

doi:10.11835/j.issn.1674-4764.2014.02.015

衰减源作用下固结压力及吸附参数对 污染物运移规律的影响

许照刚, 张志红, 杜修力, 李红艳

(北京工业大学 城市与工程安全减灾省部共建教育部重点实验室, 北京 100124)

摘要: 固结变形会导致粘土防渗层的结构特性和渗透特性发生改变, 影响渗流场和浓度场的分布, 进而影响污染物在防渗层中的运移规律。在比奥固结理论的基础上, 考虑线性吸附模式, 研究了污染物在小变形土体中的运移规律, 分析了衰减源作用下, 固结压力与线性吸附系数对污染物运移过程的影响。结果表明, 与不考虑固结作用相比, 固结作用延迟了污染物的运移, 使得污染物运移深度减小, 并且随着固结压力的增大, 固结作用对污染物运移的延迟作用逐渐增强; 在线性吸附模式情况下, 污染物运移深度减小率随着吸附系数的减小逐渐增大, 说明固结作用对污染物运移的延迟作用随着吸附系数的减小而越来越凸显。

关键词: 固结变形; 防渗层; 污染物; 运移; 防渗能力; 线性吸附

中图分类号: X144 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-4764(2014)02-0094-10

Effect of Consolidation Pressure and Adsorption Parameter on Contaminant Transport Considering the Biodegradation of Contaminant at Source

Xu Zhaogang, Zhang Zhihong, Du Xiuli, Li Hongyan

(The key Laboratory of Urban Security and Disaster Engineering, Ministry of Education,
Beijing University of Technology, Beijing 100124, P. R. China)

Abstract: Consolidation deformation can lead to changes of structural and permeable characteristics of clay impermeable layer, which will affect the distribution of seepage field and concentration field, and then affect the transport law of contaminant in impermeable layer. Based on the Biot consolidation theory, the transport law of contaminant in deforming soil is studied taking account. Meanwhile, the effects of consolidation pressures and adsorption parameters have been analyzed separately. The results show that consolidation deformation retards the transport process of contaminant and shortens the transport depth of contaminant. In addition, the retardation of consolidation deformation on the transport process of contaminant becomes stronger as the consolidation pressure increases. Meanwhile, under the condition of a linear adsorption mode, the decreasing rate of migration depth increases gradually as the adsorption parameter decreases. It is shown that the retardation of consolidation deformation on the transport process of contaminant becomes more visible when the adsorption parameter decreases. The results have important theoretical significance for the design of effective thickness of the simple constructed garbage dump and bottom sediment dump, as well as the safety evaluation of impermeable layer.

Key words: consolidation deformation; impermeable layer; contaminant; migration; impervious ability; linear adsorption

收稿日期: 2013-06-15

基金项目: 国家自然科学基金(51008008); 北京市教育委员会科研计划项目(KM201010005023)

作者简介: 许志刚(1984-), 男, 博士生, 主要从事环境岩土工程研究, (E-mail) xuzg2009@bjut.edu.cn.

粘土防渗层作为简易垃圾堆场或疏浚底泥堆场的水平防渗屏障对阻滞渗滤液泄漏、确保堆场安全性具有至关重要的作用,因此防渗层的防渗能力一直是有关学者研究的重点课题。体现防渗层防渗能力强弱的一个重要方面是防渗层在特定的时间内是否被穿透,从而导致污染物发生泄漏,对地下水造成二次污染,这一问题涉及到污染物在防渗层中运移规律的研究,受多种因素的影响,如防渗层渗透特性、土颗粒的吸附特性以及边界条件等。长期以来,学者们针对这些因素对污染物运移规律的影响开展了较多研究^[1-3],然而粘土防渗层在堆体自重作用下能够发生固结变形这一力学特性对污染物运移规律的影响研究相对较少。但这却又是一个非常实际且普遍存在的问题,简易垃圾堆场一般占地面积大,堆放量庞大,填埋高度高,使用年限以及稳定固化时间长,在填埋体自重作用下防渗层不可避免地会发生固结变形,导致孔隙率减小,而污染物运移过程中的对流、弥散等作用的强弱与孔隙率大小直接相关,因此这种情况下考虑固结作用对污染物运移规律影响具有重要的理论价值和实际意义^[4-9]。

目前研究污染物在防渗层中的运移规律时,通常都是假定污染源浓度保持恒定且源源不断的供给,但实际现场工程中,污染源浓度通常会随着时间呈衰减的趋势。本文基于比奥固结理论,在考虑污染源中有害物质浓度随时间呈指数衰减的条件下,对污染物在固结小变形土体中的运移规律进行了数值模拟,分析了固结变形作用及吸附参数对污染物运移规律的影响。

1 基本模型

1.1 基本假定

1) 填埋场下部由粘土防渗层和不透水层构成,如图1。

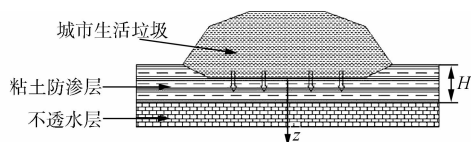


图1 污染物在粘土层中的运移示意图

- 2) 外部荷载是一次瞬时施加的。
- 3) 防渗层是饱和、各向同性、均质、小变形线弹性体。
- 4) 土颗粒和孔隙水不可压缩。
- 5) 渗流符合达西定律。
- 6) 防渗层中水的渗流、防渗层变形和污染物运

移只发生在垂直方向。

7) 在固结过程中,吸附系数为常数。

8) 不考虑防渗层中污染物的背景浓度。

1.2 比奥一维固结模型

不考虑体力的比奥一维固结方程为

$$-2G \frac{1-\nu}{1-2\nu} \frac{\partial^2 w}{\partial z^2} + \frac{\partial u}{\partial z} = 0 \quad (1)$$

式中: G 为土体剪切模量; ν 为土体泊松比; u 为超孔隙水压力; w 为土体在 z 方向的位移。

为求得式(1)中的 u 、 w ,比奥理论采用水流连续方程作为补充方程。

$$\frac{1}{\gamma_w} \frac{\partial^2 (ku)}{\partial z^2} = -\frac{\partial \epsilon_z}{\partial t}$$

