

DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2021.0506

袁鑫奇, 俞乃琪, 郭兆来, 等. 会泽铅锌矿区废弃地优势草本植物的重金属富集特征[J]. 生态与农村环境学报, 2022, 38(3): 399-408.

YUAN Xin-qi, YU Nai-qi, GUO Zhao-lai, et al. The Accumulation Characteristics of Heavy Metals in Dominant Herbaceous Plants in the Abandoned Pb-Zn Mining Area of Huize[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2022, 38(3): 399-408.

## 会泽铅锌矿区废弃地优势草本植物的重金属富集特征

袁鑫奇<sup>1,2</sup>, 俞乃琪<sup>1</sup>, 郭兆来<sup>1,2</sup>, 汪斯琛<sup>1,2</sup>, 唐春东<sup>1,2</sup>, 杨化菊<sup>1,2</sup>, 刘嫦娥<sup>1,2</sup>, 段昌群<sup>1,2</sup><sup>①</sup> (1. 云南大学生态与环境学院, 云南 昆明 650091; 2. 云南省高原山地生态与退化环境修复重点实验室, 云南 昆明 650091)

**摘要:** 为筛选适合在矿区废弃地种植的优势草本植物, 于2020年10月对云南省会泽铅锌矿区废弃地草本植物进行优势度评估和植物土壤样品采集, 测定土壤理化性质和重金属含量以及植物地上部与根部重金属含量, 分析优势草本植物个体或组合对重金属的富集转运特征。结果表明, 研究区土壤呈弱酸性或弱碱性, Mn、Zn、Cd和Pb含量均远超过该地背景值, 主要污染物为Cd和Pb。优势草本植物共有10种, 分别为狗尾草(*Setaria viridis*)、野艾蒿(*Artemisia lavandulifolia*)、狗牙根(*Cynodon dactylon*)、白花鬼针草(*Bidens pilosa*)、白茅(*Imperata cylindrica*)、芒草(*Miscanthus sinensis*)、狗脊(*Woodwardia japonica*)、紫茎泽兰(*Ageratina adenophora*)、虎尾草(*Chloris virgata*)和水蓼(*Polygonum hydropiper*)。其中, 狗脊、水蓼和狗牙根对Cu、Cd和Pb的富集能力较强(富集系数均在0.5~1.0之间), 对Mn的转运效果较好(转运系数均在1.0~1.5之间), 可作为建立植物群落的优势组合; 野艾蒿和白茅地上部易积累Cu和Zn(富集系数均在0.5~1.0之间), 且根部对Mn、Cd和Pb有良好的转运能力(转运系数均在1.0~1.5之间), 可作为新建植物群落的亚优势组合; 其他5种优势植物对重金属都有一定的富集转运能力, 除紫茎泽兰外, 均可作为新建植物群落的伴生种。综上, 筛选出9种优势草本植物作为会泽铅锌矿区治理重金属污染、恢复植物多样性的备选植物, 可根据重金属污染类型选择相应的植物组合搭配种植。

**关键词:** 铅锌矿区; 重金属; 富集系数; 转运系数; 聚类分析

**中图分类号:** X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2022)03-0399-10

**The Accumulation Characteristics of Heavy Metals in Dominant Herbaceous Plants in the Abandoned Pb-Zn Mining Area of Huize.** YUAN Xin-qi<sup>1,2</sup>, YU Nai-qi<sup>1</sup>, GUO Zhao-lai<sup>1,2</sup>, WANG Si-chen<sup>1,2</sup>, TANG Chun-dong<sup>1,2</sup>, YANG Hua-ju<sup>1,2</sup>, LIU Chang-e<sup>1,2</sup>, DUAN Chang-qun<sup>1,2</sup><sup>①</sup> (1. School of Ecology and Environment, Yunnan University, Kunming 650091, China; 2. Key Laboratory of Plateau Mountain Ecology and Degraded Environment Restoration of Yunnan Province, Kunming 650091, China)

**Abstract:** Soil samples were collected from the abandoned Pb-Zn mining area in Huize, Yunnan Province during October of 2020. The dominance degree of the herbaceous plants was evaluated to screen the dominant herbaceous plants suitable for planting in the abandoned mining areas. Soil physical and chemical properties and the heavy metal contents in soil samples were determined. Also, heavy metal contents in the shoots and roots of plants were measured to analyze the accumulation and transportation characteristics of heavy metals in individual or combinations of dominant herbaceous plants. The results show that the soil in the research area is slightly acidic or slightly alkaline. The contents of Mn, Zn, Cd and Pb in soil samples are far exceeding the background value of the area. Cd and Pb are the main pollutants in this area. There are a total of ten dominant herbaceous plants: *Setaria viridis*, *Artemisia lavandulifolia*, *Cynodon dactylon*, *Bidens pilosa*, *Imperata cylindrica*, *Miscanthus sinensis*, *Woodwardia japonica*, *Ageratina adenophora*, *Chloris virgata* and *Polygonum hydropiper*. Among them, *Woodwardia japonica*, *Polygonum hydropiper* and *Cynodon dactylon* are excellent in the accumulation of Cu, Cd and Pb (bioaccumulation factors between 0.5 and 1.0), and they have a high performance for Mn transportation (transportation factors between 1.0 and 1.5). Therefore, they can be used as a dominant combination for constructing plant communities. *Artemisia lavandulifolia* and *Imperata cylindrica* tend to accumulate Cu and Zn in the overground part (bioaccumulation factors between 0.5 and 1.0) and transfer Mn, Cd and Pb in the roots (transportation fac-

收稿日期: 2021-08-19

基金项目: 国家自然科学基金(U2002208); 云南省科技研发项目(202101AS070033, 2019BC001)

① 通信作者 E-mail: Chqduan@ynu.edu.cn

tors between 1.0 and 1.5). Thus, they can be used as a sub-dominant combination for constructing new plant communities. The other five dominant plants have various performances in heavy metal enrichment and transportation. Among them except for *Ageratina adenophora*, the other four dominant plants can be used as auxiliary species in new communities. In conclusion, nine dominant herbaceous plants are founded to be suitable for heavy metal pollution treatment and plant diversity restoration. The corresponding plant combinations can be selected according to the type of heavy metal pollution.

**Key words:** Pb-Zn mine; heavy metal; bioaccumulation factor; transportation factor; cluster analysis

云南省是我国著名的“有色金属”之乡<sup>[1]</sup>。1960—1970 年代,云南省开始对矿产资源进行大规模开发,这不仅促进了当地经济发展,同时也为我国工业化建设提供了许多原材料。但由于开采冶炼技术落后和环境监管不当,使得开采后的废弃区及附近人类居住区受到严重重金属污染<sup>[2]</sup>。相关研究<sup>[3-4]</sup>表明,重金属元素会随着径流迁移使污染扩散,甚至还可以通过食物链进入人体使人类生命健康受到威胁。因此,对云南省矿区废弃地及周边地区进行治理至关重要。

对矿区废弃地进行治理和恢复方法主要有 2 种:(1)物理或化学手段直接修复污染土壤,通常用于经济价值高的废弃地;(2)植物修复手段,通常用于经济价值低的废弃地。由于大多数矿区废弃地都位于低经济价值区域,使得植物修复手段在矿区废弃地的治理和恢复中被广泛使用<sup>[5]</sup>。植物修复具有成本低、对环境温和、破坏性小和原位修复且普适等优点,其主要原理是在矿区废弃地中筛选出能够生存且能富集或转运重金属的本土物种<sup>[6]</sup>,再在矿区废弃地上种植这些植物,通过植物提取来降低土壤重金属含量。但 NYENDA 等<sup>[7]</sup>通过对已经复垦 10 a 的镍矿废弃地进行研究,发现种植单一物种无法构建新的植物群落使得物种多样性较低,且群落易被外来物种入侵<sup>[8]</sup>;同时 JIA 等<sup>[9]</sup>的研究证

