

营养杯对长喙田菁在铅锌尾矿上的生长、固氮和重金属积累的影响

简曙光^{1,2} 杨中艺^{1*} 简伟军^{1,3}

(1. 中山大学生物防治国家重点实验室, 广东 广州 510275; 2. 中国科学院华南植物研究所, 广东 广州 510650;
3. 中国科学院南海海洋研究所, 广东 广州 510300)

摘要: 设置移栽时营养杯的有无及其大小作试验, 研究长喙田菁在乐昌铅锌矿强酸化尾矿上的生长、固氮和积累重金属情况。结果表明, 强酸性 (pH<3) 是限制植物定植的主要因素, 在 pH=5-7 情况下, 长喙田菁能在该尾矿库中定植、生长和固氮, 表现出良好的适应性。未带营养杯移栽的长喙田菁在尾矿上生长 84 d, 其株高 117 cm、茎基部直径 1.35 cm、单株生物量(干物质)20.2 g、单位面积生物量(干物质) 2 828 kg hm⁻²、氮素积累量 40 kg hm⁻²; 带营养杯移栽的上述各指标分别达到 140-144 cm、1.59-1.68 cm、36.6-38.8 g、5 124-5 432 kg hm⁻² 和 77-107 kg hm⁻², 均显著高于未带营养杯处理的。长喙田菁根部铅、锌、铜、镉含量均最高, 其次为茎, 叶中最低; 长喙田菁的 4 种重金属积累量为锌(186-221 mg kg⁻¹)> 铅(96-145 mg kg⁻¹)> 铜(17-30 mg kg⁻¹)> 镉(3-4 mg kg⁻¹)。带营养杯移栽能有效提高长喙田菁的产量和氮积累量, 且明显降低其体内的重金属含量。试验证明长喙田菁是较理想的铅锌矿尾矿废弃地植被重建的先锋植物。

关键词: 长喙田菁; 营养杯; 铅锌矿尾矿; 生长; 固氮; 重金属积累

中图分类号: Q945.3

文献标识码: A

文章编号: 1005-3395(2003)01-0034-07

The Effects of Nutrition Polybag on the Growth, N-fixation and Heavy Metal Accumulation of *Sesbania rostrata* Grown on Pb/Zn Tailings

JIAN Shu-guang^{1,2} YANG Zhong-yi^{1*} JIAN Wei-jun^{1,3}

(1. State Key Laboratory for Biological Control, Zhongshan University, Guangzhou 510275, China;

2. South China Institute of Botany, the Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China;

3. South China Sea Institute of Oceanology, the Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510300, China)

Abstract: Growth, N-fixation and heavy metal accumulation of *Sesbania rostrata* transplanted on acidified Pb/Zn tailings in Lechang, Guangdong Province, were investigated. Experiments were carried out by transplanting seedlings prepared with nutrition polybags of 9.5 cm in diameter and 10 cm height containing 1 kg soil (A), of 7.5 cm in diameter and 8 cm height containing 0.5 kg soil (B) and without polybag (C). The results showed that *Sesbania rostrata* succeeded to establish, grow and fix N on the tailings of pH 5-7, but failed to grow at pH<3. After transplanting on tailings for 84 days, the plant height (140-144 cm), basal diameter of stem (1.59-1.68 cm), individual biomass (36.6-38.8 g DW), dry matter production (5 124-5 432 kg hm⁻²) and nitrogen accumulation (77-107 kg hm⁻²) in treatments A and B were significantly higher than those in treatment C which were 117 cm, 1.35 cm, 20.2 g, 2 828 kg hm⁻², and 40 kg hm⁻², respectively. The contents of Pb, Zn, Cu and Cd were highest in the roots followed by stems and leaves, and the amounts of the 4 heavy metals in whole plant were in the order Zn (186-221 mg kg⁻¹) > Pb (96-145 mg kg⁻¹) > Cu (17-30 mg kg⁻¹) > Cd (3-4 mg kg⁻¹). Transplanting seedlings with nutrition polybag could improve the growth and N-fixation, and markedly decrease heavy metals accumulation in *S. rostrata*. It is suggested that *S. rostrata* is a good pioneer species for bioremediation of the tailings.

