

文章编号: 1000-8608(2011)04-0574-07

# 污染物在二层非饱和土中迁移过程综合分析

张金利<sup>1,2</sup>, 杨庆<sup>1,2</sup>, 李志刚<sup>3</sup>, 王丽燕<sup>\*4</sup>

- (1. 大连理工大学 海岸和近海工程国家重点实验室, 辽宁 大连 116024;  
2. 大连理工大学 土木工程学院 岩土工程研究所, 辽宁 大连 116024;  
3. 大连水泥集团有限公司, 辽宁 大连 116033;  
4. 大连大学 信息工程学院, 辽宁 大连 116622)

**摘要:** 假设填埋场下部为具有压实黏土衬里(CCL)、下卧土层及含水层的三层结构体系, 基于 Richards 方程, 在稳态渗流下, 得到了 CCL 与下卧土层体积含水率的解析解。依据污染物在多孔介质中迁移机制, 建立了污染物在包含两层非饱和土层的三层结构体系中迁移的一维计算模型。在计算模型中分别考虑了 CCL 的非线性吸附特性、污染物迁移过程中的生物降解特性、垃圾的生物降解特性等。采用所建立的数学模型, 对某一假想填埋场进行了具体计算, 通过变动参数计算与分析, 探讨了各种因素对污染物迁移的影响。计算结果表明, 非饱和土层的吸附与生物降解可显著影响污染物迁移, 特别是 CCL 的吸附与生物降解特性影响更为显著, 为污染物迁移的控制因素。非饱和土的体积含水率较大时, 含水率变化对污染物迁移影响较小。

**关键词:** 非饱和土; 污染物迁移; 生物降解; 非线性吸附

**中图分类号:** TV131.1    **文献标志码:** A

## 0 引言

研究与分析垃圾填埋场污染物迁移问题, 一般假设防渗衬里及其下卧土层处于饱和。对气候条件属于干旱与半干旱地区, 地下水埋藏较深, 在地表与地下水位间存在一定厚度的非饱和土层, 因此, 基于上述假设所进行的污染物迁移分析, 高估了污染物迁移能力。考虑到垃圾填埋场使用年限相对于垃圾生物降解所需时间较短的实际, 一般对封闭填埋场中的污染物迁移进行分析。处于干旱与半干旱地区封闭后的填埋场, 可忽略降雨入渗对垃圾含水量的影响。因此, 垃圾含水量仅与初始填埋时的含水量有关。采用压实黏土衬里进行防渗的填埋场(实际上, 复合防渗结构也包含有一层压实黏土层, 本文仅考虑单一压实黏土衬里), 黏土衬里处于非饱和土层与垃圾堆体间, 在垃圾自重作用下, 发生固结排水, 由此可推断, 黏

土衬里长期处于非饱和状态。由此可见, 填埋场污染物将通过非饱和黏土衬里、非饱和下卧土层, 最后进入含水层。一般认为, 污染物在非饱和土层中的迁移机制包括对流、弥散及地球化学反应, 由此建立的污染物迁移控制方程因包含有非饱和渗流, 为非线性方程, 其中参数确定较复杂。大量研究表明, 黏土矿物可吸附污染物, 相应的吸附参数可采用间歇试验或土柱试验确定。然而, 非饱和黏土矿物对污染物的吸附参数无法采用常规试验确定, 一般假设非饱和土对污染物的吸附与饱和土相同。

本文假设填埋场下部包含有非饱和压实黏土衬里(CCL, compacted clay liner)、下卧土层、含水层三层结构体系, 在稳态渗流条件下, 基于污染物在非饱和土中的迁移机制, 建立污染物在包含有两层非饱和土层与含水层的三层结构体系中的

收稿日期: 2010-06-09; 修回日期: 2011-05-18。

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(50979713)。

作者简介: 张金利(1964-), 男, 博士, 副教授; 杨庆(1964-), 男, 教授, 博士生导师; 王丽燕\*(1963-), 女, 博士, 教授, E-mail: wly1963@163.com。

