

气泡墙对垃圾填埋场黏土衬垫中典型 VOCs 迁移的影响

张会杰, 吴冰清, 徐海侠

(江苏大学土木工程与力学学院, 江苏 镇江 212013)

摘要:为提高垃圾填埋场防渗衬垫对可挥发性有机污染物(VOCs)的阻挡效果,在对流-扩散-吸附机理的基础上,考虑了夹气泡压实黏土的固结变形、VOCs 固有生物降解和 VOCs 气液相转化效应,建立了 VOCs 在夹气泡的填埋场黏土衬垫系统中的传输数学模型,并针对某工程实例,利用多物理场有限元数值软件对数学模型进行求解,研究了填埋场黏土衬垫中典型 VOCs 的传输与转化。结果表明,夹气泡形成的蒸汽阻滞作用能在一定程度上延缓 VOCs 的穿透过程;当封闭气体为氧气时,氧气的存在所促发的固有生物降解能有效阻断 VOCs 的传输,且在垃圾填埋场现场常见污染物浓度水平下所需气泡墙厚度相对较薄。

关键词:可挥发性有机污染物;黏土衬垫;夹气泡;固有生物降解;蒸汽阻滞

中图分类号:TV443 **文献标志码:**A **文章编号:**1006-7647(2016)06-0075-05

Effects of bubble wall on migration of representative VOCs through clay liners of landfill//ZHANG Huijie, WU Bingqing, XU Haixia(*Faculty of Civil Engineering and Mechanics, Jiangsu University, Zhenjiang 212013, China*)

Abstract: To improve the performance of a clay liner in blocking the volatile organic contaminants (VOCs) at the bottom of a landfill, a mathematical model intended to study the migration of VOCs through the clay liner with bubbles was established based on the convection-diffusion-adsorption mechanism. Other mechanisms, including consolidation deformation of the clay liner with disconnected bubbles, intrinsic biodegradation of VOCs, and transferring of VOCs between the liquid and solid phases, were integrated in the newly proposed model. Using an actual project as an example, the mathematical model was solved with a finite element software for multiple physical fields, and the transfer and transformation of representative VOCs through the clay liner were investigated. The results show that the retardation effect of vapor formed by the trapped bubbles can impede the break of typical VOCs through the clay liner to some extent. In particular, when the gas in the bubbles is oxygen, significant intrinsic biodegradation of VOCs due to the presence of oxygen can efficiently block the VOCs, and the bubble wall layer is relatively thin under common concentration conditions of pollutants in landfills.

Key words: volatile organic contaminants; clay liner; trapped gas bubbles; intrinsic biodegradation; vapor retardation

随着全球经济的发展和城市化进程的加快,城市生活垃圾的产量也在不断增加,其造成的环境污染已经成为备受人们关注的热点问题。卫生填埋是当前主要的生活垃圾处理方法,但填埋过程中及封场后产生的渗滤液中挥发性有机污染物(volatile organic contaminants, VOCs)含量较高^[1],会对垃圾填埋场周围地下水及土壤造成污染^[2-3]。填埋场的防渗材料主要有土工膜^[4]和低渗透性的压实黏土(CCL)或人工黏土(GCL)^[5]。陈云敏等^[6]给出了垃圾填埋场层状饱和黏土衬垫中污染物的一维扩散迁移模型,得到了模型的解析解。刘建国等^[7]对填埋场的不同防渗配置下的渗滤液及污染物泄漏量进行了计算,发现污染物一旦穿透黏土衬层,其泄漏

量较为可观。

通常工况下,垃圾场衬垫黏土层都处于固、液、气三相同时存在的非饱和状态^[8]。黏土衬垫压实过程中,地下水位的波动和土壤中微生物的活动都会在黏土衬垫中产生不连通的封闭气泡^[9]。1997年 Fry 等^[10]分别采用了 3 种方法在粗砂中引入氧气:直接注入气体、注入包含气体的过饱和水、注入过氧化氢(H₂O₂)水溶液,在粗砂土中注入 H₂O₂ 水溶液可以使氧气在孔隙中的体积分数达到 17% ~ 55%。夹气泡的存在导致土壤的渗透系数减小,进而阻碍污染物的传输。Marinas 等^[9]研究发现,土壤中小体积的气泡能严重影响孔隙水压对外部荷载的响应;孔隙水压的变化又会影响孔隙水的流动和溶