利用广义胡克定律,上式可转化成其等价形式

$$2G \frac{1}{\gamma_w} \frac{1-\nu}{1-2\nu} \frac{\partial}{\partial z} \left(k \frac{\partial u}{\partial z} \right) = \frac{\partial u}{\partial t} \quad (2)$$

式中: k 为土体渗透系数,粘土可用经验式(3)确定^[10]; γ_w 为水的重度。

$$k = k_0 \times 10^{\frac{e-e_0}{c_k}} \quad (3)$$

式中: k_0 为土体初始渗透系数; e 为土体孔隙比; e_0 为土体初始孔隙比; c_k 为渗透指数,取 $0.5 e_0$ 。

由于孔隙水和土颗粒不可压缩,因此土体固结变形过程中土体体积的变化等于孔隙体积的变化,基于此可以得到孔隙率的计算式(4),通过孔隙率与孔隙比的换算关系式(5)可求得孔隙比的大小。

$$n = 1 - \frac{2G(1-n_0)(1-\nu)}{[1-(p-u)](1-2\nu)} \quad (4)$$

$$e = \frac{n}{1-n} \quad (5)$$

式中: n 为土体的孔隙率; n_0 为初始孔隙率; p 为防渗层上部压力。

固结方程及水流连续方程定解条件为

$$u(z,0) = p \quad (0 < z \leq H) \quad (6)$$

$$u(0,t) = 0 \quad (t \geq 0) \quad (7)$$

$$\frac{\partial u(H,t)}{\partial z} = 0 \quad (t \geq 0) \quad (8)$$

$$w(z,0) = 0 \quad (0 < z \leq H) \quad (9)$$

$$w(H,t) = 0 \quad (t \geq 0) \quad (10)$$

式中: H 为防渗层厚度。

1.3 固结变形土体中污染物一维运移模型

建立变形土体中污染物一维运移模型时,考虑了浓度场、渗流场和应力场的共同作用。各场对污染物运移的贡献如下:

浓度场作用下污染物运移主要表现为分子扩散,符合Fick第二定律。

$$F_d = -nD_e \frac{\partial c}{\partial z} \quad (11)$$

$$D_e = \tau D_0 \quad (12)$$

$$\tau = n^m \quad (13)$$

式中: F_d 为分子扩散通量, $\text{kg}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$; D_e 为污染物在土体中的有效分子扩散系数, m^2/s ; D_0 为污染物在开放水体中的分子扩散系数, m^2/s ; τ 为多孔介质的弯曲因子, 可由经验公式(13)确定^[11]; m 为经验参数。

渗流场作用下污染物运移主要表现为对流和机械弥散, 对流可用式(14)描述, 机械弥散符合 Fick 第二定律, 可用式(18)描述。

$$F_c = nv_t c \quad (14)$$

$$v_t = v_{tc} + v_{th} \quad (15)$$

$$v_{tc} = -\frac{k}{\gamma_w} \frac{\partial u}{\partial z} \quad (16)$$

$$v_{th} = ki \quad (17)$$

$$F_m = -nD_L \frac{\partial c}{\partial z} \quad (18)$$

$$D_L = \alpha_L |v_t| \quad (19)$$

式中: F_c 为对流通量, $\text{kg}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$; v_t 为孔隙水平平均真实流速, m/s ; c 为孔隙水中污染物浓度, kg/m^3 ; v_{tc} 为超孔隙水压力梯度产生的 z 方向的孔隙水平平均真实流速, m/s , 由达西渗流定律式(16)求得; v_{th} 为静水压力梯度产生的 z 方向的孔隙水平平均真实流速, m/s , 由达西渗流定律式(17)求得; i 为静水压力梯度; F_m 为机械弥散通量, $\text{kg}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$; D_L 为机械弥散系数, m^2/s ; α_L 为纵向弥散度, m 。

分子扩散和机械弥散统称为水动力弥散。

$$F_h = -nD \frac{\partial c}{\partial z} \quad (20)$$

$$D = D_e + D_L \quad (21)$$

式中: F_h 为水动力弥散通量, $\text{kg}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$; D 为水动力弥散系数, m^2/s 。

应力场作用下污染物运移主要表现为吸附在土颗粒上的污染物随土骨架变形发生的移动。

$$F_s = (1-n)v_s S \quad (22)$$

式中: F_s 为吸附在土颗粒上的污染物随土骨架变形而发生移动时的质量通量, $\text{kg}/(\text{s} \cdot \text{m}^2)$; S 为单位质量土颗粒吸附的污染物的质量, kg/kg , 是孔隙水中污染物浓度 c 的函数。

污染物运移方程的建立是基于质量守恒定律实现的, 从土层中选取一个特征单元体, 如图 2 所示, 研究 Δt 时间内特征单元体液相及固相上污染物总质量守恒。基于固液两相污染物总的质量守恒, 同

时考虑吸附作用, 可以得到描述污染物在小变形土体中一维运移方程式(24)。

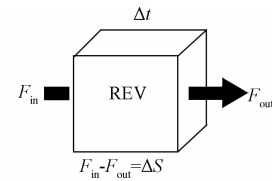


图 2 污染物质量守恒示意图

$$\frac{\partial(nc)}{\partial t} + \frac{\partial[(1-n)\rho_s S]}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} (nD \frac{\partial c}{\partial z}) - \frac{\partial(nv_t c)}{\partial z} - \frac{\partial[(1-n)v_s \rho_s S]}{\partial z} \quad (23)$$

$$v_s = \frac{\partial w}{\partial t} \quad (24)$$

式中: ρ_s 为土颗粒密度, g/cm^3 ; v_s 为土骨架变形速度, m/s , 可按式(24)求得。

由基本假定可得污染物一维运移模型的定解条件

$$c(z, 0) = 0 \quad (0 < z \leq H) \quad (25)$$

$$c(0, t) = c(t) \quad (t \geq 0) \quad (26)$$

$$\frac{\partial c(H, t)}{\partial z} = 0 \quad (t \geq 0) \quad (27)$$

式中: $c(t)$ 为污染源浓度随时间的变化规律。

至此得到了污染物在变形土体中一维运移模型的相关方程, 通过固结方程和水流连续方程的耦合求解, 可得到超孔隙水压力 u 和土体位移 w , 根据式(15)、(16)、(17)和式(24)可求得孔隙水平平均真实流速 v_t 和土骨架变形速度 v_s , 代入污染物一维运移方程(24), 并考虑边界条件式(25)、(26)、(27), 可对污染物在变形土体中的一维运移方程进行求解。方程的求解采用有限差分法, 对偏微分方程离散后所得的矩阵方程为三对角阵, 用追赶法进行求解, 并采用 Matlab 程序实现了求解计算。

