

冯娟, 艾昊, 陈清敏, 等. 秦岭山区某金属矿区土壤重金属污染评价及迁移路径解析[J]. 岩矿测试, 2023, 42(6): 1189–1202. doi: 10.15898/j.ykcs.202302170021.

FENG Juan, AI Hao, CHEN Qingmin, et al. Evaluation and Migration Path Analysis of Soil Heavy Metal Pollution in a Metal Mining Area of Qinling Mountain[J]. Rock and Mineral Analysis, 2023, 42(6): 1189–1202. doi: 10.15898/j.ykcs.202302170021.

秦岭山区某金属矿区土壤重金属污染评价及迁移路径解析

冯娟^{1,2}, 艾昊^{1,2}, 陈清敏^{1,2*}, 李华^{1,2}, 汪文波^{1,2}, 薛智凤^{1,2}

(1. 陕西省地质调查院实验中心, 陕西 西安 710000;

2. 陕西省地质调查院, 陕西 西安 710000)

摘要: 秦岭山区金属矿产资源丰富, 但长期高强度、大规模的矿山开采遗留下来的矿山生态环境损害问题已经严重影响了秦巴地区的区域生态系统。为掌握秦岭山区金属矿山土壤中重金属污染物分布特征、生态风险以及迁移路径, 本文以秦岭山区某金矿为研究对象, 共采集 69 件样品 (其中土壤样品 50 件、地表水样品 19 件), 对 Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Ni、Zn 等 8 种重金属含量与 pH 进行分析。采用电感耦合等离子体质谱/发射光谱法 (ICP-MS/OES)、原子荧光光谱法 (AFS) 等方法测定元素含量, 研究矿区土壤中重金属污染程度与空间分布特征, 并对矿区重金属的迁移路径进行了解析, 采用单因子指数法、内梅罗综合指数法和潜在生态风险指数法对研究区土壤重金属污染程度和潜在生态风险进行评价。结果表明: ①研究区内 As、Cd、Hg、Cu、Ni 变异系数较大, 人为影响因素显著, As 与 Cd 的污染最为严重, 每个区域的检出结果均超出背景值。②从空间含量分布来看, 尾矿库受重金属污染最为严重, 其中 As、Cd、Cr、Cu、Pb 最高分别可超背景值 28.9、22.6、1.41、8.69、0.345 倍, 农用地与工业场地次之, 这与单项指数法、内梅罗综合污染指数法和潜在生态风险指数法的分析结果基本一致。③通过污染路径解析可知, 采矿工程是引起研究区周边生态环境损害的重要原因, 其中尾矿库渗水、硐口涌水是尤为显著的地表水污染源, 而被污染的地表水又是引起农用地土壤污染的重要原因。

关键词: 金属矿区; 土壤; 重金属; 污染特征; 风险评价; 迁移路径

要点:

- (1) 研究区内重金属 As 与 Cd 污染程度较其他重金属更为明显, 8 种重金属中 As、Cd、Hg、Cu、Ni 的变异系数较大, 受人为影响因素显著。
- (2) 风险评价表明尾矿库是受重金属污染的高风险区, 农用地次之, 工业场地较弱。
- (3) 研究区重金属污染物迁移路径为: 由采矿工程迁移至地表水, 再由地表水迁移至土壤。

中图分类号: X53; O657.63

文献标识码: A

土壤重金属污染作为土壤生态修复过程中最棘手的问题之一, 已经成为国内外学者关注的热点。矿产资源作为自然资源的重要组成部分, 是人类社会发展的重要物质基础。但是矿产资源开采过程中

产生的矿渣、酸性废水等通过地表径流和雨水淋滤等方式扩散到周边河流、土壤, 会造成重金属在土壤环境中的迁移和富集^[1], 导致周边农用地受到重金属污染, 最终通过生物富集和生物放大作用对人体

收稿日期: 2023-02-17; 修回日期: 2023-04-19; 接受日期: 2023-08-22

基金项目: 2022 年陕西省省级生态环保及应急管理专项资金项目“秦巴地区典型金属矿山环境损害鉴定评估方法研究 (202312)”; 陕西省自然科学基金基础研究计划“安康汉江流域古绿松石产源研究 (2022JQ-287)”; 陕西省公益性地质调查项目“建设用地与农用地土壤特殊污染物检测方法研究 (202114)”

第一作者: 冯娟, 硕士, 工程师, 主要从事生态环境损害鉴定评估工作。E-mail: 632839743@qq.com。

通信作者: 陈清敏, 博士, 高级工程师, 主要从事第四纪地质学研究。E-mail: chenqingmin0601@163.com。

健康造成严重威胁^[2-6]。因此,客观评估矿区土壤重金属污染特征及生态风险,同时探明重金属的迁移路径是非常必要的。

近年来,国内外学者从污染物分布特征^[7-8]、风险评价^[9-12]、来源解析^[13]等方面开展了大量研究工作。根据刘硕等^[14]对山东龙口煤矿区土壤中Cd、As、Ni、Pb和Cr等5种重金属的分布特征、污染来源、综合污染程度研究结果显示,5种重金属富集现象显著,样品重金属含量均超过国家土壤环境质量二级标准。刘洋等^[15]对云南省某矿区小流域受铜矿影响的土壤重金属污染状况以及污染土壤对当地居民构成的健康风险进行了研究,结果表明研究区Cd、Zn和Pb这3种金属的变异系数均大于1,尤其是Cd的变异系数高达1.94,说明受到了强烈的人为因素的影响。秦岭是中国的“中央公园”,同时也是全国重要的金属“矿集区”,研究秦巴山区金属矿区土壤重金属污染特征、风险评价及迁移路径对秦岭地区矿山生态修复意义重大。李荣华等^[16]对陕西某关闭冶炼厂土壤重金属污染进行了评价,结果表明,研究区Cd含量在0~120cm范围内均超过了土壤环境质量二级标准,而且Pb、Cd、Hg、Cu和Zn在0~120cm范围内全部超过了关中壤土背景值。徐友宁等^[17]以小秦岭金矿带北侧的农业生产区为研究对象,采用US EPA推荐的人体健康风险评价模型,计算了经口食入、皮肤接触等暴露途径对成年人的健康风险概率,研究表明研究区存在因重金属导致的不可接受的人体健康高非致癌风险和致癌风险。随着重金属污染物的迁移路径、因果关系分析的研究需求在污染防治工作中逐渐凸显,关于秦岭山区金属矿山土壤重金属污染物的分布特征、风险评价以及迁移路径解析还有待补充。

秦岭山区某金矿区目前已经停产,但残留的矿硐、尾矿库等污染源仍在对周边的生态环境等造成持续性的破坏。硐口涌水以及研究区沟水呈明显的酸性,对矿区的土壤生态环境造成了污染,导致周边耕地减产明显。本文通过实地踏勘与采样分析,对矿区不同区域内的重金属污染物含量进行了分析对比,选择单因子指数法、内梅罗综合指数法和潜在生态风险指数法评价矿区土壤重金属的污染状况和生态风险。并结合矿区地表水的样品测试结果,分析了8种重金属在矿区的迁移路径。由于研究区的金属矿物主要为黄铁矿、少量磁黄铁矿、黄铜矿等,此外,As、Cd等易以类质同象替代的形式进入硫化物矿物中,且是金矿的主要污染元素,硫化物矿物与氧

气接触后可形成硫酸盐,并形成酸性水体,污染矿区周边土壤,因此,结合研究区具体情况,以及《土壤环境质量建设用土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 36600—2018)、《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)和《土壤环境监测技术规范》(HJ/T 166—2004),土壤的测试指标选取了Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Ni、Zn和pH,对应地表水的测试指标也选取了Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Ni、Zn和pH。采用ICP-OES、ICP-MS、AFS、pH计等对上述指标进行测定,旨在为秦岭山区金属矿山土壤生态环境损害源头防治、修复治理等决策提供数据参考与理论支持,同时扩充秦岭山区废弃矿山土壤重金属污染的研究内容。

