



HAL
open science

Contribution à l'étude des transferts de fluides dans les installations de stockage des déchets non dangereux

Anne-Julie Tinet

► **To cite this version:**

Anne-Julie Tinet. Contribution à l'étude des transferts de fluides dans les installations de stockage des déchets non dangereux. Sciences de la Terre. Université de Grenoble, 2011. Français. NNT : 2011GRENU026 . tel-00629797

HAL Id: tel-00629797

<https://theses.hal.science/tel-00629797>

Submitted on 6 Oct 2011

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE GRENOBLE

Spécialité : **Sciences de la Terre, de l'Univers et de l'Environnement**

Arrêté ministériel : du 7 août 2006 relatif à la formation doctorale

Présentée par

Anne-Julie Tinet

Thèse dirigée par **Jean-Paul Gaudet**
et codirigée par **Laurent Oxarango**

préparée au sein **du Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie
et Environnement**
et de l'école doctorale **Terre, Univers, Environnement**

Contribution à l'étude des transferts de fluides dans les installations de Stockage des Déchets Non Dangereux

Thèse soutenue publiquement le **29 Septembre 2011**,
devant le jury composé de :

Pr., Jean-Pierre Gourc

Professeur de l'université de Grenoble, LTHE, Président

Pr., William Powrie

Professeur de l'université de Southampton, Rapporteur

Pr., Dominique Salin

Professeur de l'université Pierre et Marie Curie, FAST, Rapporteur

Dr., Christian Duquennoi

Ingénieur de recherche, CEMAGREF, Examineur

Dr., Jean-Paul Gaudet

Ingénieur de recherche, LTHE, Directeur de thèse

Dr., Laurent Oxarango

Maître de conférence université de Grenoble, LTHE, Co-Directeur de thèse



Remerciements

Je tiens à remercier l'ensemble des membres du jury : les rapporteurs, les professeurs William Powrie et Dominique Salin pour leurs rapports avisés et constructifs ; le président du jury, le professeur Jean-Pierre Gourc pour les échanges instructifs au long de ma thèse ainsi qu'à la clôture de celle-ci ; le docteur Christian Duquennois pour ses commentaires et questions.

Je tiens de plus à remercier mes directeurs de thèse les docteurs Jean-Paul Gaudet et Laurent Oxarango pour avoir lancé cette thèse ainsi que pour leur suivi et conseils tout au long de celle-ci.

Je tiens par ailleurs à remercier le LTHE pour son accueil et en particulier l'équipe TRANSPORE. Je souhaite ensuite remercier les différents laboratoires, organismes et entreprises avec lesquelles j'ai pu travailler lors de cette thèse, en particulier l'INSA de Lyon et le LGCIE, l'ADEME, le BRGM, VEOLIA Environnement, Coved et Ecogeos.

Je souhaite remercier précédents doctorants qui m'ont précédée dans la recherche sur les déchets comme les docteurs Guillaume Stoltz et Matthias Staub et qui m'ont permis d'avoir accès à des données expérimentales.

Je tiens à remercier les doctorants et stagiaires que j'ai pu rencontrer lors de mon séjour au LTHE pour leur amitié.

Enfin je souhaite remercier ma famille pour leur soutien.

Table des matières

Table des matières	ii
Table des figures	vi
Liste des tableaux	x
Nomenclature	xi
Introduction générale	1
1 CONTEXTE DE L'ÉTUDE	5
1.1 Généralités	5
1.1.1 Production de déchets en France	5
1.1.2 Les filières de gestion des déchets	6
1.2 Le stockage en ISDND	7
1.2.1 Les enjeux du stockage des déchets	7
1.2.2 Structure d'une ISDND	8
1.2.3 La cellule de stockage	9
1.2.4 Gestion d'une ISDND	12
1.3 L'évolution des ISDND	13
1.3.1 La recirculation	13
1.3.2 Le bioréacteur	15
1.3.3 Autres évolutions	16
1.4 Conclusion	17
2 CARACTÉRISATION DU MILIEU DÉCHET	19
2.1 Un milieu poreux	19
2.1.1 La phase solide	20
2.1.2 La phase liquide	26
2.1.3 La phase gazeuse	28
2.1.4 Porosités	29
2.1.5 Teneurs en liquide et en gaz	32

2.1.6	Masses volumiques du milieu poreux	39
2.2	Un milieu déformable	41
2.2.1	Le tassement primaire	42
2.2.2	Le tassement secondaire	43
2.3	Un matériau évolutif	44
2.4	Conclusion	46
3	MODÈLE GÉNÉRAL	49
3.1	Une représentation multiphysique	49
3.1.1	Phénomènes hydriques	49
3.1.2	Phénomènes de transport	49
3.1.3	Phénomènes thermiques	50
3.1.4	Phénomènes mécaniques	51
3.1.5	Phénomènes biochimiques	51
3.1.6	Couplages entre phénomènes	51
3.2	Modèle hydrique général	52
3.3	Relations constitutives	55
3.3.1	La courbe de rétention	55
3.3.2	La courbe de perméabilité	82
3.4	Conclusion	91
4	INJECTION DE LIXIVIAT	93
4.1	Généralités	93
4.1.1	Techniques d'injection	93
4.1.2	Procédures d'injection	95
4.2	Hypothèses simplificatrices	95
4.2.1	Effets thermiques	95
4.2.2	Effets mécaniques	96
4.2.3	Effets biochimiques	96
4.2.4	Effet de la phase gazeuse	97
4.3	Etude méso-échelle	97
4.3.1	Etude de stabilité numérique	97
4.3.2	Etude et simulation d'expériences méso-échelle	101
4.3.3	Discussion sur le facteur d'échange	128
4.4	Etude macro-échelle	133
4.4.1	Etude expérimentale	133

4.4.2	Simulation numérique	137
4.5	Conclusion	143
5	POMPAGE DU LIXIVIAT	145
5.1	Généralités	145
5.2	Hypothèses simplificatrices	146
5.2.1	Effets thermiques	146
5.2.2	Effets mécaniques	146
5.2.3	Effets biochimiques	146
5.2.4	Effet de la phase gazeuse	147
5.2.5	Effet des hétérogénéités	147
5.3	Expérience et analyse d'un test de pompage sur site	147
5.4	Effet de la capillarité	169
5.5	Etude paramétrique du modèle numérique	172
5.6	Conclusion	176
6	RÉCUPÉRATION DU BIOGAZ	179
6.1	Généralités	179
6.2	Hypothèses simplificatrices	181
6.2.1	Effets thermiques	181
6.2.2	Effets mécaniques	181
6.2.3	Effets biochimiques	181
6.2.4	Effet de la phase liquide	181
6.2.5	Effet des hétérogénéités	182
6.3	Modèle numérique de récupération de biogaz statique	182
6.4	Modèle numérique de récupération de biogaz dynamique	204
6.4.1	Etude de la récupération de biogaz pendant la post-exploitation	204
6.4.2	Etude du remplissage d'une cellule de stockage	208
6.5	Considérations sur les effets diphasiques	211
6.6	Conclusion	214
	Conclusion générale et perspectives	215
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	219

Table des figures

1	Structure du manuscrit	3
1.1	Répartition des déchets en France par secteurs de production (Ademe, 2009)	5
1.2	Répartition des déchets entrant en ITOM (Ademe, 2010)	6
1.3	Répartition par filière des déchets entrant en ITOM (Ademe, 2010)	7
1.4	Schéma d'une cellule de stockage d'ISDND (Stoltz, 2009)	9
1.5	Schéma de principe des couvertures pour différents modes de gestion : ISDND, ISDD (Installation de stockage des déchets dangereux) et ISDND bioréacteur (Staub, 2010) . . .	11
1.6	Représentation schématique d'une ISDND permettant la recirculation des lixiviats (FNADE- Ademe, 2007)	14
2.1	Description du déchet comme milieu poreux triphasique	20
2.2	Exemple d'une granulométrie grossière (Reddy et al., 2009)	24
2.3	Exemple d'une granulométrie après broyage (Reddy et al., 2009)	24
2.4	Mesures de viscosité dynamique du lixiviat (Staub, 2010)	27
2.5	Evolution de la composition du biogaz dans le temps (Farquhar and Rovers, 1973)	28
2.6	Différentes définition de la porosité	30
2.7	Les phases du tassement d'une couche de déchet (Grisolia et al., 1995)	42
3.1	Couplage des physiques	53
3.2	Représentation des sous volumes	54
3.3	Représentation de l'évolution de la perméabilité relative	87
3.4	Perméabilité au gaz horizontales (HGT) et verticales (GT) (Stoltz et al., 2010b)	88
3.5	Ajustement de la perméabilité au gaz (Stoltz et al., 2010b)	89
3.6	Courbes de conductivité hydraulique liquide en fonction de la teneur en liquide volumé- trique à différentes masses volumiques sèches (Breitmeyer and Benson, 2011)	89
4.1	Etude de la stabilité d'un modèle d'infiltration simple selon différentes valeurs de teneur en liquide à saturation	99

4.2	Etude de la stabilité d'un modèle d'infiltration simple selon différentes valeurs de débit d'injection	100
4.3	Etude de la stabilité d'un modèle d'infiltration simple selon différentes valeurs de conductivité hydraulique à saturation	100
4.4	Etude paramétrique du facteur d'échange pour le pilote B2 - Effet sur la teneur en liquide totale en fin de cycle	129
4.5	Etude paramétrique du facteur d'échange pour le pilote B3 - Effet sur la teneur en liquide totale en fin de cycle	129
4.6	Etude paramétrique du facteur d'échange en fonction de $\tilde{\theta}$	130
4.7	Evolution dans le temps des succions dans les deux réseaux poreux à une hauteur de 0.8 m pour le pilote B2	131
4.8	Effet du facteur d'échange F	132
4.9	Description du site : A) Situation de l'ISDND en France, B) Vue aérienne du site, C) Plan de la cellule de stockage étudiée (Clement et al., 2011)	133
4.10	Schéma de la chambre d'injection et structure du massif de déchet (Clement et al., 2011)	134
4.11	Evolution du volume de lixiviat injecté dans le massif de déchet avec le temps (Clement et al., 2011)	135
4.12	Infiltration d'un panache de lixiviat avec le temps (Clement et al., 2011)	136
4.13	Maillage du modèle simulé avec COMSOL Multiphysique 4.0	138
4.14	Conditions aux limites du modèle simulé avec COMSOL Multiphysique 4.0	138
4.15	Evolution du volume injecté dans le temps pour les différents scénarii étudiées	140
4.16	Vue latérale d'isosurfaces de saturation, cas K1	141
4.17	Vue latérale d'isosurfaces de saturation, cas A2	142
5.1	Effet de la capillarité sur le pompage et la relaxation à deux débit de pompage différents	170
5.2	Etude paramétrique du modèle de Richards appliqué au pompage de lixiviat en ISDND - Courbes temps - rabattement	173
5.3	Etude paramétrique du modèle de Richards appliqué au pompage de lixiviat en ISDND - Profils à 48 h	174
6.1	Evolution des flux en fonction du temps avec une production de gaz suivant le modèle EPA	205
6.2	Evolution de la qualité du gaz récupéré au puits avec une production de gaz suivant le modèle EPA	206
6.3	Champs de pression et direction de l'écoulement	207
6.4	Schéma représentant la mise en place des différentes couches de déchets ainsi que les conditions aux limites du modèle	208

6.5	Evolution des flux en fonction du temps avec une production de gaz suivant le modèle EPA en considérant le remplissage d'une cellule	209
6.6	Evolution de la qualité du gaz récupéré au puits avec une production de gaz suivant le modèle EPA en considérant le remplissage d'une cellule	209
6.7	Champs de pression et direction de l'écoulement	210
6.8	Relation teneur en liquide et profondeur	213

Liste des tableaux

2.1	Facteurs influençant la composition des déchets	21
2.2	Classification MODECOM™ de l'Ademe	22
2.3	Composition moyenne d'un déchet français	23
2.4	Masses volumiques constitutives par composant	25
2.5	Valeurs de porosité de drainage	31
2.6	Valeurs de capacité au champ (en $m^3.m^{-3}$)	31
2.7	Valeurs de porosité	32
2.8	Valeurs de teneur en liquide optimale (en $kg.kg_{MH}^{-1}$)	34
2.9	Valeurs de teneur en liquide naturelle (en $kg.kg_{MH}^{-1}$)	34
2.10	Méthodes de mesures de la teneur en liquide	36
2.11	Méthodes de mesure de la masse volumique humide d'après Dixon et al. (2005)	39
2.12	Valeurs de masses volumique humide dans la littérature	40
2.13	Valeurs du coefficient de compression primaire (-) dans la littérature	43
2.14	Estimation de la durée des phases de dégradation	45
3.1	Valeurs de perméabilités intrinsèques	86
4.1	Avantages et inconvénients des procédés d'injections (FNADE-Ademe, 2007)	94
4.2	Paramètres constants pour l'étude de stabilité avec Hydrus1D	98
4.3	Variations des paramètres étudiés pour l'étude de stabilité avec Hydrus1D	99
4.4	Valeurs de référence des paramètres étudiés pour l'étude de stabilité avec Hydrus1D	99
4.5	Cas étudiés pour la simulation numérique d'une infiltration à l'échelle du site	139
5.1	Paramètres de l'étude de l'effet de la capillarité durant le pompage	171
5.2	Valeurs de référence pour l'étude paramétrique	172
6.1	Paramètres de l'étude de la récupération de biogaz en condition dynamique	205
6.2	Incrément de teneur en liquide correspondant à une augmentation de pression capillaire de 1 kPa et 3 kPa pour chaque point présenté Fig. 6.8	212

Nomenclature

Notation	Grandeur	Unité	Section de définition
BP	Potentiel de production de biogaz	$\text{Nm}^3.\text{t}^{-1}$	2.3
F	Facteur d'échange	$(\text{m.s})^{-1}$	4.3.2
g	Accélération de la gravité	m.s^{-2}	-
h	Succion	m	3.2
k	Perméabilité	m^2	3.3.2
k_r	Perméabilité relative	(-)	3.3.2
K	Conductivité hydraulique	m.s^{-1}	3.3.2
m	Paramètre de rétention	(-)	3.3.1
M	Masse	kg	-
\dot{M}_{prod}	Terme de production volumétrique	$\text{kg.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$	6.3
n	Paramètre de rétention	(-)	3.3.1
P	Pression	Pa	-
q	Flux	m.s^{-1}	-
Q	Débit volumique	$\text{m}^3.\text{s}^{-1}$	-
S	Saturation	-	2.1.2, 2.1.3
S_e	Saturation effective	-	3.2
t	Temps	s	-
t_{0b}	Temps de démarrage de la dégradation	s	2.3
T	Température	K ou °C	-
V	Volume	m^3	-
w	Teneur en liquide gravimétrique	kg.kg^{-1}	2.1.5
α	Paramètre de rétention	m^{-1} ou kPa^{-1}	3.3.1
ε	Porosité	$\text{m}^3.\text{m}^{-3}$	2.1.4
η	Tortuosité	(-)	3.3.2
θ	Teneur en fluide volumétrique	$\text{m}^3.\text{m}^{-3}$	2.1.5
θ_r	Teneur en fluide résiduelle	$\text{m}^3.\text{m}^{-3}$	2.1.5
κ	Constante de biodégradation	s^{-1}	2.3
μ	Viscosité dynamique	$\text{kg.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$	2.1.2, 2.1.3
ρ	Masse volumique	kg.m^{-3}	2.1.1, 2.1.6
ρ_h	Masse volumique humide	kg.m^{-3}	2.1.6
ρ_d	Masse volumique sèche	kg.m^{-3}	2.1.6

Indice	Signification
T	Total
S	Solide
L	Liquide
G	Gaz
0	Initial
m	Micro
M	Macro

Introduction générale

Contexte et objectifs de la thèse

En France, la production de déchets a augmenté sensiblement sur les dernières dizaines d'années. Les questions environnementales (gaz à effet de serre, pollution des sous-sols, utilisation des déchets comme source d'énergie, ...), sanitaires (émission d'effluents potentiellement toxiques) et économiques (coût de gestion des sites de traitement des déchets, possible valorisation de ces sites) sont les enjeux majeurs de la gestion des déchets. Le stockage de déchet en Installation de Stockage des Déchets Non Dangereux (ISDND) est une solution de gestion des déchets encore fortement utilisée en France même si les directives européennes tendent vers une forte diminution de l'usage de cette solution. Dans le but d'améliorer la viabilité des ISDND, des modifications des conditions opératoires sont de plus en plus envisagées et testées.

Pour satisfaire les enjeux environnementaux, sanitaires et / ou économiques, les installations de stockage de déchets modernes nécessitent une gestion contrôlée des effluents liquides et gazeux. Pour cela, divers process telles que la récupération des effluents ou l'injection de liquide sont mis en place lors de la vie d'une installation de stockage. Lors de la construction de celle-ci, une anticipation de la mise en oeuvre de ces process est nécessaire pour le dimensionnement des technologies associées (réseaux de puits, couvertures, ...). La simulation numérique est un outil potentiellement utile pour améliorer la conception et le dimensionnement. Cependant, pour qu'une simulation numérique puisse représenter un phénomène le plus correctement possible, il est nécessaire de développer des modèles prenant en compte les processus physiques primordiaux dans les conditions étudiées.

Les questions que l'on se pose sont donc les suivantes :

- Quels sont les phénomènes physiques mis en oeuvre ?
- Quels sont les phénomènes physiques primordiaux aux échelles de temps et d'espace étudiées ?
- Quels sont les paramètres et variables nécessaires à la modélisation de ces phénomènes physiques et sont-ils accessibles expérimentalement ?

L'objectif de ce manuscrit est donc d'analyser les mécanismes physiques et de proposer des modèles numériques représentant les process liés aux écoulements (injection de liquide, pompage de

liquide, récupération du gaz).

Cadre de la thèse

Le travail présenté dans ce manuscrit fait suite à de nombreux travaux réalisés au sein du laboratoire LTHE, en particulier expérimentaux, sur le matériau déchet. Parmi les travaux les plus récents, on notera en particulier la thèse de Stoltz (2009) qui s'est concentré sur les caractéristiques des propriétés bio-hydro-mécaniques des déchets. Il a, entre autres, développé des dispositifs expérimentaux à l'échelle du laboratoire (quelques litres). Ces dispositifs innovants ont permis de réaliser diverses mesures de multiples paramètres et variables caractéristiques du comportement bio-hydro-mécanique des déchets. Suite à ce travail, Staub (2010) a développé plus encore cette étude du comportement bio-hydro-mécanique des déchets avec en particulier une étude métrologique du suivi de l'humidité ainsi que l'utilisation d'une cellule de taille dite mésoscopique (échelle du m³). Enfin, Clement (2010) a appliqué l'utilisation d'outils géophysiques pour la mesure des variations d'humidité dans les installations de stockage de déchets non dangereux.

Ces différents travaux ont donc permis au LTHE de disposer de multiples outils expérimentaux, à la fois à l'échelle du laboratoire, du pilote et du site pour étudier l'évolution et caractériser les comportements hydro-mécaniques, voire bio-hydro-mécaniques des déchets.

De plus, ce travail de thèse a pu être réalisé grâce à deux programmes de recherche nationaux associant divers laboratoires français et des groupes industriels.

Le programme ANR PRECODD «bioréacteur» (Agence Nationale de la Recherche - Programme de Recherche sur les ECOTEchnologies et le Développement Durable) a pour but d'étudier l'influence de l'humidité sur la biodégradation dans l'objectif d'optimiser les systèmes d'injection. En particulier, les études de l'injection de lixiviat ainsi que de la récupération de biogaz ont été initiées dans le cadre de ce programme.

Le programme de recherche PARAPHYME financé par l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie) a pour thème la post-exploitation des installations de stockage des déchets non dangereux. Dans le cadre de ce projet, une étude sur le pompage de lixiviat dans les ISDND a été réalisée.

Structure du manuscrit

Ce manuscrit a été rédigé en partie à partir d'articles publiés ou soumis dans des journaux scientifiques. La structure de ce mémoire est représentée dans le schéma Fig. 1. L'organisation

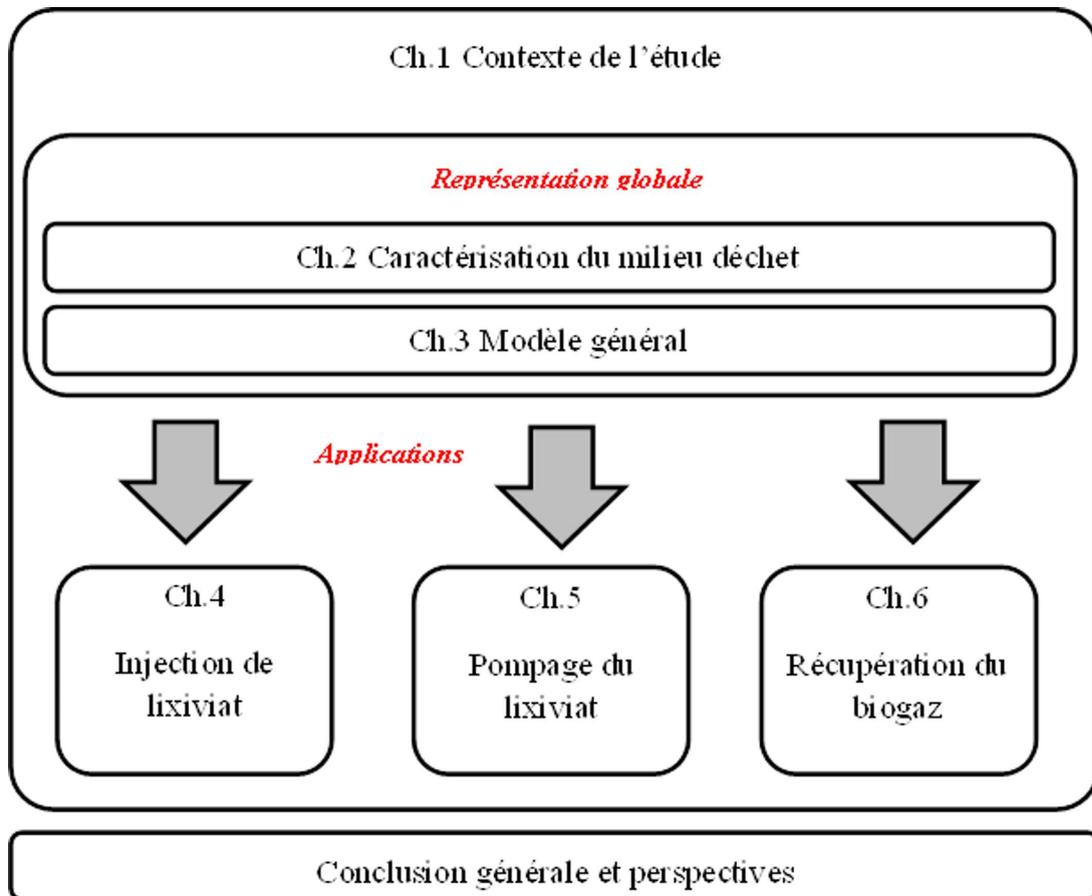


FIG. 1: Structure du manuscrit

de ce manuscrit s'articule selon six chapitres.

Le premier chapitre décrit le contexte de l'étude. En particulier, le contexte général de l'industrie des déchets en France est rappelé puis une description des Installations de Stockage des Déchets Non Dangereux ainsi que des innovations possibles de ces installations sont présentées.

Par la suite, la représentation générale des caractéristiques et des phénomènes des déchets est présentée sous deux chapitres. Le chapitre 2 décrit les paramètres et variables du milieu déchet qui seront particulièrement utilisés dans la suite du manuscrit. Dans ce chapitre, les paramètres et variables sont définis et une revue bibliographique de leurs valeurs est réalisée. Dans le chapitre 3, les différents phénomènes physiques mis en oeuvre dans le déchet sont décrits. De plus,

un modèle général des phénomènes de transfert de fluides ainsi que les courbes caractéristiques associées à ce modèle sont présentés. Par la suite, trois applications sont envisagées. Pour chaque application, les hypothèses liées au process envisagé ainsi que le modèle numérique découlant de ces hypothèses sont décrits. Dans le chapitre 4, l'injection de lixiviat est étudiée. Dans ce chapitre, un modèle d'écoulement préférentiel est évalué à plusieurs échelles d'étude. Le chapitre 5 a pour objet le pompage de lixiviat. Ce chapitre inclut une étude expérimentale et une étude numérique à l'échelle du site. Enfin, le chapitre 6 décrit l'étude de la récupération de biogaz. Il s'agit d'une étude numérique à l'échelle du site prenant en compte des effets couplés bio-hydro-mécaniques. Enfin, la conclusion générale résume les résultats principaux décrits dans ce manuscrit et présente les perspectives de cette étude.

1

Contexte de l'étude

1.1 Généralités

1.1.1 Production de déchets en France

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (Ademe) propose régulièrement des enquêtes sur la production et la gestion des déchets en France. D'après l'enquête réalisée en 2006 (Ademe, 2009), 868 millions de tonnes de déchets ont été produites cette année-là. La répartition de ces déchets selon les différents secteurs de production est donnée Fig. 1.1.

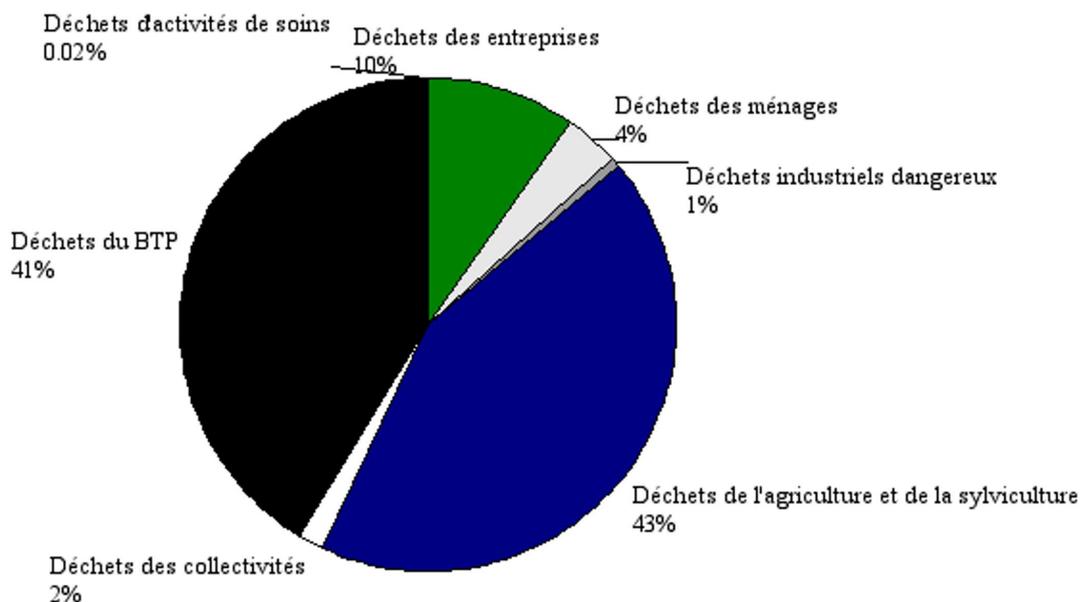


FIG. 1.1: Répartition des déchets en France par secteurs de production (Ademe, 2009)

Les déchets dans leur ensemble sont différenciés puis gérés selon plusieurs types. On peut noter en particulier les déchets dangereux, les déchets non dangereux et les déchets inertes. Dans ce manuscrit, seuls les déchets non dangereux sont étudiés et, par conséquent, lorsque le terme déchet sera par la suite utilisé il désignera les déchets non dangereux.

Selon les statistiques fournies par l'Ademe (Ademe, 2009) la production de déchets non dangereux en 2006 était de 354 kg produits par habitant et par an pour les ménages français. Les études fournies par l'Ademe tendent à démontrer une stabilisation de la production de déchets par les ménages depuis une dizaine d'années.

1.1.2 Les filières de gestion des déchets

Les filières de traitement des déchets ménagers sont multiples et se regroupent sous le même terme d'ITOM (Installation de Traitement des Ordures Ménagères). Une enquête ITOM sur les déchets issus de la collecte publique est régulièrement réalisée. L'enquête de 2008 (Ademe, 2010) montre une quantité de déchet entrants en ITOM de 47,11 millions de tonnes qui peuvent être réparties tel que décrit Fig. 1.2.

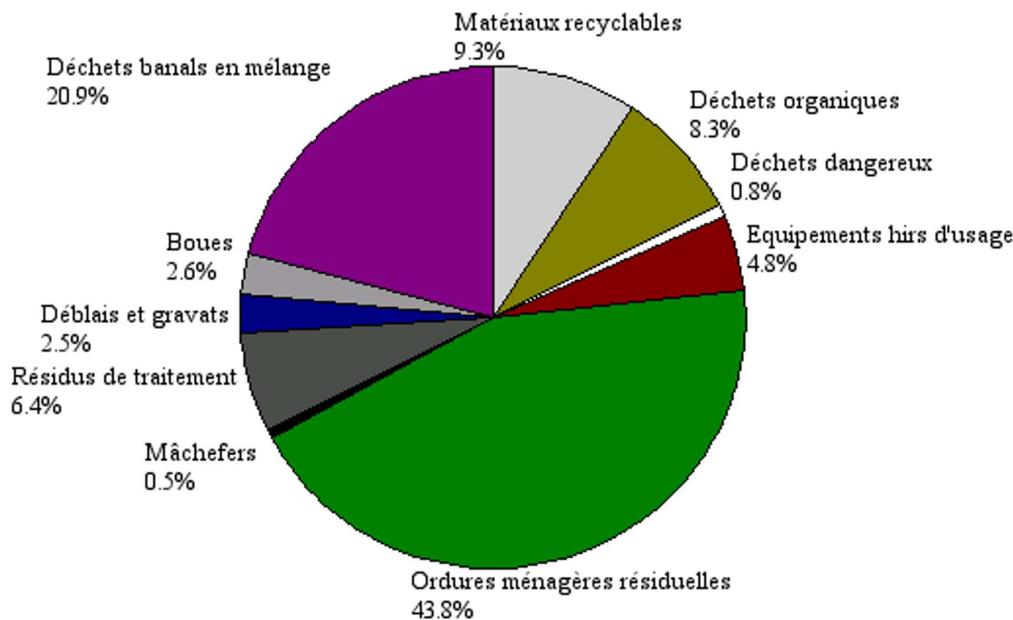


FIG. 1.2: Répartition des déchets entrant en ITOM (Ademe, 2010)

Ces déchets peuvent être traités selon 6 modes : le tri, le compostage, la méthanisation, l'incinération avec ou sans valorisation énergétique et le stockage en ISDND (Installation de Stockage des Déchets Non Dangereux). La répartition par tonnage entre ces modes de traitement est re-

présentée Fig. 1.3.

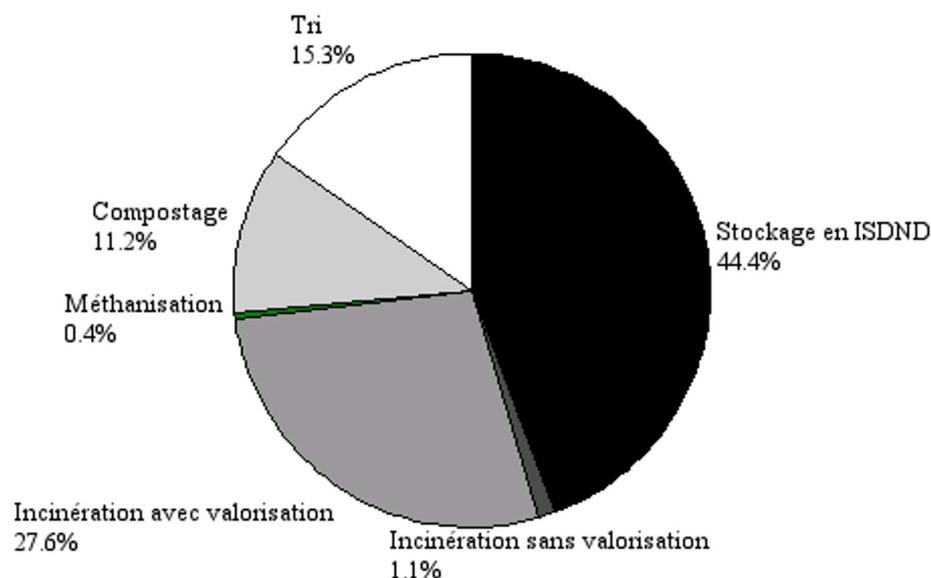


FIG. 1.3: Répartition par filière des déchets entrant en ITOM (Ademe, 2010)

On peut noter que le stockage en ISDND, étudié dans ce manuscrit, représente presque la moitié du traitement des déchets en France même si, comme noté dans l'enquête Ademe (2010), la part de stockage tend à diminuer au profit de l'incinération. Selon l'Ademe (2009), il existe en France 304 ISDND.

Le stockage des déchets est souvent considéré comme une méthode de traitement ultime, c'est à dire que cette méthode ne traiterait que les déchets ne pouvant être traités par les autres méthodes. Cependant, comme le démontre l'enquête ITOM (Ademe, 2010), une faible quantité de déchets entrant en ISDND représente les résidus ou refus des autres traitements (10,5% dont 17,1% de mâchefers ou résidus d'incinération, 67,1% de refus de tri, 12,6% de refus de compostage et 3,2% de refus et résidus de méthanisation), le reste des déchets entrants provenant directement de la collecte.

1.2 Le stockage en ISDND

1.2.1 Les enjeux du stockage des déchets

Les enjeux du stockage des déchets sont multiples. On peut noter en particulier :

- Les enjeux économiques : En terme de traitement, la filière stockage est la moins coûteuse

des filières de traitement. Elle nécessite cependant une gestion du site de stockage plus longue. Les sites de stockage modernes permettent par ailleurs une valorisation énergétique. L'enquête ITOM (Ademe, 2010), montre une production d'électricité de 454 GWh et une production d'énergie thermique de 129 GWh.

- Les enjeux environnementaux : Le stockage des déchets, dont une part est biodégradable implique nécessairement la génération d'effluents liquides et gazeux et par conséquent augmente le risque de pollution de l'environnement. Par conséquent, le stockage en ISDND doit nécessairement en tenir compte et tenter de minimiser les risques environnementaux.

Une méthode pour évaluer les performances environnementales des sites de stockage est l'utilisation des analyses des cycles de vie (Life-Cycle Assessment ou LCA). Un exemple d'utilisation d'analyse des cycles de vie a été réalisé par Manfredi and Christensen (2009). Dans cet article, Manfredi and Christensen (2009) comparent les performances de six sites de stockage gérés de manières différentes, comprenant des gestions en décharge ouverte (sans dispositif de contrôle et de traitement des effluents), des gestions conventionnelles et des gestions innovantes telles qu'elles le seront décrites par la suite. Ces analyses permettent de considérer, entre autres, l'effet de serre, l'enrichissement des nutriments, les effets sur l'ozone mais aussi des effets d'éco-toxicité et de toxicité humaine ainsi que l'impact sur la pollution des eaux souterraines.

1.2.2 Structure d'une ISDND

Une installation de stockage de déchets non dangereux (ISDND) vise à stocker et traiter in situ des déchets tout en limitant toute pollution de l'environnement. Elle comprend une zone, généralement partiellement excavée, où les déchets sont stockés, des éléments permettant d'isoler la zone de stockage de l'environnement extérieur ainsi que divers dispositifs de collecte et de traitement des effluents liquides et gazeux. A ces éléments s'ajoutent des dispositifs de suivi et de contrôle, notamment à l'entrée du site (contrôle des déchets entrants), mais aussi sur le site. Les déchets sont stockés dans des casiers (ou cellules de stockage) hydrauliquement indépendants les uns des autres. Ils sont eux-mêmes subdivisés en alvéoles par des digues visant à améliorer la gestion du phasage de remplissage.

1.2.3 La cellule de stockage

1.2.3.1 Structure d'une cellule

La structure d'une cellule de stockage est présentée Fig. 1.4.

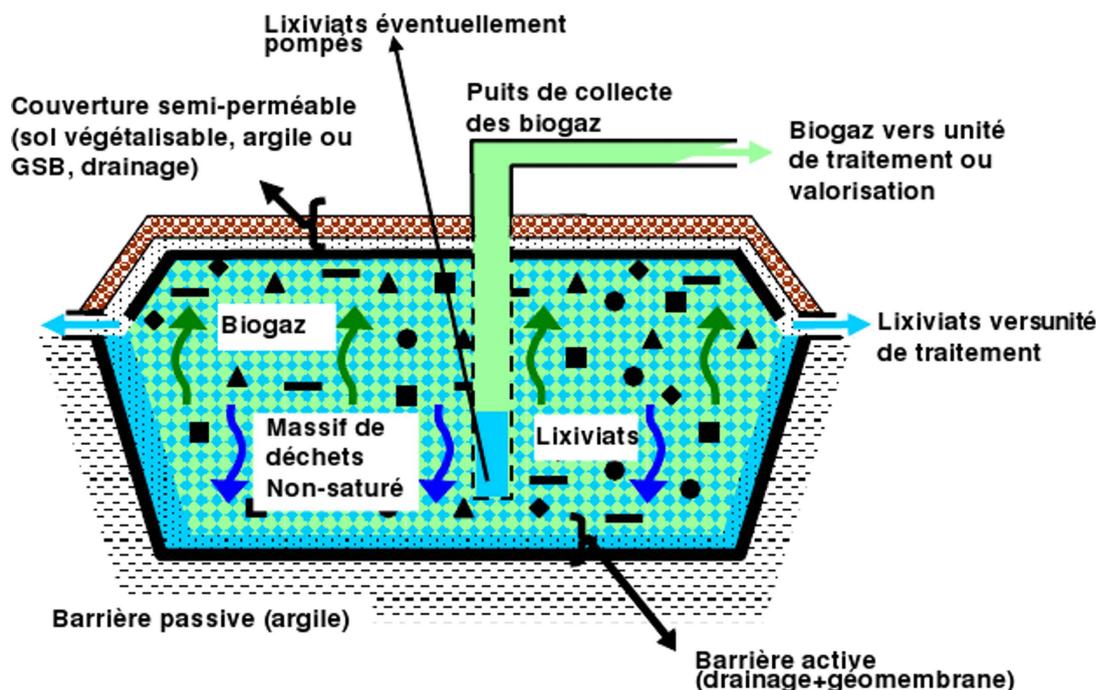


FIG. 1.4: Schéma d'une cellule de stockage d'ISDND (Stoltz, 2009)

Une cellule de stockage a une surface de 5000 m² environ pour une hauteur pouvant varier, en France, entre quelques mètres et 30 à 40 mètres (Olivier, 2003). Chaque cellule est équipée de barrières imperméables au fond et sur ses flancs ainsi que d'une couverture.

La partie dégradable des déchets est susceptible de produire des effluents gazeux qui peuvent être des gaz à effet de serre ou générer des problèmes d'odeur. Par ailleurs, du liquide potentiellement polluant pour l'environnement (nommé lixiviat) est amené à percoler à travers le massif de déchets. Par conséquent, un réseau de puits de récupération des effluents gazeux ainsi qu'un système de drainage des effluents liquides sont mis en place.

1.2.3.2 Etanchéité en fond et sur les flancs de la cellule

Pour limiter la contamination du sous-sol ainsi que des nappes phréatiques par les lixiviats et pour limiter l'infiltration d'eau souterraine dans le massif de déchet des dispositifs d'étanchéités sont installés en fond et sur les flancs de chaque cellule de stockage.

Le principe de ces dispositifs d'étanchéité est celui d'une double barrière (Ademe, 1999) :

- Une barrière de sécurité passive, assurant à long terme la prévention de la pollution des sols et des eaux, est constituée par une formation géologique de faible perméabilité, naturelle ou rapportée. Pour les déchets non dangereux, il s'agit d'une barrière naturelle de 1 m d'épaisseur environ avec une conductivité hydraulique à saturation $K_{\text{sat}} < 10^{-9}$ m/s, sous laquelle se trouve du sol avec une conductivité hydraulique à saturation $K_{\text{sat}} < 10^{-6}$ m/s au moins.
- Une barrière de sécurité active, assurant le drainage et la collecte des lixiviats. Elle est vise à assurer à la fois l'étanchéité et le drainage en associant des géosynthétiques (géomembrane, géotextile) et des matériaux naturels (couche drainante).

Concernant les barrières du fond et des flancs, des équivalences peuvent être acceptées, par exemple avec des matériaux plus imperméables sur une épaisseur plus faible. Ceci est notamment fait sur les flancs avec l'emploi de géosynthétiques bentonitiques (GSB). Cependant la diminution de l'épaisseur du dispositif d'étanchéité peut entraîner des risques liés à des défauts des matériaux et donc des problèmes de sécurité.

1.2.3.3 Couverture

Pour limiter les rejets d'effluents gazeux ainsi que l'infiltration d'air et des eaux de pluie une couverture est disposée au dessus du massif de déchet. Pendant le remplissage des cellules des couvertures temporaires, souvent composées de sols, sont posées de façon hebdomadaire voire journalière. Une fois la cellule remplie une couverture finale est installée. Pour celle-ci, une couche composite est préconisée (Ademe, 1999) :

- Une couche de drainage du biogaz directement au dessus des déchets.
- Une couche d'étanchéité d'épaisseur d'environ 1 m et de conductivité hydraulique à saturation telle que $K_{\text{sat}} < 10^{-6}$ m/s au moins, mais une valeur inférieure peut s'avérer nécessaire.
- Une couche de drainage des eaux pluviales directement au dessus de l'étanchéité, avec l'ajout d'un dispositif anti-poinçonnant le cas échéant.
- Une couche de terre végétale destinée à maximiser l'évapotranspiration (ce qui diminue le risque d'infiltration non contrôlée dans le massif de déchets) à stabiliser les pentes et à favoriser une insertion paysagère de l'installation.

La Fig. 1.5 permet de visualiser cette barrière type et de comparer les différents concepts de confinement en fonction de la nature des déchets et des conditions d'exploitation. On remarque

en particulier que dans les cas d'ISDD et d'ISDND bioréacteur, la couverture est rendue imperméable par l'installation d'une géomembrane entre la couche d'étanchéité et la couche de drainage supérieure. De plus, dans le cas de l'ISDD, il n'y a pas de couche de drainage directement au dessus des déchets. A noter que d'autres dispositions sont possibles, en fonction des équivalences

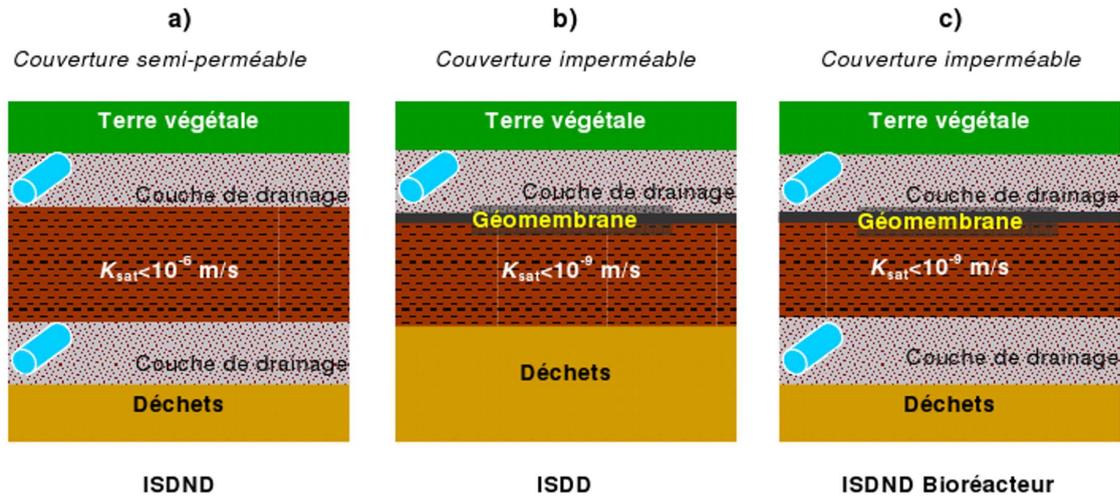


FIG. 1.5: Schéma de principe des couvertures pour différents modes de gestion : ISDND, ISDD (Installation de stockage des déchets dangereux) et ISDND bioréacteur (Staub, 2010)

d'étanchéité, notamment en utilisant des GSB.

1.2.3.4 Collecte et traitement des effluents

La collecte de lixiviats, du biogaz et des eaux pluviales s'effectue par des drains, généralement en polyéthylène haute densité (PEHD), intégrés aux dispositifs d'étanchéité, auxquels se rajoutent un réseau de puits de récupération horizontaux et/ou verticaux dans les déchets.

Les eaux pluviales sont, sauf contamination spécifique, renvoyées dans le milieu naturel après stockage et décantation éventuelle. Les effluents de l'ISDND subissent quant à eux des traitements spécifiques par des filières dédiées. L'ensemble des filières de traitement des effluents n'est pas nécessairement présente sur site, mais un traitement minimal y est toujours réalisé :

- Les lixiviats subissent en général au minimum un traitement in situ comprenant une évapo-concentration et un stockage dans une piscine de lixiviat. Par la suite, les lixiviats sont traités in situ ou ex situ par une filière complète de traitement similaire à celles utilisées pour les eaux usées.
- Le biogaz peut subir plusieurs types de traitement selon la disponibilité et/ou la viabilité des

traitements. On note en particulier le traitement le plus simple qu'est le brûlage en torchère mais aussi des dispositifs plus complexes de valorisation de type turbine à gaz.

1.2.4 Gestion d'une ISDND

Cinq phases peuvent être distinguées durant la vie d'une cellule de stockage d'ISDND.

- Phase 1 : phase d'exploitation au sens propre de la cellule de stockage durant laquelle celle-ci est ouverte et les déchets sont mis en place, durant une période d'environ 3 à 6 mois. Les déchets sont mis en place couche par couche puis compactés par de lourds engins compacteurs. Ces engins transmettent des contraintes non négligeables aux déchets ce qui permet d'en augmenter la densité.
- Phase 2 : Phase primaire de post-exploitation où une couverture temporaire est mise en place, pendant environ 2 ans, pour éviter l'endommagement de la couverture définitive du stockage en raison de forts tassements en phase 2, une couverture géosynthétique temporaire est généralement utilisée.
- Phase 3a : Phase secondaire de post-exploitation où une couverture finale, telle que décrite section 1.2.3 est mise en place et durant laquelle est réalisé un traitement des effluents et des mesures de contrôle systématiques.
- Phase 3b : Phase de suivi post-exploitation jusqu'à l'obtention de critères environnementaux écocompatibles (stabilisation bio-mécanique) jusqu'à environ 30 ans, durant laquelle un traitement au moins partiel des émissions est encore réalisé.
- Phase 4 : Phase de veille où un suivi ponctuel du site écocompatibles non contraignant et une réutilisation potentielle du site peuvent être envisagés.

Les travaux importants sur une cellule de stockage sont en principe réalisés durant la phase d'exploitation (Phase 1). Les phases de post-exploitation (Phases 2 et 3) sont des phases de suivi et de contrôle du site. Par ailleurs, ces 5 phases peuvent être aussi utilisées pour le site de stockage en entier. Cependant, un site pourra être considéré en phase d'exploitation quand bien même la majorité de ses cellules de stockage sont en phase de post-exploitation ce qui rend l'utilisation de ces terminologies plus difficiles à interpréter à l'échelle du site.

1.3 L'évolution des ISDND

Au début des ISDND et pour préserver l'environnement des pollutions par les effluents, principalement liquides, le stockage privilégié était celui de la décharge sèche. En effet, les étanchéités et couvertures n'étaient pas de suffisamment bonne qualité pour éviter les fuites d'effluents et par conséquent l'environnement a été pollué (Benson et al., 2007). Or, la décharge sèche, par définition, est opérée en condition sèche, c'est à dire défavorable à la biodégradation. En effet, l'humidité est un des facteurs bloquant principaux de la biodégradation (Reinhart and Townsend, 1998). Par conséquent, le déchet reste susceptible de contaminer l'environnement à long terme et ne peut atteindre des conditions éco-compatibles qu'après un temps long ce qui augmente les risques de fuites des barrières imperméables, par vieillissement par exemple.

Par conséquent, des solutions pour accélérer la biodégradation tout en assurant le confinement des déchets et donc la non contamination de l'environnement ont été recherchées.

1.3.1 La recirculation

La recirculation des lixiviats s'est développée depuis une quarantaine d'années aux Etats-Unis où de nombreux sites utilisent ce procédé. La recirculation est souvent réalisée dans le but de réduire les quantités de lixiviats à traiter, sans avoir pour but final une diffusion homogène des lixiviats pour favoriser la biodégradation.

Comme expliqué par Reinhart and Townsend (1998), l'humidité d'un déchet est un facteur primordial de sa biodégradation. Par conséquent, et grâce à l'amélioration des dispositifs d'étanchéité, l'une des solutions d'amélioration des ISDND vise à augmenter in situ l'humidité des déchets de manière contrôlée. Pour cela, une des méthodes envisagée est la recirculation des lixiviats. Des réseaux de puits horizontaux ou verticaux sont utilisés sur les massifs de déchets, déjà en place, pour réinjecter les lixiviats. Outre le fait d'humidifier le déchet, la recirculation de lixiviat permet aussi l'apport des nutriments et microorganismes présents dans le lixiviat. La Fig. 1.6 montre une représentation schématique d'une ISDND permettant la recirculation des lixiviats. On peut y voir le circuit de récupération du biogaz (en jaune) et le circuit de réinjection et de drainage du lixiviat (en bleu).

Les avantages de la recirculation sont multiples comme le notent Warith (2002) ou Benson et al. (2007) :

- Diminution importante du temps de post-exploitation des ISDND. Comme noté section 1.2.4,

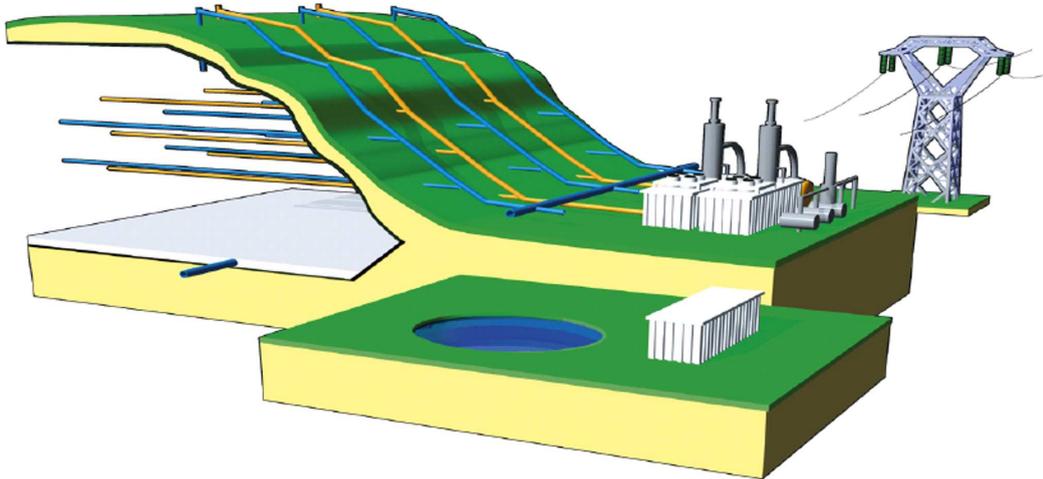


FIG. 1.6: Représentation schématique d'une ISDND permettant la recirculation des lixiviats (FNADE-Ademe, 2007)

le temps de post-exploitation d'une ISDND conventionnelle est de l'ordre de 30 ans, ce temps peut être réduit à quelques années pour une gestion dans des conditions d'humidité optimales (Warith, 2002). Par conséquent, cela limite les risques de contamination des sous-sols à long terme.

- Augmentation du taux de tassement (Morris et al., 2003; Swati and Joseph, 2008). Comme le tassement est plus rapide, de l'espace de stockage est libéré, permettant dès lors à un même site de stocker plus de déchet. Or, l'espace de stockage est un problème critique de la gestion des déchets, son augmentation sensible est donc primordiale. Warith (2002) note pour une ISDND recirculée aux Etats-Unis, une augmentation de l'espace de stockage de l'ordre de 25 %. Par ailleurs, le tassement étant plus rapide, cela évite le risque d'endommagement des couvertures à long-terme (Benson et al., 2007) et donc le risque de fuites importantes de gaz à effet de serre et d'infiltration incontrôlée d'air et d'eau de pluie.
- Augmentation du taux de production de biogaz (François et al., 2007). Cette augmentation du taux de production de biogaz permet de diminuer le temps de production de biogaz et par conséquent le temps durant lequel le système de collecte et de traitement du gaz est mis en oeuvre. Par ailleurs, l'augmentation du taux de production de biogaz améliore la viabilité de la valorisation du gaz en énergie électrique.
- Diminution des coûts de traitement du lixiviat. En effet, le lixiviat étant réutilisé pour la recirculation la quantité de liquide à traiter est diminuée. Par ailleurs certains auteurs notent une

amélioration de la qualité des lixiviats même si certains composants polluants tendent à augmenter (François et al., 2007; Morris et al., 2003).

L'un des intérêts de cette technique est son coût modéré. La valorisation du biogaz peut améliorer la rentabilité des installations. En effet, le coût d'exploitation d'une ISDND utilisant la recirculation des lixiviats n'est pas significativement différent de celui d'une ISDND conventionnelle sur le long terme.

Les inconvénients majeurs d'une augmentation substantielle de l'humidité d'un massif de déchet sont les problèmes de stabilité mécaniques (Koerner and Soong, 2000) ainsi que les risques accrus de colmatage des systèmes de drainage des lixiviats.

La recirculation est une solution d'optimisation de la gestion en ISDND. Cependant, comme le note Warith (2002), la quantité de lixiviat disponible sur site est généralement insuffisante pour permettre une humidification optimale du massif de déchet. Par conséquent, une méthode optimisée de la recirculation de lixiviat appelée bioréacteur est développée, en particulier aux Etats-Unis.

1.3.2 Le bioréacteur

Warith (2002) définit l'ISDND bioréacteur comme une ISDND utilisant des processus microbiologiques avancés dans le but de dégrader les composés organiques des déchets en 5 à 8 ans jusqu'à l'obtention de la stabilisation de ces déchets. Cette stabilisation correspond à l'obtention de valeurs éco-compatibles pour les paramètres critiques d'un point de vue environnemental d'une ISDND (taux d'émission et composition du biogaz ainsi que composition des lixiviats). Cela correspond à une gestion in situ adaptée pouvant mettre en oeuvre différents procédés.

La technique principale et la plus importante est l'humidification du massif de déchet. Par conséquent, une ISDND recirculée comme décrite précédemment est la forme la plus simple de bioréacteur. Cependant, comme indiqué section 1.3.1, la quantité de lixiviat disponible sur site est en général insuffisante pour humidifier de façon optimale le massif déchet. Dès lors, d'autres liquides ou semi-liquides non toxiques et non dangereux (tels que de l'eau, du lixiviat ou de l'eau enrichis en nutriments ou des boues) peuvent être utilisés selon les réglementations en vigueur (Warith, 2002).

D'autres procédés comme le broyage, le contrôle de la température ou du pH ainsi que d'autres formes de prétraitements (tels que l'ajout de nutriments) font aussi partie intégrante de la gestion

en mode bioréacteur (Warith, 2002).

Par ailleurs, la gestion d'une ISDND bioréacteur implique nécessairement une attention particulière aux systèmes d'étanchéité et de couverture ainsi qu'aux procédures opérationnelles de manière à optimiser l'efficacité du site.

Les avantages et les inconvénients d'une ISDND bioréacteur sont similaires à ceux d'une ISDND recirculée mais avec des taux d'évolution (stabilisation, tassement, génération de biogaz) plus importants.

Berge et al. (2009) évaluent par ailleurs l'impact économique d'une ISDND bioréacteur par rapport à une ISDND conventionnelle. Cette étude prend en compte les coûts de construction, de gestion, la durée de post-exploitation ainsi les coûts de traitement des effluents. Il résulte de cette étude qu'une ISDND bioréacteur (37 \$/tonne) est moins coûteuse qu'une ISDND conventionnelle (46 \$/tonne). Cependant, une ISDND conventionnelle adaptée pour fonctionner en ISDND bioréacteur (50 \$/tonne) est plus coûteuse que si cette ISDND n'avait pas été transformée.

1.3.3 Autres évolutions

D'autres techniques d'innovations du stockage des déchets existent. On peut noter par exemple les techniques de prétraitement mécano-biologique (MBT) fortement développées en Allemagne et en Autriche (Munnich et al., 2006). Cette méthode consiste à traiter de manière mécanique (tri granulométrique et broyage) et/ou biologique (stabilisation anaérobie ou aérobie) le déchet avant enfouissement de manière à stabiliser le déchet en ayant diminué sa masse et son volume ainsi que sa teneur en carbone organique biodégradable. La durée du prétraitement peut aller jusqu'à plusieurs mois (Lornage et al., 2007).

La méthode MBT peut permettre de dégrader efficacement la matière organique biodégradable jusqu'à 90 % (Munnich et al., 2006; Lornage et al., 2007). Ceci a pour conséquence de n'enfouir qu'un déchet quasiment inerte, qui va donc peu évoluer dans le temps, limitant les tassements ainsi que les rejets d'effluents et donc les risques de contamination dû au déchet une fois enfoui. Par ailleurs, la stabilisation biologique faite dans la méthode MBT peut permettre la production de combustibles de substitution (RDF - refused derived fuel).

Une autre méthode est la technique dite d'aérobisation (Ritzkowski et al., 2006). Cette technique consiste à injecter de l'air dans le massif de déchet. L'injection d'air dans le massif de déchet permet une dégradation accélérée ainsi que la dégradation d'éléments difficilement biodégradables

de manière anaérobie (Ritzkowski et al., 2006). Cette technique est envisagée en général pour stabiliser une ISDND avant la fermeture du site dans le cas où la biodégradation anaérobie ne l'aurait permis (Ritzkowski et al., 2006). L'aérobisation peut être aussi utilisée pour empêcher les émissions de méthane dans des sites devant être excavés. Par ailleurs, l'aérobisation permet une réduction importante de l'émission de gaz à effet de serre (Ritzkowski et al., 2006).

1.4 Conclusion

Les conditions opératoires d'une ISDND mettent en jeu de nombreux écoulements fluides. La quantité de liquide et sa localisation dans le massif de déchet est un élément clé de la biodégradation. Par ailleurs, la gestion des effluents d'une ISDND est un enjeu environnemental et sanitaire important.

Les méthodes d'exploitation récentes réclament un contrôle de plus en plus fin de ces fluides. Par conséquent, il semble particulièrement critique d'étudier en détail les phénomènes de transferts de liquide et de gaz dans ces installations.

Caractérisation du milieu déchet

Avant toute modélisation, il est nécessaire de bien caractériser le milieu étudié. Cependant, le déchet est un milieu complexe et il n'existe dans la littérature que relativement peu de données. De manière générale, les méthodes de caractérisation des sols sont utilisées pour le déchet. Le déchet ayant des propriétés et un comportement différents d'un sol ces méthodes doivent être adaptées. Cependant, il n'existe pas de méthodes de mesure standard ce qui rend les paramètres décrits dans la littérature plus délicats à utiliser. En effet, il faut porter une attention particulière à la définition et à la méthode d'obtention d'une valeur afin de l'utiliser à bon escient.

On notera que certaines caractéristiques, par exemple les caractéristiques biochimiques, ne sont pas mentionnées dans ce manuscrit. En effet, seuls les paramètres intervenant dans les modélisations utilisées ultérieurement sont décrits.

2.1 Un milieu poreux

Le matériau déchet peut être représenté comme un milieu poreux triphasique (solide S, liquide L et gaz G, Fig. 2.1). Pour caractériser un milieu poreux il faut non seulement connaître les variables et paramètres représentatifs de chaque phase mais aussi les interactions entre phases et leur impact sur les variables et paramètres globaux. Un milieu poreux triphasique classique est le sol. Par conséquent, les modèles, les variables et les paramètres caractéristiques utilisés pour décrire le déchet sont les mêmes que ceux définis dans les sols. Par ailleurs, les paramètres caractéristiques des déchets sont souvent comparés à ceux des sols.



FIG. 2.1: Description du déchet comme milieu poreux triphasique

2.1.1 La phase solide

Les éléments constitutifs du déchet sont de nature, de taille et de forme très différentes. Certains éléments sont déformables sous compression mécanique (putrescibles, cartons, etc.) et d'autres quasiment indéformables (bois, verre, métaux, etc.). De plus, la fraction organique biodégradable va être transformée au cours du temps. La composition de la phase solide évolue ainsi par ces phénomènes de biodégradation.

2.1.1.1 Composition

La composition initiale des déchets dépend de plusieurs facteurs environnementaux, réglementaires et / ou de gestion (Table 2.1).

Les méthodes de description de la matrice solide d'un déchet sont multiples. En France, la méthodologie MODECOM (Méthode DE Caractérisation des Ordures Ménagères, Ademe (1993)) est utilisée. Cette caractérisation répartit un échantillon de 500 kg de déchet humide en trois fractions granulométriques (éléments grossiers > 100 mm, éléments moyens entre 20 et 100 mm et éléments fins < 20 mm) puis classe les éléments de taille supérieure à 20 mm en 12 catégories (Table 2.2). Les éléments de taille inférieure à 20 mm sont comptabilisés dans la catégorie «éléments fins».

La composition moyenne des déchets en France est donnée Table 2.3.

TAB. 2.1: Facteurs influençant la composition des déchets

Type	Facteurs
Environnement	<ul style="list-style-type: none"> • Provenance des déchets (type d'habitat, degré de développement...) • Saison • Habitudes de consommation
Réglementaire	<ul style="list-style-type: none"> • Réglementations locales ou nationales sur les types de déchets admis en ISDND
Gestion	<ul style="list-style-type: none"> • Gestion locale des déchets (collectes sélectives...) • Prétraitement avant mise en stockage

La composition d'un déchet permet d'avoir des indications sur le comportement de celui-ci. En particulier, elle permet de connaître les proportions suivantes :

- La proportion d'éléments fortement déformables (putrescibles, cartons,...) et celle d'éléments très peu déformables voire rigides (verre, métaux,...) qui sont indicatifs du comportement mécanique initial sous compression
- La proportion de matière dégradable (putrescibles, combustibles, ...) qui est indicative de l'impact possible de la biodégradation (production de biogaz, comportement mécanique à long terme). La matière dégradable est souvent classifiée en trois niveaux : matière fortement dégradable, matière moyennement dégradable et matière faiblement dégradable. Le déchet type français contient une forte proportion de matériaux dégradables, un peu plus d'un tiers de la masse sèche.
- La proportion de «nappes» plastiques. Les éléments plastiques sont des éléments perturbateurs de l'écoulement qui en particulier pourraient être une cause d'hétérogénéité voire isolent certaines régions.

2.1.1.2 Granulométrie

La connaissance de la taille et de la forme des éléments du déchet est essentielle pour comprendre la structure de la matrice solide et le comportement de celle-ci. Les éléments composant un déchet sont de tailles et formes fortement variables. Les éléments peuvent être d'une taille

TAB. 2.2: Classification MODECOM™ de l'Ademe

Numéro de catégorie	Catégorie	Sous-catégorie
1	Putrescibles	-
2	Papiers	Journaux Magazines Papiers d'emballage Autres papiers
3	Cartons	-
4	Composites	-
5	Textiles	Emballages en textiles Autres textiles
6	Textiles sanitaires	-
7	Plastiques	Films polyoléfinés Bouteilles / Flacons polyoléfinés Bouteilles / Emballages PVC Autres emballages PVC Autres déchets PVC Emballages PET Emballages polystyrène Autres déchets polystyrène Autres déchets plastiques
8	Combustibles non classés	Emballages combustibles Autres combustibles
9	Verre	Emballages en verre vert Emballages en verre blanc Emballages en verre brun Autres déchets en verre
10	Métaux	Métaux ferreux d'emballages Autres métaux ferreux Emballages en aluminium Autres déchets en aluminium
11	Incombustibles non classés	-
12	Déchets ménagers spéciaux	-
13	Eléments fins (< 20 mm)	-

TAB. 2.3: Composition moyenne d'un déchet français

Catégorie	MODECOM™2007
Putrescibles	32,2 % _{MH}
Papiers	14,5 % _{MH}
Cartons	7,0 % _{MH}
Composites	2,0 % _{MH}
Textiles	2,2 % _{MH}
Textiles sanitaires	8,2 % _{MH}
Plastiques	11,2 % _{MH}
Combustibles non classés	2,3 % _{MH}
Verres	11,0 % _{MH}
Métaux	3,0 % _{MH}
Incombustibles non classés	0,0 % _{MH}
Déchets ménagers spéciaux	1,0 % _{MH}
Éléments fins (< 20 mm)	5,4 % _{MH}

similaire à celle de sols mais aussi beaucoup imposants (matelas, ...). La présence de très gros éléments intensifie l'hétérogénéité du milieu et pose la question de la taille d'un élément représentatif. Cependant, il est envisageable de considérer ces éléments comme des perturbations stochastiques de caractéristiques moyennes. Un exemple de granulométrie simple réalisée sur un déchet américain par Reddy et al. (2009) est donné Fig. 2.2. Par ailleurs, certaines méthodes de prétraitement (tri, broyage ...) permettent d'améliorer l'homogénéité du matériau. Pour le même déchet que celui présenté Fig. 2.2, une granulométrie a été réalisée après broyage. On y observe une augmentation des éléments fins. La granulométrie, comme la composition, varie avec le temps vers une plus grande proportion d'éléments fins (Fig. 2.3).

La forme des éléments est elle aussi variable. En particulier, certains composants (papiers, cartons, plastiques, ...) ont une forme en général aplatie. Cette forme, conjuguée au remplissage couche par couche d'une cellule d'ISDND tend à générer une stratification du massif de déchet. Cette stratification est une origine possible de l'anisotropie du milieu (Stoltz, 2009).

