

CCL 非线性吸附特性及孔隙率变化对污染物运移影响分析

张金利*^{1,2}, 栾茂田^{1,2}, 杨庆^{1,2}

(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 土木水利学院 岩土工程研究所, 辽宁 大连 116024)

摘要: 假设压实黏土衬里(compacting clay liner, CCL)中的孔隙在空间均匀分布, 土颗粒表面可均匀吸附重金属离子或有机污染物, 且可用 Langmuir 方程表示其非线性吸附特性, 依据体积与质量关系, 提出了土体因吸附污染物而引起的孔隙率降低的估算公式. 在饱和稳态和考虑土体孔隙率变化的条件下, 建立了污染物一维运移的控制方程, 在控制方程中, 分别考虑垃圾降解效应、CCL、下卧有限厚度含水层等情况. 应用所建立的控制方程对某一假想填埋场进行了数值计算与分析. 变动参数计算与对比分析表明, 因土颗粒对污染物的非线性平衡吸附所引起的孔隙率降低对污染物的运移具有显著的影响, 污染物穿过 CCL 的能力显著下降. 与不考虑孔隙率变化的情况相比, 穿透曲线的峰值浓度降低近 10%. 考虑吸附引起的孔隙率变化情况下, 线性吸附与非线性吸附对污染物运移影响规律相似. 吸附强度参数 K_1 和弥散系数对污染物运移影响较为显著.

关键词: 孔隙率估算公式; 非线性平衡吸附; CCL; 含水层; 穿透能力; Langmuir 等温吸附线方程

中图分类号: TU43 **文献标志码:** A

0 引言

污染物在多孔介质中的运移机制包括对流、弥散和地球化学反应, 依据质量守恒可建立污染物在多孔介质中运移的控制方程, 称为对流-弥散方程. 污染物在多孔介质中运移受多种机制耦合作用, 即受渗流场、浓度场及电化学场等多场控制. 如渗流场发生变化, 污染物的对流传质将发生相应变化, 而渗流场变化对其他控制机制也可产生相应影响. 研究污染物在多孔介质中运移, 一般基于以下两个基本假设: (1) 多孔介质孔隙率不变, 即假设多孔介质为刚性、不可压缩的; (2) 污染物是可溶混的, 且浓度较低, 即不考虑污染物所引起的孔隙水密度变化. 垃圾填埋场是一种特殊土工构筑物, 使用年限较长(10~20 a), 而且填埋垃圾数量庞大, 垃圾堆体较高, 在垃圾自重作用下

防渗体系的固结变形不容忽视. 而填埋后的垃圾材料可降解, 且以厌氧生物降解为主, 降解速度较为缓慢, 因此, 生成渗滤液时间长. 当填埋场采用压实黏土衬里(compacting clay liner, CCL)防渗层时, CCL 可吸附渗滤液中的有机和无机等成分, 进而导致其孔隙率降低. Smith 等^[1,2]考虑垃圾材料自重对 CCL 固结的影响, 基于固结理论推导出污染物在变形介质中运移控制方程, 同时对一个假想的填埋场进行分析, 表明 CCL 固结变形对污染物运移影响较大. Verma 等^[3]基于不同孔隙分布函数, 以不同热力学条件(高温场与低温场)和水文地质条件, 数值分析了深埋高放射性核废料填埋场砂对裂隙岩石充填而降低孔隙率和渗透性机制. Clement 等^[4]采用分析模型, 描述微生物体在孔隙中积累而引起孔隙率、渗透性及特征面积的变化, 数值计算结果表明宏观模型

收稿日期: 2006-10-17; 修回日期: 2008-04-30.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(50679015); 中国科学院武汉岩土力学研究所湖北省环境岩土工程重点实验室开放课题资助项目(T110504).

作者简介: 张金利*(1964-), 男, 博士, 副教授, E-mail: zhangjinli7910@sina.com.

