

广西某采选废矿区重金属生态风险与源汇关系

毛志强, 田康, 刘本乐, 张晓辉, 卞子金, 黄标, 袁旭音, 吴龙华, 罗栋源

引用本文:

毛志强, 田康, 刘本乐, 等. 广西某采选废矿区重金属生态风险与源汇关系[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(5): 987-998.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1338>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

金属矿业密集区广西南丹土壤重金属含量特征研究

钟雪梅, 于洋, 陆素芬, 杨子杰, 康凯丽, 匡荟芬, 宋波

农业环境科学学报. 2016, 35(9): 1694-1702 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-0351>

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

李志涛, 王夏晖, 何俊, 季国华, 何军, 朱文会

农业环境科学学报. 2019, 38(6): 1272-1279 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1076>

基于APCS-MLR受体模型的农田土壤重金属源解析

霍明珠, 高秉博, 乔冬云, SainbuyanBayarsaikhan, 安毅, 霍莉莉

农业环境科学学报. 2021, 40(5): 978-986 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1277>

天津市郊区土壤重金属的污染评价与来源解析

师荣光, 张又文, 许萌萌, 郑向群, 赵宗山

农业环境科学学报. 2019, 38(5): 1069-1078 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1152>

汉江上游水体表层沉积物重金属污染特征评价

宋凤敏, 岳晓丽, 刘智峰, 葛红光, 李琛, 赵佐平

农业环境科学学报. 2020, 39(7): 1576-1584 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0143>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

毛志强, 田康, 刘本乐, 等. 广西某采选废矿区重金属生态风险与源汇关系[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(5): 987-998.

MAO Zhi-qiang, TIAN Kang, LIU Ben-le, et al. Ecological risks of heavy metals and the relationship between sources and sinks in an abandoned mining area of Guangxi Zhuang Autonomous Region[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(5): 987-998.



开放科学 OSID

广西某采选废矿区重金属生态风险与源汇关系

毛志强^{1,2}, 田康^{2*}, 刘本乐², 张晓辉^{1,2}, 卞子金², 黄标², 袁旭音¹, 吴龙华², 罗栋源^{3*}

(1. 河海大学环境学院, 南京 210098; 2. 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所), 南京 210008; 3. 广西壮族自治区环境保护科学研究院, 南宁 530022)

摘要:为探究废矿区对周边环境介质的影响及量化农田土壤重金属的来源贡献,并估算重金属源汇通量,系统采集广西南丹县某多金属废矿区及其下游影响区的尾矿、农田土壤和河流沉积物样品共151个,测定重金属(Cr、Ni、Cu、Cd、Zn、As、Sn、Sb和Pb)含量,并对研究区重金属的污染特征、农田土壤重金属来源、生态风险、源汇通量进行探析。结果表明:尾矿和沉积物中重金属含量几何均值(除Cr、Ni外)显著高于农田土壤,且3种介质中重金属含量几何均值均超出背景值。研究区农田土壤Cr和Ni的来源主要为成土母质,上游Cu、Cd、Zn、As、Sn、Sb和Pb的来源主要为上游废矿区尾矿,下游Cu、Sn、Sb和Pb的来源主要为废弃选厂尾矿(贡献量分别为85.11%、92.04%、64.15%和57.57%),Cd、Zn、As的来源主要为上游废矿区尾矿(贡献量分别为59.28%、59.61%和93.81%)。农田土壤及沉积物中主要污染元素为Sn和Sb。农田土壤及沉积物生态风险较高($RI>300$),Cd、As和Sb是主要生态风险因子。上游农田土壤Cu、Cd、Zn、As、Sn、Sb、Pb输入量分别为132、3、1 348、302、139、149、238 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,下游Cu、Cd、Zn、As、Sn、Sb、Pb输入量分别为36、2、746、177、271、211、455 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。多金属废矿区及其下游影响区的重金属源汇关系应得到重视,相关部门应针对不同介质和区域的污染现状加强重金属的污染防治和风险管理,并对尾矿进行源头管控。

关键词:多介质样品;重金属;来源解析;生态风险;源汇通量

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2021)05-0987-12 doi:10.11654/jaes.2020-1338

Ecological risks of heavy metals and the relationship between sources and sinks in an abandoned mining area of Guangxi Zhuang Autonomous Region

MAO Zhi-qiang^{1,2}, TIAN Kang^{2*}, LIU Ben-le², ZHANG Xiao-hui^{1,2}, BIAN Zi-jin², HUANG Biao², YUAN Xu-yin¹, WU Long-hua², LUO Dong-yuan^{3*}

(1. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3. Scientific Research Academy of Guangxi Environmental Protection, Nanning 530022, China)

Abstract: To explore the influence of an abandoned mining area on the surrounding environmental media, quantify the contributions of heavy metals (HMs) in farmland soils, and estimate the source and sink fluxes of HMs, a typical polymetallic abandoned mining area and its downstream area in Nandan County, Guangxi Zhuang Autonomous Region were selected as the study areas. A total of 151 samples of tailings (16), farmland soils (113), and river sediments (22) were collected, and 9 typical HMs (Cr, Ni, Cu, Cd, Zn, As, Sn, Sb, and Pb) were determined in these multimedia samples. The pollution statuses of the HMs were assessed using the geo-accumulation index and potential ecological risk index (RI). The source apportionment of HMs in farmland was explored using an absolute principal component multiple linear regression and the relative importance of the variables. The source and sink fluxes of HMs were also calculated in the study

收稿日期:2020-11-19 录用日期:2021-02-19

作者简介:毛志强(1997-),女,河南周口人,硕士研究生,从事区域土壤重金属污染及风险评价研究。E-mail:hhumaozhiqiang@163.com

*通信作者:田康 E-mail:tiank@issas.ac.cn; 罗栋源 E-mail:ivanldy@163.com

基金项目:国家重点研发计划项目(2018YFC1802600)

Project supported: National Key R&D Program of China (2018YFC1802600)

area. The results showed that the geometric means of the HM contents in tailings and sediments (except for Cr and Ni) were significantly higher than those in farmland soils, and those in the three media exceeded the background values. Cr and Ni in the farmland soils mainly originated from natural sources. Cu, Cd, Zn, As, Sn, Sb, and Pb in the farmland soils of the upstream area mainly originated from upstream abandoned mine tailings. In farmland soils of the downstream area, Cu, Sn, Sb, and Pb mainly originated from downstream abandoned dressing plant tailings (contributions of 85.11%, 92.04%, 64.15%, and 57.57%, respectively), whereas Cd, Zn, and As mainly originated from upstream abandoned mine tailings (contributions of 59.28%, 59.61%, and 93.81%, respectively). The main pollution elements in the farmland soils and sediments in the study areas were Sn and Sb. The farmland soils and sediments exhibited relatively high ecological risks in both areas ($RI > 300$), and the main ecological risk factors were Cd, As, and Sb. Farmland soils were major sinks of HMs because the input fluxes of Cu, Cd, Zn, As, Sn, Sb, and Pb in the upstream and downstream farmland soils were 132, 3, 1 348, 302, 139, 149 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, and 238 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ and 36, 2, 746, 177, 271, 211 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, and 455 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, respectively. In conclusion, the tailings as the main sources of HMs still contain a large amount of HMs and have a high potential to release HMs. Thus, more attention should be paid to the source-sink relationships of HMs in multimedia samples in abandoned polymetallic mining areas. Relevant departments should strengthen the pollution prevention and risk management of HMs according to the pollution status of different media and regions and ensure tailing control.