一维迁移计算模型。在计算模型中分别考虑 CCL 与非饱和土层的非线性吸附特性、生物降解特性、非饱和特性等因素。以所建立的一维计算模型, 对某一假想填埋场污染物迁移问题进行具体计算与分析, 通过变动参数分析, 探讨各种因素对污染物迁移过程的影响。

## 1 非饱和土渗流

基本假设:(1) 填埋场下部具有层状土层, 分别为非饱和 CCL、非饱和下卧土层、含水层等, 如图 1 所示;(2) 各土层均为均质、各向同性。采用 Richards 方程描述非饱和渗流, 对于一维非稳态问题可表示为

$$\frac{\partial}{\partial z} \left( D_m \frac{\partial \theta}{\partial z} \right) - \frac{\partial K}{\partial z} = \frac{\partial \theta}{\partial t} \quad (1)$$

式中:  $z$  为竖直坐标;  $t$  为时间;  $\theta$  为土的体积含水率;  $D_m$  为扩散函数, 可表示为  $D_m = K \frac{dh}{d\theta}$ ;  $K$  为渗透系数。

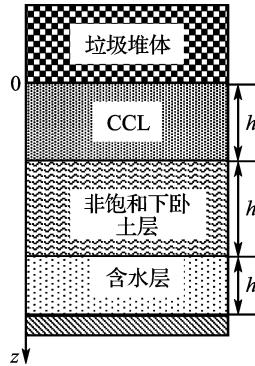


图 1 填埋场下部结构示意图

Fig. 1 Schematic cross section of soil layers beneath landfill

非饱和土的渗透系数可表示为

$$K = K_s S_e \quad (2)$$

$$\alpha h = \ln S_e \quad (3)$$

式中:  $K_s$  为饱和渗透系数;  $\alpha$  为经验参数, 表示重力与毛管力对含水率影响的相对重要程度;  $S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$ , 为有效饱和度, 假设  $\theta_r = 0$  时,  $S_e = \theta / \theta_s$ , 其中  $\theta_r$  为残余含水率,  $\theta_s$  为饱和含水率。

当渗流达到稳态时, 式(1) 可简化为

$$\frac{d}{dz} \left( D_m \frac{d\theta}{dz} \right) - \frac{dK}{dz} = 0 \quad (4)$$

分别将式(2)、(3) 代入式(4), 可得到

$$\frac{d^2\theta}{dz^2} - \alpha \frac{d\theta}{dz} = 0 \quad (5)$$

式(5) 为常微分方程, 其通解为

$$\theta(z) = c_1 + c_2 \exp(\alpha z) \quad (6)$$

假设 CCL 和下卧土层的体积含水率均服从上述方程, 并分别以下标 1、2 表示, 则体积含水率可表示为

$$\theta_1(z) = c_1 + c_2 \exp(\alpha_1 z) \quad (7a)$$

$$\theta_2(z) = c_3 + c_4 \exp[\alpha_2(z - h_1)] \quad (7b)$$

式中:  $c_1, c_2, c_3, c_4$  为待定常数;  $\alpha_1, \alpha_2$  为 CCL 和下卧土层参数, 可由试验确定。

为确定式(7) 中的待定常数, 需要给出相应的边界条件。当给定 CCL 的顶部含水率  $\theta_{1t}$ , 下卧土层的底部含水率为  $\theta_{2b}$ , CCL 与下卧土层在  $z = h_1$  处接触, 在接触面上需要满足流量与吸力连续条件, 可表示为

$$\begin{cases} \theta(0) = \theta_{1t} \\ \theta(h_1 + h_2) = \theta_{2b} \\ H_1|_{z=h_1^-} = H_2|_{z=h_1^+} \\ v_{d1}|_{z=h_1^-} = v_{d2}|_{z=h_1^+} \end{cases} \quad (8)$$

