

La gestion biologique d'une décharge

Ph. THONART^{1,2}, E. STEYER¹, R. DRION¹ et S. HILIGSMANN²

¹ C.W.B.I. - Unité de Bio-industries,
Faculté universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux
Passage des Déportés, 2
B-5030 Gembloux
Belgique

² C.W.B.I. - Service de Technologie microbienne
Université de Liège
Bd du Rectorat, 29, B.40
B-4000 Liège
Belgique

I. Introduction

Ces cinquante dernières années ont été marquées, dans nos sociétés industrialisées, par des progrès tant dans le domaine de l'élaboration de nouveaux produits que dans les techniques de production et d'emballages. Cependant, cette évolution s'est accompagnée d'une augmentation impressionnante du volume des déchets ménagers et industriels.

Les déchets peuvent être qualifiés d'inertes (gravats, déblais,...), de banals (ordures ménagères), d'industriels assimilables aux ordures ménagères ou encore de spéciaux (pouvant contenir des produits toxiques). Longtemps, les déchets tant ménagers qu'industriels ont été considérés comme des sous-produits non exploitables et stockés en décharges. Or, diverses techniques de gestion des déchets ménagers ont été développées en permettant soit leur élimination, soit leur recupération (Figure 1).

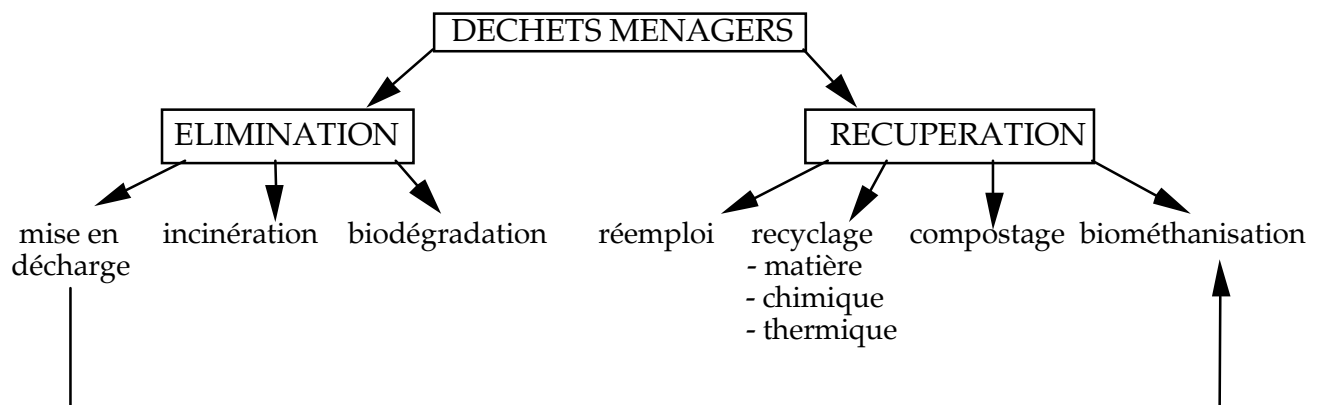


Figure 1 : Les techniques de gestion des déchets ménagers.

La première étape est en relation avec des micro-organismes producteurs d'enzymes extracellulaires. Ces enzymes sont responsables de l'hydrolyse de macromolécules (hydrates de carbone, protéines, matières grasses) en molécules plus petites et solubles (sucres, acides aminés, acides gras). La flore microbienne impliquée est très diversifiée et comprend des groupes anaérobies et aérobies facultatifs (JONES *et al.*, 1983). Des *Bacillus* de différentes espèces pourraient accélérer cette étape grâce à leur parfaite adaptation aux conditions du milieu (THONART *et al.*, 1988). Cette étape peut se dérouler en aérobiose partielle. Cependant, si dans un premier temps, l'hydrolyse de petits composés paraît aisée, l'hydrolyse de molécules plus complexes pourrait constituer une étape limitante dans le processus de biométhanisation.

Au cours de l'étape d'acidogenèse, les produits de l'hydrolyse sont bioconvertis par des bactéries acidifiantes notamment en alcools et acides gras de petites tailles (jusqu'à cinq carbones) aussi appelés acides gras volatils (A.G.V.).

Le groupe des bactéries acétogènes est très hétérogène et produit de l'acide acétique, de l'hydrogène et du dioxyde de carbone à partir des A.G.V.. Les bactéries acétogènes peuvent aussi dégrader des dérivés aromatiques oxygénés tels l'acide benzoïque et les composés phénoliques. L'origine de ces dérivés, présents en quantité parfois non négligeable dans les décharges, pourrait être expliquée par la dégradation microbienne d'acides aminés tels que la tyrosine et la phénylalanine. En effet, lors de travaux portant sur la désodorisation des lisiers de porc, GODEFROID *et al.* (1992) ont montré que d'une part, la dégradation anaérobie de la tyrosine produit du paracrésol, du phénol et de l'acide benzoïque ; d'autre part, la dégradation de la phénylalanine produit de l'acide phénylacétique.

Les bactéries méthanogènes sont des organismes anaérobies stricts qui requièrent un très faible potentiel d'oxydoréduction (inférieur à -300 mV). On distingue un groupe hydrogénophile d'un groupe acétophile. Le premier consomme l'hydrogène et le dioxyde de carbone pour donner du méthane ; le second transforme l'acide acétique en méthane et en dioxyde de carbone. Elles peuvent également consommer de l'acide formique et du méthanol. Globalement, la consommation des A.G.V. provoque une remontée du pH qui, elle, stimule l'activité méthanogène.