基金项目:国家自然科学基金(51308259);江苏省高校自然科学研究项目(13KJB610004);江苏大学高级人才基金(14JDG023)

作者简介:张会杰(1980—),男,副教授,博士,主要从事渗流力学与环境土工研究。E-mail: frank071@163.com

质的对流,同时,当上部垃圾体的自重和地下水位变化时,黏土层孔隙水压会发生变化,使其中的封闭气泡产生压缩或膨胀。

Zhang 等^[11]研究了 VOCs 溶质在高饱和和压实黏土衬垫中的对流-扩散、纵向弥散,采用数学模型模拟了黏土的压缩变形对 VOCs 迁移的影响;为了考虑变形的几何非线性和黏土渗透、扩散系数的非线性变化对污染物穿透防渗层移动的影响,扩展得到有限变形数学模型^[12]。2015 年,Zhang 等^[13]在上述基础上探讨了夹气泡衬垫中 VOCs 溶质挥发进入气泡而形成的蒸汽阻滞(vapor retardation)对 VOCs 传输的影响,发现夹气泡能有效拦阻黏土衬垫中憎水性 VOCs 的传输,但对亲水性 VOCs 通过衬层的击穿时间改变不大。同时,填埋场加载引起夹气泡体积的变化对 VOCs 的迁移影响甚微,可以忽略。

除对流、弥散、扩散、吸附外,VOCs 在黏土中的迁移和演化也会受到其降解的影响^[14-15]。Fan 等^[16]的试验证实 200 余种细菌、酵母菌和真菌存在于黏土中,当有足够氧气供应时,土壤中的多种 VOCs 可以发生有氧降解,即固有生物降解(intrinsic biodegradation)。de Vaull^[17]研究发现当氧气在土壤中的体积分数水平高于 4% 时,就足以维持固有生物降解。Laubacher 等^[18]研究指出建筑物基础下方土壤中的苯系物浓度随着氧气浓度升高而降低,表明固有生物降解与氧气浓度密切相关。

笔者在前人研究的基础上,提出在垃圾填埋场底层黏土衬垫中注入氧气气泡,并研究其促发的固有生物降解对 5 种典型的 VOCs(二氯甲烷(DCM)、1,2-二氯乙烷(DCA)、三氯乙烯(TCE)、苯和甲苯)迁移和转化的影响,并探讨氧气泡墙在垃圾填埋场黏土衬垫中应用的可行性。

1 数学模型

1.1 概念模型和假设

在未含封闭气泡的多孔介质中,对流和扩散是溶质传输的主要途径。黏土中引入封闭夹气泡后,孔隙水和溶质的流动路径增长、污染物迁移受到阻碍(图 1)。当溶解在孔隙水中的挥发性有机污染物流经夹气泡时,将会挥发并进入到气泡中。挥发过程持续进行,直到孔隙水中的污染物浓度和气体中的污染物浓度达到一定的平衡状态。因为气泡在土层中固定不动,夹气泡的存在形成对污染物溶质迁移的蒸汽阻滞效应^[19]。

在建立数学模型时,采用小变形假设,认为黏土衬层中可挥发性有机污染物溶质处于常见浓度水平,不会影响土壤和孔隙液体之间的相互作用。鉴

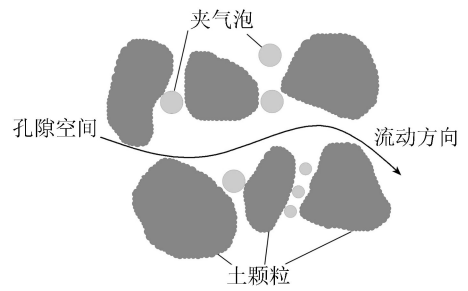


图 1 孔隙尺度下夹气泡黏土中的渗流概念模型

于孔隙水的饱和度较高,模型中忽略水-气界面的蒸汽吸附。考虑到压实黏土的渗透性较低,假定污染物的吸附和挥发过程远快于黏土衬层的固结过程。相应解释详见文献[13]。

1.2 模型公式

考虑夹气泡构成的非饱和性和,衬层固结引起的孔隙水流动、扩散、纵向机械弥散、土颗粒对污染物溶质的吸附、蒸汽阻滞和降解反应时,黏土衬层中 VOCs 溶质传输与演化的一维数学模型^[13]为

