

云南会泽废弃铅锌矿重金属污染评价^{*}

房辉^{1,2} 曹敏^{1**}

(¹中国科学院西双版纳热带植物园, 昆明 650223; ²New Mexico State University, Las Cruces 88003-8001, USA)

摘要 取样测定了云南会泽废弃铅锌矿土壤和植物中重金属元素 Pb、Zn、Cd 的含量, 并采用单因子指数法、内梅罗综合污染指数法评估了会泽县废弃铅锌矿复垦地和撂荒地土壤的重金属污染状况。结果表明: 1) 以《土壤环境质量标准》(GB 15618-1995) 为标准, 复垦地和撂荒地的土壤重金属含量均超过国家三级标准; 复垦地中 Cd、Zn、Pb 3 种重金属的总含量分别为国家三级标准的 35.0、28.0 和 11.3 倍; 撂荒地中这 3 种重金属总含量分别为国家三级标准的 40.7、37.6 和 16.7 倍。2) 单项污染指数评价结果表明: 铅锌矿废弃地污染指数为 Cd > Zn > Pb, 3 种重金属均达到重污染级。综合污染指数评价结果显示: 铅锌矿废弃地重金属污染达到重度污染等级, 复垦地已不适宜耕种农作物。废弃矿山及土法冶炼后遗留的矿渣是重金属污染的主要原因。3) 当地受重金属污染的土壤中仍然有生长良好的野生植物, 并且有些植物种类对重金属的吸收转运能力较强, 在土壤重金属污染的生物修复中有应用潜力。

关键词 土壤; 重金属污染; 评价; 生物修复

中图分类号 X171 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2009)07-1277-07

Assessment of heavy metals pollution in abandoned lead-zinc mine tailings in Huize of Yunnan Province FANG Hui^{1,2}, CAO Min¹ (¹Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Kunming 650223, China; ²New Mexico State University, Las Cruces 88003-8001, USA). *Chinese Journal of Ecology*, 2009, 28(7): 1277-1283.

Abstract: Based on the analysis of the Pb, Zn, and Cd contents in the soil and plant samples from abandoned Pb-Zn mine tailings in Huize of Yunnan Province, Southwest China, the heavy metals pollution of the reclaimed and abandoned soils in this area was assessed by the methods of single factor pollution index and Nemerow integrated index, respectively. Compared with the Environmental Quality Standard for Soil of China (GB 15618-1995) (EQSSC), the heavy metals contents in the reclaimed and abandoned soils were higher than the Level 3 pollution defined by EQSSC. The total contents of Cd, Zn, and Pb in reclaimed soil were as 35.0, 28.0, and 11.3 times as Level 3 of EQSSC, whereas those in abandoned soil were as 40.7, 37.6, and 16.7 times as Level 3 of EQSSC, respectively. The assessment with single factor pollution index indicated that the severity level of heavy metals pollution was Cd > Zn > Pb, all in the heavy-pollution category, and the assessment with Nemerow integrated index also showed that the study area had been heavily polluted. The main causes of the pollution were the mine tailings and the local heavy metals-extracting techniques. As a result, the reclaimed soil might not be suitable for farming any more. In the polluted soils, there were certain kinds of wild plants still growing well, and some of them had strong capability to absorb and transmit heavy metals, being able to be used for the bioremediation of the polluted soils.

Key words: soil; heavy metals pollution; assessment; bioremediation

^{*} 国家科技部重大基础研究前期研究专项 (2005CCA05700) 和云南省自然科学基金资助项目 (2007C106M)。

^{**} 通讯作者 E-mail: caom@xtbg.ac.cn

收稿日期: 2008-11-27 接受日期: 2009-04-05

土壤重金属污染是全球研究的热点问题之一。被重金属污染后,土壤退化,生物多样性丧失,不仅直接影响作物产量和品质,且会通过食物链影响人体健康和安全,还对周边的生态系统和景观产生影响,因而矿区废弃地的恢复得到了政府和国内外学者的重视(雷冬梅等,2007)。