明植物多样化可促进植物-土壤反馈加速矿区废弃地的恢复进程。综上可知,种植单一富集植物的恢复手段不足以在矿区废弃地上建立能自我维持的植物群落<sup>[10]</sup>,而恢复植物多样性才是矿区废弃地治理的关键。然而,如今关于矿区恢复的研究主要集中在对生存于矿区废弃地(矿渣堆)中的本土植物进行富集转移特性分析和筛选<sup>[11]</sup>,而很少有学者从植物群落再构建的角度对其进行探究。因此,聚焦筛选本土优势富集植物组合,为形成稳定植物群落提供参考,这对矿区废弃地生态恢复有重要意义。

为筛选适合在云南省会泽县矿山镇某矿区废弃地构建植物群落的优势草本植物组合,探明各优势植物组合对重金属元素的富集转运特征,笔者采用无人机航拍确定该废弃地已经发生自然演替的区域,利用样方法对这些区域内草本植物进行优势度评估并采集测定相关植物和土壤样品,分析优势草本植物对重金属的富集和转运特性,组合具有相似特征的物种,以期为该废弃地及同类矿区废弃地治理和植被恢复提供帮助。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

会泽县矿山镇矿山村某铅锌矿区废弃地位于 26°64' N、103°70' E(图 1)。



图 1 采样点示意

Fig. 1 Schematic diagram of sampling sites

研究区平均海拔为 2 200 m 左右,年均日照为 2 100 h,年均气温为 12.5 ℃,年均降水量为 1 038.1 mm,属于典型亚热带高原季风气候区<sup>[12]</sup>。该地天然土壤类型为棕壤或黄棕壤,植被覆盖以灌木和草本植物为主<sup>[13]</sup>。该矿区所在矿床位于扬子地台西南缘,矿藏量约 152 万 t,为大型矿藏区,采矿业是当地主要经济支柱之一<sup>[14]</sup>。

### 1.2 优势草本植物调查与样品采集

矿区废弃地在景观层次上存在 7 块次生演替区域,因此设置 7 个研究采样点(图 1),并于 2020 年 10 月下旬在各采样点随机布置 5 m×5 m 的样方,用

于开展优势草本植物评估和植物、土壤样品采集工作。为避免过度采集极端生境的植物样品,采用式(1)计算草本植物相对重要值(relative importance value, RIV,  $V_{RI}$ )<sup>[15]</sup>:

$$V_{RI} = (R_C + A_R) / 2。 \quad (1)$$

式(1)中, $R_C$ 为相对盖度(relative coverage, RC),即样方中某种植物盖度占样方中全部盖度的比例,%; $A_R$ 为相对多度(relative abundance, RA),即样方中某种植物个体数占样方中总个体数的比例,%。筛选出相对重要值大于 20%的草本植物作为研究区优势草本植物(表 1)。

表 1 优势草本植物组成、平均根长及相对重要值

Table 1 Composition of dominant herbaceous plant species, average root length and relative importance value

种名	平均根长/ cm	生活型	相对重要值/%							
			A	B	C	D	E	F	G	
狗尾草( <i>Setaria viridis</i> )	5.88±2.09	一年生草本	28.01		4.38	10.62				16.22
白花鬼针草( <i>Bidens pilosa</i> )	6.24±2.29		8.40	3.42		30.92	7.02			
虎尾草( <i>Chloris virgata</i> )	9.58±3.66			44.67	4.35	3.50	5.28			
水蓼( <i>Polygonum hydropiper</i> )	5.80±2.03		4.10		1.97		30.31	4.94		
野艾蒿( <i>Artemisia lavandulifolia</i> )	6.09±1.94	多年生草本	1.96	5.03		30.99	5.00	5.58	15.95	
狗牙根( <i>Cynodon dactylon</i> )	6.71±2.19		17.63	13.15	13.50			45.52	17.02	
白茅( <i>Imperata cylindrica</i> )	8.22±2.78		14.38	11.47			33.99	6.20	21.02	
芒草( <i>Miscanthus sinensis</i> )	6.52±1.90		12.35	12.13	26.54	10.45	9.65		22.59	
狗脊( <i>Woodwardia japonica</i> )	7.31±2.84			50.57	1.66	8.33	4.32			
紫茎泽兰( <i>Ageratina adenophora</i> )	9.66±3.35		7.94	2.00	5.32			26.35		

A~G 为不同采样点。

根据优势植物生物量大小,在各样方中采用小铁铲适量采集整株植物样品,包括狗尾草 4 份、白花鬼针草 4 份、虎尾草 4 份、水蓼 4 份、野艾蒿 6 份、狗牙根 5 份、白茅 5 份、芒草 6 份、狗脊 4 份和紫茎泽兰 4 份,共 46 份。在采集植物样品同时,采用抖土法收集各样方中所采同种植物根系表层约 200 g 土壤,用于土壤重金属含量和 pH 值测定。在各样方四角与正中心位置采集土样,采集深度为 0~20 cm,土样质量为 500~1 000 g,每个样方采集 5 份土样,共有 35 份土壤样品用于土壤理化性质测定。采用上述方法在矿山村非采矿区且无人干扰的山地中随机采集 5 份土样,用于矿山村土壤理化性质和重金属含量背景值(CK)测定。所有样品均采用聚乙烯塑料袋放气封装后运回实验室,以供相关指标测定。

### 1.3 样品处理与分析

土壤样品处理及相关指标测定方法:土壤样品经自然风干碾碎后,拣去石块和植物根系,采用四分法混匀样品,再分别过 2、1 和 0.25 mm 孔径尼龙筛网。采用重铬酸钾外加热法测定土壤有机质含

量,采用凯氏定氮法和氢氧化钠碱熔-钼锑抗比色法分别测定土壤全氮和全磷含量,采用硝酸-高氯酸-氢氟酸消解火焰原子吸收光谱仪吸收法测定土壤重金属 Mn、Cu、Zn、Cd 和 Pb 含量。此外,土壤容重采用环刀法测定,土壤 pH 值采用 pH 计测定,土壤含水量采用烘干法测定。

植物样品处理与相关指标测定方法:采用枝剪将植物样品分为地上部和根部 2 类,再用自来水清洗干净,最后用超纯水润洗 3~5 次,甩干并测量根部长度后放入纸质信封中,置于烘箱内设置 105 ℃ 条件下杀青 30 min,再于 80 ℃ 条件下烘至恒重。取出后,用不锈钢粉碎机处理并取 0.5 g 粉末状地上部或根部样品装入 50 mL 锥形瓶中,标记编号待检测分析。采用硝酸-高氯酸消解火焰原子吸收光谱仪吸收法测定植物地上部和根部重金属 Mn、Cu、Zn、Cd 和 Pb 含量。

### 1.4 数据处理

生物富集系数(BCF,  $F_{BC}$ )是植物地上部重金属含量与土壤中相应重金属含量的比值,能反映植物选择性吸收土壤重金属的能力<sup>[16]</sup>,其计算公式为

$$F_{BC} = C_A / C_S \quad (2)$$

式(2)中,  $C_A$  为植物地上部重金属含量,  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ;  $C_S$  为土壤重金属含量,  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。根据以往研究<sup>[17-18]</sup>, 将植物对土壤重金属元素的富集能力分为 4 个等级:  $BCF > 1.0$  时为高富集,  $0.1 < BCF \leq 1.0$  时为中等富集,  $0.01 < BCF \leq 0.1$  时为低富集,  $BCF \leq 0.01$  时为排斥。

转运系数 ( $TF, F_T$ ) 是植物地上部重金属含量与植物根部重金属含量的比值, 反映植物吸收重金属后从根部转移到地上部的能力<sup>[19]</sup>, 其计算公式为

$$F_T = C_A / C_R \quad (3)$$

式(3)中,  $C_A$  为植物地上部重金属含量,  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ;  $C_R$  为植物根部重金属含量,  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

采用 ArcGis 10.2 软件绘制采样点示意图, 采用 Excel 软件整理和计算数据, 采用 SPSS 26.0 软件进行单因素方差分析或非参数检验(方差不齐)以及聚类分析, 采用 Canoco 5.0 软件进行冗余分析

