

# 基于 EPACMTP 模型的修复后土壤下填策略设计及案例研究\*

罗文婷<sup>1,2</sup> 王希莉<sup>3</sup> 张弛<sup>1,2</sup> 何海云<sup>1,2</sup> 钟重<sup>1,2#</sup> 宁增平<sup>4</sup> 王国玉<sup>5</sup>

(1.浙江省生态环境科学设计研究院,浙江 杭州 310007;

2.浙江省环境污染控制技术重点研究实验室,浙江 杭州 310007;

3.浙江省经济信息发展有限公司,浙江 杭州 310007;

4.中国科学院地球化学研究所,环境地球化学国家重点实验室,贵州 贵阳 550081;

5.中国城市建设研究院有限公司,北京 100120)

**摘要** 评估修复后土壤对地下水的污染风险对于修复后土壤的再利用具有重要的意义。以浙江省某退役工业污染场地的修复后土壤为例,在调查分析该区域土壤和地下水污染情况的基础上,结合下填区水文地质条件,运用 EPACMTP 模型研究修复后土壤下填对地下水的影 响,并分析下填参数与稀释和衰减因子(DAF)之间的相关性。结果表明,该场地土壤存在氟化物、砷和铅超标现象,下填利用可能会造成下填区地下水污染风险,通过降低入渗率、减小场地面积、远离环境敏感点等措施将 DAF 增大到 4.33 以上,才能使修复后土壤下填对敏感点地下水污染风险可接受。

**关键词** EPACMTP 模型 修复后土壤 下填策略 设计

DOI:10.15985/j.cnki.1001-3865.2022.08.005

**Design and case study of remediated soil filling strategy based on EPACMTP model** LUO Wenting<sup>1,2</sup>, WANG Xili<sup>3</sup>, ZHANG Chi<sup>1,2</sup>, HE Haiyun<sup>1,2</sup>, ZHONG Zhong<sup>1,2</sup>, NING Zengping<sup>4</sup>, WANG Guoyu<sup>5</sup>. (1. Eco-Environmental Sciences Research & Design Institute of Zhejiang Province, Hangzhou Zhejiang 310007; 2. Zhejiang Key Laboratory of Environmental Protection Technology, Hangzhou Zhejiang 310007; 3. Zhejiang Economic Information Development Co., Ltd., Hangzhou Zhejiang 310007; 4. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang Guizhou 550081; 5. China Urban Construction Design & Research Institute Co., Ltd., Beijing 100120)

**Abstract:** Risk assessment of remediated soil to groundwater was of great significance for the reuse of the soil. EPACMTP model was applied to a brownfield site of a retired chemical plant in Zhejiang Province to study the impact of remediated soil filling on groundwater and the relationship between filling parameters and dilution attenuation factors (DAF) based on the pollution investigation of the soil and groundwater of this site as well as the hydrogeological conditions of the filling area. The results showed that fluoride, arsenic and lead in the remediated soil exceeded the limits of relative criteria. The recycling of remediated soil was capable of causing the pollution of groundwater in the filling area. By reducing the infiltration rate and site area, staying away from environmentally sensitive points, DAF could be increased to more than 4.33 and the risk of groundwater pollution in the sensitive points could be acceptable.

**Keywords:** EPACMTP model; remediated soil; filling strategy; design

随着人口的增加和工业化的发展,土壤污染问题日益涌现<sup>[1-7]</sup>。为防止土壤污染导致的健康和环境问题,在《土壤污染防治行动计划》和《土壤污染防治法》等相关文件、法规的指导下,我国已启动了大批土壤修复工程<sup>[8-12]</sup>。据统计,2018—2020 年我国启动的土壤修复工程将近 1 500 个<sup>[13]</sup>。现阶段由于我国城市用地快速开发的需要,大多数的污染场地

采用了异位修复模式,大量的污染土壤需要外运至异地进行修复或处置。这些土壤虽经过修复处理,但仍然存在着污染残留的问题,因此对修复后土壤的再利用进行科学评估和设计需要重点关注。下填利用是修复后土壤再利用方式之一<sup>[14-15]</sup>,填土上方通常加盖覆盖层,避免了残留污染物对人群的直接暴露风险,但仍存在淋滤作用导致的地下水污染风

