

三种园林植物对土壤中重金属 Pb 的吸收及修复研究

赵 健, 仇 硕, 李秀娟, 张翠萍, 全艳斌

(广西壮族自治区·中国科学院广西植物研究所 广西 桂林 541006)

摘 要: 利用土培法研究棕竹 (*Rhapis excelsa*)、宛田红花油茶 (*Camellia polyodonta*) 和地瓜榕 (*Ficus tikoua*) 对土壤 Pb 污染的修复能力, 测定了不同部位 Pb 含量, 并分析了 Pb 在植物体内的分配及迁移率。结果表明: 与对照组 (0 mg/kg) 相比, 500 ~ 1 500 mg/kg Mn 处理 45 d, 棕竹和宛田红花油茶叶片、根系生长良好, 无中毒症状, 地瓜榕老叶出现红褐斑点 (1 500 mg/kg 处理组); 500 和 1 500 mg/kg Pb 处理 45 d, 3 种植物地下部 Pb 含量大于地上部即根>叶或根>茎>叶; 且 3 种植物不同部位 Pb 含量随处理浓度的增大而不同程度的增高, 且根系 Pb 含量增大幅度均比地上部(叶片或茎)大, 其中宛田红花油茶 1 500 mg/kg Pb 处理组根系 Pb 含量 (506.54 $\mu\text{g/g}$) 是 500 mg/kg 处理组 (52.36 $\mu\text{g/g}$) 的 9.67 倍, 差异极显著 ($P<0.01$), 而叶片含量仅增加了 1.26 $\mu\text{g/g}$; 500 和 1 500 mg/kg 处理浓度下, 3 种植物地上部与地下部 Pb 含量比值及 Pb 在植物体内的迁移率均较低, 如 Pb 1 500 mg/kg 处理组宛田红花油茶 Pb 迁移率仅有 0.06, 与 500 mg/kg 处理组 (0.19) 相比, 这一迁移率极显著下降 ($P<0.01$)。

关键词: 园林植物; 土壤修复; Pb 胁迫; Pb 积累

中图分类号: S 680.6 文献标识码: A 文章编号: 1001—0009(2010)23—0079—04

铅是土壤污染中较普遍的元素, 污染源主要来自汽车排放、金属矿山的开采、冶炼企业的“三废”(废气、废水、废渣)以及施肥、污水灌溉等^[1-4], 铅污染已成为污染面积最大的金属元素^[5]。过量的 Pb 不仅阻滞作物生长发育、降低产量和质量, 而且通过生物链的富集对人类健康造成很大危害, 进而损害人体所有器官, 尤其对儿童的智力发育造成严重障碍^[6-8]。由于铅元素用途广泛, 铅污染和铅中毒事件不断发生, 目前已被国家环保总局和美国国家环保总局 (USEPA) 列为重点监控元素之一, 而有关铅污染和铅毒害的研究越来越受到国内外学者的重视。

经过几十年的努力, 污染土壤的治理技术已有很多种, 如换土法、电化法、吸附法等物理化学措施及微生物修复、植物修复等生物修复措施, 其中植物修复技术 (Phytoremediation) 是解决污染土壤问题的有效途径之一, 它以高效廉价、操作简便、可同时处理多种污染物和无二次污染等优势迅速成为重金属修复技术的热点^[9], 其巨大潜能性已得到认可^[10-11]。由于植物修复技术起步较晚, 目前重金属污染土壤修复所采用的超富集植物常表现出生物量低, 生长缓慢等缺点, 严重延缓了重金属土壤修复的进度。因而, 筛选生物量大、繁殖快的重

金属超积累植物仍然是该领域的热点问题, 鉴于此, 以南方地区 3 种常见的园林植物棕竹 (*Rhapis exælsa*)、宛田红花油茶 (*Camellia polyodonta*) 和地瓜榕 (*Ficus tikoua*) 为材料, 通过土培法研究其吸收和积累重金属铅的能力, 以期为矿区废弃地的生态修复及污染土壤修复提供更多的园林植物种质资源。

