



农业资源与环境学报

中文核心期刊
中国科技核心期刊

JOURNAL OF AGRICULTURAL RESOURCES AND ENVIRONMENT

欢迎投稿 <http://www.aed.org.cn>

锡矿山土壤重金属生态健康风险评价及重金属在优势植物的分布

白婧, 张文, 张思思, 向国红, 徐会娟, 郑玉, 张新, 段仁燕

引用本文:

白婧, 张文, 张思思, 等. 锡矿山土壤重金属生态健康风险评价及重金属在优势植物的分布[J]. 农业资源与环境学报, 2021, 38(3): 411–421.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0783>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

宁夏贺兰县土壤重金属分布特征及其生态风险评价

周勤利, 王学东, 李志涛, 王夏晖, 何俊, 季国华

农业资源与环境学报. 2019, 36(4): 513–521 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2018.0191>

安徽省某县农田土壤重金属污染及潜在生态风险评价

江宏, 马友华, 尹国庆, 王强, 聂静茹, 马铁铮, 胡宏祥

农业资源与环境学报. 2017, 34(4): 352–359 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2016.0302>

西藏一江两河流域中部地区土壤重金属生态风险评价

王伟鹏, 卢宏伟, 冯三三

农业资源与环境学报. 2020, 37(6): 970–980 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2019.0421>

云南会泽铅锌冶炼厂周边土壤重金属污染特征及健康风险评价

刘小燕, 陈棉彪, 李良忠, 胡国成, 黄建洪, 刘珊, 张丽娟, 于云江

农业资源与环境学报. 2016, 33(3): 221–229 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2015.0306>

铁合金厂周边室内积尘中重金属污染特征及健康风险评价

陶永刚, 马鹏程, 陈棉彪, 黄楚珊, 张丽娟, 于云江, 柳晓琳, 许群, 胡国成

农业资源与环境学报. 2019, 36(6): 829–838 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2018.0253>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

白婧, 张文, 张思思, 等. 锡矿山土壤重金属生态健康风险评价及重金属在优势植物的分布[J]. 农业资源与环境学报, 2021, 38(3): 411-421.

BAI Jing, ZHANG Wen, ZHANG Si-si, et al. Ecological and health risk assessment of heavy metals in soils and their distribution in dominant plants in the Xikuangshan mining area[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2021, 38(3): 411-421.



开放科学 OSID

锡矿山土壤重金属生态健康风险评价及重金属在优势植物的分布

白婧¹, 张文¹, 张思思¹, 向国红¹, 徐会娟², 郑玉¹, 张新¹, 段仁燕^{1*}

(1. 湖南人文科技学院农业与生物技术学院, 湖南 娄底 417000; 2. 华南农业大学资源与环境学院, 广州 510642)

摘要:为探明湖南锡矿山矿区周边土壤重金属污染程度及重金属在优势植物中的分布,通过野外调查,分析锡矿山地区土壤重金属的含量、来源、生态风险及重金属在优势植物中的富集和迁移情况。结果表明,锡矿山土壤中重金属Sb、Cd和Hg的平均值远超湖南省土壤背景值,超标率均达到100%。来源分析表明,Sb、Hg、Zn、Cd、Pb、As主要受人为活动的影响,但重金属污染来源不完全一致,存在复合污染。生态风险评价结果显示,Sb、Cd和Hg是锡矿山地区极高的生态风险因子,62.50%的样点具有极高生态风险。健康风险评价结果显示,经口摄入是土壤重金属暴露的主要途径,且儿童受到的非致癌和致癌风险均高于成人。Sb和As分别是主要的非致癌和致癌健康风险因子。苎麻对As、Sb的富集系数和转移系数均大于1,且在重度污染地区的根系滞留率低于其他6种优势植物。研究表明,锡矿山地区存在较高度度的生态风险和健康风险,苎麻具有较高的修复矿区土壤重金属潜力,可作为锡矿山地区重金属污染的修复植物。

关键词:重金属;潜在生态风险;累积;转移;锡矿山;优势植物;健康风险

中图分类号:X53

文献标志码:A

文章编号:2095-6819(2021)03-0411-11

doi: 10.13254/j.jare.2020.0783

Ecological and health risk assessment of heavy metals in soils and their distribution in dominant plants in the Xikuangshan mining area

BAI Jing¹, ZHANG Wen¹, ZHANG Si-si¹, XIANG Guo-hong¹, XU Hui-juan², ZHENG Yu¹, ZHANG Xin¹, DUAN Ren-yan^{1*}

(1. College of Agriculture and Biotechnology, Hunan University of Humanities, Science and Technology, Loudi 417000, China; 2. College of Natural Resources and Environment, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China)

Abstract: In order to understand the characteristics of heavy metals in the soil around the Xikuangshan mining area (XKS) and their distribution in dominant plants, field investigations were conducted to analyze the quantities, sources, ecological and health risks, enrichment coefficients, and transfer factors of heavy metals in the dominant plants at 16 sampling points in the XKS. The results showed that the average concentrations of Sb, Cd, and Hg exceeded the corresponding background values of Hunan by 100%. The source analysis suggested that Sb, Hg, Zn, Cd, Pb, and As were mainly contributed by human activities. However, the sources of heavy metal pollution were not completely consistent, and there was combined pollution. The potential ecological hazard factor analysis showed that Sb, Cd, and Hg were the main single ecological hazard factors, and 62.50% of the samples possessed a very high comprehensive ecological risk index. The heavy metal health risk assessment results showed that the main pathway of human exposure was oral ingestion, and children were more

收稿日期:2020-12-28 录用日期:2021-02-22

作者简介:白婧(1988—),女,黑龙江双城人,博士,讲师,从事土壤生态修复研究。E-mail: jingbai@outlook.com

*通信作者:段仁燕 E-mail: duanrenyan78@163.com

基金项目:国家自然科学基金青年科学基金项目(41907037);湖南省自然科学基金青年科学基金项目(2020JJ5268);湖南省教育厅科学研究优秀青年项目(19B293);湖南省高等学校科技创新团队(201937924)

Project supported: Young Scientists Fund of the National Natural Science Foundation of China(41907037); Young Scientists Fund of the Natural Science Foundation of Hunan, China(2020JJ5268); Research Foundation of Education Bureau of Hunan Province, China(19B293); Science and Technology Innovation Team of Hunan(201937924)

susceptible to heavy metal pollution. Sb and As were the major non-carcinogenic and carcinogenic contributors, respectively. The enrichment coefficients and transfer coefficients of As and Sb in *Boehmeria nivea* were greater than 1, and their retention rates in heavily polluted areas were lower than those in the other six dominant plant species. Generally, there were severe ecological risks and health risks in the XKS. *Boehmeria nivea* has a strong potential for remediation of heavy metals and can be used as a remediation plant for heavy metal pollution in the XKS.

Keywords: heavy metals; potential ecological risks; accumulation; transfer; Xikuangshan; dominant plants; health risks

重金属是土壤中的持久性有毒污染物,长期存在于自然生态系统中,对人类健康构成威胁^[1]。位于湖南省中部地区的锡矿山拥有世界上储量最大的锑矿,享有“世界锑都”之称^[2]。尾矿的开采和冶炼是重金属污染的主要来源,尾矿渣的堆积和酸性矿山废水的排放将大量重金属转移到矿区周边的土壤和植物中。锡矿山地区经过一百多年的无序开采和冶炼,开采过程中产生的“三废”未经有效处理,矿渣随意堆积,其中的重金属经过扩散、吸附、大气沉降等过程使周边土壤重金属含量增加,对矿山的生态环境造成严重破坏,带来潜在生态风险,对周边人群健康产生极大威胁^[3-4]。据统计,锡矿山地区受重金属污染耕地面积共有 2 054.9 hm²,其中已不再适合作为耕地利用的重度污染土壤面积达 1 112.3 hm²^[5]。因此,对锡矿山地区土壤重金属污染现状进行调查,并评价其生态风险是极其必要的。