云南是著名的有色金属产地,而位于滇东北的会泽县是我国有名的土法炼锌集散地,有着上百年的炼锌历史,长期的没有任何环保措施的土法治炼对该区的环境造成了严重的污染,导致了 Cd、Pb、Zn 等重金属在土壤、水体和大气中的高度积累(杨元根等,2003; Feng *et al*, 2004),造成土壤重金属污染,植被破坏,有些地区甚至寸草不生。冶炼废渣散落在河道、耕地和山坡上,占用大量土地,破坏了整个流域的生态环境。废渣中含有大量 Cd、Pb、Zn 等重金属,进入环境后因不能被环境中的微生物分解而易于在土壤中积累,并在农作物中残留,最终通过食物链在动物、人体内积累,严重影响人体健康,并对整个生态系统构成极大的危害(李梅等,2007; Huang *et al*, 2007; Papazogbu *et al*, 2007; 武艺等,2008)。

本文选择会泽县典型的土法炼锌区,在对 Pb、Zn、Cd 3 种重金属土壤污染状况调查的基础上,评价了土壤重金属的污染现状,以进一步了解当地土壤环境受污染的程度,并分析了该区自然生长的优势植物中的重金属含量,以期找到对重金属具有耐受力的植物种类,为矿区环境治理、农田土壤修复和保证农产品安全提供科学依据,并在综合分析的基础上,提出有效控制重金属污染扩散和生物修复的建议。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

会泽县位于云南省东北部,地处滇东高原与黔西高原结合部(25°48'N—27°04'N, 103°03'E—103°55'E),平均海拔 2120 m,相对高差 3322.3 m。气候温和,雨量充沛,年均气温 12.6℃,年均降雨量 858.4 mm,年均相对湿度 79%,属温带山地半潮湿气候,具有独特的高原季风气候和丰富的立体气候特点(王宏镇和文传浩,1998)。区内主要的土壤类型为黄棕壤,其次有石灰土、紫色土等。研究区域复垦地和撂荒地的土壤均属于黄棕壤,其基本理化性质见表 1。

表 1 土壤的基本理化性质

土地利用类型	pH	有机质 (g · kg ⁻¹)	总氮 (g · kg ⁻¹)	有效磷 (mg · kg ⁻¹)	交换性钾 (mg · kg ⁻¹)
撂荒地	8.00	160.2	1.41	9.4	261.8
复垦地	8.04	104.5	0.92	52.2	76.3

矿区植被稀疏,以灌木和草本为主,主要植物种类有戟叶蓼、中华山蓼、黄花败酱、蔓苎、千里观、蔗茅、两头毛、喇叭花等。当地种植的主要农作物为玉米(*Zea mays*)、水稻(*Oryza sativa*)和马铃薯,其次有大豆(*Glycine max*)和荞麦(*Fagopyrum tataricum*)等。

会泽铅锌矿是川滇黔铅锌成矿区的大型富铅锌矿床的典型代表之一,规模大、品位高、伴生有用元素多,为我国有色金属发展做出了重大贡献(严鑫熔和李元,2006; Li *et al*, 2006)。其采矿历史最早可以追溯到西汉时期,当时会泽矿民采矿炼银,就把含银的铅锌矿一同开采出来,到了清代,会泽铅锌已经成为当时制造货币的主要材料(云南省曲靖地区志编纂委员会,1996)。由于生产力落后,这里的铅锌矿长期以来都采用土法治炼。冶炼过程中,未回收的金属 Cd、Pb、Hg 等被大量释放到大气或残留于矿渣中(闭向阳等,2006)。研究表明,铅锌尾矿中 Pb、Zn(张汉波等,2003; 廖国礼等,2004)或 Pb、Zn、Cu、Cd(束文圣等,1997; 王庆仁等,2002)污染严重。Pb 和 Zn 在自然界中主要以硫化物的形式存在,由于人为的开矿、采矿和制矿等活动,使这些存在于矿石硫化物中的重金属发生再分配,并在土壤中形成积累、富集,造成污染(Tabak *et al*, 2003)。在云南省会泽县遗留有不少明、清时期开矿、冶矿的废弃矿址,这些废弃矿址因土壤重金属含量过高而不能作为农业用地;另一方面,由于这些废弃矿址上植被稀疏,土壤中的重金属经风吹、雨淋还可能进一步扩散,污染周围环境。

1.2 样品采集

在研究地点选择有代表性的地段采用蛇形法(国家环保局,2004)在废弃矿区选择撂荒地和复垦地采集土壤样品,每种类型采集 15 个样品,共 30 个。在各点采集 0~30 cm 的表层土样,现场混合,四分法取约 1 kg 土样过 6 mm 筛,剔除样品中的杂物(如纸屑、塑料、杂草、玻璃及石块等),在室内自然风干、搅匀后密封保存备用。

