le comblement progressif et la compaction des déchets, la phase aérobie est brève et ne concerne que le début de l'accumulation sur le site et ultérieurement la couche supérieure des déchets. Les phases II et III correspondent à la transition entre la phase aérobie et la phase anaérobie méthanogène. La durée de ces trois premières phases est de quelques semaines à une année et demie selon les

caractéristiques déjà citées du massif de déchets. La phase IV est la phase méthano-gène par excellence. La production de méthane y est constante. Elle peut durer jusqu'à 50 ans et plus. La phase V correspond à la phase terminale de l'activité de la décharge par manque progressif de matière biodégradable. La production de gaz finit par s'annuler.

Figure 2.6



Évolution de la composition du biogaz en fonction du temps – modifié de Farquhar and Rovers, 1973.

La plupart des composés intermédiaires de la biodégradation (sucres, acides, alcools, etc.) étant solubles, ils constituent donc la charge majoritaire des lixiviats durant les 5 à 10 premières années de « la vie » de la décharge. À ceux-là viennent progressivement s'ajouter les acides humiques et fulviques dans leurs processus de condensation des matières carbonées et azotées complexes. Leur poids moléculaire augmentant progressivement, ils finissent par précipiter ou se fixer à la matière non dégradée. Entre-temps, les propriétés physico-chimiques des lixiviats peuvent subir de profondes variations (tableau 2.1) dont certaines peuvent être modélisées sur une partie ou la totalité de la vie de la décharge (Steyer *et al.*, 1999).

Dans ce sens, rappelons que la teneur en humidité conditionne de manière importante la vitesse de biodégradation et donc la dynamique des variations susmentionnées. Son incidence sur la production de gaz, par exemple, suit une loi exponentielle (figure 2.7) (Farquhar et Rovers, 1973; Rees, 1980; Thonart *et al.*, 1997). En fait, cette figure traduit l'influence de la teneur en eau sur le facteur limitant de l'activité biologique de la décharge, à savoir la dégradation de la cellulose. En effet, ce polymère carbohydaté, présent dans les déchets ménagers à près de 40% en poids, est le substrat organique le plus important mais aussi le plus difficilement biodégradable. Sa dégradation, incomplète (de l'ordre de 71 à 77%), est considérée comme linéaire en fonction du temps avec, rappelons-le, une période de demi-vie estimée à quinze années. Elle contribuerait à 90% du méthane total

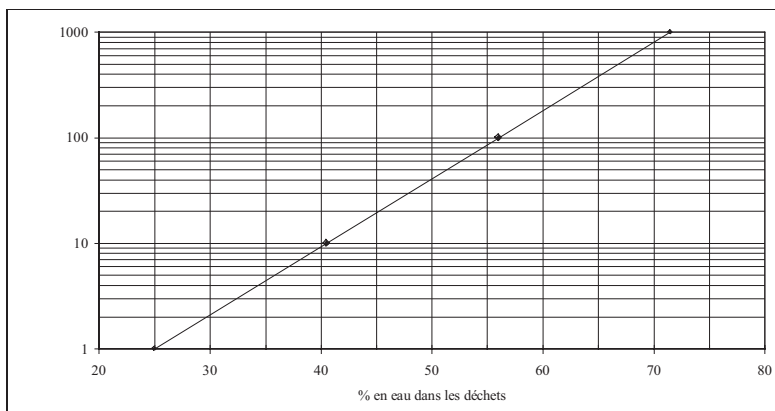
Tableau 2.1
Domaines de concentration de divers composés et normes concernant les lixiviats de décharges

Paramètres		Domaine acidogénèse	Moyenne acidogénèse	Domaine méthanogénèse	Moyenne méthanogénèse	Normes de sortie	Eau de boisson
DCO	mg O ₂ cons/l	1000-60000	22000	500-4500	3000	300	5
DBO5	mg O ₂ cons/l	1000-40000	13000	20-550	180	150	
COT	mg Cl	700-10000					Si augmentation
Mat. en suspension	mg/l	3000-50000			3000-50000		60
DBO5/DCO	–	0,6-0,8	0,58			0,06	
DCO/COT	–	1-4			1-4		
Azote Kjeldahl	mg N/l	10-5000	1250		10-5000	1250	
Ammonium	mg N/l	0-3000	750	0-3000	750	100	0,5
Azote organique	mg N/l	10-4000	600	10-4000	600		
Nitrates	mg N/l	0,1-10	3	0,1-10	3		50
Phosphates totaux	mg P/l	0,5-50	6	0,5-50	6		
Sulfates -	mg SO ₄ /l	70-1 750	500	10-420	80		250
pH	–	4,5-7,5	6,1	7,5-9	8	6,5-10,5	6,5-9,5
conductivité	µS/cm	2000-80000					2500 (20°C)
Ca ⁺⁺	mg/l	10-7200	1 200	20-600	60		270
Mg ⁺⁺	mg/l	30-15600	470	40-350	180		50
Na ⁺	mg/l	0-7700	1350				200
K ⁺	mg/l	10-2500	1100	10-2500	1 100		12
Cl ⁻	mg/l	100-5000	2100	100-5 000	2 100		250
Fe	mg/l	20-2000	780	3-280	15		0,2
Zn	mg/l	0,1-120	5	0,03-4	0,6	7000	5
Hg	µg/l	0,2-50	10	0,2-50	10	150	1
Cr total	µg/l	20-1 600	300	20-1600	300	2000	50
Cd	µg/l	0-140	6	0-140	6	600	5
Cu	µg/l	4-1400	80	4-1400	80	4000	2000
Pb	µg/l	8-1000	90	8-1000	90	1000	10
Ni	µg/l	20-2000	200	20-2000	200		20
Germes totaux	UFC/ml (37°C)		Plusieurs millions				
Coliformes fécaux	UFC/100 ml		Plusieurs centaines				Absence dans 100 mL

Source: Gendebien, 1992; Ehrig, 1989; D.P.E., 1998; DGRNE, 1998, AGW, 2004

produit dans la décharge (Gendebien *et al.*, 1992). En d'autres termes, la cellulose serait quasi la seule source carbonée utilisée par les microorganismes durant la phase de méthanogénèse stable et généralisée, c'est-à-dire la phase la plus longue de la vie de la décharge, soit de 25 à 50 ans ou davantage lorsque les conditions sont défavorables, à savoir une humidité au sein des déchets inférieure aux 30 à 50 % communément enregistrés dans les décharges des pays tempérés.

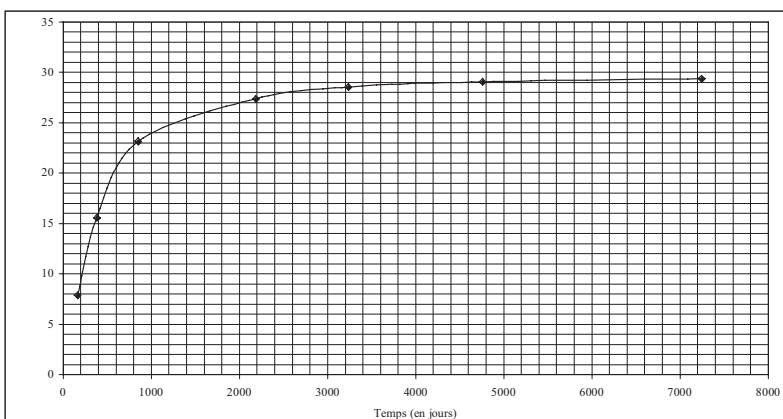
Figure 2.7



Effet de la teneur en eau sur la productivité de biogaz.

Associée à la biodégradation, la perte de matière dans les lixiviats et le biogaz produits conduit à une réorganisation des matières encore en place. Il s'ensuit un certain tassement qui figure comme un autre indicateur direct de la vitesse de dégradation. Un tassement complet théorique total de 40 % (par rapport à la hauteur initiale) est probable dans des conditions de méthanogénèse optimale (Emberton et Barker, cités par Gendebien, 1992). En pratique, un tassement moyen de 30 à 35 % est observé en décharge (figure 2.8).

Figure 2.8



Évolution du tassement du lit de déchets au cours du temps.

Source: Thonart *et al.*, 1995.

Par conséquent, à l'échelle du massif de déchets, la teneur moyenne en humidité, la teneur en cellulose et l'évolution du tassement sont des données qui vont permettre d'estimer la production de biogaz, la durée de vie de la décharge ou encore la composition caractéristique des lixiviats. À partir de ces données, obtenues par l'analyse du massif et d'échantillons solides, liquides et gazeux issus de la décharge, il est possible de définir différents paramètres de modélisation du bioréacteur « décharge ». La modélisation doit non seulement renseigner sur l'état physiologique général de la décharge mais aussi permettre de caractériser l'évolution de la décharge au fil du temps, notamment son impact futur sur l'environnement (voir partie 3). Cela est indispensable :

- au contrôle de la toxicité des effluents gazeux et liquides,
- à la mise en place des unités de traitement des lixiviats,
- aux projets de récupération et de valorisation du biogaz,
- à l'aménagement et à la réhabilitation du site.

3. L'impact environnemental des décharges

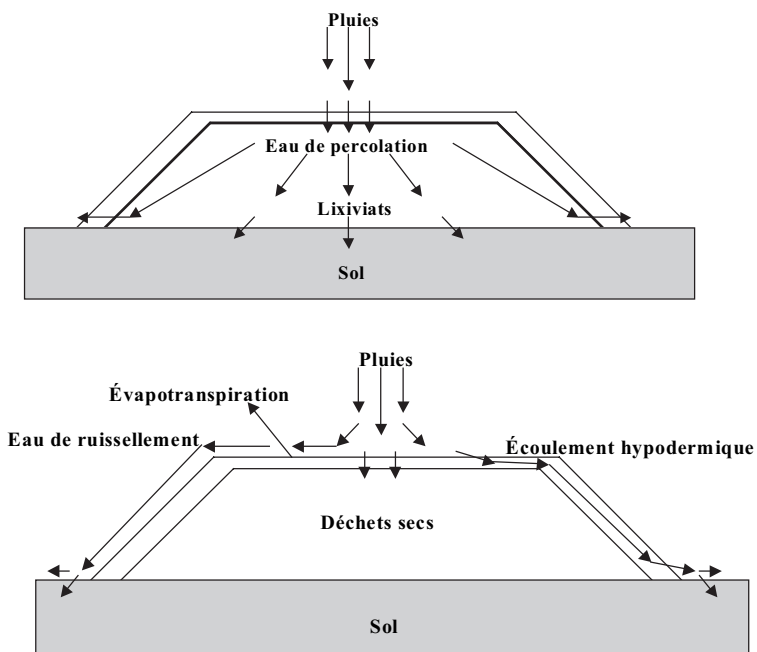
Le tableau 2.2 reprend les différentes nuisances qui sont créées par une décharge. Nous allons détailler davantage les deux plus importantes, à savoir les lixiviats et le biogaz. Les lixiviats ou liquides de percolation de la décharge sont chargés bactériologiquement et surtout chimiquement de substances tant minérales qu'organiques (pour rappel, voir tableau 2.1). Ils peuvent se mélanger aux eaux de surface comme aux eaux souterraines et donc constituer un élément polluant tant par leur aspect quantitatif que qualitatif (éléments écotoxicologiques). La source principale en eaux d'une décharge vient des précipitations dont une partie seulement pénètre au cœur du massif des déchets (figure 2.9). Il faut toutefois tenir compte de l'humidité des déchets et, parfois, du niveau de la nappe phréatique qui peut remonter jusqu'à la base d'une décharge (en temps de crue). L'eau traversant la couche de déchets va se charger en substances polluantes telles que la matière organique soluble résultant de l'activité biologique de la décharge, des constituants inorganiques comme les métaux lourds (provenant notamment des piles) et des germes qui peuvent être dangereux pour la santé et l'environnement. Il est difficile de prévoir avec précision la composition des lixiviats car elle dépend de la nature des déchets, du volume des précipitations, ainsi que du stade de dégradation atteint. Le tableau 2.1 reprend les domaines de concentration des substances et paramètres les plus souvent utilisés pour caractériser les lixiviats de décharges jeunes (phase acidogène) ou âgées (phase méthanogène). On y retrouve aussi les normes de rejets pour les décharges de la Région Wallonne ainsi que les concentrations maximales admises pour l'eau de boisson (eau du robinet) en Wallonie. Bien que cela semble évident, il est important d'insister sur le fait qu'il ne faut pas utiliser les lixiviats comme eau de consommation pour la boire, se laver, nettoyer des aliments ou d'autres usages domestiques.

Les lixiviats représentent une grande part de la pollution liée à une décharge. Contrairement au biogaz, qui est aisément dispersé dans l'atmosphère, les lixiviats,

Tableau 2.2
Nuisances créées par une décharge

Lixiviats	Biogaz	Animaux errants	Déchets solides	Aspect visuel, charroi, etc.
Conséquences directes				
Contamination: – du sol – de la nappe phréatique – des cours d'eau – des mers	– odeurs – explosions – incendies – pollution atmosphérique	– parasites de la décharge – destruction de la faune et de la flore	– éboulements – déchets volants – blessures sur objets coupants – tassement	– sécurité dans les villages – paysages modifiés
Conséquences indirectes				
– intoxications par l'eau de consommation – épidémies – destruction de la faune et de la flore	– intoxications – asphyxie – effet de serre – maladies type cancers	– vecteurs de maladies – épidémies – infections dues: aux morsures aux griffes	– infections	– sur le tourisme – opposition de citoyens

Figure 2.9



Les différents flux générés par les précipitations et la formation des lixiviats.

de par leur nature liquide, sont une source concentrée de polluants. Globalement, les lixiviats jeunes (5 à 10 premières années) seront fortement chargés en matières organiques biodégradables et les lixiviats des CET en méthanogénèse profonde seront chargés en matières organiques particulièrement récalcitrantes dont les substances humiques. Tout au long de la vie du CET, on notera une teneur en molécules azotées, et particulièrement ammoniacales, relativement élevée et stable. Les métaux lourds et autres molécules solubles en milieu relativement acide seront surtout rencontrés dans les lixiviats jeunes. Le plus grand risque lié à la production de lixiviats est la contamination de la nappe phréatique. Cela aurait pour conséquence de polluer les puits d'eau de consommation et donc de priver la population d'un élément vital à sa survie. Signalons également que la pollution des réserves d'eau potable par des micro-organismes pathogènes est susceptible de provoquer des épidémies.

Au-delà de ces considérations, les lixiviats doivent être traités comme des substances dangereuses. Il est nécessaire d'en organiser la collecte et le traitement afin de limiter au maximum les conséquences sur l'environnement et la santé publique.

En ce qui concerne le biogaz, comme nous l'avons vu précédemment, sa composition en molécules majeures (méthane, gaz carbonique, oxygène et azote) est très variable et dépend notamment de l'âge de la décharge, des conditions de mise en décharge (ex. compactage) et de la composition des déchets. Outre ces composants majeurs, le biogaz véhicule également une multitude de substances organiques à l'état de traces (tableau 2.3). La nature de ces produits est très variée: aldéhydes, cétones, alcools, composés aromatiques, composés halogénés et composés organo-sulfurés. L'origine de ces substances est également très variée: d'une part les processus particuliers de dégradation biologique et/ou chimique de certains déchets et d'autre part le largage de gaz provenant de la mise en décharge de déchets les contenant: frigos, solvants, aérosols, etc. Leur part dans la production de biogaz est faible et leurs proportions relatives sont très variables. Toutefois, il est important de noter que plusieurs de ces composés sont relativement nocifs. Globalement, les risques liés au biogaz peuvent être séparés entre risques pour les humains (toxicité des substances traces, asphyxie pour les opérateurs sur le terrain, explosion du méthane, incendies) et risques de pollution de l'atmosphère (les gaz majeurs sont des gaz à effet de serre et initiateurs du smog).

Outre ces aspects techniques, il existe d'autres nuisances provenant des décharges ayant un impact environnemental souvent moindre que le biogaz et les lixiviats, mais dont les conséquences sur la vie socio-économique sont plus facilement discernables. L'impact visuel des décharges d'ordures ménagères, couplé avec le problème des odeurs, sont des préoccupations qui doivent être prises en compte lors du choix des sites de décharge. De même, il faut s'assurer que l'acheminement des déchets sur le site ne va pas créer des problèmes de sécurité pour la population voisine. L'activité de stockage des déchets entraîne également toute une série de parasites tels que les animaux errants, qui sont une source de nuisance pour la population et pour les travailleurs.

Tableau 2.3

Normes et recommandations pour les concentrations respirables dans l'air

Substance	Exposition continue				Exposition à court terme			Concentration dans le gaz moyenne (ppm)	Concentration dans le gaz maximum (ppm)	Conversion 1 ppm = x mg/m ³
	TWA				IDLH	STEL				
	Belgique ppm	ACGIH-TLV ppm	OSHA-PEL ppm	NIOSH ppm	NIOSH ppm	ACGIH-OSHA ppm	NIOSH ppm			
CH ₄				asphyxiant				600 000 (60 %)	850 000	
CO ₂	5 000	5 000	5 000	5 000	40 000	30 000	30 000	400 000 (40 %)	880 000	1,8
CO	50	25	50	35	1 200	200-400	200-400	10	30 000	1,15
H ₂ S		10	10	10	100	10-20	10-20	10	70	1,4
Benzène	10	10	10	0,1	500	1	1	+ ensemble des	35	3,19
Toluène	100	50	200	100	500	150-300	150-300	autres composés en trace	125	3,77
Xylènes	100	100	100	100	900	150	150	10 000-20 000 (1 %-2 %)	110	4,34
Chloroéthylène	5	5	5		la plus faible possible				100	2,56
H ₂				asphyxiant						
O ₂		si <10 % : dégâts au cerveau ; si <16 % : respiration augmente ; idéal : >18 % à P atmosphérique								
N ₂				asphyxiant					36 000	
									310 000 (31 %)	Si infiltration d'air frais dans la décharge.

ACGIH : American Conference of Governmental Industrial Hygienists

NIOSH : National Institute for Occupational Safety and Health

OSHA : Occupational Safety and Health Administration

IDLH : Immediately Dangerous to Life or Health concentration value

STEL : Short-Term Exposure Limit

Source : NIOSH, 1998 ; Gendebien, 1992

PEL : Permissible Exposure Limit

TWA : Time-Weighted Average

TLV : Threshold Limit Value

mg/m³ : milligramme par mètre cube d'air

ppm : parts par million de parts d'air (en volume)

4. L'activité biologique et l'impact environnemental des décharges en fonction des conditions climatiques

Dans les pays humides et tempérés tels qu'en Europe, l'évolution des décharges est, nous l'avons vu, guidée par une activité microbiologique importante. Celle-ci, comme tout processus microbiologique, est directement tributaire de la teneur en eau de la décharge. Dans les pays ayant un climat plus sec, le taux d'humidité dans la décharge est un paramètre très important qui va conditionner le type d'évolution de la décharge. Il est essentiellement défini par les conditions climatiques et l'hydrogéologie locale. Par exemple, en Afrique, six zones climatiques sont définies notamment sur la base du régime des pluies : pluviométrie et répartition sur l'année (tableau 2.4). Ceci peut amener certains pays particulièrement grands à être divisés globalement en deux ou plusieurs zones climatiques avec leurs exigences propres en matière de gestion des décharges.

Les villes situées en zone climatique désertique (II) et sahélienne (III) ne présentent ni réserves d'eau, ni humidité au sol. Quelques villes situées très au nord de la zone tropicale à longue saison sèche (IV) telles que Dakar, Ouagadougou et Segou sont quasi dans la même situation. On s'attend à n'observer aucune dégradation microbiologique de déchets de décharges ainsi situées. L'humidité

Tableau 2.4
Zones climatiques en Afrique

Zones climatiques	Pluviométrie ^a	Humidité des sols	Type de décharge
I MÉDITERRANÉENNE Tunisie	50-200/0/ 200-800	50 à 80 % sur une courte période (2-5 mois)	INTERMÉDIAIRE Évolution très lente
II DÉSERTIQUE Sénégal, Égypte	0/0/50-100 (averses accidentelles)	Pas d'humidité au sol ; pas de réserve d'eau	SÈCHE FOSSILISÉE Fossilisation des déchets organiques
III SAHÉLIENNE Sénégal, Burkina Faso	0/0/50-400 (averses plus fréquentes)	Idem ci-dessus	SÈCHE FOSSILISÉE Idem ci-dessus
IV TROPICALE À LONGUE SAISON SÈCHE Mali, Sénégal, Burkina Faso	0/50-300/400-1400	Variable selon les stations	Généralement SÈCHE , parfois INTERMÉDIAIRE
V TROPICALE HUMIDE Congo	0/100-300/ 1400-2000	7-10 mois, favorable à une évolution biologique	HUMIDE Une biométhanisation devrait être observée Lixiviats présents
VI ÉQUATORIALE Zaïre	10-400/10-400/ 1800-3200	Presque continue favorable à une évolution biologique	HUMIDE

Note: a. Moyennes du mois de janvier (mm)/du mois de juillet (mm)/de l'année (mm).

apportée par les déchets s'évaporant rapidement et les pluies ne pouvant vraisemblablement assurer ce type d'activité. Seule une dégradation de type physico-chimique pourrait être observée. Une telle décharge, loin d'être un bioréacteur serait plutôt un lieu de fossilisation des déchets organiques par dessiccation. Cependant, il est primordial de déterminer si lors des orages, l'eau de percolation et d'écoulement hypodermique a le temps d'atteindre la nappe. Par contre, la majorité des villes localisées dans la zone climatique tropicale humide (V) et équatoriale (VI) présentent des bilans hydriques apparemment favorables à une évolution biologique des décharges. De plus, les périodes d'humidité du sol y sont habituellement longues (7 à 10 mois). Une biométhanisation devrait pouvoir y être observée facilement.

Dans ces mêmes zones climatiques, il existe cependant des villes telles que Cotonou (zone VI), située en Afrique de l'Ouest, qui présentent une situation intermédiaire semblable à plusieurs villes de la zone tropicale à longue saison sèche (IV). Un taux d'humidité au sol de 50 à 80 % y est observé sur une courte période (2 à 5 mois). Le type d'évolution de décharges soumises à ces conditions est peu prévisible. Une telle situation intermédiaire paraît également exister en zone méditerranéenne (I), par exemple à Tunis. Dès lors chaque station, en zone méditerranéenne ou en zone tropicale à longue saison sèche, devra être examinée au cas par cas en fonction de l'humidité du sol, des données climatologiques (telle la vitesse du vent, facteur de sécheresse), de l'humidité de départ des déchets. Il faudra tenir compte de la présence de lixiviats et de biogaz pour pouvoir classer la décharge de manière objective. En effet, les investigations menées sur quatre décharges de Tunisie et Haïti (tableau 2.5) montrent que, malgré la sécheresse du sol et un bilan hydrique

Tableau 2.5

Caractéristiques climatiques et de gestion des quatre décharges étudiées

	Tunisie			Haïti
	Tunis (N)	Tunis (S)	Kairouan (K)	Port-au-Prince (P)
Déchets enfouis (tonnes)	3 millions	3 millions	300 000	500 000
Profondeur (m)	5-20	7-10	4-5	2-4,5
Type d'implantation	Sur un lac salé	Sur un lac salé	Dans l'ancien lit d'une rivière déviée	À environ 2 km de la côte
Début – fin de remplissage	1984-1999	1960-1998	1993-1995	1980-2000
Pluviométrie (mm)	445	445	290	1000-1140 (1)
ETP (mm)	1160	1160	1560	1670

Tonnes de déchets enfouis, gamme de profondeurs, type d'implantation, dates de début et fin de remplissage (particulièrement des zones des décharges étudiées); pluviométrie et évapotranspiration potentielle (ETP) moyenne annuelle.

Note: (1) Moyenne sur 30 années (données FAO) et entre 1988 et 1998 (données fournies par la station de Damien), respectivement

Sources: FAO Climwat: stations de Tunis Carthage, Kairouan, Port-au-Prince-Damien

négatif (pluviométrie faible ou mal répartie et inférieure d'un facteur deux à cinq aux données d'évapotranspiration potentielle), l'intérieur de la décharge reste suffisamment humide pour produire, même durant la saison sèche, du biogaz en faible quantité et peu ou pas de lixiviats (tableaux 2.6 et 2.7). On se trouve face à une décharge intermédiaire que nous appellerons « en croûte » (figure 2.10). Les données de pluviométrie et d'évapotranspiration potentielle ne suffisent donc pas à classer une décharge.

Tableau 2.6

Résultats importants de l'étude de l'activité biologique de trois décharges de Tunisie et une décharge de Haïti

	Tunisie			Haïti
	Tunis (N)	Tunis (S)	Kairouan (K)	Port-au-Prince (P)
Diamètre des puits de carottage (mm)	200	46	200	52
Échantillons solides				
Matière sèche (% pds)	>80 % dans la couche sup. de 1,5 m d'épaisseur et 35-65 % dans les couches inf.	NR	36-58 %	72-89 % par rapport à la matière totale ou 60-83 % sur la matière fine et poreuse
Teneur en cellulose (%MS)	Jusqu'à 6	NR	Jusqu'à 1	Jusqu'à 5
Lixiviats				
Niveau piézométrique (m par rapport à la surface de la décharge)	2-6 (lixiviats dans tous les puits)	NR mais certains puits sont pleins et les lixiviats sont expulsés par les gaz	Pas de lixiviats	Peu de lixiviats
pH	6,6-8	7,5-8	NR	7-8
Potentiel redox (mV)	-60 à -350	-250 à -400	NR	-100 à -200
Biogaz				
Température dans les puits de carottage (différence par rapport à la température ambiante en °C)	10-15	10-15	0-10	0-5
% CH ₄	1-65	6-65	0,5-40	Jusqu'à 60 % dans deux puits
H ₂ S (ppm)	Jusqu'à 3 dans certains puits et > 80 dans un puits	> 80 si CH ₄ > 50 %	Jusqu'à 3 dans certains puits	Jusqu'à 4 dans certains puits
Débit (L/min)	< 0,05	Jusqu'à 8	< 0,05	Jusqu'à 0,12

Domaines de variation des résultats d'analyse des échantillons solides, liquides et gazeux prélevés dans des puits de carottage réalisés dans le massif de déchets : matière sèche et teneur en cellulose des échantillons solides ; niveau piézométrique, pH et potentiel redox des lixiviats ; température (et température ambiante), débit et concentrations en CH₄ et H₂S du biogaz

Note : NR : non réalisé

Tableau 2.7

Résultats des analyses chimiques des lixiviats

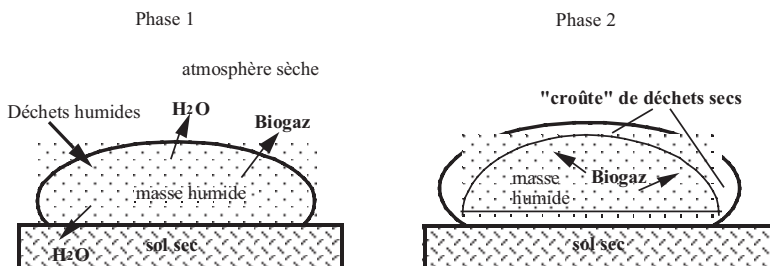
		Tunisie		Haiti	Gammes de la littérature	
		Tunis (N)	Tunis (S)	Port-au-Prince (P)	acidogénèse	méthanogénèse
NH ₄	mg N/L	80-7930	2250-5900	200-670	0-3000	0-3000
DCO	mg O ₂ /L	870-19600	3700-27300	380-11150	1000-60000	500-4500
DBO ₅	mg O ₂ /L	25-12200	280-12800	65-105	1000-40000	20-550
DCO/DBO ₅	–	1-83	5-80	3-7	1-2	NM
Sulfates	mg/L	80-7880	30-5850	250-280	70-1750	10-420
Conductivité	mS/cm	25-207	30-60	NR	2-80	NM

Résultats des analyses chimiques des lixiviats collectés dans les puits de carottage des deux décharges de Tunisie et d'Haiti, et gammes mentionnées dans la littérature pour les phases acidogènes et méthanogènes: gammes pour la concentration en NH₄, DCO, DBO₅, DBO₅/DCO et sulfates et la conductivité électrique.

Note: NR: non réalisé; NM: non mentionné

Source: Ehrig, 1983; Gendebien *et al.*, 1992).

Figure 2.10



La décharge intermédiaire: évolution vers la décharge « en croûte ».

Lorsque les déchets arrivent sur la décharge, avec une humidité bien déterminée, le gradient d'activité de l'eau est relativement important et permet une activité des microorganismes. L'eau tombant sur les déchets n'est alors que lentement « évapotranspirée ». Du fait de la structure des déchets, un certain temps est nécessaire pour que l'évapotranspiration soit complète. Pendant ce temps, des migrations d'eau ont pu alimenter les couches inférieures de déchets pour activer la biodégradation. De même, l'eau constitutive des déchets peut jouer ce rôle. Par conséquent, seuls les déchets en surface et en contact avec le sol se dessèchent. On assiste à la formation d'une « croûte » sèche sur le pourtour de la masse de déchets et une production de lixiviats faible, voire inexistante. Par la suite, cette « croûte » de déchets secs empêche les échanges d'eau et d'oxygène entre l'intérieur de la décharge et l'extérieur. Ainsi, l'humidité des déchets est maintenue au sein de la masse et permet une certaine méthanogénèse accompagnée d'une production lente

P r o p o s t i t u s d e r e p é r e

mais continue de biogaz. La gestion de cette décharge pose le problème du contrôle du biogaz qui doit être évacué et de l'évaluation de la durée de vie de cette décharge qui devrait évoluer extrêmement lentement.

En résumé, la diversité des conditions climatiques et hydrogéologiques nous fait envisager trois types de décharges en fonction du taux d'humidité en présence: la décharge sèche-fossilisée, la décharge humide, et la décharge intermédiaire. Le tableau 2.4 spécifie, pour l'Afrique, le type de décharge que l'on devrait observer en fonction des zones climatiques. Cependant, il est évident que cette classification peut aisément s'étendre à d'autres pays du globe. C'est le cas notamment en Haïti et à Cuba où la plupart des décharges existantes sont soit sèches-fossilisées, soit intermédiaires.