土壤重金属污染不仅会引起生态环境质量恶化,还会影响农产品质量安全,重金属污染的农产品通过食物链传递进入人体,危害人类健康^[6]。采矿区和冶炼区周边是土壤重金属高风险区,研究表明锡矿山锑矿附近土壤中 Sb 浓度高达 5 045 mg·kg⁻¹,并伴有高浓度的 As 和 Hg 污染^[7]。矿区废水、灰尘中 Sb、As、Cd、Pb、Hg 和 Zn 的平均含量均超出湖南省背景值,Sb 是主要的生态风险因子^[8-9]。Sb 和 As 属于同一主族的非必需有毒元素,两者是锑类矿物中常见的伴生物,往往在采矿和冶炼锑矿过程中产生^[10]。由于具有致癌性,且对人类、微生物和植物均具有毒性,Sb 和 As 已被美国环境保护署(USEPA)和世界卫生组织(WHO)列为优先关注的污染物。研究表明,在锡矿山种植的水稻和蔬菜等作物对 Sb 和 As 存在不同程度的富集,给当地居民带来了健康风险^[11-12]。

重金属污染具有长期性、高毒性和隐蔽性等特点,土壤重金属污染修复是当前环境治理的关键问题。近年来,植物修复以其绿色、廉价和潜在经济效益等优点,迅速成为国内外生物修复研究的热点^[13]。目前,已有不少学者对生长于矿区的优势植物展开了

调查研究。Wan 等^[14]发现柔毛堇菜(*Viola principis*)对 Cd、Pb 和 As 具有超富集能力。张龙等^[15]发现延胡索(*Corydalis yanhusu*)、旱芹菜(*Carum bretschnideri*)和毛连菜(*Picris hieracioides*)对 Cd 有较强的富集和转运能力。由于人们对锑污染关注度不高,相关的植物修复技术还处于起步阶段^[16]。因此研究锡矿山优势植物对重金属的富集吸收特点,筛选出合适的修复植物种类,有利于提高该地区土壤重金属的修复效率。

鉴于此,本研究通过野外调查,采集锡矿山主要矿区表层土壤和优势植物,分析土壤、植物中重金属的含量,研究土壤重金属的来源和生态风险现状,探究优势植物对重金属的吸收与富集特性,初步筛选具有重金属富集与耐性的植物,以期为矿区污染土壤的环境治理和生态恢复提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

研究区域为湖南省冷水江市锡矿山,地处湖南中部,资江中游,雪峰山北段南麓。冷水江市属湘中丘陵区,地势呈南北高、中部低不对称的马鞍形,海拔 162~1 072 m,年平均气温 16 ℃,年平均降水 1 418 mm^[17]。

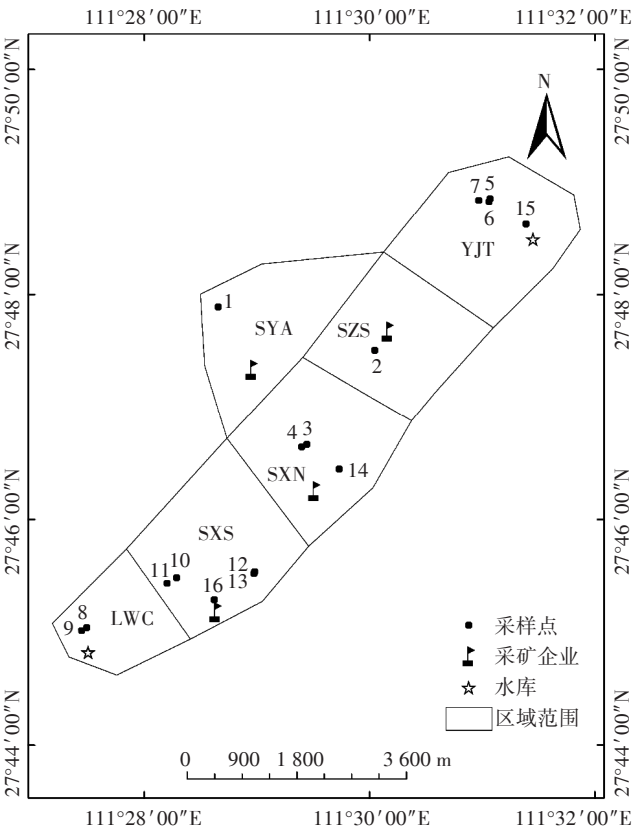
1.2 样品采集

1.2.1 土壤样品采集

锡矿山从北到南共设 16 个采样点,包括远离厂矿的盐井塘水库(YJT)、龙王池水库(LWC)附近的杂草地,以及现在仍然运行的厂矿森熠锑业(SYA)、冷水江市狮子山锑业(SZS)、锡矿山闪星锑业北矿区(SXN)和锡矿山闪星锑业南矿区(SXS)附近的杂草地。每个采样点的土壤样品采用 1 m×1 m 梅花五点采样法,螺旋取土器在样方四角及中心位置采集 0~20 cm 的表层土壤,混匀后用聚乙烯密封袋密封保存。采样点分布如图 1 所示。

1.2.2 植物样品的采集

采集土壤样方内具有代表性、数量较多的矿区优势植物,每种采集三株。将表层杂草、碎石等清除后,找出植株根系位置,距根系 5~10 cm 处将包裹根系的



YJT代表盐井塘水库区域;SYA代表森熠锡业区域;SZS代表冷水江市狮子山锡业区域;SXN代表锡矿山闪星锡业北矿区;SXS代表锡矿山闪星锡业南矿区;LWC代表龙王池水库区域
YJT represents the Yanjingtang reservoir area;SYA represents the Sangyi antimony industry area;SZS represents the Lengshuijiang Shizishan antimony industry area;SXN represents the northern mine of the Twinkling Star Antimony Company area;SXS represents the southern mine of the Twinkling Star Antimony Company area;LWC represents the Longwangchi reservoir area

图1 研究区土壤采样点分布

Figure 1 Distribution of soil sampling points in the research area

土壤完整挖出,植株用聚乙烯密封袋装好并标记。7种优势植物包括:小飞蓬(*Erigeron canadensis* L.)、蕨 [*Pteridium aquilinum* var. *latiusculum* (Desv.) Underw. ex Heller]、艾 (*Artemisia argyi* Lévl. et Van.)、苎麻 [*Boehmeria nivea* (L.) Gaudich.]、醉鱼草 (*Buddleja lindleyana* Fort)、黄花蒿 (*Artemisia annua* L.)和芒 (*Miscanthus sinensis* Anderss.)。

1.3 样品处理

1.3.1 土壤样品

土壤样品置于室内经自然风干、除杂后过100目尼龙网筛,装入聚乙烯密封袋保存备用。土壤中重金属Cr、Zn、Cd、Pb含量经HNO₃-HCl-HClO₄消解后,采用电感耦合等离子体质谱仪(iCAP Qc)进行测定。重金属As、Hg、Sb含量经王水消解后,采用原子荧光光

度计(AFS-2100)进行测定。Cr、Zn、Cd、Pb、As、Hg、Sb的检出限分别为0.240、0.970、0.002、0.240、0.001、0.002、0.010 mg·kg⁻¹。以环境标准土壤(GBW07407,中国标准物质检定中心)进行分析质量控制,质控样品的各重金属元素含量回收率均在92%~108%范围内。

1.3.2 植物样品

植物先用自来水清洗,再用去离子水反复清洗后自然晾干。将植物按器官分开,放入电热干燥箱105℃杀青30 min,再降温至65℃烘干至恒质量,碾碎,装入聚乙烯密封袋中备用。植株各器官样品中As和Sb含量采用HNO₃-HClO₄-H₂SO₄混酸湿法消解,原子荧光光度计(AFS-2100)测定。As和Sb的检测限值均为0.01 mg·kg⁻¹。

1.4 土壤重金属污染评价方法

1.4.1 潜在生态风险指数法

潜在生态风险指数法^[18]的计算公式为:

$$E_r^i = T_r^i \times \frac{C_i}{C_0} \quad (1)$$

$$RI = \sum_{i=1}^m E_r^i \quad (2)$$

式中: E_r^i 为单一金属潜在生态风险因子;RI为多金属综合潜在生态风险指数; C_i 为重金属含量; C_0 为湖南土壤背景值; T_r^i 为某重金属的毒性响应系数^[19],Sb、As、Cd、Cr、Hg、Pb、Zn的毒性响应系数分别为7、10、30、2、40、5、1。 E_r^i 和RI的评价分级标准见表1。