2 参数选取

2.1 防渗土层物理力学特性参数

防渗土层厚度 $H=2 \text{ m}$, 初始孔隙比 $e_0=0.8$, 初始渗透系数 $k_0=7 \times 10^{-10} \text{ m/s}$, 土颗粒密度 $\rho_s=2.72 \text{ g}/\text{cm}^3$, 泊松比 $\nu=0.3$, 土体剪切模量 $G=2.6 \times 10^3 \text{ kPa}$, 纵向弥散度 $\alpha_L=0.001 \text{ m}$ 。

2.2 污染物相关参数

选取常见的有机污染物——氨氮为研究对象, 资料表明有机污染物的浓度随时间呈指数规律衰减^[12-13]。氨氮源浓度随时间的衰减规律为: $c(0, t) = c(t) = c_0 \times e^{-\eta t}$ 。 c_0 为污染源初始浓度, η 为衰减系数, 取 $c_0=500 \text{ mg}/\text{L}$, $\eta=0.4/a$ 。氨氮在开放水体

中的自由扩散系数 $D_0 = 1.76 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ 。粘土对氨氮的吸附特性采用线性吸附模式描述^[14],即取 $S = K_d c$,其中 K_d 为吸附系数。

3 计算结果及分析

3.1 固结压力对污染物运移规律的影响

固结压力的大小是决定土体固结压缩变形量的

重要因素,固结压缩变形量的不同将决定其对污染物运移规律影响的强弱。采用文献[14]中给出的吸附试验数据,取 $K_d = 8 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{kg}$,研究了不同固结压力作用下氨氮浓度随时空的分布规律,见图3、图4,分析了不同固结压力作用下固结变形对氨氮运移规律的影响,固结压力 $p=0$ 表示不考虑防渗层固结压缩变形的影响。

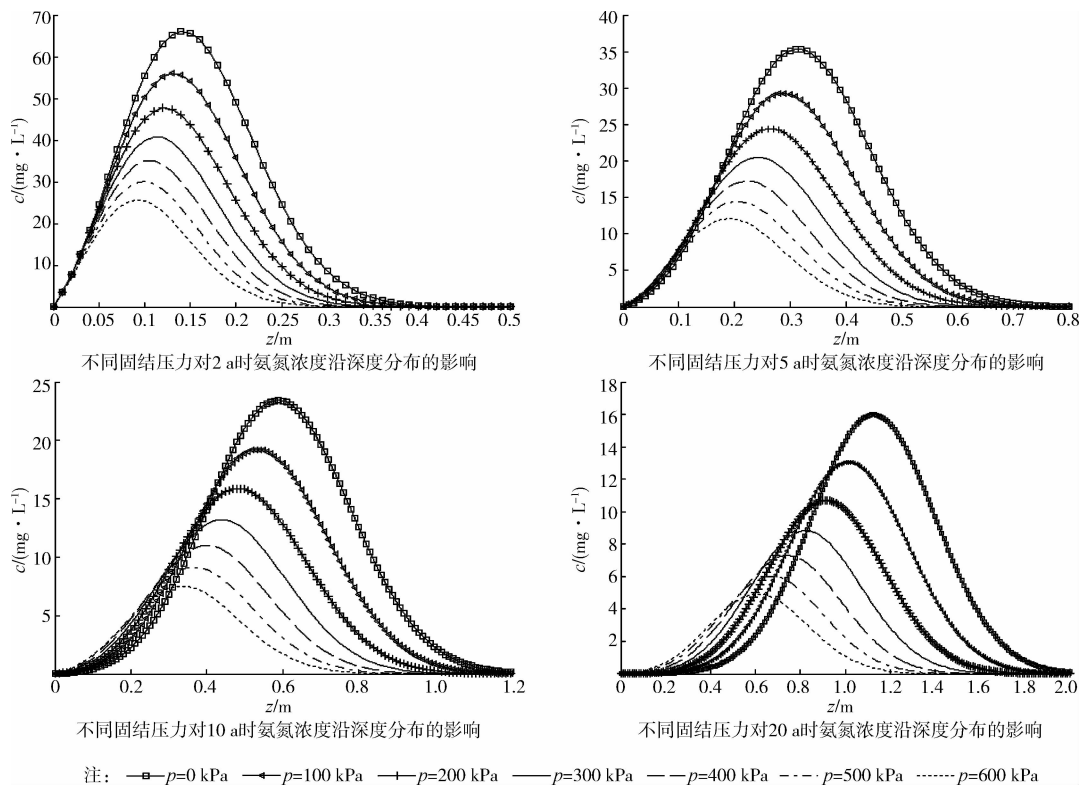


图3 不同时刻污染物浓度随深度的分布曲线

从图3可以看出,在特定的运移时刻(2、5、10、20 a),不同固结压力作用下,氨氮在防渗层中的分布规律比较相近。氨氮浓度均随着土层深度的增加逐渐增大,在某一深度累积达到峰值浓度,而后氨氮浓度随着深度的增加又逐渐减小,只是不同固结压力作用下氨氮浓度峰值大小以及出现峰值的位置剖面不同,表现出随着固结压力的增大,氨氮的浓度峰值逐渐减小,同时浓度峰值出现的位置剖面、氨氮浓度随深度分布曲线的下降段浓度峰面以及氨氮浓度随深度分布曲线的质量中心呈现出逐渐左移的趋势,例如氨氮运移20 a时,固结压力分别为0、100、200、300、400、500、600 kPa时,防渗层内氨氮峰值浓度依次为15.98、13.05、10.71、8.83、7.29、6.01、4.92 mg/L,出现浓度峰值的位置依次为112、102、91、82、74、67、61 cm,这一变化趋势表明固结压力越大,出现峰值浓度的位置剖面离污染源就越近,氨氮运移的距离就越短,说明固结变形阻滞了氨氮的运

