

# Pb 胁迫对红椿(*Toona ciliata Roem*)生长发育及 Pb 富集特性的影响

胡方洁, 张 健\*, 杨万勤, 吴福忠, 刘 洋, 刘 凯, 闫邦国, 黄 旭

(四川农业大学生态林业研究所, 生态林业工程省级重点实验室, 成都 611130)

**摘要:**采用盆栽试验研究了酸性紫色土、钙质紫色土和冲积土上生长的一年生红椿实生苗暴露在不同浓度 Pb 胁迫(0、200、450 mg·kg<sup>-1</sup> 和 2 000 mg·kg<sup>-1</sup>)条件下的叶长、叶面积、生物量、各器官 Pb 含量特征和富集程度, 并分析了红椿对 Pb 污染的耐性和转移效率。3 种土壤下红椿都能生长, 但相同浓度 Pb 胁迫下其在钙质紫色土中生长状况最佳, 在冲积土中生长状况最差。随 Pb 浓度增大红椿叶片生长受到明显抑制, 当土壤中 Pb 浓度在 2 000 mg·kg<sup>-1</sup> 时, 其叶长和叶面积与对照差异极显著( $P<0.01$ ); Pb 胁迫使得红椿根茎比发生明显的变化, 还加大其叶的凋落程度, 同时整株生物量随着 Pb 胁迫浓度的增大呈极显著降低趋势( $P<0.01$ ), 但在土壤 Pb 浓度最大时其生物量仍达到对照的 81.47% 以上。红椿体内 Pb 含量与土壤 Pb 浓度成正相关( $P<0.01$ ), 其 6 个器官中细根 Pb 含量最高, 粗根次之, 而地上部分的 Pb 含量较低且差异不大。红椿耐性指数值在 0.67~1.06 之间, 表现为随 Pb 胁迫浓度增大, 其耐性呈下降趋势。红椿富集系数与转移系数都较小且小于 0.3。这些结果表明, 红椿能在 Pb 污染较严重的土壤中较好的生存, 可作为 Pb 污染区域潜在的土壤修复树种。

**关键词:**红椿; Pb 胁迫; 耐性; 植物修复; 土壤类型

中图分类号:X173 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2012)02-0284-08

## Effects of Pb Stress on the Growth, Development and Pb Enrichment Properties of *Toona ciliata Roem* Saplings

HU Fang-jie, ZHANG Jian\*, YANG Wan-qin, WU Fu-zhong, LIU Yang, LIU Kai, YAN Bang-guo, HUANG Xu

(Sichuan Provincial Key Laboratory of Ecological Forestry Engineering, Institute of Ecological Forestry, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China)

**Abstract:** To characterize the growth and Pb enrichment properties of *Toona ciliata* under Pb polluted soils, leaf length, leaf area, biomass, and Pb concentration in organs of one-year-old *T. ciliata* samplings were investigated under different Pb treatments(0 mg·kg<sup>-1</sup>, 200 mg·kg<sup>-1</sup>, 450 mg·kg<sup>-1</sup> and 2 000 mg·kg<sup>-1</sup>) in acid purple soil, alkaline purple soil and alluvial soil in western Sichuan, China. *T. ciliata* showed good growth characteristics in three soil types, especially in alkaline purple soils. Increased Pb stress obviously inhibited leaf growth regardless of soil substrate. The highest Pb stress(2 000 mg·kg<sup>-1</sup>) significantly( $P<0.01$ ) reduced leaf length and area in comparison with control. Pb stress obviously changed the root/shoot ratio of the samplings and increased leaf litters. The total biomass was decreased significantly( $P<0.01$ ) with the increase of Pb stress but the biomass in the highest Pb stress only decreased to 81.47% of the biomass in control. Pb concentration in *T. ciliata* samplings was positively( $P<0.01$ ) related to Pb concentration in soil. Compared with other organs, fine roots displayed the highest Pb concentration. Few obvious variations of Pb concentration were observed among leaf, shoot, petiole and litter. The Pb tolerance indices of *T. ciliata* samplings were from 0.67 to 1.06 depending on Pb stress and soil substrates. The tolerance index decreased with the increase of Pb stress. The enrichment and transfer efficiencies were lower than 0.3. The results revealed that *T. ciliata* could have a good growth in the soils with severe Pb pollution, which could be a potential tree species for Pb phytoremediation in western Sichuan.

