

09
110

**RECIRCULATION DES EAUX DE LIXIVIATION D'UN LIEU
D'ENFOUISSEMENT SANITAIRE**

187
Projet d'agrandissement du lieu
d'enfouissement sanitaire de Marchand
Marchand
6212-03-017
DC3

RAPPORT SYNTHÈSE

Réalisé par

**SNC-LAVALIN
Environnement inc.**

Centre de documentation
2002-02-11
Environnement et Patrimoine

Subventionné par
le ministère de l'Environnement
Direction de la coordination des programmes d'aide

Mars 2000

2. ASPECTS THÉORIQUES CONCERNANT LES EAUX DE LIXIVIATION ET LE BIOGAZ

2.1 Théorie relative au biogaz

2.1.1 Phases de production de biogaz

L'enfouissement de déchets génère du biogaz provenant de la décomposition de la matière organique par des bactéries méthanogènes. La composition du biogaz évolue dans le temps jusqu'à devenir un mélange de méthane (CH₄) et de dioxyde de carbone (CO₂) en proportions variant entre 40 et 60 % chacun. On retrouve également plusieurs dizaines de composés traces, tels le sulfure d'hydrogène (H₂S) et les composés organiques volatils (COV) (Christensen *et al*, 1989).

Il est reconnu essentiellement 5 phases dans la transformation de la matière organique en produits gazeux (Christensen *et al*, 1989).

1. Phase aérobie : lors des opérations d'enfouissement, une certaine quantité d'air est retenue dans la masse de déchets ce qui permet le développement d'une faune bactérienne aérobie. Cette phase survient dans la couche supérieure de déchets où l'oxygène est soit amené par l'eau de pluie ou emprisonné dans les déchets nouvellement arrivés (Andreottola *et al*, 1992). La matière organique est dégradée et il y a formation de CO₂, d'ammoniaque, de vapeur d'eau et de composés organiques résiduels. Cette phase se poursuit jusqu'à l'utilisation complète de l'oxygène (Christensen *et al*, 1989). Cette phase est généralement assez courte et ne produit aucune quantité substantielle (Andreottola *et al*, 1992).

Dans les plus vieux sites d'enfouissement où il reste seulement les composés organiques réfractaires à la biodégradation, une deuxième phase aérobie peut survenir à la surface des déchets. Dans cette phase, la production de méthane est très faible (Andreottola *et al*, 1992).

2. Phase anaérobie non méthanogénèse : les bactéries aérobies sont remplacées progressivement par des bactéries anaérobies. L'activité des bactéries fermentatrices et acétogéniques prendra la relève. Les composés organiques seront décomposés et libéreront des acides gras volatils, du CO₂ et de l'hydrogène (Christensen *et al*, 1989). Cette phase de fermentation acide provoquera donc une baisse du pH et de bonne concentration d'ions inorganiques seront libérés (Cl⁻, SO₄²⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺) dû à la lixiviation des matières facilement solubles (Andreottola *et al*, 1992). Cette phase se caractérise par une DBO₅, un rapport DBO₅/DCO et du NH₃ élevés, et un pH entre 5 et 6 (Andreottola *et al*, 1992).

3. Phase anaérobie méthanogénèse intermédiaire : début de la croissance des bactéries méthanogènes dans les déchets, la concentration d'acide gras volatil, de CO₂ et d'hydrogène va diminuer alors qu'il y aura début de la production de méthane (Christensen *et al*, 1989).

Une réduction des sulfates devrait également être observée. Le pH et l'alcalinité devraient s'accroître et le NH₃ libéré ne sera pas transformé dans un environnement anaérobie (Andreottola *et al*, 1992).

4. Phase de méthanogénèse stable : cette phase est caractérisée par un taux de production stable de méthane par les bactéries méthanogènes (Christensen *et al*, 1989, Andreottola *et al*, 1992). La concentration de biogaz se compose principalement de CH₄ et de CO₂. En moyenne, le biogaz est composé de 40 à 60 % de méthane, le reste étant principalement du CO₂ (Christensen *et al*, 1989).
5. Phase anaérobie méthanogène en déclin (Env. Canada guide biogaz 1996) : la matière organique est complètement décomposée, seul le carbone organique réfractaire demeure. La biodégradation est difficile et lente, la production de méthane diminue. Une augmentation de l'azote est observée ainsi que l'apparition d'oxygène dans les couches superficielles du site (Christensen *et al*, 1989).