1 研究区概况

研究区位于陕西安康市汉阴县城北东约33°方位,位于北亚热带湿润气候区,季风性强,四季分明。年平均气温15.1℃,年降水量764.9~929.7mm,由西南向东北逐渐减少,平均无霜期258天^[18]。矿区内山高坡陡土薄。矿区总地势南西高北东低,最大海拔高度925m,最低海拔高度680m,相对高差245m,为典型的中低山区。矿区北部发育一条沟河,沟谷平缓开阔,植被覆盖率较高,矿山工程主要位于研究区东南侧支沟内,地形切割强烈,地势陡峻,斜坡坡度一般在30°~40°左右,沟谷呈“V”字型。地处亚热带湿润气候区,根据陕西省2004年颁布的《陕西省生态功能区划》可知,研究区金矿属于4个一级生态区中的秦巴山地落叶、常绿阔叶混交林生态区。矿区内的土壤类型主要为棕壤土和新积土。

矿区地层区划属秦岭区的徽县—旬阳分区,区内地层总体为一变形复杂的单斜层,南老北新,倾向北西—北东,局部南倾,倾角40°~60°。出露地层主要为下志留统梅子垭组,其次出露寒武—奥陶系洞河群及中泥盆统石家沟组。含金层位为下志留统梅子垭组,岩性以黑云母变斑晶绢云石英片岩、含炭绢云石英片岩、绢云石英片岩、炭质片岩及变砂岩为主^[19]。研究区地层柱状图如图1所示。

2 实验部分

2.1 样品采集与处理

点位布设:地表水样点位布设依据《地表水和污水监测技术规范》(HJ/T 91—2002)、《水质采样方案设计技术规范》(HJ 495—2009)进行。土壤样品点位布设依据《生态环境损害鉴定评估技术指南 土壤与

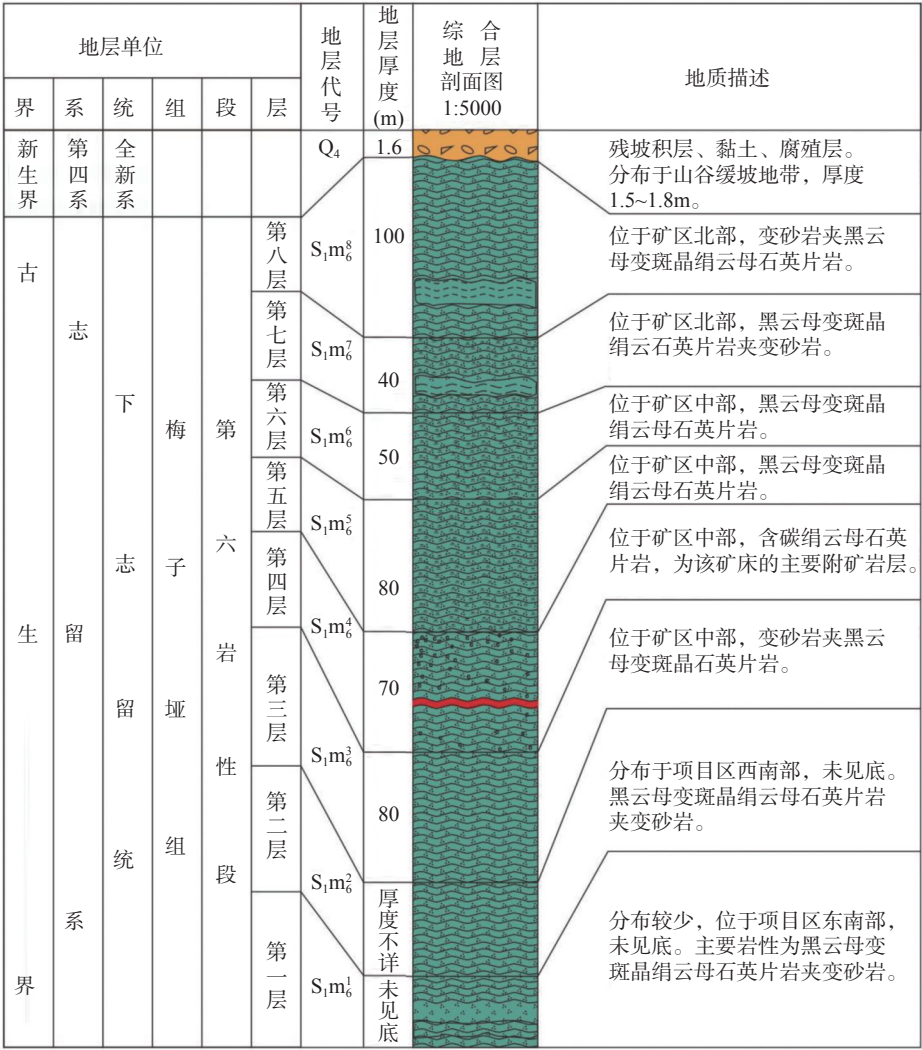


图1 研究区地层柱状图

Fig. 1 Stratigraphic histogram of the study area.

地下水》(GB/T 39792.1—2020) 和《土壤环境监测技术规范》(HJ/T 166—2004) 进行。样品的采集根据水流方向以及有可能用污染水源灌溉的土壤。根据前期资料收集、分析与初步踏勘结果, 尾矿库、工业场地为疑似重点污染源, 因此将区域周围农田和靠近地表水下游农田作为重点调查区, 将每个自然分隔的独立农田作为单个采样区, 将区内尾矿库上游未受采矿作用影响的地表水作为地表水背景参考样品。采矿区北侧约 2km 所处位置与研究区金矿的原始生态环境相近, 且该处无采矿作用以及其他工业影响, 因此将该处样品测试值作为土壤背景参考值。

样品采集: 研究区与采样点如图 2 所示。水样采用带状布点法共设置 19 个采样点, 其中: 尾矿库上游 50m 与 200m 处采集样品 2 件; 工业场地采集样品 5 件 (包括: 硐口涌水采集样品 2 件, 高位蓄水

池样品 1 件, 沉淀池样品 2 件); 自尾矿库下游至研究区沟河与中河汇水口处依次采集样品 8 件; 汇水口上游 100m 处采集样品 1 件; 汇水口下游 300m 处 1 件; 此外, 沿中河向下游进行追索, 采集样品 2 件。依据《地表水与污水监测技术规范》(HJ/T 91—2002), 样品采集前通过 GPS 对采样点进行精确定位, 取样前采样瓶和采样器用洗涤剂冲洗一次, 自来水冲洗三次, 蒸馏水冲洗一次。取样时, 未搅动水底沉积物, 用聚乙烯塑料桶采集水样后, 静止 30min 去除沉降性固体, 之后将不含沉降性固体但含有悬浮性固体不少于 500mL 的上清液用筒形容器移入 500mL 聚乙烯采样瓶中, 加入 5mL 硝酸保存剂, 随后将水样避光并带回实验室保存于 4℃ 冰箱。采样过程中, 对采样点进行定位, 记录采样深度、编号、经纬度坐标、日期、感官描述等信息, 并在现场贴好标签。