**Keywords:** *Toona ciliata Roem*; Pb stress; patience; phytoremediation; soil type

---

收稿日期:2011-07-09

基金项目:国家“十二五”科技支撑计划(2011BAC09B05);“十一五”科技支撑计划项目(2006BAC01A11);国家自然科学基金项目(30872014);四川省“十一五”重大公益性项目(2007NGY006)

作者简介:胡方洁(1989—),女,四川泸县人,硕士研究生,主要从事土壤污染及其修复研究。E-mail:hupan\_2006@126.com

\* 通讯作者:张 健 E-mail:sicauzhangjian@163.com

Pb 用途广泛,但人们对其不合理的利用,致使 Pb 污染和 Pb 中毒事件频发。Pb 污染破坏了生态系统,威胁动植物生存,严重危害人类健康,已成为全球最为严重的环境问题之一<sup>[1-2]</sup>。因此,缓解 Pb 污染的危害,修复已污染的土壤刻不容缓。Pb 不是植物生长发育所必需的元素,过量的 Pb 进入土壤后会产生明显的毒害效应,严重影响植物的生长发育<sup>[3-4]</sup>,但仍有一些植物能在较高的 Pb 浓度环境中生长<sup>[5]</sup>,能对 Pb 污染的环境进行修复。植物修复技术具有成本低廉、安全无污染、美化环境等优点并逐渐成为 Pb 污染修复的主要手段,目前对该类植物研究集中在草本植物与农作物<sup>[3,5-6]</sup>,其具有生长周期短、容易栽培等优点,但普遍存在生物量低、生长缓慢等缺点<sup>[6]</sup>,而乡土木本树种则具有生物量高、适应本地环境能力强等优点,且可能具有 Pb 污染修复的潜在能力<sup>[7]</sup>。然而 Pb 浓度及存在形式、植物种类及生长部位、土壤环境条件等的不同都会影响植物对 Pb 污染修复的效果<sup>[4,8-10]</sup>,可见 Pb 的植物修复技术还有待进一步研究。

长江上游典型的紫色土和冲积土受重金属污染日趋严重<sup>[11]</sup>。植物修复技术已成为遏制这种趋势的关键力量,而具有适应性强、生长量大、抗逆能力高、繁殖容易的潜在速生乡土树种已经成为植物修复技术的研究热点<sup>[7,12-13]</sup>。红椿(*Toona ciliata* Roem)作为国家Ⅱ级重点保护野生植物,是我国热带、亚热带地区的珍贵速生用材树种,目前陷于濒临灭绝的境地,对其研究仅有零星报道,如关于其天然居群的遗传结构、体内化学成分分析等研究<sup>[14-15]</sup>。红椿可能对 Pb 具有很强的耐受性和积累能力,且不会通过食物链危害人类健康,但此方面的研究却未见报道。为此本文研究西南地区 3 种典型土壤(酸性紫色土、钙质紫色土和冲积土)背景下 Pb 胁迫对红椿生长特性、体内 Pb 分配格局、Pb 耐性和积累能力的影响,旨在探明红椿在 Pb 污染地区的土壤修复潜力。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验地点与试验材料

盆栽试验设置在雅安市四川农业大学科学园区

内(N 29°58', E 102°59')。该园区海拔 600~605 m,坡度 0.5°~3°,属中纬度内陆亚热带湿润季风气候区,气候温和,无酷暑严寒,雨量充沛,日照偏少,湿度较大。日均温 16.1 ℃,全年以 1 月最冷,月均温 6.1 ℃;7 月最热,月均温 25.3 ℃;多年来,年均日照时数为 1 000 h 左右,日照率为 23%;年均降水量 1 700 mm 左右,年均湿度为 79%,年均无霜期为 298 d<sup>[16]</sup>。

