UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ À

L'INSTITUT ARMAND-FRAPPIER

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN MICROBIOLOGIE APPLIQUÉE

PAR

JEAN-CLAUDE FRIGON

CARACTÉRISATION ET TRAITEMENT ANAÉROBIE DU LIXIVIAT D'UN LIEU D'ENFOUISSEMENT SANITAIRE

AVRIL 1992

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES ii

LISTE DES TABLEAUX vi

LISTE DES FIGURES vii

SOMMAIRE ix

INTRODUCTION 1

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE 5

1. LIEU D'ENFOUISSEMENT SANITAIRE 6

1.1 Importance 6
1.2 Au Québec 7
1.3 Site Argenteuil-Deux-Montagnes 9
1.4 Composition des déchets 10
1.5 Production de gaz 13

2. LE LIXIVIAT 15

2.1 Formation 15
2.2 Caractérisation 21
2.3 Toxicité 25

3. TRAITEMENT DU LIXIVIAT 27

3.1 Recirculation du lixiviat 27
3.2 Arrosage et irrigation des sols 28
3.3 Mélange du lixiviat avec des eaux usées municipales 28
3.4 Procédés physico-chimiques 29
3.5 Procédés aérobies 29
3.5.1 Lagunes aérées 30
3.5.2 Boues activées 31
3.6 Procédés anaérobies 31
3.6.1 Comparaison des procédés anaérobies et aérobies 32
3.6.2 Réacteurs anaérobies 35
3.6.2.1 Réacteur anaérobie à film fixe 35
3.6.2.2 Réacteur à boues granulaires (UASB) 39
3.6.2.3 Réacteur hybride 40
3.6.3 Lagunes anaérobies 40

4. MICROBIOLOGIE 41

4.1 Étapes de la dégradation anaérobie 41
4.2 Microorganismes anaérobies 43

4.2.1 Généralités 43
4.2.1.1 Bactéries fermentaires 45
4.2.1.2 Bactéries acétogènes 45
4.2.1.3 Bactéries méthanogènes 46

MATÉRIEL ET MÉTHODES 48

1. CARACTÉRISATION DU LIXIVIAT 49

1.1 Analyses physiques 49
1.1.1 pH 49
1.1.2 Température 50
1.1.3 Solides totaux (ST) et solides volatils totaux (SVT) 50
1.1.4 Solides en suspension (SS) et solides volatils en suspension (SVS) 50
1.1.5 Couleur 51
1.2 Analyses des constituants organiques 51
1.2.1 Demande chimique en oxygène (DCO) 51
1.2.2 Demande biochimique en oxygène (DBO) 52
1.2.3 Phénols 53
1.2.4 Huiles et graisses 53
1.3 Analyses des métaux 54
1.4 Analyses des constituants inorganiques non métalliques 55
1.4.1 Azote total Kjeldahl 55
1.4.2 Chlorures 55
1.4.3 Cyanures totaux 56
1.4.4 Phosphore total 56
1.4.5 Sulfures totaux 57
1.4.6 Sulfates 57
1.5 Analyses microbiologiques 58
1.5.1 Bactéries mésophiles totales 58
1.5.2 Bactéries coliformes totales 58
1.5.3 Bactéries coliformes fécales 59
1.5.4 Bactéries streptocoques fécales 59
1.6 Analyse de la toxicité 59

2. ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE DU TRAITEMENT EN PLACE SUR LE SITE ARGENTEUIL-DEUX-MONTAGNES 60

3. TRAITABILITÉ DU LIXIVIAT 62

3.1 Traitabilité anaérobie 62
3.1.1 Potentiel méthane 62
3.1.2 Toxicité 64
3.2 Traitabilité aérobie 65

4. TRAITEMENT ANAÉROBIE DU LIXIVIAT 65

4.1 Paramètres de culture 65
4.1.1 Effet de la température 68
4.1.2 Effet du pH 68

4.1.3 Effet de la composition du milieu de culture 69
4.1.4 Effet de la présence d'oxygène 70
4.2 Réacteur anaérobie à film fixe 70
4.2.1 Démarrage 70
4.2.2 Étude de la performance du réacteur 73

5. MICROBIOLOGIE 74

5.1 Suspension des bactéries fermentaires 74
5.2 Dénombrement des bactéries fermentaires ... 75
5.3 Isolement des bactéries fermentaires 77
5.4 Identification des bactéries fermentaires . 78
5.5 Observations microscopiques 79
5.5.1 Microscope électronique à transmission 79
5.5.2 Microscope électronique à balayage 80

RÉSULTATS 82

1. CARACTÉRISATION DU LIXIVIAT 83

2. ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE DU TRAITEMENT EN PLACE SUR LE SITE ARGENTEUIL-DEUX-MONTAGNES 90

3. TRAITABILITÉ DU LIXIVIAT 94

3.1 Traitabilité anaérobie 94
3.1.1 Potentiel méthane 94
3.1.2 Toxicité 94
3.2 Traitabilité aérobie 97

4. TRAITEMENT ANAÉROBIE 97

4.1 Paramètres de culture 97
4.1.1 Effet de différentes températures 97
4.1.2 Effet de la composition du milieu de culture 102
4.1.3 Effet de différents pH 102
4.1.4 Effet de la présence d'oxygène 105
4.2 Réacteur anaérobie à film fixe 107
4.2.1 Efficacité du réacteur sous différentes charges organiques 107
4.2.2 Efficacité du réacteur à éliminer la toxicité 107
4.2.3 Performance du réacteur 109

5. MICROBIOLOGIE 112

5.1 Détermination du nombre le plus probable (NPP) 110
5.2 Microscopie 114
5.2.1 Microscope électronique à balayage 114
5.2.2 Microscope électronique à transmission 117

5.3 Identification des bactéries fermentaires dominantes 119

DISCUSSION 126

1. CARACTÉRISATION DU LIXIVIAT 127

2. PERFORMANCE DU TRAITEMENT EN PLACE SUR LE SITE ARGENTEUIL-DEUX-MONTAGNES 129

3. TRAITABILITÉ DU LIXIVIAT 132

4. TRAITEMENT ANAÉROBIE 134

5. MICROBIOLOGIE 141

CONCLUSION 145

REMERCIEMENTS 148

BIBLIOGRAPHIE 151

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Composition moyenne des déchets résidentiels aux États-Unis (Anonyme, 1988) et à Montréal (Langlet, 1990) 12

Tableau 2: Caractérisation du lixiviat basée sur des échantillons provenant de 20 sites d'enfouissement sanitaire (Anonyme, 1977b) 23

Tableau 3: Composition du milieu de culture de base (selon Cornacchio *et al*, 1986) 63

Tableau 4: Caractérisation du lixiviat au cours des étés 1989, 1990 et 1991 84

Tableau 5: Caractérisation du lixiviat avant traitement 86

Tableau 6: Performance du traitement en place sur le site 91

Tableau 7: Efficacité du réacteur à dégrader les paramètres du lixiviat ne respectant pas les normes 111

Tableau 8: Nombre le plus probable de bactéries fermentaires composant le biofilm 113

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Formation du lixiviat dans un site d'enfouissement (Stegmann, 1983) 19

Figure 2: Calcul de la production de lixiviat généré par un site d'enfouissement sanitaire (Harrington et Maris, 1986) 20

Figure 3: Configuration des réacteurs anaérobies utilisés pour traiter le lixiviat (Samson, 1991) 33

Figure 4: Groupes de microorganismes impliqués dans la dégradation anaérobie des polymères en méthane (Zinder *et al*, 1984) 42

Figure 5: Plan du site d'enfouissement Argenteuil-Deux-Montagnes 61

Figure 6: Schéma du réacteur anaérobie à film fixe utilisé pour dégrader le lixiviat 71

Figure 7: Variation du pH du lixiviat avant traitement en fonction des mois échantillonnés depuis juin 1989 88

Figure 8: Variations de la DCO du lixiviat avant traitement en fonction des mois échantillonnés depuis juin 1989 89

Figure 9: Traitabilité anaérobie du lixiviat. Potentiel méthane du lixiviat 95

Figure 10: Traitabilité anaérobie du lixiviat. Toxicité du lixiviat 96

Figure 11: Traitabilité aérobie du lixiviat 98

Figure 12: Effet de différentes températures sur la capacité du biofilm anaérobie à dégrader le lixiviat 99

Figure 13: Effet de l'adaptation du biofilm sur sa capacité à dégrader le lixiviat 101

Figure 14: Effet de la composition du milieu de culture sur la capacité du biofilm à dégrader le lixiviat 103

Figure 15: Effet de l'ajustement du pH des cultures à différentes valeurs avant incubation sur la capacité du biofilm à dégrader le lixiviat ...104

Figure 16: Effet de la présence d'oxygène dans le lixiviat avant traitement sur la capacité du biofilm à dégrader le lixiviat 106

Figure 17: Enlèvement de la DCO en fonction de la charge organique imposée au réacteur 108

Figure 18: Enlèvement de la toxicité en fonction du temps de rétention hydraulique du lixiviat dans le réacteur 110

Figure 19: Photo au MEB du biofilm présent sur les roches du réacteur en janvier 1991 115

Figure 20: Photo au MEB du biofilm présent sur les roches du réacteur en novembre 1991 116

Figure 21: Photo au MET montrant certains microorganismes du biofilm 118

Figure 22: Photo au MET du streptocoque isolé à partir du biofilm 120

Figure 23: Photo au MET du *Clostridium* isolé à partir du biofilm 121

Figure 24: Photo au MET du *Citrobacter* isolé à partir du biofilm 123

Figure 25: Photo au MET du deuxième *Clostridium* isolé à partir du biofilm 125

SOMMAIRE

Un liquide hautement pollué, appelé lixiviat, s'échappe des lieux d'enfouissement sanitaire. Le lixiviat est soumis à des normes du Ministère de l'Environnement du Québec. La caractérisation du lixiviat du site Argenteuil-Deux-Montagnes a révélé qu'il contenait des concentrations supérieures aux normes pour plusieurs paramètres. L'évaluation de la performance du traitement en place sur le site Argenteuil-Deux-Montagnes a montré que celui-ci était efficace mais insuffisant pour que toutes les normes soient respectées. La traitabilité du lixiviat en aérobiose et en anaérobiose a été démontrée à l'aide de méthodes standards.

Le traitement du lixiviat dans un réacteur anaérobie à film fixe a été étudié en laboratoire pour une durée de 16 mois à 20-23°C. Il a été montré, en étudiant certains paramètres de cultures importants, que le lixiviat n'avait pas besoin de pré-traitement avant d'être acheminé vers le réacteur. De plus, les microorganismes anaérobies dégradaient le lixiviat même à basse température. La charge organique maximale imposable au réacteur pour obtenir un lixiviat conforme aux normes a été évaluée à 2.1 kg de DCO par m^3 de réacteur par jour, ce qui correspond à un temps de rétention de 1.5 jours. De plus, la toxicité du lixiviat était complètement éliminée suite au traitement dans le réacteur.

Des photos ont été prises au microscope électronique à transmission (MET) et à balayage (MES), montrant la grande diversité de microorganismes formant le biofilm. Le nombre de bactéries fermentaires présentes dans le biofilm a été estimé à plus de 4.6 X 10^7 bactéries par cm^2 de support. Les microorganismes fermentaires dominants isolés étaient les suivants: *Streptococcus gallinarum*, *Clostridium subterminale*, *Citrobacter amalonaticus*, *Bacteroides capillosus* et *Eubacterium sp.*

Le réacteur anaérobie à film fixe semble doté d'un bon potentiel pour le traitement du lixiviat de sites d'enfouissement car il le rend conforme aux normes de rejet en plus d'éliminer sa toxicité. L'étude du biofilm a permis d'identifier une variété de microorganismes fermentaires et des travaux additionnels sur ceux-ci permettraient possiblement d'augmenter les performances du biofilm.

INTRODUCTION

Les lieux d'enfouissement sanitaire sont les endroits où la plupart des déchets domestiques municipaux, c'est-à-dire les "sacs verts", sont entassés (Ross *et al.*, 1989). L'enfouissement des déchets au Québec se fait selon des normes très précises (Anonyme, 1989). Malgré celles-ci, les sites d'enfouissement constituent une menace potentielle pour l'environnement. En effet les eaux de surface, de pluie et souterraines, en percolant à travers la masse de déchets, vont en extraire des contaminants et former un liquide hautement pollué appelé lixiviat (Cheremisinoff et Gigliello, 1983). Les sites d'enfouissement sont conçus généralement de façon à avoir un minimum d'eau pénétrant dans les déchets. Il y aura cependant toujours du lixiviat de produit par ces sites.

Des normes spécifiques sont aussi appliquées au lixiviat afin de s'assurer que le rejet dans l'environnement soit le moins dommageable possible (Anonyme, 1989). Pour respecter ces normes, des traitements doivent être utilisés sur les sites d'enfouissement pour dégrader le lixiviat. Certains sites utilisent des étangs non-aérés, comme le site Argenteuil-Deux-Montagnes sur lequel a porté ce travail, et le site St-Côme-de-Kennebec étudié par Sérodes et Shoiry (1987). Cependant, les seuls sites respectant de façon régulière les normes imposées par le Ministère de l'Environnement du Québec sont ceux qui utilisent des étangs aérés pour traiter leur lixiviat. Par contre, ces traitements sont plus dispendieux,

ce qui fait que plusieurs sites de petits et moyens volumes au Québec ne possèdent pas un tel traitement.

Un traitement anaérobie serait une alternative intéressante pour le lixiviat car il est reconnu dans la littérature que ce type de procédé, entre autres avantages, est moins coûteux qu'un procédé aérobie (Lema *et al.*, 1988; Lisk, 1991). De plus, le traitement anaérobie, à notre connaissance, n'a pas fait l'objet d'études sur un lixiviat provenant d'un lieu d'enfouissement du Québec. Pour ces raisons, nous avons prévu de développer en laboratoire un procédé anaérobie, soit un réacteur anaérobie à film fixe, en utilisant du concassé de roches comme support pour réduire les coûts d'une éventuelle mise à l'échelle de ce type de traitement.

Dans ce travail, nous avons d'abord effectué la caractérisation du lixiviat du site d'enfouissement Argenteuil-Deux-Montagnes. La performance du traitement sur le site a ensuite été évaluée. La traitabilité anaérobie et aérobie du lixiviat furent déterminées à l'aide de méthodes standards. C'était, à notre connaissance, la première fois que ces tests étaient utilisés à cette fin sur un lixiviat provenant d'un site québécois.

Un réacteur anaérobie à film fixe a ensuite été étudié en laboratoire. Les effets de certains paramètres de

culture importants, soit la température, la composition du milieu de culture, le pH et la présence d'oxygène ont été déterminés. La capacité du réacteur à dégrader une charge organique donnée a ensuite été évaluée, ainsi que sa capacité à abaisser la concentration des paramètres du lixiviat qui ne respectaient pas les normes.

Finalement, un dénombrement des bactéries fermentaires composant le biofilm contenu dans le réacteur a été effectué, suivi de l'isolement et de l'identification des microorganismes fermentaires dominants. À notre connaissance, il s'agissait de la première fois que des microorganismes étaient identifiés à partir d'un réacteur anaérobie traitant du lixiviat de site d'enfouissement.

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

1. LIEU D'ENFOUISSEMENT SANITAIRE

1.1 Importance

L'enfouissement demeure la solution la plus répandue pour éliminer les déchets dans la plupart des pays du monde, car c'est une des méthodes les plus simples et les moins coûteuses en investissement et en frais d'opération (Mendez *et al.*, 1989; Lema *et al.*, 1988; Robinson et Maris, 1985; Venkataramani *et al.*, 1984; Marriott, 1979; Chynoweth, 1978). Au Québec, selon Ross *et al.* (1989) l'enfouissement de type sanitaire est le mode de gestion privilégié pour les déchets solides d'origine domestique. Certains pays comme la Suisse ont cependant favorisé l'incinération pour l'élimination des déchets (Aragno, 1989).

Carra et Cossu (1989) ont calculé la quantité de déchets produits par 15 pays industrialisés (Canada, Danemark, Finlande, France, Allemagne, Italie, Japon, Pays-Bas, Pologne, Afrique du Sud, Suède, Norvège, Suisse, Grande-Bretagne, États-Unis) qui regroupent une population de 730 millions de personnes. Ils ont estimé que 250 millions de tonnes (Mt) de déchets y ont été produites, ce qui représente 24.3% de la production mondiale annuelle de déchets. Sur ce total, 68.8% des déchets étaient enfouis (172 Mt), 25.2% étaient incinérés (63 Mt) et 6.0% étaient recyclés (15 Mt). Selon une étude de l'agence de protection environnementale des États-Unis (Anonyme, 1988), la production de déchets municipaux augmente d'année en année, mais grâce à la revalorisation de ceux-ci,

les quantités à être enfouies demeureront stables dans le futur.

Également selon Carra et Cossu (1989), le reste de la population mondiale produit environ 780 Mt de déchets annuellement et la plupart de ceux-ci sont enfouis sommairement ou même laissés à ciel ouvert par manque de ressources techniques. Idéalement, ces déchets devraient également être éliminés par enfouissement. Par conséquent, plus de 95% du milliard de tonnes de déchets produits annuellement à l'échelle mondiale seraient éliminés par enfouissement. Ceci illustre bien l'importance de l'enfouissement dans la gestion des déchets.

1.2 Au Québec

Au Québec, l'enfouissement peut se faire de trois façons: l'enfouissement sanitaire, le dépôt en tranchées et les dépotoirs. Peu de déchets sont éliminés par incinération au Québec, la méthode principale étant l'enfouissement. Dans les dépotoirs, les déchets sont entassés à ciel ouvert. Ceux-ci sont brûlés et les résidus sont recouverts de sable ou laissés comme tel, exposés à la vermine, aux oiseaux et au vent. Dans les dépôts en tranchées, les déchets sont entassés dans une tranchée qui sera recouverte de sable lorsque remplie. Dans les lieux d'enfouissement sanitaire, les déchets sont entassés dans des tranchées, puis compactés en plusieurs couches. Une rangée de sable sépare chaque couche

de déchets et un recouvrement final de sable et de terre est appliqué lorsqu'une tranchée est complétée.

Au Québec, en 1989, il y avait 75 lieux d'enfouissement sanitaire (L.E.S.) (16 appartenant à des firmes privées), 78 sites de matériaux secs (68 sites privés), 342 sites de dépôts en tranchées (81 sites privés) et 50 dépotoirs. Malgré leur nombre moins important, c'est dans les L.E.S. que la plupart des déchets sont enfouis, les dépôts en tranchées et les dépotoirs n'étant utilisés que par les petites communautés. L'ouverture de huit nouveaux L.E.S. est prévue d'ici cinq ans. L'information exacte concernant la quantité de déchets enfouies au Québec annuellement n'est pas disponible mais il s'agirait d'environ une tonne/personne/an soit près de sept millions de tonnes (Mt) enfouis chaque année au Québec.

Environ 2.4 Mt de déchets par an sont enfouis dans la région de Montréal, sur les lieux d'enfouissement sanitaire du territoire. Seulement six de ces sites, qui ne recueillent actuellement que 30% des déchets de la région, demeureront encore en opération après 1994.

Les L.E.S., ainsi que les lixiviats qui y sont générés, sont soumis à des normes très précises de la part du Gouvernement du Québec. Ainsi, les déchets doivent être compactés puis enfouis dans des tranchées aménagées sur le site. Les déchets doivent être recouverts d'une couche de

sable après chaque jour d'opération, afin de décourager la vermine et les oiseaux, et de contrer l'effet du vent. Lorsqu'une tranchée est remplie de déchets, un matériel de recouvrement (terre, sable) est ajouté. Éventuellement de l'herbe, ou même des arbres, seront ensemencés sur ce matériel.

Les lecteurs pourront se référer au texte de loi intitulé "Règlement sur les déchets solides" (Anonyme, 1989) publié par le Gouvernement du Québec s'ils désirent obtenir plus d'informations sur la règlementation des sites d'enfouissement. Cependant, aucun répertoire des méthodes de traitements du lixiviat n'est encore disponible.

1.3 Site Argenteuil-Deux-Montagnes

Le lixiviat qui a été utilisé dans ce travail a été recueilli au site Argenteuil-Deux-Montagnes. Ce site a été choisi, car il représente un site d'enfouissement typique du Québec, de par son volume et son plan de traitement du lixiviat. De 1967 à 1976, un dépotoir existait à l'emplacement du site actuel et on y brûlait les déchets, dont les résidus étaient ensuite refoulés dans un bas de côte deux fois par an. L'enfouissement sanitaire y a débuté en 1976, sous la supervision de la firme d'ingénieur-conseil AGV. En 1978, cette compagnie fut acquise par Lavalin et ce fut cette dernière qui reprit le contrat. Depuis 1987, c'est la firme

d'ingénieur-conseil CEDEGER Ltée qui gère le site d'enfouissement.

Le site est la propriété de huit municipalités: Lachute, Brownsburg, Chatham, Paroisse St-André, Village St-André, Village Carillon, Paroisse St-Placid, Village St-Placid. Celles-ci y enfouissent leurs déchets, mais aussi ceux de certaines municipalités voisines. Le site d'enfouissement a environ 40 acres de superficie, dont 28 acres sont maintenant remplis de déchets.

Au début de l'exploitation du site, 10 000 tonnes de déchets y étaient éliminés annuellement. Cette quantité a augmenté progressivement au fil des ans pour atteindre 100 000 tonnes de déchets en 1990, ce qui porte la quantité totale éliminée sur le site Argenteuil-Deux-Montagnes à environ 500 000 tonnes. Selon le scénario prévu, le site pourra recevoir des déchets jusqu'en 1994, après quoi il devra fermer.

1.4 Composition des déchets

Les déchets enfouis dans un L.E.S. consistent principalement en déchets domestiques, c'est-à-dire ceux que l'on retrouve normalement dans les sacs verts. Une certaine quantité de déchets solides peuvent également être admis (briques, bois,...). Il existe des sites d'enfouissement particuliers pour les déchets nucléaires, toxiques, pharmaceu-

tiques, industriels mais ils ne sont pas l'objet du présent travail et les pages qui suivent traiteront essentiellement des sites d'enfouissement de déchets municipaux.

Selon Revéret et Léonard (1990), en ce qui concerne la composition moyenne des déchets, les États-Unis seraient caractérisés par un fort pourcentage de papiers, de verre et de métaux, alors que les pays d'Europe auraient des pourcentages élevés de plastiques et de matières putrescibles. Les villes canadiennes, dont Montréal, seraient situées entre ces deux types de composition, avec des paramètres semblables à ceux des États-Unis, et d'autres semblables aux pays d'Europe.

Si on compare deux études portant sur la composition des déchets, soit l'étude de l'EPA américaine (Anonyme, 1988) et celle de Langlet (1990) effectuée à Montréal, on remarque que les pourcentages de papiers et cartons, de verre, de plastiques et de bois sont semblables (Tableau 1). Par contre, les pourcentages de métaux, de matières putrescibles et de résidus de jardin sont différents.

Les prévisions concernant la composition moyenne des déchets à éliminer en l'an 2000, comparée à aujourd'hui, montrent une diminution du pourcentage de verre, de métaux ferreux, de matières putrescibles et de résidus de jardin à être enfouis (Anonyme, 1988). On note cependant une augmentation dans la quantité d'aluminium, de métaux non-ferreux et de

TABLEAU I: COMPOSITION MOYENNE DES DÉCHETS RÉSIDENTIELS AUX ÉTATS-UNIS (ANONYME, 1988) ET À MONTRÉAL (Langlet, 1990)

Matériaux	États-Unis (%)	Montréal (%)
Papiers et cartons	35.6	31.2
Verre	8.4	6.15
Métaux ferreux	7.5	3.72
Métaux non-ferreux	1.4	0.7
Plastiques	7.3	6.51
Cuir et caoutchouc	2.8	ND
Textiles	2.0	ND
Bois	4.1	2.33
Déchets dangereux	ND	0.67
Matières putrescibles	8.9	24.47
Résidus de jardin	20.1	9.32
Autres matériaux	1.8	14.93

ND: non déterminé

plastiques à enfouir. Les quantités de cuir et de caoutchouc, de textiles et de bois à enfouir demeureront semblables durant cette période.

1.5 Production de gaz

Un lieu d'enfouissement sanitaire peut être considéré comme un écosystème, ou un bioréacteur complexe, car il contient des substrats pouvant supporter la croissance microbienne, lorsque certains paramètres sont respectés (pH, température, humidité, pression osmotique) (Aragno,1989). Le L.E.S. agit ainsi comme un réacteur anaérobie (Senior,1989). Des estimations de populations de microorganismes ont été effectuées sur des L.E.S. en laboratoire (Barlaz *et al.*, 1989; Filip et Kuster, 1979). Les seules bactéries provenant de L.E.S. qui ont été isolées et identifiées, jusqu'à maintenant, sont des méthanogènes (Fielding *et al.*, 1988; Fielding et Archer, 1986).

Lors d'une dégradation anaérobie, les composés organiques sont métabolisés en plusieurs étapes par différents microorganismes, jusqu'à l'obtention de méthane (CH_4) et de gaz carbonique (CO_2) (Lisk, 1991). La dégradation des déchets à l'intérieur du site va donc entraîner la formation de biogaz. Ce biogaz est formé en grande quantité dans les L.E.S. et il est parfois récupéré pour des fins commerciales.

Ham (1979) a déterminé la composition typique du biogaz provenant d'un site d'enfouissement: 47.4% CH_4, 47% CO_2, 3.7% N_2, 0.8% O_2, 0.1% H_2, 0.01% H_2S, 0.1% CO, 0.1% d'hydrocarbones paraffines, 0.2% d'hydrocarbones aromatiques, 0.5% de traces d'autres composés (toluène, xylène, chlorure de vinyle, benzène, méthanol). Selon Hekimian *et al.* (1976), le gaz provenant des sites d'enfouissement a une valeur énergétique variant de 450-550 BTU par pied cube (1BTU=1.06 kJ) alors que le gaz naturel en a environ 1000 BTU/pied cube.

Plusieurs études ont été réalisées afin d'optimiser la production de biogaz par les sites d'enfouissement (Richards et Hornsby, 1988; Rees et Granger, 1982). Les facteurs affectant la production de gaz sont les suivants: composition des déchets, contenu cellulosique, âge, humidité, température, pH, profondeur du site (Bogardus, 1987). Rees (1980) a proposé de saturer en eau les déchets afin d'optimiser la réaction de méthanogénèse. Buivid *et al.* (1981) ont affirmé que plus la compaction des déchets est grande, plus la méthanogénèse se faisait bien car il y avait un étroit contact entre les déchets, l'humidité et les microorganismes.

Des systèmes de récupération du méthane à partir de sites d'enfouissement fermés ont été construits et opérés principalement par des firmes privés aux États-Unis (Berenyi et Gould, 1986). Les conditions minimales nécessaires à la faisabilité de l'implantation d'un tel projet sur un site ont

été déterminées par Bogardus (1987): au moins 1 million de tonnes de déchets en place, une profondeur moyenne de 12 m, un espace d'environ 16 ha, 365 t/jour de déchets enfouis lors de l'activité du site, l'accord des citoyens vivant à proximité du site. La production de biogaz par le site débute 1-2 années après l'enfouissement des premiers déchets et peut se poursuivre jusqu'à 20-30 ans après la fermeture du site. Bogardus (1987) a évalué le rendement moyen en biogaz à 2.5-8.8 m^3/tonne de déchets/an.

Plusieurs autres travaux ont été réalisés sur la production de biogaz dans les sites d'enfouissement et les lecteurs intéressés peuvent consulter les auteurs suivants: Siegal, 1987; Croke et Zimmerman, 1986; O'Leary et Tansel, 1986a; Mohsen *et al.*, 1980.

Les lieux d'enfouissement sanitaire produisent le lixiviat qui peut s'avérer très polluant pour l'environnement. Il est donc bien important de mieux connaître ce produit. Les lignes qui vont suivre résument les connaissances accumulées jusqu'à maintenant sur la formation et la caractérisation du lixiviat.

2. LE LIXIVIAT

2.1 Formation

Le lixiviat est un liquide polluant produit par l'eau qui s'est infiltrée dans les déchets et qui a extrait, ou

dissous, ou resuspendu du matériel organique et inorganique en percolant à travers ces déchets (Cheremisinoff et Gigliello, 1983). Avant 1965, peu de gens étaient conscients que le lixiviat était dommageable pour la nappe phréatique et les cours d'eaux (Boyle et Ham, 1973). Depuis ce temps, avec le souci grandissant pour la protection de l'environnement, des études sont effectuées pour déterminer plus exactement comment le lixiviat est formé.

L'enfouissement des déchets doit être fait de façon sécuritaire et une des priorités à respecter est de limiter le plus possible la quantité de lixiviat produit, afin de minimiser l'impact de ce dernier sur l'environnement (Lema *et al.*, 1987). En effet, même les sites d'enfouissement de moindre étendu peuvent avoir un effet important sur les réserves d'eau potable avoisinantes (Bagchi, 1987). Il faut cependant un pourcentage d'humidité suffisant à l'intérieur du site pour favoriser la dégradation biologique des déchets. Le pourcentage d'humidité optimal a été estimé à 55% (p/p) par Marriott (1981).

Selon Venkataramani *et al.* (1984), la formation de lixiviat se fait de trois façons: la compaction des déchets, la production d'eau suite à leur décomposition par les microorganismes, et finalement, les infiltrations d'eaux de surface et souterraines à travers les déchets. Selon Marriott

(1981), le lixiviat est produit lorsque la balance d'eau dépasse la capacité de rétention des déchets.

Plusieurs autres facteurs sont responsables à des degrés divers de la formation du lixiviat: composition et compactage des déchets, géologie et hydrologie du site, design du site (matériel de recouvrement, végétation), climat (pluies, évaporation), âge du site i.e. degré de stabilisation des déchets (Cameron, 1978; Chereminisoff et Gigliello, 1983; Stegmann, 1983; Senior *et al.*, 1983; Senior, 1989). Toutefois, les infiltrations d'eaux représentent la cause principale de la formation de lixiviat.

Certains sols particuliers, où la migration du lixiviat est assez lente pour permettre un abaissement de sa charge organique, peuvent entraîner la production de lixiviat moins dommageable pour l'environnement (Chereminisoff et Gigliello, 1983). Cette pratique est permise en Grande-Bretagne, mais pas en Amérique du Nord ou dans certains pays d'Europe tels que l'Italie et l'Allemagne (Harrington et Maris,1986).

Senior (1989) a estimé que les facteurs primaires de production de lixiviat vont par la suite affecter certains paramètres à l'intérieur du site, comme le pH, la température, l'oxygène, et ceux-ci auront un effet à leur tour sur les différents microorganismes présents dans les déchets.

Stegmann (1983) a proposé un schéma simplifié montrant la formation de lixiviat (Figure 1). Harrington et Maris (1986) ont proposé une équation pour évaluer la quantité de lixiviat généré par un site (Figure 2). Ce modèle tient compte des infiltrations d'eaux de surface et souterraines (I), des précipitations (P), de la quantité de déchets déposés sous forme liquide (L), des eaux ruisselant en amont et en aval (R), de l'évapotranspiration (EP) et de la quantité de liquide absorbée par les déchets (S), selon la formule Pe=P +I+L-R-S-EP, où Pe représente la production de lixiviat.

Les lecteurs intéressés par des modèles mathématiques plus complexes, prenant également en considération le degré de compaction des déchets, sont priés de se référer aux auteurs suivants: Veit *et al.* (1983), Farrell (1986) et Demetracopoulos *et al.* (1985).

La quantité de lixiviat produit par un site peut-être énorme. Harrington et Maris (1986) ont estimé qu'un m^3 de déchets va produire 125 litres de lixiviat. Ehrig (1983) a évalué cette production de lixiviat à 0,4-10,6 m^3/ha/jour (moyenne de 4,7). Suite à une étude, l'Agence de protection environnementale américaine (Anonyme, 1977b) a estimé qu'un site de taille moyenne (17 acres), avec une infiltration annuelle de 10 pouces (25 cm) d'eau, peut générer 4,6 millions de gallons (17,4 millions de litres) de lixiviat par année.

Figure 1: Formation du lixiviat dans un site d'enfouissement (Stegmann, 1983).