随机选择自然生长的优势植物种类,采集植物

的地上和地下部分,编号带回实验室,先用自来水洗去尘土和夹杂物,再用去离子水冲洗干净,放入烘箱低温烘干,粉碎后密封保存备用。

1.3 样品处理与分析

样品的研磨:取风干除杂的样品 100 g,过 2 mm 的尼龙筛,充分搅拌均匀,再采用四分法取其 2 份,一份用于土壤可溶性重金属浓度的测定,另一份用白色瓷研钵研磨至全部通过 100 目的尼龙筛,用于测土壤总重金属浓度。

可溶性重金属的消化:称取 5.0 ~ 10.0 g 风干土样置于 100 ml 三角瓶中,加 0.1 mol · L⁻¹ HCl 溶液 50 ml,20 振动 2 h,待土壤下沉,用滤纸过滤并定容至 50 ml 容量瓶中待测(鲁如坤,2000)。

总重金属的消化:称取 0.2 ~ 0.5 g 制备好的风干土样置于聚四氟乙烯坩埚中,用几滴去离子水润湿后,加入 10 ml HCl (ρ 为 1.19 g · L⁻¹),于电热板上低温加热,蒸发至约剩 5 ml 时加入 15 ml HNO₃ (ρ 为 1.42 g · L⁻¹),加热至近粘稠状,再加入 10 ml HF (ρ 为 1.15 g · L⁻¹) 继续加热。为了达到良好的除硅效果,应经常摇动坩埚。最后加入 5 ml HClO₄ (ρ 为 1.67 g · L⁻¹),加热至白烟冒尽。对于含有机质较多的土样应在加入 HClO₄ 之后加盖消解,土壤分解物应呈白色或淡黄色,倾斜坩埚时呈不流动的粘稠状。用稀酸溶液冲洗内壁及坩埚盖,温热溶解残渣,冷却后,定容至 50 ml 容量瓶中待测(鲁如坤,2000)。

土壤和植物重金属 Cd、Pb、Zn 的含量均采用火焰原子吸收分光光度法测定(国家环保局,1997a,1997b)。总氮用凯氏定氮法(K-370 全自动定氮仪)测定;有效磷用钼酸铵浸提,钼锑抗比色法(UV-2450 紫外可见分光光度计)测定;交换性钾用 1 mol · L⁻¹ 中性醋酸铵交换浸提,原子吸收分光光度计(932 型 AAS)测定;有机质用硫酸、重铬酸钾氧化-外加加热法测定;土壤 pH 值采用电位法测定(国家林业局,1999)。

1.4 重金属污染的评价方法

按张从(2002)的描述,采用单因子指数法和内梅罗综合污染指数法来评价研究地点 Cd、Pb、Zn 的污染状况。

单因子污染指数:

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

式中: P_i 为 i 污染物的污染指数; X_i 为 i 污染物的实

表 2 土壤重金属污染环境评价标准 (GB 15618-1995) (mg · kg⁻¹)

Tab 2 Environmental quality criterion for heavy metal pollution in soils

级别	一级	二级			三级
土壤 pH 值	自然背景	<6.5	6.5 ~ 7.5	>7.5	>6.5
Cd ≤	0.2	0.3	0.3	0.6	1
Pb ≤	35	250	300	350	500
Zn ≤	100	200	250	300	500

表 3 土壤重金属污染指数分级标准

Tab 3 Classification criterion of pollution indices of heavy metal pollution in soil

等级	单因子污染指数	污染等级	综合污染指数	污染等级
1	$P_i < 1$	清洁	$P_j \leq 0.7$	安全
2	$1 \leq P_i < 2$	轻污染	$0.7 \leq P_j \leq 1$	警戒级
3	$2 \leq P_i < 3$	中污染	$1 < P_j \leq 2$	轻污染
4	$P_i \geq 3$	重污染	$2 < P_j \leq 3$	中污染
5			$P_j > 3$	重污染