以长江上游低山丘陵区最具代表性的酸性紫色土、钙质紫色土和冲积土为供试土壤。3 种土壤的理化性质和 Pb 含量背景值如表 1 所示。

在四川省宜宾市种苗站选取生长环境相同、生活能力强、无病虫害且植株大小和成熟度相近的一年生红椿种苗约 100 株(株高约 60 cm、地径约 8 cm)作为供试植物。

### 1.2 试验设计

为了解红椿对 Pb 污染环境的耐受性、积累能力及其在不同浓度 Pb 胁迫下的生长适应特征,根据国家环境质量标准和西南地区重金属污染概况,设置 4 个 Pb 胁迫梯度:(CK)0 mg·kg<sup>-1</sup>、(T1)200 mg·kg<sup>-1</sup>、(T2)450 mg·kg<sup>-1</sup>、(T3)2 000 mg·kg<sup>-1</sup>,均为干土,以 Pb 计。每种土壤各 Pb 胁迫梯度设置 5 个重复,共计 60 盆。

2010 年 2 月,土壤样品采回后经自然风干、磨碎、过筛、混匀,测定土壤背景值。土壤堆积 50 d 后装盆(上口径 37 cm,下口径 25 cm,高 27 cm,试验前用 0.1% KMnO<sub>4</sub> 溶液对盆进行消毒灭菌处理,后用清水洗净),每盆装干土 15 kg,再施入 7 g 混合肥(N:P:K=3:1:1)作基肥保证土壤养分供应,同时放上盆垫。

在红椿萌动前,选取长势一致且健康的种苗上盆,每盆种植 1 株。同时,测定余下种苗各个器官生物量的初始值。之后,对所有供试植株进行统一灌溉、除草、防虫、防病等管理。

2010 年 7 月初,将优级纯的 Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 与去离子水配制成约 250 mL 母液,然后稀释成相应的处理浓度分别缓慢均匀施入盆内。

### 1.3 取样和分析

在进行 Pb 胁迫处理后,不定期收集凋落叶并将

表 1 3 种土壤的基本理化性质及 Pb 含量

Table 1 Basic physical and chemical properties and contents of Pb in three kinds of soil

土壤类型 Soil type	pH 值 pH value	有机质 Organic matter/g·kg <sup>-1</sup>	全钾 Total potassium/g·kg <sup>-1</sup>	全氮 Total nitrogen/g·kg <sup>-1</sup>	全磷 Total phosphorous/g·kg <sup>-1</sup>	铅 Pb/mg·kg <sup>-1</sup>
酸性紫色土 Acid purple soil	5.77	16.01	1.321	1.11	0.298	46.52
钙质紫色土 Alkaline purple soil	8.33	21.54	1.751	1.60	0.635	57.28
冲积土 Alluvial soil	5.13	35.51	0.832	1.67	2.487	57.00

其清洗、烘干、称重、储存。在 Pb 处理 60 d 后,选取红椿植株中上部具有代表性的叶片 10 枚,用游标卡尺测量其叶长,用扫描法测量并通过计算得出叶面积。

2010 年 11 月初,采用破坏性收获法采集所有红椿,将各株分为地下部(粗根、细根)和地上部(茎、叶柄、叶片、凋落叶),共计 6 个器官,分别放置在 65 ℃ 的烘箱中烘至恒重,称量并计算各处理下红椿 6 个器官及整株生物量(干重),然后将各个器官样品粉碎研磨过 1 mm 筛置于干燥器中储存,以备 Pb 的测定。

Pb 元素测定采用高压消解罐法,样品经  $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$  混合消解制成待测液后利用原子吸收分光光度计(Thermo Electron Company, USA)测定<sup>[17]</sup>。每个样品均做 3 次重复测定。