1.4.2 人体健康风险评价

土壤中的重金属可以通过经口摄入、皮肤接触和呼吸吸入途径进入人体。人体日均暴露ADD_{经口摄入}、ADD_{皮肤接触}、ADD_{呼吸吸入}(mg·kg⁻¹·d⁻¹)计算公式^[20-21]分别为:

$$ADD_{\text{经口摄入}} = \frac{C_i \times IR \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (3)$$

表1 重金属污染潜在生态风险指数法评价分级标准

Table 1 Classification criteria of potential ecological risk index method for heavy metal pollution

单一潜在生态风险因子 Single ecological risk factor(E_r^i)		综合潜在生态风险指数 Comprehensive ecological risk index (RI)	
等级 Grade	得分 Score	等级 Grade	得分 Score
低生态风险	$E_r^i < 40$	低生态风险	$RI < 150$
中等生态风险	$40 \leq E_r^i < 80$	中等生态风险	$150 \leq RI < 300$
较高生态风险	$80 \leq E_r^i < 160$	较高生态风险	$300 \leq RI < 600$
高生态风险	$160 \leq E_r^i < 320$	高生态风险	$600 \leq RI < 1200$
极高生态风险	$E_r^i \geq 320$	极高生态风险	$RI \geq 1200$

$$\text{ADD}_{\text{皮肤接触}} = \frac{C_i \times \text{SA} \times \text{AF} \times \text{ABS} \times \text{CF} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{BW} \times \text{AT}} \quad (4)$$

$$\text{ADD}_{\text{呼吸吸入}} = \frac{C_i \times \text{PM}_{10} \times \text{DAIR} \times \text{PIAF} \times \text{FSPO} \times \text{CF} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{BW} \times \text{AT}} \quad (5)$$

公式(3)、(4)和(5)中: C_i 为土壤中重金属 i 的含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;其他参数取值参考我国《污染场地风险评估技术导则》中暴露评价推荐值^[22]和美国环保署暴露因子手册^[20](表2)。

重金属的健康风险评价结果分为两种:一种是非致癌效应,用单种重金属 i 的非致癌风险指数(HQ_i)及多种重金属总非致癌风险指数(HI)表示;另外一种致癌效应,用单种重金属 i 的致癌风险度(CR_i)和

总致癌风险度(CRI)表示。公式如下:

$$\text{HQ}_i = \sum_{j=1}^n \frac{\text{ADD}_{ij}}{\text{RfD}_{ij}} \quad (6)$$

$$\text{HI} = \sum_{i=1}^7 \text{HQ}_i \quad (7)$$

$$\text{CR}_i = \sum_{j=1}^n \text{ADD}_{ij} \times \text{SF}_{ij} \quad (8)$$

$$\text{CRI} = \sum_{i=1}^4 \text{CR}_i \quad (9)$$

公式(6)~(9)中: i 为重金属元素; j 为某种暴露途径; ADD_{ij} 为重金属 i 在第 j 种暴露途径下的日均暴露量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; RfD 为参考剂量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; SF 为不同暴露途径下致癌风险斜率因子, $\text{kg} \cdot \text{d} \cdot \text{mg}^{-1}$;参考值见表3^[21,23]。若土壤中重金属的 HQ_i 和 HI 小于1,说明非致癌健康风险可以忽略;若大于1,说明存在非致癌健康风险;若大于10,说明有慢性致毒效应。若土壤中重金属的 CR_i 和 CRI 小于可接受致癌风险水平 $10^{-6} \sim 10^{-4}$,说明对人群健康没有负面影响^[22]。

1.5 优势植物富集和转移能力分析

富集系数(Enrichment coefficient, EC)、转运系数(Transfer factor, TF)和根系滞留率^[24]的计算公式如下:

$$\text{EC} = (C_1 + C_2) / C_3 \quad (10)$$

$$\text{TF} = C_1 / C_2 \quad (11)$$

$$\text{根系滞留率} = (C_2 - C_1) / C_2 \quad (12)$$

式中: C_1 为植物地上部分重金属含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; C_2 为植物地下部分的重金属含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; C_3 为土壤中的重金属含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1.6 统计分析

采用Microsoft Office Excel 2010对基础数据进行整理, ArcGIS用于编制样本分布图, PASW Statistics 18.0对数据进行统计分析和相关性分析,采用Origin 2019进行主成分分析和制图。

表2 健康风险评价模型暴露参数

Table 2 Model exposure parameters of health risk assessment

评价参数 Evaluation parameters	参考值 Reference	
	成人 Adult	儿童 Children
土壤摄入率 $\text{IR}/(\text{mg} \cdot \text{d}^{-1})$	100	200
转换因子 $\text{CF}/(\text{kg} \cdot \text{mg}^{-1})$	10^{-6}	10^{-6}
暴露频率 $\text{EF}/(\text{d} \cdot \text{a}^{-1})$	365	365
暴露年限 ED/a	24	6
平均体质量 BW/kg	56.8	15.9
平均接触时间 AT/d	26 280(致癌) 9 125(非致癌)	26 280(致癌) 9 125(非致癌)
暴露皮肤表面积 SA/cm^2	5 075	2 448
皮肤土壤黏附系数 $\text{AF}/(\text{mg} \cdot \text{cm}^{-2})$	0.2	0.2
皮肤吸收效率因子 ABS (无量纲)	0.001	0.001
空气中可吸入悬浮颗粒物含量 $\text{PM}_{10}/(\text{mg} \cdot \text{cm}^{-3})$	0.15	0.15
人每日空气呼吸量 $\text{DAIR}/(\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1})$	15	7.5
吸入颗粒物在人体内滞留比例 PIAF (无量纲)	0.75	0.75
空气中来自土壤的颗粒物所占比例 FSPO (无量纲)	0.5	0.5

表3 重金属不同暴露途径的参考剂量(RfD , $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)和斜率系数(SF , $\text{kg} \cdot \text{d} \cdot \text{mg}^{-1}$)

Table 3 Reference doses(RfD , $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) and slope coefficient(SF , $\text{kg} \cdot \text{d} \cdot \text{mg}^{-1}$) of different exposure pathways for heavy metals

重金属 Heavy metals	经口摄入 Oral ingestion		皮肤接触 Dermal absorption		呼吸吸入 Inhalation	
	RfD	SF	RfD	SF	RfD	SF
Cd	1.00×10^{-3}	6.10	1.00×10^{-5}	6.10	2.40×10^{-6}	6.30
Pb	3.50×10^{-3}	8.5×10^{-3}	5.25×10^{-4}	1.7×10^{-2}	3.52×10^{-3}	4.20×10^{-2}
Zn	3.00×10^{-1}	—	6.00×10^{-2}	—	3.00×10^{-1}	—
As	3.00×10^{-4}	1.50	1.23×10^{-4}	3.66	3.01×10^{-4}	15.1
Cr	3.00×10^{-3}	5.01×10^{-1}	6.00×10^{-5}	20.00	2.86×10^{-5}	42.0
Hg	3.00×10^{-4}	—	2.10×10^{-5}	—	7.66×10^{-5}	—
Sb	4.00×10^{-4}	—	8.00×10^{-6}	—	1.40×10^{-4}	—

2 结果与讨论

2.1 土壤重金属含量及污染程度

锡矿山土壤重金属含量如表4所示,呈Sb>Zn>Cr>Pb>As>Cd>Hg,均已超过湖南省土壤背景值,分别为背景值的557.8、2.6、1.3、2.7、3.0、55.0倍和25.8倍,说明采样点土壤均受到不同程度的污染,与何孟常等^[25]研究结果一致。

所采集的土壤中,Sb、Cd和Hg的超标率达到100%,且变异系数较大,说明其在土壤中分布不均匀,积累效应明显,受人类活动影响最大。Sb的采矿和冶炼活动经常产生以硫化物形式存在的残留物,其含有高水平的Sb,如辉锑矿,冶炼厂的废气通过沉降进入表层土壤,废渣通过雨水的淋溶渗滤作用使表层土壤重金属富集,以上可能是土壤Sb含量远远高于背景值的原因^[26]。

