

谢景千,雷梅,陈同斌,等. 2010. 蚯蚓草对污染土壤中 As Pb Zn Cu的原位去除效果 [J]. 环境科学学报, 30(1): 165–171

Xie J Q, Lei M, Chen T B, et al. 2010. Phytoremediation of soil co-contaminated with arsenic, lead, zinc and copper using *Pteris vittata* L.: A field study [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 30(1): 165–171

蚯蚓草对污染土壤中 As Pb Zn Cu的原位去除效果

谢景千^{1,2},雷梅¹,陈同斌^{1,2*},李晓燕¹,顾明华²,刘晓海³

1. 中国科学院地理科学与资源研究所环境修复中心,北京 100101

2. 广西大学农学院,南宁 530005

3. 云南省环境科学研究院,昆明 650034

收稿日期: 2009-04-02 修回日期: 2009-06-11 录用日期: 2009-10-20

摘要:通过2年的原位修复试验,探讨了蚯蚓草对污染土地中As Pb Zn Cu的修复(去除)潜力。研究结果表明,蚯蚓草除了能富集As外,对Pb也有较强的富集能力,地上部Pb含量可高达1303 mg kg⁻¹。蚯蚓草生物量达到了极大值时,地上部As Pb Zn Cu含量可分别高达1455、937、365、101 mg kg⁻¹。蚯蚓草对As和Pb都具有良好的修复效果,每年刈割2次蚯蚓草,As Pb分别能够去除15.5 kg hm⁻² a⁻¹和8.5 kg hm⁻² a⁻¹。蚯蚓草对As Pb Zn有很强的耐性,在土壤中Pb Zn Cu含量高达10913、2511、510 mg kg⁻¹时,不会显著降低蚯蚓草的生物量。

关键词:重金属污染;土壤;植物修复;蚯蚓草;修复潜力

文章编号: 0253-2468(2010)01-165-07 中图分类号: X53 文献标识码: A

Phytoremediation of soil co-contaminated with arsenic, lead, zinc and copper using *Pteris vittata* L.: A field study

XIE Jingqian^{1,2}, LEI Mei¹, CHEN Tongbin^{1,2*}, LIXiaoyan¹, GU Minghua², LIU Xiaohai³

1. Center for Environmental Remediation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101

2. College of Agriculture, Guangxi University, Nanning 530005

3. Yunnan Institute of Environmental Science, Kunming 650034

Received 2 April 2009; received in revised form 11 June 2009; accepted 20 October 2009

Abstract *Pteris vittata* L. is a promising hyperaccumulator in the phytoremediation of arsenic contaminated soil. However, little is known about its phytoremediation potential for multimetals contaminated soil. A two-year field experiment was carried out to investigate the capacity of *P. vittata* to phytoremediate As, Pb, Zn and Cu from contaminated soils. The results showed that *P. vittata* hyperaccumulated both As and Pb. The concentration of Pb in shoots was as high as 1303 mg kg⁻¹, and the biomass of *P. vittata* reached a maximum when As, Pb, Zn and Cu concentrations in shoots were 1455, 937, 365 and 101 mg kg⁻¹, respectively. *P. vittata* removed 15.5 kg hm⁻² (As) and 8.5 kg hm⁻² (Pb) per year (with 2 harvests). *P. vittata* also had a very strong tolerance to As, Pb and Zn. The biomass of *P. vittata* was not significantly decreased when the heavy metal concentrations of soil were as high as 10913 mg kg⁻¹ (Pb), 2511 mg kg⁻¹ (Zn) and 510 mg kg⁻¹ (Cu).

Keywords heavy metal contamination; soil phytoremediation; *Pteris vittata* L.; removal potential

1 引言(Introduction)

Pb Zn矿的无序开采和木材防腐剂(Copper Arsenate CCA)的使用常导致大面积土壤受到As和其他重金属的混合污染(Kartal, 2003; Zu et al., 2004)。重金属污染不仅会使农田生产能力下降,而且还降低农产品品质并能够通过食物链危

害人体健康。因此,如何治理重金属污染土壤是目前迫切需要解决的问题。

与传统治理土壤重金属污染的方法相比,植物修复技术具有环境友好、成本低、不破坏土壤生态环境等优点。陈同斌等(2000, 2002)在国际上首次报道第一种砷超富集植物——蚯蚓草(*Pteris vittata* L.),并成功地将其用于As污染土壤的原位修复

基金项目:国家科技支撑计划项目(No. 2006BA C09B04);云南省省院省校科技合作计划项目(No. 2005YX10);国家自然科学基金委广东省联合重点基金项目(No. U0833004)

Supported by the National Science & Technology Supporting Program of China (No. 2006BA C09B04), the Cooperation Science & Technology Program of Yunnan Province (No. 2005YX10) and the Joint Funds of NSFC-Guangdong of China (No. U0833004)

作者简介: 谢景千(1983—),男,* 通讯作者(责任编辑),E-mail chenl@ igsrr.ac.cn

Biography XIE Jingqian (1983—), male, * Corresponding author E-mail chenl@ igsrr.ac.cn