较以生物膜为基础模型可以更好地预测孔隙率、渗透性和特征面积变化。Rowe 等采用 Keele 填埋场的渗滤液作为渗液进行土柱试验表明^[5], 在渗流速度较高时, 污染物积累较快, 考虑到黏土吸附特性与固结的共同影响, CCL 的渗透性随污染物运移与垃圾的不断填埋而逐渐降低, 因此需要考虑这种变化所产生的影响。研究表明^[6,7], 污染物在 CCL 中运移受土颗粒的线性吸附和非线性吸附影响强烈。当某种污染物与黏土间具有线性吸附特性时, 考虑黏土因吸附污染物而发生孔隙率降低时, 由于 CCL 孔隙率变化显著影响污染物运移, 与不考虑孔隙率变化相比, 穿透曲线峰值降低近 10%^[8]。研究表明, 土颗粒对重金属离子、疏水性有机物的吸附往往表现出非线性^[9,10]。上述成分可对土壤、地下水产生强烈影响, 而渗滤液的成分复杂, 因此需考虑各种污染成分影响。土颗粒可以将污染物吸附于其表面, 在土粒表面逐渐积累, 相应地土体孔隙因吸附污染物而逐渐被充填, 土体的孔隙率将随着污染物运移而不断下降。一般情况下填埋场处置大量垃圾, 垃圾的固化时间长, 渗滤液中的某些成分将长期与 CCL 间相互作用, 因吸附而使 CCL 孔隙率发生变化是必然的。本文主要考虑黏土矿物对重金属离子或疏水有机成分等污染物的平衡非线性吸附下, 依据基本体积质量关系, 提出 CCL 孔隙率因吸附污染物而变化的估算公式, 推导出孔隙中 Darcy 速度表达式。在饱和稳态渗流场条件下, 建立污染物在变孔隙介质中运移的控制方程, 并对垃圾生物降解特性、CCL 防渗层、有限深度含水层等填埋场可能的情况, 予以考虑。同时采用数值计算方法, 对某一理想填埋场进行具体计算, 通过变动参数探讨各种控制参数对污染物在变孔隙介质中运移的影响。

1 变孔隙率条件下污染物运移的控制方程及其相应定解条件

基本假设: (1) 污染物特指渗滤液中的重金属离子或疏水性有机物; (2) 填埋场的下部为 CCL 和有限厚度含水层两层结构体系, 且为稳态渗流; (3) 考虑如图 1 所示的污染物一维运移问题; (4) 在含水层中仅考虑污染物的对流传质。

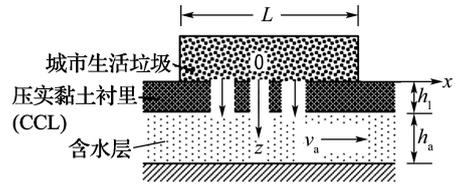


图 1 填埋场污染物运移示意图

Fig. 1 Sketch map for contaminant transport in landfill

1.1 污染物在多孔介质中运移的数学表述

为描述问题方便, 参数下标 1、a 分别表示 CCL 和含水层, 依据污染物在多孔介质中运移机制, 沿 z 轴方向污染物的质量通量可表示为

$$f = n_1(S)v_1(n_1)c - n_1(S)D_1 \frac{\partial c}{\partial z} \quad (1)$$

式中: c 为污染物浓度; D_1 为弥散系数; v_1 为 CCL 中的渗流速度; z 为空间坐标; $n_1(S)$ 为 CCL 的有效孔隙率; S 表示固相吸附浓度 (表示为单位质量土吸附污染物质量)。此时孔隙率和渗流速度为固相吸附浓度的函数, 不再是一个常量。

应用质量守恒定律, 可得到

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{\rho_1}{n_1(S)} \frac{\partial S}{\partial t} = D_1 \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - v_1(n_1) \frac{\partial c}{\partial z} \quad (2)$$

式中: ρ_1 为 CCL 密度; t 为时间。

假设黏土对重金属离子或疏水性有机物等污染物吸附为平衡非线性吸附, 且符合 Langmuir 方程, 可表示为

$$S = \frac{K_1 K_2 c}{1 + K_1 c} \quad (3)$$

式中: K_1 、 K_2 分别表示吸附强度和最大吸附能力, 可由试验确定。式 (2) 与 (3) 即为平衡非线性吸附条件下污染物运移的控制方程。

1.2 孔隙率 $n_1(S)$ 计算

假设某种污染物的密度为 ρ_c , CCL 的初始孔隙率为 n_{10} 。假设 CCL 为均质各向同性, 土颗粒在 CCL 中均匀分布; 土颗粒表面可均匀吸附污染物, 且吸附量相同, 吸附为平衡吸附。在吸附达到平衡状态下, 单位土体吸附污染物质量可以由吸附等温线来计算。任取体积为 V 的土体进行分析, 假设土体的初始孔隙体积为 V_p , 吸附于土颗粒表面上的污染物体积为 V_s , 则土体孔隙体积变化量 ΔV 可表示为

$$V_s = \frac{S}{\rho_c} \rho_1 V \quad (4)$$

$$\Delta V = V_p - V_s \quad (5)$$

相应地,孔隙率由下列公式表示:

$$n_1(S) = \frac{V_p - V_s}{V} = \frac{V_p}{V} - \frac{V_s}{V} = n_{10} - S \frac{\rho_1}{\rho_c} \quad (6)$$