#### 1.4 数据处理和统计分析

根据研究目的,本文采用耐性指数(Tolerance index, TI)、富集系数(Bio-concentration factor, BCF)以及转移系数(Translocation factor, TF)来测量红椿对 Pb 胁迫的耐受程度、Pb 富集能力以及 Pb 转移能力。

耐性指数=重金属处理地上部(或根部)干重/对照地上部(或根部)干重<sup>[18]</sup>

富集系数=地上部重金属含量/土壤中重金属含量<sup>[13]</sup>

转移系数=地上部重金属含量/地下部重金属含量<sup>[19]</sup>

采用 SPSS11.5 软件对数据进行 One-way-ANOVA 方差分析、F-检验和 LSD 多重比较。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同浓度 Pb 对红椿生长特性的影响

#### 2.1.1 红椿的叶长和叶面积

红椿受不同浓度 Pb 胁迫处理后,其叶片生长情况受到明显的影响(图 1、图 2)。

从图 1 看出,在 Pb 胁迫梯度为  $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时,红椿叶片长度在 3 种土壤下均为最大,而在 Pb 胁迫梯度为  $2000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时,红椿的叶片长度均为最小。红椿叶片长度随 Pb 胁迫梯度的增大而呈现先增后减趋势,其与 Pb 胁迫梯度成显著负相关性( $P<0.01$ )。方差分析表明:3 种土壤下,不同浓度 Pb 胁迫对红椿叶片长度影响都存在极显著差异( $P<0.01$ );相同浓度 Pb 胁迫对不同土壤中红椿叶片长度的影响存在很大差异,红椿叶片长度依次为钙质紫色土>酸性紫色土>冲积土。

图 2 表明,在 3 种土壤下,红椿的叶面积都随 Pb

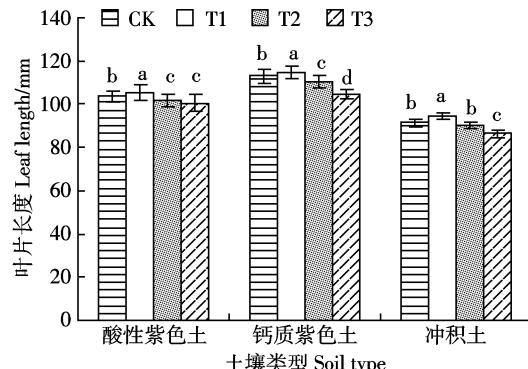


图 1 3 种土壤下不同浓度 Pb 胁迫对红椿叶片长度的影响  
(平均值±标准偏差,  $n=5$ )

Different letters within same soil type indicate the significant differences among different treatments ( $P<0.05, n=5$ ). The same below

Figure 1 Leaf length of *Toona ciliata Roem* in respond to different Pb supplies in three kinds of soil(means±SD,  $n=5$ )

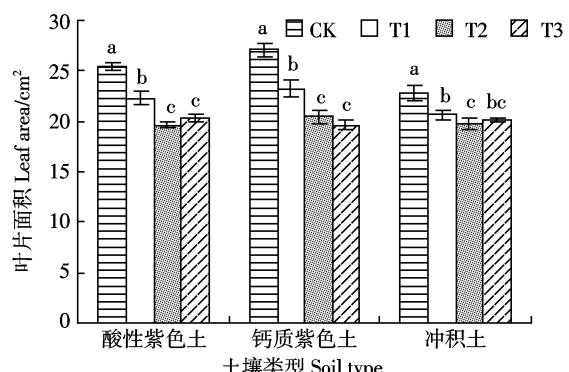


图 2 3 种土壤下不同浓度 Pb 胁迫对红椿叶面积的影响  
(平均值±标准偏差,  $n=5$ )

Figure 2 Leaf area of *Toona ciliata Roem* in respond to different Pb supplies in three kinds of soil(means±SD,  $n=5$ )