Compte tenu de la concentration en sulfate présente dans les décharges, issu notamment des déchets de construction, et de la ressemblance des métabolismes existant entre les groupes de bactéries méthanogènes et sulfato-réductrices, on ne peut ignorer la sulfato-réduction. Les bactéries sulfato-réductrices sont des organismes anaérobies strictes pouvant utiliser l'hydrogène, l'acide acétique ainsi que des acides gras volatils pour former du dioxyde de carbone et du sulfure d'hydrogène. A l'exception de la nécessité d'une concentration en sulfate plus importante et d'une tolérance de pH plus étendue ($5 < \text{pH} < 9$) (POSTGATE, 1979), les conditions sont identiques à la méthanogenèse. Les micro-organismes impliqués dans cette fermentation sont notamment *Desulfovibrio* et *Desulfotomaculum*.

La stabilisation de la matière organique et la chute de la production de gaz correspondent à la phase terminale d'évolution de la décharge.

III. Gestion du bioréacteur-décharge

Le but de cette gestion est d'atteindre dans un laps de temps le plus court possible un état stabilisé qui ne présente plus la nécessité d'une gestion continue. Cet état stabilisé peut être défini comme ne présentant plus de nuisance pour l'environnement. D'une manière générale, il se distinguera par un arrêt de la fermentation méthanogène et un lixiviat compatible avec les normes de rejet. Cette définition montre un idéal à atteindre que les scientifiques doivent s'efforcer de caractériser avec le plus de précision.

La gestion d'une décharge nécessite donc :

- l'accélération de la "minéralisation biologique" par une action au niveau de paramètres influençant l'activité biologique de la décharge ;
- le contrôle des émissions de gaz et de lixiviats, par utilisation de méthodes de récupération et de traitement biologique ou physico-chimique ;
- le contrôle des entrées en eau et en matières organiques.

Une stratégie de gestion courante consiste à optimiser la méthanogenèse. Les gaz produits, CH_4 et CO_2 , peuvent en effet être aisément traités ou valorisés.

Les facteurs gouvernant la méthanogenèse sont illustrés à la figure 3.

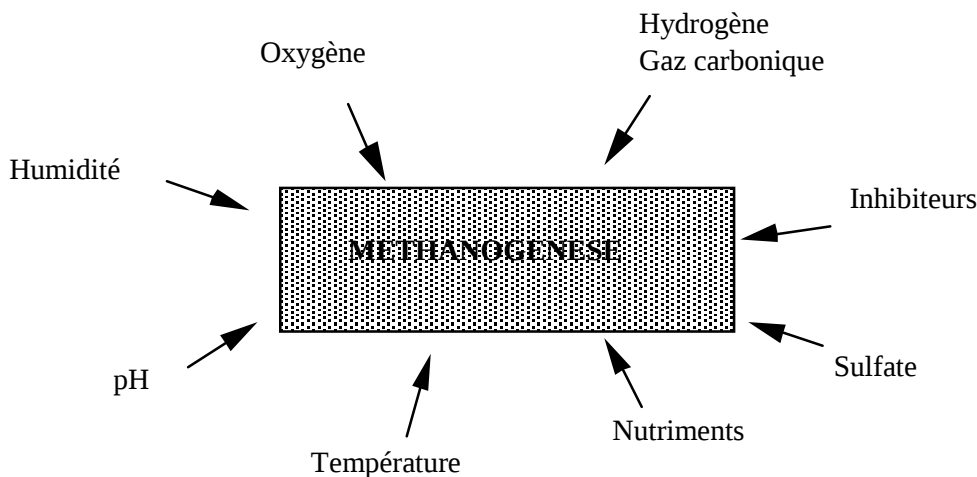


Figure 3 : Paramètres importants liés à la méthanogenèse.

Les bactéries méthanogènes sont très sensibles à l'oxygène ; elles requièrent un potentiel d'oxydoréduction d'environ -300 mV. Cependant, la population méthanogène n'est pas complètement détruite dans un environnement aérobie. On retrouve toujours une population méthanogène suffisante à un redémarrage de cette fermentation. Le pH optimal pour la production se situe entre 6 et 8. Notons que la dégradation de la matière organique et la phase acétogène tolèrent des pH plus acides. Si le pH diminue, la conversion de l'acide acétique et de l'hydrogène en méthane diminue, ce qui déplace la fermentation vers la production d'acides gras et une augmentation de la pression partielle en hydrogène.

La concentration en sels et particulièrement en sulfate peut être un élément déterminant dans l'évolution biologique de la décharge. En effet, les bactéries méthanogènes sont en compétition avec les bactéries sulfato-réductrices pour le substrat carboné. La bioconversion dominante dépendra donc des conditions du milieu. De nombreuses expériences ont montré que la méthanogenèse est fortement réduite si la concentration en sulfate atteint 2.400 mg/l (OREMLAND et PONCIN, 1982). Dans ce cas, l'activité sulfato-réductrice supplante la méthanogenèse. D'autre part, STEGMANN et SPENDLIN (1985) ont mis en évidence la succession de la phase sulfato-réductrice avec la phase méthanogène dans des simulateurs de décharge. Lors de la sulfato-réduction, la matière organique est dégradée en dioxyde de carbone et en sulfure d'hydrogène. Malheureusement, ce sulfure d'hydrogène pose des problèmes pour l'environnement et sa production ne peut être favorisée dans le cadre des décharges. Il est à remarquer qu'il peut en être autrement pour d'autres types de traitement (précipitation des métaux lourds, valorisation du gypse,...).

Outre les oligo-éléments (le calcium, le magnésium, le potassium, le fer, le zinc,...) que l'on considère être présents en quantité suffisante dans les décharges, l'écosystème anaérobie nécessite de l'azote et du phosphore. MC CARTY (1964) a déterminé les rapports optimums entre la matière organique, la teneur en azote et en phosphore : 100/0,44/0,08. Notons que l'écosystème anaérobie est moins exigeant en azote et en phosphore que l'écosystème aérobie. En général, on admet que la concentration en ces éléments n'est pas limitante. Si même, il y avait une déficience, ce serait en phosphore. Il est à remarquer que l'ion ammonium est bénéfique à faible concentration. En revanche, il devient inhibiteur à forte concentration surtout si le pH est élevé. MC CARTY et MC KINEY (1961) ont déterminé les valeurs des concentrations stimulantes et inhibitrices de cinq ions majeurs (concentrations inhibitrices de l'azote : 3 g/l ; du sodium : 8 g/l ; du potassium : 12 g/l ; du calcium : 8 g/l et du magnésium : 3 g/l).

