

某垃圾填埋场氯化物运移的不确定性分析

李登波¹, 邓芳¹, 唐玉川², 张建民³

(1. 中国电建集团中南勘测设计研究院有限公司, 湖南长沙 410014; 2. 中国长江三峡集团有限公司, 北京 100038;
3. 四川大学水力学与山区河流开发保护国家重点实验室, 四川成都 610065)

摘要: 实际污染物的运移浓度和污染范围受水文地质参数的数值不确定性和空间分布随机性的影响, 常规数值模型不能有效地模拟污染物运移。分别将水文地质参数的数值不确定性和空间分布随机性考虑到常规数值模型中, 以某垃圾填埋场氯化物渗滤液运移为例, 计算了该垃圾填埋场 1940–2000 年 60 a 氯化物的运移浓度和运移范围变化情况。以第 43 年计算结果为例, 结果表明: 考虑了不确定性因素的随机模型多次模拟结果平均值与实际值吻合更好, 说明随机模拟法较常规数值模拟更具有优势; 当自变量变化范围为 20% 时, 考虑数值不确定性的随机模型计算结果比同等条件下考虑空间随机性模型计算结果的平均偏差值和平均方差值大 25.04% 和 26.95%; 60 a 内氯化物浓度和污染范围的计算结果不确定性大小存在变化, 两种不确定性模型计算得到的结果大小变化趋势一致, 即呈现出先增大后减少的趋势。通过不确定性分析可以掌握该地区氯化物浓度的变化范围, 在划分不同浓度置信区间的基础上进行风险分析, 为地下水的污染防治提供数据参考。

关键词: 地下水污染; 氯化物运移; 参数不确定性; 空间分布随机性; 垃圾填埋场

中图分类号: X523

文献标识码: A

文章编号: 1672-643X(2021)04-0029-09

Uncertainty analysis of chloride transport in groundwater of a landfill

LI Dengbo¹, DENG Fang¹, TANG Yuchuan², ZHANG Jianmin³

(1. PowerChina Zhongnan Engineering Corporation Limited, Changsha 410014, China; 2. China Three Gorges Corporation, Beijing 100038, China; 3. State Key Laboratory of Hydraulics and Mountain River Engineering, Sichuan University, Chengdu 610065, China)

Abstract: The actual pollutant transport concentration and pollution range are affected by the numerical uncertainty and random spatial distribution of hydrogeological parameters. Conventional numerical models cannot effectively simulate the transport of pollutants. So, we integrated the numerical uncertainty and random spatial distribution of hydrogeological parameters into the conventional numerical model respectively for better simulation results. Taking the chloride leachate transport of a landfill as an example, the variation of its concentration and range from 1940–2000 year is calculated. Taking the results of year 43 as example, the results show that the mean values of multiple simulations of the random models which takes into account the uncertainty factors were consistent with the actual values, indicating that the proposed models are superior to conventional numerical models. It is concluded that when the variation range of the independent variables was 20%, the mean value and mean variance values of numerical uncertainty random model were 25.04% and 26.95% larger than those of the random spatial distribution model. The uncertainty of calculation results of chloride concentration and pollution range varied in the study period, and the variation trend of the uncertainty of calculation results of two kinds of uncertainty models were consistent which increased first then decreased. Through uncertainty analysis, the variation range of chloride concentration in this area are clarified, the risk analysis can be carried out on the basis of dividing different concentration confidence intervals, so as to provide data reference for the prevention and control of groundwater pollution.

Key words: groundwater pollution; chloride transport; parameter uncertainty; random spatial distribution;

收稿日期: 2020-08-05; 修回日期: 2021-04-23

基金项目: 国家自然科学基金项目 (51625901)

作者简介: 李登波 (1985–), 男, 湖南汨罗人, 高级工程师, 研究方向为水利水电工程勘察设计。

通讯作者: 张建民 (1972–), 男, 湖北黄梅人, 博士, 教授, 博士生导师, 研究方向为水力学。

landfill

1 研究背景

地下水溶质运移受到多方面的影响,其中水文地质参数的不确定性是影响模型准确性的主要原因^[1]。边界条件或地质地貌改变都可能导致该研究区的水文地质参数发生变化,另外因含水介质形成条件的复杂性,导致大多数水文地质参数,比如渗透系数、孔隙度等具有空间变异性^[2-4]。对于非均质介质中的溶质运移问题,水文地质参数的不确定性对于溶质运移有着重要的影响。Freeze 的研究表明了渗透系数服从对数正态分布,后来这一结论也被一些学者的研究证明^[5]。杨助泽^[6]、李少龙等^[7]和宋浩等^[8]通过建立随机数学模型得到了水文地质参数的空间变异性对水头分布的影响。蒋立群等^[9]和施小清等^[10]通过随机模拟法研究了水文地质参数的空间变异性对氯化物运移结果的影响。王建娥等^[11]基于 Cholesky 分解进行了堆石材料的参数随机场模拟,通过随机有限元模型进行计算,得到了随机有限元模型计算结果比常规有限元计算结果更接近实测值的结论。综上所述,随机模拟法可以较好地考虑到水文地质参数不确定性的影响,从而对地下水溶质运移有更为准确的描述。

本文分别考虑了水文地质参数数值不确定性和空间分布随机性两种因素对于氯化物运移的影响,定量比较了氯化物浓度和污染范围的不确定性。在水文地质参数空间分布随机性方面,基于 3 种空间插值技术对渗透系数的空间分布进行随机模拟计算。通过不确定性分析可以掌握该地区氯化物浓度的变化范围,在划分不同浓度置信区间的基础上进行风险分析,以期对地下水污染防治提供数据参考。