(廖晓勇等, 2004)。后来的野外调查和室内盆栽试验证实, 蜈蚣草对 Pb、Zn、Cd 和 Cu 等重金属具有较强的耐性(安志装等, 2003; 雷梅等, 2005; An et al., 2006; Xiao et al., 2008)。蜈蚣草能否用于修复除砷以外的其他重金属污染土地, 目前知之甚少。因此, 本文通过田间试验探索蜈蚣草对 As、Pb、Zn、Cu 混合污染土壤的修复潜力, 以期为今后多金属污染土壤的植物修复提供部分理论依据。

2 材料与方法 (Materials and methods)

2.1 试验区与试验方案

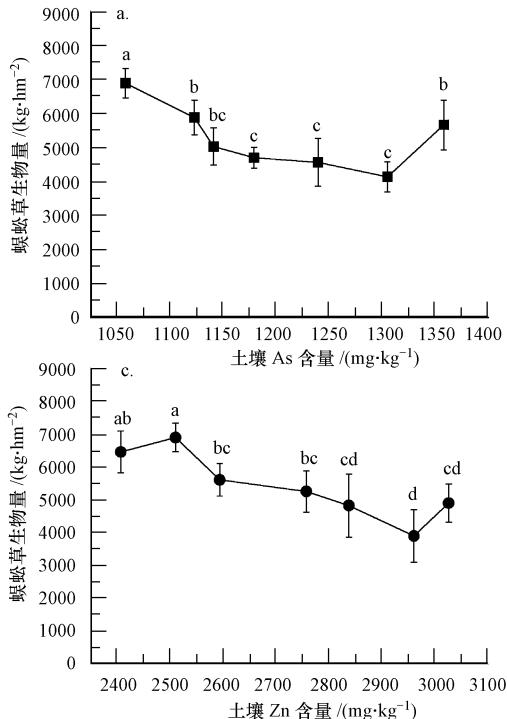
试验区位于云南省个旧市大屯镇(云南锡业集团有限公司个旧古山选矿厂尾砂库的复垦土地), 东经 $103^{\circ}15'$ 、北纬 $23^{\circ}23'$, 海拔 1325 m, 属亚热带气候, 年平均气温 $18\sim20^{\circ}\text{C}$, 最高气温 30°C , 最低气温 $0\sim1^{\circ}\text{C}$, 年降雨量 $700\sim900\text{ mm}$, 总日照时间 2000~2300 h 土壤基本理化性质见表 1。

表 1 试验区土壤基本性质

Table 1 Properties of the test soil

pH (水提取)	养分含量/(g·kg ⁻¹)			重金属含量/(mg·kg ⁻¹)			
	全 K	全 N	全 P	As	Pb	Zn	Cu
6.50	3.89	0.55	0.20	1184	8772	2665	532

供试植物为蜈蚣草, 其种植密度为 $40\text{ cm} \times 40\text{ cm}$ 。移栽当年刈割 1 次, 第 2 年刈割 2 次。选取 900



m^2 试验小区, 按 $5\text{ m} \times 5\text{ m}$ 的网格均匀布点, 在该面积内随机选取 1 m^2 为采样区, 收获蜈蚣草地上部, 烘干、称重、粉碎后待分析。在 1 m^2 面积内以梅花形布点, 同步采集 5 个点的表层土壤 ($0\sim20\text{ cm}$), 混匀后组成 1 个样品, 风干粉碎后过 100 目筛。

2.2 样品分析

土壤样品采用硝酸-微波消解(Sandroni et al., 2002), 植物样品采用硝酸-双氧水消解(USEPA, 1996), 用原子荧光光谱仪(海光 AFS-2202)测定待测液中 As 的含量, 用原子吸收光谱仪(Vario 6 AAS 德国 Analytic Jena)测定待测液中 Pb、Zn 和 Cu 的含量。土壤样品和植物样品的分析过程中分别采用国家标准参比物质(土壤: GBW-07404; 植物: GBW-07603)进行分析质量控制, 标样测定结果均在允许误差范围内。

2.3 数据处理与计算

数据统计分析采用 SPSS13.0 中单因素方差分析法(ANOVA), 用新复极差法进行多重比较, 用 Origin 8.0 软件作图。

3 结果 (Results)

