

李清飞, 仇荣亮, 石宁, 等. 2009 矿山强酸性多金属污染土壤修复及麻疯树植物复垦条件研究 [J]. 环境科学学报, 29(8): 1733– 1739
LI Q F, Q i R L, Shi N, *et al*. 2009 R em ediation of strongly acid ic m ine soils contam inated by multiple m etals by plant reclamation w ith *Jatropha curcas* L. and addition of limestone [J]. A cta Scientiae C ircumstantiae, 29(8): 1733– 1739

矿山强酸性多金属污染土壤修复及麻疯树植物复垦条件研究

李清飞, 仇荣亮^{*}, 石宁, 周小勇, SENTH ILKUMAR P, 黄穗虹

中山大学环境科学与工程学院, 广东省环境污染控制与修复技术重点实验室, 广州 510275
收稿日期: 2008-11-01 修回日期: 2009-03-01 录用日期: 2009-06-04

摘要: 采用温室盆栽实验, 研究了在不同剂量(质量分数分别为 0.01%、0.25%、0.5% 和 1.0%) 石灰石改良条件下, 大宝山矿强酸性多金属不同污染程度土壤中麻疯树的生长状况和吸收金属特征, 并探讨了麻疯树在酸性土壤中生长的抑制因素和石灰石改良适宜剂量. 研究表明, 在低污染酸性土壤中, Cu 和 Pb 的高活性可能是抑制麻疯树生长的主要因素; 而在高污染酸性土壤中, Cd、Cu、Zn 等金属的高活性及由强酸引起的 Al 毒也可能是抑制麻疯树生长的主要因素; 石灰石通过提高土壤 pH 值和降低多金属的生物有效态含量, 促进了麻疯树在低污和高污土壤中的生长, 其最佳剂量分别为 0.25% 和 0.5%; 石灰石可以不同程度地降低麻疯树地上部和地下部的 Cd、Cu、Pb、Zn 和 Al 含量, 同时随石灰石用量的增加, 其金属含量基本呈降低趋势; 麻疯树地下部金属含量高于地上部, 且石灰石对麻疯树地下部金属(除 Cd 外)含量降低幅度较地上部大. 因此, 种植麻疯树与石灰石改良是联合修复大宝山矿酸性多金属污染土壤的有效措施之一.
关键词: 植物复垦; 石灰石; 麻疯树; 多金属污染; 大宝山

文章编号: 0253-2468(2009)08-1733-07 中图分类号: X53 文献标识码: A

R em ediation of strongly acidic m ine soils contam inated by multiple m etals by plant reclamation w ith *Jatropha curcas* L. and addition of limestone

LI Q ingfei, Q U Rongliang^{*}, SH I N ing, ZHOU X iaoyong, SENTH ILKUMAR P, HUANG Su hong
School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-sen University, Guangdong Provincial Key Lab of Environmental Pollution Control and Remediation Technology, Guangzhou 510275

Received 1 November 2008 **received in revised form** 1 March 2009; **accepted** 4 June 2009

Abstract In a greenhouse pot experiment, the dose-response effects of limestone addition (mass fractions 0.01%, 0.25%, 0.5% and 1.0%) on the growth performance and metal uptake characteristics of *Jatropha curcas* L. grown on different multi-metal contaminated strongly acid soils from Dabao Mountain mine were studied. Factors suppressing plant growth as well as the feasible dosage of limestone are also discussed. In the soils with lower levels of pollution, high bio-availabilities of Cu and Pb appeared to be the primary factors inhibiting the growth of *Jatropha curcas* L., while in highly polluted soils, the growth inhibition of *Jatropha curcas* L. mainly resulted from the high bio-availability of Cd, Cu and Zn, as well as Al toxicity caused by the strong acidity. The growth performance of *Jatropha curcas* L. was improved both in the lower and highly polluted soils by the increase of soil pH and decrease of bio-available metal contents (Cd, Cu, Pb, Zn and Al) achieved by the addition of limestone. The optimum dosage of limestone was 0.25% for soils with lower pollution levels and 0.5% for soils with higher pollution levels. The concentrations of Cd, Cu, Pb, Zn and Al in the shoots and roots of *Jatropha curcas* L. were reduced to different extents by the limestone and basically decreased with the increasing amount of limestone. The metal concentrations in roots were higher than in shoots, and the drop in metal concentrations (except Cd) caused by the limestone was higher in roots than in shoots. Therefore, the combination of planting *Jatropha curcas* L. and limestone amendment is one of the most effective ways to remediate acid soils from Dabao Mountain which are polluted with multiple heavy metals.