将式(8) 代入式(7) 中, 可确定待定参数  $c_1, c_2, c_3, c_4$  为

$$\begin{aligned} c_1 &= [\theta_{s1} \exp(\alpha_1 H) - \theta_{1t} \exp(\alpha_1 h_1)] / [1 - \exp(\alpha_1 h_1)] \end{aligned} \quad (9a)$$

$$\begin{aligned} c_2 &= [\theta_{1t} - \theta_{s1} \exp(\alpha_1 H)] / [1 - \exp(\alpha_1 h_1)] \end{aligned} \quad (9b)$$

$$\begin{aligned} c_3 &= [\theta_{2b} - \theta_{s2} \exp(\alpha_2 H)] / [1 - \exp(\alpha_2 h_2)] \end{aligned} \quad (9c)$$

$$\begin{aligned} c_4 &= -[\theta_{2b} - \theta_{s2} \exp(\alpha_2 H)] / [1 - \exp(\alpha_2 h_2)] \end{aligned} \quad (9d)$$

式中  $H$  可用隐函数表示为

$$\frac{\theta_{s1} \exp(\alpha_1 H) - \theta_{1t} \exp(\alpha_1 h_1)}{1 - \exp(\alpha_1 h_1)} =$$

$$p \frac{\theta_{2b} - \theta_{s2} \exp(\alpha_2 H)}{1 - \exp(\alpha_2 h_2)}$$

$$\text{其中 } p = \frac{K_{s2}}{K_{s1}} \frac{\theta_{s1}}{\theta_{s2}}$$

由此可得到两层土在稳态渗流条件下的含水率在空间上的分布函数。

当采用图 1 所示的坐标系时, Darcy 速度可表

示为

$$v_D = -K \left( \frac{dH}{dz} - 1 \right) \quad (10)$$

将式(7a)、(7b)代入式(10),可得到

$$v_{D1} = \frac{c_1 K_{s1}}{\theta_{s1}} \quad (11a)$$

$$v_{D2} = \frac{c_3 K_{s2}}{\theta_{s2}} \quad (11b)$$

## 2 污染物运移控制方程

污染物在非饱和土中运移机理为对流、弥散和地球化学反应. 假设非饱和土层中的渗流为稳态条件,依据质量守恒可得到污染物在非饱和土中运移的控制方程:

$$\theta_i \frac{\partial c_i}{\partial t} + \rho_i \frac{\partial S_i}{\partial t} + \theta_i B(c) + \frac{\partial}{\partial z} \left( v_{Di} c_i - \theta_i D_i \frac{\partial c_i}{\partial z} \right) = 0 \quad (12)$$

式中: $c_i$  为污染物浓度; $\rho_i$  为土的密度; $S_i$  为土颗粒吸附污染物的浓度; $B(c)$  为生物降解反应函数; $i = 1, 2$ , 分别表示 CCL 和下卧土层.

土颗粒对污染物的吸附特性可分为线性与非线性<sup>[1~9]</sup>,当采用 Langmuir 等温吸附线方程表示非线性吸附时,可表示为

$$S = \frac{k_1 k_2 c}{1 + k_1 c} \quad (13)$$

污染物运移过程中可发生生物降解反应,并假设反应为一级时,可表示为

$$B(c) = \lambda c \quad (14)$$

式中: $k_1, k_2, \lambda$  分别为吸附强度、吸附能力、降解参数.

联立式(12)~(14) 可建立污染物在包含有多层非饱和土结构体系中运移的控制方程. 在控制方程中分别考虑土颗粒的不同吸附特性及污染物运移过程中的生物降解特性.

为求解上述控制方程,需要依据特定问题给出相应的初边值条件及层间连续条件.