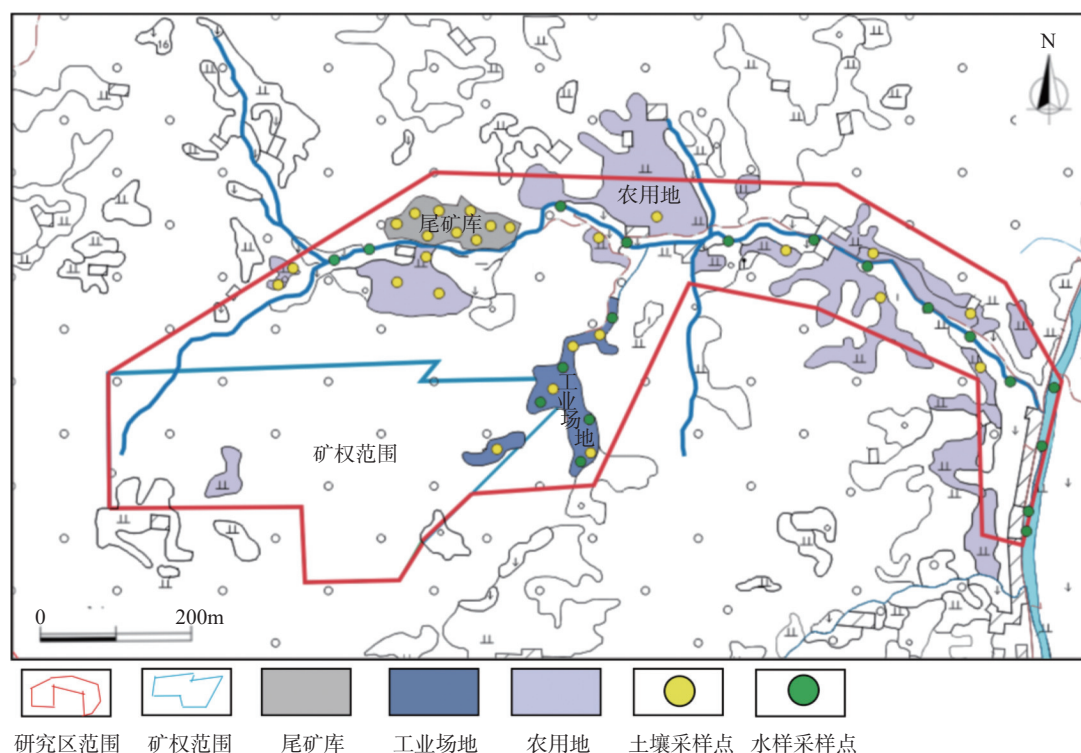


图2 研究区与采样点位置

Fig. 2 Location of the study area and soil samples.

土壤样品共采集 50 件,其中尾矿库上游设采样点 2 处,分别采集表层样与深层样;尾矿库内设置采样点 9 处,分别采集表层样与深层样;尾矿库旁耕地设置采样点 3 处,分别采集表层样与深层样;工业场地处设置采样点共计 5 处(其中硐口工业广场采样点 3 处分别采集表层与深层样品,共计 6 件,硐口工业广场下游路面采样 1 处,废渣堆采集废渣样品 1 处,均采集表层样品 1 件),自尾矿库下游,沿研究区两侧农用地调查点 7 个,分别采集表层样与深层样。由于矿区农田面积较小,且相对分散,故在每块农田选择较为适宜实地情况的对角线法,设置 5 个采样分点采集土壤混合样。每个采样点分别采集表层样品及深层样品,其中表层样品的采集深度为 0~20cm,深层样品的采集深度为 50~70cm。采集土样时,尽量减少了土壤扰动,每件样品为 1kg,装入聚乙烯塑料袋中,同时采样现场用 GPS 记录采样点位置信息,填写采样记录。采集样品需在室温自然风干,去除石块、砂砾、植物组织等杂质,用玛瑙研钵将样品研碎后,过 100 目尼龙筛,封装,备用。

2.2 样品测试与数据质量控制

水样 pH 选用 pH 计 (PHS-3C), 参照《生活饮用水标准检验方法 感官性状和物理指标 (5.1) pH 值 玻

璃电极法》(GB/T 5750.4—2006(5.1)) 测定。Cd、Pb、Cr、Cu、Ni、Zn 选用 ICP-MS, 参照《生活饮用水标准检验方法 金属指标》(GB/T 5750.6—2006) 进行测定。Hg、As 分别选用 AFS(XGY-1011A) 和四通道半自动原子荧光光度计 (AFS-9920), 参照《水质 汞、砷、硒、铋和锑的测定 原子荧光法》(HJ 694—2014)。土壤 pH 参照《土壤 pH 值的测定 电位法》(HJ 962—2018) 测定。Cd、Pb、Cr、Cu、Ni、Zn 选用 ICP-MS, 参照《硅酸盐岩石化学分析方法 第 30 部分: 44 个元素量测定》(GB/T 14506.30—2010)。Hg、As 元素选用 AFS(AFS2202E), 参照《土壤和沉积物 汞、砷、硒、铋、锑的测定 微波消解/原子荧光法》(HJ 680—2013) 测定。测试分析过程中同时设置了 10% 的试剂空白、10% 的样品平行和国家一级标准物质 GBW07302、GBW07309、GBW07402、GBW07430 进行质量控制, 8 种元素的回收率均为 100%±20%, 满足质量控制要求。

2.3 评价方法和实验数据整理

2.3.1 单因子污染指数法

单因子污染指数法作为常用的污染评价法, 是以土壤元素的背景值作为评价标准, 对土壤中单个污染因子的污染程度进行评价^[20-21], 计算公式为:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i}$$

式中: P_i —土壤中污染物 i 的单项污染指数; C_i —土壤中污染物 i 含量的测试值 (mg/kg); S_i —土壤中污染物 i 的评价标准值 (mg/kg)。该评价法的标准分为四级: $P_i \leq 1.0$ 为未受污染等级; $1.0 < P_i \leq 2.0$ 为轻度污染等级; $2.0 < P_i \leq 3.0$ 为中度污染等级; $P_i > 3.0$ 为重度污染等级。

2.3.2 内梅罗综合指数法

内梅罗综合指数法^[22-25]是土壤污染物评价中应用更为广泛的一种方法,是结合单项指数法兼顾污染物的最大值和平均值,对污染物的污染程度进行评价。该方法可以全面评价土壤中不同污染物的综合污染水平,同时能反映高含量污染物对环境造成的危害。内梅罗综合污染指数(PN)计算公式为:

$$PN = \sqrt{\frac{P_{\max}^2 + P_{\text{ave}}^2}{2}}$$

式中: $P_{\max}$ 、 P_{ave} 分别为各单项污染指数的最大值和平均值。根据 PN 值的大小可将土壤污染水平分为五级: $PN \leq 0.7$ 为安全等级, $0.7 < PN \leq 1$ 为警戒值, $1 < PN \leq 2$ 为轻度污染等级, $2 < PN \leq 3$ 为中度污染等级, $PN > 3$ 为重度污染等级^[26-27]。

2.3.3 潜在生态风险指数法

潜在生态风险指数法^[28]是瑞典学者 Hakanson 于 1980 年提出的一种对土壤重金属污染物潜在生态风险评价的方法。该方法在考虑重金属含量的基础上兼顾了重金属的生物毒性,将毒性响应系数引入该方法,且将重金属污染物的环境效应、生态效应与毒理学有效联系起来,反映了多种重金属污染物对生态环境的影响潜力,在重金属风险评价研究中的应用较为广泛^[29-32]。计算公式为:

$$RI = \sum_{i=1}^n E_i = \sum_{i=1}^n T_r^i \cdot C_i^r = \sum_{i=1}^n T_r^i \cdot \frac{C_p^i}{C_n^i}$$

式中: RI 表示潜在生态风险指数; E_i 表示重金属污染物 i 的单项潜在生态风险指数; T_r^i 为重金属污染物 i 的毒性响应系数^[8,33]; C_i^r 为重金属污染物 i 的污染系数; C_p^i 、 C_n^i 分别为重金属污染物 i 的实测含量和环境背景值,单位为 mg/kg。本研究中涉及的重金属 Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Ni、Zn 的毒性系数分别为 30、40、10、5、2、5、5、1; 重金属污染物潜在生态风险分级标准见表 1。

表 1 单项潜在生态风险指数 (E_i) 及综合潜在生态风险指数 (RI) 与生态风险水平

Table 1 Single potential ecological risk index (E_i), comprehensive potential ecological risk index (RI) and risk level.