1 材料与方法

1.1 土壤样品

土壤采自桂林市雁山区广西植物研究所花卉中心苗圃, 土壤为田园土。将供试土样 (0 ~ 20 cm 深) 风干后过 2 mm 筛, 土壤理化性质和重金属 Pb 含量见表 1。全 Pb 含量为 15.9 mg/kg, 与国家和广西土壤环境质量 (表 2) 相比, 低于国家和广西土壤背景值, 并符合国家和广西二级土壤标准值, 说明供试土壤未受污染。

表 1 供试土壤理化性质和重金属 Pb 含量

土样检测内容	土壤 pH	有机质	有机碳	全 Pb
		/mg · kg ⁻¹	/mg · kg ⁻¹	/mg · kg ⁻¹
含量	6.88	45.28	26.27	15.9

注: 土壤 pH、有机质、有机碳检测报告由广西植物研究所生态中心提供; 全 Mn 含量检测报告由广西壮族自治区分析测试研究中心提供。

表 2 国家和广西土壤环境质量标准 mg · kg⁻¹

国家背景值 [12]	国家二级标准	国家三级标准	广西背景值 [13]	广西二级标准	广西三级标准
35	250	500	20	50	80

1.2 试验材料

棕竹 (*Rhapis exælsa*) 2 a 生实生苗, 高约 20 cm; 宛

第一作者简介: 赵健 (1963-), 男, 副研究员, 现从事园林花卉研究工作。
收稿日期: 2010—10—21

田红花油茶 (*Camellia polyodonta*) 1 a 生实生苗, 高约 30 cm; 地瓜榕 (*Ficus tikoua*) 扦插苗, 2 个月, 高约 15 cm, 3 种幼苗自苗圃采挖后于河沙中培养 1 周, 备用。

试剂: $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ (分析纯), HClO_4 (优级纯), HNO_3 (优级纯)。

1.3 处理方法

2009 年 4~5 月份于塑料大棚内进行土培盆栽实验。取过筛风干土, 拌入少量有机肥作为基肥, 以液态形式加入 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, 处理浓度(以纯 Pb 计算)为 500、1 000、1 500 mg/kg, 以自来水处理作对照, 混匀后放置 15 d, 装苗。取棕竹 5 株一丛栽于花盆(直径×高为 16 cm×13 cm)中, 土壤干重 1.5 kg; 宛田红花油茶 3 株一丛栽植于花盆(直径×高为 18 cm×19 cm)中, 土壤干重 3.0 kg; 铺地榕 2 株一丛栽植于花盆(直径×高为 16 cm×13 cm)中。每个处理 3 个重复。45 d 后观察植株生长情况, 由于供试土壤未受污染, 对照处理组不进行 Pb 含量的测定, 取 500、1500 mg/kg 处理组的样品测定重金属 Pb 含量, 并分析植株不同部位 Pb 的积累和植株体内 Pb 转移能力。

1.4 试验观测及分析方法

观察并记录植株生长情况。植物收获后先用自来水冲洗干净, 去离子水洗净后, 根系再置于 20 mM EDTA— Na_2 溶液中交换 15 min, 以去除表面粘附的金属离子, 再用去离子水冲洗干净, 吸水纸吸干表面水分, 于 105℃下杀青 2 h, 然后在 60℃下烘干至恒重, 磨碎, 称取 0.300 g 左右干样, 用 $\text{HNO}_3\text{—HClO}_4$ ($V:V=87:13$) 混合液消煮提取, 消化至近干加 5%硝酸溶解, 并定溶至 20 mL, 用 TAS-990 原子分光光度计(AAS)测定重金属元素 Pb 的含量^[14]。

1.5 数据处理

数据处理及统计采用 Excel 2003 及 SPSS 13.0 中文版等分析软件。

2 结果与分析

2.1 Pb 对棕竹等 3 种园林植物生长的影响

0~1 500 mg/kg Pb 处理 45 d, 棕竹和宛田红花油茶叶片, 根系生长良好, 并未出现明显的中毒症状, 仅有地瓜榕 1500 mg/kg 处理组的老叶出现红褐色斑点。