5. Autres nuisances : l'importance du tri à la base

À côté des déchets présentés au paragraphe précédent, on en rencontre d'autres, en quantités moindres, mais il est important de les signaler car leur impact sur une décharge peut être significatif.

- Les déchets médicaux: les déchets provenant d'hôpitaux, cliniques médicales ou vétérinaires, centres psychiatriques devraient être incinérés ou ne devraient être acceptés en décharges qu'après stérilisation. Nous parlons ici de la partie liée à la pratique médicale elle-même.
- Les matières fécales peuvent être acceptées en décharge à condition de les sanitiser auparavant.
- Les carcasses d'animaux sains sont utilisables dans la préparation de nourritures pour animaux; cette pratique peut cependant présenter des dangers et doit être de plus en plus réglementée. Si cette option n'est pas possible, une petite quantité de carcasses peut être mélangée avec le reste des déchets. Si la quantité est importante, une place spéciale de la décharge doit leur être réservée après sanitisation (à la chaux vive par exemple) et recouverte rapidement. Le cas des carcasses d'animaux malades est assimilé aux déchets d'hôpitaux.
- Les déchets volatils et inflammables: les déchets présentant un risque d'explosion ou pouvant s'enflammer facilement (explosifs, produits pétroliers, liquides et gaz volatils, solvants, peintures) devraient être bannis des décharges. Dans le cas où ces déchets ne peuvent pas être refusés, une section spéciale de la décharge devrait leur être réservée (confinement particulier et accessible). L'emplacement devrait être clairement indiqué et noté sur le plan final du site à la fermeture de la décharge.
- Les piles et les batteries: elles constituent une source importante de métaux lourds (plomb, nickel, mercure, cadmium, zinc, etc.). Pour cette raison elles ne doivent pas être acceptées en décharge. La tendance actuelle est de les recycler. Si cette option n'est pas faisable, il faudrait les accumuler dans des entrepôts secs et isolés de l'environnement en attendant une solution.

- Les débris de construction et objets lourds: les débris de construction et objets lourds (carcasses de voiture et de réfrigérateur, meubles, matériels de bureau, etc.) sont bien souvent recyclables ou valorisables. Si ce n'est le cas, les premiers peuvent servir de couches de couverture en fin de journée et il est conseillé de recouvrir les seconds d'autres types de déchets avant compactage pour éviter tout dommage pour les engins de chantier (compacteurs, etc.) et les camions de collecte. Soulignons que certains matériaux de construction, tels que les ciments et majoritairement les plâtres, contiennent des composés sulfatés relativement solubles pouvant être à l'origine d'une sulfato-réduction dérégulant les processus de biométhanisation. Il est donc conseillé d'isoler ces matériaux de toute source de matière organique.
- Les pneus constituent un problème de plus en plus sérieux, de par leur nature et leur nombre qui augmente de plus en plus dans les villes. Ils peuvent être utilisés comme soutien de talus associés à des déchets de construction et ce, afin de réduire les risques d'incendie liés à l'accumulation de ces matériaux inflammables.
- Les boues des centres de traitement d'eaux: les procédés de traitement d'eaux usées produisent une boue qui concentre les éléments rencontrés dans les eaux à traiter. Certaines traitent aussi les eaux venant de fosses septiques. Les boues provenant de ces centres constituent un grave danger pour la santé à cause des microbes pathogènes et de la charge organique qu'elles peuvent véhiculer. Lorsque la qualité chimique (teneur en métaux lourds, etc.) le permet, la meilleure utilisation de ce type de déchets est l'épandage sur terres agricoles, sinon la mise en décharge est de mise. Quelle que soit l'issue, il est nécessaire de procéder à un traitement de sanitation ou stérilisation et de séchage.
- Les déchets industriels: les déchets produits par l'industrie sont très variés. Ils peuvent être liquides ou solides et leurs caractéristiques physico-chimiques varient aussi grandement. Si ces déchets ne sont pas toxiques, c'est-à-dire s'ils ne présentent pas un danger potentiel pour la santé humaine ou pour les organismes vivants, leur mise en décharge peut ne pas poser de problème.

Sources bibliographiques

AGW, 2004, Arrêté du Gouvernement wallon relatif aux valeurs paramétriques applicables aux eaux destinées à la consommation humaine, *Le Moniteur Belge (Textes de loi du Royaume de Belgique)*, 10 février 2004.

D.P.E., 1998, Division de la Police de l'Environnement, *Réseau de contrôle des centres d'enfouissement technique*, site internet: <http://mrw.wallonie.be/dgrne/data/dechets/cet/>.

DGRNE, 1998, Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement, Division de l'Eau, *Arrêté royal du 3 août 1976 portant le règlement général relatif aux déversements des eaux usées dans les eaux de surface ordinaires, dans les égouts publics et dans les voies artificielles d'écoulement des eaux pluviales*, site internet: <http://mrw.wallonie.be/dgrne/>.

- FARQUHAR, G.J. et ROVERS, F.A., 1973, *Water, Air and Soil Pollutions*, 2:483-495.
- FRENAY, J., 1996, Recyclage des piles domestiques usées: réalités et perspectives, *Proceedings La problématique des déchets solides dans les villes africaines d'importance moyenne*, Gembloux, Belgique, p. 145-156.
- GENDEBIEN, A., PAUWELS, M., CONSTANT, M., LEDRUT-DAMANET, M.-J., NYNS E.J., WILLUMSEN, H.-C., BUTSON, J., FABRY, R. et FERRERO, G.-L., 1992, *Landfill gas. From environment to energy*, Published by Commission of the European Communities.
- HILIGSMANN, S. et THONART, P., 1997, Microflore anaérobie des décharges, *Actes de l'Atelier La problématique des déchets solides dans les villes africaines*, Ouagadougou, Burkina Faso, 25-28 mai.
- HILIGSMANN, S., LARDINOIS, M., RODRIGUEZ, C., KAPEPULA, D., MHIRI, F., MAROUANI, L., BENZARTI, A., POHL, D., CHAMBLIN, J.F., ANTOINE, J.N., NOEL, J.M., THONART, P., 2001, Investigation of the biological activity in MSW landfills under dry climates (Tunisia and Haïti), *Proceedings Sardinia 01, Eight International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italie: 4:131-138.
- HILIGSMANN, S., LARDINOIS, M., RODRIGUEZ, C., KAPEPULA, D., MHIRI, F., MAROUANI L., BENZARTI, A., GROLET, S., CHAMBLIN, J.F., ANTOINE, J.N., NOEL, J.M., COPIN, A. et THONART, P., 2002, Investigation of the biological activity in MSW landfills under dry climates (Tunisia and Haïti), *Proceedings ISWA 2002 World Environment Congress and Exhibition*, Istanbul, Turquie, 2:773-778.
- LARDINOIS, M., HILIGSMANN, S., KAPEPULA, D. et THONART, P., 2001, Atlas of MSW landfills and dumpsites in developing countries, *Proceedings Sardinia 01, Eight International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italie, 4:107-112.
- LARDINOIS, M., HILIGSMANN, S., KAPEPULA, D., RODRIGUEZ, C., et THONART, P., 2002, Atlas of MSW landfills and dumpsites in developing countries, *Proceedings ISWA 2002 World Environment Congress and Exhibition*, Istanbul, Turquie, 2:1167-1172.
- LARDINOIS, M., HILIGSMANN, S. et THONART, P., ATLAS DES DÉCHARGES D'ORDURES MÉNAGÈRES DANS LES PAYS EN DÉVELOPPEMENT. <http://www.ulg.ac.be/cwbi/projets/atlas>
- MHIRI, F., MAROUANI, L., BENZARTI, A., HILIGSMANN, S., RODRIGUEZ, C. et THONART, P., 2003, Investigation of the Biological Activity and the Environmental Impact of Tunisian MSW Landfills, *Proceedings Sardinia 03, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italie, 6-10 October.

NIOSH, 1998, *National Institute for Occupational Safety and Health, databases*, site Internet: <http://www.cdc.gov/niosh/database.html>.

PLAN WALLON DES DÉCHETS, HORIZON 2010, 15 janvier 1998, *Gouvernement Wallon*.

REES, J.F., 1980, In *J. Chem Techn. Biotechnol.*, 30:161-175.

RODRIGUEZ, C., HILIGSMANN, S., LARDINOIS, M., DESTAIN, J., RADU, J.P., CHARLIER, R. et THONART, P., 2001, Cellulose enzymatic availability in waste refuse, *Proceedings Sardinia 01, Eight International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italie, 1:69-77.

RODRIGUEZ, C., HILIGSMANN, S., ONGENA, M., AWONO, S., DESTAIN, J., CHARLIER, R. et THONART, P., 2003, Cellulose enzymatic availability in Municipal solid waste, *Proceedings Sardinia 03, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italie, 6-10 October.

RODRIGUEZ, C., HILIGSMANN, S., ONGENA, M., CHARLIER, R. et THONART, P., 2005, Development of an enzymatic assay for the determination of cellulose bioavailability in Municipal Solid Waste, *Biodegradation*, 16: 415-422.

SCHLITZ, M., 1992, Méthanisation des déchets ménagers, *Colloque ORCA, Les déchets organiques ménagers*, 26 novembre 1992, Namur, Belgique.

SENIOR, E., 1990, *Microbiology of Landfill Sites*, CRC Press, USA.

STEYER, E., HILIGSMANN, S., RADU, J.P., CHARLIER, R., DESTAIN, J., DRION, R. et THONART, P., 1999, A biological pluridisciplinary model to predict municipal landfill life, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italie, p. 37-44.

THONART, P., LARDINOIS, M., RODRIGUEZ, C., AWONO, S., DESTAIN, J., CHAMBLIN, J.F., GROLET, S., NOEL, J.M., BOISSON, D., COPIN, A., HILIGSMANN, S., 2002, La problématique de la gestion des déchets ménagers en République d'Haïti, *Séminaire sur la Sensibilisation à la gestion des déchets ménagers dans les villes de la République de Haïti*, Port-au-Prince, Haïti, 1er juillet.

THONART, P., LARDINOIS, M., RODRIGUEZ, C., AWONO, S., DESTAIN, J. et HILIGSMANN S., 2002, La problématique de la gestion des déchets ménagers, *Séminaire-atelier francophone sur la gestion des déchets ménagers*, Saaba-Ouagadougou, Burkina Faso, 18-20 novembre.

THONART, P. et TOTTE, A., 1997, Stratégie de gestion des déchets solides en Afrique, *Proceedings La problématique des déchets solides dans les villes africaines*, Ouagadougou, Burkina Faso.

THONART, P., STEYER, E., DRION, R. et HILIGSMANN, S., 1998, La gestion biologique d'une décharge, *Tribune de l'eau*: 590/591 :3-12.

VAN BELLE, 1992, *Colloque ORCA*, Namur, Belgique, 11, 92.

Vers la création et la gestion d'un centre d'enfouissement technique (CET)

Après avoir décrit un état des lieux sur la gestion des déchets dans les pays du Sud et avoir développé les aspects environnementaux liés à la gestion des déchets ménagers, nous abordons dans cette troisième partie les considérations techniques de l'enfouissement des déchets. Les objectifs sont d'apporter à toute personne impliquée dans la gestion des déchets ménagers les connaissances de base nécessaires à l'élaboration d'un projet, à la mise en place et à la gestion d'un centre d'enfouissement technique de déchets ménagers. Les critères de choix du site, les aspects techniques liés à l'aménagement et à la gestion du CET de même que les aspects financiers seront abordés dans les différents chapitres de cette partie.

Pour des raisons principalement économiques, la mise en décharge est, et restera probablement pour de longues années encore, la technique la plus utilisée pour se débarrasser des déchets ménagers dans de nombreux pays à revenus faibles. Cependant, la mise en décharge sans aucune précaution est une pratique qui est appelée à disparaître. De plus en plus, il est demandé aux exploitants d'offrir un certain nombre de garanties pour éviter toute incidence néfaste des dépôts de déchets sur l'environnement (humain et naturel). L'exploitation contrôlée d'une décharge nécessite donc des études et des aménagements préalables ainsi que des procédures de gestion appropriées. Par conséquent, le terme « décharge » est en train de disparaître au profit du terme « centre d'enfouissement technique » (CET). Dans le premier chapitre, nous tenterons de définir les critères minimums à respecter lors du choix des futurs sites de stockage des déchets pour que le CET ait l'incidence la plus faible sur son environnement lorsqu'il sera exploité. Les deux chapitres suivants apporteront les connaissances de base sur l'aménagement et la gestion du CET afin d'assurer la protection du sous-sol et le traitement du biogaz et des lixiviats. Le quatrième chapitre portera sur le cas des zones arides pour lesquelles des aménagements différents pourraient être envisageables. Finalement, le cinquième chapitre abordera les aspects financiers liés à la création et la gestion du CET.

1. Critères de choix des sites d'implantation

Le choix du site d'implantation d'un CET ne peut se faire par hasard. Différents paramètres doivent être étudiés afin de s'assurer que le CET, une fois en exploitation et après fermeture, aura une incidence la plus faible possible sur l'environnement. Il est souvent important de considérer d'emblée plusieurs sites potentiels et d'en

étudier en profondeur les caractéristiques, avant de sélectionner le plus approprié qui accueillera le CET. Au premier abord, la recherche des sites potentiels doit considérer quelques priorités bien établies :

- favoriser la stabilité (du point de vue géologique et hydrogéologique) à long terme des dépôts ;
- tenir compte qu'une activité biologique est susceptible de se développer dans le CET. Éviter par conséquent les conditions qui pourraient entraîner des dérèglements de cette activité ;
- éviter toute interaction entre le CET et l'environnement en protégeant notamment le réseau hydrographique et les réserves d'eau et en évitant la dispersion de gaz nocifs dans l'atmosphère ;
- tenir compte de l'accessibilité du site ;
- tenir compte de l'impact sur l'environnement humain et écologique ;
- tenir compte du volume disponible et utilisable.

Par la suite, les sites potentiels doivent être évalués selon des critères prédéfinis pour dégager leurs avantages et leurs faiblesses. Pour cela, il faut distinguer deux types de critères :

- les critères d'exclusion qui définissent les conditions minimales d'acceptation d'un site d'implantation pour un CET. Certaines de ces conditions pourraient toutefois être rencontrées mais au prix de relativement lourds investissements d'aménagement et d'isolement du site ;
- les critères de comparaison qui vont permettre de différencier les sites potentiels sur base de cotations relatives à des considérations techniques plus ou moins favorables.

Ces critères, qu'ils soient d'exclusion ou de comparaison, font partie de différents domaines scientifiques et socio-économiques tels que la géologie, l'hydrogéologie, l'hydrologie, la chimie et l'aménagement du territoire. Ils ne constitueront pas un outil de sélection, dans le sens le plus restrictif du terme, mais plutôt un moyen pour classer les sites potentiels selon un ordre de préférence après un minimum d'étude. Citons par exemple des essais-types réalisés sur des échantillons de sol dans des conditions identiques pour chaque site potentiel ; la prise en compte des résultats d'études antérieures ; le dialogue avec les autochtones sur la flore et la faune sédentaire ou de passage ; etc. Cette méthodologie n'est en rien une étude d'incidence au sens strict du terme. Quels que soient les résultats obtenus avec cette dernière, les sites finalement retenus devront obligatoirement faire l'objet d'investigations approfondies, notamment en fonction de leurs faiblesses respectives. En particulier, les résultats obtenus ne pourront évidemment pas se substituer à d'éventuelles obligations légales ou contractuelles en matière d'étude d'incidence, même si certains éléments pourront servir de base à cette dernière.

Les critères et le système de cotation sont inspirés de l'étude réalisée par la société Spaque S.A. (1999) concernant le choix des CET en Région Wallonne

(Belgique). Ils font également référence aux législations wallonne (AGW, 2003) et européennes (UE, 1999). Avec le concours d'experts en géologie, hydrogéologie et résistance des matériaux, il a été possible de simplifier la méthodologie utilisée pour qu'elle soit aisément applicable aux cas de pays en développement. Pour ce faire, nous nous sommes également inspirés de l'étude menée au Burkina Faso par les sociétés Horizons S.A. – Socrège dans le cadre du Projet pour l'amélioration des conditions de vie urbaine (PACVU – Gestion des déchets solides municipaux à Ouagadougou et Bobo – Dioulasso) mis en place par le gouvernement burkinabé. (Socrège *et al.*, 1994)

Critères d'exclusion

Un site sera sélectionnable s'il répond à l'ensemble des conditions suivantes, et ce, après aménagements éventuels pour satisfaire un ou des critères particuliers (ex. : apport d'argile pour assurer une meilleure imperméabilité de la base du CET).

1. Perméabilité du sol (naturel ou après aménagements) inférieure ou égale à 10^{-9} m/s¹ sur une épaisseur minimum de 1 m.
2. Ne pas implanter un CET dans une zone présentant une faiblesse géologique active (sismique, volcanique, etc.).
3. Ne pas implanter un CET sur le bassin-versant d'une nappe phréatique exploitée ou exploitable dépourvue d'une isolation naturelle par rapport au terrain superficiel (1 m de sol de perméabilité 10^{-9} m/s).
4. Pente du terrain inférieure à 1/3 (1 vertical sur 3 horizontal = 18° sur l'horizontale).
5. Niveau piézométrique de la nappe phréatique sous le CET fortement instable (battement)².
6. Ne pas implanter un CET dans une zone inondable ou en dessous du niveau de la mer.
7. Ne pas implanter un CET dans une carrière (exploitée ou abandonnée) autre qu'argilière.

1. Correspondant à une infiltration d'environ 1m³ par hectare par jour. Le coefficient de perméabilité d'un sol doit être déterminé à $\pm 2,5\%$ de l'optimum Proctor et en tenant compte que les expériences de laboratoire sur des échantillons de sol conduisent à des valeurs dix à cent fois plus favorables que les coefficients effectifs *in situ*. Les expériences devront donc être répétées plusieurs fois et ponctuées par des tests de validation *in situ*, notamment sur les caractéristiques de l'échantillon (densité, hétérogénéité, etc.). Des essais de comparaison devraient également être réalisés en présence de lixiviats, jeunes et anciens, de décharges.

2. Lors de l'évaluation du niveau piézométrique, il convient de tenir compte de la capillarité éventuelle dans certaines franges du sol.

8. Le site ne doit pas être situé à moins de 50 m d'une installation de captage et, en milieu karstique (présence abondante de calcaire), la zone de site ne peut renfermer des points de pénétration préférentiels (dolines, chantoirs, etc.) et ne peut se situer sur les axes de circulation préférentiels alimentant le captage.
9. Le débit des eaux susceptibles de s'écouler (écoulement hypodermique, percolats, etc.), si la gestion du site présente des défaillances, à partir du site en direction d'une rivière environnante, doit être au moins 100 fois inférieur au débit de la rivière (en période d'étiage), d'alimentation du lac, etc. On parle d'un taux de dilution supérieur à 100.
10. Ne pas implanter un CET dans une zone saline ou dont le sous-sol renferme du gypse (source d'une activité sulfato-réductrice néfaste sur le plan économique et environnemental et source de dissolution biologique ou chimique des roches).
11. L'implantation du CET ne doit pas être à l'origine de la destruction d'un écosystème particulier.
12. La distance entre le site et les habitations ou un site d'intérêt (naturel, historique, etc.) doit être supérieure à 100 m.
13. La distance entre le site et les zones agricoles ou des voies et plans d'eau doit être supérieure à 25 m.

Critères de comparaison

La base du système de cotation est de donner une valeur nulle pour un site présentant les « conditions minimum » pour pouvoir être exploité (satisfaction à tous les critères dits « d'exclusion »). Les critères de comparaison donneront des valeurs soit positives, soit négatives, selon le cas particulier de chaque site. La cote maximum est de 50. La cote minimum est de -50.

o
r
e
p
e
r
e
d
s
t
n
o
r

Les différentes cotes seront attribuées par un comité d'experts ayant des compétences respectives dans les différents domaines concernés (biologie, géologie, hydrogéologie, etc.). Afin d'effectuer un choix sans équivoque, il convient de constituer un groupe d'experts commun à la sélection de tous les sites potentiels associés à une même zone de collecte voire, dans les cas où la superficie le permet, un comité commun à tous les sites d'un pays. Il convient également, afin de motiver les choix, d'effectuer des tests de sensibilité sur la cotation générale en faisant varier sensiblement l'importance relative de certains critères par rapport aux autres. Par exemple, il peut être préférable de choisir un site beaucoup plus éloigné, mais dont les caractéristiques géologiques sont meilleures (diminution de la cote du premier critère et augmentation de celle du second), si les problèmes de transports sont facilement gérables.

Les sites qui obtiendront les meilleures cotes générales (somme de toutes les cotes individuelles $CA1 + CA2 + \dots + CD7 + CE$) pourront être sélectionnés pour la phase d'étude ultérieure qui aboutira à la sélection ultime. Notons toutefois que certains sites obtiendront une bonne cote générale alors qu'ils montrent une certaine

faiblesse dans l'un ou l'autre domaine. Dans ce cas, certaines études approfondies dans le ou les domaines en question devront être réalisées prioritairement. Une appréciation, pouvant intervenir également en tant que critère de comparaison (CE), pourra être donnée à chaque site en fonction du type d'étude prioritaire. Le type d'étude sera indiqué (en italique) en regard du critère considéré.

Attribution des cotes

A. Géologie

1. Implantation sur le bassin versant avec isolation naturelle de la nappe: $C_{A1} = -5$
Étude approfondie du sous-sol et de la dispersion des liquides dans les différentes couches.
2. Présence d'une zone de faiblesse géologique (inactive): $C_{A2} = -5$
Calcul de la stabilité du sol.
3. Topographie:
$$C_{A3} = -2 \frac{\text{pente en } ^\circ}{18^\circ}$$
4. Présence de matériaux solubles (calcaire, anhydrite, etc.) dans les couches supérieures du sous-sol et non isolées naturellement de la base du CET: $C_{A4} = -5$
Étude de la solubilité des composés du sol en présence de lixiviateurs jeunes (acides) et vieux (basiques)

B. Hydrogéologie

1. Zone de captage

Une zone de captage est associée à différents périmètres ou zones de prévention et de surveillance.

- la zone I (10 m autour des installations de prise d'eau) correspond à la zone de prise d'eau.
- la zone II ou zone de prévention est subdivisée en deux zones: IIa et IIb

La zone IIa est délimitée par une distance de 40 m au minimum autour de la zone I correspondant à un temps de transfert de 24 h environ. La zone IIb est déterminée par la zone d'appel du captage dont le périmètre est fonction du type d'aquifère.

- la zone III ou de surveillance correspond au bassin d'alimentation du captage.

On définit D (en m): la distance minimum entre le site et les installations de captage.

Dans la zone IIb³

On définit X2 (en m): la longueur de la zone

3. L'implantation dans les zones I et IIa est un critère d'exclusion (cf. critère d'exclusion 8).

- pour un aquifère sableux $X2 = 100 \text{ m}^4$
- pour un aquifère graveleux $X2 = 500 \text{ m}$ ou la distance de la nappe alluviale à la rivière si cette distance est inférieure à 500 m .
- pour un aquifère karstique ou fissuré $X2 = 1000 \text{ m}$.

D varie donc dans la zone IIb entre 50 et $X2 + 50 \text{ m}$.

$$C_{B1} = -5\left(1 + \frac{X2-D+50}{X2}\right)$$

Dans la zone III

On définit $X3$ (en m) : la distance entre l'installation de captage et l'extrémité du bassin d'alimentation dans l'axe installation-site⁵

D varie dans la zone III entre $X2 + 50$ et $X3$.

$$C_{B1} = -5 \frac{X3-D}{X3-X2-50}$$

Étude approfondie de la géologie et l'hydrogéologie dans les zones entourant l'aquifère (détermination précise des points de pénétration préférentiels, etc.)

2. Perméabilité du sol

On définit K (en m/s) : le coefficient de perméabilité du sol. Bien qu'une valeur de K égale à 10^{-9} m/s et une épaisseur de 1 m aient été considérées comme conditions minimums (critère d'exclusion 1), on peut appliquer un facteur de pondération positif pour les couches (isolant le CET de la nappe) dont le K est inférieur à 10^{-9} m/s et dont l'épaisseur (e) est supérieure à 1 m .

$$C_{B2} = +0,1 \cdot \frac{10^{-9}}{K} \cdot 4(e-1)$$

Le premier terme ne peut être supérieur à 10 et le second à 5 .

4. Ces distances sont inspirées des perméabilités moyennes connues pour ces différents types d'aquifères.

5. On ne considère pas de zone III si la zone IIb renferme les limites du bassin d'alimentation ($X3 < X2 + 50$).

C. Hydrologie

1. Taux de dilution des effluents du CET qui atteindraient le réseau des eaux de surface (en période d'étiage) si la gestion du site présente des défaillances (TD sans dimension) (cf. critère d'exclusion 9)

$$C_{C1} = + \frac{TD - 100}{100} \quad (\text{max } 10)$$

Étude, en fonction de la pluviométrie, de la dispersion des liquides (essais de traceurs) dans le sous-sol situé entre le site et le réseau hydrographique.

2. Incidence sur l'écosystème environnant

On définit TE: taux d'endommagement estimé de l'écosystème (sur une échelle de 1 à 5)

$$C_{C2} = -TE$$

Étude des espèces végétales, animales et microbiologiques présentes dans l'écosystème environnant le site potentiel, en fonction des saisons.

D. Aménagement du territoire

1. Implantation dans une zone naturelle: $C_{D1} = -5$
2. Distance par rapport aux habitations et sites d'intérêt dans la direction des vents dominants (DH en m)

$$C_{D2} = -5 \frac{1000 - DH}{900}$$

3. Accessibilité du site et proximité par rapport aux lieux de collecte⁶

$$C_{D3} = -0,5 (DC + 4DR)$$

avec DC (en km): distance moyenne par rapport aux lieux de collecte et pondérée en fonction des volumes collectés.

et DR (en km): distance à parcourir sur une piste non bitumée (maintenue en bon état toute l'année) entre les infrastructures routières et le site du CET⁷.

Évaluation des possibilités d'amélioration de l'accessibilité et évaluation des coûts d'aménagement.

4. Critère de volume

C_{D4} (max 5) à définir sur une échelle en fonction des volumes collectés et potentiels, du taux de compactage et sachant que la pente des talus du dépôt ne peut dépasser 30° pour des raisons de stabilité des talus et de sécurité lors du maniement des engins de compactage.

6. Après aménagement éventuel d'un accès plus aisé.

7. Les coefficients de l'équation peuvent être corrigés en fonction de l'état des infrastructures routières.

5. Impact paysager

- Présence d'écrans boisés autour du site: $C_{D5} = +5$
- Absence d'écran boisé mais plantation envisageable $C_{D5} = +2$

6. Disponibilité des matériaux de couverture à proximité du site $C_{D6} = +3^8$

7. Incidence du charroi

C_{D7} (max 3) sera défini dans une échelle de comparaison entre les différents sites potentiels relatifs à une même zone de collecte.

La liste de ces critères de comparaison n'est certes pas exhaustive. D'autres paramètres pourraient également entrer en ligne de compte en fonction des caractéristiques particulières liées à une région ou une zone de collecte. Citons par exemple la faisabilité de prélever (pour les épurer) les eaux de la nappe phréatique en cas de pollution accidentelle par les lixiviats du CET.

Exemple de cotation pour un cas représentatif

La figure 3.1 schématise un cas représentatif d'implantation d'un CET sur lequel le calcul de la cotation est effectué. Le terrain naturel n'offre pas de zone de faiblesse géologique et le CET est situé à grande distance du réseau hydrologique (TD = 1200). Le taux d'endommagement de l'écosystème est estimé à 20% (TE = 1) mais il n'y a pas de zone naturelle à protéger. La distance moyenne par rapport à la zone de collecte des déchets est de 11 km sur infrastructure routière acceptable, excepté le dernier kilomètre sur piste. L'espace disponible pour une extension du CET est suffisant et il y a peu d'habitations alentours.

Figure 3.1

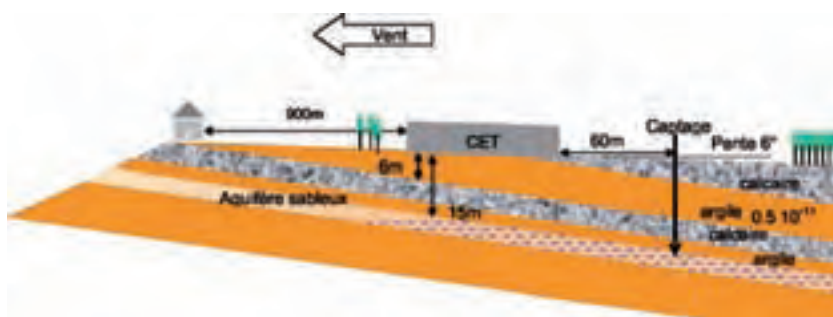


Schéma d'un cas représentatif (fictif) d'implantation d'un CET.

8. L'apport de matériaux de l'extérieur peut être pris en considération selon une échelle d'appréciation du type de celle de C_{D3} .

$C_{A1} = -5$	$C_{B1} = -5(1+(100-60+35)/100) = -8,75$
$C_{A2} = 0$	$C_{B2} = +0,1 + 200 + 0,4 \times 5 = 12 \text{ (max)}$
$C_{A3} = -0,66$	
$C_{A4} = -5$	
$C_{C1} = (1200-100)/100 = +10 \text{ (max)}$	$C_{D1} = 0$
$C_{C2} = -1$	$C_{D2} = -5(1000-900)/900 = -0,55$
	$C_{D3} = -0,5(11+4) = -7,5$
	$C_{D4} = +5$
	$C_{D5} = +5$
	$C_{D6} = +3$
$C_{D7} = +3$	$C_E = +5$

$C = +12,94$

2. L'aménagement d'un CET idéal dans les pays à climat humide

Le rôle majeur d'un CET est de séparer les déchets enfouis et leur environnement. Toutefois, que le mode d'enfouissement soit par remblais d'une zone au relief accidenté ou par création d'un tumulus surplombant le sol naturel, les précautions à prendre et les aménagements à réaliser seront similaires. Avant tout déversement de déchets, le CET sera isolé à la base et sur les flancs au moyen de couches de matériaux imperméables. Des systèmes drainant seront également mis en place de façon à collecter les lixiviats. Durant le remplissage, des puits de dégazage seront élevés afin de permettre la collecte et le traitement du biogaz produit.

