

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2022.01.018

刘朋超, 武文培, 冉睿予, 等. 基于保护水环境的场地地下水风险评估模拟应用研究. 土壤, 2022, 54(1): 136–144.

## 基于保护水环境的场地地下水风险评估模拟应用研究<sup>①</sup>

刘朋超<sup>1,2</sup>, 武文培<sup>2</sup>, 冉睿予<sup>2</sup>, 韩璐<sup>2</sup>, 赵迎新<sup>1</sup>, 陈梦舫<sup>2\*</sup>, 顾明月<sup>3</sup>, 李婧<sup>2</sup>

(1 天津大学环境科学与工程学院, 天津 300350; 2 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所), 南京 210008; 3 南京凯业环境科技有限公司, 南京 210008)

**摘要:** 以江苏省某溶剂化工场地为例, 利用英国污染地块水文地质风险评估模型研究了该场地地下水污染物对场地内及周边环境的影响。比较了稳态和非稳态地下水溶质迁移模型(Ogata Banks、Domenico、Time variant Domenico)对污染物在自然衰减条件下从污染源向场地边界迁移过程模拟。结果表明: 该场地的地下水中苯、乙苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、氯仿超过了地下水质量 III 类标准, 但场地内污染物对场地边界地下水的潜在环境风险基本可以忽略。Ogata Banks 与 Domenico 模型对于污染物在含水层的自然衰减下的迁移模拟表明污染物在 30 m 内的迁移过程中浓度下降较快, 在 30 m 外的迁移过程中污染物的浓度较低且衰减不明显。Domenico 模型计算较为简洁, 在风险评估中具有较强的适用性; 敏感性分析表明合规点至污染源距离  $x$ 、含水层容重  $\rho$ 、含水层孔隙度  $n$ 、有机碳含量  $f_{oc}$ 、有机碳分配系数  $K_{oc}$ 、水力传导系数  $K$ 、水力梯度  $i$  均影响污染物在含水层的自然衰减迁移过程, 通过精细化水文地质调查获取上述参数将有助于提高风险评估结果的精确度。

**关键词:** 迁移模拟; 合规点; Ogata Banks 模型; Domenico 模型; 敏感性分析

中图分类号: X523 文献标志码: A

## Modelling Application for Contaminated Land Groundwater Risk Assessment Based on Prospection of Water Environment

LIU Pengchao<sup>1,2</sup>, WU Wenpei<sup>2</sup>, RAN Ruiyu<sup>2</sup>, HAN Lu<sup>2</sup>, ZHAO Yingxin<sup>1</sup>, CHEN Mengfang<sup>2\*</sup>, GU Mingyue<sup>3</sup>, LI Jing<sup>2</sup>

(1 School of Environment Science and Engineering, Tianjin University, Tianjin 300350, China; 2 key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3 Nanjing Kaiye Environmental Technology Co., Ltd., Nanjing 210008, China)

**Abstract:** Taking a solvent contaminated site in Jiangsu Province as a case study, the impact of groundwater contamination on the surrounding groundwater was studied by using hydrogeological risk assessment model for land contamination in the UK. The contaminants migration process from source to site boundary can be simulated under the conditions of natural attenuation. The simulation results of the groundwater solute transport using Ogata Banks, Steady-state Domenico and Time variant Domenico models were compared. The results showed that the concentrations of benzene, ethylbenzene, chlorobenzene, 1,2-dichlorobenzene, 1,4-dichlorobenzene, and chloroform exceeded the III grade of the groundwater quality standard, but the groundwater surrounding the site has negligible environmental risk. The Ogata Banks and Domenico models' simulation of the migration of contaminants under the natural attenuation of the aquifer showed that the concentration of contaminants decreased rapidly during the migration process within 30 m, and the concentration of pollutants was low and the attenuation was not obvious during the migration process outside 30 m. The Domenico model is relatively simple and advantageous in the application of risk assessment. Sensitivity analysis showed that the hydrogeological parameters, such as migration distance ( $x$ ), aquifer bulk density ( $\rho$ ), aquifer porosity ( $n$ ), organic carbon content ( $f_{oc}$ ), organic carbon distribution coefficient ( $K_{oc}$ ), hydraulic conductivity ( $K$ ), and hydraulic gradient ( $i$ ), could affect the natural attenuation migration process of contaminants in the aquifer, thus to improve the accuracy of risk assessment results, the abovementioned parameters need to be obtained through refined hydrogeological investigation.

**Key words:** Migration simulation; Point of compliance; Ogata Banks model; Domenic model; Sensitivity analysis

①基金项目: 国家重点研发计划纳米科技重点专项(2017YFA0207000)资助。

\* 通讯作者(mfchen@issas.ac.cn)

作者简介: 刘朋超 (1992—), 男, 河北邢台人, 硕士研究生, 主要从事污染场地氯苯类有机物迁移的研究。E-mail: liu827305651@163.com

近年来,随着我国城市化进程“退二进三”和“产业转移”政策落实步伐的加快,重污染行业大批关闭和搬迁,导致城市及其周边遗留大量污染地块。化工、农药厂是长三角地区一类典型的有机污染场地,具有数量多、污染程度高、污染类型复杂等特点。据文献报道,我国由工业企业搬迁而废弃遗留下来的“棕地”超过 50 多万块<sup>[1]</sup>,其中包括大量的化工行业污染场地,进而导致大量化工污染物进入土壤和地下水,对当地生态和人居健康造成严重威胁<sup>[2]</sup>。氯代有机污染物是此类场地地下水中一类代表性污染物,其易向下迁移并在含水层底部形成重质非水相液体(dense non-aqueous phase liquid, DNAPL),例如氯苯类有机物能够在低渗透性的黏土介质中向下迁移到较深地层<sup>[3]</sup>,导致地下水持续污染,对地下水环境产生潜在风险。因此,亟需开展我国场地地下水有机污染风险管控研究。