测值; S_i 为 i 污染物的评价标准。

内梅罗综合污染指数:

$$P_j = \sqrt{\frac{P_{j\max}^2 + P_{j\ave}^2}{2}}$$

式中: P_j 为 j 监测点的综合污染指数; $P_{j\max}$ 为 j 监测点所有污染物单项污染指数中的最大值; $P_{j\ave}$ 为 j 监测点所有污染物单项污染指数的平均值。

1.5 重金属污染的评价标准

参照国家环保局(1995)发布的《国家土壤环境质量标准》(GB 15618-1995)进行评价(表 2)。

根据单因子指数法,可将土壤划分为 4 个等级,根据内梅罗综合污染指数可将土壤划分为 5 个等级(宋春然等,2005;赖燕平等,2007)(表 3)。

1.6 数据处理

应用统计分析软件 SPSS (Version 13.0) 对数据进行常规数理统计分析,土壤和植物重金属含量所用到的差异显著性检验均用 t 检验进行。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属含量

研究区 Cd、Pb、Zn 3 种重金属在复垦地和撂荒地中的含量均较高,总含量和可溶性含量在 2 种土地类型中均为 $Zn > Pb > Cd$ 。2 种土地类型中 3 种重金属的可溶性含量差异显著,而总含量差异不明显(表 4)。复垦后的耕作土壤中 3 种重金属的总含

表 4 土壤重金属含量 (mg · kg⁻¹)
Tab 4 Heavy metal contents of studied soil samples

	总含量			可溶性重金属含量		
	Cd	Pb	Zn	Cd	Pb	Zn
撂荒地	40.7 ±4.55 a	8384 ±3257 a	18781 ±5337 a	7.89 ±1.40 a	1344 ±580 a	2935 ±911 a
复垦地	35.0 ±3.49 a	5673 ±1017 a	13997 ±1967 a	4.00 ±0.43 b	442 ±156 b	231 ±289 b

撂荒地与复垦地相比,不同字母表示差异显著 ($P < 0.05$)。

量分别比撂荒地中的低 16.3%、47.8%和 34.2%,而可溶性含量分别比撂荒地中的低 97.3%、204.2%和 138.4%。撂荒地中 Cd、Pb、Zn 的含量分别是复垦地中的 1.16、1.48 和 1.34 倍,而可溶性重金属的含量分别是复垦地中的 1.97、3.04 和 12.71 倍。说明改造治理降低了土壤重金属的浓度,但是由于尾矿库复垦时移土不足或覆盖不均,尾矿库复垦土壤扰动层中含有大量尾矿砂或废渣,导致其中含有较高含量的重金属。

2.2 植物重金属含量

从表 5 可以看出,研究区植物对 Pb 和 Zn 的吸收量比 Cd 要多。戟叶蓼、中华山蓼植株茎叶中 Cd、Pb 和 Zn 的含量高于根中的含量,即转运系数大于 1;同样莠苳中的 Cd、千里观中的 Cd 和 Pb、喇叭花中的 Zn 和 Pb 也是植株地上部分的含量大于根部,转运系数均高于 1,尤其是戟叶蓼和中华山蓼对 Cd 的转运系数分别高达 4.17 和 3.27,说明植株向地

上部转移重金属的能力较强。

从植物对重金属的富集能力来看,黄花败酱对 Pb、莠苳对 Cd、千里观对 Cd 和 Pb、马铃薯对 Cd 的吸收系数均大于 1,能从土壤中吸收较多的重金属到自身体内,具有较强的富集能力。而其他植物对重金属的吸收和转运系数均小于 1,说明它们对土壤中 3 种重金属的吸收和转运能力都比较弱。但是,戟叶蓼、马铃薯和两头毛的根对 Zn 的吸收量均在 755 mg · kg⁻¹ 以上,而马鞭草的根对 Zn 的吸收量到达了 1900 mg · kg⁻¹。

2.3 重金属污染的评价结果

研究区域 Cd、Pb、Zn 的环境质量现状值均超过国家土壤环境质量三级标准,复垦地和撂荒地各元素污染程度的顺序为 Cd > Zn > Pb。其中,复垦土壤 3 种重金属的含量分别为国家环境质量三级标准的 35.0、28.0 和 11.3 倍;撂荒地 3 种重金属的含量分别为国家环境质量三级标准的 40.7、37.6 和 16.7 倍。