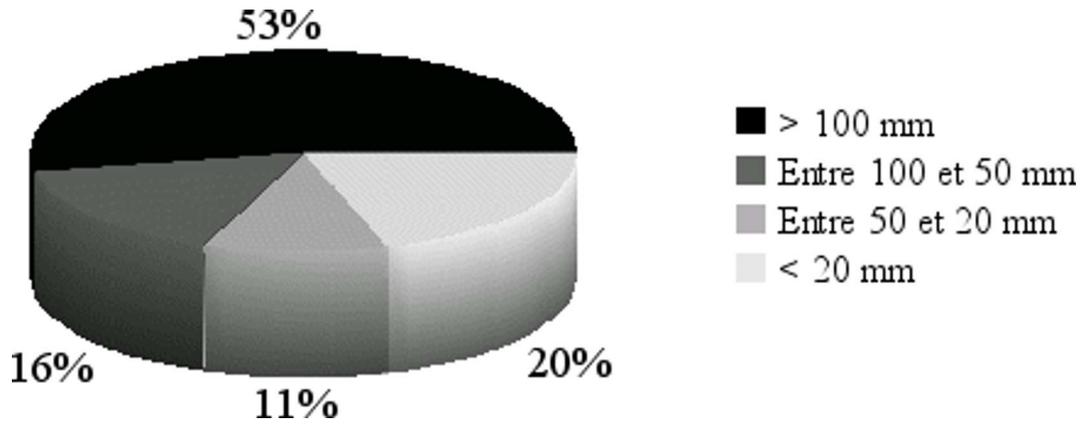


FIG. 2.2: Exemple d'une granulométrie grossière (Reddy et al., 2009)

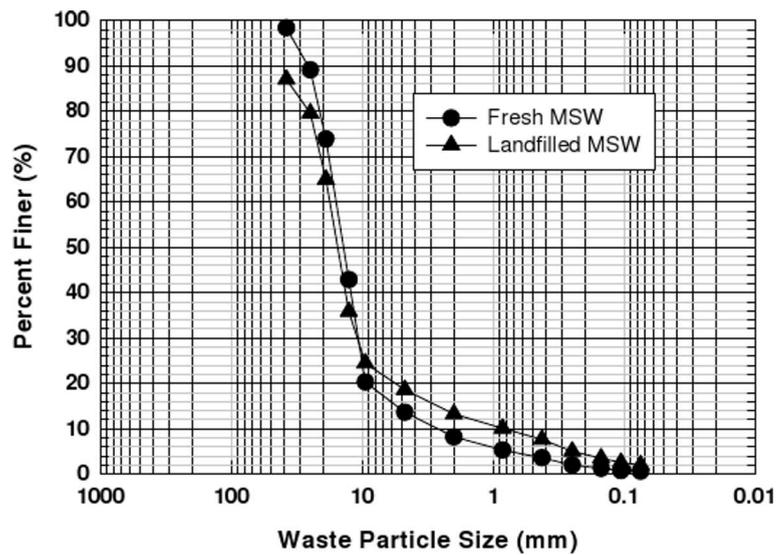


FIG. 2.3: Exemple d'une granulométrie après broyage (Reddy et al., 2009)

2.1.1.3 Masse volumique solide

La masse volumique solide, parfois appelée masse volumique constitutive, notée ρ_s , est une donnée intrinsèque de la matrice solide à un instant donné. Elle correspond à la masse volumique de l'ensemble des éléments solides de la matrice. Cependant, le lien entre la masse volumique solide de l'ensemble des éléments et les différentes masses volumiques solides de chaque élément n'est pas évident. La relation théorique entre ces masses volumiques est la suivante :

$$\frac{1}{\rho_s} = \sum_i \frac{f_i}{\rho_{si}} \quad (2.1)$$

f_i correspond à la fraction de masse sèche du constituant i et $\sum_i f_i = 1$.

Stoltz (2009) a proposé des valeurs de masses volumiques constitutives par composants à partir de données de Beaven and Powrie (1995) et Landva and Clark (1990) (Table 2.4). Cependant,

TAB. 2.4: Masses volumiques constitutives par composant

Catégorie	Masse volumique constitutive (kg.m ⁻³)
Papiers / cartons	2000
Plastiques	1000
Textiles	430
Putrescibles	1250
Métaux	6000
Verres	2900
Combustibles	1250
Incombustibles	2600
Éléments fins (< 20 mm)	1250

comme expliqué précédemment, la détermination de la composition reste assez grossière, il est donc difficile d'attribuer des masses volumiques solides à chaque composant, en particulier pour des composants mal connus comme les éléments fins. Tous ces calculs et estimations induisent de fortes incertitudes, il est donc intéressant de calculer une masse volumique solide de l'ensemble du matériau plus directement.

Il existe peu de valeurs de masse volumique solide dans la littérature, et en général, l'obtention de ces valeurs n'est pas expliquée. Cependant, Stoltz (2009), a fait des calculs de masse volu-

mique solide à partir de données expérimentales. Il a obtenu des valeurs de l'ordre de 1490 - 1690 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$. Un calcul de la masse volumique solide par la méthode des constituants présentée précédemment a été réalisé (Stoltz, 2009) et donne une valeur 15% plus faible que la valeur globale expérimentale. On peut remarquer qu'une forte teneur en plastique et en matériaux dégradables amène une valeur de masse volumique plus faible.

Il est à noter que si la masse volumique solide est un paramètre indépendant de l'état d'humidité ou de contraintes du matériau, il dépend du temps. En effet, avec la biodégradation, la composition du déchet change, les matériaux dégradables sont transformés, et par conséquent la masse volumique solide est modifiée. Comme expliqué par Landva and Clark (1990), les matériaux dégradables étant en général légers, la masse volumique solide a tendance à augmenter avec le temps.

2.1.2 La phase liquide

2.1.2.1 Composition

La phase liquide est en partie initialement présente dans les particules mais est aussi issue d'apports extérieurs (précipitations, infiltration d'eau souterraine, injection). La phase liquide d'un déchet est généralement appelée lixiviat. Elle est composée en très grande majorité d'eau (> 90 %) et contient en quantité variable les éléments suivants (Pohland and Kim, 1999) :

- Des substances organiques dissoutes, quantifiées notamment par la demande organique en oxygène (DCO)
- Des macro-composés inorganiques composés d'ions majeurs
- Des métaux lourds (zinc, plomb, cadmium...)
- Des composés organiques de type hydrocarbures, pesticides ...
- Des microorganismes

La composition d'un lixiviat varie en fonction de l'état de biodégradation du déchet. En effet, certains composants sont consommés ou générés par la matrice solide lors de la biodégradation.

2.1.2.2 Masse volumique du lixiviat

Une des caractéristiques d'un liquide est sa masse volumique (ρ_L en $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$). Vignerot (2005) mesure des masses volumiques de lixiviat comprises entre 1013 et 1016 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$. En général la

masse volumique du lixiviat est considérée égale à celle de l'eau ce qui constitue un écart de l'ordre de 1 % avec les mesures de Vigneron (2005). La variation de la masse volumique du lixiviat avec la biodégradation est, a priori, faible. Ce paramètre est cependant dépendant de la température (Weast, 1981). Cette dépendance peut être représentée par une fonction polynomiale (Eq. 2.2).

$$\rho_L = 10^3 + 6,8 \times 10^{-2} T(^{\circ}\text{C}) - 10^{-2} T(^{\circ}\text{C})^2 + 10^{-4} T(^{\circ}\text{C})^3 - 1,1 \times 10^{-6} T(^{\circ}\text{C})^4 + 6,5 \times 10^{-9} T(^{\circ}\text{C})^5 \quad (2.2)$$

2.1.2.3 Viscosité dynamique du lixiviat

La viscosité dynamique (μ_L en Pa.s) est un paramètre caractéristique d'un liquide. Comme la masse volumique liquide, en général la valeur de l'eau ($\mu_{eau} = 1,003 \times 10^{-3}$ Pa.s à 20 °C) est considérée. Des valeurs expérimentales ont été mesurées (Fig. 2.4) et démontrent que cette hypothèse est valide (Staub, 2010).

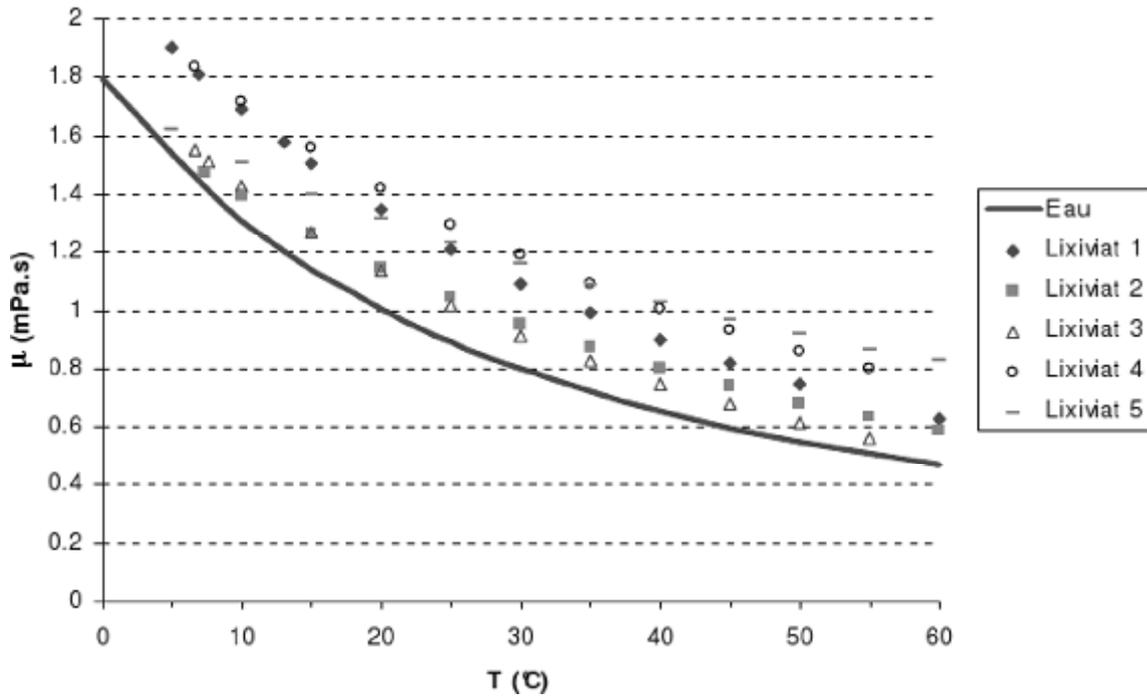


FIG. 2.4: Mesures de viscosité dynamique du lixiviat (Staub, 2010)

Par ailleurs, les différents essais ont été faits avec des lixiviats d'âge différents, ce qui tend à démontrer un relativement faible impact de la biodégradation. On peut observer de plus l'évolution de la viscosité dynamique avec la température (Weast, 1981). Cette dépendance peut être

représentée par la relation suivante (Eq. 2.3) :

$$\log\left(\frac{\mu}{\mu_{20^{\circ}\text{C}}}\right) = \frac{1,3(20 - T(^{\circ}\text{C})) - 1,0 \times 10^{-3}(T(^{\circ}\text{C}) - 20)^2}{T(^{\circ}\text{C}) + 105} \quad (2.3)$$

2.1.3 La phase gazeuse

2.1.3.1 Composition

La phase gazeuse du déchet, appelée biogaz, est dans un premier temps composée d'air lors de la mise en place du déchet, en particulier dans les premiers mètres sous la surface. Par la suite, cette phase est modifiée et contient des gaz produits par la biodégradation. Dans ces travaux, l'aspect compositionnel des transferts de biogaz n'est pas abordé, on s'en tiendra donc à une description simplifiée de la composition du biogaz.

La composition du biogaz évolue dans le temps en fonction des étapes de la biodégradation (Fig. 2.5). Les étapes de la biodégradation, seront décrites de manière plus détaillée section 2.3. Le

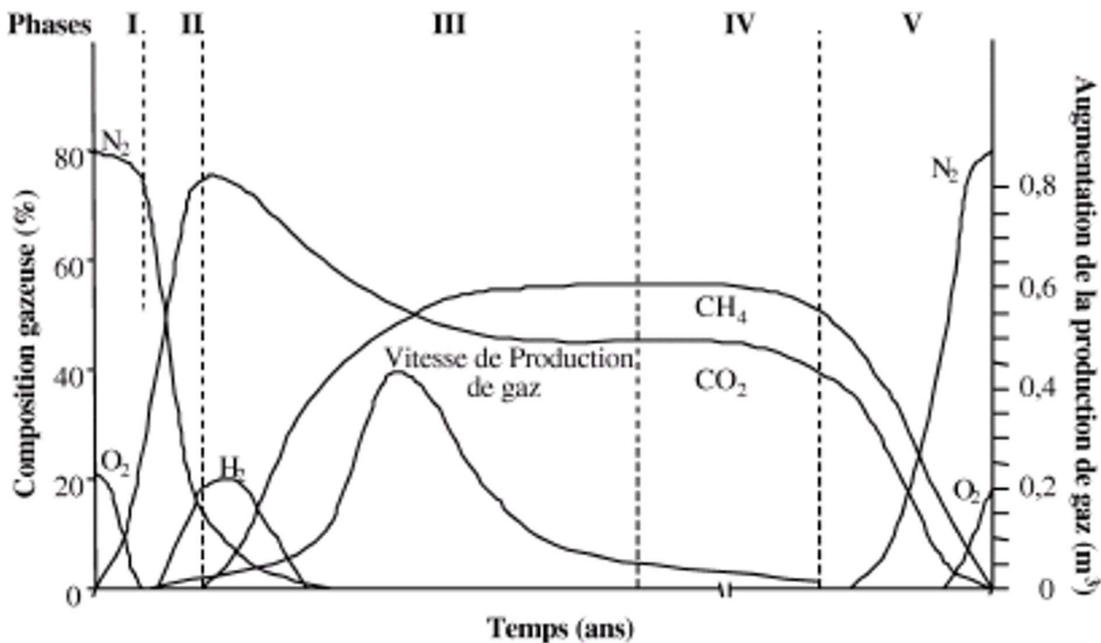


FIG. 2.5: Evolution de la composition du biogaz dans le temps (Farquhar and Rovers, 1973)

biogaz est composé majoritairement des espèces suivantes :

- L'oxygène O₂ et l'azote N₂ de l'air présents principalement lors des phases I et II de la biodégradation qui diminuent ensuite en proportion de par la génération de gaz lors de la biodégradation

- Le dioxyde de carbone CO_2 présent dans les phases II à IV
- Le méthane CH_4 généré lors des phases III et IV de la biodégradation
- Le dihydrogène H_2 présent lors des phases II et III

Lors de la phase III des acides gras volatils (AGV) sont aussi produits. Le biogaz contient d'autres molécules sous forme de traces au caractère plus ou moins polluant, comme le H_2S (hydrogène sulfureux), le NH_3 (ammoniac), le N_2O (protoxyde d'azote), des COV (Composés Organiques Volatils) ainsi que des composés toxiques de type BTEX (Benzène, Toluène, Etylbenzène, Xylène).

2.1.3.2 Masse volumique du biogaz

En fonction de la composition du biogaz et donc des différentes étapes de la biodégradation, la masse volumique va évoluer au cours du temps.

Le biogaz est en général considéré comme un gaz parfait. La loi des gaz parfaits appliquée au mélange permet d'obtenir la masse volumique du biogaz en fonction de la température, de la pression et des fractions molaires (Eq. 2.4).

$$\rho_G = \frac{P_G \mathcal{M}_G}{RT} \quad (2.4)$$

Avec, \mathcal{M}_G ($\text{kg}\cdot\text{mol}^{-1}$) la masse molaire du mélange, R ($8,314 \text{ J}\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1}$) la constante des gaz parfaits, T (K) la température et P_G (Pa) la pression de gaz.

2.1.3.3 Viscosité dynamique du biogaz

Comme la masse volumique, la viscosité dynamique du biogaz dépend de la composition de la phase gazeuse, donc du temps, et de la température. Pour un mélange à 40°C de 50% de dioxyde de carbone et 50% méthane (en fraction molaire), la viscosité dynamique μ_G (Pa.s) moyenne est d'environ $1,4 \times 10^{-6}$ Pa.s (Townsend et al., 2005).

2.1.4 Porosités

La porosité totale ε_T ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-3}$) correspond au volume des vides sur le volume total de milieu poreux. Cette variable indique la fraction de volume disponible aux fluides. Selon les types de

représentations cette porosité totale peut être découpée de plusieurs manières (Fig. 2.6)

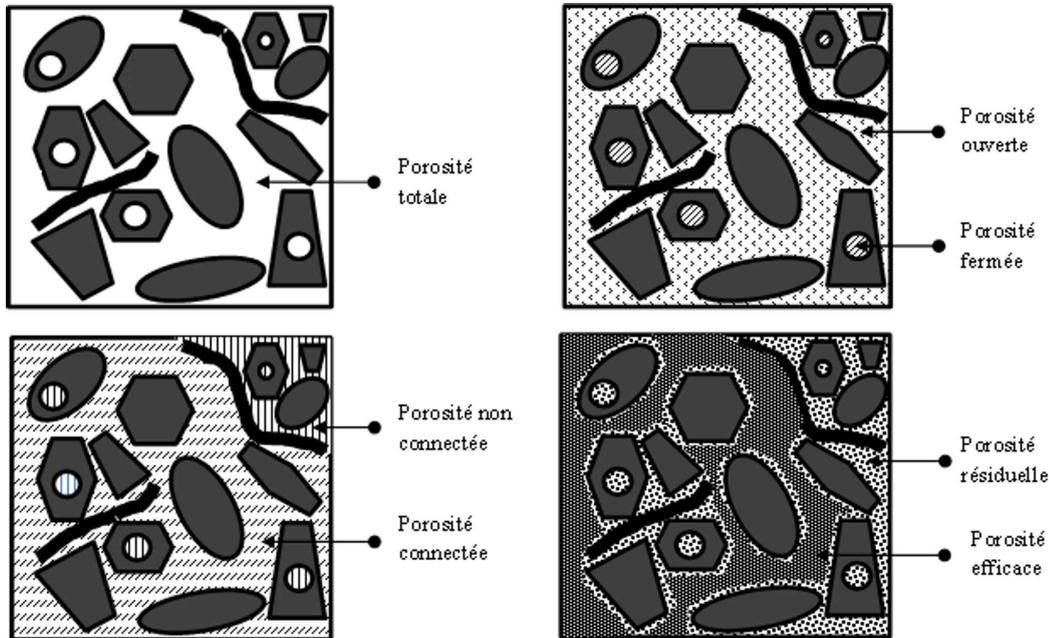


FIG. 2.6: Différentes définitions de la porosité

- Porosité fermée et porosité ouverte

La porosité fermée correspond aux vides intrinsèques à certains matériaux ou intra-composant, en particulier les matériaux organiques. Sa complémentaire, la porosité ouverte correspond donc aux vides inter-composants. La valeur de la porosité fermée dépend a priori de la composition du déchet, de la porosité et de la compressibilité de chaque composant.

- Porosité connectée et porosité non connectée

Les notions de porosité connectée et non connectée sont importantes du point de vue des transferts de fluides. En effet, si le fluide contenu dans la porosité fermée est immobile, il est probable que la présence importante de matériaux imperméables (plastiques..) isole certaines zones du milieu et ne permette donc pas d'écoulement. Ceci correspond à la porosité non connectée. Elle est particulièrement dépendante de la structure de la matrice solide. Sa complémentaire est la porosité connectée. L'ensemble des mouvements de fluides ont lieu dans la porosité connectée. Les valeurs de porosité connectée et non connectée sont fonction de la composition du matériau et de sa granulométrie, de la méthode de remplissage et de l'historique du déchet. De plus, lors de la biodégradation, la structure solide est modifiée. Par conséquent, il est probable que les valeurs de porosité connectée et non connectée soient modifiées.

- Porosité de drainage et porosité résiduelle

La porosité de drainage (parfois appelée porosité efficace) permet d'évaluer la quantité de liquide pouvant être libérée par drainage gravitaire. Sa complémentaire inclut les pores déconnectés hydrauliquement mais aussi les pores de petite taille qui retiennent l'eau par capillarité. La porosité de drainage est mesurable expérimentalement (Table 2.5). On peut remarquer que les valeurs expérimentales sont très variables. De telles variations peuvent être en partie expliquées par une variation des conditions de contraintes.

TAB. 2.5: Valeurs de porosité de drainage

Référence	Porosité de drainage (%)	Compression
Beaven and Powrie (1995)	1,5 - 13	Entre 40 kPa et 600 kPa
Hudson et al. (2004)	1 - 18	Entre 40 kPa et 180 kPa
Staub (2010)	5 - 25	Faible compression

La porosité résiduelle peut être assimilée à la capacité au champ. La capacité au champ est en effet définie comme la teneur en liquide à l'équilibre en conditions drainées. Diverses considérations sur la capacité au champ seront données section 3.3.1. Cependant, considérer le complémentaire de la porosité de drainage comme la capacité au champ implique une saturation complète de la porosité avant les mesures expérimentales. Plusieurs valeurs de capacité au champ sont présentées Table 2.6. Les données de capacités au champ sont plutôt cohérentes autour d'une valeur de 45% environ. Par ailleurs, Jang et al. (2002) et Zornberg et al. (1999) ont fait des études de capacité au champ en fonction des conditions de contraintes. Si les résultats de Jang et al. (2002) démontrent une diminution de la capacité au champ avec une augmentation de la contrainte, Zornberg et al. (1999) ne montrent quant à eux aucune tendance particulière.

TAB. 2.6: Valeurs de capacité au champ (en $\text{m}^3.\text{m}^{-3}$)

Référence	Capacité au champ ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$)
Warith (2002)	0,45
Bendz et al. (1997)	0,40
Jang et al. (2002)	0,28 - 0,45
Zornberg et al. (1999)	0,47 - 0,53

Expérimentalement, on peut noter trois types de mesures directes de la porosité totale dans la littérature. En général, la méthode utilisée consiste en une saturation à l'eau. Cependant, comme

le note Stoltz (2009), cette méthode ne permet pas nécessairement une saturation complète du déchet que ce soit à cause de zones déconnectées ou d'éléments hydrophobes.

Stoltz (2009) a comparé la méthode de mesure classique par saturation à l'eau avec deux autres méthodes de mesure de la porosité totale :

- La méthode par pycnométrie au gaz
- La méthode par saturation à l'eau avec contre-pression

Ces deux protocoles (Stoltz et al., 2010a) donnent des résultats similaires entre eux mais supérieurs d'environ 10 à 20 % à ceux de la méthode traditionnelle. Différentes valeurs de porosité totale sont fournies Table 2.7.

TAB. 2.7: Valeurs de porosité

Référence	Valeur ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$)	Commentaires
Zornberg et al. (1999)	0,49 - 0,62	Saturation à l'eau
Jang et al. (2002)	0,29 - 0,52	Saturation à l'eau - Degré de compaction de 80 à 120 %
Hudson et al. (2004)	0,46 - 0,56	Saturation à l'eau - Compression de 40 à 180 kPa
Olivier and Gourc (2007)	0,48 - 0,51	Saturation à l'eau - Compression de 0 à 140 kPa
Stoltz (2009)	0,61 - 0,76	Pycnométrie au gaz - Compression de 0 à 140 kPa
Stoltz (2009)	0,77	Saturation à l'eau avec contre-pression

La porosité totale dépend du temps de part le fluage mécanique et la biodégradation ainsi que de la structure du déchet (composition, granulométrie, mise en place...).

2.1.5 Teneurs en liquide et en gaz

2.1.5.1 Définitions de la teneur en liquide

Il existe différentes définitions de la teneur en liquide :

- La teneur en liquide gravimétrique par rapport à la masse humide ($\text{kg} \cdot \text{kg}_{\text{MH}}^{-1}$) :

$$w_{\text{MH}} = \frac{M_{\text{L}}}{M_{\text{T}}} \quad (2.5)$$

Cette teneur en liquide est souvent citée dans l'étude des déchets, en particulier lorsque l'aspect biochimie est étudié.

- La teneur en liquide gravimétrique par rapport à la masse sèche ($\text{kg.kg}_{\text{MS}}^{-1}$) :

$$w_{\text{MS}} = \frac{M_{\text{L}}}{M_{\text{S}}} \quad (2.6)$$

Cette teneur en liquide est la définition classique de mécanique des sols.

- La teneur en liquide volumétrique ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$) :

$$\theta_{\text{L}} = \frac{V_{\text{L}}}{V_{\text{T}}} \quad (2.7)$$

Cette valeur est celle utilisée en modélisation des transferts de fluide. Elle est reliée à la teneur en liquide gravimétrique par la relation suivante :

$$\theta_{\text{L}} = w_{\text{MH}} \frac{\rho_{\text{h}}}{\rho_{\text{L}}} \quad (2.8)$$

Avec ρ_{h} (kg.m^{-3}) la masse volumique humide définie comme suit :

$$\rho_{\text{h}} = \frac{M_{\text{T}}}{V_{\text{T}}} \quad (2.9)$$

La saturation en liquide est une variable indiquant le taux de remplissage des pores disponibles par le liquide et est définie de la manière suivante :

$$S_{\text{L}} = \theta_{\text{L}}/\varepsilon_{\text{T}} \quad (2.10)$$

La teneur en liquide est une variable fortement dépendante de la nature du déchet et de sa localisation à l'intérieur d'une cellule de stockage. Il s'agit d'une variable primordiale de l'étude du comportement d'une ISDND. En effet, la teneur en liquide serait l'un des facteurs les plus limitants de la biodégradation et en l'absence d'eau, la biodégradation peut même être inhibée

(Kjeldsen et al., 2002). A l'inverse, l'excès d'eau peut être également néfaste pour la stabilité mécanique d'une cellule de stockage (Khire and Mukherjee, 2007). Plusieurs propositions d'une teneur en liquide optimale existent (Table 2.8). Cependant, il est important de noter que les

TAB. 2.8: Valeurs de teneur en liquide optimale (en kg.kg_{MH}^{-1})

Référence	Teneur en liquide optimale (kg.kg_{MH}^{-1})
Farquhar and Rovers (1997)	0,60 - 0,80
Reinhart and Townsend (1998)	0,40 - 0,70

études sur la teneur en liquide optimale se concentrent sur l'aspect biodégradation et par conséquent qu'il faudrait avoir de telles valeurs en tout point de la cellule de stockage pour avoir une biodégradation optimale. On notera que, la capacité au champ, quantité maximale de liquide pouvant être contenue dans un massif de déchet soumis à un drainage gravitaire (Table 2.6), est une valeur globale, négligeant souvent les variations de teneur en liquide. Il faut donc être particulièrement attentif lors de la comparaison de ces deux données. On peut cependant noter que la capacité au champ est généralement inférieure à la teneur en liquide optimale. Par conséquent, la majorité du volume d'une cellule de stockage sera donc naturellement à une teneur en liquide inférieure à la teneur en liquide optimale dans des conditions d'équilibre capillaro-gravitaire. La teneur en liquide à la mise en place, ou teneur en liquide naturelle, est elle-même variable (Table 2.9). Elle dépend en effet de la composition du déchet mais aussi de l'environnement. De plus, lors

TAB. 2.9: Valeurs de teneur en liquide naturelle (en kg.kg_{MH}^{-1})

Référence	Teneur en liquide naturelle (kg.kg_{MH}^{-1})
Beaven and Powrie (1995)	0,40 - 0,51
Wang et al. (2006)	0,51
Olivier (2003)	0,37
Warith (2002)	0,13
McBean et al. (2007)	0,20 - 0,40
Gawande et al. (2003)	0,39
Zornberg et al. (1999)	0,10 - 0,40

de la vie d'une installation, d'autres facteurs vont ajouter à la variabilité de la teneur en liquide. Ces facteurs sont les changements de structure dus aux effets mécaniques et à la biodégradation,

les différents apports ou pertes de fluides (précipitations, fuites, injections, drainage...) voire la génération de biogaz. Par conséquent, mesurer la teneur en liquide est critique.

2.1.5.2 Mesures de la teneur en liquide

Il existe différentes méthodes de mesure de la teneur en liquide (Imhoff et al., 2007; Staub, 2010). Ces méthodes diffèrent selon leur application. Certaines donnent des valeurs précises mais ne permettent pas de connaître la distribution à large échelle. D'autres, au contraire, donnent des indications spatialisées de teneur en liquide sans pouvoir fournir de valeurs précises. Enfin, des études récentes ont montrées que le suivi des variations de teneur en liquide était plus facile à obtenir que des mesures absolues (Staub, 2010; Clement et al., 2010). Un résumé des différentes méthodes est fourni Table 2.10.

Méthode gravimétrique :

La méthode gravimétrique est la seule méthode de mesure directe de la teneur en liquide. Il s'agit par ailleurs de la méthode la plus simple et la plus précise. Cette méthode consiste à extraire par forage une masse de déchet. La quantité de déchet prélevé est critique pour l'interprétation de la mesure. En effet, les volumes de déchet prélevés peuvent aller de quelques litres à quelques m³. Plus la masse prélevée est grande, plus l'erreur de mesure est importante mais la valeur est plus représentative d'une valeur moyenne. Quand la masse prélevée est faible, la valeur est très précise mais ne donne qu'une teneur en liquide à un point donné.

Le déchet prélevé est ensuite séché. Les procédures de séchage sont multiples. Staub (2010) suggère, après l'étude de diverses procédures de séchage, un séchage à 80°C durant 2 à 3 jours pour un volume de quelques litres et disposés dans l'étuve de manière peu compacte. Cette méthode permet un séchage efficace du déchet en évitant les risques de combustion.

L'erreur de mesure principalement envisagée pour cette méthode est le risque de volatilisation de certains composés. Par ailleurs, il s'agit d'une méthode destructive. Enfin, le coût des forages est élevé ce qui est un frein à l'utilisation de cette méthode de manière systématique dans la gestion des ISDND.

Sondes résistives et TDR/TDT :

Les sondes résistives sont des sondes composées d'un milieu poreux connu par lesquelles est appliqué un courant. Ce courant permet de déterminer la résistance électrique du milieu proche de la sonde, qui peut être corrélée à la teneur en liquide.

Tab. 2.10: Méthodes de mesures de la teneur en liquide

Référence	Méthode expérimentale	Paramètre mesuré	Méthode d'obtention de la teneur en eau
-	Gravimétrique	Teneur en eau gravimétrique	Directe
Gawande et al. (2003)	Sondes résistives	Résistance (impédance) électrique	Calibration
Staub et al. (2010)	Time Domain Reflectometry / Transmissivity (TDR/TDT)	Temps de propagation d'une onde électromagnétique	Calibration
Capelo and De Castro (2007); Staub (2010)	Sonde à neutrons	Neutrons thermalisés	Calibration
Ettala et al. (2003)	Fibres optiques	Température	Calibration
Han et al. (2006)	Partitioning (PGTT)	Gas Tracer Technique	Temps de latence Calibration
Glerin et al. (2004); Grellier et al. (2006); Clement et al. (2010)	Electric Resistivity Tomography (ERT)	Potentiel électrique	Calibration

Les sondes TDR/TDT permettent de mesurer les propriétés diélectriques du milieu proche de la sonde. Ces méthodes se basent sur la forte différence entre les propriétés électriques et diélectriques du milieu et celles de l'eau.

Les méthodes par sondes résistives et TDR/TDT bien que se basant sur des principes de fonctionnement différents ont des avantages et inconvénients similaires. Ces techniques ont l'avantage d'être peu onéreuses et automatisables. Elles nécessitent cependant l'implantation des sondes et ont un faible volume de mesure (atteignant une distance de l'ordre d'une dizaine de cm autour de la sonde) et ne permettent donc d'obtenir qu'une valeur locale.

Fibres optiques :

La méthode par fibre optique consiste en l'envoi d'un pulse laser dans la fibre. De par ce pulse laser, les atomes de silice sont excités. Une analyse du spectre dû à cette excitation permet d'obtenir une valeur absolue de la température le long de la fibre. Les méthodes par fibres optiques sont généralement utilisées pour les suivis de front d'humidité. Cette mesure permet, selon la longueur de la fibre, d'accéder à un large volume de mesure. Elle pose cependant des problèmes liés à l'inversion des données. Cette méthode est aussi influencée par les flux de gaz.

PGTT :

Les méthodes PGTT impliquent l'injection de deux gaz traceurs, l'un inerte et l'autre interagissant avec l'eau. La composition du biogaz est ensuite analysée par chromatographie et le temps de latence entre l'arrivée des deux gaz à un puits de récupération est évalué. Ce temps de latence est alors une mesure de la part d'espace poral occupé par le liquide. En effet, la séparation des traceurs dans le temps est liée à la teneur en liquide de par le choix des gaz utilisés. La température mais aussi les composés solubles ont un effet sur les résultats de cette méthode. Par ailleurs, Imhoff et al. (2007) note que cette méthode a tendance à sous-estimer les fortes valeurs de teneur en liquide. Les volumes de mesures liées aux méthodes par injection de gaz traceurs sont liées à la distance entre les puits d'injection et de récupération des gaz. Par ailleurs, plus cette distance est grande, plus le temps de mesure par PGTT est important.

Sondes à neutrons :

Pour l'utilisation de la sonde à neutrons, on soumet le milieu à un flux de neutrons rapides. Certains neutrons sont thermalisés (perte d'énergie) par les atomes d'hydrogène de l'eau et rétrodiffusés vers la sonde émettrice. Les neutrons sont alors comptés et discriminés. Le taux de neutrons thermalisés est ensuite corrélé à la teneur en liquide. La sonde à neutrons est mobile dans un tube mis en place dans le massif de déchet et permet donc de suivre la teneur en liquide

sur la hauteur du massif. Par conséquent, il est possible d'avoir accès à un profil de teneur en liquide.

ERT :

L'ERT consiste en la mesure de la distribution de potentiel dû à l'application d'un courant électrique dans le milieu étudié. Pour cela, une série d'électrodes est implantée au contact du milieu. Une structure géométrique de la réponse du milieu (coupe 2D, ligne d'électrodes ou représentation 3D) est alors générée à partir de l'interprétation des données brutes obtenues et permet d'obtenir la distribution de résistivité du milieu. La résistivité électrique est dépendante de plusieurs propriétés du milieu telles que la porosité, la force ionique du lixiviat, la température et la teneur en liquide. Les variations de résistivité lors, par exemple, d'une expérience d'injection, donnent par conséquent des indications sur l'évolution de la teneur en liquide dans le déchet à l'aide de corrélations. Ces dernières sont en général obtenues en laboratoire, or, l'ERT est particulièrement utile sur site. En effet, l'ERT permet l'accès à un large de volume de mesure (pouvant couvrir la surface d'une cellule de stockage, pour une profondeur de plusieurs mètres) et est faiblement intrusive. La validité de corrélations obtenues en laboratoire pour une expérience sur site est une des questions soulevée par cette technique. Il semble difficile de déduire des valeurs absolues de teneur en liquide à partir de cette méthode, cependant, elle semble particulièrement utile pour l'observation de variations de teneur en liquide importantes (comme lors d'une expérience d'injection) à grande échelle.

2.1.5.3 Teneur en gaz

La teneur en gaz est plus généralement appelée porosité au gaz. Elle est définie par l'Eq. 2.11.

$$\theta_G = \frac{V_G}{V_T} = \varepsilon_T - \theta_L \quad (2.11)$$

De manière analogue à la saturation en liquide la saturation en gaz est définie comme suit :

$$S_G = \theta_G / \varepsilon_T \quad (2.12)$$

Comme indiqué section 2.1.4, la méthode de pycnométrie au gaz décrite par Stoltz et al. (2010a) permet la mesure de la porosité au gaz.

2.1.6 Masses volumiques du milieu poreux

- Masse volumique humide (ou totale)

La masse volumique humide (ρ_h en $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$, définie Eq. 2.9) est une variable importante pour faire différents calculs de la stabilité mécanique de l'installation de stockage. Par ailleurs, c'est une variable plus accessible que la masse volumique solide. La masse volumique humide dépend du site (composition du déchet, méthode de remplissage et de compaction, âge du déchet) mais est aussi fortement variable à l'intérieur de l'installation. Ainsi que précisé par Fassett et al. (1994), il est conseillé d'indiquer l'âge du déchet, la profondeur à laquelle il a été prélevé, sa composition ainsi que la méthode de mesure avec la valeur de la masse volumique humide. Dixon et al. (2005) proposent une revue bibliographique sur différentes caractéristiques mécaniques des déchets dont la masse volumique humide. Ils présentent en outre les différentes méthodes expérimentales utilisées dans la littérature (Table 2.11).

TAB. 2.11: Méthodes de mesure de la masse volumique humide d'après Dixon et al. (2005)

Location	Method of measurement	References
Field	• Large-scale replacement density measurements from waste surface	Gotteland et al. (2002)
	• Replacement density measurement in boreholes	Kavazanjian et al. (1995)
	• Gamma ray logging of boreholes	-
	• Direct measurement of vertical stresses within waste body	Gourc et al. (2001)
	• Calculation from landfill volume and weight of waste materials	-
Laboratory	• Measurement of large-size samples	Powrie and Beaven (1999)
	• Measurement of small-size samples	-
	• Measurement of individual component weights and percentages present in sample	-

Différentes valeurs de masse volumique humide sont présentées Table 2.12. Etant donné qu'il n'existe pas de standardisation de la mesure de masse volumique, les informations recommandées par Fassett et al. (1994) ne sont pas nécessairement indiquées dans la littérature. On peut

noter une grande variété des valeurs de masse volumique humide allant de 300 à 1500 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$. Cette forte variation est due en partie à la variété des conditions d'humidité, de contraintes et d'âge étudiées.

TAB. 2.12: Valeurs de masses volumique humide dans la littérature

Référence	Masse volumique humide ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)	Type de déchet
Oweis and Khera (1990)	490 - 1100	Déchet en place
Arigala et al. (1995)	800	Déchet en place
Beaven and Powrie (1995)	320 - 750	Déchet frais
Beaven and Powrie (1995)	950 - 1360	Déchet frais (sous compression >300kPa)
Zornberg et al. (1999)	1000 - 1500	Déchet en place (8 et 50 m)
Gourc et al. (2001)	700	Déchet en place (surface)
Olivier (2003)	600 - 1300	Déchet en place
Jain et al. (2005)	700	Déchet en place (22 m)
Wang et al. (2006)	680 - 730	Déchet frais compacté
Olivier and Gourc (2007)	1030	Déchet frais
Zhan et al. (2008)	300 - 1200	Déchet en place

Lors de la biodégradation, la masse totale, comme le volume total de matière diminuent. Comme le notent Dixon et al. (2005), la masse volumique humide a tendance à diminuer avec la biodégradation et donc avec le temps.

- Masse volumique sèche

La masse volumique sèche ρ_d ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$, définie Eq. 2.13) contrairement à la masse volumique humide ne dépend pas de l'état d'humidité du matériau.

$$\rho_d = \frac{M_s}{V_T} \quad (2.13)$$

Dans un état et un temps donné la relation entre les deux masses volumiques est la suivante :

$$\rho_h = \rho_d(1 + w_{MS}) \quad (2.14)$$

Par ailleurs, la masse volumique sèche et la porosité totale (section 2.1.4) sont liées à la masse volumique solide (section 2.1.1) selon :

$$\rho_s = \frac{\rho_d}{1 - \varepsilon_T} \quad (2.15)$$

2.2 Un milieu déformable

Le déchet est un matériau déformable. Une conséquence observable de cette déformation est le tassement. Sur site, les tassements totaux peuvent atteindre de 25% à 50% de la hauteur initiale du massif (Wall and Zeiss, 1995). L'intérêt de la compréhension et de l'étude des tassements ainsi que relevé par Olivier (2003) sont les suivants :

- Intérêt environnemental et sécuritaire : Impact sur la pose et la pérennité des couvertures, efficacité du captage de biogaz, stabilité des talus ...
- Intérêt économique : Prévission de la capacité de stockage d'une installation et optimisation de la durée d'exploitation

Par ailleurs, la compréhension des tassements à long terme est primordiale pour la post-exploitation d'un site. En effet, la stabilité biomécanique d'une installation est nécessaire pour une réutilisation.

Plusieurs facteurs peuvent influencer la valeur maximale de tassement mais aussi la dynamique de tassement. Ces facteurs sont, entre autres, le type de déchet , sa teneur en liquide et en matières organiques, la masse volumique humide, la compressibilité, l'état de dégradation et la gestion de l'ISDND (prétraitement, remplissage, compactage, humidification...) (Elagroudy, 2008).

Le tassement d'une couche de déchet peut se décrire en plusieurs phases (Fig. 2.7). L'approche traditionnellement utilisée se fait en trois phases :

- Le tassement instantané ou initial
- Le tassement primaire d'une durée de 1 à 3 mois
- Le tassement secondaire qui se situe majoritairement pendant la phase de post-exploitation de l'ISDND mais se prolonge sous la forme de tassement secondaire résiduel, beaucoup plus faible jusqu'à un siècle après la mise en place

Cependant, on considère en général seulement deux phases, en regroupant les phases de tassement instantané et de tassement primaire.

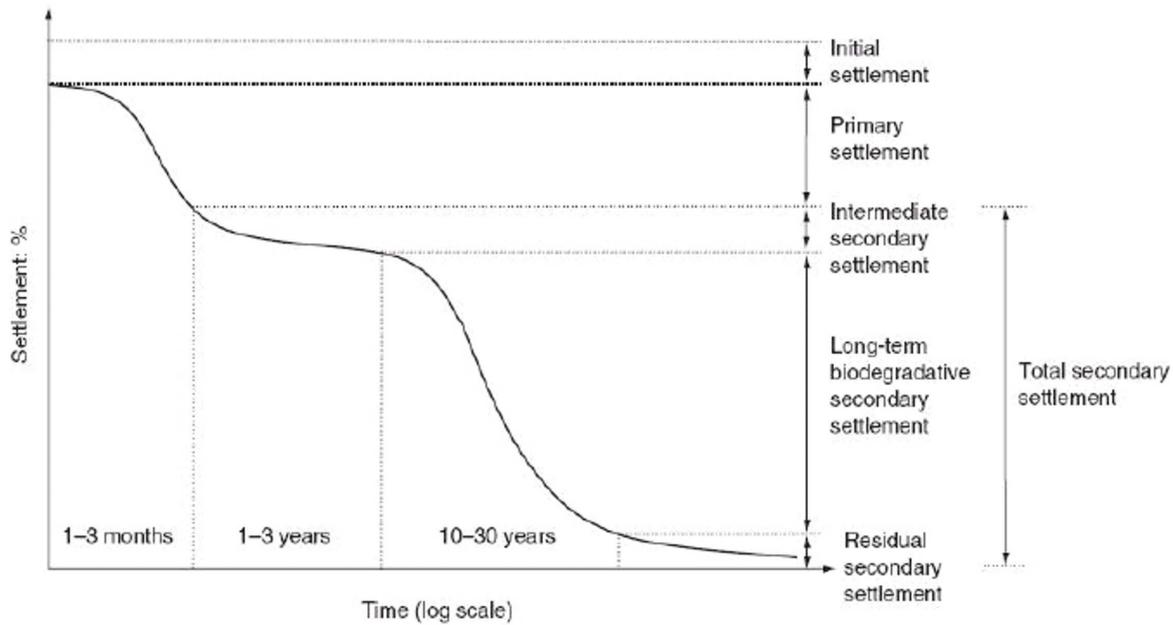


FIG. 2.7: Les phases du tassement d'une couche de déchet (Grisolia et al., 1995)

2.2.1 Le tassement primaire

Les tassements instantané et primaire sont d'origine purement mécanique. Le tassement instantané correspond à la réponse rapide du déchet à son poids ou à une surcharge appliquée (remplissage, compactage, construction sur le site). La contrainte appliquée conduit au réarrangement des particules par glissements et rotations. Par ailleurs, suivant son humidité et son état de contrainte le déchet peut réessuyer une partie de liquide.

Le tassement primaire est traditionnellement décrit par la loi de Terzaghi :

$$\frac{\Delta V}{V_0} = C_R^* \log\left(\frac{\sigma'}{\sigma'_c}\right) \quad (2.16)$$

ΔV (m^3) est la variation de volume due au tassement par rapport au volume total initial (V_0 en m^3), σ' (kPa) est la contrainte effective en bas du domaine étudié, σ'_c (kPa) est la contrainte de préconsolidation et C_R^* (-) est le coefficient de compression primaire.

La contrainte de préconsolidation peut être estimée par l'effet du compactage entre 20 kPa et 40 kPa (Olivier, 2003). La contrainte de préconsolidation lors d'expériences en laboratoire est plus faible, de l'ordre de 10 kPa (Staub, 2010). Des valeurs de C_R^* sont résumées Table 2.13.

Comme expliqué précédemment, le tassement primaire s'explique par une diminution de l'espace

TAB. 2.13: Valeurs du coefficient de compression primaire (-) dans la littérature

Référence	Coefficient de compression primaire
Wall and Zeiss (1995)	0,21 - 0,25
Olivier (2003)	0,19 - 0,24
Stoltz (2009)	0,25 - 0,37
Staub (2010)	0,30 - 0,35

poral dédié au gaz, au réessuyage près. Par conséquent, il est possible de dériver l'évolution de certaines variables physiques en fonction de ce tassement. Les indices 0 correspondent aux valeurs initiales.

- Evolution de la porosité totale

$$\varepsilon_T = \frac{\varepsilon_{T0} - \Delta V/V_0}{1 - \Delta V/V_0} \quad (2.17)$$

- Evolution de la teneur en liquide volumétrique

$$\theta_L = \frac{\theta_{L0}}{1 - \Delta V/V_0} \quad (2.18)$$

- Evolution de la masse volumique humide

$$\rho_h = \frac{\rho_{h0}}{1 - \Delta V/V_0} \quad (2.19)$$

Par conséquent, les masses volumiques humide et sèche augmentent avec le tassement, contrairement à la porosité qui diminue. En considérant que le déchet ne réessuye pas d'eau et que le volume total diminue, la teneur en liquide volumétrique augmente avec le tassement. Par conséquent, la teneur en gaz diminue avec le tassement.

2.2.2 Le tassement secondaire

Le tassement secondaire est dû à deux processus. Tout d'abord ce tassement a une composante mécanique de fluage. De manière analogue aux sols, le fluage mécanique correspond, lors d'un chargement à contrainte constante, à des modifications de la structure à l'échelle microscopique (des glissements, rapprochements, effondrements se produisent au sein même des éléments

et entre eux) ce qui entraîne une déformation prolongée dans le temps. Le fluage mécanique est souvent associé à une fatigue du matériau ou un écoulement dans le temps.

L'autre composante du tassement secondaire est biochimique. En effet, les processus de biodégradation conduisent à une perte de masse solide. Par ailleurs, comme noté section 2.1.1, la biodégradation change la composition du déchet et sa granulométrie. Ceci provoque de nouvelles réorganisations des particules solides.

Il existe plusieurs types de modélisation du tassement secondaire.

La modélisation la plus classique (Sowers, 1973) est une approche globale. Le tassement secondaire est alors décrit par une loi analogue à la loi de Buisman :

$$\frac{\Delta V}{V_0} = C_{\alpha\epsilon} \log\left(\frac{t}{t_1}\right) \quad (2.20)$$

Avec $C_{\alpha\epsilon}$ (-) le coefficient de compression secondaire et t_1 le temps correspondant à la fin de la consolidation primaire.

Une autre modélisation (Gourc et al., 2010) consiste à décorréliser le tassement d'origine mécanique et le tassement d'origine biochimique. Dans cette modélisation, le tassement d'origine mécanique est décrit par une loi de type Buisman (Eq. 2.20), le tassement d'origine biochimique est lui décrit par une loi exponentielle (Gourc et al., 2010).

Olivier (2003) relève des valeurs de $C_{\alpha\epsilon}$ de l'ordre 0,01 à 0,21.

Le tassement secondaire est donc provoqué par une modification de volume des pores, de masse et de volume solide. Par conséquent, il n'est pas envisageable d'obtenir l'évolution des variables physiques simplement en fonction du tassement comme cela est possible avec le tassement primaire. Il faudrait connaître la perte de masse et de volume solide.

2.3 Un matériau évolutif

La biodégradation désigne la transformation au cours du temps de la matière organique dégradable par des micro-organismes.

Classiquement, la biodégradation d'un déchet est composée de quatre (Reinhart and Townsend, 1998) ou cinq phases (Olivier and Gourc, 2007). La composition du biogaz en fonction de ces cinq phases est donnée Fig 2.5.

- Phase aérobie (I) : Initialement, le déchet est à l'air libre. L'oxygène présent est consommé par

les micro-organismes aérobies qui oxydent la matière organique en générant principalement du CO_2 et de l' H_2O . Par ailleurs, cette phase est fortement exotherme. L'oxygène est rapidement consommé et sans apport d'air la durée de cette phase est diminuée. Cependant cette phase n'est présente que dans les premiers décimètres sous la surface. Cette phase est parfois appelée «hydrolyse aérobie».

- Acidogénèse (II) : Cette phase, anaérobie, entraîne une production d'hydrogène, d'ammoniac, de CO_2 et d'acides gras volatils (AGV)
- Acétogénèse (III) : Cette phase est parfois appelée «phase acide». Lors de l'acétogénèse les AGV sont transformés. Cette phase intermédiaire permet d'éviter l'acidification du milieu qui inhiberait la biodégradation.
- Méthanogénèse (IV) : Cette phase a la caractéristique d'être plus longue et plus stable que les précédentes. Elle est la plus généralement étudiée. En effet, c'est lors de cette phase qu'est majoritairement produit le méthane. Du dioxyde de carbone est aussi généré. Le biogaz est alors composé d'environ 50 à 60 % de CO_2 pour 40 à 50 % de méthane.
- Régression (V) : Cette phase est aussi appelée phase de stabilisation ou maturation. Elle est marquée par la fin de la biodégradation et par conséquent la production de biogaz chute.

La durée estimée de ces phases est fournie Table 2.14.

Une des conséquences de la biodégradation est la génération de biogaz. De manière générale,

TAB. 2.14: Estimation de la durée des phases de dégradation

Phase	Durée estimée
I	environ 1 semaine
II	entre 1 et 6 mois
III	entre 3 mois et 3 ans
IV	entre 8 et 40 ans
V	entre 1 et 40 ans

lors de la modélisation de la production de biogaz, la méthanogénèse est la phase principalement étudiée. En effet, il s'agit de la phase la plus longue. Par ailleurs, la génération de méthane est particulièrement étudiée pour des raisons environnementales et énergétiques. La modélisation de la génération de méthane est donc particulièrement importante pour la gestion d'une ISDND (procédures de récupération de biogaz) ainsi que pour des raisons économiques. En effet, le bio-

gaz généré peut être géré de différentes manières comme être brûlé dans des torchères ou valorisé énergétiquement. En particulier, la cinétique de production du méthane peut influencer sur le choix des méthodes de gestion du gaz et de la construction ou non d'installations spécifiques.

Il existe plusieurs méthodes de modélisation de la génération de méthane. La méthode EPA est la référence mondiale pour la prédiction de la production de biogaz. Il s'agit aussi d'une des méthodes les plus simples. Cette méthode se base sur la description de la production instantanée de biogaz $Y_b(t)$ par une loi exponentielle avec une cinétique du premier ordre :

$$Y_b(t) = BP.\kappa.e^{-\kappa(t-t_{0b})} \quad (2.21)$$

Avec BP ($\text{Nm}^3.t_{\text{MS}}^{-1}$, MS signifiant matière sèche) le potentiel de production de biogaz, κ (an^{-1}) la constante de biodégradation et t_{0B} (s) le temps à partir duquel la production démarre.

Le potentiel de production de biogaz dépend de la composition du déchet. En général, BP peut être estimé autour de $200 \text{ Nm}^3.t_{\text{MS}}^{-1}$, mais varie fortement selon la nature du déchet.

La constante de biodégradation dépend non seulement de la composition du déchet mais aussi de la gestion de l'ISDND. En effet, certains matériaux sont plus rapidement dégradables que d'autres. Par ailleurs, le prétraitement, la gestion de l'humidité dans le massif sont aussi critiques pour la cinétique de dégradation. Sur site, les coefficients cinétiques sont généralement de l'ordre de 0,10 à 0,20 an^{-1} . Cependant, certaines conditions de gestion, comme l'utilisation en mode bioréacteur, peuvent générer des constantes de dégradation plus fortes.

2.4 Conclusion

En conclusion, ce chapitre contient les définitions ainsi que des valeurs issues de la littérature des paramètres et variables caractéristiques qui sont nécessaires à une meilleure description des phénomènes ayant lieu dans une cellule de stockage. De manière générale, on peut remarquer que l'absence de méthodes de mesures standardisées pour le milieu déchet est une difficulté pour la meilleure interprétation des paramètres et variables décrits. En effet, selon les méthodes de mesures utilisées, les définitions des paramètres et variables considérés, le type de déchet et les conditions initiales de ce déchet, les valeurs obtenues des différents paramètres et variables peuvent être fortement différentes. Enfin, s'il existe un nombre de données non négligeables dans

la littérature on peut noter la faible quantité de jeux de données complets et cohérents. Or, un jeu de données cohérent est un atout primordial pour une modélisation adaptée.

3

Modèle général

3.1 Une représentation multiphysique

Lors de la vie d'une ISDND de multiples phénomènes physiques entrent en jeu. Bien les identifier et anticiper l'impact que ces différents phénomènes peuvent avoir dans chaque situation étudiée est primordial. Dans un matériau aussi complexe que le déchet, les phénomènes sont divers. On peut distinguer principalement les phénomènes hydriques, thermiques, mécaniques, de transport et biochimiques.

3.1.1 Phénomènes hydriques

Les phénomènes hydriques sont liés aux écoulements de fluides dans le milieu déchet. Ils sont le sujet d'étude central de ce manuscrit. Leur description mathématique sera faite section 3.2. Les transferts de fluides dépendent en particulier du volume accessible à ces fluides (lié à la porosité ouverte) qui évolue avec le tassement (comme indiqué section 2.2) et de la répartition lixiviat - biogaz en tout point. Par ailleurs, la génération de biogaz (et dans une moindre mesure du lixiviat) influe aussi sur les écoulements. Enfin comme indiqué section 2.1.2 certaines variables et certains paramètres hydriques dépendent de la température.

3.1.2 Phénomènes de transport

Les phénomènes de transport concernent le transport de certains composants (colloïdes, particules, composés solubles comme les ions, espèces gazeuses ...) dans les phases fluides. Différents

mécanismes interviennent pour permettre ces déplacements :

- La diffusion : Ce phénomène correspond au mouvement de particules de zones à haute concentration vers des zones de basse concentration. Ce mouvement est lié aux caractéristiques du fluide et dépend de la température.
- La dispersion : Ce mécanisme est analogue à la diffusion, mais contrairement à ce dernier phénomène, le moteur de la dispersion est le mouvement, et en particulier la vitesse, du fluide.
- L'advection : Il s'agit du transport de particules par un fluide en mouvement.
- Les réactions homogènes : Les réactions dites homogènes sont des phénomènes biochimiques liés à la transformation d'éléments à l'intérieur d'une même phase (en général fluide).
- Les réactions hétérogènes : Lorsqu'une réaction est hétérogène, elle a lieu à l'interface de plusieurs phases.

Les phénomènes de dispersion et d'advection sont liés à l'écoulement du fluide et par conséquent aux phénomènes hydriques. Par ailleurs, les réactions homogènes et hétérogènes sont à relier à la biochimie du milieu et aux phénomènes de biodégradation.

3.1.3 Phénomènes thermiques

Les phénomènes thermiques permettent de décrire l'évolution de la température dans le massif de déchet. L'ensemble de ces phénomènes est décrit à travers la conservation de l'énergie. La température varie essentiellement via la conduction et la convection. La conduction est le transfert d'énergie thermique dû à un gradient de température. Elle est dépendante des propriétés du milieu. La convection, de manière analogue à l'advection, est le transport d'énergie thermique par l'écoulement de fluide. La convection inclut aussi les phénomènes de dispersion thermique, analogues à la dispersion des particules. Par ailleurs, il existe dans les déchets des puits / sources de chaleur. Les réactions de biodégradation, en particulier en condition aérobie, sont exothermes et dégagent donc de la chaleur. Au contraire, l'infiltration de liquide généralement plus froid que le massif, due aux précipitations ou à des injections, entraîne un transfert d'énergie. Il s'agit d'ailleurs du principe de mesure de la teneur en liquide en liquide par fibre optique. Enfin, certaines réactions de changement de phase, comme l'évaporation, consomment de l'énergie.

3.1.4 Phénomènes mécaniques

Les phénomènes mécaniques permettent de décrire l'évolution de la structure solide du déchet ainsi que la stabilité mécanique de l'ensemble du massif. La description et la représentation des tassements ont été décrites section 2.2. A l'échelle du pore, les phénomènes mécaniques sont la cause de la modification des caractéristiques du milieu, et entre autres, des propriétés hydriques telles que la porosité. L'impact des phénomènes mécaniques sur les caractéristiques d'écoulement sera étudié par la suite. A l'échelle du massif, les phénomènes mécaniques sont la cause des tassements différentiels et de problèmes de stabilité des talus. Le tassement est dépendant de la biodégradation du déchet. Par ailleurs, la stabilité mécanique du massif est dépendante des conditions hydriques. En effet, la présence d'une nappe de liquide par exemple va fragiliser le massif (Khire and Mukherjee, 2007). De plus, une trop forte pression de biogaz peut être aussi la cause de problèmes mécaniques.

3.1.5 Phénomènes biochimiques

Les phénomènes biochimiques représentent l'ensemble des réactions biochimiques ayant lieu en particulier lors de la biodégradation. La description précise des différents processus biologiques et chimique n'est pas l'objet de ce manuscrit. Cependant, plusieurs descriptions de ces phénomènes sont disponibles dans la littérature. Yuen et al. (1995) notent plusieurs facteurs particulièrement critiques pouvant favoriser ou inhiber la biodégradation. Ces facteurs sont la teneur en liquide, la température, le pH, la teneur en oxygène, la teneur en dihydrogène et les concentrations en nutriments. La teneur en liquide est citée par Yuen et al. (1995) comme le paramètre clé de la biodégradation. En effet, l'eau est un facteur indispensable à la survie et au développement des micro-organismes. Par ailleurs, la phase liquide facilite le contact entre les éléments dégradables, les nutriments et les micro-organismes.

3.1.6 Couplages entre phénomènes

Un résumé des différents couplages est fait Fig. 3.1. Comme cela est démontré Fig. 3.1, il existe un nombre important de phénomènes mis en oeuvre dans les déchets. Or, chaque phénomène peut se décrire à l'aide de multiples paramètres et variables. Par conséquent, un nombre important de phénomènes décrits de manière détaillée génère nécessairement un nombre important de para-

mètres et variables à renseigner. Or, comme cela a été décrit précédemment, le renseignement des caractéristiques du milieu déchet est complexe et se heurte à de multiples problématiques expérimentales. Par ailleurs, lors d'une expérience, il semble difficile de contrôler toutes les différentes caractéristiques du milieu ce qui rend difficile le renseignement des modèles utilisables. Enfin, les phénomènes étudiés sont plus ou moins critiques selon l'échelle de temps et d'espace prise en compte. Par exemple, la biodégradation prend place sur plusieurs mois à plusieurs années au contraire de l'impact d'une injection qui a au plus une dynamique hebdomadaire. Par conséquent, il est particulièrement important, pour une étude donnée, d'identifier l'échelle d'étude pertinente en espace comme en temps ainsi que les phénomènes critiques de manière à utiliser un modèle simplifié adapté à l'étude souhaitée.

L'étude des phénomènes hydriques est le sujet principal de ce manuscrit. On peut particulièrement noter l'influence possible des effets mécaniques et biochimiques. Par ailleurs, il existe un couplage interne aux phénomènes hydriques. En effet, l'écoulement des deux phases liquide et gaz peut être simultané.

3.2 Modèle hydrique général

Les fluides s'écoulent dans les pores du milieu. Cependant il est possible que plusieurs réseaux parallèles existent, comme les zones connectées et déconnectées (section 2.1.4) ou les volumes de liquide et de gaz. Dès lors, il est possible de séparer le volume des vides en plusieurs sous volumes (Fig. 3.2).

Les écoulements de fluides dans chaque volume peuvent être décrits par le couplage d'une équation de conservation de la masse de fluide avec la relation phénoménologique de Darcy généralisée. L'équation de Darcy est la forme classique de la conservation de la quantité de matière en milieu poreux. Elle n'est cependant valide que sous certaines hypothèses. En particulier, les effets d'inertie doivent être faibles devant les effets visqueux (c'est à dire un nombre de Reynolds inférieur à 1) et à un nombre de Knudsen très inférieur à 1. Le nombre de Knudsen correspond au ratio du libre parcours moyen d'une particule par rapport à la taille des pores. Il n'est cependant pas inenvisageable que dans certaines zones du déchet ces hypothèses ne soient pas valides.

L'équation de conservation de la masse est décrite de la façon suivante :

$$\frac{\partial \theta_{\alpha i} \rho_{\alpha}}{\partial t} = -\nabla \cdot (\rho_{\alpha} \vec{v}_{\alpha i}) + \mathcal{R}_{\alpha i} \quad (3.1)$$

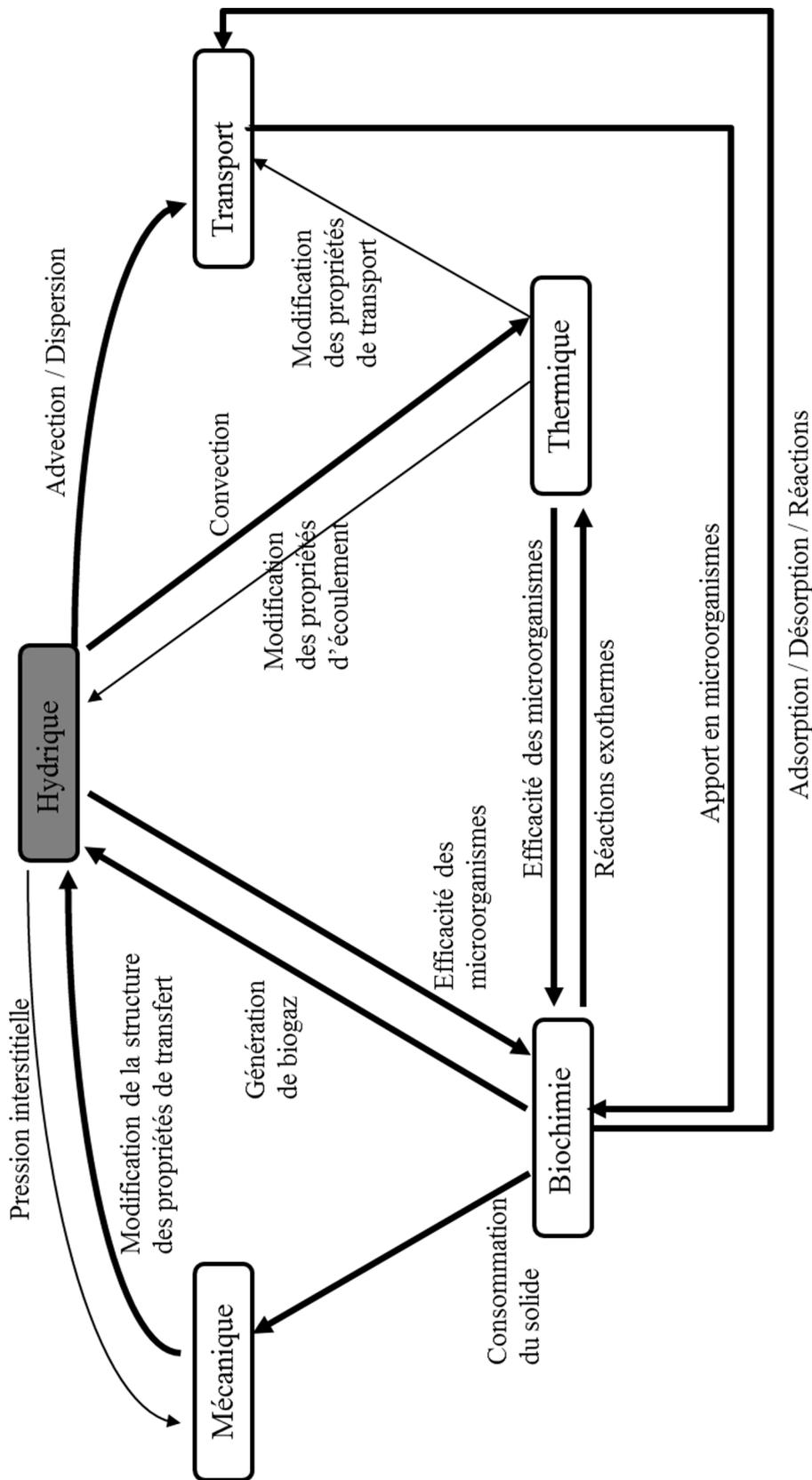


FIG. 3.1: Couplage des physiques

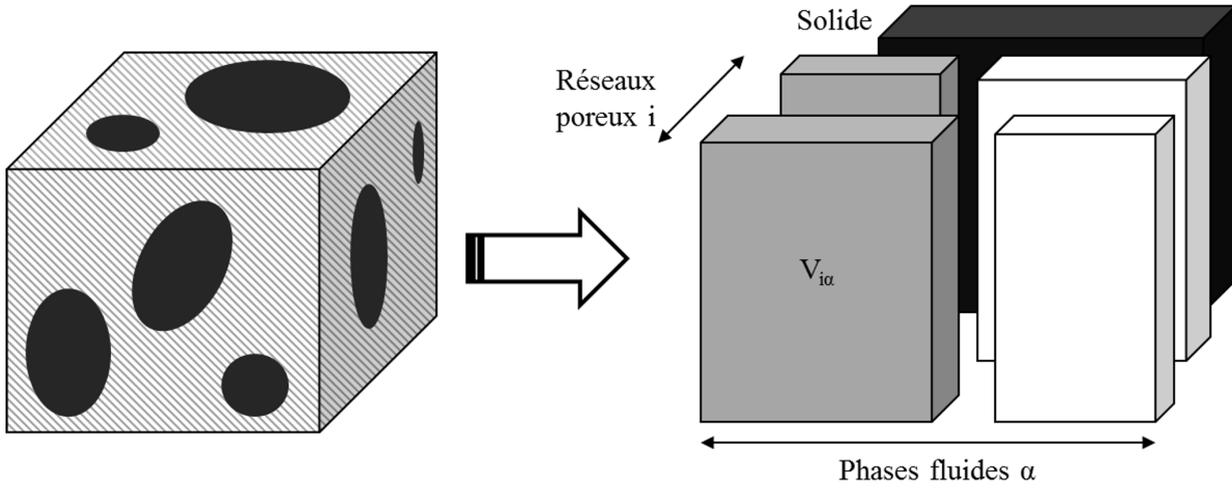


FIG. 3.2: Représentation des sous volumes

α correspond à la nature du fluide, liquide (L) ou gaz (G) et i correspond à un réseau de pores. $\theta_{\alpha i}$ ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) est le ratio du volume de fluide α contenu dans le réseau de pores i sur le volume total. $v_{\alpha i}^{\vec{}}$ ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) correspond à la vitesse de Darcy (Eq. 3.2). Enfin, $\mathcal{R}_{\alpha i}$ ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$) est un terme puits / source. Ce terme peut être lié à des réactions biochimiques (génération de biogaz,...) mais aussi à des échanges entre les différents réseaux.

$$v_{\alpha i}^{\vec{}} = -\frac{1}{\mu_{\alpha}} k_{\alpha i} \cdot (\nabla P_{\alpha i} - \rho_{\alpha} \vec{g}) \quad (3.2)$$

Avec $k_{\alpha i}$ le tenseur de perméabilité (m^2), \vec{g} l'accélération de la gravité ($\text{m} \cdot \text{s}^{-2}$) et $P_{\alpha i}$ (kPa) est la pression de fluide α dans le réseau i .

Il arrive que d'autres dénominations analogues à la pression soient utilisées. Pour un liquide, la charge de pression $h_{\alpha i}$ (m) est souvent utilisée. La relation entre la charge et la pression est donnée Eq. 3.3.

$$P_{\alpha i} = \rho_{\alpha} g h_{\alpha i} \quad (3.3)$$

Dans le cadre d'un milieu non saturé, la pression capillaire P_c (kPa) correspondant à la différence entre pression de gaz et pression de liquide, ou la succion h (m) peuvent être pris en compte.

Les variables de ces deux équations sont les teneurs en fluides (gaz et liquide) et les pressions de fluides. Cependant, des relations constitutives sont aussi nécessaires pour complètement décrire

les phénomènes hydriques. Il existe deux types de relations constitutives. Il s'agit de la courbe de rétention $h(\theta_L)$ et de la courbe de perméabilité $k(\theta)$.