Keywords: multimedia sample; heavy metals; source analysis; ecological risk; source-sink flux

重金属因难降解而对土壤环境造成长期危害,并可以随着食物链进入人体。重金属污染有多种原因,其中矿业开采是环境介质中重金属污染的重要来源^[1]。废弃的矿山尽管已经不再开采,但废弃矿坑和尾矿堆受雨水或风力作用,仍然可以通过地表径流和扬尘对周边环境造成污染^[2-4],且风化时间较长的尾矿仍然具有较强的释放重金属的潜力^[5-6]。Liu等^[7]、Sun等^[8]、Hu等^[9]分别研究了广西兴平铅锌矿尾矿、广东某废弃多金属矿和内蒙古某铅锌矿尾矿周边农田,均发现尾矿周边土壤中重金属存在中度-重度污染,并呈现中等-极高生态风险;Bouzekri等^[10]研究发现摩洛哥某废弃铅矿下游河流沉积物存在严重的Pb污染;蔡敬怡等^[11]研究发现贵州万山废弃矿区小流域系统沉积物为高生态风险,且废弃矿区地表及矿坑的风化淋滤是引起风化后尾矿等颗粒物输送造成河流下游Hg和Cd污染的原因。这些研究结果均表明废弃矿山及尾矿已经对周边环境造成了重要影响。

目前关于废弃矿山及周边环境的研究主要集中在单一介质中重金属的污染状况及空间分布上,较少考虑到重金属在不同环境介质中的变化^[12-14],而且关于农田土壤重金属的来源分析多为定性研究,来源的定量分析大多为土壤母质源、工矿业活动源、交通污染源及农业活动源等贡献量的计算,而缺乏多个矿业活动源对同一农田土壤重金属的来源贡献量分析^[15-17]。目前,常用的土壤重金属来源定量解析方法主要为受体模型,包括主成分分析法、绝对主成分-多元线性回归和正定矩阵因子法等。Li等^[18]将富集因子引入传统的多元线性回归,提出了一种能够定量识别污染来源的方法,利用回归方程的标准化系数表

征因子重要性。在此基础上,Tian等^[19]利用绝对主成分作为自变量,提出了绝对主成分多元回归结合变量相对重要性的分析方法,既避免了绝对主成分-多元线性回归分析中可能出现的污染源贡献值高于100%或负值的情况,又能够定量分析主要污染源的相对贡献量并得到有效应用^[20]。另外,废弃矿山作为周边环境介质的主要污染源,环境介质作为废弃矿山释放重金属的主要受体,重金属源汇通量,即污染源中可能存在的重金属的量或重金属流失量与受体中重金属的输入通量,可以在一定程度上反映尾矿对周边土壤及沉积物的已有影响,以及预测未来可能产生的影响。张卫等^[21]估算抚顺市某铜矿山尾矿库表层尾矿20 a间持续释放Cd、Zn和S的总量分别为516.38 kg、42.24 t、762.75 t;Sun等^[8]估算广东某废弃多金属矿对周边农田Cu、Zn、Cd、Pb的输入通量分别为17.1、59.2、0.311、93.8 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。目前,关于矿区周边重金属源汇通量的研究尚少,因此本文以广西河池南丹某铅锌矿废矿区及其下游影响区域为例,进行尾矿、土壤和河流沉积物多介质中重金属污染特征的研究,并定量计算废矿区及废弃选厂对周边农田土壤重金属的来源贡献量,估算重金属源汇通量,以期为该废矿区不同区域和介质的重金属污染治理和生态安全保障提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

广西河池南丹县被誉为“有色金属之乡”,该县地处桂西北的丹池成矿带上,Zn、Pb、Sn、Sb等20多种有色金属总储量达1 100万t,矿业开采历史久远。另

外,南丹县位于中亚热带气候区,年均气温 17.4 ℃,年均降雨量 1 472.7 mm,为典型的喀斯特地貌,地形主要为山地和丘陵,构造侵蚀作用和岩溶区溶蚀作用较为强烈,主要地带性土壤为红壤、水稻土、石灰岩土等,重金属易富集,加上对矿山的不合理开采,使得该地区环境中重金属污染较为严重^[12]。铅锌矿废矿区是刁江流域的四大重金属污染矿区之一,自 20 世纪 80 年代以来,该区域采选矿业无序发展,尾矿砂乱堆,采选废水乱排,废渣沿河流被冲积到下游的现象严重。下游影响区河流沿岸的废弃选矿厂停产前于 2007—2009 年主要进行锡铅锌矿尾矿的二次选矿提取锡精矿的活动,停产后原厂址仍有尾矿堆放。本研究选取的区域主要为铅锌矿废矿区河流两岸 0.3~1.2 km、下游影响区河流两岸 0.2~0.5 km 范围内的山间河谷区,上下游研究区相距约 10 km。研究区周围为山间林地,研究区内尾矿堆、农田及居民区等敏感点密集分布于河流沿岸。研究区内农田主要为旱地,少有水田,土壤类型为湿润淋溶土和水耕人为土,土壤黏粒占比约为 24%,种植的主要农作物为甘蔗,灌溉用水来自河流。铅锌废矿区尾矿堆放量为 $5.59 \times 10^5 \text{ m}^3$,下游河流沿岸的废弃选矿厂尾矿堆放量约为 340 m^3 。

1.2 样品采集与测定

上游铅锌矿废矿区研究区样点采集情况为尾矿样品 11 个,农田土壤表层(0~20 cm)样品 62 个,河流沉积物样品 10 个;下游研究区样点采集情况为尾矿

样品 5 个,农田土壤表层(0~20 cm)样品 51 个,河流沉积物样品 12 个(图 1)。采集土壤和尾矿时使用梅花五点采样法,采样深度 0~20 cm,并用四分法取样;采集沉积物时,每个样点选择 3 处位置,采集 0~15 cm 的表层沉积物并混合作为一个样品。采样过程中避免样品与金属工具接触。每个采样点均使用 GPS 确定样点的地理位置,并记录下样点周边地形地貌等相关信息。样品自然风干后去除碎石和植物根系等异物,四分法取出适量,研磨,分别过 10 目和 100 目尼龙筛,备用。

pH 值的测定参照《土壤检测第 2 部分:土壤 pH 的测定》(NY/T 1121.2—2006),采用固液比为 1:2.5 的玻璃电极法。选取尾矿中的特征重金属元素及可能存在的其他对环境介质造成影响的重金属元素 Cr、Ni、Cu、Cd、Zn、As、Sn、Sb 和 Pb,采用高精度台式 X 射线荧光光谱仪(HDXRF, Cadence, 美国 XOS 公司)进行重金属含量的测定,为保证试验的准确性,每个样品重复测定 3 次,取平均值作为该样品中各重金属的含量,且测定过程中使用土壤成分分析标准物质(GSS1, 4-6)进行质量控制,回收率范围为 91.6%~110.4%。彭洪柳等^[22]采用台式 HDXRF 法与 ICP-AES 测定方法测定土壤中 Cu、Zn、Pb、As 和 Cd 等重金属,发现两种测试结果较一致,决定系数范围为 0.961 4~0.997 5,说明 HDXRF 法能够实现较高精度的重金属元素测定。

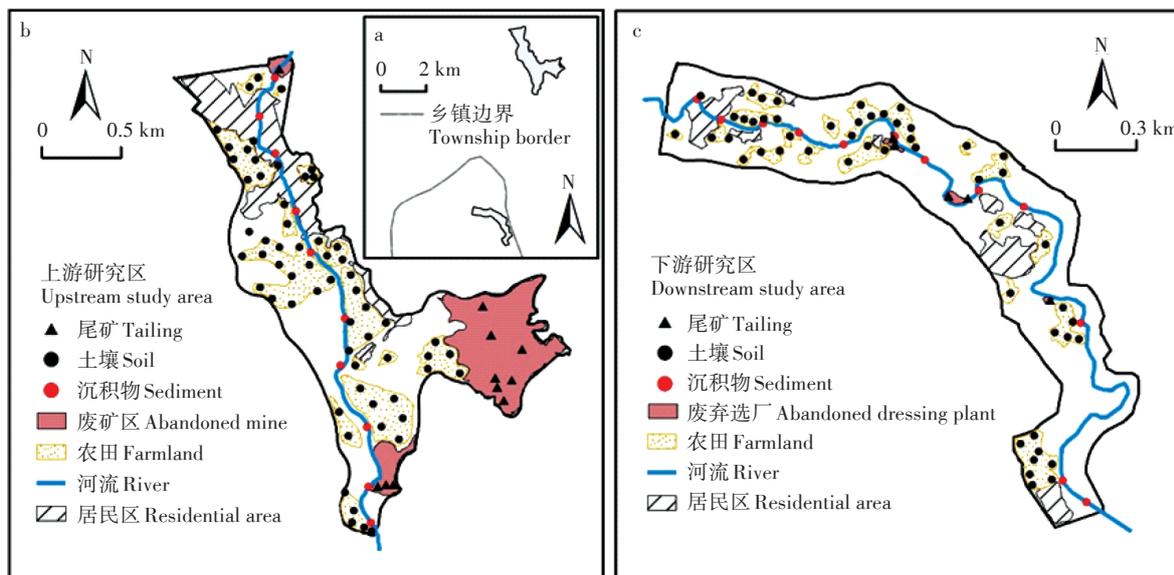


图1 研究区样品采集分布图(a.上下游研究区相对位置;b.上游研究区;c.下游研究区)

Figure 1 Sample acquisition distribution map of the study area(a. Relative location of upstream and downstream study areas;b. Upstream study area;c. Downstream study area)

