

DOI: 10.11779/CJGE202111012

地下水渗流条件下土工膜复合隔离墙中有机污染物迁移研究

彭春辉^{1,3}, 冯世进^{1,2}, 陈宏信^{1,2}, 罗春泳³, 梁爱民³, 丁祥鸿¹

(1. 同济大学地下建筑与工程系, 上海 200092; 2. 同济大学岩土及地下工程教育部重点实验室, 上海 200092;

3. 井冈山大学建筑工程学院, 江西 吉安 343100)

摘要: 土工膜复合隔离墙是当前最有效的污染场地管控技术之一。针对复合隔离墙外侧含水层中存在地下水渗流的情况, 建立了有机污染物在复合隔离墙-含水层中迁移的数值模型, 并利用有限元软件 COMSOL 5.3 进行计算。基于该模型, 对含水层及复合隔离墙参数影响进行了系统分析。结果表明: 地下水渗流速度增大将加速污染物迁移出复合隔离墙, 并导致墙体中污染物浓度下降; 当渗流速度高于 1×10^{-5} m/s 或低于 1×10^{-9} m/s 时, 基于零浓度边界条件和无对流含水层边界条件的解析模型方可适用于复合隔离墙初步设计; 土工膜的最佳位置与污染物类别及地下水水流速密切相关, 不同土工膜位置情况下的复合隔离墙外侧界面累积总通量差距可达 10%~20%; 采用 EVOH 共聚土工膜时的复合隔离墙防污性能显著优于采用 HDPE 土工膜。

关键词: 隔离墙; 土工膜; 含水层; 污染场地; 有机污染物

中图分类号: TU43 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4548(2021)11-2055-09

作者简介: 彭春辉(1989—), 男, 讲师, 博士研究生, 主要从事环境岩土工程的教学和科研。E-mail: pengch1989@126.com。

Migration of organic contaminants in composite geomembrane cut-off wall considering groundwater seepage

PENG Chun-hui^{1,3}, FENG Shi-jin^{1,2}, CHEN Hong-xin^{1,2}, LUO Chun-yong³, LIANG Ai-min³, DING Xiang-hong¹

(1. Department of Geotechnical Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. Key Laboratory of Geotechnical and

Underground Engineering, Ministry of Education, Shanghai 200092, China; 3. School of Architecture and Civil Engineering, Jinggangshan University, Ji'an 343100, China)

Abstract: The composite geomembrane cut-off wall (CGCW) is one of the most effective technologies to prevent the horizontal migration of contaminants at present. Considering the characteristics of groundwater seepage in the outside aquifer, a numerical model for migration of the organic contaminants into the CGCW-aquifer system is established, and is solved using the finite element software COMSOL 5.3. The influences of parameters of the aquifer and CGCW are comprehensively investigated. The increase of the groundwater flow rate in the outside aquifer will accelerate the migration of contaminants and decrease the concentration of contaminants in the CGCW. In addition, when the seepage velocity is higher than 1×10^{-5} m/s and lower than 1×10^{-9} m/s, the models based on the boundary conditions of zero concentration and non-advection aquifer can be applied to the preliminary design of CGCW. Furthermore, the optimal location of the geomembrane in the CGCW is closely related to the type of contaminants and groundwater flow rate of the outsider aquifer, and the difference among the cumulative mass fluxes of the outlet face in the CGCW at different geomembrane locations can reach 10%~20%. The performance of the CGCW with EVOH geomembrane is significantly better than that of the CGCW with HDPE geomembrane.

Key words: cut-off wall; geomembrane; aquifer; pollution site; organic contaminant

0 引言

垃圾填埋场泄漏、化学品储罐事故、工厂排污以及采矿活动等造成的土壤和地下水污染会对人类的生存空间造成严重的威胁^[1]。目前污染土壤的修复工作具有难度大、周期长以及费用高等特点。对于已泄漏

的或潜在的污染源, 通常需要采取措施控制污染物通过地下水迁移, 防止引发更大范围的污染。土工膜复

基金项目: 国家重点研发计划(2020YFC1808104); 国家自然科学基金面上项目(41725012, 41931289, 42077250); 江西省教育厅科学技术研究项目(GJJ180586); 井冈山大学自然科学研究项目(JZ1905)

收稿日期: 2021-04-06

合隔离墙是目前最为有效的污染场地管控技术之一，其工作原理是向开挖的沟槽中插入土工膜，并填入膨润土、土或水泥等混合料形成低渗透性垂直阻隔屏障，进而实现对污染水土的封装^[2]。由于土工膜渗透系数极低且耐化学性良好^[3-4]，与传统的竖向隔离墙（如土-膨润土隔离墙、水泥-膨润土隔离墙等）相比，土工膜复合隔离墙具有更良好的防渗性能和耐久性^[5-8]。对于重点防渗区域，通常采用围护式复合隔离墙（图 1），同时需将墙体底部嵌入弱透水层，并采取良好的水头调控措施（如抽提墙内侧污水等）。基于此，穿过复合隔离墙的对流作用通常可以忽略不计，但是污染物依然会以分子扩散的方式击穿复合隔离墙，造成墙外水土污染^[5-6]。此外，由于土工膜对有机污染物的抗扩散性能显著弱于重金属离子^[9]，因此对有机污染物在复合隔离墙中的迁移行为值得深入地研究。

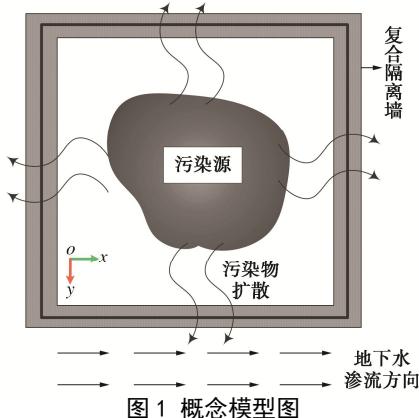


Fig. 1 Diagram of conceptual model

一些学者对污染物在竖向隔离墙中的运移开展了研究。Neville 等^[10]提出了污染物在竖向隔离墙中的稳态迁移模型，但该模型并不能反映污染物对周围环境的危害随时间变化的特征，因此采用瞬态模型更为合理。Acar 等^[11]建立了污染物在竖向隔离墙中的瞬态迁移模型，但该模型假定隔离墙外侧界面通量为零，即污染物无法流出隔离墙，这与实际情况不符。Xie 等^[12]、Chen 等^[13]和 Ding 等^[14]构建了污染物在竖向隔离墙-含水层中的迁移模型，认为污染物迁移出隔离墙后，依然会在外侧的含水层中沿垂直于隔离墙的方向迁移。Peng 等^[6]建立了有机污染物在复合隔离墙-含水层中扩散解析模型，该模型假定外侧含水层中地下水无渗流，即隔离墙外侧为无对流含水层边界条件。由于复合隔离墙的渗透系数远低于周围土体，外侧含水层中通常会形成沿隔离墙水平方向的地下水渗流通道^[15]（图 1），然而上述研究并未考虑地下水的影响。Zhan 等^[5]分别建立了污染物在复合隔离墙中的一维扩散解析模型，该模型假定隔离墙外侧为零浓度边界条件，表明外侧含水层中地下水极其活跃，但未给出对应的