Ces 5 phases représentent la séquence idéale de la biodégradation et de la production de biogaz dans un site d'enfouissement lorsque la masse de déchets est uniforme. Mis à part la phase aérobie initiale qui ne dure que quelques jours, les phases suivantes dureront plusieurs années. Toutefois, en réalité, les conditions du milieu peuvent différer et venir influencer le déroulement de ces différentes phases. Lors de la réintroduction de lixiviat dans une masse de déchets, le suivi de certains paramètres sera crucial afin de préserver la bonne séquence de production de biogaz.

Le biogaz est donc produit par des bactéries méthanogènes et comme n'importe quel autre organisme vivant certaines conditions sont nécessaires à leur survie. Conséquemment, plus ces conditions seront idéales plus la production de biogaz en bénéficiera (Christensen *et al*, 1989).

Les variables influant sur la production de gaz d'enfouissement sont fonction d'un certain nombre de facteurs eux-mêmes influencés par les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques d'un site d'enfouissement donné (Env. Canada, guide biogaz, 1996).

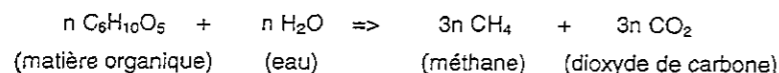
2.1.2 Facteurs influençant la production de biogaz

2.1.2.1 Nature des déchets

La nature de la fraction organique des déchets influence grandement la biodégradation et la qualité du lixiviat produit. En particulier, la présence de substances toxiques pour la flore bactérienne peut causer un ralentissement ou inhiber la biodégradation nécessaire à la stabilisation de la masse de déchets (Andreottola *et al*, 1992).

2.1.2.2 Matière nutritive

Les bactéries d'un site d'enfouissement ont besoin de diverses substances nutritives pour croître, essentiellement du carbone, de l'hydrogène, de l'azote et du phosphore. Généralement, les déchets contiennent les éléments nutritifs nécessaires pour contribuer au processus de décomposition qui produit le méthane (Env. Canada, 1996). Cette production de méthane s'explique par la décomposition de la matière organique sous l'action bactérienne conformément à la réaction simplifiée suivante :



Toutefois, dans la dégradation anaérobie, le phosphore agit comme facteur limitant. Le ratio idéal d'éléments nutritifs pour les bactéries est en DCO (matière organique), en azote et en phosphore de 100; 0,44 et 0,08 respectivement (Christensen *et al*, 1989). Dans un site d'enfouissement moyen, le manque d'éléments nutritifs est très peu probable. Toutefois, un manque d'homogénéisation des déchets pourrait créer localement des carences où cette fois le phosphore est l'élément le plus susceptible d'être insuffisant (Christensen *et al*, 1989).

Dans la méthanogénèse, deux groupes de bactéries produiront du méthane. Un premier groupe de bactéries hydrogénophiles convertira l'hydrogène et le CO₂ en méthane et un deuxième groupe les acidophiles produira du méthane et du CO₂ à partir de l'acide acétique. Les bactéries méthanogènes peuvent aussi transformer l'acide formique et le méthanol. Toutefois la transformation de l'acide acétique en méthane est de loin la voie la plus importante (70 %) (Christensen *et al*, 1989).

Finalement, les bactéries réductrices de sulfates doivent être mentionnées car elles sont semblables aux bactéries méthanogènes et puisque les sulfates sont un élément majeur des sites d'enfouissement Gould *et al*, (1990) considère la réduction des sulfates comme le procédé le plus important contrôlant la solubilisation des métaux dans l'eau. Comme les

bactéries méthanogènes, les bactéries réductrices de sulfates sont anaérobies strictes et peuvent convertir l'hydrogène, l'acide acétique et les acides gras lors de la réduction du sulfates. Toutefois le produit final de cette transformation sera le CO₂, comparativement à la méthanogénèse qui produira du méthane (Christensen *et al*, 1989). Conséquemment, la présence de sulfates réduira considérablement la production de méthane. Ces dernières sont plus compétitrices au niveau du substrat et résistent davantage aux variations de pH (Christensen *et al*, 1989 ; Senior *et al*, 1987). Barlaz *et al* (1992), rapporte également que la présence de nitrates inhiberait considérablement la production de méthane.

2.1.2.3 Oxygène

Les bactéries méthanogènes sont des bactéries dites anaérobies strictes et elles meurent après seulement une courte exposition à l'oxygène (Pelczar *et al*, 1977). Elles ont également un potentiel redox très faible sous les -330 mV (Christensen *et al*). L'oxygène diffusera toujours aux premières couches de déchets, mais les bactéries aérobies en surface (environ 1 m dans les déchets compactés) consommeront cet oxygène. Un pompage excessif du biogaz pourrait causer l'intrusion d'oxygène au couche plus profonde et pourrait alors nuire à la formation de méthane (Christensen *et al*, 1989).