单项潜在生态风险指数		综合潜在生态风险指数	
E_i	生态风险水平	RI	生态风险水平
<40	低生态风险	<150	低生态风险
40~80	中等生态风险	150~300	中等生态风险
80~160	较高生态风险	300~600	高生态风险
160~320	高生态风险	≥600	极高生态风险
≥320	极高生态风险		

2.3.4 数据分析

本研究利用 Excel 2013 软件对数据进行处理,对土壤重金属含量的平均值、标准差以及变异系数作出描述性统计。根据《生态环境损害鉴定评估技术指南 环境要素 第 1 部分: 土壤和地下水》(GB/T 39792.1—2020), 土壤损害程度量化基于土壤、地下水中特征污染物浓度或相关理化指标与基线水平, 计算每个点位土壤中污染物浓度或相关理化指标的超基线倍数, 计算公式为:

$$K_i = \left| \frac{T_i - B_i}{B_i} \right|$$

式中: K_i —某点位土壤中特征污染物或相关理化指标的超基线倍数; T_i —某点位土壤中特征污染物的浓度或相关理化指标; B_i —土壤中特征污染物浓度或相关理化指标的基线水平。

3 结果与讨论

3.1 研究区地表水与土壤重金属含量及分布特征

3.1.1 研究区地表水重金属含量及分布特征

依据《生态环境损害鉴定评估技术指南 环境要素 第 2 部分: 地表水和沉积物》(GB/T 39792.2—2020), 本研究地表水生态环境基线的确定以尾矿库上游未受到采矿工程影响的地段作为“对照区域”, 以“对照区域”地表水的现状数据作为基线, 同时以《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002) 中 II 类水作为参考。

测试结果表明, 对照区地表水呈弱碱性, pH 值介于 7.33~7.35, 研究区沟水呈明显酸性, 至汇水口处仍呈明显酸性, pH 值介于 2.80~5.01, 与基线值对比发现, Cd、As、Pb、Cr、Cu、Ni、Zn 等重金属元素均不同程度地高于基线值。为观察沟水进入中河后水质的变化, 在汇水口上游采集样品 1 件, 并在汇水

口下游 3 处进行采样,测试结果显示,汇水口上游处各项指标与基线值基本接近,Cu、Pb、Fe、As 等重金属含量均低于基线值,Cr、Ni、Zn、Cd 等略高于基线值,Hg 含量低于检出限。汇水口下游处水质 pH 值已恢复至背景值左右,但 Cd、Cr、Ni、Zn 等重金属含量高于基线值,且具有向下游逐渐递减的趋势。

研究表明^[34-35],采矿废弃物酸化是全世界范围内一种较为普遍的现象,多数有色金属矿山的地层均含有各种类型的金属硫化物,含硫尾矿的氧化是尾矿库酸化污染扩散的根源。硫化物在采矿活动中与空气接触发生氧化作用,从而形成硫酸。在强酸环境下,pH 值的降低直接影响重金属元素的活性,尾矿中大量潜在的有毒元素在酸性条件下会加速溶解,并随酸性矿山废水迁移出尾矿库。经过现场实地勘查发现,研究区尾矿库的渗水直接排放在研究区沟河内,最终流入中河。与当地村民的访谈可获知,研究区周边的农用地土壤的灌溉用水均是取自研究区的沟水。

表 2 矿区土壤重金属含量统计特征分析

Table 2 Analysis of heavy metal concentrations in the soil of study area.

测试项目	采样区域	含量最大值 (mg/kg)	含量最小值 (mg/kg)	含量算术平均值 (mg/kg)	标准差 (mg/kg)	变异系数	含量基线值 (mg/kg)
pH	尾矿库	6.97	2.93	3.95	0.82	0.21	6.15
	农用地	6.56	4.33	5.72	0.74	0.13	
	工业场地	4.35	2.79	3.85	0.51	0.13	
Cd	尾矿库	8.92	0.03	0.68	2.07	3.07	0.34
	农用地	2.51	0.26	0.59	0.56	0.94	
	工业场地	0.33	0.022	0.08	0.11	1.51	
Hg	尾矿库	0.27	0.002	0.02	0.06	3.32	0.06
	农用地	0.2	0.03	0.07	0.05	0.71	
	工业场地	0.005	0.003	0.004	0.001	0.22	
As	尾矿库	242	85.9	130.0	48.40	0.37	7.89
	农用地	54.4	4.25	12.13	11.69	0.96	
	工业场地	157	63.9	105.2	32.14	0.31	
Pb	尾矿库	30.5	22.7	26.1	2.05	0.08	22.96
	农用地	43.6	18.4	23.9	5.57	0.23	
	工业场地	21.4	18.4	20.7	1.05	0.05	
Cr	尾矿库	203	70.5	111.2	35.53	0.32	85.74
	农用地	98.3	64.5	83.9	8.72	0.10	
	工业场地	102	73.1	81.6	10.43	0.13	
Cu	尾矿库	373	10.1	53.7	85.30	1.59	38.29
	农用地	85.6	29.4	45.3	13.87	0.31	
	工业场地	70	12.4	22.1	21.15	0.96	
Ni	尾矿库	160	2.96	26.56	39.96	1.50	45.58
	农用地	83.7	29.9	46.5	11.75	0.25	
	工业场地	29.6	3.53	7.79	9.63	1.24	
Zn	尾矿库	355	55	112.6	66.49	0.59	122.75
	农用地	219	79.5	120	31.96	0.27	
	工业场地	71	55.7	62.8	6.06	0.10	

注: pH 值无量纲。

3.1.2 研究区土壤重金属含量及分布特征

依据《生态环境损害鉴定评估技术指南 环境要素 第 1 部分: 土壤和地下水》(GB/T 39792.1—2020),当缺乏评估区域的历史数据或历史数据不满足要求时,应选择一个或多个与评估区可比且未受污染环境或破坏生态行为影响的对照区域。根据野外现场踏勘以及访谈资料,矿区范围内以及矿区周围存在未受采矿作用影响地块,且地理位置、气候条件、地形地貌、生态环境特征、土地利用类型等与研究区金矿相似,因此选择该地段为对照区,作为土壤生态环境基线的确定方式,具体数值见表 2。对研究区域中的尾矿库、农用地、工业场地三种不同区域的土壤分区进行了采样测试,检测结果见表 2。

研究区三种不同点位土壤的 pH 均值为 3.85 ~ 5.72,均低于背景值,尾矿库土壤中 As 含量明显高于基线值,超基线值倍数 10.2 ~ 28.9 倍,此外,Cd、Pb、Cr、Cu 也不同程度地高于基线值,分别超基线值倍数为 0.016 ~ 22.6 倍、0.001 ~ 0.345 倍、

0.104 ~ 1.41 倍、1.08 ~ 8.69 倍。Hg、Ni、Zn 除少数个别样品外,均低于基线值。

农用地土壤 pH 值低于基线值,呈酸性,最低可低至 4.33,重金属含量不同程度地高于基线值。其中,As 超基线值倍数最高为 6.07,Cd 超基线值倍数最高为 7.23 倍,Hg、Pb、Cu、Ni 的均值也均不同程度地超基线值,Cr 与 Zn 部分样品超基线值。

工业用地 pH 值均小于 5,明显低于基线值。As 明显超基线值,超基线值倍数在 6.90 ~ 20.4 之间,在表层土壤样品中除个别样品 Cr 略高于基线值外,其他重金属均低于基线值,在深层土壤样品中其他重金属均略高于基线值。整体上看,工业场地土壤主要表现为酸性,As 明显高于基线值,且重金属含量具有随深度增加逐渐增高的趋势。

从衡量样品之间离散程度的变异系数^[33]来看,尾矿库各元素的变异程度依次为: Hg> Cd> Cu> Ni> Zn> As> Cr> Pb,其中 Hg、Cd、Cu、Ni、Zn、As 均属于高度变异(变异系数>0.36),表明这 6 种重金属在矿区尾矿库中空间分布不均匀,受外界

