Les dévelopements technologiques récents dans l'opération des sites d'enfouissement sanitaire des déchets solides

Mémoire présenté au
Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE)

dans le cadre du
Projet d'agrandissement du site d'enfouissement sanitaire de Lachenaie
(Usine de triage Lachenaie inc.)

par

Réjean Samson, Ph.D.
Titulaire principal
Chaire industrielle CRSNG sur les bioprocédés d'assainissement des sites
École Polytechnique de Montréal
C.P. 6079 succ. Centre-ville
Montréal, H3C 3 A7

le 2 mars 1995

Table des matières

1- Résumé 3

2- L'importance du développement technologique en matière de gestion des sites d'enfouissement sanitaire des déchets solides 3

3- Les développements technologiques récents 6

3.1- Extraction et valorisation du biogaz 7
3.2- L'optimisation microbiologique ou stabilisation accélérée des déchets 8
3.3- Recyclage et traitement en bioréacteur des composés biodégradables 12
3.4- Valorisation des eaux de lixiviation 14

4- Le concept de centre intégré de gestion des déchets solides 17

5- Le développement technologique et la R&D chez Usine de triage Lachenaie inc. 19

6- Références citées 20

7- Annexe : Principe théorique de la digestion anaérobie 22
7.1- Microbiologie de la digestion anaérobie 23
7.2- Les facteurs environnementaux impliqués en digestion anaérobie 24
7.3- La digestion anaérobie pour la détoxication des polluants 28

1-Résumé

Ce mémoire décrit les grandes tendances technologiques en matière de gestion des sites d'enfouissement sanitaire et démontre que la mise en place de ces nouvelles technologies résultera en une opération viable du côté environnemental. Par ailleurs, ce mémoire se veut un appui à la proposition d'Usine de triage Lachenaie en ce qui concerne la mise en place d'un centre innovateur dans la domaine de la gestion des déchets.

Au cours des dernières années, il y a eu beaucoup de recherche et de développement en ce qui concerne les nouvelles technologies de gestion des déchets. L'un des secteurs de recherche qui a le plus progressé est le secteur des biotechnologies environnementales. Ces technologies permettent d'ores et déjà de mettre en place commercialement des procédés innovateurs du point de vue environnemental et nous permettent d'entrevoir d'ici l'an 2000 une industrie de la gestion des déchets basée sur le développement durable.

Ces procédés basés sur la biotechnologie permettront de traiter efficacement la fraction biodégradable des déchets, d'accélérer le processus de stabilisation des cellules d'enfouissement, de réduire les odeurs, d'augmenter la récupération énergétique des déchets, de traiter efficacement les lixiviats, de réduire la toxicité et la pathogénicité des lixiviats et de réduire la quantité de boue. Par ailleurs, le concept de centre intégré de gestion des déchets inspiré du concept de développement durable deviendra très bientôt une réalité dans la gestion des sites d'enfouissement sanitaire. Ce concept implique que les extrants de chacune des technologies sont recyclés à l'intérieur du centre. Les centres qui se seront dotés d'usines de traitement des eaux de lixiviation et d'infrastuctures pour la gestion des sols ainsi que pour les déchets solides compostables et non compostables pourront intégrer leurs opérations de façon à recycler les sous-produits des procédés de traitement et les sources énergétiques.

L'usine de triage Lachenaie (UTL) propose un plan d'agrandissement qui intègre plusieurs des technologies discutées dans ce mémoire et en ce sens cette entreprise est très novatrice. Cette initiative ne peut qu'être applaudie. Par ailleurs, la compagnie UTL est très sérieuse en recherche et développement ce qui

éventuellement lui permettra de mettre en place des technologies très saines du point de vue environnemental.

2- L'importance du développement technologique en matière de gestion des sites d'enfouissement sanitaire des déchets solides

La disposition des déchets urbains constitue l'un des principaux problèmes auxquel les sociétés modernes devront faire face au cours de la décennie. Les endroits disponibles pour l'installation de sites d'enfouissement sanitaire près des villes se font de plus en plus rares et même si un site répond aux normes hydrogéologiques, il y a une forte opposition de la part des groupes environnementaux. Les gouvernements et les entreprises sont à la recherche de nouvelles technologies qui permettraient de réduire la quantité de déchets produits (recyclage) et qui pourraient éventuellement réduire l'enfouissement. Il apparaît toutefois que les alternatives étudiées (compostage, pyrolyse et incinération) sont en moyenne 65% plus coûteuses que l'enfouissement (Senior and Balba 1989). Le compostage pour sa part offre une solution intéressante et économiquement viable pour ce qui est de la partie biodégradable des déchets. Toutefois il est essentiel de mettre en place un système de cueillete sélective des déchets et de recyclage de la matière inerte (verre et plastique). Pour être économiquement viable l'incinération et la pyrolyse doivent s'appliquer à de grandes agglomérations. Ces procédés occasionnent d'autres problèmes, notamment la pollution de l'air et la production de cendres riches en métaux toxiques. La présence dans les déchets industriels de contaminants toxiques est aussi un problème qui restreint l'utilisation de procédés thermiques. En effet une combustion des déchets solides à trop faible température ou mal contrôlée occasionne la formation de composés extrêmement toxiques tel les dioxines et furannes.

Au cours des dernières années, il y a eu beaucoup de recherche et de développement en ce qui concerne les nouvelles technologies de gestion des déchets. L'un des secteur de recherche qui a le plus progressé est le secteur des biotechnologies environnementales. Le développement des biotechnologies permet d'ores et déjà de mettre en place commercialement des procédés innovateurs du point de vue environnemental. Les biotechnologies d'assainissement s'appliquent déjà et continueront de s'appliquer à toute une

variété d'activités environnementales notamment, le compostage, le traitement des sols et sédiments contaminés, l'assainissement des eaux, et la gestion des cellules d'enfouissement sanitaire des déchets solides. Les biotechnologies appliquées à la gestion des déchets sont très prometteuses et nous permettent d'entrevoir d'ici l'an 2000 une industrie de la gestion des déchets solides basée sur le développement durable.

Actuellement les compagnies et gouvernements impliqués dans la construction, l'opération et la réglementation des sites d'enfouissement sanitaire sont à la recherche de solutions pour réduire la pollution associée à la production de gaz et de lixiviats. On désire également accélérer le processus de stabilisation des déchets. À l'heure actuelle il faut attendre plusieurs dizaines d'années pour que la matière biodégradable enfouie soit complètement stabilisée. Cette longue période réduit la possibilité de ré-utilisation commerciale ou résidentielle. Il est aujourd'hui techniquement possible de réduire cette période par la mise en place de nouvelles technologies pour la stabilisation biologique des déchets dans les cellules.

La digestion anaérobie, est le processus naturel par lequel les déchets sont stabilisés. L'optimisation de ce processus naturel peut donc jouer un rôle important dans plusieurs aspects des opérations effectuées dans un centre de traitement des déchets.

À mon avis la digestion anaérobie peut fournir des solutions très intéressantes dans les secteurs suivants:

1-Traiter efficacement la fraction biodégradable des déchets
2-Accélérer le processus de stabilisation des cellules d'enfouissement sanitaire
3-Réduire les odeurs
4-Augmenter la récupération énergétique des déchets
5-Traiter efficacement les lixiviats
6-Réduire la toxicité et la pathogénicité des lixiviats
7-Réduire la quantité de boue produite

Dans un avenir prévisible, c'est-à-dire d'ici les 15 prochaines années, l'utilisation rationnelle du processus de digestion anaérobie permettra une gestion optimale des centres de tri et d'enfouissement sanitaire des déchets. La figure suivante présente l'échéancier prévisible de la mise en place de certaines des biotechnologies d'assainissement.

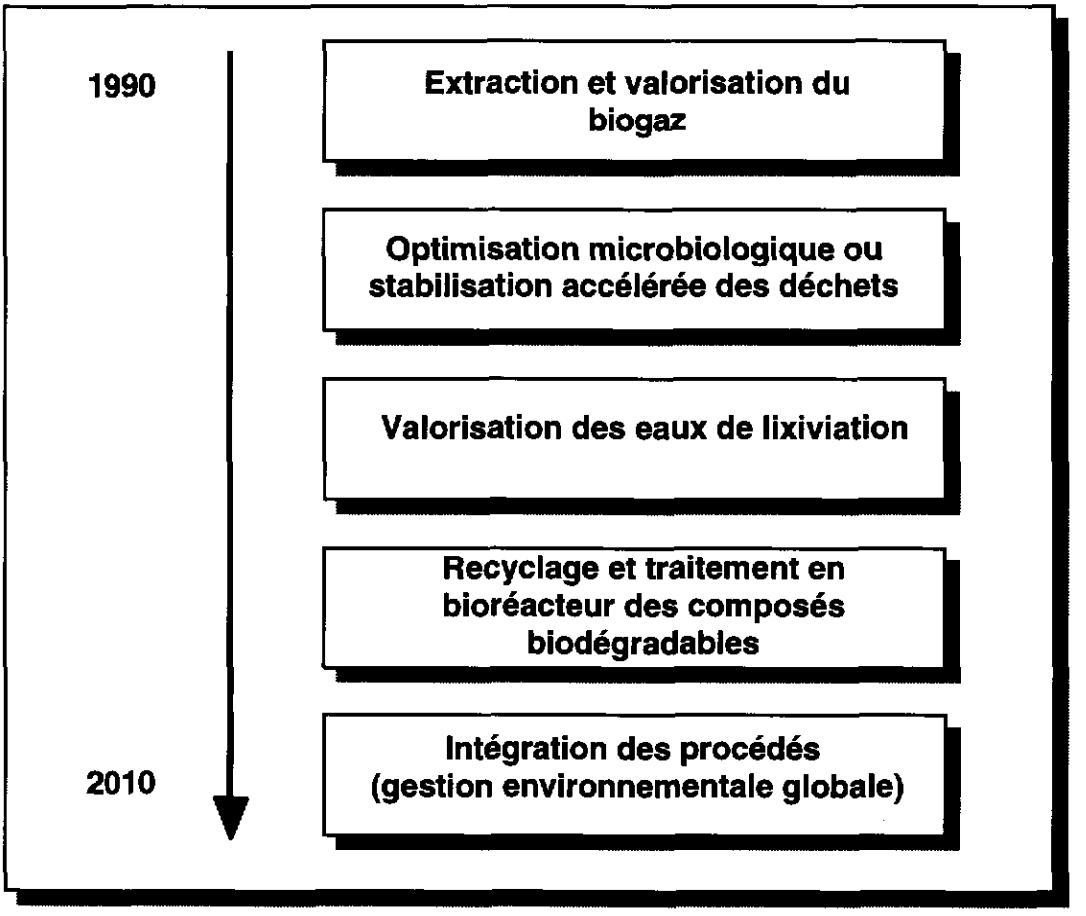


Figure 1: Les développements technologiques prévisibles dans le secteur de la gestion des centres d'enfouissement sanitaire

3- Les développements technologiques récents

Dans cette section, je brosse un tableau des principaux développements technologique récents applicables aux centrex d'enfouissement sanitaires et notamment au site d'Usine de Triage Lachenaie inc. Plusieurs de ces technologies sont en voie d'être mises en place à Lachenaie.

