
Intersan inc.

Projet d'agrandissement du lieu
d'enfouissement sanitaire de Sainte-Sophie

Rapport d'analyse

Janvier 2004

Technologie du bioréacteur

Analyse du document déposé par le FCQGED

Intersan inc.
Projet d'agrandissement du lieu
d'enfouissement sanitaire de Sainte-Sophie

Rapport d'analyse

**Technologie du bioréacteur
Analyse du document déposé par le FCQED**

Janvier 2004
03-1378-1

RÉDIGÉ PAR :


NATALIE GAGNÉ, ING., M.SC.

VÉRIFIÉ PAR :

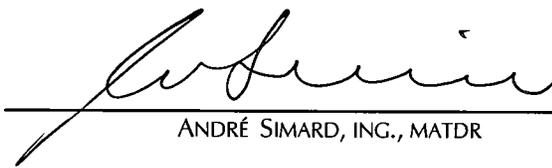

ANDRÉ SIMARD, ING., MATDR

TABLE DES MATIÈRES

1.0	INTRODUCTION.....	1
2.0	ANALYSE DU DOCUMENT	2
3.0	CONCLUSION	11
	BIBLIOGRAPHIE	12

ANNEXE A – Document « La bioréaction appliquée à la gestion des déchets au Québec : aspects techniques et environnementaux »

1.0 Introduction

Dans le cadre de la consultation publique portant sur le projet d'agrandissement du lieu d'enfouissement sanitaire de Sainte-Sophie, un document intitulé « La bioréaction appliquée à la gestion des déchets au Québec : aspects techniques et environnementaux » (décembre 2003), ci-après nommé le Document, a été déposé à la Commission par le *Front commun québécois pour une gestion écologique des déchets* (FCQGED).

Pour faire suite au dépôt de ce Document, Intersan inc. a mandaté la firme André Simard et associés ltée pour procéder à l'analyse de ce dernier et vérifier les faits ou observations énoncés touchant les aspects techniques du bioréacteur, plus précisément, tout ce qui a trait à la performance des systèmes de confinement et de gestion des eaux de lixiviation et du biogaz.

Le présent rapport fait ressortir les points saillants en reprenant textuellement certains énoncés du Document selon leur ordre d'apparition dans le texte et en les commentant.

PARTIE 2 – Analyse du document

2.0 Analyse du document

2.1 Généralités

Tel que mentionné dans l'introduction du Document, l'enfouissement est, en effet, le mode de gestion des matières résiduelles le plus répandu, tant au Canada qu'aux États-Unis. Les technologies relatives à l'enfouissement sont en constante évolution de façon à assurer une gestion optimale des déchets tout en préservant la qualité de l'environnement.

2.2 Page 7, section 1, paragraphe 2, ligne 11 :

Les liquides formés dans la masse de déchets, appelés lixiviats, se chargent aussi de nombreux polluants (...) qui peuvent se répandre dans les systèmes hydrauliques souterrains.

Les sites d'enfouissement traditionnels, auxquels le Document fait référence, sont plutôt des sites par atténuation naturelle, permettant une lente diffusion des eaux de lixiviation dans les sols, lesquels doivent posséder des caractéristiques hydrogéologiques spécifiques (RDS : article 29). Contrairement aux sites d'enfouissement traditionnels, les bioréacteurs sont des sites d'enfouissement hautement sécuritaires conçus selon les dernières exigences prévues au PRÉMR. Le concept des cellules d'enfouissement technique implique la mise en place de systèmes de confinement et de captage des eaux de lixiviation, de systèmes de traitement des eaux de lixiviation performants ainsi que de systèmes de récupération et de destruction et/ou valorisation des biogaz. Ainsi, le concept d'aménagement des bioréacteurs jumelé à un programme de suivi environnemental strict imposé par le MENV permettent de diminuer considérablement les risques de contamination des eaux souterraines.

2.3 Page 21, section 4.2.2

Des problèmes structuraux

La nature hétérogène de la masse de matières résiduelles peut effectivement entraîner des tassements inégaux et les ouvrages de collecte aménagés dans la masse de matières résiduelles peuvent potentiellement être affectés par ces tassements. Toutefois, des techniques ont été développées pour minimiser ces effets. Ainsi, l'aménagement progressif de tranchées horizontales disposées en quinconce à plusieurs niveaux dans les déchets favorise une répartition plus uniforme du lixiviat. La construction des tranchées en fonction du taux de remplissage des cellules permet d'amorcer la recirculation relativement tôt et de diminuer grandement les risques de tassements différentiels en favorisant une biodégradation plus uniforme de la matière organique. L'ajout subséquent

des couches de matières résiduelles sus-jacentes vient compacter les couches inférieures jusqu'à ce que le profil final soit atteint. De plus, il est à considérer que les conduites de distribution utilisées sont faites de polymère (PEHD) ayant des limites d'élasticité élevées permettant de tolérer des elongations et/ou déformations importantes. De fait, le PEHD est fréquemment utilisé lors de la conception de sites d'enfouissement compte tenu de ses caractéristiques physiques et de sa capacité à résister aux composés chimiques contenus dans le lixiviat. Les conduits de PEHD sont flexibles et transfèrent les charges subies au matériau qui les enrobe et ce, malgré la masse importante de matières résiduelles les recouvrant (Sharma et Lewis, 1994). De plus, il est à considérer que les conduites de distribution sont placées dans des tranchées de pierre nette de forte perméabilité pouvant suppléer au cas où celles-ci seraient affectées par le tassement différentiel.

Pour ce qui est du comportement des membranes géosynthétiques souvent utilisées comme matériaux de recouvrement final, Daniel R. Spikula (1997) rapporte que l'utilisation des membranes de PEHD comme matériaux de recouvrement imperméable final permet une adaptation adéquate aux déformations de la surface sans démontrer de signes de contraintes ou de ruptures.

En conclusion, les nouveaux concepts d'aménagement des cellules d'enfouissement technique, incluant la construction, la gestion lors de la mise en place ainsi que le séquençage journalier, jumelés à l'innovation continue dans le domaine des polymères permettent de réduire considérablement la problématique liée au tassement différentiel. Advenant une rupture dans les systèmes de gestion du biogaz ou du lixiviat à la suite d'un tassement non uniforme, la grande quantité de tranchées de recirculation et de captage de biogaz permet de palier à un bris. Par ailleurs, il est toujours possible d'intervenir en effectuant des puits verticaux permettant le captage des biogaz en situation d'urgence.

2.4 Page 22, section 4.3.1, ligne 10

La réglementation québécoise interdit d'enfouir des déchets liquides dans des sites d'enfouissement. Cette observation suggère que l'opération des bioréacteurs dans lesquels seraient ajoutés ses déchets liquides constituerait une infraction.

Jusqu'à ce que le PRÉMR soit adopté par l'Assemblée nationale, le RDS est actuellement en vigueur. Ce règlement n'interdit pas l'injection des lixiviats à l'intérieur de la masse de matières résiduelles. Qui plus est, lors de la demande de certificat d'autorisation, le MENV autorise la recirculation de lixiviats lorsque le promoteur démontre que la gestion des lixiviats est effectuée de façon sécuritaire.

Dans le cadre réglementaire actuel, tout nouveau site d'enfouissement ou projet d'agrandissement doit être réalisé conformément au PRÉMR et à ses plus récentes modifications. Il est à souligner que le PRÉMR permettra l'infiltration artificielle de lixiviats ou d'eaux dans les zones de dépôts de matières résiduelles. Ce procédé devra

faire l'objet d'une demande d'autorisation du MENV. De plus, il sera possible d'utiliser des liquides autres que le lixiviat et les boues conformes au PRÉMR (courriel : M. Claude Trudel, MENV, 2003). L'ajout de liquides autres que le lixiviat n'est donc pas interdit au Québec.

2.5 Page 24, section 4.3.4, ligne 5

Les réactions qui ont lieu entraînent l'accumulation d'ammoniacque, ce qui implique la nécessité de traiter les lixiviats avant de les mettre en recirculation.

Au cours de la décomposition, l'azote de la matière organique est libéré sous forme d'azote ammoniacal. La quantité d'azote ammoniacal libérée semble plus importante pour les sites où se pratique la recirculation du lixiviat, comparativement aux sites conventionnels en raison du taux de décomposition accru. L'azote ammoniacal (NH_3) peut être converti en nitrates (NO_3^-) par nitrification, puis en azote moléculaire (N_2) par dénitrification. Plusieurs études sont en cours à ce sujet. Il semblerait que des concentrations élevées d'azote ammoniacal pourraient avoir un effet inhibiteur sur la méthanogénèse, entraînant la diminution de la production de biogaz. (Barlaz et al., 2002). Des études technico-économiques pourraient confirmer ou infirmer la nécessité d'implanter un prétraitement visant à diminuer le taux d'azote ammoniacal. Toutefois, cela augmenterait l'efficacité du bioréacteur en n'enlevant rien à sa performance.

2.6 Page 24, section 4.3.4 paragraphe 1, ligne 17

Les systèmes de confinement actuels ne garantissant pas une imperméabilité à toute épreuve, une pénétration dans les réseaux hydrographiques souterrains de ces lixiviats serait envisageable et représenterait une catastrophe écologique.

Un lieu d'enfouissement sanitaire technique moderne comporte plusieurs composantes qui interagissent ensemble pour assurer une protection hautement sécuritaire. La première consiste en un réseau de collecte efficace assurant une évacuation rapide du lixiviat; dans le cas d'un bioréacteur, le recours à un matériau granulaire, telle la pierre nette, garantit que les liquides seront évacués encore plus rapidement réduisant au minimum la tête d'eau (ou pression) pouvant s'exercer sur le système d'imperméabilisation. Ainsi, dans le cas peu probable d'une déficience sur l'ensemble des couches d'imperméabilisation, les faibles pressions d'eau à l'intérieur du site assurent que les exfiltrations des liquides seraient minimales.

La deuxième composante est le système d'imperméabilisation comme tel. Il s'agit d'un système comportant un premier niveau de géomembranes en PEHD ayant une conductivité hydraulique de l'ordre de 2×10^{-13} cm/sec, soit un matériel 10 000 000 fois plus étanche que l'argile. Cette première membrane est posée au-dessus d'une couche drainante agissant comme système de détection de fuite, mais surtout de système d'évacuation efficace de tout liquide ayant pu traverser le premier niveau imperméable.

Cette couche drainante est tout aussi performante que celle posée au-dessus de la première couche imperméable, assurant ainsi que les pressions exercées sur la deuxième couche d'imperméabilisation soient, de loin, inférieures à celles du premier niveau.

Quant au deuxième niveau d'imperméabilisation, il comporte deux (2) couches, soit une première en PEHD (tout aussi étanche que celle du premier niveau) posée au-dessus d'une membrane bentonitique. Celle-ci a la propriété d'être 100 fois plus étanche que l'argile naturelle, mais surtout d'être autocolmatante en cas de bris (Koerner, 1999). Ainsi, tout liquide ayant traversé une imperfection dans la géomembrane inférieure sera intercepté par cette couche bentonitique, assurant un taux d'exfiltration potentiel très faible. Il est à noter que le RPEMR imposent une tête d'eau maximale de 300 mm au-dessus des membranes que le site soit exploité sous le principe du bioréacteur ou non. De ce fait, les avantages que procurent la recirculation n'augmentent pas les risques pour l'environnement par rapport à un autre site d'enfouissement techniques où il n'y a pas de recirculation.

Le troisième volet assurant une protection environnementale accrue consiste à appliquer un programme d'assurance qualité rigoureux à l'ensemble des composantes géosynthétiques. Ce programme comporte des essais assurant la conformité des propriétés des matériaux utilisés, de même que des essais destructifs et non-destructifs des matériaux lors de leur installation. Aussi, le programme d'assurance qualité garantit que le taux d'imperfection de ces systèmes sera très faible, permettant d'atteindre la protection recherchée. L'efficacité de tels programmes a été maintes fois démontrée dans diverses études (Bonaparte et al., 2002).

2.7 Page 25, section 4.4.1 paragraphe 1, ligne 7

Le lixiviat est un liquide agressif envers les constituants membranaires

Compte tenu des caractéristiques physico-chimiques supérieures du PEHD, ce matériau a été largement utilisé pour l'aménagement du système d'imperméabilisation des cellules d'enfouissement technique (Reddy et al, 1997). Plus spécifiquement, l'utilisation de membranes de PEHD est généralement préconisée dans les sites d'enfouissement technique, puisque ce matériau offre une résistance élevée aux divers composés agressifs contenus dans les lixiviats (Rowe, 2002).

Tel que rapporté par Rowe (2002), les différentes études portant sur le comportement des géosynthétiques en présence de lixiviat démontrent que les résultats des essais physiques, mécaniques et d'endurance n'indiquent pas de dégradation apparente des géomembranes. En outre, lorsqu'il y a modification des propriétés, les résultats des essais sont pour la plupart à l'intérieur des limites recommandées lors de la mise en place des géomembranes.

Des analyses effectuées principalement en laboratoire sur les géomembranes faites de PEHD ont démontré que l'exposition des géomembranes au lixiviat pouvait entraîner une

diminution de la teneur en composés antioxydants contenus à l'intérieur du polymère, ayant pour effet de fragiliser la géomembrane (Rowe, 2002). Toutefois, il est à considérer que les concentrations excessives, auxquelles les échantillons de géomembranes sont exposés lors des essais de laboratoire, ne reflètent pas les conditions réelles. À titre d'exemple, selon une étude rapportée par Rowe (2002), la présence de métaux, tels le cuivre (Cu), le fer (Fe) ou le manganèse (Mn) dans les lixiviats semblerait causer une oxydation accélérée du polymère et conséquemment fragiliser la géomembrane. Les analyses ont été effectuées à l'aide de solutions dont la concentration en métaux atteignaient jusqu'à 20 g/l (20 000 mg/l). Sachant que les concentrations moyennes de Cu, Fe et Mn contenues dans les lixiviats sont respectivement de l'ordre de 0 – 9,9 mg/l, 20 – 200 mg/l et 50 – 1 500 mg/l (Tchobanoglous, 1993), il est évident que les concentrations étudiées sont excessivement supérieures à celles obtenues sur le terrain. Donc, généralement les membranes faites de PEHD utilisées dans les bioréacteurs ne sont pas considérées sensibles aux lixiviats observés dans un lieu d'enfouissement sanitaire municipal.

Il est à considéré, de plus, que tel que mentionné à la section 4.3.2 du présent Document et tel que rapporté suite à diverses études, (Kilmer et Tustin, 1999; Reinhardt et Townsend, 1998) il est démontré que les charges en matières polluantes des lixiviats provenant de bioréacteurs tendent à être inférieures à celles des LET conventionnels et à diminuer dans le temps et ce, de façon rapide après la fermeture du site. Cette réduction de charges résulterait d'une plus grande transformation de la matière organique en biogaz, ainsi que d'une dégradation et d'une stabilisation plus rapides des matières résiduelles. En effet, le lixiviat recirculé est une source de liquide, d'éléments nutritifs et de matière organique, tous requis au processus de dégradation de la matière organique.

2.8 Page 25, section 4.4.1 paragraphe 1, ligne 7

La chaleur qui règne dans un bioréacteur (de 35° à 40° C) accentue les risques de perforation

Selon les données compilées par Intersan au LES de Sainte-Sophie durant la dernière année, la température moyenne enregistrée sur la membrane supérieure du bioréacteur est constante et de l'ordre de 13 °C. Il est vrai qu'à l'intérieur de la masse de matières résiduelles, la biodégradation de la matière organique engendre une libération d'énergie sous forme de chaleur. Cependant, au niveau des membranes, il s'avère que la température est tempérée par le sol sous-jacent.

2.9 Page 26, section 4.4.2, ligne 6

Réactivité des bentonites avec beaucoup de composés chimiques retrouvés dans les lixiviats

La membrane d'argile synthétique utilisée est principalement composée de bentonite (argile colloïdale du type montmorillonite, dont les particules constitutives sont suffisamment fines pour n'apparaître qu'au microscope électronique). Il est reconnu que la bentonite est sensible au dessèchement. Lors de sa mise en place, il importe de contrôler le taux d'humidité du géosynthétique, de manière à ce que les conditions d'installation soient optimales. Par contre, la natte bentonitique récupère toutes ses caractéristiques hydrauliques initiales lorsqu'elle est réhydratée, assurant ainsi le maintien de la protection recherchée.

L'article auquel l'auteur fait référence (Allen, 2001), mentionne que les membranes d'argile tendent à se dessécher vu les températures élevées générées par les sites d'enfouissement sanitaire. Selon les données compilées au LES de Sainte-Sophie durant la dernière année (Intersan, 2003), la température moyenne enregistrée sur la membrane supérieure du bioréacteur est de l'ordre de 13 °C. Il est vrai qu'à l'intérieur de la masse de matières résiduelles, la biodégradation de la matière organique engendre une libération d'énergie sous forme de chaleur. Cependant, au niveau des membranes, il s'avère que la température est tempérée par le sol sous-jacent.