收稿日期: 2002-04-22 接受日期: 2002-09-27

基金项目: 国家自然科学基金(30070126); 广东省自然科学基金(980293); 广东省千百十人才培养基金资助项目

* 通讯联系人 Corresponding author

Key words: *Sesbania rostrata*; Nutrition polybag; Pb/Zn tailings; Growth; N-fixation; Heavy metal accumulation

矿区生态恢复与植被重建是国内外关注的研究领域, 国际上对矿业废弃地植被重建的一个研究重点是抗性植物的筛选, 尤其是能够以空气中的 N_2 为氮源、具有生物固氮活性的豆科植物, 因为许多研究表明, 在植被恢复中起决定作用的营养元素是氮^[1]。

长喙田菁(*Sesbania rostrata*)是一种源自非洲的热带豆科植物, 与茎瘤固氮根瘤菌(*Azorhizobium caulinodans*)共生, 既可形成根瘤, 又可形成茎瘤, 根瘤和茎瘤均有很高的固氮活性, 可能是目前世界上已知固氮效率最高的共生固氮体系^[2-9]。以往的研究发现长喙田菁对重金属及盐分有一定的耐性^[6-9], 它作为水稻绿肥的增产效应也十分显著^[10]。此外, 由于长喙田菁是一年生植物, 生长迅速, 能够快速积累有机质和氮素, 改良土壤, 有利于后续植物的定植和生长^[6,8]。这些研究为评价长喙田菁作为重金属污染环境植被重建的先锋植物提供了重要的依据。

本研究的目的在于进一步探讨长喙田菁对铅锌尾矿环境的适应性, 研究营养杯的有无和大小对其在实际酸化铅锌尾矿环境中的生长、固氮和重金属积累的影响, 从而为治理重金属污染环境提供理论依据。

1 材料和方法

1.1 试验地条件

试验地位于广东乐昌铅锌尾矿矿库, 年平均气温 19.6°C , 7 月份平均气温 28.2°C , 1 月份平均气温 9.3°C , 年降雨量 1 468 mm, 多集中在 4-8 月。该矿所用矿石原料品位较低, 富含 FeS_2 , 尾矿砂随废水排出, 干涸后矿砂沉积形成大面积的废弃地。尾矿排出初期为碱性 (pH 在 9.5-10.5 之间), 以后自然酸化形成强酸性。试验尾矿地自 1987 年开始堆积, 现为裸露状态, 未见植物侵入, 其理化性质见表 1。

表 1 供试铅锌尾矿地 (A) 和长喙田菁育苗用土壤 (B) 的理化性质 (平均值 \pm 标准差)
Table 1 Properties of Pb/Zn tailings (A) and soil used for *Sesbania rostrata* seedling raising (B) (mean \pm SD)

土壤性质 Properties	尾矿 Tailings (A)	土壤 Soil (B)
酸度 pH	4.52 \pm 2.04	5.32 \pm 0.23
电导率 EC (mS cm^{-1})	3.08 \pm 2.75	0.67 \pm 0.07
有机质 Organic matter (g kg^{-1})	3.67 \pm 1.54	14.2 \pm 2.1
全氮 Total N (g kg^{-1})	0.67 \pm 0.16	1.78 \pm 0.26
全磷 Total P (mg kg^{-1})	749.3 \pm 224.5	2723.1 \pm 398.2
有效磷 Available P (mg kg^{-1})	171.2 \pm 0.78	9.26 \pm 2.37
全钾 Total K (mg kg^{-1})	1441.3 \pm 158.6	323.3 \pm 431.8
DTPA 可提取态钾 DTPA extractable K (mg kg^{-1})	2.01 \pm 1.01	7.45 \pm 2.13
全铅 Total Pb (mg kg^{-1})	3332.2 \pm 741.0	250.1 \pm 27.9
DTPA 可提取态铅 DTPA extractable Pb (mg kg^{-1})	142.0 \pm 103.2	24.3 \pm 2.4
全锌 Total Zn (mg kg^{-1})	2770.4 \pm 334.7	294.9 \pm 33.1
DTPA 可提取态锌 DTPA extractable Zn (mg kg^{-1})	182.1 \pm 87.2	27.6 \pm 3.2
全铜 Total Cu (mg kg^{-1})	189.8 \pm 19.2	21.0 \pm 1.3
DTPA 可提取态铜 DTPA extractable Cu (mg kg^{-1})	2.78 \pm 0.43	0.37 \pm 0.02
全镉 Total Cd (mg kg^{-1})	5.94 \pm 1.72	ND
DTPA 可提取态镉 DTPA extractable Cd (mg kg^{-1})	1.29 \pm 0.24	ND