表 5 植物体内重金属含量及吸收系数和转运系数

植物种类	Cd				Pb				Zn			
	茎叶	根	吸收系数	转运系数	茎叶	根	吸收系数	转运系数	茎叶	根	吸收系数	转运系数
黄花败酱 <i>Patrinia scabiosaefolia</i>	3.15	5.30	0.40	0.59	139	602	1.71	0.23	306	671	0.24	0.46
戟叶蓼 <i>Polygonum maackianum</i>	7.50	1.80	0.48	4.17	280	181	0.23	1.54	890	755	0.30	1.18
莠苳 <i>Deutzia longifolia</i>	10.9	8.60	1.38	1.26	92.6	305	0.07	0.30	285	360	0.10	0.79
蔗茅 <i>Erianthus rockii</i>	3.50	5.40	0.44	0.65	60.0	51.3	0.04	1.17	156	276	0.05	0.57
两头毛 <i>Incarvillea arguta</i>	7.75	10.7	0.98	0.72	223	670	0.17	0.33	509	824	0.17	0.62
川续断 <i>Dipsacus japonicus</i>	3.55	13.3	0.45	0.27	44.6	75.7	0.03	0.59	138	518	0.05	0.27
中华山蓼 <i>Oxyria sinensis</i>	6.70	2.05	0.85	3.27	234	187	0.18	1.29	437	249	0.15	1.76
千里观 <i>Senecio scandens</i>	22.4	16.2	2.84	1.39	98.6	77.8	1.49	1.27	381	497	0.32	0.77
马铃薯 <i>Solanum tuberosum</i>	10.9	12.7	1.38	0.86	653	820	0.49	0.80	773	779	0.26	0.99
马鞭草 <i>Verbena officinalis</i>	7.60	13.1	0.96	0.58	204	2166	0.15	0.09	267	1900	0.09	0.14
喇叭花 <i>Pharbitis nil</i>	7.70	11.5	0.98	0.67	833	591	0.62	1.41	674	524	0.23	1.29

吸收系数 = 地上部重金属含量 / 土壤中重金属含量; 转运系数 = 地上部重金属含量 / 根部重金属含量。

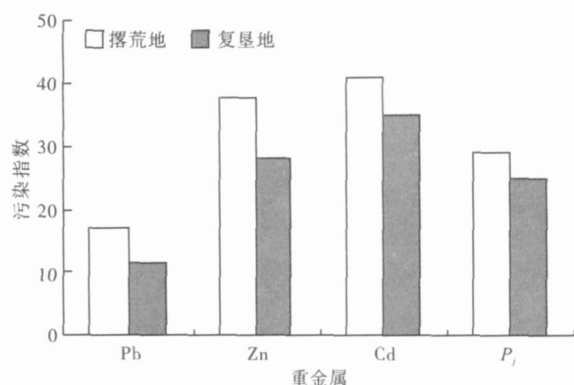


图 1 铅、锌、镉的单因子污染指数和综合污染指数

Fig 1 Single factor pollution index and Nemerow integrated index of Pb, Zn, and Cd at studied site

单因子指数法评价说明,矿区废弃地土壤不同重金属污染程度及 2 种土壤的污染状况不同。废弃铅锌矿撂荒地污染比复垦地严重,3 种重金属的污染指数均远远大于 3,污染程度为 $Cd > Zn > Pb$,都达到重度污染等级。综合污染指数法评价结果显示,废弃铅锌矿 2 种土地重金属污染均达到重度污染等级(图 1)。说明该地撂荒土壤和复垦土壤都已受到严重污染。

3 讨论

会泽县废弃铅锌矿土壤重金属含量较高,其主要原因是长期土法冶炼导致了 Cd、Pb、Zn 等重金属的高度积累,以及铅锌尾矿库复垦时移土不足或覆盖不均,尾矿库复垦土壤扰动层中含有大量尾矿砂。其中, Pb、Zn 含量与雷冬梅等(2007)对云南兰坪铅锌矿、开远煤矿和个旧锡矿废弃地的研究结果基本一致,其研究表明,土壤全 Pb 为 $23.0 \sim 8816 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,全 Zn 为 $57.1 \sim 36995 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。闭向阳等(2006)对贵州省赫章县铅锌矿的研究结果显示,土法冶炼点附近土壤中 Cd 的含量高达 $5.3 \sim 144.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,与本研究 Cd 的含量($31.53 \sim 45.27 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)相近,而 Cd 在土壤中较 Cu、Pb、Hg 等元素具有更高的生物有效性,因而也更易进入食物链危害人体健康。本研究样地也是土法冶炼的遗址,长期的没有任何环保措施的土法冶炼导致了 Cd、Pb、Zn 和 Hg 等重金属在土壤、水体、大气中的高度积累。Pb、Zn 和 Cd 3 种重金属在土壤中的含量为国家环境质量三级标准的 $11.3 \sim 40.7$ 倍。单因子指数法和综合污染指数法评价结果均表明,研究区 2 种土地类型的重金属均达到重度污染等级。这种受