第一作者:罗文婷,女,1990 年生,博士,主要从事地下水污染防治研究。\* 通讯作者。

\* 国家重点研发计划项目(No.2018YFC1801402)。

险,因此在修复后土壤下填方案设计阶段,评估土壤淋滤的风险是成功设计方案的重点。

现有的地下水污染风险评估方法是直接将渗滤液浓度与监管风险阈值进行对比,忽视了污染物在释放点与敏感点之间的潜在稀释作用,通过预测污染物经过稀释和衰减后在下游地下水中的浓度,对比水质标准判断其是否存在污染风险,能更好指导修复后土壤下填利用,同时减少污染土壤的过度修复。由于地下水水质预测模型能模拟污染物的迁移并预测给定点位污染物浓度,目前已被广泛应用在局部尺度的风险评估过程中<sup>[16-17]</sup>。现有地下水水质预测模型主要分为数值和解析模型。数值模型能反应空间异质性,模拟结果更准确,但模型对场地数据要求高、计算时间长,因此较难应用在早期风险评估中。而解析模型计算效率高,对场地参数等要求更低,在数据量较少的早期阶段更有利于模拟污染物的释放迁移及相关风险评估。EPACMTP模型是国内外广泛认可的成熟解析模型之一,目前已广泛应用在各类固体废物填埋处置时污染物在土壤和地下水中的迁移情况。XU等<sup>[18]</sup>在2018年应用DMFU、HELP和EPACMTP相结合的模型,模拟危险废物垃圾填埋场渗滤液泄漏中污染物长期变化过程及其对周边地下水的影响,发现长期过程中渗滤液泄漏率会明显增大,有助于指导垃圾填埋场关闭后的风险管理。季文佳等<sup>[19]</sup>应用EPACMTP模型原理模拟评估电镀污泥作为危险、一般工业废物进行填埋处置时,污泥中污染组分对敏感点地下水的污染风险。ZUBAIR<sup>[20]</sup>基于HELP和EPACMTP模型评估含铅油漆废渣填埋处理中的地下水污染风险。SPREADBURY等<sup>[21]</sup>认为,嵌合了EPACMTP模型的IWEM软件可模拟污染源释放点与暴露点之间的稀释和衰减作用,并运用该模型模拟再生沥青路面处置时,浸出污染组分对敏感点地下水的水质影响。综上所述,尽管EPACMTP模型在评估污染物迁移对地下水的污染风险上应用较广泛,但鲜少被用来评估修复后土壤下填的地下水污染风险并指导土壤下填工作,同时受不同管理部门要求的差异性,现阶段我国修复后土壤再利用的风险管理相对缺乏,因此本研究通过具体案例,详细介绍EPACMTP模型模拟修复后土壤下填对地下水环境的风险评估,为下填区的设计提供科学依据,同时为国内外同类项目提供借鉴与参考。

• 1010 •

## 1 材料与方法

### 1.1 样品采集

研究区位于浙江省某退役工业污染场地,该地块原用于钢铁冶炼生产。根据《建设用地土壤污染风险评估技术导则》(HJ 25.3—2019)确定的土壤修复目标,划定修复场地面积共约4 100 m<sup>2</sup>,污染场地挖方量是修复场地面积与清挖厚度的乘积,结合实际,该场地的挖方量为13 814.7 m<sup>3</sup>。由于该污染场地土壤中的有机污染物将在后续的热脱附修复中被去除,因此研究只针对无机污染物展开。为明确清挖修复区域内土壤和地下水中无机污染物的含量,基于判断布点和网格布点相结合的布点原则,将场地划分成若干均匀网状方格,采样点设在两条直线的交点处或方格中心,并针对污染分布的异常区域和可能产生污染扩散且对原有污染范围影响较大的区域加密布点采样,土壤、地下水布点密度分别为20 m×20 m、40 m×40 m,在场地清挖修复范围内,分别布设了16个土壤采样点(S01~S16)和7个地下水采样点(GW01~GW07),具体见图1。共采集35个不同深度(0~6 m)的土壤样品和7个地下水样品,地下水采样点井深均为6 m,土壤和地下水样品的采集遵循《环境影响评价技术导则 地下水环境》(HJ 610—2016)。

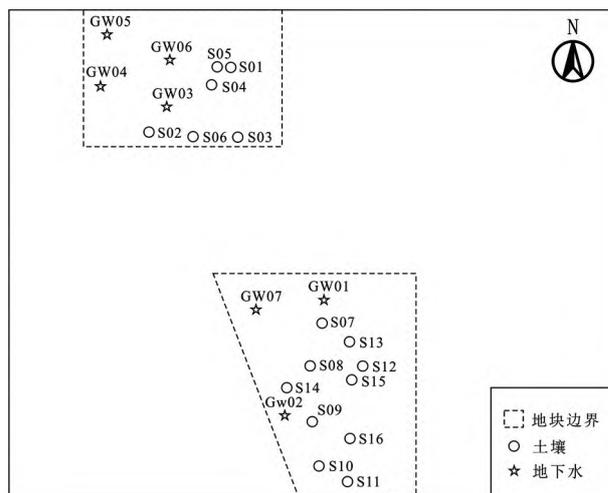


图1 污染场地土壤与地下水采样点分布图  
Fig.1 Sketch map of the locations of soil samples and groundwater samples

### 1.2 样品测试

该污染地块的土壤测试指标共12项(氟化物、氰化物、锑、砷、铬、铜、铅、镍、硒、锌、汞和铍)。首先,将土壤样品于105℃下烘干至恒重,研磨至通过120目筛网,加入王水进行微波消解,0.25 μm滤膜