3.1- Extraction et valorisation du biogaz

Cette approche qui consiste à récupérér les biogaz produits par la fermentation anaérobie des déchets permet de récuperer l'énergie du biogaz et permet de réduire l'émission de produits volatils plus ou moins toxiques dans l'atmosphère. En fait, le site d'enfouissement est un gigantesque réacteur anaérobie ou se produit la conversion de la matière biodégradable en méthane, en CO_2 et en une variété de gaz mineurs. A titre indicatif, aux Etats-Unis, le volume de gaz annuel produit par les sites d'enfouissement sanitaire est estimé à 6 milliards de mètres cubes, ce qui représente 1% de la demande énergétique de ce pays(Senior and Balba 1989).

La récupération des biogaz est donc une bonne approche qui permet de réduire considérablement l'impact sur l'environnement. Par ailleurs, le biogaz produit est ré-utilisable pour plusieurs applications et permet de réduire la demande énergétique de l'entreprise. En fait, cette énergie est utilisable pour plusieurs applications (Figure 2). Le biogaz qui peut contenir jusqu'à 70% de méthane possède la même valeur énergétique que le gaz naturel et peut être utilisé, aprés purification, pour les mêmes applications que ce dernier.

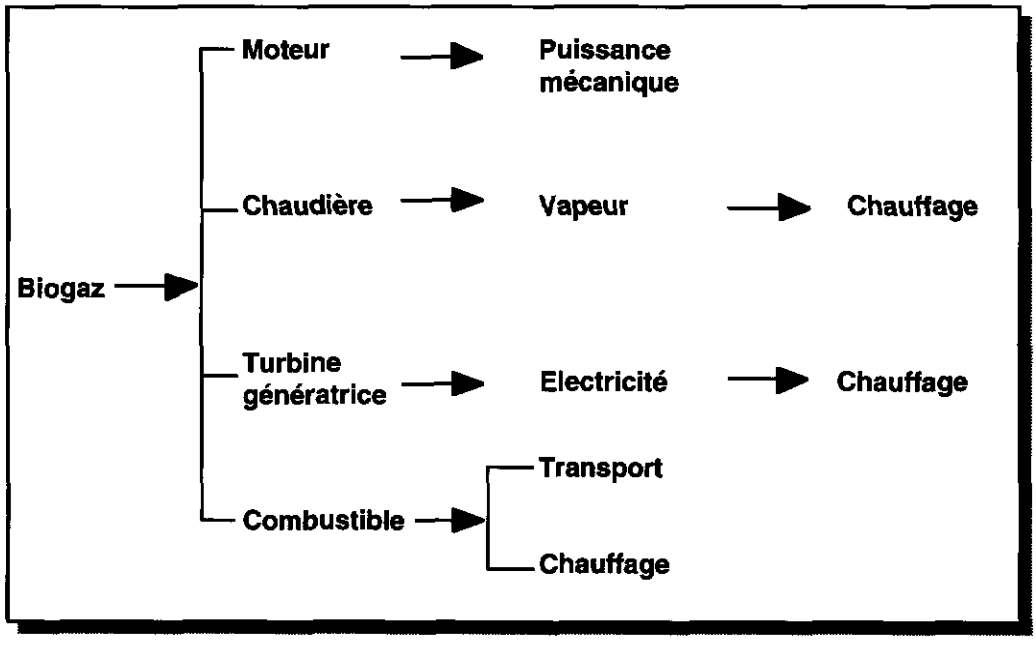


Figure 2: Recyclage du biogaz provenant des cellules d'enfouissement sanitaire

3.2- L'optimisation microbiologique ou la stabilisation accélérée des déchets

Dans cette approche pour le traitement des déchets urbains consiste à utiliser tous les aspects de la digestion anaérobie pour stabiliser le site d'enfouissement sanitaire, traiter le lixiviat, produire du biogaz et ré-utiliser les boues. Ainsi on considère le site d'enfouissement sanitaire comme un bioréacteur dans lequel s'effectue une grande variété de réactions biologiques et abiotiques. Pour atteindre cet objectif, il est nécessaire d'optimiser et de contrôler les réactions biologiques ayant cours dans le site d'enfouissement. C'est dans l'optique d'optimiser la production de biogaz que des équipes de recherche et des industriels tentent maintenant de concevoir des procédés favorisant les processus biologiques qui se retrouvent naturellement dans les sites d'enfouissement sanitaire.

L'écosystème naturel d'un site d'enfouissement est extrêmement complexe et variable. Une excellente revue de la littérature rédigée par Senior et Balba(Senior and Balba 1989) peut être consultée pour obtenir plus de détail. Régle générale on considère que les changements de pH, les gradients de potentiels d'oxydo-réduction, de température et de nutriments sont influencés par la composition chimique et physique des déchets et par la présence de souches variées de microorganismes. Ainsi toutes ces variables sont sujettes à changement et peuvent être différentes pour chaque centimètre cube du site d'enfouissement sanitaire ce qui indique qu'il est à peu près impossible de prédire quel sera le type de réaction biologique qui se produira(Grainger 1987; Senior and Balba 1989).

L'activité biologique initiale de décomposition de la matière organique simple (monomère, amidon, etc) est très rapide, aérobie et exothermique et elle est effectuée par une pléiade d'organismes vivants tels les bactéries, les actinomycètes, les champignons et les invertébrés (nématodes, isopodes, etc.). Parmi les réactions de conversion de la matière polymérique on considère que les réactions aérobies de conversion de la cellulose en sucre simple sont parmi les premières qui apparaisent. Ces réactions peuvent aussi se réaliser sous des conditions anaérobies(Héduit and Théoleyre 1989). Elles sont réalisées par des bactéries et champignons à l'aide d'enzymes extracellulaires, les cellulases. Les réactions subséquentes de transformation de la matière organique en CO_2 et en CH_4 se réalisent en anaérobiose par le processus de digestion anaérobie. Ces réactions

constituent le principal mécanisme de stabilisation des sites d'enfouissement sanitaire.

L'approche consistant à utiliser le site d'enfouissement sanitaire comme réacteur anaérobie est nouvelle. La technologie comporte trois étapes (Figure 3).

Premièrement la stabilisation du site est accélérée par l'addition massive, aux déchets, de boue anaérobie, de nutriments et de lixiviats prétraités. L'addition de biomasse réduit considérablement le temps nécessaire pour initier la conversion de la matière biodégradable en méthane. De plus, l'addition de boues méthanigènes permet un meilleur contrôle de l'alcalinité et réduit la formation des acides volatils qui sont des inhibiteurs. Le lixiviat provenant du site a aussi un meilleur pouvoir tampon et a déjà subi un pré-traitement lui permettant d'être plus facilement traité dans l'étape de digestion en bioréacteur.

Dans la **deuxième** étape le lixiviat est pompé du site d'enfouissement sanitaire et entreposé dans un bassin tampon ou un étang. À cette étape s'effectue la pré-acidification et le contrôle du pH, de la température et du rapport C/N/P. Cette étape est cruciale, car généralement la toxicité des lixiviats est importante. Une partie du lixiviat est retourné dans le site et mélangé aux déchets et à la biomasse anaérobie dans le but de fournir le substrat suffisant pour initier l'anaérobiose.

Dans la **troisième** étape le lixiviat conditionné est traité dans un réacteur anaérobie à haut rendement. Ainsi la DCO et la DBO sont réduites et il y a production de biomasse adaptée aux conditions prévalant dans le site d'enfouissement sanitaire. L'excès de biomasse anaérobie est mélangé avec des déchets frais afin d'accélérer la stabilisation du site. Il n'y a donc pas de problèmes de traitement des boues car elles sont entièrement ré-utilisées dans le site d'enfouissement sanitaire. Cette approche offre donc beaucoup d'avantages et est relativement simple à mettre en oeuvre sans avoir à changer les pratiques courantes de l'industrie (Tableau 1).

Tableau 1: Comparaison technique entre un système conventionnel de traitement des déchets urbains et un système optimisé

Méthode conventionnelle	**Procédé amélioré**
Faible production de biogaz	Production maximum de biogaz
Faible taux de biodégradatiom	Biodégradation rapide
Long temps de démarrage (mois)	Temps de démarrage court (jours ou semaine)
Production de biogaz non-contrôlé	Production contrôlée de biogaz
Pas de contrôle sur les chocs toxiques	Conditions environnementales contrôlées
Ne permet pas la récupération des métaux [1]	Permet la récupération des métaux
Site stabilisé aprèsplus de 50 ans	Site stabilisé rapidement (moins de 5 ans)
Production de lixiviats potentiellement toxiques	Lixiviats traités et détoxiqués

1: Excepté si le site d'enfouissement sanitaire est pourvu d'un système de traitement des lixiviats.

