



THESE

présentée à

l'Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse

pour obtenir le titre de

DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE TOULOUSE

Spécialité : **Physique et Chimie de l'Environnement**

par

Sandra Lanini

Ingénieur E.N.S.E.E.I.H.T.

ANALYSE ET MODELISATION DES TRANSFERTS DE MASSE ET DE CHALEUR AU SEIN DES DECHARGES D'ORDURES MENAGERES

Soutenue le 10 avril 1998 devant le jury composé de :

M.	L. Masbernat	Président
M.	M. Roustan	Rapporteur
M.	J.P. Sauty	Rapporteur
M.	P. Labeyrie	
M.	E. Ledoux	
M.	H. Mellottée	
M.	E. Prud'homme	
M.	D. Houi	Directeur de thèse

*... à Eric et Karine,
à mes parents.*

Remerciements

Les travaux présentés dans ce mémoire ont été effectués à l'Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse, au sein du Groupe d'Etudes sur les Milieux Poreux.

Je tiens à remercier Monsieur L. Masbernat, responsable de la formation doctorale Physique et Chimie de l'Environnement et directeur de l'IMFT lorsque ce travail a débuté, pour m'avoir accueillie dans son laboratoire puis m'avoir fait l'honneur de présider le jury de soutenance.

Je remercie sincèrement Monsieur J.P. Sauty du BRGM et Monsieur M. Roustan de l'INSA de Toulouse pour avoir accepté d'être les rapporteurs de cette thèse.

Je remercie également pour leur participation au jury, Monsieur P. Labeyrie d'EDEN et Monsieur E. Ledoux de l'Ecole des Mines de Paris, ainsi que Monsieur H. Mellottée du CNRS/ECODEV et Monsieur E. Prud'homme de l'ADEME qui ont suivi et encouragé ce travail tout au long de son avancement.

J'adresse mes plus vifs remerciements à mon directeur de thèse, Monsieur Didier Houi, pour la confiance qu'il m'a témoignée en me proposant ce sujet de thèse et pour l'encadrement du programme de recherche multidisciplinaire dont ce travail fait partie. Je lui suis particulièrement reconnaissante à la fois pour l'intérêt qu'il a porté à mon travail et pour la liberté qu'il m'a laissée, notamment dans la conduite de l'étude expérimentale en laboratoire.

Je voudrais remercier toutes les personnes qui ont collaboré à ce travail, en particulier François Esteban, technicien à l'IMFT qui a construit les pilotes de laboratoire, et Oscar Aguilar, Xavier Lefebvre et Etienne Paul de l'INSA de Toulouse pour l'aide précieuse qu'ils m'ont apportée dans la compréhension des mécanismes biochimiques de dégradation.

L'instrumentation d'une décharge n'est pas a priori un travail agréable, mais l'accueil du personnel de la société DRIMM SA, exploitante de la décharge de Montech et la bonne humeur de David Lambert et Guy Ballansat, qui m'ont accompagnée lors des expérimentations sur site, font que j'en garderai un bon souvenir. Je les en remercie.

Je tiens à témoigner ma reconnaissance à tous les membres du GEMP qui, en consacrant un peu de temps à mon travail, ont contribué à en améliorer la qualité, et remercie tous les thésards du laboratoire pour leur soutien et leur sympathie.

Plus que des remerciements pour de nombreuses discussions aussi enrichissantes que variées, je voudrais exprimer toute mon amitié à François, Jean-Michel et Yves qui ont partagé mon bureau au cours de ces années passées à l'IMFT.

Merci enfin à tout le personnel des services communs de l'IMFT, et particulièrement à Madame Rambouil et Madame Domène qui ont assuré l'édition de ce document.

RESUME

En considérant les décharges d'ordures ménagères comme des milieux poreux réactifs, nous nous sommes intéressés aux transferts couplés de masse et de chaleur qui s'y développent, pour tenter d'expliquer les interactions entre les processus physiques, thermiques et biochimiques qui gouvernent la biodégradation des déchets.

Un casier de décharge a été instrumenté pour mesurer les évolutions spatiales et temporelles de la température, de la pression et de la composition chimique du biogaz dans les déchets. Les propriétés des déchets (composition, humidité, perméabilité, conductivité thermique...) ont également été caractérisées.

Parallèlement, deux pilotes de 300 litres contenant un déchet modèle, ont été mis en oeuvre en laboratoire pour reproduire en milieu contrôlé les comportements observés sur site. Le second réacteur a été conçu pour étudier plus particulièrement la phase aérobie.

Cette approche expérimentale à deux échelles a fourni des résultats originaux concernant les principaux mécanismes et les temps caractéristiques des transferts thermiques et massiques au cours de la biodégradation. Elle a en particulier montré l'influence importante de la phase aérobie sur l'établissement ultérieur de champs thermiques uniformes et d'un régime de méthanogénèse stable.

Une modélisation des transferts couplés d'oxygène et de chaleur au sein des décharges d'ordures ménagères a donc été développée. Le modèle numérique a été appliqué à la prévision du comportement thermique des déchets en fonction de certains paramètres liés au mode d'exploitation des sites. Des premières recommandations pour accélérer la production de méthane dans les décharges ont ainsi pu être proposées.

Mots-clés : Décharge d'ordures ménagères, Instrumentation in-situ, Modélisation, Transferts de masse, Transferts de chaleur, Phase aérobie

ABSTRACT

Waste biodegradation results from microbial, physical and thermal mechanisms. In order to improve knowledge on these interdependent phenomena, we studied coupled heat and mass transfers in sanitary landfills, considered as reactive porous media.

Probes were placed in a landfill to monitor the spatial and temporal evolutions of temperature, pressure and biogas chemical composition in refuses. Waste properties (composition, moisture, permeability, thermal conductivity...) were also characterised.

At the same time, two experimental reactors of 300 liters, filled with a model waste, were achieved to simulate in laboratory the main behaviours observed in landfills. The second one was especially performed to study the aerobic phase of waste decomposition.

These two-scales experimental studies gave some interesting results about mechanisms and characteristic times of heat and mass transfers during biodegradation. They particularly highlighted the important role of aerobic digestion on the future establishment of thermal fields and methanogenesis.

A modelling of coupled oxygen and heat transfers in landfills was then proposed. The numerical model was applied to predict thermal behaviour of refuses according to several parameters linked to landfilling techniques. Some ways were thus suggested to accelerate methane production in sanitary landfills.

Key words : Sanitary landfill, Field experiment, Modelling, Mass transfers, Heat transfers, Aerobic stage

Table des matières

CHAPITRE A

Introduction	1
I La biodégradation des déchets en décharge	3
I.1 L'activité bactérienne en décharge	3
I.2 Les grandes étapes de la biodégradation des déchets	4
I.3 Les paramètres influant l'activité bactérienne.....	5
I.3.1 Effet de l'humidité sur l'activité microbologique.....	5
I.3.2 Effet de la température sur les cinétiques de dégradation	6
I.3.3 Rôle du pH	6
I.4 Description mathématique des réactions de biodégradation.....	7
I.4.1 Modèles cinétiques.....	7
I.4.2 Réactions hétérogènes	8
I.4.3 Production de chaleur liée aux réactions de biodégradation	10
II Les transferts massiques et thermiques dans les déchets	11
II.1 Hypothèses et définitions du modèle continu.....	11
II.2 Transferts de masse en milieu poreux	12
II.2.1 Loi de Darcy généralisée.....	12
II.2.2 Pression capillaire.....	13
II.2.3 Equations de conservation de la masse.....	14
II.2.3.1 Conservation de l'eau en milieu poreux insaturé.....	14
II.2.3.2 Conservation d'une espèce dans un fluide en milieu poreux	15
II.3 Transferts de chaleur en milieu poreux	16
III Conclusion : démarche adoptée pour l'analyse des transferts couplés en décharge d'ordures ménagères	18

CHAPITRE B

Etude expérimentale sur site	19
I Présentation du site expérimental	19
I.1 Description du casier étudié.....	19
I.2 Données relatives au remplissage du casier	20

II Instrumentation in-situ	22
II.1 Bibliographie	22
II.2 Instrumentation du site de Montech	23
II.2.1 Sondes mises en place	23
II.2.2 Maillage.....	24
II.2.3 Acquisition des mesures	25
II.2.4 Précision des données	26
III Caractérisation des déchets	27
III.1 Prélèvement d'ordures ménagères pour analyses en laboratoire	27
III.1.1 Définitions de la représentativité d'un échantillon	27
III.1.2 Masses de déchets représentatives.....	28
III.1.3 Protocoles de prélèvement des déchets mis en oeuvre.....	30
III.1.3.1 Prélèvements de surface.....	30
III.1.3.2 Prélèvements en profondeur.....	30
III.2 Propriétés structurelles des déchets.....	31
III.2.1 Revue bibliographique	31
III.2.2 Protocole expérimental	34
III.2.3 Résultats	35
III.2.3.1 Validité de la loi de Darcy dans les déchets.....	35
III.2.3.2 Propriétés physiques des déchets de Montech	35
III.3 Pression capillaire	37
III.3.1 Rappels	37
III.3.2 Bibliographie.....	38
III.3.3 Résultats expérimentaux.....	38
III.3.3.1 Courbe de pression capillaire	39
III.3.3.2 Perméabilité effective et coefficient de diffusion massique isotherme	40
III.4 Humidité des déchets	41
III.4.1 Bibliographie.....	41
III.4.2 Humidité initiale des déchets déposés à Montech	42
III.4.3 Distribution verticale de l'humidité dans les déchets	43
III.5 Propriétés thermiques des déchets.....	44
III.5.1 Définitions (rappels)	44
III.5.2 Bibliographie.....	44
III.5.3 Mesures des coefficients thermiques des déchets	45
III.6 Caractérisation biochimique des déchets	47
III.6.1 Composition chimique élémentaire.....	47
III.6.2 Biodégradabilité.....	47
IV Synthèse de l'étude expérimentale sur site	48

CHAPITRE C

Etude expérimentale en laboratoire	49
I Introduction	49
I.1 Bibliographie.....	49
I.2 Objectifs de l'étude expérimentale en laboratoire.....	50
II Pilotes expérimentaux	52
II.1 Dimensionnement des réacteurs	52
II.1.1 <i>Forme</i>	52
II.1.2 <i>Dimensions</i>	52
II.1.2.1 Similitude de Rayleigh	52
II.1.2.2 Nombre de Rayleigh dans les pilotes expérimentaux.....	53
II.1.2.3 Choix des réacteurs	54
II.2 Instrumentation des réacteurs	54
II.2.1 <i>Sondes internes</i>	54
II.2.2 <i>Maillage</i>	54
II.2.2.1 Pilote A.....	55
II.2.2.2 Pilote B.....	55
II.2.3 <i>Acquisition des mesures de température et d'humidité</i>	56
II.2.4 <i>Analyse du biogaz</i>	57
II.3 Dispositif expérimental.....	57
II.3.1 <i>Contrôle des flux échangés entre le milieu réactif et l'extérieur</i>	57
II.3.1.1 Fluides	57
II.3.1.2 Chaleur	57
II.3.2 <i>Mise en place du déchet dans les réacteurs</i>	58
II.3.3 <i>Schéma</i>	58
II.4 Protocole expérimental	60
II.4.1 <i>Pilote A</i>	60
II.4.2 <i>Pilote B</i>	60
III Composition et caractérisation du déchet modèle	62
III.1 Constitution du déchet modèle	62
III.1.1 <i>Matière inerte</i>	62
III.1.2 <i>Matière organique</i>	62
III.1.3 <i>Humidité initiale</i>	63
III.2 Caractérisation du déchet modèle	63
III.2.1 <i>Propriétés physiques du déchet modèle</i>	64
III.2.2 <i>Concentration en oxygène dans le déchet modèle</i>	65

<i>III.2.3 Propriétés thermiques de la matière organique</i>	67
<i>III.2.4 Densité et humidité initiales du déchet modèle</i>	69
III.2.4.1 Humidité initiale	69
III.2.4.2 Densité initiale	69
IV Synthèse de l'étude expérimentale en laboratoire	70

CHAPITRE D

Résultats expérimentaux	73
I Etude générale de la dégradation des déchets	73
I.1 Evolutions temporelles de la température, du biogaz et de l'humidité	74
<i>I.1.1 Observations sur site</i>	74
<i>I.1.2 Observations en laboratoire (pilote A)</i>	76
I.2 Champs horizontaux de température dans les déchets.....	79
I.3 Profils verticaux de température dans les déchets	82
<i>I.3.1 Sur site</i>	82
<i>I.3.2 Dans le pilote A de laboratoire</i>	83
I.4 Synthèse des premières observations expérimentales.....	84
II Etude de la phase aérobie	86
II.1 Observations sur site.....	86
II.2 Etude spécifique en laboratoire (pilote B).....	88
<i>II.2.1 Observations expérimentales</i>	89
<i>II.2.2 Eléments du bilan thermique</i>	92
III Conclusion : identification des principaux mécanismes de transferts massiques et thermiques dans les déchets	95

CHAPITRE E

Modélisation des transferts couplés de masse et de chaleur	97
I Revue bibliographique des modèles de transferts en décharge	97
I.1 Modélisation des transferts gazeux	98
I.2 Modélisation des transferts d'humidité.....	99
I.3 Synthèse	100
II Modélisation des transferts couplés de masse et de chaleur en phase aérobie	100
II.1 Hypothèses de la modélisation	101

II.1.1 Hypothèses fondamentales	101
II.1.2 Modèle cinétique	101
II.1.3 Etude monodimensionnelle.....	102
II.2 Définition du système modélisé et des conditions limites et initiales	102
II.3 Mise en équations	103
II.3.1 Cas général.....	103
II.3.2 Analyse dimensionnelle	104
II.3.3 Résolution du système d'équations couplées	106
II.4 Validation du modèle.....	107
II.4.1 Valeurs des coefficients utilisées pour la simulation	107
II.4.1.1 Propriétés thermiques du déchet modèle	107
II.4.1.2 Autres propriétés	108
II.4.2 Simulation de la phase aérobie dans le pilote de laboratoire (5 couches)	108
III Application du modèle au remplissage d'une décharge	111
III.1 Valeur des propriétés des déchets utilisées pour les simulations.....	111
III.2 Etude de différents protocoles de remplissage d'un casier	112
III.2.1 Validité de l'étude.....	112
III.2.2 Paramètres de l'étude du remplissage d'un casier.....	113
III.3 Résultats des simulations effectuées	115
III.3.1 Profils de température dans les déchets.....	115
III.3.2 Détermination du protocole de remplissage optimal.....	116
III.3.3 Influence de la porosité.....	118
IV Conclusion	119
V Perspectives : modélisation de la phase anaérobie	121
V.1 Définition du système anaérobie	121
V.2 Indications pour la modélisation des transferts couplés d'humidité et de chaleur dans une décharge anaérobie	122
V.3 Conclusion.....	123
Conclusion générale.....	125
Références bibliographiques	129
Annexes.....	135
Nomenclature.....	147

CHAPITRE A

Introduction

Introduction

Une des conséquences du développement urbain et industriel de nos sociétés est la production sans cesse croissante de déchets. Ainsi, en France, la quantité de déchets collectés a augmenté de 30% en 20 ans. Aujourd'hui, les collectivités locales doivent gérer l'élimination de quelques 19 millions de tonnes d'ordures ménagères par an, soit une moyenne de 1kg par jour et par habitant, auxquelles il faut ajouter 32 millions de tonnes de déchets industriels banals. Malgré la diversité des filières de traitement, allant de l'incinération avec ou sans récupération d'énergie au compostage en passant par la collecte sélective et le recyclage, la mise en décharge demeure l'option retenue dans près de 50% des cas. On dénombre ainsi en France plus de 1000 décharges contrôlées où sont enfouis des déchets ménagers et assimilés, également appelées centre d'enfouissement technique (C.E.T.) de classe II.

Les techniques de gestion de ces décharges ont beaucoup progressé, notamment sous l'impulsion des réglementations destinées à protéger l'environnement, auxquelles elles sont soumises. La législation prévoit en particulier l'interdiction, à partir de 2002, de mettre en décharge tous les matériaux pouvant être valorisés. Cependant, même si cette loi ambitieuse est respectée, les sites exploités jusqu'à lors existeront toujours et continueront à évoluer pendant plusieurs dizaines d'années.

Une décharge est en effet un système fortement évolutif. Lorsque les déchets se décomposent sous l'action des microorganismes, l'eau qu'ils contiennent et celle qui leur est apportée par les précipitations, se chargent en éléments minéraux et organiques pour former un jus appelé lixiviat. Si celui-ci s'infiltré dans le sous-sol, il peut entraîner une pollution des nappes phréatiques.

De plus, la dégradation des ordures s'accompagne d'une production importante de biogaz, composé en majeure partie de méthane (CH_4) et de dioxyde de carbone (CO_2), ainsi que de gaz nauséabonds à l'état de traces (mercaptans, H_2S ...). Le méthane et le dioxyde de carbone, lorsqu'ils sont rejetés dans l'atmosphère, contribuent à l'effet de serre.

En revanche, le méthane est un gaz à fort pouvoir énergétique qui peut être utilisé comme carburant (1 m^3 de méthane = 1.15 l d'essence), combustible ou être transformé en électricité. On estime ainsi le potentiel énergétique des déchets en France à 413000 Tonnes Equivalent Pétrole (Gendebien et al., 1992).

A l'heure actuelle, on manque encore de connaissances sur les mécanismes de production et de déplacement des lixiviats et du biogaz dans les décharges. Les paramètres qui influencent l'écoulement de ces fluides, dans le milieu poreux réactif que constituent les déchets, ne sont pas clairement identifiés. Les interactions entre les processus physiques de transport et les processus biochimiques de dégradation sont également mal connues.

Pour tenter de répondre aux interrogations scientifiques et techniques soulevées par la dégradation des déchets en décharge, un programme de recherche, soutenu financièrement par l'ADEME, le CNRS et la Région Midi-Pyrénées, a été initié en novembre 1994 dans le cadre de l'ARC ECOTECH.

Son objectif est d'améliorer la gestion des sites, existants ou à venir, en s'appuyant sur une analyse et une modélisation pluridisciplinaires des transferts en décharges d'ordures ménagères. Il s'agit en particulier d'identifier les paramètres qui ont une incidence notable sur l'évolution des déchets et leur dégradation, pour éventuellement modifier les techniques d'exploitation en vue d'optimiser la production et la récupération du méthane. En effet, ceci permet d'une part, d'accélérer l'inertisation biologique des décharges, et d'autre part, de valoriser leur potentiel énergétique, tout en protégeant l'environnement.

Trois unités de recherche ont collaboré étroitement pour mener à bien ce programme : l'Unité de Recherche sur les Procédés Biologiques de l'INSA de Toulouse, spécialisé en microbiologie et génie des procédés, SOLAGRO, maître d'oeuvre sur site et le Groupe d'Etudes des Milieux Poreux de l'IMFT. Un exploitant de décharge, la DRIMM SA, a également été impliqué dans ce programme.

Le travail présenté dans ce mémoire a été réalisé au sein de cette équipe pluridisciplinaire.

Notre contribution à l'étude des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordures ménagères repose sur l'idée qu'une décharge constitue un milieu poreux réactif. Notre démarche scientifique s'appuie sur une double approche expérimentale, à l'échelle du site et à l'échelle du laboratoire, et sur une modélisation théorique et numérique des principaux mécanismes de transferts thermodynamiques dans les déchets.

Dans ce chapitre A d'introduction, nous proposons une revue des mécanismes biochimiques d'une part, et physiques et thermiques d'autre part, qui interviennent dans la biodégradation des déchets, considérés comme un milieu poreux. Il s'agit à la fois de préciser le contexte scientifique de l'étude, de mettre en évidence les interactions entre les différents processus et d'identifier les propriétés des déchets qui jouent un rôle majeur dans l'évolution des décharges.

Dans le chapitre B, nous présenterons l'étude expérimentale à l'échelle réelle, qui a été menée sur la décharge de Montech. Les données concernant le site lui-même et l'instrumentation mise en place au sein des déchets seront détaillées. Les déchets étudiés seront ensuite caractérisés, grâce à une série d'analyses effectuées sur des échantillons. Les protocoles d'échantillonnage, de mesures, et les résultats obtenus concernant les propriétés importantes mises en évidence dans le premier chapitre, seront décrits.

Le chapitre C sera consacré à l'étude expérimentale en laboratoire. La mise en oeuvre de deux pilotes de 300 litres, conçus pour examiner à une échelle fine les phénomènes observés sur site, sera expliquée. Le déchet modèle contenu dans ces réacteurs sera caractérisé de la même façon que les déchets réels.

Les principaux résultats expérimentaux concernant l'évolution spatiale et temporelle de la température, de l'humidité et de la composition du biogaz dans la décharge et dans les pilotes de laboratoire seront présentés dans le chapitre D. Les données seront interprétées pour mettre en évidence les processus prépondérants et justifier certaines hypothèses de la modélisation des transferts couplés présentée dans le chapitre E.

Des simulations numériques de transferts couplés oxygène-chaleur en phase aérobie seront comparées aux résultats expérimentaux de laboratoire, et utilisées pour étudier l'influence de certains paramètres d'exploitation des décharges sur leur évolution.

Pour conclure ce mémoire, nous proposerons une synthèse des résultats acquis, et dégagerons les perspectives de poursuite de ce travail de recherche.

I La biodégradation des déchets en décharge

La biodégradation des ordures ménagères en décharge consiste en une succession de réactions chimiques catalysées par les bactéries, qui transforment peu à peu la matière organique contenue dans les déchets en éléments minéraux ou gazeux.

Selon la nature des réactifs, des produits ou des populations bactériennes intervenant dans ces réactions, on distingue plusieurs étapes dans la biodégradation. La composition du gaz émis varie également au cours du temps, et peut servir d'indicateur du degré d'évolution des déchets.

Le développement et la vitesse de ces processus biochimiques successifs de digestion des déchets dépendent fortement de différents paramètres environnementaux, comme l'humidité, la température ou le pH par exemple.

Dans cette partie, nous résumons les principales données bibliographiques relatives à la biodégradation des déchets, nécessaires à la compréhension des processus de couplages physico-biochimiques dans les décharges.

I.1 L'activité bactérienne en décharge

Tous les microorganismes nécessaires à la dégradation de la matière organique sont déjà présents en grande quantité dans les déchets lors de leur mise en décharge. A un moment donné, en fonction des conditions environnantes et du substrat disponible, certaines souches bactériennes se développent, puis, par leur activité, créent de nouvelles conditions qui entraînent leur disparition, mais sont optimales pour la vague suivante des populations (Mustin, 1987).

La majorité des microorganismes se développent dans des colonies fixées à la surface des éléments solides (Molz et al., 1986). Ils utilisent la matière organique soluble pour croître et rejettent d'autres composés solubles. A cet effet, les bactéries produisent des enzymes qui catalysent les réactions d'oxydo-réduction qui transforment le substrat.

On distingue deux voies de digestion de la matière organique : la respiration et la fermentation.

La respiration a lieu en milieu aérobie. L'oxygène dissous sert d'accepteur d'électrons final dans les réactions d'oxydo-réduction de la matière organique. Ce mode de dégradation est fortement exothermique. Par exemple, la digestion aérobie complète qui transforme le glucose en CO_2 et H_2O , dégage 6353 kJ par mole de glucose consommée (Pirt, 1978).

Dans le processus de fermentation, l'accepteur et le donneur d'électrons proviennent de la même molécule (Mustin, 1987). Les bactéries qui catalysent ces réactions dans les déchets sont souvent inhibées par la présence d'oxygène (c'est le cas pour les bactéries méthanogènes). On parle alors de digestion anaérobie. Ces réactions sont environ 10 fois moins exothermiques que les précédentes, car l'énergie libérée est contenue à 90% dans le méthane produit. Ainsi, la dégradation anaérobie du glucose en CH_4 et CO_2 ne dégage que 632 kJ par mole de glucose consommée (Pirt, 1978).

I.2 Les grandes étapes de la biodégradation des déchets

La dégradation des déchets en décharge n'est pas un processus linéaire, dans lequel on peut clairement identifier chaque étape, car la constitution du milieu est telle que des conditions environnementales très variées peuvent exister en des zones très proches.

Néanmoins, on peut proposer un schéma général des grandes classes de réactions qui permettent de transformer la matière organique, initialement solide, en méthane et CO₂. Ainsi, on distingue classiquement quatre phases (Borgés, 1988 ; Barrés et al., 1990 ; Moletta, 1993) :

- hydrolyse : les molécules complexes sont réduites en composants plus petits, solubles. Ainsi, les carbohydrates sont transformés en sucres simples, les lipides en acides gras à courte chaîne et les protéines en acides aminés et peptides. Cette étape peut se dérouler en aérobiose partielle.

- acidogénèse : les produits de l'hydrolyse sont dégradés en acides organiques légers (Acides Gras Volatiles). De l'ammoniaque (NH₃), ainsi que de l'hydrogène et du dioxyde de carbone gazeux sont également formés.

- acétogénèse : ces réactions transforment les AGV en acide acétique, hydrogène gazeux et dioxyde de carbone. Cette phase est réalisée par des microorganismes anaérobies.

- méthanogénèse : l'acétate est converti en CO₂ et CH₄. Les microorganismes méthanogènes sont strictement anaérobies. Ils nécessitent un environnement assez spécifique, qui rend cette dernière étape des processus de dégradation très dépendante des précédentes.

Dans une décharge, la composition du biogaz émis varie au cours du temps, en fonction des réactions biochimiques dominantes. Le diagramme typique d'évolution de la composition du biogaz est présenté sur la figure fA.1.

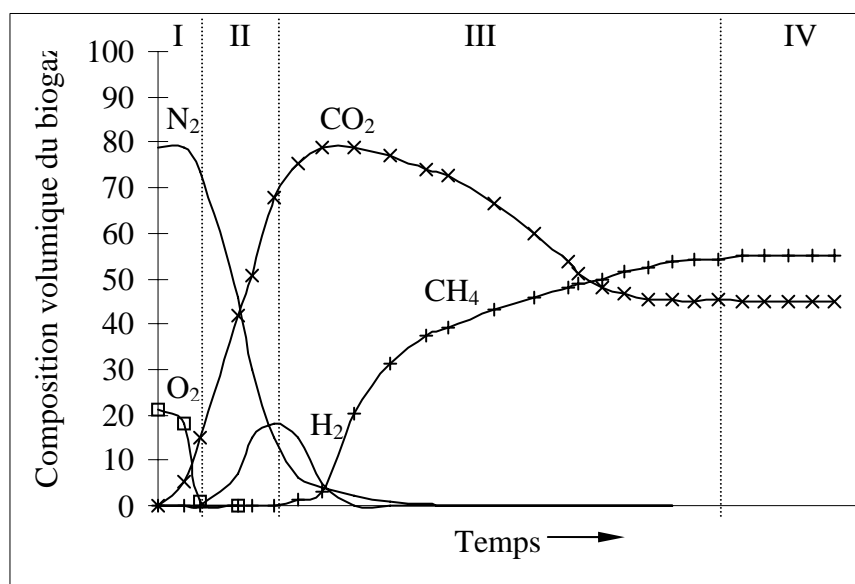


Figure fA.1 : Schéma d'évolution de la production gazeuse dans une décharge (d'après Farquhar & Rovers, 1973)

avec :	I	: phase aérobie
	II	: phase anaérobie non méthanogène
	III	: phase anaérobie méthanogène instable
	IV	: phase anaérobie méthanogène stable

En régime stable, le biogaz contient entre 50 et 70 % de CH₄ et entre 30 et 50 % de CO₂.

Différentes données expérimentales obtenues en laboratoire indiquent que les trois premières phases sont achevées en 180 à 500 jours, mais rien ne permet de supposer qu'il en est de même sur site (Farquhar & Rovers, 1973).

I.3 Les paramètres influant l'activité bactérienne

On trouve dans la littérature de nombreux résultats expérimentaux concernant l'influence de différents paramètres environnementaux sur la qualité et la quantité de biogaz produit lors de la biodégradation des ordures ménagères.

Si l'effet de certaines propriétés des déchets, telles que la densité ou la taille moyenne des constituants, est parfois controversé, tous les auteurs s'accordent en revanche pour indiquer que la teneur en eau et la température sont des facteurs primordiaux qui conditionnent et influencent directement les cinétiques des processus de dégradation.

Le pH, dans la mesure où il peut inhiber certaines réactions biochimiques, joue également un rôle important.

I.3.1 Effet de l'humidité sur l'activité microbiologique

De façon générale, on constate que les vitesses de dégradation et par conséquent de production de gaz, augmentent lorsque la teneur en eau des déchets croît (Findikakis & Leckie, 1979 ; Rees, 1980b ; Farquhar & Rovers, 1973).

Ceci s'explique par le fait que les niveaux élevés d'humidité facilitent la distribution et la mise en contact des nutriments et des bactéries. De plus, la croissance bactérienne dépend directement de l'humidité. Cependant, une teneur en eau trop importante peut entraîner un « lessivage » des déchets et une forte diminution des cinétiques de dégradations (Rees, 1980b).

La valeur de l'humidité (exprimée ici en kg / kg humide) qui permet une production gazeuse optimale varie autour de 60% selon les auteurs : 55% d'après Gurijala & Sulfito (1993), 60-80% d'après Farquhar & Rovers (1973), et de façon plus générale est comprise entre la capacité au champ (Buivid et al., 1981) et la saturation (Rees, 1980a).

La teneur en eau minimale, en deçà de laquelle on ne peut observer de production de gaz, semble comprise entre 30 et 34% (Buivid et al., 1981 ; Ham et al., 1993 ; Gurijala & Sulfito, 1993).

I.3.2 Effet de la température sur les cinétiques de dégradation

A priori, la digestion anaérobie des ordures ménagères est possible à toute température comprise entre 0 et 97°C (Zenhder, 1982, cité par Ward, 1983). On classe ainsi les bactéries selon la plage de température dans laquelle elles développent leurs activités (Farquhar & Rovers, 1973) : psychrophiles ($T < 20^{\circ}\text{C}$), mésophiles ($20 < T < 44^{\circ}\text{C}$) et thermophiles ($T > 44^{\circ}\text{C}$).

Compte tenu des niveaux thermiques observés dans les décharges, les processus de dégradation relèvent uniquement des deux derniers domaines. Dans chacune de ces deux classes, les cinétiques de dégradation augmentent avec la température, jusqu'à une valeur optimale au-delà de laquelle la production gazeuse diminue fortement.

Pour les bactéries mésophiles, la température optimale est de l'ordre de 40°C : 30-40°C d'après Dach & Jager (1995), 37°C d'après Farquhar & Rovers (1973), 36-38°C d'après Mata-Alvarez & Viturtia (1986) et 40°C d'après Ham et al. (1993) et Rees (1980a).

Dans le domaine thermophile, les études sont moins nombreuses, mais l'on peut citer une valeur optimale de 55°C (Farquhar & Rovers, 1973), cohérente avec la plage 50-60°C annoncée par Dach & Jager (1995).

Il faut également noter que des niveaux thermiques trop importants dans une décharge (supérieurs à 70°C d'après El-Fadel et al., 1996a), sont létaux pour les microorganismes méthanogènes.

Ces données concernant l'effet de la température sur la croissance bactériennes sont synthétisées sur la figure fA.2.

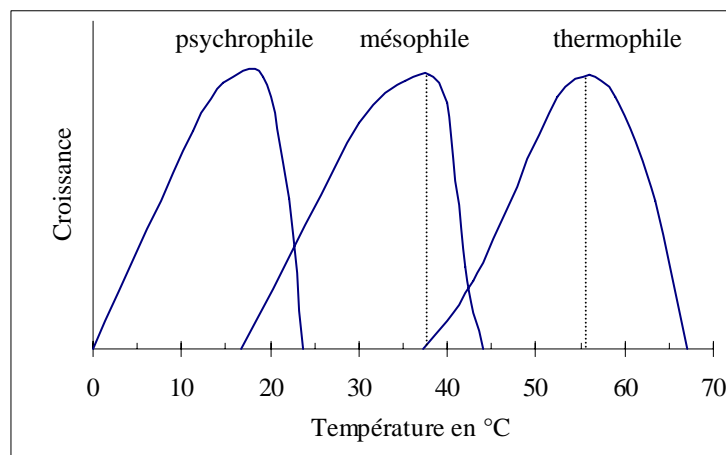


Figure fA.2 : Influence de la température sur la croissance des microorganismes

I.3.3 Rôle du pH

De la même façon que la présence d'oxygène dans les déchets empêche le développement des populations acétogènes et méthanogènes strictement anaérobies, le pH joue un rôle dans les processus de dégradation essentiellement par son action inhibitrice sur les bactéries méthanogènes.

En effet, la plupart des microorganismes ont un pH optimal de croissance voisin de la neutralité (Mustin, 1987). Plusieurs revues bibliographiques (Lambert, 1997 ; Farquhar & Rovers, 1973) indiquent un pH optimal de 7 pour la fermentation méthanique, avec une inhibition dans les environnements trop acides (pH<5.5).

Ces résultats expliquent que, si l'acidogénèse est très rapide par rapport à l'acétogénèse, et si aucune autre réaction dans le milieu ne permet de réguler le pH, l'accumulation des AGV (acides gras volatiles) dans la phase liquide, risque d'inhiber la production de méthane.

I.4 Description mathématique des réactions de biodégradation

La biodégradation d'un substrat organique peut être décrite comme une réaction chimique dans laquelle une partie de l'énergie de formation est utilisée par les populations microbiennes pour se maintenir et se développer.

Dans le cas particulièrement complexe des ordures ménagères en décharge (les divers réactifs sont initialement sous forme solide, liquide ou gazeuse), on utilise des modèles simplifiés, dans lesquels des variables macroscopiques sont introduites pour rendre compte des processus microscopiques de transferts interfaciaux et de réactions biochimiques.

Nous présentons dans ce paragraphe, les modèles cinétiques les plus fréquemment employés pour prédire les vitesses de consommation ou de production des différents constituants chimiques dans les déchets, ainsi que les relations permettant d'estimer la quantité de chaleur dégagée par les réactions de dégradation.

I.4.1 Modèles cinétiques

La plupart des modèles utilisés pour décrire les réactions de biodégradation des déchets sont adaptés du modèle de Monod.

Ce modèle de croissance bactérienne (équations [eA.1] et [eA.2]) est fondé sur l'hypothèse que le taux de croissance des microorganismes est directement lié à la consommation de l'élément nutritif limitant. Une partie du substrat consommé sert pour la maintenance et le développement de la population, le reste est transformé en un nouveau produit.

Les expressions des taux de croissance bactérienne (r_X) et de consommation du substrat limitant (r_S) sont valables pour un substrat solubilisé et tiennent compte des mécanismes de diffusion à travers la paroi des cellules et de résistance éventuelle aux transferts (Haug, 1993).

$$r_X = \frac{d[X]}{dt} = \mu_m \cdot \frac{[X] \cdot [S]}{K_S + [S]} - K_d \cdot [X] \quad [eA.1]$$

$$r_S = \frac{d[S]}{dt} = \frac{\mu_m}{Y} \cdot \frac{[X] \cdot [S]}{K_S + [S]} \quad [eA.2]$$

avec : [X] : la concentration de la population bactérienne en mol.m⁻³ (en phase liquide)
 [S] : la concentration en substrat limitant en mol.m⁻³ (en phase liquide)
 μ_m : le taux de croissance maximal en s⁻¹
 K_S : la constante de demi-saturation en mol.m⁻³

- K_d : le taux de disparition (mort) des bactéries en s^{-1}
 Y : le coefficient de production (masse de cellules synthétisées sur masse de substrat utilisé)

Pour une population donnée, les différents paramètres de ce modèle sont susceptibles de varier en fonction des conditions environnementales. Ainsi, μ_m et K_d augmentent avec la température, K_S décroît et Y est invariant (El-Fadel et al., 1996c).

Dans le cas de réactions enzymatiques, la consommation du substrat limitant peut être décrite plus simplement par l'équation de Michaelis-Menten :

$$r_S = \frac{r_{S\max} \cdot [S]}{K_S + [S]} \quad [\text{eA.3}]$$

avec $r_{S\max}$ le taux maximal de consommation de S, qui dépend de la température.

A priori, cette dépendance peut être exprimée par la loi d'Arrhénius :

$$r_{S\max}(T) = A \cdot \exp\left(\frac{-E_a}{R \cdot T}\right) \quad [\text{eA.4}]$$

- avec A : coefficient lié au substrat considéré (en $\text{mol} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$)
 E_a : l'énergie d'activation de la réaction considérée (en $\text{J} \cdot \text{mol}^{-1}$)
 R : la constante des gaz parfaits ($8,314 \text{ J} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$)
 T : la température absolue (K)

Très souvent, pour simplifier la résolution des modèles, on applique l'équation de Michaelis-Menten en supposant que toutes les conditions sont favorables (l'ensemencement bactérien notamment) et que seule la disponibilité en substrat peut limiter les réactions. Cette hypothèse permet de dégénérer l'équation [eA.3] en une cinétique d'ordre 1 :

$$r_S = k \cdot [S] \quad [\text{eA.5}]$$

avec k en s^{-1} , supposée constante ou vérifiant la loi d'Arrhénius ([eA.4]).

La vitesse de production de nouveaux composés chimiques, qui résulte de l'activité bactérienne, est proportionnelle à celle de consommation du substrat.

Bien qu'ils ne rendent pas compte de la sensibilité des microorganismes aux conditions extérieures autres que la température (humidité, pH...), ces modèles cinétiques simples ont été validés par de nombreuses études et appliqués pour prévoir la production de biogaz au cours de la dégradation d'ordures ménagères en décharge.

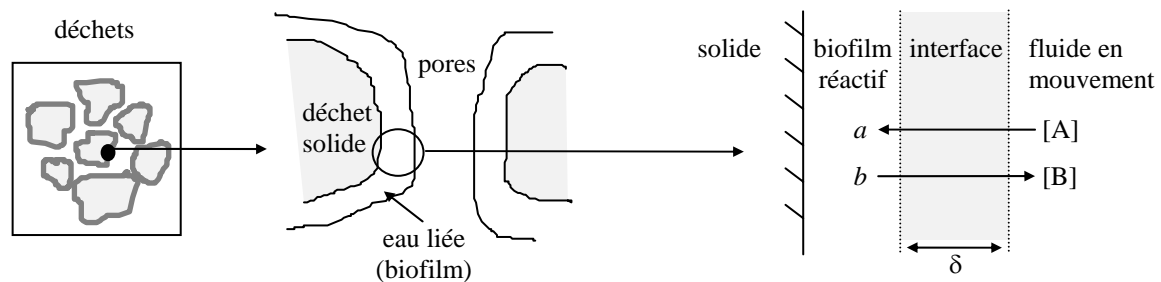
1.4.2 Réactions hétérogènes

Les modèles cinétiques présentés précédemment supposent que les réactions de dégradation se déroulent en phase liquide. Or, dans les déchets, la matière organique se trouve (initialement) sous forme solide, les bactéries essentiellement dans un biofilm liquide attaché

aux parois solides, et certains réactifs (l'oxygène en particulier) sous forme gazeuse dans l'espace des pores.

A l'échelle microscopique, la transformation de la matière résulte donc à la fois de mécanismes hétérogènes de transferts aux interfaces liquide-solide et liquide-gaz (absorption et dissolution), et de réactions biochimiques homogènes.

Considérons une réaction de biodégradation dans laquelle un nutriment A est transformé en un produit B. Initialement, le constituant A est transporté par le fluide qui occupe l'espace des pores (concentration notée $[A]$). Il doit diffuser à travers l'interface fluide-biofilm, modélisée par une couche d'épaisseur δ , pour atteindre le biofilm réactif (concentration notée a).



Dans le biofilm, le modèle cinétique homogène permet d'exprimer la vitesse de consommation de A (r_A) en fonction de a .

Au niveau macroscopique, on s'intéresse à la phase fluide en mouvement, et à la vitesse de disparition de A (R_A) exprimée en fonction de $[A]$.

L'interface est supposée être un film stagnant, dans lequel des conditions pseudo-stationnaires sont établies (pas d'accumulation).

Selon le processus qui domine ces réactions, on distingue trois types de relation :

- la résistance aux transferts interfaciaux est supposée négligeable :

$$R_A = r_A$$

On peut exprimer $[A]$ en fonction de a , à partir des lois thermodynamiques d'équilibre (loi de Henry dans le cas où le fluide est un gaz) (Straub & Lynch, 1982b).

- la résistance aux transferts interfaciaux peut être représentée par un coefficient correcteur η :

$$R_A = \eta \cdot r_A$$

Si le fluide qui occupe l'espace des pores est un liquide, on peut supposer en première approximation que $a = [A]$ (Taylor & Jaffé, 1990), si c'est un gaz, on utilise la loi de Henry pour exprimer a en fonction de $[A]$.

- le transfert diffusif à l'interface est l'étape limitante du processus :

Tant que la réaction de biodégradation n'est pas limitée par d'autres facteurs environnementaux ($a \ll [A]$), R_A est égal à la vitesse de diffusion de A dans le film stagnant :

$$R_A = (D_A / \delta) \cdot S \cdot [A]$$

avec D_A est le coefficient de diffusion de A dans le film interfacial (en $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$) et S la surface spécifique des pores ($\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$) (Finger et al., 1976).

On remarque que si $r_a = k \cdot a$ (cinétique d'ordre 1 dans le biofilm), quel que soit le processus dominant, la vitesse de disparition de l'élément A dans le fluide des pores est donnée par une

relation du type $R_A=k'[A]$. Le modèle cinétique qui s'applique au fluide en mouvement est donc également d'ordre 1, mais avec un coefficient de proportionnalité modifié pour rendre compte des transferts aux interfaces.

Cette observation est souvent généralisée, et en pratique, la majorité des auteurs considèrent que les réactions de dégradation sont homogènes et appliquent directement des modèles cinétiques de type Monod ou d'ordre 1 pour prédire la composition du biogaz ou des lixivats dans les décharges d'ordures ménagères.

I.4.3 Production de chaleur liée aux réactions de biodégradation

Les réactions biochimiques de dégradation de la matière organique sont globalement exothermiques. Dans les décharges, elles constituent donc une source de chaleur interne qui doit être prise en compte dans le bilan thermique.

Pour quantifier la chaleur libérée au cours de la dégradation des ordures ménagères, on effectue un bilan enthalpique des réactions chimiques successives qui transforment un composé organique type (le glucose en général) en éléments inertes (méthane, dioxyde de carbone et eau).

On doit toutefois considérer les deux voies possibles de dégradation du substrat : la respiration (en présence d'oxygène) et la fermentation.

Pour comparer l'énergie dégagée par ces deux modes de digestion, on l'exprime par rapport au glucose dégradé (cf. §I.1), mais, dans l'optique d'inclure cette donnée dans un modèle de transfert thermique au sein des décharges, il paraît plus commode de l'exprimer en fonction de l'oxygène consommé ou du méthane produit.

Une revue bibliographique permet de retenir les valeurs suivantes pour la production de chaleur associée à la biodégradation des déchets (assimilés à du glucose) :

- digestion aérobie : environ 460 kJ par mole d'oxygène consommé (Pirt, 1978 ; Finger et al., 1976 ; Haug, 1993 ; Mustin, 1987).

- digestion anaérobie : 40 kJ à 255 kJ par mole de méthane formé (Pirt, 1978 ; Mustin, 1987 ; El-Fadel et al., 1996a).

Cette description rapide des mécanismes biochimiques de dégradation des ordures ménagères a identifié les principaux facteurs environnementaux qui influencent l'activité bactérienne dans les déchets.

Les conséquences directes des réactions biochimiques sur le milieu environnant (production de biogaz, dégagement de chaleur) ont également été montrées.

Pour caractériser plus précisément leur impact sur l'évolution des déchets, il faut changer de point de vue et étudier les mécanismes physiques et thermiques qui interviennent au cours de la biodégradation des déchets en décharges.

II Les transferts massiques et thermiques dans les déchets

Une décharge est constituée d'un empilement de divers déchets solides, entre lesquels circulent les fluides produits par la biodégradation, globalement exothermique.

Physiquement, cet ensemble peut être défini comme un milieu poreux hétérogène, déformable, réactif, qui est le siège de transferts thermiques et d'écoulements de liquide (les lixiviats) et d'un gaz à plusieurs constituants (le biogaz).

Ce système est particulièrement complexe et nous ne prétendons pas proposer un inventaire exhaustif des mécanismes de transferts qui s'y développent.

L'objet de cette seconde partie introductive, est de définir les notions fondamentales nécessaires à une description continue des déchets, puis de mettre en évidence les propriétés physiques et thermiques qui interviennent dans l'expression mathématique des lois de conservations en milieux poreux.

II.1 Hypothèses et définitions du modèle continu

Un milieu poreux est constitué d'une matrice solide, consolidée ou non, et de pores. Le rapport du volume de tous les vides sur le volume du milieu poreux est appelé la porosité (ε). Si l'espace des pores est occupé par plusieurs fluides, on définit la saturation en chaque fluide (S_f).

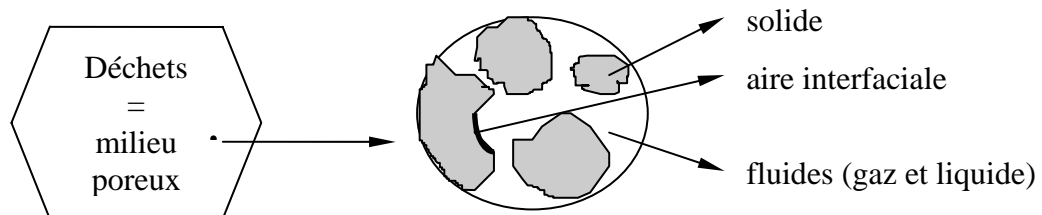
$$\varepsilon = \frac{V_{\text{pores}}}{V_{\text{total}}} \quad \text{et} \quad S_f = \frac{V_f}{V_{\text{pores}}} \quad \text{avec} \quad \sum_i S_{fi} = 1$$

Dans le cas des décharges, où les fluides en présence sont de l'eau et un mélange gazeux, on utilise également les notions de teneur en eau volumique (θ) et de teneur en gaz (θ_g ou F.A.S., pour free air space).

$$\theta = \frac{V_l}{V_{\text{total}}} = \varepsilon \cdot S_l \quad \text{F.A.S.} = \frac{V_g}{V_{\text{total}}} = \varepsilon \cdot S_g$$

avec (l) : liquide (g) : gaz

Les équations qui traduisent l'évolution des différentes variables dans un milieu poreux à l'échelle microscopique sont connues, mais on est confronté à un problème géométrique pour décrire les interfaces et donc préciser les conditions aux limites de chaque phase.



On utilise donc des modèles macroscopiques qui permettent de considérer le milieu poreux comme un milieu continu, dans lequel les propriétés de chaque phase (solide et fluides) sont des fonctions continues définies en tout point.

Pour cela, on suppose qu'il existe un petit volume, appelé Volume Élémentaire Représentatif (V.E.R.), associé à chaque point mathématique du milieu poreux, dans lequel on peut moyenner les différentes variables microscopiques pour ainsi définir de nouvelles variables, macroscopiques (voir par exemple Bear, 1972).

Nous verrons que le passage de l'échelle microscopique à l'échelle macroscopique, nécessite d'introduire certaines propriétés macroscopiques, comme la perméabilité ou la conductivité thermique équivalente, pour pouvoir effectivement rendre compte des phénomènes observés dans les milieux poreux.

II.2 Transferts de masse en milieu poreux

Lorsque deux fluides non miscibles occupent l'espace des pores d'un milieu poreux, on parle de milieu poreux insaturé si l'un des fluides est l'eau, et le second un gaz au repos (l'air en général). Le déplacement des lixiviats dans les décharges pouvant être assimilé à ce cas particulier, une modélisation mathématique continue de la conservation de l'eau en milieu poreux insaturé, permet de décrire les principaux processus de transferts d'humidité dans les déchets.

Une seconde configuration d'écoulements en milieu poreux mérite d'être présentée, car elle se rapporte à l'étude de la production et du transport du biogaz dans les décharges. Il s'agit du cas où un milieu poreux est occupé par deux fluides non miscibles, dont l'un est constitué de plusieurs espèces. La modélisation macroscopique fait alors apparaître les notions de diffusion effective et de dispersion.

Nous présentons ces deux modèles macroscopiques, après avoir précisé certaines propriétés des milieux poreux.

II.2.1 Loi de Darcy généralisée

La loi de Darcy généralisée indique que l'écoulement à faible Reynolds d'un fluide incompressible et à comportement rhéologique newtonien dans un milieu poreux suit la relation suivante :

$$\vec{U} = -\frac{\underline{k}}{\mu} \cdot \nabla(P + \rho gz) \quad [\text{eA.6}]$$

avec : \vec{U} : la vitesse de filtration (macroscopique) (en m.s^{-1})

P : la pression (en Pa)

μ, ρ : la viscosité dynamique et la masse volumique du fluide (en $\text{kg.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$ et kg.m^{-3})

\underline{k} est le tenseur des perméabilités intrinsèques du milieu poreux. Si le milieu est homogène, \underline{k} est unique pour tout le milieu. De plus, si le milieu est isotrope, la perméabilité est identique dans toutes les directions.

La perméabilité intrinsèque, exprimée en m^2 , ne dépend que de la structure du milieu. On trouve ainsi dans la littérature de nombreuses formules théoriques et empiriques permettant de calculer la perméabilité d'un milieu poreux en fonction de certaines de ses caractéristiques structurelles tels la porosité, la tortuosité, le diamètre moyen des pores (Dullien, 1992).

Dans le cas d'écoulements diphasiques, eau (indice e) et gaz (indice g) par exemple, on introduit les notions de perméabilités relatives k_r^e et k_r^g (sans dimension) qui dépendent des teneurs volumiques respectivement en eau (θ_e) et en gaz (θ_g) :

$$\begin{cases} \vec{U}_e = -\frac{k \cdot k_r^e(\theta_e)}{\mu_e} (\nabla P_e - \rho_e \cdot \vec{g}) \\ \vec{U}_g = -\frac{k \cdot k_r^g(\theta_g)}{\mu_g} (\nabla P_g - \rho_g \cdot \vec{g}) \end{cases}$$

$k_\alpha(\theta_\alpha) = k \cdot k_r^\alpha(\theta_\alpha)$ est la perméabilité effective au fluide α (en m^2). Si le milieu est parfaitement saturé par α (c'est-à-dire que $\theta_\alpha = \varepsilon$), k_α est égale à la perméabilité intrinsèque k .

La perméabilité effective à un fluide d'un milieu poreux naturel peut difficilement être obtenue expérimentalement à une teneur différente de la saturation.

Cependant, il existe de nombreuses formules empiriques liant la perméabilité relative de l'eau à sa teneur volumique dans un milieu poreux, mais chacune comprend des paramètres qui doivent être déterminés expérimentalement (Mualem, 1978). Les valeurs de ces paramètres peuvent fortement varier pour deux types de milieux différents, et même pour deux échantillons d'un même milieu naturel.

Ces formules ont cependant l'avantage de permettre l'obtention de solutions analytiques pour certaines équations de transport (équation de Richard par exemple). Nous en présenterons certaines dans le paragraphe suivant.

II.2.2 Pression capillaire

A l'échelle des pores d'un milieu poreux occupé par un gaz et un liquide, la tension superficielle crée un saut de pression, appelé pression capillaire, aux interfaces entre les deux fluides.

Au niveau macroscopique, la pression capillaire (P_c) est définie comme étant la différence entre la pression du gaz et celle du liquide.

Dans un milieu donné, sa valeur varie avec la saturation (en liquide ou en gaz) et la température. En général, pour caractériser un écoulement diphasique en milieu poreux, on utilise la courbe de pression capillaire $P_c = P_c(S_l)$, où S_l est la saturation en liquide.

On trouve dans la littérature des modèles empiriques de variation de la pression capillaire (P_c , en Pa) en fonction de la saturation en eau, validés pour différents milieux poreux. Ils permettent également, de déduire la relation entre la perméabilité effective (k_e) et la teneur volumique en eau (θ).

Ainsi, Campbell (1974) propose les lois suivantes :

$$P_c(\theta) = P_{ce}(\theta/\theta_s)^{-b} \quad [\text{eA.7}]$$

$$k_e(\theta) = k_s(\theta/\theta_s)^B \quad [\text{eA.8}]$$

$$\text{avec } B = 2b+3 \quad [\text{eA.9}]$$

Van Genuchten (1980) introduit un paramètre supplémentaire :

$$P_c(\theta) = \frac{1}{\alpha} [(\theta_e)^{-1/m} - 1]^{1/n} \quad [\text{eA.10}]$$

$$k_e(\theta) = k_s \cdot \sqrt{\theta_e} [1 - (1 - \theta_e^{1/m})^m]^2 \quad [\text{eA.11}]$$

$$\text{avec } m = (n - 1)/n \quad [\text{eA.12}]$$

$$\theta_e \text{ est la teneur en eau effective : } \theta_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$$

Les propriétés du milieu poreux intervenant dans ces lois et devant être déterminées expérimentalement sont :

θ_s : teneur en eau à saturation	k_s : perméabilité intrinsèque (en m^2)
θ_r : teneur en eau résiduelle	P_{ce} : pression capillaire d'entrée de l'air (en Pa)

b , n et α sont des paramètres de calage.

Remarque : par définitions, θ_s est égal à la porosité du milieu poreux et le rapport θ/θ_s à la saturation en eau.

II.2.3 Equations de conservation de la masse

II.2.3.1 Conservation de l'eau en milieu poreux insaturé

Nous considérons un milieu poreux insaturé (eau + gaz au repos), supposé homogène, isotrope et indéformable, dans lequel les changements de phase liquide-vapeur, ainsi que la production ou consommation éventuelle de l'eau par le biais de réactions chimiques, sont négligeables.

En choisissant comme variables d'état la teneur volumique en eau (θ) et la température (T), et en tenant compte du fait que la vitesse de l'eau suit la loi de Darcy ([eA.6]), la loi de conservation de la masse de l'eau s'écrit (De Vries & Philip, 1957) :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \underbrace{\nabla \cdot [D_\theta(\theta) \cdot \nabla \theta]}_{(a)} + \underbrace{D_T(\theta, T) \cdot \nabla T}_{(b)} - \underbrace{\frac{\rho \cdot \vec{g} \cdot k_e(\theta)}{\mu}}_{(c)} \quad [\text{eA.13}]$$

ρ et μ , supposées constantes, sont respectivement la masse volumique et la viscosité dynamique de l'eau. \vec{g} est l'accélération de la pesanteur.

