

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

DÉVELOPPEMENT D'OUTILS DE GESTION DES BIOGAZ PRODUITS
PAR LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT SANITAIRE

MARTIN HÉROUX
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE
ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

THÈSE PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE PHILOSOPHIAE DOCTOR (Ph. D.)
(GÉNIE MINÉRAL)

Mars 2008



Library and
Archives Canada

Published Heritage
Branch

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Direction du
Patrimoine de l'édition

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence
ISBN: 978-0-494-41758-4
Our file Notre référence
ISBN: 978-0-494-41758-4

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.


Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Cette thèse intitulée :

DÉVELOPPEMENT D'OUTILS DE GESTION DES BIOGAZ PRODUITS
PAR LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT SANITAIRE

présentée par : HÉROUX Martin

en vue de l'obtention du diplôme de : Philosophiae Doctor

a été dûment acceptée par le jury d'examen constitué de :

MME MILLETTE Louise, Ph. D., présidente

M. GUY Christophe, Ph. D., membre et directeur de recherche

M. MILLETTE Denis, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

M. CHAPUIS Robert P., D. Sc. A., membre

M. CABRAL Alexandre, Ph. D., membre

*à Monique et Jacques
qui me précèdent*

*à Magalie et Justine
qui me suivent*

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce projet d'étude a été rendu possible grâce à l'appui et au soutien de plusieurs personnes et organisations à qui je souhaite adresser tous mes remerciements.

J'aimerais tout d'abord remercier M. Christophe Guy, qui m'a offert l'opportunité de réaliser ce projet et qui m'a soutenu durant toutes les années qui m'ont été nécessaires pour le mener à terme. Je lui suis grandement reconnaissant pour son amitié, ses judicieux conseils, sa disponibilité et sa direction avisée.

J'exprime toute ma reconnaissance à M. Denis Millette, pour son aide toujours appréciée, sa générosité à partager sa grande expertise, ses encouragements constants et ses critiques constructives.

Je remercie la Ville de Montréal de m'avoir permis de poursuivre mes études dans le cadre de mes activités professionnelles et de m'avoir laissé carte blanche dans le choix de mes travaux de recherche. Je tiens aussi à souligner sa participation financière, de même que celle du CRSNG, à ce projet.

Mes travaux de terrain n'auraient pu être réalisés sans le soutien de mes collègues du Complexe environnemental de St-Michel: Philippe Bouchard, Luc Carrière, Daniel Courville, Hubert Dansereau, Michel Demers, Sylvain Leroux, Jocelyn Trépanier, le personnel des opérations et le personnel de l'administration. Je les en remercie. J'offre aussi mes remerciements aux étudiants qui ont contribué à la réalisation des travaux de terrain : Mélaine Biguouin, Claire-Emmanuelle Leconte et Christelle Mandrella. J'adresse un merci spécial deux précieux collaborateurs, Messieurs Bruno Fécil et Jean-Pierre Franzidis.

Je ne saurais passer sous silence la contribution de Christiane Gélinas et Alastair Reeves qui m'ont grandement aidé en m'encourageant régulièrement à persévérer et en effectuant la révision linguistique de textes anglais.

Durant ce projet les encouragements et l'aide de ma famille ont été salutaires. Merci à mes parents, Monique et Jacques, à ma sœur Marie et à mon frère Jean. Je remercie sincèrement ma compagne Dominique qui m'a continuellement appuyé et qui a assumé, à maintes reprises, ce qu'aurait dû être ma contribution à l'organisation de notre vie familiale pour me permettre de réaliser mon projet d'études. Finalement, merci à mes filles Magalie et Justine qui ont été et sont toujours mon inspiration.

RÉSUMÉ

Au cours des derniers 30 ans, beaucoup de recherche a été effectuée dans le but de comprendre et maîtriser le captage des biogaz dans les lieux d'enfouissement sanitaire. Plusieurs théories et méthodes ont été empruntées à d'autres domaines d'études puis adaptées au contexte spécifique des lieux d'enfouissement. C'est grâce à cet historique de recherches et à l'expertise développée par les opérateurs de réseaux de captage de biogaz que la conception des réseaux et les pratiques opérationnelles se sont améliorées. Cependant, les lieux d'enfouissement constituant des systèmes complexes et dynamiques, encore peu d'outils pratiques qui permettent d'optimiser le captage sont disponibles. Le concept d'optimisation vise trois buts : minimiser les émissions à l'environnement, obtenir le biogaz le plus riche possible en méthane et minimiser les coûts d'immobilisation et d'exploitation. Les travaux réalisés pour les fins de la présente étude s'inscrivent dans cette perspective. Ils visent le développement d'outils ou de méthodologies simples pouvant éventuellement aider les exploitants de réseaux de captage des biogaz à optimiser leurs opérations.

Pour arriver à cette fin une étude a été réalisée, au lieu d'enfouissement sanitaire de la Ville de Montréal : le Complexe environnemental de Saint-Michel (CESM). Il s'agit d'une ancienne carrière dans laquelle des déchets sont enfouis depuis 1968. Le site compte quatre zones d'enfouissement qui ont été comblées successivement. Sa capacité de 38 millions de tonnes étant pratiquement atteinte, le site est présentement en phase de fermeture. Le recouvrement final y est complété sur une vingtaine d'hectares. Le site est équipé d'un réseau actif de captage des biogaz qui compte plus de 340 puits verticaux.

Les travaux réalisés portent sur deux volets distincts : 1) estimer de la quantité de méthane émise à l'atmosphère ou oxydé par les bactérie méthanotrophes et 2) étudier le comportement et la performance du réseau des puits verticaux du CESM. Ils sont présentés en trois articles scientifiques constituant le corps de la présente thèse.

Les travaux du Volet 1, relatifs à l'estimation des émissions à l'atmosphère, ont été réalisés au cours de l'été 2004, sur trois surfaces d'essais occupant une superficie qui varie entre 1000 et 4800 m². Ils avaient pour but de déterminer l'effet de trois facteurs sur les taux d'émission du méthane : la température de l'air, les fluctuations de pression atmosphérique, et les précipitations. La réalisation d'un plan d'expérience factoriel complet de ces trois facteurs variant suivant deux modalités (2^3) a permis de démontrer que les émissions augmentent lorsque la température est froide, lorsque qu'il a peu plu au cours des jours précédant les mesures et lorsque la pression atmosphérique est à la baisse. Ces effets s'expliquent principalement par les phénomènes d'écoulement par advection et par diffusion de même que par l'oxydation biologique du méthane. Sur la base des expériences réalisées, un modèle statistique d'analyse de la variance (ANOVA) a été développé. Il a permis de calculer que 54% des émissions se sont produits durant seulement 17% du temps à l'été 2004.

Les travaux du Volet 1, portant sur l'oxydation biologique du méthane, se sont déroulés sur deux saisons, soit l'automne 2004 et l'été 2005. Au total, le taux d'oxydation a été mesuré à 60 reprises à quatre points de mesures. Les taux d'oxydation mesurés varient entre 14% et 100%. La méthode utilisée est celle des flux de carbone contenu dans le méthane et le dioxyde de carbone. Des mesures de fractionnement isotopique de carbone ont permis de valider les taux d'oxydation calculés par la méthode des flux. Les paramètres de cinétique

d'oxydation K_M et V_{max} , calculés avec l'équation de Michaelis-Menten, sont 1.25 mol m^{-3} et $0.127 \text{ mole m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ respectivement. Les résultats obtenus ont permis d'estimer que l'oxydation biologique contribue à réduire considérablement les émissions de méthane à l'atmosphère. Durant les trois mois de l'été 2005, les émissions nettes étaient d'environ 20 tonnes alors que, s'il n'y avait pas eu d'oxydation, 170 tonnes de méthane auraient été émises à l'atmosphère.

Pour réaliser le volet 2, le comportement et la performance du réseau de captage des biogaz a été étudié sur la période comprise entre janvier 2004 et juin 2006. Pour ce faire, environ 7200 mesures de débit des principaux composés du biogaz prises aux têtes de puits et 32000 au poste de pompage, compilées par périodes de six mois, ont été analysées. Des similarités dans le comportement des puits, d'une zone à l'autre et d'une période à l'autre, ont été établies par des analyses statistiques de ces données. Ces similarités ont d'abord permis d'établir qu'environ 205 puits constitueraient présentement un réseau optimal et que le nombre de puits devrait diminuer progressivement à environ 150 d'ici 2020. Elles ont ensuite permis de réaliser des projections du comportement des puits localisés dans les zones récentes sur la base de celui des puits situés dans les plus vieilles zones.

Sur la base des analyses effectuées, trois outils ont été développés. Le premier est un outil avec lequel l'état des puits d'une zone peut rapidement être évalué en comparant le débit moyen de méthane capté par chacun des puits lors d'une période donnée avec une courbe représentative du débit que devraient produire les puits. Les deux autres permettent d'estimer le nombre de puits nécessaires pour qu'un réseau soit optimal, sur la base de projection de tonnage de déchets enfouis dans le temps où du taux anticipé de génération de biogaz.

Les divers travaux réalisés ont donc mené au développement d'outils et de méthodologies simples à utiliser et peu coûteux. Ces outils comblent un besoin pour les exploitants de réseaux de captage des biogaz. Ils pourraient cependant être bonifiés par des recherches additionnelles. Aussi il est recommandé de les tester sur d'autres sites afin de valider leur applicabilité et identifier les similitudes. Il est aussi recommandé de tester les méthodologies du volets sur les émissions lors des autres saisons et de les adapter si nécessaire.

ABSTRACT

Over the past 30 years, considerable research has been done to understand and control landfill gas collection in sanitary landfill sites. Numerous theories and methods have been borrowed from other fields of study and adapted to the specific context of landfill sites. This research and the expertise developed by the landfill gas collection system operators have helped improve the network design and its operating practices. Landfill sites are, however, complex and dynamic systems and very few practical tools that optimize collection are available. Optimization has three objectives: minimize emissions into the environment, obtain the richest methane landfill gas possible and minimize fixed assets and operating costs. Work done for the present study was completed with this perspective in mind. The objective was to develop simple tools and methods that can eventually help those working with landfill gas collection systems to optimize their operations.

To achieve this objective, a study was carried out at the City of Montreal sanitary landfill site: the Saint-Michel Environmental Complex (CESM – Complexe environnemental de Saint-Michel). The site is an old quarry in which waste has been landfilled since 1968. It has four landfilling zones, which have been successively filled. Its 38 million tonnes capacity being almost reached, the site is presently in the process of closing. The final cover is complete on 20 hectares. The site is equipped with an active landfill gas collection system, which has more than 340 vertical wells.

The work carried out focused on two stages: 1) estimate methane emissions to the atmosphere or oxidized by methanotrophic bacteria and, 2) study the behaviour and the efficiency of the CESM's landfill gas collecting system. This work is presented in three scientific articles constituting the corp of this thesis.

For the first stage, work related to estimating emissions into the atmosphere was carried out throughout the summer of 2004, on three test areas covering a surface varying between 1000 and 4800 m². The goal was to determine the effect that the air temperature, atmospheric pressure fluctuations, and precipitation, had on methane emissions. A complete 3 factors/2 levels (2³) factorial experiment demonstrated that methane emissions increase when temperature goes down, when there was no rainfall during the last few days before emissions measurements, and when atmospheric pressure decrease. The observed effects can mainly be explained by the advective flow, diffusive flow, as well as biological oxidation of methane. On the basis of these experiments, a statistical analysis of variance (ANOVA) model was developed. Using this model, it was possible to calculate that during the summer of 2004, 54% of emissions were produced during only 17% of the time.

Work of the first stage, on the biological oxidation of methane took place over two seasons, the fall of 2004 and the summer of 2005. Oxidation rate was measures at 60 occasions at four specific locations. These oxidation rates vary between 14% and 100%. The method used is the flux method for carbon contained in methane and carbon dioxide. Carbon isotopic composition measurements validated the oxidation rates calculated by the flux method. Flux intensity is the main factor influencing the oxidation rate. Observed kinetics parameters K_M and V_{max} , calculated with Michaelis-Menten equation, are 1.25 mol m⁻³ and 0.127 mole m⁻³ h⁻¹ respectively. The temperature's effect is also observed when we compare the data collected in the fall of 2004 with that gathered in the summer of 2005. The obtained results led to evaluate that biological oxidation contributes to considerably reduce the methane emissions into the atmosphere. During the three months of summer 2005, net methane

emissions were estimated to be approximately 20 tons and would have been 170 without any oxidation.

For the second stage, the behavior and performance of the landfill gas collection network was studied between January 2004 and June 2006. In all, approximately 7200 flow measurements of the main landfill gas components were taken at the wellheads and 32000 at the pumping station. They were compiled into groups of six months and analyzed. Similarities in the behavior of wells from one zone to another were established by the statistical analysis of the data. These similarities, first of all, helped establish that approximately 205 wells would presently be sufficient for an optimal network and that the number of wells should progressively decrease to about 150 from now to 2020. They then helped complete behavior projections for wells located in the more recent zones based on the behavior of wells situated in the older zones. Based on the analysis made, three tools were developed. The first is a tool that rapidly evaluates the state of wells in a zone by comparing the average flow of methane collected by each of the wells during a given period with a representative flow curve that the wells should produce. The other two tools estimate the optimal number of wells required for a network based on the projected tons of buried waste over time or the anticipated rate of landfill gas generated.

All the work completed led, therefore, to the development of easy-to-use and inexpensive tools and methods. These tools fill a need for landfill gas collection system operators. They could, however, be improved with further research. Also, it is recommended to test them on other sites to validate their applicability and identify their similarities. It is also recommended to test the methodology related to emission estimations during the other seasons and adapt them if necessary.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	iv
REMERCIEMENTS	v
RÉSUMÉ	vii
ABSTRACT	xi
TABLE DES MATIÈRES	xiv
LISTE DES FIGURES	xix
LISTE DES TABLEAUX	xxiii
LISTE DES SYMBOLES, SIGLES ET ABRÉVIATIONS	xxvi
LISTE DES ANNEXES	xxx
 INTRODUCTION	 1
Mise en contexte	1
Objectifs et méthodologie	5
Organisation de la thèse	8
 CHAPITRE 1 - LES BIOGAZ ET LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT	
SANITAIRE	10
1.1 La dégradation des matières enfouies	10
1.1.1 Les processus chimiques	10
1.1.2 Les processus biologiques	11
1.2 La composition des biogaz	15
1.3 Les facteurs qui influencent la production de biogaz	15
1.4 L'écoulement des biogaz	21
1.4.1 Le partage du milieu poreux par les phases liquides et gazeuses	22
1.4.2 Les processus d'écoulement.....	24

1.5 Les modèles de production de biogaz.....	28
1.5.1 Les modèles empiriques	28
1.5.2 Les modèles décrivant la cinétique de biodégradation microbienne	29
1.5.3 Les modèles de biodégradation séquentiels	31
1.6 Les modèles de transport	34
1.6.1 Le concept	34
1.6.2 Les principaux modèles.....	36
1.7 Les tassements.....	37
1.7.1 Les mécanismes de tassements.....	38
1.7.2 Les tassements, la densité et la perméabilité des déchets	39
1.8 Les émissions à l'environnement	43
1.8.1 La mesure des émissions surfaciques.....	43
1.8.2 Les émissions par migration latérale et leur quantification.....	53
1.8.3 L'oxydation biologique du méthane.....	55
1.9 Le captage des biogaz.....	60
1.9.1 Les objectifs poursuivis	60
1.9.2 Les réseaux de captage des biogaz	62
1.9.3 Les facteurs qui influencent la performance des réseaux de captage	65

CHAPITRE 2 - DES RÉFLEXIONS SUR LA PRODUCTION ET LE CAPTAGE DES BIOGAZ.....	76
--	-----------

CHAPITRE 3 - BRÈVE DESCRIPTION DU SITE EXPÉRIMENTAL	80
3.1 Le lieu d'enfouissement sanitaire de la Ville de Montréal	80
3.2 L'historique d'enfouissement et le recouvrement final	80
3.3 Le contexte géologique et hydrogéologique.....	81
3.4 Le contrôle des biogaz et des eaux de lixiviation	82

CHAPITRE 4 – ARTICLE 1 : A STATISTICAL MODEL FOR LANDFILL SURFACE EMISSIONS 85

4.1 Summary	85
4.2 Introduction	86
4.3 Materials and methods.....	89
4.3.1 Methane emissions Measurements	89
4.3.2 Meteorological data	90
4.3.3 Description of the landfill site	92
4.3.4 Selection of the test area.....	93
4.3.5 Experimental design	94
4.4 Results and interpretation	97
4.4.1 Data collection	97
4.4.2 Statistical analysis	99
4.4.3 Statistical model behaviour and phenomenology	102
4.4.4 Applications	106
4.5 Conclusions.....	109
4.6 Acknowledgements.....	111
4.7 References.....	111

CHAPITRE 5 – ARTICLE 2: IMPACTS OF METHANE BIOLOGICAL OXIDATION ON SURFACE EMISSIONS AT THE CITY OF MONTREAL SANITARY LANDFILL SITE..... 116

5.1 Summary	116
5.2 Introduction	117
5.2.1 Background	117
5.2.2 Experimental site	122

5.3 Materials and methods.....	125
5.3.1 Location and Construction of Measurement Stations	125
5.3.2 Method of Oxidation Measurement and Gathering of Related Data	126
5.3.3 Analysis of Carbon Isotopes in Methane.....	130
5.4 Results and discussion	131
5.4.1 Oxidation measurements	131
5.4.2 effect of soils temperature, soils water content and flux.....	141
5.5 Conclusions.....	148
5.6 Acknowledgements.....	149
5.7 References.....	149

**CHAPITRE 6 – ARTICLE 3: BEHAVIOR OF A LANDFILL GAS
COLLECTION SYSTEM AT THE CITY OF MONTREAL LANDFILL SITE
CONTAINING 34 MILLION TONS OF MUNICIPAL SOLID WASTE 155**

6.1 Summary.....	155
6.2 Introduction	156
6.3 Description of the landfill.....	160
6.3.1 Generalities	160
6.3.2 Landfilling history.....	160
6.3.3 Leachate Management.....	162
6.3.4 Landfill Gas Management	162
6.4 Methodology.....	163
6.5 Results and discussion	165
6.5.1 Data from the pumping station	165
6.5.2 Wellhead data	169
6.5.3 A model for landfill gas production	183
6.6 Conclusions.....	187

6.7 Acknowledgements.....	189
6.8 References.....	189
 CHAPITRE 7 - DISCUSSION GÉNÉRALE	193
 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	202
 RÉFÉRENCES.....	207
 ANNEXES	228

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1. Schéma de cheminement du processus de dégradation et synthèse des intrants et extrants de chacune des étapes de décomposition anaérobie (adapté de Christensen et al., 1996).....	14
Figure 1.2. Exemples de fonctions utilisées dans les modèles simples de production de biogaz (adapté de El-Fadel et al., 1997a)	33
Figure 1.3. Schéma conceptuel des phénomènes pouvant être intégrés dans les modèles de transport.....	34
Figure 1.4. Propriétés des déchets en fonction des contraintes (données tirées de Beaven & Powrie, 1996)	40
Figure 1.5. Schéma conceptuel de la méthode de cartographie radiale du panache avec un détecteur infrarouge (adapté de Thorneloe, 2003).....	44
Figure 3.1. Les zones d'enfouissement du LES de la Ville de Montréal	81
Figure 4.1. Correlation between methane concentration at 6 cm above the ground surface and methane flux measured with a dynamic flux chamber (after Fécil et al.2003)	90
Figure 4.2. Location of the site and test areas	93
Figure 5.1. Location map of the City of Montreal landfill, its surroundings and the position of oxidation measurement stations	124
Figure 5.2. Schematic of the flux chamber experiment.....	128

Figure 5.3. Oxidation rate calculated using the mass balance method and carbon isotope method. For the carbon isotope method, $\alpha = 1.022$ as observed by Chanton & Liptay (2000) at a soil temperature of 25°C.....	138
Figure 5.4. Distribution of oxygen concentrations as a function of depth	139
Figure 5.5. Distribution of the CO ₂ /CH ₄ concentration ratio as a function of depth	140
Figure 5.6. Distribution of oxidation rates as a function of depth	141
Figure 5.7. Methane oxidation rate as a function of methane flux in anoxic zone calculated by the flux method for stations PS-PG 69 and 70	143
Figure 5.8. Methane oxidation rate as a function of surface CH ₄ flux measured with the flux chamber. Data from the four stations are shown.....	144
Figure 5.9. C _M measured as a function of C _M modeled with Michaelis-Menten equation ($K_M = 1.25 \text{ mol m}^{-3}$; $V_{MAX} = 0.127 \text{ m}^{-3} \text{ h}^{-1}$).....	146
Figure 6.1. Figure 6.1. The City of Montreal Landfill Site and its surroundings.	161
Figure 6.2. Evolution of the flowrate of methane at the pumping station between January 2004 and June 2006..	167
Figure 6.3. Evolution of the ratio of CH ₄ flowrate/CO ₂ flowrate at the pumping station between January 2004 and June 2006.....	168

Figure 6.4. Statistics for CH ₄ flowrate at individual wellheads, for 6-month periods, January 2004 - June 2006.	172
Figure 6.5. Cumulative percentage of the volume of methane collected as a function of the number of wells ranked by decreasing order of methane production	173
Figure 6.6. Mean CH ₄ flowrate for each well in the methane-95 group, as a function of production ranking by zone, for all 6-month periods, January 2004 - June 2006.	175
Figure 6.7. Cumulative CH ₄ production of the 5th, 10th, 15th, and 20th most productive wells, by zone, for all 6-month periods, January 2004 - June 2006.	176
Figure 6.8. Mean CH ₄ flowrate for each methane-95 well as a function of the productivity ranking of the wells, for all zones, for all 6-month periods, January 2004 - June 2006.	177
Figure 6.9. CH ₄ production as a function of the number of wells required to achieve methane-95, as computed with data for each zone and for each period.	179

Figure 6.10. Tonnes of waste per well as a function of average age
of waste 191

Figure 6.11. Ratio of number of wells that have contributed to methane-95
during at least one test period, to the average number of wells required to
achieve methane-95 during the five periods, as a function of the average
age of the waste..... 194

Figure 6.12. Simulation of CH₄ flowrate for the City of Montreal Landfill
Site, 1968 - 2020 (LandGEM v. 3.02, $L_o = 100 \text{ m}^3/\text{tonne}$, $k = 0.12 \text{ y}^{-1}$) 199

Figure 6.13. General methane production model for the City of Montreal
Sanitary Landfill Site compared with annual productions observed at
wellheads – a circle represents a period 200

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1. Composition typique des biogaz (adapté de Tchobanoglous et al., 1993)	15
Tableau 1.2. Concentrations en composés traces dans les biogaz telles que mesurées par US EPA dans 66 lieux d'enfouissement sanitaires californiens (adapté de Tchobanoglous et al., 1993)	17
Tableau 1.3. Facteurs influençant la production de biogaz (adapté de El-Fadel, 1997a)	18
Tableau 1.4. Propriétés des principales composantes du biogaz à 20°C et à pression normale	25
Tableau 3.1. Historique d'enfouissement du CESM.....	81
Table 4.1. Levels attributed to factors for the experimental design	94
Table 4.2. Experimental design – specific factor levels expected for each run	95
Table 4.3. Experiments and factor values	98
Table 4.4. Achieved runs and measured methane emissions	99
Table 4.5. Models parameters and statistical indicators	100
Table 4.6. Qualitative comparison of experimental factors and underlying processes	106

Table 4.7. Normalised emission factors and percentage of total emissions during July and August 2004	107
Table 4.8. Comparison of simulated emission rates with measured emission rates of Franzidis (2006).....	108
Table 5.1. Depth of the vapor probes at oxidation measurement stations.....	126
Table 5.2. Date of oxidation measurements taken at each station	130
Table 5.3. Data taken at station PS-PG 67 and calculated oxidation rate	132
Table 5.4. Data taken at station PS-PG 68 and calculated oxidation rate	133
Table 5.5. Data taken at station PS-PG 69 and calculated oxidation rate	134
Table 5.6. Data taken at station PS-PG 70 and calculated oxidation rate	135
Table 5.7. Methane carbon isotopic composition and oxidation as calculated with both the flux and the ^{13}C methods.	137
Table 6.1. Characteristics of landfill zones	161
Table 6.2. Number of LFG collection wells assessed and frequency of measurements for 6-month periods, January 2004-June 2006.	164
Table 6.3. Average concentrations and flowrates for LFG components at the pumping station, for the period January 2004 - June 2006.....	165

Table 6.4. Comparison of the flowrates of LFG constituents measured at the pumping station and at the wellheads, January 2004 - June 2006.....	169
Table 6.5. Comparison of the average CH ₄ flowrates measured at the pumping station and at the wellheads for 6-month periods, January 2004 - June 2006.	170
Table 6.6. Average flowrate of CH ₄ (m ³ /h), per zone and per 6-month period, January 2004 - June 2006	171
Table 6.7. Percentage of the total CH ₄ collected by wells which were members of the methane-95 group for at least one 6-month period.	181
Table 6.8. Planning of the evolution of the number of wells required in the different zones of the City of Montreal Sanitary Landfill Site.....	183
Table 6.9. Annual volume of CH ₄ collected, as measured at the pumping station (1994 - 2006).....	185

LISTE DES SYMBOLES, SIGLES ET ABRÉVIATIONS

Alphabet romain

A	aire [m^2]
C	concentration [mole/m^3] ou [ppmv] ou [kg m^{-3}]
C_M	concentration à la sortie des sols réactifs [mole/m^3]
C_{M0}	concentration à l'entrée des sols réactifs [mole/m^3]
D_e	coefficient de diffusion effectif de la composante de la phase gazeuse [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$]
D_a^0	coefficient de diffusion de la composante libre dans la phase gazeuse [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$]
D_w^0	coefficient de diffusion de la composante libre dans l'eau [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$]
f_o	fraction oxydée - taux d'oxydation [-]
g	constante gravitationnelle [m s^{-2}]
h	épaisseur [m]
H	constante de Henry [-]
J	flux de la composante de la phase gazeuse [$\text{mole m}^{-2} \text{s}^{-1}$] ou [$\text{mole}/\text{m}^2 \text{h}^{-1}$] ou [$\mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$]
k_b	taux de production [$\text{m}^3 \text{kg}^{-1} \text{année}^{-1}$]
k	perméabilité intrinsèque du milieu [m^2]
kr_i	perméabilité relative de la phase i [-]
K_e	facteur d'ajustement de la courbe de génération des biogaz [-]
k	taux de décroissance de la génération de biogaz [année^{-1}]
K_o	taux maximum de dégradation du substrat par masse de microorganisme [année^{-1}]
K_c	concentration de matière organique à laquelle le taux de dégradation représente la moitié du taux maximum de dégradation [kg m^{-3}]
K_M	constante Michaelis [mol m^{-3}]
L_o	potentiel de generation de CH_4 [$\text{m}^3/\text{tonne de déchets}$]

M	masse [tonne]
n	porosité du milieu [-]
p	pareto [-]
P_a	facteur de tortuosité de la phase gazeuse [-]
P_w	facteur de tortuosité de la phase liquide [-]
Q	débit [$\text{m}^3 \text{h}^{-1}$]
R^2	coefficient de détermination [-]
r_n	taux de réaction [mol h^{-1}]
T	température [$^{\circ}\text{C}$]
t	temps [s] ou [h] ou [année]
U_i	vitesse d'écoulement de la phase i [m/s]
V	volume [m^3]
$V_{\max}$	vitesse de réaction maximum [$\text{mol m}^{-3} \text{h}^{-1}$]
X	concentration de microorganismes [kg m^{-3}]
z	longueur [m]

Alphabet grec

α	facteur de fractionnement du méthane [-]
$\delta^{13}\text{C}$	Mesure du fractionnement isotopique du carbone [‰]
δE	$\delta^{13}\text{C}$ dans la zone du méthane émis à l'atmosphère [‰]
δA	$\delta^{13}\text{C}$ dans la zone anoxique des sols [‰]
ΔC	gradient de concentration de la composante de la phase gazeuse [$\text{mole m}^{-3} \text{m}^{-1}$]
ΔP_i	gradient de pression de la phase i [Pa m^{-1}]
Θ_a	Teneur en gaz [-]
Θ_w	Teneur en gaz et en eau volumique [-]
μ_i	viscosité relative de la phase i [Pa s]
Πc	Production cumulative de méthane [m^3]

Π_p	production potentielle de méthane [$\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$]
ρ_i	densité de la phase [kg m^{-3}]

Acronymes et sigles

LFG-95	débit correspondant à 95% du biogaz capté [$\text{m}^3 \text{h}^{-1}$]
MC	moisture content
Méthane-95	débit correspondant à 95% du méthane capté [$\text{m}^3 \text{h}^{-1}$]
NF	normalized flux [-]
nw	number of wells
OR ¹³ C	oxidation rates calculated with the ¹³ C method [%]
ORF	oxidation rates calculated with the flux method [%]
p-level	pareto [-]
Ra	rang d'un puits lorsque plusieurs puits sont ordonnancés par ordre décroissant de débit de méthane capté
Wp	nombre de tonnes de déchets sur lesquelles un puits de captage de biogaz étend son influence
ANOVA	analysis of variance
CESM	Complexe Environnemental de Saint-Michel
CPV	chlorure de polyvinyle
FID	flamme ionisation detector
IDW	inverse distance weighting
ISM	instantaneous surface monitoring
LES	lieu d'enfouissement sanitaire
LFG	landfill gas
NRMRL	National Risk Management Research Laboratory of United States Environmental protection Agency
OP-FTIR	open path Fourier transformation infrared detector

PEHD	polyéthylène haute densité
SWANA	Solid Waste Association of North America
US EPA	United States Environmental protection Agency

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 - Development of a method for the measurement of net methane emissions (sur CD-ROM)

Annexe 2 - Lateral migration and offsite surface emission of landfill gas at city of montreal landfill site (sur CD-ROM)

Annexe 3 – Données relatives aux émissions à l’atmosphère (sur CD-ROM)

Annexe 4 – Données relatives à l’oxydation biologique du méthane (sur CD-ROM)

Annexe 5 – Données relatives au captage des biogaz (sur CD-ROM)

INTRODUCTION

Mise en contexte

Depuis plusieurs décennies, l'enfouissement sanitaire est une des techniques les plus largement utilisées pour éliminer les déchets produits par nos sociétés. Cette technique a évolué et évolue toujours au rythme des considérations environnementales grandissantes qui elles-mêmes s'enrichissent en fonction des impacts associés à l'enfouissement et des connaissances acquises pour les observer et en évaluer l'importance.

Une des principales sources d'impacts inhérents à l'enfouissement sanitaire est la production des biogaz. Il s'agit des gaz qui se forment lors de la dégradation, sous l'action de processus principalement biologiques, des matières organiques présentes dans les déchets enfouis. Durant la phase méthanogénique, qui est la phase la plus importante du processus de dégradation, le biogaz est principalement composé de CH_4 , dans une proportion incluse dans la plage 45% à 60% volume, et de CO_2 , dont la concentration volumique s'inscrit entre 40% et 60% (Tchobanoglous & Kreith, 2002). Le biogaz contient aussi des traces de H_2S et de composés organiques volatils (COV). Plusieurs impacts potentiels sont associés aux biogaz. Par exemple, ils constituent la principale source de méthane découlant d'une activité humaine. Or, le méthane contribue significativement aux changements climatiques. Selon Intergovernmental Panel on Climate Change (2001), l'émission atmosphérique d'une tonne de méthane équivaut à celle de 23 tonnes de dioxyde de carbone. Les composés organiques volatils contenus dans le biogaz contribuent aussi à la formation de l'ozone troposphérique.

Outre les enjeux climatiques, des risques importants pour le milieu humain peuvent survenir en raison de la présence de biogaz et du potentiel explosif du méthane lorsqu'il se retrouve dans la plage de concentration délimitée par 5% et 15%. La migration latérale des biogaz via les vides du sol ou la porosité du roc en est un exemple. Drouin (1995) a dénombré dans la littérature, entre 1975 et 1995, plus de 50 cas de décès attribuables à la migration latérale des biogaz au Royaume-Uni et aux États-Unis. De plus, de nombreux problèmes de migration latérale se sont produits, à travers le monde, même dans des lieux d'enfouissement sanitaire de seconde génération (Gandolla et al., 1997), pourvus de réseaux de captage de biogaz et de lixiviat et dont le fond et les parois des cellules sont imperméables. Au Canada, des cas récents de migration latérale ont même forcé l'évacuation d'habitations et la mise en place de systèmes coûteux de contrôle (Fugler, 1997).

Les impacts potentiels des biogaz sur la santé humaine sont aussi reconnus. Pour ne mentionner que ceux-là, le méthane et le dioxyde de carbone sont des asphyxiants simples, l'hydrogène sulfureux présente des effets toxiques aigus et certains composés organiques volatils sont reconnus cancérigènes. Finalement, les composés malodorants contenus dans le biogaz peuvent aussi représenter une nuisance environnementale.

Les biogaz ne sont pas uniquement une source de nuisances. Dans certains cas, il peut même être économiquement rentable de les valoriser en raison du pouvoir calorifique du méthane qu'ils contiennent.

Que ce soit pour des fins de protection de l'environnement ou bien pour mettre en valeur l'énergie du méthane, depuis la fin des années 70, des réseaux actifs de captage des biogaz ont progressivement été installés dans des lieux d'enfouissement existant et prévus dès la conception de nouveaux sites. Ils

sont le plus souvent constitués de puits verticaux, dans les déchets, reliés à un système mécanique d'aspiration du biogaz par un réseau dendritique ou bouclé de conduites collectrices généralement enfouis à faible profondeur. Moins fréquemment, des puits horizontaux ou des tranchées de captage sont aussi utilisés soit seuls, soit en complément de puits verticaux. Les réseaux de captage sont maintenant considérés comme une composante essentielle des lieux d'enfouissement et constituent une exigence réglementaire dans plusieurs pays industrialisés.

Au cours des derniers 30 ans, beaucoup de recherches ont été effectuées dans le but de comprendre et maîtriser le captage des biogaz. Plusieurs théories et méthodes ont été empruntées à d'autres domaines d'études puis adaptées au contexte spécifique des lieux d'enfouissement. C'est grâce à cet historique de recherches et à l'expertise développée par les opérateurs de réseaux de captage de biogaz que la conception des réseaux et les pratiques opérationnelles se sont améliorées. Cependant, les lieux d'enfouissement constituant des systèmes dynamiques complexes et hétérogènes, encore peu d'outils permettant d'optimiser le captage sont disponibles. Le concept d'optimisation consiste ici à minimiser les émissions à l'environnement, à obtenir le biogaz le plus riche possible en méthane en évitant l'infiltration d'air dans les déchets causée par le surpompage des gaz, et à minimiser les coûts d'immobilisation et d'exploitation. Les travaux réalisés pour les fins de la présente étude s'inscrivent dans cette perspective. Ils visent le développement d'outils ou de méthodologies simples pouvant éventuellement aider les exploitants de réseaux de captage des biogaz à optimiser leur opération.

Parmi les informations nécessaires pour optimiser le captage des biogaz, la quantité générée par le site et la quantité captée sont prédominantes. Dans un réseau de captage actif, il est facile de quantifier le gaz capté en mesurant le

débit et la concentration des principaux gaz de fermentation dans les conduites collectrices ou même à la tête des puits. Pour évaluer la quantité de biogaz générée, il en est autrement. Les principaux outils présentement disponibles se basent sur des modèles mathématiques qui décrivent le processus de dégradation de la matière organique. Les modèles peuvent être simples d'utilisation et nécessiter peu d'intrants. Ils sont alors relativement peu précis. Ils peuvent aussi être complexes et peu conviviaux. Ils nécessitent alors la connaissance d'un grand nombre de paramètres d'entrées difficilement mesurables. L'un comme l'autre, il est difficile de les valider, faute de données réelles.

Plusieurs auteurs proposent de réaliser un bilan de matière sur le méthane (Bogner & Spokas, 1995, Fécil, 2003, Spokas et al., 2006) afin d'estimer la quantité de biogaz produit pour éventuellement valider un modèle de production. Le méthane est le plus souvent utilisé comme composé traceur et il est alors supposé que le méthane généré = méthane capté + méthane perdu en émissions surfaciques + méthane oxydé + méthane perdu en migration latérale + variation de storativité de méthane du site. Aussi diverses méthodes ont été développées pour mesurer, in situ, les émissions à l'atmosphère et la quantité de méthane oxydée. Ces méthodes donnent des résultats représentatifs des conditions spécifiques prévalant lors de la prise des mesures (degré de saturation des sols, température, variation de pression atmosphérique...) et peuvent varier considérablement en peu de temps. Les résultats peuvent cependant être utilisés pour valider des modèles d'écoulement ou de cinétique d'oxydation. La migration latérale peut être considérée nulle lorsque les parois du lieu sont imperméabilisées. Si ce n'est pas le cas, elles sont évaluées, principalement par modélisation de l'écoulement advectif ou diffusif multi phases. Les données nécessaires à la validation des modèles sont aussi

difficiles à obtenir. La variation d'emmagasinement est généralement considérée nulle.

La performance d'un réseau de captage s'exprime par le rapport entre le biogaz généré par le site et celui qui y est capté. Pour qu'elle soit optimale, le réseau doit permettre d'atteindre le plus grand niveau de performance possible avec un minimum d'équipement, notamment de puits. Le nombre de puits nécessaires dépend de leur rayon d'influence. À ce chapitre, la littérature scientifique est pour le moins imprécise. Par exemple, Tchobanoglous & Kreith (2002) suggèrent une distance de 30 à 60 m entre les puits. Gendebien et al. (1992) mentionne que le rayon d'influence varie de 8 m à 30 m et Environment Canada (1996) l'estime de moins de 30 m à 150 m. Sur la base de ces informations, il est difficile d'identifier ce que devrait être, pour un site donné, le nombre optimum de puits. Il est aussi important de noter que, comme les propriétés hydrauliques des déchets se modifient constamment, notamment en raison de la biodégradation des matières organiques et de la consolidation, et que la quantité de gaz à capter varie aussi dans le temps, la densité optimale de puits est susceptible de varier.

Objectifs et méthodologie

L'objectif principal de la présente étude est de développer des outils ou des méthodologies qui pourraient contribuer à optimiser le captage des biogaz dans les lieux d'enfouissement existants. Les critères d'optimisation consistent à protéger l'environnement en minimisant les émissions à l'atmosphère et la migration latérale, à capter le biogaz le plus riche possible en méthane (en évitant l'infiltration d'air dans les déchets causée par le surpompage des gaz) et à maintenir les coûts d'immobilisation et d'exploitation les plus faibles possibles. Ces outils et méthodologies résultent d'études expérimentales réalisées en

conditions réelles, sur le lieu d'enfouissement sanitaire de la Ville de Montréal, nommé Complexe environnemental de Saint-Michel (CESM). Ils s'adressent aux exploitants de réseaux de captage et couvrent deux volets : 1) la quantification des émissions diffuses à l'atmosphère et 2) l'estimation, dans le temps, du nombre de puits que devrait compter un réseau de captage optimal. Ces deux volets sont intimement reliés dans la mesure où la quantification des émissions diffuses représente une donnée primordiale pour apprécier la performance d'un réseau de captage.

Les objectifs spécifiques reliés à la quantification des émissions diffuses sont les suivants : identifier et mesurer l'effet des fluctuations de température, de pression atmosphérique et des précipitations sur l'intensité des émissions; utiliser des résultats de mesures d'émissions nettes prises dans des conditions météorologiques spécifiques, pour estimer les émissions sur une longue période de temps. Pour atteindre ces objectifs, une étude statistique basée sur un design factoriel complet des trois facteurs (température, variation de pression atmosphérique, précipitation) variant suivant deux modalités (2^3) a été réalisé, au cours de l'été 2004, sur trois parcelles du site où se trouvent des points chauds d'émission et dont la surface totale est de plus de sept hectares. Des analyses de la variance ont permis de mesurer l'effet des facteurs sur les émissions, de calculer les émissions sur une période de deux mois en se basant sur les données météorologiques et de reproduire des résultats de mesures d'émissions réalisées en 2005, sur une quatrième parcelle du site. Un article intitulé « A Statistical Model for Landfill Surface Emissions », soumis pour publication au Journal of the Air and Waste Management Association fait état de cette étude et constitue le Chapitre 4 de cette thèse.

En ce qui concerne les émissions diffuses à l'atmosphère, deux autres objectifs spécifiques sont poursuivis : quantifier l'importance de la fraction du méthane

contenue dans les biogaz et qui est biologiquement oxydée dans les premiers décimètres de sols; mesurer l'effet du degré de saturation des sols, de leur température et du flux sur le taux d'oxydation du méthane. Pour atteindre ces objectifs, quatre stations de mesures de l'oxydation ont été construites. Elles sont composées d'un minimum de trois sondes permettant d'échantillonner les gaz interstitiels dont au moins une est suffisamment profonde pour se trouver dans la zone anoxique des sols. Les autres sont dans la zone de diffusion de l'oxygène provenant de l'air ambiant. Deux des stations sont localisées sur le site et deux en bordure, dans un secteur où de la migration latérale est régulièrement observée. Elles se trouvent sur des points chauds d'émissions à l'atmosphère. Durant l'automne 2004 et l'été 2005, un grand nombre de calculs d'oxydation ont été effectuées suivant la méthode des flux de carbone contenu dans le méthane et le dioxyde de carbone puis validées par des mesures de fractionnement isotopique du carbone. Des analyses statistiques ont permis de démontrer l'effet des facteurs étudiés sur le taux d'oxydation. Un article intitulé « Impacts of Methane Biological Oxidation on Atmospheric Emissions at the City of Montreal Sanitary Landfill Site » soumis pour publication dans *Waste Management & Research* fait état de ces travaux et constitue le Chapitre 5 de cette thèse.

Les objectifs spécifiques du second volet consistent à identifier au lieu d'enfouissement sanitaire de la Ville de Montréal, quel serait le nombre optimal de puits de captage des biogaz et comment il devrait évoluer dans le temps. La validation d'un modèle de production des biogaz est aussi un objectif poursuivi. La méthodologie utilisée pour rencontrer les objectifs de ce volet a consisté à effectuer du « data mining » dans les données de captage des biogaz recueillies, entre janvier 2004 et juin 2006, au poste de pompage et à la tête des puits afin de dégager les tendances statistiquement significatives pouvant aider à l'optimisation du captage des biogaz. Comme des ordures ménagères

ont été enfouies chronologiquement en quatre zones distinctes sur une période de plus de 30 ans, le comportement du réseau de captage des vieilles zones est utilisé pour prédire celui des zones plus récentes. Un article dont le titre est « Behavior of a Landfill Gas Collection System at the City of Montreal Landfill Site containing 34 Million Tons of MSW », soumis pour publication dans Waste Management fait état de ces travaux et constitue le Chapitre 6 de cette thèse.

Organisation de la thèse

En plus de l'introduction, la présente thèse compte sept chapitres et les conclusions. Le Chapitre 1 présente une revue de l'état des connaissances relatives aux biogaz dans les sites d'enfouissement. Les processus de génération et d'écoulement du biogaz de même que les facteurs qui affectent ces processus y sont brièvement décrits. S'y retrouvent ensuite un survol des modèles utilisés pour modéliser ces mêmes processus. Les phénomènes de tassement y sont aussi abordés puisqu'ils ont un impact sur l'évolution des propriétés hydrauliques des déchets et, conséquemment, sur le captage des biogaz. Les émissions à l'environnement (émissions diffuses, oxydation biologique et migration latérale) et les diverses techniques utilisées pour les mesurer sont exposées. Finalement une synthèse des éléments propres à la conception et à l'opération des réseaux de captage des biogaz est présentée.

Le Chapitre 2 fait état de certaines réflexions sur la génération et le captage des biogaz inspirées par la revue de littérature du Chapitre 1. Ce sont ces réflexions qui ont servi à orienter et motiver les travaux d'études.

Les chapitres 4, 5 et 6 sont constitués des articles intégraux et représentent le corps de cette thèse. Ils contiennent la mise en contexte, la méthodologie détaillée les résultats et conclusions spécifiques des aspects étudiés. Le

Chapitre 7 fait l'objet d'une discussion générale relative aux travaux présentés dans les trois articles.

Finalement, la dernière section comprend les principales conclusions et recommandations et identifie les possibles avenues de recherche.

CHAPITRE 1 LES BIOGAZ ET LES LIEUX D'ENFOUISSEMENT SANITAIRE

Ce chapitre présente des éléments d'information relatifs aux biogaz et qui sont pertinents pour la réalisation de ce projet. Il décrit l'environnement global des LES et illustre sa complexité.

1.1 La dégradation des matières enfouies

La dégradation des matières enfouies découle de processus physiques, chimiques et biologiques. Il en résulte des biogaz, des eaux de lixiviation et des matières inertes. En relation avec la recherche proposée, les processus physiques sont jugés marginaux et ne sont par conséquent pas abordés dans le présent document. Les processus chimiques et biologiques sont énumérés ou brièvement décrits ci-après.

1.1.1 Les processus chimiques

Tel que le rapporte Nastev (1998), les principaux processus chimiques intervenant dans la dégradation des matières enfouies sont :

- l'hydrolyse;
- la dissolution dans la phase liquide et la précipitation de composés dissous;
- la vaporisation de l'eau et de composés chimiques à l'atmosphère;
- l'adsorption et la désorption, sur les solides, de composés organiques volatils et semi-volatils;
- les réactions d'échanges ioniques entre les diverses composantes des déchets.

1.1.2 Les processus biologiques

Un grand nombre d'auteurs ont décrit les processus de minéralisation de la fraction organique enfouie dans les LES. Parmi ces auteurs, on retrouve Nastev (1998), Gendebien et al. (1992), Christensen et al. (1996), Tchobanoglous et al. (1993), El-Fadel et al. (1997a). C'est d'ailleurs de ces publications que sont tirées les descriptions des processus biologiques présentées ci-après.

La décomposition aérobie

Lorsque les déchets sont enfouis, les opérations d'enfouissement font en sorte que de l'air s'y intègre. Ils sont conséquemment en présence d'oxygène. La première phase de biodégradation se produit donc sous des conditions aérobies. Les molécules les plus instables, comme par exemple les sucres, sont alors dégradées. Durant cette phase, la température varie de 60°C à 70°C et, suite à une série de réactions intermédiaires, il en résulte une production de gaz, principalement composés de CO₂ et de NH₃. Lorsque tout l'oxygène est consommé par les bactéries aérobies, la décomposition passe en phase anaérobie. La phase aérobie est qualifiée de brève en regard de la décomposition anaérobie, au cours de laquelle la grande majorité de la matière organique est dégradée.

La décomposition anaérobie

L'activité bactériologique anaérobie est généralement décrite comme une succession d'étapes de décomposition. Ces étapes sont l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogénèse. La Figure 1.1 schématise le

cheminement du processus de dégradation et synthétise les intrants et extrants de chacune des étapes. Ces dernières sont décrites ci-après.

L'hydrolyse

À cette première étape, les molécules organiques complexes, comme la cellulose, les matières grasses et les protéines, sont dégradées en molécules plus simples et solubilisées. L'hydrolyse n'est pas en soit un processus biologique comme il l'est mentionné à la section 2.1. Cependant, elle est très fortement influencée par les enzymes extra cellulaires qui y contribuent directement ou qui agissent comme catalyseur dans la réaction.

L'hydrolyse ne contribue guère à la stabilisation des déchets. Elle est cependant extrêmement importante. C'est en effet grâce à ce processus que les matières organiques deviennent accessibles aux bactéries comme source de nourriture ou d'énergie.

L'acidogénèse

Il s'agit d'une fermentation qui transforme les matières organiques dissoutes en petites molécules organiques comme les acides gras et les alcools. Le CO_2 et le H_2 sont les principaux gaz alors produits. À cette étape, encore très peu de matières organiques sont stabilisées. Elles sont plutôt transformées en molécules assimilables par les bactéries responsables de l'acétogénèse.

L'acétogénèse

Ce sont aussi des bactéries non méthanogènes qui sont responsables de l'acétogénèse. Durant cette phase, les alcools sont transformés en acétate et

du CO_2 et du H_2 sont produits. Des bactéries sulfato-réductrices sont alors aussi très actives et permettent de réduire la concentration d'acides gras et maintenir des conditions de pH favorables à la méthanogénèse. Elles produisent du H_2S et du CO_2 .

La méthanogénèse

La méthanogénèse est la dernière phase de dégradation anaérobie. Les bactéries méthanogéniques se divisent en trois groupes, dépendant des plages de températures dans lesquelles elles sont actives : les psychrophiles (15°C à 25°C), les mésophiles (25°C à 45°C) et les thermophiles (50°C à 65°C). Ces bactéries dégradent : l'acétate en méthane et en dioxyde de carbone; et de l'hydrogène et du dioxyde de carbone en méthane. La méthanogénèse est le processus le plus important en terme de biodégradation des déchets. C'est durant cette phase que sont produits 95% des biogaz générés par les lieux d'enfouissement.