地下水水流速。由于含水层中地下水水流速与地质条件及上下游水头差等因素密切相关，地下水并不一定处于流速为零或极其活跃的状态。因此，尽管 Zhan 等^[5]和 Peng 等^[6]均建立了复合隔离墙中污染物迁移模型，但他们关于隔离墙外侧含水层的假设导致其模型的应用存在一定的局限性，即不能解决任意地下水水流速下污染物在复合隔离墙中的迁移问题。

本文考虑了复合隔离墙外侧含水层中地下水水平渗流（图 1），建立了有机污染物在复合隔离墙-含水层中的迁移数值模型，采用有限元软件 COMSOL 5.3 对该模型进行求解，并分析了含水层和复合隔离墙参数对污染物迁移的影响。

1 计算模型

1.1 模型描述

复合隔离墙由垂直于地平面的 3 部分组成：内侧隔离墙、土工膜、外侧隔离墙，其厚度和长度分别为 T_w , L ，如图 2 所示。计算模型的主要假设：①隔离墙与含水层是均质、各向同性及饱和的多孔介质，且土工膜完整无孔；②由于复合隔离墙的渗透系数极低，当墙体底部嵌入弱透水层，且采用良好的水头调控措施，可以忽略穿过墙体的对流作用^[5-6]；③复合隔离墙外侧含水层中存在水平渗流的地下水，并服从达西定律；④本文所涉及的污染物浓度指的是溶解相浓度，且不存在相间传质；⑤假定内侧含水层污染物浓度在深度方向上一致，则污染物在复合隔离墙-含水层中的迁移方向是二维的（xy 方向）。

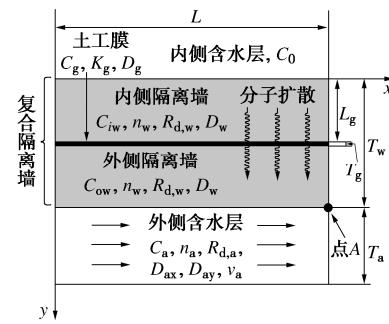


图 2 数学模型图

Fig. 2 Diagram of mathematical model

基于上述假定，有机污染物的迁移路径描述如下：①以分子扩散的方式在内侧隔离墙中迁移；②在内侧隔离墙孔隙水与土工膜之间 ($y = L_g$) 进行分配；③以分子扩散的方式在土工膜内迁移；④在土工膜与外侧隔离墙孔隙水之间 ($y = L_g + T_g$) 再次进行分配；⑤以分子扩散的方式在外侧隔离墙中迁移；⑥以对流-弥散的方式在外侧含水层中迁移。

1.2 控制方程及边界条件

根据模型描述，建立有机污染物在各区域中的控

制方程:

$$(1) \text{ 在内侧隔离墙内 } (0 \leq y \leq L_g) \\ R_{d,w} \frac{\partial C_{iw}(x, y, t)}{\partial t} = D_w \left(\frac{\partial^2 C_{iw}(x, y, t)}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C_{iw}(x, y, t)}{\partial y^2} \right) - \lambda_w C_{iw}(x, y, t) \quad (1)$$

(2) 在土工膜内 ($L_g \leq y \leq L_g + T_g$)

$$\frac{\partial C_g(x, y, t)}{\partial t} = D_g \left(\frac{\partial^2 C_g(x, y, t)}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C_g(x, y, t)}{\partial y^2} \right) \quad (2)$$

(3) 在外侧隔离墙内 ($L_g + T_g \leq y \leq T_w$)

$$R_{d,w} \frac{\partial C_{ow}(x, y, t)}{\partial t} = D_w \left(\frac{\partial^2 C_{ow}(x, y, t)}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C_{ow}(x, y, t)}{\partial y^2} \right) - \lambda_w C_{ow}(x, y, t) \quad (3)$$

(4) 在外侧含水层内 ($y > T_w$)

$$R_{d,a} \frac{\partial C_a(x, y, t)}{\partial t} = D_{ax} \frac{\partial^2 C_a(x, y, t)}{\partial x^2} + D_{ay} \frac{\partial^2 C_a(x, y, t)}{\partial y^2} - v_{as} \frac{\partial C_a(x, y, t)}{\partial x} - \lambda_a C_a(x, y, t) \quad (4)$$

式中 $C_i(x, y, t)$ ($i = iw, g, ow, a$) 表示 i 区域中有机污染物溶解相瞬态浓度, 其中 iw , g , ow 和 a 分别代表内侧隔离墙、土工膜、外侧隔离墙以及外侧含水层; λ_w , λ_a 为隔离墙和含水层中有机污染物的一阶降解常数; n_w , n_a 为隔离墙和含水层的孔隙率; D_g 为污染物在土工膜的扩散系数; v_{as} 为外侧含水层地下水实际流速, $v_{as} = v_a / n_a$, 其中 v_a 为地下水渗流速度; 其他参数说明见下方。

D_w 为隔离墙中的有效扩散系数, 可表示为^[16]

$$D_w = \tau_w D_0 \quad , \quad (5)$$

式中, τ_w 为隔离墙的弯曲因子, D_0 为污染物在水中的分子扩散系数。

D_{ax} , D_{ay} 为污染物在外侧含水层中的水平和竖向水动力弥散系数^[17]

$$D_{ax} = \tau_a D_0 + \alpha v_{as} \quad , \quad (6a)$$

$$D_{ay} = \tau_a D_0 \quad . \quad (6b)$$

式中 τ_a 为含水层的弯曲因子; α 为纵向弥散度, Gelhar 基于现场数据^[18],

$$\alpha \begin{cases} \approx x_\alpha^2 / 100 & (x_\alpha < 100 \text{ m}) \\ = 100 & (x_\alpha \geq 100 \text{ m}) \end{cases} \quad , \quad (7)$$

其中, x_α 为含水层长度。

$R_{d,w}$, $R_{d,a}$ 为污染物在隔离墙和含水层中的阻滞因子^[16]

$$\left. \begin{aligned} R_{d,w} &= 1 + \frac{\rho_w K_{d,w}}{n_w}, \\ R_{d,a} &= 1 + \frac{\rho_a K_{d,a}}{n_a}, \end{aligned} \right\} \quad (8)$$

