

考虑吸附历史的污染物迁移过程及滞后特征研究

张鹏远¹, 孟泽阳², 白冰²

(1. 北京住总集团有限责任公司, 北京 100101;

2. 北京交通大学 土木建筑工程学院, 北京 100044)

摘要: 为了更好探究污染物在土壤中的迁移规律, 明确土壤的吸附-解吸附机理, 在非线性非均衡模型的基础上考虑多孔介质非原始吸附时吸附能力的衰减, 建立考虑吸附历史效应的吸附-解吸附模型进行研究。首先对该模型中初始吸附过程衰减参数、解吸过程衰减参数以及解吸比的影响效应进行分析, 再对比分析吸附历史模型、非线性非均衡模型和线性非均衡模型的数值计算结果。结果表明: 吸附历史模型的峰值浓度在各个位置处都为最高, 其次是非线性非均衡模型, 浓度峰值最低的是线性非均衡模型。吸附历史模型的吸附能力最弱, 非线性非均衡模型次之, 线性非均衡模型吸附能力最强; 随着距离与时间的增加, 三种模型的浓度差距会越来越大, 而吸附历史模型的浓度峰值时刻出现最早, 非线性非均衡模型次之, 峰值时刻出现最晚的是线性非均衡模型。利用悬浮颗粒穿透土柱试验结果与数值模拟结果进行对比分析, 结果吻合较好, 说明所提出的模型能更好地反应实际污染物的迁移情况。

关键词: 污染物; 吸附-解吸附模型; 吸附衰减; 控制方程; 数值分析

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1672-1144(2024)01-0205-08

Pollutant Migration Process and Hysteresis Characteristics Considering Adsorption History

ZHANG Pengyuan¹, MENG Zeyang², BAI Bing²

(1. Beijing Uni.-Construction Group Co., Ltd., Beijing 100101, China;

2. School of Civil Engineering, Beijing Jiaotong University, Beijing 100044, China)

Abstract: A adsorption-desorption model considering the attenuation of adsorption capacity during non-equilibrium flow in porous media was established based on the nonlinear non-equilibrium model. Firstly, the effects of attenuation parameters for initial adsorption and desorption processes, as well as the desorption ratio were analyzed. Secondly, the numerical calculations of the adsorption history model, nonlinear non-equilibrium model, and linear non-equilibrium model were compared and analyzed. The results show that the peak concentration of the adsorption history model is the highest at each position, followed by the nonlinear non-equilibrium model, and the peak concentration of the linear non-equilibrium model is the lowest. The adsorption capacity of the adsorption history model is the weakest, followed by the nonlinear non-equilibrium model, and the adsorption capacity of the linear non-equilibrium model is the strongest. With the increase of distance and time, the concentration difference among the three models will become larger. The peak concentration of the adsorption history model appears earliest, followed by the nonlinear non-equilibrium model, and the peak concentration of the linear non-equilibrium model appears latest. Finally, the comparison and analysis of suspended particle breakthrough experiments and numerical simulation results are carried out, and the results are in good agreement, indicating that the proposed model can better reflect the migration of actual pollutants.

Keywords: pollutant; adsorption-desorption model; adsorption attenuation; control equation; numerical analysis

为了防治、治理土壤污染造成的危害^[1-3],更好的保护人类赖以生存的自然环境,需要清楚的了解污染物在土壤中迁移的机理^[4-6]。污染物在土壤中的迁移受到渗流速度、弥散条件、土壤吸附能力、化学因素、生物因素等诸多条件的影响^[7-9],其中土壤的吸附作用对污染物的迁移影响较大,吸附作用也是治理污染的有效手段^[10-12],越来越多的学者开展了对土壤吸附特性的研究。由于土壤性质复杂,土壤的吸附机理也十分复杂,土壤在具有吸附能力的同时,也有一定的解吸附特性^[13],为了更好地探究污染物在土壤中的迁移规律,需要进一步明确土壤的吸附-解吸附机理。

关于污染物在土壤等多孔介质中运移机理的研究已经取得了许多成果^[14-16]。李华伟等^[17]研究了循环浓度条件下污染物在多孔介质中的迁移过程,通过 Laplace 变换和 Fourier 变换及其逆变换得到控制方程的解析解,使用积分方法扩展到半无限空间研究。郭志光等^[18]基于稳态情形下的解析解,得到了污染物浓度与渗流速度呈非稳态情形下的近似解,对阻滞因子和穿透曲线进行了讨论分析。张志红等^[19]考虑土体的固结变形特点,结合 Biot 固结理论和污染物运移理论,提出了污染物在变形多孔介质中的迁移模型,得到解析解,并与实测数据进行比较,验证了模型的正确性。饶为国等^[20]考虑填埋场中污染物浓度随时间增加而衰减的情况,建立了一维控制方程,并根据该模型研究探讨了不同土壤类型下污染物的运移规律。Wang 等^[21]通过对污染源的研究,提出了一种短时脉冲污染源,据此建立了污染物迁移模型,计算得到了污染物在多孔介质中的迁移及沉积特性。Dahaghi^[22]推导得到了一种新的污染物迁移的数学模型,该模型考虑了颗粒的复杂运移过程,并且该模型对参数的变化适应性更好。

多孔介质对污染物的吸附作用,学者们开展了相关研究^[23]。基于均衡吸附和非均衡吸附建立了迁移模型。Leij 等^[24]研究了均衡吸附时多孔介质中的污染物运移规律,建立了半无限方程,通过 Laplace 及 Fourier 变换得到了单向稳定渗流场的解析解。Jaiswal 等^[25]建立了非均匀流非均匀介质与均匀流均匀介质两种对流扩散模型,使用 Laplace 变换及逆变换方法得到了两种模型的解析解,并分别设置了均匀脉冲与非均匀脉冲。Gureghian 等^[26]考虑了多层均匀土体情况下,非饱和反应性溶质流的污染物扩散情况,建立了相应的模型并得到相应的解析解。基于线性吸附和非线性吸附建立了迁移模

