

泗顶铅锌矿周边土壤重金属污染潜在生态风险评价及优势植物对重金属累积特征

尹仁湛¹, 罗亚平^{1,2}, 李金城¹, 罗文连², 朱义年¹

(1.广西环境工程与保护评价重点实验室, 广西 桂林 541004; 2.中南林业科技大学资源与环境科学学院, 湖南 长沙 410004)

摘要: 采用现场采样、室内分析方法, 研究调查了广西泗顶铅锌矿周边土壤及该区 14 种优势植物重金属含量, 采用 Hakanson 潜在生态危害指数法评价了土壤中重金属的潜在生态危害。结果显示, 铅锌矿区土壤已受到 Pb、Zn 的严重污染, 矿区土壤中的 Pb、Zn 潜在生态危害指数大于 320, 为极强生态危害, Cu、Cr 的潜在生态危害指数都小于 40, 为轻微生态危害。分析表明, 采矿冶炼活动对矿区重金属含量和分布有很大影响, Pb-Zn、Pb-Cu 的同源性很高, Cr 则表现出不同于其他元素的积累特征。矿区 14 种优势植物对 Pb、Zn、Fe、Mn、Cu、Cr 有不同程度的吸收, 但植物地上部的重金属含量均未达到超积累植物所规定的临界值, 其中芦苇、白芒、蒲公英、蜈蚣蕨对 Pb、Zn 有较好的富集特性, 可以作为潜在的 Pb 和 Zn 污染修复物种。

关键词: 重金属污染; 生态风险; 超富集植物; 铅锌矿区

中图分类号: X820.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-2043(2008)06-2158-08

Evaluation of the Potential Ecological Risk of Heavy Metal Pollution in Soil and Bioaccumulation Characteristics of Dominant Plants in Siding Pb-Zn Mine

YIN Ren-zhan¹, LUO Ya-ping^{1,2}, LI Jin-cheng¹, LUO Wen-lian², ZHU Yi-nian¹

(1.The Guangxi Key Laboratory of Environmental Engineering, Protection and Assessment, Guilin 541004, China; 2.School of Resource and Environment, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004, China)

Abstract: Soils and dominant plants were surveyed and studied in the Siding mine area. Based on the determination of heavy metal concentration of soil from 8 sections and 14 dominant plant species in different parts, the potential ecological hazard was assessed using the Hakanson Index Method. The results indicated that the soil of Siding mine area was seriously contaminated by Pb and Zn. The E_i values of Pb and Zn were higher than 320, and the degree of ecological hazard was extremely high, while the E_i values of Cu and Cr were lower than 40, the degree of ecological hazard was low. Statistical analyses showed that mining and smelt activities had a great influence on the content and distribution of heavy metals. Pb-Zn and Pb-Cu were likely from a same source, while Cr had a different cumulating character. Furthermore, had Pb, Zn, Fe, Mn, Cu and Cr in 14 dominant plant species at different levels, but they had not reached the level for hyperaccumulators. Among all the dominant plants, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Imperata cylindrica* (Linn.) Beauv., *Herba Taraxaci* and *Pteris vittata* L. appeared to have good accumulation of Pb and Zn, and would be very useful in the restoration of Pb and Zn polluted areas.

Keywords: heavy metal pollution; ecological risk; hyperaccumulator; siding Pb-Zn mine area

我国南方有色金属矿区分布密集, 矿山开采活动时间久远且强度大, 由于矿藏的不可移动性, 导致矿

山开采长期占用、破坏和污染土地, 改变了区域的水热结构, 毁灭了动植物区系, 引发了一系列社会经济与生态问题^[1]。重金属毒害是矿区普遍存在且最为严重的问题之一^[2]。重金属污染不仅影响了矿山本身的发展, 而且影响了矿山周边地区的农业生产和群众生活。广西泗顶铅锌矿属国有大型多金属矿山, 矿区面积为 13.64 km², 1960 年 2 月建成投产, 已有 40 多年的开采历史。目前矿区的中心地带已开采完毕, 矿区

收稿日期: 2008-02-28

基金项目: 国家自然科学基金(30560032); 广西自然科学基金项目(桂科青 0640071); 广西科学研究与技术开发计划课题(桂科攻 200803-1); 广西环境工程与保护评价重点实验室与广西高校人才小高地建设创新团队资助计划项目

作者简介: 尹仁湛(1983—), 硕士研究生。研究方向为土壤环境重金属污染评价及污染修复。E-mail: yinrenzhan@163.com

边缘有零星余矿在开采。本论文对矿区土壤及其 14 种优势植物的重金属含量进行了调查和分析,采用瑞典科学家 Hakanson 的重金属潜在生态危害系数评价法对矿区土壤重金属的生态危害效应进行分析,研究矿区优势植物的重金属富集特性,这对掌握矿区土壤重金属污染状况、矿区的科学管理、重金属污染土壤的植物修复治理及生态恢复有重要意义。