填埋后的垃圾,在一定条件下,可发生生物降解反应而生成各种污染成分,垃圾填埋场相当于一个生化反应器. 考虑到 CCL 与渗滤液直接接触,该面(图 1 所示坐标, $z = 0$ ) 为污染物入口边界,为应用所建立的多层体系模型,在该面上,需给出边界条件与初始条件. 由于该面上的污染物

分布与填埋场垃圾生物降解有关,且随时间变化,而且由于垃圾成分复杂,生物降解生成污染物的种类、数量等受多种因素控制,准确预测渗滤液中某种污染物浓度变化较为困难. 试验研究表明,渗滤液中某种污染物的浓度变化基本符合随时间的指数衰减规律<sup>[10~13]</sup>,在  $z = 0$  处的边界条件可表示为

$$c(0, t) = c_0 k^{mt} \quad (15)$$

式中: $c_0, k, m$  为垃圾降解参数,由试验确定.

假设所分析的填埋场在计算时刻尚未对环境产生污染,同时不考虑污染物的环境背景值,初始条件可表示为

$$c(z, 0) = 0; z \in [0, h_1 + h_2], t = 0 \quad (16)$$

CCL 与下卧土层交接面( $z = h_1$ ) 为层间接触面,该面需保证流量与污染物质量通量连续条件,可表示为

$$v_{a,c} = \theta_c v_c = v_{a,u} = \theta_u v_u \quad (17)$$

$$\left( v_a - \theta D \frac{\partial c}{\partial z} \right)_{c|z=h_1} = \left( v_a - \theta D \frac{\partial c}{\partial z} \right)_{u|z=h_1} \quad (18)$$

$$c_e(z = h_1) = c_u(z = h_1) \quad (19)$$

对于所建立的污染物一维运移计算模型,需要给出相应的底部边界条件. 这里将含水层作为一个边界条件给出,上述处理方法,实际上隐含含水层底部为隔水边界. 采用这种方法处理,高估污染物对含水层的影响,计算结果偏于安全. 设含水层厚度与孔隙率分别为  $h_a$  与  $n_a$ ,含水层中污染物浓度为  $c_a$ . 由下卧土层进入含水层的污染物质量通量为  $f_{in}$ ,填埋场平均长度与宽度分别为  $L$  和  $W$ . 在含水层仅考虑污染物的对流传质,忽略其他机制的影响,在含水层应用质量守恒定律可得到

$$m = \int_0^t WL f_{in}(c, \tau) d\tau - \int_0^t Wh_a v_a c_a d\tau \quad (20)$$

$$c_a = \int_0^t \frac{f(c, \tau)}{n_a h_a} d\tau - \int_0^t \frac{v_a c_a}{n_a L} d\tau; z = h_1 + h_2 \quad (21)$$

## 3 计算结果与讨论

应用所建立的计算模型,对某一假想填埋场进行具体计算. 假设填埋场长度为 200 m,垃圾降

解参数分别为  $c_0 = 1.34288697$ ,  $k = 0.99986$ ,  $m = 50$ . 填埋场底部为 CCL、下卧土层、含水层三层结构, 其厚度分别为  $h_1 = 2$  m,  $h_2 = 8$  m,  $h_a = 1$  m. 含水层地下水渗流速度  $v_a = 10$  m/a. 所给出的计算结果为污染物运移时程曲线, 并以相对浓度给出, 以  $c$ 、 $c_t$ 、 $c_a$  表示.

### 3.1 生物降解影响分析

在考虑 CCL 与下卧土层具有非线性吸附与非饱和特性下, 分以下 3 种情况进行具体计算. (1) 考虑污染物在运移过程中存在生物降解反应, 相应降解参数分别取  $\lambda_1 = 0.5$ ,  $\lambda_2 = 0.5$ ; (2) 不考虑污染物运移过程中的生物降解反应, 即  $\lambda_1 = 0$ ,  $\lambda_2 = 0$ ; (3) 仅考虑污染物在 CCL 运移的生物降解反应, 即  $\lambda_1 = 0.5$ ,  $\lambda_2 = 0$ . 计算结果如图 2 所示.