过滤后,采用电感耦合等离子体质谱仪(XSE RIES 2, ThermoFisher)测定土壤硒、锑、铬、铜、镍、锌、铅、汞和砷,采用《土壤和沉积物 铍的测定 石墨炉原子吸收分光光度法》(HJ 737—2015)测定土壤铍,采用《土壤质量 氟化物的测定 离子选择电极法》(GB/T 22104—2008)测定土壤氟化物,采用《土壤 氟化物和总氟化物的测定 分光光度法》(HJ 745—2015)中的异烟酸-巴比妥酸分光光度法测定土壤氟化物。最后,根据国家标准土壤样品 GSS-4 进行质量控制,样品回收率为 80%~110%。

地下水样品中,氟化物采用《水质 氟化物的测定 离子选择电极法》(GB 7484—87)测定,铅根据《生活饮用水标准检验方法 金属指标》(GB/T 5750.6—2006)测定,砷根据《水质 汞、砷、硒、铋和锑的测定 原子荧光法》(HJ 694—2014)测定。

### 1.3 EPACMTP 模型简介

美国环境保护署开发的 IWEM 软件<sup>[22]</sup>模拟污染物在地下水和土壤中迁移运输并进行风险评估,其工作原理是利用程序内置的 EPACMTP 模型计算敏感受体处地下水污染物浓度,将其与地下水基准浓度进行比较,判断污染源的有害性<sup>[23]</sup>。

EPACMTP 模型假定污染源在潜水层上方,污染物从土壤渗出后,首先在包气带进行向下的一维运输,然后在下伏的饱水带进行三维运输,最终计算获得下游目标敏感点处的地下水浓度<sup>[24-26]</sup>。

### 1.4 EPACMTP 模型参数设计

根据水文地质调查结果,修复后土壤拟下填区地下水主要为松散岩类孔隙水和基岩构造裂隙水。松散岩类孔隙水赋存于第四系冲海积层中,为潜水含水层,地下水水位埋深约 2.2 m,其岩性为黏质粉土、粉质黏土,层厚 5.0~8.0 m,结构较松散,透水性中至强,渗透系数为  $10^{-8} \sim 10^{-4}$  m/s,地下水主要从东北流向西南方向,受区域地形及地表水体影响,水力梯度为 0.2%~2.5%。基岩构造裂隙水主要赋存于志留系康山组砂岩、粉砂岩中,为承压含水层。由于低渗透性黏土层的阻隔,渗滤液基本不影响承压含水层组,所以本研究将潜水作为主要研究对象。除实测参数外,其他参数均采用 EPACMTP 模型推荐值(见表 1),污染源参数根据土壤和地下水污染调查结果确定。

降雨的入渗率、场地面积和距污染源的径向距离是 3 个关键的下填参数。研究表明,覆土层在一定程度上可降低降雨的入渗率,覆土层还可通过植被增加蓄水能力,同时通过植被的蒸腾作用使得水

表 1 EPACMTP 模型场地参数  
Table 1 EPACMTP model site parameters

输入参数	实际值	取值	来源
模型类型		Structural fill	
地下水 pH	6.6~11.9	8.0	实测
水位埋深	1.9~2.2 m	2.2 m	实测
含水层水力传导系数	$10^{-6} \sim 10^{-4}$ cm/s	$10^{-4}$ cm/s	实测
水力梯度	0.2%~2.5%	2.5%	实测
含水层厚度	5.0~8.0 m	8.0 m	实测
土壤类型	细粒土	细粒土	实测
含水层补给率		0.282 m/a	推荐值

分向上运动,减少降雨的下渗<sup>[27]</sup>。考虑下填区入渗率受覆土层渗透性的影响,因此实际设计过程中可通过各项工程措施调节入渗率。径向距离由下填区所选的位置决定,下填区周边的主要敏感点为临近河道,选择远离河道的下填位置,其距离敏感点的距离也越远。场地面积由下填总方量和下填深度所决定,为避免土壤污染物的直接暴露,修复后土壤上方会设计厚度至少 50 cm 的覆盖层,因此场地面积=下填总方量/(下填深度-覆盖层厚度)。本研究通过 EPACMTP 模型对 3 个下填参数进行设计分析,根据不同下填参数的运算结果与《地下水质量标准》(GB/T 14848—2017)Ⅲ类限值进行比较,分析下填参数变化对环境风险的影响。

## 2 结果与讨论

### 2.1 土壤和地下水污染情况

#### 2.1.1 土壤污染

根据测试结果,除土壤氟化物低于检出限外,其他土壤污染物质量浓度见图 2。参照场地的土壤污染风险评估结果,土壤锑、镉、铜、镍、硒、锌、汞和铍对应的环境风险均可接受,因此之后的分析暂不予考虑。土壤中氟化物为 159~111 000 mg/kg,平均为 4 211 mg/kg,远超我国表层土壤氟化物背景值