ND: 未检出 Not detected; DTPA: 二亚乙基三胺五乙酸 Diethylene triaminepentaacetic acid

1.2 供试材料

长喙田菁种子 1991 年从日本引进后在广州繁殖的第三代种子。

茎瘤固氮根瘤菌菌种 1992 年从日本引进的 AR57 和 AR111 两个品系混合接种于生长在铅锌尾矿地的长喙田菁, 诱导根茎瘤后从该根茎瘤中分离培养, 在 4°C 环境下保存于酵母浸出膏-乳酸培养液中。本实验接种前取少量上述保存的菌液接种于新鲜酵母浸出膏-乳酸培养液中, 在 28°C 、 120 r min^{-1} 的条件下振荡培养 48 h 后备用。

1.3 试验处理

设置移栽时长喙田菁所带营养杯的大小和有无营养杯作为试验处理, 大营养杯为直径 9.5 cm, 高 10 cm, 土壤重 1.0 kg (代号 A), 小营养杯直径 7.5 cm, 高 8 cm, 土壤重 0.5 kg (代号 B) 和无营养杯 (代号 C)。每个处理设 4 次重复, 每重复小区面积 2.0 m^2 。

1.4 栽培方法

1996 年 4 月 18 日在乐昌铅锌矿矿区用口径为 9.5 cm 的育苗专用塑料袋 (即杯, 下同) 培育长喙

田菁幼苗,每袋装土 0.75 kg,施用 N-P-K(15-15-15)复合肥(挪威进口,不含重金属)0.12 g/袋;用 90°C 水浸泡长喙田菁种子 2 min 后播埋于营养袋中,每袋 5 粒,每天保持湿润。育苗土壤采自附近水稻田,其理化性质见表 1。

长喙田菁出苗后 10 d 间苗至每袋 2 株,在 28 d 和 35 d 两次用幼茎喷菌法接种 *A. caulinodans*;在 28 d 追肥,追肥量同第一次。

在出苗后 35 d 将株高约 28 cm 的幼苗移栽至实验地,移栽前按试验设计分别调整营养袋的带土量为 1 kg (A 处理)、0.5 kg (B 处理)和不带土 (C 处理),并彻底破坏外围营养袋,每袋 1 株;种植密度为 14 株/m²,每小区苗数为 28 株;移栽后每日浇水,保持湿润。

在移栽后 35 d 和 60 d 两次追施上述复合肥,施肥量为 15g m⁻²;在 35 d 再次接种。

1.5 育苗土壤及尾矿理化性质测定

在将长喙田菁幼苗移栽至试验地前,在试验地随机采集尾矿样品(0-20 cm,以下相同),5 次重复;在实验过程中(60 d)和结束时(8 月 16 日)采集各处理小区尾矿样品。所有尾矿样品和育苗土壤样品均风干过 1 mm 筛,分别测定 pH 值、电导率,有机质含量和 N、P、K、Pb、Zn、Cu、Cd 的总含量和 DTPA (Diethylene triaminepentaacetic acid,即二亚乙基三胺五乙酸)可提取态含量。具体测定方法如下:

pH 值和电导率(EC) 水土比为 1:1(V/W),分别用 pH 计和电导率仪测定^[11]。

有机质和全 N 分别用重铬酸钾容量法—水合热法和凯氏定 N 法测定^[12]。

全量 P、K、Pb、Zn、Cu、Cd、HNO₃+HClO₄ 消化全 P 用紫外分光光度计测定,其它用原子吸收分光光度计测定^[13]。

有效 N 3 mol/L KCl 提取,紫外分光光度计测定^[11]。

有效 P 盐酸氟化铵法,紫外分光光度计测定^[12]。

DTPA 可提取态 Pb、Zn、Cu、Cd 和 K DTPA 浸提(土:液=1:2, W/V),原子吸收分光光度计测定^[11]。

1.6 长喙田菁生长发育、固氮和重金属含量测定

生长发育 试验结束时,测定各处理小区长喙田菁的株高、茎基部直径、根茎叶生物量(干重)等指标,生物量的具体测定方法为:收取植物材料(根系用水洗净,并用吸水纸吸干)在 105°C 杀青 40 min,然后在 75°C 温度下烘 48 h,自然冷却 0.5 h 后称干重。

结瘤和氮含量 试验结束时,测定各处理小区长喙田菁单株根茎瘤数、直径、生物量(鲜重)以及茎瘤着生高度(茎瘤生长最大高度)等指标。同时采集植物样品,用 H₂SO₄+H₂O₂ 消化,紫外分光光度计测定其根、茎和叶中 N 含量^[12]。