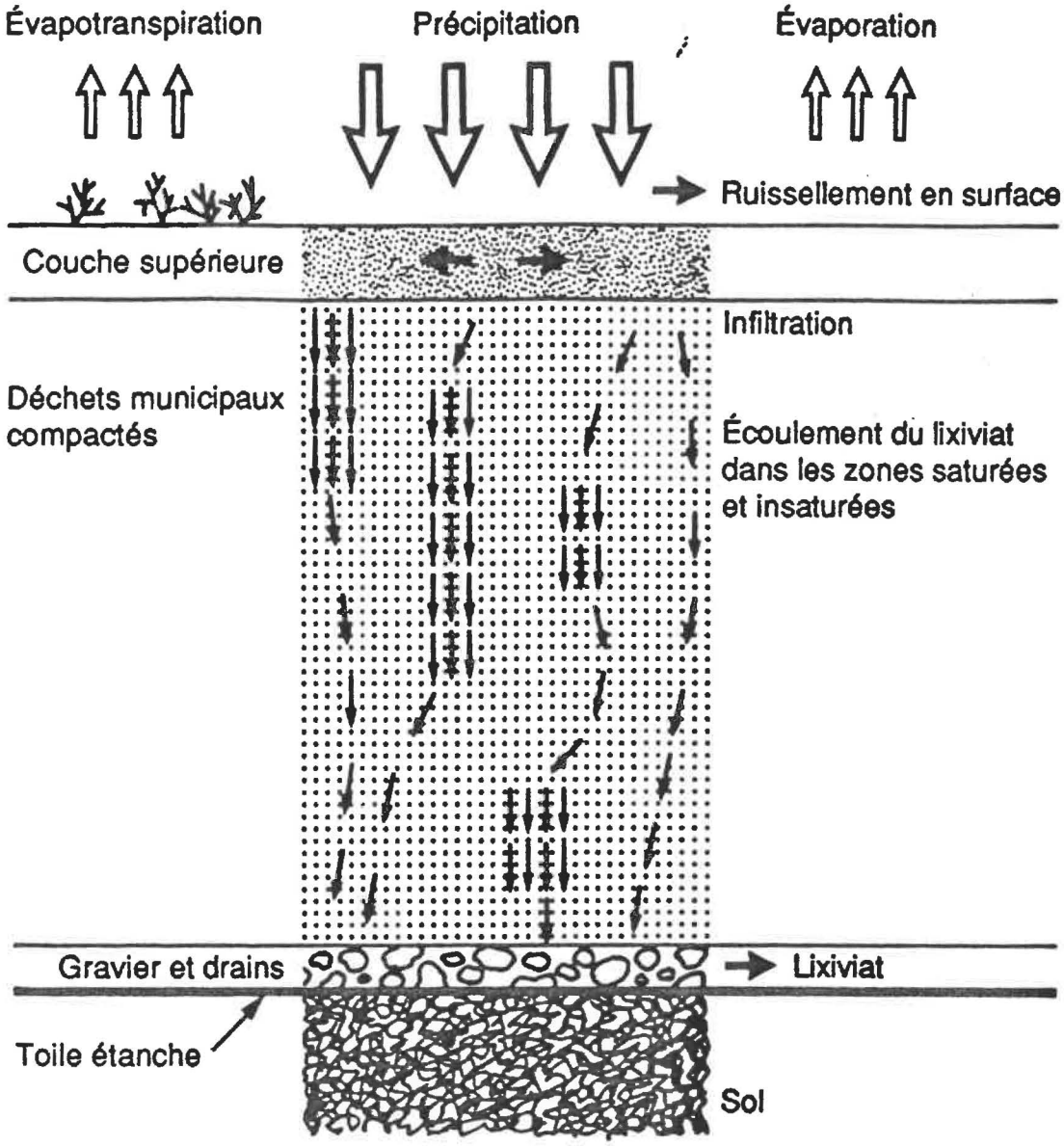
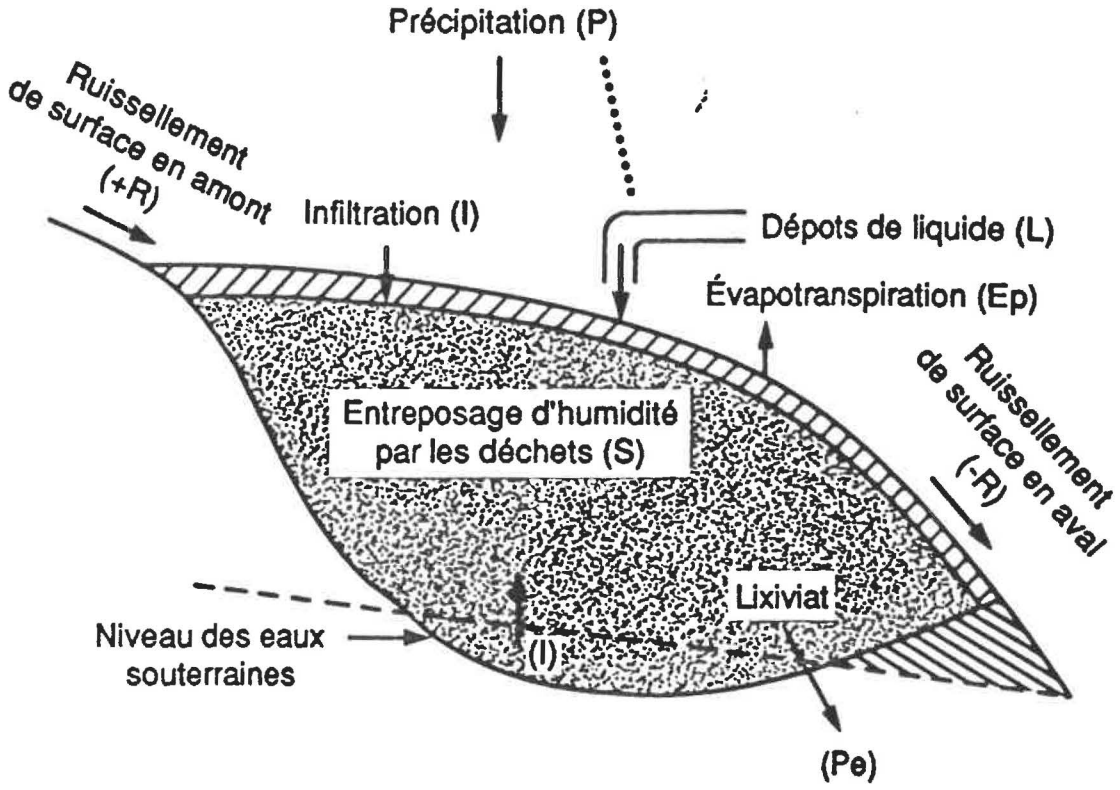

Évapotranspiration
Précipitation
Évaporation
Ruissellement en surface
Couche supérieure
Infiltration
Déchets municipaux compactés
Écoulement du lixiviat dans les zones saturées et insaturées
Gravier et drains
Lixiviat
Toile étanche
Sol

Figure 2: Calcul de la production de lixiviat généré par un site d'enfouissement sanitaire (Harrington et Maris, 1986).



Pe =P+I+L-R-S-EP

Pe =production de lixiviat
P =précipitation
I =infiltration des eaux de surface et souterraines
L =dépots de liquides
R =ruissellement en amont et en aval
S =liquide absorbé par les déchets
EP=évapotranspiration

Des dommages importants à l'environnement peuvent être causés par le lixiviat. Au Delaware (États-Unis), un site d'enfouissement rejetait 170 000 gallons (6,5 millions de litres) de lixiviat par jour directement dans une nappe aquifère située en-dessous (Anonyme, 1977b). Toujours selon la même source (Anonyme, 1977b), le lixiviat d'un vieux site à Islip (É-U) a détruit des ressources en eau potable équivalente à un milliard de gallons (3,8 milliard de litres) en s'y infiltrant.

2.2 Caractérisation

La composition du lixiviat varie beaucoup d'un site à l'autre, et à l'intérieur du même site, selon les points d'échantillonnage et en fonction des saisons (Cheremisinoff et Gigliello, 1983; Harrington et Maris, 1986). Millot *et al.* (1984) ont même observé des variations causées par les réactions physico-chimiques du lixiviat avec le sol. Robinson et Maris (1979) ont montré cependant des tendances générales dans la composition des lixiviats de sites d'enfouissement.

Ainsi, les lixiviats montrent un pH acide et contiennent généralement des concentrations élevées en matière organique (DCO, DBO), en ammoniac, en fer, en manganèse et en zinc; et des concentrations faibles en certains métaux (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb) et en phosphore (Chereminisoff et Gigliello, 1983; Robinson *et al.*, 1982). D'ailleurs, ces observations ont été confirmées par les travaux de caractérisation des

lixiviats provenant de 20 sites aux États-Unis. Les résultats obtenus ont été résumés dans un rapport soumis au Congrès américain (Anonyme, 1977b) et sont présentés au Tableau 2. À titre de comparaison, les lixiviats de site d'enfouissement contiennent en moyenne 35 fois plus de matière organique que les eaux usées municipales (Harrington et Maris, 1986). Le lixiviat contient également des substances de hauts poids moléculaires, les acides humiques et fulviques, qui ne sont pas dégradables biologiquement (Chian et deWalle, 1977).

À notre connaissance, il existe seulement deux études publiées sur la caractérisation du lixiviat d'un site d'enfouissement du Québec (Ross *et al.*, 1989; Serodes et Shoiry, 1987). Les résultats de ces études étaient comparables à ceux obtenus dans les sites américains, c'est-à-dire un pH acide, une charge organique élevée et de fortes concentrations en solides et en fer.

Un "vieux" lixiviat, c'est-à-dire provenant de déchets enfouis depuis longtemps, aura une fraction organique faible, comparée à celle d'un lixiviat "jeune" (provenant de déchets enfouis depuis peu), qui aura une grande quantité de matière organique, surtout sous forme d'acides gras volatils (Cheremisinoff et Gigliello, 1983; Pohland, 1980; Harrington et Maris, 1986).Les protéines, les carbohydrates et certains composés aromatiques hydroxylés représenteraient les autres constituants organiques d'après Chian et deWalle (1977). Chez

TABLEAU 2: CARACTÉRISATION DU LIXIVIAT BASÉE SUR DES ÉCHANTILLONS PROVENANT DE 20 SITES D'ENFOUISSEMENT (Anonyme, 1977b)

Paramètres	Valeur moyenne (mg/L)	Écart (mg/L)
Alcalinité ($CaCO_3$)	3,050	0-20,850
Demande biochimique en oxygène (5 jours)	5,700	81-33,360
Calcium (Ca)	438	60- 7,200
Demande chimique en oxygène (DCO)	8,100	40-89,520
Cuivre (Cu)	0.5	0-9.9
Chlorures (Cl)	700	4.7- 2,500
Dureté ($CaCO_3$)	2,750	0-22,800
Fer, total (Fe)	94	0- 2,820
Plomb (Pb)	0.75	$<$0.1-2.0
Magnésium (Mg)	230	17-15,600
Manganese (Mn)	0.22	0.06-125
Azote	218	0- 1,106
Potassium (K)	371	28- 3,770
Sodium (Na)	767	0- 7,700
Sulfates (SO_4)	47	1- 1,558
Solides totaux dissous (STD)	8,955	584-44,900
Solides en suspension dissous (SSD)	220	10-26,500
Phosphates totaux (PO_4)	10.1	0- 130
Zinc (Zn)	3.5	0- 370
pH	5.8	3.7-8.5

un "vieux" lixiviat, la tendance serait une baisse de l'alcalinité, de la charge organique (DCO,DBO), de l'azote total Kjeldahl et des nitrates qui se transforment en ammoniac, des sulfates qui se tranforment en H_2S, des acides gras volatils qui sont dégradés en CO_2 et CH_4, des métaux par précipitation, et une augmentation du pH qui s'approche de la neutralité (Chereminisoff et Gigliello, 1983).

Peu d'études ont été effectuées sur les polluants chimiques (Chereminisoff et Gigliello, 1983). Souvent, ils ne font pas partie des normes et ils sont dispendieux à analyser. Ces études sont surtout effectuées sur des sites d'enfouissement de déchets dangeureux. Senior (1989) a présenté une liste de produits chimiques retrouvés dans les lixiviats de sites d'enfouissement municipaux et industriels. Cette liste comprenait 24 éléments, 10 radicaux inorganiques, plus de 79 composés aliphatiques, 48 composés aromatiques, 5 composés acycliques et 5 terpènes. Ces données indiquent combien le lixiviat est un produit toxique et qu'il est important de le traiter avant son rejet dans l'environnement.

Le lixiviat représentant une menace pour l'environnement, il existe des normes pour exercer un contrôle des sites d'enfouissement et de leur émission de lixiviat. Au Québec, le Ministère de l'Environnement, dans le livre Règlements sur les déchets solides (Anonyme, 1989), a établi certaines normes

que le lixiviat doit respecter avant d'être rejeté dans l'environnement.

2.3 Toxicité

Le lixiviat est un liquide polluant qui peut causer la désoxygénation des cours d'eaux en favorisant la prolifération des champignons et des algues, qui peut tuer les poissons (ammoniac), donner une couleur indésirable au cours d'eau atteint (précipitation du fer), et émettre une odeur désagréable (Harrington et Maris, 1986). La toxicité du lixiviat est étudiée depuis une quinzaine d'années aux États-Unis. Atwater *et al.* (1983), Cameron et Koch (1980), McBride *et al.* (1979) et Vigers (1977) furent les premiers à se pencher sur ce problème et les lecteurs intéressés sont invités à les consulter. À notre connaissance, au Québec, aucune étude n'a été effectuée en ce sens avec du lixiviat provenant de sites d'enfouissement sanitaire. Les lignes suivantes présentent les travaux les plus récents effectués sur la toxicité du lixiviat.

Wong (1989) a étudié la toxicité des lixiviats non-traités et traités par précipitation à l'alun avec un test de 96 heures utilisant un poisson d'eau douce, *Sarotherodon mossambicus*. L'addition d'alun (2 et 4 g/l) n'a réussi qu'à diminuer faiblement la toxicité du lixiviat: des concentrations létales CL_{50} de 2,2% et 2,3% ont été obtenues comparativement à 1,4% pour le lixiviat non-traité. Selon l'auteur, la

toxicité provenait de l'ammoniac et peut-être des phénols et des acides humiques et fulviques.

Plotkin et Ram (1984) ont comparé quatre méthodes d'évaluation de la toxicité utilisant des indicateurs biologiques différents soit: les poissons, le zooplancton, les algues vertes et les bactéries luminescentes (Microtox®). Leurs résultats ont montré que le test Microtox® était le plus sensible. Ils ont suggéré l'utilisation de plusieurs tests de toxicité en parallèle pour évaluer l'impact du lixiviat sur l'écosystème aquatique, étant donné les disparités observées entre les résultats des différents tests. Cette étude comparative est à notre connaissance, la seule à avoir utilisé le procédé Microtox® pour évaluer la toxicité du lixiviat. De plus, aucune analyse par Microtox® n'a été effectuée dans la littérature sur le lixiviat après traitement.

Omura *et al.* (1991) ont étudié la mutagénicité du lixiviat et ils ont trouvé des niveaux faibles de mutagènes. Ceux-ci étaient différents de par leur composition chimique des mutagènes retrouvés dans l'eau potable. Ils poursuivent leur recherche afin d'évaluer le danger potentiel du relâchement de ces mutagènes dans l'environnement.

Le lixiviat représentant une source de pollution pour l'environnement, il est important de le traiter avant son relarguage dans les cours d'eaux. Un résumé des différentes

méthodes de traitement du lixiviat est présenté dans la section qui va suivre.

3. TRAITEMENT DU LIXIVIAT

Lorsque le lixiviat fut reconnu comme étant une source importante de pollution des cours d'eau et des nappes phréatiques, la nécessité de le dépolluer amena plusieurs chercheurs à étudier différents procédés de traitement. Les premières recherches furent effectuées au début des années 1970 (Schoenberger, 1970). Plusieurs méthodes de traitement du lixiviat furent d'abord essayées en laboratoire, puis appliquées sur les sites mêmes. Les méthodes les plus importantes sont brièvement présentées dans les pages suivantes. L'accent sera toutefois mis sur les procédés anaérobies qui constituent l'objet de notre étude.

3.1 Recirculation du lixiviat

La recirculation du lixiviat à travers les déchets permet une stabilisation plus rapide de sa fraction organique (Pohland *et al.*, 1985; Robinson et Maris, 1985). C'est une méthode qui n'est cependant pas recommandée si des eaux de surface ou souterraines pénètrent en grande quantité dans le site (Senior *et al.*, 1983). De plus, un procédé complémentaire est nécessaire pour traiter l'excès de lixiviat produit par le site (Pohland *et al.*, 1985; Robinson, 1983). Les lecteurs intéressés par le procédé de recirculation du lixiviat peuvent également consulter les travaux suivants:

Mata-Alvarey et Martinez-Viturtia (1986), Lee *et al.* (1986) et Tittlebaum (1982).

3.2 Arrosage et irrigation des sols

L'arrosage des sols avec le lixiviat est recommandé par certains auteurs (Wong et Leung, 1989; Robinson, 1983; Cossu, 1982). Théoriquement, le lixiviat serait épuré par le sol grâce aux procédés biologiques (activité bactérienne), physiques (filtration et évaporation) et physico-chimiques (adsorption et échange d'ions). Plusieurs auteurs ont cependant obtenu des résultats montrant que l'utilisation de ce procédé risque de provoquer une contamination des eaux environnantes par le lixiviat et qu'il peut également s'avérer toxique pour les plantes (Lema *et al.*, 1988; Gordon *et al.*, 1988; Menser, 1981). Les lecteurs peuvent se référer aux travaux suivants pour plus d'informations sur le sujet: Shrive *et al.* (1990), Price (1987), Chan (1982) et Winant *et al.* (1981).

3.3 Mélange du lixiviat avec des eaux usées municipales

Cette méthode consiste à mélanger le lixiviat provenant du site à des eaux usées municipales, puis à acheminer ce mélange vers l'usine de traitement des eaux. Ce procédé fut utilisé dès 1971 et il est maintenant devenu un moyen de traitement répandu (Lema *et al.*, 1988; Anonyme, 1971). Il faut cependant que le site soit situé à proximité d'un réseau d'égout municipal ce qui est rarement le cas. Des

travaux sont disponibles pour les lecteurs intéressés par ce procédé: Kelly (1987), Harrington et Maris (1986) et Robinson (1983).

3.4 Procédés physico-chimiques

De façon générale, les procédés physico-chimiques sont très coûteux et incomplets pour traiter convenablement le lixiviat (Chian et deWalle, 1977; Ho *et al.*, 1974). Ils ont comme avantages de courtes périodes de démarrage, un équipement simple et un rendement indépendant de la température (Harrington et Maris, 1986). Plusieurs auteurs recommandent cependant d'utiliser ces procédés seulement en tant que traitement de polissage d'un lixiviat déjà biologiquement dégradé (Lema *et al.*, 1988; Keenan *et al.*, 1984; Pohland et Kang, 1975). Les lecteurs désirant plus d'informations sur les procédés physico-chimiques peuvent consulter les auteurs suivants: Lema *et al.*, 1988; Gould *et al.*, 1981; Chian et deWalle, 1977.

3.5 Procédés aérobies

Dans un procédé aérobie, la matière organique est minéralisée en CO_2 et H_2O en présence d'oxygène (Lema *et al.*, 1988). Plusieurs procédés aérobies ont été mis au point dans les dernières années. Il y a les boues activées, les lagunes aérées, les fossés d'oxydation, l'aération forcée et les films fixes.

L'ajout de phosphore et d'azote est nécessaire pour assurer un traitement efficace du lixiviat par un procédé aérobie (Senior, 1989; Uloth et Mavinic, 1977). Le ratio minimal DCO:N:P pour traiter de façon optimale le lixiviat a été évalué à 100:3.2:1 par Mavinic (1986). Les procédés aérobies éliminent presque complètement les métaux lourds (Henry, 1985; Kam, 1972). Ils sont cependant incapables de dégrader des molécules de poids supérieur à 5000 (Millot *et al.*, 1987; Chian et deWalle, 1975). Il a été montré que ces procédés fonctionnaient même à basse température (Robinson *et al.*, 1982; Henry *et al.*, 1982 et Zapf-Gilje et Mavinic, 1981).

Dans les lignes qui vont suivre, seules les boues activées et les lagunes aérées seront abordées. Les lecteurs intéressés aux autres traitements aérobies peuvent consulter les travaux de Valentis et Lesavre (1990), Ehrig (1984) et Stegmann (1980).

3.5.1 LAGUNES AÉRÉES

Les lagunes aérées représentent un des traitements du lixiviat les moins dispendieux, tout en demeurant efficace (Harrington et Maris,1986). Le procédé par lagune aérée consiste en un bassin aéré, soit par insufflation d'air en surface ou en profondeur, soit par agitation mécanique. Les seuls microorganismes présents sont ceux retrouvés de façon naturelle dans le lixiviat (Robinson et Maris,1983). Le lixiviat à traiter doit absolument contenir une fraction

organique élevée, donc facilement biodégradable, pour obtenir un rendement suffisant (Venkataramani *et al.*, 1984). Les lecteurs intéressés par ce procédé peuvent se référer aux auteurs suivants: Narasiah *et al.* (1990), Chamalot *et al.* (1984) et Birbeck (1984).

3.5.2 BOUES ACTIVÉES

Johansen (1975), lors d'une étude comparant le traitement par lagunes aérées au traitement par boues activées, a conclu que ce dernier était plus efficace. Le procédé par boues activées consiste en un bassin aéré qui contient une forte concentration de microorganismes en suspension, et dans lequel circule le lixiviat (Maris *et al.*, 1984). Les problèmes reliés à ce genre de procédés sont un lavage des microorganismes hors du réacteur, la formation de mousse et une mauvaise séparation liquide/solide (Raina et Mavinic, 1985; Palit et Qasim, 1977; Boyle et Ham, 1973).

3.6 Procédés anaérobies

La dégradation anaérobie de divers rejets industriels ou municipaux a reçu une attention particulière ces dernières années (Cecchi *et al.*, 1988). En fait, elle est devenue un des moyens les plus utilisés pour traiter ces effluents (Samson, 1991). Il existe des procédés anaérobies pour traiter directement les déchets municipaux mais les études en sont encore à l'étape du laboratoire (Chynoweth *et al.*, 1991; Marique *et al.*, 1989; Kasali *et al.*, 1989). Nous ne nous

attarderons pas sur ces dernières et les lignes qui vont suivre ne résumeront que les procédés utilisés pour traiter le lixiviat.

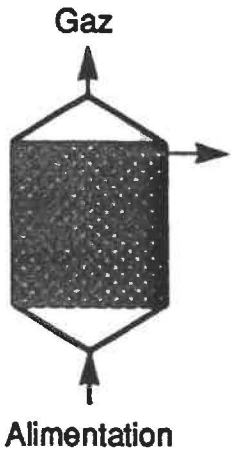
Plusieurs types de réacteurs anaérobies ont été construits au cours des ans mais les seuls utilisés de façon courante pour traiter le lixiviat doivent retenir beaucoup de biomasse dans un volume restreint, soit le réacteur anaérobie à film fixe, le réacteur à boues granulaires (UASB) et le réacteur hybride (Figure 3). En plus de ces réacteurs, des lagunes non-aérées sont également utilisées. Un traitement anaérobie consiste en une option très intéressante pour la dégradation du lixiviat car les principaux contaminants organiques retrouvés dans celui-ci (acides gras volatils, alcools) sont des précurseurs directs de la dégradation anaérobie méthanogénique (Corbo et Ahlert, 1985).

3.6.1 COMPARAISON DES PROCÉDÉS ANAÉROBIES ET AÉROBIES

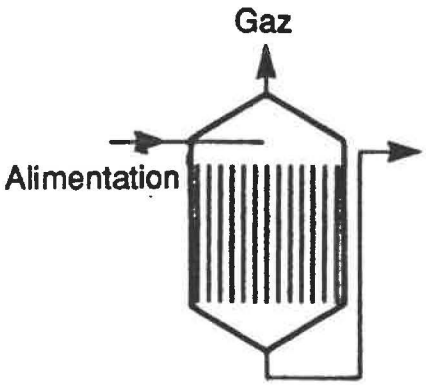
Plusieurs chercheurs ont comparé les procédés anaérobies et aérobies afin de déterminer lequel était le plus avantageux. Il appert que la majorité de ceux-ci ont estimé que les procédés anaérobies (réacteur à film fixe, à boues granulaires (UASB), hybride) étaient préférables et ils ont conséquemment suggéré leur utilisation.

Les avantages d'un procédé anaérobie comparé à un procédé aérobie sont nombreux. Le premier de ces avantages,

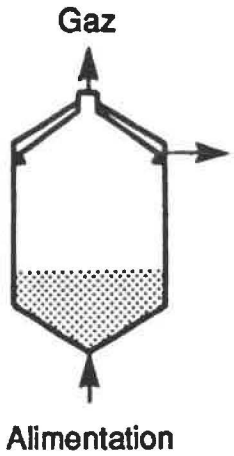
Figure 3: Configuration des réacteurs anaérobies utilisés pour traiter le lixiviat (Samson, 1991).



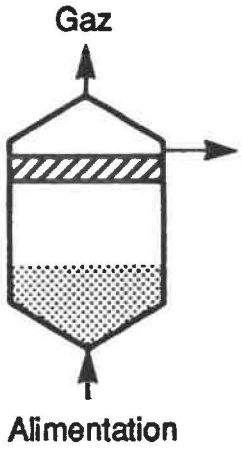
Film-fixe à écoulement ascendant



Film-fixe à écoulement descendant (DSFF)



Réacteur à boues granulaires (UASB)



Réacteur hybride

et parfois celui qui sera déterminant, est celui du coût beaucoup moindre d'un traitement anaérobie (Lisk,1991; Bull *et al.*, 1983; Chian et deWalle, 1977; Pailthorp *et al.*, 1971). Également, les réacteurs anaérobies produisent moins de boues (biomasse) que les procédés aérobies (Samson, 1991; Henry, 1985; Venkataramani *et al.*, 1984; Young et McCarthy, 1969). Lema *et al.* (1988) insistaient sur le fait que moins de boues produites impliquait des coûts moindres pour les éliminer. Un autre aspect, qui revêt de plus en plus d'importance, est la capacité d'un sytème anaérobie de produire du méthane, qui est une source d'énergie récupérable (Samson, 1991; Lema *et al.*, 1988).

Certains auteurs ont reproché aux traitements anaérobies leur manque de rapidité par rapport aux traitements aérobies (Lisk, 1991; Adney *et al.*, 1989; Venkataramani *et al.*, 1984; Bull *et al.*, 1983). En fait, il a été montré que le procédé anaérobie n'était pas plus lent, à condition d'avoir une biomasse fixée sur un support (réacteur à film fixe) (Aisavadis, 1989).

Aucun ajout n'est habituellement nécessaire pour traiter anaérobiquement le lixiviat ce qui n'est pas le cas en aérobiose (Henry,1985). De plus, les traitements anaérobies sont moins énergivores. Lema *et al.* (1988), tout en étant en accord avec cette affirmation, ont estimé de plus que le procédé anaérobie prend moins d'espace, que les microorganis-

mes anaérobies n'entrent pratiquement jamais en phase endogène, que les microorganismes pathogènes sont détruits et que les mauvaises odeurs sont éliminées en grande partie. Henry (1985) a estimé qu'un procédé anaérobie est résistant aux métaux toxiques à des concentrations normalement retrouvées dans le lixiviat. Donc, le procédé anaérobie possède plusieurs avantages comparativement au procédé aérobie. Compte tenu de tous ces avantages des procédés anaérobies sur les procédés aérobies, nous avons choisi d'étudier un réacteur anaérobie à film fixe.

3.6.2 RÉACTEURS ANAÉROBIES

Le réacteur anaérobie à film fixe est celui qui a été le plus utilisé pour le traitement anaérobie du lixiviat. Peu d'études ont été effectuées avec les autres types de réacteur (Henze et Harremoes, 1983). Les trois paramètres les plus importants pour le maximum d'efficacité d'un réacteur sont: le temps de rétention hydraulique (TRH), le type de support et la direction de l'écoulement (Young et Yang, 1989). Mendez *et al.* (1989) ont montré que le potentiel d'oxydo-réduction du lixiviat était toujours inférieur à -200 mV, ce qui créait des conditions favorables à la croissance des microorganismes anaérobies.

3.6.2.1 Réacteur anaérobie à film fixe

Le réacteur anaérobie à film fixe, de par sa simplicité et son efficacité, est utilisé pour traiter, en plus du

lixiviat, plusieurs types de rejets: pharmaceutiques, laitiers, humains, industriels (fruits et légumes, brasserie) (Henry *et al.*, 1982).

Un réacteur à film fixe est caractérisé par le support qu'il contient afin que les microorganismes puissent s'y fixer. Le support idéal doit avoir un ratio surface:volume élevé, une texture rugueuse pour permettre l'adhésion, être inerte biologiquement, être résistant et économique (Bonastre et Paris, 1989). Plusieurs types de support peuvent être utilisés tels que: anneaux de plastiques, roches, argile et verre (Henry *et al.*, 1982).

Le temps de démarrage des réacteurs à film fixe peut prendre de 2 à 25 semaines (Wu, 1981). Selon ce même auteur, les paramètres suivants sont nécessaires pour un démarrage optimal: quantité (plus de 10% v/v) et qualité de l'inoculum, composition du lixiviat à traiter, potentiel nutritif et tampon de ce dernier, charge organique (moins de 0.1 kg DCO/m^3/jour), temps de rétention initial (plus de 30 jours), type de support, température d'incubation (35°C ou plus), pH (neutre).

Le premier réacteur anaérobie à film fixe utilisé pour dégrader du lixiviat de lieux d'enfouissement sanitaire a été construit par Young et McCarthy (1969). Des roches ont servi de support pour les microorganismes. Plusieurs études

en laboratoire ont été effectuées, montrant que le réacteur à film fixe était très efficace pour dégrader le lixiviat. Chian et deWalle (1977) ont étudié un réacteur dans lequel aucun supplément nutritif était ajouté et ils ont évalué les ratio minima de DCO:P et de DCO:N à 4360:1 et 39:1 respectivement.

Le réacteur à film fixe est moins coûteux que les réacteurs à boues granulaires et hybrides pour une efficacité comparable (Kennedy *et al.*, 1988). Foree et Reid (1973) ont comparé un réacteur à boues recirculées et un réacteur à film fixe opérant à la même charge et le réacteur à film fixe s'est avéré cinq fois plus performant.

Plusieurs études ont été effectuées en laboratoire à des températures mésophiles (32-37°C). Des réductions de 82 à 94% de la DCO ont été obtenues à des charges variant entre 4.9 et 14.7 kg DCO/m^3/jour (Kennedy *et al.*, 1988; Ibanez et Lema, 1986; Carter *et al.*, 1986). Thirimurthi et Austin (1986), en utilisant du lixiviat pré-traité et enrichi d'azote et de phosphore, ont obtenu des résultats supérieurs: 99% d'enlèvement de la DCO, de la DBO, du fer, du zinc et du carbone total, avec des charges de 1.6 et 2.0 kg DCO/m^3/jour. Pour les lecteurs intéressés à la cinétique et la stoechiométrie de ces réacteurs, Lema *et al.* (1987) ont réalisé des modèles mathématiques pour ce genre d'étude, avec un lixiviat enrichi de phosphore et dont le pH avait été ajusté.

Des expériences en laboratoire ont aussi eu lieu à température de la pièce (20-25°C) tout en conservant de bons résultats. Ainsi, des réductions de 86 à 99% de la DCO du lixiviat étaient obtenues à des temps de rétention de 4.5 heures à trente jours, pour de faibles charges, soit 1.05 à 2.66 kg DCO/m^3/jour (Henry *et al.*, 1987; Bull *et al.*, 1983; Henry *et al.*, 1982; Boyle et Ham, 1974; Young et McCarthy, 1969). Muthukrishnan et Atwater (1985) ont noté une augmentation de l'efficacité de leur réacteur si 40 mg/L de phosphore était ajouté au lixiviat pour un ratio de 330:1. La quantité de biogaz produite dans ces expériences variait de 290-500 litres/kg de DCO dégradée avec une concentration moyenne en méthane de 65-75%.

Des expériences ont aussi été effectuées avec des réacteurs à deux phases. Le réacteur à deux phases se distingue du réacteur à film fixe conventionnel par le fait qu'il est divisé en deux parties: l'acidogénèse étant favorisée dans la première partie, alors que la méthanogénèse est favorisée dans la seconde. Selon certains chercheurs (Zhang et Noike, 1991; Perot et Amar, 1989), il appert que le réacteur à deux phases résiste mieux aux variations de pH, est de 3 à 10% plus efficace pour réduire la DCO, produit de 4 à 9% plus de biogaz et demande une période de démarrage plus courte que le réacteur à film fixe conventionnel. C'est un procédé qui est cependant plus coûteux (deux réacteurs au lieu d'un) et qui demande plus d'espace et de contrôle.

Peu d'informations sont disponibles sur les réacteurs à film fixe utilisés à grande échelle pour le traitement du lixiviat. Le réacteur à film fixe possède cependant certaines caractéristiques qui le rendent intéressant pour les lieux d'enfouissement sanitaire. D'abord, ils sont résistants aux variations de pH et aux surcharges organiques (Bonastre et Paris, 1989). De plus, il est possible d'arrêter le fonctionnement de ce type de réacteur durant une longue période (un an), et de le redémarrer en une ou deux semaines sans perte d'activité. Carter *et al.* (1986) ont étudié un réacteur de 2800 m^3 fonctionnant à faibles charges de lixiviat, soit de 0.22 à 0.78 kg DBO/m^3/jour, et 90-95% de la DBO, 99% des solides en suspension et plus de 70% des métaux étaient éliminés à 35°C. À notre connaissance, aucune étude ne s'est intéressée au traitement par réacteur anaérobie à film fixe du lixiviat provenant d'un L.E.S. québécois.

3.6.2.2 Réacteur à boues granulaires (UASB)

Dans un réacteur à boues granulaires, les microorganismes sont liés ensemble de façon naturelle sous forme de granules qui forment un lit de biomasse. Kennedy *et al.* (1988) ont travaillé en laboratoire à 35°C avec un réacteur à boues granulaires et ce dernier éliminait 97% de la DCO du lixiviat à une charge de 14.7 kg DCO/m^3 et 88% de la DCO à 44 kg DCO/m^3/jour, pour des temps de rétention de 36 et 10 heures respectivement.