2.1.2.4 Alcalinité et pH

Le pH idéal pour les bactéries méthanogènes se situe entre 6 et 8 (Andreottola *et al*, 1992) pour atteindre une production maximale à 7,5 (Mata-Alvarez *et al*, 1986). Alors, si les bactéries méthanogènes sont stressées par quelques facteurs, l'utilisation de l'hydrogène est diminuée résultant une baisse de pH dans le milieu et éventuellement, il y aura arrêt de la production de méthane (Christensen *et al*, 1989).

Comparativement, les bactéries réductrices de sulfates ont une échelle de pH plus large c'est-à-dire entre 5 et 9. Dans un milieu plutôt acide et en présence de sulfates, ces bactéries prendront le dessus sur les bactéries méthanogènes (Christensen *et al*, 1989). La production de méthane dans un site d'enfouissement est donc plus importante lorsque le pH est neutre (Env. Canada, guide, 1996; Westlake, 1990).

Le pouvoir tampon du site d'enfouissement servira à augmenter son habilité à maintenir le site à un pH adéquat nécessaire à la production de méthane (Christensen *et al*, 1989). Une alcalinité supérieure à 2 000 mg/L de CaCO₃ est également considérée comme optimale.

2.1.2.5 Taux d'humidité

Comme démontré par la formule précédente, la formation de méthane sera dépendante de l'eau disponible. Le taux d'humidité d'un site d'enfouissement dépend beaucoup des conditions climatiques (température, pluie, etc.), du taux d'humidité des déchets au départ et de la conception du site d'enfouissement (type de membrane d'étanchéité de base, de système de captage du lixiviat, de recouvrement final et de programme mis en marche comme ceux de stabilisation rapide avec ou sans recyclage du lixiviat (Env. Canada, guide 1996). Un taux d'humidité entre 25 et 60 % (Christensen *et al*, 1989) est considéré comme optimum pour la production de biogaz. Par contre, le taux d'humidité typique lors de l'enfouissement de déchets est d'environ 25 % (EPA, 1991). Le taux d'humidité est le facteur le plus important dans la production de biogaz (Westlake, 1990). Selon cet auteur, la production de biogaz augmentera significativement dans un site d'enfouissement. Par contre, dans certaines conditions, un excès d'humidité pourrait provoquer la diminution de la production de biogaz. Au début de la stabilisation de la masse de déchets, un excès d'eau conduira à une lixiviation rapide des sucres entraînant conséquemment, l'acidification du lixiviat. Cette baisse de pH affectera les bactéries méthanogènes et ainsi diminuer la production de méthane (Westlake, 1990).

2.2 Théorie relative à la chimie du lixiviat

Suite à la percolation de l'eau au travers des déchets, la matière organique et inorganique se dissout et s'hydrolyse. Évidemment, l'âge des déchets, leur nature et la température vont influencer la formation et la quantité de lixiviat formé. Les constituants du lixiviat (DBO₅ et DCO) incluant divers polluants vont décroître avec l'âge des déchets (Andreottola *et al*, 1992). L'échelle du pH du lixiviat correspondra aux différentes étapes de l'activité bactérienne (Lisk, 1991). Par exemple, la formation d'acides organiques sous l'action bactérienne fera descendre le pH alors que l'accumulation du NH₃, aura l'effet contraire (Mendez *et al*, 1989).

Les concentrations de phosphore auront tendance à demeurer faibles dans le lixiviat mais l'eau submergeante aura tendance à solubiliser le phosphore présent avec le fer et le magnésium mais sous forme insoluble (Lisk, 1991).

La baisse du contenu organique dans le lixiviat de déchets plus âgés survient suite à la décomposition des matières facilement biodégradables par les bactéries, les matières plus réfractaires résistant à la décomposition microbienne (Lisk, 1991). Les acides gras volatiles seraient les principaux composés d'un lixiviat d'un jeune site. Les amines volatiles, l'éthanol et d'autres alcools, les hydrocarbonés, les esters et les terpènes peuvent aussi être présents durant la phase acide. Les acides fulviques décroissent et les acides humiques

augmentent avec l'âge du lixiviat. Les autres composés retrouvés dans le lixiviat peuvent être de différentes natures tels que : les composés aromatiques, les acides aminés et les hydrates de carbonés. Ces composés sont des polymères de haut poids moléculaire contenant entre autres des groupements carboxyliques, cétoniques et phénoliques (Lisk, 1991).