2.2 棕竹等 3 种植物不同部位 Pb 含量

棕竹等 3 种园林植物不同部位 Pb 的含量见表 3。由表 3 得知, 500、1 500 mg/kg Pb 处理下, 3 种植物不同部位 Pb 含量表现出相似的规律: 地下部 Pb 含量大于地上部, 即根>叶或根>茎>叶; 表 3 还显示, 随着 Pb 处理浓度的增大, 3 种植物不同部位 Pb 含量也不同程度的增高, 且 3 种植物根系 Pb 含量增大幅度均比地上部(叶片或茎)大, 其中宛田红花油茶 1 500 mg/kg Pb 处理下根系 Pb 含量(506.54 $\mu\text{g/g}$)是 500 mg/kg 处理组

(52.36 $\mu\text{g/g}$)的 9.67 倍, 差异极显著($P<0.01$), 而叶片含量仅增加了 1.26 $\mu\text{g/g}$, 差异显著($P<0.05$);

表 3 不同浓度 Pb 胁迫条件下棕竹、宛田红花油茶、地瓜榕不同部位 Pb 含量的比较

Pb 处理浓度		500	1 500
/mg·kg ⁻¹			
Pb 含量 / $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$	棕竹		
	根	23.75±2.19bB	107.16±3.8aA
	叶	7.85±1.11 bB	17.84±0.10 aA
宛田红花油茶	根	52.36±4.18 bB	506.54±38.9 aA
	茎	7.34±0.59 bB	23.97±2.80 aA
	叶	5.25±0.77 b A	6.51±0.59aA
地瓜榕	根	164.85±1.19 bB	340.68±37.04 aA
	茎	20.77±5.17 b A	60.80±6.52 aA
	叶	15.12±1.45 aA	16.06±2.07aA

注: 数据为平均值±标准差, n=3; 同行中不同的大写和小写字母分别表示在 1%和 5%水平上的差异显著。

2.3 棕竹等 3 种植物对重金属 Pb 含量的分配差异

一般来说, 植物对重金属 Pb 吸收时根系的重金属含量较高并大部分滞留在根中, 只有少量向地上部移动。表 4 所示 3 种园林植物对重金属 Pb 含量的分配比例, 从表 4 可看, 棕竹、宛田红花油茶、地瓜榕地上部与地下部 Pb 含量比值均较低, 其中棕竹和宛田红花油茶 Pb 含量的比值随处理浓度的增大而降低, 1 500 mg/kg Pb 处理下, 宛田红花油茶地上部与地下部 Pb 含量比值仅有 0.06, 地瓜榕地上部与地下部 Pb 含量比值也较低, 但与前 2 种植物相比, 其含量的比值并未随处理浓度的增大而降低, 2 种处理浓度下地上部与地下部 Pb 含量比值基本持平。

表 4 不同 Pb 浓度下棕竹、宛田红花油茶、地瓜榕 Pb 含量的分配差异

Pb 处理浓度/mg·kg ⁻¹		500	1 500
地上部与地下部 Pb 含量比值(L/R)	棕竹	0.33±0.02 aA	0.17±0.00 bB
	宛田红花油茶	0.24±0.04 aA	0.06±0.01 bA
	地瓜榕	0.22±0.03 aA	0.23±0.03 aA

注: 数据为平均值±标准差, n=3; 同行中不同的大写和小写字母分别表示在 1%和 5%水平上的差异显著。

表 5 不同 Pb 浓度下棕竹、宛田红花油茶、地瓜榕 Pb 的迁移率的影响

Pb 处理浓度/mg·kg ⁻¹		500	1500
重金属迁移率	棕竹	0.25±0.01 aA	0.14±0.00 bB
	宛田红花油茶	0.19±0.03 aA	0.06±0.01 bB
	地瓜榕	0.18±0.02 aA	0.18±0.02 aA