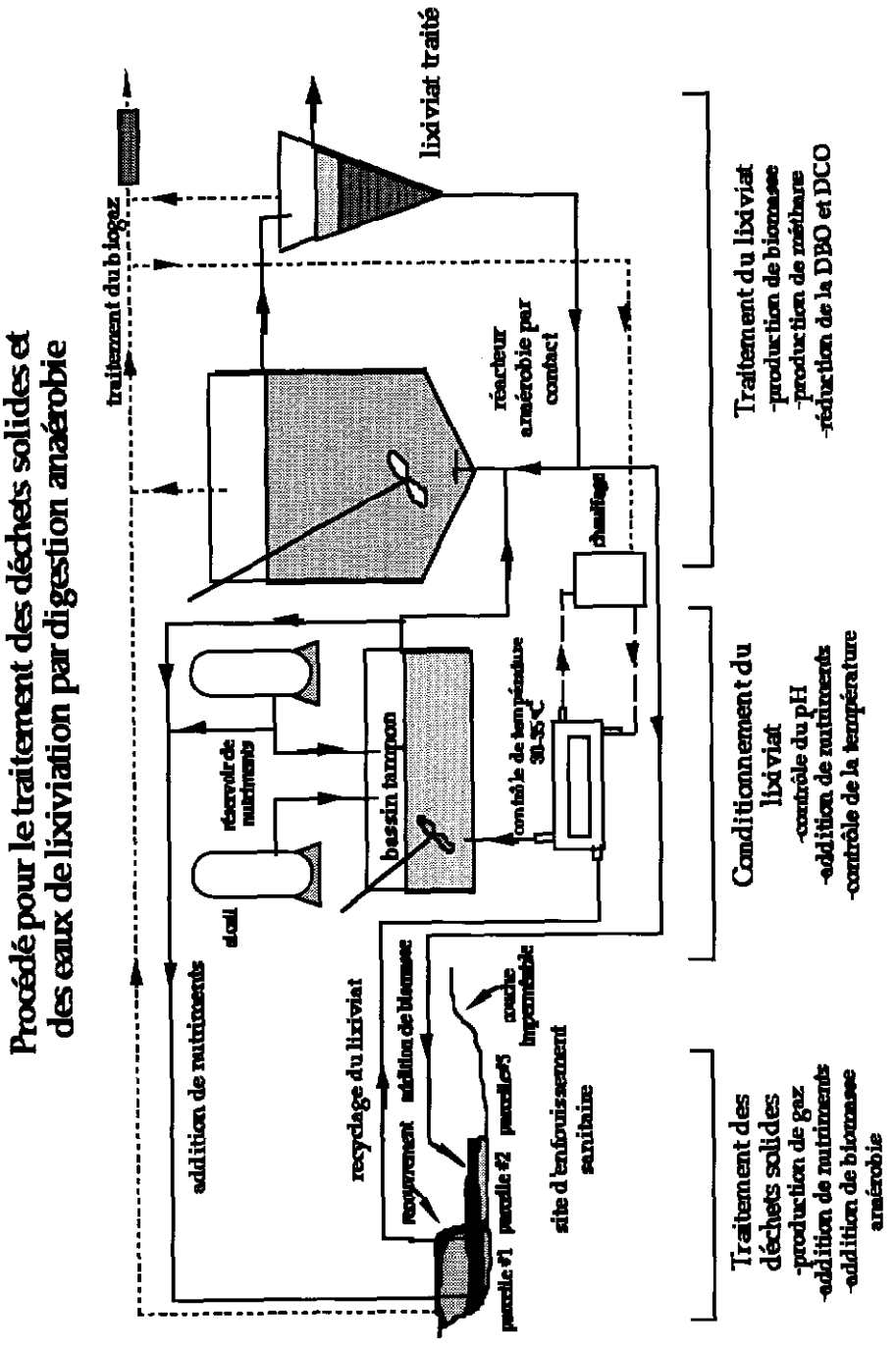


Figure 3: Procédé anaérobie de stabilisation des sites d'enfouissement sanitaire et de traitement des lixiviats. **Note**: la cellule d'enfouissement sanitaire est sous-dimensionnée

3.3 Recyclage et traitement anaérobie de la fraction biodégradable des déchets

Ce système consiste à traiter la fraction biodégradable des déchets solides dans un réacteur anaérobie après une étape préalable de récupération et de recyclage de la matière inorganique (Figure 4). On conditionne les déchets biodégradables par l'addition de matière organique telle des boues de décanteurs primaire et secondaire. Le temps de rétention de ces systèmes est autour de 15 à 20 jours. Les boues stabilisées ainsi produites contiennent très peu de bactéries d'origine fécale et potentiellement pathogènes. Ces boues digérées peuvent donc être utilisées comme engrais ou enfouies telles quelles avec la partie inerte des déchets. Ce type de technologie a été testé à l'échelle pilote en Europe et aux Etats-Unis (Cecchi, Traverso et al. 1988).

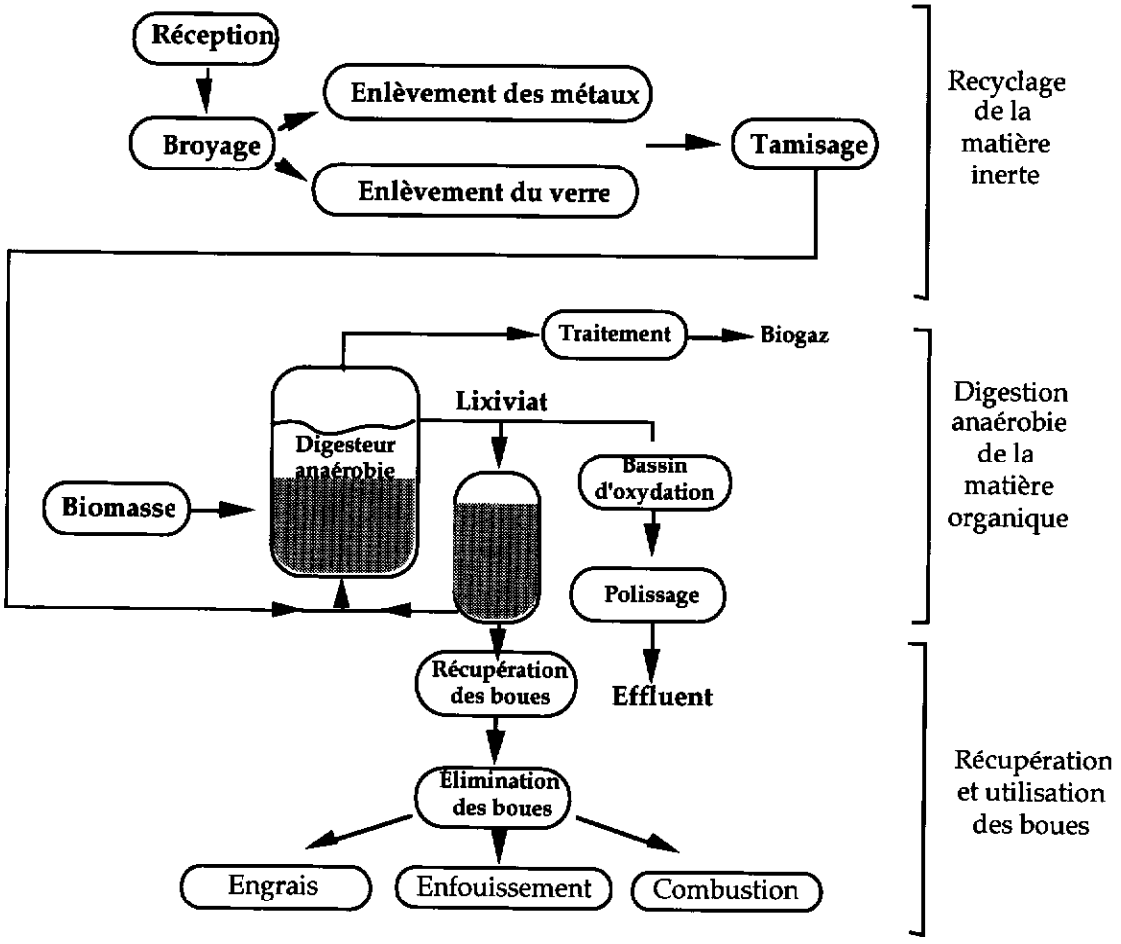


Figure 4: Schéma type de l'utilisation de la digestion anaérobie pour le traitement des déchets urbains.

L'une des techniques les plus connues actuellement est le procédé Valorga, procédé qui est utilisé à l'échelle industrielle en France. Cette technologie consiste à réaliser une digestion anaérobie semi-solide (environ 35% de matière solide) de la fraction organique des ordures ménagères et de récupérer le biogaz et le compost produits pour des fins de valorisation. Initialement les ordures ménagères sont pesées, entreposées et stockées. Les métaux, les matières inertes, le bois et le plastique sont triés et récupérés. La partie biodégradable est ensuite acheminée vers des réacteurs anaérobies opérés à environ 40°C et d'un volume d'environ 2500m^3. Le temps de rétention hydraulique est d'environ 30 jours et la production de biogaz est d'environ 0,15 m^3/kg de déchets ajoutés. Ce gaz contient 65% de méthane. A l'usine de la ville d'Amiens en France on utilise 3 réacteurs de 2500 m^3. Ces réacteurs ne sont pas mélangés mécaniquement, mais utilisent plutôt la recirculation du biogaz. On considère que l'hydraulique du réacteur est une combinaison de parfaitement mélangé et d'écoulement piston(Cecchi, Traverso et al. 1988). Le gaz issu de la méthanisation doit être épuré car il contient une proportion importante de H_2S. Les boues anaérobies, qui contiennent une concentration de métaux lourds inférieure à la norme, sont pressées et utilisées à des fins d'engrais. La qualité de ces engrais serait de beaucoup supérieure au compost aérobie. Les lixiviats provenant de cette étape sont en partie recyclés dans le réacteur anaérobie ou dirigés vers l'incinérateur pour être concentrés.