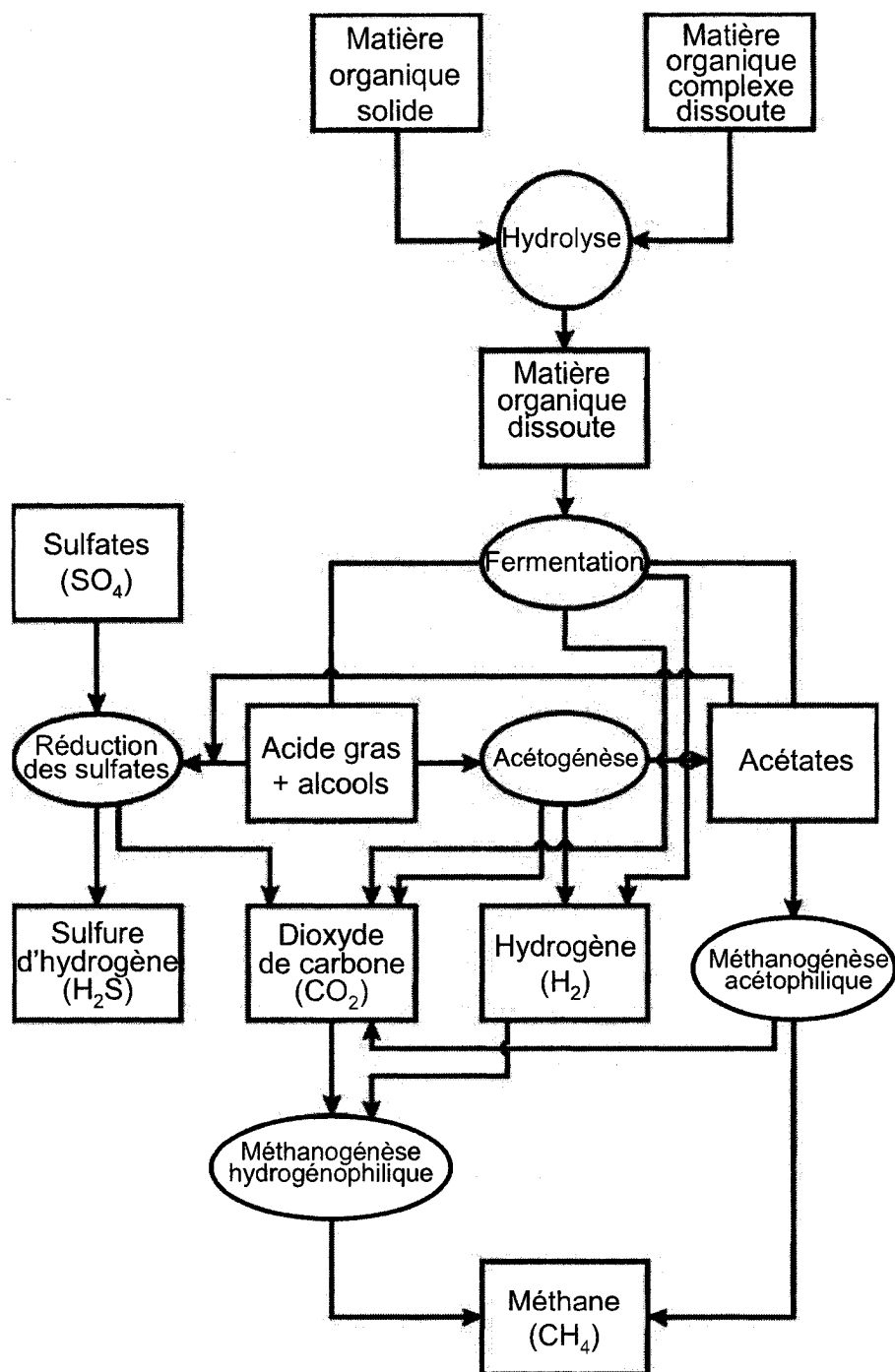


Figure 1.1. Schéma de cheminement du processus de dégradation et synthèse des intrants et extrants de chacune des étapes de décomposition anaérobie (adapté de Christensen et al., 1996)

1.2 La composition des biogaz

Les principaux constituants des biogaz sont le méthane et le dioxyde de carbone, que l'on retrouve dans des proportions à peu près égales. À cela s'ajoutent des composés traces. Ils découlent du processus de dégradation des déchets ou proviennent directement de matières enfouies. Le biogaz est aussi saturé en eau. Le Tableau 1.1 montre la composition typique des biogaz et le Tableau 1.2 liste les composés traces.

Tableau 1.1. Composition typique des biogaz (adapté de Tchobanoglous et al., 1993)

Constituants	Concentration (% volume, base sèche)
méthane	45 – 50
dioxyde de carbone	40 – 60
azote	2 – 5
oxygène	0,1 - 1,0
sulfure d'hydrogène et produits soufrés	0 - 1,0
ammoniac	0,1 - 1,0
hydrogène	0 - 0,2
monoxyde de carbone	0 - 0,2
constituants traces	0,01 – 0,6

1.3 Les facteurs qui influencent la production de biogaz

L'environnement propice à la méthanogénèse est extrêmement complexe et son équilibre est précaire. En fait, un grand nombre de facteurs influencent la production de méthane et ces facteurs interagissent entre eux. De nombreux auteurs (entre autres, Gendebien et al., 1992, Tchobanoglous et al, 1993, Straka et al., 1993, Christensen et al., 1996, El-Fadel et al., 1997a, Nastev, 1998, et Drouin & Verrault, 1999) en énumèrent et les présentent, tels qu'ils les ont recensés dans la littérature. Le Tableau 1.3 liste les principaux facteurs et qualifie leur impact sur la production des biogaz.

L'humidité

L'humidité des déchets est généralement identifiée comme le principal facteur influençant la production de biogaz. Pour qu'il y ait de la méthanogénèse, une teneur en eau massique minimum variant de 15% de 50% est requise comme le rapporte Pommier et al. (2007). De plus les conditions optimales peuvent requérir une saturation dépassant 75% (Gendebien et al., 1992). Cela découle principalement du fait que, pour rendre la matière organique disponible aux bactéries, elle doit d'abord être solubilisée. Comme il est mentionné à la section 1.1.2, cette mise en solution des matières organiques se fait par hydrolyse. L'humidité favorise aussi la mobilité des bactéries et l'accessibilité des nutriments.

Lors de leur enfouissement, les déchets ont une teneur en eau massique variant entre 25% et 45% (Pommier et al., 2007). Pour débiter le processus de méthanogénèse, un apport important d'eau provenant d'autres sources, comme les eaux d'infiltration, peut donc être nécessaire.

Tableau 1.2. Concentrations en composés traces dans les biogaz telles que mesurées par US EPA dans 66 lieux d'enfouissement sanitaires californiens (adapté de Tchobanoglous et al., 1993)

composés traces	concentration (ppbv)		
	médiane	moyenne	maximum
acétone	0	6 838	240 000
benzène	932	2 057	39 000
chlorobenzène	0	82	1 640
chloroforme	0	245	12 000
1,1-dichloroéthane	0	2 801	36 000
dichlorométhane	1 150	25 694	620 000
1,1-dichloroéthylène	0	130	4 000
chlorure de diéthylène	0	2 835	20 000
trans-1,2-dichloroéthane	0	36	850
dichlorure d'éthylène	0	59	2 100
éthyle benzène	0	7 334	87 500
méthyle éthyle cétone	0	3 092	130 000
1,1,1-trichloroéthane	0	615	14 500
trichloroéthylène	0	2 079	32 000
toluène	8 125	34 907	280 000
1,1,2,2-tétrachloroéthane	0	246	16 000
trétrachloroéthylène	260	5 244	180 000
chlorure de vinyle	1 150	3 508	32 000
styrène	0	1 517	87 000
acétate de vinyle	0	5 663	240 000
xylène	0	2 651	38 000

Tableau 1.3. Facteurs influençant la production de biogaz (adapté de El-Fadel, 1997a)

Facteurs	Potentiel de stimulation de la production de biogaz			Potentiel d'inhibition de la production de biogaz		
	faible	moyen	fort	faible	moyen	fort
humidité			+			
composition		+			-	
température		+				-
pH		+				-
densité	+					
grosseur des particules	+					
nutriments	+			-		
bactéries	+				-	
hydrogène	+				-	
oxygène						-
sulfate					-	
substances toxiques					-	
métaux lourds					-	

La composition des déchets

Les déchets enfouis, dépendant de leur nature, sont plus ou moins décomposables. Par exemple, les résidus alimentaires et déchets verts (feuilles, gazon...) se décomposent rapidement en comparaison du papier, du carton, de certains textiles, du bois ou du cuir. D'autres déchets, comme les plastiques ou le caoutchouc, sont par ailleurs très peu décomposables. Le taux de production de biogaz est donc influencé par les proportions relatives de déchets plus ou moins décomposables. Mentionnons que ces dernières peuvent varier considérablement en fonction du temps, puisqu'elles dépendent, entre autres, des saisons, des habitudes de consommation, des programmes de recyclage et de la réglementation. Ces facteurs font en sorte que, sur la vie utile d'un LES, il y a beaucoup d'hétérogénéité dans la nature des déchets.

La température

La température peut influencer significativement la production de biogaz comme c'est généralement le cas dans la majorité des réactions biologiques. Christensen et al. (1996) rapportent que des études en laboratoire ont montré que le taux de production de méthane augmente considérablement lorsque la température des déchets passe de 20°C à 40°C. Cependant, durant la phase méthanogénique, les fluctuations de température sont relativement faibles dans les lieux d'enfouissement sanitaire.

D'abord, durant la phase de dégradation aérobie, beaucoup de chaleur est générée (voir section 2.4.2) et la température peut atteindre 70°C. Une fois l'oxygène consommé, le processus de biodégradation génère beaucoup moins de chaleur, soit environ 7% de ce qui est produit en phase aérobie. Il en découle alors une baisse de température qui atteint un équilibre en fonction de la chaleur produite et celle dissipée. Cette dernière sera influencée par les flux de liquide et de gaz dans les déchets, par le volume et l'épaisseur relative des déchets et, finalement, par les échanges de chaleur aux limites du LES. En général, quoique le taux de production de biogaz soit plus élevé lorsque généré par les bactéries thermophiles (50°C à 65°C), les températures dans les LES se maintiennent dans la plage d'activité des bactéries mésophiles, soit entre 25°C et 45°C.

Le pH

Les bactéries méthanogènes sont actives dans une plage de pH comprise entre 6,8 et 8,5 (Drouin & Verrault, 1999). Si la disponibilité de composés azotés diminue, le pH a tendance à diminuer sous les 6,8. La méthanogénèse cesse alors et il y a accumulation d'acides gras (Gendebien, 1992). La présence de bactéries sulfatoréductrices, qui consomment des acides gras, de même que

l'alcalinité du substrat contribuent à maintenir le pH dans la plage souhaitable (Christensen et al., 1996).

Les nutriments

La croissance des micro-organismes méthanogènes nécessite la présence de composés organiques azotés et phosphorés. De plus, lors de la transformation de ces composés, de l'ammoniac est produit et contribue à maintenir le pH dans la plage d'activité des bactéries méthanogènes. Un ratio carbone azote variant entre 16 et 20 serait optimum et environ cinq fois moins de phosphore que d'azote est nécessaire. En pratique, les LES contiennent généralement suffisamment d'azote et de phosphore. Il arrive cependant qu'en raison de l'hétérogénéité des déchets, du peu de mobilité des bactéries ou du faible taux d'humidité, ces composés ne soient pas accessibles aux bactéries.

Ils est considéré que des micro-nutriments nécessaires à la méthanogénèse comme du soufre, du calcium, du magnésium, du potassium, du cuivre, du zinc, du fer, du cobalt, du molybdène, et du sélénium se trouvent en quantité suffisante dans les LES.

L'hydrogène

Les bactéries responsables de la fermentation et de l'acétogénèse produisent de l'hydrogène. Or cet hydrogène contribue, lorsque sa pression partielle est inférieure à $9 \cdot 10^{-5}$ atmosphère, à la transformation d'acides gras par les bactéries acétogènes (Christensen et al., 1996). Dans le cas contraire, les acides peuvent s'accumuler et provoquer une baisse de pH.

L'oxygène

La méthanogénèse se produit en absence d'oxygène. Or, il peut arriver que de l'oxygène s'infiltré dans les déchets soit par diffusion, en provenance de l'atmosphère, soit par advection, lorsqu'un réseau actif de captage des biogaz est présent et que la succion appliquée aux puits est grande. Si l'apport d'oxygène est faible, certaines espèces de bactéries facultatives anaérobies présentes dans les déchets le consomment et il y a tout de même production de méthane. Si trop d'oxygène s'infiltré, les bactéries méthanogènes meurent et la production de méthane cesse (Christensen et al., 1996).

Les sulfates

Tout comme les bactéries méthanogènes, les bactéries sulfato-réductrices consomment aussi des acides gras. De plus, ces dernières sont actives dans une plage de pH plus large que les bactéries méthanogènes. Dans les milieux où il y a beaucoup de sulfates, les bactéries sulfato-réductrices, qui sont plus robustes que les bactéries méthanogènes, prennent le dessus et il en résulte une baisse de production de méthane. Ce phénomène n'est pas associé à des effets toxiques, mais à une compétition des deux types de bactéries pour le même substrat (Christensen et al., 1996).

1.4 L'écoulement des biogaz

Du point de vue de l'écoulement des fluides, les déchets sont considérés comme un milieu poreux. Dans pareil milieu, les fluides se déplacent dans les pores reliés entre eux. Le volume de ces derniers, divisé par le volume total du milieu poreux est nommé porosité efficace. Lors d'écoulements simultanés

d'eau et de gaz, c'est donc cette porosité efficace que les deux fluides se partagent, qu'ils soient miscibles ou immiscibles.

La présente section décrit brièvement comment les fluides se partagent la porosité efficace et, ce faisant, les critères qui influencent fortement l'écoulement. Ensuite, les équations décrivant les écoulements et les transferts de masses sont introduites et les principaux processus qui régissent les mouvements sont discutés.

1.4.1 Le partage du milieu poreux par les phases liquides et gazeuses

La distribution des phases

Lorsque deux phases immiscibles entrent en contact avec un solide, l'une tendra à y adhérer plus que l'autre. Ce phénomène, appelé mouillabilité, découle des tensions superficielles entre les fluides et le solide. Dans notre cas, l'eau est le fluide mouillant. Il forme une mince couche autour des grains et remplit les plus petits pores. Le gaz occupe l'espace central des plus gros pores.

Le degré de saturation

Le degré de saturation, ou le volume de sol occupé par l'eau sur le volume total des vides, est, quant à lui, fonction de l'eau et du gaz disponibles mais, aussi des tensions capillaires. Ce sont ces dernières qui font en sorte que des pressions négatives sont observées dans un milieu poreux, lorsque le degré de saturation diminue. Les courbes de rétention d'eau représentent d'ailleurs ce phénomène. Le degré de saturation est donc fortement influencé par la dimension des pores. Par exemple, plus les pores sont grossiers, plus les tensions capillaires sont faibles, plus les pressions négatives générées par une diminution de la saturation sont faibles. Fredlund (1998) cite plusieurs modèles mathématiques proposés pour exprimer les courbes de rétention d'eau (Gardner, 1958, Van Genuchten, 1980, Mualem, 1976, Fredlund et Xing, 1994).

La perméabilité

La perméabilité (k) définit l'aptitude du milieu poreux à se laisser traverser plus ou moins facilement par un fluide. Elle est intrinsèque au milieu poreux. Dans les cas d'un écoulement gaz/eau, une fraction de cette perméabilité sert au transport du gaz, alors que l'autre sert au transport de l'eau. On appelle ces fractions « perméabilité relative au gaz (kr_g) » et « perméabilité relative à l'eau (kr_l) ». Elles se calculent comme suit :

$$kr_l \text{ ou } kr_g = k_l \text{ ou } k_g / k \quad (1.1)$$

Où :

$k_l \text{ ou } k_g$ = perméabilité intrinsèque à l'eau ou au gaz (m^2)

k = perméabilité intrinsèque du milieu (m^2)

Les perméabilités relatives des deux fluides sont fonction du degré de saturation du milieu. Plus le degré de saturation est élevée, plus l'est aussi kr_l . La perméabilité relative au gaz (kr_g) est une fonction inverse de Kr_l . Des modèles qui établissent le lien entre la kr_l (ou g) et le degré de saturation ont été développés (Mualem, 1976, Parker, 1989). Ils découlent des modèles qui permettent d'établir la relation entre la pression et la saturation.

1.4.2 Les processus d'écoulement

L'écoulement par advection

Une partie de l'écoulement se produit par advection, c'est à dire sous l'action d'un gradient de pression. L'écoulement se produit du point de haute pression vers un point de basse pression. La loi de Darcy est généralement utilisée pour définir l'écoulement par advection :

$$U_i = -k(kr_i/\mu_i) (\Delta P_i - \rho_i g) \quad (1.2)$$

Où :

U_i = la vitesse d'écoulement de la phase i (m/s)

k = la perméabilité intrinsèque du milieu (m^2)

kr_i = la perméabilité relative de la phase i (sans dimension)

μ_i = la viscosité relative de la phase i (Pa s)

ΔP_i = le gradient de pression de la phase ($Pa\ m^{-1}$)

ρ_i = la densité de la phase ($kg\ m^{-3}$)

g = la constante gravitationnelle ($m\ s^{-2}$)

Comme on peut le constater, les facteurs μ_i et p introduisent, dans l'équation, les propriétés du fluide. En fait, ils traduisent la fraction de la perméabilité intrinsèque utilisée par le fluide en conductivité hydraulique tenant compte de la nature du fluide. Par exemple, on remarque au Tableau 1.4 que le rapport p/μ CO_2 est environ deux fois plus élevé que ceux du CH_4 et de l'air. Globalement, sous un différentiel de pression donné, plus la concentration en CO_2 est élevée, plus le mélange gazeux a de la facilité à s'écouler dans le milieu.

Tableau 1.4. Propriétés des principales composantes du biogaz à 20 °C et à pression normale

Composante	Densité ρ (kg/m^3)	Viscosité μ (Pa s)	ρ/μ (s/m^2)	Constante de Henry H (Pa/mole fraction)
CH_4	0.667	1.1 E-5	60636	3.95 E9
CO_2	1.829	1.5 E-5	121933	14.48 E7
air	1.204	1.8 E-5	66888	7.27 E9

L'écoulement par diffusion moléculaire

Une autre partie de l'écoulement se produit par diffusion moléculaire, sous l'action d'un gradient de concentration. C'est la loi de Fick qui est appliquée pour représenter cette partie de l'écoulement. Elle s'exprime ainsi, pour chacune des composantes spécifiques de la phase gazeuse (par exemple l'oxygène, l'azote, le méthane, le dioxyde de carbone...) :

$$J = D_e \Delta C \quad (1.3)$$

Où :

J = le flux de la composante de la phase gazeuse ($\text{mole m}^{-2} \text{s}^{-1}$)

D_e = le coefficient de diffusion effectif de la composante de la phase gazeuse ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)

ΔC = le gradient de concentration de la composante de la phase gazeuse
(mole m⁻³ m⁻¹)

La relation présentée ci-après est proposée par Mbonimpa et al. (2003) pour calculer le coefficient de diffusion effectif d'une des composantes de la phase gazeuse D_e :

$$D_e = 1/n^2 [D_a^0 \Theta_a^{3,5} + H D_w^0 \Theta_w^{3,5}] \quad (1.4)$$

Où :

n = la porosité du milieu (sans dimension)

D_a^0 et D_w^0 = le coefficient de diffusion de la composante libre dans la phase gazeuse et l'eau respectivement (m² s⁻¹)

Θ_a et Θ_w = Respectivement la teneur en gaz et en eau volumique (sans dimension)

H = la constante d'équilibre de concentration spécifique à la composante (loi de Henry) (sans dimension)

Dans cette relation, $(D_a^0 \Theta_a^{3,5})/n^2$ représente la portion de D_e suivant laquelle la composante de la phase gazeuse diffuse dans cette dernière alors que $(H D_w^0 \Theta_w^{3,5})/n^2$ représente la portion de D_e pour laquelle la fraction de la composante de la phase gazeuse passée en solution se diffuse dans l'eau. Cela fait en sorte que D_e combine le flux de la composante gazeuse qui diffuse dans les deux phases.

Les transferts de masse entre les phases

Les composantes du biogaz se distinguent par leurs propriétés spécifiques. Entre autres, trois propriétés influencent particulièrement leur migration. Il s'agit de la viscosité et de la densité, qui affectent l'écoulement par advection dans le milieu gazeux, et la solubilité dans l'eau, qui affecte le transfert de masse entre les phases liquides et gazeuses. Plus le transfert de masse du gaz vers le liquide est important, plus grande est la quantité de gaz dissoute dans l'eau et transportée par advection et diffusion dans cette phase.

Le transfert de masse de la phase gazeuse à la phase liquide est directement proportionnel à la pression partielle de la composante et inversement proportionnel à la constante de Henry. Comme on peut le voir au Tableau 1.4, le CO_2 étant de loin la plus soluble des composantes du biogaz, sa présence en concentration élevée dans le gaz augmente le flux massique de gaz transporté en solution dans l'eau par advection et diffusion.

La température

Les variations de température affectent, directement ou indirectement les processus d'écoulement et les transferts de masse. En effet, elles induisent des variations dans les propriétés des gaz comme la viscosité, la densité et la constante de Henry. Or, les processus de biodégradation de la matière organique génèrent de la chaleur. Comme il est mentionné à la section 2.1.2, lors de la phase aérobie, la température atteint 60 à 70°C. Durant cette phase, Nastev (1998) rapporte que la dégradation d'un kilogramme de glucose produit 9300 kJ de chaleur, ce qui représente la grande majorité de l'énergie générée. Pour la même masse de glucose, durant la méthanogénèse, la température est

beaucoup plus basse. Elle avoisine les 30 à 35°C et seulement 632 kJ de chaleur sont générés. Cela représente 3% de l'énergie produite alors que l'énergie stockée en méthane atteint 89%. La balance est utilisée dans la production de la biomasse.

1.5 Les modèles de production de biogaz

La grande majorité des modèles a été développée pour simuler la production de biogaz générée par la décomposition anaérobie. Il existe trois catégories de modèles : les modèles empiriques, ceux décrivant la cinétique de biodégradation microbienne, et ceux qui simulent individuellement les différentes phases séquentielles de biodégradation.

1.5.1 Les modèles empiriques

Des modèles, complètement empiriques, s'expriment comme suit :

$$d\Pi_c/dt = K_e \Pi_c^{-k} \quad (1.5)$$

Où :

K_e = un facteur d'ajustement de la courbe (sans dimension)

k = le taux de décroissance de la production (année⁻¹)

Π_c = la production cumulative de gaz (m³)

t = le temps (année)

Ils décrivent donc le taux de production du biogaz comme une fonction puissance du temps ou de la production cumulative de gaz à un temps donné.

1.5.2 Les modèles décrivant la cinétique de biodégradation microbienne

Comme le rapportent El-Fadel et al. (1997a), selon la littérature relative à la cinétique de croissance microbienne dans les systèmes en batch, le taux de génération des biogaz peut être prédit en considérant les LES comme des bioréacteurs en batch. Le modèle de croissance microbienne de Monod est le plus couramment utilisé. Il établit la relation entre le taux de dégradation de la matière organique par les microorganismes, la concentration de microorganismes et la quantité de matière organique disponible aux microorganismes. Il s'exprime comme suit :

$$dC/dt = -(K_oXC)/(K_c+C) \quad (1.6)$$

Où :

C = concentration de matière organique (kg m^{-3})

X = la concentration de microorganismes (kg m^{-3})

K_o = le taux maximum de dégradation du substrat par masse de microorganisme (année^{-1})

K_c = la concentration de matière organique à laquelle le taux de dégradation représente la moitié du taux maximum de dégradation (kg m^{-3})

t = le temps (année)

Pour une concentration en microorganismes (X) constante, lorsque que la concentration en matière organique « C » est très grande, on obtient un modèle d'ordre 0 :

$$dC/ dt = -KX \quad (1.7)$$

En exprimant ce modèle en fonction de la production cumulative de biogaz, on obtient :

$$d\Pi_c/dt = -k_b \quad (1.8)$$

Où :

Π_c = la production de gaz cumulative ($m^3 \text{ kg}^{-1}$)

t = temps (année)

k_b = le taux de production ($m^3 \text{ kg}^{-1} \text{ année}^{-1}$)

Dans les modèles d'ordre 0, le taux de génération de méthane est constant dans le temps et indépendant de la quantité de matière organique qui reste à dégrader ou de la quantité de gaz déjà produit. Étant donné les hypothèses sur lesquelles s'appuie ce type de modèle, il s'applique lorsque la quantité de matière qui reste à dégrader est très grande.

En prenant le modèle de Monod et en assumant que la concentration en microorganismes (x) reste constante et que la concentration en matière organique est faible, on obtient le modèle d'ordre 1 de l'équation 1.9 :

$$dC/dt = (KX/K_c)C \quad (1.9)$$

En exprimant ce modèle en fonction de la production cumulative de biogaz, on obtient :

$$d\Pi_c/dt = -k\Pi_p \quad (1.10)$$

Où :

Π_p = la production potentielle de gaz ($m^3 \text{ kg}^{-1}$)

k = taux de décroissance de la génération de biogaz (année^{-1})

Dans ces modèles, le taux de production de méthane est représenté par une fonction qui diminue linéairement avec la quantité de matière organique qui reste à dégrader. Cela introduit donc un facteur exponentiel de décroissance de la production de biogaz. Les modèles d'ordre 1 sont les plus couramment utilisés.

Mis à part les modèles d'ordre 0, dont la production de gaz est constante, le maximum de production de gaz prédit par les modèles présentés ci-haut est obtenu, dès le début de la courbe de production, à t_0 . Cela n'est pas très représentatif de la réalité. C'est pourquoi certains autres modèles ajoutent, soit un temps minimum de réaction (lag time) ou une fonction de production croissante, linéaire ou non, avant la fonction de décroissance. La Figure 1.2, tirée El-Fadel et al. (1997a), montre des exemples pratiques de ces combinaisons de fonctions.

1.5.3 Les modèles de biodégradation séquentiels

Les modèles de biodégradation séquentiels sont beaucoup plus complexes. Ils simulent individuellement certaines phases de biodégradation déjà présentées à la Figure 1.1. Comme les phases sont séquentielles, les extrants des unes

deviennent les intrants des autres. Par exemple, certains modèles, comme celui de Halvadakis (1983), cité par El-Fadel et al. (1989, 1996a, 1997a) et Nastev (1998), considèrent l'hydrolyse du carbone organique solide puis l'utilisation du carbone soluble couplée à la croissance et la décroissance de la biomasse acidogénique et méthanogénique. Finalement, ils calculent la génération de méthane et de dioxyde de carbone en fonction de la transformation de l'acétate. Ce modèle ne considère pas la production de méthane découlant de la réduction du dioxyde de carbone et de l'hydrogène qui, comme le mentionne Nastev (1998), représente de 25% à 30% de la production totale. Haarstrick et al. (2001), utilisent une approche similaire mais y ajoutent la méthanogénèse hydrogénophile. Ce modèle fait aussi intervenir des variables qui influencent les processus de production comme la température, le pH et les transferts gazeux.

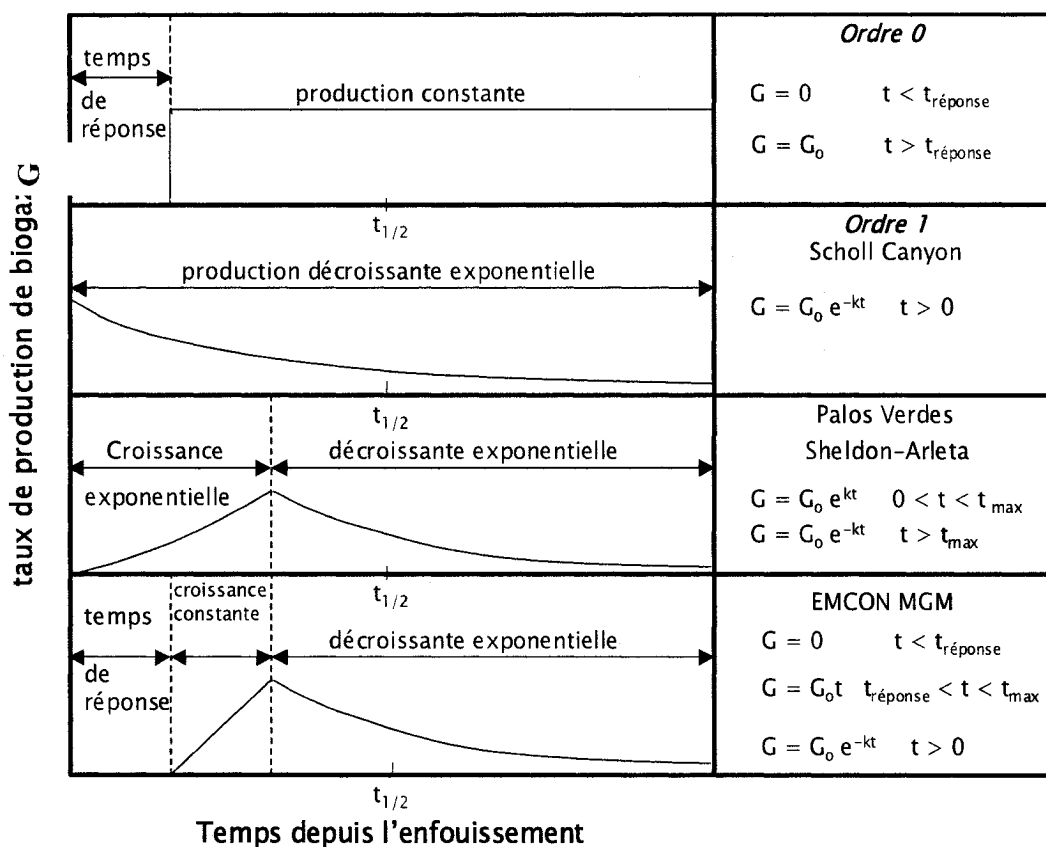


Figure 1.2. Exemples de fonctions utilisées dans les modèles simples de production de biogaz (adapté de El-Fadel et al., 1997a)

Les modèles de ce type s'avèrent peu utilisés parce qu'ils sont très complexes. De plus, ils nécessitent beaucoup de données initiales qui, par surcroît, sont rarement disponibles. Cela amenuise considérablement les gains de précisions que l'on pourrait espérer voir découler de leur sophistication.

1.6 Les modèles d'écoulement

1.6.1 Le concept

Les modèles intègrent généralement un modèle de production et un modèle d'écoulement. La Figure 1.3 représente, de façon conceptuelle, les phénomènes de transfert de masses entre les phases, les processus régissant les écoulements et les conditions limites du lieu d'enfouissement sanitaire (LES). Ces processus peuvent, en partie ou en totalité, être considérés dans les modèles de transport.

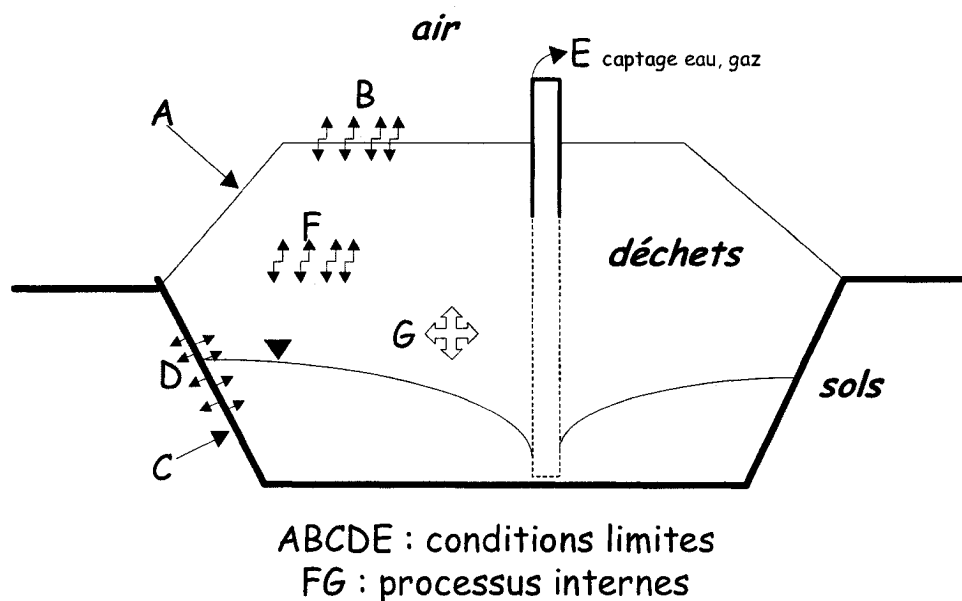


Figure 1.3. Schéma conceptuel des phénomènes pouvant être intégrés dans les modèles de transport

Les conditions limites

À la figure 1.3, les lettres « A », « B », « C », « D » et « E » représentent les conditions limites.

« A » et « B » sont la surface du LES, ou l'interface air/déchets. Les conditions pouvant y être fixées sont les suivantes :

- les conditions de pression atmosphériques et de température ambiante;
- les concentrations des constituants gazeux;
- les conditions de précipitations et d'infiltration;
- les propriétés physiques des matériaux de recouvrement final.

Le long de cette surface, les transferts suivants peuvent être modélisés :

- les échanges gazeux par diffusion et advection entre l'air ambiant et les déchets;
- les échanges gazeux/liquide par solubilisation et volatilisation;
- les transferts de chaleur à l'interface.

« C » et « D » représentent les parois du LES. Dépendant de sa conception, il s'agira d'une limite imperméable aux gaz et à l'eau. Dans ce cas, seuls les échanges thermiques peuvent être modélisés, à moins de fixer une limite de température. Si le LES n'est pas confiné, il s'agira d'une limite transitionnelle entre deux milieux aux propriétés différentes. Dans ce cas, les échanges massiques biphasés peuvent y être modélisés.

« E » représente une limite de pression pour les deux phases. Il est important de mentionner que cette limite est identifiée, sur la figure 1.3 par un puits unique. Elle pourrait tout aussi bien l'être par des systèmes individuels comme

des tranchées de captage ou par la couche drainante sous le recouvrement final en ce qui concerne les gaz, et un réseau de drains incorporé au système de confinement de la cellule d'enfouissement pour la phase liquide.

Les processus internes

À la figure 1.3, les lettres « F » et « G » représentent les processus internes.

La production de biogaz peut y être exprimée soit par des modèles simples, empiriques ou décrivant la cinétique de biodégradation microbienne, soit par des modèles de biodégradation séquentiels.

Les modèles d'écoulement peuvent tenir compte de l'advection seulement ou intégrer aussi la diffusion. L'écoulement peut être modélisé dans la phase gazeuse et dans la phase liquide et tenir compte des transferts de masses entre les phases. Ils peuvent simuler l'écoulement d'une ou plusieurs des composantes des biogaz.

La production et les transferts de chaleur peuvent aussi raffiner les modèles de transport des biogaz. La génération de chaleur y est calculée en fonction directe du taux de génération de méthane. Le transport de chaleur se calcule en fonction des gradients de température et de la conductivité du milieu ou en considérant les transports de chaleur causés par le déplacement même des liquides ou des gaz.

1.6.2 Les principaux modèles

Nastev (1998) propose probablement le modèle le plus complet. La production de biogaz y est représentée par un modèle simple à décroissance exponentielle. La génération de chaleur y est proportionnelle à la production de biogaz. Le modèle d'écoulement est beaucoup plus complexe. Il considère la

migration de quatre composantes (eau, air, CH_4 et CO_2) en phases gazeuse et liquide. Il considère également les transferts de masse par dissolution et par volatilisation d'une phase à l'autre et les transferts de chaleur par conduction dans les deux phases. L'écoulement de la phase gazeuse tient compte de l'advection et de la diffusion. Celui de la phase liquide considère l'advection seulement. Il s'agit d'un modèle trois dimensions.

Le modèle développé par El-Fadel et al. (1996a) compte un module de génération de biogaz basé sur le modèle séquentiel de Halvadakis (1983) (voir section 1.5.3). Le module de transport tient compte de l'écoulement du CH_4 , du CO_2 et de N_2 . La viscosité et le coefficient de diffusion du mélange sont considérés constants et ne tiennent pas compte de la proportion des composantes. Il compte aussi un module de génération et de transport de la chaleur. Ce modèle opère seulement en une dimension.

Arigala et al. (1995) ont proposé un modèle dont le module de génération de biogaz est basé sur un modèle d'ordre 1, mais considérant trois classes de déchets dont la cinétique de dégradation est différente. Le modèle de transport simule l'écoulement d'un mélange homogène de CH_4 , et de CO_2 .

1.7 Les tassements

L'amplitude des tassements, dans les lieux d'enfouissement sanitaire, est extrêmement importante et peut atteindre de 15% et 50% de l'épaisseur initiale des déchets enfouis (Wall & Zeiss, 1995, Ling et al., 1998, El-Fadel & Khoury, 2000, Pereboom et al., 2001, Youcai et al., 2001). De plus, les tassements impliquent une modification de la perméabilité des déchets, dans le temps et dans l'espace. Ils ont conséquemment une influence sur l'écoulement et le captage des biogaz. Finalement, comme ils ne sont pas uniformes, en raison,

entre autres, de l'hétérogénéité des matières enfouies, ils soumettent les puits et collecteurs de captage des biogaz à d'importantes contraintes. Ils sont responsables des bris fréquents.

1.7.1 Les mécanismes de tassements

Comme le rapportent Edil et al. (1990), Bleiker et al. (1995), Wall & Zeiss (1995), Nastev (1998) et El-Fadel & Khoury (2000), les principaux mécanismes de tassements sont les suivants :

- la compression mécanique : déformation, flexion, broyage et réorientation des particules sous l'effet de la charge sus-jacente;
- l'écoulement : déplacement des plus petites particules dans l'interstice des plus grosses;
- la dégradation physico-chimiques : corrosion, oxydation, combustion des particules;
- la dégradation biologique : perte de masse par l'action de bactéries aérobies et anaérobies.

Ces mécanismes interagissent entre eux pour accentuer les tassements.

Généralement les tassements sont classifiés en trois phases de compression (Wall & Zeiss, 1995, Coumoulos & Karyalos, 1999, El-Fadel & Khoury, 2000):

- la compression initiale : elle se produit quasi instantanément lorsque qu'une charge est appliquée sur les déchets. elle est associée à la réduction du volume des vides découlant de la surcharge;
- la compression primaire : elle découle de l'évacuation de l'eau et des gaz interstitiel et advient durant le mois suivant le chargement;

- la compression secondaire : elle est causée par l'affaissement du squelette suivant la dégradation chimique et biologique des matières organiques. Il s'agit de la principale phase de compression et peut résulter en des tassements qui correspondent à 15% à 40% de l'épaisseur initiale (El-Fadel & Khoury, 2000) et environ 25%, en moyenne selon Wall & Zeiss (1995). Cette phase se manifeste sur plusieurs décennies, au rythme du taux de dégradation des matières organiques.

L'amplitude totale des tassements et le taux de compression dépendent, entre autres, du degré initial de compaction, de la nature des déchets enfouis, de l'épaisseur des déchets, de l'historique des charges appliquées (rehaussements des déchets, recouvrement journalier, recouvrement final...) et des conditions environnementales influençant la dégradation de la matière organique. Comme beaucoup de facteurs influencent les tassements, leur étude est passablement complexe.

1.7.2 Les tassements, la densité et la perméabilité des déchets

Peu de documentation a été répertoriée relativement à l'évolution de la densité et de la perméabilité des déchets en fonction des tassements et du temps. Beaven & Powrie (1996), présentent des résultats d'essais de compression en laboratoire. Ces essais, réalisés dans un cylindre d'acier de 2 mètres de diamètre sur trois mètres de long, permettaient de simuler l'évolution de la compression primaire sous des contraintes variant entre 40 kPa et 600 kPa. Cela correspond à une plage d'épaisseur de déchets comprise entre environ 5 et 70 mètres. Durant les essais, la densité, la capacité d'emmagasinement d'eau, la porosité efficace et la perméabilité verticale étaient mesurées. Plusieurs types de déchets ont été testés : déchets récents en vrac, déchets récents broyés et déchets prélevés dans un LES où ils avaient été enfouis à la

fin des années 60. Les principaux résultats de cette étude sont présentés à la Figure 1.4.

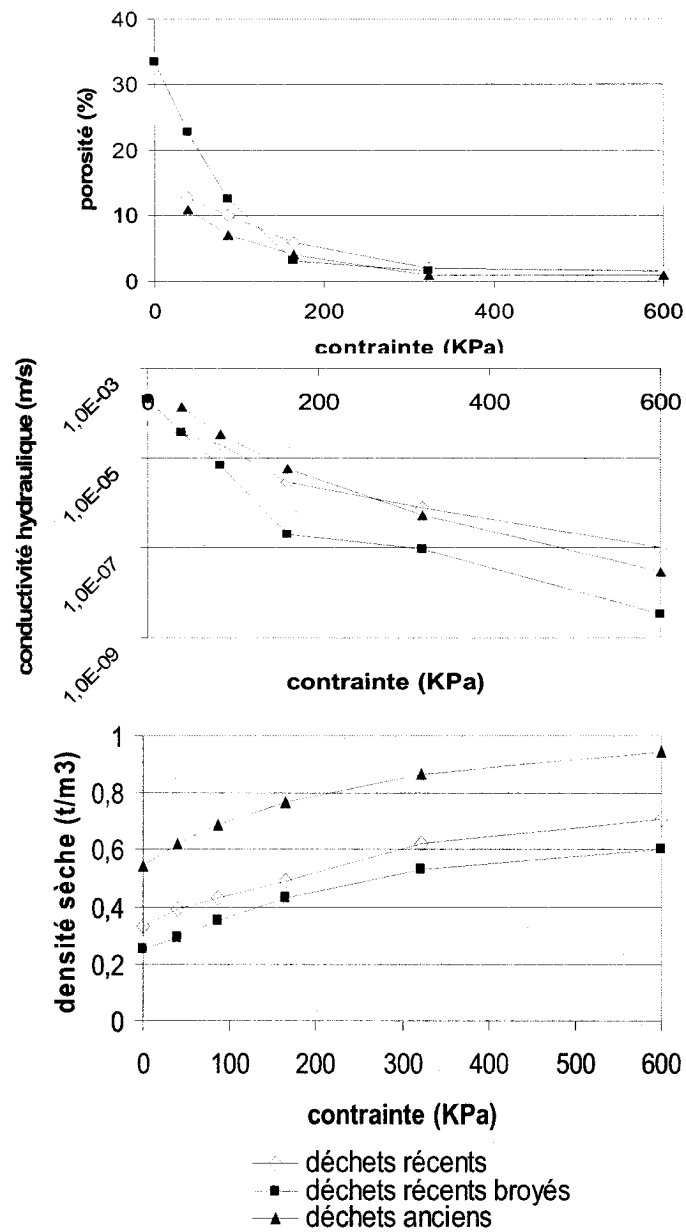


Figure 1.4. Propriétés des déchets en fonction des contraintes (données tirées de Beaven & Powrie, 1996)

À l'examen de la Figure 1.4, il s'avère que la porosité diminue considérablement du sommet des déchets vers la base. En effet, elle est d'environ 30% en surface et inférieure à 2% à une profondeur voisine de 70 mètres. La conductivité hydraulique suit conséquemment la même tendance et diminue de quatre à cinq ordres de grandeur. Quant à la densité, comme le bon sens le prescrit, elle augmente. Cette dernière double littéralement. Le comportement des déchets, tel qu'exprimé dans ce paragraphe, pouvait certainement être anticipé. Cependant, les données expérimentales illustrent bien l'ampleur des impacts de la compression des déchets sur leurs propriétés hydrauliques.

En ce qui concerne les particularités des déchets testés, les données démontrent peu de tendance claire. Cependant, on remarque que la densité des déchets anciens est nettement plus importante que celle des déchets récents, broyés ou non. Comme on pouvait s'y attendre, la conductivité hydraulique des déchets broyés est plus faible que celle des déchets non-broyés. Malgré leur plus grande densité et leur porosité légèrement plus faible, les déchets anciens présentent une conductivité hydraulique proche de celle des déchets récents non-broyés.

Comme il est mentionné précédemment, les expériences de Beaven & Powrie (1996), simulent seulement la compression primaire. Les auteurs évoquent aussi les processus chimiques et biologiques comme facteurs d'influence des propriétés des déchets. Par exemple, la présence de bactéries réduit certainement la porosité et, conséquemment, la conductivité hydraulique.

Bleiker et al. (1995), ont aussi effectué des essais en laboratoire pour mesurer l'évolution de la porosité et de la perméabilité en fonction de la pression. Les déchets testés provenaient d'échantillons prélevés lors de forages de puits

dans le LES de Keele Valley, à Toronto. Les cellules d'essais avaient un diamètre de 63 millimètres et une hauteur de 19 millimètres, ce qui est extrêmement petit compte tenu de l'hétérogénéité des déchets. Les conclusions concordent toutefois avec celles de Beaven & Powrie (1996) : plus la pression augmente, plus la porosité et la conductivité hydraulique diminuent. Cependant, les résultats obtenus sont légèrement différents. Par exemple, pour une pression de 200 kPa, la conductivité hydraulique avoisine $1 \cdot 10^{-7}$ m/s. Pour cette même pression, Beaven & Powrie (1996) ont mesuré une conductivité hydraulique moyenne d'environ un ordre de grandeur plus petite. À 600 kPa, l'écart est un peu moins important. À pressions équivalentes, les densités mesurées par Bleiker et al. (1995) sont un peu plus grandes. Ces derniers mentionnent aussi que, en conditions réelles, un colmatage biologique des vides contribue à réduire la conductivité hydraulique.

Hudson et al. (1999) ont effectué d'autres essais, en utilisant le même montage expérimental que Beaven & Powrie (1996). Ils y ont cependant apporté des modifications de façon à pouvoir mesurer la conductivité hydraulique horizontale. Ils ont observé que la conductivité horizontale est toujours supérieure à la conductivité verticale. De plus, cette anisotropie s'accroît à mesure que la pression augmente. Le rapport conductivité horizontale sur conductivité verticale passe de 2, à 40 kPa, à 5, à 600 kPa. Ce phénomène est expliqué par le fait que les particules, lorsque soumises à la charge, ont tendance à s'orienter perpendiculairement à cette dernière. Cela crée donc une certaine stratification horizontale.

Principalement trois types de modèles sont utilisés pour illustrer les tassements: ceux adaptés de la mécanique des sols, des modèles rhéologiques et des modèles empiriques.

1.8 Les émissions à l'environnement

Les biogaz qui s'écoulent à l'extérieur des frontières physiques de lieux d'enfouissement sont qualifiés d'émissions à l'environnement. Les gaz se dirigent directement à l'atmosphère, créant alors des émissions surfaciques, ou s'échappent par la porosité du sous-sol, à l'interface des déchets et des sols ou du roc qui bordent le site. Il s'agit alors de migration latérale. Les biogaz fuyant les lieux d'enfouissement par migration latérale peuvent aussi éventuellement s'échapper à l'atmosphère.

Les principes de l'écoulement multi phases décrits à la section 1.4. s'appliquent aussi aux émissions à l'environnement. Elles sont conséquemment influencées par les mêmes paramètres.

1.8.1 La mesure des émissions surfaciques

Plusieurs méthodes ont été développées pour quantifier les émissions surfaciques provenant des lieux d'enfouissement. Ces méthodes sont fréquemment décrites et comparées dans la littérature scientifique (Hutchinson & Livingston, 1993, Czepiel et al., 1996, Bogner et al., 1997a, Cossu & Muntoni, 1997, Savanne et al., 1997, Trégourès et al., 1999). Les plus couramment utilisées sont présentées brièvement ci-après.

Cartographie radiale du panache avec un détecteur infrarouge à transformation de Fourier à parcours ouvert (OP-FTIR).

Cette méthode a été mise au point par le « National Risk Management Research Laboratory (NRMRL)» de « United States Environmental protection

Agency (US EPA) ». Elle est entre autres décrite par Hashmonay et al. (2001), Modrak et al.(2005) et Thorneloe (2003). La Figure 1.5 en illustre le principe.

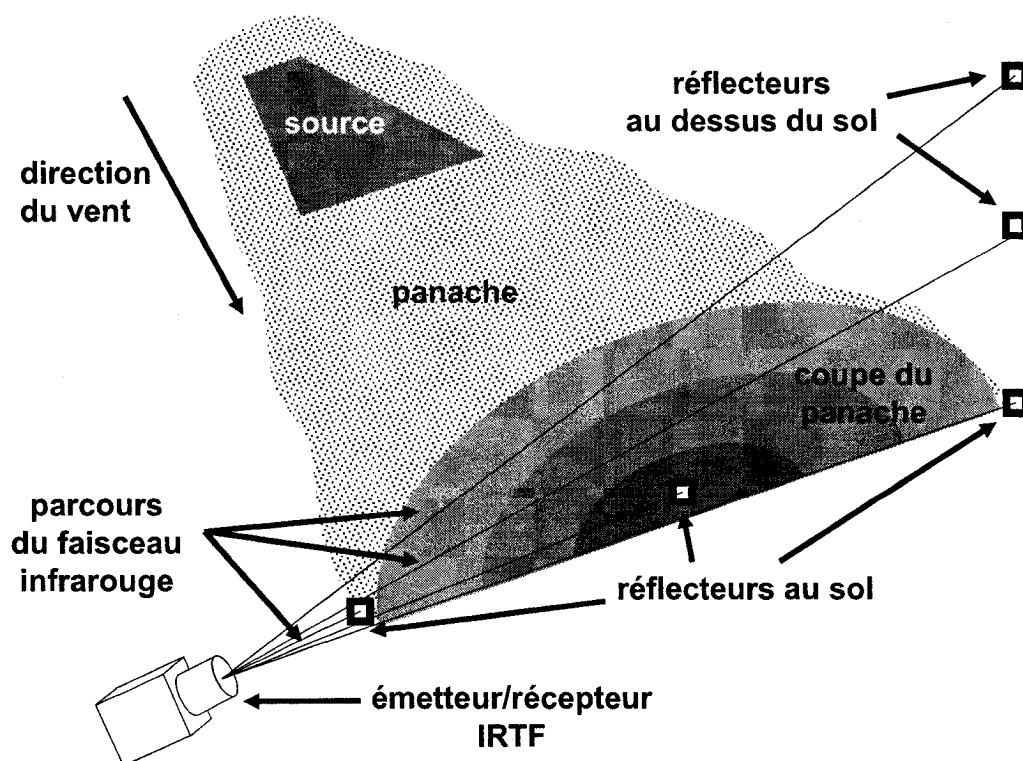


Figure 1.5. Schéma conceptuel de la méthode de cartographie radiale du panache avec un détecteur infrarouge (adapté de Thorneloe, 2003)

La cartographie radiale du panache nécessite l'utilisation d'un OP-FTIR, de plusieurs réflecteurs, d'un anémomètre et d'une girouette. Le OP-FTIR est positionné en aval du lieu d'enfouissement, perpendiculairement à la direction des vents. Il émet un faisceau infrarouge qui est tour à tour dirigé vers des réflecteurs positionnés de part et d'autre du panache. Plus précisément, trois réflecteurs sont placés au sol, de chaque côté du panache et en son centre. Deux autres sont placés du côté opposé au panache, par rapport au OP-FTIR, à différentes hauteurs. La distance entre le OP-FTIR et les réflecteurs doit être connue précisément. Les faisceaux réfléchis retournent au OP-FTIR et, dans

leur parcours, des fréquences spécifiques sont absorbées par les constituants du panache. Le OP-FTIR analyse la longueur d'onde et l'intensité des pics d'absorption infrarouge et calcule la concentration moyenne des constituants de l'air dans le parcours du faisceau.