1.3 研究方法

1.3.1 重金属来源解析方法

本研究利用绝对主成分多元线性回归和变量相对重要性进行重金属来源解析。主要步骤是在主成分分析的基础上,将标准化的主成分(PCs, Principal components)得分转化为非标准的绝对主成分(APCs, Absolute principal components),然后以绝对主成分为自变量进行多元回归分析,同时利用变量相对重要性函数对绝对主成分进行相对重要性分析,从而量化PCs对污染物的贡献^[17,23]。

1.3.2 污染评价

地累积指数法是由德国学者 Müller^[24]在考虑了人为因素、环境地球化学背景值及自然成岩作用对背景值影响的基础上,提出的一种能够给出直观的重金属污染级别并反映土壤及沉积物中重金属富集程度的方法,其表达式为:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{K \cdot B_n} \right) \quad (1)$$

式中: C_n 为元素 n 在土壤中的含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; B_n 为土壤中元素 n 的地球化学背景值,本研究区背景值(Cr、Ni、Cu、Cd、Zn、As、Sn、Sb、Pb分别为82.66、26.47、17.9、0.503、81.4、17.7、3.30、3.00、40.8 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)取自前人研究中的自然土壤元素含量均值^[25-27]; K 为考虑各地岩石差异可能会引起的背景值变动而取的系数,一般为1.5。地累积指数与污染程度之间的对应关系为: $I_{geo} \geq 5$,极严重污染; $4 \leq I_{geo} < 5$,严重污染; $3 \leq I_{geo} < 4$,重度污染; $2 \leq I_{geo} < 3$,中度污染; $1 \leq I_{geo} < 2$,轻度污染; $0 \leq I_{geo} < 1$,轻微污染; $I_{geo} < 0$,无污染。

1.3.3 生态风险评估

瑞典学者 Hakanson^[28]在考虑重金属含量的基础上,兼顾重金属的生物毒性建立了一套评价重金属污染及生态危害的方法,该方法引入毒性响应系数,有效地联系重金属的环境效应、生态效应与毒理学来反映多种重金属对生态环境的影响潜力。其表达式为:

$$RI = \sum_{i=1}^n E_i = \sum_{i=1}^n T_r^i \cdot C_f^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \cdot \frac{C_p^i}{C_n^i} \quad (2)$$

式中: RI 为综合生态风险指数; E_i 为污染物 i 的单项潜在生态风险指数; T_r^i 为污染物 i 的毒性响应系数^[28-29],Cd、Hg、As、Pb、Cu、Ni、Cr、Zn、Sb分别为30、40、10、5、5、5、2、1、7; C_f^i 为污染物 i 的污染系数; C_p^i 、 C_n^i 分别为污染物 i 的实测含量和环境背景值, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。重金属的单项潜在生态风险指数分级标准为: $E_i < 40$,低生态风险; $40 \leq E_i < 80$,中等生态风险; $80 \leq E_i < 160$,较高生态风

险; $160 \leq E_i < 320$,高生态风险; $E_i \geq 320$,极高生态风险。重金属的综合生态风险指数分级标准为: $RI < 150$,低生态风险; $150 \leq RI < 300$,中等生态风险; $300 \leq RI < 600$,高生态风险; $RI \geq 600$,极高生态风险。

1.3.4 源汇通量估算

尾矿重金属现存量根据重金属元素现状的平均含量与尾矿堆放量及尾矿容重的乘积来估算。尾矿容重为 $1.6 \text{ t} \cdot \text{m}^{-3}$ 。农田土壤重金属的输入量根据重金属元素 n 现状平均含量 C_n ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)与当地土壤背景值 B_n ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的差异来估算^[8],其表达式为:

$$T = (C_n - B_n) W \quad (3)$$

式中: W 为所取土壤表层(0~20 cm)的农田土壤的质量,土壤容重参考第二次土壤普查广西土壤容重 $1.14 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$,农田土壤面积由ArcGIS计算获得。该估算不考虑农田土壤中重金属输入与输出相互之间的动态平衡关系,适用于估算较长时间累积后土壤中重金属的含量。

1.4 数据处理

使用SPSS 26.0进行数据的描述性统计分析、主成分分析,相同区域不同介质间重金属含量及不同区域的相同介质间重金属含量进行非参数检验,使用R语言进行绝对主成分多元线性回归及变量相对重要性分析。使用ArcGIS 10.4.1结合反距离权重法绘制样点分布图、土壤生态风险评价结果的空间插值图。使用OriginPro 2020b绘制柱形图和箱线图。

2 结果与讨论

2.1 重金属的污染特征

由表1和表2可知,研究区9种重金属含量几何均值均表现为尾矿>沉积物>农田土壤,且尾矿及沉积物中重金属(除上游Cr和Ni外)含量与农田土壤重金属含量差异显著($P < 0.05$)。3种介质中的Cr、Ni、Cu、Cd、Zn和As含量几何均值表现为上游高于下游,而Sn、Sb和Pb含量几何均值表现为下游高于上游。沉积物及农田土壤重金属含量受自然条件和矿业活动等人为因素的多重影响,且上下游均存在矿业活动史,不同类型的尾矿可能对环境介质产生不同的影响,因此整体上重金属含量上下游区域特征明显^[12]。上游农田土壤Cr含量几何均值低于背景值,Ni略高于背景值,而Cu、Cd、Zn、As、Sb、Sn和Pb含量几何均值超出背景值的1.62~14.3倍。下游农田土壤Cr含量几何均值略高于背景值,Ni低于背景值,Cu和Cd分别是背景值的1.79倍和1.86倍,Zn、As、Sb、Sn和Pb

含量几何均值超出背景值的3倍以上。根据《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018),上下游农田土壤Cr和Ni均未超过风险筛选值,说明尽管Cr、Ni存在一定程度的累积,但没有达到污染水平;上游农田土壤Cd、Zn、As、Cu和Pb超出风险筛选值的样点比例均大于50%,Cd、As和Pb超出风险管制值的样点比例分别为56.5%、30.6%和1.61%;下游农田土壤Cd、As、Pb和Zn超出风险筛选值的样点比例均超出70%,Cu为5.88%,Cd、As和Pb超出风险管制值的样点比例分别为17.6%、13.7%和9.80%。以上结果说明Cd、Zn、As、Cu和Pb在长期

人类活动干扰下,累积程度相对较高,可能对当地的土壤环境及农产品产生潜在的危害^[30]。

变异系数可反映样品数据之间的离散程度,根据相关研究者对变异程度的分类^[31],变异系数低于0.1为弱变异,介于0.1~1.0之间为中度变异,大于1.0为强变异。研究区域农田土壤及沉积物中Cr、Ni、Cu、Cd、Zn、As、Sn、Sb和Pb的变异系数范围为0.186~1.35,属于中到强变异,表明农田土壤及沉积物中不同点位样品的重金属含量在空间分布不均匀,离散性及差异性较大,且农田土壤中Cd、Zn、As、Sn、Sb和Pb的变异系数相对更高,受外源重金属污染影响相对较

表1 上游研究区3种介质中重金属含量值特征

Table 1 Characteristics of heavy metals content in three media in the upstream study area