Ce procédé et d'autres semblables sont assez onéreux à construire et à opérer. De plus, une bonne quantité de matière organique n'est pas digérée ce qui requiert un marché pour la valorisation du compost anaérobie et pour l'utilisation du biogaz. Ces systèmes doivent être couplés à des usines de triage et éventuellement de recyclage. De plus, l'opération de grands réacteurs anaérobies occasionne certains problèmes de transfert de masse et des problèmes d'hydrauliques qui réduisent l'efficacité de conversion et de production de biogaz. L'opération d'un grand réacteur nécessite une main d'oeuvre spécialisée, ce qui est souvent difficile à trouver. Tous ces facteurs doivent être considérés avant d'entreprendre la construction de telles installations.

3.4 Traitement anaérobie des eaux de lixiviation

La production d'eaux de lixiviation (ou lixiviats) est l'un des problèmes les plus aigus que la pratique de l'enfouissement sanitaire des déchets solide occasionne. Les lixiviats apparaisent lorsque la capacité de rétention d'eau de la fraction solide des déchets est dépassée. Lorsque le site n'est pas pourvu d'un système de confinement, les lixiviats migrent alors dans la nappe phréatique et contaminent les sources d'eau potable et ultimement les lacs et rivières. On assume généralement que les déchets urbains domestiques peuvent retenir jusqu'à 125 l/m^3 (Marriott 1981; Senior and Balba 1989). Toutefois cette valeur peut varier sensiblement dépendant de la densité et de la composition des déchets. La composition des lixiviats est très variable et est fonction de plusieurs facteurs notamment le pH, l'âge du site, le type de déchets entreposés ainsi que du climat et de la saison. Par exemple dans une région pluvieuse, on s'attendra à obtenir un volume important de lixiviats contenant plus de métaux dissous (Raveh and Avnimelech 1979; Marriott 1981; Rees 1982; Robinson, Barber et al. 1982; Harmsen 1983). Durant la période de forte activité biologique, les lixiviats peuvent être très concentrés et peuvent atteindre une charge organique d'environ 50000 mg DBO/L avec un rapport DCO/DBO se situant autour de 1.8 (Scott 1982). Toutefois, ce rapport peut atteindre 10 pour un site stabilisé (Henry, Prasad et al. 1983). Les composés chimiques provenant des lixiviats sont nombreux et plus de 200 ont été identifiés (Tableau 2).

Tableau 2: Quelques-uns des composés chimiques présents dans les lixiviats provenant de sites d'enfouissement sanitaire (Senior and Balba 1989)

a) Métaux

Aluminium	Calcium	Manganèse	Sodium
Arsenic	Chrome	Mercure	Strontium
Barium	Cobalt	Plomb	Zinc
Bore	Fer	Sélénium	
Cadnium	Magnésium	Silice	

b) Ions

Ammonium	Chlorure	Nitrate	Sulfate
Bicarbonate	Nitrite	Phosphate	Sulfide

c) Aliphatiques

acide acétique	ethanol	acide laurique	acide palmitique
iso-butylamine	diéthyle ester	acétate de méthyle	acide pentanoique
t-butylamine	acetate d'éthyle	méthylamine	squalène
acide butyrique	heptane	chlorure de méthyle	acide stéarique
acide i-butyrique	hexane	méthyle-cétone	tétrachloroéthylène
acide propionique	acide hexanoique	acide myristique	triméthylamine
acide caproique	chlorure de vinyle	octane	acide valérique
chloroforme	acétone	octanol	acide hexanoique

d) Aromatiques

alkyl-benzène	t-butyle-crésol	acide fulvique	acide phényl propionique
alyl-phénol	t-butyle-phénol	lignine	phtalate
benzaldéhyde	crésol	naphtalène	styrène
benzène	diéthyle phtalate	phénol	xylène
acide benzoique	ethyle benzène	acide phényl acétique	2-phényl éthanol

Le groupe de Lema et al. (1988) (Lema, Méndez et al. 1988) a comparé la composition chimique de plusieurs lixiviats provenant de sites du Canada, de la France, des Etat-Unis, de l'Angleterre, de l'Espagne, du Brésil et des Pays-Bas. Un résumé de leurs observations indique que:

a- le pH se situe généralement entre 5,5 et 8,0
b- une grande proportion des solides en suspension sont volatils
c- l'azote total est retrouvé sous forme ammoniacale
d- le phosphate est en faible concentration
e- la concentration en zinc et manganèse est généralement très élevée
f- les acides volatils sont responsables d'une grande proportion de la DCO

De plus, la présence de concentration importante d'ions sulfate (0-2000 mg/L) et sulfide (0-6 mg/L) a été rapportée par Senior et Balba (1989)(Senior and Balba 1989).

Plusieurs méthodes de traitements physico-chimiques ou biologiques ont été proposées. Parmi les méthodes physico-chimiques, on note la précipitation chimique, l'adsorption sur du charbon activé, la concentration par osmose inverse et la purification des gaz par "stripping". Les méthodes biologiques consistent au traitement aérobie ou anaérobie en bioréacteur ou l'épandage et le lagunage. Une

autre approche consiste à combiner les lixiviats et les eaux usées domestiques et de les traiter à la station de traitement des eaux usées municipales. La description des caractéristiques de chacune de ces méthodes dépasse le cadre de ce mémoire, mais certains points méritent d'être mentionnés pour bien cerner le potentiel de la digestion anaérobie pour le traitement des lixiviats. Chacune de ces méthodes possède des caractéristiques qui en rendent l'utilisation problématique.

Le traitement aérobie des lixiviats à des températures aussi basses que 5°C a été démontré (Cook and Foree 1974). Le traitement du lixiviat brut en mélange à de l'eau usée d'origine domestique n'est possible que si le volume de lixiviat ajouté est inférieur à 5% du volume total. La forte charge organique du lixiviat occasionnera des problèmes de stabilité dans l'unité de boue activée (Boyle and Ham 1974). Le traitement du lixiviat brut dans une unité de boue activée ou dans un filtre aérobie est problématique à cause de la très forte charge organique et à la déficience en phosphore et autres nutriments (Maris, Harrington et al. 1984). Ceci occasionne des problèmes de mousse et une faible sédimentation des boues. Les boues produites sont souvent trop riches en métaux lourds ce qui réduit le potentiel de valorisation pour des fins agricoles. Pour compléter efficacement le traitement, on recommande souvent d'associer le système aérobie à un système de précipitation chimique des boues et de purification de l'effluent par adsorption de la matière organique résiduelle sur du charbon activé (Millot, Granet et al. 1987). De plus, les coûts d'opération associés à l'aération, à l'addition de nutriments et à la disposition des boues rend le traitement aérobie technologiquement peu concurentiel face à la digestion anaérobie.

La digestion anaérobie pour le traitement des lixiviats a déjà été utilisé avec succès aux Etats-Unis et en Hollande (Scott 1982). Les données sur cette technique sont maintenant abondantes (Henry, Prasad et al. 1983; Lema, Méndez et al. 1988; Thirumurthi and Groskopf 1988; Wu, Hao et al. 1988; Manoharan, Liptak et al. 1989). De manière générale la conversion de la DBO est complète et celle de la DCO peut atteindre 90 à 96% avec des taux de chargement organique se situant entre 0,4 et 2,2 kg DCO/m^3.d. (Boyle and Ham 1974). La réaction limitante étant l'hydrolyse de la matière polymérique. Les réacteurs à boues granulaires (UASB) et à film fixé ont montré des résultats intéressants (van der Schroeff 1986). Ainsi des essais réalisés en Hollande avec un réacteur UASB de 60m^3 ont permis l'enlèvement de la DCO avec une efficacité variant entre 80 et 90% (van der

Schroeff 1986). Ce réacteur fonctionnait à environ 33°C avec un temps de rétention de 12 heures et un taux de chargement organique d'environ 25kg DCO/m^3.d. D'autres essais réalisés avec des filtres anaérobies ont montré que l'addition de phosphate n'était pas nécessaire à la bonne opération des réacteurs (Henry, Prasad et al. 1987). Ces réacteurs furent utilisés avec des lixiviats d'âges différents et le taux de chargement permettant une conversion de plus de 90% de la DCO était environ 1,4 kg DCO/m^3.d.. Pour leur part Wu et al.(Wu, Hao et al. 1988)ont utilisé un filtre anaérobie à deux phases ce qui leur a permis d'obtenir des taux de réduction de la DBO et DCO dépassant 98 et 91% respectivement.

