

# Modélisation de type double milieu de l'infiltration dans un massif de déchets ménagers.

A.-J. TINET <sup>a</sup>, L. OXARANGO<sup>a</sup>

a. Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE), BP 53 38041, GRENOBLE Cedex 09

## Résumé:

*Les déchets ménagers mis en place dans les Installations de Stockage des Déchets (ISD) constituent un milieu poreux notoirement complexe et hétérogène. De plus, les nouvelles méthodes de gestion des ISD de type bioréacteur mettent en œuvre une ré-injection des lixiviats visant à augmenter l'humidité du milieu afin de favoriser la biodégradation. Dans ce cadre, et afin de mieux caractériser les transferts de liquide dans ce matériau, une campagne expérimentale à méso-échelle a été réalisée durant l'année 2008. La méthode d'humidimétrie neutronique couplée au suivi détaillé du bilan hydrique a permis d'évaluer l'évolution des profils d'humidité dans les pilotes entre chaque phase d'injection. Cette étude met en évidence le comportement caractéristique d'un milieu à porosité étalée et mal connectée. Un modèle de Richards modifié prenant en compte un milieu capillaire à double porosité de type mobile/immobile a été utilisé pour simuler l'expérience. Deux modèles de rétention (unimodal et bimodal) pour le continuum mobile ont été évalués. Le modèle à double porosité associé avec des propriétés hydrauliques bimodales permet de restituer de façon satisfaisante les observations expérimentales. En utilisant une série d'essais expérimentaux (mesures de porosité, de perméabilité et de courbe de rétention), seuls trois paramètres associés aux propriétés capillaires de la phase « immobile » et au transfert entre les deux phases doivent être calés pour renseigner le modèle qui apporte une avancée significative au loi d'écoulement de type Richards classiquement utilisées.*

## Abstract:

*Municipal solid waste is a complex and heterogeneous porous medium. Besides, recent landfill innovations, such as bioreactor landfills, are based on leakage recirculation in order to increase the moisture content of the medium for biodegradation enhancement. Meso-scale experiments were conducted in 2008 to characterize liquid transfers in the waste material. Neutron scattering was used to measure soil moisture and a detailed fluid balance follow up were conducted in between every injection cycle. This study shows a well spread and poorly connected porosity behaviour. A modified Richards model that takes into account a capillary double porosity mobile-immobile model is used. Two type of retention curves, unimodal and bimodal, are evaluated. The double porosity model with bimodal hydraulic properties shows a good correlation to the experimental results. Using experimental studies (porosity, permeability and retention curve measurements), only three parameters (microporosity retention parameters and transfer in between the continua) have to be evaluated to use this new model, which is a significant improvement to the classic Richards flow models.*

**Mots clefs:** milieu poreux hétérogène, MIM, bimodal

## 1 Introduction

Les déchets ménagers mis en place dans les Installations de Stockage des Déchets (ISD) constituent un milieu poreux notoirement complexe et hétérogène. De plus, les nouvelles méthodes de gestion des ISD de type bioréacteur mettent en œuvre une ré-injection des lixiviats visant à augmenter l'humidité du milieu afin de favoriser la biodégradation. Il est donc primordial de mieux comprendre et modéliser les écoulements de lixiviat dans les déchets ménagers. C'est dans ce cadre qu'a été réalisée une campagne expérimentale d'infiltration contrôlée de lixiviat en méso-échelle.

De part la variabilité des matériaux et des tailles d'éléments composant les déchets ménagers, ces derniers

forment un milieu très hétérogène. Il est donc nécessaire de prendre en compte cette hétérogénéité pour modéliser les écoulements de fluides dans ce matériau. Plusieurs approches ont été proposées pour modéliser des matériaux fortement hétérogènes, en particulier dans le cadre de l'étude des sols ou des roches fracturées. Parmi ces approches on retrouve: 1) l'utilisation de courbes de rétention et / ou de perméabilité relative multimodales qui permettent de représenter une distribution multimodale des tailles de pores (approche par milieu effectif) [1]. 2) La prise en compte de conditions de non-équilibre capillaire [2]. 3) Les approches à multi-porosité visent à décrire le milieu poreux comme une série de continua en parallèle présentant une résistance au transferts pour les échanges entre chaque domaine poreux ([3], [4]). Dans cette étude, une description mettant en jeu deux porosités a été retenue. Elle est complétée par une description bimodale de la porosité permettant la percolation afin de restituer correctement le comportement observé expérimentalement.