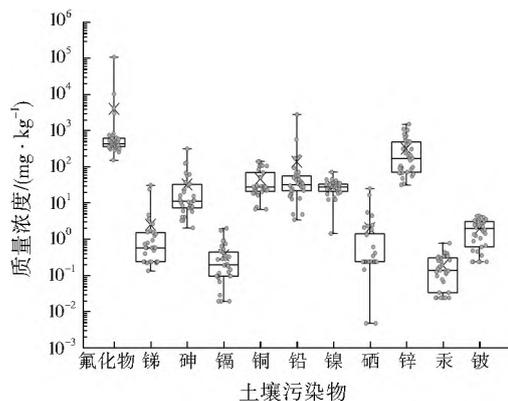


图 2 土壤污染物质量浓度  
Fig.2 Mass concentration of soil contaminants

(478 mg/kg)<sup>[28]</sup>; 铅为 3.6~2 900.0 mg/kg, 平均为 153.0 mg/kg, 其中 S01 处铅超出《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 36600—2018) 二类用地筛选值(800 mg/kg); 砷为 2.1~327.0 mg/kg, 平均为 34.2 mg/kg, 其中 14.3% 的样品超出 GB 36600—2018 二类用地筛选值(60 mg/kg)。综上所述, 该地块土壤中氟化物、铅和砷存在超标现象, 将其用于下填利用可能会对周边地下水造成污染, 因此需要设计合理的下填策略来控制地下水污染的风险。

### 2.1.2 地下水污染

虽然污染土壤在清挖后会进行稳定化处理, 但现有的浸出评估手段无法有效判断土壤污染物在雨水长期淋滤作用下的浸出浓度。考虑到该地区地下水中污染物主要来源于上覆污染土壤的淋滤作用, 因此将污染场地地下水中污染物平均浓度作为土壤长期渗滤产生的渗滤液浓度进行风险评估。地下水中污染物质量浓度见表 2, 其中根据《水环境监测规范》(SL 219—2013), 低于最低检出限的浓度按 1/2 最低检出值参加统计处理。地下水中氟化物平均为 4.33 mg/L; 砷平均为 12.2 μg/L; 铅平均为 4.64 μg/L。该场地地下水中氟化物和砷平均值均超出了 GB/T 14848—2017 Ⅲ类限值(1.0、0.01 mg/L)。

表 2 地下水中污染物质量浓度  
Table 2 Mass concentration of contaminants in groundwater

项目	氟化物 /(mg·L <sup>-1</sup> )	铅 /(μg·L <sup>-1</sup> )	砷 /(μg·L <sup>-1</sup> )
GW01	2.53	5.40	5.0
GW02	2.93	3.80	27.0
GW03	0.67	<0.09	1.8
GW04	0.26	<0.09	3.4
GW05	8.58	0.50	15.0
GW06	7.01	0.50	5.0
GW07	8.34	22.20	28.0
最小值	0.26	<0.09	1.8
最大值	8.58	22.20	28.0
平均值	4.33	4.64	12.2

### 2.1.3 污染源参数

根据土壤/地下水的污染情况和土壤性质等汇总污染源各项参数, 具体见表 3。

### 2.2 下填参数分析

稀释和衰减因子(DAF)表示渗滤液污染物浓度与观测井地下水污染物浓度的比值, 反映了渗滤液污染物在迁移过程中浓度的下降程度。根据下填参数与 DAF 之间的关系, 可判断下填参数对敏感点地

表 3 污染源参数  
Table 3 Source parameters

输入参数	取值	来源
下填总方量	13 814.7 m <sup>3</sup>	实测
下填深度	2.10 m	实测
土壤容重	1.5 g/cm <sup>3</sup>	实测
土壤水力传导系数	0.3 m/a	实测
浸出材料体积分数	100%	
土壤砷	34.2 mg/kg	实测
土壤铅	153.0 mg/kg	实测
土壤氟化物	4 211 mg/kg	实测
渗滤液氟化物	4.33 mg/L	实测
渗滤液砷	12.2 μg/L	实测
渗滤液铅	4.64 μg/L	实测

下水污染物浓度的影响, 并通过合理的参数设置来指导修复后土壤下填。

#### 2.2.1 入渗率对 DAF 的影响

受土壤本身的水力传导系数影响, 研究区最大入渗率为 0.30 m/a, 由于实际下填过程中, 入渗率受填土上方覆盖层性质的影响而出现不同程度的下降, 根据模型计算结果, 控制填料尺寸为 10 000 m<sup>2</sup> × 1.38 m, 径向距离为 40 m, 入渗率对 DAF 的影响见图 3(a)。DAF 均随入渗率的减小而升高, 变化幅度由小变大, 与文献[21]研究结果一致。说明入渗率越小, 渗滤液越少, 敏感点地下水中污染物的浓度越低。砷和氟化物的 DAF 相近, 而铅的 DAF 远大于氟化物和砷, 这可能与污染物的溶解度和土壤吸附能力有关。SPREADBURY 等<sup>[21]12</sup> 研究发现, 受污染物溶解度的影响, 相同条件下不同污染物的 DAF 存在差异性, 污染物在水中溶解度越大, DAF 越小。研究表明, 一般条件下, 土壤颗粒表面携带大量的净负电荷, 对无机阴离子吸附作用相对较弱, 因此带负电荷的无机污染物在迁移过程中的 DAF 较小<sup>[29]</sup>。土壤中的砷易以砷酸根、亚砷酸根等含氧负离子形态存在<sup>[30]</sup>, 砷酸根、亚砷酸根和氟离子的溶解度较大, 且均带负电荷, 而铅在土壤中主要以 Pb(OH)<sub>2</sub>、PbCO<sub>3</sub>、Pb<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> 等难溶态形式存在<sup>[31]</sup>, 迁移性较差, 因此铅的 DAF 远大于氟化物和砷。