2 数据来源与研究方法

2.1 研究区概况

某垃圾填埋场位于非承压含水层,含水层在该区域西南部最厚,在该区域的北端变薄至 9.5 m,该含水层的厚度为 15 ~ 30 m 不等,为冰川河流砂含水层,含水层埋深较浅,底部由大面积的黏土质和砂质淤泥层构成相对隔水屏障。含水层主要由细粒、中粒和粗粒砂组成复杂地层,由于透镜体的存在使得非承压含水层局部是非均匀的,研究区内的各水文地质参数存在一定的变化范围,表 1 为研究区水文地质参数变化范围表,参数的变化在其均值的 20% 范围内。

表 1 研究区水文地质参数变化范围表

参数名称	最小值	最大值	均值
水平渗透系数 $K_x / (\text{m} \cdot \text{a}^{-1})$	1460	2190	1825
垂向渗透系数 $K_z / (\text{m} \cdot \text{a}^{-1})$	800	1200	1000
纵向离散度 α_L / m	8	12	10
水平离散度 α_{TH} / m	0.4	0.6	0.5
垂向离散度 α_{TV} / m	0.008	0.012	0.01
孔隙度 n	0.28	0.42	0.35
入渗强度 $R / (\text{m} \cdot \text{a}^{-1})$	0.224	0.336	0.28

根据已有资料建立该地区的地下水数值模型,如图 1 所示。其中网格剖分采用结构化网格,网格总体数量为 119 240 个,最大网格尺寸为 280 m。含水层补给来源为降水入渗,排泄为侧向流出。上、下游为给定水头边界条件,每个月的水位随着季节变化但是变化不大,上游边界平均水头为 222.2 m,下游边界平均水头为 218.5 m,左、右边界条件为零流量边界条件。研究区垃圾渗滤液入渗区位置如图 1 所示,假设在某时刻垃圾场渗滤液开始渗漏并影响含水层,将垃圾渗滤液浓度概化为一个连续变化函数,浓度变化为先增大后逐渐减小最终保持稳定,其在第 30 a 时浓度达到最大值。

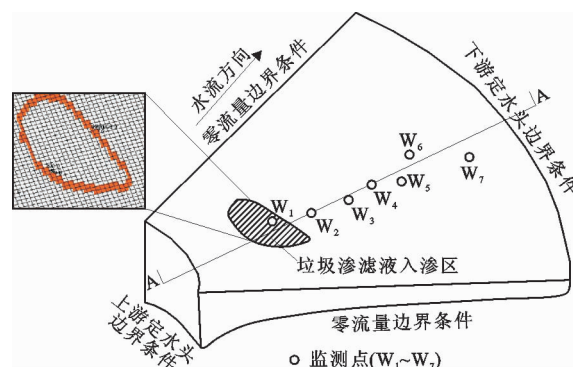


图 1 研究区模型建立及其边界条件

2.2 数据来源

本文的研究区位于加拿大多伦多以北约 100 km 处的某军事基地,该填埋场启用于 1940 年,一直使用至 1976 年。在 1974 - 1980 年期间,该地区逐渐建立起大量立式压力计用于监测该地区地下水位值,文献[12]给出了该地区 1983 年的实测水位场分布图。另外在含水层范围内有 80 台多级监测仪,从 820 个采样点中获取了氯化物的空间浓度值,并绘制了垃圾填埋场运行第 43 a (1983 年)时的氯化物浓度实测分布图。根据 Macfarlane 等^[13]和 Cherry

等^[14]的研究成果,得到了该地区的渗透系数和孔隙度等水文参数的实测值,Sudicky^[15]通过研究得到了该地区的弥散系数的实测值,本文基于这些文献的实测资料值,对该地区氯化物的运移情况进行了不确定性分析。

$$\begin{cases} \frac{\partial}{\partial x}\left(K \frac{\partial H}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(K \frac{\partial H}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(K \frac{\partial H}{\partial z}\right) = \mu_s \frac{\partial H}{\partial t} & (x, y, z \in \Omega) \\ H(x, y, z, t) |_{\Gamma_1} = \varphi(x, y, z, t) & (x, y, z \in \Gamma_1) \\ H(x, y, z, t) |_{t=0} = H_0(x, y, z) & (x, y, z \in D) \end{cases} \quad (1)$$

式中: K 为渗透系数, m/d ; μ_s 为贮水率, m^{-1} ; $H(x, y, z)$ 为边界 Γ_1 上的水头, m ; $\varphi(x, y, z)$ 为边界 Γ_1 上的已知函数; $H_0(x, y, z)$ 为 $t=0$ 时边界 D 上的初始

2.3 研究方法

2.3.1 计算模型

(1) 地下水流运动模型。考虑到该研究区为非均质各向异性三维含水层,其控制方程可以用如下公式表示:

水头, m ; Ω 为研究区域; Γ_1 、 D 为边界条件。

(2) 地下水对流-弥散方程。该垃圾填埋场氯化物渗滤液的运移,其控制方程可以用如下公式表示:

$$\begin{cases} \frac{\partial}{\partial x}\left(D_{xx} \frac{\partial c}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(D_{yy} \frac{\partial c}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(D_{zz} \frac{\partial c}{\partial z}\right) - \frac{\partial(u_x c)}{\partial x} - \frac{\partial(u_y c)}{\partial y} - \frac{\partial(u_z c)}{\partial z} = \frac{\partial c}{\partial t} & (x, y, z \in \Omega) \\ c(x, y, z, t) |_{\Gamma_1} = \varphi(x, y, z, t) & (x, y, z \in \Gamma_1) \\ c(x, y, z, t) |_{t=0} = c_0(x, y, z) & (x, y, z \in D) \end{cases} \quad (2)$$