D_θ est le coefficient de diffusion massique isotherme (exprimé en $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$), défini par :

$$D_\theta(\theta) = -\frac{k_e(\theta)}{\mu} \cdot \left(\frac{\partial P_c}{\partial \theta}\right)_T \quad [\text{eA.14}]$$

Il peut être calculé si la courbe de pression capillaire et la perméabilité effective du milieu poreux à l'eau sont connues.

D_T est le coefficient de diffusion massique non isotherme (exprimé en $\text{m}^2.\text{s}^{-1}.\text{K}^{-1}$), défini par :

$$D_T(\theta, T) = -\frac{k_e(\theta)}{\mu} \cdot \left(\frac{\partial P_c}{\partial T}\right)_\theta \quad [\text{eA.15}]$$

La variation de la pression capillaire en fonction de la température (à humidité fixée) étant une propriété difficilement accessible expérimentalement, on peut estimer D_T par la formule empirique suivante (Crausse, 1983) :

$$D_T(\theta, T) = -\frac{k_e(\theta)}{\mu} \cdot \frac{P_c}{\sigma} \cdot \frac{d\sigma}{dT} \quad \text{avec } \sigma \text{ la tension interfaciale (N.m}^{-1}\text{)} \quad [\text{eA.16}]$$

Dans l'équation [eA.13], les trois termes de droite décrivent des mécanismes de transport de l'humidité liés à des phénomènes différents :

- (a) transferts liés à l'hétérogénéité du champ d'humidité
- (b) transferts liés aux gradients de température
- (c) déplacements gravitaires.

Lorsque le milieu est isotherme ($\nabla T = 0$), cette équation est connue sous le nom d'équation de Richard.

II.2.3.2 Conservation d'une espèce dans un fluide en milieu poreux

On s'intéresse ici à un milieu poreux (homogène, isotrope et indéformable), éventuellement occupé par plusieurs fluides, de l'eau et du gaz par exemple, supposés non miscibles. Un des fluides (noté α) est constitué de plusieurs espèces chimiques réactives.

On écrit la conservation d'une espèce i dans le mélange α , en tenant compte de la loi de Fick :

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = \nabla \cdot (D^* \cdot \nabla C_i) - \vec{U} \cdot \nabla C_i + R_i \quad [\text{eA.17}]$$

C_i la concentration volumique (macroscopique, définie dans tout l'espace des pores) de l'espèce i dans le mélange α , en mol.m^{-3} . Si α est un gaz, C_i peut également être exprimée en m^3/m^3 en supposant que le volume molaire est constant.

\vec{U} est la vitesse du fluide α donnée par la loi de Darcy ([eA.6]).

D^* est le coefficient de dispersion hydrodynamique. On le considère souvent comme la somme de deux termes : D_{eff} et D_d .

D_{eff} est la diffusivité effective. Elle est introduite pour rendre compte du fait que, par rapport à ce qui se passe en milieu fluide, la diffusion d'une espèce dans un mélange en milieu poreux est modifiée par la géométrie des pores.

D_{eff} peut être calculée dans des cas simples (arrangements de particules sphériques), et à défaut de modèles plus élaborés, nous utiliserons la formule suivante pour l'estimer dans les déchets : $D_{eff} = D_{i\alpha} \cdot \varepsilon^{0.4}$ (Ryan et al., 1981) [eA.18]
avec $D_{i\alpha}$ le coefficient de diffusion (en $m^2 \cdot s^{-1}$) de l'espèce i dans le mélange α (en milieu fluide).

D_d est le coefficient de dispersion qui traduit, au niveau macroscopique, certains phénomènes liés à l'advection qui apparaissent à l'échelle des pores.

De nombreuses études théoriques et expérimentales proposent des expressions pour le relier aux caractéristiques de l'écoulement dans le milieu poreux, et notamment au nombre de Peclet.

En régime purement diffusif, $D^* = D_{eff}$.

R_i (en $mol \cdot m^{-3} \cdot s^{-1}$ ou $m^3/m^3/s$) est le flux de production ou de consommation de l'espèce i dans la phase fluide α , lié par exemple à une réaction chimique.

Dans le cas de la biodégradation des déchets, ce terme peut être explicité à l'aide des modèles cinétiques que nous avons présentés (§I.4.1). Il dépend de la température selon la loi d'Arrhénius (équation [eA.4]).

II.3 Transferts de chaleur en milieu poreux

Nous avons vu précédemment que les réactions biochimiques de dégradation des déchets sont d'une part exothermiques et d'autre part dépendantes de la température du milieu. Il paraît donc important de pouvoir décrire les transferts de chaleur, associés aux transports de masse déjà présentés, dans le milieu poreux particulier que constitue une décharge.

Nous nous intéressons donc à la modélisation théorique de la loi de conservation de l'énergie dans un milieu poreux réactif (homogène, isotrope et indéformable) occupé par deux phases fluides (de l'eau et un gaz), éventuellement constituées de plusieurs espèces.

Par souci de simplicité, comme pour l'étude des transferts massiques, nous supposons qu'un de ces deux fluides est au repos et que les changements de phase (évaporation ou condensation) sont négligeables.

Nous supposons également que la matrice solide et les fluides sont à l'équilibre thermique et que le transport de chaleur par rayonnement est insignifiant devant les deux autres modes de transferts (conduction et convection).

Sous ces hypothèses, la loi macroscopique de conservation de l'énergie dans le milieu poreux, prenant en compte la loi phénoménologique de Fourier, s'écrit :

$$(\rho C_p)^* \cdot \frac{\partial T}{\partial t} + (\rho C_p)_f \cdot \vec{U} \cdot \nabla T = \nabla \cdot (\lambda^* \cdot \nabla T) + P \quad [eA.19]$$

avec T : la température (de la phase solide et des phases fluides) (en K)
 \vec{U} : la vitesse du fluide en mouvement, donnée par la loi de Darcy ([eA.6])
 $(\rho C_p)_f$: la capacité calorifique volumique (en $J \cdot m^{-3} \cdot K^{-1}$) du fluide en mouvement

P est le flux volumique (en $W \cdot m^{-3}$) d'énergie produite ou consommée par les réactions chimiques.

Dans le cas de la dégradation des ordures ménagères, nous avons vu (§I.4.3) qu'il est égal, à une constante multiplicative près, au flux de consommation de l'oxygène ou de production de méthane selon le mode de digestion considéré.

$(\rho C_p)^*$ est la capacité calorifique volumique équivalente (à pression constante), définie par la moyenne, pondérée par les fractions volumiques, des capacités calorifiques de chacune des trois phases (matrice solide, eau et gaz). Elle s'exprime en $J \cdot m^{-3} \cdot K^{-1}$.

$$(\rho C_p)^* = (\rho C_p)_s \cdot (1 - \varepsilon) + (\rho C_p)_e \cdot \theta_e + (\rho C_p)_g \cdot \theta_g \quad [eA.20]$$

λ^* , en $W \cdot m^{-1} \cdot K^{-1}$, est la conductivité thermique équivalente du système triphasique considéré. Elle dépend de la conductivité thermique des phases en présence, de leur fraction volumique et des propriétés structurales de la matrice solide (Bories & Prat, 1995).

Dans le cas de milieux poreux saturés (une seule phase fluide, f), plusieurs modèles théoriques ont été développés pour la calculer. Les plus simples d'entre eux sont le modèle parallèle (équation [eA.21]) et le modèle série (équation [eA.22]).

$$\lambda^* = (1 - \varepsilon) \cdot \lambda_s + \varepsilon \cdot \lambda_f \quad [eA.21]$$

$$\lambda^* = \frac{\lambda_s}{\varepsilon \cdot \lambda_s + (1 - \varepsilon) \cdot \lambda_f} \quad [eA.22]$$

Dans chaque phase, C_p et λ varient avec la température.

La capacité calorifique et la conductivité thermique équivalentes d'un milieu poreux, dont les pores sont occupés par de l'eau et un gaz, sont donc des propriétés macroscopiques qui dépendent directement de la teneur en eau et de la température de ce milieu.

III Conclusion : démarche adoptée pour l'analyse des transferts couplés en décharge d'ordures ménagères

Nous avons présenté les principales interactions physiques, thermiques et biochimiques qui se développent dans les déchets et identifié les paramètres qui caractérisent ces processus couplés.

En effet, nous avons vu que l'activité bactérienne de dégradation dépend fortement de l'humidité et de la température des déchets. Or, le comportement thermique et hydrique des décharges, qui résulte de mécanismes de transferts couplés en milieu poreux, est lui-même dépendant de l'activité bactérienne, puisque celle-ci est génératrice de chaleur.

De plus, il a été montré que la description mathématique de ce système complexe, qui peut être caractérisé par les évolutions spatiales et temporelles de l'humidité, de la température et de la composition du biogaz, nécessite de connaître certaines propriétés macroscopiques des déchets.

La démarche de notre travail, fondée sur cette première analyse théorique, est composée de trois volets :

- étude expérimentale sur site et caractérisation des déchets :

Un casier de décharge a été instrumenté pour suivre l'évolution spatiale et temporelle de la température et de la composition du biogaz dans les déchets. Parallèlement, les propriétés macroscopiques des déchets indispensables à la modélisation, ont été mesurées en laboratoire sur des échantillons. Il s'agit, en plus de l'humidité, de la perméabilité intrinsèque, de la courbe de pression capillaire, des conductivité thermique et capacité calorifique équivalentes.

- étude expérimentale en laboratoire :

Les données recueillies sur site n'étant pas suffisamment précises pour caractériser tous les mécanismes de transferts et de couplage, deux pilotes de laboratoire de 300 litres ont été mis en oeuvre pour une étude plus détaillée. Le protocole expérimental a été fixé pour reproduire certains phénomènes observés sur site, notamment au cours de la phase aérobie.

- modélisation mathématique et numérique :

L'exploitation des résultats expérimentaux obtenus en phase aérobie, sur site ou en laboratoire, nous a permis de développer un modèle de transferts couplés oxygène-chaleur, qui a été résolu numériquement. L'interprétation des autres données expérimentales (phase anaérobie) nous a conduits à définir le cadre d'une modélisation qui puisse rendre compte des principaux mécanismes de transport des lixiviats sur une longue échelle de temps.

Les chapitres suivants sont naturellement consacrés à la description de ces trois volets et des résultats expérimentaux.

CHAPITRE B

Etude expérimentale sur site

Etude expérimentale sur site

L'étude à l'échelle réelle du comportement des ordures ménagères en décharge est une étape indispensable pour analyser les mécanismes de transferts de masse et de chaleur qui s'y développent. Toutefois, pour pouvoir interpréter ou généraliser les phénomènes observés dans un site particulier, il est nécessaire de connaître précisément le contexte dans lequel les données expérimentales ont été obtenues. En effet, la nature et la quantité des déchets déposés, le compactage appliqué, la mise en place de couvertures intermédiaires éventuelles... sont autant de facteurs inhérents au mode de gestion du site qui vont influencer les processus physico-biochimiques de dégradation.

Dans ce chapitre, nous décrivons le casier du Centre d'Enfouissement Technique (C.E.T.) de Montech que nous avons instrumenté, en nous attachant à fournir l'ensemble des données disponibles relatives au mode de gestion. Le dispositif expérimental permettant le suivi de l'évolution in-situ de la température, de la pression et de la composition gazeuse, est ensuite détaillé. Enfin, pour caractériser précisément le milieu étudié, nous présentons des résultats expérimentaux obtenus sur les déchets de Montech concernant certaines propriétés physiques, thermiques et biochimiques, et nous les comparons aux données rencontrées dans la littérature.

I Présentation du site expérimental

Le C.E.T. de Montech (Tarn et Garonne), exploité par la DRIMM S.A., est en activité depuis 1988. Il traite environ 200000 tonnes de déchets ménagers et déchets industriels banals (D.I.B.) par an.

Dès leur arrivée sur le site, les déchets sont déposés dans un casier et compactés en couches minces, pour atteindre une densité voisine de 1. Le casier, équipé d'un réseau de drains et de puits permettant la collecte du biogaz et des lixiviats, est exploité pendant environ un an, avant d'être recouvert par une géomembrane, une couche d'argile et de la terre végétale.

Le biogaz collecté sur l'ensemble des casiers est brûlé en torchère. Les lixiviats pompés en fond de casiers sont traités en méthaniseur, puis par lagunage aéré.

I.1 Description du casier étudié

Le casier étudié (casier P) a été exploité de décembre 1994 à janvier 1996, avec une interruption de trois mois du 13/08/95 au 19/11/95.

D'environ 160000 m³, il comprend une partie en fouille (en dessous du terrain naturel) et une partie en relief qui s'appuie sur un casier voisin (figure fB.1). Dans la partie inférieure, un masque d'argile sépare les déchets du substratum naturel. Les digues de la partie supérieure sont constituées de 7 m d'argile compactée.

En fin d'exploitation (février 1996), les déchets ont été recouverts d'une couche de terre (environ 30 cm). Une membrane étanche en PEHD (Polyéthylène Haute Densité) a été posée sur le casier en juin 1996.

Pour récupérer le biogaz produit, quatre puits verticaux reliés à un réseau de drains en galets horizontaux ont été montés à l'avancement. Ils sont reliés au réseau de collecte du biogaz depuis janvier 1997.

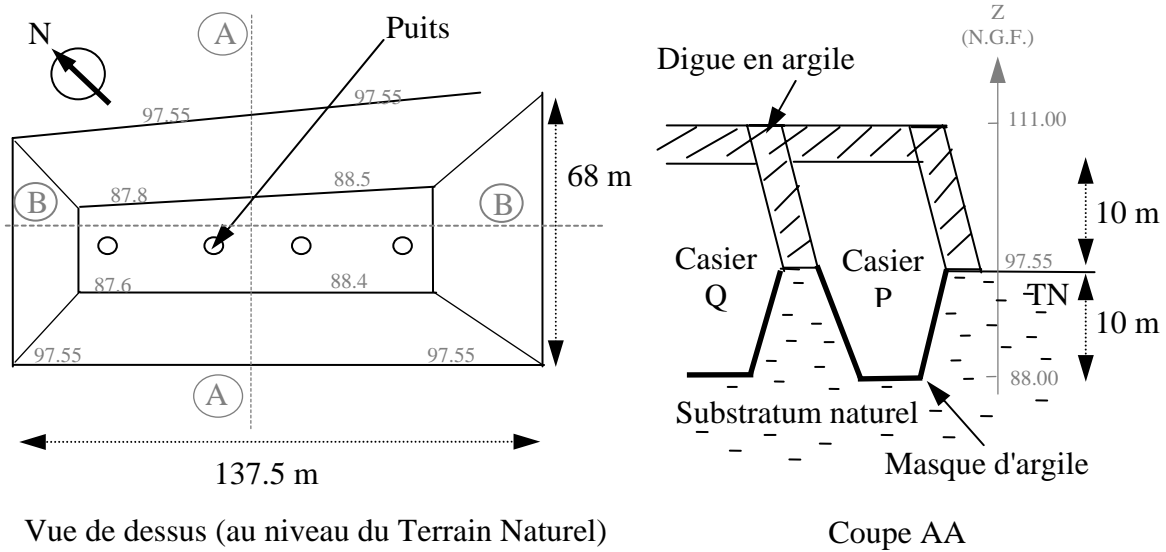


Figure fB.1 : Plan du casier P (vue de dessus et coupe transversale)

I.2 Données relatives au remplissage du casier

A partir des relevés topographiques du niveau des déchets que nous avons effectués au cours de l'exploitation, nous avons pu établir une cartographie du remplissage du casier P.

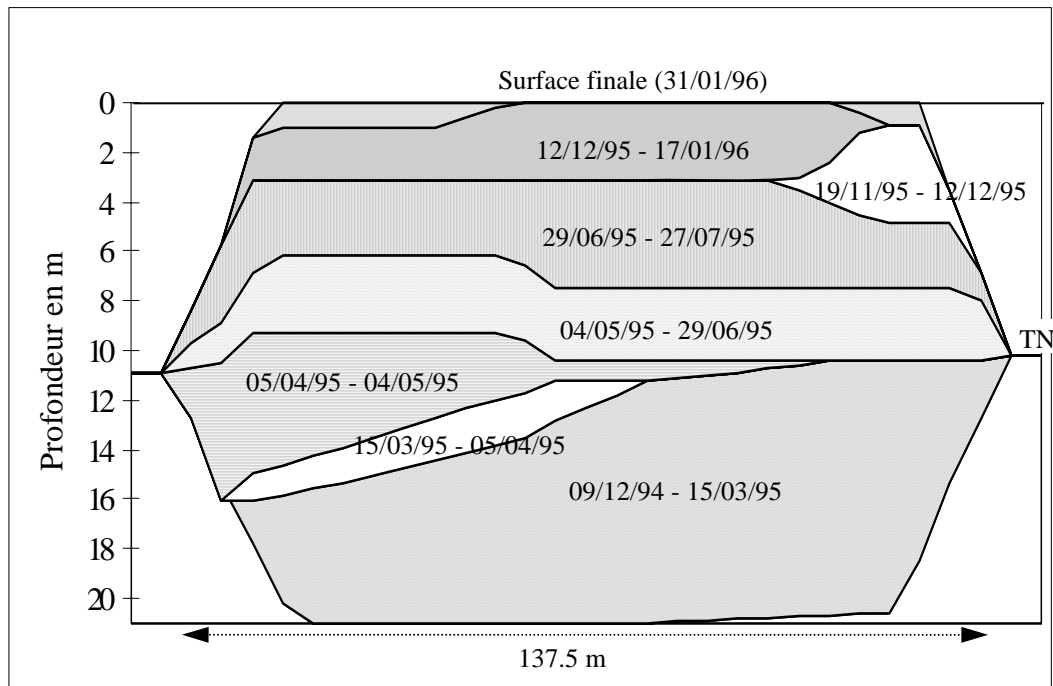


Figure fB.2 : Avancement du remplissage du casier P au cours de l'exploitation
Coupe longitudinale dans le plan BB

Nous disposons ainsi d'une relation moyenne entre l'âge des déchets, calculé à une date postérieure à la période d'exploitation, et leur profondeur dans le casier, définie à partir de la surface finale (figure fB.3).

De plus, grâce au registre d'entrées de la DRIMM S.A., nous connaissons la nature des 171625 tonnes de déchets déposées dans le casier P. Ils sont composés en majorité de déchets ménagers, dans une proportion qui varie de 55.7 % (période du 29/06/95 au 25/07/95) à 67.2 % (période du 05/04/95 au 04/05/95). Les variations saisonnières (fruits & légumes et déchets verts) sont peu marquées. La répartition en catégories des déchets est donc relativement uniforme sur l'ensemble du casier (figure fB.4).

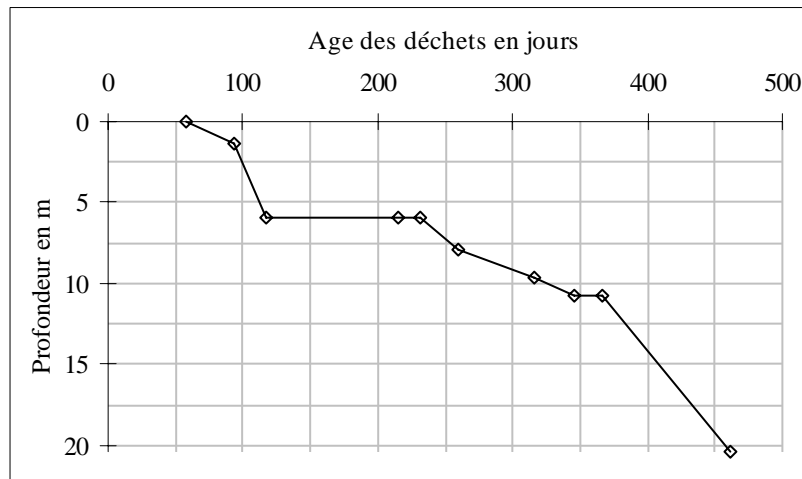


Figure fB.3 : Age des déchets en fonction de la profondeur (calculé le 15/03/96)

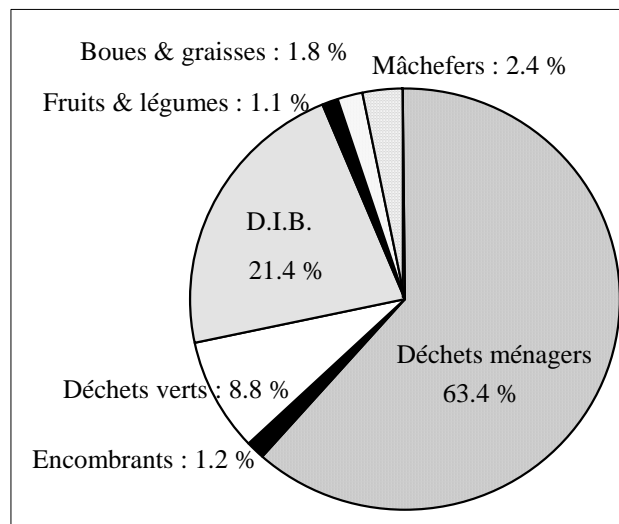


Figure fB.4 : Composition moyenne des déchets déposés dans le casier P

II Instrumentation in-situ

L'étude bibliographique des processus physiques et biochimiques intervenant lors de la dégradation des déchets (chapitre A), a permis d'identifier les variables principales (température, humidité, composition du gaz...) qui caractérisent l'évolution du milieu. La mesure en continu de ces paramètres in-situ, lorsqu'elle est techniquement possible, fournit des informations intéressantes sur les mécanismes prépondérants dans les décharges d'ordures ménagères.

On présente dans ce paragraphe l'instrumentation mise en place dans le casier P du site de Montech, qui a permis l'observation de l'évolution des champs de température, de pression et de composition gazeuse.

II.1 Bibliographie

On trouve dans les travaux publiés peu de données concernant l'instrumentation d'un site réel, la plupart des résultats expérimentaux portant sur l'évolution de la température, de la pression ou de la composition gazeuse au sein des déchets étant obtenus dans des pilotes de laboratoire ou des cellules tests.

En France, un suivi de la température a été réalisé pendant quatre ans sur le site d'Arnouville-lès-Nantes, à l'aide de six thermistances implantées dans la masse des déchets à 8 et 14 mètres de profondeur, dans un casier de dimensions similaires à celles du casier P (Baldit et al., 1985). Des problèmes de tenue mécanique (tassement du milieu) et de résistance à la corrosion des sondes ont été signalés.

En Grande-Bretagne, des mesures de température ont été effectuées dans la décharge d'Aveley (Rees, 1980a).

En Californie, la distribution verticale des températures dans la couche supérieure des déchets (jusqu'à 2.6 m) et dans la couverture de la décharge d'Olinda a été mesurée à l'aide de 5 paires de thermistances (Bogner et al., 1988).

Une approche différente, consistant à placer une sonde dans des échantillons prélevés par forage à différentes profondeurs (0 à 25 m), a permis d'obtenir des profils verticaux de températures dans des décharges en France (Attal et al., 1992), en Californie (Townsend et al., 1996) ou en Angleterre (Emberton, 1986). Cette technique, qui permet une bonne résolution spatiale, présente l'inconvénient de ne fournir qu'une information ponctuelle dans le temps.

Les mesures de pression gazeuse dans les décharges sont assez courantes, car nécessaires pour la conception des réseaux de captage du biogaz, mais leur répartition spatiale est souvent limitée à la proche périphérie des puits. Citons cependant la décharge de Fresh Kills Landfill (New York), 16 hectares pour 14 m de haut, dans laquelle 48 sondes de pression (tubes reliés à des capteurs différentiels) ont été placées à 10.6 et 5.2 m de profondeur dans un rayon de 34 m autour des puits (Lu & Kunz, 1981).

Les mesures de composition gazeuse sont associées à celles de débit. Les techniques les plus couramment utilisées consistent soit à pomper le gaz à travers un tube percé placé dans la masse des déchets ("pump test"), soit à collecter dans un sac le biogaz qui s'échappe à travers une surface de contrôle de quelques m² ("flux boxes").

Les principaux composants du gaz récupéré peuvent être directement déterminés sur site grâce aux nombreux appareils portables commercialisés (détection à ionisation de flamme, à infrarouge...). Une analyse plus poussée peut ensuite être effectuée par C.P.G. (Chromatographie Phase Gazeuse) en laboratoire (Gendebien et al., 1992).

De façon générale, l'instrumentation placée dans les sites réels pour mesurer la température, la pression ou la composition du biogaz, est souvent limitée à quelques sondes, réparties dans la couche supérieure des déchets ou placées à proximité des puits de captage du gaz.

De fait, les résultats expérimentaux ne permettent pas une analyse détaillée de l'évolution spatiale et temporelle des ordures ménagères en décharges.

Ce constat a motivé l'instrumentation du site de Montech que nous présentons dans le paragraphe suivant.

II.2 Instrumentation du site de Montech

L'instrumentation a été conçue de façon à pouvoir suivre l'évolution simultanée des champs de température, de pression et de composition gazeuse au sein des déchets, pendant la phase d'exploitation du casier et après sa couverture. Compte-tenu de l'hétérogénéité de structure et de composition des déchets, il était nécessaire de disposer d'un grand nombre de points de mesure. 64 sondes ont donc été réparties dans la masse des déchets au fur et à mesure du remplissage, selon un maillage plus ou moins régulier, adapté en fonction des contraintes de gestion du site. A priori, cette étude expérimentale sur site réel est la première qui s'appuie sur un tel nombre de sondes permanentes, placées directement dans les déchets.

II.2.1 Sondes mises en place

Les sondes, disposées en permanence dans les déchets, ont été conçues pour répondre aux impératifs suivants :

- les matériaux de protection utilisés possèdent les propriétés mécaniques, thermiques et chimiques nécessaires pour résister à la pression de la masse des déchets compactés, aux températures élevées (jusqu'à 80°C) et aux agressions chimiques
- les grandes longueurs de câbles n'entraînent pas de perte de signal
- les câbles de raccordement des sondes peuvent accompagner les probables déplacements de terrain
- l'implantation des sondes dans les déchets ne gêne pas l'exploitation du casier

La température est mesurée par un thermocouple cuivre - constantan disposé à l'intérieur d'un tube de PEHD, qui assure la protection du câble, transmet la pression totale et permet de prélever du gaz.

La tête de mesure (soudure chaude du thermocouple), protégée de la corrosion par une résine conductrice, est placée directement dans les déchets. Le tuyau en PEHD rejoint le puits de captage le plus proche en passant par les drains de galets horizontaux. Il longe ensuite la partie externe des buses pour atteindre le toit du casier, où son extrémité en contact avec l'air est fermée de façon étanche.

Les sondes provenant des quatre puits sont rassemblées en surface afin de faciliter l'acquisition des mesures.

II.2.2 Maillage

L'implantation spatiale des sondes dans le casier doit permettre d'observer les phénomènes qui se développent au cours de la dégradation des déchets. Mais ceux-ci étant mal connus, il est difficile de prédire les zones et directions privilégiées dans les déchets et de définir un maillage d'instrumentation en conséquence.

De plus, la répartition spatiale des points de mesure est soumise aux contraintes d'exploitation, puisque la mise en place des sondes dans le déchet utilise le réseau de drains horizontaux installé par la DRIMM SA.

On a donc choisi de répartir les points de mesures le plus uniformément possible dans le casier.

Ainsi, en fonction de l'emplacement des drains, on a essayé de respecter un maillage à pas réguliers dans les trois dimensions de l'espace, en veillant à instrumenter également les zones particulières proches des limites (parois latérales et couverture) ou des puits. Hormis le fond et la zone comprise entre 6 et 10 m de profondeur, l'instrumentation couvre tout le casier.

64 sondes ont été placées dans le déchet au fur et à mesure du remplissage, entre janvier 1995 et janvier 1996. Numérotées (de 1 à 6) en fonction de la date de leur pose, elles sont approximativement réparties selon quatre plans horizontaux, situés à 2, 5, 13 et 17 mètres de profondeur par rapport à la surface finale des déchets (figure fB.5).

Le maillage a été délibérément resserré lors de la mise en place des sondes 6 dans la couche supérieure des déchets.

L'emplacement précis de chaque tête de sonde (figure fB.6) a été relevé à l'aide d'un théodolite.

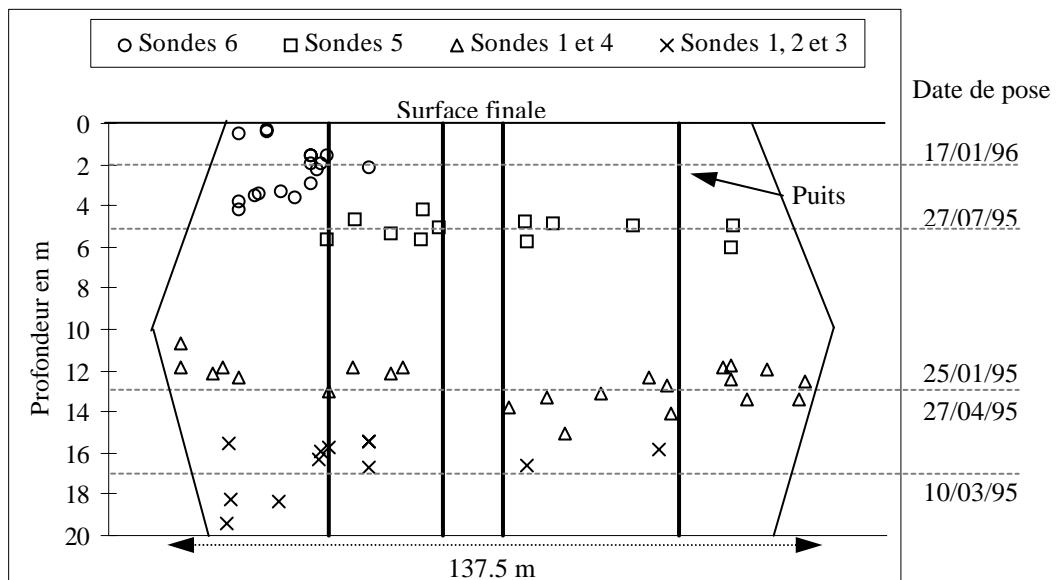


Figure fB.5 : Répartition verticale des sondes dans le casier P

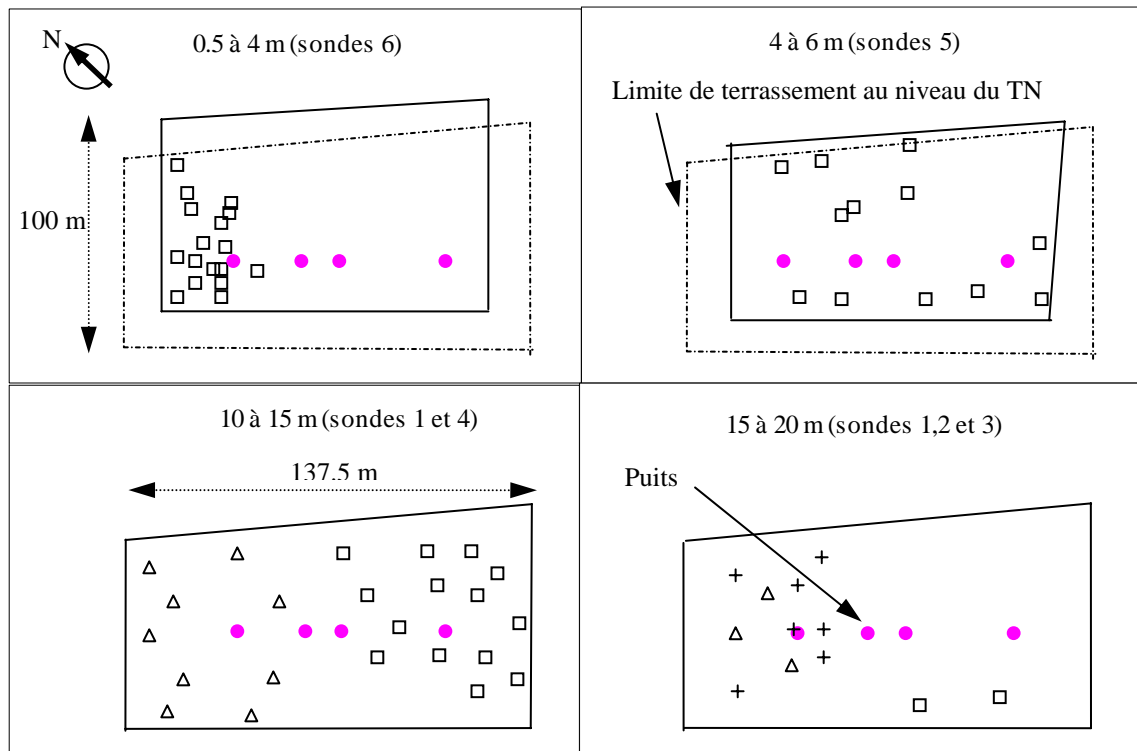


Figure fB.6 : Répartition des sondes selon quatre plans horizontaux (vue de dessus)

II.2.3 Acquisition des mesures

Les mesures sont réalisées manuellement à l'aide d'appareils portables. Elles sont ensuite enregistrées et traitées informatiquement au laboratoire.

Lors de chaque campagne de mesures, on effectue les manipulations suivantes pour chaque sonde :

- mesure de pression en connectant le tube PEHD à un manomètre numérique
- mesure de la composition gazeuse en reliant le tuyau à un analyseur infrarouge muni d'une pompe (Ga-90 de Geotechnical Instruments) qui fournit les concentrations volumiques en méthane, dioxyde de carbone et oxygène
- mesure de température en branchant le thermocouple sur un boîtier avec compensation interne de soudure froide (AOIP) qui permet la mesure et la conversion automatique en °C des microvolts.

La température extérieure est également notée. Ponctuellement, du biogaz est prélevé dans des seringues pour être analysé par C.P.G. à l'INSA de Toulouse. Ceci permet à la fois de vérifier les mesures sur site, en utilisant une méthode d'analyse différente, et de déterminer la proportion d'azote et d'hydrogène éventuellement présents dans les déchets.

Des relevés quasi mensuels ont été effectués pendant la phase d'exploitation et au cours de l'année suivante (février 1995 à août 1997).

Les sondes 6, situées dans la couche supérieure des déchets, ont été examinées plus précisément durant le mois suivant leur mise en place (8 campagnes de mesures).

II.2.4 Précision des données

Pour les mesures de température et de composition gazeuse, une série d'étalonnages en laboratoire a permis de confirmer les précisions fournies par les constructeurs (sondes et appareils portables).

Cependant, des tests de reproductibilité en condition réelle sur site ont montré qu'il fallait tenir compte d'une incertitude plus large sur les résultats. Ainsi, les erreurs absolues sur les mesures sont les suivantes :

- température : $\pm 1^{\circ}\text{C}$
- concentration en CH_4 : $\pm 3.5\%$ dans la gamme 0-25 %, $\pm 6\%$ entre 25 et 60 %
- concentration en CO_2 : $\pm 3.5\%$
- concentration en O_2 : $\pm 1\%$ dans la gamme 0-30 %
- pression : $\pm 0.1\text{ mbar}$

III Caractérisation des déchets

La caractérisation physique et biochimique des déchets a été motivée par deux préoccupations majeures. D'une part, pour que les processus de transferts liés à la biodégradation observés sur le site de Montech puissent être généralisés, il est nécessaire de préciser la nature et les propriétés des déchets. D'autre part, les paramètres physiques que nous avons déterminés sont des données indispensables pour simuler numériquement l'évolution des décharges. Or, peu de valeurs expérimentales obtenues sur déchets réels ont été communiquées.

Nous avons ainsi été amenés à déterminer les propriétés physiques suivantes sur des déchets de Montech : perméabilité intrinsèque, porosité, courbe de pression capillaire, humidité, conductivité et diffusivité thermique. A ces données, il faut ajouter les caractéristiques biochimiques concernant la composition et le potentiel méthanogène déterminées à l'INSA de Toulouse.

Dans cette partie, avant de présenter les protocoles de mesures, qu'il a parfois fallu adapter en raison de la spécificité du milieu étudié, et les résultats expérimentaux, nous précisons la représentativité des mesures effectuées sur des échantillons.

III.1 Prélèvement d'ordures ménagères pour analyses en laboratoire

III.1.1 Définitions de la représentativité d'un échantillon

D'après les normes AFNOR, « un échantillon est représentatif lorsque pour une propriété ou des propriétés que l'on veut mesurer, il manifeste les mêmes caractéristiques que la matière dont il est issu » (Pineau et al., 1996).

Dans le cas des ordures ménagères, de composition fortement hétérogène, la représentativité est souvent une notion qualitative, empirique. Intuitivement, plus la taille de l'échantillon est importante, plus il est représentatif. Certains préconisent des prélèvements dont la taille est au moins trois fois plus grande que celle de leur plus grand composant. En pratique, les échantillons de déchets étudiés varient de 2 kg à plusieurs tonnes (Attal et al., 1992).

Pour Gy (1967), la représentativité est une grandeur physique définie à partir de deux notions quantitatives : la justesse et la reproductibilité. Il montre que le coefficient de variation statistique CV caractérise la représentativité.

En effet, pour une distribution normale des valeurs mesurées, l'erreur relative d'échantillonnage (p) est donnée par :

$$p = t \cdot \sqrt{CV} \quad [eB.1]$$

avec $t \approx 2$ pour un niveau de confiance de 95%

$$CV \text{ étant défini par : } CV = \sigma^2 / a^2 \quad [eB.2]$$

où σ^2 est la variance des mesures effectuées sur différents échantillons et a leur moyenne.

On comprend donc que, pour une propriété donnée, plus p est faible, plus l'échantillon est représentatif.

Cependant, le calcul de CV étant délicat (il suppose un grand nombre de mesures), Gy (1988) a établi une relation entre ce coefficient de variation et la masse de l'échantillon analysé :

$$CV = \frac{1}{Me} \cdot \sum_i t_i \cdot M_i \left(\frac{a_i - a}{a} \right)^2 \quad [eB.3]$$

Me : masse de l'échantillon

i : catégorie de déchets

t_i : proportion massique de la catégorie i dans les déchets

M_i : masse moyenne (ou maximale) d'un élément de la catégorie i

a_i : valeur de la propriété mesurée pour les éléments de la classe i

a : valeur attendue (ou estimée) de la propriété pour l'ensemble des déchets

III.1.2 Masses de déchets représentatives

Lorsque le pourcentage d'erreur acceptable est fixé, la masse de déchets à prélever est déterminée pour que l'échantillon soit représentatif de l'ensemble, au regard de sa composition, ou directement au regard de la propriété à mesurer.

Dans tous les cas, les travaux sont basés sur une répartition des ordures en 8 ou 9 catégories selon leur nature : papiers / cartons, textiles, plastiques, verres / céramiques, métaux, bois, fermentescibles (parfois séparés en restes alimentaires et herbes / feuilles), fines (cendres, poussières, pierres...).

Klee & Carruth (1970) ont montré de façon empirique (tri de 53 échantillons de 90 à 700 kg), qu'au-dessus de 140 kg, la représentativité (en composition) des échantillons augmentait peu. Si Δ_{rep} est l'erreur absolue d'échantillonnage, le nombre (n) d'échantillons nécessaires pour obtenir une précision absolue Δ_{mes} sur une mesure est : $n = (\Delta_{rep} / \Delta_{mes})^2$ [eB.4]

Pineau et al. (1995) ont étendu la formule de Gy à une stratification à deux dimensions des déchets (nature et granulométrie). Ils en déduisent qu'il faut un échantillon de 470 kg minimum pour assurer une erreur systématique due à l'échantillonnage inférieure à 20%.

Le guide Modecom, en s'appuyant également sur la formule de Gy, préconise des prélèvements de l'ordre de 500 kg.

Attal et al. (1992) appliquent directement la formule [eB.3] pour estimer la représentativité des mesures de potentiel méthanogène. Ils montrent ainsi qu'une mesure effectuée sur un échantillon de 25 kg de déchets restitue la valeur estimée à 20% près.

Cette dernière technique paraît être généralisable à toutes les mesures physiques, chimiques ou biologiques effectuées sur les déchets, à condition que les propriétés mesurées soient des grandeurs extensives qui dépendent essentiellement de la nature (répartition en catégorie) des déchets.

Nous pouvons par exemple déterminer l'évolution de l'erreur relative d'échantillonnage (p) en fonction de la masse des échantillons (M_e) pour des mesures d'humidité. Les valeurs des différents paramètres nécessaires au calcul sont regroupées dans le tableau tB.1.

Catégories	t_i * (% massique)	M_i (en kg) d'après Attal (1992)	Θ_i ** (kg eau / kg total)
Papiers / Cartons	32.5	0.5	6.83
Herbes / Feuilles	3	0.01	72.48
Textile	3.1	0.2	1.9
Bois	3.5	2	69.8
Plastique / Verres / Métaux	25.7	2	3.4
Restes alimentaires	20.2	0.5	68.115
Fines	12	0.004	11.7

* moyenne des valeurs citées par Attal et al. (1992), Borgés (1988), Pineau et al. (1995)

** moyenne des valeurs citées par Borgés (1988) et de mesures effectuées à l'INSA de Toulouse

Tableau tB.1 : Valeurs des paramètres de la formule de Gy appliquée aux mesures d'humidité

On obtient l'expression suivante du coefficient de variation : $CV = 0.69 / M_e$.

De [eB.1], on déduit l'expression de l'erreur d'échantillonnage : $p = 1.66 / \sqrt{M_e}$ [eB.5], représentée sur la figure fB.7.

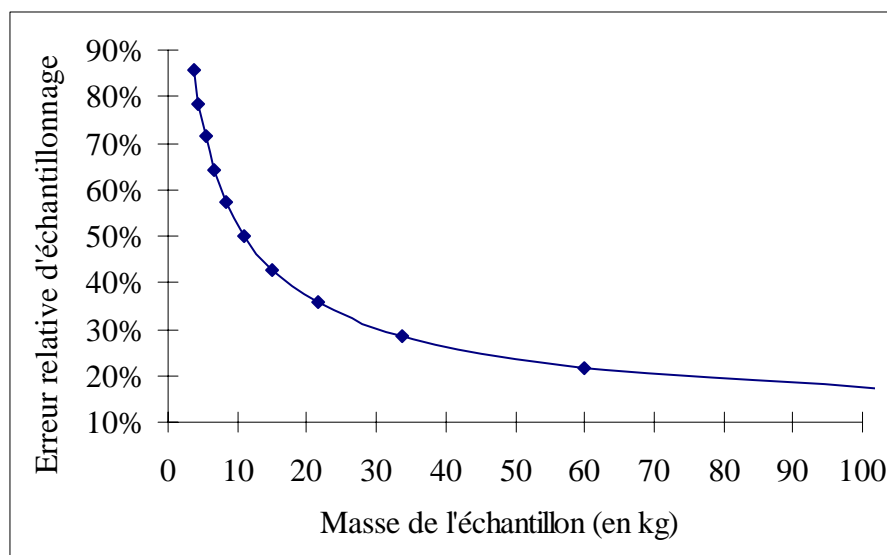


Figure fB.7 : Représentativité des mesures d'humidité en fonction de la masse des échantillons

III.1.3 Protocoles de prélèvement des déchets mis en oeuvre

Selon la nature des mesures à réaliser, deux types de prélèvements ont été effectués sur le site de Montech : prélèvements en surface (effectués à côté des têtes de mesure des sondes) et prélèvements par forage en profondeur.

Plusieurs essais ont été nécessaires afin de définir le protocole et la quantité de déchets à prélever qui permettent le meilleur compromis entre la précision souhaitée des mesures, la faisabilité et le coût des moyens techniques à mettre en oeuvre.

III.1.3.1 Prélèvements de surface

Les déchets prélevés en surface sont destinés essentiellement à des mesures d'humidité et de composition. Les protocoles de prélèvements, inspirés du Modecom, nécessitant diverses manipulations (tamisages, quartages...) n'ont pas été retenus car ils favorisaient l'évaporation et remettaient donc en cause la validité des mesures de teneur en eau.

Pour caractériser les déchets en surface, on prélève à la pelle (pas de sélection granulométrique) des échantillons d'environ 5 kg, qui sont placés dans des sacs fermés hermétiquement. Ceux-ci sont pesés dès leur arrivée au laboratoire. Les échantillons trop nombreux pour être analysés immédiatement, sont conservés à 4°C, pour bloquer la fermentation et permettre des mesures biochimiques significatives.

Pour les mesures d'humidité, d'après [eB.5] avec $M_e = 5$ kg, l'erreur d'échantillonnage est de 75 %, ce qui pour une humidité moyenne de 35% représente une erreur absolue : $\Delta_{rep} = \pm 0.26$.

Cependant, le mode de gestion du site de Montech est tel que les déchets situés dans une couche horizontale ont été déposés en un laps de temps assez court et ont donc subi les mêmes événements climatiques. On peut alors légitimement moyenniser les mesures obtenues sur l'ensemble des échantillons prélevés dans un même plan horizontal.

Ainsi, à partir des 15 échantillons prélevés lors de la pose des sondes 6, on obtient une estimation de l'humidité des déchets en surface avec une précision absolue de ± 0.067 (d'après [eB.4] avec $n = 15$ et $\Delta_{rep} = \pm 0.26$).

Ce calcul d'incertitude, dont le résultat est acceptable, est confirmé par la distribution normale des résultats expérimentaux autour d'une valeur moyenne avec un écart type de 0.025 (voir §III.4).

Les précisions données pour les mesures biochimiques réalisées à l'INSA de Toulouse n'incluent pas les erreurs d'échantillonnage. La représentativité des résultats ne peut donc être estimée qu'à partir de leur distribution autour d'une valeur moyenne (coefficient de variation).

III.1.3.2 Prélèvements en profondeur

A l'occasion de forages entrepris par l'exploitant dans plusieurs casiers du site (dont le casier P), nous avons pu extraire des déchets à différentes profondeurs.

Des échantillons, prélevés tous les mètres, ont été récupérés dès leur sortie de la masse des déchets et placés dans des boîtes fermées hermétiquement. En raison du nombre important d'échantillons et des contraintes de stockage en laboratoire, les masses prélevées ont été limitées (environ 700 g / échantillon). On ne peut donc pas estimer la représentativité des mesures d'humidité effectuées sur ces prélèvements.

De plus, un dispositif spécialement conçu pour ne pas déstructurer le milieu a été utilisé par le puisatier pour prélever des carottes (82 cm de haut et 33.5 cm de diamètre), dans lesquelles des mesures de perméabilité et porosité ont pu être directement effectuées.

Les profondeurs de prélèvement ont été mesurées par descente d'un fil plombé dans les puits creusés.

L'ensemble des mesures réalisées sur ces prélèvements est synthétisé dans le tableau tB.2.

		Casier E	Casier P	Casier G	Casier G	Casier F
	Profondeur du forage	17 m	20 m	10 m	10 m	15 m
	Prélèvement de carottes	5, 10, 15 m	5, 10, 15 m	1, 5, 10 m	Non	Non
Mesures	Porosité	×	×	×		
	Perméabilité intrinsèque	×	×	×		
	Densité			×		
	Capacité de rétention			×		
	Prélèvement de 700 g	1 / mètre	1 / mètre	1 / mètre	1 / mètre	1 / mètre
Mesures	Humidité	×	×	×	×	×
	Température			×	×	
	Conductivité thermique			×	×	
	Diffusivité thermique			×	×	

Tableau tB.2 : Récapitulatif des mesures effectuées sur les déchets prélevés par forage

III.2 Propriétés structurelles des déchets

La perméabilité intrinsèque verticale des déchets de Montech a été mesurée dans 9 carottes prélevées à différentes profondeurs dans trois casiers du site. Le protocole expérimental a en outre permis de déterminer la porosité, et dans certains cas la densité et la capacité de rétention des déchets.

L'objectif de ces mesures était d'une part de vérifier que la loi de Darcy pouvait être appliquée dans le milieu poreux que constituent les déchets en décharge, et d'autre part de préciser les plages de valeurs de perméabilité des déchets fournies dans la littérature.

III.2.1 Revue bibliographique

Les valeurs de perméabilité des déchets utilisées dans les modélisations proviennent soit de la littérature (données sur les sols le plus souvent), soit d'un calage numérique, soit de mesures en laboratoire sur des échantillons, et plus rarement de mesures directes sur site.

Dans la plupart des cas, la notion de perméabilité intrinsèque des déchets (k) est remplacée par celle de conductance (k') ou de conductivité hydraulique (K). Il s'agit en fait de paramètres faisant intervenir à la fois les propriétés physiques du milieu et du fluide étudié (biogaz ou lixiviat), liés à la perméabilité intrinsèque par les formules suivantes : $k' = k/\mu$ et $K = k.\rho.g/\mu$ où μ est la viscosité dynamique du fluide, ρ sa masse volumique et g l'accélération de la pesanteur.

Findikakis & Leckie (1979) utilisent une perméabilité intrinsèque de 1.10^{-12} m^2 dans un modèle numérique de transport vertical du biogaz (mélange de CH_4 , CO_2 et N_2) à travers des déchets caractérisés par une porosité de 50 % et une masse volumique de 700 à 815 kg/m^3 .

Young (1989) qui a amélioré ce modèle en permettant des écoulements de biogaz (50 % CH_4 - 50 % CO_2) dans deux directions, distingue une conductance verticale de $1.10^{-5} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}.\text{Pa}^{-1}$ et une conductance horizontale de $3.10^{-5} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}.\text{Pa}^{-1}$ (considérées comme des valeurs typiques).

Enfin, Arigala et al. (1995) reprenant le modèle de Young en 3 dimensions, utilisent une perméabilité verticale de 1.10^{-12} m^2 et horizontale de 3.10^{-12} m^2 , pour une masse volumique des déchets de 800 kg/m^3 .

Lu et al. (1981) proposent quant à eux des valeurs de conductance des déchets au biogaz (mélange de CH_4 , CO_2 , N_2 et O_2) obtenues à partir de tests de pompage sur site : $k'_{\text{verticale}} = 4.10^{-7} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}.\text{Pa}^{-1}$ et $k'_{\text{horizontale}} = 1,5.10^{-5} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}.\text{Pa}^{-1}$.

D'autres mesures sur site ont indiqué une conductivité hydraulique moyenne de $3.10^{-5} \text{ m}.\text{s}^{-1}$ dans le cas de déchets peu compactés et non recouverts d'argile quotidiennement (Burrows et al., 1997).

Ayant réalisé en laboratoire une mesure de perméabilité intrinsèque à pression constante sur un échantillon de déchets (12.2 cm de hauteur, 30.5 cm de diamètre), Korfiatis & Demetracopoulos (1984) obtiennent une valeur de K comprise entre $8.10^{-5} \text{ m}.\text{s}^{-1}$ et $1,3.10^{-4} \text{ m}.\text{s}^{-1}$ pour une densité de 888.6 kg/m^3 . Ils indiquent que ce résultat se situe dans la gamme de 1.10^{-7} à $1.10^{-5} \text{ m}.\text{s}^{-1}$ trouvée dans la littérature.

Pour modéliser le comportement hydrodynamique d'un déchet type, Vincent (1991) utilise une conductivité hydraulique à saturation comprise entre 1.10^{-4} et $5.10^{-4} \text{ m}.\text{s}^{-1}$ pour une densité de 0.43 (mesures sur des colonnes de hauteur 35 cm et diamètre 20 cm).

Ces valeurs sont comparables à celles mesurées par Borgés (1988) sur une colonne (hauteur : 2 m, diamètre 34 cm) remplie d'un déchet type différent : $1,5.10^{-4}$ à $7,1.10^{-4} \text{ m}.\text{s}^{-1}$.

Bleiker et al. (1995), à l'aide d'un modèle de déformation, calculent la variation de la conductivité hydraulique des déchets sur site en fonction de leur profondeur. Ils obtiennent des valeurs allant de $8,1.10^{-5} \text{ m}.\text{s}^{-1}$ (couches supérieures) à $4,8.10^{-10} \text{ m}.\text{s}^{-1}$ (40 mètres de profondeur).

Pour synthétiser l'ensemble de ces données disparates et permettre de les comparer, nous avons calculé la perméabilité intrinsèque des déchets correspondant à chaque valeur citée précédemment (tableau tB.3).

La viscosité dynamique du fluide est prise par défaut à 20°C, sauf précision contraire. Le biogaz est assimilé à un mélange équimolaire de CH₄ et de CO₂ ($\mu = 1,4 \cdot 10^{-5} \text{ kg.m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$) et les lixivats à de l'eau ($\mu = 1,002 \cdot 10^{-3} \text{ kg.m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$).

On précise également les propriétés physiques des déchets (densité, porosité, capacité de rétention volumique) fournies par les auteurs.

Auteurs	Masse volumique en kg.m ⁻³	Porosité	Capacité de rétention	Perméabilité intrinsèque en Darcy	Remarques
Findikakis (1979)	700 - 815	0.5		1	valeurs bibliographiques
Young (1984)				140 (k _h =420)	valeurs bibliographiques
Arigala (1995)	800			1 (k _h =3)	valeurs bibliographiques
Lu (1981)				5.6 (k _h =210)	in-situ ("pump test")
Burrows (1997)				30.1	in-situ ("pump test")
Korfiatis (1984)	888.6	0.5 - 0.6	0.2 - 0.3	13.3 - 81.8	en laboratoire
Bleiker (1995)	685 1345	0.715 0.355	0.245 0.355	8.1 4,8.10 ⁻⁵	simulations
Leckie (1979)	630	0.5	0.38		cellules test 770 m ³
Vincent (1991)	430	0.64	0.39	6.7 - 33.5 *	déchet type
Borges (1988)	194 ** 220 ** 276 **	0.72 0.64 0.45	0.31 - 0.34	71.2 64.2 15.1	déchet type

* : T = 40 °C ** : masse volumique sèche 1 Darcy = 1.10⁻¹² m² k_h : perméabilité horizontale
Capacité de rétention volumique : volume d'eau restant dans le milieu après une vidange gravitaire de 24 heures divisé par le volume total

Tableau tB.3 : Récapitulatif des valeurs bibliographiques des propriétés physiques des déchets

Alors que les valeurs de la porosité (autour de 0.5) et de la capacité de rétention volumique (0.2 à 0.4) sont peu dispersées, celles de la perméabilité intrinsèque verticale des déchets varie de 0.01 à 140 Darcy selon les auteurs (et les déchets étudiés), pour des déchets de densité comprise entre 0.8 et 1.

Cette importante disparité des valeurs ne doit pas nous étonner, car la perméabilité d'un milieu poreux dépend directement de sa structure. Or, de nombreux facteurs interviennent sur celle des déchets. Il s'agit en particulier de la nature des déchets, leur âge, leur profondeur, le mode de gestion du site.