On notera que la relation 3.2 impose implicitement que le potentiel créant l'écoulement est réduit à la pression et à la gravité et que l'on néglige les autres termes, notamment le potentiel osmotique.

3.3 Relations constitutives

3.3.1 La courbe de rétention

Les résultats de cette section font l'objet d'un article accepté à *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* en août 2011, dénommé «Retention properties of Municipal Solid Waste in relation to compression». Dans cet article sont présentées deux méthodologies de mesures de la courbe de rétention. Par la suite, les résultats expérimentaux de mesure de porosité et de courbe de rétention sont décrits puis analysés. Plusieurs phénomènes sont décrits. En particulier, l'hystérésis ainsi que l'effet de la compression sont détaillés. Cet article conclut sur les caractéristiques majeures des courbes de rétention des déchets réalisées ainsi qu'une description conceptuelle du matériau.

Moisture Retention Properties of Municipal Solid Waste in Relation to Compression

Guillaume Stoltz^a, Anne-Julie Tinet^a, Matthias J. Staub^{a,b}, Laurent Oxarango^a, Jean-Pierre.

Gourc^a

^a*LTHE, Grenoble University, BP 53, 38041 GRENOBLE Cedex, France*

^b*Veolia Environnement Recherche et Innovation, 291, avenue Dreyfous Ducas, 78520 LIMAY, France*

Abstract

Original laboratory setups are used to study the moisture retention properties of municipal solid waste taking into account the porous medium's structural evolution due to compression. A controlled suction oedometer allowed the retention curves of compacted samples to be determined for both wetting and drainage with a matric suction range of 0 to 10 kPa. Another setup utilising an extraction plate was used to determine a drainage retention curve for a non-compacted sample of with matric suction varying from 0 to 450 kPa. The experimental results demonstrated the complexity of MSW porous medium compared to soil. The retention curves of lightly and uncompacted samples did not exhibit a measurable air-entry pressure. Moreover, significant hysteresis between the wetting and drainage retention curves was observed. The experimental retention curves were interpreted with two different models, and a pore size distribution evolution with compression was proposed. Finally, the concept of field capacity in relation to the moisture retention properties is discussed.

Keywords

Municipal Solid Waste (MSW), compression, controlled suction oedometer, retention curve, pore size distribution.

Introduction

Strict environmental criteria are required for landfills to be environmentally sustainable. Municipal solid waste (MSW) buried in landfills is a complex porous medium containing two fluid phases: liquid and gas. Hence, two types of flows are observed, mainly downward percolation of leachate due to gravity and upward and horizontal biogas flow towards the biogas collection system. In uncontrolled landfills, leachate is a major environmental issue, as it may migrate to the groundwater table (Reyes-Lopez et al., 2008; Zamorano et al., 2008). Leachate emissions and leachate distribution in the landfill body must be controlled. This in turn requires a complete hydro-mechanical characterisation of the buried waste. These characteristics are essential for the operation of bioreactor landfills, which aim to enhance biodegradation through moisture addition (Reinhart and Townsend, 1997; Benson et al., 2007). Increased moisture content may be achieved by recirculating leachate, which not only promotes biodegradation but also specifically facilitates the distribution of microorganisms and their nutrients (Christensen et al., 1996). The temporal and spatial distribution of leachate within a landfill is complex, and predicting quantities of generated leachate is challenging (El-Fadel et al., 1997; Zeiss and Ugucioni, 1997; Rosqvist and Destouni, 2000). This also implies that water balance control is very complex (Beaven et al., 2007; Yuen et al., 2001).

The control of leachate recirculation in landfills requires understanding both the liquid and gas transfer properties of the unsaturated medium and the moisture retention capacity of the MSW. Numerous authors have investigated the field capacity (the moisture storage of a porous medium under the pull of gravity) of MSW samples (Zornberg et al., 1999; Orta de Velasquez et al., 2003; Staub et al., 2009). However, field capacity is a vague quantity that does not describe moisture retention characteristics well. Indeed, modelling infiltration and liquid movement requires the retention curve (RC), which plots the matric suction ψ (kPa) as

a function of the volumetric moisture content (VMC) (or saturation). Such hydraulic properties are usually in the form of empirical functions such as those proposed by Brooks and Corey (1964) or van Genuchten (1980). Very little experimental data about RC for MSW are given in the literature (Korfiatis et al., 1984; Benson and Wang, 1998; Kazimoglu et al. 2005; Breitmeyer and Benson, 2011). Classical laboratory-scale cells as used in soil hydrology are difficult to implement due to the heterogeneity of the components of the waste and of the particle sizes (unshredded materials may have particles up to several decimetres). Nonetheless, experimental RC data are essential to modelling liquid and gas transfer in MSW as shown by several authors (Durmusoglu et al., 2005; Haydar and Khire, 2005; McDougall, 2007; Khire and Mukherjee, 2007; Hettiarachchi et al., 2009). Due to the lack of data, many authors, such as Vigneault et al. (2004), have used soil parameter values for RC modelling despite soil's obviously different porous structure.

The characterisation of moisture retention properties is somewhat difficult in landfills because MSW is a complex porous medium with evolutionary structure due to the following factors:

- Short-term settlement: The superposition of waste layers causes vertical compression that generates deformation (settlement) of sub-layers.
- Long-term settlement: The viscous behaviour of the solid structure induces creep settlement over time. Moreover, biodegradation leads to a temporal evolution of the porous structure resulting in visco-mechanical settlement, an alteration of the solid part and consequently a modification of the medium's moisture retention properties.

Waste layer settlement as a function of compression and biodegradation has been experimentally studied (Hudson et al., 2004; Olivier and Gourc, 2007), and several models have been proposed in the literature (Machado et al., 2002; Durmusoglu et al., 2005; Gourc et al., 2010; Chen et al., 2010).

The effect of density on moisture retention properties has been the subject of relatively few studies (Münnich et al., 2003). Zhan et al. (2008) experimentally determined three RCs from samples at different depths in a borehole. Blight et al. (1992) generated a suction profile for a landfill covering a few meters in thickness. A measurement setup such as the one suggested by Breitmeyer et al. (2008), consisting of lysimeters instrumented with water content and suction sensors positioned at various depths, would allow the study of field moisture retention properties. However, the authors noted difficulties with these instruments. More recently, Breitmeyer and Benson (2011) performed RC measurements for MSW compacted at three dry densities.

The objective of the present paper is to determine the effect of increasing dry density on the moisture retention properties of MSW. Through this characterisation, this study aims to examine the evolution of pore size distribution due to increasing compression. To do so, RCs were determined for three MSW samples. A controlled suction oedometer and an extraction plate setup were used. From the RCs of various MSW samples, the moisture retention properties of MSW were compared to those of classical materials like sands, loams and clays. For one type of waste, four RCs were determined at increasing dry densities. Modelling and conceptual analysis with these RC measurements are proposed.

Material and Methods

Characteristics of the tested material

Three different real French MSWs (A, B and C) were tested. The MSWs were characterised first with respect to their natural gravimetric moisture content (GMC, mass of liquid over mass of solid) obtained from a two-kilogramme sample and after an 85°C oven drying until stabilisation of the solid mass. The typical duration of such a drying operation is 72 hours, but it can last up to one week depending on the sample's mass and composition,

including fine and coarse fractions. The temperature was chosen in order to prevent any loss of the waste's organic fraction by combustion. The MSW compositions are given in Table 1.

Table 1. Characteristics of the MSW samples. The composition is given by wet weight (ww).

Characteristics	MSW A	MSW B	MSW C
Origin	French landfill	French landfill	French landfill
Age	1 year	fresh MSW	1 month
Maximum particle size (mm)	100	40	70
Natural GMC (%)	30.0%	100.8 %	44.3%
Waste component			
Yard and kitchen waste (% ww)	32.5%	58.1%	36.6%
Paper/Cardboard (% ww)	8.7%	13.3%	26.1%
Plastic (% ww)	16.5%	9.5%	14.0%
Glass (% ww)	8.4%	5.4%	6.1%
Metal (% ww)	6.6%	0.4%	5.7%
Textile/Medical textile (% ww)	2.8%	2.1%	5.5%
Miscellaneous (% ww)	24.5%	11.2%	6.0%

The compositions of the MSWs are given in Table 1. These compositions are very typical of French MSW. Concerning the miscellaneous material, it included fine components that might be paper, plastic, glass, metal, textile or organic matrix. This class could also include inert elements like soil particles. For the three MSWs, the components ranging from 10 mm to 100 mm were plastics or textiles. The GMC of the MSW when retrieved from the landfills (or natural GMC) is shown in Table 1.

MSW A was drilled from a French landfill. The drilling depth was a few meters, which corresponded to one-year old waste. This waste was deposited in the landfill without any pre-treatment but was shredded to a maximum particle size of around 100 mm because of the drilling operation.

MSW B was fine-graded fresh waste with a high proportion of organic material. The solid density (solid mass over solid volume) of this MSW was measured by the gas pycnometer test described by Stoltz et al. (2010b): $\rho_s(B) = 1.62 \text{ Mg.m}^{-3}$.

MSW C tested in this study was retrieved from a French landfill. It was very close to typical French domestic waste composed of household and non-hazardous industrial waste. For the laboratory tests, this waste was shredded to 70 mm maximum particle size. It is worth noting that, in some cases, the shredding process is considered to be a relevant method for waste storage in the field. The solid density of this MSW was characterised by Stoltz et al. (2010b) from twelve different samples: $\rho_s(\text{MSW C}) = 1.65 \text{ Mg.m}^{-3}$.

Experimental devices

Controlled suction oedometer with ceramic porous plate

A cylindrical oedometer cell with rigid walls imposes a compression stress on a sample and prevents horizontal strain on the sample. In keeping with the concept of an oedometer, an original device called a controlled suction oedometer was designed to determine the RC of compacted MSW samples using a ceramic plate (Fig. 1).

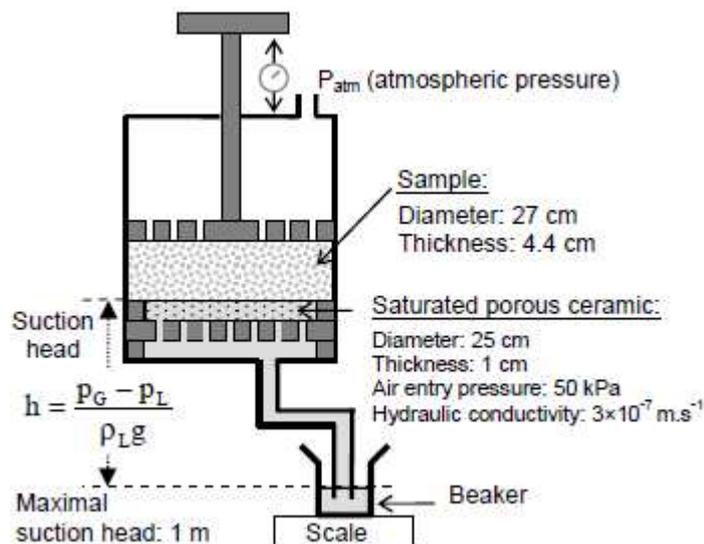


Fig 1. Schematic of the controlled suction oedometer

Because MSW may contain large pores, as shown by Benson and Wang (1998), who measured a MSW RC with a very low air-entry pressure ($< 5 \text{ cm}$ of suction head), the device had to accurately impose very low matric suction (0.1 kPa corresponding to 10 mm of suction head). To do so, the hanging column method (a negative water column) was selected, but the

one drawback is that this device could go beyond 10 kPa of matric suction due to practical limitations.

The air-entry pressure of the chosen ceramic plate was low (50 kPa), but it had high hydraulic conductivity. This choice was justified by the composition of the leachate, which contained dissolved and suspended solids that could clog the plate. To reduce the risk of clogging, water was used instead of leachate to wet the samples in the controlled suction oedometer. Matric suction, defined as $\psi = (P_G - P_L)/(\rho_L \cdot g)$, with P_G and P_L representing the gas and liquid pore pressure, respectively, and ρ_L representing the liquid density, was imposed on the sample by a flexible pipe that could be moved upwards (wetting) or downwards (drainage). The gas phase was connected to the air, as the upper chamber of the controlled suction oedometer was open (Fig. 1), so the gas pore pressure P_G constantly corresponded to atmospheric pressure. In this experiment, the matric suction varied according to the variations of the liquid pore pressure P_L . The matric suction and, thus, the moisture distribution is not homogeneous over the entire thickness of the sample. The variation in VMC (volume of liquid over total volume) over the sample's thickness is greater when the suction is low, and it is precisely the relationship between suction and VMC that is investigated. Hence, the least possible sample thickness had to be maintained, whereas the MSW samples had to be sufficiently large to be representative of the material disposed in the landfill. To determine the experimental RC in the controlled suction oedometer, the sample thicknesses were varied between 44 mm for highly compacted samples and 75 mm for lightly compacted samples. The reference matric suction was calculated at the initial top of the porous plate.

The methodology used to determine the RC of a sample is as follows:

- *porous plate saturation procedure:*

The porous plate was initially dry. Then, a flow of carbon dioxide (CO₂) was used to saturate the pores of the porous plate with CO₂ gas. The total volume of CO₂ gas purged

through the porous plate was approximately 6–7 times the void volume of the porous plate and of the chamber below the porous plate. Then, de-aired water was used to saturate the porous plate and the chamber below the porous plate.

- *wetting*:

A MSW sample of total mass M_T was placed in the controlled suction oedometer. The piston allowed the compaction of the sample to the desired total density ρ . The beaker (Fig. 1) was moved upwards in a stepwise manner (decreasing the matric suction ψ). The variation of VMC was tracked by the water balance. At the last suction step, the matric suction was equal to zero, and the sample was supposed to be saturated. However, experiments showed that saturation was not achieved due to trapped pore gas and/or hydrophobic effects.

- *drainage*:

The beaker was lowered stepwise from the saturated or nearly saturated state. The mass of the outflowing liquid was recorded to calculate the variations in VMC. Once drained, the sample was compacted using the piston. The values of GMC and porosity were then derived from the settlement records. This compression procedure was applied for MSW A (Table 2).

At the end of the experiment, the entire sample was oven-dried to determine its solid mass. The solid mass was used to calculate the initial GMC w_0 of the sample. At each compression stage, w_0 , the dry density, ρ_d , was calculated.

Additional remarks

The time needed to stabilise each suction step was approximately 2 days. Each single suction experiment (wetting and drainage) lasted for approximately 1 month. To control evaporation, plastic wrap was put on the top of the beaker. The controlled suction oedometer only provides the RC of compacted MSW samples that have less than 10 kPa of matric suction. To establish a complete RC for higher suctions, a classical soil hydrology apparatus,

an extraction plate, was used. In this setup, it was not possible to apply stress to the sample, which was therefore lightly compacted.

Soil moisture extraction plate

A 64-mm-thick cylindrical MSW sample (diameter equal to 154 mm) was placed on a ceramic porous plate inside a confined pressure vessel (Fig. 2).

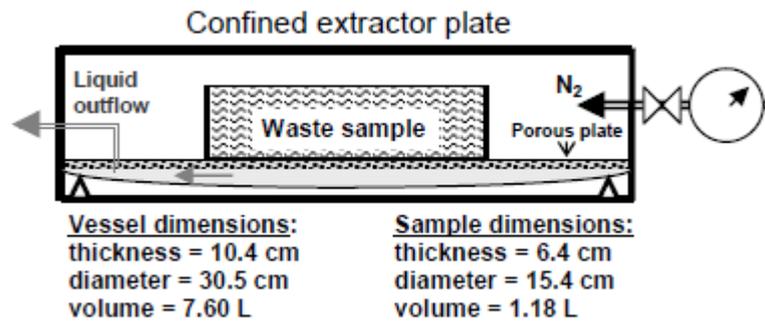


Fig. 2. Schematic of the extraction plate setup

This type of apparatus has been used to determine soil water characteristic curves (Tinjum et al., 1997) and RC of other geomaterials like geotextiles (Nahlawi et al., 2007). To achieve nearly saturated conditions, the sample was wetted as it was compacted layer by layer (each about 10 mm thick), and water was finally added to the sample in place as long as it was capable of absorbing it. The soil moisture extraction plate was designed for suction up to 1500 kPa. Gas pressure P_G was then applied to the sample inside the vessel. Nitrogen (N_2) was used instead of air in order to limit potential aerobic biodegradation. Due to the applied pressure, the moisture was pushed out of the initially saturated MSW sample into the outflow tube. The outflow tube was connected to a graduated cylinder, where the volume of water was recorded periodically. The pressure plate operates on the principle of axis translation, which is based on the definition of suction ψ . At equilibrium, there is a correspondence between drained leachate volume in the graduated cylinder and applied gas pressure. Hence, different suction values are obtained by varying P_G (via changes in nitrogen pressure in the pressure

vessel) while maintaining P_L at P_{atm} . Regular extraction tests with MSW samples lasted up to several months for the level of suction studied here. To control evaporation, plastic wrap was put on top of the graduated cylinder.

It should be noted that in the suction tests with the controlled suction oedometer and the extraction plate, biodegradation effects were neglected over this time span. This assumption seems acceptable because the low VMC values were achieved quickly in the experiment limited biodegradation. In fact, below a certain VMC limit, biodegradation is completely inhibited (Pommier et al., 2007). Moreover, no gas generation was observed during the experiments as no increase in gas pressure was measured in the vessel. Finally, the temperature of the laboratory was maintained at $20 \pm 1.5^\circ\text{C}$.

Experimental results

The suction tests conducted in both the controlled suction oedometer and the extraction cells are summarised in Table 2.

Table 2. Nomenclature for the suction tests conducted in the controlled suction oedometer and the extraction plate

MSW	Sample and device	Dry density (Mg.m^{-3})	Initial VMC (%)	Retention Curve	Notations
A	Only one sample (controlled suction oedometer)	0.46	69	Drainage only	A_1
		0.54	62		A_2
		0.62	59		A_3
		0.77	45		A_4
B	Only one sample (controlled suction oedometer)	0.46	47	Wetting & drainage	B
C	Sample 1 (controlled suction oedometer)	0.53	28	Wetting & drainage	C_1
	Sample 2 (controlled suction oedometer)	0.58	41	Wetting & drainage	C_2
	Sample E (extraction plate)	0.38	43	Drainage only	C_E

The experimental RCs are shown in Fig. 3a, b, c, d.

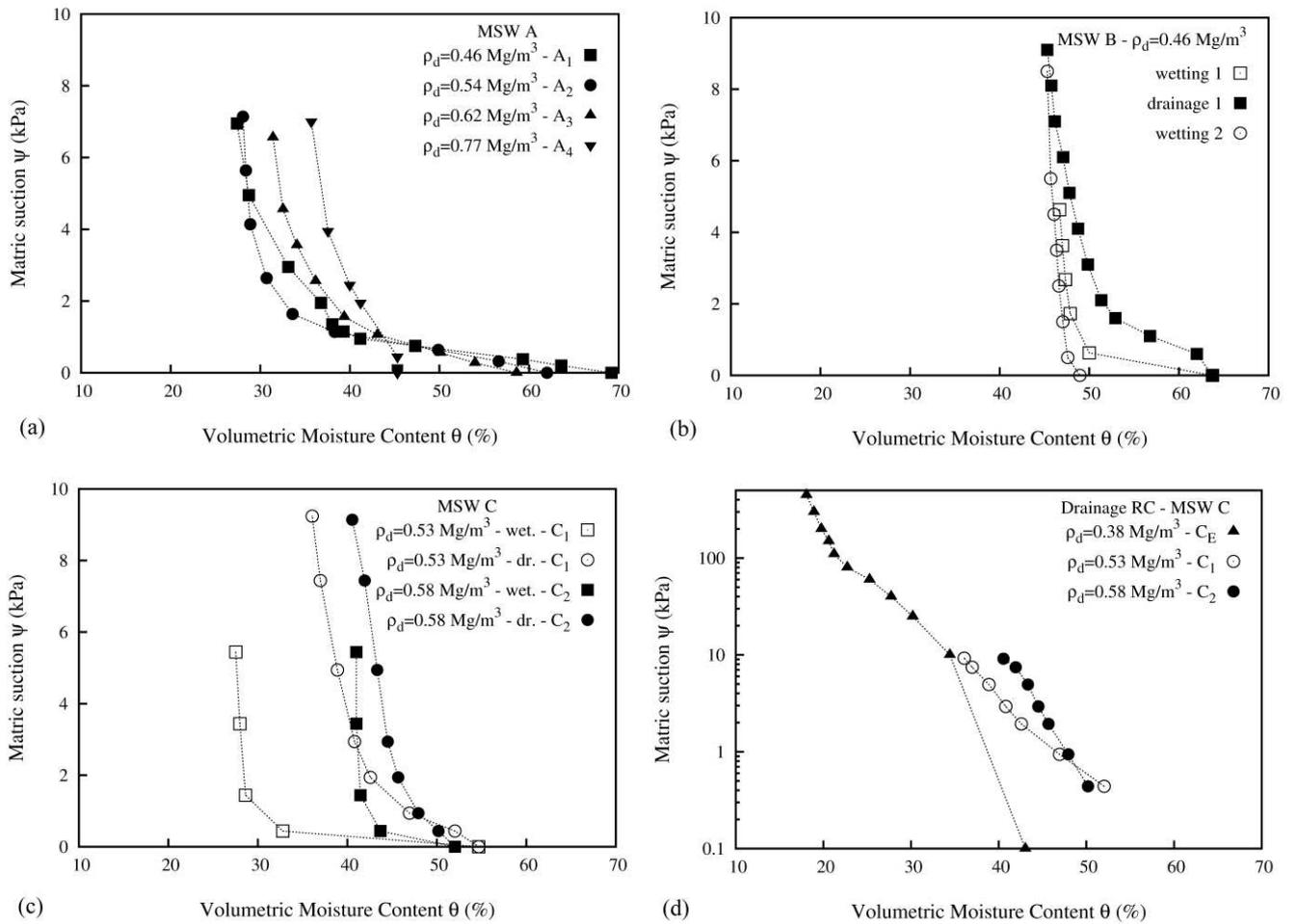


Fig. 3. Experimental RC represented by the matric suction as a function of VMC for MSW A

(a), MSW B (b), MSW C (c) & (d)

In order to compare the results from the controlled suction oedometer with those from the extraction cells, a log scale is used for the suction ψ in Fig. 3d. Unlike the other samples, MSW C₂ was initially moist, and its initial VMC was higher than its natural VMC. In general, a similar shape was observed for all the experimental RCs. Moreover, the RCs did not exhibit a measurable air-entry pressure (suction head for which the porous medium remains saturated) except for MSW A (test A₄), which was the most compacted sample. These results are consistent with those of Benson and Wang (1998), who measured a MSW RC with a very

low air-entry pressure (< 5 cm of suction head), and with those of Breitmeyer and Benson (2011), who found very low air-entry pressures for three compacted specimens of MSW (2.1 cm for the less compacted sample $\rho_d = 0.561 \text{ Mg.m}^{-3}$ and 4.6 cm for the more compacted sample $\rho_d = 0.795 \text{ Mg.m}^{-3}$).

The RCs for MSW A and C were determined at various densities thus allowing the effect of compression on the hydraulic characteristics of the material to be assessed. The maximal VMC (at $\psi = 0$ kPa) decreased as the dry density increased. This means that the quantity of pores available to the liquid becomes less with compression. Moreover, at 7 kPa of matric suction, RC tended to be displaced to the right (higher VMC) as the dry density increased, as shown in Fig. 3. Thus, the residual minimal VMC tended to increase with compression. This could be explained by the reduced size of the pores, which retain water by capillarity. An increase in impervious plastic elements per unit volume resulting from compression may also reduce pore connectivity. However, a simple correlation between dry density and such an effect cannot be easily derived from these results.

The maximal VMC from the RC, θ_{\max} , (Fig. 3) should correspond to the porosity ε of the tested sample, but it may be lower when some gas cannot be evacuated from the material due to trapped gas or hydrophobic properties of the medium. This value was experimentally measured through the maximal water volume contained in the sample. For MSW B and C, the porosity ε was theoretically calculated from the dry density together with the solid density obtained from a pycnometer test (Stoltz et al, 2010b). A comparison between maximal VMC and calculated porosity is shown in Table 3.

Table 3. Comparison between experimental maximal VMC and calculated porosity ε

Sample	Dry density (Mg.m^{-3})	θ_{\max} (%)	ε (%)
B	0.46	63.7	71.6
C ₁	0.53	54.7	67.9
C ₂	0.58	52.0	64.8
C _E	0.38	43.0	77

The maximal VMCs were lower than the calculated porosities. This difference may be explained by the presence of air inclusions in the MSW pores (Stoltz et al. 2010b). However, the experimentally obtained θ_{\max} (= 43.0%) for trial C_E was (more sensibly) below the calculated porosity. In the extraction plate, the wetting methodology was not capable of saturating the medium entirely and it is assumed that the largest pores were not correctly saturated. Based on the maximal VMCs of samples C_1 and C_2 , and taking into account the same amount of air inclusion, an estimated value for maximal VMC ($\theta_{\max}^* = 68\%$) was subsequently used.

Discussion

Hysteresis effect

RCs for both wetting and drainage processes were measured for MSW samples B, C_1 and C_2 . In these three cases a hysteretic effect was observed between the two curves. The wetting RC shows that there was little capillary intake during the matric suction down to a value of about 1.5 kPa. The VMC then varied strongly at lower matric suctions. As observed in the drainage RCs, water release occurred at very low matric suction, showing that some pores were emptied very easily. An important part of the porosity was not observed in the tests realised in the controlled suction oedometer. For samples B and C_2 , the wetting RC approached the drainage RC at matric suctions between 6 and 8 kPa. The case C_1 , which presented a much lower initial VMC (28% compared to 41% for sample C_2 and 47% for sample B), behaved differently. In the studied matric suction range, the gap between the two curves remained between 10 and 15%.

The conventional interpretation of the hysteretic behaviour of an RC is based on the fact that flow paths in the porous structure may differ between the drainage and wetting situations, resulting in a non-unique relationship between matric suction and VMC. Another

structural effect associated with heterogeneous porous media may contribute to such hysteretic behaviour: Beaven et al. (2003), Capelo and de Castro (2007) and Tinetti et al. (2011) proposed a double porosity description for MSW. In these models, the porous matrix is divided in two interacting continua: the first, generally referred to as macroporosity, is well-connected at large scales. It is the place where liquid flow occurs, and it should be easily influenced by suction tests. The second, generally referred to as microporosity, consists of either very small pores (for instance, the inner pores of the organic elements of MSW) or badly connected pores (for instance, MSW matter wrapped in plastic sheets). During a drainage experiment, this microporosity is, thus, likely difficult to empty leading to a large minimal VMC in the studied matric suction range. Thus, the difference between case C₁ and cases B and C₂ could be that less moisture is trapped in micropores at the initial state, resulting in more liquid intake at the last step of the wetting experiment.

General fit and compression effect

All drainage RCs were fitted with the Brooks and Corey (1964) (Eq. 1) and van Genuchten (1980) (Eq. 2) models:

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_{\max} - \theta_r} = (\psi / \psi_{ae})^{-\lambda} \quad \text{when } \psi < \psi_{ae} \quad (1)$$

and $S_e = 1$ otherwise

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_{\max} - \theta_r} = \left(1 + (\alpha\psi)^{1/(1-m)}\right)^{-m} \quad (2)$$

where S_e is the effective saturation, θ_r ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) is the residual VMC, θ_{\max} ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) is the maximal VMC and α (kPa^{-1}), m (-), ψ_{ae} (air-entry pressure in kPa) and λ (-) are fitting parameters. In soil, the residual VMC can be interpreted as the water contained in hygroscopic pores, closed pores or adsorbed water, and it represents the value at which liquid flows in response to a hydraulic gradient. Unlike the maximal VMC, θ_r can only be deduced from a fitted RC. As a simplification, in this study the residual VMC θ_r was assumed to be

independent of the density and was arbitrarily fixed between 0% and the minimal VMC experimentally obtained for each MSW. This choice was made to allow the van Genuchten and Brooks and Corey fitting parameters and their evolution with compression to be compared. Selected values of θ_r were chosen for each MSW (20% for MSW A, 35% for MSW B, 15% for MSW C) to obtain the minimal mean squared error.

The experimental curves were fitted using both models in order to minimise the mean squared error for two parameters (ψ_{ae} and λ for the Brooks and Corey model and α and m for the van Genuchten model). The fitted parameters obtained for all MSWs and their densities, as well as the MSE (Mean Squared Error) for each model used, are summarised in Table 4.

Table 4. Summary of the obtained fitting parameters and calculated errors (*experimental value, amended for the fitting operation)

Waste	θ_{max} (%)	θ_r (%)	α (kPa ⁻¹)	m (-)	P_{ae} (kPa)	λ (-)	MSE (VG)	MSE (BC)
A ₁	69.2	20.0	3.0	0.39	0.30	0.60	0.018	0.084
A ₂	62.0	20.0	2.9	0.36	0.25	0.50	0.093	0.070
A ₃	58.6	20.0	2.3	0.32	0.35	0.43	0.006	0.058
A ₄	45.3	20.0	0.57	0.25	1.00	0.25	0.005	0.003
B	63.7	35.0	2.0	0.25	0.49	0.33	0.030	0.036
C ₁	54.7	15.0	3.0	0.16	0.30	0.19	0.041	0.016
C ₂	52.0	15.0	2.0	0.11	0.33	0.11	0.020	0.033
C _E	68.0*	15.0	3.5	0.27	0.30	0.38	0.380	0.420

Unlike the Brooks and Corey model, the van Genuchten equation does not have an air-entry pressure but is continuously differentiable. For that reason, the van Genuchten model is generally more adapted to numerical flow models. The MSW A fitted curves by the van Genuchten model are shown in Fig. 4. Fitting the model was difficult due to the non-measurable air-entry pressure and the curve's steepness. However, as shown in Table 4, the calculated errors were rather small, and thus, the fit was satisfactory. Very large values of α and small values of ψ_{ae} were obtained, which is attributable to the non-measurable air-entry

pressure, although for sample A₄ with the highest density, a higher air-entry pressure was observed (a small value of α and a higher value of ψ_{ae}). This was due to the reduced pore size from the stress applied. Moisture retention parameters of MSW should be compared to those of classical soils. The parameter α is much larger in MSW than in soils (that is close to 0.37 kPa⁻¹ for sandy soil and 0.07 kPa⁻¹ for clayey soil (Delleur, 1998)), whereas parameter m for MSW is close to the value for sand (that is close to 0.32 (Delleur, 1998)).

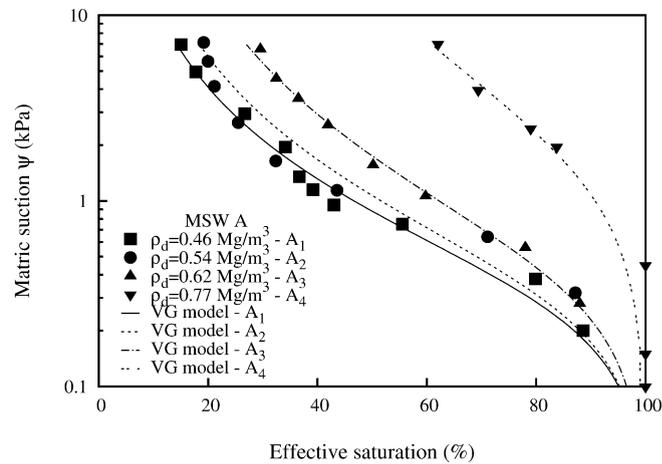


Fig. 4. Results of RC fitting using the van Genuchten (VG) model for MSW A

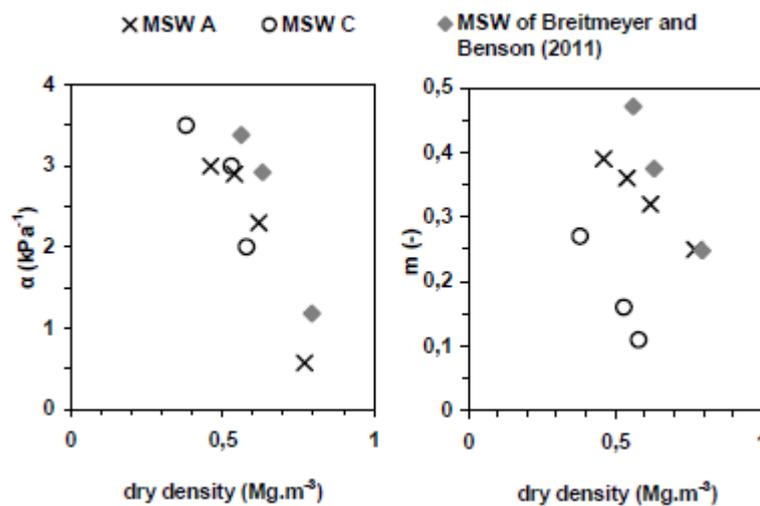


Fig. 5. Evolution of van Genuchten model hydraulic parameters α and m with dry density for various MSWs

The shape of the RCs was strongly influenced by density as shown in Fig. 3. The evolution of the moisture retention parameters α and m from the van Genuchten model with density for MSW A and C is shown in Fig. 5. It is particularly important to note that the moisture retention parameters vary with the compression state of the waste (Table 4). The van Genuchten parameters for both MSW samples evolved similarly, with decreasing values as dry density increased. In the range of dry densities tested, the evolution of parameters α and m with dry density was linear. These results are consistent with those reported by Breitmeyer and Benson (2011) from real US MSW. Thus, the parameters of French MSW are close to those of US MSW. Moreover, a similar trend is observed, with both van Genuchten model parameters (α and m) decreasing with increasing dry density.

Pore size distribution

The RC may be interpreted as a first estimation in terms of pore size distribution by the Young-Laplace equation:

$$\psi = (4\sigma_{LV} \times \cos\beta) / d_E \quad (3)$$

where σ_{LV} ($73 \text{ dyn.cm}^{-1} = 0.073 \text{ N.m}^{-1}$ at 293 K) is the surface tension between the liquid and gaseous phases (N.m^{-1}), β is the wettability (0°) and d_E is the effective pore size (m). The pore size distribution was plotted using a density function defined as follows:

$$f(\log d_{Ei}) = \frac{\Delta\theta_i}{\Delta(\log d_E)} \quad (4)$$

where $\Delta\theta_i$ is the VMC at a given suction increment corresponding to pores that have an effective pore size of $d_{Ei} \pm (\Delta \log d_{Ei})/2$. The use of the Young-Laplace relationship to relate RC to pore size distribution is very simplified as it considers pores as cylinders, but it permits the evolution of pore size distribution with compression to be assessed.

These pore size distributions (Fig. 6a, b) were evaluated from the fitted van Genuchten model parameters (Table 4) using Eq. 2 and Eq. 3.

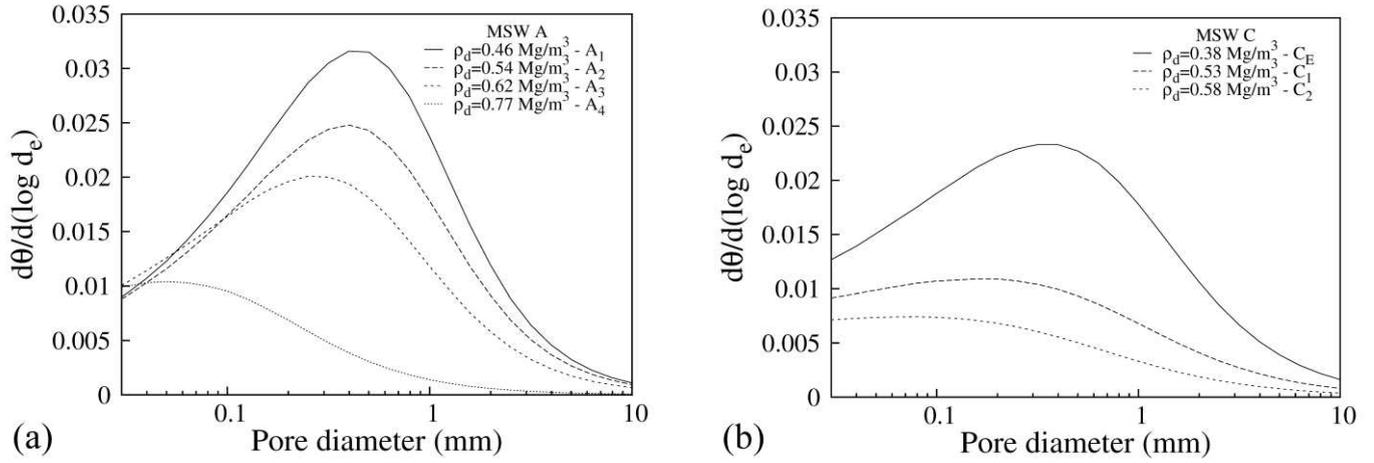


Fig. 6. Evolution of pore size distribution with compression for MSW A (a) and C (b)

The pore size distribution shown is the distribution of pores accessible to suction. Moreover, the pore diameter range shown in Fig. 6 corresponds to the pressure range of the controlled suction oedometer (*i.e.*, 0 to 10 kPa), which corresponds to a minimal diameter of 0.029 mm according to Eq. (3). Due to the non-measurable air-entry pressure at low densities, only pore diameters lower than 10 mm are represented. Among the pores that are not described in the distributions, there are gas inclusions, hygroscopic regions, adsorbance and poorly connected pores. It is not unlikely that some of these unrepresented pores are large. Indeed, because these pores are not accessible to suction, the RC and its model do not represent them and thus the Young-Laplace equation is unadapted.

The area below the pore size distribution curve corresponds to the maximal VMC as used in the fitting process. Consequently, this area decreased with compression. Moreover, it can be observed that at low densities and for both wastes, most pores had an effective diameter between 0.1 mm and 1 mm; however, the pore size distribution was rather large, and this trend tended to increase with compression. Very large pores (diameter >10 mm) are likely to exist at low densities but disappear at higher densities (*cf* sample A₄). Moreover, the volume of small pores per solid volume increased with compression. It is worth noting that

the evolution of the pore size distribution affects not only moisture retention properties but also permeability, as large pores tend to disappear with compression, and a significant decrease of permeability with compression is expected (Reddy et al., 2009; Stoltz et al., 2010a).

Considerations regarding field capacity

The concept of field capacity is often used as a landfill characteristic when estimating the quantity of leachate retained by the waste body. However, the moisture content of a landfill varies with its height. Consequently, when considering the moisture content of a landfill, the use of a VMC profile should be more accurate than the global VMC of a vertical column of waste. Fig. 7 shows the saturation of MSW C at a dry density of 0.53 Mg.m^{-3} with respect to height normalised by the total thickness of the sample (Eq. (4)).

$$\bar{z} = \frac{z}{H_{\text{sample}}} \quad (4)$$

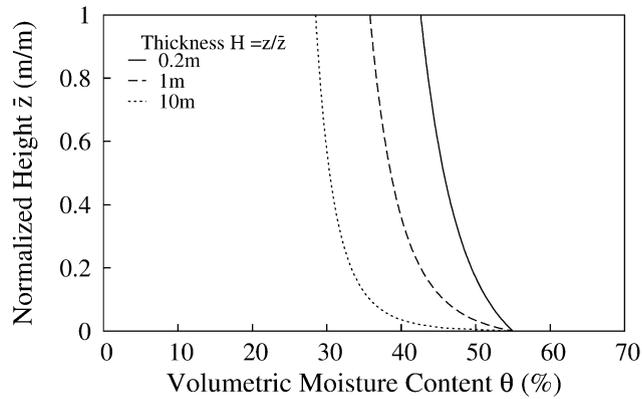


Fig. 7. VMC profiles for various total thicknesses

This calculation was performed taking into consideration the van Genuchten parameters of MSW C₁ ($\rho_d = 0.53 \text{ Mg.m}^{-3}$, $\theta_{\text{max}} = 54.7\%$) and assumes both capillary-gravity equilibrium and saturated medium at the sample's bottom ($z = 0$). This boundary condition corresponds to the regular case of a landfill with a limited zone of saturated waste close to the

bottom liner. Three thicknesses were considered, a laboratory scale thickness (0.2 m), a typical mesoscopic pilot thickness (1 m) and a typical landfill thickness (10 m). It is clear that the VMC profile and the global VMC depend on the sample thickness, with decreasing global VMC as the sample height increases (46.6% for 0.2 m, 40% for 1 m and 31.7% for 10 m). Thus, the concept of field capacity has to be considered with caution as it depends on the height of the landfill. In addition, an alteration of this VMC distribution should be considered to take into account the variation of dry density with height (the influence of overload).

The global VMC calculated for the 0.2 m height sample can be compared to the experimental measurement obtained by Stoltz et al. (2010b) obtained from compression experiments in an oedopermeameter on the same MSW C with increasing initial GMC. An oedopermeameter cell imposes compression stress on a sample in which fluids are circulated, which allows liquid and gas permeability measurements. This cell was described in more detail by Stoltz et al. (2010b). In these tests, the samples reached their field capacity. For samples 0.2 m in height and 0.53 Mg.m^{-3} in dry density, field capacities (global VMCs of the sample) ranging from 45% to 50% were measured, which is in good agreement with the values calculated from moisture retention properties. For a complete description of a MSW column moisture retention profile, the evolution of its porosity and moisture retention parameters (for example the van Genuchten parameters α and m) with thickness should be taken into account. This description requires the measurement of mechanical parameters such as the compression index to model the settlement of MSW under compression stress.

Conclusions

In this study on MSW moisture retention properties were characterised from three different French MSW samples. The following conclusions can be drawn:

- An original experiment was developed in order to determine the RC of a MSW sample under increasing compression stress. This setup consists of a rigid cell and a controlled suction oedometer equipped with a ceramic porous plate that can sustain matric suctions up to about 10 kPa. This maximal suction is low, but in the case of a bioreactor enhancing biodegradation by wetting the MSW body, this suction may be close to field conditions. Another experimental setup, an extraction plate, was used to determine the RC of non-compacted samples at high suctions (up to 450 kPa). Achieving a saturated state was difficult with both setups. However, this is close to field conditions because MSW cannot be saturated in landfills, especially due to biogas generation.
- The RCs obtained showed significant hysteresis between the wetting and drainage phases indicative of a complex flow structure. Double porosity behaviour likely contributed to this trend. Air-entry pressures were below the level of detection for lightly compacted and uncompacted samples, demonstrating the existence of macropores not providing capillary retention. This resulted in rapid desaturation of a significant proportion of the voids at low matric suctions. The minimum VMC obtained (under a suction of 10 kPa) was large, which might be explained by a large amount of water retained in the organic matrix or in an ill-connected matrix (hydraulically disconnected pores) due to the presence of plastics wrapping fine elements or other bulky elements.
- The van Genuchten and Brooks and Corey models were used to model drainage retention properties. The undetectable air-entry pressures generated moisture retention parameters that were very different from traditional soil parameters. The experimental results showed that the use of these models seems to be applicable to MSW. The moisture retention parameters were compared with those assessed by Breitmeyer and Benson (2011) using real US MSW. This comparison showed that the parameters of French MSW are close to those of US MSW. However, more results are needed before the models' parameters can

be deduced from the composition of the MSW. This correlation requires the moisture retention parameters of MSWs with different compositions to be characterised (MSW from different countries, for example).

- The evolution of the porous medium's moisture retention properties with compression was investigated. The Young-Laplace capillary model was used to determine the evolution of the pore size distribution with compression from the RC. Mechanical compression of the material modified the volumetric pore size distribution towards smaller pores with the disappearance of larger diameter pores. For the same solid mass, a decrease of global pore volume, an increase of small pore volume and a decrease of macro-pore volume were all demonstrated. From the tests, the pore size distribution of the porosity (organic matrix or badly connected pores) not engaged by suction could not be characterised. To address this, tests using the vapour equilibrium method to impose high suction are in progress.
- RC analysis showed that the field capacity of a MSW column is not an intrinsic parameter but varies over an equilibrium profile dependent on the thickness of the MSW column and the material's properties.

These results provide a better characterisation of the hydraulic characteristics of MSW landfills. They are a keystone for modelling the movement of unsaturated moisture within a landfill. Finally, they are particularly relevant for the design and operation of leachate recirculation systems associated with bioreactor processes.

The next stage of this research consists of, on the one hand, investigating the microporosity, and on the other hand, taking into account biodegradation-dependent structural evolution. These biological phenomena need to be considered for a more exhaustive description of the hydraulic behaviour of MSW. Moreover, the influence of the granular distribution of the waste (e.g., shredding and different components) and its compaction type on moisture retention properties should be studied. The anisotropic structure of waste due to

compaction and settlement also requires a complementary study. Lastly, the results of this study should be compared with measurements in the field to enable their full-scale application.

Acknowledgements

This research was supported by the French Environment and Energy Management Agency (Ademe) and Veolia Environnement Recherche et Innovation. It has received initial support from IMFT (Toulouse) and MSU (East Lansing). The writers are also grateful to LGCIE of Lyon INSA for providing complementary data related to waste.

References

- Beaven R.P., Cox S.E., Powrie W. (2007). Operation and performance of horizontal wells for leachate control in a waste landfill. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 133, 1040-1047.
- Beaven, R.P., Barker, J.A., Hudson, A. (2003). Description of a tracer test through waste and application of a double porosity model. . In *Proceedings Sardinia 2003. Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Benson, C.H., Barlaz, M.A., Lane, D.T., Rawe, J.M. (2007). Practice review of five bioreactor/recirculation landfills. *Waste Management*, 27, 13-29.
- Benson, C. and Wang, X. (1998), Soil water characteristic curves for solid waste, *Environmental Geotechnics Report 98-13*, Dept. of Civil and Environmental Engineering, University of Wisconsin-Madison, 6 p.
- Blight, G.E., Ball, J.M., Blight, J.J. (1992). Moisture and suction in sanitary landfills in semiarid areas. *Journal of Environmental Engineering*, 118, 865-877.
- Breitmeyer, R.J., Benson, C.H. (2011) Measurement of unsaturated hydraulic properties of municipal solid waste, *GeoFrontiers 2011 Advances in Geotechnical Engineering*, GSP No. 211, J. Han and D. Alazamora, eds., ASCE, VA, 1433-1442.
- Breitmeyer, R.J., Bareither, C.A., Benson, C.H., Edil, T.B., Barlaz, M.A. (2008). Field-Scale Lysimeter Experiment to Study Hydrologic and Mechanical Properties of Municipal Solid Waste. In *Proceedings Global waste management symposium*, Colorado.

- Brooks, R.H., Corey., A.T. (1964). Hydraulic Properties of Porous Media, Colorado State Univ. Hydrology Paper No. 3., 27 pp.
- Capelo, J., de Castro, M.A.H. (2007). Measuring transient water flow in unsaturated municipal solid waste – a new experimental approach. *Waste Management* 27, 811–819.
- Chen, Y.; Han, K., Fredlund, G., Zhan, L., Xie, Y. (2010). Secondary Compression of Municipal Solid Wastes and a Compression Model for Predicting Settlement of Municipal Solid Waste Landfills. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 136, 706-717.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Lindhardt, B. (1996). Gas-generating processes in landfills. In: Christensen, T.H., Cosu, R., Stegmann, R.Eds., *Landfilling of Waste: Biogas. E & FN Spon*, London.
- Delleur, J. (1998). *The Handbook of Groundwater Engineering*, 1 edition. Edited by CRC Press, 992 pp.
- Durmusoglu, E., Corapcioglu, M.Y., Tuncay, K. (2005). Landfill settlement with decomposition and gas generation, *Journal of Environmental Engineering*, 131, 1311-1321.
- El-Fadel, M., Findikakis, A.N., Leckie, J.O. (1997). Modeling leachate generation and transport in solid waste landfills. *Environmental Technology*, 18, 669-686.
- Gourc J.-P., Staub M.J., Conte M. (2010). Decoupling MSW settlement into mechanical and biochemical processes - Modelling and validation on large-scale setups. *Waste Management*, 30, 1556-1568.
- Haydar, M.M., Khire, M.V. (2005). Leachate recirculation using horizontal trenches in bioreactor landfills. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 131, 837-847.
- Hettiarachchi, H., Meegoda, J., Hettiaratchi, P. (2009). Effects of gas and moisture on modeling of bioreactor landfill settlement. *Waste Management*, 29, 1018-1025.
- Hudson, A.P., White, J.K., Beaven, R.P., Powrie, W. (2004). Modelling the compression behaviour of landfilled domestic waste. *Waste Management*, 24, 259-269.
- Kazimoglu, Y.K., McDougall, J.R., Pyrah, I.C. (2005). Moisture retention and movement in landfilled waste. In *Proceedings Geoprob of the International Conference on Problematic Soils*, Cyprus.
- Khire, M.V., Mukherjee, M. (2007). Leachate injection using vertical wells in bioreactor landfills, *Waste Management*, 27, 1233-1247.
- Korfiatis, G.P., Demetracopoulos, A.C., Bouridimos, E.L., Nawy, E.G. (1984). Moisture transport in a solid waste column. *Journal of Environmental Engineering*, 110, 789-796.
- Machado, S.L., Carvalho, M.F., Vilar, O.M. (2002). Constitutive model for municipal solid waste. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 128, 940-951.

- McDougall, J. (2007). A hydro-bio-mechanical model for settlement and other behaviour in landfilled waste. *Computers and Geotechnics*, 34, 229-246.
- Münnich, K., Ziehmann, G., Fricke, K. (2003). Hydraulic behaviour of mechanical biological pre-treated waste. In *Proceedings Sardinia 2003. Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Nahlawi, H., Bouazza, A., Kodikara, J. (2007). Characterisation of geotextiles water retention using a modified capillary pressure cell. *Geotextiles and Geomembranes*, 25, 186-193.
- Olivier, F., Gourc, J.P. (2007). Hydro-mechanical behavior of Municipal Solid Waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell. *Waste Management*, 27, 44-58.
- Orta de Velasquez, M.T., Cruz-Rivera, R., Rojas-Valencia, N., Monje-Ramirez, I., Sanchez-Gomez, J. (2003). Determination of field capacity of municipal solid waste with surcharge simulation. *Waste Management & Research*, 21, 137-44.
- Pommier, S., Chenu, D., Quintard, M., Lefebvre, X. (2007). A logistic model for the prediction of the influence of water on the solid waste methanisation in landfills. *Biotechnology and Bioengineering*, 97, 473-482.
- Reddy, K.R., Hettiarachchi, H., Parakalla, N. (2009). Hydraulic Conductivity of MSW in Landfills. *Journal of Environmental Engineering*, 135, 677-683.
- Reinhart, D.R., Townsend, T.G. (1997). *Landfill bioreactor design and operation*. Lewis, Boca Raton, Florida.
- Reyes-Lopez, J.A., Ramirez-Hernandez, J., Lazaro-Mancilla, O., Martin-Loeches Garrido, M. (2008). Assessment of groundwater contamination by landfill leachate: A case in Mexico. *Waste Management*, 28, 33-39.
- Rosqvist, H., Destouni, G. (2000). Solute transport through preferential pathways in municipal solid waste. *Journal of Contaminant Hydrology*, 46, 39-60.
- Staub, M., Gallieti, B., Oxarango, L., Khire, M.V., Gourc, J.-P. (2009). Porosity and hydraulic conductivity of MSW using laboratory-scale tests. In *Proceedings Hydro-Physico-Mechanics of Landfills. Third International Workshop*, Germany.
- Stoltz, G., Gourc, J.-P., Oxarango, L. (2010a). Liquid and gas permeabilities of unsaturated municipal solid waste under compression. *Journal of Contaminant Hydrology*, 118, 27-42.
- Stoltz, G., Gourc, J.-P., Oxarango, L. (2010b). Characterisation of the physico-mechanical parameters of MSW. *Waste Management*, 30, 1439-1449.
- Tinet, A.-J., Oxarango, L., Bayard, R., Benbelkacem, H., Stoltz, G., Staub, M.J., Gourc, J.-P. (2011). Experimental and theoretical assessment of the multi-domain flow behaviour in a waste body during leachate infiltration. *Waste Management*, 31, 1797-1806.

- Tinjum, J.M., Benson, C.H., Blotz, L.R. (1997). Soil-water characteristic curves for compacted clays. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 1231, 1060-1069.
- Van Genuchten, M.T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, *Soil Science Society American Journal*, 44, 892–898.
- Vigneault, H., Lefebvre, R., Nastev, M. (2004). Numerical simulation of the radius of influence for landfill gas wells. *Vadose Zone Journal*, 3, 909-916.
- Yuen, S.T.S., Wang, Q.J., Styles, J.R., McMahon, T.A. (2001). Water balance comparison between a dry and a wet landfill - a full-scale experiment. *Journal of Hydrology*, 251, 29-48.
- Zamorano, M., Molero, E., Hurtado, A., Grindlay, A., Ramos, A. (2008). Evaluation of a municipal landfill site in Southern Spain with GIS-aided methodology. *Journal of Hazardous Materials*, 160, 473-481.
- Zeiss, C., Uguccioni, M. (1997). Modified flow parameters for leachate generation. *Water Environment Research*, 69, 276–284.
- Zhan, T.L.T., Ling, D., Jang, W-J., Chen, Y. (2008). Hydrogeological characterization of Suzhou landfill of municipal solid wastes. In *Proceedings Geocongress Geotechnics of waste management and remediation*, New Orleans, Louisiana.
- Zornberg, J.G., Jernigan, B.L., Sanglerat, T.R., Cooley, B.H. (1999). Retention of free liquids in landfills undergoing vertical expansion. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 125, 583-594.

• Autres modèles de courbes de rétention

Les représentations classiques de la courbe de rétention de Van Genuchten et Brooks et Corey ont été décrites précédemment. Cependant, dans les cas, par exemple, des milieux hétérogènes, il arrive que les propriétés hydrauliques soient plus complexes que prédites par les modèles classiques. En effet, ces représentations décrivent des milieux dont la distribution de taille de pores ne possède qu'un mode. Or, dans les milieux hétérogènes, cette hypothèse n'est pas nécessairement valide. Dès lors, les modèles, dits multi-modaux, peuvent être utilisés (Mallants et al., 1997; Omuto, 2009). Les modèles multimodaux consistent en une somme, en terme de saturation effective, pondérée de modèles unimodaux tels qu'indiqué Eq. 3.4 avec $\sum_i a_i = 1$.

$$S_e(\text{total}) = \sum_i a_i S_{ei}(\text{modèle } i) \quad (3.4)$$

3.3.2 La courbe de perméabilité

La courbe de perméabilité correspond au produit du tenseur de perméabilité intrinsèque \underline{k}_i (m^2) et de la perméabilité relative pour le fluide α , $k_{r\alpha}$ (-).

3.3.2.1 Le tenseur de perméabilité intrinsèque

Le tenseur de perméabilité intrinsèque est indépendant de la nature du fluide et de la température, il dépend cependant de l'état de contraintes du matériau. Dans la littérature, le tenseur de perméabilité est parfois assimilé au tenseur de conductivité hydraulique à saturation \underline{K}_{sat} (m.s^{-1}). Ces deux paramètres sont liés par l'équation suivante :

$$\underline{k}_i = \frac{\mu_\alpha}{\rho_\alpha g} \underline{K}_{sat} \quad (3.5)$$

Dans les ISDND, les déchets sont classiquement compactés par couches successives. Ceci permet de gérer de façon optimale l'arrivée journalière des déchets. Par conséquent, et de part la présence importante d'éléments de forme plate (2.1.1), il paraît légitime de considérer le massif de déchet comme un milieu stratifié dont les propriétés physiques sont identiques, à des effets stochastiques près, dans le plan horizontal. De ces considérations, on peut déduire que le tenseur de perméabilité intrinsèque \underline{k}_i est diagonal puisque les directions principales d'écoulement suivent

les vecteurs unitaires de la base cylindrique ou orthogonale traditionnellement utilisée pour modéliser les transferts de fluides. De plus, comme une anisotropie dans le plan horizontal ne peut être distinguée, on peut écrire le tenseur de perméabilité intrinsèque de la manière suivante :

$$\underline{k}_i = \begin{pmatrix} k_h & 0 & 0 \\ 0 & k_h & 0 \\ 0 & 0 & k_v \end{pmatrix} \quad (3.6)$$

On peut dès lors définir le coefficient d'anisotropie A (-) de la façon suivante :

$$A = \frac{k_h}{k_v} \quad (3.7)$$

Les mesures de perméabilité en laboratoire sont en général réalisées avec des méthodes se rapprochant du perméamètre à charge constante ou à charge variable. Ce procédé se base sur l'équation de Darcy monophasique unidimensionnelle :

$$K_{sat} = \frac{Q\Delta z}{S\Delta h} \quad (3.8)$$

Avec Q ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) le débit, Δz (m) la hauteur de matériau traversé, S (m^2) la section de matériau traversé et Δh (m) la différence de charge imposée. Un échantillon de déchet est prélevé puis disposé dans une cellule de volume fixe. Les cellules utilisées peuvent être de volume variable, allant de quelques litres à quelques m^3 . Ensuite, des mesures de débit et de charge sont réalisées. Ces perméamètres peuvent être modifiés pour prendre en compte diverses compressions.

Diverses études de laboratoire sont présentées dans la littérature et exhibent les propriétés caractéristiques de la perméabilité intrinsèque.

Beaven and Powrie (1995) ont mesuré des perméabilités intrinsèques verticales et horizontales à la phase liquide dans une cellule de compression de 2 m de diamètre sur 3 m de hauteur. Ils ont en particulier étudié l'évolution de la perméabilité intrinsèque avec la compression du massif de déchet et par la suite avec la profondeur.

Chen and Chynoweth (1995) présentent une étude sur différentes compositions et compressions de déchet sur un temps d'environ un mois dans un perméamètre à charge constante. Ils obtiennent une relation entre la compression et la conductivité hydraulique verticale. Par ailleurs, ils démontrent la variation de la perméabilité intrinsèque en fonction du temps et donc de la

biodégradation. Leurs valeurs indiquent, de manière générale, une diminution de la perméabilité avec le temps.

Jang et al. (2002) étudient en détail l'ISDND de Kimpo en Corée du sud. Pour déterminer la conductivité hydraulique du déchet, ils utilisent un cylindre de 72 mm de diamètre et de 120 mm de hauteur. Des expériences de drainage sont réalisées sur ce dispositif. Elles permettent aux auteurs de déterminer la conductivité hydraulique du déchet mis en place grâce à l'utilisation d'une relation de Green-Corey pour interpoler les données expérimentales.

Munnich et al. (2005) utilisent un oedomètre leur permettant de mesurer à la fois la perméabilité verticale et horizontale d'un échantillon de déchet prétraité par MBT (Mechanical and Biological Treatment). Ils obtiennent des valeurs de coefficient d'anisotropie qui varient selon la charge et la méthode de traitement entre 10 et 250.

Durmusoglu et al. (2006) comparent les valeurs de perméabilités obtenues dans des perméamètres de petit et grand volumes. La conclusion de leur étude est qu'il n'existe pas de relation linéaire entre les valeurs de perméabilité obtenues dans les petits et dans les grands pilotes de laboratoire. Ceci peut poser des questions quant à l'utilisation de paramètres de laboratoire pour des simulations de site.

Olivier and Gourc (2007) présentent des mesures de perméabilité dans des cuves de section carrées de côté 1 m. Ces cuves sont équipées d'un système de compression permettant de mettre l'échantillon de déchet sous contrainte, et sont utilisées dans un système de perméamètre à charge variable. Des essais sur un déchet recirculé et mis en place pendant 10 mois sous une contrainte de 130 kPa ont permis à Olivier and Gourc (2007) de déterminer des conductivités hydrauliques en fonction du temps. Ils démontrent en particulier une diminution de la conductivité hydraulique en fonction du temps.

A l'aide d'un oedomètre de diamètre 27 cm pour une hauteur initiale de 29 cm utilisé comme un perméamètre à charge constante et variable, Stoltz et al. (2010b) propose une étude de la conductivité hydraulique verticale à l'eau et au gaz selon la compression. En particulier, l'étude de la conductivité hydraulique au gaz démontre qu'à de faibles teneurs en liquide la conductivité hydraulique au gaz ne varie pas et peut donc être assimilée à une conductivité hydraulique saturée au gaz. Par conséquent, les mesures faites au gaz permettent d'accéder à la perméabilité intrinsèque et donc de comparer les résultats pour les mesures au liquide et au gaz. Stoltz et al. (2010b) démontrent notamment que les mesures de perméabilité intrinsèque faites à l'eau donnent des valeurs inférieures à celles faites au gaz, ce qui tend à démontrer que les mesures au

gaz sont potentiellement plus adéquates.

Ces études démontrent le caractère hétérogène de la distribution de perméabilité. En effet, il est démontré que la perméabilité intrinsèque varie avec la profondeur. Cependant les évolutions présentées sont sensiblement différentes. La variation de la perméabilité intrinsèque avec la porosité totale est généralement décrite par la loi de Kozeny-Carman (Eq. 3.9).

$$k_i = C_{KC} \frac{\varepsilon_T^3}{(1 - \varepsilon_T)^2} \quad (3.9)$$

Avec C_{KC} (-) un coefficient de proportionnalité.

La variation de la porosité totale avec la profondeur peut être évaluée à l'aide de l'Eq. 2.17.

Par ailleurs l'anisotropie d'un massif de déchet est elle aussi démontrée. Là encore, la valeur de ce coefficient peut varier selon les études entre 1 et 250. Enfin, la variation de la perméabilité intrinsèque dans le temps est aussi mise en évidence.

Il est aussi possible de mesurer la perméabilité à l'aide d'essais sur site. Jain et al. (2005) en particulier utilisent une technique d'injection d'air pour accéder à la valeur de la perméabilité au gaz. Le principe de la méthode repose sur la mesure du débit d'injection de gaz et de la pression dans le puits d'injection. Par la suite, une relation analytique donne accès à la perméabilité horizontale au gaz. Ces travaux démontrent une diminution de la perméabilité horizontale au gaz avec la profondeur. Par ailleurs, ces travaux permettent l'accès à la perméabilité au gaz et non à la perméabilité intrinsèque.

Des valeurs de la perméabilité intrinsèque sont fournies table 3.1. On peut noter que la perméabilité intrinsèque est de l'ordre de 10^{-11} - 10^{-12} m² pour un déchet peu compacté et diminue de plusieurs ordres de grandeurs (jusqu'à 10^{-16} m²) pour une compaction élevée.

3.3.2.2 La perméabilité relative

La perméabilité relative à un fluide diminue fortement lorsque le volume utilisé par ce fluide, en d'autres termes la teneur en fluide, diminue. Une représentation classique de la variation de la perméabilité relative en liquide et en gaz en fonction de la saturation pour les sols est donnée Fig. 3.3. Dans la Fig. 3.3, les valeurs de saturation résiduelles en liquide et en gaz sont introduites. Ces valeurs sont à rapprocher de la quantité de fluide qui ne peut évacuer le milieu poreux par du transfert de fluides. En deçà de cette saturation résiduelle pour un fluide donné, la perméabilité relative à ce fluide ne varie plus. Les saturations représentées Fig. 3.3 correspondent

TAB. 3.1: Valeurs de perméabilités intrinsèques

Référence	Conductivité hydraulique (m/s)	Perméabilité (m ²)	Type de mesures
Beaven and Powrie (1995)	$1,7 \times 10^{-4} - 2 \times 10^{-4}$	$1,7 \times 10^{-11} - 2 \times 10^{-11}$	Cellule de compression - Déchet comprimé
Chen and Chynoweth (1995)	$4,7 \times 10^{-7} - 9,6 \times 10^{-4}$	$4,7 \times 10^{-14} - 9,6 \times 10^{-11}$	Perméamètre à charge constante au liquide - Déchet frais
Jang et al. (2002)	$2,9 \times 10^{-4} - 3,0 \times 10^{-3}$	$2,9 \times 10^{-11} - 3,0 \times 10^{-10}$	Colonne de laboratoire
Munnich et al. (2005)	$1,0 \times 10^{-9} - 1,0 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-16} - 1,0 \times 10^{-11}$	Colonne de laboratoire - MBT
Durmusoglu et al. (2006)	$1,0 \times 10^{-6} - 1,0 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-13} - 1,0 \times 10^{-11}$	Perméamètre à charge variable au liquide
Capelo and De Castro (2007)	$1,7 \times 10^{-6}$	$1,7 \times 10^{-13}$	Perméamètre à charge constante au liquide - Déchet frais
Olivier and Gourc (2007)	$10^{-6} - 10^{-4}$	$10^{-13} - 10^{-11}$	Perméamètre à charge variable au liquide - Déchet frais
Reddy et al. (2009)	$10^{-7} - 10^{-4}$	$10^{-14} - 10^{-11}$	Perméamètre à charge variable au liquide - Déchet comprimé
Stoltz et al. (2010b)	$10^{-6} - 10^{-4}$	$10^{-13} - 10^{-11}$	Perméamètre à charge constante et variable au liquide - Déchet comprimé
Stoltz et al. (2010b)	-	$10^{-15} - 10^{-09}$	Perméamètre à charge constante et variable au gaz - Déchet comprimé
Jain et al. (2005)	-	$1,6 \times 10^{-13} - 4,7 \times 10^{-11}$	Tests d'injection

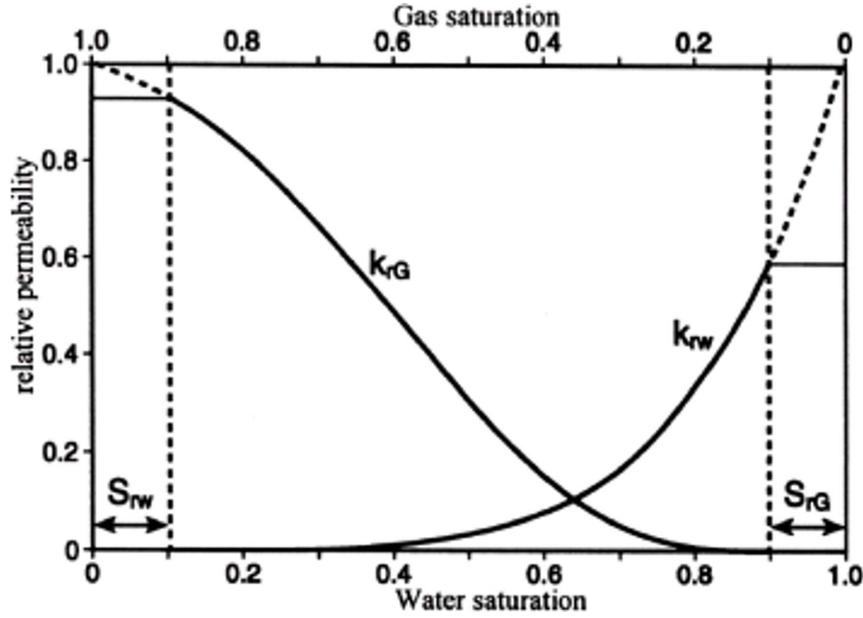


FIG. 3.3: Représentation de l'évolution de la perméabilité relative

aux définitions décrites Eq. 2.10 et 2.12. Par la suite, on peut définir les notions de teneurs en liquide et en gaz résiduelles (Eq. 3.10 et 3.11 respectivement).

$$\theta_{rL} = S_{rw}\varepsilon_T \quad (3.10)$$

$$\theta_{rG} = S_{rg}\varepsilon_T \quad (3.11)$$

Dès lors la saturation effective peut être définie (Eq. 3.12).

$$S_e = \frac{\theta_L - \theta_{rL}}{\varepsilon_T - \theta_{rL}} \quad (3.12)$$

La Fig. 3.3 correspond à la variation de perméabilité lorsque seules les teneurs en liquide et en gaz varient. Or, comme précisé précédemment, la structure poreuse, et en particulier la porosité totale et la perméabilité intrinsèque varient avec les conditions de contraintes et de biodégradation.