型。罗琦等^[27]通过模拟发现在等温非线性平衡吸附模型下土体各点处污染物浓度大于等温线性平衡吸附模型结果,在分析污染物在吸附能力较强的粘性土中迁移或吸附性较强的金属离子在多孔介质中的迁移问题时,选择线性吸附模型更符合实际,否则会造成计算结果偏大。Bosma 等^[28]分析了污染物在线性吸附土层和非线性土层中的迁移特点,设置污染源为反应性溶质,并得到相应的解析解。Rowe 等^[29]提出了一种考虑竖直方向和水平方向的二维有限层计算方法,并且在线性平衡吸附情况下,得到了层状土体的迁移规律。

以上吸附模型研究均只针对吸附作用,并未考虑到吸附-解吸作用。同时,吸附历史^[30]对吸附能力存在较大影响。因此,本文基于非线性非均衡模型,考虑多孔介质非原始吸附时吸附能力的衰减,建立考虑吸附历史效应的吸附-解吸模型进行研究。

1 理论模型和数值方法

1.1 理论模型

当污染物迁移控制方程中的源汇项考虑吸附-解吸附作用,并且传播介质为饱和和多孔介质时,控制方程可表示为:

$$\begin{cases} \frac{\partial C}{\partial t} = \nabla \cdot \left(\frac{D}{R} \cdot \nabla C - \frac{v}{R} C \right) \\ R = \frac{\rho_b}{n} k_{NF} + 1 \end{cases} \quad (1)$$

式中: C 为污染物在多孔介质中的浓度, $[\text{ML}^{-3}]$; t 为时间, $[\text{T}]$; D 为水动力弥散系数张量, $[\text{L}^2\text{T}^{-1}]$; R 为阻滞因子; v 为渗透速度, $[\text{LT}^{-1}]$; ρ_b 为多孔介质的体积干密度, $[\text{ML}^{-3}]$; n 为多孔介质孔隙率; k_{NF} 为分配系数(或称平衡系数)。

多孔介质存在着吸附能力限制,即存在最大吸附浓度,并且当多孔介质发生吸附作用后,相对于未发生吸附作用的干净多孔介质,其吸附能力会有所变化^[31-32],即需要考虑多孔介质的吸附历史作用^[30,33],为表示该过程,使用或作为判断依据:

$$k_{NF} = \begin{cases} k_d \cdot e^{-\beta_1 \frac{C}{C_l}} & (\text{初始吸附}) \\ k_r \cdot e^{-\beta_2 \frac{C}{C_p}} & (\text{解吸与非原始吸附}) \end{cases} \quad (2)$$

式中: k_d 为吸附分配系数, $[\text{L}^3\text{M}^{-1}]$; k_r 为解吸分配系数, $[\text{L}^3\text{M}^{-1}]$; β_1 为初始吸附过程衰减参数; β_2 为解吸过程衰减参数; C_l 为单位浓度, $[\text{MM}^{-1}]$; C_p 为下降前达到的最大浓度, $[\text{MM}^{-1}]$ 。

则污染物迁移的一维控制方程为:

$$\begin{cases} \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D_x}{R} \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{v_x}{R} \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \\ R = 1 + \frac{\rho_b}{n} \cdot k_{NF} \end{cases} \quad (3)$$

式中: D_x 为 x 方向的水动力弥散系数张量, [L^2T^{-1}]; v_x 为 x 方向的渗透速度, [LT^{-1}].

某点浓度变化引起的吸附-解吸图如图 1 所示,横坐标表示注入浓度 C ,纵坐标表示吸附浓度 C_d 。曲线 $O \rightarrow B \rightarrow A$ 为初始吸附曲线,平衡系数 k_{NF} 的值为 $k_d \cdot e^{-\beta_1 \frac{C}{C_p}}$,并且浓度增加,该值减小,说明吸附速率减小。因此,模型存在最大的吸附浓度,即 $C_{d,max}$ 。曲线 $B \rightarrow C$ 为解吸曲线,平衡系数 k_{NF} 的值为 $k_r \cdot e^{-\beta_2 \frac{C}{C_p}}$,浓度减小,该值增大,并且大小与下降前的最大浓度 C_p 相关。曲线 $C \rightarrow B$ 为再吸附曲线,当浓度值未超过之前的浓度峰值时,吸附过程沿解吸过程反向进行,与初始吸附相比吸附能力减弱,表明该模型与多孔介质的吸附历史相关。

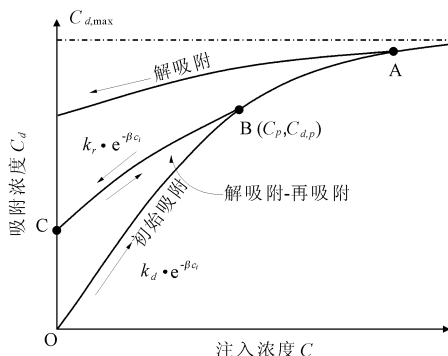


图 1 某点浓度变化引起的吸附-解吸过程

1.2 数值模型

在 COMSOL Multiphysics 5.4 中创建一维模型,添加“多孔介质稀物质传递”物理场和“域常微分和微分代数方程”数学场,选择研究方式为瞬态研究。完成文件的建立后,需要完成全局定义与几何模型创建,具体操作如下:

(1) 在“全局定义”中设置“参数”。在“参数”选项中创建参数并赋值,主要参数如表 1。

表 1 模型参数

ρ_b /($g \cdot cm^{-3}$)	L /cm	r /cm	n	α_x /cm	u_0 /($cm \cdot s^{-1}$)	k_d /($m^3 \cdot g^{-1}$)	l	β_1	β_2
2.65	30	4.0	0.451	0.9	0.15	0.1	0.5	0.02	0.02

