

湖南某石煤矿区重金属污染现状及生态风险评价^①

陈三喜¹, 苏佳², 曾兴²

(1.湖南建工交通建设有限公司,湖南长沙 410004; 2.湖南科技大学 岩土工程稳定控制与健康监测湖南省重点实验室,湖南湘潭 411201)

摘要:为研究湖南某石煤矿区重金属污染现状,采用ICP法测定了水体和土壤中多种重金属含量,并分别采用内梅罗污染指数法和潜在生态危害指数法进行风险评价。结果表明,水中Cd、Cr(VI)、Zn、Fe和Mn平均浓度分别为1.935 5、0.025 3、6.024 9、16.222 0和4.214 9 mg/L,污染指数分别为387.10、5.06、3.01、54.07和42.15,污染程度从大到小排序为: Cd>Fe>Mn>Cr(VI)>Zn; 土壤中Pb、Zn、Cr、As、Hg和Cd平均含量分别为8.51、38.59、18.65、10.01、0.18和3.41 mg/kg,平均生态风险系数分别为2.13、0.98、0.85、18.00、28.55和339.80,污染程度从大到小排序为: Cd>Hg>As>Pb>Zn>Cr,整个矿区的综合潜在生态风险指数为390.31,污染程度为较高生态危险。矿区受到多种重金属复合污染,废石堆和沉淀池的排水口下游区域较严重。

关键词:石煤矿; 重金属污染; 污染特征; 内梅罗污染指数法; 潜在生态危害指数法

中图分类号: X826 文献标识码: A doi: 10.3969/j.issn.0253-6099.2023.05.024

文章编号: 0253-6099(2023)05-0103-06

Current Situation of Heavy Metal Pollution and Ecological Risk Assessment of Stone Coal Mine in Hunan Province

CHEN Sanxi¹, SU Jia², ZENG Xing²

(1. Hunan Construction Engineering Traffic Construction Co Ltd, Changsha 410004, Hunan, China; 2. Hunan Province Key Laboratory of Geotechnical Engineering Stability Control and Health Monitoring, Hunan University of Science and Technology, Xiangtan 411201, Hunan, China)

Abstract: To investigate the current situation of heavy metal pollution in a stone coal mine in Hunan Province, the content of Cd, Hg, As, Pb, Cr, Cr(VI), Zn, Fe, and Mn in water and soil samples was determined by using ICP, and the risk of heavy metal pollution was evaluated by using the Nemerow pollution index and potential ecological hazard index respectively. The results show that concentrations of Cd, Cr(VI), Zn, Fe and Mn in water are 1.935 5, 0.025 3, 6.024 9, 16.222 0 and 4.214 9 mg/L on average, with pollution indices of 387.10, 5.06, 3.01, 54.07 and 42.15, presenting the pollution degree in the following descending order: Cd>Fe>Mn>Cr(VI)>Zn; while content of Pb, Zn, Cr, As, Hg and Cd in the soil is 8.51, 38.59, 18.65, 10.01, 0.18 and 3.41 mg/kg on average, with ecological risk coefficient of 2.13, 0.98, 0.85, 18.00, 28.55 and 339.80 on average, presenting pollution degree in the following descending order: Cd>Hg>As>Pb>Zn>Cr. It is shown that the comprehensive potential ecological risk indices of the whole mine is 390.31, indicating a higher ecological pollution risk. The mine area is polluted by several kinds of heavy metals, especially in the downstream areas of waste dump and sedimentation tank.

Key words: stone coal mine; heavy metal pollution; pollution characteristics; Nemerow pollution index method; potential ecological risk index method

石煤是由菌藻类、海绵等原始动物、植物遗体在浅海环境下经上万年的腐泥化作用和煤化作用形成的劣质煤^[1]。石煤含有C、Si、S等非金属元素以及Cu、Pb、Zn、Mo、Ni、Tl、Ge等多种重金属元素^[2-3],石煤开采过

程中会产生富含重金属的酸性废水,对生态环境造成严重威胁。

重金属污染已成为一个世界性的环境问题,引起人们越来越多的关注^[4-5]。煤矿区的重金属污染因煤

① 收稿日期: 2023-04-01

基金项目: 国家自然科学基金(41702329);湖南省自然资源厅资助项目(2020-15);岩土工程稳定控制与健康监测湖南省重点实验室开放基金(E22213)

作者简介: 陈三喜(1967—),男,湖南长沙人,高级工程师,主要研究方向为公路工程施工技术及管理。

矿成分不同,重金属污染状况往往存在显著差异^[6-7]。

本文以湖南某石煤矿区为研究对象,分析其水质和土壤中的 Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cr(VI)、Zn、Fe、Mn 等重金属元素含量,阐明该石煤矿区的污染特征,评估该石煤矿区周边水土污染的生态风险,为石煤矿治理与修复提供基础。

