

Les installations de stockage des déchets, le développement durable... et les géosynthétiques

Jean-Pierre Gourc

Le devenir de nos déchets est devenu un problème environnemental majeur. Leur stockage fait l'objet d'intenses réflexions et recherches au niveau mondial. Les géosynthétiques multifonctions sont à même de contribuer efficacement à l'évolution technique des installations de stockage. Mais pour être réactif, le monde du géosynthétique doit avoir une connaissance claire de la problématique « traitement des déchets » et, compte tenu de la multiplicité des réglementations ainsi que du foisonnement des réalisations et innovations, ceci est difficile. Il nous a donc paru utile de proposer un mémorandum relatif à la situation du traitement des déchets telle que nous la voyons, mémorandum non exhaustif et limité au problème du traitement des déchets ménagers solides et en mentionnant au passage (par le signe →) des pistes potentiellement fructueuses ou des défis nouveaux pour les géosynthétiques. Par contre, nous n'évoquerons pas ici les concepts de barrières de confinement, faisant appel entre autres à des géosynthétiques, mais largement exposés par ailleurs, en particulier pour la France dans les guides de l'Ademe (2001, 2005) ou du ministère de l'Écologie et du Développement durable (2002).

Si l'on écoute la *vox populi*, les « décharges » sont en voie d'extinction ; ce qui est une mauvaise interprétation de la loi du 13 juillet 1992, qui signait uniquement l'arrêt de mort pour 2002 (MEDD, 1997) des « décharges brutes », c'est-à-dire non contrôlées. Depuis, les décharges

« contrôlées » ont beaucoup évolué, leur dénomination passant de CET¹ à CSD² et très récemment ISD³, ce qui est plus qu'un signe (MEDD, 2006). Les évolutions de la réglementation européenne et des réglementations nationales des États membres de l'Union européenne se sont révélées un catalyseur très efficace pour le progrès technologique des ISD et l'amélioration de la sécurité des installations en termes d'impact environnemental. On se référera utilement au 1^{er} workshop international « *Hydro-Physico-Mechanics of Landfills* » (HPML, 2005), qui a réuni au Lirigm de l'université de Grenoble plus de 100 spécialistes de 13 pays en mars 2005.

La fin des décharges ?

La situation actuelle en France

En 1992, il y avait en France 1 200 sites en activité. Mais en 2003, il n'y en avait plus que 326 (à terme, environ deux sites par département), non pas que la quantité de déchets produite par habitant ni que celle stockée ait baissé, mais parce que l'on assiste à une concentration sur de grands centres traitant en moyenne 100 000 tonnes de déchets par an (90 % des 20 millions de tonnes annuels sont stockés dans ces centres traitant plus de 20 000 tonnes/an). Cette concentration est bénéfique en termes de contrôle et en termes de sophistication technique, car il est plus aisé d'engager des investissements lourds sur de tels centres. Les ISD sont maintenant des sites industriels gérés avec une grande rigueur tech-

1. Centre d'enfouissement technique.
2. Centre de stockage de déchets.
3. Installation de stockage de déchets.

Les contacts

Lirigm-LTHE, Université Joseph Fourier, BP 53, 38041 Grenoble Cedex

nique. N'oublions pas cependant qu'il existait encore en 2005 une « liste noire » de près de 700 « décharges brutes » recensées comme encore actives et qu'en 2002, 2 % des tonnages aboutissaient toujours dans des décharges brutes. D'autres, comme la décharge de la Crau près de Marseille, font encore tache dans le paysage : celle-ci est toujours en service après sa « mise en conformité » récente avec l'arrêté du 9 septembre 1997.

→ Beaucoup de ces points noirs ne disposent même pas d'une étanchéité passive de fond telle que spécifiée dans le guide du ministère de l'Écologie et du Développement durable (2002). Leur protection vis-à-vis des eaux météoritiques par l'installation d'une couverture mixte minérale-synthétique, afin de stopper ou ralentir la lixiviation des déchets susceptibles de polluer la nappe phréatique, représente pour l'avenir un marché important pour les géosynthétiques.

Une pénurie des capacités de stockage (parallèlement à une pénurie des incinérateurs) est inévitable à un horizon de 6 à 10 ans, en raison de la difficulté à trouver des vides de fouille disponibles et de l'opposition systématique des populations.

→ Ceci amène à une extension ou rehausse des sites existants. Ce dernier principe n'est pas sans poser des problèmes techniques, comme l'évacuation des biogaz de l'alvéole sous-jacente et la déformation de la barrière de fond de la rehausse due au tassement des anciens déchets : une solution sophistiquée de renforcement de la barrière de fond par géosynthétique pour résister spécifiquement aux tassements différentiels s'impose alors.