## 2 Expérimentations

### 2.1 Principe et mise en oeuvre

Une expérience à méso-échelle a été mise en place au LGCIE (Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale) en partenariat avec le LTHE (Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement) de manière à mieux caractériser les transferts fluides dans le matériau déchet. Cette expérience est constituée d'une cellule (figure 1) de 0,8m<sup>3</sup> environ de capacité, permettant l'injection et le drainage de lixiviat ainsi qu'une évacuation de biogaz. De manière à mesurer des profils d'humidité sur l'ensemble de la hauteur du pilote une sonde à neutron est disposée au centre du dispositif.

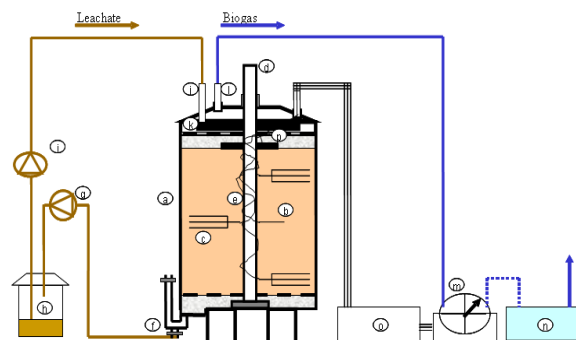


FIG. 1 - Dispositif Expérimental

Le déchet est issu du site pilote CSDU Envirhonalp de Chatuzange. La taille maximale des éléments constitutifs a été limitée à 7cm par broyage. Le transfert de lixiviat dans le déchet a été étudié grâce à une série d'injections hebdomadaires de 22 litres de lixiviat sur une durée de 2 heures avec drainage libre. A chaque cycle d'injection un bilan hydrique global ainsi qu'un relevé des mesures à la sonde neutron selon le protocole proposé par Capelo [5] ont été réalisés. L'état hydrique initial est évalué par mesure de la masse et passage à l'étuve d'un échantillon représentatif.

### 2.2 Résultats et discussion

La figure 2 présente l'évolution cycle à cycle des bilans hydriques réalisés. Une évolution de l'humidité volumique globale linéaire en fonction des cycles pour les premières semaines d'expériences est mise en évidence. Le ratio du volume drainé par rapport au volume injecté est de 56% sur les douze premiers cycles. Ensuite, l'ensemble du liquide injecté percole dans le pilote sans augmenter significativement la teneur en eau volumique du matériau. Ces observations indiquent tout de même un important stockage de lixiviat dans le déchet (environ 50% de la porosité totale finie par être envahie par le liquide) mais aussi une percolation rapide du lixiviat. En présence de liquide percolant, le modèle classique d'écoulement capillaro-gravitaire dans un seul continuum poreux tendrait à prédire un stockage de lixiviat vers le bas du pilote. Dans ce cas, le stockage serait uniquement dû à la rétention capillaire dans le matériau. Cependant, comme les profils obtenus par les mesures neutrons (figure 3) le montrent, le stockage de lixiviat a lieu préférentiellement en haut du domaine et cette observation se réitère cycle après cycle. Ces profils de teneur en eau volumique sont obtenus grâce à un étalonnage utilisant les valeurs globales de teneur en eau mesurées par le bilan hydrique

et le taux de comptage neutronique local. On peut noter que lors des deux derniers cycles présentés dans la figure 3 un tassement significatif du déchet a été observé. Ce comportement est *a priori* lié à la « consommation » du matériau durant la biodégradation qui entraîne une réorganisation du milieu.

Le choix d'un modèle mobile-immobile (MIM) pour modéliser l'écoulement de lixiviat dans le matériau déchet, ainsi que proposé par Capelo [5], semble adapté au vu des bilans hydriques réalisés ainsi que des mesures effectuées par la sonde à neutrons. En effet ce modèle permet, *a priori*, un stockage en haut du pilote par transfert de lixiviat de la région mobile à la région immobile ainsi qu'une percolation rapide due à l'écoulement dans la région mobile.