Comme tous les processus microbiologiques, les facteurs température et teneur en eau ont une forte influence sur l'évolution d'une décharge. Pourtant, ils sont rarement pris en compte car l'hétérogénéité du réacteur peut être très importante et par conséquent les mesures délicates. Nous pensons qu'une gestion de décharge requerra un meilleur contrôle de ces facteurs. Dans une décharge qui est le siège de faibles flux liquides et de transferts de chaleur limités par une capacité isolante des déchets, le nombre de calories dégagées lors du processus anaérobie bien que faible, puisse expliquer des températures de 45 à 50°C sous nos climats. Notons que des températures plus élevées ont été observées dans des décharges en Belgique. On considère généralement que la température optimale est de 37 à 40°C pour les bactéries méthanogènes mésophiles et de 55°C pour les organismes thermophiles avec des extrêmes de 70°C. Un suivi des températures dans une décharge en Grande Bretagne (REES, 1980a) a montré des températures comprises entre 30 et 40°C pour des profondeurs comprises entre 2 et 4 mètres. Ceci montre que la déperdition calorifique dans une décharge n'est pas élevée.

D'autre part, on note que l'activité biologique est en relation avec l'activité de l'eau (a_w) qui doit se situer aux environs de 0,90. Indépendamment de l'activité de l'eau, des mesures de la teneur en eau de plus de 60% sont nécessaires pour une bonne méthanogenèse (REES, 1980b). Lors de leurs essais de biométhanisation de différents substrats organiques, SCHLITZ *et al.* (1992) ont démontré l'opportunité de travailler en

régime semi-solide (20 à 30% de matières sèches) et en régime thermophile (55°C). Des mesures plus précises devraient être réalisées en fonction de l'évolution des matières organiques afin de préciser la quantité d'eau nécessaire à maintenir dans le réacteur. Une des solutions proposées afin de maintenir la teneur optimale en eau dans le réacteur est de recycler le lixiviat (POHLAND, 1975). Cependant, les résultats obtenus lors d'essais en décharge pilote sont très controversés (EHRIG, 1980 ; BARLAZ *et al.*, 1987 ; KINMAN *et al.*, 1987 ; CORD-LANDWEHR, 1986). La principale difficulté pour juger de l'utilité de ce recyclage est d'évaluer l'hydrodynamique du réacteur et notamment le temps de passage de l'eau dans la décharge. L'accumulation d'ammoniaque, de sels et d'autres éléments inhibiteurs doivent être contrôlés. Le recyclage devrait aussi permettre dans l'avenir de rééquilibrer la teneur en éléments limitants et en micro-organismes.

D'autres éléments peuvent inhiber l'activité des bactéries méthanogènes. Une pression trop élevée en dioxyde de carbone peut affecter la formation de méthane à partir d'acide acétique. Mais, en général, le pompage du gaz permet d'éviter ce phénomène. Une pression partielle en hydrogène trop importante a pour conséquence une accumulation des acides propionique et butyrique qui ne peuvent plus être convertis. Cette conversion requiert une pression en hydrogène inférieure à 9.10^{-6} atmosphère. Ces conditions sont généralement réunies car l'hydrogène est consommé par certaines bactéries méthanogènes ainsi que par des bactéries sulfato-réductrices.

La gestion du flux gazeux et du lixiviat peut être réalisée notamment en limitant la pollution par une méthodologie d'assainissement comportant :

- la mise en place d'un dispositif de captage des gaz complété par une unité de brûlage par torchère assurant une destruction optimale des composés organiques du mélange gazeux ;
- la mise en place d'une couverture multicouche imperméable qui a pour buts, la limitation de l'infiltration des eaux de surface vers les déchets et vers la nappe phréatique ainsi que l'amélioration de l'efficacité du dégazage par capture des gaz sous la couche d'étanchéité et évacuation par le système de drainage. Ce système nécessite cependant de régler la quantité d'eau à introduire dans la décharge afin de maintenir son activité biologique ;
- la modification de la pente de la couverture, afin de faciliter l'écoulement et l'évacuation des eaux claires de surface et du gaz.

IV. Modélisation de l'évolution de la décharge

Si l'on considère la décharge comme un bioréacteur à gérer, il faut définir un minimum de paramètres de contrôle facilement mesurables et renseignant sur l'état physiologique de la décharge. Il importe aussi de caractériser l'évolution de la décharge par une loi régissant la valeur d'une ou plusieurs variables mesurables c'est-à-dire de réaliser une modélisation. L'intérêt de la modélisation réside principalement dans l'évaluation de la durée de vie de la décharge sur base d'un échantillonnage restreint.

Une évaluation du temps de vie de la décharge est indispensable :

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

Grâce à l'appui de la Région wallonne (Département de l'Environnement), le C.W.B.I. a pu développer une modélisation en l'appliquant au cas de la décharge d'Anton Sclayn (Classe II)¹.

Le dosage de divers composés (substances azotées, cellulose, acides humiques et fulviques,...) ainsi que la mesure de paramètres (pH, DCO, DBO₅, teneur et activité de l'eau,...) au niveau des déchets et/ou lixiviats ont été effectués. Des carottages ont été réalisés jusqu'à 21 m de profondeur. Une cinétique microbiologique a également été établie.

Les résultats obtenus ont permis de mettre en évidence (Tableau 4) :

- des paramètres de contrôle de la décharge au niveau du biogaz, des déchets et du lixiviats ;
- des paramètres d'évolution (tassement des déchets, teneur en cellulose,...) ;
- des indicateurs de performance.