目前我国已经开展了一些基于保护人体健康的地下水风险评估研究<sup>[4-7]</sup>,但是对保护水环境质量的重视不足。地下水污染具有隐蔽性、累积性和流动性特点<sup>[8]</sup>,长期存在必然对场地周边地下水环境产生负面影响,因此应针对保护水环境质量开展地下水风险评估研究。地下水数值模型是一种预测地下水污染物溶质迁移的常见模型,国外利用对流弥散模型预测含水层污染物迁移的相关研究较多<sup>[9]</sup>,也有研究者在此

基础上考虑吸附及生物降解等自然衰减过程<sup>[10-11]</sup>。国内对于污染物迁移模型的研究开展相对较晚<sup>[12]</sup>,目前有研究者考虑污染物在含水层的吸附及生物降解对迁移模型进行了改进<sup>[13-14]</sup>,但该模型对场地的特征参数和数据信息要求往往较高<sup>[15-16]</sup>。国内外关于污染物在含水层中的迁移研究多集中于数值模型,关于解析模型的研究报道较少。英国水文地质风险评估(Hydrogeological Risk Assessment for Land Contamination)模型(简称 P20 模型)是一种求解污染物在含水层迁移过程浓度变化的解析模型,开发于 1996 年,发展较为成熟,特别对于小尺度范围污染场地的风险评估具有较强适用性,是定量评估地下水环境风险的重要工具<sup>[17]</sup>。此外,美国 RBCA 模型(Risk-based Correction Action Tool Kit)对地下水溶质迁移风险的模拟同样借鉴了英国的 P20 模型<sup>[18]</sup>。本研究以江苏省某溶剂化工场地为例,利用 P20 模型模拟地下水有机污染物的迁移趋势,以期为保护场地周边水环境质量提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究场地为江苏某溶剂化工厂,占地面积约 85 476 m<sup>3</sup>。如图 1 所示,该厂区主要包括 6 个区域:制造车间、填料车间、办公楼、污水处理厂、杀虫剂生

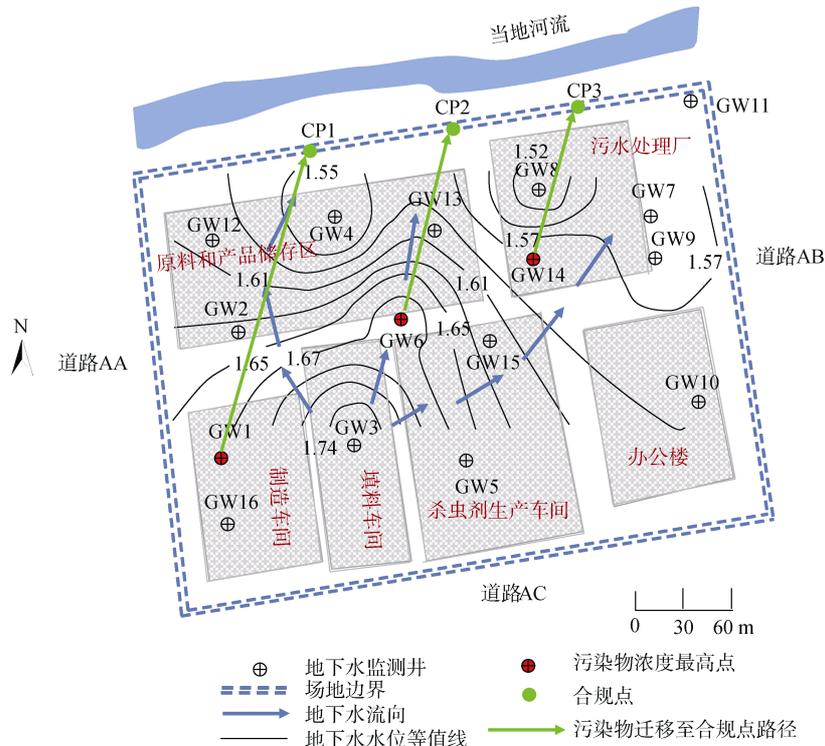


图 1 场地历史布局和地下水监测井及流场图

Fig. 1 Site layout showing groundwater sampling locations and groundwater flow field

生产车间、原料产品储存区。生产成品涉及的工艺原辅料包括苯、乙苯、氯苯、氯仿等,通过罐装密封储存在原料和产品储存区;而制造车间、填料车间及杀虫剂生产车间是农药生产活动的主要区域,主要生产包括甲胺磷类农药、氯碱、醚醛等化工产品。现场踏勘过程中,制造车间、生产车间及原料产品储存区内均闻到刺鼻的气味。在产品长期生产及储存过程中,原料及产品存在跑冒滴漏现象,可能造成场地地下水污染。场地的西南方向紧邻村庄,东北方向有一条河流。目前该场区周围无其他企业,主要人群分布在场地西南方的村庄内。

场地的水文地质概念模型如图 2 所示,场地内地层结构自上而下分别为:回填土约 1.5 m、黏土约 7.5 m、粉质黏土约 4.5 m、粉土约 3.5 m。黏土层属于不透水层,粉质黏土层属微透水层,粉土层属弱透水层。场地内回填土与黏土层中存在孔隙潜水,但水量较少,水体不连续。

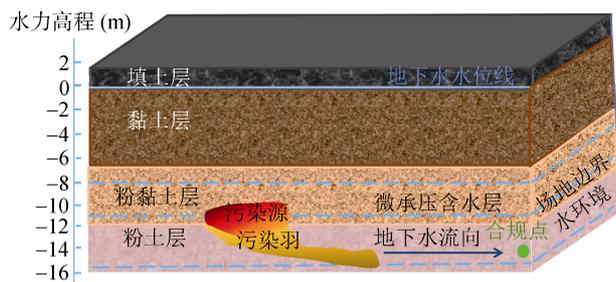


图 2 场地概念模型  
Fig. 2 Conceptual site model

研究区内的地下水主要赋存于地表以下 9 ~ 15 m 的粉质黏土层和粉土层中,水位波动较小且水量相对充沛,抽水试验测得最大涌水量达到 25.1 m<sup>3</sup>/d。场地东侧粉质黏土层和粉土层进行抽水试验得出渗透系数为 8.48×10<sup>-4</sup> ~ 1.00×10<sup>-3</sup> cm/s, 导水系数 2.638 ~ 3.11 m<sup>2</sup>/d。为确定地下水流向,用插值法作出等水位线如图 1 所示,大致判断场区地下水整体流向为自西南向东北方向。场地周边地表水的水位未知,地下水与场区周围地表水的水力联系不明,无法确定补给关系。