(2) 设置浓度函数。在“全局定义”中添加“分段函数”,函数区间为 $0 \sim 240$ s。为便于说明浓度增

大以及减小对吸附-解吸过程的影响机制,将注入的污染源简单概化为三角函数分布,也比较符合工程中的浓度变化趋势^[34]。输入函数表达式“ $\cos(2\pi/60 \times t) + 1$ ”。

(3) 创建几何模型。在“几何”选项中添加“线段间隔”,指定为坐标设置,坐标源设定表格,在表格中输入坐标值 0 和 L ,即创建了 30 cm 长的线段。添加三个“点”选项,距离分别 5 cm、10 cm、20 cm,设置三点来方便进行后处理,形成几何模型。

2 参数变化影响分析

基于表 1 中的基础参数,对衰减参数 β_1 、 β_2 和解吸比进行不同数值下的数值计算,分析其它三个参数变化对 30 cm 处浓度及穿透率的影响,见图 2。

浓度变化图 2 横坐标 t_p 表示由时间坐标系转换到孔隙体积坐标系后的时刻值,即:

$$t_p = \frac{v_x \cdot n \cdot S \cdot t}{V_0} \quad (4)$$

式中: S 为渗流横截面积, [L^2]; V_0 为流入污染物的体积, [L^3].

浓度变化图 2(a) 纵坐标 C_R 为相对浓度,表示为:

$$C_R = \frac{V_0}{m_0} \cdot C \quad (5)$$

式中: m_0 为流入污染物总质量, [M].

污染物穿透图 2(b) 纵坐标为穿透率 M_R ,表示为:

$$M_R = \frac{\int_0^t C \cdot v_x \cdot n \cdot S \cdot dt}{m_0} \quad (6)$$

2.1 衰减参数 β_1 变化

衰减参数 β_1 变化结果如图 2 所示,由图 2(a) 可知,在 β_1 为 0.02 时,浓度峰值为 0.737,峰值时刻为 1.935; β_1 为 0.05 时,浓度峰值为 0.742,峰值时刻为 1.93; β_1 为 0.5 时,浓度峰值为 0.787,峰值时刻为 1.865; β_1 为 1 时,浓度峰值为 0.811,峰值时刻为 1.815。可以看出 β_1 的变化只影响了模型浓度增加的阶段,即模型产生吸附反应的过程,并且 β_1 的值越大,峰值浓度越高,峰值时刻越早,说明吸附能力有所降低。当该参数值较小,范围为 0.02 ~ 0.05 时在浓度变化图中几乎重合,浓度变化不大, β_1 范围为 0.5 ~ 1 时浓度变化较大。对不同模型的穿透率进行比较,可以更直观的表现不同模型的吸附能力,最终穿透率越高代表吸附能力越弱。由图 2(b) 可知,由穿透率同样可以看出吸附能力的变化情况。 β_1 为 0.02 时,最大穿透率为 81%,穿透结束时刻为 3.07;

β_1 为 0.05 时,最大穿透率为 81%,穿透结束时刻为 2.955; β_1 为 0.5 时,最大穿透率为 90%,穿透结束时刻为 2.975; β_1 为 1 时,最大穿透率为 97.2%,穿透结束时刻为 2.945。随着 β_1 的增加,最终穿透率增加,穿透结束时刻提前,表明吸附能力增加。 β_1 对于穿透完成时刻影响不大,完成时刻应主要受渗流速度的影响。

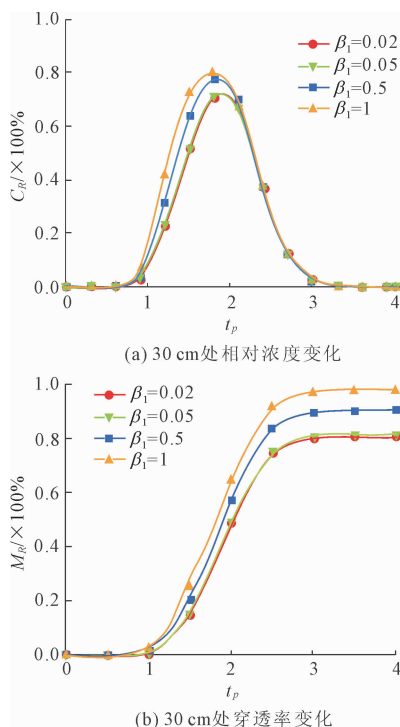


图 2 衰减参数 β_1 变化结果

2.2 衰减参数 β_2 变化

衰减参数 β_2 变化结果如图 3 所示,由图 3(a) 可知,在 β_2 为 0.02 时,浓度峰值为 0.738,峰值时刻为 1.935; β_2 为 0.05 时,浓度峰值为 0.737,峰值时刻为 1.935; β_2 为 0.5 时,浓度峰值为 0.731,峰值时刻为 1.919; β_2 为 1 时,浓度峰值为 0.725,峰值时刻为 1.89。与 β_1 的变化相反, β_2 的变化只影响了浓度减小的阶段, β_2 值增加,浓度峰值降低,浓度峰值时刻滞后,吸附能力有所提升,但是明显可以看出浓度变化较小, β_2 影响了污染物运移过程中解吸与非原始吸附。由于 β_2 的变化,穿透率也产生了变化,由图 3(b) 可知,在 β_2 为 0.02 时,最大穿透率为 81%,穿透完成时刻为 3.57; β_2 为 0.05 时,最大穿透率为 80%,穿透完成时刻为 3.6; β_2 为 0.5 时,最大穿透率为 78%,穿透完成时刻为 3.64; β_2 为 1 时,最大穿透率为 76%,穿透完成时刻为 3.66, β_2 增加会导致穿透率减小,穿透完成时刻滞后,表现出模型的吸附能