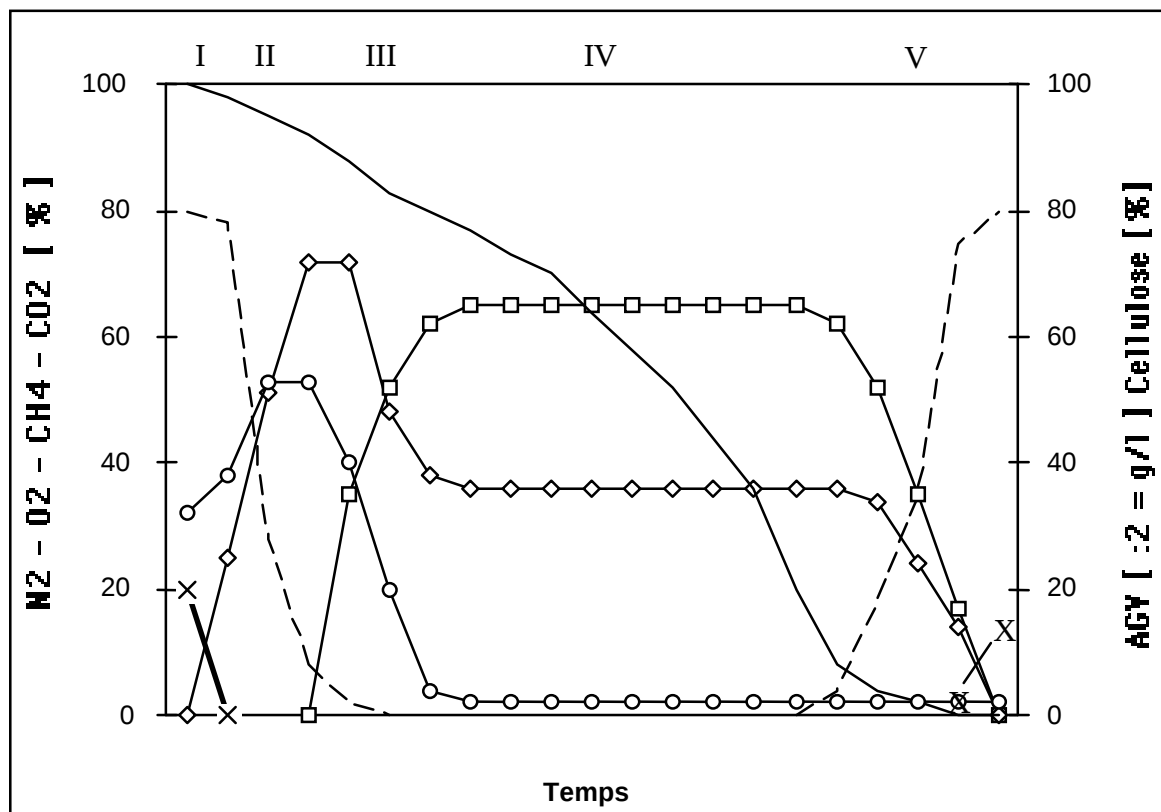
Des facteurs limitant le potentiel d'évolution biologique de la décharge ont également été déterminés tels que la teneur en eau des déchets et l'hydrolyse de la cellulose.

La majorité des modèles utilisés et développés pour caractériser l'évolution de la décharge d'Anton Sclayn sont décrits ci-dessous.

¹ Décharge de classe II: déchets ménagers et déchets industriels assimilés aux déchets ménagers

IV. 1. Modèles basés sur le biogaz de la décharge

L'évolution du biogaz des décharges (classe II) est celle de la figure 4. La composition du gaz permet donc de classer la décharge dans une des cinq phases. La méthanogenèse débute à la phase III. La phase IV est caractérisée par une stabilisation de la concentration et du rapport CH_4/CO_2 . L'évaluation de l'âge de la décharge, en phase IV, nécessite donc la détermination de paramètres supplémentaires.



Légende :

○-○ : Acides gras volatils
 □-□ : Méthane
 ---- : Azote

— : Hydrogène
 X-X : Oxygène
 ◇-◇ : Dioxyde de carbone

Figure 4 : Evolution de la composition du biogaz en fonction du temps-modifiée de FARQUHAR and ROVERS, 1973.

La composition mesurée pour le biogaz de la décharge d'Anton Sclayn est celle du tableau 1. Le méthane et le gaz carbonique y sont majoritaires, le rapport CH_4/CO_2 proche de 50/50² confirmant la dégradation de la cellulose et une situation de la décharge en phase IV.

Tableau 1 : composition mesurée pour le biogaz d'Anton (VERDI, 1991).

Gaz	% (Carottage 1) ³	% (Pénétromètre 8) ⁴
Azote	6,03	14,29
Oxygène	2,51	3,20
Méthane	51,26	49,85
Dioxyde de carbone	40,20	32,67

IV. 2. Modèles basés sur l'analyse des déchets solides

IV. 2. a. Teneur en cellulose

La cellulose est le polymère biodégradable retrouvé en majorité dans les sites d'enfouissement de classe II. Durant les quatre premières phases de l'évolution de la décharge (selon le graphique de FARQUHAR and ROVERS, Figure 4), sa dégradation est considérée comme linéaire en fonction du temps. Sa demi-vie est estimée à 15 ans. D'autre part, la cellulose serait encore quasi la seule source carbonée utilisée par les micro-organismes durant la phase IV. Sa dégradation incomplète, serait de 71 à 77%, contribuant à 90% du méthane total produit dans la décharge (GENDEBIEN *et al.*, 1992). D'autre part, la biodégradabilité de la cellulose est fonction de son traitement antérieur et est fortement influencée par la teneur en eau des déchets.

Dans le cas de la décharge d'Anton Sclayn, la teneur initiale en cellulose brute⁵ est de 40% (Plan wallon des Déchets, 1991 ; REES, 1980b). La teneur moyenne en cellulose brute (cellulose et héli-cellulose), retrouvée après analyse des carottages, est de 27,6%. Sur la base d'une cinétique de dégradation d'ordre 1 et admettant un temps de demi-vie de 15 ans pour la cellulose, la décharge mettrait encore entre 13 et 16,4 ans à se stabiliser.