## 1.2 样品采集与分析

场区的建筑及设备已拆除,而地下的管道及构筑物具体布局不明。地下水监测井位置如图 1 所示,研究区内设置了 16 口地下水监测井,采样过程设置滤管的位置为地表下 9 ~ 15 m,地下水取样深度为地表以下 13 ~ 15 m(粉土层),每次连续取 2 个平行样品。采集的地下水样品于 4 °C 低温保存并于 24 h 内送往实验室检测,检测项目以挥发性有机物为主,分析

方法参考 GB/T 14848—2017<sup>[19]</sup>《地下水质量标准》检测方法。污染物的检出浓度均为 0.5 μg/L,实验室测样前进行了空白样品加标回收实验,污染物中苯系物和氯代有机物的加标回收率分别控制在 85% ~ 95%,相对标准偏差低于 15%。地下水中检出污染物主要包括苯、1,2-二氯苯、乙苯、氯苯、1,4-二氯苯、氯仿。

## 1.3 模拟分析方法

**1.3.1 暴露概念模型** 暴露概念模型表示场地污染源-暴露途径-受体之间的关系<sup>[20]</sup>。如图 1 所示场地的污染源很可能位于制造车间、污水处理厂、原料与产品储存区。如图 2 概念模型所示,污染物入渗进入地下水后,可能会随着水流方向迁移到场地附近的水体中,进而对水环境产生风险。但目前场地边界地下水与场地外地表水的水力联系不明,因此基于保守原则,将场地边界地下水作为保护受体,沿地下水水流方向,距离场地边界水环境最近的位置作为合规点。

**1.3.2 风险评估模型** P20 模型建立了多层次土壤及地下水修复目标值,适用于外部污染活动已经停止的污染土壤及地下水,即假设污染源为恒定源,且污染物浓度不随时间变化,不适用于无限污染源和污染物在源头处随时间发生变化的情景<sup>[21]</sup>。根据污染源至受体的途径,模型分为 4 个层次,依据污染物的迁移途径,各层次的决定因子及对应的修复目标值不同(表 1)。土壤评估从第一层次考虑污染物的土壤-水相分配过程来推导修复目标;第二层次土壤修复目标值则考虑污染物在包气带土壤的淋溶过程,地下水修复目标值直接等于水环境质量标准;第三层次考虑污染物进入饱和带随地下水侧向迁移过程来推导修复目标;第四层次进一步考虑在受保护的水环境内稀释过程来推导修复目标。地下水风险评估因不涉及土壤,以保护水质标准为目标,从第二层次开始评估,修复目标值随评估层次的增加而逐渐升高。该模型的优势在于可以将修复集中于风险最严重的区域,以实现经济和环境的平衡。地下水评估模型假设条件为:①土壤不存在污染,即污染物已经绕过土壤区域或污染土壤已被清除;②地下水污染物在污染源和受体之间的迁移过程主要包括稀释、吸附、降解和弥散。

1)第二层地下水修复目标值推导。基于保护场地边界地下水修复目标值的推导从该层次开始,首先将修复目标值直接设定为地下水的某一标准浓度<sup>[19]</sup>。然后,将污染羽中检测出的污染物最大浓度与修复目标值进行比较分析。如果浓度超过目标值,则需要采取修复措施或进行第三层次评估(包括可能的补充调

表 1 多层次土壤和地下水修复目标值计算模型  
Table 1 Tiered approach to calculating soil and groundwater remediation targets

评估层次	土壤修复目标浓度	地下水修复目标浓度	合规点	决定因子
1	$RT_1 = C_T \left( K_d + \frac{\theta_w + \theta_a H}{\rho} \right)$	-	土壤区域	-
2	$RT_2 = RT_1 \times DF$ (或 $AF_u$ )	$RT_2 = C_T$	污染源区域地下水	DF(或 $AF_u$ )
3	$RT_3 = RT_2 / AF$	$RT_3 = RT_2 / AF$	地下水顺水力梯度某点	DF, AF
4	$RT_4 = RT_3 / DF_{river/Abs}$	$RT_4 = RT_3 / DF_{river/Abs}$	受体(抽提井或河流)	$DF_{river/Abs}$

注： $K_d$ 为土壤-水分配系数(L/kg)，根据污染物类型， $K_d$ 计算方法不同，非极性有机物通过公式  $K_d = K_{oc} \times f_{oc}$  来计算， $K_{oc}$ 为有机质分配系数(L/kg)， $f_{oc}$ 为有机质含量(以百分数计)； $\theta_w$ 为孔隙水体积比(无量纲)； $\theta_a$ 为孔隙空气体积比(无量纲)； $\rho$ 为土壤容重( $g/cm^3$ )； $H$ 为亨利定律常数(无量纲)， $C_T$ 为水质标准(mg/L)； $RT_i$ 为修复目标值(mg/L)， $i$ 代表第  $i$  层评估。DF 为稀释因子(无量纲)；AF、 $AF_u$  为饱和区域、非饱和区域衰减因子(无量纲)； $DF_{river/Abs}$  为受体内的稀释因子(无量纲)。