1 材料与方法

1.1 矿区概况

泗顶铅锌矿位于广西融安县泗顶镇,地貌上为外围环形突起,中间洼地的峰林地,环形隆起高程 400 m 以上,盆地高程为 320 m 左右。土壤呈弱酸性($\text{pH} \approx 6.0$)。属于亚热带大陆性季风气候,年平均气温 $16.4\text{ }^{\circ}\text{C}$,年日照时间较长,在 1 414~2 094 h。年均辐射能约为 $105\,718\text{ kJ}\cdot\text{cm}^{-2}$,无霜期达 312 d,多年平均降雨量 1 985 mm。本区水热条件优越,有利于植物生长,为土地复垦、改善矿山环境提供有利的地质气候条件。

1.2 土壤和植物样品采集

2006 年 3 月对泗顶铅锌矿区进行了土壤采样和植被调查,根据矿区开采及地表植被覆盖情况,将整个矿区分为 8 个小区(见图 1),分别是 A 区,为未开采区;B 区位于冶炼厂排污口,距冶炼厂 10 m 处有一

条小河,冶炼厂污水通过排污口排入该河;C 区位于排污口下游 50 m 处;D 区位于拉穷村排污口,污水从山上污染区沿山坡流,形成土壤呈灰黑色淤泥状的污染区(大约 300 m^2),污染区中心地带无植物生长;E 为拉穷村排污口山下平地处;F 区为尾矿坝;G 区是坑口尾矿坝;H 为复垦区,已种植作物 5 年以上。在每个小区内随机采集 3 个样品(将 3~5 个点的土样混合为一个样,采集深度为 20 cm),共 24 个土壤样品,根据矿区植物生长情况,选取每个小区内有代表性、生长旺盛、数量较多的优势植物作为植物分析样品。所有样品用聚乙烯塑料袋封装后运回实验室。

1.3 样品分析方法

土壤样品自然风干后碾碎,过 100 目尼龙筛,土壤样品经混合酸[HCl (浓)+ HNO_3 (浓)+ $\text{HF}+\text{HClO}_4$]消解后测定。植物样品用去离子水洗净,置于烘箱中 $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ 杀青 30 min,在 $70\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下烘 24 h 左右,碾碎,过 100 目尼龙筛,然后用浓 HNO_3 加热消解。处理后的土壤和植物样品用 AA-700 原子吸收光谱仪测定 5 种重金属元素(Pb、Zn、Mn、Cu、Cr)含量。测定过程中用平行双样和加标回收样进行质量控制,以保证数据的准确度和精度。

1.4 土壤重金属污染评价方法及标准

本文采用潜在生态风险指数法评价矿区土壤重金属污染状况,该方法是瑞典学者 Hakan-son 根据重金属的性质及环境行为特点,从沉积学角度提出的一种对沉积物或土壤中重金属污染进行评价的方法^[3]。它将重金属的含量、生态效应、环境效应与毒理学联系在一起,采用具有可比的等价属性指数分级法进行评价,可以定量评价单一元素的风险等级,也可以评价多个元素的总体风险等级。该方法被我国学者在研究河流沉积物重金属污染方面所采用^[4-8]。其计算公式如下:

$$C_f^i=C_f^n/C_n^i; E_r^i=T_r^i\times C_f^i$$
$$RI=\sum_{i=1}^n E_r^i=\sum_{i=1}^n T_r^i\times C_f^i=\sum_{i=1}^n T_r^i\times C_f^n/C_n^i$$

式中: C_f^i 为某一金属的污染参数; C_f^n 为沉积物中重金属的实测含量; C_n^i 为计算所需的参比值。对于参比值的选 择,各地学者差异较大,大都以全球沉积物重金属的平均背景值为参比值^[9],或以当地土壤背景值为参比^[10],或以背景采样点值为参比^[11],为了更真实反应评价区域的重金属污染状况,本次研究以广西土壤背景值为参比值。 E_r^i 为潜在生态风险参数; T_r^i 为单个污染物的毒性响应参数,此值用来反映重金属在水相、沉



图 1 采样区位置示意图
Figure 1 Positions of simpling area

积物固相和生物相之间的相应关系,Hakanson 制定的标准化重金属毒性响应系数分别为: $Zn(1)<Cr(2)<Cu(5)=Ni(5)=Pb(5)<As(10)<Cd(30)<Hg(40)^{[12]}$,由于 Hakanson 未列出 Mn 的毒性响应参数,故本次不评价 Mn 的潜在生态危害。重金属污染生态危害系数和生态危害指数分级标准见表 1。

表 1 重金属潜在生态危害指标与分级关系

Table 1 Indices and grades of potential ecological risks of heavy metals

潜在生态风险 E_i 范围	单因子生态风险 污染程度	潜在生态风险指 数 RI 范围	总的潜在生态风 险程度
$E_i<40$	轻微	$RI<150$	轻微
$40\leq E_i<80$	中等	$150\leq RI<300$	中等
$80\leq E_i<160$	强	$300\leq RI<600$	强
$160\leq E_i<320$	很强	$RI\geq 600$	很强
$E_i\geq 320$	极强		