Pour l'histoire, on notera en France une tentative de stockage souterrain pour des déchets industriels spéciaux : l'expérience de « Stocamine » à Wittelsheim, à 600 m de profondeur, dans les anciennes mines de potasse d'Alsace, s'est révélée un fiasco après une activité entre 1999 et 2002, qui s'est achevée par l'incendie d'une galerie et... le questionnement sur l'avenir des 44 000 tonnes de déchets stockés : compte tenu du coût du déstockage par rapport au confinement définitif, la réversibilité chère à nos législateurs apparaît dans ce cas un vœu pieu.

L'incinération ou le stockage ?

Au niveau mondial, on estime à 500 millions de tonnes la quantité de déchets organiques stockés

chaque année. C'est par an plus de 0,4 tonne/habitant en France et 0,5 tonne/habitant en Allemagne, dont le tiers est recyclé. Actuellement, en France, la part du stockage de déchets ménagers est de 45 % pour 32 % à l'incinération, 11 % au compostage et 12 % au recyclage.

Les stratégies de management des déchets varient énormément suivant les pays. Prenons l'exemple du Japon. L'incinération y est utilisée depuis un siècle (Matsuto, 2005) – premier incinérateur à Kyoto en 1901 et en 1908, 79 % des déchets y étaient incinérés. De nos jours, l'incinération y occupe 77 %, associée à un tri des déchets. L'incinérateur a éveillé récemment en France des soupçons par rapport à ses rejets souvent plus toxiques que les déchets initiaux : dioxine facilement assimilable et accumulable par le corps humain et cancérigène, métaux lourds venant des papiers et plastiques facilement lixiviables (Bramryd et Binder, 2001). Les incinérateurs les plus actuels, munis des filtres *ad hoc*, présentent cependant un risque négligeable pour la santé, mais on peut leur reprocher de concentrer la pollution. Les émissions gazeuses sont concentrées au niveau de la cheminée alors qu'elles sont diffusées au travers de la barrière sommitale d'une ISD. Il ne faut pas oublier aussi qu'une tonne de déchets produit environ 300 kg de résidus appelés mâchefers (MIOM⁴), qui devront être enfouis en classe II s'ils ne sont pas recyclés (taux de recyclage évalué à 70 %) et 30 à 50 kg de REFIOM⁵ qui iront en classe I en raison de leur toxicité. De plus, le rendement énergétique d'un incinérateur est faible – bien qu'il soit *a priori* supérieur à celui d'une ISD, et le coût est supérieur à celui du stockage (en Allemagne 150 à 200 €/tonne pour l'incinération contre 50 à 160 €/tonne pour le stockage (Erol et Boeschen, 2003).

Les perspectives

Compte tenu des progrès techniques, il faut souvent chercher plus une raison sociale (le syndrome « NIMBY » : *not in my backyard*) qu'une raison environnementale dans le refus des installations de stockage de déchets (Wens, 2005), et encore moins une raison économique, puisque cette technique reste la moins coûteuse. Mais l'analyse comparative (non nihiliste) des filières de traitement de déchets doit se faire sereinement et en prenant en compte les résultats les plus récents de la recherche, très dynamique dans ce domaine. Les organisations non gouvernementales ont un rôle de médiation de plus en plus important dans

4. Mâchefer d'incinération des ordures ménagères.

5. Résidu d'épuration des fumées d'incinération des ordures ménagères.

ce contexte et on peut espérer que se poursuive la tendance à les voir adopter une attitude plus constructive et à montrer plus de réceptivité aux résultats scientifiques qu'aux émotions.

Le stockage continuera à cohabiter et/ou à se combiner avec l'incinération, mais il paraît incontournable. Pour le futur, une tendance sera à la diminution des matières organiques stockées, puisque c'est la fraction des déchets dont l'activité biologique est intense et dont les effluents à collecter sont les plus importants. C'est ce qui correspond à l'essor des méthodes de stabilisation avant stockage. C'est le *pré-traitement bio-mécanique*, dont l'Allemagne est le grand partisan. Une autre tendance consiste à considérer une installation de stockage comme une réserve temporaire de carbone dont on peut gérer au mieux la valorisation énergétique, avec collecte des biogaz et accélération de la biodégradation *in situ*. C'est le *bioréacteur*, qui se développe entre autres en France, aux États-Unis et au Royaume-Uni.

Le contexte réglementaire

Les ISD et le « développement durable »

Les ISD sont à replacer dans le contexte d'une application généralisée du principe de « développement durable ». Cette notion a été formalisée par Mme G. Bruntland en 1987 et popularisée par les grandes conférences internationales (Rio, 1992 ; Johannesburg, 2002) et les réunions sur des questions spécifiques (sur le climat à Tokyo, 1997...). Cette notion, appliquée au traitement-stockage des déchets, impose de réduire sinon d'éliminer l'impact environnemental des pratiques de gestion des déchets à l'échelle d'une génération (30 ans environ).

Pour les ISD, ceci soulève de nombreuses questions et se traduit par une évolution très active des technologies dans la période actuelle. Les géosynthétiques qui, dans le passé, ont montré leur capacité à révolutionner le concept de nombreux ouvrages de génie civil, et qui sont couramment utilisés dans les ISD depuis de nombreuses années, sont à même de participer à ce défi.

