

粉煤灰在矿坑生态化利用过程中的环境行为研究

许欣¹,武小燕¹,陈敏洁²,曹丹¹,郑春丽¹

(1. 内蒙古科技大学 能源与环境学院, 内蒙古 包头 014010;

2. 内蒙古科技大学 生命科学与技术学院, 内蒙古 包头 014010)

摘要:为了响应包头市“无废城市”建设及对矿坑环境整治的要求,拟用典型工业固体废物(粉煤灰)填埋对矿坑进行生态治理,但粉煤灰填埋长期的环境行为对矿坑土及地下水是否造成污染尚未可知,通过冻融循环—干湿交替的室内模拟方法和 Hydrus-1D 模型、溶质运移模型预测的方法,对粉煤灰填埋于矿坑后重金属的长期环境行为进行了研究。结果表明:粉煤灰在填埋 5 年后,重金属 Cd、Pb、Cr、Cu 含量分别降低了 0.4、3.23、16.67、12.93 mg/kg,而矿坑土 Cd、Pb、Cr、Cu 含量分别增加了 0.04、9.27、8.3、3.3 mg/kg;同时形态分析表明,粉煤灰中 Cd、Cr 以有机结合态为主,Pb 以残渣态为主,重金属形态由铁锰氧化态和有机结合态向可交换态和碳酸盐结合态转化,说明重金属形态由稳定态向易迁移态转化。模拟结果表明,粉煤灰填埋于矿坑 5 年后,重金属元素有向周边环境迁移转化的趋势,因此在填埋过程中在矿坑底部做好防渗层,从而降低四种重金属 Cr、Cd、Cu、Pb 对矿坑土壤及地下水环境的污染风险,其含量远低于《土壤环境质量建设用地土壤风险管控标准》(GB 36600—2018)中筛选值及所影响区域的地下水中污染物标准,此状况下粉煤灰符合填埋标准,可以进行填埋。该研究可为固废在矿坑生态化利用工程应用提供科学依据和参考。

关键词:粉煤灰;填埋;重金属;环境行为;生态化利用

中图分类号:X705

文献标志码:A

文章编号:1671-4172(2023)01-0073-09

Environmental behavior of fly ash during the process of ecological utilization of mine pits

XU Xin¹, WU Xiaoyan¹, CHEN Minjie², CAO Dan¹, ZHENG Chunli¹

(1. School of Energy and Environment, Inner Mongolia University of Science and Technology, Baotou Inner Mongolia 014010, China;

2. School of Life Science and Technology, Inner Mongolia University of Science and Technology, Baotou Inner Mongolia 014010, China)

Abstract: In order to respond to the construction of "waste-free city" in Baotou city and the requirements of mine environmental improvement, typical industrial solid waste (fly ash) is planned to be landfilled for ecological remediation of the mine. However, it is unknown whether the long-term environmental behavior of fly ash landfill will cause pollution to the mine soil and groundwater, the long-term environmental behavior of heavy metals after fly ash was landfilled in mine pit was studied by the indoor simulation method of freeze-thaw cycles-dry-wet, Hydrus-1D model and solute transport model prediction. The results showed that: After 5 years of landfill, the contents of heavy metals Cd, Pb, Cr and Cu decreased by 0.4, 3.23, 16.67 and 12.93 mg/kg respectively, while the contents of Cd, Pb, Cr, and Cu in mine soil increased by 0.04, 9.27, 8.3 and 3.3 mg/kg, respectively. At the same time, the speciation analysis showed that Cd and Cr in fly ash are mainly organic-matter bound, Pb is mainly in the residual, and the heavy metal forms changed from Fe-Mn oxides-bound and organic matter-bound to soluble-exchangeable and carbonate-bound, which indicated that the heavy metal forms are transformed from stable state to easy migration

收稿日期:2022-10-26

基金项目:国家重点研发计划项目(2018YFC1802904);内蒙古自然科学基金项目(2021MS05033);内蒙古科技成果转化专项项目(2019CG062)

作者简介:许欣(1991—),女,博士研究生,研究方向为矿区生态环境修复。

通信作者:郑春丽(1979—),女,博士(后),教授,研究方向为矿区生态环境修复。E-mail:zhengchunli1979@163.com

state. The simulation results showed that five years after the fly ash is landfilled in the mine pit, the heavy metal elements have a tendency to migrate and transform to the surrounding environment. Therefore, in the process of landfill, an anti-seepage layer is laid at the bottom of the mine pit. The four heavy metals (Cr, Cd, Cu, and Pb) did not pose the risk of heavy metal migration to the mine pit soil and groundwater environment, its content is far lower than the screening value in the "Soil Risk Control Standard for Construction Land with Soil Environmental Quality" (GB 36600—2018) and the pollutants in the groundwater in the affected area are lower than the Class IV groundwater standard. Under this condition, the fly ash meets the landfill standard and can be landfilled. This study can provide scientific basis and reference for the application of solid waste in ecological utilization engineering of mines.

Key words: fly ash; landfill; heavy metals; environmental behavior; ecological utilization

目前,全球历年累计填埋的固体废物数以千亿 t 计,随着长期渗漏风险增加,将可能造成世界性的环境问题。我国累计堆存的固体废弃物超过 200 亿 t^[1],占地面积大,污染范围广,治理难度大,造成了严重的资源浪费和环境污染。我国粉煤灰综合利用存在严重的区域利用不均衡问题^[2]。在山西、新疆、内蒙古、宁夏、陕西等煤电集中省区,粉煤灰排放量巨大,但人口稀少,下游市场容量小,因此粉煤灰综合利用率还很低,存在较大的处置利用压力^[3]。粉煤灰是煤炭燃烧后的固体废弃物,近年来,我国火力发电发展较快,粉煤灰产生量逐年增加,而粉煤灰的综合利用率只有 68%^[4]。我国固体废物的综合利用水平与西方发达国家还存在一定差距,实际上大多都还采用填埋或堆存的处置方式^[5]。填埋过程产生的高浓度渗滤液含有 POPs、重金属等持久性致癌致畸污染物^[6-7],我国固体废物填埋设施性能劣化更为严重,长期环境安全问题尤为严峻^[8]。