2 结果与分析

2.1 矿区土壤重金属含量

通过测定分析土壤中重金属含量,结果表明(见表 2),广西泗顶铅锌矿周边土壤 Pb、Zn、Mn、Cu、Cr 的平均含量分别为:5 934.2、23 285.3、447.0、78.8 和 51.7(mg·kg⁻¹)。按其平均含量大小排序为:Zn>Pb>Mn>Cu>Cr。8 个采样区土壤中 Pb、Zn、Mn 和 Cu 的含量远远高于广西土壤和全国土壤背景值,且 Pb、Zn 含量

均高于土壤质量三级标准。其中 Pb 含量在冶炼厂排污口最高,为 18 212.0 mg·kg⁻¹,是土壤环境质量三级标准的 36 倍。Zn 的最高点出现在尾矿坝,为 75 300.9 mg·kg⁻¹,是土壤环境质量三级标准的 150 倍,Cu、Cr 的最高值均出现在冶炼厂排污口,分别为 146.0 和 101.0 mg·kg⁻¹,均在土壤环境质量二级标准范围内。对于 Mn 元素,其最高值点位于 E 拉穷村排污口山下平地,为 846.0 mg·kg⁻¹,分别是广西土壤背景值和全国土壤背景值的 5 倍和 1.7 倍。根据矿区采样点各重金属变异系数,Pb、Zn 的变异系数较高,说明矿区不同采样点 Pb、Zn 的分布差异性较大,表明矿区开采活动对重金属的含量及分布影响较大。

2.2 矿区重金属元素的相关性

为了探明矿区各重金属元素的相关状况,计算了 Spearman 等级相关系数和 Kendall ζ 相关系数(见表 3)。分析土壤各重金属元素的相关性,可以帮助判断重金属的来源是否相同。在自然界,重金属的污染多为伴生性,出现几种重金属符合污染状况。若元素间显著相关,则说明它们为同一来源的可能性比较大,这一来源可能出自天然,即地球化学来源,也可能是人为活动造成的符合污染所致^[13]。由表可见,两种相关系数均反映 Pb–Zn、Pb–Cu 之间有很高的相关性,说明它们的同源性很高,这也符合实际。另外,Spearman 等级相关系数显示矿区 Cu–Zn 呈极显著性相关,而 Kendall ζ 相关系数显示它们之间呈显著性相关,从而

表 2 铅锌矿区土壤重金属元素含量(mg·kg⁻¹)(均值±SE, n=3)

Table 2 Heavy metal concentrations in soil and slag of Siding Pb–Zn mine(mean±SE, n=3)

采样地	Pb	Zn	Mn	Cu	Cr
A 未开采区	1 420.0±104.6	3 236.0±283.1	214.0±21.4	36.0±4.6	50.0±3.0
B 冶炼厂排污口	18 212.0±2 121.6	32 375.0±3 410.8	310.0±45.2	146.0±22.5	101.0±14.3
C 排污口下游 50 m 处	3 021.8±132.3	26 889.9±244.3	313.9±19.0	82.6±7.3	16.1±1.1
D 拉穷村排污口	5 138.0±341.7	14 041.0±2 953.0	596.0±33.9	109.0±27.2	67.0±13.3
E 拉穷村排污口山下平地	1 746.0±87.2	4 500.0±144.3	846.0±26.0	48.0±8.6	59.0±6.5
F 尾矿坝	9 821.5±128.8	75 300.9±1 636.6	838.0±56.7	119.8±14.3	29.6±5.1
G 坑口尾矿坝	6 614.0±175.2	26 500.0±1 232.0	246.0±23.1	56.0±11.7	46.0±5.5
H 复垦区	1 500.0±181.8	3 440.0±263.2	212.0±22.4	33.0±5.7	45.0±9.3
平均值	5 934.2	23 285.3	447.0	78.8	51.7
标准差	5 769.6	24 040.8	272.7	42.3	25.5
变异系数%	97.2	103.2	61.0	53.7	49.3
广西土壤背景值	18.82	46.43	172.57	20.79	56.25
全国土壤背景值	24.00	67.40	482.00	20.00	54.10
土壤环境质量标准(二级)	250	200	—	150	150
土壤环境质量标准(三级)	500	500	—	400	300

注:“—”为标准未规定。

表 3 各重金属元素之间的 Spearman 和 Kendall ζ 系数
Table 3 Spearman and Kendall ζ coefficients of the heavy metals

	系数	Pb	Zn	Mn	Cu
Zn	Spearman	0.905(**)			
	Kendall ζ	0.786(**)			
Mn	Spearman	0.357	0.452		
	Kendall ζ	0.214	0.286		
Cu	Spearman	0.905(**)	0.881(**)	0.500	
	Kendall ζ	0.786(**)	0.714(*)	0.429	
Cr	Spearman	0.190	-0.167	0.095	0.238
	Kendall ζ	0.143	-0.071	0.071	0.214