(RDA) 和非度量多维尺度(NMDS)分析。

## 2 结果与分析

### 2.1 采样点土壤理化性质和重金属含量

由表 2 可知, 矿区废弃地各采样点土壤全磷、有机质和含水量与矿山村背景值大体上无显著差异, 而土壤全氮和土壤容重却明显小于背景值。如表 3 所示, 不同采样点土壤 pH 值与矿山村 pH 背景值相差不大, 都处于 6.80~7.10 之间, 呈现弱酸性或弱碱性。除土壤 Cu 含量与背景值无显著差异之外, 土壤 Mn、Zn、Cd 和 Pb 含量均与背景值相差较大, 可知采矿活动使大量重金属元素释放到土壤中。其中, 各采样点土壤 Zn、Cd 和 Pb 含量之间差异较大, 这是因为在铅锌矿开采过程中, 会向土壤释放大量的 Pb 和 Zn, 同时也会释放 Cd, 而开采程度和力度以及矿产分布的差异导致废弃地土壤重金属含量存在空间变异性。

表 2 采样点土壤理化性质

Table 2 The physical and chemical properties of soil in sampling sites

采样点	$w$ (全磷)/ ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	$w$ (有机质)/ ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	$w$ (全氮)/ ( $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	容重/ ( $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ )	含水量 $w$ / %
A	0.79±0.19 <sup>a</sup>	10.02±1.93 <sup>a</sup>	1.08±0.10 <sup>a</sup>	0.99±0.02 <sup>a</sup>	22.42±3.33 <sup>a</sup>
B	0.86±0.11 <sup>a</sup>	9.78±2.15 <sup>a</sup>	1.16±0.19 <sup>a</sup>	0.95±0.02 <sup>a</sup>	19.06±6.89 <sup>a</sup>
C	0.81±0.26 <sup>a</sup>	8.34±3.78 <sup>b</sup>	1.22±0.18 <sup>a</sup>	1.00±0.06 <sup>a</sup>	20.43±6.83 <sup>a</sup>
D	0.99±0.22 <sup>a</sup>	10.36±1.82 <sup>a</sup>	1.15±0.18 <sup>a</sup>	0.96±0.02 <sup>a</sup>	21.55±2.18 <sup>a</sup>
E	1.05±0.11 <sup>b</sup>	10.08±1.82 <sup>a</sup>	1.25±0.07 <sup>a</sup>	1.04±0.04 <sup>a</sup>	19.39±3.36 <sup>a</sup>
F	0.83±0.27 <sup>a</sup>	11.30±1.27 <sup>a</sup>	1.18±0.16 <sup>a</sup>	0.97±0.05 <sup>a</sup>	22.49±3.26 <sup>a</sup>
G	0.71±0.12 <sup>a</sup>	10.45±2.13 <sup>a</sup>	1.13±0.24 <sup>a</sup>	0.98±0.06 <sup>a</sup>	20.50±2.24 <sup>a</sup>
CK	0.73±0.14 <sup>a</sup>	11.05±1.25 <sup>a</sup>	1.45±0.09 <sup>b</sup>	1.19±0.07 <sup>b</sup>	21.55±3.61 <sup>a</sup>

平均值±标准差( $n=5$ ); 同一列数据后英文小写字母不同表示不同采样点间某指标差异显著( $P<0.05$ )。

表 3 采样点土壤重金属含量

Table 3 Soil heavy metal content in the sampling sites

采样点	pH	$w$ ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )				
		Mn	Cu	Zn	Cd	Pb
A	6.89±0.13 <sup>a</sup>	972.34±71.07 <sup>a</sup>	251.97±65.51 <sup>ac</sup>	615.56±161.75 <sup>a</sup>	2.77±1.58 <sup>a</sup>	692.97±200.81 <sup>ab</sup>
B	7.00±0.13 <sup>ab</sup>	948.36±189.01 <sup>a</sup>	246.25±64.52 <sup>ac</sup>	724.04±114.20 <sup>ab</sup>	2.37±1.60 <sup>a</sup>	598.89±116.46 <sup>a</sup>
C	6.99±0.15 <sup>ab</sup>	927.71±111.92 <sup>a</sup>	263.75±39.67 <sup>ab</sup>	742.25±282.47 <sup>ab</sup>	1.93±0.96 <sup>ab</sup>	766.11±101.87 <sup>b</sup>
D	7.02±0.16 <sup>ab</sup>	971.04±128.20 <sup>a</sup>	285.13±59.21 <sup>ab</sup>	835.58±134.62 <sup>b</sup>	2.72±1.21 <sup>a</sup>	649.83±128.90 <sup>a</sup>
E	6.95±0.15 <sup>ab</sup>	972.43±178.59 <sup>a</sup>	305.46±55.86 <sup>ab</sup>	641.96±126.17 <sup>a</sup>	3.28±1.78 <sup>a</sup>	585.46±146.32 <sup>a</sup>
F	7.00±0.10 <sup>ab</sup>	930.75±218.61 <sup>a</sup>	316.79±57.32 <sup>b</sup>	614.58±114.30 <sup>a</sup>	2.27±1.04 <sup>ab</sup>	570.13±116.52 <sup>a</sup>
G	7.03±0.14 <sup>b</sup>	919.70±126.98 <sup>a</sup>	241.30±69.91 <sup>ac</sup>	585.10±112.31 <sup>a</sup>	3.21±3.81 <sup>a</sup>	708.05±126.87 <sup>ab</sup>
CK	7.02±0.06 <sup>ab</sup>	318.86±83.46 <sup>b</sup>	213.30±23.91 <sup>c</sup>	327.70±43.61 <sup>c</sup>	0.27±0.09 <sup>b</sup>	107.85±12.68 <sup>c</sup>
管制值 <sup>1)</sup>	—	—	—	—	3.00	700.00

1) GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》中, 土壤在  $6.5 < \text{pH} \leq 7.5$  条件下的风险管制值。

平均值±标准差( $n=5\sim 8$ ); “—”表示无规定; 同一列数据后英文小写字母不同表示不同采样点间某指标差异显著( $P<0.05$ )。

参照 GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》, 采样点 E 和 G 土壤 Cd 含量分别为标准管制值的 1.09 和 1.07 倍, 采

样点 C 和 G 土壤 Pb 含量分别为标准管制值的 1.09 倍和 1.01 倍。可见, 研究区土壤主要重金属污染物为 Pb 和 Cd。

## 2.2 研究区优势草本植物中重金属含量

研究区 10 种优势植物体内重金属含量见表 4。如表 4 所示,不同植物或相同植物不同部位对重金属的吸收和转移能力均存在一定差异,且重金属元素在大部分优势植物体内均呈现地上部含量随着根部含量增加而增加的趋势。其中,植物地上部 Mn、Cu、Zn、Cd 和 Pb 含量变化范围分别为 310.89~698.13、71.69~165.02、187.75~501.91、0.77~2.47 和 130.75~446.43 mg·kg<sup>-1</sup>,植物根部 Mn、

Cu、Zn、Cd 和 Pb 含量变化范围分别为 325.18~662.21、63.90~210.92、141.45~572.03、0.62~2.35 和 156.51~562.39 mg·kg<sup>-1</sup>。地上部对 Mn 和 Zn 积累量最大的植物分别为狗尾草和紫茎泽兰,而狗脊地上部积累 Cu 和 Cd 最多,芒草地上部积累 Pb 最多。虎尾草根吸收 Mn 的能力最强,而根部 Cu、Zn、Cd 和 Pb 积累量最多的植物分别为水蓼、紫茎泽兰、狗脊和芒草。