矿产资源是经济社会发展必不可少的物质基础,随着工业化发展,我国对铜、金等有色金属原材料需求急剧增加,大量有色金属矿山被开发利用^[9]。随着矿山资源开采活动的推进,矿山面积不断扩大,边坡高度逐渐增加,造成矿区周边学校、农田、地表水体等生态环境敏感点的环境风险不断加大^[10],矿山地质环境问题日益凸显^[11],露天采坑边坡的生态修复技术研究成为行业重要且紧迫的研究工作^[12-13]。

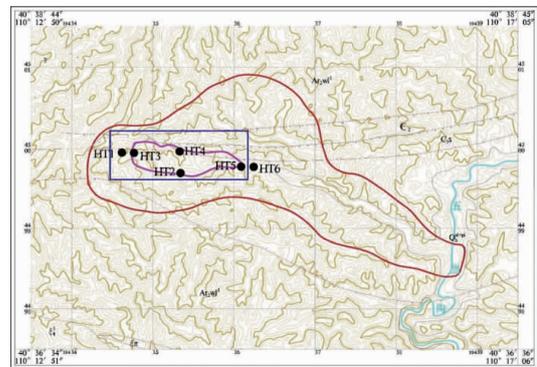
因此,拟用固体废物(粉煤灰)填埋于矿坑中,对矿坑进行生态治理。粉煤灰主要成分为 Al 和 Si,同时也含有微量重金属如 Hg、As、Cd、Cr、Pb 等^[14]。重金属迁移后积累在土壤里的重金属可被种植的作物根系吸收,通过食物链进入人体内,对食品安全和人类健康造成严重威胁^[15]。目前本文选取的粉煤灰中的重金属含量远低于《土壤环境质量建设用土壤风险管控标准》(GB 36600—2018)中的筛选值,但是随着季节变化是否会迁移至环境中,结果尚未可知。此外,气温变化会影响土壤的季节

性冻融作用,这直接影响了土壤中重金属和其他矿质元素的迁移和转化^[16]。在此过程中重金属的含量及形态转化也有待进一步研究^[17-18]。本文探讨粉煤灰填埋于废弃矿坑后,其中的重金属在生态修复过程中的环境行为,可为利用固体废物在该区域的生态修复可行性提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 样品采集

填埋固废采用希望铝业热电厂历史堆存的样品固体废物粉煤灰(GF),分别采集 3 个样品(见图 1),每个样品以干重计,质量为 1 kg。



图例 工作区范围 矿区范围 采坑范围 取土样点

图 1 矿区土壤样品采样点分布图

Fig. 1 Distribution of soil sample sampling points in mining area

矿坑修复治理拟在包头市某矿区露天采坑进行。根据现场地形地貌,填埋场地土壤采样点主要在露天矿坑西侧内部边坡及坑底位置,在距离矿坑 100 m 处的地表径流上下游各选取东西南北四个方位布设 1 个点进行土壤采样,采取 0~20 cm 内的表层样,将四个方位采好的样品带回实验室进行 1:1:1:1 的混合。样品混合好后,储存在聚乙烯塑料袋中,每个点都有深度、日期和采样器等信息,部分土壤样品在样品处理室中筛分。最后将筛选的

固废及土壤样本分为两部分,一部分用于干湿交替、冻融循环实验前测试固体废物粉煤灰(GF-Q)及矿坑土(HT-Q)的重金属含量及形态,另一部分用于干湿交替、冻融循环实验后测试固体废物粉煤灰(GF-H)及矿坑土(HT-H)的重金属含量及形态。

1.2 固体废物粉煤灰干湿—冻融实验

干湿循环和冻融循环是真实环境中重要的自然过程,结合这两个循环模拟了两个自然过程。这些关于人工的广泛研究都是使用单一方法,这不足以模拟自然过程。因此,本研究采用了一种联合的冻融循环—干湿交替的方法,以更接近自然情况,见图 2^[19]。

本文结合包头市真实环境状况,冬季寒冷干燥,降水偏少,最低可达 $-25\text{ }^{\circ}\text{C}$ 左右,土壤湿度为

20%左右;夏天炎热干燥,降水偏少,高温达 $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ 左右,土壤湿度为10%左右;包头市每年平均有1.57 d降水量为50 mm以上,每年平均1.86 d最低气温低于零下 $20\text{ }^{\circ}\text{C}$,1.57 d的降水量和1.86 d的最低气温反映了包头市1年的自然过程。所以对于每个冻融循环—干湿交替结合实验,设置温度为 $30\text{ }^{\circ}\text{C}$,湿度为10%,2 d;设置温度为 $-25\text{ }^{\circ}\text{C}$,湿度为20%,2天^[20-21]。9个循环可能反映了(即9个循环/ $1.86\text{ d}\cdot\text{a}^{-1}=4.84\text{ a}$)4.84年在包头市自然环境情况下的冻融循环过程,5.73 a(即9个循环/ $1.57\text{ d}\cdot\text{a}^{-1}=5.73\text{ a}$)的干湿交替过程。因此,实验完整周期共9个循环,干湿交替与冻融循环同时进行,反映包头市真实环境情况下的自然冻融—干湿过程。实验结束后,进行重金属含量及形态的测试。

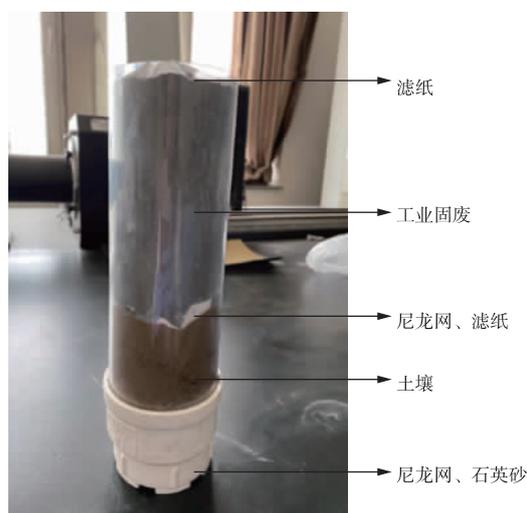


图 2 干湿—冻融实验圆柱装置

Fig. 2 Dry wet freezing thawing test cylindrical device

1.3 重金属含量及形态的测定

采用电感耦合等离子体质谱法检测:过滤液用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, Agilent 7500 a, Agilent, Santa Clara, California)测量固废样品中重金属 Cd、Cr、Pb、As、Cu、Hg 的浓度。