力增强。

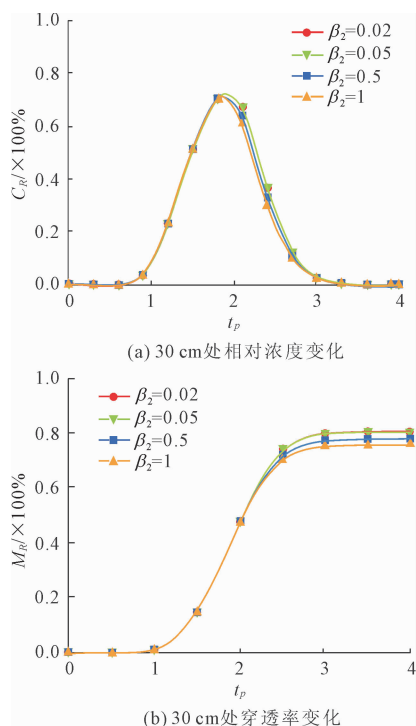


图 3 衰减参数 β_2 变化结果

2.3 解吸比变化

解吸比变化结果如图 4 所示,由图 4(a) 可知,随着解吸比 l 的减小,浓度峰值减小,浓度峰值提前,浓度峰值减小代表着吸附能力的增强,并且吸附能力的增加还导致了浓度峰值时刻提前,并且这种现象比非线性非均衡模型要明显。由图 4(b) 可知,当 l 为 1 时,最大穿透率为 100%,穿透结束时刻为 3.185;当 l 为 0.8 时,最大穿透率为 92%,穿透结束时刻为 3.115;当 l 为 0.5 时,最大穿透率为 80%,穿透结束时刻为 2.885;当 l 为 0.2 时,最大穿透率为 69%,穿透结束时刻为 2.735;当 l 为 0.1 时,最大穿透率为 65%,穿透结束时刻为 2.615。明显可以看出 l 为 1 时,模型没有真正的吸附能力,所以穿透率为 100%,随着 l 的增加,穿透率逐渐减小,穿透时刻滞后,说明吸附能力逐渐增强。

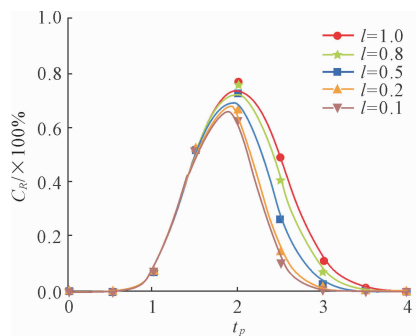
3 变浓度条件下的计算结果和分析

3.1 计算结果

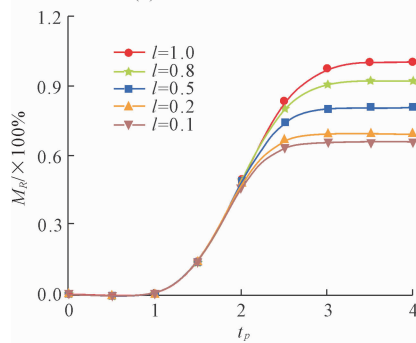
对模型进行数值分析,基本参数与前面一致,衰减参数 β_1 取值为 0.5^[35]。吸附历史模型各位置处相对浓度变化如图 5 所示,由图 5 可以看出,5 cm 处的浓度峰值为 1.055,峰值时刻为 1.045;10 cm 处的浓度峰值为 1.878,峰值时刻为 1.19;20 cm 处的浓度峰值为 0.783,峰值时刻为 1.56;30 cm 处的浓

度峰值为 0.737,峰值时刻为 1.935。随着距离的增加,浓度峰值降低,浓度峰值出现时刻滞后,符合污染物运移过程中的基本规律。具体的模型特点可通过与其他模型的对比得出。吸附历史模型各位置处穿透率变化如图 6 所示,由图 6 可以看出,0 处的最大穿透率为 100%,穿透完成时刻为 1;5 cm 处的最大穿透率 95%,穿透完成时刻为 1.59。在端部注入处全部穿透,并且穿透时刻为 1,表明模型符合基本规律。最终穿透率随着距离的增加而减小,说明模型有真正的吸附能力。

同,污染源设置相同,基本参数设置一致。三种模型相对浓度对比见图 7,由图 7(a)可以看出,吸附历史模型的峰值浓度在各个位置处都为最高,其次是非线性非均衡模型,浓度峰值最低的是线性非均衡模型。由于三个模型的对流项和弥散项相同,区别就在于吸附项,可以推测出浓度峰值越高,其吸附能力越弱,由此可见,吸附历史模型的吸附能力最弱,非线性非均衡模型次之,线性非均衡模型吸附能力最强,此结果与模型特点相吻合,吸附浓度会随着污染物浓度增加而不断增加,且没有上限。因此,在三个模型中线性非均衡模型吸附能力最强,峰值浓度最低。