注: 数据为平均值±标准差, n=3; 同行中不同的大写和小写字母分别表示在 1%和 5%水平上的差异显著。

2.4 3 种园林植物吸收重金属 Pb 的迁移率

棕竹、宛田红花油茶、地瓜榕吸收 Pb 的迁移率见表 5, 表 5 显示的数据规律与表 4 相似, 棕竹和宛田红花油茶 Pb 迁移率随处理浓度的增大而降低, Pb 1 500 mg/kg 处理下宛田红花油茶 Pb 迁移率仅有 0.06, 与 500 mg/kg 处理相比, 这一迁移率明显下降($P<0.01$); 地瓜

榕 Pb 迁移率也较低, 两种处理浓度下的 Pb 迁移率基本持平。

3 讨论

棕竹、宛田红花油茶、地瓜榕等 3 种园林植物在 Pb 污染土壤中生长良好, 具有一定的修复能力。500 和 1 500 mg/kg Pb 处理 45 d, 3 种植物地下部 Pb 含量大于地上部, 即根> 叶或根> 茎> 叶; 3 种植物根部与地上部 Pb 含量均随 Pb 处理浓度的增大而增高, 且根部 Pb 含量明显高于地上部, 其中宛田红花油茶增幅最大, Pb 1 500 mg/kg 处理组根系 Pb 含量达到 506. 54 μg/g, 是 500 mg/kg 处理组的 9. 67 倍, 说明棕竹等 3 种植物积累的 Pb 主要在根部, 这与剑麻、波斯菊、鸢尾等植物积累 Pb 主要在根部的研究类似^[15-17]。

地上/ 地下重金属含量的比值反映了重金属在植物体内的分配比例。迁移率是用来表示重金属由根向茎叶运输能力的另一个重要指标, 植株茎叶重金属含量与整株重金属含量比值的高低直接反映了重金属在植物体中由地下根部向地上茎叶迁移能力的强弱^[8]。该试验中, Pb 500 mg/kg 处理下, 棕竹地上/ 地下 Pb 含量的比值及迁移率均相对高于宛田红花油茶、地瓜榕; 但 1 500 mg/kg 处理下, 3 种植物地上/ 地下 Pb 含量的比值及 Pb 迁移率均极显著下降($P<0.01$), 而宛田红花油茶下降的更为明显, 说明棕竹、宛田红花油茶不适宜修复高浓度 Pb 污染土壤。地瓜榕地上/ 地下 Pb 含量的比值及迁移率并未表现出随处理浓度增大而下降的趋势, 且中毒症状不严重, 说明地瓜榕具有修复高浓度 Pb 污染土壤的潜力, 而杨胜香等^[19]研究也认为地瓜榕是修复镉矿矿渣、尾矿坝等污染区的优势植物, 其富集 Mn 的同时, 也能富集一定量 Pb、Cd 等其它重金属。

参考文献

[1] 陈建安, 林健, 兰天水. 公路边农作物铅污染水平与相关因素研究[J]. 海峡预防医学杂志, 2002, 8(2): 15-19.
[2] 赵政阳, 张翠花, 刘子龙, 等. 公路旁苹果园铅污染的研究[J]. 西北农林科技大学学报, 2006, 34(11): 153-156.