3.6.2.3 Réacteur hybride

Le réacteur hybride combine les procédés de film fixe et de boues granulaires dans un même réacteur. La base du réacteur contient les boues et un support est installé dans sa partie supérieure. Des réacteurs hybrides opérant à 35-37°C dégradaient 70-92% de la DCO présente dans un lixiviat pré-enrichi d'azote et de phosphore, à des charges variant de 13 à 21.77 kg DCO/m^3/jour (Britz *et al.*, 1990; Chang, 1989). En moyenne, 310 litres de biogaz étaient produits par kg de DCO éliminé et ce gaz était composé à 65-75% de méthane.

3.6.3 LAGUNES ANAÉROBIES

Les lagunes anaérobies sont des bassins non-aérés où le lixiviat séjourne durant un temps de rétention généralement assez élevé. Ces lagunes représentent une forme possible, quoiqu'incomplète, de traitement du lixiviat, mais elles sont plutôt utilisées comme procédé de polissage (Hettiaratchi et Smith, 1989; Harrington et Maris, 1986). Pour les petits sites du Québec, étant donné le faible coût de ces lagunes comparativement aux autres procédés, il s'agit souvent du seul traitement utilisé sur le terrain pour dégrader le lixiviat (Ross *et al.*, 1989). C'est d'ailleurs le traitement en place sur le site Argenteuil-Deux-Montagnes. Une étude de Sérodes et Shoiry (1987) a évalué la performance d'un tel procédé pour dégrader le lixiviat et ils ont obtenu des réductions intéressantes (65-77%) de la DCO, de la DBO, des phénols et du fer. Pour les lecteurs intéressés à ce type de procédé, des modèles

mathématiques pour la construction de ces lagunes ont été mis au point (Wang, 1988).

4. MICROBIOLOGIE

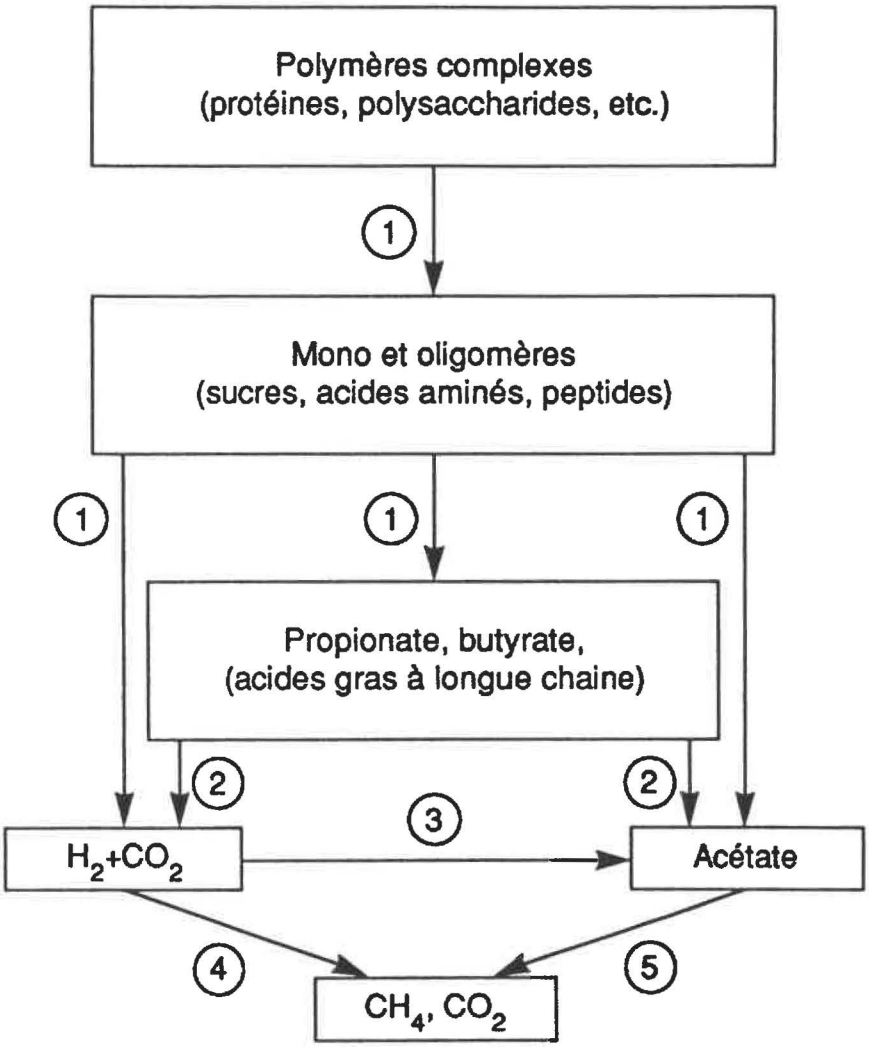
4.1 Étapes de la dégradation anaérobie

Le métabolisme des bactéries anaérobies est beaucoup plus spécialisé que celui des bactéries aérobies. La minéralisation complète d'un substrat, le lixiviat par exemple, nécessite donc la coopération de plusieurs microorganismes (Zinder *et al.*, 1984). La Figure 4 montre les étapes de la dégradation anaérobie et les groupes de microorganismes impliqués.

On peut résumer les voies métaboliques de la dégradation anaérobie en trois étapes principales: hydrolyse des composés complexes en substrats solubles plus simples, dégradation de ces substrats en acide acétique et minéralisation de celui-ci en méthane (Barlaz *et al.*, 1989; Grainger *et al.*, 1984; Henze et Harremoes, 1983). En effet, Schoberth (1982) a déterminé que 70% du méthane provenait de l'acétate dans des conditions anoxiques normales, le reste provenant surtout de la réduction du CO_2 par H_2. De faibles quantités de méthane peuvent également être formées à partir de l'acide formique, du propanol, du méthanol et des amines méthylés. Cependant, lorsque le milieu contient de fortes concentrations en sulfates, le méthanol et les amines méthylés deviennent les précurseurs majeurs du méthane (Coutts *et al.*, 1987).

Figure 4: Groupes de microorganismes impliqués dans la dégradation anaérobie des polymères en méthane (Zinder, 1984).

Légende:
1- bactéries fermentaires
2- bactéries acétogènes productrices d'hydrogène
3- bactéries acétogènes consommatrices d'hydrogène
4- bactéries méthanogènes réductrices de CO_2
5- bactéries méthanogènes acéticlastiques


Polymères complexes
(protéines, polysaccharides, etc.)
1
Mono et oligomères
(sucres, acides aminés, peptides)
1
1
1
Propionate, butyrate,
(acides gras à longue chaine)
2
2
3
H_2+CO_2
Acétate
4
5
CH_4, CO_2

De grandes quantités d'acides gras volatils et d'alcools vont être produites lors de la fermentation des polymères complexes d'un substrat. Ceci entraîne l'accumulation d'hydrogène car l'oxydation de la nicotinamide adénine dinucléotide (NADH) donne le NAD oxydé et H_2 (Wolin et Miller, 1982). Pour la minéralisation d'un substrat, l'hydrogène doit alors être éliminé car la dégradation anaérobie ne fonctionne qu'à une très faible pression d'hydrogène. Les bactéries fermentaires (productrices d'hydrogène) doivent donc vivre en étroite relation avec des bactéries consommatrices d'hydrogène, tel que les bactéries méthanogènes, pour une minéralisation complète d'un substrat en CO_2 et CH_4 (Aragno,1989; Zinder *et al.*, 1984). La pression partielle optimale d'hydrogène a été évaluée de 10^{-3} à 10^{-5} atmosphère (Zeikus, 1982).

4.2 Microorganismes anaérobies

4.2.1 GÉNÉRALITÉS

Les microorganismes impliqués dans la dégradation anaérobie peuvent être divisés en trois grands groupes, soit les bactéries fermentaires, acétogènes et méthanogènes (Figure 4). Les travaux réalisés sur les microorganismes anaérobies présents dans les réacteurs se sont surtout attardés à leur dénombrement. Les populations moyennes des différents groupes de microorganismes anaérobies retrouvées dans les réacteurs, par mL, étaient de l'ordre de 10^8 à 10^{10} bactéries fermentaires (hydrolytiques), de 10^6 à 10^{10} bactéries acétogènes, d'environ 10^4 bactéries réductrices de

sulfates (BRS) et de 10^6 à 10^9 bactéries méthanogènes (Zhang et Noike, 1991; Chartrain et Zeikus, 1986; Zeikus, 1982; Zeikus, 1979).

Robins et Switzenbaum (1990) ont montré que l'attachement des microorganismes anaérobies à un support se faisait très rapidement (quelques heures) et que le facteur limitant la formation d'un biofilm serait plutôt le temps de dédoublement des bactéries et non leur capacité de fixation. Robinson *et al.* (1984) ont évalué l'épaisseur de leur biofilm à 1-3 mm. Par ailleurs, l'épaisseur optimale d'un biofilm a été mathématiquement estimé à 2 mm par Hogetsu et Chifuku (1989).

Des observations au microscope électronique à transmission (MET) et à balayage (MEB) ont permis de constater qu'une grande variété de bactéries, soit différents bâtonnets, cocci et filaments, composait le biofilm typique d'un réacteur anaérobie, pour différents types de substrats utilisés (lisier de porc, petit-lait, milieu synthétique) (MacLeod *et al.*, 1990; Wollersheim *et al.*, 1989; Robinson *et al.*, 1984). Des dépôts minéraux sous forme de cristaux de magnésium, de calcium, de phosphore et de manganèse ont été observés au MEB, mais leur présence ne semblait pas diminuer l'efficacité du biofilm après un an (Robinson *et al.*, 1984).

4.2.1.1 Bactéries fermentaires

Relativement peu d'études ont été effectuées sur les bactéries fermentaires mais quelques unes ont été isolées à partir de réacteurs traitant des eaux usées ou du lisier de porc. Les genres suivants étaient dominants: *Streptococcus*, *Bacillus* et *Clostridium* (Holmes et Freischel, 1978; Ueki *et al.*, 1978; Hobson et Shaw, 1974). Des bactéries des genres *Bacteroides*, *Peptostreptococcus*, *Peptococcus*, *Eubacterium* et *Lactobacillus* ont également été identifiées dans un réacteur traitant le lisier de porc. Les bactéries fermentaires retrouvées dans un réacteur anaérobie peuvent être de nature anaérobie stricte ou facultative. De façon générale, elles vont dégrader les composés complexes (polymères) en fractions plus simples (monomères, acides gras, acétate). Il est généralement admis que la nature du substrat va déterminer jusqu'à un certain point quels types de bactéries fermentaires seront présents dans le réacteur (Zinder *et al.*, 1984).

4.2.1.2 Bactéries acétogènes

Très peu de travaux ont été réalisés au sujet de ces bactéries. Il y a deux types de bactéries acétogènes: les acétogènes productrices d'hydrogènes (bactéries dégradant les acides gras volatils) et les acétogènes consommatrices d'hydrogène. Ces dernières ne participent cependant que pour 5% de l'acétate formé (Zinder *et al.*, 1984). Les acétogènes ont un faible taux de croissance. Il est connu qu'elles ont besoin d'une pression partielle en hydrogène très faible pour

croître et qu'elles vivent en association syntrophique avec les méthanogènes (Zehnder *et al.*, 1982). Les conditions optimales de croissance pour les acétogènes dégradant le propionate sont un pH se situant entre 6.8 et 8.5, ainsi qu'une température oscillant entre 32 et 45°C (Boone et Xung, 1987).

4.2.1.3 Bactéries méthanogènes

Les bactéries méthanogènes sont généralement mésophiles et leur optimum de croissance se situe à pH 6-8. Elles sont très sensibles à la présence d'oxygène. Harries *et al.* (1990) ont montré que les fortes concentrations en acides gras volatils, la plupart des métaux et un pH acide n'étaient pas toxiques pour les méthanogènes. Cependant, à des concentrations assez élevées (100 mg/L), le zinc pouvait avoir un effet toxique.

Le sulfate inhibe la méthanogénèse car le flot d'électrons est alors détourné de la production de méthane pour former du H_2S, les bactéries réductrices de sulfates (BRS) étant plus compétitrices que les méthanogènes (Zehnder *et al.*, 1982). Les bactéries réductrices de sulfates sont cependant inhibées par des concentrations en acétate supérieures à 54 mg/L (Reis *et al.*, 1990). Kulkarni et Godbole (1990) ont montré que les bactéries dénitrifiantes aidaient les méthanogènes en abaissant le potentiel d'oxydo-réduction par la réduction du nitrate (NO_3).

La forme dominante retrouvée dans les réacteurs anaérobies est souvent un bâtonnet en longue chaîne qui est très caractéristique de l'espèce *Methanotrix*, un méthanogène dégradant l'acétate (Robinson *et al.*, 1984; Young et McCarthy, 1969).

À notre connaissance, il n'y a pas de travaux qui ont été effectués pour identifier les microorganismes constituant le biofilm d'un réacteur traitant du lixiviat de lieu d'enfouissement sanitaire. Dans ce travail, nous avons donc isolé et identifié les bactéries fermentaires dominantes d'un tel réacteur.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

1. CARACTÉRISATION DU LIXIVIAT

La caractérisation du lixiviat s'est faite à l'aide des méthodes normalisées décrites dans la 17ième édition du "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater" (APHA,1989). Les numéros dans le texte qui suit réfèrent aux méthodes normalisées utilisées. Ces méthodes sont pour la plupart celles recommandées par le Ministère de l'Environnement du Québec pour le dosage des différents paramètres faisant l'objet de normes (article 30.4, Règlement sur les déchets solides, Anonyme, 1989). En conséquence, la méthode d'échantillonnage et la technique de dosage utilisées ne seront que brièvement décrites. Certains paramètres ont été déterminés par une firme privée d'analyses soit, Analex Inc, 3025 Montée St-Aubin, Laval, Québec, H7L 4E4.

1.1 Analyses physiques

Les échantillons furent recueillis dans des bouteilles de polyéthylène de 250 ml (Nalgene, Rochester, É-U) ou 500 ml (Beckmann Instruments, Mississauga, Canada). Les délais d'analyses étaient de deux heures pour le pH et de moins de 24 heures pour les autres tests. Pendant ce délai, tous les échantillons ont été conservés à 4°C.

1.1.1 pH

Le pH des échantillons a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre Radiometer Copenhagen PHM62 (Copenhague, Danemark)

muni d'une électrode E-54 de Fisher Scientific Limited (Pittsburgh, É-U).

1.1.2 Température

La température était mesurée sur place avec un thermomètre (Canlab, Mississauga, Canada).

1.1.3 Solides totaux (ST) et solides volatils totaux (SVT)

Les méthodes 2540B et 2540E furent utilisées respectivement pour déterminer les solides totaux et volatils totaux. Le volume de l'échantillon a été choisi de façon à obtenir un résidu final se situant entre 2.5 et 200 mg. Pour déterminer les solides totaux, on verse l'échantillon dans un creuset dont le poids est connu et on l'évapore à 103-105°C dans un four Pasteur modèle Thelco (Precision Scientific Co, Chicago, É-U). Ensuite, l'échantillon est asséché dans un dessicateur Pyrex jusqu'à l'obtention d'un poids constant. La balance analytique utilisée était de modèle Mettler H54AR (Fisher). Les solides volatils totaux sont déterminés en chauffant le résidu à 550°C dans un four de modèle SB 51848 (Lindbergh, Watertown, E-U) pendant 20 minutes, puis asséché dans le dessicateur jusqu'à poids constant.

1.1.4 Solides en suspension (SS) et solides volatils en suspension (SVS)

Les méthodes 2540B et 2540E ont été utilisées. La procédure est semblable à celle de la section 1.1.3, à

l'exception que l'échantillon est d'abord filtré sur un filtre de 47 mm de diamètre de type A/E (Gelman Sciences Inc, Ann Arbor, E-U), et que c'est le filtre portant les solides qui sera séché à 103°C et 550°C.

1.1.5 Couleur

La méthode par comparaison directe (2120B) a été utilisée pour évaluer la couleur des échantillons. Il s'agissait de comparer la couleur de ceux-ci à différents disques de couleur calibrés. Le comparimètre utilisé était de modèle Aqua Tester (Hellige, Garden City, E-U). Des dilutions de l'échantillon étaient nécessaires pour les indices de couleur supérieurs à 50 unités de couleur vraies (u.c.v.).

1.2 Analyses des constituants organiques

Les échantillons sont recueillis dans des bouteilles de polyéthylène de 250 ml (Nalgene) pour les analyses de la demande chimique en oxygène (DCO) et de la demande biochimique en oxygène (DBO), et dans des bouteilles de verre de 500 ml (Wheaton) pour les analyses des phénols et des huiles et graisses.

1.2.1 Demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO permet d'évaluer de façon précise la quantité de matière organique totale retrouvée dans notre échantillon. Les échantillons sont d'abord acidifiés à un pH inférieur à 2 avec de l'acide sulfurique concentré et peuvent être conservés

à 4°C pour un maximum de sept jours avant d'être analysés. La méthode du reflux au dichromate (5220B) a été utilisée pour déterminer ce paramètre. L'échantillon est digéré à reflux pendant deux heures dans l'acide sulfurique, en présence de sulfate d'argent (catalyseur), de sulfate de mercure et de dichromate de potassium. Après digestion, la quantité de dichromate qui n'a pas été réduite est titrée avec une solution de sulfate d'ammonium ferreux et d'un indicateur "ferroïn". La quantité de matière organique oxydable est proportionnelle à la quantité de dichromate réduit durant la digestion.

1.2.2 Demande biochimique en oxygène (DBO)

La détermination de la DBO fait appel aux microorganismes présents dans l'échantillon pour dégrader la matière organique durant une incubation de cinq jours à 20°C (méthode 5210B). Les échantillons ont été analysés dans un délai de 24 heures. La quantité d'oxygène dissous fut mesurée pour chaque échantillon au début et à la fin de l'incubation, avec une électrode à oxygène dissous Orion Research. Les échantillons ont été incubés à 20 °C pendant cinq jours dans un bain chauffant modèle Versa-bath (Fisher) placé à l'intérieur d'une chambre à 4°C. La différence entre les mesures initiale et finale de chaque échantillon donne la quantité d'oxygène consommé par les microorganismes ce qui correspond à la DBO.

1.2.3 Phénols

La méthode 5530C a été utilisée pour la détermination des phénols. Dans un premier temps, l'échantillon est distillé pour enlever les impuretés. Puis, on fait réagir le phénol contenu dans l'échantillon avec du 4-aminoantipyrine, en présence de cyanure de fer. Le complexe formé est extrait au chloroforme puis l'absorbance est mesurée à 460 nm à l'aide d'un spectrophotomètre modèle SP6-550 UV/VIS (PYE Unicam, Canlab). Les résultats obtenus sont évalués en fonction d'une courbe standard effectuée au préalable.

1.2.4 Huiles et Graisses

La méthode des huiles et graisses mesure toutes les substances solubles dans le trichlotrifluoroéthane (fréon), ce qui en fait un test peu précis. La méthode de partition gravimétrique (5520B) a été employée pour la détermination de ce paramètre. L'échantillon est vigoureusement mélangé à trois reprises en présence de 30 ml de fréon et l'extrait obtenu est évaporé dans un ballon. L'évaporation se fait à 70°C dans un bain modèle 461 (Büchi, Suisse) muni d'un appareil rotateur modèle RE 121 (Büchi, Suisse). Le poids du ballon étant connu au départ, son poids final après évaporation du fréon indique la quantité d'huiles et graisses présente dans l'échantillon.

1.3 Analyses des métaux

Les échantillons ont été recueillis dans des bouteilles de polyéthylène de 250 ml et conservés après acidification avec de l'acide nitrique concentré à un pH inférieur à 2. Les analyses ont été effectuées dans les délais prescrits soit six mois. La méthode de spectrophotométrie à absorption atomique avec une flamme air-acéthylène (3111B) fut utilisée pour le dosage de tous les métaux, à l'exception du mercure.

Le dosage se fait selon le principe suivant: l'échantillon est atomisé par une flamme et un rayon d'une lumière ayant une longeur d'onde spécifique à chaque métal traverse cette flamme. Un spectrophotomètre de modèle AA-1275 (Varian, Mulgrave, Australie) mesure alors la quantité de lumière absorbée par l'échantillon atomisé. Ainsi, en comparant l'échantillon à une courbe standard déterminée au préalable, la quantité de métal retrouvée dans l'échantillon est déduite. Les solutions standards proviennent de BDH (Toronto, Canada). Le fer a été analysé dans nos laboratoire par cette méthode, tandis que le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc l'ont été par Analex Inc.

La méthode d'absorption à vapeur froide (3112) a été utilisée par Analex Inc pour la détermination du mercure. Elle se distingue de la méthode précédente par le fait que ce n'est pas l'échantillon lui-même qui est atomisé par le

brûleur mais plutôt la vapeur formée par une aération forcée de l'échantillon.

1.4 Analyse des constituants inorganiques non métalliques

Les échantillons furent recueillis dans des bouteilles de polyéthylène et dosés par Analex Inc à l'intérieur des délais prescrits: 24 heures pour les cyanures et les sulfures, sept jours pour les chlorures, les sulfates et l'azote total, 48 heures pour le phosphore total. Les analyses par colorimétrie ont été effectuées à l'aide d'un spectrophotomètre modèle SP6-550 UV/VIS (PYE Unicam, Canlab).

1.4.1 Azote total Kjeldahl

Les échantillons acidifiés à pH 2 ont été conservés à 4°C. La méthode macro-Kjeldahl (4500-N_{org}B) a été utilisée pour la détermination de l'azote total. En présence d'acide sulfurique, de sulfate de potassium et de sulfate de mercure (catalyseur), les groupements amino de plusieurs composés organiques ainsi que les ions ammonium et l'ammoniac sont transformés en sulfate d'ammonium. Le complexe est alors distillé en milieu alcalin, puis absorbé avec de l'acide borique. L'azote est finalement titrée avec de l'acide sulfurique 0.02N.

1.4.2 Chlorures

La méthode par titration au nitrate de mercure a été employée pour la détermination des chlorures. Les chlorures

forment un complexe soluble avec le mercure. À pH 2.3-2.8, le diphénylcarbazone forme un complexe mauve avec les ions mercure en excès. Ainsi, l'échantillon est titré avec du nitrate de mercure, en présence de diphenylcarbazone, et la solution tourne au mauve lorsque qu'il n'y a plus de chlorures pour "fixer" le mercure. La concentration de chlorures est déterminée à l'aide d'une courbe standard.

1.4.3 Cyanures totaux

Pour la détermination des cyanures, les échantillons ont été conservés à pH 12. L'échantillon est d'abord distillé en recueillant le gaz HCN dans une solution de NaOH, selon la méthode 4500-CN C. La concentration de cyanure présent dans l'échantillon est ensuite déterminée par la méthode 4500-CN E. Le principe est le suivant: le cyanure est transformé en chlorure de cyanure, puis il réagit avec de l'acide pyridine-barbiturique pour former un complexe coloré qui sera évalué au spectrophotomètre à 578 nm.

1.4.4 Phosphore total

Pour la détermination du phosphore total, les échantillons ont été conservés à -10°C. La méthode 4500-P B de préparation de l'échantillon a été utilisée. Il s'agit d'une digestion en présence des acides sulfurique et nitrique. La méthode 4500-P C permet de déterminer la concentration de phosphore présente dans l'échantillon par colorimétrie. Le principe est le suivant: le molybdate d'ammonium réagit en

condition acide avec les orthophosphates pour former l'acide molybdophosphorique. Cet acide devient l'acide vanadomolybdophosphorique (coloration jaune) en présence de vanadium. La concentration de phosphore est proportionnelle à la coloration de l'échantillon évaluée. La lecture se fait au spectrophotomètre à 420 nm et la valeur obtenue est rapportée sur une courbe standard effectuée au préalable.

1.4.5 Sulfures totaux

Pour la détermination des sulfures totaux, les échantillons sont préservés en ajoutant de l'acétate de zinc. La méthode 4500-S^2 D employant le bleu de méthylène fut utilisée. La présence de sulfures dans l'échantillon est révélée par une coloration bleue en présence d'acide sulfurique-amine et de chlorure de fer. Les analyses se font par colorimétrie à 664 nm et la concentration en sulfures est évaluée en fonction d'une courbe standard.

1.4.6 Sulfates

La méthode gravimétrique 4500 $SO_4$2- C fut employée pour la détermination des sulfates. Le sulfate est précipité sous forme de sulfate de barium lorsque mis en présence de chlorure de barium et d'acide chlorhydrique. Le précipité est filtré après digestion, cuit à 800°C pendant une heure, et pesé, ce qui nous donne la quantité de sulfates dans l'échantillon.

1.5 Analyses microbiologiques

Les dénombrements des colonies furent effectués sur des milieux solides de marque Difco (Détroit, É-U). L'échantillon est d'abord soumis à une série de dilutions décimales, puis filtré sur une membrane (Millipore, Bedford, É-U) de 0.45 um. La membrane est déposée sur une gélose sélective ou non selon le groupe de microorganismes recherchés. Le nombre d'unités formatrices de colonies (ufc) présentes sur les Pétris est déterminé après un temps d'incubation approprié. Les Pétris ayant de 20 à 80 ufc servent pour évaluer la quantité de bactéries retrouvées dans l'échantillon. Les Pétris ont été placés dans une chambre d'incubation, sauf dans le cas des coliformes fécaux qui furent incubés au bain-marie.

1.5.1 Bactéries mésophiles totales

Le milieu "Plate Count Agar" fut utilisé pour le dénombrement des bactéries mésophiles totales, selon la méthode 9215D. L'incubation se fait à 35°C pendant 48 heures. Toutes les ufc sont dénombrées.

1.5.2 Bactéries coliformes totales

Le milieu Endo Agar fut utilisé pour le dénombrement des bactéries coliformes totales selon la méthode 9222B. Les Pétris furent incubés à 35°C pendant 24 heures avant le dénombrement des ufc.

1.5.3 Bactéries coliformes fécales

Le milieu mFC fut employé pour le dénombrement des coliformes fécaux selon la méthode 9222D. Les Pétris furent incubés à 44.5°C dans un bain Haake W13 pendant 24 heures. Seules les ufc bleues sont dénombrées.

1.5.4 Bactéries streptocoques fécales

Le milieu SF a été employé pour le dénombrement des streptocoques fécaux selon la méthode 9230 C. Les Pétris étaient incubés à 41°C pendant 48 heures, puis les ufc étaient dénombrées.

1.6 Analyse de la toxicité

L'appareil Microtox 500 (Carlsbad, E-U) fut utilisé pour évaluer la toxicité du lixiviat. La procédure que nous avons suivie est celle retrouvée dans le mode d'emploi Microbics Corporation (1990). Les temps d'incubation recommandés étaient de 5 et 15 minutes. Peu de différences furent notées entre les valeurs obtenues pour ces deux temps. Une incubation de 5 minutes fut donc choisie pour exprimer les résultats. Le principe du test est le suivant: une suspension de bactéries marines luminescentes, *Phosphobacterium phosphoreum*, est mise en contact avec le lixiviat. Il en résulte une baisse de luminescence proportionnelle à la toxicité de l'échantillon. Le résultat est exprimé en pourcentage de lixiviat nécessaire pour provoquer une diminution de 50% de la lumière émise par la suspension de bactéries.

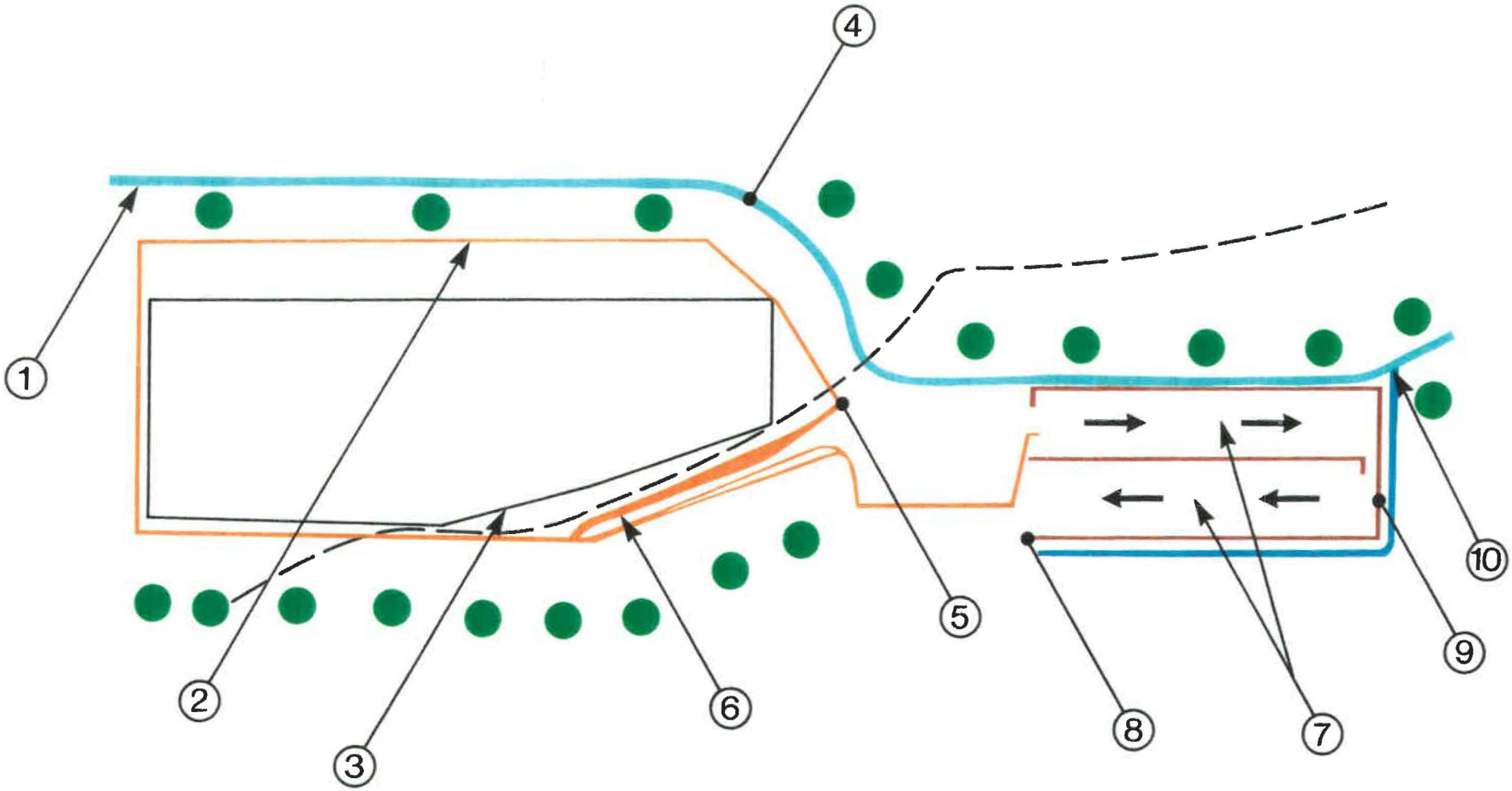
2. Évaluation de la performance du traitement en place sur le site Argenteuil-Deux-Montagnes

Les analyses physico-chimiques et bactériologiques effectuées lors de l'évaluation du traitement "naturel" en place sur le site ont déjà été décrites dans la section «Caractérisation du lixiviat». Les paramètres suivants furent analysés: pH, température, DCO, DBO, huiles et graisses, phénols, fer, solides totaux et volatils totaux, solides en suspension et volatils en suspension, couleur, bactéries mésophiles totales, coliformes totaux et fécaux, streptocoques fécaux et toxicité. Ces analyses furent effectuées de mai à août inclusivement, lors des étés 1989, 1990 et 1991. Des échantillons ont également été prélevés de septembre à avril pour chacune de ces années, pour fin d'évaluation de la DCO, du pH et de la température. D'autres paramètres faisant l'objet de normes du MENVIQ ont été analysés lors d'un échantillonnage effectué le 12 juin 1991, soit les sulfates, les sulfures, les cyanures, les chlorures, le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb, le zinc ainsi que l'azote total et le phosphore total.

L'échantillonnage s'effectuait à plusieurs endroits sur le site afin d'évaluer l'effet sur les eaux de lixiviation de chaque étape de traitement. Les points suivants sur la Figure 5 ont été échantillonnés: 4, témoin des eaux de surface non-contaminées environnantes; 5, drain collecteur de lixiviat; 8, sortie des étangs de stabilisation.

Figure 5: Plan du site d'enfouissement Argenteuil-Deux-Montagnes (vue de plongée).

1- Fossé de captation des eaux de surface et souterraines
2- Fossé de captation du lixiviat
3- Limite du lieu d'enfouissement sanitaire
4- Point d'échantillonnage des eaux "naturelles"
5- Point d'échantillonnage du lixiviat avant traitement
6- Fossé de rétention du lixiviat
7- Étangs de stabilisation ou lagunes anaérobies
8- Point d'échantillonnage du lixiviat après traitement
9- Point d'échantillonnage du lixiviat après filtration par le sol
10- Déversement des eaux de lixiviation traitées dans le système de fossés de captation des eaux "naturelles"


1
2
3
4
5
6
7
8
9
10

3. TRAITABILITÉ DU LIXIVIAT

La traitabilité du lixiviat a été vérifiée en anaérobiose et en aérobiose. Étant donné les variations observées dans la composition du lixiviat depuis 1989, la traitabilité de ce dernier a été déterminée à trois reprises. Les boues dont il sera question dans les pages suivantes ont été prélevées à l'usine d'épuration des eaux usées de Deux-Montagnes.