注:** 呈极显著相关性($P<0.01$), * 呈显著相关性($P<0.05$)。

证明两种计算方法结果较一致。Cr 和其他元素间相关性低,表明其独特的积累性。

2.3 矿区重金属生态风险评价

泗顶铅锌矿各采样区单个重金属的潜在生态危害指数(E_i^i)和多种重金属潜在生态危害指数 RI 见表 4,4 种重金属元素潜在危害指数范围分别为: E_i^i (Pb) 377.3~4 838.5、 E_i^i (Zn)69.7~1 621.8、 E_i^i (Cu)7.9~35.1、 E_i^i (Cr)0.6~2.4。对应的潜在生态风险程度 Pb、Zn 为极强的生态风险;Cu、Cr 为轻微的潜在生态风险。4 种重金属元素潜在生态风险趋势为: E_r^i (Pb)> E_r^i (Zn)> E_r^i (Cu)> E_r^i (Cr)。

从多种重金属潜在生态危害指数 RI 看,8 个采样区土壤的 RI 值均大于 300,表明各评价区域的潜在生态风险为强—极强,这主要与矿区 Pb、Zn 的风险指数偏大有关。各区域受重金属的生态危害程度大小依次为:冶炼厂排污口>尾矿坝>坑口尾矿坝>拉穷

表 4 泗顶铅锌矿区各区重金属生态危害指数(E_i^i)及潜在的生态风险指数(RI)

Table 4 Potential ecological risk factor(E_i^i) and potential ecological risk index(RI) of heavy metals in Siding Pb—Zn mine

区域	E_i^i				RI
	Pb	Zn	Cu	Cr	
A 未开采区	377.3	69.7	8.7	1.8	457.4
B 冶炼厂排污口	4 838.5	697.3	35.1	3.6	5 574.5
C 排污口下游 50 m 处	802.8	579.1	19.9	0.6	1 402.4
D 拉穷村排污口	1 365.0	302.4	26.2	2.4	1 696.0
E 拉穷村排污口山下平地	463.9	96.9	11.5	2.1	574.4
F 尾矿坝	2 609.3	1 621.8	28.8	1.1	4 261.0
G 坑口尾矿坝	1 757.2	570.8	13.5	1.6	2 343.0
H 复垦区	398.5	74.1	7.9	1.6	482.1
平均值 E_i^i	1 448.2	471.7	25.6	1.7	

村排污口>排污口下游 50 m 处>复垦区>未开采区。由此可见,除了矿山开采活动本身带来的重金属污染以外,矿区重金属冶炼加工过程中排放的废水、废渣成为矿区主要的污染源,其排污口周围区域的潜在生态危害甚至超过了尾矿库。因此,必须严格管理,强化对矿区周边金属加工行业的清洁生产审计,从原辅材料使用到产品产出的各环节中,防止跑、冒、滴、漏现象,减少对土壤环境的污染影响。

2.4 矿区优势植物群落分析

调查植物种类 14 种,隶属于 11 科,植物种类组成较单一,其中禾本科 3 种,大戟科 2 种,人工种植物中多以果树、蔬菜、经济作物为主,所采集的植物大都以草本植物为主,禾本科居多,这与禾本科植物种类多,生长快,分布广,耐贫瘠、干旱的特性有关。

2.5 优势植物体内重金属含量

为了定量研究该矿区优势植物对 Pb、Zn、Mn、Cu、Cr 吸收情况及积累潜力,寻找矿区重金属耐性强、生长快、生物量大并且有一定重金属富集能力的

表 5 泗顶矿区主要优势植物种类
Table 5 The dominant species of plant in in siding Pb—Zn mine

科	种	丰富度	生活型
禾本科 <i>Gramineae</i>	白茅 <i>Imperata cylindrica</i> (Linn.) Beauv.	F	多年生草本
禾本科 <i>Gramineae</i>	芦苇 <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	D	多年生草本
桑科 <i>Moraceae</i>	地瓜榕 <i>Ficus tikoua</i>	F	匍匐木质藤本
唇形科 <i>Labiatae</i>	水蜡烛 <i>Dysophylla</i> <i>El-Gazzar et L. Wats. ex Airy shaw</i>	F	一年生草本
凤尾蕨科 <i>Pteridaceae</i>	蜈蚣蕨 <i>Pteris vittata</i> L.	F	多年生草本
蔷薇科 <i>Rosaceae</i>	金樱子 <i>Rosa laevigata</i> Michx.	F	灌木
大戟科 <i>Euphorbiaceae</i>	红背山麻杆 <i>Alchornea trewioides</i> (Benth.) Muell. Arg.	F	灌木
木贼科 <i>Equisetaceae</i>	节节草 <i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.	D	多年生草本
大戟科 <i>Euphorbiaceae</i>	大青枣 <i>Drypetes cumingii</i> (Baill.) Pax et Hoffm	F	乔木
菊科 <i>Compositae</i>	蒲公英 <i>Herba Taraxaci</i>	F	多年生草本
禾本科 <i>Gramineae</i>	五节芒 <i>Miscanthus floridulus</i>	D	多年生草本
菊科 <i>Compositae</i>	胜红蓟 <i>Ageratum conyzoides</i> L.	F	一年生草本
马钱科 <i>Loganiaceae</i>	密蒙花 <i>Flos Buddlejae</i>	O	落叶灌木
十字花科 <i>Cruciferae</i>	白菜 <i>Beassica pekinensis</i> (Lour.) Rupr.	F	一年生草本