(a) 30 cm 处相对浓度变化



(b) 30 cm 处穿透率变化

图 4 解吸比变化结果

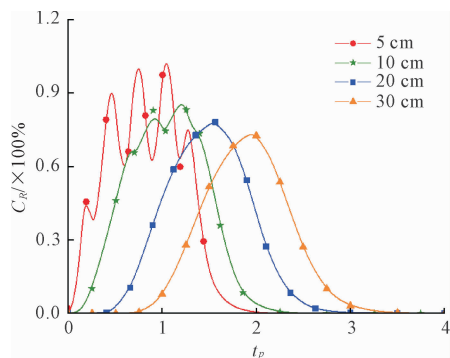


图 5 吸附历史模型不同位置处的相对浓度变化

3.2 一维模型数值解对比

由于线性均衡模型没有真正的吸附能力,因此只对线性非均衡模型^[35]、非线性非均衡模型^[36]和吸附历史模型进行比较。三个模型的边界条件相

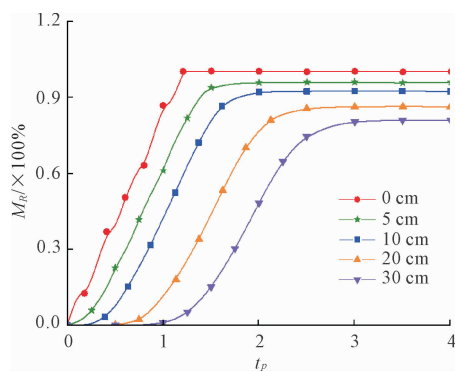
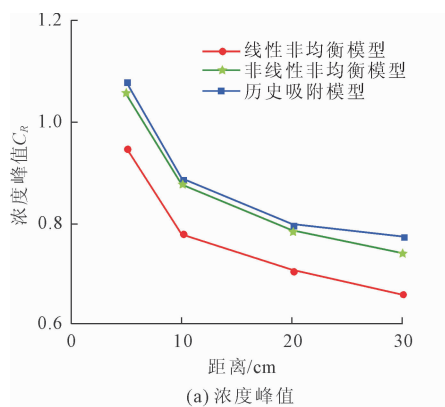
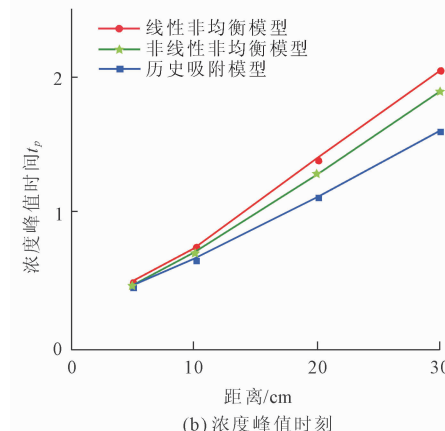


图 6 吸附历史模型不同位置处的穿透率变化



(a) 浓度峰值



(b) 浓度峰值时刻

图 7 相对浓度对比

非线性非均衡模型有最大吸附浓度界限,峰值浓度相对线性非均衡模型有所提高。吸附历史模型在非线性非均衡模型的基础上考虑了多孔介质在完成初始吸附后吸附能力减弱的特点,可以分析出吸附历史模型的吸附能力弱于非线性非均衡模型,因此其峰值浓度最高。相较于线性非均衡模型和非线性非均衡模型之间的浓度峰值差距,非线性非均衡模型与吸附历史模型的差距更小,随着距离的增加,浓度峰值的差距呈现越来越大的趋势,符合模型的基本规律,随着距离与时间的增加浓度差距会越来越大。

对于浓度峰值出现的时刻,在测点距离较短时,差距较小,随着距离的增加差距越来越大。由图 7 (b)可以看出,吸附历史模型的浓度峰值时刻出现最早,其次是非线性非均衡模型,峰值时刻出现最晚的是线性非均衡模型。同样从吸附能力的角度分析,可以得出与之前一样的结论,线性非均衡模型的吸附能力最强,因此污染物传递过程中受阻最大,导致浓度出现时刻滞后,并且这种现象会随着距离的增加越来越明显。非线性非均衡模型的吸附能力较弱,污染物传递受阻较小,峰值出现时刻提前。吸附历史模型的吸附能力最弱,因此峰值时刻是最早的。

三种模型最大穿透率及穿透时刻见图 8。由图 8(a)可以看出,线性非均衡模型最终穿透率最小,吸附能力最强,其次是非线性非均衡模型,最终穿透率较大,吸附能力较弱。最终穿透率最大的是吸附历史模型,其吸附能力最弱。三种模型的穿透率都随着距离的增加而减小,线性非均衡模型和非线性非均衡模型的减小趋势为线性,而吸附历史模型明显呈现非线性减小趋势,推测这种变化与模型的吸附特点相关,即由吸附历史导致的吸附能力减弱。

由图 8(b)可以看出,各模型的穿透完成时刻可以看出穿透时刻随着距离的增加而增加,在短距离时穿透时刻基本一致。吸附能力最弱的是吸附历史模型,但是它的穿透完成时刻并不是最早的,因此穿透完成时刻不能体现吸附能力的强弱。线性非均衡模型的穿透时刻最晚,变化趋势越来越小。吸附历史模型的穿透完成时刻滞后于非线性非均衡模型,且增加趋势越来越大,最终穿透时刻甚至会滞后于线性非均衡模型,非线性非均衡模型的穿透完成时刻最早。吸附历史模型的吸附能力虽然较弱,但是其吸附特点会导致穿透结束时刻滞后,并且随着渗透距离的增加该现象愈加明显。

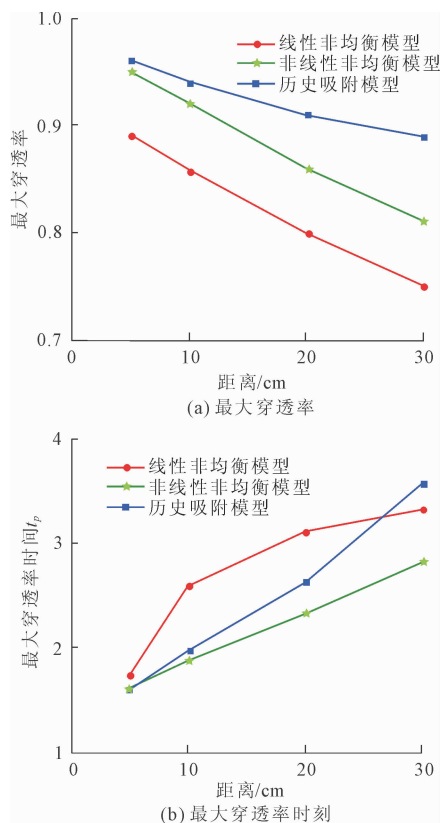


图 8 最大穿透率比较

三种模型不同位置处的浓度变化情况如图 9 所示,由图 9 可以看出模型之间的区别,吸附历史模型吸附最接近实际污染物运移规律,吸附能力最弱,峰值浓度最高,峰值出现时刻最早。非线性非均衡模型吸附能力居中,该模型的缺点在于没有考虑污染物运移过程中浓度变化导致的多孔介质吸附能力减弱。