胁迫梯度的增大而逐步减小,且叶面积与 Pb 胁迫梯度呈显著负相关( $P<0.01$ );在对照处理中,红椿叶面积均最大,而在 Pb 胁迫梯度为  $450 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  或  $2000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  时,红椿叶面积最小。

#### 2.1.2 红椿的生物量及其分配

从表 2 可以看出,3 种土壤下,红椿总生物量随着 Pb 胁迫梯度的增大而呈现明显的降低趋势,与 Pb 胁迫梯度呈显著负相关( $P<0.01$ ),不同 Pb 胁迫梯度极显著影响了红椿总生物量( $P<0.01$ );红椿各器官的生物量中,细根、粗根、茎以及叶片受不同浓度 Pb 胁迫的变化趋势与总生物量相似,而凋落叶和叶柄的生物量则呈相反趋势,表现为随 Pb 胁迫程度的增大而增大。3 种土壤下,不同浓度 Pb 胁迫处理均对红椿叶

表2 不同Pb浓度处理下红椿生物量及其分配特征(平均值±标准偏差,n=5)

Table 2 Biomass and its components of *Toona ciliata* Roem under different treatments with Pb concentration(means±SD,n=5)

土壤类型 Soil type	处理浓度 concentration	细根 Fine root/g	粗根 Coarse root/g	凋落叶 Leaf litter/g	叶柄 Petiole/g	茎 Shoot/g	叶片 Leaf/g	总生物量 Total biomass/g	根茎比 R/S
酸性紫色土 Acid purple soil	CK	9.40±0.14a	36.53±1.15a	15.89±0.29a	5.16±0.08a	31.53±1.85a	12.94±0.08a	111.44±2.62a	1.46±0.08
	T1	7.55±0.35b	28.19±1.14c	18.98±0.33b	5.57±0.04b	24.15±0.59b	11.39±0.34b	95.84±1.23b	1.48±0.03
	T2	7.51±0.52b	30.76±0.69b	21.07±0.44c	5.79±0.05c	22.54±1.22b	10.87±0.36b	98.54±0.45b	1.71±0.13
钙质紫色土 Alkaline purple soil	T3	7.03±0.31b	25.27±0.79d	22.77±0.59d	6.02±0.05d	18.56±0.77c	11.14±0.20b	90.79±1.64c	1.74±0.06
	CK	10.07±0.15ab	43.00±0.59b	16.05±0.61a	5.80±0.04a	38.76±0.60a	12.22±0.25a	125.90±0.04a	1.37±0.03
	T1	10.64±0.52a	46.11±2.13a	19.67±0.38b	6.14±0.10b	31.73±0.28b	10.42±0.22b	124.73±1.65a	1.79±0.06
冲积土 Alluvial soil	T2	8.95±0.18b	39.95±1.00c	20.71±1.94b	5.80±0.11a	29.68±0.42c	10.86±0.33b	115.94±1.44b	1.65±0.03
	T3	9.20±1.08b	37.60±0.63c	23.66±0.83c	8.23±0.14c	25.72±0.68d	8.26±0.89c	112.67±1.96b	1.82±0.08
	CK	10.16±0.28a	22.17±0.37a	8.49±0.29a	3.89±0.12a	24.59±1.13a	5.75±0.10b	75.05±1.54a	1.32±0.06
	T1	9.01±0.02a	21.29±0.28a	10.45±0.84b	4.48±0.10b	16.19±0.28b	6.52±0.14a	67.94±0.84b	1.87±0.03
	T2	10.20±0.08a	18.02±1.10b	12.20±0.37c	4.75±0.17b	16.51±0.75b	5.94±0.16b	67.62±1.58b	1.71±0.07
	T3	9.31±1.15a	12.37±1.65c	14.15±0.81d	5.06±0.07c	16.28±0.47b	5.47±0.04c	62.64±1.38c	1.34±0.19

注:同一列中不同字母表示处理间差异显著( $P<0.05, n=5$ )。下同。

Note: Different letters within a column indicate the significant differences among the treatments( $P<0.05, n=5$ ). The same below.