Les données obtenues avec le OP-FTIR sont ensuite utilisées pour réaliser un modèle gaussien deux dimensions d'iso concentration massique de la coupe verticale du panache. Le modèle et la vitesse moyenne du vent permettent finalement l'estimation des flux de contaminants émis par le lieu d'enfouissement.

La cartographie radiale du panache est une technique peu utilisée pour plusieurs raisons dont les principales sont :

- le OP-FTIR est un appareil de mesure sophistiqué et onéreux;
- l'opération du OP-FTIR nécessite une expertise particulière et peu courante, tout comme c'est le cas pour l'interprétation des données recueillies avec cet instrument;
- l'installation des équipements sur le terrain, notamment les réflecteurs, est longue et requiert l'utilisation d'une plate-forme hydraulique et plusieurs personnes.

Le principal avantage de cette méthode est qu'elle permet l'évaluation globale d'une grande surface émettrice.

Micro météorologie (méthode de corrélation d'Eddy)

Cette méthode s'appuie sur le principe que le flux émis par une surface horizontale peut être calculé en multipliant la vitesse verticale du vent et la concentration (Savane et al., 1997).

Pour être valable, la fréquence de mesure de la composante verticale du vent et la concentration doit être courte (5 à 10 fois par seconde) pour inclure tous les événements de turbulence qui contribuent au flux (Bogner, & Scott, 1995). Trégourès et al. (1999), suggèrent même une fréquence de mesure supérieure à 10 fois par seconde. Cela représente une première contrainte. La topographie du site constitue une seconde contrainte. Cette technique se base sur le fait que le flux mesuré provient d'une surface étendue, se trouvant sous le point des mesures de vitesse et de concentration, en amont du point des mesures. Selon Bogner & Scott (1995) cette surface uniforme devrait se prolonger sur une distance de 75 à 100 fois plus grande que l'élévation, par rapport au sol, du point de mesure. Par exemple, Laurila et al. (2005), ont pris les mesures à 2,5 mètres du sol alors que Trégourès et al. (1999) les ont prises un mètre au dessus du sol. Finalement, les mesures sont réalisées sur une période de 30 à 60 minutes (Bogner & Scott, 1995, Laurila et al. 2005).

La haute fréquence des mesures impose que les instruments aient un temps de réponse très rapide et qu'ils soient reliés à un enregistreur de données. Généralement, le méthane est mesuré avec un appareil à diode laser ou bien avec un chromatographe en phase gazeuse, couplé à un détecteur à ionisation de flamme mesurant les hydrocarbures totaux, que l'on suppose être du méthane. La vitesse et la direction du vent sont mesurées avec un « sonic anemometer ».

Micro météorologie (bilan de masse)

La méthode de bilan de masse est fondée sur l'hypothèse voulant que, pour une surface donnée, quelles que soient ses caractéristiques, le flux émis correspond au débit horizontal de méthane qui passe au point de mesure, intégré sur la pleine hauteur du panache. Peu d'expériences utilisant cette méthode ont pu être recensées.

Pour la mettre en œuvre, Trégourès et al.(1999), ont utilisé un mât de 11 mètres de hauteur, sur lequel se trouvent des anémomètres à 0.2, 0.4, 0.8, 1.5, 3, 6 et 11 mètres du sol. À ces mêmes élévations, se trouvaient des électrovalves permettant d'aiguiller successivement des échantillons, pour analyse, vers un spectromètre.

Gaz traceurs

La méthode des gaz traceurs consiste à mesurer, à plusieurs endroits en aval du vent, la concentration de méthane et celle d'un traceur émis à un débit connu, dans des conditions similaires aux émissions du lieu d'enfouissement. Le ratio des concentrations mesurées des deux gaz est associé au ratio de leur flux respectif. Le traceur gaz utilisé est du SF₆ (Bogner & Scott, 1995, Savanne et al., 1995, Savanne et al., 1997, Trégourès et al., 1999). Les concentrations peuvent être mesurées avec des appareils portatifs pour le méthane (détecteur à ionisation de flamme ou appareil à diode laser) ou être échantillonnées sur le terrain puis analysées en laboratoire (Chromatographie en phase gazeuse - Détecteur à ionisation de flamme pour le méthane et détecteur à capture d'électrons pour le SF₆). Un OP-FTIR peut aussi être utilisé (Savanne et al., 1997).

La méthode des traceurs est peu utilisée car elle nécessite le déploiement d'un réseau d'émission du gaz traceur. Elle a cependant l'avantage de permettre l'évaluation des émissions d'une grande surface.

Gradient de concentration dans les sols

Cette méthode consiste à mesurer un gradient de concentration dans les sols de recouvrement du lieu d'enfouissement et à calculer le flux diffusif de méthane vers l'atmosphère, en utilisant la loi de Fick (voir section 1.4.2). Elle ne tient pas compte de l'advection.

Pour utiliser cette méthode, des sondes multi niveaux doivent être installées à au moins trois profondeurs différentes dans le premier mètre de sol, à chaque point de mesure. Ces sondes permettent d'échantillonner les gaz interstitiels pour quantifier la concentration de méthane. Avant de prélever les échantillons, une purge équivalente au volume du tube des sondes doit être réalisée. Cette méthode est très peu utilisée. Les seules applications recensées sont présentées par Bogner et al.(1993) et Poulsen (2005).

Chambre de flux statique

Les chambres de flux statique sont d'usage courant à travers le monde. En fait, il s'agit de la méthode la plus répandue pour mesurer les émissions de surface. Pour ne donner que quelques exemples, Christophersen et al. (2001), Taramini et al. (2003), Bogner et al. (2003), Cioni et al. (2003), Maciel & Juca (2003), Tomonori et al. (2005) et Scheutz et al. (2005) ont tous utilisé cette méthode.

Les chambres de flux statique consistent en des boîtes fermées sur cinq côtés ou bien en des cylindres ouverts à une extrémité puis chapeautés par une demi

sphère à l'autre. La surface ouverte varie généralement entre $0,03 \text{ m}^2$ et 1 m^2 . Leur volume se situe entre $0,003 \text{ m}^3$ et $0,01 \text{ m}^3$. Leur fonctionnement est simple. Leur surface ouverte est déposée à la surface du sol et la concentration de méthane est mesurée fréquemment à l'intérieur de la chambre. Le flux se calcule comme suit :

$$J = (dC/dt)/(V/A) \quad (1.11)$$

où :

J = flux ($\text{mole m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)

dC/dt = la variation de concentration sur la variation de temps ($\text{mole m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)

V = volume de la chambre (m^3)

A = la surface ouverte de la chambre (m^2)

Certaines chambres sont équipées d'un agitateur mécanique à l'intérieur pour homogénéiser la concentration. D'autres sont couplées à un détecteur portatif qui permet de pomper l'air de la chambre et de l'y retourner une fois passé dans l'analyseur. Ainsi l'air intérieur de la chambre se mélange et la concentration peut être suivie en continu.

Les principaux avantages des chambres de flux statique sont qu'elles sont peu coûteuses et faciles d'utilisation. De plus, comme les mesures prennent entre quelques minutes et une vingtaine de minutes à réaliser, il est possible d'en faire un bon nombre en relativement peu de temps.

Il est généralement admis que les chambres de flux statique sous-estiment les émissions parce que la concentration augmentant dans la chambre fait en sorte que le gradient de concentration diminue entre les sols de recouvrement et

l'intérieur de la chambre de flux. De plus, la pression peut augmenter à l'intérieur réduisant ainsi le gradient de pression.

Comme la chambre de flux statique permet de mesurer le flux ponctuel seulement, pour évaluer les émissions d'un site complet, un grand nombre de mesures doivent être prises en autant d'endroits différents. Des méthodes géostatistiques peuvent ensuite être utilisées pour estimer le flux total de la surface couverte (Spokas et al., 2003).

Chambre de flux dynamique

La chambre de flux dynamique est aussi une méthode largement utilisée (Eklund, 1992, Khalil, 1998, Mosher et al., 1999, Fécil et al., 2003). Elle ressemble à la chambre de flux statique. Cependant, elle est alimentée à un débit contrôlé d'air préalablement filtré ou par un cylindre d'air ultra pur. Lors de la prise de l'échantillon, les débits d'entrée et de sortie sont contrôlés en conditions isocinétiques de façon à préserver des pressions similaires au dedans et au dehors de la boîte. Selon Park & Shin, (2001) la mesure doit être prise après au moins trois changements d'air dans la chambre. En supposant que le débit volumique des émissions est faible par rapport au débit d'air pur alimenté et connaissant ce débit d'air pur, en mesurant la concentration de méthane dans la chambre, le flux est calculé comme suit :

$$J = C Q A^{-1} \quad (1.12)$$

où :

J = le flux ($\text{mole m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)

C = la concentration (mole/m^3)

Q = le débit volumique alimenté à la boîte de flux ($\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$)

A = l'aire de la boîte de flux (m^2)

Il est généralement admis que les chambres de flux dynamique donnent de meilleurs résultats que les chambres de flux statique en raison de la pression qui est la même dans la chambre qu'à l'extérieur et parce que la concentration dans la chambre n'augmente pas systématiquement lors de l'échantillonnage. Les mesures prennent cependant beaucoup plus de temps à réaliser, puisqu'elles nécessitent entre une heure trente minutes et deux heures de travail.

Corrélation Chambre de flux – concentration de méthane au sol

Fécil et al. (2003; voir annexe 1) ont développé une méthode de mesure des émissions de méthane qui s'appuie sur une forte corrélation établie entre des mesures effectuées avec une chambre de flux dynamique et la concentration de méthane au sol, telle que mesurée suivant la méthode ISM (instantaneous surface monitoring) présentée ci-après.

La méthode ISM est non quantitative et permet simplement d'identifier les endroits où se produisent des émissions. Cette méthode est décrite par Cooper & Bier (1997). Elle consiste à ratisser le site avec un appareil portatif muni d'un détecteur à ionisation de flamme (FID). Les mesures sont prises entre 0,05 mètre et 0,07 mètre du sol, lorsque la vitesse du vent est inférieure à 16 km/h. Le site est divisé en parcelles d'environ 30 mètres par 150 mètres. Les parcelles dont la concentration maximum dépasse 500 ppm de méthane sont ainsi identifiées. L'exploitant peut alors prendre des mesures correctives pour réduire les émissions. Cette méthode est rapide à mettre en œuvre et peu coûteuse.

Fécil et al. (2003) ont donc procédé à la réalisation de plus de 130 mesures d'émissions de surface de méthane avec une chambre de flux dynamique en effectuant préalablement des mesures de concentration de méthane au sol, suivant le protocole de mesure de la méthode ISM, à l'endroit choisi pour déposer la chambre de flux. Ces mesures ont servi à établir la corrélation linéaire suivante entre la concentration de méthane au sol et le flux de méthane :

$$J = 0,3647 C \quad (1.13)$$

où :

J = flux ($\mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$)

C = Concentration (ppmv)

Grâce à cette corrélation, qui présente un coefficient de détermination R^2 de 0.92, le site est premièrement ratissé selon la méthode ISM pour ensuite calculer un flux à chacun des points de mesure. De plus, lors des relevés, il est possible de s'attarder aux secteurs de plus fortes émissions afin de mieux les circonscrire. Afin de localiser facilement les points de mesures de concentration de méthane au sol, le FID est couplé à un GPS et les données géoréférencées sont enregistrées, à la fréquence désirée, dans à un carnet électronique.

Les flux géoréférencés ainsi calculées sont finalement utilisés pour estimer l'émission totale du site, par le biais de méthodes géostatistiques, telles que proposées par Börjesson et al. (2000) et Spokas et al. (2003).

Cette méthode représente plusieurs avantages. D'abord, elle est peu coûteuse à déployer. Ensuite, elle permet d'obtenir une grande densité de données dans

un court laps de temps. Cela est particulièrement important car des facteurs comme les fluctuations de température et de pression atmosphérique ou les infiltrations d'eau de précipitations affectent l'intensité des émissions dans un court intervalle de temps. Finalement, il est simple et rapide de former du personnel pour réaliser les relevés. Les techniciens doivent simplement savoir manipuler les appareils et connaître quelques consignes à appliquer pour garantir la qualité des données.

Le principal désavantage de la méthode est qu'il faille prendre les mesures de concentration de méthane au sol lorsque la vitesse du vent est inférieure à 16 km/h.

1.8.2 Les émissions par migration latérale et leur quantification

Une fois les biogaz dans les sols adjacents au lieu d'enfouissement, ils s'écoulent dans les directions suivant lesquelles les gradients de pression et de concentration sont les plus élevés. Dépendant des propriétés hydrauliques du milieu, de l'existence de chemins préférentiels comme des fissures ou des conduites et des barrières physiques à l'écoulement des gaz, ils tendront à s'échapper à l'atmosphère à une distance plus ou moins grande du site.

La perméabilité, tout comme les gradients de pression et de concentration, subit des fluctuations temporelles importantes. Il en est donc de même pour les débits d'émissions. À cet effet, les conditions rencontrées à la surface des sols sont particulièrement importantes. Par exemple, Metcalfe & Farquhar (1987) ont observé, au site d'enfouissement Ottawa Street landfill, Kitchener, Ontario, que les gaz migrent sur une distance plus grande en hiver, lorsque les sols saturés sont gelés en surface. Cela a pour effet d'imperméabiliser la surface durant une longue période de temps. Franzidis et al. (2008) ont aussi fait une observation

similaire au lieu d'enfouissement du Complexe environnemental de Saint-Michel de la ville de Montréal. À la fin de l'été 2005, des précipitations abondantes ont fait en sorte que les sols de surface sont demeurés saturés d'eau plusieurs semaines. Durant cette période, le biogaz était confiné dans les sols, ce qui favorisait la migration latérale.

Plusieurs études relatives à la migration latérale ont été réalisées (Metcalf & Farquhar, 1987, Williams et al., 1999, Christophersen & Kjeldsen, 2001, Poulsen et al., 2001, Nastev et al., 2003, Franzidis et al., 2008). La majorité avait pour but de prédire l'étendue du panache de biogaz dans les sols voisins de lieu d'enfouissement ou d'identifier les facteurs influençant la migration latérale. Plusieurs présentent une méthodologie similaire. Il s'agit d'utiliser un modèle d'écoulement, tels que ceux énumérés à la section 1.6, ajusté sur des données de terrain. Par exemple, Poulsen et al. (2001), ont étudié le lieu d'enfouissement municipal de Skellingsted au Danemark. Ils ont développé un modèle tenant compte de l'écoulement par advection et par diffusion du méthane, du dioxyde de carbone et de l'oxygène. Ce modèle inclut des relations empiriques basées sur des mesures effectuées sur des échantillons non remaniés de sols pour le coefficient de diffusion et pour la perméabilité à l'air. Il tient aussi compte de l'oxydation biologique du méthane par une relation empirique basée sur des mesures de terrain dans laquelle le taux d'oxydation est fonction de la température des sols. Les intrants mesurés nécessaires à ce modèle sont la teneur en eau, la température et le contenu en matière organique des sols. Il a été ajusté sur des mesures de concentration de méthane et de dioxyde de carbone et des mesures de flux à l'atmosphère prises au cours d'une année complète. Une analyse de sensibilité a montré que ce sont la perméabilité à l'air et la teneur en eau des sols qui ont le plus d'influence sur la migration latérale. L'oxydation biologique et les fluctuations de la pression atmosphérique ont aussi une certaine influence alors que le flux

diffusif en a peu. Un second exemple est le modèle développé par Nastev et al. (2003). Il simule l'écoulement de l'eau, du méthane, de l'azote et du dioxyde de carbone dans un milieu partiellement saturé pour le lieu d'enfouissement sanitaire de Saint-Étienne-des-Grès, Canada. Ce modèle a simulé l'efficacité d'éventuels puits de captage des biogaz, dans les déchets, pour contrer la migration latérale.

Seuls les travaux de Franzidis, et al. (2008), ont mené à une estimation des flux de biogaz émis par migration latérale. Le site à l'étude est celui de la Ville de Montréal (Complexe environnemental de Saint-Michel), Canada. L'article complet est présenté à l'Annexe 2. Trois années de monitoring ont permis d'observer un patron de fluctuations saisonnières de la migration latérale. De septembre à mai, les sols de surface sont saturés d'eau ou gelés. Dans ces conditions, il n'y a guère d'émissions de surface et les sols non saturés d'eau se saturent en biogaz. De mai à septembre, les biogaz accumulés dans les sols s'échappent lentement à l'atmosphère. Durant cette période, 10 campagnes de mesure d'émissions de surface, selon la méthode de corrélation chambre de flux – concentration de méthane au sol (voir section 1.7.1) ont été réalisées. Les émissions de méthane totales annuelles ont été estimées à environ 100 tonnes par année sur le terrain expérimental de 0.5 hectares.

1.8.3 L'oxydation biologique du méthane

Lorsque les biogaz migrent à l'atmosphère, une fraction du méthane qu'ils contiennent peut être oxydée par des bactéries méthanotrophes. Comme il s'agit de bactéries aérobies, leur activité se manifeste dans les sols de surface, où il y a présence d'oxygène.

Lors de ce processus biologique, le méthane est oxydé successivement en méthanol, formaldéhyde, formate et dioxyde de carbone, sous l'action de différentes enzymes (Acha et al., 2002). Tel que cité par Stein et al. (2001), pour une mole de méthane oxydée, 1,8 mole d'oxygène est consommée et 0,8 mole de dioxyde de carbone est produite. Les bactéries utilisent donc 20% du carbone pour soutenir leur métabolisme.

Outre la présence d'oxygène et de méthane, les principales conditions environnementales assurant l'activité méthanotrophe, telles que répertoriées par Stepniewski & Zygmunt (2003) sont les suivantes :

- la température du sol est optimale entre 25°C et 30°C. L'activité bactériologique diminue lorsque la température s'éloigne de cette plage;
- le pH du sol doit être compris entre 3,5 et 8. Il est optimal entre 6 et 7;
- les bactéries méthanotrophes ont besoin d'un minimum d'eau. Dans un sable silteux, une teneur en eau gravimétrique comprise entre 10% et 20% est optimale. En dessous de cette plage, l'activité bactériologique diminue grandement alors qu'elle s'estompe lentement lorsque la teneur en eau dépasse le 20%.

Bogner et al. (1997a) rapportent que les bactéries méthanotrophes se retrouvent en abondance dans l'environnement et qu'elles peuvent représenter jusqu'à 8% du total des populations hétérotrophes. De plus, le phénomène d'oxydation biologique a été observé fréquemment dans les lieux d'enfouissement sanitaire, que ce soit lors de la mesure d'émissions atmosphériques sur les lieux même (Bogner et al., 1995, Chanton & Liptay, 2000, Börjesson et al., 2001, Scheutz et al., 2003) ou à proximité suite à de événements de migration latérale (Ward et al., 1996, Christophersen & Kjeldsen, 2001).

Il est possible d'estimer le taux d'oxydation du méthane en utilisant le profil de concentration de méthane et de dioxyde de carbone dans les sols et le flux de ces mêmes gaz en surface des sols. Comme l'explique Christophersen et al. (2001), par cette méthode, il est supposé que le dioxyde de carbone ne se dissout pas dans l'eau d'infiltration et qu'il provient uniquement du biogaz ou de l'oxydation biologique du méthane. En conditions d'équilibre, le flux total de biogaz, au bas du profil est le même qu'en surface tel qu'exprimé à l'équation 1.14 :

$$J_{\text{biogaz}} = J_{\text{CH}_4 \text{ surface}} + J_{\text{CO}_2 \text{ surface}} = J_{\text{CH}_4 \text{ sols}} + J_{\text{CO}_2 \text{ sols}} \quad (1.14)$$

Où :

$$J = \text{flux (mole m}^{-2} \text{ s}^{-1}\text{)}. \quad (1.15)$$

Connaissant le flux de méthane et de dioxyde de carbone en surface et le rapport méthane/dioxyde de carbone dans les sols, le flux dans les sols se calcule comme suit :

$$J_{\text{CH}_4 \text{ sols}} = [J_{\text{CH}_4 \text{ surface}} + J_{\text{CO}_2 \text{ surface}}] [C_{\text{CH}_4 \text{ sols}} / (C_{\text{CH}_4 \text{ sols}} + C_{\text{CO}_2 \text{ sols}})] \quad (1.16)$$

Où :

$$C = \text{concentration (ppmv)}.$$

Finalement, la différence entre le flux de méthane dans les sols et le flux de méthane en surface représente le flux de méthane oxydé :

$$J_{\text{ox}} = J_{\text{CH}_4 \text{ sols}} - J_{\text{CH}_4 \text{ surface}} \quad (1.17)$$

Une seconde technique utilisée pour calculer le taux d'oxydation biologique du méthane s'appuie sur le fait que les bactéries méthanotrophes assimilent préférentiellement le méthane contenant l'isotope 12 (^{12}C) du carbone comparativement à celui contenant l'isotope 13 du carbone (^{13}C) (Chanton & Lyptay, 2000). Ainsi, lorsque du méthane est oxydé, il s'ensuit un enrichissement en ^{13}C dans le méthane qui migre vers l'atmosphère. Observer l'enrichissement du méthane en ^{13}C permet de s'assurer qu'une partie du méthane est bel et bien oxydée et permet de calculer le taux d'oxydation biologique.

Le résultat des mesures d'isotopes, identifiés par le symbole $\delta^{13}\text{C}$, s'exprime en partie par millier (‰) et se calcule comme suit :

$$\delta^{13}\text{C} = [(R_{\text{échantillon}}/R_{\text{standard}}) - 1] * 1000 \quad (1.18)$$

Où :

$R_{\text{échantillon}}$ et R_{standard} = le ratio $^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$ dans l'échantillon et le standard, respectivement.

L'équation suivante est utilisée pour calculer la fraction oxydée (f_o) du méthane dans la couche de recouvrement (Liptay et al., 1998, Christophersen et al., 2001) :

$$f_o = [\delta E - \delta A] / [(\alpha - 1) 1000] \quad (1.19)$$

Où :

δE et δA = $\delta^{13}\text{C}$ dans la zone du méthane émis à l'atmosphère et dans la zone anoxique des sols respectivement.

α = facteur de fractionnement associé à l'oxydation du méthane. Ce facteur illustre le « degré de préférence » des bactéries pour le ^{12}C (sans dimension)

Le facteur α est obtenu en injectant une quantité connue de méthane provenant du lieu d'enfouissement dans un système fermé dans lequel des sols sont en incubation. Le $\delta^{13}\text{C}$ du méthane est mesuré avant l'ajout à l'incubateur. Durant l'incubation, le $\delta^{13}\text{C}$ est périodiquement mesuré de même que la concentration de méthane. Le facteur de fractionnement α se calcule comme suit :

$$\delta^{13}\text{C}_t = 1000 (1/\alpha - 1) \ln(M/M_0) + \delta^{13}\text{C}_{t0} \quad (1.20)$$

Où :

M/M_0 = fraction de méthane restant au temps t , $\delta^{13}\text{C}_t$ est le $\delta^{13}\text{C}$ au temps t et $\delta^{13}\text{C}_{t0}$ est le $\delta^{13}\text{C}$ initial (sans dimension).

Chanton & Liptay (2000) ont répertorié, dans la littérature, différents facteurs de fractionnement. Pour des émissions de site d'enfouissement, ils sont compris entre 1,008 et 1,049. Les mêmes auteurs émettent l'hypothèse que lorsque les concentrations en méthane sont élevées, les bactéries sont plus sélectives, ce qui aurait pour effet de faire augmenter α . Finalement, il a été démontré que α est influencé par la température. Chanton & Liptay (2000) ont observé qu'à 25°C, $\alpha = 1,022$ et qu'il diminue de 0,000435 pour chaque degré de plus.

1.9 Le captage des biogaz

1.9.1 Les objectifs poursuivis

L'implantation des réseaux de captage des biogaz vise un certain nombre d'objectifs particuliers qui peuvent servir à établir des critères de performance. Les conditions de performances optimales d'un réseau de captage devraient faire en sorte que le débit de gaz capté soit égal au taux de production de gaz. Il s'agit là du critère de performance ultime. Il est cependant admis que cet état d'équilibre est très difficile à atteindre et que le débit capté est généralement inférieur au taux de production.

Le Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (2006) édicte les critères d'exploitation suivants en ce qui concerne le système de captage des biogaz :

- il doit contenir la migration latérale des biogaz de façon à ne pas permettre de concentrations en méthane supérieures à 1.25% dans les sols voisins du LES;
- le fonctionnement du système de captage ne doit pas provoquer d'augmentation de température susceptible de causer un incendie dans une zone de dépôt;
- les concentrations d'azote ou d'oxygène doivent être respectivement inférieures à 20 % et à 5 % par volume dans chacun des drains et des puits de captage du système qui sont situés dans toute section de zones de dépôt ayant fait l'objet d'un recouvrement final;
- la concentration de méthane à la surface des zones de dépôt soumises à l'action de ce système doit, pendant cette même période, être inférieure à

500 ppm, en volume, que ces zones aient ou non fait l'objet d'un recouvrement final.

Plusieurs autres réglementations proposent des critères similaires relatifs au contrôle des émissions atmosphériques et à la qualité de l'air (United States Environmental Protection Agency, 1996, Oregon Department of Environmental Quality, 1998, Offermann-Class, 1999, South Coast Air Quality Management District (AQMD), 2000).

La Solid Waste Association of North America (SWANA, 1997) a émis des lignes directrices concernant l'opération des réseaux de captage des biogaz. Ces lignes directrices peuvent aussi définir certains critères de performance. Elles visent en effet à capter le plus de biogaz possible, tout en respectant les contraintes suivantes :

- restreindre au minimum les infiltrations d'air dans les déchets pour éviter de perturber les conditions de dégradation anaérobies et faire décroître le potentiel énergétique du gaz ou encore éviter une situation propice aux incendies souterrains;
- restreindre au minimum les infiltrations d'air dans le réseau de captage afin de garantir des conditions d'opération sécuritaires.

En résumé, on pourrait définir la performance d'un réseau par sa capacité à :

- contrer la migration latérale ;
- minimiser les émissions atmosphériques ;
- garantir une opération sécuritaire ;
- préserver des conditions de dégradation anaérobies.

1.9.2 Les réseaux de captage des biogaz

Les réseaux de captage des biogaz peuvent être passifs ou actifs. Un comme l'autre, ils ont comme composante principale des ouvrages de captage qui sont soit des puits verticaux, ou des puits horizontaux ou des tranchées de captage. Ce sont les puits verticaux qui sont le plus largement utilisés, probablement parce qu'il s'agit des ouvrages les plus faciles à implanter dans des sites existants (Willumsen, 2003). Au Québec dans la grande majorité des LES équipés de réseaux de captage, on retrouve principalement des puits verticaux.

Dans le cas des réseaux passifs, on compte sur la pression créée lorsque les gaz se génèrent pour en forcer l'écoulement vers les ouvrages de captage. Ensuite, les gaz peuvent être ventilés à l'atmosphère ou brûlés dans des torchères.

Les réseaux de captage sont qualifiés « d'actifs » lorsque que les puits sont reliés à des équipements de soutirage (ventilateurs ou compresseurs) qui permettent d'appliquer une succion sur les puits. Les puits sont habituellement reliés à un poste d'aspiration, via des conduites collectrices, localisées en surface et organisées en réseaux dendritiques ou bouclés.

Les puits de captage verticaux

Les puits de captage des biogaz sont généralement forés en grand diamètre (entre 60 et 100 cm). Leur profondeur atteint le niveau saturé des déchets ou quelques mètres au-dessus du fond du LES. Des tubages et crépines de polyéthylène haute densité (PEHD) ou de chlorure de polyvinyle (CPV), d'un diamètre variant entre 10 et 20 cm, sont utilisés. Vis-à-vis la crépine, l'espace

annulaire est comblé avec une pierre nette, non susceptible de réagir avec les eaux de lixiviation. Un bouchon de bentonite isole généralement la crépine de la surface afin de prévenir les infiltrations d'air dans le réseau. En surface, les puits sont reliés à une conduite collectrice, généralement avec un tube flexible. Une valve, montée à la jonction de la tête du puits et du tube flexible, permet d'ajuster la succion appliquée dans le puits. Finalement, on y retrouve aussi des nourrices et des connecteurs pour mesurer la succion, de part et d'autre de la valve, pour y connecter un analyseur portatif de gaz ou pour y prélever des échantillons.

La distribution des puits sur le LES

Le rayon d'influence réel des puits verticaux est un paramètre primordial dans la conception des réseaux de captage. Il dépend, entre autres, de la perméabilité aux gaz du milieu, qui elle-même est fonction de la porosité et de la saturation. La porosité et la saturation varient elles-mêmes dans le temps et l'espace en fonction, entre autres, de l'hétérogénéité des déchets, des conditions de confinement, de la consolidation primaire et secondaire, des conditions climatiques ou de l'épaisseur des déchets. C'est pourquoi la littérature n'est pas très précise à propos des rayons d'influence. Par exemple, Tchobanoglous & Kreith (2002) suggèrent une distance de 30 à 60 m, Gendebien et al. (1992) mentionnent que le rayon d'influence varie de 8 m à 30 m et Environment Canada (1996) l'estime de moins de 30 m à 150 m. Des essais réalisés à l'automne 2000 au LES de la Ville de Montréal ont montré qu'il existait un chevauchement des rayons d'influence de certains puits distants d'environ 30 mètres. Cet état de fait traduit bien le constat de Lofy (1996) qui mentionne que la conception et l'opération des puits de captage se base principalement sur les expériences acquises plutôt que sur la connaissance scientifique.

Néanmoins, certains auteurs proposent des méthodes théoriques ou des essais de terrain permettant d'évaluer les rayons d'influence. La méthode la plus complète est certainement la méthode 2E de US EPA (United States Environmental Protection Agency, 1999). Il s'agit d'essais de pompage qui permettent d'évaluer la perméabilité aux gaz des déchets. Cette méthode préconise le forage de trois puits de pompage, disposés en triangle équilatéral de 90 mètres, et l'installation de 18 sondes visant la mesure de la répartition des pressions autour des puits de pompage. Il s'agit d'une méthode coûteuse et longue à effectuer. De plus, elle fournit une mesure valable au temps où l'essai est réalisé.

Bagchi (1994) propose une méthode d'essais de terrain beaucoup plus simple que la méthode 2E, tant dans son application que dans son interprétation. Elle fournit cependant beaucoup moins d'informations. Elle nécessite le forage ou l'utilisation d'un puits de captage, autour duquel on implante des sondes de pression le long de trois axes s'éloignant du puits. L'angle entre les axes est de 120 degrés. Sur chacun des axes, des sondes d'observation de pression (puits d'observation scellé sur lequel on installe un manomètre) sont installées à 5, 10, 20 et 40 m du puits de captage, à des profondeurs de 0.2, 0.5 et 0.8 fois l'épaisseur des déchets. Ce dernier est mis en dépression durant 48 heures, pour atteindre un équilibre. Le captage se poursuit durant 3 jours, au cours desquels les pressions sont relevées dans les sondes. Le rayon d'influence s'observe directement dans les sondes. Cet essai semble sommaire et incomplet, puisqu'il ne prescrit aucune procédure reliée à la succion de captage à appliquer, ne propose aucun objectif de concentration de méthane ou d'oxygène dans le gaz capté, ne suggère pas de mesurer le débit de gaz capté.

EMCON Associates (1980) suggèrent d'évaluer les rayons d'influence sur une base théorique, en utilisant une équation qui considère le taux de production de biogaz, la densité des déchets en place et l'épaisseur des déchets. Cette approche nécessite la formulation d'hypothèses qui font en sorte que les résultats demeurent incertains.

1.9.3 Les facteurs qui influencent la performance des réseaux de captage

Nombreux sont les facteurs qui influencent la facilité à laquelle le biogaz est capté. De plus, l'étude de ces facteurs implique un regard global sur les LES puisqu'ils interagissent souvent les uns avec les autres, varient en fonction des conditions et de l'environnement spécifiques des LES et aussi en fonction du temps. Le climat, la nature des déchets enfouis, les techniques d'enfouissement ou les types et l'efficacité des systèmes de confinement sont autant d'exemples des conditions spécifiques. Certaines de ces conditions ont un effet direct sur les réseaux de captage alors que d'autres agissent indirectement. Il en résulte que la performance des réseaux passe par la flexibilité qu'ils offrent pour les adapter à tous ces changements qui se manifestent sur plusieurs échelles de temps (jours, semaines, saisons, années, décennies...).

Les facteurs relatifs à l'écoulement des biogaz

Les facteurs qui influencent l'écoulement des gaz dans les déchets contrôlent la facilité des gaz à cheminer, par advection (sous l'effet de gradients de pression), des déchets vers les puits de captage. Ils ont donc une incidence considérable sur l'efficacité des réseaux de captage. Les aspects théoriques de l'écoulement des biogaz ont déjà été abordés à la section 1.4. Sont examinés, dans les paragraphes suivants, quelques éléments pratiques.

La porosité et la perméabilité du milieu

La perméabilité (k) définit l'aptitude du milieu poreux à se laisser traverser plus ou moins facilement par un fluide. Elle dépend de la dimension des pores, de leur arrangement et de leur interconnexion.

La porosité diminue avec l'augmentation de la compacité. Dépendant de la nature des déchets, des modes d'enfouissement et des équipements utilisés, le degré de compaction peut varier grandement. La compaction à l'enfouissement peut d'ailleurs fluctuer beaucoup d'un LES à l'autre et se situe dans une plage comprise entre 600 et 1000 kg/m³.

D'autres facteurs que la compaction des déchets à la mise en place affectent aussi la porosité des déchets. En effet, sous le poids des déchets eux-mêmes, ces derniers se consolident. Ceci implique que la porosité diminue avec la profondeur et que, plus l'épaisseur de déchets est grande, plus ce phénomène devient important.

Plusieurs auteurs, dont Burrows et al. (1997) et Cossu et al. (1997), ont mesuré des conductivités hydrauliques saturées in situ de l'ordre de 10^{-6} m/s. Des résultats similaires ont été obtenus lors d'essais pratiqués au LES de la Ville de Montréal (non publiés). Rappelons que la conductivité hydraulique saturée est l'expression de la perméabilité, lorsque l'on tient compte de la densité et de la viscosité du fluide qui s'écoule dans le milieu poreux. Ces conductivités hydrauliques ($\sim 10^{-6}$ m/s), qui ne sont relativement pas très élevées, se comparent à celles de silt sableux. Comme elles ont été mesurées in situ, elles intègrent aussi l'écoulement de l'eau dans le recouvrement journalier. Or, ce dernier représente, suivant les normes édictées par la réglementation québécoise, un minimum de 10% du volume des déchets. Le recouvrement

journalier peut donc introduire une certaine anisotropie entre la perméabilité verticale et la perméabilité horizontale. De plus, si les matériaux utilisés sont grossiers, les couches de recouvrement journalier peuvent faciliter l'écoulement des biogaz vers les puits et influencer positivement la performance du réseau de captage. Dans le cas contraire, ils nuiront à l'écoulement des gaz et favoriseront même la création de nappes perchées dans les déchets. Cela peut aussi créer des conditions défavorables au captage.

Au Québec, le Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles impose que le sol utilisé pour le recouvrement journalier des matières résiduelles doit avoir en permanence une conductivité hydraulique minimale de 1×10^{-4} cm/s et moins de 20% en poids de particules d'un diamètre égal ou inférieur à 0,08 mm. Dans la pratique, les exploitants utilisent les matériaux qui sont disponibles aux meilleurs coûts. La plupart en tirent même un revenu, en les puisant parmi les matériaux d'excavation qui leur sont apportés pour élimination. Si, dans une région donnée, les dépôts meubles contiennent une large proportion de sols fins, le recouvrement journalier est peu perméable. C'est le cas notamment pour la région de Montréal. D'autres régions, comme celle de Trois-Rivières, sont beaucoup plus riches en dépôts sableux et les LES disposent de matériaux de recouvrement journalier beaucoup plus appropriés aux besoins de captage des biogaz.

Dans un lieu d'enfouissement sanitaire, les propriétés hydrauliques des déchets changent dans l'espace et dans le temps, en raison de la dégradation même de la matière organique et de la consolidation secondaire qui en découle. En fait, la densité, la porosité et la perméabilité diminuent avec l'épaisseur des déchets. Cela fait en sorte de diminuer la performance du réseau de captage.

Le degré de saturation

Tel qu'il est déjà fait mention à la section 1.4, le degré de saturation des déchets influence le captage des biogaz puisque son augmentation entraîne la diminution de la perméabilité au gaz.

Le degré de saturation représente donc un facteur qui peut devenir important car, dans le lieu d'enfouissement même, il peut fluctuer dans le temps. Cela a pour effet de modifier la facilité avec laquelle le gaz s'écoule vers les puits de captage des biogaz et, donc, de faire fluctuer le rayon d'influence des puits. Le degré de saturation est influencé par l'humidité déjà présente dans les déchets, par l'apport des eaux d'infiltration et, si les conditions géologiques et l'aménagement du LES s'y prêtent, par l'apport en eaux souterraines. Ce facteur est donc interdépendant des systèmes de confinement et des conditions climatiques.

L'importance des systèmes de confinement

Les systèmes de confinement des cellules d'enfouissement revêtent une importance de premier plan, en ce qui concerne tous les critères de performance des réseaux de captage des biogaz.

De par leur imperméabilité aux gaz, les systèmes de confinement des cellules facilitent le contrôle de la migration latérale. De plus, comme le soulignent Gandolla et al. (1997), la présence de pareils systèmes ne garantit pas nécessairement un contrôle total, mais si un recouvrement final étanche aux gaz est aussi mis en place, le contrôle des émissions atmosphériques s'en trouve facilité. Ces systèmes permettent de répartir plus uniformément les pressions négatives induites par le réseau de captage et le rendent ainsi plus efficace (Gendebien et al., 1992).

Le confinement des cellules, permet aussi une meilleure maîtrise des eaux d'infiltration, ce qui peut se répercuter sur la saturation du milieu. Cependant, le confinement peut aussi causer une carence en eau et ralentir le taux de production de biogaz (voir section 1.3)

Finalement, le confinement du lieu d'enfouissement contribue à un meilleur contrôle des infiltrations d'air dans les déchets et dans le réseau de captage. Les conditions anaérobies s'en trouvent protégées. De plus, il en résulte une plus grande concentration en méthane, ce qui représente un avantage pour l'opération sécuritaire du réseau et pour sa valorisation éventuelle.

Il est courant que des lieux d'enfouissement dont le recouvrement final est complété obtiennent un biogaz, dans le réseau de captage, dont la concentration en méthane atteint les 50% à 55%. C'est le cas, par exemple, pour les cellules déjà fermées des LES de Keele Valley (Environnement Canada, 1998), à Toronto, de Claye-Souilly, dans la région Parisienne, ou de Lachenaie, à l'est de Montréal (données non publiées mais confirmées par les exploitants).

Le réseau de captage lui-même

La conception du réseau

Il est clair que la conception du réseau a un impact prédominant sur sa performance. Des choix d'équipements de captage, comme des capteurs horizontaux, des puits verticaux ou des tranchées de captage s'offrent aux concepteurs. Le nombre et la répartition de ces équipements représentent des facteurs clés d'un réseau performant.

La performance des réseaux de captage à puits verticaux est, comme mentionné à la section 1.8.2., fonction de la densité de puits. Elle doit être suffisante pour que les rayons d'influence des puits se chevauchent. Si la distance entre les puits reste difficile à établir, il est généralement admis que les puits de captage devraient être plus rapprochés en bordure des sites construits en sous-élévation, pour contrer la migration latérale.

Son exploitation

Les modulations ou ajustements des succions en tête de puits constituent un important facteur qui contribue à la performance d'un réseau de captage. Ces modulations sont nécessaires afin d'adapter les efforts de soutirage aux multiples facteurs qui affectent l'écoulement des gaz. Elles doivent être effectuées au moins une fois semaine, voire même plus souvent, afin de réagir aux facteurs qui se manifestent sur plusieurs échelles de temps (journalières, hebdomadaires, saisonnières).

Outre les critères du Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles (2006) du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (voir section 1.8.1) d'autres organismes ont établi des critères pour exploiter les réseaux de captage de biogaz.

United States Environmental Protection Agency (1996) édicte des balises pour les modulations de puits. Ces balises sont semblables à celles du Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles, 2006. Elles impliquent qu'à chaque tête de puits :

- des pressions négatives soient maintenues;
- la température du biogaz soit inférieure à 55 °C ;
- la concentration en oxygène soit inférieure à 5% vol.;
- la concentration d'azote soit inférieure à 20 % vol.

La SWANA (1997) propose des valeurs cibles de concentration en méthane à la tête des puits, dépendant des objectifs poursuivis :

- 50-55% : puits internes utilisés pour la valorisation énergétique;
- 45-50% : puits internes où le contrôle des émissions atmosphériques est important;
- 40-45% : contrôle agressif de la migration latérale;
- 30-40% : puits internes où des problèmes aigus d'émissions sont notés.

Des concentrations de l'ordre de 50% vol. s'obtiennent difficilement en l'absence d'un recouvrement final imperméable aux gaz.

Tous ces critères de modulation sont extrêmement pertinents même si parfois difficiles à respecter. Cependant, l'expérience tirée de l'exploitation de réseau de captage du LES de la Ville de Montréal, montre que de tenir compte du débit

de gaz à la tête des puits ou à une grappe de quelques puits aide à rencontrer ces critères. Mesurer les débits est particulièrement important pour vérifier si les rayons d'influence de puits se chevauchent. De plus, il s'agit d'un excellent indicateur de l'état du puits. Par exemple, un puits défectueux peut montrer, sous une succion normale, une concentration élevée en méthane sans fournir de débit. Lors d'une modulation, si on ne dispose pas de mesure de débit, on serait alors tenté d'augmenter la succion pour améliorer la performance de captage. La véritable action à entreprendre dans ce cas serait plutôt de vérifier l'état du puits pour éventuellement le réparer ou le remplacer.

Enfin, d'autres auteurs, comme Blackman et al. (1997) ou Prosser (1999), proposent d'ajuster en continu la succion globale du réseau (plutôt que directement en tête de puits) en fonction des fluctuations de la pression atmosphérique. Selon la littérature consultée, cette façon de procéder semble toutefois marginale. Elle présente cependant une avenue prometteuse pour l'optimisation du captage des biogaz.

L'entretien

L'entretien des diverses composantes du réseau de captage est un aspect négligé dans la littérature et prend beaucoup d'importance dans la réalité. En fait, pour conserver son efficacité, un réseau de captage doit faire l'objet d'un suivi et d'un entretien rigoureux. Le négliger résulte en des arrêts fréquents et parfois prolongés du captage.

Les lieux d'enfouissement, et particulièrement ceux dont l'épaisseur des déchets est grande, représentent un milieu hostile au maintien des réseaux de captage. Les tassements primaires et secondaires importants, de même que le fluage des déchets, imposent des contraintes considérables sur les puits. Ces

derniers peuvent avoir une vie utile très courte. Ils doivent donc être inspectés régulièrement pour s'assurer de leur bon fonctionnement. Au besoin, de nouveaux puits doivent être forés pour remplacer ceux qui ne sont plus fonctionnels. Il en est de même pour les puits de drainage du condensat qui se forme dans les collecteurs.

Dans le même ordre d'idée, les collecteurs et sous collecteurs, qui acheminent les gaz des puits aux équipements de soutirage, subissent aussi les effets des tassements différentiels. Ils se brisent fréquemment, ce qui peut provoquer une augmentation importante de la quantité d'oxygène dans les conduites et des modifications majeures de la répartition des charges de soutirage dans les déchets. Un programme soutenu de détection et de réparation des fuites est nécessaire.

Finalement, en raison de l'agressivité du biogaz, les équipements de soutirage (compresseurs, ventilateurs...) doivent faire l'objet d'un programme d'entretien préventif méticuleusement suivi.

L'impact des conditions atmosphériques et climatiques

Les précipitations peuvent avoir une grande influence sur la performance des réseaux de captage des biogaz. Elles peuvent notamment contribuer à augmenter l'imperméabilité au gaz du recouvrement final, par l'augmentation du degré de saturation des sols qui le composent. Il en résulte moins d'infiltration d'air et une meilleure répartition des succions de captage. Erlanson et al. (1995) relatent que ce facteur est très important. S'il y a beaucoup d'infiltration, le degré de saturation du milieu peut aussi augmenter, ce qui a pour effet de diminuer la perméabilité aux gaz.

L'augmentation de l'humidité dans les sols de recouvrement est souvent relatée comme l'un des plus importants facteurs contribuant à diminuer les émissions atmosphériques (Hartless, 2000). Une étude réalisée au LES de la Ville de Montréal en 1998 abonde dans le même sens (Périllat, 1998). Il s'agit d'une étude statistique des influences des fluctuations de la pression atmosphérique, de la température ambiante, de l'âge des déchets et de l'humidité des sols de recouvrement sur les taux d'émissions surfaciques mesurées en chambre de flux dynamique.

Les fluctuations de pression atmosphérique sont très souvent identifiées dans la littérature comme facteur d'influence de la performance des réseaux de captage. En ce qui concerne les émissions atmosphériques et la migration latérale, elles diminuent lors de variation de pression atmosphérique à la hausse et augmentent dans le cas contraire (Young, 1992, Latham et Young 1993, Blackman et al., 1997, Prosser, 1999, Hartless 2000, Reginster et al., 1997). Comme le biogaz se déplace par advection, de la pression la plus élevée vers la pression la plus basse, lorsque la pression atmosphérique est à la baisse, les efforts de captage doivent être plus importants pour limiter les émissions. Lorsqu'elle est à la hausse, les efforts de captage doivent diminuer afin d'éviter les infiltrations d'air dans le site et le réseau de captage.

Reginster et al. (1997), identifient les fluctuations de volume du biogaz, dans le LES même, sous l'effet des fluctuations de la pression atmosphérique comme un facteur pouvant influencer la performance des réseaux de captage des biogaz. Dans le même ordre d'idées, Blackman et al. (1997) identifient ce même phénomène, couplé à celui des variations de température et de densité des biogaz (en fonction des variations de composition), dans les conduites collectrices, comme étant aussi un facteur qui affecte l'efficacité des réseaux de captage.

Selon la littérature consultée, la température ne semble pas avoir beaucoup d'impacts sur la performance des réseaux de captage de biogaz. Cependant, dans les pays nordiques, le gel momentané du recouvrement final peut contribuer à une augmentation de l'imperméabilité aux gaz (Hartless, 2000). Selon les expériences tirées de l'exploitation de réseau de captage du LES de la Ville de Montréal, et de nombreuses discussions avec d'autres exploitants, en hiver, le gel du condensat du biogaz dans les collecteurs de surface est souvent responsable de baisses d'efficacité du réseau par la formation de bouchons de glace dans les conduites. Le repérage et l'enlèvement de ces bouchons doivent être considérés dans le programme de suivi et d'entretien du réseau.

CHAPITRE 2 DES RÉFLEXIONS SUR LA GÉNÉRATION ET LE CAPTAGE DES BIOGAZ

Les informations présentées au Chapitre 1 permettent de conclure que les lieux d'enfouissement sanitaire constituent des environnements dynamiques extrêmement complexes. Plusieurs facteurs, dont la majorité n'est pas contrôlable et dont certains interagissent souvent entre eux, interviennent dans les processus de dégradation de la matière organique et de l'écoulement du biogaz, principal mécanisme impliqué dans le captage des biogaz et leurs émissions à l'environnement. Cela fait en sorte que le comportement général des biogaz est difficile à prédire. De plus, l'hétérogénéité des matières enfouies peut même induire des variations significatives des conditions de production et d'écoulement, à l'intérieur d'un LES. Finalement, pour un LES donné, les conditions de production et d'écoulement des biogaz évoluent dans le temps, selon diverses échelles.

Cette conclusion place les exploitants de LES devant d'importants défis en ce qui concerne l'optimisation des efforts et des coûts inhérents au captage des biogaz. Ils doivent, en effet, adapter leurs infrastructures, stratégies et modes d'opération de captage aux conditions changeantes de leur site, dans l'espace et dans le temps. Et si l'expérience acquise par d'autres sites peut fournir des orientations, bien peu de données de captage de biogaz recueillies sur une base d'exploitation d'un réseau et durant une longue période de temps sont disponibles.

Pour vérifier si les actions qu'ils posent s'avèrent efficaces, ils doivent acquérir et maintenir une certaine connaissance relativement au taux de production de biogaz dans leur site, aux quantités captées et aux quantités qui s'échappent

dans l'environnement. Pour ce faire, ils disposent de connaissances scientifiques qui permettent d'expliquer un certain nombre de phénomènes. Les principales connaissances scientifiques sont :

- la connaissance des processus de dégradation de la matière organique et des facteurs qui les influencent ;
- la connaissance des processus d'écoulement des biogaz et des facteurs qui les influencent ;
- la connaissance du processus d'oxydation biologique et des facteurs qui l'influencent.