3.1 蜈蚣草对重金属的耐性

图 1 为土壤中重金属含量对蜈蚣草生物量的影响情况, 用新复极差法进行多重比较, 相同字母数

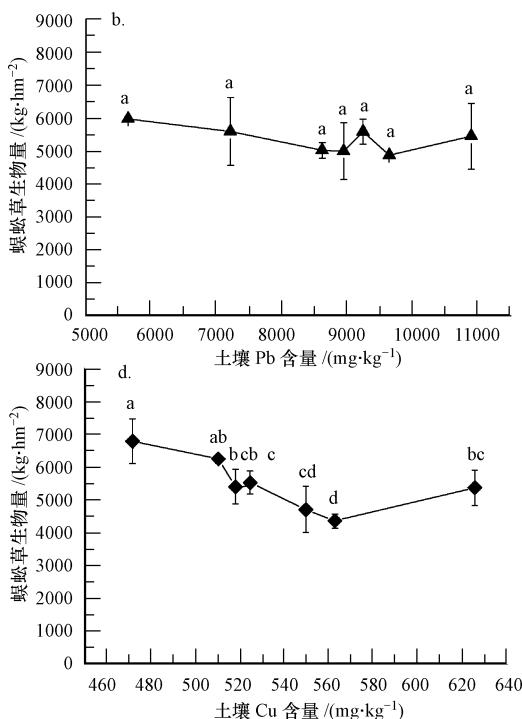


图 1 土壤中重金属含量对蜈蚣草生物量的影响 (a As, b Pb, c Zn, d Cu)

据间无显著差异, 不同字母数据间差异显著 ($p < 0.05$), 下同。由图 1 可知, 蚯蚓草生物量随土壤中 As、Zn、Cu 含量的增加而逐渐降低, 但不受土壤中 Pb 含量的影响。土壤中 As 含量在 $1058 \sim 1306 \text{ mg kg}^{-1}$ 范围内时, 蚯蚓草生物量降幅最大, 达 33.4% (图 1a)。土壤中 Pb 含量增加, 蚯蚓草生物量无显著性变化 (图 1b)。土壤 Zn 含量在 $2407 \sim 2511 \text{ mg kg}^{-1}$ 范围内时, 蚯蚓草生物量无显著性变化, 而土壤 Zn 在 $2511 \sim 2961 \text{ mg kg}^{-1}$ 范围时, 生物

量逐渐降低 (图 1c)。土壤 Cu 含量在 $472 \sim 563 \text{ mg kg}^{-1}$ 范围内, 蚯蚓草生物量随土壤 Cu 含量升高而降低, 最大降幅达 35.8% (图 1d)。

将蚯蚓草地上部重金属含量与地上部生物量进行拟合, 发现曲线方程都为一元二次方程, 且二次项系数都小于 1, 因而蚯蚓草地上部生物量都存在极大值。本研究中, 当蚯蚓草地上部 As、Pb、Zn、Cu 含量分别为 1455 mg kg^{-1} 、 937 mg kg^{-1} 、 365 mg kg^{-1} 、 101 mg kg^{-1} 时, 地上部生物量达到了极大值 (表 2)。

表 2 蚯蚓草地上部重金属含量与生物量的关系及生物量的极限值

Table 2 Relation of shoot heavy metal concentration and biomass and biomass limit in *P. vittata*

元素	拟合曲线方程	R^2	地上部含量 (x) / (mg kg^{-1})	生物量极大值 (y) / (kg hm^{-2})
As	$y = -0.0098x^2 + 28.60x - 14739.6$	0.9402	1455	6063
Pb	$y = -0.0118x^2 + 21.93x - 3995.0$	0.6344	937	6193
Zn	$y = -0.0589x^2 + 43.05x - 1831.3$	0.6477	365	6035
Cu	$y = -10.768x^2 + 218.74x - 4995.2$	0.9820	101	6113

3.2 蚯蚓草对重金属的富集能力

蚯蚓草地上部 As、Pb、Zn、Cu 平均含量分别为 1412 mg kg^{-1} 、 808 mg kg^{-1} 、 313 mg kg^{-1} 、 85 mg kg^{-1} , 其中, 蚯蚓草地上部 Pb 含量最高可达 1303 mg kg^{-1} , 地上部的 As、Pb、Zn

Cu 含量受到土壤中 As、Pb、Zn、Cu 含量的影响 (图 2, 表 3)。由图 2 可知, 在复垦区内随着土壤中 As 含量的升高, 蚯蚓草地上部 As 含量逐渐降低, 土壤中 As 含量从 1058 mg kg^{-1} 升到 1124 mg kg^{-1} 时, 蚯蚓