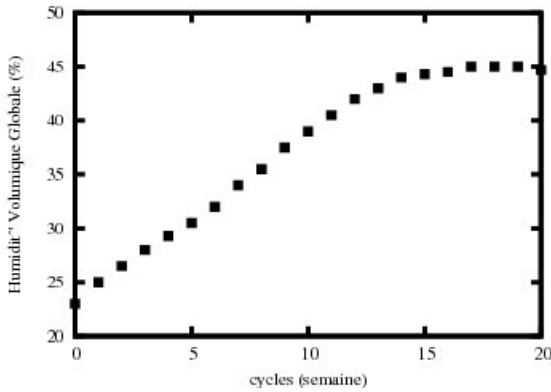


FIG. 2: Bilans hydriques globaux, cycle à cycle

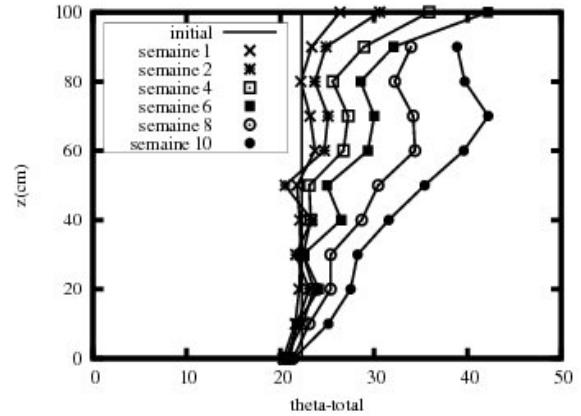


FIG. 3: Evolution des profils d'humidité mesurés par la sonde à neutrons cycle à cycle

### 3 Modélisation

#### 3.1 Modèle MIM

Deux types de modèles vont être utilisés pour la simulation de l'expérience d'imbibition décrite précédemment. Ces deux modèles sont des modèles MIM (Mobile-Immoble Model). Le modèle mobile-immobile se base sur le concept de double porosité initié par Barenblatt (1960) [3]. Le milieu poreux est séparé en deux continua de porosité et de comportement différents : une de ces deux régions, appelée macroporosité, permet l'écoulement de fluides, l'autre région, la microporosité, est une zone de stockage du fluide. Le bilan de masse de liquide dans chacune des deux porosités est modélisé par une équation de Richards modifiée (1) et une équation de bilan ne permettant aucun flux liquide au sein de la microporosité (2). Un terme puits / source représentant l'échange de lixiviat entre la macroporosité et la microporosité (3) permet de fermer le problème. Ce terme d'échange, comme décrit par Barenblatt (1960) [3], est fonction du différentiel de succion entre les deux régions poreuses.

$$\frac{\partial \theta_M}{\partial t} - \nabla \cdot \frac{K k_{rM}}{\mu_L} (\nabla h_M + 1) = -\Gamma_L \quad (1)$$

$$\frac{\partial \theta_m}{\partial t} = \Gamma_L \quad (2)$$

$$\Gamma_L = F(h_M - h_m) \quad (3)$$

Les propriétés caractéristiques du milieu (la perméabilité intrinsèque (K) et les porosités micro  $\theta_m$  et macro  $\theta_M$ ) ont été évaluées expérimentalement. Par ailleurs deux courbes de rétention  $\theta_i(h_i)$ , pour la macroporosité (obtenue expérimentalement) et la microporosité (choisie arbitrairement), ainsi qu'une courbe de perméabilité relative  $k_{rM}(\theta_M)$  sont utilisées pour fermer le problème. Le coefficient d'échange F entre les deux porosités est le principal paramètre de calage du modèle.