² 60/40, car le CO_2 se solubilise dans les eaux de percolation

³ Carottage réalisé dans la masse de déchets sur une hauteur de 30 mètres

⁴ Essai de pénétration pour déterminer l'homogénéité de la masse de déchets

⁵ par rapport au poids sec

IV. 2. b. Teneur en eau et activité de l'eau (a_w)

1) Teneur en eau

La mesure de la teneur moyenne en eau permet d'évaluer, du moins entre 20 et 70% d'humidité des déchets, la productivité en biogaz (Figure 5) et indirectement, de déterminer le temps requis jusqu'à la stabilisation biologique de la décharge. La relation existant entre la teneur en eau des déchets et le taux de production de biogaz est donnée par l'équation suivante : Taux journalier de production de biogaz (cm^3/kg de déchets/jour) = $0,024 \times e^{(0.15 \times \% \text{ en eau des déchets})}$.

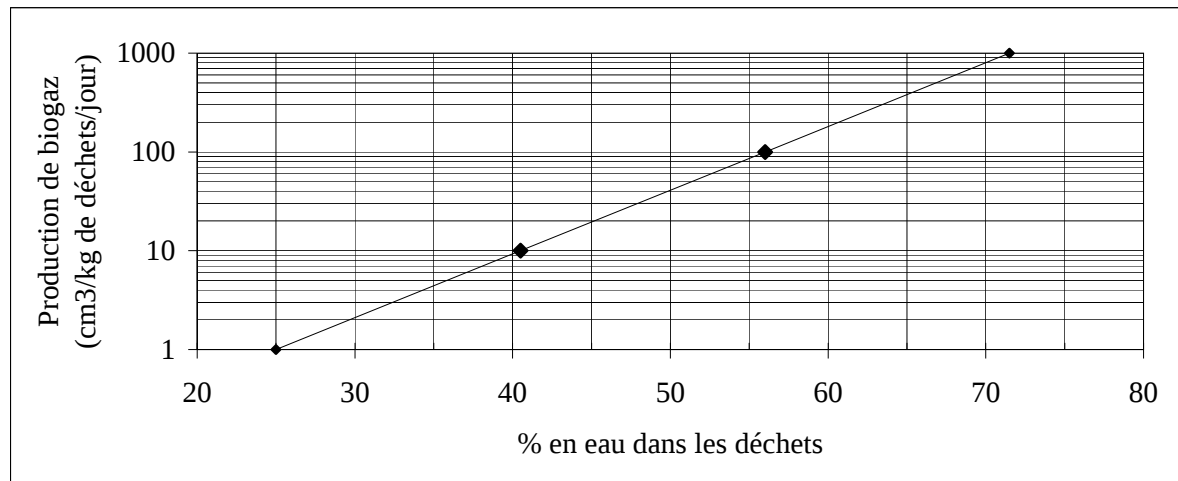


Figure 5 : Effet de la teneur en eau des déchets sur la productivité de biogaz.

La décharge d'Anton Sclayn présente une teneur en eau moyenne de 37,7% (C.W.B.I., 1993 ; LARECO cité par VERDI, 1991). Sa productivité en biogaz doit donc se situer à environ $2,435 \text{ m}^3/\text{T.an}$.

Sur base de la production de biogaz restant à réaliser (35 à $48,6 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ pour 10^6 tonnes de déchets) et sur base d'une cinétique linéaire, le potentiel d'évolution de la décharge est estimé à 14-20 ans.

2) Activité de l'eau (a_w)⁶

Elle détermine la disponibilité de l'eau pour les réactions chimiques et biochimiques. Elle est un indicateur direct des potentialités de dégradation microbienne en fonction des seuils d' a_w minimum requis. Selon un modèle adapté de LABUZA (1972), une bonne activité microbienne s'inscrit dans un intervalle d' a_w de 0,85 à 0,95 en fonction du type de micro-organisme.

L'activité de l'eau mesurée, à différentes profondeurs de la décharge d'Anton Sclayn, est le plus souvent supérieure à 0,94 pour la gamme de matières sèches mesurées (Figure 6 et Tableau 2). Le développement microbien n'est pas inhibé par

⁶ Rapport de la pression de vapeur saturante à l'équilibre au-dessus du produit à la pression de vapeur saturante de l'eau pour une température donnée

l'activité de l'eau ; cependant, il est fort probable que des teneurs en eau supérieures sont bénéfiques à la production de gaz.

Tableau 2 : profil d'activité de l'eau sur incli 4⁷.

Profondeur (en mètre)	a_w
0-1	> 0.94
2-3	> 0.94
3-4	> 0.94
4-5	> 0.94
7-8	> 0.94
10-11	0.512
11-12	0.740
12-13	> 0.94
13-14	> 0.94
14-15	> 0.94
15-16	> 0.94
16-17	> 0.94
17-18	> 0.94
18-19	> 0.94
19-20	> 0.94
20-21	> 0.94