式中, ρ_w , ρ_a 为隔离墙和含水层的干密度, $K_{d,w}$, $K_{d,a}$ 为隔离墙和含水层对污染物的阻滞分配系数。

复合隔离墙和外侧含水层中污染物初始浓度为

$$C_i(x, y, t)|_{t=0} = 0 \quad (i = iw, g, ow, a) \quad . \quad (9)$$

模型入口边界条件为

$$C_{iw}(x, y=0, t) = C_0 \quad , \quad (10)$$

式中, C_0 为内侧含水层中污染物浓度。

模型左侧边界条件为

$$\left. \begin{aligned} \frac{\partial C_i(x, y, t)}{\partial x} \Big|_{x=0} &= 0 \quad (i = iw, g, ow), \\ C_a(x, y, t)|_{x=0} &= 0 \end{aligned} \right\} \quad (11)$$

模型右侧边界条件为

$$\left. \frac{\partial C_i(x, y, t)}{\partial x} \right|_{x \rightarrow +\infty} = 0 \quad (i = iw, g, ow, a) \quad . \quad (12)$$

模型外侧边界条件为

$$\left. \frac{\partial C_a(x, y, t)}{\partial y} \right|_{y=T_w + T_a} = 0 \quad . \quad (13)$$

土工膜与邻近已污染介质之间的污染物分配可视为土工膜对污染物的吸附过程^[19]。当土工膜与内侧隔离墙孔隙水中污染物接触达到平衡, 土工膜中污染物平衡浓度与内侧隔离墙孔隙水中的污染物平衡浓度之间关系符合 Henry 定律,

$$K_g C_{iw}(x, y, t)|_{y=L_g} = C_g(x, y, t)|_{y=L_g} \quad , \quad (14)$$

式中, K_g 为上游隔离墙与土工膜之间的分配系数。内侧隔离墙与土工膜之间污染物质量通量的关系为

$$n_w D_w \left. \frac{\partial C_{iw}(x, y, t)}{\partial y} \right|_{y=L_g} = D_g \left. \frac{\partial C_g(x, y, t)}{\partial y} \right|_{y=L_g} \quad . \quad (15)$$

污染物在土工膜与外侧隔离墙之间界面 ($y = L_g + T_g$) 的分配可视为污染物从土工膜上的解吸过程, 同样也符合 Henry 定律,

$$C_g(x, y, t)|_{y=L_g + T_g} = K'_g C_{ow}(x, y, t)|_{y=L_g + T_g} \quad , \quad (16)$$

式中, K'_g 为土工膜与下游隔离墙之间的分配系数, 通常情况下, $K_g = K'_g$ ^[20]。土工膜与外侧隔离墙之间污染物质量通量的关系为

$$D_g \left. \frac{\partial C_g(x, y, t)}{\partial y} \right|_{y=L_g + T_g} = n_w D_w \left. \frac{\partial C_{ow}(x, y, t)}{\partial y} \right|_{y=L_g + T_g} \quad . \quad (17)$$

外侧隔离墙与外侧含水层之间界面 ($y = T_w$) 的污染物浓度关系和质量通量关系为

$$C_{ow}(x, y, t)|_{y=T_w} = C_a(x, y, t)|_{y=T_w} \quad , \quad (18)$$

$$n_w D_w \left. \frac{\partial C_{ow}(x, y, t)}{\partial y} \right|_{y=T_w} = n_a D_{ay} \left. \frac{\partial C_a(x, y, t)}{\partial y} \right|_{y=T_w} \quad . \quad (19)$$

复合隔离墙外侧界面瞬态点通量可表示为

$$F_w(x, t) = -n_w D_w \left. \frac{\partial C_{ow}(x, y, t)}{\partial y} \right|_{y=T_w} \quad . \quad (20)$$

复合隔离墙外侧界面总通量可表示为

$$MF_w(t) = - \int_0^L n_w D_w \frac{\partial C_w(x, y, t)}{\partial y} \Big|_{y=T_w} dx \quad (21)$$

1.3 数值模拟方法及计算参数

笔者采用有限元计算软件 COMSOL 5.3 中多孔介质迁移分析模块 (tds) 对模型进行构建及计算。为了模拟半无穷右边界, 假定模型长度为 100 m。内侧含水层中污染物浓度 (C_0) 恒定为 100 mg/L, 并忽略污染物降解过程。选择垃圾填埋场和污染场地中常见的 4 种有机物作为目标污染物: 甲基叔丁基醚 (MTBE)、二氯甲烷 (DCM)、三氯乙烯 (TCE) 以及氯苯 (CB), 其中 MTBE 和 DCM 的亲水性显著强于 TCE 和 CB。模型相关的几何参数^[5, 21-22]和污染物运移参数^[4, 23-24]参见表 1, 2。

表 1 模型几何参数^[5, 21-22]

Table 1 Geometrical parameters for model

几何参数	值
复合隔离墙长度 L/m	20
土工膜厚度 T_g/mm	1.5
土工膜位置 L_g/m	0.3
隔离墙厚度 T_w/m	0.6
隔离墙孔隙率 n_w	0.5
隔离墙弯曲因子 τ_w	0.4
隔离墙密度 $\rho_w/(kg \cdot m^{-3})$	1.34
含水层厚度 T_a/m	3
含水层孔隙率 n_a	0.55
含水层弯曲因子 τ_a	0.5
含水层隔离墙密度 $\rho_a/(kg \cdot m^{-3})$	1.5

2 含水层特性影响研究

本节以二氯甲烷 (DCM) 作为目标污染物。首先分析外侧含水层中地下水渗流速度对污染物在复合隔离墙中的迁移特征进行分析, 并将本模型与基于零浓度边界条件的解析模型 (Zhan 的模型) 及基于无对流含水层边界条件的解析模型 (Peng 的模型) 进行对比; 然后, 分析纵向弥散度对污染物迁移的影响。

2.1 地下水渗流速度的影响

图 3 为 50 a 时复合隔离墙外侧界面 ($y = T_w$) 的相对浓度 (C_w/C_0) 随 x 变化图, 考虑不同地下水渗流速度 v_a ($1 \times 10^{-9} \sim 1 \times 10^{-5}$ m/s) 的影响。可以发现, 渗流速度 v_a 增大会导致复合隔离墙外侧含水层中污染物浓度下降。这是由于地下水流会加速污染物在含水层中的迁移, 减少污染物在含水层中的驻留。此外, 由于受含水层左侧零浓度边界的影响, 污染物浓度会沿着隔离墙长度方向 (x 方向) 逐渐增大, 并趋于稳定。当 $v_a=1 \times 10^{-9}$ m/s 时, 复合隔离墙外侧界面最大浓度为 43.1 mg/L, 且与 Peng 的模型计算结果吻合。当 $v_a=1 \times 10^{-5}$ m/s 时, 外侧界面浓度接近零, 且与 Zhan 的