### 3.2 Modèles de rétention et perméabilité relative

Deux modèles de courbe de rétention pour la macroporosité ont été utilisés : la première est une courbe de rétention unimodale classique décrite par le modèle (4) de Van Genuchten [6], la seconde est une courbe bimodale (5) proposée par Ross et Smetten [2]. Elle est composée d'une fonction de type Van Genuchten et d'une loi exponentielle. Les paramètres de chaque modèle sont ajustés grâce aux résultats d'une expérience de succion réalisée sur le déchet étudié [7]. Les deux modèles permettent une très bonne restitution de la courbe expérimentale (figure 4). On peut noter que cette courbe de rétention est caractéristique du matériau déchet puisqu'elle ne présente pas de frange capillaire marquée [7], [8].

$$S_e = (1 + (\alpha h)^n)^{-m} \quad (4)$$

$$m = 1 - \frac{1}{n}$$

$$S_e = b_1 (1 + (\alpha h)^n)^{-m} + b_2 (1 + \alpha_{RS} h) e^{-\alpha_{RS} h} \quad (5)$$

$$b_1 + b_2 = 1$$

Où  $\alpha$ ,  $m$  et  $n$  sont les paramètres de calage du modèle de Van Genuchten,  $\alpha_{RS}$  est un paramètre de calage additionnel du modèle modifié par Ross et Smetten,  $b_1$  et  $b_2$  sont les coefficients de pondération du modèle modifié par Ross et Smetten,  $h$  correspond à la succion dans la macroporosité et  $S_e$  est la saturation effective de la macroporosité.

Par ailleurs, la courbe de rétention de la microporosité est décrite arbitrairement par le modèle de Van Genuchten (4) dont les paramètres sont similaires à ceux d'un sable fin.

A partir de chacune de ces courbes de rétention le modèle de Mualem [9] est utilisé pour dériver la perméabilité relative. Pour le modèle de Ross et Smetten, une représentation en parallèle des deux modes pour la perméabilité (6) est choisie.

$$K k_{rM} = K_1 k_{rVG} + K_2 k_{r\exp} \quad (6)$$

Les éléments  $k_{rVG}$  et  $k_{r\exp}$  représentent les perméabilités relatives pour les parties de la courbe de succion décrites par le modèle de Van Genuchten et le modèle exponentiel respectivement.  $K_1$  et  $K_2$  sont choisis tels que  $K_2$  est très inférieur à  $K_1$ . Cette perméabilité s'applique au continuum de pore décrit par la partie exponentielle de la courbe de rétention. L'utilisation de la courbe de rétention bimodale permet de conserver une perméabilité importante même à faible saturation (Figure 5).

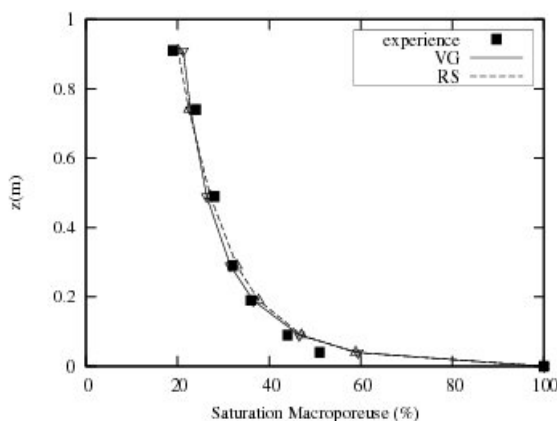


FIG. 4: Fit des courbes de rétention par le modèle de Van Genuchten (VG) et le modèle bimodal de Ross et Smetten (RS)

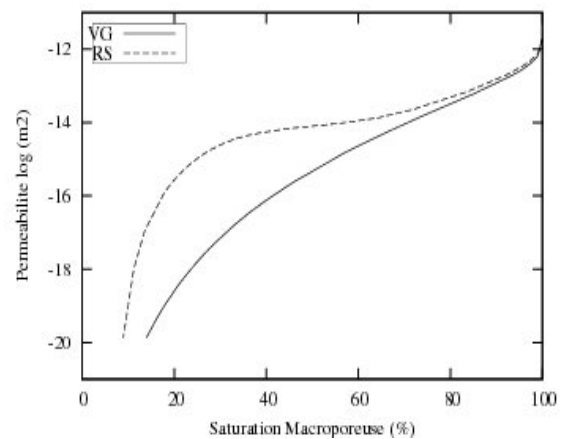


FIG. 5: Courbes de perméabilité, modèle de Van Genuchten (VG) et modèle bimodal de Ross et Smetten (RS)

### 3.3 Résultats et discussion

Les paramètres utilisés pour les simulations sont présentés dans le tableau 1.