项目 Items	元素 Element	范围 Range/ (mg·kg ⁻¹)	中位数 Median/ (mg· kg ⁻¹)	几何均值 (几何标准差) Geometric mean (Geometric standard deviation)/(mg·kg ⁻¹)	算术均值±标准差 Arithmetic mean± standard deviation/ (mg·kg ⁻¹)	变异系数 Coefficient of variation	背景值 Background values/ (mg·kg ⁻¹)	基于风险筛选值* 的超标率 Over-limit ratio based on risk screening value/%	基于风险管制值* 的超标率 Over-limit ratio based on risk intervent value/%
尾矿 Tailing (n=11)	Cr	46.3~129.2	74.9	75.4(1.30)a	78.0±22.2	0.284	82.66	—	—
	Ni	33.9~92.4	62.9	60.6(1.35)a	63.0±17.9	0.284	26.47	—	—
	Cu	85.0~265.0	144.0	152.6(1.48)a	163.5±64.1	0.392	17.9	—	—
	Cd	7.63~28.37	10.94	13.01(1.56)a	14.28±6.71	0.470	0.503	—	—
	Zn	766~3 647	1 983	1 844(1.54)a	1 990±769	0.386	81.4	—	—
	As	412~2 482	1 319	1 207(1.79)a	1 377±574	0.467	17.7	—	—
	Sn	33~1 894	772	533(2.97)a	755±531	0.703	3.30	—	—
	Sb	106~1 328	671	507(2.36)a	657±403	0.614	3.00	—	—
	Pb	221~2 414	900	670(2.49)a	956±803	0.840	40.8	—	—
农田土壤 Farmland soil (n=62)	Cr	17.5~87.4	56.6	54.4(1.34)b	56.4±13.9	0.223	82.66	0	—
	Ni	13.3~60.1	39.0	32.4(1.54)b	35.2±13.0	0.370	26.47	0	—
	Cu	29.0~149.1	68.7	71.2(1.44)b	75.8±27.0	0.356	17.9	66.1	—
	Cd	0.33~7.98	1.16	1.37(2.15)c	1.86±1.63	0.874	0.503	100	56.5
	Zn	106~2 145	516	529(2.05)b	673±464	0.689	81.4	91.9	—
	As	5~737	89	90(2.94)b	150±159	1.060	17.7	71.0	30.6
	Sn	2~463	25	30(3.53)b	64±87	1.350	3.30	—	—
	Sb	8~430	37	46(2.40)b	68±71	1.030	3.00	—	—
	Pb	17~657	103	107(2.15)b	145±132	0.906	40.8	58.1	1.61
河道沉积物 Fluvial sediment (n=10)	Cr	40.7~99.5	59.6	58.6(1.30)b	60.4±16.8	0.278	82.66	—	—
	Ni	25.2~55.3	39.4	38.8(1.33)b	40.2±10.9	0.271	26.47	—	—
	Cu	48.9~215.9	111.1	101.8(1.66)a	113.6±54.6	0.481	17.9	—	—
	Cd	0.25~15.65	5.57	3.48(3.38)b	5.54±4.58	0.827	0.503	—	—
	Zn	452~2 638	1 201	1 177(1.56)a	1 281±564	0.440	81.4	—	—
	As	130~1 473	528	472(1.98)a	572±375	0.657	17.7	—	—
	Sn	105~1 184	276	294(2.11)a	381±319	0.838	3.30	—	—
	Sb	42~902	383	277(2.62)a	389±296	0.760	3.00	—	—
	Pb	215~1 171	458	472(1.68)a	535±302	0.564	40.8	—	—

注:不同小写字母表示3种介质间重金属含量差异显著($P<0.05$);*取自《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)。下同。

Note: The different lowercase letters indicate significant differences in heavy metal content between the three media at $P<0.05$; *Retrieved from *Soil Environment Quality Risk Control Standard for Soil Contamination of Agricultural Land* (GB 15618—2018). The same below.

表2 下游研究区3种介质中重金属含量特征

Table 2 Characteristics of heavy metals content in three media in the downstream study area

项目 Items	元素 Element	范围 Range/ (mg·kg ⁻¹)	中位数 Median/ (mg·kg ⁻¹)	几何均值 (几何标准差) Geometric mean (Geometric standard deviation)/(mg·kg ⁻¹)	算术均值± 标准差 Arithmetic mean± standard deviation/ (mg·kg ⁻¹)	变异系数 Coefficient of variation	背景值 Background values/ (mg·kg ⁻¹)	基于风险筛选值* 的超标率 Over-limit ratio based on risk screening value/%	基于风险管制值* 的超标率 Over-limit ratio based on risk intervent value/%
尾矿 Tailing (n=5)	Cr	36.1~91.8	51.3	53.7(1.50)a	57.4±23.7	0.414	82.66	—	—
	Ni	38.4~96.1	47.8	53.3(1.43)a	56.4±23.0	0.409	26.47	—	—
	Cu	88.7~171.8	127.7	124.8(1.27)a	127.6±29.9	0.235	17.9	—	—
	Cd	5.60~12.80	7.70	8.01(1.36)a	8.33±2.72	0.327	0.503	—	—
	Zn	743~2 683	1 482	1 444(1.59)a	1 570±712	0.453	81.4	—	—
	As	305~1 540	579	770(2.07)a	932±579	0.622	17.7	—	—
	Sn	591~2 927	1 416	1 463(2.00)a	1 747±1075	0.616	3.30	—	—
	Sb	277~1 418	549	616(1.83)a	712±439	0.616	3.00	—	—
	Pb	510~2 422	1 099	1 220(1.97)a	1 451±897	0.618	40.8	—	—
农田土壤 Farmland soil (n=51)	Cr	56.5~126.2	83.0	84.6(1.20)b	86.0±16.0	0.186	82.66	0	—
	Ni	3.8~58.2	12.4	13.9(1.98)b	17.5±12.7	0.728	26.47	0	—
	Cu	18.2~77.9	31.3	32.1(1.35)b	33.6±11.5	0.342	17.9	5.88	—
	Cd	0.18~4.48	0.82	0.94(1.93)b	1.17±0.88	0.750	0.503	98.0	17.6
	Zn	105~1 327	270	329(1.88)b	409±306	0.750	81.4	72.5	—
	As	21~418	65	75(1.94)b	95±82	0.865	17.7	92.2	13.7
	Sn	13~570	95	85(2.43)b	122±108	0.883	3.30	—	—
	Sb	15~378	55	69(2.20)b	96±89	0.925	3.00	—	—
	Pb	31~1 055	138	166(2.28)b	240±245	1.02	40.8	74.5	9.80
河道沉积物 Fluvial sediment (n=12)	Cr	30.3~137.5	52.3	55.3(1.57)a	61.0±31.1	0.510	82.66	—	—
	Ni	17.7~127.0	28.1	36.7(1.87)a	44.8±32.9	0.734	26.47	—	—
	Cu	21.4~161.2	79.0	70.3(1.86)a	82.5±45.6	0.552	17.9	—	—
	Cd	1.16~5.90	8.14	3.33(1.65)a	3.67±1.44	0.392	0.503	—	—
	Zn	299~1 356	1 347	822(1.54)a	886±323	0.364	81.4	—	—
	As	124~1 045	551	417(1.79)a	481±265	0.551	17.7	—	—
	Sn	161~2 612	214	773(2.19)a	1 001±741	0.740	3.30	—	—
	Sb	134~609	440	372(1.66)a	411±164	0.399	3.00	—	—
	Pb	205~1 055	735	593(1.63)a	654±270	0.413	40.8	—	—

大,而Cr、Ni、Cu变异系数相对较低,受外源重金属污染影响相对较小^[32]。研究区pH值变异系数介于0.070~0.196(表3),变异性相对较小,表明pH值空间分布均匀,差异性较小。上游尾矿、农田土壤和沉积物的pH值几何均值分别为6.15、5.93和5.94,下游尾矿、农田土壤和沉积物的pH值几何均值分别为5.12、5.89和6.31。研究区pH值总体呈现弱酸性,pH值偏低会增加某些重金属的有效性^[33],因此应防范研究区pH值偏低区域重金属活性增加导致污染加重的风险。

2.2 农田土壤重金属的源解析

2.2.1 上游土壤重金属的来源

由表4可知,上游农田土壤提取出2个特征值大

于1的主成分(PCs),累积解释总变量方差的73.2%,其中第一主成分(PC1)的方差贡献率为50.4%,主要成分载荷包括Cu、Cd、Zn、As、Sn、Sb和Pb,这7种元素的含量均明显超出土壤背景值,Sn、Sb几何均值更是超出背景值的8倍以上。上游铅锌矿是多金属矿田,伴生Sn、Sb、As、Cd和Cu的含量大,尾矿中重金属品位指标较高^[12],且尾矿堆密集分布在河流沿岸,分析判断这7种元素可能存在同源性^[34]。尾矿堆中的这些重金属可通过地表径流、雨水淋滤和大气沉积等方式进入农田土壤^[35],因此PC1代表了上游废矿区尾矿等人为来源。第二主成分(PC2)的主要成分载荷包括Cr和Ni,结合Cr和Ni的含量特征认为其受人为活动影响较小。周艳等^[36]对云南某铅锌矿区的研究及

表3 上下游研究区三种介质pH值特征

Table 3 Characteristics of the pH value in three media in the upstream and downstream study areas

项目 Items		范围 Range	中位数 Median	几何均值(几何标准差) Geometric mean (Geometric standard deviation)	算术均值±标准差 Arithmetic mean± standard deviation	变异系数 Coefficient of variation
上游研究区 Upstream study area	尾矿 Tailing	4.11~7.43	6.43	6.15(1.16)	6.21±0.83	0.133
	农田土壤 Farmland soil	4.08~7.48	6.01	5.93(1.13)	5.97±0.72	0.121
	河道沉积物 Fluvial sediment	4.82~6.31	6.13	5.94(1.09)	5.96±0.46	0.076
下游研究区 Downstream study area	尾矿 Tailing	4.05~6.22	5.29	5.12(1.22)	5.20±1.02	0.196
	农田土壤 Farmland soil	4.48~7.28	6.13	5.89(1.15)	5.95±0.83	0.139
	河道沉积物 Fluvial sediment	5.11~6.98	6.45	6.31(1.08)	6.32±0.44	0.070