Dans le cas où la perméabilité est mesurée en laboratoire, le mode de prélèvement de l'échantillon ainsi que sa taille, joue sans aucun doute un rôle très important sur la qualité des résultats.

De façon générale, l'intervalle de confiance des mesures de perméabilité en laboratoire, ou par tests de pompage/injection sur site, peut varier d'un facteur 5 ou plus (Sykes et al., 1982).

III.2.2 Protocole expérimental

La mesure de perméabilité intrinsèque d'un milieu poreux repose sur la loi de Darcy qui indique que, pour des valeurs du nombre de Reynolds rapporté à la taille caractéristique des pores inférieures à 1, le débit traversant le milieu saturé est proportionnel à la perte de charge entre ses limites.

Sur les carottes prélevées à Montech, nous avons effectué des mesures à débit constant. Après avoir soigneusement saturé les déchets en eau (balayage préalable au CO₂), on impose à l'aide d'une pompe un écoulement d'eau ascendant (supposé unidirectionnel) et on mesure la différence de pression entre les limites inférieure et supérieure de la carotte grâce à un capteur différentiel à réluctance variable.

Si la loi de Darcy est vérifiée, compte tenu du dispositif expérimental, la perméabilité intrinsèque des déchets est donnée par la formule suivante :

$$k = \frac{\mu \cdot H}{S} \cdot \frac{Q}{(\Delta P - \sum \delta P)} \quad [\text{eB.6}]$$

avec	k	perméabilité intrinsèque verticale des déchets	en m ²
	μ	viscosité dynamique de l'eau	en kg.m ⁻¹ .s ⁻¹
	H	hauteur des déchets dans la carotte	en m
	S	section de la carotte	en m ²
	Q	débit d'injection de l'eau	en m ³ .s ⁻¹
	ΔP	différences de pression entre les limites de la carotte	en Pa
	δP	pertes de charges linéaires et singulières du dispositif	en Pa

Pour saturer le milieu en évitant de piéger des poches d'air dans les pores, on effectue un balayage préalable au CO₂ pendant plusieurs heures. L'eau est ensuite injectée à faible débit jusqu'à saturation, et renouvelée plusieurs fois afin d'évacuer le CO₂ dissous.

Le terme δP/Q lié aux pertes de charges linéaires et singulières dans les tuyaux de raccordement et les différentes connections du dispositif expérimental est mesuré ou calculé en supposant des écoulements de Poiseuille dans les tubes ($\delta P / Q = \frac{8\mu}{\pi^4} L$).

La température de l'eau utilisée pour les mesures est relevée.

Pour vérifier la reproductibilité des résultats, plusieurs séries de mesures sont effectuées sur un même échantillon.

L'eau injectée en entrée et récupérée en sortie du dispositif expérimental est pesée. Ce bilan hydrique permet d'évaluer l'espace des pores initialement occupé par le gaz (F.A.S.). Connaissant l'humidité des échantillons lors de leur prélèvement, on accède à la valeur de la porosité. La capacité de rétention est calculée à partir du volume d'eau restant dans la carotte après une vidange gravitaire de 24 heures. La précision de ces mesures dépend de celle des pesées.

La précision relative sur la perméabilité intrinsèque mesurée selon ce protocole dépend de celle de chacun des termes intervenant dans la formule [eB.6].

La précision des mesures de débit et de différence de pression a été estimée à 1% lors de l'étalonnage des appareils. La section des carottes est connue avec une bonne précision (0.5 %). En revanche, les déchets à l'intérieur de la carotte ne présentant pas des surfaces parfaitement planes, on commet une erreur relative en évaluant leur hauteur pouvant atteindre

4 %. La plus grande part d'incertitude vient de l'évaluation de la viscosité de l'eau, car c'est un paramètre fortement dépendant de la température : $\Delta\mu/\mu = 2 \%$ lorsque la température est mesurée à 1°C près.

La perméabilité intrinsèque de l'échantillon est donc obtenue avec une précision relative de 7.5 %.

La taille relativement importante des échantillons étudiés et le nombre de mesures réalisées permettent de supposer que les résultats obtenus sont représentatifs de la majorité des déchets.

III.2.3 Résultats

III.2.3.1 Validité de la loi de Darcy dans les déchets

Pour les neuf carottes étudiées, il existe une relation linéaire entre le gradient de pression mesuré et le débit imposé (voir par exemple les points expérimentaux obtenus sur les trois carottes prélevées dans le casier E, figure fB.8).

Ce résultat est important car il permet de justifier l'application de la loi de Darcy au milieu poreux que constituent les déchets, qui ne semblait pas, a priori, présenter les propriétés nécessaires d'homogénéité.

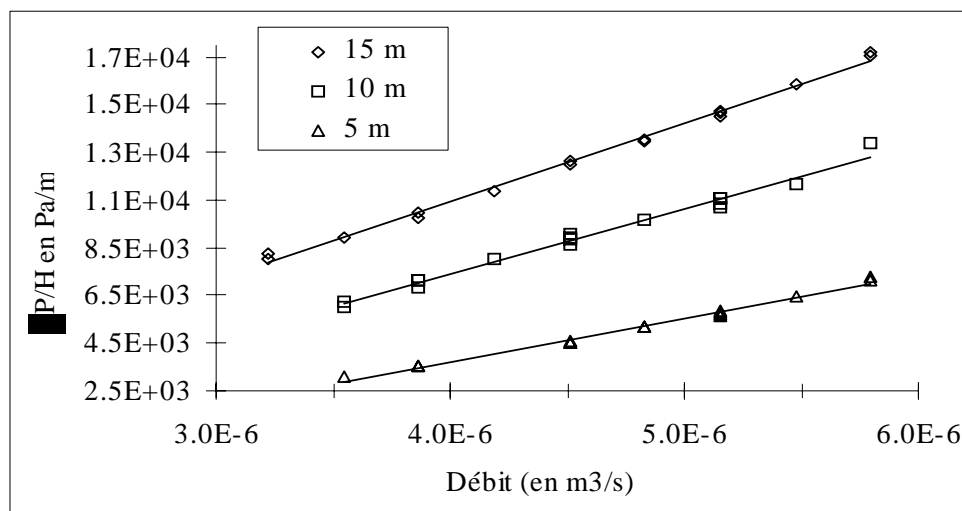


Figure fB.8 : Courbes expérimentales pression - débit (carottes prélevées dans le casier E)

III.2.3.2 Propriétés physiques des déchets de Montech

Les mesures effectuées sur les déchets de Montech fournissent des valeurs pour les propriétés physiques conformes aux données bibliographiques. Seule la porosité présente une valeur moyenne plus élevée que celles présentées en règle générale. Mais rappelons que le protocole expérimental est tel que l'on mesure la porosité totale des déchets (espace lacunaire entre chaque composant, mais aussi micropores à l'intérieur des constituants).

Les résultats expérimentaux, ainsi que les précisions absolues sur les mesures, sont présentés dans le tableau tB.4.

Casier	E			P			G		
Profondeur (en m)	5	10	15	5	10	15	1	5	10
Age des déchets (en mois)	7 ± 3	19 ± 3	24 ± 3	8 ± 1	12 ± 1	16 ± 1	< 3	< 3	3 à 6
Masse volumique (en kg.m ⁻³)							610 ± 34	868 ± 46	956 ± 37
Perméabilité (en Da)	15 ± 2.5	6 ± 1	4.5 ± 0.8	3.6 ± 0.3	0.7 ± 0.05	41 ± 3.5	2.4 ± 0.2	3 ± 0.2	0.75 ± 0.05
F.A.S. (en %)		32.5 ± 6		39.5 ± 7		39.5 ± 7.5	56 ± 2.5	34.5 ± 2	29 ± 2
Porosité (en %)							68.5 ± 11.5	68.5 ± 8.5	63 ± 6.5
Capacité de rétention (en %)							28 ± 3.5	38 ± 3.5	40 ± 2.5

Tableau tB.4 : Résultats des mesures effectuées sur les carottes prélevées à Montech

Plus les déchets sont situés en profondeur, plus les contraintes qu'ils subissent sont importantes et leur décomposition avancée. C'est pourquoi, pour des profondeurs de prélèvement croissantes (1 à 10 m), on observe une augmentation de la densité et une légère diminution de la porosité (68.5 à 63 %).

L'espace des pores occupé par la phase gazeuse (F.A.S.), qui dépend à la fois de la porosité et de l'humidité des déchets, diminue également et de façon plus sensible (55 à 30 %).

En revanche, la capacité de rétention augmente (28 à 40 %). Ce dernier résultat est contraire à ceux présentés par Beaven & Powrie (1995) qui indiquent une diminution de la capacité au champ des déchets (ou capacité de rétention) lorsque la densité augmente.

On constate que la perméabilité intrinsèque des déchets est relativement faible, avec des valeurs comprises entre 0.7 et 41 Darcy.

Hormis un résultat singulier (casier P, 15 m), on retrouve la décroissance attendue de la perméabilité avec la profondeur.

Le nombre d'échantillons traités est cependant insuffisant pour dégager une loi empirique ou confirmer les résultats obtenus par Bleiker et al. (1995).

III.3 Pression capillaire

Pour identifier les transferts d'humidité dans une décharge partiellement saturée par une phase liquide, il est nécessaire de connaître la courbe de pression capillaire des déchets. En effet, la variation de la pression capillaire en fonction de la teneur en eau permet de déterminer l'expression du coefficient de diffusion massique isotherme, et éventuellement par le biais de relations empiriques, l'expression de la perméabilité effective.

III.3.1 Rappels

Nous rappelons ici les lois empiriques de variation de la pression capillaire et de la perméabilité effective en fonction de la teneur en eau dans un milieu poreux, que nous utiliserons pour exploiter les résultats expérimentaux (voir chapitre A).

- Campbell (1974) : deux paramètres de calage (b et B) non indépendants.

$$P_c(\theta) = P_{ce} \left(\frac{\theta}{\theta_s} \right)^{-b} \quad ([eA.7])$$

$$k(\theta) = k_s \left(\frac{\theta}{\theta_s} \right)^B \quad ([eA.8])$$

$$B = 2b+3 \quad ([eA.9])$$

- Van Genuchten (1980) : trois paramètres de calage (α , m et n), dont deux liés.

$$P_c(\theta) = \frac{1}{\alpha} [(\theta_e)^{-1/m} - 1]^{1/n} \quad \text{avec } \theta_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad ([eA.10])$$

$$k(\theta) = k_s \cdot \sqrt{\theta_e} [1 - (1 - \theta_e^{1/m})^m]^2 \quad ([eA.11])$$

$$m = \frac{n-1}{n} \quad ([eA.12])$$

θ : teneur en eau volumique

θ_s : teneur en eau à saturation (égale à la porosité)

θ_r : teneur en eau résiduelle

θ_e : teneur en eau effective

P_c : pression capillaire (Pa)

k_s : perméabilité intrinsèque (m^2)

P_{ce} : pression capillaire d'entrée de l'air (Pa)

Le coefficient de diffusion massique isotherme est défini par :

$$D_\theta(\theta) = -\frac{k(\theta)}{\mu} \cdot \left(\frac{\partial P_c}{\partial \theta} \right)_T \quad (\text{en } m^2 \cdot s^{-1}) \quad ([eA.14])$$

avec μ la viscosité dynamique du fluide ($kg \cdot m^{-1} \cdot s^{-1}$).

Il peut être exprimé en fonction de l'humidité volumique et des propriétés du milieu en utilisant les lois de Campbell ou Van Genuchten.

III.3.2 Bibliographie

La plupart des études qui visent à estimer la quantité de lixiviats produits par une décharge utilisent des approches hydrologiques globales, dans lesquelles le coefficient de diffusion massique n'intervient pas. On trouve donc peu de résultats expérimentaux concernant la loi de pression capillaire dans les déchets.

Korfiatis & Demetrapoulos (1984) ont réalisé des mesures de pression capillaire et d'humidité à saturation sur une colonne (3.5 litres) de déchets prélevés dans une décharge. Les résultats obtenus correspondent parfaitement à la loi [eA.7] avec $b = 1.5$.

La résolution numérique de l'équation de Richard, dans laquelle seuls les coefficients b et B des lois de Campbell sont calés pour simuler au mieux le déplacement des lixiviats dans une colonne expérimentale, indique les valeurs optimales suivantes : $b = 4$ et $B = 11$.

De la même façon, Vincent (1991) propose des valeurs de b et B calées en comparant des résultats numériques à des résultats expérimentaux obtenus sur des colonnes de déchet type. On notera cependant que les autres paramètres des lois (en particulier la teneur en eau à saturation et la perméabilité intrinsèque), bien qu'appartenant à un intervalle défini par des mesures expérimentales, sont également calés : $b = 3$ et $b = 4.5$, $B = 19$.

III.3.3 Résultats expérimentaux

Des expériences de drainage ont été réalisées à l'IMFT sur deux échantillons d'environ 350 grammes prélevés dans le casier F (entre 9 et 15 m de profondeur) du C.E.T. de Montech (Pochet, 1997).

Les déchets contenus dans une cellule cylindrique de 0.75 litre sont initialement saturés en eau. Un dispositif permet de maintenir la pression de l'eau (P_e) constante au cours de l'expérimentation. L'injection d'air (P_a connue) par le haut de la cellule, entraîne l'évacuation d'une quantité d'eau par le bas.

Pour chaque pression capillaire $P_c = P_a - P_e$ imposée, un bilan massique permet de déterminer la teneur en eau pondérale des déchets.

La reproductibilité des mesures a été vérifiée par trois séries de mesures sur chaque échantillon.

Les résultats obtenus sont intéressants car ils montrent que les lois classiques de variation de la pression capillaire en fonction de la saturation en eau dans un milieu poreux, peuvent être appliquées aux déchets.

Cependant, la faible taille des échantillons étudiés ne permet pas de valider leur représentativité vis à vis de l'ensemble des déchets.

A partir de ces résultats expérimentaux, on a recherché les valeurs des paramètres de calage des lois de Campbell ([eA.7]) et Van Genuchten ([eA.10]), grâce auxquelles on peut proposer des expressions empiriques de variation de la perméabilité effective et du coefficient de diffusion massique isotherme des déchets de Montech.

III.3.3.1 Courbe de pression capillaire

A titre d'exemple, on présente la comparaison d'une courbe expérimentale et des lois empiriques calées (figure fB.9).

Les données expérimentales pour chaque série de mesures (porosité ε , humidité volumique résiduelle θ_r et pression capillaire d'entrée de l'air P_{c_e}) ainsi que les paramètres de calage des lois empiriques sont regroupés dans le tableau tB.5.

Les coefficients de corrélation entre les résultats expérimentaux et les deux lois empiriques sont supérieurs à 0.96 pour toutes les séries de mesures.

La relation de Van Genuchten (qui comprend un paramètre de calage de plus) correspond mieux aux données expérimentales, même si on tient compte de l'amélioration apportée par Clapp & Hornberger (1978) dans la relation de Campbell (existence d'un point d'inflexion).

On retiendra cependant les lois de variation de P_c et k en fonction de θ proposées par Campbell, car elles présentent des expressions analytiques plus simples à mettre en oeuvre, pour le calcul du coefficient de diffusion massique isotherme notamment.

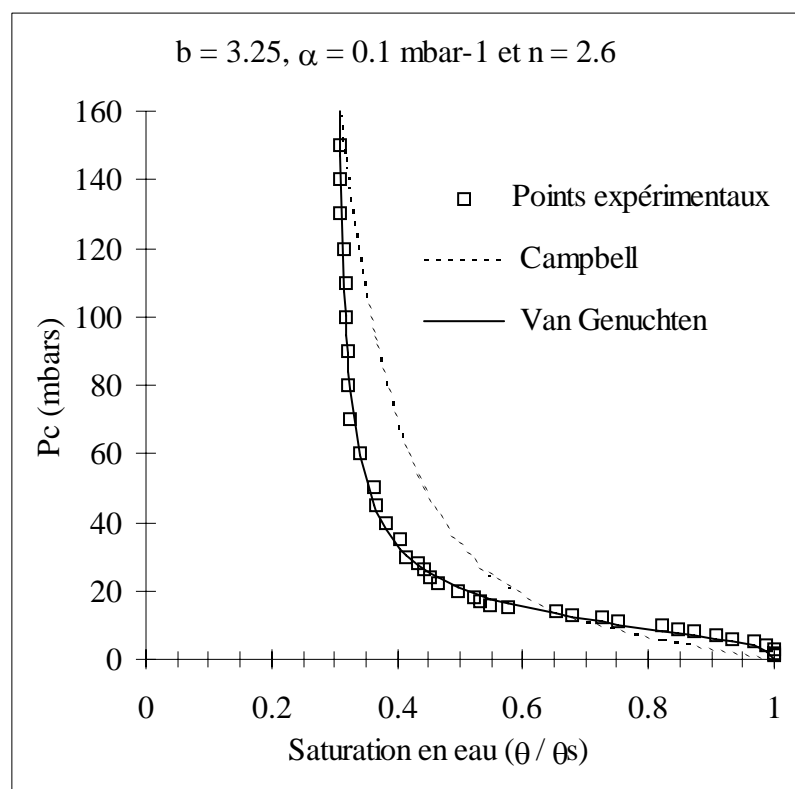


Figure fB.9 : Courbes de pression capillaire expérimentales et lois empiriques calées (Campbell et Van Genuchten)

	Echantillon	1			2		
Mesures	ε	65.9 %			70.9 %		
	θ_r	19.76 %	8.9 %	17.53 %	17.36 %	17.62 %	17.62 %
	P_{ce} (mbar)	3.5	3.5	4.5	2.5	3	3
Calage	b	3.25	3.5	2.8	3	2.9	2.87
	α (mbar ⁻¹)	0.1	0.08	0.07	0.095	0.085	0.095
	n	2.6	3.6	3.6	3.95	3.3	3.6

Tableau tB.5 : Données expérimentales et paramètres de calage pour la courbe de pression capillaire

On remarque que les valeurs du paramètre b sont très proches de celles présentées dans la bibliographie.

En accord avec Campbell ([eA.7]), la variation de la pression capillaire en fonction de l'humidité des déchets peut être représentée par l'expression :

$$P_c(\theta) = 350. \left(\frac{\theta}{\varepsilon}\right)^{-3} \quad (\text{en Pa}) \quad [\text{eB.7}]$$

avec θ l'humidité volumique et ε la porosité (ε de l'ordre de 65 %, cf. §III.2.3.2).

III.3.3.2 Perméabilité effective et coefficient de diffusion massique isotherme

La perméabilité effective des déchets de Montech peut être estimée grâce aux relations proposées par Campbell ([eA.8] et [eA.9]) en utilisant la valeur $b = 3$ obtenue expérimentalement :

$$k(\theta) = k_s \left(\frac{\theta}{\varepsilon}\right)^9 \quad (\text{en m}^2) \quad [\text{eB.8}]$$

avec k_s la perméabilité intrinsèque (k_s comprise entre 0.7 et 41 Darcy, cf. §III.2.3.2).

A partir de [eB.8] et de la dérivée de [eB.7], on obtient l'expression suivante du coefficient de diffusion massique isotherme :

$$D_\theta(\theta) = 1000. \frac{k_s}{\varepsilon \cdot \mu} \cdot \left(\frac{\theta}{\varepsilon}\right)^5 \quad (\text{en m}^2 \cdot \text{s}^{-1}) \quad [\text{eB.9}]$$

III.4 Humidité des déchets

L'humidité est sans doute un des paramètres qui influencent le plus les mécanismes de biodégradation des déchets, mais également un des plus difficiles à mesurer en continu sur site.

Un inventaire des techniques classiques de mesure de l'humidité utilisées en physique des sols (sondes à neutrons, sondes résistives, sondes TDR (Réflectométrie dans le Domaine Temporel), sondes capacitives ou tensiomètres) a montré que toutes ces méthodes, basées sur une mesure indirecte nécessitant un étalonnage préalable, ne permettent pas de suivre l'évolution de la teneur en eau des déchets avec une bonne précision (ADEME, mars 1997).

Seule la méthode gravimétrique, consistant à prélever un échantillon et à le peser avant et après séchage jusqu'à masse constante à l'étuve (à 105°C), fournit une valeur précise de l'humidité massique. Il ne peut cependant s'agir que de mesures ponctuelles dans le temps, sur des échantillons prélevés en surface ou par forage, et dont la représentativité dépend de la masse de déchets analysés.

L'humidité massique peut être exprimée par rapport à la masse totale (ω), ou par rapport à la masse sèche (ω'). L'humidité volumique (θ) peut être calculée à partir de l'humidité massique si l'on connaît la masse volumique sèche du milieu (ρ_o). Les relations entre ces trois paramètres sont les suivantes (avec ρ_e la masse volumique de l'eau) :

$$\omega' = \frac{\omega}{1 - \omega} \quad [\text{eB.10}] \qquad \theta = \frac{\rho_o}{\rho_e} \cdot \omega' \quad [\text{eB.11}]$$

Afin qu'il n'y ait pas de confusion possible, les valeurs de l'humidité présentées dans la revue bibliographique ci-dessous, et dans les résultats expérimentaux obtenus sur les déchets de Montech par la technique gravimétrique, sont toujours exprimées par rapport à la masse totale (ω).

III.4.1 Bibliographie

L'humidité des déchets lorsqu'ils sont déposés en décharge est directement liée à leur composition. Hoeks (1983), en se basant sur la composition moyenne des déchets ménagers aux Pays-Bas et sur une estimation de la teneur en eau des éléments de chaque catégorie, indique une humidité de 35 %. Plus généralement, en Europe, on estime que les ordures ménagères contiennent entre 25 et 35 % d'eau (Borgés, 1988).

L'évolution de la teneur en eau des déchets une fois sur site, dépend des conditions de gestion (couverture, récupération ou réinjection des lixiviats...) et des facteurs climatiques (précipitation, ruissellement, évapotranspiration).

Des modèles de bilan hydrique (ex : HELP aux USA, BHYDEC en France) ont été développés pour simuler les variations du stock d'eau global dans les décharges (Barrés et al., 1990). Mais ils ne permettent pas d'accéder à la connaissance de la répartition spatiale de l'humidité au sein de la masse des déchets.

Plusieurs études fournissent des valeurs de ω mesurées sur des échantillons prélevés en profondeur. Ham et al. (1993) présentent l'humidité de déchets, âgés de 1 à plus de 24 ans,

obtenus lors de 13 forages (1 à 6 mètres de profondeur), dans la décharge de Fresh Kills (New York).

Bookter & Ham (1982) comparent les valeurs mesurées sur des échantillons provenant de différents sites aux Etats-Unis. Des déchets situés entre 1 et 30 mètres de profondeur ont été étudiés, mais seules deux à trois valeurs de l'humidité par forage sont reportées.

Dans ces deux cas, une attention particulière a été portée au protocole de prélèvement et d'analyse des échantillons afin de garantir la représentativité des résultats. Les valeurs obtenues couvrent une gamme très large (15 à 54 %), et aucun comportement typique de variation avec la profondeur ou l'âge des déchets n'a pu être dégagé.

Emberton (1986) conclut de la même manière une étude menée sur 10 décharges en Grande-Bretagne au cours de laquelle 73 échantillons de déchets âgés de quelques mois à 12 ans ont été analysés.

III.4.2 Humidité initiale des déchets déposés à Montech

Lors de la mise en place des sondes dans la couche supérieure du casier P, 15 échantillons ont été prélevés à l'endroit des têtes de mesure (environ 1 mètre de profondeur lors du prélèvement).

La teneur en eau des déchets, déposés depuis moins de 15 jours et en période hivernale (froide et sèche), n'a sans doute pas beaucoup évolué depuis leur arrivée. De plus, nous avons vu que la composition des déchets arrivant sur le site est relativement constante au cours de l'année.

On peut donc considérer que les analyses effectuées sur ces échantillons fournissent des informations quantitatives sur l'état initial des déchets de Montech.

On a représenté sur la figure fB.10 la distribution des résultats autour de l'humidité moyenne (39.5%). On constate que la variabilité des mesures n'est pas très importante (écart type = 2.5 %). L'humidité initiale (au moment du dépôt) des déchets de Montech est donc comprise entre 32.6 % et 46 %, en accord avec l'étude de représentativité (§ III.1.3.1). Ces valeurs sont plus élevées que celles rencontrées dans la bibliographie.

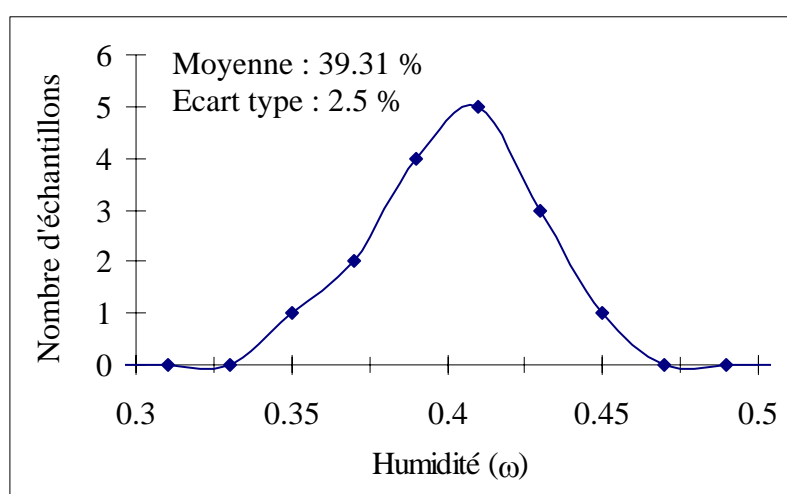


Figure fB.10 : Distribution de l'humidité mesurées sur 15 échantillons prélevés en surface

III.4.3 Distribution verticale de l'humidité dans les déchets

Nous avons déterminé, selon la méthode gravimétrique, des profils verticaux d'humidité dans quatre alvéoles de la décharge de Montech. Le protocole de prélèvement a été décrit au paragraphe III.1.3.2.

Au moment des forages, les casiers n'étaient plus en exploitation et les déchets étaient recouverts d'une couche de terre d'environ 30 cm.

Une membrane agricole sépare les déchets déposés au cours de chacune des deux phases d'exploitation du casier E.

Les profils d'humidité obtenus sont présentés sur la figure fB.11. Lorsqu'il est connu, l'âge moyen des déchets (calculé le jour du forage) en fonction de leur profondeur est indiqué.

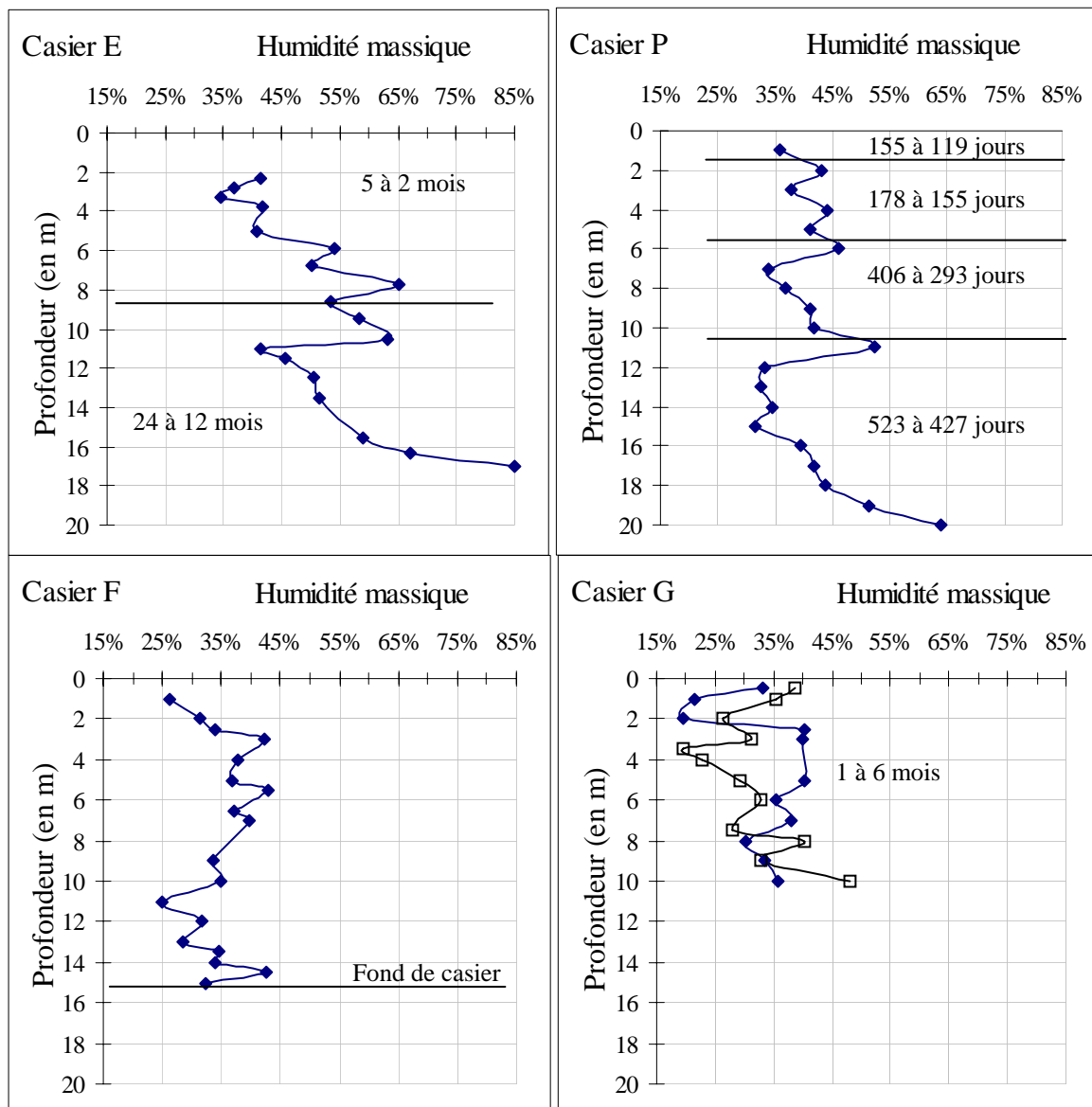


Figure fB.11 : Profils verticaux d'humidité dans 4 casiers du site de Montech

Il ne semble pas exister de corrélation forte entre l'humidité et la profondeur. Globalement, les valeurs sont distribuées dans l'intervalle 15-55 % décrit dans la littérature. On constate cependant une forte augmentation de l'humidité près de la paroi imperméable en fond de casier (E et P) et de part et d'autre de la membrane agricole (E).

Ces résultats sont néanmoins ponctuels et ne peuvent être extrapolés au comportement hydrique des décharges à long terme. Il est en effet possible que le temps caractéristique des transferts d'humidité dans les déchets soit supérieur au temps de présence sur site des échantillons lorsque nous les avons analysés.

III.5 Propriétés thermiques des déchets

La conductivité thermique et la capacité calorifique des déchets sont des paramètres dont l'évaluation est indispensable si l'on veut effectuer un bilan thermique d'une décharge ou simuler les transferts de chaleur qui s'y développent.

III.5.1 Définitions (rappels)

Dans un milieu poreux insaturé, la capacité calorifique volumique équivalente (à pression constante) est définie comme étant la moyenne, pondérée par les fractions volumiques, des capacités calorifiques de chacune des phases (voir [eA.20]).

La conductivité thermique équivalente, λ^* (en $\text{W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$) dépend de la conductivité thermique de chacune des phases en présence et de leur fraction volumique, mais il est difficile d'obtenir mathématiquement cette relation pour un système triphasique (solide, eau, gaz). Retenons simplement que dans un milieu poreux donné, elle varie avec la saturation en eau (ou en air).

Enfin, dans chaque phase, C_p et λ varient avec la température.

La capacité calorifique et la conductivité thermique équivalentes d'un milieu poreux dépendent donc directement de l'humidité et de la température.

Il en est de même pour la diffusivité thermique équivalente définie par :

$$a^* = \frac{\lambda^*}{(\rho C)^*} \quad (\text{en } \text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}).$$

III.5.2 Bibliographie

D'après Haug (1993), les seuls résultats expérimentaux caractérisant les variations de $(\rho C)^*$ et λ^* en fonction de l'humidité concernant des déchets, ont été obtenus par Mears et al. (1975) sur des lisiers de porcs. La conductivité thermique, qui varie linéairement avec la teneur en eau, apparaît comme relativement faible (au plus égale à celle de l'eau).

Young (1992) indique que la capacité calorifique des déchets est de l'ordre de $2,2 \cdot 10^6 \text{ J}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{K}^{-1}$, sans toutefois préciser la source de ce résultat.

En absence de données expérimentales concernant les propriétés thermiques des déchets, Rees (1980a) considère que l'on peut utiliser la conductivité thermique de la sciure ($\lambda = 0,058 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$) pour évaluer le bilan thermique d'une décharge. Il présente également une table de variation de la capacité calorifique équivalente des déchets en fonction de leur humidité ($(\rho C)^* = 1,9.10^6$ à $2,9.10^6 \text{ J.kg}^{-1}.\text{K}^{-1}$ pour $\omega = 20$ à 55%). Il s'agit en fait d'une moyenne pondérée (par les fractions massiques) des capacités calorifiques de l'eau et de la sciure.

On peut signaler également les travaux de Dach & Jager (1995) qui ont utilisé un modèle complexe, couplant des connections séries et parallèles, pour calculer la conductivité thermique équivalente des déchets. Ils indiquent que celle-ci se situe dans la gamme $0.15 - 0.4 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$ si la teneur en eau et la température sont faibles, mais peut atteindre $1 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$ dans le cas contraire. Le même type de modèle permet à Yoshida et al. (1997) de calculer une conductivité thermique équivalente de $0.53 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$ pour des déchets dont la capacité calorifique est estimée à $3,24.10^6 \text{ J.m}^{-3}.\text{K}^{-1}$.

Les auteurs semblent d'accord pour affirmer que les déchets sont thermiquement faiblement conducteurs, et que leur capacité calorifique est inférieure à celle de l'eau.

La rareté des valeurs expérimentales pour la conductivité et la capacité calorifique des déchets s'explique sans doute par le fait que les études de transferts thermiques dans ce milieu sont assez récentes (le premier modèle numérique de transport du biogaz intégrant l'équation de la chaleur et l'effet de la température sur les processus biologiques a été publié par El-Fadel et al; en 1996).

III.5.3 Mesures des coefficients thermiques des déchets

Des mesures de conductivité thermique et de diffusivité thermique équivalentes ont été réalisées sur 23 échantillons de déchets prélevés dans le casier G entre 1 et 10 m de profondeur.

Ces propriétés thermiques des déchets ont été déterminées à partir de thermogrammes expérimentaux fournis par une sonde à choc thermique. Cette méthode, initialement développée pour des milieux poreux homogènes, peut effectivement être appliquée pour les déchets en cours de dégradation, mais avec une faible précision relative sur les résultats : $\frac{\Delta\lambda^*}{\lambda^*} = 15\%$ et $\frac{\Delta a^*}{a^*} = 45\%$.

(le principe de fonctionnement des sondes à choc thermique, ainsi que le protocole de mesures dans les déchets est présenté en annexe 1).

L'incertitude sur l'évaluation de λ^* et a^* nous a paru acceptable, dans la mesure où notre objectif est avant tout de fournir des ordres de grandeurs des propriétés thermiques des déchets, pour pouvoir interpréter les évolutions de température observées sur le site.

Les valeurs expérimentales de la conductivité thermique des déchets sont présentées sur la figure fB.12. Pour donner une échelle de comparaison, on indique la conductivité thermique de quelques éléments (d'après Gieck, 1990).

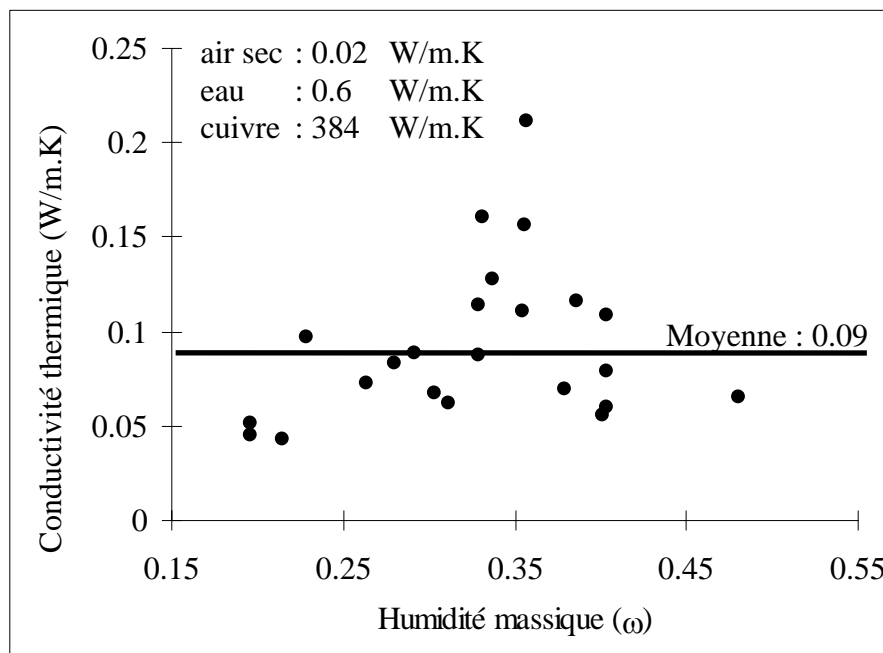


Figure fB.12 : Conductivité thermique des échantillons prélevés dans le casier G

La diversité des matériaux présents dans les déchets, pouvant aller du cuivre à la laine de verre, laisse à penser qu'il n'existe pas de volume élémentaire représentatif au regard des propriétés thermiques de ce milieu. Cependant, même si les résultats obtenus sont largement distribués autour de la valeur moyenne $\lambda^* = 0,09 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$, tous les échantillons étudiés présentent une conductivité thermique relativement faible.

Globalement, les déchets semblent donc peu conducteurs, ce qui peut en partie s'expliquer par leur porosité élevée.

Ces résultats expérimentaux couvrent une plage d'humidité trop faible (20 à 50 %) pour pouvoir mettre en évidence une corrélation entre la conductivité thermique et la teneur en eau des échantillons. Il en est de même pour la diffusivité thermique.

Les valeurs de diffusivité thermique mesurées sont également très dispersées, comprises entre 7.10^{-8} et $3.10^{-7} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$, avec une valeur moyenne $a^* = 1,5.10^{-7} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ proche de celle de l'eau.

A partir des valeurs moyennes de λ^* et a^* , on peut donner une estimation de la capacité calorifique des déchets : $(\rho C)^* = 0,6.10^6 \text{ J.m}^{-3}.\text{K}^{-1}$.

Pour simuler les transferts de chaleur au sein d'une décharge, on propose d'utiliser des valeurs de coefficients thermiques de l'ordre de celles obtenues lors de cette étude expérimentale des propriétés thermiques des déchets de Montech :

$$\lambda^* = 0,09 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$$

$$(\rho C)^* = 0,6.10^6 \text{ J.m}^{-3}.\text{K}^{-1}$$

$$a^* = 1,5.10^{-7} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$$

III.6 Caractérisation biochimique des déchets

Les résultats expérimentaux présentés dans cette partie sont issus du mémoire de D.Lambert (1997). Ils ont été obtenus à l'INSA de Toulouse (URPB) sur six échantillons de déchets prélevés en surface à Montech lors de la mise en place des sondes 6 dans le casier P.

Les dosages chimiques étant réalisés sur des faibles quantités de déchets broyés (quelques grammes), un protocole de sélection a été élaboré pour que les résultats soient représentatifs des prélèvements initiaux. En revanche, la représentativité vis à vis de l'ensemble des déchets situés dans la couche de surface, ne peut être évaluée qu'à partir du coefficient de variation CV (écart type / moyenne) calculé sur seulement 6 valeurs.

III.6.1 Composition chimique élémentaire

Les déchets sont constitués de matière organique, susceptible d'être biodégradée, et de matière minérale inerte.

La fraction organique, ou MSV (Matière Solide Volatile) est composée essentiellement (50 à 90 %) de matières lignocellulosiques (CHL : cellulose, hémicellulose et lignine), le reste étant des protéines et des lipides.

La proportion massique de matière organique dans les échantillons a été déterminée par calcination à 500°C. Une valeur moyenne de 64 % de MSV (par rapport à la masse sèche des échantillons) a été obtenue (CV = 9 %). Cette valeur est en accord avec la bibliographie.

Les matières lignocellulosiques ont été dosées selon la méthode de Van Soest (1963). Elles représentent 74 % des MSV (CV = 11 %), soit 39 % de la masse sèche des déchets.

III.6.2 Biodégradabilité

La caractérisation de la biodégradabilité des déchets consiste à estimer la quantité maximale de méthane qui peut être produit au cours de leur dégradation.

Barlaz et al. (1989a) estiment à partir de données expérimentales en laboratoire que le potentiel méthanogène des déchets est compris entre 77 et 107 l CH₄ / kg sec. En pratique, dans une décharge, la production de méthane, étalée sur plusieurs années, varie de 0.06 à 0.3 l / kg.sec / an (Buivid et al., 1981).

Des tests BMP (Biochemical Methane Potential) ont été effectués sur les six échantillons prélevés. Il s'agit de mesurer la production cumulée de méthane provenant d'un échantillon incubé dans un milieu chimique connu, à une température contrôlée.

En moyenne, les réacteurs ont produit 95 litres de méthane par kg de déchet sec (CV = 17 %).

IV Synthèse de l'étude expérimentale sur site

Une instrumentation permettant d'analyser l'évolution spatiale et temporelle de la température, de la pression et de la composition gazeuse au sein des déchets a été mise en place dans un casier du C.E.T. de Montech. Des informations ont ainsi été recueillies au cours du remplissage et après la période d'exploitation.

L'interprétation des données expérimentales, fondée sur une modélisation des transferts de masse et de chaleur en milieu poreux réactif, nécessite une connaissance précise des propriétés physiques et biochimiques des déchets.

Une étude bibliographique a montré que les résultats expérimentaux sont rares et très variés. De plus, le problème de la représentativité des mesures effectuées sur des échantillons issus d'un milieu hétérogène se pose inévitablement, puisque le coût de prélèvement et les techniques de mesures en laboratoire ne permettent pas toujours de multiplier les analyses sur des échantillons de masse importante.

Une caractérisation des déchets de Montech a donc été entreprise, afin de déterminer tous les paramètres physiques, thermiques et biochimiques jouant un rôle prépondérant dans les processus de biodégradation. Une "carte d'identité" précise des valeurs moyennes des propriétés des déchets de Montech peut ainsi être proposée (tableau tB.6).

Propriétés	Valeurs moyennes	Unités
Humidité initiale (ω)	33 à 46 %	kg / kg humide
Humidité sur site	15 à 85 %	kg / kg humide
MSV	64 %	kg / kg sec
CHL	39 %	kg / kg sec
BMP	95	litres de CH ₄ / kg. sec
Masse volumique humide	600 - 1000	kg.m ⁻³
Porosité (ϵ)	63 à 68 %	
Perméabilité intrinsèque (k_s)	0.7 à 41	Darcy (1.10 ⁻¹² m ²)
Capacité de rétention	28 à 40 %	
Conductivité thermique équivalente (λ^*)	0,09	W.m ⁻¹ .K ⁻¹
Capacité calorifique équivalente (ρC^*)	0,6.10 ⁶	J.m ⁻³ .K ⁻¹
Diffusivité thermique équivalente (a^*)	1,5.10 ⁻⁷	m ² .s ⁻¹
Pression capillaire (P_c)	$P_c(\theta) = 350.(\theta / \epsilon)^{-3}$	Pa
Perméabilité effective (k)	$k(\theta) = k_s. (\theta / \epsilon)^9$	m ²

Tableau tB.6 : Synthèse des propriétés physiques, thermiques et biochimiques déterminées sur les déchets de Montech

CHAPITRE C

Etude expérimentale en laboratoire

Etude expérimentale en laboratoire

Parallèlement à l'étude expérimentale du site de Montech, nous avons entrepris une série d'expériences en laboratoire destinées à analyser, à une échelle plus fine, les mécanismes de transferts de masse et de chaleur qui interviennent lors de la biodégradation des déchets.

Dans ce chapitre, nous situons nos objectifs et la démarche que nous avons adoptée par rapport aux études expérimentales présentées dans la littérature. Nous décrivons ensuite le dispositif expérimental principal constitué de deux pilotes de laboratoire de 300 litres, remplis d'un déchet modèle. Les caractéristiques physiques et thermiques de ce milieu, déterminées par des expériences spécifiques, sont ensuite détaillées.

I Introduction

I.1 Bibliographie

En dehors des études de sites réels ou de casiers expérimentaux de grande échelle, le comportement des déchets au cours de leur biodégradation a beaucoup été étudié en laboratoire. Les protocoles expérimentaux diffèrent essentiellement par la taille des dispositifs utilisés.

Les études les plus courantes sont réalisées en pilotes de laboratoire de volume variable (2 à 200 litres). De forme cylindrique, appelés lysimètres, colonnes ou digesteurs, leur diamètre est toujours inférieur à leur hauteur.

Ces colonnes peuvent être remplies de déchets réels prélevés sur site (éventuellement broyés), de déchet type (Borgés, 1988), ou de déchets reconstitués (un élément inerte (verre concassé) mélangé à de la matière organique) (Robles Martinez et al., 1997).

L'instrumentation est conçue de façon à pouvoir mesurer l'évolution qualitative et quantitative de la production globale des fluides. Ainsi, des drains ou une couche de gravier permettent de collecter les lixiviats au fond du réacteur, alors que le biogaz évacué par le haut est dirigé vers un réservoir tampon.

Les lysimètres sont placés dans des bains thermostatés assurant une température constante allant de 30 à 46°C pour les études dans le domaine mésophile, et jusqu'à 60°C pour le domaine thermophile. La température effective des déchets est parfois vérifiée à l'aide d'une sonde.

Ces expériences sont destinées à tester l'influence de divers paramètres sur la quantité et la qualité des lixiviats et du biogaz produits :

- âge des déchets (Ham et al., 1993)

- température de consigne (Mata-Alvarez & Viturtia, 1986)
- recirculation de lixiviats bruts ou neutralisés (Barlaz et al., 1989b, Mata-Alvarez & Viturtia, 1986)
- humidité initiale, densité, taille moyenne des déchets, ajout d'inoculum, d'un milieu tampon (pH) ou de nutriments (Buivid et al., 1981)
- aération forcée (Robles Martinez et al., 1997)

La durée caractéristique de ces études est de l'ordre de six mois (75 à 200 jours en général, 500 jours pour Borgés, 1988) et correspond souvent au temps au bout duquel on n'observe plus de production gazeuse dans les digesteurs.

On trouve également des résultats expérimentaux obtenus sur des pilotes de volume plus important (27 à 675 m³) soumis aux conditions climatiques extérieures. De forme parallélépipédique, leur diamètre équivalent est largement plus grand que leur hauteur (celle-ci étant comprise entre 1 et 3 mètres).

Ces cellules sont généralement remplies de déchets ménagers réels (bruts ou broyés), hormis une étude qui porte sur les refus de compostage mis en balles (Baptiste & Carre, 1991).

L'instrumentation placée dans ce type d'expérimentations est constituée de drains permettant la collecte des lixiviats, de tubes dispersés dans les déchets pour prélever du biogaz et souvent de sondes de températures. Les conditions climatiques (pluviométrie et température) sont également enregistrées.

L'objectif de ces études expérimentales est d'observer l'influence de certains paramètres liés au mode de gestion des décharges, sur la quantité et la qualité des effluents produits :

- humidité initiale, injection d'eau ou recirculation de lixiviats (Leckie et al., 1979)
- broyage des déchets, nature de la couverture (Ham & Bookter, 1982)
- couverture des déchets (Pohland, 1980)

Ces études s'étendent sur plusieurs années (2 à 6,5 ans).

Dans les deux cas cités précédemment, la nature des déchets étudiés (composition chimique élémentaire, humidité initiale, densité) fait l'objet d'une analyse approfondie.

I.2 Objectifs de l'étude expérimentale en laboratoire

Les études expérimentales décrites précédemment ont permis de quantifier l'influence de divers paramètres sur les bilans hydriques et gazeux de la dégradation des déchets. Mais on ne dispose pas de données concernant l'évolution des champs de température ou de distribution des fluides au sein du milieu.

Or ces informations sont nécessaires à la fois pour identifier les mécanismes de transferts de masse et de chaleur prépondérants et pour comprendre leurs interdépendances avec les processus biochimiques de dégradation.

C'est pour répondre à ce double objectif que, en nous appuyant sur les acquis des travaux antérieurs, nous avons mis en oeuvre une série d'expérimentations en laboratoire, avec la

volonté de reproduire les phénomènes observés en décharge, dans un milieu connu, contrôlé, et instrumenté finement.

De plus, en validant un modèle mathématique de transferts couplés, grâce aux données expérimentales fines issues de cette étude, nous espérons à court terme apporter des éléments de réponses aux interrogations soulevées par l'interprétation des données obtenues dans le site de Montech, et à long terme fournir des conseils aux exploitants en testant l'influence de paramètres de gestion (compacité, couverture, circulation de fluides...) sur l'évolution des déchets en décharge.

Le dispositif expérimental consiste essentiellement en deux pilotes cylindriques de 300 litres, instrumentés pour suivre l'évolution spatiale et temporelle de la température, de l'humidité et de la composition gazeuse au cours de la biodégradation d'un déchet modèle.

La composition de ce milieu poreux réactif, qui pour faciliter l'interprétation des données expérimentales doit être la plus simple possible, a été définie de façon à ce que tous les mécanismes physico-biochimiques de dégradation conduisant à la production de méthane dans les décharges d'ordures ménagères puissent être observés en laboratoire.

Dans cette même optique, le protocole expérimental appliqué a permis la succession des deux étapes distinctes de la biodégradation, à savoir les phases aérobie et anaérobie.

Du fait de certaines difficultés rencontrées au cours de l'exploitation (chute brutale de la température extérieure, fuites...) et des diverses interventions réalisées avant d'observer une production de méthane (modification des conditions limites thermiques, injection d'air...), les informations fournies par le premier réacteur (pilote A) sont essentiellement qualitatives ou ponctuelles. Elles ont néanmoins mis en évidence l'importance de la phase aérobie sur l'établissement postérieur de la méthanogénèse.

C'est pourquoi un deuxième réacteur (pilote B) a été mis en oeuvre. Sa conception a été adaptée de façon à étudier plus précisément la dégradation aérobie et ses conséquences sur la production de méthane ultérieure.

Des expériences préliminaires ont été réalisées pour choisir, puis caractériser, le déchet modèle et mettre au point les protocoles de remplissage des réacteurs.

Un travail expérimental important a également été réalisé pour valider les mesures d'humidité dans ce milieu par la méthode des sondes à choc thermiques (voir annexe).

Enfin, des réacteurs plus petits (2 à 3 litres) ont été mis en oeuvre à l'INSA de Toulouse pour étudier l'influence de l'humidité et de la température sur les cinétiques de consommation de l'oxygène ou de production de méthane dans les déchets réels. Ces expériences ne seront pas présentées ici, mais certains résultats seront intégrés aux modèles mathématiques de transferts couplés présentés dans le chapitre E.

II Pilotes expérimentaux

II.1 Dimensionnement des réacteurs

Le choix des réacteurs a été effectué selon un "cahier des charges" établi pour pouvoir observer, à l'échelle du laboratoire et en milieu contrôlé, les principaux mécanismes de transferts qui se développent naturellement dans les décharges d'ordures ménagères.

II.1.1 Forme

Pour limiter les effets de bords et faciliter la modélisation ultérieure des résultats expérimentaux (symétrie axiale), nous avons opté pour des réacteurs cylindriques. Mais, contrairement à ce qui est présenté dans la bibliographie, il nous a paru plus judicieux de choisir un rapport diamètre/hauteur supérieur à 1, par similitude avec les décharges d'ordures ménagères dont la hauteur est toujours très inférieure au diamètre équivalent de la surface.

II.1.2 Dimensions

L'activité biologique n'étant a priori pas soumise à des effets d'échelle, le dimensionnement a été effectué dans le but de définir un volume suffisamment important pour que les transferts massiques et thermiques puissent se développer comme dans un site réel. On a en particulier veillé à ce que la hauteur des réacteurs soit suffisante pour que la convection thermique naturelle puisse éventuellement apparaître, en respectant une similitude hydrodynamique et thermique.

II.1.2.1 Similitude de Rayleigh

Compte tenu des gradients thermiques verticaux rencontrés dans une décharge, et des gradients de densité qui en résultent, il est possible que certains déplacements de fluide soient liés au phénomène de convection naturelle.

Ce mécanisme de transport ne peut apparaître que si le nombre de Rayleigh ([eC.1]), nombre adimensionnel calculé à partir des propriétés du milieu poreux et du fluide, est supérieur à une valeur critique, qui, dans le cas d'une couche poreuse horizontale comprise entre une surface supérieure libre, isotherme, et une surface inférieure imperméable, isotherme, est égale à 27,1 (Bories & Prat, 1995).

$$Ra^* = \frac{\rho \cdot \beta \cdot (\rho C_p)_f \cdot g \cdot k \cdot H \cdot \Delta T}{\mu \cdot \lambda^*} \quad [eC.1]$$

avec respectivement :

- ρ , β , $(\rho C_p)_f$ et μ : la masse volumique (kg.m^{-3}), le coefficient d'expansion thermique (K^{-1}), la capacité calorifique volumique à pression constante ($\text{J.m}^{-3}.\text{K}^{-1}$) et la viscosité dynamique ($\text{kg.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$) du fluide
- λ^* , k , H : la conductivité thermique équivalente ($\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$), la perméabilité intrinsèque (m^2) et la hauteur (m) du milieu poreux
- ΔT : l'écart de température ($^\circ\text{C}$) entre deux points distants verticalement de l'échelle de longueur H
- g : l'accélération de la pesanteur (m.s^{-2})

II.1.2.2 Nombre de Rayleigh dans les pilotes expérimentaux

Le seul paramètre intervenant dans le calcul du nombre de Rayleigh ([eC.1]) qui ne soit pas imposé par le contexte expérimental est la hauteur du milieu.

En effet, la composition du déchet modèle est avant tout définie pour répondre à des critères de biodégradabilité. La taille maximale des composants est fixée à 3 cm de façon à ce que la granulométrie du milieu soit peu dispersée et demeure largement inférieure au diamètre du réacteur. La nature et les propriétés des fluides (lixiviats ou biogaz) et les champs de température résultent des processus biologiques.