Paramètres		Paramètres	
$\alpha$ (m <sup>-1</sup> )	90 (unimodal) 100 (bimodal)	$\alpha_{\text{micro}}$ (m <sup>-1</sup> )	2,5
m	0,26 (unimodal) 0,28 (bimodal)	$m_{\text{micro}}$	0,65
$\alpha_{\text{RS}}$ (m <sup>-1</sup> )	2	Porosité macro	0,3
$b_1 - b_2$	0,9 - 0,1	Porosité micro	0,35
$K_1$ (m <sup>2</sup> )	$2 \cdot 10^{-12}$		
$K_2$ (m <sup>2</sup> )	$1 \cdot 10^{-14}$		

Tab 1: Récapitulatif des paramètres

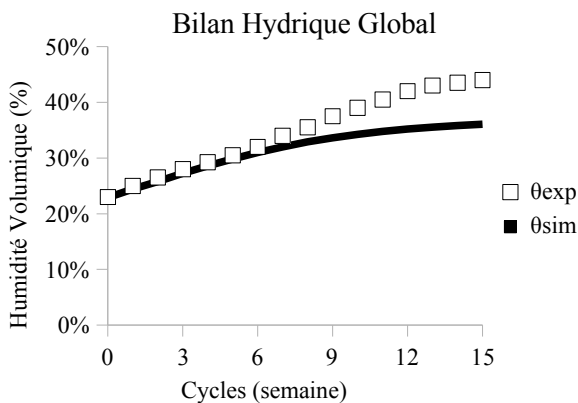


FIG. 6: Bilan hydrique global; comparaison expérience et simulation

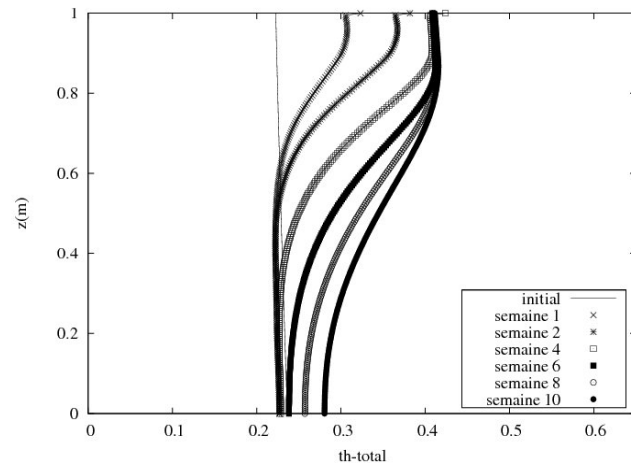


FIG. 7: Profils d'humidité volumique à chaque fin de cycle obtenus par simulation

Le modèle MIM avec une courbe de rétention de la macroporosité décrite par le modèle de Van Genuchten ne permet pas une percolation rapide, c'est à dire un drainage du lixiviat dès les premiers cycles d'injection. En effet le ratio du volume drainé sur le volume injecté est de 0,6% ce qui est deux ordres de grandeur plus faible que les résultats de l'expérimentation. Par conséquent, le modèle de rétention de Van Genuchten ne permet pas de modéliser les observations expérimentales. Le modèle de rétention bimodal favorisant l'écoulement de part une perméabilité au liquide plus importante à faible saturation semble *a priori* une solution intéressante au problème de percolation insuffisante rencontré dans le modèle unimodal.