片凋落程度的产生极为显著的影响( $P<0.01$ )。表2数据表明,Pb胁迫处理在一定程度上增大了红椿的根/茎比(R/S)。在酸性与钙质紫色土中,红椿的根/茎比随着Pb胁迫梯度增大而呈现增大趋势,且不同Pb胁迫梯度下红椿的根/茎比分别存在显著( $P<0.05$ )与极显著( $P<0.01$ )差异;而在冲积土中,红椿的根/茎比随着Pb胁迫梯度增大呈现先增后略减的趋势,且根/茎比也存在极显著差异( $P<0.01$ )。

## 2.2 红椿对Pb的吸收

红椿地上部和地下部相比较,其地下部对Pb吸收能力较强。地下部中细根对Pb的吸收能力最强( $0.83\sim51.99 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ),地上部中凋落叶对Pb的吸收能力最强( $0.20\sim3.21 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )。从表3看出,3种土壤下,红椿体内的平均Pb含量均随着Pb胁迫梯度的增大而逐步增大,且均与Pb胁迫梯度呈极显著正相关( $P<0.01$ )。同时,红椿6个器官对Pb胁迫梯度的响应趋势几乎一致,但各器官对Pb的吸收量却存在较大差异,地下部器官对Pb吸收能力要极显著高于地上部( $P<0.01$ ),而细根对Pb的吸收能力又是极显著高于粗根的( $P<0.01$ )。总的来说,地上部各器官中,凋落叶对Pb吸收能力要高于叶柄、茎和鲜叶。不同土壤下,红椿对Pb的吸收能力也存在一定的差异,钙质紫色土各Pb胁迫梯度处理下其红椿体内的平均Pb含量都低于其余两种土壤。

## 2.3 红椿对Pb耐受特性

从图3、图4可以看出,红椿的地下部和地上部的耐性指数值(TI)在0.67~1.06之间。3种土壤下,红

椿的耐性指数除冲积土地上部随Pb胁迫梯度增大呈现先降后增趋势外,其余地上部和地下部均随着Pb胁迫梯度增大呈现逐步降低的趋势。Person相关性分析表明,红椿地上部与地下部的耐性指数都分别与Pb胁迫梯度呈极显著负相关( $P<0.01$ )。3种土壤下,Pb胁迫梯度对红椿地下部的耐性指数均存在极显著影响( $P<0.01$ ),而对地上部也存在显著或极显著影响( $P<0.05, P<0.01$ )。

## 2.4 红椿对Pb的富集与转移能力

红椿对重金属Pb的富集系数(BCF)值在0.0003~0.0058之间,转移系数(TF)值在0.04~0.25之间(表4)。可见红椿对土壤中Pb的积累能力是较低的,且其富集系数与Pb胁迫梯度呈显著负相关( $P<0.01$ )。不同浓度Pb胁迫下,红椿对Pb积累能力存在差异,表现为对照处理的富集系数最大,而不同土壤下红椿对Pb的积累能力也有差异,表现为相同Pb胁迫梯度下酸性紫色土红椿的富集系数最高,而钙质紫色土最低。转移系数的变化趋势与富集系数存在差异,酸性紫色土中,红椿的转移系数随Pb胁迫梯度的增大呈现先增后减的趋势,而钙质紫色土与冲积土的转移系数则是随Pb胁迫梯度的增大呈现逐步减小的趋势。

## 3 讨论

土壤中低浓度的Pb能在一定程度上促进植物的生长,而过量的Pb则会抑制植物的生长发育,会使植物的叶片颜色、形状、大小发生明显的改变,影响根形

表 3 不同浓度 Pb 胁迫对红椿各器官 Pb 含量的影响( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 平均值±标准偏差,  $n=5$ )  
Table 3 *Toona ciliata Roem* Pb concentration and its components in respond to different Pb supplies in three kinds of soil ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , means±SD,  $n=5$ )