查,我国标准未规定的指标可以参考欧美国家的水质标准)。

2)第三层次地下水修复目标值推导。英国的 Ogata Banks 和 Domenico 经典解析模型简化了污染物的迁移过程,能够预测污染物的迁移变化,用于第三层次修复目标值的推导。该评估层次在第二评估层次的基础上,针对原场地地下水中风险较高的点位在场地边界建立不同的合规点,运用溶质迁移模型来预测场地边界地下水中污染物的浓度。预测污染物迁移的 3 种解析模型公式如式(1)~(3)所示。含水层对污染物阻滞作用可表现为有机碳对其吸附作用,因此模型中污染物的迁移速率是要小于含水层达西速率。式(4)~(6)给出了污染物的迁移速率及阻滞因子的计算模型。在综合式(1)~(9)基础上,由式(10)推导出污染物迁移过程中的衰减因子,进而利用衰减因子来推导第三层次修复目标值。

Ogata Banks 模型(非稳态):

$$\begin{aligned}
 C_{ED} = & \frac{C_0}{8} \exp \left\{ \frac{x}{2a_x} \left[ 1 - \sqrt{\left( 1 + \frac{4\lambda a_x}{u} \right)} \right] \right\} \\
 & \operatorname{erfc} \left\{ \frac{1}{2\sqrt{a_x u t}} \left[ x - ut \sqrt{\left( 1 + \frac{4\lambda a_x}{u} \right)} \right] \right\} \\
 & + \exp \left\{ \frac{x}{2a_x} \left[ 1 + \sqrt{\left( 1 + \frac{4\lambda a_x}{u} \right)} \right] \right\} \\
 & \operatorname{erfc} \left\{ \frac{1}{2\sqrt{a_x u t}} \left[ x + ut \sqrt{\left( 1 + \frac{4\lambda a_x}{u} \right)} \right] \right\} \\
 & \cdot \left[ \operatorname{erf} \left\{ \frac{z + \frac{S_z}{2}}{2\sqrt{a_z x}} \right\} - \operatorname{erf} \left\{ \frac{z - \frac{S_z}{2}}{2\sqrt{a_z x}} \right\} \right] \\
 & \left[ \operatorname{erf} \left\{ \frac{y + S_y}{2\sqrt{a_y x}} \right\} - \operatorname{erf} \left\{ \frac{y - S_y}{2\sqrt{a_y x}} \right\} \right]
 \end{aligned} \tag{1}$$

非稳态 Domenico 模型:

$$\begin{aligned}
 C_{ED} = & \frac{C_0}{2} \exp \left\{ \frac{x}{2a_x} \left( 1 - \sqrt{\left[ 1 + \frac{4\lambda a_x}{u} \right]} \right) \right\} \\
 & \operatorname{erfc} \left\{ \frac{1}{2\sqrt{a_x u t}} \left( x - ut \sqrt{\left[ 1 + \frac{4\lambda a_x}{u} \right]} \right) \right\} \\
 & \operatorname{erf} \left\{ \frac{S_y}{2\sqrt{a_y x}} \right\} \operatorname{erf} \left\{ \frac{S_z}{4\sqrt{a_z x}} \right\}
 \end{aligned} \tag{2}$$

稳态 Domenico 模型:

$$\begin{aligned}
 C_{ED} = & C_0 \exp \left\{ \frac{x}{2a_x} \left( 1 - \sqrt{\left[ 1 + \frac{4\lambda a_x}{u} \right]} \right) \right\} \\
 & \operatorname{erf} \left\{ \frac{S_y}{2\sqrt{a_y x}} \right\} \cdot \operatorname{erf} \left\{ \frac{S_z}{4\sqrt{a_z x}} \right\}
 \end{aligned} \tag{3}$$

$$u = \frac{Ki}{nR_f} \tag{4}$$

$$R_f = 1 + \frac{K_d \rho}{n} \tag{5}$$

$$K_d = K_{oc} \times f_{oc} \tag{6}$$

$$a_x = 10\% x \tag{7}$$

$$a_y = 1\% x \tag{8}$$

$$a_z = 1\% x \tag{9}$$

衰减因子的计算:

$$AF = \frac{C_{ED}}{C_0} \tag{10}$$

式中： $C_{ED}$ 为污染物迁移至场地边界合规点处的浓度，mg/L； $x$ 为污染物平行于地下水流向的迁移距离，m； $y$ 、 $z$ 分别为污染源至地下水污染羽中心线的横向和垂向距离，m； $S_y$ 、 $S_z$ 分别为地下水污染源宽度和厚度，m； $\lambda$ 为一阶衰减常数，1/d； $\alpha_x$ 、 $\alpha_y$ 、 $\alpha_z$ 分别为地下水纵向、横向和垂向弥散度，m； $u$ 为污染物迁移速率，m/d。 $n$ 为含水层有效孔隙度，无量纲； $K$ 为水力传导系数，m/d； $i$ 为水力梯度，无量纲； $R_f$

为污染物阻滞因子,无量纲; $K_d$ 为土壤-水分配系数, L/kg; 其中  $K_{oc}$  为含水层有机碳分配系数, L/kg;  $f_{oc}$  为含水层有机碳含量,以百分数计。

**1.3.3 模型参数取值** 基于自然衰减下的污染物在含水层中侧向迁移过程的模拟,弥散作用是描述污染物在多孔介质中受分子扩散及对流扩散的影响结果,常用弥散系数来表征<sup>[22]</sup>。弥散系数是模型中较难确定的一个参数,可进一步转化为弥散度,目前弥散度在模型中的取值颇具争议性,关于弥散度的取值缺乏依据。在场地调查阶段缺少对弥散度的实测数据,本研究根据迁移距离结合式(7)~(9)计算得出,该模型设定横向弥散度为纵向弥散度的十分之一,此外将垂向弥散度设定为纵向弥散度的百分之一<sup>[20]</sup>。模型主要考虑了污染物沿水流方向上的弥散,使迁移的模拟结果相对保守。

第三层次评估的场地特征参数主要来自现场实际测量和当地水文地质勘查资料,主要如表 2 所示,

表 3 污染物的主要理化性质参数<sup>[18]</sup>  
Table 3 Physical and chemical parameters of contaminants