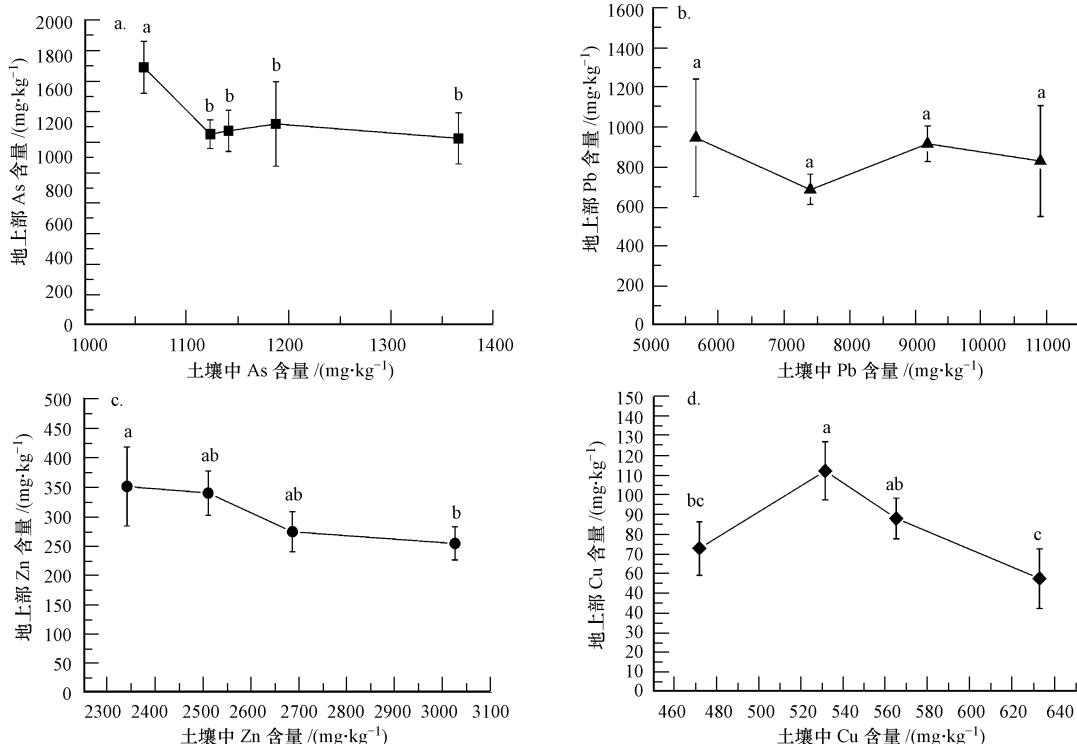


图 2 土壤中重金属含量对蚯蚓草地上部重金属含量的影响 (a As, b Pb, c Zn, d Cu)

Fig. 2 Effect of heavy metal concentration of soil on that of *P. vittata* shoots (a As, b Pb, c Zn, d Cu)

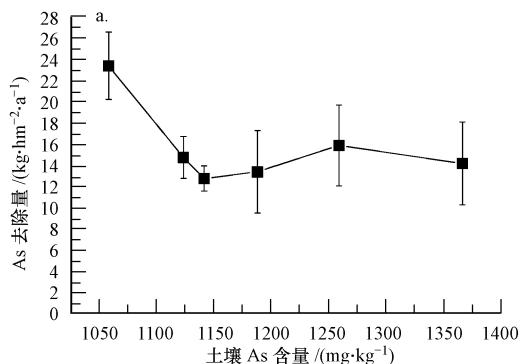
草地上部的 As 含量显著地下降, 降幅达 26%; 土壤中 As 含量高于 1124 mg kg^{-1} 时, 蜈蚣草地上部 As 含量影响不显著(图 2a)。随着土壤中 Pb 含量增加, 地上部 Pb 含量无显著性地变化(图 2b)。随着土壤 Zn 含量的增加, 地上部的 Zn 含量呈明显地下降, 下降幅度达 27.7% (图 2c)。随着土壤中 Cu 含量的增加, 地上部含量显著增加, 当土壤中 Cu 增加到 532 mg kg^{-1} 时, 地上部含量达最高 (112 mg kg^{-1}); 土壤 Cu 高于 532 mg kg^{-1} 时, 地上部含量随着土壤 Cu 含量升高逐渐下降(图 2d)。

表 3 蜈蚣草地上部对 Pb 的富集能力

Table 3 Lead accumulating ability of shoots of *P. vittata*

统计值	蜈蚣草地上部 Pb 含量 / (mg kg^{-1})	BF	TF
最小值	417	0.05	1.4
最大值	1303	0.23	13.3
平均值	808	0.10	3.9
标准差	230	0.04	2.7

注: BF 为生物富集系数; TF 为转运系数; $n = 36$ 。



3.3 蜈蚣草对重金属的去除能力

图 3 为复垦区蜈蚣草对 As 及 Pb 的去除量与土壤中 As 及 Pb 含量的关系, 蜈蚣草对 Zn、Cu 的去除量统计结果见表 4。试验种植的蜈蚣草每年可刈割 2 次, 蜈蚣草去除 As 和 Pb 的平均值分别为 $15.5 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 和 $8.5 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (图 3), 去除 Zn 和 Cu 的平均值为 $2.9 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ 和 $1.0 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (表 4), 蜈蚣草对 As 及 Pb 的去除量远高于去除 Zn、Cu 的量。土壤 As 含量在 1058 mg kg^{-1} 时, As 去除量最大 ($23.4 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$); 土壤 As 含量增加到 1124 mg kg^{-1} 时, As 去除量明显下降; 土壤 As 含量高于 1124 mg kg^{-1} 时, As 去除量变化不大 (图 3a)。土壤中 Pb 含量在 5660 mg kg^{-1} 时, Pb 去除量最大 ($11.3 \text{ kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$), 随着土壤 Pb 含量的增加, Pb 去除量略有降低 (图 3b)。从本试验条件来看, 在修复多金属污染土壤时, 若土壤总 As 和总 Pb 含量在 1058 mg kg^{-1} 和 5660 mg kg^{-1} 以下, 蜈蚣草去除 As 及 Pb 的能力最佳。