土壤类型 Soil type	处理浓度 Treatment concentration	细根 Fine root	粗根 Coarse root	凋落叶 Leaf litter	叶柄 Petiole	茎 Shoot	叶片 Leaf	体内平均 Pb 含量 Average Pb concentration
酸性紫色土 Acid purple soil	CK	8.55±0.36bc	1.71±0.46a	0.63±0.03a	0.60±0.07a	0.38±0.01a	0.35±0.03a	1.68±0.14a
	T1	6.04±32.36c	2.24±0.27a	1.55±0.28b	0.44±0.06a	0.50±0.12a	0.35±0.05a	1.77±0.14a
	T2	15.34±0.57b	4.11±0.16b	2.79±0.19c	0.49±0.07a	0.42±0.03a	0.40±0.05a	3.48±0.23b
钙质紫色土 Alkaline purple soil	CK	51.99±6.53a	21.40±1.25c	3.21±0.15c	1.23±0.10b	1.58±0.27b	0.57±0.05b	12.13±0.69c
	T1	0.83±0.14a	0.60±0.08a	0.20±0.06a	0.13±0.01a	0.28±0.04a	0.36±0.01a	0.46±0.01a
	T2	5.74±0.50b	1.22±0.29a	0.45±0.04b	0.27±0.03b	0.40±0.05b	0.43±0.02b	1.27±0.11b
冲积土 Alluvial soil	CK	33.51±1.95d	6.86±0.63c	1.02±0.07c	0.77±0.04c	0.68±0.04c	0.63±0.05c	5.96±0.35d
	T1	1.06±0.03a	0.42±0.21a	0.33±0.03a	0.25±0.03a	0.37±0.03a	0.39±0.05a	0.54±0.08a
	T2	13.73±2.35b	3.07±0.79ab	0.47±0.08a	0.95±0.02b	0.75±0.10b	0.55±0.07b	3.62±0.32b
	T3	25.03±1.78c	4.22±0.26b	1.45±0.09b	0.77±0.06b	1.24±0.10c	0.64±0.07b	6.54±0.17c
		42.40±4.70d	12.50±2.16c	2.27±0.28c	1.54±0.22c	1.59±0.06d	0.80±0.06c	11.47±0.09d

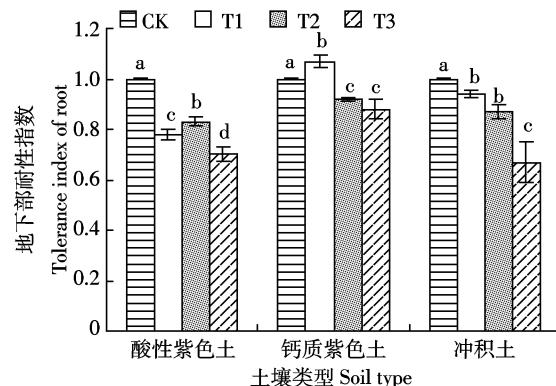


图 3 3 种土壤下不同浓度 Pb 胁迫对红椿地下部耐性指数的影响(平均值±标准偏差,  $n=5$ )

Figure 3 Tolerance index(TI) of *Toona ciliata Roem*'s root in respond to different Pb supplies in three kinds of soil(means±SD,  $n=5$ )

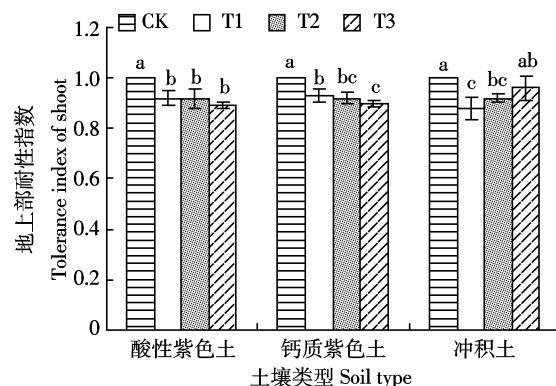


图 4 3 种土壤下不同浓度 Pb 胁迫对红椿地上部耐性指数的影响(平均值±标准偏差,  $n=5$ )