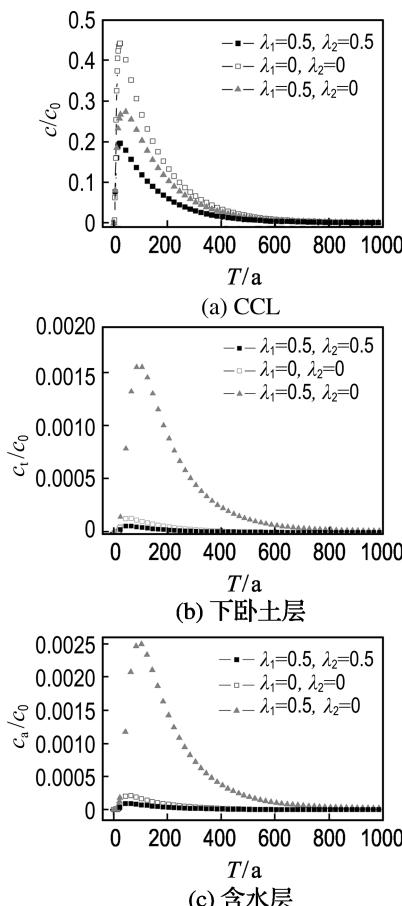


图 2 生物降解对污染物运移影响

Fig. 2 Effect of bio-degradation on contaminant migration

由图可见, 当同时考虑污染物在 CCL 与下卧土层运移过程中存在生物降解反应时, 因土颗粒

吸附一定数量的污染物, 同时因生物降解而消耗一定数量污染物, 使得液相中的污染物浓度下降, 因而表现为污染物穿透 CCL 的能力显著下降. 在污染物运移中, 考虑生物降解仅存在于 CCL 中, 忽略下卧土层的生物降解反应, 污染物穿透能力反而增强, 表明吸附与生物降解降低液相污染物浓度, 导致液相污染物浓度梯度增加, 因此, 弥散传质能力增强. 弥散传质的一个显著特点为污染物穿透能力较强, 即穿透曲线峰值前移, 曲线尖锐, 所给出的计算结果符合上述特征. 当仅考虑下卧土层的生物降解特性时, 生物降解反应不仅可显著降低污染物在下卧土层与含水层中的浓度, 而且可降低 CCL 中的污染物浓度, 表明下卧土层的生物降解特性对污染物在三层体系中运移起控制作用. 由图可见, 在具有 CCL、下卧土层及含水层三层结构体系中, 且 CCL 与下卧土层处于非饱和状态下, 当同时考虑吸附与生物降解两种效应时, 污染物经 CCL 与下卧土层而进入含水层中的能力显著下降, 表明 3 种效应的共同作用, 可有效控制填埋场污染物对地下水的影响.

### 3.2 生物降解与吸附影响分析

在 CCL 与下卧土层处于非饱和状态下, 针对以下情况进行对比分析. 情况 1: 不考虑 CCL 与下卧土层的生物降解与吸附特性; 情况 2: 不考虑 CCL 与下卧土层的生物降解特性, 仅考虑 CCL 吸附特性; 情况 3: 考虑 CCL 与下卧土层的吸附特性, 不考虑两层土的生物降解特性; 情况 4: 考虑 CCL 与下卧土层的吸附特性与生物降解特性. 对以上 4 种情况进行具体计算, 计算结果见图 3.

对比分析情况 1 与情况 4, 由图可见, 当不考虑吸附与生物降解时, 穿透曲线可在较短时间内达到峰值, 穿透曲线尖锐, 污染物的穿透能力较强. 若在污染物运移过程中, 同时考虑吸附与生物降解效应, 在两种机制的共同作用下, 穿透曲线变得较为平缓, 达到峰值所需时间较长, 峰值较小, 污染物的穿透能力显著下降. 两种情况的穿透曲线峰值之比为 8, 相差较大, 由此表明, 吸附与生物降解为污染物在多层非饱和土层中运移的控制因素. 对比情况 1 与情况 2, CCL 吸附所产生的迟滞效应与降低污染物浓度的能力较强, 因此, CCL 的吸附效应为控制污染物运移的重要因素. 情况