移过程,并且固结压力越大,这种阻滞作用就越强。造成这种现象的主要原因是由于固结压力越大,土体压缩变形量就越大,孔隙率减小量则越大,土体中的“流通通道”变的越狭窄,氨氮运移的就越慢,因此在相同的运移年限内氨氮的运移距离就越短。此外,在特定的运移时刻,随着固结压力的增加,氨氮浓度随深度的分布曲线与轴(浓度坐标轴)围成图形的面积逐渐减小,从污染物一维运移模型可知浓度曲线与轴围成图形的面积代表了整个土层内孔隙水中氨氮含量的大小,由此可知随着固结压力的增大,整个土层内孔隙水中氨氮含量逐渐减小,这是因为对于同一研究土层,固结压力越大,孔隙率减小量就越大,土体越密实,防渗层对氨氮运移的阻滞作用就越强,氨氮运移的速度就越慢,因此在相同的时间内从污染源进入土体孔隙水内的氨氮量就越少,则孔隙水中的氨氮含量就越少。

对比分析图3中不同时刻氨氮浓度随深度分布

曲线可知,某一特定的固结压力(0、100、200、300、400、500、600 kPa)作用下,随着运移时间的增长,氨氮的峰值浓度逐渐减小,例如在 100 kPa 固结压力作用下,氨氮运移 2、5、10、20 a 时,防渗层中氨氮的峰值浓度分别是 55.98、29.29、19.22、13.05 mg/L,这是由于固结压力一定时,随着时间的增长,污染源浓度不断衰减,污染源的供给能力逐渐减弱,在相同

的时间间隔内进入土体的氨氮量逐渐减少,同时氨氮的分布范围又逐渐增大,而防渗层中氨氮含量随着时间的推移是一个均一化的过程,因此随着时间的增长,峰值浓度逐渐减小。此外,随着运移时间的增长,与不同固结压力对应的氨氮浓度随深度的分布曲线逐渐变的稀疏,表明随着运移时间的增长,固结压力对氨氮浓度随深度分布规律的影响逐渐增大。

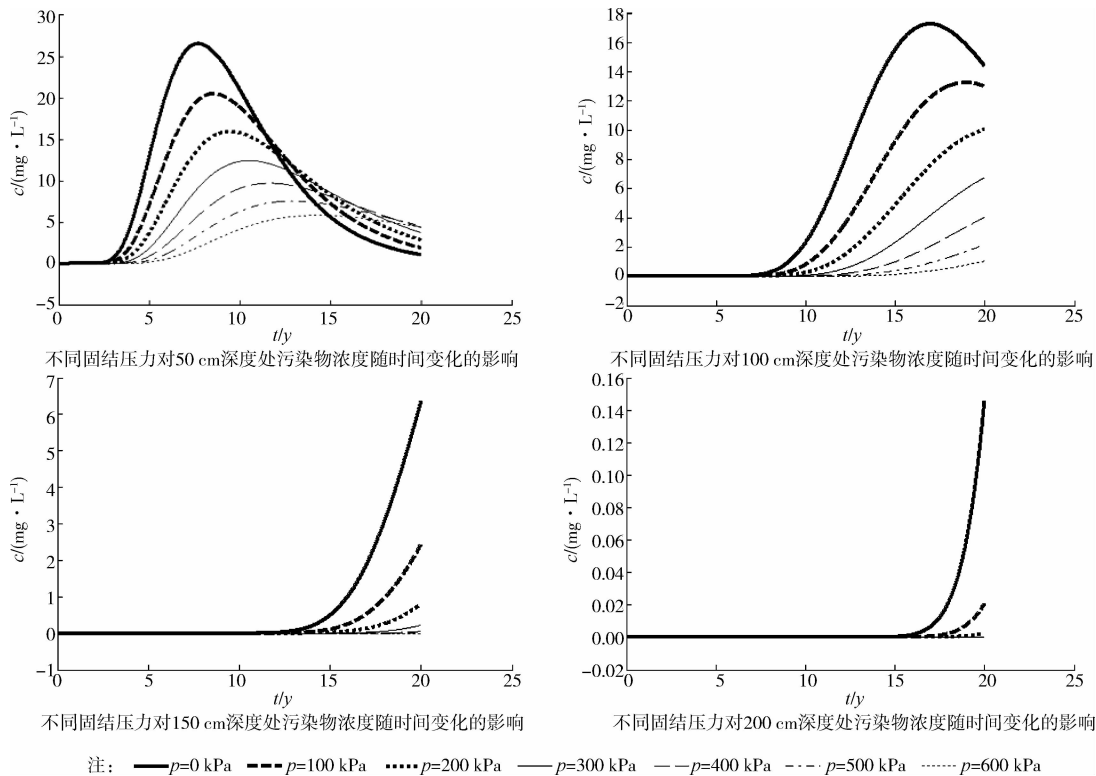


图 4 不同深度处污染物浓度随时间的变化曲线

从图 4 可以看出,固结压力对氨氮浓度随时间变化规律的影响相似,即在特定的深度剖面处(50、100、150、200 cm),不同固结压力作用下氨氮浓度均随着运移时间的增长而逐渐增加,到某一时刻氨氮浓度达到其峰值浓度,此后氨氮浓度随着运移时间的增长而减小,深度剖面距离污染源越近,这一变化趋势越明显,然而对于其它深度剖面处的氨氮浓度,只要运移时间足够长,最终也会呈现先增大后减小的规律;对于某一研究深度而言,考虑固结变形时氨氮浓度峰值小于不考虑固结变形时的峰值浓度,同时出现峰值浓度的时刻点右移,且随着固结压力的增加,氨氮的浓度峰值逐渐减小,峰值浓度出现的时刻点也逐右移,反映出随着固结压力的增大,某一深度处氨氮浓度达到峰值浓度所需要的时间就越

长,例如 50 cm 深度处,固结压力分别为 0、100、200、300、400、500、600 kPa 时,氨氮峰值浓度依次为 26.54、20.49、15.92、12.43、9.69、7.55、5.83 mg/L,出现浓度峰值的时刻依次为 7.74、8.54、9.42、10.54、11.35、12.59、14.35 a,说明固结变形对氨氮浓度随时间的变化过程起到了“错峰”作用,且随着固结压力的增大这种“错峰”作用逐渐增强。