2.2 土壤重金属元素特征及来源分析

对16个土壤样品的Cr、Zn、Cd、Pb、As、Hg和Sb含量特征值进行主成分分析(图2)。结果显示,大于1的特征值共有2个,其对应的2个主成分累积贡献

了总变量的76.8%,表明前2个主要成分可代表原始数据的大部分特征信息。第1主成分的贡献率为56.4%,因子变量在Zn、Cd、Pb和As的含量上具有较高的载荷量,载荷量分别达到0.942、0.905、0.865和0.761。此外,Pearson相关性分析表明Zn与Cd、Pb、As之间相关性达到极显著水平($P<0.01$,表5),表明Zn和Cd、Pb、As具有相同的来源。另外,从表4可以看出,Zn、Cd、Pb和As的高含量点位主要集中在锡矿山闪星锑业南矿区(样点11、13、16)。这些点位受到闪星锑业锑矿开采和冶炼工业活动中产生的“三废”影响。因而,从Zn、Cd、Pb和As对第1主成分的贡献来看,PC1代表采矿、冶炼等相关人为活动过程对土壤的重金属污染。第2主成分的贡献率为20.4%,主要表现在Hg和Sb的含量上具有较高的载荷量,两元素之间无显著相关性($P<0.05$,表5)。Hg和Sb的含

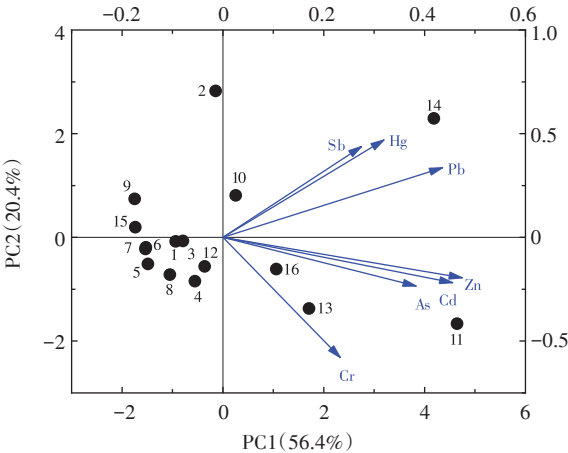


图2 土壤样品重金属含量主成分分析
Figure 2 Principal component analysis of the total heavy metal concentrations

表4 锡矿山土壤重金属含量(mg·kg⁻¹)

Table 4 Contents of heavy metals in soils of Xikuangshan(mg·kg⁻¹)

样点 Sampling point	Cr	Zn	Cd	Pb	As	Hg	Sb
1	75.69	84.38	1.26	42.42	52.68	0.77	338.88
2	53.24	120.95	3.95	117.49	18.14	3.40	6 765.40
3	81.14	111.84	1.46	56.66	42.32	0.78	825.22
4	103.02	115.12	1.60	60.48	32.68	0.82	741.48
5	92.79	87.53	0.30	29.40	11.71	0.17	82.33
6	84.91	96.25	0.76	35.56	11.17	0.22	69.84
7	85.44	118.28	0.65	33.49	9.16	0.13	67.01
8	91.56	102.40	0.87	31.74	36.90	0.17	61.00
9	55.28	95.24	1.00	26.62	30.95	0.21	39.52
10	80.54	213.45	2.81	53.96	50.05	1.46	5 989.17
11	110.37	997.36	23.01	177.65	75.69	1.59	4 349.83
12	83.64	225.03	4.23	37.09	50.40	0.95	514.09
13	88.80	524.52	12.16	76.79	87.56	1.35	649.64
14	89.10	578.00	9.34	302.00	64.30	21.60	3 470.00
15	76.60	84.20	0.41	30.80	9.25	0.48	161.00
16	91.60	331.00	6.55	62.80	77.90	2.96	2 475.00
平均值	83.98	242.85	4.40	73.44	41.30	2.32	1 662.46
标准差	14.64	254.45	6.05	72.57	25.90	5.23	2 259.60
变异系数/%	17	105	138	99	63	225	136
湖南背景值	67	95	0.08	27	14	0.09	2.98

表5 重金属相关性分析

Table 5 Correlation analysis of heavy metals

重金属 Heavy metal	Cr	Zn	Cd	Pb	As	Hg	Sb
Cr	1						
Zn	0.526*	1					
Cd	0.471	0.983**	1				
Pb	0.220	0.710**	0.640**	1			
As	0.371	0.726**	0.724**	0.447	1		
Hg	0.063	0.404	0.289	0.888**	0.311	1	
Sb	-0.134	0.407	0.432	0.541*	0.269	0.352	1

注: *在0.05水平(双尾)相关性显著; **在0.01水平(双尾)相关性显著。
Notes: * At the level of 0.05 (double tails), the correlation was significant; ** At 0.01 level (double tails), the correlation was significant.

量均值高于背景值,高含量点位主要集中在锡矿山闪星锑业北矿区(样点14)和狮子山锑业(样点2)。这可能是由于周边冶炼厂在锑生产和运输过程中产生的废气、废渣等受大气沉降等作用直接或间接地污染周边地区。因此PC2也属人为污染源,但与PC1的人为污染来源不一致。

综上,多元统计分析表明锡矿山地区的采矿、工业活动和其他人为因素是影响土壤Zn、Cd、Pb、As、Sb和Hg含量的主要原因,但重金属污染来源并不完全一致。

2.3 土壤重金属潜在生态风险评价

研究区域内7种土壤重金属的潜在生态风险因子 E_i 和综合潜在生态风险指数RI如图3所示。重金属Cr、Zn、Pb和As的平均潜在生态风险因子小于40,属低生态风险;重金属Sb、Cd和Hg的平均潜在生态风险因子大于320,属极高生态风险。因此结合土壤中重金属的含量(表4),Sb、Cd和Hg是该地区土壤主要的污染风险元素,可能会对当地的生态环境和人体健康带来危害。

研究区域各样点总重金属的RI分布范围为398.63~21 364.11,存在较高至极高的生态风险,以较高和极高为主,所占比例达到31.25%和62.50%。盐井塘水库和龙王池区域(样点5、6、7、8、9)的RI值介于300~600之间,生态风险相比其他样点低,可能是由于这两个地区距矿区较远。森熠锑业、狮子山锑业和闪星锑业区域(样点1、2、3、4、10、11、12、13、14、16)的RI值均大于1200,具有极高生态风险,说明企业长期的采矿、选矿和生产活动导致周边土壤重金属生态风险

较高。

2.4 人体健康风险评价

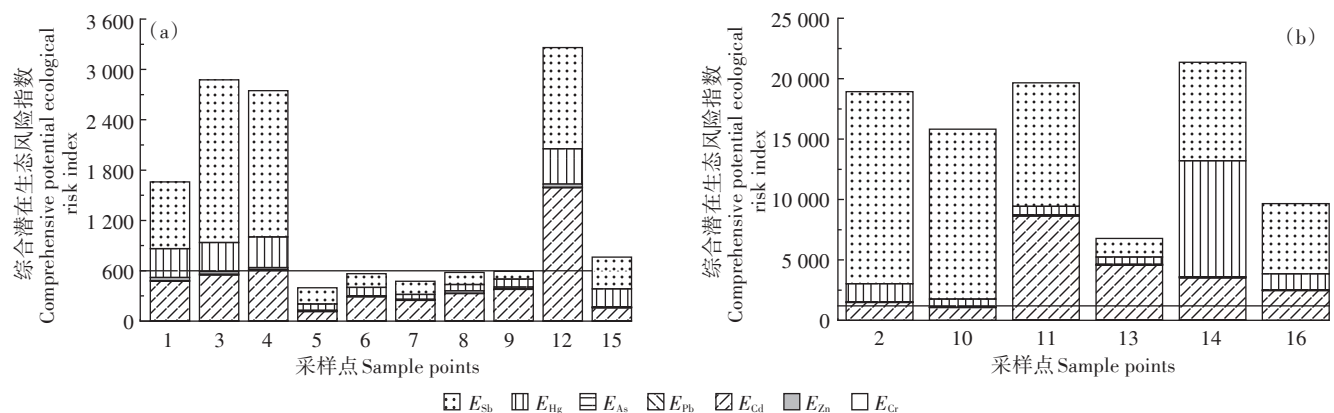
2.4.1 人体健康非致癌风险评价

非致癌风险如表6所示。成人和儿童的 HQ_i 值均表现为:经口摄入>皮肤接触>呼吸吸入,表明经口摄入是锡矿山地区非致癌风险的主要途径。不同重金属非致癌风险因子大小表现为 $Sb>As>Cr>Pb>Hg>Cd>Zn$,其中成人和儿童的 HQ_{Sb} 值分别为7.32、52.3,其余6种重金属 HQ_i 值均小于1,说明Sb是研究区土壤中主要的非致癌重金属元素,其他重金属对人体健康尚不存在非致癌风险。成人和儿童的HI平均值大于1,表明该区土壤重金属整体对成人和儿童构成非致癌健康风险。综上,研究区域土壤重金属非致癌风险中经口摄入是主要暴露途径,Sb是研究区土壤中主要非致癌因子,尤其对儿童有较大的非致癌健康威胁。Sb具有慢性毒性^[27],需要当地居民给予重视,加强对Sb的风险防控。