表4 研究区农田土壤重金属主成分分析成分矩阵

Table 4 Component matrix of principal component analysis of heavy metal in farmland soil of the study area

项目 Items	旋转后因子载荷 Rotated component matrix				
	上游农田土壤 Upstream farmland soil		下游农田土壤 Downstream farmland soil		
	PC1	PC2	PC1	PC2	PC3
Cr	0.142	-0.932	-0.171	-0.286	0.898
Ni	-0.405	-0.703	-0.189	-0.013	0.942
Cu	0.563	0.531	0.827	0.307	-0.140
Cd	0.863	0.312	0.591	0.721	-0.231
Zn	0.839	0.293	0.589	0.721	-0.072
As	0.816	0.428	0.273	0.893	-0.244
Sn	0.677	0.057	0.849	0.228	-0.189
Sb	0.781	-0.107	0.771	0.540	-0.214
Pb	0.924	0.146	0.725	0.598	-0.244
特征值 Eigen value	4.537	2.047	3.360	2.714	1.972
累积方差贡献率 Cumulation contribution rate/%	50.4	73.2	37.3	67.5	89.4

Hu 等^[37]对德兴铅锌矿区的研究也发现 Cr、Ni 被分在一个主成分,并且主要来源于成土母质。因此 PC2 代

表示了土壤母质(自然来源)。

2.2.2 下游土壤重金属的来源

下游农田土壤提取了3个特征值大于1的主成分,累积解释总变量方差的89.4%,其中PC1的方差贡献率为37.3%,主要成分载荷包括Cu、Sn、Sb和Pb(表4)。上游废矿区尾矿和下游废弃选厂尾矿中Sn含量存在显著差异($P<0.05$),说明两者具有一定的差异性,可能对农田土壤产生不同的影响。PC1的Cu、Sn、Sb和Pb高值区主要分布在废弃选厂尾矿堆及其下游部分,低值区位于废弃选厂尾矿堆上游部分(图2),且下游研究区农田土壤中Sn和Pb含量显著高于上游研究区($P<0.05$),Sb含量高于上游,这可能是因为二次选矿活动产生的废水乱排,尾矿乱堆现象严重,而且二次选矿导致尾矿粒径更小,细矿渣比废矿区尾矿较粗的矿石更容易迅速地分散到环境中,导致尾矿堆周边及其下游区域直接或间接的受到影响。已有研究发现由于伴生锑矿中Sb与Pb结合为金属互化物,如硫锑铅矿($Pb_5Sb_4S_{11}$)、氯锑铅矿($PbSbO_2Cl$)等,使Pb与Sb在空间距离上具有高度相

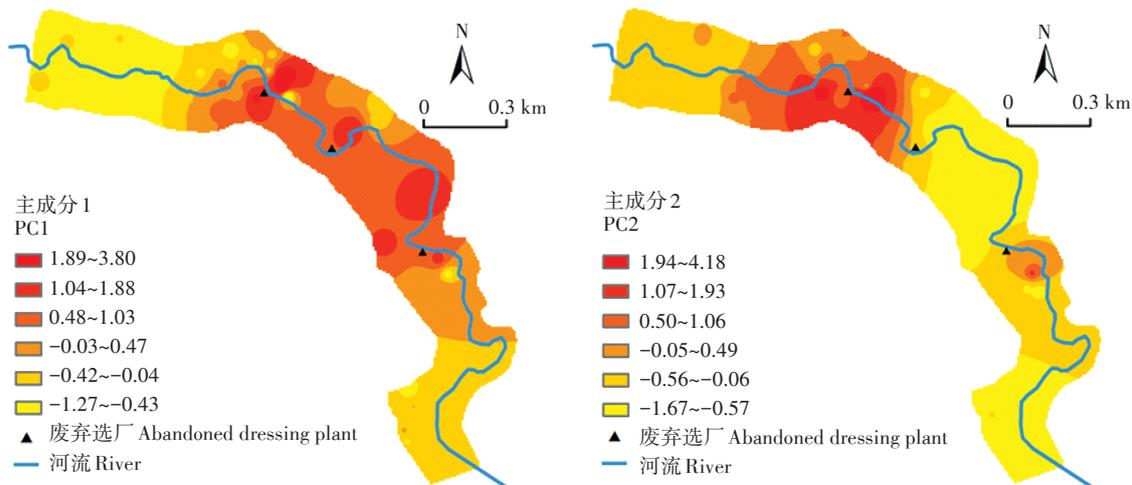


图2 下游农田土壤重金属主成分得分的空间分布

Figure 2 Spatial distribution of principal component scores of heavy metal in downstream farmland soil

似性^[38]。因此认为PC1代表下游废弃选厂尾矿。PC2的方差贡献率为30.2%，主要成分载荷包括Cd、Zn、As(表4)，其主要成分高值区主要分布在下游研究区的上游部分及废弃选厂尾矿堆部分(图2)。上游废矿区尾矿堆地处河流沿岸，且地势较高，重金属元素可随河流从上游废矿区迁移至下游研究区，并通过污水灌溉进入下游河流沿岸的农田土壤。由于下游农田距离上游废矿区尾矿较远，以及河水冲刷的稀释作用，导致下游农田土壤Cd、Zn、As含量较上游低，这与周艳等^[36]研究发现西南某铅锌矿周边下游土壤重金属污染较重，而距离矿区和冶炼厂较远的下游农田土壤重金属含量较低的结果类似。因此认为PC2代表上游废矿区尾矿。Sb和Pb在PC2中的载荷及Cd和Zn在PC1中的载荷均高于0.5，说明上游废矿区尾矿对农田土壤Sb和Pb，下游废弃选厂尾矿对农田土壤Cd和Zn产生了一定的影响。PC3的方差贡献率为21.9%，主要成分载荷包括Cr和Ni，结合Cr和Ni的含量特征，同样认为Cr和Ni主要来源于成土母质。

为了进一步明确上游废矿区尾矿及下游废弃选厂尾矿对下游农田土壤各重金属的贡献率，对主要来源于尾矿的7种元素进行绝对主成分(APCs)多元回归分析和变量相对重要性分析。结果表明提取的2个主成分累积解释总变量方差的88.6%，PC1和PC2的方差贡献率分别为47.9%和40.7%。下游废弃选厂尾矿(PC1)对下游农田土壤Cu、Sn、Sb和Pb的贡献率分别为85.11%、92.04%、64.15%和57.57%，上游废矿区尾矿(PC2)对下游农田土壤Cd、Zn和As的贡献率分别为59.28%、59.61%和93.81%(图3)。废弃选厂尾矿及废矿区尾矿对农田土壤Cu、As和Sn的贡献率相差较大，对Cd、Zn、Sb和Pb的贡献率相差较小。研究结果进一步证明下游农田土壤Cd、Zn、Sb和Pb受废弃选厂尾矿及废矿区尾矿的混合污染。

2.3 重金属污染评价与生态风险评估

2.3.1 地累积指数

上游研究区农田土壤重金属地累积指数均值表现为Cr(-1.19)<Ni(-0.11)<Pb(0.81)<Cd(0.86)<Cu(1.41)<As(1.75)<Zn(2.12)<Sn(2.60)<Sb(3.35)。Cr为无污染，Ni存在轻微污染，Cu存在轻微到中度污染，Cd、Pb存在轻微到重度污染，Zn、As存在轻微到严重污染，Sn、Sb存在轻微到极严重污染，重金属达到中度及以上污染的样点比例排序为Sb(90.3%)>Sn(58.1%)>Zn(51.6%)>As(46.8%)>Cd(19.4%)>Pb

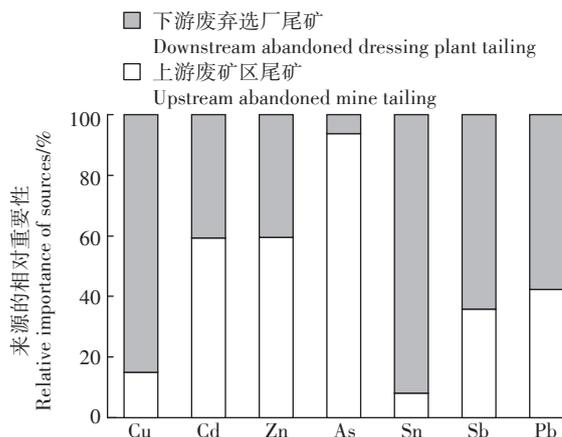


图3 下游农田土壤重金属来源的相对重要性
Figure 3 Relative importance of sources of heavy metals in downstream farmland soil