模型计算结果十分吻合。

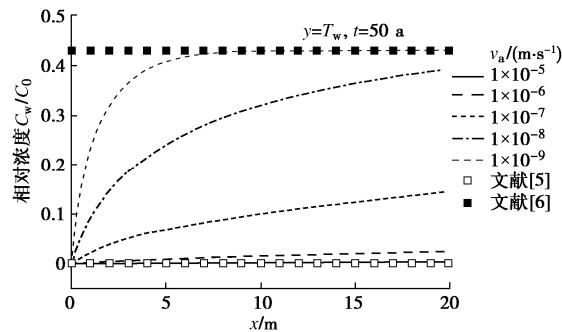


图 3 地下水渗流速度对墙外侧面浓度的影响

Fig. 3 Effects of seepage velocity of groundwater on relative concentration at outside of CGCW

图 4 为 50 a 时复合隔离墙最右侧剖面 ($x=L$) 相对浓度 (C/C_0)。显然, v_a 增大也会导致复合隔离墙内部浓度降低, 说明活跃的地下水易导致污染物迁移出复合隔离墙。此外, 当 v_a 为 $1 \times 10^{-9}, 1 \times 10^{-5}$ m/s 时的复合隔离墙内部任意区域位置浓度分别与 Peng 的模型和 Zhan 的模型计算结果一致。另外还可以发现, 土工膜两侧浓度存在显著的差异, 这是由于土工膜对有机污染物的吸附和解吸导致的, 说明土工膜能够对 DCM 的扩散具有一定的阻隔作用。

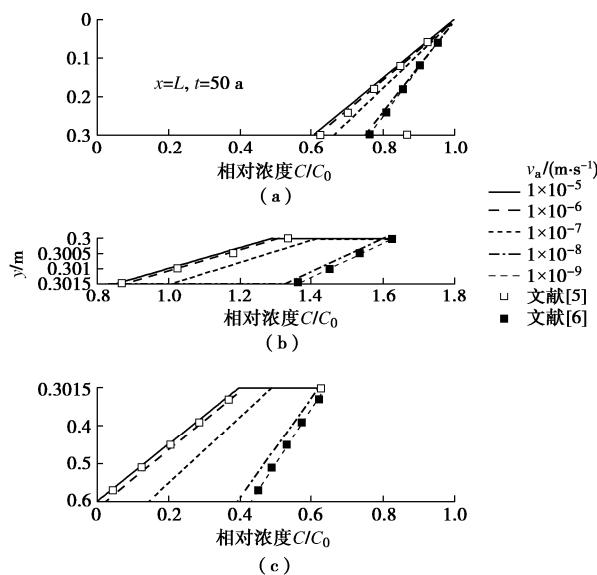


图 4 地下水渗流速度对墙最右侧剖面浓度的影响

Fig. 4 Effects of seepage velocity of groundwater on concentration at right-most profile of CGCW

图 5 表示复合隔离墙外侧界面末端 (图 2 中点 A) 的瞬态相对浓度 (C_{wm}/C_0)。可以发现, 浓度 C_{wm} 随着时间的推移先增大后逐渐达到稳定; 当 v_a 越大时, 浓度越小且达到稳定的时间越短。此外, 任意时刻 v_a 为 $1 \times 10^{-5}, 1 \times 10^{-9}$ m/s 时的相对浓度 (C_{wm}/C_0) 分别与 Zhan 的模型和 Peng 的模型的计算结果一致。值得

表 2 有机污染物迁移参数^[4,23-24]
Table 2 Transport parameters for organic contaminant

污染物	分子扩散系数 $D_0/(10^{-10} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1})$	HDPE 土工膜中扩散系数 $D_g/(10^{-13} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1})$	HDPE 土工膜中分配系数 K_g	隔离墙阻滞分配系数 $K_{d,w}/(\text{mL} \cdot \text{g}^{-1})$	含水层阻滞分配系数 $K_{d,a}/(\text{mL} \cdot \text{g}^{-1})$	溶解度 $S/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$
MTBE	7.92	7.74	0.57	0.20	0	48000
DCM	10.11	8.86	2.13	0.23	0	20000
TCE	9.40	5.45	63.24	0.52	0	1100
CB	10.40	3.96	108.94	0.20	0	500

注意的是, 当地下水水流速较大时 ($v_a \geq 1 \times 10^{-5} \text{ m/s}$), 含水层中污染物浓度趋于零, 此时无法采用浓度评价方法对复合隔离墙进行合理设计。基于此, 有必要分析地下水渗流速度对复合隔离墙外侧界面末端的瞬态通量 F_w 的影响(图 6)。可以发现, v_a 增加会导致 F_w 增大, 即加速污染物流出隔离墙进入含水层, 不利于复合隔离墙阻隔污染物。当 $v_a \geq 1 \times 10^{-8} \text{ m/s}$, F_w 随着时间推移先增大后趋于稳定。不同的是, 当 $v_a \leq 1 \times 10^{-9} \text{ m/s}$ 时, F_w 在 27 a 时达到最大值, 随后不断降低, 这是由于地下水水流速较慢会导致污染物在含水层中驻留, 造成隔离墙内浓度梯度减小, 进而阻碍污染物迁移出复合隔离墙。此外, v_a 为 $1 \times 10^{-5}, 1 \times 10^{-9} \text{ m/s}$ 时的通量分别与 Zhan 和 Peng 的模型的计算结果接近。

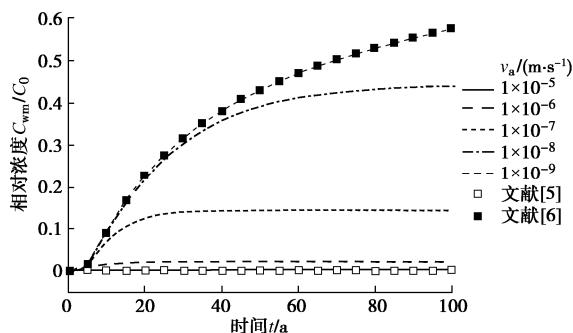


图 5 地下水渗流速度对墙外侧面末端瞬态相对浓度的影响

Fig. 5 Effects of seepage velocity of groundwater on transient concentration at outside right-most point of CGCW

结合图 3~6, 可以认为: 当外侧含水层地下水渗流速度 $v_a \geq 1 \times 10^{-5} \text{ m/s}$ 时, 含水层可视为极其活跃, 此时采用 Zhan 的模型进行复合隔离墙设计较为合理。当外侧含水层地下水渗流速度 $v_a \leq 1 \times 10^{-9} \text{ m/s}$ 时, 复合隔离墙设计采用 Peng 的模型更合理。然而, 当 v_a 在 $1 \times 10^{-9} \text{ m/s} \sim 1 \times 10^{-5} \text{ m/s}$ 时, 若采用 Zhan 的模型进行设计将偏于保守, 而采用 Peng 的模型进行设计将偏于危险。

2.2 含水层纵向弥散度的影响

污染物在含水层中的迁移机制包括对流作用和水动力弥散作用。本节基于纵向弥散度来研究水动力弥散系数的影响。根据 Gelhar 的研究, 纵向弥散度 α 与含水层长度 x_α 有关^[18]。本节假定含水层长度 x_α 分别为 0, 20, 50, 100 m, 通过式 (6) 得到对应的纵向