$$\begin{aligned} & \left[(1-n)\rho_s K_d + (1-S_r)nH + S_r n \right] \frac{\partial c_l}{\partial t} = \\ & S_r n D_m \frac{\partial^2 c_l}{\partial z^2} - \alpha_L \frac{K}{\rho_w g} \frac{\partial p_e}{\partial z} \frac{\partial^2 c_l}{\partial z^2} + \frac{\partial c_l}{\partial z} \left\{ -\alpha_L S_r \frac{\partial^2 u}{\partial z \partial t} + \right. \\ & \left. \frac{K}{\rho_w g} \frac{\partial p_e}{\partial z} - \left[(1-n)\rho_s K_d + S_r n \right] \frac{\partial u}{\partial t} \right\} - \\ & \left[H(1-S_r)(1-n_0) \frac{\partial^2 u}{\partial z \partial t} + \lambda \right] c_l \end{aligned} \quad (1)$$

式中: n 为土壤孔隙率; ρ_s 为土颗粒的密度; K_d 为污染物分散系数; S_r 为孔隙水的饱和度; H 为溶解的污染物的无量纲形式亨利系数; c_l 为污染物组分在液体中的浓度; D_m 为机械弥散系数; α_L 为纵向弥散系数; K 为渗透系数; ρ_w 为孔隙水初始密度; p_e 为超孔隙水压力; n_0 为初始孔隙率; λ 为与污染物半衰期有关的系数; g 为重力加速度; t 为时间; z 为深度; u 为土壤位移。

VOCs 的降解在本研究中采用一阶模型^[20]来表达:

$$\lambda c_l = k_1 \frac{S_r n}{H} c_g \quad (2)$$

式中: c_g 为污染物组分在气体中的浓度; k_1 为 VOCs 在垃圾填埋场衬垫中的一阶降解率。需要指出的是,一阶降解模型仅仅适用于氧气供应足够的情形^[20]。

衬垫的固结可以用孔隙水质量守恒方程与多孔介质动量守恒方程^[11]来表示:

$$S_r n \beta \frac{\partial p_e}{\partial t} + S_r \frac{\partial^2 u}{\partial t \partial z} = \frac{1}{\rho_w g} \frac{\partial}{\partial z} \left(K \frac{\partial p_e}{\partial z} \right) \quad (3)$$

$$G \frac{2(1-\nu)}{(1-2\nu)} \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} = \frac{\partial p_e}{\partial z} \quad (4)$$

式中: β 为孔隙液体压缩系数; ν 为泊松比; G 为土体的剪切模量。

垃圾填埋过程中,黏土衬层的孔隙率随黏土衬层的固结而减小,可表达为^[11]

$$n=n_0+(1-n_0)\frac{\partial u}{\partial z}\tag{5}$$

式中 n_0 为初始孔隙率。

渗透系数与含水量存在幂级数关系^[12]:

$$K=K_sS_r^a\tag{6}$$

式中: K_s 为饱和土壤中的渗透系数; a 为幂指数,对于黏性土壤, a 的范围为 2.68~2.78^[21]。

2 实例分析

2.1 问题描述

垃圾填埋场压实黏土复合衬垫系统主要由渗滤液收集系统(PLCS)、土工膜、压实黏土层及下方的二次渗滤液收集系统(SLCS)组成(图2)。选取1m厚压实黏土防渗层进行分析,竖向坐标轴的原点位于压实黏土层顶部,以向下为正。

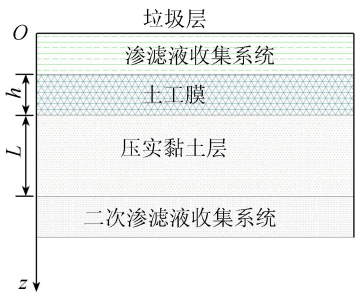


图2 垃圾填埋场压实黏土复合衬垫防渗系统示意图

假定垃圾填埋的速度恒定直到达到容量限值。在黏土衬层顶部因设置有不透水的土工膜,孔隙水流量为零,因此有:

$$q(0,t)=-\frac{K}{\rho_w g}\frac{\partial p_e(0,t)}{\partial z}=0\tag{7}$$

$$G\frac{2(1-\nu)}{(1-2\nu)}\frac{\partial u(0,t)}{\partial z}=-Q(t)+p_e\tag{8}$$