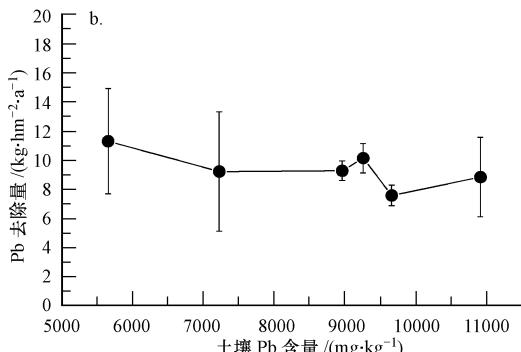


图 3 土壤中重金属含量与每年 As 和 Pb 去除量的关系 (a As b Pb)

Fig. 3 Annual arsenic and lead removal by *P. vittata* vs heavy metal concentration in soil (a As b Pb)

表 4 复垦区蜈蚣草去除 Zn、Cu 的量

Table 4 Zinc and copper removal by *P. vittata* from land under reclamation

元素	n	重金属去除量 / ($\text{kg hm}^{-2} \text{ a}^{-1}$)				
		最小值	最大值	中值	平均值	标准差
Zn	36	1.4	9.2	2.9	2.9	1.5
Cu	36	0.3	2.6	1.0	1.0	0.5

4 讨论 (Discussion)

4.1 蜈蚣草对重金属的耐性

复垦区土壤重金属含量明显较高(表 1、表 5)。按照我国土壤环境质量标准中三级标准的旱地标准, As、Pb、Zn、Cu 平均含量分别超标 30 倍、18 倍、5

倍、1 倍, 其中, As 超标最严重, Pb 其次。因此, 复垦区内 As、Pb 污染问题最严重(表 5)。As、Pb、Zn、Cu 含量远超过荷兰 Soil Quality Criteria 的 B level 和瑞典的污染土壤环境质量标准 (SEPA, 2002); As 和 Cu 含量远超过日本污染土壤环境质量标准中农用地(稻田)允许的最大值 (ME, 1991)。

表 5 复垦区重金属含量与各国标准比较

Table 5 Concentrations of heavy metals in reclamation land and national standard

 mg kg^{-1}

数据类型	As	Pb	Zn	Cu	文献
范围	737~ 1529	4325~ 13254	1687~ 3329	321~ 691	本研究
均值	1184	8772	2665	532	本研究
中国标准三级标准	40	500	500	400	国家环保总局, 1995
荷兰标准	30	150	500	100	VROM, 1983
瑞典标准	15	80	350	100	SEPA, 2002
日本标准	15	-	-	125	JME, 1991

砂壤水稻土中 As 对水稻的毒害临界值为 22.3 mg kg^{-1} (康立娟等, 1996), 灰钙土中 As 对小麦毒害的临界值为 25.7 mg kg^{-1} (许嘉琳等, 1996), 一般植物产生 As 毒害的土壤 As 含量临界值远低于复垦区内 As 含量。通过野外调查 (陈同斌等, 2002) 发现, 蚯蚓草能生长在 As 含量为 23400 mg kg^{-1} 的矿渣中和 1500 mg kg^{-1} As 的处理土壤上。本研究通过复垦区田间试验再次验证了蚯蚓草对 As 具有极强的耐性, 土壤 As 含量 (1360 mg kg^{-1}) 为我国土壤环境质量标准三级标准的 34 倍时, 蚯蚓草收获 1 次的生物量仍高达 4139 kg hm^{-2} (图 1a), 地上部累积的 As 含量达 1455 mg kg^{-1} 时, 蚯蚓草地上部生物量达到最大值。

本研究发现, 蚯蚓草除对 As 具有极强的耐性以外, 还具有极强的耐 Pb 毒性能力。土壤 Pb 含量在 $5660 \sim 10913 \text{ mg kg}^{-1}$ 范围内, 蚯蚓草生物量无显著地降低 (图 1b), 当蚯蚓草地上部 Pb 含量达 932 mg kg^{-1} 时, 生物量达最高 (表 2)。一般植物体内含 Pb 在 $30 \sim 300 \text{ mg kg}^{-1}$ 时就会出现中毒症状 (青长乐等, 1992)。雷梅等 (2005) 调查发现, 在选矿厂含 Pb 高达 29702 mg kg^{-1} 的土壤上生长有蚯蚓草, 植被覆盖率约为 5%。安志装等 (2003) 盆栽试验结果也表明, 蚯蚓草具有较强的耐 Pb 毒性能力, $0 \sim 2000 \text{ mg kg}^{-1}$ Pb 处理范围内, 蚯蚓草生物量显著增加。野外调查及盆栽试验结果都证实了本研究结果的可靠性。