3.1 Traitabilité anaérobie

3.1.1 Potentiel méthane

La biodégradabilité du lixiviat a été évaluée en déterminant le potentiel méthane ("Biological Methane Potential" ou BMP) selon la méthode décrite par Cornacchio *et al.* (1986). Treize mL de boues anaérobies, 23 mL de lixiviat dont le pH a été ajusté entre 6.5 et 6.7, trois mL de milieu synthétique contenant des sels minéraux et des vitamines (Tableau 3) et 0,48 mL d'une solution 2,5% (p/v) de Na_2S ont été déposés dans une bouteille sérologique de 120 mL, puis barbotés durant 15 minutes avec un mélange de gaz 10% H_2: 10% CO_2: 80% N_2. La bouteille a été fermée hermétiquement à l'aide d'un bouchon de butyl puis incubée à 37°C. La pression dans cette bouteille a ensuite été équilibrée après 30 minutes d'incubation en utilisant une seringue. Les cultures ont été effectuées en triplicata.

TABLEAU 3: COMPOSITION DU MILIEU DE CULTURE DE BASE (SELON CORNACCHIO *ET AL.*, 1986)

Solution de minéraux I[a]	25 mL
Solution de minéraux II[b]	2.5 mL/L
Vitamines[c]	2.5 mL/L
Phosphates (KH_2PO_4 50 g/L)	25 mL/L
Résazurine (0.1 g/L)	37.5 mL/L
Acide 2-m-n-Butyrique (10% v/v)	2.5 mL/L

[a]Minéraux I: NaCl (50 g/L), $CaCl_2 \cdot 2\ H_2O$ (10 g/L), NH_4Cl (189.4 g/L), $MgCl_2 \cdot 6\ H_2O$ (10 g/L).

[b]Minéraux II: $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4\ H_2O$ (10 g/L), $ZnSO_4 \cdot 7\ H_2O$ (0.1 g/L), H_3BO_3 (0.3 g/L), $FeCl_2 \cdot 4\ H_2O$ (1.5 g/L), $CoCl_2 \cdot 6\ H_2O$ (10 g/L), $MnCl_2 \cdot 4\ H_2O$ (0.03 g/L), $NiCl_2 \cdot 6\ H_2O$ (0.03 g/L), $AlK(SO_4)_2 \cdot 12\ H_2O$ (0.1 g/L).

[c]Vitamines: acide nicotinique (0.1 g/L), cyanocobalamine (0.1 g/L), thiamine (0.05 g/L), acide p-aminobenzoïque (0.05 g/L), pyridoxine (0.25 g/L), acide pantothénique (0.025 g/L).

Pour fin de comparaison, une série de cultures contrôles a été préparée de la même façon, à l'exception du lixiviat qui fut remplacé par un volume identique d'eau désoxygénée. Le volume de gaz produit par toutes les cultures est mesuré régulièrement avec une seringue calibrée, jusqu'à ce que cette production cesse. La quantité de gaz produit suite à la dégradation du lixiviat est évaluée en soustrayant le résultat obtenu pour les cultures contrôles avec de l'eau de celui obtenu avec le lixiviat.

3.1.2 Toxicité

La toxicité du lixiviat pour les microorganismes anaérobies fut également évaluée à l'aide de la méthode de Cornacchio *et al.* (1986), soit le test ATA ("Anaerobic Toxicity Assay"). La procédure employée est la même que pour le test BMP, sauf qu'une source de carbone additionnelle a été ajoutée à toutes les cultures. Cette source de carbone facilement dégradable était composée d'un mélange de deux acides organiques volatils (acétique, 37 500 mg/L; propionique, 13 250 mg/l). Deux mL de cette solution ont été ajoutés dans chaque culture après l'ajustement de la pression de gaz dans les bouteilles.

Le volume de gaz produit a été mesuré de la même façon que pour le test BMP. La présence d'une phase de latence dans la production de gaz par les cultures contenant le lixiviat, comparativement à celles contenant l'eau,

indiquerait que le lixiviat est toxique pour les microorganismes anaérobies.

3.2 Traitabilité aérobie

La biodégrabilité aérobie du lixiviat fut évaluée avec une version modifiée par nous du test anaérobie BMP. Les éléments suivants furent ajoutés dans un Erlenmeyer de 250 mL: treize mL de boues activées, 23 mL de lixiviat dont le pH a été ajusté entre 6.5 et 6.7, 3 mL de milieu synthétique contenant des sels minéraux et des vitamines. Un témoin a été préparé en remplaçant le lixiviat par de l'eau dans une série de cultures. Les cultures sont incubées à 37°C et agitées à 200 rpm dans un incubateur-agitateur de modèle G24 (New Brunswick Scientific Co Inc, New Brunswick, É-U). La DCO est évaluée dans les cultures à intervalles réguliers afin de suivre la dégradation du lixiviat. Une baisse significative de la DCO dans les cultures avec lixiviat, comparativement au témoin, indiquerait que le lixiviat est dégradable en condition aérobie.

4. TRAITEMENT ANAÉROBIE DU LIXIVIAT

4.1 Paramètres de culture

Certains paramètres de culture importants, soit la température, le pH, la composition du milieu de culture et la présence d'oxygène, ont été étudiés afin d'évaluer les effets de ceux-ci sur la capacité de dégradation du lixiviat par les microorganismes anaérobies. Pour ce faire, des bouteilles

sérologiques de 120 mL ont été utilisées. Dans ces bouteilles, 85 grammes de roches calcaires concassées 1/4"-1/2" ont été introduites, ce qui représentait environ la moitié du volume de la bouteille. La roche concassée constituait le support, sur lequel se sont développés les microorganismes anaérobies dégradant le lixiviat.

Dans les bouteilles contenant les roches, 44 mL de lixiviat barboté pendant 15 minutes avec un mélange de gaz 10% H_2: 10% CO_2: 80% N_2, huit mL de boues provenant d'un digesteur anaérobie de l'usine d'épuration de Deux-Montagnes, quatre mL d'un milieu synthétique contenant des sels minéraux et des vitamines et 0,5 mL de Na_2S 2.5% (p/v) ont été ajoutés et incubés à température de la pièce (20-23°C). Ces cultures avaient un pH de départ de 5.9. Soixante cultures en bouteilles ont été préparées de cette façon et incubées en parallèle.

La production de gaz des cultures fut déterminée périodiquement. Les volumes de gaz ont été mesurés avec des seringues en propylène graduées de 10 mL (Becton-Dickenson, Rutherford, É-U). La quantité de méthane retrouvé dans le gaz a été évaluée de la façon suivante. Un vial rincé à l'azote et fermé hermétiquement était utilisé. Après en avoir chassé le gaz qui s'y trouvait à l'aide d'une seringue de 10 mL, 10 mL de l'échantillon de gaz à analyser y était injectés. L'analyse a été effectuée par chromatographie en phase gaseuse avec un GC de modèle 5890A (Hewlett Packard, Avondale, É-U).

La programmation du four était la suivante: une température initiale de 50°C était maintenue pendant une minute puis augmentée de 21°C/min jusqu'à une température finale de 230°C, également maintenue pendant une minute. Un gaz standard de méthane (Laval Oxygène) a été utilisé pour déterminer une courbe standard de référence.

Lorsque la production de gaz d'une culture cessait, la moitié du liquide contenu dans la bouteille était remplacée par un mélange frais de lixiviat, de milieu de culture et de Na_2S. Après quatre mois de ce régime , les trois-quarts de la phase liquide de la culture initiale étaient remplacés. Après deux mois de ce nouveau régime, nous avons estimé qu'un biofilm s'était développé sur les roches et tout le liquide contenu dans les bouteilles fut vidangé et remplacé par un mélange frais. Cette procédure de remplacement complet de la phase liquide a été effectuée à trois reprises avant d'utiliser les cultures en bouteilles pour étudier les paramètres mentionnés précédemment.

Lors de l'étude des différents paramètres de culture, l'abaissement de la DCO et la production de gaz étaient mesurés pour chacune des cultures et comparés à un témoin afin de déterminer l'effet causé par le paramètre qui a été modifié. Deux vidanges avec remplacements de la phase liquide de la culture par du mélange frais furent effectuées pour

chacune des expériences afin de s'assurer que l'effet obtenu était bien produit par le paramètre modifié.

4.1.1 Effet de la température

L'effet de la variation de la température sur la capacité du biofilm fixé aux roches à dégrader le lixiviat a été évalué. Pour ce faire, des cultures préalablement incubées à 20-23°C étaient directement transférées à la température désirée, tous les autres paramètres demeurant constants. Les températures de 4°C, 10°C, 14°C et 29°C furent étudiées. Une série de cultures incubées à 22°C nous a servi de témoin.

Une autre expérience avait pour but de vérifier si le biofilm était capable d'acclimatation à des températures de plus en plus froides. Des cultures préalablement incubées à 20-23°C furent utilisées au départ et amenées à des températures plus froides par palier:14°C, 10°C, 7°C et 4°C. Deux remplacements complets de la phase liquide des cultures étaient effectués à chaque palier de température afin de s'assurer de l'adaptation des cultures. L'expérience s'est étalée sur une période de 30 semaines.

4.1.2 Effet du pH

L'effet des différentes valeurs de pH de départ des cultures sur l'activité du biofilm a été étudié. Des cultures en triplicata ont été ajustées au temps 0 aux valeurs de pH de

4.3, 5.0, 5.3, 7.0 avec des solutions 50% (v/v) d'acide sulfurique ou de NaOH. Les cultures dont le pH (5.9) n'a pas été ajusté furent utilisées comme témoin. Une analyse de la dégradation de certains acides gras volatils en fonction du temps d'incubation a été effectuée à partir de cultures en bouteilles. Les échantillons ont été prélevés sur les cultures aux jours 0, 1, 3, 7, et 14 pour être ensuite analysés par chromatographie en phase gazeuse. La programmation du four était la suivante: une température initiale de 50°C était maintenue pendant une minute, puis augmentée de 7.5°C/min jusqu'à une température finale de 190°C, maintenue pendant 5 minutes. Des solutions standards ont été utilisées pour la détermination de pics de référence: sodium acétate (Sigma), acide propionique (MCB, Norwood, É-U), acide N-butyrique (Fisher), acide iso-butyrique (JT Baker), acide N-valérique (Eastman, Organic Chem, Rochester), acide isovalérique (BDH) et acide caproique. Les limites de détection pour certains de ces acides gras étaient les suivantes: acétique (10 mg/L), propionique (20 mg/L), N-butyrique (40 mg/L), isobutyrique (30 mg/L), N-valérique (40 mg/L), isovalérique (35 mg/L).

4.1.3 Effet de la composition du mileu de culture

L'effet des différents groupes de composés du milieu de culture sur l'activité du biofilm a également été étudié. Deux séries de culture furent incubées avec du milieu incomplet, soit une série avec du milieu sans minéraux, et une

autre série avec du milieu sans vitamines. De plus, une dernière série de cultures fut incubée sans addition de milieu synthétique. Les cultures standards avec un milieu de base complet ont servi de témoin.

4.1.4 Effet de la présence d'oxygène

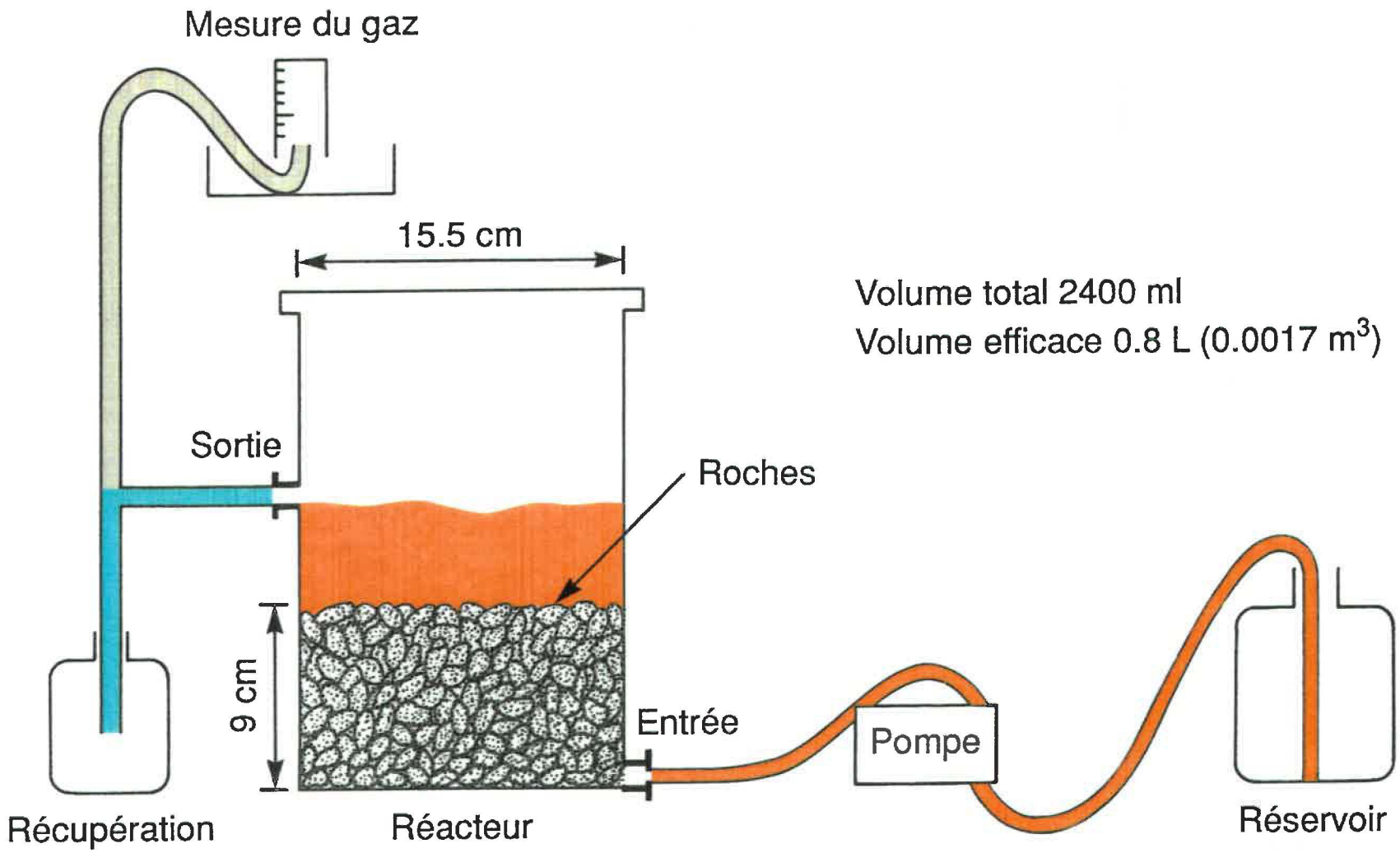
Finalement, l'effet de la présence d'oxygène dans le lixiviat sur l'activité du biofilm fut vérifié. Dans une première série de culture, du lixiviat fraîchement recueilli et non barboté avec le mélange de gaz (10% H_2:10% CO_2:80% N_2) fut utilisé. Dans une deuxième série, du lixiviat non barboté mais laissé stagnant à 22°C durant sept jours pour en réduire la concentration d'oxygène a été utilisé. Des cultures avec du lixiviat désoxygéné par barbotage pendant 15 minutes avec un mélange de gaz 10% H_2: 10% CO_2: 80% N_2 ont servi de témoin.

4.2 Réacteur anaérobie à film fixe

4.2.1 Démarrage

Deux réacteurs anaérobies à film fixe ont été démarrés conjointement aux cultures en bouteille. Un schéma d'un de ces réacteurs fonctionnant en continu est présenté à la Figure 6. Les réacteurs maisons ont été construits à partir de jarres anaérobies (BBL), dans lesquelles on a percé des trous d'entrée et de sortie du lixiviat. Chacun des réacteurs a une capacité totale de 2400 mL et un volume efficace de 0.0017 m^3, soit une phase liquide de 805 mL et

Figure 6: Schéma du réacteur anaérobie à film fixe utilisé pour dégrader le lixiviat.


Mesure du gaz
15.5 cm
Volume total 2400 ml
Volume efficace 0.8 L (0.0017 m3)
Sortie
Roches
9 cm
Entrée
Pompe
Récupération
Réacteur
Réservoir

0.0011 m^3 de roches. Les réacteurs ont été maintenus à la température de la pièce (20-23°C).

Le démarrage des réacteurs s'est effectué selon le même principe que celui employé pour les cultures en bouteille: 570 mL de lixiviat barboté 15 minutes avec le mélange de gaz, 150 mL de boues anaérobies, 75 mL de milieu de culture et 10 mL de Na_2S ont été ajoutés dans le réacteur. L'abaissement de la DCO et la production de gaz ont été mesurés régulièrement. Le gaz a été mesuré avec un cylindre gradué rempli de solution borique saturée de façon à absorber le CO_2 et renversé dans un bac contenant cette solution. Le gaz formé chasse la solution du cylindre et la quantité produite peut ainsi être obtenue. Le pourcentage de méthane contenu dans le gaz a été déterminé de la même façon que décrit précédemment pour les cultures en bouteilles sérologiques.

Lorsque la production de gaz par un réacteur cessait (environ trois semaines), la moitié du mélange dégradé était remplacée par du mélange frais. Après une période de quatre mois à ce régime, les trois-quarts du vieux mélange étaient remplacés par du mélange frais. Après quatre mois de ce nouveau régime, lorsque nous avons estimé qu'un biofilm s'était formé sur les roches, l'un des réacteurs fut alimenté en continu avec le mélange lixiviat, milieu synthétique, agent réducteur, à l'aide d'une pompe de modèle 2132 (LKB, Bromma,

Suisse). La sortie du mélange dégradé s'effectuait par trop-plein.

L'autre réacteur fut maintenu au dernier régime (3/4 de mélange frais) et servit de sécurité en cas de bris ou de malfonctionnement du premier réacteur.

4.2.2 Étude de la performance du réacteur

La première expérience fut de vérifier la capacité du réacteur à abaisser la DCO du mélange en fonction de la charge (kg DCO/m^3/jour) imposée à celui-ci. Des charges de 0.2 à 11.8 kg DCO/m^3/jour ont été utilisées, ce qui correspond à des temps de rétention hydraulique (TRH) de 14 à 0.25 jours respectivement. Pour chacune des charges étudiées, des analyses de pH, de DCO et de toxicité ont été effectuées à l'entrée et à la sortie du réacteur. Le volume de gaz produit a également été mesuré. Cette expérience s'est d'abord effectuée avec du lixiviat barboté avec le mélange de gaz et enrichi de milieu de culture et de Na_2S. Puis, après avoir pris connaissance des résultats obtenus avec les cultures en bouteille, l'expérience fut répétée avec du lixiviat laissé stagnant durant une semaine et non enrichi.

La deuxième expérience avait pour but de vérifier l'efficacité du réacteur à éliminer les composés du lixiviat faisant l'objet de normes du Ministère de l'Environnement et ne respectant pas celles-ci suite au traitement en place sur

le site. Pour ce faire, la charge du réacteur a été ajustée à 2.1 kg DCO/m^3/jour, soit la charge maximale qu'on peut imposer au réacteur tout en maintenant une réduction de la DCO de 85%, et ainsi respecter la norme pour ce paramètre. Les paramètres suivants furent analysés à l'entrée et à la sortie du réacteur: DCO, DBO, huiles et graisses, phénols, fer, coliformes totaux et fécaux. Les analyses ont été effectuées selon les méthodes normalisées décrites dans la section "Caractérisation du lixiviat".

5. MICROBIOLOGIE

Vu la complexité de procéder à une analyse de tous les groupes microbiologiques constituants le biofilm, nous avons concentré nos efforts sur les microorganismes fermentaires. Les travaux effectués se divisaient en plusieurs parties. D'abord, les bactéries fermentaires présentes au niveau du biofilm ont été dénombrées. Ensuite, l'isolement de celles-ci sur un milieu de culture sélectif et leurs identifications fut effectués. Les bactéries fermentaires retrouvées dans le biofilm ont été examinées au microscope électronique.

5.1 Suspension des bactéries fermentaires

La suspension a été obtenue en agitant pendant une minute avec un appareil Vortex de modèle K-550-G (Scientific Industries Inc, Bohemia, É-U) 10 roches provenant du réacteur dans 20 mL de PBS désoxygéné, le PBS étant un tampon composé de 16.5 mL d'une solution A (27.6 g/L NaH_2PO_4), 33.5 mL d'une

solution B (28.3 g/L Na_2HPO_4) et de 8.5 g/L de NaCl. Les roches furent prélevées à différents niveaux du réacteur afin d'obtenir un échantillonnage représentatif du biofilm présent dans le réacteur, c'est-à-dire en surface, au milieu, au fond et sur les côtés de celui-ci.

5.2 Dénombrement des bactéries fermentaires

Le dénombrement des bactéries fermentaires a été effectué avec la méthode du nombre le plus probable (NPP) (Balch *et al.*,1979). Le milieu de culture de Zinder *et al.* (1984) a été utilisé et il contenait: NH_4Cl, 1.0 g/L; K_2HPO_4, 0.4 g/L; $MgCl_2.6H_2O$, 0.1 g/L; extraits de levures (Difco), 0.2 g/L; résazurine, 0.001 g/L; solution de minéraux, 10 mL/L. La solution de minéraux était constituée de (g/L): acide nitroloacétique, 4.5; $FeCl_2.4H_2O$, 0.4; $MnCl_2.4H_2O$, 0.1; $CoCl_2.6H_2O$, 0.17; $ZnCl_2$, 0.1; $CaCl_2$, 0.02; $NiCl_2.6H_2O$, 0.02; H_3BO_3, 0.019, $MoNa_2O_4$, 0.01.

Le milieu de culture a été bouilli pour en chasser l'oxygène et on ajoutait 0.5 g de cystéine-HCl neutralisée. Le milieu était ensuite bouilli de nouveau jusqu'à la réduction de l'indicateur résazurine, barboté avec un mélange de gaz, et versé dans des bouteilles sérologiques qui étaient par la suite bouchées hermétiquement avant d'être stérilisées à l'autoclave pendant 20 minutes à 121°C. Le milieu de Zinder fut complété en ajoutant les solutions stériles suivantes: $NaHCO_3$ (1.0 g/L), $CaCl_2.2H_2O$ (0.1 g/L), $Na_2S.9H_2O$ (0.1 g/L),

extrait de levures (1 g/L) et 0.25 g/L de glucose, 0.25 g/L de cellobiose, 0.25 g/L de sucrose et 0.25 g/L de xylose.

Des dilutions décimales d'une suspension provenant du biofilm ont été effectuées dans des bouteilles sérologiques contenant le milieu de culture sélectif sous conditions anaérobies. L'expérience a été répétée deux fois. Des dilutions décimales de la suspension provenant du biofilm ont été effectuées jusqu'à 10^{-8} pour la première expérience et jusqu'à 10^{-12} pour la deuxième, en inoculant 5 mL dans des bouteilles contenant 45 mL de milieu.

Toutes les cultures ont été effectuées en triplicata et incubées à la température de la pièce (20-23°C) Les cultures ayant reçu les inoculums les plus dilués et où l'on observaient une croissance était utilisées pour calculer le NPP selon la table de deMan (1975). La croissance bactérienne était évaluée par examen au microscope (1000 X) d'un échantillon de la culture, afin de vérifier la présence ou non de microorganismes. Les cultures furent vérifiées à chaque semaine pour suivre la croissance de la population inoculée. Le test était considéré comme terminé lorsqu'aucune nouvelle culture ne montrait de croissance sur deux semaines consécutives.

5.3 Isolement des bactéries fermentaires

L'isolement des bactéries fermentaires dominantes a été effectué à partir des cultures NPP (milieu de Zinder) montrant une croissance et ayant reçu l'inoculum le plus dilué. La première série d'isolement a été effectuée sur des géloses Brain Heart Infusion (BHI), la deuxième série étant effectuée sur des géloses préparées à partir du milieu Zinder. Le milieu était bouilli par lot de 60 mL et on ajoutait 0.9 g d'agar à chacun de ceux-ci. Les bouteilles contenant le milieu étaient stérilisées et placées dans une chambre anaérobie de modèle 1024 (Forma Scientific, Marietta, É-U) pour couler les géloses.

Pour la première expérience, des échantillons des cultures appropriées ont été étalés sur géloses BHI en aérobiose et en anaérobiose, afin d'isoler les fermentaires dominants. Les cultures ayant été ensemencées avec les dilutions 10^{-4} et 10^{-7} ont été utilisées pour l'isolement en aérobiose et celles ayant reçues les dilutions 10^{-7} et 10^{-8} en anaérobiose. Lors de la deuxième expérience, un échantillon de toutes les cultures ayant reçu des inoculums dilués à 10^{-6} et plus fut étalé sur le milieu de Zinder et incubé en anaérobiose et en aérobiose. Les cultures sur milieu solide en anaérobiose étaient incubées à 30°C dans la chambre anaérobie, alors que les cultures en aérobiose furent incubées à la température de la pièce (20-23°C). Les bactéries fermentaires dominantes ont été isolées de la façon suivante:

les colonies macroscopiquement différentes étaient purifiées par repiquages successifs jusqu'à l'obtention de colonies isolées.

5.4 Identification des bactéries fermentaires

L'examen microscopique après coloration de Gram a permis de déterminer la morphologie, la taille et la forme de la bactérie: un cocci (en paire, en tétrade, en chaîne, en grappe, en amas) ou un bâtonnet (seul, en chaîne, trapu, filamenteux). Un examen à l'état frais permettait ensuite de déterminer la mobilité des souches isolées. Les souches isolées en anaérobiose furent incubées en aérobiose et les souches incubées en aérobiose le furent en anaérobiose, pour déterminer si celles-ci étaient anaérobies strictes ou facultatives.

Les cocci ont été repiqués sur les milieux mannitol-sel et NaCl 6.5%. Les tests de catalase et d'oxydase ont ensuite été effectués. La croissance des souches à 10°C a été vérifiée. Ces tests nous permettaient de trouver la Classe de chaque cocci. Après avoir repiqués les souches sur un milieu non-sélectif (gélose-sang), des grilles d'identification API (API analytab products, Plainview, É-U) ont été utilisées pour les identifier plus précisément. Les grilles API20A pour l'identification des bactéries anaérobies et API20S pour l'identification des streptocoques ont été utilisées.

Un test a été effectué sur les bâtonnets isolés afin de savoir s'ils étaient sporulés ou non. Pour ce faire, une culture liquide a été incubée à 80°C pendant 10 minutes et celle-ci a été repiquée sur milieu gélosé. La présence de croissance sur ce dernier suggérait la présence de spores chez le bâtonnet. De plus, la coloration au vert de malachite confirmait la présence de celles-ci. Les grilles API20A, et API20E pour les bactéries entériques, ont été utilisées pour identifier plus précisément les souches.

Les résultats obtenus avec les différents tests d'identification des bâtonnets et des cocci ont été comparés à ceux retrouvés dans les volumes de systématique bactériologique de Bergey's (Anonyme,1984). Pour fin de confirmation, certaines des souches isolées ont été envoyées au Laboratoire de Santé Publique du Québec (20045 Chemin Ste-Marie, Ste-Anne-de-Bellevue, H9X 3R5), qui a procédé à l'identification de celles-ci.

5.5 Observations microscopiques

5.5.1 Microscope électronique à transmission

Les échantillons utilisés pour observer les bactéries fermentaires provenaient de cultures liquides incubées 2-7 jours soit en BHI, soit en milieu sélectif. Ces échantillons ont été préparés selon la méthode de Alain *et al.* (1987). Chaque échantillon était placé dans un microtube (240 uL) de nitrocellulose dans lequel on déposait par la suite une grille

de cuivre à microscopie électronique. L'échantillon était concentré par ultracentrifugation à 120 000 X g pendant cinq minutes, de façon à faire sédimenter les microorganismes sur la grille. Cette grille était ensuite récupérée et lavée trois fois à l'eau distillée, puis asséchée avec du papier buvard.

Celle-ci était colorée négativement à l'acide phosphotungstique (PTA 3% p/v, pH 6.0) pendant 30 secondes, puis asséchée avec un papier buvard. Nous avons également observé des préparations colorées positivement à l'acétate d'uranyl, et des préparations fixées au préalable au glutaraldéhyde 2.5% p/v.

Les grilles ainsi obtenues ont été observées au microscope électronique à transmission Philips EM 300, et les observations furent effectuées en collaboration avec Robert Alain, Centre de Recherche en Virologie, Institut Armand-Frappier.

5.5.2 Microscope électronique à balayage

Des roches sur lesquelles s'étaient formées le biofilm dans le réacteur furent utilisées directement comme échantillon. Elles ont été acheminées au laboratoire de microscopie électronique de l'Institut Armand-Frappier pour être fixées. Elles ont été conservées dans du PBS désoxygéné durant le transport. Une méthode normalisée fut utilisée pour

effectuer la fixation des roches (Anonyme, 1974). Elles furent fixées au glutaraldéhyde 2.5% (p/v), suivi de trois lavages, pour ensuite être traitées avec un autre fixateur, soit le tétroxyde d'osmium 1.33% (p/v). Par après elles ont subi une déshydratation à l'alcool, puis au fréon, pour être ensuite séchées à l'air et fixées à un support à échantillon. Finalement, une couche d'or et de palladium a été appliquée sur celles-ci.

Les roches ont été observées au microscope électronique à balayage de modèle S-2300 (Hitachi, Mito, Japon) de l'Université du Québec à Montréal. Des photos du biofilm ont ainsi été prises avec la collaboration de monsieur Claude Daniel M.Sc., consultant en microscopie électronique, Montréal, H2G 1A1.

RÉSULTATS

1. CARACTÉRISATION DU LIXIVIAT

Des échantillonnages mensuels du lixiviat ont été effectués au site Argenteuil-Deux-Montagnes lors des étés 1989, 1990 et 1991. Pour chaque paramètre, les valeurs moyennes obtenues lors de ces échantillonnages sont présentées au Tableau 4.

Le pH du lixiviat est demeuré acide au cours des trois années étudiées (5.71-6.24). Le lixiviat contient une forte charge organique. La DCO est demeurée semblable en 1989 et en 1990 (1183-1568 mg/L), pour ensuite augmenter de facon importante en 1991 (6788 mg/L). La concentration en DBO a également atteint un maximum en 1991 avec 3641 mg/L. Le ratio DBO/DCO est passé de 0.8 en 1989 à 0.5 en 1990 et en 1991.

Les concentrations en fer (58 à 310 mg/L), en huiles et graisses (53 à 144 mg/L), et en solides, ont progressivement augmenté de 1989 à 1991. Le lixiviat contient d'ailleurs une forte concentration de ces paramètres. Plus de la moitié des solides était sous forme volatils (solides organiques) en 1989 et 1991.

Les comptes de bactéries totales et de coliformes totaux étaient plus élevés en 1989 qu'en 1990 et 1991. Par contre, les comptes de coliformes fécaux et de streptocoques fécaux étaient faibles en 1989 et 1991, et plus élevés en 1990. La concentration en phénols a diminué de 1989 à 1990,

TABLEAU 4: CARACTÉRISATION DU LIXIVIAT AU COURS DES ÉTÉS 1989, 1990 ET 1991

Paramètres	1989	1990	1991
pH	5.79	6.24	5.71
D.C.O. (mg/L)	1400	1568	6788
D.B.O. (mg/L)	1183	820	3641
Fer (mg/L)	58	83	310
Phénols (mg/L)	0.400	0.074	1.168
Huiles et graisses (mg/L)	53	89	144
Solides totaux (mg/L)	868	1561	4446
Solides volatils totaux (mg/L)	479	108	2315
Solides en suspension (mg/L)	34	143	179
Solides volatils en suspension (mg/L)	15	21	121
Couleur (U.C.V.)	230	170	242
Bactéries totales (UFC/100 mL)	2.0×10^6	1.3×10^3	4.1×10^4
Coliformes totaux (UFC/100 mL)	3.4×10^5	580	180
Coliformes fécaux (UFC/100 mL)	$<$ 100	500	$<$ 10
Streptocoques fécaux (UFC/100 mL)	$<$ 100	110	$<$ 10
Toxicité (EC 50%)	ND	19	2

U.C.V. = unité de couleur vraie

UFC = unité formatrice de colonies

ND = non déterminé

puis a subi une augmentation de plus de 15 fois en 1991. La toxicité n'a pas été déterminée en 1989. Le lixiviat s'est avéré plus toxique en 1991 qu'en 1990. De façon générale, le lixiviat était plus chargé en 1991 que pour les années précédentes.

À l'aide du prélèvement effectué le 12 juin 1991, le lixiviat a été caractérisé pour un plus grand nombre de paramètres, incluant tous ceux faisant l'objet de normes du Ministère de l'Environnement du Québec. Des concentrations inférieures aux normes ont été obtenues pour les cyanures, les sulfures, les métaux (Cd, Cr, Cu, Ni, Zn, Pb, Hg), les chlorures, les sulfates, et les coliformes totaux et fécaux (Tableau 5). Des concentrations faibles ont été obtenues pour certains paramètres ne faisant pas l'objet de normes, soit les bactéries mésophiles totales, les streptocoques fécaux, la couleur et le phosphore.