Figure 3.2

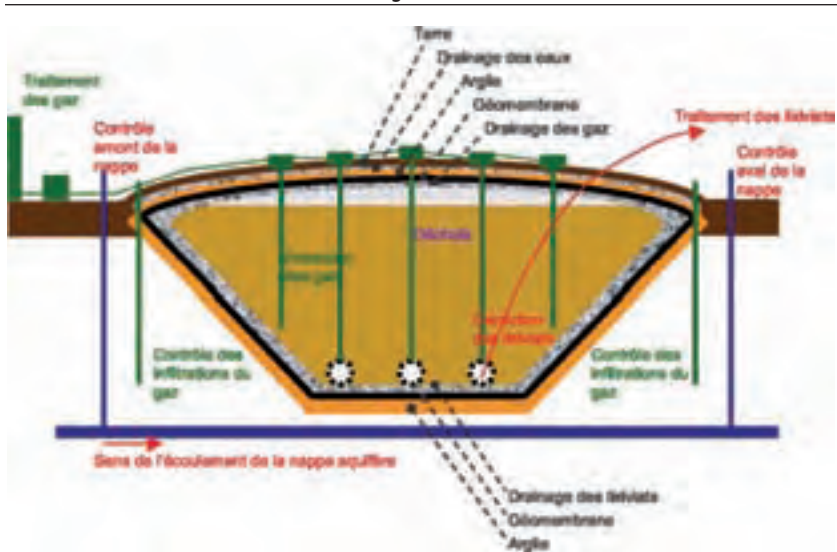


Schéma d'aménagement d'un CET.

En fin d'exploitation (et parfois même en cours d'exploitation, dans le cas de cellules par exemple), le confinement des déchets sera assuré par une couverture minérale et/ou de terre pour limiter les risques pour la population et l'environnement. Parmi les travaux d'aménagement, il faut aussi considérer les dispositifs permettant de contrôler l'impact du CET sur l'environnement, à savoir les puits piézométriques ceinturant le site afin de contrôler le niveau et la qualité de l'eau des nappes aquifères ainsi que les stations d'analyse de la qualité de l'air et des eaux de surface à proximité du site. Le schéma de la figure 3.2 reprend l'ensemble des caractéristiques générales d'aménagement du CET qui vont être explicitées dans ce chapitre.

La base du CET

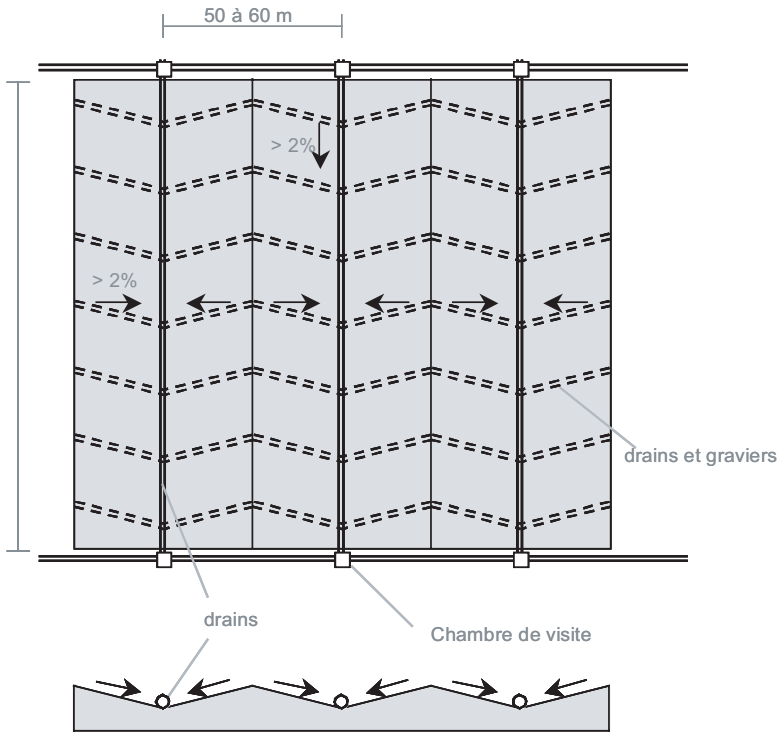
Les barrières de sécurité qui sont disposées sur le terrain naturel à la base du CET, y compris les flancs lorsque celui-ci est de forme concave, ont pour fonction de protéger le sol et les nappes aquifères contre toute contamination par les lixiviats. On distingue deux types de barrières de sécurité: les barrières d'étanchéité statiques ou géomembranes en matière plastique et les barrières dynamiques ou argileuses. Le soin avec lequel le fond du CET devra être préparé dépend cependant des conditions du milieu. La présence de couches de sol imperméables satisfaisant aux critères décrits au point 3.1 et les conditions climatiques dont il est question au point 3.3 sont des facteurs qui seront pris en considération. Incontournable, la mise en place d'une barrière argileuse, en sus des couches imperméables remplissant les conditions minimales d'implantation, peut être réalisée au moyen de matériaux naturels (argiles naturelles), de matériaux géocomposites (tels que les argiles gonflantes bentonitiques) ou d'un mélange des deux.

La réalisation de la barrière argileuse se fait par compactage de couches successives du matériau homogène (comprenant plus de 15% de particules passant à 2 µm dont plus de 10% de gonflants, plus de 30% de particules passant à 60 µm, moins de 10% de refus à 10 mm, aucun élément de taille supérieure à 50 mm, moins de 1% de matière organique avec un rapport carbone/azote inférieur à 20) et à un optimum de plasticité (limite de liquidité inférieure à 80%, indice de plasticité compris entre 10% et 30%, voire 40%) afin d'assurer une certaine homogénéité et continuité de la matière. On définit sur la surface au sol du CET des zones (appelées cellules) d'environ 50 à 200 m de côté en fonction notamment des conditions de mise en œuvre du drainage des lixiviats et des eaux atmosphériques.

Chaque cellule sera traversée longitudinalement par un léger fossé qui accueillera par la suite le drain principal (éventuellement constitué de plusieurs drains parallèles moins coûteux). Un certain profilage de la barrière argileuse doit être respecté afin d'imprimer, de part et d'autre du fossé, et le long du fossé lui-même, des pentes de 2 à 5% pour permettre l'écoulement des liquides et la pose de drains secondaires (figure 3.3). Après mise en place, la barrière d'étanchéité dynamique aura une épaisseur minimum de 50 cm et sera au minimum équivalente à une couche d'argile d'une épaisseur de 1 m ayant un coefficient de perméabilité de 10^{-9} m/sec. Dans la pratique, des analyses et des tests de laboratoire doivent être

réalisés pour sélectionner les matériaux et déterminer les conditions de mise en œuvre en termes d'humidité, de densité, de compactage, etc. Des tests in situ après mise en place seront également réalisés afin d'expertiser la pose et de garantir l'étanchéité requise.

Figure 3.3



Configuration du système de drainage des liquides.

Afin d'isoler davantage le CET, la barrière d'étanchéité sera complétée par une géomembrane telle qu'un film de minimum 2 mm d'épaisseur en polyéthylène haute densité traité contre la dégradation par les rayonnements UV (figure 3.4). La pose de ce film par bandes accolées ainsi que les soudures aux joints séparant les bandes de ce film seront réalisées avec le plus grand soin afin de ne pas compromettre l'étanchéité absolue à long terme de la géomembrane. Pour la protéger, d'autres matériaux synthétiques tels que les géotextiles et les géocomposites seront également disposés entre la géomembrane et les argiles (couche inférieure) ou les matériaux drainants (couche supérieure).

Le drainage des liquides en contact avec la géomembrane est réalisé au moyen d'un réseau de tuyaux crépinés enfoui dans une couche de matériaux drainants en

Figure 3.4



Matériaux et vue d'ensemble du système de drainage des lixiviats dans un CET.

Matériaux, de gauche à droite : géomembrane en PEHD, détail de la géomembrane, géotextile, géogrid et tuyau en PEHD ; en haut, à gauche reprenant la base d'un puits de dégazage.

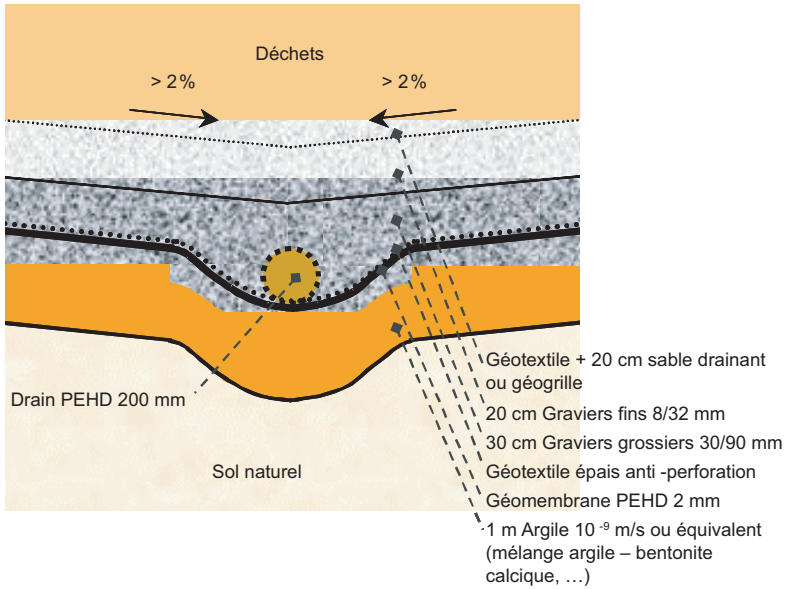
Source : CWBI

e
r
p
r
d
s
t
r
o
p

respectant des pentes de 2 à 5 %. Ces matériaux sont choisis en fonction de leur granulométrie et de leur non-réactivité, en présence des lixiviats principalement (les matériaux calcaires et soufrés seront par exemple proscrits). En général, les tuyaux sont de matière plastique type PEHD, inerte en présence de lixiviats, résistants à une charge de plus de 30 tonnes (en fonction de la hauteur de déchets) et de diamètre de 200 à 250 mm (en fonction des débits estimés). Ils sont entourés de graviers formant une couche drainante de plusieurs dizaines de centimètres d'épaisseur et de perméabilité supérieure à 10^{-2} m/s. L'ensemble est profilé de façon à diriger les liquides vers le système de drainage (figure 3.3). Finalement, une dernière couche de géotextile associée à une couche de sable drainant ou une géogrid sera disposée par-dessus le système de drainage, afin d'éviter son colmatage, avant de recevoir les déchets. Le schéma de la figure 3.5 montre la succession des différentes couches de matériaux qui constituent l'aménagement de la base du CET.

Soulignons que certains aménagements antérieurs ont prévu un dédoublement des couches de drainage-étanchéité statique afin de contrôler la qualité de la géomembrane supérieure. Cette mise en œuvre a cependant été progressivement abandonnée, à tout le moins le drainage, vu les coûts importants, l'amélioration de la qualité des géomembranes et l'impossibilité d'intervenir en cas de problème.

Figure 3.5



Exemple de succession des couches de matériaux constituant l'aménagement de la base d'un CET de déchets ménagers.

Un dédoublement de la membrane avec couche de sol sec intermédiaire permet cependant de réduire, voire d'annuler la mise en charge hydraulique de la membrane inférieure.

Sur les flancs du CET, lorsque celui-ci possède une zone concave, le drainage des liquides (vers le réseau de fond), et des gaz, sera assuré par des drains enfouis dans des gabions (figure 3.6) de grosse granulométrie (de l'ordre de 50 mm) enfermés dans des grillages de grande maille en matière chimiquement inerte en présence de lixiviats (plastique, etc.). Ces gabions de 25 cm d'épaisseur minimum sont disposés en épis et couvrent au minimum 20% de la surface des talus, sauf dans les 5 premiers mètres d'élévation où ils couvrent la surface totale. Avant la pose des déchets, un géotextile et une couche de sable drainant sont disposés sur, et entre, ces drains.

Collecte des lixiviats

Le but du système de collecte de lixiviats est de transporter le liquide en dehors de la décharge le plus rapidement possible afin d'éviter le colmatage des systèmes drainants et la mise en charge des systèmes d'étanchéité. En effet, l'accumulation de quantités importantes de lixiviats au-dessus des membranes pourrait soumettre celles-ci à des tensions susceptibles d'occasionner des ruptures. Par la même

Figure 3.6



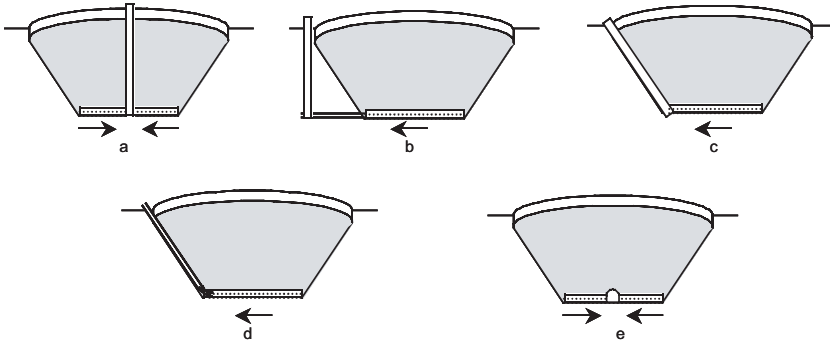
Systèmes de drainage des liquides et des gaz sur les flancs du CET.

occasion, la perméabilité des barrières argileuses serait accentuée et, le cas échéant, la pression artésienne de la nappe réduite, voire inversée, soumettant les aquifères à une pollution non négligeable. Le réseau de canalisations mis en place dans la couche drainante de chacune des cellules sera repris par un collecteur général accessible. Durant l'exploitation des cellules, un double collecteur général sera même indispensable pour séparer les lixiviats des eaux propres provenant des cellules non exploitées. L'accès par une galerie souterraine ou au pied du tumulus, selon le type de décharge, doit permettre une inspection périodique de l'extrémité des drains principaux et un éventuel curage après isolement au moyen de vannes. En effet, les pentes imprimées aux drains devraient empêcher l'accumulation de matières sédimentées (risque de colmatage) et les acheminer à l'extrémité du drain principal, c'est-à-dire au niveau du collecteur. À cet endroit, le retrait des sédiments est essentiel pour assurer le transfert des lixiviats vers la station de traitement.

Différents modes de réalisation de la galerie d'accès (figure 3.7) sont envisageables en fonction des considérations locales. Par exemple, le puits central (a) est particulièrement exposé à des contraintes mécaniques, son étude requiert donc un soin particulier. À l'opposé, le puits latéral (b) peut être avantageux par rapport au précédent. Les configurations (c) et (d) impliquent une pente comprise entre 20 à 25 % pour le puits. La configuration (e) avec une galerie centrale ou latérale est envisageable lorsque le CET est construit en tumulus ou à faible profondeur sous le niveau du sol naturel ou encore contre une falaise.

Les lixiviats collectés sont acheminés, selon les cas par gravitation ou par pompage, vers une station de traitement. Nous en verrons les caractéristiques dans le chapitre 4.

Figure 3.7



Différents modes de réalisation de la galerie d'accès au système de collecte des lixiviats.

Collecte des gaz

Dans la majorité des cas, le biogaz produit au sein du massif de déchets a une composition qui le rend inflammable, et les risques sont d'autant plus importants que des poches de gaz sous pression sont susceptibles de se former à cause de l'hétérogénéité des masses de déchets. Pour réduire ces risques, et ceux de véhiculer également des molécules toxiques et polluantes, il est crucial de canaliser le biogaz vers une station de traitement. Pour ce faire, les gaz sont acheminés par convection naturelle ou de préférence forcée (pompage mettant le CET en légère dépression) vers des puits de dégazage et ensuite vers la torchère ou les installations de valorisation énergétique.

Les puits de dégazage sont des conduits verticaux de drainage des gaz comparables aux systèmes de drainage des lixiviats, c'est-à-dire constitués de tuyaux crépinés (environ 10% de leur surface est perforée), entourés par une masse drainante, le tout avec des matériaux inertes en présence des lixiviats et des gaz corrosifs. Ces puits ont un diamètre compris entre 0,6 et 1,2 mètre et sont généralement espacés de 35 à 50 m pour permettre un dégazage relativement homogène de tout le CET (figure 3.8; l'aire d'influence d'un puits varie entre 8 et 80 mètres avec une moyenne de 30 à 35 m). Ils sont de préférence élevés progressivement en cours d'exploitation ou, lorsqu'ils sont installés en fin d'exploitation, couvrent au minimum de 50 à 90% de la profondeur du CET. Ils sont également soit reliés au système de drainage des lixiviats soit équipés de pompe à lixiviats, afin d'empêcher l'accumulation de liquides (lixiviats drainés par le puits et eau de condensation du biogaz) au sein des puits risquant de colmater le système de drainage des gaz.

Figure 3.8

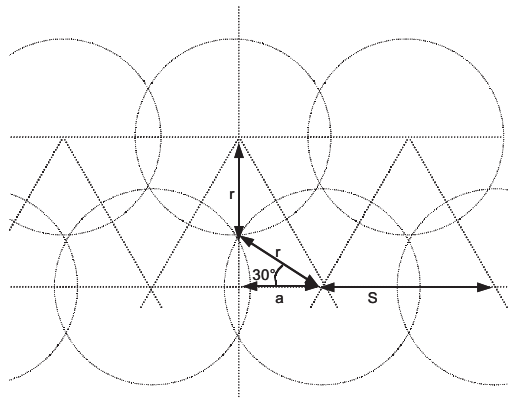


Schéma de positionnement des puits de dégazage pour un rayon d'influence r ($S = 2a = 2(r \cos 30^\circ) = 1.73 r$).

En général (figure 3.9), les tuyaux sont en PEHD (polyéthylène haute densité) ou matériaux comparables, et ont un diamètre de 120 à 250 mm. La partie en rapport avec la masse de déchets est perforée le long du corps jusqu'à la base du puits. L'espace à l'intérieur du puits entourant le tuyau de collecte est rempli de graviers sélectionnés (absence de fines particules susceptibles de boucher les perforations des tuyaux). L'extrémité supérieure du puits se termine par un tuyau non crépiné, coulissant sur la partie crépinée et traversant les couches de couverture qui assurent une étanchéité au CET et le passage préférentiel du gaz vers les puits de dégazage. Les têtes de puits (à l'extrémité du tuyau) sont reliées à un réseau de canalisations des gaz vers les dispositifs de traitement (figure 3.9b). Elles sont aussi équipées de vannes permettant la régulation du débit, voire l'isolement du puits, et de trappes de visite permettant l'accès et éventuellement le curage du conduit. Soulignons qu'en cours d'exploitation, et donc d'élévation du système de drainage des gaz, une tête de puits provisoire (figure 3.9c) et hermétique de 3 à 4 m de long est mise en place dans le prolongement du puits déjà installé et sur l'épaisseur de déchets à venir. Son déplacement progressif est associé à la poursuite de l'élévation du puits définitif. Les gaz véhiculés étant hautement inflammables, il est impératif d'avoir un réseau parfaitement étanche et protégé contre toutes les avaries : variations de température, températures et pressions extrêmes (par exemple, le PVC n'est pas conseillé pour les températures faibles voire négatives), sources d'ignition, ensoleillement intense, condensation importante voire gel des condensats, etc.

Couverture du CET

De la même manière qu'il est important d'isoler le CET du sous-sol naturel, il est nécessaire d'isoler de façon durable la partie aérienne du massif de déchets enfouis. Il faut nécessairement faire la distinction ici entre la couverture des déchets, à la fin

Figure 3.9

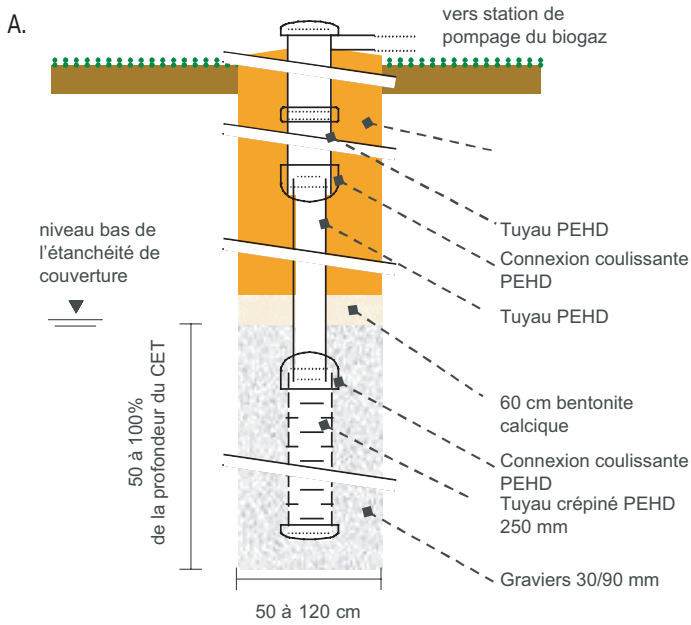


Schéma de construction d'un puits de dégazage (A), tête de puits définitive non raccordée (B) et provisoire (C).

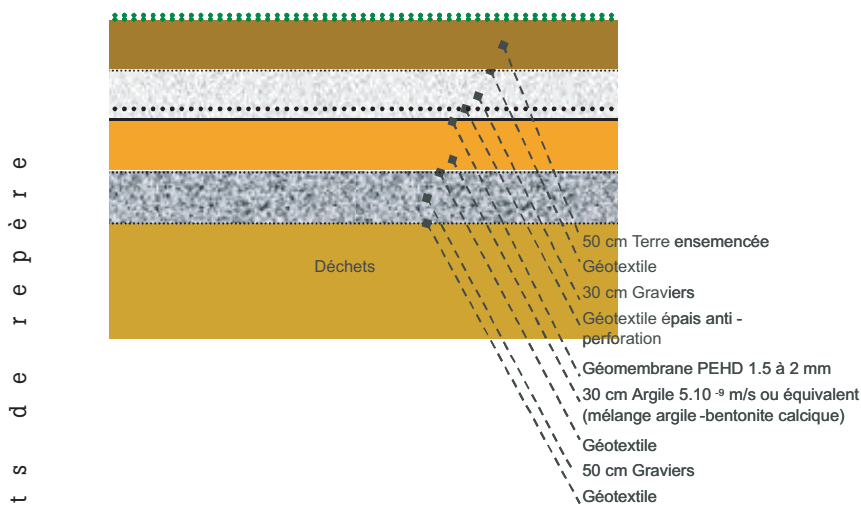
de chaque journée d'exploitation, et la couverture définitive après fermeture. Alors que la première est faite d'une simple couche de sol visant principalement à empêcher l'éparpillement des déchets par le vent ou les animaux et à limiter les odeurs, la seconde vise à confiner et/ou canaliser les éléments nocifs pour en assurer la gestion. Ainsi, la couverture finale sert non seulement à isoler les déchets de la population et de l'environnement, mais aussi de protection contre l'érosion, de « parapluie » permettant de réduire l'infiltration d'eaux pouvant augmenter la quantité de lixiviats,

de « chapeau » permettant de canaliser le biogaz et enfin de couche de base en vue de préparer la réhabilitation de la surface occupée par le CET.

La réalisation de la couverture sera à plus d'un titre similaire à l'aménagement de la base du CET mais en présentant une succession inversée des différentes couches de matériaux (figure 3.10). Ainsi, par-dessus les déchets, on trouvera dans l'ordre un géotextile, une couche drainante des gaz, une couche de séparation-protection (par exemple, géotextile ou géogrille), une barrière d'étanchéité imperméable (membrane PEHD et barrière argileuse) ou semi-perméable (couche de matériaux inertes de perméabilité donnée), une barrière biologique, une couche drainante des eaux atmosphériques et finalement une couche de terre arable permettant l'ensemencement d'une végétation de graminées et d'arbustes de petite taille. L'épaisseur totale de la couverture atteindra de 1 à 1,5 m. Les caractéristiques de perméabilité de la barrière d'étanchéité seront choisies en fonction du niveau souhaité d'infiltrations d'eau atmosphérique afin de maintenir ou réduire progressivement l'activité biologique. Ne figurant pas parmi les aménagements de la base du CET, la barrière biologique sert à protéger les couches inférieures contre la progression des racines des plantes, les insectes et les rongeurs. Pour éviter l'emploi d'insecticides sources de contamination des cours d'eau et de la nappe, on aura souvent recours à une couche de débris de construction de 30 à 90 cm.

La pose de la couverture doit respecter un profil en dôme qui, tenant compte des phénomènes de tassement des déchets, imprimera des pentes de 6 % après

Figure 3.10



Coupe de la couverture du CET : différentes variantes sont possibles si on remplace par exemple la barrière étanche argile-géomembrane par une barrière semi-perméable pour permettre une infiltration contrôlée.

stabilisation totale, avec localement des pentes de 3 % autorisées. Une attention particulière sera portée sur l'intégrité et la pérennité de la membrane et de la barrière, laquelle pourrait être mise en cause de trois manières : chimique, environnementale et mécanique. L'attaque chimique est la moins susceptible de se produire si les matériaux sont correctement choisis. Elle résulte de réactions entre vapeurs et gaz et les constituants de la membrane ou de la barrière. La mise en cause environnementale est due à la sécheresse, l'humidité et la pénétration de racines. L'attaque mécanique résulte de surcharges, du compactage élevé, de l'humidité incorrecte au moment du compactage, du percement par des matériaux graveleux et de tensions allant jusqu'à la rupture liées à des tassements différentiels dans les couches inférieures. Ici encore des analyses de laboratoire détermineront les matériaux, les sols ou mélanges de sols les plus appropriés. La couche de drainage des gaz sert à l'évacuation des gaz produits au niveau des déchets. Elle comprend généralement une couche de matériaux granulaires très perméable (perméabilité $> 10^{-2}$ m/s) d'au moins 30 cm d'épaisseur placée le plus près possible des déchets. Les tassements les plus importants intervenant dans les 5 premières années après la fin d'exploitation, il est préférable d'attendre la fin des tassements différentiels majeurs avant de réaliser la couverture finale. Entre-temps, une couverture en matériaux relativement argileux doit permettre une certaine migration des gaz et favoriser les ruissellements des eaux de surface plutôt que leur infiltration dans le massif.

Soulignons également l'attention à apporter à la pérennité des têtes de puits de dégazage. Les extrémités supérieures des puits peuvent être placées en dessous ou au-dessus du sol de couverture du CET dépendamment de l'utilisation future de l'espace. Elles sont généralement placées dans une chambre en béton avec couvercle mobile en acier ou en béton. À nouveau, comme le CET va subir un tassement non négligeable, l'extrémité du puits doit être installée en tenant compte de cette situation. Pour cette raison, il est aussi recommandé de faire la jonction entre puits et système d'extraction par des joints flexibles et coulissants. Il est important aussi de prévoir les modifications du réseau en cours de tassement.

Aménagements auxiliaires

L'accès de la décharge devrait être facilité par une route bien aménagée. Il est conseillé d'avoir une route à deux voies d'une largeur minimale de 7,5 m. Le drainage devra être soigné pour éviter les risques d'inondation en périodes pluvieuses. C'est un point important compte tenu de la circulation fréquente de camions. Dans le cas où le trafic est compris entre 25 à 50 voyages par jour, une route en terre compactée et soignée peut convenir. Pour un trafic supérieur, un revêtement en asphalte ou en béton est justifié.

Une clôture ceinturant le site permet de sécuriser les installations et de contrôler l'accès. Deux entrées, l'une principale et l'autre de secours, doivent être aménagées sur le site, de préférence à l'opposé l'une de l'autre. L'entrée principale est implantée en amont des vents dominants atteignant le CET de façon à limiter les désagréments liés aux odeurs des déchets frais. Un poste de contrôle doit y réguler la circulation

des véhicules et une station de pesage doit évaluer les déversements de déchets. Il s'agit d'une plate-forme en bois, acier ou béton montée sur une structure associée à une balance permettant de peser des camions de 30 à 60 tonnes, avant et après déversements.

D'autres bâtiments sont également construits sur le site pour accueillir les services administratifs (bureaux, laboratoires, réfectoires, etc.) et les services techniques (maintenance et dépôts de matériel de chantier, station d'épuration des lixiviats et de traitement des gaz, etc.).

Un fossé de ceinture du CET est réalisé afin de reprendre toutes les eaux de pluies tombées à l'extérieur de la zone aménagée pour accueillir les déchets et les acheminer vers le réseau hydrographique naturel après traitement mineur pour retirer les éléments polluants liés à l'exploitation du site (huiles, matière organique, matières en suspension, etc.). Dans ce sens, il est nécessaire de prévoir une station de nettoyage des roues des véhicules qui quittent le site.

Finalement, soulignons aussi la nécessité de prévoir des puits piézométriques ceinturant le site afin de contrôler le niveau et la qualité de l'eau des nappes aquifères du sous-sol du CET. Éventuellement, afin de confirmer l'absence d'impact du CET sur l'environnement, des stations d'analyse de la qualité de l'air et des eaux de surface seront disposées à proximité du site, en aval comme en amont.

3. L'aménagement d'un CET dans les pays à climat sec

Les aménagements qui ont été décrits dans le chapitre précédent sont indispensables par leur caractère sécurisant visant à isoler les déchets, et les flux qu'ils génèrent, de leur environnement. Cependant, comme décrit dans le chapitre 4 de la partie 2, le climat, et plus particulièrement le bilan en eau, est un paramètre important qui conditionne l'activité biologique d'une décharge et par conséquent les moyens à mettre en œuvre afin de limiter l'impact sur l'environnement. En conséquence, la méthodologie de réalisation de l'étanchéité de base et de la couverture du CET peut être allégée lorsque l'activité biologique qui se développe au sein des déchets est négligeable tout au long de l'année: absence de production de lixiviats et émanations de gaz polluants aux concentrations inférieures aux normes internationales les plus strictes pour la santé publique.