试验发现, 蚯蚓草具有极强的耐 Zn 毒性能力, 土壤 Zn 含量在 2511 mg kg^{-1} 以下, 蚯蚓草生物量无显著变化, 而土壤中锌含量在 $140 \sim 310 \text{ mg kg}^{-1}$ 范围内时, 可严重地抑制大麦、黑麦草、三叶草、水稻、荞麦、大豆和马铃薯等植物的正常发育 (杨景辉, 1995)。本研究发现, 蚯蚓草体内含 Zn 高达 365 mg kg^{-1} 时, 生物量达最高 (表 2), 而一般植物 Zn 超过 100 mg kg^{-1} 时就会表现出中毒症状 (青长乐等, 1992)。这与野外调查 (雷梅等, 2005) 及盆栽试验

(安志装等, 2003; An et al., 2006) 结果一致。这都表明, 蚯蚓草具有极强的耐 Zn 毒性能力, 土壤中 Zn 含量小于 2511 mg kg^{-1} 时不影响蚯蚓草的生物量。

试验结果还表明, 蚯蚓草有一定耐 Cu 毒性能力, 当复垦区土壤 Cu 含量低于 626 mg kg^{-1} 时, 蚯蚓草生物量仍很高 (4362 kg hm^{-2} , 图 1d); 当地上部 Cu 含量高达 101 mg kg^{-1} 时, 生物量达最高值 (表 2)。有研究表明, 在潮土中添加 300 mg kg^{-1} Cu 能显著降低小麦分蘖率; 添加 $150 \sim 200 \text{ mg kg}^{-1}$ Cu 水稻产量明显降低 (杨景辉, 1995); 安志装等 (2003) 盆栽试验结果表明, 蚯蚓草对低含量的 Cu 具有一定的耐性。一般植物体内 Cu 含量超过 $20 \sim 100 \text{ mg kg}^{-1}$ 时出现中毒症状 (青长乐等, 1992), 但蚯蚓草在这范围内生物量呈升高趋势 (表 2)。田间试验显示, 蚯蚓草对 Cu 有耐性, 土壤中 Cu 含量低于 510 mg kg^{-1} 时, Cu 对蚯蚓草生物量的影响较小。

4.2 蚯蚓草对重金属的富集能力

复垦区内蚯蚓草地上部 As 含量平均为 1412 mg kg^{-1} (图 2a), 再次证实蚯蚓草作为 As 超富集植物具有极强富集 As 的能力。蚯蚓草地上部 Zn、Cu 含量低, 远不及超富集植物所要求的含量 (图 2c, 2d)。蚯蚓草地上部 Pb 的最高含量超过了 Pb 超富集植物要求的 1000 mg kg^{-1} (韦朝阳等, 2001), 说明蚯蚓草具有富集 Pb 的能力。复垦区土壤中 Pb 含量较高, 蚯蚓草对 Pb 的富集系数均小于 1 (表 3), 但蚯蚓草对 Pb 具有较强的转运能力, 复垦区内蚯蚓草地上部 Pb 含量是地下部 Pb 含量的 1.4 倍以上 (表 3)。说明蚯蚓草根部吸收的 Pb 能够大量地向地上部分转运, 从而增加了蚯蚓草地上部对 Pb 的富集能力。

4.3 蚯蚓草对重金属的去除能力

土壤中 Pb 易与土壤中的有机质和铁锰氧化物等形成共价键, 不易被植物吸收 (王英辉等, 2007), 所以, 目前已报道的 Pb 超富集植物比较少。本研究发现, 蚯蚓草对 Pb 具有较高的去除量 (图 3), 主要

原因是蜈蚣草对 Pb 具有富集能力, 同时与 As 的富集存在一定的协同作用(图 1)。这说明蜈蚣草是一种很好的 Pb 污染土壤的修复材料。与其它 Pb 超富集植物相比, 复垦区内蜈蚣草对 Pb 的去除量达 844 mg·株⁻¹, 是圆叶遏蓝菜和东南景天的 2059 倍和 3576 倍, 是 Arshad 等(2008)通过田间试验发现的天竺葵属中 3 种 Pb 超富集植物的 9 倍、13 倍、28 倍(表 6)。因此, 蜈蚣草对 Pb 的去除量大, 在 Pb 污染土壤修复方面具有极大的优势和应用潜力。

表 6 不同 Pb 污染土壤修复材料修复能力比较

Table 6 Comparison of Pb phytoremediation materials

修复植物	Pb 的去除量 / (mg·株 ⁻¹)	文献来源
蜈蚣草 (<i>Pteris vittata</i> L.)	844	本研究
圆叶遏蓝菜 (<i>Thlaspi rotundifolium</i> L.)	0.41	Reeves et al., 1983
东南景天 (<i>Sedum alfredii</i> Hance)	0.24	H e et al., 2002
玫瑰天竺葵 (<i>Pelargonium capitatum</i> L. A Star of Roses)	97	Arshad et al., 2008
克洛林达大花天竺葵 (<i>Pelargonium domesticum</i> L. Clorinda)	64	Arshad et al., 2008
雪花天竺葵 (<i>Pelargonium capitatum</i> L. Arctic Snowflake)	31	Arshad et al., 2008