#### 2.2.2 径向距离对 DAF 的影响

模型中观测井径向距离指的是土壤边界距离观测井的最小距离。控制入渗率为 0.01 m/a、填料尺寸为 10 000 m<sup>2</sup> × 1.38 m, 径向距离对 DAF 的影响见图 3(b)。当径向距离为零时, 观测井中污染物浓度与释放点中相等, DAF=1, 随着观测井与污染源之间径向距离的增加, DAF 逐渐增大, 且增大幅度逐渐变缓, DAF 随径向距离呈现出对数递增现象,

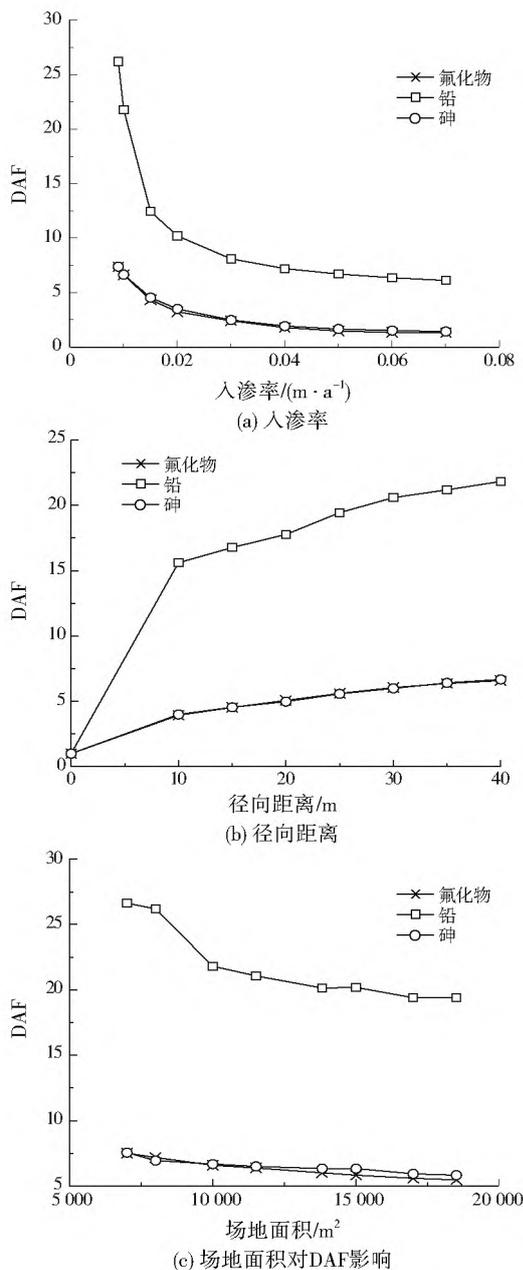


图3 入渗率、径向距离和场地面积对铅、砷、氟化物 DAF 的影响

Fig.3 Effects of infiltration rate,radial distance and site area on DAF of lead,arsenic and fluorine

即敏感点地下水中污染物浓度与径向距离呈指数递减现象。研究发现,受海水入侵影响,沿海地带地下水氯离子浓度与离海距离呈现指数递减规律<sup>[32]</sup>。马帅帅<sup>[33]</sup>在研究污染物横向和纵向迁移时发现,污染物浓度随横向距离呈指数衰减的现象,污染物在迁移过程中受分子扩散、机械弥散等物理化学作用的影响,污染源距敏感点观测井越远,迁移距离越长,观测井污染物浓度越低。

### 2.2.3 场地面积对 DAF 的影响

下填总方量为定值(13 814.7 m<sup>3</sup>)的情况下,控

制径向距离为 40 m、入渗率为 0.01 m/a,场地面积对 DAF 的影响见图 3(c)。DAF 均随着场地面积的增加而减小,且减小幅度逐渐放缓。李天魁等<sup>[34]</sup>在评估场地面积对关闭搬迁企业地块风险影响时发现,场地面积的全局灵敏度显著,并且污染物浓度随着参数的增加而增加。说明相同下填总方量下,受淋滤的场地面积增加利于污染物的迁移。大气降水入渗补给是导致土壤中污染物淋溶的关键因素,场地面积越大,与大气降水的接触面积也越大,相同体积入渗补给量越多,在 IWEM 软件中渗滤液浓度为定值的情况下<sup>[21]</sup>,可能导致污染物淋出量增多。