Deux catégories de décharges (ainsi nommées dans la partie 2) peuvent, avec peu de moyens, satisfaire à ces conditions restrictives. La première catégorie, du type décharge sèche fossilisée, est envisageable dans les zones dont le bilan en eau est négatif (l'évapotranspiration est supérieure à la pluviosité). Les eaux de pluie ne peuvent pénétrer profondément. La décharge n'a donc pas assez d'eau pour développer une activité biologique. La seconde catégorie, du type décharge intermédiaire en croûte, est envisageable lorsque le bilan calculé est positif mais les précipitations sont occasionnelles et fortes. Moyennant certaines précautions, il est possible de réduire la production des lixiviats afin de ne plus avoir d'impact négatif sur la qualité

de la nappe. Dans les deux cas, les aménagements de couverture auront pour but de limiter, lors des orages, la percolation et les écoulements hypodermiques au travers des déchets. Explicitement, les conditions climatiques doivent induire une perte importante d'humidité des déchets et des essais pilotes in situ doivent démontrer que les aménagements et le mode d'enfouissement envisagés n'induisent pas d'activité biologique ou tout au plus négligeable.

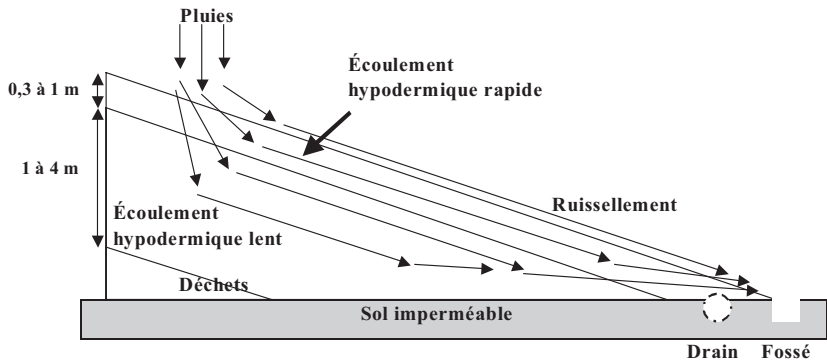
Dans ces conditions, qui ne dérogent cependant en rien aux critères d'exclusion à respecter lors du choix du site, il n'est pas nécessaire d'avoir un fond de CET très élaboré. Une couche de base homogène en matériaux argileux compactés respectant une pente de 2 à 5 % et surmontée d'une couche drainante favorisant les écoulements éventuels vers un point bas accessible sont amplement suffisants. Une attention particulière doit être portée à la dessiccation de cette couche d'argile sous l'action directe du soleil. Si ce phénomène se produit, des fissures vont apparaître et le rôle de cette couche va disparaître (une couverture provisoire de la zone non exploitée de la cellule peut s'imposer). Il faut par contre favoriser la dessiccation des déchets par un ensoleillement intense avant la formation du massif de déchets. Pour ce faire, la création d'une zone intermédiaire de séchage peut être envisagée en fonction du volume des déchets traités. De même, ce rôle peut être joué par les stations de transfert des déchets dans le circuit de collecte. Il s'agira ensuite d'isoler les casiers pleins de façon fiable et définitive par une couverture favorisant les écoulements superficiels (ruissellement et écoulements hypodermiques rapides) et empêchant les infiltrations d'eaux atmosphériques ou de surface (figure 3.11). L'écoulement hypodermique rapide pénètre entre quelques centimètres de profondeur (généralement 20 à 30 cm) et maximum 1 mètre, si la densité du sol est faible, et n'est pas nécessairement visible par un observateur non averti. Afin d'éviter la mobilisation d'éléments organiques et/ou toxiques, il est donc primordial que ces écoulements n'entrent pas en contact avec la masse des déchets. La couverture sera faite de matériaux argileux compactés sur plus de 30 cm d'épaisseur avec une pente de minimum 6 %. Un ensemencement par des plantes à végétation ample et racines peu agressives peut être nécessaire afin d'éviter le dessèchement et les fissures, voire éboulis lors des orages (figure 3.12), dans la couche de couverture.

Il faut également réaliser un drainage à la base des pentes de la couverture (pour le captage des écoulements hypodermiques) et des fossés de récupération des eaux de ruissellement (figure 3.11). Les eaux récoltées doivent ensuite être gérées correctement, soit en les renvoyant dans la nature (cours d'eau, mer) si elles sont pures, soit en les envoyant vers une station d'épuration. Il faut cependant éviter de les mélanger ou de les rejeter directement sans les avoir au préalable analysées.

4. Une gestion journalière et à long terme

La gestion au quotidien d'un CET met en œuvre toute une série d'activités qui exigent un personnel et des équipements adéquats. Ce chapitre explicite ces activités en les abordant selon une relative chronologie, depuis l'entrée du déchet sur le site jusqu'au traitement des lixiviats et du biogaz.

Figure 3.11



Les différentes composantes de l'écoulement superficiel au niveau de la couverture des déchets.

Figure 3.12



Érosion de sol compacté à la suite des pluies et écoulements violents.

é
p
r
e
d
s
n
o
P

La gestion des déchets

À l'entrée du site, la présence permanente d'un gardien est un élément important de la sécurité qui s'ajoute à la sécurité passive assurée par la clôture. En dehors des heures d'exploitation, seuls les personnes et véhicules autorisés (sécurité, contrôle des installations d'épuration, etc.) sont susceptibles d'entrer sur le site. Durant les heures d'exploitation, le poste de contrôle enregistre les véhicules entrant et sortant du site et assure la pesée et le contrôle de la qualité des déchets introduits. La

connaissance des déchets en termes de quantité et de composition est un élément essentiel à tout programme de gestion future, notamment pour estimer les productions de biogaz valorisables. En ce sens, une station de pesage est un outil précieux de même que l'enregistrement des coordonnées du transporteur, origine et types de déchets, etc., et éventuellement l'endroit approximatif où ils ont été enfouis (surtout s'il s'agit de déchets particuliers et en grande quantité).

Un CET étant en général constitué de plusieurs cellules auxquelles sont associés des réseaux indépendants de collecte des lixiviats et des gaz (voir chapitre 2), le remplissage du CET se fera cellule par cellule. Cela permettra également de séparer les déchets de natures très différentes. Par exemple, les déchets organiques peuvent être regroupés ensemble pour optimiser la méthanisation tout en tenant isolés les déchets non organiques tels que mâchefers d'incinération, déchets industriels spécifiques, plastiques, etc.

On définit chaque jour une zone d'activité sur laquelle les déversements seront réalisés. La largeur de cette zone est notamment liée à la quantité de déchets déversés (tableau 3.1), et du nombre d'engins compacteurs, afin d'induire une activité biologique méthanogène le plus rapidement possible. La pente de cette zone de travail ne pourra dépasser 1:4 (vertical : horizontal) pour des raisons de stabilité des engins y manœuvrant et d'efficacité du compactage. Après le déversement par le camion intervient en général l'épandage sommaire suivi du compactage. Ces activités sont réalisées successivement par le bulldozer et/ou par le compacteur à pieds de moutons muni d'une lame frontale (figure 3.13). L'objectif du compactage est de garantir une bonne densité sur toute la cellule et ainsi éviter la formation de poches de gaz. La densité finale dépend de six paramètres : le poids et le nombre de passages de l'équipement de compactage, l'épaisseur et la pente des couches, la taille et la nature des déchets (plastiques peu denses, métaux très denses, etc.). Le paramètre de la taille est important à considérer particulièrement si des encombrants font partie des déchets fréquemment déversés. Ces objets sont caractérisés par une taille et rigidité importantes de même qu'une densité, biodégradabilité et vitesse de biodégradation faibles. Le gestionnaire veillera par conséquent à les disposer, briser ou écraser de façon à limiter les tassements différentiels importants entre zones présentant ou non ce genre de déchets. Ce problème écarté, en général, 4 à 6 passages de l'engin lourd (15 à 30 tonnes) donneront un haut degré de compactage d'une couche de déchets d'un mètre. Notons qu'une densité supérieure à 0,7 permet de réduire de 40 à 75 % les productions de lixiviats par rapport à une densité plus faible (HMSO, 1997).

En fin de journée, la zone d'activité peut atteindre entre 2 et 4 mètres de hauteur. Une hauteur moindre peut accélérer la phase de méthanisation et limiter les risques de feu mais augmente le rapport couche de couverture/déchet. À l'inverse, une plus grande hauteur peut retarder la méthanisation. Après une dernière série de passages du compacteur, une couche de sol d'environ 15 cm est mise en place afin d'éviter la propagation des odeurs de déchets frais, l'envol des déchets légers et l'attrait d'animaux rongeurs ou volatiles. Lorsque la disponibilité de sol de

Tableau 3.1

Largeur minimale du front journalier, pour un seul compacteur, en fonction de la quantité de déchets déversés

Quantité de déchets déversés (tonnes/j)	Largeur minimale (m)
20 à 50	8
50 à 130	10
130 à 250	12
250 à 500	15

Figure 3.13



Engins de génie civil utilisés au quotidien pour l'exploitation d'un CET.

De haut en bas, chargeur frontal sur pneus, bulldozer et compacteur à pieds de mouton.

couverture est faible, celui-ci est parfois remplacé par un film en matière textile perméable et humidifié (éventuellement avec l'apport de produits odorants tels que des extraits végétaux, etc.) après la pose afin de limiter les émanations d'odeurs. Le problème des odeurs est en effet source de conflits avec le voisinage autant que les déchets volants. Pour y remédier, les exploitants sont invités à placer des écrans ou filets dans la direction des vents dominants en aval des zones en activité et, dans certains cas, à y ajouter des écrans de brumisation contenant des produits odorants pour masquer les odeurs de déchets frais particulièrement désagréables. Rappelons également les précautions supplémentaires à la fois de couvrir au moyen d'une

bâche ou d'un filet les véhicules transportant les déchets afin d'éviter les pertes fortuites, et le lavage des roues au sortir du site.

Parmi les équipements principaux nécessaires à la gestion d'un CET, on compte les bulldozers, les compacteurs et les chargeurs. Le tableau 3.2 présente quelques valeurs caractéristiques de ces engins. Les bulldozers sont utilisés dans la préparation du site et pour répandre les couches de couvertures. Ils sont équipés de chenilles de largeurs variables (460, 510, ou 610 mm). La pression exercée sur les déchets est réalisée en distribuant le poids de l'engin sur la surface de contact. Cependant, ces engins ne sont pas très efficaces en compactage à cause de la faible pression exercée. Les compacteurs à « pieds de mouton » sont utilisés pour épandre et compacter les déchets. Les roues sont équipées de dents en forme de V renversé permettant de concentrer le poids de la machine sur une petite surface de contact et donc d'exercer une pression importante sur la masse de déchets. Avec une largeur de plus de 3 m, ils peuvent compacter de l'ordre de 75 tonnes de déchets par heure et porter la densité à plus de 0,7 tonne/m³. Ils sont généralement équipés de moteurs turbo-diesel et sont plus maniables et plus rapides que les bulldozers. Les chargeurs (loaders) sont utilisés pour les excavations de sol peu résistant, pour charger les déblais dans les camions et pour le transport de matériaux sur une courte distance (50 à 60 mètres). Ils sont généralement équipés de moteurs diesel et ont quatre roues motrices. Ils peuvent être équipés de pneus pleins ou gonflables. Le type de pneus utilisé dépend du travail et des conditions de terrain.

Tableau 3.2
Valeurs caractéristiques des engins de chantier

	Puissance (kW)	Poids (kg)	Surface de contact (m ²)	Pression (kg/cm ²)	Capacité (m ³)
Bulldozers	100	11750	2,16	0,54	
	150	16100	2,76	0,58	
	220	24800	3,19	0,78	
Compacteurs à pieds de mouton	110	16000	0,02	75	
	130	26000	0,02	120	
Chargeurs sur pneus (loaders)	75	9280			1,3 – 1,72
	100	11550			1,72 – 2,68

La bonne gestion d'un CET exige également un personnel qualifié: des ouvriers qualifiés pour manœuvrer les engins lourds, des agents administratifs pour assurer les enregistrements et contrôles, des techniciens pour la prise en charge des tests, des

responsables pour organiser les cellules, les dépôts, les aménagements annexes, des mécaniciens et des électriciens pour l'entretien des installations et des véhicules, etc.

La gestion des gaz

La décomposition des matières organiques par l'activité biologique produit des gaz (en moyenne entre 100 et 400 m³ par tonne de déchets ménagers et à un rythme compris entre 5 et 15 m³ par tonne et par année, pour des décharges de type européenne) qui peuvent avoir des effets néfastes sur l'environnement et la santé de la population. Il faut donc les recueillir et les traiter. Une fois collectés, les gaz produits doivent être brûlés ou bien utilisés à des fins énergétiques. Lorsque la profondeur du CET excède 8 mètres, il est nécessaire de pomper les gaz (ex. : pompes centrifuges de 150 à 500 m³/h) afin de limiter l'accumulation au sein des puits et également augmenter leur rayon d'action. La régulation du pompage au niveau de chaque puits, en contrôlant l'ouverture de la vanne en tête de puits, permet de limiter les entrées d'air dans le massif de déchets (risques d'inflammabilité) et de maintenir un approvisionnement en méthane relativement constant au niveau des dispositifs de traitement du biogaz (maximum 20% de variation par rapport aux conditions optimales de fonctionnement). Lorsqu'une valorisation énergétique n'est pas possible pour cause de débit insuffisant ou de qualité insatisfaisante (c'est-à-dire lorsque la teneur en méthane dans le biogaz est inférieure à 35%), il est simplement brûlé à l'air libre dans une torchère. La torchère est un dispositif permettant d'éliminer le biogaz avec un excès d'air de 10 à 15% régulé automatiquement. Le design particulier (figure 3.14) isolant la flamme dans une chambre de combustion cylindrique permet d'éviter les perturbations liées aux conditions atmosphériques et la formation de zones plus froides. Idéalement la température de fonctionnement est de 150 à 250°C supérieure à la température d'ignition du gaz (c'est-à-dire 600°C pour le méthane). En général, la torchère fonctionne à plus de 1 000°C avec un pic à 1 200°C pendant 6 secondes ou à 1 200°C avec un temps de séjour supérieur à 0,3 seconde permettant de décomposer les molécules organiques complexes et toxiques (aromatiques, chlorées, sulfurées, etc.). Elle est également équipée d'un système d'auto-allumage et de contrôle en continu de son fonctionnement. Soulignons que, même si le biogaz est valorisé énergétiquement, la présence d'une torchère est indispensable sur le site, notamment pour suppléer aux dispositifs de valorisation en cas d'arrêt ou de surcharge.

Sachant que le biogaz riche en méthane a un pouvoir calorifique d'environ 4 à 5 kW par mètre cube, équivalant à celui d'un demi-litre de combustible de chauffage, il semble intéressant de pouvoir le valoriser. Trois possibilités sont en général envisageables : la combustion en chaudière ou l'utilisation comme carburant dans un moteur à gaz ou une turbine gaz-vapeur. La première possibilité est de loin la moins onéreuse et la plus facile à mettre en œuvre si des opportunités locales d'utiliser les calories produites (sous forme de vapeur) existent. Le transport du biogaz est en effet peu rentable parce qu'il est très corrosif et son pouvoir calorifique est faible (il doit souvent être mélangé à du gaz naturel pour le bon fonctionnement des brûleurs).

Figure 3.14

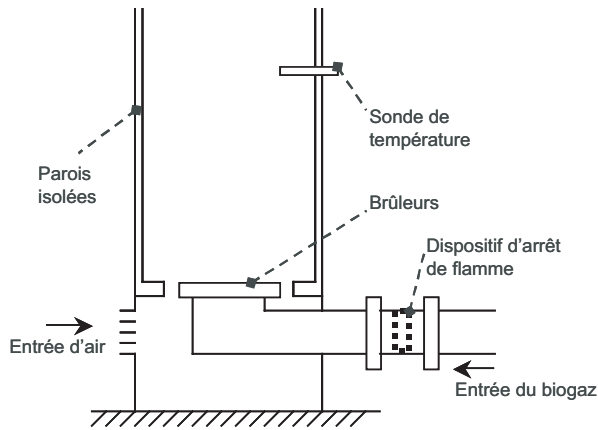


Schéma en coupe d'une torchère utilisée pour le traitement du gaz de biométhanisation.

Pour permettre une alimentation au biogaz, des moteurs à explosion le plus souvent, ou parfois diesel ou mult carburants, (de l'ordre de 400 kW à 2 MW) ont été adaptés afin de pallier au manque de propriétés lubrifiantes du mélange et aux risques de corrosion. Utilisant un gaz contenant des molécules pouvant être toxiques, une attention particulière doit être portée sur le réglage du moteur afin de garantir une certaine qualité des gaz d'échappement (absence de composés soufrés, dioxines, etc.). Il en est de même pour les turbines, même si les températures atteintes dans la chambre de combustion sont normalement supérieures à 1800 °C. Les avantages des turbines à gaz se situent au niveau du poids et à la fréquence des opérations de maintenance de la machinerie. Il est important de noter que la valorisation ne peut couvrir la totalité du biogaz produit au sein du CET.

En général, on estime entre 40 et 60 % le taux de valorisation effective du méthane. Le reste constitue le biogaz dont la teneur en méthane est trop faible pour permettre le fonctionnement d'un moteur ou d'une chaudière sans appoint de combustible supplémentaire. Cela dit, un optimum peut être défini entre la perte d'énergie à la torchère lors de l'incinération du biogaz pauvre et le bénéfice à dégager en le valorisant au sein d'un mélange avec un autre combustible tel que le gaz naturel. À cela s'ajoutent également les perspectives de cogénération en diversifiant les flux énergétiques : vapeur, électricité, énergie mécanique et eau chaude en récupérant la chaleur des gaz de combustion.

Les installations de pompage et traitement du biogaz doivent être construites pour une utilisation dans les limites d'inflammabilité du gaz (5-15 % de méthane dans 18-21 % d'oxygène) et protégées contre la corrosion importante liée à la présence de molécules soufrées. En outre, elles sont positionnées à un endroit sécurisé

afin de minimiser les risques d'explosion et de propagation d'une explosion dans le réseau de collecte du gaz. Un soin important doit être apporté à la mise en place de systèmes efficaces de détection, d'alarme, de vannes à fermeture automatique, d'extinction de flamme, etc. Le personnel autorisé à installer et manipuler ces installations, y compris le réseau de collecte, doit être restreint à des spécialistes formés en conséquence sur la mise en place, le fonctionnement, la maintenance, les consignes de sécurité et d'intervention en cas de danger. Des consignes générales de sécurité doivent en outre être établies, sous couvert de procédures strictes, et diffusées auprès de toute personne circulant sur le site. Celui-ci doit aussi couvrir un périmètre de sécurité suffisant autour des installations de traitement du biogaz.

La gestion des lixiviats

L'activité biologique qui se développe au sein des déchets s'accompagne de la production de lixiviats sauf lorsqu'il y a un déficit d'humidité. Leurs teneurs en composés divers et en métaux lourds constituent une menace pour le sol, la nappe phréatique et les eaux de surface. Après leur collecte au niveau du CET, il faut donc les traiter. Plusieurs méthodes de traitement existent actuellement ; elles seront développées dans ce chapitre. Mais dans ce domaine, les technologies évoluent constamment en fonction des développements de nouvelles techniques ; un suivi régulier de l'information sur les procédés en application est donc opportun. Comme l'on distingue des variations importantes de la composition des lixiviats en cours de vie du CET, on peut distinguer des procédés de traitement différents en cours d'exploitation du CET. Il est donc important de considérer d'emblée une certaine polyvalence du matériel et les possibilités d'adaptation plus ou moins importantes du procédé.

Globalement, les lixiviats jeunes (5 à 10 premières années) devront être traités pour leurs teneurs élevées en DCO facilement biodégradable et en matières minérales solubles telles que métaux lourds, sulfates, phosphates et surtout azote ammoniacal. Les lixiviats de méthanogénèse stabilisée seront surtout traités pour leur DCO élevée constituée principalement par les substances humiques et également pour l'azote ammoniacal. Bien souvent, un CET aura à traiter les deux types de lixiviats en fonction des cellules en cours d'exploitation et celles qui sont déjà remplies. Cela renforce la nécessité d'une mise en place et d'une gestion réfléchie du CET ; en l'occurrence en séparant les lixiviats des différentes cellules pour les traiter du mieux possible et en élaborant avec prévoyance les systèmes de traitement. Parmi les éléments des procédés de traitement, on peut citer :

- Les procédés biologiques qui permettent de réduire à faible coût une grande partie de la DBO, c'est-à-dire la charge organique facilement biodégradable. Ces procédés sont semblables à ceux qui sont exploités en station d'épuration pour eaux usées domestiques ou agro-industrielles, à une exigence près, c'est-à-dire que les boues ne peuvent a priori être valorisées en agriculture mais uniquement réinsérées dans le CET ou incinérées après séchage. Les procédés les plus connus sont, du plus simple au plus complexe, les procédés aérobies par

lagunage (étanche par rapport au sous-sol au même titre que le CET), à boues activées ou à lit bactérien et la biométhanisation. L'objectif principal de ces procédés est de séparer relativement aisément l'eau de la matière organique, initialement soluble, en l'incorporant pour une part dans la biomasse formée (boues de microorganismes) et pour l'autre dans la formation d'un biogaz. Celui-ci est constitué presque exclusivement de gaz carbonique excepté dans le cas de la biométhanisation où il contient également du méthane permettant une certaine valorisation énergétique de la matière. Les boues sont séparées par filtration ou décantation, généralement après une étape physico-chimique de coagulation-floculation.

- La coagulation-floculation est un traitement physico-chimique dont l'objectif est également de précipiter sélectivement certaines molécules organiques et spécialement les substances humiques. Le principe est basé sur l'ajout de réactifs chimiques (sels ferriques, sels aluminiques, polymères tels que les polyacrylamides, etc.) induisant la formation d'amas (floques) constitués par la matière en suspension. Cette technique est généralement moins efficace sur les lixiviats jeunes que sur ceux chargés en substances humiques. Les floques sont ensuite séparés par filtration, ou décantation lorsqu'ils sont suffisamment denses, pour être réinsérés sur le CET (éventuellement de déchets industriels) ou incinérés après séchage.
- La décantation permet de séparer les boues par simple différence de densité par rapport au surnageant.
- La filtration sur filtre presse d'abord, et à plaques ensuite, permet de séparer la matière en suspension par passage de l'effluent chargé à travers un gâteau de filtration, ou une membrane de faible porosité (quelques microns pour les floques à 0,2 micron pour la séparation des microorganismes).
- Les améliorations de la technologie de la filtration ont permis de mettre au point des bioréacteurs à membranes (figure 3.15) alliant un procédé à boues activées, avec étapes de nitrification-dénitrification, à une unité d'ultrafiltration (0,1 micron). Cette technique permet d'atteindre des densités de biomasse 3 à 4 fois supérieures à celles du procédé classique, et donc une taille de bioréacteur d'autant plus réduite, tout en rejetant un filtrat d'une qualité élevée. Une purge de la biomasse est nécessaire périodiquement mais les volumes totaux sont réduits par rapport au procédé à boues activées de première génération. Ce type de procédé est relativement avantageux du point de vue énergétique, peu sensible aux variations de charge, continu et modulaire. Le coût des membranes peut cependant être un frein à la généralisation de son utilisation.
- La précipitation par ajout de chaux permet la formation d'hydroxydes de métaux lourds dont la solubilité est relativement faible. Ils sont ainsi séparés par décantation. Lorsque l'efficacité de ce procédé est validée et que les concentrations en métaux lourds résiduels sont inférieures aux normes de rejet, un épandage direct des lixiviats sur des sols agricoles est toutefois envisageable. Ils

Figure 3.15

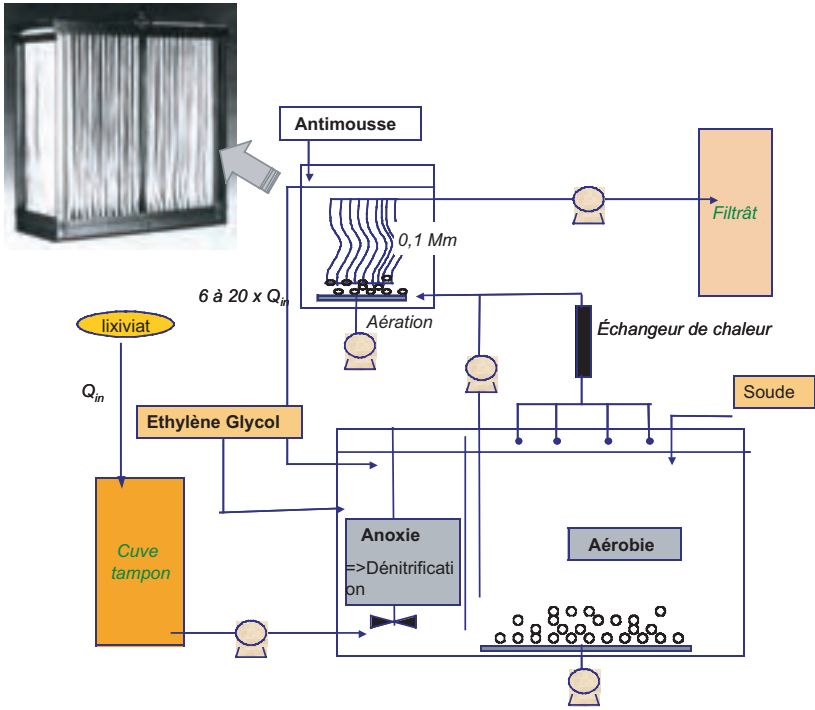


Schéma d'une installation d'épuration par la technologie du bioréacteur à membrane.

Source: D'après Praet et al., 2001

sont ainsi une source importante d'éléments azotés et structurants du sol (substances humiques). Cette méthode utilise donc les couches de sol comme matériaux filtrants et milieux pour la sorption et l'échange d'ions. Elle s'applique aux sols riches en argile ayant une conductivité hydraulique comprise entre 10^{-7} et 10^{-8} m/s et dépourvus de nappe phréatique sous-jacente.

- L'adsorption sur charbon actif est une technique qui permet de retenir à pH acide les molécules de type aromatiques et spécialement les substances humiques sur un support solide avec une efficacité élevée. Son usage est généralement réservé pour le traitement final des eaux après les étapes d'épuration biologique et physico-chimique suivies d'une filtration de la charge majoritaire. Le charbon actif usagé peut être régénéré par traitement thermique, incinéré ou réinséré sur le CET (éventuellement de déchets industriels).
- L'osmose inverse est un autre procédé d'épuration qui doit être réservé au traitement ultime. Il s'agit de concentrer les molécules et éléments dissous en

forçant le passage du lixiviat sous haute pression (plusieurs dizaines à quelques centaines de bars) à travers une membrane de 1 à 0,1 nanomètre de porosité. On récupère une eau d'une pureté très élevée et un concentré (10 à 25 % du volume initial en fonction de la pression appliquée) qui doit être incinéré ou séché avant enfouissement en CET. Il s'agit de loin de la technologie la plus coûteuse.

- La déshydratation des lixiviats est une première étape simple et envisageable dans les pays à climat sec afin de limiter le coût global des installations. Des lagunes étendues, parfaitement isolées du sous-sol (double membrane d'étanchéité avec drain de contrôle des liquides présents entre les deux membranes), sont construites pour permettre l'évaporation de l'eau sous l'action de l'ensoleillement intensif, tout en évitant le mélange avec les eaux de précipitations.
- D'autres technologies sont également à l'étude et en bonne voie d'application pour le traitement des substances humiques. Citons par exemple l'oxydation chimique (peroxydes ou ozonation) ou physique (rayonnement ultraviolet), l'adsorption-dégradation biologique par les champignons ou la filtration sur biofiltres constitués de matières naturelles telles que des sphaignes ou de la tourbe ou des matières synthétiques.

Les éléments complémentaires ou concurrents sont combinés entre eux (figure 3.16) afin de définir un procédé de traitement des lixiviats satisfaisant aux critères de rejet des effluents dans le réseau hydrographique. Le coût de ces installations étant relativement élevé, il est aussi possible de faire un prétraitement des lixiviats sur le site et de profiter d'installations dévolues à d'autres usages pour

Figure 3.16

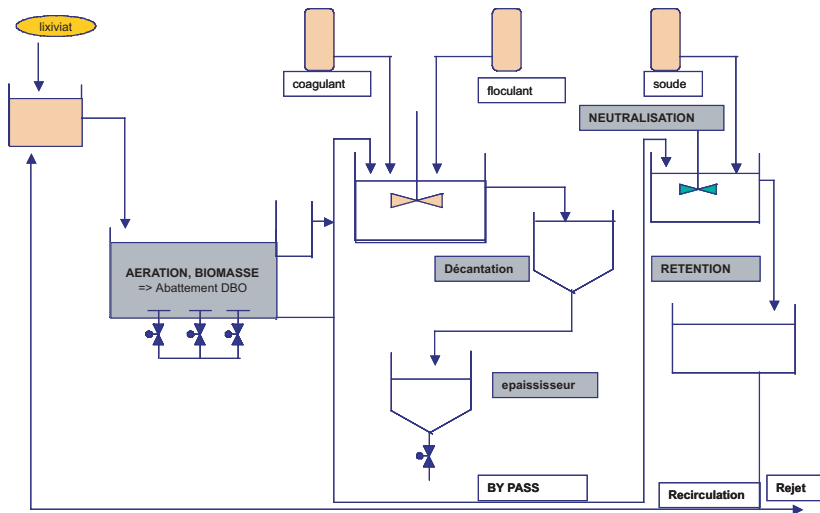


Schéma d'une installation d'épuration couplant le procédé par boues activées au traitement physico-chimique par coagulation-floculation-décantation.

le traitement approfondi. Rappelons que, lorsque c'est envisageable, la gestion du CET de type fossilisé est à privilégier en favorisant la perte en eau des déchets et le ruissellement en surface après enfouissement.