La stabilisation de la matière organique influencera la lixiviation des métaux (Andreottola *et al*, 1992). La concentration des métaux dans le lixiviat sera dans la phase dite acide beaucoup plus élevée que lors de la fermentation méthanogène puisqu'ils seront plus solubles et formeront des complexes avec les acides gras volatiles (Pohland, 1992; Lisk, 1991).

Les acides fulviques, humiques et les composés aromatiques pourront également former des complexes avec les métaux particulièrement le Cu, Cd, Pb, Fe, Ni, Mn, Co, Ca, et Zn (Lisk, 1991; Andreottola *et al*, 1992) et continueront à long terme à provoquer la libération de métaux (Andreottola *et al*, 1992). Le pH influencera également la solubilité des métaux dans l'eau (Gould *et al*, 1990; Senior *et al*, 1987).

La production de sulfures (S²⁻) suite à la réduction des sulfates (SO₄²⁻) aura pour effet de former des métaux sulfureux insolubles (Lisk, 1991). L'existence de programme de récupération de produits dangereux peut contribuer à diminuer grandement la présence de substances toxiques dans le site et conséquemment dans le lixiviat (Lisk, 1991).

Un site d'enfouissement peut également contenir une grande variété de produits toxiques incluant des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques et des substances organiques halogénées. De plus, de nombreux produits soit carcinogènes tels les hydrocarbonés aromatiques polycycliques et des pesticides non biodégradables DDT peuvent se retrouver dans le lixiviat (Lisk, 1991).

2.3 Théorie relative à la recirculation du lixiviat

L'approche traditionnellement utilisée dans la conception et l'opération des sites d'enfouissement sanitaire consiste à isoler les déchets dans des cellules et à minimiser l'entrée d'eau dans celles-ci. Avec cette approche, la production de lixiviat est minimisée mais la décomposition de la fraction décomposable des déchets est lente. Bref, elle ne favorise pas les processus de décomposition biologique.

Une meilleure décomposition des déchets permet d'accélérer la stabilisation des déchets et, par conséquent, la restauration du site. Parmi les techniques disponibles pour arriver à cette fin, la recirculation du lixiviat est celle qui au cours des dernières années a suscité le

plus d'intérêt et fait l'objet de plusieurs travaux de recherche. Selon Lisk (1991), la recirculation du lixiviat dans un site d'enfouissement augmente la rapidité de la biodégradation de sorte que la masse de déchets se stabilise plus rapidement. Kilmer (1991) affirme que la recirculation du lixiviat stabilise la masse de déchets d'une manière plus uniforme et peut l'accélérer de 80 à 90 %.

Avec la recirculation du lixiviat, plusieurs bénéfices sont attendus au niveau du traitement du lixiviat: une réduction de la charge en matière organique, une réduction des volumes à traiter et une diminution des coûts de traitement (Andreottola *et al*, 1992). Dans un climat humide ou les précipitations annuelles dépassent le potentiel d'évaporation/évapotranspiration, le volume de lixiviat augmentera avec le temps et il faudra le traiter pour disposer du surplus. Un recouvrement des cellules s'avère donc nécessaire afin de limiter ce volume à traiter. De plus, même si la portion organique dans le lixiviat peut être grandement diminuée, son contenu pour d'autres constituants ne le sera pas nécessairement (ammoniac, chlorures et métaux) (Barber *et al*, 1992) (Robinson *et al*, 1985). Par ailleurs, suite à la création de zones de saturation d'eau dans les déchets, l'eau recirculée pourrait être forcée de se déplacer latéralement (Barber *et al*, 1992). Il est donc important que les cellules d'enfouissement aient une bonne imperméabilité.

Tel que mentionné précédemment, la production de biogaz dépend de la nature des déchets, des matières nutritives disponibles, du taux d'humidité, du pH et de l'oxygène. La recirculation favorise donc la production du méthane en apportant l'eau requise à la décomposition anaérobie de la matière organique et des matières nutritives additionnelles pour les bactéries méthanogènes. L'augmentation de la production de biogaz est également un bénéfice intéressant dans la mesure où le site comporte un système de collecte du biogaz, une torchère ou une utilisation du biogaz à des fins énergétiques. Ces systèmes sont d'autant plus importants que la recirculation favorise la production de méthane, un gaz à effet de serre ayant un potentiel de réchauffement beaucoup plus élevé que le CO₂.