注:丰富度等级:D——Dominant 优势种,F——Frequent 常见种,O——Occasional 偶见种。

植物，本次调查对采集的优势植物体内重金属含量进行了分析。植物对重金属元素的富集能力,不仅取决于植物自身的生物学特征,也与土壤类型的不同、营养元素的影响及土壤重金属形态有关。从表 6 可以看出,14 种优势植物对重金属的吸收各有不同,其体内重金属含量范围为:Pb 15.24~1 496.0 mg·kg⁻¹、Zn 110.20~20 425.3 mg·kg⁻¹、Mn 4.6~282.9 mg·kg⁻¹、Cu 1.6~285.9 mg·kg⁻¹、Cr 1.0~152.3 mg·kg⁻¹。与植物中金属元素正常含量比较,只有 Mn 含量在正常范围内。

所有植物体内的 Pb、Zn 含量都超过了正常范围,但是都没有达到超富集植物的临界含量(分别为1 000 和 10 000 mg·kg⁻¹)^[14]标准,其中蜈蚣蕨根部 Pb、Zn 含量分别为 467.93、20 425.31 mg·kg⁻¹,其茎叶含量也有 536.62、2 537.56 mg·kg⁻¹,说明其具有较好的耐Pb、Zn 毒性能力,这与安志装《蜈蚣草耐铅、铜、锌毒性和修复能力的研究》^[15]一文中的报道相符,从而证实了蜈蚣草的多种重金属耐性。胜红蓟体内 Pb 含量也较高,其茎叶的 Pb 的含量为 703.14 mg·kg⁻¹,接近1 000 mg·kg⁻¹,可进一步研究其对 Pb 的耐性潜力。

表 6 泗顶铅锌矿区部分优势植物重金属含量(mg·kg⁻¹)
Table 6 Heavy metal concentrations of the dominant species in Siding Pb–Zn mine (mg·kg⁻¹)

植物种类	区域	部位	Pb	Zn	Cu	Cr	Mn
白茅 <i>Imperata cylindrica</i> (Linn.)Beauv.	A	根	758.60	3 989.00	44.32	32.33	50.06
		茎	189.64	1 516.05	12.41	24.25	33.54
芦苇 <i>Phragmites australis</i> (Cav.)Trin. Ex Steud.	B	根	148.45	1 310.91	23.13	8.47	8.23
		茎	93.12	1 462.53	17.05	9.10	7.06
		叶	578.10	500.00	17.64	14.25	10.02
地瓜榕 <i>Ficus tikoua</i>	B	根	562.96	1 549.90	19.52	59.80	179.46
		茎	523.29	1 063.16	19.54	41.51	123.45
		叶	438.32	1 112.62	11.94	40.07	120.49
水蜡烛属 <i>Dysophylla</i>	B	根	513.15	1 988.97	63.76	57.44	282.89
		茎	112.71	303.10	4.74	29.95	80.18
蜈蚣蕨 <i>Pteris vittata</i> L.	D	根	467.93	20 425.31	285.91	141.71	160.52
		茎叶	536.62	2 537.56	47.07	152.32	56.49
金樱子 <i>Rosa laevigata</i> Michx.	D	根	1 285.35	13 400.11	26.13	4.18	23.64
		茎	256.07	587.54	16.46	14.78	18.05
		叶	126.54	550.20	13.37	26.54	41.04
红背山麻杆 <i>Alchornea trewioides</i> (Benth.)Muell. Arg.	D	根	378.17	637.55	15.64	8.52	29.93
		茎	340.06	562.52	18.65	6.33	25.37
		叶	164.00	662.50	12.30	20.30	30.60
节节草 <i>Equisctum ramosissimum</i> Desf.	D	根	151.60	1 250.0	18.49	33.32	53.09
		茎叶	103.10	575.00	8.32	9.33	27.61
大青枣 <i>Drypetes cumingii</i> (Baill.)Pax et Hoffm	D	根	959.50	2 325.0	12.91	140.31	59.07
		茎	110.71	300.00	7.64	7.15	17.15
蒲公英 <i>Herba Taraxaci</i>	F	根	23.22	125.00	8.98	4.41	4.67
		茎	35.84	263.94	21.84	36.84	10.64
		叶	86.03	875.03	13.18	15.68	15.84
五节芒 <i>Miscanthus floridulus</i>	F	根	217.46	1 230.85	16.22	30.81	33.93
		茎	324.52	1 162.57	7.14	51.45	33.66
胜红蓟 <i>Ageratum conyzoides</i> L.	F	根	1 496.0	4 079.0	23.96	32.60	51.22
		茎叶	703.14	1 550.04	11.50	21.84	39.95
密蒙花 <i>Flos Buddlejae</i>	G	根	792.81	2 500.0	17.46	9.94	30.33
		茎	495.02	1 437.52	14.05	4.42	20.03
		叶	305.30	1 300.02	15.83	23.10	30.52
白菜 <i>Beassica pekinensis</i> (Lour.)Rupr.	H	根	54.42	343.80	5.64	3.78	23.77
		茎叶	15.24	110.20	1.58	1.02	5.23
正常含量			0.1~41.7	1~160	0.4~45.8	0~8.4	1~700