重金属污染较严重的土壤已不适宜作为耕作土壤,应该考虑改变土地利用方式,如退耕还林还草等,以免导致重金属在农作物中积累而危害人体健康。

修复重金属污染土壤常用的方法有淋滤法、客土法和吸附固定法等物理方法以及生物还原法、络合物浸提法等化学方法(屈冉等,2008),但是这些方法不但费用高,而且容易引起二次污染。20 世纪 90 年代发展起来的植物修复法,因其廉价、环境友好而成为开发和研究的热点(武艺等,2008)。根据其作用过程和机理,植物修复技术包括植物稳定、植物挥发和植物提取 3 种类型(鲍桐等,2008)。在研究区重金属含量较高的情况下,尚有生长良好的野生植物如戟叶蓼、中华山蓼、千里观、黄花败酱、喇叭花、蔓疏和栽秧花(*Hypericum beanie*)等;并且有些种类对重金属有较强的耐受能力、富集能力或者转运能力。对于 Cd,虽然在 11 种植物体内的含量仅为 $1.80 \sim 22.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,但是蔓疏、千里观和马铃薯对它的吸收系数分别达到了 1.38、2.84 和 1.38,具有较强的富集能力;戟叶蓼、蔓疏和千里观对它的转运系数分别为 4.17、1.26 和 1.39,具有较强的转运能力。对于 Pb,黄花败酱和千里观对其具有较强的富集能力,吸收系数分别为 1.71 和 1.49;而戟叶蓼、蔗茅、中华山蓼、千里观和喇叭花则对其具有较强的转运能力,转运系数到达 1.17 ~ 1.54。对重金属 Zn,11 种供试植物的吸收系数都较小($0.05 \sim 0.32$),但戟叶蓼、马铃薯和两头毛的根对 Zn 的吸收量均在 $755 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 以上,而马鞭草的根对 Zn 的吸收量到达了 $1900 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。虽然按照 Baker 等(1983)提出的重金属超富集植物的参考标准:植物体内重金属临界含量为 Zn $10000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,Cd $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,Au $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,Pb、Cu、Ni、Co 均为 $1000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,同时,这些植物的转运系数应 > 1 ,本研究的 11 种植物对 3 种重金属元素的富集程度均未达到超累积植物所规定的临界含量,但该研究结果为重金属污染土壤的植物修复提供了参考物种,同时也为植物重金属耐受机制的研究提供了筛选对象。这些在废弃矿山矿渣上自然形成的植物不仅耐瘠耐旱易于繁殖,而且具备了超富集植物的某些特征,进一步研究的价值较大,有可能从中筛选出一些重金属耐性植物、重金属富集植物和指示植物;这些植物在该地重金属污染土壤的植被重建和修复中具有巨大的应用潜力。

研究区 2 种土地类型的可溶性重金属含量相对

较高,其原因可能是由于长期土法冶炼导致重金属的积累,因而析出的可溶性重金属也相对较多。一般而言,土壤中绝大多数金属污染物都难以溶解,其生物有效性较低,植物难以吸收利用。而可溶性含量增高,则其活性增强,生物有效性增高。植物吸收重金属有随土壤中重金属浓度增加的趋势(徐卫红等,2006)。植物 *T. caerulea* 中 Zn 的含量与土壤中可提取 Zn 之间有显著相关性 (Baker *et al.*, 1994)。植物的根系可以分泌质子,促进植物对土壤中元素的活化和吸收。万敏等 (2003) 研究证实,植物可以通过分泌有机酸来复合或螯合溶解土壤中的 Cd。在根细胞质膜上的专一性金属还原酶作用下,土壤中高价金属离子被还原,溶解性增加。在环境胁迫条件下,有机酸的生物合成、积累、运输和根系分泌会显著增加。而有机酸是一类重要的重金属配位体,参与重金属的吸收、运输、贮存和解毒等生理代谢过程(李文一等,2006)。