参数	苯	1,2-二氯苯	乙苯	氯苯	1,4-二氯苯	氯仿
含水层污染物半衰期 $t_{1/2}$ (d)	720	360	228	300	360	1 800
有机碳分配系数 $k_{oc}$ (L/kg)	146	383	446	234	375	31.8
一阶衰减系数 $\lambda$ (1/d)	$9.6 \times 10^{-4}$	$1.9 \times 10^{-3}$	$3.0 \times 10^{-3}$	$2.3 \times 10^{-3}$	$1.9 \times 10^{-3}$	$3.9 \times 10^{-4}$

**1.3.4 敏感性分析** 第三层次模型主要考虑污染物在含水层的自然衰减,进而模拟侧向迁移过程中的浓度分布。参数本身的不确定性会影响模型对污染物自然衰减过程模拟结果的可信度<sup>[23-26]</sup>。第三层次涉及的参数较为复杂且模型的选择性较多,关键是分析各参数对于衰减因子的计算的影响。P20 模型是利用衰减因子 AF 来表征污染物在含水层的自然衰减,衰减因子受到诸多参数的影响,特别是如含水层容重  $\rho$ 、水力传导系数  $i$ 、含水层有机碳含量  $f_{oc}$  等现场采集受人为影响较大的参数<sup>[18]</sup>,场地调查工作采用加密采样来降低场地调查过程造成的参数不确定性。本研究采用局部敏感性分析的方式确定不同参数对修复目标值的影响<sup>[27]</sup>。修正的 Morris 筛选法是目前常见的一种敏感性分析方法,利用灵敏度系数  $S$  衡量参数的敏感性,如式(11)所示<sup>[28]</sup>。

$$S = \left[ \sum_{j=0}^{m-1} \frac{(Y_{j+1} - Y_j) / Y_0}{(P_{j+1} - P_j)} \right] / m \quad (11)$$

式中: $P_j$ 是敏感性分析参数, $Y_j$ 表示修复目标, $m$ 为模型迭代次数。本研究选取了含水层容重  $\rho$ (g/cm<sup>3</sup>)、含水层孔隙度  $n$ 、含水层水力传导系数  $k$ (d/m)、含水

此外检出污染物的主要理化性质如表 3 所示。衰减速率应该基于对场地地下水中污染物长期的观测数据计算,本案例中无地下水长期监测数据,需要借助模型推算目标污染物的衰减速率。由于污染物中不涉及放射性衰变,因此该层次评估利用了仅考虑污染物溶解相的一阶衰减模型来计算一阶衰减速率。

表 2 场地特征参数  
Table 2 Site specific parameters

参数	单位	取值
含水层容重 $\rho$	g/cm <sup>3</sup>	1.47
含水层孔隙度 $n$	-	0.47
水力梯度 $i$	-	0.001 2
水力传导系数 $K$	m/d	0.26
含水层有机碳含量 $f_{oc}$	-	0.004 9

注:含水层容重  $\rho$  和有机碳含量  $f_{oc}$  的取值为场区内 16 口监测井粉土层取样的平均值统计得出;有效孔隙度  $n$  为经验值;水力梯度  $i$  是根据场区地下水流程图水位测算取得平均值;水力传导系数  $K$  取自场地抽水试验获得的平均值。

层水力梯度  $i$ 、含水层有机碳含量  $f_{oc}$ 、含水层有机碳分配系数  $k_{oc}$ (L/kg)、含水层迁移距离  $x$ (m)作为敏感性分析参数,以 5% 的振幅进行计算。

## 2 结果与讨论

### 2.1 地下水污染特征

地下水样中主要超标污染物为挥发性有机污染物,包括苯、乙苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、氯仿。污染物的检出浓度如图 3 所示,污染物浓度的最大值、最小值、平均值及检出率如表 4 所示。场地水资源主要用途为工业用水,因此需要以 III 类水质标准来分析检出污染物浓度是否超标。其中苯、氯苯和氯仿的检出率高于 50%,最高浓度分别达到了 10.37、130.36 和 670 mg/L,分别超出 GBT14848—2017 地下水质量 III 类标准的 1 037 倍、435 倍、11 166 倍。

### 2.2 污染物迁移趋势

根据污染物检测分析结果,GW1 处检出苯的浓度最高,GW6 处检出乙苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯的浓度最高,GW14 处检出氯仿的浓度最高