• Mesure de perméabilité relative au gaz

Stoltz et al. (2010b) ont réalisé une étude de la variation de la perméabilité au gaz en fonction de la teneur en liquide ainsi que des conditions de contraintes. Une cellule oedométrique, comme décrite précédemment, utilisée en perméamètre a été mise en place. Stoltz et al. (2010b) ont ainsi

démonstré plusieurs résultats. Tout d'abord, à faible teneur en liquide la perméabilité au gaz reste constante. Cela tend à démontrer l'existence d'une porosité hydrauliquement déconnectée qui ne permet pas d'écoulement et donc à corroborer l'analyse faite pour les courbes de rétention.

Les courbes de perméabilité au gaz à différentes teneurs en liquide et états de contraintes en fonction de la teneur en gaz sont présentées Fig. 3.4. Comme indiqué par Stoltz et al. (2010b),

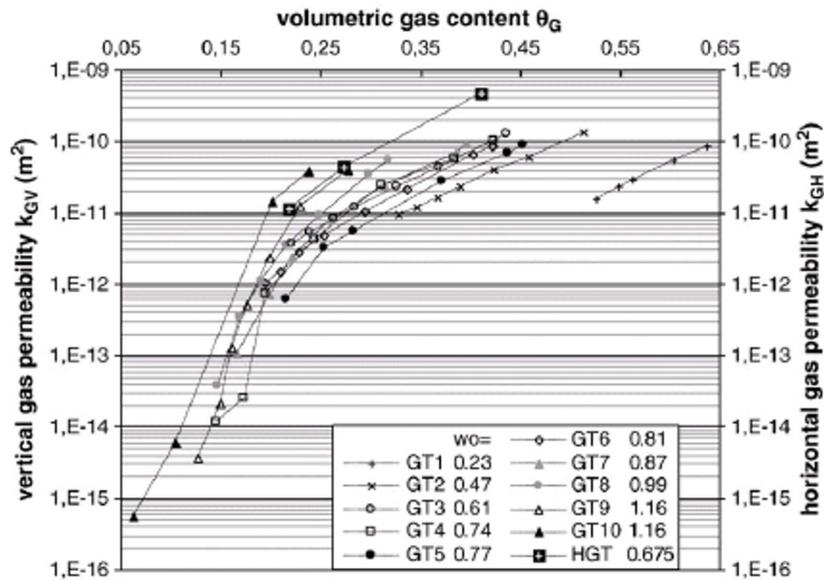


FIG. 3.4: Perméabilité au gaz horizontales (HGT) et verticales (GT) (Stoltz et al., 2010b)

quel que soit le mode de variation de la teneur en gaz (par augmentation de la contrainte ou de la teneur en liquide), l'évolution de la perméabilité au gaz reste similaire. Par conséquent, la variable critique dans l'évaluation de la perméabilité relative au gaz est la teneur en gaz, et une seule courbe de perméabilité relative permet de prendre en compte l'impact de la teneur en liquide et de l'état de contrainte. Il est à noter cependant que l'étude menée par Stoltz et al. (2010b) ne permet pas d'évaluer l'effet de la biodégradation. Stoltz et al. (2010b) modélisent l'évolution de la perméabilité au gaz en fonction de la teneur en gaz par une fonction empirique exponentielle comme indiquée Fig. 3.5.

- **Mesure de perméabilité relative au liquide** Breitmeyer and Benson (2011) ont proposé une étude expérimentale de la perméabilité relative au liquide. Pour cela, ils utilisent les données transitoires d'écoulements sortants lors de la mesure de courbe de rétention. Lors de cette étude, Breitmeyer and Benson (2011) utilisent un déchet type américain broyé à une taille maximale de 25 mm. Par la suite, ce déchet a été compacté à trois différentes masses volumiques sèches. Celles-ci ont été dénotées ρ_L (561 kg.m^{-3}), ρ_M (632 kg.m^{-3}) et ρ_H (795 kg.m^{-3}). Des expériences de

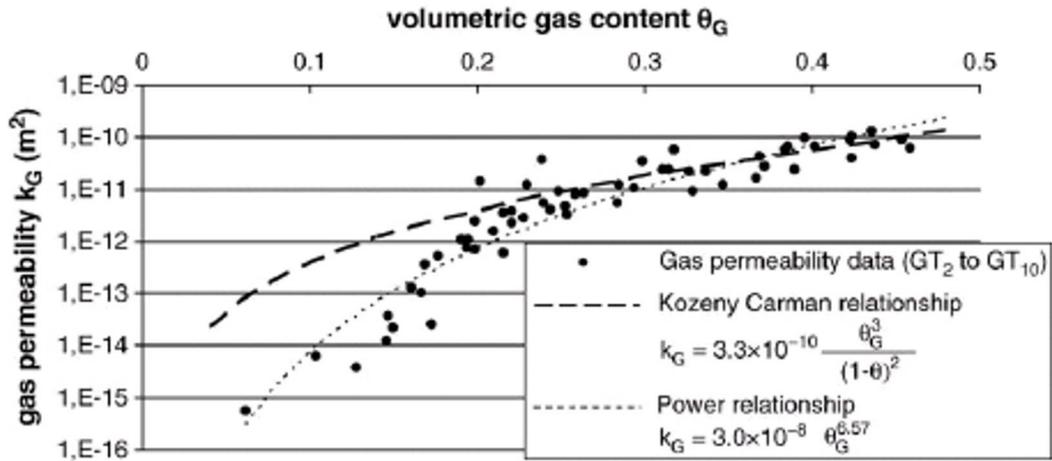


FIG. 3.5: Ajustement de la perméabilité au gaz (Stoltz et al., 2010b)

mesures de courbes de rétention (dont les résultats sont évoqués section 3.3.1), ont été réalisées sur le même déchet à des masses volumiques sèches identiques. Les courbes de conductivité hydraulique liquide en fonction de la teneur en liquide volumétrique sont présentées Fig. 3.6. La conductivité hydraulique liquide est proportionnelle à la perméabilité relative d'après l'Eq.

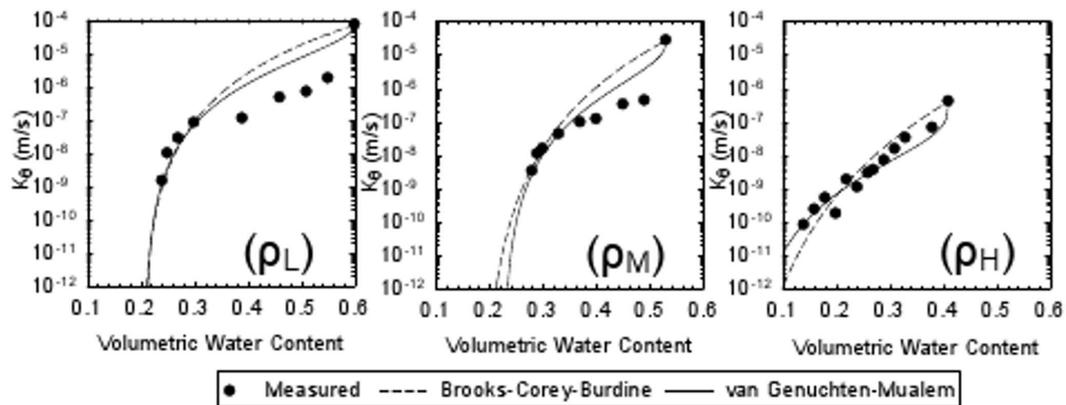


FIG. 3.6: Courbes de conductivité hydraulique liquide en fonction de la teneur en liquide volumétrique à différentes masses volumiques sèches (Breitmeyer and Benson, 2011)

3.5. Les courbes expérimentales obtenues par Breitmeyer and Benson (2011) montre une chute rapide de la perméabilité relative proche de la saturation en particulier pour les échantillons de masses volumiques faibles et moyennes. Dans ces deux cas, la perméabilité chute d'environ deux

ordres de grandeur pour une variation de teneur en liquide volumétrique de l'ordre de 5 %. Par la suite, pour de faibles et moyennes masse volumiques sèches, la perméabilité relative au liquide semble se stabiliser jusqu'à une teneur en liquide volumétrique d'environ 30 % pour une faible masse volumique sèche et 35 % pour une masse volumique moyenne. Pour des teneurs en liquide volumétriques inférieures, la perméabilité relative diminue avec la diminution de teneur en liquide volumétrique. Dans le cas d'une forte masse volumique sèche, l'évolution de la perméabilité relative au liquide en fonction de la teneur en liquide volumétrique ne présente pas le même comportement (forte chute de la perméabilité relative au liquide) proche de la saturation en liquide.

• Modèles de perméabilité relative

En général, la relation constitutive pour la perméabilité relative relie cette dernière à la saturation en liquide. Plusieurs modèles existent pour représenter l'évolution de la perméabilité relative en fonction de la saturation en liquide.

Il existe deux types de modèles de perméabilité relative. Le premier consiste en une approche généralisée de type Kozeny-Carman qui utilise des fonctions puissance :

$$k_{rL}(S_e) = S_e^\eta \quad (3.13)$$

Le second type de modèle est basé sur l'utilisation des courbes de rétention pour calculer explicitement la courbe de perméabilité relative. On notera particulièrement l'approche de Burdine (1953) (Eq. 3.14) développée dans l'industrie pétrolière :

$$k_{rL}(S_e) = S_e^2 \left[\int_0^{S_e} \frac{1}{h} dS_e / \int_0^1 \frac{1}{h^2} dS_e \right] \quad (3.14)$$

Une autre approche classique est celle de Mualem (1976). L'hypothèse centrale du modèle de Mualem est que le milieu poreux est constitué de pores interconnectés de longueur similaire à leur rayon. Par la suite, l'équation de Poiseuille est appliquée à la distribution de taille de pores de manière à décrire l'écoulement pour chaque taille de pores. Le modèle de Mualem est décrit par l'Eq. 3.15.

$$k_{rL}(S_e) = S_e^\eta \left[\int_0^{S_e} \frac{1}{h} dS_e / \int_0^1 \frac{1}{h} dS_e \right]^2 \quad (3.15)$$

Une fois le modèle de perméabilité relative choisi, ce dernier est associé à un modèle de courbe

de rétention, tel que ceux définis section 3.3.1 pour décrire les relations constitutives nécessaire à la modélisation de l'écoulement en milieu poreux. Les deux combinaisons les plus utilisées pour décrire le couple courbe de rétention - courbe de perméabilité relative au gaz et au liquide sont le modèle Brooks et Corey - Burdine (BC-B) (Eq.3.16) et Van Genuchten - Mualem (VG-M) (Eq.3.17). Les modèles de Brooks et Corey et de Van Genuchten sont ceux décrits précédemment. Ils existe cependant d'autres combinaisons possibles.

$$\begin{cases} k_{rL(BC-B)} = (S_e)^{(2+3\lambda)/\lambda} \\ k_{rG(BC-B)} = (1 - S_e)^2(1 - S_e^{(2+\lambda)/\lambda}) \end{cases} \quad (3.16)$$

$$\begin{cases} k_{rL(VG-M)} = (S_e)^\eta(1 - (1 - S_e^{1/m})^m)^2 \\ k_{rG(VG-M)} = (1 - S_e)^\eta(1 - S_e^{1/m})^{2m} \end{cases} \quad (3.17)$$

Comme observé Fig. 3.6, dans leur étude Breitmeyer and Benson (2011) ont proposé un ajustement des courbes obtenues expérimentalement à l'aide des modèles de Van Genuchten - Mualem et Brooks et Corey - Burdine. On peut noter que cette description classique ne permet pas de décrire la chute très rapide de la perméabilité relative au liquide proche de la saturation observée pour les masses volumiques sèches les plus faibles (Fig. 3.6). De plus, Breitmeyer and Benson (2011) notent des valeurs de tortuosité négatives ce qui n'est pas en accord avec le sens physique classiquement donné à ce paramètre.

3.4 Conclusion

Cette section présente les différents mécanismes (hydriques, de transport, thermiques, mécaniques et biochimiques) prenant place dans une ISDND au cours de sa vie ainsi que les couplages possibles entre ces différents types de phénomènes. Dans la suite du manuscrit, un attachement particulier sera porté à l'évaluation des mécanismes prépondérants en vue d'une application particulière. Différents modèles dégradés seront ainsi définis en fonction des hypothèses simplificatrices sélectionnées. Un modèle général des mécanismes de transfert hydriques est présenté. Ce modèle sera, pour chaque étude particulière effectuée, simplifié en essayant de prendre en compte les phénomènes prépondérants. De plus, les relations constitutives que sont les courbes de rétention et de perméabilité sont discutées. On note en particulier, que si les modèles classiques des sciences du sols semblent être applicables au matériau déchet, les valeurs des paramètres de ces

modèles sont sensiblement différents de celles couramment rencontrées dans les sols. On note en particulier une forte variation des caractéristiques hydrauliques à l'approche de la saturation. De plus, les études de ces relations constitutives montrent que celles-ci sont nettement dépendantes des conditions de compaction du déchet.

4 Injection de lixiviat

Les techniques innovantes de stockage utilisant l'injection de liquide pour optimiser la biodégradation et l'intérêt de l'injection de lixiviat ont été décrites sections 1.3.1 et 1.3.2. Comme indiqué section 2.1.5, la teneur en liquide initiale est généralement très inférieure à la teneur en liquide optimale de biodégradation des déchets. L'injection de lixiviat a donc pour but d'humidifier l'ensemble du massif de déchet et ce pour atteindre la teneur en liquide optimale sur l'ensemble du massif. Par conséquent, l'injection de lixiviat doit être la plus homogène possible ce qui est très complexe de par non seulement la nature hétérogène des déchets mais aussi de par les méthodes d'injection utilisées. Par ailleurs, il n'existe pas, actuellement, de procédures et de techniques d'injection de lixiviat standardisées. Il est donc primordial de mieux comprendre le comportement des déchets en tant que milieu poreux lors de l'injection de liquide de façon à pouvoir, à terme, optimiser les techniques et procédures d'injection. Pour cela, diverses expérimentations ont été réalisées dans le cadre du projet ANR «Bioréacteur». Parmi ces expériences, on note une expérience à l'échelle d'un pilote de 1 m³ environ (ou méso-échelle) ainsi qu'une injection sur site. La compréhension et la simulation numérique de ces deux expériences sont l'objet de cette section.

4.1 Généralités

4.1.1 Techniques d'injection

En 2007, la FNADE et l'Ademe publient une série de recommandations pour la gestion en mode bioréacteur des ISDND à partir d'une revue bibliographique des techniques mises en place

dans les ISDND bioréacteurs pilotes aux Etats-Unis et en France. En dehors de l'injection de liquide généralement utilisée, la pré-humidification a pu être pratiquée aux Etats-Unis (FNADE-Ademe, 2007). Cependant, l'aspersion des lixiviats en surface des casiers est interdite par la législation française. En effet, cela pourrait générer une forte production de biogaz difficile à collecter avec les dispositifs de récupération installés à l'avancement ce qui n'est pas acceptable d'un point de vue environnemental et sanitaire.

Il est de plus noté dans ce guide de recommandations que lors de la conception d'une ISDND gérée en mode bioréacteur, il est nécessaire de considérer les enjeux suivants :

- Humidifier de manière suffisante et homogène le massif de déchet
- Eviter le colmatage du réseau de drainage et d'injection de lixiviat
- Résister aux tassements importants générés par la biodégradation accélérée

Il existe trois procédés d'injection de liquide dans un massif de déchet (FNADE-Ademe, 2007; Haydar and Khire, 2007), les puits verticaux, les tranchées d'infiltration horizontales (parfois appelés puits horizontaux) et les banquettes drainantes (tranchées horizontales de grande taille).

Les avantages et inconvénients de ces différents procédés sont décrits Table 4.1.

TAB. 4.1: Avantages et inconvénients des procédés d'injections (FNADE-Ademe, 2007)

Procédé	Avantages	Inconvénients
Puits verticaux	<ul style="list-style-type: none"> • Accès facilité au fond du massif • Impact moindre des tassements 	<ul style="list-style-type: none"> • Rayon d'action limité (quelques mètres) • Difficulté d'injection en haut du massif • Surface drainante limitée
Tranchées horizontales	<ul style="list-style-type: none"> • Bonne surface d'échange • Efficacité de l'injection tout le long de la tranchée 	<ul style="list-style-type: none"> • Sensibilité aux tassements • Risque de colmatage élevé
Banquettes d'infiltration	<ul style="list-style-type: none"> • Grande surface d'échange 	<ul style="list-style-type: none"> • Coût plus élevé

De manière générale, le procédé d'injection par tranchées d'infiltration horizontales est le plus communément utilisé et considéré comme plus efficace que les puits verticaux (Benson et al., 2007).

4.1.2 Procédures d'injection

Les quantités de liquide injectées sont dépendantes de l'état d'humidité initiale du déchet ainsi que du système d'injection et de la quantité de déchet. Les valeurs données dans la littérature peuvent donc être parfois difficiles à comparer. Khire and Mukherjee (2007) citent des taux de recirculation de $0,01 \text{ m}^3 \cdot \text{jr}^{-1}$ par m^2 de surface de cellule d'ISDND pour des ISDND américaines utilisées en mode bioréacteurs. Haydar and Khire (2007) citent des valeurs de $1,1$ à $3,6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ par mètre de tranchée d'injection. Morris et al. (2003) mentionnent des valeurs de $7,5$ à $750 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ pour une injection dans des puits verticaux. L'étude FNADE-Ademe (2007) indique des valeurs de recirculation de quelques dixièmes à quelques litres par jour et par tonne de déchet. Par ailleurs, selon l'état de biodégradation des déchets le taux de recirculation est à adapter. En particulier, il est préférable de ne pas ou de peu injecter de liquide lors de la phase d'acidogénèse pour éviter un choc acide (FNADE-Ademe, 2007) qui conduit à l'inhibition de la biodégradation. Par ailleurs, il est conseillé de prévoir des périodes de repos et par conséquent il est préférable d'injecter avec un fort débit de manière alternative plutôt qu'à faible débit en continu (FNADE-Ademe, 2007). L'étude FNADE-Ademe (2007) relève des fréquences d'injection allant de la semaine au mois.

4.2 Hypothèses simplificatrices

Comme indiqué section 3.1, un modèle numérique complet des phénomènes présents dans un massif de déchets est complexe. Par conséquent, il est nécessaire de faire des hypothèses simplificatrices. Ces hypothèses doivent être choisies avec attention de manière à obtenir un modèle numérique simple mais se basant sur des données physiques et autant que possible expérimentales. Les hypothèses simplificatrices utilisées dans la modélisation de l'injection de lixiviat dans un massif de déchet sont décrites ci-après.

4.2.1 Effets thermiques

Les effets liés à la température sont négligés dans cette partie. En effet, les injections de lixiviat sont réalisées lors de la phase de dégradation anaérobie. Or, la dégradation anaérobie est isotherme voire faiblement exotherme et par conséquent n'entraîne pas de variation sensible de la température. Une autre source possible de variation de la température est la variation de la température extérieure au massif de déchet. Dans le cas de l'étude à l'échelle du pilote, la

température extérieure est thermostatée et donc ne varie pas. Dans le cas de l'étude à l'échelle du site, l'échelle de temps de l'étude (une journée) est faible par rapport aux variations importantes (saisonnères) de température. Par conséquent, l'influence des variations de température extérieure est probablement négligeable. La cause probable de variation de température ayant le plus d'influence sur l'étude de l'injection de lixiviat est la différence entre la température du lixiviat injecté (température ambiante) et la température du massif de déchet (35 à 40°C) en phase méthanogène. Cette différence de température peut affecter le comportement du déchet. Cependant, l'hypothèse est faite par la suite que cet impact reste faible.

4.2.2 Effets mécaniques

Les effets mécaniques liés en particulier aux tassements sont négligés. En effet, la préconsolidation du déchet est considérée comme suffisamment importante pour qu'il n'y ait pas de variation de masse volumique et autres paramètres sensibles sur la hauteur étudiée. A l'échelle du pilote, la hauteur étudiée est de 1 m pour une préconsolidation entre 5 et 20 kPa (Stoltz, 2009), et à l'échelle du site, la hauteur étudiée est de 5 m sous 1 m de sol pour une préconsolidation par compacteur de 20 kPa. Par conséquent, le poids propre des déchets et du sol le cas échéant n'est pas suffisant sur ces hauteurs pour générer une variation des propriétés du matériau sous l'effet des tassements mécaniques purs durant les expériences d'injection étudiées.

4.2.3 Effets biochimiques

Les effets biochimiques sont par ailleurs négligés. En effet l'échelle du temps caractéristique pour l'étude de l'injection est de l'ordre de la journée. Or, l'échelle du temps des phénomènes biochimiques est plutôt de l'ordre du mois. Par conséquent, on peut considérer que les variations dues aux phénomènes biochimiques sont suffisamment faibles à l'échelle de temps nécessaire à l'étude du processus d'injection pour être négligées. Ces considérations seront développées de manière approfondie dans la suite de ce chapitre en particulier dans le cas de l'étude à l'échelle du pilote.

4.2.4 Effet de la phase gazeuse

L'effet de l'écoulement du gaz est négligé. Il est en effet considéré que le gaz est toujours à la pression atmosphérique (hypothèse de Richards). Comme expliqué ci-dessus, la génération de biogaz est négligée, par conséquent il n'y a pas de mise en pression du gaz par la création de celui-ci lors de la biodégradation. De plus, dans les volumes étudiés, il est considéré que le biogaz a toujours suffisamment de chemins disponibles pour s'écouler très facilement vers l'extérieur du massif de déchet. Cette hypothèse est confortée par les observations faites lors des calculs de porosité totale et saturée au liquide qui indiquent l'existence d'une teneur en gaz irréductible (section 3.3.1).

4.3 Etude méso-échelle

4.3.1 Etude de stabilité numérique

Hydrus (Simunek et al., 2008) est un outil de modélisation aux éléments finis de milieu poreux en zone non saturée, et en particulier des sols. Ce logiciel permet de simuler les transferts de liquide et de chaleur ainsi que le transport de solutés. Les transferts de liquide sont modélisés par l'équation de Richards pour les milieux à saturation variable. L'équation de Richards est obtenue à partir des Eq. 3.1 et 3.2 en faisant l'hypothèse d'un milieu diphasique dont la phase gazeuse est à pression constante égale à la pression atmosphérique. Si l'on considère un seul réseau poreux et le terme puits / source nul, on obtient la forme suivante de l'équation de Richards avec h la succion :

$$\frac{\partial \theta_L}{\partial t} = -\nabla \cdot \frac{\rho_L k_i k_{rL} g}{\mu_L} (\nabla h + 1) \quad (4.1)$$

Le transfert de chaleur et le transport de solutés sont modélisés par des équations d'advection - dispersion. Par ailleurs, ce logiciel permet de prendre en compte l'effet de racines et les comportements de double porosité - double perméabilité. Cet outil permet entre autres l'utilisation de paramètres de rétention de Van Genuchten ou Brooks et Corey mais ne permet pas l'utilisation de courbes multimodales.

Les paramètres de rétention obtenus expérimentalement (section 3.3.1) tendent à rendre difficile la convergence numérique d'un modèle d'infiltration classique, en particulier pour des déchets faiblement compactés. En effet, comme présenté section 3.3.1, une des caractéristiques des courbes

de rétention des déchets est une très faible pression d'entrée d'air. Lors du déplacement d'un front de saturation, cela implique un très fort gradient de teneur en liquide entre la zone saturée et la zone non saturée. En effet, une faible variation de succion correspond, proche de la saturation, à une forte variation de teneur en liquide (section 3.3.1). La présence de ce fort gradient génère des problèmes de convergence numérique en particulier lors d'un éventuel déplacement du front de saturation.

De manière à mieux évaluer l'impact des paramètres caractéristiques de l'infiltration d'un liquide dans un milieu poreux avec un modèle d'infiltration classique, une étude a été réalisée avec Hydrus1D. Cette étude évalue en particulier l'effet de la valeur du paramètre de Van Genuchten α (m^{-1}) défini section 3.3.1 et se place dans un cadre similaire à celui de l'expérience méso-échelle présentée en détail par la suite section 4.3.2 avec différentes valeurs de débit, teneur en liquide à saturation et conductivité hydraulique à saturation. Cette expérience consiste en l'injection à débit constant pendant une durée de 2 heures, puis en une période de repos de 1 semaine environ, permettant le drainage gravitaire des liquides dans une cellule d'environ 1 m de hauteur pour une surface de 1 m^2 .

L'injection est simulée par un débit constant Q pendant 2 heures puis un flux nul en haut du domaine. Le bas du domaine est soumis à une condition de drainage libre. Un modèle de Van Genuchten avec simple porosité est choisi pour décrire la courbe de rétention. Les choix liés à la résolution numérique par défaut de Hydrus1D ont été utilisés (Simunek et al., 2008) avec un maillage de 100 cellules.

Les paramètres présentés Table 4.2 sont constants lors de l'étude. Lors des différentes tests réa-

TAB. 4.2: Paramètres constants pour l'étude de stabilité avec Hydrus1D

Teneur en liquide résiduelle	Paramètre de Van Genuchten	Tortuosité
θ_r ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$)	m (-)	η (-)
0,15	0,16	0,5

lisés, les variations type de la conductivité hydraulique à saturation ainsi que de la porosité sont présentées Table 4.3. Le paramètre de van Genuchten α est utilisé comme variable d'ajustement. Les valeurs par défaut des paramètres sont montrées Table 4.4. Les Fig. 4.1, 4.2 et 4.3 montrent les zones de stabilité et d'instabilité du modèle numérique en fonction de la teneur en liquide à saturation, du débit d'infiltration et de la conductivité hydraulique à saturation respectivement

TAB. 4.3: Variations des paramètres étudiés pour l'étude de stabilité avec Hydrus1D

Porosité totale	Débit d'injection	Conductivité hydraulique à saturation
ε_T ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$)	Q ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	K_s ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)
0,4 - 0,7	$5,5 \times 10^{-3}$ - $4,4 \times 10^{-2}$	10^{-4} - 1

TAB. 4.4: Valeurs de référence des paramètres étudiés pour l'étude de stabilité avec Hydrus1D

Porosité totale	Débit d'injection	Conductivité hydraulique à saturation
ε_T ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$)	Q ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	K_s ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)
0,55	$1,1 \times 10^{-2}$	10^{-2}

en considérant α comme paramètre critique. Plus la teneur en liquide à saturation est élevée,

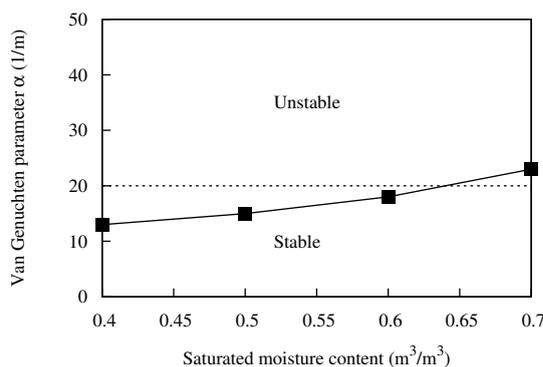


FIG. 4.1: Etude de la stabilité d'un modèle d'infiltration simple selon différentes valeurs de teneur en liquide à saturation

plus la zone stable est importante (Fig. 4.1). Une teneur en liquide à saturation plus importante implique un volume disponible pour le liquide plus important et permet donc un écoulement facilité pour un débit donné. De la même manière, un débit plus faible génère une meilleure stabilité du modèle (Fig. 4.2). Enfin, plus la conductivité hydraulique à saturation est forte, plus le modèle est stable à des valeurs de α fortes (Fig. 4.3). En effet, une conductivité hydraulique faible est un frein à l'écoulement. Dans les trois cas, on peut remarquer que les conditions défavorables à la création d'un front raide de saturation (forte porosité, faible débit d'injection et forte conductivité hydraulique) sont favorables à la stabilité numérique.

Par ailleurs la valeur de α minimale pour un déchet peu ou pas compacté (section 3.3.1, $\alpha = 20 \text{ m}^{-1}$) est indiquée par une droite en pointillé. L'ensemble des valeurs de α pour toutes les

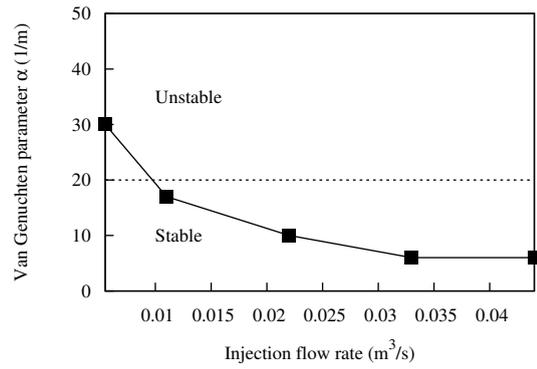


FIG. 4.2: Etude de la stabilité d'un modèle d'infiltration simple selon différentes valeurs de débit d'injection

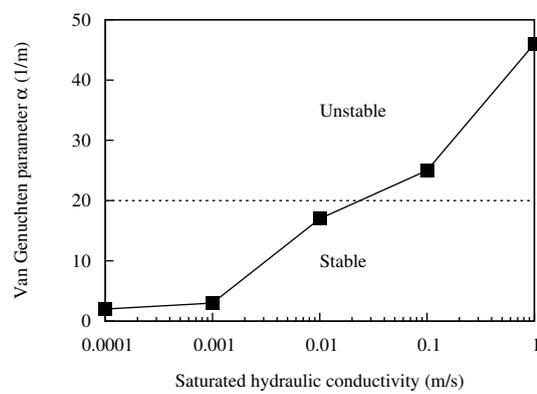


FIG. 4.3: Etude de la stabilité d'un modèle d'infiltration simple selon différentes valeurs de conductivité hydraulique à saturation

mesures de courbes de rétention obtenues section 3.3.1 sauf dans le cas fortement compacté sont donc supérieures à cette valeur. On peut observer que, dans les trois cas, la zone stable dans la gamme de α pour les déchets peu ou pas comprimés est très étroite.

Pour le débit de référence, les zones de stabilité pour des valeurs de α de déchets peu ou pas compactés correspond à des valeurs de conductivités hydrauliques très fortes ($> 0,02 \text{ m.s}^{-1}$) ou à des porosités très fortes. De telles valeurs de conductivités hydrauliques à saturation sont très supérieures à celles mesurées dans les déchets (section 3.3.2).

Par conséquent, il a été observé que la stabilité numérique pour un modèle d'infiltration simple est très difficile à obtenir.

Plusieurs conclusions peuvent être déduites de cette étude. Tout d'abord, les critères de convergence peuvent être assouplis. Cependant, il est alors primordial de vérifier, lors de l'utilisation d'un logiciel, la validité des résultats grâce à des critères comme par exemple la conservation de la masse. Par ailleurs, il est possible que les descriptions classiques de l'écoulement en milieu poreux doivent être adaptées pour prendre en compte la nature hétérogène des déchets. La faible pression d'entrée d'air peut dès lors être interprétée comme l'effet de l'existence d'écoulements préférentiels qui doivent être pris en compte de manière particulière. On peut cependant noter que l'infiltration à faible débit pose moins de problèmes numériques que l'infiltration entraînant une mise en saturation d'une partie du milieu.

4.3.2 Etude et simulation d'expériences méso-échelle

Les résultats de cette section font l'objet d'un article publié dans la revue *Waste Management* : «Experimental and theoretical assessment of the multi-domain flow behaviour in a waste body during leachate infiltration». Dans cet article est présenté une expérience d'injection de lixiviat sous diverses procédures d'injection avec suivi des variations de teneur en liquide par une sonde à neutrons. Les résultats expérimentaux sont simulés par un modèle original. Ce modèle est dit à double porosité. Il comprend une porosité connectée et une porosité non-connectée telle que décrite section 2.1.4 et 3.3.1. Par ailleurs, la porosité connectée est elle-même le lieu d'écoulements préférentiels représentés par des propriétés bimodales de la courbe de rétention.

Experimental and theoretical assessment of the multi-domain flow behaviour in a waste body during leachate infiltration

A-J. Tinet^{*,a}, L. Oxarango^{a,c}, R. Bayard^b, H. Benbelkacem^b, G. Stoltz^{a,1}, M. J. Staub^a, J-P. Gourc^a

^a *Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE), Université de Grenoble, BP 53 38041, Grenoble Cedex 09, France*

^b *Université de Lyon, INSA-Lyon, Laboratoire LGCIE, Bat. Carnot, 20, avenue A. Einstein, F-69621 Villeurbanne, France*

^c *Centre for Research in Environmental, Coastal and Hydrological Engineering, School of Civil Engineering, Surveying and Construction, University of KwaZulu-Natal, Howard College Campus, Durban 4041, South Africa*

Abstract

The optimisation of landfill operation is a key challenge for the upcoming years. A promising solution to improve Municipal Solid Waste (MSW) management is the bioreactor technology. A meso-scale (around 1 m³) experimental set-up was performed to study the effect of moisture control in low density conditions with different leachate injection operations and bioreactor monitoring including the use of a neutron probe. The moisture content distribution evolution demonstrates a multi-domain flow behaviour. A classic van Genuchten - Mualem description of the connected porosity proved insufficient to correctly describe the observed phenomena. A bimodal description of the connected porosity is proposed as solution and a connected / non-connected porosities numerical model was applied to the results. The model explains the experimental results reasonably well.

Key words: MSW, infiltration, double porosity, preferential flow, numerical model

*Corresponding author. Tel: (+33) 4 76 63 51 81

Email address: tinnet@ujf-grenoble.fr (A-J. Tinet)

¹Present address: LAEGO, INPL, Rue du Doyen Marcel Roubault, BP 40 54501, Vandoeuvre-les-Nancy Cedex, France

Nomenclature

ε_T	Total porosity ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$)	α_{VG}	Retention parameter for Van Genuchten mode (m^{-1})
θ_T	Total volumetric moisture content ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$)	α_{RS}	Retention parameter for exponential mode (m^{-1})
V_T	Total volume (m^3)	m	Retention parameter for macroporosity (-)
V_G	Gas volume (m^3)	n	Retention parameter for macroporosity (-)
V_L	Liquid volume (m^3)	b_1	Proportion parameter (-)
g	Gravity acceleration ($\text{m}.\text{s}^{-2}$)	b_2	Proportion parameter (-)
ρ_L	Liquid density ($\text{kg}.\text{m}^{-3}$)	k_M	Macroporosity permeability (m^2)
η	Tortuosity (-)	k_1	Permeability for Van Genuchten mode (m^2)
Γ_L	Exchange term (s^{-1})	k_2	Permeability for exponential mode (m^2)
F	Exchange parameter ($\text{m}^{-1}.\text{s}^{-1}$)	k_{rVG}	Relative permeability for Van Genuchten mode (m^2)
μ_L	Liquid dynamic viscosity ($\text{kg}.\text{m}^{-1}.\text{s}^{-1}$)	k_{rRS}	Relative permeability for exponential mode (m^2)
ε_M	Macroporous porosity ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$)	ε_m	Microporous porosity ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$)
θ_M	Macroporous volumetric moisture content ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$)	θ_m	Microporous volumetric moisture content ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$)
S_M	Macroporous saturation ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$)	S_m	Microporous saturation ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$)
V_{GM}	Macroporous gas volume (m^3)	V_{Gm}	Microporous gas volume (m^3)
V_{LM}	Macroporous liquid volume (m^3)	V_{Lm}	Microporous liquid volume (m^3)
h_M	Macroporous suction (m)	h_m	Microporous suction (m)
V_{LM}	Macroporous liquid volume (m^3)	V_{Lm}	Microporous liquid volume (m^3)
α	Macroporous retention parameter (m^{-1})	α_m	Microporous retention parameter (m^{-1})
S_{VG}	Saturation for Van Genuchten mode ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$)	m_m	Microporous retention parameter (-)
S_{RS}	Saturation for exponential mode ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$)	n_m	Microporous retention parameter (-)

1. Introduction

The optimisation of landfill operation is a key challenge for the upcoming years. A promising solution to improve Municipal Solid Waste (MSW) management is the bioreactor technology (Benson et al., 2007). This technology aims at optimising and enhancing the physico-chemical conditions to reduce the waste stabilisation time. In France, the current trend is to optimise the anaerobic biodegradation with leachate recirculation. The expected advantages of leachate recirculation are the enhancement of MSW biodegradation and stabilisation, the enhancement of biogas kinetics and energy production and the decrease of organic pollution due to leachates (Benson et al., 2007). In order to correctly design leachate injection and collection system, one should know MSW hydraulic properties and leachate flow characteristics. Various authors have proposed flow models

for MSW. Aside from "black box" models (Farquhar, 1989; Schroeder et al., 1994) that do not allow detailed knowledge of the moisture distribution within the MSW, some authors proposed flow models based on the classic theories of flow in soils (Khire and Mukherjee, 2007). However, reported experimental studies seemed to indicate that these models are probably insufficient to accurately describe flow in MSW, particularly due to the strong variability of MSW (Capelo and De Castro, 2007). Capelo and De Castro (2007) made an investigation of transient flow in unsaturated MSW using a neutron probe. They concluded that a simple porosity approach could not correctly describe their observations. This analysis is consistent with the results of Beaven et al. (2003) who performed tracer experiments. They measured the concentration of tracer in the leachate outflow after an injection with a steady state leachate circulation in the waste. They showed that whilst a high concentration of tracer was rapidly observed, a residual tracer concentration was measured even long after the injection. Consequently, Beaven et al. (2003) proposed a conceptual matrix-fracture transport model to represent this behaviour. Other models for the description of the heterogeneous nature of waste were developed. For instance, McCreanor and Reinhart (2000) combined a classic soil model with a stochastic distribution of hydraulic conductivity, and Rosqvist and Destouni (2000) proposed a double porosity - double permeability model for contaminant transport.

Heterogeneous porous media involving preferential flow have thoroughly been studied in petroleum engineering as well as in soil and agricultural sciences. These studies were motivated to get a better understanding of the fluid movement as well as the contaminant transport within the soil. Flow in unsaturated heterogeneous porous media results in irregular wetting of the medium. From the definition of Feyen et al. (1998) two types of heterogeneities can be distinguished. The "macro"-heterogeneities are due to localised materials presenting different properties. In general these heterogeneities are modelled using a stochastic representation of the medium properties (McCreanor and Reinhart, 2000) or a deterministic approach. The "micro"-heterogeneities are scattered over the whole medium. It could be sensitive at the finer scale thus cannot be modelled realistically using a stochastic method. Different approaches exist to model the effect of "micro"-heterogeneities on fluid flow. It is possible to divide these approaches into three groups (Samardzioska and Popov, 2005; Kohne and Simunek, 2009). The first and most accurate approach is the use of a deterministic model. This method is very accurate because it represents realistically the "micro"-heterogeneities. However, it requires to know the medium with a great level of details and has an important numerical cost. Another approach is to use an equivalent continuum model. This method implies the use of modified properties, such as multimodal hydraulic properties (Ross and Smetten, 2000; Brouyère, 2006; Coppola et al., 2009). An equivalent continuum approach has low numerical cost and is fairly accurate, however it does not differentiate the heterogeneities. The third description is the multiporosity model. This approach divides the medium into multiple overlapping porous networks. Each continuum has its own characteristics. The flow and/or transport is modelled in

each networks and a coupling term describes the transfer in between them. The multiporosity approach was introduced by Barenblatt et al. (1960) and further developed by Warren and Root (1963). Gerke and Van Genuchten (1993a) and Gerke et al. (2009) proposed a more complete model, including a double porosity - double permeability model, as well as a detailed exchange term. Other authors, such as Gwo et al. (1995), Bai and Roegiers (1997) or Wu et al. (2004) developed multiporous models considering more than two porosities.

A study the effect of moisture control with different leachate injection operations and bioreactor monitoring (Bayard et al., 2009; Staub et al., 2010; Gourc et al., 2009) was performed. This paper presents some experimental results of this program as well as a conceptualisation and modelling of the flow processes, in particular the preferential flows, occurring in MSW. For simplification the mechanical and biological aspects are not considered in this study. Such considerations were however studied by Olivier and Gourc (2007) or Warith (2002). The experimental and simulation results are compared.

2. Materials and method

2.1. Experimental set-up

A meso-scale experiment was set up in order to study the fluid transfers in MSW. It consists of three 0.94 m³ model landfill pilots (Fig. 1). The reactors were constructed with high density polyethylene tank of 0.96 m internal diameter and 1.3 m height. As shown on Fig. 1, a gravel layer (thickness 0.1 m, gravel particle size < 0.01 m) was added to enable leachate drainage at the bottom of the pilot in order to prevent waste saturation. To avoid the migration of solid particles with leachate and prevent the drainage system clogging, this gravel layer was covered with a non-woven geotextile of filtration opening size $O_F = 100 \mu\text{m}$. Each reactor was uniformly filled with MSW to reach a total wet density of around 650 kg.m⁻³, that means an initial volumetric moisture content $\theta_{\text{ini}} \approx 22\%$, and was incubated at $35 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ to simulate actual bioreactor landfill conditions. Details on pilots waste characteristics and experimental protocols are given Table 1. In order to optimise the homogeneity of the injection over the waste surface, a tubular ring disposed at the top of a gravel layer (of the same type as the drainage layer) was used as a distribution system (see Fig. 1). Pilots were monitored for temperature, leachate quality, biogas quality and production, local and global moisture content and settlement. The moisture content evolution is the focus of this paper. The experimental results corresponding to a given injection cycle are measured just before starting the following injection. Global leachate balance in the pilots was monitored every week and an aluminium tube in the middle of the pilot was used for moisture content measurement using a neutron probe before and after each injection.

A calibration of the neutron probe measurements is necessary to obtain moisture content values. The calibration method, based on the global leachate balance, is presented by Staub et al. (2010). Neutron probe is estimated to have a measurement region radius of about 0.1 m around the

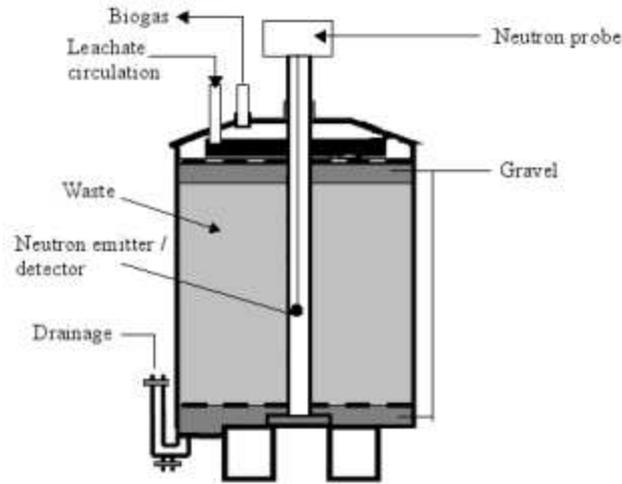


Figure 1: Schematic description of the pilots

aluminium tube (Staub et al., 2010). Pilot B1 was initially saturated with leachate from bottom

Table 1: Pilots waste characteristics and experimental protocols

Pilot	B1	B2	B3
Wet mass (kg)	545	542	539
Initial volumetric moisture content (%)	22	22	22
Waste dry density (10^3 kg.m^{-3})	0.45	0.44	0.45
Humidification procedure	Saturation/ Drainage	Weekly Injection	Weekly Injection

to top, 327.8 L of leachate was initially added. After about 12 hours of soaking time, desaturation started and leachate was allowed to drain due to gravity effect for several weeks. No leachate was subsequently injected into this pilot. Pilots B2 and B3 received weekly two hours long leachate injections of a volume of 22.0 L and 5.5 L respectively, corresponding to 0.052 and 0.013 L/t_{DM} (litre per ton of dry mass). The time considered for the comparison of experimental and simulation results was limited in order to keep similar conditions for each pilot. The comparison was made before settlement reached 5%. In other words, comparison is made before biodegradation has a significant effect on the waste structure that is observable through a strong restructuration of the moisture content profile.

2.2. Waste characterisation

The waste used was a fresh MSW sampled before landfilling in a sanitary landfill site located in the south-east of France. It was spread out in a 50 cm layer on a concrete platform during

15 days to insure a passive aeration. This pretreatment aimed at simulating the early stage of aerobic degradation occurring in landfills and at preventing the acidic inhibition of methanogenesis. The leachate used was retrieved from the same landfill. The waste material was shredded down to approximately 70 mm. Shredding was performed to avoid scale effects in pilots. It is likely that an unshredded material would show additional stochastic effects and demonstrate enhanced preferential flows. Waste sampling prior to analysis was performed with respect to the French standard procedure XP X30-408 (AFNOR, 2007) also called the MODECOMTM procedure, waste composition is shown in Table 2. The hydraulic characteristics of this MSW were obtained through

Table 2: Waste composition in % dry mass (DM) according to MODECOM

Waste Category	Composition (% _{DM})
Putrescibles	2.47%
Combustibles	3.68%
Non - Combustibles	4.80%
Paper / Cardboard	23.96%
Textiles	3.99%
Fines	27.52%
Plastics	14.61%
Metal	7.70%
Glass	8.30%
Others	2.97%

smaller scale laboratory experiments (around 10 kg_{DM}). A retention curve (Fig. 2) on the same MSW with similar dry density (within 15%) was obtained using a controlled suction oedometer as explained by Stoltz (2009). The total moisture content corresponds to the volumetric moisture content (liquid volume over total volume). Due to difficulties to fully saturate the medium with this experiment, porosity (defined as the void volume over total volume) ($\varepsilon_T = 0.65 m^3.m^{-3}$) was also determined using gas pycnometry as explained by Stoltz et al. (2010) in order to ensure an accurate value. Saturated permeability ($k_{sat} = 2 \times 10^{-12} m^2$) was measured in a falling head and constant head permeameter cell (Stoltz et al., 2010) for the same waste.

3. Experimental results

Fig. 3 shows the evolution of global moisture content with time in the three pilots. The global moisture content corresponds to the volumetric moisture content (liquid volume over total volume) averaged over the pilot.

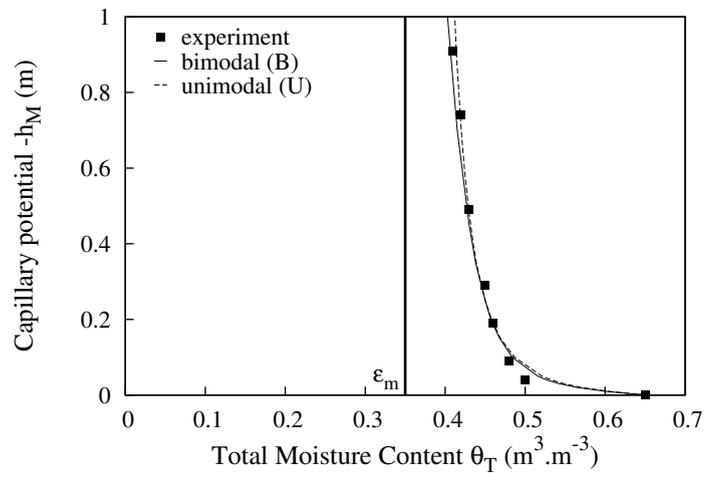


Figure 2: Experimental retention curve of the flowing porosity and its modelisation using a bimodal model (B) and unimodal model (U)

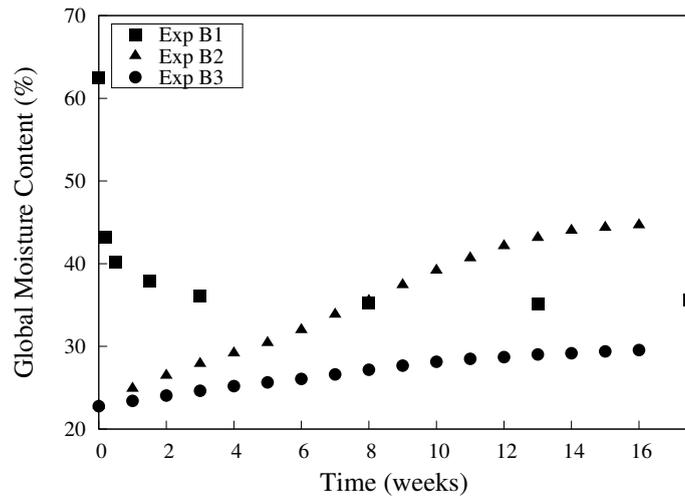


Figure 3: Global volumetric moisture content time evolution for the three pilots - Experimental values

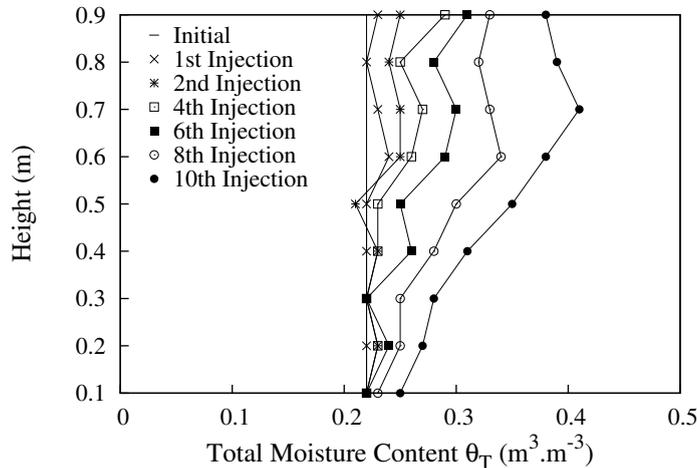


Figure 4: Neutron probe volumetric moisture content profiles for pilot B2

3.1. High rate injection procedure - Pilot B2

In pilot B2, a linear increase of global moisture content from injection cycle to cycle for the first thirteen weeks of experimentation is observed (Fig. 3). The ratio between drained and injected volume is around 50% (Fig. 3) corresponding to an average of 11 L drained leachate for 22 L injected leachate. After week 13, all of the injected volume flows through the domain without any significant increase in global moisture content of the waste. These observations indicate an important storage of leachate in the MSW, the maximum moisture content reaching 45% (meaning a gravimetric moisture of around $0.70 \text{ kg.kg}_{WM}^{-1}$, with WM the wet matter), as well as a fast percolation of leachate. As shown by the total moisture content profile obtained from neutron probe measurements (Fig. 4), the accumulation of leachate tends to occur at the top of the pilot cycle after cycle.

3.2. Low rate injection procedure - Pilot B3

Fig. 3 shows a linear increase of global moisture content for pilot B3 with a stabilisation reached at a much lower moisture content than the maximum global moisture content reached in pilot B2 (45%). The first outflow was observed during the third cycle. Fig. 5 present the total moisture content θ_T profiles obtained through neutron probe measurements. The experimental results show little trend of the moisture distribution evolution and demonstrates the heterogeneity of the material as well as the difficulty to accurately measure the local moisture evolution when there is little variation.

3.3. Saturation and drainage procedure - Pilot B1

The experiment shows a rapid desaturation of the MSW until stabilisation to total moisture content around 35% (Fig. 3). It can be noted that this final moisture content is sensibly below the

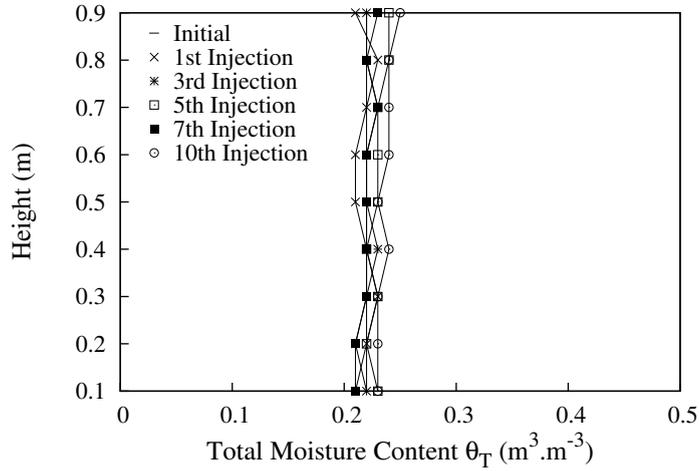


Figure 5: Neutron probe volumetric moisture content profiles for pilot B3

maximum moisture content observed on pilot B2 which is equal to 45 %. This moisture content often and later referred to as a field capacity is strongly dependent on the experimental conditions. The infiltration procedure was actually stopped later on in pilot B2 and it was observed that the moisture content remained at 45 %. The field capacity was experimentally reached in pilot B1 in a second phase (not presented in this paper) using a wetting procedure alike the one of B2. This value also corresponds to the equilibrium value obtained in B2. The experimental total moisture content profile (Fig. 6) is relatively homogeneous with only a slight increase in total moisture content with depth due to gravity.

4. Theory and Concepts

4.1. Double medium

MSW is a notably heterogeneous and complex medium. As suggested by the experiments from Beaven et al. (2003) and Capelo and De Castro (2007), a double continuum model seems necessary for the interpretation of MSW behaviour towards contaminant transport and / or fluid flow. The main assumption of a double continuum model is that the medium consists in two distinct pore networks, both described as a homogeneous continuum with different hydraulic properties and that may interact. For the MSW material, two types of porosity are distinguished (Fig. 7):

- Connected pores or macropores

These pores are accessible to suction and allow fluid flow. The macropores' size distribution ranges from micrometer scale to a few millimetres for a shredded waste such as the one studied. The moisture contained in macropores may thus undergo a capillary - gravity flow.

- Non / ill-connected pores or micropores

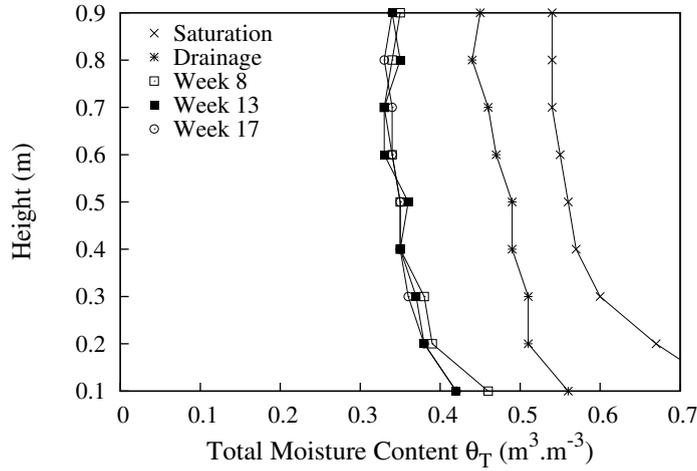


Figure 6: Neutron probe volumetric moisture content profiles for pilot B1

In this study, the main assumption concerning the micropore continuum is that it is hydraulically disconnected at the observation scale. Consequently, these pores only allow moisture storage without flow. Micropores may include constitutive pores (for instance pores within organic materials), adsorbed moisture or more generally ill-connected areas of the porous network such as porous inclusions that may be hydraulically isolated by impermeable layers (such as plastics) or large gas filled pores. MSW consists of three phases: solid (S), liquid (L) and gas (G), these last two phases

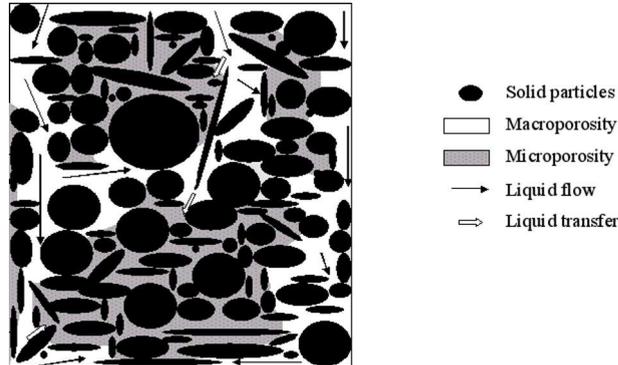


Figure 7: Conceptual representation of MSW

can be separated in two subdomains due to the double continuum hypothesis: micropores (m) and macropores (M) (Fig. 8). Characteristic parameters such as porosity ε ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$) and moisture content ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$) can then be defined for each subdomain. In this paper, the term moisture content refers to the volumetric moisture content labelled θ . Following definitions are considered:

- Macroporous porosity and moisture content

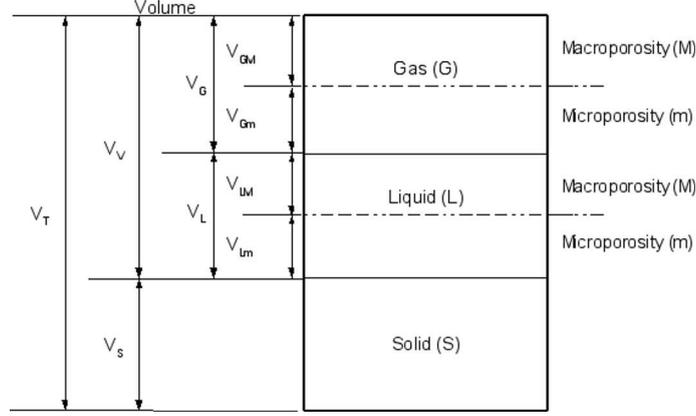


Figure 8: MSW elementary volume phases description

$$\varepsilon_M = \frac{V_{GM} + V_{LM}}{V_T} \quad (1)$$

$$\theta_M = \frac{V_{LM}}{V_T} \quad (2)$$

- Microporous porosity and moisture content

$$\varepsilon_m = \frac{V_{Gm} + V_{Lm}}{V_T} = \varepsilon_T - \varepsilon_M \quad (3)$$

$$\theta_m = \frac{V_{Lm}}{V_T} = \theta_T - \theta_M \quad (4)$$

- Macroporous saturation ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$)

$$S_M = \frac{\theta_M}{\varepsilon_M} \quad (5)$$

- Microporous saturation ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$)

$$S_m = \frac{\theta_m}{\varepsilon_m} \quad (6)$$

Actually, only the total porosity was experimentally measured. The choice of the microporosity and macroporosity values is made using the retention curve (Fig.2). The moisture content lower than 0.35 that may be classically interpreted as residual moisture content is supposed to be the microporosity.

4.2. Hydraulic properties

4.2.1. Macroporosity hydraulic properties

In soil sciences, the classic van Genuchten - Mualem model is often used to represent the medium hydraulic properties, specifically retention properties and relative permeabilities. The van Genuchten (1980) model gives a relationship between the medium effective saturation and suction (Eq. (7)).

$$S_M = (1 + (\alpha h_M)^n)^{-m} \quad (7)$$

Where S_M ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$) is the macroporosity saturation defined Eq.(5), α (m^{-1}), m (-) and n (-) are fitting parameters. The Mualem (1976) model describes the permeability evolution with the medium saturation from the retention curve. A central assumption to this model is that the poral network consists in interconnected pores of length proportional to their radii. Poiseuille's law is applied to the pore size distribution in order to describe the flow rates with respect to each pore size. Besides, the medium tortuosity and the partial correlation of pores of different radii at a given moisture content are modelled by a power law of the macroporosity saturation S_M with the introduction of the tortuosity coefficient η (-). Mualem derives the following equation for the relative permeability k_r (m^2):

$$k_r = S_M^\eta \left[\int_0^{S_M} \frac{1}{h} dS_M / \int_0^1 \frac{1}{h} dS_M \right]^2 \quad (8)$$

In soil science the tortuosity coefficient is generally chosen equal to 0.5. Besides, when this model is associated with the van Genuchten model the constraint $m = 1 - 1/n$ is applied in Eq. (7). One should note that the van Genuchten - Mualem model is known to overestimate the permeability decrease due to the medium desaturation (Ippisch et al., 2006). The classic van Genuchten - Mualem model fitted against the experimental retention curve (Fig. 2, $\alpha = 90 \text{ m}^{-1}$ and $m = 0.26$) predicts a very low relative permeability (Fig. 9). There is, to the author's knowledge, no experimental device allowing direct liquid permeability measurement in unsaturated MSW. Considering that the presence of preferential pathways within the macroporosity are likely to occur, bimodal models, such as the one proposed by Ross and Smetten (2000) could be considered. A bimodal model can

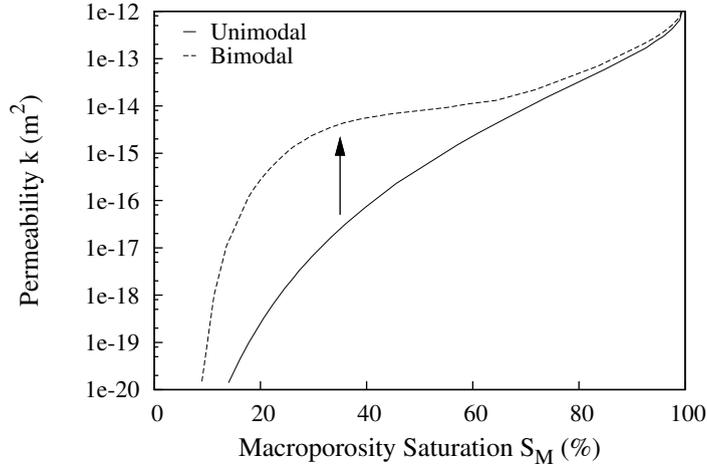


Figure 9: Macroporosity relative permeability bimodal (B) and unimodal (U) model comparison

allow part of the flow to bypass the rest of the porosity while still ensuring the capillary equilibrium and poral network connection. This model is the sum of two unimodal models. In the bimodal model developed by Ross and Smetten (2000), the retention curve is described by the sum of a van

Genuchten model and an exponential model (Eq. (9)).

$$S_M = b_1 S_{VG} + b_2 S_{RS} \quad (9)$$

$$= b_1 (1 + (\alpha_{VG} h_M)^{\frac{1}{m-1}})^{-m} + b_2 (1 + (\alpha_{RS} h_M)) e^{-\alpha_{RS} h_M}$$

$$b_1 + b_2 = 1 \quad (10)$$

Where b_1 (-) and b_2 (-) are proportion parameters and α_{VG} (m^{-1}), m (-), n (-) and α_{RS} are fitting parameters. The permeability is calculated using the Mualem model for both terms of the retention curve (Eq. (11), (12) and (13)).

$$k_M = k_1 k_{rVG} + k_2 k_{rRS} \quad (11)$$

$$k_{rVG} = S_{VG}^\eta [1 - (1 + (\alpha_{VG} h_M)^{\frac{1}{m-1}})^{-m}]^2 \quad (12)$$

$$k_{rRS} = S_{RS}^\eta (\exp(\alpha_{RS} h_M))^2 \quad (13)$$

Where k_1 (m^2) and k_2 (m^2) are the intrinsic permeabilities associated with each mode of the retention curve. The macroporous hydraulic parameters, b_1 (0.9), b_2 (0.1), α_{VG} ($100 m^{-1}$), α_{RS} ($2 m^{-1}$), and m (0.28) are fitting parameters of the experimental retention curve (Fig. 2). The fit is performed using trial and error method with minimisation of the quadratic error. The part of saturation and permeability represented by the van Genuchten model takes into account the majority of the macroporosity and in particular the largest size pores. Consequently, the intrinsic permeability k_1 can be assimilated to the experimental saturated permeability (Stoltz et al., 2010) ($2 \times 10^{-12} m^2$). The intrinsic permeability k_2 is a calibration parameter. The calibration of parameter k_2 ($1 \times 10^{-14} m^2$) was realised using trial B2. In this case, the model represents a porous medium consisting of a well-connected scattered pore size system with few midsize pores that may bypass the rest of the macroporosity. This midsize pore network is still saturated even for a relatively low moisture content and thus the leachate flows faster in such conditions than predicted by the unimodal model. A comparison between an unimodal van Genuchten - Mualem and the bimodal permeability functions is shown in Fig. 9. The increase in permeabilities for low moisture content is clearly demonstrated. For macroporosity saturation corresponding to the range studied in pilots B2 and B3 ($S_M \approx 25-35$ %) the increase in permeability is at least of two orders of magnitude.

4.2.2. Microporosity hydraulic properties

The microporosity is spread in the medium, thus its retention properties are not accessible experimentally. Hence, a classic van Genuchten model (Eq. (14)) is used for the microporosity retention curve with parameters alike those of fine sand (see Fig. 10) and using the Mualem constraint ($m_m = 1 - 1/n_m$). The values are listed Table 3.

$$S_m = (1 + (\alpha_m h_m)^{n_m})^{-m_m} \quad (14)$$

Due to the lack of data, the microporous hydraulic parameters are arbitrarily chosen using though the two known points (at saturation and in the initial conditions) as shown in Fig. (10). In

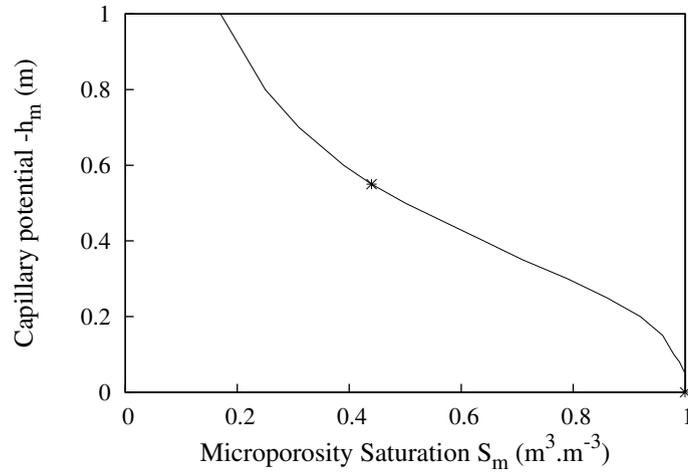


Figure 10: Microporosity retention curve

the initial condition, the capillary equilibrium between the macroporosity and the microporosity is supposed reached. Both porosities suctions are equal and the total moisture content is the experimental moisture content. Moreover, the moisture content ratio between macroporosity and microporosity is supposed to be 1.

4.3. Flow model

The macroporous and microporous continua are respectively described with a Richards equation (Eq. (15)) and a mass conservation equation (Eq. (16)) both coupled with a first-order exchange term, noted Γ_L (s^{-1}), as shown in the following equations:

$$\frac{1}{\varepsilon_M} \frac{\partial S_M}{\partial t} = -\nabla \frac{k_M \rho_L g}{\mu_L} (\nabla h_M + 1) - \Gamma_L \quad (15)$$

$$\frac{1}{\varepsilon_m} \frac{\partial S_m}{\partial t} = \Gamma_L \quad (16)$$

$$\Gamma_L = F(h_M - h_m) \quad (17)$$

The parameter k_M (m^2) represent the macroporosity permeability, μ_L ($kg.m^{-1}.s^{-1}$) the leachate dynamic viscosity, ρ_L ($kg.m^{-3}$) the leachate density, g ($9.81 m.s^{-2}$) the gravity acceleration and h_M [h_m] (m) the macroporous [microporous] suction head. The leachate dynamic viscosity and density were chosen equal to the one of water ($\mu_L = 10^{-3} kg.m^{-1}.s^{-1}$ and $\rho_L = 1000 kg.m^{-3}$). As shown in Eq. (17), the fluid transfer is function of the suction gap between the two porosities, besides, the exchange parameter F ($m^{-1}.s^{-1}$) is chosen constant and is a calibration parameter. It can be noted that more detailed descriptions of the exchange parameter F exist (Gerke and Van Genuchten, 1993a), but due to lack of data the simplest description of F is selected. The

calibration of parameter F was made using the experiment B2 with the trial and error method. The difference between the two continua retention properties is essential to describe the storage capacity of the material.