Le lixiviat contenait cependant des concentrations supérieures aux normes pour les phénols, les huiles et graisses, la matière organique (DCO, DBO), et le fer. Les solides et l'azote total, pour lesquels il n'y a pas de normes, ont été retrouvés en concentrations importantes dans le lixiviat.

Un suivi du pH du lixiviat avant traitement et des eaux naturelles (témoin) a été effectué depuis le mois de juin

TABLEAU 5: CARACTÉRISATION DU LIXIVIAT[a] AVANT TRAITEMENT

Paramètres	Lixiviat avant traitement	Normes du MENVIQ[b]
Température (°C)	9	NI
pH	5.74	NI
Composés phénoliques (mg/l)	1.38	0.02
Cyanures totaux (mg/l)	0.03	0.1
Sulfures totaux (mg/l)	0.04	2
Cadmium (mg/l)	$<$0.02	0.1
Chrome (mg/l)	0.05	0.5
Cuivre (mg/l)	$<$0.01	1
Nickel (mg/l)	0.04	1
Zinc (mg/l)	0.24	1
Plomb (mg/l)	$<$0.05	0.1
Mercure (mg/l)	$<$0.0002	0.001
Fer (mg/l)	265	17
Chlorures (HCl) (mg/l)	220	1500
Sulfates (SO_4) (mg/l)	100	1500
Huiles et graisses (mg/l)	165	15
Bactéries coliformes totales (CFU/100 ml)	230	2400
Bactéries coliformes fécales (CFU/100 ml)	$<$10	200
Demande biochimique en oxygène (mg/l)	5060	40
Demande chimique en oxygène (mg/l)	6254	100
Solides totaux (mg/l)	4612	NI
Solides volatils totaux (mg/l)	308	NI
Solides en suspension (mg/l)	2452	NI
Solides volatils en suspension (mg/l)	204	NI
Bactéries totales (CFU/100 ml)	$1,8 \times 10^4$	NI
Streptocoques fécaux (CFU/100 ml)	$<$ 10	NI
Couleur (U.C.V.)	125	NI
Azote total Kjeldahl (mg/l)	105	NI
Phosphore total (mg/l)	$<$0.05	NI

[a]Prélèvement effectué le 12 juin 1991
[b]Ministère de l'Environnement du Québec
NI = norme inexistante pour ce paramètre

1989. Les résultats obtenus montrent que le pH du lixiviat ainsi que celui du témoin ont varié au cours des mois qu'a duré ce suivi (Figure 7). Malgré cette variabilité, le pH du lixiviat est demeuré acide sauf une fois, tandis que celui du témoin est passé d'acide de juin 1989 à juin 1990, à alcalin jusqu'en avril 1991, pour redevenir acide par la suite. De façon générale, on peut dire que le pH du lixiviat est demeuré passablement stable depuis décembre 1990.

Un suivi au niveau de la DCO du lixiviat a également été effectué (Figure 8). Les résultats obtenus montrent que la charge organique du témoin est demeurée très faible durant pratiquement toute l'expérience, avec une tendance à la hausse au cours des derniers mois. Le témoin, qui représente des eaux naturelles environnantes, est visiblement moins chargé que le lixiviat produit par le site d'enfouissement. La concentration en matière organique de ce dernier est demeurée relativement stable jusqu'à la mise en place d'un fossé de captation des eaux en juillet 1990. À partir de ce mois, la charge organique a augmenté de façon importante jusqu'en septembre, puis elle s'est maintenue à cette nouvelle concentration depuis ce temps, sauf en avril 1991 ou elle a subi une baisse temporaire.

Figure 7: Variation du pH du lixiviat avant traitement en fonction des mois échantillonnés depuis juin 1989.

Lixiviat avant traitement (●), témoin eaux naturelles (O).

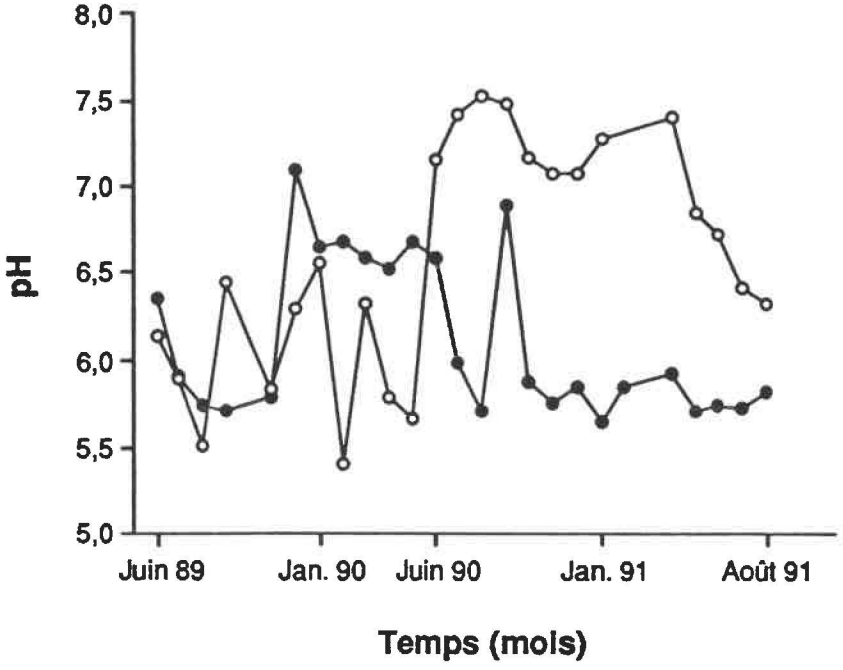
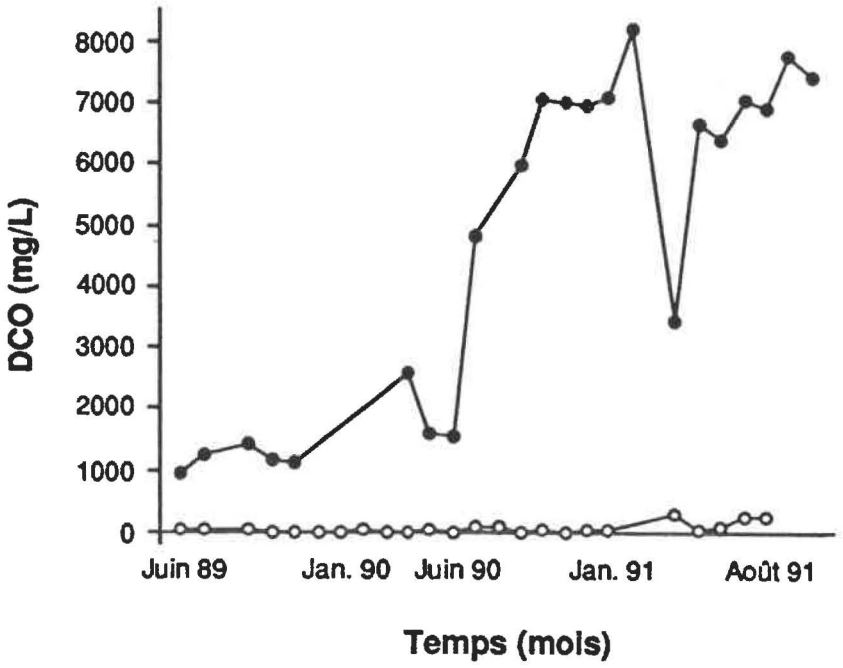

8,0
7,5
7,0
6,5
6,0
5,5
5,0
pH
Juin 89
Jan. 90
Juin 90
Jan. 91
Août 91
Temps (mois)

Figure 8: Variations de la DCO du lixiviat avant traitement en fonction des mois échantillonnés depuis juin 1989.

Témoin eaux naturelles (O), lixiviat avant traitement (●).


8000
7000
6000
5000
4000
3000
2000
1000
0
DCO (mg/L)
Juin 89
Jan. 90
Juin 90
Jan. 91
Août 91
Temps (mois)

2. ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE DU TRAITEMENT EN PLACE SUR LE SITE ARGENTEUIL-DEUX-MONTAGNES

La performance du traitement en place sur le site a été évaluée à l'aide d'une série de paramètres lors des années 1989, 1990, 1991. Les résultats obtenus lors des échantillonnages mensuels sur le site sont présentés au Tableau 6.

La charge organique du lixiviat (DCO, DBO) a été réduite de 50 à 89% par le traitement en place sur le site. La concentration en fer après traitement était comparable à celle du témoin des eaux de surface grâce à son élimination presque complète (89-98%). La concentration des phénols a été efficacement réduite (78-88%) lors des étés 1990 et 1991 par le traitement en place. Le traitement élimine peu les huiles et graisses contenues dans le lixiviat (8-52%). Par contre, des interférences causées par des pigments (chlorophylle) par exemple, peuvent surévaluer la concentration de ces produits.

Le traitement en place sur le site élimine 52 à 68% des solides. Cependant, en 1990, la concentration en solides volatils était plus forte après le traitement que dans le lixiviat avant traitement. Une augmentation dans tous les comptes bactériens effectués sur le lixiviat a été observée suite au traitement en place sur le site. La toxicité du lixiviat était réduite de 30-70% lors de l'été 1990 et de 100% lors de l'été 1991 suite au traitement.

TABLEAU 6: PERFORMANCE DU TRAITEMENT EN PLACE SUR LE SITE

Paramètres	Année	Témoin	Lixiviat avant traitement	Lixiviat après traitement
pH	1989	6.00	5.79	7.09
	1990	6.94	6.24	7.47
	1991	6.51	5.71	7.92
D.C.O. (mg/L)	1989	29	1400	425
	1990	32	1568	731
	1991	145	6788	991
D.B.O. (mg/L)	1989	24	1183	125
	1990	16	820	215
	1991	122	3641	480
Fer (mg/L)	1989	5	58	5
	1990	6	83	9
	1991	11	310	6
Phénols (mg/L)	1989	0.000	0.400	0.600
	1990	0.020	0.074	0.016
	1991	0.065	1.168	0.140
Huiles et graisses (mg/L)	1989	45	53	42
	1990	40	89	43
	1991	14	144	118
Solides totaux (mg/L)	1989	35	868	369
	1990	231	1561	744
	1991	513	4446	1447
Solides volatils totaux (mg/L)	1989	21	479	182
	1990	153	108	419
	1991	335	2315	853
Solides en suspension (mg/L)	1989	2	34	13
	1990	10	143	49
	1991	31	179	66

Paramètres	Année	Témoin	Lixiviat avant traitement	Lixiviat après traitement
Solides volatils en suspension (mg/L)	1989	1	15	9
	1990	2	21	28
	1991	23	121	14
Couleur (U.C.V.)	1989	100	230	115
	1990	67	170	78
	1991	165	242	350
Bactéries totales (CFU/100 mL)	1989	1.4×10^5	2.0×10^6	1.8×10^8
	1990	5.3×10^6	1.3×10^3	2.0×10^7
	1991	3.6×10^6	4.1×10^4	1.6×10^7
Coliformes totaux (CFU/100 mL)	1989	1.6×10^4	3.4×10^5	3.3×10^5
	1990	6.1×10^4	580	4.8×10^5
	1991	5.7×10^4	180	3.7×10^6
Coliformes fécaux (CFU/100 mL)	1989	$\langle 100$	$\langle 100$	270
	1990	70	500	1400
	1991	90	$\langle 10$	2.4×10^4
Streptocoques fécaux (CFU/100 mL)	1989	$\langle 100$	$\langle 100$	600
	1990	40	110	610
	1991	40	$\langle 10$	4100
Toxicité EC 50%	1989	ND	ND	ND
	1990	$\rangle 100$	19	54
	1991	$\rangle 100$	2	$\rangle 100$

ND = non déterminé

En 1989, le lixiviat après traitement ne respectait pas les normes suivantes: DBO (40 mg/L ou 85% d'enlèvement), huiles et graisses (15 mg/L), phénols (0.02 mg/L), coliformes totaux (2400 CFU/100 mL) et fécaux (200 CFU/100 mL). Les paramètres qui rencontraient la norme étaient le fer et la DCO, celle-ci ne respectant que la norme d'enlèvement mais pas celle de la DCO résiduelle. Quant aux autres paramètres pour lesquels il y a une norme, soit les cyanures totaux, les sulfures totaux et les sulfates, les chlorures et la plupart des métaux (cadmium, chrome, cuivre, nickel, plomb, zinc et mercure), ils n'ont pas été vérifiés en 1989.

En 1990, la situation demeurait sensiblement la même, à l'exception de la concentration des phénols après traitement qui rencontraient maintenant les normes du MENVIQ. En 1991, les concentrations en phénols, DBO, coliformes totaux et fécaux ne respectaient pas les normes après traitement. De plus, les huiles et graisses montraient une grande variabilité et la norme était rarement respectée.

En 1991, malgré une augmentation de plus de 4 fois de la charge organique du lixiviat par rapport à 1990, la concentration en DCO des eaux de lixiviation après traitement n'avait que légèrement augmenté tandis que la concentration en DBO avait doublé. L'augmentation de la concentration des phénols dans le lixiviat a également amené une hausse importante de ce paramètre dans les eaux après traitement. Les

huiles et graisses ont été faiblement dégradées en 1991. La concentration après traitement des solides totaux a doublé suite à l'augmentation de ces dernier dans le lixiviat. Il y a eu augmentation des comptes bactériens après traitement, comme ce qui avait été observé les années précédentes.

3. TRAITABILITÉ DU LIXIVIAT

3.1 Traitabilité anaérobie

3.1.1 POTENTIEL MÉTHANE

L'inoculation de la boue anaérobie dans les cultures contenant le lixiviat a engendré une certaine production de gaz en conditions anaérobies (Figure 9). Un maximum de 140 mL de gaz a été produit après six semaines d'incubation de ces cultures. Par contre, l'inoculation de la boue anaérobie dans les cultures où le lixiviat a été remplacé par de l'eau n'a produit qu'un maximum de 90 mL de gaz. La différence entre ces deux volumes de gaz, soit 50 mL, serait attribuable à la dégradation de la matière organique contenue dans le lixiviat.

3.1.2 TOXICITÉ

L'ajout de lixiviat au lieu d'eau n'a pas entraîné de retard dans la production de gaz dans les cultures enrichies d'acides gras volatils (Figure 10). Le lixiviat n'induit donc pas une phase de latence dans la dégradation des acides gras volatils par les bactéries anaérobies. Le volume de gaz produit dans les cultures avec lixiviat était de 165 mL alors qu'il n'était que de 120 mL pour les cultures avec l'eau.

Figure 9: Traitabilité anaérobie du lixiviat. Potentiel méthane du lixiviat. Cultures en présence de lixiviat (●) et d'eau (O).

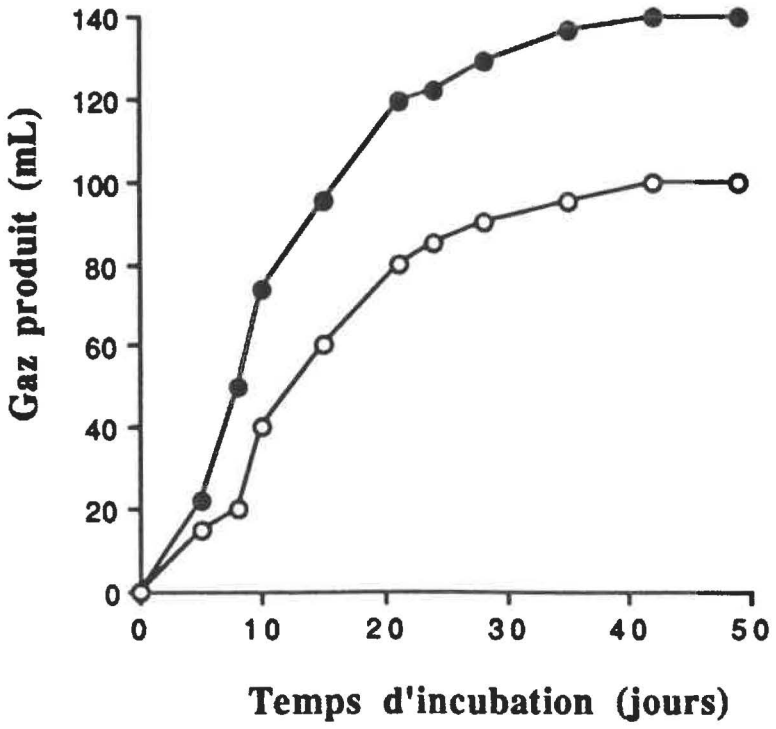
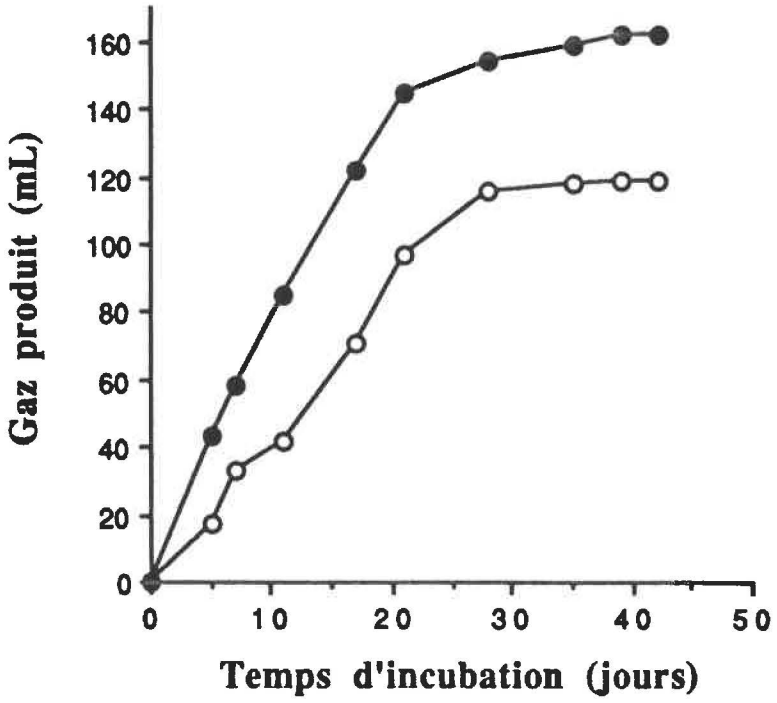

Gaz produit (mL)
140
120
100
80
60
40
20
0
0
10
20
30
40
50
Temps d'incubation (jours)

Figure 10: Traitabilité anaérobie du lixiviat. Toxicité du lixiviat. Cultures en présence de lixiviat (●) et d'eau (O).


Gaz produit (mL)
160
140
120
100
80
60
40
20
0
0
10
20
30
40
50
Temps d'incubation (jours)

3.2 Traitabilité aérobie

En 21 jours d'incubation, la DCO des cultures avec lixiviat est passée de 3000 à 550 mg/L, ce qui correspond à un abaissement de 2450 mg/L (Figure 11). La DCO des cultures où le lixiviat a été remplacé par de l'eau diminuait de 500 à 250 mg/L, pour un abaissement de 250 mg/L. L'abaissement de la DCO imputable à la dégradation aérobie de la matière organique contenue dans le lixiviat était donc de 2200 mg/L.

4. TRAITEMENT ANAÉROBIE DU LIXIVIAT

4.1 Paramètres de culture

Les courbes présentées dans cette section montrent la DCO résiduelle des cultures en fonction de différents paramètres. L'évolution de la production de gaz par ces cultures a également été suivie en parallèle. Toutes les courbes obtenues étaient inversement proportionnelle à la DCO résiduelle des cultures, confirmant ainsi les résultats obtenus. Afin d'alléger le texte, ces courbes ne sont pas présentées dans ce travail. La quantité de méthane retrouvé dans le biogaz des cultures standards variait entre 56 et 75%.

4.1.1 EFFET DE DIFFÉRENTES TEMPÉRATURES

Les cultures standards à 22°C montrent une réduction de 50% de la DCO après une semaine d'incubation, et elles sont stabilisées après trois semaines d'incubation, à 90% de réduction de la DCO du lixiviat (Figure 12). À une température plus élevée (29°C), la dégradation est plus rapide, soit

Figure 11: Traitabilité aérobie du lixiviat. Cultures en présence de lixiviat (●) et d'eau (o).

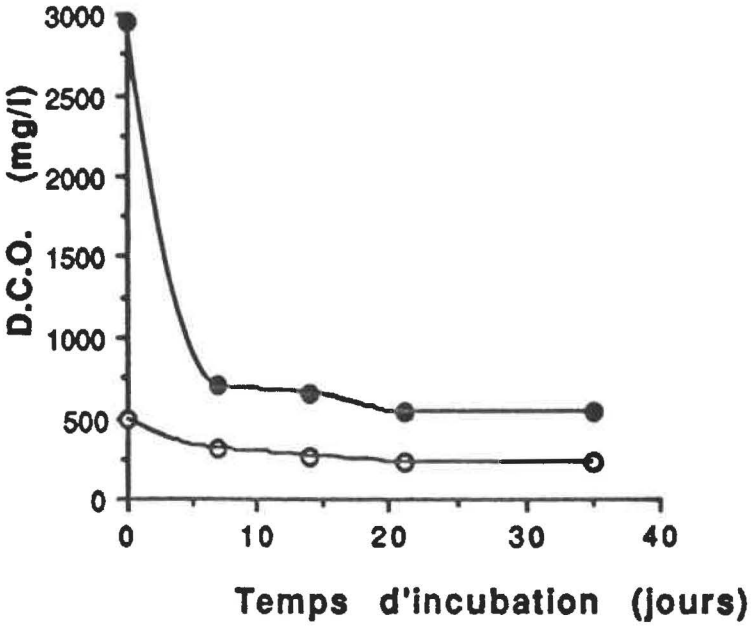
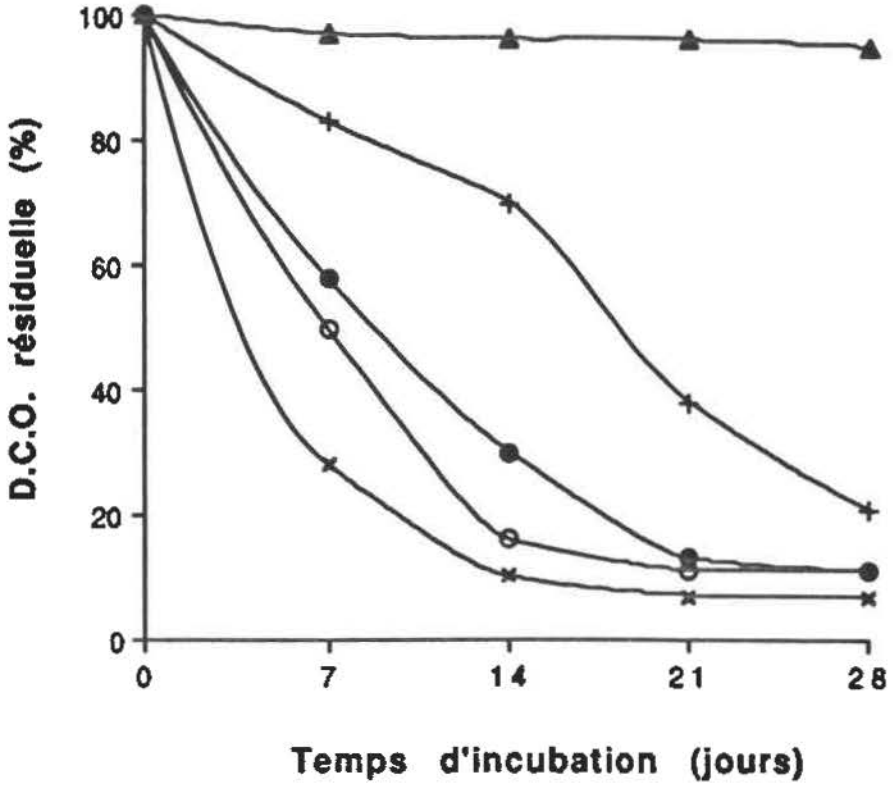

3000
2500
2000
1500
1000
500
0
D.C.O. (mg/l)
0
10
20
30
40
Temps d'incubation (jours)

Figure 12: Effet de différentes températures sur la capacité du biofilm anaérobie à dégrader le lixiviat.

▲ 4°C
+ 10°C
● 14°C
○ 22°C
x 29°C


100
80
60
40
20
0
D.C.O. résiduelle (%)
0
7
14
21
28
Temps d'incubation (jours)

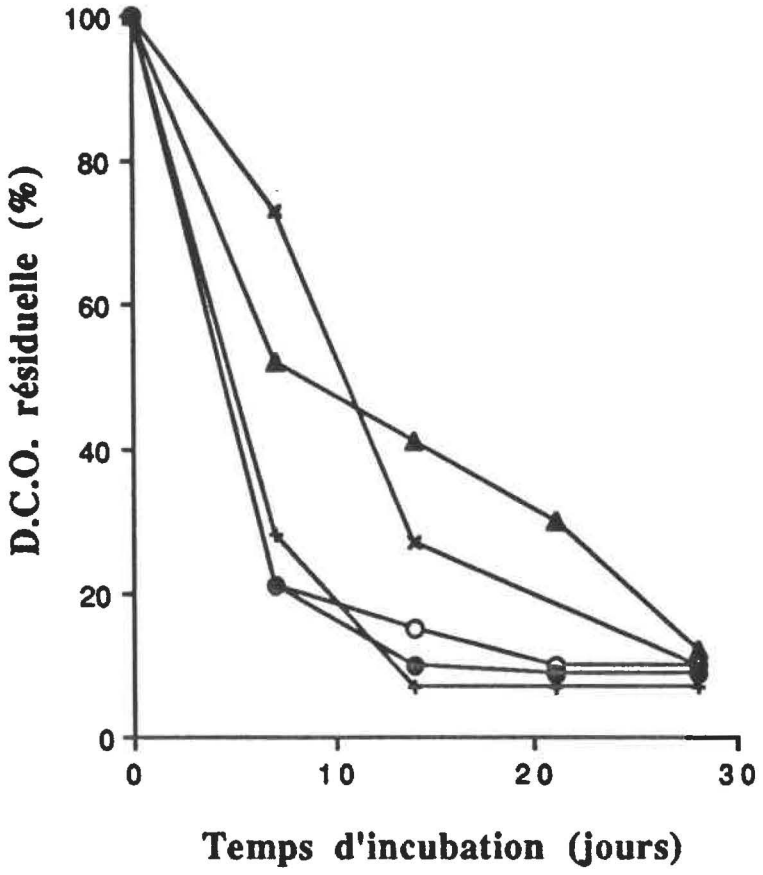
70% de réduction de la DCO après la première semaine d'incubation. Dans ce cas, la stabilisation des cultures survient à 95% de réduction de la DCO, également après trois semaines d'incubation.

Pour des températures de plus en plus basses, la dégradation du lixiviat est de moins en moins rapide. Ainsi, après une semaine d'incubation, la DCO résiduelle est de 60% à 14°C, 85% à 10°C et 99% à 4°C. À 14°C, la stabilisation des cultures survient après quatre semaines d'incubation avec 90% de réduction de la DCO. À 9°C et 4°C, les cultures ne sont pas stabilisées après 28 jours d'incubation. Les cultures à 4°C ne montrent qu'une activité très faible.

Une acclimatation graduelle des cultures à des températures de plus en plus basses augmente la vitesse de dégradation du lixiviat, en comparaison avec les résultats obtenus sans acclimatation (Figure 13). Les résultats obtenus avec acclimatation pour les cultures incubées à 14 et à 10°C sont comparables à ceux des cultures standards à 22°C. À 7 et à 4°C, les cultures acclimatées montraient une dégradation appréciable du lixiviat même après la première semaine d'incubation. Après quatre semaines, une réduction de l'ordre de 90% a été obtenue.

Figure 13: Effet de l'adaptation du biofilm sur sa capacité à dégrader le lixiviat.

▲ 4°C
x 7°C
+ 10°C
● 14°C
○ 22°C


100
80
60
40
20
0
D.C.O. résiduelle (%)
0
10
20
30
Temps d'incubation (jours)

4.1.2 EFFET DE LA COMPOSITION DU MILIEU DE CULTURE

Les cultures standards avec le milieu de culture complet montrent une réduction de la DCO de 45% après la première semaine et de 90% après deux semaines (Figure 14). Des résultats similaires ont été obtenus avec les cultures contenant un milieu incomplet ou sans milieu. Ces cultures ont été incubées une deuxième fois sous les mêmes conditions avec du lixiviat frais, afin de vérifier si les résultats obtenus avec les milieux incomplets ou sans milieu n'avaient pas été biaisés par des réserves d'éléments nutritifs que les microorganismes auraient pu utiliser. Des résultats semblables à ceux présentés à la Figure 14 ont été obtenus pour ces cultures.

4.1.3 EFFET DE DIFFÉRENTS PH

Les cultures standards sans ajustement de pH (5.9) présentent une réduction de 61% de la DCO du lixiviat durant la première semaine d'incubation et une stabilisation presque complète après la deuxième semaine (Figure 15). Les cultures dont le pH a été ajusté avant incubation à 5.3 et 7.0 montrent des courbes de DCO résiduelle similaires à la courbe standard.

La vitesse de dégradation de la DCO du lixiviat est affectée par un ajustement du pH des cultures avant incubation à 5.0 et 4.3. Seulement 16 et 7% de la DCO a été réduite après la première semaine d'incubation respectivement pour ces cultures. Les deux séries de culture se sont stabilisées à

Figure 14: Effet de la composition du milieu de culture sur la capacité du biofilm à dégrader le lixiviat.

● milieu complet
+ sans vitamines
○ milieu sans minéraux
□ sans milieu

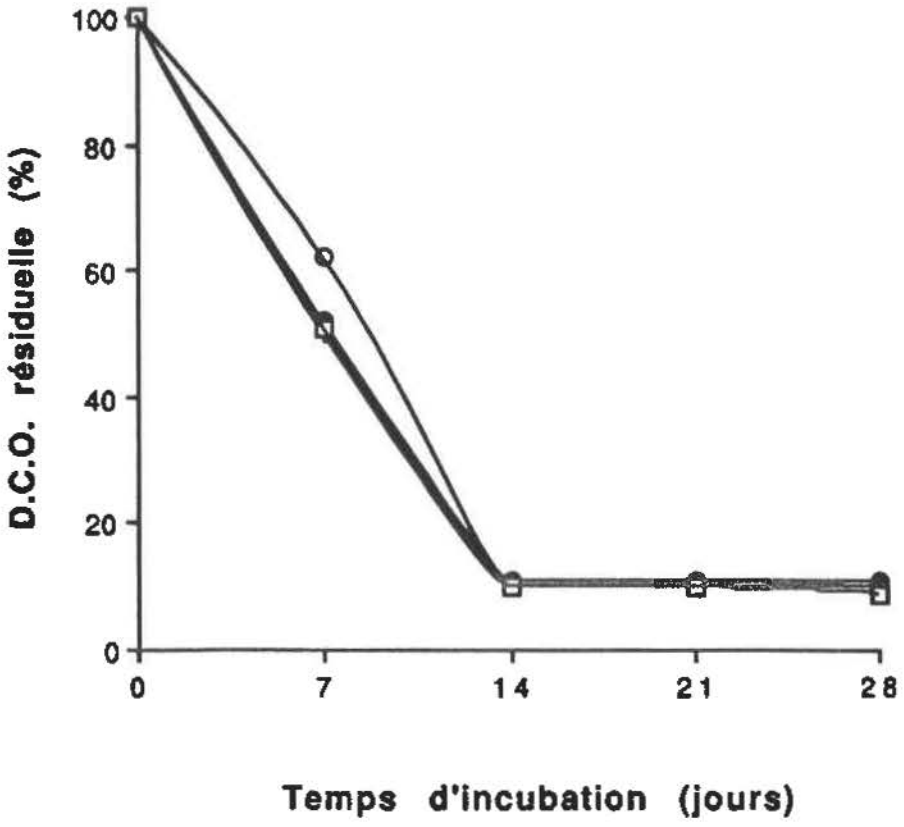
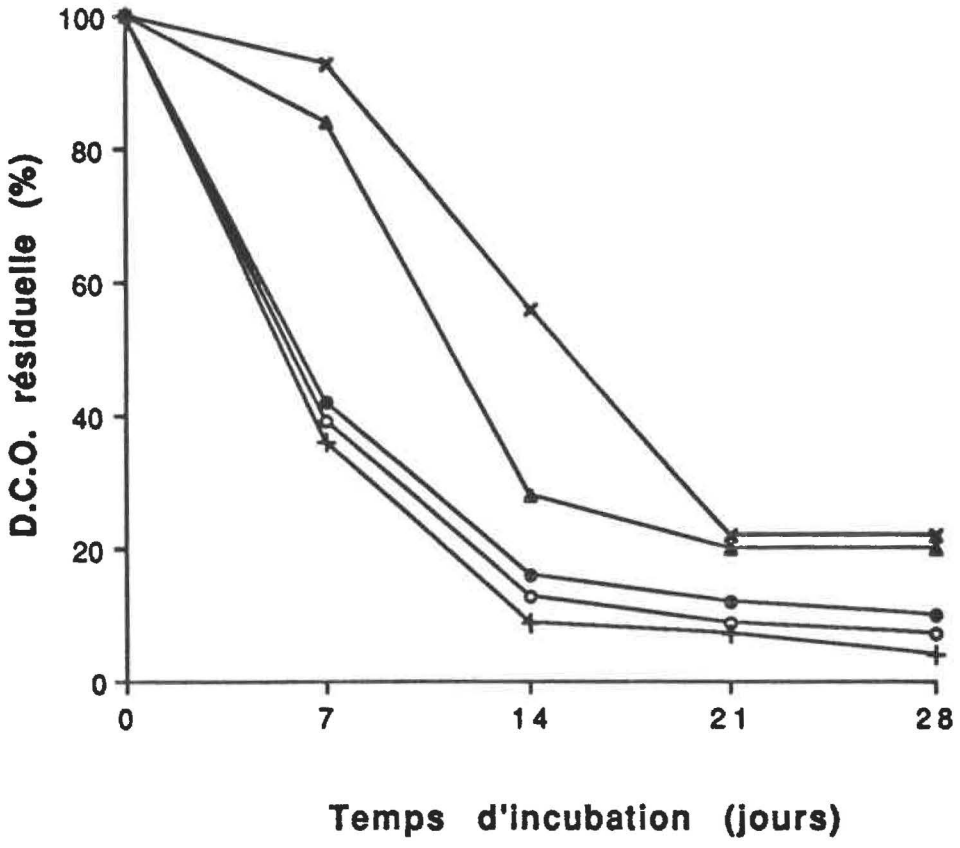

100
80
60
40
20
0
D.C.O. résiduelle (%)
0
7
14
21
28
Temps d'incubation (jours)

Figure 15: Effet de l'ajustement du pH des cultures à différentes valeurs avant incubation sur la capacité du biofilm à dégrader le lixiviat.