式中: D_{xx} 为纵向弥散系数, m^2/s ; D_{yy} 、 D_{zz} 为横向弥散系数, m^2/s ; u_x 、 u_y 、 u_z 为实际平均流速在坐标轴的3个分量, m/s ; $c(x, y, z, t)$ 为边界 Γ_1 上的浓度, kg/m^3 ; $\varphi(x, y, z, t)$ 为边界 Γ_1 上的已知函数; $c_0(x, y, z)$ 为 $t=0$ 时边界 D 上的初始浓度, kg/m^3 。

随机模型即在上述常规数值模型的基础上考虑了参数的数值不确定性和空间分布随机性,将得到的不同参数组合或者满足一定空间分布状态的输入参数代入到模型中进行多次蒙特卡洛计算,最后进行计算结果的统计规律分析。

2.3.2 插值方法

(1) 反距离权重插值。反距离权重插值(inverse distance weighted, IDW)使用一组采样点的线性权重组合来确定像元值的方法。现有 n 个离散点 $Z(x_1, y_1, z_1), Z(x_2, y_2, z_2), \dots, Z(x_n, y_n, z_n)$, 需要对插值点 (x, y, z) 进行插值预测^[16]:

$$F(x, y, z) = \sum_{i=1}^n w_i Q_i(x, y, z) \quad (3)$$

式中: $F(x, y, z)$ 为插值点 (x, y, z) 处的插值函数; w_i 为各个散点的权值函数; Q_i 为插值点的梯度超平面。

(2) 克里金插值。克里金法(Kriging)最早是由法国著名统计学家 Matheron 和南非矿山地质工程师 Krige 提出的,它是一种数学内插及外推方法^[17]。克里金模型中自变量与响应值之间的关系可以用下式表示^[18-19]:

$$Z^*(x) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i) \quad (4)$$

式中: $Z^*(x)$ 为 x 处克里金法响应值; λ_i 为满足无偏和估计方差最小两个条件的待定权重系数; $Z(x_i)$ 为第 i 个位置处的实际观测值。

(3) 自然邻域插值。自然邻域插值法(natural neighbor, NN)可找到距离查询点最近的输入样本子集,并基于区域大小按照比例对这些样本根据权重进行插值。当求某一位置点的预测值时,按下式进行计算^[18]:

$$f(x) = \sum_i N_i(x) f_i \quad (5)$$

式中: $f(x)$ 为 x 处的预测值; $N_i(x)$ 为 x 点关于其自然邻域节点的权重; f_i 为已知点函数值。

2.3.3 溶质运移结果的不确定性评价 为了定量描述氯化物运移结果的不确定程度,引入平均偏差值 $AEAE$ 和平均方差值 $AESD$ 两个参数共同来描述计算结果的不确定性程度^[20-21]。 $AEAE$ 用于描述模拟值较实测值的偏差程度; $AESD$ 用于说明计算结果距离模拟值均值的波动程度,其表达式如下:

$$AEAE = \frac{1}{n_1} \sum_{i=1}^{n_1} \left(\frac{1}{n_r} \sum_{j=1}^{n_r} |c_i - c_i^q|_j \right) \quad (6)$$

$$AESD = \frac{1}{n_1} \sum_{i=1}^{n_1} \left[\left(\frac{1}{n_r} \sum_{j=1}^{n_r} (c_i - \bar{c}_i)_j^2 \right)^{1/2} \right] \quad (7)$$

式中: n_1 为模拟的污染点个数; n_r 为随机模拟的实现次数; c_i 为位置 i 处随机模型污染物浓度计算值;

c_i^q 为位置 i 处污染物浓度实测值; $\bar{c}_i$ 为随机模型多次模拟结果的平均值。

3 结果与分析

3.1 水文地质参数数值不确定性对模拟结果的影响及分析

通过参数灵敏度分析计算可知影响氯化物浓度最大的 4 个参数分别为水平渗透系数 K_x 、孔隙度 n 、垃圾填埋场处的入渗强度 R 和纵向离散度 α_L , 因而取该 4 个水文地质参数进行数值不确定性分析。假设该 4 个水文地质参数在研究区内相互独立且均匀

分布,每次随机模拟时在每个参数取值范围内随机抽取 1 个值并将其与其他 3 个参数进行组合,剩余水文地质参数计算时采用平均值,由此得到了 1 组输入参数样本值;将其代入随机数值模型中进行计算得到 1 次蒙特卡洛随机模拟结果。进行 100 次蒙特卡洛随机模拟,统计 100 次随机模拟结果值,得到了垃圾填埋场运行第 43 a (1983 年) 4 个监测点 W_2 、 W_3 、 W_4 和 W_6 处 (位置分布见图 1) 的氯化物浓度统计参数值,表 2 为该 4 个监测点浓度分布参数统计表。其中,最优值是将浓度范围等分为 20 个区间,取相对频率最大的区间浓度中点值。

表 2 4 个监测点浓度分布参数统计表 (1983 年)

监测点	均值/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	最优值/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	标准差/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	偏度系数	峰度系数	最小值/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	最大值/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
W_2	315.847	316.000	26.863	-0.209	-0.228	251.685	366.257
W_3	156.881	157.500	20.817	0.068	-0.628	111.859	196.938
W_4	93.129	93.000	13.730	0.054	-0.523	63.352	118.379
W_6	47.049	48.500	13.204	0.251	-0.584	22.026	73.807