3.3 数值解与试验结果对比

结合参考文献[20]中的试验,试验多孔介质采用酸洗后的石英砂,主要粒径分布为:1.0 mm ~ 2.0 mm 占 26%, 2.0 mm ~ 3.5 mm 占 74%。所用悬浮颗粒为硅微粉,试验土柱孔隙率为 0.451, 填充水面高于试样顶面 1 cm ~ 2 cm, 确保试样为饱和试样。试验中调节蠕动泵至所需的流量速度,待渗流速度稳定后,一定时间 t 内将一定浓度 C 及体积 V_0 的悬浮颗粒注入土柱中,保证注入速度与渗流速度一致。使用浊度仪测定不同时刻穿透水流中悬浮颗粒的浊度,然后计算出穿透水流中悬浮颗粒的浓度 C 。

试验方案见表 2, 设置两个试验组, 主要区别在于注入浓度的不同。得到四组相应的试验结果, 参考试验完成后利用最小二乘法得到的参数值设置数值模型, 参考值见表 3。

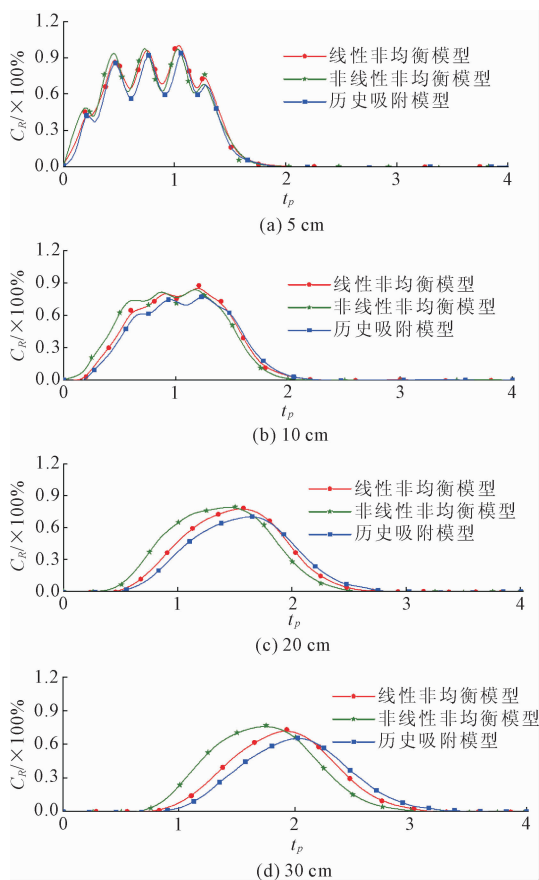


图 9 不同模型浓度变化对比

表 2 试验方案

试验编号	V_0 /ml	C /($\text{mg} \cdot \text{ml}^{-1}$)	t /s	v /($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$)
1	30	0.5	2	0.168, 0.332, 0.523
2	30	1	2	0.168, 0.332, 0.523

表 3 拟合结果

	试验 1			试验 2		
	v_1	v_2	v_3	v_1	v_2	v_3
α_x	0.514	0.533	0.532	0.460	0.507	0.515
K_d	0.103	0.106	0.090	0.093	0.093	0.070
l	0.512	0.349	0.154	0.419	0.244	0.130

将得到的参数值带入吸附历史模型中,并设置相同的浓度值、注入时间与渗流速度,通过计算得到浓度随时间的变化情况,将试验结果与数值计算结果进行对比,如图 10 所示。

通过对比可以看出,试验结果与数值模拟结果能够较好的吻合,说明吸附历史模型的数值模拟结果是正确的,能更好的反应实际情况中的污染物迁移情况。

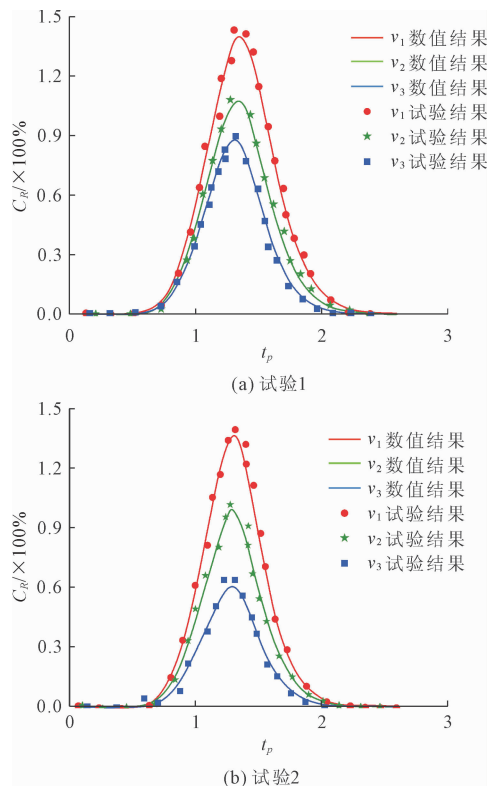


图 10 数值结果与试验结果对比

4 结 论

(1) 提出一个考虑吸附历史效应的吸附-解吸模型,该模型在非线性非均衡模型的基础上考虑了多孔介质非原始吸附时吸附能力的衰减。将数值解与试验数据进行对比分析,结果吻合较好,说明模型能更好的反应实际污染物的迁移情况。