式中 Q 为垃圾载荷加载应力。

VOCs 溶质扩散通过土工膜,在土工膜的上边界,扩散通量近似为

$$f(0^-,t)=-D_G\frac{c_1(0^+,t)-c_0}{h}\tag{9}$$

式中: D_G 为土工膜质量传递系数; c_1 、 c_g 分别为污染物组分在液体、固体中的浓度; h 为土工膜厚度; c_0 为顶部污染物初始浓度。

在土工膜-黏土交界面,扩散通量为

$$f(0^+,t)=-nD\frac{\partial c_1(0^+,t)}{\partial z}\tag{10}$$

式中 D 为水力扩散系数。

$f(0^-,t)$ 与 $f(0^+,t)$ 应该相等,所以

$$\frac{\partial c_1}{\partial z}(0,t)-\frac{D_G}{n(0^+,t)hD}c_1(0,t)=-\frac{D_G}{n(0^+,t)hD}c_0\tag{11}$$

因压实黏土底部与二次渗滤液收集系统相连,所以底部的超孔隙水压力和土颗粒位移视为不变,污染物浓度梯度为零,即

$$\begin{cases} p_e(L,t)=0 \\ u(L,t)=0 \\ \frac{\partial c_1}{\partial z}(L,t)=0 \end{cases}\tag{12}$$

式中 L 为压实黏土层厚度。

初始状态下,认为黏土衬层内超孔隙水压力、土颗粒位移和污染物浓度为零,即

$$\begin{cases} p_e(z,0)=0 \\ c_1(z,0)=0 \end{cases}\tag{13}$$

采用多物理场耦合有限元软件 COMSOL 求解 VOCs 污染物传输方程(1)、衬层固结方程(3)(4)和边界与初始条件方程(7)~(13),孔隙度和渗透系数的变化使用软件内置的函数功能表达。有限元空间离散时,使用非结构化拉格朗日线性单元。最大的全局单元尺寸为1cm,并在边界处进行加密,加密单元的最大尺寸为0.01cm。时间步长设定为0.01a。在数值试验时发现上述离散方法能够保证计算结果的精度。

2.2 参数设置

假设垃圾填埋引起的竖向荷载为线性加载,速率为200kPa/a,加载期 $t=2$ a,其他参数取值为:土工膜厚度 $h=1.5$ mm,VOCs 在土工膜中的扩散系数 $D_G=1$ cm²/a,压实黏土剪切模量 $G=1$ MPa,黏土渗透系数 $K=10^{-9}$ m/s,黏土初始孔隙率 $n_0=0.4$,重力加速度 $g=9.8$ m/s²,孔隙水初始密度 $\rho_w=1000$ kg/m³,土颗粒密度 $\rho_s=2600$ kg/m³。设土工膜顶部污染物质量浓度 c_0 恒定为10mg/L。在饱和度为0.8的衬层中,单位体积土壤中氧气浓度水平约为5.7%,大于4%。由氧气与VOCs如苯的化学反应数知,氧气可以降解18mg/L质量浓度水平的苯(环境温度为20℃)。所以针对本实例选取的污染物初始质量浓度为10mg/L的情况,氧气足够,一阶降解方程适用。

生活垃圾填埋场5种典型VOCs DCM、DCA、TCE、苯(benzene)和甲苯(toluene)有许多相似点,如都有一定的溶解度,在土壤中迁移的能力强,有一定的毒性^[22],其特征参数见表1,其中分配系数和扩散系数来源于相应测试地点的表层非饱和深度范围内的实测或实测推算数据,在用于本例中的压实黏土时需要作一定的调整。除了低渗透系数和次优

表 1 5 种典型 VOCs 的特征参数

污染物	摩尔质量/ (g · mol ⁻¹)	溶解度/(g · L ⁻¹)	饱和蒸汽压/kPa	亨利系数	扩散系数/ (10 ⁻⁹ m ² · s ⁻¹)	分配系数/ (L · kg ⁻¹)	降解率/h ⁻¹
DCM	84. 93	13. 0 ~ 19. 4	60	0. 11	1. 26	0. 3	
DCA	98. 96	8. 0 ~ 8. 3	9	0. 04	1. 08	0. 3	
TCE	131. 39	1. 1 ~ 1. 5	10	0. 41	0. 99	0. 9	
苯	78. 11	1. 7 ~ 1. 8	16	0. 30	1. 16	0. 192 ^①	1. 2 ^②
甲苯	92. 14	0. 5 ~ 0. 6	4	0. 30	0. 97	0. 136 ^①	0. 9 ^②