由表 2 可知,统计第 43 a 监测点 W_2 的氯化物浓度分布区间为 251.685 ~ 366.257 mg/L,氯化物浓度集中分布在 316.000 mg/L,其平均浓度为 315.847 mg/L;氯化物浓度分布偏度系数为 -0.209,稍有负偏;峰度系数为 -0.228,即氯化物浓度分布范围较正态分布模型稍大,直方图呈“矮胖”分布;对于监测点 W_3 ,氯化物浓度范围为 111.859 ~ 196.938 mg/L,氯化物浓度集中分布在 157.500 mg/L,其平均浓度为 156.881 mg/L;其浓度分布偏度系数为 0.068,基本呈对称分布;峰度系数为 -0.628,即氯化物浓度分布范围较正态分布模型偏大,有“肥尾”现象;监测点 W_4 氯化物浓度范围为 63.352 ~ 118.379 mg/L,氯化物浓度集中分布在 93.000 mg/L,其平均浓度为 93.129 mg/L;氯化物浓度分布偏度系数为 0.054,稍有“正偏”;峰度系数为 -0.523,即氯化物浓度分布范围较正态分布模型大,直方图呈“矮胖”分布;监测点 W_6 氯化物浓度范围为 22.026 ~ 73.807 mg/L,其中氯化物浓度主要分布在 48.500 mg/L,其平均浓度为 47.049 mg/L;氯化物浓度分布偏度系数为 0.251,呈“正偏”分布;峰度系数为 -0.584,即氯化物浓度分布范围较正态分布模型稍大,直方图呈“矮胖”分布。

图 2 为实测水位平均值与多次蒙特卡洛随机模拟计算的平均值对比图。由图 2 可以看出,考虑参

数数值不确定性的随机模型水头分布与实测水头平均值符合较好,具有良好的适用性。

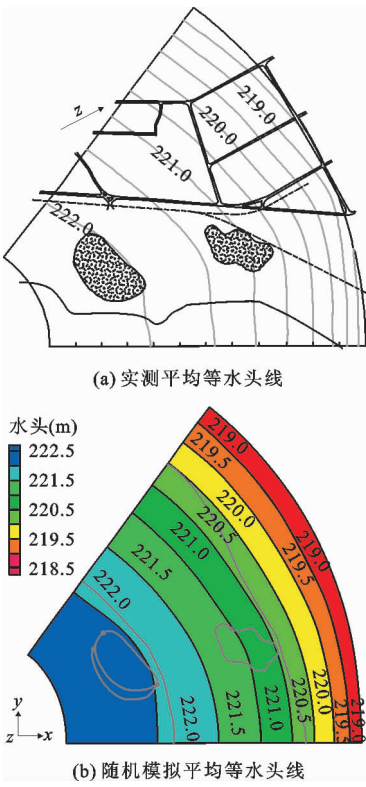


图 2 研究区实测水位与随机模拟水位分布 (单位:m)

绘制了数值不确定性情况下垃圾填埋场运行第

43 a 多次随机模拟平均氯化物浓度分布图,图 3 为图 1 中垃圾填埋场 A-A 断面的剖切图。由图 3 可见,考虑数值不确定性计算得到的 50 mg/L 氯化物等浓度曲线在水平及垂直方向上的范围与实测值范围相同,400 mg/L 等浓度曲线的范围要大于实测值的浓度范围。

考虑到氯化物监测点浓度的不确定性,本研究对监测点浓度的不同置信水平浓度区间进行了划分,表 3 为第 43 a 监测点的百分位点浓度表。其中 90% 的置信水平浓度区间是监测点 5% ~ 95% 之间的浓度,

其他置信水平浓度区间以此类推。由表 3 可见监测点 W_2 90% 的置信水平浓度区间为[265.211 mg/L, 360.184 mg/L],监测点 W_3 90% 的置信水平浓度区间为[123.320 mg/L,195.231 mg/L],监测点 W_4 90% 的置信水平浓度区间为[72.580 mg/L,114.238 mg/L],监测点 W_6 90% 的置信水平浓度区间为[24.633 mg/L,68.833 mg/L],其他年份的置信水平浓度区间同理可得。随着监测点距离垃圾入渗区距离的增加,同等条件下氯化物浓度变化范围逐渐减小,氯化物浓度的不确定性逐渐减小。

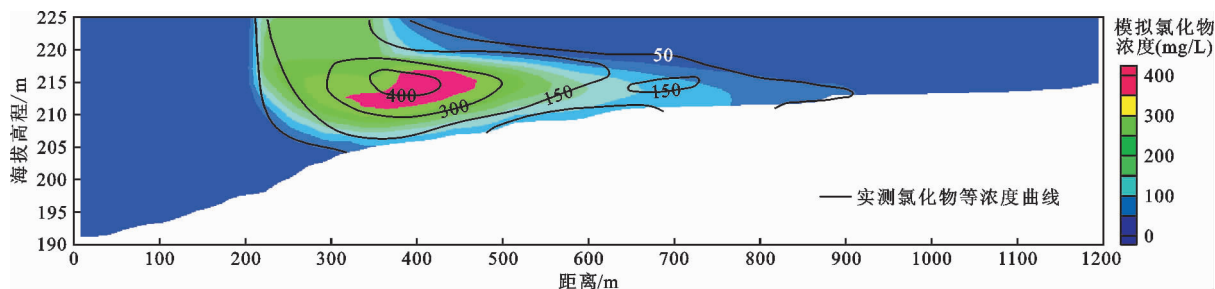


图 3 研究区 A-A 断面数值模拟的平均氯化物浓度与实测值对比

表 3 研究区 4 个监测点第 43 a 的氯化物百分位点浓度								mg/L
监测点	百分位/%							
	5	10	20	50	80	90	95	
W_2	265.211	277.373	292.257	312.969	336.983	348.310	360.184	
W_3	123.320	127.242	134.834	153.655	172.978	186.789	195.231	
W_4	72.580	74.233	79.011	90.789	103.649	111.102	114.238	
W_6	24.633	26.632	35.021	44.987	57.830	66.168	68.833	