La réduction du stockage et la notion de « déchet ultime »

Dans le cadre de la gestion intégrée des déchets, le stockage est la phase terminale, mais des efforts croissants sont faits pour diminuer la partie qui ira en ISD. La directive de la Communauté

européenne 91/156/CEE (1999) hiérarchisait les objectifs en privilégiant la prévention, la réduction de la production de déchets, la valorisation en matière et énergie par rapport à l'élimination. Rappelons aussi que la directive européenne de 2002 interdit l'acceptation en stockage de déchets liquides (aucun colis contenant plus de 5 % en volume de liquide). La loi française du 13 juillet 1992, afin de limiter les flux de déchets en installation de stockage, définit la notion de « déchet ultime », seul théoriquement stockable à partir de 2002 : « tout déchet résultant ou non d'un traitement de déchet qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux ».

Plus récemment, la directive européenne 1999/31/EC fixait des objectifs de réduction progressive de la quantité de matière organique pouvant entrer en ISD : par rapport aux données relatives à la totalité des déchets municipaux biodégradables en 1995, elle impose une réduction de 25 % en 2006 et 65 % en 2016.

En Allemagne, cas extrême, une directive spécifique impose qu'à partir de juin 2005, seuls les déchets prétraités thermiquement (incinération) ou bio-mécaniquement pourront être stockés, avec des critères limitatifs portant sur la fraction biodégradable résiduelle, le potentiel gazeux... (Stegmann, 2005-b). L'objectif allemand est de stopper la filière « stockage » à partir de 2020.

Comme l'a rappelé l'Ademe (2006), la France respecte les seuils édictés dans la directive ci-dessus (*a priori* aisément jusqu'en 2013), compte tenu que les quotas sont établis au niveau national et que l'incinération absorbe une forte partie des déchets biodégradables à la différence de pays comme l'Italie, l'Espagne ou le Royaume-Uni. Il n'y a donc actuellement pas de limitation européenne pour le stockage des déchets ménagers en France, ce qui permet en particulier l'expérimentation du concept de bioréacteur.

La valorisation énergétique

Au niveau mondial, on évalue à 20 à 40 millions de tonnes de méthane par an l'émission due aux décharges, soit 1 % de l'effet de serre (le méthane est 20 fois plus réchauffant que le gaz carbonique). À titre de remarque, notons cependant que d'une part, ceci est dû à 80 % des sites de stockage qui ne sont que des décharges

non contrôlées sans collection des biogaz et que d'autre part, ce n'est pas anecdotique, le cheptel mondial de ruminants éructe 20 % des émissions de méthane.

→ Dans le futur, l'accent devrait être mis sur la réhabilitation de ces « points noirs », tâche titanesque, au moins en les couvrant et en collectant les biogaz. L'effort devrait entre autres porter sur la conception de réseaux de canalisations synthétiques flexibles, de systèmes de collection des eaux de ruissellement associés à des nappes géosynthétiques anti-érosion.

La gestion d'un ISD implique la maîtrise et le contrôle quantitatif et qualitatif des flux entrants (déchets, mais aussi eaux de pluie...) et des flux sortants (biogaz, lixiviat). Afin de réduire l'effet de serre, garantir la sécurité du site et accessoirement réduire les nuisances olfactives, les réglementations européenne (directive européenne 99/31/CE) et française (arrêté ministériel du 9 septembre 1997) imposent la collecte et le traitement du biogaz. Un an après leur remplissage, les casiers doivent être équipés d'un système de drainage et de collecte des biogaz. Les mêmes textes imposent la collecte et le traitement des lixiviats avant leur rejet dans le milieu naturel.

Chaque année, en France, à 28 millions de tonnes de déchets ménagers (450 kg/personne) s'ajoutent 94 millions de tonnes de déchets industriels banals assimilables aux ordures ménagères et 375 millions de tonnes de déchets agricoles. Un déchet ménager, c'est en moyenne 40 % d'emballage et 35 % de matière organique (fraction fermentescible), le reste étant plus ou moins inerte. Un stockage standard produira 60 à 100 m³ de méthane/tonne de déchet mélangé (soit 200 à 270 m³/tonne de déchet biodégradable). Au final, une tonne de déchet représente 180 kWh d'énergie. Avec la valorisation du biogaz, un ISD n'est plus une filière d'élimination mais une filière de valorisation énergétique du déchet : un ISD produit entre 100 et 400 m³ de biogaz/tonne de déchet ménager. Ainsi 75 % des déchets d'Ile-de-France alimentent 60 000 personnes en électricité (85 millions de kWh).