表 4 优势草本植物不同部位重金属含量

Table 4 Heavy metal content in different parts of dominant herbaceous plants

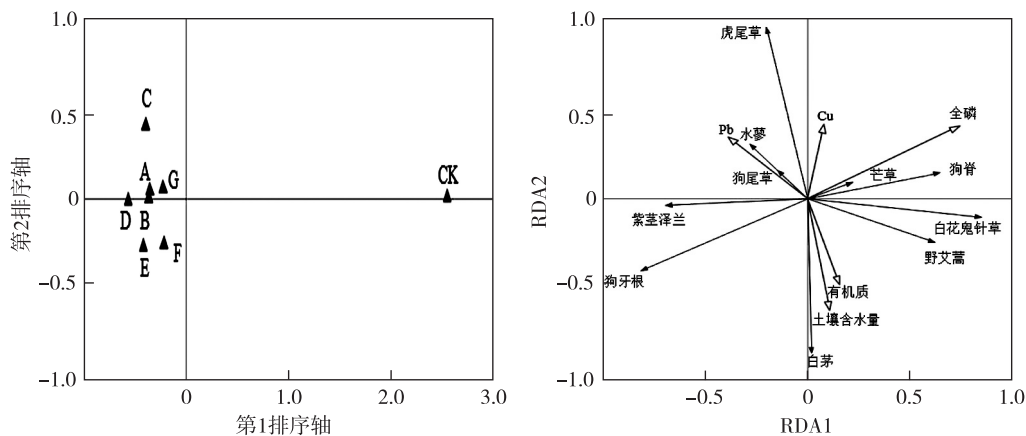
物种	部位	w/(mg·kg <sup>-1</sup> )				
		Mn	Cu	Zn	Cd	Pb
狗尾草	地上	698.13±167.77 <sup>A</sup>	156.36±71.91 <sup>A</sup>	187.75±279.02 <sup>A</sup>	0.77±0.57 <sup>A</sup>	166.28±111.66 <sup>A</sup>
	根	635.40±388.26 <sup>a</sup>	146.60±78.52 <sup>a</sup>	141.45±202.68 <sup>a</sup>	0.62±0.45 <sup>a</sup>	156.51±99.64 <sup>a</sup>
野艾蒿	地上	522.30±378.39 <sup>AB</sup>	149.78±131.40 <sup>A</sup>	463.98±296.12 <sup>A</sup>	1.50±1.71 <sup>A</sup>	294.69±84.35 <sup>AB</sup>
	根	449.17±352.16 <sup>a</sup>	147.29±127.32 <sup>a</sup>	578.21±397.97 <sup>b</sup>	1.18±0.92 <sup>ab</sup>	278.16±154.36 <sup>a</sup>
狗牙根	地上	431.37±250.26 <sup>AB</sup>	138.55±86.87 <sup>A</sup>	395.51±152.55 <sup>A</sup>	1.85±0.83 <sup>A</sup>	363.08±262.39 <sup>AB</sup>
	根	443.88±293.41 <sup>a</sup>	159.38±109.86 <sup>a</sup>	352.42±153.57 <sup>ab</sup>	1.94±0.89 <sup>ab</sup>	401.77±274.63 <sup>ab</sup>
白花鬼针草	地上	363.70±277.27 <sup>AB</sup>	71.69±46.47 <sup>A</sup>	325.58±256.29 <sup>A</sup>	0.93±0.22 <sup>A</sup>	232.67±249.96 <sup>AB</sup>
	根	325.18±266.10 <sup>a</sup>	63.90±47.62 <sup>a</sup>	428.39±344.67 <sup>ab</sup>	0.77±0.27 <sup>ab</sup>	234.57±255.94 <sup>a</sup>
白茅	地上	407.23±354.50 <sup>AB</sup>	141.52±98.78 <sup>A</sup>	384.95±218.06 <sup>A</sup>	1.32±0.96 <sup>A</sup>	130.75±226.93 <sup>A</sup>
	根	483.37±497.37 <sup>a</sup>	187.55±154.18 <sup>a</sup>	477.21±338.29 <sup>ab</sup>	1.18±0.69 <sup>ab</sup>	172.48±330.60 <sup>a</sup>
芒草	地上	472.33±197.49 <sup>AB</sup>	152.50±74.31 <sup>A</sup>	292.11±186.42 <sup>A</sup>	2.34±3.38 <sup>A</sup>	446.43±225.21 <sup>B</sup>
	根	336.58±151.82 <sup>a</sup>	135.88±69.40 <sup>a</sup>	268.93±204.30 <sup>ab</sup>	1.58±1.67 <sup>ab</sup>	562.39±290.56 <sup>b</sup>
狗脊	地上	325.99±120.48 <sup>AB</sup>	165.02±85.72 <sup>A</sup>	370.30±359.16 <sup>A</sup>	2.47±1.82 <sup>A</sup>	276.67±200.77 <sup>AB</sup>
	根	360.60±215.55 <sup>a</sup>	204.65±151.96 <sup>a</sup>	445.82±492.53 <sup>ab</sup>	2.35±1.60 <sup>b</sup>	260.98±150.67 <sup>a</sup>
紫茎泽兰	地上	310.89±189.12 <sup>B</sup>	120.08±113.75 <sup>A</sup>	501.91±158.93 <sup>A</sup>	1.88±1.72 <sup>A</sup>	210.13±230.69 <sup>AB</sup>
	根	411.75±281.37 <sup>a</sup>	94.32±84.59 <sup>a</sup>	572.03±254.47 <sup>b</sup>	1.74±1.63 <sup>ab</sup>	287.18±314.43 <sup>a</sup>
虎尾草	地上	545.25±110.18 <sup>AB</sup>	158.54±80.39 <sup>A</sup>	297.92±167.53 <sup>A</sup>	1.19±0.71 <sup>A</sup>	432.71±62.14 <sup>B</sup>
	根	662.21±318.41 <sup>a</sup>	155.27±91.12 <sup>a</sup>	209.58±155.69 <sup>ab</sup>	1.40±1.03 <sup>ab</sup>	446.44±88.21 <sup>ab</sup>
水蓼	地上	536.78±364.59 <sup>AB</sup>	155.79±120.36 <sup>A</sup>	206.53±140.08 <sup>A</sup>	1.57±1.11 <sup>A</sup>	354.73±147.42 <sup>AB</sup>
	根	528.51±396.78 <sup>a</sup>	210.92±176.36 <sup>a</sup>	270.99±223.06 <sup>ab</sup>	1.88±1.58 <sup>ab</sup>	340.27±166.74 <sup>ab</sup>

平均值±标准差(n=4~6);同一列数据后英文大写字母不同表示不同植物地上部间某指标差异显著(P<0.05);同一列数据后英文小写字母不同表示不同植物根部间某指标差异显著(P<0.05)。

## 2.3 优势草本植物与环境因子的冗余分析

以各采样点土壤理化性质和重金属含量为参数,进行无度量多维标定法排序(stress value 为 0.07)。如图 2 所示,采矿活动会对土壤原有理化性质以及重金属元素构成和含量造成巨大影响。为探明在新生境下优势草本植物与环境之间的关系,将矿区废弃地中各采样点土壤理化性质和重金属含量与优势植物个体数进行冗余分析,经前向选择后,剔除土壤容重、pH 值以及全氮、Cd、Mn 和 Zn 含量等与各优势植物无显著关系的变量,冗余分析结果见图 2。其中,RDA1 轴解释度为 98.51%,RDA2 轴解释度为 99.51%。

如图 2 所示,虎尾草、水蓼和狗尾草适生于 Pb 污染区域,但生存易被有机质和水分限制,同时难以与白花鬼针草、野艾蒿和白茅共存;狗脊和芒草适生于 Cu 污染和磷含量高的区域,与狗牙根和紫茎泽兰形成竞争关系;白花鬼针草、野艾蒿和白茅易在有机质和水源丰富的区域生存,但不适于在 Pb 污染较严重区域生存,并会与虎尾草、水蓼和狗尾草竞争资源;紫茎泽兰与狗牙根可相互促进生存,但它们不适合在 Cu 污染区域生存,且会与狗脊和芒草竞争资源,同时土壤磷含量会限制它们的适应能力。



A~G 为不同采样点。实心箭头为优势草本植物,空心箭头为环境因子。

图 2 优势草本植物与环境因子的冗余分析排序

Fig. 2 Redundancy analysis ordination diagram of dominant herbaceous plants and environmental factors