Plusieurs études en laboratoire ou à l'échelle-pilote ont été réalisées pour déterminer l'influence de la recirculation sur la production de biogaz. De façon générale, les résultats de ces études réalisées dans des conditions idéales ne sont pas directement transposables aux sites réels et surestiment l'effet de cette pratique. Par exemple, la profondeur des déchets et l'écoulement préférentiel dans des masses de déchets non homogènes peuvent contribuer à réduire les avantages de la recirculation. Toutefois, les conclusions de ces études sont toujours à l'effet qu'une augmentation de l'humidité favorise généralement la production de biogaz (Pohland, 1975; Buivid *et al*, 1981; Pohland *et al*, 1992; *in* Reinhart and Al-Yousfi, 1996). De plus, elles ont aussi révélé que la production de biogaz augmente davantage si la recirculation est pratiquée conjointement avec l'addition de boue activée et

d'éléments nutritifs ainsi que le contrôle du pH (Leuscher, 1989; Barlaz *et al*, 1990; *in* Warith *et al*, 1999).

Andreottola *et al* (1992) affirment que le mouvement d'eau créé par la recirculation du lixiviat dans la masse de déchets serait en soi favorable à la production de biogaz et aurait comme effet d'augmenter de 25 à 50 % la quantité de méthane produit, et ce par rapport à une masse de déchets ayant le même contenu en eau mais en l'absence de ce mouvement d'eau. Barber *et al* (1992) concluent que les hautes teneurs en humidité des déchets sont directement responsables de la méthanogénèse rapide. Thorneloe *et al*, (1990) affirment également que le ratio de production de CH₄ et CO₂ serait en faveur du CH₄ dans un milieu avec un taux d'humidité élevé. Christensen *et al* (1992) mentionnent qu'une augmentation du taux d'humidité de 25 à 60% permet une augmentation de la production de méthane pouvant aller jusqu'à plus de 50%. Ces auteurs mentionnent aussi que les teneurs élevées en matière organique dans un lixiviat recirculé laissent supposer que la masse de déchets n'a pas encore atteint la phase de méthanogénèse stable et que le pH du lixiviat remis en circulation ne doit pas être acide de manière à gêner les bactéries méthanogènes responsables de la formation du biogaz. Des mesures réalisées au site d'enfouissement de Alachua County en Floride ont montré que le volume de biogaz produit avec une recirculation partielle du lixiviat était le double (0,0236 m³kg⁻¹an⁻¹ vs 0,0096 m³kg⁻¹an⁻¹) de celui obtenu dans une cellule conventionnelle (Palumbo, 1995; *in* Reinhart and Al-Yousfi, 1996). Le Delaware Solid Waste Authority rapporte une production de biogaz multipliée par 12 lors de mesures réalisées à son site expérimental (DSWA, 1993; *in* Reinhart and Al-Yousfi, 1996). Ce résultat ne serait toutefois pas représentatif des sites d'enfouissement de la côte est des États-Unis (Kuniholm, 1998). Au site expérimental de Mid Auchencarroch en Ecosse (Hayes *et al*, 1997), les tests ont démontré que la recirculation permet d'atteindre la phase méthanogène et de stabiliser la cellule beaucoup plus rapidement. De plus, le rapport méthane/CO₂ maximal y était plus élevé (60/40 vs 50/50) et il y avait une différence notable au niveau du pourcentage de CO₂ initial (60% vs 80%). Des conclusions similaires ont été obtenues au site du Mountain View Controlled Landfill Project en Californie (El-Fadel, 1999). Chugh *et al* (1998) mentionnent que la recirculation n'influence pas la production totale de biogaz mais permet seulement d'obtenir un maximum beaucoup plus rapidement et que le rapport méthane/CO₂ est plus élevé. La production totale de méthane est ainsi augmentée de l'ordre de 25 à 50%. Kinman *et al* (1987, *in* Kuniholm, 1998) ont conclu lors de tests réalisés par le Department d'énergie de l'Université de Cincinnati que la recirculation seule ne permettait pas nécessairement d'augmenter significativement la quantité de biogaz formé, que l'addition de nutriments et le contrôle du pH pouvait être des paramètres tout aussi importants. Selon Kuniholm (1998), le taux de production maximal de biogaz est au plus doublé avec la recirculation, et ce dans les meilleures conditions.

En résumé, la recirculation n'augmente pas la quantité totale de biogaz produit, mais permet d'obtenir un taux maximal plus élevé en raison de l'accélération du processus de

décomposition. La quantité totale de méthane est toutefois plus importante puisque les conditions favorisent une augmentation du rapport méthane/CO₂. Les études démontrent qu'une augmentation de la quantité totale de méthane de l'ordre de 50 % peut être obtenue dans de bonnes conditions d'opération. Bien que la littérature en fasse peu mention, il est probable que les conditions anaérobiques créées par la recirculation favorisent également la formation de COV et de composés de soufre réduit dans le biogaz. Un système de contrôle du biogaz s'avère donc nécessaire pour minimiser les émissions d'odeurs et de gaz à effet de serre.