1 实验

1.1 样品采集与制备

为确保样品的代表性和测得数据的可信度,选择

研究区内矿坑、废石堆和沉淀池排污口下游等区域进行取样。根据地块形状采用梅花点法或“S”形法,采用塑料铲在每个点采集 10~20 个层土(0~20 cm),混合后采用四分法获得 1 个分析样品。采用 200 mL 有机玻璃水样采集器采集水样,储存于酸润洗过的聚乙烯瓶中,立即加入浓硝酸酸化至 $\text{pH} \leq 2$,于实验室 4 °C 下保存待测重金属。石煤矿采用蛇形采样法采自 9 个露天矿场,每个矿场布置 10~20 个样点,将其混合后采用四分法获得最终分析样品。研究区概况见图 1。

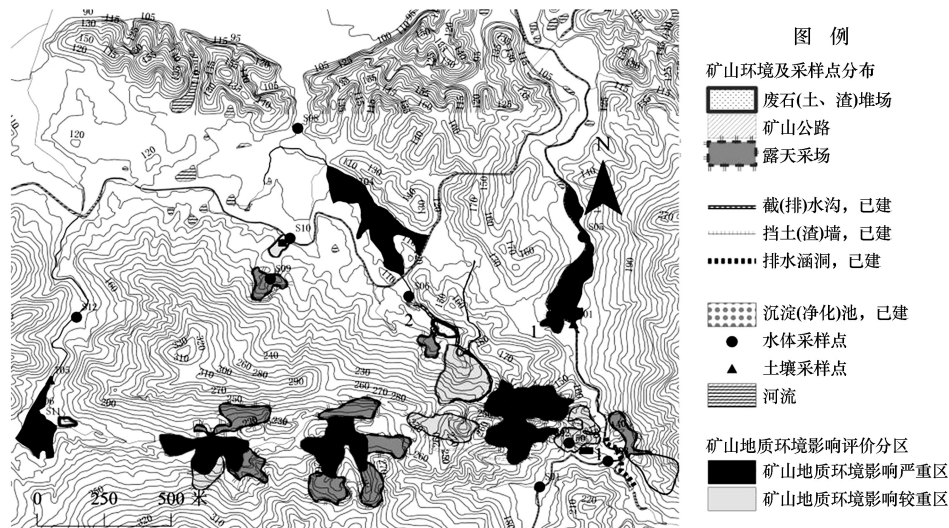


图 1 研究区概况

1.2 样品测试

石煤矿经破碎细磨至 -0.074 mm 粒级占 95% 后,烘干至恒重,进行 XRF 和 XRD 分析。水质样品和土壤样品分别根据 HJ 678—2013《水质 金属总量的消解微波消解法》^[8] 和 HJ 832—2017《土壤和沉积物 金属元素总量的消解 微波消解法》^[9] 进行消解,消解后采用电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS)检测 Cd、Pb、Cr、Zn、Fe、Mn 含量,高效液相色谱电感耦合等离子体质谱法(HPLC-ICP-MS)检测 Cr(VI)含量,原子荧光法测定 Hg 和 As 含量;采用电位法测定土壤 pH 值,采用玻璃电极法测定水质样品 pH 值。各项测试均选取 3 个平行样按照相应规范进行,测试过程进行严格的质量控制。

2 实验结果与分析

2.1 元素组成和矿物成分分析

石煤化学成分 XRF 分析结果见表 1。石煤矿中除 C 外主要含有 O、Si、Al、K 和 S 等元素,此外还含有 Fe、V、Zn、Mo 和 As 等多种重金属元素。XRD 分析结

果表明,该石煤矿主要成分为石英、云母,此外还含有少量高岭石。采用原子吸收光谱仪测定该石煤矿的 Cd 和 Pb 含量,结果分别为 0.000 19% 和 0.004 9%。

表 1 石煤 XRF 无标样定量检测结果(质量分数) %

| O | Si | Al | K | S | Fe | Ba | Mg |
|-------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| 51.70 | 38.67 | 5.26 | 1.401 | 1.284 | 0.381 3 | 0.381 | 0.361 |
| Ti | V | Cl | P | Ca | Na | Se | Cu |
| 0.226 | 0.074 1 | 0.047 8 | 0.040 6 | 0.033 6 | 0.022 | 0.014 9 | 0.012 7 |
| Mo | Br | Zn | Ni | Sr | Y | As | Rb |
| 0.011 | 0.004 3 | 0.003 8 | 0.004 | 0.003 7 | 0.002 4 | 0.002 4 | 0.002 |