对于 Cu 来说,除了生长在拉穷村排污口的蜈蚣蕨根和茎叶中 Cu 含量分别是 285.91 和 47.07 mg·kg⁻¹,超过了正常范围,而其他植物则在正常范围内。

对于 Cr 来说,只有拉穷村排污口下方的大青枣在正常范围内,其他植物中的含量都超出了正常范围,但是没有达到超富集植物的临界含量(1 000 mg·kg⁻¹)标准。

2. 6 不同植物对重金属的富集、转移特征

超富集植物的概念是 1977 年由 Brooks^[16]提出的,它是能超量吸收重金属并将其运移到地上部分的植物。通常,超积累植物的界定主要考虑以下两个因素:(1)植物地上部富集的重金属应达到一定的量;(2)植物地上部的重金属含量应高于根部。在此基础上,理想的超富集植物还应具有生长周期短、抗病虫能力强、地上部分生物量大、能同时富集两种以上重金属的特点。

为进一步反映矿区所调查植物对重金属的富集能力,计算了植物地上部分对重金属的富集系数(BAC)和转移系数(BTC)。BAC 反映了植物对某种重金属的富集能力^[17]。由于易于采收,植物地上部分在实际土壤重金属污染修复中意义较大。富集系数越大,表明其富集重金属的能力越强。植物地上部分富集系数大于 1 是超富集植物区别于普通植物的重要特征。BTC 可以体现植物从根部向地上部运输重金属的能力。通常情况下,植物根内的金属浓度往往比茎叶中的相应元素高得多,但在超积累植物中,茎

叶中的重金属浓度可以超过根内元素水平。一般认为,超积累植物中可能存在更多的离子运输体或通道蛋白,从而促进重金属向木质部装载^[18]。从表 7 可知,蜈蚣蕨对 Cr 的富集系数为 2.27>1,但是由于其植物体内的 Cr 元素的浓度为 141.7 mg·kg⁻¹,没有达到 1 000 mg·kg⁻¹ 超富集植物的临界标准,故不具备 Cr 的超富集植物的特征。相对来说,对 Pb 富集能力较强的有芦苇(0.4)、胜红蓟(0.37);对 Zn 富集能力较强的有白芒(0.47);对 Cu 富集能力较强的有蜈蚣蕨(0.43)、蒲公英(0.46);对 Cr 富集能力强的有蜈蚣蕨(2.27)、地瓜榕(0.54);对 Mn 富集能力较强的有芦苇(0.47)。

另外,从转移系数上看,泗顶矿区内蜈蚣蕨、蒲公英对 Pb 的运输能力较强,金樱子、芦苇对 Cr 的运输能力较强,金樱子对 Mn 也有较好的运输能力,蒲公英的 5 种重金属转移系数均大于 1,显示了良好的重金属运输能力。

总的来说,在所调查的植物中,未筛选到对某种重金属具有超富集特征的植物,但是作为矿区的优势物种,一些植物显示了对重金属较强的耐性,如蜈蚣蕨、白芒、胜红蓟、蒲公英,可作为矿区生态恢复的先锋植物,在矿区复垦初期应用,不但能够起到迅速提高植被覆盖率,保持水土的作用,还能富集一定量的重金属。

表 7 泗顶铅锌矿区优势植物的富集系数和转运系数

Table 7 The bio-accumulating coefficient(BAC)and biological transfer coefficient(BTC)of the dominant species in siding Pb-Zn mine											
植物名称	采样区	Pb		Zn		Cu		Cr		Mn	
		BAC	BTC	BAC	BTC	BAC	BTC	BAC	BTC	BAC	BTC
白芒	A	0.13	0.25	0.47	0.38	0.34	0.28	0.49	0.75	0.16	0.67
地瓜榕	B	0.10	0.85	0.06	0.70	0.10	0.81	0.54	0.68	0.11	0.68
水蜡烛	B	0.32	0.22	0.01	0.15	0.02	0.07	0.01	0.52	0.15	0.28
芦苇	B	0.40	0.22	0.40	0.50	0.07	0.44	0.01	0.86	0.47	0.15
蜈蚣蕨	D	0.10	1.15	0.18	0.12	0.43	0.16	2.27	1.07	0.09	0.35
金樱子	D	0.04	0.15	0.04	0.04	0.14	0.57	0.31	4.94	0.05	1.25
红背山麻杆	D	0.05	0.67	0.04	0.96	0.14	0.99	0.20	1.56	0.05	0.94
节节草	D	0.06	0.68	0.13	0.46	0.17	0.45	0.16	0.28	0.03	0.52
大青枣	D	0.06	0.12	0.07	0.13	0.16	0.59	0.12	0.05	0.02	0.29
蒲公英	F	0.03	2.62	0.06	4.56	0.46	1.95	0.24	5.95	0.02	2.84
瓜地榕	F	0.06	0.21	0.05	0.25	0.10	0.28	0.04	0.15	0.04	0.64
五节芒	F	0.17	1.49	0.12	0.94	0.19	0.44	0.46	1.67	0.05	0.99
胜红蓟	F	0.37	0.47	0.17	0.38	0.30	0.48	0.20	0.67	0.06	0.78
密蒙花	G	0.06	0.50	0.05	0.55	0.27	0.86	0.30	1.38	0.10	0.83
蜈蚣蕨	G	0.11	2.63	0.10	0.16	0.25	0.31	0.18	0.10	0.17	0.41
白菜	H	0.01	0.28	0.03	0.32	0.05	0.28	0.02	0.27	0.02	0.22