研究表明,有机肥能够固定土壤中多种重金属以降低土壤重金属污染(郑喜坤等,2002),同时可以促进植物生长并提高其抗逆性,因而在矿渣上覆盖表土和增施有机肥,不失为对矿渣废弃地进行植被恢复的一条有效途径。因为极端贫瘠是影响铅锌尾矿区植物定居的一个重要因素(束文圣等,1997)。矿渣中重金属含量较高,其毒性使植物对无机养分的利用率降低,增施某些有机肥后,可抑制一些重金属进入植物体,从而抑制了重金属对植物的毒害(徐云等,1997)。同时,肥料为植物的生长提供了丰富的营养,有利于植被的恢复重建。植物修复过程也是土壤有机质含量和土壤肥力增加的过程。在研究区,有一部分废弃炼矿遗址经当地农民以客土覆盖或混合稀释和增施有机肥等措施简单改造后复垦作为耕地使用。经过改造的土壤,其总重金属含量比未经改造的低 14.3% ~ 34.2%,可溶性重金属含量比未经改造的低 97.3% ~ 204.2%。另外,选择抗污染的植物和不要在重金属污染的土壤中种植进入食物链的植物也是防止重金属污染的方法之一,如在含 Cd $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的土壤上改种苜蓿,5年后,土壤 Cd 含量平均降低 27.6% (林匡飞,1996)。

有关重金属对水稻、玉米、马铃薯、大豆和荞麦等农作物的影响程度、重金属在作物中的积累程度,以及种植于污染区的作物对人体健康的危害程度等需作进一步的探讨和深入研究。

致谢 云南大学生态所陆树刚教授帮助鉴定植物标本,云南大学微生物重点实验室李涛博士协助采样,梁昌聪、肖燕萍、张燕、刘茂军、颜军、费洪运等同学协助分析部分样品,在此一并致谢。

参考文献

- 鲍桐, 廉梅花, 孙丽娜, 等. 2008 重金属污染土壤植物修复研究进展. 生态环境, 17(2): 858-865.
- 闭向阳, 杨元根, 冯新斌, 等. 2006 土法炼锌导致 Cd 对土壤农作物系统污染的研究. 农业环境科学学报, 25(4): 828-833.
- 国家环保局. 1995 国家土壤环境质量标准, GB 15618-1995. 北京: 中国标准出版社.
- 国家环保局. 1997a 土壤质量: 铅 (Pb)、镉 (Cd) 的测定 石墨炉原子吸收分光光度法, GB/T 17141-1997. 北京: 中国标准出版社.
- 国家环保局. 1997b 土壤质量: 铜 (Cu)、锌 (Zn) 的测定 火焰原子吸收分光光度法, GB/T 17138-1997. 北京: 中国标准出版社.
- 国家环保局. 2004 中华人民共和国环境保护行业标准, 土壤环境监测技术规范, HJ/T 166-2004. 北京: 中国标准出版社.
- 国家林业局. 1999 中华人民共和国林业行业标准, 森林土壤分析方法, LYPT 1210-1275; 备案号: 3794-3859-1999. 北京: 中国标准出版社.
- 赖燕平, 李明顺, 杨胜香, 等. 2007 广西锰矿恢复区食用农作物重金属污染评价. 应用生态学报, 18(8): 1801-1806.
- 雷冬梅, 段昌群, 王明. 2007 云南不同矿区废弃地土壤肥力与重金属污染评价. 农业环境科学学报, 26(2): 612-616.
- 李梅, 孙嘉龙, 瞿丽雅. 2007 赫章县镉污染调查及人体健康的影响. 贵阳医学院学报, 32(5): 464-466, 470.
- 李文一, 徐卫红, 李仰锐, 等. 2006 土壤重金属污染的植物修复研究进展. 污染防治技术, 19(2): 18-22, 80.
- 廖国礼, 吴超, 谢正文. 2004 铅锌矿山环境土壤重金属污染评价研究. 湖南科技大学学报 (自然科学版), 19(4): 78-92.
- 林匡飞. 1996 苜蓿吸镉特征及镉土的改良试验. 农业环境保护, (1): 1-4, 8.
- 鲁如坤. 2000 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社.
- 屈冉, 孟伟, 李俊生, 等. 2008 土壤重金属污染的植物修复. 生态学杂志, 27(4): 626-631.
- 束文圣, 蓝崇钰, 张志权. 1997 凡口铅锌尾矿影响植物定居的主要因素分析. 应用生态学报, 8(3): 314-318.
- 宋春然, 何锦林, 谭红, 等. 2005 贵州省农业土壤重金属污染的初步评价. 贵州农业科学, 33(2): 13-16.
- 万敏, 周卫, 林葆. 2003 不同镉积累类型小麦根际土壤低分子量有机酸与镉的生物积累的研究. 植物营养与肥料学报, 9(3): 331-336.
- 王宏铭, 文传浩. 1998 云南会泽铅锌矿矿渣废弃地植被重建初探. 云南环境科学, 17(2): 43-46.