注:①数据来自美国威斯康星州麦迪逊市(Madison)的一个垃圾填埋场^[26];②数据来自加拿大一个石油化工厂厂区检测结果^[20];③其他数据都来自于文献[27]。

的 pH 值,Chapelle 等^[23]认为压实黏土孔径小(<0.05 μm)、有效孔隙度低都能大幅度地降低固有生物降解率;Wiedemeier 等^[24]研究发现,污染物在深层地下土中的一阶降解率 k_1 比在浅层土中低大约 2 到 4 个数量级;Hrapovic 等^[25]在试验中发现,土壤中固有生物降解对可挥发性脂肪酸的一阶反应率为 0.0192 h⁻¹,因此,假设黏土衬垫固有生物一阶降解率是表 1 中相应的浅层土实测降解率的 1/10 000。

2.3 模拟结果与讨论

采用 VOCs 穿透衬垫的时间为指标来衡量衬垫防渗效果。穿透时间定义为当衬层底部污染物溶质浓度 c 达到某一水平(常取为土工膜顶部浓度 c_0 的 1/10)所需要的时间。图 3 ~ 5 为不同迁移条件下,5 种典型 VOCs 在衬垫底部的浓度随时间的变化。

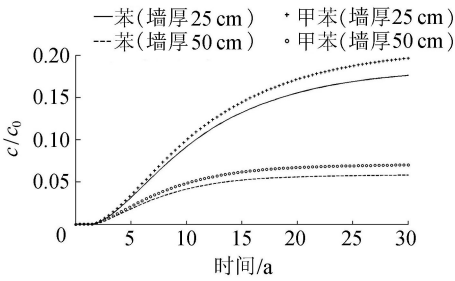


图 5 不同气泡墙厚度对苯、甲苯在低氧气降解率衬层中传输的影响

在能延缓污染物的穿透,与之前 Zhang 等^[11]的研究一致。在饱和度和分配系数相同,DCM 的亨利系数比 DCA 大 1 个量级,但扩散系数小于 DCA(但仍然处于同一个量级)时,DCM 在衬垫底部的浓度比 DCA 大。这说明扩散系数对穿透时间的影响要比蒸汽阻滞效应明显。TCE 与其他两种物质相比有较大的分配系数和较小的扩散系数,尽管亨利系数是 DCM 的 4 倍,穿透时间却更长。与吸附和扩散相比,夹气泡所引起的蒸汽阻滞效应对阻断效果的影响甚微。

进一步研究苯和甲苯这两种污染物,在初始饱和度和 0.8 和 1.0 的情况下不考虑降解,以及在初始饱和度为 0.8 时考虑夹氧气泡所引起的固有生物降解,结果如图 4 所示。由图 4 可知,即使不考虑降解作用,在夹气泡的初始饱和度为 0.8 时,夹气泡的存在对苯和甲苯的传输有明显的减缓作用,与图 3 的结果一致。当夹氧气泡时,氧气的存在引发固有生物降解,使污染物在衬层底部的相对浓度远低于 0.1,表明夹氧气泡能有效地阻止污染物的迁移。

考虑到实际施工过程中注入气泡可能在顶层和底层的逃逸,夹气泡只能存在于局部区域,构成气泡墙。假定气泡墙以衬层中部为中心,图 5 显示了气泡墙厚度分别为 25 cm 和 50 cm 时苯和甲苯在黏土衬层底部的浓度变化。由图 5 可知,气泡墙厚度越大,对污染物的阻挡作用越明显。即使将苯和甲苯的固有生物降解率缩小为表层土实测值的 1/10 000,当气泡墙厚度达到 50 cm 时,也足以使衬垫底部的污染物相对浓度不超过原顶部浓度的 1/10。