为了研究 60 a 计算时间段内水文地质参数数值不确定性对垃圾填埋场氯化物浓度不确定性影响的变化情况,计算了整个研究区垃圾填埋场运行 60 a 内即 1940 - 2000 年各时间节点的 $AEAE$ 和 $AESD$ 两个参数值,其结果如表 4 所示。

表 4 研究区各时间节点的 $AEAE$ 和 $AESD$ 计算结果 mg/L		
时间节点/a	$AEAE$ 值	$AESD$ 值
10	2.357	2.987
20	7.128	8.676
30	9.089	11.010
43	15.187	18.600
50	14.161	17.061
60	13.027	15.893

表 4 中的数值结果显示,研究区内氯化物浓度变化幅度会随着时间的改变而发生变化,氯化物浓

度变化幅度越大,表明其不确定性也越大。从第 10 a 到第 43 a,研究区内 $AEAE$ 和 $AESD$ 不断增加,表明其不确定性也逐渐增加,到第 43 a 达到最大值, $AEAE$ 和 $AESD$ 分别为 15.187 和 18.600;而后到第 60 a 逐渐减小,其不确定性也逐渐减小。就 60 a 整个计算时间段内变化趋势而言,数值不确定性对垃圾填埋场氯化物浓度的影响在第 43 a 最大。分析出现在第 43 a 的原因是污染源浓度在第 30 a 达到最大值,而由于地下水氯化物运移的滞后效应,所以氯化物浓度不确定性的最大值没有与污染源浓度最大值出现在同一年。

由于水平渗透系数 K_x 、孔隙度 n 、垃圾填埋场处的人渗强度 R 、纵向离散度 α_L 对氯化物渗滤液输入量有影响,当该 4 个参数存在不确定性时,导致氯化物渗滤液入渗量存在不确定性,随着氯化物浓度逐渐增大,其入渗量的变化范围也逐渐增加,由于污染物的滞后效应,研究区氯化物浓度的 $AEAE$ 和

$AESD$ 两个参数值逐渐增加并在第 43 a 达到极值,随着氯化物入渗量变化范围的减小,两个参数值逐渐减小。

3.2 水文地质参数空间分布随机性对模拟结果的影响及分析

对于渗透系数 K , 将其考虑为一个在空间中满足对数正态分布的参数变量, 其数值统计满足 $\ln K_x \in [6.9, 8.1]$, $\overline{\ln K_x} = 7.51$, $\sigma_{\ln K_x} = 0.3$, 相关长度为 20 ~ 50 m。为了简化计算过程, 可以令 $K_z = 0.5K_x = 0.5K_y$, 而其他参数采用平均值且满足在空间中均匀分布, 即孔隙度 n 为 0.35, 纵向弥散度 α_L 为 10.0 m, 垂直弥散度 α_{TV} 为 0.01 m, 水平弥散度 α_{TH} 为 0.5 m, 垃圾填埋场入渗强度 R 为 0.28 m/a, 砂坑降雨补给量为 0.20 m/a, 砂坑北部降雨补给量为 0.03 m/a, 其他地区的降雨补给量为 0.10 m/a。假设垃圾场渗滤液在某时刻开始渗漏并影响含水层, 因研究区缺乏渗透系数实测数据, 采用非条件模拟对研究区氯化物浓度进行研究, 基于 3 种空间插值方法模拟渗透系数在空间场的分布情况, 每次通过插值方法生成 1 次渗透系数随机场, 将得到的渗

透系数空间分布场输入到对应计算区域的三维网格节点上完成 1 次随机模拟计算, 然后进行 100 次的蒙特卡洛随机模拟, 统计在第 43 a 情况下垃圾填埋场区域内监测点 W_2 、 W_3 、 W_4 和 W_6 处氯化物浓度的分布情况。

比较计算结果可知, 3 种空间插值手段均值差异不大, 因此本文以 IDW 法计算得到的平均浓度为例。图 4 为考虑水平渗透系数空间分布随机性条件下, 随机模拟平均值与实测氯化物浓度的对比。由图 4 可见, 考虑渗透系数空间分布随机性模拟的浓度平均值较参数不确定性计算的平均值在极值浓度的分布范围上有所减小, 极值浓度的位置也与实测值位置更为吻合。

仍选取 W_2 、 W_3 、 W_4 和 W_6 共 4 个监测点, 比较了水平渗透系数在空间分布随机性的情况下对氯化物浓度的影响, 结果见图 5。由图 5 首先可以看到, 相比于确定性模型, 由于受到水平渗透系数的空间分布随机性的影响, 3 种空间插值方法下模拟的各监测点氯化物浓度不再是一个确定的值, 而是一个变化的浓度范围, 该范围包含所有可能解。

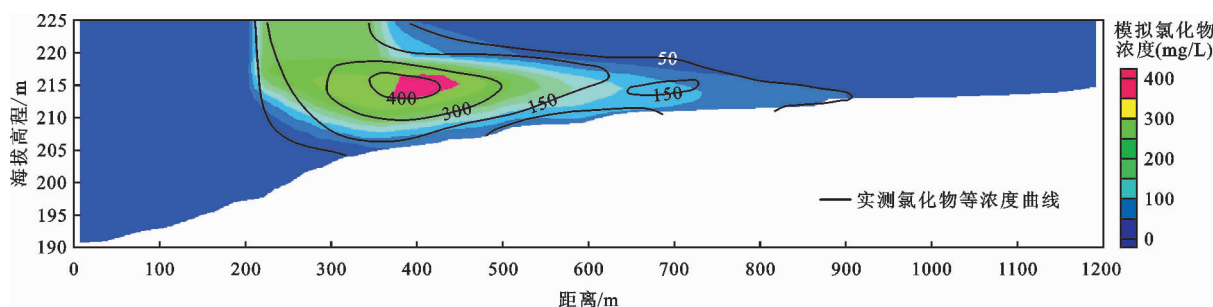


图 4 研究区 A-A 断面数值模拟的平均氯化物浓度与实测值对比 (考虑水平渗透系数空间分布随机性)