4.4. Numerical Model and Parameters

The waste domain is simulated as a one-dimensional mesh, *i.e.* the horizontal flow effect is neglected. A free drainage condition (gravity induced flow) is imposed at the bottom of the domain (except for the half-day saturation time of pilot B1) while a Neumann boundary condition is imposed at the top boundary to represent the constant flow rate during injections and the no-flux condition any time else. The gravel layer is simulated as a boundary condition. It is assumed that its permeability is sufficiently high and its retention properties sufficiently low to allow free drainage. The previously described model is simulated using the finite volume method with a semi-implicit time discretisation and a time-step adaptation. Non-linearity is dealt with the Picard method. This numerical model is close to the Hydrus model (Simunek et al., 2008) but the latest would have needed an adaptation to the very steep retention curves that lead to the numerical difficulties and does not allow the use of bimodal approach such as the one developed by Ross and Smetten (2000).

The initial conditions in suction are chosen so that the global volumetric moisture content is the one experimentally measured. Moreover, similar mean values for both macroporosity and microporosity initial suction profiles were chosen. This choice is motivated by the consideration that the MSW was in an almost stable hydraulic state at the initial time. Since the macroporosity is connected, the moisture content is influenced by gravity and thus is higher at the bottom of the pilot in steady state. The microporosity is however unconnected hydraulically. Since the MSW is considered rather homogeneous in terms of total moisture content before disposal, the moisture content in the microporosity may be considered initially constant along the height of the pilot as first approximation. Moreover, the moisture content ratio between macroporosity and microporosity is supposed to be 1.

This assumption defines the suction / moisture content initial value in the microporosity as shown in Fig. 10. The numerical simulation initialisation involves a relaxation without any injections. Due to the very steep nature of the retention curves, the numerical resolution of the presented problem was proven difficult. To minimise the numerical issues, a very fine spatial discretisation was required (5000 cells). Thus the calculation time remained high. A summary of the model parameters is shown in Table 3. It is important to note that the same set of parameters is used for all simulations.

5. Results and Discussion

The models used to offer a better understanding of the observed phenomenon are listed Table 4.

Table 3: Model parameters

Parameter description	Parameter value	Determination method
Macroporous porosity ε_M ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$)	0.30	Retention curve fitting
Microporous porosity ε_m ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$)	0.35	Retention curve fitting
Proportion parameters $b_1 - b_2$ (-)	0.9 – 0.1	Retention curve fitting
Macroporous hydraulic parameter α_{vG} (m^{-1})	100	Retention curve fitting
Macroporous hydraulic parameter m (-)	0.28	Retention curve fitting
Macroporous hydraulic parameter α_{RS} (m^{-1})	2	Retention curve fitting
Intrinsic permeability k_1 (m^2)	2×10^{-12}	Experimental result
Intrinsic permeability k_2 (m^2)	1×10^{-14}	Calibration parameter
Exchange factor F ($\text{m}^{-1}.\text{s}^{-1}$)	9.81×10^{-7}	Calibration parameter
Microporous hydraulic parameter α_m (m^{-1})	2.5	Arbitrarily chosen
Microporous hydraulic parameter m_m	0.65	Arbitrarily chosen

Table 4: Model denominations

Model	Porosity representation	Retention curve type
SP-U	Single Porosity	Unimodal
DP-U	Double Porosity	Unimodal
SP-B	Single Porosity	Bimodal
DP-B	Double Porosity	Bimodal

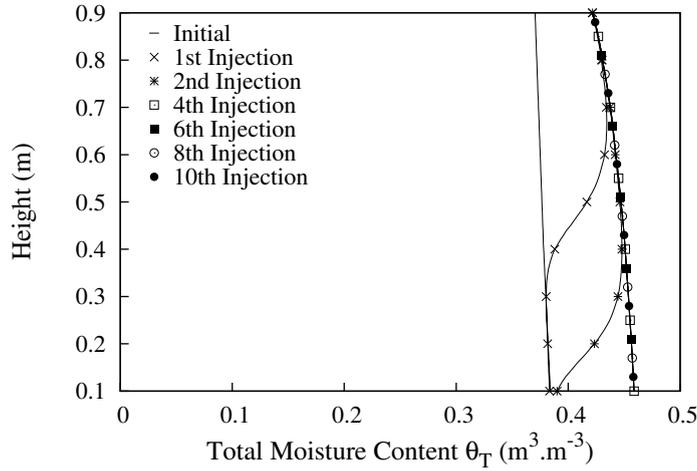


Figure 11: Simulated moisture content profiles with single porosity model for pilot B2 using Hydrus1D for SP-U model

5.1. Simplified models - Pilot B2

5.1.1. Single porosity - Unimodal model (SP-U)

A traditional single porosity model using Richards equation and Van Genuchten - Mualem hydraulic properties was performed with Hydrus1D. The Van Genuchten parameters used for the study and determined from a fit of the experimental retention curve (Fig. 2) are a residual moisture content of 35 %, a saturated moisture content of 65 %, $\alpha = 90 \text{ m}^{-1}$ and $m = 0.26$. This choice of parameters leads to higher initial global moisture content compared to the experiment since it is equivalent to a filled microporosity without transfer. Moreover, to allow convergence of Hydrus1D the saturated permeability was set 5000 times higher than its actual value, otherwise the calculation leads to numerical crash. The simulation results can be seen Fig. 11.

For the first few cycles the single porosity model predicts an accumulation of leachate at the top of the sample without any outflow from the pilot. This numerical result contradicts the experimental observation of 50 % drainage from the first injection cycle. A stable total moisture content profile is calculated after the fourth injection cycle (Fig. 11). The SP-U model predicts an accumulation at the bottom of the pilot due to gravity. This numerical trend disagrees with the experimental observation from neutron probe measurements (Fig. 4) which shows an accumulation of leachate at the top of the pilot cycle after cycle.

5.1.2. Double porosity - Unimodal model (DP-U)

The presence of the non-flowing microporosity likely allows storage at the top of the waste domain. The flow tends towards the single porosity - unimodal (SP-U) model when the exchange term tends towards zero. However, the flow in the macroporosity (flowing domain) described

by unimodal Van Genuchten properties is slowed down by the transfer towards the microporosity. Consequently, using the experimentally obtained parameters, no outflow could occur during a number of cycles higher than that with the SP-U model (Fig. 11).

5.1.3. Single porosity - Bimodal model (SP-B)

The use of a bimodal retention curve enhances the flow and thus, given adequate parameters, may allow drainage from the first few injection cycles. However, as shown in the 4th to 10th moisture content profile (Fig. 11), Richards equation induces an equilibrium with increasing suction towards the top of the domain. This trend observed with the SP-U model would be reproduced with SP-B model since the governing equations are the same. Consequently, storage at the top of the domain cycle after cycle cannot be restituted.

The models SP-U, DP-U and SP-B thus fail to describe the two main experimentally observed characteristics of flow in waste, in other words the simulation of drainage and the top storage. A connected / non-connected double porosity with bimodal hydraulic properties of the connected porosity was used to overcome this difficulty.

5.2. Double Porosity - Bimodal model (DP-B)

5.2.1. High rate injection procedure - Pilot B2

Fig. 12 shows the comparison of global moisture content with time in the three pilots between experiments and the numerical DP-B model. The developed DP-B model is well correlated

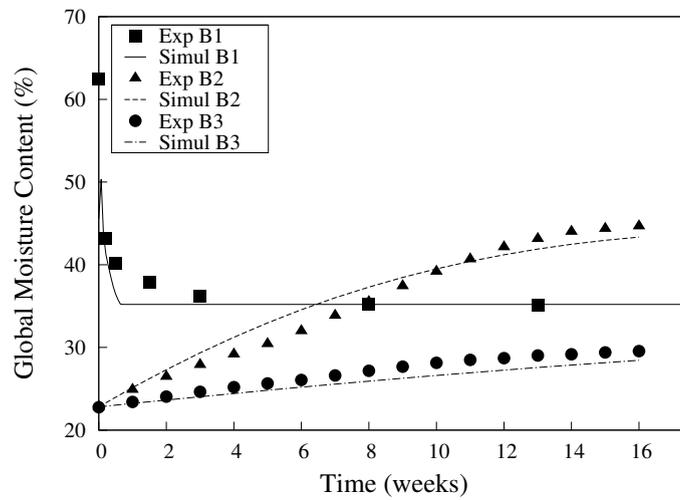


Figure 12: Global volumetric moisture content time evolution for the three pilots. Comparison between experiments (noted Exp) and numerical DP-B model (noted Sim)

with experimental results as shown in Fig. 12. The model shows a trend to slightly overestimate liquid storage during the first weeks in comparison to experimental observation, the initial slope of the simulated curve shown Fig. 12 being more important. Fig. 13 presents the simulated

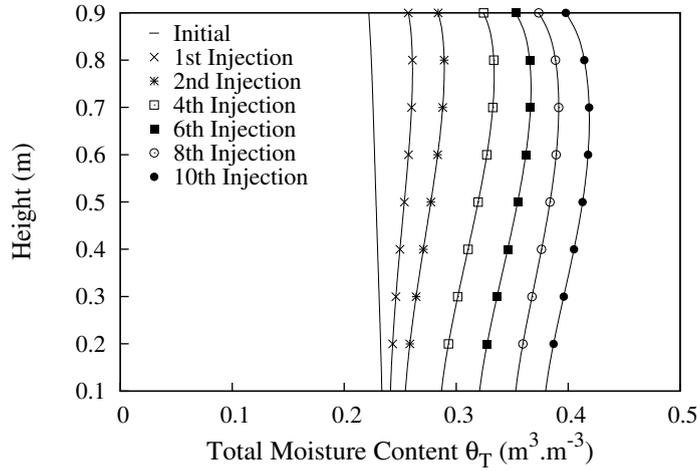


Figure 13: Simulated volumetric moisture content profiles for pilot B2 using DP-B model

total moisture content profiles for pilot B2. The simulated profiles show, as it is experimentally observed, a preferential storage of leachate towards the top of the MSW domain. Besides, the total moisture content profiles tend towards a more homogeneous distribution. However the total moisture content at the bottom of the pilot remains lower than the one at the top. The choice of an exchange factor F depending on the continua interface properties as presented by Gerke and Van Genuchten (1993a) may be a solution to obtain a better representation of the moisture profiles. However, the lack of data makes it difficult to choose a more detailed description of the exchange factor.

The developed DP-B model allows an analysis of the phenomena causing the observed hydraulic behaviour. The macroporous medium is saturated at the top of the pilot during injection. The small suction head h_M in this area enhances the exchange of leachate from macroporosity to microporosity, thus causing an accumulation of immobile leachate at the top of the waste. During infiltration, a spreading of the saturation front occurs due to hydraulic properties of MSW, causing an increase in the macroporosity suction head towards the bottom of the pilot. Consequently, leachate transfer from macroporosity to microporosity is lessened which explains the total moisture content profile (*i.e.* preferential leachate storage at the top of the domain). This analysis is supported by the evolution of the exchange term Γ_L with time shown Fig. 14. It can also be observed that a residual exchange still exists at the end of the injection cycle but in a smaller amount than during the injection.

5.2.2. Low rate injection procedure - Pilot B3

The global moisture trend demonstrated by the experiment (stabilisation reached before field capacity) makes it probable that important preferential pathways are created early on, not allowing the injections to homogeneously humidify the medium, and as a consequence to reach all the

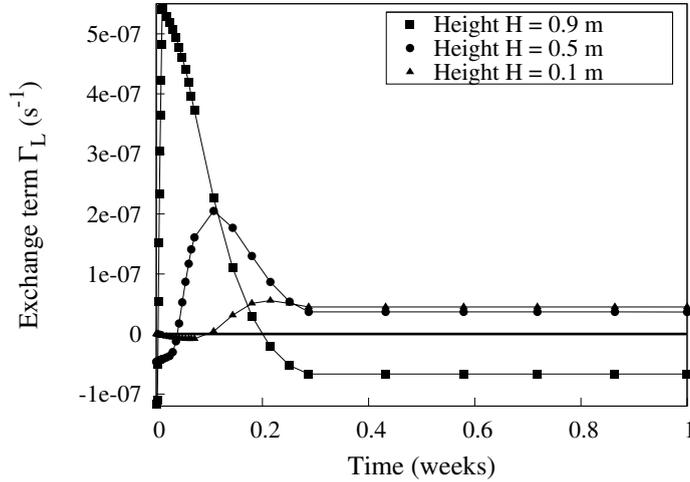


Figure 14: Evolution of local exchange term during the first injection cycle at various heights for pilot B2

microporosity. The DP-B model simulation is in satisfying agreement with the experimental results. Fig. 15 present the total moisture content θ_T profiles obtained with the numerical DP-B model. The simulation results show a preferential storage of moisture towards the top of the domain similarly to what is observed for pilot B2.

5.2.3. Saturation and drainage procedure - Pilot B1

The initial moisture content of pilot B1, *i.e.* before the pilot saturation, was equal to those of the other two pilots ($\theta_{ini} \approx 22\%$). The pilot B1 was saturated bottom-up during half a day, that is until observation of an overflow, before free drainage was allowed (Table 1). Because of this overflow and due to the presence of the gravel layers, it is likely that the maximum moisture content experimentally observed overestimates the maximum moisture content of the MSW itself. To simulate the saturation process, the macroporosity was considered saturated and the additional moisture was considered as a surface layer at the top of the domain. The simulation reaches an equilibrium faster than the experiment but the final value is well correlated. These results tend to demonstrate the difficulty to saturate a medium such as MSW. Even though the waste domain was seemingly saturated after soaking (overflow observed), it is likely that only the macroporosity was saturated. During the waiting time when the pilot was kept under these conditions, the macroporosity moisture gradually transferred to the microporous subdomain leading to a desaturation of the macroporous subdomain. During the desaturation process, the suction gap between both porosities decreased limiting the transfer between the two subdomains. Besides, the suction heads of both continua tend to reach an equilibrium (Eq. (17)). This analysis is supported by the evolution of the exchange term Γ_L with time shown Fig. 16. Since the macroporosity is under drained conditions it cannot be saturated. Besides, even though the microporosity air entry pressure is non

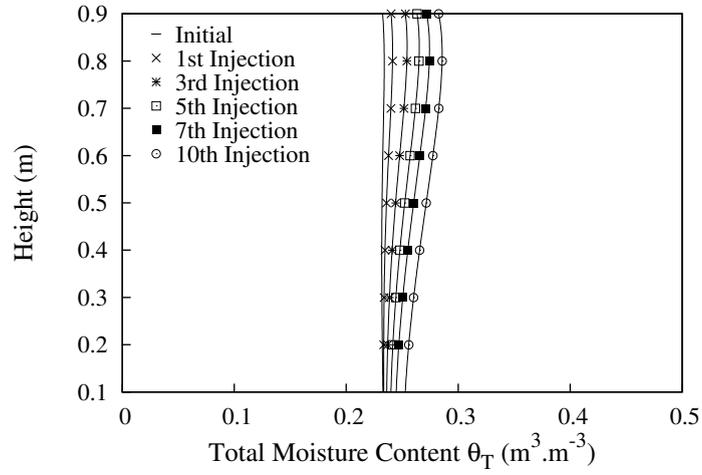


Figure 15: Simulated volumetric moisture content profiles for pilot B3 using DP-B model

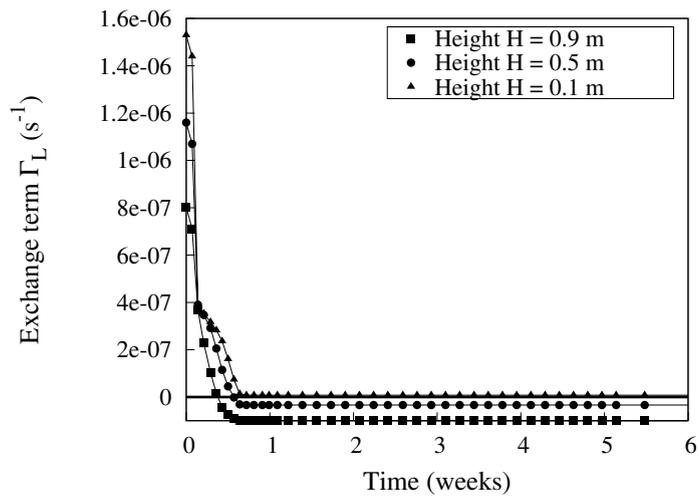


Figure 16: Evolution of local exchange term with time at various heights for pilot B1

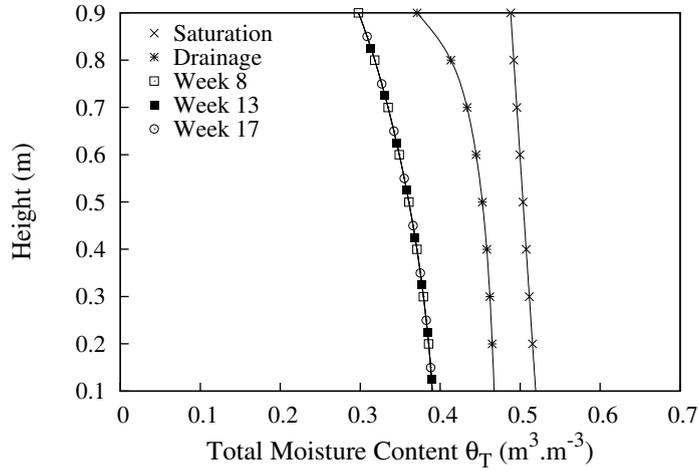


Figure 17: Simulated volumetric moisture content profiles for pilot B1 using DP-B model

negligible, it cannot entirely saturate either. This also explains why field capacity is not reached. Fig. 17 present the total moisture content θ_T profiles obtained with the numerical model. The simulation results also show a fast stabilisation of the total moisture content profile with a more important storage of leachate at the bottom of the pilot. In fact, due to the gravitary drainage, the medium is saturated for a longer time at the bottom of the domain and thus the moisture transfer towards microporosity is more important. As shown Table 5, the first three models do not allow the description of two mains experimentally observed characteristics of flow in waste. However, the model DP-B permits the restitution of these two phenomena.

Table 5: Restitution capabilities of simplified models

Model	Simulation of drainage	Simulation of top storage
SP-U	No	No
DP-U	No	Yes
SP-B	Yes	No
DP-B	Yes	Yes

5.3. Effect of preferential flow and double porosity at a larger scale

The application of the proposed flow DP-B model at the landfill scale is not straightforward since the effect of settlement on the hydraulic properties should have a sensitive effect: permeability, retention properties, micro to macro porosity ratio may change significantly with depth. Such a variation is neglectible at the pilot scale but not in the field. However, the trend observed at the pilot scale should apply in a general way at a larger scale. This study put forward a complex relation

between the suction state of the waste material and the exchange between the macroporosity and the microporosity. A key point is the diffusion of the infiltration front. This phenomenon leads to a rapid decrease of the macroporosity's suction head as the liquid flows away from the injection point. It results in a decrease of the liquid transfer from the macroporosity to the microporosity. Since this effect is observed in one meter scale with a nearly one-dimensional configuration, it should be very sensitive in the field and even increased by the tri-dimensional configuration of an infiltration pattern. One of the objectives of recirculating leachate in bioreactor landfill is to increase the waste moisture content in order to enhance biodegradation. Thus, the injection device design needs to allow a high suction head in order to ensure a moisture content increase in the badly connected inclusions that are likely to be a part of the biodegradable fraction of the waste material. It could be achieved with a high flowrate injection device or with complete flushing of the landfill cell.

6. Conclusion

Leachate injection experiments in meso-scale pilots of MSW were monitored to study the evolution of moisture content with different moistening procedures. The monitoring was made using in particular a neutron probe and global moisture balance. Most of MSW hydraulic properties used to feed the numerical model have been measured using dedicated laboratory apparatus. A clear trend of preferential storage of leachate towards the top of the MSW domain is observed when leachate is injected in large quantities. The use of a double porosity model seems adapted to satisfyingly describe the phenomena occurring during infiltration. The heterogeneous structure of waste would generate a badly connected porosity, called microporosity, evaluated as about half the total porosity for the lowly compacted MSW used in this study. The microporosity may store leachate from macroporosity where the flow occurs. In this study, the leachate exchange between the macro and micro porosities is directly proportional to their suction difference. More complicated exchange factors were studied in soils (depending for instance on the permeabilities of the continua, (Gerke and Van Genuchten, 1993a)). Using such models could improve the agreement between experiment and simulation but it has not been tested in this study in order to limit the number of fitting parameters. Moreover, a flow model in the macroporosity based of the classic van Genuchten - Mualem hydraulic parameters description does not allow a correct description of the drainage process. A bimodal model for hydraulic properties, (Ross and Smetten, 2000), is successfully used as a solution to this problem. It suggests that preferential flows have a major contribution in the percolation process. The model is in satisfying agreement with experimental results in the three cases studied with the same material characteristics but different moistening protocols. The global moisture balance and the evolution of the moisture content vertical distribution show similar trends in the experimental and simulation results. This paper offers an original application of flow models for fractured porous media in order to study the hydraulic behaviour of municipal solid waste.

Acknowledgements

This research was supported by the French National Research Agency program ANR Bioreacteur Precodd.

References

- AFNOR, 2007. NF XP X30-408 déchets ménagers et assimilés - caractérisation d'un échantillon de déchets ménagers et assimilés.
- Bai, M., Roegiers, J.-C., 1997. Triple-porosity analysis of solute transport. *Journal of Contaminant Hydrology* 28, 247–266.
- Barenblatt, G., Zheltov, I., Kochina, I., 1960. Basic concepts in the theory of seepage of homogeneous liquids in fissured rocks [strata]. *PMM (Applied Mathematics and Mechanics)* 24 (5), 852–864.
- Bayard, R., et al., 2009. Impact of leachate injection modes on landfill gas production. In: Eleventh international waste management and landfill symposium, Cagliari, Italy.
- Beaven, R., et al., 2003. Description of a tracer test through waste and application of a double porosity model. In: Proceeding Sardinia 2003, 9th International Waste Management and Landfill Symposium, Santa Margherita di Pula, Cagliari. Italy.
- Benson, C., Barlaz, M., Lane, D., Rawe, J., 2007. Practice review of five bioreactor/recirculation landfills. *Waste Management* 27, 13–29.
- Brouyère, S., 2006. Modelling the migration of contaminants through variably saturated dual-porosity, dual-permeability chalk. *Journal of Contaminant Hydrology* 82, 195–219.
- Capelo, J., De Castro, M., 2007. Measuring transient water flow in unsaturated municipal solid waste - A new experimental approach. *Waste Management* 27, 811–819.
- Coppola, A., Comegna, V., Basile, A., Lamaddalena, N., Severino, G., 2009. Darcian preferential water flow and solute transport through bimodal porous systems: Experiments and modeling. *Journal of Contaminant Hydrology* 104, 74–83.
- Farquhar, G., 1989. Leachate: production and characterization. *Canadian Journal of Civil Engineering* 16, 317–325.
- Feyen, J., Jacques, D., Timmerman, A., Vanderborght, J., 1998. Modelling water flow and solute transport in heterogeneous soils: A review of recent approaches. *Journal of Agricultural Engineering Research* 70, 231–256.

- Gerke, H., Badorreck, A., Einecke, M., 2009. Single- and dual-porosity modelling of flow in reclaimed mine soil cores with embedded lignitic fragments. *Journal of Contaminant Hydrology* 104, 90–106.
- Gerke, H., Van Genuchten, M., 1993a. A dual-porosity model for simulating preferential the movement of water and solutes in structured porous media. *Water Resources Research* 29 (2), 305–319.
- Gourc, J.-P., Staub, M., et al., 2009. A biomechanical model to predict long-term secondary settlement of MSW ? Comparison with trials run on large-scale bioreactor cells. In: Eleventh international waste management and landfill symposium, Cagliari, Italy.
- Gwo, J., Jardine, P., Wilson, G., Yeh, G., 1995. A multiple-pore-region concept to modeling mass transfer in subsurface media. *Journal of Hydrology* 164, 217–237.
- Ippisch, O., Vogel, H., Bastian, P., 2006. Validity limits for the van Genuchten? Mualem model and implications for parameter estimation and numerical simulation. *Advances in Water Resources* 29, 1780–1789.
- Khire, M., Mukherjee, M., 2007. Leachate injection using vertical wells in bioreactor landfills. *Waste Management* 27, 1233–1247.
- Kohne, J.M. and Kohne, S., Simunek, J., 2009. A review of model applications for structured soils: a) Water flow and tracer transport. *Journal of Contaminant Hydrology* 104, 4–35.
- McCreanor, P., Reinhart, D., 2000. Mathematical modeling of leachate routing in a leachate recirculating landfill. *Water Research* 34 (4), 1285–1295.
- Mualem, Y., 1976. A new model predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research* 12, 513–522.
- Olivier, F., Gourc, J., 2007. Hydro-mechanical behavior of Municipal Solid Waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell. *Waste Management* 27, 44–58.
- Rosqvist, H., Destouni, G., 2000. Solute transport through preferential pathways in municipal solid waste. *Journal of Contaminant Hydrology* 46, 39–60.
- Ross, P., Smetten, R., 2000. A simple treatment of physical nonequilibrium water flow in soils. *Soil Science Society American Journal* 64, 1926–1930.
- Samardzioska, T., Popov, V., 2005. Numerical comparison of the equivalent continuum, non-homogeneous and dual porosity models for flow and transport in fractured porous media. *Advances in Water Resources* 28, 235–255.
- Schroeder, P., Dozier, T., Zappi, P., McEnroe, B., Sjostrom, J., Peyton, R., 1994. The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model: engineering documentation for version 3. Tech.

- rep., U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington, DC.
- Simunek, J., Sejna, M., Saito, H., Sakai, M., van Genuchten, M. T., 2008. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Department of Environmental Sciences. University of California Riverside. Riverside, California.
- Staub, M. J., Gourc, J.-P., Laurent, J.-P. and Kintzuger, C., Oxarango, L., Benbelkacem, H. Bayard, R., Morra, C., 2010. Long-term moisture measurements in large-scale bioreactor cells using TDR and Neutron probes. *Journal of Hazardous Material* 180 (1-3), 165–172.
- Stoltz, G., 2009. Transferts en milieu poreux biodégradable, non saturé, déformable et à double porosité: application aux ISDND. Ph.D. thesis, Université Joseph Fourier.
- Stoltz, G., Gourc, J.-P., Oxarango, L., 2010. Characterization of the physico-mechanical parameters of MSW. *Waste Management* 30 (8-9), 1439–1449.
- van Genuchten, M., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society American Journal* 3, 909–916.
- Warith, M., 2002. Bioreactor landfills: experimental and field results. *Waste Management* 22, 7–17.
- Warren, J., Root, J., 1963. The behavior of naturally fractured reservoirs. *Society of Petroleum Engineers Journal* 3, 245–255.
- Wu, Y., Liu, H., Bodvarsson, G., 2004. A triple-continuum approach for modeling flow and transport processes in fractured rock. *Journal of Contaminant Hydrology* 73, 145–179.

4.3.3 Discussion sur le facteur d'échange

Comme il a été expliqué section 4.3.2, le facteur d'échange F ($\text{m}^{-1}.\text{s}^{-1}$), est un paramètre clé de la représentation de l'écoulement à double porosité. Par conséquent, une meilleure compréhension de l'effet de ce paramètre sur l'évolution de la teneur en liquide dans un massif de déchet est particulièrement importante. Pour cela, une étude paramétrique du paramètre F , dans les conditions de simulation présentées section 4.3.2, a été réalisée. Les conditions étudiées dans la présente section sont celles correspondant aux pilotes B2 et B3.

Les résultats de cette étude paramétrique pour les pilotes B2 et B3 sont présentés Fig. 4.4 et 4.5. Ces deux figures montrent l'évolution de la teneur en liquide en fin de cycle d'injection en fonction de la valeur du facteur d'échange. On remarque que toutes les courbes semblent avoir un comportement similaire avec en particulier une teneur en liquide qui semble se stabiliser au delà de $F = 1 \times 10^{-9} \text{ m}^{-1}.\text{s}^{-1}$. On note cependant que dans le cas de la Fig. 4.5, les courbes exhibent un maximum à $F = 1 \times 10^{-9} \text{ m}^{-1}.\text{s}^{-1}$. Il est envisageable que ce maximum soit dû à un non équilibre capillaire dans le temps d'un cycle (1 semaine). Il est possible que dans ce cas précis, l'échange soit trop rapide pour que l'écoulement dans la porosité connectée prenne entièrement place en une semaine de temps mais trop lent pour qu'il y ait équilibre de succion entre les deux porosités. Plus le nombre de cycles augmente, plus la valeur de teneur en liquide maximale est importante. Pour s'affranchir de ce phénomène le paramètre $\tilde{\theta}$ (Eq. 4.2) a été défini.

$$\tilde{\theta} = \frac{\theta - \theta_{\text{ini}}}{\theta_{F8} - \theta_{\text{ini}}} \quad (4.2)$$

Avec θ_{F8} la valeur de teneur en liquide pour un facteur d'échange $F = 1 \times 10^{-8} \text{ m}^{-1}.\text{s}^{-1}$. Ce choix est fait car on remarque que l'évolution de la teneur en liquide semble être stabilisée autour de cette valeur. Le paramètre $\tilde{\theta}$ peut être défini comme le volume de liquide stocké dû aux injections au facteur d'échange étudié sur le volume de liquide stocké dû aux injections à un fort facteur d'échange ($F = 1 \times 10^{-8} \text{ m}^{-1}.\text{s}^{-1}$). Il est à noter que la valeur $F = 1 \times 10^{-8} \text{ m}^{-1}.\text{s}^{-1}$ est vraisemblablement dépendante des autres caractéristiques de l'écoulement, et en particulier des propriétés hydrauliques de perméabilité. L'évolution de $\tilde{\theta}$ en fonction du facteur d'échange pour l'ensemble des cas étudiés est présentée Fig. 4.6. On peut remarquer que toutes les courbes ont le même comportement. Dans une première plage de variation de F , à de faibles valeurs de facteurs d'échange ($F < 1 \times 10^{-11} \text{ m}^{-1}.\text{s}^{-1}$), il n'y a que peu d'impact de l'échange de liquide entre

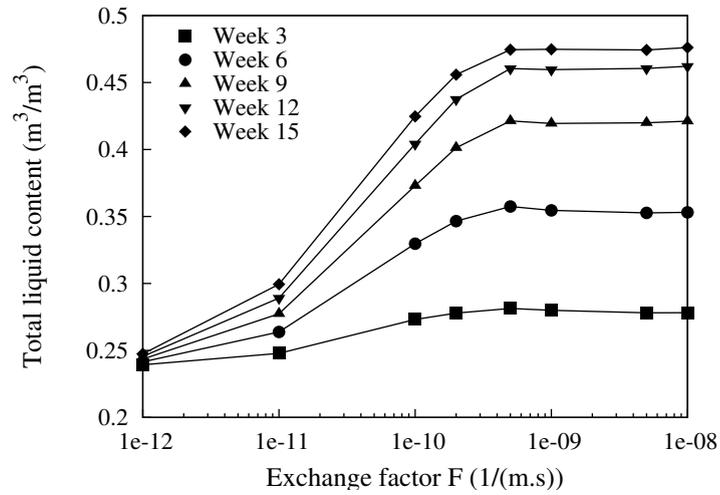


FIG. 4.4: Etude paramétrique du facteur d'échange pour le pilote B2 - Effet sur la teneur en liquide totale en fin de cycle

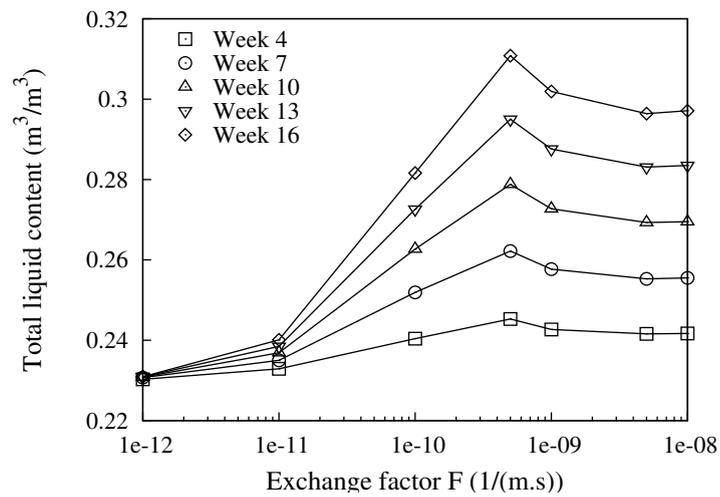


FIG. 4.5: Etude paramétrique du facteur d'échange pour le pilote B3 - Effet sur la teneur en liquide totale en fin de cycle

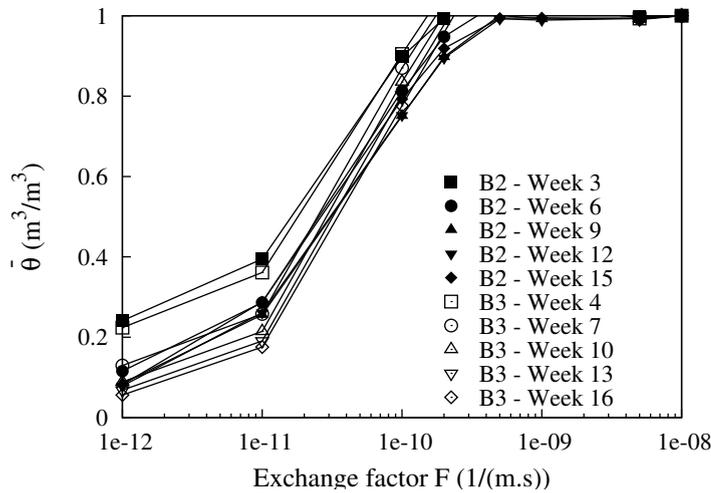


FIG. 4.6: Etude paramétrique du facteur d'échange en fonction de $\tilde{\theta}$

la macroporosité et la microporosité. On peut interpréter ceci comme dû au fait que l'échange entre microporosité et macroporosité à ces valeurs de facteur d'échange est secondaire devant l'écoulement de liquide dans la macroporosité. Par conséquent, un modèle à double porosité n'est pas nécessaire pour décrire cette plage. En effet, un modèle décrivant seulement le réseau macroporeux est suffisant pour décrire les transferts de liquide dans de telles conditions.

Ensuite, une plage «intermédiaire» est visible ($1 \times 10^{-11} \text{ m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1} < F < 5 \times 10^{-10} \text{ m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$). Dans cette plage la quantité de liquide stocké augmente avec l'augmentation du facteur d'échange. L'écoulement de liquide est dès lors limitant pour le stockage mais ne l'empêche cependant pas. Un modèle à double porosité est nécessaire pour décrire le comportement du milieu poreux lors de cette phase.

Enfin, une troisième plage est observable. Dans cette plage le stockage de liquide semble atteindre un seuil. Dès lors, l'écoulement de liquide n'est plus un facteur limitant pour le stockage dans la microporosité. En effet, la valeur importante du facteur d'échange F a pour conséquence un équilibre de succion entre les deux réseaux poreux (Fig. 4.7). Lors de cette plage, un modèle à double porosité n'est pas non plus nécessaire. En effet, comme la succion entre les deux porosités est rapidement mise à l'équilibre, les effets de la microporosité peuvent être représentés par une modification des propriétés de rétention.

Une représentation de ces trois comportements est donnée Fig. 4.8

Des représentations plus complexes du paramètre d'échange ont été proposées dans la littérature (Lim and Aziz, 1995; Gerke and Van Genuchten, 1996; Rangel-German and Kovsky, 2006). De telles représentations rendent la description du facteur d'échange variable avec les succions

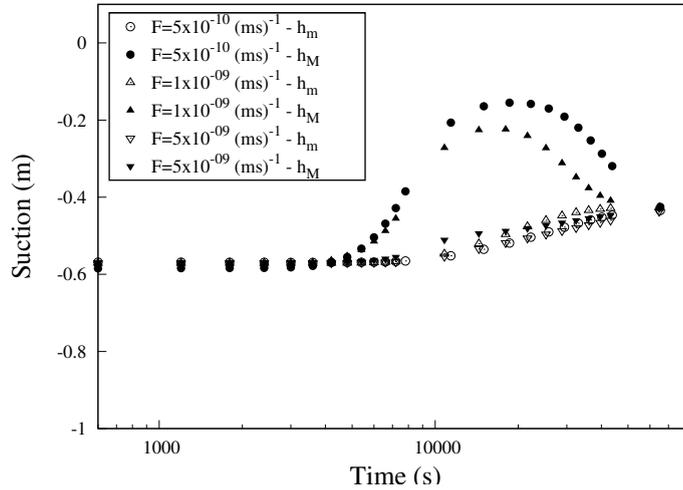


FIG. 4.7: Evolution dans le temps des succions dans les deux réseaux poreux à une hauteur de 0.8 m pour le pilote B2

de la microporosité et de la macroporosité. Ceci pourrait avoir pour conséquence un échange dissymétrique entre les deux porosités. En général le facteur d'échange est alors décrit comme suit :

$$F = \frac{f}{a^2} K_a \quad (4.3)$$

Avec f un paramètre sans dimension dépendant de la géométrie des deux porosités ainsi que d'un possible effet d'échelle, a (m) une dimension caractéristique de la microporosité et K_a (m.s^{-1}) une conductivité hydraulique dépendante à la fois de la suction dans la microporosité et de la suction dans la macroporosité et représentant les propriétés hydrauliques dans les zones proches de l'interface micro-macroporosité. Ces définitions ont été jusqu'alors principalement utilisées dans des milieux fracturés où la caractérisation précise des deux porosités composant le modèle à double porosité est plus accessible. Comme décrit précédemment la microporosité décrite dans les déchets est assez difficile à caractériser. Par conséquent, les différents paramètres décrits Eq. 4.3 ne peuvent être aisément identifiés. On peut cependant noter, que le facteur d'échange est probablement dépendant des succions de la macroporosité et de la microporosité mais qu'en l'état actuel des connaissances il semble difficile de connaître la nature exacte de cette dépendance.

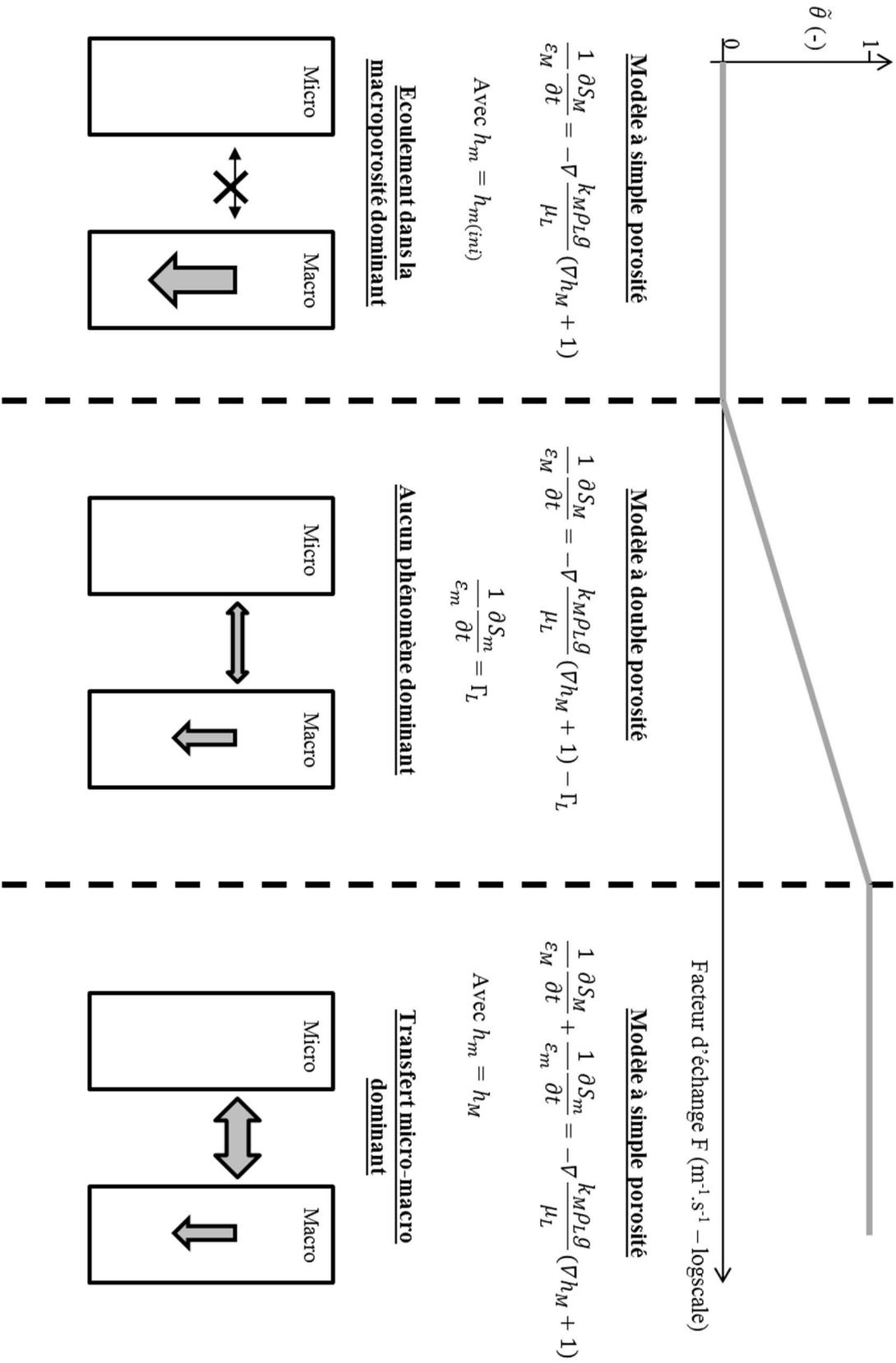


FIG. 4.8: Effet du facteur d'échange F

4.4 Etude macro-échelle

4.4.1 Etude expérimentale

Une expérience d'injection à l'échelle du site a été réalisée par Clement et al. (2010, 2011). Cette injection a été suivie à l'aide de la technique de suivi temporel par ERT 3D. Le principe général de l'ERT a été décrit section 2.1.5. L'ISDND où a été réalisée l'expérience est située dans le sud-est de la France (Fig. 4.9) . La Fig. 4.9 montre une vue aérienne du site. Cette ISDND est équipée d'un réseau d'extraction de biogaz mais ne possède pas de réseaux d'injection de lixiviat et par conséquent ne peut être opérée en mode bioréacteur. Pour permettre l'étude de l'infiltration de lixiviat dans le déchet un dispositif expérimental d'injection dédié a donc été mis en place.

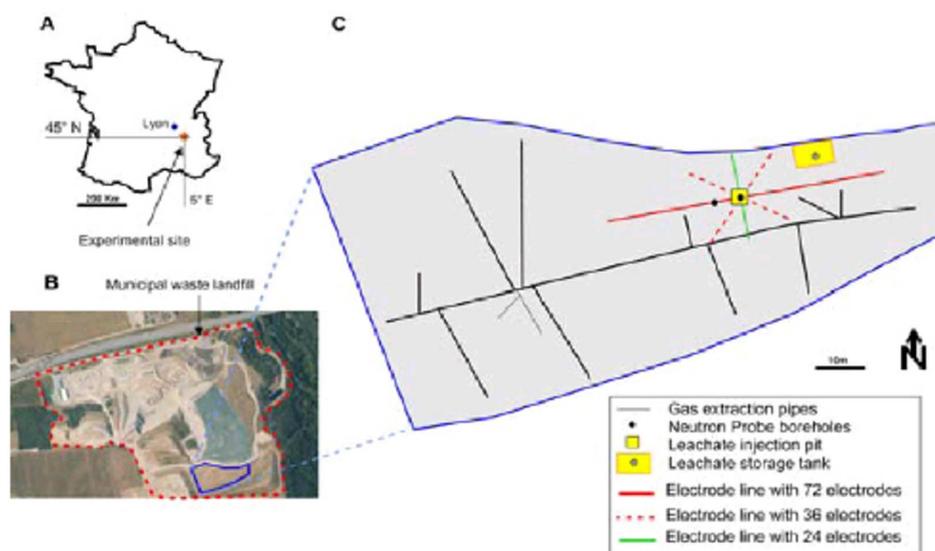


FIG. 4.9: Description du site : A) Situation de l'ISDND en France, B) Vue aérienne du site, C) Plan de la cellule de stockage étudiée (Clement et al., 2011)

La cellule de stockage concernée par l'expérience a une surface de 6000 m^2 pour une profondeur allant de 15 à 25 m de déchet. Le massif de déchet est composé de deux couches séparées par une couverture intermédiaire de sol :

- Une couche superficielle récente, d'environ 5 m, mise en place durant la dernière année avant la fin de l'exploitation
- Une couche plus ancienne, de profondeur d'environ 15 m en moyenne.

L'injection de lixiviat a été réalisée à l'aide d'une chambre d'injection (Fig. 4.10) localisée autour

d'un tube pour sonde à neutrons. La chambre a été mise en place à la surface du déchet, traversant

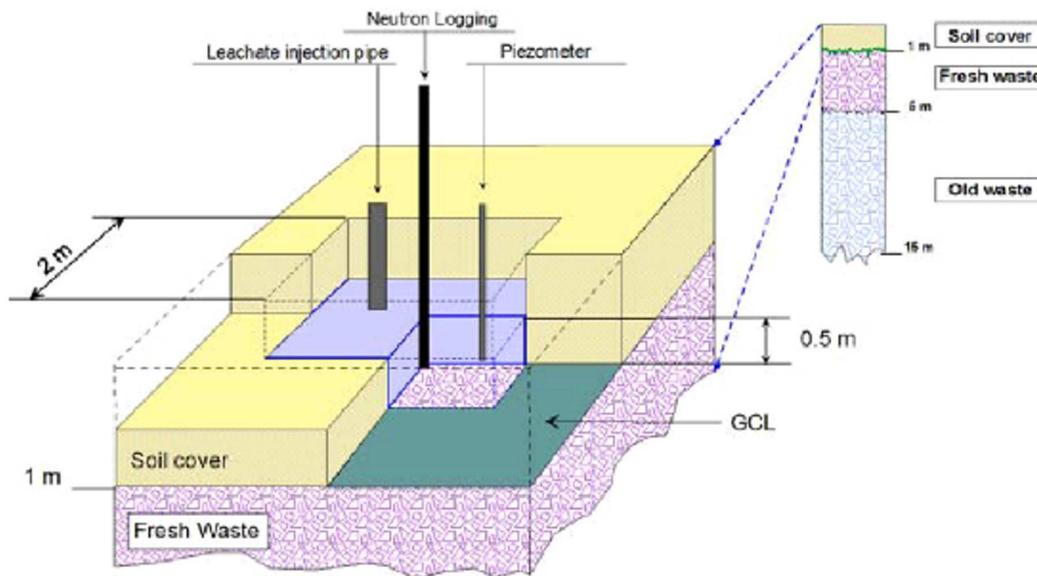


FIG. 4.10: Schéma de la chambre d'injection et structure du massif de déchet (Clement et al., 2011)

donc la couverture et a une dimension de $2\text{ m} \times 2\text{ m} \times 1\text{ m}$. Par ailleurs, cette chambre a été remplie de galets, permettant une forte valeur de conductivité hydraulique. Une membrane en polyéthylène haute densité (HDPE) a été placée sur les côtés de la chambre de manière à éviter les écoulements latéraux. La chambre a ensuite été couverte par une couche de sol sablo-limoneuse de $0,5\text{ m}$. La charge hydraulique a été maintenue entre $0,4$ et $0,5\text{ m}$ pendant les 23 heures de l'expérience d'injection. Par ailleurs, comme montré Fig. 4.9, un réseau d'électrodes a été disposé en forme d'étoile afin de permettre des mesures ERT 3D. Les détails concernant les mesures ERT 3D sont présentés par Clement et al. (2011).

La Fig. 4.11 montre l'évolution du volume de lixiviat entrant dans le massif de déchet en fonction du temps.

Comme observé Fig. 4.11, le débit entrant de lixiviat peut être décomposé en trois phases :

- Entre 0 et 3 h, $1,3\text{ m}^3$ de lixiviat ont été injectés, correspondant à un débit d'injection de $0,45\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$.
- Entre 3 et 13 h, seulement $0,5\text{ m}^3$ de lixiviat ont été injectés, correspondant à un débit beaucoup plus faible de $0,07\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$.
- Enfin, entre 13 h et la fin de l'expérience, $3,5\text{ m}^3$ de lixiviat ont été injectés, correspondant à un débit de $0,37\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$.

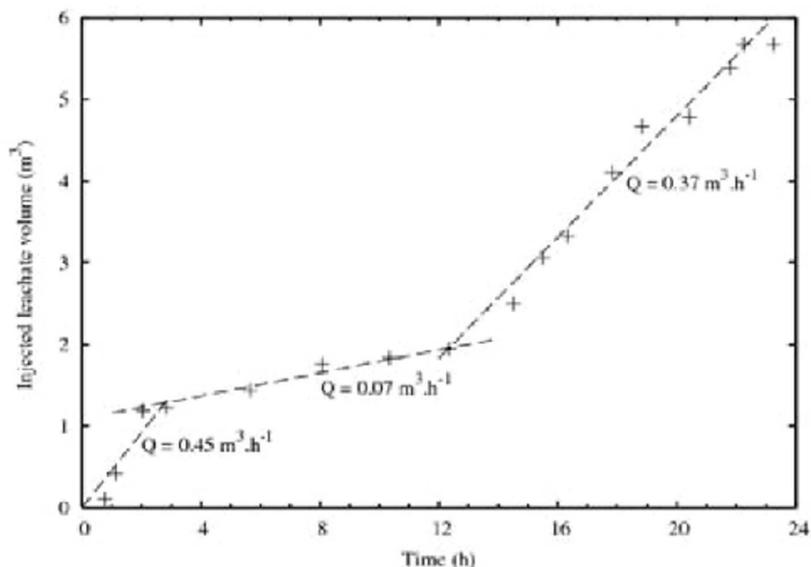


FIG. 4.11: Evolution du volume de lixiviat injecté dans le massif de déchet avec le temps (Clement et al., 2011)

Les variations de débit d'injection peuvent être dues à des hétérogénéités dans le massif de déchet, pouvant limiter l'écoulement ou le faciliter localement. Par ailleurs, il a été observé que le lixiviat injecté ne s'infiltrait pas dans la couche de déchet ancien, ce qui tend à indiquer que la variation de perméabilité entre les deux couches ainsi que la présence de la couverture intermédiaire agit comme une frontière peu ou pas perméable.

Par ailleurs, une estimation du volume de pores sollicités par l'écoulement a été estimée à quelques pourcents (entre 1% et 4,5%) du volume total sollicité. Cette estimation peut être assimilée à une porosité «apparente». Cette porosité «apparente», bien plus faible que la porosité totale, correspondrait à des écoulements préférentiels rapides, possiblement similaires à ceux décrits section 4.3.2.

Une estimation du volume et de la forme du bulbe d'injection par les méthodes de mesures ERT est présentée Fig. 4.12. La méthodologie pour choisir les limites du panache de lixiviat telle que décrites Fig. 4.12 est détaillée et discutée par Clement et al. (2011). Dans la Fig. 4.12, des coupes verticales (plans A' et B') et horizontale (plan C') du panache de lixiviat sont présentées à trois temps différents, 3 h, 17 h et à l'état final (23 h). Le plan A' est choisi tel que l'extension du bulbe d'infiltration est maximale.

L'extension horizontale du panache de lixiviat atteint environ 10 m dans le plan A' et 5 m dans le plan B'. A $t = 3$ h, le panache de lixiviat atteint une profondeur de 2 à 3 m pour une

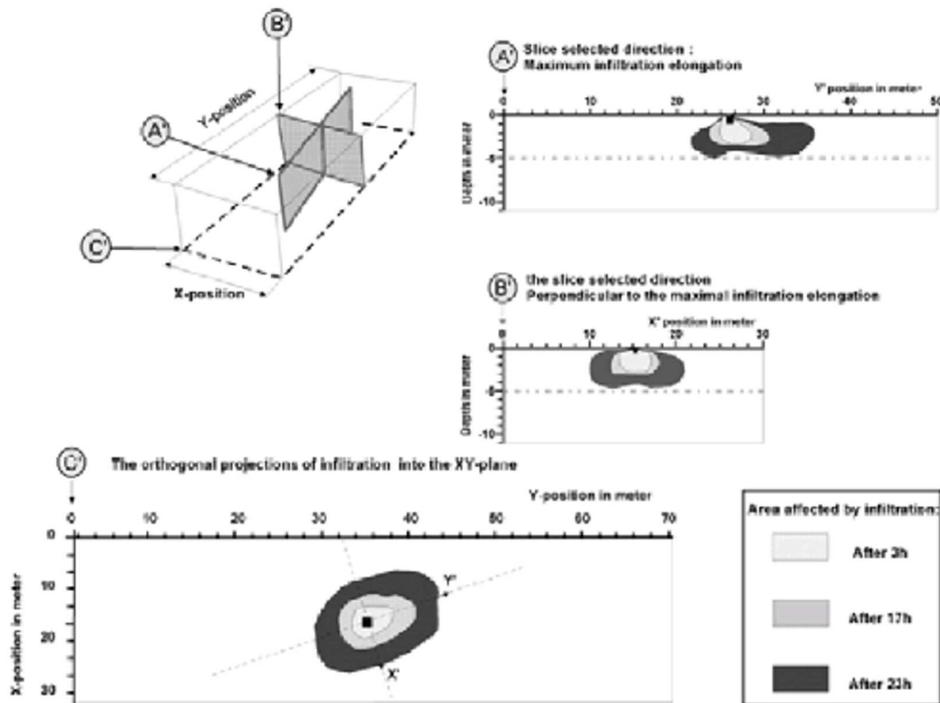


FIG. 4.12: Infiltration d'un panache de lixiviat avec le temps (Clement et al., 2011)

extension horizontale de 3,5 m maximum. Entre 3 et 17 h, le lixiviat atteint une profondeur de 4 m pour une extension de 5 à 6 m. Par ailleurs, les résultats de Clement et al. (2011) semblent démontrer un ralentissement de l'écoulement vertical de lixiviat à une profondeur de 2 à 3 m. Une telle observation est validée par des mesures réalisées par une sonde à neutrons située au niveau du puits (Clement et al., 2010) qui montrent un net ralentissement de l'écoulement vertical de lixiviat sous la chambre d'injection. Clement et al. (2011) notent que la concavité du panache peut être la raison pour laquelle celui-ci continue à légèrement s'étendre verticalement d'après la mesure ERT 3D. Par conséquent, il est envisageable qu'une barrière imperméable de grande taille soit située à une profondeur de 2 à 3 m sous le puits d'injection. Comme indiqué Fig. 4.11, le débit de lixiviat entrant dans le massif diminue et la forme de la panache dénote la présence d'écoulements préférentiels dans le plan A'. Une fois la limite entre les couches de déchets récents et anciens atteinte, le panache de lixiviat ne s'étend plus que dans les plans horizontaux.

4.4.2 Simulation numérique

Comme indiqué section 4.3.1, la convergence d'un modèle d'injection générant un front de saturation pose des problèmes numériques importants. Par conséquent, l'utilisation du modèle développé à méso-échelle ne semble pas adapté à une simulation en 3D à l'échelle du site. En effet, même si la convergence parvient à être assurée, le temps de calcul serait beaucoup trop long.

L'étude faite section 4.3.2 montre l'existence d'écoulements préférentiels dans une porosité de 3% qui ont été modélisés à l'aide d'une courbe de rétention exponentielle. Par ailleurs, l'étude expérimentale réalisée par Clement et al. (2011) montre une porosité efficace, ou porosité permettant un écoulement rapide des lixiviats, de l'ordre de 3%. Ces deux valeurs peuvent être rapprochées car elles correspondent toutes deux à des zones ou réseaux d'écoulement rapides et privilégiés. Par ailleurs, la part de la macroporosité décrite section 4.3.2 et représentée par une courbe de Van Genuchten se désature très rapidement et la perméabilité correspondante décroît très rapidement lors de la désaturation. L'hypothèse est donc faite que cette part de la macroporosité influe de manière moindre lors de l'injection sur site à l'échelle de temps étudiée et que, par conséquent, l'écoulement se résumerait à l'écoulement préférentiel précédemment modélisé par une courbe de rétention exponentielle associée au modèle de Mualem.

Par ailleurs Clement (2010) propose une modélisation conceptuelle de l'injection sur site à l'aide d'un ensemble de «briques» de matériau quasi-imperméable séparées par un milieu poreux de type sable. Ce type de modélisation est une manière simplifiée d'intégrer les écoulements préférentiels mais nécessite la définition de paramètres géométriques ou caractéristiques des matériaux qui n'ont pas a priori de signification physique.

Il a été choisi de modéliser les résultats obtenus par Clement et al. (2011) à l'aide du logiciel COMSOL Multiphysique 4.0.

Le modèle choisi est une équation de Richards telle que décrite section 4.3.2. Le domaine ainsi que le maillage choisis sont présentés Fig. 4.13.

Les conditions aux limites sont présentées Fig. 4.14. Il s'agit d'une condition aux limites de flux nul sur l'ensemble des limites sauf sur un carré de 2 m de côté représentant la cuve d'injection et à qui est attribué une condition aux limites de type Dirichlet, avec une charge de 0,5 m d'eau correspondant à l'expérience réalisée sur le site. Les propriétés de rétention, comme indiquées précédemment, correspondent à la part exponentielle de la courbe de rétention présentée section

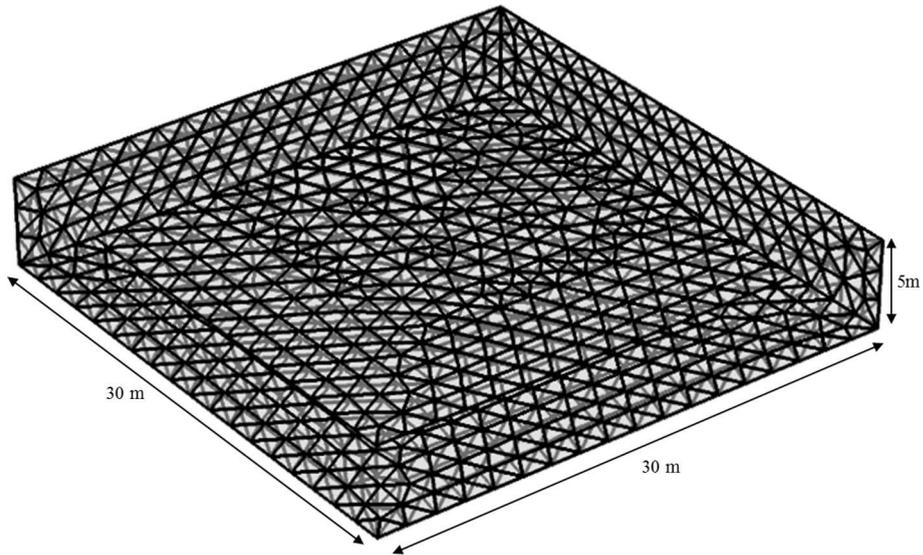


FIG. 4.13: Maillage du modèle simulé avec COMSOL Multiphysique 4.0

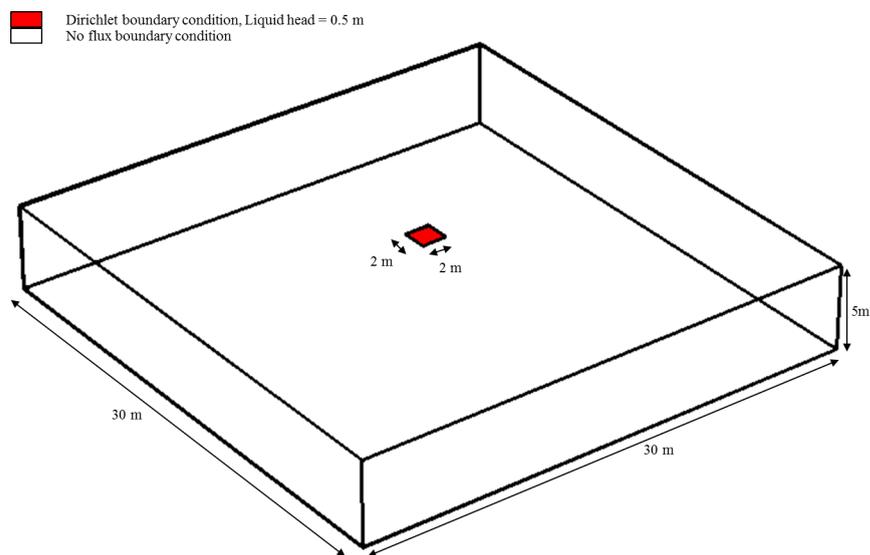


FIG. 4.14: Conditions aux limites du modèle simulé avec COMSOL Multiphysique 4.0

4.3.2. La saturation effective est celle définie Eq. 3.12. Pour simplifier, tous les calculs et les résultats de ces calculs seront présentés en termes de saturation effective parfois nommée saturation dans cette section. Le paramètre de rétention de la courbe exponentielle α_{RS} est égal à 2 m^{-1} . Les valeurs de teneur en liquide à saturation et résiduelle sont choisies telle que leur différence soit de 3 % de manière à satisfaire l'hypothèse que seule la partie exponentielle de la courbe de rétention est utile à l'écoulement.

Le massif de déchet est considéré comme ayant une teneur en liquide initiale, et donc une saturation effective initiale, constante sur la hauteur du massif. Dans cette section, l'anisotropie est celle définie Eq. 3.7, et par défaut la conductivité hydraulique à saturation correspond à la conductivité hydraulique à saturation verticale. Les valeurs de saturation (effective) initiale, d'anisotropie et de conductivité hydraulique à saturation ont été l'objet d'une étude paramétrique. Les valeurs de référence de ces données ainsi que leurs variations étudiées lors de l'étude paramétrique sont présentées table 4.5.

TAB. 4.5: Cas étudiés pour la simulation numérique d'une infiltration à l'échelle du site

Nom du cas étudié	Saturation initiale	Anisotropie	Conductivité hydraulique à saturation
Ref	1,83 %	10 (-)	$1,0 \times 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$
S1	13,53 %	10 (-)	$1,0 \times 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$
S2	0,25 %	10 (-)	$1,0 \times 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$
A1	1,83 %	20 (-)	$1,0 \times 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$
A2	1,83 %	50 (-)	$1,0 \times 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$
K1	1,83 %	10 (-)	$1,5 \times 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$
K2	1,83 %	10 (-)	$2,0 \times 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$

Une étude du débit d'entrée du lixiviat dans le massif de déchet a été réalisée et comparée aux valeurs expérimentales présentées Fig. 4.11. Les résultats de cette étude est montrée Fig. 4.15. Dans un premier temps, on remarque que le débit d'injection du lixiviat dans le modèle simulé est constant, mis à part pour les temps très courts, contrairement aux observations expérimentales. On peut remarquer que la variation de saturation effective initiale n'a que peu d'impact sur la variation de débit d'entrée du lixiviat. Au contraire, la variation d'anisotropie a un effet plus sensible, une augmentation d'anisotropie conduisant à une augmentation du débit injecté. En

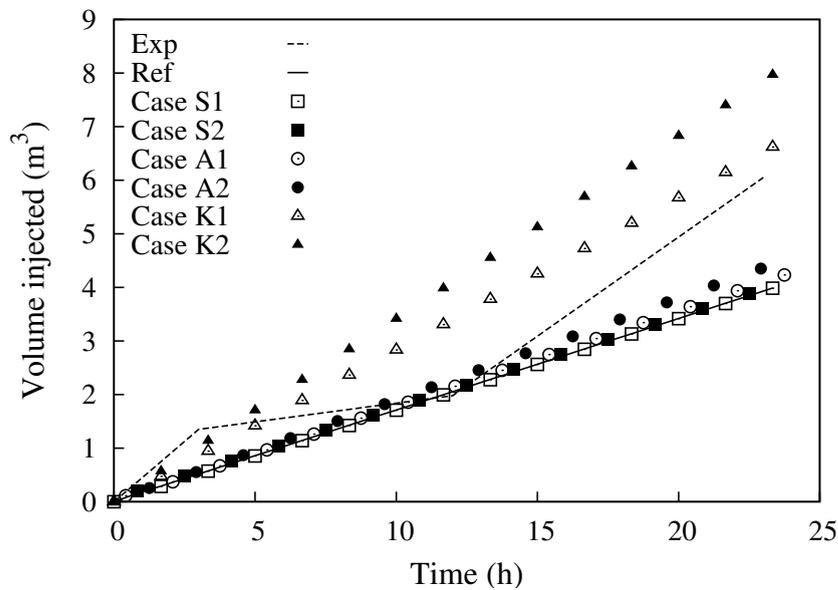


FIG. 4.15: Evolution du volume injecté dans le temps pour les différents scénarii étudiées

effet, une anisotropie plus grande tend à augmenter la conductivité hydraulique horizontale ce qui facilite donc l'écoulement du liquide et par conséquent accélère le débit d'entrée du lixiviat. De manière analogue, une augmentation de la conductivité hydraulique conduit à une nette augmentation du débit d'entrée.

Les Fig. 4.16 et 4.17 représentent une vue latérale en transparence des isosurfaces à certaines saturations (effectives) (0,7 - 0,8 - 0,9 et 1,0) et aux mêmes temps que ceux présentés Fig. 4.12 pour les simulations des cas K1 et A2 qui correspondent aux débits d'entrée moyens les plus proches de l'expérience. On peut voir que, contrairement à ce qui est observé dans l'expérimentation, il existe, en particulier dans le cas K1, une accumulation de liquide en bas du domaine. De manière générale, l'extension du bulbe reste du même ordre de grandeur que l'extension du bulbe expérimental. Cette comparaison reste cependant compliquée. En effet, comme expliqué par Clement et al. (2011), l'évaluation de l'extension du bulbe par l'ERT 3D reste complexe et incertaine. En particulier, il est difficile de dire à quelle saturation ce bulbe correspond.

On notera par ailleurs que si les paramètres de rétention utilisés pour modéliser l'infiltration de lixiviat à l'échelle du site sont les mêmes que ceux utilisés à l'échelle du m^3 , la perméabilité est fortement différente. En effet, la perméabilité nécessaire à l'obtention d'un débit d'entrée similaire est de l'ordre de $2 \times 10^{-12} m^2$ ce qui correspond à la perméabilité à saturation expérimentale mais est largement supérieure à la perméabilité associée à la courbe de rétention exponentielle présentée section 4.3.2 ($10^{-14} m^2$).