○ témoin (5.9)
x 4.3
▲ 5.0
● 5.3
+ 7.0


100
80
60
40
20
0
D.C.O. résiduelle (%)
0
7
14
21
28
Temps d'incubation (jours)

environ 20% de DCO résiduelle après trois semaines d'incubation. Le pH de ces cultures devenaient graduellement alcalin suite à la réduction de la DCO.

Dans les cultures standards, la disparition de tous les acides gras volatils (AGV) présents dans le lixiviat s'est effectuée en 14 jours. Les AGV retrouvés en plus grande quantité étaient les acides acétique, propionique, caproique et N-valérique. Après 3 jours d'incubation, tous les AGV montraient une certaine dégradation. Au jour 7, il ne restait que de l'acide acétique et propionique.

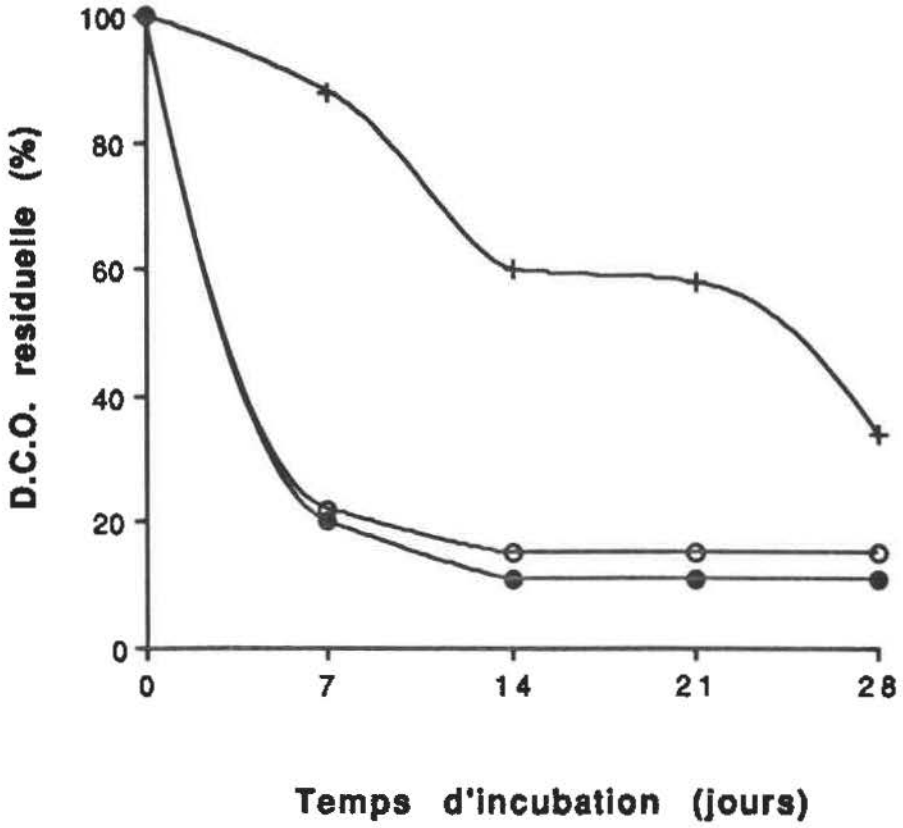
4.1.4 EFFET DE LA PRÉSENCE D'OXYGÈNE

Dans les cultures standards contenant du lixiviat préalablement désoxygéné, une réduction de 77% de la DCO a été obtenue durant la première semaine d'incubation et cette valeur a atteint 85% après deux semaines d'incubation (Figure 16). Les cultures dont le lixiviat a été laissé stagnant à la température de la pièce pendant une semaine avant son utilisation présentent une courbe de DCO résiduelle similaire à celle des cultures standards.

Les cultures qui ont été effectuées avec du lixiviat frais c'est-à-dire n'ayant pas été désoxygéné ou laissé stagnant, n'ont dégradé que 10% de la DCO la première semaine et elles n'étaient pas encore stabilisées après quatre semaines d'incubation (35% de DCO résiduelle). Le lixiviat

Figure 16: Effet de la présence d'oxygène dans le lixiviat avant traitement sur la capacité du biofilm à dégrader le lixiviat.

○ lixiviat désoxygéné
● lixiviat stagnant
+ lixiviat non stagnant


D.C.O. residuelle (%)
100
80
60
40
20
0
0
7
14
21
28
Temps d'incubation (jours)

contenait 3.6 mg/L d'oxygène dissous avant et 0.2 mg/L après avoir été laissé stagnant une semaine à la température de la pièce.

4.2 Réacteur anaérobie à film fixe

4.2.1 EFFICACITÉ DU RÉACTEUR SOUS DIFFÉRENTES CHARGES ORGANIQUES

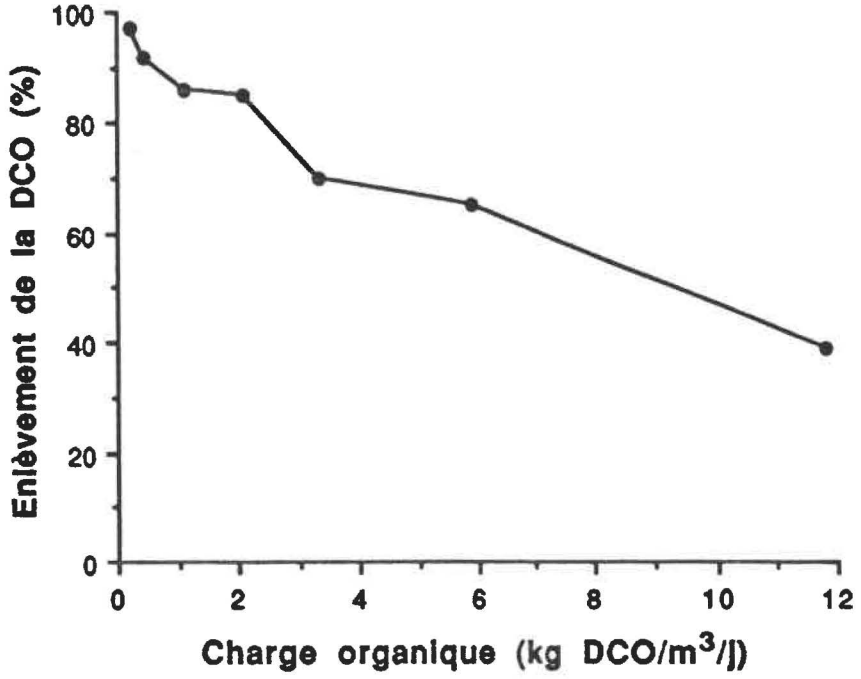
La capacité du réacteur à dégrader la DCO du lixiviat en fonction de la charge organique soumise est présentée à la Figure 17. Le pourcentage d'enlèvement de la DCO du lixiviat est inversement proportionnelle à la charge organique appliquée. À 0.2 kg DCO/m^3/j, la DCO est réduite de 97%. À 11.8 kg DCO/m^3/j, il n'y a plus que 39% de réduction. D'après cette courbe, la charge maximale qu'il est possible de soumettre au réacteur pour obtenir au moins 85% de réduction de la DCO du lixiviat (norme d'enlèvement du MENVIQ), serait de 2.1 kg DCO/m^3/j.

Les mêmes données peuvent être exprimées en terme de temps de rétention hydraulique (TRH) pour un lixiviat donné. La dégradation de la DCO du lixiviat est proportionnelle au TRH appliquée. Par exemple, le temps de rétention correspondant à une charge de 2.1 kg DCO/m^3/j est de 1.5 jour.

4.2.2 EFFICACITÉ DU RÉACTEUR À ÉLIMINER LA TOXICITÉ

La réduction de la toxicité du lixiviat est proportionnelle au temps de rétention de ce dernier dans le réacteur

Figure 17: Enlèvement de la DCO en fonction de la charge organique imposée au réacteur.


Enlèvement de la DCO (%)
100
80
60
40
20
0
0
2
4
6
8
10
12
Charge organique (kg DCO/m3/j)

(Figure 18). À un temps de rétention de 1.5 jour ou plus, ce qui correspond à des charges égales ou inférieures à 2.1 kg DCO/m^3/j, la toxicité est complètement éliminée (0% de toxicité résiduelle). La toxicité résiduelle augmente rapidement dès que l'on impose au réacteur des temps de rétention inférieurs à 1.5 jour.

4.2.3 PERFORMANCE DU RÉACTEUR

La capacité du réacteur à dégrader les paramètres du lixiviat qui ne respectent pas les normes est présentée au Tableau 7. Le réacteur fonctionnait à une charge de 2.1 kg DCO/m^3/j. Tel que montré à la Figure 17, 85% de la DCO du lixiviat est dégradée à cette charge, laissant une DCO résiduelle de 1162 mg/L. La DBO éliminée est de 89% pour une valeur résiduelle de 385 mg/L. Pour ces deux paramètres, la norme de matière organique résiduelle n'est cependant pas respectée.

Le fer a été complètement éliminé, de même que les huiles et graisses. Malgré une réduction de 99% des phénols, ils ne respectent toujours pas la norme avec une valeur résiduelle de 0.023 mg/L. Les coliformes ont également été évalués même s'ils rencontraient les normes avant traitement. Une augmentation au-dessus des normes de la population des coliformes totaux a été observée, mais il n'y a aucune présence de coliformes fécaux.

Figure 18: Enlèvement de la toxicité en fonction du temps de rétention hydraulique du lixiviat dans le réacteur.

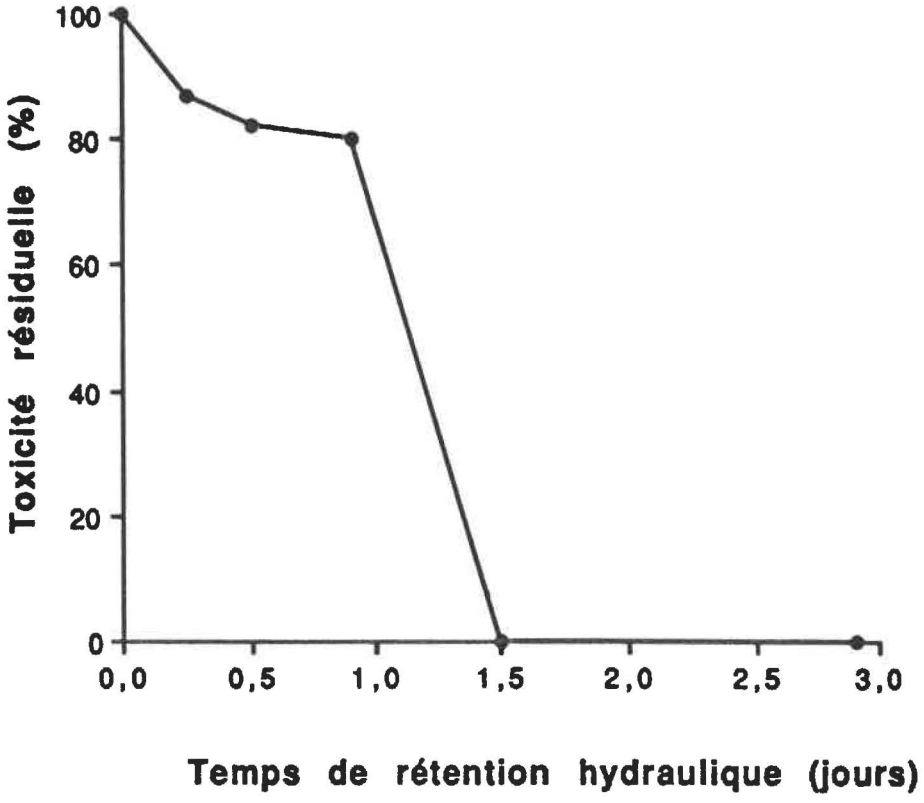

Toxicité résiduelle (%)
100
80
60
40
20
0
0,0
0,5
1,0
1,5
2,0
2,5
3,0
Temps de rétention hydraulique (jours)

TABLEAU 7: EFFICACITÉ DU RÉACTEUR À DÉGRADER LES PARAMÈTRES DU LIXIVIAT NE RESPECTANT PAS LES NORMES

Paramètres	Lixiviat avant réacteur	Lixiviat après réacteur	% d'enlèvement	normes
pH	5.55	7.58	---	---
DCO (mg/L)	7750	1162	85	100 mg/L
DBO (mg/L)	3641	385	89	40 mg/L
Fer (mg/L)	355	0	100	17
Phénols (mg/L)	1.6	0.023	99	0.02
Huiles et graisses (mg/L)	165	0	100	15
Coliformes totaux (CFU/100 mL)	< 100	6000	---	2400
Coliformes fécaux (CFU/100 mL)	< 100	< 10	---	200

5.0 MICROBIOLOGIE

5.1 Détermination du nombre le plus probable (NPP)

La première détermination du nombre le plus probable (NPP) de bactéries fermentaires présentes sur les roches du réacteur a été effectuée à partir d'une suspension de départ de 20 mL, provenant de six roches agitées à l'aide d'un Vortex pour en libérer le biofilm. Cette suspension a servi de solution mère pour les trois séries de dilutions, à raison de 5 mL par série. Après trois semaines d'incubation à 20-23°C, il y a eu croissance dans toutes les dilutions (Tableau 8). Les roches représentaient une surface totale d'environ 29.8 cm^2. Le NPP de bactéries fermentaires était donc égal ou supérieur à $2.7 \times 10^7/cm^2$.

La deuxième détermination du nombre le plus probable de bactéries fermentaires a été effectuée de façon similaire, sauf que 10 roches ont été utilisées dans ce cas. Il y a eu croissance dans les cultures ayant reçues un inoculum dilué à 10^{-8} ou moins, et dans la culture inoculé avec une suspension diluée à 10^{-9} de la deuxième série (Tableau 8). Les roches représentaient une surface d'environ 43.2 cm^2. Le NPP des bactéries fermentaires du biofilm était donc de $4.6 \times 10^7/cm^2$.

De plus, le NPP a été déterminé à partir de la phase liquide présente entre les roches dans le réacteur, et les bactéries fermentaires y ont été évaluées à plus de $1.1 \times 10^8/mL$.

TABLEAU 8: NOMBRE LE PLUS PROBABLE DE BACTÉRIES FERMENTAIRES COMPOSANT LE BIOFILM

PREMIÈRE DÉTERMINATION				DEUXIÈME DÉTERMINATION			
Dilutions	Série 1	Série 2	Série 3	Dilutions	Série 1	Série 2	Série 3
10^{-1}	+	+	+	10^{-1}	+	+	+
10^{-2}	+	+	+	10^{-2}	+	+	+
10^{-3}	+	+	+	10^{-3}	+	+	+
10^{-4}	+	+	+	10^{-4}	+	+	+
10^{-5}	+	+	+	10^{-5}	+	+	+
10^{-6}	+	+	+	10^{-6}	+	+	+
10^{-7}	+	+	+	10^{-7}	+	+	+
10^{-8}	+	+	+	10^{-8}	+	+	+
				10^{-9}	-	+	-
				10^{-10}	-	-	-
				10^{-11}	-	-	-
				10^{-12}	-	-	-

\+ croissance
\- absence de croissance

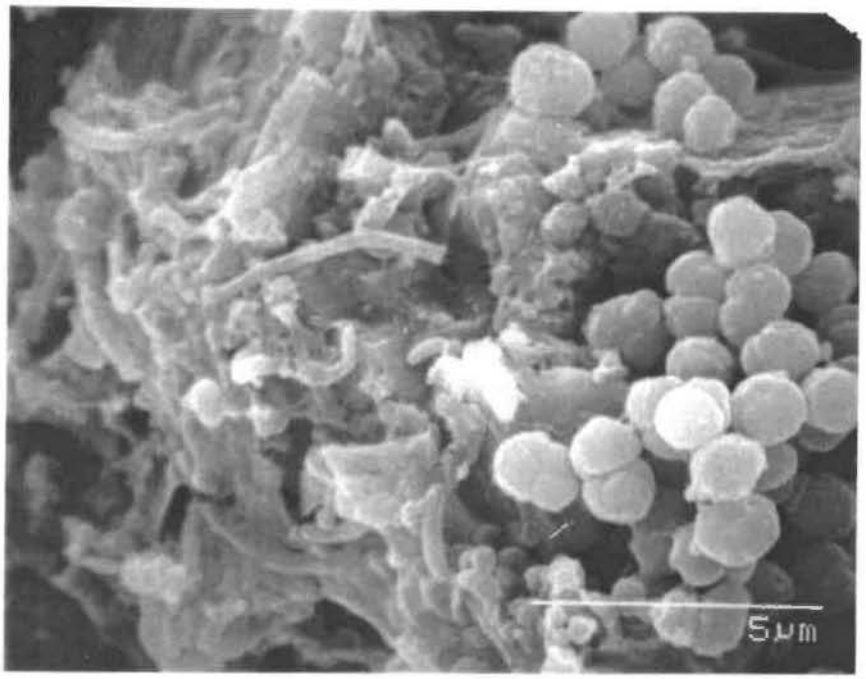
5.2 Microscopie

5.2.1 MICROSCOPE ÉLECTRONIQUE À BALAYAGE

Des observations au microscope électronique à balayage (MEB) du biofilm sur les roches du réacteur ont été effectuées en janvier 1991 et en novembre 1991. Les premières observations ont montrées que le biofilm n'était pas confluent sur les roches, certaines zones demeurant non-colonisées par les bactéries. Huit types morphologiques différents de bactéries furent observés. Trois formes étaient dominantes, soit des cocci en grappes (0.75 à 1.1 μm), des bâtonnets en chaînes (0.25 X 3.0 μm),et des bâtonnets en forme de rein (0.4 X 2.5 μm) (Figure 19). Des bâtonnets (0.25 X 2.0 μm, 0.5 X 1.25 μm, 0.25 X 1.5 μm), des coccobacilles (0.4 X 0.9 μm) et des gros cocci en tétrades (1.4 μm) ont également été observés. Un exopolysaccharide reliait les bactéries entre elles et à la roche.

La deuxième observation du biofilm a montré moins de diversité que la première (Figure 20). Le biofilm semblait plus confluent que ce qui avait été observé lors de l'examen précédent. On ne retrouvait plus qu'une forme dominante, soit les bâtonnets en chaînes. Les bâtonnets en forme de rein, les cocci en tétrades, et les grappes de cocci étaient encore présents mais en nombre inférieur. Deux types de bâtonnets et un coccobacille ont également été observés.

Figure 19: Photo au MEB du biofilm présent sur les roches du réacteur en janvier 1991.


5μm

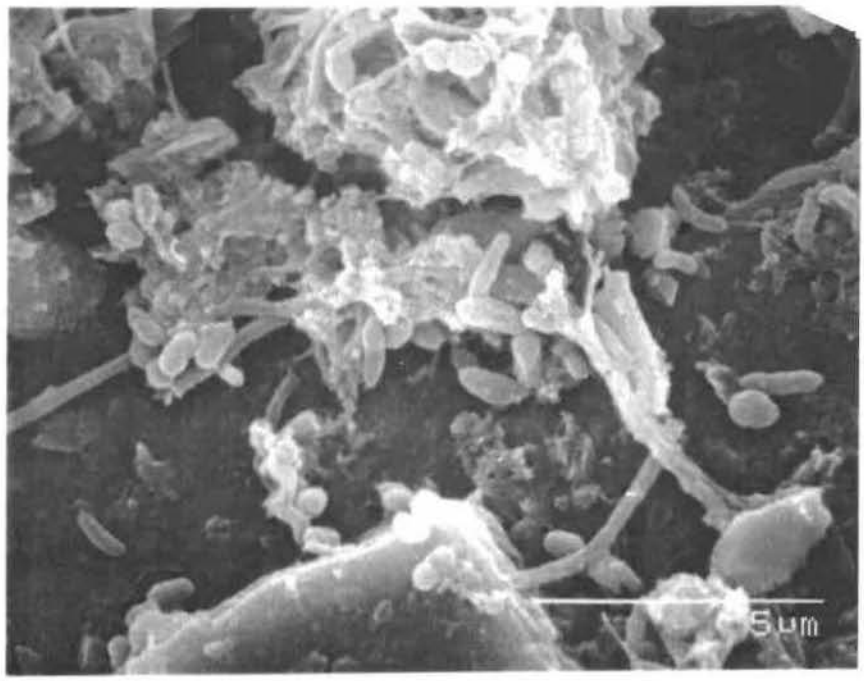

5μm

Figure 20: Photo au MEB du biofilm présent sur les roches du réacteur en novembre 1991.

5μm

5μm

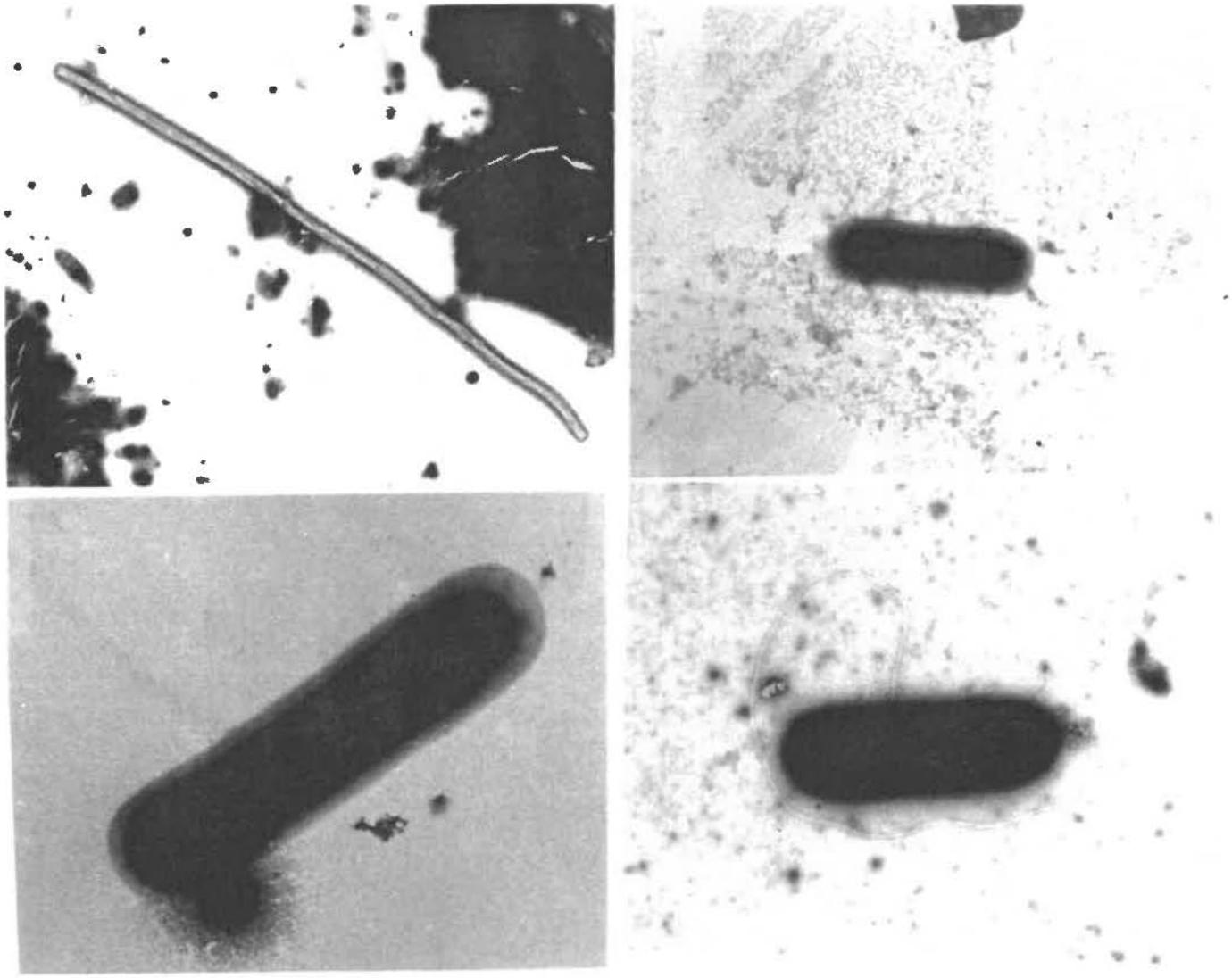
Des roches dont le biofilm a été détaché au préalable selon la méthode utilisée pour la détermination des NPP ont été examinées et des bactéries étaient encore visibles à la surface de celles-ci, mais en nombre beaucoup moins important. Les photos obtenues durant cette observation ne sont pas présentées dans ce travail afin d'alléger la présentation.

5.2.2 MICROSCOPE ÉLECTRONIQUE À TRANSMISSION

Des observations au microscope électronique à transmission (MET) ont été effectuées à l'aide des suspensions servant à la détermination des NPP. Parallèlement, ces suspensions ont été examinées au Gram. Lors de l'examen de janvier 1991, plusieurs bactéries de type morphologique différent ont été énumérées. Quelques-unes des formes retrouvées dans la préparation sont présentées à la Figure 21. Des cocci (Gram positifs) étaient présents en grand nombre, ainsi que des bâtonnets en chaînes (Gram positifs). De plus, cinq types morphologiques de bâtonnets ont été observés (trois Gram positifs et deux Gram négatifs).

L'examen du mois de novembre a montré comme formes dominantes des bâtonnets en chaînes (Gram positifs) et des coccobacilles (Gram positifs). Il n'y a malheureusement pas de photos disponibles pour démontrer ces résultats. Il y avait également des petits bâtonnets Gram négatifs et de plus gros bâtonnets Gram positifs.

Figure 21: Photo au MET montrant quelques-uns des microorganismes du biofilm.



5.3 Identification des bactéries fermentaires dominantes

Les bactéries fermentaires dominantes composant le biofilm présent sur les roches de notre réacteur ont été identifiées. Les cultures inoculées avec une dilution 10^{-7} et 10^{-8} de la suspension utilisée dans la première détermination du NPP furent ensemencées sur des milieux sélectifs pour isoler les bactéries fermentaires dominantes du biofilm. Deux souches ont été isolées de ces milieux et identifiées.

La première souche était un cocci Gram positif, anaérobie facultatif, oxydase négatif, catalase négatif, montrant une alpha-hémolyse lorsqu'incubé sur gélose-sang (Figure 22). Cette souche poussait également dans un milieu contenant 6.5% (p/v) de NaCl. Selon Bergey (1984), ces caractéristiques suggèrent que ce coccus fait partie du genre *Streptococcus*. À l'aide de la galerie API 20A, il a été déterminé que la souche ne dégradait pas le tryptophane en indole, métabolisait l'esculine ainsi que quelques sucres (glucose, maltose, cellobiose). Ce coccus a été identifié comme étant *Streptococcus gallinarum* avec la galerie API 20S, spécifique à l'identification des streptocoques.

La deuxième souche isolée était un bâtonnet Gram positif, anaérobie strict, mobile, sporulant, parfois en courtes chaînes (Figure 23). Ce bâtonnet ne métabolise aucun des sucres de la grille API 20A mais il liquéfie la gélatine. D'après la grille API 20A, ce bâtonnet appartiendrait au genre

Figure 22: Photo au MET du streptocoque isolé à partir du biofilm.

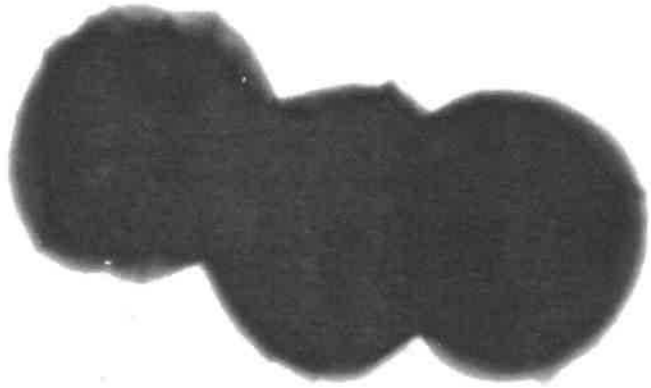
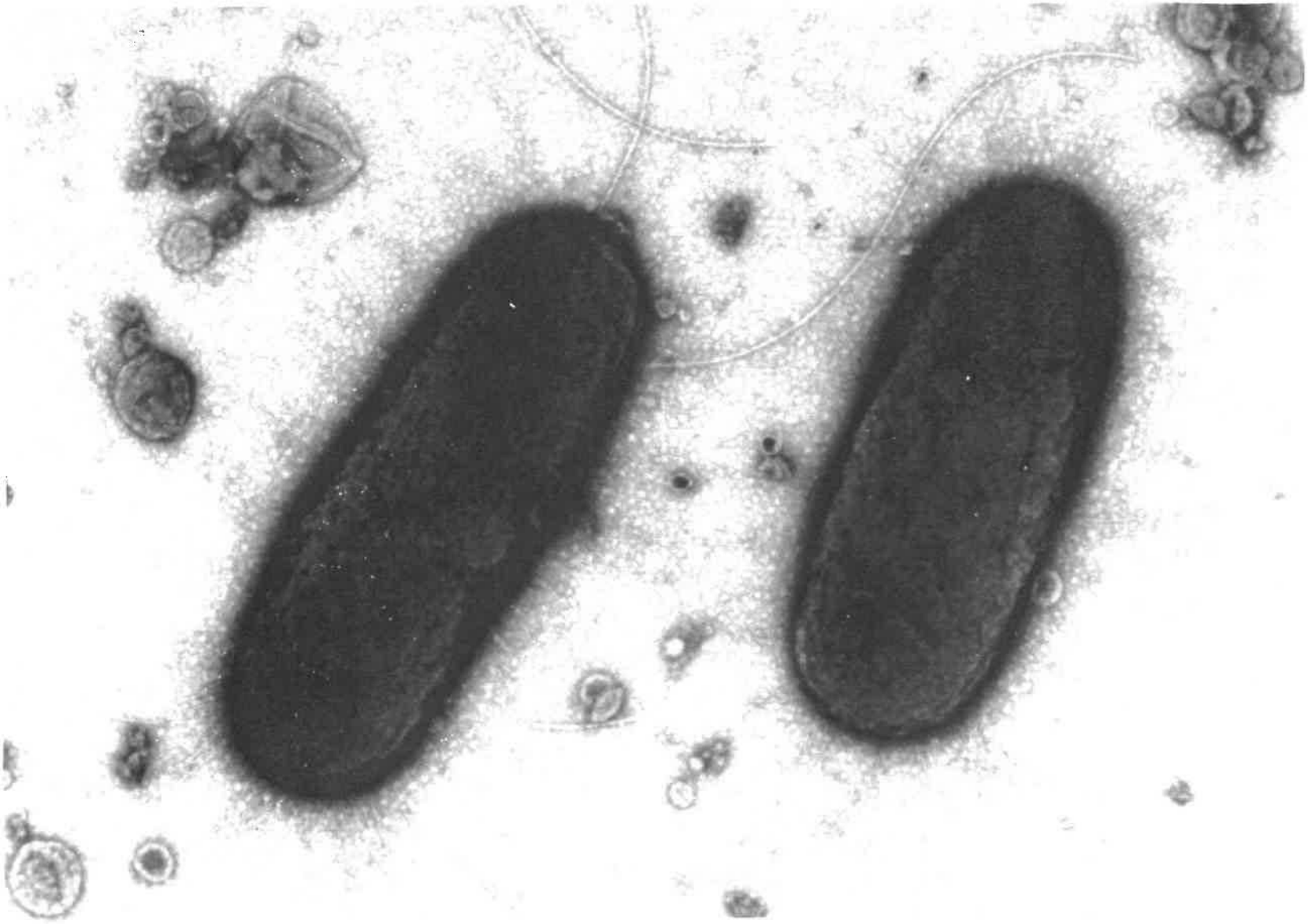


Figure 23: Photo au MET du *Clostridium* isolé à partir du biofilm.