人类活动影响较大。农用地元素变异系数由大至小依次为: As>Cd>Hg>Cu>Zn>Ni>Pb>Cr,其中 As、Cd、Hg 属于强变异,Cu、Zn、Ni、Pb 属于中等变异(0.15<变异系数<0.36),Hg 属于轻度变异(变异系数<0.15)。工业场地中不同重金属的变异系数排序为: Cd>Ni>Cu>As>Hg>Cr>Zn>Pb,其中 Cd、Ni、Cu 属于强变异,As、Hg 属于中等变异,Cr、Zn、Pb 属于轻度变异。

3.2 土壤重金属污染风险评价

3.2.1 单因子污染指数

单因子污染指数评价结果见表 3。除工业场地的 Cd、Hg、Pb、Ni、Zn 不超标外,其他采样点位的重金属均有不同程度的超标情况。其中尾矿库土壤受污染最为严重,As、Pb、Cr 的超标情况尤为明显,如 As、Pb 超标率达到 100%。其次是农用地土壤受污染也较为严重,8 种重金属均有不同程度的超标情况,其中以 Cd、As、Cu、Pb 为主要污染物。

3.2.2 内梅罗综合污染指数

内梅罗综合污染指数法评价结果列于表 4。从

表 3 研究区不同重金属在不同采样区域中的单因子污染指数

Table 3 Single factor pollution index of different heavy metals in different sampling areas in the study area.

测试项目	采样区域	单因子污染指数			污染程度样本统计				超标率 (%)
		最大值	最小值	算术平均值	无污染	轻度	中度	重度	
Cd	尾矿库	26.24	0.07	1.99	13	3	1	1	27.78
	农用地	7.38	0.76	1.74	3	10	1	2	81.25
	工业场地	0.97	0.06	0.22	7	0	0	0	0
Hg	尾矿库	4.50	0.03	0.31	17	0	0	1	5.56
	农用地	3.33	0.45	1.09	10	4	1	1	37.50
	工业场地	0.005	0.003	0.004	7	0	0	0	0
As	尾矿库	30.67	10.89	16.47	0	0	0	18	100.00
	农用地	6.89	0.54	1.54	4	10	1	1	75.00
	工业场地	19.90	8.10	13.33	0	0	0	7	100.00
Pb	尾矿库	1.33	0.99	1.14	0	18	0	0	100.00
	农用地	1.90	0.80	1.04	7	9	0	0	56.25
	工业场地	0.93	0.80	0.90	7	0	0	0	0
Cr	尾矿库	2.37	0.82	1.30	5	12	1	0	72.22
	农用地	1.15	0.75	0.98	8	8	0	0	50.00
	工业场地	1.19	0.85	0.95	5	2	0	0	28.57
Cu	尾矿库	9.74	0.26	1.40	13	0	4	1	27.78
	农用地	2.24	0.77	1.18	5	10	1	0	68.75
	工业场地	1.83	0.32	0.58	6	1	0	0	14.29
Ni	尾矿库	3.51	0.06	0.58	15	2	0	1	16.67
	农用地	1.84	0.66	1.02	8	8	0	0	50.00
	工业场地	0.65	0.08	0.17	7	0	0	0	0
Zn	尾矿库	2.89	0.45	0.92	13	4	1	0	27.78
	农用地	1.78	0.65	0.97	10	6	0	0	37.50
	工业场地	0.58	0.45	0.51	7	0	0	0	0

单项内梅罗综合污染指数来看,尾矿库土壤中 Cd、Hg、As、Cu 均达到重度污染水平, Ni、Zn 为中度污染水平, Pb 和 Cr 为轻度污染水平。农用地土壤中 Cd、As 为重度污染水平, Hg 为中度污染水平, 其他重金属指标均为轻度污染水平。工业场地土壤中只有 As 为重度污染水平, Cr、Cu 为轻度污染水平, Pb 为警戒值, 其余重金属均为安全水平。根据污染权重计算不同区域的所有污染物内梅罗综合污染指数^[36], 尾矿库区域为 19.11 达到重度污染等级, 农用地 2.86 为中度污染等级, 工业场地 0.96 为污染警戒值等级。

3.2.3 重金属潜在生态风险指数

本文对研究区 8 种重金属进行潜在生态风险评价, 结果列于表 5。尾矿库区域土壤中, 只有 Cd 与 As 两元素的单项潜在风险指数分别高于 40 与 80, 分别达到中等生态风险与高生态风险等级, 其余重金属的单项潜在风险指数均低于 40, 属于低生态风险等级, 尾矿库的综合风险程度为中等风险等级。农用地土壤中, Cd、Hg 两元素的单项潜在风险指数均介于 40~80 之间, 为中等生态风险等级, 其余均为低生态风险等级, 综合风险程度为低生态风险等

级。工业场地土壤中, As 指标达到较高生态风险等级, 其余重金属的单项潜在风险指数均为低生态风险等级, 综合风险程度为中等生态风险。

与单项因子指数、内梅罗综合指数的评价结果相比, 工业场地区域土壤综合生态风险程度增加, 主要是由于潜在生态风险评价中重金属的生物毒性为重要指标, As 的毒性响应系数为 10, 处于较高水平。

从图 3 可以更直观地看出, 无论是从内梅罗综合污染指数评价还是综合潜在生态风险指数评价, 尾矿库土壤均是受污染最为严重的区域, 因此, 需要将尾矿库在后期的矿区土壤生态修复中作为重要的关注区域。土壤中 As、Cd、Hg、Cr 是研究区土壤生态修复治理需要重点关注的污染因子。

3.3 研究区重金属污染物迁移路径解析

通过实地踏勘可知尾矿库上游水质清澈, 从测试分析结果可知其 pH 值为 7.33~7.35, 重金属含量普遍较低, 除 Cr 含量在 0.645~0.786 μg/L 以外, 其他重金属含量均低于检出限。土壤背景样的 pH 为 6.15。尾矿库为堆放矿渣的场所, 其中的污染物受到水的淋溶作用、氧化作用、重力下渗作用等影响, 存在污染物发生迁移的可能性。对其取样分析可知,

表 4 土壤重金属内梅罗综合污染评价结果

Table 4 Results of Nemerow comprehensive pollution index of heavy metals in soil.

采样区域	单项内梅罗综合污染指数								内梅罗综合污染指数
	Cd	Hg	As	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn	
尾矿库	18.60	3.19	24.62	1.24	1.91	6.96	2.52	2.15	19.11 (重度污染)
污染水平	重度污染	重度污染	重度污染	轻度污染	轻度污染	重度污染	中度污染	中度污染	
污染权重 (%)	8.26	1.29	68.34	4.73	5.39	5.81	2.41	3.82	
农用地	5.36	2.48	4.99	1.53	1.07	1.79	1.49	1.44	2.86 (中度污染)
污染水平	重度污染	中度污染	重度污染	轻度污染	轻度污染	轻度污染	轻度污染	轻度污染	
污染权重 (%)	18.20	11.40	16.11	10.88	10.25	12.34	10.67	10.15	
工业场地	0.70	0.07	16.94	0.92	1.08	1.36	0.47	0.55	0.96 (污染警戒值)
污染水平	安全	安全	重度污染	警戒值	轻度污染	轻度污染	安全	安全	
污染权重 (%)	79.53	0.60	1.31	5.37	5.67	3.46	1.01	3.04	

表 5 土壤重金属潜在生态风险评价结果

Table 5 Results of potential ecological risk assessment of heavy metals in soil.