Comme présenté dans la figure 6, le modèle à double porosité avec courbe de rétention macroporeuse bimodale offre une bonne corrélation avec l'expérience en terme d'humidité volumique globale pour les 6 premiers cycles d'injection réalisés. La capacité de stockage de liquide du modèle tend ensuite vers un maximum qui apparaît plusieurs cycles plus tard dans l'expérience. On peut noter que cet écart entre modèle et simulation correspond à l'observation de forts tassements durant l'expérience. Une réorganisation du matériau peut alors expliquer en partie cet écart de comportement. La figure 7 présente les profils d'humidité simulés après les cycles d'injection/drainage correspondant aux relevés expérimentaux de la figure 3. On constate un accord satisfaisant avec ces données. L'utilisation du modèle à double porosité permet d'analyser les phénomènes conduisant à la répartition hydrique observée. Le domaine macroporeux, siège de l'écoulement, est saturé en haut du pilote durant la phase d'injection. La faible succion  $h_M$  dans cette zone favorise le transfert de liquide vers la microporosité. Durant l'infiltration, un étalement du front de saturation est provoqué par les propriétés de rétention donc la succion dans la macroporosité augmente vers le bas du pilote. Par conséquent le transfert de lixiviat dans la microporosité est moindre, ce qui explique l'évolution du profil d'humidité volumique cycle à cycle (*i.e.* stockage par le haut).

## 4 Conclusion

Des expériences d'injection de lixiviat dans des pilotes contenant du déchet ménager ont été suivies grâce à la méthode d'humidimétrie neutronique. Une tendance claire à un stockage préférentiel du liquide dans la zone proche de l'injection est mise en évidence. L'utilisation d'un modèle à double porosité de type MIM semble adapté à décrire de façon satisfaisante les phénomènes intervenant durant l'infiltration. La structure hétérogène du matériau déchet tendrait donc à entraîner une mauvaise connection hydraulique d'une part importante (environ 50%) de la porosité. Cette microporosité peut cependant stocker du liquide provenant de la portion percolante de la porosité. Pour cette étude, l'échange entre macro et microporosité a été modélisé de façon simple en utilisant un coefficient constant. On peut noter que plusieurs études ont suggéré une dépendance plus complexe de ce coefficient avec les propriétés du milieu (notamment une perméabilité liée aux continua [4]). Par ailleurs, le modèle d'écoulement dans la zone macroporeuse basé sur l'analyse d'une courbe de rétention expérimentale par la méthode de Van Genuchten/Mualem ne permet pas de décrire la percolation pourtant observée expérimentalement. Afin de contourner cette difficulté, un modèle utilisant des propriétés hydrauliques bimodales ainsi que décrites par Ross et Smetten a été utilisé avec succès.

Cette étude propose une application originale des modèles d'écoulement en milieu poreux fracturés pour étudier le comportement hydrique des déchets ménagers. Elle semble ouvrir des perspectives intéressantes en vue d'une modélisation plus complète des transferts de fluides au sein des ISD qui nécessitera notamment la prise en compte des tassements importants et de la génération de biogaz qui caractérisent ce type de milieu.

## Remerciements

Ces travaux ont été réalisés dans le cadre d'une collaboration entre les laboratoires LGCIE (INSA de Lyon) et LTHE avec le support de l'ANR-Bioréacteur.

## Références

- [1] Ross P.J., Smetten R.J., Describing soil hydraulic properties with sums of simple functions, *Soil Science Society American Journal*, 57, 26-29, 1993.
- [2] Ross P.J., Smetten R.J., A Simple Treatment of Physical Nonequilibrium Water Flow in Soils, *Soil Science Society American Journal*, 64, 1926–1930, 2000.
- [3] Barenblatt G.I. et al., Basic concepts in the theory of seepage of homogeneous liquids in fissured rocks [strata], *PMM (Applied Mathematics and Mechanics)*, 24 (5), 852-864, 1960.
- [4] Gerke H.H., Van Genuchten M.T., A Dual-Porosity Model for Simulating Preferential the Movement of Water and Solutes in Structured Porous Media, *Water resources Research*, 29 (2), 305-319, 1993.
- [5] Capelo J., De Castro M.A.H., Measuring transient water flow in unsaturated municipal solid waste - A new experimental approach, 27, 811–819, 2007.
- [6] Van Genuchten M.T., Nielsen D.R., On describing and predicting the hydraulic properties of unsaturated soils, *Ann Geophys*, 3, 615-628, 1985.
- [7] Stoltz G., Transferts en milieu poreux biodégradable, non saturé, déformable et à double porosité: Application aux ISDND. Travaux de thèse de doctorat, 2009.
- [8] Benson C.H., Wang X., Soil water characteristic curves for solid waste, *Environmental Geotechnics Report*, 1998.
- [9] Mualem Y., A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 12, 513–22, 1976.