2.4 研究区优势草本植物对重金属元素的富集与转运特征及其聚类分析

分析研究区优势草本植物富集系数(表 5)发现,10 种优势草本植物对 Mn、Cu、Zn、Cd 和 Pb 的富集系数都在 0.1~1 之间,均属于中等富集植物。其中,狗尾草对 Mn 富集能力最强,富集系数为 0.69;而对 Cu、Zn、Cd 和 Pb 的富集能力最强的植物分别为芒草、野艾蒿、狗尾草和虎尾草,其富集系数分别为 0.61、0.66、0.87 和 0.72。

分析优势草本植物转运系数(表 6)发现,相比

于植物富集能力,其转运能力均较强,均在 0.5~2.0 之间。其中,芒草对 Mn 和 Cu 的转运能力最强,转运系数分别为 1.46 和 1.24;而对 Zn、Cd 和 Pb 的转运能力最强的植物分别为虎尾草、白花鬼针草和白茅,其转运系数分别为 1.57、1.27 和 1.30。从中可以推测,10 种优势草本植物在矿区废弃地中的生存策略均为将根部中重金属元素转移至地上部。这种策略可以降低植物根部受到的毒害,更利于在有限的土壤营养资源中获得竞争优势,从而增加其对环境的适应能力。

表 5 优势草本植物对重金属元素的富集系数

Table 5 Bioaccumulation factors of dominant herbaceous plants for heavy metal elements

物种	富集系数				
	Mn	Cu	Zn	Cd	Pb
狗尾草	0.69±0.15 <sup>a</sup>	0.55±0.29 <sup>a</sup>	0.27±0.36 <sup>a</sup>	0.87±0.38 <sup>a</sup>	0.20±0.15 <sup>a</sup>
野艾蒿	0.47±0.31 <sup>a</sup>	0.52±0.38 <sup>a</sup>	0.66±0.39 <sup>a</sup>	0.45±0.23 <sup>b</sup>	0.51±0.24 <sup>ab</sup>
狗牙根	0.48±0.27 <sup>a</sup>	0.55±0.30 <sup>a</sup>	0.61±0.32 <sup>a</sup>	0.58±0.17 <sup>ab</sup>	0.56±0.38 <sup>ab</sup>
白花鬼针草	0.35±0.26 <sup>a</sup>	0.31±0.23 <sup>a</sup>	0.51±0.34 <sup>a</sup>	0.60±0.22 <sup>ab</sup>	0.40±0.40 <sup>ab</sup>
白茅	0.44±0.41 <sup>a</sup>	0.55±0.34 <sup>a</sup>	0.57±0.25 <sup>a</sup>	0.53±0.26 <sup>ab</sup>	0.17±0.28 <sup>a</sup>
芒草	0.54±0.23 <sup>a</sup>	0.61±0.25 <sup>a</sup>	0.35±0.21 <sup>a</sup>	0.55±0.37 <sup>ab</sup>	0.64±0.22 <sup>b</sup>
狗脊	0.39±0.18 <sup>a</sup>	0.55±0.12 <sup>a</sup>	0.43±0.38 <sup>a</sup>	0.67±0.38 <sup>ab</sup>	0.50±0.39 <sup>ab</sup>
紫茎泽兰	0.31±0.18 <sup>a</sup>	0.37±0.35 <sup>a</sup>	0.64±0.27 <sup>a</sup>	0.61±0.38 <sup>ab</sup>	0.34±0.36 <sup>ab</sup>
虎尾草	0.67±0.18 <sup>a</sup>	0.58±0.30 <sup>a</sup>	0.48±0.22 <sup>a</sup>	0.53±0.22 <sup>ab</sup>	0.72±0.09 <sup>b</sup>
水蓼	0.59±0.41 <sup>a</sup>	0.57±0.41 <sup>a</sup>	0.41±0.18 <sup>a</sup>	0.50±0.09 <sup>ab</sup>	0.56±0.24 <sup>ab</sup>

平均值±标准差(n=4~6); 同一列数据后英文小写字母不同表示不同植物间某指标差异显著(P<0.05)。

将优势草本植物对土壤 Mn、Cu、Zn、Cd 和 Pb 的富集系数和转运系数作为参数,采用组间平均距离法对 10 种优势草本植物进行聚类分析(图 3)。如图 3 所示,在类间距离为 6.8 处设置辅助线,将 10 种优势草本植物分为 7 类。第 1 类为狗脊、水蓼和狗牙根,这 3 种植物对 Cu、Cd 和 Pb 的富集能力较强(富集系数均在 0.5~1 之间),对 Mn 的转运效

果较好(转运系数均在 1~1.5 之间),可作为建立植物群落的优势组合。第 2 类为野艾蒿和白茅,这类植物地上部易积累 Cu 和 Zn(富集系数均在 0.5~1 之间),根部对 Mn、Cd 和 Pb 有一定转运能力(转运系数均在 1~1.5 之间),可作为新建植物群落的亚优势组合。第 3 类为白花鬼针草,其地上部对 Zn 和 Cd 的积累能力较好(富集系数分别为 0.51 和

0.60),对 Mn、Cu 和 Cd 的转运系数均大于 1,可用于种植在 Cd 污染较严重的区域。第 4 类为紫茎泽兰,它对 Zn 和 Cd 的富集能力较强(富集系数分别为 0.64 和 0.61),其根部转运 Cu 和 Cd 的效果较好(转运系数均为 1.22),也可用于种植在 Cd 污染较严重的区域。第 5 类为芒草,其地上部富集了较高含量的 Mn、Cu、Cd 和 Pb(富集系数分别为 0.54、0.61、0.55 和 0.64),对 Mn、Cu、Zn 和 Cd 的转运系数也均大于 1,适用于种植在 Mn、Cu 和 Cd 单独污

染或复合污染区域。第 6 类为虎尾草,它对 Mn、Cu、Cd 和 Pb 的富集系数均大于 0.5,且根部转运 Cu、Zn、Cd 和 Pb 的能力也较强(转运系数分别为 1.11、1.57、1.06 和 1.00),可作为 Cu、Cd 和 Pb 单独污染或复合污染区域的复垦植物。第 7 类为狗尾草,其地上部富集 Mn、Cu 和 Cd 的效果较好(富集系数分别为 0.69、0.55 和 0.87),且对 5 种重金属元素的转运系数均大于 1,可作为种植在 Mn、Cu 和 Cd 单独污染或复合污染区域的备选植物。

表 6 优势草本植物对重金属元素的转运系数

Table 6 Transportation factors of dominant herbaceous plants for heavy metal elements

物种	转运系数				
	Mn	Cu	Zn	Cd	Pb
狗尾草	1.26±0.44 <sup>ab</sup>	1.13±0.21 <sup>a</sup>	1.49±0.40 <sup>a</sup>	1.24±0.27 <sup>a</sup>	1.06±0.33 <sup>a</sup>
野艾蒿	1.27±0.44 <sup>ab</sup>	1.06±0.21 <sup>a</sup>	0.86±0.21 <sup>b</sup>	1.15±0.47 <sup>a</sup>	1.27±0.52 <sup>a</sup>
狗牙根	1.09±0.50 <sup>ab</sup>	1.06±0.49 <sup>a</sup>	1.14±0.15 <sup>ab</sup>	1.00±0.41 <sup>a</sup>	0.90±0.14 <sup>ab</sup>
白花鬼针草	1.35±0.51 <sup>ab</sup>	1.11±0.40 <sup>a</sup>	0.77±0.03 <sup>b</sup>	1.27±0.39 <sup>a</sup>	0.93±0.16 <sup>ab</sup>
白茅	1.01±0.45 <sup>ab</sup>	0.92±0.30 <sup>a</sup>	0.91±0.27 <sup>b</sup>	1.03±0.48 <sup>a</sup>	1.30±0.56 <sup>a</sup>
芒草	1.46±0.44 <sup>a</sup>	1.24±0.41 <sup>a</sup>	1.23±0.50 <sup>ab</sup>	1.17±0.47 <sup>a</sup>	0.80±0.17 <sup>b</sup>
狗脊	1.11±0.46 <sup>ab</sup>	0.93±0.30 <sup>a</sup>	0.86±0.24 <sup>b</sup>	0.99±0.18 <sup>a</sup>	1.00±0.38 <sup>ab</sup>
紫茎泽兰	0.77±0.10 <sup>b</sup>	1.22±0.40 <sup>a</sup>	0.99±0.38 <sup>b</sup>	1.22±0.39 <sup>a</sup>	0.84±0.27 <sup>ab</sup>
虎尾草	0.95±0.36 <sup>ab</sup>	1.11±0.21 <sup>a</sup>	1.57±0.26 <sup>a</sup>	1.06±0.54 <sup>a</sup>	1.00±0.27 <sup>ab</sup>
水蓼	1.14±0.46 <sup>ab</sup>	0.98±0.44 <sup>a</sup>	0.82±0.18 <sup>b</sup>	0.90±0.16 <sup>a</sup>	1.08±0.18 <sup>ab</sup>