采样区域	单项潜在生态风险指数/单项风险程度								综合风险指数 (综合风险程度)
	Cd	Hg	As	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn	
尾矿库	59.7	12.4	164.7	5.7	2.6	7.0	2.9	0.9	255.9
	中等生态风险	低生态风险	高生态风险	低生态风险	低生态风险	低生态风险	低生态风险	低生态风险	中等生态风险
农用地	52.2	43.6	15.4	5.2	1.96	5.9	5.1	0.87	130.23
	中等生态风险	中等生态风险	低生态风险	低生态风险	低生态风险	低生态风险	低生态风险	低生态风险	低生态风险
工业场地	6.6	2.4	133.0	4.5	1.9	2.9	0.85	0.51	152.66
	低生态风险	低生态风险	较高生态风险	低生态风险	低生态风险	低生态风险	低生态风险	低生态风险	中等生态风险

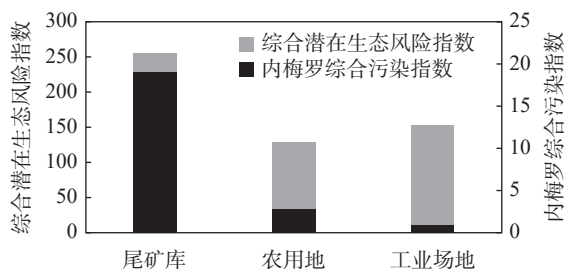


图3 不同区域土壤重金属综合风险评价

Fig. 3 Comprehensive risk assessment of heavy metals in soils of different regions.

pH 均值为 3.95, 呈明显酸性, 且 Cd 等重金属含量均不同程度地高于基线值, 尤其以 As、Pb、Cr 更为显著。当地表水流经尾矿库以后, 水质 pH 处于 3.00 ~ 5.01 之间, 呈明显酸性, 颜色呈微黄色, Cd、Zn、Cr 含量明显超出基线值。因此, 可以推测尾矿库是引起研究区沟水以及尾矿库内土壤重要的污染源之一, 具有较为明确的迁移路径。

工业场地是矿山开采重要的工程之一, 根据野外调查与分析测试结果发现, 工业场地中硐口涌水呈明显黄色。测试结果表明, 其 pH 为 2.83, 呈明显酸性, 且 Cu、Zn、Cr、Cd 等重金属指标明显超出基线值。硐口涌水沿地面径流流入研究区沟河内, 沿沟河流向继续取样分析可知, 沟河地表水 pH 范围为 2.90 ~ 2.94, 可以表明矿硐涌水也是引起研究区沟水污染的原因。同时对工业场地土壤及研究区沟河沿岸的农用地土壤取样分析, As、Cu 等重金属均不同程度地高于基线值, 研究区周边的农用地土壤的灌溉涌水均取自研究区沟水, 因此可推测受污染的沟水是引起农用地污染的重要原因, 硐口涌水与工业场地土壤及沿岸农用地之间的污染具有明显的迁移路径。

根据以上综合分析, 尾矿库、工业场地是引起研究区地表水污染的重要原因, 其中, 尾矿库渗水、硐口涌水尤为显著, 而地表水则是引起研究区农用地土壤污染的重要原因。

4 结论

以秦岭山区某金矿为研究对象, 调查区域内及周边地表水与土壤中 8 种重金属污染特征, 采用单项指数法、内梅罗综合指数法与潜在生态风险指数法进行风险评价, 同时对污染物的迁移路径进行解析。结果表明: ①不同采样区域土壤的污染程度差异较大, 尾矿库区域的土壤中 As、Cd、Cr、Cu 含量明显高于基线值, As 含量最高超背景值 28.9 倍。农用地土壤中以 As 和 Cd 明显高于基线值, As 超基线值倍数最高为 6.07 倍, Cd 超基线值倍数最高为 7.23 倍。工业用地 As 明显超基线值, 超基线值倍数在 6.90 ~ 20.4 之间。②从生态危害程度来看, 不同区域内梅罗综合污染指数差异较大, 尾矿库属于重度污染等级, 农用地属于中度污染等级, 工业用地为污染警戒值。三个区域的潜在生态风险指数分别为尾矿库 255.9, 属于中等风险, As 和 Cd 贡献最为突出; 农用地为 130.23, 属于低生态风险, 其中 Hg 和 Cd 的污染值得关注; 工业用地的潜在生态风险值为 152.66, 属于中等生态风险等级, 其中 As 的贡献最为突出。③采矿活动是引起周边土壤、地表水和沉积物污染的主要原因, 其中矿硐涌水以及尾矿库渗水呈明显酸性, 重金属含量相对较高, 是引起研究区沟水污染的重要原因, 周边农用地土壤由于受到研究区沟水的灌溉, 间接地受到污染。

通过本次研究, 较为客观地探析了重金属在研究区的迁移路径以及采矿活动对周边农用地造成的潜在生态风险状况, 建议在后期的矿区土壤生态环境修复治理过程中应着重治理尾矿库的重金属污染问题, 需要持续对 As、Cd、Hg、Cr 等重金属指标进行监测。但是本研究对研究区污染物迁移路径的因果关系只作了初步分析, 后期将继续开展重金属同位素示踪研究, 将更为科学严谨地揭示矿区重金属污染的迁移路径。

Evaluation and Migration Path Analysis of Soil Heavy Metal Pollution in a Metal Mining Area of Qinling Mountain

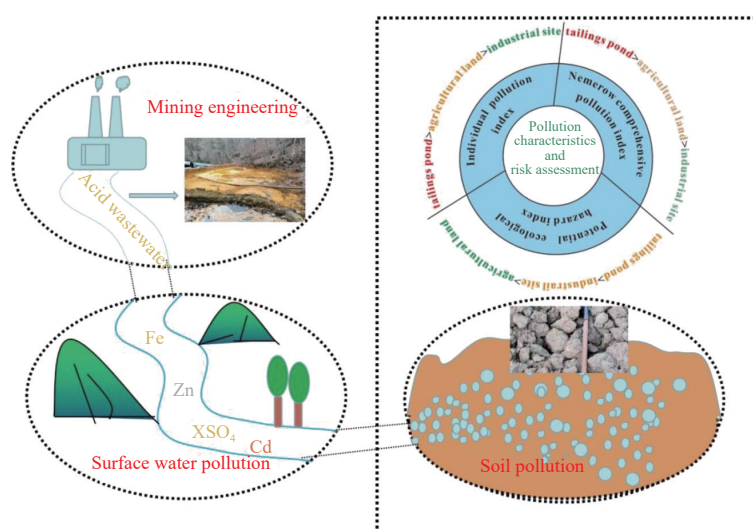
FENG Juan^{1,2}, AI Hao^{1,2}, CHEN Qingmin^{1,2*}, LI Hua^{1,2}, WANG Wenbo^{1,2}, XUE Zhifeng^{1,2}

(1. Experimental Center, Shannxi Institute of Geological Survey, Xi'an 710000, China;

2. Shaanxi Institute of Geological Survey, Xi'an 710000, China)

HIGHLIGHTS

- (1) The pollution degree of heavy metals As and Cd was more obvious than that of other heavy metals in the study area. The variation coefficients of As, Cd, Hg, Cu and Ni among the 8 heavy metals were large, and significantly affected by human factors.
- (2) The risk evaluation showed that the tailings pond was a high-risk area of heavy metal pollution, followed by agricultural land and an industrial site.
- (3) The migration path of heavy metal pollutants in the study area is from mining engineering to surface water, and then from surface water to soil.



ABSTRACT

BACKGROUND: The Qinling Mountains are rich in metal mineral resources, but the problem of mine ecological environment damage left over from long-term high-intensity and large-scale mining has seriously affected the regional ecosystem in the Qinba area. Therefore, it is essential to objectively assess the characteristics and ecological risks of heavy metal pollution in the soil of the mining area, and to find out the migration path of heavy metals. In recent years, domestic and foreign scholars have carried out a lot of research work from the aspects of pollutant distribution characteristics^[7-8], risk assessment^[9-12], source analysis^[13], etc. The distribution characteristics, risk assessment and migration path analysis of heavy metal pollutants in metal mine soil in the Qinling Mountain area need to be supplemented.