Même si ces connaissances scientifiques sont limitées, elles constituent une solide base sur laquelle s'appuyer lors de la prise de décisions relatives à l'opération des réseaux. D'ailleurs, dans le but de pouvoir exploiter les connaissances scientifiques, des outils pratiques ont déjà été développés. Il s'agit principalement de divers modèles de génération et d'écoulement des biogaz ou encore de procédures de terrain pour mesurer la quantité et la qualité du gaz capté, des émissions à l'environnement et des taux d'oxydation du méthane.

Parmi les outils de modélisation disponibles, une lacune considérable est notée. Il s'agit de leur validation et de leur efficacité à reproduire ou à prédire la réalité. Même s'ils s'avéraient générer des résultats exacts, il serait difficile de les vérifier. Cette affirmation est particulièrement pertinente dans le cas des modèles de génération de biogaz. En effet, ils peuvent certainement exprimer un ordre de grandeur des débits de gaz produits dans le temps, sans toutefois pouvoir en vérifier l'exactitude. Ces débits demeurent donc très théoriques et ne peuvent tout simplement pas être utilisés pour évaluer la performance d'un réseau de captage. Pourtant, le rapport des biogaz captés sur les biogaz générés représenterait certainement un des indicateurs de performance

efficaces. Cet exemple illustre la présence du fossé qui sépare la connaissance des phénomènes et l'utilisation, par les exploitants de LES, d'outils utilisables pour les mettre en pratique.

Dans le but d'estimer l'efficacité des réseaux de captage, certaines études proposent de réaliser un bilan de matière sur le méthane (Bogner & Spokas, 1995, Fécil, 2003, Spokas et al., 2006). Il est alors assumé que le méthane généré égale le méthane capté, plus le méthane perdu en émissions surfaciques, plus le méthane oxydé, plus méthane perdu en migration latérale, plus les variations d'emmagasinement de méthane du site.

Pareille approche nécessite l'acquisition d'un grand nombre de données plus ou moins laborieuses à obtenir. Par exemple, mesurer les émissions surfaciques sur un site ayant une superficie de plusieurs dizaines d'hectares demande beaucoup de travail qui, en plus, doit être concentré sur une très courte période de temps puisque les taux d'émissions peuvent varier radicalement en fonction des variations des conditions météorologiques. De plus, les mesures ne sont valables que pour les conditions dans lesquelles elles ont été prises. Dans ce contexte, comment les utiliser pour réaliser un bilan de matières sur une période plus longue comme une saison ou bien une année? Ces questions sont très peu abordées dans la littérature scientifique.

Quelques auteurs ont pu corréler les émissions, en conditions réelles sur des lieux d'enfouissement, avec certains des principaux paramètres qui les influence. Entre autres, Tomonori et al. (2005) ont corrélé le logarithme naturel du flux de méthane, mesuré avec une chambre de flux statique, et la température du sol. Ces corrélations, dont les coefficients de détermination R^2 varient entre 0.46 et 0.64, indiquent que le flux augmente avec la température du sol. Dans un contexte de migration latérale, Christophersen et al. (2001) ont

établi une corrélation linéaire entre le flux de biogaz, mesuré avec une chambre de flux statique, et la pression atmosphérique. Le R^2 s'établit à seulement 0.37 mais ils considèrent la corrélation valable puisque le pareto était inférieur à 0.001. Ces mêmes auteurs ont aussi établi une relation entre le flux de biogaz et le gradient de pression atmosphérique ($R^2 = 0.60$, $p < 0.001$). Sur la base de ces résultats, ils concluent que la pression atmosphérique ne semble pas être le principal facteur d'influence sur les émissions. Czepiel et al. (2003) ont obtenu des résultats statistiques beaucoup plus probants en corrélant les émissions de méthane et la pression atmosphérique (émissions, en $\text{m}^3 \text{CH}_4 \text{ min}^{-1} = 1231,9 * \text{pression atmosphérique, en mbar}$, $R^2=0.93$). Dans cette étude, les émissions avaient été mesurées avec la méthode des traceurs. Toutes ces corrélations montrent les mêmes tendances : le flux diminue avec l'augmentation de la pression.

La teneur en eau des sols, laquelle est influencée par les précipitations, a aussi une influence sur le flux puisqu'elle agit sur la perméabilité aux gaz du milieu.

En ce qui concerne l'oxydation biologique, il existe aussi, dans la littérature scientifique, quelques exemples de corrélations simples entre le taux d'oxydation et la température du sol ou sa teneur en eau. Ce sont donc, en partie, les mêmes paramètres qui affectent l'oxydation et les émissions de surfaces.

Il existe donc un besoin réel pour l'adaptation d'outils existants ou le développement de nouveaux outils et pour la réalisation des recherches appliquées originales et utiles. À cet effet les travaux effectués dans le cadre de cette thèse sont tout à fait pertinents.

CHAPITRE 3 BRÈVE DESCRIPTION DU SITE EXPÉRIMENTAL

3.1 Le lieu d'enfouissement sanitaire de la Ville de Montréal

Le LES de la Ville de Montréal, nommé Complexe Environnemental de Saint Michel (CESM), se trouve dans une ancienne carrière de calcaire et est localisé sur l'Île de Montréal. Les activités liées à l'enfouissement des déchets ont débuté en 1968. Le secteur dédié à l'enfouissement couvre une superficie de 72 hectares et peut atteindre, par endroits, près de 80 mètres de profondeur. Environ 38 millions de tonnes métriques de déchets y ont été enfouis. Depuis mai 2000, les ordures ménagères n'y sont plus enfouies. Le site, dont la capacité devrait être atteinte à la fin de 2008, est présentement comblé avec des matières résiduelles de nature commerciale ou industrielle qui se dégradent généralement beaucoup plus lentement que les ordures ménagères. La Ville de Montréal compte réhabiliter le LES en un grand parc, éventuellement accessible au public.

3.2 L'historique d'enfouissement et le recouvrement final

Au cours des ans, l'enfouissement des déchets s'est chronologiquement et géographiquement effectué dans des zones distinctes. La Figure 3.1 montre les limites des zones et le Tableau 3.1 présente l'historique d'enfouissement.

Tableau 3.1. Historique d'enfouissement du CESM

Zone	1	2	3	4
Années d'exploitation	1968-1976	1973-1985	1984-1990	1991-2000
surface (hectares)	22.5	16	14.8	18.9
Tonnes enfouies	7260000	12991000	8615000	5745000

Le recouvrement final du LES est réalisé sur environ 20% de la superficie du LES, principalement sur les zones 1A et 2A (voir Figure 3.1). Le concept de recouvrement final construit est multicouches. On y retrouve, du niveau des déchets vers la surface :

- 30 centimètres de sable servant de couche drainante aux biogaz ;
- 45 centimètres de silt, comme composante imperméable aux gaz ;
- une couche de protection de 45 centimètres de sols sableux ;
- 15 centimètres de sols organiques, pour le support à la végétation.

Les zones recouvertes sontensemencées de graminées.

3.3 Le contexte géologique et hydrogéologique

Les dépôts meubles que l'on rencontre au pourtour du LES sont constitués d'une mince couche de till variant entre deux et huit mètres d'épaisseur. Les formations rocheuses sous-jacentes, dans lesquelles est encaissée la masse de déchets, se composent principalement de calcaires. Les roches sédimentaires sont recoupées par quelques filons couches et dykes. Selon les informations tirées de la carte hydrogéologique de Montréal, dressée par Bériault et Simard (1978), les eaux souterraines se déplacent dans les réseaux de fissures. Ces derniers sont liés principalement à l'activité tectonique régionale et à la mise en place de roches intrusives. En plus des joints de

stratification, trois principaux réseaux de diaclases ont été identifiés. La direction de ces réseaux est E-O, NO-SE et N-S et leur pendage varie de 70° à 90°.

Les conductivités hydrauliques du roc, qui ont été mesurées à proximité du CESM, se situent entre 10^{-8} m/s et 10^{-5} m/s. De plus, trois aquifères ont été identifiés. Le premier est constitué par les mètres de dépôts meubles (quelques mètres seulement) et de roc hautement fissuré, le second a été rencontré à une profondeur allant d'environ 20 à 35 mètres et le dernier atteint des profondeurs variant de 40 à 75 mètres (Héroux et Dubois, 1994).

3.4 Le contrôle des biogaz et des eaux de lixiviation

Le site est équipé d'un imposant réseau de captage de biogaz composé de plus de 340 puits verticaux, répartis dans la masse de déchets. Ils sont tous équipés d'une valve, permettant l'ajustement individuel de la succion, et de diverses nourrices d'échantillonnage. Les puits sont reliés entre eux par un réseau dendritique de conduites collectrices de plus de 19 kilomètres. Elles convergent, via deux conduites maîtresses, vers un poste de pompage. Ce dernier compte cinq compresseurs à lobes d'une capacité de $6800 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$ qui servent à aspirer les biogaz à mesure qu'ils sont générés. L'opération du poste de pompage et des vannes modulantes des conduites maîtresses est automatisée et se fait, à distance, à partir de la salle de contrôle. Un contrôleur y est en poste 24 heures par jour, sept jours par semaine. Ses tâches consistent aussi à superviser une équipe de manœuvres, qui mesure la concentration de CH_4 , de CO_2 et de O_2 de même que les succions en tête de chacun des puits. Depuis quelques années, des mesures de débit sont également effectuées aux têtes de puits. Les puits sont visités une à deux fois par semaine pour les mesures de concentrations et à une fréquence moindre et variable pour les débits. Ces données sont

compilées et interprétées par le contrôleur. C'est d'ailleurs lui qui décide des ajustements à apporter à la succion en tête de puits. Ainsi, en 2006, quelques 110 millions de mètres cubes de biogaz ont été recueillis.

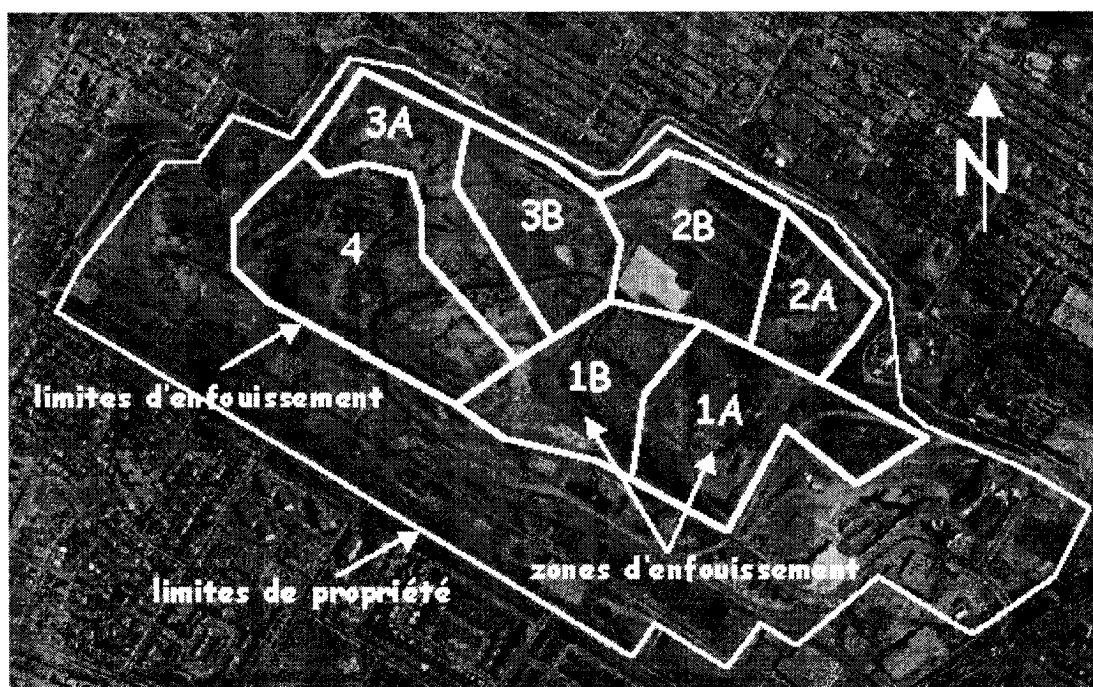


Figure 3.1. Les zones d'enfouissement du LES de la Ville de Montréal

Les Biogaz captés sont acheminés, contre redevances, à une centrale électrique d'une capacité de 23 Méga Watts. Cette centrale appartient à la Société Gazmont inc. Les gaz y sont brûlés dans une chaudière pour produire de la vapeur. La vapeur active une turbine couplée à un alternateur. L'électricité ainsi produite est vendue à Hydro Québec.

Le LES de la Ville de Montréal, est aussi équipé d'un réseau de captage des eaux de lixiviation. Quotidiennement, environ 2600 m³ de lixiviat sont collectés. Cet imposant débit est inhérent au fait que les parois de la carrière n'ont pas été imperméabilisées avant le début des activités d'enfouissement et qu'il existe, conséquemment, un lien hydraulique entre les aquifères et les déchets. Le

rabattement des eaux, causé par le pompage, crée un cône de dépression suffisant pour forcer l'écoulement des eaux souterraines vers le lieu d'enfouissement. Le lixiviat ainsi récupéré est traité et rejeté à l'égout sanitaire de la Ville de Montréal.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1 : A STATISTICAL MODEL FOR LANDFILL SURFACE EMISSIONS

Soumis pour publication au Journal of Air and Waste Management Association,
mars 2008

M. HÉROUX^{****}, C. GUY^{**}, and D. MILLETTE^{**}

*Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Ecole Polytechnique,
Montréal, Qc, H3C 3A7, Canada.

+ and also City of Montreal, Department of Environment and Sustainable
Development, 801 Brennan St., Montreal, Qc, H3C 0G4, Canada.

** and also Golder Associates, 9200 L'Acadie Blvd., Suite 10, Montreal, H4N
2T2, Canada.

**Department of Chemical Engineering, Ecole Polytechnique, Montréal, Qc,
H3C 3A7, Canada.

***Corresponding author

4.1 SUMMARY

Landfill operators require a rapid, simple, low-cost and accurate method for estimation of landfill methane surface emissions over time intervals. Several methods have been developed to obtain instantaneous field measurements of landfill methane surface emissions. This paper provides a methodology for interpolating instantaneous measurements over time, taking variations in meteorological conditions into account.

The goal of this study was to determine the effects of three factors on landfill methane surface emissions: air temperature, pressure gradient between waste

and atmosphere, and soil moisture content of the cover material. Based on a three-factor and two-level full factorial design, field measurements of methane emissions were conducted at the City of Montreal landfill site during the summer of 2004. Three areas were measured: Test Area 1 (4800 m²), Test Area 2 (1400 m²), and Test Area 3 (1000 m²). Analyses of variance were performed on the data. They showed a significant statistical effect of the three factors and the interaction between temperature and soil moisture content on methane emissions. Analysis also led to the development of a multifactor correlation which can be explained mainly by the underlying processes of diffusive and advective flow and biological oxidation. This correlation was used to estimate total emissions of the three test areas for July and August 2004. The approach was validated using a second data set for another area adjacent to the landfill.

4.2 INTRODUCTION

Landfill operators require a rapid, simple, low-cost and accurate method for estimation of landfill methane surface emissions over time intervals. This information is required for many purposes, particularly environmental pollution monitoring and the assessment of the efficiency of landfill gas (LFG) collection systems. Several methods have been developed to obtain instantaneous field measurements of landfill methane surface emissions. These include dynamic or static flux chambers, micrometeorological methods, and open-path Fourier transform infrared spectroscopy techniques. These methods all provide estimates of methane emission levels under the prevailing conditions at the time of measurement. However, landfill methane surface emissions exhibit temporal variability, and there is a need for a methodology which will permit interpolation of these results over time.

Many factors are known to cause these variations. LFG emissions arise from multiphase (liquid and gas) flow through the pore spaces of waste and soil cover. Porosity and permeability are heterogeneous. The gas permeability decreases and the liquid permeability increases as the liquid saturation of the porous medium increases, and vice versa. Several processes involved in gas flow, and consequently surface emissions, are susceptible to external influences. For example, LFG collection systems have a profound effect on the gas pressure gradient. LFG production rates, as a consequence of bacterial activity within the landfill, directly affect pressure and concentration gradients. Bacterial activity generates heat, which in turn influences gas properties such as dynamic viscosity and solubility. Other external influences are related to meteorologic phenomena. Atmospheric pressure fluctuations influence pressure gradients. A decrease in atmospheric pressure causes an increase in LFG and methane emissions due to a transitory increase of pressure gradient between the wastes and the atmosphere (Gowing, 2001, Nastev 1998, Blackman et al., 1997, Börjesson & Svensson, 1997, Boltze & de Freitas, 1997, Young, 1992). Winds cause a concentration decrease over the soil surface, resulting in a higher concentration gradient. Precipitation, and subsequent infiltration, contributes to soil moisture content and, consequently, to reduced gas permeability. Moreover, methane diffusion is slower in water than in air by four orders of magnitude (Edward & Pattey, 1997). In addition to the processes which influence gas flow, it is recognized that biological oxidation of methane by methanotrophs in the soil cover can have an effect on emissions (Maurice & Lagerkvist, 2004, Czepiel et al., 2003, Bogner et al., 1997a). These bacteria obtain their required energy and carbon used in cellular synthesis through the oxidation of methane during metabolism. Finally, interactions are known to occur among many of the factors which have an effect on emissions.

Increased knowledge of the manner in which variations within these principal factors influence emissions would be valuable when calculating extended or long-time-scale emissions based on point measurements. The complexity of the process makes it difficult to obtain this knowledge, especially by a mechanistic approach where a large volume of data or numerous assumptions are needed. In this context, a statistical approach represents an option which may provide relevant information in order to obtain a better understanding of emission behaviour over time.

During July and August, 2004, a study was conducted at the City of Montreal landfill site (Saint Michel Environmental Complex). The objectives of this study were to determine if it is possible to observe statistically significant effects of air temperature, rainfall and atmospheric pressure on methane surface emissions. The following assumptions are made: (1) air temperature is an indirect and approximate measure of soil temperature of the cover; (2) rainfall is an indirect and approximate measure of soil moisture content of the cover; and (3) temporal variation in atmospheric pressure is an indirect and approximate measure of the pressure gradient between the wastes and the atmosphere. Field experiments were planned using statistical experimental design techniques and were conducted over three test areas at the landfill site: Test Area 1 (4800 m²), Test Area 2 (1400 m²), and Test Area 3 (1000 m²). This paper describes the methodology employed to measure methane emissions, provides a description of the test areas and the statistical experimental design approach employed, and presents the results accompanied by data interpretation.

4.3 MATERIALS AND METHODS

4.3.1 Methane emission measurements

The method used to measure methane emissions is based on a strong correlation, as established by Fécil et al. (2003), between methane emissions as measured with a dynamic flux chamber and methane concentration on landfill surface as measured by the Instantaneous Surface Monitoring (ISM) method (Cooper & Bier, 1997). For the latter method, a portable Flame Ionisation Detector (FID) is used to instantaneously measure the concentration of total organic compounds (measured as methane) at the landfill surface. Samples were taken on a grid system imposed over the test area, at 5 to 7 cm above the ground and only when wind speeds were less than 16 km/h (4.5 m/s). The correlation, which is shown in Figure 4.1, is based on the comparison of 154 flux chamber and ISM measurements made at this landfill site.

The test areas were scanned using the ISM method. The method was slightly modified to facilitate the mapping of the concentration measurement positions. Instead of taking measurements at predefined grid points as prescribed by Cooper & Bier (1997), measurements were taken at georeferenced points recorded automatically every 5 seconds using a portable FID (Thermo Environmental Instruments TVA 1000B) linked to a data logger equipped with a GPS device (Roctest ACCULOG-XGPS).

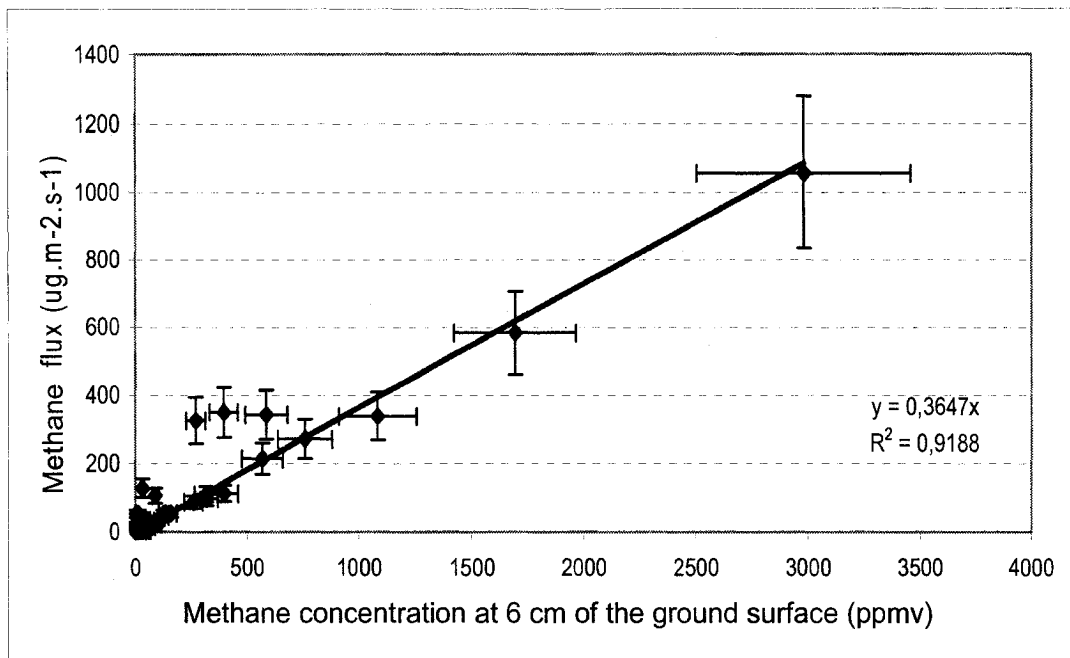


Figure 4.1. Correlation between methane concentration at 6 cm above the ground surface and methane flux measured with a dynamic flux chamber (after Fécil et al.2003)

Collected data were downloaded on a computer and methane concentrations were converted into flux, using the correlation method of Fécil et al. (2003) (Figure 4.1). With X-Y-flux data, total emissions of the test areas were estimated by the mean of a geostatistical method. This approach was successfully applied by Spokas et al. (2003), at the Lapouyade landfill, Bordeaux, France, where they modelled total emissions of the site by interpolation of flux chamber emission measurements using both kriging and inverse distance weighting (IDW) techniques. They concluded that IDW was more suitable due to the lack of spatial structure showed by variograms. In such case, kriging technique can not be applied. In the present study, data collected at the Montreal landfill site also showed a lack of spatial structure. Consequently, total emissions of test areas were estimated with the IDW

technique. The data were processed using Surfer 7.04 (Golden Software, 2001).

This approach for the measurement of methane emissions appears to be both economical and efficient. It allows coverage of a large surface area in a short period of time, while obtaining high data density. Within this context, it can be assumed that sampling conditions (temperature, pressure gradient and soil moisture content) remain constant during the measurement period. Moreover, the use of GPS rather than a grid node measurement reduces the possibility of missing important point sources of emissions, and consequently reduces the probability of underestimation of emissions, as highlighted by Börjesson et al. (2000).

4.3.2 Meteorological data

Meteorological data were taken at a meteorological station owned by the City of Montreal and located beside the landfill site. Wind speed and temperature were both measured 10 m above ground respectively with a windmill anemometer (R. M. Young 05103) and a resistance temperature detector (R. M. Young 41342). The atmospheric pressure was measured with a barometric pressure gauge (Met One 276 090D). Rainfall was measured with a tipping bucket rain gauge (Met One 375B). Wind speed, temperature, and atmospheric pressure were taken automatically every 10 minutes; hourly averages were used for this study. With respect to rainfall, the number of bucket tips is computed every hour; one bucket tip is equivalent to 0.25 mm of rain.

4.3.3 Description of the landfill site

Field experiments were carried out at the City of Montreal landfill site. This site is located in a former limestone quarry on the Island of Montreal (Figure 4.2). The landfill activities started in 1968. Currently, 72 ha are used for refuse disposal. The depth of refuse can reach 80 m in places, and it is estimated that some 38 million tons of refuse from various origins are landfilled at this site. The final cover is completed on 20 of the 72 hectares. Based on the current disposal rates, the planned final topography and the availability of cover materials, it is estimated that the site will be entirely covered by 2012. An extensive active gas collection system consisting of over 340 wells was constructed at this site. Approximately 120 million cubic meters of landfill gas are recovered annually and conveyed to an on-site electrical power generation plant.

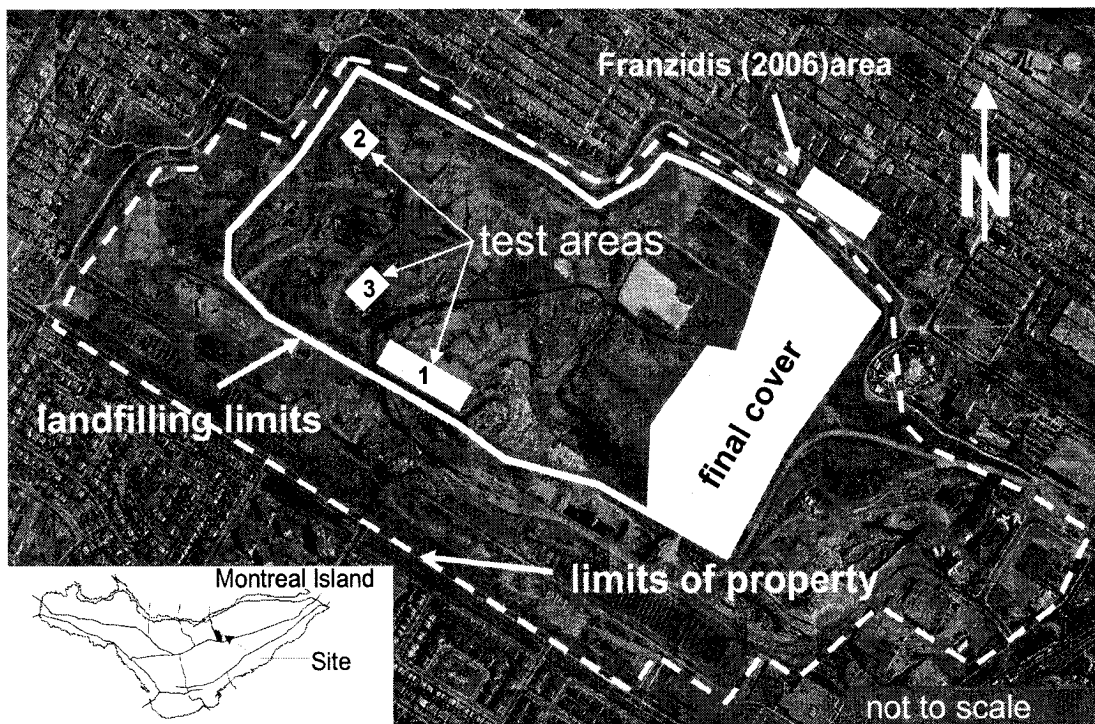


Figure 4.2. Location of the site and test areas

4.3.4 Selection of the test areas

The landfill surface methane emissions test project at the Montreal landfill site was initiated in early June of 2004. To select suitable areas for the experiments, the entire site was first examined using the ISM method, as explained in Section 1.1. This preliminary investigation was conducted over a three-day period. Observed average concentrations were very low (usually below 10 ppm), with only a few hot spots. Throughout June 2004, additional ISM measurements were taken on these identified hot spots to validate their potential as experimental areas. This preliminary work ended with the selection of Test Area 1, a 4800- m² surface located in the middle of the southwest side of the landfill; Test Area 2, a 1400-m² surface located in the northern part of the landfill; and Test Area 3, a 1000- m² surface located between Test Areas 1 and

2. Figure 4.2 shows the locations of the test areas. The average methane concentration observed in these areas was around 100 ppm, with peak values of approximately 5000 ppm.

4.3.5 Experimental design

Experiments were designed to fulfil analyze of variance (ANOVA) of measured emissions when selected factors of influence vary. It is a three-factor two-level full factorial design. Factors selected were temperature (T), soil moisture content (MC) as represented by rainfall and pressure gradient between wastes and atmosphere (ΔP) as represented by temporal variations in atmospheric pressure. Attributed levels are listed on Table 4.1.

Table 4.1. Levels attributed to factors for the experimental design

Factors \ Levels	+ 1	- 1
Temperature (T)	$T^{\circ} \geq 20^{\circ}\text{C}$	$T^{\circ} < 20^{\circ}\text{C}$
Soil moisture content (MC)	Humid	Dry
Pressure gradient between waste and atmosphere (ΔP)	Increase in atmospheric pressure	Decrease in atmospheric pressure

The levels of the factors were chosen taking into consideration average conditions prevailing during the experimental period, which occurred during the summer. In the Montreal area, during July and August, the mean daily low temperature is 15°C and the mean daily high temperature is 25°C (Environment Canada, 2008). Based on this information, temperature levels were set as positive ($T = +1$) when $t \geq 20^{\circ}\text{C}$, and negative ($T = -1$) when $t < 20^{\circ}\text{C}$. A similar approach was applied to rainfall. During the summer period, based on two-day intervals, an average of 3 mm of precipitation was recorded. This was calculated with the rainfall data of 2002 and 2003 provided by Environment Canada (2008). The soil was considered as humid ($\text{MC} = +1$) if 3 or more mm of rain fell within the two-day period that preceded the measurements for an

experiment. Conversely, the soil was considered as dry ($MC = -1$) if the last precipitation exceeding 3 mm occurred more than 2 days before an experiment. Finally, the pressure gradient ΔP was based on the three-hour variation in atmospheric pressure preceding the experiment: a level of $\Delta P = +1$ was attributed to increasing atmospheric pressure and a level of $\Delta P = -1$ was attributed to decreasing atmospheric pressure.

The resulting three-factor and two-level full experimental design selected for data analysis required the testing of eight (2^3) experimental runs to cover all possibilities. These runs are listed in Table 4.2.

Table 4.2. Experimental design – specific factor levels expected for each run

Run	Temperature (T)	Soil moisture content (MC)	Pressure gradient (Δp)
A	+1	+1	+1
B	+1	+1	-1
C	+1	-1	-1
D	+1	-1	+1
E	-1	-1	-1
F	-1	-1	+1
G	-1	+1	+1
H	-1	+1	-1

From a statistical point of view, experiments should be randomized or conducted based on random order. Random order was achieved as all factors within these experiments were uncontrolled, including the constraint of low wind velocity needed to execute valid measurements according to ISM method. All fixed factors were weather-dependent. Consequently, particular attention to meteorological predictions were observed in order to optimize planning and execution of field activities.

The chosen experimental design takes into consideration only three factors which are related to weather. As it is mentioned earlier, many other factors

likely influence emissions. Their effects could mask the influence of the factors tested. The most important concern for this experiment was the possibility that the LFG collection system could introduce bias in the results. Checks were implemented to determine if the LFG collection system could have caused unwanted effects. At the scale of the entire site, it was possible to determine if the collected LFG flow rate was constant during the test period. Automated methane production measurements were recorded hourly at the LFG pumping station. Methane concentration was measured with a GC/MS analyser (Daniel 2350) and the LFG flow rate was measured with an annubar (Dieterich Standard Dart II Flow Computer). Daily mean methane production was compiled in a database. Daily average methane flow rate recorded between July 1 and August 10 (field work was carried out between July 7 and August 10) was $5119 \pm 249 \text{ m}^3/\text{h}$, a value considered normal for the site at this period. Moreover, only two short collecting interruptions occurred, one on July 1 and a second on July 5. Each interruption lasted less than 2 hours. Finally, no particular problem was noted with regards to the operation of the collecting system in the test areas and in their vicinity. Based on these data, it is assumed that the LFG collection system did not interfere with the experiments.

Another concern is the possible impact of fluctuations of LFG generation as a factor that could potentially induce a bias in the data interpretation. It is assumed that, considering the large quantity and thickness of waste, LFG generation is not significantly affected by weather conditions over a period of less than 2 months within a given season.

4.4 RESULTS AND INTERPRETATION

4.4.1 Data collection

During the experimental period (July 7 to August 10 2004), 11 separate experiments were conducted (tables 4.3 and 4.4). Each experiment consisted of methane measurements over the test areas, under meteorological conditions corresponding to one of the eight possible runs of the full factorial 2^3 experimental design. Seven of the eight possible runs were achieved on each of the three test areas, as shown in Table 4.3. Only the conditions of run E (-1 level for all three factors) were not met; this run was not critical for the analysis. For each experiment, an average of 500, 250 and 125 georeferenced methane concentration measurements were recorded for Test Areas 1, 2 and 3, respectively. Data was obtained for all test areas in each experiment, except Experiment 2 (Test Areas 1 and 2 only) and Experiment 7 (Test Areas 2 and 3 only). As a two-hour time period was required to conduct an experiment over the three test areas, it can be assumed that surface environmental conditions remained constant during each run. Measured methane emissions are presented in Table 4.4. Emissions can vary by a factor of three over two consecutive days, underlining the importance of measuring surface emissions over the shortest period of time possible. The following runs were repeated: Run B (Test Areas 2 and 3); Run C (Test Areas 1 and 2); Run D (Test Areas 1, 2 and 3); Run G (Test Areas 1, 2 and 3).

Table 4.3. Experiments and factor values

Experiment	Date (2004)	Run	Temperature (T)		Soil moisture content (MC)		Pressure gradient (ΔP)	
			Level	T (°C)	Level	Rainfall over two-day interval preceding the experiment (mm)	Level	Change in atmospheric pressure over three hours preceding the experiment (Pa/h)
1	07/07	F	-1	18	-1	2.5	+1	3.8
2	12/07	C	+1	28	-1	1	-1	-1.4
3	21/07	D	+1	23	-1	1	+1	3.9
4	28/07	C	+1	21	-1	1	-1	-2.6
5	30/07	D	+1	22	-1	1	+1	6
6	02/08	A	+1	26	+1	32	+1	2.7
7	03/08	B	+1	21	+1*	0	-1	-8.6
8	04/08	H	-1	18	+1	11	-1	-2.6
9	05/08	G	-1	15	+1	7	+1	1.8
10	06/08	G	-1	18	+1	3.3	+1	5.6
11	10/08	B	+1	22	+1	12	-1	-9.7

* Positive level was attributed because soil was still very wet due to 32 mm rainfall in preceding two-day interval.

Table 4.4. Achieved runs and measured methane emissions

Experiment	Date (2004)	Run	Temp (T)	Soil Moisture Content (MC)	Pressure Gradient (ΔP)	Measured CH ₄ emission*($\mu\text{g/s}$) / and normalized flux**					
						Test Area 1		Test Area 2		Test Area 3	
1	07/07	F	-1	-1	+1	384000	/ 3.86	72700	/ 2.11	6170	/ 4.06
2	12/07	C	+1	-1	-1	74000	/ 0.74	31300	/ 0.91		
3	21/07	D	+1	-1	+1	33800	/ 0.34	35600	/ 1.03	800	/ 0.53
4	28/07	C	+1	-1	-1	52200	/ 0.52	53700	/ 1.56	1500	/ 0.99
5	30/07	D	+1	-1	+1	53400	/ 0.54	27100	/ 0.79	890	/ 0.59
6	02/08	A	+1	+1	+1	39000	/ 0.39	9740	/ 0.28	120	/ 0.08
7	03/08	B	+1	+1	-1			35300	/ 1.03	250	/ 0.16
8	04/08	H	-1	+1	-1	91000	/ 0.91	35600	/ 1.03	970	/ 0.64
9	05/08	G	-1	+1	+1	37800	/ 0.38	19700	/ 0.57	890	/ 0.59
10	06/08	G	-1	+1	+1	39500	/ 0.40	18000	/ 0.52	700	/ 0.46
11	10/08	B	+1	+1	-1	37200	/ 0.37	24900	/ 0.72	210	/ 0.14
Avg.						99507		34406		1519	
Min.						33800		9740		120	
Max.						384000		72700		6170	

*Total emissions as calculated for the total surface of the test area.

** Emission of a specific run divided by average emissions of all runs made on that test area (means of replicated experiment were used to calculate the average).

4.4.2 Statistical analysis

To allow comparison of data between test areas, emissions measured on each test area were normalized by dividing emissions from individual runs by the average emission of all the experiments for that test area. For replicated experiments, the means of two experiments were used to calculate this average. The normalized fluxes are showed in Table 4.4.

The first analyses were conducted on data collected on each test area taken separately (Table 4.5). The regression parameters v , w , x , y , and z obtained are shown on Table 4.5. They are used in Equation 4.1 to calculate the normalized flux (NF).

$$NF = v + (w * T) + (x * MC) + (y * \Delta P) + (z * T * MC) \quad (4.1)$$

This first analysis gave determination coefficients (R^2) of 0.99, 0.88 and 0.99 for Test Areas 1, 2 and 3, respectively. The highest level of significance (p-level) is 0.075; therefore, it can be concluded that there is a significant statistical effect for the three main factors and for the interaction between temperature and soil moisture content. For each regression parameter, the tendency is the same for each test area: v and z are positive; w , x and y are negative. The effects associated with each factor and/or interaction are very similar for Test Areas 1 and 3, but less pronounced for Test Area 2.

Table 4.5. Models parameters and statistical indicators

Model parameter	Test Area 1		Test Area 2		Test Area 3	
	effect	p-level	effect	p-level	effect	p-level
v	1.377	0.00000	1.199	0.00001	1.398	0.00000
w	-0.917	0.00002	-0.361	0.00564	-0.984	0.00000
x	-0.883	0.00003	-0.506	0.00084	-1.053	0.00000
y	-0.124	0.0754	-0.224	0.0253	-0.103	0.0461
z	0.806	0.00004	0.270	0.0149	0.732	0.0001
R^2	0.99		0.88		0.99	

ANOVA analyses are considerably stronger when experiments are replicated. The data obtained from each of the three test areas under the same combination of levels were treated as replicated runs, thus providing at least two replicates for each run. To verify the validity of this approach, an ANOVA of all the data was conducted, considering the test areas as a blocking factor. The lowest p-level of blocking factors was 0.35, indicating that the test areas do not

have a significant statistical effect on normalized flux. Consequently, the data of the three areas can be analysed together without introducing a bias. The correlation presented in Equation 4.2 results from the processing of the data of the three test areas grouped together. The highest p-level of the parameters is 0.053 and the R^2 is 0.84. Based on this, Equation 4.2 is considered to be statistically significant. Note that the variables T, MC and ΔP have only two possible values: +1 or -1.

$$NF=1.328+(-0.753*T)+(-0.817*MC)+(-0.154*\Delta P)+(0.601*T*MC) \quad (4.2)$$

Emissions measured on July 7 (Run F) are much higher than for subsequent runs. The conditions of Run F were not subsequently repeated. A separate ANOVA was conducted, excluding the data of July 7, in order to verify the validity of these data. Although it was not possible to estimate the effect of potential interactions (not enough runs of the factorial design were conducted), each of the three factors showed a significant statistical main effect. These main effects were slightly lower, but followed the same tendency. The R^2 of this ANOVA was 0.59, compared to the R^2 of 0.84 for the ANOVA which included the data of July 7, but the maximum value of the p-level of 0.02 indicates statistical significance. Based on the results of this second analysis, the data taken July 7 were retained in the analysis.

Some observations may be extracted from the grouped ANOVA model and from the ANOVA models of individual test areas. They represent significant statistical effects. The main effects are as follows:

- The signs of the main effects are the same for the grouped ANOVA model and the ANOVA models for individual test areas.

- During experiments, the most influential factor was soil moisture (MC). A dry soil (MC = -1) has a positive effect of 0.817 on the normalized flux.
- The temperature is the second most influential parameter. A negative temperature modality ($T < 20^{\circ}\text{C}$) increases normalized flux by 0.753.
- There is an influential interaction between temperature (T) and moisture content (MC). Opposite modalities of these two factors have a negative effect of 0.601 on normalized flux. Identical modalities (positive or negative) provide an increase of the same magnitude.
- The least influential factor is the pressure gradient, with an effect of 0.154 on normalized flux. A decrease in atmospheric pressure corresponds to increased methane emissions, and vice versa.

4.4.3 Statistical model behaviour and natural processes

Advective flow, diffusive flow and biological methane oxidation are the main underlying natural processes involved in methane atmospheric emissions. This section briefly describes these processes and evaluates whether they can explain the tendencies demonstrated by the statistical model.

Advective flow of a gas in soil is described by Darcy's law:

$$U = -k(k_r/\mu) (\Delta P - \rho g) \quad (4.3)$$

where

- U = gas velocity (m/s)
- k = intrinsic permeability of the soil (m^2)
- k_r = gas phase relative permeability (dimensionless)
- μ = dynamic viscosity of the gas ($\text{Pa} \cdot \text{s}$)
- ΔP = pressure gradient (Pa/m)

ρ = density of the specific gas (kg/m^3)

g = gravitational constant (m/s^2)

Diffusive flow of a gas in soil is described by Fick's law

$$J = D_e \Delta C \quad (4.4)$$

where

J = flux of the gaseous component ($\text{mol/m}^2 \text{ sec}$)

D_e = effective diffusion coefficient of the gaseous component (m^2/s)

ΔC = concentration gradient ($\text{mol/m}^3 \text{ m}$)

Mbonimpa et al. (2003), suggest the following semi empirical equation to calculate D_e in unsaturated soils:

$$D_e = 1/n^2 [D_a^0 \Theta_a^{Pa} + H D_w^0 \Theta_w^{Pw}] \quad (4.5)$$

where

n = soil porosity (dimensionless)

D_a^0 and D_w^0 = free oxygen diffusion coefficient in air and water, respectively;
at room temperature (m^2/s)

Θ_a = gas fill porosity (dimensionless)

Θ_w = volumetric water content (dimensionless)

Pa and Pw = exponents related to tortuosity in the gas and water phases,
respectively (dimensionless)

H = Henry's equilibrium constant (dimensionless)

In Equation 4.5, the term " $H D_w^0 \Theta_w^{Pw}$ " is the effective diffusion coefficient of the solubilized gas phase in the water phase. Considering the relatively low solubility of methane in water, this term can be assumed to be negligible.

As methane migrates through the soil cover, it is partially oxidized by the action of methanotrophic bacteria. The measured proportion of biologically-oxidized methane, as reported in the literature, is 10% to 100% (Spokas et al., 2006, Spokas et al. 2003, Hettiaratchi & Pokhrel, 2003). The methane oxidation rate is influenced by the nature of soil, including organic matter content, as well as temperature, pH, soil moisture content, and oxygen availability or flux. For example, Stepniewsky & Zygmunt (2003) report a soil temperature of 25°C to 30°C for optimal methane oxidation. The same authors report an optimal soil moisture content of 10% to 20% by mass in a sandy loam.

Advective and diffusive flow vary inversely with soil moisture content. This is consistent with the results of the statistical model.

Advective flow varies inversely with atmospheric pressure: a decrease in atmospheric pressure corresponds to increased pressure gradient between waste and the atmosphere. This relationship is well-described in the literature on methane emissions (Young, 1992, Latham & Young 1993, Blackman & al., 1997, Prosser, 1999, Hartless, 2000, Reginster et al., 1997). This is consistent with the results of the statistical model, although the effect is relatively small, possibly due to the small variations in atmospheric pressure observed during the experiments (maximum rate of change 10 Pa/hr).

The rate of oxidation of methane by methanotrophic bacteria varies directly with temperature. This is an important phenomenon with respect to methane emissions as reported by many authors (Stern et al., 2007, Gerbert et al., 2003, Stepniewski & Zygmunt, 2003, Christophersen et al., 2000, Chanton & Liptay, 2000). This is consistent with the results of the statistical model.

Temperature influences advective gas flow. The density of the gas phase varies inversely with temperature, and the viscosity of the gas phase varies directly with temperature. For advective flow (Equation 4.3), in the range of temperature variations observed during the experiments, advective methane flux should decrease slightly as temperature increases. This is consistent with the results of the statistical model, although the effect is probably negligible compared to the temperature-dependence of methane oxidation.

Temperature also influences diffusive gas flow. The diffusion coefficient and diffusive flow increase with temperature (Equation 4.4). This is not consistent with the results of the statistical model, although the effect is probably negligible compared to the temperature-dependence of methane oxidation.

Table 4.6 provides a qualitative comparison among the experimental factors (soil moisture content, temperature and pressure gradient) and the underlying processes (diffusive flow, advective flow and biological oxidation). The tendencies of the statistical model are classified as consistent or inconsistent with respect to the phenomena, and the significance of this correspondence is evaluated qualitatively, based on evaluation of the relative influence of the given phenomenon. Table 4.6 demonstrates that the effects evaluated by the ANOVA analysis can be explained by the underlying phenomena. There are no cases in which the effect of the experimental factor is not consistent with an underlying process for which the relative influence is considered to be important.

Table 4.6. Qualitative comparison of experimental factors and underlying processes

Experimental factor	Diffusive flow	Advective flow	Biological oxidation
Soil moisture content (MC)	++	++	cannot be evaluated with available data
Temperature (T)	-	+	++
Pressure gradient (Δp)	not applicable	+	not applicable

++: effect of experimental factor consistent with underlying process; relative influence of the underlying process considered to be important

+: effect of experimental factor consistent with underlying process; relative influence of the underlying process not considered to be important

-: effect of experimental factor not consistent with underlying process; relative influence of the underlying process not considered to be important

4.4.4 Applications

The normalized emission factors calculated with Equation 4.2 can be used to estimate the percentage of total emissions for the meteorological conditions corresponding to each run. These percentages, as calculated for July and August 2004, are shown in Table 4.7. Note that that 54.3% of the emissions are estimated to have occurred during conditions corresponding to runs E and F; these conditions that prevailed for 17% of the time. These results show the importance of the effect of meteorological conditions on emissions and suggest that the use of instantaneous measurements of gas emissions to represent constant emission rates over periods of time can lead to major errors. It also demonstrates that the design and operation of an LFG collection system should target meteorological conditions associated with high emissions rates, in order to minimize emissions and maximize recovery.

Table 4.7. Normalised emission factors and percentage of total emissions during July and August 2004

Run	Normalised emission factors (dimensionless) X	Number of hours corresponding to conditions of the run Y	Total normalised emissions (hrs) $X * Y$	Percentage of total emissions $\frac{X_i * Y_i}{\sum(X*Y)}$	Percentage of hours corresponding to conditions of the run $\frac{Y}{\sum Y}$
A	0.205	262	54	3.3%	17.6%
B	0.513	229	117	7.3%	15.4%
C	0.945	339	320	19.9%	22.8%
D	0.637	132	84	5.2%	8.9%
E*	3.653	104	380	23.6%	7.0%
F	3.345	148	495	30.7%	9.9%
G	0.509	201	102	6.3%	13.5%
H	0.817	73	60	3.7%	4.9%

*Run E was estimated with the ANOVA results from the other seven runs.

The normalized emission factors calculated with Equation 4.2 can also be used to simulate emission rates under different meteorological conditions, using measured emission rates obtained under specific meteorological conditions. This is demonstrated in Table 4.8, using methane emissions measured during July and August 2005 by Franzidis (2006). Measurements were made in a 120 m by 40 m area, immediately outside of the northeast border of the City of Montreal Landfill site (Figure 4.2). Methane migrates laterally from the landfill to this area, and the soil of this area is backfill similar to the cover material of the three test areas. The measurement technique of Franzidis (2006) was similar to the technique used in this study. There is a good correspondence between simulated and measured methane emission rates. The average ratio of simulated to measured methane emission rates is 103% (standard deviation $\pm 24\%$; range 65% to 149%). This comparison shows the validity and the value of the approach used in this study, and demonstrates that the approach of this study can be extended to other years and to other sectors of the landfill.

Table 4.8 – Comparison of simulated emission rates with measured emission rates of Franzidis (2006)

Measured Emission Rates				Simulated Emission Rates					Comparison of Simulated and Measured Emission rates	
Date (2005)	*Measured emission rate (mg/s) X	Run corresponding to meteorological conditions	Normalised emission factor corresponding to meteo. conditions Y	*Estimated average emission rate (mg/s) XY	Date of simulated emission rate (2005)	Normalised emission factor corresponding to meteorological conditions at time of simulated emission rate Z	Run corresponding to meteorological conditions at time of simulated emission rate	*Simulated emission rate (mg/s) XYZ	*Measured emission rate on date corresponding to date of simulated emission rate (mg/s)	Ratio of simulated emission rate to measured emission rate (%)
08 /07	19 116	G	0.509	37 556	19/07 26/07 16/08 30/08	0.513 0.637 0.945 0.945	B D C C	19 266 23 923 35 491 35 491	21 512 31 669 30 531 45 440	90% 76% 116% 78%
19/07	21 512	B	0.513	41 933	08 /07 26/07 16/08 30/08	0.509 0.637 0.945 0.945	G D C C	21 344 26 712 39 627 39 627	19 116 31 669 30 531 45 440	112% 84% 130% 87%
26/07	31 669	D	0.637	49 716	08 /07 19/07 16/08 30/08	0.509 0.513 0.945 0.945	G B C C	25 306 25 504 46 982 46 982	19 116 21 512 30 531 45 440	132% 119% 154% 103%
16/08	30 531	C	0.945	32 307	08 /07 19/07 26/07 30/08	0.509 0.513 0.637 0.945	G B D C	16 444 16 574 20 580 30 531	19 116 21 512 31 669 45 440	86% 77% 65% 67%
30/08	45 440	C	0.945	48 085	08 /07 19/07 26/07 16/08	0.509 0.513 0.637 0.945	G B D C	24 475 24 667 30 630 45 440	19 116 21 512 31 669 30 531	128% 115% 149% 78%

*for the entire 4800 m² sector

4.5 CONCLUSIONS

During summer 2004, field experiments were conducted at the City of Montreal landfill. The goal of these experiments was to determine the effects of three factors which are known to influence processes affecting landfill methane surface fluxes. These factors were: air temperature, pressure gradient between waste and atmosphere, and soil moisture content of the cover material. A statistical approach was applied, using a three-factor and two-level full factorial design. A total of 11 experiments were conducted over three test areas, with a surface area varying from 1000 to 4800 m². Each experiment involved the realization of a methane concentration survey at 5-7 cm above ground over the three test areas, according to the Instantaneous Surface Monitoring method. An average of 825 georeferenced methane concentration points was measured for each experiment. Each experiment had a maximum duration of two hours, in order to avoid significant fluctuation in meteorological conditions. Concentrations were converted into flux using the correlation method of Fécil et al. (2003). Total methane emissions over the test area were estimated by geostatistical interpolation. Emission rates varied by as much as a factor of three over two consecutive days, highlighting the importance of rapid data collection.