### 2.3 下填策略设计

将渗滤液污染物平均值与 GB/T 14848—2017 III 类限值的比值作为符合风险评估标准的最小 DAF。由于渗滤液中铅达标,因此只考虑氟化物和砷迁移的污染风险。渗滤液中氟化物和砷的最小 DAF 分别为 4.33、1.22,因此只有通过各项工程措施将 DAF 增大到 4.33 以上时,才能使修复后土壤下填对敏感点地下水污染风险可接受。

修复后土壤下填利用策略设计重点是控制土壤中污染物的淋滤以及对周边环境敏感点水质的影响。目前,通常采用的控制手段:(1)对下填区进行入渗管理。研究表明,入渗率是影响污染土壤渗滤液对地下水污染程度的重要因素<sup>[35]</sup>,根据 IWEM 软件结果可知,降低入渗率可明显降低敏感点地下水污染物浓度,因此采用路面硬化、铺设阻隔膜、设置黏土阻隔层和安装排水设施将雨水引至非下填区等措施,降低入渗率,从而有效减少对地下水的污染。(2)控制场地面积。相同下填总方量下,场地面积越大,污染风险越高,而缩小场地面积则会增加下填深度,产生更高的工程费用,因此需要综合考虑以获得平衡。另外,下填至地下水位以下会导致土壤中污染物的直接溶出,建议下填深度不超过地下水位埋深。(3)阻断迁移的途径。对下填土壤进行整体包裹防渗膜或在下填区与敏感受体之间设置阻隔墙,可对外围敏感区域水质进行较好的保护,但阻隔措施会产生较高的工程费用。综上所述,综合利用各项控制措施,结合 EPACMTP 模型评估结果,可在现行修复措施上,更好指导修复后土壤下填利用的风险管理,降低对周边敏感点地下水的污染风险。

### 3 结论与建议

(1) 土壤中氟化物平均值为 4 211 mg/kg,远超我国表层土壤氟化物背景值;铅平均值为 153.0

mg/kg,其中S01处铅超出GB 36600—2018二类用地筛选值(800 mg/kg);砷平均值为34.2 mg/kg,其中14.3%的样品超出GB 36600—2018二类用地筛选值(60 mg/kg)。该地块土壤中氟化物、铅和砷存在超标现象,下填利用可能会影响下填区周边地下水环境质量。

(2)受不同管理部门要求的差异性,现阶段我国修复后土壤再利用的风险管理相对缺乏,因此在下填过程中,建议结合EPACMTP模型结果进行合理的下填参数设计,能更好指导修复后土壤下填利用,同时减少污染土壤的过度修复。通过各项工程措施降低入渗率、减小场地面积、远离环境敏感点,可有效提高污染物DAF,降低对周边敏感点地下水的污染风险。

参考文献:

[1] 郝汉舟,陈同斌,靳孟贵,等.重金属污染土壤稳定/固化修复技术研究进展[J].应用生态学报,2011,22(3):816-824.

[2] 谭海剑,黄祖照,宋清梅,等.粤港澳大湾区典型城市遗留地块土壤污染特征研究[J].环境科学研究,2021,34(4):976-986.

[3] LI D,ZHANG C,PIZZOL L, et al.Regional risk assessment approaches to land planning for industrial polluted areas in China: the Hulunbeier region case study[J].Environment International,2014,65:16-32.

[4] WANG C,WU S,ZHOU S, et al.Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from urban to rural areas in Nanjing: concentration, source, spatial distribution, and potential human health risk[J].Science of the Total Environment,2015,527:375-383.

[5] ABBAS Q,YOUSAF B,LIU G, et al.Evaluating the health risks of potentially toxic elements through wheat consumption in multi-industrial metropolis of Faisalabad, Pakistan[J].Environmental Science and Pollution Research,2017,24(34):26646-26657.

[6] 王玲玲.我国土壤污染与修复技术研究进展[J].环境与发展,2020,32(3):79-80,85.

[7] 王慧娟.我国土壤污染的现状及危害性[J].北京经贸,2013(10):114-115.

[8] MULLIGAN C N,YONG R N,GIBBS B F.Surfactant-enhanced remediation of contaminated soil: a review[J].Engineering Geology,2001,60(1/2/3/4):371-380.

[9] DALGREN K E,DUEKER A,ARWIDSSON Z, et al.Recycling of remediated soil-evaluation of leaching tests as tools for characterization[J].Waste Management,2011,31(2):215-224.

[10] YANG Q,LI Z,LU X, et al.A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: pollution and risk assessment[J].Science of the Total Environment,2018,642:690-700.

[11] YANG H,HUANG X,THOMPSON J R, et al.China's soil pollution:urban brownfields[J].Science,2014,344(6185):691-692.

[12] 黎明,代新,张明.中国土壤修复产业的发展现状及发展策略研究[J].经济研究导刊,2017(28):160-161.