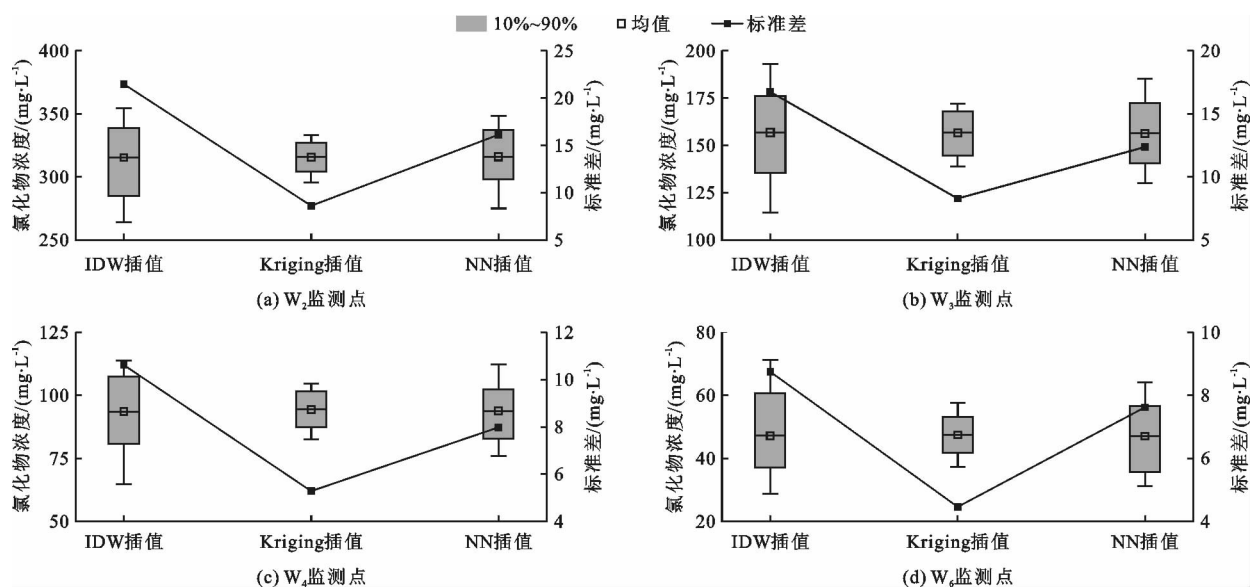


图 5 3 种空间插值方法下 4 个监测点氯化物浓度的变化范围和标准差 (第 43 a)

不同监测点的浓度变化范围和标准差随着距垃圾渗滤液入渗区距离的增大而减小,表明氯化物浓度的不确定性逐渐减小,虽然垃圾渗滤液入渗浓度为确定值,但受到水平渗透系数的空间分布随机性的影响,研究区监测点浓度为一个变化范围,表明水文地质参数的空间随机分布对于浓度影响较大。其次对比空间随机性的 3 种空间插值方法,3 种方法对各监测点氯化物浓度均值的影响均较小,但是对于氯化物浓度的变化范围和标准差,Kriging 方法计算的结果最小,其次为 NN 方法,而 IDW 方法计算的结果最大。这说明 3 种随机模拟方法中,计算结果的不确定性程度最小的是 Kriging 法,其次是 NN 法,而 IDW 方法不确定性程度最大,表明在数值模拟中采用不同的空间

插值方法实现参数空间分布随机性最终会使得计算结果的不确定性程度有所差别。

根据 3 种随机模拟方法下氯化物浓度的不确定性分析,进行了监测点浓度的置信区间划分,图 6 为第 43 a 研究区 4 个监测点浓度置信区间划分。其中 90% 的置信区间是监测点百分位 5% ~ 95% 之间的浓度,其他置信区间依此类推。就同一种空间插值方法,80% 置信浓度区间的长度小于 90% 置信浓度区间的长度,随着监测点远离垃圾渗滤液入渗点,它们之间的差距进一步减小,对比 3 种随机模拟方法的 90% 置信浓度区间可知,Kriging 法计算的置信浓度区间范围最小,NN 法次之,而 IDW 法置信浓度区间范围最大。

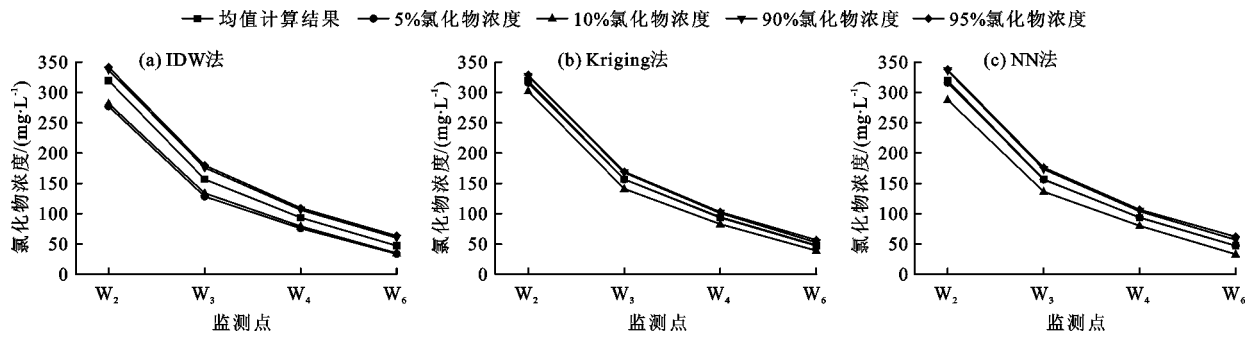


图 6 研究区 4 个监测点浓度的置信区间划分(第 43 a)