表 7 不同 Zn 污染土壤修复材料修复能力比较

Table 7 Comparison of Zn phytoremediation materials

修复植物	土壤 Zn 含量 / (mg·kg ⁻¹)	收获次数	去除量 / (kg·hm ⁻²)	文献
蜈蚣草 (<i>Pteris vittata</i> L.)	2741	2	9.2	本研究
天蓝遏蓝菜 (<i>Thlaspi caerulescens</i> L.)	444	1	30.1	Baker et al., 1994
	1158	3	20.0	Hammer et al., 2003
	38010	1	30.2	Robinson et al., 1998

到目前为止, 国内对 Cu 污染土壤采用海州香薷 (*Elsholtzia haichwensis* 或 *E. splendens*) 进行植物修复 (Jiang et al., 2004; Wang et al., 2007), 但海州香薷仅对 Cu 表现出富集能力。本研究发现, 蜈蚣草生长一茬(约 180d) 对 Cu 的平均去除量为 500 g·hm⁻²(表 4), 与 170d 田间试验的海州香薷地上部对 Cu 的吸收量 550~720 g·hm⁻² (Jiang et al., 2004) 相当, 但 Jiang 等(2004) 试验中土壤的 Cu 含量是本田间试验土壤中 Cu 含量的 2.7 倍。当土壤中 Cu 含量 (280 mg·kg⁻¹) 低于本试验土壤 Cu 含量时, 海州香薷种植一次去除 Cu 的量高达 3.0 kg·hm⁻² (Wang et al., 2007)。

5 结论 (Conclusions)

1) 田间试验研究表明, 蜈蚣草除能富集 As 外, 还具有富集 Pb 的能力, 修复 As 和 Pb 污染土壤效果明显。同时, 蜈蚣草还具有较强的耐 As 和 Zn 的毒性。

蜈蚣草除了具有高的 As 和 Pb 去除量外, 也具有一定的 Zn 和 Cu 去除量(表 4)。虽然蜈蚣草地上部 Zn 和 Cu 的富集量不高, 但因生物量大, 所以, 对 Zn 和 Cu 也表现出一定的去除能力。从 Zn 超富集植物天蓝遏蓝菜 (*T. caerulescens*) 田间试验结果(表 7)来看, 本研究中蜈蚣草对 Zn 的去除量与 Hammer 等(2003) 应用天蓝遏蓝菜在田间试验中对 Zn 去除量相近。

能力, 是一种修复多种重金属污染土壤 (As 和 Pb 污染为主) 的优良材料。

2) 蜈蚣草生物量较高, 土壤中 As 含量低于 1058 mg·kg⁻¹, Pb 低于 5660 mg·kg⁻¹, Zn 低于 2511 mg·kg⁻¹, Cu 低于 510 mg·kg⁻¹ 时, 地上部 As 和 Pb 含量较高, 去除 As 和 Pb 能力大, 表现出较高的修复潜力。

责任作者简介: 陈同斌 (1963—), 男, 研究员、博士生导师, 主要从事区域土壤环境质量、土壤环境修复和废弃物资源化工程研究。

参考文献 (References):

- 安志装, 陈同斌, 雷梅, 等. 2003. 蜈蚣草耐铅、铜、锌毒性和修复能力的研究 [J]. 生态学报, 23(12): 2594—2598
 An Z Z, Chen T B, Lei M, et al. 2003. Tolerance of *Pteris vittata* L. to Pb, Cu and Zn [J]. Acta Ecologica Sinica, 23(12): 2594—2598 (in Chinese)
 An Z Z, Huang Z C, Lei M, et al. 2006. Zinc tolerance and