La réappropriation des ISD en fin de vie

Au terme des trente ans de surveillance, quel est le devenir d'un site supposé inerte ? À cette question, on pourrait répondre par deux autres questions : est-on sûr de la stabilité chimique de la masse de déchets et est-on à l'abri d'un relargage de contaminants en cas de déféctuosité

soudaine des barrières de confinement ? Dans un tel contexte, il nous semble fondamental de nous donner les moyens de répondre en sophistiquant le suivi à long terme de l'ISD et de pouvoir disposer d'un véritable « tableau de bord » des données vitales du site.

→ Les géosynthétiques « intelligents », c'est-à-dire avec métrologie embarquée, incluse dans leur trame (mesure de déformation, pression fluide, température, fibre optique...) ont déjà fait leurs preuves en génie civil. En plus de leur fonction propre, ils assurent une protection de l'instrumentation.

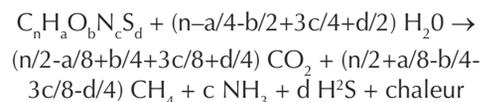
→ Les géosynthétiques pourront aider plus superficiellement à la stabilité de la carapace de l'ISD : les nappes « accroche-terre » commencent à être utilisées systématiquement pour les talus très pentus des ISD (Gourc, 2004), mais le contrôle de l'érosion et la végétalisation associée sont des problèmes complexes qui nécessitent encore des études.

Le bioréacteur

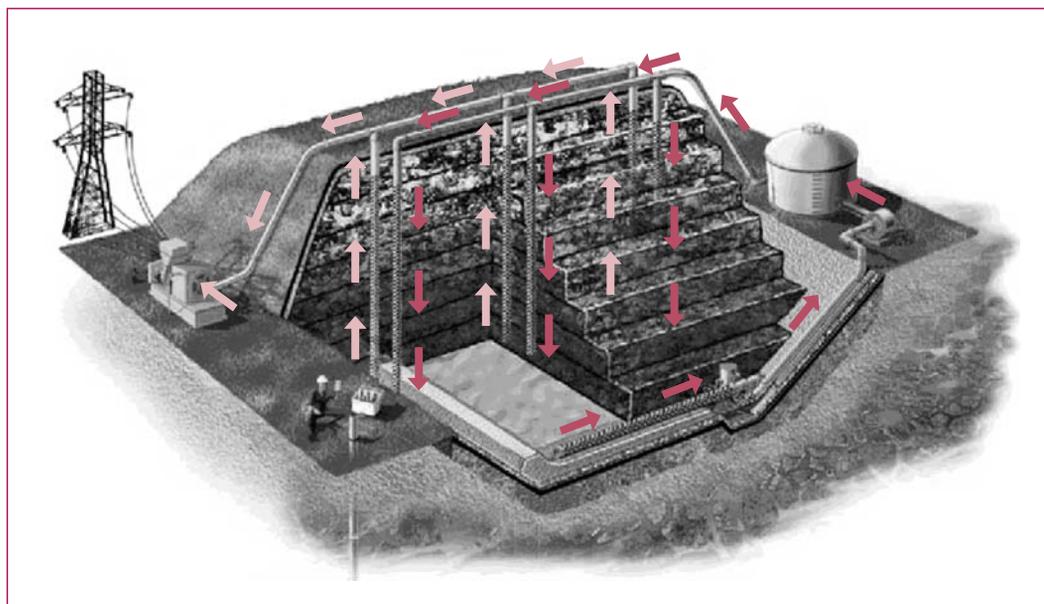
Le concept de bioréacteur anaérobie

Le principe du « tombeau sec » n'est pas recommandé, car il stoppe la biodégradation du déchet, celui-ci consommant très vite son humidité pour la biodégradation, différant la suite du processus dans le temps lorsque la couverture étanche aura éventuellement été endommagée. Le bioréacteur (figure 1) est une approche de la gestion des déchets qui vise à maîtriser les processus d'évolution microbiologique des déchets biodégradables, en vue de transformer et de stabiliser la fraction fermentescible dans un temps compatible avec la période de post-exploitation (moins de 30 ans).

Le processus biochimique comprend plusieurs étapes, mais la réaction globale peut être décrite comme ci-dessous (Wens et Verstraete, 2005) :



Avec Voudrias et Theodoseli (2002), on distinguera la partie rapidement dégradabile, C₄₀H₆₅O₂₇N et la partie lentement dégradabile C₂₀H₂₉O₈N, ce qui nécessite environ 0,3 litre d'eau/m³ de biogaz. On rajoutera éventuellement au titre de l'« irrigation » du déchet 150 litres/tonne de déchets. À noter cependant que le processus de biodégradation (méthanogénèse) peut être inhibé



◀ Figure 1 – Principe du bioréacteur anaérobie.

par un excès d'acides organiques, de sodium ou d'ammoniac.