(2) 吸附历史模型参数分析结果为 β_1 值越大,峰值浓度越高,峰值时刻越早。该参数值较小时,浓度变化不大,可见模型对于该范围的敏感性较弱, β_1 范围为 0.5~1 时浓度变化较大,模型的敏感性较强。 β_1 对于穿透完成时刻影响不大,完成时刻应主要受渗流速度的影响。 β_2 的变化只影响了浓度减小的阶段, β_2 值增加,浓度峰值降低,浓度峰值时刻滞后,吸附能力有所提升。 β_2 增加会导致穿透率减小,穿透完成时刻滞后,表现出模型的吸附能力增强。随着解吸比 l 的减小,浓度峰值减小,浓度峰值提前,随着解吸比 l 的增加,穿透率逐渐减小,穿透时刻滞后,说明吸附能力逐渐增强。

(3) 对线性非均衡模型、非线性非均衡模型和吸附历史模型进行比较发现,吸附历史模型的吸附能力最弱,非线性非均衡模型次之,线性非均衡模型吸附能力最强,随着距离与时间的增加浓度差距会

越来越大。吸附历史模型的浓度峰值时刻出现最早,其次是非线性非均衡模型,峰值时刻出现最晚的是线性非均衡模型。对不同模型的穿透率进行比较,可以更直观的表现不同模型的吸附能力,线性非均衡模型最终穿透率最小,吸附能力最强,其次是非线性非均衡模型,最终穿透率较大,吸附能力较弱。最终穿透率最大的是吸附历史模型,其吸附能力最弱。

参考文献:

- [1] 王靖伟. 环保法视野下的土壤污染防治对策分析[J]. 清洗世界, 2023, 39(9): 138-140.
- [2] 胡传侠, 刘丹蕾, 楼小洁. 农用地土壤污染治理与修复技术分析[J]. 资源节约与环保, 2023(9): 110-113.
- [3] 高伟. 土壤污染防治及修复措施分析[J]. 清洗世界, 2023, 39(9): 81-83.
- [4] 王曦, 崔娅茹, 甘治国, 等. 北疆供水工程主干渠突发水污染事故污染物运移扩散研究[J]. 水利与建筑工程学报, 2021, 19(1): 237-242.
- [5] 陈武, 李磊. 页岩改性粘土作为垃圾填埋场防渗衬垫试验研究[J]. 水利与建筑工程学报, 2013, 11(1): 97-101.
- [6] 郭宇, 陈伟伟. 城镇化屋面雨水径流污染物变化特征研究[J]. 水利与建筑工程学报, 2018, 16(2): 221-225.
- [7] 张建桥, 窦智, 张学羿. 多孔介质粒径变异系数对污染物运移的影响[J]. 地球科学, 2023, 48(9): 3444-3453.
- [8] 张玉斌, 郑粉莉, 曹宁. 近地表土壤水分条件对坡面农业非点源污染物运移的影响[J]. 环境科学, 2009, 30(2): 376-383.
- [9] 张丛志, 徐绍辉, 张佳宝. 多孔介质中多组分反应性溶质运移的研究进展[J]. 土壤, 2006(3): 242-248.
- [10] 李文文. 应用生物质炭的土壤有机污染物修复效果研究[J]. 环境科学与管理, 2023, 48(4): 76-80, 86.
- [11] 密静强, 陈远荣, 刘奕志, 等. 赤泥对废水中污染物的吸附性能研究进展[J]. 矿产与地质, 2021, 35(4): 786-791.
- [12] 刘娴, 闻洋, 赵元慧. 有机污染物土壤吸附预测模型及其影响因素[J]. 环境化学, 2013, 32(7): 1199-1204.
- [13] 胡婷婷, 陈家玮. 土壤中微塑料的吸附迁移及老化作用对污染物环境行为的影响研究进展[J]. 岩矿测试, 2022, 41(3): 353-363.
- [14] 黄紫琪, 黄璐, 高秀. 污染物在填埋场防渗衬垫系统中运移模型研究进展[J]. 冶金管理, 2020(7): 49-50, 137.
- [15] 高川博, 姜斌, 黄国强, 等. 土壤污染物溶质运移模型研究进展[J]. 环境保护科学, 2006(5): 44-46.
- [16] 代朝猛, 周辉, 刘曙光, 等. 地下水多孔介质中胶体与污染物协同运移规律研究进展[J]. 水资源与水利工程学报, 2017, 28(5): 15-23.
- [17] 李华伟, 白冰, 王梦恕, 等. 渗透作用下多孔介质中循环浓度污染物的迁移过程研究[J]. 岩土力学, 2015, 36(5): 1306-1312.
- [18] 郭志光, 白冰. 浓度及渗流速度变化时污染物运移过程的求解[J]. 中国环境科学, 2017, 37(2): 613-619.
- [19] 张志红, 李涛, 赵成刚, 等. 考虑土体固结变形的污染物运移模型[J]. 岩土力学, 2008(6): 1435-1439.
- [20] 饶为国, 张志红, 许照刚. 基于污染源浓度随时间衰减的土壤污染物运移模型[J]. 北京交通大学学报, 2011, 35(6): 102-106.
- [21] Wang H, Benamar A, Alem A, et al. Transport and deposition of suspended particles in saturated porous media: hydrodynamic effect[J]. Hydrogeology Journal, 2007, 15: 659-668.
- [22] Dahaghi A K, Gholami V, Moghadasi J. A novel workflow to model permeability impairment through particle movement and deposition in porous media[J]. Transport in Porous Media, 2011, 86(3): 867-879.
- [23] 张文杰, 黄依艺, 张改革. 填埋场污染物在有限厚度土层中一维对流-扩散-吸附解析解[J]. 岩土工程学报, 2013, 35(7): 1197-1201.
- [24] Leij F J, Toride N, Genuchten M. Analytical solutions for non-equilibrium solute transport in three-dimensional porous media[J]. Journal of Hydrology, 1993, 151(2-4): 193-228.
- [25] Jaiswal D K, Kumar A, Kumar N, et al. Analytical solutions for temporally and spatially dependent solute dispersion of pulse type input concentration in one-dimensional semi-infinite media[J]. Journal of Hydro-environment Research, 2009, 2(4): 254-263.
- [26] Gureghian A B, Ward D S, Cleary R W. Simultaneous transport of water and reacting solutes through multilayered soils under transient unsaturated flow conditions[J]. Water Resources Research, 1979, 41(3-4): 253-278.
- [27] 罗场, 蒲育. 2种吸附模型下非饱和土中污染物迁移规律分析[J]. 兰州工业学院学报, 2021, 28(4): 75-79.
- [28] Bosma W, Sjoerd E A T M, van der Zee. Analytical approximations for nonlinear adsorbing solute transport in layered soils[J]. Journal of Contaminant Hydrology, 1992, 10(2): 99-118.