采用 Tessier 连续提取法, Cd、Cr、Pb、Cu 形态分级采用改进的 Tessier 方法,形态依次提取为可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化态、有机结合态和残渣态等 5 种形态^[22]。

1.4 重金属在土壤中迁移模拟

运用 Hydrus-1D 模型,对粉煤灰填埋后在土壤中的重金属迁移规律进行分析,根据土壤环境特征,分析土壤环境可能受到影响的范围和程度。对于垂直进入土壤环境的污染物影响深度预测,考虑采矿坑下层铺设防渗层,渗透系数设置为 $1.00\times 10^{-7}\text{ cm/s}$ 。

以干湿—冻融条件前后的差值为粉煤灰填埋后 5 年中进入环境中的重金属总量,模拟粉煤灰中重金属 Cu、Pb、Cd、Cr 进入土壤后在土壤中的纵向迁移。

《环境影响评价技术导则土壤环境》(HJ964—2018)推荐采用“一维非饱和溶质垂直运移控制方程”,即“对流—弥散方程”:

$$\frac{\partial(\theta c)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}(\theta D \frac{\partial c}{\partial z}) - \frac{\partial}{\partial z}(qc) \quad (1)$$

式中: θ 为土壤含水率,%; Z 为垂项坐标(沿 Z 轴的距离),cm; t 为时间变量,d; c 为溶质浓度,mg/L; D 为水动力弥散系数, m^2/d ; q 为渗流速率,m/d。

1.5 重金属向地下水迁移模拟

运用溶质运移模型,采用 MT3DMS 软件模拟。选择 Cd、Cr、Cu、Pb 为模拟指标,模拟粉煤灰填埋后重金属在地下水中的迁移情况。

根据研究区地下水系统结构、地下水补给与排泄以及地下水动力特性,将研究区地下水流动问题概化为非均质稳定的二维地下水流动问题。区域地下水水流模型所用基本方程为:

$$\frac{\partial}{\partial x}(K_x h \frac{\partial h}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(K_y h \frac{\partial h}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z}(K_z h \frac{\partial h}{\partial z}) + \epsilon = 0 \quad (2)$$

$$x, y, z \in D, t \geq 0$$

式中, h 为含水体的水位标高, m ; k 为渗透系数, m/d ; ϵ 为垂直入渗强度, m/d ; D 为所研究的渗流区域, m 。

地下水中污染物运移模型的控制方程为:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i}(D_{i,j} \frac{\partial C}{\partial x_j}) - \frac{\partial}{\partial x_i}(v_i C) + \frac{q_s}{\theta} C_s + \sum S_s \quad (3)$$

式中: C 为污染物溶质浓度, mg/kg ; $D_{i,j}$ 为水动力弥散系数张量, m^2/d ; v_i 为地下水实际渗流速度(孔隙流速), m/s ; q_s 为污染源渗入地下水流量, m^3/s ; C_s 为污染源污染物浓度, mg/kg ; $\sum S_s$ 为化学反应项。

1.6 数据处理

采用 Microsoft Excel 和 IBM SPSS 24.0 对 Gd、Pb、As、Cr、Cu、Hg 六种重金属进行数据整理计算和双因素方差分析;使用 Origin 2021 对 Gd、Pb、Cr、Cu 重金属形态进行分析及图形绘制。

2 结果与讨论

2.1 干湿-冻融条件下固体废物及矿坑土壤中重金属的含量变化

1) 干湿-冻融条件下固体废物中重金属含量的变化

粉煤灰在干湿-冻融前后重金属含量见图 3,粉煤灰在模拟当地气候条件 5 a 后,Cr、Cd、Cu、Pb 四种重金属元素在老化后含量下降,分别下降了 16.67、0.4、12.93、3.23 mg/kg;然而 Hg、As 的含量呈现上升趋势,分别增加了 0.38、4.67 mg/kg。焦丽梅^[23]、田培龙^[24]的研究结果表明粉煤灰填埋于土壤后,随着填埋时间的变化,Cu、Cd 的含量呈下降趋势。

2) 干湿-冻融条件下土壤中重金属的含量变化

干湿-冻融条件下矿坑周边土壤中重金属含量见图 4,矿坑周边土壤中干湿-冻融条件下模拟当地气候 5 a 后,重金属的含量远小于污染物浓度排放值,Cd、Pb、Cr、Cu 在老化后重金属含量显著增

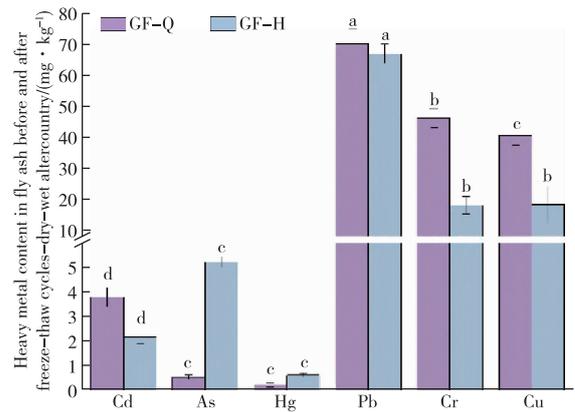


图 3 粉煤灰中干湿-冻融条件前后的重金属含量

Fig. 3 Heavy metal content in fly ash before and after dry-wet freeze-thaw conditions