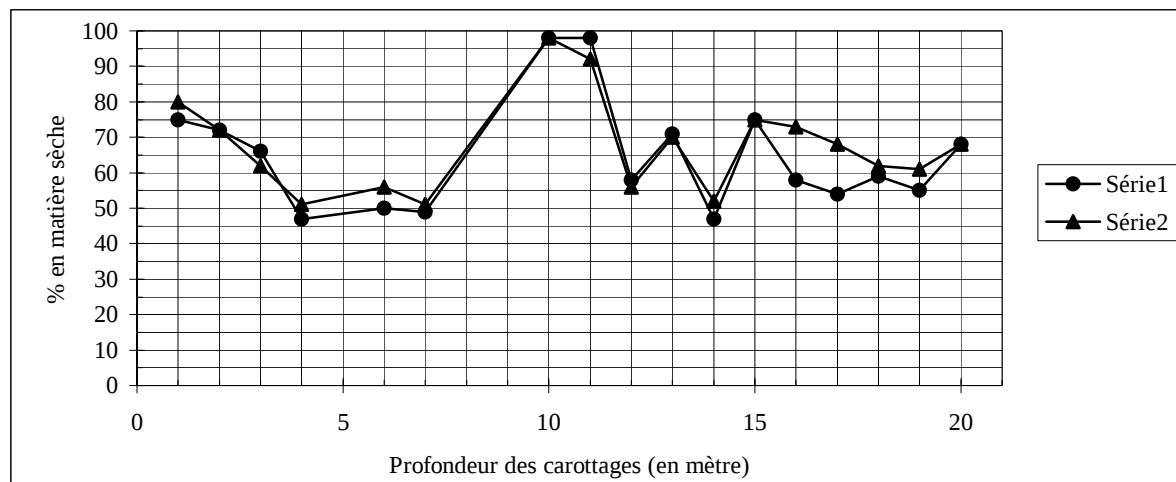


Figure 6 : Profil de matière sèche sur incli 4.

Des résultats complémentaires explorant la zone des a_w entre 0,94 et 1 pourraient permettre d'utiliser cette propriété comme un indicateur de performance.

⁷Essai de pénétration permettant de déduire le mouvement horizontal du talus en ce point et par conséquent, sa stabilité

II. 2. c. Tassement de la décharge

Le tassement est un indicateur direct de la vitesse de dégradation. Le tassement prévisible, en fonction de la hauteur du lit de déchets, est donné par des courbes théoriques. Elles permettent de diagnostiquer le temps requis jusqu'à la stabilisation biologique de la décharge. Un tassement complet théorique total de 40% est probable dans des conditions de méthanogenèse optimale (EMBERTON et BARKER, cités par GENDEBIEN *et al.*, 1992). En pratique, un tassement moyen de 30 à 35% total est observé en décharge d'ordures ménagères. Le C.W.B.I. a développé à partir de données bibliographiques et expérimentales une équation mettant en relation le tassement et le temps de séjour des déchets dans les décharges : Tassement (en %) = $(-0,219 + 0,0104 \times \log(\text{Temps})) \times (187 + \log(\text{Temps}^{(46,675)})) / \log(\text{Temps} \times 0,0214)$ (L'unité de mesure du temps est l'année).

La figure 7 est adaptée au cas de la décharge d'Anton Sclayn (30 à 40 m. de profondeur). Un tassement de 0,32 m/an en moyenne conduit à une décharge âgée de 6 - 7 ans et dont le potentiel d'évolution est d'environ 13 ans.

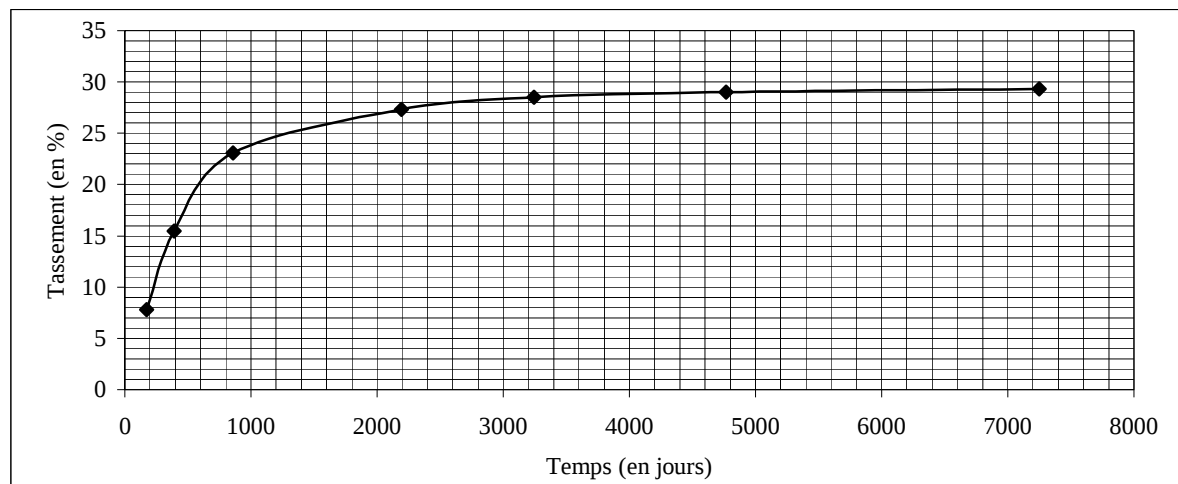


Figure 7 : Evolution du tassement du lit de déchets au cours du temps (THONART *and al.*, 1995).

IV. 3. Modèles basés sur l'analyse du lixiviat

Le lixiviat renseigne sur le métabolisme interne de la décharge. L'utilisation de modèles basés sur l'évolution du lixiviat est surtout intéressante durant les dix premières années de vie de la décharge, période majeure de dégradation intense.

IV. 3. a. Evolution du pH

Son évolution est une fonction linéaire du temps pour une courte période de vie de la décharge, essentiellement durant l'utilisation des acides gras volatils (A.G.V.) produits (Tableau 3).

Tableau 3 : Evolution du pH des lixiviats en fonction du temps.

Age de la décharge	pH des lixiviats
0 à 2 ans	acidification importante et variable
2 à 6 ans	$\text{pH} = 4,5 + 0,71.t$ (en année)
après 6 ans	stabilisation du pH à 8-8,5

Le pH mesuré au niveau du lixiviat de la décharge d'Anton Sclayn est proche de 8 et stabilisé. L'âge de la décharge, évalué sur base de ce paramètre, serait donc égal ou supérieur à 6 ans.