Selon Allen (2001), auteur cité dans le Document, il semblerait que les composés chimiques contenus dans le lixiviat pourraient interagir avec les particules d'argile, conduisant à une augmentation de la perméabilité de cette dernière. Il est à considérer que les faibles concentrations en divers composés chimiques contenus dans les lixiviats ne produiraient qu'un léger impact sur les propriétés intrinsèques de la natte bentonitique, n'altérant pas le niveau de protection offert par cette couche. De plus, il a été démontré que pour le lixiviat provenant d'un lieu d'enfouissement normal, la membrane bentonitique conserve ses propriétés de faible perméabilité (Ruhl et Daniel, 1997).

2.10 Page 26, section 4.4.2, ligne 16

Les couches de bentonites sont sensibles à la chaleur et se dessèchent à des températures élevées

Tel que mentionné précédemment, les températures enregistrées au niveau des membranes géosynthétiques sont constantes et de l'ordre de 13 °C. De plus, le composé bentonitique utilisé dans le cas des bioréacteurs retrouve ses propriétés hydrauliques, même après dessèchement, de sorte que la variation de chaleur n'aura pas d'impact sur sa performance.

2.11 Page 29, section 4.5.2, paragraphe 4, ligne 7

Malgré la présence de systèmes de captage et de destruction des biogaz, environ 25 % des biogaz sont finalement émis à l'atmosphère au travers les imperfections des systèmes de captage ou de recouvrement

Selon l'Office of Air Quality de l'Agence de protection environnementale des États-Unis (EPA), les systèmes de captage de biogaz ont généralement une efficacité variant de 60 % à 85 %. Lorsqu'aucune information spécifique au site n'est disponible, une moyenne de 75 % est alors considéré. Toutefois, il est spécifié qu'une efficacité de captage supérieure peut être obtenue pour les sites conçus à cet effet soit, par exemple, en combinant l'usage d'un dispositif d'aspiration mécanique, l'utilisation d'un matériau de recouvrement final limitant les émissions et par un suivi rigoureux de l'opération du système.

Il est à considérer que le concept d'aménagement du bioréacteur proposé pour l'agrandissement du site de Sainte-Sophie prévoit déjà la mise en place de système de captage d'une efficacité supérieure incluant un dispositif d'aspiration mécanique conçu en fonction des besoins spécifiques de ce site. De plus, il est prévu d'utiliser un matériau de recouvrement intermédiaire peu perméable et d'un recouvrement final étanche. Dans ces conditions, le taux de récupération des biogaz anticipé est de l'ordre de 90%. Ces derniers seront alors valorisés ou détruits.

2.12 Page 30, section 4.5.2, paragraphe 5, ligne 6

D'après des études récentes, les sites d'enfouissement favorisant la production de méthane, par le biais des bactéries anaérobies, entraînent une production accrue des composés méthylés du mercure

Selon l'Office of Air Quality de l'EPA, la concentration de mercure total contenu dans le biogaz est de 2.92×10^{-4} ppmv⁻¹. Lorsque le biogaz se retrouve dans l'air ambiant, l'effet de dilution réduit considérablement cette concentration. Diverses études ont d'ailleurs conclu que les sites d'enfouissement sont de très faibles générateurs de mercure comparativement à d'autres activités humaines (Lindberg et Price, 1999).

2.13 Page 31, section 4.5.3, paragraphe 1, ligne 11

Globalement, à court terme, les bioréacteurs entraînent donc une aggravation des émissions de gaz à effet de serre par rapport aux sites traditionnels

Le bilan d'exploitation en mode bioréacteur d'enfouissement doit être analysé à long terme. La technologie du bioréacteur permettant d'accélérer la décomposition de la matière organique, la quantité totale de biogaz issu de cette décomposition sera la même que pour un site de dimensions et de contenu comparables, mais opéré en mode conventionnel. La différence réside dans la période de temps plus courte durant laquelle

le biogaz sera généré. Ainsi, pour une efficacité de captage donnée, dans un cas comme dans l'autre, les quantités totales captées et émises à l'atmosphère seront globalement les mêmes (Zay et al, 1998). Toutefois, pour un bioréacteur, le diamètre de la tuyauterie et la capacité des équipements de pompage et de destruction sont augmentés de manière à obtenir une efficacité de captage supérieure malgré les débits produits accrus. De plus, l'installation accélérée des tranchées horizontales permet un captage global plus hâtif et donc plus efficace que pour un site d'enfouissement traditionnel. Dû à ce phénomène, selon Sullivan et Stage (2000), un bioréacteur permettrait de capter 76 % de plus de méthane sur la durée de vie globale d'un site (incluant la période post-fermeture) relativement à un site conventionnel.

2.14 Page 31, section 4.5.3, paragraphe 2, ligne 7

Risque d'incendie lorsque des poches d'air sont créées

Typiquement, le méthane est présent dans le biogaz à des concentrations de 40 à 60 %. C'est un composé explosif uniquement lorsque sa concentration varie entre 5 et 15 % v/v. Ainsi, dès que le biogaz se retrouve hors de la masse de déchets, il est dilué dans l'air et passe rapidement sous la limite inférieure d'explosivité. Les risques liés à son explosivité se présentent plutôt pour les milieux confinés, où il peut migrer et s'accumuler. Selon le PRÉMR, les systèmes de captage des biogaz devront également être opérés de manière à ce que la concentration de méthane soit inférieure à 500 ppm, en volume, à la surface des zones de dépôt de matières résiduelles soumises à l'action de ce système et ce, tant pour les sections des zones de dépôt qui ont fait l'objet d'un recouvrement final que pour celles qui n'ont pas encore fait l'objet d'un tel recouvrement. Toujours selon le PRÉMR, « *dans tous les cas, les conditions d'opération des systèmes de captage des biogaz ne devront pas entraîner une augmentation de température susceptible de causer un incendie dans la zone de dépôt de matières résiduelles* » ce qui impliquera la mise en place d'un suivi serré des concentrations de méthane à la surface des zones de dépôts.

Lorsque les sites sont opérés en mode aérobie, les risques d'incendies internes sont une des principales préoccupation en raison de l'augmentation de la température qui peut être considérable (température idéale en condition aérobie variant entre 55 et 60° C : Reinhart, 1997) lorsqu'elle n'est pas adéquatement contrôlée. Ce mode d'exploitation exige alors un suivi d'opération serré et l'augmentation du taux d'humidification de la masse de déchets permet de contrer cette problématique.

Le projet d'agrandissement du LES de Sainte-Sophie prévoit l'exploitation du site en mode anaérobie. Dans un premier temps, il est à noter que les températures observées à l'intérieur de ces sites sont inférieures à 55° C. Deuxièmement, la recirculation de lixiviat permet d'assurer un taux d'humidification permettant de réduire considérablement les risques d'incendies. Les feux survenant à l'intérieur de la masse de déchets sont généralement causés suite à une mauvaise gestion des systèmes de captage.

2.15 Page 32, section 4.5.4, ligne 8

Certains scientifiques comparent les impacts d'un bioréacteur à celui d'un incinérateur.

L'étude de Westlake (1997) avait pour objectifs principaux d'évaluer et de comparer diverses technologies de disposition des matières résiduelles (incinération, bioréacteur) en termes de risques pour l'environnement et de développement durable.

L'auteur ne conclut pas que l'approche bioréacteur est comparable en terme de nuisances à l'incinération, mais relève plutôt les points suivants :

- Bien que des incertitudes demeurent, l'approche bioréacteur est prometteuse et mérite d'être étudiée davantage ;
- L'incinération, bien qu'elle représente le net avantage d'une diminution importante du volume, pose des problèmes quant à la disposition des cendres, notamment en raison du contenu en chlorures, sulfates et ions métalliques.

3.0 Conclusion

La gestion des matières résiduelles est une problématique actuelle et le restera pour des décennies. Les technologies relatives à l'enfouissement sont donc en constante évolution, de façon à assurer une gestion optimale des déchets tout en préservant la qualité de l'environnement.

De nombreuses études ont démontré que les sites opérant sous le concept du bioréacteur sont susceptibles d'apporter, en plus d'un avantage économique, plusieurs bénéfices environnementaux au cours de leur durée de vie. De manière plus spécifique, les principaux avantages environnementaux que procure cette technologie sont (Kilmer et Tustin, 1999, Reinhart et Townsend, 1998) :

- traitement du lixiviat par la recirculation ;
- augmentation de la durée de vie utile du site par le tassement accéléré ;
- production accélérée de biogaz et revalorisation ;
- diminution des risques environnementaux à long terme ;
- diminution des coûts de fermeture et post-fermeture.

Donc, le développement d'un site, sous le principe du bioréacteur, permettra de réduire le potentiel de contamination dans l'environnement à court et à long terme, c'est-à-dire, dans les décennies qui suivent la fermeture du site. Ainsi, le bioréacteur contribue à assurer un environnement propre et sécuritaire pour les générations futures et s'insère dans la politique gouvernementale de valorisation des matières résiduelles.

PARTIE 4 – Bibliographie

BIBLIOGRAPHIE

- Allen, A. (2001) Containment landfills : the myth of sustainability. *Engineering Geology*, 60 : 3-19.
- Anonyme (2002) Bilan 2000 de la gestion des matières résiduelles au Québec. Recyc-Québec (Ed), Gouvernement du Québec, QC 23 p. [URL : <http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/client/fr/industrie/bilan.asp> , d'où on peut ensuite accéder au document pdf]
- Anonyme, Emission Factor Documentation for AP-42 section 2.4. Municipal Solid Waste Landfills. Office of Air Quality Planning and Standards.
- Bonaparte, R., Daniel, D.E. et Koerner, R.M. (2002) Assessment and recommendations for improving the performance of waste containment systems. EPA Cooperative agreement number CR-821448-01-0. Volume 1, December.
- Bonaparte, R., Daniel, D.E. et Koerner, R.M. (2002) Assessment and recommendations for improving the performance of waste containment systems. EPA Cooperative agreement number CR-821448-01-0. Volume 2, December.
- Barlaz, M.A., Price, G.A. et Hater, G. (2002) Long-term nitrogen management in bioreactor landfills. *Waste Tech 2002*, Coral Springs, FL, Feb. 24-27.
- Hsuan, Y.G. et Koener, R.M. (1995) Long-term durability of HDPE geomembrane : Part I – depletion of antioxidant. *GRI Report 16*, 37 p.
- Kilmer, K.M. et Tustin, J.H. (1999) Rapid landfill stabilization and improvements in leachate quality by leachate recirculation. *Solid Waste Association of North America (SWANA) 4th annual landfill symposium proceedings*, held in Denver, CO. 407 p.
- Lay, J.-J., et al. Developments of Bacterial Populations and Methanogenic Activity in a Laboratory-scale Landfill Bioreactor. *Wat. Res.* Vol 32 no 12, p. 3673-3679, 1998.
- Lindberg, S.E. et Price, J.L. Airborne Emissions of Mercury from Municipal Landfill Operations : A Short-Term Measurement Study in Florida. *Air & Waste Management Association, Journal of the Air & Waste Management Association*, Volume 49, May 1999
- Mehta, R., Barlaz, M.A., Yazdani, R., Augenstein, D., Bryars, M., et Sinderson, L. (2002) Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation. *Journal of environmental engineering*,

- Reddy, D.V. et Sitomer, G.R. (1997) Life prediction of HDPE geomembranes in solid waste landfills. Rapport Annuel fait au Center for marine Structures and geotechnique, Department of Ocean Engineering, Florida Atlantic University. [URL : http://www.floridacenter.org/publications/reddy_97-2.pdf]
- Reinhart, D.R. et Townsend, T.G. (1998) Landfill bioreactor design and operation. Lewis Publishers, USA. 189 p.
- Ruhl, J.L. et Daniel, D.E. (1997) Geosynthetic clay liners permeated with chemical solutions and leachates. Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering, Vol. 123, No 4, April: 369-381.
- Rowe, R.K. et Sangam, H.P. (2002) Durability of HDPE geomembranes. Geotextiles and Geomembranes, 20 : 77-95.
- Sharma, H.D. et Lewis, S.P. (1994) Waste Containment systems, waste stabilization, and landfills ; design and evaluation. A Wiley Interscience Publication. USA 588 p.
- Spikula, D.R. (1997) Subsidence performance of landfills. Geotextiles and Geomembranes, 15 : 395-402.
- Sullivan, Pat et Stege, Alexandre G. (édition septembre/octobre 2002) An Evaluation of Air and Greenhouse Gas Emissions and Methane Recovery from Bioreactor Landfills. MSW Management.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H. et Vigil, S. (1993) Integrated solid waste management – Engineering principles and management issues. Clark et Morriss (Éds), McGraw Hill series in water resources and environmental engineering, McGraw Hill Inc., USA. 978 p. (+ XXI)
- Westlake, K. Sustainable Landfill – Possibility or pipe-dream?, Waste Management & Research, 15, p 453-461, 1997
- Yu, H.W., Samani, Z., Hanson, A. et Smith, G. (2002) Energy recovery from grass using two-phase anaerobic digestion. Waste Management, 22 : 1-5.

ANNEXE A – Document
«La bioréaction appliquée à la gestion des déchets au
Québec : aspects techniques et environnementaux»



Front commun québécois pour une gestion écologique des déchets

La bioréaction appliquée
à la gestion des déchets au Québec :
aspects techniques et environnementaux

Décembre 2003

FCQGED
4200, rue Adam, Montréal
(Québec) H1V 1S9
www.cam.org/~fcqged

tél.: (514) 396-2686
fax.: (514) 396-7883
fcqged@cam.org

Analyse et rédaction
Mathieu Markarian, M.Sc.

sous la direction de **Karel Ménard**

TABLE DES MATIERES

1 - INTRODUCTION	7
2 - DÉGRADATION NATURELLE DES MATIÈRES TROUVÉES DANS LES DÉCHETS	8
2.1 - LES MATIÈRES ORGANIQUES	8
2.1.1 - <i>Dégradation des matières putrescibles.....</i>	<i>8</i>
2.1.2 - <i>Un écosystème bactériologique.....</i>	<i>9</i>
2.2 - LES PLASTIQUES.....	10
2.3 - LES MÉTAUX.....	11
3-LES NOUVEAUX SITES D'ENFOUISSEMENT : LES « BIORÉACTEURS ».....	13
3.1 - LA BIORÉACTION : UN PROCÉDÉ INDUSTRIEL DÉJÀ UTILISÉ.....	13
3.2 - LES BIORÉACTEURS AÉROBES : GÉNÉRALITÉS	14
3.3 - LES BIORÉACTEURS ANAÉROBES : GÉNÉRALITÉS	15
3.4 - AVANTAGES ET INCONVÉNIENTS PRÉSUMÉS.....	16
3.4.1 - <i>Avantages.....</i>	<i>16</i>
3.4.2 - <i>Inconvénients.....</i>	<i>16</i>
4 - ETUDE TECHNIQUE DE LA BIORÉACTION.....	17
4.1 - LA DÉGRADATION DES DÉCHETS	17
4.1.1 - <i>La bioréaction appliquée à la gestion des déchets : une dégradation hétérogène.....</i>	<i>17</i>
4.1.2 - <i>Opposition entre acidogénèse et méthanogénèse.....</i>	<i>18</i>
4.1.3 - <i>Une stabilisation temporaire des métaux.....</i>	<i>19</i>
4.1.4 - <i>Un bioréacteur est un mauvais composteur.....</i>	<i>19</i>
4.2 - LE TASSEMENT	20
4.2.1 - <i>L'accélération de la dégradation des matières et le tassement des déchets.....</i>	<i>20</i>
4.2.2 - <i>Des problèmes structuraux.....</i>	<i>21</i>
4.3 - LES LIXIVIATS.....	22
4.3.1 - <i>Formation initiale des lixiviats.....</i>	<i>22</i>
4.3.2 - <i>Formation et composition des lixiviats.....</i>	<i>22</i>
4.3.3 - <i>Une accélération de la dégradation par la recirculation des lixiviats.....</i>	<i>24</i>
4.3.4 - <i>Des retombées environnementales discutables.....</i>	<i>24</i>
4.4 - LE CONFINEMENT.....	25
4.4.1 - <i>Les membranes polymériques.....</i>	<i>25</i>
4.4.2 - <i>Les barrières argileuses.....</i>	<i>26</i>
4.4.3 - <i>Les cendres d'incinération.....</i>	<i>26</i>
4.4.5 - <i>Pas de système de confinement fiable.....</i>	<i>27</i>
4.5 - LES ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES.....	28
4.5.1 - <i>Données actuelles.....</i>	<i>28</i>
4.5.2 - <i>Formation et composition des biogaz.....</i>	<i>29</i>
4.5.3 - <i>Les bioréacteurs.....</i>	<i>31</i>
4.5.4 - <i>Constat au niveau des émissions atmosphériques.....</i>	<i>32</i>
4.6 - LA RÉCUPÉRATION D'ÉNERGIE	33
4.6.1 - <i>Des rendements difficiles à évaluer.....</i>	<i>33</i>
4.6.2 - <i>La valeur énergétique des biogaz.....</i>	<i>34</i>
4.6.3 - <i>Une source énergétique peu intéressante et non environnementale.....</i>	<i>34</i>
4.7 - DES AVANTAGES ENVIRONNEMENTAUX ?.....	35
5 - CONCLUSIONS.....	36
5.1- <i>PEU D'ÉTUDES À GRANDE ÉCHELLE ET DES TESTS À OBSERVER ATTENTIVEMENT.....</i>	<i>36</i>
5.2 <i>LA BIORÉACTION : UNE TECHNOLOGIE RISQUÉE.....</i>	<i>36</i>
6 - BIBLIOGRAPHIE.....	37

INDEX DES ABREVIATIONS

- CH₄ : représentation chimique du méthane.
- CO₂ : représentation chimique du dioxyde de carbone.
- C.O.V. : Composés Organiques Volatils. Classe de constituants chimiques dont la plupart ont des effets néfastes sur la santé.
- D.B.O. : Demande Biologique en Oxygène. Test de dégradation biologique permettant d'évaluer la quantité de matières organiques dans un échantillon.
- D.C.O. : Demande Chimique en Oxygène. Test de dégradation chimique permettant d'évaluer la quantité de matières organiques dans un échantillon.
- éq. CO₂ : équivalents de CO₂. Unité de mesure utilisée pour évaluer l'impact d'une quantité d'un composé gazeux sur l'atmosphère en la ramenant à une quantité équivalente de dioxyde de carbone.
- L.E.S. : Lieu d'Enfouissement Sanitaire.
- Mt.éq.CO₂ : millions de tonnes d'équivalents de CO₂. (Voire éq.CO₂)
- N₂ : représentation chimique du diazote. Communément appelé azote atmosphérique.
- O₂ : représentation chimique du dioxygène. Communément appelé oxygène atmosphérique.
- S²⁻ : représentation chimique de l'ion sulfure. Il porte deux charges négatives et peut ainsi se lier à de nombreux ions métalliques.
- SO₄²⁻ : représentation chimique de l'ion sulfate. Il porte deux charges négatives et peut ainsi se lier à de nombreux ions métalliques.