2.4.2 人体健康致癌风险评价

三种途径下重金属元素Cr、Cd、Pb和As致癌风险如表6所示。成人和儿童的同一元素不同暴露途径的 CR_i 大小与非致癌风险相同,经口摄入途径中,重金属致癌风险度表现为 $As>Cr>Cd>Pb$; CR_i 均值在可接受范围,说明单项重金属对人体健康尚不存在致癌风险。从致癌风险总指数来看,儿童的CRI超过致癌风险阈值,主要由As的经口摄入途径导致。进一步说明经口摄入是重金属危害人体健康的主要途径,已经对当地儿童产生了致癌风险。

综上所述,经口摄入途径是主要危害途径,且儿



图a和图b中黑色辅助线分别表示综合潜在生态风险指数RI达到600和1200

The black auxiliary lines in Figure (a) and Figure (b) show that the comprehensive potential ecological risk index RI reaches 600 and 1200, respectively

图3 土壤重金属潜在生态风险评价

Figure 3 Potential ecological risk assessment of heavy metals in soil

表6 致癌与非致癌风险值
Table 6 Carcinogenic and non-carcinogenic risk values

指标 Index	经口摄入 Oral ingestion		皮肤接触 Dermal absorption		呼吸吸入 Inhalation	
	成人 Adults	儿童 Children	成人 Adults	儿童 Children	成人 Adults	儿童 Children
HQ _{Cr}	$4.93 \times 10^{-2} \pm 8.59 \times 10^{-3}c$	$3.52 \times 10^{-1} \pm 6.14 \times 10^{-2}a$	$2.50 \times 10^{-2} \pm 4.36 \times 10^{-3}d$	$4.31 \times 10^{-2} \pm 7.52 \times 10^{-3}cd$	$4.36 \times 10^{-2} \pm 7.61 \times 10^{-3}cd$	$7.79 \times 10^{-2} \pm 1.36 \times 10^{-2}b$
HQ _{Zn}	$1.43 \times 10^{-3} \pm 1.49 \times 10^{-3}b$	$1.02 \times 10^{-3} \pm 1.07 \times 10^{-3}a$	$7.23 \times 10^{-5} \pm 7.58 \times 10^{-5}b$	$1.25 \times 10^{-4} \pm 1.31 \times 10^{-4}b$	$1.20 \times 10^{-5} \pm 1.26 \times 10^{-5}b$	$2.15 \times 10^{-5} \pm 2.25 \times 10^{-5}b$
HQ _{Cd}	$7.74 \times 10^{-3} \pm 1.06 \times 10^{-2}c$	$5.53 \times 10^{-2} \pm 7.61 \times 10^{-2}a$	$7.86 \times 10^{-3} \pm 1.08 \times 10^{-2}c$	$1.35 \times 10^{-2} \pm 1.86 \times 10^{-2}bc$	$2.72 \times 10^{-2} \pm 3.74 \times 10^{-2}abc$	$4.86 \times 10^{-2} \pm 6.69 \times 10^{-2}ab$
HQ _{Pb}	$3.69 \times 10^{-2} \pm 3.65 \times 10^{-2}b$	$2.64 \times 10^{-1} \pm 2.61 \times 10^{-1}a$	$2.50 \times 10^{-3} \pm 2.47 \times 10^{-3}b$	$4.31 \times 10^{-3} \pm 4.26 \times 10^{-3}b$	$3.10 \times 10^{-4} \pm 3.06 \times 10^{-4}b$	$5.54 \times 10^{-4} \pm 5.47 \times 10^{-4}b$
HQ _{As}	$2.42 \times 10^{-1} \pm 1.52 \times 10^{-1}b$	$1.73 \times 10^0 \pm 1.09 \times 10^0a$	$6.00 \times 10^{-3} \pm 6.00 \times 10^{-3}b$	$1.03 \times 10^{-2} \pm 6.48 \times 10^{-3}b$	$2.04 \times 10^{-3} \pm 1.28 \times 10^{-3}b$	$3.64 \times 10^{-3} \pm 2.28 \times 10^{-3}b$
HQ _{Hg}	$1.36 \times 10^{-2} \pm 3.07 \times 10^{-3}b$	$9.71 \times 10^{-2} \pm 2.19 \times 10^{-1}a$	$1.97 \times 10^{-3} \pm 4.45 \times 10^{-3}b$	$3.40 \times 10^{-3} \pm 7.67 \times 10^{-3}b$	$4.49 \times 10^{-4} \pm 1.01 \times 10^{-3}b$	$8.02 \times 10^{-4} \pm 1.81 \times 10^{-3}b$
HQ _{Sb}	$7.32 \times 10^0 \pm 9.95 \times 10^0b$	$5.23 \times 10^1 \pm 7.11 \times 10^1a$	$3.71 \times 10^0 \pm 5.05 \times 10^0b$	$6.40 \times 10^0 \pm 8.70 \times 10^0b$	$1.76 \times 10^{-1} \pm 2.40 \times 10^{-1}b$	$3.15 \times 10^{-1} \pm 4.28 \times 10^{-1}b$
HI	$7.67 \times 10^0 \pm 1.00 \times 10^1b$	$5.48 \times 10^1 \pm 7.16 \times 10^1a$	$3.76 \times 10^0 \pm 5.06 \times 10^0b$	$6.47 \times 10^0 \pm 8.71 \times 10^0b$	$2.50 \times 10^{-1} \pm 2.59 \times 10^{-1}b$	$4.47 \times 10^{-1} \pm 4.62 \times 10^{-1}b$
CR _{Cr}	$2.47 \times 10^{-5} \pm 4.31 \times 10^{-6}b$	$4.41 \times 10^{-5} \pm 7.69 \times 10^{-6}a$	$1.00 \times 10^{-5} \pm 1.74 \times 10^{-6}d$	$4.31 \times 10^{-6} \pm 7.52 \times 10^{-7}e$	$1.75 \times 10^{-5} \pm 3.05 \times 10^{-6}c$	$7.80 \times 10^{-6} \pm 1.36 \times 10^{-6}de$
CR _{Cd}	$1.57 \times 10^{-5} \pm 2.16 \times 10^{-5}ab$	$2.81 \times 10^{-5} \pm 3.87 \times 10^{-5}a$	$1.60 \times 10^{-7} \pm 2.20 \times 10^{-7}b$	$6.88 \times 10^{-8} \pm 9.47 \times 10^{-8}b$	$1.37 \times 10^{-7} \pm 1.89 \times 10^{-7}b$	$6.12 \times 10^{-8} \pm 8.42 \times 10^{-8}b$
CR _{Pb}	$3.66 \times 10^{-7} \pm 3.62 \times 10^{-7}b$	$6.54 \times 10^{-7} \pm 6.47 \times 10^{-7}a$	$7.44 \times 10^{-9} \pm 7.35 \times 10^{-9}c$	$3.20 \times 10^{-9} \pm 3.17 \times 10^{-9}c$	$1.53 \times 10^{-8} \pm 1.51 \times 10^{-8}c$	$6.82 \times 10^{-9} \pm 6.74 \times 10^{-9}c$
CR _{As}	$3.64 \times 10^{-5} \pm 2.28 \times 10^{-5}b$	$6.49 \times 10^{-5} \pm 4.07 \times 10^{-5}a$	$9.00 \times 10^{-7} \pm 5.65 \times 10^{-7}c$	$3.88 \times 10^{-7} \pm 2.43 \times 10^{-7}c$	$3.09 \times 10^{-6} \pm 1.94 \times 10^{-6}c$	$1.38 \times 10^{-6} \pm 8.65 \times 10^{-7}c$
CRI	$7.72 \times 10^{-5} \pm 4.36 \times 10^{-5}b$	$1.38 \times 10^{-4} \pm 7.79 \times 10^{-5}a$	$1.11 \times 10^{-5} \pm 2.17 \times 10^{-6}c$	$4.77 \times 10^{-6} \pm 9.33 \times 10^{-7}c$	$2.07 \times 10^{-5} \pm 4.31 \times 10^{-6}c$	$9.25 \times 10^{-6} \pm 1.92 \times 10^{-6}c$