注:富集系数 BAC=植物地上部分重金属含量/土壤重金属含量,转移系数 BTC=植物地上部分重金属含量/植物根部重金属含量。

3 结论

矿区土壤中重金属含量很高,大部分土壤重金属含量超过了保障农林业生产和植物正常生长的土壤临界浓度。各重金属含量之间存在显著性差异,Pb 矿区土壤重金属污染严重,Pb、Zn 是矿区主要的污染因子。Pb-Zn、Pb-Cu 以及 Cu-Zn 之间有显著的相关性,它们的同源性很高,这与岳庆玲等研究湖南宝山铅锌矿的结论是一致的,Pb 和 Cu 之间呈显著正相关,Cu、Pb 均和 Zn 呈正相关,且极显著^[20]。Cr 和其他元素间相关性低,表明其独特的积累性。

采用潜在生态危害指数法对矿区重金属污染状况进行评价,结果显示酒顶铅锌矿区土壤受到 Pb、Zn 的污染较重。从整个矿区土壤污染情况来看,总的趋势是:冶炼厂排污口>尾矿坝>坑口尾矿坝>拉穷村排污口>排污口下游 50 m 处>复垦区>未开采区。冶炼厂排污口受重金属污染最严重,可能是冶炼厂废水排入附近小河的原因,因此,有关部门要严格管理,让冶炼废水达标排放。复垦区潜在生态危害较轻,说明进行恢复后,矿山的重金属污染状况有所缓解。

矿区优势植物调查表明,不同植物对同种重金属的吸收有明显差异,同一种植物不同部位对重金属的吸收也有明显不同,基本上是根>茎>叶。虽然处于重金属 Pb、Zn 含量较高矿区,然而植物对重金属的富集程度并不是很大,BAC 大都在 0.5,这和毕德所研究的浙江铅锌矿区相符^[19],说明铅锌矿区植物自然对 Pb 有一定的耐性和抗性。所调查的植物对重金属的吸收虽都没有达到超临界植物规定的临界值,但都是当地的优势植物,生物量大且对重金属有一定耐性。其中,芦苇、白芒、蒲公英、蜈蚣蕨对 Pb、Zn 有明显程度的吸收,可以作为铅锌矿废弃地生态恢复中的先锋物种,在矿山复垦的初期阶段应用,能迅速提高植物的覆盖率,达到保持水土的作用。

参考文献:

[1] 罗亚平,吴晓芙,李明顺,等. 桂北锰矿废弃地主要植物种类调查及土壤重金属污染评价[J]. 生态环境, 2007, 16(4): 1149-1153.
LUO Ya-ping, WU Xiao-fu, LI Ming-shun, et al. Investigation of main plant species and assessment of soil heavy metal pollutions in man-ganese mine wastelands in north Guangxi[J]. *Ecology and Environment*, 2007, 16(4): 1149-1153.

[2] 彭建,蒋一军,吴健生,等. 我国矿山开采的生态环境效应及土地复垦典型技术[J]. 地理科学进展, 2005, 24(2): 38-48.
PENG Jian, JIANG Yi-jun, WU Jian-sheng, et al. Eco-environmental effects of mining and related land reclamation technologies in china[J].

Progress in Geography, 2005, 24(2): 38-48.

[3] 刘晶,滕彦国,崔艳芳,等. 土壤重金属污染生态风险评价方法综述[J]. 环境监测管理与技术, 2007, 19(3): 6-11.
LIU Jing, TENG Yan-guo, CUI Yan-fang, et al. Review in ecological risk assessment methods for heavy metal polluted soil[J]. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring*, 2007, 19(3): 6-11.

[4] 贾振邦,梁涛,林健枝,等. 香港河流重金属污染及潜在生态危害研究[J]. 北京大学学报(自然科学版), 1997, 33(4): 485-492.
JIA Zhen-bang, LIANG Tao, LIN Jian-zhi, et al. Study on heavy metal contamination and potential ecological risk in Hong Kong rivers[J]. *Universitatis Pekinensi*, 1997, 33(4): 485-492.

[5] 李桂海,蓝东兆,曹志敏,等. 厦门海域沉积物中的重金属及其潜在生态风险[J]. 海洋通报, 2007, 26(1): 67-72.
LI Gui-hai, LAN Dong-zhao, CAO Zhi-min, et al. Specificity and potential ecological risks of heavy metals in the sediments of the xiamen aea area[J]. *Journal of Marine Science Bulletin*, 2007, 26(1): 67-72.