根据《中华人民共和国地下水质量标准》的Ⅲ类标准规定,要求水中氨氮含量不大于 0.2 mg/L,本文定义防渗层底部的氨氮浓度超过此标准时土层被穿透,并定义防渗层孔隙水中的氨氮浓度超过该限值的深度范围作为氨氮的运移深度,以此为标准从图 3 中可以确定与不同固结压力对应的氨氮的运移深度,参见表 1。

表1 不同固结压力作用下污染物运移深度

| p/kPa | cm | | | | | | | |
|---------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | 2 a | | 5 a | | 10 a | | 20 a | |
| | D/cm | $R/\%$ | D/cm | $R/\%$ | D/cm | $R/\%$ | D/cm | $R/\%$ |
| 0 | 43.95 | | 74.46 | | 118.43 | | 194.94 | |
| 100 | 39.4 | 2.28 | 69.64 | 2.41 | 110.01 | 4.21 | 179.51 | 7.72 |
| 200 | 36.93 | 3.51 | 64.96 | 4.75 | 101.93 | 8.25 | 164.96 | 14.99 |
| 300 | 34.71 | 4.62 | 60.71 | 6.88 | 94.55 | 11.94 | 151.73 | 21.61 |
| 400 | 32.63 | 5.66 | 56.75 | 8.86 | 87.74 | 15.35 | 139.63 | 27.66 |
| 500 | 30.68 | 6.64 | 53.03 | 10.72 | 81.42 | 18.51 | 128.47 | 33.24 |
| 600 | 28.81 | 7.57 | 49.56 | 12.45 | 75.51 | 21.46 | 118.13 | 38.41 |

注: p 为固结压力; D 为运移深度; R 为表示运移深度减小率。

从表1中可以更直观地看出,随着固结压力的增大,氨氮运移深度逐渐减小,表明随着固结压力的增大,固结变形对氨氮运移的延迟作用逐渐增强。考虑固结变形时氨氮运移深度的减小程度可以用运移深度减小率来表示,本文定义不考虑固结变形时氨氮的运移深度减去考虑固结变形时氨氮的运移深度的差值与初始土层厚度的比值为运移深度减小率,例如100 kPa固结压力作用下,氨氮运移2 a时,运移深度减小率为 $(43.95 - 39.4)/200 \times 100\% = 2.28\%$ 。不同运移时刻,与不同固结压力对应的运移深度减小率参见表1。从表1中可以看出,对于特定的时刻(2、5、10、20 a),随着固结压力的增大氨氮运移深度减小率逐渐增加,即随着固结压力的增大,考虑固结变形与否导致氨氮运移深度的差异越来越大,定量地表明随着固结压力的增大,固结变形对氨氮运移过程的阻滞作用逐渐增强。因此,对于大型简易垃圾堆场或疏浚底泥堆场,研究防渗层在堆体自重作用下能够产生固结变形这一力学特性对污染物运移规律的影响是非常必要的。此外,从表1还可以看出,在某一特定的固结压力(100、200、300、400、500、600 kPa)作用下,随着运移时间的增长,氨氮运移深度减小率逐渐增大,定量地表明随着运移时间的推移,固结变形对氨氮运移规律的影响逐渐增大。因此对于运营时间以及稳定固化时间长的垃圾填埋场或底泥堆场而言,考虑防渗层固结变形对污染物运移规律的影响能够更加合理科学地评估填埋场的长期安全性。

3.2 吸附系数对污染物运移规律的影响

吸附系数的大小表征土颗粒对污染物吸附能力的强弱,土颗粒吸附能力越强,吸附作用对污染物运移的阻滞作用就越强,污染物的运移过程就越慢。用静态吸附试验确定土颗粒对污染物的吸附特性

时,土样处于高度分散状态,土颗粒的有效表面积大,实际土层中由于相邻土颗粒间的挤压接触使得土颗粒的有效表面积小,因此土层中土颗粒的实际吸附能力要小于静态吸附试验所测得的土颗粒的吸附能力^[15]。此外,固结变形导致土层被压缩,孔隙率减小,土层变的密实,相邻土颗粒接触面积增大,有效表面积减小,因此防渗层固结变形过程中,土颗粒的吸附能力会进一步减弱。目前无法获得土颗粒吸附能力与其有效表面积间的定量关系,因此假定防渗层固结变形过程中,土颗粒的吸附能力不变,即吸附系数 K_d 为常数,吸附模式为线性吸附。然而,为了确定吸附系数对污染物在变形土体中运移规律的影响,选取固结压力 $p = 200$ kPa,在试验测得的吸附系数值 $K_d = 8 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{kg}$ 的相邻区间内选取不同的值,研究并分析了不同运移时刻吸附系数对氨氮在固结土层中的运移规律的影响。数值模拟结果参见图5、6。

从图5中可以看出,对于特定的时刻(2、5、10、20 a),无论是否考虑固结变形,对于某一特定的吸附系数,氨氮浓度均随着运移深度的增加而逐渐增大,并在某一深度处达到峰值浓度,之后氨氮浓度随着深度的增加而减小。但是考虑固结变形时,防渗层中氨氮的峰值浓度小于不考虑固结变形时氨氮的峰值浓度,并且考虑固结变形时峰值浓度出现的位置与不考虑固结变形相比左移,例如氨氮运移2 a时,在吸附系数 $K_d = 2 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{kg}$ 的情况下,考虑固结变形时防渗层中氨氮的浓度峰值为49.22 mg/L,出现峰值浓度的深度为22 cm,不考虑固结变形时氨氮的浓度峰值为87.61 mg/L,出现峰值浓度的深度为26 cm。同时考虑固结变形时氨氮浓度随深度分布曲线下降段的浓度峰面与不考虑固结变形相比左移,定性地反映出固结变形阻滞了氨氮的运移过程,

使得氨氮的运移深度减小;从图 5 中还可以看出,考虑固结变形时,随着吸附系数的增大,氨氮浓度随深度分布曲线的浓度峰值呈现先减小后增大的趋势,然而不考虑固结变形时,氨氮浓度随深度分布曲线的浓度峰值随着吸附系数的增大逐渐减小,反映出