LEXIQUE

aérobie :	qui implique la présence d'air et de l'oxygène qu'il contient.
anaérobie :	qui n'implique pas la présence de l'air et qui évite ainsi toutes les réactions existantes avec l'oxygène de l'air.
acétogénèse :	étape de production d'acide acétique par des bactéries, à partir de substrats variés.
acidogénèse :	étape de formation de composés acides par certaines bactéries à partir de différents substrats.
biogaz :	gaz produits par certaines bactéries lors de la dégradation des déchets.
carbonates (CO_3^{2-}) :	ces composés chimiques permettent, entre autres, de capter certains métaux dans les sols et de les précipiter sous des formes solides et insolubles.
cycle naturel du carbone :	le carbone, comme tous les composés présents sur terre, suit un cycle de transformations. Ainsi le CO_2 est capté par les végétaux et certaines bactéries. Les animaux trouvent le carbone dans les végétaux et le relarguent sous forme de CO_2 . Les corps qui se décomposent dans les sols remettent le carbone à disposition des végétaux et des bactéries.
dioxyde de carbone CO_2 :	gaz produit lors de la respiration des organismes vivants, par la combustion des énergies fossiles, et au cours de très nombreuses réactions chimiques et biologiques. Il est le principal responsable de l'effet de serre.
exothermique :	se dit d'une réaction chimique ou biologique qui dégage de la chaleur.
hydrolyse :	étape de formation de composés simples à partir de molécules complexes (polymères) par des bactéries ainsi que par réaction chimique.
matière organique :	matière biodégradable, matière putrescible. Dans les déchets, il s'agit des résidus alimentaires, des déchets végétaux, des papiers, des cartons et de certains textiles.
méthane :	gaz produit lors de la dégradation bactérienne de composés organiques. Il a un potentiel de réchauffement climatique 22 fois plus élevé que le dioxyde de carbone.
méthanogénèse :	étape de production de méthane par certaines bactéries à partir de plusieurs composés.
sulfates (SO_4^{2-}) :	constituants chimiques très présents dans les sites d'enfouissement et qui contribuent à de nombreuses réactions. Ils sont utiles à certaines souches bactériennes.

sulfures (S^{2-}) : composés produits par certaines bactéries à partir des ions sulfates, lors de la dégradation des matières organiques. Ces sulfures vont se fixer, en conditions anaérobies, à de nombreux ions métalliques et former des précipités solides et insolubles.

volatil : qui passe facilement à l'état de vapeur.

1 - INTRODUCTION

La gestion des déchets est un des principaux défis environnementaux de l'écologie moderne. En effet, la consommation et la surconsommation actuelles sont responsables, en partie, de l'accumulation gigantesque de matières résiduelles dans les sacs verts. Ainsi, entre 1998 et 2000, la quantité de déchets produits au Québec a augmenté de plus de 20%⁽¹⁾. Si des politiques de recyclage et de réutilisation existent dans la plupart des MRC, les résultats montrent des chiffres assez faibles pour l'instant (environ 35% des matières recyclables sont détournées de l'enfouissement)⁽¹⁾. Aussi, l'enfouissement est le principal « débouché » des matières résiduelles au Québec, comme presque partout dans le monde.

Les industriels de l'enfouissement doivent faire face à de nombreuses difficultés, dont beaucoup exaspèrent les riverains des sites. Des odeurs pestilentielles, un trafic incessant de camions remplis de déchets, des nuages d'oiseaux ou des populations grandissantes de vermines, représentent un échantillon du quotidien des citoyens résidants à proximité des sites d'enfouissement des déchets. De plus, des analyses techniques et sanitaires révèlent des problèmes bien plus préoccupants comme les dégagements de biogaz* (Cf lexique) dus aux dégradations fermentaires qui ont lieu dans les déchets. Ces gaz sont inflammables, explosifs, et causent des dégâts atmosphériques importants (effet de serre). Ils sont chargés en composés soufrés, à l'origine des odeurs nauséabondes, et contiennent également nombre de polluants organiques et inorganiques cancérigènes, toxiques ou mutagènes... En parallèle, les liquides formés dans la masse de déchets, appelés lixiviats, se chargent aussi de nombreux polluants qui peuvent se répandre dans les systèmes hydrauliques souterrains (nappes phréatiques, puits, cours d'eau...) ou rester dans les sols, créant une pollution « à retardement », en attendant que ces composés migrent lentement dans les eaux. Enfin, il faut rajouter que les matières dégradées deviennent, de fait, inutilisables dans ces sites, et constituent un gaspillage des ressources.

Pour tenter de rassurer le public, les promoteurs de sites (et de méga-sites) d'enfouissement des matières résiduelles proposent de recourir au principe de la bioréaction, déjà utilisé dans d'autres domaines industriels. Selon eux, les avantages de cette technologie seraient à la fois économiques et environnementaux. En fait, techniquement, un bioréacteur est un site d'enfouissement de déchet, à ceci près que les lixiviats formés sont mis en recirculation dans les déchets. Cela entraîne à la fois un traitement partiel des polluants qu'ils contiennent et une accélération de la dégradation des matières putrescibles contenues dans les déchets par les micro-organismes. En parallèle, les biogaz formés sont captés et peuvent être utilisés comme ressource énergétique.

Cette étude cherche à évaluer les impacts environnementaux avérées de tels sites de bioréaction, en relatant les différentes recherches scientifiques qui traitent de la bioréaction appliquée à la gestion des déchets ainsi que des multiples facteurs qui entrent en jeu dans les divers aspects de l'enfouissement des déchets. Il s'agit d'établir une vision claire de la gestion des déchets dans des cellules de bioréaction. Pour cela, il est important de comprendre les mécanismes de dégradation qui ont lieu dans les déchets, de décrire la technologie des bioréacteurs et d'analyser précisément ce que les chercheurs ont découvert dans leurs travaux d'investigation, à propos de l'application de la bioréaction à la gestion des matières résiduelles.

2 - DÉGRADATION NATURELLE DES MATIÈRES TROUVÉES DANS LES DÉCHETS

2.1 - Les matières organiques

Sur les centaines de millions de tonnes de déchets enfouis partout dans le monde chaque année, une partie importante est constituée de matières organiques* (Cf. lexique) facilement dégradées par les micro-organismes présents naturellement. Cette matière organique se retrouve dans des proportions majoritaires dans les sites d'enfouissement au Québec. Le reste des déchets se compose en grande partie des matières plastiques, des métaux ou de tout autre déchet pouvant intégrer un lieu d'enfouissement, et se dégrade très difficilement.

La décomposition des matières organiques par les bactéries anaérobies* (Cf. lexique) se déroule en quatre étapes fortement interdépendantes qui décrivent un cycle de fermentation : hydrolyse*, acidogénèse*, acétogénèse* et méthanogénèse* (Cf. lexique). Chaque étape implique l'activité de bactéries différentes, adaptées aux substrats disponibles, dans les conditions de développement des sites d'enfouissement.

2.1.1 - Dégradation des matières putrescibles

Tous les organismes vivants ont besoin de sources de carbones et d'accepteurs d'électrons pour se développer dans un milieu. Les sites d'enfouissement récupèrent une quantité conséquente de matières putrescibles, grâce aux résidus alimentaires et aux déchets végétaux, qui vont être digérées par de nombreuses bactéries. Ces dernières vont ainsi décomposer les glucides, lipides et protéines contenus dans ces déchets organiques pour en extraire, à travers divers cycles métaboliques des molécules indispensables à leur développement. Ces voies métaboliques, en plus du dioxyde de carbone* (Cf. lexique), ou CO₂, vont produire de nombreux composés terminaux qui vont intégrer d'autres cycles de dégradation, initiés par de nouvelles espèces bactériennes. Toutes les espèces impliquées forment un écosystème et chacune d'entre elles est indispensable au bon déroulement du processus complet de dégradation.

La cellulose, l'hémicellulose et la lignine sont les macromolécules majoritaires de nombreux végétaux et de produits qui en sont dérivés. Au cours des réactions d'hydrolyse, si l'hémicellulose et la cellulose sont facilement « cassées » par le milieu bactérien, la lignine (dite « plastique naturel ») est dégradée très lentement en conditions aérobies* (Cf. lexique) et demeure complètement inerte en anaérobie ⁽²⁾. Or les papiers issus de la fabrication mécanique de la pâte à papier sont riches en lignine. C'est pourquoi les sites d'enfouissement ne permettent qu'une légère dégradation de ces papiers. Les étapes d'acidogénèse et d'acétogénèse qui suivent voient certains micro-organismes présents utiliser les composés issus des réactions d'hydrolyse pour leur propre développement et rejeter des molécules organiques acides ainsi que de l'acide acétique. L'étape finale de méthanogénèse permet à d'autres bactéries de dégrader ces composés et de produire du méthane* (Cf. lexique), ou CH₄, ainsi que du dioxyde de carbone.

2.1.2 - Un écosystème bactériologique

Comme il a été dit précédemment, beaucoup de bactéries participent aux cycles de dégradation des matières organiques. La plupart des souches sont dans des groupes à cycles fermentaires : ce sont des souches de *Bacillus* et de *Clostridia*. Les premières utilisent surtout les glucoses présents dans les résidus alimentaires, les secondes dégradent préférentiellement la cellulose. Quel que soit le métabolisme utilisé, les bactéries sont toutes thermophiles et anaérobies, en raison des températures et de l'atmosphère dépourvue d'oxygène, rencontrés dans un site d'enfouissement ⁽³⁾. En effet l'activité biologique qui va exister dans ces sites va produire énormément de chaleur qui fera monter la température des déchets enfouis aux alentours de 35 à 40°C.

Il est ainsi possible de rencontrer de nombreuses espèces bactériennes dans un site d'enfouissement (et dans un bioréacteur) : des bactéries fermentaires hydrolytiques pouvant convertir les glucides en acides organiques, hydrogène et dioxyde de carbone ; des bactéries réductrices de protons pouvant transformer les acides organiques et l'éthanol en acétate, hydrogène et CO₂ ; des homoacétogènes qui produisent de l'acétate à partir d'hydrogène et de CO₂ ; des méthanogènes hydrogénotrophiques qui convertissent l'hydrogène et le CO₂ en méthane ; des méthanogènes acétoclastiques utilisant l'acétate pour produire du méthane et du CO₂ ⁽³⁾.

Les acides initialement présents sont surtout des acides acétiques mais les réactions d'hydrolyse et de fermentations forment de nouveaux acides à partir de différents substrats : acides propionique, butyrique, valérique et hexanoïque à partir des sucres, acide butyrique à partir des lipides et acides *iso*-butyrique et *iso*-valérique à partir des protéines ⁽⁴⁾. Tous ces composés accumulés augmentent l'acidité du milieu : c'est la phase acide de la dégradation des matières putrescibles. Ensuite, les méthanogènes agissent et convertissent la plupart de ces composés en CO₂ et en CH₄, c'est la phase de méthanogénèse. Entre ces deux principales étapes, les acétogènes ont pris place, produisant quantités d'acétates. Finalement, les quatre étapes sont bien définies : hydrolyse, acidogénèse, acétogénèse et méthanogénèse.

2.2 - Les plastiques

A côté des matières putrescibles, les plastiques, qui constituent une bonne partie des déchets enfouis au Québec, ne subissent qu'une infime dégradation dans les sites d'enfouissement et notamment dans les bioréacteurs. En effet, ces derniers utilisent les capacités naturelles de dégradation des micro-organismes pour décomposer et réduire les matières enfouies. Or, les bactéries n'ont pas de métabolisme intégrant les polymères de plastiques⁽⁵⁾. Ceux-ci ne subissent qu'une agression chimique ou physique, en raison des conditions qui règnent dans un L.E.S. Cependant, les plastiques sont conçus, justement, pour résister aux différentes réactions qui peuvent avoir lieu sur un contenant pendant sa durée de vie utile, et à fortiori, une fois enfouis. Leur origine géologique, via le pétrole, et leur transformation dans des raffineries, leur confère une résistance importante à toutes les voies chimiques existant naturellement. Les pressions et variations de températures peuvent seulement les casser ou les fissurer, mais leur dégradation complète est impossible. Ainsi, les bioréacteurs montrent ici leurs limites et trahissent bien le fait qu'ils ne sont que des sites d'enfouissement. La bioréaction ne permet d'accélérer que la dégradation des matières organiques ; elle n'agit aucunement sur les plastiques. Ainsi, 10, 20 ou 50 ans après que les promoteurs utilisent la bioréaction pour enfouir un maximum de déchets, les plastiques intégrés initialement demeurent tels quels et sont, au mieux, compactés.

Les recherches scientifiques actuelles s'orientent donc logiquement vers le retrait complet des plastiques de ces sites d'enfouissement en favorisant le recyclage. Mais ce dernier pose problème en raison du très grand rapport volume/poids des composés plastiques qui limite considérablement leur valeur et leur attrait économiques⁽⁶⁾. En fait, une des seules voies intéressantes serait plutôt la diminution de la production de ces plastiques.

Finalement, les composés carbonés contenus dans les matières synthétiques et les plastiques, qui vont rester accumulés sur des périodes très longues, ne se retrouvent pas dans les biogaz. Seuls les carbones contenus dans les matières organiques participent au cycle de transformation en biogaz* (Cf. lexique) et tous les matériaux plastiques constituent des pertes importantes de matière carbonée pour les cycles naturels. Ces déchets, enfouis ou soumis à la bioréaction, restent inertes et n'apportent aucune ressource au milieu récepteur, car ils ne sont pas dégradés.

2.3 - Les métaux

Comme pour les plastiques, les métaux et les composés métalliques ne subissent qu'une très faible dégradation dans les sites d'enfouissement ou les bioréacteurs. Les micro-organismes présents naturellement ne peuvent pas attaquer facilement ces matériaux. Seules les réactions chimiques et physiques agissent, mais de façon très restreinte. Les liquides, parfois acides, qui circulent dans les volumes de déchets, vont arracher progressivement des ions métalliques aux matrices de déchets qui en comportent. Les matières résiduelles enfouies contenant des métaux représentent une quantité non négligeable des déchets au Québec. Comme dans d'autres pays, cette quantité assez importante de métaux va, par le biais de la circulation (et de la recirculation dans les bioréacteurs) des liquides, et en fonction des caractéristiques chimiques et environnementales, enrichir les lixiviats en ions métalliques, qui peuvent être sources de pollutions ^(7,8,9).