1、3、4 穿透曲线峰值依次为 0.8、0.4、0.1，吸附与生物降解可降低峰值 0.7，吸附可降低峰值 0.4，生物降解可降低峰值 0.3，可见吸附与生物降解效应在污染物运移过程中所发挥的作用接近，相对而言，吸附降低污染物浓度的能力略大。需要指出，CCL 的工程特性及理化特性可人为控制，特别是吸附特性可通过改良黏土而达到。由本文的数值算例可知，在包含有两层非饱和土的三层结构体系中，吸附与生物降解可显著降低污染物浓度，为污染物运移过程中的重要控制因素，而吸附的作用较生物降解更为明显。

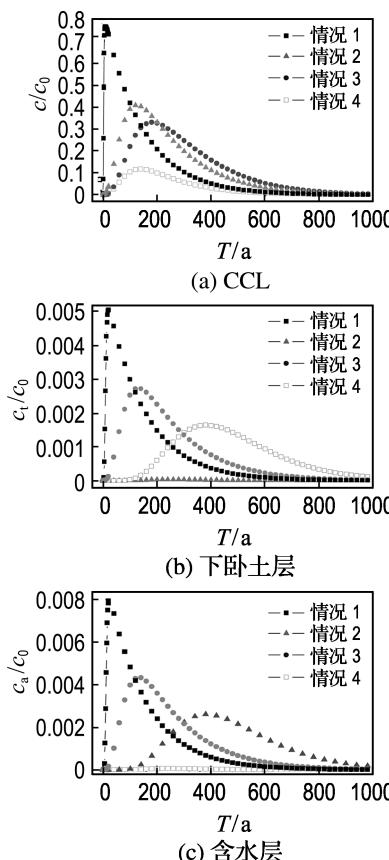


图 3 生物降解与吸附对污染物运移的影响

Fig. 3 Effect of both sorption and bio-degradation on contaminant migration

### 3.3 饱和度、吸附特性、生物降解影响分析

研究表明<sup>[14~17]</sup>，在多层次结构体系中，非饱和土的饱和度对污染物运移过程具有显著影响。前两节已分别探讨了生物降解与吸附对污染物运移过程的影响。为进一步比较非饱和土饱和度、吸附特性、生物降解三者对污染物运移的影响，在此将

三者进行不同组合，分以下几种情况进行分析。情况 1'：取 CCL 顶部含水率  $\theta_{1t} = 0.3$ ，下卧土层底部含水率  $\theta_{2b} = 0.3$ ，不考虑 CCL 与下卧土层的吸附与生物降解特性；情况 2'：取  $\theta_{1t} = 0.2, \theta_{2b} = 0.2$ ，不考虑 CCL 与下卧土层的吸附与生物降解特性；情况 3'：取  $\theta_{1t} = 0.3, \theta_{2b} = 0.3$ ，考虑 CCL 与下卧土层的生物降解特性，取  $\lambda_1 = \lambda_2 = 0.05$ ，考虑 CCL 的非线性吸附特性 ( $k_{11} = 0.5, k_{12} = 1.0$ )，不考虑下卧土层的吸附特性；情况 4'：取  $\theta_{1t} = 0.2, \theta_{2b} = 0.2$ ，考虑 CCL 与下卧土层的生物降解特性，取  $\lambda_1 = \lambda_2 = 0.05$ ，考虑 CCL 的非线性吸附特性 ( $k_{11} = 0.5, k_{12} = 10.0$ )，不考虑下卧土层的吸附特性。针对以上 4 种情况进行具体计算，计算结果如图 4 所示。