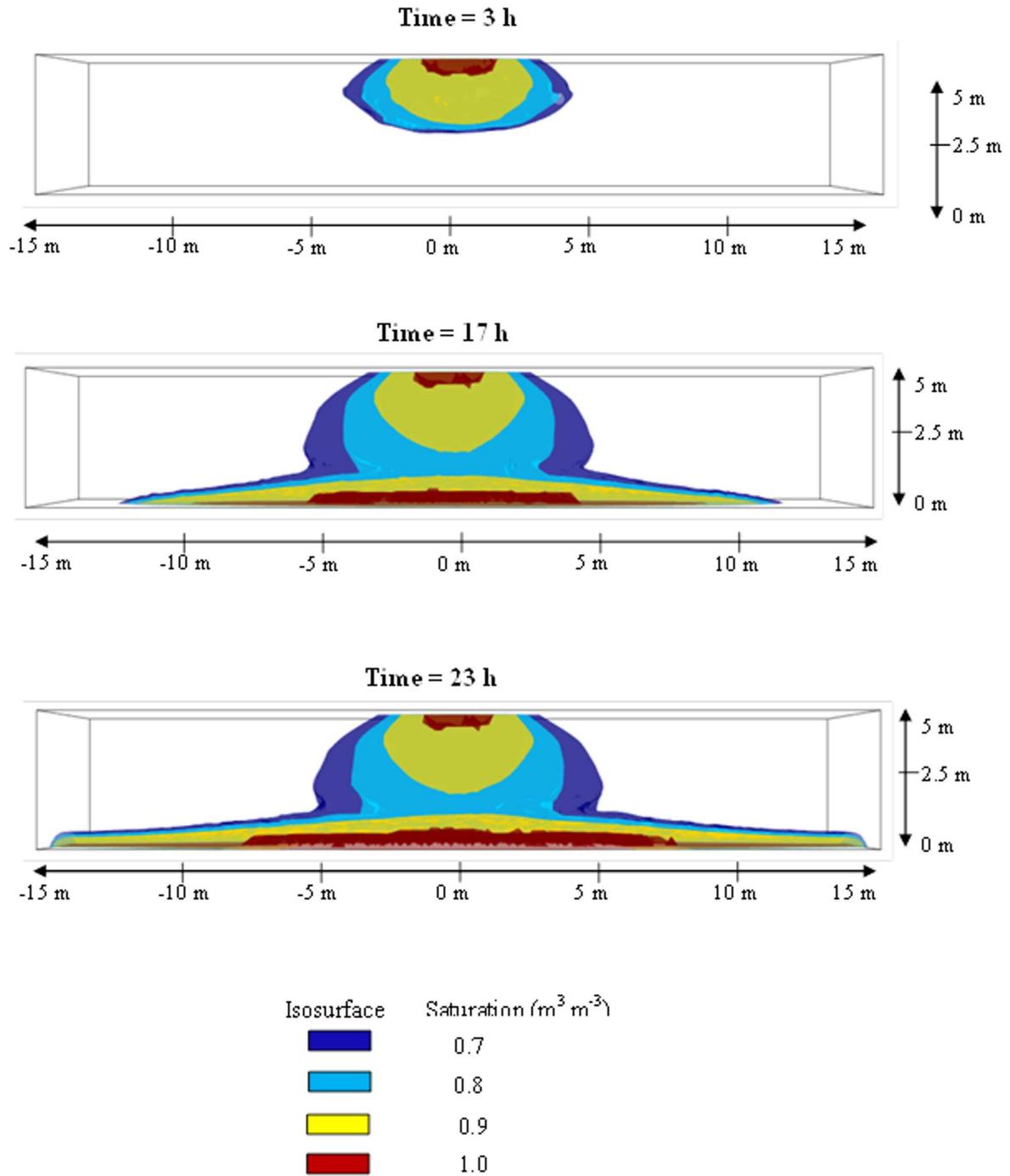


FIG. 4.16: Vue latérale d'isosurfaces de saturation, cas K1

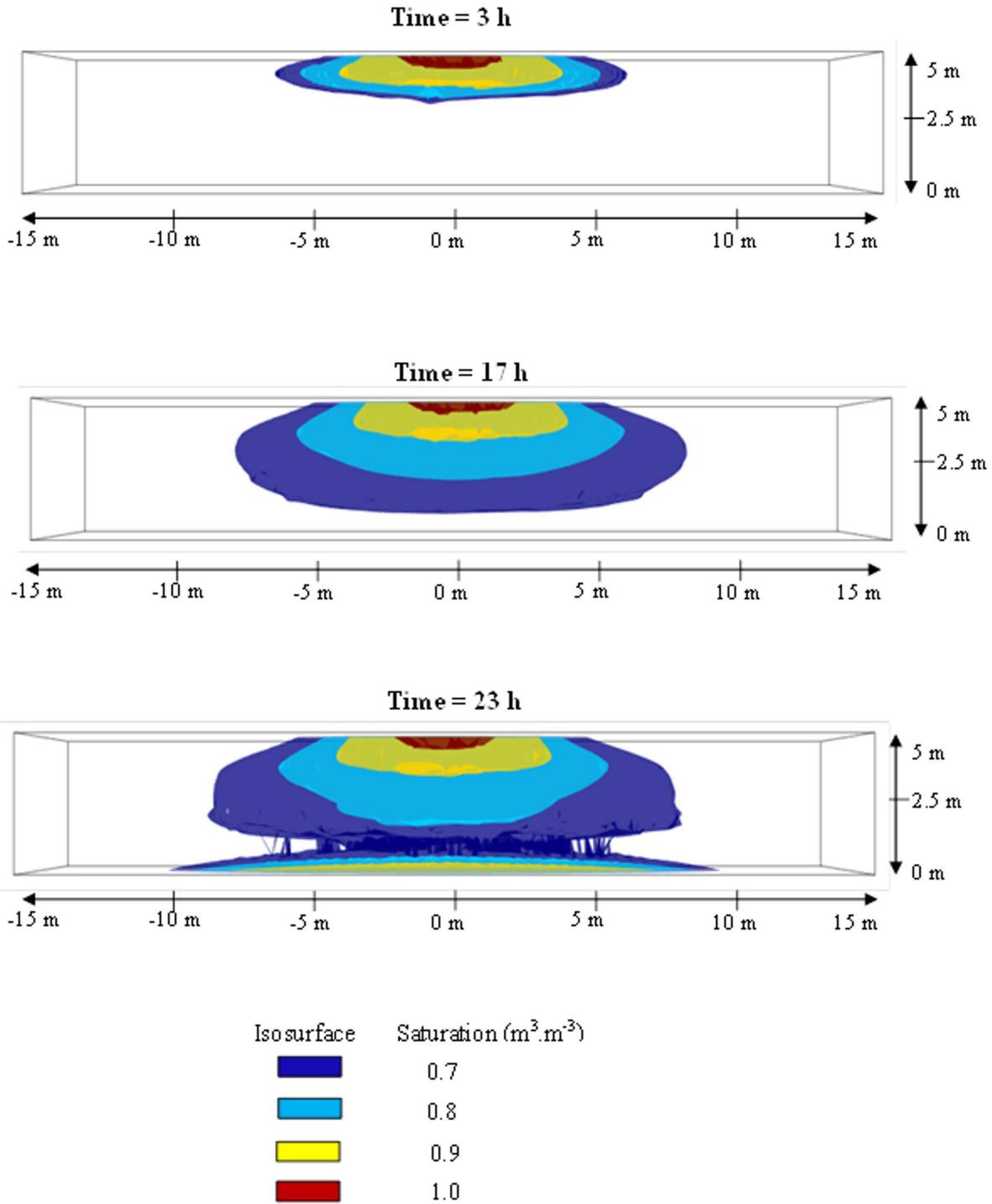


FIG. 4.17: Vue latérale d'isosurfaces de saturation, cas A2

En conclusion, l'application d'une version simplifiée du modèle décrit section 4.3.2 permet de modéliser l'infiltration de lixiviat dans un massif de déchet. Cependant, les résultats obtenus ne donnent pas entière satisfaction. En effet, le caractère non uniforme du débit d'entrée n'a pu être correctement reproduit même si une valeur moyenne de ce débit d'injection a pu être obtenue par simulation. Par ailleurs, les simulations tendent à exhiber une accumulation de lixiviat en bas du domaine, qui n'a pas été observée expérimentalement.

4.5 Conclusion

Ce chapitre a présenté la modélisation de l'injection de lixiviat dans une cellule de stockage de déchets. La modélisation numérique à l'échelle du site à partir de valeurs obtenues en laboratoire ou à une échelle intermédiaire comme celle du pilote reste difficile. Ceci est dû non seulement à des problèmes de stabilité numérique mais aussi à la représentativité des valeurs obtenues en laboratoire pour une utilisation à l'échelle du site. Il semble cependant clair, de part la nature fortement hétérogène du milieu déchet, qu'un modèle d'écoulements préférentiels est particulièrement important pour modéliser le transfert de liquide dans un massif de déchet.

De manière à mieux comprendre les mécanismes d'écoulement mis en oeuvre lors de l'injection de lixiviat dans le milieu déchet et de proposer une modélisation de ces mécanismes, une étude à l'échelle intermédiaire (échelle du pilote : 1 m^3) a été réalisée. Lors de cette étude, la forte hétérogénéité du déchet, et en particulier, son caractère multiporeux ainsi que la présence d'écoulements préférentiels ont été mis en évidence et pris en compte dans la modélisation. Par ailleurs, les difficultés numériques liées à la nature des courbes caractéristiques des déchets, et en particulier des courbes de rétention pour les déchets faiblement compactés, ont été mises en évidence. Un modèle innovant, combinant un modèle à double porosité, connectée et non connectée, avec des écoulements préférentiels dans la porosité connectée a été développé. Ce modèle a permis la description de manière relativement satisfaisante d'une expérience d'injection à l'échelle du mètre cube. Par ailleurs, cette étude démontre un étalement du front d'infiltration qui rend délicate l'humidification de la porosité non connectée à quelques décimètres sous la zone d'injection. Par conséquent, il semble nécessaire d'imposer une surcharge (ou un débit d'injection élevé) de manière à correctement humidifier la porosité non connectée. De plus, une étude paramétrique de l'échange entre les deux porosités permet de montrer l'importance de ce paramètre pour décrire le comportement à double porosité du déchet. Il existe dans la littérature des définitions plus

complexes de ce paramètre mais les connaissances ne permettent pas, à l'heure actuelle, de pouvoir renseigner ces modèles plus complexes.

L'étude à l'échelle du pilote permet de mieux comprendre et étudier les mécanismes prioritaires lors de l'injection de lixiviat. Par la suite, une simplification de ce modèle de manière à ne conserver que les mécanismes majeurs, c'est à dire les écoulements préférentiels dans la porosité connectée, est réalisée. Ce modèle dégradé est utilisé pour évaluer l'effet de l'injection de lixiviat à l'échelle du site. Une expérience d'injection à l'échelle du site suivie par ERT 3D est simulée. Les résultats de cette étude permettent une description correcte de la cinétique de croissance du bulbe d'injection. Cependant, les effets d'hétérogénéité à grande échelle ne sont pas pris en compte et peuvent avoir une influence importante.

5 Pompage du lixiviat

Comme indiqué section 1.3.1, un des inconvénients de l'injection de liquides dans un massif de déchet est le risque accru de colmatage des drains. Quand une cellule de stockage a accumulé du liquide suite à des injections de lixiviat et/ou à l'infiltration des précipitations et que le système de drainage n'est plus fonctionnel de par une rupture dans le réseau de drains ou un colmatage de celui-ci, il y a alors formation d'une nappe de lixiviat dans la cellule. La présence d'une nappe de lixiviat pose des problèmes en particulier de stabilité mécanique du massif de déchet et augmente les risques d'infiltration en imposant une charge sur la barrière du fond.

5.1 Généralités

La réalisation de forages pour installer des puits dédiés au pompage de lixiviat et les contraintes opérationnelles liées à l'utilisation d'un grand nombre de pompes représentent une contrainte économique importante pour les exploitants d'ISDND. L'optimisation des systèmes de pompage est, par conséquent, une problématique sensible et nécessite de répondre aux questions suivantes :

- Combien de puits utiliser pour pomper le lixiviat ?
- A quel débit pomper ?
- Combien de temps et à quelle fréquence faut-il pomper ?

L'objectif d'un bon dimensionnement du système de pompage et du bon choix de procédure de pompage étant d'obtenir une hauteur de nappe acceptable par la législation (< 50 cm) en un temps minimum et pour un coût minimal.

5.2 Hypothèses simplificatrices

5.2.1 Effets thermiques

Les effets thermiques sont ici négligés. En effet, il est considéré que le pompage est majoritairement utilisé lors des phases de dégradation anaérobies. Dès lors, les effets thermiques potentiellement dus aux réactions de biodégradation sont faibles. De plus, c'est le fond de la cellule de stockage qui est principalement sollicité lors du pompage de lixiviat. Par conséquent, les effets thermiques dus aux changements de température atmosphériques sont minimes.

5.2.2 Effets mécaniques

Comme indiqué section 2.2, le tassement, qu'il soit d'origine mécanique ou biologique, a un effet important sur les propriétés hydrauliques du déchet. On pose comme hypothèse que le tassement primaire a majoritairement eu lieu avant le pompage de lixiviat. De plus, l'échelle de temps de l'étude du pompage est de l'ordre de la semaine et l'échelle de temps du tassement secondaire d'origine biomécanique est plutôt de l'ordre du mois. Dès lors, la variation dans le temps des propriétés hydrauliques due au tassement lors d'une étude de pompage est négligée. Les propriétés hydrauliques du déchet sont vraisemblablement dépendantes de la hauteur du massif de déchet. Dans les modèles analytiques, les propriétés hydrauliques sont en général considérées comme constantes sur la hauteur. Dans les modèles numériques développés, une variation simplifiée de la perméabilité au liquide avec la hauteur est prise en compte. On notera cependant que les variations de porosité sont négligées. On considère en effet, que la hauteur de déchet (15 m) considérée dans l'étude suivante est suffisamment faible pour ne pas générer de variation importante de la porosité.

5.2.3 Effets biochimiques

Comme indiqué précédemment, l'échelle de temps de l'étude du pompage est sensiblement inférieure à l'échelle de temps caractéristique de la biodégradation. Dès lors, l'évolution du milieu due à la biodégradation est négligée.

5.2.4 Effet de la phase gazeuse

En théorie, dans la nappe de lixiviat, il n'y a pas de phase gazeuse. La question de la possible présence de bulles de gaz dans la zone saturée et ses conséquences sera discutée dans la suite de cette section.

5.2.5 Effet des hétérogénéités

Dans la section 4.3.2, les écoulements préférentiels ainsi que la présence d'une porosité non connectée ont été mis en évidence. Dans le cas de l'étude du pompage de lixiviat, ces effets ne sont pas pris en compte. En effet, l'hypothèse est faite que lors du pompage, la porosité non connectée est proche de la saturation et n'est pas sollicitée. Par ailleurs, la section 4.3.2 se concentrait sur la partie haute du massif, dans le cas du pompage, la partie basse du massif est étudiée. Par conséquent, l'application du modèle d'écoulements préférentiels présenté précédemment n'est pas pertinente dans la section qui suit.

5.3 Expérience et analyse d'un test de pompage sur site

Les résultats de cette section font l'objet d'un article soumis à Waste Management en septembre 2011 : «A study of leachate drawdown during pumping operation in landfills : Field scale experiment and modeling.». Cet article présente une expérience de pompage de lixiviat réalisée sur un site français ainsi qu'une étude analytique et numérique des résultats de cette expérience. Cet article montre en particulier que le comportement d'une cellule de stockage lors du pompage de lixiviat est classique. Cependant la description du comportement au puits reste difficile. Le modèle numérique permet une meilleure description de la réponse du puits pour la phase de rabattement mais présente des limites notables quant à la représentation de la phase de remontée. Une discussion sur les raisons de ces limites est proposée.

A leachate drawdown study during pumping operation in landfills: Field scale experiment and modelling

A-J. Tinet^a, L. Oxarango^{*a}, V. Naudet^b, F. Olivier^c, V. Mugnier^c

^a*Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE), Université de Grenoble, BP 53
38041, Grenoble Cedex 09, France*

^b*BRGM, 3 Avenue Claude Guillemin 45060 Orléans, France*

^c*ECOGEOS, Geoenvironmental Advisory Services, 5 rue du Jeu de Paume, 62000 Arras, France*

Abstract

It may happen that the leachate drainage system of a landfill gets clogged. Then, as a consequence of rainfall, leachate generation and possibly leachate injection, the moisture content in the landfill increases to the point that a leachate mound may be created. Therefore, pumping the leachate becomes a necessary solution. This paper presents an original well-instrumented pumping test in a Municipal Solid Waste (MSW) landfill. The experiment consists in a three phases pumping test, including two discharges and a recovery phase, in a single well monitored by nine piezometers surrounding this well. Using the experimental results, key hydraulic parameters, namely the transmissivity and the drainage porosity, are derived with an analytical model, the Theis method. Finally, a numerical model using Richards equation with van Genuchten - Mualem hydraulic properties and an exponential saturated hydraulic conductivity model was used in order to describe the landfill response to pumping. Both analytical and numerical models described satisfyingly the experimental observations. However the transition between pumping and recovery phases exhibited an anomalous behaviour that may be associated with the presence of entrapped gas in the waste material.

Key words: Landfill, Pumping test, Analytical, Numerical

*Corresponding author. Tel: (+33) 4 76 63 51 35

Email address: laurent.oxarango@ujf-grenoble.fr (L. Oxarango)

1. Introduction

Throughout their lifetime, landfills are exposed to rainfall and leachate release due to biodegradation. These phenomena tend to increase the moisture content of waste and thus to generate a leachate mound. The accumulation of leachate represents serious implications in terms of leaking towards the soil surrounding the landfill, difficulties for gas recovery and slope stability issues (Korner and Soong, 2000). In order to prevent such situations, the legislation traditionally limits the leachate saturated fringe to a maximum height of between 300 mm and 500 mm (French orders of 31/12/2001 (article 1-11) and 12/01/2006 (article 18)). To achieve this, modern landfills are designed to have a double barrier (passive and active) at their base. An underdrain system is used to collect leachate at the lower point of the cell from where it is evacuated by gravity (buried pipes) or by forced purge (buried pumps). Such a system is in general sufficient to prevent the apparition of a leachate mound. However, pipe failure and / or biotic - mineral clogging of underdrains may result in an accumulation of leachate with time at the bottom of the landfill. In such conditions, leachate pumping is a solution to reduce the leachate mound. However, in order to optimise the pumping procedure, the waste response to pumping needs to be studied. Once a leachate mound develops in the cell, its drawdown is in fact generally difficult to achieve due to low hydraulic conductivity of the compacted waste. Indeed, Jain et al. (2006), for instance, reported hydraulic conductivity values between $6.1 \times 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$ and $5.4 \times 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$ depending on waste compaction. In order to optimise the liquid extraction procedure, a good understanding of leachate drawdown as well as the knowledge of Municipal Solid Waste (MSW) characteristics influencing drawdown shape and dynamic is needed. Very few studies proposed a description and interpretation of pumping. Al-Thani et al. (2004) studied results from Rowe and Nadarajah (1996) and offered an analytical solution to drawdown considering in particular the impact of the seepage face. However, Al-Thani et al. (2004)'s work is only based on well drawdown and thus does not propose a complete understanding of the drawdown within the landfill. More recently, Olivier et al. (2009) attempted to interpret both analytically and numerically the leachate drawdown based of field experiments but their data remained insufficient to quantitatively assess the influence of capillary effects on delayed flows.

Landfills are a notably complex medium. In regards to leachate flow, it can be considered as an unconfined and likely heterogeneous medium. In hydrology, various authors studied the impact of heterogeneities in unconfined aquifers. Bevan et al. (2005), Endres et al. (2007) as well as Bunn et al. (2010) studied the effect of the capillary fringe during the pumping and recovery of an unconfined aquifer respectively from an experimental, analytical and numerical point of view. In particular they demonstrated the extension of the capillary fringe with pumping duration. Kollet and Zlotnik (2005) studied the effect of heterogeneities and return flow in an unconfined aquifer during pumping. They used clusters of piezometers to allow the study of heterogeneities. Riva et al. (2009) also studied the effect of heterogeneities but in a confined aquifer. They characterised

the transmissivity distribution in a fractured limestone using a stochastic method. All these studies demonstrate the difficulty to correctly represent pumping and recovery behaviour of a heterogeneous unconfined medium.

Conducted within the framework of a research program on sanitary landfill after-care supported by the French Environmental Agency (ADEME), this study aims at obtaining accurate data on leachate drawdown and recovery during pumping operations. The objective of this paper is to describe a well monitored pumping test performed at field scale in an old MSW landfill. The characteristics of MSW liquid extraction are derived from the results of pumping tests. The use of a dense network of piezometers provides an insight of the flow (homogeneous or not) around the pumping well. Finally, an interpretation of the well drawdown and recovery is considered in order to allow the optimisation of the extraction procedure.

2. Landfill pumping test experiments

2.1. Description of the experimental cell

The landfill extends over 70 000 m² with an average thickness of 14 m. The landfill is isolated from its environment by an impervious barrier (clayey chalk + geomembrane) at its base to avoid leakage. The studied cell (around 10 000 m²) was operated from 1998 to 2001 and was filled with raw waste (about 75 % of MSW and 25 % of non-hazardous industrial waste). Upon completion of the cell operation, a final cover was placed consisting in between 1.4 m and 3 m of chalk surmounted by a thin layer of vegetative cover. The hydraulic characteristics of the cap cover (chalk material of hydraulic conductivity $> 10^{-7} \text{m.s}^{-1}$) resulted in the infiltration of pretty large quantities of rain water. Moreover, the leachate cannot be collected directly by gravity due to the configuration of the site (former quarry in excavation). Instead, each cell has been equipped with a pumping well towards which the leachate is expected to flow. However, unlike the more recent cells designed with a drainage layer at their base (made of tires and ballasts), the studied cell does not benefit from any particular drainage facility, apart from a slope gradient of 2 % at its base. Consequently, a leachate saturated zone developed at the base of the cell. Also, in the interest of the field tests, no pumping was carried out during several months preceding the campaign in order to ensure that the leachate level would be as static as possible in the cell. All this resulted in the stabilisation of the leachate level around 7 m above the bottom of the cell prior to the start of the pumping tests.

2.2. Modus operandi and details of the pumping test

The studied landfill was specifically instrumented for the pumping test with the objective to obtain extensive data on the leachate drawdown during leachate extraction. The well used for pumping is a fully penetrating well (named PM5) made up of perforated concrete pipe (diameter = 1 m) surrounded by a 0.1 m thick gravel layer. Nine piezometers (namely PZ1 to PZ9) were drilled around the well following a star shaped configuration (Fig. (1) and Fig. (2)).

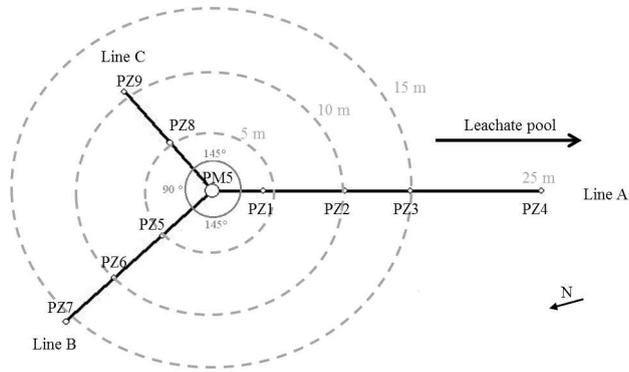


Figure 1: Well and piezometers implantation



(a) along Line A



(b) along Line B

Figure 2: View of the piezometer alignments

The aim of this configuration is to allow the study of drawdown as a function of the radius but also to gain information on the spatial heterogeneity of the drawdown according to the direction. The piezometers have an internal diameter of 58 mm and, except PZ1 that faced technical problems during drilling, are fully penetrating. The technical problems faced during the drilling of PZ1 also explain why PZ1 is closer to the well (3.85 m) compared to PZ5 and PZ8 (5 m).

An ITT Water & Wastewater FlygtHX3-5 pump was used for the test. Its nominal flow rate is close to $4 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ but a valve fitted in line allowed to adjust the flow between 0.3 and $4 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. The extracted leachate was then released in the leachate pool situated 120 m away from the well. The flow rate and drawdown were monitored during 92 hours with a maximum time interval between two measurements of one hour. The flow rate was measured using an electromagnetic flowmeter (Endress Hauser Promag 10P25) and the drawdown using a manual depth probe. The pumping procedure consisted in three distinct phases. During the first phase, a pumping rate of $0.5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ was selected during 24 hours. It was followed by a second pumping phase of 46 hours characterised with a pumping rate of $0.9 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Finally, the recovery was monitored during 22 hours. The instantaneous selected and effectively measured flow rates are displayed on Fig. (3a). Also, the pumped volumes are shown on Fig. (3b). The variations in flow rates remained relatively small for a discharge of $0.9 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Moreover, the effective pumped volumes show little difference in comparison to the expected values.

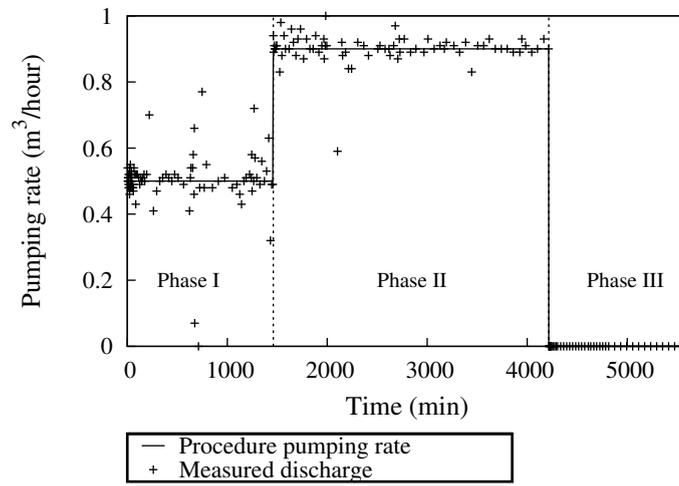
During the test, the pumping operation has stopped twice. After 12 hours (720 min) of pumping, a pipe connection broke, preventing any flow control and drawdown measurement for one hour. Moreover, 36 hours (2160 min) after the beginning of the test, the pump broke down and had to be replaced by another pump. However, piezometric levels were kept monitored during the two hours necessary for this replacement.

3. Experimental results

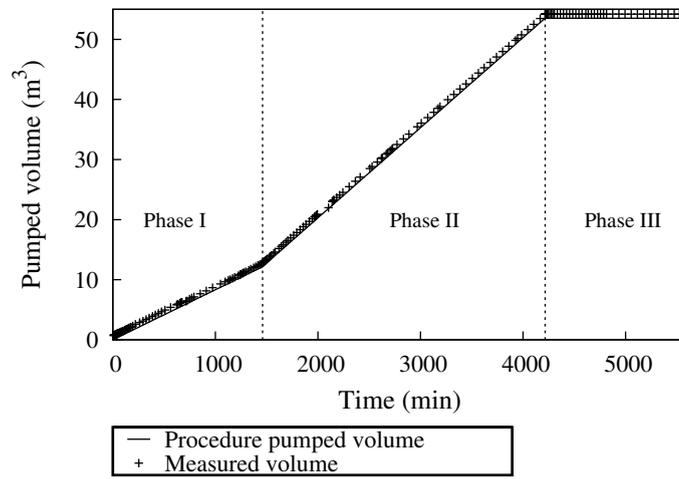
3.1. Pumping test

It can be observed on Fig. (4) that despite the heterogeneous nature of MSW, the drawdown - time curve is smooth. Moreover, it reacts clearly to the different pumping procedures defined on Fig (3a). The recovery due to the pump breakdown is also clearly observed in the well drawdown measurements. In the well, drawdown reaches 1.4 m at the end of the first phase, then reaches a maximum drawdown of 3.8 m (equivalent to a level of 3.2 m from the bottom of the landfill cell). For both pumping phases, the rate of drawdown appeared to decrease before the end of each phase, yet without reaching equilibrium. Moreover, the drawdown - time curve is rather linear in semi-log representation.

Fig (4a) shows the drawdown - time curve at the different piezometers along line A (Fig (1)). As observed, the drawdown - time curves for PZ1 and PZ2 are unexpectedly similar. This might be due to channelling phenomena between the two piezometers resulting from the heterogeneous

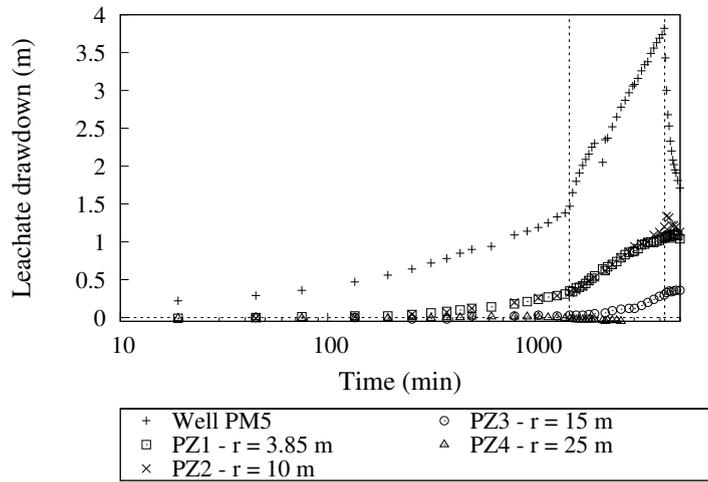


(a) Expected and effectively measured instantaneous pumping rates

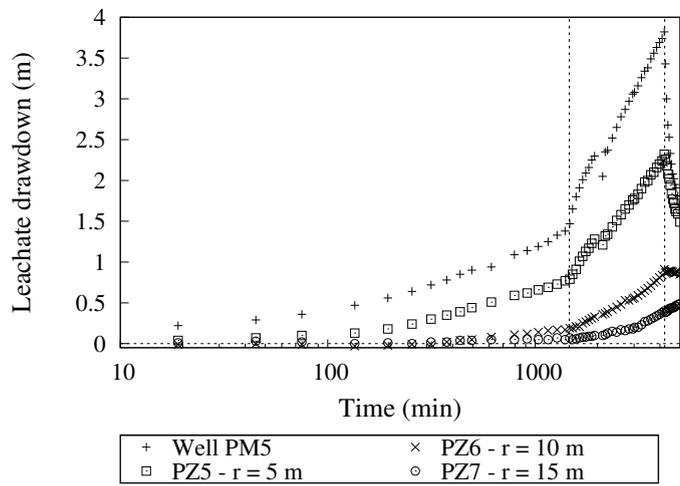


(b) Expected and effectively measured pumped volumes

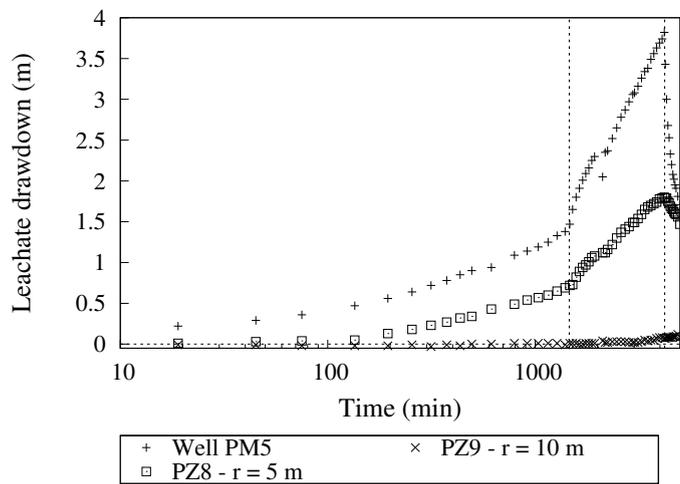
Figure 3: Pumping test procedure



(a) Line A piezometers and well



(b) Line B piezometers and well



(c) Line C piezometers and well

Figure 4: Experimental drawdown-time curves

nature of MSW. It can also be observed that the drawdown for PZ4 is very close to zero, even slightly negative. The well influence radius within the duration of the test thus remained probably inferior to 25 m. Consequently, PZ4 was not affected by the pumping during the experiment. In the first three piezometers (PZ1-PZ3), it can be observed that the effect of the flow rate variations and recovery is delayed during the study as expected.

Similarly as Line A, Fig (4b) shows the drawdown - time curve at the different piezometers along line B (see Fig (1)). PZ5 faced a much larger drawdown than PZ1 and reacted to the different phases. PZ5 was also affected by the pump breakdown that happened 2160 min after the beginning of the test. Lastly, PZ6 and PZ7 had also similar drawdown evolutions in comparison to PZ2 and PZ3 respectively that are located at similar distances from the well (10 and 15 m).

Finally, Fig (4c) shows the drawdown - time curve at the different piezometers along Line C (see Fig (1)). PZ8 exhibited a similar behaviour as PZ5 whereas PZ9 presented much smaller drawdown than PZ6 and PZ2.

In conclusion, the experimental results indicate drawdowns very coherent with one another for piezometers PZ2 - PZ8 tending to demonstrate a globally homogeneous behaviour in terms of leachate pumping. However, local heterogeneities and potential issues due to the drilling and landfill configuration led to anomalous local behaviours as illustrated by PZ1 and PZ9.

4. Determination of waste hydrodynamic characteristic parameters

4.1. Models description

In hydrology, pumping tests are classically interpreted using analytical models. These models are usually simple to use and require little calculation time. Various analytical models exist to describe liquid drawdown in an aquifer. These models are derived from Darcy's equation using multiple assumptions. Making a coherent model selection is a key to obtain an accurate interpretation of the experimental results of a pumping test. A comparison between the conditions of field pumping tests and the different model assumptions is presented in Table 1. The selected models were Theis (1935), Neuman (1972), Boulton (1954) and Hantush and Jacob (1955) models. It may be noted that all these models consider an infinite well of negligible radius. Many other models exist. It is clear that no model totally represents the actual conditions of the field pumping test. However, it seems that the unconfined conditions are the most critical conditions making Boulton or Neuman models the most promising. The response of these models to pumping is characterised by three phases: in the first phase, the response of the unconfined medium is the same as in the confined case. Liquid is released due to settlement and liquid expansion. In this phase which in aquifers may last only a few minutes, there is yet no gravity flow. In a second phase, the initially drained pores may be recharged by gravity flow. This second phase cannot be modeled using Theis type curves. The last segment may start in aquifers only a few minutes after the beginning of the

Table 1: Comparison between field conditions and analytical models assumptions

Field conditions	Theis model	Neuman model	Boulton model	Hantush and Jacob model
Instationnary	Instationnary	Instationnary	Instationnary	Instationnary
Unconfined	Confined	Unconfined	Unconfined	Confined
Heterogeneous	Homogeneous	Homogeneous	Homogeneous	Heterogeneous
Bounded	Infinite	Infinite	Infinite	Infinite
Anisotropic	Isotropic	Anisotropic	Anisotropic	Anisotropic

pumping test and is accurately represented by Theis type curve. This last phase represents an equilibrium between recharge from gravity flow and free surface lowering velocity. Therefore, the gap between observed and analytical results derived from the Theis model tends to be compensated. It is important to note that the measurements may not be sufficient to describe all three phases. As seen in the experimental results (Fig. (4a)), only the third phase is observed. Consequently, in order to limit the number of fitting parameters, a Theis model should be used to simulate the field results:

$$s = \frac{Q}{4\pi T} W(u) \text{ with } u = \frac{Sr^2}{4Tt} \quad (1)$$

Where s (m) is the drawdown, Q ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) is the pumping rate and $W(u)$ is the well function (Eq. (2)) and r (m) and t (s) are the considered radius and time respectively.

$$W(u) = \int_u^\infty \frac{e^{-y}}{y} dy \quad (2)$$

The parameters T and S shall be interpreted using the unconfined aquifer description. In other words, T ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$) is the transmissivity of the waste while S (-) is its specific yield. The transmissivity of the waste corresponds to its saturated hydraulic conductivity K multiplied by the thickness of the saturated zone at a large distance from the pumping well. The specific yield corresponds to the volume of water released per surface unit and per drawdown unit, and thus can be assimilated to a drainage porosity. The interpretation of a pumping test can thus be used to determine T and S characteristics for the studied waste material. It should be noted, though, that these parameters represent an average value over the height of the domain. Therefore, a vertical variation of these parameters cannot be considered using this description.

4.2. Analytical study using the piezometers

The Theis model was chosen to fit the results derived from PZ1 - PZ9 using AquiferTestPro® software. The results are presented in Table 2. Mean and standard deviations are calculated without considering PZ1, PZ4 and PZ9. As expected, PZ1, PZ4 and PZ9 that were identified as

¹Anomalous results not used for the mean and standard deviation calculation

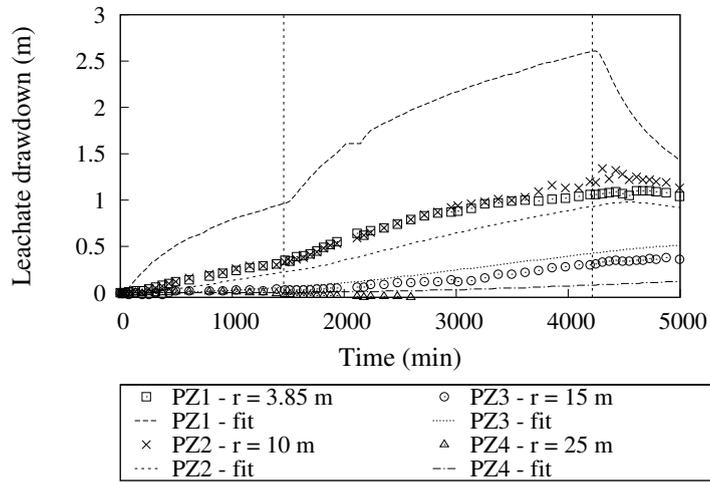
Table 2: Theis model fitting results for transmissivity T, hydraulic conductivity K and specific yield S

Line	Piezometer	Radius (m)	T ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$)	K ($\text{m}.\text{s}^{-1}$)	S (-)
A	PZ1	3.85	2.6×10^{-5}	3.7×10^{-6}	22.9 % ¹
A	PZ2	9.95	2.2×10^{-5}	3.1×10^{-6}	3.4 %
A	PZ3	15.05	2.1×10^{-5}	3.0×10^{-6}	6.4 %
A	PZ4	25	2.4×10^{-5}	3.4×10^{-6}	50.0 % ¹
B	PZ5	5.05	2.2×10^{-5}	3.1×10^{-6}	4.4 %
B	PZ6	10.05	2.3×10^{-5}	3.3×10^{-6}	5.4 %
B	PZ7	15	1.9×10^{-5}	2.6×10^{-6}	5.1 %
C	PZ8	4.93	2.3×10^{-5}	3.2×10^{-6}	6.2 %
C	PZ9	10.15	6.3×10^{-5}	9.1×10^{-6}	50.0 % ¹
	Mean	–	2.2×10^{-5}	3.1×10^{-6}	5.1 %
	Standard deviation	–	1.7×10^{-6}	2.4×10^{-7}	1.1 %

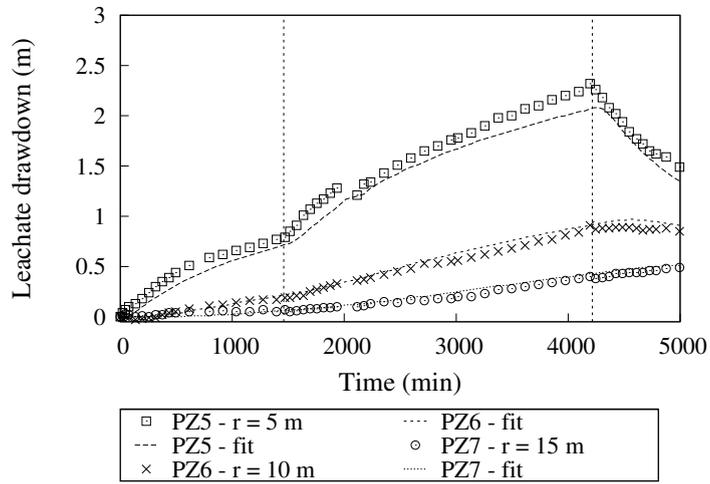
anomalous, displayed partly abnormal behaviours, in particular much larger values of specific yield S (22.9%, 50% and 50% respectively compared to about 5% for the other piezometers). Yet, the transmissivity values showed little deviations. It can be noted, as stated by Meier et al. (1998), that when an aquifer is heterogeneous in terms of transmissivity, this heterogeneity is actually observed on effective specific yield rather than on effective transmissivity when fitting using the Theis model. Moreover, in the case of PZ4, it is likely that the experimental results are too close to the initial value to allow an accurate fitting. The values of both T and S are however coherent for the other piezometers. Consequently, the mean values of T and S for these piezometers was calculated. Using this mean value, a general comparison between time-drawdown curves for all the piezometers is presented on Fig (5a-5b-5c). The curves exhibit a satisfying agreement, except for PZ1 and PZ9.

4.3. Drainage porosity estimation through mass balance

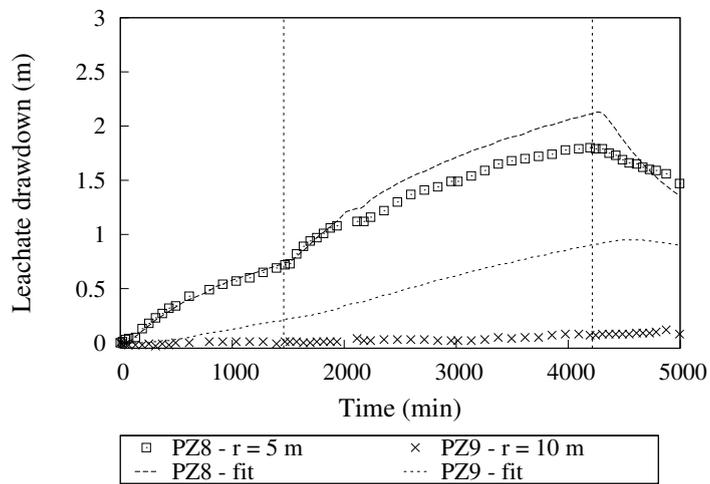
The values derived from the pumping well and PZ5, PZ6 and PZ7 were also used to describe a profile of the leachate front at different times (Fig. (6)). From this profile, an estimation of the desaturated volume and thus the drainage porosity was performed. The desaturated volume was calculated as the initial saturated volume minus the saturated volume at the desired time. The drainage porosity was calculated as the pumped water volume at the desired time over the drained volume at the desired time within a 15 m radius. Consequently, it corresponds to the volume of pores allowing rapid drainage with the assumption that the volume of waste located over the initial leachate table does not contribute to the release. The values are presented in Table 3. For long time periods as observed on Fig.(6), the assumption that no drawdown occurs beyond 15 m around



(a) Line A piezometers



(b) Line B piezometers



(c) Line C piezometers

Figure 5: Analytical fitting drawdown-time curves

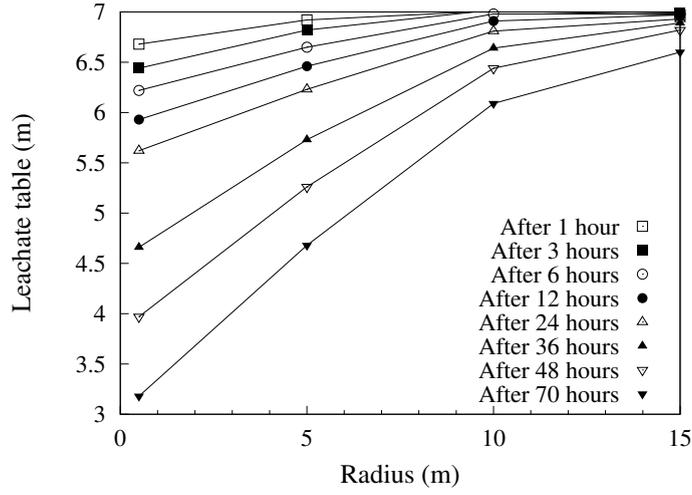


Figure 6: Leachate table profile along Line B at different times

Table 3: Estimation of drainage porosity from field measurements

Time (hours)	Drainage porosity (%)
1 h	4.1 %
3 h	5.0 %
6 h	4.1 %
12 h	4.0 %
24 h	5.1 %
36 h	5.5 %
48 h	5.7 %

the well is no more accurate. Therefore, the desaturated volume is underestimated and thus the drainage porosity is overestimated. This explains why the drainage porosity tends to increase with time. However, the measured values are very close to the drainage porosity obtained using the analytical model (see Table 2). It can be noted that the obtained values are within the range of drainage porosity values presented in the literature. Indeed Beaven and Powrie (1995) and Hudson et al. (2004) presented values between 1 % and 18 % for various compression states.

4.4. Determination of transmissivity using the well recovery data

The transmissivity and the presence of quadratic effects may be evaluated from the well data using the Theis recovery method (Theis, 1935) as shown on Fig. (7). The reduced time t' is defined by Eq. (3):

$$t' = \frac{t}{t - t_1} \quad (3)$$

Where t (min) is the time considered from the beginning of the pumping test and t_1 (= 4200 min) the time when pumping was stopped. The reduced time t' is only defined for $t > t_1$. It can

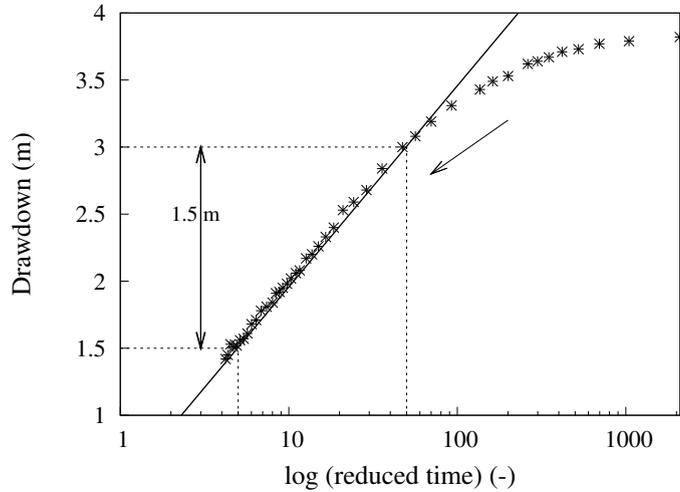


Figure 7: Well recovery analysis with Theis recovery method

be observed that at large times after the beginning of the recovery (or small reduced times) the evolution of the drawdown is linear with the logarithm of the reduced times. On the contrary, at the beginning of the recovery (large reduced times), the results deviate from this linear behaviour. This is explained by the existence of non-linear effects due to inertia of flow entering the well (mainly quadratic effects).

From Fig. (7), the drawdown difference Δs for $\log(t')$ between 5 and 50 is evaluated at 1.5 m. Thus the transmissivity may be evaluated using the Eq. (4) where Q is the latest pumping flow before the recovery in $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

$$\Delta s = \frac{2.30Q}{4\pi T} \quad (4)$$

From this analysis, one gets a transmissivity of $3.1 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$, which is of the same order of magnitude as the values estimated from the piezometers analysis.

4.5. Well drawdown and recovery restitution

Usually, in hydrology, the value of drawdown in the well deviates importantly from the value that is predicted using the Theis model at the edge of the well. This difference is generally explained by quadratic effects and thus results in the actual well drawdown being lower than the predicted one. However, the drawdown measured in the well in our case is actually much lower than the predicted value using the Theis model (Fig.(8)). A strong variation of the transmissivity and

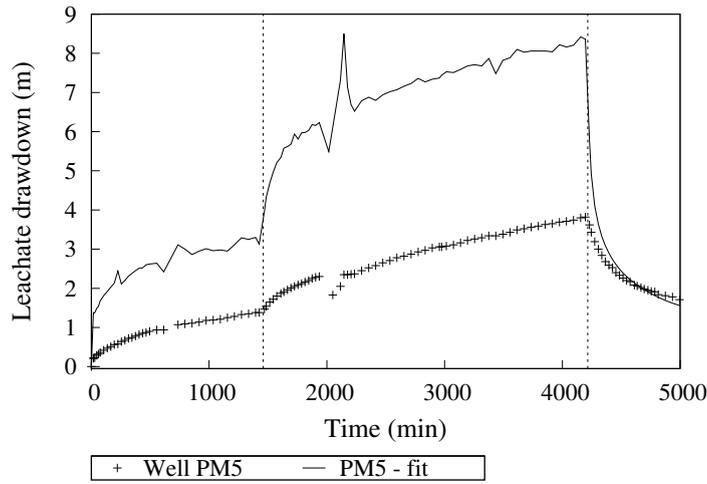


Figure 8: Analytical fitting drawdown-time curve at the well edge ($r = 0.5 \text{ m}$)

specific yield close to the well may be a reason. An analytical model seems unable to simply represent the overall response of a landfill to a pumping test. Such a model allows a prediction of the piezometers but not of the well drawdown. This is an issue as it makes it impossible to simply monitor a pumping procedure knowing that the well drawdown is generally the only value easily accessible. In order to gain a better understanding of this unexpected behaviour, a direct numerical simulation of the experiment was performed.

5. Numerical analysis of the pumping test

5.1. Model description

Unlike analytical models, a numerical model requires less assumptions with regard to the field conditions. Indeed all the conditions described in Table 1 may be applied in a numerical model. Moreover, the numerical models guarantee the respect of more physical conditions, such as the well depth. A numerical model using COMSOL Multiphysics 4.0[®] was developed. Richards equation (Eq. (5)) was used for the description of leachate flow in the waste body. A Van Genuchten -

Mualem (van Genuchten, 1980; Mualem, 1976) description of retention curve and relative permeability was used as follows:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\nabla K_s k_r (\nabla h + 1) \quad (5)$$

Where θ ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) is the volumetric moisture content, K_s ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) the saturated hydraulic conductivity, k_r (-) the relative permeability and h (m) the suction. The mesh used for the simulation is a two dimensional axisymmetric mesh refined around the well as illustrated Fig (9). A no flow

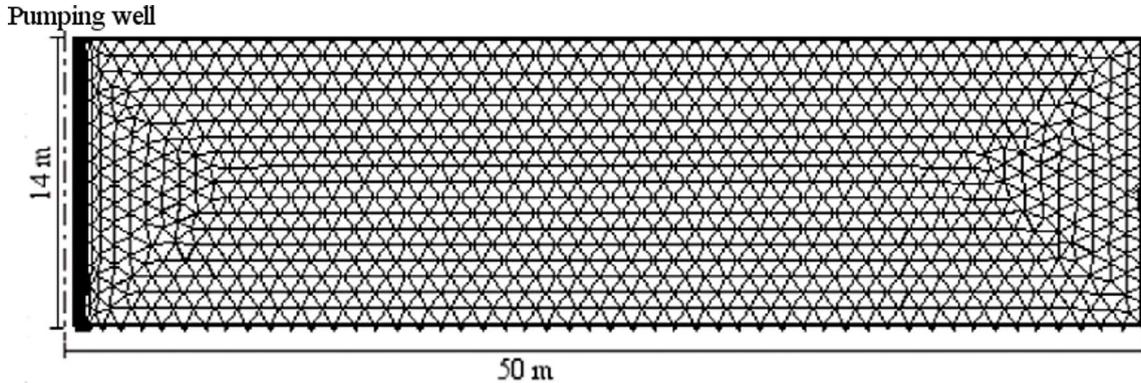


Figure 9: Numerical 2D axisymmetric mesh

boundary condition is used at the top and bottom of the domain representing perfect liners and at the external side of the domain representing a symmetry condition. The well boundary condition is described using mass conservation in the well as a pervious boundary condition (see Eq. (6)).

$$\frac{\partial V_w}{\partial t} = -Q_{\text{pumped}} + Q_{\text{lat}} \quad (6)$$

Where V_w is the volume of leachate in the well, Q_{pumped} the pumping rate as illustrated on Fig. (10) and Q_{lat} the leachate lateral intake from the waste as defined by Eq. (7).

$$Q_{\text{lat}} = 2\pi r_w h_w \frac{K_{gr}}{L_{gr}} (h_w - h_l) \quad (7)$$

Where r_w (m) is the well radius, h_l (m) the leachate level in the landfill around the well, h_w (m) the leachate level in the well, K_{gr} ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) the gravel layer saturated hydraulic conductivity and L_{gr} (m) the gravel layer thickness.

The parameters used for the numerical model are detailed in Table 4. The Van Genuchten parameters α and m as well as the saturated and residual moisture contents were obtained from experimental measurements implemented in a compacted waste (Stoltz et al., 2010b). The saturated hydraulic conductivity of gravel was considered smaller than generic values of gravel saturated hydraulic conductivity to take into account the clogging of the gravel layer.

As shown by Stoltz et al. (2010a), the permeability of waste decreases with dry density and thus with depth. Consequently, the saturated permeability of the waste domain was considered as a

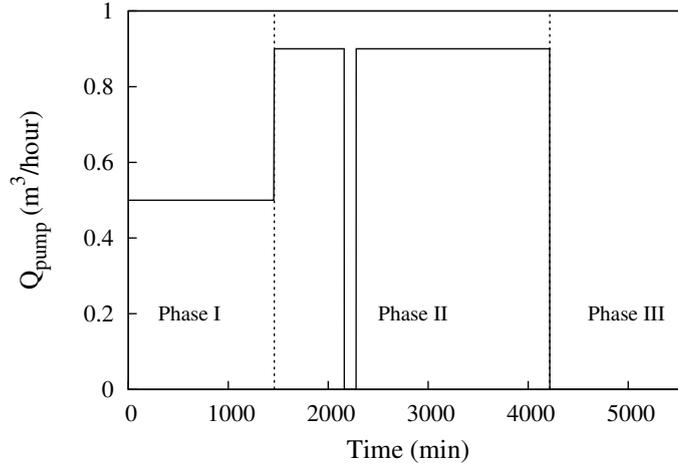


Figure 10: Evolution of pumping rate with time used for simulation

Table 4: Numerical model parameters

Parameter description	Parameter value
Well radius (m)	0.5
Well depth (m)	14
Gravel layer thickness (m)	0.1
Gravel hydraulic conductivity (m.s ⁻¹)	10 ⁻⁴
Saturated moisture content θ_s (m ³ .m ⁻³)	0.45
Residual moisture content θ_r (m ³ .m ⁻³)	0.20
Van Genuchten parameter m (-)	0.25
Van Genuchten parameter α (m ⁻¹)	0.6
Tortuosity (-)	0.5

function of height following an exponential curve (Eq. (8)).

$$K_s = 5 \times 10^{-4} \exp\left(\frac{z - 14}{2.5}\right) \quad (8)$$

The shape of the saturated permeability distribution was chosen arbitrarily. The values of the parameters describing the exponential law were however used as fitting parameters. These fitted values result in a saturated hydraulic conductivity of $3.04 \times 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$ at 7 m depth and $1.85 \times 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$ at the bottom of the landfill. The numerical transmissivity may then be evaluated by integrating the hydraulic conductivity distribution over the initially saturated height. Such a calculation results in a transmissivity of $7 \times 10^{-5} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ which is approximately twice larger than the transmissivity calculated analytically but remains in the same order of magnitude.

5.2. Simulation results

Fig. (11) presents the comparison between the experimental and numerical drawdown - time curves at the well. It can be observed that the numerical model is in good agreement with the

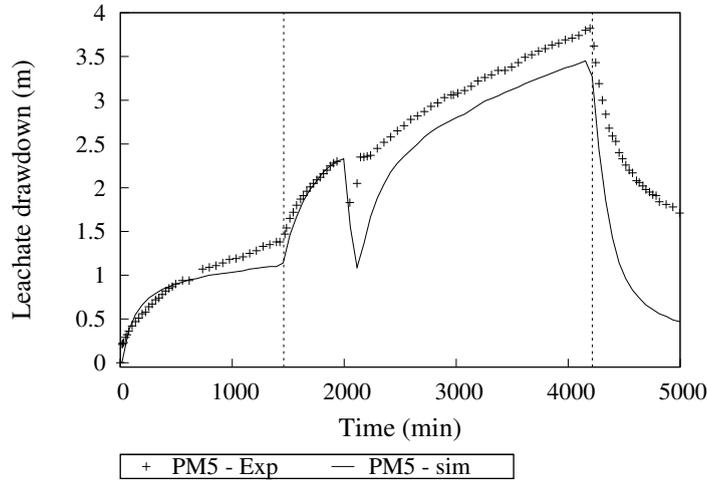


Figure 11: Experimental and numerical drawdown - time curves at the well

experiment for the pumping phases. The dynamic of the first phase is well represented even though the final value calculated numerically is smaller than the experimental drawdown. The discharge is well rendered by the model as well as the stop in the pumping procedure. The dynamic of phase II is also well represented, however, the drawdown values derived from numerical calculations appear smaller than the experimental values.

Fig. (12) represents the profile of the leachate table for simulation and for the different piezometers at the time when pumping is stopped. The simulated profile is slightly higher than the experimental values derived from the piezometers, yet the general trend is accurate.

However, the recovery is not well represented by the numerical simulation. Firstly, the dynamic of the recovery is not well simulated. Indeed, the numerical model predicts a much faster recovery

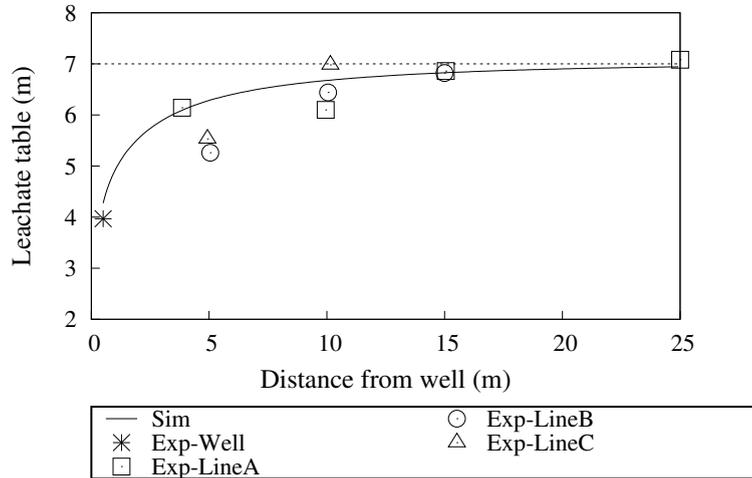


Figure 12: Leachate table profile at time = 4200 min

in comparison to the experimentally observed behaviour. The dynamic of the recovery is, in particular, dependent on the saturated hydraulic conductivity distribution and on the vadose zone effects, represented through the retention curve and the relative permeability curve. A steeper curve for relative permeability would lead to a reduced flow from the vadose zone that would slow down the dynamic of the recovery. Stoltz et al. (2010b) showed that an increase in compression leads to an increase in air entry pressure and as a result to a steeper relative permeability close to the liquid saturation. Therefore, it is possible that the level of compression considered for the retention properties was overestimated. However, such a change in retention and permeability properties would degrade as well the drawdown description. Following this consideration and taking into account hysteretic retention and permeability properties may improve the agreement between the model and the experiments. However, numerical modelling of such phenomenon remains an open question for unsaturated flow modelling.

A second point concerns the asymptotic value of drawdown at the end of the recovery phase. The numerical calculation predicts a much smaller value than the field experiment. This difference may be explained by the existence of gas inclusions. Such inclusions may be due to gas generation from biodegradation that would not have been able to flow out of the saturated waste. When the waste desaturates, as a consequence of the applied discharge, the gas entrapped is allowed to flow towards the top of the domain. When the pumping stops, the volume accessible to leachate would become more important, considering the volume desaturated during the pumping operation. This would thus lead to a lower asymptotic leachate level compared to a medium without gas inclusions. Such a phenomenon should be modeled using an explicit gas flow model coupled with the leachate flow model. However, it would require an increased number of parameters not yet available in the literature.

6. Conclusion

This article presented an original well-instrumented pumping test in a MSW landfill. The pumping test included pumping at two different flow rates followed by a recovery. The drawdown observed experimentally in the piezometers as well as in the well was smooth and followed the different phases of the pumping test procedure. Moreover, the drawdown - time curves in the piezometers may be described by the Theis analytical model. From these analytical calculations, an average value of around $3 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ for transmissivity and 4 to 5 % for drainage porosity were obtained. Similar values of drainage porosity were obtained using direct evaluation from water level profiles during the pumping test. The Theis recovery method applied at the well also makes possible the calculation of transmissivity with a value coherent with the transmissivity derived from the piezometers. However, the analytical representation does not permit a satisfying modelling of the drawdown - time curve in the well. Consequently, a numerical model using Richards equation was developed. It allowed a good description of the drawdown with an equivalent transmissivity of the same order of magnitude than the one evaluated using the Theis model. However, the drawdown -time curve derived from numerical model deviates significantly from the experimental curves obtained during the recovery. Such a behaviour might be explained by the presence of gas inclusions in the saturated medium. Indeed, when the medium is desaturated, the gas entrapped would then be allowed to flow out. Therefore, during the recovery, the volume of pores available for the leachate would become more important than the pore volume previously released by the leachate pumped, leading to an asymptotic recovery lower than predicted. Studying the effect of such gas inclusions is thus a perspective to this study.

Acknowledgements

This work was funded by the French Environmental Agency (ADEME) within the framework of a research program on sanitary landfill after-care (Paraphyme project). We greatly acknowledge Coved for its financial and technical support.

References

- Al-Thani, A., Beaven, R., White, J., 2004. Modelling flow to leachate wells in landfills. *Waste Management* 24, 271–276.
- Beaven, R., Powrie, W., 1995. Hydrogeological and geotechnical properties of refuse using a large compression cell. In: *Proceeding Sardinia 1995, 5th International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Bevan, M., Endres, A., Rudolph, D., Parkin, G., 2005. A field-scale study of pumping-induced drainage and recovery in an unconfined aquifer. *Journal of Hydrology* 315, 52–70.

- Boulton, N. S., 1954. Unsteady radial flow to a pumped well allowing for delayed yield from storage. AIHS publication 37, 472–477.
- Bunn, M. I., Jones, J. P., Endres, A. L., Rudolph, D. L., 2010. Effects of hydraulic conductivity heterogeneity on vadose zone response to pumping in an unconfined aquifer. *Journal of Hydrology* 387, 90–104.
- Endres, A. L., Jones, J. P., Bertrand, E. A., 2007. Pumping-induced vadose zone drainage and storage in an unconfined aquifer: A comparison of analytical model predictions and field measurements. *Journal of Hydrology* 335, 207–218.
- Hantush, M. S., Jacob, C. E., 1955. Nonsteady radial flow in an infinite leaky aquifer. *Transactions of the American Geophysical Union* 36, 95–100.
- Hudson, A., White, J., Beaven, R., Powrie, W., 2004. Modelling the compression behaviour of landfilled domestic waste. *Waste Management* 24, 259–269.
- Jain, P., Powell, J., Townsend, T., Reinhart, D., 2006. Estimating the hydraulic conductivity of landfilled municipal solid waste using the borehole permeameter test. *Journal of Environmental Engineering* 132 (6), 645–652.
- Koerner, R., Soong, T., 2000. Leachate in landfills: the stability issues. *Geotextiles and Geomembranes* 18, 293–309.
- Kollet, S. J., Zlotnik, V. A., 2005. Influence of aquifer heterogeneity and return flow on pumping test data interpretation. *Journal of Hydrology* 300, 267–285.
- Meier, P. M., Carrera, J., Sanchez-Vila, X., 1998. An evaluation of Jacob's method for the interpretation of pumping tests in heterogeneous porous media. *Water Resources Research* 34, 1011–1025.
- Mualem, Y., 1976. A new model predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research* 12, 513–522.
- Neuman, S. P., 1972. Theory of flow in unconfined aquifers considering delay response of the watertable. *Water Resources Research* 8, 1031–1045.
- Olivier, F., Oxarango, L., Mugnier, V., Tinet, A.-J., Marcoux, M.-C., 2009. Estimating the drawdown of leachate in a saturated landfill: 3D modeling based on field pumping tests. In: *Proceeding Sardinia 2009, 12th International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Riva, M., Guadagnini, A., Bodin, J., Delay, F., 2009. Characterization of the hydrogeological experimental site of Poitiers (France) by stochastic well testing analysis. *Journal of Hydrology* 369, 154–164.

- Rowe, R., Nadarajah, P., 1996. Estimating leachate drawdown due to pumping wells in landfills. *Canadian Geotechnic Journal* 33, 1–10.
- Stoltz, G., Gourc, J.-P., Oxarango, L., 2010a. Liquid and gas permeability of unsaturated MSW under compression. *Journal of Contaminant Hydrology* 118 (1-2), 27–42.
- Stoltz, G., Tinet, A.-J., Staub, M., Oxarango, L., Gourc, J.-P., 2010b. Moisture retention properties of Municipal Solid Waste in relation to compression, submitted to *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* after review June 2010.
- Theis, C. V., 1935. The relation between the lowering of the piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using groundwater storage. *Transactions of the American Geophysical Union* 2, 519–524.
- van Genuchten, M., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society American Journal* 3, 909–916.

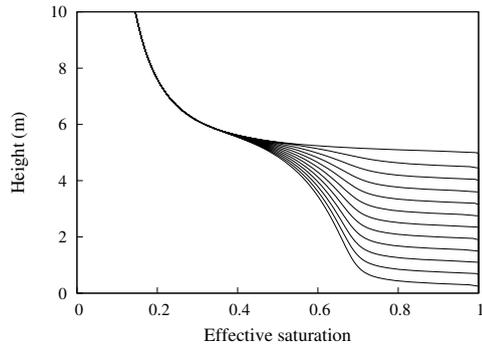
5.4 Effet de la capillarité

Les modèles d'écoulement de nappe classiques (de type Theis) considèrent que le rabattement de la nappe de lixiviat est uniquement contrôlé par la conductivité hydraulique à saturation du déchet sous le niveau de la nappe. Cependant, les propriétés hydrauliques en zone non saturée peuvent être la cause d'écoulements retardés. Dans cette section, le phénomène d'écoulement retard dû à la capillarité dans la zone non saturée et ses conséquences possibles sont étudiés (Olivier et al., 2009). Pour cela, un modèle simplifié unidimensionnel est considéré. Ce modèle utilise une équation de Richards telle que présentée Eq. 4.1. Les propriétés hydrauliques considérées sont des propriétés de Van Genuchten - Mualem, par conséquent les écoulements préférentiels tels que décrits section 4.3.2 sont également négligés. Les conditions aux limites du modèle correspondent à une condition de flux nul en haut du domaine et une condition de Neumann (flux constant) en bas du domaine de façon à simuler le pompage de lixiviat. Cette condition de Neumann correspond au flux à travers une surface unitaire en bas du domaine considéré. Les conditions initiales choisies sont des conditions d'équilibre capillaro-gravitaire avec une nappe de lixiviat située à une hauteur de 5 m.

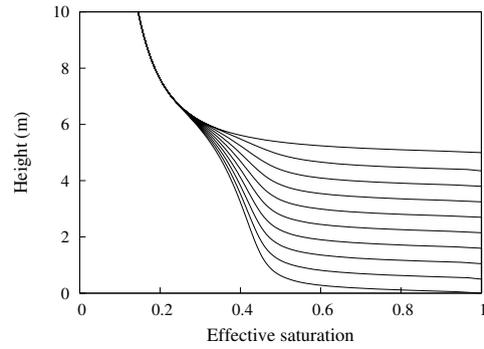
Les paramètres de la simulation numériques sont résumés table 5.1.

La hauteur du domaine représente une hauteur classique de cellule de stockage d'ISDND. Les valeurs de porosité totale, de teneur en liquide résiduelle et courbes de rétention sont à rapprocher des courbes de rétentions décrites section 3.3.1. On notera que les valeurs ajustées présentées table 5.1 sont différentes des valeurs présentées section 3.3.1. Ceci est dû au fait que la valeur de teneur en liquide résiduelle est différente dans les deux ajustements. Cependant, la courbe expérimentale (cas A4) ajustée est la même. La valeur de conductivité hydraulique à saturation est fixée arbitrairement. Les flux de pompage imposés ont été choisis de manière à démontrer l'effet de la capillarité tout en permettant la stabilité numérique du modèle. Il est à noter que ces flux sont inférieurs à un flux purement gravitaire.