An ANOVA analysis of measured methane emission rates was performed for each test area and for the group of three test areas, using temperature, pressure gradient and soil moisture content as independent factors and methane emission as the response factor. These analyses allowed the development of a site-specific multivariate linear equation which produces a normalized response factor from the independent factors. The following observations were made from these analyses:

- All three factors have a significant statistical effect on methane emissions.

- The impacts of the factors are, in decreasing order of effect: soil cover moisture content, temperature, interaction between temperature and soil cover humidity; and finally, pressure gradient.
- Low temperature, low soil moisture content and high pressure gradient are associated with increased methane emissions, and high temperatures, high soil moisture content and low pressure gradient are associated with decreased methane emissions.
- In addition to the effects of the factors, the interaction between temperature and soil moisture content also has a significant statistical effect: opposite modalities of these two factors (low temperature with humid soil or high temperature with dry soil) result in decreased emissions; identical modalities (low temperature with dry soil or high temperature with humid soil) contribute to increased emissions.
- The tendencies observed in the statistical models can be explained by the underlying processes of diffusive and advective flow and by biological oxidation.
- The ANOVA can be used to estimate the percentage of total emissions and to simulate emission rates, for different meteorological conditions. This provides a tool which can be used by the landfill operator to optimize the operation of an LFG collection system.

This study demonstrates the potential of this statistical approach to interpolation over time of instantaneous measurements of methane emissions. It simplifies the effect of many complex processes into the estimation of three factors that are involved in those processes. These three factors can be monitored by low-cost and routine measurements (temperature, rainfall, and atmospheric pressure). Further refinements are required to improve this approach, so it may be implemented over longer periods of time and over a wider seasonal range of meteorological conditions. Implementation over a

wider seasonal range might require more than two levels per factor, or a specific equation for each season. Finally, this approach could be used to generate data for the calibration of mechanistic models.

4.6 ACKNOWLEDGEMENTS

The authors want to acknowledge the financial support of the Natural Sciences and Engineering Council of Canada and the City of Montreal. They also wish to thank Méline Bigouin and Jean-Pierre Franzidis, who carried out the field work and prepared the data for processing; and Dan Walker of Golder Associates for his review of this paper and for his scientific contribution.

4.7 REFERENCES

Blackman, L., Myers, L., Bjerkén, L., & Freeman, P. (1997). SPADRA Landfill Gas System Design and Operation with Respect to Barometric Pressure, Temperature and Gas Density Changes. *Swana 20th Annual Landfill Gas Symposium, Monterey, California, Vol. 1*, (pp 229-269): Solid Waste Association of North America.

Bogner, J., Meadows M., & Czepiel P. (1997). Fluxes of Methane Between Landfills and The Atmosphere: Natural and Engineered Controls. *Soil Uses and Management*, 13, 268-277.

Boltze, U., & de Freitas, M. H. (1997). Monitoring gas emissions from landfill sites, *Waste Management & Research*, 15 (5), 463-476.

- Börjesson, G., Danielsson, A., & Svensson, B. H. (2000). Methane Fluxes from a Swedish Landfill Determined by Geostatistical Treatment of Static Chamber Measurements. *Environmental Science and Technology*, 34 (18), 4044-4050.
- Börjesson, G., & Svensson, B. H. (1997). Effect of gas extraction interruption on emissions of methane and carbon dioxide from landfill, and on methane oxidation in the cover soil. *Journal environment quality*, 17, 1182-1190.
- Chanton, J., & Liptay, K. (2000). Seasonal Variation in Methane Oxidation in a Landfill Cover Soil as Determined by an In Situ Isotope Technique. *Global Biogeochemical Cycles*, 14 (1), 51-60.
- Christophersen, M., Linderod, L., Jensen, P. E., & Kjeldsen, P. (2000). Methane Oxidation at Low Temperature in Soil Exposed to Lanfill Gas. *Journal of Environmental Quality*, 29 (6), 1989-1997.
- Cooper S.P., & Bier J.D. (1997). Understanding Landfill Surface Emissions Monitoring. Proceedings, *Swana 20th Annual Landfill Gas Symposium, California*, (195-213) : Solid Waste Association of North America.
- Czepiel, P. M., Shorter, J. H., Moscher, B., Allwine, E., McManus, J. B., Harriss, R. C., Kolb, C. E., & Lamb, B. K. (2003). The Influence of Atmospheric Pressure on Landfill Methane Emissions. *Waste Management*, 23, 593-598.
- Edward, T., & Pattey, E. (1997). Soils as Sources and Sinks for Atmospheric Methane. *Canadian Journal of Science*, 77, 167-178.

Environment Canada (2008). National Climate Archives - Montreal/Pierre Elliott Trudeau International Airport.

<http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/index.html>.

Fécil, B., Héroux, M., & Guy, C. (2003). Development of a Method for the Measurement of net Methane Emissions from MSW Landfill. *Ninth International Landfill symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (CD-ROM, paper 112, 10 p). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Franzidis, J.-P. (2006). *Évaluation de la migration latérale et de l'émission surfacique subséquente des biogaz au Complexe environnemental de Saint-Michel*. Mémoire de maîtrise, Département des génie civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal.

Gerbert, J., Groengroeft, A., & Miehlisch, G. (2003). Kinetics of Microbial Landfill Methane Oxidation in Biofilters. *Waste Management*, 23, 609-619.

Gowing, A. L. (2001). *Measuring and Modelling of Landfill Gas Emissions*. Ph. D. thesis, University of Waterloo, Ontario, Canada.

Hartless, R. P. (2000). Developing a Risk Assessment Framework for Landfill Gas Incorporating Meteorological Effects. *Waste 2000 – Waste management at the dawn of the third millennium, Stratford, 2 to 4 october*.

Hettiaratchi, P., & Pokhrel, D. (2003). A New Approach to Quantify Methane Oxidation in a Landfill Bio-Cover: Experience with a Pilot Scale Landfill Test Cell. *Ninth International landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Italy*, (CD-ROM, paper 485, 10 p). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Latham, B., & Young, A. (1993). Modellization of the Effects of Barometric Pressure on Migration Landfill Gas. *Fourth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (pp 681-689). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Maurice, C., & Lagerkvist, A. (2004). Assessment of the Methane Oxidation Capacity of Soil. *Waste Management & Research*, 22, 42-48.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., & Bussière, B., (2003). Oxygen Diffusion an Consumption in Unsaturated Cover Materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 40, 916-932.

Nastev, M. (1998). *Modeling Landfill Gas Generation and Migration in Sanitary Landfills and Geological Formations*. Ph.D. Thesis, Université Laval, Québec.

Prosser, R. W. (1999). Optimizing Landfill Gas Collection From Arid Landfills, *Swana 22nd Annual Landfill Gas Symposium, Lake Buena Vista, Florida*, (pp. 83-900) : Solid Waste Association of North America.

Reginster, J., Scaufaire, P., & Piessens, P. (1997). Active Management of Extraction Rate of Landfill Biogas: a Solution to Avoid Lateral Migration of Gas.

Sixth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy, (pp. 565-574). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J.P., Morcet, M., Aran, C. Graff, C., Moreau-Le Golvan, Y., & Hebe, I. (2006). Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? *Waste Management*, 26 (5), 516-525

Spokas, K., Graff, C., Morcet, M., & Aran, C. (2003). Implications of the Spatial Variability of Landfill Emission Rates on Geospatial Analyses. *Waste Management*, 23 (7), 599-607.

Stępniewski, W., & Zygmunt, M. (2003). Methane Oxidation in a Landfill Soil Cover as a Chance to Reduce Its Emission to the Atmosphere and to Alleviate the Greenhouse Effect. *Ninth International Landfill symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (CD-ROM, paper 533, 10 p.). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Young, A. (1992). The Effects of Fluctuations in Atmospheric Pressure on Landfill Gas Migration and Composition. *Water, Air, and Soil Pollution*, 64, 601-616.

**CHAPITRE 5 ARTICLE 2 : IMPACTS OF METHANE BIOLOGICAL
OXIDATION ON SURFACE EMISSIONS AT THE CITY OF
MONTREAL SANITARY LANDFILL SITE**

Soumis pour publication dans Waste Management and Research, mars 2008

M. HHÉROUX^{****}, C. MANDRELLA⁺, C. GUY^{**}, D. MILLETTE^{***}

^{*}Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Ecole Polytechnique, Montréal, Qc, H3C 3A7, Canada

⁺ and City of Montreal, Department of Environment and Sustainable Development, 801 Brennan St., Montréal, Qc, H3C 0G4, Canada

^{**} and Golder Associates Ltd., 9200 L'Acadie Blvd, Suite 10, Montréal, Qc, H4N 2T2, Canada

^{**}Department of Chemical Engineering, Ecole Polytechnique, Montréal, Qc, H3C 3A7, Canada

^{***}Corresponding author

5.1 SUMMARY

A field study on the biological oxidation of methane was carried out at the City of Montreal sanitary landfill site. The site covers an area of 72 hectares and has a landfill capacity of 38 million tons, which has almost been reached. It is equipped with a major landfill gas collection network. The study took place over two seasons, the fall of 2004 and summer of 2005. Four stations collecting interstitial gas samples from the anoxic zone for at least three different levels were used to calculate the methane oxidation rate at 60 occasions. The method used is the flux method for carbon contained in methane and carbon dioxide. Carbon isotopic composition measurements helped validate oxidation rates

calculated using the flux method. Observed kinetics parameters K_M and V_{max} are 1.25 mol m^{-3} and $0.127 \text{ mol m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ respectively. Flux intensity is the main factor influencing the oxidation rate. The temperature effect is also observed when comparing the data collected in the fall of 2004 with that gathered in the summer of 2005. The obtained results led to the conclusion that biological oxidation contributes to considerably reduce the methane emissions into the atmosphere during the summer season.

5.2 INTRODUCTION

5.2.1 Background

Landfill gas (LFG) emissions are a major concern regarding landfill sites. On entering the atmosphere, these LFGs present certain risks and have many negative impacts on the environment. Methane, the main component of LFG, contributes significantly to climate change in that its global warming potential is 23 times higher than CO_2 (IPCC, 2001). Trace volatile organic compounds found within LFG contribute to the formation of urban smog. Other trace compounds found in LFG can affect human health, while still others simply create bad odours. Fugitive emissions of LFG are often used as an indicator to estimate the performance of the LFG collecting systems. Finally, LFG emissions can be used to estimate gas production through mass balance.

There is a need to quantify LFG emissions for environmental pollution monitoring and assessment, for the estimation of gas production, and as a tool to assess the efficiency of LFG collecting systems. To this end, several methods that use methane as a tracer gas were developed to obtain field measurements. These include flux chambers, micrometeorological methods and open path FTIR techniques. The result is a portrait of emission levels under prevailing

conditions at the time the actual measurements were taken. As landfill gas surface emissions can vary significantly over time, extrapolation of these results is problematic. A number of factors are known to cause variations in LFG surface emissions. Most are related to the gas production itself. Meteorological conditions and hydraulic properties of waste and soil cover also influence these surface emissions. Furthermore, it has been established that these factors interact.

Emission measurements are generally qualified as “net emissions,” because they could be affected by the biological oxidation of methane, which contributes to a reduced methane flux. When LFG flows toward the atmosphere, a portion of the methane may be oxidized by methanotrophic bacteria. These bacteria are active under aerobic conditions and their activity is manifested in superficial soils, where the presence of oxygen is significant.

Bogner et al. (1997) mention that methanotrophic bacteria are found abundantly in the environment and can represent as much as 8% of the total heterotrophic populations. Moreover, the phenomenon of biological oxidation has been observed frequently in sanitary landfill sites, either when measuring atmospheric emissions on the site itself (Bogner et al., 1995, Chanton & Liptay, 2000, Börjesson et al., 2001, Scheutz et al., 2003), or in its vicinity, in the path of lateral migration (Ward et al., 1996, Christophersen & Kjeldsen, 2001).

During this biological process, methane is successively oxidized in methanol, formaldehyde and carbon dioxide, by the action of various enzymes (Acha et al., 2002). As mentioned by Stein et al. (2001), for each mole of methane that is oxidized, 1,8 moles of oxygen are consumed to produce 0,8 mole of carbon dioxide. Bacteria use 20% of the carbon to sustain their metabolism.

The estimation of the methane oxidation rate is possible by using the profile of the methane and carbon dioxide concentrations in the soils and the flux of these same gases on soil surface. As explained by Christophersen et al. (2001), with this method, it is assumed that there is no carbon dioxide dissolved in the infiltration water and the only sources of CO₂ are landfill gas (LFG) and methanotrophic activity. Under equilibrium conditions, the total flux of LFG, at the base of the profile and at the surface is the same and equal to:

$$J_{LFG} = J_{CH_4 \text{ surface}} + J_{CO_2 \text{ surface}} = J_{CH_4 \text{ soils}} + J_{CO_2 \text{ soil}} \quad (5.1)$$

Where:

J = flux (mole m⁻² s⁻¹).

The surface flux of methane and carbon dioxide being known as well as the methane/carbon dioxide ratio in soils, the flux in soils is calculated as follows:

$$J_{CH_4 \text{ soils}} = [J_{CH_4 \text{ surface}} + J_{CO_2 \text{ surface}}] * [C_{CH_4 \text{ soils}} / (C_{CH_4 \text{ soils}} + C_{CO_2 \text{ soil}})] \quad (5.2)$$

Where:

C = concentration (ppmv).

Finally, the difference between the methane flux in soils and the methane found at the surface represents the flux of oxidized methane and the oxidation rate f_o is :

$$f_o = (J_{CH_4 \text{ soils}} - J_{CH_4 \text{ surface}}) / J_{CH_4 \text{ soils}} \quad (5.3)$$

A second technique is also used to calculate the rate of the biological oxidation of methane. This method relies on the fact that methanotrophic bacteria

assimilate preferentially the methane that possesses the carbon isotope 12 (^{12}C) compared to the one that has the carbon isotope 13 (^{13}C) (Chanton & Liptay, 2000). As a consequence, as when methane is oxidized, and enrichment in ^{13}C in the methane release to the atmosphere occurs. Measuring the enrichment of the methane in ^{13}C allows for the biological rate calculation.

The result of isotope composition, as identified by the symbol $\delta^{13}\text{C}$, is shown in parts per thousand (‰) and calculated as follows:

$$\delta^{13}\text{C} = [(R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}}) - 1] * 1000 \quad (5.4)$$

Where:

R_{sample} and R_{standard} = the ratio $^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$ in the sample and the standard, respectively.

The following equation is used to calculate the oxidized methane fraction in the superficial soils (Liptay et al., 1998, Christophersen et al., 2001):

$$f_o = [\delta E - \delta A] / [(\alpha - 1) 1000] \quad (5.5)$$

Where:

δE and δA = $\delta^{13}\text{C}$ in the zone where methane is given off into the atmosphere and in the anoxic soil zone, respectively.

α = fractionation factor related to methane oxidation. This factor indicates the bacteria « degree of preference » for the ^{12}C (no dimension)

Fractionation factor α is obtained by injecting a known quantity of methane from a landfill site into a closed system in which soils are incubated. The $\delta^{13}\text{C}$ of the

methane is measured before any addition to the incubator. During incubation, the $\delta^{13}\text{C}$ is measured periodically as well as methane concentration. The fractionation factor α is calculated as follows:

$$\delta^{13}\text{C}_t = 1000 (1/\alpha - 1) \ln(M/M_0) + \delta^{13}\text{C}_{t_0} \quad (5.6)$$

Where:

M/M_0 = a fraction of the methane remaining at time t , $\delta^{13}\text{C}_t$ is the $\delta^{13}\text{C}$ at the t , and $\delta^{13}\text{C}_{t_0}$ is the initial $\delta^{13}\text{C}$.

Chanton & Liptay (2000) have reported fractionation factors varying between 1,008 and 1,049. The same authors suggest that in presence of high methane concentrations, bacteria are more selective towards ^{12}C , thus the value of α increases. Finally, it was shown that α is influenced by temperature. Chanton & Liptay (2000) have observed that at 25°C , $\alpha = 1,022$, and decrease at a rate of 0,000435 for each degree above that temperature.

Many laboratory and field studies have been conducted to quantify methane oxidation in engineered or non-engineered landfill covers. They reveal a large range of oxidation rates. For example, Fécil (2003) reported values from literature varying between 7% and 50%, while Hettiaratchi & Pokhrel (2003) listed values ranging from 10% to 70%. Stern et al. (2007) and Cabral et al. (2007) observed oxidation rates as high as 100%.

As reported by De Visscher et al. (1999) oxygen must be present at a minimum concentration of about 3%, and two volumes of oxygen for one volume of methane are needed to maintain methanotrophic activity. Moreover, Stepniewski & Zygmunt (2003) have indexed other conditions, which help methane oxidation :

- The optimal soil temperature is between 25 °C and 30 °C. The bacteriological activity diminishes when the temperature deviates from these limits.
- Soil pH must be between 3,5 and 8. It is optimal between 6 and 7.
- Methanotrophic bacteria require a minimum moisture content. In silty sand, a moisture content included between 10% and 20%, on a mass basis, is optimal. Below this, the bacteriological activity is sharply reduced and diminishes slowly when the degree of humidity is over 20% by mass.

As it is the case for methane emission, meteorological conditions also have an impact on methanotrophic activity. The objective of this paper is evaluate the effect of temperature, soil moisture content (rainfall) and gas flux on methane oxidation, and how they reduce emissions under actual field conditions. Experiments were carried out on an intermediate cover not designed to stimulate oxidation and on soil surrounding the site where some lateral migration occurs.

5.2.2 Experimental site

Field experiments were carried out at the City of Montreal landfill site. This site is located in a former limestone quarry on the Island of Montreal (Figure 5.1). The landfill activities started in 1968. Currently, some 72 hectares are used for refuse disposal. The depth of refuse is 80 m in places and it is estimated that some 38 million tons of refuse from various origins are landfill at this site. The final cover has been completed on 20 hectares. Based on the current disposal rates, the planned final topography and the availability of cover materials, it is estimated that the site will be covered in 2010. An extensive active gas collection system consisting of over 340 wells was constructed at this site.

Approximately 110 million cubic meters of landfill gas are recovered annually and pumped to an on-site electric power plant.

Prior to the beginning of the landfill operations, the bottom and walls of the former quarry were not impermeabilized. Therefore, there is certainly an hydraulic link between aquifers and waste materials. However, dams and crushed stone drainage canals were built to facilitate the flow of the leachate towards a pumping station. The maximum volume of leachate reaching the pump is approximately 2600 m³ per day. Such a flow allows for the creation of a depression cone the size of which is sufficient to direct the groundwater to the landfill site. However, it is important to note that a substantial proportion of the waste remains saturated. When recovered at the pumping station, the leachate is then treated by oxidation to reduce its sulphides content prior to its disposal in the public combined sewers.

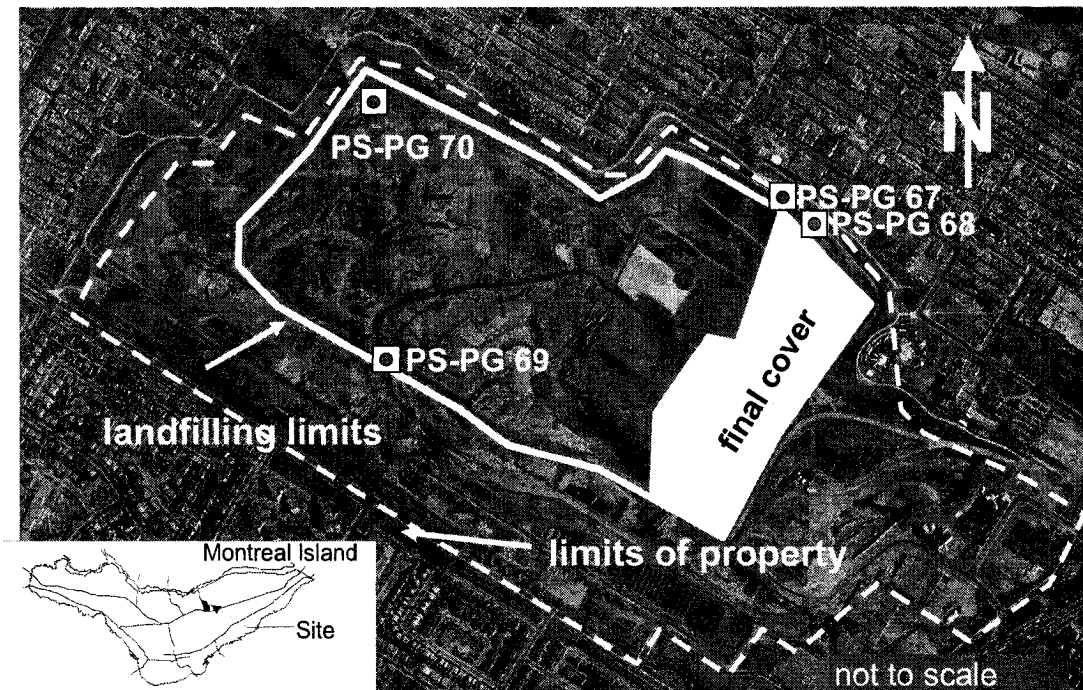


Figure 5.1. Location map of the City of Montreal landfill, its surroundings and the position of oxidation measurement stations

The lack of impermeability of the site walls also creates conditions favourable to LFG lateral migration. It is especially the case along the North-East border of the site where some lateral migration occurs in the overburden and the first few meters of weathered rock. To prevent problems related to lateral migration, some passive soil venting trenches have been built. They are designed to be connected to the active LFG collecting system, if needed.

5.3 MATERIALS AND METHODS

5.3.1 Location and construction of measurement stations

The stations were located at identified methane emission hot spots and confirmed by a few measurement campaigns, using the Instantaneous Surface Monitoring (ISM) method (Cooper & Bier, 1997), carried out on the landfill site and along its the northeastern border. For this method, a portable Flame Ionisation Detector (FID) was used to instantaneously measure the concentration of total organic compounds (measured as methane) at the landfill surface. Rather than measuring the concentration at defined grid points, as prescribed by the ISM method, the portable FID (Thermo Environmental instruments, TVA 1000b) was linked to a data logger equipped with a GPS device (Roctest, ACCULOG-XGPS) to facilitate mapping the concentration measurement positions. A geo-referenced concentration measurement was automatically taken every 5 seconds.

Two measurement stations (PS-PG 67 and PS-PG 68) were constructed on the perimeter of the landfill site where lateral migration regularly occurs, while the other two (PS-PG 69 and PS-PG 70) were built within the landfill site in an area that had been temporarily covered. Figure 5.1 shows their location. It should be noted that the intermediate cover material on the landfill site and the overburden in vicinity of PS-PG 67 and PS-PG 68 are composed of silty sand with traces of clay or sand and silt with traces of clay.

Each measurement station was equipped of three to five gas probe nest installed using an AMS vapor probe kit and the recommended 6 mm in diameter Teflon tubing. A 40 mm diameter auger fitted with a carbide tip was mounted on

a hammer drill (Bosch) to create holes for installing the probes. A single vapor probe was placed in each hole in a 5 cm sand pack. The remaining of the annular spaces were filled with bentonite. A ball valve was installed at the end of each tube. Gas probes are installed at depths ranging from 10 to 160 cm. Table 5.1 shows the probes depth.

Table 5.1. Depth of the vapor probes at oxidation measurement stations

Vapor probe station	Probe's depth (cm)
PS-PG 67	20
	40
	72
	117
	160
PS-PG 68	10
	32
	73
	130
PS-PG 69	10
	30
	70
PS-PG 70	10
	30
	70

5.3.2 Method of oxidation measurement and gathering of related data

The methane oxidation measurements were carried out using the flux of carbon method (equations 5.1, 5.2 and 5.3). To use this method, the following data must be known :

- The methane, carbon dioxide and oxygen concentration profile from the anoxic zone to the surface;
- The methane and carbon dioxide flux at the surface.

Two methods were used to measure the concentrations in the soil. For each measurement station, samples from the two shallowest probes were

systematically sent for laboratory analysis. The samples were taken using a portable low-flow peristaltic pump, always beginning with the sample from the shallowest probes. After purging a volume equivalent to the probe tube and pump volume, a 350ml Tedlar bag was partly filled. It was assumed that the volume of interstitial gas taken was low in order to take a sample representative of gas surrounding the probe. The samples were analyzed within 24 hours by GC/TCD (Gas Chromatography – Thermal Conductivity Detector), to obtain the CH₄, CO₂, O₂ and N₂ concentrations. The instrument calibration was made to measure concentrations between 0.5% and 50% for each of the gases analyzed. The analysis was done by the laboratories of the City of Montreal.

In the deepest probes (70cm and deeper) the interstitial gases were measured with a portable Eagle gas monitor, manufactured by RKI instruments (CA, USA). This monitor is equipped with infrared sensors capable of detecting 0 to 40% v/v CO₂ concentrations, and a 0 to 60% v/v of CH₄ concentrations. It also has an electrochemical sensor capable of detecting concentrations of 0 to 60% of O₂. The concentration measurements in the deep probes were always taken after sampling the upper probes. For stations with more than three probes, the measurements taken with the portable monitor were carried out from the shallowest to the deepest probe. The measurements were also taken after the volume of gas in the piping had been purged.

Ideally, it would have been preferable to have all the interstitial gases analyzed at the laboratory, because lab analyses give the most precise and accurate results. This was not, however, possible due to the limited number of analyses, which could be carried out with the available laboratory instruments. Nevertheless, the deepest probes, for which the portable monitor was used, are found in the anoxic zone where the CH₄ and CO₂ concentrations are in the range normally found in the landfill gas, which is 45 to 60% v/v CH₄ and 40 to 60%

CO₂ (Tchobanoglous & Kreith, 2002). This type of monitor is well adapted for measuring concentrations within this range of measurements.

Fluxes were measured with a dynamic flux chamber OdoFlux, made by Odotech, Montreal, Quebec, Canada. It is a cylindrical chamber with a hemispherical top all made of Plexiglass. It has a volume of 50 L and covers a ground surface of 0.2 m². Figure 5.2 shows a schematic of the flux chamber experiment.

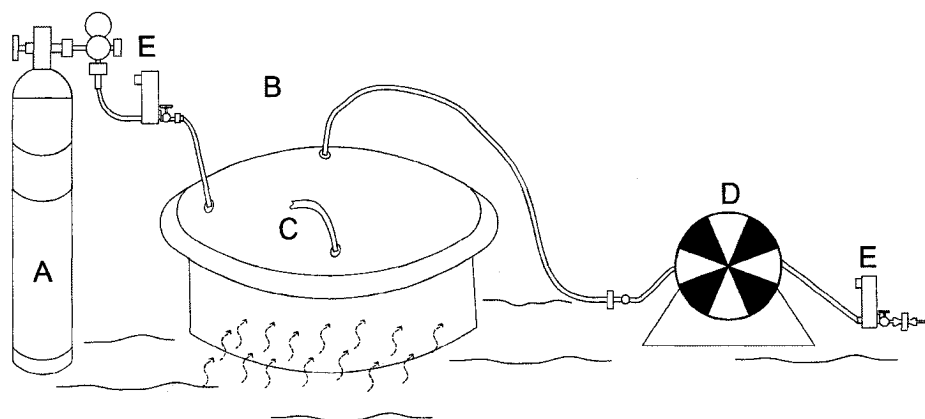


Figure 5.2. Schematic of the flux chamber experiment. A: Pure air; B: Flux chamber; C: Intake for measurement of CH₄ concentration in the flux chamber; D: Peristaltic pump; E: Rotameter

The surface methane flow is determined by measuring the methane concentration in the chamber, sealed on the ground with bentonite, after a period equivalent to three times the residence time of the gas mixture in the chamber. The methane concentration was measured directly in the chamber with a portable FID, assuming that it behaves as a completely mixed reactor (Gowing & Farquhar, 1997). Residence Time Distribution measurements

performed on the flux chamber with a radioactive argon tracer and a set of radioactivity detectors has confirmed this hypothesis. The temperature was also measured in the chamber with a thermometer. The pure air flow (Q) in the flux chamber was fixed between 5 and 10 L per minute depending on the flux. The methane flux (J) value is given by the following relation:

$$J = C Q A^{-1} \quad (5.7)$$

where:

- J = flux ($\text{mole m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)
- C = concentration (mole)
- Q = volume flow fed into the flux chamber ($\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$)
- A = area of the flux chamber (m^2)

In the flux chamber, the concentration of methane was measured with a Flame Ionisation Detector (FID) from Thermo Environmental Instruments, model TVA 1000b, calibrated with methane. A Nova Analytical system analyzer model 6239 was used to measure CO_2 . This analyzer was equipped with an infrared sensor. The range of measurement of the two instruments was for a volume of 0 to 5000 ppm.

Temperature in the flux chamber was measured with a TES-1300 thermometer from TES Electrical Electronic and soil temperature at a depth of 10 cm was measured with a Banman 600-1010 thermocouple.

Soil density and moisture content were measured near the measurement stations with a CPN International, model 501 DR, radiation-type density meter.

The measurements were taken within a one meter radius around the measurement station and flux chamber at a depth of about 30 cm.

The methane oxidation rate was measured at 60 occasions during the fall of 2004 and summer of 2005. Table 5.2 shows the distribution of the measurements by station and date. It should be mentioned that there were no measurements taken in 2004 at stations PS-PG 67 and PS-PG 68, because they were only built in the spring of 2005.

Table 5.2. Date of oxidation measurements taken at each station

Station	06-10-04	13-10-04	20-10-04	10-11-04	17-05-05	18-05-05	25-05-05	01-06-05	08-06-05	21-06-05	28-06-05	06-07-05	13-07-05	20-07-05	26-07-05	02-08-05	09-08-05	16-08-05	22-08-05	total
PS-PG 67					•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	14
PS-PG 68						•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	14
PS-PG 69	•	•	•	•			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	17
PS-PG 70		•	•			•	•	•	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	15

5.3.3 Analysis of carbon isotopes in methane

To validate oxidation measurements, a total of 18 samples of interstitial gas were analyzed for carbon isotope fractionation in methane at the Delta-Lab Stable Isotope Geochemistry Laboratory of the Geological Survey of Canada. The analyses were carried out on samples taken on the 16th and 22nd of August 2005 at the four measurement stations.

5.4 RESULTS AND DISCUSSION

5.4.1 Oxidation measurements

Tables 5.3 to 5.6 summarize the data collected at the surface and deepest probe of four measurement stations and the corresponding oxidation rates. The oxidation rates, therefore, vary greatly. They range between the 14% and 87% at station PS-PG 67, 12% and 99% at station PS-PG 68, 23% and 99% at station PS-PG 69 and 38% and 100% at station PS-PG 70.

Table 5.3. Data taken at station PS-PG 67 and calculated oxidation rate

Date	measured surface CH ₄ flux (mol/m ² /h)	measured surface CO ₂ flux (mol/m ² /h)	deepest sampling probe cm	gas concentration at deepest sampling probe			oxidation rate
				CH ₄ conc.	CO ₂ conc.	O ₂ conc.	
17-05-05	0.0616	0.1241	-160	64%	34%	0.0%	49%
25-05-05	0.0158	0.0573	-160	63%	35%	1.0%	66%
01-06-05	0.0069	0.0509	-160	64%	41%	0.6%	80%
08-06-05	0.0439	0.1287	-160	62%	38%	0.5%	59%
21-06-05	0.0100	0.0483	-117	41%	29%	5.4%	71%
28-06-05	0.2659	0.2396	-160	62%	37%	0.3%	16%
06-07-05	0.0020	0.0102	-160	66%	39%	0.1%	74%
13-07-05	0.0037	0.0356	-160	61%	40%	0.1%	84%
20-07-05	0.8501	0.8180	-160	63%	42%	0.3%	14%
26-07-05	0.0040	0.0722	-160	62%	41%	0.3%	87%
02-08-05	0.0123	0.0558	-160	61%	42%	0.3%	69%
09-08-05	0.0081	0.0547	-160	60%	43%	0.3%	78%
16-08-05	0.0058	0.0420	-160	62%	42%	0.0%	79%
22-08-05	0.0478	0.1315	-160	62%	42%	0.0%	55%

Table 5.4. Data taken at station PS-PG 68 and calculated oxidation rate

Date	measured surface CH ₄ flux (mol/m ² /h)	measured surface CO ₂ flux (mol/m ² /h)	deepest sampling probe cm	gas concentration at deepest sampling probe			oxidatio n rate
				CH ₄ conc.	CO ₂ conc.	O ₂ conc.	
18-05-05	0.0001	0.0200	-130	65%	36%	1.0%	99%
25-05-05	0.0263	0.0348	-130	65%	36%	1.0%	33%
01-06-05	0.0018	0.0185	-130	68%	40%	0.6%	86%
08-06-05	0.0009	0.0289	-130	47%	35%	0.4%	94%
21-06-05	0.0028	0.0250	-73	61%	33%	0.9%	85%
28-06-05	0.0022	0.0303	-130	62%	40%	0.3%	89%
06-07-05	0.1776	0.1491	-130	65%	40%	0.3%	12%
13-07-05	0.0611	0.1314	-130	60%	40%	0.0%	47%
20-07-05	0.0024	0.0371	-130	64%	40%	0.3%	90%
26-07-05	0.0033	0.0516	-130	62%	40%	0.3%	90%
02-08-05	0.0008	0.0383	-130	62%	40%	0.2%	97%
09-08-05	0.0038	0.0373	-130	61%	41%	0.3%	85%
16-08-05	0.0051	0.0445	-130	62%	41%	0.0%	83%
22-08-05	0.0023	0.0621	-130	62%	40%	0.0%	94%

Table 5.5. Data taken at station PS-PG 69 and calculated oxidation rate

Date	measured surface CH ₄ flux (mol/m ² /h)	measured surface CO ₂ flux (mol/m ² /h)	deepest sampling probe cm	gas concentration at deepest sampling probe			oxidation rate
				CH ₄ conc.	CO ₂ conc.	O ₂ conc.	
06-10-04	0.0055	0.0098	-70	37%	19%	3.2%	45%
13-10-04	0.0034	0.0232	-70	41%	24%	4.1%	80%
03-11-04	0.0074	0.0072	-70	45%	24%	5.8%	23%
10-11-04	0.0071	0.0081	-70	40%	23%	6.4%	27%
25-05-05	0.0005	0.0146	-70	61%	20%	0.9%	95%
01-06-05	0.0003	0.0167	-70	66%	24%	0.6%	98%
08-06-05	0.0016	0.0297	-70	70%	32%	0.6%	92%
21-06-05	0.0001	0.0094	-70	1%	14%	3.6%	83%
28-06-05	0.0004	0.0361	-70	58%	17%	1.2%	99%
06-07-05	0.0064	0.0477	-70	74%	31%	0.4%	83%
13-07-05	0.0013	0.0214	-70	70%	35%	0.3%	91%
20-07-05	0.0126	0.0994	-70	67%	42%	0.2%	82%
26-07-05	0.0172	0.0906	-70	63%	39%	0.2%	74%
02-08-05	0.0010	0.0405	-70	65%	42%	0.2%	96%
09-08-05	0.0008	0.0319	-70	65%	43%	0.2%	96%
16-08-05	0.0215	0.0619	-70	62%	42%	0.0%	57%
22-08-05	0.0581	0.1002	-70	62%	41%	0.0%	39%

Table 5.6. Data taken at station PS-PG 70 and calculated oxidation rate

Date	measured surface CH ₄ flux (mol/m ² /h)	measured surface CO ₂ flux (mol/m ² /h)	deepest sampling probe cm	gas concentration at deepest sampling probe			oxidation rate
				CH ₄ conc.	CO ₂ conc.	O ₂ conc.	
13-10-04	0.0001	0.0120	-70	40%	21%	5.7%	98%
03-11-04	0.0005	0.0033	-70	49%	25%	4.2%	79%
18-05-05	0.0004	0.0109	-70	16%	10%	14%	94%
25-05-05	0.0001	0.0090	-70	23%	13%	3.6%	98%
01-06-05	0.0004	0.0118	-70	68%	30%	0.6%	96%
08-06-05	0.0001	0.0111	-70	49%	34%	0.5%	99%
21-06-05	0.0001	0.0113	-70	46%	26%	2.7%	98%
28-06-05	0.0003	0.0179	-70	50%	31%	1.7%	98%
13-07-05	0.0005	0.0130	-70	52%	46%	0.2%	93%
20-07-05	0.0086	0.0644	-70	55%	41%	0.3%	79%
26-07-05	0.0121	0.0501	-70	57%	39%	0.3%	67%
02-08-05	0.0199	0.0338	-70	55%	37%	1.4%	38%
09-08-05	0.0007	0.0247	-70	35%	31%	2.9%	95%
16-08-05	0.0001	0.0136	-70	56%	39%	0.0%	98%
22-08-05	0.0067	0.0490	-70	59%	38%	0.0%	80%
13-10-04	0.0001	0.0120	-70	40%	21%	5.7%	98%
20-10-04	0.0000	0.0053	-70	24%	16%	9.2%	100%

Table 5.7 shows the methane carbon isotopic composition results of 18 samples. The $\delta^{13}\text{C}$ composition measurements vary between -59.2‰ and -38.2‰. Also, at every station where $\delta^{13}\text{C}$ was analyzed at more than one level and on every sampling date, $\delta^{13}\text{C}$ increases from the deepest probe to the surface. This indicates an enrichment in ^{13}C contained in methane and, consequently, confirms biological oxidation of this gas.

The α factor composition is specific to where it is measured and was not evaluated to be used in the present study. Consequently, it is not possible to

calculate precisely the oxidation rate while using the ^{13}C method. For comparison, however, the oxidation rate was calculated on the basis of this method with α equal to 1.022, as observed by Chanton & Liptay (2000) for soil where the temperature was 25°C . It should be mentioned that on the 16th and 22nd of August 2005, when the samples were taken, the average soil temperature, measured at a depth of 10 cm, was 26.5°C . Table 5.7 shows for each station the oxidation levels, calculated using both methods, between the deepest level, where the $\delta^{13}\text{C}$ isotopic composition was analyzed, and the level just above it. Figure 5.3 represents a linear regression, the origin forcing to passes through zero, of the oxidation rates obtained by the two methods. This regression, where the determining coefficient R^2 is 0.79 and the p-level is 0.0002, shows a clear and statistically significant tendency, which is expressed in the following relation:

$$\text{OR}^{13}\text{C} = 1.25 \text{ ORF} \quad (5.8)$$

Where OR^{13}C and ORF are the oxidation rates calculated with the ^{13}C method and the flux method, respectively. The slope of 1.25 indicates that, for the same sample, that methane oxidation rates estimated by the ^{13}C method are, in general, slightly higher than those calculated using the flux method. In addition, the $\text{OR}^{13}\text{C}/\text{ORF}$ ratio is greater the oxidation rate is low. This probably arises from the fact that low oxidation rates are observed on samples taken at greater depth, where soil temperature is lower. According to Chanton & Liptay (2000), α increases when the temperature decreases. Since the oxidation rate calculated by the ^{13}C method decreases when α increases (see equation 5.4) and that, to compare results obtained with both methods, soil temperature was considered constant (25°C measured at a depth of 10 cm), the oxidation rate is found to be overestimated. Nevertheless, having compared the two methods validates the results obtained by the flux method.

Table 5.7. Methane carbon isotopic composition and oxidation as calculated with both the flux and the ^{13}C methods

Station	Date	Depth of probe (cm)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	CH_4 (%)	CO_2 (%)	Oxidation rate between a given probe and deepest probe (%)	
						fluxes method	^{13}C method*
PS-PG 67	16-08-05	-20	-47.5	5.3	7.7	35.3	34.7
		-40	-50.0	17.0	18.0	23.0	23.3
		-72	-55.2	63.5	37.2		
PS-PG 68	16-08-05	-10	-39.5	1.4	3.2	49.7	78.8
		-32	-54.9	57.0	37.0	-0.2	9.0
		-73	-56.8	62.0	40.4		
PS-PG 69	16-08-05	-40	-53.7	31.0	23.0		
PS-PG 70	16-08-05	-40	-56.4	29.0	19.0	3.1	11.2
		-70	-58.9	56.0	38.8		
PS-PG 67	22-08-05	-20	-44.7	11.0	13.0	24.7	46.8
		-40	-51.1	29.0	23.0	8.4	17.5
		-72	-54.9	62.0	39.8		
PS-PG 68	22-08-05	-10	-38.2	2.3	3.9	36.6	45.4
		-32	-48.2	48.0	34.0		
PS-PG 69	22-08-05	-40	-55.7	29.0	22.0		
PS-PG 70	22-08-05	-10	-44.6	0.5	1.7	63.8	66.4
		-40	-56.8	38.0	23.0	0.8	11.0
		-70	-59.2	59.0	38.4		

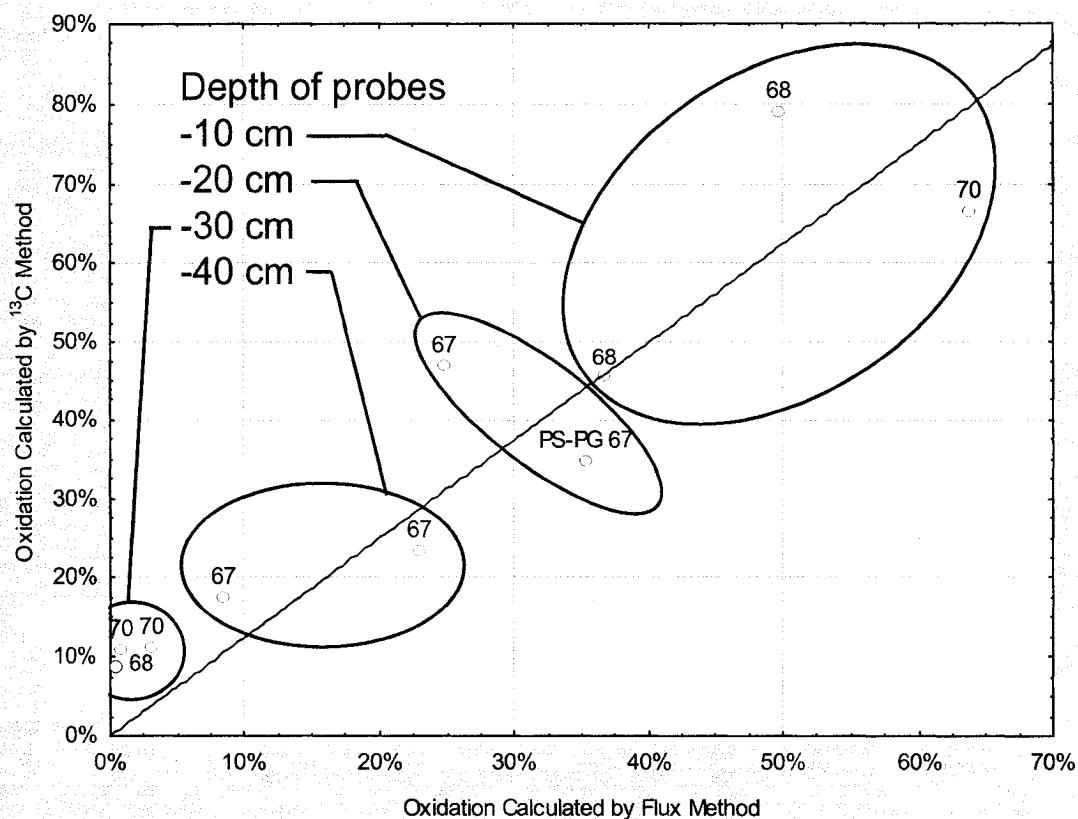


Figure 5.3. Oxidation rate calculated using the mass balance method and carbon isotope method. For the carbon isotope method, $\alpha = 1.022$ as observed by Chanton & Liptay (2000) at a soil temperature of 25°C

Figure 5.4 shows the distribution of oxygen concentration as a function of depth as measured throughout the study for each measurement station. It can be seen that, in general, oxygen concentration is very low at a depth greater than 70 cm. Given that a minimum of 3% oxygen is required to maintain methanotrophic activity, biological oxidation is unlikely to occur below this depth.

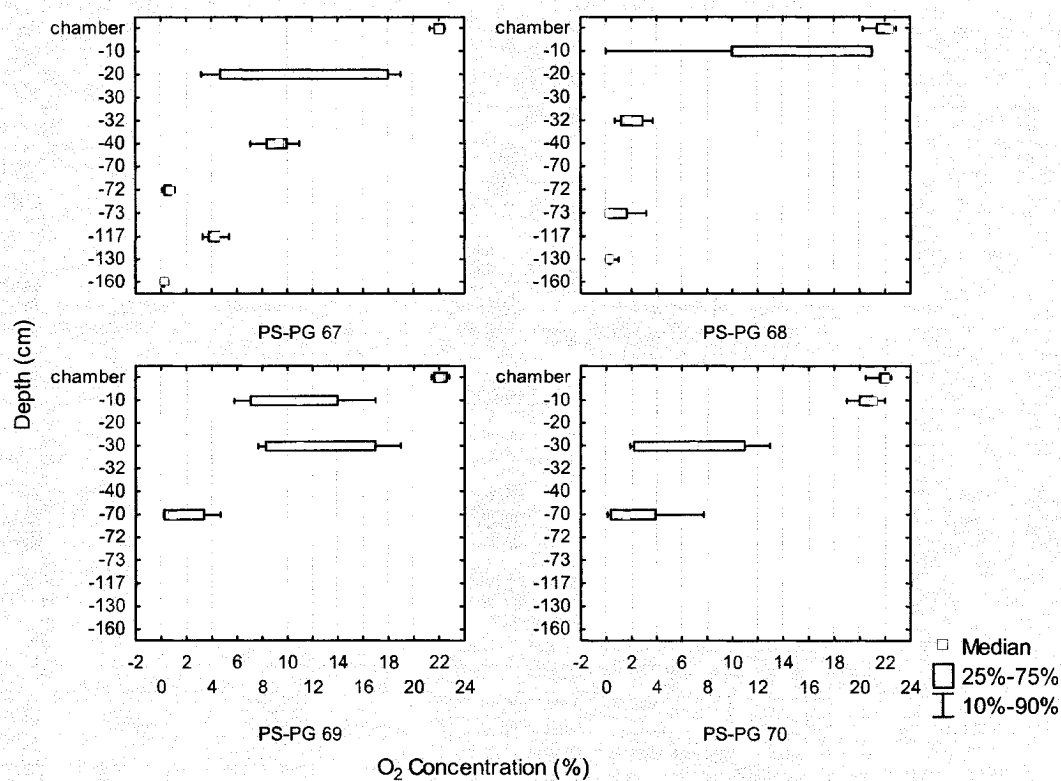


Figure 5.4. Distribution of oxygen concentrations as a function of depth

Data in Figure 5.5 show the distribution of the CO₂/CH₄ concentration ratios as a function of the depth at each measurement station. These data confirm that there is probably very little methane oxidation below a depth of 70 cm. Deeper than 70 cm, CO₂/CH₄ ratio is 0.6 ± 0.1 , which is even slightly richer in methane than the 0.77 CO₂/CH₄ ratio measured in the landfill gas collected by the CESM collection network. This value is calculated based on concentrations measured at the landfill gas pump post, every hour, throughout 2004, 2005 and 2006. Based on this indicator it is hardly plausible that oxidation takes place in the soil at depths of less than 70 cm. This makes it worthwhile to calculate the total oxidation using the methane and carbon dioxide concentrations taken at depths of 70 cm or more.

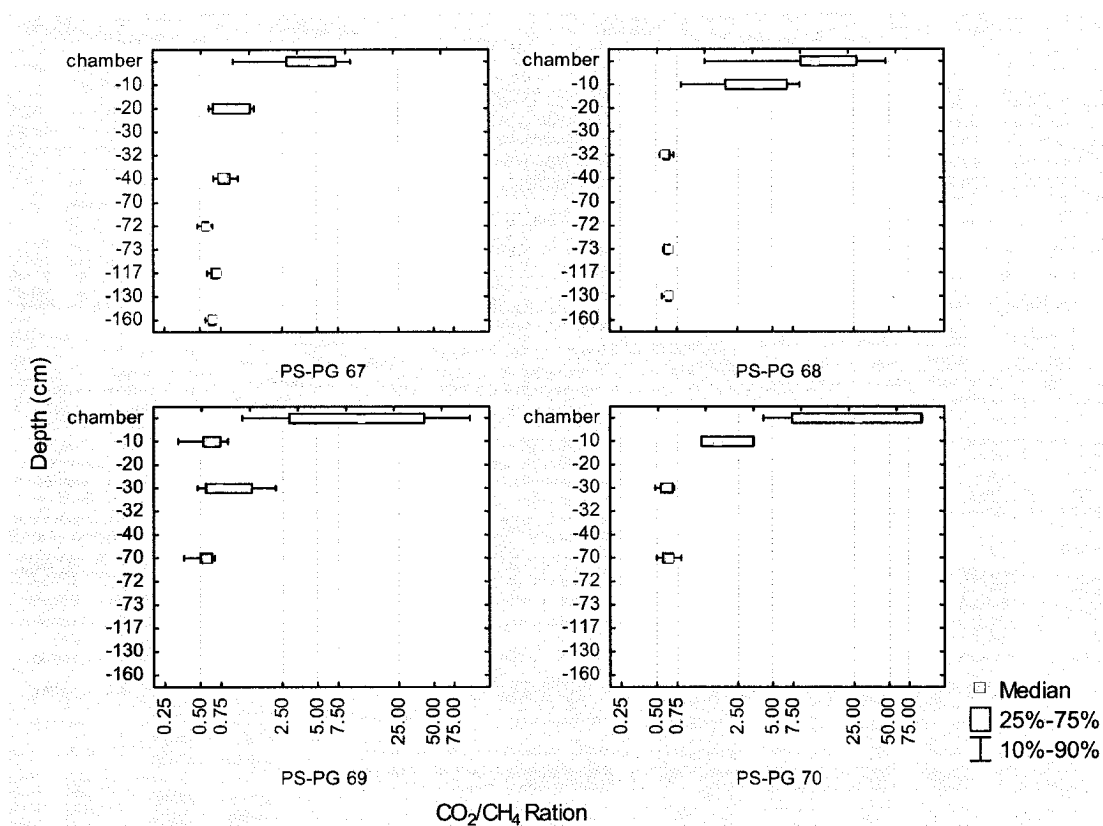


Figure 5.5. Distribution of CO_2/CH_4 concentration ratio as a function of depth

Figure 5.6 shows the distribution of oxidation rates calculated by the flux method for each measurement station as a function of depth. It is possible to conclude from this Figure that oxidation takes place in the upper 30 to 40 centimeters of the soil, at most. These results are similar to those observed in the studies conducted by Scheutz et al. (2005, 2003).