[13] 孙宁.2020年土壤修复行业发展报告(工程篇)[EB/OL].[2021-10-30].https://huanbao.bjx.com.cn/news/20210215/1136203.shtml.

[14] 温丹丹,解洲胜,鹿腾.国外工业污染场地土壤修复治理与再利用——以德国鲁尔区为例[J].中国国土资源经济,2018,31(5):52-58.

[15] 钟茂生,姜林,姚珏君,等.修复达标土壤回填对地下水环境影响的层次化评估方法应用研究[J].环境科学,2013,34(3):907-913.

[16] LI T,LIU Y,BIERG P L.Prioritization of potentially contaminated sites:a comparison between the application of a solute transport model and a risk-screening method in China[J].Journal of Environmental Management,2021,281:111765.

[17] 徐亚,刘玉强,刘景财,等.填埋场渗漏风险评估的三级PRA模型及案例研究[J].环境科学研究,2014,27(4):447-454.

[18] XU Y,XUE X,LU D, et al.Long-term dynamics of leachate production,leakage from hazardous waste landfill sites and the impact on groundwater quality and human health[J].Waste Management,2018,82:156-166.

[19] 季文佳,杨子良,王琪,等.危险废物填埋处置的地下水环境健康风险评价[J].中国环境科学,2010,30(4):548-552.

[20] ZUBAIR A S.Groundwater pathway analysis for lead-based paint (1 bp) architectural debris:background document[R].Washington,D.C.:Office of Solid Waste,USEPA,1998.

[21] SPREADBURY C J,CLAVIER K A,LIN A M, et al.A critical analysis of leaching and environmental risk assessment for reclaimed asphalt pavement management[J].Science of the Total Environment,2021,775.

[22] FOPIANO J D.Use of EPA's Industrial Waste Management Evaluation Model (IWEM) to support beneficial use determinations[D].Durham:University of New Hampshire,2006.

[23] PARK D W,WOO N C,CHUNG D.Applicability of Industrial Waste Management Evaluation Model (IWEM) in Korea[J].Journal of Soil and Groundwater Environment,2012,17(1):1-7.

[24] USEPA. Industrial Waste Management Evaluation Model (IWEM) Version 3.1: technical background document[R].Washington,D.C.:Office of Solid Waste and Emergency Response,Office of Resource Conservation and Recovery,USEPA,2015.

[25] USEPA. Industrial Waste Management Evaluation Model (IWEM) Version 3.1:user's guide[R].Washington,D.C.:Office of Solid Waste and Emergency Response,Office of Resource Conservation and Recovery,USEPA,2015.

[26] 杨昱,姜永海,席北斗,等.生活垃圾填埋场地下水污染风险分级方法研究[J].生态环境学报,2010,19(7):1704-1709.

[27] ZHANG W,ZHANG Z,WANG K.Experimental study and simulations of infiltration in evapotranspiration landfill covers[J].Water Science and Engineering,2009,2(3):96-109.

[28] 魏复盛,陈静生,吴燕玉,等.中国土壤环境背景值研究[J].环境科学,1991,12(4):12-19.

[29] 张慎举,卓开荣.土壤肥料[M].2版.北京:化学工业出版社,2015.

[30] 杨居荣.砷在土壤中的蓄积与迁移特征[J].环境科学,1986,7(2):26-31.

[31] 尹玲玲.铅在土壤中的迁移机理以及含铅废水处理的研究[D].西安:长安大学,2007.

(下转第1019页)

原子种类对转化作用的影响不大;而当卤素原子位于2、3位时,无明显转化效果。对于二卤代肉桂酸,K7菌株对3,4-二氟肉桂酸表现出了较弱且不完全的转化作用,对2,4-二氟肉桂酸无明显转化效果。以转化效果最好的4-氯肉桂酸为目标转化物,K7菌株对其具有较宽的温度和pH耐受范围,温度在10~40℃、pH在6~10时均能转化4-氯肉桂酸。转化体系对盐度的耐受性能较低,当NaCl质量分数>0.6%时转化能力明显降低,4-氯肉桂酸的初始浓度对转化系统也有较大影响,转化效率随初始浓度的增加呈倒钟形变化规律,在初始质量浓度为50~100 mg/L时表现出较高的转化效能。K7菌株能高效将4-氯肉桂酸转化为4-氯苯甲酸,但不再发生进一步转化,作用靶点单一。底物结构差异是导致菌株K7对卤代肉桂酸转化能力差异较大的主要原因。