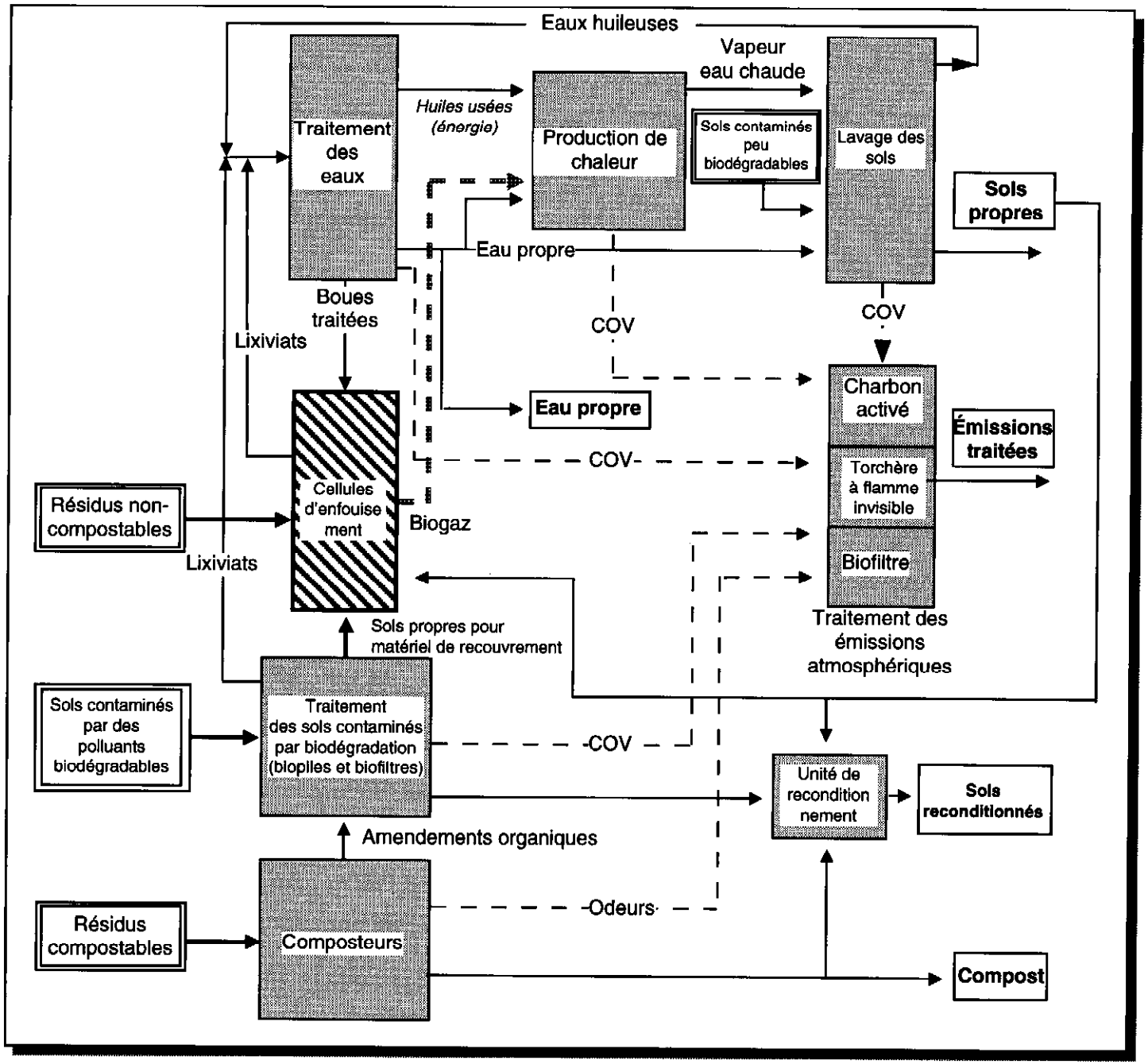
Une caractéristique importante de la digestion anaérobie des lixiviats est le fait que le gaz produit a une meilleure qualité que celui provenant d'un site d'enfouissement sanitaire, car il contient moins de composés organiques volatils. D'ailleurs, plusieurs centaines de composés organiques en très petites concentrations ont été détectés dans les gaz provenant des sites d'enfouissement sanitaire (Senior and Balba 1989).

4- Le concept de centre intégré de gestion des déchets solides

Ce concept inspiré du concept de développement durable implique que les extrants de chacune des technologies puissent être recyclés à l'intérieur du centre. Les centres de traitement qui se seront dotés d'usines de traitement des eaux de lixiviation et d'infrastuctures pour la gestion des sols ainsi que pour les déchets solides compostables et non compostables pourront intégrer leurs opérations de façon à recycler les sous-produits des procédés de triage, de traitement et les sources énergétiques.

La figure 5 schématise ce type d'intégration:

Concept de centre intégré de traitement des déchets solides



Essentiellement, les différentes opérations reliées au compostage et au traitement des sols contaminés sont intégrées de façon à optimiser l'utilisation des cellules. Ainsi, le produit est utilisé pour produire l'énergie nécessaire à l'opération du traitement biologique des sols et éventuellement pour la mise en place d'un système de lavage des sols contaminés par des produits récalcitrants à la biodégradation. De plus, une fraction de la matière organique compostée est utilisée comme source de matières nutritives pour le traitement biologique des sols. Les sols propres ainsi produits sont utilisés comme matériel de recouvrement de la cellule d'enfouissement sanitaire. Par ailleurs, les odeurs et les COV sont traités par l'utilisation d'un biofiltre ou détruits par une torchère à flamme invisible. Ces technologies sont très efficaces pour l'enlèvement des odeurs.

5- Le développement technologique et la R&D chez Usine de triage Lachenaie inc.

L'usine de triage Lachenaie (UTL) propose un plan d'agrandissement qui intègre plusieurs des technologies discutées précédemment. En effet, la compagnie va récupèrer les biogaz et les valoriser de la meilleure façon possible, c'est-à-dire, en produisant une énergie propre, l'électricité, et cela dès 1995. De plus, l'optimisation des cellules d'enfouisement couplé au traitement des eaux de lixiviation permettra d'accélérer la stabilisation des déchets. Par ailleurs, la collecte spéciale de résidus compostables permet une valorisation de cette source de déchets et en fait un excellent amendement organique utilisable pour plusieurs applications. Le plan de développement soumis par UTL est en parfait accord avec les grandes tendances technologiques de l'heure dans ce secteur. Il s'agit ici de la mise en place d'un concept innovateur qui constituera, à mon avis, la norme de demain. Évidemment, ce type d'innovation technologique se réalisera à la condition que le climat économique soit favorable et que les différents intervenants sociaux réalisent le sérieux d'une telle entreprise.

L'usine de triage Lachenaie est très sérieuse dans l'utilisation des technologies innovatrices ainsi que dans la R&D. Par exemple, la compagnie BFI investit en recherche dans la Chaire industrielle CRSNG sur les bioprocédés d'assainissement des sites de l'École Polytechnique de Montréal. Cette Chaire de recherche qui a comme mandat d'augmenter le volume de connaissances dans le secteur de

l'ingénierie des bioprocédés d'assainissement des sites et de développer des technologies innovatrices, peu coûteuses et viables du côté environnemental est parrainé par les entreprises suivantes : Hydro-Québec, La Société d'électrolyse et de chimie Alcan Ltée, Les Industries Browning-Ferris, Petro-Canada et SNC-Lavalin. Par ailleurs, le Centre Québécois de Valorisation de la Biomasse (CQVB) et le Conseil de recherches en sciences naturelles et génie contribuent au financement du programme de recherche. Il est évident que l'expertise développée dans ce programme de recherche permettra à UTL de mettre en place des technologies très efficaces du point de vue environnementales.

6- Références citées

Adriaens, P., and Grbic-Galic, D., 1992 Anaerobic degradation of highly chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. In "Bioremediation of hazardous wastes" Publication EPA/600/R-92/126, 79-81

Boyle, W. C. and R. K. Ham (1974). "Biological treatability of landfill leachate." J. Water Pollut. Control Fed. **46**(5): 860-872.

Cecchi, F., P. G. Traverso, et al. (1988). "State of the art of R&D in the anaerobic digestion process of municipal solid waste in Europe." Biomass **16**: 257-284.

Cook, E. N. and E. G. Foree (1974). "Aerobic biostabilization of sanitary landfill leachate." J. Water Pollut. Control Fed. **46**(2): 380-392.

Fouhy, and Shanley,1992 Mighty Microbes, Chem. Eng. Nov, 20-22,
Francis, A. J. and C. J. Dodge (1990). "Anaerobic microbial remobilization of toxic metals coprecipitated with iron oxide." Environ. Sci. Technol. **24**(3): 373-378.

Godsy, E.M., Goerlitz, D.F., and Grbic-Galic, D., 1992 Anaerobic degradation of highly chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. In "Bioremediation of hazardous wastes" Publication EPA/600/R-92/126, 89-92

Grainger, J. M. (1987). Methane from solid wastes. Biotechnology of waste treatment and exploitation. J. M. Sidwick and R. S. Haldon. Chichester, Ellis Hoawood Ltd.

Harmsen, J. (1983). "Identification of organic compounds in leachate from a waste tip." Water Res. **17**(6): 699-705.

Hayes, T. D. and T. L. Theis (1978). "The distribution of heavy metals in anaerobic digestion." J. Water Pollut. Control Fed. **50**: 61-72.

Héduit, M. and M. A. Théoleyre (1989). "Fermentation méthanique: la recette." Système Solaire **52**: 13-26.

Henry, J. G., D. Prasad, et al. (1983). "Treatment of landfill leachate by an anaerobic filter Part 2: Pilot studies." Water Pollut. Res. J. Canada **18**: 45-56.

Henry, J. G., D. Prasad, et al. (1987). "Removal of organics from leachates by anaerobic filter." Water Res. **21**(11): 1395-1399.

Kugelman, I. J. and K. K. Chin (1971). "Toxicity, synergism and antagonism in anaerobic waste treatment processes." Adv. Chem. Ser. **105**: 55-65.

Lema, J. M., R. Méndez, et al. (1988). "Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review." Water, Air, and Soil Pollut. **40**: 223-250.
Manoharan, R., S. Liptak, et al. (1989). A comparison of glucose and methanol as carbon sources for denitrification in biological treatment of leachate. Proceedings of the 43rd Industrial Waste Conference Purdue University. J. M. Bell. Chelsea, Michigan, Lewis Publishers: 195-202.

Maris, P., D. W. Harrington, et al. (1984). "Leachate treatment with particular reference to aerated lagoons." Water Pollut. Control **83**: 521-538.