固结变形使得吸附系数对氨氮浓度随深度分布的影响有了本质的改变,这一本质影响主要是由于在研究固结变形对污染物运移规律的影响时考虑了吸附在土颗粒上的污染物随土骨架变形发生的移动对污染物运移过程的贡献。

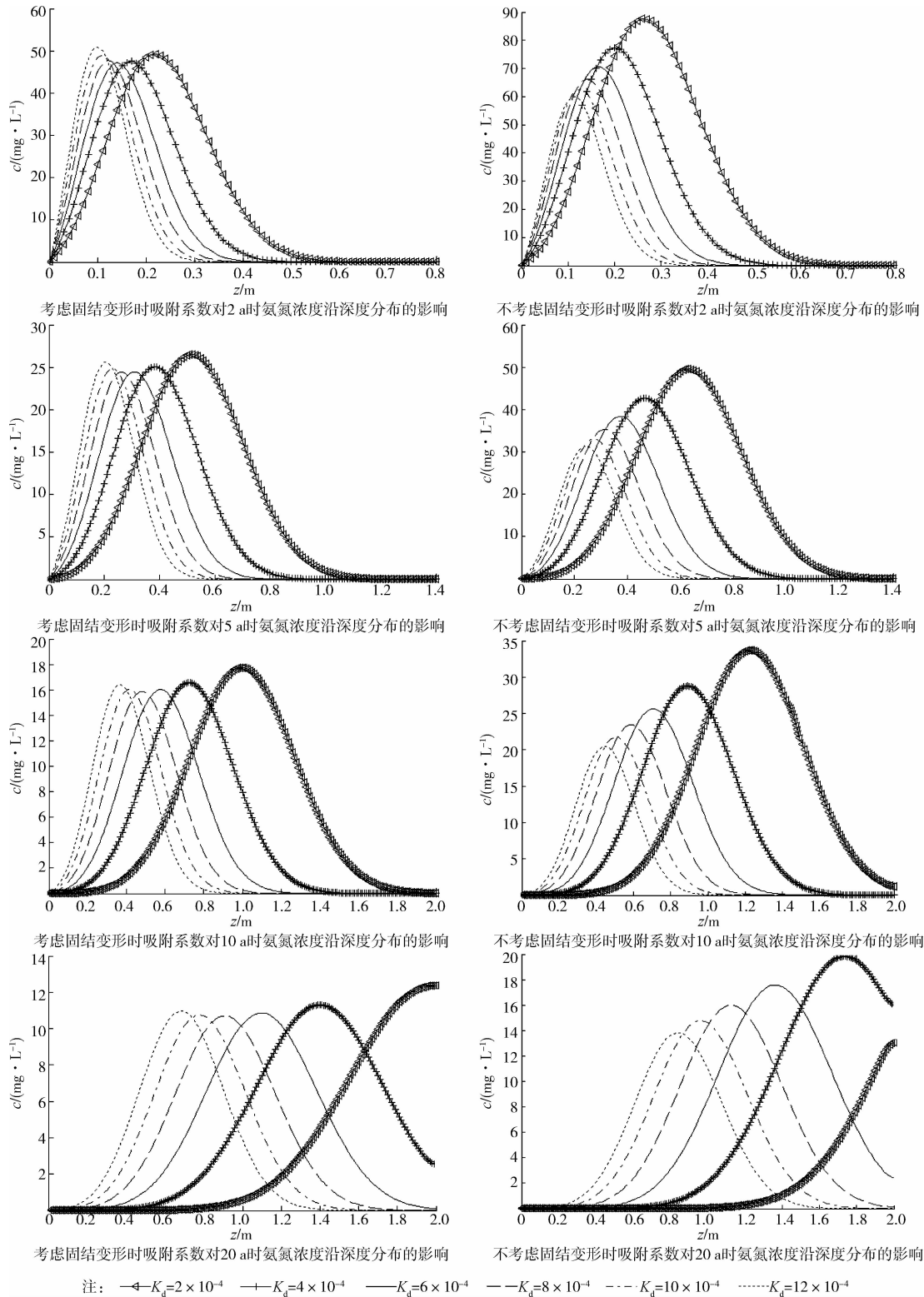


图 5 不同时刻吸附系数对污染物浓度沿深度分布规律的影响

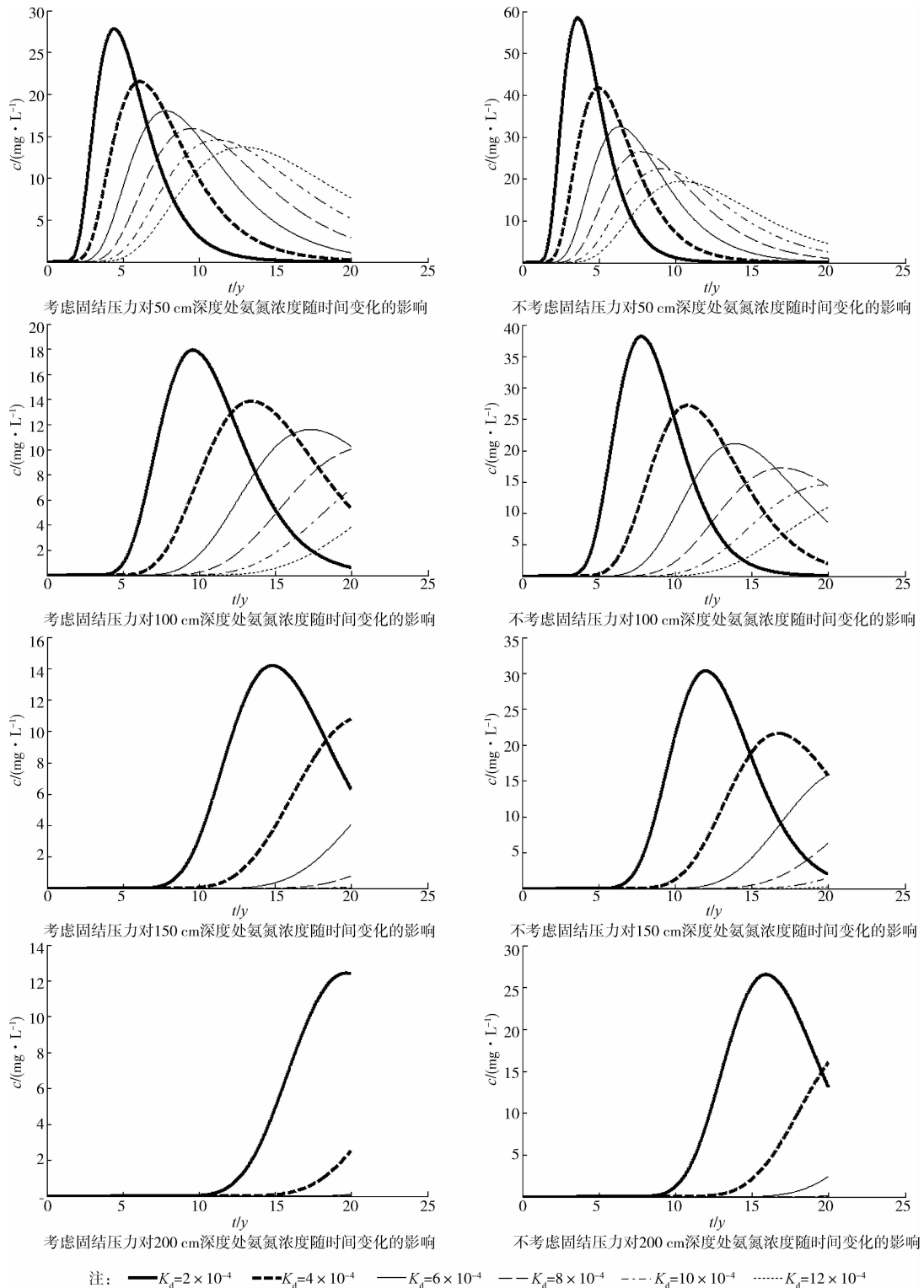


图6 不同深度处污染物浓度随时间的变化规律

从图6可以看出无论是否考虑固结变形,对于特定的深度剖面(50、100、150、200 cm),线性吸附系数对氨氮浓度随时间变化规律的影响相似。即吸附系数取某一定值时,氨氮浓度均随着运移时间的增加而逐渐增大,并在某一时刻达到峰值浓度,而后再随着运移时间的增长而逐渐减小。并且随着吸附系

数的增大,氨氮的峰值浓度逐渐减小,同时出现峰值浓度的时刻点逐渐右移,深度剖面越接近污染源,这一变化趋势越明显,然而对于其它深度处的氨氮浓度随时间的变化规律,只要运移时间足够长,最终也会呈现这一趋势。对于特定的深度剖面(50、100、150、200 cm),吸附系数取某一定值时,考虑固结变形

与不考虑固结变形氨氮的峰值浓度不同,并且出现峰值浓度的时刻点也有差别,表现出在特定的深度剖面,考虑固结变形时氨氮浓度峰值小于不考虑固结变形时氨氮的峰值浓度,并且考虑固结变形时出现峰值浓度的时刻点右移,氨氮浓度达到峰值所需的时间增长,同样表明固结变形起到了“错峰”作用。

根据《中华人民共和国地下水质量标准》的Ⅲ类标准规定,在图 5 中可以确定与不同吸附系数对应的氨氮的运移深度,参见表 2。

从表 2 中可以直观地看出,在特定的运移时刻(2、5、10、20 a),对于某一特定的吸附系数,在防渗层未被穿透的情况下,考虑固结变形时,氨氮运移深度小于不考虑固结变形时的运移深度,定量地表明固结变形阻滞了氨氮的运移,降低了氨氮的穿透能力,使得氨氮在防渗层中的运移变慢,提高了填埋场的安全性。考虑固结变形时,与不同吸附系数对应

的氨氮运移深度减小率参见表 2。从表 2 中可以看出,对于特定的运移时刻(2、5、10、20 a),氨氮运移深度减小率随着吸附系数的减小逐渐增大,即随着吸附系数的减小,考虑与不考虑固结变形时氨氮运移深度的差异越来越大,定量地反映出固结变形对氨氮运移规律的影响随着吸附系数的减小而增大。因此,研究实际土体中相邻土颗粒间的接触挤压导致的有效表面积减小以及固结变形导致的土颗粒有效表面积的减小对土颗粒吸附能力的削弱作用具有重要的理论意义和工程价值。