将 Langmuir 等温吸附线方程代入式(6)中,可以得到土颗粒吸附污染物发生的孔隙率变化关系

$$n_1 = n_{10} - \frac{K_1 K_2 c}{1 + K_1 c} \frac{\rho_1}{\rho_c} \quad (7)$$

土颗粒吸附污染物降低了 CCL 的孔隙率,因此,CCL 的渗透系数将发生变化.由于孔隙率与渗透系数间的关系与土的类型、孔隙的几何因素(如形状、尺寸分布、连通性)等有关,准确计算较为复杂,为此采用 Terzaghi 给出的经验公式^[11]对渗透系数与孔隙比间的关系进行估计,可表示为

$$K = 2d_{10}e^2 \quad (8)$$

式中: d_{10} 为有效粒径(mm); K 为渗透系数(cm/s); e 为孔隙比.

由 Darcy 定律

$$v_d = Ki = 2id_{10}e^2 \quad (9)$$

Darcy 速度和渗流速度间的关系可表示为

$$v_d = n_1(S)v(n_1) \quad (10)$$

由孔隙比与孔隙率间关系

$$e = \frac{n_1}{1 - n_1} \quad (11)$$

考虑到实际计算和应用的需要,将 e 的表达式用 Taylor's 公式对 n_1 展开,取一阶精度,得到

$$e = \frac{n_1 - n_{10}^2}{(1 - n_{10})^2} \quad (12)$$

相应的 Darcy 速度为

$$v_d = 2id_{10} \frac{(n_1 - n_{10}^2)^2}{(1 - n_{10})^4} \quad (13a)$$

令 $M_0 = \frac{2id_{10}}{(1 - n_{10})^4}$,则式(13a) 改写为

$$v_d = M_0 (n_1 - n_{10}^2)^2 \quad (13b)$$

CCL 的渗流速度可表示为

$$v(n_1) = \frac{v_d}{n_1} = M_0 \frac{(n_1 - n_{10}^2)^2}{n_1} \quad (14)$$

将式(3)、(7)、(14) 分别代入到式(2) 中,可以得到考虑非线性吸附造成孔隙率变化条件下,污染物运移的泛定方程.可表示为

$$N(n_1) \frac{\partial c}{\partial t} = D_1 \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - M_0 \frac{(n_1 - n_{10}^2)^2}{n_1} \frac{\partial c}{\partial z} \quad (15)$$

式中

$$N(n_1) = 1 + \frac{K_2 \rho_1 \rho_c}{n_{10} \rho_c + (K_1 n_{10} \rho_c - K_2 \rho_1) c} \frac{1}{1 + K_1 c}$$

1.3 初边值条件

在分析填埋场渗滤液运移问题时,需要结合填埋场的实际情况.如渗滤液中某种污染物生成机制、防渗体系类型、场地水文地质和工程地质条件等.为反映上述实际,给出如下初始条件和边界条件.

假设在计算时刻,CCL 与含水层均未被污染,且不考虑某种污染物的环境背景浓度

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

在垃圾与 CCL 接触面处(即 $z = 0$ 处),试验表明^[9~13],垃圾生物降解后产生的某种重金属离子或有机物等污染物浓度随时间而指数衰减,可表示为

$$c(0, t) = c_0 x^{bt}; t > 0, x < 1 \quad (17)$$

式中 c_0 、 b 、 x 可由试验确定.