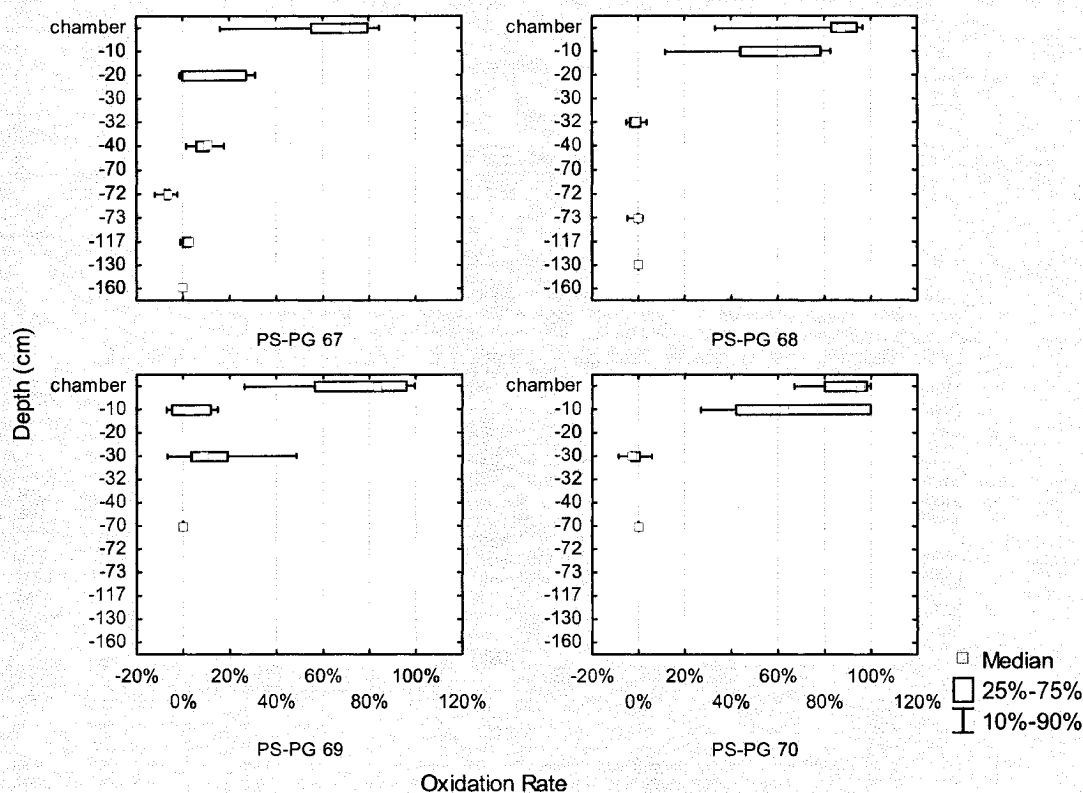


Figure 5.6. Distribution of oxidation rates as a function of depth

5.4.2 Effect of temperature, flux and soil moisture content on oxidation

The effect of temperature on the biological oxidation of methane was demonstrated by several authors in field and laboratory studies (Börjesson et al., 2007, Stern et al. 2007, Czepiel et al., 2003, Christophersen et al., 2000). This effect was also observed in the present study. Figure 5.7 illustrates the oxidation rate as a function of methane flux in anoxic zone for stations 69 and 70. These two stations were selected for oxidation measurements in the fall of 2004 and the summer of 2005. The measurements taken in 2004 are indicated by a solid symbol on Figure 5.7. In 2004, the average temperature was $7 \pm 5^\circ\text{C}$, whereas it was $26 \pm 6^\circ\text{C}$ in 2005. An analysis of variance of the oxidation rate, as a dependant variable, and the measured year (temperature) as the

independent variable, demonstrates a statistically significant effect of the temperature on the oxidation rate ($p\text{-level} = 0.006$). This effect is in concordance with the tendency reported in the scientific literature: the oxidation rate decreases as the temperature decrease. Actually, it is the effect of the temperature that makes the distribution of the oxidation rates as wide in the lower flux range as it is (see Figure 5.7). It should be noted that the effect of the temperature is not identifiable when only the data obtained in the summer of 2005 are taken into consideration. It is probably because the range of temperature is too narrow.

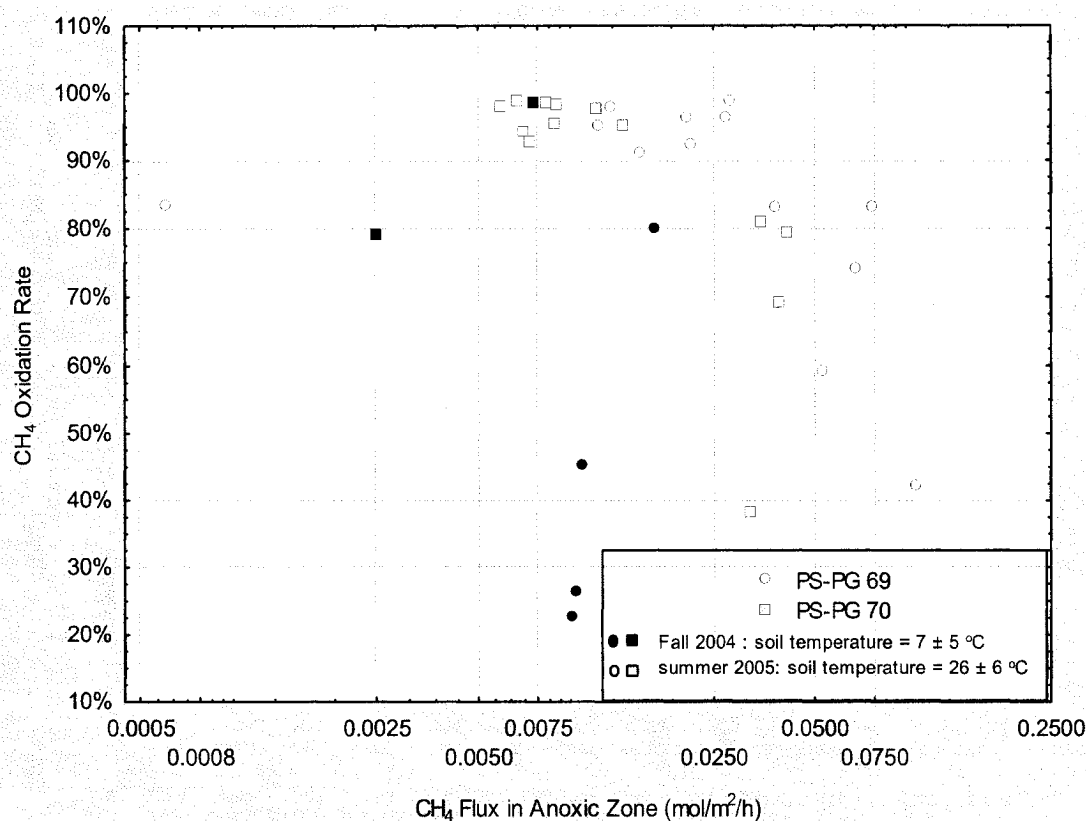


Figure 5.7. Methane oxidation rate as a function of methane flux in anoxic zone calculated by the flux method for stations PS-PG 69 and 70

The collected data confirm that flux has a major impact on oxidation as it evidenced by Figure 5.8 that shows the methane oxidation rate decreases following a non-linear relationship as surface CH₄ flux increase. When the flux surpasses 0.05 mole/m²/h, the oxidation rate drop drastically. These results can be explained by the decrease in time methane spends in the activity zone of methanotrophic bacteria, which occurs when the flux increases, and a non-linear reaction rate.

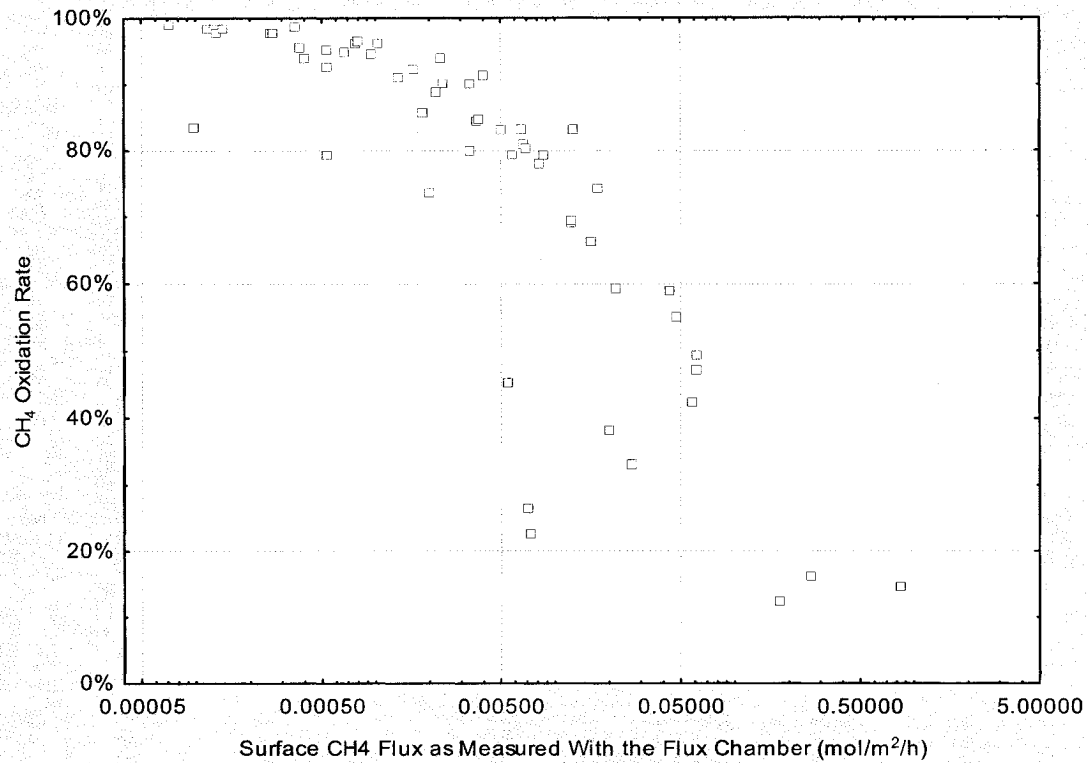


Figure 5.8. Methane oxidation rate as a function of surface CH₄ flux measured with the flux chamber. Data from the four stations are shown

Kinetics of methane oxidation is described by the Michaelis-Menten equation (Pawlowska & Stepniewski, 2006, Stein & Hettiaratchi, 2001, De Visscher et al., 1999, Bogner et al., 1997b) :

$$-r_n = \frac{V_{\max} \cdot C_M}{K_M + C_M} \quad (5.9)$$

Where r_n is the reaction rate (mol h^{-1}), $V_{\max}$ is the maximum reaction rate ($\text{mol m}^{-3} \text{h}^{-1}$), K_M is the Michaelis constant for methane (mol m^{-3}) and C_M is the methane concentration (mol m^{-3}).

Considering the flux of methane F_M (mol h^{-1}), the surface of emissions A (m^2), the thickness of reactive soil z (m), the total thickness of reactive soil h (m) and the flow of gas Q ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$), the reaction rate can be expressed as :

$$\frac{dF_M}{d(A \cdot z)} = -\frac{V_{\max} \cdot C_M}{K_M + C_M} = \frac{Q}{A} \frac{dC_M}{dz} \quad (5.10)$$

$$-\int_{C_{M0}}^{C_M} \frac{dC_M}{V_{\max}^*} (K_M + C_M) = \int_0^H dz \quad (5.11)$$

$$-\frac{K_M}{V_{\max}^*} \ln\left(\frac{C_M}{C_{M0}}\right) - \frac{(C_M - C_{M0})}{V_{\max}^*} = h \quad (5.12)$$

In equation 5.11 and 5.12, $V_{\max}^*$ is equal to $V_{\max} A Q^{-1}$, C_{M0} and C_M are respectively the methane concentration when going in the reactive soils and at soil surface.

Incorporating experimental data in equation 5.12 and minimizing the sum of least squares, a K_M equal to 1.25 mole m^{-3} (or 2.8% vol) and a $V_{\max}$ equal to $0.127 \text{ mole m}^{-3} \text{h}^{-1}$ (or $0.44 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^3 \text{kg}^{-1} \text{s}^{-1}$, considering a soil dry density of 1800 kg m^{-3}) are calculated. In these calculations, h is assumed to be 0.4 m, as evidenced by the data of figures 5.4, 5.5 and 5.6. These kinetics parameters give a good fit between C_M modeled and C_M measured during experiments. This fit is shown on Figure 5.9. The K_M and $V_{\max}$ values are in the range reported from 10 studies by Pawlowska & Stepniewski (2006) where K_M is included between $10.8 \cdot 10^{-3}\%$ and 2.9% and $V_{\max}$ vary from $4.9 \cdot 10^{-6} \text{ cm}^3 \text{kg}^{-1} \text{s}^{-1}$ to $40 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^3 \text{kg}^{-1} \text{s}^{-1}$.

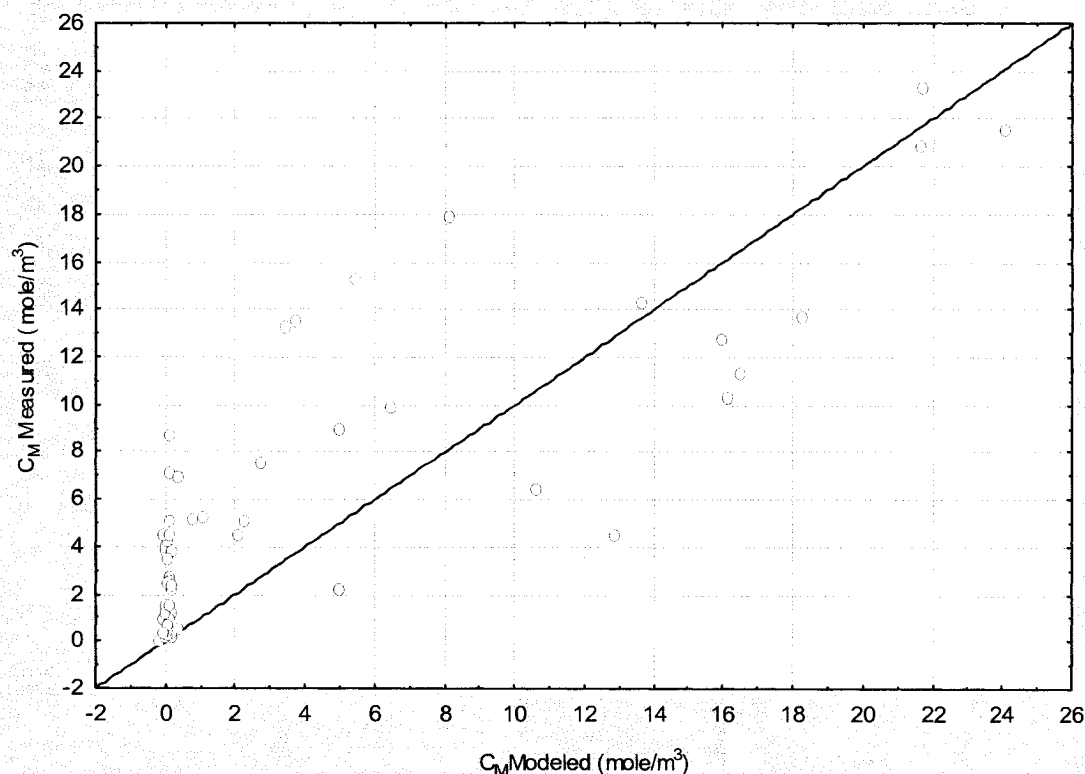


Figure 5.9. C_M measured as a function of C_M modeled with Michaelis-Menten equation ($K_M = 1.25 \text{ mol m}^{-3}$; $V_{MAX} = 0.127 \text{ mol m}^{-3} \text{ h}^{-1}$)

Soil saturation should influence two aspects of oxidation. Firstly, as mentioned earlier, methanotrophic bacteria require a minimum quantity of water. In silty sand, humidity between 10% and 20% w/w. Below this optimal range, the bacteriological activity drops drastically, while it diminishes slowly when humidity increase above 20%. Secondly, like in soil, water and gas share the same porosity. The variations in the degree of saturation directly influence gas permeability. Humidity, therefore, does have an effect on flux. With the collected data it is not possible to identify an isolated effect of the degree of saturation on the oxidation rate. This effect is probably hidden by the flux effect.

The oxidation measurements and the analyses carried out in this study are specific to the City of Montreal landfill. They demonstrate that a significant portion of the atmospheric emissions are oxidized. Taking into consideration the total area of the landfill site (72 hectares) and the fact that average emissions are lower than $0.0008 \text{ mole m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, the total emissions during the three summer months would be close to 170 tons, of which 150 are oxidized and 20 emitted into the atmosphere. In 2005, that represented about 2.5% of 7000 tons of captured methane. It is, however, important to mention that the oxidized mass of methane is probably overestimated, particularly when the emission rates are as low as that of the City of Montreal landfill site. This stems from the fact that the flux method used in this study is based on the hypothesis that the carbon dioxide measured on soil cover surface or in gas probes comes from landfill gas or from the methane oxidation. Practically, there is probably some carbon dioxide generated by other biological activities in the top soil. The raw methane emissions would be, therefore, lower than 2.5% of captured methane.

5.5 CONCLUSION

A study of the biological oxidation of methane was carried out at the City of Montreal landfill site. This study took place during two seasons, the fall of 2004 and the summer of 2005. Four stations equipped with at least three interstitial gas sampling probes were built. Two were located outside the landfill site, in an area where lateral migration frequently occurs, and the other two were built on the landfill site itself, in places that are emission hot spots and where the final cover has not been installed. The temporary cover soil and the soil of the lateral migration sector are similar and composed of silty sand with traces of clay or sand and silt with traces of clay. In all, 60 oxidation rate measurements were taken at the four stations. The method used is the flux method for carbon contained in methane and carbon dioxide. On the surface, the flux was measured with a dynamic flux chamber. Some carbon isotopic composition measurements were also carried out and helped validating the oxidation rates calculated by the flux method. The main observations gained from this study are the following .

- At the soil surface, the methane fluxes are relatively low and vary between 0.0006 and 0.9 moles/m²/h. The flux is generally higher in the lateral migration sector than on the landfill site itself.
- The observed oxidation rates fluctuate in the range between 14% and 100% and are very close to those calculated with the carbon isotopic composition method. The oxidation rates are probably overestimated due to the assumptions associated with the method used to measure them.
- The profiles for oxygen concentration, CO₂/CH₄ ratio and oxidation ratio show that there is hardly any oxidation below the first 40 centimetres of soil.
- The main effect observed for the oxidation rate is the flux effect. The oxidation rate increases when the flux decreases according to a relation.

This is expressed by Michaelis-Menten kinetics reaction equation where K_M is equal 1.25 mol m^{-3} and $V_{\max}$ is equal to $0.127 \text{ mol m}^{-3} \text{ h}^{-1}$.

- The impact of the temperature was observed, but could not be quantified. The lower temperatures of fall 2004 did not favour oxidation compared to the higher temperatures of summer 2005.
- The effect of the degree of soil saturation, which is not an factor independent of flux, could not be observed, probably hidden by the flux effect.

These experiments, which are specific to the City of Montreal landfill site, made it possible to estimate that during the summer months, at the very least, the biological oxidation of methane significantly reduces the emissions of this gas into the atmosphere. There would be around 170 tons of methane emitted from this site, of which 150 would be oxidized.

5.6 ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to acknowledge the financial support of the Natural Sciences and Engineering Council of Canada and the City of Montreal. They also wish to thank Jean-Pierre Franzidis, Michel Demers and Luc Carrière, who contributed to the field work and prepared data for processing.

5.7 REFERENCES

Acha, V., Alba, J., & Thalasso, F. (2002). The Absolute Requirement for Carbon Dioxide for Aerobic Methane Oxidation by a Methanotrophic-Heterotrophic Soil Community of Bacteria. *Biotechnology Letters*, 24 (9), 675–679.

Bogner, J., Meadows M. & Czepiel P. (1997a). Fluxes of Methane Between Landfills and The Atmosphere: Natural and Engineered Controls. *Soil Uses and Management*, 13, 68-277.

Bogner, J., Spokas, K., & Burton, E. (1997b). Kinetics of Methane Oxidation in a Landfill Cover Soil : Temporal Variations, a Whole-Landfill Oxidation Experiment, and Modeling of Net CH₄ Emissions. *Environmental Sciences and Technology*, 31 (9), 2504-2514.

Bogner, J., Spokas, K., Burton, E., Sweeney, R., & Corona, V. (1995). Landfill as Atmospheric Methane Sources and Sinks. *Chemosphere*, 31 (9), 4119-4130.

Börjesson, G., Chanton, J., & Svensson, B. H. (2001). Methane Oxydation in Two Swedish Landfill Covers Measured with Carbon-13 to Carbon-12 Isotope Ratios. *Journal of Environmental Quality*, 30 (2), 369-376.

Börjesson, G., Samuelsson, & J., Chanton, J. (2007). Methane Oxidation in Swedish Landfills Quantified with the Stable Carbon Isotope Technique in Combination with an Optical Method for Emitted Methane. *Environmental Science & Technology*, 41 (19), 6684-6690.

Cabral, A., Arteaga, K., Rannaud, D., Ait-Benichou, S., Pouët, M-F., Allaire, S., Jugnia, L. B., & Greer, C. (2007). Analysis of Methane Oxidation and Dynamics of Methanotrophes within a Passive Methane Oxidation Barrier. *Eleventh International Landfill symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (CD-ROM, paper 774, 10 p). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Chanton, J., & Liptay, K. (2000). Seasonal Variation in Methane Oxidation in a Landfill Cover Soil as Determined by an In Situ Isotope Technique. *Global Biogeochemical Cycles*, 14 (1), 51-60.

Christophersen, M., & Kjeldsen, P. (2001). Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: Factors governing gas migration. *Waste Management & Research*, 19, 144-159.

Christophersen, M., Kjeldsen, P., Holst, H., & Chanton, J. (2001). Lateral Gas Transport in Soil Adjacent to an Old Landfill : Factors Governing Emissions and Methane Oxidation. *Waste Management & Research*, 19, 126-143.

Christophersen, M., Linderod, L., Jensen, P. E., & Kjeldsen, P. (2000). Methane Oxidation at Low Temperature in Soil Exposed to Landfill Gas. *Journal of Environmental Quality*, 29 (6), 1989-1997.

Cooper S. P., & Bier J. D. (1997). Understanding landfill surface emissions monitoring. *Proceedings, Swana 20th Annual Landfill Gas Symposium, California*, pp. 195-213.

Czepiel, P. M., Shorter, J. H., Moscher, B., Allwine, E., McManus, J. B., Harriss, R. C., Kolb, C. E., & Lamb, B. K. (2003). The Influence of Atmospheric Pressure on Landfill Methane Emissions. *Waste Management*, 23, 593-598.

De Visscher, A., Thomas, D., Boeckx, P., & van Cleemput, O. (1999). Methane Oxidation in Simulated Landfill Cover Soil Environment. *Environmental Science and Technology*, 33, 1854-1859.

Fécil, B. (2003). Calibration d'un modèle de production du méthane sur un lieu d'enfouissement basée sur un bilan de matière du méthane. *Mémoire de maîtrise ès sciences appliquées, Département de génie chimique, École Polytechnique de Montréal.*

Gowing, A. L., & Farquhar, G., J. (1997). Laboratory Assessment of a Flux Chamber to Determine Landfill Gas Emissions. *Air & Waste Management Association's 90th Annual Meeting & Exhibition*, Toronto, Ontario, Canada, (CD-ROM). Pittsburgh: Air & Waste Management Association.

Hettiaratchi, P., & Pokhrel, D. (2003). A New Approach to Quantify Methane Oxidation in a Landfill Bio-Cover: Experience with a Pilot Scale Landfill Test Cell. *Ninth International landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Italy*, (CD-ROM, paper 485, 10 p). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Liptay K., Chanton J., Czepiel P., & Mosher B. (1998). Use of Stable Isotopes to Determine Methane Oxidation in Landfill Cover Soils. *Journal of Geophysical Research*, 103, 8243-8250.

Powelson, D. K., Chanton, J., Abichou, T., & Morales, J. (2006). Methane oxidation in water-spreading and compost biofilter. *Waste Management & Research*, 24, 528-536.

Pawlowska, M., & Stepniewski, W. (2006). An Influence of Methane Concentration on the Methanotrophic Activity of a Model Landfill Cover. *Ecological Engineering*, 26, 392-395.

Scheutz, C., Fredenslund, A.M., Nedenskov, J., & Kjeldsen, P. (2005). Field Measurements of Methane Emissions and Oxidation at a Modern Disposal Site Receiving Waste With a Low Organic Content. Tenth International Landfill symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy, (CD-ROM, paper 524, 10 p.). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Scheutz, C., Bogner, J., Chanton, J., Blake, D., Morcet, M., & Kjeldsen, P. (2003). Comparative Oxidation and Net Emissions of Methane and Selected Non-Methane Organic Compounds in Landfill Cover Soils. *Environmental Science & Technology*, 37 (2), 5150-5158.

Stein, V.B., Hettiaratchi, J.P.A., & Achari, G. (2001). Numerical model for biological oxidation and migration of methane in soil. *Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste management*, 225-234.

Stepniewski, W., & Zygmunt, M. (2003). Methane Oxidation in a Landfill Soil Cover as a Chance to Reduce Its Emission to the Atmosphere and to Alleviate the Greenhouse Effect. *Ninth International Landfill symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (CD-ROM, paper 533, 10 p.). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Stern, J. C., Chanton, J., Abichou, T., Powelson, D., Yuan, L., Escoriza, S., & Bogner, J. (2007). Use of a biologically active cover to reduce landfill methane emissions and enhance methane oxidation. *Waste Management*, 27, 1248-1258.

Tchobanoglous, G., & Kreith, F. (2002). Handbook of Solid Waste Management, Second edition. New York : McGraw-Hill.

Ward, R. S., Williams, G. M., & Hills, C. C. (1996). Changes in Major and Trace components of Landfill Gas During Subsurface Migration. *Waste Management & Research*, 14, 243-261.

CHAPITRE 6 **ARTICLE 3: BEHAVIOR OF A LANDFILL GAS
COLLECTION SYSTEM AT THE CITY OF MONTREAL
LANDFILL SITE CONTAINING 34 MILLION TONS OF
MSW**

Soumis pour publication dans Waste Management, mars 2008

M. Héroux^{****}, D. Millette^{***} and C. Guy^{**}

*Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Ecole Polytechnique, Montréal, Qc, H3C 3A7, Canada

* and also City of Montreal, Department of Environment and Sustainable Development, 801 Brennan St., Montreal, Qc, H3C 0G4, Canada

** and also Golder Associates Ltd., 9200 L'Acadie Blvd, Suite 10, Montreal, Qc, H4N 2T2, Canada

**Department of Chemical Engineering, Ecole Polytechnique, Montréal, Qc, H3C 3A7, Canada

***Corresponding author

6.1 SUMMARY

The City of Montreal operates a sanitary landfill site in which 34 million tonnes of municipal solid waste were buried in four distinct zones between 1968 and 2000. This site is equipped with an active landfill gas (LFG) collection system, including more than 340 vertical wells. Between January 2004 and June 2006, flow measurements for the main components of the LFG were taken at the wellheads (7200 measurements) and at the pumping station (32000 measurements). Similarities in the behaviour of the wells were

established by statistical analysis based on six-month intervals, for each zone. This analysis indicated optimal system would require approximately 205 wells. The analysis also provided a forecasting tool for the wells located in the newer zones, based on the performance of wells located in the older zones. An estimate was made of the number of wells required as a function of time, mass of buried refuse, or LFG flow to be recovered.

6.2 INTRODUCTION

Waste composition varies over the entire life of a municipal landfill, due to changes in the behaviour of the waste generators and in waste management policies and programs. On a shorter time scale, waste composition varies depending on the origin of the waste (e.g. industrial, commercial, institutional, residential). The properties of waste in the landfill constantly change due to physical, chemical and biological interactions. Municipal landfills are complex and dynamic systems. Landfill owners must deal with this reality in design, planning and operations. LFG collection systems are particularly sensitive to the dynamic and complex nature of the landfill environment.

Operators of LFG collection systems attempt to achieve maximum efficiency with minimum effort and cost. To achieve this goal, accurate information must be gathered to predict the quantity of LFG that the site will produce over time and the optimal number of extracting wells that will be required to recover this LFG. The main tools available to make these projections are based on theory of LFG production, on the theory of multiphase flow in porous media, and on experience developed at other sites.

The theory of LFG production led to the development of predictive models. The most widely-used models are based on first-order Monod bacterial growth kinetics (El-Fadel et al., 1997). First-order kinetics take the following form:

$$Q_{\text{CH}_4} = k L_o e^{-kt} \quad (6.1)$$

Where:

Q_{CH_4} = CH₄ generated in the current year from one tonne of waste (m³/yr)

L_o = CH₄ generation potential (m³/tonne of refuse)

k = CH₄ generation rate constant (yr⁻¹)

t = time since the tonne of waste was landfilled (yr)

Values for L_o can vary considerably. For example, Gendebien et al. (1992) compiled from more than 20 values from the literature, ranging between 40 and 500 m³/tonne. Fécil (2003) reported values of L_o varying between 56 and 230 m³/tonne. US EPA (2005) suggests a default value of 100 m³/tonne for emission inventories. With respect to k , El-Fadel et al. (1997) reported values between 0.01 and 0.28 yr⁻¹, whereas US EPA recommends values of 0.04 for a conventional site, 0.02 for a site located in arid area, and 0.7 for a bioreactor landfill. L_o and k cannot be measured at the landfill scale, and the uncertainties in L_o and k lead to major uncertainties if LFG collection data are unavailable. If LFG collection data are available, the strategy used to estimate the parameters involves calibration of the model based on these data. This requires estimation of the efficiency of the LFG collection system, as the LFG collected does not correspond directly to the LFG produced by the site. Atmospheric emissions, lateral migration, methane oxidation, and variation in the methane stored in the landfilled material must be considered as well (Spokas et al., 2006, Fécil, 2003, Bogner & Spokas, 1995).

The theory of LFG migration in a landfill is a direct application of the approach developed for multiphase gas/liquid flow in a porous medium. LFG migration is mainly governed by advective flow (flow under a pressure gradient, as described by Darcy's law) and diffusive flow (flow under a concentration gradient, as described by Fick's law). Note that LFG properties, and consequently LFG flow, are temperature-dependent.

A number of models have been developed to simulate LFG flow:

- Nastev (1998) developed a model which considers water, methane, air, carbon dioxide and heat in a partially-saturated medium, with advective and diffusive flow for the gaseous phase, and advective flow for the liquid phase. The Nastev model also includes a bacterial growth kinetics module for LFG generation.
- The model proposed by El-Fadel et al. (1996) simulates LFG production with a bacterial growth kinetics module and with advective and diffusive flow of methane, carbon dioxide and nitrogen in the gaseous phase. It also includes a module for heat generation and transport.
- The model developed by Young (1989) simulates the advective flow of a single LFG species in a nonisotropic medium, with continuous generation of LFG.

Such models, even the simplest, require many parameters that are difficult to measure and to apply over an entire site due to temporal variations and heterogeneity of waste. For example, permeability decreases with depth (Penmethsa, 2007, Jain et al., 2005, Hudson et al., 1999, Beaven & Powrie, 1996, Bleiker et al., 1995) due to compaction from the weight of overlying waste (Penmethsa, 2007); particle size, and thus pore size decrease due to degradation processes. Additionally, permeability is highly anisotropic, with horizontal permeability far greater than vertical permeability. This anisotropy

increases with depth (Hudson et al., 1999). The nature of daily cover can also have an effect on permeability and anisotropy. Finally, relative permeabilities of the LFG phase and the liquid phase vary as a function of moisture content.

Complexity of landfill sites, difficulty to acquire valuable data, difficulty in making valuable hypotheses regarding model input parameters; all add to the fact that models are not user-friendly tools and as such are not commonly used by landfill site operators.

As noted by Lofy (1996), the design of LFG collection systems relies mainly on experience acquired at various sites. The variability in the radius of influence of vertical wells commonly employed in the industry is an indication of the inaccuracy of this approach: Tchobanoglous & Kreith (2002) suggest a range of 15 m to 30 m; Gendebien et al. (1992) reports a range of 8 m to 30 m; and Environment Canada (1996) reports a range of less than 30 m to 150 m. Field tests, such as Method 2E of the United States Environmental Protection Agency (1999), can be implemented. However, the results cannot necessarily be used for long-term planning, as hydraulic conditions are dynamic.

Despite the decades of experience with LFG collection, there is still a need for research and development of easy-to-use and accurate tools that allow landfill owners to optimize and plan their LFG collection operations. The objective of this paper is to partially address this need. The paper presents a statistical analysis of extensive data on the LFG collection system of the 72-ha City of Montreal Landfill Site (Saint-Michel Environmental Complex), collected between January 2004 and June 2006.

6.3 DESCRIPTION OF THE LANDFILL SITE

6.3.1 Generalities

The City of Montreal Landfill Site is located within an abandoned limestone quarry situated on the Island of Montreal. It is surrounded by a densely-populated urban area, with 4500 persons/km² (Figure 6.1) Landfill activities started in 1968, and 72 ha were used for refuse disposal . Since 2000, only dry solid waste from industrial or commercial sources has been accepted at this site. It is estimated that 34 million tonnes of refuse were landfilled between 1968 and 2000, with depth up to 75 meters. The City of Montreal acquired the site in 1988 to improve environmental safety, to ensure progressive closure and to rehabilitate the site into a public park.

6.3.2 Landfilling history

The site is divided into four landfill zones, as shown on Figure 6.1. Total area, tonnage and years of operation of each zone are listed in Table 6.1. Since 1999, the final cover was completed on 20 ha, mostly on Zone 2 and on the southeast part of Zone 1. The stratigraphy of this final multi-layer cover consists, from refuse to surface, is as follows: a 0.3-m sandy drainage layer; a 0.45-m silty capillary layer; a 0.45-m protection layer; and a 0.15-m top soil horizon.

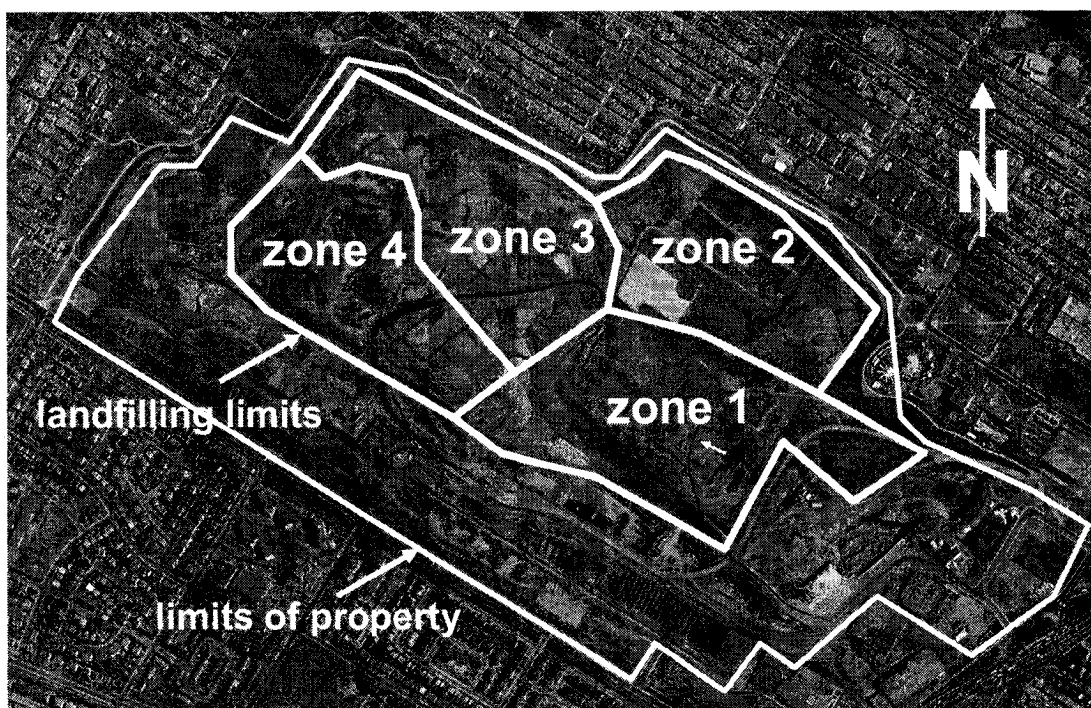


Figure 6.1. The City of Montreal Landfill Site and its surroundings

Table 6.1. Characteristics of landfill zones

Zone	1	2	3	4
Years of operation	1968-1976	1973-1985	1984-1990	1991-2000
Area (ha)	22.5	16	14.8	18.9
Tonnes of waste	7260000	12991000	8615000	5745000
Number of LFG collection wells	66	99	85	93

6.3.3 Leachate Management

The bottom and walls of the City of Montreal Landfill Site were not impermeabilized prior to landfilling. As a result, there is a hydraulic connection between the landfill and the surrounding aquifers. Leachate collection structures, such as crushed-stone drainage canals, were built to facilitate the flow of the leachate towards a pumping station. The maximum leachate flow at the pumping station is approximately 2500 m³ per day, a value sufficient to maintain groundwater flow towards the interior of the landfill. Note that a substantial part of the waste remains saturated.

The leachate is treated by oxidation to reduce its sulphide content, prior to disposal into the municipal sewer system. From there, it is directed to the sewage treatment plant of the City of Montreal.

6.3.4 Landfill Gas (LFG) Management

The LFG collection system consists of more than 340 vertical wells and over 20 km of collection pipes buried near the surface (Table 6.1). This network converges to a pumping facility where the LFG is compressed and directed to a 23-MW electrical power plant operated by a private company. Pumping facilities include 5 compressors, each with a volumetric capacity of 6800 m³/h. To insure that LFG migration is well controlled, and to maximize electricity production, an automated data acquisition system was installed to monitor pumping operations in real time. An operator monitors the facility from a control room continuously, and can modify the process via a computer interface if necessary. The effectiveness of the LFG collection system is estimated at 95% (i.e., 95% of the LFG produced by the waste is collected). The other 5% is lost in the

environment or is oxidized. This estimate is based on recent studies of surface emissions (Fécil, 2003) and lateral migration (Franzidis et al., 2008) at the site.

Average LFG composition is 35% CH₄, 27% CO₂, 5% O₂ and 33% N₂. In 2006, a total of $124 \times 10^6 \text{ m}^3$ of LFG were recovered. The rate of LFG production is decreasing. The main concern regarding LFG control is the safety of the neighbourhood. As the site is located in an urban area (Figure 6.1), atmospheric emission and lateral migration must be minimized and consequently, higher vacuums are applied to the wells, giving lower concentrations of CH₄ concentrations and higher concentrations of O₂ and N₂. As the final cover is only partially completed (20% of the total landfill area), there is infiltration of air into the waste, the wellheads, and in the collection pipes.

6.4 METHODOLOGY

A large amount of data related to the collection of LFG is available for the City of Montreal landfill Site. The data comes mainly from the pumping station and the LFG collection wells.

At the pumping station, an automated system measures the concentrations of methane, carbon dioxide and oxygen, on an hourly basis. Concentrations are recorded with a GC/MS (Model 2350, Daniel Measurement and Control). Flow is measured with an annubar (Dart II flow computer, Dieterich Standard).

At the wellheads, concentrations of CH₄, CO₂, and O₂ are measured with a portable analyzer (Gem 500 or Gem 2000, Landtech). LFG flow is measured with a worm anemometer (Miniair 20, Schiltknecht,). Data are taken manually, at frequencies varying from one well to another, as required by operational requirements. Table 6.2 shows the mean measurements taken at the wells,

from January 2004 to June 2006, by 6-month periods. The flow data, as measured at the wells and at a desired frequency, are available from January 2004, which is the starting date of this study.

Table 6.2. Number of LFG collection wells assessed and frequency of measurements for the period January 2004-June 2006

Period	Number of wells	Average number of measurements per well during the period, with standard deviation
2004, January-June	326	$3.3 \pm 1,3$
2004, July-December	324	$9.5 \pm 8,5$
2005, January-June	275	$3.9 \pm 1,9$
2005, July-December	311	$3.5 \pm 2,0$
2006, January-June	303	$3.0 \pm 1,4$

The first stage of the study consisted of compilation of the concentration and flow data for LFG recovered at the pumping station, on a daily basis. Days having gas collection interruption were excluded. Readings from 1334 days have been included. This compilation served to obtain a diagnosis of the LFG collection system and the waste biodegradation process. Statistics were calculated for each 6-month period (Table 6.3).

During the second stage of the study, more than 7200 wellhead flow measurements, from January 2004 to June 2006, were compiled to obtain the mean flowrate for each well and for each 6-month period. These results were added to obtain the total flow for each 6-month period. The flow data for the main constituents of the LFG were validated by comparison to the data recorded at the pumping station. The results were similar, confirming that the wellhead data could be used to conduct specific analyses in each zone.

The third stage was to conduct data mining by zone and by period, to verify if it was possible to observe a significant statistical trend that could assist with optimization of the recovery of LFG.

6.5 RESULTS AND DISCUSSION

6.5.1 Data from the pumping station

Mean concentrations measured at the pumping station, for the period January 2004 to June 2006, are shown in Table 6.3. Note that the concentration of N_2 is estimated by subtracting the sum of the concentrations of CH_4 , CO_2 , and O_2 from the total LFG concentration (100% by volume), under the assumption that the LFG consists of only four chemical components (CH_4 , CO_2 , O_2 and N_2).

Table 6.3. LFG concentration and average flowrate at the pumping station for the period January 2004- June 2006

Component	Concentration (% vol)			Average flowrate (m ³ /h)
	Mean	Median	Std. dev.	
CH_4	35.1	35.0	1.4	4956
CO_2	27.5	27.4	1.3	3883
O_2	4.9	5.0	0.8	692
N_2	32.5	32.6	2.0	4589

The main observations to be drawn from Table 6.3 are as follows:

- Concentrations of the different LFG components at the pumping station are relatively constant, as indicated by the small standard deviation.
- The presence of O_2 and N_2 indicates infiltration of air from the atmosphere into the LFG collection system. The average ratio of N_2/O_2 is 6.63 on a volume basis, which is greater than the atmospheric ratio of 3.73, indicating that some of the oxygen is consumed. It is assumed that the atmospheric air

infiltrates via two pathways: a direct pathway through the wellheads, well casings and the network of pipes which connect the wellheads to the pumping station; and an indirect pathway through the upper part of the landfill to the wells, in the portion of the landfill which does not yet have a final cover. It is further assumed that the air which infiltrates through the direct pathway retains the atmospheric N_2/O_2 ratio, and that all of the O_2 in the air that passes through the indirect pathway is consumed (by reactions involving biodegradation of waste and/or methanotrophic bacteria). Under these assumptions, it is possible to partition the concentrations of O_2 and N_2 according to pathway. The direct pathway provides all of the O_2 (4.9% of the volume of LFG) and a part of the total concentration of N_2 (18.3% of the volume of LFG, based on the atmospheric N_2/O_2 ratio of 3.73 multiplied by the concentration of O_2). The indirect pathway provides the other part of the total concentration of N_2 (14.2% of the volume of LFG, based on subtracting the concentration of N_2 associated with the direct pathway from the total concentration of N_2 in the LFG). The N_2 that is provided via the indirect pathway is referred to as “residual N_2 ” in this document. Note that atmospheric air that is provided via the direct pathway represents an important dilution of the LFG.

- LFG is typically composed of 45%-60% CH_4 and 40%-60% CO_2 (Tchobanoglous & Kreith, 2002). A ratio of CH_4/CO_2 between 0.82 and 1.5 is considered normal. The average ratio of CH_4/CO_2 at the site is 1.28, and is consistent with the stable methanogenous phase of the biodegradation of waste.

Figure 6.2 shows the evolution of methane flow at the pumping station, as box plots of the average of the hourly-measured methane flowrates, for each six-month period from January 2004 to June 2006. The production of methane has declined by approximately 1200 m^3/h in two years. This decrease is consistent

with an exponential trend, in accordance with a first-order bacterial growth model, as discussed below.

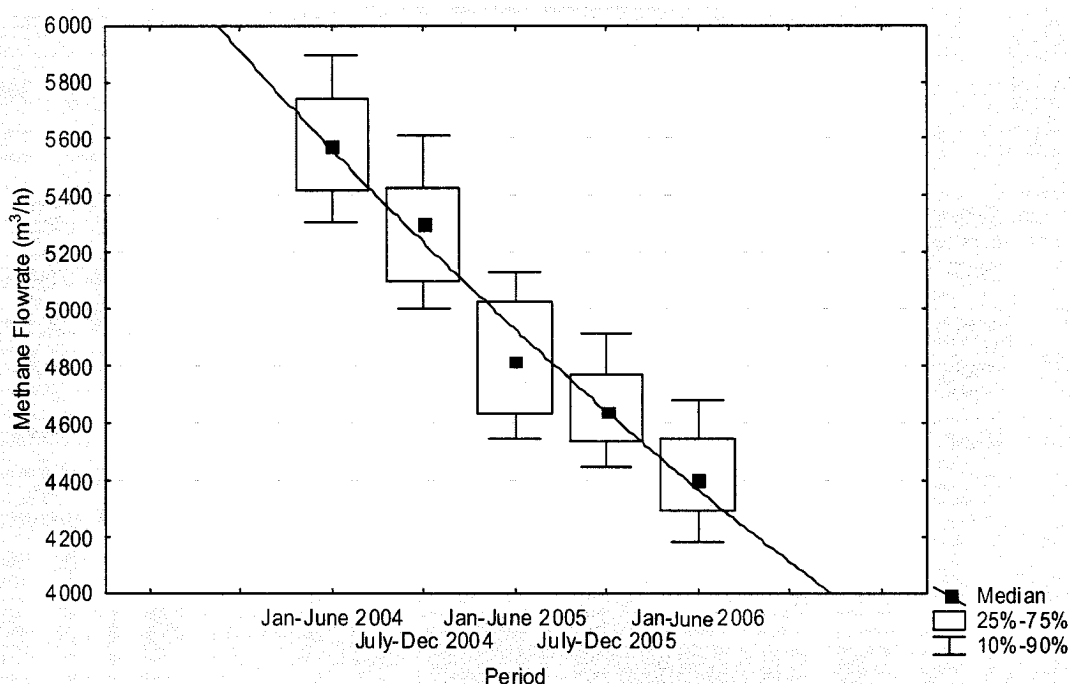


Figure 6.2. Evolution of the flowrate of methane at the pumping station between January 2004 and June 2006

Figure 6.3 shows the evolution of the ratio between CH_4 flowrate to CO_2 flowrate, as box plots of the average ratio of the daily-measured flowrates, for each six-month period from January 2004 to December 2006. The ratio exhibits a significant increase from July-December 2004 period (1.22) to January-June 2005 period (1.29). This increase coincides with a change of operational protocol. The vacuum applied at the wells is increased when the concentration of CH_4 exceeds a specified target level, and decreased when the concentration of CH_4 is below the target level. Prior to 2005, the target level was 40%; at the beginning of 2005, the target level was increased to 45%. The increased target level has the effect of reducing the applied vacuum and therefore reducing air

infiltration via the indirect pathway, with the consequence of increasing the production of CH_4 and reducing the production of CO_2 .