Lorsque les liquides passent dans les déchets, ils extraient les fractions mobiles des contaminants. En même temps, la fraction immobile est continuellement solubilisée pour rétablir un équilibre. Quand les procédés de lixiviation débutent, les liquides entrent dans la matrice des déchets grâce à la porosité du système. Dans le cas des flux externes où les liquides entourent les déchets, les contaminants arrivent dans l'eau et créent un gradient de concentration, associé à des diffusions libres, dans toutes les directions. Dans le cas des flux internes, les transferts de contaminants se font dans la direction des flux de liquides ⁽¹⁰⁾. Ainsi, quel que soit le moyen de solubilisation des métaux, la recirculation des lixiviats permet d'extraire une plus grande quantité d'ions métalliques. Les bioréacteurs entraînent un enrichissement plus rapide des milieux en polluants minéraux, parfois toxiques ⁽¹¹⁾ : aluminium, arsenic, cadmium, chrome, cuivre, fer, magnésium, manganèse, mercure, nickel, plomb, zinc... La liste est longue et tend à s'allonger à cause de l'apparition de nouvelles sources de métaux lourds, comme les écrans d'ordinateur et tous les composants électroniques, dans les sites d'enfouissement.

Finalement, la dégradation des matériaux métalliques se fait très lentement dans les sites d'enfouissement et un peu plus rapidement dans les bioréacteurs. Si plusieurs centaines d'années après que les bioréactions aient été menées, il est encore possible de déterrer la plus grande partie des déchets minéraux telle qu'enfouie initialement, la recirculation des lixiviats entraîne un enrichissement en polluants inorganiques des sols et des lixiviats. Comme il est expliqué par la suite (Cf. chapitre 4.1), ces métaux vont être précipités sous forme de sulfures* (Cf. lexique) et seront temporairement fixés à la matrice des résidus jusqu'à ce que des conditions oxydantes les remettent en circulation.

Une méthode indirecte d'introduction de métaux dans les sites est l'enfouissement des cendres issues de l'incinération, des fours industriels ou de toute autre source. Aussi, même s'ils sont produits en faible quantité au Québec, les résidus d'incinération posent de grands problèmes ⁽¹²⁾. En effet leur enfouissement entraîne des apports supplémentaires de résidus toxiques ou dangereux (métaux et chlorures), à tel point que beaucoup de sites refusent de les ensevelir avec leurs autres déchets ⁽¹³⁾. Bien que la recherche actuelle s'oriente sur des moyens de diminuer le caractère dangereux de ces cendres, il est indispensable de refuser de tels résidus dans les lieux d'élimination des déchets solides, car ils augmentent considérablement les risques de pollutions par perforation des systèmes de confinement (Cf. chapitre 4.4) en plus d'apporter une très grande quantité de composés métalliques.

3-LES NOUVEAUX SITES D'ENFOUISSEMENT : LES « BIORÉACTEURS »

3.1 - La bioréaction : un procédé industriel déjà utilisé

Les lieux d'enfouissement actuels posent de nombreux problèmes. En effet le recours à ces sites entraîne des risques environnementaux et sanitaires conséquents aux niveaux des nappes phréatiques souterraines, des sols récepteurs ou des émissions atmosphériques. De plus, ils créent des nuisances aux riverains des sites : aller et retours incessants des camions aux alentours des villes accueillant les dépotoirs, odeurs nauséabondes générées par la décomposition des déchets ensevelis, vermines et oiseaux qui vivent dans de tels endroits... Face à tous ces inconvénients, les industriels des déchets se proposent aujourd'hui de continuer à enfouir les matières résiduelles et, grâce à la méthodologie récente de la bioréaction, de régler les problèmes inhérents aux sites traditionnels. Pourtant d'un point de vue technique, les bioréacteurs sont des lieux d'enfouissement techniques. La seule différence repose sur le fait que les lixiviats générés ne sont pas traités en dehors du site, mais ils sont mis en recirculation dans les résidus. Cette recirculation permet d'accélérer la dégradation des matières organiques (matières putrescibles) en maintenant un fort taux d'humidité ⁽⁴⁾. Selon certains scientifiques, il s'agit toutefois d'un retour en arrière dans le cadre de la gestion des matières résiduelles ⁽¹⁴⁾. En effet, après avoir préconisé un apport minimal de liquides et réduit au maximum les infiltrations d'eau dans les volumes de déchets (afin de limiter la décomposition organique pour diminuer tous les rejets qui y sont associés, notamment lixiviats et biogaz), les technologies en matière de gestion des déchets cherchent maintenant à augmenter cette humidité pour accélérer cette dégradation ! Enfin, les bioréacteurs peuvent profiter des technologies de captation des biogaz existantes pour récupérer le méthane formé et le transformer en énergie électrique.

De plus, le terme « bioréacteur » ne s'applique pas seulement à la gestion des déchets. Il s'agit d'un principe simple, utilisé dans plusieurs domaines industriels, qui consiste à faire développer une masse de micro-organismes dans un volume donné, sous un flux de liquide contrôlé, pour qu'elle dégrade un substrat particulier. Ainsi, les stations d'épurations des eaux usées utilisent des bioréacteurs pour traiter les boues depuis longtemps déjà. Le terme « bioréacteur » appliqué à une technologie d'enfouissement des déchets n'est en fait qu'une appellation moins rébarbative, utilisée par certains promoteurs, pour qualifier un lieu d'enfouissement, en vertu du seul fait que ceux-ci appliquent une recirculation des lixiviats dans la masse de déchets, pour que les bactéries dégradent certains composés.

Ainsi, plusieurs procédés ont été développés afin de venir à bout des longues périodes d'initiation de dégradation dans les déchets solides. L'un d'entre eux est le recyclage des lixiviats qui fournissent les micro-organismes, l'humidité et les nutriments nécessaires à une conversion rapide des déchets organiques et enlèvent en partie les produits de fermentation qui inhibent cette initiation ⁽¹⁵⁾. En cela ils reprennent le principe des composteurs, sans toutefois profiter des avantages de cette stratégie de récupération des matières putrescibles. De plus ils créent des impacts environnementaux par le rejet de gaz à effet de serre ou la production de lixiviat, tout en gâchant des ressources.

3.2 - Les bioréacteurs aérobies : généralités

Parmi les projets de bioréaction déjà entrepris et à venir ^(16,17,18), une des options choisies par les promoteurs est le recours à des dégradation aérobies. Ces sites nécessitent la présence de puits d'injection d'air dans les déchets. Ainsi, les métabolismes bactériens impliqués sont dominés par des voies aérobies avec dégradation des mêmes molécules organiques que celles des sites anaérobies, mais en consommant du dioxygène pour former du dioxyde de carbone. Les espèces mises à contribution sont très différentes de celles rencontrées dans les milieux anaérobies. Les bioréacteurs aérobies permettent ainsi d'éviter la production de méthane, et limitent en cela les impacts atmosphériques de ces sites d'enfouissement. Il est à noter également que les métabolismes aérobies peuvent être utilisés avant de procéder à des bioréactions anaérobies, dans des bioréacteurs dits « hybrides », mais les travaux dans ce domaine sont très rares ⁽¹⁹⁾.

Dans le principe, les sites aérobies fonctionnent de la même façon qu'un site de bioréaction anaérobie. Les lixiviats formés sont mis en recirculation et entretiennent une humidité permettant une activité bactérienne accrue. Les matières organiques sont rapidement dégradées, selon des mécanismes identiques à ceux des composteurs ⁽²⁰⁾. Si quelques études se penchent sur ces voies de dégradation aérobies ⁽²¹⁾, il est à noter qu'ici aussi, seules les matières putrescibles sont dégradées et que les problèmes de gâchis des ressources sont similaires à ceux des bioréacteurs anaérobies. En effet, les matières plastiques, les métaux, les verres ou tout autre matériau non putrescible ne sont pas décomposés. Ces bioréacteurs aérobies sont donc de mauvais composteurs puisqu'ils réalisent les mêmes stabilisations des résidus dégradables sans pouvoir permettre une utilisation ultérieure, à moins d'un tamisage final long, difficile et coûteux ⁽²²⁾.

Au final, il apparaît que les bioréacteurs aérobies ont fait l'objet de peu d'études en comparaison aux bioréacteurs anaérobies. En tout état de fait, ils ne résolvent en rien la plupart des problèmes des sites d'enfouissement traditionnels. Premièrement, les puits enchâssés dans la masse de déchets permettent aux odeurs de se répandre plus facilement dans l'air avoisinant. Aussi, la décomposition accélérée laisse présager des émissions encore plus grandes dans les premières années d'utilisation de la bioréaction. Au niveau de l'utilisation des déchets stabilisés, les débouchés sont les mêmes que ceux des bioréacteurs anaérobies, en raison de la contamination des matériaux putrescibles par des composés plastiques ou métalliques, c'est-à-dire presque nuls. Les systèmes de confinement sont de la même façon agressés par les lixiviats et les températures élevées et laissent donc des risques très grands de pollution des réseaux hydrauliques souterrains et des sols. Les problèmes d'hétérogénéité des déchets sont là-aussi très contraignants et le recours aux réactions aérobies augmente sensiblement les risques d'incendies, car les températures sont bien plus importantes ⁽²²⁾. Par contre, un des avantages des sites aérobies par rapport aux sites anaérobies est la stabilisation des métaux lourds, notamment sous la forme d'hydroxydes ⁽²³⁾ et la production de gaz ayant un moins grand potentiel de réchauffement climatique.

3.3 - Les bioréacteurs anaérobies : généralités

Les bioréacteurs anaérobies font l'objet de nombreuses études. Ils utilisent le principe de dégradation accélérée des déchets organiques grâce à une recirculation des lixiviats en instaurant un fort taux d'humidité. Ceci permet en même temps de « traiter » ces lixiviats *in situ*, c'est-à-dire d'utiliser les propriétés des micro-organismes présents dans les matières résiduelles pour décomposer la plupart des polluants organiques rencontrés dans les déchets. Les entrepreneurs dans le domaine de la gestion des déchets présentent également la bioréaction comme un moyen d'enfouir plus de déchets dans une même cellule en raison du tassement observé lors de la dégradation rapide des matières enfouies. Les bioréacteurs anaérobies produisent de grandes quantités de biogaz, dont le méthane, qu'ils captent et peuvent utiliser pour produire de l'énergie.

Bien que les connaissances soient avancées dans les mécanismes anaérobies, elles ne le sont que pour des systèmes aux paramètres contrôlés et constants. Or les sites d'enfouissement subissent d'importantes variations de substrats dans le temps et ne présentent pas des conditions optimales de développement bactérien ⁽²⁴⁾. La recirculation des lixiviats permet toutefois d'augmenter la dégradation bactériologique des matières biodégradables ⁽²⁵⁾. Elle permet d'appréhender les sites d'enfouissement comme des « filtres » anaérobies qui traitent les lixiviats en réduisant leurs volumes par évaporation. Il faut toutefois choisir un mode de recirculation optimal et il est recommandé de commencer par un ajout lent pour laisser le temps à la flore bactérienne de s'adapter. Un flux plus important est envisageable par la suite, une fois que la production de méthane a commencé. De plus, un apport d'eau complémentaire augmente le taux d'humidité et dilue les produits inhibiteurs. Finalement, tous ces liquides doivent être bien répartis pour homogénéiser la dégradation. Un ajout supplémentaire de nutriments peut aussi améliorer cette dégradation ⁽²⁶⁾. Par contre, une grande quantité d'ammoniaque (produit toxique à forte concentration) est produite durant les processus de bioréaction et il est indispensable de les traiter.

Le taux d'humidité et la stabilisation des conditions d'anaérobie sont essentiels à cette technologie de biodégradation. Aussi, les plastiques peuvent permettre de diminuer la pénétration d'air notamment les polystyrènes et les plastiques durs mais ils contribuent à la non-uniformité de la masse des déchets. Si l'humidité diminue et que des hétérogénéités de structures apparaissent, cela crée des zones de faible capacité de drainage. Là, les acides organiques formés diminuent le pH et ralentissent la formation de méthane. De plus, des zones d'accumulation d'eau empêchent la circulation des gaz de fermentation ⁽²³⁾.

En principe, les conditions anaérobies et la présence de nombreuses molécules organiques entraînent une fixation des métaux lourds, notamment en formant des sulfures métalliques insolubles ou en formant des colloïdes organiques. Donc le maintien des conditions anaérobies le plus tôt possible garantit une production de méthane accrue et un lessivage des métaux lourds moindre. Dans le long terme, des carbonates* (Cf. lexique) se forment et immobilisent aussi ces constituants. Cependant, dans un bioréacteur anaérobie, l'extraction du méthane peut s'étaler sur une période de 10 à 15 ans, après quoi, la majeure partie des déchets enfouis est sous forme réduite. L'excavation des cellules de bioréaction, proposée par certains promoteurs, pour retirer les nutriments, entraînerait l'oxydation des sulfures métalliques, ce qui diminuerait l'immobilisation des métaux, créant des risques importants de grandes concentrations métalliques dans les lixiviats. Donc les résidus issus de la dégradation des matières organiques doivent être laissés dans les sites ⁽²³⁾.

Dès le départ, la bioréaction anaérobie s'annonce problématique, car, si la dégradation est effectivement accélérée, l'hétérogénéité des déchets et leur variabilité dans le temps va créer des zones de mauvaise décomposition. Les gains environnementaux ne s'annoncent pas non plus très convaincants.

3.4 - Avantages et inconvénients présumés

3.4.1 - Avantages

En faisant un tour rapide des études préconisant l'utilisation de la bioréaction pour enfouir les déchets, les principaux arguments retenus sont : dégradation accélérée, stabilisation des déchets, production contrôlée des biogaz, tassement important, production d'énergie remplaçant les énergies fossiles, gains économiques (diminution des coûts post-fermeture, pas d'usine de traitement des lixiviats, plus grande quantité de déchets enfouis sur une même surface d'exploitation). La présente recherche a eu pour but de vérifier si ces arguments étaient recevables ou non. Le chapitre 4 porte sur les études scientifiques ayant analysé sérieusement tous les aspects techniques et environnementaux des procédés de bioréaction appliqués aux déchets. Si les arguments économiques ne subissent pas de profondes remises en question ⁽²⁷⁾, notamment pour les propriétaires des sites d'enfouissement, les impacts environnementaux se sont révélés bien plus négatifs que ne l'estiment certains entrepreneurs. De plus certains avantages, comme le tassement par exemple, pourrait s'avérer être bien plus une contrainte et une menace pour le système dans son ensemble qu'un avantage indiscutable.

3.4.2 - Inconvénients

De prime abord, les bioréacteurs présentent un problème majeur, la formation très importante d'ammoniaque durant les procédés de bioréaction. D'autres limites ressortent comme les besoins d'eau ou de liquides importants pour initier la recirculation ou bien la réutilisation des matières une fois qu'elles sont dégradées. Les articles étudiés dans le chapitre 4 ont montré d'autres difficultés dans l'application de la bioréaction sur des déchets solides, surtout à cause de l'hétérogénéité des déchets enfouis. Les avancements de dégradation ne sont pas aussi nets que ne le laissent supposer les adeptes des bioréacteurs. En fait, peu d'aspects techniques de la bioréaction résistent à une analyse en profondeur des risques encourus : fragilité des systèmes de confinement, recirculation imparfaite, « stabilisation » temporaire de quelques polluants, améliorations des rejets atmosphériques très discutables...

4 - ETUDE TECHNIQUE DE LA BIORÉACTION

4.1 - La dégradation des déchets

Au Québec, une forte proportion des déchets enfouis est constituée de matières organiques (papiers, végétaux, résidus alimentaires). Le reste n'est pas facilement dégradé, et ce, quel que soit le moyen ou la stratégie d'enfouissement choisis. Par exemple, le plastique, le métal ou les différents matériaux rencontrés dans les déchets se décomposent très lentement, pendant plusieurs centaines d'années. Les matières dégradées, quant à elles, subissent plusieurs étapes de biodégradation par les bactéries présentes : hydrolyse, acidogénèse, acétogénèse, méthanogénèse. Ces diverses phases décomposent les molécules organiques (lipides, glucides, protides, et plusieurs autres composés) et produisent du CO_2 , du CH_4 et du H_2S ainsi que de la chaleur. Les composés minéraux, comme les nombreux ions métalliques rencontrés dans les matières résiduelles ou les lixiviats, sont réduits et stabilisés temporairement sous forme de sulfures ou de carbonates.

Il existe plusieurs voies de dégradation, selon l'environnement existant dans les sites d'enfouissement. Si les conditions imposent une atmosphère aérobie, les réactions d'oxydation seront les plus importantes, en raison de la forte concentration du dioxygène (O_2) dans l'air. L'activité bactérienne reliée à cet enchaînement réactionnel est adaptée aux conditions aérobies, et va utiliser les nombreux composés organiques comme sources de carbone, ainsi que l' O_2 comme accepteur d'électrons dans les voies métaboliques. Le produit de ces réactions est en majorité le CO_2 . Cette activité aérobie produit de la chaleur et consomme de l'eau.

A l'inverse, si les conditions sont anaérobies, les processus métaboliques vont s'orienter vers des réactions de fermentation. Les molécules organiques vont être dégradées par des bactéries anaérobies pour fournir de l'énergie et du carbone. Leur activité cellulaire va utiliser les sulfates* (Cf. lexique) comme accepteur d'électrons, et produira au final du méthane et du dioxyde de carbone dans des proportions similaires (Cf. Chapitre II-1).