假设在黏土层中间 $L/2$ 处,存在一层 0.5 m 厚的气泡墙,则气泡墙位置介于深度为 0.25 ~ 0.75 m

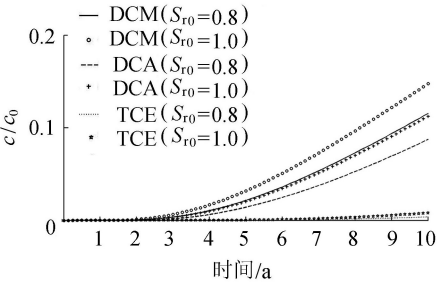


图 3 不同的初始饱和度 S_{i0} 对 DCM、DCA、TCE 在含夹气泡衬层中传输的影响

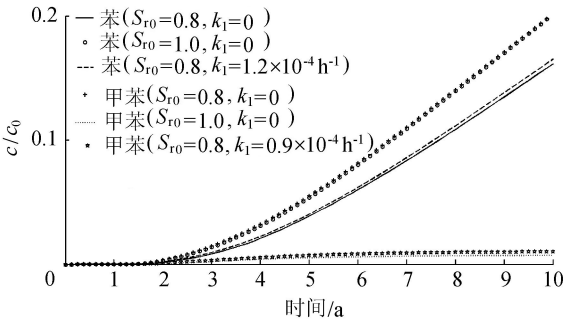


图 4 蒸汽阻滞和固有生物降解作用对苯、甲苯在衬层中传输的影响

图 3 为当夹气泡不是氧气时,不考虑黏土中的固有生物降解时 DCM、DCA、TCE 3 种典型 VOCs 在初始饱和度分别为 0.8 和 1.0 时的传输变化进程。由图 3 可知,夹气泡(反应为初始饱和度小于 1.0)的存

之间。图6为初始饱和度为0.8时,苯在填埋场黏土衬垫中1 a、5 a、30 a的相对浓度分布。由图6可知, $t=5$ a和 $t=30$ a的污染物浓度沿深度的分布曲线重合,表明浓度在第5年时基本达到稳定;在气泡墙的下半部,相对浓度已经远低于1/10,可以认为0.5 m厚的反应性气泡墙已经有效限制了苯的穿透。

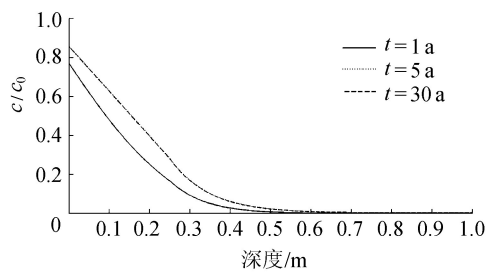


图6 苯在不同深度上的浓度水平

3 结 论

- a. 不同黏土衬层孔隙水的初始饱和度对污染物在防渗衬垫中的传输过程有影响,即使不考虑VOCs的固有生物降解,气泡的存在也能阻碍污染物在衬垫底部的穿透。
- b. 污染物在压实黏土中的传输和变化过程中,土壤颗粒的吸附对VOCs的阻断作用比夹气泡所引起的蒸汽阻滞效果更明显。
- c. 当防渗衬垫中引入氧气气泡时,所引发的固有生物降解作用可以有效降解衬层中的VOCs。若压实黏土固有生物降解反应率为表层土实测降解率的1/10 000,50 cm厚的气泡墙可使底部穿透的污染物相对浓度在1/10以内,表明反应性气泡墙在改善垃圾填埋场服役性能方面具有广阔的应用前景。

参考文献:

[1] AHMED F N, LAN C Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: a review[J]. Desalination, 2012,287: 41-54.

[2] 郭敏丽,王金生,刘立才.非正规垃圾填埋场地下水污染控制技术比较[J].水资源保护,2009,25(4):28-30. (GUO Minli, WANG Jinsheng, LIU Licai. Comparison of groundwater pollution control technology in Informal landfill [J]. Water Resources Protection, 2009, 25 (4): 28-30. (in Chinese))

[3] 郜洪强,樊延恩,丁文萍,等.生活垃圾填埋场对地下水的污染研究[J].水资源保护,2009,25(5):61-64. (GAO Hongqiang, FAN Yanen, DING Wenping, et al. Groundwater pollution in the domestic waste landfill site [J]. Water Resources Protection, 2009, 25 (5): 61-64. (in Chinese))