Marriott, J. (1981). "Some practical aspects of control of leachate from landfill sites." Solid Wastes **71**: 513-527.

Millot, N., C. Granet, et al. (1987). "Application of G.P.C. processing system to landfill leachates." Water Res. **21**(6): 709-715.

Raveh, A. and Y. Avnimelech (1979). "Leaching of pollutants from sanitary landfill models." J. Water Pollut. Control Fed. **51**(11): 2705-2716.

Rees, J. F. (1982). "Landfill management and leachate quality." Effluent Water Treat. J. **22**: 457-463.

Robinson, H. D., C. Barber, et al. (1982). "Generation and treatment of leachate from domestic wastes in landfills." Water Pollut. Control **81**: 465-478.

Rogers, J., Weber, E., and Adams, R. 1992 Proposed PCB biodegradation study at the Sheboygan River confined treatment facility. In "Bioremediation of hazardous wastes" Publication EPA/600/R-92/126, 51-52

Samson, R. et Guiot, S., 1990 Les nouveaux secteurs à fort potentiel de développement en digestion anaérobie. Québec, Centre québécois de la valorisation de la biomasse, 147p.ISBN 2-921125-02-1.

Sayles, G.D., Lopez, G.M., Bishop, D.F., Kim, S., You, G., Kupferle, M.J., and Lipton, D.S. 1992 Sequential anaerobic-aerobic treatment of contaminated soils and sediments In "Bioremediation of hazardous wastes" Publication EPA/600/R-92/126, 103-104

Scott, M. P. (1982). "Options for the treatment of the municipal and chemical waste leachate." Public Health Eng. **10**: 119-121.

Senior, E. and T. M. Balba (1989). Landfill biotechnology. Bioenvironmental Systems. D. L. W. ed. Boca Raton, Florida, CRC Press. **II**: 17-65.

Thirumurthi, D. and G. R. Groskopf (1988). "Phosphate requirements for anaerobic fixed-film treatment of landfill leachate." Can. J. Civil Eng. **15**: 334-347.

van der Schroeff, J. A. M. (1986). Post-treatment of anaerobically stabilized leachate. Anaerobic treatment: A grown-up technology, Amsterdam, The Netherlands, IPG Publusher.

Wu, Y. C., O. J. Hao, et al. (1988). "Treatment of leachate from a solid waste landfill site using a two-stage anaerobic filter." Biotech. Bioeng. **31**: 257-266.

7- Annexe: Principe théorique de la digestion anaérobie

7.1- Microbiologie de la digestion anaérobie

La digestion anaérobie est un processus biologique d'oxydo-réduction par lequel des constituants organiques complexes tels les glucides, lipides et protéines sont transformés en CO_2 , CH_4 et en matériel cellulaire. Les étapes biochimiques impliquées dans ce procédé sont au nombre de trois (Figure 1): 1) la première étape exige la présence d'un groupe de bactéries qui hydrolysent les composés organiques complexes tels que les polysaccharides, la cellulose, les protéines et les lipides de hauts poids moléculaires pour produire des acides organiques, des alcools, de l'hydrogène et du CO_2 2) la deuxième étape requiert la présence des bactéries acétogéniques productrices d'hydrogène. Ces bactéries obtiennent leur énergie de la transformation des acides organiques, de l'hydrogène, du CO_2 et des alcools en acide acétique et en hydrogène. Mentionnons qu'il est aussi possible à certaines bactéries de synthétiser de l'acide acétique à partir de l'hydrogène et du CO_2 . Ces bactéries font partie de la classe des homo- acétogéniques. 3) Dans cette dernière étape, les bactéries méthanigènes utilisent les produits des étapes subséquentes pour former du CO_2 et du CH_4. Toutefois, la majorité du méthane produit (environ 80%) dans un réacteur anaérobie provient de la conversion de l'acide acétique par les bactéries acétoclastiques. En plus de ces trois groupes principaux, plusieurs autres types de bactéries sont impliqués. Parmi ces bactéries notons les anaérobes dénitrifiants qui convertissent les nitrates en azote moléculaire, et les sulfato-réducteurs qui sont responsables de la production du H_2S à partir des acides aminés soufrés.

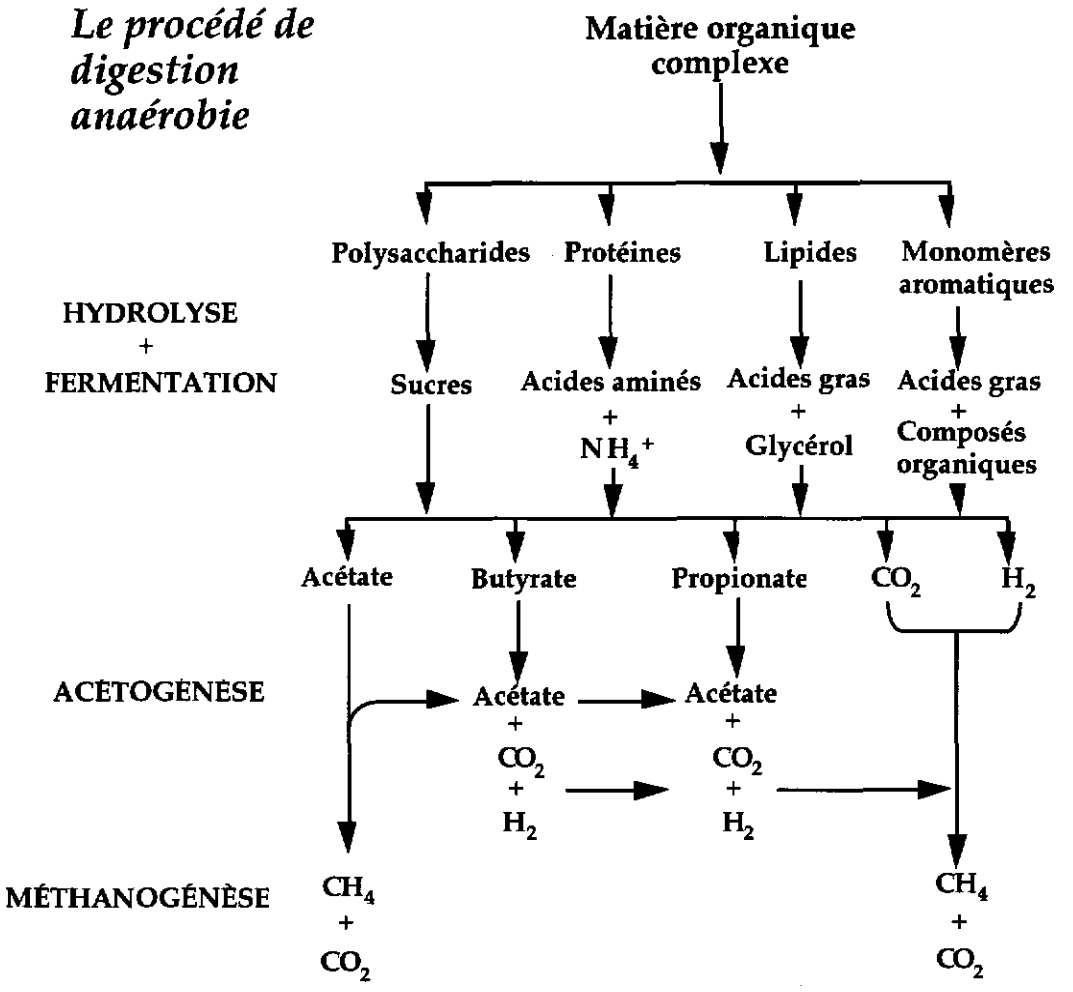


Figure 1: Les principales étapes de la digestion anaérobie.

La digestion anaérobie est un procédé par lequel les microorganismes liquéfient, gazéifient et minéralisent les solides organiques pour obtenir l'énergie et les nutriments nécessaires à la synthèse cellulaire. Ce procédé n'est jamais complet car une partie de ces solides résistent à l'attaque microbienne. De plus, dans le cas des eaux usées provenant de procédés chimiques, la présence de composés récalcitrants (ex: phénol, détergents, etc) et quelques fois toxiques réduit le taux de biodégradabilité. A cause de leur grande solubilité, les glucides et les acides gras à courte chaîne sont dégradés beaucoup plus rapidement que les autres composés, cependant ce sont les lipides qui permettent le plus grand rendement en biogaz. Notez aussi qu'une plus forte proportion en méthane peut être obtenue lorsqu'une source d'azote organique

Plusieurs facteurs affectent le processus de digestion anaérobie dont: la disponibilité des nutriments, la température, la concentration en substance toxique, l'équilibre tampon entre le pH, l'alcalinité et la concentration en acides volatils et en ammoniaque.

7.2- Les facteurs environnementaux impliqués en digestion aanérobie

La disponibilité de nutriments dans un réacteur anaérobie est fonction du type de substrat à traiter et de la configuration des réacteurs. Ainsi un substrat balancé en azote, phosphore et carbone assurera une opération stable du bioréacteur. Un rapport N/P autour de 5 et C/N entre 10 et 15 est généralement adéquat. L'azote sous forme organique (protéines, acides aminés,urée, etc.) est favorable car la minéralisation conduit à l'ammonium qui est utile dans la formation de l'alcalinité. Le nitrate pour sa part doit être évité à cause d'une prolifération possible de bactéries dénitrifiantes qui garderont le niveau de réduction trop élevé pour assurer la méthanogénèse. Des concentrations en $N\text{-}NO_3^-$ supérieures à 50 mg /L réduiraient considérablement la méthanogénèse. De plus la présence d'éléments nutritifs essentiels tels le fer (30-50 mg /L) et micronutrients comme le nickel et le cobalt (5-50 μg/L) a montré des effets positifs sur la productivité en méthane. Le soufre en trop grande quantité produit du H_2S qui peut causer une intoxication.