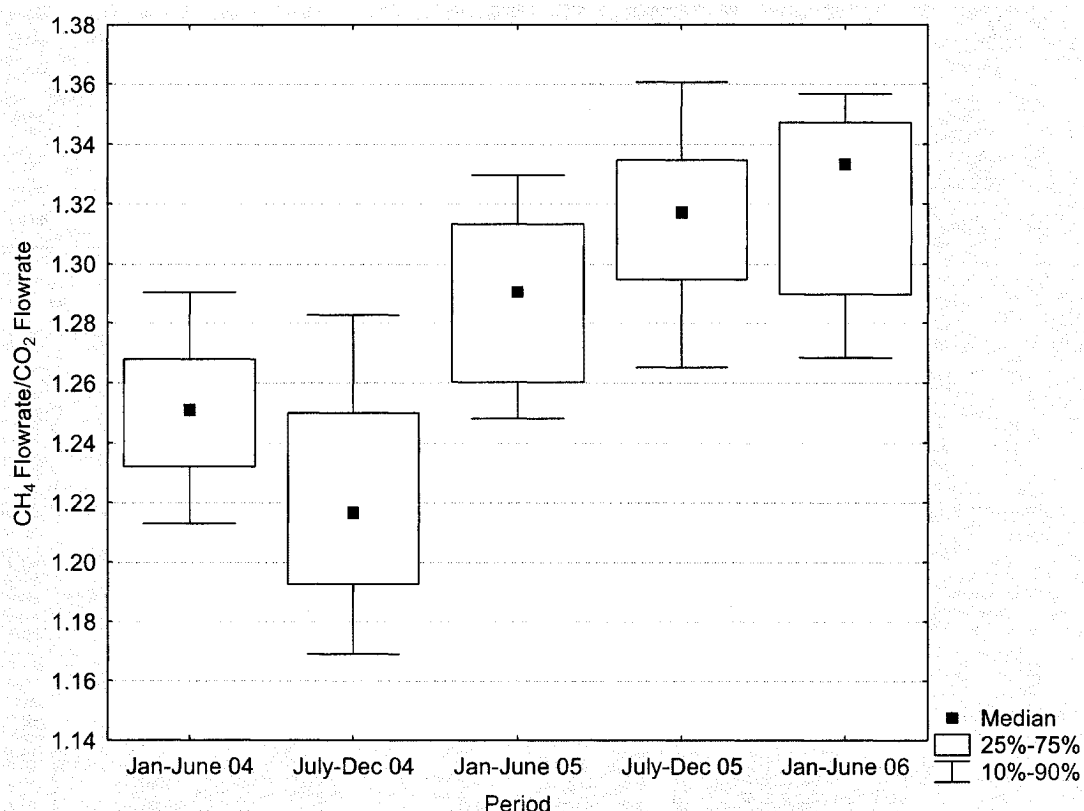


Figure 6.3. Evolution of the ratio of CH_4 flowrate/ CO_2 flowrate at the pumping station between January 2004 and June 2006

Observations obtained from Figures 6.2 and 6.3 indicate that the decrease in the production of CH_4 is the result of a normal process; it is not a deterioration of conditions favourable to methanogenesis. Its importance is explained by the fact that the humidity in the waste is very high for the following reasons: Part of the refuse is saturated with water; the final cover is not yet well established; and the runoff water is not totally engineered. This would favour hydrolysis so mineralization of waste.

6.5.2 Wellhead Data

A large number of measurements have been made at the wellheads. The accuracy of these spatially-distributed data can be validated by comparison with the spatially-integrated data from the pumping station (Table 6.4). Very small differences (expressed as percentages, with a positive difference indicating a higher value at the pumping station) are observed for the mean flowrates of CH₄ (+10%), CO₂ (+11%) and residual N₂ (+13%); and for the ratios of CH₄/CO₂ (+1%) and CH₄/residual N₂ (-4%). Therefore, the data observed at the wellheads and at the pumping station are consistent. (Note: the flowrate of residual N₂ is estimated as the difference between the flowrate of total N₂ and the flowrate of O₂ multiplied by 3.73, under the same assumptions as noted above for estimation of the concentration of residual N₂.)

Table 6.4. Comparison of the flowrate of LFG constituents measured at the pumping station versus those observed at the wellheads between January 2004 and June 2006

		Pumping station	Wellheads	Difference	
				Value at pumping station minus value at wellheads	% of value at pumping station
Average Flowrate (m ³ /h)	CH ₄	4956	4480	+476	+10
	CO ₂	3883	3469	+414	+11
	O ₂	692	319	+373	+54
	Total N ₂	4589	2935	+1654	+36
	Residual N ₂	2008	1745	+263	+13
Ratio of the Flowrates of Constituents	CH ₄ /CO ₂	1.276	1.291	+0,015	+1
	CH ₄ /Residual N ₂	2.468	2.567	-0.099	-4

The differences between the flowrates of O₂ and N₂ at the wellheads and at the pumping station are much greater (+54% and +36%, respectively). This indicates that the network of pipes which connects the wellheads to the pumping station is important part of the direct pathway for infiltration of air into the LFG.

Table 6.5 shows the flowrates of methane recovered during each 6-month period from January 2004 to June 2006, as measured at the wellheads and at the pumping station. The differences between these two measurements, -5% to +21%, are small. On a preliminary basis, this supports the use of wellhead measurements for the analysis of LFG production rates for individual zones and for comparison among the zones.

Table 6.5. Comparison of the average CH₄ flowrates measured at the pumping station and at the wellheads for 6-month periods, January 2004 - June 2006

Period	Average total CH ₄ flowrate (m ³ /h)	Difference (% of value at pumping
--------	--	-----------------------------------

	Pumping station	Wellheads	station; positive difference indicates a higher value at the pumping station)
Jan-June 2004	5590	4403	+21
July-Dec 2004	5275	4959	+6
Jan-June 2005	4832	5090	-5
July-Dec 2005	4660	4090	+12
Jan-June 2006	4424	3706	+16

As the zones have been filled successively over a period of more than 30 years, this comparison takes the age of wastes into account. Table 6.6 shows the flowrate of CH₄ recovered in each zone, for each period.

Table 6.6. Average flowrate of CH₄ (m³/h), per zone and per 6-month period, January 2004 - June 2006

Period	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4
Average age of wastes (years)	33.5	25	17	10
2004, January-June	687	839	993	1885
2004, July-December	914	1019	1306	1720
2005, January-June	942	1681	1295	1171
2005, July-December	535	1018	1180	1359
2006, January-June	799	1027	646	1234

Figure 6.4 presents the statistics for the flowrate of CH₄ at individual wellheads on a period-by-period basis. The distributions of flowrates do not follow a normal distribution. The median values are very low, indicating that that CH₄ recovery is negligible for a large number of wells. Moreover, 75% of the flowrates are less than 20 m³/h. A small number of wells recover a large volume of CH₄.

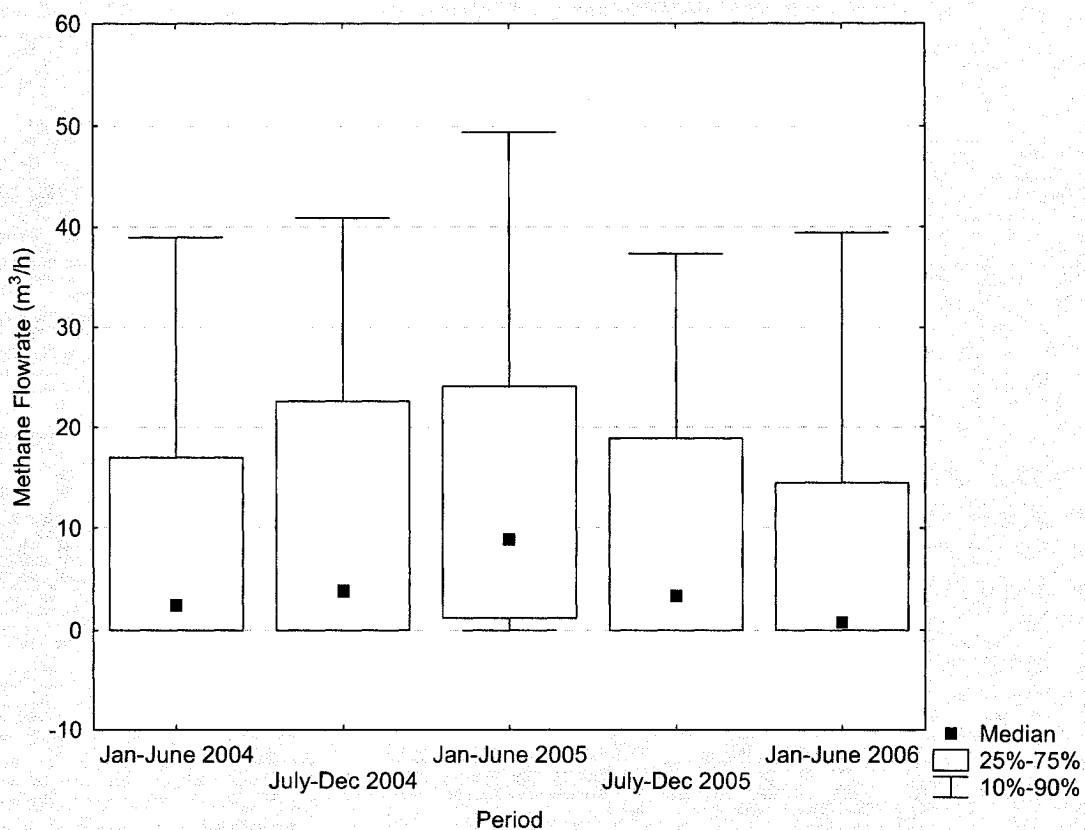


Figure 6.4. Statistics for CH₄ flowrate at individual wellheads, for 6-month periods, January 2004 - June 2006

For each period, it is clear that the distribution of flows does not follow a normal distribution. With the median values near zero, indications are that a large portion of the wells do not recover CH₄. Moreover, 75% of the flow measurements are below 20 m³/h. This is an indication that fewer wells are able to recover the greater portion of CH₄. By placing wells in a decreasing order of flowrate (production order), and by adding the percentage of the recovered flow, it is then possible to draw Figure 6.5.

Figure 6.5 presents the wells in 10-well groups, arranged in decreasing order of CH₄ flowrate (production order), and plotted against the cumulative percentage

of the recovered CH_4 . This demonstrates approximately 30 wells collect 50% of the CH_4 , and approximately one-half of the wells collect more than 75% of the CH_4 . The first 95% of the CH_4 is recovered by 100 to 140 wells (depending on the period). Hereafter, this 95% recovery rate is referred to as LFG-95. The efficiency of the LFG collection system (LFG produce by landfilled waste/LFG collected) is estimated to be about 95%. Consequently, 95% of the LFG collected on the site represents approximately 90% of the LFG generated by the buried waste

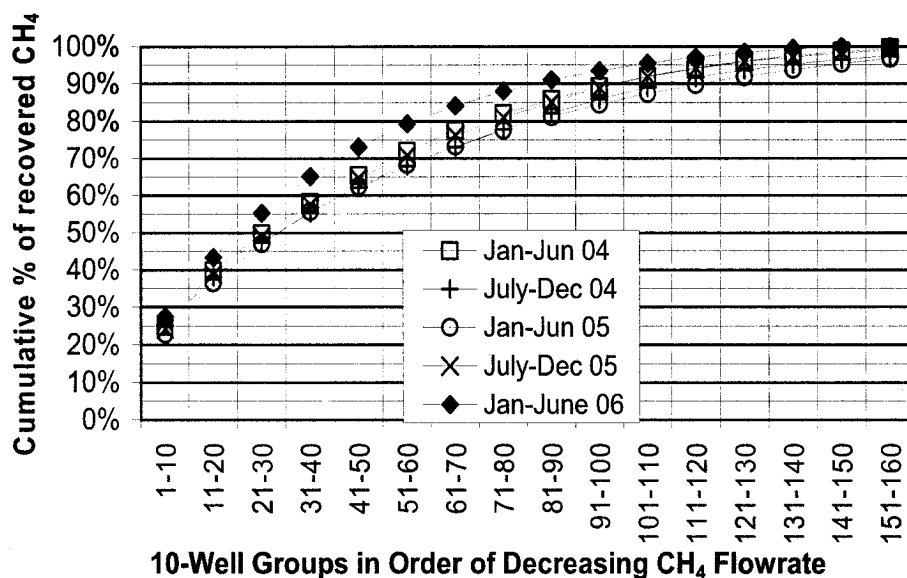


Figure 6.5. Cumulative percentage of the volume of methane collected as a function of the number of wells ranked by decreasing order of methane production

Figure 6.6 presents, for each zone and for all 6-month periods, a compilation of individual well flowrates (wells in the methane-95 group only), ranked according to productivity (in decreasing order of CH_4 production) Figure 6.7 shows the cumulative CH_4 flowrate, for each zone and for all 6-month periods, for the 5,

10, 15, and 20 most productive wells. The patterns of Figures 6.6 and 6.7 indicate that, from one zone to another, and from one period to another, wells of an equivalent production rank provide a similar flowrate. Moreover, the wells, in terms of CH₄ flowrate, are distributed evenly among the zones. Four one-way analysis of variance (ANOVA), with cumulative CH₄ flowrate of the 5, 10, 15, and 20 most productive wells as the independent variable and zones as dependant variable, does not show a statistically significant relation. The p-levels for the 5, 10, 15, and 20 most productive wells, were respectively 0.1, 0.45, 0.63, and 0.77. These results support the observation that wells of an equivalent productivity rank supply a similar CH₄ flowrate. From this observation, it follows that the efficiency of the wells in the four zones may be compared, without consideration to the characteristics of each zone with respect to age, quantity of waste, or amount of CH₄ generated.

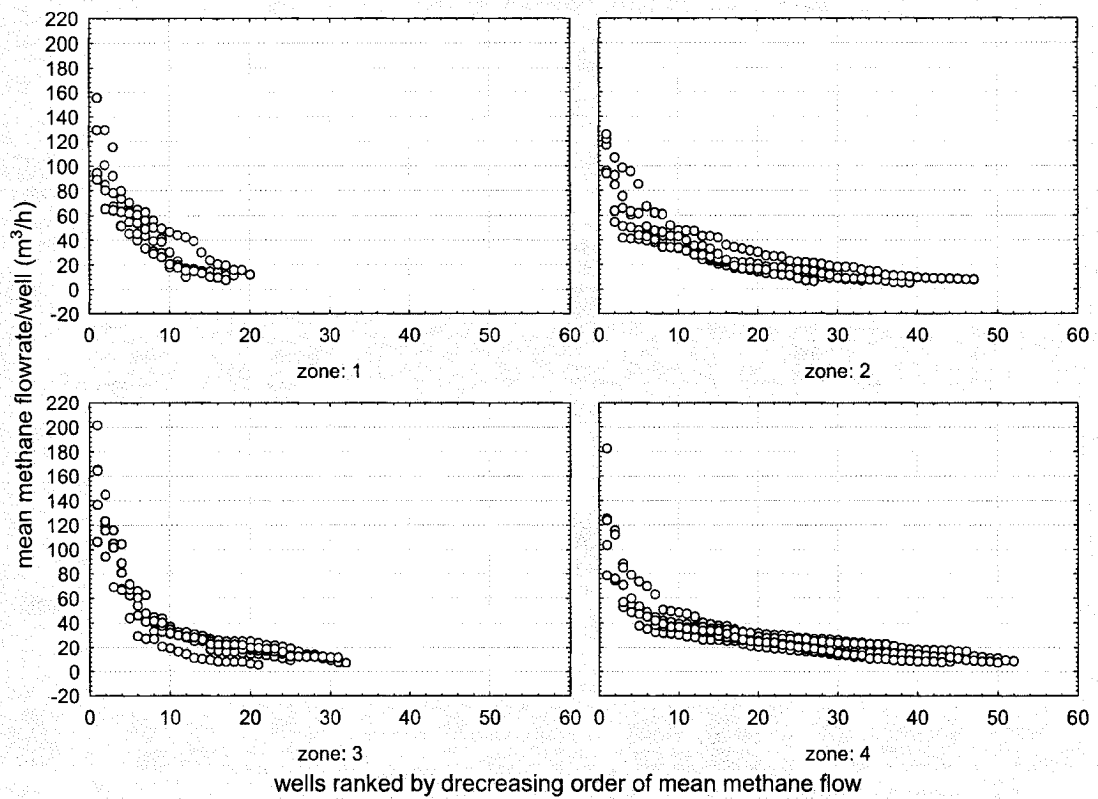


Figure 6.6. Mean CH₄ flowrate for each well in the methane-95 group, as a function of production ranking by zone, for all 6-month periods, January 2004 - June 2006

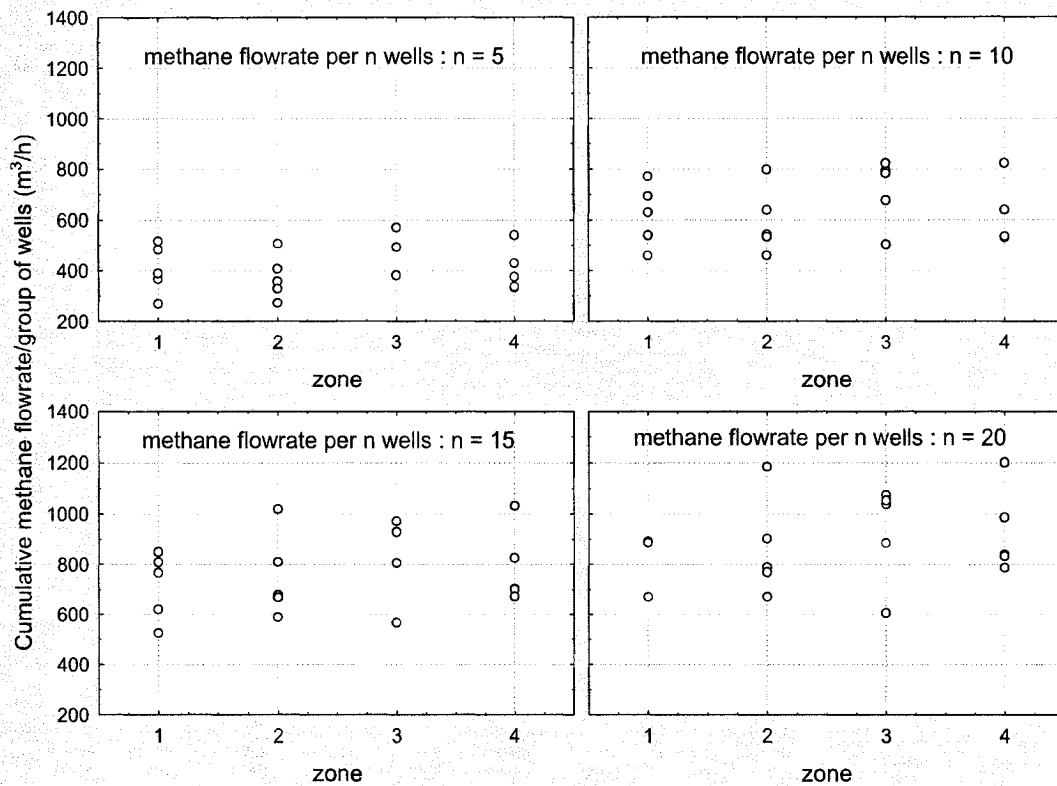


Figure 6.7. Cumulative CH₄ production of the 5th, 10th, 15th, and 20th most productive wells, by zone, for all 6-month periods, January 2004 - June 2006

On the basis of this analysis, data shown in Figure 6.6 were grouped into a single graph (Figure 6.8). Only the wells in the methane-95 group in each of the zones have been included in the analysis. The distribution of the data points follows a decreasing exponential function:

$$Q_{CH_4} = 16.27 + \exp(4.83 + (-0.204) \cdot Ra) \quad (6.2)$$

where Q_{CH_4} is the CH₄ flowrate of a given well in m³/h, and Ra is the production rank of the given well, by zone. As an example, the third most productive well in any zone ($Ra=3$) should supply a flow of about 85 m³/h. This equation has a

correlation coefficient (R) of 0.92 and explains 83% of the variance. At the City of Montreal Sanitary Landfill Site, this equation could be used as a diagnostic tool on the condition of the LFG collection system, in order to verify if the CH₄ flowrate of each well over a given period, is similar to the flowrate predicted by the equation. A CH₄ flowrate below this curve would indicate an underperforming well; depending on the importance of the well, efforts could then be made to identify and resolve the problem.

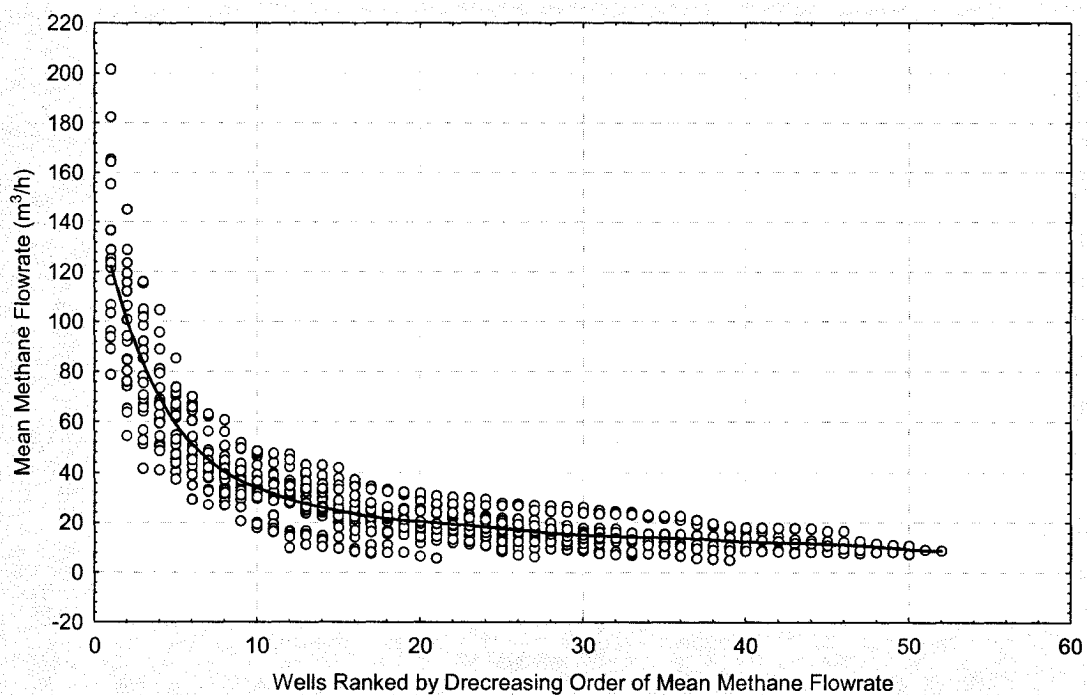


Figure 6.8. Mean CH₄ flowrate for each methane-95 well as a function of the productivity ranking of the wells, for all zones, for all 6-month periods, January 2004 - June 2006

Figure 6.9 shows the number of wells required to achieve methane-95 for each period, and for each zone, using the cumulative flowrate data from Figures 6.6 and 6.8. The following equation was developed from data of Figure 6.9:

$$Q_{CH_4} = -1060 + 630 \cdot \log(nw) \quad (6.3)$$

where nw is the number of wells and Q_{CH_4} is the methane flowrate. This equation has a determination coefficient (R^2) of 0.66 and a p-level of 0.00001. It is possible to use this equation as a planning tool to forecast the evolution of the number of wells required. For example, if the total flowrate to be collected is estimated (with an LFG production model) to be $1400 \text{ m}^3/\text{h}$, then 50 wells would be required. Taking into account that the high-productivity wells are not necessarily the same from one period to another, it appears that a safety factor must be applied and, therefore the number of wells must be increased accordingly. As discussed below, this safety factor is 25% to 50%.

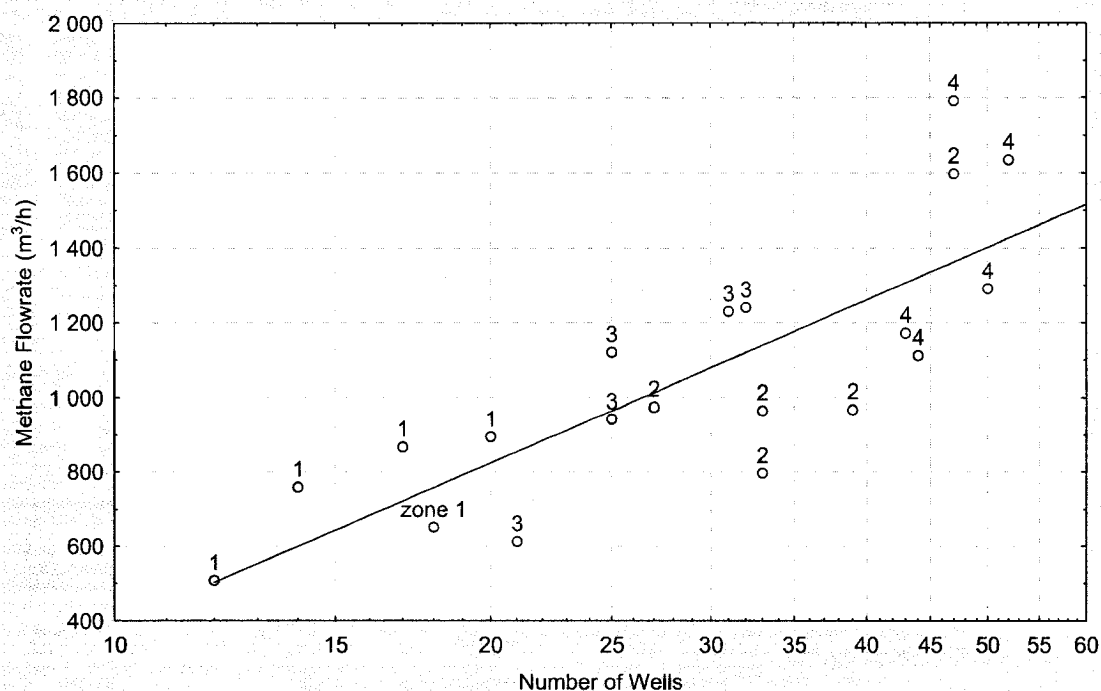


Figure 6.9. CH₄ production as a function of the number of wells required to achieve methane-95, as computed with data for each zone and for each period

Figure 6.10 shows the number of tonnes of waste per well required to achieve methane-95, for each zone, and by extension, for different ages of waste; this is obtained by dividing the number of tonnes of waste in each zone by the number of wells in the methane-95 group for that zone. The number of tonnes of waste per well increases with increasing age of waste. This may be expressed by the following equation:

$$W_p = -492750 + 274730 \cdot \log(t) \quad (6.4)$$

where W_p is the number of tonnes of waste per well and t is the mean age of waste (in years). This equation has a determination coefficient R^2 of 0.79 and a p-level of 0.0000001. This equation can be used as a planning tool for the LFG

collection system, providing an estimate of the number of wells required as a function of waste tonnage and age of waste. Note that there is no statistically-significant relationship between the ratio of surface area to number of wells required to achieve methane-95 and the average age of waste; this is attributed to the variable thickness of the non-saturated waste.

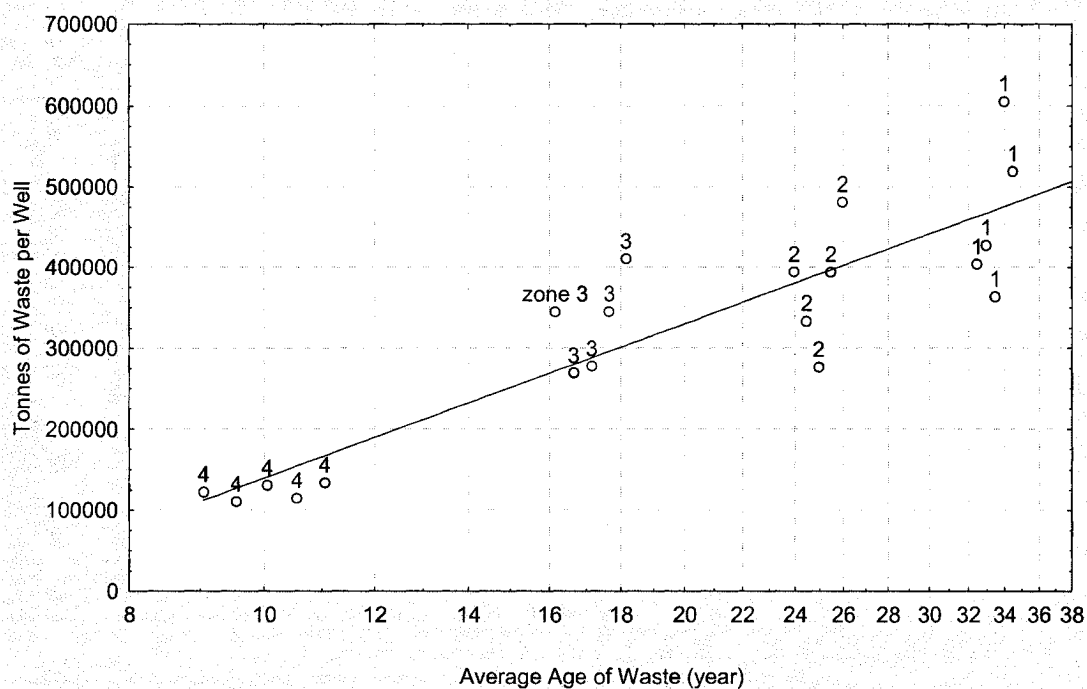


Figure 6.10. Tonnes of waste per well as a function of average age of waste

There are changes over time in the production rank of individual wells and the membership of individual wells in the methane-95 group. Over the period January 2004 - June 2006, 205 wells that have been members of the methane-95 group for at least one 6-month period. Table 6.7 shows the distribution of these wells among the zones, and the percentage of total CH₄ collected by these wells as a function of zone and period.

Table 6.7. Percentage of the total CH₄ collected when considering every well used at least during one period to recover methane-95

Period	Zone 1 (32 wells)	Zone 2 (66 wells)	Zone 3 (41 wells)	Zone 4 (66 wells)
Jan-June 2004	97%	99%	96%	98%
July-Dec 2004	98%	97%	96%	97%
Jan-June 2005	99%	98%	97%	100%
July-Dec 2005	98%	100%	99%	99%
Jan-June 2006	97%	99%	99%	100%

Variations in production rank and membership in the methane-95 group can be explained by a number of factors:

- small fluctuations in the flowrates of wells at the low production rank end of the methane-95 group;
- fluctuations in the applied vacuum;
- interferences among closely-spaced wells;
- temporal variations in methane generation, permeability and/or water saturation within the zone of influence of a well.

Figure 6.11 presents the ratio of number of wells that have contributed to methane-95 during at least one test period to the average number of wells required to achieve methane-95 during the five periods, as a function of the zone, or, equivalently, the average age of the waste. This is a measure of the variability in the membership of wells in the methane-95 group. This ratio increases with increasing age of waste. The data of Figure 6.11 provide the basis for a correction factor to be applied to analysis based on the data of Figures 6.9 and 6.10, in order to compensate for a decrease in the efficiency of the collection system with increasing age of waste. This decrease in efficiency could be explained by a decrease of the permeability of waste over time.

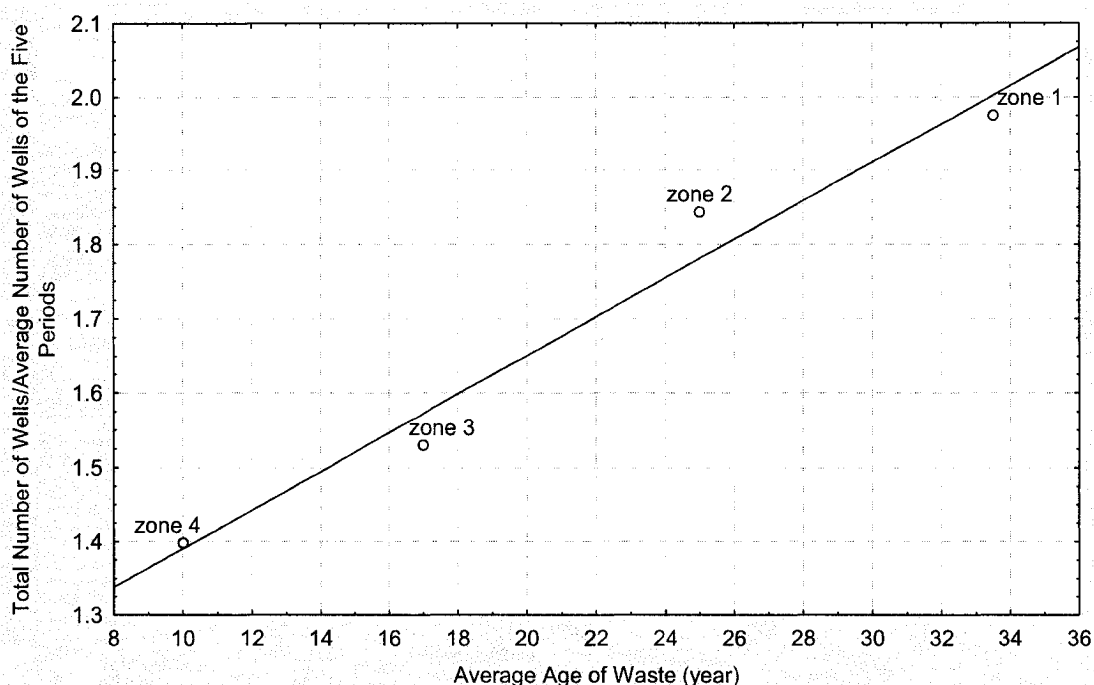


Figure 6.11. Ratio of number of wells that have contributed to methane-95 during at least one test period, to the average number of wells required to achieve methane-95 during the five periods, as a function of the average age of the waste

An analysis of the optimal number of wells for each zone, up to the year 2020, was conducted, using Figure 6.10 and Equation 6.4, with a correction based on Figure 6.11. The results of this analysis are shown in Table 6.8. Note that the predictions of the optimal number of wells in Zone 1, and in Zone 2 for the year 2020, involve an extrapolation of the data of Figures 6.10 and 6.11. Initially, the LFG collection system could be optimized by abandoning 138 of the 343 existing wells, retaining only the 205 wells that have contributed to methane-95 during at least one 6-month period. After this initial abandonment, the number of wells in each zone should be progressively reduced over the period 2010 to 2020, as indicated in Table 6.8. The number of wells required to achieve methane-95 can be reduced to approximately 150 by 2020. This progressive

decrease in the number of wells will permit a decrease in the operating costs of the system. All abandonment of wells should be implemented gradually, with monitoring to ensure there is no resulting increase in atmospheric emissions and/or lateral LFG migration that could compromise environmental quality and/or the safety of the neighbouring community.

Table 6.8. Planning of the evolution of the number of wells in the different zones of the City of Montreal Sanitary Landfill Site

year	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	total
Jan 2004 - June 2006	66	99	85	93	343
2006	32	66	41	66	205
2010	30	56	41	35	162
2015	30	55	38	29	152
2020	30	54	37	26	147

6.5.3 A model for LFG production

This analysis has shown that it is possible to plan and optimize the future operation of the LFG collecting system. Such planning requires prediction of the evolution of LFG production. In this study, a model based on the kinetics of microbial biodegradation has been applied for this purpose. This type of model is characterized by simplicity and ease of use (Garg *et al.*, 2006). Among the numerous models available, the US EPA LandGEM, version 3.02 (United States Environmental Protection Agency, 2005), is the most frequently used and consequently was chosen for this study. LandGEM considers the annual landfilled tonnage and calculates the quantity of methane produced in segments of one tenth of a year, thus improving the precision of the results. LandGEM relies on the following equation:

$$QCH_4 = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 kLo \left(\frac{Mi}{10} \right) e^{-kt_{ij}} \quad (6.5)$$

where

QCH_4 = annual methane generation in the year (n) of the calculation (m^3/year)

i = 1 year time increment

n = (year of the calculation) - (initial year of waste acceptance)

j = 0.1 year time increment

k = methane generation rate (year^{-1})

L_o = potential methane generation capacity (m^3/tonne)

M_i = mass of waste accepted in the i th year (tonne)

t_{ij} = age of the j th section of waste mass M_i accepted in the i th year
(decimal years, e.g., 3.2 years)

An initial simulation was conducted on all four zones, using CH_4 data collected from 1994 to 2006 (Table 6.9). For modeling purposes, the the annual volumes of CH_4 listed in Table 6.9 have been increased by 15%. Of this, 10% is to account for the oxidation of organic carbon in solid waste due to the infiltration of air, as computed from the residual N_2 concentration. The other 5% is to account for CH_4 emissions to the environment. This last estimation is based on previous studies at the site, which quantified emission of CH_4 to the atmosphere (Fécil, 2003) and the lateral migration of CH_4 (Franzidis, 2006).

Table 6.9. Annual volume of CH₄ collected, as measured at the pumping station (1994 - 2006)

Year	Annual volume of CH ₄ (m ³)	Year	Annual volume of CH ₄ (m ³)
1994	113 703 801	2001	82 406 704
1995	104 114 065	2002	76 988 340
1996	99 147 321	2003	66 815 836
1997	91 882 902	2004	54 952 248
1998	88 682 750	2005	47 965 092
1999	81 957 999	2006	43 311 154
2000	81 208 286		

*For modeling purposes, these data were increased by 15%.

The results of the simulation for the entire site and for individual zones are shown in Figure 6.12. The simulation was calibrated by varying L_0 and k in order to minimize the sum of least squares between the modeled and measured volumes of CH₄, for the entire site. The calibrated values of L_0 and k are 100 m³/tonne and 0.12 year⁻¹, respectively. The calibrated values for the entire site were used for the modeling of each individual zone.

The calibrated values for L_0 and k are reasonable, based on comparison with default values proposed by United States Environmental Protection Agency (2005) for the purpose of emissions inventories. The calibrated value for L_0 is equal to the default value of 100 m³/tonne. The calibrated value for k is greater than the 0.04 y⁻¹ default value for sites located in regions where annual precipitation is greater than 635 mm. However, it is less than the 0.7 y⁻¹ value suggested by United States Environmental Protection Agency (2005) for bioreactor sites in which some leachate is recirculated. The relatively high calibrated value of k could be explained by the high moisture content of the waste, which favours hydrolysis of organic matter and mineralization of waste.

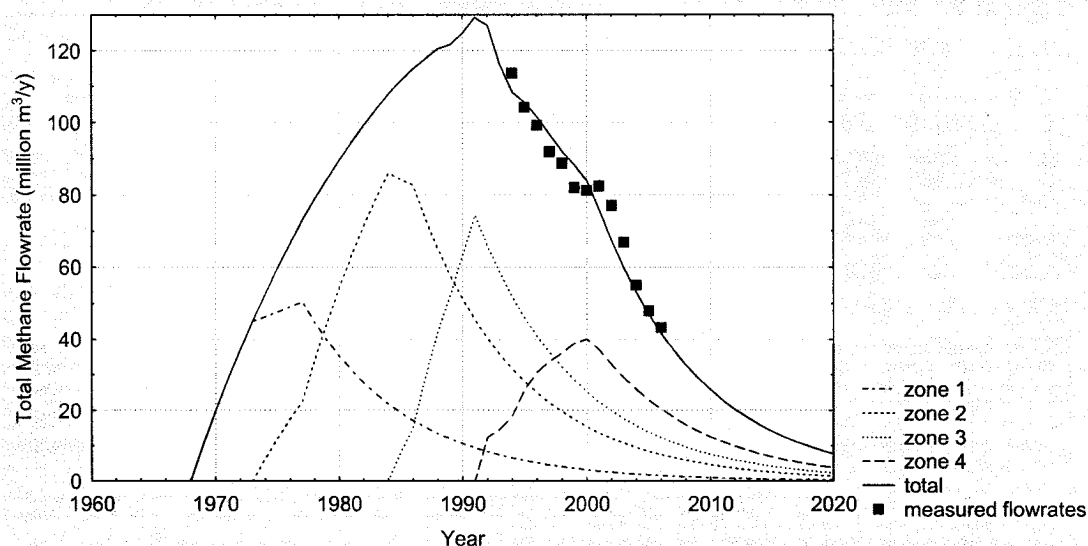


Figure 6.12. Simulation of CH₄ flowrate for the City of Montreal Landfill Site, 1968 - 2020 (LandGEM v. 3.02, $L_o = 100 \text{ m}^3/\text{tonne}$, $k = 0.12 \text{ y}^{-1}$)

Figure 6.13 compares the simulated and measured CH₄ production rates ($\text{m}^3 \text{ CH}_4/\text{tonne of waste}$). The measured CH₄ production rates are based on wellhead measurements, and are shown for each zone and for each 6-month study period. The fit between simulated and measured results is acceptable for the purposes of this study. The model overestimates the production rate for Zone 4 and underestimates the production rate for Zone 1.

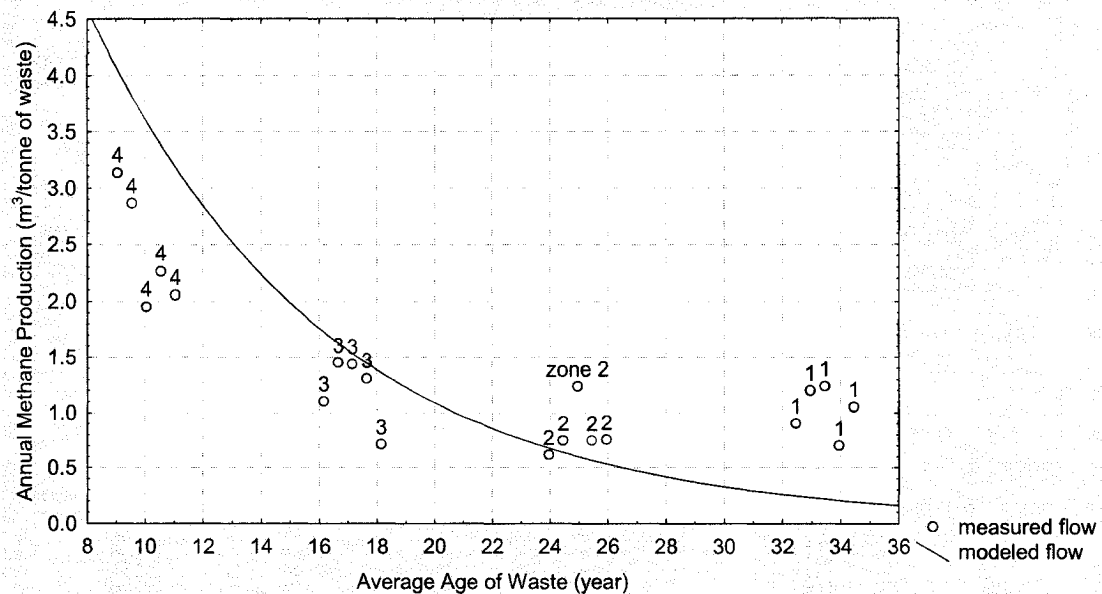


Figure 6.13. General methane production model for the City of Montreal Sanitary Landfill Site compared with annual productions observed at wellheads – a circle represents a period

6.6 CONCLUSIONS

An analysis of the efficiency of the LFG collection system of the City of Montreal Sanitary Landfill Site was performed. This analysis is based on a more than 7200 LFG flow measurements at the wellheads, and more than 32000 LFG flow measurements at the pumping station, taken between January 2004 and January 2006. The trends observed in this study are well-defined and are consistent with theories regarding the production and flow of the LFG. They express the behaviour of a collection system in waste that has been buried for up to 34 years. They provide a basis for short- and long-term optimization of the collection system.

The methodology of this study is applicable to other landfill site. The results of this study are site-specific, but provide a valuable basis for comparison to other sites.

The main observations of this study are:

- Individual wells do not collect the same flowrate of CH₄. The distribution of flowrates of individual wells, ranked in order of decreasing flowrate, follows a decreasing exponential curve.
- Under current conditions, an average of 120 wells collect 95% of the CH₄ that is recovered by the collection system and 90% of the CH₄ produced by the landfill (assuming that the efficiency of the collection system is 95%).
- Regardless of the age of the waste, the collection of a given amount of CH₄ requires approximately the same number of active wells.
- With increasing age of waste, there is a decrease in the number of wells required to collect a given amount of CH₄ per tonne of waste.
- There are variations over time in the production rank of individual wells, and in the membership in the group of wells that collects 90 % of the CH₄ produced by the landfill. This variability increases with the age of waste.

This study provides a tool for short- and long-term planning and optimization of the LFG collection system of the City of Montreal Sanitary Landfill Site:

- The current collection system has too many active wells. Of the 340 existing wells, this study shows that 205 are sufficient to collect most of the LFG. Thus, 135 wells could be abandoned.
- This study concludes that evaluation of well performance should be performed at the scale of the entire zone, rather than considering each well individually. To this end, a diagnostic tool was developed which compares the flow of wells, ranked in order of decreasing production, to what is observed as normal behaviour.

- It is possible to predict the optimum number of wells on the basis of the tonnage and age of waste, or on the anticipated CH₄ flowrate.
- It is critical to collect data at the wellheads. At the scale of the entire landfill, these spatially-distributed data are less accurate than the spatially-integrated data collected at the pumping station. However, on a smaller scale, the wellhead data provide flexibility in evaluation of the state and evolution of the landfill and the performance of the collection system, and permit optimization of the number of wells, determination of which wells provide the most important flows, and identification of sectors where the collection system is less efficient.

6.7 Acknowledgements

The authors want to acknowledge the financial support of the Natural Sciences and Engineering Council of Canada and the City of Montreal. They also wish to thank Jacques, Héroux, Alastair Reeves, Christiane Gélinas, and Dan Walker (from Golder Associates) who have reviewed this paper.

6.8 References

Beaven, R. P., & Powrie, W. (1996). Determination of the Hydrogeological and Geotechnical Properties of Refuse in Relation to Sustainable Landfilling. *19th International Madison Waste Conference*, (pp. 435-454). Madison : Department of Engineering Professional Development, University of Wisconsin-Madison.

Bleiker, D. E., Farquhar, G. J., & McBean, E. (1995). Landfill Settlement and the Impact on Site Capacity and Refuse Hydraulic Conductivity. *Waste Management & Research*, 13, 533-554.

Bogner, J., & Spokas, K. (1995). Landfill Methane Balance : Model and practical applications. *Fifth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (pp 645-653). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N., & Leckie, J. O. (1997a). Gas Simulation Models for Solid Waste Landfills: Critical Reviews. *Environmental Science and Technology*, 27 (3), 237-283.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N., & Leckie, J.O., (1996). Numerical Modelling of Generation and Transport of Gas and Heat In Landfills: I - Model Formulation. *Waste Management & Research*, 14, 483-504.

Environment Canada. (1996). Guidance Document for Landfill Gas Management. *Environmental Protection Series*, (EPS 2/UP/5E, 179 p.). Ottawa : Environnement Canada.

Fécil, B. (2003). *Calibration d'un modèle de production du méthane sur un lieu d'enfouissement basée sur un bilan de matière du méthane*. Mémoire de maîtrise ès sciences appliquées, Département de génie chimique, École Polytechnique de Montréal.

Franzidis, J. P., Héroux, M., Nastev, M., & Guy, C. (2008). Lateral Migration and Offsite Surface Emission of Landfill Gas at City of Montreal Landfill Site. *Waste Management & Research*, 26. 121-131.

Gendebien, A., Pauwels, M., Constant, M., Ledrut-Damannet, M.-J., Nyns, T. J., Willumsen, H. C., Butson, J., Fabry, R., & Ferrero, G.-L. (1992). *Landfill Gas – From Environment to Energy, Commission of the European Communities*, (Contract no 88-B-7030-11-3-17, Final report, 865 p.). Luxembourg : Office for Official Publications of the European Communities.

Hudson, A. P., Beaven, R. P., & Powrie, W. (1999). Measurements of the Horizontal Hydraulic Conductivity of Household Waste in a large Scale Compression Cell. *Seventh International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (461-468). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Jain, P., Powell, J., Townsend, T. G., & Reinhart, D. R. (2005). Air Permeability of Waste in a Municipal Solid Waste Landfill. *Journal of Environmental Engineering*, 131 (11), 1565-1573.

Lofy, R. J. (1996). Zones of Vacuum Influence Surrounding Gas Extraction Wells. *Landfilling of waste : biogas* (First edition, pp. 319-393). London : E & FN SPON.

Nastev, M. (1998). *Modeling Landfill Gas Generation and Migration in Sanitary Landfills and Geological Formations*. Ph.D. Thesis, Université Laval, Québec.

Penmethsa, K. K. (2007). *Permeability of Municipal Solid Waste in Bioreactor Landfill with Degradation*. Master of Science of Civil Engineering Thesis, The University of Texas at Arlington.

Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J.P., Morcet, M., Aran, C. Graff, C., Moreau-Le Golvan, Y., & Hebe, I. (2006). Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? *Waste Management*, 26 (5), 516-525

Tchobanoglous, G., & Kreith, F. (2002). *Handbook of Solid Waste Management, Second edition*. New York : McGraw-Hill.

United States Environmental Protection Agency. (2005). Landfill Gas Emissions Model (landGEM) Version 3.02 User's Guide. *EPA-600/R-05/047*.

United States Environmental Protection Agency. (1999). *Method 2e - Determination of Landfill Gas : Gas Production and Flowrate*. Tiré de : <http://www.epa.gov/>.

Young, A. (1989). Mathematical Modeling of Landfill Gas Extraction. *Journal of Environmental Engineering*, 115 (6), 1073-1087.

CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE - Recommandations pour l'optimisation du captage du biogaz

L'objectif global de la présente étude était de développer des outils ou des méthodologies qui répondent à des besoins réels des exploitants de LES dans le but d'optimiser le captage des biogaz. Ici, l'optimisation vise à maintenir un juste équilibre entre trois volets qui peuvent s'avérer contradictoires soient : protéger l'environnement en minimisant les émissions à l'atmosphère et la migration latérale, capter le biogaz le plus riche possible en méthane (en évitant l'infiltration d'air dans les déchets causée par le surpompage des gaz) et maintenir les coûts d'immobilisation et d'exploitation les plus faibles possibles. Dans ce contexte, les travaux présentés dans les trois articles sont intimement liés puisque la quantification des émissions à l'atmosphère (Article 1), laquelle est grandement influencée par l'oxydation biologique du méthane (Article 2), représente sans contredit l'indicateur le plus significatif de la performance d'un réseau de captage (Article 3).

Dans la poursuite de l'objectif global, la revue de littérature a permis de constater qu'il existe un fossé considérable entre les connaissances scientifiques et leur mise en application par les exploitants en ce qui concerne le captage des biogaz. Les trois articles de cette étude contribuent à combler ce fossé en proposant des outils d'optimisation du captage des biogaz non disponibles jusqu'à présent. Ces outils s'appuient sur des recherches originales effectuées sur un lieu d'enfouissement, en conditions réelles, et sur des données d'exploitation d'un réseau de captage. Les principales avancées qui en découlent sont énumérées ci-après.