弥散度 α 分别为 0, 4, 25, 100 m。图 7 为不同地下水渗流速度情况下, 纵向弥散度对复合隔离墙外侧面末端 (图 2 中点 A) 瞬态通量 F_w 的影响。可以发现当 v_a 为 $1 \times 10^{-7}, 1 \times 10^{-9} \text{ m/s}$ 时, α 增加会导致 F_w 的增加, 这是由于 α 增加会导致污染物在含水层中水动力弥散系数增大, 进而加速污染物的迁移; 当 $v_a=1 \times 10^{-5} \text{ m/s}$ 时, α 对 F_w 的影响较小, 这是由于当流速较快时, 对流作用主导污染物迁移, 水动力弥散作用不明显; 当 $v_a=1 \times 10^{-11} \text{ m/s}$ 时, 由于含水层流速接近于零, 水动力弥散系数近似等于有效扩散系数, 导致 α 对 F_w 的影响很小。

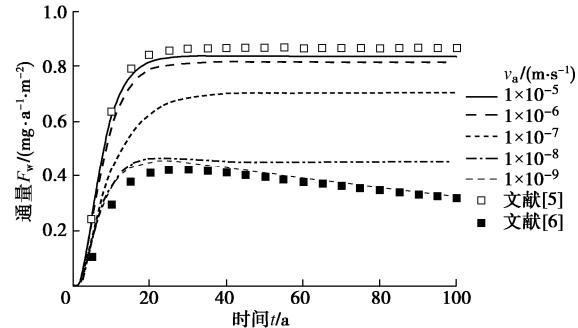


图 6 地下水渗流速度对墙外侧面末端瞬态通量的影响

Fig. 6 Effects of seepage velocity of groundwater on transient mass flux at outside right-most point of CGCW

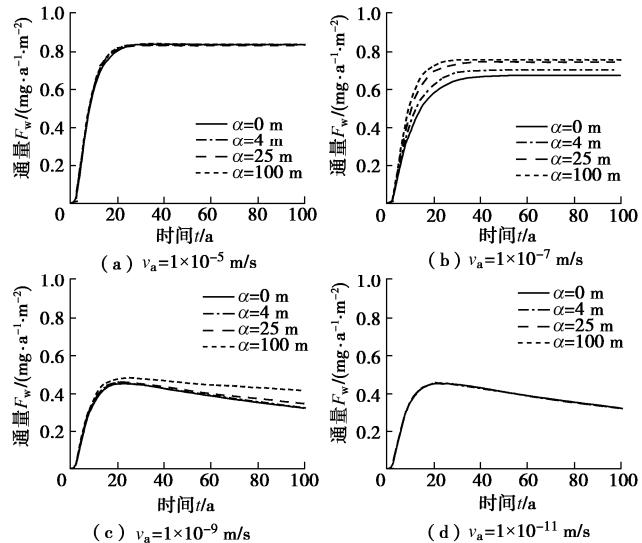


图 7 纵向弥散度对墙外侧面末端的瞬态通量的影响

Fig. 7 Effects of longitudinal dispersion on transient mass flux at outside right-most point of CGCW

表 3 不同 HDPE 土工膜位置情况下的 50 a 内累积总通量及比较

Table 3 Comparison of cumulative mass fluxes at different locations of HDPE geomembrane during 50 years (mg/m)

L_g	MTBE($v_a/(m \cdot s^{-1})$)		DCM($v_a/(m \cdot s^{-1})$)		TCE($v_a/(m \cdot s^{-1})$)		CB($v_a/(m \cdot s^{-1})$)	
	1×10^{-5}	1×10^{-9}	1×10^{-5}	1×10^{-9}	1×10^{-5}	1×10^{-9}	1×10^{-5}	1×10^{-9}
$T_w/2$	343	211	702	396	704	357	854	442
$T_w/6$	318	192	684	391	720	391	887	488
$-7.3\% \downarrow$	$-8.9\% \downarrow$	$-2.5\% \downarrow$	$-1.1\% \downarrow$	$2.3\% \uparrow$	$9.6\% \uparrow$	$3.9\% \uparrow$	$10.5\% \uparrow$	
$5 T_w/6$	323	216	691	397	733	338	894	419
$-5.9\% \downarrow$	$2.4\% \uparrow$	$-1.5\% \downarrow$	$0.3\% \uparrow$	$4.1\% \uparrow$	$-5.3\% \downarrow$	$4.8\% \uparrow$	$-5.3\% \downarrow$	

3 复合隔离墙特性影响研究

3.1 土工膜位置的影响

本节采用 3 个算例来研究 HDPE 土工膜位置的影响: ①算例 1, $L_g = T_w/2$, 表示土工膜设置在复合隔离墙的中间位置(简称中置); ②算例 2, $L_g = T_w/6$, 表示土工膜设置在靠近复合隔离墙内侧界面(简称内置); ③算例 3, $L_g = 5T_w/6$, 表示土工膜设置在靠近复合隔离墙外侧界面(简称外置)。选择 MTBE, DCM, TCE 以及 CB 作为目标污染物。图 8 表示场地污染物为上述 4 种有机物时, 不同土工膜位置情况下的复合隔离墙外侧界面瞬态总通量 MF_w (式 (21)), 并考虑了外侧含水层地下水渗流速度的影响。从图中可以发现, 改变土工膜位置会导致 MF_w 发生变化, 并且在不同的污染物类别和含水层流速条件下, 这种变化存在显著差异, 为了便于对比, 引入复合隔离墙外侧界面累积总通量 CMF_w :

$$CMF_w = \int_0^{t_d} MF_w dt \quad (22)$$

式中, t_d 为复合隔离墙的设计年限, 本文假定为 50 a, 不同土工膜位置情况下的累积总通量 CMF_w 统计在表 3 中。

通过图 8(a) 和表 3 可以发现, 对于 MTBE, 当 v_a 为 $1 \times 10^{-5} m/s$ 时, 将土工膜内置 ($L_g = T_w/6$) 和外置 ($L_g = 5T_w/6$) 时的瞬态通量 MF_w 比土工膜中置时 ($L_g = T_w/2$) 更低, 且土工膜内置和外置时的累积总通量 CMF_w 比土工膜中置时分别低 7.3% 和 5.9%, 说明在这种情况下应当避免将土工膜中置, 并建议将土工膜内置。当 $v_a=1 \times 10^{-9} m/s$ 时, 土工膜内置时的 CMF_w 比土工膜中置时低 8.9%, 但外置时却高了 2.4%, 说明将土工膜外置对复合隔离墙防污更为不利, 建议将土工膜内置。对于 DCM(图 8(b)), 尽管 3 种土工膜位置条件下的总通量 MF_w 十分接近, 但通过累积总通量 CMF_w 发现土工膜的最佳和最不利位置与 MTBE 类似。对于 TCE(图 8(c)), 不同地下水水流速影响下的土工膜最不利位置和最佳位置各不相同: v_a 为 $1 \times 10^{-5} m/s$ 时, 土工膜外置和中置分别为最不利位置和最佳位置; 而 v_a 为 $1 \times 10^{-9} m/s$ 时, 土工