Les propriétés du déchet modèle pour lesquelles on ne disposait pas de données expérimentales lors de cette étude de dimensionnement, ont été estimées. Les hypothèses du calcul sont les suivantes :

- propriétés de la phase gazeuse (mélange équimolaire de CH_4 et CO_2 , à 300 K) :
 $\rho = 1.3 \text{ kg.m}^{-3}$, $\beta = 4.10^{-3} \text{ K}^{-1}$, $(\rho C_p) = 1,6.10^3 \text{ J.m}^{-3}.\text{K}^{-1}$, $\mu = 1,4.10^{-5} \text{ kg.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$
 (l'étude en phase gazeuse permet d'obtenir une condition sur H plus sévère que en phase liquide)

- écart de température entre les limites du milieu : $\Delta T = 10 \text{ }^\circ\text{C}$

- conductivité thermique équivalente du milieu (valeur maximale pour une teneur en eau inférieure à la saturation, mesurée dans le déchet modèle) : $\lambda^* = 0.3 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$

- porosité au gaz (F.A.S.) (d'après mesures sur déchets réels) : $\varepsilon = 30 \%$

- perméabilité intrinsèque du milieu estimée à partir de la porosité et du diamètre équivalent des particules ($d = 0.03 \text{ m}$) par la formule de Kozeny-Carman (Dullien,

$$1992) : \quad k = \frac{d^2}{180} \cdot \frac{\varepsilon^3}{(1 - \varepsilon)^2} \quad \Rightarrow \quad k = 2,75.10^{-7} \text{ m}^2$$

Dans ces conditions : $Ra^* = 53,4.H$ d'où : $Ra^* > 27,1$ si $H > 0.5 \text{ m}$

II.1.2.3 Choix des réacteurs

Deux cuves cylindriques (en polyéthylène) de diamètre intérieur 0,78 m et de hauteur totale 0.9 m, équipées d'un couvercle amovible ont été utilisées pour contenir le déchet modèle.

Pour respecter les conditions établies lors de l'étude de dimensionnement ($D > H > 0,5$ m), elles ne sont remplies que sur une hauteur de 0,6 m.

II.2 Instrumentation des réacteurs

Les pilotes expérimentaux sont instrumentés de façon à pouvoir observer l'évolution spatiale et temporelle de la température, de l'humidité et de la composition gazeuse au cours de la dégradation du déchet modèle.

Les sondes réparties au sein du milieu ont été choisies pour répondre à la fois à des critères de précision de mesure, de résistance chimique et mécanique, et de faible encombrement (perturbation minimale des phénomènes).

II.2.1 Sondes internes

Les températures sont mesurées grâce à plusieurs thermocouples cuivre-constantan (type T) répartis dans le déchet modèle. Les fils conducteurs sont enrobés d'une gaine en Téflon (diamètre 2 mm) qui les isole électriquement et les protège de l'humidité et de la corrosion. Les têtes de mesures (soudures chaudes) sont noyées dans une résine conductrice. Un étalonnage systématique a montré que ce dispositif fournit une précision de $\pm 0.25^\circ\text{C}$ sur les mesures.

L'humidité locale est mesurée au sein du déchet à l'aide de sondes à choc thermique. Le principe de fonctionnement de ces sondes, ainsi que l'étalonnage préalable qui permet le calcul de l'humidité à partir des mesures de conductivité thermique équivalente, est présenté en annexe. Cette technique donne une estimation de la teneur en eau massique (ω) à $\pm 3.5\%$ près. En dehors des mesures ponctuelles de l'humidité, le thermocouple chromel-alumel (type K) situé sur ces sondes est utilisé pour des mesures de températures.

Des tubes capillaires (diamètre intérieur 1,6 mm) permettent le prélèvement de gaz ou de lixiviat en différents points du milieu. Des mesures de composition gazeuse (par Chromatographie Phase Gazeuse) et de pH des lixiviats sont ensuite effectuées à l'INSA.

II.2.2 Maillage

Dans le premier réacteur, les sondes sont réparties au sein du déchet modèle selon un maillage relativement régulier. Dans le second, un maillage vertical fin, plus pertinent au regard des mécanismes de transferts prépondérants en phase aérobie, a été défini.

Une attention particulière a été portée, dans les deux cas, pour mesurer la température au niveau des parois latérales. De plus, un thermocouple supplémentaire permet de relever en continu la température extérieure.

II.2.2.1 Pilote A

Pour limiter les perturbations éventuelles induites par la présence des sondes dans le déchet, l'instrumentation interne, composée de 40 thermocouples, 5 sondes à choc et 3 tubes capillaires, est répartie sur cinq plans horizontaux, comprenant le fond ($z = 0$ cm), le centre ($z = 30$ cm) et la surface ($z = 60$ cm) (figure fC.1).

La répartition des thermocouples permet de vérifier les conditions aux limites du domaine, et la symétrie des champs de température par rapport à l'axe.

Le nombre de sondes à choc thermique est limité pour des raisons d'encombrement.

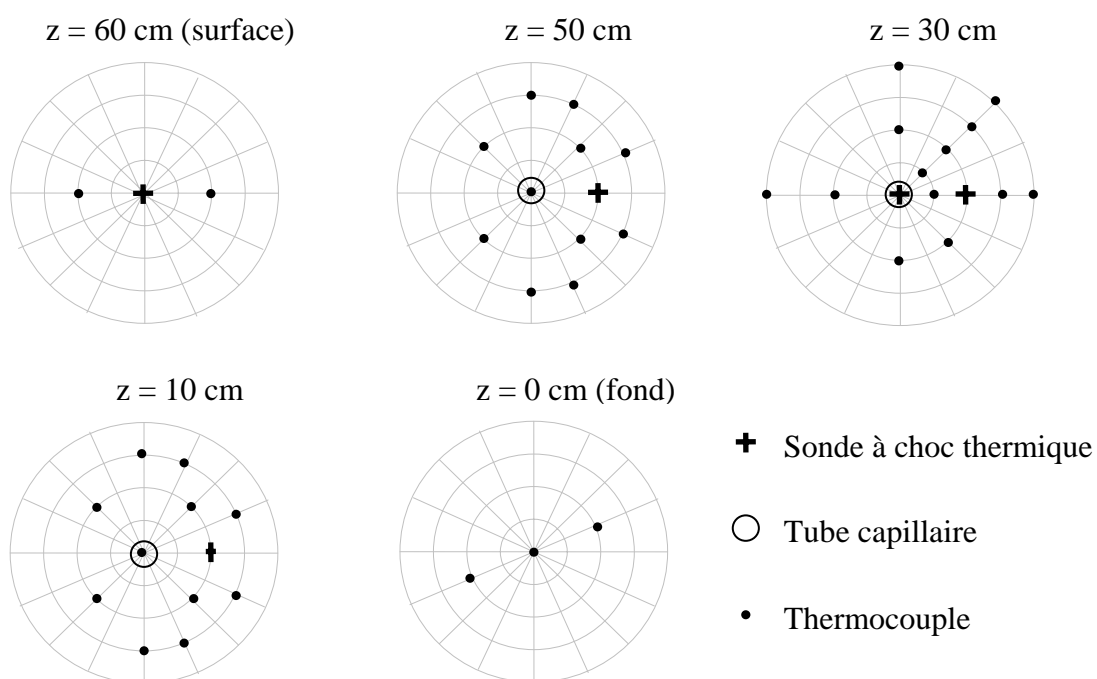


Figure fC.1 : Schéma d'implantation des sondes dans le pilote A (5 plans horizontaux)

II.2.2.2 Pilote B

L'instrumentation du pilote B, composée de 28 thermocouples, 5 sondes à choc thermique et 16 tubes capillaires, est concentrée dans un demi-plan vertical (figure fC.2).

Les sondes sont réparties de façon à pouvoir étudier précisément les gradients verticaux importants, mis en évidence dans le premier réacteur, et la relation existant entre la composition du gaz (phase aérobie notamment) et l'établissement des champs thermiques.

Les température aux limites du domaine (paroi latérale) sont mesurées en 7 points.

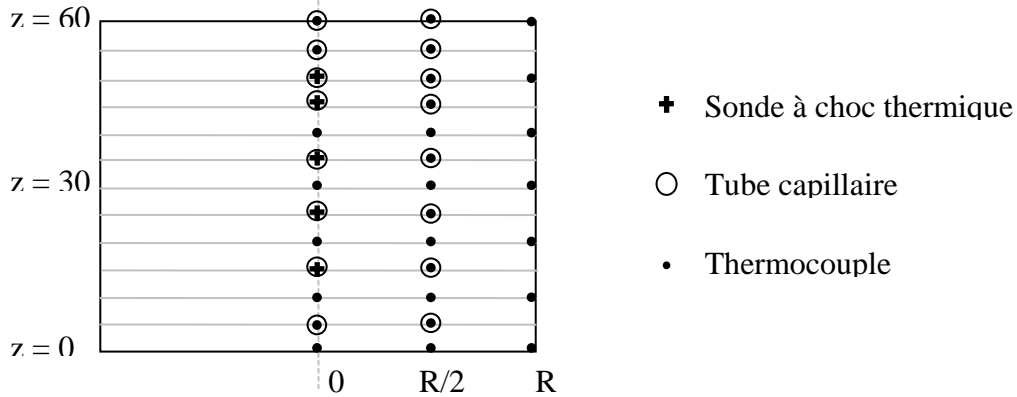


Figure fC.2 : Schéma d'implantation des sondes dans le pilote B (trois axes verticaux)

II.2.3 Acquisition des mesures de température et d'humidité

En sortie des deux réacteurs, les thermocouples (type T et type K) sont regroupés et connectés sur quatre multiplexeurs à relais 20 voies 44705A, insérés dans une centrale d'acquisition HP 3852 A, équipée d'un voltmètre digital HP 44701A (figure fC.3).

Cette unité est commandée depuis un PC par l'intermédiaire d'une carte IEEE-488 et d'un bus HPIB. Elle permet la lecture des microtensions aux bornes des thermocouples et leur conversion en température.

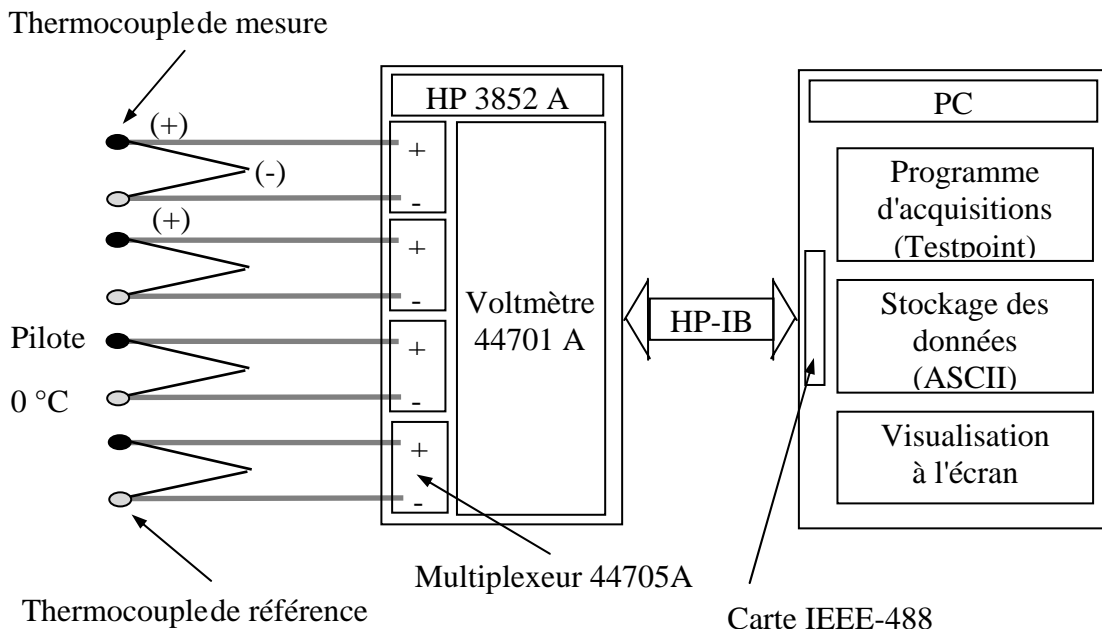


Figure fC.3 : Dispositif d'acquisition automatique des températures

Sur chacun des multiplexeurs, un thermocouple de référence (tête de mesure placée dans de la glace fondante), est monté en opposition. Les circuits de mesure comprennent ainsi une soudure froide effective.

Un programme, développé à l'aide du logiciel Testpoint, gère l'acquisition automatique et l'enregistrement (format ASCII) des données expérimentales des deux réacteurs. Pour les mesures d'humidité cependant, l'envoi de l'impulsion électrique dans les éléments chauffants des sondes à choc doit être déclenché manuellement.

II.2.4 Analyse du biogaz

Le biogaz produit par la décomposition du déchet modèle est collecté au niveau de la surface supérieure des réacteurs, dès lors que ceux-ci sont fermés de façon étanche.

Un système d'acquisition automatique, conçu à l'INSA de Toulouse, mesure et enregistre en continu le volume et la composition du biogaz produit dans chacun des pilotes. Il comprend un condenseur, pour déterminer le degré hygrométrique des gaz évacués et permettre un bilan hydrique, une cloche à gaz servant de réservoir tampon, une pompe volumique et un analyseur infrarouge (CO₂ et CH₄).

II.3 Dispositif expérimental

L'objectif de l'étude en laboratoire est de reproduire les principaux mécanismes de transferts qui se développent dans les décharges au cours de la biodégradation, dans un milieu simple et parfaitement connu. On doit donc minimiser l'impact du protocole expérimental sur l'évolution du déchet modèle, notamment en contrôlant les conditions aux limites du milieu réactif, et en veillant à ne pas introduire d'hétérogénéité structurelle (densité, porosité...) au cours du remplissage des réacteurs.

II.3.1 Contrôle des flux échangés entre le milieu réactif et l'extérieur

II.3.1.1 Fluides

Lorsque les pilotes sont fermés, ils constituent un ensemble étanche dans lequel les entrées et sorties de fluide sont contrôlées.

Un dispositif d'injection / récupération de fluides est enfoui dans la couche de gravier drainante située au fond des réacteurs. Il n'a été utilisé au cours de cette étude expérimentale que pour injecter de l'air dans le pilote A.

II.3.1.2 Chaleur

Dans une décharge, compte-tenu des propriétés thermiques moyennes des déchets, la chaleur produite par les réactions de dégradation se dissipe lentement, ce qui entraîne des élévations de température significatives. Pour pouvoir observer ce même phénomène dans les pilotes de laboratoire soumis à des effets de bords bien plus importants, il faut imposer artificiellement des conditions thermiques de flux nul aux limites.

Les flux de chaleur échangés entre le déchet modèle et l'atmosphère extérieure sont essentiellement conductifs. Ils sont donc proportionnels à la différence de température entre

ces deux milieux. Pour les minimiser, on peut soit diminuer le coefficient de transfert, en entourant les réacteurs d'un matériau isolant, soit réduire l'écart de température aux limites du milieu en imposant une valeur de la température.

Le dispositif expérimental n'étant pas placé dans une pièce climatisée, la température ambiante est sujette aux variations saisonnières qui, au cours de cette étude, ont atteint une amplitude maximale de 27 °C. Dans ces conditions, il paraît difficile de concevoir une isolation thermique suffisante pour imposer un flux de chaleur nul aux parois latérales.

Nous avons donc opté pour la solution qui consiste à maintenir les parois extérieures des réacteurs à une température proche de celle des déchets. Ceci a été réalisé par circulation d'eau à température constante dans des serpentins enroulés autour des réacteurs et recouverts d'un matériau isolant (similaire à de la laine de verre).

Ce dispositif simple réduit effectivement les pertes de chaleur, mais il n'impose pas réellement une condition de flux nul aux parois. En effet, la température de consigne, unique sur la paroi latérale, n'est pas asservie, alors que la température au sein des déchets évolue et présente de forts gradients verticaux.

II.3.2 Mise en place du déchet dans les réacteurs

Dans les réacteurs, le déchet modèle repose sur une couche de gravier (granulométrie 1 cm) de 5 à 10 cm d'épaisseur.

Le protocole de remplissage des cuves a été défini pour assurer une homogénéité de composition et de compactage maximale. Le déchet modèle est préparé puis placé dans le pilote par couches de 5 cm de hauteur, compactées au fur et à mesure.

Le premier réacteur a ainsi été rempli en quelques heures. Pour le second, un protocole de remplissage simulant celui du casier P de Montech a été appliqué. Une période de quinze jours séparant le dépôt de chaque couche de déchets de 10 cm d'épaisseur, la mise en place de la totalité du déchet (60 cm de hauteur) s'est étendue sur trois mois.

Les sondes sont mises en place au fur et à mesure du remplissage. Les têtes de mesure sont fixées sur des fils très fins, solidaires des parois, afin que leur position ne varie pas au cours de l'expérimentation.

Dans le pilote A, les 25 cm qui séparent la surface supérieure du déchet et le couvercle ne sont pas comblés et constituent un volume mort (11,7 litres).

Dans le pilote B, le déchet modèle est recouvert d'une couche drainante et de 15 cm de terre végétale. Il n'y a donc aucun espace entre la surface supérieure du milieu et le couvercle du réacteur.

II.3.3 Schéma

On ne présente que le schéma de principe du pilote B (figure fC.4) car le pilote A est quasiment identique. Il est seulement équipé en plus d'un dispositif d'injection de fluide sous le couvercle et de deux fenêtres latérales (2,5 cm × 30 cm) de visualisation. En revanche, il ne comprend pas de système de régulation thermique au fond.

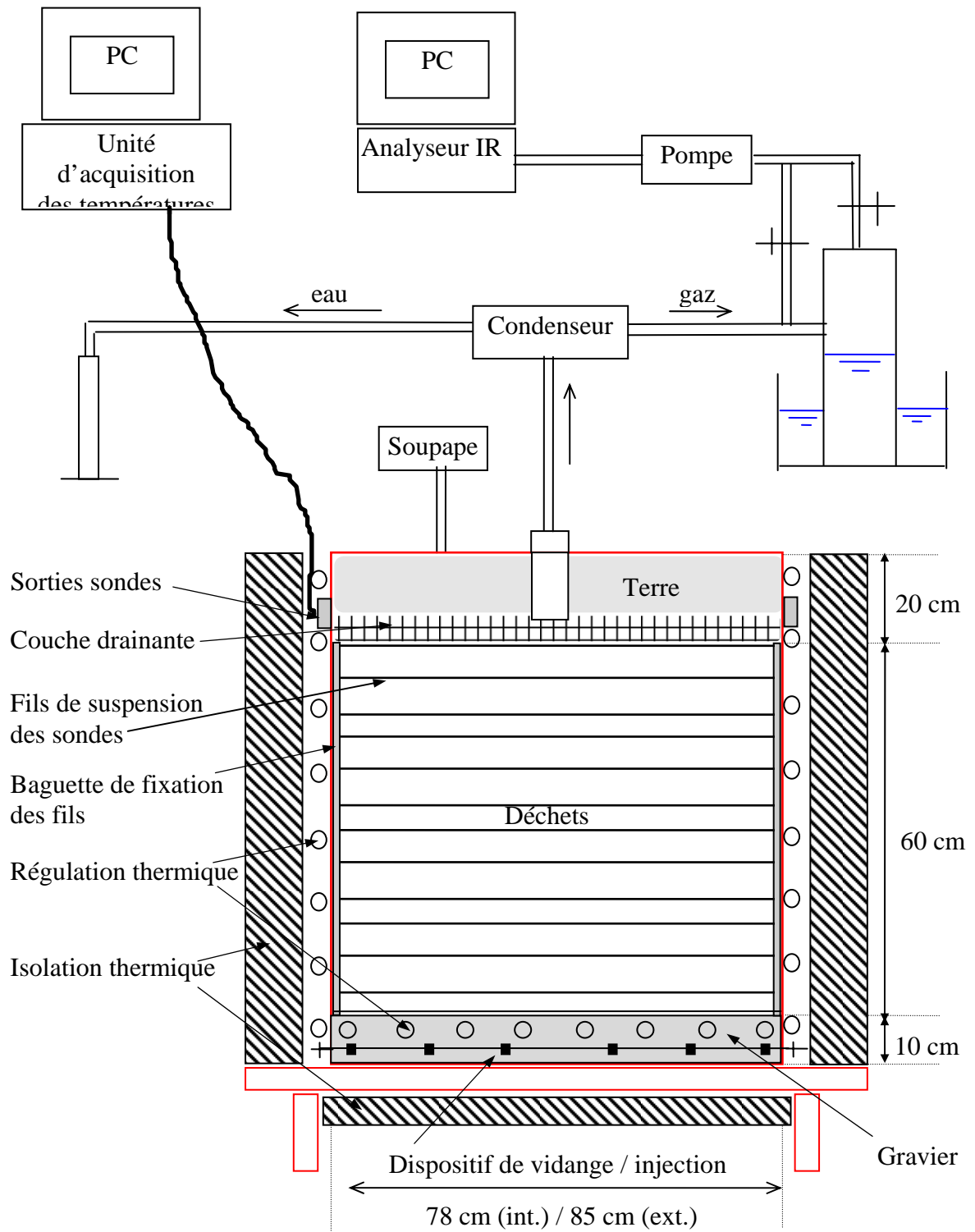


Figure fC.4 : Dispositif expérimental (pilote B)

II.4 Protocole expérimental

Nous précisons ici les conditions dans lesquelles les deux réacteurs ont été mis en oeuvre, et les modifications éventuelles effectuées au cours de l'étude. Certaines de ces informations sont effectivement nécessaires à l'interprétation des résultats expérimentaux présentés dans le chapitre D.

II.4.1 Pilote A

La totalité du déchet modèle (60 cm de hauteur) a été placée dans le pilote A le 13/12/96.

Pour permettre une activité de dégradation aérobie, de l'air a été injecté sous le couvercle du réacteur, avec un débit moyen de 55 litres par heure, pendant deux mois.

La production de gaz et de chaleur étant alors peu significative, une injection d'air forcée par le fond du réacteur a été réalisée pendant un mois avant de placer définitivement le milieu en anaérobiose (hors problèmes d'étanchéité).

L'isolant thermique, de 6 cm d'épaisseur et de conductivité thermique inférieure à celle de la laine de verre ($0.04 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$), qui a été placé autour du réacteur s'est révélé insuffisant pour maintenir des niveaux thermiques satisfaisants dans le déchet. Aussi, en réaction à une chute brutale de la température extérieure, une régulation thermique des parois a été installée après un mois de fonctionnement. La température de consigne a été plusieurs fois modifiée au cours de l'étude afin de suivre l'évolution des niveaux moyens atteints dans le déchet.

Le tableau tC.1 récapitule les conditions limites en température successives imposées aux parois du pilote A.

Température	Période
Température extérieure (19 à 9 °C)	Premier mois de fonctionnement
20 °C	15 jours
25 °C	1,5 mois
28°C	3 mois
30°C	7 derniers mois

Tableau tC.1 : Conditions limites thermiques à la paroi latérale du pilote A

II.4.2 Pilote B

Le pilote B étant destiné plus particulièrement à l'étude de la phase aérobie, on l'a placé dans des conditions similaires à celles d'une couche de surface dans une décharge.

Le déchet modèle a été mis en place en six phases espacées dans le temps d'environ 15 jours. La première couche (10 cm de hauteur) a été placée le 09/07/97, la dernière le 29/09/97.

Au cours de cette période, le réacteur est resté ouvert pour permettre une bonne diffusion de l'oxygène.

Lorsque la hauteur du déchet modèle dans la cuve a atteint 60 cm, celui-ci a été arrosé uniformément pour compenser l'eau évaporée pendant la phase de remplissage.

Il a ensuite été recouvert d'une couche drainante (gravier et géotextile) et de 15 cm de terre. Enfin, le réacteur a été fermé et relié au dispositif de mesure du biogaz.

Pour éviter les problèmes de perte de chaleur rencontrés sur le premier pilote, la paroi latérale du pilote B a été maintenue à 42°C dès le début de l'expérimentation.

De plus, pour simuler l'apport de chaleur provenant des couches inférieures dans un site réel, on a placé un dispositif de chauffage à 40°C dans les graviers situés sous le déchet modèle.

III Composition et caractérisation du déchet modèle

Les pilotes de laboratoire décrits précédemment sont destinés à étudier la biodégradation d'un milieu réactif contrôlé, appelé déchet modèle. Celui-ci doit être défini selon certains critères pour que les mécanismes qui s'y développent soient représentatifs de ceux qui apparaissent dans les ordures ménagères en décharge.

Dans ce paragraphe, nous présentons la composition de ce milieu, ainsi que certaines de ces propriétés physiques et thermiques, déterminées lors d'expériences spécifiques.

III.1 Constitution du déchet modèle

On désire travailler sur un milieu poreux réactif, simple, bien identifié et présentant des analogies de comportement avec les déchets réels. Pour cela, il doit contenir une partie inerte, formant le squelette du milieu poreux, et des éléments organiques qui en se dégradant produisent de la chaleur, des lixiviats et du biogaz (CO_2 et CH_4).

III.1.1 Matière inerte

La matrice solide non consolidée, qui est formée dans une décharge par les déchets minéraux et lentement biodégradables, est constituée d'un matériau unique dans le déchet modèle. Il s'agit de PEHD (Polyéthylène Haute Densité), choisi en raison de ses propriétés physiques (indéformable, imperméable au biogaz) et chimiques (inerte, résistant à des températures élevées).

La masse volumique du PEHD (environ 1050 kg.m^{-3}) et sa conductivité thermique ($0,4 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$) sont du même ordre de grandeur que celles des déchets en décharge.

Pour que le déchet modèle ne présente pas une granulométrie trop dispersée, le PEHD a été introduit sous forme de particules cylindriques de 3 cm de diamètre équivalent.

Des mesures, effectuées sur le milieu poreux constitué par un empilement "au hasard" de ces particules inertes, ont indiqué une porosité moyenne de 35 % et une perméabilité intrinsèque de 23 Darcy.

III.1.2 Matière organique

Seul un substrat complexe peut permettre d'observer, en laboratoire, les étapes successives de la dégradation aboutissant à la production de méthane, sans qu'il y ait inhibition.

Les éléments composant la matière organique, qui avant ajout d'eau représente 55 % de la masse du déchet modèle, ont donc été choisis pour respecter les mêmes proportions de cellulose / hémicellulose / lignine, ainsi que de matières facilement / difficilement

biodégradables, que celles rencontrées dans les décharges d'ordures ménagères (Aguilar, 1998).

La composition massique de la matière organique est la suivante :

- 50 % de papiers (dont magazines sulfurisés) et cartons
- 10 % d'herbes
- 10 % de feuilles végétales
- 16 % d'épluchures (carottes, pommes de terre, concombres, salade, pommes)
- 8 % de riz non cuit
- 6 % de viande crue

Lorsque cela est nécessaire (pour le papier par exemple), la taille moyenne des éléments est réduite pour ne pas dépasser 3 cm.

III.1.3 Humidité initiale

La capacité de rétention (ou capacité au champ) est définie comme étant la teneur en eau volumique retenue dans un milieu poreux sous l'effet des seules forces capillaires. On considère que les déchets ne produisent des lixiviats que si leur humidité est supérieure à ce seuil (Straub & Lynch, 1982a, Rees, 1980a, Borgés, 1988).

En imposant dans le déchet modèle une humidité initiale uniforme et égale à la capacité de rétention, on se place dans des conditions favorables à la fois à l'activité biologique et aux déplacements de la phase liquide.

Une partie de l'humidité initiale du déchet modèle est apportée par la matière organique ($\omega = 37$ % environ), qui n'est pas séchée préalablement au mélange pour ne pas détruire les cellules vivantes.

Le reste est ajouté sous forme de solution à pouvoir tampon ($\text{KH}_2\text{PO}_4 + \text{K}_2\text{HPO}_4 + \text{Urée} + \text{CaCl}_2 + \text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O} + \text{NaHCO}_3$) et d'inoculum (boues anaérobies provenant d'une station de traitement d'eaux usées), afin de prévenir au maximum le risque d'inhibition des réactions biochimiques.

III.2 Caractérisation du déchet modèle

Pour assurer une densité initiale proche de celle des déchets en décharge (0.8-1 à Montech), on doit contraindre le déchet modèle lors de sa mise en place dans les réacteurs. Cependant, le compactage artificiel ne doit pas être à l'origine de déplacements ultérieurs du milieu, et ne doit pas empêcher une bonne diffusion de l'oxygène dans les pores pour l'étude de la phase aérobie (pilote B).

Plusieurs expériences ont donc été conduites, à l'INSA et à l'IMFT, pour compléter la définition du déchet modèle par la masse volumique initiale à imposer et la capacité de rétention correspondante.

Ensuite, ces paramètres étant fixés, nous avons déterminé les propriétés physiques et thermiques du milieu afin de disposer de toutes les données nécessaires à l'interprétation et à la modélisation des phénomènes observés dans les pilotes.

III.2.1 Propriétés physiques du déchet modèle

La capacité de rétention, la porosité et la perméabilité intrinsèque du déchet modèle ont été mesurées en imposant différentes masses volumiques humides initiales au milieu (300 à 900 kg.m⁻³).

Ces expériences ont été réalisées dans une colonne de 28,8 cm de diamètre et environ 35 cm de hauteur, équipée à ces surfaces limites de dispositif d'injection - récupération de fluides.

Suite à un premier essai, l'humidité massique initiale du déchet modèle a été fixée à 50 %. Les colonnes ont été remplies par couches de masse et de hauteur identiques, pour assurer une densité initiale uniforme.

Le protocole expérimental appliqué est identique à celui présenté pour la détermination des propriétés physiques des déchets réels prélevés à Montech (chapitre B).

Après avoir chassé l'air contenu dans les pores par aspiration sous vide ou balayage de CO₂, le milieu est saturé par un écoulement d'eau ascendant.

Le volume d'eau introduit lors de cette étape, supposé égal à celui des pores, permet de calculer la fraction volumique gazeuse présente initialement (F.A.S.). La porosité est donnée par l'humidité volumique à saturation, et la capacité de rétention par l'humidité volumique après une vidange gravitaire de 12 heures.

Trois essais comprenant chacun deux cycles saturation / vidange ont été réalisés.

La précision des mesures est de ± 1 Da sur la perméabilité intrinsèque et de ± 0.05 sur les fractions massiques et volumiques.

Le tableau tC.2 regroupe les résultats obtenus, avec :

- ω : humidité massique (par rapport à la masse totale)
- θ : humidité volumique
- $\rho_o = Ms/V$: masse volumique sèche (en kg.m⁻³)
- $\rho = Mt/V$: masse volumique humide (en kg.m⁻³)

		Test 1		Test 2		Test 3	
	ρ_o	242	293	461	451	435	420
Etat initial	ρ	294	612	908	875	868	804
	ω	18%	52%	50%	49%	50%	48%
	θ	5%	32%	45%	43%	43%	38%
	F.A.S.	67 %	32 %	6 %	17 %	5 %	10 %
Saturation	Porosité	72%	64%	51%	60%	48%	48%
	Perméabilité (en Da)	N. D.	N. D.	N. D.	9	1.5	2.1
Etat final	ω	52%	50%	49%	52%	48%	51%
	θ (capacité de rétention)	32%	34%	42%	49%	38%	42%

N.D. : non déterminé

Tableau tC.2 : Propriétés physiques du déchet modèle à différentes densités

Ces résultats montrent en premier lieu que, quelque soit la densité initiale du déchet modèle, son humidité massique après un cycle vidange - saturation est relativement constante et égale à 50 %.

En revanche, la capacité de rétention proprement dite (volumique) augmente avec la masse volumique, comme nous l'avons déjà remarqué dans les déchets réels.

Pour une masse volumique humide comprise entre 800 et 900 kg.m⁻³, la porosité du déchet modèle est de l'ordre de 50-60 %, et sa perméabilité intrinsèque verticale de l'ordre de 5.10⁻¹² m².

Les propriétés structurelles du déchet modèle sont donc tout à fait comparables à celles observées sur les déchets prélevés à Montech.

Remarque :

La perméabilité intrinsèque du déchet modèle est nettement inférieure à la valeur qui avait été estimée lors de l'étude de dimensionnement.

Toutes données identiques par ailleurs, le nombre de Rayleigh en phase gazeuse, calculé avec la perméabilité réelle (5 Da), demeure très inférieur à la valeur critique Ra*. Il en est de même en phase liquide. Aucune instabilité convective ne devrait donc pouvoir se développer dans les réacteurs.

III.2.2 Concentration en oxygène dans le déchet modèle

La concentration en oxygène dans la phase gazeuse présente dans l'espace des pores des déchets, dépend essentiellement des processus simultanés de diffusion de l'air ambiant et de consommation biologique.

Des expériences ont été menées à l'INSA de Toulouse pour étudier l'influence de la densité sur la concentration en oxygène dans le déchet modèle (Aguilar, 1998).

Le dispositif expérimental consiste en deux colonnes (30 cm de diamètre et 60 cm de hauteur) remplies de déchet modèle avec des densités initiales respectives de 0.5 et 0.65. Une teneur en eau de 50 % est imposée. La surface supérieure de ces milieux est en contact avec l'air ambiant.

Pendant une dizaine de jours, des prélèvements de gaz ont été effectués à fréquence régulière, grâce à des tubes capillaires implantés dans le milieu. Les échantillons gazeux, prélevés à différentes profondeurs au centre des déchets (environ tous les 10 cm), ont été analysés par C.P.G. pour déterminer leur concentration en O₂.

Les résultats obtenus ont montré une disparition très rapide de l'oxygène dans l'ensemble du déchet modèle, à l'exclusion d'une couche de surface dont la hauteur varie selon la densité (figure fC.5). En effet, alors que l'espace des pores est initialement rempli d'air (21% d'oxygène), après un jour d'activité aérobie on a relevé des concentrations en O₂ inférieures à

5 % dans tous les échantillons prélevés à une profondeur supérieure à 12 cm ($d = 0.5$) / 6 cm ($d = 0.65$).

Cette profondeur de pénétration a ensuite augmenté peu à peu, pour se stabiliser au bout d'un mois autour de 20 cm (respectivement 13 cm), comme on peut le voir sur la figure fC.6.

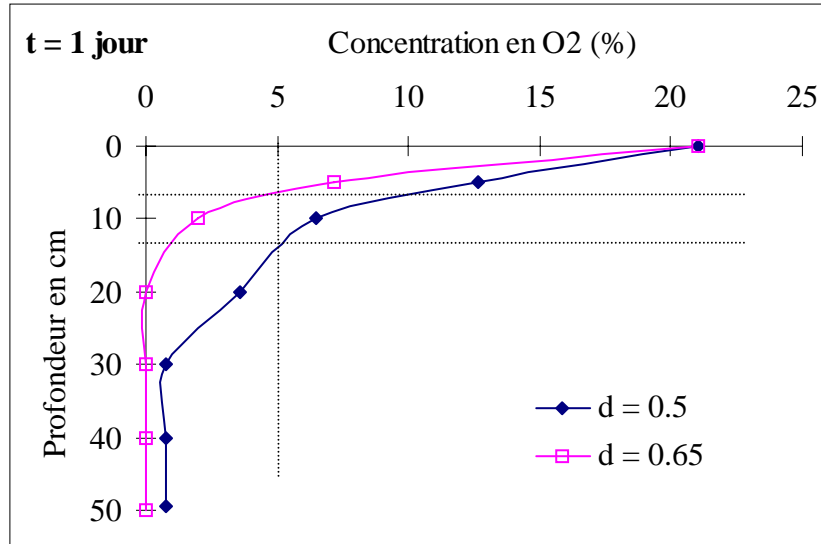


Figure fC.5 : Profils de concentration en O₂ dans le déchet modèle après un jour

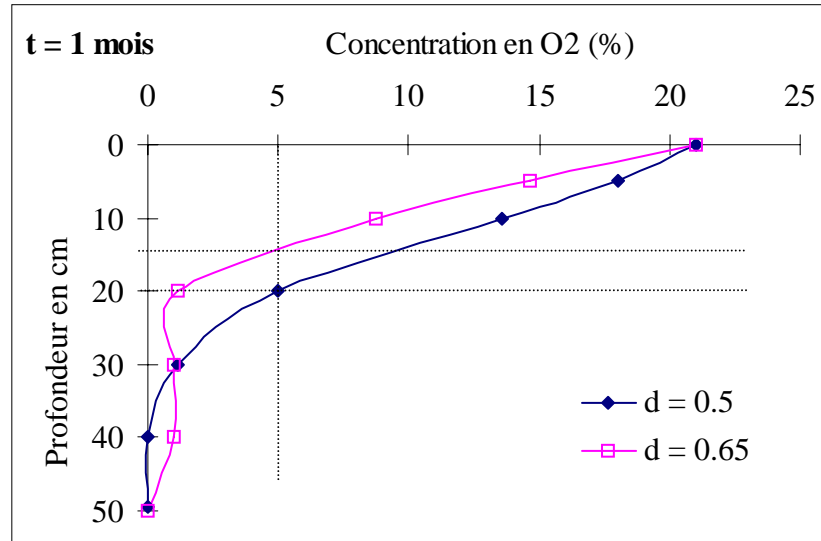


Figure fC.6 : Profils de concentration en O₂ dans le déchet modèle après un mois

La chute brutale, suivie d'une augmentation progressive, de la concentration en O₂ dans les couches proches de la surface, indique que, dans le déchet modèle, la cinétique de consommation de l'oxygène est initialement plus grande que sa vitesse de diffusion en phase gazeuse puis qu'au cours du temps, ces deux flux s'équilibrent.

La profondeur seuil, au-delà de laquelle il n'y a plus d'oxygène dans le milieu, diminue lorsque la densité augmente.

Qualitativement, ce résultat n'a rien de surprenant puisque la diffusivité effective des fluides en milieux poreux est directement lié à leur porosité. En revanche, il a permis de fixer la masse volumique initiale et la hauteur des couches de remplissage du déchet modèle dans le pilote B (10 cm), de façon à garantir que l'ensemble du massif ait subi une phase aérobie non limitée à la seule consommation de l'oxygène initialement présent dans les pores.

III.2.3 Propriétés thermiques de la matière organique

Grâce aux mesures réalisées pour étalonner les sondes à choc thermique, on dispose de données expérimentales concernant la conductivité et la diffusivité thermiques équivalentes de la matière organique introduite dans le déchet modèle.

La conductivité thermique varie exponentiellement avec l'humidité (figure fC.7). Dans la gamme d'humidité usuelle des déchets (40-70%), la matière organique est faiblement conductrice de la chaleur ($\lambda^* \leq 0.3 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$). Pour des teneurs en eau inférieures, elle se comporte comme un isolant.

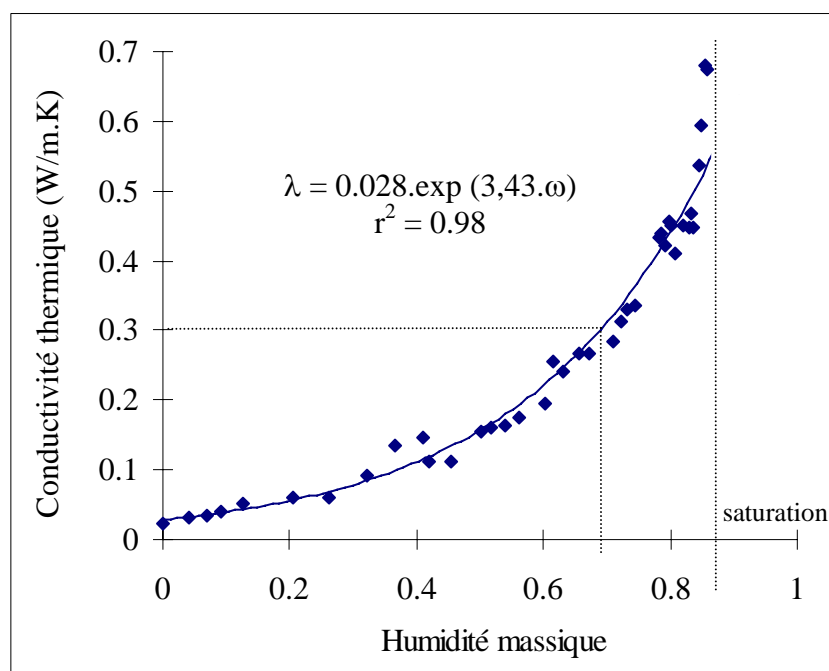


Figure fC.7 : Courbe expérimentale de variation de la conductivité thermique de la matière organique en fonction de son humidité massique (exprimée par rapport à la masse totale)

Il est plus délicat de mettre en évidence une loi empirique de variation de la diffusivité thermique en fonction de l'humidité (figure fC.8), en partie du fait de la faible précision des mesures (45 % d'erreur relative).

De façon générale, on constate que a^* varie entre $5 \cdot 10^{-8}$ et $3,5 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$, et augmente avec ω .

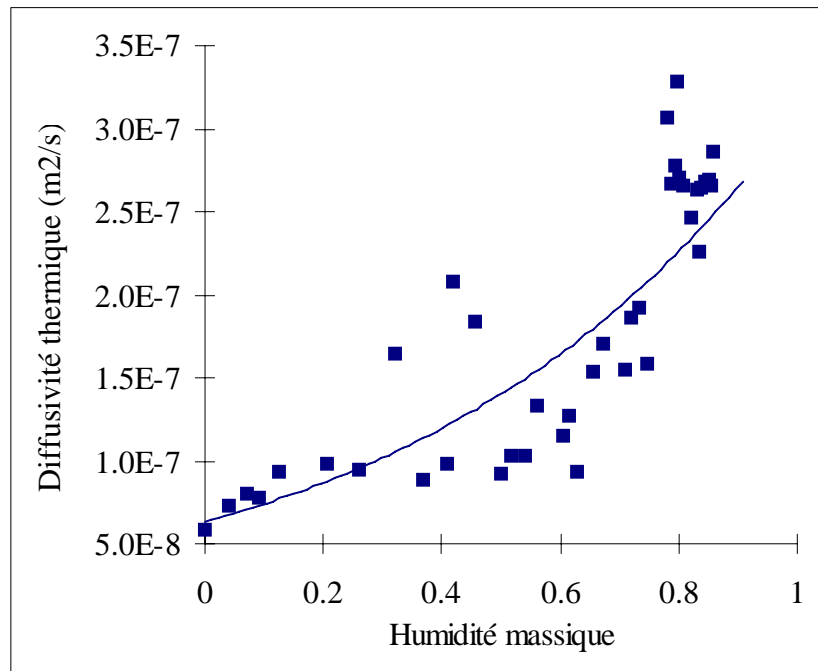


Figure fC.8 : Courbe expérimentale de variation de la diffusivité thermique de la matière organique en fonction de son humidité massique (exprimée par rapport à la masse totale)

De même, la capacité calorifique de la matière organique, calculée par le rapport λ^*/a^* augmente avec l'humidité et varie entre 5.10^5 et $2,5.10^6 \text{ J.m}^{-3}.\text{K}^{-1}$.

Remarque :

Les mesures effectuées n'ont porté que sur la fraction organique du déchet modèle, la technique utilisée (sonde à choc thermique) ne pouvant être adaptée au déchet modèle complet.

Cependant, la matière inerte du déchet modèle, qui ne représente que 17,5 % du volume total, est également faiblement conductrice de la chaleur.

Si on estime les propriétés thermiques du déchet modèle complet en effectuant une moyenne pondérée des propriétés de la matière organique et de celles de la matière inerte, on conçoit que les valeurs obtenues seront du même ordre de grandeur et présenteront les mêmes tendances que celles du composant majoritaire.

Les propriétés thermiques du déchet modèle sont donc sans doute très proches de celles de la matière organique présentées ci-dessus.

III.2.4 Densité et humidité initiales du déchet modèle

III.2.4.1 Humidité initiale

On a vu que quel que soit le taux de compactage appliqué au déchet modèle, sa "capacité de rétention massique" demeurait constante et égale à 50 % de la masse totale. On a donc retenu cette valeur pour l'humidité initiale du déchet modèle dans les deux pilotes.

III.2.4.2 Densité initiale

La densité humide initiale du déchet modèle dans le pilote A a été choisie en fonction des résultats des expériences réalisées à l'IMFT. Pour que les caractéristiques du déchet modèle soit proches de celles des déchets de Montech, et que les contraintes internes imposées ne soient pas trop importantes afin de limiter les déplacements, une masse volumique humide initiale de 800 kg.m^{-3} a été retenue.

Dans le pilote B, la densité initiale a été volontairement diminuée de façon à ce que l'air ambiant puisse diffuser dans chaque couche de déchet modèle. Cependant, un compactage minimal a été nécessaire pour éviter les tassements au cours de l'expérimentation. Une masse volumique humide initiale de 650 kg.m^{-3} a donc été fixée.

IV Synthèse de l'étude expérimentale en laboratoire

Deux pilotes de laboratoire, d'environ 300 litres, ont été conçus et instrumentés pour suivre l'évolution spatio-temporelle précise de la température, de l'humidité et de la composition gazeuse au sein d'un déchet modèle au cours de sa dégradation.

Le premier réacteur, placé en anaérobiose après trois mois de fonctionnement, a été suivi pendant un an.

Le second, mis en place pour étudier précisément les transferts couplés de masse et de chaleur au cours de la phase aérobie précédant le développement de la méthanogénèse, a été étudié pendant six mois.

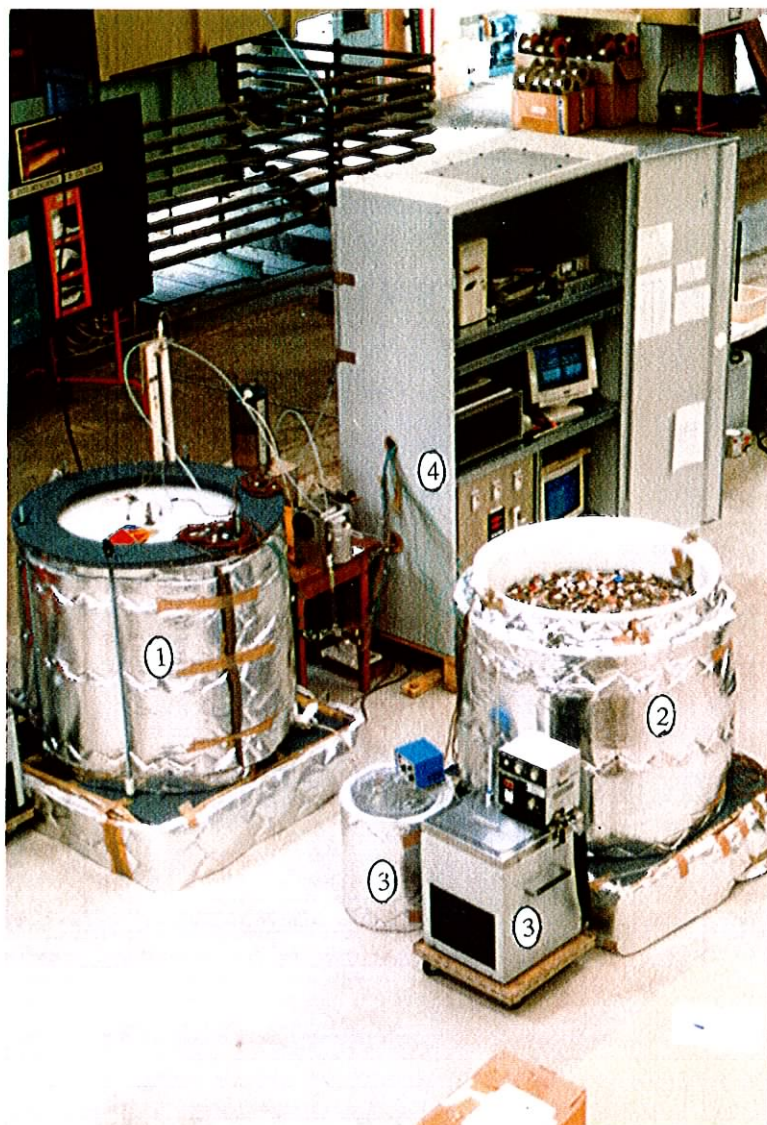
Les principaux résultats obtenus seront présentés dans le chapitre suivant.

Le déchet modèle défini pour cette étude expérimentale, a été caractérisé grâce à plusieurs expérimentations spécifiques réalisées à l'INSA de Toulouse et à l'IMFT.

Tout comme pour les déchets réels (chapitre B), on propose une "carte d'identité" du déchet modèle regroupant ses principales propriétés et caractéristiques (tableau tC.3).

Propriétés	Valeurs moyennes	Unités
Fraction massique de matière organique	55 %	kg / kg humide
Composition :		
papiers, cartons	50 %	kg / kg humide
herbes	10 %	kg / kg humide
feuilles végétales	10 %	kg / kg humide
épluchures	16 %	kg / kg humide
riz	8 %	kg / kg humide
viande crue	6 %	kg / kg humide
Granulométrie	≤ 3	cm
Humidité initiale (ω)	50 %	kg / kg humide
Masse volumique humide initiale	800 (A) / 650 (B)	kg.m ⁻³
Porosité (ϵ)	50 à 55 %	m ³ / m ³
F.A.S.	10 % / 30 %	m ³ / m ³
Perméabilité intrinsèque (k_S)	1 à 10	Darcy (1.10 ⁻¹² m ²)
Capacité de rétention	40 à 45 %	m ³ / m ³
Conductivité thermique équivalente (λ^*)	0,028.exp(3.43. ω)	W.m ⁻¹ .K ⁻¹
Capacité calorifique équivalente (ρC)*	(0,55 à 2.5).10 ⁶	J.m ⁻³ .K ⁻¹
Diffusivité thermique équivalente (a^*)	(0.5 à 3,5).10 ⁻⁷	m ² .s ⁻¹

Tableau tC.3 : Synthèse des propriétés physiques et thermiques du déchet modèle



Dispositif expérimental en laboratoire

- 1 : pilote A
- 2 : pilote B
- 3 : systèmes de régulation thermique des parois
- 4 : centrales d'acquisition (température et composition gazeuse)

CHAPITRE D

Résultats expérimentaux

Résultats expérimentaux

Nous avons présenté dans les deux chapitres précédents les protocoles expérimentaux qui nous ont permis de mesurer l'évolution des grandeurs caractéristiques de la biodégradation des déchets à l'échelle réelle (décharge de Montech) et en laboratoire (pilotes de 300 litres). Dans cette partie, nous allons interpréter et comparer les résultats obtenus dans les deux cas pour mettre en évidence les principaux mécanismes de transferts.

Nous décrivons tout d'abord le comportement général des déchets au cours de la biodégradation, en nous appuyant sur les données expérimentales du site et sur celles du premier pilote de laboratoire (pilote A).

Cette analyse montrant le rôle important de la phase initiale de la biodégradation (phase aérobie) sur l'évolution ultérieure des déchets, nous détaillons ensuite les résultats expérimentaux spécifiques à cette première étape, obtenus sur site et dans le second pilote de laboratoire (pilote B).

I Etude générale de la dégradation des déchets

L'étude de la dégradation des déchets pendant une longue période de temps permet de dégager des tendances générales d'évolution et de mettre en évidence les mécanismes prépondérants dans le processus global.

Nous proposons dans ce paragraphe une analyse du comportement des déchets à moyen terme, en décrivant l'évolution temporelle et spatiale de certaines propriétés que nous avons pu mesurer pendant un temps caractéristique suffisamment long (de l'ordre de l'année), au cours de la dégradation de déchets réels sur site ou d'un déchet modèle en laboratoire.

Il s'agit en particulier de la température et de la composition chimique du biogaz au sein des déchets, mesurées sur site pendant 2 ans et demi (comprenant la période de remplissage du casier) et dans le pilote A pendant plus d'une année. Pour l'étude en laboratoire, on dispose en plus de données relatives à l'évolution du débit de production de gaz, du pH et de l'humidité. Les fluctuations de pression qui ont été mesurées dans les deux cas se sont avérées liées à la gestion du casier (mise en dépression du réseau de captage du biogaz après couverture du casier) ou au protocole expérimental (récupération du biogaz dans une cloche) et non au processus de biodégradation. Elles ne sont donc pas présentées.

Nous détaillons les variations temporelles, puis les variations spatiales (horizontales et verticales) des grandeurs mesurées, en nous efforçant, lorsque c'est possible (pour la température et la composition chimique du biogaz) de mettre en parallèle les observations effectuées à l'échelle du site et à l'échelle du laboratoire.

I.1 Evolutions temporelles de la température, du biogaz et de l'humidité

I.1.1 Observations sur site

Les variations au cours du temps de la température et de la composition chimique du biogaz mesurées dans la décharge de Montech sont reportées sur les figures fD.1 et fD.2. En chaque point de mesure, un comportement similaire ayant pu être observé, seules les données fournies par trois des 64 sondes implantées dans le casier ont été représentées.

Elles concernent des déchets situés dans des endroits différents (éloignés des zones particulières que sont les digues et les puits). Leurs profondeurs (par rapport à la surface finale du casier) sont indiquées sur les graphes, ainsi que certains renseignements relatifs à l'exploitation du casier.

Les déchets situés à 1.9 et 6 m de profondeur n'ont été recouverts (par d'autres déchets ou par de la terre) que 1.5 à 3 mois après avoir été déposés dans le casier.

Le temps séparant la mise en place des sondes de la première mesure de composition gazeuse est indiqué sur chaque courbe. Il est égal, à un mois près, à l'âge des déchets.

Tout au long de l'étude, la composition volumique du biogaz s'est avérée relativement constante, avec en moyenne 92% de CH₄ et CO₂, et 1% d'O₂ (la fraction restante, analysée ponctuellement par C.P.G. en laboratoire, étant composée essentiellement d'azote), c'est pourquoi on n'a représenté sur la figure fD.2 que l'évolution du rapport CH₄/(CH₄+CO₂).

On constate que, dans les déchets non recouverts, qui sont a priori à la température ambiante lors de leur dépôt sur site, la température augmente très rapidement de plusieurs dizaines de degrés. Il est malheureusement difficile de quantifier cette évolution en raison du manque de données initiales et de l'incertitude sur l'âge des déchets. On remarque toutefois que pour les déchets recouverts immédiatement (13.9 m de profondeur), la montée en température est beaucoup plus lente.

Dans tous les cas, après la fermeture totale du casier, les températures sont relativement stables. Les valeurs atteintes, comprises entre 30 et 60°C selon la profondeur des déchets, sont largement supérieures à celle de la température extérieure. Il semble cependant que la température des déchets soit alors sensible aux variations climatiques saisonnières, particulièrement dans la partie supérieure du casier.

Toutes ces observations sont conformes aux résultats obtenus lors de précédentes études de site (Emberton, 1986, Rees, 1980a, Farquhar & Rovers, 1973).