Le coût élevé du traitement des lixiviats et le manque d'humidité souvent observé au sein des déchets par rapport aux conditions optimales de biodégradation (voir partie 2 de ce guide) ont conduit à plusieurs études expérimentales sur le recyclage des lixiviats. Les enseignements que l'on peut tirer de ces investigations réalisées pour la plupart dans des CET ou bioréacteurs contenant de 4000 à 750 000 tonnes de déchets sont nombreux. Globalement, si l'augmentation de la teneur en humidité, par rapport aux 30 à 40 % fréquemment observés, est positive pour tous les processus biologiques et biochimiques, il convient de ne pas dépasser un optimum aux alentours de 60 %. La raison principale est un ralentissement progressif de la méthanogénèse au-delà des 60 % mais interviennent aussi des problèmes de stabilité des massifs de déchets, de solubilisation d'éléments inhibiteurs et de lessivage de la microflore méthanogène. L'ensemble des études montre que le traitement des lixiviats avant recyclage sur le CET est important : notamment l'élimination d'une partie de l'azote ammoniacal (pouvant ralentir certaines phases de la biodégradation) et la neutralisation – basification (pH 7-8) dans les premières phases de l'activité biologique. C'est en effet dans ces périodes que l'acidification est la plus forte et que les concentrations en ammoniacque sont les plus élevées (processus aérobie majoritaire). La neutralisation-basification et la nitrification en lagune aérée (relativement efficace sans apport de substrats supplémentaires selon Burton et Watson-Craik, 1999) permettent ainsi d'éviter des conditions inhibitrices pour les microorganismes. Ensuite, lorsque le lixiviat est réincorporé dans le massif de déchets, il retrouve des conditions anaérobies qui favorisent la dénitrification (Bertanza, 2003).

Le recyclage croisé des lixiviats est une opportunité qu'il est également intéressant d'envisager afin de raccourcir, voire supprimer, les étapes de traitement intermédiaire (Johannessen, 1999a). En effet, les lixiviats issus des cellules en cours de méthanogénèse sont basiques et contiennent souvent moins de composés ammoniacaux que les lixiviats d'acidogénèse (Kruempelbeck et Ehrig, 1999; Jokela *et al.*, 1999). Dispersés sur des cellules de déchets jeunes, ils permettent de compenser, en tout cas en partie, l'acidification pour maintenir des conditions de pH non inhibitrices. Par là même, ils implantent des microorganismes méthanogènes indispensables à la poursuite des processus de biodégradation. Finalement, le fait d'être présents en quantités plus importantes sur un site donné (lié au fait que la méthanogénèse dure plus longtemps), les lixiviats basiques offrent l'opportunité d'être acheminés plus massivement sur les zones d'acidogénèse, là où les avantages du recyclage sont les plus bénéfiques (activer les phénomènes enzymatiques et microbiologiques et réguler les phénomènes calorifiques, d'acidification et de production d'ammoniacque, etc. : plus intenses en acidogénèse) et où les inconvénients sont moindres (moins d'impact négatif sur le transfert des gaz, essentiellement le CO₂, moins dangereux que le CH₄, vraisemblablement freiné par un taux d'humidité plus élevé).

Les lixiviats acides, quant à eux, s'ils sont dispersés sur des cellules de CET en cours de méthanogénèse, offrent également plusieurs avantages. Ils apportent des substrats AGV dégradables par les bactéries acétogènes et méthanogènes (qui sinon sont épurés sans contribution pour la production de CH_4 et qui plus est, avec formation de boues de station et de CO_2 moins intéressants à différents points de vue). Ils permettent ainsi de réguler la basification liée au dégagement de CH_4 pour maintenir des conditions plus optimales pour les métabolismes microbiologiques.

La plupart de ces études se sont penchées sur les paramètres qui permettent d'accroître la cinétique de dégradation (composition, débit du lixiviat recyclé, fréquence de recyclage, etc.) mais peu se sont intéressées aux moyens à mettre en œuvre pour assurer une bonne répartition des liquides et une pérennité des installations, et de leur fonctionnement, enfouies sous le capping final recouvrant les déchets. Les drains peuvent effectivement se briser sous l'effet de tassement, se boucher en présence de matériaux calciques, présenter des points de distribution non homogènes (ex. : en bout de canalisation). Par conséquent, avant d'entreprendre la mise en œuvre du recyclage des lixiviats sur un CET, il est primordial d'étudier méthodiquement, et au cas par cas, l'ensemble des paramètres qui sont impliqués.

La gestion des tassements et des aspects paysagers

Dans la deuxième partie, les phénomènes de tassement des déchets en cours de biodégradation ont été abordés. Ils peuvent aller jusqu'à une diminution de volume de 30 %, ce qui n'est pas négligeable quant aux phénomènes connexes d'affaissement de sol et de stabilité des talus. À ce sujet, soulignons à nouveau le problème des déchets encombrants comme risque majeur de déstabilisation des massifs de déchets. Il va sans dire que les contraintes sur les puits de dégazage et les couches de couverture seront considérables. C'est pourquoi il est recommandé d'appliquer la couverture définitive uniquement lorsque les tassements différentiels annuels deviennent marginaux (de l'ordre de 0,5 % de tassement par année). Le suivi annuel des tassements est généralement réalisé au moyen des techniques du géomètre (bornes implantées sur la couverture et protégées contre les chocs par les engins de chantier). Un contrôle régulier (trimestriel, voire mensuel durant les premières années de tassement) des systèmes de collecte des gaz traversant les couches de couverture du CET est par conséquent indispensable.

Lorsque la couverture de terre arable a été placée, un ensemencement par des graminées et petits arbustes (moins de 2 m de haut et à système racinaire peu robuste) est conseillé. Les deux raisons principales sont la retenue des terres face aux phénomènes d'érosion et l'aspect paysager. Dans ce sens également, la vue d'un CET en exploitation ou d'un tumulus imposant et non intégré dans le relief naturel n'est pas très agréable. Cela peut avoir des conséquences notamment dans les domaines socio-économiques tels qu'au niveau du tourisme. C'est pourquoi le remodelage paysager est de plus en plus considéré comme une étape incontournable de la gestion d'un CET. Cela se concrétise par la création de bancs d'arbres à croissance rapide et touffue aux endroits stratégiques, à l'élévation de merlons couverts de végétation aux abords du site, etc.

Malgré les précautions, les problèmes liés à l'érosion et à la sédimentation sont toujours possibles sur le site d'un CET à cause de la présence de sols remaniés. Des inspections et interventions périodiques sur les pentes du CET et au niveau des systèmes de drainage (fossés, chambres de visite des drains, etc.) devraient être menées.

Surveillance environnementale

La surveillance environnementale vise à assurer que l'environnement n'est pas affecté par l'exploitation et/ou les flux provenant du CET. Elle se situe principalement au niveau des nappes aquifères, du réseau hydrographique et de l'atmosphère.

Le contrôle de la qualité des eaux souterraines, en amont et aval du CET, est un bon moyen de vérifier la pérennité des systèmes d'étanchéité mis en place. La réalisation de plusieurs puits piézométriques en ceinture du site est la méthode la plus fréquemment utilisée (figure 3.17). Le nombre et leurs emplacements dépendent principalement de la nature géologique du sol et des dimensions du site. Certains de ces puits auront été creusés au moment de l'étude géologique. Étant totalement isolés des couches de sol intermédiaire, ils permettent de relever le niveau de la nappe, voire la pression artésienne, et de prélever des échantillons pour analyses chimiques et bactériologiques (voir tableau 2.1 de la deuxième partie).

Une attention particulière doit être portée sur la présence de molécules organiques dont précisément les aromatiques (benzène, toluène, xylène, etc.) et les germes pathogènes. Un contrôle trimestriel durant l'exploitation du CET et les trois années qui suivent est recommandé. Il est ensuite prévu tous les six mois tant que l'arrêt définitif de l'activité biologique n'est pas confirmé. Dans le cas d'une contamination de la nappe, un processus d'alerte doit être enclenché pour interdire l'exploitation des eaux souterraines. Des analyses complémentaires doivent ensuite préciser la nature et l'ampleur de la contamination afin de définir les moyens d'action. Ceux-ci seront fonction des coûts et des risques pesés sur les populations, sur la qualité des nappes adjacentes et l'environnement en général. Nous les mentionnons pour information mais il s'agit d'aménagements très coûteux. Dans un premier temps, un rabattement de la nappe au droit du site pourrait être satisfaisant. Il s'agit de pomper l'eau de la nappe via les puits piézométriques et de séparer les eaux contaminées à épurer des autres à rejeter dans le réseau hydrographique ou éventuellement dans d'autres puits de la nappe en aval du site. Dans le cas où une double étanchéité a été placée à la base du CET avec un système de drainage intermédiaire de contrôle, il peut être envisageable d'extraire les flux de fuite des lixiviats, pour autant que la source de contamination de la nappe y soit localisée. Les mesures à longue échéance pourraient aller du « sacrifice » de la nappe, avec interdiction d'exploitation sans épuration, à l'isolation de la zone sous le CET par création d'ouvrages spécialisés tels que murs emboués en ceinture du CET, c'est-à-dire dans le périmètre des puits piézométriques. Cette technique relativement onéreuse consiste à injecter du béton ou de l'argile gonflante dans une multitude

Figure 3.17

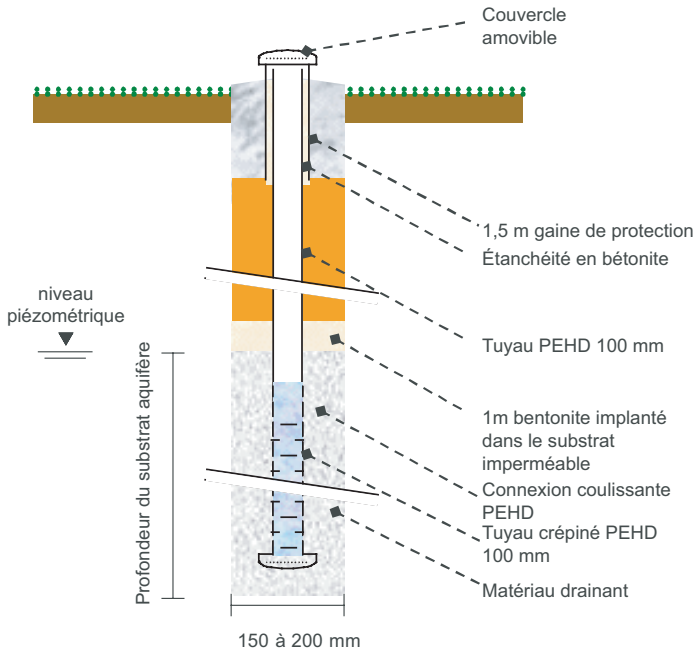


Schéma en coupe de puits piézométriques pour le contrôle de nappes aquifères sous-jacentes.

de puits, creusés jusque dans les couches étanches sous la nappe, pour former une paroi étanche détournant le parcours des eaux souterraines de la zone contaminée.

Des inspections périodiques des eaux de surface en amont et en aval du CET sont également nécessaires pour déterminer l'impact environnemental de sa gestion y compris l'impact des activités connexes telles que le charroi. Des analyses sont conseillées aux mêmes fréquences que pour la qualité des eaux souterraines. On prêtera aussi régulièrement attention aux signes visibles de pollution tels que mort d'animaux ou de plantes, mauvaises odeurs, perte de clarté de l'eau, etc. L'évidence d'une pollution par le CET doit être tracée pour déterminer la source du problème et y apporter les solutions appropriées. Cela peut aller de la réparation d'un drain endommagé à la réalisation d'un système de drainage complémentaire ou simplement à un nettoyage plus approfondi des roues des véhicules quittant le site.

En ce qui concerne la surveillance de la qualité de l'air, deux aspects sont particulièrement importants: les problèmes d'odeurs et la migration des gaz dans l'atmosphère et le sous-sol. Les problèmes d'odeurs sont identifiables par les travailleurs sur le site et les plaintes des habitants de la zone. Si ces problèmes devenaient très sérieux, des ajustements deviendraient nécessaires par exemple au

niveau de l'épaisseur de la couche de couverture quotidienne ou de la brumisation d'odeurs agréables masquantes. Par contre, la migration des gaz est plus difficile à apprécier; des instruments de détection sont dès lors indispensables pour la mesure des gaz inflammables et toxiques (aromatiques benzéniques, dioxines, sulfures, etc.). Pour surveiller la qualité de l'air en dehors des limites du site, des stations de détection de molécules cibles sont installées à des intervalles variables dépendant des conditions locales. Des détecteurs doivent impérativement être placés en permanence notamment sur les engins travaillant sur le CET, afin de s'assurer que les concentrations en méthane ne dépassent pas la limite d'explosivité inférieure (5 % volumique de CH₄) et 25 % de cette valeur dans les bâtiments du site. Au besoin, la mise en dépression des puits de dégazage sera accentuée et l'étanchéité des canalisations, etc. vérifiée et améliorée. Un contrôle trimestriel de la teneur en méthane sera effectué dans les puits piézométriques de contrôle des nappes souterraines et dans des puits de contrôle des gaz (similaires aux puits piézométriques mais drainant uniquement les couches supérieures de sol). Si la concentration devait dépasser 1 % de CH₄, un contrôle plus régulier et des moyens d'action pour la réduire (telle une ventilation forcée) devraient être envisagés. En fonction de la géologie du sol environnant le site, un contrôle régulier est également nécessaire dans les maisons et bâtiments alentours durant les premières années d'activité du CET et durant des travaux d'excavation (en dehors du site), et les semaines qui suivent. Un des cas typiques se présente lorsqu'il y a alternance de substratum fortement imperméable et perméable, et affleurements de ceux-ci dans des zones habitées. Le gaz qui s'échapperait du CET peut migrer dans le substratum perméable jusqu'à s'accumuler dans des infractuosités géologiques ou dans les habitations avec les risques d'explosion, d'intoxication ou de maladies que cela implique.

5. Les aspects financiers

Nous avons abordé jusqu'à présent les aspects techniques de l'enfouissement des déchets, en considérant les solutions des plus complexes aux aménagements nécessaires et suffisants pour limiter l'impact à long terme des déchets sur l'environnement naturel et humain. Cependant, nous ne devons pas oublier les aspects financiers qui prennent toute leur importance dans le contexte socio-économique de la zone d'assainissement visée, quel que soit le niveau des revenus.

Les tableaux qui suivent présentent les coûts unitaires pour un ensemble d'affectations bien précises allant de l'étude de sites potentiels à la réhabilitation d'un CET en passant par les coûts d'aménagement et de gestion au quotidien des flux de déchets. Ils ont été constitués à partir de différentes données publiées (Gendebien *et al.*, 1992; HMSO, 1997; Savage *et al.*, 1998; Rushbrook and Pugh, 1999; Johannessen, 1999a et b) ou obtenues auprès de gestionnaires de CET en Belgique. Ces données sont des moyennes indicatives sur des valeurs pouvant parfois varier du simple au quintuple en fonction de paramètres tels que les spécificités des matériaux ou de la mise en œuvre, les prix des fournisseurs, les coûts de transports,

etc. Nous faisons toutefois une distinction entre les coûts en vigueur dans les pays industrialisés (Union européenne, États-Unis, etc.) et les pays à revenus faibles.

Afin de lisser quelque peu ces variations de prix qui bien souvent s'estompent lorsque l'on prend en compte des groupes de postes ou tâches, nous faisons quelques simulations comparatives du coût global d'aménagement et de gestion d'un CET. L'exemple considéré (tableau 3.3) est un CET de 5 hectares de superficie implanté soit dans une zone climatique tempérée à humide (colonne « +/-Humide») ou dans une zone semi-aride d'un pays à revenus faibles (colonne « PED s-aride») et dont la hauteur de déchets varie de 10 à 20 m et les intrants journaliers de 500 à 2 000 tonnes de déchets. Les quantités présumées pour chacun des postes sont estimées à partir de la base de calcul décrite dans la colonne « Base de calcul » et exprimées selon l'unité relative (colonne « Unité»). Le site retenu a fait partie d'une étude de base portant sur trois sites potentiels. Dans le calcul du coût global, nous avons seulement considéré les postes les plus importants en fonction de l'implantation. Ces postes sont repris dans le tableau 3.4 en mentionnant la base de calcul, le coût unitaire (en fonction des zones climatiques et du contexte socio-économique) et les quantités présumées.

Notons déjà que les coûts globaux en zone humide sont actuellement similaires, que l'on soit dans un pays du Sud ou du Nord. En effet, les infrastructures sont relativement semblables et les coûts de transport de matériaux vers les pays du Sud compensent souvent les coûts de main-d'œuvre inférieurs. Cela pourrait toutefois évoluer différemment dans le futur. Les données de coût unitaires des postes non intégrés dans les simulations permettent de se donner une idée des frais potentiels supplémentaires, par exemple, en cas d'aménagement dans des zones non adéquates (p. ex. nappe phréatique non suffisamment protégée nécessitant un rabattement) ou de prévisions mal évaluées (p. ex. production de lixiviats sous-estimée). De même, certains postes peuvent être soustraits pour des raisons locales ou de faible taux de retour sur les investissements consentis (p. ex. sur la mise en service d'un moteur à gaz).

Globalement, on mesure facilement le poids important des aménagements du CET sur le montant total des investissements initiaux. Ceux-ci sont près de trois fois plus élevés dans les zones humides par rapport aux zones semi-arides et arides. De même, le calcul des investissements rapportés à la surface occupée au sol (5 hectares dans l'exemple) est un paramètre qu'il est important de considérer. On peut ainsi mettre en rapport le coût de gestion d'un massif de déchets relativement élevé avec l'équivalent au niveau capacité d'un ensemble de CET de plus petite taille.

Tableau 3.3

Exemple de calcul du coût global d'aménagement et gestion d'un CET

Nature des éléments d'analyse	Unité	Base de calcul	Quantités présumées	Coût global		Coût global		Coût global	
				+/- Humidité	PED s-aride	+/- Humidité	PED s-aride	+/- Humidité	PED s-aride
Données introduites									
<i>surface du CET</i>	ha		5	5	5	5	5	5	5
<i>hauteur de déchets</i>	m		20	20	20	20	20	10	10
<i>profondeur en excavation</i>	m		5	5	5	5	5	5	5
<i>pente des talus (rapport vertical/horizontal)</i>			1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
<i>intrants</i>	tonnes/j		500	500	500	2 000	2 000	500	500
<i>pluviométrie annuelle moyenne</i>	mm		1 000	1 000	200	1 000	200	1 000	200
Estimations à partir des données									
<i>débit lixiviat</i>	m ³ /an	1,5% du volume total pondéré par rapport à 1 000 mm de pluies	15 000	15 000	3 000	15 000	3 000	7 500	1 500
<i>débit biogaz</i>	m ³ /h	200 m ³ /t sur 30 ans pondéré par rapport à 1 000 mm de pluies	761	761	152	761	152	381	76
<i>pluviométrie annuelle répartie sur 1 mois</i>	mm/jour		33	33	7	33	7	33	7

Tableau 3.4

Estimation des coûts de sélection, aménagement et gestion d'un CET : base de calcul, coût unitaire (en fonction des zones climatiques et du contexte socio-économique) et quantités

Nature des éléments d'analyse	Unité	Coût unitaire moyen		Base de calcul	Quantités présumées
		+/- Humide	PED s-aride		
Données introduites					
<i>superficie du CET</i>	ha	Euros 04	Euros 04		5
<i>hauteur de déchets</i>	m				20
<i>profondeur en excavation</i>	m				5
<i>pente des talus (rapport Vertical/Horizontal)</i>					1,5
<i>intrants</i>	tonnes/j				500
<i>Pluviométrie annuelle moyenne</i>	mm				1000
Estimations à partir des données					
<i>débit lixivié</i>	m ³ /an			1,5 % du volume total pondéré par rapport à 1 000 mm pluies	15 000
<i>débit biogaz</i>	m ³ /h			200 m ³ /t sur 30 ans pondérés par rapport à 1 000 mm pluies	761
<i>pluviométrie annuelle répartie sur 1 mois</i>	mm/jour				33
Première Partie: Étude de base					
Étude des sites potentiels et présélection des sites intéressants					
Reconnaissance (collecte et étude des données disponibles sur le site, consultations préliminaires avec les autorités, dégagement des avantages et inconvénients du site)	site	16 897	16 897	forfait par site	3
Étude de marché (types et quantités de déchets, autres moyens de traitement existants, utilisateurs potentiels du biogaz, etc.	site	13 518	13 518	forfait par site	3

Tableau 3.4 (suite)

Nature des éléments d'analyse	Unité	Coût unitaire moyen		Base de calcul	Quantités présumées
		+/- Humide	PED s-aride		
Étude préliminaire du sol (essais d'excavation, carottages à faible profondeur, analyse des eaux souterraines, etc.)	site	10 983	10 983	forfait par site	3
	instrument loué	5 069	5 069	forfait	3
Étude topographique (et calcul des volumes disponibles)	ha	634	634	superficie CET	5
	global	5 914	5 914	forfait	1
Étude approfondie des sites sélectionnés					
Étude (hydro-)géologique approfondie, modélisation et design général du CET	site	50 692	50 692	forfait par site	1
	ha	5 914	5 914	superficie CET	5
Dressage des plans, consultations et permis d'aménagement, publicités et réunions de concertation (excl. frais de planification et permis d'exploitation)	site	25 346	38 019	forfait par site	1
Étude d'impact environnemental (incl. étude et modélisation de la pollution de l'air et sonore, de l'impact visuel, écologique et du charroi, etc.)	site	84 487	84 487	forfait par site	1
	site	295 704	147 852	forfait par site	1
Requêtes éventuelles de la population					
Sélection du site	global	5 914	5 914	forfait	1
Deuxième partie : acquisition et préparation du site					
Acquisition du site					
Site éloigné des zones urbaines	m ²	1,8	0,9	superficie CET + 10 %	55 000
Site à proximité d'une zone urbanisée	m ²	4,2	2,1		
Site mixte (plusieurs classes de déchets)	m ²	8,4	4,2		

Tableau 3.4 (suite)

Estimation des coûts de sélection, aménagement et gestion d'un CET : base de calcul, coût unitaire (en fonction des zones climatiques et du contexte socio-économique) et quantités

Nature des éléments d'analyse	Unité	Coût unitaire moyen		Base de calcul	Quantités présumées
		+/- Humide	PED s-aride		
Aménagements pour accès et activités sur le site					
Routes spécifiques pour l'accès au CET ou sur le site					
Tarmac	m ²	34	34		
Hydrocarboné injecté de gravier	m ²	12	12	périmètre X 4 m large	3 752
Piste stabilisée	m ²	8	8		
Clôtures					
Clôture de sécurité	m	42	21	périmètre total	938
Clôture classique	m	8	4		
Écran	m	51	51	périmètre total	938
Aménagement paysager					
Arbres	pièce	34	17	1/10m sur périmètre	94
Transplants	pièce	2,1	1,1	1/5 m	188
Arbustes	pièce	3,0	1,5	1/5 m	188
Haie	m	2,5	1,3	périmètre	938
Ensemencement (herbe, graminées, etc.)	m ²	0,6	0,3	10% de superficie totale	1 612
Bâtiments					
Bureaux pour le personnel	global	54917	27 458	forfait environ 80 m ²	1
Laboratoires (géotechnique, chimique, etc.)	global	46468	69702	forfait	1
Nettoyage des roues	global	38019	19010	forfait	1
Locaux techniques (atelier, garages, stock de fuel, etc.)	global	32105	64210	forfait environ 200 m ²	1

Tableau 3.4 (suite)

Nature des éléments d'analyse	Unité	Coût unitaire moyen		Base de calcul	Quantités présumées
		+/- Humide	PED s-aride		
Station de pesage (incl. bureau)	global	59 141	59 141	forfait	1
Aménagements spécifiques					
Fermeture de puits de mine	global	25 346	25 346		
Route d'accès à partir d'une autoroute	global	33 795	16 897		
Local de réception du public	global	101 384	50 692	forfait	1
Préparation du site					
Déblaiement de la couche superficielle (végétation, terre arable, etc.)	m ³	2,5	1,3	20 cm d'épaisseur	10 000
Excavation de matériaux et stockage pour emploi ultérieur	m ³	2,5	1,3	2 m d'épaisseur	100 000
Excavation de matériaux stockés ou sur site pour					
Remblais ou digue-écran compactés	m ³	2,5	5,0	digue 3mH x 4mB	5 628
Réalisation d'une digue ou route surélevées	m ³	3,4	6,8		
Drainage des eaux de surface					
Fossé de 1 m de profondeur	m	20	10	périmètre	894
Fossé de 2 m de profondeur	m	29	14		
Suppléments pour parement	m ²	17	8		
Bassin de récolte des eaux pluviales	m ³	3	3	équivalent des pluies mensuelles moyennes	4 167
Pompes	pièce	25 000	25 000	forfait env 350 m ³ /h ; pluies réparties sur 30j/an	1
Divers					
Éclairage du site et de la route d'accès	global	6 000	3 000	1/200 m sur périmètre total	5
Réseaux de fluides, détection incendie, gaz, etc.	global	1 000	1 000	forfait	1

Tableau 3.4 (suite)

Estimation des coûts de sélection, aménagement et gestion d'un CET : base de calcul, coût unitaire (en fonction des zones climatiques et du contexte socio-économique) et quantités

Nature des éléments d'analyse	Unité	Coût unitaire moyen		Base de calcul	Quantités présumées
		+/- Humide	PED s-aride		
Importation de matériaux divers (non inclus dans les aménagements spécifiques)					
Graviers	m ³	21	11		
Matériaux de cohésion	m ³	15	7		
Terre arable	m ³	9	5		
Troisième partie: aménagement et réhabilitation du CET					
Drainage des eaux souterraines					
Drains de retenue (cut-off) de la nappe					
Drain à 3 m de profondeur	m	169	85	périmètre	894
Drain à 5 m de profondeur	m	321	161		
Drain à 6,5 m de profondeur	m	422	211		
Suppléments pour puits de rabattement de la nappe	m	118	59	1/200m ; 20m sous base CET	125
Mur d'isolement de la nappe					
Mur emboué en bentonite-ciment	m ²	101	152		
Mur en palplanches	m ²	254	380		
Suppléments pour membrane dans mur emboué	m ²	21	32		
Isolément de la nappe en fond de CET					
Géotextile sur drains empierés	m ²	7	10		
Géofilet	m ²	2,5	3,8		

Tableau 3.4 (suite)

Nature des éléments d'analyse	Unité	Coût unitaire moyen		Base de calcul	Quantités présumées
		+/- Humide	PED s-aride		
Drainage des eaux souterraines					
Conduites gravitaires	m	34	17		
Pompe submersible	pièce	21122	21122	forfait 30 m ³ /h; 150 m prof	1
Réseau de pompage	m	51	25		
Câblage électrique	m	34	17		
Canalisation de déviation des eaux					
Sous le CET	m	929	929		
En périphérie du CET	m	338	169		
Aménagement de fond du CET					
Étanchéité passive					
Argile disponible sur site	m ³	5	2,6	50 cm à base	26197
Argile importée	m ³	13	6		
Sol additionné de bentonite	m ²	12	18		
Asphalte hydraulique	m ²	85	127		
Géocomposite bentonitique (Géosynthetic Clay Liner)	m ²	10	20	b&f	52393
Géomembrane	m ²	8	13	b&f; PEHD 2 mm	52393
Géotextile de protection résistance moyenne	m ²	4	6	b&f	52393
Géotextile de protection résistance haute	m ²	8	11		
Couche de sable pour pose des drains, protection des membranes, etc.	m ³	9	9	b&f; 10 cm – sable	5239
Géotextile de séparation	m ²	1,4	2,1	b&f	52393
Drains perforés (détail)	m	5	10	base; PEHD; alvéoles 25 x 25m	2821

Tableau 3.4 (suite)

Estimation des coûts de sélection, aménagement et gestion d'un CET : base de calcul, coût unitaire (en fonction des zones climatiques et du contexte socio-économique) et quantités

Nature des éléments d'analyse	Unité	Coût unitaire moyen		Base de calcul	Quantités présumées
		+/- Humide	PEd s-aride		
Couche matériaux drainants (détail)	m ³	21	11	base; gravier 30 cm; 6 m large	5642
Drainage des lixiviats à la base – tuyaux perforés + chambres de visite + empierrement (global)	m ²	7	7	base; gravier 30 cm; 6 m large; PEHD; alvéoles 25 x 25m	16927
Drainage des lixiviats sur les flancs	m	59	59	flancs; 1 drain/25m	215
Géotextile de séparation	m ²	1,4	2,1	b&t	52393
Géofilet de séparation	m ²	3	4		
Géogrille de renforcement	m ²	6	8		
Suppléments pour installation verticale	m ² de mur	144	215		
Assurance Qualité des Aménagements (2 à 5 % du coût de réalisation du système d'étanchéité)	ha	25346	25346	4% du coût de réalisation du système d'étanchéité	1
Couverture du CET et réhabilitation					
Géotextile de séparation	m ²	1,4	2,1	dôme et talus (d&t)	54199
Couche de drainage gravier	m ²	7	3	d&t; gravier 20 cm	10840
Géotextile de séparation	m ²	1,4	2,1	d&t	54199
Étanchéité passive					
Argile disponible sur site	m ³	5	3	d&t; argile 40 cm	21680
Argile importée	m ³	13	6		
Sol additionné de bentonite	m ²	12	18		
Géocomposite bentonitique (Géosynthetic Clay Liner)	m ²	9	19	d&t	54199

Tableau 3.4 (suite)

Nature des éléments d'analyse	Unité	Coût unitaire moyen		Base de calcul	Quantités présumées
		+/- Humide	PED s-aride		
Géomembrane	m ²	4	6	d&t; PEHD 1,5 mm	54 199
Géotextile de protection	m ²	6	9	d&t	54 199
Couche de sable de protection	m ²	9	9	d&t	54 199
Couche de drainage des eaux	m ²	7	1,4	d&t	54 199
Géofiliet de séparation	m ²	2,5	3,8	d&t	54 199
Couverture de terre non arable					
Disponible sur le site	m ³	3,4	0,7	d&t; terre – 30 cm	18 066
Importée	m ³	7	1,4		
Couverture de terre arable					
Disponible sur le site	m ³	3,4	0,7	d&t; terre – 20 cm	10 840
Importée	m ³	9	1,9		
Fertilisants	ha	1 098	1 647	superficie CET	5
Ensemencement (herbe, graminées, etc.)	m ²	0,6	0,3	d&t	54 199
Drainage du sol	ha	5 069	1 014	superficie CET	5
Aménagement paysager					
Arbres	pièce	34	0		
Transplants	pièce	2,1	1,1	1/25 m ² sur talus	645
Arbustes	pièce	3,0	1,5	1/25 m ² sur talus	645
Haie	m	2,5	1,3		
Entretien du sol (fauchage, engrais, désherbants sélectifs, etc.) et des plantations	m ²	0,5	0,3	superficie totale	55 000