[3] Yang Y Y, Jung J Y, Song W Y, et al. Identification of rice varieties with high tolerance or sensitivity to lead and characterization of the mechanism of tolerance[J]. Plant Physiol, 2000, 124(3): 1019-1026.
[4] Simon M, Ortiz I, Garcia I, et al. Pollution of soils by the toxic spill of a pyrite mine (Aznacollar, Spain)[J]. The Soil. of the Total Environ, 1999, 242: 105-115.
[5] Davies B E, Lead In: Alloway B J(Ed.). Heavy Metals in Soils[M]. UK: Blackie and Son, Glasgow, 1990: 177-196.
[6] 万双秀, 王俊东. 铅污染的危害及防治[J]. 微量元素与健康研究, 2005, 22(1): 63-65.
[7] 刘茂生, 宋继军. 有害元素铅与人体健康[J]. 微量元素与健康研究, 2004, 21(4): 62-63.
[8] Tahaldi L A, Ruppenthal R, Cargnelli D, et al. Effects of metal elements on acid phosphatase activity in cucumber (*Cucumis sativus* L.) seedlings[J]. Environ Exp Bot, 2007, 59: 43-48.
[9] Mengony A, Gonnelli C, Galardi F. Genetic diversity and heavy metal tolerance in populations of *Silene paradoxa* L. (caryophyllaceae): a random amplified polymorphic DNA analysis[J]. Mol Eco, 2000, 9: 1319-1324.
[10] Baker A J M, McGrath S P, Siddi C M D, Reeves R D. The possibility of heavy metal in contamination of polluted soil using crops of metal - accumulating plants[J]. Resour Conserv Recycl, 1994, 11: 41-49.
[11] Raskin I, Kumar P B A, Dushenkov S, et al. Bioconcentration of heavy metals by plants[J]. Curr Opin Biotechnol, 1994(5): 285-290.
[12] 中国环境标准第二编辑室. 中国环境保护标准汇编. 环境质量与污染物排放[M]. 北京: 中国标准出版社, 2000.
[13] 广西环境保护科学研究所. 土壤背景值研究方法及广西土壤背景值[M]. 南宁: 广西科学技术出版社, 1992.
[14] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
[15] 陈柳燕, 张黎明, 李福燕, 等. 剑麻对重金属铅的吸收特性与累积规律初探[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(5): 1879-1883.
[16] 崔爽, 周启星, 李萍, 等. 几种观赏花卉对土壤铅的吸收特性和抗性能力研究[J]. 江西科学, 2009, 27(1): 157-160.
[17] 韩玉林. 鸢尾属(*Iris* L.) 植物铅积累、耐性及污染土壤修复潜力研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2007.
[18] Baker A J M, Brooks R R, Pease A J, et al. Studies on copper and cobalt tolerance in three closely related taxa within the genus *Science* L. from Zaire[J]. Plant and Soil, 1983, 73: 377-385.
[19] 杨胜香, 李明顺, 赖燕平, 等. 广西镉矿废弃地优势植物及其土壤重金属含量[J]. 广西师范大学学报(自然科学版), 2007, 25(1): 108-112.

Plumbum Uptake by 3 Ornamental Species and its Phytoremediation Effects on Soil

ZHAO Jian, QIU Shuo, LI Xiu-juan, ZHANG Cui-ping, QUAN Yan-bin
(Guangxi Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Guilin, Guangxi 541006)

Abstract: Treatments for *Rhapis excelsa*, *Camellia polyodonta* and *Ficus tikoua* was displaced to study the phytoremediation effect on reduction of soil Plumbum pollution. Samples from different part of the studied plant was tested the plumbum content thereafter to analysis plumbum distribution in each organ and the transformation rate. The results showed that, comparing to the treatment CK(0 mg · kg⁻¹ Pb), *Rhapis excelsa*, and *Camellia polyodonta* in 500~1 500 mg/kg Pb treatment appeared well growth during 45 d, not presenting a toxic condition, but old leaf of *Ficus tikoua* showed red-brown dotted symptom in 1 500 mg/kg treatment, which plumbum content higher in root than that in above

乙烯利对野生马缨杜鹃光合作用日变化的影响

洪 鲲¹, 张习敏¹, 乙 引¹, 张冬林¹, 陈 训², 高贵龙²

(1. 贵州师范大学 生命科学院 贵州 贵阳 550001; 2. 贵州科学院 贵州 贵阳 550001)

摘 要: 研究了乙烯利对野生马缨杜鹃叶片光合作用日变化的影响。结果表明: 喷施乙烯利后, 马缨杜鹃光合作用的各参数的日变化趋势不变, 但 P_n 、 T_r 、 L_s 、 G_s 和 WUE 均降低, 而 C_i 升高。随着乙烯利浓度的提高, 增强了其对 P_n 、 T_r 和 WUE 的效果, 但对 G_s 、 L_s 和 C_i 影响不显著。