- accumulation in *Pteris vittata* L. and its potential for phytoremediation of Zn and As contaminated soil [J]. *Chemosphere*, 62(5): 796—802
- Chen T B, Wei C Y. 2000. A arsenic hyperaccumulator in some plant species in south China [C]. Proceedings of International Conference of Soil Remediation Hangzhou 194—195
- 陈同斌, 韦朝阳, 黄泽春, 等. 2002. 砷超富集植物是蜈蚣草及其对砷的富集特征 [J]. 科学通报, 47(3): 207—210
- Chen T B, Wei C Y, Huang Z C, et al. 2002. A arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. and its arsenic accumulation [J]. *Chinese Science Bulletin*, 47(3): 207—210 (in Chinese)
- 国家环境保护总局. 1995. GB15618-1995 土壤环境质量标准 [S]. 北京: 中国标准出版社
- State Environmental Protection Administration. 1995. GB15618-1995 Environmental quality standard for soils [S]. Beijing Standards Press of China (in Chinese)
- He B, Yang X E, Ni W Z, et al. 2002. *Sedum alfredii*: A new lead-accumulating ecotype [J]. *Acta Botanica Sinica*, 44(11): 1365—1370
- Jiang L Y, Yang X E, He Z L. 2004. Growth response and phytoextraction of copper at different levels in soils by *E ksholtzia splendens* [J]. *Chemosphere*, 55(9): 1179—1187
- JME (Japanese Ministry of the Environment). 1991. Environmental Quality Standards for Soil Pollution [OL]. 1991-08-23. <http://www.env.go.jp/en/water/soil/sq.htm>
- 康立娟, 李香丹, 刘景华, 等. 1996. 砂壤水稻土添加砷对水稻生长发育和残留的研究 [J]. 吉林农业大学学报, 18(3): 58—61
- Kang L J, Li X D, Lin J H, et al. 1996. Effect of arsenic on growth development of rice and residual rules in the bare paddy soil [J]. *Journal of Jilin Agricultural University*, 18(3): 58—61 (in Chinese)
- Kartal S N. 2003. Removal of copper, chromium, and arsenic from CCA-C treated wood by EDTA extraction [J]. *Waste Management*, 23(6): 537—546
- 雷梅, 岳庆玲, 陈同斌, 等. 2005. 湖南柿竹园矿区土壤重金属含量及植物吸收特征 [J]. 生态学报, 25(5): 1146—1151
- Lei M, Yue Q L, Chen T B, et al. 2005. Heavy metal concentrations in soils and plants around Shizhuoyuan mining area of Hunan Province [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 25(5): 1146—1151 (in Chinese)
- 廖晓勇, 陈同斌, 谢华, 等. 2004. 磷肥对砷污染土壤的植物修复效率的影响: 田间实例研究 [J]. 环境科学学报, 24(3): 455—462
- Liao X Y, Chen T B, Xie H, et al. 2004. Effect of application of P fertilizer on efficiency of As removal from As contaminated soil using phytoremediation Field study [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 24(3): 455—462 (in Chinese)
- 青长乐, 牟树森, 薄富永, 等. 1992. 论土壤重金属毒性临界值 [J]. 农业环境保护, 11(2): 51—56
- Qing C L, Mou S S, Bo F Y, et al. 1992. Discussion on critical index of heavy metal toxicity in soil [J]. *Agricultural Environmental Protection*, 11(2): 51—56 (in Chinese)
- Reeves R D, Brooks R R. 1983. European species of *Thlaspi* L. (Cruciferae) as indicators of nickel and zinc [J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 18(3): 275—283
- Sandroni V, Smith C M M. 2002. Microwave digestion of sludge, soil and sediment samples for metal analysis by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry [J]. *Analytica Chimica Acta*, 468(2): 335—344
- SEPA (Swedish Environmental Protection Agency). 2002. Swedish EPA Report 4918 Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites Swedish Guideline Values for Levels in Polluted Soils [S]. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency
- USEPA. 1996. Test methods SW-846 Acid digestion of sediments sludge and soils [OL]. 1998-09-19. EPA 3050B. <http://www.epa.gov/sw-846/pdfs/3050b.pdf>
- VROM. 1983. Leidland bodem sanering: the soil clean-up act (interim) [Z]. The Hague: Netherlands Ministry of Housing Planning and Environment Soil Water and Chemical Substances Department
- Wang F Y, Lin X G, Yin R. 2007. Role of microbial inoculation and chitosan in phytoextraction of Cu, Zn, Pb and Cd by *E ksholtzia splendens*: a field case [J]. *Environmental Pollution*, 147: 248—255
- 王英辉, 伍乃东. 2007. 铅污染土壤的植物修复技术研究 [J]. 中国土壤与肥料, (5): 6—10
- Wang Y H, Wu N D. 2007. Recovery the soil polluted by plumb applying phytoremediation technology [J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, (5): 6—10 (in Chinese)
- 韦朝阳, 陈同斌. 2001. 重金属超富集植物及植物修复技术研究进展 [J]. 生态学报, 21(7): 1196—1203
- Wei C Y, Chen T B. 2001. Hyperaccumulators and phytoremediation of heavy metal contaminated soil: A review of studies in China and abroad [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 21(7): 1196—1203 (in Chinese)
- Xiao X Y, Chen T B, An Z Z, et al. 2008. Potential of *Pteris vittata* L. for phytoremediation of sites co-contaminated with cadmium and arsenic: The tolerance and accumulation [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 20(1): 62—67
- 许嘉琳, 杨居荣, 荆红卫. 1996. 砷污染土壤的作物效应及其影响因素 [J]. 土壤, 28(2): 85—89
- Xu J L, Yang J R, Jing H W. 1996. Crops effect and its factors in arsenic contaminated soil [J]. *Soil*, 28(2): 85—89 (in Chinese)
- 杨景辉. 1995. 土壤污染与防治 [M]. 北京: 科学出版社, 44—102
- Yang J H. 1995. Soil Pollution and Control [M]. Beijing: Science Press, 44—102 (in Chinese)
- Zu Y Q, Yuan L, Schwartz C, et al. 2004. Accumulation of Pb, Cd, Cu and Zn in plants and hyperaccumulator choice in Lanping lead-zinc mine area, China [J]. *Environment International*, 30(4): 567—576