

凡口铅锌尾矿影响植物定居的主要因素分析^{*}

束文圣 蓝崇钰 张志权 (中山大学生命科学学院, 广州 510275)

【摘要】 通过温室栽培和野外调查,分析了凡口铅锌尾矿影响植物定居的主要因素.结果表明,铅锌尾矿的 Pb、Zn、Cu 和 Cd 的总量分别达 34300、36 500、215 和 82.6 mg·kg⁻¹;有效态的 Pb、Zn、Cu 和 Cd 分别为 1.5、1963、0.71 和 8.03 mg·kg⁻¹.在栽培试验中,重金属毒性严重抑制格拉姆柱花草(*Stylosanthes guianensis*)根系的活力,使得植物无法利用无机养分,并可导致明显的白化症状,从而严重影响格拉姆柱花草的生长,无论在野外或在室内实验条件下,有效态 Zn 和 Cd 都与植物的生长呈显著负相关,重金属毒性,尤其是有效态 Zn 和 Cd 的毒性是凡口铅锌尾矿影响植物定居的限制因子.极端贫瘠是影响植物定居的另一重要因素.

关键词 铅锌尾矿 植物重建 影响因素 重金属

Analysis of major constraints on plant colonization at Fankou Pb/ Zn mine tailings. Shu Wen-sheng, Lan Chongyu and Zhang Zhiqian (Zhongshan University, Guangzhou 510275). -*Chin. J. Appl. Ecol.*, 1997, 8(3): 314 ~ 318.

Through greenhouse cultivation and field investigation, the major constraints on plant colonization at Fankou Pb/ Zn mine tailings are analysed. The results show that total Pb, Zn, Cu and Cd contents in the tailings are 34300, 36500, 215 and 82.6 mg·kg⁻¹, while their available contents are 1.5, 1963, 0.71 and 8.03 mg·kg⁻¹ respectively. Greenhouse cultivation reveals that the toxicity of heavy metals significantly inhibits the root vitality of *Stylosanthes guianensis*, prevents plant from absorbing inorganic nutrient, and leads to evident chlorosis, which significantly affects grass growth. Both greenhouse cultivation and field investigation demonstrate that available Zn and Cd contents in tailings are negatively correlated with plant growth. Heavy metal toxicity, especially the toxicity of available Zn and Cd is the major constraint on plant colonization at Fankou Pb/ Zn mine tailings, and the extreme infertility is another major constraint on plant growth.

Key words Pb/ Zn tailings, Vegetation reconstruction, Major constraints, Heavy metals.

1 引言

露天堆存的尾矿是一个重大的环境污染源.植物在尾矿的自然定居过程极其缓慢,必须依靠植被重建等方法控制其污染向周围扩散.尾矿的植被重建主要依赖于基质改良与植物种类的选择.而确切地了解尾矿影响植物定居的主要因素则是基质改良成功与否的基础^[7,8].本文通过室内试验及野外调查,旨在揭示凡口铅锌矿尾

矿影响植物定居的主要因素,进而为铅锌尾矿基质改良与植被重建提供科学依据.

2 自然概况和研究方法

2.1 自然概况

广东凡口铅锌矿 1 号尾矿地位于粤北仁化县境内,属亚热带气候.年平均气温 17.9℃,1 月份平均气温 9.2℃,7 月平均气温 28.8℃,全年无

^{*}国家自然科学基金(39470146)和广东省自然科学基金(940179)资助项目.

1995 年 10 月 24 日收稿,1996 年 7 月 12 日接受.

霜期 304 d,年降雨量 1665 mm,雨量多集中在 4~9 月,秋冬季干旱明显.该尾矿地面积约 20 hm²,已废置 15 a 以上.尾矿库三面为低山环绕,一面为人工尾矿坝.山坡与尾矿坝均为植被覆盖.四周山坡的土壤为红壤,植被类型主要为次生的马尾松(*Pinus massoniana*)稀树+桃金娘(*Rhodomyrtus tomentosa*)-芒萁(*Dicranopteris linearis*)群落,长势良好.山坡与尾矿交界处则多为盐肤木(*Rhus chinensis*)-白茅(*Imperata cylindrica*)+蕨(*Pteridium aquilinum* var. *latiusculum*)群落.表面除一小块常年积水区外均已干涸,局部地区已发生酸化.尾矿地零星分布有类芦(*Neyrudia reyaudinana*)、盐肤木和白茅等 10 余种植物.主要集中在尾矿地与山坡交接处,一般都有明显的受害症状,诸如叶片发黄、枯死和植株矮化等.尾矿地中部只有牛粪上才有植物生长并可完成生活史.在雨季,种子可在尾矿上萌发,但随即死亡.积水区及其周围也寸草不生.