为了研究 60 a 计算时间段内水文地质参数空间分布随机性对垃圾填埋场氯化物浓度不确定性影响的变化情况,本研究针对 *AEAE* 和 *AESD* 两个参数进行了分析计算。表 5 中列出了采用 3 种不同空间插值方法时,研究区 *AEAE* 和 *AESD* 系数的计算结果。由表 5 中的计算结果首先得到的结论是:水平渗透系数的空间随机分布场对氯化物浓度计算结果有影响,且随着时间的推移,其影响程度也随之改变,呈现出先增加后减小的趋势。

表 5 研究区 *AEAE* 和 *AESD* 参数的 3 种不同空间插值法计算结果

时间 节点/a	mg/L					
	反距离插值		克里格插值		自然邻域法	
	<i>AEAE</i>	<i>AESD</i>	<i>AEAE</i>	<i>AESD</i>	<i>AEAE</i>	<i>AESD</i>
10	1.704	2.474	0.673	0.826	1.291	1.530
20	5.149	6.296	2.312	2.779	3.768	4.542
30	6.987	8.598	3.203	3.905	5.334	6.388
43	12.146	14.652	5.469	6.656	9.125	11.019
50	11.131	13.774	4.978	6.168	9.081	11.081
60	10.142	12.634	3.741	4.646	8.401	10.460

具体而言,3 种插值方法在第 10 a 至第 43 a *AEAE* 和 *AESD* 值逐渐增加,第 43 a 达到最大,表明

该时间节点氯化物浓度变化幅度最大,其不确定性达到最大;在 43 a 至 60 a 逐渐稳步减小,表明该时段氯化物浓度变化幅度逐渐减小,其不确定性逐渐减小。对比 3 种空间插值方法,对于同一年份,Kriging 法计算的 *AEAE* 和 *AESD* 两个参数均较小,如在第 43 a,Kriging 法的 *AEAE* 和 *AESD* 分别为 5.469 和 6.656 mg/L,其值为 IDW 法的 45.03% 和 45.43%,NN 法的 59.93% 和 60.40%。说明 Kriging 方法得到的水平系数空间分布场,其计算的氯化物浓度不确定性最小,NN 法次之,IDW 法的不确定性最大。在 *AEAE* 和 *AESD* 最大值出现的时间上,3 种空间插值方法的随机模拟最大值均出现在第 43 a。

将水文地质参数空间分布随机性的 3 种空间插值方法和水文地质参数数值不确定性计算的 *AEAE* 和 *AESD* 进行比较,绘制了该 4 种方法的 *AEAE* 和 *AESD* 计算结果,如图 7 所示。首先,氯化物浓度不确定性最大的排序为参数数值不确定性 > 空间分布随机性。其次,对比 60 a 内 3 种插值方法 *AEAE* 和 *AESD* 变化趋势的空间分布随机性,其排序为:反距离插值(IDW)法随机模拟 > 自然邻域(NN)法随机模拟 > 克里格插值(Kriging)法随机模拟。在 *AEAE*

和 $AESD$ 最大值出现的时间上,在计算的 60 a 范围内参数数值不确定性和空间分布随机性最大值均出现在第 43 a,而污染源浓度在第 30 a 达到最大值,由于地下水氯化物运移的滞后效应,研究区内垃圾

渗滤液入渗量也滞后出现。无论是参数数值不确定性还是空间分布随机性主要是由垃圾渗滤液入渗量决定最终计算结果,其不确定性程度大小与垃圾渗滤液入渗量成正比。

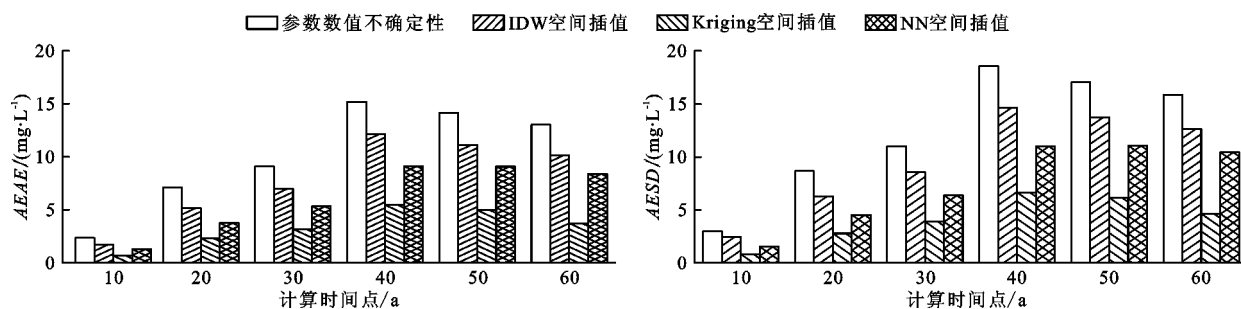


图7 4种方法计算的AEAE和AESD结果对比

4 结 论

(1) 不确定性模型随机解的均值体现了地下水的结构性,它的极值和标准差又体现了地下水的随机性。相比于确定性模型,不确定性模型更能体现出其在实际应用中的优势。

(2) 地下水溶质运移受到参数数值不确定性和空间分布随机性影响,在输入参数 $\pm 20\%$ 变化范围内,本案例中参数数值不确定性影响较空间分布随机性影响程度大。

(3) 在 60 a 的计算时间内 3 种空间插值方法中,Kriging 法得到的水平系数空间分布场,其计算的氯化物浓度不确定性最小,以 43 a 为例,AEAE 和 AESD 参数值仅为同时间 IDW 法的 45.03% 和 45.43%,NN 法的 59.93% 和 60.40%。

(4) 在 60 a 的计算时间内,参数数值不确定性和空间分布随机性最大值都滞后出现(第 43 a),说明无论是参数数值不确定性还是空间分布随机性均是通过影响垃圾渗滤液的入渗量来影响最终计算结果的。

参考文献:

- [1] 姜倩妮,李占玲,张永勇. CLUE 框架下似然函数对水文模型不确定性的影响[J]. 水资源与水工程,2018,29(1):25-30.
- [2] 吴晓艳,熊正为,彭小勇,等. 参数随机模拟在地下水溶质运移数值模拟中的应用[J]. 水资源与水工程学报,2012,23(6):58-61.
- [3] ELLIS B R, FITTS J P, BROMHAL G S, et al. Dissolution-driven permeability reduction of a fractured carbonate caprock[J]. Environmental Engineering Science, 2013, 30(4): 187-193.