(16.1%)>Cu(9.68%)(图4)。下游研究区农田土壤重金属地累积指数均值表现为Ni(-1.52)<Cr(-0.55)<Cu(0.26)<Cd(0.31)<Zn(1.43)<Pb(1.44)<As(1.49)<Sb(3.93)<Sn(4.10)。Cr和Ni存在轻微污染，Cu存在轻微到轻度污染，Cd存在轻微到中度污染，Zn存在轻微到重度污染，As和Pb存在轻微到严重污染，Sn、Sb存在轻微到极严重污染，重金属达到中度及以上污染的样点比例排序为Sb(98.0%)>Sn(80.4%)>As(29.4%)>Pb(25.5%)=Zn(25.5%)>Cd(3.92%)。

上游研究区沉积物地累积指数均值表现为Cr(-1.08)<Ni(-0.04)<Cu(1.92)<Cd(2.21)<Pb(2.95)<Zn(3.27)<As(4.15)<Sn(5.89)<Sb(5.94)；下游研究区沉积物地累积指数均值表现为Cr(-1.17)<Ni(-0.11)<Cu(1.39)<Cd(2.14)<Zn(2.75)<Pb(3.28)<As(3.97)<Sb(6.37)<Sn(7.29)(图5)。沉积物重金属污染较农田土壤更为严重。农田土壤及沉积物中Cd、Cu、Zn和As的污染程度在下游研究区均有所降低，农田土壤降低更为明显，说明随着距离废矿区尾矿距离的增加，农田土壤及沉积物受到的影响会减小，而Sn、Sb和Pb污染程度在下游研究区有所增大，说明二次选矿及废弃选厂尾矿对下游研究区农田土壤及沉积物造成了明显影响。

2.3.2 潜在生态风险指数

上游研究区农田土壤的生态风险指数RI的平均值为410，处于高生态风险水平，其中27.4%的样点为极高生态风险，19.4%的样点为高生态风险，35.5%的样点为中等生态风险，Sb、Cd和As为较高生态风险，贡献率分别为38.8%、27.0%和20.7%(表5、图6)；下游研究区农田土壤RI的平均值为396，处于高生态风

险,其中21.6%的样点为极高生态风险,19.6%的样点为高生态风险,51.0%的样点为中等生态风险,Sb为高生态风险,Cd和As为中等生态风险,贡献率分别为56.3%、17.6%和13.6%。Sb、Cd和As是构成整个研究区农田土壤生态风险的主要污染元素。极高和高生态风险区域主要集中在距离尾矿堆较近的区域(图7)。

上游研究区沉积物Cd、As和Sb为极高生态风险,Pb为中等生态风险;下游研究区沉积物Cd、Sb为极高生态风险,As为高生态风险,Pb为中等生态风险(表5)。研究区域的沉积物存在极高生态风险,可能对底栖生物和上覆水生物产生毒害作用^[39],Cd、As、Sb和Pb是需要重点关注的元素。钟雪梅等^[25]研究发现南丹县耕地土壤达到强生态风险,Sb和Cd是构成生态风险最主要的元素,沉积物综合及Sb、Cd、As和Pb单项均达到极强生态风险,与本研究具有一致性。

2.4 重金属源汇通量估算

据估计,自上游铅锌矿20世纪80年代开采以来,上游研究区农田土壤作为铅锌矿废矿区污染物的汇

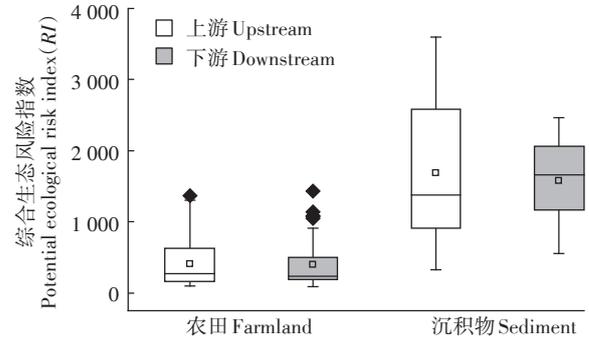


图6 研究区农田土壤及沉积物综合生态风险指数
Figure 6 Potential ecological risk index of heavy metals in farmland soils and sediments in the study area

之一,目前已经汇集Cu、Cd、Zn、As、Sn、Sb、Pb分别为132、3、1348、302、139、149、238 kg·hm⁻²。下游研究区农田土壤作为上游铅锌矿废矿区 and 下游研究区废弃选厂尾矿污染物的汇之一,目前已经汇集Cu、Cd、Zn、As、Sn、Sb、Pb分别为36、2、746、177、271、211、455 kg·hm⁻²。上游农田汇集的Cu、Cd、Zn和As高于下游农田,而上游农田汇集的Sn、Sb和Pb低于下游

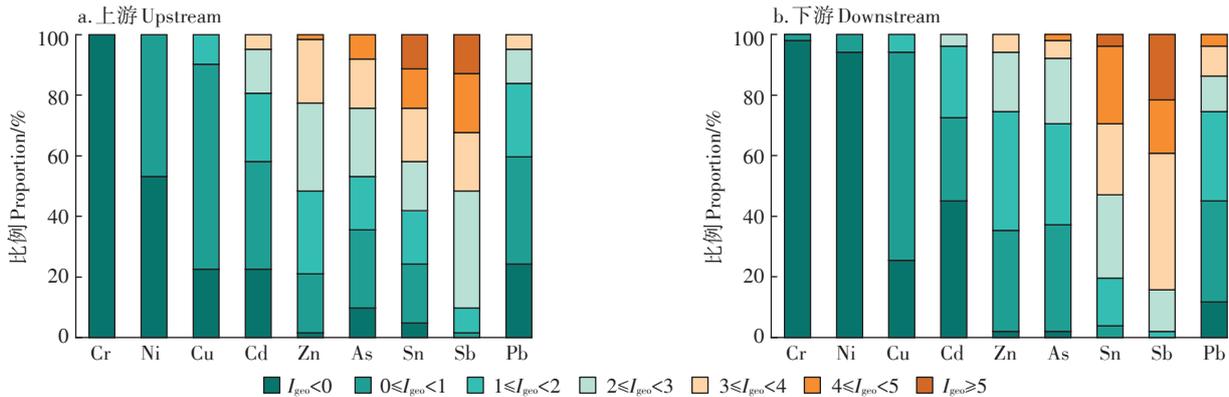


图4 研究区农田土壤重金属地累积指数分布比例
Figure 4 The proportional distribution of geo-accumulation index of heavy metals in farmland soil in the study area