2.2 水样重金属含量及特征

采用 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》^[10] 中 IV 类水质标准进行评价,水体中各重金属质量分布见表 2。由表 2 可知,水中 Cd、Cr(VI)、Zn、Fe 和 Mn 平均浓度分别为 1.935 5、0.025 3、6.024 9、16.222 0 和 4.214 9 mg/L,是相应标准的 387.10、5.06、3.01、54.07 和 42.15 倍。从重金属空间分布来看,河流上游水质

点重金属和 pH 值未超过相应标准,表明污染来自矿山内部。由于累积效应,2 号矿坑水中 Cd、Zn、Fe 和 Mn 浓度分别为相应标准的 502.6、9.9、132.1 和 28.2 倍;3 号水样采自沉淀池 1 排污口下游 100 m 处,Cd 和 Mn 浓度分别为相应标准的 23.2 和 2.5 倍;4 号水样取自废石堆旁溪沟,该区域地表破坏严重,Cd 和 Mn 浓度分别为相应标准的 159.8 和 11.9 倍;5 号水样取自废石堆 1 下游 300 m,Cd 和 Mn 浓度分别为相应标准的 170 和 17.4 倍,水体 pH 值为 4.67,重金属污染在下游有所加剧,原因是随着雨水的冲刷,矿山产生的大量尾砂以及开采过后山体遗留下来的废渣堵塞河道,使得下游河道、农田、饮用水源地等发生化学污染和重金属污染^[11];6 号水样取自沉淀池 2 排水口,为强酸性,Cd、Cr(VI)、Zn、Fe 和 Mn 浓度分别为相应标准的 1 805.4、31.4、11.6、289.2 和 198.5 倍;7 号水样取自沉淀池 4 排水口下游 300 m,仍为强酸性,Cd、Cr(VI)、Zn、Fe 和 Mn 浓度分别为相应标准的 1 324.2、21.6、8.6、219.7 和 159 倍;8 号水样取自沉淀池 4 排水口下游 1 000 m,Cd、Cr(VI)、Zn、Fe 和 Mn 浓度分别为相应标准的 377.8、2.0、2.4、3.4 和 43.9 倍,离污染源距离增加,浓度有所衰减;9 号水样取自露天矿场,附近无其他污染源,污染程度较轻,Cd 和 Mn 浓度分别为相应标准的 42.2 和 4.4 倍;10 号水样取自废石 3 堆旁溪沟,该水质较为清洁;11 号和 12 号水样分别来自 3 排污口下游 100 m 和 300 m 处,其所在区域为耕地,土地占用破坏较轻,污染程度显著低于 6、7 号水样;11 号水样 Cd、Fe 和 Mn 浓度分别为相应标准的 164.6、1.1

和 23.4 倍;12 号水样 Cd 和 Mn 浓度分别为相应标准的 73.4 和 15.9 倍。

表 2 各水样中重金属浓度

| 采样点 | pH 值 | 重金属浓度/(mg · L ⁻¹) | | | | |
|------|------|-------------------------------|---------|---------|----------|---------|
| | | Cd | Cr(VI) | Zn | Fe | Mn |
| 1 | 7.91 | 0.000 9 | 0.000 4 | 0.006 | 0.127 | 0.055 |
| 2 | 2.92 | 2.513 | 0.024 0 | 19.78 | 39.64 | 2.815 |
| 3 | 6.90 | 0.116 | 0.000 3 | 1.081 | 0.135 | 0.25 |
| 4 | 4.28 | 0.799 | 0.000 4 | 1.982 | 0.285 | 1.194 |
| 5 | 4.67 | 0.850 | 0.000 4 | 1.907 | 0.127 | 1.738 |
| 6 | 2.94 | 9.027 | 0.157 0 | 23.12 | 86.76 | 19.85 |
| 7 | 3.01 | 6.621 | 0.108 0 | 17.22 | 65.90 | 15.90 |
| 8 | 4.20 | 1.889 | 0.010 0 | 4.875 | 1.009 | 4.389 |
| 9 | 4.05 | 0.211 | 0.000 9 | 0.661 | 0.07 | 0.435 |
| 10 | 7.07 | 0.009 | 0.000 9 | 0.029 | 0.138 | 0.019 |
| 11 | 4.32 | 0.823 | 0.000 7 | 1.259 | 0.333 | 2.343 |
| 12 | 4.58 | 0.367 | 0.000 7 | 0.379 | 0.14 | 1.591 |
| 最大值 | 7.91 | 9.027 | 0.157 0 | 23.12 | 86.76 | 19.85 |
| 最小值 | 2.92 | 0.000 9 | 0.000 3 | 0.006 | 0.07 | 0.019 |
| 均值 | 4.74 | 1.935 5 | 0.025 3 | 6.024 9 | 16.222 0 | 4.214 9 |
| 标准限值 | 6~9 | 0.005 | 0.005 | 2 | 0.3 | 0.1 |