- [4] NOIRIEL C, STEEFEL C I, YANG L, et al. Effects of pore-scale precipitation on permeability and flow[J]. Advances in Water Resources, 2016, 95: 125-137.
- [5] 王友年,李升,余斌. 阿克苏河流域渗透系数空间变异性分析[J]. 中国农村水利水电,2021,(1):64-70+75.
- [6] 杨助泽. 某污染场地渗透系数计算及其空间变异性分析[D]. 北京:中国地质大学,2018.
- [7] 李少龙,崔皓东. 渗透系数空间变异性对堤基渗透稳定影响的数值模拟[J]. 长江科学院院报,2019,36(10):49-52+58.
- [8] 宋浩,张琛,刘明,等. 基于地统计学的伊犁-巩乃斯河谷渗透系数空间变异性研究[J]. 水资源与水工程,2019,30(1):97-103.
- [9] 蒋立群,孙蓉琳,梁杏. 含水层非均质性不同刻画方法对地下水流和溶质运移预测的影响[J/OL]. 地球科学,2020,1-14[2021-06-20]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/42.1874.P.20200921.1605.004.html>.
- [10] 施小清,吴吉春,吴剑锋,等. 多个相关随机参数的空间变异性对溶质运移的影响[J]. 水科学进展,2012,23(4):509-515.
- [11] 王建娥,杨杰,程琳,等. 考虑材料参数空间变异性的堆石坝非侵入式随机有限元研究[J]. 水资源与土木工程学报,2019,30(3):200-207.
- [12] FRIND E O, MOLSON J H. On the relevance of the transport parameters in predictive modelling of groundwater contamination[J]. Groundwater Management: Quantity and Quality, 1989, 188:331-347.
- [13] MACFARLANE D S, CHERRY J A, GILLHAM R W, et al. Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study: 1. Groundwater flow and plume delineation[J]. Journal of Hydrology, 1983, 63(1-2): 1-29.
- [14] CHERRY J A, GILLHAM R W, ANDERSON E G, et al. Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study: 2. Groundwater monitoring devices[J]. Jour-

- nal of Hydrology, 1983, 63(1-2): 31-49.
- [15] SUDICKY E A. A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer: Spatial variability of hydraulic conductivity and its role in the dispersion process[J]. Water Resources Research, 1986, 22(13): 2069-2082.
- [16] 张孟丹,余钟波,谷黄河,等. 无定河流域降水量空间插值方法比较研究[J]. 人民黄河, 2021, 43(4): 30-37+99.
- [17] 束龙仓,许杨,吴佩鹏. 基于 MODFLOW 参数不确定性的地下水水流数值模拟方法[J]. 吉林大学学报(地球科学版), 2017, 47(6): 1803-1809.
- [18] 冯波,陈明涛,岳冬冬,等. 基于两种插值算法的三维地质建模对比[J]. 吉林大学学报(地球科学版), 2019, 49(4): 1200-1208.
- [19] CHRISTOPHER J R, TERRI S H, JOHN E M. Evaluation of groundwater levels in the Arapahoe aquifer using spatiotemporal regression Kriging [J]. Water Resources Research, 2019, 55(4): 2820-2837.
- [20] FEYEN L, CAERS J. Quantifying geological uncertainty for flow and transport modeling in multi-model heterogeneous formations[J]. Advances in Water Resources, 2006, 29(6): 912-929.
- [21] 申升. 基于贝叶斯理论的地下水溶质运移的不确定性研究[D]. 长沙:湖南大学, 2012.

(上接第28页)

- [21] 刘霞. 沱江水环境中磷赋存形态及其垂向分布研究[D]. 天津:天津科技大学, 2018.
- [22] 时丹,丁士明,许笛,等. 利用薄膜扩散平衡技术分析沉积物间隙水溶解态反应性磷[J]. 湖泊科学, 2009, 21(6): 768-774.
- [23] DAVISON W, GRIME G W, MORGAN J A W, et al. Distribution of dissolved iron in sediment pore waters at submillimetre resolution[J]. Nature, 1991, 352: 323-325.
- [24] HUANG Jianyin, FRANKLIN H, TEASDALE P R, et al. Comparison of DET, DGT and conventional porewater extractions for determining nutrient profiles and cycling in stream sediments[J]. Environmental Science: Processes & Impacts, 2019, 21(12): 2128-2140.
- [25] 胡洁蕴,李淑芹,宋歌,等. 北京市北运河沉积物对氮、磷的吸附/解吸动力学特征[J]. 湖泊科学, 2018, 30(3): 650-659.
- [26] 徐青,刘霞,余晓平,等. 沱江沉积物-水界面磷形态垂向分布及时空变化特征[J]. 岩矿测试, 2019, 38(6): 668-680.
- [27] 李松贵,向速林,张旭,等. 小型浅水湖泊表层沉积物对磷的吸附特征及其影响因素[J]. 水土保持通报, 2018, 38(6): 61-66+73.