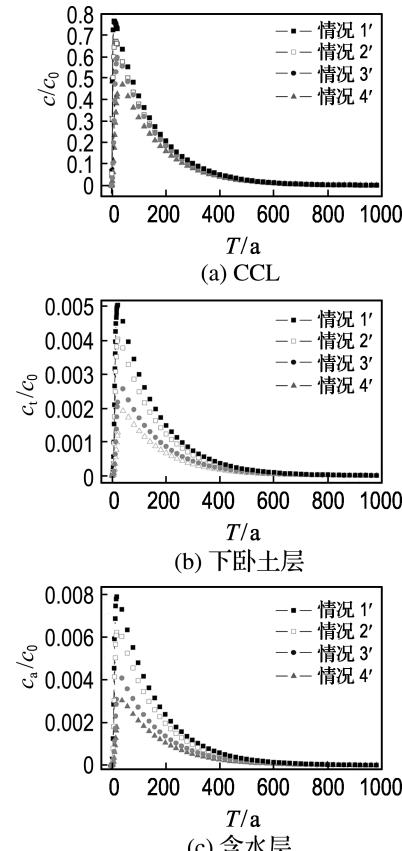


图 4 饱和度、生物降解与吸附对污染物运移的影响

Fig. 4 Effect of degree of saturation, bio-degradation and sorption on contaminant migration

对于处于非饱和状态下的 CCL 与下卧土层，

当同时降低 CCL 与下卧土层的含水率时, 非饱和土含水率变化对污染物在多层结构体系中的迁移影响不大, 其主要原因在于, 在计算参数选取时, 考虑 CCL 含水率在最优含水率附近变动, 因此, CCL 含水率已接近饱和状态。对比情况 2' 与 4' 发现, 吸附与生物降解可显著影响污染物在多层体系中的迁移。当同时考虑非饱和土的饱和度、吸附与生物降解特性时, 污染物穿透能力显著降低, 表明吸附与生物降解为污染物在多层结构体系中迁移的控制因素。

## 4 结 论

(1) 在包含有非饱和土的多层体系中, 当下卧土层较厚时, 在吸附与生物降解共同作用下, 污染物对含水层影响较小, 有利于控制填埋场污染物对地下水的影响。

(2) 污染物在非饱和 CCL 与下卧土层迁移过程中的生物降解反应, 可有效降低污染物的穿透能力, 特别是 CCL 的吸附与生物降解特性对于控制污染物迁移具有显著作用。

(3) 在包含有非饱和 CCL 与下卧土层的多层体系, 当体积含水率接近最优含水率时, 非饱和土体积含水率变化对污染物迁移影响较小。

## 参考文献:

- [1] KARPANGIOTI H K, KLEINEIDAM S, GRATHWOHL P, *et al.* Impacts of heterogeneous organic matter on phenanthrene sorption: equilibrium and kinetic studies with aquifer material [J]. *Environmental Science and Technology*, 2000, **34**(2): 406-414
- [2] DEITSCH J J, SMITH J A, CULVER T B, *et al.* Distributed-rate model analysis of 1, 2-dichlorobenzene batch sorption and desorption rates for five natural sorbents [J]. *Environmental Science and Technology*, 2000, **34**(8): 1469-1476
- [3] 李学垣. 土壤化学 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2001
- [4] HEADLEY J V, BOLDT-LEPPIN B E J, HAUG M D, *et al.* Determination of diffusion and adsorption coefficients for volatile organic in an organophilic clay-sand-bentonite liner [J]. *Canadian Geotechnical Journal*, 2001, **38**:809-817
- [5] 吴平霄. 黏土矿物材料与环境修复 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2004
- [6] IRENE M-C L. Organoclay with soil-bentonite admixture as waste contaminant barrier [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2001, **127**(8):756-759
- [7] IRENE M-C L, MAK R K M, LEE S C H. Modified clays for waste containment and pollutant attenuation [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 1997, **123**(1):25-32
- [8] BARTELT-HUNT S L, SMITH J A, BURNS S E, *et al.* Evaluation of granular activated carbon, shale, and two organoclays for use sorptive amendments in clay landfill liners [J]. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, ASCE, 2005, **131**(7): 848-856
- [9] REITZEL S, FARQUHAR G, MCBEAN E. Temporal characterization of municipal solid waste leachate [J]. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 1992, **19**:668-679
- [10] EL-FADEL M, BOU-ZEID E, CHAHINE W, *et al.* Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content [J]. *Waste Management*, 2002, **22**:269-282
- [11] ZHAO You-cai, LIU Jiang-ying, HUANG Ren-hua, *et al.* Long-term monitoring and prediction for leachate concentration in Shanghai refuse landfill [J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2000, **122**:281-297
- [12] ZHAO You-cai, LIU Jiang-ying, HUANG Ren-hua, *et al.* A comparison of refuse attenuation in laboratory and field scale lysimeters [J]. *Waste Management*, 2002, **22**:29-35
- [13] 张振营, 吴世明, 陈云敏. 天子岭填埋场有机物降解规律的研究 [J]. 岩土力学, 2002, **23**(1):60-62
- [14] FITYUS S G, SMITH D W, BOOKER J R. Contaminant transport through an unsaturated liner beneath a landfill [J]. *Canadian Geotechnical Journal*, 2001, **38**:809-817