各采样点水样中重金属浓度与相应标准值对比见图 2。总体而言,Cd、Fe 和 Mn 污染水平极高,Zn 和 Cr(VI)次之,重金属超标值大小依次为: Cd>Fe>Mn> Zn>Cr(VI)。矿山淋滤液以及污水的排放使得排水口及其下游水体存在重金属超标的现象,且离排水口距离增大,污染程度存在衰减现象;水体流经露天矿厂和废石堆体后,重金属浓度明显增加,说明在降水的淋滤作用下,矿石堆体释放出了大量重金属。2 个矿坑的

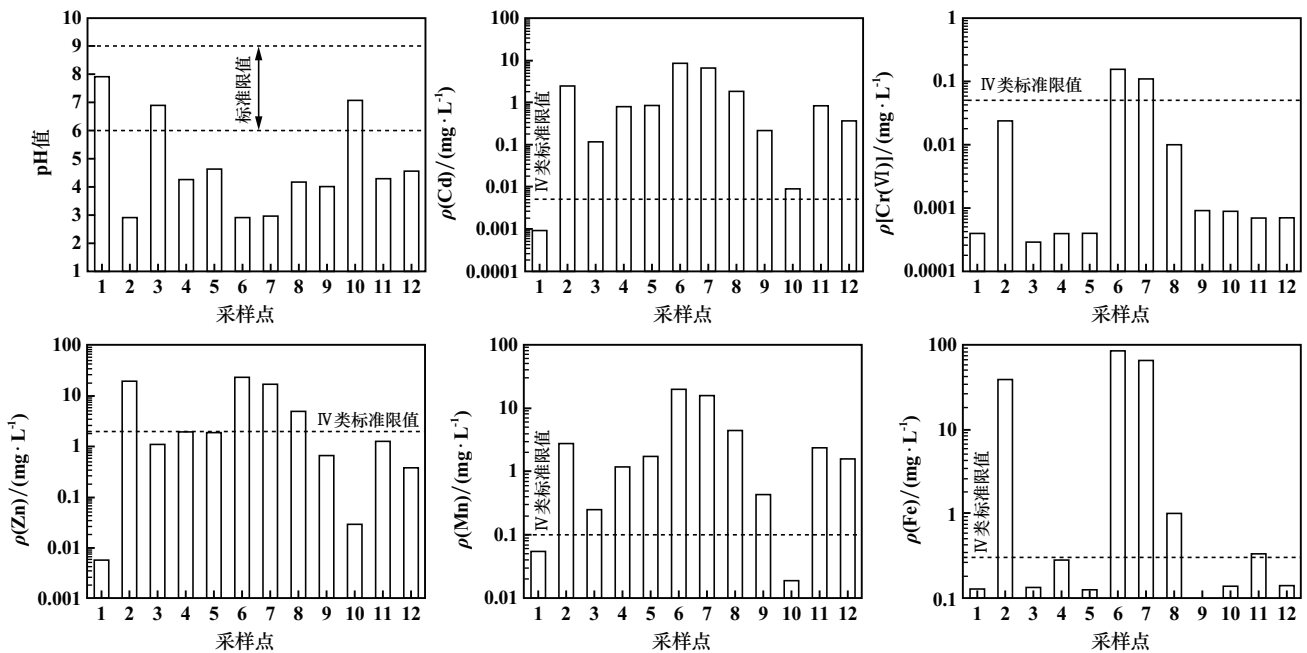


图 2 各采样点水样中重金属浓度与相应标准值对比

污染程度不同,这与矿山规模以及开采方式有关。

2.3 土壤样重金属含量及特征

土壤样 pH 值及其重金属含量如表 3 所示。根据 GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准》^[12] 进行评价。土壤样中重金属含量与相应风险筛选值对比结果如图 3 所示。除 Pb 和 Cr 含量未超过风险筛选值外,Zn、As、Hg 和 Cd 含量均存在不同程度的超标。1 号土壤样来自废石堆 1 下方,位于 4 号点水样靠废石堆上游的区域,土壤样中 6 种重金属含量分别为 34.23、218.03、77.17、32.29、0.358 和 3.666 mg/kg,Zn 和 Cd 含量分别为风险筛选值的 1.09 和 12.2 倍;4 号水样取自废石堆 1 旁溪沟,未检测到 As、Pb 和 Cr,表明矿区土壤对 As、Pb 和 Cr 有着较强的吸附能力,且这种吸附是稳定的,可能以残余态存在于土壤中。2 号土壤样来自废石堆 1 下游 150 m 农田,河流途径废石堆体,6 种重金属含量分别为 40.89、226.77、87.90、53.04、0.346 和 3.503 mg/kg,Zn、As 和 Cd 含量分别为风险筛选值的 1.13、1.77 和 8.75 倍,与 1 号土壤样相比,Pb、Zn、Cr 和 As 含量明显升高,Hg 和 Cd 含量基本不变,表明废石堆 1 下游存在严重的重金属累积。3 号和 4 号土壤样分别取自沉淀池 4 旁及沉淀池下游 150 m 农田,4 号土壤样 Pb、Zn、Cr、As 和 Cd 含量明显较高,3 号和 4 号土壤样中 As、Cd 含量分别为风险筛选值的 1.76、9.73 倍和 2.32、20.41 倍,往沉淀池排水口下游,