植物组织全量铅、锌、铜、镉 用 HNO₃+HClO₄ 消化,原子吸收分光光度计测定^[11]。

2 结果和分析

2.1 试验地各小区尾矿的理化性质

试验前试验地尾矿样品的理化性质如表 1 所示。尾矿的酸化程度及可溶性盐分含量(电导率)高,且变异系数大;有机质和全 N 含量较低,全 P、全 K 含量较高,但有效 P 和 DTPA 可提取态 K 的含量较低;与国内其它一些重金属尾矿相比,其重金属全量含量不是十分高,变异系数也不大,但 DTPA 可提取态 Zn 和 Cd 的含量很高,Pb 和 Cd 的变异系数较大。

试验地各小区尾矿酸度、电导率以及 DTPA 可提取态 Pb、Zn、Cu 和 Cd 含量如表 2 所示。可以看

表 2 试验地各小区尾矿酸度、电导率以及 DTPA 可提取态 Pb、Zn、Cu 和 Cd 含量
Table 2 pH, EC and contents of DTPA extractable Pb, Zn, Cu and Cd in tailings of all experimental plots

试验小区 Plots	pH	电导率 EC (mS cm ⁻¹)	Pb (mg kg ⁻¹)	Zn (mg kg ⁻¹)	Cu (mg kg ⁻¹)	Cd (mg kg ⁻¹)
A ₁	4.36	3.93	135.8	88.5	1.41	0.69
A ₂	4.48	2.98	112.0	83.4	1.04	0.57
A ₃	4.31	2.45	340.4	76.8	2.69	0.68
A ₄	2.32	6.02	7.9	132.8	1.39	0.49
B ₁	5.13	1.32	147.5	50.4	1.28	0.35
B ₂	4.89	1.41	275.5	89.0	2.20	0.50
B ₃	6.50	1.21	310.8	134.8	5.89	0.23
B ₄	1.93	6.34	75.6	92.4	1.61	0.48
C ₁	6.11	1.12	349.4	77.2	2.67	0.21
C ₂	5.62	1.28	267.6	92.8	3.47	0.25
C ₃	6.38	1.48	404.3	58.4	1.71	0.16
C ₄	2.42	4.60	19.3	72.0	2.26	0.31

出, 试验地上上述各性状十分不均匀, 尤其是土壤酸度和可溶性盐分含量, 其中 pH 值的变异范围是 1.93–6.50, 电导率为 0.97–6.34 mS cm⁻¹, A₄、B₄ 和 C₄ 3 个小区的 pH 值小于 3.0, A₁、A₂ 和 A₃ 在 3.0–4.5 之间; 这些小区的可溶性盐分含量也比较高, 电导率分别介于 4.60–6.34 和 2.45–3.93 mS cm⁻¹ 的范围, 这些条件均不适合于植物的生长。其余 6 个小区的 pH 值大于 4.5, 电导率也相应地小于 1.5 mS cm⁻¹。4 种重金属中 Pb 的 DTPA 可提取态含量很不均匀, 介于 7.9–404.3 mg kg⁻¹ 的范围, 且与 pH 值成正相关, Zn、Cu 和 Cd 的变异范围则分别是 50.4–134.8 mg kg⁻¹、0.76–5.89 mg kg⁻¹ 和 0.16–0.69 mg kg⁻¹。

2.2 长喙田菁的生长

2.2.1 存活率

试验结束时, pH 值小于 3.0 的所有小区 (A₄、B₄ 和 C₄) 的长喙田菁全部死亡, 根据剩余 9 个小区计算得 A、B、C 3 个处理长喙田菁株高、茎基部直径、存活率、生物量、复叶数和分枝数如表 3 所示。在移植初期, A 处理的存活株数多于 B、C 处理, 但后期 A 处理有较多的死亡植株, 使其存活率明显下降;

到试验结束时, 平均存活率 C > B > A, 但差异不显著。如果以小区最大存活率计, pH 4.48 的 A₃ 小区为 85.7%, pH 6.5 的 B₃ 小区和 pH 5.62 的 C₂ 小区均为 100%。结果表明尾矿酸度是影响长喙田菁幼苗成活的主要原因。

2.2.2 株高、茎基部直径和生物量

株高表现为 B > A > C, 在大营养杯与小营养杯处理间无显著差异, 但二者均显著高于无营养杯处理 (p < 0.05)。茎基部直径表现为 A > B > C, 显著性检验结果同株高。3 个处理长喙田菁的复叶数和分枝数均呈 A > B > C, 且在 3 个处理之间均有显著差异。