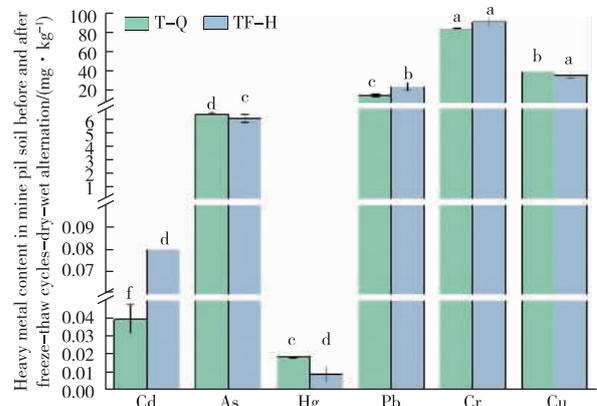


图 4 矿坑周边土壤中干湿-冻融条件下的重金属含量

Fig. 4 Heavy metal content in surrounding soil under dry wet freeze-thaw conditions

加,分别增加了 0.04、9.27、8.3、3.3 mg/kg,而 Hg、As 在老化后重金属含量大幅度降低,分别下降了 0.01、0.33 mg/kg。

以上结果表明,结合粉煤灰干湿-冻融条件下重金属的迁移情况,Cd、Cr、Pb、Cu 四种重金属易迁移至周围环境中,张昊然^[25]的研究结果也表明,Cd、Pb、Cu、Hg 具有一定的迁移能力。Hg、As、Be 造成环境污染的可能性较小。各项重金属含量在干湿-冻融后均未超过《土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB36600—2018)中规定的标准。

由于粉煤灰填埋于矿坑 5 a 后重金属 Cd、Cr、Pb、Cu 有迁移趋势,但四种重金属均未超过污染物风险管控值,对矿坑生态环境不会形成风险,符合矿坑生态修复要求。对矿坑进行生态修复能够极大地缩短矿山修复的周期,快速改善废弃矿山生态环境^[26]。

2.2 固体废物在干湿-冻融条件前后重金属形态分布特征

土壤中重金属的赋存形态决定了重金属在自然循环下的迁移能力和生物毒性,对研究重金属来源和生物有效性意义重大^[27-28]。粉煤灰中 Cd、Cr 老化前后均以有机结合态为主,Cu、Pb 以残渣态为主,生物有效性较低^[29],不易迁移;Cr、Cu 在干湿-冻融条件下可交换态含量增加,分别增加了 1.68%、0.5%,Cr、Pb 碳酸盐结合态在干湿-冻融条件下分别增加了 7.53%、2.85%。刘雨昕等^[30]证明可交换态、碳酸盐结合态的重金属离子结合能力较差,有较强的迁移性,在环境影响下容易释放出来,这两种形态的含量升高会增加土壤重金属的生物有效性^[31]。研究表明,通常土壤重金属化学形态总的分布趋势呈现可交换态<碳酸盐结合态<铁锰氧化物结合态<有机结合态<残渣态的规律是最稳定的(见图 5)^[32]。表明重金属在经过干湿-冻融条件后向易迁移的形态转变,结合粉煤灰及矿坑土中的重金属含量变化,综合研究表明,粉煤灰中 Cd、Cr、Pb、Cu 在填埋后迁移转化能力较高,易迁移至周边环境,对环境造成污染,危害性更大,对土壤及地下水环境存在潜在的污染风险,需要重点加强对其污染风险的管控,判断是否能长期达到矿坑生态修复效果。

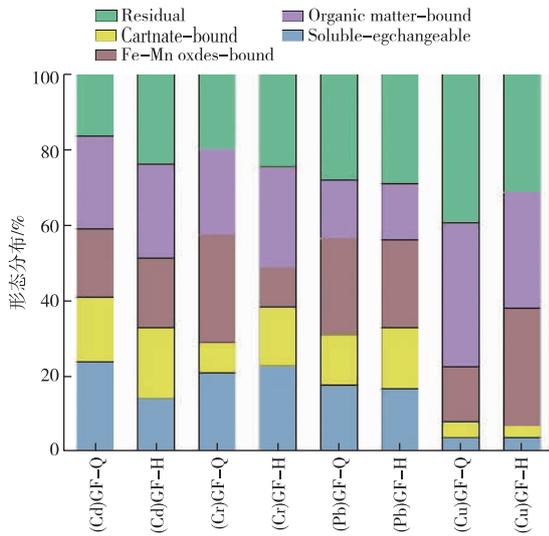


图 5 填埋固废及周边土壤干湿-冻融条件下重金属形态分布

Fig. 5 Distribution of heavy metals in landfill solid wastes and surrounding soil under dry, wet, frozen and thaw conditions

2.3 干湿-冻融条件下固体废物中重金属迁移模型分析

矿坑为开采后遗留露天矿坑,本底未受污染,回

填治理拟采用的固体废物(粉煤灰)为区域内潜在的污染源,结合采坑本底实际情况和固体废物污染特征,故在填埋过程中在矿坑底部做好防渗层,研究污染物为易于进入并影响周边环境的 Cr、Cd、Cu、Pb 等,其对矿坑土存在潜在的污染风险。

不铺设防渗层回填粉煤灰 5 年后,重金属垂直向下迁移情况如图 6(a)所示,在土壤垂直深度 8.24 m 左右处 Cd、Cr、Pb、Cu 浓度最高,分别为 0.22、4.16、2.54、3.02 mg/kg。模拟结果显示在土壤垂直深度 30 m 处 Cd、Cr、Pb、Cu 浓度降低至 0.001 mg/kg。