**Journal**, 1999, **36**:330-354

[15] ZHANG Jin-li, LUAN Mao-tian, YANG Qing.

Numerical analysis of transport of landfill leachate through layered system underlying by an unsaturated soil stratum considering nonlinear sorption and degradation [C] // **8<sup>th</sup> International Conference on the Geosynthetics**. Yokohama: Mill Press, 2006:301-304

[16] ZHANG Jin-li, LUAN Mao-tian, YANG Qing.

Numerical analysis of pollutant in three-layer system considering nonlinear sorption behaviour of unsaturated soil underlying compacted clay liner [C] // **Recent Developments of Geotechnical Engineering in Soft Ground**. Shanghai: Tongji University Press, 2005:732-737

[17] 张金利, 袁茂田, 杨庆. 非饱和土线性吸附条件下污染物在三层结构体系中的迁移[J]. 岩土工程学报, 2006, **28**(2):221-224

## Comprehensive analysis of contaminant migration in two layers of unsaturated soils

ZHANG Jin-li<sup>1,2</sup>, YANG Qing<sup>1,2</sup>, LI Zhi-gang<sup>3</sup>, WANG Li-yan<sup>\*4</sup>

- ( 1. State Key Laboratory of Coastal and Offshore Engineering, Dalian University of Technology, Dalian 116024, China;  
 2. Institute of Geotechnical Engineering, School of Civil Engineering, Dalian University of Technology,  
 Dalian 116024, China;  
 3. Dalian Cement Group Co., Ltd., Dalian 116033, China;  
 4. Information and Engineering College, Dalian University, Dalian 116622, China )

**Abstract:** The landfill site was idealized as three-layer stratum composed of a compacted clay liner (CCL), a underlying layer and a layer of aquifer below the landfill. Based on Richards equation, the analytical solutions of volumetric water content in both CCL and underlying layer were obtained under steady-state seepage. According to the contaminant migration mechanism in the porous media, the one-dimensional computing model was established for contaminant migration in the three-layer strata including two unsaturated soil layers. The model considered nonlinear sorption of CCL and bio-degradation of contaminant migration process and bio-degradation of waste. The established mathematical model was used for carrying on the concrete computation on some hypothesis landfill sites. The studies on the calculation and analysis of variable parameters were conducted to examine the effect of all the related factors on the contaminant migration. The calculated results show that the sorption and bio-degradation of unsaturated soil have remarkable effect on the contaminant migration process, especially when the sorption and degradation of CCL are important controlling factors for contaminant migration process. When volumetric water content of unsaturated soil is large, the variation of volumetric water content has negligible influence on contaminant migration.

**Key words:** unsaturated soil; contaminant migration; bio-degradation; nonlinear sorption