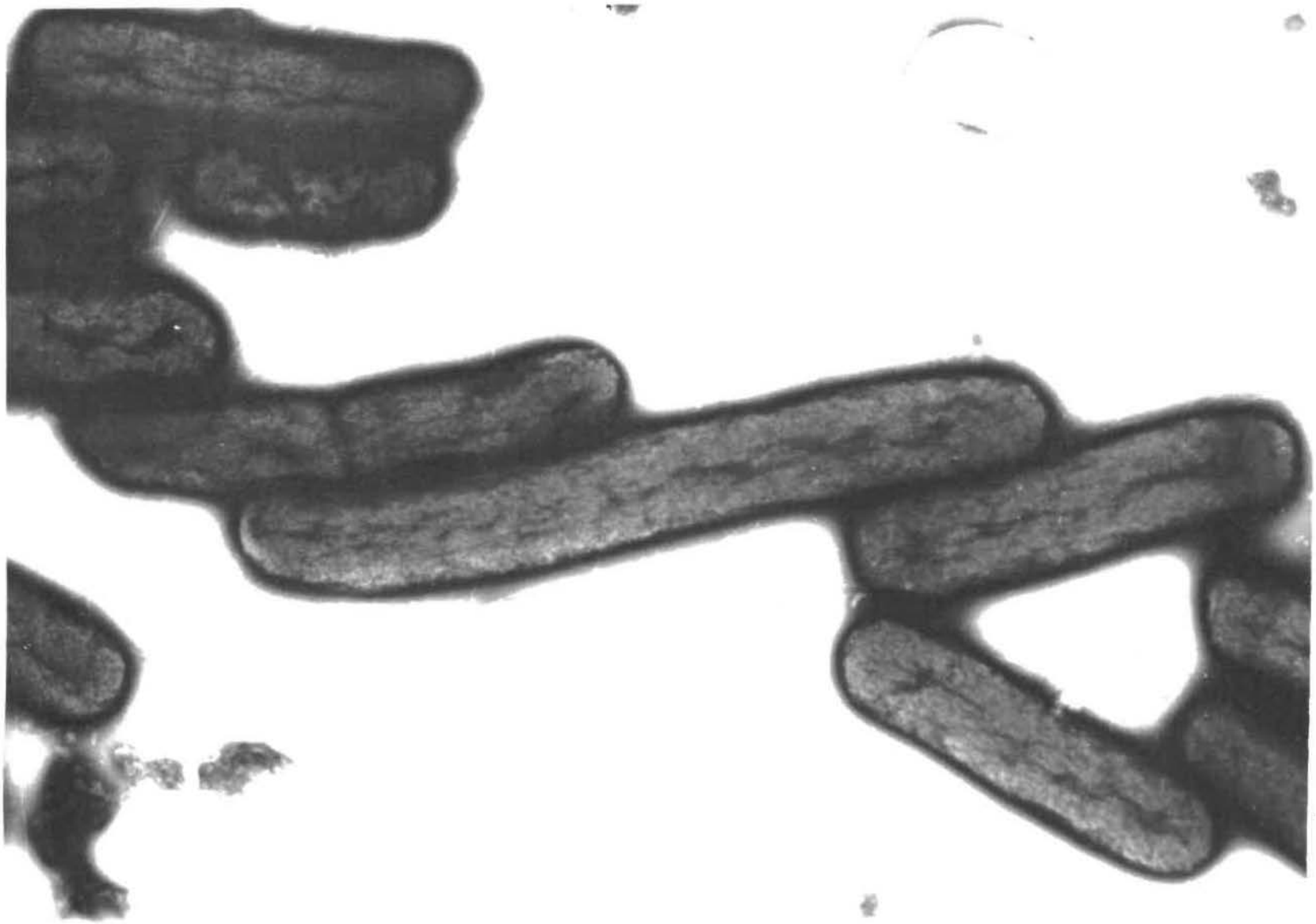


Clostridium. La souche fut envoyée au laboratoire de Santé Publique du Québec et elle fut identifiée comme étant *C. glycolicum*. L'analyse microbiologique du lixiviat à la sortie du réacteur n'a permis d'isoler que cette seule souche anaérobie.

La deuxième série d'isolement, effectuée à partir de la seconde détermination du NPP, a permis d'identifier quatre souches. La première souche était un petit bâtonnet Gram négatif, anaérobie facultatif, mobile, non-sporulant, oxydase négatif, catalase positif (Figure 24). Ce bâtonnet était capable de croître avec du citrate comme seule source de carbone et il dégradait le tryptophane en indole (grille API 20E). La souche fut identifée au genre *Citrobacter*, et deux espèces étaient possibles, soit *C. diversus* et *C. amalonaticus*. La souche fut envoyée au Laboratoire de Santé Publique du Québec, qui l'identifia comme étant *Citrobacter amalonaticus*.

La deuxième souche était un petit bâtonnet Gram négatif, anaérobie strict, mobile, oxydase négatif, catalase négatif. Cette souche fut identifiée au genre *Bacteroides* (grille API 20A). Ce bâtonnet ne dégradait pas le glucose, le lactose et le maltose, ce qui ne laissait comme espèce possible que *Bacteroides capillosus*. Ce résultat fut confirmé par le Laboratoire de Santé Publique du Québec.

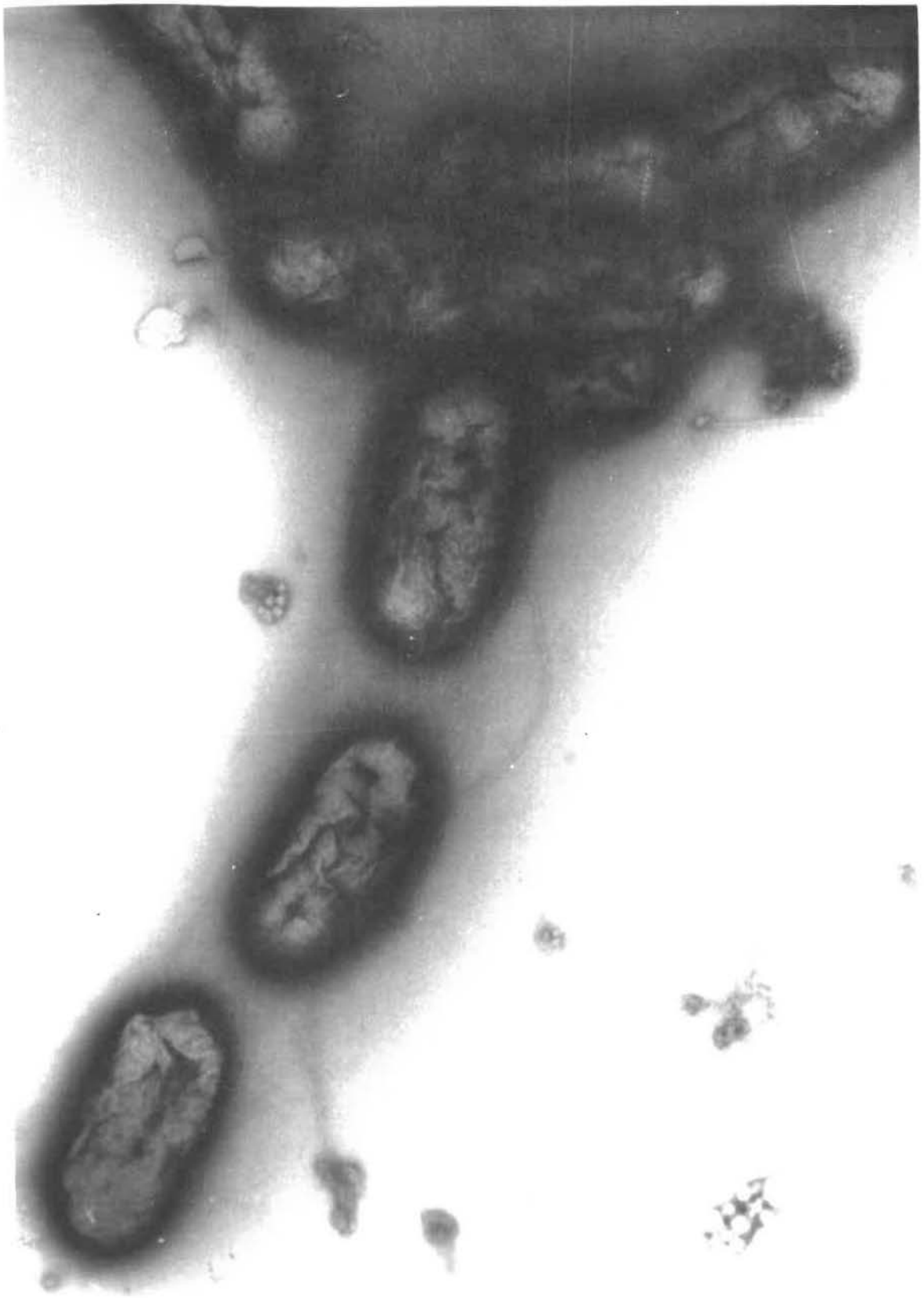
Figure 24: Photo au MET du *Citrobacter* isolé à partir du biofilm.



La troisième souche isolée était un bâtonnet Gram positif, anaérobie strict, immobile, sporulant, oxydase et catalase négatif (Figure 25). Cette souche ne métabolisait aucun sucre de la grille API 20A et ne liquéfiait pas la gélatine. Elle fut donc identifiée au genre *Clostridium*, grâce aux caractéristiques déterminées avec la grille API 20A. La souche fut envoyée au Laboratoire de Santé Publique du Québec et elle fut identifiée comme étant soit *C. bifermentans*, soit *C. sadellii*.

La quatrième souche était un coccobacille Gram positif, parfois en courtes chaînes, anaérobie strict, mobile, non sporulant, oxydase et catalase négatif. Le coccobacille ne métabolisait aucun des sucres de la grille API 20A et le genre fut déterminé comme étant *Eubacterium*. L'espèce qui répondait le mieux aux caractéristiques de la souche était *E. lentum*. Il faudrait cependant des tests complémentaires pour s'en assurer, tel que la production d'acide butyrique, la dégradation du raffinose, du glycogène, du maltose et la réduction des nitrates.

Figure 25: Photo au MET du deuxième *Clostridium* isolé à partir du biofilm.



DISCUSSION

1. CARACTÉRISATION DU LIXIVIAT

La caractérisation du lixiviat a permis d'identifier les composés qui ne respectaient pas les normes de rejet du Ministère de l'Environnement du Québec, à savoir les huiles et graisses, les phénols, la matière organique (DCO, DBO) et le fer. Ceci veut donc dire qu'un traitement du lixiviat serait nécessaire avant son rejet dans l'environnement, principalement pour abaisser la concentration de ces composés.

Seulement deux études sur la caractérisation de lixiviats de lieux d'enfouissement sanitaire (L.E.S.) québécois comparables au site Argenteuil-Deux-Montagnes ont été publiées. De façon générale, les résultats que nous avons obtenus sont similaires aux travaux des autres chercheurs (Ross *et al.*,1989; Sérodes et Shoiry,1987) sauf pour les concentrations de métaux, de sulfures totaux et de matière organique, qui sont inférieures à ce qui a été obtenu par ces derniers.

Les rapports des sulfates sur les chlorures et de la DBO sur la DCO reflètent le degré de stabilisation d'un L.E.S. et du lixiviat produit. Le rapport sulfates/chlorures que nous avons obtenu est de 0.45 (100/220 mg/L) (Tableau 4). Selon Chian et deWalle (1977), ceci est l'indice d'un L.E.S. mature. Ce rapport diminue avec le vieillissement du site, car les sulfates sont progressivement réduit en sulfures dus aux conditions anaérobies régnant à l'intérieur de celui-ci.

Le rapport DBO/DCO que nous avons obtenu est de 0.80 (5060/6254 mg/L) (Tableau 4) et ceci serait l'indice d'un site jeune, et d'un lixiviat non-dégradé (Henry *et al.*,1987). Ce résultat signifie que le lixiviat contient une forte proportion de matériel facilement biodégradable et qu'un traitement biologique serait approprié pour sa minéralisation.

Les constatations apportées par les deux ratios sont différentes mais le ratio DBO/DCO est plus universellement reconnu comme fiable par les chercheurs. Le lixiviat du site Argenteuil-Deux-Montagnes sera donc considéré comme étant plutôt jeune.

Le suivi du pH (Figure 7) a permis de constater que malgré les variations importantes du pH des eaux naturelles environnantes, qui passait d'acide à basique à acide de nouveau, le pH du lixiviat est demeuré acide tout au long du suivi sauf pour une exception. La stabilité du pH du lixiviat s'est semble-t-il accrue suite aux effets du fossé de drainage, qui a réduit les quantités d'eaux pénétrant dans le site.

Le suivi de la DCO du lixiviat (Figure 8) a permis de visualiser deux paliers. Le premier palier se caractérise par une faible concentration en DCO et le second par une forte concentration. Ces deux paliers seraient la conséquence du fossé de captation des eaux de surface et souterraines qui fut construit en juillet 1990 en amont du site. Après l'installa-

tion du fossé, le volume d'eau entrant dans le site fut réduit, ce qui donna un lixiviat plus chargé en matière organique (DCO).

2. PERFORMANCE DU TRAITEMENT EN PLACE SUR LE SITE ARGENTEUIL-DEUX-MONTAGNES

Sérodes et Shoiry (1987) ont effectué la seule étude publiée à notre connaissance, sur la performance d'une lagune non-aérée en tant que traitement principal du lixiviat de lieu d'enfouissement sanitaire. En effet, les lagunes non-aérées ne représentent qu'un traitement de polissage dans les autres études de performance de traitement du lixiviat, ce qui rend difficile les comparaisons avec nos travaux. Dans les lignes qui vont suivre, la performance du traitement en place sur le site Argenteuil-Deux-Montagnes sera décrite et comparée avec les travaux de Sérodes et Shoiry (1987) lorsque ce sera possible.

Les résultats obtenus montrent que le traitement en place sur le site Argenteuil-Deux-Montagnes permet une réduction importante de la plupart des paramètres étudiés (Tableau 6). De façon générale, l'année 1991 a été celle où le traitement en place s'est avéré le plus efficace. Le détournement des eaux naturelles a peut-être provoqué une augmentation de la concentration de certains paramètres, mais l'augmentation subséquente du temps de rétention du lixiviat dans le système de traitement semble avoir permis une meil-

leure dégradation des composés indésirables.

La concentration des phénols a été réduite de façon importante (78-88%) par le traitement en place lors des étés 1990 et 1991. Ceci signifie que des microorganismes aptes à les dégrader seraient présents dans les étangs. Cependant, une partie des phénols a probablement été éliminée par évaporation. L'augmentation de la concentration des phénols après traitement en 1989 a donc peut-être été causée par l'épandage d'herbicide phénolé dans les champs avoisinants où se pratiquait l'agriculture.

Les huiles et graisses ont été faiblement dégradées durant les trois années échantillonnées (8-52%). Par contre, le fer était presque complètement éliminé du lixiviat après traitement (89-98%). Ceci est probablement dû aux longs temps de rétention du lixiviat qui permet au fer de précipiter au fond des fossés de captation et des étangs, ainsi que par le changement de pH, qui passait d'acide avant traitement à alcalin après traitement.

Les résultats obtenus pour le traitement du lixiviat au site Argenteuil-Deux-Montagnes sont supérieurs à ce qu'ont obtenus Sérodes et Shoiry (1987) dans leur évaluation d'un traitement par lagune non-aérée, notamment dans les pourcentages d'enlèvement du fer (65%), des phénols (69%) et de la DBO (71%). Ces résultats pourraient être attribuables en partie

au fait que le lixiviat à traiter dans leur étude était plus chargé.

Les comptes bactériens totaux, de coliformes ou de streptocoques sont toujours plus élevés après traitement que dans le lixiviat avant traitement. Des résultats semblables ont été obtenus par Sérodes et Shoiry (1987) concernant les coliformes. En principe, les coliformes ne peuvent se multiplier en dehors du tube digestif animal. L'apport de coliformes observé serait donc dû à la présence d'animaux (oiseaux en particulier) autour des étangs. Le type de traitement utilisé, et non le lixiviat lui-même, est donc responsable du non respect de ces normes du MENVIQ.

Plusieurs chercheurs se sont intéressés à la toxicité du lixiviat. La plupart des analyses ont été effectuées avec des poissons (Wong,1989). Plotkin et Ram (1984) sont les seuls chercheurs, à notre connaissance, qui ont utilisé le test Microtox®, et ce, seulement pour déterminer la toxicité du lixiviat brut. C'est donc la première fois que ce test est utilisé pour évaluer la performance d'un système traitant le lixiviat. Ceci est possiblement dû au fait que ce paramètre ne fait pas partie des normes.

En 1990, la toxicité du lixiviat avant traitement exprimée en EC50 était de 19% (Tableau 6), c'est-à-dire qu'une solution contenant 19% de lixiviat réduisait de 50% la

bioluminescence photobactérienne. Plotkin et Ram (1984) ont obtenu des résultats comparables, soit des EC50 de 14 et 17% pour un lixiviat similaire. Le traitement en place à ce moment sur le site Argenteuil-Deux-Montagnes réduisait la toxicité du lixiviat par un facteur d'environ trois fois.

En 1991, la toxicité du lixiviat a augmenté, ce qui était prévisible puisque des produits hautement toxiques comme le phénol s'y retrouvent à des concentrations 15 fois supérieures. Cette forte toxicité (2%) a été complètement éliminée lors du traitement du lixiviat (>100%). Ceci veut donc dire que le traitement en place élimine très efficacement la toxicité du lixiviat.

Le traitement en place sur le site Argenteuil-Deux-Montagnes permet, en plus des normes déjà respectées, de respecter les normes pour le fer et la DCO. Par contre, elles ne sont pas respectées pour la DBO, les phénols, les huiles et graisses, les coliformes totaux et fécaux. Pour régler ce problème, un traitement biologique efficace pourraît être développé et ajouté en série au traitement déjà existant sur le site pour produire un lixiviat plus acceptable en ce qui concerne le respect des normes.

3. TRAITABILITÉ DU LIXIVIAT

Avant d'entreprendre le développement d'un traitement biologique du lixiviat, nous avons jugé préférable de détermi-

ner d'abord la traitabilité de ce dernier. Les tests de traitabilité anaérobie ont été effectués à trois reprises dans un intervalle de deux ans à partir du lixiviat recueilli au site Argenteuil-Deux-Montagnes. La concentration en DCO du lixiviat pendant cette période était alors passée de 1500 à 7000 mg/L.

Les cultures témoins (eau) utilisées pour la détermination du potentiel méthane ont produit une quantité importante de gaz, ce qui pourrait avoir été causé par une activité endogène assez importante des boues. Les cultures avec lixiviat ont cependant produit plus de gaz, ce qui indique que le lixiviat contient des substances biodégradables anaérobiquement. Plus de 75% de la production de gaz est survenue dans les trois premières semaines d'incubation, montrant que le lixiviat contiendrait des composés aisément dégradables. Ces résultats sont en accord avec ceux de O'Connor *et al.* (1990) qui ont également estimé que leur lixiviat était biodégradable anaérobiquement. Le lixiviat utilisé par ces chercheurs était semblable à celui que nous avons testé. Cette étude est la seule à notre connaissance à avoir utilisé les tests de potentiel méthane et de toxicité sur du lixiviat de site d'enfouissement.

Pour la toxicité, les cultures avec lixiviat et enrichies d'acides gras volatils ont montré une production de gaz immédiate après leur incubation, tout comme les cultures

témoins. Si le lixiviat s'était avéré toxique pour les cultures, une phase de latence dans la production de gaz aurait été observée au début de l'incubation (Cornacchio *et al.*, 1986). Ce résultat diffère de ceux obtenus par O'Connor *et al.* (1990) qui ont observé une toxicité à partir d'une concentration de lixiviat supérieure à 10%.

Les cultures avec lixiviat incubées en aérobiose ont montré un abaissement de la DCO plus important que les cultures témoins, suggérant que le lixiviat est également biodégradable en conditions aérobies.

4.0 TRAITEMENT ANAÉROBIE

L'étude des différents paramètres de culture a permis d'évaluer les besoins du biofilm du réacteur. Le paramètre qui a eu le plus d'influence sur la capacité du biofilm à dégrader le lixiviat était la température. L'importance de la température a également été rapportée par Mendez *et al.* (1989).

Les différentes températures auxquelles les cultures ont été soumises reflètent les conditions climatologiques propres au Québec. Le biofilm dégrade plus rapidement le lixiviat à 29°C, température correspondant aux mois de juillet et août (Figure 12). Il n'y a pas un grand écart entre l'activité du biofilm à 14 et à 22°C, correspondant aux mois de mai, juin, septembre et octobre.

L'efficacité du biofilm diminuait rapidement à des températures inférieures (9°C et 4°C), ce qui indiquerait qu'il ne contient pas une population psychrophile importante au départ. Cependant, dans l'étude effectuée avec des cultures progressivement adaptées aux basses températures, la vitesse de dégradation du lixiviat s'est accrue par rapport aux cultures sans adaptation (Figure 13). Une dégradation efficace a été maintenue dans les cultures adaptées jusqu'à une température de 10°C.

Dans l'éventualité d'un traitement du lixiviat à l'échelle du terrain, la température baisserait progressivement sur le site, et le biofilm aurait probablement le temps de s'adapter. Le rendement obtenu serait donc probablement semblable à ce qui a été observé à la Figure 13. Sur le terrain, une vitesse de dégradation rapide serait donc maintenue par le biofilm aux mois correspondants à des températures supérieures ou égales à 10°C, ce qui veut dire d'avril à novembre, et ce, sans aucune dépense de chauffage ou d'isolation du réacteur. Après adaptation, une certaine activité, quoique plus faible, serait tout de même maintenue pendant les quatres autres mois de l'année.

Les résultats obtenus à la Figure 14 montrent que le biofilm des cultures n'a besoin d'aucun ajout d'éléments nutritifs, que ce soit des vitamines, des minéraux ou un milieu de base complet (avec phosphates). Ceci veut dire

qu'aucun ajout de milieu de culture au lixiviat ne serait nécessaire avant de traiter ce dernier sur le site avec un réacteur anaérobie, réduisant ainsi les coûts.

Ce résultat est surprenant si on considère que le ratio DCO:P du lixiviat utilisé était de plus de 120 000:1 alors que Chian et deWalle (1977) suggéraient un ratio DCO:P d'au moins 4 360:1 pour une dégradation optimale. Henry *et al.* (1987) ont cependant utilisé des ratios de 30 636:1 sans aucune perte d'efficacité. Muthukrishnan et Atwater (1985) ont vérifié l'effet de l'ajout du phosphore, sous forme de phosphates, pour augmenter la minéralisation du lixiviat par le biofilm. Ces chercheurs obtenaient une augmentation de 10% de l'enlèvement de la DCO du lixiviat en y ajoutant 50 mg/L de phosphates. Le biofilm de nos cultures serait donc moins exigeant en ce qui concerne le phosphate que ce qui est rapporté dans la littérature.

Il n'est pas nécessaire d'ajuster le pH du lixiviat pour obtenir une dégradation efficace de la matière organique (Figure 15). Le pH du lixiviat peut même être abaissé jusqu'à 5.3 au départ sans affecter la performance du biofilm. Sous ces conditions, la microflore entraîne une augmentation rapide du pH tel qu'en témoigne la dégradation des AGV. De plus, une augmentation du pH à 7.0 n'a pas accéléré la vitesse de dégradation du lixiviat par le biofilm. Ces résultats auront une incidence positive sur les coûts d'un éventuel traitement

du lixiviat sur le site. Cependant, à des pH de départ inférieurs (5.0, 4.3), la dégradation du lixiviat est ralentie, probablement dû au fait que la microflore est inhibée à ces valeurs. Dans ces conditions, il faudrait alors envisager un pré-traitement du lixiviat pour ajuster le pH à une valeur optimale.

Les études retrouvées dans la littérature ont généralement été effectuées avec du lixiviat dont le pH était près de la neutralité (Chang,1989; Kennedy *et al.*, 1988; Austin *et al.*, 1984; Bull *et al.*, 1983). Ces auteurs n'ont cependant pas effectué une étude de l'influence du pH du lixiviat sur le traitement.

Du lixiviat traité par les cultures immédiatement après avoir été recueilli sur le site provoque une baisse d'activité du biofilm, probablement causé par la présence d'oxygène (Figure 16). Un lixiviat laissé stagnant pendant une semaine à la température de la pièce avant son utilisation n'affectait plus les microorganismes. Il est possible que ce phénomène soit dû au fait que les microorganismes anaérobies facultatifs déjà présents dans le lixiviat le dégrade partiellement et consomment par le fait même l'oxygène qui y était contenu pendant l'entreposage à la température de la pièce.

Il aurait fallu mesurer le potentiel d'oxydo-réduction du lixiviat pour vérifier cette hypothèse plus précisé-

ment. À notre connaissance, aucune mention n'a été faite dans la littérature d'une perte d'efficacité d'un réacteur anaérobie à cause de la présence d'oxygène dans le lixiviat.

Quelques travaux rapportés dans la littérature ont été effectués à la température de la pièce (20-25°C) avec des réacteurs anaérobies à film fixe. Les résultats de notre travail concernant la capacité du réacteur à dégrader la DCO du lixiviat (Figure 17) sont équivalents ou légèrement supérieurs à ceux obtenus par d'autres chercheurs.

Ainsi, Henry *et al.* (1987) obtenaient 90% d'enlèvement de la DCO du lixiviat à une charge de 1.26 kg DCO/m^3/j, 68% d'enlèvement à 2.89 kg DCO/m^3/j et 60% d'enlèvement à 3.14 kg DCO/m^3/j. Le lixiviat utilisé dans leur travail contenait une concentration plus élevée de matière organique que celui du site Argenteuil-Deux-Montagnes. En comparant la performance du réacteur de Henry *et al.* (1987) à celle présentée à la Figure 17 montrant que 86% de la DCO du lixiviat est dégradée à une charge de 1.1 kg DCO/m^3/j, il appert que les deux réacteurs dégradent avec une efficacité semblable le lixiviat à faible charge. Cependant, notre réacteur s'avère plus efficace à moyenne charge, dégradant 70% de la DCO du lixiviat pour une charge de 3.3 kg DCO/m^3/j. Ces résultats sont également supérieurs à ceux de Muthukrishnan et Atwater (1985) qui ont obtenu 70% d'enlèvement de la DCO à une charge de 2 kg DCO/m^3/j avec un lixiviat enrichi de phosphore.

Précédemment, Henry *et al.* (1982) avaient obtenu 50% de réduction de la DCO du lixiviat à une charge de 6.65 kg DCO/m^3/j. Pour notre part, 65% d'enlèvement à 5.9 kg DCO/m^3/j et 39% d'enlèvement à 11.8 kg DCO/m^3/j ont été obtenus (Figure 17). Il semble donc que nos résultats soient légèrement supérieurs à ceux obtenus par ces chercheurs, car une estimation de la performance à 6.65 kg DCO/m^3/j donne une réduction de la DCO de 60%. Un réacteur anaérobie à film fixe représenterait donc une solution valable pour abaisser la charge organique du lixiviat afin qu'il puisse respecter les normes du MENVIQ.

Le pourcentage de méthane retrouvé dans le gaz variait entre 70% pour les faibles charges ($\langle$2.1 kg DCO^2/m^3/j) et 54% pour une charge de 11.8 kg DCO/m^3/j. Ces résultats se comparent à ceux qui ont été obtenus par d'autres chercheurs (Britz *et al.*, 1990; Kennedy *et al.*, 1988). Henry *et al.* (1987) ont cependant obtenu des valeurs plus élevées (75-85% de méthane).

Le réacteur étudié dans ce travail élimine complètement la toxicité aiguë telle que mesurée par Microtox® à des temps de rétention du lixiviat de 1.5 jour ou plus (Figure 19). Les eaux de lixiviation rejetées par le réacteur ne seraient donc plus une menace pour l'environnement en ce qui concerne leur toxicité. Un réacteur anaérobie à film fixe constituerait donc un traitement intéressant pour solutionner

le problème de la toxicité du lixiviat de site d'enfouissement. À notre connaissance, aucun travail publié n'a présenté une analyse de la performance d'un réacteur anaérobie à film fixe en mesurant la toxicité du lixiviat avant et après traitement.

Le pH du lixiviat augmente lors de son passage dans le réacteur (Tableau 8). Henry *et al.* (1982) et Bull *et al.* (1983) ont également observé une hausse de pH après traitement par un réacteur anaérobie à film fixe. Cette hausse correspond probablement à la dégradation des acides gras volatils présents dans le lixiviat, éliminant ainsi l'acidification produite par ces derniers.

À une charge de 2.1 kg DCO/m^3/j, le réacteur réduit suffisamment la quantité de matière organique (DCO, DBO) présente dans le lixiviat pour que les normes d'enlèvement de ces paramètres soient respectées (Tableau 8). Les normes sont aussi respectées pour le fer et les huiles et graisses qui sont complètement éliminés par le réacteur. Les phénols sont dégradés à 99% mais ce n'est pas suffisant car leur concentration est encore légèrement au-dessus de la norme.

Aucune augmentation des coliformes fécaux n'a été observée à la sortie du réacteur. Par contre, les comptes de coliformes totaux étaient plus élevés à la sortie du réacteur et la norme n'est donc plus respectée. Les comptes obtenus

sont cependant inférieurs à ce qui a été observé précédemment avec le traitement du lixiviat par des lagunes non-aérées, comme c'est le cas au site Argenteuil-Deux-Montagnes.

5.0 MICROBIOLOGIE

Le nombre le plus probable (NPP) de bactéries fermentaires présent dans un réacteur anaérobie à film fixe a déjà été déterminé par plusieurs chercheurs. C'est cependant la première fois, à notre connaissance, qu'un NPP sert à déterminer la population de bactéries fermentaires d'un réacteur anaérobie traitant le lixiviat.

Dans les études disponibles au sujet des NPP de bactéries fermentaires anérobies, il s'agissait des microorganismes de la phase liquide présente dans des réacteurs de type boues activées à une ou deux phases, ou à boues granulaires, qui étaient évalués. Des évaluations de NPP pour un réacteur anaérobie à film fixe n'ont donc pas été effectuées, à notre connaissance. Les valeurs que nous avons obtenues quant au nombre de bactéries retrouvées sur les roches sont donc difficilement comparable à ces résultats. Cependant, le NPP des bactéries fermentaires dans la phase liquide du réacteur, évalué à plus de 1.1×10^8 bactéries/mL, se compare aux résultats obtenus par d'autres chercheurs.

Ainsi, le nombre le plus probable de bactéries fermentaires présentes dans la phase liquide de ces réacteurs

est généralement de l'ordre de 10^8-10^9 bactéries/mL (Zhang et Noike, 1991; Zeikus, 1982, 1979). Exceptionnellement, des valeurs plus élevées, soit 10^{10} bactéries/mL, ont été obtenues (Chartrain et Zeikus, 1986).

Peu d'études ont identifié les bactéries fermentaires contenues dans les réacteurs anaérobies à film fixe et aucune de celles-ci à partir de réacteur traitant le lixiviat. Young et McCarthy (1969) ont été les premiers à se pencher sur les microorganismes composant le biofilm d'un réacteur anaérobie à film fixe. Leurs observations se sont cependant limitées à la mention de la présence de chaînes de bâtonnets, ressemblant au genre *Methanotrix*, un méthanogène.

Robinson *et al.* (1984) ont observé au microscope électronique à balayage des microorganismes d'un réacteur à film fixe digérant du lisier de porc. Des bâtonnets, des coccis et des spirilles étaient présents. Les formes dominantes étaient un bâtonnet en chaîne morphologiquement similaire à *Methanotrix* et un cocci (0.5-1.0 um). Ces microorganismes n'ont cependant pas fait l'objet d'une identification.

Nous avons aussi observé des cocci dans la première série d'identifications. Zeikus (1979) a également observé des cocci Gram positif dans un digesteur anaérobie à boues activées. Cette étude faisait suite à quelques travaux où il avait été démontré, entre autres, que le genre *Streptococcus*

était un des trois genres dominants de bactéries hydrolytiques, avec les genres *Bacillus* et *Clostridium*, identifiés dans des réacteurs à boues activées traitant des boues d'égout ou du lisier de porc (Ueki *et al.*, 1978; Holmes et Freischel, 1978; Hobson et Shaw, 1974).

Le genre *Clostridium* représente un des groupes fermentaires dominants de la biomasse d'un réacteur anaérobie à boues activées (Ueki *et al.*, 1978; Holmes et Freischel, 1978; Hobson et Shaw, 1974). Il n'est donc pas étonnant que *C. glycolicum* et *C. bifermentans* ou *C. serdellii* aient été isolés du biofilm de notre réacteur. Wollersheim *et al.* (1989) avaient également isolé un *Clostridium*, *C. beijerinckii*, à partir d'un réacteur anaérobie à lit fluidisé alimenté avec un milieu synthétique.

À notre connaissance, l'isolement d'une souche du genre *Citrobacter* à partir d'un réacteur anaérobie à film fixe n'a pas été rapporté dans la littérature. La souche *C. amalonaticus* que nous avons isolée est cependant retrouvée couramment dans l'environnement. C'est une bactérie anaérobie facultative qui demeure active à faible pH. Elle aurait donc pu s'adapter à l'environnement particulier que représente le lixiviat et s'affirmer comme une des souches dominantes du biofilm.