平均值±标准差(n=4~6);同一列数据后英文小写字母不同表示不同植物间某指标差异显著(P<0.05)。

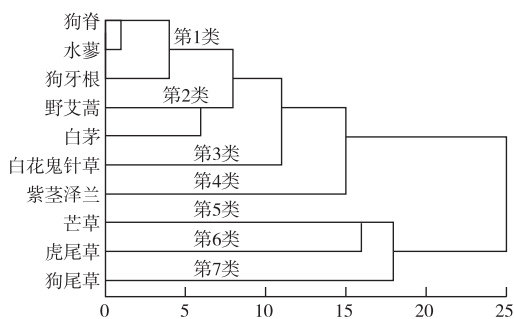


图 3 优势草本植物富集与转移特性的聚类分析

Fig. 3 Cluster analysis of the characteristics of enrichment and transfer of dominant herbaceous plants

### 3 讨论

笔者研究中,矿区废弃地各采样点土壤 pH 值、全磷、有机质和含水量与矿山村背景值大体上无显著差异,而土壤全氮和土壤容重却明显小于背景值。该现象可能与土壤形成过程有关。土壤发育过程受多种因素,即成土条件影响,主要包括母质、气候、地形和干扰时间等<sup>[20]</sup>。就矿区废弃地而言,矿石开采活动改变了其原有成土条件,如剥离矿石会使土壤母质层发生变化;大型开采设备持续工作

造成地面塌陷,出现裂缝和沟槽,形成新的地形条件,从而影响水热分配和土壤理化性质,同时还会直接破坏地表植被使地面动物和土壤微生物减少、生物多样性降低;开采强度和时间的差异会影响土壤物理结构和化学性质以及累积营养物质的能力<sup>[21]</sup>。植物多样性<sup>[22]</sup>和土壤微生物的丧失,使两者之间的相互作用<sup>[23]</sup>难以正常发生,进而导致土壤氮素固持能力减弱,使土壤中氮总量较少。相比于原有土壤,采矿后遗留土壤在物理结构和固体颗粒排列紧密度等方面均较差,使得其土壤容重较低。

分析各采样点土壤重金属含量(表 3)可以发现,土壤 Cu 含量与背景值无显著差异,其他 4 种重金属元素含量均远超背景值,且土壤 Zn、Cd 和 Pb 含量在各采样点存在空间变异性。产生这一现象的主要原因是重金属元素会随着原生矿石的破解被活化成离子态或分子态形式释放到土壤中,并在土壤多相体系里时刻与土壤组分间发生溶解、络合、吸附、沉淀等复杂反应,从而导致不同重金属元素及其在不同时空中的赋存形态、迁移特征存在显著差异<sup>[24]</sup>。矿山村土壤 Cu 含量背景值为 213.30 mg·kg<sup>-1</sup>,是云南省土壤 Cu 含量背景值<sup>[25]</sup>的 4.6 倍。造成土壤 Cu 含量过高的原因可能与 Cu 在土

壤中具有多样的存在形态(残渣态、腐殖酸结合态和铁锰结合态)和独特的富集螯合机制有关,使其易于原位累积而不易流失扩散。

在矿区废弃地中,非生物胁迫和土壤养分是限制植物生存、生长和生产的主要环境条件<sup>[26]</sup>。土壤中过高的重金属含量和过低的营养水平使植物正常生理活动和机能遭受严重迫害,不适应的物种或个体会被迅速淘汰,而能生存于如此极端环境的物种和个体都具有一定适应性。根据以往研究可将植物应对重金属胁迫的适应策略分为 3 种<sup>[27]</sup>: (1) 不适应,种群不会再次出现或少部分个体出现后便马上消失;(2) 中等适应,仅有少数具有优势功能性状的个体能生存,但优势性状不能稳定遗传或种群繁殖效率低,生态幅窄;(3) 高适应,个体优势功能性状能稳定遗传,且有较快的繁殖扩散能力或较大的生物量,能在资源竞争中发挥优势,可占据不同生态位。如表 1 所示,该矿区废弃地优势草本植物在不同景观板块中均有分布,可知它们都是矿区废弃地的高适应植物。

根据优势草本植物与环境因子的冗余分析结果(图 2)可发现,不同植物对不同营养物质的含量有着特定需求且对不同重金属元素的胁迫有着相应耐受性,这与 SARDANS 等<sup>[28]</sup>的研究结果一致。该现象与植物间解毒机制的差异有关<sup>[29]</sup>:有些植物根部可以分泌释放有机酸调节周围土壤 pH 值,这促进了某类游离营养元素离子与土壤溶胶发生置换反应,从而减少土壤中某种游离重金属离子的含量,进而减少植物对其的吸收,增加对其的适应;有些植物可以减少对某一种营养元素(N、P)的吸收,使其在土壤中堆积,从而增大与惰性阳离子结合形成难溶盐的可能性,进而直接吸附某些重金属元素以降低土壤毒性减轻毒害作用;有些植物已经完全适应某种或某几种重金属元素的胁迫,这种适应增加了其在有限营养资源争夺中的竞争力,使其对不同营养元素的需求量变大。

近年来,根据植物对重金属的富集转运特征筛选超富集植物的研究已有许多。如阳成<sup>[30]</sup>在湖北铜矿废弃地发现,狗脊( $BCF = 0.22$ ,  $TF = 3.89$ )富集转运 Mn 的能力强,狗牙根( $BCF = 1.14$ ,  $TF = 0.39$ )耐受 Zn 污染,狗尾草( $BCF = 4.33$ ,  $TF = 0.87$ )和白茅( $BCF = 2.00$ ,  $TF = 1.20$ )适合生存于 Cd 污染区域,白花鬼针草( $BCF < 0.01$ ,  $TF = 1.18$ )易转运 Cd。李思亮等<sup>[31]</sup>在浙江铅锌矿区发现,水蓼( $BCF = 0.5$ ,  $TF = 1.33$ )对 Zn 有较强的富集和转运能力。邢丹等<sup>[32]</sup>在调查黔西北铅锌矿区植物富集特征时

发现,野艾蒿对 Pb( $BCF = 0.07$ ,  $TF = 4.58$ )和 Cd( $BCF = 0.14$ ,  $TF = 2.91$ )有较好的转运能力。周启武等<sup>[33]</sup>在评价紫茎泽兰对不同重金属的积累能力时,表明其为 Cd 富集植物( $BCF_{均值} = 1.12$ )。综上所述,矿石村优势草本植物在其他研究中均表现出对某些重金属元素的富集和转运能力,但同种植物在不同生境中对重金属的富集转移特性存在差异,其原因可能有:(1) 根际微生物组成发生变化。不同微生物会代谢产生不同分泌物,从而促进不同重金属溶解<sup>[34-35]</sup>。(2) 土壤营养元素含量不同导致重金属吸收途径改变。植物吸收重金属主要有共质体途径和质外体途径 2 种途径。共质体途径指在营养充足的情况下,利用 Ca、Fe 等必需营养元素离子通道、转运蛋白等方式进行跨膜运输;质外体途径则是在养分匮乏时通过细胞壁、胞外间隙等横向传递至细胞内部的过程<sup>[36]</sup>。(3) 环境差异会影响根部栓质(一种质外体屏障,可将中柱与外围细胞分开,阻碍重金属离子通过质外体途径向地上部转运<sup>[37]</sup>)的形成以及根部细胞壁与重金属元素特异性结合的能力<sup>[38]</sup>,从而影响植物对重金属的富集转运和特异性结合过程。