膜内置和外置分别为最不利位置和最佳位置。对于 CB(图 8(d)), 土工膜的最不利位置和最佳位置与 TCE 类似, 并且不同位置之间的累积总通量 CMF_w 差异更为明显, 特别是在地下水低流速条件下, 土工膜内置和外置时的 CMF_w 比中置时分别高 10.5% 和低 5.3%。通过上述分析, 污染物类别及外侧含水层地下水水流速均对土工膜的最佳位置和最不利位置有显著影响, 不同土工膜位置条件下的累积总通量差异可达 10%~20%。由于不同土工膜位置的设置不会对施工工程量和工程造价造成影响, 因此基于掌握场地污染物类别及含水层地下水水流速来确定最佳的土工膜位置, 对于提升复合隔离墙的防污性能具有重要意义。

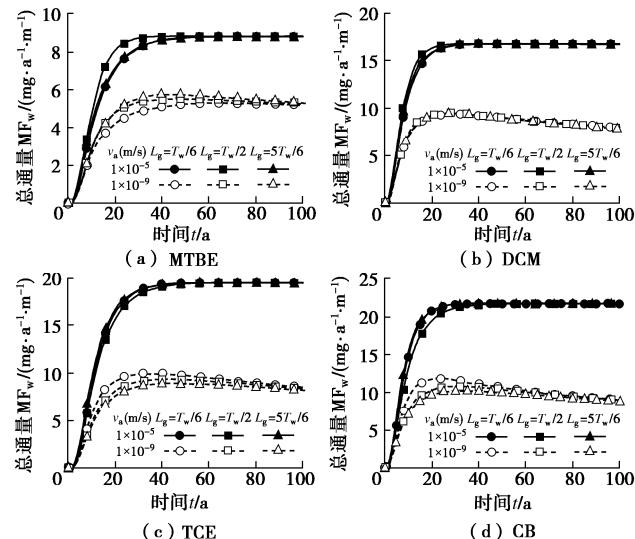


图 8 土工膜位置对墙外侧面的瞬态总通量的影响

Fig. 8 Effects of the geomembrane location on transient total mass flux at outside of CGCW

从图 8 和表 3 中还可以发现, 复合隔离墙对亲水性有机物的阻隔效果较好, 而对憎水性有机物阻隔效果较弱。例如, 当 HDPE 土工膜中置且 $v_a=1 \times 10^{-5} m/s$ 时, MTBE 和 CB 的累积总通量 CMF_w 分别为 343, 854 mg/m。主要原因是 HDPE 土工膜中聚乙烯为非极分子, 极性分子(亲水性有机物)较难穿透土工膜, 而弱极性分子(憎水性有机物)则较容易通过^[4,19]。

3.2 土工膜类别及厚度的影响

近年来, 一些新型的土工膜正逐步应用于垃圾填埋场及污染场地的防污屏障中, 如 EVOH 共聚土

工膜^[25~26]。EVOH 共聚土工膜是以乙烯-乙醇共聚物 (Ethylene vinyl alcohol copolymer, 简称 EVOH) 作为内核, 以 HDPE 土工膜作为外层, 合成了一种新型的土工膜。对于采用 EVOH 共聚土工膜的复合隔离墙和采用 HDPE 土工膜的复合隔离墙, 分别简称为 EVOH 复合隔离墙和 HDPE 复合隔离墙。为了比较这两种复合隔离墙的优劣, 本节给出了 4 种污染物 (MTBE, DCM, TCE 和 CB) 在这两种复合隔离墙中迁移的累积总通量 CMF_w (图 9)。其中 MTBE、DCM、TCE 和 CB 在 EVOH 共聚土工膜中的分配数分别为 0.7, 3.1, 62.1, 107.1, 扩散系数分别为 5.5×10^{-14} , 5.3×10^{-14} , 1.7×10^{-14} , $1.5 \times 10^{-14} \text{ m}^2/\text{s}$ ^[25], 土工膜厚度为 1.5 mm。显然, 当外侧含水层地下水水流速增加, EVOH 复合隔离墙外侧污染物累积总通量 CMF_w 也会相应上升。此外, EVOH 复合隔离墙的防污性能显著强于 HDPE 复合隔离墙。例如 $v_a=1 \times 10^{-7} \text{ m/s}$ 时, 采用 HDPE 和 EVOH 复合隔离墙时 CB 的 CMF_w 值分别为 727, 528 mg/m, 表明采用 EVOH 土工膜复合隔离墙对 CB 的阻隔效率比采用 HDPE 土工膜高 27%; 而当污染物为 MTBE 时, EVOH 复合隔离墙的阻隔效率比 HDPE 复合隔离墙高 85%。

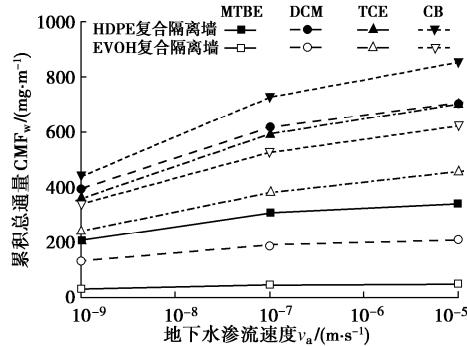


图 9 两种复合隔离墙外侧面累积总通量的比较

Fig. 9 Comparison of cumulative mass fluxes at outside of two kinds of CGCW

为了分析土工膜厚度的影响, 引入增厚土工膜效率值 R ,

$$R = \frac{\left| \text{CMF}_{w,T_g=3\text{mm}} - \text{CMF}_{w,T_g=1.5\text{mm}} \right|}{\text{CMF}_{w,T_g=1.5\text{mm}}} \times 100\% , \quad (23)$$

式中, $\text{CMF}_{w,T_g=3\text{mm}}$ 和 $\text{CMF}_{w,T_g=1.5\text{mm}}$ 表示土工膜为 3, 1.5 mm 时复合隔离墙 50 a 内的累积总通量。图 10 表示增厚土工膜对复合隔离墙性能的影响。可以发现外侧含水层流速对增厚土工膜效率值的影响很小。此外, 对于不同的污染物, 增厚 HDPE 土工膜对复合隔离墙性能的提升效果存在显著差异。例如当 $v_a=1 \times 10^{-7} \text{ m/s}$ 时, 对于 MTBE, DCM, TCE 和 CB 这 4 种污染物, 增厚土工膜效率值分别为 33%, 18%, 9%, 12%, 说