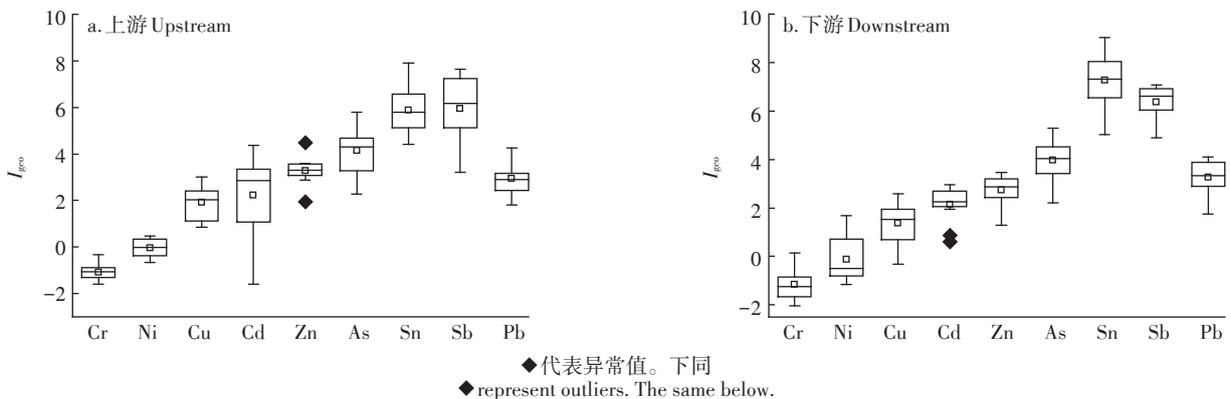


图5 研究区沉积物重金属地累积指数

Figure 5 Geo-accumulation index of heavy metals in sediments in the study area

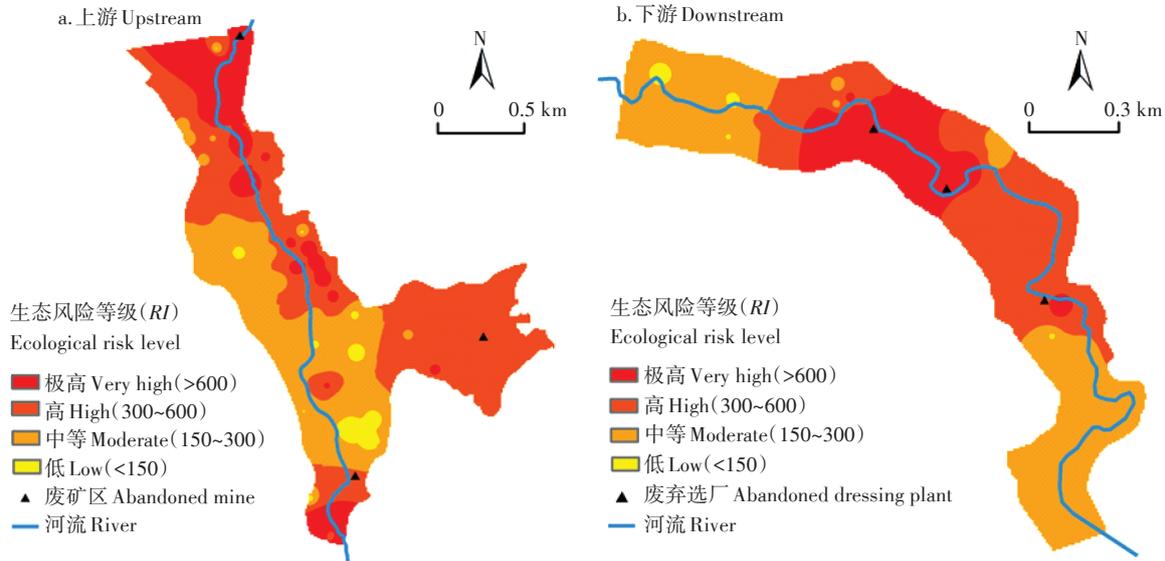


图7 研究区农田土壤重金属潜在生态风险分布

Figure 7 Distribution of potential ecological risk of heavy metals in farmland soil in the study area

表5 研究区农田土壤及沉积物潜在生态风险指数

Table 5 Index of potential ecological risk of farmland soil and sediment in the study area

项目 Items		Cr	Ni	Cu	Cd	Zn	As	Sb	Pb
上游农田土壤 Upstream farmland soil	均值	1.37	6.7	21.2	111	8.3	85	159	18
	最小值	0.42	2.5	8.1	20	1.3	3	20	95
	最大值	2.11	11.3	41.7	476	26.4	416	1 004	1 366
	风险等级	低	低	低	较高	低	较高	较高	低
下游农田土壤 Downstream farmland soil	均值	2.08	3.3	9.4	70	5.0	56	223	30
	最小值	1.37	0.7	5.1	11	1.3	14	34	4
	最大值	3.05	11.0	21.6	267	16.3	282	881	129
	风险等级	低	低	低	中等	低	中等	高	低
上游沉积物 Upstream fluvial sediment	均值	1.46	7.6	32.5	330	15.7	323	908	66
	最小值	0.90	4.8	14.0	15	5.6	73	97	26
	最大值	2.41	10.4	216.2	933	32.4	832	2 105	144
	风险等级	低	低	低	极高	低	极高	极高	中等
下游沉积物 Downstream fluvial sediment	均值	1.48	8.5	23.6	219	10.9	272	960	80
	最小值	0.73	3.3	6.1	69	3.7	70	312	25
	最大值	3.33	24.0	46.1	352	16.7	590	1 420	129
	风险等级	低	低	低	极高	低	高	极高	中等

农田。对比Sun等^[8]估算广东某废弃多金属矿周边农田土壤自采矿以来5 a间积累的Cu、Zn、Cd、Pb分别为17.1、59.2、0.311、93.8 kg·hm⁻²·a⁻¹,本研究中每公顷农田土壤约40 a间汇集的Cu、Zn、Cd、Pb总量相对较多,可能是本研究中农田土壤受废矿区及废弃选厂影响时间较长导致,而年汇集量相对较少,说明随着停止采矿或选矿的时间越长,尾矿中重金属的流失量会相对减少,进而农田土壤中重金属的年输入量也相对减少。研究区农田土壤重金属汇集量远低于废矿区尾矿重金属现存量(源)(表6)。尾矿作为重金属的主要

来源,仍然具有较大的储量和很强的释放重金属的潜力。农田土壤作为重金属的受体,已经汇集了大量的重金属,而且可能成为下游区域的潜在污染源,相关部门应及时采取措施进行重金属的源头控制、过程阻断和污染治理。

3 结论

(1)研究区农田土壤及沉积物已经受到废矿区及废弃选厂的影响。重金属(除Cr和Ni外)含量均值表现为尾矿高于沉积物显著高于农田土壤,且均高于背

表6 研究区重金属源汇通量

Table 6 Flux of sources and sinks of heavy metal in the study area

元素 Elements	上游研究区 Upstream study area		下游研究区 Downstream study area	
	尾矿 Tailing/t	农田 Farmland/t	尾矿 Tailing/kg	农田 Farmland/t
	Cu	146±57	2.35±1.10	69.3±16.3
Cd	12.8±6.0	0.055±0.066	4.53±1.48	0.018±0.024
Zn	1 782±688	24.0±18.8	854±387	9.03±8.45
As	1 233±589	5.38±6.44	507±315	2.14±2.30
Sn	676±475	2.47±3.52	950±585	3.28±2.98
Sb	588±361	2.65±2.87	387±238	2.56±2.44
Pb	856±719	4.25±5.35	789±488	5.51±6.75

景值,农田土壤Cd、Zn、As、Cu和Pb存在不同程度的超标(GB 15618—2018)现象。

(2)上游农田土壤Cu、Cd、Zn、As、Sn、Sb和Pb,下游农田土壤Cd、Zn和As的来源均主要为废矿区尾矿,下游农田土壤Cu、Sn、Sb和Pb来源主要为下游废弃选厂尾矿,上下游农田土壤Cr和Ni的来源主要为成土母质。

(3)研究区农田土壤主要污染元素为Sn、Sb,沉积物主要污染元素为Sn、Sb、As、Pb、Zn和Cd。研究区农田土壤、沉积物分别处于高、极高生态风险水平,构成其生态风险的主要元素为Cd、As和Sb。

(4)农田土壤作为重金属的受体已汇集了大量重金属,尾矿仍然具有较高的重金属储量和很强的重金属释放潜力,应及时对研究区进行源头综合治理,并加强对农田土壤及沉积物Cd、As、Sn、Sb和Pb的污染防治。

参考文献:

[1] Li Y, Zhou Q, Ren B, et al. Trends and health risks of dissolved heavy metal pollution in global river and lake water from 1970 to 2017[J]. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 2020, 251: 1-24.

[2] Chileshe M N, Syampungani S, Festin E S, et al. Physico-chemical characteristics and heavy metal concentrations of copper mine wastes in Zambia; Implications for pollution risk and restoration[J]. *Journal of Forestry Research*, 2020, 31(4): 1283-1293.

[3] Atibu E K, Lacroix P, Sivalingam P, et al. High contamination in the areas surrounding abandoned mines and mining activities: An impact assessment of the Dilala, Luilu and Mpingiri Rivers, Democratic Republic of the Congo[J]. *Chemosphere*, 2018, 191: 1008-1020.

[4] Zhou J, Nyirenda M T, Xie L, et al. Mine waste acidic potential and distribution of antimony and arsenic in waters of the Xikuangshan mine, China[J]. *Applied Geochemistry*, 2017, 77: 52-61.

[5] Perlatti F, Martins E P, de Oliveira D P, et al. Copper release from waste rocks in an abandoned mine (NE, Brazil) and its impacts on ecosystem environmental quality[J]. *Chemosphere*, 2020, 262: 127843.

[6] Shu X, Zhang Q, Lu G, et al. Pollution characteristics and assessment of sulfide tailings from the Dabaoshan Mine, China[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2018, 128: 122-128.

[7] Liu K, Li C, Tang S, et al. Heavy metal concentration, potential ecological risk assessment and enzyme activity in soils affected by a lead-zinc tailing spill in Guangxi, China[J]. *Chemosphere (Oxford)*, 2020, 251: 126415.

[8] Sun Z, Xie X, Wang P, et al. Heavy metal pollution caused by small-scale metal ore mining activities: A case study from a polymetallic mine in south China[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 639: 217-227.

[9] Hu Z, Wang C, Li K, et al. Distribution characteristics and pollution assessment of soil heavy metals over a typical nonferrous metal mine area in Chifeng, Inner Mongolia, China[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2018, 77(18): 1-10.