吸收、积累和转移重金属,是植物防御重金属胁迫的机制之一<sup>[39]</sup>,该特性为植物修复重金属污染土壤提供可能。然而随着植物修复实践的推进,相关研究发现单一种植耐性植物已无法满足矿区土壤修复治理的实际需要,而植物组合后再种植则可增加土壤微生物种类和养分含量<sup>[40]</sup>。同时魏艳艳等<sup>[41]</sup>的研究也表明,植物多样性越高,土壤受重金属污染的程度就越低。因此,在矿区废弃地中筛选优势草本植物组合,对其治理和恢复有重要意义。但因草本植物生物量较小,其对环境调控能力有限,使得在矿区污染治理和植被恢复实践中需要将草本植物与乔、灌木搭配种植。值得注意的是,我国西南地区劣性入侵植物紫茎泽兰也是笔者研究中的优势草本植物,其高效的营养利用能力、强大的资源竞争能力及对重金属污染的耐受能力可能会改变新建植物群落的互作模式甚至建立新的群落格局,这也许会影响矿区废弃地植被恢复的进程和效果,需在今后的研究中重点关注。

## 4 结论

(1) 研究区各采样点土壤 pH 值、全磷、有机质和含水量与矿山村背景值相比大体上无显著差异,而土壤全氮和土壤容重明显小于背景值;土壤 Mn、Zn、Cd 和 Pb 含量均远超背景值,且部分采样点土壤



Cd 和 Pb 含量超过标准管制值。

(2)研究区共评估出 10 种优势草本植物,分别为狗尾草、野艾蒿、狗牙根、白花鬼针草、白茅、芒草、狗脊、紫茎泽兰、虎尾草和水蓼。其中,狗脊、水蓼和狗牙根对 Cu、Cd 和 Pb 的富集能力较强(富集系数均在 0.5~1 之间),对 Mn 的转运效果较好(转运系数均在 1~1.5 之间),可作为建立植物群落的优势组合;野艾蒿和白茅的地上部易积累 Cu 和 Zn(富集系数均在 0.5~1 之间),且根部对 Mn、Cd 和 Pb 有良好的转运能力(转运系数均在 1~1.5 之间),可作为新建植物群落的亚优势组合;其他 5 种优势植物对重金属都有一定的富集转运能力,除紫茎泽兰外,均可作为新建植物群落的伴生种。

#### 参考文献:

- [1] 雷冬梅,段昌群,王明.云南不同矿区废弃地土壤肥力与重金属污染评价[J].农业环境科学学报,2007,26(2):612-616. [LEI Dong-mei, DUAN Chang-qun, WANG Ming. Soil Fertility and Heavy Metal Contamination in Abandoned Regions of Different Mine Tailings in Yunnan Province[J]. Journal of Agro-environment Science, 2007, 26(2): 612-616.]
- [2] SCHMID C A O, REICHEL R, SCHRÖDER P, *et al.* 52 Years of Ecological Restoration Following a Major Disturbance by Opencast Lignite Mining Does not Reassemble Microbiome Structures of the Original Arable Soils[J]. Science of the Total Environment, 2020, 745: 140955.
- [3] DEMENT W T, HACKWORTH Z J, LHOTKA J M, *et al.* Plantation Development and Colonization of Woody Species in Response to Post-mining Spoil Preparation Methods[J]. New Forests, 2020, 51(6): 965-984.
- [4] CHEN F Y, YANG Y J, MI J X, *et al.* Effects of Vegetation Pattern and Spontaneous Succession on Remediation of Potential Toxic Metal-polluted Soil in Mine Dumps[J]. Sustainability, 2019, 11(2): 397.
- [5] 张颖,赵欣,张圣虎,等.竹类植物修复重金属污染土壤的研究进展[J].生态与农村环境学报,2021,37(1):30-38. [ZHANG Ying, ZHAO Xin, ZHANG Sheng-hu, *et al.* Research Progress of Bamboo Species in Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soil[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(1): 30-38.]
- [6] 吴清玉.我国土壤环境监测及修复技术现状[J].中国科技信息,2021(2):115-116.
- [7] NYENDA T, GWENZI W, GWATA C, *et al.* Leguminous Tree Species Create Islands of Fertility and Influence the Understory Vegetation on Nickel-mine Tailings of Different Ages[J]. Ecological Engineering, 2020, 155: 105902.
- [8] WANG D, ZHANG B, ZHU L L, *et al.* Soil and Vegetation Development along a 10-year Restoration Chronosequence in Tailing Dams in the Xiaolinling Gold Region of Central China[J]. CATENA, 2018, 167: 250-256.
- [9] JIA P, LIANG J L, YANG S X, *et al.* Plant Diversity Enhances the Reclamation of Degraded Lands by Stimulating Plant-soil Feedbacks[J]. Journal of Applied Ecology, 2020, 57(7): 1258-1270.
- [10] ONÉSIMO C M G, DIAS D D, VALE BEIRÃO M, *et al.* Ecological Succession in Areas Degraded by Bauxite Mining Indicates Successful Use of Topsoil[J]. Restoration Ecology, 2021, 29(1): e13303.
- [11] BRODA J, FRANTZA P, HERRMANN U, *et al.* Reclamation of Abandoned Open Mines with Innovative Meandricly Arranged Geotextiles[J]. Geotextiles and Geomembranes, 2020, 48(3): 236-242.
- [12] 孙晓莉,赵然,和万荣,等.基于 Logistic 回归模型的会泽县草地资源变化及驱动力分析[J].西南农业学报,2021,34(6):1309-1315. [SUN Xiao-li, ZHAO Ran, HE Wan-rong, *et al.* Analysis on Grassland Resources Change and Driving Forces in Huize County Based on Logistic Regression Model[J]. Southwest China Journal of Agricultural Sciences, 2021, 34(6): 1309-1315.]
- [13] 袁鑫奇,郭兆来,王越,等.滇东北铅锌矿区废弃地的自然演替特征研究[J].农业现代化研究,2021,42(4):764-775. [YUAN Xin-qi, GUO Zhao-lai, WANG Yue, *et al.* Study on Natural Succession Characteristics of Abandoned Land in Pb-Zn Mining Area in Northeast of Yunnan Province[J]. Research of Agricultural Modernization, 2021, 42(4): 764-775.]
- [14] 李云刚,朱传威.会泽铅锌矿床环带状闪锌矿中微量元素分布特征及其意义[J].矿物学报,2020,40(6):765-771. [LI Yun-gang, ZHU Chuan-wei. The Distribution Signatures of Major and Trace Elements in Zoned Sphalerite from Lead-zinc Deposits: A Case Study from the Huize Deposit[J]. Acta Mineralogica Sinica, 2020, 40(6): 765-771.]
- [15] 何兴东,高玉葆,刘惠芬.重要值的改进及其在羊草群落分类中的应用[J].植物研究,2004,24(4):466-472. [HE Xing-dong, GAO Yu-bao, LIU Hui-fen. Amending of Importance Value and Its Application on Classification of *Leymus chinensis* Communities[J]. Bulletin of Botanical Research, 2004, 24(4): 466-472.]
- [16] 孙厚云,卫晓锋,孙晓明,等.钒钛磁铁矿尾矿库复垦土地及周边土壤-玉米重金属迁移富集特征[J].环境科学,2021,42(3):1166-1176. [SUN Hou-yun, WEI Xiao-feng, SUN Xiaoming, *et al.* Bioaccumulation and Translocation Characteristics of Heavy Metals in a Soil-maize System in Reclaimed Land and Surrounding Areas of Typical Vanadium-titanium Magnetite Tailings[J]. Environmental Science, 2021, 42(3): 1166-1176.]
- [17] YANG Y, ZHOU X H, TIE B Q, *et al.* Comparison of Three Types of Oil Crop Rotation Systems for Effective Use and Remediation of Heavy Metal Contaminated Agricultural Soil[J]. Chemosphere, 2017, 188: 148-156.
- [18] MIDHAT L, OUZZANI N, HEJJAJ A, *et al.* Accumulation of Heavy Metals in Metallophytes from Three Mining Sites (Southern Centre Morocco) and Evaluation of Their Phytoremediation Potential[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, 169: 150-160.
- [19] 李瑾,王平艳,李艳丽,等.火电厂周边土壤污染及农作物重金属的累积特征评价[J].昆明理工大学学报(自然科学版),