明对于憎水性有机物, 增厚 HDPE 土工膜十分低效。当采用 EVOH 土工膜时, 增厚土工膜效率值显著可以达到 30%~50%。综上所述, 在复合隔离墙中采用 EVOH 土工膜时的防污效果显著优于采用 HDPE 土工膜。

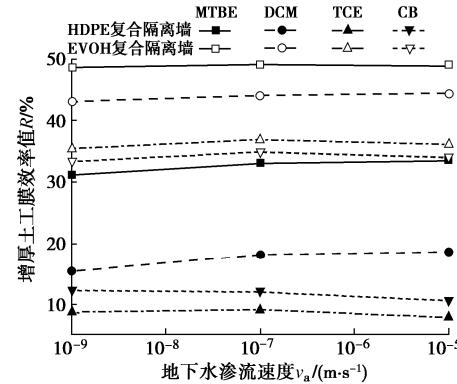


图 10 增厚土工膜对复合隔离墙性能的影响

Fig. 10 Effects of thickening geomembrane on performance of CGCW

3.3 隔离墙厚度及阻滞系数的影响

针对 HDPE 土工膜对憎水性有机物阻隔效果较差的特点, 除了改变土工膜位置、厚度及类别, 还可以通过改善隔离墙参数来提升复合隔离墙性能。本节选择 TCE 为目标污染物, 外侧含水层地下水水流速 v_a 为 $1 \times 10^{-7} \text{ m/s}$ 。假定隔离墙厚度 T_w 分别为 0.6, 0.9, 1.2 m, 阻滞分配系数 $K_{d,w}$ 分别为 0.52, 1.56, 4.68 mL/g, 土工膜设置在隔离墙中间位置。图 11 表示隔离墙厚度与阻滞分配系数对隔离墙性能的影响。可以发现, 随着墙厚 T_w 增大, 复合隔离墙防污性能显著增强例如: $K_{d,w}=0.52 \text{ mL/g}$ 时, T_w 为 0.9, 1.2 m 时的累积总通量 CMF_w 比 T_w 为 0.6 m 时低 57.1%, 82.2%。尽管增大墙厚可以有效提升复合隔离墙的防污性能, 但是工程量和造价也会显著增加。

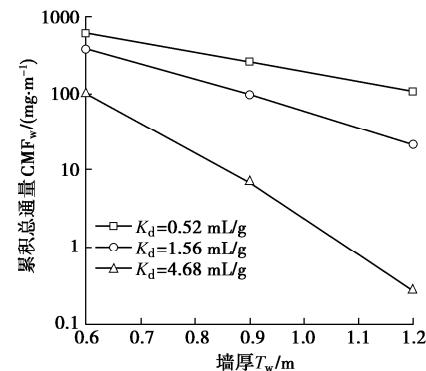


图 11 隔离墙厚度及阻滞系数的影响

Fig. 11 Effects of distribution coefficient and thickness of wall

同样地, 增加阻滞分配系数 $K_{d,w}$ 也会增强复合隔离墙防污性能。当 $T_w=0.6 \text{ m}$, $K_{d,w}$ 为 1.56, 4.68 mL/g

时的累积总通量 CMF_w 比 $K_{d,w}$ 为 0.52 mL/g 时低 36.7% 和 83.2%。这是由于增大阻滞分配系数 $K_{d,w}$ 将导致隔离墙的阻滞因子 R_d 增大, 进而提升隔离墙对污染物的吸附性能。因此, 隔离墙材料中添加改性材料可以有效降低复合隔离墙的设计厚度。

4 讨 论

由于土工膜复合隔离墙的渗透系数远低于周围土壤, 隔离墙外侧含水层中通常会形成水平向地下水渗流通道, 如图 1 所示。Zhan 等^[5]和 Peng 等^[6]均建立了有机污染物在复合隔离墙中的迁移模型, 他们分别假定外侧含水层中地下水极其活跃和不存在渗流。由于含水层中地下水水流速与地质条件及上下游水头差等密切相关, 上述假设均过于理想化, 限制了他们方法在工程实际中的应用。针对这一问题, 笔者建立了有机污染物在复合隔离墙-含水层中的迁移模型, 考虑切下地下水渗流速度的影响。通过图 3~11, 可以发现地下水水流速会显著影响污染物在复合隔离墙中的迁移, 并且会影响土工膜在复合隔离墙中的最佳设置位置。因此在进行复合隔离墙设计前, 应当掌握场地的土体类型、渗透系数及含水层长度等信息, 估算复合隔离墙外侧含水层地下水水流速。此外, 本模型也存在一定的局限性: ①本模型仅适用于穿越墙体的对流作用极其微弱的情况, 对于墙内侧水头远高于外侧的情况, 穿越墙体的对流作用无法忽略, 本模型及本文结论暂不适用, 今后需要对这一问题继续展开研究。②本模型只考虑了单一污染物的迁移, 但很多污染场地存在多种污染物共存的复合污染情况(如垃圾填埋场), 污染物之间可能存在竞争性吸附及相互反应等情况, 因此本文对于土工膜位置及厚度的设计建议仅适用于单一污染场地, 对于复合污染场地需要根据实际情况进行分析。③本模型假定隔离墙材料和含水层均质且各向同性, 但由于隔离墙的固结作用及含水层中存在不同类型的土层, 隔离墙材料和含水层应当是非均质的, 后续的研究中应当考虑这种情况。④含水层弥散度对计算结果有一定的影响, 本文采用经验公式估算, 弥散度取值除与尺度有关外, 还受土的类型、地下水水流速等影响, 实际工程设计中应尽可能进行现场示踪试验确定弥散度取值。

5 结 论

本文建立了有机污染物在复合隔离墙-含水层中迁移数值模型, 考虑污染物在复合隔离墙中的扩散作用及在含水层中的对流-弥散作用。该模型能够更准确地反映外侧含水层中地下水渗流对污染物在复合隔离

墙中迁移的影响, 对复合隔离墙设计和施工具有一定的指导意义。通过对含水层和复合隔离墙相关参数进行系统的分析, 得到 5 点结论。

(1) 外侧含水层中地下水水流速增加会加速污染物迁移, 进而导致复合隔离墙和含水层中污染物浓度降低以及复合隔离墙外侧界面污染物通量上升。当地下水渗流速度高于 $1 \times 10^{-5} \text{ m/s}$ 或低于 $1 \times 10^{-9} \text{ m/s}$ 时, 可以分别采用基于零浓度边界条件的解析模型(Zhan 的模型)和基于无对流含水层边界条件的解析模型(Peng 的模型)进行初步设计; 当流速处于 $1 \times 10^{-9} \sim 1 \times 10^{-5} \text{ m/s}$ 时, 只能采用数值方法进行分析。

(2) 复合隔离墙外侧界面污染通量随着含水层纵向弥散度增大而增加, 但地下水水流速高于 $1 \times 10^{-5} \text{ m/s}$ 时或低于 $1 \times 10^{-11} \text{ m/s}$ 时, 纵向弥散度的影响可以忽略。