4.1.1 - La bioréaction appliquée à la gestion des déchets : une dégradation hétérogène

La bioréaction, procédé connu depuis de nombreuses années dans différents domaines, utilise une masse de micro-organismes dans un volume confiné pour dégrader un substrat particulier, en conditions optimales d'humidité et de température. Cela implique une homogénéité parfaite, souvent entretenue par des systèmes d'agitation ou de brassage. Ainsi, certaines stations d'épuration traitent les eaux usées dans des grands bassins dont le volume de liquide est parfaitement homogénéisé. Il est également nécessaire de contrôler la température, l'humidité ou tout autre paramètre agissant sur l'activité des bactéries utilisées. La bioréaction est donc une opération délicate qu'il convient de réaliser très soigneusement.

L'hétérogénéité des déchets arrivant dans les sites d'enfouissement est le plus gros problème rencontré lors des essais d'utilisation de la bioréaction pour dégrader les déchets. En effet, la caractérisation des matières résiduelles entrant dans un lieu d'enfouissement est extrêmement variable. Il est d'ailleurs nécessaire de procéder à des broyages ainsi qu'à des compactages de ces déchets, et de les mélanger afin de diminuer cette extrême hétérogénéité. Mais ce n'est pas suffisant. La recirculation des lixiviats dans un bioréacteur permet d'augmenter le taux d'humidité vers une valeur entraînant une meilleure activité bactériologique. Cependant, si plusieurs systèmes de recirculation existent, aucun d'entre eux n'apporte une recirculation idéale dans toute la masse des déchets ⁽²⁸⁾. En fait, des

poches de liquides peuvent se former à n'importe quel endroit, en raison de la présence de beaucoup d'éléments grossiers difficilement dégradables et de l'alternance entre des zones compactées fortement imperméables et des zones moins denses plus perméables ⁽²⁸⁾. Cette différence d'humidité entretient une activité microbiologique variable selon la quantité d'eau disponible pour les bactéries. La dégradation se fait ainsi de façon hétérogène dans le volume de matières résiduelles contenues dans les sites d'enfouissement, même lorsque les promoteurs essaient de mettre en place des procédés de bioréaction par la recirculation des lixiviats.

4.1.2 - Opposition entre acidogénèse et méthanogénèse

Une autre limitation à l'utilisation de la bioréaction pour traiter les matières résiduelles est l'implication de plusieurs étapes bactériologiques. Comme il a déjà été dit (Cf. Chapitre II-1), différentes espèces de bactéries doivent intervenir pour dégrader les déchets d'un site d'enfouissement. Dans un site traditionnel, la dégradation se fait lentement, en permettant une adaptation graduelle des populations microbiologiques dans le volume de déchets. Les bioréacteurs imposent quant à eux des conditions de développement d'activité biologique plus optimales et initient des processus de décomposition plus rapides ⁽²⁹⁾. Il est toutefois important de souligner que les bactéries acidogènes et méthanogènes vivent difficilement dans un même milieu en même temps. En fait les produits métaboliques des premières sont des acides organiques qui font chuter le pH et les secondes utilisent, entre autres, ces acides comme substrats. Mais si une trop grande concentration d'acide apparaît suite à l'accumulation de composés issus de l'activité des bactéries acidogènes, les activités biologiques des méthanogènes sont bloquées. En effet ces dernières ne supportent pas un environnement trop acide. Autrement dit, les zones d'accumulation de liquides organiques dans la masse de déchets peuvent former des poches acides qui bloquent les activités microbiologiques ⁽³⁰⁾. Ce problème est tellement contraignant que la plupart des scientifiques cherchent à séparer les deux phases de dégradation (acidogénèse et méthanogénèse) en les isolant dans deux volumes différents ⁽³¹⁾ : le premier pour dégrader les déchets et former les acides au cours des réactions normales d'hydrolyse et d'acidogénèse, et le second dans lequel les acides sont acheminés pour être transformés en méthane. Ainsi cette expérience sur des déchets végétaux ⁽³²⁾ qui permet d'augmenter les taux de productions de méthane et de diminuer le temps de dégradation complète en établissant un système à deux phases : une phase solide pour l'hydrolyse et l'acidification et une phase méthanogène pour la gazéification des composés formés. D'autres encore proposent des séparations de réaction par un procédé de séquençage ⁽¹⁵⁾ en raison de ce grand déséquilibre de croissance bactériologique dans un système à une phase. En observant le nombre conséquent d'études portant sur la séparation de ces phases ^(4,19), il ressort que les connaissances actuelles en matière de bioréaction appliquée à la gestion des déchets restent encore limitées et que les promoteurs ne semblent pour l'instant pas près de résoudre adéquatement les problèmes liés à l'exploitation d'une telle technologie.

Il est aussi intéressant de se pencher sur la présence des bactéries au début de l'exploitation des sites d'enfouissement. Car si les déchets contiennent naturellement des populations microbiologiques, il est souvent indispensable de rajouter des masses de bactéries adaptées aux réactions désirées, appelées inoculums. Ceux-ci doivent ainsi être apportés au fur et à mesure du remplissage des sites, et de façon homogène, bien que le problème des déséquilibres acidogènes / méthanogènes reste toujours en suspens ⁽³⁰⁾.

Enfin, différents protocoles de recirculation des lixiviats sont à l'étude pour essayer de limiter ce déséquilibre, notamment en faisant varier les volumes de liquide ajoutés selon l'étape de dégradation atteinte ou selon les saisons et les précipitations ^(26,30).

4.1.3 - Une stabilisation temporaire des métaux

Lors de la dégradation des matières organiques dans les sites d'enfouissement des déchets, les métaux et tous les matériaux comportant différents ions métalliques ou des parties métalliques sont très lentement dégradés. Dans le temps de vie d'un site d'enfouissement traditionnel, et dans celui, plus court, d'un bioréacteur, des ions métalliques sont retirés de la masse des déchets et circulent librement dans les flux de liquides, notamment les lixiviats. Ces composés se retrouvent dans des concentrations très importantes, au-dessus des seuils de toxicité de la plupart des lois et réglementations. Tant qu'ils restent confinés dans le volume des matières résiduelles (sans pénétrer dans les réseaux hydrologiques souterrains), ils sont mis en recirculation et passent et repassent dans la matrice de déchets en même temps que les lixiviats (dans lesquels ils sont solubilisés). Avec le temps, l'activité microbiologique consomme l'eau présente et les ions métalliques finissent par être figés temporairement sous forme de sulfures, grâce à l'activité de certaines bactéries, notamment celles qui réduisent les sulfates⁽⁹⁾. Ainsi, les ions de fer (Fe^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), cadmium (Cd^{2+}), cuivre (Cu^{2+}), plomb (Pb^{2+}), zinc (Zn^{2+}), nickel (Ni^{2+}) et autres, se retrouvent sous forme précipités insolubles de sulfures métalliques⁽³³⁾. Mais si des événements ultérieurs venaient à remettre ces composés dans un milieu oxydant (par exemple, l'air atmosphérique) ou acide, ces composés repasseraient sous leur forme libre et les risques de pollutions des eaux et des sols environnants deviendraient les mêmes qu'auparavant. Il ne s'agit donc que d'une stabilisation temporaire, qui laisse le soin aux générations futures de traiter les montagnes de déchets dans lesquelles ces composés métalliques attendent d'être remis à l'air libre pour polluer tous les milieux biologiques. Il est impossible de prédire quels seront les événements augurant sur un site dans les centaines d'années à venir, bien qu'il soit certain qu'à un moment donné, ces composés se retrouveront dans un environnement aérobie^(34,35).

4.1.4 - Un bioréacteur est un mauvais composteur

Certains entrepreneurs suggèrent une utilisation ultérieure des déchets stabilisés par bioréaction comme compost ou terre d'amendement. Cependant aucune des études analysées n'a montré d'intérêt particulier à cette utilisation. Les industriels des déchets qui proposent ce genre de « recyclage » ne se basent sur aucune étude réelle. En effet, si les composts réalisés à partir de 100% de matières organiques sont difficiles à stabiliser dans des normes agricoles, il paraît évident que les matériaux « stabilisés » des sites d'enfouissement par bioréaction sont très loin d'être utilisables pour un quelconque débouché agricole, horticole ou sylvicole en raison de la présence de grandes quantités de matières non dégradées (plastiques, contenants divers, métaux) ou de composés métalliques sous formes de sulfures qui redeviennent mobiles au contact de l'air. En fait, les bioréacteurs sont de mauvais composteurs puisqu'ils utilisent les réactions de dégradation des matières organiques par des micro-organismes sans permettre de réutiliser les matières stabilisés. Le bioréacteur va même à l'encontre de tous les principes écologiques puisqu'il utilise les matières putrescibles pour fonctionner : son utilisation interdit la réalisation de plate-forme de compostage, ou même d'un tri à la source, car il a besoin de ces déchets organiques. Il est aussi primordial de rappeler que les déchets restants dans un bioréacteur comportent des quantités importantes de métaux qui peuvent être rejetées dans l'environnement pendant des centaines d'années. Enfin, au regard des avancées actuelles, la bioréaction n'est que très difficilement applicable à la gestion des déchets, car des problèmes de fonctionnement, une stabilisation hétérogène et des déchets finalement inutilisables, avec un risque de pollution reporté aux générations futures, demeurent indissociables de cette technologie.

4.2 - Le tassement

Dans la plupart des études, le tassement n'est pas réellement abordé, car les mesures expérimentales sont faites sur des petits volumes de déchets. Cependant, il ressort tout de même qu'un certain tassement s'opère en raison de la décomposition des déchets ⁽³⁶⁾. L'accélération de la décomposition des matières organiques dans les bioréacteurs accentue ce phénomène et, si elle peut être vue comme une opportunité d'accroître légèrement la durée de vie des cellules d'enfouissement, le tassement qui a lieu peut entraîner de fortes pressions et des cassures des systèmes d'irrigation, de collecte ou de contrôle des effluents gazeux et liquides.

4.2.1 - L'accélération de la dégradation des matières et le tassement des déchets

Le développement des sites d'enfouissement s'accompagne invariablement d'un tassement significatif dû à la décomposition des résidus organiques, qui crée des vides et affaiblit la force structurale du volume des déchets. Sont aussi en cause la dissolution de résidus dans les lixiviats, la compaction incomplète des déchets, les mouvements dans les zones de réaction, la compression due au poids des déchets ou la présence de matériaux plus denses. Le tassement observé dépend de l'avancement de la décomposition des déchets putrescibles. Des estimations prévoient des tassements jusqu'à 50% de l'épaisseur initiale pour un site traditionnel. Seulement 5 à 30% de ce tassement aurait lieu pendant les opérations de remplissage. En fait, il s'établit surtout dans le long terme, tout au long de la décomposition des déchets, pendant plusieurs dizaines d'années. En moyenne, il est toutefois attendu un tassement de l'ordre de 15% de la hauteur initiale du site, en raison de la décomposition des déchets organiques ⁽²⁴⁾. Le bioréacteur ne fait qu'accélérer la dégradation des matières organiques : le tassement observé est, logiquement, identique à celui des sites traditionnels.

Il faut se rappeler qu'une bonne partie des déchets, au Québec, ne sont pas des matières organiques. Même après compaction et bioréaction, leur volume reste important. Aussi, si l'espace créé permet d'enfouir d'autres déchets sur la même surface il ne permet de rallonger que très faiblement la durée de vie des cellules. De plus, il faut préciser que, comme expliqué précédemment (Cf. Chapitre IV-1), les volumes restants contiennent des quantités importantes de métaux, ce qui rend leur utilisation ou excavation problématique, voire dangereuse. En d'autres termes, les cellules subissant des bioréactions ne sont pas éternelles ! Elles ne permettent qu'une rentabilisation plus importante de l'espace, en enfouissant un peu plus de matières résiduelles dans un même volume, et ce, plus rapidement que dans un site traditionnel.

4.2.2 - Des problèmes structuraux

En raison de l'hétérogénéité des résidus enfouis, le tassement n'est pas uniforme. Les variations de tassement peuvent même avoir des effets dévastateurs et créer des fissures dans le volume de résidus ou en surface, ou endommager les systèmes de drainage hydraulique, les systèmes de collecte et de recirculation des lixiviats, ou les capteurs de biogaz ⁽²⁴⁾. En fait, dans certains cas, de tels mouvements ont bien été observés et ont endommagé les réseaux de collecte des gaz ⁽³⁷⁾. Aussi, si le tassement permet d'augmenter la charge de déchets enfouis, les risques qui l'accompagnent sont assez considérables et méritent que les entrepreneurs s'y penchent sérieusement. En fin de compte, l'accélération de la dégradation des matières organiques dans un bioréacteur permet d'utiliser plus rapidement l'espace créé, mais dans des conditions relativement peu sécuritaires.

4.3 - Les lixiviats

Les « bioréacteurs » sont des sites d'enfouissement traditionnels, à la différence près qu'ils établissent une recirculation des lixiviats pour augmenter l'humidité des déchets et favoriser ainsi le développement bactérien mais également, et surtout, pour traiter les lixiviats eux-mêmes en dégradant les composés organiques et l'eau présents. C'est en cela que les systèmes proposés se rapprochent des bioréacteurs existants puisqu'ils permettent la dégradation de substrats organiques (ceux contenus dans les lixiviats) par des micro-organismes, dans un volume déterminé. Le problème majeur tient dans la très grande difficulté à obtenir un milieu stable et homogène pour permettre ces bioréactions. De plus, différentes expériences menées ont permis de voir que la recirculation ne permet pas une stabilisation *in situ* idéale et qu'elle nécessite d'avoir recours à des traitements extérieurs, notamment pour les ammoniacales qui s'accumulent lors de la décomposition des matières résiduelles par les bactéries, tandis que beaucoup de polluants ne sont pas traités convenablement.

4.3.1 - Formation initiale des lixiviats

Dans les déchets enfouis, un taux d'humidité d'environ 15 à 25% est souvent rencontré⁽²⁵⁾. Les sites de bioréaction nécessitent un confinement maximal afin de contrôler et de surveiller au mieux les paramètres biologiques et chimiques. Donc aucune infiltration de liquides ne peut se faire et seule l'humidité initiale des déchets est utilisable. Or, pour permettre un bon développement des micro-organismes présents, des taux d'humidité d'au moins 50% sont indispensables : les promoteurs sont donc obligés d'ajouter et d'enfouir d'autres sources de liquides pour maintenir de tels taux pendant les processus de bioréaction. Il s'agit aussi de créer initialement un volume important de lixiviats qui sera ensuite recirculé à travers les déchets tout au long des procédés de bioréaction. Mais ces besoins importants en liquides dès le départ posent problèmes. En effet, la réglementation québécoise⁽³⁸⁾ interdit d'enfouir des déchets liquides dans des sites d'enfouissement. Cette observation suggère que l'opération de bioréacteurs dans lesquels seraient ajoutés des déchets liquides constituerait une infraction.

4.3.2 - Formation et composition des lixiviats

Une fois que le volume de liquide est suffisant pour permettre un bon développement des bactéries, la dégradation que ces dernières vont réaliser, va enrichir les lixiviats en matières organiques diverses, en minéraux et en bactéries. En fait les lixiviats sont formés par la solubilisation de composés dans les eaux qui percolent à travers les déchets⁽³⁹⁾. Ces composés sont présents initialement ou ils résultent de réactions chimiques et biologiques.

De nombreux éléments chimiques et constituants organiques vont se retrouver dans les lixiviats. La constitution de ces liquides va dépendre du degré d'avancement de décomposition, de la composition initiale des déchets, des procédures opérationnelles et de la toxicité des résidus. D'une façon générale, leurs concentrations diminuent avec le temps, car la plupart d'entre eux sont dégradés par des micro-organismes aérobies ou anaérobies. Cependant, leur présence peut devenir toxique envers certains organismes et annihiler plusieurs métabolismes bactériologiques. De plus, beaucoup de ces composés ont des propriétés acido-basiques et vont influencer sur le pH. Ainsi, des valeurs extrêmes (1,5 et 9,5) ont déjà été mesurées dans des sites⁽²⁴⁾, degrés d'acidité ou de basicité pour lesquels les développements bactériens ont été complètement bloqués.

Au niveau des composés inorganiques majoritaires, de faibles concentrations de calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), fer (Fe^{2+}) et manganèse (Mn^{2+}) sont observées durant la phase méthanogène (pendant laquelle il y a augmentation du pH, donc augmentation des réactions de précipitations) et les ions sulfates (SO_4^{2-}) sont réduits en sulfures (S_2^-). Les ions chlorure (Cl^-), hydrocarbonate (HCO_3^-), sodium (Na^+) et potassium (K^+) restent presque toujours dans les mêmes concentrations, car ils ne se complexent pas ni ne précipitent. Les ions ammonium (NH_4^+) se retrouvent quant à eux dans de fortes concentrations (entre 500 et 2000 mg/L) et sont issus de la décomposition des protéines. L'aluminium n'est, pour sa part, fortement représenté qu'à de très faibles pH, donc il n'est pas considéré dans cette catégorie ⁽⁴⁰⁾. A noter que l'acidité importante créée lors de l'activité des acidogènes entraîne la dissolution de quantités conséquentes de fer et de manganèse, à cause de la présence de certains composés.