基金项目: 广东省自然科学基金研究团队项目 (No. 06202438); 国家高技术研究发展计划 (863)项目 (No. 2007AA061001); NFSC-广东联合基金重点项目 (No. U0833004)
Supported by the Guangdong Provincial Natural Science Teamwork Foundation (No. 06202438), the Hi-tech Research and Development Program of China (No. 2007AA061001) and the NFS-Guangdong Joint Fund Key Projects (No. U0833004)

作者简介: 李清飞 (1980—), 男, 博士研究生, E-mail: liqingfe@yahoo.cn **通讯作者 (责任作者),** E-mail: eesqr@mail.sysu.edu.cn
Biography: LI Q ingfei (1980—), male, Ph.D. candidate, E-mail: liqingfe@yahoo.cn **Corresponding author,** E-mail: eesqr@mail.sysu.edu.cn

Keywords plant reclamation; limestone; *Jatropha curcas* L.; multimetall contamination; Dabao Mountain

1 引言 (Introduction)

粤北大宝山矿 (24°37' N, 113°39' E) 是中国南部富含硫的多金属矿山, 采矿过程中产生大量含有有毒重金属元素 (Cd Pb Cu Zn 等) 的废弃物、尾矿及酸性矿山废水 (AMD) (周建民等, 2004), 进而影响矿区周边土壤、水体质量、作物产量和品质, 并严重威胁着人类身体健康和动物生命安全 (邹晓锦等, 2008). 因此, 修复该地区酸性多金属污染土壤是当前亟待解决的环境问题之一.

植物复垦被公认为修复矿山废弃地的最好方法, 通过它可以固定矿山废弃物, 减少污染物对周边环境的污染, 美化环境并产生较高的经济效益 (Tordoff *et al.*, 2000; Wong *et al.*, 2003). 但复垦矿山废弃地也面临一些问题: 矿山废弃地恶劣的土壤环境 (如高浓度的残留重金属、极端酸性、大量营养元素匮乏、土质结构差和干旱等) 限制了植被的成功定植 (黄铭洪等, 2003); 适用于矿山修复的具有多金属耐性、可产生经济效益且不进入食物链的植

物品种较少 (Li, 2006). 因此, 合理的土壤改良方法和合适的植物品种是植物复垦成功的两个关键因素.

本研究在石灰石改良的基础上, 以非食用性的能源油料作物——麻疯树 (*Jatropha curcas* L.) 为植物修复材料, 探讨了麻疯树在矿山酸性多金属污染土壤中的生长抑制因素及其对重金属的吸收情况, 并确定石灰石改良矿山酸性多金属污染土壤的适宜剂量, 以期多金属复合污染土壤的联合修复提供理论依据.

2 材料与方法 (Materials and methods)

2.1 供试土壤、植物及改良剂

土壤采集于广东省翁源县大宝山矿两种不同多金属污染程度的酸性土壤 (简称低污土和高污土). 土壤风干后, 过 2 mm 尼龙网筛, 土壤和石灰石的基本理化性质见表 1. 植物为在营养土壤中生长 15 d 的麻疯树实生幼苗. 改良剂为石灰石, 粉碎后过 100 目筛备用.

表 1 两种土壤和石灰石基本理化性质
Table 1 Selected physicochemical properties of the two soils and limestone

材料	粒径组成			pH	有机质	总氮	总磷 / (mg kg ⁻¹)	CEC / (cmol kg ⁻¹)	金属全量 / (mg kg ⁻¹)				
	砂粒	粉粒	粘粒						Cd	Cu	Pb	Zn	Al
高污土	2.1%	61.0%	36.9%	3.13	0.38%	0.04%	847	4.1	19.85	722.0	2466.7	651.9	32970
低污土	3.6%	83.1%	13.3%	3.54	1.00%	0.09%	971	2.8	2.85	579.5	508.8	323.2	28750
石灰石	-	-	-	9.52	0.67%	7.17%	-	0.04	0.70	4.7	-	13.47	284

2.2 实验方法

土壤分别用质量分数为 0.010%、0.25%、0.5%、1.0% 的石灰石进行改良处理, 每个处理重复 3 次. 麻疯树采用温室盆栽方法, 盆钵上、下底直径和高度分别为 16.12 和 13 cm, 每盆装土 1 kg 并施加 1 g 广东省农业科学院的农科牌复混肥料 (15-6-12). 土壤平衡 7 d 后, 每盆移栽 1 棵麻疯树幼苗, 麻疯树生长 3 个月后收获. 收获时测量麻疯树的叶片数、叶面积 (郑炳松, 2006)、茎围 (距地面 1 cm 处测量)、株高、根长和生物量, 并将植物分为地上部和地下部, 先用自来水清洗干净, 再用去离子水冲洗数遍后, 65℃ 烘干后粉碎待测. 同时, 采集黏附在麻疯树根系上的土壤为根际土壤 (Wang *et al.*, 2006; Peng *et al.*, 2007).