(3) 不同 HDPE 土工膜位置情况下的复合隔离墙外侧界面累积总通量差异可达 10%~20%, 并且污染物类别和地下水水流速均会影响土工膜的最佳位置和最不利位置。对于亲水性有机物 MTBE 和 DCM, 土工膜宜设置在靠近内侧。对于憎水性有机物 TCE 和 CB, 当地下水渗流速度较快时($v_a \geq 1 \times 10^{-5} \text{ m/s}$), 建议将土工膜设置在中间位置; 当地下水渗流速度较慢时($v_a \leq 1 \times 10^{-9} \text{ m/s}$), 土工膜宜设置在靠近外侧。

(4) 采用 EVOH 土工膜时的复合隔离墙防污性能显著优于采用 HDPE 土工膜, 并且增厚 EVOH 土工膜对防污性能的提升效率也强于增厚 HDPE 土工膜。

(5) 增加隔离墙厚度及在隔离墙中添加提升吸附性能材料均能提升复合隔离墙的防污性能。

参 考 文 献:

- [1] 刘松玉, 詹良通, 胡黎明, 等. 环境岩土工程研究进展[J]. 土木工程学报, 2016, 49(3): 6~30. (LIU Song-yu, ZHAN Liang-tong, HU Li-ming, et al. Environmental geotechnics: state-of-the-art of theory, testing and application to practice[J]. China Civil Engineering Journal, 2016, 49(3): 6~30. (in Chinese))
- [2] 钱学德, 朱伟, 徐浩青. 填埋场和污染场地防污屏障设计和施工(下册)[M]. 北京: 科学出版社, 2017. (QIAN Xue-de, ZHU Wei, XU Hao-qing. Design and Construction of Protective Barriers for Waste Containments and Contaminated Sites [M]. Beijing: Science Press, 2017. (in Chinese))
- [3] ABDELAAL F B, ROWE R K, ISLAM M Z. Effect of leachate composition on the long-term performance of a HDPE geomembrane[J]. Geotextiles and Geomembranes,

- 2014, **42**(4): 348 – 362.
- [4] PARK M G, EDIL T B, BENSON C H. Modeling volatile organic compound transport in composite liners[J]. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 2012, **138**(6): 641 – 657.
- [5] ZHAN L T, ZENG X, LI Y C, et al. Analytical solution for one-dimensional diffusion of organic pollutants in a geomembrane-bentonite composite barrier and parametric analyses[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2014, **140**(1): 57 – 68.
- [6] PENG C H, FENG S J, ZHENG Q T, et al. A two-dimensional analytical solution for organic contaminant diffusion through a composite geomembrane cut-off wall and an aquifer[J]. *Computers and Geotechnics*, 2020, **119**: 103361.
- [7] QIAN X D, ZHENG Z H, GUO Z, et al. Applications of geomembrane cutoff walls in remediation of contaminated sites[C]// Proceedings of the 8th International Congress on Environmental Geotechnics Volume 2, 2019, Hangzhou. DOI:10.1007/978-981-13-2224-2_41.
- [8] THOMAS R W, KOERNER R M. Advances in HDPE barrier walls[J]. *Geotextiles and Geomembranes*, 1996, **14**(7/8): 393 – 408.
- [9] ROWE R K. Long-term performance of contaminant barrier systems[J]. *Géotechnique*, 2005, **55**(9): 631 – 678.
- [10] NEVILLE C J, ANDREWS C B. Containment criterion for contaminant isolation by cutoff walls[J]. *Groundwater*, 2006, **44**(5): 682 – 686.
- [11] ACAR Y B, HAIDER L. Transport of low-concentration contaminants in saturated earthen barriers[J]. *Journal of Geotechnical Engineering*, 1990, **116**(7): 1031 – 1052.
- [12] XIE H J, WANG S Y, CHEN Y, et al. An analytical model for contaminant transport in cut-off wall and aquifer system[J]. *Environmental Geotechnics*, 2020, **7**(7): 457 – 466.
- [13] CHEN Z L, FENG S J, CHEN H X, et al. Analytical solution for transport of degradable contaminant in cut-off wall and aquifer[J]. *Environmental Geotechnics*, 2019: 1 – 13.
- [14] DING X H, FENG S J, ZHENG Q T, et al. A two-dimensional analytical model for organic contaminants transport in a transition layer-cutoff wall-aquifer system[J]. *Computers and Geotechnics*, 2020, **128**: 103816.
- [15] USEPA. Engineering bulletin: slurry walls[R]. Washinton: Environmental Protection Agency, 1992: 1 – 8.
- [16] SHACKELFORD C D, MOORE S M. Fickian diffusion of radionuclides for engineered containment barriers: diffusion coefficients, porosities, and complicating issues[J]. *Engineering Geology*, 2013, **152**(1): 133 – 147.
- [17] ZHENG C, BENNETT G D. *Applied Contaminant Transport Modeling*[M]. New York: Wiley-Interscience, 2002.
- [18] GELHAR L W, WELTY C, REHFELDT K R. A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers[J]. *Water Resources Research*, 1992, **28**(7): 1955 – 1974.
- [19] SANGAM H P, ROWE R K. Migration of dilute aqueous organic pollutants through HDPE geomembranes[J]. *Geotextiles and Geomembranes*, 2001, **19**(6): 329 – 357.
- [20] MCWATTERS R S, ROWE R K. Diffusive transport of VOCs through LLDPE and two coextruded geomembranes[J]. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 2010, **136**(9): 1167 – 1177.
- [21] GILLHAM R W, ROBIN M J L, DYTYNYSYHN D J, et al. Diffusion of nonreactive and reactive solutes through fine-grained barrier materials[J]. *Canadian Geotechnical Journal*, 1984, **21**(3): 541 – 550.
- [22] ROWE R K, BADV K. Chloride migration through clayey silt underlain by fine sand or silt[J]. *Journal of Geotechnical Engineering*, 1996, **122**(1): 60 – 68.
- [23] YAWS C L. *Handbook of transport property data, viscosity, thermal conductivity, and diffusion coefficients of liquids and gases. Library of physico-chemical property data*[M]. Houston: Gulf Publishing, 1995.
- [24] DEVLIN J F, PARKER B L. Optimum hydraulic conductivity to limit contaminant flux through cutoff walls[J]. *Ground Water*, 1996, **34**(4): 719 – 726.
- [25] EUN J, TINJUM J M, BENSON C H, et al. Comparison of volatile organic compound transport in composite liners with HDPE and ethylene-vinyl alcohol co-extruded geomembranes[J]. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 2017, **143**(6): 4017010.
- [26] MCWATTERS R S, ROWE R K. Barrier permeation properties of EVOH thin-film membranes under aqueous and non-aqueous conditions[J]. *Geotextiles and Geomembranes*, 2018, **46**(4): 529 – 541.