2.2 材料来源与处理

尾矿砂:凡口 1 号尾矿地未酸化区表层 0~20 cm,充分混合,风干,过 2 mm 筛.石砂:利用建筑石砂,冲洗干净,过 2 mm 筛.格拉姆柱花草(*Stylosanthes guianensis*)种子购自广东省农业厅.

2.3 温室栽培试验

试验设尾矿梯度和施肥 2 组处理(表 1).尾矿处理组各装 7 盆,施肥处理各装 4 盆,每盆播种 70 粒柱花草种子,发芽后间苗至每盆 30 棵.置温室培养,每天浇水,尾矿处理组每 10 d 施用 1 次 N、P、K 肥.生长 20 d 后,尾矿处理组每个处理取 3 盆测定叶绿素含量、根活力和生物量.其余部分在生长 90 d 后分析生物量及根冠比.

表 1 栽培试验的处理方法

尾矿处理(TA) [*]		施肥处理(F) ^{**}	
Tailings treatments		Fertilizer treatments	
TA100	100 %尾矿	F1/1	1 gN、P、K 1 次施用
TA75	75 %尾矿 + 25 %石砂	F1/5	1 gN、P、K 5 次施用
TA50	50 %尾矿 + 50 %石砂	F0.5/1	0.5 gN、P、K 1 次施用
TA25	25 %尾矿 + 75 %石砂	F0.5/5	0.5 gN、P、K 5 次施用
TA	100 %石砂	F0	不施肥

^{*}尾矿与石砂为重量比, ^{**}均为 100 %尾矿, N P K =2 1 1 mol.

2.4 测试方法

基质部分:pH 值,过 1 mm 筛,2.5 1 水土比,pH 计测定;电导率,过 1 mm 筛,电导率仪测定;全 N,过 0.15 mm 筛,凯氏定氮法;全 P,过 0.15 mm 筛,酸溶钼锑抗比色法;速效 P,过 1 mm 筛,NaHCO₃ 浸提-钼锑抗比色法;速效 K,过 1 mm 筛,NH₄Cl 浸提火焰分光光度法;有机质,过 0.25 mm 筛,K₂Cr₂O₇ 容量水合热法^[2,3].总量的 Pb、Zn、Cu、Cd 和 K,过 0.15 mm 筛,HCl + HNO₃ + HF + H₂SO₄ 消化,原子吸收分光光度计(K 用火焰分光光度计)测定;有效态 Pb、Zn、Cu 和 Cd,0.1 mol L⁻¹ HCl(土液=1 5,W/V),270 rmp,水平振荡 1.5 h,过滤,原子吸收分光光度计测定^[1].

植物部分:收获的植物材料洗净,105 °C 烘烤 6 h,称得干重;地下部分与地上部分干重之比值 为根冠比.叶绿素含量用丙酮浸提,分光光度法测定;根活力,TTC 法测定^[4].

2.5 样地设置与调查

在尾矿库一角表层为冲积土覆盖处,自尾矿-山坡交界处向尾矿中部,沿水流方向设一样条,样条由间距为 2 m、大小为 1 m ×1 m 的 5 个样方组成(自山坡向尾矿样方依次编号为 1~5).记录样方内植物盖度及覆土厚度等,并采集土样用于分析.