注:同行不同小写字母表示差异显著($P < 0.05$)。

Notes: Different lowercase letters in a line indicate significant differences at $P < 0.05$ level.

童的健康风险明显高于成人,土壤中重金属Sb和As分别是非致癌健康风险、致癌健康风险主要因子。矿区开采产生的“三废”使周边土壤累积大量重金属,当地居民通过农业活动与其直接接触,对人体造成健康风险^[28]。儿童健康风险明显大于成人,可能是由于儿童好动造成其与土壤主动接触几率高于成人^[29]。相关部门需加强对矿区的监督,制定土壤修复策略,减少人体对重金属的吸收量^[30]。

2.5 不同优势植物各部位对重金属的累积能力差异

研究区不同优势植物各部位As、Sb含量(表7)表明,苎麻、醉鱼草、黄花蒿、小飞蓬、艾和芒对Sb的累积量远远超过As,可能与土壤中Sb和As形态不同有关^[4]。不同植物对重金属的吸收转运差异必然会影响植物体内重金属的分布,苎麻、醉鱼草、黄花蒿、艾和小飞蓬对重金属As和Sb的富集集中在叶,从植物生理学角度看,叶的重金属含量一般高于茎,这可能是植物重金属耐性的一种对策,通过落叶将重金属排除体外^[31]。蕨和芒中As主要富集在根部,研究表明,土壤的污染导致芒根部形成一层明显的土壤胶体包膜,促进根对As的吸收^[32]。蕨将重金属积累于根部,可减少重金属对蕨光合作用及新陈代谢活性的毒害^[24]。

2.6 不同优势植物重金属吸收转运特征

植物对重金属的富集转化效率是选择修复植物的关键因素^[33]。由图4(a)可见,不同植物对As富集能力表现为:蕨>小飞蓬>黄花蒿>苎麻>艾>醉鱼草>芒,蕨、小飞蓬、黄花蒿、苎麻和艾的EC_{As}值均大于1,

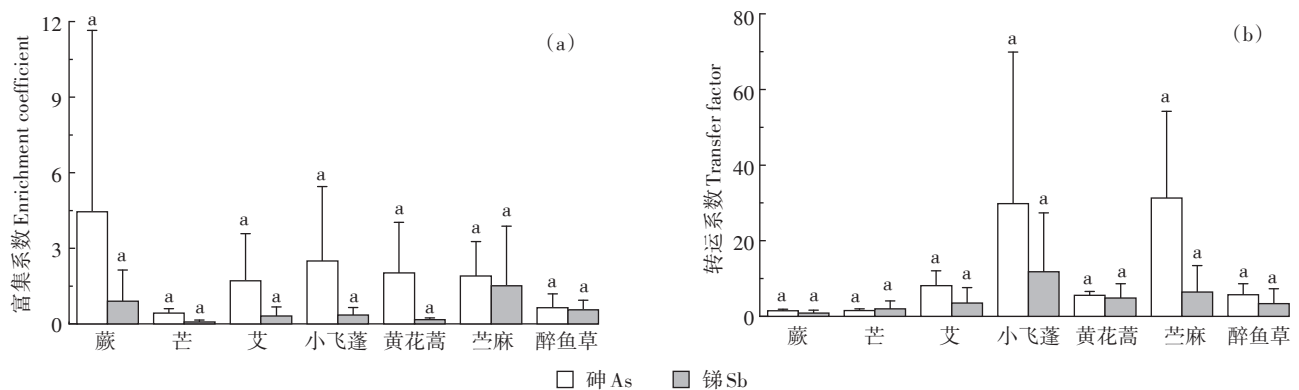
其中蕨对As的富集能力最强,EC_{As}均值达4.45。杨桂英^[34]的研究表明,蕨对Sb和As积累效应明显,适合作矿山的修复植物。植物对Sb富集能力表现为:苎麻>蕨>醉鱼草>小飞蓬>艾>黄花蒿>芒,苎麻表现出较强的Sb富集能力,EC_{Sb}均值达1.51。可见,苎麻对Sb具有较强的富集能力,但其对As的富集能力强于Sb,与王晓丽等^[35]、余玮等^[36]的研究结果相同。

由图4(b)可知,七种优势植物的TF_{As}均值大于1,表现为:苎麻>小飞蓬>艾>醉鱼草>黄花蒿>芒>蕨,其中苎麻和小飞蓬对As的转运能力最强。对Sb的转运能力则表现为:小飞蓬>苎麻>黄花蒿>艾>醉鱼草>芒>蕨,其中小飞蓬和苎麻对Sb的转运能力最强。结果表明,小飞蓬和苎麻对As和Sb具有较强的转运能力,可以减少根系中重金属含量,从而适应土壤中高含量的复合污染。

本研究中苎麻对As、Sb的TF和EC值均大于1,说明苎麻对复合重金属As和Sb具有一定的耐性,转运和吸收土壤As和Sb的能力较强。矿区的苎麻对As的TF和EC均高于Sb,可能因为土壤中Sb含量的增加抑制了As向植物的迁移,而Sb向植物的迁移不随土壤Sb含量增加而增加^[37];苎麻能在重金属污染土壤中生长期并且成为矿区内的优势植物,且未表现出重金属所产生的毒害作用,可能与其长期生长在高含量的土壤重金属环境中所形成的生理机制有关,其能将有毒离子分布在特定的组织、器官或细胞中,并形成难溶性的化合物或特定的有机化合物^[38]。

表7 植物中的重金属As、Sb含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
Table 7 Contents of As and Sb in plants($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

植物 Plant	分布样点 Distribution sample	As			Sb		
		根 Root	茎 Stem	叶 Leaf	根 Root	茎 Stem	叶 Leaf
蕨	1	6.64	2.24	10.08	44.62	31.11	46.38
	2	1.70	0.54	2.04	78.86	14.39	14.28
	8	232.18	29.82	209.00	92.77	21.11	27.30
	Mean±SD	80.17±131.66	10.87±16.44	73.71±117.24	72.09±24.78	22.20±8.41	29.32±16.15
芒	2	2.83	1.09	4.57	39.39	12.96	9.90
	6	1.05	0.61	1.00	5.34	2.68	2.64
	14	18.22	2.88	16.14	58.78	26.70	230.13
	Mean±SD	7.37±9.44	1.52±1.19	7.24±7.92	34.50±27.05	14.12±12.05	80.89±129.30
艾	10	10.74	9.06	30.01	42.15	23.76	74.76
	12	17.44	19.74	156.00	40.02	37.93	284.89
	15	0.23	1.06	1.43	26.19	1.45	2.42
	Mean±SD	9.47±8.67	9.95±9.37	62.48±82.24	36.12±8.66	21.05±18.39	120.69±146.73
小飞蓬	3	3.26	26.84	219.76	18.06	232.46	301.90
	5	4.62	1.84	2.45	13.79	5.69	4.78
	11	4.48	4.85	52.80	55.40	36.16	239.00
	Mean±SD	4.12±0.75	11.18±13.65	91.67±113.75	29.08±22.89	91.44±123.08	181.89±156.58
黄花蒿	4	18.88	5.26	117.40	60.75	29.80	76.44
	7	0.85	1.18	3.67	2.67	3.59	6.24
	11	15.34	10.31	59.00	36.61	34.05	298.00
	Mean±SD	11.69±9.55	5.58±4.57	60.02±56.87	33.34±29.18	22.48±16.50	126.89±152.28
苎麻	9	3.42	3.82	13.51	107.16	36.91	23.87
	10	1.71	5.18	76.46	10.23	25.99	118.79
	12	4.05	18.16	148.00	23.80	18.65	91.10
	Mean±SD	3.06±1.21	9.06±7.92	79.32±67.29	47.06±52.48	27.19±9.19	77.92±48.81
醉鱼草	8	2.74	1.54	7.00	20.99	3.39	21.61
	13	11.35	6.87	93.70	264.27	28.08	225.00
	16	4.33	6.65	16.03	32.43	62.31	194.09
	Mean±SD	6.14±4.58	5.02±3.02	38.91±47.67	105.90±137.27	31.26±29.59	146.90±109.60