Selon le type de réacteur utilisé, le temps de rétention hydraulique influence la nature de la biodégradation. Par exemple, dans la digestion des boues l'utilisation du réacteur semi-batch ou mélangé avec un long temps de rétention (entre 5 et 40 jours) favorise la respiration endogène (maintenance) et la libération de matière organique dans l'effluent. A l'inverse un temps de rétention très court (réacteur à boue granulaire, film-fixé ou fluidisé) implique un plus grand besoin en substrat pour maintenir l'activité des microorganismes.

L'opération à long terme d'un réacteur anaérobie dépend principalement du maintien d'un pH optimum par le contrôle du pouvoir tampon. Dans un réacteur anaérobie, le contrôle du pH est fonction de l'alcalinité due à l'accumulation du bicarbonate, de la fraction du CO_2 qui se retrouve dans la phase gazeuse, de la concentration en acides volatils ionisés et finalement de la concentration en azote sous forme ammonium. Le pH normal de la digestion

anaérobie se situe autour de 7,0 - 7,2, toutefois l'opération d'un réacteur est sécuritaire entre pH 6,0 et 8,0 lorsqu'il y a suffisamment d'alcalinité pour absorber la production des acides volatils. L'équilibre chimique du milieu est contrôlé par le système bicarbonate-dioxyde de carbone. La capacité des ions HCO_3^- de fixer les cations Na^+, K^+, Mg^{2+} et surtout les ions NH_4^+ se trouvant en solution dans le bioréacteur permet la formation d'un excellent tampon (Figure 3). Au laboratoire ce pouvoir tampon est mesuré par la quantité d'acide nécessaire pour abaisser le pH d'un échantillon jusqu'à 3,7.

Le CO_2 produit au cours de la digestion anaérobie peut se retrouver en solution dans le milieu de culture, réagir chimiquement pour former le bicarbonate, être transporté dans la phase gazeuse ou précipiter sous forme de sel de carbonate. Toutes ces réactions dépendent des interactions entre les acides volatils, l'alcalinité, le pH, le taux de production et la composition du biogaz. Une proportion importante de l'alcalinité provient des sels d'acides volatils. La figure 3 montre clairement l'importance de l'alcalinité dans le maintien d'un bon pouvoir tampon dans un réacteur anaérobie. Cette figure indique aussi l'importance de l'azote dans le développement du pouvoir tampon. Cette caractéristique explique le peu de fiabilité des données traitant de la toxicité des acides volatils et de l'ammoniaque. Ainsi des concentrations d'acide acétique ne devant pas dépasser 500 mg/L sont recommandables lorsque l'alcalinité ne dépasse pas 2000 mg/L. Généralement un rapport acide volatils/alcalinité variant entre 0,3 et 0,4 est considéré comme adéquat. Toutefois la concentration en acides volatils peut dépasser 5000 mg/L et même atteindre 10000 mg/L s'il y a suffisamment de protéines dans l'effluent pour assurer le maintien du pH. Dans ces conditions, la méthanogénèse est relativement inhibée à cause d'une proportion importante d'acides volatils non-ionisés.

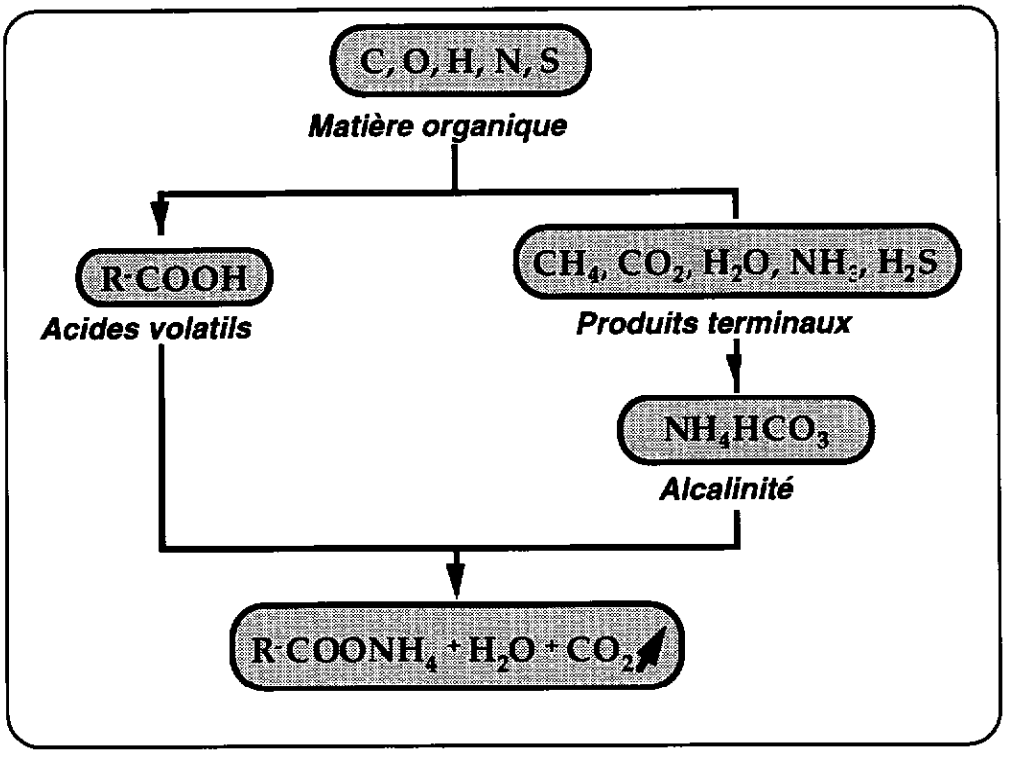


Figure 3: Équilibre chimique conduisant à la formation de l'alcalinité dans un réacteur anaérobie.

Un facteur important influençant les performances d'un réacteur anaérobie est la présence de substances toxiques. Ceci est particulièrement important dans le cas du traitement des lixiviats de sites d'enfouissement sanitaire sanitaire qui contiennent une variété de produits toxiques comme les métaux lourds et des composés aromatiques tels les phénols. La plupart des composés chimiques peuvent avoir un effet toxique sur les bactéries, tout étant une question de concentration (Tableau 4). Ainsi à faible concentration plusieurs composés ont un effet bénéfique, alors que dépassé un certain niveau ces composés inhiberont l'activité des microoganismes. Le tableau suivant donne un aperçu des principaux effets des cations, métaux lourds, sulfide et ammoniaque sur l'activité des réacteurs anaérobies

Tableau 4: Influence de certains éléments chimiques sur la digestion anaérobie (Kugelman and Chin 1971)

Cation métallique léger	**Concentration (mg/L)**		
	stimulant	inhibition moyenne	inhibition forte
Sodium	100-200	3500-5500	8000
Potassium	200-400	2500-4500	12000
Calcium	100-200	2500-4500	8000
Magnésium	75-150	1000-1500	3000

Concentration (mg/L)	**Effet**
Ammoniaque	
50-200	bénéfique
200-1000	sans effet
1500-3000	inhibition à pH élevé
au-dessus de 3000	toxique
Sulfide	
0-100	aucun effet
100-200	toléré si acclimaté
200	très toxique
Métaux lourds	**concentration toxique (mg/L)**
Cuivre	150-1000
Nickel	200-1000
Zinc	350-1000
Chrome	200-2000

La toxicité par l'ammoniaque est l'une des plus critique car ce composé est produit en grande concentration dans le milieu de culture anaérobie. Ce composé se retrouve sous forme d'ions NH_4^+ lorsque le pH est en dessous de 7,2. Lorsque le pH augmente au-delà de 7,2 , il se produit une accumulation rapide du gaz NH_3, qui est toxique aux bactéries méthanigènes à des concentrations supérieurs à 150 mg/L. Cependant les analyses d'azote ammoniacal nous donnent la somme de la forme ammonium libre et la forme gaz ammoniacal. Nous devons alors estimer la concentration en gaz toxique en tenant compte du pH. Par exemple, si la concentration en azote ammoniacal se situe entre 1500 et 3000 mg/L et que le pH est plus élevé que 7,4-7,6, le gaz dissous sera toxique pour les bactéries méthanigènes. Au-dessus de 3000 mg/L les ions NH_4^+ sont considérés eux-mêmes

comme toxiques peu importe le pH. Toutefois si l'alcalinité est suffisante les bactéries méthanigènes peuvent être acclimatées jusqu'à environ 5000 mg/L.

Le gaz H_2S produit par la réduction des sulfates et la biodégradation des protéines soufrées est aussi très toxiques pour les méthanigènes. De plus, tout comme pour l'ammoniaque, le H_2S est en équilibre avec la forme HS^- selon le pH. Ainsi, à pH 7,5, on retrouve 22,5 % de gaz H_2S et 77,5 % d'ions HS^-. Des concentrations de gaz H_2S supérieures à 200 mg/L sont considérées toxiques aux microorganismes anaérobies.

7.3- La digestion anaérobie pour la détoxication des polluants

Une quantité impressionante de travaux a été publiée dans les années 70 et 80 concernant la biodégradation sous des conditions anaérobies de molécules organiques complexes considérés jusqu'à tout récemment comme réfractaires à la biodégradation. Ainsi plusieurs composés chimiques qui sont considérés non biodégradables sous des conditions aérobies ont pu être décomposés sous des conditions anaérobies. Le tableau suivant montre une gamme de composés récalcitrants qui peuvent être métabolisés par des microorganismes anaérobies.