3 结果与讨论

3.1 尾矿的理化性质

从表 2 可见,尾矿的重金属含量极高,总 Pb 和总 Zn 分别达 34300 mg ·kg⁻¹和 36500 mg ·kg⁻¹,有效态 Zn 高达 1963 mg ·kg⁻¹,有效态 Cd 也达 8.03 mg ·kg⁻¹.有效态 Pb、Cu 含量较低,分别为 1.5 和 0.71 mg ·kg⁻¹.养分含量极低,速效 K 和 P 分别为 2.5 和 2.7 mg ·kg⁻¹,几乎不存在 N 和有机质.尾矿砂含盐也较高,电导率为 6.5 m S ·cm⁻¹,属中度盐渍化水平^[3].显然重金属毒性、极端贫瘠和盐害都会影响尾矿的植物定居,而以前两者尤为突出.尾矿在掺入砂子之后除营养状况外,其它条件得到改善.在 TA50 时(含一半砂子),电

表 2 铅锌尾矿处理组的化学性质(mg kg^{-1})

Table 2 Chemical properties of Pb/ Zn tailings treatments

	pH	电导率 EC (m S cm ⁻¹)	有机碳 Organic-C (%)	总 P Total P	有效 P Available P	总 K Total K	交换 K Exchange- able K	
TA0	7.2	0.4	0	160 ±130	3.2 ±0.4	18400 ±1231	4.0 ±0.4	
TA25	7.4	2.8	0	260 ±60	2.6 ±0.6	16400 ±2310	3.0 ±0.8	
TA50	7.6	3.7	0	380 ±43	2.4 ±1.2	14600 ±420	3.1 ±1.5	
TA75	7.6	5.4	0	540 ±20	1.6 ±0.3	10600 ±330	2.8 ±1.7	
TA100	7.8	6.5	0	590 ±555	2.7 ±2.7	7000 ±320	2.5 ±2.1	
	总 Pb Total Pb	有效 Pb Available Pb	总 Zn Total Zn	有效 Zn Available Zn	总 Cu Total Cu	有效 Cu Available Cu	总 Cd Total Cd	有效 Cd Available Cd
TA0	1600 ±883	5.5 ±5.6	247 ±104	72.5 ±17.5	7.0 ±0	1.10 ±0.21	4 ±0	0.58 ±0.08
TA25	5100 ±571	3.5 ±3.1	10700 ±734	980 ±162.3	48.5 ±1.5	0.20 ±0.18	20.3 ±0.3	5.72 ±0.21
TA50	9600 ±3532	1.5 ±1.5	20573 ±669	1312 ±89.4	80.0 ±4.9	0.35 ±0.21	35.3 ±0.5	5.68 ±0.51
TA75	27100 ±5795	1.5 ±1.8	26900 ±100	1820 ±101.3	174 ±1.0	0.40 ±0.15	44.0 ±2.0	7.33 ±0.44
TA100	34300 ±2080	1.5 ±1.1	36500 ±1062	1963 ±20.1	215 ±8.2	0.71 ±0.08	82.6 ±1.9	8.03 ±0.93

导率为 3.7 m S cm^{-1} ,盐害不复存在.

3.2 尾矿(TA)处理对柱花草的影响

取生长 20 d 柱花草分析发现,与 TA0 相比,TA25- TA100 处理中的柱花草均表现出明显的白化现象,反映在叶绿素含量方面,即自 TA0- TA100,柱花草的叶绿素含量急剧下降,根活力和生物量也呈同样的下降趋势(表 3).

重金属对植物产生毒害的机制非常复杂,它能扰乱植物的各种代谢途径,而最明显的表征则是植物的白化和矮化. Zn、Cu、Ni 和 Cd 都会抑制植物对 Fe 的吸收和转运而导致白化^[11]. 本试验中,第 20 d 时观察到尾矿处理引起柱花草明显白化现象,可能与尾矿中含有较高 Zn 和 Cd 有关.

表 3 生长 20 d 的柱花草生物量、根活力和叶绿素含量
Table 3 Root vitality (OD g^{-1} ,fresh weight), chlorophyll contents (mg g^{-1} ,fresh weihgt) and biomass ($\text{g} \cdot \text{pot}^{-1}$, dry weihgt) of *S. guianensis* after 20 days growth

	TA0	TA25	TA50	TA75	TA100
根活力	0.207 *	0.132 *	0.085	0.065	0.070
Root vitality					
叶绿素	0.521 *	0.336 *	0.237	0.254	0.235
Chlorophyll					
生物量	0.428 *	0.280 *	0.170 *	0.116	0.104
Biomass					

*与 TA100 相比有显著差异,T 检验, $P < 0.05$. Significantly difference from values at TA100 at 5 % level according to T-test.