L'évolution de la composition chimique du biogaz correspond à celle décrite par Farquhar & Rovers (1973) (voir figure fA.1). Dès le début de l'étude, les déchets (âgés de 50 à 115 jours) se trouvent en phase de méthanogénèse instable, avec une concentration en CH₄ inférieure à celle en CO₂. La composition du biogaz se stabilise en quelques mois, avec un rapport CH₄/(CH₄+CO₂) égal à 56.5%.

A partir du moment où les déchets sont déposés dans le site, le temps nécessaire pour que la phase de méthanogénèse stable soit atteinte, varie, selon les points de mesure, entre 180 jours (1.9 m de profondeur) et 360 jours (13.4 m de profondeur).

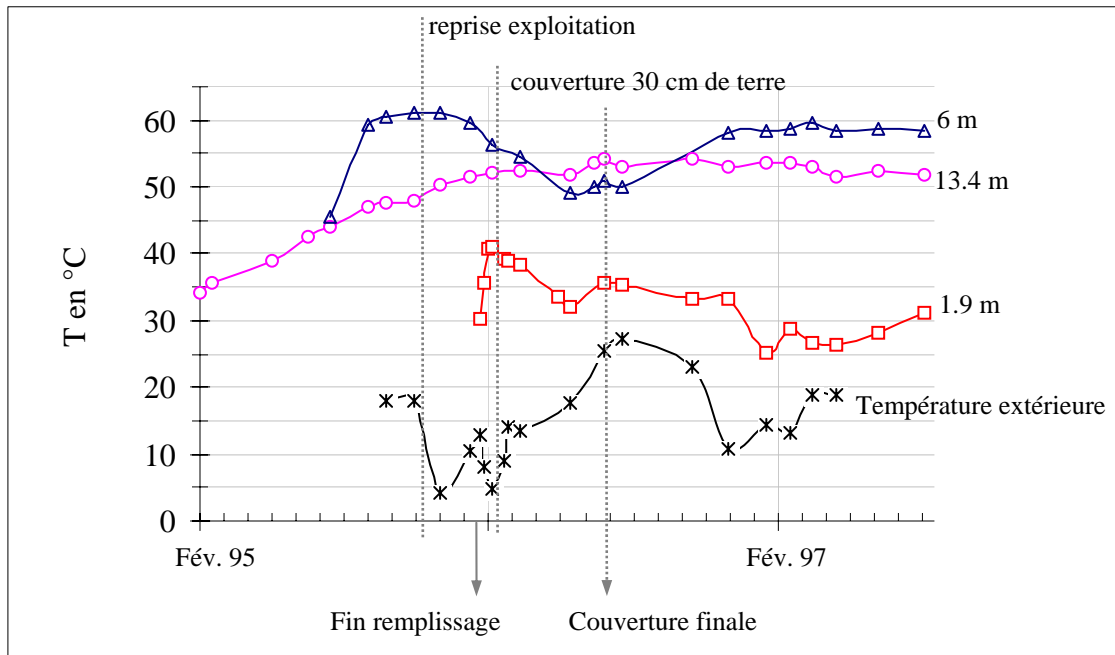


Figure fD.1 : Evolution de la température en 3 endroits du casier P (Montech)

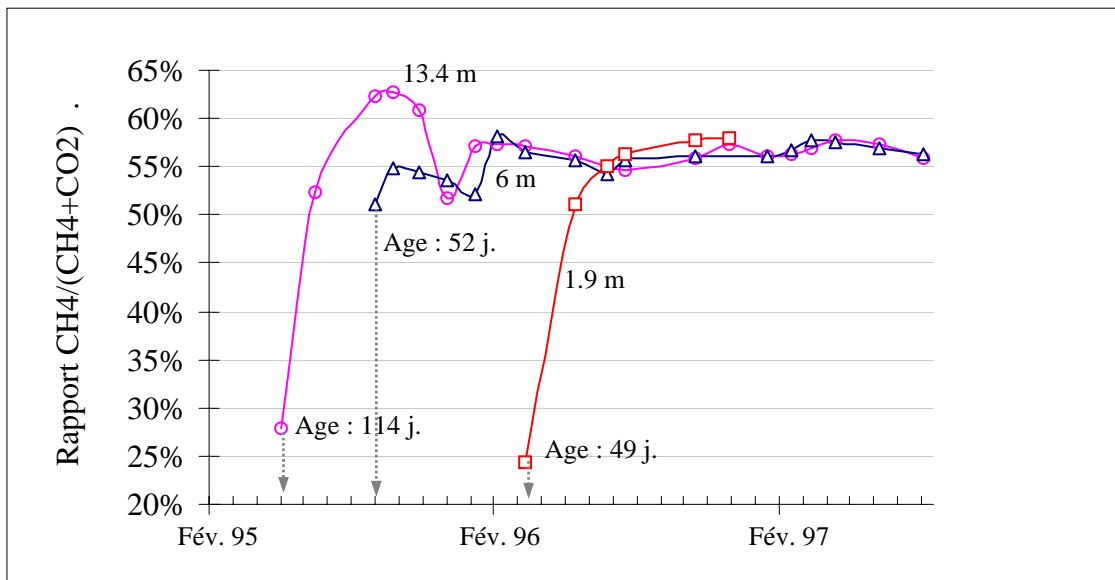


Figure fD.2 : Evolution du pourcentage de méthane dans le biogaz

Ces premières observations générales indiquent que, dès que les déchets sont déposés dans la décharge, leur température augmente et atteint en quelques mois des niveaux relativement élevés (40 à 60°C). On constate également l'apparition rapide de méthane dans le biogaz produit par l'activité bactérienne, puis l'installation progressive d'un régime stable, en température et en composition gazeuse. Les données expérimentales révèlent enfin un comportement différent des déchets, selon qu'ils sont immédiatement recouverts ou qu'ils restent directement en contact avec l'atmosphère pendant un certain temps. Dans le dernier cas, la montée initiale en température et l'établissement de la phase méthanogène stable sont plus rapides.

1.1.2 Observations en laboratoire (pilote A)

Dans le pilote A, quel que soit le point de mesure, les températures ont évolué de la même façon. Pour expliquer le comportement thermique du déchet modèle, on a représenté sur la figure fD.3, l'évolution de la température mesurée quotidiennement (à midi) pendant un peu plus d'un an, sur l'axe central du réacteur à 10 cm de profondeur par rapport à la surface supérieure du déchet modèle. La température extérieure et les changements de protocole expérimental (régulation thermique des parois et aération forcée du déchet) sont indiqués sur le graphe.

La quantité de dioxyde de carbone et de méthane produite chaque jour par l'ensemble des déchets placés dans le réacteur (corrigés pour une température de 25°C), ainsi que la proportion de méthane dans le mélange sont représentées sur la figure fD.4. A titre indicatif, on a également représenté l'évolution du pH, mesuré dans les lixiviats en fond de pilote (figure fD.5).

On constate que la température du déchet augmente de 6.5°C pendant les 10 jours qui suivent la mise en place du déchet modèle dans le réacteur, puis diminue brusquement. Cette baisse est directement liée au protocole expérimental, puisqu'elle correspond tout d'abord à une chute de la température extérieure, puis à une période de 5 jours en anaérobiose.

La température augmente ensuite (14°C en 60 jours) pendant toute la période où le milieu est soumis à une aération forcée. Les paliers successifs correspondent à différents protocoles d'injection de l'air.

Enfin, à partir du moment où le réacteur est définitivement placé en anaérobiose, la température du déchet ne présente plus de variations marquées, mais une forte sensibilité à la température extérieure.

Outre l'évolution thermique, la biodégradation du déchet modèle se manifeste par la production de biogaz. Pendant toute la durée de la phase aérobie, le gaz produit est un mélange d'air et de dioxyde de carbone. Le méthane apparaît ensuite progressivement. Après moins de trois mois d'anaérobiose, le biogaz contient 55% de méthane.

Le degré hygrométrique du biogaz (rapport de la pression partielle de vapeur sur la pression de vapeur saturante), estimé à partir du volume d'eau récupéré dans le condenseur, est en moyenne de 50% en phase aérobie et 100% (saturation) en phase anaérobie.

Le volume quotidien de gaz émis au cours de la digestion anaérobie augmente sensiblement après 100 jours sans oxygène, atteint un maximum (environ 150 litres) au bout de 150 jours, puis diminue.

Ce pic correspond à la dégradation de la fraction facilement biodégradable du substrat. Un second pic de moindre amplitude, lié à la dégradation de la fraction plus difficilement biodégradable, est ensuite observé.

Après 350 jours d'observation, la production de biogaz est très faible.

La quantité cumulée de gaz produit tout au long de cette étude expérimentale (en 400 jours) est de 11.8 m³ de dioxyde de carbone (dont 6.7 m³ au cours de la phase aérobie) et 5.2 m³ de méthane, soit une moyenne de 49 litres de méthane par kilo de déchet sec ou 105 litres de méthane par kilo de matière organique sèche. Ces valeurs indiquent que 78% de la masse de carbone initiale contenue dans la matière sèche volatile (MSV) du déchet modèle a été gazéifiée.

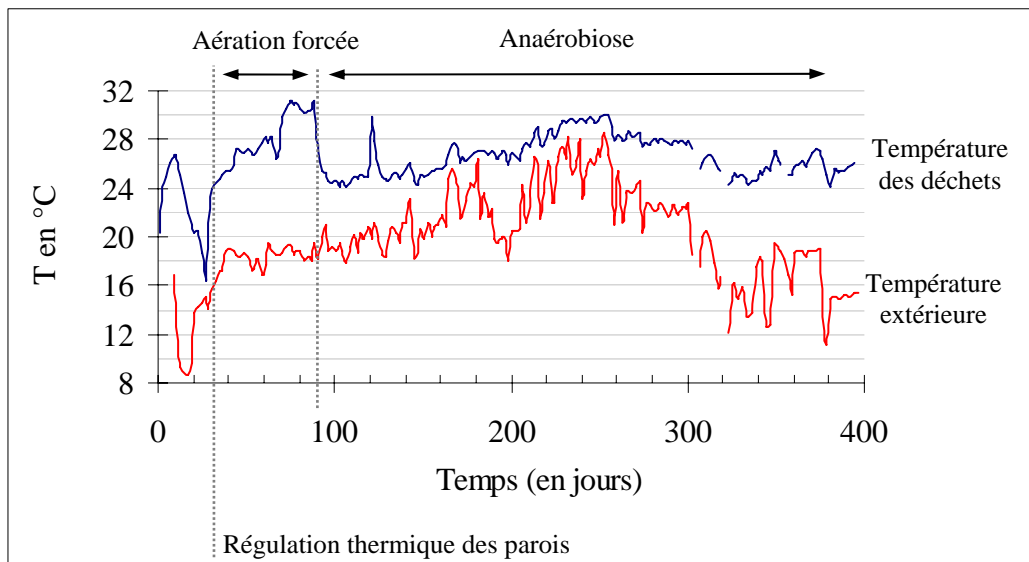


Figure fD.3 : Evolution de la température dans le premier pilote (A) de laboratoire

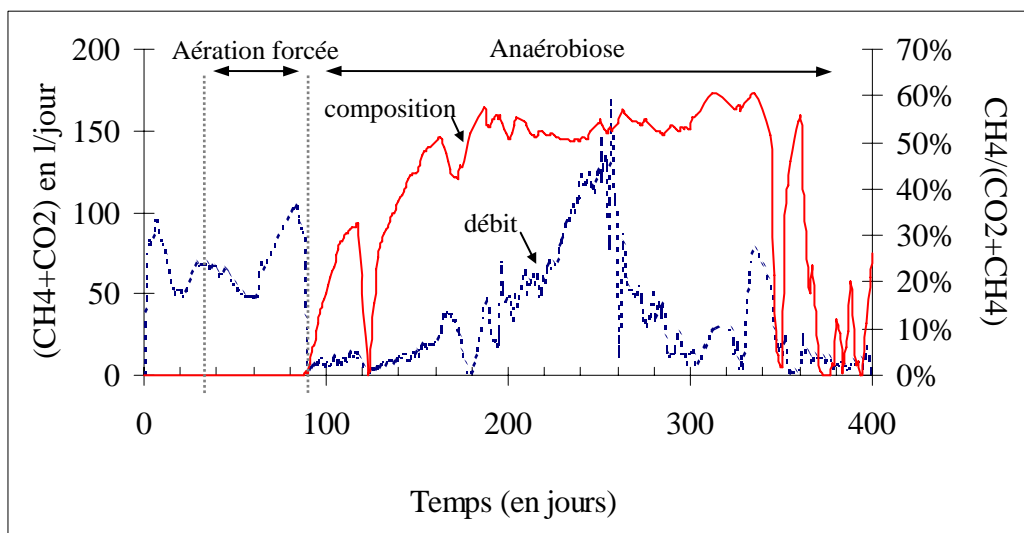


Figure fD.4 : Evolution de la production de biogaz

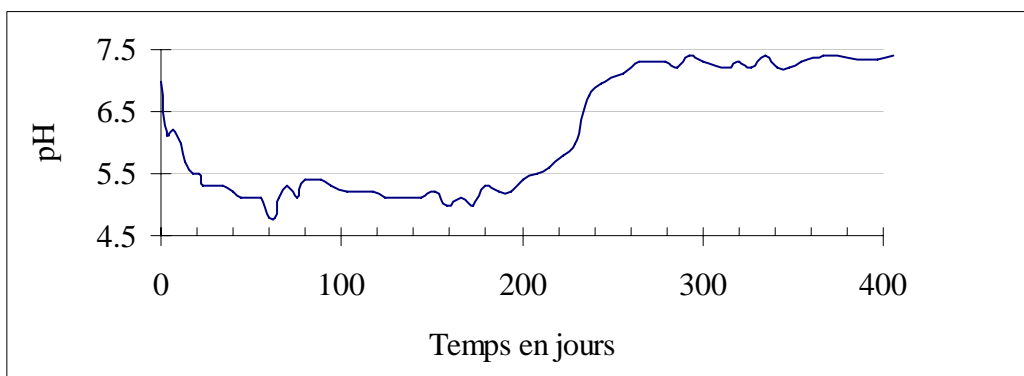


Figure fD.5 : Evolution du pH

L'humidité du déchet modèle a peu évolué au cours de la dégradation et compte-tenu de la précision des sondes placées dans le pilote pour mesurer cette propriété, seuls les changements significatifs et durables ont pu être observés.

Ainsi, on peut signaler l'apparition très rapide (moins d'une semaine) d'une zone saturée en fond de réacteur (environ 10 cm). Le pH des échantillons liquides prélevés dans cette zone décroît jusqu'à 4.6 au cours de la première phase (aérobie) de la dégradation. Après une centaine de jours à forte acidité, les lixiviats retrouvent la neutralité. Cette augmentation du pH coïncide avec celle du débit gazeux.

On a pu remarquer que la distribution de l'humidité du déchet modèle est également modifiée à partir de ce moment, comme l'indique la comparaison des mesures effectuées à différentes hauteurs sur l'axe central du pilote, au cours de la phase aérobie et au début de la phase méthanogène stable (figure fD.6).

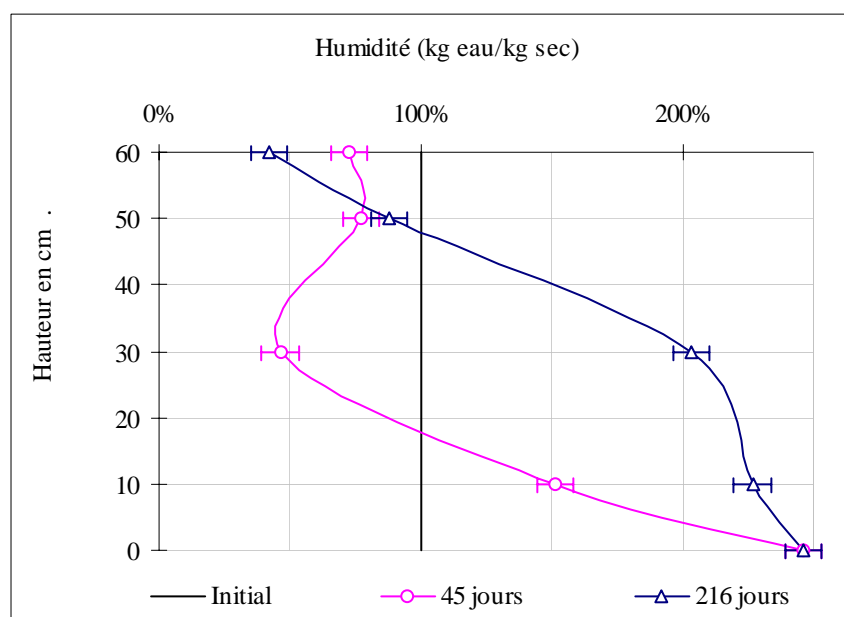


Figure fD.6 : Profils verticaux d'humidité dans le déchet modèle au centre du réacteur (l'humidité est ici exprimée en masse d'eau sur masse sèche du déchet complet afin d'être conservative)

Il n'y a pas eu d'apport d'eau extérieur au cours de cette étude. L'équilibre du bilan hydrique implique donc que l'élévation des teneurs en eau constatée dans la moitié inférieure du réacteur s'accompagne de déplacements horizontaux et d'un assèchement dans les zones plus proches des parois. Les mécanismes de convection, liés au déplacement vertical du biogaz, ne sont donc pas les seuls responsables des transferts en phase liquide au cours de la dégradation anaérobie. On ne dispose malheureusement pas de points de mesure pour vérifier cette hypothèse.

Malgré l'impact du protocole expérimental sur l'évolution des grandeurs mesurées dans ce premier pilote de laboratoire, les données recueillies permettent de décrire, au moins de façon qualitative, le comportement du déchet modèle au cours de sa dégradation et de le comparer à celui des déchets en décharge.

Ainsi, l'évolution de la température, selon que le déchet modèle est placé en aérobiose ou en anaérobiose, montre clairement que le dégagement de chaleur qui permet au milieu d'atteindre des niveaux thermiques élevés est directement lié à la dégradation aérobie. Cette remarque corrobore évidemment les observations sur site concernant les différences d'évolution de température pour les déchets immédiatement recouverts (infiltration d'oxygène réduite) et pour ceux en contact avec l'atmosphère.

Bien que l'on ne puisse pas établir une similitude thermique entre les deux cas étudiés, on observe le même comportement de la température selon deux phases distinctes (montée puis stabilisation) corrélées à la nature des réactions biochimiques (aérobies ou anaérobies).

La composition du biogaz produit lors de la dégradation anaérobie du déchet modèle présente la même évolution que celle observée sur site, avec notamment l'existence d'un régime stable au cours duquel le gaz est composé d'environ 55% de méthane. L'apparition du méthane dans le mélange gazeux suit immédiatement la phase aérobie, bien que le pH des lixiviats soit alors très acide.

Enfin, cette étude a permis de quantifier la production de biogaz au cours de la dégradation d'un déchet modèle en laboratoire et a montré que, en phase anaérobie, il semblait exister un lien entre l'évolution du débit gazeux et celles du degré hygrométrique, du pH et de la distribution d'humidité dans les déchets. On manque malheureusement de mesures sur site pour pouvoir extrapoler ces observations au comportement de déchets en décharge.

Nous venons de montrer l'évolution typique de la température dans les déchets ménagers au cours de leur dégradation à partir de quelques séries de données expérimentales recueillies sur site ou en laboratoire. Les comportements successifs décrits (montée puis stabilisation) ont effectivement été observés en tous les points de mesure, mais des différences sont apparues quant aux niveaux de température atteints selon la position des sondes. C'est pourquoi nous proposons dans les paragraphes suivants, une étude des variations spatiales de la température.

I.2 Champs horizontaux de température dans les déchets

Les mesures de températures effectuées dans le pilote A de laboratoire pendant plus d'un an, ont révélé des gradients horizontaux légèrement différents selon le degré d'évolution du déchet modèle (dégradation aérobie, anaérobie, puis régime stationnaire sans production de biogaz), mettant ainsi en évidence le fait que la digestion aérobie est fortement exothermique et la digestion anaérobie beaucoup moins (voir chapitre A).

De façon plus générale, nous avons constaté une grande uniformité de la température des déchets dans les plans horizontaux, en dehors d'une zone de quelques centimètres près des parois latérales, et ceci pendant toute la période de dégradation.

Cette observation indique que l'activité bactérienne, aérobie et anaérobie, est uniforme dans un même plan. La production de chaleur qui lui est associée est donc bien répartie.

Compte-tenu de la relative homogénéité de constitution du déchet modèle, ce résultat n'a rien de surprenant et il ne nous a pas paru utile de l'illustrer.

En revanche, il nous a semblé important de vérifier si la température des déchets réels, dont la constitution est a priori très hétérogène, présentait le même comportement.

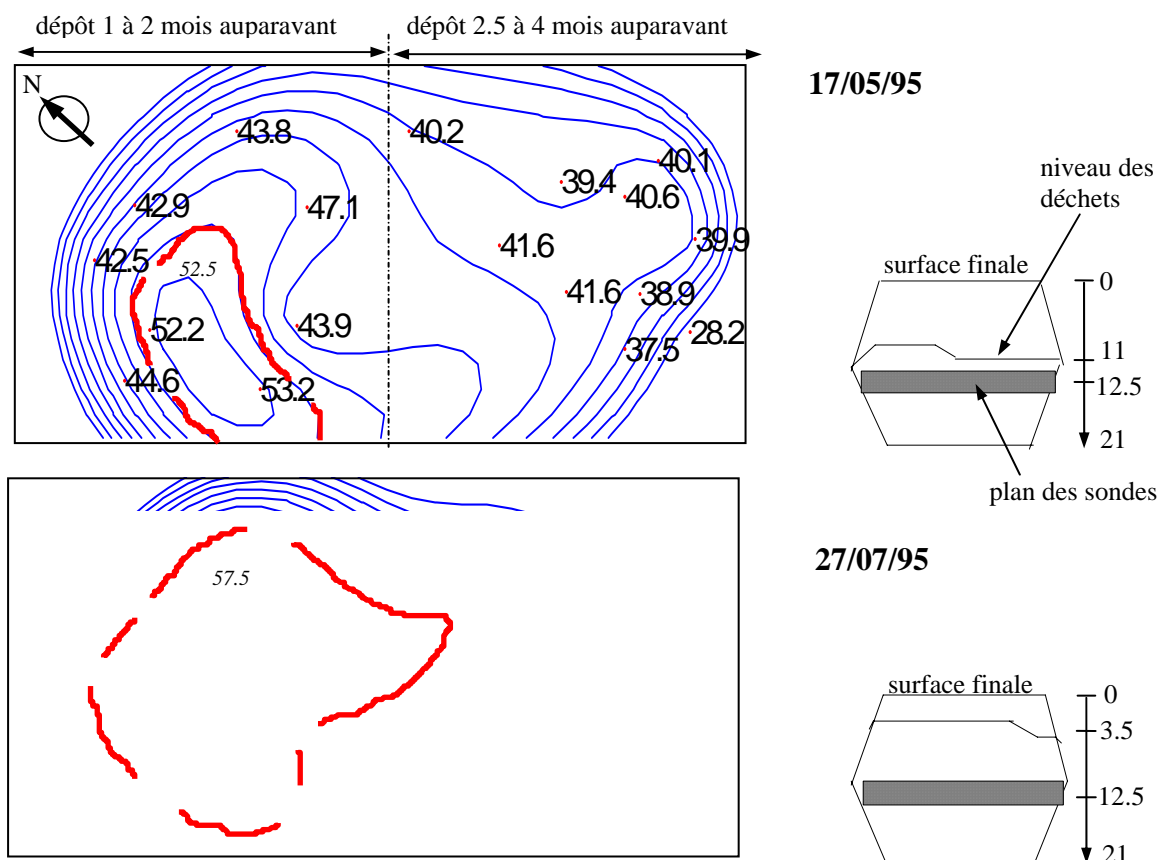
Dans le site instrumenté, une grande partie des sondes numérotées 1 et 4 (voir chapitre B) se situent dans une couche de 2 m d'épaisseur, entre 11.6 et 13.8 m de profondeur (par rapport à la surface finale du casier).

En assimilant cette couche à un plan, nous avons pu (à l'aide du logiciel MATLAB) extrapoler les données expérimentales fournies par ces thermocouples et tracer les isothermes dans un plan moyen (12.5 m de profondeur) à différents moments de l'exploitation du casier.

Sur la figure FD.7, nous avons représenté, à l'échelle 1/1500, les isothermes dans ce plan, avec un pas de 2.5°C. L'isotherme 50°C est tracée en gras.

Pour préciser la situation de ce plan au cours de l'exploitation, nous avons reporté, à côté de chaque tracé, une coupe longitudinale du casier sur laquelle le niveau de remplissage de celui-ci, au moment de la mesure de température, est indiqué.

Compte-tenu du protocole de remplissage du casier, les déchets situés à 12.5 m de profondeur n'ont pas tous, à un instant donné, le même temps de résidence sur site. Celui-ci peut être évalué grâce aux indications portées sur le premier tracé (17/05/95).



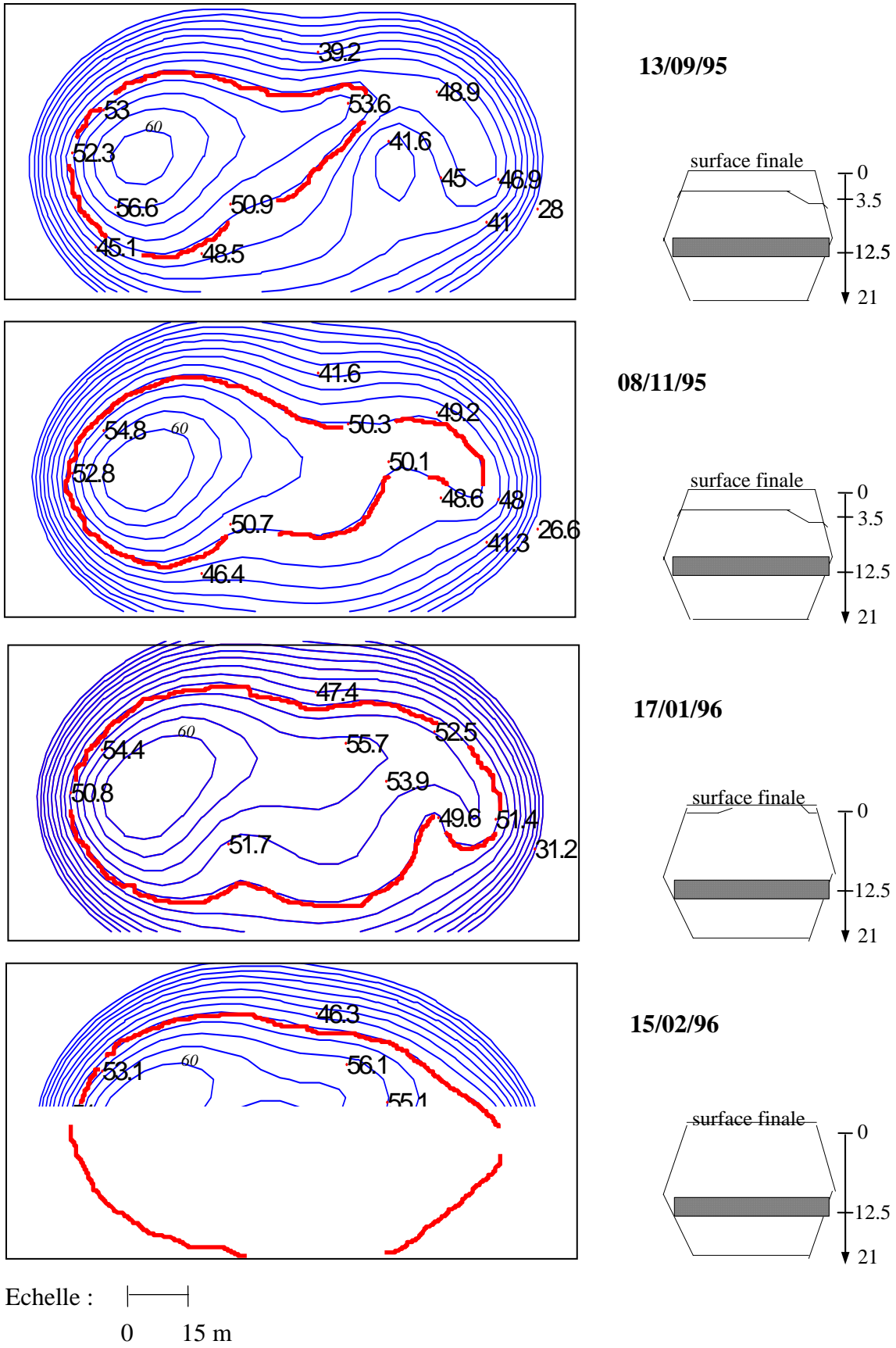


Figure fD.7 : Isothermes dans un plan du casier P situé à 12.5 m de profondeur

Globalement, ces isothermes révèlent une température élevée au centre du casier et une diminution brusque dans les zones proches des digues. Leur forme semble indiquer que, tout comme dans le pilote de laboratoire, la production de chaleur liée à l'activité bactérienne dans les déchets est uniformément répartie (dans les plans horizontaux), et que les gradients observés près des limites latérales ne résultent que des forçages extérieurs.

Sur le premier tracé (17/05/95), la température moyenne des déchets est de l'ordre de 40°C (hors zones limites), mais une zone plus chaude que les autres (>50°C) apparaît dans les déchets les plus jeunes. Au cours du temps, cette zone chaude se propage à l'ensemble du casier, et 9 mois plus tard (15/02/95), la majorité des déchets ont une température comprise entre 50°C et 60°C.

Ainsi, la température des déchets situés dans un même plan horizontal, qui présente initialement des variations spatiales, sans doute liées au protocole d'exploitation du casier (couverture et âge des déchets variables), tend au cours du temps à s'uniformiser.

Bien que la plupart des auteurs supposent implicitement que les variations spatiales de la température des déchets sont essentiellement verticales, nous n'avons pas trouvé dans la littérature d'études expérimentales similaires permettant de confirmer ou d'infirmer nos observations.

L'originalité de nos résultats réside à la fois dans la mise en évidence du rôle du mode d'exploitation du casier sur l'établissement des champs thermiques, et dans l'observation d'une propagation de chaleur par conduction des zones chaudes vers les zones froides dans les déchets situés dans un même plan horizontal. L'étude des profils verticaux de température dans les déchets permettra de déterminer si ce phénomène d'homogénéisation est isotrope.

I.3 Profils verticaux de température dans les déchets

I.3.1 Sur site

L'instrumentation du casier P présente une répartition verticale insuffisante pour pouvoir corrélérer, à un instant donné, la température à la profondeur des déchets.

On a néanmoins pu constater que, comme on l'a déjà signalé lors de l'analyse de la figure fD.1, la température des déchets, une fois que le casier est fermé, est toujours plus élevée dans la partie centrale du casier qu'à proximité de la surface supérieure et du fond de casier. Comme dans le cas de l'étude horizontale, on retrouve l'influence des conditions aux limites.

Cette observation est en partie confirmée par l'étude des données expérimentales obtenues ponctuellement lors de deux forages à 10 m de profondeur dans le casier G (casier non instrumenté).

Cette campagne de mesures a été réalisée alors que le casier n'était plus en exploitation et que les déchets étaient déjà recouverts d'une couche de terre d'une trentaine de centimètres.

La température des échantillons, prélevés tous les mètres, a été mesurée immédiatement après leur extraction du casier afin de minimiser les pertes de chaleur. La température de l'air ambiant était de 33°C.

Les profils verticaux de température ainsi obtenus sont représentés sur la figure fD.8 (la profondeur est définie par rapport à la surface supérieure du casier, la couche de terre se situe donc entre 0 et 0.3 m de profondeur).

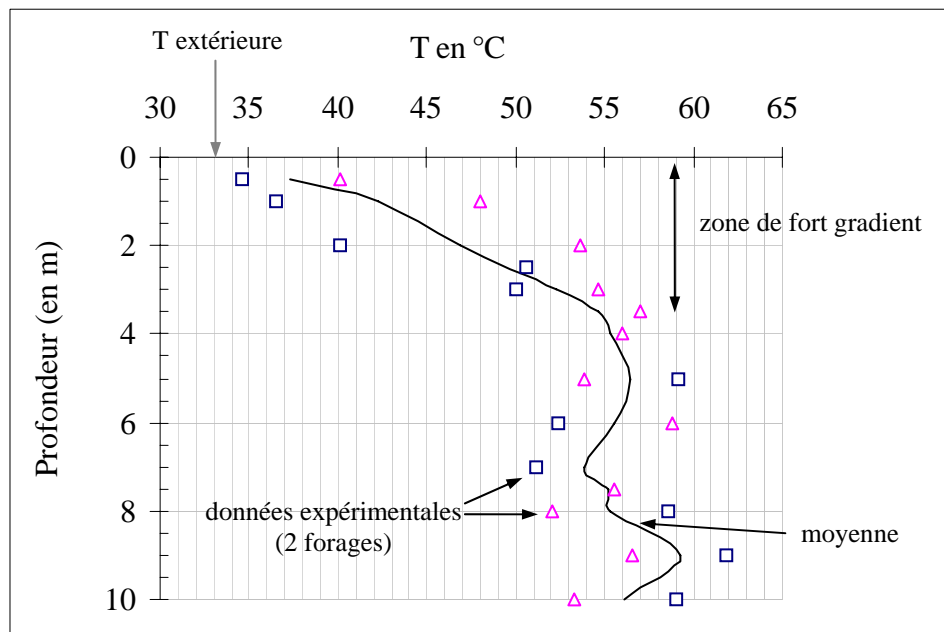


Figure fD.8 : Profils verticaux de température dans le casier G (forages)

On constate qu'à proximité de la surface supérieure du casier, la température des déchets est légèrement supérieure (4°C en moyenne) à la température ambiante. Elle augmente rapidement avec la profondeur (18°C en 3.5 m), puis se stabilise à une valeur élevée (56.5°C \pm 2.5°C de 3.5 à 10 m de profondeur). Des gradients thermiques identiques ont été observés dans la couche supérieure d'autres décharges couvertes (Bogner et al., 1988 ; Jones et al., 1983).

La distribution thermique verticale dans les déchets en anaérobiose présente donc les mêmes caractéristiques que les champs horizontaux : la température est relativement uniforme et élevée au centre du casier, et diminue à proximité (couches de 3 à 4 mètres) des limites supérieures et inférieures.

I.3.2 Dans le pilote A de laboratoire

On a représenté sur la figure fD.9 les profils verticaux de température mesurés au centre du pilote, à différents stades de l'évolution du déchet modèle:

- phase aérobie (54 j.)
- méthanogénèse établie (235 j.)
- état final, sans production de biogaz (388 j.).

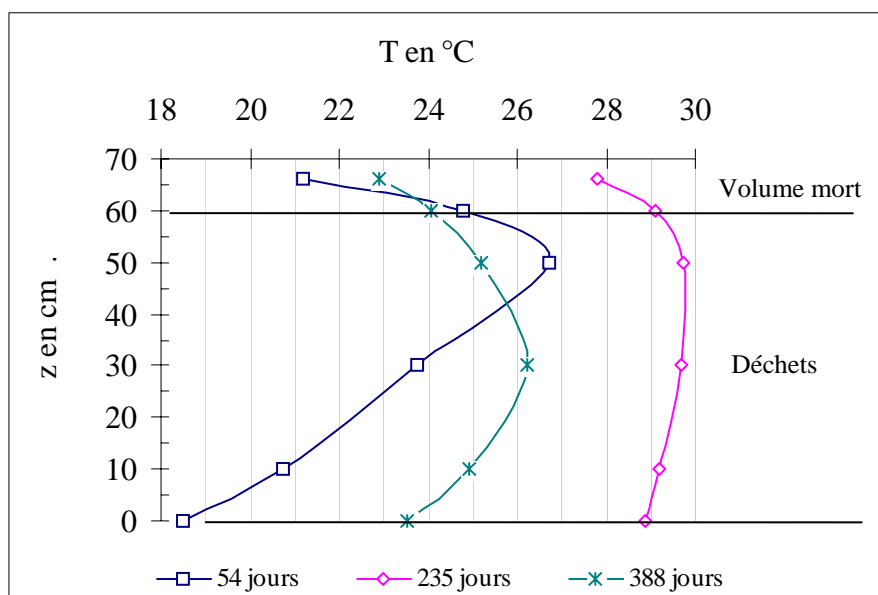


Figure fD.9 : Profil vertical de température dans le déchet modèle (pilote A) lors des différentes phases de son évolution

Les valeurs de température obtenues présentent de forts gradients au cours de la dégradation aérobie, avec un maximum à 10 cm de la surface supérieure aérée.

En revanche, en anaérobiose, la distribution thermique verticale est très uniforme (en dehors des faibles effets de bord) avec à peine 1°C d'écart entre les valeurs mesurées à différentes hauteurs.

Enfin, lorsque la production de biogaz et donc l'activité bactérienne sont réduites, des champs thermiques résultant uniquement des conditions imposées aux limites (verticales et horizontales) s'établissent.

Les températures maximales atteintes lors de chaque phase ne sont pas très significatives dans la mesure où les conditions thermiques aux limites du réacteur (température extérieure et régulation des flux aux parois latérales) ont fortement évolué au cours de cette étude.

I.4 Synthèse des premières observations expérimentales

L'étude expérimentale du site de Montech a tout d'abord permis de compléter les données bibliographiques concernant l'évolution des déchets en décharges, en précisant notamment les temps caractéristiques des différentes phases de la biodégradation.

La température au sein des déchets augmente rapidement après leur dépôt sur site, puis se stabilise en quelques mois à des niveaux élevés (de l'ordre de 50°C).

Les champs thermiques dans le casier après couverture, sont relativement uniformes, avec un coeur chaud et un refroidissement (gradients importants) dans les zones proches des limites (fond, digues, couverture).

La biodégradation s'accompagne d'un dégagement de biogaz. Celui-ci est composé essentiellement de **méthane et dioxyde de carbone, dans une proportion qui atteint une valeur stable de 56.5 % en 6 à 12 mois.**

Cet état stationnaire des propriétés des déchets (température et composition gazeuse) est toujours observé après deux ans et demi.

Cette étude a également montré que **le temps nécessaire à ce que la température des déchets se stabilise et que le régime de méthanogénèse stable s'établisse**, variait spatialement et **semblait lié à la durée de la phase aérobie**.

L'étude expérimentale en laboratoire (pilote A) a révélé des comportements similaires dans un déchet modèle, bien que le changement d'échelle ait entraîné des différences prévisibles (effets de bords accrus, temps caractéristiques différents).

On a également noté que, une fois le régime méthanogène stable installé, le débit de production de gaz (saturé en vapeur d'eau) présentait rapidement un maximum puis diminuait. L'existence de débit élevé dans le déchet coïncide avec une remontée du pH à 7 et une réhumidification des zones sèches.

L'observation d'une phase ultime dans le déchet modèle (production gazeuse très faible) a montré une évolution des champs thermiques vers un refroidissement général.

Ces résultats donnent des indications importantes sur les mécanismes de transferts massiques et thermiques qui prédominent dans les déchets, particulièrement une fois que le régime de méthanogénèse stable est établi.

Dans un premier temps, la dégradation aérobie entraîne une production de chaleur importante. Mais, l'activité bactérienne étant alors dépendante de la présence d'oxygène dans les déchets, et celle-ci diminuant avec la profondeur, la chaleur dégagée n'est pas uniformément répartie. Ce processus introduit donc une hétérogénéité qui se traduit par de forts gradients verticaux de température, moteurs de transferts thermiques conductifs.

En dehors du transport gravitaire qui très rapidement entraîne la formation d'une zone saturée en fond de casier (et de pilote), l'humidité des déchets évolue peu au cours de cette étape.

Lorsque l'O₂ ne peut plus pénétrer dans les déchets, la digestion aérobie s'arrête (elle pourrait également être limitée par la disponibilité du substrat organique, mais cette hypothèse est moins probable sur site). La température des déchets diminue alors, mais demeure largement supérieure à celle de l'air ambiant, grâce à la chaleur dégagée par les réactions anaérobies et au fait que les déchets sont faiblement conducteurs.

Peu à peu, un régime stable s'établit. La température s'uniformise dans la majeure partie des déchets. Les transferts de chaleur conductifs, en dehors des zones proches des limites, sont donc réduits, alors que les déplacements convectifs, de masse ou de chaleur, liés en particulier à l'augmentation du débit de production de biogaz, se développent.

II Etude de la phase aérobie

L'étude précédente a mis en évidence le rôle particulier de la phase aérobie dans le processus de biodégradation des ordures ménagères. Cette courte étape crée en effet une hétérogénéité phénoménologique dans les déchets et détermine en partie l'environnement thermique des réactions anaérobies ultérieures.

Pour analyser plus précisément les mécanismes de couplage entre les transferts de chaleur et d'oxygène qui gouvernent cette première phase de la biodégradation, des campagnes de mesures spécifiques sur site ont été entreprises et un second pilote de laboratoire a été mis en oeuvre.

Nous présentons dans cette partie les principaux résultats obtenus au cours de ces deux études expérimentales.

II.1 Observations sur site

Une partie de l'instrumentation du site de Montech (16 sondes numérotées 6), a été mise en place à la fin du remplissage du casier P, dans la couche supérieure des déchets (0.4 à 3 m de profondeur). Celle-ci est restée directement en contact avec l'atmosphère pendant près de deux mois avant d'être couverte d'une couche de terre. Au cours de cette période, des campagnes de mesures très rapprochées (tous les trois jours environ) ont été réalisées. La phase initiale de la biodégradation de déchets en décharge a ainsi pu être observée.

On a représenté sur les figures fD.10 et fD.11, l'évolution de la température moyenne et de la composition gazeuse moyenne, mesurées au cours des 100 premiers jours qui ont suivi la mise en place des sondes dans les déchets. Pour les températures et la concentration en oxygène, la dispersion (écart type) des 16 données autour de la valeur moyenne est indiquée.

L'évolution de la température dans les déchets de la couche de surface présente trois phases bien distinctes. Elle augmente tout d'abord fortement (en moyenne 20°C en 18 jours) puis se stabilise autour de 40°C. Elle diminue ensuite progressivement (5°C en 40 jours) à partir du moment où les déchets sont recouverts par une couche de terre.

L'oxygène initialement présent dans les pores du milieu, diminue de 21% à moins de 5% en trois jours. Dans le même temps, la concentration en CO₂ atteint 50%, puis diminue légèrement, pour se stabiliser autour de 40% à partir du 18^{ème} jour, date à laquelle le méthane apparaît. Après la mise en place de la couche de terre, les concentrations de méthane et de dioxyde de carbone dans le biogaz se rapprochent (environ 45% à 100 jours) et l'oxygène disparaît.

Après trois jours, alors qu'on mesure moins de 5% (en moyenne) d'oxygène dans le biogaz, l'activité bactérienne aérobie, révélée par l'élévation de la température (donc l'existence d'une forte source de chaleur) et de la concentration en CO₂, persiste. Ce phénomène peut s'expliquer par un apport d'oxygène, provenant de l'air extérieur, dans les déchets, à une vitesse égale à celle des réactions de consommation.

Les bactéries méthanogènes étant inhibées en présence d'oxygène, il est peu probable que le méthane apparu dans le biogaz au cours de la dégradation aérobie soit produit dans les déchets observés. Sa présence est sans doute liée à un déplacement (diffusif et/ou convectif)

du biogaz produit dans les couches inférieures. Il en est donc de même pour une partie du CO_2 mesuré.

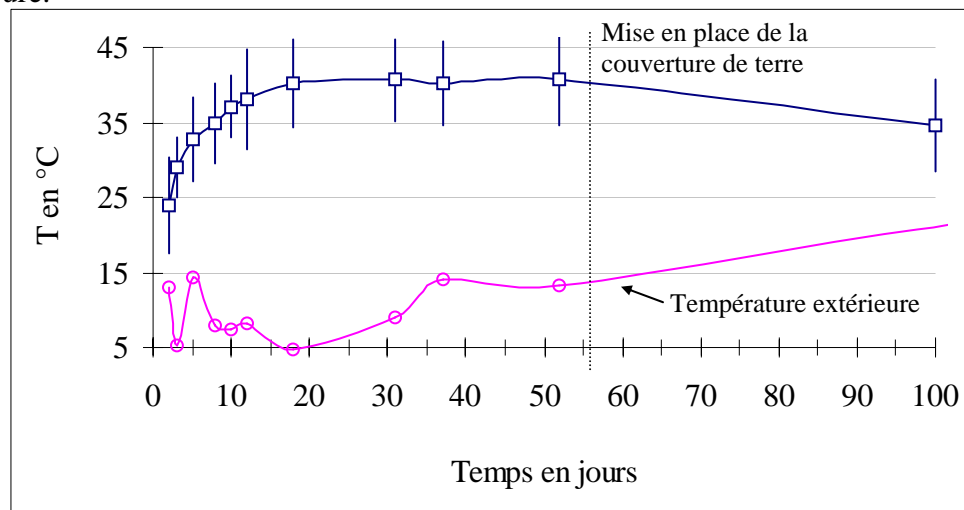


Figure fD.10 : Evolution de la température moyenne dans les déchets de la couche de surface

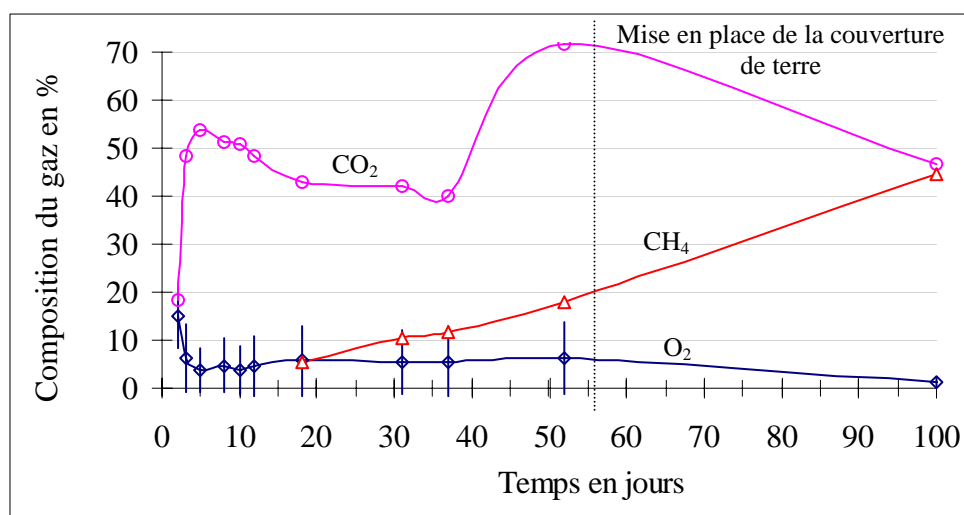


Figure fD.11 : Evolution de la composition gazeuse moyenne dans les déchets de la couche de surface

Pour vérifier l'hypothèse selon laquelle les réactions de dégradation aérobies seraient entretenues par une diffusion de l'oxygène extérieur dans les déchets, il nous a paru intéressant d'analyser les profils verticaux de température et de concentration en oxygène dans le biogaz, dans la couche supérieure des déchets.

Malheureusement, les 16 points de mesure dont on dispose, répartis entre 0.4 et 3 m de profondeur, ne sont pas alignés verticalement.

Nous avons pu obtenir des profils moyens (figure fD.12), en regroupant les données fournies par les sondes situées aux mêmes profondeurs (à 50 cm près).

La température extérieure et la température moyenne mesurée par d'autres sondes dans les déchets plus profonds (4.5 m en moyenne) donnent une indication sur les conditions thermiques aux limites de cette couche de surface.

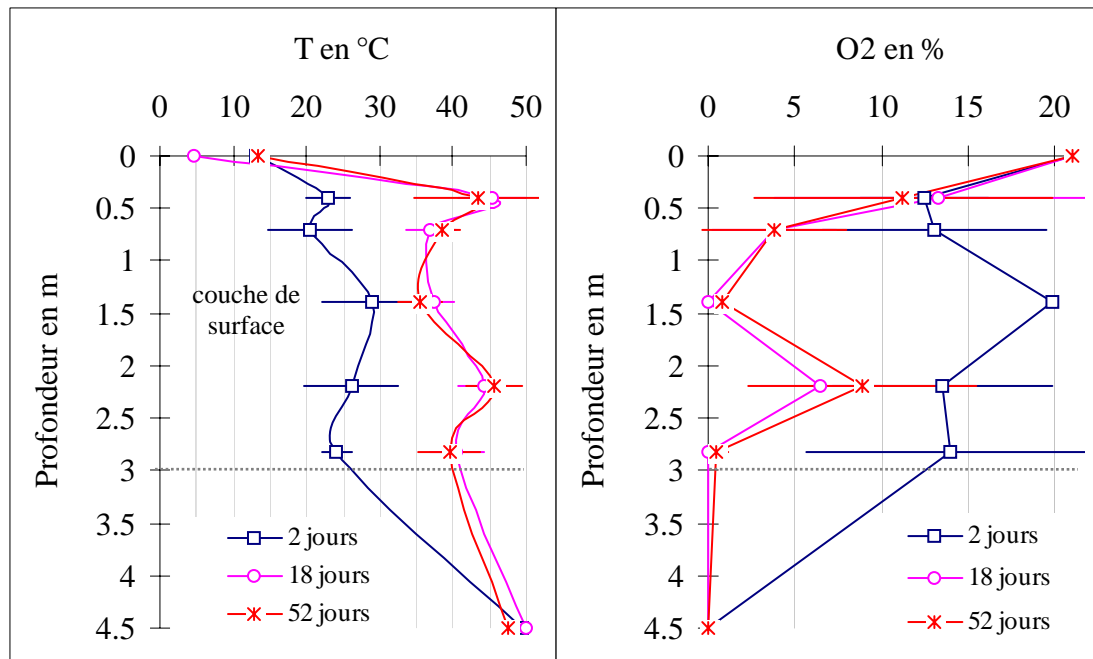


Figure fD.12 : Profils verticaux de la température, et de la concentration en oxygène dans le biogaz, dans la couche supérieure des déchets du casier P

Malgré la dispersion des données expérimentales autour des valeurs moyennes, ces profils fournissent des renseignements sur les phénomènes qui dominent la dégradation aérobie des déchets.

Ainsi, on constate que la montée en température des déchets est beaucoup plus marquée dans les 50 premiers centimètres (depuis la surface), zone dans laquelle la concentration en oxygène reste supérieure à 10% tant que le casier n'est pas couvert.

On découvre également l'existence d'un régime aérobie stable (à partir de 18 jours) pendant lequel les distributions, d'oxygène et de température, dans les déchets n'évoluent pas.

Un équilibre est donc atteint entre la pénétration et la consommation de l'oxygène d'une part, et la production de chaleur (liée à l'activité bactérienne, mais aussi aux transferts des couches inférieures chaudes) et les pertes d'autre part.

La variabilité des résultats est certainement liée à des mécanismes secondaires, se développant à plus petite échelle, en fonction des propriétés locales des déchets (composition chimique, compaction, porosité, conductivité thermique...).

II.2 Etude spécifique en laboratoire (pilote B)

Le second pilote de laboratoire a été mis en oeuvre spécifiquement pour observer les transferts massiques et thermiques au cours de la dégradation aérobie du déchet modèle, en fonction des premières observations réalisées sur site.

II.2.1 Observations expérimentales

Le protocole expérimental a été fixé pour simuler le dépôt de déchets sur site, progressivement recouverts par d'autres déchets. Ainsi, six couches de déchet modèle (de 10 cm d'épaisseur) ont été placées dans le réacteur à intervalle régulier (entre 14 et 17 jours). Une température de 40°C a été imposée au fond du réacteur pour simuler l'apport de chaleur provenant de couches inférieures.

Nous avons représenté sur la figure fD.13, les profils verticaux de température mesurés après un jour et après 14 jours de présence d'une nouvelle couche dans le réacteur.

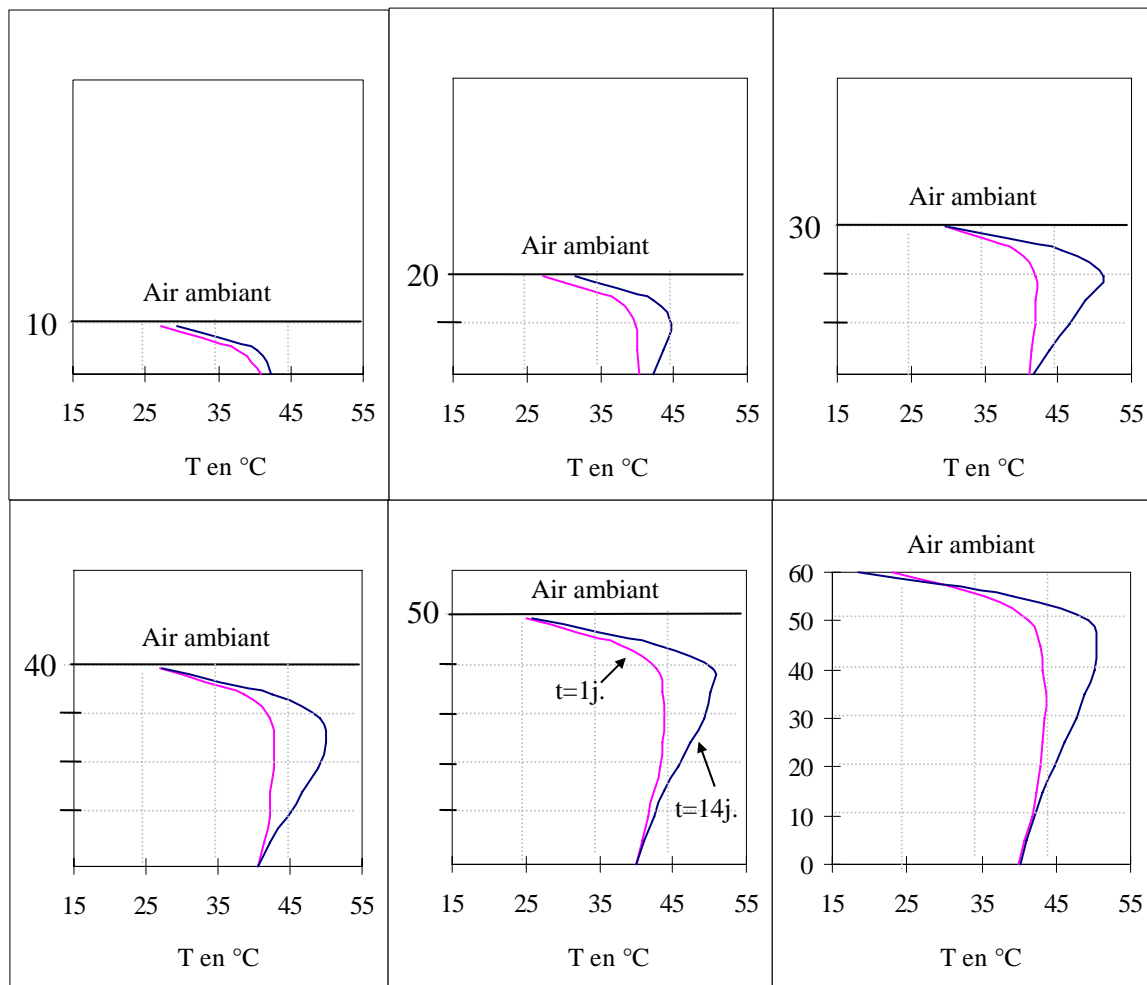


Figure fD.13 : Profils verticaux de température dans le déchet modèle 1 jour (tracé clair) et 14 jours (tracé sombre) après la mise en place de chaque couche

Quel que soit le niveau de remplissage, le profil thermique vertical dans le réacteur après 14 jours de contact avec l'air, présente les mêmes tendances : la température est maximale à 10 cm de profondeur sous la surface en contact avec l'air. Elle atteint 50°C alors que la température extérieure est comprise entre 25 et 30°C. Il existe donc un fort gradient thermique, de l'ordre de $200^{\circ}\text{C}\cdot\text{m}^{-1}$ dans la couche supérieure de déchet.