表 3 土壤样 pH 值及重金属含量

| 采样点 | pH 值 | 重金属含量/(mg·kg ⁻¹) | | | | | |
|-----|------|------------------------------|--------|--------|-------|-------|--------|
| | | Pb | Zn | Cr | As | Hg | Cd |
| 1 | 4.76 | 34.23 | 218.03 | 77.17 | 32.29 | 0.358 | 3.666 |
| 2 | 6.19 | 40.89 | 226.77 | 87.90 | 53.04 | 0.346 | 3.503 |
| 3 | 7.29 | 33.57 | 133.26 | 89.38 | 53.07 | 0.393 | 2.921 |
| 4 | 7.39 | 42.81 | 223.59 | 99.04 | 58.16 | 0.352 | 12.245 |
| 5 | 4.41 | 53.68 | 244.15 | 136.88 | 46.91 | 0.861 | 2.093 |
| 6 | 7.03 | 55.92 | 252.25 | 103.99 | 64.16 | 0.506 | 5.917 |
| 最大值 | 7.39 | 55.92 | 252.25 | 136.88 | 64.16 | 0.861 | 12.245 |
| 最小值 | 4.41 | 33.57 | 133.26 | 77.17 | 32.29 | 0.352 | 2.093 |
| 均值 | 6.18 | 8.51 | 38.59 | 18.65 | 10.01 | 0.18 | 3.41 |

水体流动性较差,因此土壤会吸附更多的重金属离子。4 号土壤样采样点与 7 号水样取样点接近,水体中未检测到 As、Pb 和 Cr。5 号和 6 号土壤样来自排污口 2 下游 150 m 和 200 m 农田,6 号土壤样中 Pb、Zn、As、Cd 含量较 5 号土壤样有所增加,Cr 和 Hg 含量有所减少,一方面是 Cr 和 Hg 含量较低,另一方面稻田土对 Cr 和 Hg 的吸附能力较强,在下游并未富集。5 号土壤样中 As、Hg 和 Cd 含量分别为风险筛选值的 1.56、1.72 和 6.98 倍;6 号土壤样中 As 和 Cd 含量分别为风险筛选值的 2.57 和 9.86 倍。