3.3 尾矿及施肥处理对生长 90 d 柱花草的影响

从图 1 可见,除 TA0 和 TA25 2 个处理的生物量显著高于其它处理($P < 0.05$)外,TA50、TA75 和 TA100 的生物量都很低,且相互间无显著差异. 25 % (TA25)的尾矿砂便可显著抑制柱花草的生长,而 50 % (TA50)的尾矿砂已经完全抑制柱花草生长. 由于 50 %尾矿砂已不存在盐害(表 2),且尾矿处理组多次施用无机肥,可见主要是重金属的毒害抑制柱花草生长.

根冠比的情况与生物量相反,TA0 和

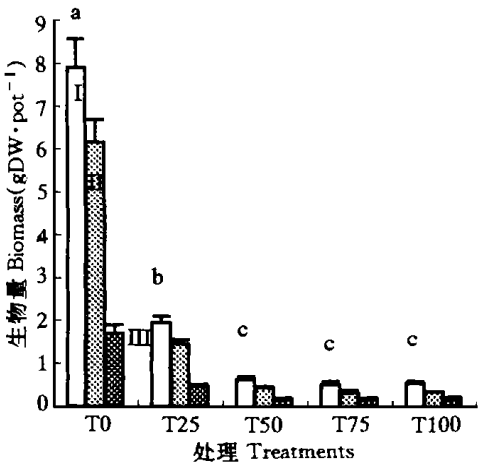


图 1 尾矿处理对格拉姆柱花草生物量的影响(第 90 d)
Fig. 1 Effects of tailings treatments on the biomass of *S. guianensis* after 90 days growth.

不同字母表示处理间在 5 % 水平有显著差异(LSD 检验) Different letters show a significant difference at 5 % level according to LSD test. . 总量 Total, . 地上部分 Shoot, . 根 Root. 下同 The same below.

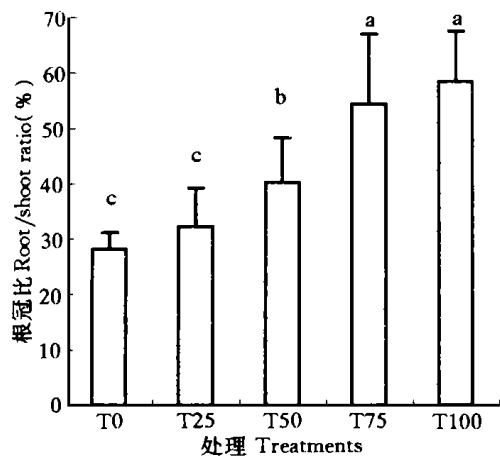


图2 尾矿处理对格拉姆柱花草根冠比的影响
Fig.2 Effects of tailings treatments on the root/ shoot ratio of *S. guianensis*.

TA25 的根冠比最低,TA100 的根冠比值最高(图2). 这可能与重金属影响植物的水分生理从而提高了它的根冠比. TA0 和TA25 两重处理的根冠比低于其它处理(图2),可能是重金属处理影响了植物对营养元素和水分的吸收所致,作为补偿,其根部获得相对较多的生长^[5,13].

表5 重金属含量与柱花草生物量,根冠比的相关系数

Table 5 Correlation coefficient between heavy metals and biomass and root/ shoot ratio of <i>S. guianensis</i>							
总 Pb Total Pb	总 Zn Total Zn	总 Cu Total Cu	总 Cd Total Cd	有效 Pb Available Pb	有效 Zn Available Zn	有效 Cu Available Cu	有效 Cd Available Cd
- 0.65	- 0.84 *	- 0.73	- 0.71	0.95 *	- 0.92 *	0.77	- 0.96 *
0.93 *	0.97 *	0.94 *	0.87 *	- 0.79	0.85 *	- 0.01	0.76

*p<0.05.