Des pays comme les États-Unis (Reinhart et Townsend, 1997) et le Royaume-Uni se sont déjà engagés depuis presque 30 ans dans cette voie de la recirculation des lixiviats. Mais le concept de bioréacteur anaérobie avec tentative d'optimisation de l'accélération de la biodégradation est beaucoup plus récent : la France (figure 1) n'a commencé à titre expérimental à considérer ce procédé qu'à la fin des années 1990 : sites du Sydrom du Jura (Gachet, 2005) et de La Vergne (Grellier, 2005). Les études portent actuellement sur l'humidité optimale pour le processus de biodégradation (l'apport liquide comprend le lixiviat recirculé complété éventuellement par de l'eau ; Olivier et Gourc, 2006) et sur la technologie permettant de définir des systèmes d'injection des lixiviats assurant sa distribution homogène.

→ Plusieurs études (Fourie *et al.*, 2001) ont montré la difficulté d'irriguer le massif de déchets uniformément et des progrès pourraient être obtenus par une amélioration de l'homogénéité de la structure poreuse du déchet, mais aussi par des géosynthétiques améliorant l'injection du fluide et sa répartition au cœur du massif de déchets (nappes drainantes à plusieurs niveaux...).

Le « *flushing bioreactor* »

On distinguera le « *flushing bioreactor* », promu en particulier par le Royaume-Uni, qui propose

de rajouter au fluide nécessaire à la biodégradation locale, le fluide (en beaucoup plus grande quantité) chargé de lessiver le produit de la biodégradation. L'humidification minimale nécessaire correspondrait approximativement à la capacité au champ du déchet. La circulation (irrigation) du lixiviat pour transférer les polluants (métaux lourds, chlorures...) se ferait au travers de la porosité efficace du déchet, par convection (directement liée à la conductivité hydraulique). Cette irrigation permettrait aussi de diminuer l'effet inhibiteur éventuel acide.

D'après Hupe (2003), la quantité d'eau nécessaire à l'irrigation (« *flushing process* ») est 10 fois supérieure à la quantité nécessaire au processus biochimique (humidification) : 1,5 m³/tonne de déchet. Pour Beaven et Walker (1997), ce serait 7 m³ d'eau/tonne de déchet humide ; pour Straub *et al.* (2001), ce serait 7 fois le « *bed volume* » correspondant à l'humidité du déchet. Ceci représente, à l'échelle d'une ISD, des quantités de liquide en circulation très importantes et d'autant plus que ceci est fondé sur l'hypothèse d'une percolation homogène du fluide (Fourie *et al.*, 2001) alors qu'il existe des chemins préférentiels qui seront majoritairement empruntés quel que soit le débit d'injection. On perçoit l'intérêt, pour progresser, des recherches sur l'hydromécanique du déchet (évaluation de la porosité en place, de son évolution avec le tassement et la biodégradation, mesure *in situ* des conductivités à l'eau et au gaz...) et sur la corrélation humidité-biodégradation.

→ Un problème rencontré est celui du colmatage du drain de fond en gravier (incrustations liées en particulier aux fortes concentrations en acides organiques ; Stegmann, 2005-a). Des recherches sur un filtre géotextile adapté ainsi que sur un réseau synthétique de drainage « décolmable » par rétro-écoulement sont à encourager.

Le bioréacteur hybride aérobie-anaérobie

Pour raccourcir la phase d'acidogénèse et donc accélérer le passage à la phase de méthano-génèse, une sorte de prétraitement aérobie, éventuellement en place, peut être envisagé en permettant une dégradation aérobie sur 15 jours à 1 mois des composés organiques rapidement dégradables.

À noter qu'il existe aussi le concept de bioréacteur aérobie avec injection couplée d'air et de lixiviat. Ce procédé appliqué notamment au Japon, en Allemagne et en Hollande, se base sur la plus grande facilité de dégradation en conditions aérobies.

Au Japon (Matsuto, 2005), le premier centre semi-aérobie date de 1975 : l'aération se fait par les collecteurs de lixiviat, tandis que la couverture semi-perméable entretient l'humidité du déchet. Le stockage concerne essentiellement les déchets non combustibles et les mâchefers d'incinération. Depuis 1998, un nouveau concept de bioréacteur aérobie a vu le jour : le stockage en « système fermé » et 36 petites installations de ce type ont vu le jour, avec confinement des odeurs et apport d'humidité contrôlé.

En Allemagne (Heyer *et al.*, 2005) et en Italie (Cossu *et al.*, 2003), la stabilisation aérobie *in situ* est considérée comme une solution intéressante pour accélérer le processus de dégradation des anciennes décharges pour lesquelles l'incertitude vis-à-vis de l'étanchéité de fond ne permet pas l'injection de liquide. Elle consiste en une injection d'air à faible pression, le débit en oxygène atmosphérique pouvant être contrôlé (« aération active ») à l'aide de puits forés, d'autres puits collectant l'air faiblement contaminé. La part du carbone mobilisée sous forme de CO₂ s'en trouve nettement augmentée. Le rayon d'influence des puits pourrait atteindre jusqu'à 25 m. Pour des sites de faible épaisseur (moins de 10 m), une autre technique, la mise en dépression (« aération passive »), permet l'aérobisation par transfert au travers de la couverture semi-perméable.