2.3 分析方法

土壤重金属有效态含量采用 DTPA 提取法 (Lindsay *et al.*, 1978), 即 2 g 土壤加 0.005 mol L⁻¹ DTPA 溶液 (0.005 mol L⁻¹ DTPA + 0.01 mol L⁻¹ CaCl₂·2H₂O + 0.1 mol L⁻¹ 三乙醇胺, pH = 7.3) 20 mL, 在 150 rpm⁻¹ 条件下室温振摇 2 h. 麻疯树样品和土壤样品分别采用硝酸-高氯酸 (体积比为 4:1) 和硝酸-盐酸 (3:1) 消解法消解, 样品金属含量用 ICP-OES (Optima 5300DV, Perkin-Elmer Instruments, USA) 测定. 以环境标准物质 ESS-3 红壤和 ESP-1 西红柿叶 (中国环境监测总站) 进行质量控制, 质控样测定均值和平行样偏差都在规定要求范围内. 以上所有数据应用 SPSS 11.5 进行统计分析, 并用 origin 7.5 软件绘图.

3 结果 (Results)

3.1 石灰石对土壤 pH 值的影响

图 1 为石灰石对两种污染土壤 pH 值的影响. 结果表明随着石灰石投加量的增加, 低汚土和高汚土的 pH 值显著增加 ($p < 0.05$), 并呈显著正相关

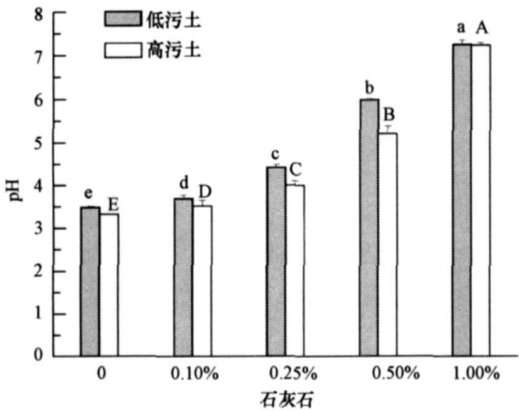


图 1 石灰石对两种污染土壤 pH 值的影响(同种土壤不同字母表示差异性显著 ($p < 0.05$))

Fig 1 Effect of limestone treatments on pH in two contaminated soils

($r_{\text{低汚土}} = 0.983$, $r_{\text{高汚土}} = 0.995$). 这说明石灰石能够中和土壤酸度, 这对改善矿山污染土壤质量起着重要作用.

3.2 石灰石对土壤中有效态金属含量的影响

表 2 为石灰石对低和高汚土中有效态金属含量的影响. 结果表明随着石灰石投加量的增加, 两种土壤中的 Cd、Cu、Pb、Zn 和 Al 的有效态浓度基本上呈下降趋势, 并且都以 1.0% 石灰石处理时的浓度最低. 同时, 石灰石对不同金属的钝化效果不同, 其中, 低汚土中的 Cd、Cu、Pb、Zn 和 Al 的有效态浓度分别比对照降低了 3.1% ~ 34.4%、13.2% ~ 70.0%、18.9% ~ 59.4%、11.8% ~ 82.3% 和 2.2% ~ 99.3%; 高汚土中它们分别比对照降低了 17.9% ~ 66.7%、27.0% ~ 80.0%、1.2% ~ 31.4%、35.7% ~ 90.2% 和 56.1% ~ 98.0%. 相比而言, 石灰石对高汚土中 Cd、Cu、Zn 和 Al 的钝化效果高于低汚土; 而 Pb 则相反, 低汚土的 Pb 有效态含量较高汚土高, 这可能与高汚土的粘粒成分高(表 1), Pb 易于被粘土矿物吸附有关 (Kabata-Pendias *et al.*, 2001; Clemente *et al.*, 2006).

表 2 石灰石对低和高汚土中有效态金属含量的影响

Table 2 Available metal concentrations in low and high level contaminated soils under limestone treatments