10. PREMIERS RESULTATS CONCERNANT LE BIOGAZ

A la mise en marche de l'unité de pompage et de brûlage des biogaz en août 1999 et, pour une très courte durée, un débit de biogaz de l'ordre de 200 SCFM fut mesuré et la concentration en méthane était de l'ordre de 55 % dans ces biogaz. Aussitôt après, le débitmètre démontre des déficiences. Suite aux diverses consultations avec le fournisseur, il fut décidé de le remplacer.

Suite à la réinstallation du nouveau débitmètre à la station de pompage et de brûlage, un débit de biogaz de l'ordre de 600 SCFM fut mesuré les 24 et 25 février 2000 et une teneur en méthane de l'ordre de 55 % dans le biogaz.

11. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

11.1 Conclusions

L'expérimentation réalisée au L.E.S. Argenteuil Deux-Montagnes permet de tirer les conclusions suivantes :

11.1.1 Expérimentation à l'échelle *in situ*

La conduite d'essais de recirculation et de mesures de différents paramètres dans un lieu d'enfouissement en opération requiert une adaptation particulière au rythme des opérations d'enfouissement.

Comparé à des travaux de recherche menés en laboratoire, la conduite d'essais et la recherche *in situ*, à l'échelle réelle, sur un site d'enfouissement constituent une approche beaucoup plus adaptée pour les applications pratiques. Toutefois, il faut aussi souligner qu'une telle approche entraîne des difficultés plus difficiles à contrôler.

11.1.2 Site d'enfouissement technique

La recirculation des eaux de lixiviation est applicable à un L.E.S. se définissant comme un site d'enfouissement technique (aménagement de cellules d'enfouissement étanche; le captage, le pompage et le brûlage des biogaz, etc.).

Les activités de recirculation dans la masse de déchets enfouis ne causent aucun impact négatif sur l'environnement.

11.1.3 Gestion du L.E.S. Argenteuil Deux-Montagnes

1) Gestion des eaux superficielles

La ségrégation des eaux pluviales vs eaux de lixiviation joue un rôle déterminant dans l'optimisation des opérations de recirculation des eaux de lixiviation dans la masse de déchets enfouis. La minimisation des quantités d'eaux de lixiviation est un objectif prioritaire.

2) Compaction des déchets enfouis

La compaction des déchets est assurée au L.E.S. Argenteuil Deux-Montagnes par des compacteurs d'une capacité importante (20 000 et 32 000 kg). Cette compaction

accrue semble provoquer une migration plus importante des eaux de lixiviation sur le plan horizontal dans la masse de déchets enfouis.

3) Hétérogénéité des déchets enfouis

La présence de matériaux inertes et imperméables (déchets commerciaux) fait en sorte que certaines zones deviennent non propices à la recharge des eaux de lixiviation dans les déchets.

4) Couverture en argile et excavation dans l'argile

Le recouvrement en argile et les excavations dans les argiles pour l'aménagement des cellules d'enfouissement, en l'absence d'une ségrégation des eaux de ruissellement, surchargent les eaux de lixiviation en sédiments argileux. Le système de recharge adopté doit tenir compte de ce phénomène.

5) Pompage des eaux de lixiviation

Le pompage des eaux de lixiviation à travers les installations de recharge à partir d'une station de pompage temporaire rend problématique les opérations de recirculation (déplacement de la station de pompage causant des interruptions aux opérations de recirculation, etc.).

6) Suivi des opérations de recirculation

La recirculation des eaux de lixiviation exige l'application d'un programme de suivi impliquant l'assignation de personnel, l'utilisation d'équipements et d'instrument de mesure.

11.1.4 Construction de l'installation de recharge du lixiviat

1) Tranchée de type "fermée"

Les tranchées fermées pour réaliser la recharge du lixiviat ont démontré de meilleures conditions d'opération que les tranchées ouvertes :

- a) elles ne sont pas exposées à l'apport de sédiments argileux provenant du ruissellement des eaux pluviales sur le recouvrement imperméable;
- b) elles sont pourvues d'une tête hydraulique plus importante qui favorise la percolation plus rapide des eaux de lixiviation dans la masse de déchets enfouis;
- c) elles assurent le maintien des opérations de recirculation des eaux de lixiviation dans la masse de déchets enfouis en période hivernale (gel au Québec).

2) Géotextile de type Filtermax

Le géotextile de type Filtermax installé dans les tranchées n'a pas démontré un avantage quelconque au cours de l'expérimentation. Donc, son usage ne s'avère pas *a priori* nécessaire.