Dans la partie inférieure, la température décroît quasi linéairement pour atteindre 40°C (température de régulation) au fond du réacteur.

Pour observer plus précisément l'évolution du déchet modèle dans le réacteur, nous avons représenté sur la figure fD.14, les profils de température et de concentration en oxygène à différents moments suivant la mise en place de la sixième et dernière couche ($t = 0$).

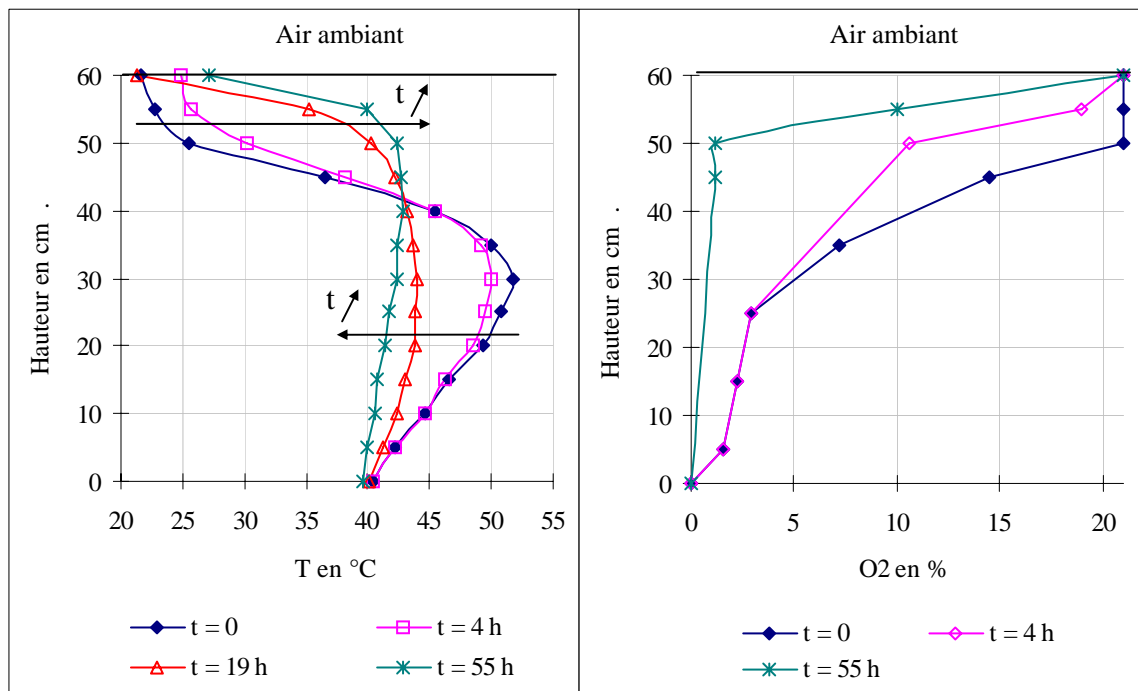


Figure fD.14 : Profils de température et d'oxygène dans le pilote B après la mise en place de la sixième couche de déchet modèle

La concentration en oxygène à 10 cm de profondeur passe de 21% (valeur dans l'air initialement contenu dans les pores) à 10% en quelques heures. En moins de trois jours, la distribution se stabilise, révélant un équilibre entre la diffusion de l'air extérieur vers les déchets et la consommation bactérienne. L'oxygène n'est alors plus présent que dans la couche supérieure de déchet.

Dans ce même temps, la température des déchets compris entre 0 et 42 cm diminue et celle de la couche supérieure (42 à 60 cm) augmente progressivement. 55 heures après la mise en place de la nouvelle couche, les déchets situés entre 30 et 50 cm de hauteur sont à la même température.

Les séries de données expérimentales suivantes montrent que la température augmente ensuite dans l'ensemble du massif, mais de façon plus importante dans la couche supérieure. La température maximale est observée à 5 cm de profondeur après 7 jours de dégradation aérobie, à 10 cm après 14 jours et à 15 cm au-delà.

Les analyses complémentaires de la composition du biogaz prélevé dans les déchets tout au long du remplissage du réacteur, indiquent que le CO_2 apparaît dans chaque couche immédiatement après sa mise en place. La présence de méthane n'est observée que quelques jours avant la fermeture du réacteur, dans les déchets situés entre 25 et 40 cm de hauteur. Elle est consécutive à une aspersion importante d'eau sur les déchets, destinée à compenser l'assèchement (uniforme) constaté par des mesures d'humidité.

Quatre jours après la fermeture totale du réacteur, la composition du biogaz, qui ne contient plus d'oxygène, est uniforme dans les déchets avec environ 33% de CH_4 , 33% de CO_2 et 33% de N_2 . Ce rapport $\text{CH}_4/(\text{CH}_4 + \text{CO}_2)$ de 50% n'évolue pas ensuite et est toujours observé deux mois plus tard.

La température diminue et en une semaine, un état quasi stationnaire est atteint. Il correspond aux profils verticaux représentés sur la figure fD.15 (on rappelle que le fond du réacteur est maintenu à 40°C).

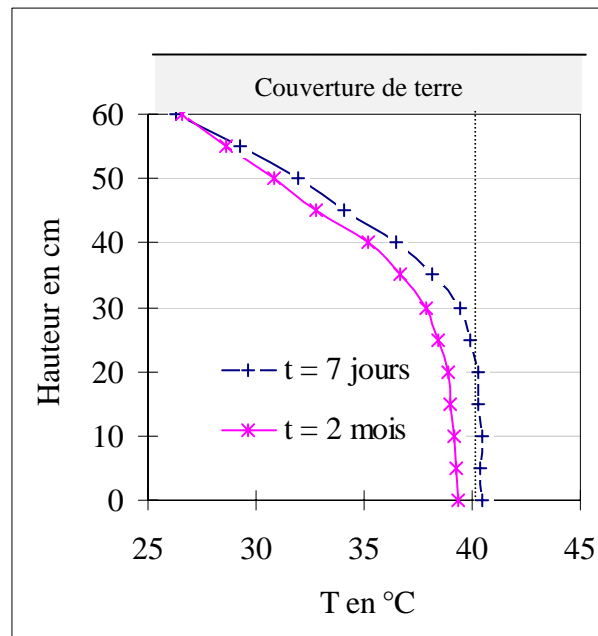


Figure fD.15 : Profil thermique vertical dans le pilote B en anaérobiose

L'ensemble des observations réalisées au cours de cette étude expérimentale en laboratoire de la dégradation aérobie confirme les remarques faites précédemment sur site.

Lorsque les déchets sont placés en condition de dégradation, la concentration en oxygène dans le biogaz diminue rapidement mais ne disparaît pas et se stabilise après quelques jours.

La température des déchets situés à proximité de la surface en contact avec l'air, augmente significativement dès le début. Après quelques jours, celle des couches inférieures augmente également, mais de façon moins importante.

La dégradation aérobie s'accompagne d'une production de gaz uniquement composé de CO_2 . En une quinzaine de jours, les températures dans l'ensemble des déchets sont stationnaires, et ce régime stable perdure tant que les déchets ne sont pas recouverts.

Le passage définitif en anaérobiose entraîne une uniformisation des profils thermiques verticaux et l'apparition immédiate de méthane.

Pour des phases aérobies de durée quasiment identique (une centaine de jours d'aération forcée dans un cas, de remplissage progressif dans l'autre), le temps nécessaire à l'établissement du régime de méthanogénèse stable a été considérablement plus long dans le pilote A (60 jours) que dans le pilote B (4 jours).

Malheureusement, dans le second cas, la durée de l'expérimentation n'est pas suffisante pour pouvoir estimer l'influence du protocole de remplissage (qui assure une phase aérobie de dégradation à tous les déchets) sur les vitesses de production de biogaz en méthanogénèse établie et sur le temps d'inertisation des déchets.

II.2.2 Eléments du bilan thermique

Nous avons signalé à plusieurs reprises, en commentant les résultats expérimentaux obtenus sur site et en laboratoire, que l'activité bactérienne aérobie se maintenait dans les déchets des couches supérieures, grâce à la diffusion de l'oxygène de l'air ambiant dans le biogaz.

Nous proposons d'évaluer l'importance de ce phénomène et son impact sur l'évolution des températures dans les déchets, à l'aide d'un bilan thermique simplifié, appliqué au second pilote de laboratoire après la mise en place de la dernière couche.

Les transferts de chaleur susceptibles de se développer dans le déchet modèle relèvent de différents mécanismes que nous allons analyser, afin d'évaluer la quantité de chaleur reçue par les déchets situés à 50 cm de hauteur dans le réacteur et de la comparer à l'énergie nécessaire pour élever leur température jusqu'au niveau observé.

- Accumulation d'énergie dans les déchets :

L'accumulation de chaleur dans les déchets situés à 50 cm de hauteur, entraîne une élévation de leur température de 18°C au cours des 55 premières heures d'observations. En considérant la capacité calorifique volumique équivalente du déchet modèle $(\rho C_p)^* = 1,5 \cdot 10^6 \text{ J.m}^{-3} \cdot \text{K}^{-1}$ (voir chapitre C), la quantité volumique de chaleur accumulée (Q) est égale à :

$$Q = (\rho C_p)^* \cdot (T_f - T_i) = 27 \cdot 10^6 \text{ J.m}^{-3} \quad [\text{eD.1}]$$

-Transferts conductifs : propagation de la chaleur des zones chaudes vers les zones froides

Pour les déchets situés à 50 cm, ce mécanisme ne représente un apport de chaleur qu'au cours des 55 premières heures pendant lesquelles leur température est inférieure à celle mesurée à 30 cm. Pendant cette période, ils subissent une perte de chaleur vers l'extérieure (Pcd) mais reçoivent des déchets inférieurs une quantité Qcd qui peut être approchée par la formule suivante :

$$Q_{cd} = \lambda^* \cdot \sum_{i=0}^{i=55h} \frac{(T_{30}^i - T_{50}^i)}{L^2} \cdot \Delta t = 4 \cdot 10^6 \text{ J.m}^{-3} \quad [\text{eD.2}]$$

avec $\Delta t = 3600 \text{ s}$, $L = 0.2 \text{ m}$

T_{30}^i et T_{50}^i les températures mesurées toutes les heures à 30 et 50 cm.

$\lambda^* = 0.15 \text{ W.m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$, la conductivité thermique équivalente du déchet modèle

- Transferts convectifs : transport de chaleur par les fluides en mouvement

Les mesures régulières d'humidité effectuées tout au long du remplissage du pilote B, n'ont indiqué aucun mouvement significatif en phase liquide (contrairement à la première étude expérimentale en laboratoire, on n'a pas observé l'apparition d'une zone saturée en fond de réacteur).

En revanche, bien qu'on ne dispose pas de données expérimentales, l'existence d'un débit gazeux (vertical ascendant), lié à la production de dioxyde de carbone par les réactions de dégradations aérobies, est fort probable.

Pour estimer la valeur maximale de la vitesse de filtration du biogaz dans le déchet modèle, on se base sur les observations issues du pilote A : un débit maximal de 150 litres par jour correspond à une vitesse débitante moyenne de $3,65 \cdot 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$ ($U=Q/S$).

En supposant que le biogaz est essentiellement produit dans les couches inférieures du réacteur, le flux gazeux entraîne une perte de chaleur (P_{cv}) pour les déchets situés à 50 cm, mais leur apporte, au cours de 55 premières heures d'observation, une quantité de chaleur Q_{cv} estimée par :

$$Q_{cv} = (\rho C_p)_g \cdot U \cdot \sum_{i=0}^{i=55h} \frac{(T_{30}^i - T_{50}^i)}{L} \cdot \Delta t = 0,04 \cdot 10^6 \text{ J.m}^{-3} \quad [\text{eD.3}]$$

avec $(\rho C_p)_g = 1,7 \cdot 10^3 \text{ J.m}^{-3} \cdot \text{K}^{-1}$, la capacité calorifique volumique à pression constante du gaz.

- Source de chaleur interne : production de chaleur liée à la digestion aérobie des déchets

On a vu (chapitre A) que la chaleur produite par les réactions aérobies est proportionnelle au nombre de mole d'oxygène consommé : $A = 460 \cdot 10^3 \text{ J.mol}^{-1}$.

Initialement, la fraction volumique du déchet occupé par la phase gazeuse (F.A.S. = 30%, notée ici f) ne contient que de l'air, à une concentration C en oxygène (égale à 21%).

En supposant que le volume molaire de l'oxygène est constant ($V = 22,4 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$), la chaleur volumique (Q_p) produite par la consommation de l'oxygène initialement présent dans les pores du déchet est égale à :

$$Q_p = \frac{A \cdot f \cdot C}{V} = 1,3 \cdot 10^6 \text{ J.m}^{-3} \quad [\text{eD.4}]$$

- Changements de phase :

Au fur et à mesure du remplissage du pilote B, on a constaté un assèchement important des déchets des couches supérieures successives. Les mesures d'humidité ont montré que ce phénomène était lié à un flux d'évaporation important et non à une redistribution de l'humidité au sein du massif. L'évaporation représente une perte de chaleur (P_{ev}) pour les déchets.

- Bilan thermique :

Ainsi, en négligeant le rayonnement et sans apport extérieur d'oxygène, le bilan thermique des déchets situés à 50 cm s'écrit :

$$\underbrace{Q}_{\text{Accumulation}} = \underbrace{(Q_{cd} + Q_{cv} + Q_p)}_{\text{Gains}} - \underbrace{(P_{cd} + P_{cv} + P_{ev})}_{\text{Pertes}}$$

D'après les estimations [eD.1], [eD.2], [eD.3] et [eD.4], on s'aperçoit que l'énergie apportée aux déchets situés à 50 cm par les seuls mécanismes de conduction, convection et production

liée à la consommation de l'oxygène initial est au plus égale à $5,34 \cdot 10^6 \text{ J.m}^{-3}$, ce qui ne représente que 20% de l'énergie nécessaire à l'élévation de température observée, sans tenir compte des pertes de chaleur.

Ce bilan thermique rapide met donc en évidence le fait que les évolutions de températures observées dans les couches supérieures du déchet modèle ne peuvent s'expliquer que en tenant compte d'un apport d'oxygène dans le milieu qui entretient la source de chaleur que représentent les réactions de digestion aérobie.

Cette hypothèse étant vérifiée, on peut interpréter les observations expérimentales en termes d'une succession de mécanismes de transferts massiques et thermiques qui dominent dans les déchets pendant la période de remplissage du réacteur et influencent l'établissement des champs thermiques ultérieurs.

Dès lors qu'une couche de déchets est placée dans le réacteur en conditions favorables de dégradation (humidité, inoculum...), l'activité bactérienne aérobie s'y développe. En moins de trois jours, la cinétique de consommation de l'oxygène et sa vitesse de diffusion dans le milieu s'équilibrent (les profils de concentration n'évoluent plus).

Grâce à la chaleur dégagée par ces réactions, et à celle provenant des déchets inférieurs (conduction), la température des déchets dépasse en trois jours celle des couches inférieures, puis continue à augmenter pendant une dizaine de jours avant de se stabiliser. Au cours de cette seconde phase, la chaleur produite dans la couche de surface se propage dans les déchets, réchauffant ainsi la partie inférieure.

Lorsque cette couche est à son tour recouverte par d'autres déchets, elle n'est plus alimentée en oxygène, dont la profondeur de pénétration est limitée à une dizaine de centimètres. Les réactions aérobies de dégradation cessent alors, la privant d'une importante source de chaleur. De plus, étant à ce moment plus chaude que les nouveaux déchets, elle leur cède de la chaleur. Ces deux mécanismes expliquent que sa température diminue fortement au cours des trois jours qui suivent la mise en place de la couche suivante.

Ces mécanismes se répètent de couche en couche, jusqu'à la fermeture du réacteur qui met fin à toute diffusion de l'oxygène et donc aux réactions aérobies. La chaleur accumulée dans les déchets se répartie alors peu à peu, et les profils thermiques s'établissent en fonction des conditions limites (fond, surface et parois latérales). La production de chaleur associée à la dégradation anaérobie (révélée par la présence de méthane et dioxyde de carbone dans le biogaz) suffit à peine à équilibrer les pertes aux parois, c'est pourquoi on n'observe pas (contrairement au site réel) le maintien de températures élevées.

Compte-tenu de l'analogie entre les observations expérimentales en laboratoire et celles effectuées dans le casier P du site de Montech, cette analyse des processus qui gouvernent la phase aérobie de la dégradation peut légitimement s'appliquer au cas des déchets réels.

Sur site, l'amplitude des variations de température et les temps caractéristiques des différentes étapes sont cependant différents et sans doute moins uniformes, puisqu'ils dépendent du protocole de remplissage (épaisseur des couches successives déposées, durée entre le dépôt et le recouvrement des déchets, degré de compaction) et des propriétés des déchets (teneur en matière organique facilement biodégradable, conductivité thermique, porosité au gaz...).

III Conclusion : identification des principaux mécanismes de transferts massiques et thermiques dans les déchets

L'étude expérimentale menée pendant deux ans et demi dans un casier de la décharge de Montech a montré l'évolution, à l'échelle réelle, des grandeurs caractéristiques des différents processus physiques, thermiques et biochimiques qui se développent au cours de la biodégradation. Les comportements observés ont pu être reproduits à l'échelle du laboratoire en milieu contrôlé (déchet modèle).

Les informations ainsi obtenues, plus précises et plus complètes, ont confirmé l'interprétation des données du site et ont permis d'identifier les mécanismes de transferts massiques et thermiques qui gouvernent l'évolution des déchets au cours des étapes successives de la biodégradation.

Ainsi, on a montré que l'oxygène de l'air ambiant pénètre naturellement par diffusion dans les déchets de surface non recouverts. Cet apport entretient les réactions aérobies de dégradation, mais décroît rapidement avec la profondeur.

L'activité bactérienne, et par conséquent l'énergie qu'elle libère, varie donc dans les déchets selon qu'ils sont plus ou moins proches de la surface supérieure. Cette source de chaleur non uniforme crée des gradients thermiques verticaux importants et des transferts conductifs des zones chaudes vers les zones plus froides (atmosphère et couches inférieures de déchets).

Enfin, bien que ce phénomène se soit avéré minoritaire en laboratoire, le débit gazeux qui traverse les déchets est également susceptible d'influencer la répartition et l'évolution de la température et des concentrations en oxygène dans les déchets en phase aérobie.

Dès lors que la diffusion d'oxygène est impossible dans les déchets, des microorganismes anaérobies se développent et la méthanogénèse apparaît. En quelque temps, un régime stable, caractérisé par des champs thermiques uniformes et une composition gazeuse constante est atteint.

Ce phénomène s'observe tout d'abord dans les déchets situés suffisamment loin de la zone aérobie pendant l'exploitation, puis dans l'ensemble du casier lorsqu'il est couvert.

Bien que l'étude expérimentale n'ait pas permis de mettre en évidence les mécanismes de déplacement de l'humidité dans les déchets (en dehors du transport gravitaire révélé par l'existence de zones saturées en fond de casier), les phénomènes de changements de phase et de convection prennent probablement de l'importance au cours de la phase méthanogène stable.

En laboratoire, l'activité bactérienne de dégradation est quasiment nulle après 400 jours d'observation. On ne peut malheureusement pas transposer ce résultat par similitude au cas réel.

L'étude détaillée de la phase aérobie a montré l'importance et le couplage des transferts verticaux de chaleur et d'oxygène au cours de cette étape de la dégradation.

Une modélisation mathématique et numérique, appuyée par cette analyse et validée à l'aide des données expérimentales fines obtenues dans le second pilote de laboratoire, devrait permettre de quantifier l'influence du protocole de remplissage sur l'évolution des déchets au cours de la dégradation aérobie, qui n'a pu être déterminée expérimentalement.

Les informations recueillies sur l'évolution des déchets en phase anaérobie permettent quant à elles de définir le cadre général d'un modèle de fonctionnement d'une décharge à long terme, mais des données expérimentales complémentaires seront nécessaires pour le valider.

Ces contributions à la modélisation des transferts thermiques et massiques dans les décharges d'ordures ménagères font l'objet du chapitre suivant.

CHAPITRE E

Modélisation des transferts couplés de masse et de chaleur

Modélisation des transferts couplés de masse et de chaleur

Les études expérimentales que nous avons menées à l'échelle réelle et à l'échelle du laboratoire ont permis d'identifier les principaux processus physiques, thermiques et biochimiques qui se développent au cours de la biodégradation des déchets. Ces étapes étaient indispensables pour pouvoir proposer une modélisation des transferts couplés de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordures ménagères.

Le dernier volet de notre travail a consisté d'une part à développer un modèle capable de reproduire les phénomènes observés expérimentalement, et d'autre part à l'appliquer pour répondre aux objectifs du programme.

La première partie de ce chapitre est consacrée à une revue bibliographique des différents modèles ayant été proposés pour prévoir le fonctionnement des décharges.

Nous proposons ensuite une description des transferts couplés d'oxygène et de chaleur au cours du remplissage d'un casier qui complète les précédents travaux en tenant compte du rôle important de la phase aérobie mis en évidence par les résultats expérimentaux.

Pour valider la modélisation numérique, une simulation du remplissage du second pilote de laboratoire est tout d'abord présentée. Le modèle est ensuite appliqué pour prévoir les profils thermiques dans une décharge en cours d'exploitation et pour étudier l'influence du mode de gestion sur l'évolution des déchets.

Enfin, on définit le cadre général d'une description du comportement à long terme des décharges qui constitue le prolongement naturel du modèle aérobie.

I Revue bibliographique des modèles de transferts en décharge

Comme nous l'avons montré dans le chapitre A, une décharge d'ordures ménagères est un milieu poreux particulièrement complexe dans lequel se développent des transferts couplés de liquide (les lixiviats), de gaz à plusieurs constituants (le biogaz) et de chaleur, en présence de réactions biochimiques exothermiques qui constituent des termes sources ou puits pour les fluides et dont les cinétiques dépendent elles-mêmes des niveaux de température et d'humidité.

Il apparaît donc difficile de modéliser de façon exhaustive l'ensemble des phénomènes qui interviennent dans le fonctionnement d'un tel système. C'est pourquoi la plupart des études théoriques, en fonction des variables dont elles visent à prédire le comportement au cours de la dégradation des déchets en décharge, ne s'attachent à décrire que les processus dominants.

On trouve ainsi dans la littérature des modèles qui considèrent que les ordures ménagères sont saturées par la phase gazeuse, et d'autres qui au contraire ne s'intéressent qu'aux écoulements liquides. Dans tous les cas, les décharges sont assimilées à des milieux poreux homogènes et indéformables, qui peuvent être décrits selon une approche continue.

I.1 Modélisation des transferts gazeux

Plusieurs modèles de prévision des champs de pression gazeuse ont été développés dans l'objectif d'optimiser les dispositifs de captage de gaz dans les décharges.

Ils supposent tous que la température au sein des déchets est uniforme et constante. Ils utilisent la loi de Darcy, l'équation d'état des gaz parfaits et l'équation de conservation de la masse d'un gaz en milieu poreux saturé, dans laquelle un terme de production/pompage du gaz est introduit.

Cette dernière relation est soit empirique soit déduite de l'analyse des principales réactions biochimiques de transformation de la matière organique solide. Elle comprend généralement plusieurs paramètres de calage, qui permettent indirectement de prendre en compte certaines propriétés des déchets étudiés, et ne dépend que des coordonnées spatiales.

Des résolutions analytiques et numériques de ces équations, en régime permanent ou pseudo-stationnaire, sont proposées en une dimension (radial) (Lu & Kuntz, 1981), deux dimensions (vertical et horizontal) (Young, 1989) et trois dimensions (Arigala et al., 1995).

Young (1992) a amélioré la pertinence de ce type de modèle en imposant une variation de la loi de production du gaz en fonction de la température. Il résout ainsi l'équation de transport du gaz (en 3 dimensions et en régime instationnaire) simultanément à celle de conservation de l'énergie, dans laquelle la conduction, la convection par le gaz et une source de chaleur, proportionnelle au débit de production du gaz, sont prises en compte.

Dans les modélisations destinées à prévoir l'évolution temporelle de la composition du biogaz, les équations de transport sont écrites pour chaque constituant de la phase gazeuse, des termes de diffusion apparaissent donc dans les bilans massiques. Le transport convectif de chaque espèce, assimilée à un gaz parfait, est lié à la vitesse du mélange gazeux calculée par la loi de Darcy.

Findikakis & Leckie (1979) décrivent ainsi l'évolution des profils verticaux de concentration en CO₂, CH₄ et N₂ dans une décharge. La production de chaque espèce gazeuse en fonction du temps est donnée par une loi qui tient compte de la composition des déchets (facilement, moyennement et difficilement biodégradable). Elle peut également varier avec la profondeur (Findikakis et al., 1988). Des relations empiriques permettent de calculer la viscosité du mélange gazeux et les coefficients de diffusion massique de chaque constituant dans le mélange en fonction de sa composition. En revanche, les déchets sont supposés isothermes et les effets de la dispersion et de la tortuosité du milieu poreux sur la diffusivité sont négligés.

Actuellement, la modélisation du transport et de la production du biogaz dans une décharge d'ordures ménagères la plus complète, bien que monodimensionnelle (verticale) et limitée à la phase anaérobie, est sans aucun doute celle proposée par El-Fadel et al.(1996a). Elle comprend en effet, en plus du modèle physique de Findikakis, un module biochimique dans lequel les lois de production du CO₂, du CH₄ et du N₂ sont déterminées. Les principales réactions biochimiques de la biodégradation y sont décrites par le modèle de Monod, dans lequel les différents coefficients sont liés à la température. L'équation de conduction-convection de la chaleur, comprenant un terme de production (proportionnel à la cinétique de l'acétogénèse), est également résolue.

La modélisation des transferts thermiques en décharge et de leur incidence sur la décomposition des déchets est un souci assez récent.

La plupart des travaux relatifs aux transferts couplés de gaz et de chaleur se limitent à la phase anaérobie de la biodégradation (Young, 1992 ; El-Fadel et al., 1996a). Ceci peut paraître légitime dans la mesure où la période de temps pendant laquelle les déchets se trouvent en aérobiose (quelques jours à quelques mois selon le mode d'exploitation du site) est extrêmement courte par rapport à la durée de vie d'une décharge. Pourtant, la digestion aérobie de la matière organique est nettement plus exothermique.

Dans un modèle de transferts thermiques verticaux dans les décharges non couvertes, Yoshida et al. (1997) distinguent effectivement une zone aérobie, proche de la surface supérieure et une zone inférieure anaérobie. Le terme source de chaleur est alors proportionnel à la vitesse de consommation de l'oxygène, respectivement à celle de production de méthane. Mais ce modèle n'étant pas couplé à un bilan massique, les cinétiques des réactions sont imposées (constantes).

Actuellement, seuls les travaux portant sur le compostage décrivent les transferts couplés de masse et de chaleur dans les déchets en phase aérobie (ex : Finger et al., 1976).

I.2 Modélisation des transferts d'humidité

Les modèles de prévision de la quantité de lixiviats à évacuer en fond de décharge les plus courants sont fondés sur une approche hydrologique globale.

On trouve également quelques descriptions des transferts d'humidité au sein des déchets dans le cas isotherme (Straub & Lynch, 1982a ; Korfiatis & Demetracopoulos, 1984 ; Borgés, 1988 ; Vincent, 1991).

Les modélisations reposent sur l'équation de Richard, qui traduit le transport d'une phase liquide dans un milieu poreux non saturé, isotherme, sans changement de phase et en supposant que la phase gazeuse est au repos. On suppose connues, pour le milieu poreux considéré, les relations entre la perméabilité et l'humidité d'une part, et la pression capillaire et la teneur en eau d'autre part.

Le modèle PITTLEACH-2 (Pohland & Al-Yousfi, 1994) résout, simultanément à l'équation de Richard monodimensionnelle (verticale), les bilans massiques (cinétiques de Monod) des principales réactions biochimiques de dégradation, dans lesquelles l'influence de l'humidité est prise en compte. Bien que la phase gazeuse demeure immobile (pression atmosphérique), la production globale de gaz résultant de la décomposition est calculée.

Bendz (1997) propose une approche différente, à deux échelles spatiales : transport de la phase liquide dans les micropores des déchets (forces capillaires importantes) décrit par l'équation de Richard, et modèle d'écoulements en milieux poreux fracturés dans les macropores (entre les constituants).

El-Fadel et al. (1997) décrivent les caractéristiques principales de 24 modèles de transport et de production de lixiviat dans les décharges, publiés entre 1984 et 1994. Dans aucun cas, les transferts couplés d'humidité et de chaleur dans les déchets ne sont abordés.

I.3 Synthèse

Cette revue bibliographique montre que différents travaux de modélisation de la production et du transport du biogaz ou des lixiviats dans les décharges d'ordures ménagères ont été entrepris aux cours des deux dernières décennies.

Compte-tenu des résultats satisfaisants obtenus par tous les auteurs, il semble que, malgré la forte hétérogénéité des déchets, l'approche continue présentée dans le chapitre A, peut être retenue pour décrire les transferts de masse dans les décharges.

Cependant, il est nettement apparu que le couplage entre les transferts de masse et les transferts de chaleur est rarement pris en compte et lorsque c'est le cas, ne concerne que la phase anaérobie de la dégradation.

Or, les résultats expérimentaux obtenus sur le site de Montech et en laboratoire, ont montré que la phase aérobie ne pouvait être négligée car elle engendre un dégagement de chaleur important dont dépend l'environnement thermique des réactions anaérobies ultérieures, et accélère l'établissement du régime de méthanogénèse stable.

D'autre part, la digestion aérobie est la première étape du processus de biodégradation. Son développement est donc conditionné par la façon dont les déchets sont mis en place dans la décharge.

Dans un premier temps, il nous a donc semblé nécessaire de centrer nos efforts de modélisation sur les transferts couplés d'oxygène et de chaleur au cours de la phase aérobie, à la fois pour compléter les travaux antérieurs en étudiant une étape importante du processus de dégradation, et pour pouvoir évaluer l'impact des conditions d'exploitation sur l'évolution des déchets.

II Modélisation des transferts couplés de masse et de chaleur en phase aérobie

Les études expérimentales menées parallèlement sur le site de Montech et en laboratoire ont permis d'identifier et de mieux comprendre les mécanismes de transferts massiques et thermiques qui interviennent dans les ordures ménagères au cours du remplissage progressif d'un casier de décharge. On a en particulier montré que les réactions de dégradation aérobie, responsables de l'élévation de la température des déchets, sont entretenues par un apport diffusif d'oxygène provenant de l'air extérieur.

Ces observations constituent le fondement et justifient les hypothèses de la modélisation des transferts couplés d'oxygène et de chaleur que nous proposons dans ce paragraphe, en nous appuyant sur les équations de conservation en milieux poreux et de cinétique biochimique présentées dans le chapitre A.

Un modèle permettant de simuler le remplissage par couches successives d'une décharge est ainsi établi. Il est tout d'abord validé par comparaison avec les résultats expérimentaux obtenus dans le second pilote de laboratoire, puis appliqué à l'étude de l'influence de divers paramètres d'exploitation (épaisseur de couches, temps de contact avec l'atmosphère avant recouvrement, porosité) sur les niveaux thermiques atteints dans les déchets.

II.1 Hypothèses de la modélisation

Pour pouvoir proposer une description mathématique des transferts couplés d'oxygène et de chaleur dans les déchets, nous devons émettre certaines hypothèses, qui définissent le cadre de la modélisation et simplifient les équations pour ne tenir compte que des phénomènes prépondérants mis en évidence expérimentalement.

II.1.1 Hypothèses fondamentales

On suppose en premier lieu que les déchets constituent un milieu poreux dans lequel on peut définir un volume élémentaire représentatif (V.E.R.), ce qui permet de décrire les phénomènes selon une approche continue macroscopique. Cette hypothèse, bien que sous-jacente à tous les modèles proposés dans la littérature, peut difficilement être prouvée. En particulier, on ne peut pas pour l'instant estimer la taille du V.E.R..

Puisqu'on ne s'intéresse qu'aux mécanismes de transferts prépondérants, on considère abusivement que ce milieu poreux est homogène, isotrope, indéformable et possède des propriétés physiques et thermiques uniformes et constantes (densité, perméabilité, porosité au gaz, conductivité et diffusivité thermique, volume molaire, coefficients des cinétiques biochimiques...). Cela signifie en particulier qu'on ne tient pas compte des phénomènes liés à la dispersion et à la convection naturelle.

Enfin, dans le bilan énergétique, on néglige le rayonnement et on suppose que les différentes phases solides et fluides sont à l'équilibre thermique.

II.1.2 Modèle cinétique

On suppose que les réactions biochimiques de digestion aérobie de la matière organique sont homogènes et que la vitesse de disparition de l'oxygène en phase gazeuse suit une cinétique d'ordre 1 : $R_{O_2} = k.C$ avec C la concentration volumique de l'oxygène dans le biogaz (en $m^3.m^{-3}$) et k (en s^{-1}) dépendant de la température selon la loi d'Arrhénius (équation [eA.4]).

On a vu dans le chapitre A que ce modèle peut être appliqué tant que les réactions de dégradation ne sont pas limitées par des facteurs environnementaux (disponibilité du substrat par exemple).

L'énergie dégagée par les réactions aérobies de dégradation est proportionnelle à la vitesse de consommation de l'oxygène.

Dans les déchets, le terme de production de chaleur (P en $W.m^{-3}$) s'écrit alors :

$$P = \frac{A.f}{V} \cdot R_{O_2}$$

avec $A = 460.10^3 \text{ J.mol}^{-1}_{O_2}$ (voir chapitre A, §I.4.3)

f : la teneur volumique en gaz des déchets (ou F.A.S.)

V : le volume molaire de l'oxygène (assimilé à un gaz parfait)

II.1.3 Etude monodimensionnelle

Compte-tenu des observations réalisées sur le site de Montech, on peut raisonnablement estimer que dans des déchets homogènes (composition et structure), l'activité bactérienne et la température sont uniformes dans les plans horizontaux. On peut ainsi considérer que, en dehors des zones proches des limites, les transferts de masse et de chaleur sont essentiellement verticaux.

Dans le pilote de laboratoire, cette hypothèse est de toute façon justifiée par le fait que le milieu étudié est homogène, isotrope, et que les conditions à ses limites latérales sont des conditions de flux nuls (parois étanches + isolation thermique).

II.2 Définition du système modélisé et des conditions limites et initiales

Le système est défini de façon à pouvoir modéliser les transferts d'oxygène et de chaleur dans le second pilote de laboratoire et simuler le comportement d'une décharge fictive au cours de son remplissage.

Ainsi, on considère un casier dans lequel les déchets sont déposés par couches successives, d'épaisseur constante (l). Les déchets de la couche supérieure restent en contact direct avec l'atmosphère pendant une durée τ avant d'être recouverts par la couche suivante.

Ce protocole, identique à celui appliqué dans le second pilote de laboratoire (avec $l=0.1$ m et $\tau=15$ jours), représente une version schématique (simplifiée) du mode de remplissage des casiers de la décharge de Montech.

On s'intéresse à un massif de déchets de hauteur totale L (constitué de n couches superposées) entre le moment où la dernière couche est mise en place (choisi comme origine des temps) et celui où elle est recouverte ($t=\tau$) (voir figure fE.1).

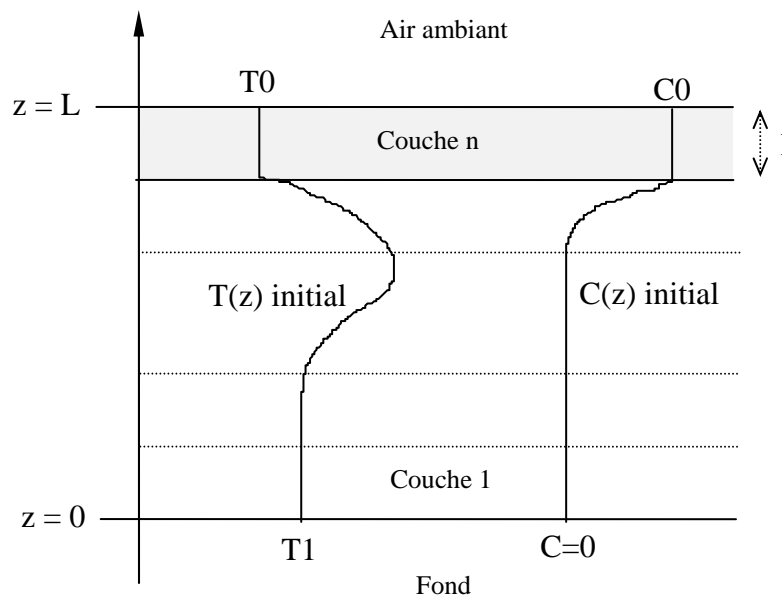


Figure fE.1 : Schéma du système modélisé

La limite inférieure du système ($z=0$) présente une température constante (T_1) et une concentration nulle en oxygène.

Ainsi, l'origine de l'axe vertical correspond au fond du casier dans le cas général (avec T_1 de l'ordre de 15°C , température du sous-sol) et au fond du réacteur dans le second pilote de laboratoire (avec $T_1=40^\circ\text{C}$, température de régulation).

La limite supérieure du système ($z=L$) est en contact avec l'atmosphère. La concentration en oxygène de la phase gazeuse est donc celle de l'air ($C_0=21\%$). La température de surface du système est supposée égale à la température ambiante (T_0).

Dans les $(n-1)$ premières couches, la température et la concentration en oxygène à l'instant $t=0$ dépendent de l'étape précédente (système de hauteur $(L-1)$ au temps τ).

La nouvelle couche est initialement à la température ambiante (T_0) et la phase gazeuse qui occupe ses pores est uniquement composée d'air (C_0) (voir figure fE.1).

Dans le cas du second pilote de laboratoire, on dispose de six séries de données expérimentales ($L=0.1$ à 0.6 m) ce rapportant au système décrit ci-dessus. A chaque étape, les conditions initiales sont données par les mesures effectuées dès la mise en place de la nouvelle couche.

II.3 Mise en équations

La description mathématique du système défini précédemment consiste à formaliser, dans le cadre théorique des transferts en milieux poreux présenté dans le chapitre A et en fonction des hypothèses émises, le bilan thermique et le bilan massique de l'oxygène dans les déchets.

II.3.1 Cas général

On écrit les équations de conservation de l'oxygène dans le mélange gazeux (équation [eA.17]) et de conservation de l'énergie (équation [eA.19]) en une dimension (verticale).

D'après les hypothèses, le terme de consommation de l'oxygène est décrit par une cinétique d'ordre 1 et dépend de la température selon la loi d'Arrhénius.

Le coefficient de diffusivité effective est donné par l'équation [eA.18] : $D^*=D_{\text{eff}} = D \cdot f^{0.4}$.

Le terme de production de chaleur est quant à lui proportionnel à la consommation de l'oxygène.

On obtient ainsi le système d'équations couplées [eE.1] :

$$\begin{cases} \frac{\partial C}{\partial t} + U \cdot \frac{\partial C}{\partial z} = (D \cdot f^{0.4}) \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - k \cdot \exp\left(\frac{-E_a}{R \cdot T}\right) \cdot C \\ \frac{\partial T}{\partial t} + \frac{(\rho C_p)_f}{(\rho C_p)^*} \cdot U \cdot \frac{\partial T}{\partial z} = \frac{\lambda^*}{(\rho C_p)^*} \cdot \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} + \frac{A \cdot f \cdot k}{(\rho C_p)^* \cdot V} \cdot \exp\left(\frac{-E_a}{R \cdot T}\right) \cdot C \end{cases} \quad [\text{eE.1}]$$

$$\begin{array}{lll}
 \text{Conditions limites : } z = 0 : C(z, t) = 0 & \text{et} & T(z, t) = T1 \\
 & & z = L : C(z, t) = C0 & \text{et} & T(z, t) = T0 \\
 \text{Conditions initiales : } t = 0 : C(z, t) = C_{\text{init}}(z) & \text{et} & T(z, t) = T_{\text{init}}(z)
 \end{array}$$

avec les notations suivantes :

Variables (fonction de t et de z) :

$$\begin{array}{ll}
 C : & \text{concentration volumique de l'oxygène dans le biogaz, exprimée en m}^3/\text{m}^3 \\
 T : & \text{température absolue des déchets (et du gaz) en K} \\
 U : & \text{vitesse débitante verticale du biogaz dans les déchets (en m.s}^{-1}\text{)}
 \end{array}$$

Propriétés (indépendantes des variables d'espace et de temps) :

$$\begin{array}{ll}
 (\rho C_p)_f : & \text{capacité calorifique volumique du biogaz (en J.m}^{-3}.\text{K}^{-1}\text{)} \\
 (\rho C_p)^* : & \text{capacité calorifique volumique équivalente des déchets (en J.m}^{-3}.\text{K}^{-1}\text{)} \\
 \lambda^* : & \text{conductivité thermique équivalente des déchets (en W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}\text{)} \\
 f : & \text{teneur volumique en gaz dans les déchets (F.A.S.)} \\
 E_a : & \text{énergie d'activation (en J.mol}^{-1}\text{)} \\
 k : & \text{constante de la cinétique d'ordre 1 (en s}^{-1}\text{)}
 \end{array}$$

Paramètres invariants :

$$\begin{array}{ll}
 R = 8,314 \text{ J.mol}^{-1}.\text{K}^{-1} & \text{(constante des gaz parfaits)} \\
 D = 1,78.10^{-5} \text{ m}^2.\text{s}^{-1} & \text{(coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air)} \\
 V = 24,8.10^{-3} \text{ m}^3.\text{mol}^{-1} & \text{(volume molaire des gaz parfaits à 25°C)}
 \end{array}$$

Les deux équations de bilan sont couplées par le biais des termes source et puits qui dépendent à la fois de la température et de la concentration en oxygène.

Pour fermer le système [eE.1], il faudrait résoudre simultanément la loi de Darcy et l'équation d'état du mélange gazeux.

Cependant, sous certaines conditions que nous allons préciser dans le paragraphe suivant, les transferts convectifs peuvent être négligés ce qui permet de simplifier le système.

II.3.2 Analyse dimensionnelle

La mise sous forme adimensionnelle du système d'équations précédent fait apparaître plusieurs nombres qui caractérisent l'importance relative des flux de matière ou de chaleur liés aux différents processus de transferts.

On définit les variables sans dimension suivantes (τ' étant un temps caractéristique) :

$$C^* = C/C_0 \quad T^* = \frac{(T - T_0)}{(T_1 - T_0)} \quad z^* = z/L \quad t^* = t/\tau'$$

On peut alors écrire le système d'équations [eE.1] sous la forme :

$$\begin{cases} \text{St. Pe}^m \cdot \frac{\partial C^*}{\partial t^*} + \text{Pe}^m \cdot \frac{\partial C^*}{\partial z^*} = \frac{\partial^2 C^*}{\partial z^{*2}} - P \cdot \exp\left(\frac{-Ea}{R \cdot (T_0 + (T_1 - T_0) \cdot T^*)}\right) \cdot C^* \\ \text{St. Pe}^T \cdot \frac{\partial T^*}{\partial t^*} + \frac{(\rho C_p)_f}{(\rho C_p)^*} \cdot \text{Pe}^T \cdot \frac{\partial T^*}{\partial z^*} = \frac{\partial^2 T^*}{\partial z^{*2}} + Q \cdot \exp\left(\frac{-Ea}{R \cdot (T_0 + (T_1 - T_0) \cdot T^*)}\right) \cdot C^* \end{cases} \quad [\text{eE.2}]$$

$$\begin{aligned} C^*(0, t^*) = 0 & \quad C^*(1, t^*) = 1 & \quad C^*(z^*, 0) = C_{\text{init}}(z^*)/C_0 \\ T^*(0, t^*) = 1 & \quad T^*(1, t^*) = 0 & \quad T^*(z^*, 0) = (T_{\text{init}}(z^*) - T_0)/(T_1 - T_0) \end{aligned}$$

avec :

- $\text{Pe}^m = \frac{U \cdot L}{D^*}$: nombre de Péclet massique

Rapport entre les flux d'oxygène convectif et diffusif.

- $\text{Pe}^T = \frac{U \cdot L}{a^*}$: nombre de Péclet thermique

Rapport entre les flux de chaleur convectif et conductif.

- $P = \frac{k \cdot L^2}{D^*}$

Rapport des vitesses de consommation et de diffusion de l'oxygène

- $Q = \frac{k \cdot L^2}{\lambda^*} \cdot \frac{A \cdot f \cdot C_0}{V \cdot (T_1 - T_0)}$

Rapport entre le flux de chaleur dégagé par les réactions et le flux conductif.

- $\text{St} = \frac{L}{U \cdot \tau'}$: nombre de Strouhal

Rapport entre le temps de référence des transferts convectifs et le temps caractéristique des processus couplés étudiés.

Dans ces expressions, a^* désigne la diffusivité thermique équivalente des déchets ($a^* = \frac{\lambda^*}{(\rho C_p)^*}$) et D^* le coefficient de diffusion effective ($D^* = D \cdot f^{0.4}$).

On peut légitimement considérer que les transferts convectifs jouent un rôle mineur dans les bilans massique et thermique lorsque les nombres de Péclet (Pe^m et Pe^T) sont très petits devant 1.

Malheureusement, pour les évaluer, on doit connaître la valeur moyenne de la vitesse de filtration. Or, que ce soit dans la décharge de Montech ou dans le pilote de laboratoire, on ne dispose pas d'estimation du débit gazeux dans les déchets au cours du remplissage.

Cependant, pour simplifier la mise en œuvre de la modélisation, on suppose que les vitesses de filtration du biogaz dans une décharge ou dans le pilote de laboratoire, sont suffisamment faibles, en phase aérobie, pour que l'on puisse dans un premier temps négliger la convection.

Avec cette hypothèse supplémentaire, le système [eE.1] devient :

$$\begin{cases} \frac{\partial C}{\partial t} = (D \cdot f^{0.4}) \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - k \cdot \exp\left(\frac{-Ea}{R \cdot T}\right) \cdot C \\ \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\lambda^*}{(\rho C_p)^*} \cdot \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} + \frac{A \cdot f \cdot k}{(\rho C_p)^* \cdot V} \cdot \exp\left(\frac{-Ea}{R \cdot T}\right) \cdot C \end{cases} \quad [eE.3]$$

$$\begin{array}{lll} C(0, t) = 0 & C(L, t) = C_0 & C(z, 0) = C_{init}(z) \\ T(0, t) = T_1 & T(L, t) = T_0 & T(z, 0) = T_{init}(z) \end{array}$$

II.3.3 Résolution du système d'équations couplées

Un modèle numérique a été développé afin de résoudre le système d'équations couplées [eE.3].

Il est fondé sur la méthode des différences finies, et utilise un schéma centré de Crank-Nicolson. Les coefficients non constants (termes de couplage) sont traités comme des variables, et sont déterminés dans une boucle interne à chaque pas de temps.

La résolution a été vérifiée, par comparaison avec la solution analytique, dans un cas particulier très simple (voir annexe 2).

Différents tests ont été réalisés afin d'étudier la sensibilité du modèle aux pas de discrétisation (pas d'espace dt et pas spatial dz).

Le schéma choisi est inconditionnellement stable, mais la précision des résultats n'est acceptable que si la vitesse de diffusion numérique est supérieure à la vitesse de diffusion de

l'oxygène, c'est-à-dire si : $\frac{dz}{dt} > \frac{D^*}{L}$.

On a donc veillé à respecter cette condition pour toutes les simulations effectuées.

II.4 Validation du modèle

Le modèle permettant de simuler le comportement des déchets en phase aérobie au cours du remplissage progressif d'un casier a été établi sur la base d'hypothèses simplificatrices fortes.

La comparaison des résultats expérimentaux et des résultats numériques obtenus en simulant les conditions opératoires du second pilote de laboratoire permet de vérifier que les phénomènes prépondérants sont pris en compte, et que les transferts couplés d'oxygène et de chaleur sont effectivement les principaux facteurs d'évolution des déchets au cours de la phase aérobie.

Nous avons donc réalisé cette étude, et à titre d'exemple, nous présentons dans ce paragraphe les résultats obtenus en simulant l'évolution de la concentration en oxygène et de la température après la mise en place de la cinquième couche de déchet modèle dans le pilote B.

II.4.1 Valeurs des coefficients utilisées pour la simulation

La simulation du fonctionnement du pilote de laboratoire nécessite de connaître les valeurs des propriétés du déchet modèle qui apparaissent dans le système d'équations [eE.3].

II.4.1.1 Propriétés thermiques du déchet modèle

La conductivité thermique et la capacité calorifique équivalentes du déchet modèle ont été mesurées en différents points du massif tout au long du remplissage du réacteur par l'intermédiaire des sondes à choc thermique.

Les valeurs obtenues sur l'ensemble des mesures effectuées après la mise en place de la cinquième couche de déchet (5 points \times 13 séries) sont comprises entre 0.06 et 0.25 $\text{W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ (avec une moyenne de 0.1 $\text{W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$) pour la conductivité thermique et entre $0,05\cdot 10^6$ et $7,7\cdot 10^6$ $\text{J}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{K}^{-1}$ (avec une moyenne de $1,2\cdot 10^6$ $\text{J}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{K}^{-1}$) pour la capacité calorifique équivalente.

Les propriétés thermiques du déchet modèle, en raison notamment de son assèchement progressif au cours du remplissage, ne sont ni uniformes ni constantes, ce qui est contraire aux hypothèses de modélisation.

On a donc décidé de déterminer leur valeur par une méthode de calage inverse en utilisant une des six séries expérimentales (en l'occurrence celle relative au milieu constitué de six couches), puis de conserver les valeurs ainsi obtenues pour reproduire le comportement des autres systèmes ($L=0.1$ à 0.5 m). Cette étude d'optimisation des coefficients thermiques a fourni les résultats suivants : $\lambda^* = 0.17 \text{ W}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ et $(\rho C)^* = 6,5\cdot 10^6 \text{ J}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{K}^{-1}$.

Dans le système réel, il existe des pertes de chaleur au niveau des parois latérales (le dispositif de régulation thermique permet de les minimiser mais pas de les éliminer). Il en résulte une augmentation de température du déchet inférieure à celle qui peut être prévue par le modèle 1D.

Le calage des propriétés thermiques permet en fait de compenser ce phénomène. C'est pourquoi les coefficients optimisés peuvent paraître relativement élevés. Ils sont toutefois acceptables, puisque situés dans l'intervalle défini par les données expérimentales.

II.4.1.2 Autres propriétés

La teneur volumique en gaz dans le déchet modèle (f) est supposée égale à 20%, qui est la valeur moyenne obtenue lors des expériences spécifiques destinées à caractériser le milieu (voir chapitre C). Par conséquent, on a : $D^*=D.f^{0.4} = 9,35.10^{-6} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$.

Les coefficients de la cinétique de consommation de l'oxygène sont en partie issus des résultats expérimentaux obtenus à l'INSA de Toulouse par O.Aguilar.

Ainsi, la valeur suivante a été retenue pour l'énergie d'activation : $E_a = 38260 \text{ J.mol}^{-1}$.

Elle est en accord avec les données trouvées dans la littérature qui varient entre 33440 et 62700 J.mol^{-1} .

En revanche, la constante de la cinétique d'ordre 1 a été calée (de la même manière que les propriétés thermiques) en utilisant la série expérimentale correspondant à six couches de déchets dans le pilote B. On a ainsi obtenu : $k = 3800 \text{ s}^{-1}$.

II.4.2 Simulation de la phase aérobie dans le pilote de laboratoire (5 couches)

On compare les résultats expérimentaux et numériques obtenus en étudiant l'évolution de la température et de la concentration en oxygène dans le pilote de laboratoire après la mise en place de la cinquième couche de déchet modèle ($t=0$) et jusqu'à ce qu'elle soit recouverte ($t=17$ jours).

Pour les simulations, les variables sont calculées en 161 noeuds ($dz=3.125 \text{ mm}$) avec un pas de temps de 4 minutes. La température limite en $z=0.5 \text{ m}$ est constante ($T_0=23,8^\circ\text{C}$).

Les profils verticaux (expérimentaux et numériques) de la concentration en oxygène et de la température dans le déchet modèle à différents instants sont représentés sur les figures fE.2 et fE.3.