OBJECTIVES: To understand the pollution characteristics, migration path and pollution degree of soil heavy metal in metal mines of the Qinling Mountains.

METHODS: A total of 50 soil samples and 19 surface water samples were collected in the study area. AFS, ICP-MS/OES were used to determine the contents of 8 heavy metals (Cd, Hg, As, Pb, Cr, Cu, Ni, Zn). The pollution degree and spatial distribution characteristics of heavy metals in the soil of the mining area were studied, and the migration path of heavy metals in the mining area was analyzed. The level of contamination and ecological risks was analyzed using the individual pollution index, Nemerow comprehensive pollution index and the potential ecological risk index.

RESULTS: The variation coefficient of As, Cd, Hg, Cu and Ni in the study area was large, and indicated that human intervention was more significant than initially thought. The pollution of As and Cd was the most serious; all the detection results exceeded the background value. The single Nemerow pollution index of Cd, Hg, As and Cu in the soil of the tailings pond area were all severe pollution grade, which were 18.60, 3.91, 24.62 and 6.96 times, respectively. The pollution level of Cd and As in agricultural land reached the severe pollution level, 5.36 and 4.99 times respectively. No detection index of industrial site reached the severe pollution level.

From the perspective of spatial content distribution, the tailings pond was the most seriously polluted by heavy metals, among which As, Cd, Cr, Cu and Pb exceeded the background value by 28.9, 22.6, 1.41, 8.69 and 0.345 times, respectively. Agricultural land and the industrial site followed, which was consistent with the analysis results of the single index method, Nemerow comprehensive pollution index method and potential ecological risk index method. Weighting the data by Nemerow composite pollution index of the 8 heavy metals, the tailings pond was 19.11, reaching the level of severe pollution; agricultural land was 2.86, which was moderately polluted; the industrial site was 0.96, which was the warning value. The analysis results of potential ecological risk assessment index of heavy metals showed that the comprehensive risk index of tailings pond was 255.9, presenting a medium risk grade. Agricultural land was 130.23, which was low ecological risk grade. The industrial site was 152.66, which was medium risk.

CONCLUSIONS: According to the analysis of pollution path, it can be seen that mining engineering is an important cause of ecological environmental damage around the study area, among which water seepage and water gushing at the tailings pond are particularly significant pollution sources, and polluted surface water is an important cause of soil pollution on agricultural land. It is suggested that heavy metal pollution in the tailings pond should be the focus for later restoration and treatment process of soil ecological environment in mining areas, and heavy metal indicators such as As, Cd, Hg and Cr should be continuously monitored.

KEY WORDS: metal mining area; soil; heavy metals; pollution characteristics; risk assessment; migration path

参考文献

- [1] 孙建伟, 贾煦, 刘向东, 等. 豫西金矿集区矿业活动对周边农田土壤重金属影响研究[J]. *岩矿测试*, 2023, 42(1): 192–202.
- Sun J W, Jia X, Liu X D, et al. Influence of mining activities in the gold ore concentration area in Western Henan on the heavy metals in surrounding farmland soil[J]. *Rock and Mineral Analysis*, 2023, 42(1): 192–202.
- [2] Gu Y G, Gao Y P. Bioaccessibilities and health implications of heavy metals in exposed-lawn soils from 28 urban parks in the megacity Guangzhou inferred from an in vitro physiologically based extraction test[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, 148(2): 747–753.
- [3] Han Q, Wang M S, Cao J L, et al. Health risk assessment and bioaccessibilities of heavy metals for children in soil and dust from urban parks and schools of Jiaozuo, China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 191: 110157.
- [4] 王锐, 邓海, 严明书, 等. 重庆市酉阳县南部农田土壤重金属污染评估及来源解析[J]. *环境科学*, 2020,

- 41(10): 4749–4756.
- Wang R, Deng H, Yan M S, et al. Assessment and source analysis of heavy metal pollution in farmland soil in the south of Youyang County, Chongqing[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(10): 4749–4756.
- [5] 张金莲, 丁疆峰, 卢桂丁, 等. 广东清远电子垃圾拆解区农田土壤重金属污染评价[J]. *环境科学*, 2015, 36(7): 2633–2640.
- Zhang J L, Ding J F, Lu G D, et al. Heavy metal contamination in farmland soils at an E-waste disassembling site in Qingyuan, Guangdong, South China[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(7): 2633–2640.
- [6] Guo G H, Wu F C, Xie F Z, et al. Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in urban soils from Southwest China[J]. *Journal of Environment Sciences*, 2012, 24(3): 410–418.
- [7] 王硕, 王湛, 魏文侠, 等. 某钢铁厂土壤重金属空间分布特征分析[J]. *环境保护科学*, 2019, 45(3): 110–114.
- Wang S, Wang Z, Wei W X, et al. Analysis of spatial distribution characteristics of arsenic in soil of a steel plant[J]. *Environmental Protection Science*, 2019, 45(3): 110–114.
- [8] 吴劲楠, 龙健, 刘灵飞, 等. 某铅锌矿区农田重金属分布特征及其风险评价[J]. *中国环境科学*, 2018, 38(3): 1054–1063.
- Wu J N, Long J, Liu L F, et al. Spatial distribution and risk assessment of heavy metal pollution in farmland soil of a lead-zinc mining area[J]. *China Environmental Science*, 2018, 38(3): 1054–1063.
- [9] 李志涛, 王夏晖, 何俊, 等. 四川省江安县某硫铁矿区周边农田土壤重金属来源解析及污染评价[J]. *农业环境科学学报*, 2019, 38(6): 1272–1279.
- Li Z T, Wang X H, He J, et al. Source identification and pollution assessment of heavy metals in farmland soils around a pyrite mining area in Jiang'an County, Sichuan Province, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(6): 1272–1279.
- [10] 周艳, 陈楠, 邓绍坡, 等. 西南某铅锌矿区农田土壤重金属空间主成分分析及生态风险评价[J]. *环境科学*, 2018, 39(6): 2884–2892.
- Zhou Y, Chen Q, Deng S P, et al. Principal component analysis and ecological risk assessment of heavy metals in farmland soils around a Pb-Zn mine in Southwestern China[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(6): 2884–2892.
- [11] Huang S H, Yuan C Y, Li Q, et al. Distribution and risk assessment of heavy metals in soils from a typical Pb-Zn mining area[J]. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2017, 26(3): 1105–1112.
- [12] 杨杰, 董静, 宋洲, 等. 鄂西铜铅锌尾矿库周边农田土壤-水稻重金属污染状况及风险评价[J]. *岩矿测试*, 2022, 41(5): 867–879.
- Yang J, Dong J, Song Z, et al. Heavy metal pollution characteristics and risk assessment of soil and rice in farmland around the copper-lead-zinc tailing, Western Hubei Province[J]. *Rock and Mineral Analysis*, 2022, 41(5): 867–879.
- [13] 杨安, 王艺涵, 胡健, 等. 青藏高原表土重金属污染评价与来源解析[J]. *环境科学*, 2020, 41(2): 886–894.
- Yang A, Wang Y H, Hu J, et al. Evaluation and source of heavy metal pollution in surface soil of Qinghai—Tibet Plateau[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(2): 886–894.
- [14] 刘硕, 吴泉源, 曹学江, 等. 龙口煤矿区土壤重金属污染评价与空间分布特征[J]. *环境科学*, 2016, 37(1): 270–279.
- Liu S, Wu Q Y, Cao X J, et al. Pollution assessment and spatial distribution characteristics of heavy metals in soils of coal mining area in Longkou City[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(1): 270–279.
- [15] 刘洋, 何朝辉, 牛学奎, 等. 云南某矿区小流域土壤重金属健康风险评价[J]. *环境科学*, 2022, 43(2): 936–945.
- Liu Y, He Z H, Niu X K, et al. Health risk assessment of soil heavy metals in a small watershed of a mining area in Yunnan[J]. *Environmental Science*, 2022, 43(2): 936–945.
- [16] 李荣华, 冯静, 李晓龙, 等. 陕西某关闭冶炼厂土壤重金属污染评价与工程修复[J]. *农业机械学报*, 2015, 46(10): 223–228.
- Li R H, Feng J, Li X L, et al. Heavy metals polluted soil environment assessment and engineering remediation practice in closed smelter in Shaanxi Province[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2015, 46(10): 223–228.
- [17] 徐友宁, 张江华, 柯海玲, 等. 某金矿区农田土壤重金属污染的人体健康风险[J]. *地质通报*, 2014, 33(8): 1239–1252.
- Xu Y N, Zhang J H, Ke H L, et al. Human health risk under the condition of farmland soil heavy metals pollution in a gold mining area[J]. *Geological Bulletin of China*, 2014, 33(8): 1239–1252.
- [18] 方睿红. 秦巴山区土壤肥力特征及质量综合评价研究——以汉阴县为例[D]. 杨凌: 西北农林科技大学,