→ On peut, dans le cas des bioréacteurs aérobies, imaginer d'utiliser des couvertures géosynthétiques imperméables à l'eau et perméables à l'air, de type « couvertures provisoires ». Il faudra cependant veiller à conserver l'humidité minimale du déchet.

En France, l'injection d'air n'est pas utilisée, à cause de la réticence vis-à-vis de la production de NO₂, gaz à effet de serre (300 fois plus nocif que le CH₄) et du risque de combustion. De plus, dans l'optique de la récupération énergétique sur de nouvelles alvéoles de déchets, cette technique est peu rentable car le volume d'air à pulser pour traiter 1 tonne de déchets est évalué à 6 000 m³.

Le prétraitement biomécanique

Le prétraitement biomécanique (MBP en anglais, *mechanical-biological treatment*) a pour objectif de diminuer sensiblement l'activité biologique du déchet avant stockage et de réduire au maximum la masse à enfouir (jusqu'à plus de 70 % pour des exemples en Allemagne). En termes d'impact environnemental, on n'oubliera pas que, parallèlement à la réduction de l'impact du stockage, un tri, un recyclage et un prétraitement préalables ont aussi un impact environnemental additionnel.

Le prétraitement, pratiquement systématique en Allemagne, s'est développé dans un contexte très différent du contexte français : en France, il n'existe pas de seuil d'admission de la matière organique en entrée d'ISD et aucun critère de bio-stabilité en entrée de stockage comme en Allemagne. De plus, en Allemagne, il y a obligation d'envoyer la fraction à haut PCI⁶ en incinérateur, d'où une réduction de 70 % des tonnages à enfouir.

La partie mécanique du prétraitement consiste à séparer les substances à haut pouvoir calorifique (RDF⁷, résidus dérivés du pétrole tels que plastiques, mais également papier, bois, métaux, sable), à broyer et à tamiser le matériau. Généralement, les déchets à haut pouvoir calorifique (30 à 50 % en masse) iront en incinérateur ou vers un recyclage industriel tandis que le restant à forte teneur organique sera traité bio-mécaniquement. On relève une grande diversité de procédés.

→ En ce qui concerne le prétraitement biologique, on trouve le procédé de méthanisation anaérobie, hors sol (BRS⁸), où la décomposition de la partie

6. Pouvoir calorifique inférieur.

7. En anglais, *refuse derived fuel*.

8. Bioréacteurs stabilisateurs.

fermentescible (après tri) a lieu dans de grands digesteurs avec récupération du biogaz.

Le prétraitement par digesteur peut être aussi aérobie (Mende) avec, dans ce cas, des effluents gazeux non collectés, peu de méthane (5 %), essentiellement du CO_2 , mais aussi de l'ammoniac (NH_3), des COV⁹. Une attention particulière doit être portée aux additions d'eau et d'air à fournir durant le process (Stegmann, 2005-b). Le problème des odeurs n'est pas négligeable. En Allemagne, le pré-traitement biologique aérobie se fait en local fermé avec traitement des gaz et ventilation forcée. Il peut durer plus de 15 semaines.

Le traitement anaérobie est considéré par certains comme moins coûteux, mais la chose n'est pas claire car, après un traitement anaérobie, il est nécessaire d'inclure une étape aérobie pour bio-stabiliser le produit. Les métaux lourds fixés sous forme de sulfures sont stables et ne se retrouvent pas dans les lixiviats (Bramryd et Binder, 2001) tant que l'on est en anaérobiose, à la différence du cas des mâchefers d'incinération, par exemple. Certaines substances organiques comme la lignine ne sont pas décomposées en anaérobiose (Bramryd et Binder, 2001 ; Stegmann, 2005-b), mais servent par contre à retenir l'humidité dans le déchet. Notons, cependant, qu'un éventuel déstockage risquerait de libérer ces métaux lourds par oxydation. En France, il existe à titre expérimental au moins deux sites, dont celui de Varenne-Jarci. Mais les expériences de digesteur anaérobie sur déchets résiduels ne peuvent actuellement être considérées comme très concluantes.

Ce n'est pas l'objectif du prétraitement de produire un « compost » utilisable en agriculture, car généralement le matériau est trop chargé en métaux lourds (Stegmann, 2005-b). Dans le cas limite, seul le déchet résiduel peu actif chimiquement et non valorisable se retrouve en ISD.

Selon les résultats issus de la littérature, les ISD stockant des déchets MBP ne nécessitent pas une extraction « active » des biogaz, puisque le potentiel gazeux est faible, 30 à 40 m³ de biogaz/tonne de matière sèche (Stegmann et Heyer, 2001). Cependant, l'expérience française de Mende est en contradiction avec cette affirmation. Il peut, d'après les expériences allemandes, être réduit jusqu'à 90 %. Une faible dégradation anaérobie avec production de méthane est probable, mais

ce méthane peut être oxydé biologiquement dans les zones drainantes aérobies.