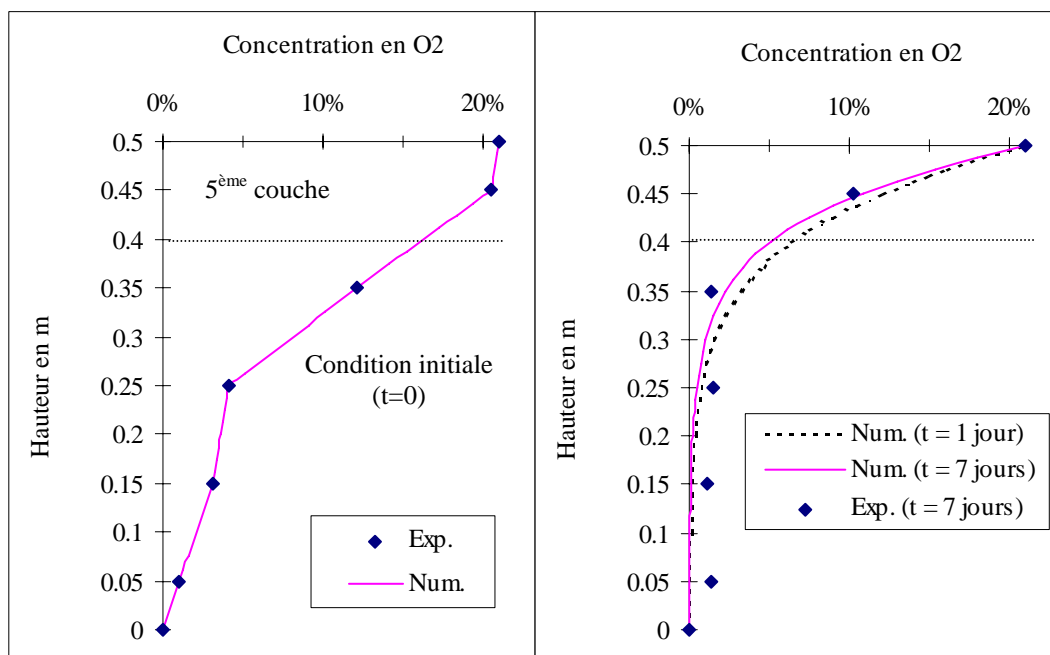


Figure fE.2 : Evolution de la concentration en oxygène dans le pilote B (5 couches)

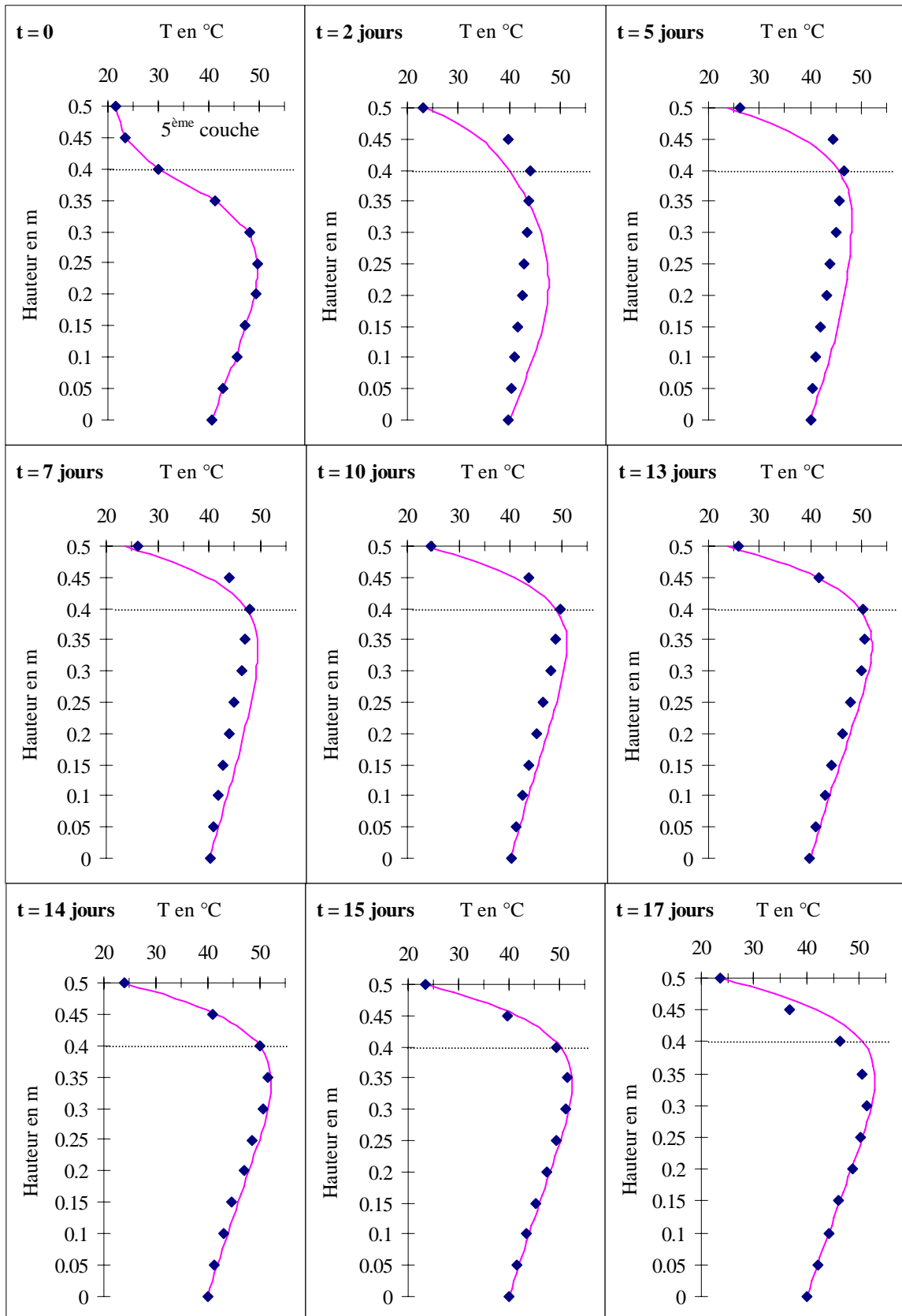


Figure fE.3 : Evolution de la température dans le pilote B (5 couches)
 Comparaison des résultats expérimentaux (♦) et des résultats numériques (—)

De manière générale, on constate que les résultats numériques sont assez proches des résultats expérimentaux. Le modèle bien que relativement simple permet effectivement de reproduire le comportement spatial et temporel de la concentration en oxygène et de la température dans le pilote de laboratoire. Cependant, il ne prévoit pas de façon très satisfaisante les évolutions initiales et finales de ces grandeurs.

Ainsi, après la mise en place de la nouvelle couche, on observe expérimentalement une rapide diminution de la température des déchets situés entre 0.1 et 0.3 m dans le réacteur (chute d'environ 5 degrés en moins de deux jours). La simulation reproduit ce comportement de façon beaucoup trop progressive puisque la baisse de température s'étale sur les 4 premiers jours.

A l'inverse, il semble que la concentration en oxygène calculée numériquement atteint trop rapidement un régime stationnaire, mais l'on manque de données expérimentales pour préciser ce constat.

L'incapacité du modèle à prévoir précisément l'évolution de la température et de la concentration en oxygène dans les premiers temps s'explique probablement par le fait que nous n'avons pas pris en compte les processus qui initient les réactions de biodégradation. Il peut s'agir en particulier des mécanismes d'hydrolyse et de transferts interfaciaux qui initialement entraînent un retard à la disparition de l'oxygène et à la production de chaleur. Une fois que ces phénomènes sont bien développés, les propriétés macroscopiques (thermiques et biochimiques) utilisées dans le modèle suffisent pour décrire l'évolution des déchets.

D'autre part, au-delà de 15 jours d'observation, on constate que le maximum de température dans le pilote de laboratoire, situé jusqu'alors à 10 cm de profondeur sous la surface, se déplace progressivement vers le milieu du massif (25 cm de profondeur). Ce comportement n'est pas restitué par le modèle.

En fait, il est probable que, après 15 jours de dégradation aérobie, les réactions biochimiques de digestion soient en partie limitées par la disponibilité de la matière organique facilement biodégradable. Ce phénomène, contraire aux hypothèses de la modélisation (cinétique d'ordre 1 par rapport à l'oxygène), ne peut être prévu par le modèle. Ainsi, dans les simulations, dès que l'apport diffusif et la consommation de l'oxygène sont équilibrés, le flux de production de chaleur n'évolue plus et un régime de températures stationnaires, dépendant des transferts conductifs, s'installe peu à peu (dans l'exemple présenté, il est établi en 14 jours).

Pour compléter la validation du modèle, nous avons effectué des simulations du pilote de laboratoire en imposant une fonction périodique comme condition thermique à la limite supérieure afin de tenir compte des variations journalières de la température ambiante. Les résultats obtenus se sont avérés identiques pour les concentrations en oxygène et à peine plus proches des données expérimentales pour la température.

On peut donc considérer que ce paramètre ne joue pas un rôle essentiel dans l'évolution thermique des déchets et que le modèle peut raisonnablement être appliqué avec une température limite constante.

En conclusion, les simulations du pilote de laboratoire ont montré que la modélisation des transferts couplés de masse et de chaleur que nous avons proposée rend bien compte (en dehors d'une courte période initiale) des principaux mécanismes responsables de l'évolution des déchets en phase aérobie.

Ainsi validé, le modèle peut désormais être appliqué à la prévision du comportement des décharges d'ordures ménagères.

III Application du modèle au remplissage d'une décharge

Le modèle de transferts couplés d'oxygène et de chaleur que nous avons présenté est un outil prévisionnel qui peut être utilisé pour améliorer la gestion des décharges d'ordures ménagères. Il permet en effet d'étudier l'influence du mode d'exploitation sur l'évolution des déchets pendant la période de remplissage, et indirectement de déterminer les paramètres susceptibles d'accroître la vitesse de production du biogaz et d'accélérer l'inertisation biochimique des sites.

Nous avons montré expérimentalement que dans les déchets en anaérobiose les températures sont stables et relativement uniformes. Le niveau thermique atteint, qui influence la vitesse des réactions biochimiques, est conditionné par la phase aérobie qui se déroule au cours du remplissage.

De plus, nous avons constaté dans la décharge de Montech et dans les pilotes de laboratoire, que dans les déchets ayant subi une première digestion aérobie, le régime de méthanogénèse stable s'établit plus rapidement. D'autres études expérimentales ont confirmé ce résultat. Brinkmann et al. (1995) indiquent que le pré-compostage des déchets empêche l'acidification du milieu ce qui permet une production de méthane immédiate dès le passage en anaérobiose. Stegman (1995) précise que le prétraitement aérobie des déchets concentre la pollution organique dans le biogaz (valorisable) et non dans les lixiviats. Dans les deux cas, une durée maximale de la phase aérobie de 2 à 4 semaines est préconisée pour ne pas épuiser la totalité du substrat facilement biodégradable et permettre par la suite une activité anaérobie méthanogène.

Nous proposons donc de tester numériquement différents protocoles de remplissage d'une décharge (épaisseur des couches successives et temps de contact avec l'air ambiant variables) pour déterminer les paramètres qui permettent d'assurer en fin d'exploitation une température dans les déchets optimale pour les microorganismes thermophiles (55°C), sans que des valeurs susceptibles de les détruire (>70°C) n'aient été atteintes auparavant.

Ces critères thermiques sont en effet nécessaires pour accélérer la production de méthane dans les décharges. Ils ne sont toutefois pas suffisants puisque d'autres facteurs environnementaux, l'humidité en particulier, peuvent limiter l'activité bactérienne de dégradation.

III.1 Valeur des propriétés des déchets utilisées pour les simulations

La caractérisation des déchets prélevés dans la décharge de Montech a permis de déterminer les valeurs moyennes de la conductivité thermique, de la capacité calorifique et de la porosité au gaz des déchets (voir chapitre B). Nous les utilisons donc pour les simulations.

En revanche, on ne dispose pas de données expérimentales concernant les coefficients de la cinétique chimique de consommation de l'oxygène dans les déchets réels.

Pour l'énergie d'activation, on propose de garder la valeur déterminée dans le déchet type. La valeur de k ne peut être conservée car la vitesse des réactions dans les décharges est a priori inférieure à celle observée dans les pilotes de laboratoire où des conditions optimales (humidité, pouvoir tampon, inoculum...) sont imposées.

On a donc choisi de caler la valeur de k en simulant l'évolution de la température et de la concentration en oxygène dans les déchets de surface du casier P de la décharge de Montech, supposé rempli par couches de 3 mètres d'épaisseur. Compte-tenu du manque de données

expérimentales (voir figure fD.12), on ne peut pas comparer précisément les résultats, mais on retient la valeur de k qui permet de reproduire une température de l'ordre de 45°C à 50 cm de profondeur après 18 jours.

En résumé, les valeurs des propriétés des déchets (supposées constantes et uniformes) imposées pour toutes les simulations que nous allons présenter sont les suivantes :

$$\begin{aligned}\lambda^* &= 0,1 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1} \\ (\rho C_p)^* &= 0,6.10^6 \text{ J.m}^{-3}.\text{K}^{-1} \\ f = 40\% \text{ donc } D^* &= 1,23.10^{-5} \text{ m}^2.\text{s}^{-1} \\ E_a &= 38260 \text{ J.mol}^{-1} \\ k &= 100 \text{ s}^{-1}\end{aligned}$$

III.2 Etude de différents protocoles de remplissage d'un casier

On simule le remplissage d'un casier de décharge de hauteur totale L , constitué de n couches de déchets superposées (d'épaisseur l) restées en contact avec l'air ambiant pendant une durée τ avant d'être recouvertes. Pour cela, on calcule l'évolution de la température et de la concentration en oxygène dans les déchets au cours de toutes les étapes (de la première à la n ème couche). Seuls les profils de température dans les déchets sont analysés puisque c'est sur eux que portent les critères d'optimisation du protocole de remplissage.

III.2.1 Validité de l'étude

Il est nécessaire d'étudier le comportement de l'ensemble du système, et non uniquement des couches supérieures soumises à la dégradation aérobie, pour mettre en évidence l'influence du mode d'exploitation sur l'évolution des déchets. Une telle application du modèle mérite cependant quelques commentaires.

En effet, nous avons vu expérimentalement et numériquement (lors de la validation du modèle) que l'apport d'oxygène par diffusion de l'extérieur et la consommation par les réactions biochimiques s'équilibre assez rapidement. La présence d' O_2 dans les déchets est alors limitée à une couche très superficielle (15 cm dans le pilote B, environ 75 cm dans le casier P). La partie inférieure du système étudié se trouve donc en anaérobiose. De nouvelles populations bactériennes peuvent se développer et le processus de dégradation anaérobie conduit peu à peu à la production de méthane.

Or la modélisation de la phase aérobie ne tient pas compte de la source de chaleur supplémentaire que représente la dégradation méthanogène. On ne peut donc en toute rigueur appliquer le modèle pour prévoir l'évolution thermique d'un dépôt de déchets que tant qu'il n'y a pas de production de méthane (ce fut le cas pendant toute la période de remplissage du second pilote de laboratoire).

Cependant, la chaleur dégagée par les réactions anaérobies ne permet pas d'augmenter significativement la température des déchets. En effet, d'après les résultats expérimentaux obtenus sur le site de Montech (figure fD.7), celle-ci compense les pertes de chaleur aux

limites du casier et permet seulement de maintenir les niveaux thermiques atteints après la phase aérobie.

Dans un casier de hauteur largement supérieure à la profondeur de pénétration de l'oxygène, la chaleur dégagée dans les couches inférieures par les réactions anaérobies minimise les pertes latérales (ce qui conforte la modélisation en 1D). Seule la température dans les déchets proches de la limite inférieure peut être plus élevée que celle prévue par les simulations, mais elle ne peut pas être supérieure à celle du centre du casier.

Pour exploiter les résultats numériques, nous utilisons deux grandeurs définies à chaque étape du remplissage (aux temps $t = k \cdot \tau$, $0 < k \leq n$) :

- T_{\max} : température maximale atteinte dans les déchets (en au moins un point)
- T_{med} : température médiane, atteinte ou dépassée dans une partie continue des déchets de hauteur égale à 50% de celle du massif étudié ($T_{\text{med}} \leq T_{\max}$).

Les remarques précédentes permettent de garantir la validité de la température médiane et de la température maximale déterminées numériquement quelle que soit la hauteur du système étudié.

III.2.2 Paramètres de l'étude du remplissage d'un casier

Conditions limites et initiales :

Le fond du casier est à la température $T_1=15^\circ\text{C}$ et l'air ambiant à la température $T_0=13^\circ\text{C}$. Pour la première couche, on suppose qu'à l'instant initial, les profils verticaux de température et de concentration en oxygène sont linéaires. Ensuite, les conditions initiales de chaque étape sont fixées par l'étape précédente et la nouvelle couche (voir § II.2).

Protocoles de remplissage testés :

Les protocoles ont été choisis pour que leur mise en oeuvre sur site soit techniquement possible (épaisseur des couches) et pour que les indications trouvées dans la littérature soient respectées (temps de contact avec l'air inférieur à 1 mois). Les configurations étudiées sont les suivantes :

$l = 0.5 \text{ m}, \tau = 6 \text{ jours}$	$l = 1 \text{ m}, \tau = 8 \text{ jours}$	$l = 2 \text{ m}, \tau = 8 \text{ jours}$
$l = 0.5 \text{ m}, \tau = 8 \text{ jours}$	$l = 1 \text{ m}, \tau = 12 \text{ jours}$	$l = 2 \text{ m}, \tau = 16 \text{ jours}$
	$l = 1 \text{ m}, \tau = 14 \text{ jours}$	$l = 2 \text{ m}, \tau = 28 \text{ jours}$
	$l = 1 \text{ m}, \tau = 16 \text{ jours}$	

Hauteur finale des systèmes modélisés :

Il est intéressant de considérer un casier de hauteur finale la plus petite possible (réduction du temps de calcul) pour étudier, en s'appuyant sur l'analyse des températures maximales et médianes, le comportement thermique des déchets en fonction du protocole de remplissage.

Or, les premières applications du modèle ont montré que lorsque la hauteur du système étudié est supérieure à 7 m, et ceci quel que soit le protocole testé, la température maximale demeure inchangée à chaque nouvelle étape du remplissage (figure fE.4).

La température médiane augmente quant à elle avec la hauteur du système modélisé, et dans un casier de 20 m, elle est quasiment égale à la température maximale (figure fE.5).

Ainsi, en simulant un casier de hauteur finale supérieure à 7 m, on peut calculer la valeur asymptotique de la température maximale et une estimation suffisante (borne inférieure) de la température médiane.

En accord avec ces remarques, nous avons limité notre étude de sensibilité à des casiers de 8 m de hauteur finale.

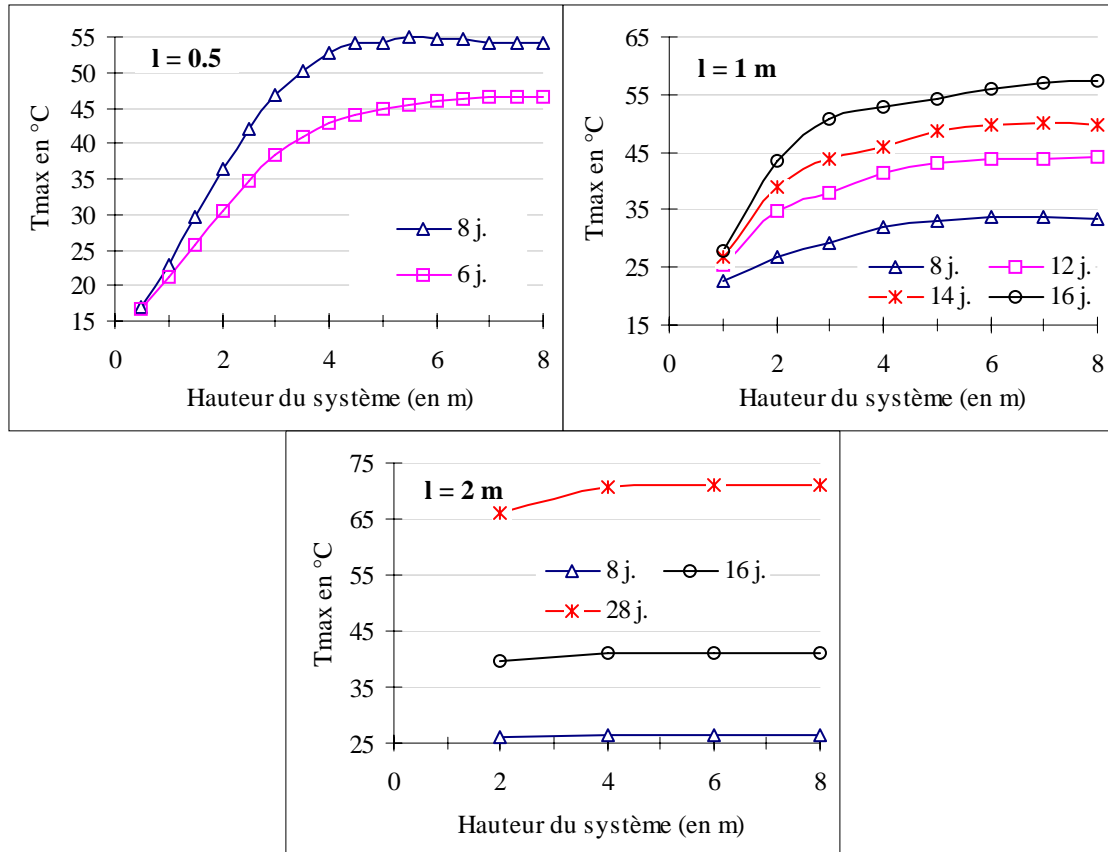


Figure fE.4 : Température maximale atteinte dans les déchets en fonction de la hauteur du système modélisé (pour différents protocoles de remplissage)

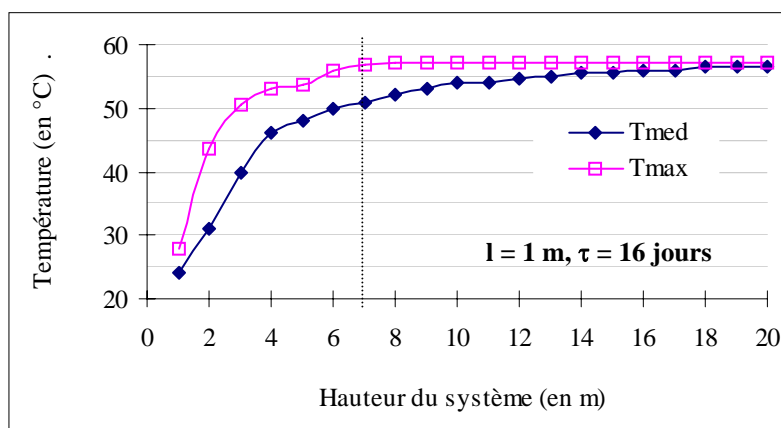


Figure fE.5 : Températures médiane et maximale en fonction de la hauteur du casier modélisé pour $l = 1$ m et $\tau = 16$ jours

III.3 Résultats des simulations effectuées

III.3.1 Profils de température dans les déchets

On a reporté sur la figure fE.6 les profils de température prévus par le modèle dans un casier de 8 mètres de hauteur finale, après que la dernière couche de déchets déposée est restée en contact avec l'air ambiant pendant τ jours.

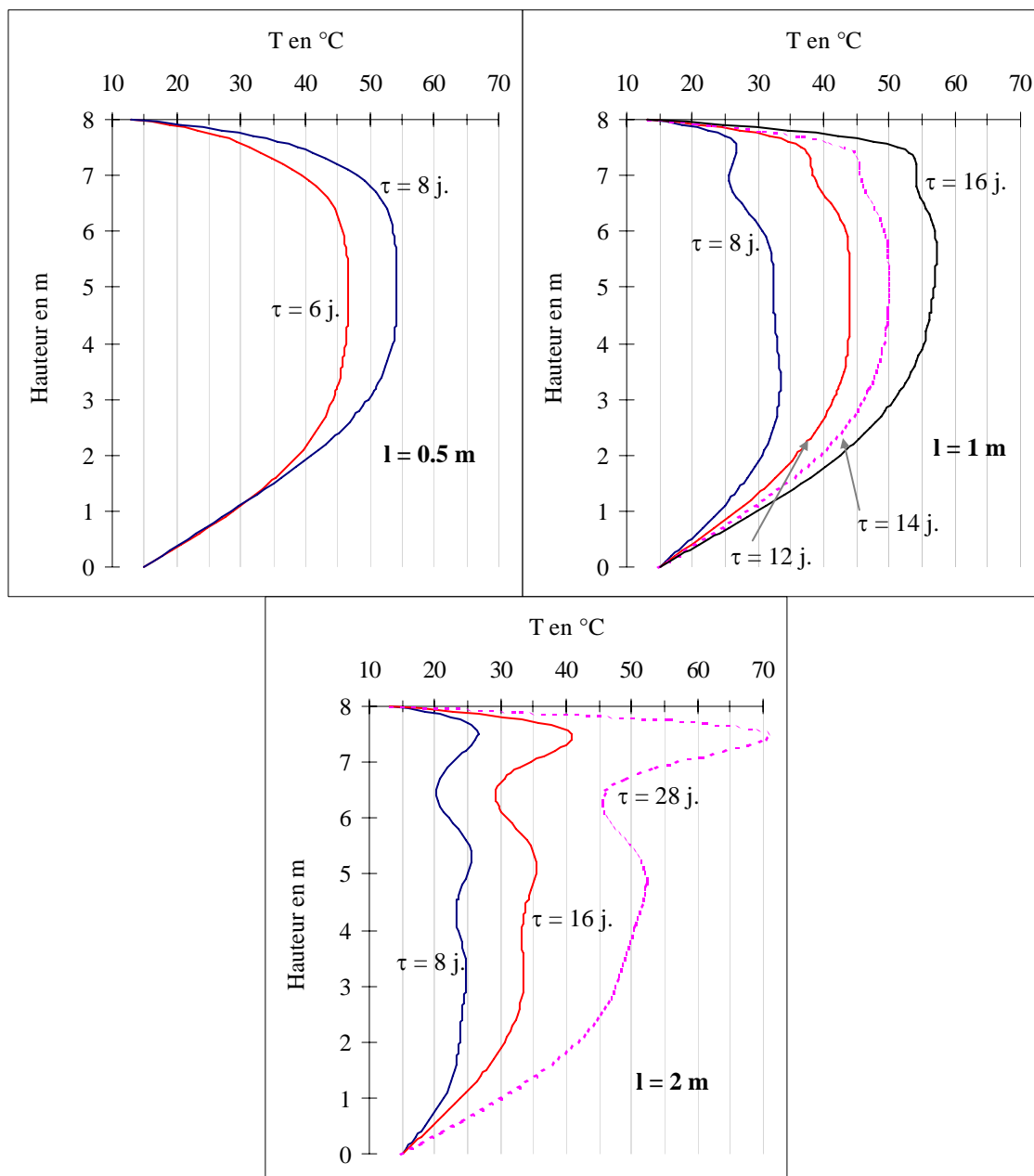


Figure fE.6 : Profils verticaux de température dans un casier de 8 m de hauteur, τ jours après le dernier dépôt de déchets

On constate que le mode de mise en place des déchets influence non seulement les niveaux thermiques atteints, mais également la distribution de la température dans les déchets.

Pour $l=0.5$ m, la température est uniforme dans le casier en dehors des zones proches des limites. Pour $l=1$ m, un maximum local apparaît à 50 cm sous la surface supérieure. Il est encore plus marqué pour $l=2$ m.

Ce résultat correspond aux observations expérimentales. En effet, dans le second pilote de laboratoire ($l=0.1$ m), les profils thermiques verticaux présentent un maximum (voir figure fD.13), alors que dans la couche supérieure du casier P (où l'on peut considérer que $l=3$ m), deux maximums locaux ont été identifiés (voir figure fD.12).

III.3.2 Détermination du protocole de remplissage optimal

Comme nous l'avons expliqué précédemment, le protocole optimal de mise en place des ordures ménagères dans un casier est celui qui assure dès la fin de l'exploitation des températures uniformes et proches de 55°C dans la majeure partie des déchets, sans que des valeurs supérieures à 70°C n'apparaissent au cours du remplissage.

Les simulations réalisées ont permis d'estimer la température des déchets dans un casier de 8 m de hauteur comblé selon différentes techniques. Leur exploitation fournit des indications intéressantes sur l'impact du mode de remplissage sur l'évolution de la température des déchets.

On a représenté sur la figure fE.7 l'évolution de la température médiane (dépassée dans au moins 4 mètres consécutifs de déchets) en fonction du temps de contact direct des couches successives avec l'atmosphère.

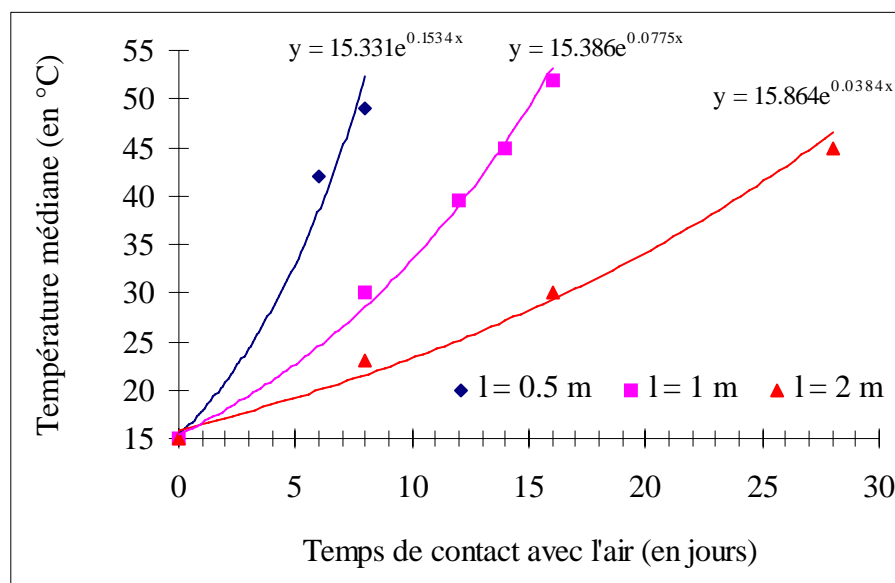


Figure fE.7 : Evolution de la température médiane dans un casier de 8 m de hauteur en fonction du temps de contact de chaque couche avec l'air ambiant (τ)

Les résultats numériques montrent que dans un casier d'au moins 8 mètres de hauteur, il existe une relation entre la température médiane (T_{med}), le temps de contact (τ) et l'épaisseur des couches (l) :

$$T_{med} = \alpha \cdot \exp\left(\beta \cdot \frac{\tau}{l}\right) \quad [eE.4]$$

(avec α de l'ordre de 15°C et $\beta = 0.076 \text{ m}\cdot\text{j}^{-1}$)

Ce résultat n'est établi que pour quelques couples (l , τ) et pour des déchets dont les propriétés sont celles que nous avons précisées dans le paragraphe II.5.1. Il doit par conséquent être confirmé par des simulations supplémentaires si l'on souhaite le généraliser et identifier le lien entre les coefficients α et β et les paramètres de la modélisation (conditions limites, initiales ou propriétés des déchets).

A titre indicatif, d'après l'équation [eE.4], le temps de contact (en jours) nécessaire pour que la température médiane soit égale à 55°C est à peu près égal à 17 fois la hauteur des couches déposées (en mètres), soit 8.5 jours pour $l=0.5 \text{ m}$, 17 jours pour $l=1 \text{ m}$ et 34 jours pour $l=2 \text{ m}$.

Mais cette condition ne suffit pas pour répondre aux critères que nous avons définis. Par exemple, le protocole $l=2 \text{ m}$, $\tau=32$ jours n'est pas acceptable, parce que d'une part il impose une dégradation aérobie prolongée (supérieure à 4 semaines), et d'autre part il entraîne des températures trop élevées ($>70^\circ\text{C}$) en certains points des déchets pendant l'exploitation (figure fE.8).

Pour qu'un environnement thermique favorable aux microorganismes méthanogènes puisse s'établir dans les déchets, il faut donc que la hauteur des couches déposées soit inférieure à 2 mètres, et sans doute qu'elle soit supérieure à une valeur minimale que nous n'avons pas pu évaluer.

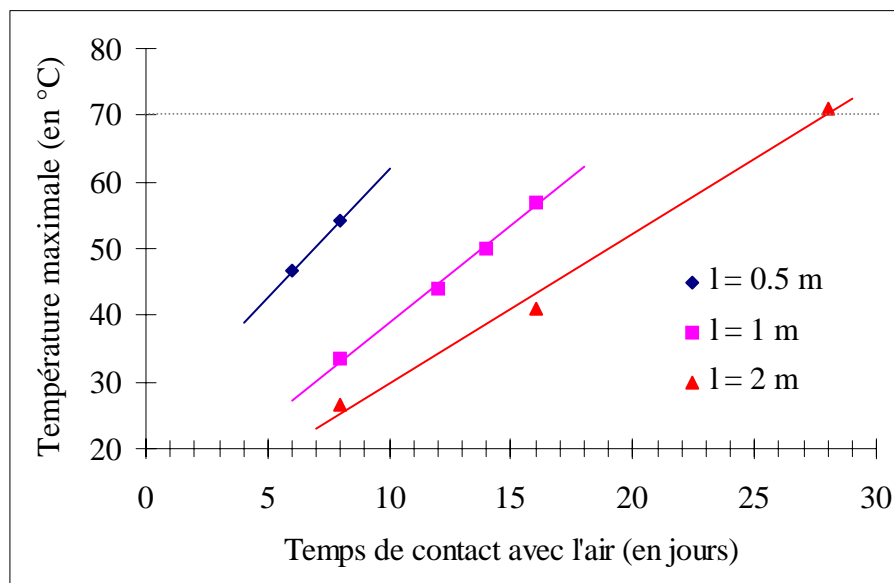


Figure fE.8 : Evolution de la température maximale dans un casier de 8 mètres de hauteur en fonction du temps de contact de chaque couche avec l'air ambiant (τ)

III.3.3 Influence de la porosité

Le modèle tel qu'il a été défini permet d'étudier, outre le protocole de remplissage, l'influence de la porosité au gaz (f) sur l'évolution de la température des déchets en phase aérobie. Cette propriété structurale étant directement liée au taux de compaction appliqué, on peut considérer qu'il s'agit d'un paramètre de gestion (on rappelle que $f = \varepsilon - \theta$, avec ε la porosité et θ la teneur en eau volumique).

Nous avons simulé le dépôt progressif de 8 mètres de déchets dans un casier, avec $l = 1$ m et $\tau = 16$ jours, en conservant les propriétés utilisées auparavant (λ^* , $(\rho C_p)^*$, E_a , k et f) afin d'obtenir des conditions initiales optimales pour l'étape suivante.

L'évolution de la température dans le casier après la mise en place de la neuvième couche a été calculée pour différentes valeurs de la teneur volumique en gaz (f). On a représenté sur la figure fE.9 les variations de la température médiane et de la température maximale en fonction de f .

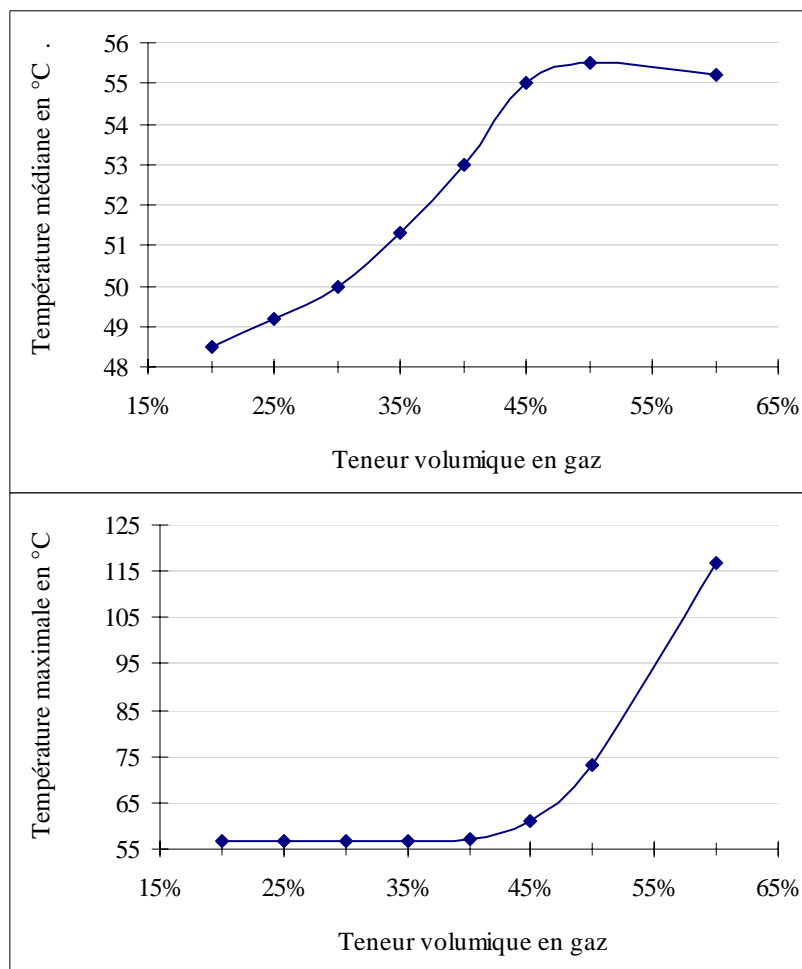


Figure fE.9 : Variations des températures médiane et maximale dans un casier de 9 mètres en fonction de la teneur volumique en gaz des déchets

On constate que la porosité joue un rôle important sur l'évolution de la température dans les déchets en phase aérobie.

Si $f < 35\%$, la température médiane ne dépasse pas 50°C , et si $f > 47\%$, la température maximale est supérieure à 70°C . D'après les critères d'optimisation que nous avons définis, la teneur volumique en gaz idéale (pour le protocole de mise en place appliqué) se situe donc aux alentours de 40% .

Elle correspond à une densité moyenne des déchets qui ne peut être évaluée que par une étude spécifique des relations entre les contraintes et les déformations dans les déchets.

IV Conclusion

Les résultats expérimentaux obtenus dans la décharge de Montech et dans les pilotes de laboratoire ont montré l'importance de la phase aérobie sur l'évolution de la température des déchets et son impact sur l'établissement ultérieur de la méthanogénèse. Un bilan thermique a permis de démontrer que les niveaux de température observés ne pouvaient être expliqués qu'en tenant compte d'un apport continu d'oxygène.

Ces résultats et le fait que les travaux publiés ne concernent que la phase anaérobie de la dégradation, nous ont conduits à proposer une modélisation des transferts couplés d'oxygène et de chaleur au sein des décharges d'ordures ménagères.

Un modèle permettant de prévoir l'évolution de la température et de la concentration en oxygène de la phase gazeuse dans un dépôt progressif (par couches) de déchets a été développé. Il a été validé par comparaison de données expérimentales (second pilote de laboratoire) et des résultats numériques.

Cette étude a également révélé les limites de la modélisation proposée. Ainsi, pour reproduire précisément l'évolution de la température et de la concentration en oxygène dans le biogaz au cours des premiers temps de la dégradation, il faudrait prendre en compte dans la description des réactions biochimiques le temps de retard dû aux transferts interfaciaux. De même, pour affiner les prévisions à long terme, le modèle cinétique de consommation de l'oxygène devrait prendre en compte la limitation des réactions par la disponibilité du substrat.

Toutefois, ces phénomènes localisés dans le temps ne remettent pas en cause la validité du modèle pour prévoir l'évolution générale de la température et de la concentration en oxygène dans les déchets.

Pour répondre aux objectifs initiaux du programme de recherche, nous avons utilisé le modèle pour étudier le comportement thermique des ordures ménagères en fonction de certains paramètres d'exploitation des décharges. Cette application n'a pu être envisagée que parce que nous disposions de valeurs expérimentales pour les propriétés physiques et thermiques intervenant dans la description mathématique des transferts couplés.

Nous avons défini des critères sur la température et le temps de digestion aérobie des déchets qui permettent, à condition que l'humidité des déchets soit favorable à l'activité bactérienne, d'accélérer l'établissement du régime méthanogène stable après le passage en anaérobiose et d'optimiser la vitesse de production du méthane.

La majeure partie des déchets doit présenter une température proche de 55°C , des valeurs supérieures à 70°C ne doivent pas apparaître au cours du remplissage, et la dégradation aérobie intensive ne doit pas excéder 4 semaines.

Les simulations réalisées en faisant varier l'épaisseur des couches de déchets successives (l) et leur temps de contact avec l'air ambiant (τ) ont montré que le protocole de remplissage

influence à la fois la valeur et la distribution des températures dans les déchets. Une étude supplémentaire a révélé l'impact également important de la porosité au gaz (f) des déchets sur leur évolution thermique. Mais ce résultat est peu exploitable dans la mesure où on ne connaît pas la relation entre f et le taux de compaction des déchets.

Une relation empirique a été proposée pour décrire l'évolution de la température médiane dans un casier en fonction des paramètres l et τ . Elle doit être accompagnée de conditions sur l et sur τ (<4 semaines) pour que tous les critères d'optimisation de l'exploitation soient respectés.

Dans le cas que nous avons étudié (casier de hauteur supérieur à 8 mètres, propriétés des déchets fixées, l compris entre 0.5 et 2 mètres), la technique de mise en place des déchets optimale doit respecter les conditions suivantes : $\tau = \gamma \cdot l$ et $l < 2$ m avec $\gamma = 17$ jours.m⁻¹. Une teneur volumique en gaz de 40% est également préconisée.

Ces résultats sont a priori valables pour un casier de la décharge de Montech (d'où provenaient les déchets caractérisés expérimentalement). **Ils indiquent qu'une mise en place des déchets par couches successives de 50 cm d'épaisseur recouvertes après 8 jours de présence pourrait accélérer la dégradation des déchets.**

Techniquement, ce protocole ne peut être appliqué qu'en découpant le casier en 8 zones exploitées tour à tour : les déchets déposés (en une journée) dans chaque zone ne sont ainsi recouverts que 8 jours plus tard. La taille des zones dépend du volume moyen de déchets à traiter et de la taille du casier (l'arrivage quotidien doit former une couche de hauteur l). Elle doit évidemment être compatible avec le travail des compacteurs.

La modélisation des transferts couplés de masse et de chaleur au cours de la phase aérobie que nous avons proposée permet de décrire l'évolution thermique des ordures ménagères au cours de l'exploitation d'une décharge.

Lorsque celle-ci est terminée, les déchets sont recouverts et un processus de biodégradation qui peut durer plusieurs dizaines d'années se développe. Il met en jeu des mécanismes de transferts massiques et thermiques, et des temps caractéristiques différents de ceux que nous avons identifiés au cours de la phase aérobie initiale.

Il paraît donc naturel de proposer, comme perspective à notre travail centré sur la phase aérobie, une modélisation des transferts au cours de la dégradation anaérobie des déchets.

V Perspectives : modélisation de la phase anaérobie

L'étude bibliographique des mécanismes physiques, thermiques et biochimiques susceptibles d'intervenir dans la biodégradation des ordures ménagères en décharge, les observations expérimentales effectuées dans le site de Montech et dans les pilotes de laboratoire, et l'analyse détaillée de la phase aérobie sont autant d'éléments qui nous permettent de définir le cadre d'une future modélisation de la phase anaérobie.

Nous avons vu que de nombreux modèles ont déjà été développés pour prévoir le comportement à long terme des déchets. La modélisation de l'évolution du biogaz est désormais très élaborée (celle proposée en 1996 par El-Fadel et al. notamment) et, à moins de considérer des écoulements diphasiques dans les déchets, ne nous semblent pas devoir être complétée si elle est appliquée à la suite d'un premier modèle aérobie tel que celui que nous avons proposé.

En revanche, nous avons signalé l'absence d'étude portant sur les transferts couplés d'humidité et de chaleur dans les déchets au cours de la biodégradation. Or, les données expérimentales du premier pilote de laboratoire ont montré que les transports d'humidité, négligeables en phase aérobie, pouvaient prendre de l'importance à long terme (modification de la distribution d'humidité dans le déchet modèle après 216 jours d'observation, biogaz saturé en vapeur d'eau en phase anaérobie).

Il convient donc de préciser le contexte dans lequel une modélisation de l'évolution de l'humidité et de la température des déchets pourrait être développée à la suite de la description des transferts d'oxygène et de chaleur en phase aérobie.

V.1 Définition du système anaérobie

On considère une décharge de hauteur L qui vient d'être fermée (la couverture, membrane et/ou couche d'argile compactée, est supposée empêcher l'intrusion de l'air ambiant).

Le modèle de transferts couplés d'oxygène et de chaleur permet de déterminer le profil thermique vertical dans les déchets à cet instant, choisi comme origine des temps pour l'étude de la dégradation anaérobie.

Expérimentalement, on a constaté sur site et en laboratoire, l'existence d'une zone saturée en lixiviats dans la partie inférieure des déchets. Celle-ci est apparue au cours de la phase aérobie dans les pilotes, et était présente dans les casiers de la décharge de Montech qui ont été forés, moins de deux ans après le début de leur exploitation (voir figure fB.11).

Dans le reste du casier, à défaut d'observations expérimentales précises, on peut supposer que l'humidité dans les déchets est uniforme et égale à celle des déchets lors de leur dépôt dans le site (la teneur en eau initiale des déchets varie peu, voir figure fB.10). Ceci implique que la somme des apports pluviométriques et des pertes par évaporation avant la fermeture du casier, est positive et correspond au volume accumulé en fond de casier.

Les conditions à la limite supérieure du système sont mixtes : la température est constante (température de l'air ambiant T_0) et le flux d'humidité est nul (couverture étanche).

Au fond du casier, la température est constante et égale à celle du sous-sol (T_1). Pour l'humidité, on peut imposer une condition de Dirichlet ($\theta=100\%$ puisque le déchet est saturé) ou de Neuman (flux nul puisque le fond est imperméable).

Le système que l'on veut décrire, ses conditions limites et initiales sont résumées par le diagramme suivant (figure fE.10).

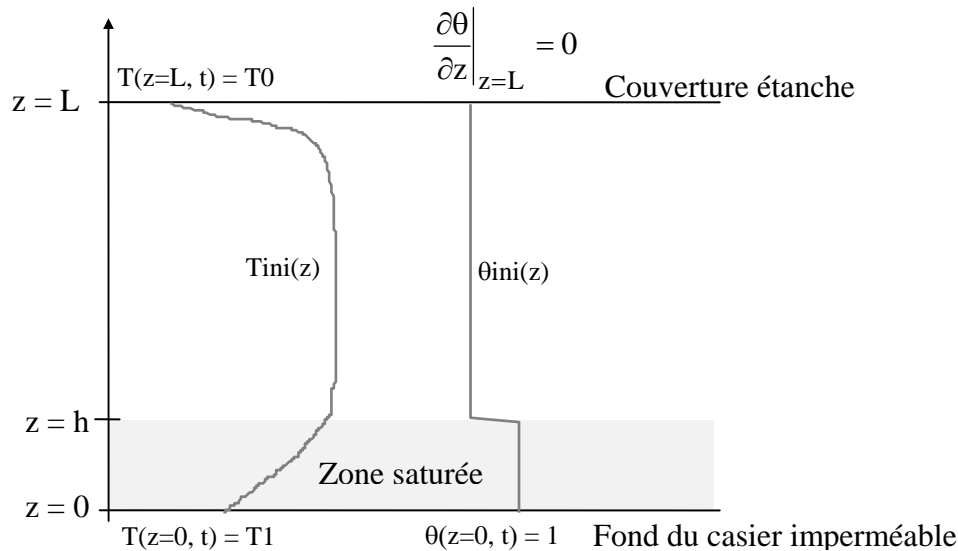


Figure fE.10 : Schéma du système modélisé en phase anaérobie

V.2 Indications pour la modélisation des transferts couplés d'humidité et de chaleur dans une décharge anaérobie

Si le transport convectif de la chaleur est négligé, le système défini précédemment peut être mathématiquement décrit par les équations de conservation de la masse d'eau (équation [eA.13]) et de l'énergie (équation [eA.19]) en milieu poreux non saturé. L'étude monodimensionnelle qui permettrait de simplifier considérablement la résolution du système d'équations ne peut être actuellement justifiée en raison du peu de données expérimentales concernant l'évolution de l'humidité des déchets sur site dont on dispose.

Le coefficient de diffusion massique isotherme qui apparaît dans l'équation de conservation de l'eau a été déterminé expérimentalement pour les déchets prélevés à Montech (loi empirique [eB.9]). En revanche, pour accéder à une valeur du coefficient de diffusion massique non isotherme, des expériences destinées à déterminer la variation de la tension interfaciale des lixiviats en fonction de la température seront nécessaires.

Dans l'équation de conservation de l'énergie, le terme de production de chaleur lié aux réactions de dégradations anaérobies est proportionnel à la production de méthane (voir chapitre A). Il faut donc disposer d'une loi empirique permettant de relier celle-ci à l'humidité et à la température pour pouvoir expliciter ce terme (un modèle cinétique de type Monod impose de résoudre simultanément les équations de bilan des constituants gazeux).

Remarque sur la convection naturelle :

Si l'on considère dans la modélisation que la masse volumique de la phase liquide est constante (comme nous l'avons fait pour toutes les propriétés des déchets et du gaz dans le modèle aérobie), on ne peut pas rendre compte des phénomènes de transport liés à la convection naturelle, susceptibles de se développer et de jouer un rôle sur l'évolution de la distribution de l'humidité dans la couche supérieure de la décharge.

En effet, considérons le profil thermique déterminé expérimentalement dans la couche supérieure du casier G de Montech (figure fD.8).

La surface présente une température de 35°C alors qu'à 3.5 mètres de profondeur les déchets sont à 55°C, d'où un écart de température $\Delta T=20^\circ\text{C}$ sur une hauteur $H=3.5$ m.

L'eau présente les propriétés suivantes (masse volumique, coefficient d'expansion thermique, capacité calorifique volumique à pression constante et viscosité dynamique, à 30°C) :

$$\rho = 991,5 \text{ kg.m}^{-3}, \beta = 3,43.10^{-4} \text{ K}^{-1}, (\rho C_p)_f = 4,18.10^6 \text{ J.m}^{-3}.\text{K}^{-1} \text{ et } \mu = 0,698.10^{-3} \text{ kg.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$$

La conductivité thermique équivalente et la perméabilité intrinsèque des déchets ont été déterminés expérimentalement et les valeurs moyennes suivantes ont été trouvées (voir chapitre B) : $\lambda^* = 0.09 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$ et $k = 10.10^{-12} \text{ m}^2$

Ces valeurs numériques expérimentales permettent d'estimer le nombre de Rayleigh en phase liquide dans la couche supérieure du casier :

$$Ra^* = \frac{\rho \cdot \beta \cdot (\rho C_p)_f \cdot g \cdot k \cdot H \cdot \Delta T}{\mu \cdot \lambda^*} = 158.4$$

Cette valeur de Ra^* élevée indique que des instabilités peuvent apparaître dans la partie des déchets considérée, dans le cas où leur humidité serait supérieure à la capacité de rétention (présence d'eau libre).

Young (1992) a déjà signalé la possibilité que de tels phénomènes se développent dans les décharges, mais a estimé qu'ils étaient tout à fait secondaires.

V.3 Conclusion

La modélisation des transferts d'humidité et de chaleur dans une décharge anaérobie qui pourrait être développée pour poursuivre notre travail, sera facilitée par la caractérisation des propriétés des déchets que nous avons effectuée. Elle bénéficiera également des résultats obtenus par le modèle de transferts couplés d'oxygène et de chaleur qui permettront de déterminer les conditions initiales.

En revanche, des études expérimentales, sur site et en laboratoire, seront nécessaires pour définir plus précisément le système anaérobie (hauteur de la zone saturée), les mécanismes importants à prendre en compte (convection naturelle, étude mono, bi ou tridimensionnelle) et compléter la caractérisation des déchets (coefficient de diffusion non isotherme, production de chaleur par les réactions anaérobies).

Conclusion générale

Conclusion générale

Le travail de thèse présenté dans ce mémoire a été motivé par la nécessité de mieux comprendre le fonctionnement interne des décharges d'ordures ménagères pour apporter des éléments de réponse aux préoccupations environnementales et économiques posées par ce mode de traitement des déchets.

En partant du principe que les décharges d'ordures ménagères sont des milieux poreux réactifs, nous nous sommes intéressés aux transferts couplés de masse et de chaleur qui s'y développent, pour tenter d'expliquer les interactions entre les processus physiques, thermiques et biochimiques qui gouvernent la biodégradation des déchets.

La démarche scientifique que nous avons adoptée pour mener cette étude pluridisciplinaire est originale car elle s'appuie sur trois approches complémentaires :

- étude expérimentale à l'échelle réelle, pour identifier les principaux phénomènes liés à la biodégradation en décharge et caractériser les déchets
- étude expérimentale en laboratoire, pour reproduire en milieu contrôlé les comportements observés sur site et les interpréter en terme de mécanismes de transferts grâce à des données fines et précises
- modélisation mathématique et numérique du fonctionnement des décharges, justifiée et validée par les observations expérimentales et appliquée pour prévoir l'évolution des déchets en fonction de divers paramètres de gestion.

L'approche expérimentale à l'échelle réelle a consisté à instrumenter un casier de 180000 tonnes du centre d'enfouissement technique de Montech. 64 sondes de température, pression et composition gazeuse ont été placées directement dans les déchets au fur et à mesure du remplissage du casier. Ce dispositif expérimental, innovant par le nombre important de points de mesure répartis dans la masse des déchets, a permis d'observer l'évolution des variables mesurées pendant 2 ans et demi.

Parallèlement, une caractérisation des déchets a été entreprise pour déterminer la valeur ou les lois de variation des propriétés macroscopiques physiques, thermiques et biochimiques qui conditionnent les mécanismes de transferts et dont la connaissance est indispensable pour réaliser des simulations. Les méthodes de mesures classiques en milieux poreux ont donc été adaptées pour analyser en laboratoire l'humidité, la perméabilité intrinsèque, la pression capillaire, la conductivité et la diffusivité thermique dans des échantillons de déchets prélevés en surface ou en profondeur dans la décharge.

A l'échelle du laboratoire, deux pilotes de 300 litres ont été mis en oeuvre. La composition du déchet modèle, le protocole de remplissage des réacteurs, la répartition des sondes de température, d'humidité et de composition gazeuse ainsi que les conditions limites imposées ont été définis afin de pouvoir observer et analyser les phénomènes hydrodynamiques et thermiques déjà identifiés sur site.

Le premier réacteur, placé en anaérobiose après trois mois de fonctionnement, a été suivi pendant un an. Le second, rempli progressivement pour étudier précisément les transferts couplés de masse et de chaleur au cours de la phase aérobie de la biodégradation, a été étudié pendant six mois.