A、B、C 处理的长喙田菁平均单株生物量分别为 38.8、36.6 和 20.2 g, 其中地上部分分别为 30.3、28.8 和 16.7 g, 地下部则分别为 8.9、7.9 和 4.0 g; 单位面积生物量分别为 543.5、513.0 和 283.0 g DW m², 其中地上部为 424.6、402.9 和 225.0 g DW m², 地下部为 118.9、110.0 和 58.0 g DW m², 均呈 A > B > C, 在大营养杯与小营养杯处理间无显著差异, 但二者均极显著地高于无营养杯的处理 (p < 0.01)。表明营养杯的有无对长喙田菁的生长影响显著, 而营养杯的大小对其影响较小。

表 3 长喙田菁生长情况 (平均值 ± 标准差)*

Table 3 The growth of *S. rostrata* (mean ± SD)*

处理** Treatments	存活率 (%) Survival rate	株高 (cm) Plant height	茎基部直径 Basal stem diameter (cm)	单株生物量 Biomass per plant (g)			复叶数 Leaf number	分枝数 Branch number
				地上部 Aboveground	地下部 Underground	全株 Total		
A	66.7 ± 18.0 ^a	140.2 ± 14.3 ^a	1.68 ± 0.11 ^a	30.3 ± 5.7 ^a	8.5 ± 1.9 ^a	38.8 ± 7.5 ^a	54.1 ± 9.6 ^a	3.8 ± 0.8 ^a
B	69.1 ± 27.0 ^a	144.2 ± 34.4 ^a	1.59 ± 0.14 ^a	28.8 ± 6.2 ^a	7.9 ± 1.5 ^a	36.6 ± 7.7 ^a	35.9 ± 5.2 ^b	2.3 ± 1.6 ^b
C	72.6 ± 23.8 ^a	116.9 ± 22.1 ^b	1.35 ± 0.12 ^b	16.7 ± 4.1 ^b	4.1 ± 1.2 ^b	20.2 ± 5.3 ^b	28.6 ± 1.8 ^c	1.0 ± 0.1 ^c

* 经 LSD 法检验, 同栏数据后相同字母表示无显著差异 (p < 0.05)。Means within column followed by same letters indicate no significant difference at p < 0.05 according to LSD test. ** A, B, C: 见文中的 1.3 试验处理。A, B and C in treatments represent using nutrition polybags of 9.5 cm in diameter and 10 cm height containing 1 kg soil (A), of 7.5 cm in diameter and 8 cm height containing 0.5 kg soil (B) and without polybag (C) before seedling transplanting on the tailings.

2.3 根茎瘤的生长和固氮

试验结束时, 长喙田菁有 98% 结瘤, 各处理典型植株的结瘤情况如表 4 所示。茎瘤最大着生高度、单株茎瘤数和茎瘤生物量均表现为 A > B > C, 在多数情况下, 处理间差异达显著或极显著; 茎瘤直径则相反, 呈 C > B > A, A、B 处理间差异不大, 二者显著低于 C 处理。由此可见, 茎瘤能够在酸性尾矿环境中生长, 而且在不带营养杯移栽条件下也能够形成较多的茎瘤, 用小营养杯移栽也有相当的茎瘤生物量。

单株根瘤数和根瘤生物量表现为 C > B > A, 多数

情况下, 处理间差异达显著或极显著; 根瘤直径则呈 A > B > C, 但差异不显著。因此, 在无营养杯移栽条件下, 与长喙田菁共生的固氮微生物直接与酸性铅锌尾矿接触, 仍然能够形成较多的根瘤和较大的根瘤生物量, 说明该微生物对此类环境的适应能力是很强的。但长喙田菁单株根瘤数和根瘤生物量远小于茎瘤数和茎瘤生物量, A、B、C 3 个处理的根瘤生物量分别仅占总瘤生物量的 10.6%、24.4% 和 26.3%。

总瘤生物量与茎瘤生物量一样, 呈 A > B > C, B 和 C 之间差异不大, 二者极显著低于 A 处理, 但在

大营养杯移栽条件下的根瘤生物量仅比无营养杯移栽条件下的高 35%。

各处理的长喙田菁根、茎、叶和全株植物中氮的含量以及单株氮积累量如表 5 所示。氮含量为叶

中最高,其次为根,茎中最低。根部、茎部和全株植物中氮的含量均呈 A>B>C,且多数情况下处理间差异达显著或极显著;各处理叶中氮含量则差异不显著。

表 4 长喙田菁根茎瘤生长情况(平均值±标准差)
Table 4 Growth of root and stem nodules in *S. rostrata* (mean±SD)