由图 1,在 $z = h_1$ 下侧为有限厚度含水层,仅考虑污染物在含水层中的对流运移机制,应用质量守恒,可得到

$$c_a = \int_0^t \frac{f(c, \tau)}{n_a h_a} d\tau - \int_0^t \frac{v_a c_a}{n_a L} d\tau; z = h_1 \quad (18)$$

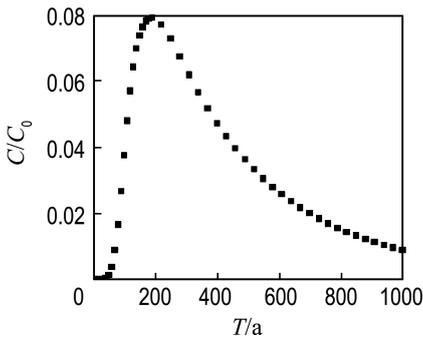
对上述所建立的控制方程可采用数值解法求解,这里采用有限差分法进行.

2 结果与讨论

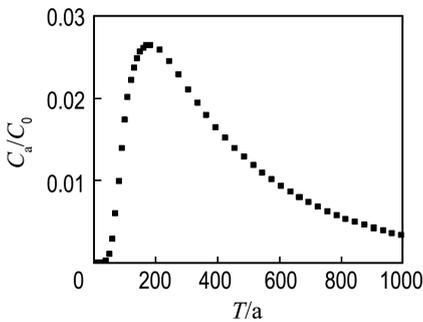
为分析重金属离子或有机污染物在变孔隙介质中运移,在此对某一假想填埋场进行具体计算.设填埋场长度 $L = 200$ m,如图 1 所示.计算参数选取主要参考规范以及相关文献,相应参数如下:CCL 的初始孔隙率、密度、厚度、弥散系数等参数分别为 $n_{10} = 0.4$ 、 $\rho_1 = 1.8$ g/cm³、 $h_1 = 2$ m、 $D_1 = 0.01$ m²/a;含水层的厚度、孔隙率、地下水速度分别为 $h_a = 1$ m、 $n_a = 0.3$ 、 $v_a = 10$ m/a;某种污染物的密度 $\rho_c = 0.6$ g/cm³. Langmuir 等温吸附线方程中的参数 $K_1 = 10$ 、 $K_2 = 0.5$.垃圾降解参数分别为 $x = 0.9986$ 、 $c_0 = 1.343$ 、 $b = 25$.需要指出,CCL 的污染物浓度随时间变化曲线位置为 $z = 2$ m,含水层取平均值.

2.1 污染物浓度随时间变化曲线分析

当考虑黏土矿物对污染物具有非线性吸附特征, CCL 吸附污染物后产生孔隙率降低时, 由图 2 可见, 此时污染物的穿透能力增强, 污染物在 CCL 和含水层中达到峰值浓度历时较短, 曲线上斜率较大; 存在尾部拖长现象. 上述现象为典型的非线性吸附特征. 因黏土吸附污染物而引起孔隙率降低, 穿透曲线达到峰值浓度较小, 表明 CCL 孔隙率降低后, 污染物的穿透能力显著下降, 从而有效控制了污染物进入含水层. 其主要原因在于 CCL 因吸附污染物后, 降低了孔隙率, 渗透系数下降, 当 CCL 上部水头一定时, 由 Darcy 定律可知, 渗流速度减小, 因对流所引起的污染物运移能力下降. 由此可见, 对于采用 CCL 防渗层而言, 由于黏土对污染物的吸附作用, 不仅可降低孔隙水中液相污染物浓度, 而且可降低其自身的孔隙率, CCL 在防渗的过程中, 其自身的渗透系数在不断降低, 提高了防渗性能, 以上两点是 CCL 较为优越的特性.



(a) 压实黏土衬里



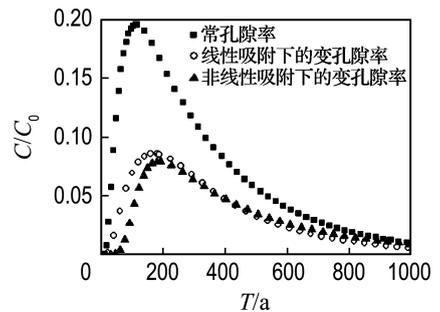
(b) 含水层

图 2 污染物随时间变化曲线

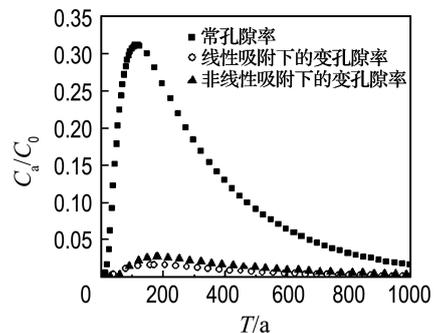
Fig. 2 Variable curves of contaminant concentration with time