3) Distance entre les tranchées de recharge

La distance entre deux tranchées de recharge peut être plus significative que celle adoptée du fait que le mouvement des eaux de lixiviation dans les déchets se fait aussi sur le plan horizontal.

4) Recharge sur le dessus des déchets

Le principe de recharge par le dessus des déchets est le principe à suivre pour assurer une bonne distribution des eaux de lixiviation dans la masse de déchets enfouis.

5) Distribution et localisation des tranchées

La distribution et la localisation des tranchées doivent s'adapter à la géométrie du site recouvert.

6) Système de recharge progressif

Des systèmes de recharge (tranchées fermées) additionnels doivent être intégrés et construits sur le dessus des déchets enfouis, au fur et à mesure que les travaux d'enfouissement progressent.

7) Quantités des eaux de lixiviation recirculés

Les quantités des eaux de lixiviation recirculées durant les essais n'étaient pas nécessairement représentatives de la quantité annuelle de lixiviat car le système de recirculation n'a pas été opéré à longueur d'année et les opérations ont été interrompues à plusieurs reprises.

8) Tuyaux flexibles en HDPE

L'utilisation des tuyaux flexibles en HDPE enfouis pour l'acheminement des eaux de lixiviation vers la zone de recharge s'est avérée un choix adéquat. Le tassement des déchets n'a pas engendré de bris de la tuyauterie.

9) Tuyaux rigides en PVC

L'utilisation des tuyaux rigides en PVC avec des joints à emboîtement et caoutchouc pour la distribution du lixiviat aux tranchées s'est avérée opérationnelle quoiqu'une vigilance est requise lorsque l'épaisseur des déchets devient plus importante entraînant par conséquent des affaissements plus considérables.

10) Éléments électriques

Une attention particulière doit être apportée aux éléments électriques (vannes électriques) lorsqu'ils sont intégrés au concept et situés dans des emplacements exposés à la présence de biogaz.

11) Comportement hydraulique du système de recharge

Les analyses des résultats obtenus indiquent que la capacité de transfert du lixiviat par les tranchées considérées varie entre 10 et 80 m³/jour. La capacité des ouvrages à transmettre les lixiviats aux déchets est influencée par le type de l'ouvrage. Les ouvrages avec conduites enfouies ont une capacité plus élevée que les tranchées ouvertes. À un moment donnée, cette capacité est limitée par le degré de saturation des déchets entourant l'ouvrage. Par la suite, l'infiltration dans le tas diminue.

La valeur la plus représentative de K (capacité de percolation) au L.E.S. Argenteuil Deux-Montagnes est de 0,020 m³/heure/ouvrage. Pour une superficie de 900 m², la capacité de percolation est établie à 0,5 litre/m²/jour et ceci, pour les conditions des essais.

12) Choix de la pompe recirculatrice

Le choix de la pompe recirculatrice des eaux de lixiviation est très satisfaisante.

13) Contrôle des niveaux d'eaux par un jeu de flottes

L'utilisation d'une série de flottes pour le contrôle de la pompe recirculatrice s'est avérée pratique et opérationnelle.

14) Vanne manuelle pour le choix d'alimentation des tranchées

L'utilisation des vannes manuelles pour chacune des tranchées s'est avérée un choix pratique et adéquat.

11.1.5 Construction du système de collecte, de pompage et de brûlage du biogaz

1) Eau dans le tuyau de collecte des biogaz

Les tuyaux horizontaux de collecte du biogaz peuvent développer une problématique de collecte des eaux de lixiviation ce qui peut entraîner ainsi un éventuel empêchement de la collecte active du biogaz.

2) Évacuation des eaux de condensation dans les collecteurs

L'interception et l'évacuation des eaux de condensation dans les collecteurs de biogaz sont essentielles pour le bon fonctionnement du système de collecte du biogaz.

3) Ajustement du débit variable à l'unité de pompage

L'unité de pompage des biogaz doit présenter dans son concept une flexibilité d'opération à l'égard des quantités de biogaz collectées (débit variable).

4) Biogaz dans les tranchées fermées

Les regards des tranchées fermées de recharge constituent un espace d'accumulation de biogaz et s'ils n'étaient pas fermés, ils constitueraient par conséquent un échappement du biogaz à l'atmosphère.

5) Température modérée du système de recharge

La présence de biogaz dans les tranchées fermées contribue favorablement au maintien d'une température modérée du système de recharge en période de gel.

11.1.6 Chimie des eaux de lixiviation recirculées

1) Impact sur la charge organique du lixiviat recirculé

Quoique les délais de l'expérimentation n'ont pas permis la formulation d'une conclusion ferme, il demeure qu'une tendance à la baisse de la charge organique du lixiviat recirculé a pu être observée.