处理 * Treatments	茎瘤 Stem nodule				根瘤 Root nodule			根茎瘤鲜重合计 Fresh weight of total nodules (g plant ⁻¹)
	着生高度 Position at stem height (cm)	单株数量 Number per plant	直径 Diameter (mm)	鲜重 Fresh weight (g plant ⁻¹)	单株数量 Number per plant	直径 Diameter (mm)	鲜重 Fresh weight (g plant ⁻¹)	
A	95.6±11.7 ^a	599.1±135.2 ^a	2.29±0.21 ^b	3.03±0.75 ^a	24.3±12.7 ^c	3.23±0.29 ^a	0.36±0.20 ^b	3.39±0.95 ^a
B	89.6±21.1 ^a	460.7±78.0 ^b	2.33±0.32 ^b	1.95±0.15 ^b	32.7±9.9 ^b	3.14±0.50 ^a	0.67±0.40 ^a	2.62±0.54 ^b
C	66.8±9.9 ^b	285.3±54.9 ^c	2.65±0.09 ^a	1.88±0.29 ^b	42.1±11.9 ^a	2.96±0.25 ^a	0.63±0.24 ^a	2.51±0.53 ^b

* A、B、C 同表 3。 For A, B and C see Table 3

表 5 长喙田菁的氮含量(平均值±标准差)
Table 5 Nitrogen content in *S. rostrata* (mean±SD)

处理 * Treatment	根 Root (%)	茎 Stem (%)	叶 Leaf (%)	全株 (%) Whole plant	单株积累量 Accumulation (g plant ⁻¹)
A	2.42±0.22 ^a	1.57±0.14 ^a	2.58±0.16 ^a	1.969±0.279 ^a	0.764±0.108 ^a
B	2.13±0.19 ^b	0.89±0.08 ^b	2.61±0.13 ^a	1.569±0.116 ^b	0.550±0.042 ^b
C	1.75±0.13 ^c	0.65±0.09 ^c	2.57±0.17 ^a	1.402±0.182 ^b	0.283±0.037 ^c

* A、B、C 同表 3。 For A, B and C see Table 3

表 6 长喙田菁植物组织中铅、锌、铜和镉的含量和单株积累量(平均值±标准差)
Table 6 Contents and accumulation of Pb, Zn, Cu and Cd in plant of *S. rostrata* (mean±SD)

		处理 Treatment**		
		A	B	C
Pb	根 Root (mg kg ⁻¹)	308.0±55.3 ^b	487.7±48.9 ^a	536.7±66.4 ^a
	茎 Stem (mg kg ⁻¹)	40.6±6.3 ^b	41.0±5.7 ^b	49.6±7.1 ^a
	叶 Leaf (mg kg ⁻¹)	25.1±2.4 ^b	25.1±3.5 ^b	33.5±6.9 ^a
	全株 Whole plant (mg kg ⁻¹)	95.8±7.6 ^b	133.6±18.1 ^a	145.1±22.2 ^a
	单株积累量 Accumulation (g plant ⁻¹)	3.72±0.29 ^b	4.89±0.66 ^a	2.93±0.45 ^c
Zn	根 Root (mg kg ⁻¹)	411.8±57.6 ^b	788.3±121.4 ^a	761.5±109.8 ^a
	茎 Stem (mg kg ⁻¹)	130.3±20.9 ^a	82.5±11.6 ^b	72.4±9.7 ^b
	叶 Leaf (mg kg ⁻¹)	101.5±14.8 ^{ab}	114.1±11.5 ^a	94.8±18.7 ^b
	全株 Whole plant (mg kg ⁻¹)	185.8±15.7 ^b	221.0±23.7 ^a	219.8±21.6 ^a
	单株积累量 Accumulation (g plant ⁻¹)	7.21±0.97 ^a	8.10±1.03 ^a	4.44±0.67 ^b
Cu	根 Root (mg kg ⁻¹)	26.2±3.6 ^b	61.4±10.1 ^a	67.5±12.7 ^a
	茎 Stem (mg kg ⁻¹)	17.2±2.3 ^b	17.5±2.7 ^b	21.3±4.6 ^a
	叶 Leaf (mg kg ⁻¹)	13.4±2.1 ^b	14.9±3.2 ^b	17.5±4.3 ^a
	全株 Whole plant (mg kg ⁻¹)	18.6±2.3 ^b	26.4±3.3 ^a	29.7±4.5 ^a
	单株积累量 Accumulation (g plant ⁻¹)	0.71±0.24 ^b	0.97±0.28 ^a	0.60±0.19 ^b
Cd	根 Root (mg kg ⁻¹)	3.65±1.38 ^b	6.31±2.07 ^a	6.03±2.45 ^a
	茎 Stem (mg kg ⁻¹)	3.49±1.29 ^b	3.47±1.67 ^b	4.34±2.13 ^a
	叶 Leaf (mg kg ⁻¹)	1.89±0.87 ^b	2.36±1.09 ^a	2.45±1.21 ^a
	全株 Whole plant (mg kg ⁻¹)	3.19±1.15 ^b	3.85±1.39 ^{ab}	4.17±1.46 ^a
	单株积累量 Accumulation (g plant ⁻¹)	0.12±0.02 ^a	0.14±0.03 ^a	0.08±0.02 ^b