关键词: 马缨杜鹃; 乙烯利; 光合作用; 日变化

中图分类号: S 685.21 文献标识码: A 文章编号: 1001-0009(2010)23-0082-03

马缨杜鹃 (*Rhododendron delavayi* Franch.) 是杜鹃花科杜鹃花属具有很高园艺观赏价值的植物。因其树形独特、花朵繁茂、花色鲜艳, 盛开时蔚为壮观, 成为贵州百里杜鹃景区的主要标志。有研究表明, 通过喷施植物激素的方式可以实现野生马缨杜鹃的花期调控^[1], 对于提升贵州百里杜鹃景区的旅游价值和品位具有重要意义。但是, 外源激素的喷施是否会损害野生马缨杜鹃的正常生长, 这一问题亟待得到解决。

植物必须通过光合作用合成有机物才能维持其正常生长^[2]。由于植物的光合作用特征在很大程度上可以反映其生理变化及其对生境的适应能力, 现通过乙烯利喷施试验, 研究野生马缨杜鹃光合作用的日变化规律, 以期为野生马缨杜鹃资源的保护与合理利用提供科

学依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

马缨杜鹃为贵州百里杜鹃景区马缨林带的野生种。乙烯利(分析纯)购于上海蓝季科技发展有限公司。

1.2 试验设计

分别将乙烯利配制成不同浓度(100、200 mg/kg), 以清水为对照(CK)。于晴天 9:00~11:00 对马缨杜鹃植株进行喷施。喷洒时, 药液均匀喷洒于叶片上、下表面。1 周后, 采用 Li-6400 便携式光合仪活体测定马缨杜鹃叶片光合生理指标, 测定时, 选择植株上生长健康完整的叶片且保持叶片自然着生角度和方向不变, 每隔 2 h 采集 1 次数据, 每个处理测定 3 片树叶, 4 次重复。测定指标: 叶片的光合速率(P_n , $\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)、蒸腾速率(T_r , $\text{mmol} \cdot \text{H}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)、气孔导度(G_s , cm^2/s)、胞间 CO_2 浓度(C_i , $\mu\text{mol}/\text{mol}$)、叶片水分利用率(WUE , $\mu\text{molCO}_2 \cdot \text{mmol}^{-1}$) 和气孔限制值(L_s , %), 其中 $WUE = P_n/T_r$, $L_s = 1 - C_i/C_a$ ^[3]。

2 结果与分析

2.1 光合速率(P_n)的日变化特征

喷施乙烯利及清水(对照)后, 野生马缨杜鹃叶片净光合速率的日变化趋势相同, 曲线均为典型的“双峰”曲

第一作者简介: 洪鲲(1973-), 男, 硕士, 讲师, 现主要从事植物学及生物化学研究工作。

通讯作者: 乙引(1967-), 男, 博士, 教授, 现主要从事植物生理生态和生物化学研究工作。E-mail: yiyin@gznu.edu.cn

基金项目: 贵州省重大科技攻关资助项目(黔科合重大专项字 2007[6005]); 国家农业成果转化资助项目(2007GB2F200289); 贵州省科技创新人才团队建设资助项目(黔科合人才团队[2009 4007 号])。

收稿日期: 2010-09-07

ground mass, ranging root > leaf or root > stem > leaf. However, plumbum accumulation increases in different organs of all 3 species along with soil plumbum raises, which the increasing rate was higher in root than in both leaf and stem. Plumbum in *C. polyodonta* root of 1 500 mg/kg treatment (506.54 $\mu\text{g/g}$) was 9.67 times as much as that of 500 mg/kg treatment (52.36 $\mu\text{g/g}$), suggesting a significant difference ($P < 0.05$). However, Plumbum in *C. polyodonta* leaf slightly increased 1.26 $\mu\text{g/g}$ from 500 mg/L to 1 500 mg/kg soil treatments. The ration between Pb content in above ground mass and in root was low, indicating slow transformation from root to above ground mass, this transformation rate declined in the higher Pb lever treatment, the *Camellia polyodonta*, Pb transformation rate in 500 mg/kg Pb treatment (0.06) was significantly lower than that in 1 500 mg/kg Pb treatment (0.19) ($P < 0.01$).

Key words: ornamental species; soil restoration; Plumbum stress; Plumbum accumulation