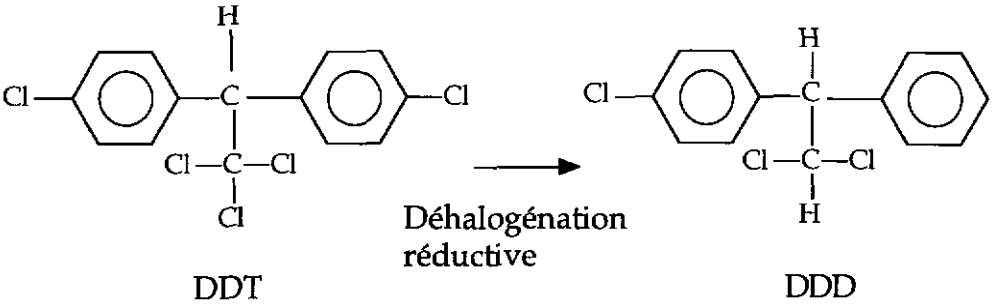
Parmi ces composés notons les aliphatiques halogénés, les aromatiques chlorés, certains pesticides chlorés, des solvents organiques et mêmes certains hydrocarbures. La biodégradation des contaminants dans les eaux usées et les solides dépend non seulement du type de composés à transformer et des microorganismes indigènes présents mais aussi des conditions environnementales existantes. Dans plusieurs études menées au laboratoire, certaines souches de microorganismes ont montré beaucoup de potentiel pour la dégradation des pesticides, des BPC et des HAP.

La transformation des contaminants dans des environnements anaérobies tels les sols, sédiments, les boues anaérobies est réalisée par plusieurs types de réactions notamment l'hydrolyse d'esters phosphatés, l'hydrolyse d'esters aliphatiques, la dé-alkylation, la désamination, et les réactions de réduction telles que la déhalogénation et la réduction de groupement nitroso. Il faut noter que ces réactions biochimiques ne sont pas uniques au milieu anaérobie mais peuvent aussi être réalisées par des microorganismes aérobie. Seule la déhalogénation

réductive est spécifique au système anaérobie. Dans ce type de réaction qui s'effectue sous des conditions de milieu très réduites (<-300 mv), il y a remplacement d'atomes d'halogènes et notamment du chlore par de l'hydrogène. Ces réactions sont effectuées par des bactéries anaérobies fermentaires qui utilisent des molécules organiques comme accepteurs d'électrons. Toutefois s'il y a présence de composés tels des protéines soufrées (ex: porphyrines ferreuses) il est possible que la déhalogénation soit due à des réactions abiotiques. Du point de vue scientifique des données très complètes existent sur la déchlorination réductive du DDT en DDD

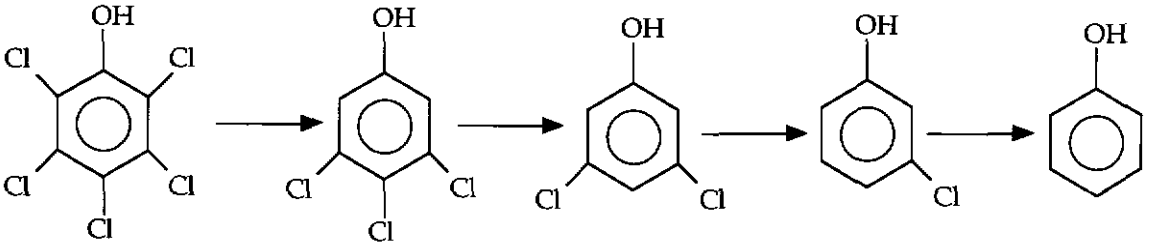
Tableau 5: Polluants chimiques ayant été décomposés sous des conditions anaérobies (source Samson et Guiot 1990)

Acide acétyl salicylique	Di-n- butylephatalate	Acétate de butyle
Acétaldéhyde	Acide diacetone glucosonique	Acrylate de butyle
Acétique anhydre	Diéthyle phtalate	Formate de méthyle
Acétone	Acide diméthoxybenzoïque	Acétone de métyle
Acide acrylique	Diméthyle phtalate	nitrobenzène
Acide adipique	Ethanol	*o* et *p* nitrophénol
1-Amino-2- propanol	Acétate d'éthyle	1- Octanol
Acide 4 amino butyrique	Acrylate d'éthyle	Pentaerythriol
Aniline	Acide ferrulique	Pentanol
Acide *p*-anisique	Formaldéhyde	Phénol
Acide *o*-anthranilique	Acide formique	Phloroglucinol
Acide benzoïque	Acide fumarique	Acide phtalique
Alcool benzilique	Acide glutamique	Polyéthylène glycol
Butanol	Acide glutarique	Propanal
sec- Butanol	Glycérol	Propanol
tert- Butanol	Acide hexanoïque	2-propanol
2,3- Butane diol	2-Hexanone	Acide propionique
Butyle benzylphtalate	Hydroquinone	Propylène glycol
Butyraldéhyde	Acide *o*-hydroxybenzoïque	Acide protocatéchuique
Butylène glycérol	Acide *p*-hydroxybenzoïque	Pyrogallol
Acide butyrique	3-Hydroxybutanone	Resorcinol
Cathéchol	Acide isobutyrique	Acide sorbique
Acide chlorobenzoique	Isopropanol	Syringaldéhyde
o-Chlorophénol	Alcool isopropylique	Acide syringique
Crésol	Acide lactique	Acide succinique
o-Crésol	Acide maléique	Acide valérique
p-Crésol	Méthanol	Acide vanillique
Crotonaldéhyde	Méthoxyphénol, (*o*, *m* et *p*)	Acétate de vinyle
Acide crotonique	Métylbutanol	Pentachlorophénol
Indole	Quinoline	Méthylquinolyne
Chlorure de vinyle	Trichloroéthylène	Tétrachloroéthylène
2,4-D, 2,4,5 T	Biphényl polychlorés (BPC)	



Ainsi il a été démontré que le taux de déchlorination du DDT augmentait proportionnellement avec la diminution du potentiel d'oxydo-réduction et était accéléré par l'addition de composés organiques. Les réactions devenaient plus rapides lorsque le potentiel d'oxydo-réduction était inférieur à -200mv. De plus, toutes conditions augmentant le potentiel d'oxydo-réduction (aération, stérilisation) inhibaient la déchlorination.

Les réactions de déchlorination réductive sont aussi possibles pour des molécules organiques non-saturées Dans l'exemple suivant, on voit que la biodégradation anaérobie du pentachlorophénol, un agent préservatif du bois est réalisée par l'enlèvement séquentiel des atomes de chlore. Des tetra-, tri- et dichlorophénols sont ainsi produits. Lorsque tous les atomes de chlore ont été enlevés, le phénol résiduel est ensuite métabolisé jusqu'à la production de CO_2 et de CH_4.



Ce type de réaction a été observé dans des réacteurs anaérobies et dans des sols contaminés .

Dans le cas des BPC, ce type de réaction s'effectue curieusement sur des isomères fortement chlorés (Ex: Aroclor 1254 et 1260). Cette particularité rend attrayante l'utilisation combinée de la déchlorination anaérobie suivie d'une biodégradation aérobie. Dans ce type de procédé la digestion anaérobie serait une étape de pré-traitement dans laquelle la biodégradabilité serait augmentée. En effet, il est beaucoup plus facile de transformer sous des conditions aérobies des isomères

faiblement chlorés de BPC. A titre d'exemple la firme General Electric (New York) possède des souches aérobies de *Pseudomonas* qui peuvent dégrader des Aroclors 1242 et même 1248, toutefois le traitement des 1254 et 1260 est jusqu'à présent impossible par ces microorganismes.

Le traitement anaérobie des sols a été appliqué avec succès dans le cas de contamination avec des organochlorés comme le pentachlorophénol (PCP) et les BPC. La compagnie Unweltschutz Nord (Ganderkesee, Allemagne) (Fouhy and Shanley, 1992) a récemment démontré la restauration d'un site contaminé par des BPC. Le sol était inoculé avec un humus fermenté anaérobiquement. Le milieu réduit servait ensuite de catalyseur. Des études réalisées par l'EPA ont montré le potentiel de l'utilisation des systèmes cycliques aérobies-anaérobies pour la réduction des BPC (Rogers et al., 1992). Dans un premier temps on favorise les conditions aérobies par l'addition d'oxygène ou de peroxyde d'hydrogène. Ces conditions favorisent l'oxydation des isomères faiblement chlorés. Par la suite, on met le milieu sous des conditions anaérobies. Ceci favorise la déchlorination des isomères fortement chlorés (plus de 6 atomes de chlores) d'où une production de BPC faiblement chlorés. Le cycle est répété jusqu'à l'atteinte de concentrations résiduelles acceptables.

Parmi les applications les plus prometteuses de la digestion anaérobie, on note la possibilité de détruire les doxines et furanes. Des essais récents réalisés à l'Université Stanford ont montré que plusieurs isomères des bibenzodioxines et dibenzofuranes incubés sous des conditions méthanogènes étaient déshalogénés (Adriaens and Grbic-Galic, 1992). Ces observations ouvrent la voie à des technologies extrêmement prometteuse dans le secteur de la restauration de sites d'usines de préservation de bois ou pour le traitement des sédiments contaminés. Dans le même ordre d'idée, des chercheurs de l'US Geological Survey et de l'Université de Stanford ont démontré que plusieurs composés hétérocycliques aromatiques, tels que ceux retrouvés dans les sites d'entreposages de la créosote, étaient biodégradables sous des conditions méthanogéniques (Godsy et al., 1992).

Du côté des bioréacteurs, la compagnie Ecova (Redmond, WA) a mis au point une technologie utilisant des suspensions de sol en bioréacteur (environ 5% de solide en suspension) pour le traitment d'environ 40,000 m^3 de sols contaminés au PCP et à la créosote. La technologie utilisait une première étape de déchlorination

réductive pour le PCP, suivi d'un bioréacteur aérobie pour l'oxydation finale des HAP. Les chercheurs de l'US EPA développent actuellement un système de bioréacteur séquentiel anaérobie-aérobie pour la destruction des composés organiques fortement chlorés (Sayles et al. 1992).