* 在实测数值行中,用 LSD 法检验不同处理间的差异显著性,同行数据后相同字母表示无显著差异 (p<0.05)

Means within each line followed by same letters indicate no significant difference at p<0.05 according to LSD test;

** For A, B and C see Table 3.

单株氮积累量也表现为 $A>B>C$, 在三个处理之间均有极显著差异。这表明营养杯的有无和大小对长喙田菁根、茎及全株氮含量均有显著影响, 营养杯的大小对其影响更大, 用大营养杯移栽的方式明显促进了长喙田菁的固氮。

2.4 重金属积累

各处理长喙田菁体内重金属含量及积累量如表6所示。Pb、Zn、Cu 和 Cd 的含量均为根中最高, 其次为茎, 叶中最低; 在不同处理中, 根、茎、叶中 Pb、Cu 和 Cd 的含量均表现为 $C>B>A$, Zn 在茎中呈 $A>B>C$, 全株含量则为 $B>C>A$; B、C 处理间全株的重金属含量均无显著差异, 但二者均显著高于 A 处理。3 个处理单株积累 Pb、Zn、Cu 和 Cd 的量均呈 $B>A>C$, 除 A、B 处理间的 Zn 和 Cd 积累量外, 其余各重金属在其它处理间的积累量均有显著差异或极显著差异。就 4 种重金属而言, 长喙田菁积累 Zn 最多, Pb 次之, Cu 很少, Cd 极少。

3 讨论

在本试验中, 尽管尾矿酸度、盐分等条件的不均匀给试验结果的分析造成了一定困难, 但是, 从不同处理对长喙田菁的株高、茎基部直径、生物量、根茎瘤生长、氮营养和重金属含量的影响可以看出营养杯对改善植物局部生长环境的意义。带有大营养杯处理, 长喙田菁的茎基部直径、生物量和植物体内的 N 含量均高于小营养杯处理和无营养杯处理, 而植物体内重金属含量则相反。在茎瘤生长方面, 上述差异尤为明显。这说明营养杯的应用在尾矿这样的极端生境中具有重要的意义, 它为植物和微生物的生长提供了良好的局部环境, 除了改善极端环境中的营养条件之外, 还可以部分地阻隔有害因素对生物(包括植物和茎瘤微生物)生长的影响。但是, 在小营养杯处理和和无营养杯处理中生长的长喙田菁在上述各性状的差异不大, 一方面说明长喙田菁及其共生固氮微生物对极端环境有较强的耐受性, 另一方面也提醒人们在实际应用中必须注意局部改良的范围及其有效性的关系。应该说, 改良局部生境既廉价, 又能大大提高复垦的成功率。

本试验再次证明了长喙田菁对铅锌矿尾矿的适应能力, 在未经任何改良的尾矿上, 只要酸性不太强, 均能够生长、结瘤和固氮。过去许多研究只注意植物是否可以在尾矿上生存, 少有考察植物对尾矿的改良作用^[4,19]。尾矿通常是极端贫瘠的生境, Hossner 和 Hons 曾指出, 几乎所有尾矿都缺氮, 许多尾矿缺磷,

缺钾的情况也是常见的^[19]。有研究指出, 如果要使铅锌矿尾矿复垦成功, 就必须持续地施用高水平的 N-P-K 肥料^[19]。一些研究还认为, 维持高水平的大量元素可以帮助植物克服部分重金属的影响^[17,18]。因此, 在复垦的初期, 确保养分来源无疑是植物定植的重要条件。由于尾矿中的许多环境因素会降低化学肥料的有效性, 大量施肥既提高成本, 又造成新的环境问题; 施有机肥料又存在着来源和运输问题。在本试验中, 长喙田菁可以在短短的几个月产生 2.8–5.4 t hm⁻² 的干物质, 并积累了 40–107 kg hm⁻² 的氮素, 与杨中艺等的研究结果相似^[8]。这些干物质经分解后会形成有机质, 加上来自生物固氮的氮素补充, 为尾矿土壤结构的形成以及微生物的繁衍创造了条件。可见, 种植长喙田菁既有利于实现尾矿早期复垦, 减少水土流失、固定重金属以防止和减缓其进入食物链, 又能为进一步的复垦创造条件, 是比较理想的铅锌矿尾矿复垦的先锋植物。