析,主要考虑水深、流速对黄河鲤鱼生存的影响,得到黄河鲤鱼在不同时期生存的水深、流速适宜性指数曲线。

(2) 采用 River 2D 模型对选取河道进行水动力学模型和栖息地模型分析时,在最初阶段随着河道流量的增加,该河段的栖息地面积也随之增长,但当流量进一步增加时,可用栖息地面积反而随之减小,在考虑黄河鲤鱼栖息地条件的情况下,得到黄河花园口河段在鲤鱼产卵期最小生态流量为 $230 \text{ m}^3/\text{s}$,生长期最小生态流量为 $430 \text{ m}^3/\text{s}$,越冬期最小生态流量为 $150 \text{ m}^3/\text{s}$ 。

(3) 本次研究通过与 RVA 法对比分析可发现,生长期模型模拟结果略小于 RVA 计算结果,产卵期与越冬期模型结果要大于 RVA 计算结果,模拟结果总体差距较小,证明 River 2D 模型在计算鱼类保护情况下河道生态流量的可行性。

参考文献:

[1] Gleick P H. Basic water requirements for human activities: meeting basic needs[J]. *Water International*, 1996, 21(2):83-92.

[2] Petts G, Amoros C. *Fluvial Hydrosystems*[M]. Chapman & Hall, London,1996:263-278.

[3] 周世良. 浅谈“生态流量”[J]. *福建环境*,2000,17(2):2-3.

[4] Richter B D. How much water does a river need[J]. *Freshwater Biology*, 1997,32(2):231-249.

[5] 徐志侠,王浩,董增川,等. 河道与湖泊生态需水理论与实践[M]. 北京:中国水利水电出版社,2005.

[6] Boner M C, Furland L P. Seasonal treatment and variable effluent quality based on assimilative capacity[J]. *Jou-*

ranl (Water Pollution Control Federation), 1982, 54(10):1408.

[7] Tennant D L. Instream flow regimens for fish, wild life recreation and related environmental resources[J]. *Fisheries*, 1976,1(4):6-10.

[8] 冯宝平,张展羽,陈守伦. 生态环境需水量计算方法研究现状[J]. *水利水电科技进展*,2004,24(6):59-62,73.

[9] 张文鸽,黄强,蒋晓辉. 基于物理栖息地模拟的河道内生态流量研究[J]. *水科学进展*,2008,19(2):192-197.

[10] 钟华平,刘恒,耿雷华,等. 河道内生态需水估算方法及其评述[J]. *水科学进展*,2006,17(3):430-434.

[11] 杨志峰,于世伟,陈贺,等. 基于栖息地突变分析的春汛期生态需水阈值模型[J]. *水科学进展*,2010,21(4):567-574.

[12] 司源,王远见,任智慧. 黄河下游生态需水与生态调度研究综述[J]. *人民黄河*,2017,39(3):61-64,69.

[13] Peter Steffler, Julia Blackburn. River 2D two-dimensional depth averaged model of river hydrodynamics and fish habitat: introduction to depth averaged modeling and user's manual[R]. Canada:University of Alberta, 2002.

[14] 谭燕平,王玉蓉,李嘉,等. 雅砻江锦屏大河湾减水河段中鱼类栖息地模拟研究[J]. *水电能源科学*, 2011,29(3):40-43.

[15] 傅菁菁,黄滨,芮建良,等. 生境模拟法在黑水河鱼类栖息地保护中的应用[J]. *水生态学杂志*,2016,37(3):70-75.

[16] 张洪波. 黄河干流生态水文效应与水库生态调度研究[D]. 西安:西安理工大学,2009.

[17] 张文鸽. 黄河干流水生态系统健康指标体系研究[D]. 西安:西安理工大学,2008.

(上接第 212 页)

[29] Rowe R K, Booker J R. Modelling of two-dimensional contaminant migration in a layered and fractured zone beneath landfills[J]. *Canadian Geotechnical Journal*, 2011,28(3):338-352.

[30] Bai B, Rao D, Chang T, et al. A nonlinear attachment-detachment model with adsorption hysteresis for suspension-colloidal transport in porous media[J]. *Journal of Hydrology*, 2019,578:124080.

[31] Rai U N, Sinha S. Distribution of metals in aquatic edible plants: *trapa natans* (roxb). *makino* and *ipomoea aquatica* forsk [J]. *Environmental Monitoring and Assessment: An International Journal*, 2001,70(3):241-252.

[32] Zhang S, Liu C, Luan Z, et al. Arsenate removal from aqueous solutions using modified red mud[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008,152(2):486-492.

[33] Bai B, Li H, Xu T, et al. Analytical solutions for contaminant transport in a semi-infinite porous medium using the source function method[J]. *Computers & Geotechnics*, 2015,69:114-123.

[34] 仵彦卿. 多孔介质渗流与污染物迁移数学模型[M]. 北京:科学出版社,2012.

[35] 郭志光. 多孔介质中的水-热作用效应及污染物迁移特征研究[D]. 北京:北京交通大学,2018.

[36] 常涛. 悬浮物质与饱和石英砂的非线性吸附-解吸特性试验研究[D]. 北京:北京交通大学,2020.