土壤	处理	金属含量 / (mg kg ⁻¹)				
		Cd	Cu	Pb	Zn	Al
低汚土	0	0.11 ± 0.01 ^a	11.79 ± 0.30 ^a	26.97 ± 1.43 ^a	5.56 ± 0.77 ^a	7.01 ± 0.20 ^a
	0.10%	0.10 ± 0.01 ^a	10.24 ± 0.25 ^b	21.86 ± 2.81 ^b	4.90 ± 0.70 ^a	6.85 ± 0.28 ^a
	0.25%	0.10 ± 0.01 ^a	8.06 ± 0.35 ^c	13.41 ± 0.91 ^c	2.02 ± 0.24 ^b	2.12 ± 0.04 ^b
	0.50%	0.09 ± 0.01 ^b	4.50 ± 0.23 ^d	12.95 ± 2.26 ^c	1.43 ± 0.28 ^b	0.37 ± 0.02 ^c
	1.0%	0.07 ± 0.00 ^c	3.54 ± 0.07 ^e	10.95 ± 0.61 ^c	0.98 ± 0.06 ^b	0.05 ± 0.01 ^d
高汚土	0	0.26 ± 0.02 ^a	20.21 ± 1.39 ^a	14.84 ± 1.15 ^a	18.25 ± 3.16 ^a	20.36 ± 0.75 ^a
	0.10%	0.21 ± 0.01 ^b	14.72 ± 1.58 ^b	14.66 ± 0.63 ^a	11.74 ± 1.23 ^b	8.94 ± 1.05 ^b
	0.25%	0.20 ± 0.01 ^b	13.66 ± 1.72 ^b	12.64 ± 1.93 ^{ab}	6.56 ± 1.47 ^c	4.79 ± 0.76 ^c
	0.50%	0.15 ± 0.01 ^c	6.68 ± 1.06 ^c	13.20 ± 1.89 ^a	4.21 ± 0.32 ^{cd}	0.93 ± 0.08 ^d
	1.0%	0.09 ± 0.01 ^d	4.03 ± 0.21 ^d	10.17 ± 1.36 ^b	1.79 ± 0.38 ^d	0.41 ± 0.04 ^d

注: 表中数据为平均值 ± 标准差 ($n = 3$), 同一列中同种土壤中的不同字母表示有显著差异 ($p < 0.05$), 下同

3.3 石灰石对麻疯树生长的影响

表 3 为石灰石对麻疯树生长参数的影响. 结果表明与对照相比, 石灰石改良改善了麻疯树的生长. 在低汚土中, 石灰石处理之间麻疯树生长参数基本上没有显著性差异 ($p > 0.05$), 说明施加少量石灰石 (0.1% 或 0.25%) 就能改善植物生长. 但在

高汚土中, 除叶数外, 不同石灰石处理的各参数之间存在显著差异 ($p < 0.05$). 其中, 以 1.0% 处理的叶面积、0.25% 处理的株高和 0.5% 处理的麻疯树茎围、根长、根干重和总干重最大, 分别是对照的 3.9、1.5 和 1.7、4.5、7.4 和 4.5 倍. 在所有处理中, 低汚土生长的麻疯树生物量都大于高汚土.

表 3 石灰石对麻疯树生长参数的影响

Table 3 Effect of limestone treatments on growth parameters of *J. curcas*

土壤	处理	叶数 / 株 ⁻¹	叶面积 / cm ²	茎围 / mm	根长 / mm	株高 / mm	根干重 / (g 株 ⁻¹)	总干重 / (g 株 ⁻¹)
低污土	0	5.3±0.6 ^a	88.5±27.8 ^b	23.7±1.5 ^c	37.2±11.7 ^b	97.3±4.6 ^b	0.05±0.02 ^b	0.71±0.22 ^b
	0.10%	6.7±0.6 ^a	237.2±5.5 ^a	40.0±2.7 ^{ab}	134.0±18.5 ^a	126.7±2.9 ^a	0.35±0.09 ^a	3.14±0.17 ^a
	0.25%	6.0±1.7 ^a	251.4±16.6 ^a	46.7±2.9 ^a	130.3±26.4 ^a	116.7±5.8 ^a	0.41±0.09 ^a	3.43±0.55 ^a
	0.5%	7.0±1.0 ^a	267.5±37.0 ^a	43.3±4.2 ^{ab}	142.3±11.2 ^a	120.0±10.0 ^a	0.39±0.28 ^a	3.74±0.67 ^a
	1.0%	6.7±0.6 ^a	253.4±54.8 ^a	35.7±3.1 ^b	132.3±2.5 ^a	125.7±20.0 ^a	0.21±0.01 ^{ab}	2.98±0.47 ^a
高污土	0	3.7±0.6 ^b	67.5±24.3 ^c	19.7±2.5 ^b	30.0±3.5 ^d	105.0±10.0 ^c	0.05±0.00 ^d	0.47±0.04 ^d
	0.10%	7.0±1.0 ^a	160.6±45.3 ^b	27.0±2.7 ^{ab}	55.3±13.7 ^{cd}	126.0±8.7 ^b	0.11±0.04 ^{cd}	1.22±0.23 ^c
	0.25%	8.3±2.1 ^a	230.9±67.8 ^{ab}	33.0±9.6 ^a	101.7±18.5 ^{ab}	153.3±10.4 ^a	0.26±0.07 ^b	2.52±0.69 ^b
	0.5%	7.31±0.6 ^a	224.8±11.4 ^{ab}	34.3±6.0 ^a	136.3±49.0 ^a	124.0±5.3 ^b	0.37±0.02 ^a	3.34±0.18 ^a
	1.0%	7.7±0.6 ^a	264.2±29.4 ^a	27.0±2.7 ^{ab}	87.0±3.5 ^{bc}	143.3±7.6 ^a	0.20±0.09 ^{bc}	2.30±0.49 ^b