[4] 刘好武. HDPE 土工膜在垃圾填埋场中的应用[J]. 水利水电科技进展,2009,29(增刊1):199-202. (CHEN

Haowu. Application of HDPE geomembrane in the landfill [J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2009, 29(Sup1): 199-202. (in Chinese))

[5] 陆晓平,朱俊高,严蕴,等.垃圾填埋场固体废弃物渗透性试验研究[J].河海大学学报(自然科学版),2001,29(增刊1):135-138. (LU Xiaoping, ZHU Jungao, YAN Yun, et al. Permeability experiments of municipal solid waste in landfill [J]. Journal of Hohai University(Natural Sciences), 2001, 29 (Sup1): 135-138. (in Chinese))

[6] 陈云敏,谢海建,柯瀚,等.层状土中污染物的一维扩散解析解[J].岩土工程学报,2006,28(4):521-524. (CHEN Yunmin, XIE Haijian, KE Han, et al. Analytical solution of contaminant through multi-layered soils [J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2006, 28 (4): 521-524. (in Chinese))

[7] 刘建国,聂永丰,王洪涛,等.填埋场不同防渗配置下渗滤液及污染物泄漏[J].清华大学学报(自然科学版),2004,44(12):1684-1687. (LIU Jianguo, NIE Yongfeng, WANG Hongtao, et al. Leachate and contaminant leakage in various types of landfill liners [J]. Journal of Tsinghua University (Science and Technology), 2004, 44 (12): 1684-1687. (in Chinese))

[8] FITYUS S G, SMITH D W, BOOKER J R. Contaminant transport through an unsaturated soil liner beneath a landfill [J]. Canadian Geotechnical Journal, 1999, 36(2):330-354.

[9] MARINAS M, ROY J W, SMITH J E. Changes in entrapped gas content and hydraulic conductivity with pressure [J]. Ground Water, 2013, 51(1):41-50.

[10] FRY V A, SELKER J S, GORELICK S M. Experimental investigations for trapping oxygen gas in saturated porous media for in situ bioremediation [J]. Water Resources Research, 1997, 33(12):2687-2696.

[11] ZHANG H J, JENG D S, SEYMOUR B R, et al. Solute transport in partially-saturated deformable porous media: application to a landfill clay liner [J]. Advances in Water Resources, 2012, 40: 1-10.

[12] ZHANG H J, JENG D S, BARRY D A, et al. Solute transport in nearly saturated porous media under landfill clay liners: a finite deformation approach [J]. Journal of Hydrology, 2013, 479: 189-199.

[13] ZHANG H J, JENG D S, XU H. Migration of volatile organic contaminations through a deformable clay liner: Effects of occluded gas bubbles [J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2015, 226(5):1-10.

[14] 徐江伟,余闯,方冬芳,等.考虑降解时变扩散系数污染物迁移模型解析解[J].地下空间与工程学报,2014,10(6):1257-1259. (XU Jiangwei, YU Chuang, FANG Dongfang, et al. An analytical solution for transport of contaminant with variable diffusion coefficient considering degradation [J]. Chinese Journal of Underground Space and Engineering, 2014, 10 (6): 1257-1259. (in Chinese))

(下转第85页)