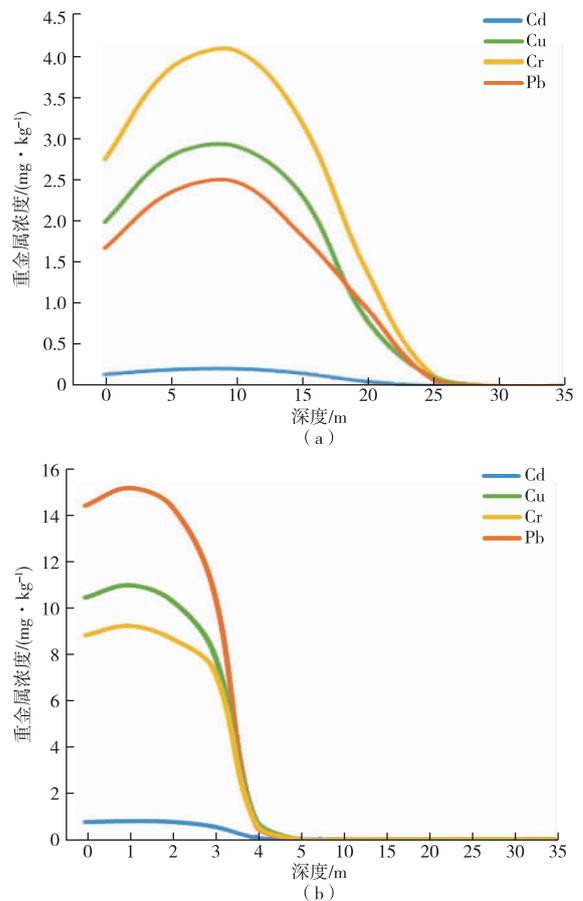


图 6 (a)为无防渗下粉煤灰中 Cd、Cr、Cu、Pb 四种重金属进入土壤 5 年后分布情况模拟结果;(b)为有防渗下 Cd、Cr、Cu、Pb 四种重金属进入土壤 5 年后分布情况模拟结果

Fig. 6 (a) shows the simulation results of the distribution of Cd, Cr, Cu and Pb in the fly ash five years after entering the soil without seepage control; (b) It is the simulation result of the distribution of Cd, Cr, Cu and Pb in the soil after 5 years under seepage control

铺设防渗层后,迁移情况如图 6(b)所示,在土壤垂直深度 1 m 处,Cd、Cr、Cu 和 Pb 浓度达到最高累积值,为 0.79、15.20、9.19、10.94 mg/kg。在土壤垂直深度 6 m 左右处,就已降低至 0.001 mg/kg。

各项重金属含量在干湿—冻融后均未超过《土壤环境质量建设用土壤污染风险管控标准(试行)》(GB36600—2018)要求。所以粉煤灰填埋矿坑5年后,四种重金属Cr、Cd、Cu、Pb等未对矿坑土壤环境造成潜在的污染风险。

铺设防渗层后,粉煤灰中易于进入并影响矿坑周边环境的Cr、Cd、Cu、Pb等,对矿坑周边环境未产生潜在的污染风险,有效阻断了重金属迁移,符合矿坑生态化修复标准。

2.4 干湿—冻融条件下粉煤灰中重金属对地下水环境影响分析

固体废物(粉煤灰)在回填矿坑后,潜在污染途

径主要是固体废物中的污染物经降雨淋溶、下渗,进入土壤甚至影响地下水水质,进而造成环境风险。因此,为减少固体废物填埋对土壤及地下水的影响,需要对渗滤液形式的污染途径进行有效阻断,增加防渗层,以实现环境风险的管控,模拟降水和重金属全部进入地下水中的情况,选取地下水环境风险进行分析。

选择Cd、Cr、Cu和Pb为模拟指标。模拟粉煤灰(历史堆存)填埋后重金属在地下水中的水平迁移情况:各个指标的初始浓度(假定冻融循环—干湿交替实验前后的差值完全进入地下水)及四类地下水标准值如表1所示。

表1 粉煤灰各预测指标初始浓度及四类地下水标准值

Table 1 Initial concentration of various prediction indexes of fly ash and standard values of class IV groundwater

| 预测指标 | 初始浓度/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) | 四类地下水标准值/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) |
|------|---|---|
| Cd | 1.48 | ≤ 0.01 |
| Cr | 28.40 | ≤ 0.1 |
| Cu | 20.56 | ≤ 1.5 |
| Pb | 17.30 | ≤ 0.1 |

模拟粉煤灰(历史堆存)填埋于矿坑1年后,四种监测指标的水平运移情况如图7(a)、(b)、(c)、(d)所示。以地下水四类标准数值为标准,地下水中四种重金属水平迁移的情况为: Cd水平迁移至距离采坑12.50 m处, Cr水平迁移至距离采坑12.96 m处, Cu水平迁移至距离采坑8.82 m处, Pb水平迁移至距离采坑12.5 m处,所影响区域的地下水中污染物均低于四类地下水标准。

模拟粉煤灰(历史堆存)填埋于矿坑5年后,4种监测指标的水平运移情况如图8(a)、(b)、(c)、(d)所示,以四类地下水标准数值为标准,地下水中四种重金属水平迁移的情况为: 地下水中Cd水平迁移至距离采坑29.37 m处, 地下水中Cr水平迁移至距离采坑30.07 m处, Cu水平迁移至距离采坑20.49 m处, Pb水平迁移至距离采坑29.46 m处,所影响区域的地下水中污染物均低于四类地下水标准。

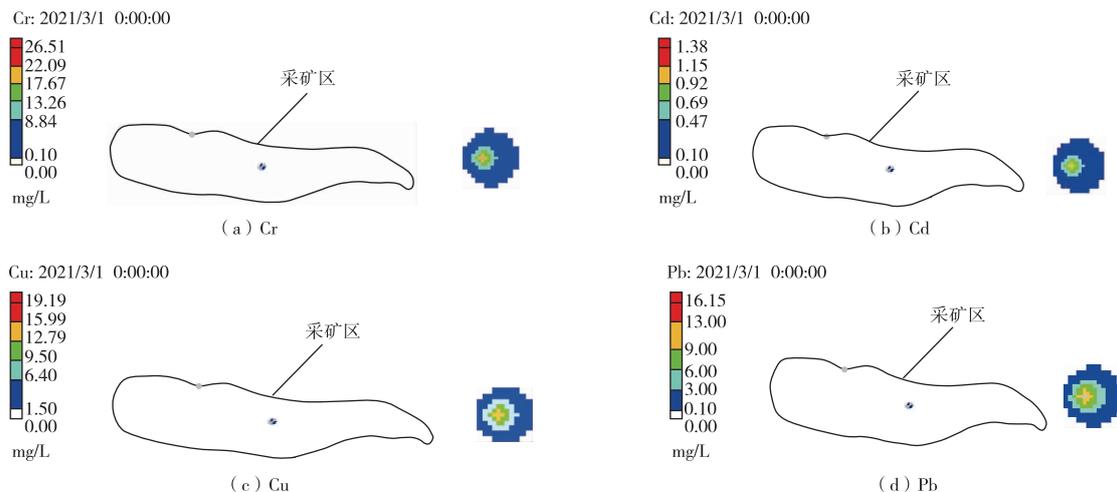


图7 模拟粉煤灰(历史堆存)填埋砂坑1年后监测指标的运移情况

Fig. 7 Movement of monitoring indicators of simulated fly ash(historical stockpiling) landfill sand pit 1 year later