11.1.7 Biogaz

1) Taux accru de génération de biogaz en février 2000

Dans le même ordre d'idées, quoique les délais n'ont pas permis de collecter des données sur la génération de biogaz et la décomposition des déchets enfouis, les quelques données retenues en février 2000 reflètent un taux accru de génération de

biogaz pouvant être expliqué par la recirculation des eaux de lixiviation. Si ceci est confirmé, cela démontrera une accélération de la biodégradation des déchets enfouis.

11.2 Recommandations

11.2.1 Prolongation du suivi de l'expérimentation

Malgré certaines difficultés rencontrées et la trop courte période de suivi expérimental, nous sommes d'avis que les travaux réalisés incitent à l'optimisme quant à l'efficacité d'un système de recirculation des eaux de lixiviation dans un L.E.S. technique tel que celui d'Argenteuil Deux-Montagnes. Il est donc recommandé de prolonger le suivi de l'expérimentation et d'appliquer le protocole développé à cet égard concernant :

- 1) les paramètres physico-chimiques des eaux de lixiviation;
- 2) les paramètres du biogaz.

11.2.2 Deuxième série de systèmes de recharge

Il est recommandé de construire une deuxième série de systèmes de recharge, environ 70 m à l'est du présent système, pour accommoder la progression des travaux d'enfouissement.

11.2.3 Opération de 12 mois par année

Il serait souhaitable d'opérer le système de recharge 12 mois par année, sans période d'interruption.

11.2.4 Tranchée fermée

Il est recommandé de limiter le nouveau système de recharge à la construction de tranchées fermées.

11.2.5 Distance plus élevée entre deux tranchées

Il est recommandé d'augmenter la distance entre deux tranchées à 20 ou 25 m.

11.2.6 Concept tolérant les tassements différentiels

Il est recommandé d'adopter un concept approprié pour des tassements différentiels plus importants concernant le système de tuyauterie de distribution des lixiviats dans les tranchées à cause de l'épaisseur plus grande des déchets enfouis.

11.2.7 Procédure à généraliser

A la lumière des résultats obtenus, nous croyons que la recirculation des eaux de lixiviation dans la masse de déchets est une procédure à être généralisée dans les L.E.S. dits techniques. Nous sommes confiants que le suivi à venir pourra démontrer à l'affirmative les propos mentionnés par rapport aux eaux générées et qu'un rejet "zéro" peut être atteint en utilisant efficacement la recirculation combinée à une gestion optimale des eaux pluviales.

11.2.8 Ségrégation des eaux pluviales

Il est recommandé d'optimiser au maximum la ségrégation des eaux de pluie vs les eaux de lixiviation.

12. PROTOCOLE RECOMMANDÉ POUR L'EXTENSION DU SUIVI DE L'EXPÉRIMENTATION

12.1 Site d'expérimentation en progression

Dans le cadre de la poursuite du suivi de l'expérimentation actuelle, une mise à jour de la configuration du tas de déchets devra être réalisée par le relevé topographique du site d'expérimentation en progression.

12.2 Mesures à prendre

La gestion des eaux devra être optimisée afin de ne recirculer que les eaux générées par le site d'expérimentation, soit le lixiviat provenant des drains de captage du lixiviat raccordés à la station de pompage.

12.3 Suivi des essais de recirculation

12.3.1 Remplissage

Il est recommandé que le remplissage se fasse par un choix aléatoire des tranchées fermées distantes de plusieurs tranchées les unes des autres. Tentativement, sujet à ajustement, un volume de 10 m³/remplissage devra être pompé dans chaque tranchée.

12.3.2 Biogaz

Un suivi particulier de la collecte du biogaz par le biais des collecteurs horizontaux doit être exercé. Dans le cas où il est confirmé que les collecteurs horizontaux ne procurent pas les résultats escomptés, on devrait considérer la construction de puits verticaux.

12.4 Suivi des paramètres physico-chimiques des eaux de lixiviation

La méthodologie pour le suivi des eaux de lixiviation demeurera telle qu'exécutée dans le présent programme. La fréquence ainsi que le point d'échantillonnage à la station de pompage seront maintenus. Nous nous référons à l'article 6.2.3 pour le détail du suivi.

12.5 Suivi des paramètres du biogaz

La méthodologie utilisée pour le suivi du biogaz demeurera telle qu'exécutée dans le présent programme. Un relevé du taux d'humidité dans le biogaz sera ajouté à la liste des paramètres du biogaz.



Le protocole recommandé fera l'objet d'éventuels ajustements auprès de la RIADM pour qu'il soit harmonisé avec leurs opérations.