- development in our country[J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2008, 28 (Supl): 164-167. (in Chinese))
- [4] 张燎军,傅作新,钮新强. 三峡升船机上闸首的自振特性分析[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2000, 28(5):34-37. (ZHANG Liaojun, FU Zuoxin, NIU Xinqiang. Free vibration characteristics analysis of the head-bay of the three gorges ship lift[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2000, 28(5):34-37. (in Chinese))
- [5] 何衡,李同春. 水口水电站升船机塔楼结构动力试验研究及数值分析[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2005, 33(6):642-645. (HE Heng, LI Tongchun. Dynamic test research and numerical analysis on tower structure of ship lift for Shuikou Hydropower Station[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2005, 33(6):642-645. (in Chinese))
- [6] 马亚岑,汪基伟,冷飞. 碾压与常态混凝土组合的某升船机上闸首结构配筋方案[J]. 水利水电科技进展, 2014, 34(3):65-69. (MA Yacen, WANG Jiwei, LENG Fei. Determination of structural reinforcement schemes for upper lock head of a ship lift made of RCC and normal concrete[J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2014, 34(3):65-69. (in Chinese))
- [7] 西南交通大学. 三峡升船机风工程研究中间报告:三峡升船机刚性模型测压试验[R]. 重庆:西南交通大学, 1994.
- [8] 钮新强. 三峡升船机结构关键技术问题研究[D]. 武汉:华中科技大学, 2005.
- [9] 黄光明,凌云,朱国金. 景洪水电站水力式升船机塔楼结构性态分析[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2008, 36(4):505-510. (HUANG Guangming, LING Yun, ZHU Guojin. Behavior analysis of tower structure of hydraulic ship lift for Jinghong Hydropower Station[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2008, 36(4):505-510. (in Chinese))
- [10] MURAKAMI S. Current status and future trends in computational wind engineering[J]. Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics, 1997, 67/68:3-34.
- [11] 李鹤. 高层钢结构流体-结构耦合作用风致响应的数值模拟[D]. 济南:山东大学, 2007.
- [12] 李俊晓. 考虑流固耦合的高耸钢结构抗风数值模拟[D]. 济南:山东大学, 2011.
- [13] RICHARD P J, HOXEY R P. Wind pressures on a 6 m cube[J]. Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics, 2001, 89:1553-1564.

(收稿日期:2015-09-17 编辑:熊水斌)

(上接第 79 页)

- [15] 陈继东,施建勇,方云飞. 垃圾土降解规律及填埋场沉降计算分析[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2006, 34(6):680-682. (CHEN Jidong, SHI Jianyong, FANG Yunfei. Analysis of the garbage soil degradation rule and landfill settlement [J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2006, 34(6):680-682. (in Chinese))
- [16] FAN C Y, KRISHNAMURTHY S. Enzymes for enhancing bioremediation of petroleum-contaminated soils: a brief review[J]. Journal of the Air & Waste Management Association, 1995, 45(6):453-460.
- [17] de VAULL G. Biological and other loss mechanisms associated with gasoline volatilization from in situ soils [C]//Proceedings of 1997 petroleum environmental research forum (PERF) workshop. Brea, California: Unocal and Lawrence Berkeley National Lab, 1997.
- [18] LAUBACHER R, BARTHOLOMAE P, VELASCO P, et al. An evaluation of the vapor profile in the vadose zone above a gasoline plume [C]//REISINGER H J. Proceedings of 1997 petroleum hydrocarbon and organic chemicals in ground water. Houston: National Ground Water Association and American Petroleum Institute, 1997: 396-409.
- [19] FRY V A, ISTOK J D, SEMPRINI L, et al. Retardation of dissolved oxygen due to a trapped gas phase in porous media[J]. Ground Water, 1995, 33(3):391-391.
- [20] HERS I, ATWATER J, LI L, et al. Evaluation of vadose zone biodegradation of BTX vapours [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2000, 46(3/4):233-264.
- [21] ANDERSON A N, MCBRATNEY A B, FITZPATRICK E A. Soil mass, surface, and spectral fractal dimensions estimated from thin section photographs[J]. Soil Science Society of America Journal, 1996, 60(4):962-969.
- [22] ÖMAN C B, JUNESTEDT C. Chemical characterization of landfill leachates: 400 parameters and compounds [J]. Waste Management, 2008, 28(10):1876-1891.
- [23] CHAPELLE F H, LOVLEY D R. Rates of microbial metabolism in deep coastal plain aquifers[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1990, 56(6):1865-1874.
- [24] WIEDEMEIER T H, SWANSON M A, WILSON J T, et al. Approximation of biodegradation rate constants for monoaromatic hydrocarbons (BTEX) in ground water[J]. Groundwater Monitoring & Remediation, 1996, 16(3):186-194.
- [25] HRAPOVIC L, ROWE R K. Intrinsic degradation of volatile fatty acids in laboratory-compacted clayey soil [J]. Journal of Contaminant Hydrology, 2002, 58(3/4):221-242.
- [26] PARK M G, EDIL T B, BENSON C H. Modeling volatile organic compound transport in composite liners [J]. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 2011, 138(6):641-657.
- [27] LAKE C, ROWE R. Volatile organic compound diffusion and sorption coefficients for a needle-punched GCL [J]. Geosynthetics International, 2004, 11(4):257-272.

(收稿日期:2015-10-13 编辑:郑孝宇)