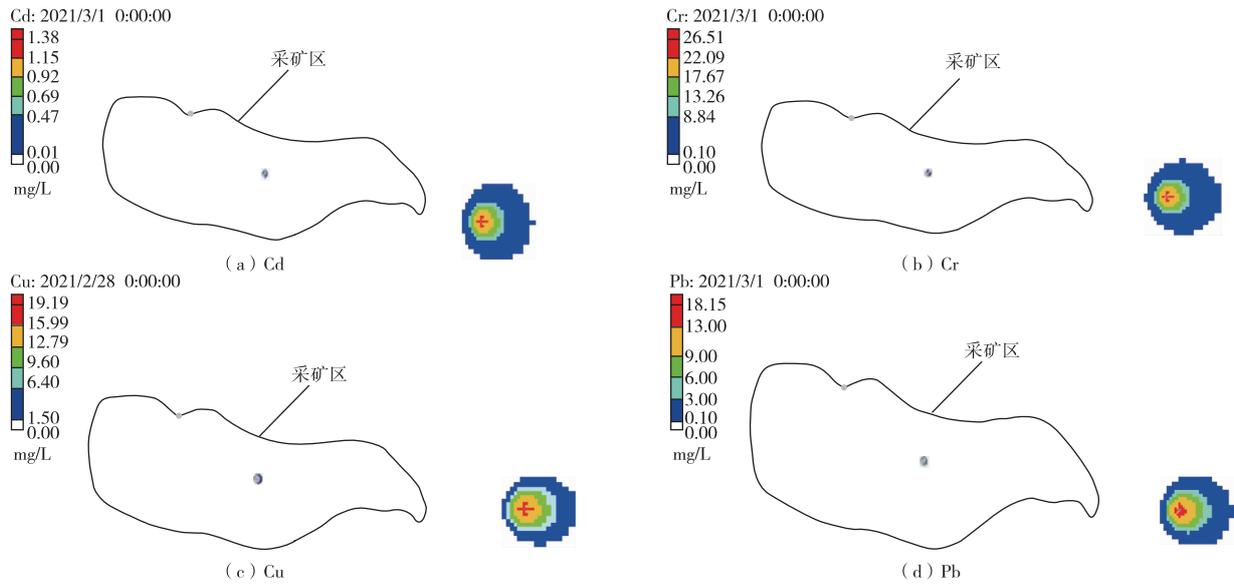


图 8 模拟粉煤灰(历史堆存)填埋砂坑 5 年后监测指标的运移情况

Fig. 8 Movement of monitoring indicators after 5 years of simulated fly ash(historical stockpiling)landfill sand pit

研究表明,通过多年后研究区几种监测指标在矿坑周边地下水的运移范围进行预测,迁移变化规律表明,浓度随与采矿坑间距离的增加而降低,粉煤灰在填埋于矿坑 5 年后,重金属在地下水中的水平迁移速度逐渐递减,表明重金属随着时间的推移,会进一步向采矿坑东南方迁移,但迁移浓度远小于四类地下水标准数值,且均满足《污水综合排放标准》(GB 8978—1996)中第一类污染物最高允许排放浓度或第二类污染物最高允许排放浓度一级标准限值的要求。因此,对周边区域水环境的影响较小,所以可以用典型工业固体废物(粉煤灰)对矿坑进行生态治理。

3 讨论

对于干湿—冻融室内模拟实验,不能精确地还原现场的条件。有研究表明^[33]目前对于冻融交替相关方面的研究和实验,基本采取的是室内模拟的方法,很少涉及野外原位实地研究,并缺乏野外与室内方面的对比研究。另外,由于不同的研究中所使用的土壤样品的物理化学性质的差异很大,取样时间、地点、方法、土壤保存等均有所不同,实验设计中采用的冻融循环次数和冻融温度也不尽相同,这些因素都会对实验结论的准确性和可比性造成影响。

矿坑需要重点关注污染物为易于进入并影响周边环境的 Cr、Cd、Cu、Pb 等,其对土壤及地下水环境存在潜在的污染风险,需要重点加强对其污染风险的管控。

本研究考虑到矿坑区域地下水埋深较浅,在填埋治理后粉煤灰中的重金属污染物向土壤垂直迁移的途径主要是在雨水的溶淋作用下形成渗滤液先进入土壤或与土壤接触后向土壤中进行垂直迁移,在土壤中富集后,再进入地下水,进而影响地下水水质。通过计算冻融循环—干湿交替室内模拟实验前后矿坑土中的重金属含量差值,结合包头市降雨量,运用溶质运移模型推算出渗滤液进入地下水中的重金属含量。因此,对于采用此类粉煤灰填埋修复类似矿坑,加强对渗滤液的管理是避免土壤和地下水污染的关键所在。渗滤液可考虑采取三种措施进行强化管理,一是对于矿坑底部严格按照 II 类场防渗层铺设;二是在矿坑完成充填后,顶部进行有效阻隔处理;三是在运营期对矿坑周边采取雨水截流导排,同时在矿坑地势较低区域及时将渗滤液排出采坑,有效减少固体废物中的污染物进入土壤。采取适当的防渗措施后,可实现环境风险的有效管控。

4 结论

1)通过粉煤灰在干湿—冻融条件下 6 种重金属(Cd、Cr、As、Pb、Cu、Hg)总量变化和 4 种重金属(Cd、Cr、Pb、Cu)赋存形态的分布分析,得出 Cd、Cr、Cu 四种重金属在干湿—冻融条件后含量降低,Hg、As 在干湿—冻融条件后含量增加,粉煤灰在干湿—冻融条件下不同重金属形态向易迁移的形态转化。