2.4 水环境质量综合评价

内梅罗污染指数法具有评价过程简便及评价结果针对性强等特点,被广泛应用于水质评价领域^[13]。

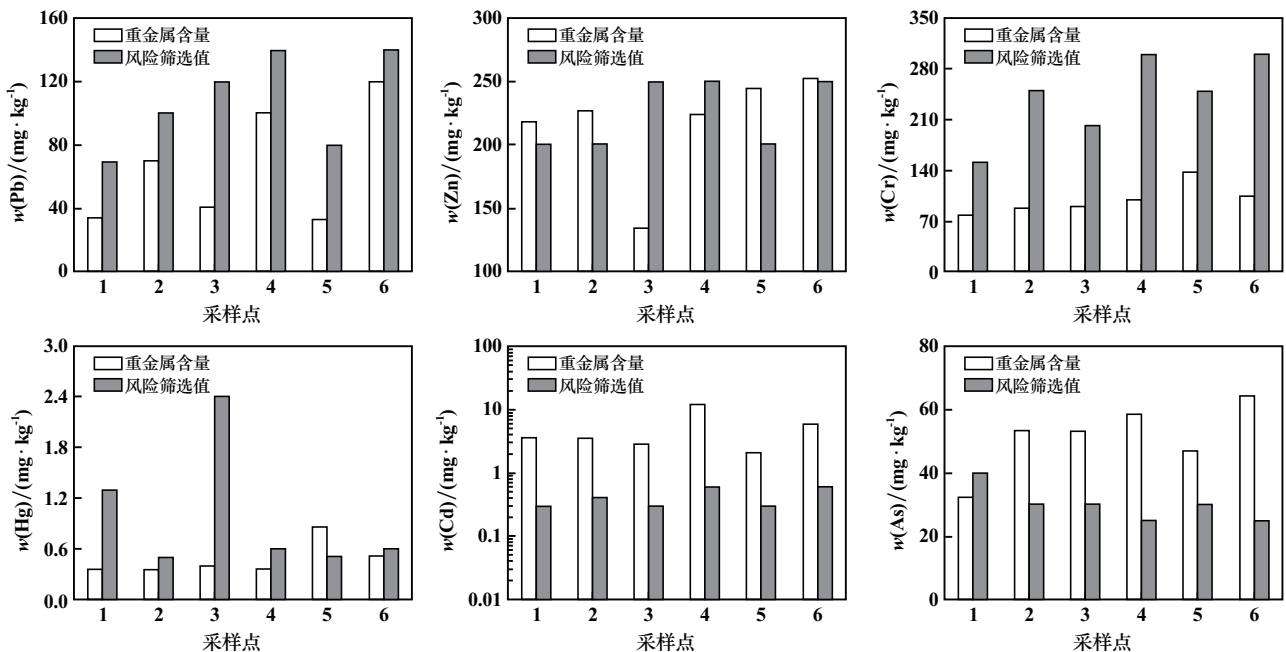


图 3 土壤样中重金属含量与相应风险筛选值对比

利用内梅罗污染指数法对重金属污染下的水环境质量进行综合评价,计算公式为:

$$P_i = \frac{c_i}{S_i} \quad (1)$$

$$P_N = \sqrt{\frac{P_{imax}^2 + P_{iave}^2}{2}} \quad (2)$$

$$P_{iave} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n P_i \quad (3)$$

式中 i 为污染物数量, $i=1, 2, \dots, n$; n 为污染物总数; c_i 为污染物浓度实测值, mg/L; S_i 为污染物浓度评价值, mg/L; P_N 为内梅罗污染指数; P_i 为单因子污染指数; P_{imax} 为单因子污染指数最大值; P_{iave} 为单因子污染指数平均值。

水体中重金属污染指数及等级见表4。重金属污染下水体环境质量综合评价结果见表5。由表5可知, Cd, Cr(VI), Zn, Fe, Mn 单因子污染指数平均值分别为 387.10, 5.06, 3.01, 54.07, 42.15, 均处于重污染等级, 污染程度从大到小排序为: Cd > Fe > Mn > Cr(VI) > Zn; 水体内梅罗污染指数为 282.29, 污染等级为极差。

表4 水体中重金属污染指数及等级

| P_{iave} | 污染等级 | P_N | 污染等级 |
|------------|------|-----------|------|
| ≤1 | 非污染 | <0.8 | 优良 |
| 1~2 | 轻污染 | 0.80~2.50 | 良好 |
| 2~3 | 中污染 | 2.50~4.25 | 较好 |
| >3 | 重污染 | 4.25~7.20 | 差 |
| | | 37.20 | 极差 |

表5 重金属污染下的水体环境质量综合评价结果

| 采样点 | P_i | | | | | P_N | 水质评价结果 |
|-----|---------|--------|-------|--------|--------|---------|--------|
| | Cd | Cr(VI) | Zn | Fe | Mn | | |
| 1 | 0.18 | 0.01 | 0.00 | 0.42 | 0.55 | 0.42 | 优良 |
| 2 | 502.60 | 0.48 | 9.89 | 132.13 | 28.15 | 367.92 | 极差 |
| 3 | 23.20 | 0.01 | 0.54 | 0.45 | 2.50 | 16.83 | 极差 |
| 4 | 159.80 | 0.01 | 0.99 | 0.95 | 11.94 | 115.63 | 极差 |
| 5 | 170.00 | 0.01 | 0.95 | 0.42 | 17.38 | 123.14 | 极差 |
| 6 | 1805.40 | 3.14 | 11.56 | 289.20 | 198.50 | 1317.67 | 极差 |
| 7 | 1324.20 | 2.16 | 8.61 | 219.67 | 159.00 | 967.20 | 极差 |
| 8 | 377.80 | 0.20 | 2.44 | 3.36 | 43.89 | 273.91 | 极差 |
| 9 | 42.20 | 0.02 | 0.33 | 0.23 | 4.35 | 30.58 | 极差 |
| 10 | 1.80 | 0.02 | 0.01 | 0.46 | 0.19 | 1.32 | 良好 |
| 11 | 164.60 | 0.01 | 0.63 | 1.11 | 23.43 | 119.44 | 极差 |
| 12 | 73.40 | 0.01 | 0.19 | 0.47 | 15.91 | 53.44 | 极差 |
| 均值 | 387.10 | 5.06 | 3.01 | 54.07 | 42.15 | 282.29 | 极差 |