2.2 变孔隙率与常孔隙率下污染物运移分析

研究表明^[6,7], 污染物在多孔介质中运移显著受土颗粒不同吸附特性的影响. 线性平衡吸附引起 CCL 孔隙率降低, 可显著限制污染物穿过 CCL^[8]. 为比较孔隙率变化对污染物运移的影响, 在两层结构体系下, 将常孔隙率、线性吸附下变孔隙率、非线性吸附下变孔隙率等 3 种情况下的污染物运移问题进行计算, 计算结果如图 3 所示. 由图可见, 当假设土颗粒对污染物吸附为平衡线性吸附, 而忽略吸附所产生的孔隙率变化时, 污染物穿过 CCL 可达到较高的相对浓度, 表明在不考虑孔隙率变化下, 污染物穿过 CCL 能力较强, 由 CCL 进入下部含水层的污染物数量较大. 当考虑 CCL 孔隙率因吸附污染物而降低时, 在其他计算参数相同的条件下, 由于黏土矿物吸附污染物引起孔隙率降低, 污染物穿过 CCL 数量显著减少, 降低近 10%. 对于考虑线性和非线性吸附而引起 CCL 孔隙率变化情况, 两者对污染物运移具有相近影响, 由此可见, 在分析吸附引起孔隙率变化时, 仅考虑线性吸附, 可将问题简化.



(a) 压实黏土衬里



(b) 含水层

图 3 变孔隙率与常孔隙率下污染物浓度随时间变化曲线

Fig. 3 Variable curves of contaminant concentration with time under variable porosity and constant porosity

2.3 Langmuir 等温吸附线方程中的参数影响

大量试验研究表明,Langmuir 等温吸附线方程可以较好地描述土颗粒对重金属离子或疏水性有机物等污染物的非线性吸附特性. 参数 K_1 和 K_2 的不同组合表示黏土对污染物的不同吸附特性,因此分别变动参数 K_1 和 K_2 进行计算,以探讨这两个参数对污染物运移过程的影响. 由图 4、5 可见,参数 K_1 对污染物在 CCL 和含水层中运移影响较为显著. K_1 表示土颗粒的吸附强度, K_1 取值较大时,表示单位土颗粒表面可吸附较多污染物,由此可在土颗粒表面与孔隙水产生较大浓

度差,使得穿透曲线峰值点前移,表现出明显的非线性;相反,当 K_1 取值较小时,穿透曲线峰值点拖后,表现出线性吸附特性. 参数 K_2 表示单位体积土颗粒吸附污染物的数量, K_2 取值较大,表示单位体积土颗粒可吸附较多污染物,对于较小的 K_1 情况,由图 4(b)可见,参数 K_2 的变化对污染物运移影响较小.

图 5 给出参数 K_1 和 K_2 变化对含水层中污染物运移影响. 图 5(a)表现出的性质与图 4(a)相近. 由图 5(b)看到, K_2 变化对含水层中污染物浓度变化影响较大,表现出与图 4(b)不同的性质.

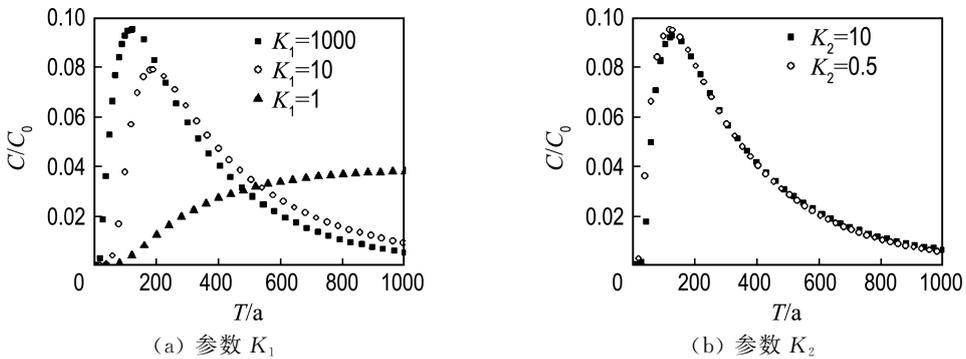


图 4 Langmuir 等温吸附线方程参数对穿透曲线的影响

Fig. 4 Effects of parameters of Langmuir sorption isotherm on the breakthrough curve