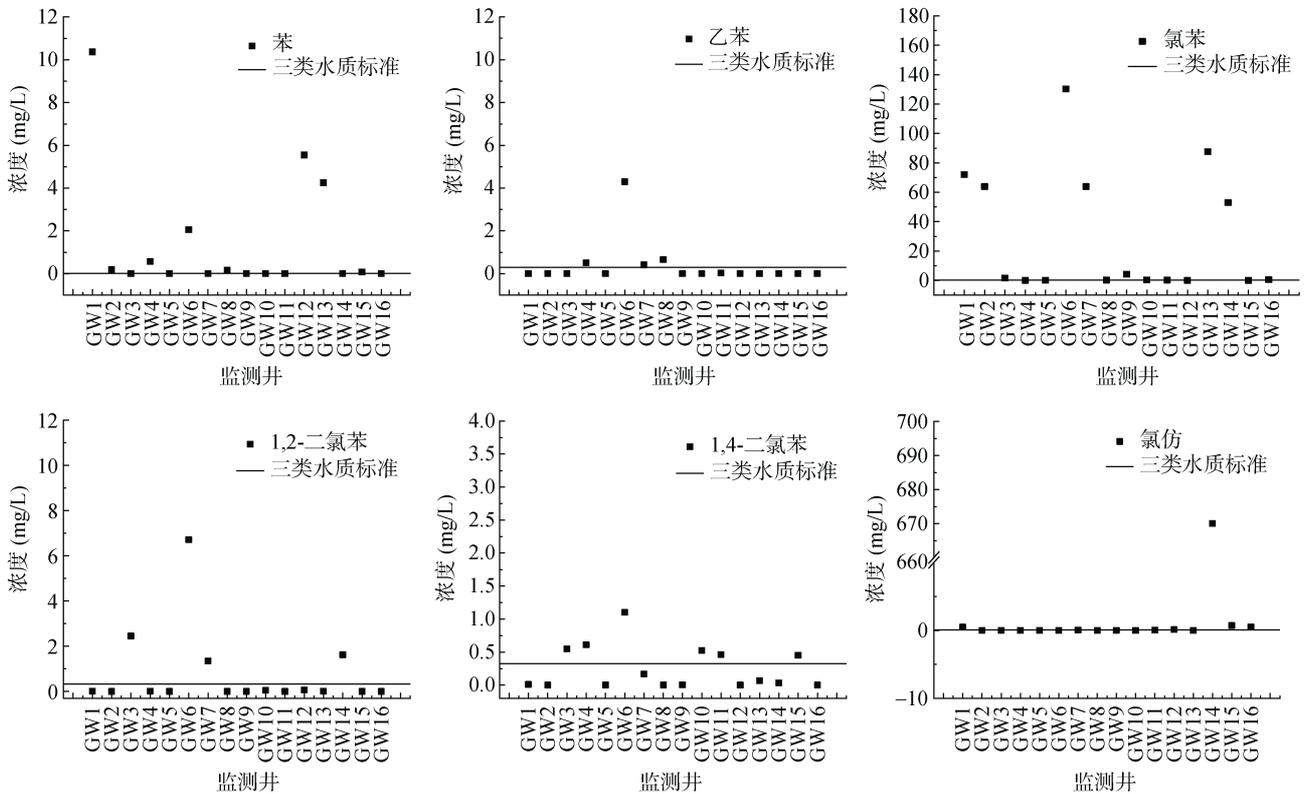


图 3 地下水关注污染物检测浓度  
Fig. 3 Detected groundwater concentrations of contaminants

表 4 污染物检出浓度<sup>[18]</sup>  
Table 4 Concentration of contaminants detected

污染物	浓度(mg/L)			检出率 (%)	水溶解度 (mg/L)	GBT14848—2017 地下水质量Ⅲ类标准(mg/L)
	最大值	最小值	平均值			
苯	10.37	bdl	1.34	62.50	1 790	0.01
乙苯	4.3	bdl	0.016	25.00	169	0.3
氯苯	130.36	bdl	30.53	81.25	498	0.3
1,2-二氯苯	6.7	bdl	0.003 9	25.00	130	1
1,4-二氯苯	1.1	bdl	0.025	37.50	81.3	0.3
氯仿	670.0	bdl	51.70	75.00	7 950	0.6

注：表中污染物的最大值、最小值、平均值及检出率是基于 16 个监测点位的样品(每个检测点处均取了 2 个平行样)统计的结果。bdl 表示浓度低于检出限，关注污染物的检出限均为 0.5 μg/L。

(图 3)。因此假设 GW1、GW6、GW14 监测井为地下水污染源的位置，以场地边界地下水环境为保护受体，设置污染源下游沿地下水流动方向与下游场边界交汇处为本层次评估的合规点，分别记为 CP1、CP2、CP3(图 1)，迁移距离分别为 256、155、132 m，运用 Ogata Banks、Domenico 稳态和非稳态 3 种解析模型预测污染物迁移至合规点过程中浓度的变化。

模型预测结果如图 4~ 图 6 所示，Ogata Banks、Domenico 稳态和非稳态 3 种解析模型预测污染物浓度的变化趋势近乎相同，因为污染物浓度在短距离内

迅速下降，导致随后迁移中污染物浓度变化不明显。同时 Ogata Banks 模型与 Domenico 稳态和非稳态模型针对氯仿的模拟结果差异较小，相比 Ogata Banks 模型，Domenico 稳态模型由于仅考虑在污染羽流在沿水力梯度方向的弥散度，进一步简化了污染物的迁移过程。通过 3 种模型迁移模拟分析，污染物浓度沿水流方向在 30 m 内会显著下降，30 m 之后的迁移过程中浓度衰减变化较为缓慢。苯、氯苯和氯仿均难以被生物降解<sup>[29]</sup>，且氯仿浓度较高，同时有机碳分配系数相比其他污染物较低，含水层阻滞因子较小，因此在相同的水力条件下更容易迁移<sup>[30]</sup>。如图 4~ 图

6, 各模型的预测结果判断多数污染物在迁移 6 ~ 20 m 达到检出限, 氯仿则迁移至 75 m 达到检出限, 各模型预测污染物在合规点处的浓度均远低于检出限,