无法利用基质中的营养元素^[9].

3.4 生物量、根冠比与重金属含量的相关分析

尾矿处理组生长 90 d 柱花草的生物量、根冠比与重金属的相关系数列于表 5. 生物量与总 Zn、有效 Zn 和 Cd 呈显著负相关,总量的重金属和有效态 Zn 都和根冠比呈显著正相关. 可见 Zn 和 Cd 尤其是有效态 Zn 和 Cd 在抑制柱花草生长方面起着很大作用.

3.5 冲积区群落盖度与基质的关系

由表 6 可见,随着土层厚度的增加,群落盖度也随之增大. 进一步分析表明,群落

施肥对柱花草生物量及根冠比均无显著影响,可见本实验施用无机肥对柱花草的生长没有明显的促进作用(表 4).

Gemmel 曾指出^[12],废弃物如果存在有不利的 pH 条件、盐浓度或者高浓度毒

表 4 施用无机肥对柱花草生长的影响

Table 4 Effects of inorganic fertilizer on *S. guianensis* growth

F0	F1/ 1	F1/ 5	F0. 5/ 1	F0. 5/ 5
0. 56	0. 53	0. 51	0. 56	0. 55
44	43	34	37	38

. 生物量 Biomass (Dry weight ,g .pot⁻¹), . 根冠比 Root/ shoot ration (%). 下同 The same below.

性金属离子,那么,即使对废弃物添加各种主要养分(N、P、K)也不能促进植物生长. 在这种情况下,缺乏主要养分不过占次要地位,只有这些有毒因素被排除后,植物生长才能获得明显的效果. 本研究表明,铅锌尾矿施用无机肥无助于柱花草的生长,可能与重金属毒害使植物根吸收能力遭到破坏有关. 本试验中仅在尾矿中生长 20 d,柱花草的根活力便受严重抑制(表3),从而

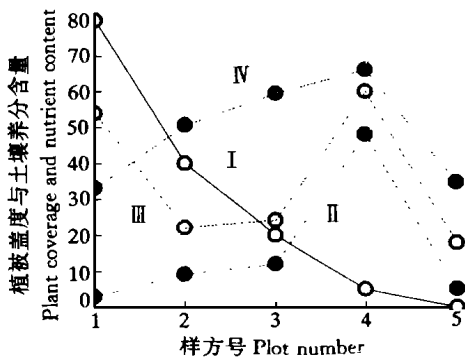


图3 土壤 N、P、K 含量与植被盖度的关系
Fig.3 Relationship between N,P and K contents in soil and plant coverage.

. 盖度 Coverage (%), . 总 N Total N (% , ×1000) , . 总 P Total P (% , ×200) , . 总 K Total K (% , ×30) .

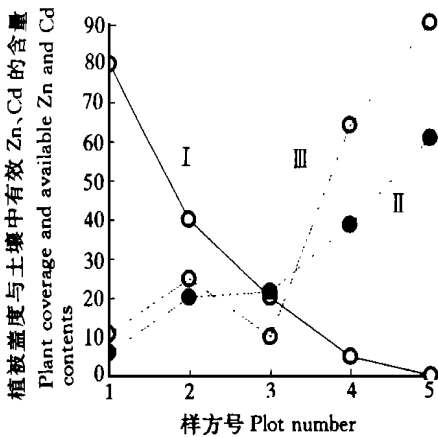


图4 土壤有效 Zn、Cd 含量与植被盖度的关系

Fig. 4 Relationship between available Zn and Cd contents in soil and plant coverage.

盖度 Coverage (%), 有效 Zn Available Zn ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\div 20$), 有效 Cd Available Cd ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\times 20$).

盖度与基质中营养元素含量联系并不大(图3). 反之, 与土壤中的有效态 Zn 和 Cd 却呈显著负相关(图4), 有效态 Zn 和 Cd 仍然是冲积土上植物定居的限制因子, 这与栽培试验的结果一致, 冲积土中的重金属主要来自于因毛细管效应引起的重金属可由底部的尾矿向上迁移所致^[10].