3.4 石灰石对麻疯树吸收金属(以干重计)的影响

图 2为石灰石对低污和高污土上的麻疯树吸收

金属的影响. 结果表明麻疯树地下部金属含量高于地上部, 两种土壤施加石灰石后都不同程度地降低

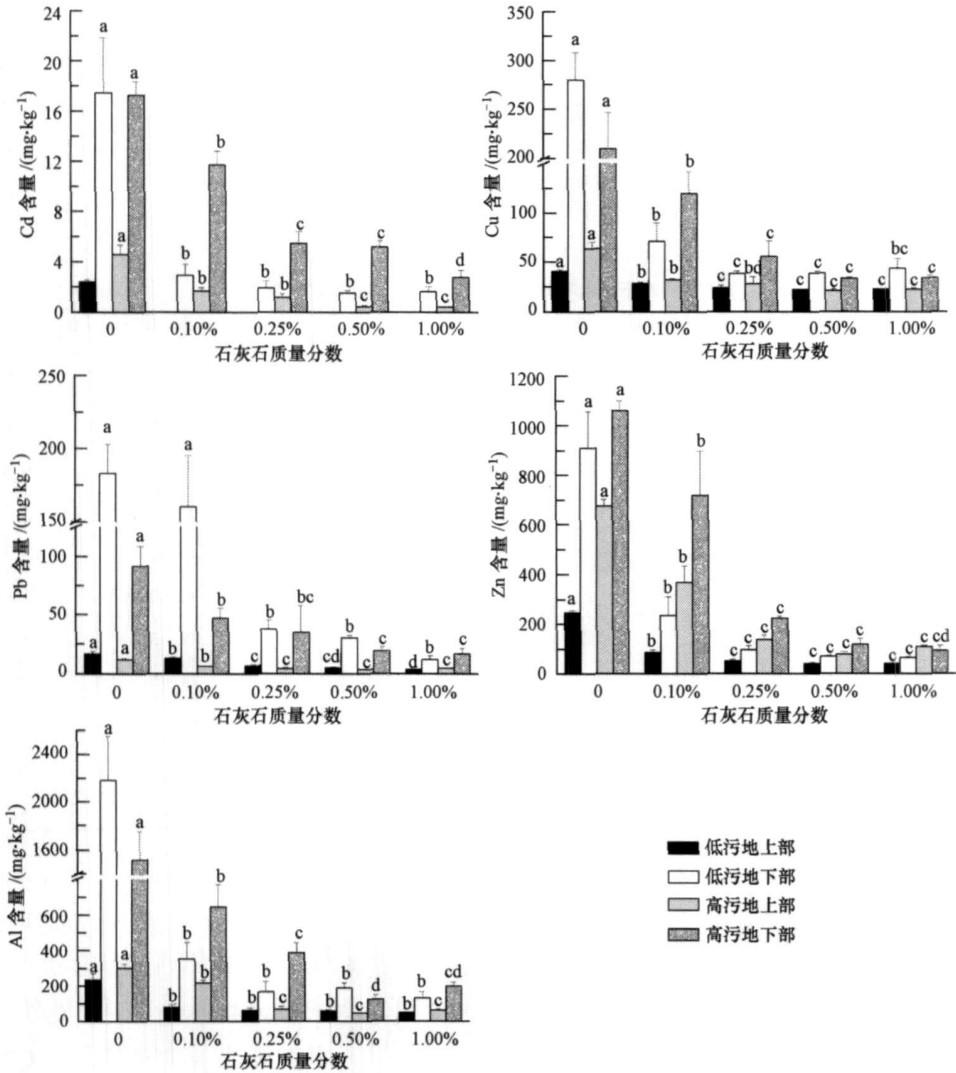


图 2 石灰石对低和高污土上的麻疯树吸收金属的影响(同种土壤上的麻疯树相同部位的不同字母表示差异性显著 ($p < 0.05$))

Fig. 2 Effect of limestone treatments on the metal concentrations in *J. curcas* grown on the low and high metal soils

了麻疯树地下部和地上部的 Cd Cu Pb Zn和 Al含量,并基本上呈随石灰石用量增加而减少的趋势,其中以 0.5% 或 1.0% 石灰石处理时麻疯树各部位的金属含量最低.对低污土而言,施加 0.25% 石灰石时麻疯树各部位的 Cd Cu Pb Zn和 Al含量明显降低.其中,地上部 Cd未检出,其它金属分别比对照降低了 41.4%、60.3%、79.2%和 72.7%,地下部金属含量分别比对照降低了 88.9%、86.3%、79.2%、89.5%和 92.4%.而对高污土而言,施加 0.5% 石灰石时麻疯树的各部位金属含量与 1.0% 处理的差异性不显著(除高污土地下部的 Cd含量外)($p > 0.05$).其中,0.5% 处理时的地上部 Cd Cu Pb Zn和 Al含量分别比对照降低了 89.9%、67.2%、68.2%、88.5%和 84.3%,地下部金属含量分别比对照降低了 84.0%、78.6%、89.0%和 91.8%.