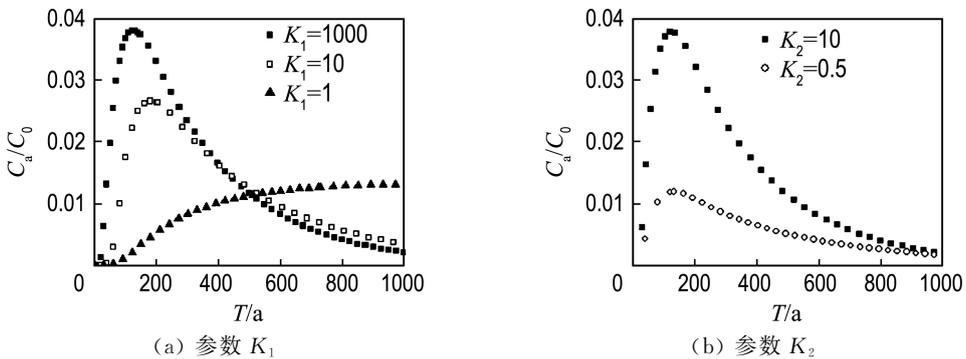


图 5 Langmuir 等温吸附线方程参数对含水层污染物运移影响

Fig. 5 Effects of parameters of Langmuir sorption isotherm on the contaminant transport in aquifer

2.4 弥散系数影响分析

填埋场设计规范规定 CCL 的渗透系数小于 10^{-7} cm/s^[14],其目的在于控制污染物渗漏. 当 CCL 满足设计规范要求时,弥散传质则成为污染物运移的控制性机制,且以分子扩散为主. 此时污染物在 CCL 中运移受污染物浓度梯度所控制,对

于不同类型黏土与不同污染物,弥散系数处于变动状态. 为此变动弥散系数,分析弥散的影响,其他计算参数同前,计算结果如图 6 所示. 由图 6(a)可见,当弥散系数取值较大时,污染物可在较短时间内穿过 CCL,且可达到较高的峰值浓度,表明弥散为污染物运移的控制机制. 此时穿透曲线表

现出明显的非线性, 当弥散系数逐渐降低, 污染物的穿透能力逐渐下降. 由此可见, 对于 CCL 仅仅

满足低渗透条件, 有时不利于控制污染物运移. 污染物在含水层运移与 CCL 中相似.

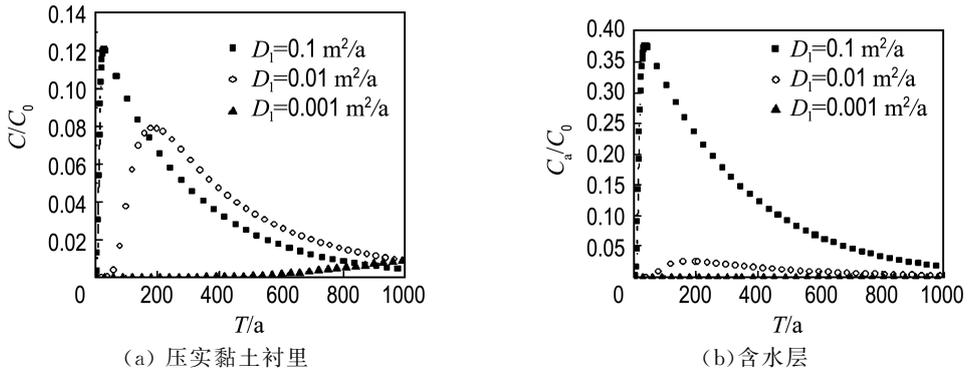


图 6 弥散系数对污染物运移影响

Fig. 6 Effect on contaminant transport with different hydrodynamic dispersion coefficient D_1

4 结 论

(1) 非线性吸附所引起的 CCL 孔隙率降低, 显著降低污染物穿透能力. 峰值浓度较常孔隙率下降近 10%, 与线性吸附影响相近.

(2) Langmuir 等温吸附线方程参数 K_1 对污染物运移有较大影响, 当 K_1 取值较大时, 污染物穿透能力较强, 反之较弱; K_2 对污染物运移仅在含水层中有一定影响.