Des interrogations ont vu le jour vis-à-vis des propriétés géotechniques de ce nouveau type de déchet, propriétés dont la connaissance est importante en termes de stabilité d'une part, mais aussi en termes de comportement hydrique.

La réduction significative du carbone rapidement dégradable, se rajoutant à l'effet granulométrique, induit des masses volumiques en place plus fortes (Hall *et al.*, 2005), avec un gain de place en stockage ; le compactage par compacteurs spécifiques à 95 % de l'optimum Proctor sera cependant conseillé. Un conditionnement en balles très denses ($\gamma = 12$ à 15 kN/m^3 ; Stegmann, 2005-a) peut aussi être utilisé avec drainage aérobie entre les bales.

La plus fine granulométrie, la plus grande homogénéité et le plus grand poids volumique humide ($\gamma = 10$ à 15 kN/m^3) par rapport à un déchet non prétraité vont induire des perméabilités plus faibles ($k = 10^{-8} \text{ m/s}$) (Stegmann et Heyer, 2001).

Les propriétés mécaniques seraient voisines de celles des déchets non prétraités ($\varphi = 27$ à 36 degrés et $c = 11$ à 62 kPa), mais la résistance en traction sera faible (pas d'éléments « structuraux », du fait de la séparation de la fraction riche en potentiel calorifique, en particulier résidus de nappes plastiques et papiers, et métaux propres à renforcer le matériau). Ceci peut entraîner une stabilité des talus plus faible à même pente que pour un déchet brut.

Ce phénomène de stabilité critique pourrait être accentué par l'existence de surpressions interstitielles des fluides (lixiviat, biogaz) en raison de la faible perméabilité du milieu.

→ Il s'agit là d'une opportunité pour utiliser la technique éprouvée du renforcement des talus par géosynthétiques : on constitue un composite alternant horizontalement les couches de déchets et les nappes de géosynthétiques, celles-ci ayant une deuxième fonction de drainage par transmissivité.

→ Pour éviter des accumulations d'eau mal circulée en raison de la faible perméabilité du déchet traité, la mise en place par temps sec est souhaitable et l'utilisation de couvertures synthétiques imperméables amovibles est intéressante pour empêcher l'humidification non contrôlée pour le stockage au repos.

9. Composés organiques volatils.

Conclusion

Les dernières années ont vu un grand développement des techniques de traitement-stockage des déchets biodégradables avec des procédés très divers suivant les pays. Les fortes tendances actuelles concernent d'une part, l'exigence accrue de valorisation des biogaz (qui implique en préalable une étanchéité de la barrière de couverture), et d'autre part, la recherche d'une

dégradation accélérée de la matière organique soit au préalable (prétraitement biomécanique et digesteur *ex situ*), soit sur le lieu de stockage (digesteur-méthaniseur *in situ*) avec nécessité d'humidification du déchet par un réseau d'irrigation approprié. Les géosynthétiques peuvent trouver là de nouveaux défis et contribuer à optimiser la structure des installations de stockage de déchets du XXI^e siècle. □

Résumé

La gestion intégrée des déchets conduit à considérer l'installation de stockage de déchets (ISD) non dangereux comme le dernier maillon du traitement. La sensibilité sociale croissante vis-à-vis des impacts environnementaux ainsi que l'évolution des réglementations nationales et européennes a entraîné une évolution importante du concept de stockage. Bioréacteur, méthaniseur, pré-traitement biomécanique sont des notions présentées ici, qu'il faut connaître si l'on veut que les géosynthétiques, dont le potentiel multifonction n'est plus à démontrer, accompagnent les récents développements dans le domaine du confinement.

Abstract

The integrated waste management brings to consider a sanitary landfill as the last link of the treatment process. The increasing social sensitivity to the environmental impacts as well as the change of the National and European regulations induces a significant alteration of the storage concept. The bioreactor, digester, bio-mechanical pre-treatment are concepts which are presented in this paper. Their knowledge is required to boost the application of geosynthetics in the field of waste disposal.