此外,从表 2 中还可以看出,对于某一特定的吸附系数,在防渗层未被穿透的情况下,考虑固结变形时氨氮运移深度的减小率随着运移年限的增加逐渐增大,说明固结变形对氨氮运移规律具有持久的影响作用,因此对大型填埋场而言,研究固结变形对污染物运移过程的影响是非常必要的。

表 2 与不同吸附系数对应的污染物运移深度

| $K_d/\times 10^{-4}$ | cm | | | | | | | | | | | |
|----------------------|-------|-------|------|--------|--------|------|--------|--------|-------|--------|--------|-------|
| | 2 a | | | 5 a | | | 10 a | | | 20 a | | |
| | D/cm | | R/% | D/cm | | R/% | D/cm | | R/% | D/cm | | R/% |
| | Y | N | | Y | N | | Y | N | | Y | N | |
| 2 | 59.01 | 69.81 | 5.4 | 110.62 | 130.26 | 9.82 | 181.83 | T | T | T | T | |
| 4 | 47.87 | 55.9 | 4.02 | 87.3 | 102.06 | 7.38 | 140.64 | 166.23 | 12.8 | T | T | |
| 6 | 41.26 | 47.61 | 3.18 | 73.73 | 85.52 | 5.9 | 117.01 | 137.44 | 10.22 | 191.64 | T | |
| 8 | 36.83 | 41.95 | 2.56 | 64.76 | 74.46 | 4.85 | 101.56 | 118.43 | 8.44 | 164.3 | 194.94 | 15.32 |
| 10 | 33.66 | 37.85 | 2.1 | 58.36 | 66.49 | 4.07 | 90.62 | 104.83 | 7.11 | 145.13 | 170.83 | 12.85 |
| 12 | 31.25 | 34.72 | 1.74 | 53.55 | 60.43 | 3.44 | 82.43 | 94.58 | 6.08 | 130.89 | 152.94 | 11.03 |