除 Cd外,石灰石对麻疯树地下部金属含量降低幅度大于地上部.其中,在 0.5% 或 1.0% 石灰石处理时,植物地下部 Cu Pb Zn和 Al含量的最大降幅达 81.3% ~ 93.9%,而植物地上部的最大降幅达 45.8% ~ 88.5%.

3.5 麻疯树中金属含量与土壤金属有效态含量的相关性分析

表 4为麻疯树中金属含量与土壤金属有效态含量的相关性分析结果.由表 4可知,除高污土的 Pb有效态含量与麻疯树地上部和地下部的 Pb含量之间相关性不显著外,其余的土壤中有有效态金属与麻疯树各部位的重金属含量都呈显著正相关.这说明土壤中金属有效态含量是影响麻疯树吸收金属的一个重要因素.

表 4 麻疯树中金属含量与土壤金属有效态含量的相关性 ($n = 15$)

Table 4 Correlation coefficients between available metal concentrations in soil and metal concentrations in *J. auratus*

金属	低污土		高污土	
	地上部	地下部	地上部	地下部
Cd	—	0.532 [*]	0.829 [*]	0.879 ^{**}
Cu	0.819 ^{**}	0.704 [*]	0.821 ^{**}	0.833 ^{**}
Pb	0.956 ^{**}	0.968 [*]	0.511	0.514
Zn	0.804 ^{**}	0.779 [*]	0.934 [*]	0.942 ^{**}
Al	0.690 ^{**}	0.666 [*]	0.944 [*]	0.976 ^{**}

注: * 和 ** 分别表示在 0.05和 0.01水平上相关性显著.

4 讨论 (Discussion)

在多金属污染的酸性土壤中,Al及其它重金属

元素(Cd Cu Pb和 Zn等)是抑制植物生长的主要因素之一(Kabata-pendias *et al*, 2001).在 $pH < 5.0$ 的酸性土壤中,Al主要以毒性 $Al(H_2O)_6^{3+}$ 或 Al^{3+} 的形式存在(Kinraide, 1993);而在 $pH 5.0 \sim 6.2$ 之间主要以非毒性的羟基 $Al(Al(OH)_2^+$ 、 $Al(OH)^{2+}$ 、 $Al(OH)_4^-$)的形式存在(Kinraide, 1997).同时,Cd Cu Pb和 Zn等重金属元素的迁移性和生物有效性也较高(Kabata-pendias *et al*, 2001).在本研究中,两种对照土壤中麻疯树生长受到严重抑制(表 3),施加石灰石能显著提高土壤 pH 并促进麻疯树的生长(表 3).对低污土和高污土来说,施加低剂量(0.1%)石灰石能使其 pH 分别增加到 3.71和 3.53(图 1),均明显地改善了麻疯树的生长.但对低污土而言,施加 0.1% 石灰石时,Cd Zn Al的生物有效态含量与对照土壤相比均没有显著性差异($p > 0.05$),而 Cu和 Pb的生物有效含量则明显降低(表 2),由此推断金属 Cu和 Pb的高活性可能是低污土中抑制麻疯树生长的主要因素;对高污土而言,施加 0.1% 石灰石时,金属(除 Pb外)生物有效态含量对照土壤相比均明显降低(表 2),由此推断 Cd Cu Zn和 Al的高活性可能是高污土中抑制麻疯树生长的主要因素.

另外,施加石灰石中和了污染土壤中的酸度使土壤 pH 显著增加(图 1),从而诱导了土壤表面负电荷的增加(Bolan *et al*, 2003)并提高了土壤颗粒对多金属的吸附(Naidu *et al*, 1997).土壤 pH 为 4.0~7.7时,pH 每增加 1个单位而土壤吸附能力增加约 3 倍(Kabata-pendias *et al*, 2001),同时金属以碳酸盐的形式沉淀(Chlopecka *et al*, 1996; McBride *et al*, 1997; Krebs *et al*, 1998),降低了金属有效态含量,因而提高了麻疯树对多金属耐性.