Tableau 3.4 (suite)

Estimation des coûts de sélection, aménagement et gestion d'un CET : base de calcul, coût unitaire (en fonction des zones climatiques et du contexte socio-économique) et quantités

Nature des éléments d'analyse	Unité	Coût unitaire moyen		Base de calcul	Quantités présumées
		+/- Humide	PED s-aride		
Collecte et traitement des gaz					
Collecte des gaz					
Drains dans gravier drainant	m ²	7	3	PEHD, maille 25 x 25 m sur dôme et 1/25m sur talus	2 961
Évent passif (Collecte sans pompage)	pièce	676	1 014	1/maille 25 x 25 m	61
Tête de puits et chambre de visite	pièce	1 521	2 281	30 m de rayon d'action	18
Puits de dégazage (à l'avancement)	m	72	72		360
Puits de dégazage (en fin d'exploitation)	m	320	480	forage + gravier; diam 1 m	
Équipement puits dégazage	m	170	255	PEHD diam 220 tuyaux télescopique	360
Piège à condensats	pièce	1 267	634		18
Tuyaux	m	42	42	PEHD diam 225, double réseau pauvre et riche; lignes parallèles de puits en séries	2 792
Accessoires : coudes, vannes sur collecteur	pièce	480	720	PEHD diam 225	18
Traitement des gaz					
Pompage et analyse des gaz	pièce	250 000	375 000	compresseurs 1200 m ³ /h	1
Torchère	global	152 077	228 115	torchère 1200°C	1
Moteur à gaz pour production d'électricité	kW	1 616	2 424	1kWe inst/m ³ biogaz valorisé (50% est)	761

Tableau 3.4 (suite)

Nature des éléments d'analyse	Unité	Coût unitaire moyen		Base de calcul	Quantités présumées
		+/- Humide	PED s-aride		
Collecte et traitement de lixiviats					
Collecte de lixiviats					
Drainage des lixiviats collecteur principal	m	50,7	50,7	25 % du périmètre	298
Galerie d'accès au réseau de drainage des lixiviats					
Galerie verticale	pièce	5069,2	2534,6	forfait	1
Galerie inclinée le long du flanc	pièce	16897	8449		
Pompage des lixiviats					
Pompe	pièce	2957	2957	Δ /ha fonction de pluviométrie	5
Câblage électrique	m	34	17	50 % du périmètre	447
Pompage et conduites gravitaires	m	59	59	50 % du périmètre	447
Traitement des lixiviats					
Alimentation électrique et en eau	global	178000	178000		1
Renforcement électrique (cabine haute tension)	global	90000	90000		1
Lagune	m ²	12	12	lagune + PEHD 1mm	1 250
Système d'aération	Pièce	100000	150000		1
Système complet: Lagunage aéré+ bioréacteur+membranes+ozoneur	global	1000000	1000000		1
Système complet: osmose inverse	global	2 100000	4200000		

Tableau 3.4 (suite)

Estimation des coûts de sélection, aménagement et gestion d'un CET : base de calcul, coût unitaire (en fonction des zones climatiques et du contexte socio-économique) et quantités

Nature des éléments d'analyse	Unité	Coût unitaire moyen		Base de calcul	Quantités présumées
		+/- Humide	PED s-aride		
Achat des équipements					
Bulldozer sur chenilles	achat	190 000	133 000		1
Compacteur « pied de mouton »	achat	350 000	245 000	1/700 tonnes	1
Chargeur (loader)	achat	120 000	84 000		1
Niveleuse (scraper)	achat				
Excavateur hydraulique sur chenilles	achat	149 081	149 081		
Camion benne	achat	203 293	101 646		1
Pompe haute pression	achat	37 948	18 974		1
Citerne à fuel mobile	achat	13 553	6 776		1
Éclairage mobile antidéflagrant	achat	298	298		1
Nettoyeur sous pression	achat	1626	813		1
Tracteur et équipements	achat	86 738	43 369		1
Autres (petit outillage, etc.)	achat	7 000	1 400		1
Quatrième partie : Gestion quotidienne du CET					
Personnel					
Des opérateurs (engins lourds, gardiennage, etc.)	pers/an	42 000	4 200	2 pers + 1 pers /500 tonnes à gérer	6
Des personnes qualifiées (prise en charge, tests)	pers/an	70 000	14 000	1 pers /500 tonnes à gérer	3
Des personnes qualifiées (organiser les cellules, les dépôts, les aménagements annexes, l'entretien des installations et des véhicules)	pers/an	48 000	4 800	1 pers /500 tonnes à gérer	1
Des opérateurs (organiser les tests, secrétariat, etc.)	pers/an	45 000	4 500	1 pers /500 tonnes à gérer	1
Coût annuel					

Tableau 3.4 (suite)

Nature des éléments d'analyse	Unité	Coût unitaire moyen		Base de calcul	QP/ an
		+/- Humide	PED s-aride		
Leasing des équipements					
Buldozer sur chenilles	pièce/an	34978	26233	9h/jour/1000 tonnes à gérer	1
Compacteur « pied de mouton »	pièce/an	77225	58296		1
Chargeur (loader)	pièce/an	27205	20404	9h/jour/1000 tonnes à gérer	1
Niveleuse (scraper)	pièce/an	87444	65583		
Excavateur hydraulique sur chenilles	pièce/an	34978	26233		
Camion benne	pièce/an	34978	26233		
Pompe	pièce/an	3886	2915		
Citerne à fuel mobile	pièce/an	3886	2915		
Éclairage mobile	pièce/an	4858	3644		
Nettoyeur sous pression	pièce/an	2915	2186		
Tracteur et équipements	pièce/an	9716	7287		
Autres (petit outillage, etc.)	pièce/an	1500	1125		
Maintenance des équipements					
Buldozer sur chenilles	heure d'activité	8	8	9h/jour/1000 tonnes à gérer	1 173
Compacteur « pied de mouton »	heure d'activité	15	15	9h/jour/700 tonnes à gérer	1 676
Chargeur (loader)	heure d'activité	6	6	9h/jour/1000 tonnes à gérer	1 173
Niveleuse (scraper)	heure d'activité	27	27		
Excavateur hydraulique sur chenilles	heure d'activité	8	8		
Camion benne	heure d'activité	10	10	2h/jour/2000 tonnes à gérer	130
Pompes	heure d'activité	1	1	9h/jour/2000 tonnes à gérer	587

Tableau 3.4 (suite)

Estimation des coûts de sélection, aménagement et gestion d'un CET : base de calcul, coût unitaire (en fonction des zones climatiques et du contexte socio-économique) et quantités

Nature des éléments d'analyse	Unité	Coût unitaire moyen		Base de calcul	QP/an
		+/- Humide	PED s-aride		
Citerne à fuel et pompe	heure d'activité	0,3	0,3	2hf/jour/2 000 tonnes à gérer	130
Éclairage mobile	heure d'activité	0,8	0,8	2hf/jour/2 000 tonnes à gérer	130
Nettoyeur sous pression	heure d'activité	0,7	0,7	2hf/jour/2 000 tonnes à gérer	130
Tracteur et accessoires	heure d'activité	3,9	3,9	2hf/jour/2 000 tonnes à gérer	130
Autres (pont pesée, etc.)	global/an	500	500		1
Traitement des lixiviats : Frais d'exploitation et maintenance					
Pompage					
Lagunage aéré	m³ traité	0,5	0,5		15 000
Station d'épuration complète sur site	m³ traité	1,3	2,0		15 000
Rejet au réseau d'égouttage après prétraitement	m³ traité	1,1	1,1		
Rejet au réseau d'égouttage sans prétraitement	m³ traité	4,2	4,2		
Traitement du biogaz : frais d'exploitation et maintenance					
Extraction du biogaz	ha/an	23656	23656	forfait/ha fonction pluviométrie	5
Torchère	global/an	8449	8449	forfait	1
Utilisation directe (10 % de investissement)	kW	162	162	1kWe inst/m³ biogaz valorisé (50 % est)	761
Fluides et matériaux					
Fuel et lubrifiants	tonne de déchets enfouis	0,5	0,3		500
Couverture journalière importée	m³	6	6	2 m. de déchets + 10 cm couverture	6 518

Tableau 3.4 (suite)

Nature des éléments d'analyse	Unité	Coût unitaire moyen		Base de calcul	Q/lan
		+/- Humide	PED s-aride		
Matériaux importés pour les infrastructures routières et pistes sur le site	m ³	21	11		
Graviers importés pour drainage	m ³	21	11		
Surveillance environnementale					
Surveillance des sols remaniés : risques d'érosion et de sédimentation dans les fossés	global/an	20 000	4 000	campagnes trimestrielles	1
Surveillance de la nappe : analyses périodiques de l'eau de la nappe	global/an	20 000	15 000	campagnes trimestrielles	1
Surveillance des eaux de surface : analyses périodiques des eaux	global/an	5 000	3 750	campagnes trimestrielles	1
Surveillance de la qualité de l'air		5 000	7 500		1
Divers					
Surveillance du site (caméras, etc.)	ha/an	338	338		6
Vêtements, petit matériel, etc.	global/an	40 000	4 000	forfait	1
Formations	global/an	4 000	1 000	forfait	1
Maintenance du site (fauchage, abords, drainage, routes, etc.)	global/an	50 692	5 069		1
Contrôle environnemental (dératisation, vent, etc.)	global/an	33 795	3 379		1
Frais de permis d'exploitation	global/an	11 004	2 751		6
Frais de garanties bancaires, fonds de prévoyance, etc.	global/an	1	1	1% de invest GC, 5% électroméca; 8% engins	1
Frais généraux (administration, assurances, personnel de bureau, électricité, etc.)	global			20% des coûts d'exploitation annuels	1

Tableau 3.4 (suite)

Estimation des coûts de sélection, aménagement et gestion d'un CET : base de calcul, coût unitaire (en fonction des zones climatiques et du contexte socio-économique) et quantités

Nature des éléments d'analyse	Unité	Coût unitaire moyen		Base de calcul	QP/an
		+/- Humide	PED s-aride		
Cinquième Partie : Post-gestion du CET (30 premières années)					Coût annuel
Maintenance générale du CET					
Maintenance générale du capping et de la réhabilitation	ha/an	338	84	forfait/ha	5
Traitement des tassements différentiels	ha/an	169	42	forfait/ha	5
Traitement des lixiviats : Frais d'exploitation et maintenance					
Lagunage	m ³ traité	0,5	0,3	20 % des lix en cours d'exploitation	3000
Station d'épuration complète sur site	m ³ traité	1,3	1,3	20 % des lix en cours d'exploitation	3000
Rejet au réseau d'égoutage après prétraitement	m ³ traité	1,1	1,1		
Rejet au réseau d'égoutage sans prétraitement	m ³ traité	4	4		
Traitement du biogaz : frais d'exploitation et maintenance					
Extraction du biogaz	ha/an	15 208	15 208	forfait/ha fonction pluviométrie	5
Torchère	global/an	8 449	8 449	forfait	1
Utilisation directe (10 % de investissement)	KW	162	162	1kWe inst/m ³ biogaz valorisé (10 % est)	152
Divers					
Surveillance environnementale	ha/an	1 690	845	forfait/ha fonction pluviométrie	5
Surveillance du site	ha/an	634	158	forfait/ha	5
Frais de permis d'exploitation	global/an	634	158	forfait	1
Frais de garanties bancaires, fonds de prévoyance, etc.	global/an			10 % frais en cours d'exploitation	1

Tableau 3.4 (suite)

Nature des éléments d'analyse	Unité	Coût unitaire moyen		Base de calcul	QP/an
		+/- Humide	PED s-aride		
Sixième partie: Post-gestion du CET (après 30 premières années)					Coût annuel
Maintenance générale du CET					
Maintenance générale du capping et de la réhabilitation	ha/an	169	42	forfait/ha	5
Traitement des tassements différentiels	ha/an	51	13	forfait/ha	5
Traitement des lixiviats: frais d'exploitation et maintenance					
Lagunage	m ³ traité	0,5	0,3	5 % des lix en cours d'exploitation	750
Station d'épuration complète sur site	m ³ traité	1,3	1,3	5 % des lix en cours d'exploitation	750
Rejet au réseau d'égoutage après prétraitement	m ³ traité	1,1	1,1		
Rejet au réseau d'égoutage sans prétraitement	m ³ traité	4	4		
Traitement du biogaz: frais d'exploitation et maintenance					
Extraction du biogaz	ha/an	15 208	15 208	forfait/ha fonction plivio	5
Torchère	global/an	8 449	8 449	forfait	1
Utilisation directe (10 % de investissement)	KW				
Divers					
Surveillance environnementale	ha/an	338	169	forfait/ha fonction pluviométrie	5
Surveillance du site	ha/an	127	32	forfait/ha	5
Frais de permis d'exploitation	global/an	634	158	forfait	1
Frais de garanties bancaires, fonds de prévoyance, etc.	global/an			2 % frais en cours d'exploitation	1

Sources bibliographiques

- AGATHOS and REINEKE, 2003, *Biotechnology for the environment: wastewater treatment and modelling, wastegas handling*, Kluwer Academic Publisher, Netherlands.
- AGW, 2003, Arrêté du 27 février 2003 du Gouvernement wallon fixant les conditions sectorielles d'exploitation des centres d'enfouissement technique, *Le Moniteur Belge (Textes de loi du Royaume de Belgique)* 13 mars 2003, p. 12093.
- ATCHA, S.Y., SON, V.T., 2002, *Opportunities with Landfill Gas (Corporate Guide to Green Power Markets 2)*, World Resources Institute, 16 p.
- AUGENSTEIN, D., YAZDANI, R., MANSOUBI, A. et PACEY, J., 1999, Yolo county controled landfill demonstration, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste management and Landfill Symposium*, I:235-242.
- BARINA, G., BUDKA, A., GISBERT, T., GUYONNET, D., PUGLIERIN, L., CIRINO, N., 2001, Identification and assessment of leachate recirculation effects at a real-scale landfill, *Proceedings Sardinia 2001*, CISA publisher, Cagliari, Italie, II:95-104.
- BARLAZ, M.A., MILKE, M.W. et HAM, R.K., 1987, «Gas production parameters in sanitary landfill simulators», *Waste management and Research*, 5.
- BARRY *et al.*, 2001, Remedial Engineering for Closed Landfill Sites C557, CIRIA, London.
- BEAVEN, R., KNOX, K. et CROFT, B., 2001, Operation of a leachate recirculation trial in a landfill test cell, *Proceedings Sardinia 2001*, CISA publisher, Cagliari, Italie, III: 593-604.
- BERTANZA, G., 2003, Landfill leachate recirculation: technical-economic evaluation of intermediate nitrification, *Proceedings Sardinia 03, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italie.
- BURTON, S.A.Q. et WATSON-CRAIK, I.A., 1999, Accelerated landfill refuse decomposition by recirculation of nitrified leachate, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste management and Landfill Symposium*, I:119-126.
- CHAN, G.Y.S., CHU, L.M., WONG, M.H., 2002, Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment, *Environmental Pollution*, 118: 393-399.
- COMITÉ FRANÇAIS DES GÉOTEXTILES ET GÉOMEMBRANES, 1995, *Recommandations pour l'utilisation des géosynthétiques dans les centres de stockage de déchets*, Bagnaux, France, 56 p.
- CORD-LANDWEHR, K., 1986, «Stabilisierung von Müldeponien durch eine Sickerwasserkreilaufführung – Stabilisation of landfills with leachate recirculation», *Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfaltechnik der Univesitat Hannover*, 66.

DACH, J., OBERMANN, I., JAGER, J. et OSTROWSKI, M.W., 1997, «Water and gas transport in landfills containing pretreated waste», *Proceedings Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium*, Italie, 13-17 octobre 1997, p. 501-512.

ÉDELIN, 1997, *L'épuration biologique des eaux*, Cebedoc Éditeur, Belgique, 303 p.

EHRIG, H.G., 1980, «Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien – Contribution to the quantitative and qualitative water balance of sanitary landfill», *Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, Technische Universität Braunschweig* 26, Eigenverlag.

EIDLOTH, M., 1997, «Gaseous emissions of a two-stage aerobic waste treatment», *Proceedings Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium*, Italie, 13-17 octobre 1997, p. 567-577.

FARQUHAR, G.J. et ROVERS, F.A., 1973, «Gas production during refuse decomposition», *Water, Air and Soil Pollution*, 2:483-495.

FARQUHAR, G.J. et ROVERS, F.A., 1997, «Gaz production during refuse decomposition», *Proceedings Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium*, Italie, 1:3-12.

GENDEBIEN, A., PAUWELS, M., CONSTANT, M., LEDRUT-DAMANET, M.-J., NYNS, E.-J., WILLUMSEN, H.-C., BUTSON, J., FABRY, R., FERRERO, G.-L., 1992, *Landfill gas. From environment to energy*, Commission of the European Communities, 865 p.

HILIGSMANN, S., LARDINOIS, M., RODRIGUEZ, C., KAPEPULA, D., MHIRI, F., MAROUANI, L., BENZARTI, A., POHL, D., CHAMBLIN, J.F., ANTOINE, J.N., NOEL, J.M., THONART, P., 2001, Investigation of the biological activity in MSW landfills under dry climates (Tunisia and Haiti), *Proceedings Sardinia 01, Eight International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italie, 4:131-138.

HILIGSMANN, S., JACQUES, P. et THONART, P., 1998, Isolation of highly performant sulfate reducers from sulfate-rich environments, *Biodegradation*, 9:285-292.

HMSO, 1996, *Landfill Gas A Technical Memorandum Providing Guidance on the Monitoring and Control of Landfill Gas (Waste Management Paper 27)*, 2nd Ed. London.

HMSO, 1997, *Landfill Design, Construction and Operational Practice (Waste Management Paper 26B)*, London.

INCONNU, 1998, *Waste Management: a Guide to Landfill*, RICS publishing, 26 p.

INCONNU, 2000, *Constructed Wetlands Treatment of High Nitrogen Landfill Leachate*, Water Environment Federation, American Technical Publishers Ltd.

JOHANNESSEN, 1999 a, *Guidance Note on recuperation of landfill gas from municipal solid waste landfills*, World Bank, Washington.

e
r
é
p
r
d
e
s
P
o
i
n
t
s

- JOHANNESSEN, 1999 b, *Guidance Note on leachate management for municipal solid waste landfills*, World Bank, Washington.
- JOKELA, J.P.Y., KETTUNEN, R.H., MARTTINEN, S.K. et RINTALA, J.A., 1999, Influence of waste Moisture on methane production and leachate characteristics. *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste management and Landfill Symposium*, I:67-74.
- JONES, K.L., REES, J.F. et GRAINGER, J.M., 1983, Methane generation and microbial activity in a domestic refuse landfill site, *European Journal of Applied Microbiology and Biochemistry*, 18:242-245.
- KINMAN R.N. *et al.*, 1987, Gas enhancement techniques in landfill simulators. *Waste Management and Research*, 5.
- KNOX, K., DE ROME, L., CAINE, M. et BLAKEY, N.C., 1999, Observations from a review of the brogborough and landfill 2000 test cells data, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste management and Landfill Symposium*, I:45-52.
- KRUEMPELBECK, I. et EHRIG, H.-J., 1999, Long-term behaviour of municipal solid waste landfills in Germany, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste management and Landfill Symposium*, I:27-36.
- LANDRETH et REBERS, 1997, *Municipal solid wastes; problems and solutions*, CRC Press, Boca Raton, Florida.
- LARDINOIS, M., HILIGSMANN, S., KAPEPULA, D., RODRIGUEZ, C., et THONART, P., 2002, Atlas of MSW landfills and dumpsites in developing countries, *Proceedings ISWA 2002 World Environment Congress and Exhibition*, Istanbul, Turquie, 2: 1167-1172.
- LJUNGDAHL *et al.*, 2003, *Biochemistry and physiology of anaerobic bacteria*, Springer Verlag, New York.
- MANSER and KEELING, 1996, *Practical Handbook of Processing and Recycling Municipal Waste*, CRC Press, Boca Raton, Florida.
- MCCREANOR, P.T. et REINHART, D.R., 1996, Hydrodynamic modeling of leachate recirculating landfills, *Water Science and Technology*, vol. 34, 7-8, p. 463-470.
- PACEY, J.G., 1999, Benefits and quantification of performance expectations for an anaerobic bioreactor landfill, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste management and Landfill Symposium*, I:293-299.
- POHLAND, F.G., 1975, *Sanitary landfill stabilisation with leachate recycle and residual treatment*, EPA-Report, EPA-600/2-75-043.
- POHLAND, F.G., 1997, Landfill bioreactors developments for solid waste management, *Proceedings 8th International Conference on Anaerobic Digestion*, 1:59-66.

- POHLAND, F.G., CROSS, W.H. et KING, L.W., 1993, Codisposal of disposable diapers with shredded municipal refuse in simulated landfills, *Wat. Sci. Tech.*, 27, n° 2, p. 209-223.
- POUECH, P., GALTIER, L., LABBE, H., CARLES, L. et GERBAUX, O., 1999, Leachate recirculation control in an extensive bio-reactor landfill, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste management and Landfill Symposium*, I:301-304.
- PRAET, E., JUPSIN, H., EL MOSSAOUI, M., ROUXHET, V. et VASEL, J.L., 2001, Use of a membrane bioreactor and an activated carbon adsorber for the treatment of MSW landfill leachates, *Proceedings Sardinia 01, Eight International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italie, 2:351-360.
- QASIM et CHIANG, 1994, *Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control and Treatment*, CRC Press, Boca Raton, Florida.
- QIAN, X., KOERNER, R.M. et GRAY, D.H., 2002, *Geotechnical Aspects of Landfill Design and Construction*, Pearson Higher Education, 728 p.
- REES, J.F., 1980, «Optimisation of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control», *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 30:458-465.
- REINHART et TOWNSEND, 1998, *Landfill bioreactor design and operation*, CRC Press, Boca Raton Florida.
- RODRIGUEZ, C., HILIGSMANN, S., LARDINOIS, M., DESTAIN, J., RADU J.P., CHARLIER, R. et THONART, P., 2003, Cellulose enzymatic availability in waste refuse, *Proceedings Sardinia 03, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italie.
- ROLLE, E., BONI, M.R. et CARUCCI, G., 1997, «Effects of leachate salinity on the aerobic and anaerobic mineralization of the municipal solid wastes organic fraction», *Environmental technology*, 18:203-209.
- RUSHBROOK et PUGH, 1999, *Solid waste landfills in middle- and lower- income countries*, World Bank Washington.
- SAVAGE *et al.*, 1998, *Guidance for landfilling waste in economically developing countries*, US EPA Washington.
- SCHEELHAASE, T. et BIDLINGMAIER, W., 1997, «Effects of mechanical-Biological pre-treatment on residual waste and landfilling», *Proceedings Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium*, Italie, 13-17 octobre 1997, p. 475-483.
- SENIOR 1995, *Microbiology of landfill sites*, CRC Press, Boca Raton, Florida.
- SICILIANO, P., 2002, *Sensors for environmental control: new developments*, World Scientific London.
- SPAQUE, S.A., 1999, *Procédure de sélection des sites proposés pour l'enfouissement technique des déchets ménagers et industriels*, Liège, Belgique.

- SOCREGE, LENCLUD, F. et FOHLEN, D., 1994, *Gestion des déchets solides municipaux à Ouagadougou et Bobo-Dioulasso. Recherche de sites de centres d'enfouissement technique pour les ordures ménagères. Projet pour l'amélioration des conditions de vie urbaine*, Étude n° 4431, Socrège and Horizons, éd., Le Pecq (France)/Ouagadougou (BF).
- STEYER, E., HILIGSMANN, S., RADU, J.P., CHARLIER, R., DESTAIN, J., DRION, R. et THONART, P., 1999, A biological pluridisciplinary model to predict municipal landfill life, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italie, p. 37-44.
- TCHOBANOGLIOUS, G., 1993, *Landfilling. Handbook of Solid Waste Management*, by Frank Kreith, McGraw-Hill, Inc. 1994, New York, 12.1-12.89.
- THONART, Ph., STEYER, E., DRION, R. et HILIGSMANN S., 1997, La gestion biologique d'une décharge, *Tribune de l'eau*, 50-51, n° 590/591, Cebedoc éditeur, Belgique, p. 3-12.
- UE. 1999, *Directive Européenne n°1999/31/CE du 26/04/1999 concernant la mise en décharge des déchets*.
- US EPA, 1995, *Composting: Yard and Municipal Solid Waste*, CRC Press, 141 p.
- YOUNG, C.P., BLACKMORE, K., BARTINGTON, J., et BLAKEY, N.C., 1999, Full-scale irrigation trails to enhance landfill gas yield and accelerate waste stabilisation, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste management and Landfill Symposium*, I:111-118.
- YUEN, S.T.S., STYLES, J.R., WANG, Q.J. et MCMAHON, T.A., 1999, Findings from a full-scale bioreactor landfill study in Australia, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste management and Landfill Symposium*, I:53-57.

Synthèse: les aspects socio-économiques de la gestion des déchets

L'évolution des politiques et des techniques mises en place pour la gestion des déchets n'est pas une cuisante réalité que dans les pays en développement. Dans de nombreux pays d'Europe, la collecte des déchets de porte à porte n'est généralisée, zones urbaines et rurales, que depuis les années 1970. À cette époque, l'issue ultime des déchets était la décharge sans plus. La promiscuité avec les zones habitées a conduit à l'exploitation d'autres technologies telles que l'incinération dont le coût n'a cessé d'augmenter, pour traiter les cendres et épurer davantage les fumées toxiques. De graves problèmes se sont aussi produits aux alentours des décharges (incendies, explosions, maladies cancéreuses, etc.) entraînant le développement d'une réelle technologie d'enfouissement des déchets. De nos jours, c'est le souci d'éviter les productions non maîtrisées de gaz à effet de serre et la volonté de valoriser davantage les déchets, et particulièrement la matière organique, qui guident les politiques. Les citoyens sont ainsi incités à réaliser un tri de leurs déchets afin de permettre une valorisation efficace et moins coûteuse des différentes fractions. Lorsque cela est possible, il leur sera également demandé de réaliser le compostage individuel.

Pour clôturer ce guide pratique sur la gestion des déchets ménagers et de leur enfouissement, nous faisons une synthèse des aspects développés dans les chapitres précédents en y adjoignant une information plus large sur les aspects socio-économiques liés à la gestion des déchets. Dans le premier chapitre, il sera question de présenter les bonnes pratiques conduisant à une collecte effective et efficace des déchets au sein des zones habitées. Dans le deuxième chapitre, nous aborderons les techniques envisageables pour la valorisation de la matière en explicitant les conditions d'application et les différents avantages et inconvénients. Finalement, de manière à conclure sur le sujet, le troisième chapitre concernera la gestion du déchet ultime et les conditions majeures de son enfouissement.

1. La collecte

Dans ce chapitre, nous nous intéresserons aux avantages et aux inconvénients des expériences et systèmes actuellement mis en œuvre dans les pays en développement afin de tenter d'apporter une solution à la gestion des déchets. Pour ce faire, nous nous appuyerons sur les nombreuses observations qui ont pu être réalisées dans le cadre de missions spécifiques dans de nombreux pays, tels que la Tunisie, Haïti, Cuba, le Burkina Faso, le Mali, la Guinée et le Sénégal. C'est dans ce cadre que le

CWBI a pu tisser des liens très étroits avec les acteurs locaux, tant politiques et administratifs que techniques.

Nous ne donnerons cependant pas de bons ou mauvais exemples, car un cas n'est pas l'autre et une situation ne peut être transposée en l'état dans un autre contexte. Nous nous limiterons donc à dégager une tendance générale vers laquelle les chances de réussite d'un projet de gestion des déchets sont les plus nombreuses. En effet, l'expérience acquise nous a permis d'identifier les principaux axes à organiser pour mettre en place un système de gestion des déchets efficace. Ces derniers peuvent être rassemblés en répondant aux questions suivantes : Qui organise ? Qui contrôle ? Qui collecte ? Qui gère ? Qui finance ?

Qui organise ?

La première question à laquelle il faut répondre est de définir le cadre dans lequel le système de gestion des déchets va être inscrit et qui en est responsable.

Étant donné la nature de l'activité, c'est le pouvoir politique qui doit définir ce cadre. En effet, la gestion des déchets étant par essence une opération contraignante, non productive et coûteuse, il n'existe pas d'intérêt naturel des entrepreneurs privés pour cette dernière. De même, si la population peut quelquefois montrer une certaine sensibilité sanitaire, son enthousiasme se dissipe très rapidement lorsque viennent les questions cruciales du financement, de la participation citoyenne et de la localisation des centres de dépôt des déchets.

Cette constatation faite, il reste à définir le niveau de pouvoir qui doit être impliqué dans la gestion des déchets. À ce sujet, il apparaît essentiel de disposer d'un cadre légal contraignant permettant d'imposer des prescriptions claires en matière de gestion des déchets. En ce sens, c'est le gouvernement national qui doit prendre cette responsabilité.

L'expérience du terrain nous a montré que, si de nombreux pays en développement ont entrepris des démarches dans ce sens, il peut arriver que le but final ne soit pas atteint après publication des lois. Ceci s'explique pour plusieurs raisons telles que le manque de financement et le contrôle des activités, qui seront détaillées ci-après. Cependant, une raison fondamentale de l'insuccès de certaines de ces législations environnementales est qu'elles sont à peu de chose près des transpositions intégrales de textes rédigés pour des pays industrialisés. Or, si s'inspirer de ces textes est certainement une démarche intéressante, il faut absolument les transposer en tenant compte de la situation locale afin d'éviter d'imposer des prescriptions impossibles à respecter.