表6 冲积处各样方的土壤化学性质及群落盖度

Table 6 Chemical properties of soil and community coverage of a erosion area

	样方号 Plot number				
	1	2	3	4	5
土壤厚度 ¹⁾	20	15	12	8	2
pH	7.4	8.1	8.1	7.9	8.2
有机质 ²⁾	1.53	3.41	0.08	2.05	1.48
总 N ³⁾	0.003	0.009	0.012	0.048	0.005
总 P ⁴⁾	0.27	0.11	0.12	0.30	0.09
有效 P ⁵⁾	35.1	29.3	0.00	0.00	0.00
总 K ⁶⁾	1.10	1.69	1.98	2.22	1.16
速效 K ⁷⁾	40	40	20	40	40
有效 Cu ⁸⁾	9.50	7.15	4.20	15.3	6.25
有效 Cd ⁹⁾	0.55	1.25	0.50	3.20	4.50
有效 Zn ¹⁰⁾	126.3	404.0	429.3	767.5	1212.0
有效 Pb ¹¹⁾	115.0	204.3	59.5	208.9	221.4
盖度 ¹²⁾	80	40	20	5	0

1) Depth of soil (cm), 2) Organic carbon (%), 3) Total N (%), 4) Total P (%), 5) Available P ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 6) Total K (%), 7) Available K ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 8) Available Cu ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 9) Available Cd ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 10) Available Zn ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 11) Available Pb ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 12) Coverage (%).

4 结 论

4.1 尾矿的重金属毒性, 尤其是有效态 Zn 和 Cd 的毒性是凡口铅锌尾矿影响植物定居的限制因子. 极端贫瘠是影响植物定居的另一重要因素.

4.2 重金属毒性破坏植物的根系活力, 从而抑制植物对无机养分的吸收和利用. 在重金属毒性存在的情况下, 施用无机肥无助于植物在铅锌尾矿上的生长. 重金属毒性还导致了植物的白化症状, 影响植物的光合能力.

4.3 尾矿的重金属毒性抑制植物在尾矿上的生长, 但同时提高了植物根冠比. 植物根冠比的提高可能是植物对由重金属毒性导致的养分和水分胁迫一种适应方式.

参考文献

- 1 中国环境监测总站. 1992. 土壤元素的近代分析方法. 北京: 中国科学技术出版社, 64 ~ 73.
- 2 中国科学院南京土壤研究所. 1978. 土壤理化分析. 上海: 上海科学技术出版社.
- 3 史瑞和主编. 1980. 土壤农化分析. 北京: 农业出版社.
- 4 西北农业大学植物生理室. 1986. 植物生理生化指导. 西安: 陕西科学技术出版社.
- 5 张志权、蓝崇钰. 1994. 铅锌矿尾矿场植被重建生态学研究. 尾矿对种子萌发的影响. 应用生态学报, 5(1): 52 ~ 56.
- 6 浙江农业大学主编. 1991. 植营养与肥料. 北京: 农业出版社.
- 7 蓝崇钰、束文圣. 1996. 矿业废弃的植被恢复中的基质改良. 生态学报, 15(2): 55 ~ 59.
- 8 蓝崇钰、束文圣、孙庆业. 1993. 采矿地的复垦. 持续发展与生态学(陈昌笃主编). 北京: 中国科学技术出版社, 132 ~ 138.
- 9 Awang, K. 1994. Growth of three multipurpose tree species on tin tailings in Malaysia. *J. Tropical Forest Science*, 7(1): 106 ~ 112.
- 10 Borgegard, S. O. et al. 1989. Biomass, root penetration and heavy metal uptake in Birch in a soil cover over copper tailings. *J. Appl. Ecol.*, 26: 585 ~ 595.
- 11 Foy, C. D. 1978. The physiology of metal toxicity in plants. *Ann. Rev. Plant. Physiol.*, 29: 511 ~ 581.
- 12 Gemmel, R. P. 1977. Colonization of industrial wasteland. Edward Arnold, London, 21 ~ 47.
- 13 Kolek J. and Kozinka, v. 1991. Physiology of the plant root system. Kluwer academic publishers, Dordrecht, p. 26.