石灰石通过固定土壤中的金属,降低金属有效态含量(Kabata-pendias *et al*, 2001)和增加土壤溶液中 Ca^{2+} 浓度来抑制植物吸收污染土壤中金属.在运输机理方面, Ca^{2+} 能够取代 Cd^{2+} 被转运到植物体内,因而过量的 Ca^{2+} 能够抑制植物对 Cd^{2+} 的吸收(Kabata-pendias *et al*, 2001);同时, Ca^{2+} 与 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Pb^{2+} 和 Al^{3+} 之间也存在“拮抗效应”现象(Voigt *et al*, 2006; Kabata-pendias *et al*, 2001),从而抑制植物对它们的吸收.因此,在低污土中施加 0.25% 石灰石和高污土中施加 0.5% 石灰石就可显著降低麻疯树地上部和地下部的多金属含量.对于

两种污染土壤来说,并非石灰石施加量越多越好,过量的石灰石降低了土壤营养元素的可利用性并增加了土壤盐度 (Chen *et al.*, 2006),进而影响麻疯树的生长。就低污土而言,虽然 0.5% 石灰石处理的麻疯树生物量最大,但与 0.10% 和 0.25% 石灰石的处理相比没有显著差异 ($p > 0.05$),并且 0.25% 石灰石处理的根部生物量最大,而且金属含量也达到较低水平,故选 0.25% 石灰石剂量为较佳剂量;在高污土中 0.5% 石灰石处理的生物量最大、金属含量较低,选 0.5% 石灰石为较佳剂量。

本研究中,麻疯树能够在矿山多金属污染的酸性土壤中存活(表 2),但其生长会受到抑制。通过增施适量的石灰石可缓解金属 Cd、Cu、Pb、Zn 和 Al 的毒性,提高麻疯树对多金属的耐性,并且金属主要富集在植物地下部(图 2),减少对地上部的毒害。

5 结论 (Conclusions)

1)在低污土中,Cu 和 Pb 等金属的高活性可能是抑制麻疯树生长的主要因素;而在高污土中,Cd、Cu、Zn 等较高的金属活性及由强酸而导致的 Al 毒可能是抑制麻疯树生长的主要因素。

2)石灰石通过提高土壤 pH 值降低低污土和高污土中的金属有效态含量,促进麻疯树在强酸性多金属污染土壤中的生长;在低污和高污土中生长的最佳石灰石剂量分别为 0.25% 和 0.5%。

3)石灰石可不同程度地降低麻疯树中各部位的 Cd、Cu、Pb、Zn 和 Al 的含量,并基本上呈现随石灰石用量增加而减少的趋势;麻疯树地下部的金属含量高于地上部,并且石灰石对麻疯树地下部金属含量(除 Cd 外)降低的幅度大于地上部。

4)种植麻疯树与增施适宜剂量的石灰石是联合修复大宝山矿多金属污染酸性土壤的有效措施之一。

责任作者简介:仇荣亮(1967—),男,教授,博士生导师;现任广东省环境污染控制与修复技术重点实验室主任。近年来主要从事重金属污染土壤生物修复等方向的研究工作。

参考文献 (References):

Bolan N S, Adriano D C, Mani P A, *et al.* 2003. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. II. Effect of lime addition [J]. *Plant and Soil* 25(2): 187—198

Chen Q, Wong J W C. 2006. Growth of *Agropyron elongatum* in a simulated nickel contaminated soil with lime stabilization [J]. *Science of the Total Environment* 366(2-3): 448—455

Chlopecka A, Bacon J R, Wilson M J, *et al.* 1996. Forms of cadmium,

lead, and zinc in contaminated soils from Southwest Poland [J]. *Journal of Environmental Quality* 25(1): 69—79

Clemente R, Anela C, Bernal M P. 2006. A remediation strategy based on active phytoremediation followed by natural attenuation in a soil contaminated by pyrite waste [J]. *Environmental Pollution* 143(3): 397—406

黄铭洪, 骆永明. 2003. 矿区土地修复与生态恢复 [J]. *土壤学报*, 40(2): 161—169

Wong M H, Luo Y M. 2003. Land remediation and ecological restoration of mined land [J]. *Acta Pedologica Sinica* 40(2): 161—169 (in Chinese)

Kabata-Pendias A, Pendias H. 2001. Trace Elements in Soils and Plants (third ed.) [M]. Boca Raton: CRC Press

Kinnale T B. 1993. Aluminum enhancement of plant growth in acid rooting media: A case of reciprocal alleviation of toxicity by two toxic cations [J]. *Physiologia Plantarum*, 88(4): 619—625

Kinnale T B. 1997. Reconsidering the rhizotoxicity of hydroxyl sulphate and fluoride complexes of aluminum [J]. *Journal of Experimental Botany*, 48(5): 1115—1124

Krebs R, Gupta S K, Furrer G, *et al.* 1998. Solubility and plant uptake of metals with and without liming of sludge-amended soils [J]. *Journal of Environmental Quality* 27(1): 18—23

Li M S. 2006. Ecological restoration of mined land with particular reference to the metalliferous mine wasteland in China: A review of research and practice [J]. *Science of the Total Environment* 357(1-3): 38—53

Lindsay W L, Norvell W A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper [J]. *Soil Science Society of America Journal* 42(3): 421—428