2)模拟粉煤灰填埋 5 年后对周边土壤及地下水

的迁移情况,研究表明,铺设防渗层情况下 Cd、Cr、Pb、Cu 在土层中的累积浓度远低于《土壤环境质量建设用土壤污染风险管控标准(试行)》(GB36600—2018)值中第二类用地筛选值要求,粉煤灰中的重金属所影响区域的地下水中污染物均低于四类地下水标准值,重金属随着时间的推移,会进一步向采矿坑东南方迁移。预测在长时间充填后,对土壤和地下水的污染风险呈逐步降低趋势。

3)采用粉煤灰填埋治理矿坑的环境风险较小,采取适当的防渗措施后,可实现环境风险的有效管控,从而实现对矿坑生态环境的有效修复治理,同时实现粉煤灰的消纳,使矿山生态化修复达到最佳效果,为矿山生态修复提供更加科学的前期分析参考,为保障矿坑生态环境安全作出了重要贡献。

参 考 文 献

- [1] 李金惠,赵传军,刘丽丽. 固体废物处理利用行业 2017 年发展综述[J]. 中国环保产业,2018(10):7-15.
LI Jinhui, ZHAO Chuanjun, LIU Lili. Development report on treatment and utilization industries of solid wastes in 2017[J]. China's Environmental Protection Industry, 2018(10):7-15.
- [2] 李树金. 粉煤灰综合利用及其存在的问题分析[J]. 工程技术, 2016(11):314-315.
LI Shujin. Comprehensive utilization of fly ash and analysis of its existing problems[J]. Engineering Technology, 2016(11): 314-315.
- [3] 袁鹏. 我国粉煤灰综合利用现状及发展趋势[J]. 福建建材, 2022(7):116-118.
YUAN Peng. Present situation and developing trend of comprehensive utilization of fly ash in our country[J]. Fujian Building Materials, 2022(7):116-118.
- [4] 马军,阳吉宝. 粉煤灰填埋场处理方案探讨[J]. 土工基础, 2015,29(2):1-4,16.
MA Jun, YANG Jibao. Discussion on the treatment scheme of fly ash landfill[J]. Soil Engineering and Foundation, 2015, 29(2):1-4,16.
- [5] 贾亚琪,李赫,王震洪. 我国城市固体废弃物现状及处理技术研究进展[J]. 环境保护前沿,2019,9(5):9.
JIA Yaqi, LI He, WANG Zhenhong. Research progress in treatment technology of municipal solid waste in China[J]. Advances in Environmental Protection, 2019,9(5):9.
- [6] PARVEZ F, WASSERMAN G A, FACTOR-LITVAK P, et al. Arsenic exposure and motor function among children in Bangladesh[J]. Environmental Health Perspectives, 2011, 119(11):1665-1670.
- [7] WASSERMAN G A, LIU X H, PARVEZ F, et al. Water arsenic exposure and children's intellectual function in Arai-hazar, Bangladesh[J]. Environmental Health Perspectives, 2004,112(13):1329-1333.
- [8] LI W, XU Y, HUANG Q, et al. Antioxidant depletion patterns of high-density polyethylene geomembranes in landfills under different exposure conditions[J]. Waste Management, 2021, 121(4):365-372.
- [9] 刘瑞成,张赫然,张耀,等. 卓尼县某小型采石场地质环境治理及生态修复实践[J]. 现代矿业,2022,38(1):227-231.
LIU Ruicheng, ZHANG Heran, ZHANG Yao, et al. Practice of geological environment treatment and ecological restoration of a small quarry in Zhuoni county[J]. Modern Mining, 2022, 38(1):227-231.
- [10] 李桂林,胡新红,张晓昀. 露采金属矿坑边坡生态修复实践[J]. 绿色科技,2022,24(16):238-243.
LI Guilin, HU Xinhong, ZHANG Xiaoyun. Practice on ecological restoration of slope in open pit metal mines[J]. Journal of Green Science and Technology, 2022, 24(16): 238-243.
- [11] 朱兆华,赵其国,赖庆旺,等. 我国南方工程边坡土壤生态修复技术创新的认知与实践[J]. 土壤,2017,49(4):643-650.
ZHU Zhaohua, ZHAO Qiguo, LAI Qingwang, et al. Cognition and practice on technological innovation of ecological restoration of engineering slope soil in South China[J]. Soils, 2017,49(4):643-650.
- [12] 姚志龙,陈刚华,何秀红,等. 襄阳市废弃矿山边坡复绿成功经验探讨[J]. 绿色科技,2022,24(2):215-218.
YAO Zhilong, CHEN Ganghua, HE Xiuhong, et al. Successful experience of slope revegetation in abandoned mines in Xiangyang city[J]. Journal of Green Science and Technology, 2022,24(2):215-218.
- [13] 翟文龙. 国内外矿山生态修复现状与对策分析[J]. 有色金属(矿山部分),2022,74(4):115-118.
ZHAI Wenlong. Analysis on the status and countermeasures of mine ecological restoration at home and abroad[J]. Nonferrous Metals(Mining Section), 2022,74(4):115-118.
- [14] 刘宝勇,姚同宇,马淑花,等. 粉煤灰基土壤调理剂中重金属赋存形态和溶出规律[J]. 环境科学与技术,2021,44(增刊2):292-298.
LIU Baoyong, YAO Tongyu, MA Shuhua, et al. Occurrence and dissolution of heavy metals in fly ash-based soil conditioner[J]. Environmental Science & Technology, 2021,44(S2):292-298.
- [15] AYKOL A, BUDAKOGLU M, KUMRAL M, et al. Heavy metal pollution and acid drainage from the abandoned Ba-ly-a Pb-Zn sulfide Mine, NW Anatolia, Turkey[J]. Environmental Geology, 2003,45(2):198-208.
- [16] 罗仁杰,李发永. 冻融作用对土壤重金属迁移转化及修复调控的研究进展[J]. 环境生态学,2021,3(2):62-68.
LUO Renjie, LI Fayong. Effects of freezing-thawing on the migration, transformation and remediation of heavy metals in soil[J]. Environmental Ecology, 2021,3(2):62-68.
- [17] MA H H, PENG M, LIU F, et al. Bioavailability, translocation, and accumulation characteristic of heavy metals in a soil-crop system from a typical carbonate rock area in Guangxi, China [J]. Environmental Science, 2020, 41(1): 449-459.