- 王庆仁, 刘秀梅, 崔岩山, 等. 2002 我国几个工矿与污灌区土壤重金属污染状况及原因探讨. 环境科学学报, 22 (3): 354-358
- 武艺, 林文杰, 敖子强. 2008 黔西北土法炼锌区 Pb、Cd 污染与生态修复. 环保科技, 14 (1): 34-36, 42
- 徐云, 王子键, 王文化, 等. 1997 Se 和环境中富里酸对小麦种子发芽的影响及生理特征. 应用生态学报, 8 (4): 439-444
- 徐卫红, 黄河, 王爱华, 等. 2006 根系分泌物对土壤重金属活化及其机理研究进展. 生态环境, 15 (1): 184-189
- 严鑫熔, 李元. 2006 会泽铅锌矿床的地质特征及成因探讨. 地下水, 28 (6): 123-125
- 杨元根, 刘丛强, 吴攀, 等. 2003 贵州赫章土法炼锌导致的土壤重金属污染特征及微生物生态效应. 地球化学, 32 (2): 131-138
- 云南省曲靖地区志编纂委员会. 1996 曲靖地区志 (3). 昆明: 云南人民出版社.
- 张从. 2002 环境评价教程. 北京: 中国环境科学出版社.
- 张汉波, 段昌群, 胡斌, 等. 2003 不同年代废弃的铅锌矿渣堆中重金属的动态变化. 农业环境科学学报, 22 (1): 67-69
- 郑喜坤, 鲁安怀, 高翔, 等. 2002 土壤中重金属污染现状与防治方法. 土壤与环境, 11 (1): 78-84
- Baker AJM, Brooks BR, Pease AJ, et al. 1983 Studies on copper and cobalt tolerance in three closely related taxa within the genus *Silene* L. (Caryophyllaceae) from Zaïre. *Plant and Soil*, 73: 377-385
- Baker AJM, Reeves RD, Hajar ASM. 1994 Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl (Brassicaceae). *New Phytologist*, 127: 61-68
- Feng XB, Li GH, Qiu GL. 2004 A preliminary study on mercury contamination to the environment from artisanal zinc smelting using indigenous methods in Hezhang county, Guizhou, China Part 1: Mercury emission from zinc smelting and its influences on the surface waters. *Atmospheric Environment*, 38: 6223-6230
- Huang SS, Liao QL, Hua M, et al. 2007 Survey of heavy metal pollution and assessment of agricultural soil in Yangzhong district, Jiangsu Province, China. *Chemosphere*, 67: 2148-2155
- Li WB, Huang ZL, Yin MD. 2006 Dating of the Giant Huize Zn-Pb ore field of Yunnan Province, Southwest China: Constraints from the Sm-Nd system in hydrothermal calcite. *Resource Geology*, 57: 90-97
- Papazoglu EG, Serelis KG, Bouranis DL. 2007 Impact of high cadmium and nickel soil concentration on selected physiological parameters of *Aruno donax* L. *European Journal of Soil Biology*, 43: 207-215
- Tabak HH, Schap R, Burckle J, et al. 2003 Advances in biotreatment of acid mine drainage and biorecovery of metals 1. Metal precipitation for recovery and recycle. *Biodegradation*, 14: 423-436

作者简介 房 辉,男,1970年生,博士研究生。主要从事菌根及生态学研究。E-mail: fanghui@126.com

责任编辑 魏中青