- 2012.
- Fang R H. Soil fertility characteristics and comprehensive evaluation in Qinling—Bashan mountainous area—A case study of Hanyin County[D]. Yangling: Northwest A&F University, 2012.
- [19] 杨本昭, 吴邦朝, 王新社. 陕西省汉阴县铁佛—汉滨区流芳金矿地质特征及找矿标志[J]. 陕西地质, 2010, 28(1): 12–17.
- Yang B Z, Wu B Z, Wang X S, et al. Geological features and prospecting indicators of gold ore in Liufang area of Tiefo—Hanbin district in Hanyin County, Shannxi Province[J]. Geology of Shannxi, 2010, 28(1): 12–17.
- [20] 张鹏岩, 秦明周, 陈龙, 等. 黄河下游滩区开封段土壤重金属分布特征及其潜在风险评价[J]. 环境科学, 2013, 34(9): 3654–3662.
- Zhang P Y, Qin M Z, Chen L, et al. Study on distribution characteristics and potential ecological risk of soil heavy metals in the Yellow River Beach Region in Kaifeng City[J]. Environmental Science, 2013, 34(9): 3654–3662.
- [21] 尹国庆, 江宏, 王强, 等. 安徽省典型区农用地土壤重金属污染成因及特征分析[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(1): 96–104.
- Yin G Q, Jiang H, Wang Q, et al. Analysis of the sources and characteristics of heavy metals in farmland soil from a typical district in Anhui Province[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, 37(1): 96–104.
- [22] 沈城, 刘馥雯, 吴健, 等. 再开发利用工业场地土壤重金属含量分布及生态风险[J]. 环境科学, 2020, 41(11): 5125–5132.
- Shen C, Liu F W, Wu J, et al. Distribution and ecological risk of heavy metals in the soil of redevelopment industrial sites[J]. Environmental Science, 2020, 41(11): 5125–5132.
- [23] 杨冰雪, 马勤, 方晨, 等. 杭州市临安区农田土壤重金属污染调查与评价[J]. 四川环境, 2020, 39(3): 132–138.
- Yang B X, Ma Q, Fang C, et al. Investigation and evaluation of heavy metal pollution of farmland soil in Lin'an district of Hangzhou City[J]. Sichuan Environment, 2020, 39(3): 132–138.
- [24] 陈泽华, 焦思, 余爱华, 等. 土壤重金属污染评价方法探析——以南京市为例[J]. 森林工程, 2020, 36(3): 28–36.
- Chen Z H, Jiao S, Yu A H, et al. Analysis on evaluation methods of heavy metal pollution in soil—Taking Nanjing as an example[J]. Forest Engineering, 2020, 36(3): 28–36.
- [25] 何博, 赵慧, 王铁宇, 等. 典型城市化区域土壤重金属污染的空间特征与风险评价[J]. 环境科学, 2019, 40(6): 2869–2876.
- He B, Zhao H, Wang T Y, et al. Spatial distribution and risk assessment of heavy metals in soils from a typical urbanized area[J]. Environmental Science, 2019, 40(6): 2869–2876.
- [26] 陈展, 吴育林, 张刚, 等. 上海市某大型再开发场地土壤重金属污染特征评价及来源分析[J]. 水土保持通报, 2021, 41(1): 227–236.
- Chen Z, Wu Y L, Zhang G, et al. Pollution characteristics, assessment, and source analysis of soil heavy metals in large-scale redevelopment site in Shanghai City[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2021, 41(1): 227–236.
- [27] 李吉玫, 张毓涛. 乌鲁木齐不同功能区林带土壤重金属污染特征分析[J]. 生态环境学报, 2019, 28(9): 1859–1866.
- Li J M, Zhang Y T. Characteristics of heavy-metal pollution in forest belt soil of different functional zones in Urumqi, Xinjiang[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2019, 28(9): 1859–1866.
- [28] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach[J]. Water Research, 1980, 14(8): 975–1001.
- [29] 孙荣基, 陈志莉, 盛利伟. 铅蓄电池厂遗留场地污染分析与风险评价[J]. 西南大学学报(自然科学版), 2017, 39(8): 146–152.
- Sun R J, Chen Z L, Sheng L W. Pollution analysis and risk assessment of the remaining site of a relocated lead acid battery factory[J]. Journal of Southwest University (Natural Science Edition), 2017, 39(8): 146–152.
- [30] 常文静, 李枝坚, 周妍姿, 等. 深圳市不同功能区土壤表层重金属污染及其综合生态风险评价[J]. 应用生态学报, 2020, 31(3): 999–1007.
- Chang W J, Li Z J, Zhou Y Z, et al. Heavy metal pollution and comprehensive ecological risk assessment of surface soil in different functional areas of Shenzhen, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2020, 31(3): 999–1007.
- [31] 刘勇, 岳玲玲, 李晋昌. 太原市土壤重金属污染及其潜在生态风险评价[J]. 环境科学学报, 2011, 31(6): 1285–1293.
- Liu Y, Yue L L, Li J C. Evaluation of heavy metal contamination and its potential ecological risk to the soil in Taiyuan, China[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2011, 31(6): 1285–1293.
- [32] Pan L B, Wang Y, Ma J, et al. A review of heavy metal

- pollution levels and health risk assessment of urban soils in Chinese cities[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(2): 1055–1069.
- [33] 石兰英, 田新民, 王永林, 等. 兴凯湖地区天然沼泽和森林土壤重金属分布特征及潜在生态风险[J]. *湖北农业科学*, 2017, 56(22): 4299–4303.
- Shi L Y, Tian X M, Wang Y L, et al. Distribution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals under natural marsh and forest soil in Xingkai Lake, China[J]. *Hubei Agricultural Sciences*, 2017, 56(22): 4299–4303.
- [34] 林海, 董颖博, 李冰, 等. 有色金属矿区水体和土壤重金属污染治理[M]. 北京: 科学出版社, 2020.
- Lin H, Dong Y B, Li B, et al. Treatment of heavy metal pollution in water and soil of nonferrous metal mining area[M]. Beijing: Science Press, 2020.
- [35] 李金天, 束文圣, 杨胜香, 等. 有色金属矿山尾矿库生态修复[M]. 北京: 科学出版社, 2021.
- Li J T, Shu W S, Yang S X, et al. Ecological restoration of tailings pond in nonferrous metal mine[M]. Beijing: Science Press, 2021.
- [36] 陆英, 肖满, 卜繁婷. 唐山某盐碱水稻田重金属污染调查与评价[J]. *环境科学与技术*, 2021, 44(S2): 352–358.
- Lu Y, Xiao M, Bu F T. Investigation and evaluation of heavy metal pollution in a saline alkali rice field in Tangshan City[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 44(S2): 352–358.