Ces études expérimentales ont fourni des résultats originaux concernant les mécanismes et les temps caractéristiques des transferts thermiques et massiques au cours de la biodégradation des déchets en décharge :

- La température des déchets augmente dès leur dépôt sur site. S'ils restent en contact avec l'air ambiant, les déchets atteignent en une vingtaine de jours des températures stationnaires élevées (entre 40 et 60°C). Dans les déchets immédiatement recouverts, on observe les mêmes phases d'évolution de la température, mais l'augmentation initiale est beaucoup moins rapide (elle s'étend sur plusieurs mois).

- La répartition des températures dans les déchets présente initialement des variations spatiales liées au protocole d'exploitation du casier. Mais, dès que ceux-ci sont en anaérobiose, les champs thermiques tendent à s'uniformiser car la chaleur se propage par conduction des zones chaudes vers les zones froides. Ainsi, dans un casier couvert, la majeure partie des déchets présente une température d'environ 50°C et l'on observe des gradients importants (refroidissement de 20°C en quelques mètres) dans les zones proches des limites (fond, digues, couverture).

- Le méthane apparaît rapidement dans les déchets en anaérobiose. Après 6 à 12 mois de dégradation, le biogaz produit est composé de 56.5% de méthane et 44.5% de dioxyde de carbone. L'évolution des compositions gazeuses au sein des déchets, tout comme celle des températures, est alors stationnaire.

- Des études plus spécifiques, sur site et en laboratoire, ont montré que l'évolution des déchets en phase aérobie, qui conditionne les niveaux thermiques et l'établissement du régime méthanogène stable ultérieurs, était essentiellement liée aux transferts couplés d'oxygène et de chaleur.

Ces observations expérimentales nous ont convaincus de centrer nos efforts de modélisation sur les transferts couplés d'oxygène et de chaleur au sein des décharges d'ordures ménagères. Un modèle permettant de prévoir l'évolution de la température et de la concentration en oxygène de la phase gazeuse dans un dépôt progressif de déchets a été développé. Il s'appuie sur des équations de conservation très simples. Le bilan massique prend en compte la diffusion verticale de l'oxygène dans les déchets et sa consommation selon une cinétique d'ordre 1 dépendante de la température. Le bilan énergétique suppose que les transferts de chaleur sont verticaux et conductifs et que le terme source est proportionnel à la vitesse de disparition de l'oxygène en phase gazeuse.

Ce modèle a été validé en comparant les résultats numériques aux données expérimentales du second pilote de laboratoire. Cette étude a prouvé que les principaux mécanismes responsables de l'évolution des déchets en phase aérobie ont été identifiés. Mais elle a également montré que, dans le déchet modèle tout au moins, les transferts aux interfaces gaz-liquide et la limitation des réactions biochimiques par la disponibilité du substrat pouvaient jouer un rôle non négligeable.

Enfin, des résultats intéressants ont été obtenus en appliquant le modèle à la prévision du comportement thermique des ordures ménagères en fonction de certains paramètres d'exploitation des décharges :

- Les nombreuses simulations réalisées en faisant varier l'épaisseur des couches de déchets déposés successivement dans un casier et le temps de contact avec l'air ambiant, ont clairement indiqué que le protocole de remplissage influence à la fois la valeur et la distribution des températures dans les déchets.

- Une première relation empirique a été proposée pour décrire l'évolution de la température médiane dans un casier en fonction de ces paramètres. Des simulations supplémentaires et une étude théorique seront toutefois nécessaires pour la confirmer et la généraliser.

- D'autres tests de sensibilité ont révélé l'impact également important de la porosité au gaz des déchets sur leur évolution thermique, mais ce résultat est difficilement exploitable tant que l'on ne connaît pas la relation entre la porosité des déchets et leur taux de compaction.

- On a défini les critères sur l'évolution de la température des déchets en phase aérobie qui peuvent permettre, en l'absence d'autre facteur limitant (la teneur en eau par exemple), d'accélérer l'établissement du régime méthanogène stable après le passage en anaérobiose et d'optimiser la vitesse de production du méthane.

Pour des ordures ménagères présentant les mêmes propriétés que celles arrivant sur le site de Montech, ces conditions pourraient être respectées si les déchets étaient mis en place par couches de 50 cm, compactées de telle sorte que la teneur volumique en gaz des déchets soit de 40%, et recouverte après 8 jours de contact avec l'atmosphère.

PERSPECTIVES

De nouvelles expérimentations sur site et en laboratoire seront nécessaires pour répondre aux questions soulevées par l'analyse de la phase aérobie que nous avons proposée au cours de notre travail.

Celles-ci sont d'ores et déjà prévues dans la poursuite du programme de recherche :

- instrumentation d'un nouveau casier du centre d'enfouissement technique de Montech, selon un maillage vertical resserré, pour valider à l'échelle réelle le modèle de transferts couplés d'oxygène et de chaleur en phase aérobie et évaluer l'importance dans les ordures ménagères, des mécanismes de transferts aux interfaces et de limitation des réactions biochimiques par la disponibilité du substrat.

- détermination expérimentale en laboratoire des lois cinétiques les plus appropriées pour décrire les réactions de biodégradation aérobie des déchets en tenant compte des différents facteurs limitants (transferts liquide-gaz, disponibilité en substrat, humidité...).

On peut également souhaiter que des travaux expérimentaux et théoriques soient poursuivis afin d'établir une loi générale pour prévoir l'évolution thermique des déchets en fonction du mode d'exploitation des décharges.

Nos résultats expérimentaux nous ont conduits à nous intéresser en priorité aux interactions entre les mécanismes thermiques et biochimiques qui se développent dans les déchets. Le rôle de l'humidité dans le processus de biodégradation, le déplacement des lixiviats et l'influence de ces écoulements sur l'activité bactérienne ont été peu abordés.

La perspective principale ouverte par notre travail est donc sans aucun doute la modélisation des transferts couplés d'humidité et de chaleur dans les déchets d'autant plus qu'à l'heure actuelle, aucun modèle prévisionnel ne prend en compte ces phénomènes pour étudier le comportement à long terme des décharges d'ordures ménagères.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

ADEME (Mars 1997) Analyse et modélisation des transferts en centre d'enfouissement technique d'ordures ménagères, *Rapport Final*

Aguilar, O. (1998) Thèse à paraître, *URPB - INSA Toulouse*

Attal, A., Akunna, J., Camacho, P., Salmon, P. & Paris, I. (1992) Anaerobic Dégradation of Municipal Bastes in Landfill, *Watt. Sci.Tech.*, Vol. 25, N°7, pp. 243-253

Arigala, S.G., Tsotsis, T.T., Webster, I.A., Yortsos, Y.C. & Kattapuram, J.J. (1995) Gas Generation, Transport, and Extraction in Landfills. *J. of Environmental Engineering*, ASCE, Vol. 121, No. 1, pp. 33-44

Baldit, R., Grange, D. & Thomachot, M. (1985) Evolution thermique des déchets et de la pollution des eaux souterraines sur le site d'Arnouville-lès-Mantes, *Bull. liaison Labo P. et Ch.*, N°139, pp. 99-111

Baptiste, P. & Carre, J. (1991) Etude des lixiviats de décharge de refus de compostage mis en balles. *T.S.M.-L'Eau*, N°10, pp. 459-464

Barlaz, M.A., Ham, R.K. & Schaefer, D.M. (1989a) Mass-Balance Analysis of Anaerobically Decomposed Refuse. *J. of Environmental Engineering*, Vol. 115, N°6, pp. 1088-1102

Barlaz, M. A., Schaefer, D.M. & Ham R.K. (1989b) Bacterial Population Development and Chemical Characteristics of refuse Decomposition in a simulated Sanitary Landfill. *Applied and Environmental Microbiology*, pp. 55-65

Barrés M. et al. (1990) Les Lixiviats de Décharges : le Point des Connaissances en 1990. *T.S.M.-L'Eau*, N°6, pp.289-314

Bear, J. (1972) *Dynamics of Fluids in Porous Media*, American Elsevier, 764 p.

Beaven, R.P. & Powrie, W. (1995) Hydrogeological and Geotechnical Properties of refuse using a Large Scale Compression Cell. *Proceedings Sardinia 95*, Vol.II, pp.745-760

Bendz, D., Singh, V.P. & Berndtsson, R. (1997) The Flow Regime in Landfills - Implications for Modelling. *Proceedings Sardinia 97*, Vol.II, pp.98-108

Blackwell, J.H. (1954) A Transcient-Flow Method for Determination of Thermal Constants of Insulating Materials in Bulk, *J. of Applied Physics*, Vol. 25, N°2, pp. 137-144

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

- Bogner, J., Vogt, M., Piorkowski, R., Rose, C. & Hsu, M.** (1988) U.S. Landfill Gas Research, *Proceedings 2nd Int. Conf. on Landfill Gas and Anaerobic Digestion of Solid Waste*
- Bookter, T.J. & Ham, R.K.** (1982) Stabilization of Solid Waste in Landfills. *J. of the Environmental Engineering*, Vol. 108, N°EE6, pp. 1089-1101
- Borgés de Castilhos Jr.** (1988) Simulation au laboratoire du comportement hydraulique et de l'évolution bio-physico-chimique d'un déchet type composite mis en décharge - *Thèse de l'INSA Lyon*
- Bories, S. & Prat, M.** (1995) Transferts de Chaleur dans les Milieux Poreux. *Techniques de l'Ingénieur, B8250*
- Brinkmann, U., Höring, K., Heim, M. & Ehrig, H.J.** (1995) Effects of Pre-Composting on the Long Term Behaviour of MSW Landfills. *Proceedings Sardinia 95*, Vol.I, pp. 971-985
- Buivid, M.G., Wise, D.L., Blanchet, M.J., Remedios, E.C., Jenkins, B.M., Boyd, W.F. & Pacey, J.G.** (1981) Fuel gas enhancement by controlled landfilling of municipal solid waste. *Resources and Conservation*, Vol. 106, pp. 3-20
- Burrows, M.R., Joseph, J.B. & Mather, J.D.** (1997) The Hydraulic Properties of In-Situ Landfilled Waste, *Proceedings Sardinia'97*, Vol.II, pp.73-83
- Campbell, G. S.** (1974) A Simple Method for Determining Unsaturated Conductivity from Moisture Retention Data. *Soil Science*, Vol. 117, No 6, pp. 311-314
- Clapp, R. B. & Hornberger G. M.** (1978) Empirical Equations for Some Soil Hydraulic Properties. *Water Resources Research*, Vol. 14, No. 4, pp. 601-604
- Crausse, P.** (1983) Etude Fondamentale des Transferts Couplés de Chaleur et d'Humidité en Milieu Poreux non Saturé, *Thèse de l'INP Toulouse*
- Dach, J. & Jager, J.** (1995) Prediction of Gas and Temperature with the Disposal of Pretreated Residential Waste. *Proceedings Sardinia 95*, Vol.I, pp.665-677
- De Vries, D.A. & Philip, J.** (1957) Moisture Movement in Porous Materials under Temperature Gradients, *Transp. Ame. Geoph. Union*, n°28-2:22
- Dullien, F.A.L.** (1992) Porous Media, Fluid Transport and Pore Structure, *Second edition*
- 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*, N°14, pp. 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*, N°14, pp. 537 -551
- El-Fadel, M., Findikakis, A.N. & Leckie, J.O.** (1996c) Temperature Effects in Modeling Solid Waste Biodegradation. *Environmental Technology*, Vol.17, pp. 915-935

- El-Fadel, M., Findikakis, A.N. & Leckie, J.O.** (1997) Modeling Leachate Generation and Transport in Solid Waste Landfills. *Environmental Technology*, Vol.18, pp. 669-686
- Emberton, J.R.** (1986) The Biological and Chemical Characterization of Landfills. *Proceedings Conference UK Department of Energy and US Department of Energy*, pp. 150-163
- Farquhar, G.J. & Rovers, F.A.** (1973) Gaz Production During Refuse Decomposition, *Water, air, soil pollution*, Vol. 2, pp. 483-495
- Findikakis, A. N. & Leckie, J. O.** (1979) Numerical Simulation of Gas Flow in Sanitary Landfills. *J. of the Environmental Engineering Division, ASCE*, Vol. 105, No. EE5, pp. 927-945
- Findikakis, A.N., Papelis, C., Halvadakis, C.P. & Leckie, J.O.** (1988) Modelling Gas Production in Managed Sanitary Landfills, *Waste Management & Research*, N°6, pp. 115-123
- Finger, S.M., Hatch, R.T. & Regan, T.M.** (1976) Aerobic Microbial Growth in Semisolid Matrices : Heat and Mass Transfer Limitation. *Biotechnology & Bioengineering*, Vol. 18, pp. 1193-1218
- Foures, J.C., Javelas, R. & Perrin, B.** (1980) Application d'une méthode impulsionnelle à la détermination du coefficient de conductivité thermique des matériaux de construction, *Revue Générale de Thermique*, n°218, pp. 129 -
- Gendebien, A., Pauwels, M., Constant, M., Ledrut-Damanet, M.J., NYNS, E.J., Willumsen, H.C., Butson, J., Fabry, R. & Ferrero, G.L.** (1992) Landfill Gas, From Environment to Energy, *Commission of the European Communities*, EUR 14017/1 EN, 865 p.
- Gieck, K.R.** (1990) Formulaire Technique, *Edit.Gieck-Verlag*
- Gurijala, K.R. & Sulfito, J.M.** (1993) Environmental Factors Influencing Methanogenesis from Refuse in Landfill Sample, *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 27, pp. 1176-1181
- Gy, P.** (1967) L'échantillonnage des minerais en vrac, *Edit. BRGM*
- Gy, P.** (1988) Hétérogénéité, échantillonnage, homogénéisation - Ensemble cohérent de théories, *Edit. Masson*
- Ham, R.K. & Bookter, T.J.** (1982) Decomposition of solid waste in test lysimeters, *J. of Environmental Engineering*, Vol. 108, N°EE6, pp. 1147-1170
- Ham, R.K., Norman, M.R. & Fritschel, P.R.** (1993) Chemical Characterization of Fresh Kills Landfill Refuse and Extracts. *J. of the Environmental Engineering*, Vol. 119, N°6, pp.1176-1195
- Haug, R.T.** (1993) The Practical Handbook of Compost Engineering. *Lewis Publishers*
- Hoeks, J.** (1983) Significance of Biogas Production in Waste Tips. *Waste Management & Research*, N°1, pp. 323-335

- Houi, D., Paul, E. & Couturier, C.** (1997) Heat and Mass Transfer in Landfills and Biogas Recovery, *Proceedings Sardinia'97*, Vol.I, pp.101-108
- Jones, K.L., Rees, J.F. & Grainger, J.M.** (1983) Methane Generation and Microbial Activity in a Domestic Refuse Landfill Site. *Eur. J. Appl. Biotechnol.*, 18, pp. 242-245
- Klee, A.J. & Carruth, D.** (1970) Sample Weights in Solid Waste Composition Studies, *J. of Sanitary Engineering Division*, pp.945-954
- Korfiatis, G. P. & Demetracopoulos, A. C.** (1984) Moisture Transport in a Solid Waste Column. *J. of Environmental Engineering*, ASCE, Vol. 110, No. 4, pp. 780-796
- Lambert, D.** (1997) Instrumentation et caractérisation d'un casier de décharge accueillant des déchets menagers et assimilés au cours de son exploitation : détermination des interactions entre l'activité biologique et les champs d'humidité et de température. *Diplôme de Recherche de l'INSA Toulouse*
- Lanini, S., Aguilar, O., Lefebvre, X. & Ballansat, G.** (1997) Temperature Increase in Landfills during the Aerobic Period, *Proceedings Sardinia'97*, Vol.I, pp.121-126
- Leckie, J.O., Pacey, J.G. & Halvadakis, C.** (1979) Landfill Management with Moisture Control, *J. of Environmental Engineering Division*, Vol. 105, N°EE2, pp.337-355
- Lu, A.H. & Kunz, C.O.** (1981) Gas-Flow Model to Determine Methane Production at Sanitary Landfills, *Environmental Science & Technology*, Vol. 15, pp. 436-440
- Mata-Alvarez, J. & Viturtia, A.** (1986) Laboratory simulation of municipal solid waste fermentation with leachate recycle. *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, Vol. 36, pp. 547-556
- Mears, D.R., Singley, M.E., Ali, C. & Rupp, F.** (1975) Thermal and Physical Properties of Compost. *Energy, Agriculture and Waste Management*, W.J. Jewell Ed.
- MODECOM**, Méthode de Caractérisation des Ordures Ménagères, *Guides et Cahiers techniques de l'ADEME*
- Moletta, R.** (1993) La digestion anaérobie : du plus petit au plus grand, *Biofutur*, pp.16-25
- Molz, F.J., Widdowson, M.A. & Benefield, L.D.** (1986) Simulation of Microbial Growth Dynamics Coupled to Nutrient and Oxygen Transport in Porous Media, *Water Resources Research*, Vol. 22, N°8, pp. 1207-1216
- Mualem, Y.** (1978) Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media : Generalized Macroscopic Approach. *Water Resources Research*, Vol. 14, No. 2, pp. 325-334.
- Mustin, M.** (1987) Le compost, gestion de la matière organique, *Ed. François Dubusc*, Paris
- Pineau, J.L., Ranguis-Barale, I., Massiani, C. & Prone A.** (1995) La masse de l'échantillon d'ordures ménagères en vue d'une étude descriptive quantitative, *TSM N°12*, pp. 941-944
- Pineau, J.L., Valentin, V. & Barale, I.** (1996) L'application de la représentativité à l'aide à la décision, *Déchets-Sciences et Techniques*, N°2, pp. 39-43

- Pirt, S.J.** (1978) Aerobic and Anaerobic Microbial Digestion in Waste Reclamation, *J. Appl. Chem. Biotechnol.*, Vol.28, pp. 232-236
- Pochet, E.** (1997) Détermination des Coefficients de Diffusion en fonction de la Teneur en Eau concernant les Transferts de Matière dans une Décharge d'Ordures Ménagères, *Rapport DEA Physique et Chimie de l'Environnement, INP Toulouse*
- Pohland, F.G.** (1980) Leachate recycle as landfill management option. *J. of Environmental Engineering Division*, Vol. 106, N°EE6, pp. 1057-1065
- Pohland, F.G. & Al-Yousfi, B.** (1994) Design and Operation of Landfills for optimum stabilization and biogaz production, *Wat. Sci. Tech.*, Vol.30, n°12, pp.117-124
- Rees, J.F.** (1980a) Optimisation of Methane Production and Refuse Decomposition in Landfills by Temperature Control, *J.of Chem. Tech. Biotechnol.*, Vol. 30, pp. 458-465
- Rees, J.F.** (1980b) The Fate of Carbon Compounds in the Landfill Disposal of Organic Matter, *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, Vol.30, pp. 161-175
- Robles-Martinez, F.R., Gourdon, R. & Pascual, C.** (1997) Etude de l'évolution d'ordures ménagères en condition simulées de mise en balles enrubannées. *Déchets Sciences et Techniques*, N°5, pp.38-45
- Ryan, D., Carbonell, R.G. & Whitaker, S.** (1981) A Theory of Diffusion and Reaction in Porous Media, *AIChE Symposium Seris*, N°202, Vol. 77, pp. 46-62
- Stegmann, R.** (1995) Concepts of Waste Landfilling. *Proceedings Sardinia 95*, Vol.I, pp.3-12
- Straub, W.A. & Lynch, D.R.** (1982a) Models of landfill leaching : moisture flow and inorganic strength. *J. of the Env. Engineering Division*, Vol. 108, N°EE2, pp. 231-250
- Straub, W.A. & Lynch, D.R.** (1982b) Models of landfill leaching : organic strength. *J. of Environmental Engineering Division* , Vol. 108, N°EE2, pp. 251-268
- Taylor, S.W. & Jaffé, P.R.** (1990) Substrate and Biomass Transport in a Porous Medium. *Water Resources Research*, Vol. 26, N°9, pp.2181-2194
- Sykes, J.F., Pahwa, S.B., Lantz R.B. & Ward D.S.** (1982) Numerical Simulation of Flow and Contaminant Migration at an Extensively Monitored Landfill. *Water Resources Research*, Vol. 18, No. 6, pp. 1687-1704
- Townsend, T.G., Miller, W.L., Lee, H.J. & Earle, J.F.K.** (1996) Acceleration of Landfill Stabilization Using Leachate Recycle. *J. of Env. Engineering*, Vol. 122, N°4, pp.263-268
- Van Genuchten, M.T.** (1980) A closed Form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, Vol.44, pp. 892-898

Van Soest, P.J. (1963) Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. II. A rapid method for the determination of fiber and lignin. *J. of the Assoc. Offi. Anal. Chem.*, 45 (5), pp. 829-835

Vincent, F. (1991) Contribution à l'étude du fonctionnement d'une décharge. Modélisation du comportement hydrodynamique et biologique d'un déchet type. *Thèse de l'Ecole nationale Supérieure des mines de Paris*

Ward, R.F. (1983) Temperature Effects : Methane Generation from Landfill Samples (Discussion), *J.of Env. Eng.*, N°109, Vol. 4, pp.979-981

Yoshida, H., Tanaka, N. & Hozumi, H. (1997) Theoretical Study on Heat Transport Phenomena in a Sanitary Landfill, *Proceedings Sardinia'97*, Vol.I, pp.109-120

Young, A. (1989) Mathematical Modeling of Landfill Gas Extraction. *J. of Environmental Engineering*, ASCE, Vol. 115, No. 6, pp.1073-1087

Young A. (1992) Applications of Computer Modelling to Landfill Processes - *Report n°CWM 039/92, AEA Technology, London*

ANNEXE 1

Mesure d'humidité par sonde à choc thermique

Mesure d'humidité par sonde à choc thermique

Les sondes à choc thermique sont utilisées pour déterminer les propriétés thermiques des matériaux. Elles permettent également d'évaluer, de manière indirecte, l'humidité d'un milieu poreux homogène.

Nous proposons dans cette annexe un rappel sur le principe de fonctionnement des sondes à choc thermique et présentons les études que nous avons réalisées pour valider l'application de cette technique de mesure dans les déchets prélevés à Montech et dans le déchet modèle contenu dans les pilotes de laboratoire.

I Principe de fonctionnement de la sonde à choc thermique

I.1 Description

Une sonde à choc thermique est constituée de deux éléments : un élément chauffant, composé d'une tige métallique dans laquelle passe un fil électrique connecté à un générateur de courant continu, et un thermocouple, dont la tête de mesure est soudée sur la surface de la tige, connecté à un système d'acquisition continue des températures.

Les sondes que nous avons utilisées dans les pilotes de laboratoire présentent les caractéristiques techniques suivantes :

- élément chauffant : longueur 10 cm, diamètre 1 mm, fil en nickel-chrome de résistance linéaire $82 \Omega.m^{-1}$

- thermocouple : type K (chromel-alumel), soudure chaude protégée dans une gaine en acier (diamètre 1 mm)

La distance entre l'axe de l'élément chauffant et celui du thermocouple (point de mesure) est $R = 1 \text{ mm}$.

Principe de la mesure :

La sonde est placée dans le milieu poreux dont on veut déterminer les propriétés thermiques. Initialement, elle est en équilibre thermique (à la température T_0) avec le milieu extérieur.

A partir de l'instant $t=0$, on impose une intensité (I) connue aux bornes de l'élément chauffant dans lequel, par effet Joule, un flux de chaleur constant (P) est alors dissipé. Celui-ci est naturellement égal à ρI^2 , avec ρ la résistance électrique linéaire de l'élément chauffant (en $\Omega.m^{-1}$).

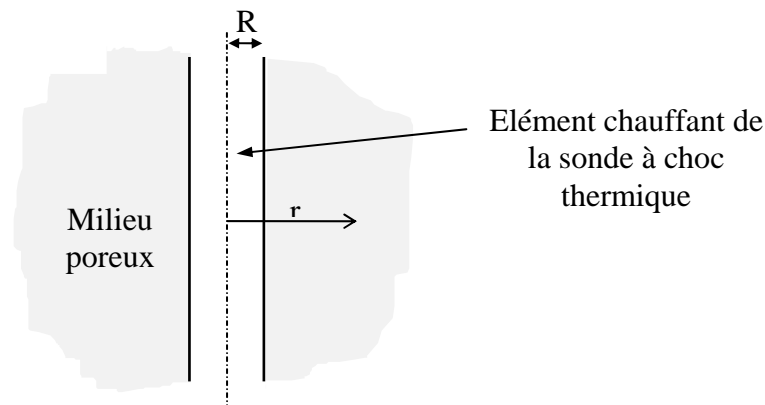
On mesure en continu l'évolution de la température à la surface de la sonde grâce au thermocouple soudé sur l'élément chauffant.

Le principe de la mesure repose sur la théorie de propagation de la chaleur en milieu poreux qui permet, en comparant le thermogramme obtenu (courbe expérimentale d'évolution de la température à la surface de la sonde en fonction du temps) et une solution analytique, de déterminer la conductivité et la diffusivité thermique du milieu étudié.

L'humidité peut être estimée si l'on connaît la loi de variation de la conductivité thermique en fonction de la teneur en eau dans le milieu poreux étudié.

I.2 Rappel théorique

Pour déterminer théoriquement la loi d'évolution de la température à la surface de l'élément chauffant lorsque celui-ci est soumis à un flux de chaleur constant (P), on considère le système sonde + milieu poreux.



Sous les hypothèses principales suivantes :

- milieu homogène, isotrope, infini
- sonde de longueur infinie
- conductivité thermique de l'élément chauffant infinie
- propriétés physiques du milieu constantes
- contact entre sonde et milieu modélisé par une résistance thermique ρ ($\text{K}\cdot\text{W}^{-1}$) ou un coefficient H ($H=1/\rho\cdot S$ avec S la surface de contact).

l'équation de propagation de la chaleur s'écrit (d'après Blackwell, 1954) :

$$\text{pour } r > R \text{ et } t > 0 : \quad \frac{\partial T}{\partial t} = a * \left(\frac{\partial^2 T}{\partial r^2} + \frac{1}{r} \cdot \frac{\partial T}{\partial r} \right)$$

$$\text{pour } r = R \text{ et } t > 0 : \quad \lambda * \frac{\partial T}{\partial r} = \frac{1}{(2\pi R)} \cdot [P - (mC) \cdot \frac{\partial T_2}{\partial r}] = H \cdot (T - T_2)$$

$$\text{pour } t = 0, \forall r : \quad T = T_2 = T_0$$

avec :

$T_2(t)$, (mC) : la température (uniforme) et la capacité calorifique de l'élément chauffant

$T(r,t)$, a^* , λ^* : la température, la diffusivité thermique ($m^2.s^{-1}$) et la conductivité thermique ($W.m^{-1}.K^{-1}$) du milieu poreux

La solution analytique de ce système est une expression intégrale difficilement exploitable, qui conduit à faire des études asymptotiques.

Ainsi, pour des temps longs ($\frac{a^*.t}{R^2}$ suffisamment grand), l'évolution de la température à la surface de l'élément chauffant peut être approximée par la formule suivante (d'après Blackwell, 1954) :

$$T_2(t) - T_o = \frac{P}{4\pi\lambda^*} \cdot \left[\ln\left(\frac{4a^*.t}{R^2}\right) - \gamma + \frac{2}{Bi} \right] \quad \text{pour tout } r \leq R \quad [1]$$

γ est la constante d'Euler (0.5772). $Bi = \frac{H.R}{\lambda^*}$ est le nombre de Biot qui caractérise la qualité du contact sonde-milieu ($Bi \rightarrow \infty$ si le contact est parfait).

Si on ne dispose pas d'estimation du nombre de Biot (cas le plus fréquent), on suppose que le contact thermique entre la sonde et le milieu est parfait. Dans ce cas, l'approximation aux temps longs de la loi d'évolution de la température dans le milieu poreux est la même que celle de la température à la surface de l'élément chauffant (d'après Foures et al., 1980) :

$$T(r,t) - T_o = \frac{P}{4\pi\lambda^*} \cdot \left[\ln\left(\frac{4a^*.t}{r^2}\right) - \gamma \right] \quad \text{pour } r > R \quad [2]$$

Dans le cas où $Bi \rightarrow \infty$, on peut réécrire l'expression [1] sous la forme plus simple :

$$T_2(t) = \alpha \cdot \ln(t) + B \quad [3]$$

avec
$$\alpha = \frac{P}{4\pi\lambda^*} \quad [4]$$

et
$$B = \alpha \cdot \left[\ln\left(\frac{4a^*}{R^2}\right) - \gamma \right] + T_o \quad [5]$$

Il faut noter que les relations [3], [4] et [5] restent valables dans le cas (pratique) où la conductivité thermique de l'élément chauffant est finie, car ce facteur ne modifie que les termes de la solution analytique qui ont été négligés (ordre 2).

II Détermination des propriétés thermiques d'un milieu poreux

Les sondes à choc thermique permettent de disposer de courbes empiriques d'évolution de la température en fonction du temps dans des systèmes analogues à celui décrit précédemment.

Si le protocole expérimental vérifie les hypothèses de l'étude théorique, les thermogrammes obtenus lors des mesures sont des fonctions logarithmiques (équation [3]).

II.1 Exploitation des thermogrammes expérimentaux

La méthode des sondes à choc thermique appliquée dans un milieu poreux fournit un thermogramme. On effectue une interpolation logarithmique (méthode des moindres carrés) pour identifier α et B. Le flux thermique (ρI^2) imposé pendant l'expérience est connu.

Les propriétés thermiques du milieu peuvent donc facilement être calculées à partir des relations théoriques exposées précédemment :

$$\text{Conductivité thermique du milieu : } \lambda^* = \frac{P}{4\pi\alpha} \quad (\text{d'après [4]})$$

$$\text{Diffusivité thermique du milieu : } a^* = \frac{R^2}{4} \cdot \exp\left(\frac{B - T_0}{\alpha} + \gamma\right) \quad (\text{d'après [5]})$$

$$\text{Capacité calorifique du milieu : } (\rho C_p)^* = \frac{\lambda^*}{a^*} \quad (\text{définition de } a^*)$$

II.2 Protocole expérimental

La conception des sondes à choc thermique et leur utilisation dans un milieu poreux sont définies de façon à respecter au mieux les hypothèses de l'étude théorique.

La sonde est placée dans un échantillon suffisamment important pour que dans le plan perpendiculaire à l'axe de la sonde, les effets de bords aux limites extérieures du milieu poreux soient négligeables ce qui permet d'appliquer la théorie de propagation de la chaleur en milieu semi-infini.

La longueur de la sonde n'est bien sur pas infinie. La tête de mesure du thermocouple doit être soudée au centre de l'élément chauffant (loin des extrémités). De cette manière, on peut légitimement considérer que les transferts thermiques sont uniquement radiaux si la longueur de la sonde (L), la durée de l'expérience (τ) et la diffusivité thermique équivalente du milieu étudié (a^*) respectent le critère (Blackwell, 1954) :

$$\frac{L}{2\sqrt{a^* \cdot \tau}} > 4 \quad [6]$$

Dès l'envoi d'une intensité I connue dans l'élément chauffant, la température à sa surface est mesurée toutes les secondes. L'évolution de la température pendant les 20 premières secondes n'est pas prise en compte dans le dépouillement des thermogrammes pour respecter l'approximation aux temps longs ($\frac{a^* \cdot t}{R^2} \gg 1$).

La durée de l'expérience est limitée à 160 secondes, à la fois pour limiter le développement de phénomènes susceptibles de modifier les propriétés physiques et thermiques du milieu (thermomigration par exemple) et pour vérifier la condition [6].

Enfin, avant d'être utilisées dans le milieu poreux à étudier, les sondes sont testées dans de l'eau. Leur fonctionnement est validé si elles permettent de retrouver une conductivité thermique de $0.59 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$ (à 20°C), à la précision des mesures près.

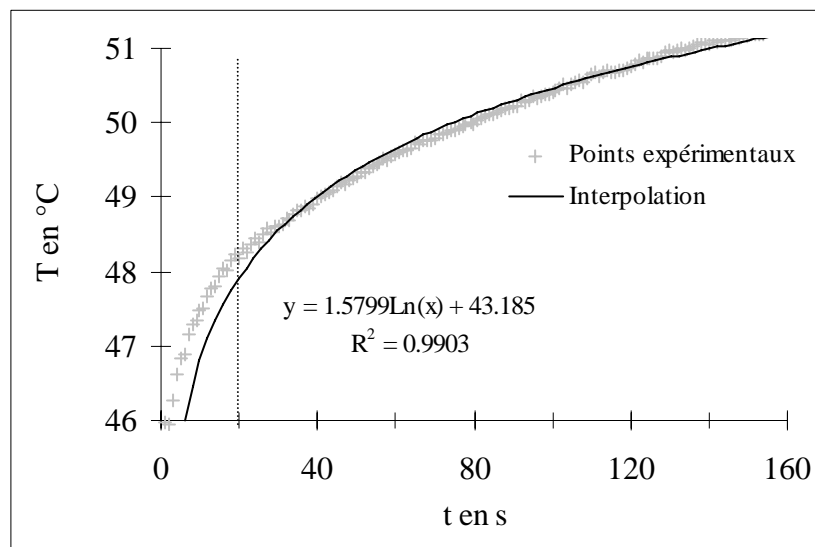
II.3 Application de la méthode dans les déchets

II.3.1 Validité

La théorie des sondes à choc thermique a été développée pour des milieux poreux homogènes. Or, les déchets prélevés à Montech et le déchet modèle présentent, à l'échelle d'un échantillon d'une dizaine de centimètres de longueur, des hétérogénéités de structure et de composition.

Cependant, l'application de la méthode des sondes à choc thermique pour déterminer les propriétés thermiques de ces milieux est justifiée par le fait que tous les thermogrammes obtenus lors de l'étude d'étalonnage ont vérifiés la loi théorique ([3]).

A titre d'exemple, on a représenté sur la figure ci-dessous l'évolution de la température mesurée à la surface d'une sonde placée dans la matière organique du déchet modèle (à une humidité de 45%) soumise à une intensité de 0.1784 A.



L'interpolation des points expérimentaux (pour $t > 20$ s) correspond parfaitement à la loi théorique [3]. Par identification, on trouve que $\alpha = 1.5799$ et $B = 43.185$. On en déduit une valeur de $0.1315 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$ pour la conductivité thermique et $7,65.10^{-8} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ pour la diffusivité thermique.

L'étude théorique de la propagation de la chaleur en milieux poreux homogène présentée précédemment permet donc d'interpréter les thermogrammes obtenus par la méthode des sondes à choc thermiques dans les déchets (réels ou modèle).

Toutes les mesures sont réalisées en respectant le protocole expérimental défini pour correspondre au mieux aux hypothèses de l'étude théorique. On a en particulier vérifié (a posteriori) que le critère [6] est toujours respecté dans les déchets et le déchet modèle (milieux pour lesquels on a trouvé que $a^* < 3,5 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$), avec $L=0.1 \text{ m}$ (longueur des sondes à choc que nous avons utilisées) et une durée d'expérimentation de 160 s.

II.3.2 Précision

Pour estimer la précision des coefficients thermiques que nous avons déterminés dans les déchets de Montech ou dans le déchet modèle, nous devons évaluer les erreurs systématiques de notre dispositif expérimental.

Les sondes à choc thermiques sont utilisées en supposant que leur contact avec les déchets est parfait. Les précisions relatives des résultats, qui ne tiennent pas compte de l'erreur introduite par cette hypothèse (impossible à estimer puisque Bi est inconnu) sont calculées par les formules suivantes :

$$\frac{\Delta\lambda^*}{\lambda^*} = \frac{\Delta\rho}{\rho} + 2 \frac{\Delta I}{I} + \frac{\Delta\alpha}{\alpha}$$

$$\frac{\Delta a^*}{a^*} = 2 \frac{\Delta R}{R} + \left(\frac{B - T_0}{\alpha}\right) \left(\frac{\Delta T_0}{T_0} + \frac{\Delta\alpha}{\alpha}\right)$$

$$\frac{\Delta(\rho C)^*}{(\rho C)^*} = \frac{\Delta\lambda^*}{\lambda^*} + \frac{\Delta a^*}{a^*}$$

Pour les études que nous avons réalisées, la précision des paramètres est la suivante :

- résistance linéaire de l'élément chauffant (donnée constructeur) : $\frac{\Delta\rho}{\rho} = 10\%$
- intensité imposée (précision ampèremètre) : $\frac{\Delta I}{I} = 1\%$
- distance élément chauffant - thermocouple (précision pied à coulisse) : $\frac{\Delta R}{R} = 2\%$
- température initiale (précision système d'acquisition) : $\frac{\Delta T_0}{T_0} = 2.5\%$

On utilise l'erreur type comme mesure du degré d'erreur commise sur α et B lors de l'interpolation.

Elle est directement liée au coefficient de détermination r^2 et à l'écart type des températures expérimentales σ . On a vérifié que, si $r^2 \geq 0.9$, alors $\frac{\Delta\alpha}{\alpha} \leq 3\%$ et $\frac{\Delta B}{B} \leq 1\%$.

Les thermogrammes qui ne vérifient pas le critère $r^2 \geq 0.9$ seront considérés comme inexploitable car on ne peut estimer la précision des résultats qu'ils fournissent.

Ainsi, les précisions relatives dans l'estimation des caractéristiques thermiques des déchets (réels ou modèle) par la méthode des sondes à choc thermique sont les suivantes :

$$\frac{\Delta\lambda^*}{\lambda^*} = 15\% \qquad \frac{\Delta a^*}{a^*} = 45\% \qquad \frac{\Delta(\rho C)^*}{(\rho C)^*} = 60\%$$

II.3.3 Représentativité des mesures dans le déchet modèle

Les propriétés thermiques déterminées par la méthode des sondes à choc thermique ne sont pas des valeurs ponctuelles mais des valeurs moyennes. On peut donc estimer leur représentativité par rapport à l'ensemble du déchet modèle.

En effet, pendant la durée de l'expérience ($\tau = 160$ s), la perturbation thermique liée à l'intensité imposée dans l'élément chauffant, se propage dans l'échantillon étudié. Dans un milieu isotrope, il en résulte une variation de la température de tous les points situés dans un cylindre de rayon R' autour de l'élément chauffant.

Les propriétés thermiques que l'on a déduit des données expérimentales sont les valeurs moyennes dans le déchet situé dans le disque de rayon R' centré sur le point de mesure (thermocouple).

Pour estimer ce volume d'intégration, on cherche le rayon au-delà duquel la température n'est pas perturbée au cours de la mesure.

$$\text{D'après [2] : } T(R', \tau) - T_0 = 0 \quad \Leftrightarrow \quad \frac{4a^* \cdot \tau}{R'^2} = e^\gamma \quad \Leftrightarrow \quad R' = \sqrt{\frac{4a^* \cdot \tau}{e^\gamma}}$$

Les résultats obtenus concernant la diffusivité thermique du déchet modèle varient, selon son humidité, entre $5 \cdot 10^{-8}$ et $3,5 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$.

Le volume d'intégration est donc un disque autour de la sonde de 0.84 cm à 2.24 cm de diamètre.

Ce volume semble représentatif au regard de la matière organique constituée de petites particules, mais ne l'est pas pour le déchet type complet qui contient des particules inertes de diamètre équivalent égal à 3 cm.

Cette indication et les premiers tests que nous avons effectués dans le déchet modèle complet, qui se sont avérés non reproductibles, nous ont conduits à appliquer la méthode des sondes à choc thermique uniquement dans la fraction organique du déchet modèle pour déterminer ses propriétés thermiques et son humidité.

Pour respecter cette condition dans les pilotes de laboratoire (déchet complet), on a pris soin de ne pas placer les sondes à moins de 5 cm d'une particule inerte.

III Mesures d'humidité dans le déchet modèle

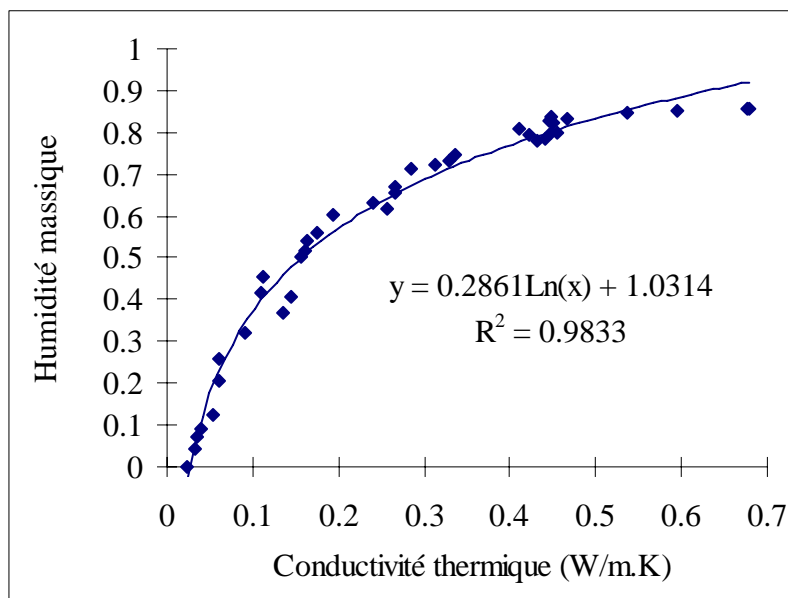
La conductivité thermique d'un milieu poreux varie fortement avec sa teneur en eau. Cette propriété justifie la mesure indirecte de l'humidité (ω) par la méthode des sondes à choc thermique. En effet, il suffit de connaître la relation entre λ^* et ω pour que, ayant déterminé λ^* , on en déduise ω .

Il existe des lois empiriques pour exprimer cette dépendance dans les milieux poreux homogènes classiques. Mais dans un milieu aussi particulier que la matière organique du déchet modèle, il est nécessaire de réaliser un étalonnage précis pour s'assurer qu'il existe une relation univoque entre λ^* et ω , et la déterminer.

Courbe d'étalonnage :

La relation entre l'humidité massique de la matière organique du déchet modèle (ω , exprimée par rapport à la masse humide) et sa conductivité thermique (λ^*) a été déterminée expérimentalement.

Une sonde à choc thermique a été enfouie dans de la matière organique largement saturée en eau. On a laissé l'eau s'évaporer naturellement, sans jamais modifier le contact sonde - milieu. Des mesures quotidiennes de conductivité thermique ont été effectuées jusqu'à ce que la masse du dispositif expérimental, placé sur une balance, n'évolue plus. Pour chaque mesure de λ^* , un bilan massique a permis de déterminer ω . Les couples obtenus sont représentés sur la figure ci-dessous.



On constate qu'il existe une forte corrélation logarithmique entre les deux grandeurs mesurées dans la matière organique : $\omega = 0.2861 \cdot \ln(\lambda^*) + 1.0314$.

Ce résultat, qui confirme une précédente ¹ expérience au cours de laquelle une expression quasiment identique avait été obtenue, permet de calculer l'humidité de la matière organique du déchet modèle placé dans les pilotes de laboratoire dès que l'on a déterminé sa conductivité thermique grâce aux sondes à choc thermique.

La précision absolue sur l'humidité, calculée à partir de cette courbe d'étalonnage est estimée par l'erreur type de la fonction d'interpolation, soit $\pm 3,5$ %. Ce résultat tient implicitement compte de la précision des mesures de conductivité thermique (15%).

Remarque sur l'utilisation des sondes à choc thermique dans les pilotes de laboratoire :

Dix sondes à choc thermiques ont été placées dans les pilotes de laboratoire. En moyenne, des mesures d'humidité ont été effectuées tous les 10 jours. 341 thermogrammes expérimentaux ont été obtenus.

Seulement 236 d'entre eux (soit 70 %) ont pu être interprétés pour calculer les propriétés thermiques puis l'humidité de la matière organique du déchet modèle. Les autres n'ont pas été exploités car le coefficient de corrélation de l'interpolation logarithmique était inférieur à 0.9. Bien que dans tous les cas, la déviation par rapport à la loi théorique résultait d'un signal parasite périodique, nous avons choisi d'écarter ces mesures plutôt que de les filtrer pour obtenir des valeurs de conductivité, et donc d'humidité, de précision inconnue.

L'existence de ce bruit (lié aux appareillages électroniques du dispositif expérimental) ne remet évidemment pas en cause la validité de la méthode des sondes à choc thermique pour déterminer les propriétés thermiques et l'humidité du déchet modèle.

¹ 85 points ont été déterminés, mais la courbe n'a pas été retenue car le protocole expérimental ne garantissait pas un contact sonde - milieu constant

ANNEXE 2

Solutions analytique et numérique

Comparaison du modèle et d'une solution analytique

Considérons le système d'équations ([E.3]) résolu par le modèle numérique présenté dans le chapitre E. Si on suppose que la cinétique chimique ne dépend pas de la température et que la concentration en oxygène a atteint un régime permanent, ce système s'écrit :

$$\begin{cases} 0 = D^* \cdot \frac{d^2 C}{dz^2} - k \cdot C \\ \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\lambda^*}{(\rho C_p)^*} \cdot \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} + \frac{A \cdot f \cdot k}{(\rho C_p)^* \cdot V} \cdot C \end{cases} \quad \text{avec } D^* = D \cdot f^{0.4} \text{ et } k > 0$$

$$\begin{aligned} z = 0 & : & C(z=0) = 0 & \text{ et } & T(z=0, t) = T1 \\ z = L & : & C(z=L) = C0 & \text{ et } & T(z=L, t) = T0 \end{aligned}$$

+ condition initiale en température

[1]

La solution analytique de ce système est :

$$\frac{T(z, t) - T1}{(T0 - T1)} = \frac{z}{L} + B \cdot \left[\frac{z}{L} - \frac{\sinh\left(\frac{z}{L} \cdot \sqrt{P}\right)}{\sinh(\sqrt{P})} \right] - \frac{2}{\pi} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{1}{n} \cdot \sin(n\pi \frac{z}{L}) \cdot \exp\left(-\frac{a^* \cdot n^2 \pi^2}{L^2} \cdot t\right)$$

$$C(z) = C0 \cdot \frac{\sinh\left(\frac{z}{L} \cdot \sqrt{P}\right)}{\sinh(\sqrt{P})} \quad \text{avec} \quad P = \frac{k \cdot L^2}{D^*} \quad \text{et} \quad B = \frac{A \cdot f \cdot D^* \cdot C0}{V \cdot \lambda^* \cdot (T0 - T1)}$$

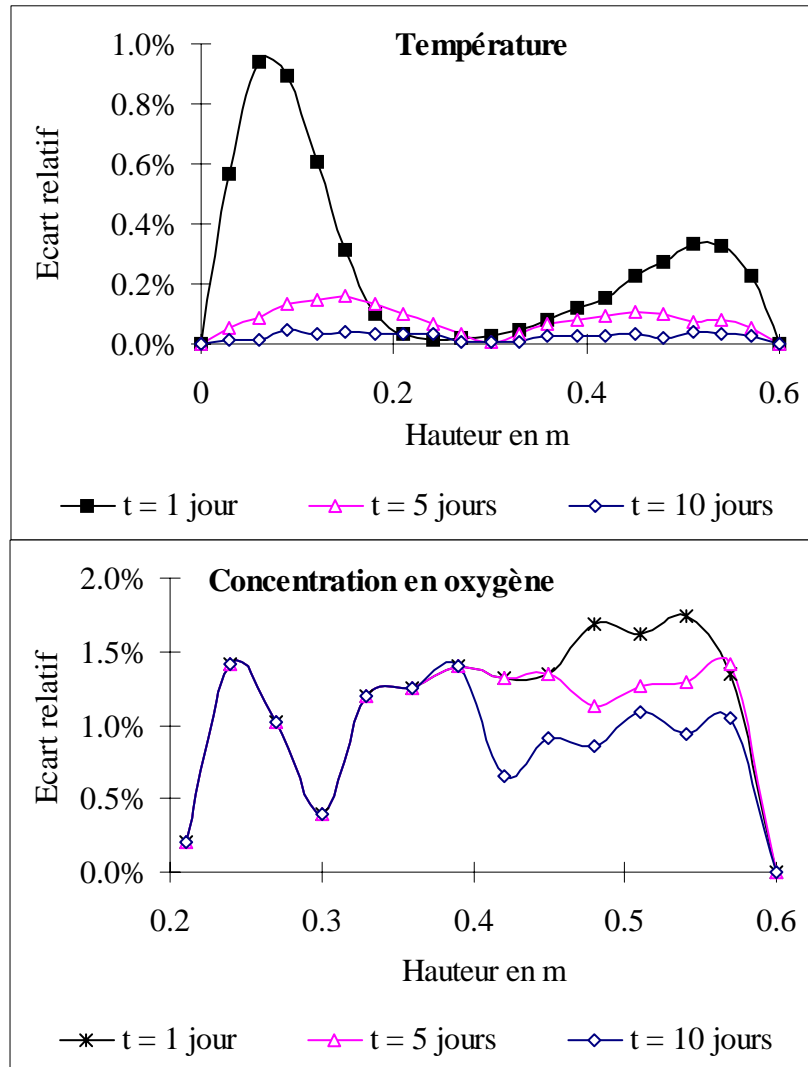
Elle vérifie la condition initiale en température suivante :

$$T(z, t = 0) = T0 + B \cdot (T0 - T1) \cdot \left[\frac{z}{L} - \frac{\sinh\left(\frac{z}{L} \cdot \sqrt{P}\right)}{\sinh(\sqrt{P})} \right]$$

Cette solution n'a pas été exploitée au cours de notre travail, car elle correspond à un système qui ne décrit aucune réalité physique (condition initiale en température en particulier).

En revanche, elle a permis de valider la méthode de résolution numérique du modèle présenté dans ce mémoire, par comparaison avec les résultats obtenus dans un cas particulier (voir figures ci-dessous).

En effet, en imposant en entrée du simulateur une condition initiale en oxygène égale à la solution du régime permanent, une énergie d'activation nulle et une condition initiale thermique égale à celle vérifiée par la solution analytique, on retrouve le système [1].



Ecarts relatifs observés en chaque points de calcul et à différents temps entre la solution analytique et la solution numérique pour la température et la concentration en oxygène.

Remarque : paramètres de la simulation (données du pilote de laboratoire)

$$L = 0,6 \text{ m}$$

$$f = 20\%$$

$$\lambda^* = 0,17 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$$

$$E_a = 38260 \text{ J.mol}^{-1}$$

$$a^* = 2,61.10^{-8} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$$

$$k = 2.10^{-3} \text{ s}^{-1}$$

Nomenclature

Nomenclature

Description des processus biochimiques :

E_a	: énergie d'activation d'une réaction chimique	$J.mol^{-1}$
k	: coefficient d'une cinétique chimique (ordre 1 + Arrhénius)	$mol.m^{-3}.s^{-1}$ ou s^{-1}
K_S	: constante de demi-saturation	$mol.m^{-3}$
K_d	: taux de disparition des bactéries	s^{-1}
μ_m	: taux de croissance maximal	s^{-1}
R	: constante des gaz parfaits	$J.mol^{-1}.K^{-1}$
R_A	: taux de consommation du substrat A dans la phase fluide libre	$mol.m^{-3}.s^{-1}$ ou s^{-1}
r_A	: taux de consommation du substrat A dans l'eau liée	$mol.m^{-3}.s^{-1}$
$[S]$: concentration (en phase liquide) en substrat limitant	$mol.m^{-3}$
T	: température	K
V	: volume molaire des gaz parfaits	$m^3.mol^{-1}$
$[X]$: concentration (en phase liquide) de la population bactérienne	$mol.m^{-3}$
Y	: coefficient de production bactérienne	/

Description des processus physiques et thermiques :

a^*	: diffusivité thermique équivalente d'un milieu poreux	$m^2.s^{-1}$
β	: coefficient d'expansion thermique d'un fluide	K^{-1}
C ou C_i	: concentration volumique d'une espèce (i) dans un mélange	$mol.m^{-3}$ ou $m^3.m^{-3}$
D^*	: coefficient de dispersion hydrodynamique	$m^2.s^{-1}$
$D\theta$: coefficient de diffusion massique isotherme	$m^2.s^{-1}$
DT	: coefficient de diffusion massique non isotherme	$m^2.s^{-1}.K^{-1}$
Di_α	: coefficient de diffusion d'une espèce i dans un mélange α	$m^2.s^{-1}$
ε	: porosité	/
f ou θ_g	: porosité au gaz ou teneur volumique en gaz	/
k	: perméabilité intrinsèque d'un milieu poreux ($1Da = 1.10^{-12} m^2$)	m^2 ou Da
\underline{k}	: tenseur des perméabilités intrinsèques	m^2 ou Da
k_r^α	: perméabilité relative d'un milieu poreux au fluide α	/
k_α	: perméabilité effective d'un milieu poreux au fluide α ($k_\alpha = k.k_r^\alpha$)	en m^2
k'	: conductance (ou mobilité) ($k' = k/\mu$)	$m^2.s^{-1}.Pa^{-1}$
K	: conductivité hydraulique ($K = k.\rho.g/\mu$)	$m.s^{-1}$

λ^*	: conductivité thermique équivalente d'un milieu poreux	$W.m^{-1}.K^{-1}$
μ	: viscosité dynamique d'un fluide	$kg.m^{-1}.s^{-1}$
P	: flux volumique de production ou de consommation d'énergie	$W.m^{-3}$
P	: pression	Pa
P_c	: pression capillaire	Pa
θ	: humidité volumique ($\theta = \rho_o.\omega'/\rho_e$)	$m^3.m^{-3}$
ρ	: masse volumique	$kg.m^{-3}$
$(\rho C_p)^*$: capacité calorifique volumique équivalente d'un milieu poreux	$J.m^{-3}.K^{-1}$
$(\rho C_p)^f$: capacité calorifique volumique d'un fluide	$J.m^{-3}.K^{-1}$
R_i	: flux volumique de production ou de consommation de l'espèce i	$mol.m^{-3}.s^{-1}$ ou $m^3.m^{-3}.s^{-1}$
ρ_o	: masse volumique sèche d'un milieu poreux	$kg.m^{-3}$
σ	: tension interfaciale	$N.m^{-1}$
S_α	: saturation en fluide α	/
\bar{U}	: vitesse de filtration d'un fluide en milieu poreux	$m.s^{-1}$
ω	: humidité massique par rapport à la masse totale	kg_{eau}/kg_{humide}
ω'	: humidité massique par rapport à la masse sèche ($\omega' = \omega / (1-\omega)$)	kg_{eau} / kg_{sec}

Abréviations :

C.E.T.	Centre d'Enfouissement Technique
V.E.R.	Volume Elementaire Représentatif
PEHD	Polyéthylène Haute Densité
CV	Coefficient de Variation
MSV	Matière Solide Volatile
CHL	Cellulose, hémicellulose, lignine
BMP	Biochemical Methane Potential
A.G.V.	Acide Gras Volatile
F.A.S.	Free Air Space
C.P.G.	Chromatographie Phase Gazeuse