- [18] 唐豆豆,袁旭音,汪宜敏,等.地质高背景农田土壤中水稻对重金属的富集特征及风险预测[J].农业环境科学学报,2018,37(1):18-26.
TANG Doudou, YUAN Xuyin, WANG Yimin, et al. Enrichment characteristics and risk prediction of heavy metals for rice grains growing in paddy soils with a high geological background[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, 37(1):18-26.
- [19] MENG Z, HUANG S, XU T, et al. Transport and transformation of Cd between biochar and soil under combined dry-wet and freeze-thaw aging[J]. Environmental Pollution, 2020,263(Pt B):1144-1149.
- [20] XU Z, XU X, TSANG D, et al. Contrasting impacts of pre-and post-application aging of biochar on the immobilization of Cd in contaminated soils [J]. Environmental Pollution, 2018, 242(Pt. B):1362-1370.
- [21] 陈莹,刘汉焱,刘娜,等.农地土壤重金属Pb和Cd有效性测定方法的筛选与评价[J].环境科学,2021,42(7):3494-3506.
CHEN Ying, LIU Hanyi, LIU Na, et al. Screening and evaluation of methods for determining available lead(Pb) and cadmium(Cd) in farmland soil [J]. Environmental Science, 2021,42(7):3494-3506.
- [22] 王晓睿,高秉婷,吴永贵,等.粉煤灰堆场基质-农作物系统中重金属生态风险及健康风险评价[J].有色金属(矿山部分),2021,73(6):116-124.
WANG Xiaorui, GAO Bingting, WU Yonggui, et al. Ecological risk and health risk assessment of heavy metals in fly ash yard matrix-crop system[J]. Nonferrous Metals(Mining Section), 2021,73(6):116-124.
- [23] 焦丽梅.污泥混合填埋后稳定化过程中重金属生物有效性变化研究[D].济南:山东建筑大学,2010.
JIAO Limei. Study on the bioavailability of heavy metal in the sewage sludge stabilization process [D]. Ji'nan: Shandong Jianzhu University, 2010.
- [24] 田培龙.污泥混合填埋后稳定化过程中重金属生物有效性变化研究[D].南京:南京信息工程大学,2017.
TIAN Peilong. Study on the bioavailability of heavy metal in the sewage sludge stabilization process[D]. Nanjing: Nanjing University of Information Science and Technology, 2017.
- [25] 张昊然.典型煤矸石堆积区土壤中重金属空间分布及迁移规律研究[D].西安:西安科技大学,2020.
ZHANG Haoran. Study on the spatial distribution and migration law of heavy metals in the soil around typical coal gangue accumulation [D]. Xi'an: Xi'an University of Science and Technology, 2020.
- [26] 刘训良,侯秋丽.北京密云某废弃石灰岩矿山生态修复措施[J].城市地质,2022,17(3):331-339.
LIU Xunliang, HOU Qiuli. Ecological restoration measures of abandoned limestone mine in Miyun, Beijing [J]. Urban Geology, 2022, 17(3): 331-339.
- [27] ADAMO P, IAVAZZO P, ALBANESE S, et al. Bioavailability and soil-to-plant transfer factors as indicators of potentially toxic element contamination in agricultural soils[J]. Science of the Total Environment, 2014, 500/501:11-22.
- [28] 韩春梅,王林山,巩宗强,等.土壤中重金属形态分析及其环境学意义[J].生态学杂志,2005,24(12):1499-1502.
HAN Chunmei, WANG Linshan, GONG Zongqiang, et al. Chemical forms of soil heavy metals and their environmental significance[J]. Chinese Journal of Ecology, 2005, 24(12): 1499-1502.
- [29] 程俊伟,蔡深文,黄明琴.贵州毛石铅矿区土壤及表层沉积物中重金属形态分析及生态风险评价[J].水土保持研究,2021,28(1):353-359.
CHENG Junwei, CAI Shenwen, HUANG Mingqin. Analysis on speciation and risk assessment of heavy metals in soils and surface sediments of Maoshi molybdenum mining area in Guizhou[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2021, 28(1):353-359.
- [30] 刘雨昕,路星雯,宁寻安,等.浸提法去除铁尾矿中重金属Pb、Zn、Cu、Cr和Ni的研究[J].矿产综合利用,2022(4):33-40.
LIU Yuxin, LU Xingwen, NING Xun'an, et al. Removal of Pb, Zn, Cu, Cr and Ni in iron tailings by leaching[J]. Multipurpose Utilization of Mineral Resources, 2022(4):33-40.
- [31] 唐世琪,刘秀金,杨柯,等.典型碳酸盐岩区耕地土壤剖面重金属形态迁移转化特征及生态风险评价[J].环境科学,2021,42(8):3913-3923.
TANG Shiqi, LIU Xiujin, YANG Ke, et al. Migration, transformation characteristics, and ecological risk evaluation of heavy metal fractions in cultivated soil profiles in a typical carbonate covered area [J]. Environmental Science, 2021, 42(8):3913-3923.
- [32] 江建斌,鞠振宇,梅皓天.不同淋洗剂对污染土壤重金属形态分布的影响研究[J].上海国土资源,2022,43(1):49-52.
JIANG Jianbin, JU Zhenyu, MEI Haotian. Effects of different eluents on speciation analysis of the heavy metals in contaminated soil [J]. Shanghai Land & Resources, 2022, 43(1):49-52.
- [33] 罗仁杰,李发永.冻融作用对土壤重金属迁移转化及修复调控的研究进展[J].环境生态学,2021,3(2):62-68.
LUO Renjie, LI Fayong. Effects of freezing-thawing on the migration, transformation and remediation of heavy metals in soil[J]. Environmental Ecology, 2021, 3(2):62-68.

(编辑:周叶)