[10] Bouzekri S, El Hachimi M L, Touach N, et al. The study of metal (As, Cd, Pb, Zn and Cu) contamination in superficial stream sediments around of Zaida mine (High Moulouya-Morocco) [J]. *Journal of African Earth Sciences*, 2019, 154: 49-58.

[11] 蔡敬怡, 谭科艳, 路国慧, 等. 贵州万山废弃矿区小流域系统沉积物及悬浮物重金属的空间分布特征[J]. 岩矿测试, 2019, 38(3): 305-315. CAI Jing-yi, TAN Ke-yan, LU Guo-hui, et al. The spatial distribution characteristics of heavy metals in river sediments and suspended matter in small tributaries of the abandoned Wanshan mercury mines, Guizhou Province[J]. *Rock and Mineral Analysis*, 2019, 38(3): 305-315.

[12] 宋波, 张云霞, 庞瑞, 等. 广西西江流域农田土壤重金属含量特征及来源解析[J]. 环境科学, 2018, 39(9): 4317-4326. SONG Bo, ZHANG Yun-xia, PANG Rui, et al. Analysis of characteristics and sources of heavy metals in farmland soils in the Xijiang River draining of Guangxi[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(9): 4317-4326.

[13] 杨伟光, 王美娥, 陈卫平. 新疆干旱区某矿冶场对周围土壤重金属累积的影响[J]. 环境科学, 2019, 40(1): 445-452. YANG Wei-guang, WANG Mei-e, CHEN Wei-ping, et al. Effect of a mining and smelting plant on the accumulation of heavy metals in soils in arid areas in Xinjiang[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(1): 445-452.

[14] 陶美霞, 胡虎, 胡兰文, 等. 上饶市某铜矿废弃地土壤重金属污染特征及健康风险评价[J]. 生态环境学报, 2018, 27(6): 1153-1159. TAO Mei-xia, HU Hu, HU Lan-wen, et al. Characteristics and health risk assessment of heavy metals in polluted abandon soil of Shangrao, Jiangxi[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2018, 27(6): 1153-1159.

[15] 卢鑫, 胡文友, 黄标, 等. 基于UNMIX模型的矿区周边农田土壤重金属源解析[J]. 环境科学, 2018, 39(3): 1421-1429. LU Xin, HU Wen-you, HUANG Biao, et al. Source apportionment of heavy metals in farmland soils around mining area based on UNMIX model[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(3): 1421-1429.

[16] 魏迎辉, 李国琛, 王颜红, 等. PMF模型的影响因素考察——以某铅锌矿周边农田土壤重金属源解析为例[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(11): 2549-2559. WEI Ying-hui, LI Guo-chen, WANG

- Yan-hong, et al. Investigating factors influencing the PMF model: A case study of source apportionment of heavy metals in farmland soils near a lead-zinc ore[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(11):2549-2559.
- [17] 杜展鹏, 王明净, 严长安, 等. 基于绝对主成分-多元线性回归的滇池污染源解析[J]. *环境科学学报*, 2020, 40(3):1130-1137. DU Zhan-peng, WANG Ming-jing, YAN Chang-an, et al. Pollution source apportionment of Lake Dianchi based on absolute principal component score-multiple linear regression[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2020, 40(3):1130-1137.
- [18] Li Y, Duan P Z, Liu G, et al. Evaluation of the possible sources and controlling factors of toxic metals/metalloids in the Florida everglades and their potential risk of exposure[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(16):9714-9723.
- [19] Tian K, Hu W, Xing Z, et al. Determination and evaluation of heavy metals in soils under two different greenhouse vegetable production systems in eastern China[J]. *Chemosphere*, 2016, 165:555-563.
- [20] Zhang H, Richards R, Riffkin P, et al. Wheat grain number and yield: The relative importance of physiological traits and source-sink balance in southern Australia[J]. *European Journal of Agronomy*, 2019, 110:125935.
- [21] 张卫, 魏忠义, 龙精华, 等. HTM铜矿尾矿库浅层剖面重金属赋存形态及污染特征[J]. *环境工程学报*, 2015, 9(12):6103-6109. ZHANG Wei, WEI Zhong-yi, LONG Jing-hua, et al. Chemical fractions and pollution characteristics of heavy metals in surface profile of HTM copper tailings pond[J]. *Chinese Journal of Environment Engineering*, 2015, 9(12):6103-6109.
- [22] 彭洪柳, 杨周生, 赵婕, 等. 高精度便携式X射线荧光光谱仪在污染农田土壤重金属速测中的应用研究[J]. *农业环境科学学报*, 2018, 37(7):1386-1395. PENG Hong-liu, YANG Zhou-sheng, ZHAO Jie, et al. Use of high-precision portable X-ray fluorescence spectrometer on the heavy metal rapid determination for contaminated agricultural soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(7):1386-1395.
- [23] 刘慧琳, 葛畅, 沈强, 等. 铁矿废弃地复垦土壤重金属来源解析研究[J]. *农业环境科学学报*, 2019, 38(2):317-324. LIU Hui-lin, GE Chang, SHEN Qiang, et al. Source apportionment of heavy metals in reclaimed soil of iron mine wasteland[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(2):317-324.
- [24] Müller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River [J]. *Geojournal*, 1969, 2(3):108-118.
- [25] 钟雪梅, 于洋, 陆素芬, 等. 金属矿业密集区广西南丹土壤重金属含量特征研究[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(9):1694-1702. ZHONG Xue-mei, YU Yang, LU Su-fen, et al. Evaluation of heavy metal contamination in soils in mining-intensive areas of Nandan, Guangxi[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(9):1694-1702.
- [26] 王佛鹏, 宋波, 周浪, 等. 广西西江流域土壤重金属背景值再研究[J]. *环境科学学报*, 2018, 38(9):3695-3702. WANG Fu-peng, SONG Bo, ZHOU Lang, et al. Redistribution of heavy metal background in soil of Xijiang River basin in Guangxi[J]. *Environmental Science*, 2018, 38(9):3695-3702.
- [27] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990. China Environmental Monitoring Station. Background values of soil elements in China[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990.
- [28] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8):975-1001.
- [29] Wang N, Wang A, Kong L, et al. Calculation and application of Sb toxicity coefficient for potential ecological risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 610/611:167-174.
- [30] 张敏, 陈海, 史琴琴, 等. 黄土丘陵沟壑区耕层土壤重金属空间分异及影响因素[J]. *农业环境科学学报*, 2019, 38(11):2465-2475. ZHANG Min, CHEN Hai, SHI Qin-qin, et al. Spatial heterogeneity of heavy metals and influencing factors in the surface cultivated soil of the loess hilly-gully region, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(11):2465-2475.
- [31] Ding Q, Cheng G, Wang Y, et al. Effects of natural factors on the spatial distribution of heavy metals in soils surrounding mining regions [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 578:577-585.
- [32] Tang Z, Deng R, Zhang J, et al. Regional distribution characteristics and ecological risk assessment of heavy metal pollution of different land use in an antimony mining area-Xikuangshan, China[J]. *Human and Ecological Risk Assessment*, 2020, 26(7):1779-1794.
- [33] Zhong X, Chen Z, Li Y, et al. Factors influencing heavy metal availability and risk assessment of soils at typical metal mines in eastern China[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 400:123289.
- [34] Li K, Gu Y, Li M, et al. Spatial analysis, source identification and risk assessment of heavy metals in a coal mining area in Henan, central China[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2018, 128:148-154.
- [35] Wang Z, Hong C, Xing Y, et al. Spatial distribution and sources of heavy metals in natural pasture soil around copper-molybdenum mine in northeast China[J]. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2018, 154:329-336.
- [36] 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估[J]. *环境科学*, 2018, 39(6):2884-2892. ZHOU Yan, CHEN Qiang, DENG Shao-po, 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.
- [37] Hu J, Lin B, Yuan M, et al. Trace metal pollution and ecological risk assessment in agricultural soil in Dexing Pb/Zn mining area, China[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2019, 41(2):967-980.
- [38] 项萌, 张国平, 李玲, 等. 广西河池铅锑矿冶炼区土壤中锑等重金属的分布特征及影响因素分析[J]. *地球与环境*, 2010, 38(4):495-500. XIANG Meng, ZHANG Guo-ping, LI Ling, et al. The characteristics of heavy metals in soil around the Hechi antimony-lead smelter, Guangxi, China[J]. *Earth and Environment*, 2010, 38(4):495-500.
- [39] Liu M, Chen J, Sun X, et al. Accumulation and transformation of heavy metals in surface sediments from the Yangtze River estuary to the East China Sea shelf[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 245:111-121.