因此场地内地下水污染物对场地边界处地下水的风险均为可接受, 无需开展基于保护场地边界地下水的修复工作。

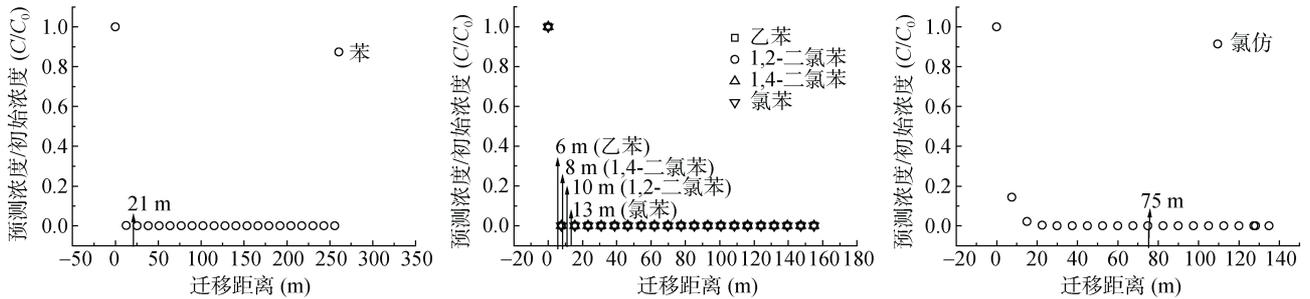


图 4 Ogata Banks 模型预测污染物迁移

Fig. 4 Predicted migration of contaminants based on Ogata Banks model

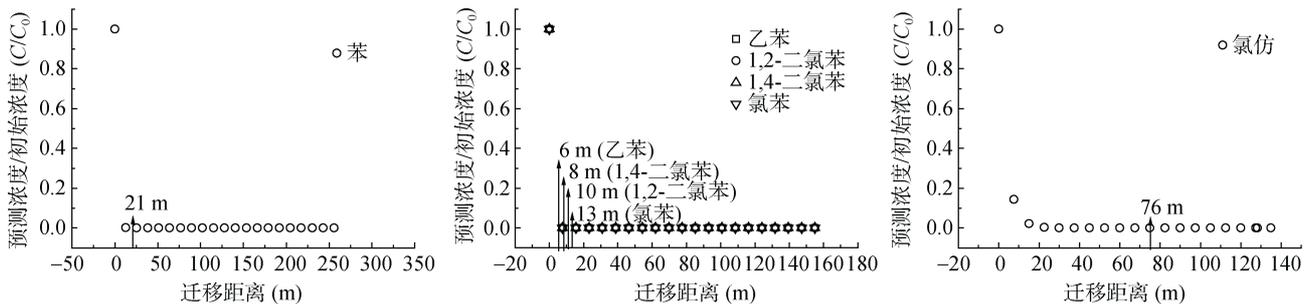


图 5 稳态 Domenico 模型预测污染物迁移

Fig. 5 Predicted migration of contaminants based on steady state Domenico

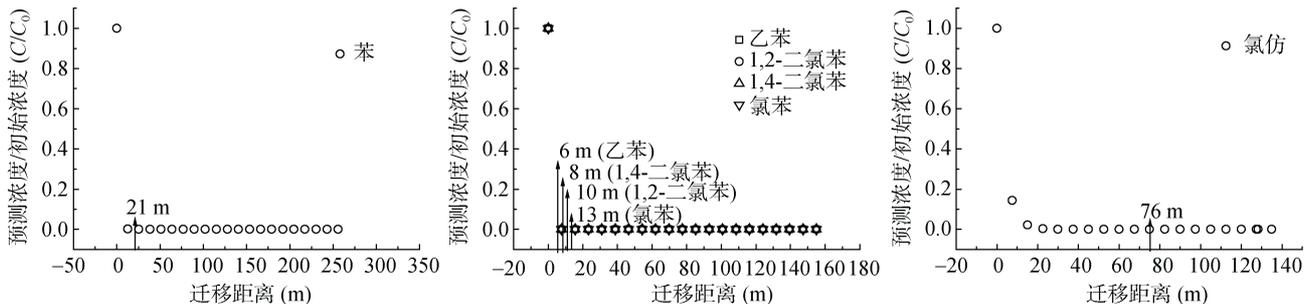


图 6 非稳态 Domenico 模型预测污染物迁移

Fig. 6 Predicted migration of contaminants based on variant times Domenico

### 2.3 敏感性分析

运用 Ogata Banks、Domenico 稳态和非稳态模型模拟了关注污染物在含水层自然衰减下的迁移过程, 利用敏感性分析比较模型参数对迁移模拟结果的影响。本研究选取 7 个参数进行敏感性分析, 以  $\pm 5\%$  振幅在参数均值附近取值, 利用式(11)计算各参数的敏感性判别因子(S)值, 并对其绝对值(|S|)进行排序, 结果如表 5 所示。其中对 6 种污染物迁移模拟结果影响最大的参数为迁移距离  $x$ , 说明合规点的选取对迁移模拟影响最为显著; 含水层容重  $\rho$ 、含水层有机碳含量  $f_{oc}$  和有机碳分配系数  $K_{oc}$  对自然衰减迁移模拟影响也较大, 表明含水层的容重及有机碳对污染物的阻

滞作用是影响迁移过程的主要因素之一。如张大定等<sup>[31]</sup>报道污染物在不同含水层中有机碳分配系数  $K_{oc}$  相差极大, 目前可以采取利用正辛醇-水分配系数来预测其值。同时发现含水层孔隙度  $n$ 、含水层水力传导系数  $k$  和含水层水力梯度  $i$  等参数对迁移模拟均有影响, 这些参数在条件允许的情况下也应该进行补充调查。

### 3 结论

该场地地下水污染区域分布较为离散, 制造车间、原料与产品储存区及污水处理厂房位置检出 6 种有机污染物浓度均超地下水质量 III 类标准, 利用

表 5 参数敏感性判别因子分析及排序  
Table 5 Sensitivity discriminant factors and their rankings of the parameters

模型 参数	苯		乙苯		氯苯		1,2-二氯苯		1,4-二氯苯		氯仿	
	S 值	S 排序	S 值	S 排序	S 值	S 排序	S 值	S 排序	S 值	S 排序	S 值	S 排序
$\rho$	$1.12 \times 10^6$	2	$1.96 \times 10^{12}$	2	$2.26 \times 10^9$	2	$1.23 \times 10^9$	2	$4.58 \times 10^{13}$	2	16.6	3
$n$	881	5	167	5	977	5	87.1	5	6.58	5	139	2
$i$	-2.5	6	-2.5	6	-2.5	6	-2.5	6	-2.5	6	-2.5	6
$k$	-2.5	6	-2.5	6	-2.5	2	-2.5	6	-2.5	6	-2.5	6
$x$	$4.25 \times 10^8$	1	$1.24 \times 10^{14}$	1	$7.77 \times 10^{11}$	1	$4.94 \times 10^{10}$	1	$1.09 \times 10^{16}$	1	1 500	1
$f_{oc}$	$1.12 \times 10^6$	2	$1.96 \times 10^{12}$	2	$2.26 \times 10^9$	2	$1.23 \times 10^9$	2	$4.58 \times 10^{13}$	2	16.6	3
$k_{oc}$	$1.12 \times 10^6$	2	$1.96 \times 10^{12}$	2	$2.26 \times 10^9$	2	$1.23 \times 10^9$	2	$4.58 \times 10^{13}$	2	16.6	3