#### 参考文献:

- [1] BLUM K M, ANDERSSON P L, AHRENS L, et al. Persistence, mobility and bioavailability of emerging organic contaminants discharged from sewage treatment plants[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 612: 1532-1542.
- [2] ZIMMERMAN J B, ANASTAS T. Toward substitution with no regrets[J]. *Science*, 2015, 347(6227): 1198-1199.
- [3] 高丹, 张圣虎, 郭敏, 等. 4种典型羟基化多溴联苯醚对斑马鱼胚胎的毒性和生物富集性[J]. *环境科学学报*, 2018, 38(1): 425-436.
- [4] HASAN S A, FERREIRA I M, KOETSIER M J, et al. Complete biodegradation of 4-fluorocinnamic acid by a consortium comprising *Arthrobacter* sp. strain G1 and *Ralstonia* sp. strain H1[J]. *Applied & Environmental Microbiology*, 2012, 23(1): 117-125.
- [5] 吴立飞. 对氟肉桂酸降解菌的筛选鉴定及降解特性研究[D]. 杭州: 浙江工业大学, 2013.
- [6] AMORIM C L, FERREIRA A C S, CARVALHO M F, et al. Mineralization of 4-fluorocinnamic acid by a *Rhodococcus* strain[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2014, 98(4): 1893-1905.
- [7] 李昕玥, 刘卓苗, 薛润泽, 等. 典型塑料的生物降解及其降解机理[J]. *科学通报*, 2021, 66(20): 2573-2589.
- [8] 吴洁婷, 许琪, 张营, 等. 微生物降解典型高分子量多环芳烃的研究进展[J]. *环境科学研究*, 2021, 34(8): 1981-1990.
- [9] ARORA P K, SASIKALA C, RAMANA C V. Degradation of chlorinated nitroaromatic compounds[J]. *Applied Microbiology & Biotechnology*, 2012, 93(6): 2265-2277.
- [10] 李敏, 屈欢, 刘建利, 等. 不动杆菌K7对酚酸类化合物的降解效能[J]. *南京农业大学学报*, 2019, 42(4): 689-696.
- [11] CARVALHO M F, DE M P, DUQUE A F, et al. *Labrys portucalensis* sp. nov., a fluorobenzene-degrading bacterium isolated from an industrially contaminated sediment in northern Portugal[J]. *International Journal of Systematic & Evolutionary Microbiology*, 2008, 58: 692-698.
- [12] AMORIM C L, CARVALHO M F, AFONSO C M M, et al. Biodegradation of fluoroanilines by the wild strain *Labrys portucalensis*[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2013, 80(5): 10-15.
- [13] HU G P, ZHAO Y, SONG F Q, et al. Isolation, identification and cyfluthrin-degrading potential of a novel *Lysinibacillus sphaericus* strain, FLQ-11-1[J]. *Research in Microbiology*, 2014, 165(2): 110-118.
- [14] AMADIO J, MURPHY C D. Biotransformation of fluorobiphenyl by *Cunninghamella elegans*[J]. *Applied Microbiology & Biotechnology*, 2010, 86(1): 345-351.
- [15] PREMATH N, MOHANRASU K, RAO R, et al. A crucial review on polycyclic aromatic hydrocarbons - environmental occurrence and strategies for microbial degradation[J]. *Chemosphere*, 2021, 280: 130608.
- [16] HAO J, WANG P H, KANG Y F, et al. Degradation of perfluorooctane sulfonamide by *Acinetobacter* sp. M and its extracellular enzymes[J]. *Chemistry*, 2019, 14(16): 2780-2784.
- [17] WANG S, HU Y, WANG J. Biodegradation of typical pharmaceutical compounds by a novel strain *Acinetobacter* sp. [J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 217: 240-246.
- [18] KIM H W, JIN H J, KIM Y B, et al. Biodegradation of polystyrene by bacteria from the soil in common environments[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 416: 126239.
- [19] KONG W, ZHAO C, GAO X, et al. Characterization and transcriptome analysis of a long-chain n-alkane-degrading strain *Acinetobacter Pittii* SW-1[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2021, 18(12): 6365-6372.
- [20] YUAN H Y, YAO J, MASAKORALA K, et al. Isolation and characterization of a newly isolated pyrene-degrading *Acinetobacter* strain USTB-X[J]. *Environmental Science & Pollution Research International*, 2014, 21(4): 2724-2732.
- [21] 周婷, 陈吉祥, 杨智, 等. 一株嗜油不动杆菌(*Acinetobacter oleivorans*)的分离鉴定及石油降解特性[J]. *环境工程学报*, 2015, 9(11): 5626-5632.

编辑: 丁怀 (收稿日期: 2021-09-15)

(上接第1014页)

- [32] 高铭骏, 汪旭, 孟玲珑, 等. 沿海发展区海水入侵与土壤盐渍化空间关联解析[J]. *环境化学*, 2022, 41(3): 987-1000.
- [33] 马帅帅. 利用物理模型研究土壤结构和表面覆盖在挥发性污染物二维迁移中影响其浓度衰减的规律[D]. 杭州: 浙江大学, 2018.
- [34] 李天魁, 刘毅, 谢云峰. 关闭搬迁企业地块风险筛查方法评估——基于EPACMT模型的研究[J]. *中国环境科学*, 2018, 38(10): 3985-3992.
- [35] ZHANG J, ZHANG J, XING B, et al. Study on the effect of municipal solid landfills on groundwater by combining the models of variable leakage rate, leachate concentration, and contaminant solute transport[J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 292: 112815.

编辑: 黄苇 (收稿日期: 2022-03-20)