[6] 马德毅,王菊英. 中国主要河口沉积物污染及潜在生态风险评价[J]. 中国环境科学, 2003, 23(5): 521-525.
MA De-yi, WANG Ju-ying. Evaluation on potential ecological risk of sediment pollution in main estuaries of China[J]. *China Environmental Science*, 2003, 23(5): 521-525.

[7] 刘孟兰,郑西来,林端,等. 南海重点海洋倾倒地表层沉积物富集特征及其潜在生态风险评价[J]. 海洋环境科学, 2007, 26(2): 158-165.
LIU Meng-lan, ZHENG Xi-lai, LIN Duan, et al. Enrichment of heavymetals in the surface sediments from the three regions of random dumping in South China Sea and assessment of their potential ecological risk[J]. *Marine Environmental Science*, 2007, 26(2): 158-165.

[8] 向勇,缪启龙,丰江帆. 太湖底泥中重金属污染及潜在生态危害评价[J]. 南京气象学院学报, 2006, 29(5): 700-705.
XIANG Yong, MIAO Qi-long, FENG Jiang-fan, et al. Pollution of heavy metals in the bottom mud of lake Taihu and its assessment of potential ecological risk[J]. *Journal of Nanjing Institute of Meteorology*, 2006, 29(5): 700-705.

[9] 王胜强,孙津生,丁辉. 海河沉积物重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 环境工程, 2005, 23(2): 62-64.
WANG Sheng-qiang, SUN Jin-sheng, DING Hui, et al. Evaluation on potential ecological risk of sediment heavy metal pollution in Hai River[J]. *Environmental Engineering*, 2005, 23(2): 62-64.

[10] 武永锋,刘丛强,涂成龙. 贵阳市土壤重金属污染及其潜在生态风险评价[J]. 矿物岩石地球化学通报, 2007, 3: 254-257.
WU Yong-feng, LIU Cong-qiang, TU Cheng-long, et al. The heavy metal pollution in urban soils of Guiyang City and their potential ecological hazard assessment[J]. *Bulletin of Mineralogy, Petrology and Geochemistry*, 2007, 3: 254-257.

[11] 刘文新,栾兆坤,汤鸿霄,等. 乐安江沉积物中金属污染的潜在生态风险评价[J]. 生态学报, 1999, 19(2): 206-211.
LIU Wen-xin, LUAN Zhao-kun, TANG Hong-xiao. Environmental assessment on heavy metal pollution in the sediments of leanriver with potential ecological risk index[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, 19(2):

206–211.

- [12] Lars Hakanson. An ecological risk index for aquatic pollution control—A sedimentological[J]. *Approach Water Research*, 1980, 14:975–1000.
- [13] 杨 振, 胡明安, 黄 松. 大宝山矿区河流表层沉积物重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 桂林工学院学报, 2007, 27(1):44–48.
YANG Zhen, HU Ming-an, HUANG Song. Heavy metals pollution in stream sediments and potential ecological risk assessment in dabaoshan mining area[J]. *Journal of Guilin University of Technology*, 2007, 27(1):44–48.
- [14] Baker A J M, brooks R R, Pease A J, et al. Studies on copper and cobalt tolerance in three closey related taxa with in the genus *ScienceL* from Zaire[J]. *Plant and Soil*, 1983, 73:377–385.
- [15] 安志装, 陈同斌, 雷 梅. 蜈蚣草耐铅、铜、锌毒性和修复能力的研究[J]. 生态学报, 2007, 27(1):44–48.
AN Zhi-zhuang, CHEN Tong-bin, LEI Mei. Tolerance of *Pteris vittata* L. to Pb, Cu and Zn[J]. *Actc Ecologica Sinica*, 2007, 27(1):44–48.
- [16] Books R R, Lee J, Reeves R D, et al. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants[J]. *Journal of Geochemical Exploration*. 1977, 7:49–57.
- [17] Salt E D, Blaylock M B, Kumar N P B A, et al. Phytore-mediation; A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants[J]. *Biotechnology*, 1995, 13:468–474.
- [18] 吴志强, 顾尚义, 李海英, 等. 重金属污染土壤的植物修复及超积累植物的研究进展[J]. 环境科学与管理, 2007, 32(3):67–71.
WU Zhi-qiang, GU SHANG-yi, LI Hai-ying, et al. Phytoremediation of heavy metals-contaminated soils and hyper-accumulator's research advance[J]. *Environmental Science and Management*, 2007, 32(3):67–71.
- [19] 毕 德, 吴龙华, 骆永明, 等. 浙江典型铅锌矿废弃地优势植物调查及其重金属含量研究[J]. 土壤, 2006, 38(5):591–597.
BI De, WU Long-hua, LUO Yong-ming, et al. Dominant plants and their heavy metal contents in six abandoned lead-zinc mine areas in Zhejiang Province[J]. *Soils*, 2006, 38(5):591–597.
- [20] 岳庆玲. 湖南典型矿区土壤和植物重金属污染研究[D]. 2004.
YUE Qing-ling. Study on heavy metal of soils and plants in mining in Hunan[D]. 2004.