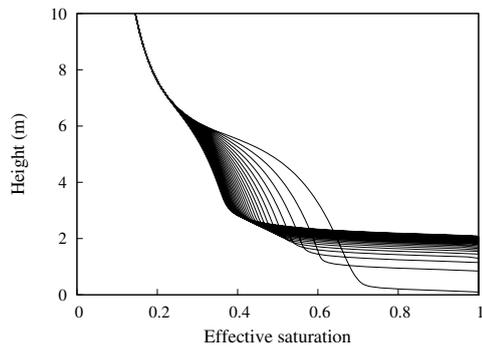
La Fig. 5.1 montre l'évolution du profil de teneur en liquide avec le temps. Comme le montrent les Fig. 5.1a - 5.1b, les profils de teneur en liquide démontrent des différences significatives selon le débit de pompage appliqué. Pour un faible débit, le rabattement a lieu en conditions quasi-statiques. Au contraire, pour un fort débit, une large part du liquide reste dans le milieu. En effet, la saturation effective (telle que définie section 3.2) atteint environ 0,45 pour un faible débit mais ne décroît que jusqu'à 0,6 pour un débit plus important. Ceci est dû à la forte non linéarité



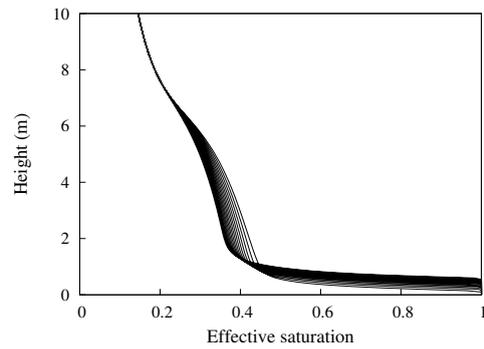
(a) Pompage - Débit fort, Période des courbes = 1 jour



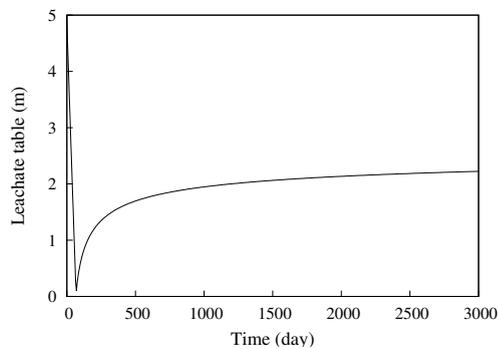
(b) Pompage - Débit faible, Période des courbes = 10 jours



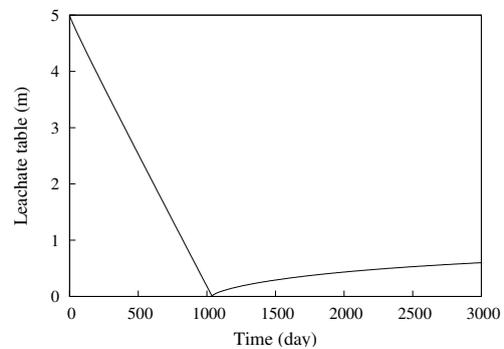
(c) Relaxation - Débit fort, Période des courbes = 20 jours



(d) Relaxation - Débit faible, Période des courbes = 20 jours



(e) Niveau de la nappe - Débit fort



(f) Niveau de la nappe - Débit faible

FIG. 5.1: Effet de la capillarité sur le pompage et la relaxation à deux débit de pompage différents

TAB. 5.1: Paramètres de l'étude de l'effet de la capillarité durant le pompage

Description	Valeur
Hauteur du domaine (m)	10
Hauteur de nappe initiale (m)	5
Conductivité hydraulique à saturation (m.s^{-1})	$1,0 \times 10^{-6}$
Teneur en liquide à saturation θ_s ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$)	0,45
Teneur en liquide résiduelle θ_r ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$)	0,30
Paramètre de van Genuchten α (m^{-1})	6,5
Paramètre de van Genuchten m (-)	0,4
Débit de pompage faible q_{lo} (m.s^{-1})	$5,0 \times 10^{-9}$
Débit de pompage fort q_{hi} (m.s^{-1})	$5,0 \times 10^{-8}$

des propriétés hydrauliques du déchet et en particulier de la courbe de perméabilité relative. En effet, un facteur limitant de l'écoulement de liquide est la perméabilité du milieu.

Une fois le bas du domaine désaturé, le système de pompage est arrêté. En d'autres termes, une condition de flux nul est alors imposée en bas du domaine. Dès lors, le milieu entre dans une phase de relaxation jusqu'à atteindre l'équilibre capillaro-gravitaire. Les Fig. 5.1c - 5.1d montrent la relaxation du domaine pour chaque débit étudié. Pour le faible débit, le niveau de la nappe après relaxation n'est remonté que de 0,7 m. Dans le cas du fort débit, la nappe remonte de 2,2 m. Cette remontée est la conséquence des effets capillaires au sein du milieu poreux. Les Fig. 5.1e - 5.1f représentent l'évolution du niveau de la nappe en fonction du temps. On y observe que la durée du pompage est plus courte dans le cas du débit le plus fort, et l'amplitude de relaxation est plus importante.

En conclusion, les effets capillaires sont dépendants du flux de pompage imposé. Lorsque celui-ci est important les effets capillaires génèrent un écoulement retardé. Cet écoulement retardé va provoquer une remontée de la nappe après l'arrêt de la procédure de pompage pouvant être importante et ceci peut conduire à des estimations différentes des caractéristiques hydrauliques dans les essais de pompage et relaxation.

5.5 Etude paramétrique du modèle numérique

Lors de l'utilisation du modèle numérique présenté section 5.3, un seul jeu de paramètres a été utilisé. Cependant, ces valeurs n'ont pu être obtenues expérimentalement et ont été soit ajustées soit choisies à partir de données issues d'études expérimentales sur d'autres déchets. Par conséquent, l'unicité du jeu de paramètres présenté section 5.3 est peu probable. Pour mieux comprendre l'impact des différents paramètres et variables utilisées dans ce modèle numérique, une étude paramétrique de certaines caractéristiques hydrauliques du milieu est présentée dans cette section.

La table 5.2 indique les caractéristiques étudiées durant cette étude paramétrique ainsi que les gammes de valeurs analysées. Le modèle numérique, le maillage, les conditions aux limites ainsi que les autres paramètres et variables sont ceux décrits section 5.3.

TAB. 5.2: Valeurs de référence pour l'étude paramétrique

Paramètre	Valeur de référence	Gamme étudiée
Anisotropie K_h/K_v (-)	1	0,1 - 10
Conductivité hydraulique à saturation ($m.s^{-1}$)	9×10^{-6}	6×10^{-6} - 18×10^{-6}
Hauteur crépinée H_{cr} (m)	14	2 - 14
Paramètre de van Genuchten α (m^{-1})	0,6	0,6 - 3,0
Paramètre de van Genuchten m (-)	0,25	0,20 - 0,35
Longueur caractéristique L (m)	-	2,5 - 4,5

Mis à part dans le cas de l'étude de l'effet de la variation de la conductivité hydraulique à saturation en fonction de la hauteur, celle-ci est considérée constante. La variation de la conductivité à saturation, lorsqu'elle est étudiée, est considérée comme exponentielle selon la loi suivante :

$$K_s = K_0 \exp\left(\frac{z - H}{L}\right) \quad (5.1)$$

Avec $K_0 = 5 \times 10^{-4} m.s^{-1}$, $H = 14$ m et L (m) une longueur caractéristique de l'évolution de la conductivité hydraulique à saturation avec la profondeur.

Les Fig. 5.2 montrent les courbes temps - rabattement dans le puits pour chaque paramètre étudié. Les Fig. 5.3 montrent l'allure de la nappe de lixiviat dans le massif de déchet autour du

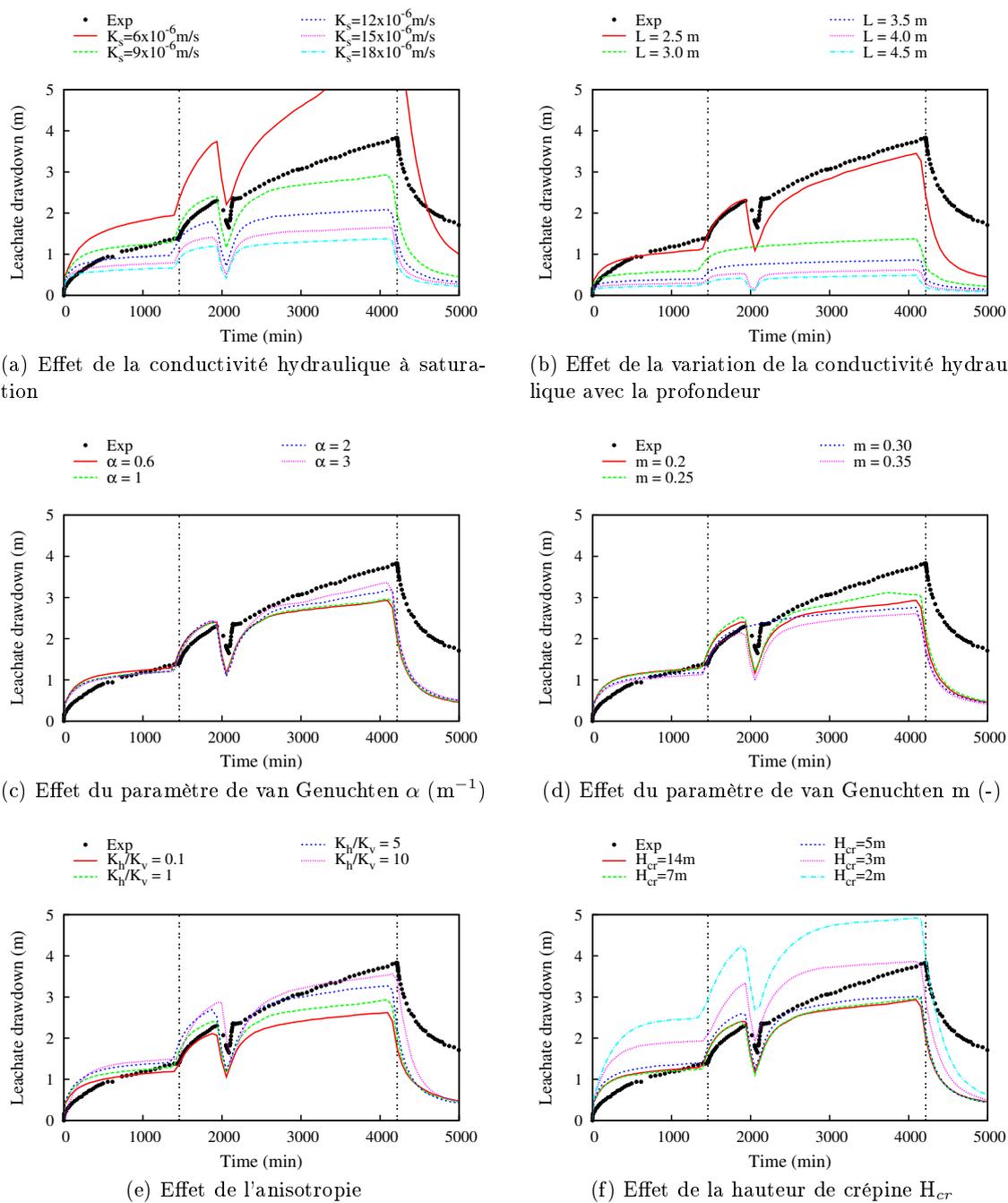
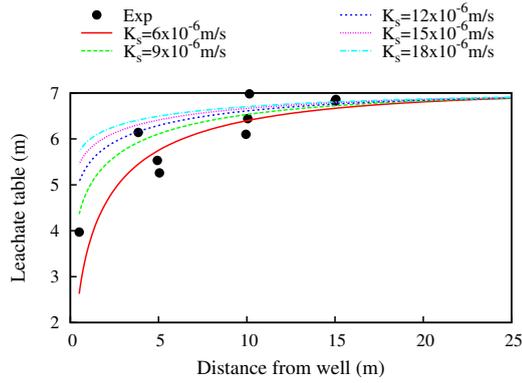
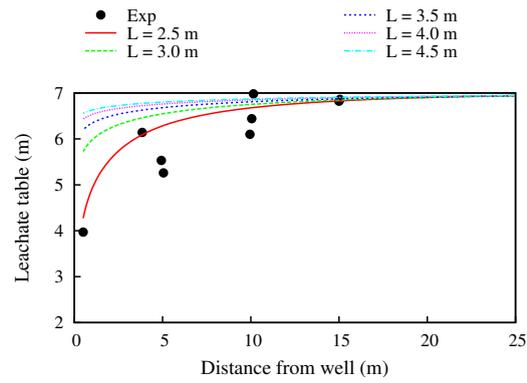


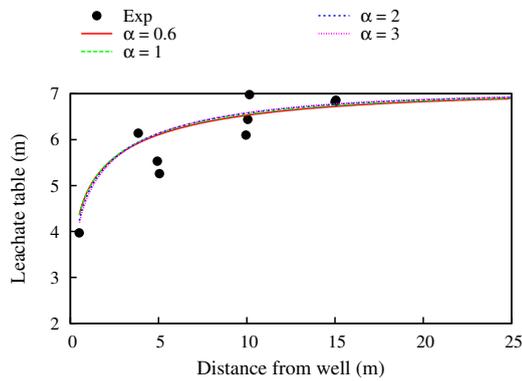
FIG. 5.2: Etude paramétrique du modèle de Richards appliqué au pompage de lixiviat en ISDND - Courbes temps - rabattement



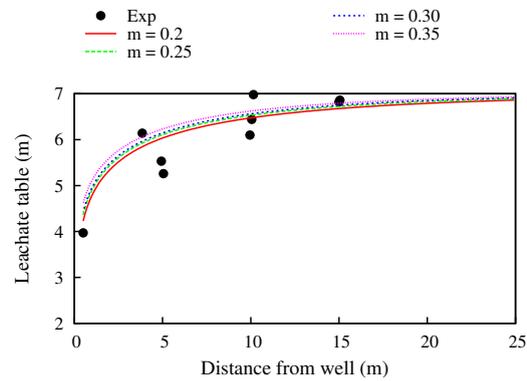
(a) Effet de la conductivité hydraulique à saturation



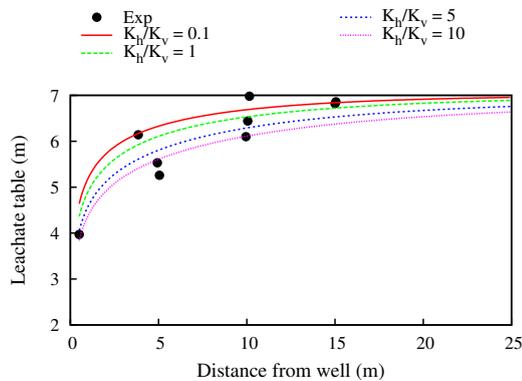
(b) Effet de la variation de la conductivité hydraulique avec la profondeur



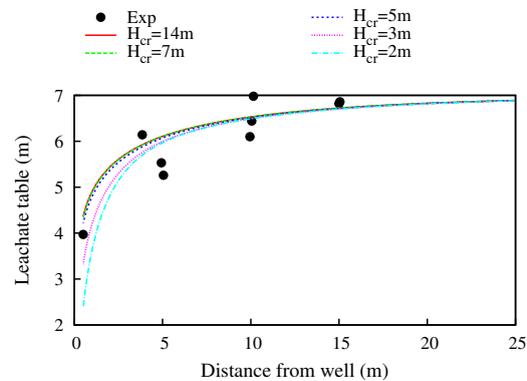
(c) Effet du paramètre de van Genuchten α (m^{-1})



(d) Effet du paramètre de van Genuchten m (-)



(e) Effet de l'anisotropie



(f) Effet de la hauteur de crépine H_{cr}

FIG. 5.3: Etude paramétrique du modèle de Richards appliqué au pompage de lixiviat en ISDND - Profils à 48 h

puits 48 heures après le début de la procédure de pompage pour chaque paramètre étudié.

- **Effet de la conductivité hydraulique à saturation**

Comme on peut l'observer Fig. 5.2a, plus la conductivité hydraulique à saturation est faible plus la nappe descend rapidement. On remarque cependant que le niveau final de la nappe, à la fin de la remontée est bien identique quelle que soit la valeur de K_s . Le phénomène démontré ici est le même que celui présenté section 5.4. En effet une conductivité hydraulique faible a le même effet sur le matériau qu'un débit élevé. Par conséquent, comme observé section 5.4, le volume d'eau sollicité dans la zone non saturée, est plus faible quand la conductivité hydraulique est faible par rapport au débit de pompage. Par conséquent, le niveau de la nappe descend plus rapidement et ce d'autant plus que l'on est proche du puits (Fig. 5.3a). Au contraire, une conductivité hydraulique à saturation élevée permet une sollicitation de l'eau dans la zone non saturée plus importante et donc, de manière similaire au cas présenté section 5.4 avec un débit faible, une descente de la nappe plus faible.

- **Effet de la variation de conductivité hydraulique à saturation avec la profondeur**

En utilisant la formule 5.1 (conductivité hydraulique en fonction de la profondeur) on constate que plus L est faible, plus la variation de conductivité hydraulique à saturation est forte avec la profondeur. Lorsque L est élevé, la nappe de lixiviat est toujours au dessus des zones de conductivité hydraulique faible et par conséquent, comme indiqué lors de l'étude de l'effet de K_s , il y a un rabattement faible (Fig. 5.2b). Lorsque L est plus important, la conductivité hydraulique en haut de la nappe est plus faible, de plus lorsque celle-ci se rabat, elle atteint des zones de conductivité inférieure. Par conséquent, non seulement le rabattement est plus important mais il se stabilise plus difficilement de part la variation des propriétés hydriques avec la hauteur. Par ailleurs, comme indiqué Fig. 5.3b, l'effet est d'autant plus important que l'on se rapproche du puits.

- **Effet des paramètres de rétention**

Dans la mesure où le modèle converge numériquement, les paramètres de van Genuchten décrivant la courbe de rétention ont été étudiés. Ainsi qu'indiqué Fig. 5.2c, 5.2d, 5.3c et 5.3d, les paramètres de rétention α et m ont peu d'impact sur le rabattement de la nappe dans la gamme de valeurs étudiée. On notera cependant qu'une augmentation de α a pour conséquence une augmentation du rabattement et qu'une augmentation de m génère une diminution du rabattement. Les paramètres de rétention α et m sont des caractéristiques de la zone non saturée. Ils décrivent, entre autres, la capacité de celle-ci à compenser le rabattement de la nappe. Plus le volume de pores permettant

un écoulement rapide dans la zone non saturée est grand, plus la compensation de l'effet du pompage sur la nappe sera importante et dès lors plus le rabattement sera faible.

• Effet de l'anisotropie

L'étude de l'anisotropie est réalisée avec une conductivité hydraulique verticale K_v constante et d'une valeur de $9 \times 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$. L'augmentation d'anisotropie a un double effet. Tout d'abord, cela implique une augmentation de la conductivité hydraulique horizontale. Comme cette dernière est en général le paramètre caractéristique du pompage vers un puits, on note un effet analogue de l'augmentation d'anisotropie et de l'augmentation de K_s . De plus, l'anisotropie impacte aussi sur le rayon d'influence du puits. En effet, comme observé Fig. 5.3e, plus l'anisotropie est élevée plus le rabattement est sensible à une distance importante du puits.

• Effet de H_{cr}

La hauteur du puits crépinée à partir du fond notée H_{cr} est étudiée. Lorsque H_{cr} est faible la zone du puits permettant l'écoulement est située plus bas dans le domaine. Ceci a pour conséquence un profil de nappe beaucoup plus raide à proximité du puits et donc une augmentation du rabattement dans celui-ci (Fig. 5.2f et Fig. 5.3f).

On notera que dans tous les cas présentés, la phase de remontée est mal décrite par le modèle numérique ainsi que cela est développé section 5.3.

5.6 Conclusion

Dans cette section, une expérience de pompage de lixiviat in situ a été réalisée. Cette expérience a permis d'obtenir des valeurs de paramètres caractéristiques du milieu déchet à l'aide de modèles analytiques classiques en hydrologie. Par ailleurs, un modèle numérique basé sur l'équation de Richards a été développé dans le but de décrire le rabattement et la remontée de la nappe de lixiviat dans la cellule de stockage mais aussi dans le puits de pompage. Les moyens de contrôle de l'évolution de la nappe en conditions opérationnelles sont généralement limités aux observations dans les puits de pompage. Or, ceux-ci sont relativement éloignés les uns des autres. Le modèle numérique développé est donc un premier pas vers une évaluation prédictive de l'effet du pompage sur la nappe de lixiviat. Une étude de l'impact de certains paramètres clés tels que les effets capillaires, la conductivité hydraulique à saturation, sa variation avec la hauteur, son anisotropie et certaines caractéristiques du puits, a été réalisée. Cette étude permet de donner des indications sur une possible amélioration du modèle. Cependant, pour permettre cela, il serait né-

cessaire de posséder une caractérisation expérimentale plus approfondie afin de limiter le nombre de paramètres à ajuster. On note en particulier que la distribution de conductivité hydraulique à saturation semble particulièrement importante. Enfin, on note que le modèle de Richards ne permet pas de correctement décrire la phase de remontée observée expérimentalement. En effet, quel que soit le choix des caractéristiques du milieu, le modèle prédit une remontée nettement supérieure aux résultats expérimentaux ainsi qu'une cinétique beaucoup plus rapide. Cette observation originale est vraisemblablement liée à des effets d'hystérésis capillaire qu'il conviendra d'étudier spécifiquement afin d'améliorer la compréhension et la description du comportement des nappes de lixiviat au sein des ISDND.

6

Récupération du biogaz

Les deux parties précédentes concernaient majoritairement les écoulements de lixiviat. Cette partie se concentre sur les écoulements de biogaz. Ainsi qu'indiqué section 2.3, un massif de déchet, lors de la biodégradation, génère une quantité de gaz non négligeable. Par ailleurs, ces gaz posent un problème à la fois environnemental et sanitaire. Par conséquent, ainsi qu'indiqué section 1.2.3, il est nécessaire qu'une ISDND soit équipée d'un système de récupération de biogaz. L'utilisation de modèles numériques permet d'optimiser le choix d'un système de récupération de gaz ainsi que le dimensionnement de ce système. Ainsi qu'indiqué sections 2.3, 3.3.1 et 3.3.2, les différents paramètres et variables essentiels à la description de l'écoulement de biogaz sont fortement dépendants de la profondeur dans le massif de déchet. Cette partie s'attachera donc à proposer un modèle d'écoulement de biogaz vers un puits en tenant compte du tassement mécanique primaire tel que décrit section 2.2.1. Ce modèle sera étudié tout d'abord en condition statique puis dynamique. Enfin, une réflexion sur le couplage gaz - liquide sera présentée.

6.1 Généralités

Un système de récupération de biogaz est nécessaire pour des raisons à la fois sanitaires, environnementales et possiblement économiques. Le système de récupération du biogaz est la combinaison d'un système de couverture efficace et d'un réseau de puits de récupération du biogaz généré lors de la biodégradation.

Nastev et al. (2001) notent l'existence de diverses stratégies d'extraction du biogaz. En particulier, un réseau de puits verticaux ou de tranchées horizontales est en général installé dans et autour

du massif de déchet. Townsend et al. (2005) notent que les puits verticaux sont en général plus efficaces une fois la couverture finale mise en place. Cependant, les tranchées horizontales permettent un captage du biogaz lors du remplissage de la cellule.

EDEN (2007) (Energie, Développement, Environnement) note qu'il est possible de forer des puits de récupération de biogaz dans une ISDND existante. Cependant, la construction de puits de récupération lors de la mise en place des déchets permet de limiter les fuites de biogaz vers l'atmosphère pendant la phase d'exploitation.

Les puits verticaux sont des tubes perforés. Fabbricino (2007) dans son étude utilise un diamètre de tube de 200 mm. L'espace entre le tube perforé et le massif de déchet est rempli de matériau poreux à forte perméabilité comme le gravier, Fabbricino (2007) indique une épaisseur de gravier de 3 à 5 cm pour l'installation de son étude. Par ailleurs, il est possible de sceller la couverture aux puits de manière à éviter les fuites aux bords des puits (EDEN, 2007). Les tranchées horizontales sont des tubes horizontaux perforés mis en place dans une couche de gravier (EDEN, 2007) à différentes hauteurs du massif de déchet. Les puits verticaux ont l'avantage, contrairement aux tranchées horizontales, d'être peu ou pas influencés par le tassement. On peut noter par ailleurs que les puits verticaux ne sont pas nécessairement pénétrants sur toute la couche de déchets (Fabbricino, 2007).

Le dimensionnement du réseau de puits de récupération (distance entre puits, positionnement des puits...) est donc particulièrement important pour optimiser la récupération de biogaz mais aussi limiter l'infiltration d'air dans la cellule de stockage. Cependant, les procédures de récupération sont aussi primordiales : Il existe plusieurs types de méthodes de récupération de biogaz dans des puits : l'extraction passive et l'extraction active. De part la génération de biogaz, la pression de gaz dans une cellule de stockage est supérieure à la pression atmosphérique, par conséquent lorsqu'un puits, à pression atmosphérique, est présent dans un massif de déchet, le biogaz tend à s'échapper. Il s'agit de la méthode d'extraction passive. De manière à optimiser la récupération de biogaz, une dépression peut être appliquée au puits. Il s'agit alors d'une méthode d'extraction du biogaz active. Fabbricino (2007) note des valeurs de dépression de 0 et 0,8 kPa.

6.2 Hypothèses simplificatrices

6.2.1 Effets thermiques

L'étude de la récupération de biogaz lors de la phase méthanogène stable (ou la phase IV décrite section 2.3) est principalement l'objet de cette partie. Par conséquent, de manière similaire à la section 4.2.1, les effets thermiques sont négligés. Cependant, on peut noter que, contrairement à ce qui est présenté section 4.2.1, les variations thermiques liés aux effets atmosphériques sont plus importantes et peuvent donc influencer sur les écoulements de biogaz dans le massif de déchet, en particulier proche de la surface.

6.2.2 Effets mécaniques

Dans cette partie, l'étude est faite à l'échelle du site. Par conséquent, il est particulièrement important de considérer les effets mécaniques sur l'écoulement de biogaz. Comme indiqué section 2.2, le déchet est un milieu fortement déformable et qui exhibe donc un fort tassement. Ce tassement a pour conséquence une variation de certains paramètres et variables liés à l'écoulement de biogaz dans le massif de déchet, et en particulier, de la porosité au gaz, la perméabilité au gaz ou encore de la génération de biogaz. Cependant, comme indiqué section 2.2 il est difficile de corrélérer le tassement secondaire aux variations de ces paramètres et variables. Par conséquent, seul les effets des tassements primaires (tels que décrits section 2.2.1) sont considérés dans cette partie.

6.2.3 Effets biochimiques

Dans cette partie, les effets biochimiques ne sont pas précisément détaillés. Cependant, l'impact de la biodégradation est prise en compte via un terme de génération de biogaz (section 2.3).

6.2.4 Effet de la phase liquide

Dans un premier temps la teneur en eau gravimétrique est considérée comme constante. Cette hypothèse sera particulièrement discutée dans la section 6.3. De plus, une étude de l'influence de la phase liquide sera l'objet de la section 6.5.

6.2.5 Effet des hétérogénéités

Comme précisé section 6.2.2, les variations de propriétés avec la hauteur sont prises en compte à partir des effets mécaniques. Les écoulements préférentiels tels que ceux décrits section 4.3.2 ne sont pas pris en compte dans cette section. Stoltz (2009), comme indiqué section 3.3.2, démontre l'existence d'une relation entre la perméabilité au gaz et la teneur en gaz indépendante de la teneur en liquide et de la compaction. Dans cette section, le choix est fait d'une teneur en eau gravimétrique par rapport à la masse sèche de 60 %. Dans l'étude de Stoltz (2009), cette valeur correspond à la limite en dessous de laquelle la perméabilité au gaz reste constante. Cette condition est donc analysée comme une microporosité remplie. Par ailleurs, l'hypothèse de non-écoulement de la phase liquide conjuguée au choix d'une microporosité remplie de liquide permet de négliger les phénomènes de multi-porosité.

6.3 Modèle numérique de récupération de biogaz statique

Les résultats de cette section font l'objet d'un article publié dans *Chemical Engineering Science*, dénommé «Stationary gas flow to a vertical extraction well in MSW landfill considering the effect of mechanical settlement on hydraulic properties». Cet article présente un modèle numérique original d'écoulement de biogaz vers un puits vertical de récupération en prenant en compte les effets des tassements mécaniques instantané et primaire décrits section 2.2.1. Cet article montre en particulier que l'effet du tassement n'est pas négligeable pour l'étude des flux de biogaz lors de la récupération de celui-ci dans le réseau de puits.

Erratum : Dans l'article qui suit, on notera une erreur de notation. En effet, les termes de production de biogaz sont en $\text{m}^3 \cdot \text{t}_{\text{DM}}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ et non en $\text{m}^3 \cdot \text{kg}_{\text{DM}}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$. La production de biogaz équivalente dans le cas homogène étant de $9.8 \times 10^{-7} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$. Ceci est une erreur de notation, les calculs effectués l'ont été avec les valeurs de production de biogaz correctes.

Stationary gas flow to a vertical extraction well in MSW landfill considering the effect of mechanical settlement on hydraulic properties.

A-J. Tinet^{*,a}, L. Oxarango^a

^aLaboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE), BP 53 38041, GRENOBLE Cedex 09

Abstract

Biogas recovery is a main concern in landfill management since it controls greenhouse gas emission from these facilities. Moreover, it is a key issue for the efficiency of energy from waste technologies associated with the emerging landfill bioreactor. In such enhanced biodegradation condition, the biogas production should be significantly higher than in classical landfill facilities. The design of biogas collection system thus requires a good understanding of biogas migration from the waste body to the extraction well. This paper presents a theoretical study of biogas flow in an axisymmetric domain around a vertical extraction well taking into account various cap cover designs. A set of laboratory experimental data is used to describe the effect of mechanical settlement on the waste hydraulic properties. In order to focus on the effect of mechanical settlement, the coupling of biogas and leachate flow is neglected considering a constant gravimetric moisture content. The comparison of the resulting heterogeneous medium with an equivalent homogeneous medium exhibits a very sensitive effect of settlement on gas pressure and velocity distributions. A general trend to improve the well collection efficiency is observed but should be tempered because in situ and laboratory hydraulic properties may differ and because the effect of air entry on the anaerobic bioreaction should be considered. The effect of operating parameters (well suction, waste thickness, biogas generation rate) is evaluated with a parametric study that could be summarised using simple shape factors.

Key words: Landfills, Porous Media, Numerical Analysis, Gases, Mass Transfer, Mechanical Settlement

*Corresponding author. Tel: (+33) 4 76 63 51 81

1. Introduction

Landfills are a commonly used disposal method for Municipal Solid Waste (MSW). At first, MSW undergoes an aerobic degradation generating mostly carbon dioxide. However, with the rapid depletion of dioxygen, the MSW biodegradation becomes anaerobic. The biogas produced is mainly composed of methane (50 to 60 %) and carbon dioxide (40 to 50 %) with trace amounts of other gases such as sulfur dioxide or volatile organic compounds. The gas generation occurring in landfills results in overpressures that induce gas flow towards the landfill boundaries. Consequently, biogas represents a health and environmental concern. In particular, both methane and carbon dioxide are greenhouse gases, methane having a global warming potential 25 higher than carbon dioxide. Moreover, in the presence of oxygen and in volumetric amount of 5 to 15 % methane is explosive. Some of the trace compounds contained in biogas may present health hazards. For these reasons, controlling gas migration is critical. In order to achieve a high biogas recovery, sealing and cover materials are used in conjunction with a gas collection system. Another motivation for recovering biogas is that a landfill gas rich in methane is a potential renewable energy resource, particularly in the case of bioreactor mode landfills which aim to enhance biodegradation and consequently increase gas generation rate (Reinhart et al., 2002; Warith, 2002). Gas recovery systems often consist of a network of vertical pumping wells. In this paper, biogas recovery using vertical pumping wells is modelled and simulated in order to study the effect of various physical and operating parameters of the landfill on the recovery efficiency. Various models were developed in order to describe gas transport in landfills. Young (1989) developed an analytical model for gas transport towards horizontal wells arbitrarily placed with a constant biogas generation. Arigala et al. (1995) improved this model for vertical wells taking into account a first order kinetic for gas generation and studied the cover effect on wells efficiency. Townsend et al. (2005) derived an analytical solution for horizontal wells and studied different operating conditions. Fabbicino (2007) proposed a simplified model that takes into account the main operating parameters and waste characteristics to derive the recovered gas flux at the well. Various numerical models were also developed. Chen et al. (2003) described a gas flow model for passive wells. Nastev et al. (2001) proposed an axi-symmetric gas flow model around a vertical well. In this work, biogas composition is evaluated taking in account air entry. Vigneault et al. (2004) studied the well influence radius using this model. Hashemi et al. (2002) and Sanchez et al. (2006) studied the cover effect and anisotropy effect with static and dynamic conditions, respectively. Sanchez et al. (2010) studied the coupling of gas and liquid flows. However, the effect of waste structure on transfers, in particular its high compressibility, was not considered in these studies. Recently, Yu et al. (2009) proposed an analytical solution for biogas transfer and generation in an axi-symmetric domain around a recovery well. These results were validated against a numerical solution. In this study, a settlement model for MSW is implemented and allows to consider the impact of compression on the waste porosity. However, a simplified condition of constant permeability over the waste medium is considered.

Besides, Yu et al. (2009) considered that compression only has an influence on short term studies (below 15 hours). Through an experimental study, Stoltz et al. (2010b), demonstrated the strong decrease of gas permeability with decreasing volumetric gas content. The work presented in this paper is based on the experimental characterisation, including a mechanical settlement law (Stoltz et al., 2010a) and a relationship between gas permeability and volumetric gas content, described by Stoltz et al. (2010b). MSW heterogeneity is considered and the impact of the main biogas recovery system parameters are studied.

2. Model development

2.1. Gas generation and flow in MSW

In this section, the model used to simulate gas flow in the landfill is described. A generalised Darcy's law (Eq. (1)) for compressible fluids in porous media is used to describe gas flow in MSW. A mass conservation law (Eq. (2)) is modified to consider the biogas mass generated per volume unit \dot{M}_{prod} . Biogas is supposed to be an ideal gas (Eq. (3)) and considered to be an equimolar mixture of carbon dioxide and methane.

$$\vec{u} = -\frac{K_g}{\mu_g} \left(\vec{\nabla} P_g + \rho_g g \vec{e}_z \right) \quad (1)$$

$$\frac{\partial \theta_G \rho_g}{\partial t} + \vec{\nabla} \cdot \rho_g \vec{u} = \dot{M}_{\text{prod}} \quad (2)$$

$$\rho_g = \frac{P_g}{r_{\text{IG}} T} \quad (3)$$

Where θ_G ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) is the volumetric gas content, ρ_g ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) is the biogas density, \vec{u} ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) is the filtration velocity, K_g (m^2) is the intrinsic permeability tensor, μ_g ($2 \times 10^{-5} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$) is the biogas dynamic viscosity, P_g (Pa) is the gas pressure, g ($9.81 \text{ m} \cdot \text{s}^{-2}$) is the gravity acceleration, \dot{M}_{prod} ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$) is the volumetric gas production term, r_{IG} ($276.85 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$) is the gas specific constant and T (302 K) is the temperature.

The following hypotheses are considered:

- The gravimetric moisture content is considered constant.
- The diphasic effects are neglected. This means in particular that liquid flow is not considered and the gas overpressures do not generate a gas porosity modification.
- The MSW domain temperature is considered constant.
- Air entry has no impact on the model. This means in particular that the biogas/air mixture is considered an ideal gas, that the aerobic reaction conserves the gas molar quantity and that methanogenesis inhibition due to oxygen is not considered.

The Eq. (1-2-3) may then be rewritten to depend only on gas pressure in isothermal condition as follows:

$$\frac{\partial P_g}{\partial t} - \frac{1}{\mu_g \theta_G} \vec{\nabla} \cdot \left[K_g \left(\frac{1}{2} \vec{\nabla} P_g^2 + P_g^2 \frac{g}{r_{\text{IG}} T} \vec{e}_z \right) \right] = \dot{M}_{\text{prod}} \frac{r_{\text{IG}} T}{\theta_G} \quad (4)$$

2.2. Calculation mesh and boundary conditions

The previously described model was discretised using the finite volume method. Non-linearity was dealt with the Newton-Raphson method. In this study, only the steady-state conditions are used. A rectangular mesh with an axis-symmetric condition representing a cylindrical element of a landfill cell centred around the recovery well is used for the calculation. A schematic representation of the calculation mesh is shown in Fig. 1. A geometric refinement close to the well in the MSW domain is used with a geometric factor of 1.06. After a mesh sensitivity study the horizontal \times vertical number of rectangular cells is 100×300 . The gravel layer is meshed using a 30×300 cells grid of equal size. The boundary conditions by default are a no flux Neumann condition. At the bottom

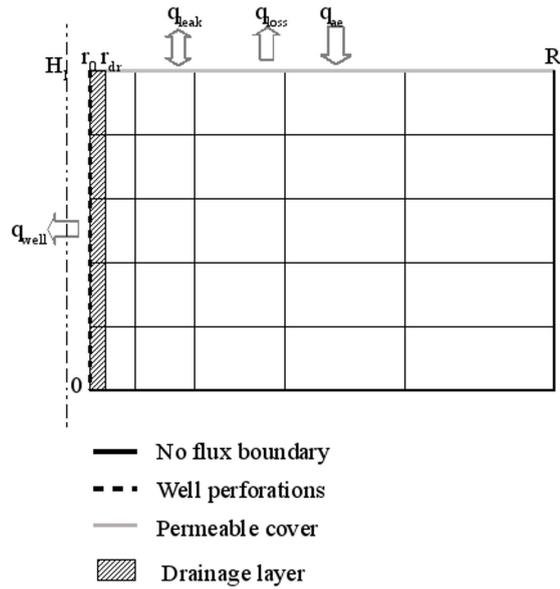


Figure 1: Schematic representation of the mesh and boundary conditions

of the domain, this boundary condition corresponds to an ideal sealing, such as a geomembrane on a clayey substratum. On the external boundary (lateral boundary opposed to the well), the no flux boundary represents either a geomembrane sealing or a symmetry condition with the next recovery well, or an “infinite” condition. The boundary conditions associated with the recovery well and the upper cover system can be adapted depending on the operating conditions studied. The non-linear solver converges in a few iterations (around 5 iterations) and the computing time is of a few minutes per iteration.

2.2.1. Well boundary modelling

The recovery well is characterised by its radius r_0 , which also corresponds to the distance between the calculation domain and its axis of symmetry. The area adjoining the well is constituted of a drainage layer of radius $r_{dr} - r_0 = 0.25$ m in which Eq. (4) is considered valid with $\dot{M}_{prod} = 0$.

This drainage layer is characterised by a porosity $\varepsilon_{\text{drain}}$ ($0.4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) and an isotropic permeability K_{drain} ($1 \times 10^{-9} \text{ m}^2$). The area subject to recovery can be adapted to simulate a partially perforated well. For large diameters ($> 0.07 \text{ m}$) tubes, it is possible to use a Dirichlet condition (*i.e.* constant pressure) on the perforated area. In order to generalise the study to small diameters tubes, a well boundary condition considering the head losses in the well is implemented. A one-dimensional model with steady mass and momentum balance is developed. This model introduces the velocity U ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) averaged over a tube section. In steady-state conditions, the mass conservation law is as follows:

$$\frac{\partial \rho U}{\partial z} = \rho \frac{2}{r_0} V_{\text{well}} \quad (5)$$

Where V_{well} ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) is the lateral velocity of gas issued from the MSW.

The lateral velocity is related to the pressure gradient between the drainage layer and the well as shown in Eq. (6):

$$\rho V_{\text{well}} = -f \frac{K_{\text{drain}}}{2\mu_g r_{\text{IG}} T} \frac{P_{\text{well}}^2 - P_g^2}{\delta r} \quad (6)$$

Where f (0.8) is a coefficient that takes into account the skin effect (impact of perforations on the gas flow input in the well) and δr (m) the half radius of the cell adjoining the well.

The momentum conservation law (Eq. (7)) is approximated using a head loss law. When the lateral velocity increases, it may be necessary to consider inertial effects due to velocity variation (Oxarango et al., 2004):

$$\frac{\partial P_{\text{well}}}{\partial z} = C_{\text{HL}} U \quad (7)$$

with

$$C_{\text{HL}} = \frac{32\mu_g}{r_0^2} \quad (8)$$

The head loss coefficient C_{HL} ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$) is valid for laminar flow conditions corresponding to the studied operating conditions studied. Gas compressibility is not considered in this equation.

2.2.2. Cover modelling

Different types of cover are evaluated in this study:

- MSW is exposed to open air. This condition is modelled by a Dirichlet boundary condition with imposed atmospheric pressure at the boundary.
- MSW is covered by a perfectly impermeable layer such as an ideal geomembrane. This condition is modelled by a no flux Neumann boundary condition.
- MSW is covered by a permeable layer. This condition is modelled by a Robin (mixt) boundary condition that derives the biogas flux using an equivalent conductance k_{eq} (Eq. (9)).

$$\rho U_z = \frac{k_{eq}}{2r_{\text{IG}} T} (P_g^2 - P_a^2) \quad (9)$$

where P_a (Pa) is the atmospheric pressure at the cover surface. The equivalent conductance k_{eq} ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{Pa}^{-1}$) for a homogeneous layer of thickness H (m) and intrinsic permeability K (m^2) is calculated as follows:

$$k_{eq} = \frac{1}{\mu_g} \frac{K}{H} \quad (10)$$

For a composite cover, constituted for instance of a bentonitic geotextile and soil, the equivalent conductance is calculated using the properties harmonic averaging (Eq. (11)).

$$k_{eq} = \frac{1}{\mu_g} \frac{K_1 K_2}{(K_1 H_2 + K_2 H_1)} \quad (11)$$

The subscripts 1 and 2 corresponds, respectively, to each component of the composite material. Since the boundary condition (Eq. (9)) is non-linear, the averaging method used in the equivalent conductance calculation is not rigorous. Actually, the non-linearity of the pressure field requires an explicit consideration of the composite geometry. However, for the gas production and depression studied range, the pressure gradient through the cover is sufficiently low to neglect the error induced by this assumption. It can be noted that horizontal flow through the cover layer is also neglected.

2.3. Post-treatment

For the simulation results analysis, different concepts and parameters that allow a recovery well efficiency comparison need to be defined. Because the fluid being recovered is a gas and not a liquid, the zone in which it is efficiently recovered must be carefully estimated. The studied problem is complexified by the biogas generation in the MSW, the heterogeneous transfer property distribution and also perhaps by the imposed well suction. The influence radius is considered as defined by Vigneault et al. (2004). For a set configuration (MSW height, cover type, well suction, ...), the influence radius R_i (m) is the maximum radius for which over 90 % of the generated biogas is recovered at the well. For each configuration, the influence radius is obtained through increasing radii simulations until fulfilling the following equivalent relationships:

$$q_{well} - q_{ae} \approx 0.9q_{prod} \text{ or } q_{loss} \approx 0.1q_{prod} \quad (12)$$

with $q_{prod} = \iiint_V \dot{M}_{prod} dV$ Where q_{prod} ($\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$) is the total gravimetric biogas production, q_{well} ($\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$) is the gravimetric flow at the top of the well, q_{ae} ($\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$) is the gravimetric influx of the cover layer and q_{loss} ($\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$) is the gravimetric outflux of the cover layer (see Fig. 1). It can be noted that these fluxes are integrated over the cylinder defined by the axi-symmetric domain. The recovery efficiency R_{prod} is defined as follows:

$$R_{prod} = \frac{q_{prod} - q_{ae}}{q_{well}} \quad (13)$$

2.4. Model Parameters

2.4.1. Porosity, Permeability and Biogas Production

The main objective of this paper is to take into account the experimentally obtained parameters on MSW. The primary settlement law proposed by Stoltz et al. (2010a) is used incrementally (Eq.

(14):

$$\frac{\Delta H}{H_0} = C_r \log \left| \frac{\sigma'}{\sigma_c} \right| \quad (14)$$

Where $\Delta H/H_0$ (m.m^{-1}) is the settlement of a waste layer (with a preconsolidation stress $\sigma_c = 20$ kPa) of thickness H_0 (m) and undergoing a stress σ' (kPa). The experimentally measured settlement coefficient C_r (-) has a mean value of 0.306. The evolution of total porosity ε with the settlement is given as

$$\varepsilon = \varepsilon_0 - \Delta\varepsilon = \varepsilon_0 - \frac{(1 - \varepsilon_0) \frac{\Delta H}{H_0}}{1 - \frac{\Delta H}{H_0}} \quad (15)$$

With the MSW initial dry density value (corresponding to a low preconsolidation) $\rho_d = 400 \text{ kg.m}^{-3}$ and MSW initial total porosity $\varepsilon_0 = 0.7 \text{ m}^3.\text{m}^{-3}$, the porosity vertical distribution is evaluated numerically as shown in Fig. 2. It can be noted that total porosity is higher than volumetric gas content due to the presence of water in constant gravimetric moisture content of 60%. The gravimetric moisture content is defined as the ratio of liquid mass against solid mass. The experimental study of Stoltz et al. (2010b) was made using waste samples of various gas contents (between 5% and 50%) and stresses (between 20 kPa and 300 kPa). A “virtual” non compacted

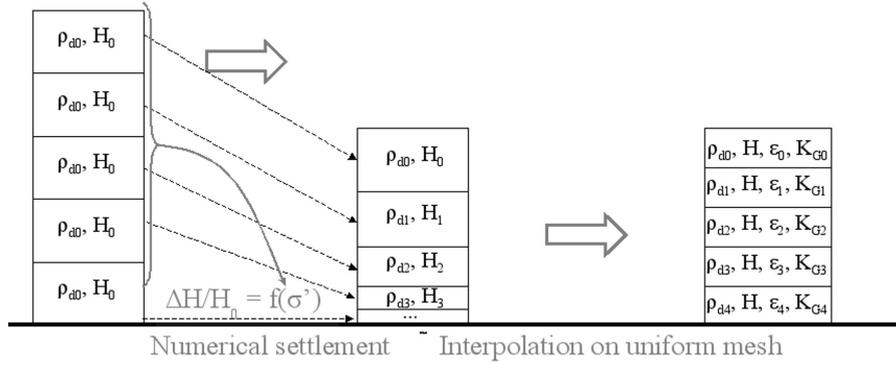


Figure 2: Conceptual schematic of the porosity and permeability distribution calculation methodology

MSW column discretised with an uniform mesh undergoes the primary settlement described in Eq. (14) generating a modified mesh where each cell has the same MSW mass. The dry density distribution is then interpolated on the uniform mesh that is used for the pressure field numerical calculation. Finally, the corresponding porosity is calculated and used for the evaluation of the local gas intrinsic permeability from the power law proposed by Stoltz et al. (2010b):

$$K_G = \kappa \theta_G^\alpha \quad (16)$$

In Eq. (16), θ_G ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$) is the volumetric gas content of the medium and K_G (m^2) is the gas permeability, κ ($3. \times 10^{-8} \text{ m}^2$) and α (6.57) are constants. Considering the hypothesis that there is no liquid flow and consequently no liquid in the open porosity, θ_G can be assimilated to the open

porosity defined in section 2.1. An example of gas porosity and permeability evolution with landfill height is shown in Fig. 3. It should be noted that these values are within the experimentally studied range. Based on laboratory tests and literature (Stoltz et al., 2010b; Yu et al., 2009), the

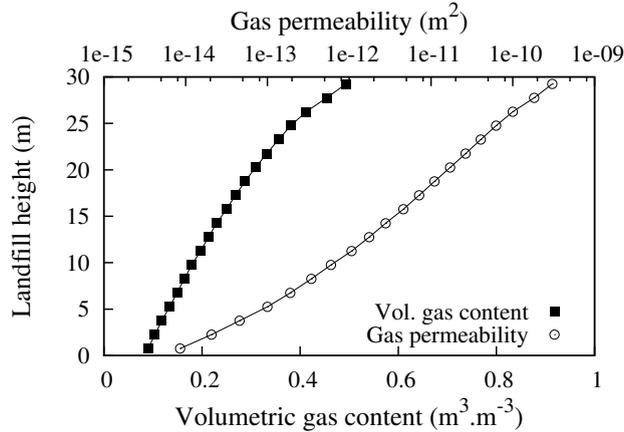


Figure 3: Evolution volumetric gas content and permeability distribution

anisotropy coefficient, assumed constant with settlement, is fixed equal to 4: this means that the horizontal permeability is four times the vertical permeability.

Gas production is described using a simple model: the mass of biogas generated per time unit and per dry MSW mass is considered constant. However, the MSW density distribution creates a heterogeneity of the volumetric biogas production rate M_{prod} . The amount of biogas per volume unit thus increase significantly with depth.

2.4.2. Landfill Operating Parameters - Reference Case

The reference configuration parameters selected are shown Table 1. A composite cover consti-

Table 1: Reference Configuration Parameters

Parameter description	Parameter value
Domain Height (m)	30.
Well Radius (m)	0.1
Well suction (kPa)	1.
Cover equivalent permeability(m ²)	1.0×10^{-12}
Cover thickness (m)	1.
Biogas generation rate (m ³ .kg _{DM} ⁻¹ .y ⁻¹)	50.

tuted of a 0.01 m thick bentonitic geotextile (intrinsic permeability of 10^{-14} m²) and 0.99 m thick slightly compacted soil (intrinsic permeability of 10^{-12} m²) is considered. This is equivalent to

a conductance k_{eq} of $5 \times 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}.\text{Pa}^{-1}$). Biogas specific production rate may vary between $10 \text{ m}^3.\text{kg}_{\text{DM}}.\text{yr}^{-1}$ which corresponds to the production rate of a traditional landfill (Vigneault et al., 2004; Townsend et al., 2005) and $70 \text{ m}^3.\text{kg}_{\text{DM}}.\text{yr}^{-1}$ that may occur in a bioreactor landfill. The reference case for gas generation rate is arbitrarily set at $50 \text{ m}^3.\text{kg}_{\text{DM}}.\text{yr}^{-1}$ corresponding to a very efficient bioreactor landfill cell. The cover characteristics, well suction, gas generation rate and domain height effects are studied in a large range.

3. Results and Discussion

3.1. MSW Compressibility Effect - Reference case

In order to evaluate the effect of compression three different models are compared using the reference configuration parameters. The first model is the one described in section 2. This model takes into account primary settlement and its effect on the gas permeability in particular. Secondly, a homogeneous “equivalent” model is used. The dry density of this “equivalent” landfill waste is chosen such as the total production of biogas is the same than for the compressible MSW in the reference configuration (Table 1). The selected value $\rho_d = 619 \text{ kg.m}^{-3}$ leads to an intrinsic permeability of $2.2 \times 10^{-11} \text{ m}^2$ and a volumetric gas production rate of $9.8 \times 10^{-4} \text{ kg.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$. Finally, a model considering primary compression of the medium but using a constant permeability of $2.2 \times 10^{-11} \text{ m}^2$ is used.

Fig. 4 shows a relative pressure ($\Delta P = P - P_{\text{well}}$) vertical profile 10 metres from the well for three models. The profile for the homogeneous model shows only little increase of pressure along the

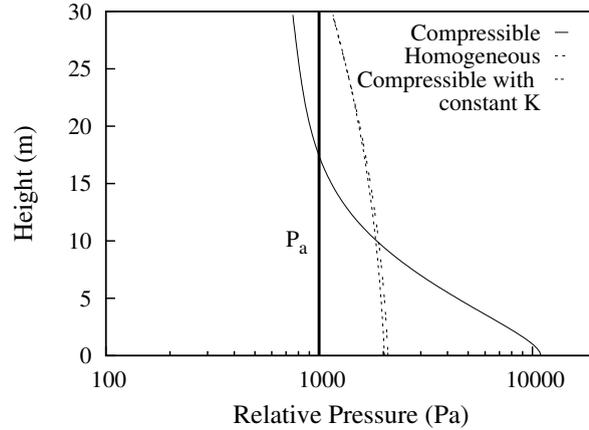


Figure 4: Relative pressure profile at a distance from the well of 10m

landfill height, due to gravity. The model taking into account compression however demonstrates a large pressure vertical gradient at the bottom of the landfill with an important overpressure. This overpressure is due to the very low permeability at the bottom of the landfill generated by the decrease in volumetric gas content due to compression. This important vertical gradient of pressure

is likely to enhance vertical flow. The larger overpressure is about 9 kPa which is low compared to the preconsolidation stress (20 kPa) and even more compared to the stress at the bottom of the domain (about 200 kPa). Consequently, such gas overpressure is negligible compared to the impact of the MSW mass and should not have an effect on the mechanical stability. However, the gas pressure is likely to result in a decrease in moisture content due to capillary effects. Stoltz (2009) presented an example of compressed waste retention curve. Under a high stress (about 250 kPa), a suction of 9 kPa resulted in a maximum moisture content decrease of 10% (corresponding to a 10% increase of the volumetric gas content). The biogas and leachate flow are closely coupled and such an increase in volumetric gas content would generate an increase in gas permeability resulting in a gas pressure relaxation. Thus, the equilibrium would likely result in a lower increase in volumetric gas content. The influence of coupling liquid-gas flow would tend to decrease the gas pressure gradients shown in Fig. 4. However, the general described behaviour would not be sensibly modified.

A sensitivity study on the empirical power law described Eq. (16) was performed using the other reference conditions. The range chosen for this study ($1 \times 10^{-9} \text{ m}^2 < \kappa < 5 \times 10^{-8} \text{ m}^2$ and $3 < \alpha < 7$) corresponds to the range of values experimentally obtained from various wastes (Stoltz, 2009). The results are shown Fig. 5. As observed in Fig. 5, an increase in κ results in a decrease in pressure and pressure gradient. Moreover, the pressure profile tends towards an homogeneous profile when α tends towards 0. However, the general shape of the pressure profile remains similar for a relatively wide range of values. It should be noted that the influence radius is necessarily influenced by this empirical law characteristics.

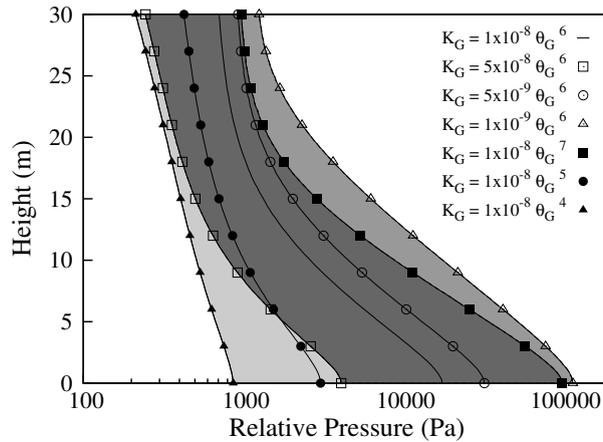


Figure 5: Relative pressure profile at a distance from the well of 10 m: sensitivity study of Eq. (16)

Fig. 6 shows the evolution of the recovery efficiency defined in Eq. (13) with the radius of the calculation domain.

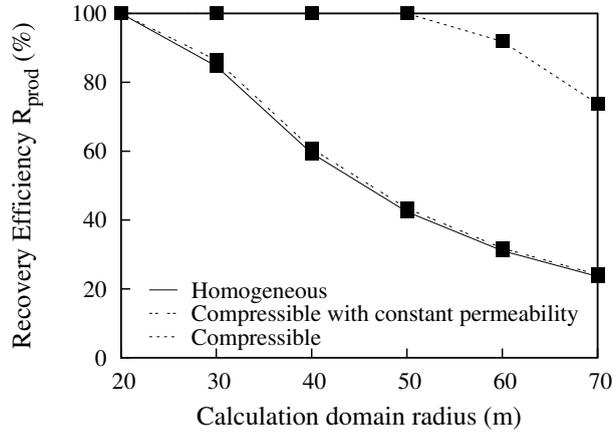


Figure 6: Evaluation of the influence radius in the reference case

As developed by Yu et al. (2009), the model considering compression with a constant permeability demonstrates non significant deviation from the homogeneous model. However, when permeability varies with height the recovery efficiency differs largely from its homogeneous equivalent. Consequently, the effect of primary settlement is not negligible to model gas flow at field scale.

Fig. 7a and 7b shows the relative pressure ($\Delta P = P - P_{\text{well}}$) and velocity fields in the reference case for the compressible and homogeneous models respectively. It can be noted that the velocity vectors were normalised and that the velocity value was represented using a colour scale in order to take into account the large variations of velocity. Actually, the defined problem demonstrates an increase of gas flux towards the well. This trend is enhanced by the axi-symmetry.

In the homogeneous case, horizontal flow is dominant close to the well (up to about 20 metres domain radius) and then gradually changes to vertical flow especially near the cover. Flow direction is extremely sensitive to and complexified by mechanical settlement (Fig. 7a). The important compaction at the bottom of the domain generates a significant decrease in gas permeability and volumetric gas content as well as an increase in volumetric gas production. The combination of these effects enhances the development of a mainly vertical gas flow at the bottom of the domain. Most of the gas flows horizontally towards the well in the top few metres below the cover. This high permeability MSW seems to behave like a drainage layer.

3.2. Cover effect

Fig. 7 shows the relative pressure and velocity fields for the four different types of cover:

- A perfectly impermeable cover
- A composite cover corresponding to the reference case cover (as described in section 2.4.2)
- A 1 m thick lowly compacted soil ($k_{eq} = 5 \times 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}.\text{Pa}^{-1}$)

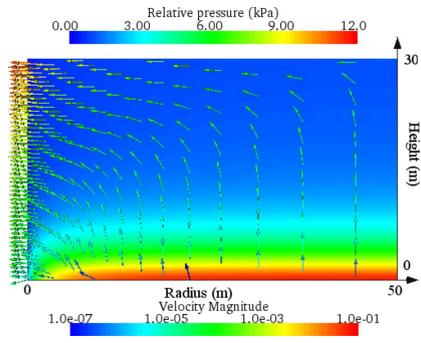
- Open air exposition

In the perfect cover case, the homogeneous configuration (Fig. 7d) presents a horizontal velocity field with vertical equipotentials. Moreover, the largest pressure gradients are localised near the well (independently of the colour scale). In the compressible configuration, however, very little difference is shown between the perfect cover case (Fig. 7c) and the reference case (Fig. 7a).

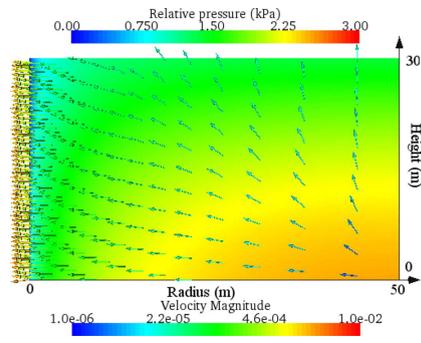
When a permeable cover or open air exposure are considered the flow structure in the homogeneous case significantly changes. As seen in Fig. 7f and 7h, when settlement is not considered, the gas leakage through the cover generates a deformation of the pressure and velocity fields along the landfill thickness. The vertical flow component then becomes significant. However, these results have to be considered with caution as the permeability of the equivalent homogeneous medium is rather low. The homogeneous equivalent medium permeability ($2.2 \times 10^{-11} \text{ m}^2$) does not ensure a sufficient permeability ratio to be efficient in comparison to the compressible case. The behaviour of the compressed MSW is significantly different. It can be observed that the perturbation of the pressure field due to the increase in cover permeability is only located in the the first few metres below the MSW top boundary. Under 10 metres depth, the pressure fields seem mostly influenced by the medium stratification due to compression. The leakage through the composite cover is not visually observable (Fig. 7a). However, when a low efficiency cover is considered, the air entry is higher than in the homogeneous case. This observation is coherent with the existence of preferential flow below the cover that allows propagation of the well suction.

Air entry is problematic in landfills as it generates an area of aerobic degradation. The larger area is under aerobic conditions, the more overestimated is the recovered methane quantity. Indeed, since chemical reactions with oxygen are neglected, all of the air entering through the cover is recovered at the well and all the waste domain is considered undergoing methanogenesis. In order to evaluate the cover effect on air entry, Fig. 8 represents the air proportion in the recovered gas for the compressible model. It can be observed that this proportion is decreasing with the calculation domain radius. It shall be remembered though that the total quantity of air entering increases with the landfill radius. The air flux is more important in the area close to the well. Fig. 8 confirms the observations made on the velocity distributions that open air and soil cover configurations allow important air entry unlike the reference case.

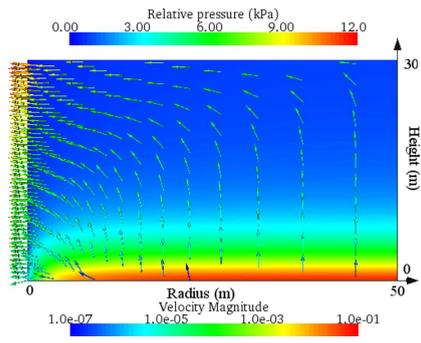
Another way to evaluate the cover effect on air entry is to evaluate which areas at the top of the waste domain are subjected to air entry and which ones are subjected to biogas leakage. Fig. 9 represents this by showing the vertical velocity at the top boundary of the waste domain. A negative velocity implies air entry whereas a positive velocity implies biogas loss. It can be observed that the soil cover has almost no impact as the gas leakage towards the atmosphere is similar to the open air case. Moreover the presence of a low permeability cover decrease importantly the air entry area. When considering compression, the air entry area is significantly increased in all cases. It can be observed that gas leakage through the composite cover in the case considering compression



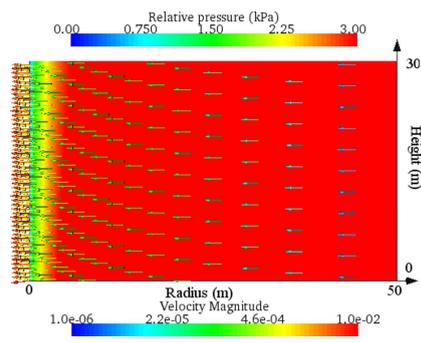
(a) Compressible - Composite Cover (Reference case)



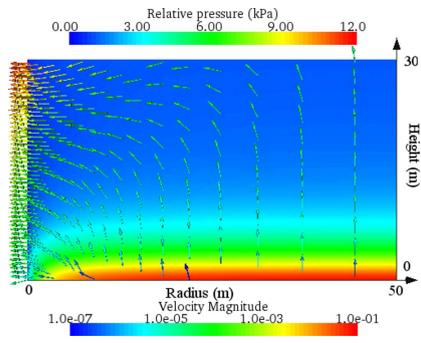
(b) Homogeneous - Composite Cover (Reference case)



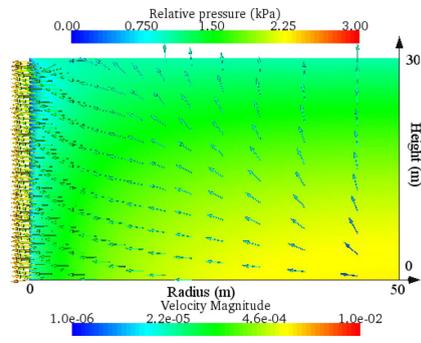
(c) Compressible - Perfect Cover



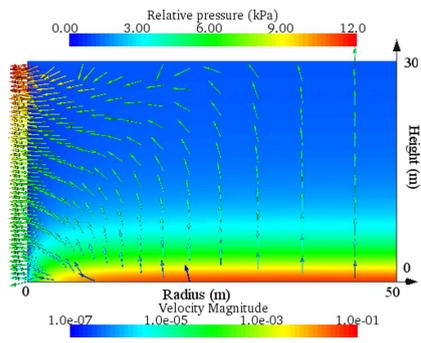
(d) Homogeneous - Perfect Cover



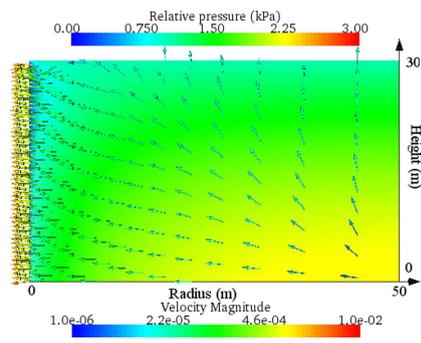
(e) Compressible - Soil Cover



(f) Homogeneous - Soil Cover



(g) Compressible - Open Air



(h) Homogeneous - Open Air

Figure 7: Pressure and velocity fields

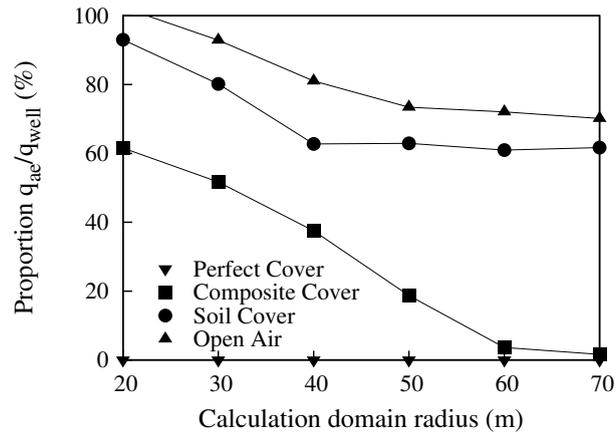


Figure 8: Estimation of the recovered gas quality

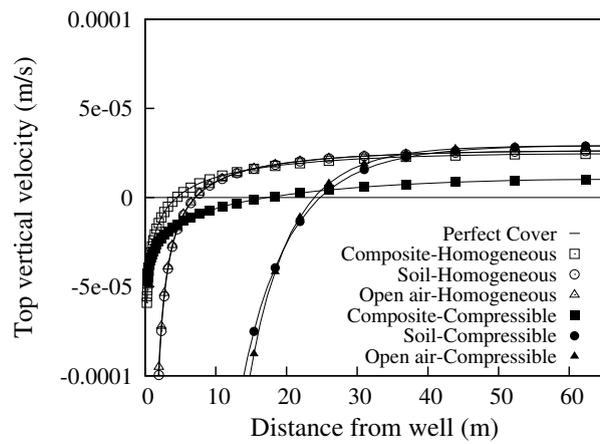


Figure 9: Vertical velocity evolution at the top boundary

is less important than in the homogeneous case.

The volume affected by the air entry and the aerobic conditions it induces have an effect on gas quality and consequently its evaluation is interesting. To model this, a transport model such as the one described by Nastev et al. (2001) is required.