Par exemple, il ne sert à rien d'imposer des normes de rejets atmosphériques selon des standards européens à des entreprises africaines ne disposant pas des technologies nécessaires pour arriver à ces standards. Cela ne veut pas dire que l'environnement africain a moins de valeur que l'europpéen, mais bien que les normes européennes actuelles sont le fruit de longues négociations et révisions progressives entre les pouvoirs politiques et les industriels, dont le thème récurrent est de dégager

des solutions techniquement réalisables sans hypothéquer la survie économique de l'entreprise.

Afin d'adapter au mieux les textes, il est essentiel que ce travail législatif implique de manière active l'ensemble des personnes concernées par la problématique. Ceci comprend les pouvoirs nationaux, les citoyens, les industriels, les services techniques et les pouvoirs locaux. Sans cette coordination, les risques sont importants de voir les législations pratiquement inapplicables. Il peut également être utile de faire appel à des experts internationaux, en gardant toutefois en vue que l'expérience du terrain est un bien irremplaçable et que l'implication des acteurs directs est une garantie de réussite très importante.

Une fois les lois promulguées, il faut pouvoir en garantir une large appropriation par tous. Dans ce sens, il peut être utile de mettre en place une administration nationale indépendante ayant pour mission de faire connaître les nouveaux règlements et servant d'organe de contrôle à la bonne application des textes.

Qui contrôle ?

Bien que la mise en place d'un cadre légal soit une condition nécessaire afin de maîtriser la gestion des déchets, il faut pouvoir en garantir l'application effective. Dans ce sens, il est nécessaire de disposer d'une administration indépendante, disposant de moyens financiers suffisants pour remplir ces missions.

La mission première de cette administration sera de faire respecter les textes. Elle devra donc disposer d'un pouvoir contraignant. Cette mission peut être remplie en collaboration avec d'autres services environnementaux tels que la gestion des eaux usées.

Pour établir les manquements éventuels, elle devra également être capable de disposer de moyens de contrôle fiables. Pour ce faire, la solution la plus simple et la moins coûteuse est de recourir à des laboratoires indépendants certifiés internationalement. Si toutefois une telle structure n'existait pas, il faudrait alors envisager de créer un laboratoire, mais cette option est techniquement compliquée et demande des ressources financières très importantes. En conséquence, si cette option s'avère indispensable, il faudra réfléchir à la mise en place d'un laboratoire national de contrôle, pouvant servir tant pour les déchets, que les eaux usées, le contrôle agro-alimentaire, etc. Pour ce faire, il faudra recourir à toute collaboration possible, notamment en s'appuyant sur le matériel et les compétences éventuellement disponibles dans des structures telles que les universités et les centres de recherche. De plus, il est plus que probable qu'un financement important soit demandé à des bailleurs internationaux; c'est pourquoi, ici aussi, une réflexion impliquant l'ensemble des acteurs du domaine doit être menée afin de monter un dossier de projet le plus cohérent possible. Enfin, il est préférable que ce laboratoire soit indépendant de la structure administrative de contrôle décrite ci-dessus, afin d'éviter des conflits d'intérêt et de rationaliser la gestion de telles structures.

Signalons enfin que pour garantir une mise en place optimale d'un plan de gestion des déchets, des opérations de sensibilisation et d'information devront être menées en parallèle avec la mise en place de ce plan. En effet, il est essentiel que les raisons de ces nouvelles contraintes soient bien comprises par ceux qui vont en subir les conséquences, afin que l'acceptation soit la plus grande possible. À ce sujet, l'expérience nous a appris que la coordination entre la mise en place des nouvelles dispositions et les opérations de sensibilisation doit être étudiée avec soin. En effet, faire des actions de sensibilisation sans mettre en place les systèmes et principes préconisés et sans fournir les moyens financiers qui vont avec engendrera un découragement rapide des personnes concernées. De même, mettre en place ces systèmes sans expliquer clairement et simplement le but de ces changements dans le quotidien des personnes concernées, va engendrer à tout le moins une méfiance naturelle, voir un refus qui peut être fatal aux projets menés. Ceci est d'autant plus vrai qu'une meilleure gestion des déchets engendre des contraintes beaucoup plus importantes que les effets bénéfiques visibles à court terme, entraînant une opposition naturelle au changement.

Qui collecte ?

La problématique de la collecte des déchets est très importante. En effet, elle nécessite des moyens lourds pour transférer ces derniers des points de collecte vers les centres de traitement. De plus, ces moyens (camions compacteurs, bennes, etc.) nécessitent des frais de fonctionnement journaliers importants (en termes de carburant), et demandent un entretien régulier afin de garantir la pérennité du matériel.

En outre, il est souvent impossible de faire circuler ces camions dans certains quartiers des villes en développement, étant donné l'absence de chemin carrossable et d'espace suffisant pour les manœuvres. En conséquence, il faut également mettre en place des systèmes de collecte des déchets plus légers, tels que les charrettes à traction animale, voire humaine.

Ces observations montrent la difficulté d'établir un plan de collecte efficace et durable. En effet, il faut pouvoir trouver le bon compromis entre des moyens légers et peu coûteux, mais ne permettant que le transport d'une faible quantité de déchets sur une courte distance, et des moyens lourds et coûteux permettant au contraire de transporter une grande quantité de déchets sur de très longues distances.

Au vu de ces considérations, nous pouvons conclure que les solutions doivent être proposées au cas par cas selon les configurations particulières des villes. Lorsque cela est possible, l'utilisation de bennes compacteuses pour la collecte au porte à porte devra être favorisée, car ce moyen permet de transporter une quantité importante de déchets, et ce, sur de longues distances. De plus, le compactage des déchets est certainement une opération importante dans le cadre d'un enfouissement futur. Lorsque l'utilisation de tels camions n'est pas possible, il faut alors mettre en place des systèmes de collecte des déchets utilisant des moyens plus légers. Une des solutions est d'utiliser des containers de petite taille disposés aux endroits accessibles par des camions compacteurs. Il revient alors aux habitants de transporter leurs

déchets dans ces derniers. Un autre choix peut être de créer des centres de transfert des déchets (des bennes de grand volume, voire des casiers en maçonnerie) qui seront alimentés soit par la population elle-même, soit par des réseaux de collectes locales par charrettes, cette dernière solution ayant l'avantage de créer de l'emploi en grand nombre. Ces centres intermédiaires seront ensuite régulièrement vidés par des moyens lourds. L'enlèvement n'étant pas journalier, certaines précautions doivent être prises afin de limiter la dispersion des très fortes odeurs de déchets frais et l'attrait des petits rongeurs, charognards et autres animaux vecteurs de maladies.

Notre expérience nous a montré que le critère de réussite le plus important dans la mise en place d'un système de collecte des déchets, quel qu'il soit, est d'assurer un service régulier et de qualité auprès de la population. En effet, cette dernière, du fait qu'elle doit participer financièrement aux activités (voir paragraphe ci-dessous) est en droit d'exiger que la collecte des déchets soit effectuée régulièrement, et si possible selon un planning défini à l'avance. Dans le cas contraire, les risques sont très grands de voir cette population refuser de participer au financement de l'activité, et donc d'hypothéquer le fonctionnement de cette dernière. De même, il est impératif de veiller à vider régulièrement les centres de transferts, faute de quoi le risque est grand de voir ces derniers se transformer en décharge sauvage, ce qui n'est absolument pas souhaitable.

Qui gère ?

La gestion des déchets est une problématique complexe et coûteuse. Elle nécessite une grande rigueur dans les méthodes utilisées afin de réduire au maximum les nuisances environnementales et humaines. Elle doit être mise en œuvre sans interruption faute de quoi sa survie en est menacée.

De nombreuses réflexions sont en cours afin de déterminer qui, du secteur public ou privé, est le plus à même de gérer les déchets. Encore une fois, il n'y a pas de réponse simple. Idéalement, le secteur privé doit gérer les activités, tandis que le secteur public contrôle ces dernières et les rétribue. Cependant, étant donné que la gestion des déchets nécessite des investissements importants notamment en termes de moyens de collecte et en termes de gestion des déchets ultimes tels qu'un centre d'enfouissement technique, il est plus que probable que les pays en développement fassent appel à des financements internationaux pour supporter ces charges. Comme le plus souvent ces financements sont obtenus sous garantie de l'État, voire sous couvert d'une dette publique, il est normal que ce dernier garde une place importante dans la gestion des déchets. Toutefois, l'expérience nous montre qu'en général, l'État n'est pas le plus approprié des gestionnaires d'activités courantes. En effet, les lourdeurs liées à sa structure administrative ainsi que sa hiérarchisation verticale font que sa réactivité face aux problèmes quotidiens est beaucoup trop faible pour garantir un service de qualité continue. En conséquence, il est vivement conseillé de s'associer avec une structure privée, dont l'activité principale doit être la gestion des déchets. Dès lors, il faut prendre toutes les précautions contractuelles voulues afin que ces structures privées remplissent leur rôle de manière

professionnelle et honnête, sous peine de contraintes financières et juridiques. Pour ce faire, un cautionnement ou une prise de participation (non majoritaire) aux investissements peut être demandé afin de garantir l'entretien du matériel mis à disposition et afin de permettre la gestion des nuisances en cas de défaillance de l'entrepreneur.

La gestion des déchets peut être confiée à plusieurs entrepreneurs différents, selon les activités menées (collecte, valorisation, enfouissement, etc.). Cependant, la multiplication des intervenants risque de provoquer une fuite de responsabilité en cas de défaillance d'un élément du processus, allant de la collecte auprès des ménages jusqu'à la gestion ultime des déchets. Or, si un de ces maillons vient à manquer, c'est l'ensemble de la chaîne qui est compromis.

Une autre solution possible est que l'entrepreneur principal puisse sous-traiter quelques activités. Un exemple concret est de confier la collecte des déchets dans les quartiers difficilement accessibles à des micro-entreprises tels que des Groupements d'Intérêt Économique ou GIE. Cette solution a l'avantage socio-économique de fournir de l'emploi aux populations concernées, et donc de renforcer l'impact des actions menées. Cependant, la nature et le volume de ces sous-traitances devront être définis clairement dans le contrat, et ne pourront en aucun cas concerner des domaines vitaux tels que le contrôle des pollutions.

Qui finance ?

La question du financement est d'une importance cruciale. En effet, l'ensemble des principes définis ci-avant ne pourra être appliqué sans un financement garanti tout au long de l'activité et considérant l'ensemble des étapes de la gestion des déchets, de la collecte au traitement du déchet ultime.

La gestion des déchets est une opération coûteuse. Prise dans sa globalité, il est faux de penser qu'elle peut être financée par une valorisation des résidus, tel qu'en fabriquant du compost et en récupérant de l'énergie. En effet, bien que ces revenus doivent être envisagés, leur mise en application est telle qu'à l'heure actuelle aucune garantie n'est fournie quant à leur rentabilité effective. Et s'il est vrai que des exemples existent dans des pays industrialisés, il faut savoir que ces activités y sont presque toujours subsidiées, et elles n'ont été mises en place qu'après avoir obtenu toutes les garanties possibles que les activités courantes pourraient se dérouler sans ces sources de financement. À titre d'exemple, en Europe, l'électricité produite à partir du biogaz recueilli dans des centres d'enfouissement technique n'est rentable pour l'exploitant du CET que parce que l'État subsidie à près de 100 % le kilowatt produit.

Trop souvent, les projets de gestion des déchets menés dans les pays en développement n'ont pu être menés à bien faute d'en garantir le financement durable. Nombre d'expériences mises en place dans le cadre de projets de coopération se sont arrêtées dès que le bailleur a décidé que le projet était à terme. De même et à notre connaissance, il n'existe aucune expérience de valorisation des déchets par compostage, recyclage ou autre qui ait permis de financer intégralement la gestion des déchets d'une ville. De telles unités peuvent être rentables, mais

uniquement si elles ne s'occupent que d'une partie de la fraction valorisable des déchets, laissant en l'état le reste. Cela est utile afin de réduire la quantité de déchets ultimes, mais il faudra toujours apporter un financement complémentaire pour gérer ces derniers.

La conséquence directe de ces considérations est que c'est le public qui va devoir supporter ces coûts. Cette démarche, bien que logique si l'on applique le principe du « pollueur-payeur » peut être difficile à faire passer au niveau de la population, surtout auprès des plus pauvres. C'est pourquoi des actions de sensibilisation doivent être menées afin d'expliquer simplement les avantages de la mise en place d'un système de gestion des déchets, notamment en termes de santé publique et de confort.

Le financement public peut être dégagé à deux niveaux principaux. Le premier est une contribution directe des ménages à la collecte des déchets. En pratique, la famille paye un abonnement à un GIE pour qu'il vienne collecter ses déchets selon un planning défini. Ce système est couramment utilisé dans de nombreux pays à revenus faibles, avec plus ou moins de réussite. Cependant, toutes les expériences montrent que si cette participation financière est adaptée en fonction du niveau de vie des populations concernées, et si le service fourni est de qualité et régulier, les gens sont facilement disposés à payer ce service. Ce type de financement sert essentiellement à couvrir une partie des frais de collecte des déchets dans les quartiers difficilement accessibles. Il s'agit en quelque sorte de mutualiser les frais.

Le reste des activités, à savoir le transport et le traitement des déchets, doit être financé de manière indirecte par la collecte d'une taxe ou d'un impôt. Étant donné que la part du secteur informel est encore très importante dans les pays en développement, le plus simple est de mettre en place un système de taxe d'habitation. En effet, de plus en plus l'urbanisation des villes en développement se fait de manière contrôlée par la création de lotissements, ce qui permet d'identifier clairement le propriétaire des parcelles et donc de réclamer les taxes nécessaires à la source. Le problème réside alors dans le fait que l'argent effectivement collecté arrive dans les bonnes caisses et serve exclusivement à la mise en place du système de gestion des déchets. En effet, ici aussi le risque est grand de voir une opposition ferme de la population si le service pour lequel elle contribue financièrement n'est pas assuré de manière régulière et correcte. Signalons enfin que d'autres sources de financement devront être trouvées si la charge du coût réel est trop importante pour les ménages. Il faudra donc puiser dans les caisses de l'État afin de compléter le financement.

En tout état de cause, l'échec de nombreux projets est dû à des conflits d'intérêt entre les différentes parties. Il est donc absolument nécessaire de mettre en place des mécanismes transparents et efficaces pour que les activités menées soient effectivement financées, notamment par l'argent récolté à cet effet. Si, dans une première phase, certains investissements peuvent être supportés par des financements internationaux ou une dette publique, il ne faudra pas oublier d'intégrer l'amortissement de ces derniers dans le calcul des coûts de gestion des déchets. En conséquence, il faudra effectivement provisionner l'argent nécessaire au

remplacement du matériel lourd et des installations, faute de quoi le système ira irrémédiablement à l'échec.

Conclusions

Afin de garantir un maximum de chances de réussite pour la mise en place pérenne d'un système de gestion des déchets, il faut que les conditions minimales suivantes soient rencontrées :

1. Volonté affirmée du Gouvernement et mise en place du cadre légal.
2. Concertation de l'ensemble des acteurs locaux afin de développer un projet adapté à la situation locale.
3. Mise à disposition par les institutions publiques des moyens humains, matériels et financiers, et ce, de manière durable.
4. Sensibiliser la population à la problématique et participation de cette dernière
5. Effectuer un contrôle rigoureux des actions menées.

La gestion des déchets est un domaine complexe qui nécessite une volonté ferme de l'ensemble des acteurs de la filière. Elle doit être réalisée dans un cadre strict et avec rigueur, faute de quoi son succès est compromis.

2. La valorisation de la matière

Le chapitre précédent l'a montré, qu'elle soit bien menée ou non, la gestion des déchets a un coût. Coût pour la collecte, coût pour le traitement, coût de gestion du déchet ultime lorsqu'une stratégie de gestion des déchets est bien conçue et mise en œuvre. Par contre, et on ne les considère pas toujours car on a des difficultés à les évaluer, les coûts liés à la santé publique ou à la restitution d'un environnement sain et propre sont également très importants lorsque les déchets ne font l'objet d'aucune gestion appropriée ou qu'elle est inadaptée. Pour permettre de réduire un tant soit peu l'ensemble de ces coûts, il est nécessaire d'exploiter au maximum, à la fois, les possibilités d'action du producteur de déchets lui-même et les processus appropriés de valorisation de la matière. La matière valorisable des déchets des ménages est le plastique, le papier, le carton, le bois, les métaux, le verre, les textiles, les gravats (cailloux, sables, etc. et déchets de céramique, terre cuite et matériaux inertes de construction) et la matière organique.

Un premier principe de la valorisation de la matière, qui malheureusement perd parfois momentanément de son sens dans les pays très industrialisés, est la valorisation à son plus haut degré de valeur ou complexité. Dans cette optique, on peut dresser une échelle de valeur de la matière (tableau 4.1) et des modes de valorisation préconisés. On l'oublie trop souvent, le premier échelon devrait être celui du déchet qui n'existe pas. En d'autres termes, avant de penser à la valorisation du déchet, si on pensait à ne pas produire de déchets, en tout cas à ne pas « surproduire » de déchets, en limitant notamment les excès d'emballages. Le passage d'un échelon à celui inférieur est significatif d'une perte de valeur économique associée à

Tableau 4.1

Échelle de valeur de la matière et modes de dévalorisation préconisés	
Valeur élevée de la matière	Exemples
1. Réparation et réemploi de la pièce	<i>Outil, appareil (électro-)ménagères, meubles, vêtements, jeux, tuyau, bassin, etc.</i>
2. Réaffectation de la pièce ou d'une partie de la pièce	<i>Emballage alimentaire utilisé à d'autres fins, utilisation d'une partie non abîmée d'un fruit pour l'alimentation humaine ou animale</i>
3. Réparation et/ou réemploi d'une partie de la pièce	<i>Moteur d'électroménager réutilisé, morceau intact d'un tuyau réutilisé</i>
4. Recyclage ou transformation de la matière pour une utilisation au même titre que la matière noble (rendement de conversion élevé, peu de pertes ou déchets)	<i>Verre, plastiques, métaux recyclés, compostage de la matière organique</i>
5. Recyclage ou transformation d'une partie de la matière pour une utilisation au même titre que la matière noble	<i>Métaux nobles des batteries recyclés, pyrolyse-gazéification de matières carbonées, biométhanisation de la matière organique, gravats utilisés pour les travaux de construction, solvants réincorporés dans les procédés de fabrication</i>
6. Valorisation énergétique de la matière	<i>Combustion contrôlée des matières carbonées avec récupération de chaleur sur les fumées</i>
7. Utilisation simple comme combustible alternatif	<i>Combustion contrôlée des matières carbonées</i>
8. Incinération en vue d'une réduction de volume	<i>Incinération des matières inflammables</i>
9. Enfouissement de la matière brute	<i>Mise en décharge non contrôlée</i>
Valeur faible de la matière	

une perte effective de la matière (non exploitée) ou à sa dévalorisation par mélange avec d'autres. Si le propriétaire de la matière, celui qui a créé le déchet, peut consentir à cette perte financière, l'État doit pour sa part, dans une perspective de développement à long terme, limiter voire éviter la perte de matière. Il est donc nécessaire de demander au producteur de déchets une contribution permettant de maintenir le déchet à sa valeur la plus élevée. Cette contribution peut se concrétiser de façon purement financière, mais peut être modulée en fonction du niveau d'implication directe du producteur dans les opérations de tri et traitement des matières.

Dans bien des cas, la contribution financière la plus facile à percevoir est la taxe lors de l'achat de la pièce à l'origine du déchet. Cela permet ainsi de responsabiliser autant l'industriel que le consommateur sur l'emploi des matières les plus économique-écologiques. Les deux qualificatifs sont importants pour garder à l'esprit

l'ensemble des facteurs qui entrent en ligne de compte et pas seulement ceux qui intéressent l'un ou l'autre des protagonistes. En effet, pour chacune des matières valorisables, différentes stratégies peuvent être élaborées en fonction de la faisabilité, de la complexité et des coûts de la filière intégrant le tri, la collecte et le traitement. Par exemple, dans le cas de la matière organique, l'incitation au tri et éventuellement la valorisation à domicile par compostage peuvent se montrer globalement plus intéressantes par rapport au tri et compostage industriels, à partir des déchets bruts, dont le procédé a souvent des difficultés pour garantir et vendre une bonne qualité de compost. Dans d'autre cas, pour autant qu'il faille aller jusque-là, le choix judicieux d'une stratégie par rapport à une autre doit être plus fin et basé sur une étude du cycle de vie de la matière (Life Cycle Assessment). Le cas des matières plastiques est, par exemple, très complexe si l'on intègre les coûts de transport (y compris son impact environnemental) rapportés à l'unité de poids ou le fait que certaines matières sont plus facilement valorisables que d'autres. Par conséquent, il en ressort un second principe pour la valorisation de la matière qui est de garder le plus longtemps la séparation des différentes matières pour un traitement efficace et au plus rentable. Ce principe est valable à tous les échelons de l'échelle de valeur, même aux plus bas si on prend conscience que le tri permet par exemple une activité biologique « saine » dans les CET où les contaminants tels que métaux lourds, sulfates et autres produits chimiques sont exempts.

Dans ce sens, les pays où la protection de l'environnement a acquis ses notes de notoriété ont vu se développer progressivement des centres de transfert pour déchets triés. Conçus pour des populations d'environ 15 000 habitants, ces centres sont équipés de conteneurs de plusieurs mètres cubes dans lesquels les citoyens eux-mêmes déposent les pièces réparables et les matières recyclables (plastiques séparés selon leur composition, cartons, métaux, bois, déchets verts, déchets de construction, verres selon la couleur, etc.). La bonne gestion de ce genre de centre nécessite la présence d'un à trois agents qui assurent le contrôle des dépôts (même si en général la bonne volonté des citoyens est de mise) et commandent le remplacement des conteneurs pleins. Lorsque la densité de population est importante et que les habitations ne permettent pas le stockage sur plusieurs semaines des différentes matières triées, la collecte en porte à porte devient nécessaire et plus « rentable » pour certaines matières. Citons notamment le cas de la matière organique, des papiers et cartons, des encombrants ou, parce que le tri mécanisé est relativement aisé, du mélange entre plastiques, cartons et métaux.

Certaines matières étant triées et relativement homogènes, il est possible de les recycler dans les procédés de fabrication des matières de base et d'autant plus facilement qu'ils sont associés à un traitement thermique. La plupart des polymères plastiques, le verre, les métaux, les papiers et cartons sont recyclables intégralement ou selon un certain pourcentage par rapport à la matière première classique. Pour ce faire, une concertation avec les industriels peut conduire à un taux de recyclage important et éventuellement à proposer des filières économiques (emballages, etc.) de matières plus facilement recyclables. D'autres voies sont également exploitables par exemple lorsque les transports vers des industries de fabrication sont peu

rentables. Il faut aussi le rappeler, des petites entreprises existent déjà (voir partie 1) dans différents pays qui recyclent certaines matières plastiques ou métalliques. Un soutien reconnaissant est nécessaire à ces initiatives génératrices d'emploi et importantes dans le cycle de vie des matières.

Pour certaines matières plus complexes mais relativement homogènes, un simple broyage peut ouvrir la porte à une multitude d'applications, telles que panneaux isolants ou vêtements à base de matières plastiques variées, textiles ou cellulosiques. Citons aussi l'utilisation de gravats concassés pour la construction, etc. Certaines pièces complexes en fin de vie, telles que des appareils ménagers, moteurs, etc. ont parfois intérêt à être démantelées en vue de séparer les éléments principaux selon les matières et ainsi permettre leur recyclage.

Par contre, comme on l'a mis en évidence dans le chapitre 5 de la partie 2, certains types de déchets complexes doivent être traités avec la plus grande prudence. C'est le cas notamment des batteries, piles, éléments électroniques, résidus inflammables, résidus de peintures, etc. dont le recyclage est envisageable mais généralement très complexe et peu rentable si ce n'est pour des quantités importantes (induisant des risques importants de stockage). Dans ce cas, des collectes et traitements spécifiques méritent d'être mis en œuvre. Le problème des piles par exemple, a suscité la création de collectes organisées dans plusieurs pays d'Europe où les particuliers vont déposer les piles usagées dans les grands magasins, chez les photographes, dans les écoles, etc. La collecte et le stockage s'organisent donc, tout en notant que les techniques de recyclage des piles sont encore coûteuses et en cours d'amélioration. D'autres risques existent également avec les matières contaminées par des germes pathogènes (vecteurs de maladies). Ces matières ne peuvent être considérées comme recyclables mais seulement incinérées de façon contrôlée.

Finalement, la matière organique, de nature complexe même si elle est dépourvue des autres fractions de déchets mentionnées ci-dessus, offre certaines possibilités de valorisation à un niveau de valeur plus ou moins élevé. Le tableau 4.2 reprend l'ensemble des paramètres importants qu'il faut considérer dans les choix technologiques des procédés d'élimination ou de recyclage de la matière organique : enfouissement (mise en décharge), compostage, biométhanisation, incinération ou épandage direct sur les champs de culture. Les paramètres principaux sont la disponibilité de l'eau et la qualité du tri préalable (élimination des sources principales de métaux lourds) qui ne sont pas toujours pris en considération notamment lorsque la plupart des initiatives préconisent de faire du compostage d'ordures ménagères. En effet, les expériences de compostage aérobie ou anaérobie (via une biométhanisation rapide des déchets) menées en Europe ont montré que l'utilisation des déchets ménagers est souvent limitée par la difficulté de trier les fragments de verre et de plastiques et par la présence de métaux lourds. Outre les piles, la présence de journaux ou de revues publicitaires imprimés en couleur apporte également une certaine proportion de métaux lourds. Cette contamination est affectée par le type de traitement utilisé, entre autres broyage et mélange. Le transfert des métaux lourds

Tableau 4.2

Comparaison des principales techniques de valorisation de la fraction organique des déchets ménagers

Avantages	Inconvénients
Compostage	
<ul style="list-style-type: none"> – simple – aérobique – peu coûteux, peu d'équipements – main-d'œuvre non spécialisée – amendement pour l'agriculture – restructurant des sols à long terme – intéressant pour les déchets solides à taux d'humidité de max. 50 % – réalisable à domicile 	<ul style="list-style-type: none"> – utiliser des déchets biodégradables – exige une certaine surface d'entreposage et de grandes quantités d'eau (non salines) – doit être protégé des intempéries – odeurs parfois désagréables – peut contenir des métaux lourds transférables aux plantes vivrières, d'où nécessité d'un triage ou une sélection des déchets biodégradables – une fermentation mal menée ne détruit pas certains organismes pathogènes
Épandage direct sur les champs	
<ul style="list-style-type: none"> – simple – peu coûteux, peu d'équipements – main-d'œuvre non spécialisée – amendement pour l'agriculture – restructurant des sols à long terme – intéressant pour les déchets solides ou liquides – ne nécessite pas d'apport spécifique en eau 	<ul style="list-style-type: none"> – utiliser des déchets biodégradables – odeurs parfois désagréables – peut contenir des métaux lourds transférables aux plantes vivrières, d'où nécessité d'un triage ou une sélection des déchets biodégradables – la fermentation locale et lente ne détruit pas certains organismes pathogènes, il faut éviter la pâture pendant plusieurs semaines <p>Dans le cas de déchets solides :</p> <ul style="list-style-type: none"> – applicable uniquement aux champs de cultures annuelles, voire semestrielles avec un seul épandage annuel – un retournement du sol est nécessaire après épandage – effet dépresseur sur les cultures (rendements plus faibles momentanément) – migration non contrôlée des éléments fertilisants
Méthanisation	
<ul style="list-style-type: none"> – production d'énergie (gaz récupérable) – minéralisation des matières organiques et utilisation des boues résiduelles dans l'agriculture – destruction des pathogènes – traitement de déchets plus humides, entre 55 et 75 % d'eau 	<ul style="list-style-type: none"> – anaérobique d'où un équipement plus coûteux – exige de grandes quantités d'eau (non salines) – odeurs désagréables en cas de mauvais confinement – pour éviter les métaux lourds et les sulfates, triage des déchets biodégradables – fermentation complexe demandant du personnel qualifié

Tableau 4.2 (suite)

Avantages	Inconvénients
Méthanisation (suite)	
	<ul style="list-style-type: none"> – procédé très sensible aux variations de composition du substrat, au pH (supérieur à 7,2), à la température (55 °C) – contrôle du stockage du gaz ou utilisation d'une torchère
Incinération	
<ul style="list-style-type: none"> – destruction des déchets solides de toute nature – sécurité d'élimination des déchets contaminants biologiques (hôpitaux, etc.) – utilisation des mâchefers en travaux publics après stabilisation 	<ul style="list-style-type: none"> – coûteux – personnel qualifié – traitement des fumées exigé avant rejet dans l'atmosphère – stabilisation des mâchefers avant enfouissement ou utilisation en travaux publics, car les métaux lourds peuvent être solubilisés
Enfouissement	
<ul style="list-style-type: none"> – simple et peu coûteux – pas de personnel qualifié – site réutilisable à certaines conditions après recouvrement – concerne les déchets solides 	<ul style="list-style-type: none"> – doit être contrôlée quant au type de déchets déposés (attention aux contaminants : sulfates, métaux lourds et toxiques pour la population et l'environnement) – son évolution (lente : 30-50 ans) doit être contrôlée comme un bioréacteur (présence de lixiviats, de gaz, etc.) – installation de torchère s'il y a du biogaz ou éventuellement valorisation énergétique – étanchéité de couverture et de fond pour limiter l'infiltration des eaux de surface vers les déchets et vers la nappe – à installer sur site approprié pour éviter une pollution du sol et des eaux

de la fraction non fermentescible vers la fraction organique s'effectue par contamination directe et par solubilisation (ou relarguage). Ces métaux lourds, contenus dans le compost final, seront transférés dans le sol et dans les plantes, d'où le danger de l'utilisation des composts non contrôlés en culture vivrière (Bauduin, 1986).

Certains facteurs influencent cependant le transfert vers les végétaux (Bauduin, 1986):

- *Le pH du sol*: les transferts sont plus importants en sols acides.
- *L'espèce végétale concernée*: les cultures maraîchères concentrent dans leurs tissus le zinc et le cadmium. Par contre, en grande culture, les dangers sont réduits.