参考文献

- [1] Marrs R H, Bradshaw A D. Nitrogen accumulation, cycling and the reclamation of china clay wastes [J]. *J Envir Manag*, 1982, 15: 130–157.
- [2] Dreyfus B, Elmerich C, Dommergues R. Free living *Rhizobium* strain able to grow under N₂ as the soil nitrogen source [J]. *Appl Envir Microbiol*, 1981, 45:711–713.
- [3] Dreyfus B, Garcia L, Gillis M. Characterization of *Azorhizobium caulinodans* gen. nov. sp. a stem nodulating nitrogen fixing bacterium isolated from *Sesbania rostrata* [J]. *Inter J Syst Bact*, 1988, 38:89–98.
- [4] Ladha J K, Pareek R P, Becker R M. Stem-nodulating legume-rhizobium symbiosis and its agronomic use in lowland rice [J]. *Adv Soil Sci*, 1991, 20:147–191.
- [5] Pareek R P, Ladha J K, Watanabe I. Estimating N₂ fixation by *Sesbania rostrata* and *S. cannabina* (Syn. *S. aculeata*) in lowland rice soil by the ¹⁵N dilution method [J]. *Biol Fertil Soils*, 1990, 10: 77–78.
- [6] Yin Y X (殷永闲), Lou W J (娄无忌). A study of formation and nitrogen fixation activity of the stem nodule of *Sesbania rostrata* [J]. *J Nanjing Agri Univ* (南京农业大学学报), 1987, 2(6):63–68. (in Chinese)
- [7] Radziah O, Shamsuddin H. Growth of *Sesbania rostrata* on different components of tin tailings [J]. *Pertanka*, 1990, 131:9–15.
- [8] Yang Z Y, Yuan J G, Chang H T, et al. Germination, growth and nodulation of *Sesbania rostrata* grown on Pb/Zn tailings [J]. *J Envir Manag*, 1997, 214:617–622.
- [9] Yang Z Y (杨中艺), Yuan J G (袁剑刚), Zhang H D (张宏达). Germination, growth, nodulation, N-fixing and seed production of *Sesbania rostrata* -*Azorhizobium caulinodans* symbiosis in South China [J]. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), 1998, 9:291–295. (in Chinese)

- [10] Becker M, Diekmann K H, Ladha J K, et al. Effect of NPK on growth and nitrogen fixation of *Sesbania rostrata* as green manure for lowland rice (*Oryza sativa* L.) [J]. *Plant Soil*, 1991, 32:149-158.
- [11] Page A L, Miller R H, Keeney D R. *Methods of Soil Analysis: Part 2. Chemical and Microbiological Properties* [M]. 2nd ed. Agronomy, Madison, WI: ASA and SSSA, 1982. (9):323-336.
- [12] Nanjing Agricultural College (南京农学院). *Methods of Soil Agronomical and Chemical Analysis* [M]. Beijing: China Agriculture Press, 1980. 39-50, 66-74. (in Chinese)
- [13] Page A L, Miller R H, Keeney D R. *Methods of Soil Analysis: Part 2. Chemical and Microbiological Properties* [M]. 2nd ed. American Society of Agronomy and Soil Science, Madison: Wisconsin, 1982. (9): 403-430, 595-624.
- [14] Hossner L R, Hons F M. Reclamation of mine tailings [A]. In: Ratten L, Stewart B A. *Advances in Soil Science* [M]. New York: Springer-Verlag, Inc, 1992. 17:311-350.
- [15] Peters T H. Mine tailings reclamation: Inco limited experience with the reclaiming of sulphide tailings in the Sudbury area, Ontario, Canada [A]. In: Salomons W, Forstner U. *Environmental Management of Solid Waste: Dredged Material and Mine Tailings* [M]. Sudbury area, Ontario, 1988. 152-165.
- [16] Warman T R. The Gays River mine tailing revegetation study [J]. *Landscape Urban Planning*, 1988, 6:283-288.
- [17] Johnson M S, Mcneilly T, Putwain P D. Revegetation of metalliferous mine spoil contaminated by lead and zinc [J]. *Envir Pollution*, 1977, 12:261-277.
- [18] Smith R A H, Bradshaw A D. The use of metal tolerant plant populations for the reclamation of metalliferous waste [J]. *J Appl Ecol*, 1979, 16:595-612.