Nitisinprasert *et al* (1989) ont isolé à partir de digesteurs anaérobies à boues activées traitant des boues d'eaux usées domestiques, l'espèce *Bacteroides cellulosolvens* parmi 43 souches cellulolytiques, ce qui indiquerait que le genre *Bacteroides* serait présent dans un consortium anaérobie dégradant des eaux usées. Pour notre part, nous avons isolé *Bacteroides capillosus* du biofilm. Finalement, une souche du genre *Eubacterium* a été isolée à partir du biofilm de notre réacteur. Il s'agirait possiblement de *E. lentum*. Ce genre a déjà été isolé d'un réacteur anaérobie. En effet, Diaz *et al*. (1989) ont isolé *E. tucumanense* d'un digesteur à boues activées alimenté avec un milieu synthétique.

Les souches que nous avons isolées du biofilm d'un réacteur anaérobie à film fixe traitant du lixiviat de lieu d'enfouissement sanitaire appartiennent donc en général aux genres normalement retrouvés dans un procédé anaérobie. C'était cependant la première fois que des microorganismes étaient isolés à partir d'un réacteur traitant du lixiviat.

CONCLUSION

La caractérisation du lixiviat est essentielle afin de choisir une méthode appropriée pour le traitement des éléments polluants qui le composent. Le lixiviat étudié était caractérisé par une forte charge organique, ainsi que par des concentrations élevées d'huiles et graisses, de fer et de phénols.

L'étude de la performance d'un traitement du lixiviat déjà en place sur un site d'enfouissement nous permet de visualiser les points à améliorer pour l'obtention d'un lixiviat traité conforme à toutes les normes. Le traitement étudié, en place au site Argenteuil-Deux-Montagnes, dégradait efficacement la charge organique du lixiviat, ainsi que le fer et les phénols. Le traitement n'était cependant pas suffisant pour que les normes résiduelles soient respectées dans les cas de la DCO, de la DBO, des phénols, et des huiles et graisses. De plus, une population de coliformes au-dessus des normes était amenée par ce type de traitement.

Les tests de traitabilité ont confirmé qu'un traitement biologique serait possible pour dégrader le lixiviat. L'étude d'un réacteur anaérobie à film fixe a donc été effectuée, afin de déterminer s'il s'agissait d'un procédé efficace pour traiter le lixiviat. Il a été montré en laboratoire que ce type de réacteur dégradait efficacement le lixiviat, de sorte que ce dernier respectait la plupart des normes. La toxicité du lixiviat était également éliminée. De

plus, le réacteur était performant même à basse température et aucun pré-traitement particulier du lixiviat n'était nécessaire avant son entrée dans le réacteur, ce qui rendait ce procédé très économique.

À notre connaissance, il s'agissait de la première fois que des bactéries fermentaires étaient isolées d'un réacteur anaérobie traitant du lixiviat de site d'enfouissement. Les genres identifiés ont également été observés dans des réacteurs anaérobies traitant des effluents différents.

REMERCIEMENTS

J'aimerais remercier sincèrement:

Le docteur Jean-Guy Bisaillon pour avoir accepté de diriger ce travail, ainsi que pour sa constante disponibilité, ses qualités de communication et de compréhension et son appui tout au long de ma maîtrise.

Le docteur Gilles Paquette pour avoir accepté d'être le co-directeur de cette recherche ainsi que pour ses conseils judicieux.

Louis Racine pour son aide technique et sa présence stimulante dans le laboratoire.

La compagnie Cedeger Ltée pour son appui financier.

J'aimerais, de plus, exprimer ma gratitude à:

Normand Laberge pour ses conseils pertinents.

Ginette Denis et Sylvie Ouellette pour leur aide précieuse.

Stéphane La Roche et Lynda Létourneau pour leur travail indispensable avec le Microtox®.

Finalement, je voudrais remercier tous ceux qui ont contribué à rendre mon travail et mon séjour à l'Institut Armand-Frappier, une expérience des plus enrichissante.

BIBLIOGRAPHIE

ADNEY, W.J., C.J. RIVARD, K. GRAHMANN et M.E. HIMMED. 1989. Characterization of polysaccharidase activity optima in the anaerobic digestion of municipal solid waste, Biotechnology Letters, 11(3): 207-210.

AISAVADIS, A. 1989. Process development for anaerobic waste water treatment using porous carriers for microbial colonization, Bioprocess Engineering, 4: 19-25.

ALAIN, R., F. NADON, C. SÉGUIN, P. PAYMENT et M. TRUDEL. 1987. Rapid virus subunit visualization by direct sedimentation of samples on electron microscope grids, Journal of Virological Methods, 16: 209-216.

ANONYME. 1989. Règlement sur les déchets solides Q-2, r-14, Gouvernement du Québec, éditeur officiel du Québec, 26 pages.

ANONYME. 1988. Characterization of municipal solid waste in the United States, 1960 to 2000 (update 1988), report EPA/530-sw-88-033, EPA, Franklin Associates LTD.

ANONYME. 1984. Bergey's manual of systematic bacteriology, vol 1-4, ed. Holt Williams et Wittens, Baltimore, London.

ANONYME. 1977a. Procedures Manual for groundwater monitoring at solid waste disposal facilities, EP530/SW-611.

ANONYME. 1977b. Waste disposal practices and their effects on groundwater, Executive Summary, EP530/77-501A.

ANONYME. 1974. Principles and techniques of scanning electron microscopy, vol 2, ed. M.A. Hayat, New Jersey, 170 p.

ANONYME. 1971. Combined treatment of domestic and industrial wastes by activated sludge, Waste Pollution Control Research Series, 12130 EZR, US EPA, The Dalles, Oregon.

APHA, AWWA, WPCF, 1989. Standard Methods for the examination of water and wastewater, 17ième éd., APHA, Washington, É-U.

ARAGNO, M. 1989. The landfill ecosystem: a microbiologist's look inside a black box. Dans: Lectures notes in earth sciences - The landfill reaction and final storage, P. Baccini ed. New York pp. 15-38.

ATWATER, J.W., S. JASPER, D.S. MAVINIC and F.A. KOCH. 1983. Experiments using Daphnia to measure landfill leachate toxicity, Water Research, 17(2), 1855-1861.

AUSTIN, T.P., D. THIRUMURTHI, RAMALINGAIAH and S. KHAKHRIA. 1984. Anaerobic/Aerobic treatment of municipal landfill leachate. 7th Symposium on wastewater treatment, Montréal.

BAGCHI, J. 1987. Natural attenuation mechanisms of landfill leachate and effects of various factors on the mechanims, Waste Management and Research, 5: 453-464.

BALCH, W.E., G.E. FOX, L.J. MAGRUM, C.R. WOESE and R.S. WOLFE. 1979. Methanogens: reevaluation of a unique biological group, Microbiological Reviews, 43: 260-296.

BARLAZ, M.A., D.M. SCHAEFER et R.K. HAM. 1989. Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill, Applied and Environmental Microbiology, 55(1): 55-65.

BERENYI, E.B. et R.N. GOULD. 1986. Methane recovery from municipal landfills in the USA, Waste Management and Research, 4(2): 189-196.

BIRBECK, A.E. 1984. Characterisation of leachate from a landfill on a Peat bog, Proceeding of the 6th National Conference in Waste Management in Canada, Vancouver.

BOGARDUS, E.R. 1987. Landfill gas:Asset or Liability?, Energy Progress, 7(2): 109-114.

BONASTRE, N. et J.M. PARIS. 1989. Survey of laboratory, pilot, and industrial anaerobic filter installations, Process Biochemistry, 24(1): 15-21.

BOONE, D.R. et L. XUNG. 1987. Effects of pH, temperature, and nutrients on propionate degradation by a methanogenic enrichment culture, Applied and Environmental Microbiology, 53(7): 1589-1592.

BOYLE, W.C. et R.K. HAM. 1974. Biological treatability of landfill leachate, Journal of Water Pollution Control Federation, 46(5): 860-872.

BOYLE, W.C. et R.K. HAM. 1973. Treatability of leachate from a sanitary landfill, Proceedings of the 27th Industrial Waste Conference, 687-704.

BRITZ, T.J., C.A. VENTER et R.P. TRACEY. 1990. Anaerobic treatment on municipal landfill leachate using an anaerobic hybrid digester, Biological Wastes, 32: 181-191.

BUIVID, M.G., D.L. WISE, M.J. BLANDRET, E.C. REMEDIOS, B.M. JENKINS, W.F. BOYD et J.G. PAREY. 1981. Fuel gas enhancement by controlled landfilling of municipal solid waste, Res. Conserv., 6: 3-20.

BULL, P.S., J.V. EVANS, R.M. WECHSLER et K.J. CLELAND. 1983. Biological technology of the treatment of leachate from sanitary landfills, Water Research, 17(11): 1473-1481.

CAMERON, R.D. 1978. The effects of solid waste landfill leachates on receiving waters, Journal of the American Water Works Association, 173-176, mars 1978.

CAMERON, R.D. et F.A. KOCH. 1980. Toxicity of landfill leachates, Journal of Water Pollution Control Federation, 52(4): 760-769.

CARRA, J. et R. COSSU. 1989. International perspectives in municipal wastes and sanitary landfilling, Academic Press LTD (London), 250 p.

CARTER, J.L., P.E. SCHAFER et G.C. WOELFED. 1986. Comparison of a full scale anaerobic filter with the pilot plant used for design, Proceeding of Industrial Waste Symposium, Journal of Water Pollution Control Federation, Alexandria, 1-20.

CECCHI, F., P.G. TRAVERSO, J. MATA-ALVAREZ, J. CLANCY et C. ZAROR. 1988. State of the art of R&D in the anaerobic digestion process of municipal solid waste in Europe, Biomass, 16: 257-284.

CHAMALOT, M., P. COURANT, N. MILLOT et C. GRANET. 1984. Épuration biologique par lagunage aéré d'un effluent de décharge, T.S.M.-L'eau, 4: 163-173.

CHAN, K.Y. 1982. Changes to a soil on irrigation with a sanitary landfill leachate, Water, Air, and Soil Pollution, 17, 295-304.

CHANG, J.E. 1989. Treatment of landfill leachate with an upflow anaerobic reactor combining a sludge bed and a filter, Water Science and Technology, 21: 133-143.

CHARTRAIN, M. et J.G. ZEIKUS. 1986. Microbial ecophysiology of whey biomethanation: Characterization of bacterial trophic populations and prevalent species in continous culture, Applied and Environmental Microbiology, 51(1): 188-196.

CHEREMISINOFF, P.N. et P.A. GIGLIELLO. 1983. Leachate from hazardous wastes sites, Technomic Pub ed., Lancaster, 88 p.

CHIAN, E.S.K. et F. de WALLE. 1977. Evaluation of leachate treament, vol 2, Biological and Physical-Chemical Processes Municipal Environmental Research Laboratory US EPA, EPA-600/2-77-186b.

CHIAN, E.S.K. et F. de WALLE. 1975. Sequential substrate removal in activated sludge systems fed with naturally occuring wastewater, Progress in Water Technology, 7(2): 235.

CHYNOWETH, D. 1978. Waste disposal statistics, County Councils Gazette, 70(10): 268-273.

CHYNOWETH, D.P., G. BOSCH, J.F.K. EARLE, R. LEGRAND et K. LIU. 1991. A novel process for anaerobic composting of municipal solid waste, Applied Biochemistry and Biotechnology, 28/29: 421-432.

CORBO, P. et R.C. AHLERT. 1985. Anaerobic treatment of concentrated industrial wastewater, Environmental Progress, 4(1): 22-26.

CORNACCHIO, L., E.R. HALL et J.T. TREVORS. 1986. Modified serum bottle testing procedures for industrial wastewaters. Dans: Technology transfer workshop on laboratory scale anaerobic treatability testing technique, Wastewater Technology Center, Environment Canada.

COSSU, R. 1982. Options for disposal of leachate arising from domestic refuse sanitary landfill sites, Ingegniera Ambiantale, 11(7): 564-572.

COUTTS, D.A.P., M.T.M. BALBA et E. SENIOR. 1987. Acetogenesis and acetotrophy in a hexanoate-catabolizing microbial association isolated from anoxic landfill, Journal of Applied Bacteriology, 63: 251-260.

CROKE, K. et R.E. ZIMMERMAN. 1986. The effect of increasing landfill site on the economic viability of landfill gas recovery, Journal of Environmental Systems, 16(2): 145-155.

deMAN, J.C. 1975. The probability of Most Probable Numbers, European Journal of Applied Microbiology, 1: 67-78.

DEMETRACOPOULOS, A.C., L. SEHAYEK et H. ERDOGAN. 1985. Modeling leachate production from municipal landfills, Journal of Environmental and Engineering, 112(5): 849-866.

DIAZ, H.F., C.G. NUNEZ et F. SINERIZ. 1989. *Eubacterium tucumanense* sp. nov.: an anaerobic Gram-positive non-sporeformer isolated from an anaerobic digester, Journal of General Microbiology, 135: 2537-2541.

EHRIG, H. 1984. Treatment of a sanitary landfill leachate: biological treatment, Waste Management Research, 2: 131-152.

EHRIG, H. 1983. Quality and quantity of sanitary landfill leachate, Waste Management Research, 1: 53-68.

FARRELL, J.P. 1986. Highlights in U.S. Technological Development in landfilling of sludge, Seminar on Land Disposal of Sewage Sludge, Madrid, Espagne.

FIELDING, E.R. et D.B. ARCHER. 1986. Microbiology of landfill. Identification of methanogenic and their enumeration, Dans: Effluent treatment and disposal, European Federation of Chemicals Engineers, series #53, Pergamon Press inc, Elmsford, 331-341.

FIELDING, E.R., D.B. ARCHER, E.C. deMACARIO et A.J.L. MACARIO. 1988. Isolation and caracterization of methanogenic bacteria from landfills, Applied and Environmental Microbiology, 54: 835-836.

FILIP, Z. et E. KUSTER. 1979. Microbial activity and the turnover of organic matter in a municipal refuse disposed of in a landfill, European Journal of Applied Microbiology and Biotechnology, 7: 371-379.

FOREE, E.G. et V.M. REID. 1973. Anaerobic biological stabilization of sanitary landfill leachate, Technical Reports TR65-73-CE17, Department of Civil Engineering, University of Kentucky, Lexington.

GORDON, A.M., R.A. McBRIDE, A.J. FISKEN et R.P. VORONEY. 1988. Effect of landfill leachate spraying on soil respiration and microbial biomass in a northern hardwood forest ecosystem, Waste Management Research, 6(2): 141-148.

GOULD, J.P., R.E. RAMSEY., M. GIABBAI et F.G. POHLAND. 1981. Formation of volatile haloorganic compounds in the chlorination of municipal landfill leachates, Proceedings of the 4th Conference on Water Chlorination, 525-539.

GRAINGER, J.M., K.L. JONES, P.M. HOTTEN et J.F. REES. 1984. Estimation and control of microbial activity in landfill, Dans: Microbiological Methods for environmental biotechnology, Academic Press, London, 259-273.

HAM, R.K. 1979. Predicting gas generation from landfills, Waste Age, 10: 50-58.

HARRIES, C.R., A. SCRIVENS, J.F. REES et R. SLEAT. 1990. Initiation of methanogenesis in municipal solid waste. 1. The effect of heavy metals on the initiation of methanogenesis in MSW leachate, Environmental Technology, 11: 1169-1175.

HARRINGTON, D.W. et P.J. MARIS. 1986. The treament of leachate: a UK perspective, Journal of Water Pollution Control, 85: 45-56.

HEKIMIAN, K.K., W.J. LOIKMANN et J.H. HIRT. 1976. Methane recovery from sanitary landfills, Waste Age, 7: 2-9.

HENRY, J.G. 1985. New developments in landfill leachate treatment, Proceeding of New Directions and Research in Waste Treatment and Residuals Management, University of British Columbia, 1: 139-149.

HENRY, J.G., D. PRASAD, R. SIDHWA et M. HILGERDENAAR. 1982. Treatment of landfill leachate by anaerobic filter: part I: laboratory studies, Water Pollution Research Journal of Canada, 17: 37-46.

HENRY, J.G., D. PRASAD et H. YOUNG. 1987. Removal of organics from leachate by anaerobic filter, Water Research, 21(11): 1395-1399.

HENZE, M. et P. HARREMOES. 1983. Anaerobic treatment of wastewater in fixed-film reactors- a litterature review, Water Science and Technology, 15: 1-101.

HETTIARATCHI, J.P.A. et D.W. SMITH. 1989. Lagoons and ponds, Journal of Water Pollution Control Federation, 61(6): 810-814.

HO, S., W.C. BOYLE. et R.K. HAM. 1974. Chemical treatment of leachates from sanitary landfills, Journal of Water Pollution Control Federation, 46(7): 1776-1791.

HOBSON, P.N. et B.G. SHAW. 1974. The bacterial population of piggery waste anaerobic digestors, Water Research, 8: 505-516.

HOGETSU, A. et H. CHIFUKU. 1989. Biomass control in a fixed-bed anaerobic reactor, Journal of Fermentation and Bioengineering, 67(3): 200-206.

HOLMES, P. et M.R. FREISCHEL. 1978. H_2-producing bacteria in digesting sewage sludge isolated on simple, defined media, Applied and Environmental Microbiology, 36: 394-395.

IBANEZ, E. et J.M. LEMA. 1986. Tratamiento de los lixiviados de residuos solidos urbanos por digestion anaerobia, Ingeneria Quimica, 145-152.

JOHANSEN, O.J.G. 1975. Treatment of leachate from sanitary landfills, Ph.D. Thesis, Washington University, Seattle, É-U.

KAM, P.R. 1972. Treatment of leachate from sanitary landfills, Special Research Problem, School of Civil Engineering, Georgia Institute of Technology, Atlanta.

KASALI, G.B., E. SENIOR et I.A. WATSON-CRAIK. 1989. Sodium bicarbonate effects on the anaerobic digestion of refuse, Journal of Chemistry Technology and Biotechnology, 45: 279-289.

KENNEDY, K.J., M.F. HAMODA et S. GUIOT. 1988. Anaerobic treatment of leachate using fixed-film and sludge bed systems, Journal of Water Pollution Control Federation, 60(9): 1675-1683.

KEENAN, J.D., R.L. STEINER et A.A. FUNGAROLI. 1984. Landfill leachate treatment, Journal of Water Pollution Control Federation, 56(1): 27-33.

KELLY, H.G. 1987. Pilot testing for combined treatment of leachate from a domestic waste landfill site, Journal of Water Pollution Control Federation, 59(5): 254-261.

KULKARNI, S.V. et S.H. GODBOLE. 1990. Studies on interrelationship between different anaerobic bacteria in biogas digester, Current Science, 59(12): 603-604.

LANGLET, B. 1990. Analyse spatio-temporelle de la composition des déchets domestiques à Montréal, mémoire de recherche, maîtrise en sciences de l'environnement, UQAM, Montréal, 107 pages.

LEE, G.F., R.A. JONES. et C. RAY. 1986. Sanitary landfill leachate recycle, Biocycle, 27, p 36-38.

LEMA, J.M., E. IBANEZ et J. CANALS. 1987. Anaerobic treatment of landfill leachates: kinetics and stoichiometry, Environmental Technology Letters, 8: 555-564.

LEMA, J.M., R. MENDEZ et R. BLAZQUEZ. 1988. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review, Water, Air and Soil Pollution, 40 (3/4): 223-250.

LISK, D.L. 1991. Environmental effects of landfills, The Science of the Total Environment, 100: 415-468.

MACLEOD, F.A., S. GUIOT et J.W. COSTERTON. 1990. Layered structure of bacterial aggregates produced in an upflow anaerobic sludge bed and filter reactor, Applied and Environmental Microbiology, 56(6): 1598-1607.

MARIQUE, P., A. GILLES, F. EDELINE et L. JOASSIN. 1989. Thermophilic semisolid anaerobic digestion of municipal refuses, Biotechnology and Bioengineering, 33: 536-541.

MARIS, P., D. HARRINGTON et G. CHISMON. 1984. Leachate treatment with particular reference to aerated lagoons, Water Pollution Contamination, 83(4): 521-538.

MARRIOTT, J. 1981. Some practical aspects of control of leachate from landfill sites, Solid Wastes, 513-527.

MARRIOTT, J. 1979. Some practical aspects of control of leachate from landfill sites, papier présenté à IPHE Newcastle Polytechnic.

MATA-ALVAREY, J. et A. MARTINEZ-VITURTIA. 1986. Laboratory simulation of municipal solid waste fermentation with leachate recycle, Journal of Chemistry, Technology and Biotechnology, 36: 547.

MAVINIC, D.S. 1986. The effects of nutrients ratios on aerobic biotreatment of leachate, Environmental Technology Letters, 7: 603-612.

MCBRIDE, J.R., E.M. DONALDSON et G. DERKSEN. 1979. Toxicity of landfill leachate to underyearling trout (*Salmo gairdneri*), Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 23: 806-813.

MENDEZ, R., J.M. LEMA, R. BLAZQUEZ, M. PAN et C. FORJAN. 1989. Characterization, digestibility and anaerobic treatment of leachates from old and young landfills, Water Science Technology, 21: 145-155.

MENSER, H.A. 1981. Irrigating with landfill leachate, Biocycle, 22: 39-41.

MICROBICS CORPORATION. 1990. Microtox^{tm} manual,.How to run toxicity tests using the Microtox model 500.

MILLOT, N., C. GRANET, M. CHAMALOT et A. NAVARRO. 1984. Un problème nouveau: les lixiviats de décharges contrôlées, Eau et l'Industrie, 81: 45-60.

MILLOT, N., C. GRANET, A. WICKER, G.M. FAUP et A. NAVARRO. 1987. Application of G.P.C. processing system to landfill leachate, Water Research, 6: 709-715.

MOHSEN, M.F.N., G.J. FARQUHAR et N. KOUWEN. 1980. Gas migration and vent design at landfill sites, Water, Air, Soil Pollution, 13(1): 79-97.

MUTHUKRISHNAN, K. et J.W. ATWATER. 1985. Effect of phosphorous addition on treatment efficiency of a lab scale anaerobic filter treating landfill leachate, Water Pollution Research Journal of Canada, 20(3): 103-114.

NARASIAH, K.S., M. MARIN et J. SHOIRY. 1990. Sludge accumulation in aerated facultative lagoons operating in colder climate, Water Science Technology, 22(3/4), 77-82.

NITISINPRASERT, S., A. TEMMES et H.G. GYLLENBERG. 1989. Characterization of anaerobic non-spore-forming bacteria in municipal servage sludge and integrated paper mill waste water, MIRCEN Journal, 5: 67-76.

O'CONNOR, O.A., R. DEWAN, P. GALUZZI and L.Y. YOUNG. 1990. Landfill leachate: A study of its anaerobic mineralization and toxicity to methanogenesis, Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 19: 143-147.

O'LEARY, P. et B. TANSEL. 1986. Landfill gas movement, Control and Uses, Waste Age, 17(4): 104-116.

O'MURA, M., T. INAMASU et N. ISHINISHI. 1991. Mutagenicity assays of leachate from domestic waste landfills in Japan: the establishment of a protocol for measuring mutagenicity levels of leachate, Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 46: 561-568.

PAILTHORP, R.E., G.A. RICHTER et J.W. FILBERT. 1971. Anaerobic secondary treatment of potato-process wastewater, 44th Water Pollution Control Federation Annual Conference, San Francisco.

PALIT, T. et S.R. QASIM. 1977. Biological treatment kinetics of landfill leachate, Journal of Environmental and Engineering Division, 103(EE2): 353-366.

PEROT, C. et D. AMAR. 1989. Optimisation of sludge anaerobic digestion by separation of hydrolysis-acidification and methanogenesis, Environmental Technology Letters, 10: 633-644.

PLOTKIN, S. et N.M. RAM. 1984. Multiple bioassays to assess the toxicity of a sanitary landfill leachate, Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 13(2): 197-206.

POHLAND, F.G. 1980. Leachate recycle as landfill management option, Journal of Environmental and Engineering Division, (ASCE), 106: 1057, December 1980.

POHLAND, F.G., S.R. HARPER., K.C. CHANG, J.T. DERTIEN et E.S.K. CHIAN. 1985. Leachate generation and control at landfill disposal site, Water Pollution Research Journal of Canada, 20(3): 10-24.

POHLAND, F.G. et S.J. KANG. 1975. Sanitary landfill stabilisation with leachate recycle and residual treatment, American Institute of Chemical Engineers Symposium Series, 145(71): 308.

PRICE, B. 1987. Cleaner solutions from rubbish tips, New Scientist, 114: 47.

RAINA, S. et D.S. MAVINIC. 1985. Comparison of fill-and-draw reactors for treatment of landfill leachate, Water Pollution Research Journal of Canada, 20(2): 12-28.

REES, J.F. et J.M. GRANGER. 1982. Rubbish dump or fermenter? Prospect for the control of refuse fermentation to methane in landfills, Process Biochemistry, 30: 458-465.

REES, J.F. 1980. Optimisation of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control, Journal of Chemistry Technology and Biotechnology, 30: 458-465.

REIS, M.A.M., P.C. LEMOS, J.S. ALMEIDA et M.J.T. CARRONDO. 1990. Influence of produced acetic acid on growth of sulfate reducing bacteria, Biotechnology Letters, 12(2): 145-148.

REVÉRET, J.P. et J.F. LÉONARD. 1990. La gestion des déchets domestiques, Interface, 11(1): 18-23.

RICHARDS, K.M. et M. HORNSBY. 1988. Profitable outlet for landfill gas, Modern Power Systems, 8(11): 35-41.

ROBINS, J.P. et M.S. SWITZENBAUM. 1990. Attachment and early biofilm development of methane forming anaerobic microbial cultures, Environmental Technology, 11: 521-532.

ROBINSON, H. 1983. On site treatment of leachate using aerobic biological techniques, papier présenté au Geological society meeting in waste disposal. Janvier 1983.

ROBINSON, R.W., D.E. AKIN, R.A. NORDSTEDT, M.V. THOMAS et H.C. ALDRICH. 1984. Light and electron microscopic examinations of methane-producing biofilms from anaerobic fixed-bed reactors, Applied of Environmental Microbiology, 48(1): 127-136.

ROBINSON, H.D., C. BARBER et P.J. MARIS. 1982. Generation and treatment of leachate from domestic wastes in landfills, Journal of Water Pollution Control Federation, 54: 465-478.

ROBINSON, H.D. et P.J. MARIS. 1985. The treatment of leachate from domestic waste in landfill sites, Journal of Water Pollution Control Federation, 57: 30-38.

ROBINSON, H. et P. MARIS. 1983. The treatment of leachate from domestic waste in landfills: 1. Aerobic biological treatment of a medium strenght leachate, Water Research, 17(11): 1537.

ROBINSON, H.D. et P.J. MARIS. 1979. Leachates from domestic waste generation, composition and treatment: a review, Technical Report TR 108, Water Research Control, 38 pages.

ROSS, A., J. SHOIRY et S. NARASIAH. 1989. Traitement des eaux de lixiviation des lieux d'enfouissement sanitaire et des eaux minières; développement d'un système de traitement par filtration passive, Compte rendu de la 11e Conférence nationale sur la gestion des déchets, Montréal (Québec), 16-38.

SAMSON, R. 1991. Importance de l'hydrodynamique dans la conception et l'opération des digesteurs anaérobies, Sciences et Techniques de l'eau, vol. 35-43.

SCHOBERT, S.M. 1982. The microbiology of anaerobic digestion, dans: Biomethane production and uses, Buvet R., M.F. Fox et D.J. Picken éds., Rickmansworth, Turret-Wheatland, pp. 61-78.

SCHOENBERGER, R.J. 1970. Treatability of leachate from sanitary landfills, Proceeding of the 4th Mid-Atlantic Industrial Waste Conference, University of Delaware, Newark.

SENIOR, E. 1989. Microbiology of landfill sites, CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, USA, 220 pages.

SENIOR, E., M. TALAAT et M. BALBA. 1983. The landfill bioreactor, Advances in Fermentation Proceeding Conference, University of Strathclyde, Glasgow, UK.

SÉRODES, J.B. et J. SHOIRY. 1987. Caractéristiques des eaux de lixiviation produites par les enfouissements sanitaires en terrain imperméables et efficacité du traitement en place, Sciences et Techniques de l'Eau, 20(2): 137-142.

SHRIVE, S.C., R.A. McBRIDE et T.J. GILLESPIE. 1990. Physiological and spectral responses of sugar maple (*Acer rubrum* L.) to MSW leachate spray irrigation, Waste Management and Research, 20(8): 965-970.

SIEGAL, J.P. 1987. Testing large landfill sites before construction of gas recovery facilities, Waste Management Research, 5(2): 123-131.

STEGMANN, R. 1983. Landfill water balance, R.L. Wentworth éd., Proceedings of the 3rd International Symposium on anaerobic digestion, Boston, Dynatech, Cambridge, É-U, 171-183.

STEGMANN, R. 1980. Leachate treatment in Europe, Proceeding of leachate management seminar, University of Toronto, Ontario, éd. P.H. Byer.

THIRIMURTHI, D. et T.P. AUSTIN. 1986. Anaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate, Water Pollution Research Journal of Canada, 21(1): 8-20.

TITTLEBAUM, M.E. 1982. Organic carbon content stabilization through landfill leachate recirculation, Journal of Water Pollution Control Federation, 54: 428-433.

UEKI, A., E. MIYAGAMA, H. MINATO, R. AZUMA et T. SUTO. 1978. Enumeration and isolation of anaerobic bacteria in sewage digestor fluids, Journal of General Applied Microbiology, 24: 317-332.

ULOTH, V.S. et D.S. MAVINIC. 1977. Aerobic biotreatment of a high-strenght leachate, Journal of Environmental Engineering Division, ASCE, 103, EE4, Proceeding paper 13130, 647.

VALENTIS, G. et LESAVRE J. 1990. Wastewater treatment by attached-growth microorganisms on a geotextile support, Water Science Technology, 22(1/2): 43-51.

VEIT, M.A., W. ZALAUF et K. STRUERMER. 1983. Extraction and utilization of landfill gas in Brazil, Proceedings of the 3rd International Symposium on anaerobic digestion, Boston, É-U, 227-250.

VENKATARAMANI, E.S., R.C. AHLERT et P. CORBO. 1984. Biological treatment of landfill leachates, CRC Critical Reviews in Environmental Control, 14(4): 333-376.

VIGERS, G. 1977. Proceeding of the 3rd Aquatic Toxicity Workshop, Canadian Department Environment, Surveillance Rept., EPS-5-AR-77-1.

WANG, 1988. A study in the modeling of anaerobic ponds, Water Treatment, 3: 38.

WINANT, W.M., H.A. MENSER et O.L. BENNET. 1981. Effects of sanitary landfill leachate on some soil chemical properties, Journal of Environmental Quality, 10: 318-322.

WOLIN, M.J. et T.L. MILLER. 1982. Interspecies hydrogen transfer: 15 years later, ASM News, 48(12): 561-565.

WOLLERSHEIM, R., A. SELZ, B. HEPPNER et H. DIEKMANN. 1989. Enrichment of acetate-, propionate- and butyrate-degrading co-cultures from the biofilm of an anaerobic fluidized bed reactor, Applied Microbiology and Biotechnology, 31: 425-429.

WONG, M.H. 1989. Toxicity test of landfill leachate using Sarotherodon mossambicus (freshwater fish), Ecotoxicology and Environmental Safety, 17: 149-156.

WONG, M.H. et C.K. LEUNG. 1989. Landfill leachate as irrigation water for tree and vegetable crops, Waste Management Research, 7: 311-324.

WU, Y.C. 1981. Treatment of high strength organic wastes by submerged media reactors: state of the art review, Proceeding 1st International Conference Fixed-film Biology Processes, Pittsburgh.

YOUNG, J.C. et P.L. MCCARTHY. 1969. The anaerobic filter for waste treatment, Journal of Water Pollution Control Federation, 41:559-574.

YOUNG, J.C. et B.S. YANG. 1989. Design considerations for full-scale anaerobic filters, Journal of Water Pollution Control Federation, 61(9): 1576-1586.

ZAPF-GILJE, R. et D.S. MAVINIC. 1981. Temperature effects on biostabilisation of leachates, Journal of Environmental Engineering Division (ASCE), 107: 653-663.

ZEHNDER, A.J.B., K. INGVORSEN et T. MARTI. 1982. Microbiology of methane bacteria, Dans: Anaerobic digestion 1981, Hugue *et al.* éds, Elsevier Biomedical Press, New York, 45-66.

ZEIKUS, J.G. 1982. Microbial intermediary metabolism in anaerobic digestion, Dans: Anaerobic digestion 1981, Hugues *et al.* éds, Elsevier Biomedical Press, New York, 23-35.

ZEIKUS, J.G. 1979. Microbial populations in digesters, Dans: Anaerobic digestion 1981, Hugues *et al.* éds., Elsevier Biomedical Press, New York, pp 61-87.

ZHANG, T.C. et T. NOIKE. 1991. Comparison of one-phase and two-phase anaerobic digestion processes in characteristics of substrate degradation and bacterial population levels, Water Science Technology, 23: 1157-1166.

ZINDER, S.H. 1984. Microbiology of anaerobic conversion of organic waste to methane: recent developments, American Society For Microbiology News, 50(7): 294-299.

ZINDER, S.H., S.C. CARDWELL, T. ANGUISH, M.LEE et M. KOCH. 1984. Methanogenesis in a thermophilic (58°C) anaerobic digestor: Methanotrix sp. as an important aceticlastic methanogen, Applied Environmental Microbiology, 47: 796-802.