- *L'élément métallique considéré*: le zinc et le cadmium sont mobiles et ont un comportement similaire. Ils sont rapidement assimilés et même « bioconcentrés » par les plantes maraîchères foliacées. Le cuivre est peu mobile et rarement assimilé. Le plomb, peu mobile, devient disponible grâce à la minéralisation du compost. Le nickel et le chrome présentent des risques réduits de contamination, même s'ils sont transférés par les plantes.
- *Teneur en matière organique du sol*: elle limite la disponibilité des éléments métalliques.
- *La concentration en élément*: ce sont surtout celles en zinc et cadmium qui déterminent la contamination des plantes par ces éléments.

La présence de métaux lourds dans le compost final peut être minimisée par l'introduction d'une collecte séparée : végétaux, fruits et déchets de jardin sont stockés et collectés séparément de la fraction non fermentescible. Dans certaines villes du Sud, les déchets urbains ne sont pas encore envahis d'emballages (verre, plastiques, etc.) ; ils contiennent donc une proportion plus importante de matière organique. *A priori*, ils se prêteraient donc mieux au compostage. Cependant, bien qu'aucune donnée statistique n'existe, ces déchets ménagers contiennent souvent des piles qui sont une source importante de métaux lourds.

Du fait de la dépendance des moyens en eau de ces procédés, une première approche (tableau 4.3) est de recommander ou non leur application en fonction des zones climatiques définies dans la première partie.

La seconde approche est socio-économique. La stratégie à élaborer entre élimination et/ou valorisation de la matière organique doit être faite en fonction de l'offre, du prix de revient et de la demande. Ainsi, globalement, au niveau collectif (installations industrielles) on ne pourra bien souvent pas dépasser trente pour cent de valorisation de la fraction organique des déchets sous forme de compost. C'est alors que, l'incitation au compostage à domicile prend tout son intérêt par rapport au coût élevé de la biométhanisation (en bioréacteur ou centre d'enfouissement technique), et ce, à condition de respecter l'équilibre local (au niveau de la parcelle) entre apports et besoins en fertilisants du sol. L'approche socio-économique est tout aussi importante que l'approche climatique à laquelle elle est par ailleurs souvent liée, avec un certain antagonisme. En effet, là où les bénéfices de la valorisation de la matière organique sont les plus pressants, là se pose fréquemment le problème de l'eau. Des voies originales sont donc à explorer localement pour faire face à ces confrontations de besoins. On peut citer, par exemple, l'opportunité de mettre en œuvre une biométhanisation ou, plus simplement un compostage, en le couplant à une épuration des eaux usées. C'est dans les zones sèches et intermédiaires que le traitement de la matière organique résiduelle serait indispensable à réaliser afin de ne pas dilapider ce que l'on pourrait appeler une ressource locale. La fabrication d'un compost à partir de la fraction organique de déchets tels que les ordures ménagères constituerait un potentiel de fertilisation à faible coût.

Il pourrait également être un moyen de lutte contre la désertification. D'un autre côté, les eaux de surface (besoin vital pour les populations) ne pouvant être

Tableau 4.3

Différentes technologies de valorisation de la matière organique des ordures ménagères, contraintes d'application et recommandations quant à l'applicabilité dans les zones climatiques principales

Technologies	Recommandations quant à l'applicabilité dans les zones		
	Zone sèche	Zone intermédiaire	Zone humide
A. Compostage			
Présence d'eau	oui – limité	oui	oui
Coût des infrastructures	par le manque		
En fonction de la demande de compost	d'eau		
Coût de revient du produit fini			
B. Biométhanisation			
Présence d'eau	oui – limité	oui	oui
Coût des infrastructures	par le manque		
En fonction de la qualité et de la demande du compost	d'eau		
Personnel qualifié			
C. Incinération			
Mise en place d'infrastructures coûteuses et spécialisées	oui – en technologie	oui	oui
Teneur en eau des déchets	d'appoint très		
Production de fumées néfastes pour les populations	sélective		
D. Enfouissement			
Étude pédo-géologique dans le choix du site	oui	oui –	non – sauf
Teneur en eau des déchets		mais	si contrôlé
Gestion efficace des CET		conditionnée	
Éviter le contact des déchets avec l'eau			
E. Épandage direct dans les champs			
Effet dépresseur sur les cultures	oui	oui – en fin	non
En fonction du type de culture		de période humide	

utilisées à cette fin, on peut concevoir de les utiliser lorsqu'elles sont devenues « eaux usées » (après utilisation dans les ménages, par exemple) alors qu'elles doivent être épurées afin d'éviter la contamination des réserves d'eaux (nappes aquifères, rivières, etc.). Certaines eaux usées agro-alimentaires pourraient également fournir une valeur ajoutée au compost telle qu'un apport en azote supplémentaire (notons l'exemple des eaux d'abattoirs, etc.). La microbiologie qui se développe dans le compost aura ainsi plusieurs fonctions : épurer les eaux et réaliser l'humification et la sanitation de la matière organique solide pour en faire un fertilisant de qualité.

Globalement, il est bien compréhensible que les précautions à prendre pour mettre en œuvre les techniques de traitement des déchets ménagers, y compris l'enfouissement, dans les pays à climat humide sont semblables aux précautions prévalant dans les pays fortement industrialisés, et généralement à climat tempéré. Il en va avant tout de la protection des eaux de surface et souterraines qui pourraient être contaminées par les molécules solubles issues des déchets. Par conséquent, dans l'état actuel des choses, en raison des coûts de mise en œuvre (plusieurs dizaines de millions d'euros), l'enfouissement est une technique qui n'est pas à conseiller pour le traitement, avec valorisation des gaz ou non, de la matière organique dans les pays humides à revenus faibles. D'autres techniques telles que la biométhanisation sont préférables à plusieurs égards. Par contre, dans les régions à climat aride (dont le bilan hydrique est déficitaire tout au long de l'année), l'enfouissement pourrait se réaliser à moindres frais en permettant la fossilisation rapide des déchets, par perte de l'eau constitutive, et en les isolant de toute source d'eau ultérieure.

Pour les régions intermédiaires, à climat sec mais dont le bilan hydrique n'est pas constamment déficitaire, une approche au cas par cas s'impose (méthodologie semblable à celle développée par le CWBI pour l'étude des décharges de Tunisie et Haïti; voir partie 2). La teneur en eau du massif de déchets étant un paramètre essentiel influençant l'activité biologique; les données, les modèles d'évolution et les technologies de mise en œuvre relatifs à la gestion des CET dans les pays du Nord ne pourront bien souvent pas être appliqués directement sous les climats secs. C'est pourquoi, il semble intéressant de rechercher, dans les CET de ces pays, des paramètres correcteurs (des modèles existants) et de nouveaux paramètres relatifs à l'activité biologique et à l'impact environnemental du massif de déchets. Ces paramètres doivent renseigner sur l'état physiologique du CET et des lois doivent permettre de décrire leur évolution en fonction du temps, c'est-à-dire de réaliser une modélisation. L'intérêt de cette modélisation réside principalement dans l'évaluation de la «durée de vie» du CET sur base d'un échantillonnage restreint. Une évaluation de ce temps de vie est indispensable:

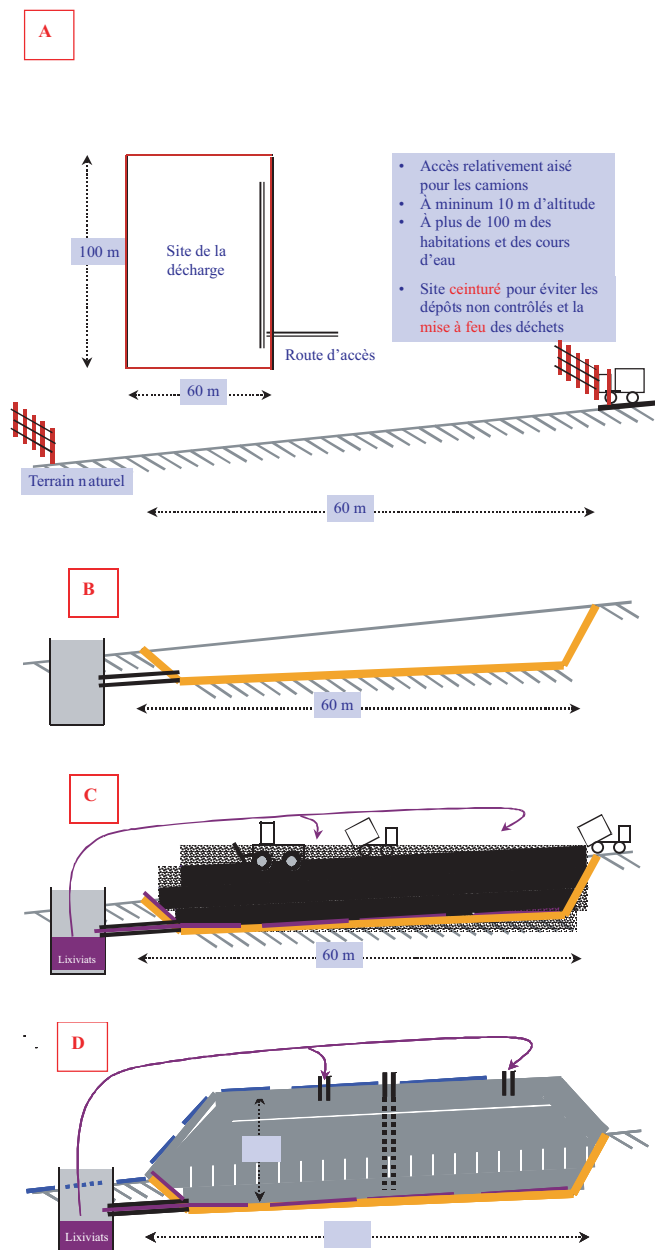
- au contrôle de la toxicité des effluents gazeux et liquides;
- à la mise en place des unités de traitement des lixiviats;
- aux projets de récupération et de valorisation du biogaz;
- à l'aménagement et à la réhabilitation du site.

Cependant, bien souvent les CET existants ne permettent pas de développer une modélisation fiable ou même de définir les tendances générales, tout simplement parce qu'ils n'ont pas été implantés ou gérés en respectant les critères décrits dans la partie 3. Dans ce cas, avant d'entreprendre des investissements considérables pour construire le CET définitif, il semble judicieux de réaliser des essais pilotes à une échelle compatible avec la transposition à grande échelle. Ces essais ont aussi un but de démonstration à l'attention des responsables en charge de la gestion des déchets ménagers et également dans le but de confirmer ou mieux comprendre le niveau d'activité biologique et l'impact environnemental des sites d'enfouissement

existants, contrôlés ou non. Lors de ces essais, il s'agit de réaliser à petite échelle un réel centre d'enfouissement technique (CET) avec ses spécificités liées au contexte socio-économique local mais surtout soumis à des critères de gestion durable de façon à réduire au maximum l'impact du site sur l'environnement et la santé publique. Par conséquent, le sous-sol et les réserves en eau sont protégés, la mise à feu n'est plus réalisée, etc.

La surface à considérer est d'environ 100 m sur 80 m (c'est-à-dire la surface d'un terrain de football). Le CET sera implanté sur un terrain de préférence argileux et avec une légère pente (inférieure à 8 % ; voir figure 4.1) de façon à faciliter la collecte des eaux de ruissellement et lixiviats éventuels et à faciliter le remplissage sans nécessité constante d'un engin de génie civil pour étendre les déchets. Après les études nécessaires de terrain sur l'adéquation avec l'implantation d'un CET (voir chapitre 1 de la partie 3), le terrain retenu pourra être aménagé pour accueillir le CET pilote. Le site sera d'emblée ceinturé de façon à éviter par la suite les dépôts sauvages, la mise à feu des déchets, la venue d'animaux domestiques, etc. Le terrain sera aménagé en retirant une couche superficielle d'environ 1,5 à 2 m de profondeur pour constituer une réserve de matériaux de couverture pour l'après-remplissage. Une couche d'argile d'un mètre d'épaisseur sera constituée sur la base et les flancs devant accueillir les déchets. Cette couche présentera une légère pente pour favoriser l'écoulement des lixiviats vers des drains au niveau bas chargés de recueillir les lixiviats éventuels pour les acheminer vers un puits étanche. L'argile sera couverte d'un film plastique imperméable (pas nécessairement une géomembrane très coûteuse) dans le but d'évaluer avec précision les débits de lixiviats éventuels à traiter. Soulignons que, lors de l'aménagement des sites futurs, ce film pourrait être omis, en fonction des résultats rapportés par le suivi du site pilote. Le coût de ce film est en effet généralement très élevé. Après aménagement du site, les déchets seront déversés en contrôlant les volumes entrants et la composition générale afin d'éviter l'apport de déchets industriels et hospitaliers. Les déchets seront épanchés, et par là même légèrement tassés, de temps à autre en fonction de la disponibilité d'un engin de génie civil. Des chemins d'accès aisés sur le massif de déchets seront également constitués lors de ces opportunités. Après constitution d'une couche de déchets de 7 à 10 m d'épaisseur, ceux-ci seront recouverts d'une couche de matériaux de couverture (auparavant excavés du terrain naturel) formant une pente douce pour l'écoulement des eaux de ruissellement qui ne doivent pas entrer en contact avec les déchets et les lixiviats. Deux puits de dégazage seront créés dans le massif de déchets et, si présence de lixiviats, une dizaine de puits traversant la couche de couverture pour le recyclage éventuel des lixiviats dans le CET afin de maintenir une humidité optimale. Le suivi du CET pilote passera par une étude des liquides et gaz prélevés régulièrement sur le site (une à deux fois par mois) selon les procédures bien établies telles que celles qui ont été développées par le CWBI. Lors de la réalisation des puits de dégazage, il sera tiré profit des déchets excavés par carottage non destructif pour analyses de la matière solide.

Figure 4.2



Modèle-type de CET à petite échelle permettant de réaliser des essais pilote en vue d'une modélisation de l'activité biologique et de l'impact environnemental de la gestion des déchets.

3. La gestion du déchet ultime

En descendant son échelle de valeur, le déchet arrive finalement au terme de sa «vie», le déchet ultime. C'est le déchet dont on ne sait que faire parce qu'il n'est plus valorisable. Le déchet ultime sera nécessairement un déchet solide parce que liquide ou gazeux, il pourrait encore être incinéré, condensé, concentré ou rendu inerte dans une matrice solide. Plusieurs raisons font qu'un déchet n'est plus valorisable. Les plus évidentes sont l'absence de caractéristiques homogènes et intéressantes ou la contamination par des éléments gênants ou dangereux. Dans le cas par exemple des mâchefers, c'est-à-dire les cendres résiduelles au terme d'un procédé d'incinération, certains volumes pourront être valorisés en soubassement de routes notamment, et d'autres non en raison de teneurs élevées en métaux lourds. Il est important de souligner que l'on assimile souvent à des déchets ultimes, ceux dont les coûts de traitement ne sont pas économiquement rentables. Pour ceux-ci et les réels déchets ultimes dont la stabilité des dépôts n'est pas garantie (risques de solubilisation d'éléments dangereux, de réarrangement naturel du massif par tassement progressif, etc.), il est nécessaire de constituer des centres d'enfouissement aux caractéristiques de base comparables, voire plus contraignantes, à celles développées dans la partie 3. Les exigences et la complexité des aménagements seront cependant fonction de la présence ou non de substances dangereuses, de matière organique susceptible de se dégrader et des débits des gaz et des liquides à collecter en vue d'un traitement. Là encore, l'importance du tri des déchets à la base et lors de l'enfouissement permet d'envisager des zones aux aménagements différents et moins coûteux en fonction du type de déchets. La seule constante est peut-être la présence de la couverture étanche à installer lorsque la stabilité du dépôt est quasi atteinte. Le tableau 4.4 reprend de manière synthétique les étapes importantes de la mise en place et de la gestion d'un CET.

Enfin, dans une stratégie de développement durable, la gestion de tous les déchets actuels et à venir ne peut oublier les déchets du passé. Les déchets issus des activités socio-économiques et domestiques antérieures n'ont pas toujours fait l'objet d'une attention suffisante quant à leur impact sur l'environnement. S'ils n'étaient pas inertes à l'origine ou si leur dégradation est encore en vigueur, les gestionnaires de l'environnement en place se doivent de les considérer au même titre que des déchets actuels. Si, au risque de causer des bouleversements plus importants encore, la meilleure solution est de les laisser en place, on conçoit facilement la nécessité de les assimiler à des déchets ultimes. On parle alors de mesures de correction d'une décharge sauvage.

Malheureusement elles sont légions les décharges sauvages dans les pays en développement. Les impacts négatifs de ces dernières sur l'environnement sont parfois très graves. Il est donc important de réaménager ces sites pour corriger leurs effets négatifs sur l'environnement. En fonction des risques et nuisances connus et des premières évaluations du coût d'intervention, on approfondira plus ou moins les études préalables. Dans les cas les plus critiques, la première étape d'une démarche de correction d'une décharge sauvage est une étude relativement

Tableau 4.4

Étapes principales de la mise en place et la gestion d'un centre d'enfouissement technique

1. Décisions politiques et aspects socio-économiques

- Analyse de la situation et des besoins en matière d'enfouissement des déchets
- Définition des conditions d'enfouissement (législation, réglementation, contrôle, etc.)
- Décision de création d'un CET
- Recherche de l'exploitant chargé de l'aménagement (maître d'œuvre) et de la gestion du CET
- Recherche de sites potentiels
- Étude de base des sites potentiels (dressage des plans, étude d'impact selon les critères d'implantation des CET, consultation publique, etc.)
- Choix du site le plus approprié
- Élaboration du plan de gestion du CET et des rejets (y compris post-gestion)
- Autorisation d'aménagement et d'exploitation
- Acquisition du site

2. Conception du CET

- Conception du CET et de tous les périphériques (traitement des lixiviats, etc.)
- Aménagement du site (clôture, accès, drainage des eaux de surface, construction des bâtiments utilitaires, aménagement paysager, etc.)
- Aménagement du CET (drainage des eaux souterraines, pose des barrières d'étanchéité et systèmes de drainage des lixiviats, cellules spécifiques, etc.)
- Contrôle des aménagements
- Mise en place des équipements de pompage et de traitement des lixiviats et du biogaz

3. Exploitation du CET

- Planification des déversements et de l'exploitation de cellules spécifiques
- Déversements des déchets
- Gestion du massif de déchets (compactage, contrôle des tassements, couverture journalière, etc.)
- Gestion des lixiviats (pompage et traitement)
- Gestion du biogaz (aménagement des puits de dégazage, pompage et traitement-valorisation)
- Surveillance environnementale (eaux souterraines et de surface, infiltrations des gaz, diffusion des odeurs, contrôle des équipements de traitement des lixiviats et du biogaz, etc.) et intervention en cas de problème
- Communication avec les populations

4. Fermeture du CET

- Aménagement de la couverture (drainage des gaz, pose des barrières d'étanchéité, drainage des eaux de ruissellement, etc.)
- Aménagement définitif des têtes de puits de dégazage et du réseau de collecte du biogaz

- Aménagement paysager (ensemencement, plantations, etc.)
- Contrôle des aménagements

5. Post-gestion du CET

- Gestion des lixiviats et du biogaz
- Surveillance environnementale, y compris des tassements et de la couverture
- Communication avec les populations

6. Réhabilitation du site

- Lorsque l'activité biologique s'est éteinte et que l'impact environnemental des déchets est devenu marginal
 - Démantèlement des équipements périphériques
 - Aménagements complémentaires et affectation du site à des activités en accord avec son exploitation antérieure
-

approfondie de la situation. Elle devra mettre en évidence les caractéristiques géologiques et hydrogéologiques du site, la présence de nappes aquifères, la présence ou non d'un traitement de fond sous les dépôts, la position de la base du site par rapport à une éventuelle nappe phréatique, les conditions climatiques, etc. Cette étude permettra de dégager la meilleure solution. En général, dans une démarche de correction, une couverture est placée sur les déchets pour empêcher toute nouvelle infiltration d'eau. Quand les risques sont importants, cette couverture sera assez élaborée, elle pourra être plus simple si les risques sont moindres.

La collecte des gaz doit aussi être réalisée, s'il y a une production non négligeable. Mais la mise en place d'un tel système ne garantit pas une collecte de la totalité des gaz ; il faut cependant faire en sorte que les flux de fuite soient marginaux et que, là où ils subsistent, la dispersion des gaz y soit favorisée. En ce qui concerne la migration de lixiviats, la limitation de la contamination du sous-sol peut être réalisée au moyen de drains périphériques, voire dans les cas les plus sérieux, la réalisation de murs emboués isolant le sous-sol du site jusqu'à la couche imperméable la plus proche.

En conclusion, les risques pouvant être importants et les solutions parfois très onéreuses, il va de soi que la gestion des déchets ultimes et des dépôts du passé doit mobiliser autant d'attention que la gestion journalière des déchets bruts actuels.



L'Organisation internationale de la Francophonie

L'**Organisation internationale de la Francophonie (OIF)** est une institution fondée sur le partage d'une langue, le français, et de valeurs communes. Elle compte à ce jour cinquante-trois États et gouvernements membres et dix observateurs. Présente sur les cinq continents, elle représente plus du quart des États membres de l'Organisation des Nations unies.

L'OIF apporte à ses États membres un appui dans l'élaboration ou la consolidation de leurs politiques et mène des actions de coopération multilatérale, selon une programmation quadriennale conformément aux grandes missions tracées par le Sommet de la Francophonie: promouvoir la langue française et la diversité culturelle et linguistique; promouvoir la paix, la démocratie et les droits de l'Homme; appuyer l'éducation, la formation, l'enseignement supérieur et la recherche; développer la coopération au service du développement durable et de la solidarité.

53 États et gouvernements membres

Albanie • Principauté d'Andorre • Royaume de Belgique • Bénin • Bulgarie • Burkina Faso • Burundi • Cambodge • Cameroun • Canada • Canada-Nouveau-Brunswick • Canada-Québec • Cap-Vert • République centrafricaine • Communauté française de Belgique • Comores • Congo • R.D. Congo • Côte d'Ivoire • Djibouti • Dominique • Égypte • France • Gabon • Grèce • Guinée • Guinée-Bissau • Guinée équatoriale • Haïti • Laos • Liban • Luxembourg • Macédoine (ARY) • Madagascar • Mali • Maroc • Maurice • Mauritanie • Moldavie • Principauté de Monaco • Niger • Roumanie • Rwanda • Sainte-Lucie • Sao Tomé-et-Principe • Sénégal • Seychelles • Suisse • Tchad • Togo • Tunisie • Vanuatu • Vietnam.

10 Observateurs

Arménie • Autriche • Croatie • Géorgie • Hongrie • Lituanie • Pologne • République tchèque • Slovaquie • Slovénie.

Contacts

Secrétariat général

28, rue de Bourgogne
75007 Paris (France)
Téléphone: (33) 1 44 11 12 50
Télécopie: (33) 1 44 11 12 87
Courriel: oif@francophonie.org
www.francophonie.org

Administration et coopération

13, quai André-Citroën
75015 Paris (France)
Téléphone: (33) 1 44 37 33 00
Télécopie: (33) 1 45 79 14 98
Courriel: com@francophonie.org



La Francophonie au service du développement durable

L'Institut de l'énergie et de l'environnement de la Francophonie (IEPF), organe subsidiaire de l'Organisation internationale de la Francophonie, est né en 1988 de la volonté des chefs d'État et de gouvernement des pays francophones de conduire une action concertée visant le développement du secteur de l'énergie dans les pays membres. En 1996 cette action a été élargie à l'Environnement.

Basé à Québec, l'Institut a aujourd'hui pour mission de contribuer au renforcement des capacités nationales et au développement de partenariats dans les domaines de l'énergie et de l'environnement.

Meilleure gestion et utilisation des ressources énergétiques, intégration de l'environnement dans les politiques nationales dans une perspective durable et équitable, tels sont les buts des interventions spécifiques de l'IEPF – formation, information, actions de terrain et concertation – menées en synergie avec les autres programmes de l'Organisation internationale de la Francophonie et notamment ceux issus de la mission D du Cadre stratégique décennal de la Francophonie: «Développer la coopération au service du développement durable et de la solidarité».

La programmation mise en œuvre par l'équipe des collaborateurs de l'IEPF s'exprime dans 7 projets qui fondent ses activités.

- Programme «Améliorer les conditions d'élaboration et de mise en œuvre de stratégies nationales de développement durable»
 1. Accroître les capacités institutionnelles pour l'élaboration et la mise en œuvre des stratégies nationales de développement durable
 2. Améliorer l'information pour le développement durable
- Programme «Améliorer l'accès des pays francophones en développement aux financements pour le développement»
 3. Développer les capacités pour l'accès aux fonds et mécanismes dédiés à l'environnement mondial
- Programme «Développer les pratiques de gestion durable des ressources naturelles et de l'énergie»
 4. Accroître la maîtrise des outils de gestion de l'environnement pour le développement (MOGED)
 5. Accroître les capacités pour l'utilisation durable de l'énergie
 6. Développer les capacités pour l'élaboration et la mise en œuvre des politiques énergétiques
- Programme «Améliorer la participation des pays francophones en développement aux processus de régulation multilatérale»
 7. Accroître les capacités des pays francophones en développement à participer aux négociations internationales sur l'environnement et le développement durable



Le **Centre Wallon de Biologie Industrielle – CWBI** (Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux (FUSAGx) et Université de Liège (ULg)) étudie, développe et industrialise toutes les phases de production et d'utilisation des microorganismes, des cellules végétales et des fractions subcellulaires qui en dérivent: culture en fermenteur, purification, filtration, centrifugation, séchage, lyophilisation, analyse informatique de contrôle et régulation de procédé, conditionnement par atomisation ou encapsulation,...

Avec une équipe multidisciplinaire de 60 chercheurs et techniciens, le CWBI élabore et met en œuvre des programmes de recherche d'envergure européenne sur des sujets à caractère fondamental ou appliqué, tels que:

- l'étude et la sélection de souches (bactérie, levure ou moisissure), aux caractéristiques bien déterminées,
- l'étude de la physiologie microbienne,
- l'étude des métabolites produits par des microorganismes.

Il assure le développement de nouveaux procédés de haute technologie ainsi que l'optimisation de procédés traditionnels, par exemple:

- la mise au point de cultures particulières et de fermenteurs appropriés,
- l'étude des cinétiques de séchage de microorganismes et de métabolites,
- la purification de substances d'origine microbienne,
- l'étude du conditionnement de produits par atomisation et encapsulation.

Le CWBI propose ses services aux industriels des secteurs agro-alimentaire, pharmaceutique, chimique, énergétique et de l'environnement. Il assure:

- un service de conseil et d'expertise dans les domaines de la fermentation, de la production de métabolites ainsi que de la purification et du conditionnement de produits biologiques,
- la sous-traitance de productions pour des industriels soucieux de diversifier leurs activités ou pour des sociétés de distribution souhaitant élargir leur gamme commerciale,
- la formation du personnel désireux de s'initier ou de se perfectionner en microbiologie, en biochimie, en génie des procédés et en biologie industrielle,
- l'assistance à la conception et à la réalisation d'installations de fermentation de dimensions pilotes et industrielles.

Le CWBI est un pôle de transfert de technologie en microbiologie industrielle vers les pays en développement. C'est dans ce cadre qu'il intervient dans plusieurs de ces pays sur les questions d'environnement et notamment sur la problématique globale des déchets ménagers.

Centre Wallon de Biologie Industrielle

Université de Liège

Sart-Tilman, B 40

B-4000 Liège - Belgique

Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux

Passage des Déportés, 2

B-5030 Gembloux - Belgique

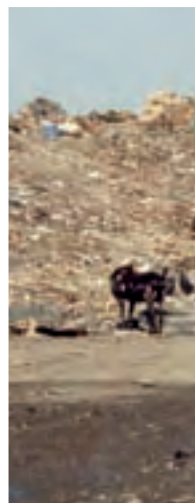
Contacts: P.Thonart@ulg.ac.be, bioindus@fsagx.ac.be

La gestion des déchets est un des domaines importants dans l'interaction entre activités humaines et environnement. Elle rassemble plusieurs disciplines (politique, économie, socio-culturel, technique) qui sont rarement réunies vers un même objectif, celui de la protection durable de l'environnement pour l'amélioration des conditions de vie des populations.

Dans les pays à revenus faibles, la méthode la plus usitée est la mise en décharge. Toutefois, si cette solution est la plus facile à mettre en oeuvre et la moins coûteuse, il n'en reste pas moins qu'elle doit, pour atteindre son but, respecter certaines règles, ce qui est très rarement le cas. Nous savons en effet que jeter ses ordures dans le premier terrain vague venu peut être extrêmement dommageable pour l'environnement et la population. Outre les nuisances évidentes telles que les odeurs, fumées, plastiques, etc., il en existe d'autres beaucoup plus pernicieuses mais dont nous ne voyons pas directement les effets. Citons en particulier la pollution de la nappe phréatique qui peut contaminer gravement les sources d'eau de consommation.

L'Institut de l'énergie et de l'environnement de la Francophonie (IEPF), avec l'appui financier de la Région Wallonne de Belgique et le partenariat technique du Centre Wallon de Biologie industrielle (CWBI), a réalisé une étude globale sur la gestion des déchets. Cette étude a permis d'élaborer un «Atlas des décharges», de faire ressortir les instruments de gestion des déchets et de réaliser une décharge contrôlée de type fossilisé à faible coût pour les zones à climat sec.

Le *Guide pratique sur la gestion des déchets ménagers et des sites d'enfouissement technique dans les pays du Sud* capitalise toutes les expériences acquises dans le cadre de cette étude, et ce, pendant huit années.



INSTITUT DE L'ÉNERGIE ET DE L'ENVIRONNEMENT DE LA FRANCOPHONIE (IEPF)
56, RUE SAINT-PIERRE, 3^e ÉTAGE, QUÉBEC (QUÉBEC) G1K 4A1 CANADA

L'IEPF est un organe subsidiaire de l'Organisation internationale de la Francophonie.