Bibliographie

- ADEME, 2001, *Guide pour le dimensionnement et la mise en œuvre des couvertures de sites de stockage de déchets ménagers et assimilés*, Ademe Éditions.
- ADEME, 2005, *Guide méthodologique pour le suivi des tassements des CSD de Classe II*, Ademe Éditions.
- ADEME, 2006, *Note de synthèse du programme de recherche des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés en bioréacteurs*, Ademe Éditions, à paraître.
- BEAVEN, R.-P., WALKER, A.-N., 1997, Evaluation of the total potential load of MSW, in *Proceedings Sardinia 1997, 6th International Waste management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy, vol. 1, p. 57-71.
- BRAMRYD, T., BINDER, M., 2001, Environmental and efficiency evaluation of different pre-stabilization techniques for solid wastes, in *Proceedings Sardinia 2001, 8th International Waste management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy, p. 231-238.
- COSSU, R., RAGA, R., ROSSETTI, D., 2003, Full scale application of in-situ aerobic stabilization of old landfills, in *Proceedings Sardinia 2003, 9th International Waste management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Directive Européenne n° 1999/31/CE, 1999, Mise en décharge des déchets, 26 avril 1999.
- EROL, P., BOESCHEN, U., 2003, Sustainable but low-cost emission prevention options in landfilling, in *Proceedings Sardinia 2003, 9th International Waste management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- FOURIE, A.-B., ROSQVIST, N.-H., ROHRS, L.-H., 2001, Potential impacts of preferential flowpaths on the operation of a flushing bioreactor, in *Proceedings Sardinia 2001, 8th International Waste management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy, p. 319-327.

- GACHET, C., 2005, *Évolution bio-physico-chimique des déchets enfouis au CSD du Sydom du Jura sous l'effet de la recirculation des lixiviats*, thèse doctorat, INSA.
- GOURC, J.-P., 2004, Geosynthetics in landfill applications. Keynote Lecture, in *3rd Asian Regional Conference on Geosynthetics - GeoAsia 2004*, Seoul, Korea.
- GRELLIER, S., 2005, *Suivi hydrologique des centres de stockage de déchets-Bioréacteurs par mesures géophysiques*, thèse doctorat, Université Paris VI.
- HALL, D.-H., GRONOW, J., SMITH, R., ROSEVEAR, A., 2005, Estimating the post-closure management time for landfills containing treated MSW residues, in *Proceedings Sardinia 2005, 10th International Waste management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- HEYER, K.-U., HUPE, K., KOOP, A., STEGMANN, R., 2005, Aerobic in situ stabilisation of landfills in the closure and aftercare period, in *Proceedings Sardinia 2005, 10th International Waste management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- HUPE, K., HEYER, K., STEGMANN, R., 2003, Water infiltration for enhanced in situ stabilisation, in *Proceedings Sardinia 2003, 9th International Waste management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Hydro-Physico-Mechanics of Landfills, 2005, *1st International Workshop HPML2005*, ISSMGE-IGS conference, Lirigm, Grenoble University, 43 papers.
- MATSUTO, T., 2005, Past and present waste management strategy in Japan, in *Proceedings Sardinia 2005, 10th International Waste management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Ministère de l'Écologie et du Développement durable, 1997, Arrêté relatif aux décharges existantes et nouvelles installations de stockage de déchets ménagers et assimilés, 9 septembre 1997.
- Ministère de l'Écologie et du Développement durable, 2002, *Guide de recommandations à l'usage des tiers-experts pour l'évaluation de l'« équivalence » en étanchéité passive de centre de stockage*.
- Ministère de l'Écologie et du Développement durable, 2006, Arrêté modifiant l'Arrêté du 9 septembre 1997 modifié relatif aux installations de stockage de déchets ménagers et assimilés, 19 janvier 2006.
- OLIVIER, F., GOURC, J.-P., 2006, Hydro-mechanics of MSW subject to leachate recirculation in a large scale compression reactor cell, *Waste Management*, Elsevier, vol. 27, n° 1, p.44-58.
- REINHART, D., TOWNSEND, T.-G., 1997, *Landfill bioreactor design and operation*, Lewis Publishers, New York.
- STEGMANN, R., 2005-a, Discussion of different landfill concepts from open dump to MBP landfill, in *Proceedings Sardinia 2005, 10th International Waste management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- STEGMANN, R., 2005-b, Mechanical biological pre-treatment of municipal solid waste, in *Proceedings Sardinia 2005, 10th International Waste management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- STEGMANN, R., HEYER, K.-U., 2001, Landfill concept for mechanical – biologically treated residual waste, in *Proceedings of Sardinia 2001, 8th International Waste management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy, p. 381-388.
- STRAUB, W.-M., BAIRD, J., MUIR, R., SMITH, R., 2001, Performance of field scale flushing bioreactor landfill test cells - six years on, in *Proceedings of Sardinia 2001, 8th International Waste management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy, p. 309-317.
- VOUDRIAS, E., THEODOSELI, M., 2002, An excel sheet for computing leachate production from municipal solid waste sanitary landfills, in *Proceedings ISWA conference 2002*, Istanbul, p. 875.
- WENS, P., 2005, Landfills and sustainable municipal solid waste management, in *Proceedings Sardinia 2005, 10th International Waste management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- WENS, P., VERSTRAETE, W., 2005, Monitoring of aerobic processes in the landfill body, in *Proceedings Sardinia 2005, 10th International Waste management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- WOELDERS, H., LUNING, L., VAN VELTHOVEN, F., HERMKES, H., OONK, H., 2005, Dutch sustainable landfill research program: four years experience with the bioreactor test cell Landgraaf, in *Proceedings Sardinia 2005, 10th International Waste management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.