(3) 当 CCL 渗透性较低时, 弥散控制污染物运移.

参考文献:

- [1] SMITH D W. One-dimensional contaminant transport through a deforming porous medium; theory and solution for a quasi-steady-state problem [J]. *International Journal for Numerical and Analytical Method in Geomechanics*, 2000, **24**: 693-722
- [2] PETERS G P, SMITH D W. Solution transport through a deforming porous medium [J]. *International Journal for Numerical and Analytical Method in Geomechanics*, 2002, **26**:683-717
- [3] VERMA A, PRUESS K. Thermo-hydrological conditions and silica redistribution near wastes emplaced in saturated geological formations [J]. *Journal of Geophysical Research*, 1988, **93**(B2): 1159-1173
- [4] CLEMENT T P, HOOKER B S, SKEEN R S. Macroscopic models for predicting changes in saturated porous media properties caused by microbial growth [J]. *Groundwater*, 1996, **34**(5):934-952
- [5] ROWE R K, ARMSTRONG M D, CULLIMORE D R. Mass loading and rate of clogging due to municipal solid leachate [J]. *Canadian Geotechnique Journal*, 2000, **37**:355-370
- [6] 张金利, 栾茂田, 杨庆. 考虑固体废弃物生物降解效应时污染物运移过程的数值分析[J]. 大连理工大学学报, 2004, **44**(6):870-876
(ZHANG Jin-lin, LUAN Mao-tian, YANG Qing. One-dimensional numerical analyses of pollutant migration process in solid waste considering bio-degradation effect of contaminants [J]. *Journal of Dalian University of Technology*, 2004, **44**(6): 870-876)
- [7] 栾茂田, 张金利, 杨庆. 非平衡-非线性吸附情况下填埋场污染物运移分析[J]. 岩土力学, 2004, **25**(12):1855-1861
- [8] 张金利, 栾茂田, 杨庆. CCL 线性吸附引起孔隙率降低随污染物运移的影响[J]. 岩土力学, 2008, **29**(5):1181-1187
- [9] RITZEL S, FARQUHER 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] 钱家欢,殷学泽. 土工原理与计算[M]. 北京:中国水利水电出版社,1996
- [12] 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 and Soil Pollution**, 2000, **122**:281-297
- [13] 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
- [14] 中华人民共和国建设部. CJJ 17-2001 城市生活垃圾卫生填埋技术规范 [S]. 北京:中国建筑工业出版社, 2001

Numerical analysis for contaminant transport in variable porosity of porous medium with nonlinear sorption in CCL

ZHANG Jin-li^{*1,2}, LUAN Mao-tian^{1,2}, YANG Qing^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Coastal and Offshore Engineering, Dalian University of Technology, Dalian 116024, China;
2. Institute of Geotechnic Engineering, School of Civil and Hydraulic Engineering, Dalian University of Technology, Dalian 116024, China)

Abstract: It is assumed that the voids are uniformly distributed in the substance space occupied by soils and contaminant sorption behaviour onto the soil particle is characterized by equilibrium and nonlinear features can be described by Langmuir's sorption isotherm equation. Based on the analysis of basic interrelationship between volume and mass, an approximate formula is presented. Under the condition of variable porosity and steady state seepage, the governing differential equation of one dimensional transport of contaminant along vertical direction is established and the initial condition and boundary conditions corresponding to actual profile of landfill underlain by compacted clay liner (CCL) and aquifer are formulated considering degradation of wastes in landfill and the aquifer of finite thickness. Then the initial boundary-value issue is numerically solved. Through parametric computations and comparative analyses, it is shown that sorption-induced porosity reduction has a considerable effect on the contaminant transport processes and will decrease breakthrough potential of contaminant into CCL. Compared with the case of constant porosity, the peak concentration of contaminants in CCL will reduce 10% when the variable porosity induced by sorption is considered. Both effects of linear and nonlinear sorption on the contaminant transport are almost identical. The influences of the sorption intensity parameter K_1 in the Langmuir's sorption isotherm equation and hydrodynamic dispersion coefficient on contaminant transport are considerable under the condition of variable porosity.

Key words: approximate formula of porosity; nonlinear equilibrium sorption; compacted clay liner; aquifer; breakthrough capacity; Langmuir sorption isotherm equation