McBride M, Sauve S, Hendershot W. 1997. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils [J]. *European Journal of Soil Science* 48(1): 337—346

Naidu R, Kookana R S, Sumner M E, *et al.* 1997. Cadmium sorption and transport in variable charge soils: a review [J]. *Journal of Environmental Quality* 26(3): 602—607

Peng H Y, Yang X E. 2007. Effect of Elsholtzia splendens Soil Amendments and Soil Managements on Cu, Pb, Zn and Cd Fractionation and Solubilization in Soil under Field Conditions [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 78(5): 384—389

Tordoff G M, Baker A J M, Willis A J. 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes [J]. *Chemosphere* 41(1-2): 219—228

Voigt A, Hendershot W H, Sunahara G I. 2006. Rhizotoxicity of cadmium and copper in soil extracts [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25(5): 692—701

- Wang A S, Angle J S, Chaney R L, *et al*. 2006. Soil pH effects on uptake of Cd and Zn by *Thlaspi caerulescens* [J]. *Plant and Soil* 281(1-2): 325-337
- Wong M H. 2003. Ecological restoration of mine degraded soils with emphasis on metal contaminated soil [J]. *Chemosphere* 50(6): 775-780
- 郑炳松. 2006 现代植物生理生化研究技术 [M]. 北京: 气象出版社
- Zheng B S. 2006. Research Techniques in Contemporary Plant Physiology and Biochemistry [M]. Beijing: China Meteorological Press(in Chinese)
- 周建民, 党志, 司徒粤, 等. 2004 大宝山矿区周围土壤重金属污染分布特征研究 [J]. *农业环境科学学报*, 23(6): 1172-1176
- Zhou J M, Dang Z, Siu Y, *et al*. 2004. Distribution and characteristics of heavy metals contaminations in soils from Dabao Shan Mine Area [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 23(6): 1172-1176(in Chinese)
- 邹晓锦, 仇荣亮, 周小勇, 等. 2008 大宝山矿区重金属污染对人体健康风险的研究 [J]. *环境科学学报*, 28(7): 1406-1412
- Zou X J, Qi R L, Zhou X Y, *et al*. 2008. Heavy metal contamination and health risk assessment Dabao Mountain China [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 28(7): 1406-1412(in Chinese)

环境岩土工程国际学术研讨会 (ISGE2009) 2号通知

环境岩土工程国际学术研讨会暨 2009 年度浙江大学曾国熙讲座将于 2009 年 9 月 8~10 日在杭州召开。

主办单位

国际土协环境土工技术委员会 (ISSMGE-TC5)

承办单位

浙江大学软弱土与环境土工教育部重点实验室

中国土木工程学会土力学及岩土工程分会 (CISMGE)

国际土工合成材料学会中国委员会 (CCI GS)

本研讨会围绕“Reclamation of the Past and Toward a Sustainable Geoenvironment”(岩土环境修复与可持续发展)这一主题, 将就环境土工的基本理论、环境土工的测试和监测、固体废弃物和填埋场工程、污泥和疏浚、工业废料的岩土工程再利用、矿山、尾矿坝和污泥塘、放射性废弃物处置的工程屏障、污染土壤及修复技术、土工合成材料在环境岩土工程中的应用、环境岩土工程风险评价、管理和可持续性、生态技术和工程案例、环境土工的工程实践与规范等展开讨论。

本研讨会论文集录用国内外作者的 120 余篇学术论文, 由 Springer 和浙江大学出版社共同出版, 由 ISTP 收录。

本研讨会特设 2009 年度浙江大学曾国熙讲座, 邀请国际土力学与岩土工程学会 (ISSMGE) 主席 Pedro Seco e Pinto 教授和加拿大工程院院士、2005 年郎肯讲座人 R. Kerry Rowe 教授担任讲座人。

此外, 组委会还邀请到十多位环境岩土工程领域的国际知名专家和学者担任特邀报告人, 包括 Bruno Bussiere(加拿大)、Jinchun Chai(日本)、Delwyn Fredlund(加拿大)、Stephanie Glendinning(英国)、Ulrich Henken-Mellies(德国)、Stephan Jefferis(英国)、Takeshi Katsumi(日本)、Madhira Madhav(印度)、Mario Manassero(意大利)、David Richards(英国)、Jiro Takemura(日本)、Hywel Thomas(英国)、Albert Yeung(香港)、Aigen Zhao(美国)等。

联系人: 唐晓武教授(浙江省杭州市浙江大学岩土工程研究所安中建工大楼 B412 室, 邮编: 310058); 电话: +86-571-88208791; 传真: +86-571-88208793; 电邮: isge2009@zju.edu.cn

网站: <http://www.ssges.zju.edu.cn/ISGE2009.htm>

ISGE2009 组委会

2009 年 6 月 30 日