注:N表示不考虑固结变形;Y表示考虑固结变形;T表示防渗层被穿透。

4 结论

通过研究污染物在防渗土层中的运移规律,可以得到污染物在防渗土层中的时空分布规律,进而可以对粘土防渗层的防渗能力进行评估,并对填埋场或堆场的安全性进行评价。通过研究可以得到以下结论:

1) 固结变形对氨氮在土层中的运移起到了阻滞作用,使得氨氮的运移深度减小,同时氨氮浓度达到峰值所需的时间增加,并且运移深度减小率随着固结压力的增加而增大。表明固结变形增强了防渗层的防渗能力,并且这种增强作用随着固结压力的增加而增大。因此对于大型简易垃圾堆场或疏滩底泥堆场,考虑防渗土层在堆体自重作用下产生固结变形这一力学特性对污染物运移规律的影响以及防渗层防渗能力的贡献是非常必要的。

2) 运移深度减小率随着吸附系数的减小逐渐增大,反映出固结变形对污染物运移规律的影响随着吸附系数的减小逐渐增强,表明固结变形对防渗层防渗能力的增强作用随着吸附系数的减小而增大。因此考虑从微观结构和机理方面研究土颗粒的吸附能力与其有效面积的定量关系对正确反映污染物运移的实际情况以及对更加合理地考虑固结变形对防渗层防渗能力的增强作用具有重要的理论价值和实际意义。

3) 随着运移时间的增加,固结变形对污染物运移规律的影响越来越凸显,说明固结变形对污染物运移规律具有持久的影响作用,反映出固结变形对防渗层防渗能力的增强作用随着时间的推移越来越凸显。因此对于运移年限以及使用年限较长的堆场而言,考虑固结变形对污染物运移规律的影响以及对防渗层防渗能力的贡献能够更加科学合理地评估

堆场的长期安全性。

(4)防渗层固结变形能够增强防渗层的防渗能力,使得在相同的运移时间内,污染物的运移距离减小,并且随着时间的推移,运移距离减小率不断增大,因此对于大型堆场而言,在其他条件相同时,建议考虑固结变形对防渗层防渗能力的贡献,合理地减小防渗层的设计厚度,如此所获得的经济价值将是可观的。

参考文献:

- [1] 何俊,肖衡林,李颜娟. 渗透系数的变异性对压实黏土衬垫性能的影响[J]. 岩土力学, 2011, 32(10): 3048-3052.
He J, Xiao H L, Li Y J. Effect of permeability coefficient variability on performance of compacted clay liners [J]. Rock and Soil Mechanics, 2011, 32(10): 3048-3052.
- [2] 席永惠,赵红,胡中雄. 粉煤灰、粘土、膨润土等对 Zn^{2+} 的吸附试验研究[J]. 岩土力学, 2005, 26(8): 1269-1272.
Xi Y H, Zhao H, Hu Z X. Study on sorption of Zn^{2+} by fly ash, clay and bentonite [J]. Rock and Soil Mechanics, 2005, 26(8): 1269-1272.
- [3] Peters G P, Smith D W. Numerical study of boundary conditions for solute transport through a porous medium [J]. International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics, 2001, 25: 629-650.
- [4] Smith D W. One-dimensional contaminant transport through a deforming porous medium; theory and a solution for a quasi-steady-state problem [J]. International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics, 2000, 24(8): 693-722.
- [5] Peters G P, Smith D W. Solute transport through a deforming porous medium [J]. International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics, 2002, 26(7): 683-717.
- [6] Fox P J. Coupled large strain consolidation and solute transport. I: Model development [J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2007, 133: 3-15.
- [7] Fox P J. Coupled large strain consolidation and solute transport. II: Model verification and simulation results [J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2007, 133: 16-29.
- [8] 张志红,李涛. 考虑土体固结变形的污染物运移模型[J]. 岩土力学, 2008, 29(6): 1435-1439.
Zhang Z H, Li T. Model of contamination transport considering consolidation deformation of soils [J]. Rock and Soil Mechanics, 2008, 29(6): 1435-1439.
- [9] 李涛,刘利,丁洲祥. 大变形黏土防渗层中的污染物迁移和转化规律研究[J]. 岩土力学, 2012, 33(3): 687-694.
Li T, Liu L, Ding Z X. Study of transport and transformation of contaminant through a clay layer with large deformation [J]. Rock and Soil Mechanics, 2012, 33(3): 687-694.
- [10] Taylor D W. Fundamentals of soil mechanics [M]. New York: J. Wiley, 1948.
- [11] 刘建国,王洪涛,聂永丰. 多孔介质中溶质有效扩散系数预测的分形模型[J]. 水科学进展. 2004, 15(4): 458-462.
Liu J G, Wang H T, Nie Y F. Fractal model for predicting effective diffusion coefficient of solute in porous media [J]. Advances in Water Science, 2004, 15(4): 458-462.
- [12] Lu J C S, Morrison R D, Stearns R J. Leachate production and management from municipal landfills: summary and assessment [C]//Proceeding of the 7th SHWRD Research Symposium, Cincinnati, Ohio, 1981: 1-17.
- [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.
Zhang Z Y, Wu S M, Chen Y M. Study on degradation law of organic substance of Tianziling MSW (municipal solid waste) landfill [J]. Rock and Soil Mechanics, 2002, 23(1): 60-62.
- [14] 张志红,赵成刚,李涛. 氨氮在黏土防渗层中渗透和运移规律试验研究[J]. 岩土力学, 2008, 29(1): 28-32.
Zhang Z H, Zhao C G, Li T. Experimental study of infiltration and transportation of ammonia nitrogen through the clayey soil layer [J]. Rock and Soil Mechanics, 2008, 29(1): 28-32.
- [15] 张澄博,孔德坊,许国琳,等. 成都长安垃圾填埋场填土料对污染物质的吸附试验研究[J]. 矿物岩石, 1998, 18(1): 108-114.
Zhang C B, Kong D F, Xu G L, et al. Studying on the adsorbing pollutants of intermedial cover soil in changan landfill site, Chengdu [J]. Journal of Mineralogy and Petrology, 1998, 18(1): 108-114.