Ogata Banks 和 Domenico 模型,通过设置不同合规点位置预测地下水污染物向场地北侧边界迁移的趋势,发现污染物对场地边界水环境的风险基本可以忽略,需要综合考虑健康风险进一步确定场地是否需要修复。敏感性分析表明影响污染物迁移模拟的因素较多,后期可以在监测点和合规点之间增加长期地下水监测,用以校准衰减因子提高地下水污染侧向迁移模拟的可信度。另外有机物在含水层形成的非水相是影响侧向迁移过程的主要因素之一,今后有必要开展对于含水层中有机物两相流的侧向迁移模拟的研究,增加模型的使用范围。

#### 参考文献:

- [1] 陈梦舫. 我国工业污染场地土壤与地下水重金属修复技术综述[J]. 中国科学院院刊, 2014, 29(03): 327-335.
- [2] 宋易南, 侯德义, 赵勇胜, 等. 京津冀化工场地地下水污染修复治理对策研究[J]. 环境科学研究, 2020, 33(6): 1345-1356.
- [3] 余梅. 氯苯类化合物在低渗透粘性土介质中的迁移规律研究[D]. 武汉: 中国地质大学, 2016.
- [4] 何柳, 高柏, 秦欢欢, 等. 某垃圾焚烧发电厂溶质迁移模拟及健康风险评估[J]. 环境工程, 2018, 36(6): 25-29.
- [5] 陈梦舫, 骆永明, 宋静, 等. 场地含水层氯代烃污染物自然衰减机制与纳米铁修复技术的研究进展[J]. 环境监测管理与技术, 2011, 23(3): 85-89.
- [6] 董敏刚, 张建荣, 罗飞, 等. 我国南方某典型有机化工污染场地土壤与地下水健康风险评估[J]. 土壤, 2015, 47(1): 100-106.
- [7] 谢先军, 刘红杏, 高爽, 等. 典型纳污坑塘周边地下水污染来源识别及其健康风险评估[J]. 地质科技通报, 2020, 39(1): 34-42.
- [8] 曲智, 尹勇. 城市地下水污染现状及防治技术研究[J]. 清洗世界, 2019, 35(11): 46-47.
- [9] 李梦. 氯代烃在地下水中迁移转化的数值模拟[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2010.
- [10] HELLERICH L A, NIKOLAIDIS N P. Sorption studies of mixed chromium and chlorinated ethenes at the field and

laboratory scales[J]. Journal of Environmental Management, 2005, 75(1): 77-88.

- [11] 薛红琴. 地下水溶质运移模型应用研究现状与发展[J]. 勘察科学技术, 2008(6): 17-22.
- [12] 孙菽芬, 洪钟祥, 李家伦, 等. 地下含水层中污染物生物降解的机制和数值模拟[J]. 中国环境科学, 1997, 17(6): 61-65.
- [13] 陈家军, 王红旗, 奚成刚, 等. 龙南油田水环境中石油类污染物迁移数学模拟[J]. 水资源保护, 1999, 15(4): 11-15, 43-44.
- [14] 姜利国, 梁冰. 线性等温吸附条件下有机污染物在地下饱水带中迁移的数学模型及参数分析[J]. 西安石油大学学报(自然科学版), 2007, 22(2): 110-112, 115, 179-180.
- [15] 薛禹群. 中国地下水数值模拟的现状与展望[J]. 高校地质学报, 2010, 16(1): 1-6.
- [16] 李久辉, 卢文喜, 辛欣, 等. 考虑边界条件不确定性的地下水污染风险分析[J]. 中国环境科学, 2018, 38(6): 2167-2174.
- [17] 苏安琪, 韩璐, 晏井春, 等. 基于保护健康和水环境的氯代烃类污染场地地下水风险评估[J]. 环境工程, 2018, 36(7): 138-143.
- [18] 陈梦舫, 韩璐, 罗飞. 污染场地土壤与地下水风险评估方法学[M]. 北京: 科学出版社, 2017: 282-361.
- [19] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 地下水质量标准: GB/T 14848—2017[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
- [20] Han L, Qian L B, Yan J C, et al. A comparison of risk modeling tools and a case study for human health risk assessment of volatile organic compounds in contaminated groundwater[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(2): 1234-1245.
- [21] Carey M A, Marsland P A, Smith J W N. Remedial targets methodology[R]. 2006.
- [22] 杨永健, 侯军, 王德云. 泄漏油品在地下水中的迁移转化规律及模型[J]. 油气储运, 2015, 34(9): 924-933.
- [23] Herrmann M, Sur R. Natural attenuation along subsurface flow paths based on modeling and monitoring of a pesticide metabolite from three case studies[J]. Environmental Sciences Europe, 2021, 33(1): 59.

- [24] 覃荣高, 邱仁敏, 黎明, 等. 包气带—含水层地下水污染风险评估研究进展[J]. 地球科学进展, 2020, 35(2): 111-123.
- [25] 廖镭. 简易垃圾填埋场地下水污染风险及溶质运移预测研究[D]. 成都: 西南交通大学, 2019.
- [26] 李春平, 吴骏, 罗飞, 等. 某有机化工污染场地土壤与地下水风险评估[J]. 土壤, 2013, 45(5): 933-939.
- [27] 常振波, 卢文喜, 辛欣, 等. 基于灵敏度分析和替代模型的地下水污染风险评价方法[J]. 中国环境科学, 2017, 37(1): 167-173.
- [28] 蒋世杰, 翟远征, 王金生, 等. 基于保护地下水的土壤修复目标层次化制订方法[J]. 环境科学研究, 2016, 29(2): 279-289.
- [29] 孟宪荣, 许伟, 张建荣. 化工污染场地氯苯分布特征[J]. 土壤, 2019, 51(6): 1144-1150.
- [30] 雒国忠, 姜先桥, 尚林群, 等. 典型有机物在饱气带土和地下水中迁移的影响因素研究[J]. 中国地质调查, 2015, 2(3): 14-21.
- [31] 张大定, 曹云者, 汪群慧, 等. 土壤理化性质对污染场地环境风险不确定性的影响[J]. 环境科学研究, 2012, 25(5): 526-532.