Pour les métaux lourds, les solubilités du cadmium (Cd), du nickel (Ni), du zinc (Zn), du cuivre (Cu) et du plomb (Pb) sont fortement gouvernées par les formations de sulfures et de carbonates. Les phosphates et les hydroxydes ont également un rôle sur la solubilité de ces métaux, mais dans une moindre mesure ⁽⁴⁰⁾. D'autres composés, plus toxiques, sont aussi décelables : arsenic (As), mercure (Hg), cadmium (Cd), chrome (Cr), aluminium (Al). Les métaux lourds sont toutefois rapidement « figés » en grande partie dans la matrice de déchets dans laquelle ils circulent. Aussi, même s'ils sont finalement peu concentrés dans les lixiviats terminaux, ils sont encore présents, mais sous une forme intermédiaire de sulfure. Or les sulfures sont sensibles aux milieux oxydants et vont se séparer des ions métalliques en présence de composés fortement oxydants, comme l'oxygène de l'air. Ce qui revient à dire que si les déchets sont excavés ou mis en présence d'un tel milieu, ils vont relâcher ces métaux lourds dans l'environnement. Il s'agit d'un problème très grave, car cela implique que les générations futures auront à s'occuper de montagnes de déchets dits « stabilisés » qui sont en fait des réserves de pollution agissant comme des bombes à retardement. Les sites d'enfouissement actuels captent les lixiviats afin de les traiter. Les bioréacteurs évitent de recourir à ce traitement et incorporent des composés dangereux dans les masses de matières résiduelles sous des formes non stabilisées dans le long terme !

Au niveau des composés organiques xénobiotiques (c'est-à-dire non produits par des organismes vivants) rencontrés dans les lixiviats, les plus fréquents sont le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et le xylène, ainsi que les hydrocarbures halogénés tels le tétrachloréthylène (C_2Cl_4) et le trichloréthylène C_2HCl_3 . On retrouve aussi des herbicides. La plupart d'entre eux sont dégradés par des bactéries lors des procédés de biodégradation accélérés rencontrés dans les bioréacteurs. Ces composés sont difficiles à mesurer mais ils font partie des matières révélées par les tests de demande chimique en oxygène (D.C.O.) ⁽³¹⁾. En fait plus de mille composés chimiques ont été identifiés dans les lixiviats, dont la plupart se retrouvent dans les catégories suivantes : hydrocarbures aromatiques, hydrocarbures halogénés, phénols et pesticides. Il existe également des composés sous forme d'anilines ou de molécules soufrées. Ces constituants posent de très gros problèmes, car ils sont souvent dans des concentrations supérieures aux normes ⁽⁴⁰⁾. Les hydrocarbures aromatiques chlorés subissent généralement une dégradation réductrice en condition d'anaérobiose et agissent en fait comme accepteurs d'électrons, ce qui implique la présence de donneurs d'électrons comme des pétroles ou des composés carbonés organiques contenus dans les lixiviats ; au niveau des hydrocarbures aromatiques, de nombreux composés se dégradent, sauf le benzène ; les composés phénoliques (phénol, o-crésol, dichlorophénol) ont tendance à rester constants, en conditions réductrices ; les pesticides persistent et ne sont absolument pas dégradés ⁽⁴⁰⁾. En résumé, les sites d'enfouissement et les bioréacteurs ont un environnement chimique et micro-organique qui peut atténuer certains solvants organiques, mais qui en laissent quelques-uns dans des concentrations élevées.

Enfin un très grand nombre de bactéries sont retrouvées dans les lixiviats. Il s'agit des souches impliquées dans les métabolismes de dégradation des matières organiques des déchets. S'y retrouvent des acidogènes, des acétogènes, des méthanogènes, des bactéries réductrices de sulfates... De plus l'ensemble des intermédiaires de dégradation de ces bactéries, cités dans le chapitre 2.1, sont solubles et circulent dans les lixiviats. Leurs concentrations augmentent lorsqu'ils sont les produits de métabolisme (comme les acétates pendant la phase acide) puis ils diminuent lorsqu'ils servent de substrats à d'autres bactéries. Ces composés sont mesurés par les tests de D.B.O. et de D.C.O.

4.3.3 - Une accélération de la dégradation par la recirculation des lixiviats

Au niveau expérimental, la recirculation des lixiviats a montré qu'elle pouvait accélérer la décomposition des matières putrescibles. Cependant, dans quelques cas, cette recirculation a entraîné des inhibitions de la méthanogénèse, et donc une baisse de la production de méthane⁽²⁴⁾. Selon certains chercheurs, les accumulations d'eau ou de lixiviat dans les sites d'enfouissement entraînent la dégradation des barrières de confinement. Aussi, il convient de limiter ces accumulations. Les bioréacteurs tendent pourtant à encourager la formation des lixiviats, dans le but de les recirculer au travers des déchets pour qu'ils accélèrent la décomposition des matières organiques. Il est indéniable que la recirculation des lixiviats permet de maintenir un taux d'humidité important, et que ce dernier profite aux activités microbiologiques. Les matières organiques contenues dans les déchets sont ainsi dégradées plus rapidement. En quelques années, cette recirculation permet d'obtenir des matières organiques stables, et elle entraîne une diminution conséquente de nombreux composés solubles, ainsi que des volumes de liquides eux-mêmes. La « stabilisation » des matières résiduelles permet de faire remonter le pH (qui avait chuté lors de la phase acide) et fait baisser les quantités de composés organiques en solution (il y a diminution de la D.C.O. et de la D.B.O.). Des mesures ont permis de constater que l'avancement des procédés de dégradation aboutissait à la présence de substances humiques plus stables et inertes dans les déchets « stabilisés », tandis qu'au début des opérations, les lixiviats et les matières résiduelles comportent des molécules plus petites et plus réactives⁽³⁹⁾.

4.3.4 - Des retombées environnementales discutables

La recirculation des lixiviats dans la masse de déchets pour éviter la construction d'usine de traitement de ces lixiviats ne fait pas l'unanimité au sein de la communauté scientifique⁽¹⁴⁾. Les nombreux problèmes soulevés par cette stratégie de gestion suffisent en eux-mêmes pour exprimer les inquiétudes de nombreux acteurs dans les milieux environnementaux. Aussi, l'accumulation de quantités importantes d'ammoniaque dans les lixiviats a obligé les promoteurs de la bioréaction à mettre en place des procédés de traitement des lixiviats pour dégrader ces composés^(26,41), qui présentent de sérieuses menaces aux niveaux environnemental et sanitaire. Il est donc indispensable de traiter les lixiviats avant de les mettre en recirculation, alors même que le principe des bioréacteurs est de procéder à un traitement *in situ* des polluants qu'ils contiennent ! De plus, d'autres composés chimiques, très agressifs envers l'environnement (benzène, composés phénoliques, pesticides...) ne sont pas dégradés par bioréaction et c'est pourquoi ils sont considérés comme de très grands critères de pollution, même à très faibles concentrations⁽⁴⁰⁾. Les métaux lourds contenus dans les lixiviats ne sont également pas traités de façon définitive mais fixés temporairement dans la masse des déchets. Le recours à cette recirculation entraîne par ailleurs la formation de lixiviats très toxiques durant les procédés de décomposition, chargés en de nombreux polluants organiques et minéraux⁽⁴²⁾. Les systèmes de confinement actuels ne garantissant pas une imperméabilité à toute épreuve,

une pénétration dans les réseaux hydrologiques souterrains de ces lixiviats serait envisageable et représenterait une catastrophe écologique ⁽⁴³⁾.

Ces lixiviats présentent une grande menace pour la santé humaine et d'une façon plus générale pour l'environnement. A cela il faut ajouter que la recirculation des liquides issus des matières résiduelles seules est insuffisante et qu'il est nécessaire d'intégrer d'autres sources de liquides pour démarrer les processus de bioréaction ⁽²⁵⁾, ce qui est pour l'instant interdit au Québec. De plus, l'extrême diversité des déchets enfouis et l'hétérogénéité de la masse de résidus enfouis conduisent le plus souvent à des avancements de décomposition différents dans le site, où des poches sont bien irriguées par la recirculation, d'autres accumulent des quantités importantes de liquides et d'autres encore ne sont pas du tout arrosées et restent sèches pendant longtemps. Il apparaît finalement qu'aucun argument environnemental ne peut appuyer et encourager le traitement des lixiviats par recirculation dans les déchets, au cours des procédés de bioréaction.

4.4 - Le confinement

La bioréaction consiste à accélérer la dégradation des déchets organiques en maintenant un taux d'humidité suffisamment élevé pour permettre un développement optimal des micro-organismes impliqués. Cela nécessite un maintien des volumes traités dans un espace confiné, imperméable et non déformable ou dégradable dans le temps. Ce système de recouvrement entoure complètement la masse de résidus : sous les déchets, autour et dessus. Il est primordial de s'assurer de la parfaite protection fournie par le système de confinement, car lui seul permet d'isoler les sols et les réseaux hydrauliques souterrains. En effet, les résidus enfouis peuvent comporter des quantités importantes de composés chimiques divers, mais c'est surtout les lixiviats qu'il convient de bien contrôler, car au cours de la dégradation des matières organiques, ils deviennent très corrosifs et toxiques, concentrés en composés organiques, métaux, micro-organismes divers ou toute autre forme de pollution existante. Les travaux de remplissage des cellules, les différentes pressions ou tensions exercées sur le système de confinement, notamment en profondeur, sont des paramètres à prendre en compte sérieusement. La moindre fissure, fêlure ou cassure dans les barrières de protection au cours des procédés de bioréaction serait dramatique pour les milieux environnants.

Pour parvenir à établir ces systèmes de confinement, les promoteurs en matière de gestion des déchets ont plusieurs recours possibles. Les deux plus connues sont les barrières argileuses et les membranes polymériques. Ces deux moyens ont fait l'objet d'études scientifiques et ont montré leurs limites. Actuellement, même s'ils parviennent à améliorer les performances ou les capacités de ces matériaux, les chercheurs reconnaissent qu'aucun système de confinement n'est complètement fiable, surtout sur le long terme.

4.4.1 - Les membranes polymériques

Actuellement, les membranes polymériques (ou géomembranes) semblent s'imposer comme la solution privilégiée pour créer un confinement idéal, et particulièrement pour les bioréacteurs. Plusieurs méthodes existent, avec différentes couches empilées les unes sur les autres entourant un filet géotextile. Cependant, il n'y a pas réellement de preuve sur la résistance de ces membranes, surtout dans le long terme ⁽¹⁴⁾. Il faut ajouter à cela que les bioréacteurs exacerbent cette sensibilité en produisant dès le début de grandes quantités de lixiviat, qui est un liquide agressif envers les constituants membranaires. La chaleur qui règne dans un bioréacteur (de 35 à 40°C, parfois plus) accentue les risques de perforation de ces protections, car des températures trop importantes déstabilisent les membranes constituées de polyéthylène à haute densité (PEHD), en créant des réactions de

dépolymérisation et d'oxydation pouvant causer des ruptures dans la matrice même des membranes. Des problèmes de cassure ou de cisaillement des membranes sont également à craindre lors du chargement des matières résiduelles ou à proximité des points de soudure. Il est même recommandé d'être attentif au climat existant sur le site du bioréacteur, car des fissures peuvent apparaître dès l'installation des géomembranes ⁽¹⁴⁾.

Les risques de perforation sont réels. Pourtant, au niveau de la réglementation au Québec, il est permis d'utiliser les membranes polymériques sur de faibles épaisseurs de sols imperméables, soient 60 cm ⁽³⁸⁾. De tels systèmes de confinement ne garantissant pas une imperméabilité absolue, un recours massif à la bioréaction pourrait en fait augmenter les risques de contaminations des milieux biologiques environnants.

4.4.2 - Les barrières argileuses

L'autre moyen de confinement utilisé et autorisé au Québec est la formation de barrières argileuses. L'épaisseur minimale en profondeur, imposée par la réglementation québécoise, est de 6 mètres de dépôts meubles ayant une conductivité hydraulique inférieure ou égale à 1.10^{-6} cm/s. Tout autour un mur d'argile d'au moins un mètre d'épaisseur doit être érigé ⁽³⁸⁾. Mais, dès 1987, certains scientifiques avertissaient les promoteurs de la réactivité des bentonites (argiles très souvent employées pour construire ces murs d'étanchéité) avec beaucoup de composés chimiques retrouvés dans les lixiviats ⁽⁴⁴⁾. En effet, les couches de bentonite sont en grande partie constituées de sous-couches argileuses très instables face au lixiviat, avec lequel elles échangent leurs ions sodium pour des ions calcium. Cet échange dénature l'argile et il est la cause de cassures. Il est toutefois possible de réduire (sans pourtant éliminer) ces phénomènes, en enrichissant les barrières argileuses en ions magnésium, moins sensibles aux échanges d'adsorption chimique, ou en les compactant. Cette réactivité reste de toute façon très variable selon les argiles (compactage, température, humidité, constitution, climat...) et des tests rigoureux, sur place, tenant compte des variations dans le temps, devraient être réalisés à chaque fois que ce procédé de confinement est choisi ⁽¹⁴⁾. De plus, les couches de bentonite sont sensibles à la chaleur et se dessèchent à des températures élevées, notamment celles mesurées dans les lieux d'enfouissement ⁽¹²⁾. Dans ces cas, elles se fissurent et laissent passer les lixiviats dans les sols avoisinants...

4.4.3 - Les cendres d'incinération

Bien que les cendres provenant de l'incinération des déchets domestiques doivent être enfouies dans des cellules à usage unique, un autre problème important existe pour l'enfouissement des cendres provenant de l'activité industrielle, de la valorisation énergétique ou de l'incinération des boues des stations d'épuration. Techniquement, il est possible d'enfouir de tels résidus dans n'importe quel site d'enfouissement, sous certaines conditions de refroidissement. Pourtant, des études récentes ont montré que des réactions internes exothermiques* (Cf. lexique) pouvaient se dérouler dans ces cendres plusieurs mois après leur enfouissement ⁽¹²⁾. Ainsi, des températures supérieures à 40°C ont été mesurées à la surface des systèmes de confinement pendant près de 15 mois ! Or de telles températures endommagent fortement les membranes polymériques ou produisent des cassures et des fissures dans les barrières argileuses. Si de tels résidus se retrouvaient au contact des systèmes d'isolement dans les bioréacteurs, la chaleur dégagée pourrait entraîner leur perforation et permettre aux lixiviats de se répandre dans les réseaux sous-jacents.

4.4.5 Pas de système de confinement fiable

Finalement, les systèmes de confinement sont conçus pour isoler les déchets et les lixiviats des milieux dans lesquels ils sont enfouis. Les orientations initiales en matière d'enfouissement tendaient vers un assèchement des matières résiduelles afin de limiter la formation des lixiviats. Ainsi, la dégradation se faisait très lentement, les lixiviats étaient formés en plus petites quantités mais l'usure graduelle (et inéluctable) des membranes ou des barrières de protection les rendait tout de même préoccupants. Les bioréacteurs utilisent les mêmes systèmes de confinement. Cependant, les lixiviats formés y sont bien plus volumineux et concentrés, et donc d'autant plus agressifs envers les matériaux d'isolement. De plus, la présence de méthane fortement concentré ou de cendres entraînent une augmentation de la température avec les conséquences que cela peut avoir⁽³⁷⁾. Or, il n'est pas sûr que les matières argileuses ou les membranes polymériques résistent aux composés chimiques présents, à des températures proches de 40°C et sous certaines conditions de pressions. Aussi, des ruptures dans les surfaces d'isolement peuvent apparaître pour différentes raisons. De tels événements auraient des conséquences importantes sur l'environnement, car les liquides formés sont bien plus concentrés et agressifs dans un bioréacteur que dans un site d'enfouissement traditionnel. En fin de compte, le bioréacteur, en dégradant plus rapidement les matières résiduelles, concentre les lixiviats : les risques sont ainsi accentués à court terme au niveau des ruptures ou des perforations dans le système de confinement, avec une probabilité de contamination par un lixiviat plus toxique et corrosif que celui trouvé dans les sites d'enfouissement actuels.

Il est important de préciser que les exigences réglementaires québécoises, en matière de confinement, n'ont pas été élaborées en fonction des procédés de bioréaction et que, de ce fait, elles ne sont peut être pas adaptées à ce mode de gestion et aux conditions chimiques qu'il crée sur les systèmes de confinement.