- 2020, 45(3): 87-92, 127. [LI Jin, WANG Ping-yan, LI Yan-li, *et al.* Evaluation of Soil Pollution around Thermal Power Plants and Accumulation Characteristics of Heavy Metals in Crops [J]. Journal of Kunming University of Science and Technology (Natural Science), 2020, 45(3): 87-92, 127.]
- [20] 李玲. 高潜水位平原区采煤塌陷地复垦土壤特征与分类研究 [D]. 北京: 中国矿业大学(北京), 2011.
- [21] 李俊杰. 矿山工程扰动土人工再造的理论、方法与实证研究 [D]. 太谷: 山西农业大学, 2005. [LI Jun-jie. Theory, Methodology and Case Study of Artificial Rebuilding of Mining Engineering Disturbed Soil [D]. Taiyu: Shanxi Agricultural University, 2005.]
- [22] CHEN X L, CHEN H Y H, SEARLE E B, *et al.* Negative to Positive Shifts in Diversity Effects on Soil Nitrogen over Time [J]. Nature Sustainability, 2021, 4(3): 225-232.
- [23] KUZUYAKOV Y, XU X L. Competition between Roots and Microorganisms for Nitrogen: Mechanisms and Ecological Relevance [J]. New Phytologist, 2013, 198(3): 656-669.
- [24] 关天霞, 何红波, 张旭东, 等. 土壤中重金属元素形态分析及形态分布的影响因素 [J]. 土壤通报, 2011, 42(2): 503-512. [GUAN Tian-xia, HE Hong-bo, ZHANG Xu-dong, *et al.* The Methodology of Fractionation Analysis and the Factors Affecting the Species of Heavy Metals in Soil [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2011, 42(2): 503-512.]
- [25] 缪福俊, 孙浩, 陈玲, 等. 兰坪铅锌尾矿区土壤与自然发生的 5 种植物的研究 [J]. 环境工程学报, 2011, 5(1): 189-194. [MIAO Fu-jun, SUN Hao, CHEN Ling, *et al.* Study on Lead-zinc Tailings Soil and Five Plants Occurring Naturally in Lead-zinc Mining Tailings in Lanping [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2011, 5(1): 189-194.]
- [26] GONG Z Z, XIONG L M, SHI H Z, *et al.* Plant Abiotic Stress Response and Nutrient Use Efficiency [J]. Science China Life Sciences, 2020, 63(5): 635-674.
- [27] 史刚荣. 耐重金属胁迫的能源植物筛选及其适应性研究 [D]. 南京: 南京农业大学, 2009. [SHI Gang-rong. Screening of Heavy Metal-tolerant Energy Plants and Their Adaptability to Metal Stress [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2009.]
- [28] SARDANS J, VALLICROSA H, ZUCCARINI P, *et al.* Empirical Support for the Biogeochemical Niche Hypothesis in Forest Trees [J]. Nature Ecology & Evolution, 2021, 5(2): 184-194.
- [29] 王丽艳. Pb、Cd 持续污染第十八代的蚕豆 (*Vicia faba* L.) 和玉米 (*Zea mays* L.) 资源配置对策 [D]. 昆明: 云南大学, 2020. [WANG Li-yan. The Strategies of Resource Allocation in the 18th Generation *Vicia faba* L. and *Zea mays* L. Continuously Exposed to Pb and Cd Pollution [D]. Kunming: Yunnan University, 2020.]
- [30] 阳成. 铜绿山和龙角山重金属污染地的植物资源调查及其耐受性评价 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2016. [YANG Cheng. The Plant Survey and Tolerance Assessment of Heavy Metal Polluted Area in Tonglushan and Longjiaoshan [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2016.]
- [31] 李思亮, 杨斌, 陈燕, 等. 浙江省铅锌矿区土壤重金属污染及重金属超富集植物筛选 [J]. 环境污染与防治, 2016, 38(5): 48-54. [LI Si-liang, YANG Bin, CHEN Yan, *et al.* Study of Soil Heavy Metal Pollution and Screen of Heavy Metal Hyper-accumulation Plants in Lead-zinc Mine Areas of Zhejiang Province [J]. Environmental Pollution & Control, 2016, 38(5): 48-54.]
- [32] 邢丹, 刘鸿雁, 于萍萍, 等. 黔西北铅锌矿区植物群落分布及其对重金属的迁移特征 [J]. 生态学报, 2012, 32(3): 796-804. [XING Dan, LIU Hong-yan, YU Ping-ping, *et al.* The Plant Community Distribution and Migration Characteristics of Heavy Metals in Tolerance Dominant Species in Lead/Zinc Mine Areas in Northwestern Guizhou Province [J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(3): 796-804.]
- [33] 周启武, 杨国琴, 张国昌, 等. 入侵植物紫茎泽兰对其根际重金属的富集作用研究 [J]. 安徽农业科学, 2020, 48(24): 87-90, 93. [ZHOU Qi-wu, YANG Guo-qin, ZHANG Guo-chang, *et al.* Study on the Bioaccumulation Ability of *Eupatorium adenophorum* to Heavy Metal Ions in Its Rhizosphere Soil [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2020, 48(24): 87-90, 93.]
- [34] ALI H, KHAN E, SAJAD M A. Phytoremediation of Heavy Metals: Concepts and Applications [J]. Chemosphere, 2013, 91(7): 869-881.
- [35] HE B Y, YU D P, CHEN Y, *et al.* Use of Low-calcium Cultivars to Reduce Cadmium Uptake and Accumulation in Edible Amaranth (*Amaranthus mangostanus* L.) [J]. Chemosphere, 2017, 171: 588-594.
- [36] WU Z C, ZHAO X H, SUN X C, *et al.* Xylem Transport and Gene Expression Play Decisive Roles in Cadmium Accumulation in Shoots of Two Oilseed Rape Cultivars (*Brassica napus*) [J]. Chemosphere, 2015, 119: 1217-1223.
- [37] TAO Q, JUPA R, LUO J, *et al.* The Apoplasmic Pathway via the Root Apex and Lateral Roots Contributes to Cd Hyperaccumulation in the Hyperaccumulator *Sedum alfredii* [J]. Journal of Experimental Botany, 2017, 68(3): 739-751.
- [38] LI T Q, TAO Q, SHOHAG M J I, *et al.* Root Cell Wall Polysaccharides Are Involved in Cadmium Hyperaccumulation in *Sedum alfredii* [J]. Plant and Soil, 2015, 389(1/2): 387-399.
- [39] LIU Y N, GUO Z H, XIAO X Y, *et al.* Phytostabilisation Potential of Giant Reed for Metals Contaminated Soil Modified with Complex Organic Fertiliser and Fly Ash: A Field Experiment [J]. Science of the Total Environment, 2017, 576: 292-302.
- [40] 张琳. 不同植物组合对稀土矿场土壤生态修复的研究 [D]. 广州: 仲恺农业工程学院, 2017. [ZHANG Lin. Effect of Different Combination of Phytoremediation on Soil Ecological Restoration at the Exploited Rare Earth Mine Site [D]. Guangzhou: Zhongkai University of Agriculture and Engineering, 2017.]
- [41] 魏艳艳, 张凯迪, 徐良, 等. 浙江省无居民海岛土壤重金属污染与植物多样性的关系 [J]. 土壤通报, 2019, 50(5): 1226-1232. [WEI Yan-yan, ZHANG Kai-di, XU Liang, *et al.* Relationship between Soil Heavy Metal Population and Plant Diversity in the Non-residential Island of Zhejiang Province [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2019, 50(5): 1226-1232.]

作者简介: 袁鑫奇 (1997—), 男, 湖南邵阳人, 主要从事污染与恢复生态学研究。E-mail: 964224240@qq.com

(责任编辑: 王昌群)