Table 2 shows the influence radii for the different cover types with and without compression. When the cover is ideal, all of the generated gas is recovered at the well, which is expressed by

Table 2: Influence radii for different cover types

Cover Type	Influence radius	Influence radius
	Compressible	Homogeneous
Perfect Cover	∞	∞
Composite Cover	61.5 m	27.5 m
Soil Cover	43.5 m	26.0 m
Open Air	46.0 m	24.5 m

an infinite influence radius. This result validates the no flux boundary imposed at the top of the waste domain. It can be observed that the recovery efficiency (Eq. (13)) is greatly enhanced when settlement is taken into account. In the homogeneous equivalent model the different cover types show little variation in terms of influence radii. Specifically, the composite cover permeability does not demonstrate enough difference with the top MSW layer permeability and consequently only improves the influence radius of 3 m. In the compressible model the composite cover significantly enhances biogas recovery. However, the influence radius for the soil cover case is slightly lower than the one for the open air case. This is actually due to the fact that the surface area subjected to air entry is larger for the open air case and consequently the biogas loss area is smaller. This can also be seen in Fig. 9. Thus the influence radius using the calculation method described Eq. (12) is a little smaller in the soil cover case. These results show that the heterogeneity of permeability, volumetric gas content and volumetric biogas production due to primary settlement tend to enhance the biogas recovery to vertical wells. However, the evaluation of the influence radius has to be considered with caution as the medium properties are taken from laboratory experiments. The understanding of biogas flow could be improved with an evaluation of the field MSW properties evolution with settlement.

3.3. Effect of operating parameters and waste characteristics

In this part the effect of various parameters is studied using the reference case properties. Well suction has a preponderant role for the recovery network efficiency. In field, a suction of 1kPa is usually applied, however this suction may be modified during the recovery. Consequently, studying the effect of well suction on biogas recovery is of interest. The developed model considering

primary settlement predicts that a passive configuration, when no suction is applied, allows a satisfying recovery with an influence radius of 20 m, twice the influence radius predicted for the homogeneous model (Fig. 10). The increase in suction generates an increase in influence radius as seen in Fig. 10. This figure represents the evolution of velocity along the cover. However, a

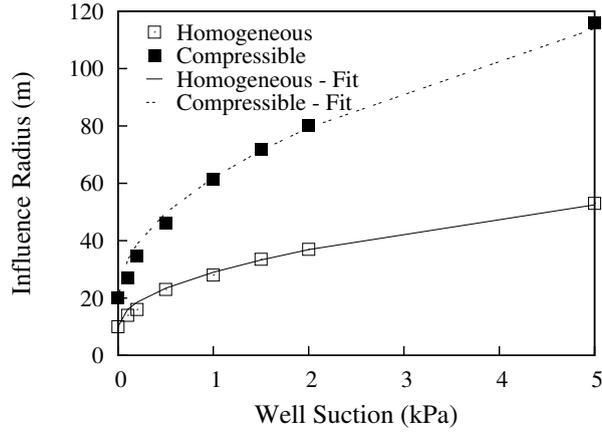


Figure 10: Evolution of the influence radius with well suction

counter aspect of this increase is that the air entry volume as well as the surface area subjected to air entry increase with well suction as seen in Fig. 11. With the reference recovery network

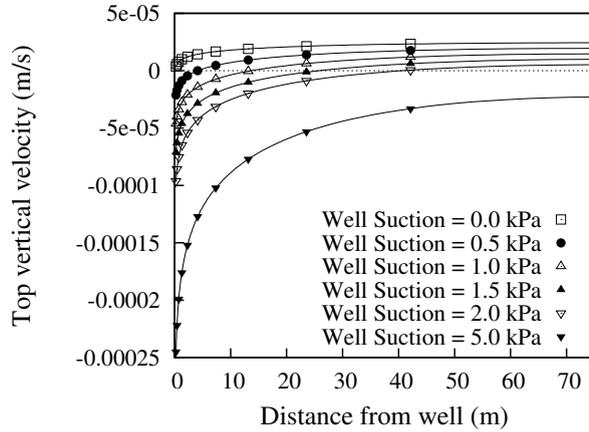


Figure 11: Vertical velocity evolution at the top boundary using the compressible model

configuration, an increase in gas generation rate provokes a decrease in the well influence radius as can be seen in Fig. 12. Because the same well suction is applied it is less efficient to recover all the gas generated and consequently more leakage occurs. It is thus important to adapt the operating parameters to the biodegradation activity of the waste. The evolution of the influence radius with well suction and gas generation rate can be fitted using a square root function and a power law respectively as described in Eq.(17-18) for both the compressible and homogeneous models. The

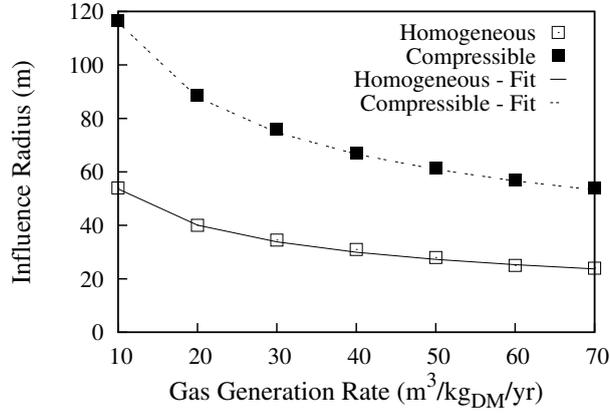


Figure 12: Evolution of the influence radius with gas generation rate

fitting parameters are presented in Table 3 where c_1 and c_2 correspond to the correlation coefficients for the evolution of influence radius with well suction and gas generation rate fits, respectively, and G ($\text{m}^3 \cdot \text{kg}_{\text{DM}} \cdot \text{yr}^{-1}$) is the gas generation rate.

$$R - R_{\text{passive}} = a_1 \sqrt{\Delta P_w} \quad (17)$$

$$R = a_2 G^b \quad (18)$$

Where R is the influence radius, R_{passive} the influence radius when no suction is applied and ΔP_w is the well suction. Both fits have a very good correlation with the obtained influence radius. The

Table 3: Evolution of influence radius fitting parameters

	a_1	c_1	a_2	b	c_2
Homogeneous	19	0.998	141	0.42	0.999
Compressible	42	0.998	291	0.4	1.000

effect of compression on the evolution of influence radius with both well suction and gas generation rate seems to be mainly geometrical as mostly parameters a_1 and a_2 are affected. These parameters a_1 and a_2 may then be assimilated to shape factors.

The effect of the landfill height was also studied. As seen in Fig. 13, an increase in landfill height results in an increase of influence radius. It can, however, be noted that a thicker landfill results in higher overpressures at the bottom of the landfill. A summary of the influence radius ratio of the compressed cases over the homogeneous equivalent cases is shown Table 4. It can be seen that the variation of well suction and gas generation rate has little effect on this ratio. Indeed, the radii ratio has a mean value of 2.15 with a standard deviation of 0.1 when considering these trials. The landfill thickness however greatly influences this ratio. With a small thickness, the compression has

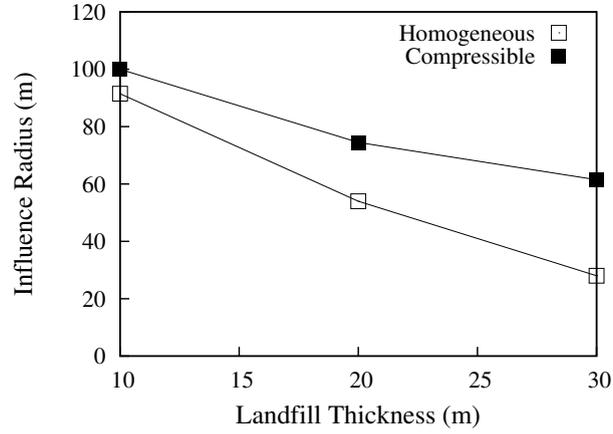


Figure 13: Evolution of the influence radius with landfill thickness

Table 4: Summary of the influence radii ratios of compressed case over equivalent homogeneous case

Depression	Gas Rate	Thickness	Radii Ratio
Ref	Ref	Ref	2.20
0.0 kPa	Ref	Ref	2.00
0.1 kPa	Ref	Ref	1.93
0.2 kPa	Ref	Ref	2.16
0.5 kPa	Ref	Ref	2.00
1.5 kPa	Ref	Ref	2.15
2.0 kPa	Ref	Ref	2.16
5.0 kPa	Ref	Ref	2.19
Ref	$10 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}_{\text{DM}} \cdot \text{yr}^{-1}$	Ref	2.16
Ref	$20 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}_{\text{DM}} \cdot \text{yr}^{-1}$	Ref	2.21
Ref	$30 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}_{\text{DM}} \cdot \text{yr}^{-1}$	Ref	2.20
Ref	$40 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}_{\text{DM}} \cdot \text{yr}^{-1}$	Ref	2.16
Ref	$60 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}_{\text{DM}} \cdot \text{yr}^{-1}$	Ref	2.28
Ref	$70 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}_{\text{DM}} \cdot \text{yr}^{-1}$	Ref	2.25
Ref	Ref	10	1.09
Ref	Ref	20	1.38

little effect due in particular to the waste preconsolidation. Consequently, the effect of compression seems to mostly induce a geometrical effect with little correlation to the operating parameters and waste characteristics. This geometrical effect is strongly influenced by the landfill thickness.

4. Conclusion

This study presents a model dedicated to the simulation of biogas flow through an axi-symmetric domain around a recovery well. This model describes a monophasic compressible gas flow that takes into account biogas production within the MSW domain. The main originality of this model is in the consideration of primary settlement effect on parameters such as volumetric gas content, gas permeability and gas generation rate. Gas permeability variation seems in particular to have a significant impact on the recovery well behaviour. The structure of gas flow is strongly modified as a superficial layer of MSW with larger permeability enhances horizontal flow towards the well and thus improve its efficiency. On the other hand, this high permeability layer also widens the surface area subjected to air entry and thus may promote aerobic conditions. It should be noted that the model does not allow the estimation of the actual volume subjected to aerobic conditions. The effect of operating parameters (well suction, landfill thickness) and waste characteristics (gas generation rate) were also studied. The effect of primary settlement seems to be mostly dependent on the geometry of the landfill and to influence the evolution of well efficiency with well suction and gas generation rate only through a shape factor. It can be noted that the moisture conditions chosen, i.e. constant gravimetric moisture content, as well as the production evolution, constant massic gas production, enhances the effect of stratification due to mechanical settlement. The main perspectives to improve the representativity of the model are:

- Coupling the biogas flow and production model with the liquid phase using retention properties
- Considering the evolution of biodegradation kinetics with time (during the filling operation or after capping)
- Introducing a transport model for gas species (O_2 , CO_2 , CH_4 , N_2) in order to study the effect of air entries on the bioreaction.

On top of that, in situ gas permeabilities measurements are required to validate the data obtained at the laboratory scale. Moreover, a more complete site scale study would require a three-dimensional model to account for the geometry of the landfill and the recovery network.

References

Arigala, S. G., Tsotsis, T. T., Webster, I., Yortsos, Y., Kattapuram, J., 1995. Gas generation, transport, and extraction in landfills. *Journal of Environmental Engineering* 121, 33–43.

- Chen, Y. C., Chen, K. S., Wu, C., 2003. Numerical simulation of gas flow around a passive vent in a sanitary landfill. *Journal of Hazardous Materials* 100, 39–52.
- Fabbricino, M., 2007. Evaluating operational vacuum for landfill biogas extraction. *Waste Management* 27, 1393–1399.
- Hashemi, M., Kavak, H., Tsotsis, T., Sahimi, M., 2002. Computer simulation of gas generation and transport in landfills. I. Quasi-steady-state condition. *Chemical Engineering Science* 57, 2475–2501.
- Nastev, M., Therrien, R., Lefebvre, R., Gelinat, P., 2001. Gas production and migration in landfills and geological materials. *Journal of Contaminant Hydrology* 52, 187–211.
- Oxarango, L., Schmitz, P., Quintard, M., 2004. Laminar flow in channels with wall suction or injection: a new model to study multi-channel filtration systems. *Chemical Engineering Science* 59, 1039–1051.
- Reinhart, D. R., McCreanor, P., Townsend, T., 2002. The bioreactor landfill: its status and future. *Waste Management & Research* 20, 172–186.
- Sanchez, R., Hashemi, H., Tsotsis, T., Sahimi, M., 2006. Computer simulation of gas generation and transport in landfills. II. Dynamic conditions. *Chemical Engineering Science* 61, 4750–4761.
- Sanchez, R., Tsotsis, T. T., Sahimi, M., 2010. Computer simulation of gas generation and transport in landfills. IV Modeling of liquid-gas flow. *Chemical Engineering Science* 65, 1212–1226.
- Stoltz, G., 2009. Transferts en milieu poreux biodégradable, non saturé, déformable et à double porosité: application aux ISDND. Ph.D. thesis, Université Joseph Fourier.
- Stoltz, G., Gourc, J.-P., Oxarango, L., 2010a. Characterization of the hydro-mechanical parameters of a MSW. *Waste Management* 30 (8-9), 1439–1449.
- Stoltz, G., Gourc, J.-P., Oxarango, L., 2010b. Liquid and gas permeability of unsaturated MSW under compression. *Journal of Contaminant Hydrology* , doi:10.1016/j.jconhyd.2010.07.008.
- Townsend, T., Wise, W., Jain, P., 2005. One-dimensional gas flow model for horizontal gas collection systems at municipal solid waste landfills. *Journal of Environmental Engineering* 131 (12), 1716–1723.
- Vigneault, H., Lefebvre, R., Nastev, M., 2004. Numerical simulation of the radius of influence for landfill gas wells. *Vadose Zone Journal* 3, 909–916.
- Warith, M., 2002. Bioreactor landfills: experimental and field results. *Waste Management* 22, 7–17.
- Young, A., 1989. Mathematical modeling of landfill gas extraction. *Journal of Environmental Engineering* 115, 1073–1087.

Yu, L., Batlle, F., Carrera, J., Lloret, A., 2009. Gas flow to a vertical gas extraction well in deformable MSW landfills. *Journal of Hazardous Materials* 168 (2-3), 1404–1416.

6.4 Modèle numérique de récupération de biogaz dynamique

Dans cette section, le modèle statique présenté section 6.3 a été amélioré pour être utilisé dans une analyse dynamique. Le but de cette étude est de simuler l'effet de l'évolution de la production de biogaz avec le temps ainsi que l'effet du remplissage d'une cellule de stockage.

Dans un premier temps, le paramètre \dot{M}_{prod} décrit section 6.3 (Eq. (4)) a été modifié. En effet, lors de l'étude en condition statique, ce paramètre était considéré comme constant. Lors de l'étude dynamique, le paramètre de production de biogaz est considéré comme dépendant du temps selon le modèle EPA présenté section 2.3 (Eq. 6.1).

$$\dot{M}_{\text{prod}} = \frac{\rho_d}{\rho_G} Y_b(t) \quad (6.1)$$

Pour les simulations numériques présentées dans cette section, les données numériques sont présentées Table 6.1. On notera que les valeurs de potentiel de production de biogaz BP et de constante de biodégradation κ correspondent aux valeurs typiques d'ISDND traditionnelles ainsi que présentées section 2.3. Les conditions aux limites ainsi que le maillage et le modèle mécanique sont les mêmes que lors de l'étude statique (section 6.3).

6.4.1 Etude de la récupération de biogaz pendant la post-exploitation

Une première étude consiste à simuler la récupération de biogaz lors de la vie de l'ISDND. Pour cela le modèle précédemment décrit est utilisé pour représenter la production et la récupération de gaz sur une durée de 30 ans correspondant à la durée classique de post-exploitation (section 1.2.4).

La Fig. 6.1 représente les flux au puits et au niveau de la couverture ainsi que le débit de production définis section 6.3 en fonction du temps.

Comme décrit par le modèle EPA, la production de biogaz évolue de manière exponentielle avec le temps. La quantité de biogaz récupéré au puits diminue aussi avec le temps mais de manière moindre. Ceci est dû au fait que la quantité d'air aspiré augmente avec le temps. En effet, la quantité produite de biogaz étant plus faible, la surpression de biogaz ainsi que les écoulements ascendants de gaz sont moins importants. Ces deux phénomènes sont des entraves à l'entrée d'air dans le massif. Par conséquent, leur diminution permet à l'air de s'infiltrer plus facilement dans

TAB. 6.1: Paramètres de l'étude de la récupération de biogaz en condition dynamique

Description	Valeur
Hauteur du domaine (m)	30
Rayon du domaine (m)	60
Rayon du puits (m)	0,1
Depression au puits (kPa)	0,5
Perméabilité équivalente de la couverture finale (m ²)	$1,0 \times 10^{-12}$
Epaisseur de la couverture (m)	1
Potentiel de production de biogaz (Nm ³ .t _{MS})	200
Constante de biodégradation (an ⁻¹)	0,2

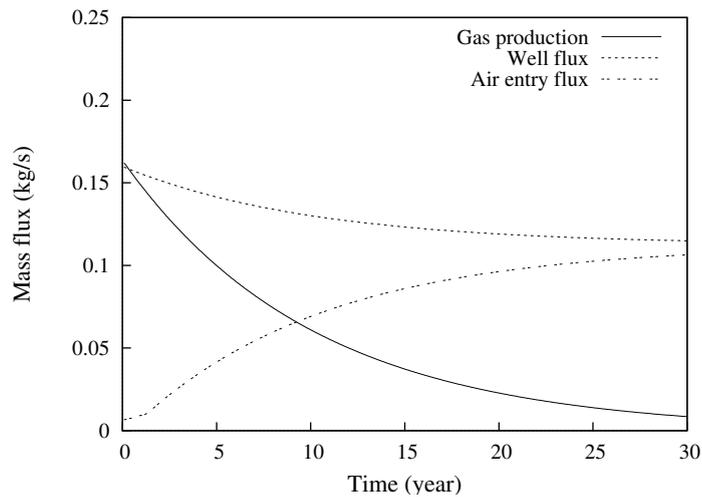


FIG. 6.1: Evolution des flux en fonction du temps avec une production de gaz suivant le modèle EPA

le déchet. En conséquence, comme indiqué Fig. 6.2, la qualité du biogaz récupéré au puits a tendance à diminuer avec le temps, c'est à dire que le gaz récupéré dans le puits contient, en proportion, plus d'air.

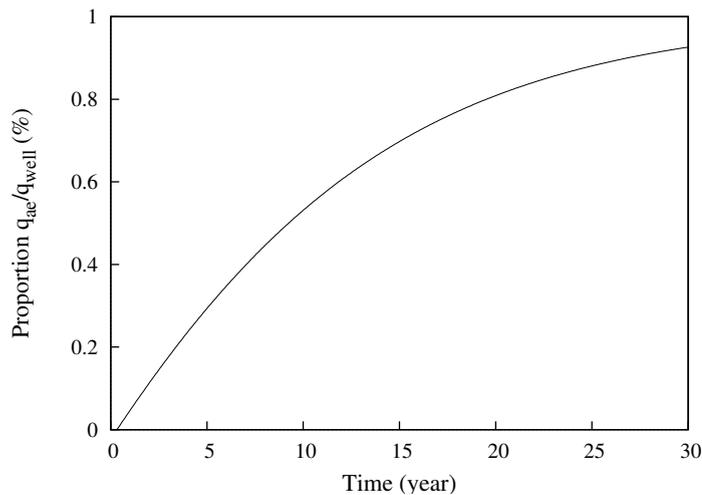


FIG. 6.2: Evolution de la qualité du gaz récupéré au puits avec une production de gaz suivant le modèle EPA

La Fig. 6.3 montre les champs de pression ainsi que les directions de l'écoulement de biogaz à différents temps. La pression relative est définie comme la différence entre la pression de gaz et la pression dans le puits. L'échelle des champs de pression est identique à tous les temps. On peut remarquer que de par la diminution nette de la production de biogaz avec le temps, la surpression de gaz en bas du domaine est plus faible avec le temps. En effet, à $t=30$ ans, la pression dans le massif de déchet est presque uniforme et égale à la dépression appliquée au puits. L'aspect des champs de pression et des directions de l'écoulement est similaire à celui observé section 6.3. Enfin, comme l'indique la nette augmentation du flux d'entrée d'air observé Fig. 6.1, on observe une légère variation des directions des flux de gaz vers le haut du domaine et à longue distance du puits. Il est à noter que cette variation est moins visible de par le choix de normaliser les vecteurs de vitesse sur la Fig. 6.3 ainsi que de par le choix d'une représentation axi-symétrique. L'analyse dynamique montre que, si le dimensionnement du réseau de puits de récupération est fait lors de l'exploitation du site (section 1.2.4), les différentes procédures de récupération, comme par exemple la dépression appliquée, doivent être adaptées lors de la vie d'une ISDND dans le but d'optimiser la récupération des effluents gazeux. En effet, comme le démontre la Fig. 6.2, une procédure permettant une qualité de biogaz acceptable en début de post-exploitation, ne le permettra pas nécessairement à des temps plus élevés. Dans l'exemple présenté dans cette

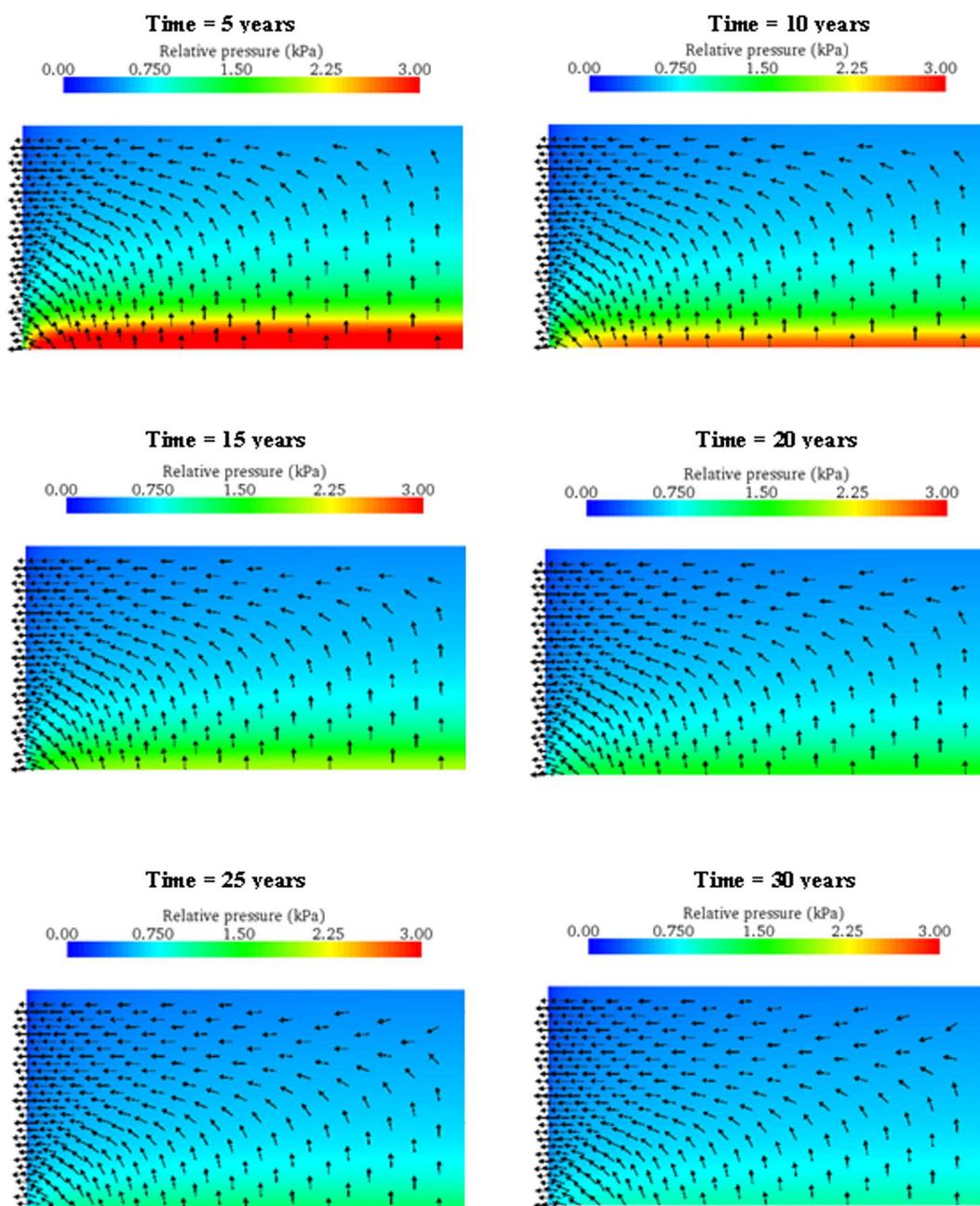


FIG. 6.3: Champs de pression et direction de l'écoulement

section, après 3,5 ans de post-exploitation, la proportion du flux d'air aspiré dans le massif par rapport au flux de gaz récupéré dans le puits dépasse les 20%.

6.4.2 Etude du remplissage d'une cellule de stockage

Le modèle numérique de récupération de biogaz en condition dynamique a aussi été utilisé pour simuler l'effet du remplissage d'une cellule de stockage sur la récupération de biogaz. Pour cela, une représentation simplifiée du remplissage est modélisée. En effet, on considère que le puits de récupération est fonctionnel avec une dépression appliquée constante durant l'ensemble de la durée de l'étude. Par ailleurs le remplissage se fait en trois couches de taille avant mise en compression égales (14 m). Avant le remplissage complet de la cellule de stockage, une condition d'ouverture à l'air libre est considérée en haut du domaine. Une fois la cellule de stockage remplie, une condition de couverture composite similaire à celle décrite section 6.3 et représentant la couverture finale est utilisée. Les paramètres d'étude sont les mêmes que ceux décrits Table 6.1, la hauteur du domaine correspondant à la hauteur finale. Un résumé des conditions aux limites est présenté Fig. 6.4.

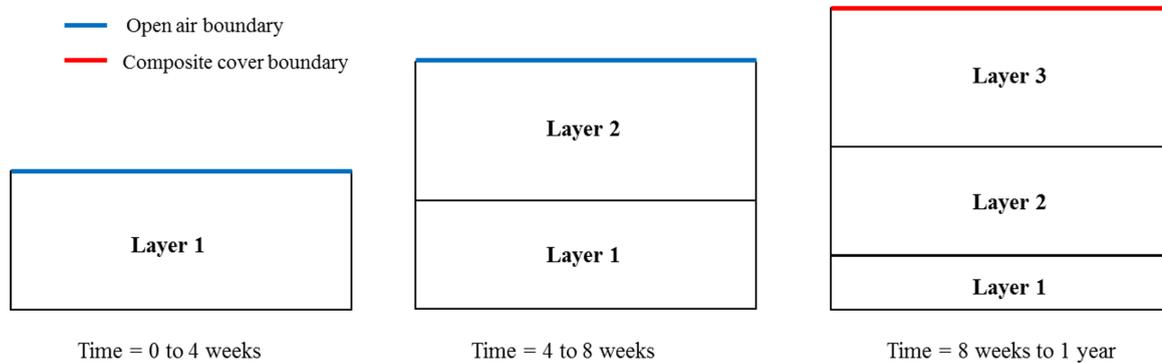


FIG. 6.4: Schéma représentant la mise en place des différentes couches de déchets ainsi que les conditions aux limites du modèle

Par ailleurs, comme indiqué Fig. 6.4, le remplissage d'une couche est considéré comme instantané à $t = 0$, $t = 4$ semaines et $t = 8$ semaines. De plus, la génération de biogaz est dépendante non seulement du temps mais aussi de la couche de déchet considérée. En effet, l'hypothèse, fortement simplificatrice, est faite que la biodégradation démarre dès le remplissage d'une couche. En d'autres termes le facteur t_{0b} (section 2.3) pour une couche de déchet correspond au temps où celle-ci est mise en place.

La Fig. 6.5 représente l'évolution des flux de gaz vers le puits, d'entrée d'air dans le massif

de déchet et la production de biogaz. On y observe que le flux de gaz vers le puits augmente

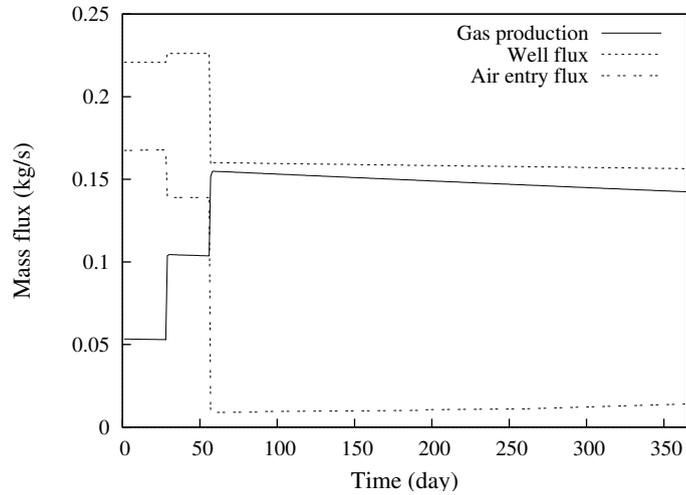


FIG. 6.5: Evolution des flux en fonction du temps avec une production de gaz suivant le modèle EPA en considérant le remplissage d'une cellule

après le remplissage de la seconde couche puis diminue fortement une fois la cellule de stockage entièrement remplie. Ceci est dû à la fois à l'augmentation de la quantité de gaz produit et à la variation du flux d'air entrant dans le massif de déchet. En effet, une fois le massif de déchet rempli, on considère que la couverture finale est mise en place. Dès lors, la quantité d'air entrant dans le massif de déchet diminue significativement (Fig. 6.5). Par conséquent, la qualité du gaz récupéré dans le puits augmente nettement après la mise en place de la couverture finale (Fig. 6.6).

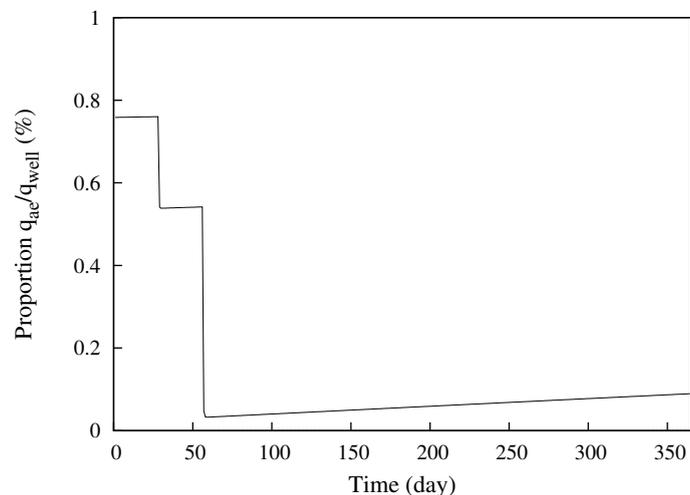


FIG. 6.6: Evolution de la qualité du gaz récupéré au puits avec une production de gaz suivant le modèle EPA en considérant le remplissage d'une cellule

La Fig. 6.6 montre en effet l'évolution de la qualité du gaz récupéré dans le puits avec le temps. On y observe notamment la très faible qualité du gaz récupéré durant la phase d'exploitation (avant mise en place de la couverture finale). Ceci tend à démontrer que l'utilisation de puits verticaux pendant la phase de remplissage et avant mise en place d'une couverture efficace n'est a priori pas une solution viable. Ceci est la raison pour laquelle des puits horizontaux sont généralement mis en place pour la récupération du biogaz avant mise en place d'une couverture.

La Fig. 6.7 montre les champs de pression ainsi que les directions de l'écoulement de biogaz à différents temps. On peut observer, que lorsque seule la première couche de déchet est remplie,

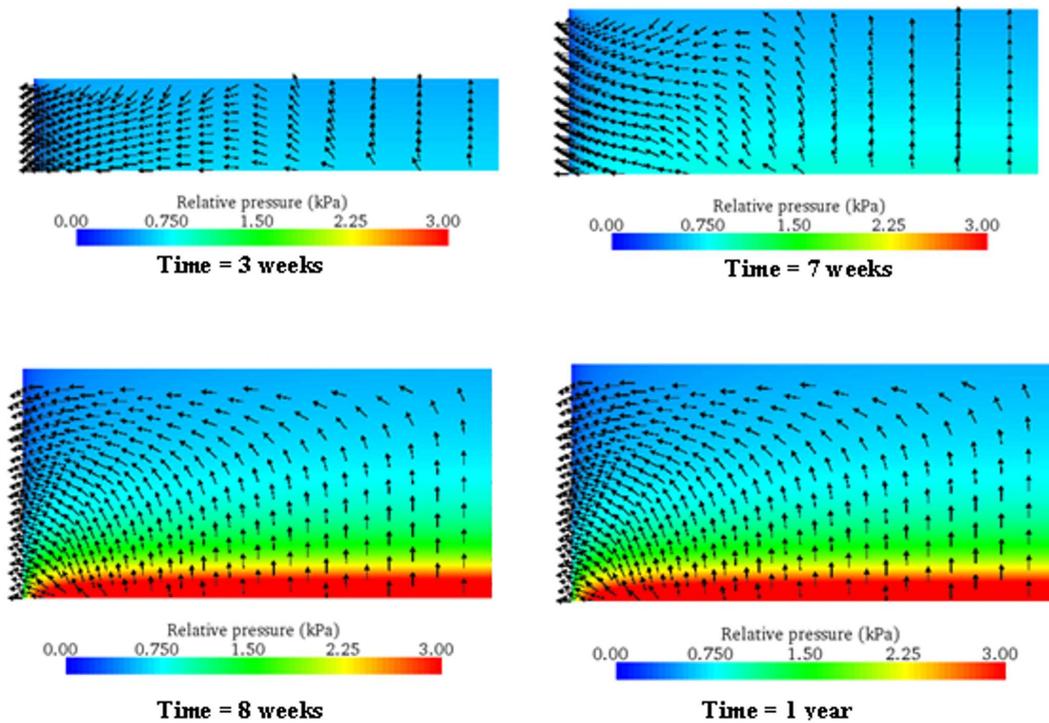


FIG. 6.7: Champs de pression et direction de l'écoulement

l'effet de la compression est moindre. En effet, le poids propre du déchet n'est pas suffisant pour faire varier sensiblement la masse volumique de celui-ci. Ceci est dû en particulier à l'effet du précompactage effectué au remplissage de chaque de couche et qui conduit à la contrainte de préconsolidation de 20 kPa (section 6.3). Lorsque la hauteur de déchet augmente, l'effet de la compression sur les champs de pression devient de plus en plus sensible jusqu'à se rapprocher des observations faites en conditions statiques. Par ailleurs, lors du remplissage, le déchet est considéré comme laissé à l'air libre. Ceci à pour conséquence un flux d'air important de l'atmosphère vers le puits (Fig. 6.7) mais aussi des fuites de biogaz vers l'atmosphère à partir d'une distance de

27 m (3 semaines) voire 22,5 m (7 semaines). Une fois la couverture mise en place, les directions d'écoulement de biogaz retrouvent les mêmes caractéristiques que celles observées et décrites précédemment.

En conclusion, l'utilisation du modèle d'écoulement de gaz présenté précédemment permet de proposer des simulations en conditions dynamiques. Ces études démontrent, de manière analogue à l'étude faite en conditions statiques, l'importance des effets mécaniques sur l'écoulement de biogaz. Par ailleurs, l'étude en conditions dynamiques montre que la stratégie de récupération de biogaz doit être adaptée en fonction des conditions de production mais aussi de couverture qui varient dans le temps. Une stratégie viable en début de post-exploitation ne l'est en effet pas nécessairement quelques années plus tard.

6.5 Considérations sur les effets diphasiques

Dans les sections 6.3 et 6.4, la teneur en liquide gravimétrique par rapport à la masse sèche était considérée comme constante ($w_{MS} = 60\%$).

Dans la section 4.3.2, la porosité du déchet est décrite comme étant composée d'une zone ne permettant pas l'écoulement de liquide appelée microporosité et d'une zone permettant l'écoulement de liquide appelée macroporosité, ces deux zones interagissant. Lors de l'expérience de mesure de perméabilité au gaz réalisée par Stoltz (2009), celui-ci a démontré que pour une teneur en liquide gravimétrique $w_{MS} \leq 60\%$, la perméabilité au gaz restait constante. Il interprète cette limite comme correspondant à une valeur de microporosité. On notera que dans la section 3.3.1, l'analyse des courbes de rétention n'a pas permis pas de conclure sur l'évolution de la microporosité ε_m avec la masse volumique sèche. Dans la section 3.3.1, l'hypothèse est faite que la teneur en liquide résiduelle θ_r reste constante pour un même déchet et pour différentes conditions de contraintes.

La première question que l'on peut se poser est dans quelle porosité se trouve ce liquide. L'étude faite section 6.3, pose comme hypothèse que ce liquide se situe soit dans la microporosité ne permettant pas l'écoulement soit dans des pores capillaires ne permettant qu'un écoulement très lent. Par ailleurs, une autre question doit être soulevée : quel est l'effet de la génération de biogaz sur la répartition de liquide dans le massif? Les expériences de succion réalisées à pression de gaz importante avec les cellules d'extraction (section 3.3.1) tendent à montrer que même à forte pression de gaz, une quantité de liquide non négligeable reste dans le déchet et en particulier, le

liquide présent dans la microporosité. De plus, le mouvement possible du liquide contenu dans la macroporosité dépend fortement de l'allure de la courbe de rétention ainsi que de celle de la courbe de perméabilité relative au liquide.

La Fig. 6.8 représente les profondeurs, pour le cas étudié section 6.3, correspondantes aux mesures de courbes de rétention réalisées sur le déchet A (section 3.3.1). Par la suite, ces profondeurs sont reliées à la teneur en liquide volumétrique calculée à partir du modèle de tassement présenté section 6.3 et de l'hypothèse $w_{MS} = 60\%$. Enfin, ces valeurs de teneur en liquide sont représentées sur les courbes de succion pour la profondeur indiquée. La table 6.2 représente l'effet d'augmentations de pression capillaire de 1 kPa et 3 kPa sur la teneur en liquide aux différents points présentés Fig. 6.8 dans la mesure où les données expérimentales sont disponibles. On peut

TAB. 6.2: Incrément de teneur en liquide correspondant à une augmentation de pression capillaire de 1 kPa et 3 kPa pour chaque point présenté Fig. 6.8

Masse volumique sèche (kg.m^{-3})	$\Delta\theta_L$ pour 1 kPa	$\Delta\theta_L$ pour 3 kPa
460	0,007	-
540	0,019	0,034
620	0,026	0,049
770	0,027	0,055

remarquer que si la variation de teneur en liquide en haut du massif est faible ce n'est pas le cas en bas du domaine. Par conséquent, il est envisageable que le mouvement de liquide en bas du domaine en particulier puisse adoucir le gradient de pression de gaz présenté section 6.3. De plus, plus l'incrément de pression est grand plus la diminution de teneur en liquide en proportion est faible. Cependant, on notera que les courbes de rétention données ne représentent qu'un état de dégradation et en particulier ne permettent pas d'avoir des informations sur l'effet du temps sur les propriétés de rétention. Or, dans le cadre de l'étude de la récupération de biogaz, l'étude de l'effet de la biodégradation est plus difficilement négligeable que dans l'étude par exemple de l'injection de lixiviat.

Par ailleurs, comme présenté section 4.3.2, la relation entre courbe de rétention et perméabilité relative n'est pas évidente. Or, si les valeurs fournies table 6.2 donnent une valeur à l'équilibre des teneurs en liquide elles ne donnent pas d'information sur la dynamique pour atteindre cet équilibre. Ce dernier point est lié à la perméabilité relative. On peut noter que dans le bas du domaine, le milieu est proche de la saturation en liquide, dès lors, la dynamique de l'écoulement

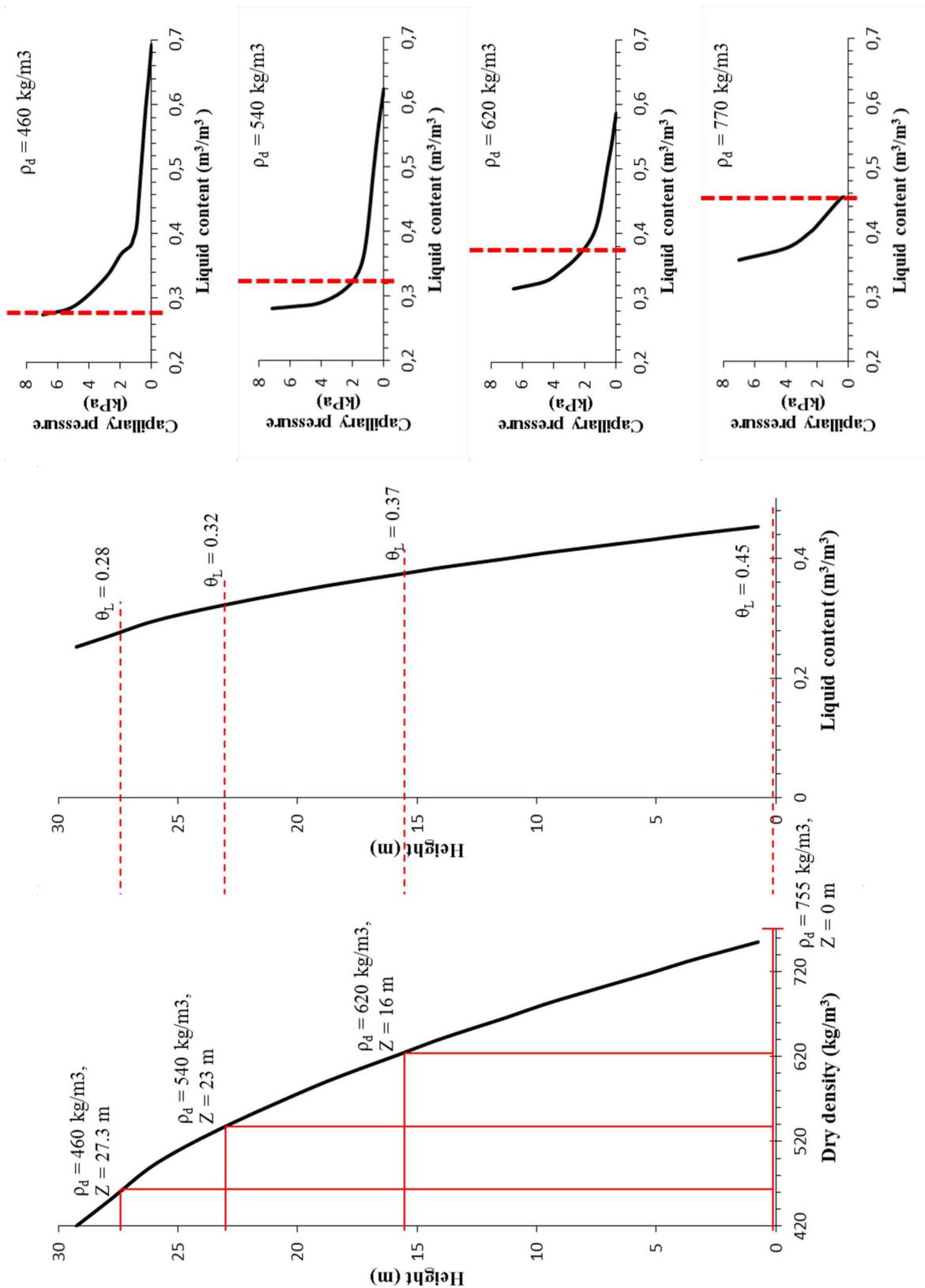


FIG. 6.8: Relation teneur en liquide et profondeur

de liquide est probablement rapide par rapport à l'écoulement de gaz.

Enfin, la section 4.3.2 présente le milieu déchet comme un milieu à double porosité. Les valeurs données table 6.2 correspondent à une augmentation de pression comme pourrait le générer une injection de biogaz, cependant le cas d'une génération de biogaz par le milieu lui-même est différent. En effet, il est fortement envisageable que le biogaz soit produit entre autres dans les pores capillaires de petites tailles ainsi que dans les pores peu ou pas connectés composant la microporosité. Dès lors, il est possible que l'évolution de la teneur en liquide en fonction de la pression de biogaz ne soit pas selon la courbe de rétention de drainage telle que présentée Fig. 6.8 mais selon une courbe intermédiaire entre la courbe de drainage et la courbe de première imbibition. Or, comme indiqué section 3.3.1, il existe une forte hystérésis entre les courbes d'imbibition et de drainage. Par conséquent, il reste difficile de savoir exactement quel chemin capillaire la relation entre pression de biogaz issue de la biodégradation et teneur en liquide utiliserait.

6.6 Conclusion

Cette partie a présenté en particulier l'impact des effets mécaniques du tassement primaire sur la récupération de biogaz dans un puits. Il a été démontré que ces effets sont non négligeables. En particulier, l'écoulement de gaz vertical est dès lors privilégié et un effet «drain» a lieu sous la couverture. Les résultats en conditions statiques montrent dès lors l'importance de la qualité de la couverture. L'étude en conditions dynamiques montre que les procédures de récupération de biogaz doivent être adaptées en fonction du temps. Enfin, l'effet du couplage entre écoulement de gaz et de liquide a été approché par une évolution basée sur les propriétés de rétention. A forte teneur en liquide, ces effets semblent non négligeables.

Conclusion générale et perspectives

Les procédés innovants de gestion des Installations de Stockage des Déchets, tels que la recirculation ou la gestion en mode bioréacteur, nécessitent un contrôle très précis des écoulements de fluides dans les limites d'une cellule de stockage. Les travaux présentés dans ce manuscrit, essentiellement basés sur l'utilisation de modèles de transfert en milieu poreux, contribuent à mettre en évidence les principaux facteurs influant sur les écoulements fluides mis en oeuvre dans le cadre des procédures d'exploitation des sites (injection de lixiviat, pompage de lixiviat et récupération de biogaz). Compte tenu de la nature intrinsèquement hétérogène du matériau déchet (en particulier en terme de nature et de taille des constituants), le parti pris retenu est de baser l'ensemble des analyses sur des caractérisations expérimentales d'échantillons de déchets réels ou des résultats de mesures in situ. Une analyse détaillée des propriétés de rétention et de perméabilité du déchet est proposée en se basant sur les modèles classiques de science du sol. Les données expérimentales disponibles conduisent à des plages de valeurs de paramètres et variables spécifiques aux déchets. De plus, la compressibilité très élevée du déchet entraîne une forte dépendance des propriétés de transfert avec l'état de contrainte du matériau. Une attention particulière a ensuite été portée à la sélection des modèles pertinents pour décrire les transferts au sein des ISDND. Les déchets stockés en ISDND constituent un milieu poreux siège de phénomènes multiphysiques complexes incluant des effets mécaniques, hydrauliques, thermiques, de transport et biochimiques. Il semble difficile actuellement de modéliser l'ensemble des phénomènes et de leurs couplages. Par conséquent, l'approche retenue consiste à identifier les couplages forts entre chacun des phénomènes étudiés pour pouvoir simplifier un modèle général de transferts fluides. Des modèles dégradés, dédiés à chaque process étudié sont ainsi obtenus. Un tel choix est en particulier motivé par la possibilité de pouvoir renseigner, le plus exhaustivement possible, ces modèles par des valeurs expérimentales.

Les principaux résultats et perspectives de ces études sont les suivants :

Concernant la modélisation des écoulements de fluides, il apparaît que les déchets stockés en ISDND constituent des milieux poreux pouvant être décrits par une approche de type milieu continu. Cependant, l'étude de l'humidification par injection de lixiviat a montré la nécessité

de prendre en compte leur caractère hétérogène. Une description de type «double milieu» a été utilisée en introduisant une porosité non connectée permettant le stockage de liquide et interagissant avec une porosité connectée siège des écoulements. De plus, un modèle d'écoulements préférentiels dans la porosité connectée s'est avéré nécessaire pour décrire de façon satisfaisante les bilans hydriques obtenus expérimentalement.

Par ailleurs, lorsqu'une épaisseur de déchet supérieure à une dizaine de mètres est considérée, la variation des propriétés de transferts avec la porosité, et donc avec le tassement, a un effet non négligeable. La prise en compte de la diminution de la perméabilité avec la profondeur dans les simulations de récupération de biogaz conduit à une structure d'écoulement significativement différente de celle prédite par un modèle utilisant des valeurs de perméabilité uniformes sur la hauteur.

Les principales perspectives en terme de modélisation ouvertes par ces travaux concernent en premier lieu le caractère évolutif du milieu poreux. Compte tenu de la forte influence des déformations purement mécaniques sur les propriétés de transfert, les changements de structure associés à la biodégradation du matériau ont vraisemblablement une influence importante. Approcher ce type de couplage entre biodégradation et comportement hydraulique nécessitera a priori la mise en place d'expériences de caractérisation assez lourdes de par la nécessité d'un suivi à long terme (annuel a minima).

L'impact d'un couplage diphasique a été discuté. En particulier, les conditions étudiées lors de l'analyse de la récupération de biogaz semblent indiquer une influence probable du couplage liquide / gaz sur les écoulements gazeux en fond de cellule de stockage. De façon réciproque, la possible présence de bulles de gaz piégées sous le niveau d'une nappe de lixiviat pourrait être une des causes de l'écart de comportement observé entre le rabattement et la remontée de cette nappe lors d'un essai de pompage. Par conséquent, l'utilisation d'un modèle de type Darcy généralisé pouvant prendre en compte le couplage gaz / liquide est une perspective à ce travail. Cependant, la caractérisation des coefficients de transferts (en particulier les perméabilités relatives au gaz et au liquide) reste délicate et demandera la mise au point d'une méthodologie et de dispositifs expérimentaux spécifiques.

Enfin, dans l'ensemble de l'étude présentée dans ce manuscrit, les hétérogénéités prises en compte peuvent être considérées comme des «microhétérogénéités». Leurs effets sont donc évalués de manière continue sur l'ensemble du domaine d'étude. Ces «microhétérogénéités» sont modélisées par les modèles de multiporosité, des propriétés bimodales et / ou l'évolution des paramètres et va-

riables avec la hauteur. Cependant, en particulier à l'échelle du site, des «macrohétérogénéités» ont été mises en évidence. Celles-ci ne peuvent être considérées de manière continue. L'influence de ces «macrohétérogénéités» semble être faible dans le cas du pompage de lixiviat car la réponse du milieu à une expérience de pompage indique un comportement plutôt uniforme du milieu et les résultats de rabattement dans des piézomètres peuvent être décrits par des modèles analytiques simples. Cependant, l'effet des «macrohétérogénéités» lors de l'humidification d'une cellule de stockage par injection de liquide semble plus sensible. Par conséquent, une modélisation de ces «macrohétérogénéités», en utilisant par exemple des représentations stochastiques des géométries et des paramètres est une possible perspective à ce travail. Cependant, approcher ce type de comportement nécessite une réflexion approfondie concernant les effets d'échelle de façon à développer des protocoles expérimentaux *in situ* pouvant être confrontés à leurs pendants aux échelles inférieures.

Concernant les répercussions opérationnelles des études présentées, plusieurs résultats originaux ont pu être mis en avant. Les simulations fines de l'humidification et de la percolation montrent que l'injection purement gravitaire de lixiviat ne semble pas adaptée pour augmenter l'humidité du matériau à plus de quelques mètres de la zone d'injection. Cette constatation est principalement liée à l'étalement rapide des fronts de saturation à cause des écoulements préférentiels. Le transfert de liquide vers la porosité non connectée est alors peu efficace de par la faible charge hydraulique dans la porosité connectée. Réaliser des injections à fort débit (ou forte charge) pourrait tout de même permettre de dépasser cette limitation. L'étude du pompage de nappes de lixiviat a également permis de mettre en évidence un comportement globalement en accord avec les résultats classiques d'hydrologie souterraine. Cependant, la définition et l'évaluation de la porosité de drainage d'un déchet est apparue assez délicate car pouvant dépendre des propriétés du déchet non-saturé (via des écoulements retardés) et potentiellement de la génération de biogaz. Ceci implique en particulier que l'évaluation précise du stock de lixiviat pouvant être extrait par pompage d'un massif de déchet reste un problème ouvert. Enfin, l'étude de l'effet du tassement sur la structure des écoulements de gaz autour d'un puits de captage a mis en évidence une sous-estimation importante des rayons d'influence des puits par les modèles à perméabilité uniforme classiquement utilisés. Cette prédiction théorique tend à montrer un surdimensionnement des réseaux de puits de captage actuellement utilisés mais nécessite encore une confirmation expérimentale dont les modalités de mise en oeuvre restent actuellement à définir.

Concernant l'aspect numérique de cette étude, on peut noter que les modèles développés ont montré des résultats prometteurs. Cependant, la résolution numérique du modèle d'injection de lixiviat développé à l'échelle du pilote reste problématique et son extension en 2D ou 3D pour décrire une procédure d'injection à l'échelle du site apparaît délicate. En effet, ce modèle présente les mêmes caractéristiques fortement non-linéaires que l'équation de Richards. De plus, les courbes de rétention caractéristiques des déchets conduisent à l'apparition de fronts plus raides que ceux qui sont généralement rencontrés dans les sols. Par conséquent, le développement et l'analyse numérique de méthodes de résolution spécifiques à ce problème apparaissent souhaitables en vue d'utiliser le type de modélisation proposé pour décrire une application industrielle de l'injection de lixiviat en ISDND.

Bibliographie

- Ademe, 1993. MODECOM, Méthode de caractérisation des ordures ménagères. Guide de l'Ademe. Connaître pour agir. Ademe Editions, Angers, France.
- Ademe, 1999. Les installations de stockage de déchets ménagers et assimilés. Techniques et recommandations. Connaître pour agir. Ademe Editions, Angers, France.
- Ademe, 2009. Les déchets en chiffres en France. Ademe Editions, Angers, France.
- Ademe, 2010. Installation de traitement des ordures ménagères, résultats 2008. Ademe Editions, Angers, France.
- Arigala, S. G., Tsotsis, T. T., Webster, I., Yortsos, Y., Kattapuram, J., 1995. Gas generation, transport, and extraction in landfills. *Journal of Environmental Engineering* 121, 33–43.
- Beaven, R., Powrie, W., 1995. Hydrogeological and geotechnical properties of refuse using a large compression cell. In : *Proceeding Sardinia 1995, 5th International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Bendz, D., Singh, V., Akesson, M., 1997. Accumulation of water and generation of leachate in a young landfill. *Journal of Hydrology* 203, 1–10.
- Benson, C., Barlaz, M., Lane, D., Rawe, J., 2007. Practice review of five bioreactor/recirculation landfills. *Waste Management* 27, 13–29.
- Berge, N. D., Reinhart, D. R., Batarseh, E. S., 2009. An assessment of bioreactor landfill costs and benefits. *Waste Management* 29, 1558–1567.
- Breitmeyer, R., Benson, C., 2011. Measurement of unsaturated hydraulic properties of municipal solid waste. *Geo-Frontiers*, 1433–1442.

- Burdine, N., 1953. Relative permeability calculations from pore-size distribution data. *Transaction AIME* 198, 71–77.
- Capelo, J., De Castro, M., 2007. Measuring transient water flow in unsaturated municipal solid waste - A new experimental approach. *Waste Management* 27, 811–819.
- Chen, T., Chynoweth, D., 1995. Hydraulic conductivity of compacted municipal solid waste. *Bioresource Technology* 51, 205–212.
- Clement, R., 2010. Etude du suivi des injections des lixiviats dans les massifs de déchets : Combinaison entre méthodes géophysiques et simulation hydrodynamique. Ph.D. thesis, Université de Grenoble.
- Clement, R., Descloitres, M., Gunther, T., Oxarango, L., Morra, C., Laurent, J.-P., Gourc, J.-P., 2010. Improvement of electrical resistivity tomography for leachate injection monitoring. *Waste Management* 30, 452–464.
- Clement, R., Oxarango, L., Descloitres, M., 2011. Contribution of 3-d time-lapse ERT to the study of leachate recirculation in a landfill. *Waste Management* 31, 457–467.
- Dixon, N., Russell, D., Jones, V., 2005. Engineering properties of municipal solid waste. *Geotextiles and Geomembranes* 23, 205–233.
- Durmusoglu, E., Sanchez, I., Corapcioglu, M., 2006. Permeability and compression characteristics of municipal solid waste samples. *Environnement Geology* 50, 773–786.
- EDEN, 2007. Biogaz de décharge : D'un problème environnemental à une solution énergétique.
- Elagroudy, S., 2008. Waste settlement in bioreactor landfill models. *Waste Management* 28, 2366–2374.
- Ettala, M., Sormunen, K., Englund, M., Hyvonen, P., Laurila, T., Karhu, K., Rintala, J., 2003. Instrumentation of a landfill. In : *Proceeding Sardinia 2003, 9th International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Fabbricino, M., 2007. Evaluating operational vacuum for landfill biogas extraction. *Waste Management* 27, 1393–1399.
- Farquhar, G., Rovers, F., 1973. Gas production during refuse decomposition. *Water, Soil and Air Pollution* 2, 483–495.

- Farquhar, G., Rovers, F., 1997. Gas production during refuse decomposition. In : Proceeding Sardinia 1997, 6th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy.
- Fassett, J., Leonardo, G., Repetto, P., 1994. Geotechnical properties of municipal solid waste and their use in landfill design. In : Waste Tech '94, Landfill Technology Technical Proceedings, Charleston, (SC) USA.
- FNADE-Ademe, 2007. Etat des connaissances techniques et recommandations de mise en oeuvre pour une gestion des installations de stockage de déchets non dangereux en mode bioréacteur. Guide méthodologique FNADE-Ademe, Paris, France.
- François, V., Feuillade, G., Matejka, G., Lagier, T., Skhiri, N., 2007. Leachate recirculation effects on waste degradation : Study on columns. *Waste Management* 17, 1259–1272.
- Gawande, N., Reinhart, D., Thomas, P., McCreanor, P., Townsend, T., 2003. Municipal solid waste in situ moisture content measurement using an electrical resistance sensor. *Waste Management* 23, 667–674.
- Gerke, H., Van Genuchten, M., 1996. Macroscopic representation of structural geometry for simulating water and solute movement in dual-porosity media. *Advances in Water Resources* 19 (6), 343–351.
- Gotteland, P., Gourc, J., Albouira, A., Thomas, S., 2002. On site determination of geomechanical characteristics of waste. In : Proceedings GeoEng 2000. The institute of Engineers, Australia.
- Gourc, J., Olivier, F., Thomas, S., Chatelet, L., Denecheau, P., Munoz, M., 2001. Monitoring of waste settlements on five landfills : comparison of the efficiency of different devices. In : Proceeding Sardinia 2001, 8th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy.
- Gourc, J.-P., Staub, M. J., Conte, M., 2010. Decoupling MSW settlement into mechanical and biochemical processes - Modelling and validation on large-scale setups. *Waste Management* 30, 1556–1568.
- Grellier, S., Robain, H., Bellier, G., Skhiri, N., 2006. Influence of temperature on the electrical conductivity of leachate from municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials B137*, 612–617.

- Grisolia, M., Napoleoni, Q., Tancredi, G., 1995. Contribution to a technical classification of MSW. In : Proceeding Sardinia 1995, 5th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy.
- Guerin, R., Munoz, M., Aran, C., Laperrelle, C., Hidra, M., Drouart, E., Grellier, S., 2004. Leachate recirculation : moisture content assessment by means of a geophysical technique. *Waste Management* 24, 785–794.
- Han, B., Jafarpour, B., Gallagher, V., Imhoff, P., Chiu, P., Fluman, D., 2006. Measuring seasonal variations of moisture in a landfill with the partitioning gas tracer test. *Waste Management* 26, 344–355.
- Haydar, M. M., Khire, M. V., 2007. Leachate recirculation using permeable blankets in engineered landfills. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 133, 360–371.
- Hudson, A., White, J., Beaven, R., Powrie, W., 2004. Modelling the compression behaviour of landfilled domestic waste. *Waste Management* 24, 259–269.
- Imhoff, P., Reinhart, D., Englund, M., Guerin, R., Gawande, N., Han, B., Jonnalagadda, S., Townsend, T., Yazdani, R., 2007. Review of state of the art methods for measuring water in landfills. *Waste Management* 27, 729–745.
- Jain, P., Powell, J., Townsend, T., Reinhart, D., 2005. Air permeability of waste in a municipal solid waste landfill. *Journal of Environmental Engineering* 131 (11), 1565–1573.
- Jang, Y.-S., Kim, Y.-W., Lee, S.-I., 2002. Hydraulic properties and leachate level analysis of kimpo metropolitan landfill, korea. *Waste Management* 22, 261–267.
- Kavazanjian, N., Matasovic, R., Bonaparte, G., Schmertmazin, E., 1995. Evaluation of MSW properties for seismic analysis. *Geoenvironment 2000, Geotechnical Special Publication, ASCE* 46, 1126–1141.
- Khire, M., Mukherjee, M., 2007. Leachate injection using vertical wells in bioreactor landfills. *Waste Management* 27 (9), 1233–1247.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M., Rooker, A., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T., 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate : A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32 (4), 297–336.

- Koerner, R., Soong, T., 2000. Leachate in landfills : the stability issues. *Geotextiles and Geomembranes* 18, 293–309.
- Landva, A., Clark, J., 1990. *Geotechnics of waste fill - theory and practice*. ASTM, Special Technical Publication 1070, 86–103.
- Lim, K., Aziz, K., 1995. Matrix-fracture transfer shape factors for dual-porosity simulators. *Journal of Petroleum Science and Engineering* 13, 169–178.
- Lornage, R., Redon, E., Lagier, T., Hebe, I., Carre, J., 2007. Performance of a low cost mbt prior to landfilling : Study of the biological treatment of size reduced MSW without mechanical sorting. *Waste Management* 27, 1755–1764.
- Mallants, D., Tseng, P.-H., Toride, N., Timmerman, A., Feyen, J., 1997. Evaluation of multimodal hydraulic functions in characterizing a heterogeneous field soil. *Journal of Hydrology* 195, 172–199.
- Manfredi, S., Christensen, T., 2009. Environmental assessment of solid waste landfilling technologies by means of LCA-modeling. *Waste Management* 29, 32–43.
- McBean, E., Syed-Ritchie, S., Rovers, F. A., 2007. Performance results from the tucuman solid waste bioreactor. *Waste Management* 27, 1783–1791.
- Morris, J., Vasuki, N., Baker, J., Pendleton, C., 2003. Findings from long-term monitoring studies at MSW landfill facilities with leachate recirculation. *Waste Management* 23, 653–666.
- Mualem, Y., 1976. A new model predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research* 12, 513–522.
- Munnich, K., Bauer, J., Fricke, K., 2005. Investigation on relationship between vertical and horizontal permeabilities of MBT wastes. In : *Proceeding Sardinia 2005, 10th International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Munnich, K., Mahler, C., Fricke, K., 2006. Pilot project of mechanical-biological treatment of waste in Brazil. *Waste Management* 26, 150–157.
- Nastev, M., Therrien, R., Lefebvre, R., Gelinat, P., 2001. Gas production and migration in landfills and geological materials. *Journal of Contaminant Hydrology* 52, 187–211.

- Olivier, F., 2003. Tassement des déchets en CSD de classe II : du site au modèle. Ph.D. thesis, UJF-Lirigm.
- Olivier, F., Gourc, J., 2007. Hydro-mechanical behavior of Municipal Solid Waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell. *Waste Management* 27, 44–58.
- Olivier, F., Oxarango, L., Mugnier, V., Tinet, A.-J., Marcoux, M.-C., 2009. Estimating the drawdown of leachate in a saturated landfill : 3D modeling based on field pumping tests. In : *Proceeding Sardinia 2009, 12th International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Omuto, C., 2009. Biexponential model for water retention characteristics. *Geoderma* 149 (3-4), 235–242.
- Oweis, I., Khera, R., 1990. *Geotechnology of waste management*. Butterworths Eds, Sydney, Australia.
- Pohland, F. G., Kim, J. C., 1999. Microbially-mediated attenuation potential of landfill bioreactor systems. In : *Proceedings of Second International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste*. Barcelona.
- Powrie, W., Beaven, R., 1999. Hydraulic properties of household waste and implications for landfills. *Institute of Civil Engineers Geotechnical Engineering Journal* 137, 235–247.
- Rangel-German, E., Kavscek, A., 2006. Time-dependent matrix-fracture shape factors for partially and completely immersed fractures. *Journal of Petroleum Science and Engineering* 54, 149–163.
- Reddy, K. R., Hettiarachchi, H., Parakalla, N., Gangathulasi, J., Bogner, J., Lagier, T., 2009. Hydraulic conductivity of Municipal Solid Waste in landfills. *ASCE Journal of Environmental Engineering* 135 (8), 677–683.
- Reinhart, D., Townsend, T., 1998. *Landfill bioreactor design and operation*. Lewis Publishers, Boca Raton, NY.
- Ritzkowski, M., Heyer, K.-U., Stegmann, R., 2006. Fundamental processes and implications during in situ aeration of old landfills. *Waste Management* 26, 356–372.

- Simunek, J., Sejna, M., Saito, H., Sakai, M., van Genuchten, M. T., 2008. The hydrus-1d software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Tech. rep., Department of Environmental Sciences. University of California Riverside. Riverside, California.
- Sowers, G., 1973. Settlement of waste disposal fills. In : Proc. 8th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Moscow, Russia.
- Staub, M., 2010. Approche multi-échelle du comportement bio-mécanique d'un déchet non dangereux. Ph.D. thesis, Université de Grenoble.
- Staub, M. J., Gourc, J.-P., Laurent, J.-P., Kintzuger, C., Oxarango, L., Benbelkacem, H. Bayard, R., Morra, C., 2010. Long-term measurement of moisture in large-scale bioreactor cells using TDR and neutron probe. *Journal of Hazardous Material* 180 (1-3), 165–172, submitted october 2009.
- Stoltz, G., 2009. Transferts en milieu poreux biodégradable, non saturé, déformable et à double porosité : application aux ISDND. Ph.D. thesis, Université Joseph Fourier.
- Stoltz, G., Gourc, J.-P., Oxarango, L., 2010a. Characterization of the hydro-mechanical parameters of a MSW. *Waste Management* 30 (8-9), 1439–1449.
- Stoltz, G., Gourc, J.-P., Oxarango, L., 2010b. Liquid and gas permeability of unsaturated MSW under compression. *Journal of Contaminant Hydrology* 118 (1-2), 27–42.
- Swati, M., Joseph, K., 2008. Settlement analysis of fresh and partially stabilised municipal solid waste in simulated controlled dumps and bioreactor landfills. *Waste Management* 28, 1355–1363.
- Townsend, T., Wise, W., Jain, P., 2005. One-dimensional gas flow model for horizontal gas collection systems at municipal solid waste landfills. *Journal of Environmental Engineering* 131 (12), 1716–1723.
- Vigneron, V., 2005. Voies de réduction oxydes d'azotes lors de leur injections dans un massif de déchets ménagers et assimilés. Ph.D. thesis, Université de Paris XIII - Val de Marne.
- Wall, D., Zeiss, C., 1995. Municipal landfill biodegradation and settlement. *Journal of Environmental Engineering* 121, 214–224.

- Wang, Q., Matsufuji, Y., Dong, L., Huang, Q., Hirano, F., Tanaka, A., 2006. Research on leachate recirculation from different types of landfills. *Waste Management* 26, 815–824.
- Warith, M., 2002. Bioreactor landfills : experimental and field results. *Waste Management* 22, 7–17.
- Weast, R., 1981. *Handbook of chemistry and physics*. 61st ed. Boca Raton, FL : CRC Press.
- Yuen, S., Styles, J., McMahon, T., 1995. An active landfill management by leachate recirculation : a review and an outline of full-scale project. In : *Proceeding Sardinia 1995, 5th International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Zhan, T., Chen, Y., Ling, W., 2008. Shear strength characterization of municipal solid waste at the Suzhou landfill, China. *Engineering Geology* 97, 97–111.
- Zornberg, J., Jernignan, B., Sanglerat, T., Cooley, B., 1999. Retention of free liquids in landfills undergoing vertical expansion. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 125, 583–594.