Aucun système de confinement n'est totalement fiable. Des fissures vont toujours se créer à court ou à long terme, entraînant des fuites de matières résiduelles ou de leurs produits de dégradation. Aussi, si le contrôle des événements chimiques et biologiques à l'extérieur des sites est impossible, il est nécessaire de limiter les risques de l'intérieur, avant rupture des barrières. D'après certains chercheurs, quelles que soient les avancées technologiques ou les améliorations apportées aux matériels de recouvrement des fonds des sites, les métaux lourds pénètrent toujours dans les sols, polluant les terres et les eaux souterraines avoisinantes⁽⁴⁵⁾. Il est donc indispensable de réfléchir avant l'enfouissement : réduire à la source les quantités de déchets enfouis, réutiliser et recycler au lieu de s'en remettre à des technologies qui, quoi qu'il arrive, ne pourront jamais s'affranchir de toutes les éventualités et contraintes liées à l'exploitation des sites d'enfouissement. A cet égard, les bioréacteurs présentent même des risques encore plus grands, car les systèmes de confinement y sont encore plus agressés ou détériorés, et les lixiviats y deviennent plus dangereux.

4.5 - Les émissions atmosphériques

L'enfouissement des déchets est une pratique qui produit, à court et à long terme, des gaz à effet de serre. En effet la décomposition des fractions organiques des résidus produit du dioxyde de carbone et du méthane, ainsi que de nombreux autres composés chimiques volatils* (Cf. lexique). En plus des risques sanitaires potentiels de ces gaz, d'autres problèmes existent comme les risques d'incendies ou d'explosions, les dommages sur la végétation, les odeurs déplaisantes...

4.5.1 - Données actuelles

En 1996, Israël dresse l'inventaire des émissions et des captages anthropiques de gaz à effet de serre dans les secteurs de l'énergie, des procédés industriels, de l'agriculture, des forêts et des déchets ⁽⁴⁶⁾. Seuls les gaz à effet de serre direct, dioxyde de carbone, méthane et dioxyde d'azote, sont étudiés et ils sont convertis en équivalent de CO₂ (éq.CO₂) pour leur « Potentiel de Réchauffement Climatique ». Le CO₂ émis par les énergies fossiles est, de loin, la plus importante source, avec 50 millions de tonnes relarguées en 1996. Mais la contribution du méthane produit lors de la décomposition des déchets arrive en seconde position avec 8 millions de tonnes d'équivalent de CO₂ (Mt.éq.CO₂). Dans une autre étude ⁽²⁾, les émissions globales de gaz à effet de serre, en Australie, sont estimées à 460 millions de tonnes de CO₂ en 1998. L'immense majorité provient de l'utilisation des énergies fossiles, mais environ 3,4% sont issus du secteur des déchets, principalement lors de la décomposition anaérobie des déchets. Malgré les efforts de recyclage, le papier représente 10% du total des déchets enfouis. Ces deux études font remarquer que l'enfouissement des déchets est la méthode de gestion des déchets la plus utilisée au monde et que cette pratique entraîne la production de CO₂ et CH₄, responsables pour une part non négligeable de l'effet de serre.

Pour le Québec, entre 1990 et 2000, les émissions de gaz à effet de serre ont augmenté de 2,3%, avec une augmentation de 6% de la population ⁽⁴⁷⁾. Ainsi, les émissions sont passées de 86.36 Mt.éq.CO₂ à 88.34 Mt.éq.CO₂, en 10 ans. En fait, c'est le secteur de l'énergie qui est responsable de la plus grande partie de ces émissions, soit 70.91%, les déchets ne comptant que pour 5,84% des émissions de gaz à effet de serre. En y regardant de plus près, les productions issues de l'enfouissement des déchets ont même diminué de 13.3% en 10 ans, bien que la quantité de résidus enfouis ait augmenté de 38% ⁽⁴⁷⁾. Ceci est dû à la combustion actuelle, avec ou sans récupération d'énergie, des biogaz émis sur certains sites.

4.5.2 - Formation et composition des biogaz

La décomposition des matières organiques se déroule en plusieurs étapes, qui produisent et relarguent dans le milieu ambiant des quantités importantes de biogaz : dioxyde de carbone, méthane, mais aussi des dizaines d'autres composés traces pouvant être dangereux pour l'environnement.

Durant le remplissage des cellules, les mécanismes aérobies démarrent grâce à la présence de l'oxygène de l'air situé dans les espaces vides ⁽²⁴⁾. Cela forme du dioxyde de carbone, de l'eau et des sous produits. Le CO₂ est produit aussi rapidement que l'O₂ est consommé. Donc après une courte phase de décomposition aérobie, un milieu majoritairement anaérobie est créé. Cette tendance est confirmée dans d'autres travaux, avec par exemple, le pourrissement du papier dans les sites d'enfouissement, qui suit aussi une dégradation aérobie dégageant du CO₂ pour ensuite subir un procédé anaérobie ⁽²⁾.

Pendant le cycle de fermentation des matières putrescibles, les biogaz formés sont constitués à 90% de CO₂ et de CH₄. S'y trouvent également d'autres gaz qui proviennent des conditions aérobies initiales, de la diffusion de l'air atmosphérique ou de l'intrusion d'air lors de la captation du méthane, par un phénomène de pression négative. Hormis le méthane et le dioxyde de carbone, d'autres gaz potentiellement dangereux sont aussi émis par les sites d'enfouissement. Des composés traces et des hydrocarbures sont également présents, dont certains sont toxiques même à très faible concentration, et peuvent affecter les populations microbiologiques et limiter finalement la production du méthane. Ainsi de 0.4 à 1 g/m²/jour de composés organiques volatils (C.O.V.) sont émis dans un site. La formation de ces composés est due à la présence de certains déchets mais également à plusieurs réactions biochimiques. Ces gaz présentent des risques sanitaires importants (cancers) et contribuent à la formation d'ozone. De plus, ils peuvent inhiber la production de méthane et corroder les équipements de captage ⁽²⁴⁾.

Depuis 1995, les décrets accompagnant les certificats d'autorisation des nouveaux L.E.S. ⁽³⁸⁾ incitent les promoteurs à capter et brûler les gaz formés dans un site d'enfouissement. En effet, certaines études ont mis en évidence des émissions entre 400 et 1200 kg/m²/jour, de méthane s'il n'y a pas de captation ⁽²⁴⁾. Cette dernière a permis, on l'a vu, de réduire considérablement les émissions de méthane. Mais environ 25% des biogaz sont finalement émis dans l'atmosphère au travers des imperfections des systèmes de captage ou de recouvrement ⁽⁴⁸⁾. Ceci dit, la dégradation du méthane par certaines bactéries présentes dans ces milieux peut diminuer cette émission, en oxydant le méthane par du dioxygène (O₂) pour produire du CO₂ et dégager de la chaleur, ce qui nuit toutefois grandement à la vie végétale en surface. Enfin, il est important de rappeler que, comme lors de la dégradation microbiologique, la combustion des biogaz permet de dégrader le méthane mais qu'elle produit finalement du dioxyde de carbone.

Les matériaux comportant du mercure retrouvés dans les sites d'enfouissement proviennent de différentes sources incluant les lampes à néon, les piles, les interrupteurs électriques, les thermomètres et les déchets en général. Malgré la haute volatilité des composés méthylés du mercure, leur persistance et leur toxicité, l'incidence du mercure dans les L.E.S. n'a pas été entièrement étudiée. Toutefois, d'après des études récentes, les sites d'enfouissement favorisant la production de méthane, par le biais des bactéries anaérobies, entraînent une production accrue des composés méthylés du mercure, composés reconnus comme étant hautement toxiques ⁽⁴⁹⁾. Dans des sites d'enfouissement en Floride, la quantité de mercure totale rejetée dans l'atmosphère a été mesurée entre 3 et 6 mg par heure ⁽⁴⁹⁾. Des monométhyles mercures et des diméthyles mercures ont aussi été trouvés dans les biogaz avant combustion des gaz, dans des quantités de l'ordre du microgramme par heure. Ces résultats peuvent expliquer la présence du monométhyle mercure dans les précipitations atmosphériques et identifient les sites d'enfouissement comme des sources d'émissions de diméthyle mercure dans l'air. En effet, les systèmes de captation n'étant jamais totalement efficaces ⁽⁴⁸⁾, des volumes de gaz contenant ces fractions organiques de mercure peuvent s'échapper sans être incinérées dans les torchères ou les récupérateurs d'énergie.

Les odeurs sont surtout dues à la présence de faibles concentrations de constituants odorants (esters, sulfures d'hydrogène, organosulfures, alkylbenzènes, limonènes et autres hydrocarbures) dans les gaz émis dans l'atmosphère. L'intensité de ces odeurs dépend de la concentration de ces constituants. Celle-ci varie en fonction de l'avancement de la décomposition des déchets et de la population bactérienne présente. Parmi les composés émis, certains sont toxiques, mais ils sont plus perçus comme des nuisances olfactives ⁽²⁴⁾. L'étendue de la migration de ces gaz dépend des conditions climatiques (vent, précipitation, pression et température).

4.5.3 - Les bioréacteurs

Le principe d'un bioréacteur repose sur une dégradation accélérée des déchets par recirculation des lixiviats. Aussi, cela entraîne une production accélérée des biogaz. Par rapport aux obligations actuelles de captation et de combustion des biogaz formés, les bioréacteurs n'offrent aucune amélioration au niveau des émissions atmosphériques puisque la même quantité de gaz à effet de serre sera finalement émise dans l'atmosphère par le site d'enfouissement ⁽²⁹⁾. Cela vient du fait que la dégradation des matières résiduelles va produire la même quantité de biogaz au final, car elle implique les mêmes réactions biochimiques et l'utilisation des mêmes systèmes de captage des gaz dans les deux cas. En fait, au niveau des émissions indirectes, comme par exemple celles des camions apportant les déchets, les chiffres sont plus conséquents lors de l'utilisation de la bioréaction puisque cette dernière permet d'enfouir plus de déchets dans un même espace. Globalement, à court terme, les bioréacteurs entraînent donc une aggravation des émissions de gaz à effet de serre par rapport aux sites traditionnels.

Une autre différence majeure apparaît entre les sites d'enfouissement de matières résiduelles traditionnels et les bioréacteurs. Ces derniers cherchent à accélérer la dégradation des matières organiques, et donc concentrent la production de méthane ⁽⁴⁾. Il est pourtant bien connu que ce gaz est fortement explosif et qu'il est extrêmement difficile de maîtriser les flux gazeux sur des surfaces aussi grandes. Des poches explosives peuvent apparaître à l'intérieur du site ou même en dehors du périmètre d'exploitation. De nombreux incidents ont déjà été observés par le passé ⁽²⁴⁾. A cela se rajoute le risque d'incendie lorsque des poches d'air sont créées lors de la captation importante des gaz, de la formation de fissures dans les systèmes d'isolement ou en cas de fortes variations de températures, même si la forte humidité des bioréacteur devrait permettre de limiter ce problème.

La présence de ces gaz a aussi d'autres conséquences plus insidieuses : ils gênent ou inhibent la croissance des végétaux en surface des sites tant que des dégagements sont observés. Si les sites d'enfouissement traditionnels limitent pendant plusieurs années la réintroduction de végétaux en surface, les bioréacteurs, qui offrent des productions plus concentrées pendant des temps moins longs, permettent une végétalisation plus rapide en surface.

Les problèmes d'odeurs liés au bioréacteur sont les mêmes que ceux des sites d'enfouissement traditionnels et pourraient même être amplifiés en raison de la dégradation accélérée des matières organiques, accompagnées d'un pourrissement plus rapide et d'une quantité de gaz odorants émise plus concentrée ⁽⁴⁾.

4.5.4 - Constat au niveau des émissions atmosphériques

Au final, bien peu d'améliorations sont apportées par les bioréacteurs au niveau des émissions atmosphériques. Ainsi, la végétalisation des sites peut s'y faire plus rapidement. Par contre, les émissions de méthane et de dioxyde de carbone ne sont pas diminuées mais concentrées dans le temps, créant des risques d'explosion ou d'incendie ; les composés traces s'échappant des systèmes de captation sont identiques à ceux des sites actuels mais ils sont plus concentrés ; les problèmes d'odeurs devraient être amplifiés, car les composés volatils émis seront eux aussi plus concentrés. Il n'y a donc pas de gain environnemental et certains scientifiques vont même jusqu'à comparer les bioréacteurs à des incinérateurs au niveau des rejets totaux ⁽¹³⁾. Même, à court terme, les rejets de gaz à effet de serre sont plus importants que dans les sites traditionnels.

4.6 - La récupération d'énergie

La récupération d'énergie au travers de la combustion des gaz émis par les sites d'enfouissement ne se fait qu'à de faibles rendements, mais elle est peu chère, et peu controversée, bien qu'elle n'offre pas de gain environnemental très important ⁽²⁾. En effet, il y a déjà obligation, au Québec, depuis une dizaine d'années, de capter et de brûler les biogaz produits, pour les nouveaux L.E.S. Donc, comme il a été dit dans le chapitre 4.4, la captation des gaz proposée par les promoteurs de la bioréaction, n'apporte pas de gain environnemental par rapport aux obligations actuelles. Le méthane émis, s'il est en partie détruit par combustion, est transformé en dioxyde de carbone. Cette combustion est exothermique et dégage donc de la chaleur qui, une fois captée, peut permettre de produire, à faible rendement, de l'électricité.

4.6.1 - Des rendements difficiles à évaluer

Les rendements de production de gaz représentent la quantité totale de gaz produite par unité de déchets solides à travers la durée de production de gaz du site d'enfouissement. Les estimations théoriques portent soit sur une réaction de méthanogénèse globale (approche stoechiométrique), soit sur les taux de biodégradabilité différents selon les composés (approche de biodégradabilité). Ces deux méthodes ne permettent qu'une approche générale pour une estimation des potentiels de production de biogaz. Elles ne prennent pas en compte de nombreux facteurs comme les avancements de dégradation aérobie ou anaérobie, les limitations en nutriments, les inhibitions biologiques, les interactions physico-chimiques et les besoins pour la synthèse bactérienne.

De façon plus pratique, des mesures de taux de production des gaz ont été faites dans des réacteurs de laboratoire, des simulateurs de dépotoirs (lysimètres) ou dans des cellules expérimentales. Ainsi très peu de données existent pour des sites à grande échelle, sur lesquels de nouveaux facteurs entrent en jeu : variations climatiques ou événements opérationnels. De plus, les protocoles de collecte de données ne sont pas uniformes et pas toujours fiables, et les degrés de maturation peuvent être différents selon les périodes de suivi. En fait, la comparaison des estimations théoriques et des valeurs expérimentales montre que les théories prévoient toujours des taux supérieurs à ceux observés, car elles partent du principe que la dégradation est complète. Les réacteurs de laboratoire ont des conditions de développement optimisées, ce qui rend leur taux de production de gaz plus importants que pour les lysimètres ou les cellules expérimentales. Ces dernières peuvent être utilisées pour évaluer les effets des différentes méthodes opérationnelles (compaction, irrigation, recirculation, recouvrement, inoculum...). En fait, des mesures directes sur les sites d'enfouissement donnent des valeurs comprises entre 1 et 14 m³ de biogaz par tonne de résidu sec enfoui, chaque année. Les valeurs des études expérimentales varient entre 0 et 488 m³/t/an ! ⁽¹³⁾ Dans les sites actuels, ces mesures dépendent des conditions d'anaérobiose du système, ce qui inclut les caractéristiques des déchets, le taux d'humidité, la température, le pH, la disponibilité des nutriments et des microbes, et la présence d'inhibiteurs. L'influence de toutes ces variables a été sujette à de nombreux travaux. Cependant, il est très difficile de les étudier séparément. De plus, la variabilité extrême des déchets enfouis et des conditions opérationnelles a donné des résultats parfois contradictoires. Il est donc très incertain d'extrapoler ces valeurs pour des sites à plus grande échelle.

4.6.2 - La valeur énergétique des biogaz

Plus qu'une opportunité, la récupération d'énergie par captage des biogaz est une nécessité au regard des risques d'inflammabilité et d'explosion que le méthane présente, mais surtout en raison de la quantité non négligeable de gaz à effet de serre qu'ils contiennent. Les phénomènes de diffusion leur permettent de se répartir dans tout le volume de déchets bien que les différences de pression les concentrent en certains endroits et que ces mouvements diffusent parfois le méthane en dehors des limites des sites. Ils dépendent des propriétés physiques des gaz et de leur taux de production, ainsi que de la perméabilité des déchets, de la température, de l'humidité, des sols et de la pression.

Les biogaz émis par les sites d'enfouissement contiennent du méthane et du dioxyde de carbone. La concentration de méthane peut représenter plus de 50% de ces gaz sur l'ensemble des puits de captation ou du réseau de collecte. Ces biogaz peuvent être utilisés pour produire de l'électricité dans des moteurs à combustion interne, mais ces derniers ont besoin d'une concentration minimale de méthane ⁽³⁷⁾. Ainsi, seuls les biogaz des puits comportant plus de 40% de méthane peuvent être utilisés. Les biogaz restants ne peuvent être qu'utilisés dans des générateurs thermiques à moins qu'ils ne soient purifiés ⁽³⁷⁾. Par contre, en raison des variations de composition des déchets et des différentes activités microbiologiques, les productions de biogaz ne sont pas constantes à l'année sur l'ensemble des sites. De plus, des combustions incomplètes du méthane forment des monoxydes de carbones (CO), composés toxiques à haut pouvoir de réchauffement climatique.