Concernant les émissions à l'atmosphère et l'oxydation biologique du méthane

Les travaux présentés dans les articles 1 et 2 ont mené au développement d'outils ou de méthodologies qui permettent de quantifier l'importance des émissions de biogaz à l'atmosphère et d'identifier les conditions défavorables au captage des biogaz, en suivant des paramètres simples et faciles à mesurer. Ils démontrent clairement que les taux d'émissions de méthane à l'atmosphère changent très rapidement. Par exemple, suite à des mesures effectuées lors de deux journées consécutives, des variations d'un facteur trois ont été observées. De par sa rapidité de mise en œuvre et d'exécution, la méthode de Fécil & al. (2003) s'avère beaucoup plus appropriée que la plupart des autres méthodes permettant de mesurer les émissions. De plus, elle nécessite peu d'équipement et est relativement peu coûteuse. Elle est donc toute indiquée pour les exploitants de lieux d'enfouissement.

Les expériences réalisées ont permis de développer un modèle d'ANOVA qui assigne un taux d'émissions à huit catégories de conditions météorologiques définies par trois facteurs, facilement mesurables, variant en trois modalités soit : la température, la variation de pression atmosphérique et les précipitations. Ce modèle d'ANOVA découle de la réalisation d'un plan d'expérience factoriel complet 2^3 . Il indique des tendances cohérentes avec les principaux phénomènes reliés à l'écoulement des gaz et à l'oxydation biologique du méthane. De plus, il a reproduit avec succès les émissions mesurées sur un autre secteur que le site expérimental, l'année suivant celle des expériences au cours de la même saison. Cela démontre son potentiel d'utilisation.

Cette approche méthodologique d'évaluation des émissions simple et facile à réaliser offre la possibilité d'obtenir deux types d'informations des plus pertinentes pour l'optimisation du captage des biogaz mais difficile à obtenir avec les outils existants. D'abord, sur la base de mesure d'émissions effectuées lorsque les conditions météorologiques correspondent à l'une des catégories, elle rend possible l'estimation de ce que devraient être les émissions dans les sept autres catégories. Ensuite, une simple compilation du temps représentatif des huit catégories de conditions météorologiques est requise pour estimer les émissions sur une longue période de temps. L'intérêt de ces informations se reflète dans deux aspects de l'optimisation du captage. Dans un bilan de matière visant à établir la performance du captage (biogaz capté/biogaz généré), l'évaluation sur une longue période minimise l'effet des variations de l'emmagasinement du biogaz par le site et des fluctuations des débits captés en plus d'estimer plus précisément les émissions. De façon plus pratique encore, elle permet d'identifier les conditions dans lesquelles les émissions sont les plus intenses et, du même fait, durant lesquelles des efforts additionnels devraient être faits pour capter plus de biogaz, par exemple, en modifiant la succion globale appliquée sur le réseau en fonction des prévisions météorologiques à court terme. Mentionnons que lors de la période couverte par les expériences, il a été estimé que 53% des émissions se sont produites sur 17% du temps.

Comme il est mentionné précédemment, la méthode de mesure des émissions de méthane développée par Fécil et al. (2003) est très rapide. Un technicien peu couvrir une vingtaine d'hectares environ au cours d'une journée de travail, ce qui est beaucoup. Malgré cela, couvrir un site de l'ampleur du CESM, dont la surface s'étend sur 72 hectares, nécessite quelques jours de travail, à moins que plusieurs personnes disposant des équipements nécessaires soient affectées aux mesures. Couvrir un site d'une certaine envergure en une courte période de temps nécessite encore plus de ressources humaines et

d'équipements avec d'autres méthodes telles que les chambres de flux statiques ou dynamiques par exemples, Cependant le fait d'avoir pu affecter un taux d'émission normalisé à un certain nombre de conditions météorologiques facilement identifiables offre la possibilité de comparer entre elles des émissions mesurées dans des conditions météorologiques différentes en modélisant les émissions sur la base des mêmes conditions météorologiques. Cette application du modèle développé d'ANOVA minimise considérablement le besoin de mesurer les émissions de surface sur une très courte période de temps.

Les émissions qui sont mesurées en surface d'un LES sont qualifiées d'émissions nettes car elles sont réduites de la fraction de méthane oxydée, par des bactéries méthanotrophes, dans les premiers décimètres de sols de recouvrement. Or l'oxydation biologique du méthane n'est pas une des variables indépendantes retenues pour le développement du modèle d'ANOVA des émissions présenté dans l'Article 1. Cependant, ce paramètre y est implicitement intégré et pourrait même expliquer l'effet de la température sur le taux d'émission de méthane (le flux augmente lorsque la température est plus basse car il y a moins d'oxydation, les bactéries étant alors moins actives, et diminue avec l'augmentation de la température qui stimule l'oxydation). Cet effet de la température a d'ailleurs été observé lors des travaux relatifs à l'oxydation présentés dans l'article 2. Comme le modèle d'ANOVA des émissions est élaboré à partir de données recueillies en juillet et août 2004, son application doit être restreinte à l'été car l'effet de la température devrait s'amplifier considérablement durant les autres saisons alors que les températures sont globalement beaucoup plus froides. Pour étendre la portée du modèle d'ANOVA des émissions aux autres saisons, des expériences additionnelles devraient être réalisées en d'autres saisons que l'été et il serait probablement approprié de définir plus de deux modalités de température.

Le flux est le facteur qui s'est avéré avoir le plus d'effet sur le taux d'oxydation. Ce dernier diminue lorsque le flux augmente tel que décrit par l'équation de cinétique de réaction de Michaelis-Menten. Au LES du CESM, les émissions de biogaz à l'atmosphère sont très faibles. À la lumière des travaux sur l'oxydation biologique du méthane dont fait part l'Article 2, en période estivale, les émissions moyennes brutes (émissions mesurées + émissions oxydées) atteindraient un flux d'au plus $2 \text{ g m}^{-2} \text{ j}^{-1}$. En 2006, sur l'ensemble du site, ce taux d'émissions brutes représentait seulement 2.5% du méthane capté. Les émissions réelles mesurées représentent environ 1/8 des émissions brutes dans cette plage de flux. Ce constat, qui témoigne d'un réseau de captage très efficace, découle directement du modèle de cinétique développé à partir des mesures de terrain et qui établit la relation entre le flux et le taux d'oxydation. Du point de vue pratique, ce modèle cinétique permet le développement d'un outil extrêmement simple pour l'exploitant du CESM car il peut être associé à la méthode développée dans l'Article 1 pour mesurer les émissions à l'atmosphère dans le but d'estimer le débit de méthane oxydé.

Concernant le captage des biogaz

Les travaux présentés à l'Article 3 définissent des outils et méthodologies visant à estimer le nombre de puits verticaux de captage de biogaz requis pour capter de façon optimale les biogaz et à évaluer comment ce nombre de puits devrait évoluer dans le temps. La principale prémisse de la plupart des analyses effectuées est que le réseau de captage a une efficacité de 95%, c'est-à-dire que 95% du biogaz généré par le site est capté. Les autres 5% seraient perdus dans l'environnement par migration latérale, en émissions à l'atmosphère ou par oxydation biologique. Cette estimation se base sur des études récentes réalisées au LES du CESM par Fécil (2003) et Franzidis (2006) et est confirmée

par les travaux sur les émissions de biogaz à l'atmosphère et sur l'oxydation biologique de la présente étude. Une très grande efficacité de captage est donc possible même dans un site où le recouvrement final n'est pas complété et où les parois du site ne sont pas imperméabilisées.

L'étude sur l'optimisation du captage des biogaz s'appuie sur un très grand nombre de données recueillies dans des conditions d'exploitation d'un réseau de captage, par l'opérateur même. Les outils et méthodologies développés résultent de la compilation de plus de 7200 mesures de débits de biogaz aux têtes de puits et plus de 32000 mesures de débits au poste de pompage, réparties entre janvier 2004 et juin 2006. L'historique d'enfouissement, bien documenté, de plus de 30 ans et la quantité de données de captage ont rendu possible la réalisation d'analyses portant sur des zones d'enfouissement comblées successivement et par période de 6 mois (entre janvier 2004 et juin 2006). Ces données à elles seules enrichissent une littérature scientifique relativement pauvre à ce chapitre.

Le constat qui revêt le plus d'importance est la similitude dans la génération de biogaz des quatre zones, en tenant compte de l'âge des déchets, et dans le comportement du réseau de captage. C'est ce qui permet de prédire le comportement du réseau de captage des zones les plus récentes sur la base de ce qui est observé dans les plus vieilles zones.

Même s'il est possible de recueillir 95% du biogaz généré sur un site où le recouvrement final n'est pas complété, l'ampleur du réseau nécessaire pour y arriver fait en sorte que le captage n'est peut être pas optimisé en fonction des critères d'optimisation retenus dans cette étude soit : minimiser les émissions à l'atmosphère et la migration latérale, capter le biogaz le plus riche possible en méthane et maintenir les coûts d'immobilisation et d'exploitation les plus faibles

possibles. En effet, pour y arriver, un très grand nombre de puits est nécessaire. De plus le débit de biogaz capté varie beaucoup d'un puits à l'autre. Les débits de méthane capté à chacun des puits suivent une décroissance exponentielle lorsque ordonnancés du plus important débit mesuré au plus faible. Cette observation fait en sorte que 95% du méthane capté avec l'ensemble du réseau, qui correspond à environ 90% du méthane généré par le site si 95% du biogaz généré est capté, nécessite environ deux fois moins de puits actifs que pour capter l'ensemble du biogaz (pour alléger la lecture, 95% du méthane capté est nommé méthane-95 dans le texte). Un puits actif signifie qu'il est inclus dans le nombre de puits qui fournissent le plus de débit de méthane et qui contribuent au méthane-95. Cette notion revêt ici une grande importance car ce ne sont pas nécessairement toujours les mêmes puits qui contribuent au méthane-95. C'est ce qui est observée en comparant, entre elles, les données de débits des puits des différentes zones, d'une période de six mois à l'autre. Pour tenir compte de cette observation, le nombre de puits contribuant au méthane-95 multiplié pour une période donnée, multiplié par un facteur de sécurité compris entre 1.4 pour les déchets les plus jeunes et 2 pour les déchets les plus vieux, représente le nombre de puits que devraient compter un réseau optimal et qui permet d'atteindre une efficacité de près de 95%. Si le facteur de sécurité augmente avec l'âge des déchets, c'est probablement en raison de la diminution de leur perméabilité dans le temps. Mentionnons qu'avec le même réseau, l'efficacité s'accroîtra certainement au fur et à mesure de la progression du recouvrement final conçu pour être imperméable aux gaz.

Finalement, en guise d'outil de planification relatif à l'évolution du nombre de puits requis pour maintenir la même efficacité de captage, deux relations ont été développées. La première exprime le nombre de puits contribuant au méthane-95 en fonction du débit total à capter. La seconde exprime le nombre de puits requis pour contribuer au méthane-95, par tranche de 100000 tonnes

de déchets enfouis, en fonction de l'âge des déchets. Aucun outil de cette nature n'était disponible jusqu'à présent.

Il est vrai que les travaux réalisés dans le cadre de la présente étude sont spécifiques au LES du CESM. Par contre, les méthodologies peuvent s'appliquer à d'autres sites. Elles indiquent le type de données appropriées, les moyens de les recueillir et de les interpréter. Étendre ces travaux à d'autres LES permettrait d'identifier des comportements communs, ce qui serait extrêmement profitable pour les exploitants de réseaux de captage, rendant les outils développés encore plus accessibles.

Des recommandations à l'usage de l'exploitation du réseau de captage de biogaz du CESM

À la lumière des conclusions tirées des différents volets de cette étude, les recommandations suivantes sont adressées à la ville de Montréal dans le but d'optimiser l'exploitation du réseau de captage du CESM.

- Il a été démontré que le réseau de captage de biogaz du CESM est déjà très efficace. Cependant, il compte un nombre de puits beaucoup plus important que nécessaire pour maintenir la même performance, ce qui entraîne des coûts additionnels d'exploitation et d'entretien. Aussi, il est recommandé de réduire progressivement leur nombre en visant les quantités correspondant à l'échéancier proposé au Tableau 6.8.
- Ce sont évidemment les puits les moins productifs qui doivent être abandonnés.
- Au fur et à mesure que des puits seront abandonnés, une surveillance accrue des émissions diffuses et de la migration latérale devra être effectuée afin de s'assurer que le réseau demeure tout aussi efficace.

- Prendre des mesures de débit aux têtes de puits est un excellent outil de diagnostic de l'état du réseau. Il est donc recommandé de poursuivre cette pratique. Cependant, la fréquence de mesure devrait être ajustée en fonction du taux de production des puits. Par exemple, les puits pourraient être classés en trois catégories de débits. Les plus productifs pourraient être visités deux fois par semaine, les intermédiaires, une seule fois et les puits fournissant le plus faible débit, aux deux semaines. Ce classement devrait être revu pour tenir compte des variations de débits aux puits.
- À tous les deux mois, les moyennes de débits aux puits devraient être compilées, de façon à comparer les puits, regroupés par zone, à l'équation 6.2 qui met en relation le débit des puits et leur position lorsque ordonnancés par ordre décroissant de production. Des débits de méthane inférieurs à cette courbe représentent une contre-performance qui, selon l'importance, commanderait des actions visant à identifier les causes et y à apporter les correctifs.
- Finalement, il apparaît approprié d'envisager la possibilité de moduler la suction globale sur le réseau en fonction des prévisions météorologiques. Lorsque les prévisions correspondent aux conditions météorologiques lors desquelles le facteur d'émission est élevé (tel qu'identifié par le modèle d'ANOVA présenté dans l'article 1), la suction pourrait être légèrement augmentée. Des essais devront préalablement être réalisés pour étudier la sensibilité de cette action et pour évaluer les impacts qu'elle pourrait avoir sur la qualité du biogaz récupéré.

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Une étude a été réalisée au LES du Complexe environnemental de Saint-Michel de la Ville de Montréal. Cette étude visait le développement d'outils ou de méthodologies pouvant aider les exploitants de LES à optimiser le captage des biogaz en aspirant à un juste équilibre entre la protection de l'environnement, le captage de biogaz le plus riche possible en méthane et le maintien de coûts d'immobilisation et d'exploitation les plus faibles possibles. Pareils outils ou méthodologies étaient, jusqu'à présent très peu disponibles. Dans la poursuite de cet objectif, deux volets ont été abordés : l'estimation des émissions diffuses à l'atmosphère, qui constitue le principal indicateur de performance d'un réseau de captage, et l'étude, dans le temps, du comportement d'un réseau des puits verticaux.

Les travaux relatifs à l'estimation des émissions à l'atmosphère ont été réalisés au cours de l'été 2004, sur trois surfaces d'essais occupant une superficie qui varie entre 1000 et 4800 m². Ils ont consisté en la réalisation d'un plan d'expérience factoriel complet à trois facteurs deux modalités (2³). Les facteurs retenus pour les expériences étaient la température des sols, par le biais de la température ambiante, la teneur en eau des sols, par le biais des précipitations et les variations de pressions entre les déchets et l'atmosphère, par le biais des fluctuations de la pression atmosphérique. La variable dépendante était le débit de méthane émis par la surface d'essais. L'exécution d'une expérience impliquait la mesure de concentration du méthane, entre 5 et 7 cm au dessus des sols de recouvrement, suivant la méthode ISM (Instantaneous Surface Monitoring). En moyenne, 825 mesures de concentration, géoréférencées à l'aide d'un GPS, étaient prises durant une expérience. Ces concentrations ont été converties en flux en utilisant la corrélation établie par Fécil et al. (2003), ce qui a permis de calculer l'émission totale de chacune des surfaces par le biais

de la méthode géostatistique de l'inverse du carré de la distance. Les résultats de toutes les expériences ont été soumis à une ANOVA qui a permis de développer un modèle statistique d'émissions à l'atmosphère. Ce modèle a permis de reproduire adéquatement les émissions mesurées sur une quatrième surface d'essais, au cours de l'été 2005. Les principales conclusions tirées de ces expériences sont les suivantes.

- Les trois facteurs ont un effet statistiquement significatif sur les émissions et les tendances exprimées par leurs effets respectifs peuvent s'expliquer par les phénomènes d'écoulement des biogaz ou par l'oxydation biologique. Le flux diminue lorsque la température augmente, lorsque les sols sont humides et lorsque la pression atmosphérique est à la hausse.
- Il existe aussi un effet d'interaction statistiquement significatif entre la température et la teneur en eau des sols. Les émissions diminuent lorsque les deux facteurs ont la même modalité et augmentent lorsqu'ils ont des modalités contraires.
- Le modèle d'ANOVA constitue un outil simple qui, sur la base de paramètres faciles à mesurer, permet d'associer un facteur de flux aux conditions météorologiques. Il rend possible l'identification des conditions lors desquelles le flux est le plus important et, peut même permettre l'ajustement des efforts en fonction des prévisions météorologiques.
- Ce même modèle permet aussi d'estimer les émissions sur une longue période de temps, ce qui s'avère une donnée précieuse pour évaluer l'efficacité d'un réseau de captage.
- Finalement, il est possible de comparer entre elles des émissions mesurées lors de conditions météorologiques différentes.

Les travaux relatifs à l'oxydation biologique du méthane se sont déroulés à l'automne 2004 et à l'été 2005. Quatre stations équipées d'au moins trois sondes d'échantillonnage des gaz interstitiels ont été construites. Deux sont

localisées à l'extérieure de la zone d'enfouissement, dans un secteur où de la migration latérale se produit fréquemment et deux sont sur le lieu d'enfouissement même, à des endroits où se trouvent des points chauds d'émissions et où le recouvrement final n'est pas construit. En tout, elles ont fait l'objet de 60 mesures du taux d'oxydation, avec la méthode des flux de carbone contenus dans le méthane et le dioxyde de carbone. En surface, le flux a été mesuré avec une chambre de flux dynamique. Quelques mesures du fractionnement isotopique de carbone ont aussi été réalisées et ont permis de valider les taux d'oxydation calculés par la méthode des flux. Les principales observations tirées de cette étude sont les suivantes.

- Les taux d'oxydation observés fluctuent dans la plage comprise entre 14% et 100%.
- Les profils de concentration d'oxygène, du ratio CO_2/CH_4 , et d'oxydation montrent qu'il n'y a guère d'oxydation en dessous des premiers 40 cm de sols.
- Le principal effet observé sur le taux d'oxydation est celui du flux. Le taux d'oxydation augmente lorsque le flux diminue.
- L'impact de la température a été observé mais n'a pu être quantifié.

Ces expériences ont permis d'estimer que, durant les mois d'été l'oxydation biologique du méthane réduit grandement les émissions de ce gaz à l'atmosphère. Il y aurait de l'ordre de 170 tonnes de méthane émis par le site, dont 150 seraient oxydées. Ces 170 tonnes représentent seulement 2.5% du méthane capté durant les mois d'été.

Une analyse du comportement du réseau de captage des biogaz a été réalisée sur la période comprise entre janvier 2004 et juin 2006. Elle s'appuie sur plus de 7200 mesures de débits aux têtes de puits et plus de 32000 mesures de débits au poste de pompage. Cette très grande quantité de données enrichit

d'ailleurs la littérature scientifique dans laquelle on ne retrouve pratiquement pas de données d'exploitation de réseaux de captage. Les tendances qui se dégagent de l'analyse sont nettes et cohérentes avec les théories relatives à la production et à l'écoulement du biogaz. Elles traduisent le comportement d'un réseau de captage dans des déchets enfouis sur une période de plus de 30 ans. En conjonction avec les travaux sur les émissions diffuses et l'oxydation, il en est conclu qu'il est possible d'obtenir un réseau de captage d'une efficacité de près de 95% même avec un seul recouvrement intermédiaire. Au delà de cette efficacité, le nombre de puits nécessaires serait disproportionné. Finalement, cette analyse permet, grâce à deux outils simples, d'estimer le nombre de puits nécessaires pour qu'un réseau soit optimal, sur la base de projection de tonnage de déchets enfouis dans le temps où du taux de production de biogaz anticipé.

Les travaux effectués ont donc permis le développement d'outils ou de méthodologies visant l'optimisation du captage des biogaz simples et destinés aux exploitants de LES, en conformité avec l'objectif principal de cette étude. Néanmoins, un certain nombre de recommandations peuvent être formulées afin de les bonifier.

- L'ensemble des travaux a été effectué sur le lieu d'enfouissement de la Ville de Montréal et les résultats sont spécifiques à ce site. Il apparaît donc pertinent de tester les méthodologies sur d'autres sites. Il serait ainsi possible de valider l'applicabilité des méthodes et de comparer les résultats afin d'identifier les similitudes.
- Les données d'émissions diffuses qui ont servi à élaborer le modèle d'ANOVA ont toutes été prises durant l'été. En conséquence, il serait souhaitable de refaire le même type d'expériences au printemps et en automne, de façon à étendre la plage de température. Il faudrait alors probablement utiliser plus de deux modalités de température ou bien un

modèle spécifique par saison. L'hiver devrait aussi faire l'objet d'études sur les émissions diffuses. Il faudrait préalablement trouver des solutions quant à la sensibilité au froid des équipements de mesures. Le facteur précipitation devrait aussi être remplacé pour tenir compte de la couverture de neige mais surtout du degré de saturation en eaux des sols lorsque ces derniers ont gelés.

- Des travaux sur l'oxydation devraient aussi être réalisés au printemps et en automne, de façon à mieux maîtriser l'effet de la température. Avec les travaux additionnels sur les émissions proposés ci-haut, cela devrait permettre de dresser un bilan du biogaz non capté sur une base annuelle.

RÉFÉRENCES

Acha, V., Alba, J., & Thalasso, F. (2002). The Absolute Requirement for Carbon Dioxide for Aerobic Methane Oxidation by a Methanotrophic-Heterotrophic Soil Community of Bacteria. *Biotechnology Letters*, 24 (9), 675–679.

Arigala, S. G., Tsotsis, T. T., Webster, I. A., Yortsos, Y. C., & Kattapuram, J. J. (1995). Gas Generation, Transport, and Extraction in Landfills: *Journal of Environmental Engineering*, 121, 33-44.

Bagchi, A. (1994). *Design, Construction and Monitoring of Landfills*. Deuxième édition, New York : John Wiley & Sons inc.

Beaven, R. P., & Powrie, W. (1996). Determination of the Hydrogeological and Geotechnical Properties of Refuse in Relation to Sustainable Landfilling. *19th International Madison Waste Conference*, (pp. 435-454). Madison : Department of Engineering Professional Development, University of Wisconsin-Madison

Bériault, A., & Simard, G. (1978). *Carte hydrogéologique de l'île de Montréal et des îles Perrot et Bizard*. Ministère des richesses naturelles du Québec, Direction générale des eaux, Service des eaux souterraines.

Blackman, L., Myers, L., Bjerkin, L., & Freemon, P. (1997). SPADRA Landfill Gas System Design and Operation with Respect to Barometric Pressure, Temperature and Gas Density Changes. *Swana 20th Annual Landfill Gas Symposium, Monterey, California*, (pp. 229-269): Solid Waste Association of North America.

Bleiker, D. E., Farquhar, G. J., & McBean, E. (1995). Landfill Settlement and the Impact on Site Capacity and Refuse Hydraulic Conductivity. *Waste Management & Research*, 13, 533-554.

Bogner, J., Scheutz, C., Chanton, J., Blake, D., Morcet, M., Aran, C., & Kjeldsen, P. (2003). Field Measurement of Nonmethane Organic Compound Emissions from Landfill Cover Soils. *Ninth International Landfill symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy* (CD-ROM, paper 117, 11 p). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Bogner, J., Meadows M., & Czepiel P. (1997a). Fluxes of Methane Between Landfills and The Atmosphere: Natural and Engineered Controls. *Soil Uses and Management*, 13, 268-277.

Bogner, J., Spokas, K., & Burton, E. (1997b). Kinetics of Methane Oxidation in a Landfill Cover Soil : Temporal Variations, a Whole-Landfill Oxidation Experiment, and Modeling of Net CH₄ Emissions. *Environmental Sciences and Technology*, 31 (9), 2504-2514.

Bogner, J., & Scott, P. (1995). Landfill CH₄ Emissions : Guidance for field measurements. *Swana 18th Annual Landfill Gas Symposium* (vol. 2, pp. 113-132) : Solid Waste Association of North America.

Bogner, J., Spokas, K., Burton, E., Sweeney, R., & Corona, V. (1995). Landfill as Atmospheric Methane Sources and Sinks. *Chemosphere*, 31 (9), 4119-4130.

Bogner, J., & Spokas, K. (1995). Landfill Methane Balance : Model and practical applications. *Fifth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (pp 645-653). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Bogner, J., Spokas, K., & Jolas, J. (1993). Comparison of Measured and Calculated Methane Emissions. *Fourth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (pp 605-616). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Boltze, U., & de Freitas, M. H. (1997). Monitoring gas emissions from landfill sites, *Waste Management & Research*, 15 (5), 463-476.

Börjesson, G., Samuelsson, & J., Chanton, J. (2007). Methane Oxidation in Swedish Landfills Quantified with the Stable Carbon Isotope Technique in Combination with an Optical Method for Emitted Methane. *Environmental Science & Technology*, 41 (19), 6684-6690.

Börjesson, G., Chanton, J., & Svensson, B. H. (2001). Methane Oxydation in Two Swedish Landfill Covers Measured with Carbon-13 to Carbon-12 Isotope Ratios. *Journal of Environmental Quality*, 30 (2), 369-376.

Börjesson, G., Danielsson, A., & Svensson, B. H. (2000). Methane Fluxes from a Swedish Landfill Determined by Geostatistical Treatment of Static Chamber Measurements. *Environmental Science and Technology*, 34 (18), 4044-4050.

Börjesson, G., & Svensson, B. H. (1997). Effect of gas extraction interruption on emissions of methane and carbon dioxide from landfill, and on methane oxidation in the cover soil. *Journal environment quality*, 17, 1182-1190.

Burrows, M.R., Joseph, J. B., & Mather, J. D., 1997. The Hydraulic Properties of In-Situ Landfilled Waste. *Sixth International Landfill symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy, (73-83)*, Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Cabral, A., Arteaga, K., Rannaud, D., Ait-Benichou, S., Pouët, M-F., Allaire, S., Jugnia, L. B., & Greer, C. (2007). Analysis of Methane Oxidation and Dynamics of Methanotrophes within a Passive Methane Oxidation Barrier. *Eleventh International Landfill symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy, (CD-ROM, paper 774, 10 p)*. Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Chanton, J., & Liptay, K. (2000). Seasonal Variation in Methane Oxidation in a Landfill Cover Soil as Determined by an In Situ Isotope Technique. *Global Biogeochemical Cycles, 14 (1)*, 51-60.

Christensen, T. H., Kjeldsen, P., & Lindhardt, B. (1996). Gas Generating Processes in Landfills. *Landfilling of Waste : Biogas*. (First edition, pp. 27-50). London : E & FN SPON.

Christophersen, M., Kjeldsen, P., Holst, H., & Chanton, J. (2001). Lateral Gas Transport in Soil Adjacent to an Old Landfill : Factors Governing Emissions and Methane Oxidation. *Waste Management & Research, 19*, 126-143.

Christophersen, M., & Kjeldsen, P. (2001). Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: Factors governing gas migration. *Waste Management & Research, 19*, 144-159.

Christophersen, M., Linderod, L., Jensen, P. E., & Kjeldsen, P. (2000). Methane Oxidation at Low Temperature in Soil Exposed to Landfill Gas. *Journal of Environmental Quality*, 29 (6), 1989-1997.

Cioni, R., Guidi, M., Raco, B., Giamberini, S., & Daddi, P. (2003). Measurement of Biogas Emissions from Air-Soil Interface in the Msw Landfill of Legoli (Pisa, Italy). *Ninth International Landfill symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (CD-ROM. paper 184, 10 p). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Cooper S. P., & Bier J. D. (1997). Understanding Landfill Surface Emissions Monitoring. *Proceedings, Swana 20th Annual Landfill Gas Symposium, California*, (195-213) : Solid Waste Association of North America.

Cossu, R., Frongia, G., Muntoni, A., Nobile, A., & Raga, R., (1997). Use of Pumping Tests for the Assessment of Leachate Flow Regime, Waste Hydraulic Parameters and Well Efficiency. *Sixth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (53-61), Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Cossu, R., & Muntoni, A. (1997), Biogas Emission Measurements Using Static and Dynamic Flux Chambers and Infrared Methods . *Sixth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (103-114). Cagliari: CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Coumoulos, D. G., & Koryalos, T. P. (1999). Prediction of Long-Term Settlement Behaviour of Landfill Covers after Closure. *Seventh International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (505-512). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Czepiel, P. M., Shorter, J. H., Moscher, B., Allwine, E., McManus, J. B., Harriss, R. C., Kolb, C. E., & Lamb, B. K. (2003). The Influence of Atmospheric Pressure on Landfill Methane Emissions. *Waste Management*, 23, 593-598.

Czepiel P.M., Mosher B., Harriss R.C., Shorter J.H., McManus J.B., Kolb C.E., Allwine E., & Lamb B.K. (1996). Landfill Methane Emissions Measured by Enclosure and Atmospheric Tracer Methods, *Journal of geophysical research*, 101 (11), 16 711-16 719.

De Visscher, A., Thomas, D., Boeckx, P., & van Cleemput, O. (1999). Methane Oxidation in Simulated Landfill Cover Soil Environment. *Environmental Science and Technology*, 33, 1854-1859.

Drouin, L. (1995). Effets des biogaz des sites d'enfouissement sur la santé de la population et implications législatives. *17e Conférence canadienne sur la gestion des déchets, Québec, Canada* (39 p.) Montréal : Association canadienne des industries de l'environnement.

Drouin, G., & Verrault, C. (1999). *Le biogaz : une ressource. Conception des lieux d'enfouissement sanitaire à l'aube de l'an 2000* (Chapitre 4, 27 p.). Montréal : Réseau Environnement.

Edward, T., & Pattey, E. (1997). Soils as Sources and Sinks for Atmospheric Methane. *Canadian Journal of Science*, 77, 167-178.

Edil, T. B., Ranguette, V. J., & Wuelner, W.W. (1990). Settlement of Municipal Landfill. *Geotechnics of Waste fills : Theory and Practice. American Society of Testing Materials* (ASTM STP 1070, pp. 225-239). Philadelphia : Landva, A. and Knowles, D. Editions.

Eklund, B. (1992). Practical Guidance for Flux Chamber Measurements of Fugitive Volatile Organic Emission Rates. *Journal of Air & Waste Management Association*, 42, 1583-1591.

El-Fadel, M., & Khoury, R. (2000). Modeling Settlement in MSW Landfills: A Critical Review - Critical Reviews. *Environmental Science and Technology*, 30 (3), 327-361.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N., & Leckie, J. O. (1997a). Gas Simulation Models for Solid Waste Landfills: Critical Reviews. *Environmental Science and Technology*, 27 (3), 237-283.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N., & Leckie, J.O. (1997b). Numerical Modelling of Generation and Transport of Gas and Heat In Landfills: III - *Sensitivity Analysis. Waste Management & Research*, 15, 87-102.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N., & Leckie, J.O. (1996a). Numerical Modelling of Generation and Transport of Gas and Heat In Landfills: I - Model Formulation. *Waste Management & Research*, 14, 483-504.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N., & Leckie, J.O. (1996b). Numerical Modelling of Generation and Transport of Gas and Heat In Landfills: II - Model Application. *Waste Management & Research*, 14, 537-551.

El-Fadel, M; Findikakis, A.N., & Leckie, J. O. (1989). A Numerical Model for Methane Production in Managed Sanitary Landfills. *Waste Management & Research*, 7, 31-42.

Environment Canada (2008). National Climate Archives - Montreal/Pierre Elliott Trudeau International Airport.

<http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/index.html>.

Environnement Canada (1998). Projet énergétique de récupération du biogaz au lieu d'enfouissement de la Vallée Keele. *Bulletin technique: Utilisation des gaz d'enfouissement*, (no.4 de 6, 4 p.). Ottawa : Environnement Canada.

Environment Canada (1996). Guidance Document for Landfill Gas Management. *Environmental Protection Series*, (EPS 2/UP/5E, 179 p.). Ottawa : Environnement Canada.

EMCOM Associates (1980). *Methane Generation and Recovery* (139 p.). Michigan : Ann Arbor Science Publishers inc.

Erlanson, B., Huitric, R. L., Cutts, S. P., & Conway, R. (1995). Understanding and Managing Air Intrusion on High Efficiency Landfill Gas Collection Systems. *Swana 18th Annual Landfill Gas Symposium, New Orleans, Louisiana, USA*, (67-84) : Solid Waste Association of North America.

Fécil, B., Héroux, M., & Guy, C. (2003). Development of a Method for the Measurement of net Methane Emissions from MSW Landfill. *Ninth International Landfill symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (CD-ROM, paper 112, 10 p). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Fécil, B. (2003). *Calibration d'un modèle de production du méthane sur un lieu d'enfouissement basée sur un bilan de matière du méthane*. Mémoire de maîtrise ès sciences appliquées, Département de génie chimique, École Polytechnique de Montréal.

Franzidis, J. P., Héroux, M., Nastev, M., & Guy, C. (2008). Lateral Migration and Offsite Surface Emission of Landfill Gas at City of Montreal Landfill Site. *Waste Management & Research*, 26. 121-131.

Franzidis, J.-P. (2006). *Évaluation de la migration latérale et de l'émission surfacique subséquente des biogaz au Complexe environnemental de Saint-Michel*. Mémoire de maîtrise, Département des génie civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal.

Fredlund, D. G. (1998). Bringing Unsaturated Soil Mechanics into Engineering Practice. *Second international conference on unsaturated soils, Keynote address, Beijing, China*, (pp. 2-51).

Fredlund, D. G., & Xing, A. (1994). *Equation for the Soil-Water Characteristic Curve*. *Canadian Geotechnical Journal*, 31 (3), 521-532.

Fugler, D. (1997). From Mortgage Default to Re-occupation: The Odyssey of the Kitchener Townhouses. *Air & Waste Management Association's 90th Annual Meeting & Exhibition, Toronto, Ontario, Canada*.

Gandolla M., Acaia, C., & Fischer, C. (1997). Landfill Gas Migration in the Subsoil - Experiences of Control and Remediation. *International Directory of Solid Waste Management, International Solid Waste Association* (pp 237-245). London: James X James.

Garg, A., Achari, G., & Joshi, R. C. (2006). A Model to Estimate the Methane Generation Rate Constant in Sanitary Landfills Using Fuzzy Synthetic Evaluation. *Waste Management & Research*, 24, 363-375.

Gardner, W. R. (1958). Some Steady State Solutions of the Unsaturated Moisture Flows Equation with Application to Evaporation from a Water Table. *Soil Science*, 85 (4), 228-232.

Gendebien, A., Pauwels, M., Constant, M., Ledrut-Damannet, M.-J., Nyns, T. J., Willumsen, H. C., Butson, J., Fabry, R., & Ferrero, G.-L. (1992). *Landfill Gas – From Environment to Energy, Commission of the European Communities*, (Contract no 88-B-7030-11-3-17, Final report, 865 p.). Luxembourg : Office for Official Publications of the European Communities.

Gerbert, J., Groengroeft, A., & Miehlich, G. (2003). Kinetics of Microbial Landfill Methane Oxidation in Biofilters. *Waste Management*, 23, 609-619.

Gowing, A. L. (2001). *Measuring and Modelling of Landfill Gas Emissions*. Ph. D. thesis, University of Waterloo, Ontario, Canada.

Gowing, A. L., & Farquhar, G., J. (1997). Laboratory Assessment of a Flux Chamber to Determine Landfill Gas Emissions. *Air & Waste Management Association's 90th Annual Meeting & Exhibition*, Toronto, Ontario, Canada, (CD-ROM). Pittsburgh: Air & Waste Management Association.

Haarstrick, A., Hempel, D.C., Ostermann, L., Ahrens, H., & Dinkler, D. (2001). Modelling of the Biodegradation of Organic Matter in Municipal Landfills. *Waste Management & Research*, 19, 320-331.

Halvadakis, C. P. (1983). *Methanogenesis in Solid-Waste Landfill Bioreactors*. Ph.D. Thesis, Department of Civil Engineering, Stanford University, Stanford, CA, U.S.A.

Hashmonay, R.A., Natschke, D.F., Wagoner, K., Harris, D.B., Thompson, E.L., & Yost, M.G. (2001). Field Evaluation of a Method for Estimating Gaseous Fluxes from Area Sources Using Open-Path Fourier Transform Infrared, *Environmental Science and Technology*, 35, 2309-2313.

Hartless, R. P. (2000). Developing a Risk Assessment Framework for Landfill Gas Incorporating Meteorological Effects. *Waste 2000 – Waste management at the dawn of the third millennium, Stratford, 2 to 4 october*.

Hettiaratchi, P., & Pokhrel, D. (2003). A New Approach to Quantify Methane Oxidation in a Landfill Bio-Cover: Experience with a Pilot Scale Landfill Test Cell. *Ninth International landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Italy*, (CD-ROM, paper 485, 10 p). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Héroux, M., & Dubois, J. (1994). Monitoring Wells for the Migration of Landfill Gas and Leachate on a Sanitary Landfill Site. *Seventeenth International Madison Waste Conference, University of Wisconsin-Madison*, (pp 640-654). Wisconsin : University of Wisconsin.

Hudson, A. P., Beaven, R. P., & Powrie, W. (1999). Measurements of the Horizontal Hydraulic Conductivity of Household Waste in a large Scale Compression Cell. *Seventh International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (461-468). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Hutchinson, GL., & Livingston, G.P. (1993). Use of Chamber Systems to Measure Trace Gas Fluxes. *Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate change, American Society of Agronomy Special Publication n. 55*, 63-78.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2001). Climate change 2001: the scientific basis. *Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, 881 p.

Jain, P., Powell, J., Townsend, T. G., & Reinhart, D. R. (2005). Air Permeability of Waste in a Municipal Solid Waste Landfill. *Journal of Environmental Engineering*, 131 (11), 1565-1573.

Khalil, M.A.K. (1998). Flux Measurements and Sampling Strategies: Applications to Methane Emissions from Rice Fields, *Journal of Geophysical Research*, 103 (D19), 25 211- 25 218.

Latham, B., & Young, A. (1993). Modellization of the Effects of Barometric Pressure on Migration Landfill Gas. *Fourth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (pp 681-689). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Laurila, T., Tuovinen, J. P., Lohila, A., Hatakka, J., Aurela, M., Thum, T., Pihlatie, M., Rinne, J., & Vesala, T. (2005). Measuring Methane Emissions from Landfill Using a Cost-Effective Micrometeorological method. *Geophysical Research Letters*, 32, paper L19808.

Liptay K., Chanton J., Czepiel P., & Mosher B. (1998). Use of Stable Isotopes to Determine Methane Oxidation in Landfill Cover Soils. *Journal of Geophysical Research*, 103, 8243-8250.

Ling, H. I., Leshshinsky, D., Mohri, Y., & Kawabata, T. (1998). Estimation of Municipal Solid Waste Landfill Settlement., *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 124 (1), 21-28.

Lofy, R. J. (1996). Zones of Vacuum Influence Surrounding Gas Extraction Wells. *Landfilling of waste : biogas* (First edition, pp. 319-393). London : E & FN SPON.

Maciel, F. J., & Juca, J.F.T. (2003). Landfill Gas Emissions from a Brazilian Msw Landfill. *Ninth International Landfill symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (CD-ROM, paper 472, 10 p). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Maurice, C., & Lagerkvist, A. (2004). Assessment of the Methane Oxidation Capacity of Soil. *Waste Management & Research*, 22, 42-48.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., & Bussière, B., (2003). Oxygen Diffusion an Consumption in Unsaturated Cover Materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 40, 916-932.

Metcalf, D.E., & Farquhar, G.J. (1987). Modeling Gas Migration through Unsaturated Soils from Waste Disposal Sites . *Water, Air and Soil Pollution*. 32, 247-259.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2006. *Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles (c. Q-2, r.6.02)*.

Modrak, M., Hashmonay, R., Varma, R., & Kagann, R. (2005). Measurement of Fugitive Emissions at a Bioreactor Landfill. *U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development*, (Report EPA-600/R-05/096, 70 p).

Mosher, B. W., Czepiel, P. M., Harriss R. C., Shorter, J. H., Kolb, C. E., Mc Manus, J. B., Allwine, E., & Lamb, B. K. (1999). Methane Emissions at Nine Landfill Sites the of Northeastern United States. *Environmental Science & Technology*, 33 (12), 2088-2094.

Mualem, Y. (1976). A New Model for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media. *Water Resources Research*, 12 (3), 513-522.

Nastev, M., Lefebvre, R., Therrien, R., & Gelinas, P. (2003). Numerical Modeling of Lateral Landfill Gas Migration. *Journal of Solid Waste Technology and Management*, 29 (4), 265-276.

Nastev, M. (1998). *Modeling Landfill Gas Generation and Migration in Sanitary Landfills and Geological Formations*. Ph.D. Thesis, Université Laval, Québec.

Offermann-Class, C. (1999). The New EU-Law on the Landfills of Waste. *Seventh International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia*, (pp. 263-270). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Oregon Department of Environmental Quality. (1998). *Solid Waste Landfill Guidance Document - Section 10: Environmental Monitoring*. Oregon Department of Environmental Quality, [cited 12-06-00 2000]. Tiré de <http://www.deq.state.or.us/wmc/solwaste/swguide/sectn10.htm>.

Park, J. W., & Shin, H. C. (2001). Surface Emissions of Landfill Gas from Solid Waste Landfill. *Atmospheric Environment*, 35, 3445-3451.

Parker, J. C. (1989). Multiphase Flow and Transport in Porous Media. *Review of Geophysics*, 27 (3), 311-328.

Pawlowska, M., & Stepniewski, W. (2006). An Influence of Methane Concentration on the Methanotrophic Activity of a Model Landfill Cover. *Ecological Engineering*, 26, 392-395.

Penmethsa, K. K. (2007). *Permeability of Municipal Solid Waste in Bioreactor Landfill with Degradation*. Master of Science of Civil Engineering Thesis, The University of Texas at Arlington.

Pereboom, D., Van Meerten, J. J., & Sellmeijer, J. B., (2001). Prediction of Landfill Settlement. *Eighth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia*, (pp. 509-514). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Périllat, N. (1998). Campagne de mesure du flux d'odeurs et élaboration d'un programme de validation des dilutions de l'olfactomètre. *Rapport de stage en milieu de travail effectué au lieu d'enfouissement sanitaire du Complexe environnemental de Sait-Michel, Ville de Montréal.*

Pommier, S., Chenu, D., Quintard, M., & Lefebvre, X. (2007). A Logistic Model for the Prediction of the Influence of Water on the Solid Waste Methanization in Landfills. *Biotechnology and Bioengineering*, 97 (3), 473-482.

Poulsen, T.G. (2005). Impact of Wind Turbulence on Landfill Gas Emissions. *Tenth International Landfill symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy, paper 18, 6 p.* (CD-ROM, paper 18, 6p.). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Poulsen, T. G., Christophersen, M., Moldrup, P., & Kjeldsen, P. (2001). Modeling Lateral gas Transport in Soil Adjacent to Old Landfill. *Journal of Environmental Engineering*, 127 (2), 145-153.

Powelson, D. K., Chanton, J., Abichou, T., & Morales, J. (2006). Methane oxidation in water-spreading and compost biofilter. *Waste Management & Research*, 24, 528-536.

Prosser, R. W. (1999). Optimizing Landfill Gas Collection From Arid Landfills, *Swana 22nd Annual Landfill Gas Symposium, Lake Buena Vista, Florida*, (pp. 83-900) : Solid Waste Association of North America.

Reginster, J., Scauflaire, P., & Piessens, P. (1997). Active Management of Extraction Rate of Landfill Biogas: a Solution to Avoid Lateral Migration of Gas. *Sixth International Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (pp. 565-574). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Savanne, D., Arnaud A., Beneito A., Berne P., Burkhalter P., Cellier P., Gonze M.A., Laville P., Levy F., Milward R., Pokryska Z., Sabroux J. C., Tauziède C., & Trégourès A. (1997). Comparison of Different Methods for Measuring Landfill Methane Emissions. *Sixth International landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (pp. 81-85). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Savanne, D., Cassini, P., Pokryska Z., Tauziède C. Trégourès A., Berne, P., Sabroux J. C., Cellier P., & Laville P. (1995). Comparison of Methods for Estimating Methane Emissions from MSW Landfills. *Fifth International landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (pp. 475-479). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Scheutz, C., Bogner, J., Chanton, J., Blake, D., Morcet, M., & Kjeldsen, P. (2003). Comparative Oxidation and Net Emissions of Methane and Selected Non-Methane Organic Compounds in Landfill Cover Soils. *Environmental Science & Technology*, 37 (2), 5150-5158.

Scheutz, C., Fredenslund, A.M., Nedenskov, J., & Kjeldsen, P. (2005). Field Measurements of Methane Emissions and Oxidation at a Modern Disposal Site Receiving Waste With a Low Organic Content. *Tenth International Landfill symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (CD-ROM, paper 524, 10 p.). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

South Coast Air Quality Management District (AQMD). (2000). *Rule 1150.1 - Control of Gaseous Emissions from Municipal Solid Waste Landfills*. Tiré de <http://www.aqmd.gov/rules/html/r1150-1.html>.

Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J.P., Morcet, M., Aran, C. Graff, C., Moreau-Le Golvan, Y., & Hebe, I. (2006). Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? *Waste Management*, 26 (5), 516-525

Spokas, K., Graff, C., Morcet, M., & Aran, C. (2003). Implications of the Spatial Variability of Landfill Emission Rates on Geospatial Analyses. *Waste Management*, 23 (7), 599-607.

Stein, V.B., Hettiaratchi, J.P.A., & Achari, G. (2001). Numerical model for biological oxidation and migration of methane in soil. *Practice periodical of hazardous, toxic, and radioactive waste management*, 225-234.

Stępniewski, W., & Zygmunt, M. (2003). Methane Oxidation in a Landfill Soil Cover as a Chance to Reduce Its Emission to the Atmosphere and to Alleviate the Greenhouse Effect. *Ninth International Landfill symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (CD-ROM, paper 533, 10 p.). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Stern, J. C., Chanton, J., Abichou, T., Powelson, D., Yuan, L., Escoriza, S., & Bogner, J. (2007). Use of a biologically active cover to reduce landfill methane emissions and enhance methane oxidation. *Waste Management*, 27, 1248-1258.

Straka, F., Crha, J., & Kobrova, y. (1993). Important Changes in Sanitary Landfills During their Ageing. *Fourth International Landfill symposium, S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy*, (pp 573–580). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

SWANA. (1997). *Landfill gas operation and maintenance – Manual of practice*. Solid Waste Association of North America.

Taramini, V., Budka, A., Poitel, D., Puglierin, L., & Bour, O. (2003). Assessment of Landfill Gas Emissions Through Different Types of Covers. *Ninth International Landfill symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (CD-ROM, paper 430, 10 p.). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Tchobanoglous, G., & Kreith, F. (2002). *Handbook of Solid Waste Management, Second edition*. New York : McGraw-Hill.

Tchobanoglous, G., Theisen, H., & Vigil, S. (1993). *Integrated Solid Waste Management – Engineering Principles and Management Issues*. Series in water reources and environmental engineering. New York : McGraw-Hill.

Thorneloe, S. (2003). U.S. EPA's Field Test Program to Update Landfill Gas Emissions Data. *Ninth International Landfill symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (CD-ROM, paper 440, 11 p.). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Tomonori, I., Masato, Y., Masanao, N., Yusaku, O., & Yuzo, I. (2005). Estimation of Methane Emission from Whole Waste Landfill Site Using Correlation Between Flux and Ground Temperature. *Environmental Geology*, 48, 845-853.

Trégourès, A., Beneito, A., Berne, P., Gonze, M. A., Sabroux, J. C., Savanne, D., Pokryszda, Z., Tauziède, C., Cellier, P., Laville, P., Milward, R., Arnaud, A., Levy, F., & Burkhalter, R. (1999). Comparison of Seven Methods for Measuring Methane Flux at a Municipal Solid Waste Landfill Site. *Waste Management and Reasearch*, 17, 453-458.

United States Environmental Protection Agency. (2005). Landfill Gas Emissions Model (landGEM) Version 3.02 User's Guide. *EPA-600/R-05/047*.

United States Environmental Protection Agency. (1996). Standard of Performance for New Stationary Sources and Guidelines for Control of Existing Sources : Municipal Solid Waste Landfills. *40 CFR part 51, 52 and 60, Federal Register*, 61 (49), 9905-9944.

United States Environmental Protection Agency. (1999). *Method 2e - Determination of Landfill Gas : Gas Production and Flowrate*. Tiré de : <http://www.epa.gov/>.

Van Genuchten, M. Th. (1980). A Close Form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44, 892-898.

Ward, R. S., Williams, G. M., & Hills, C. C. (1996). Changes in Major and Trace components of Landfill Gas During Subsurface Migration. *Waste Management & Research*, 14, 243-261.

Wall, D. K., & Zeiss, C. (1995). Municipal Landfill Biodegradation and Settlement. *Journal of Environmental Engineering*, 121 (3), 214-224.

Williams, G.M., Ward, R.S., & Noy, D. J. (1999). Dynamics of Landfill Gas Migration in Unconsolidated Sands. *Waste Management Research*, 17, 327-342.

Willumsen, H. (2003). Landfill Gas Plants - Number and Types Worldwide. *Ninth International Landfill symposium, S. Margherita di Pula, Sardinia, Italy*, (CD-ROM, paper 566, 10 p.). Cagliari : CISA Environmental Sanitary Engineering Center.

Youcai, Z., Zhugen, C., Shi, Q., & Renhua, H. (2001). Monitoring and Long-Term Prediction of Refuse Compositions and Settlement in Large-Scale Landfill. *Waste Management & Research*, vol. 19, 160-168.

Young, A. (1992). The Effects of Fluctuations in Atmospheric Pressure on Landfill Gas Migration and Composition. *Water, Air, and Soil Pollution*, 64, 601-616.

Young, A. (1989). Mathematical Modeling of Landfill Gas Extraction. *Journal of Environmental Engineering*, 115 (6), 1073-1087.

ANNEXES

Annexes 1 à 5 sur CD-ROM