相同小写字母表示差异不显著($P<0.05$)
The same lowercase letters indicate no significant differences($P<0.05$)

图4 优势植物的富集系数和转运系数

Figure 4 Enrichment coefficient and transfer factor of plants

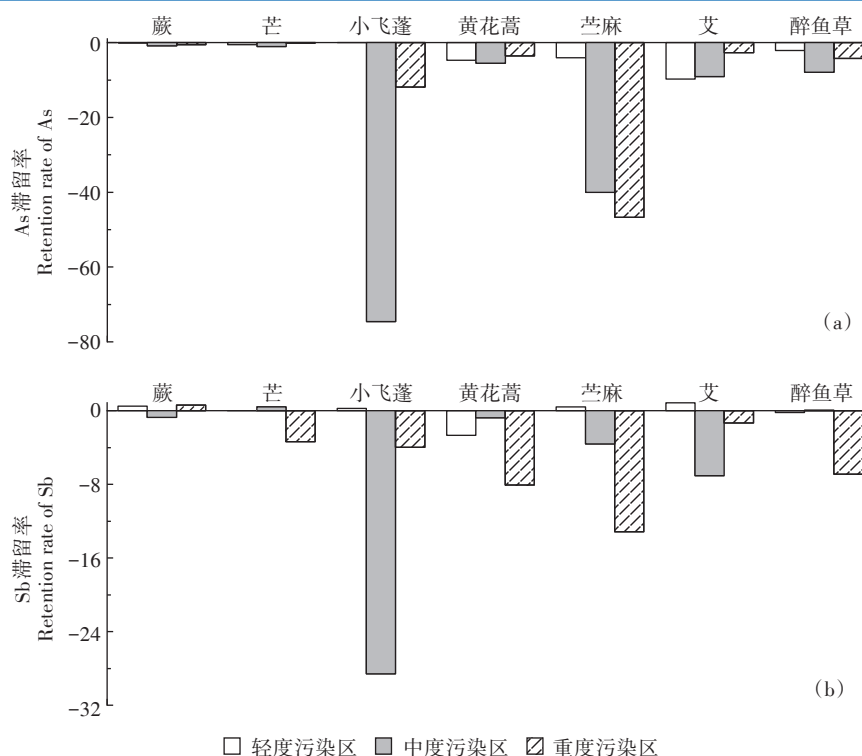


图5 根系As和Sb的滞留率

Figure 5 Retention rate of As and Sb in roots

2.7 植物根部滞留效应的胁迫反应分析

将研究区域内的样点根据综合生态风险指数进行污染区划分,样点5、6、7、8、9、15为轻度污染区,样点1、3、4、12、13为中度污染区,样点2、10、11、14、16为重度污染区,对各污染区域优势植物的根系滞留率进行分析(图5)。

轻度污染区中,植物对As的滞留效应表现为小飞蓬>芒>蕨>醉鱼草>苎麻>黄花蒿>艾,对Sb的滞留效应为艾>蕨>苎麻>小飞蓬>芒>醉鱼草>黄花蒿。表明在轻度污染区中,黄花蒿对As和Sb的滞留效应都相对较小。

中度污染区中,植物对As的滞留效应为蕨>芒>黄花蒿>醉鱼草>艾>苎麻>小飞蓬,对Sb的滞留效应为醉鱼草>芒>蕨>黄花蒿>苎麻>艾>小飞蓬。小飞蓬对As和Sb的滞留率为-7 456.44%、-2 858.11%,远低于其他六种植物。

重度污染区中,植物对As的滞留效应为芒>蕨>艾>黄花蒿>醉鱼草>小飞蓬>苎麻,对Sb的滞留效应为蕨>艾>芒>小飞蓬>醉鱼草>黄花蒿>苎麻。苎麻对As和Sb的滞留率分别为-4 675.91%、-1 314.87%,具有修复土壤重金属的潜力。

因此,黄花蒿、小飞蓬和苎麻三种植物适合作为

矿山不同污染水平的修复植物。其中,苎麻在三个区域中根系滞留率都较低,表明苎麻是锡矿山进行植物修复土壤As和Sb复合污染的良好种质资源。

3 结论

(1)锡矿山土壤重金属Sb、Cd、Hg、As、Pb、Zn、Cr七种元素平均值均超过湖南省土壤背景值,Sb、Cd和Hg的超标率达到100%。多元统计分析表明Sb、Hg、Zn、Cd、Pb、As的含量主要受人为活动的影响,但重金属污染来源并不完全一致,存在复合污染。

(2)重金属潜在生态风险评价结果表明,研究区Sb、Cd和Hg是极高的生态风险因子。空间上森熠锑业、狮子山锑业和闪星锑业区域的潜在生态风险达到极高等级。

(3)重金属人体健康风险评价结果表明,经口摄入是土壤重金属暴露的主要途径,并且儿童受到的非致癌和致癌风险均高于成人。重金属对成人和儿童均具有非致癌风险,Sb是主要的非致癌风险因子。儿童的致癌风险总指数已超出阈值,As是主要的致癌风险因子。

(4)苎麻对重金属Sb和As有较强的富集和转运能力,叶片是主要的富集部位,且对复合重金属As和

Sb具有一定的耐性,可以作为锡矿山地区重金属污染修复物种。

参考文献:

- [1] Yu Z Z, Liu E F, Lin Q, et al. Comprehensive assessment of heavy metal pollution and ecological risk in lake sediment by combining total concentration and chemical partitioning[J]. *Environment Pollution*, 2021, 269(1):116-212.
- [2] He M C, Wang X Q, Wu F C, et al. Antimony pollution in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2012, 421/422(4):41-50.
- [3] Liang Z W, Hua Z S, Jia P, et al. Strong associations between biogeochemical factors and Sb species in sediments of the world's largest Sb mine (Xikuangshan) in China[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2018, 123(5):1548-1556.
- [4] Pierart A, Shahid M, Séjalon-Delmas N, et al. Antimony bioavailability: Knowledge and research perspectives for sustainable agricultures[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, 289(30):219-234.
- [5] 李三中, 徐华勤, 陈建安, 等. 某矿区砷碱渣堆场周边土壤重金属污染评价及潜在生态风险分析[J]. *农业环境科学学报*, 2017, 36(6):1141-1148. LI San-zhong, XU Hua-qin, CHEN Jian-an, et al. Pollutions and potential ecological risk of heavy metals in soils around waste arsenic-containing alkaline sites[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(6):1141-1148.
- [6] 赵方杰, 谢婉滢, 汪鹏. 土壤与人体健康[J]. *土壤学报*, 2020, 57(1):1-11. ZHAO Fang-jie, XIE Wan-ying, WANG Peng. Soil and human health[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2020, 57(1):1-11.
- [7] He M C. Distribution and phytoavailability of antimony at an antimony mining and smelting area, Hunan, China[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2007, 29(3):209-219.
- [8] Zhou S J, Deng R J, Hursthouse A. Risk assessment of potentially toxic elements pollution from mineral processing steps at Xikuangshan antimony plant, Hunan, China[J]. *Processes*, 2020, 8(1):29.
- [9] Zhou S J, Hursthouse A, Chen T S. Pollution characteristics of Sb, As, Hg, Pb, Cd, and Zn in soils from different zones of Xikuangshan antimony mine[J]. *Journal of Analytical Methods in Chemistry*, 2019, 2019(2):1-9.
- [10] Yang H L, He M C, Wang X Q. Concentration and speciation of antimony and arsenic in soil profiles around the world's largest antimony metallurgical area in China[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2015, 37(1):21-33.
- [11] Wu T L, Cui X D, Cui P X, et al. Speciation and location of arsenic and antimony in rice samples around antimony mining area[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 252(2):1439-1447.
- [12] Zeng D F, Zhou S J, Ren B Z, et al. Bioaccumulation of antimony and arsenic in vegetables and health risk assessment in the superlarge antimony-mining area, China[J]. *Journal of Analytical Methods in Chemistry*, 2015(9):1-9.
- [13] 陈保冬, 赵方杰, 张莘, 等. 土壤生物与土壤污染研究前沿与展望[J]. *生态学报*, 2015, 35(20):6604-6613. CHEN Bao-dong, ZHAO Fang-jie, ZHANG Xin, et al. Soil pollution and soil organisms: An overview of research progress and perspectives[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(20):6604-6613.
- [14] Wan X M, Lei M, Yang J X. Two potential multi-metal hyperaccumulators found in four mining sites in Hunan Province, China[J]. *Catena*, 2017(1):148:67-73.
- [15] 张龙, 张云霞, 宋波, 等. 云南兰坪铅锌矿区优势植物重金属富集特性及应用潜力[J]. *环境科学*, 2020, 41(9):4210-4217. ZHANG Long, ZHANG Yun-xia, SONG Bo, et al. Potential of accumulation and application of dominant plants in Lanping lead-zinc mine, Yunnan Province[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(9):4210-4217.
- [16] 殷志遥, 和君强, 刘代欢, 等. 我国土壤镉污染特征研究进展及其富集植物的应用前景初探[J]. *农业资源与环境学报*, 2018, 35(3):199-207. YIN Zhi-yao, HE Jun-qiang, LIU Dai-huan, et al. Research progress on characteristics of soil antimony pollution in China and the preliminary exploration about application prospect of antimony accumulator plants[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2018, 35(3):199-207.
- [17] Guo D C, Fan Z Z, Lu S Y, et al. Changes in rhizosphere bacterial communities during remediation of heavy metal-accumulating plants around the Xikuangshan mine in southern China[J]. *Scientific Reports*, 2019, 9(1):1-11.
- [18] 李春芳, 王菲, 曹文涛, 等. 龙口市污水灌溉区农田重金属来源、空间分布及污染评价[J]. *环境科学*, 2017, 38(3):1018-1027. LI Chun-fang, WANG Fei, CAO Wen-tao, et al. Source analysis, spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in sewage irrigation area farmland soils of Longkou City[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(3):1018-1027.
- [19] Wang N N, Wang A H, Kong L H, et al. Calculation and application of Sb toxicity coefficient for potential ecological risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 610/611(1):167-174.
- [20] United States Environmental Protection Agency (USEPA). Exposure factors handbook[R]. Washington D C:USEPA, 2011.
- [21] United States Environmental Protection Agency (USEPA). Highlights of the child-specific exposure factors handbook (final report) [R]. Washington D C:USEPA, 2009.
- [22] 环境保护部. 污染场地风险评估技术导则: HJ 25.3—2014[S]. 北京:中国环境科学出版社, 2014. Ministry of Environmental Protection, PRC. Technical guidelines for risk assessment of contaminated sites: HJ 25.3—2014[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2014.
- [23] United States Environmental Protection Agency (USEPA). Regional screening level (RSL) for chemical contaminants at superfund sites [R]. Washington D C:USEPA, 2013.
- [24] 徐华伟, 张仁陟, 谢永. 铅锌矿区先锋植物野艾蒿对重金属的吸收与富集特征[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(6):1136-1141. XU Hua-wei, ZHANG Ren-zhi, XIE Yong. Accumulation and distribution of heavy metals in *Artemisia lavandulaefolia* at lead-zinc mining area[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(6):1136-1141.
- [25] 何孟常, 季海冰, 赵承易, 等. 镉矿区土壤和植物中重金属污染初探[J]. *北京师范大学学报(自然科学版)*, 2002, 38(3):417-420.

- HE Meng-chang, JI Hai-bing, ZHAO Cheng-yi, et al. Preliminary study on heavy metal pollution in soil and plants in antimony deposits [J]. *Journal of Beijing Normal University (Natural Science Edition)*, 2002, 38(3):417-420.
- [26] Casiot C, Ujevic M, Munoz M, et al. Antimony and arsenic mobility in a creek draining a Sb mine abandoned 85 years ago (upper Orb basin, France) [J]. *Applied Geochemistry*, 2007, 22(4):788-798.
- [27] Obiakor M O, Tighe M, Pereg L, et al. Bioaccumulation, trophodynamics and ecotoxicity of antimony in environmental freshwater food webs [J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2017, 47(22):2208-2258.
- [28] Esmaeili A, Moore F, Keshavarzi B, et al. A geochemical survey of heavy metals in agricultural and background soils of the Isfahan industrial zone, Iran [J]. *Catena*, 2014, 121(10):88-98.
- [29] Jiang Y X, Chao S H, Liu J W, et al. Source apportionment and health risk assessment of heavy metals in soil for a township in Jiangsu Province, China [J]. *Chemosphere*, 2016, 168(3):1658-1668.
- [30] Wang Z X, Hu X B, Xu Z C, et al. Cadmium in agricultural soils, vegetables and rice and potential health risk in vicinity of Dabaoshan mine in Shaoguan, China [J]. *Journal of Central South University*, 2014, 21(5):2004-2010.
- [31] Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants [M]. 3rd Edition. Boca Raton: CRC Press. 2010.
- [32] 韦朝阳, 陈同斌. 高砷区植物的生态与化学特征 [J]. 植物生态学报, 2002, 26(6):695-700. WEI Chao-yang, CHEN Tong-bin. The ecological and chemical characteristics of plants in the areas of high arsenic levels [J]. *Journal of Plant Ecology*, 2002, 26(6):695-700.
- [33] Fu S, Wei C Y, Li L H. Characterizing the accumulation of various heavy metals in native plants growing around an old antimony mine [J]. *Human and Ecological Risk Assessment*, 2015, 22(4):882-898.
- [34] 杨桂英. 蕨类植物修复重金属污染的应用研究进展 [J]. 江苏农业科学, 2016, 44(5):10-14. YANG Gui-ying. Research progress in the application of ferns to remediation of heavy metal pollution [J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2016, 44(5):10-14.
- [35] 王晓丽, 韦朝阳, 冯人伟, 等. 白玉凤尾蕨与印度芥菜对不同形态锑的富集与转化特征 [J]. 环境科学学报, 2014, 34(3):720-727. WANG Xiao-li, WEI Chao-yang, FENG Ren-wei, et al. The accumulation and transformation of antimony characteristics in *Pteris cretica* and *Brassica Juncea* [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2014, 34(3):720-727.
- [36] 余玮, 揭雨成, 邢虎成, 等. 湖南冷水江锑矿区苎麻对重金属的吸收和富集特性 [J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(1):91-96. SHE Wei, JIE Yu-cheng, XING Hu-cheng, et al. Uptake and accumulation of heavy metal by ramie (*Boehmeria nivea*) growing on antimony mining area in Lengshuijiang City of Hunan Province [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(1):91-96.
- [37] 库文珍, 赵运林, 雷存喜, 等. 锑矿区土壤重金属污染及优势植物对重金属的富集特征 [J]. 环境工程学报, 2012, 6(10):3774-3780. KU Wen-zhen, ZHAO Yun-lin, LEI Cun-xi, et al. Heavy metal pollution in soils and characteristics of heavy metal accumulation of dominant plants in antimony mining area [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2012, 6(10):3774-3780.
- [38] Hall J L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance [J]. *Journal of Experimental Botany*, 2002, 53(366):1-11.