2.5 土壤重金属污染潜在生态风险

潜在生态指数法是 Hakanson 从沉积学角度提出的评价重金属污染程度和潜在生态危害的一种方法。该方法除了考虑重金属含量之外, 还将重金属生态效应、环境效应和毒理学联系在一起, 采用等价指数分级法进行评价^[14]。土壤中重金属潜在生态危害指数为 RI , 其表达式为:

$$RI = \sum E_r^i \quad (4)$$

$$E_r^i = T_r^i \times P_i \quad (5)$$

式中 RI 为潜在生态风险指数; E_r^i 为重金属元素 i 的潜在生态风险系数; T_r^i 为重金属 i 的毒性响应系数, Zn、Pb、Cr、Cd、As 和 Hg 的毒性响应系数分别为 1、5、2、30、10 和 40^[15]。

土壤中重金属潜在生态风险评价和危害等级划分标准如表6所示, 重金属污染下的土壤质量评价结果见表7。由表7可知, Pb、Zn、Cr、As、Hg 和 Cd 的平均生态风险系数分别为 2.13、0.98、0.85、18.00、28.55 和 339.80; Cr、Zn、Pb、As 和 Hg 在研究区内表现出低生态风险, Cd 表现出很高的生态风险, 污染程度从大到小排序为: Cd > Hg > As > Pb > Zn > Cr; 整个矿区的综合潜在生态风险指数为 390.31, 污染等级为较强生态危险。

表6 土壤中重金属潜在生态风险评价和危害等级划分标准

| E_r^i | 单因子潜在生态风险等级 | RI | 综合潜在生态风险等级 |
|---------|-------------|---------|------------|
| <40 | 低级 | <150 | 低级 |
| 40~80 | 中级 | 150~300 | 中级 |
| 80~160 | 较强 | 300~600 | 较强 |
| 160~320 | 强 | ≥600 | 极强 |
| ≥320 | 极强 | | |

表7 重金属污染下的土壤质量评价结果

| 采样点 | E_r^i | | | | | | RI | 综合潜在生态风险等级 |
|-----|---------|------|------|-------|-------|--------|--------|------------|
| | Pb | Zn | Cr | As | Hg | Cd | | |
| 1 | 2.45 | 1.09 | 1.03 | 8.07 | 11.02 | 366.60 | 390.25 | 较强 |
| 2 | 2.04 | 1.13 | 0.70 | 17.68 | 27.68 | 262.73 | 311.97 | 较强 |
| 3 | 1.40 | 0.53 | 0.89 | 17.69 | 6.55 | 292.10 | 319.17 | 较强 |
| 4 | 1.53 | 0.89 | 0.66 | 23.26 | 23.47 | 612.25 | 662.06 | 极强 |
| 5 | 3.36 | 1.22 | 1.10 | 15.64 | 68.88 | 209.30 | 299.49 | 中级 |
| 6 | 2.00 | 1.01 | 0.69 | 25.66 | 33.73 | 295.85 | 358.95 | 较强 |
| 均值 | 2.13 | 0.98 | 0.85 | 18.00 | 28.55 | 339.80 | 390.31 | 较强 |

3 重金属污染防治

废石堆体在大气降水的淋滤作用下产生了富含重金属的酸性废水, 废石堆亟待处理。填埋是目前处理固体废弃物较常用的方式, 因此选用填埋的方式对废石堆进行处理。

治理工程示意图见图4。首先在填埋场底部设置黏土垫层和隔离墙, 避免造成地下水污染。在矿渣填埋过程中掺入足量的生石灰, 防止矿渣酸化并抑制游离态重金属的活性; 封场前采用黏土进行防渗处理, 避免雨水入渗引起矿渣酸化产污, 设置垫层后采用混凝土找平, 并在找平层之上种植优势植物(如龙葵、金盏

菊和萎蒿等)进行重金属修复^[16]。设置的挡土墙采用生态混凝土护坡,要求其地基土压力超过地基承载力特征值;黏土垫层和挡土墙渗透系数应不高于 1.0×10^{-7} cm/s。可通过挡土墙出流水体进行长期监测,以判断治理效果。