IV. 3. b. Rapport DBO_5/DCO

La figure 8 montre l'évolution linéaire de ce rapport au cours du temps. Toutefois, une bonne estimation de l'âge de la décharge n'est valable que sur de courtes périodes (10 ans). La relation existant entre ce rapport et l'âge de la décharge étudiée est la suivante : $\text{Rapport DBO}_5/\text{DCO} = 1,0024 - 0,1015 \times \text{Temps (années)}$.

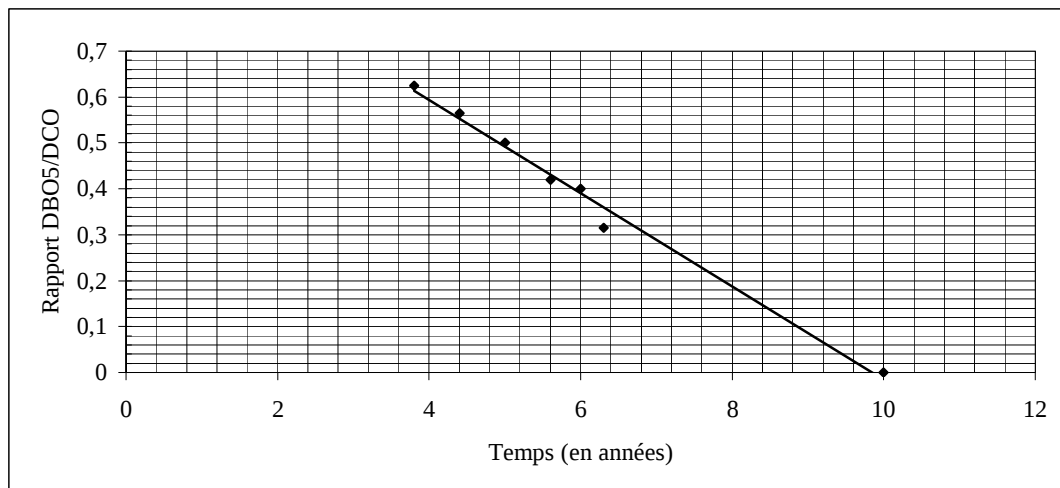


Figure 8 : Evolution de la biodégradabilité du lixiviat en fonction du temps.

Concernant la décharge d'Anton Sclayn, la mesure de ce rapport à deux périodes espacées de 2 ans a conduit aux âges respectifs de 5,4 et 7,2 ans, les âges réels de la

décharge étant de 6 et 8 ans. Ce paramètre paraît donc être un bon paramètre d'évolution de la décharge d'âge jeune.

VII. 3. c. Teneur en ions sulfates

L'évolution de la concentration en sulfates dans les lixiviats est, selon la littérature, linéaire du moins entre la deuxième et la sixième année : Concentration en ions sulfates (mg/l) = $2553,3 - 454,71 \times \text{Temps (en année)}$ (Figure 9).

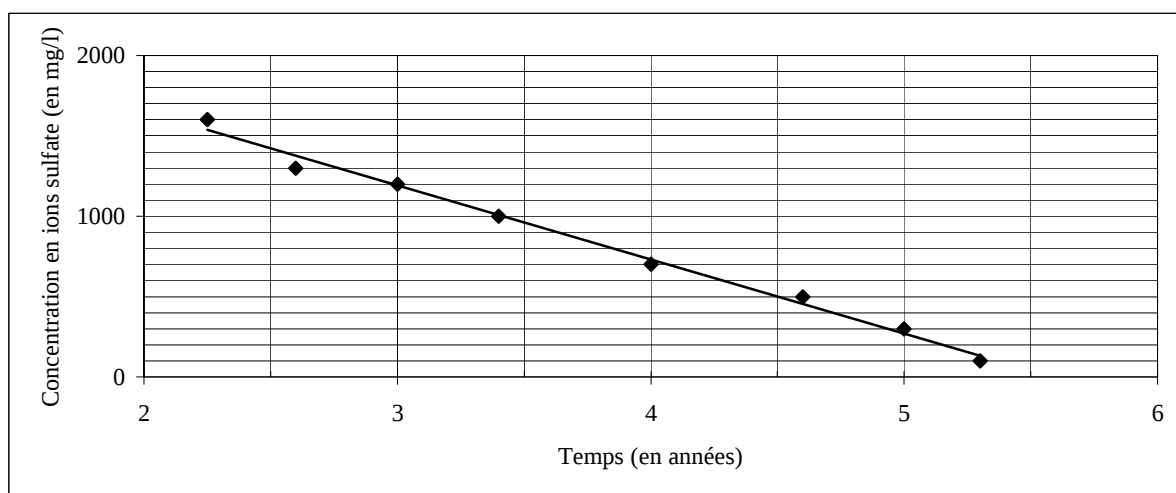


Figure 9 : Evolution de la teneur en sulfate au cours du temps.

A la décharge d'Anton, les mesures effectuées ont conduit à un âge approximatif de 5,5 années, l'âge réel étant alors de 6 ans.

IV. 3. d. Teneur en acides humiques et fulviques

Ces molécules sont absentes du lixiviat de décharge jeune. Les acides fulviques de poids moléculaires proche de 500 augmentent pour un lixiviat d'âge moyen. Un lixiviat stabilisé présente une forte proportion d'acide humique de poids moyen supérieur à 5000.

Le C.W.B.I. a abordé le dosage quantitatif de ces molécules, peu étudié jusqu'à présent. Un modèle fiable de caractérisation de décharge âgée devrait pouvoir être proposé sur cette base dans un avenir proche.

IV. 4. Conclusion

Un modèle général basé sur l'utilisation de divers paramètres-clefs a pu être établi permettant l'évaluation de l'âge et du potentiel d'évolution de la décharge d'Anton-Sclayn (Tableau 4)

Tableau 4 : Synthèse des relations constituant notre modèle général et prédictions de la durée requise pour la stabilisation de la décharge d'Anton.