4.6.3 - Une source énergétique peu intéressante et non environnementale

De manière générale, l'énergie récupérée se fait dans de faibles rendements. Ajoutons à cela les 25% de biogaz émis dans l'atmosphère (avec tous les composés qu'ils peuvent comporter, Cf. Chapitre IV-5), la perte de la valeur des matières biodégradées (rendues inutilisables, car mêlées à des déchets non dégradés et contenant des métaux temporairement stabilisés), l'augmentation du trafic de camions lié à l'apport des déchets sur les sites. Au final, en comparaison à d'autres sources plus écologiques comme les éoliennes ou les piles photovoltaïques, la production d'énergie à partir des biogaz n'est tout simplement pas intéressante au niveau environnemental. La captation et la combustion du méthane sont toutefois un mal rendu nécessaire par des pratiques d'élimination pêle-mêle des déchets, qui sont incompatibles avec une gestion écologique des matières résiduelles.

4.7 - Des avantages environnementaux ?

Après avoir étudié et analysé l'ensemble des paramètres qui concernent les bioréacteurs, aérobies ou anaérobies, leurs aspects environnementaux semblent assez peu convaincants. En retraçant tous les points abordés :

- les impacts atmosphériques sont identiques, ou pires, que ceux déjà observés sur les sites avec confinement et captation des biogaz ;
- les problèmes d'odeurs menacent d'être bien plus conséquents pour les riverains qu'ils ne le sont déjà avec les sites d'enfouissement traditionnels procédant à une captation des biogaz ;
- au niveau de la protection des réseaux hydrauliques souterrains et des sols, les risques de pénétration des lixiviats chargés en de nombreux polluants sont importants ;
- les systèmes de confinement sont très fragiles et d'autant plus dans les bioréacteurs qui produisent de grandes quantités de lixiviats concentrés et agressifs, à des températures élevées ;
- le tassement observé n'apporte pas d'amélioration « écologique », mais, au contraire, il permet d'enfouir une plus grande quantité de déchets dans un même volume, en créant des risques d'effondrements et de ruptures des systèmes de captation ;
- l'hétérogénéité et la variabilité des déchets entraînent des décompositions irrégulières dans le volume total de résidus enfouis ;
- les déchets ne sont pas complètement stabilisés, car des métaux lourds se retrouvent fixés temporairement dans la masse de déchets et certains composés organiques persistent ;
- une fois que les procédés de bioréaction ont eu lieu, les matériaux dits « stabilisés » formés présentent des risques de rejet de polluants
- les composés organiques dégradés sont mélangés à d'énormes quantités de déchets non dégradés : la matière organique est inutilisable.

Les bioréacteurs continuent d'encourager l'enfouissement pêle-mêle des déchets et ne peuvent pas être installés en parallèle de plate-formes de compostages car ils ont besoin des matières organiques pour fonctionner. Aucun entrepreneur ne peut affirmer pouvoir établir une usine de triage des matières organiques avant de recourir à l'enfouissement dans les cellules de bioréaction, car cela annihilerait le fonctionnement des bioréacteurs.

Selon la plupart des scientifiques, l'utilisation des « dry tomb » (cellules asséchées) où le confinement était le plus serré possible et où toutes les sources d'humidité étaient évitées afin de limiter la décomposition des déchets, n'était pas une solution écologiquement viable, surtout dans le long terme. Les bioréacteurs utilisés dans la gestion des déchets concentrent tous les problèmes des sites actuels sur une période plus courte mais n'en règlent aucun.

5 - CONCLUSIONS

5.1-Peu d'études à grande échelle et des tests à observer attentivement

Il convient tout d'abord de noter que sur les quelques articles préconisant l'utilisation de la bioréaction pour dégrader les déchets, très peu portent sur des sites d'enfouissement en grandeur réelle, mais ils s'intéressent à des volumes de déchets de quelques mètres cubes voire de quelques décimètres cubes. De façon plus pratique, les mesures de taux de production des gaz sont faites dans des réacteurs de laboratoire, des simulateurs de dépotoirs (lysismètres) ou dans des cellules expérimentales. Si des tests y sont menés dans des conditions paramétrées, mesurées et contrôlées ⁽²⁶⁾, la recirculation des lixiviats et la captation des biogaz sont bien plus délicats dans un site d'enfouissement de déchets de plusieurs millions de tonnes de matières résiduelles ! Aussi, bien souvent, les problèmes de confinement ne sont pas abordés, l'existence d'une stabilisation partielle n'est même pas décrite et les rejets dans les milieux sont occultés. Et encore, les effets indirects ne sont pas non plus pris en compte ⁽⁵⁰⁾.

Certains chercheurs n'hésitent pas à avertir les entrepreneurs du manque de recul pour cette technologie ⁽¹³⁾ et sur la nécessité de réaliser plusieurs tests sur des vrais sites d'enfouissement accueillant des déchets non triés, comme c'est le cas actuellement. En effet la plupart des travaux se font sur des déchets triés ⁽¹⁹⁾, qui ne sont constitués que de matières organiques, ce qui ne reflète en rien la réalité. Il est même probable que la bioréaction, à grande échelle, mette des années avant d'entraîner une biodégradation, si elle a vraiment lieu !

5.2 La bioréaction : une technologie risquée

Après avoir discuté de l'ensemble des aspects environnementaux, il ressort que les bioréacteurs n'offrent pas de solutions, mais qu'au contraire, ils posent de nouveaux problèmes. Les imperfections des systèmes de récupération des biogaz, les importantes variations des productions gazeuses en qualité et en quantité en raison de l'extrême hétérogénéité des déchets enfouis, ou les émissions avant recouvrement final, font de la captation des biogaz une technologie de production d'énergie risquée, dont les effets indirects restent problématiques. Sans parler des nombreux autres composés qui peuvent être trouvés dans les biogaz. De plus, le fait que la dégradation des matières organiques soit accélérée n'offre qu'un avantage économique aux promoteurs, car ils peuvent enfouir de plus grandes quantités de déchets au cours d'une même période. Le « traitement » *in situ* des lixiviats laisse un risque important de pollution des milieux environnants dans les décennies qui suivent la fermeture des sites. Il est également intéressant de se demander quelles seront les sources de liquides nécessaires à l'initialisation des bioréacteurs. Le problème du confinement est encore plus inquiétant que pour les sites d'enfouissement traditionnels, car une fuite dans les premières années d'opérations laisserait passer un lixiviat très dangereux pour l'environnement. Enfin au niveau des matières organiques, l'utilisation des bioréacteurs rentre en compétition avec les composteurs : ces derniers permettent toutefois de réutiliser la matière organique, en produisant moins de gaz à effet de serre.

Il ne faut surtout pas mettre de côté le fait que les « bioréacteurs », en matière de gestion des déchets, sont conçus pour perpétuer l'enfouissement massif et pêle-mêle des matières résiduelles, dans une logique d'économie de marché. Ils favorisent donc une surexploitation des ressources et un gaspillage de celles-ci, tout en offrant aucun argument réel d'amélioration au niveau des impacts environnementaux, bien au contraire.

6 - BIBLIOGRAPHIE

1. Recyc-Québec. « Bilan 2000 de la gestion des matières résiduelles au Québec ». Tableau 3, p.3.
2. « Waste management options to reduce greenhouse gas emissions from papers in Australia » ; J. G. Pickins, S.T.S. Yuen, H.Hennings ; *Atmospheric environment*, 36, (2002) ,741-752.
3. « Changes in product formation and bacterial community by dilution rate on carbohydrate fermentation by methanogenic microflora in continuous flow stirred tank reactor » ; Y. Ueno et al. ; *Appl. Microbiol. Technol.*, 57, (2001), 65-73.
4. « Degradation of unsorted municipal solid waste by a leach-bed process » ; S. Chugh et al. ; *Bioresource Technology*, 69, (1999) , 103-115.
5. « Long-term behaviour of PVC products under soil-buried and landfill conditions » ; I. Mersiowsky, R. Stegmann, J. Ejlertsson ; *21th PVC Brighton Conf.*, (1999), 132-141. (Abstract).
6. « Diversion from landfill : mechanical recycling of plastics from materials recovery facilities and from schredder residue » ; R. Hooper, A.K.N. Potter et M.M. singh ; *GC perspective*, 2001.
7. « Application of Strontium Isotopes for tracing landfill leachate plumes in groundwater » ; J.D.Vilomet et Al ; *Env. Sci. Technol.*, 35, (2001) ,4675-4679.
8. « Plants as biomarkers for monitoring heavy metal contaminants on landfill sites using sequential extraction and inductively coupled plasma atomic emission spectrophotometry (ICP-AES) » ; A.P. Murphy, M. Coudert et J. Barker. ; *J. Environ. Monit.*, 2, (2000) , 621-627.
9. « Effect of heavy metals on the growth of a methanogen in pure culture and coculture with a sulfate-reducing bacterium » ; K. Mori et al. ; *Journal of bioscience and bioengineering*, 90(3), (2000), 260-265.
10. « The effect of flow-through leaching on the diffusivity of heavy metals in stabilized/solidified wastes » ; C.S. Poon, Z.Q. Chen et O.W.H. Wai ; *Journal of hazardous Materials*, B81, (2001), 179-192.
11. « Arsenic and heavy metals in leachate from a real landfill and a laboratory landfill » ; E. Beccaloni et al. ; *Ann. Chim. (Rome)*, 90(11-12), (2000), 629-636. (Abstract).
12. « Temperature development in a modern municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash landfill with regard to sustainable waste management » ; R.Klein et al. ; *Journal of Hazardous Materials*, B83, (2001), 265-280.
13. « Sustainable landfill - possibility or pipe-dream ? » ; K. Westlake ; *Waste Management & Research*, 15, (1997) 453-461.
14. « Containment landfills : the myth of sustainability » ; A. Allen ; *Engineering Geology*, 60, (2001) , 3-19.

15. « Evaluation of methanogenic activities during anaerobic digestion of municipal solid waste » ; A. Nopharatana et al. ; *Bioresource Technology*, 64, (1998), 169-174.
16. « Operational characteristics and enhanced bioreduction of municipal waste landfill mass by a controlled aerobic process » ; W.H. Jonhson, J. Baker ; *SWANA's Annu. Landfill Symp.*, 4th, (1999) , 127-141.
17. « Florida bioreactor landfill demonstration project » ; D.B. Reinhart, T. Townsend, J. Bower ; *5th SWANA's Proc. Annu. Landfill Symp.*, (2000), 155-163.
18. « Innovative landfill gas control using an aerobic landfill system » ; M. Hudgins, L. Green. ; *22 nd Proc. SWANA's Annu. Landfill Gas Symp.*, (1999), 187-197.
19. « Influence of phase separation, leachate recycle and aeration on treatment of municipal solid waste in simulated landfill cells » ; D.M. O'Keefe et D.P. Chynoweth ; *Bioresource technology*, 72, (2000), 55-66.
20. « Long-term operation of slurry bioreactor for decomposition of food wastes » ; J.I. Park, Y.S. Tun et J.M. Park ; *Bioresource Technology*, 84, (2002), 101-104.
21. « Estimation of viable biomass in aerobic biodegradation processes of organic fraction of municipal solid waste (MSW) » ; E. Liwarska-Bizukojc, S. Ledakowicz ; *Journal of Biotechnology*, 101, (2003), 165-172.
22. « Stability and quality of municipal solid waste compost from a landfill aerobic bioreduction process » ; K.C. Das et al. ; *Advances in Environmental Research*, 6, (2002), 401-409.
23. « Landfill bioreactor cells as ecofilters for extraction of bio-energy and nutrients from solid wastes » ; T. Bramryd, M. Binder ; *The environmentalist*, 21, (2001), 297-303.
24. « Environmental Impacts of Solid Waste Landfill » ; M. El-Fadel, A.N. Findikakis, J. Leckie ; *Journal of Environmental Management*, 50, (1997) 1-25.
25. « Water balance comparison between a dry and a wet landfill - a full scale experiment » ; S.T.S. Yuen et al. ; *Journal of hydrology*, 251, (2001) , 29-48.
26. « Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation » ; I. San , T.T. Onay; *Journal of Hazardous Materials*, B87, (2001) , 259-271.
27. « Bioreactor landfill : cheaper for MSW disposal ? » X. Xu, V. Rudolph et P.F. Greenfield ; *Sustainable Energy Environ. Technol., Proc. Asia-Pac. Conf., 3rd, Meeting*, (2000), 381-386. (Abstract).
28. « Proposed design guidelines for effective leachate recirculation at landfill bioreactors » ; J. A. Banks, R. B. Gardner ; *4th SWANA's Annual Landfill Symposium*, (1999), 101-115.
29. « Developments of bacterial population and methanogenic activity in a laboratory-scale landfill bioreactor » ; J. Lay, Y. Li et T. Noike ; *Water research*, 32(12), (1998), 3673-3679.

30. « Effect of mass transfer on concentration wave propagation during anaerobic digestion of solid waste » ; V.A. Vavilin, M.Y. Shchelkanov, S.V. Rytov ; *Water Research*, 36, (2002), 2405-2409.
31. « Microbial degradation of simulated landfill leachate : solid iron/sulfur interactions » ; L.G. Kennedy et J.W. Everett ; *Advances in Environmental Research*, 5, (2001), 103-116.
32. « Energy recovery from grass using two-phase anaerobic digestion » ; H.W. Yu et al. ; *Waste management*, 22, (2002), 1-5.
33. « Heavy metal speciation in the composting process » ; G.M. Greenway, Q.J. Song ; *J. Environ. Monit.*, 4, (2002) ,300-305.
34. « Origin of groundwater in bioreactor waste sites » ; G. Doberl et T. Lahner ; *Wien. Mitt. : Abteilung Abfallwirtschaft*, 162, (2000), 9-29.(Abstract).
35. « Long-term assessment for the leachate release of heavy metals from municipal solid waste incineration ash monofills » ; G. Hirschmann, U. Forstner ; *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* ; 28(5), (2000), 262-271. (Abstract).
36. « Waste management : Bioreactor landfills - experimental and field results » ; Mostafa Warith ; *Waste Management*, 22(1), (2002), 7-17.
37. « Sanitary landfill energetic potential analysis : a real case study » ; U. Desideri et al. ; *Energy conversion & management*, 44, (2003), 1969-1981.
38. Gouvernement du Québec. 2000. « Projet de règlement sur l'élimination des matières résiduelles ». *Gazette officielle du Québec*, 25 octobre 2000, 132^e année, n°43, p. 968-975.
39. « Characteristics of different molecular weight fractions of organic matter in landfill leachate and their role in soils sorption of heavy metals » ; N. Callace et al. ; *Environmental pollution*, 113, (2001) , 331-339.
40. « Biogeochemistry of landfill leachate plumes » ; T. H. Christensen et al. ; *Applied Geochemistry*, 16(7-8), (2001) , 659-718.
41. « In situ nitrogen management in controlled bioreactor landfills » ; T.T. Onay, F.G. Pohland ; *Water Research*, 32(5), (1998) 1383-1392.
42. « Enhancing *in situ* degradation of residual chemicals in groundwater near a closer waste disposal cell » ; S.D. Warner et al. ; *WASTECON 1999, 37th SWANA's Annual Intern. Solid Waste Exposition*, (1999), 197-208. (Abstract).
43. « Chemical characterization of a municipal landfill and its influence on the surrounding estuarine system, south central Chile » ; H.Palma-Fleming et al. ; *Bol. Soc. Chil. Quim.*, 45(4), (2000), 551-561. (Abstract).
44. « The qualification of bentonite as a soil sealant » ; G.R. Alther ; *Engineering Geology*, 23(3-4), (1987), 177-191.
45. « Compartments for the management of municipal solid waste » ; S. Kaoser, S. Barrington, M. Elektorovitch ; *Soil Sediment Contam.*, 9(5), (2000), 503-522. (Abstract)

46. « Inventory of emissions of greenhouse gases in Israël » ; J. Koch, U. Dayan et A. Mey-Marom ; *Water, Air, and Soil Pollution*, 123, (2000), 259-271.
47. Données sur internet récupérées en ligne le 01/04/03, dans l' « Inventaire des Gaz à Effet de Serre de 1990 à 2000 », du Ministère de l'Environnement du Québec, par Environnement Québec, paru en septembre 2002 :
« <http://www.menv.gouv.qc.ca/air/changement/ges/index.htm> ».
48. « Emission factor documentation for AP-42 section 2.4. Municipal solid waste landfills ». Révisé. Office of Air Quality Planning and Standards. Office of Air and Radiation. U.S. Environmental Protection Agency. (Août 1997).
49. « Methylated mercury species in municipal waste landfill gas sampled in Florida, USA » ; S.E. Lindnerg et al. ; *Atmospheric environment*, 35, (2001), 4011-4015.
50. « Including indirect environmental impacts in waste management planning » ; M.L. Södermann ; *Resources Conservation & Recycling*, (2003) 1-29.