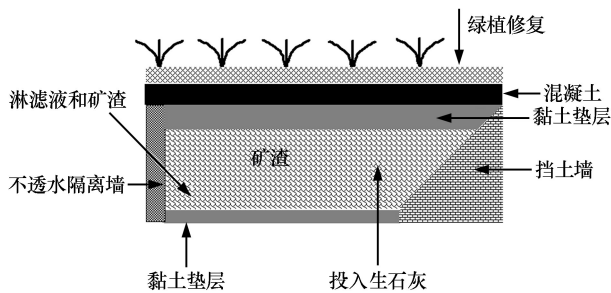


图4 治理工程示意

4 结 论

1) 水样中 Cd、Cr(VI)、Zn、Fe 和 Mn 平均浓度分别为 1.935 5、0.025 3、6.024 9、16.222 0 和 4.214 9 mg/L, 污染指数分别为 387.10、5.06、3.01、54.07 和 42.15, 污染程度从大到小排序为: Cd>Fe>Mn>Cr(VI)>Zn。

2) 土壤样中 Pb、Zn、Cr、As、Hg 和 Cd 平均含量分别为 8.51、38.59、18.65、10.01、0.18 和 3.41 mg/kg, 平均生态风险系数分别为 2.13、0.98、0.85、18.00、28.55 和 339.80, 污染程度从大到小排序为: Cd>Hg>As>Pb>Zn>Cr, 整个矿区综合潜在生态风险指数为 390.31, 污染程度为较高生态危险。

3) 废石堆、沉淀池及其下游区域受到多种重金属复合污染, 其中 Cd 较严重。可对废石进行填埋处理。

参考文献:

[1] 陈 鹏. 中国煤炭性质、分类和利用[M]. 北京: 化学工业出版社, 2007.

- [2] LI C C, MA H, XIE B, et al. A Comparison of Mineralogical and Thermal Storage Characteristics for Two Types of Stone Coal[J]. Minerals, 2019,9(10):594.
- [3] 张卫国,侯恩科,杨建业,等. 石煤中钒-钼-硒等伴生元素研究[J]. 稀有金属, 2019,43(10):1092-1102.
- [4] 张金矿,黄业豪,孙景敏,等. 重金属污染土壤浮选修复方法概述[J]. 矿冶工程, 2021,41(1):67-71.
- [5] 王小燕,肖细元,郭朝晖,等. 模拟酸雨淋溶条件下锌冶炼挥发窑渣重金属释放特征[J]. 矿冶工程, 2022,42(6):127-132.
- [6] Chakraborty B, Bera B, Roy S, et al. Assessment of non-carcinogenic health risk of heavy metal pollution: evidences from coal mining region of eastern India[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2021,28:47275-47293.
- [7] QIU H, GUI H. Heavy metals contamination in shallow groundwater of a coal-mining district and a probabilistic assessment of its human health risk[J]. Human and ecological risk assessment, 2019,25(3):548-563.
- [8] 中华人民共和国环境保护部. 水质 金属总量的消解 微波消解法: HJ 678—2013[S]. 北京: 中国环境出版社, 2014.
- [9] 中华人民共和国环境保护部. 土壤和沉积物 金属元素总量的消解 微波消解法: HJ 832—2017[S]. 北京: 中国环境出版社, 2017.
- [10] 国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局. 地表水环境质量标准: GB 3838—2002[S]. 北京: 中国环境出版集团, 2019.
- [11] 朱淑瑜, 边俊杰. 稀土矿区棕地修复治理的融资机制创新研究[J]. 铜业工程, 2023(1):190-195.
- [12] 中华人民共和国生态环境部, 国家市场监督管理总局. 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准: GB 15618—2018[S]. 北京: 中国环境出版集团, 2019.
- [13] 韩术鑫, 王利红, 赵长盛. 内梅罗指数法在环境质量评价中的适用性与修正原则[J]. 农业环境科学学报, 2017,36(10):2153-2160.
- [14] 盘 樱, 李二平, 邱亚群, 等. 某河道堆存尾砂重金属形态特征分布及风险评价[J]. 矿冶工程, 2017,37(4):93-97.
- [15] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008,31(2):112-115.
- [16] 韦春媛, 严 青. 金盏菊和龙葵对土壤中镉的耐受性和富集特征研究[J]. 矿冶工程, 2022,42(3):108-111.

引用本文: 陈三喜, 苏 佳, 曾 兴. 湖南某石煤矿区重金属污染现状及生态风险评价[J]. 矿冶工程, 2023,43(5):103-108.