	Paramètres étudiés	Paramètres de contrôle	Paramètres d'évolution temporelle		Indicateurs de performance
			Age	Durée de vie	
I. BIOGAZ	•composition •débit gazeux (m³/an) •productivité (m³/tonne de déchets x an)	6	6		6
II. DECHETS	•teneur en cellulose		6	6 ¹	6
	•teneur en eau $\leftrightarrow$ productivité du biogaz		6	6	6
	•a_w •tassement •population microbienne		6	6	
III. LIXIVIATS	•pH •DBO₅/DCO •SO₄⁻ •A.G.V. •Acides humiques et fulviques	6	6(2<t<6)		
		6	6		
		6	6(2<t<6)		
		6	6(5-7ans)		
			Décharge âgée à l'étude		

¹ pour les quatre premières phases (cfr. Figure 4)

Les paramètres tels que la teneur en cellulose, la teneur en eau et le tassement des déchets ont permis une bonne évaluation de la durée de vie de la décharge.

Par contre, des paramètres basés sur l'analyse du lixiviat (pH, DBO₅/DCO, contenu en SO₄⁻) ont permis d'évaluer l'âge de la décharge. L'utilisation de tels paramètres est toutefois limitée aux 8 à 10 premières années de la décharge.

Des modèles de quantification sont également attendus dans l'avenir sur base des débits gazeux et, pour la décharge âgée, sur base des teneurs en acides humiques du lixiviat.

V. Remerciements

Les auteurs remercient la Région wallonne ainsi que la SPAQUE, le Comité Scientifique et les sociétés qui ont collaboré au suivi de la décharge d'Anton Sclayn.

VI. Références bibliographiques

- BARLAZ M. A., MILKE M. W. and HAM R. K. (1987). "Gas production parameters in sanitary landfill simulators". *Waste management and Research*, 5
- CORD-LANDWEHR K. (1986). "Stabilisierung von Mülldeponien durch eine Sickerwasserkreilaufführung"- "Stabilisation of landfills with leachate recirculation". *Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfaltechik der Univesitat Hannover*, 66
- C.W.B.I.: "Rapport final" (1993). Convention Région wallonne: "Utilisation des micro-organismes comme indicateurs d'évolution des sites pollués"
- DUMONT M., TAILLIEU X., DESTAIN J., RIKIR R. et THONART P. (1993). "La décharge : un bioréacteur à gérer". *La Tribune de l'Eau*, Vol. 46, n°564, 3-10
- EHRIG H. G. (1980). "Beitrag zum quantitaven und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien"- "Contribution to the quantitative and qualitative water balance of sanitary landfill". *Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, Technische Universität Braunschweig* 26, Eigenverlag
- FARQUHAR G.J. and ROVERS F.A. (1973). "Gas production during refuse decomposition". *Water, Air and Soil Pollution*, 2, 483-495
- GENDEBIEN, A., PAUWELS, M., CONSTANT, M., LEDRUT-DAMANET, M-J., NYNS (Coordinator) E.J., WILLUMSEN, H-C., BUTSON J., FABRY, R. and FERRERO, G-L.(1992). "Landfill gas. From environment to energy" Published by Commission of the European Communities, 865 p.
- GODEFROID J., ANTOINE P., ANSELME P., VAN ROLLEGHEM P., DE POORTER M., VAN DE WOESTYNE M., VERSTRAETE W. and THONART P. (1992). "Tyrosine and its metabolites : their contribution to the formation of odorous compounds during the maturation of manures". *Sixth Forum for Applied Biotechnology*, 24 September 1992, Bruges, 1717-1729
- JONES K. L., REES J. F. and GRAINGER J. M. (1983). "Methane generation and microbial activity in a domestic refuse landfill site". *European Journal of Applied Microbiology and Biochemistry*, 18, 242-245
- KINMAN R. N. and al. (1987). "Gas enhancement techniques in landfill simulators". *Waste Management and Research*, 5
- LABUZA, J. (1972). *Journal of Food Science*, 37, 152
- MC CARTY P. L. and MC KINNEY R. E. (1961). "Salt toxicity in anaerobic digestion". *Water Pollution Control Federation Journal*, 33, 399-415
- MC CARTY P. L. (1964). "Anaerobic waste treatment fundamentals". *Parts one, two, three and four, Public Works* 95, 91-99, 107-112, 123-126

- OREMLAND R. S. and POLCIN S. (1982). "Methanogenesis and sulphate reduction. Competitive and non competitive substrates in estuarine sediments". *Applied and Environmental Microbiology*, **44**, 1270-1276
- Plan wallon des Déchets (1991). Ed. Cabinet du Ministre de l'Environnement pour la Région wallonne
- POHLAND F. G. (1975). "Sanitary landfill stabilisation with leachate recycle and residual treatment". EPA-Report, EPA-600/2-75-043
- POSTGATE J. R. (1979). "The sulphate-reducing Bacteria". Cambridge University Press, Cambridge
- REES, J.F (1980a). "The fate of Carbon Compounds in the Landfill Disposal of Organic Matter". *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **30**, 161-175
- REES, J.F (1980b). "Optimisation of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control". *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, **30**, 458-465
- SCHILTZ M. (1992). "Méthanisation des déchets ménagers". Colloque ORCA, Les Déchets Organiques Ménagers, 26 Nov. 1992, Namur
- THONART P., GODEFROID J., RIKIR R., DESTAIN J. et SANDRON P. (1988). "Apport des cultures de micro-organismes en agriculture". *Annales de Gembloux*, **94**, 289-304
- THONART P., TAILLIEU X., DRION R. and DESTAIN, J. (1995). "Modelling the evolution of domestic waste landfills". ECB7, Septième Congrès européen de Biotechnologie, Nice, 02.1995
- VAN BELLE (1992). Colloque ORCA, Les Déchets Organiques Ménagers, 26 Nov. 1992, Namur
- VERDI (1991). "Etude préalable à une réhabilitation : site de l'ancien dépôt d'immondices d'Anton". Bureau d'études en protection de l'environnement VERDI. 140 p.