Figure 4 Tolerance index(TI) of *Toona ciliata Roem*'s shoot in respond to different Pb supplies in three kinds of soil(means±SD,  $n=5$ )

态特征, 显著降低生物量等<sup>[20-22]</sup>。本研究中, 红椿叶长、叶面积、叶片凋落程度以及生物量都受到 Pb 胁迫的显著影响( $P<0.05$ )。在较低浓度的 Pb(CK 与  $200 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )处理时, 红椿的叶片长度较长、叶面积较大及凋落叶重量最小, 而在高浓度的 Pb( $2000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )处理时, 红椿叶片长度最短、叶面积最小以及凋落叶重量最大; 在 CK 处理时, 红椿的总生物量最大, 随着 Pb 胁迫梯度的增大而逐步降低, 当 Pb 胁迫梯度增大到  $2000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时, 红椿的总生物量最小。这表明低浓度的 Pb 促进红椿生长, 高浓度的 Pb 抑制红椿生长, 这与其他一些植物受 Pb 的胁迫现象相似<sup>[4,6]</sup>。红椿的细根、粗根、茎以及叶片的生物量受 Pb 胁迫梯度的增大呈现出降低趋势, 但降低程度不同; 而凋落叶和叶

柄的生物量则表现为随 Pb 胁迫程度的增大而增大。可见 Pb 对植物毒害效应还与植物器官组织的不同而存在差异<sup>[8]</sup>。

有研究表明在环境胁迫引起的资源限制时, 植物常通过改变资源分配与利用方式等生长适应机制, 来更好地适应环境<sup>[23]</sup>。本研究中, 红椿的叶凋落程度随 Pb 胁迫梯度的增大而增大; 酸性和钙质紫色土中, 红椿的根茎比随着 Pb 胁迫梯度的增大而明显增大; 同时在酸性紫色土和冲积土中, 红椿的鲜叶(干重)占总生物量的比例甚至随 Pb 胁迫梯度的增大出现一定程度的增大。可见红椿在 Pb 胁迫下仍然最大限度地增大叶片重量, 以确保生产足够的光合产物为其生存提供保障, 这些都表明红椿能通过改变资源分配与利用

表4 不同浓度Pb胁迫下红椿对Pb的富集系数(BCF)和转移系数(TF)的变化(平均值±标准偏差,n=5)

Table 4 Bioaccumulation coefficient(BCF), transport factor from concentration( TF)of *Toona ciliata* Roem in respond to different Pb supplies in three kinds of soil(means±SD,n=5)

土壤类型 Soil type	处理浓度 Treatment concentration	富集系数 BCF	转移系数 TF
酸性紫色土 Acid purple soil	CK	0.005 8±0.000 30a	0.09±0.009a
	T1	0.002 4±0.000 37b	0.20±0.036b
	T2	0.002 2±0.000 15b	0.17±0.003b
	T3	0.000 7±0.000 03c	0.05±0.006a
钙质紫色土 Alkaline purple soil	CK	0.002 0±0.000 17a	0.18±0.006a
	T1	0.000 9±0.000 04b	0.11±0.016b
	T2	0.000 5±0.000 09c	0.04±0.007c
	T3	0.000 3±0.000 01d	0.04±0.002c
冲积土 Alluvial soil	CK	0.002 5±0.000 09a	0.25±0.067a
	T1	0.001 3±0.000 12b	0.05±0.004b
	T2	0.001 3±0.000 02b	0.05±0.003b
	T3	0.000 5±0.000 05c	0.04±0.004b

方式来适应Pb的胁迫。

土壤中重金属含量与土壤的理化性质均能影响重金属的有效性和植物对重金属的吸收<sup>[4,10]</sup>。随着土壤环境中Pb浓度的增大,土壤中Pb的有效性剧增,从而影响了红椿对Pb的吸收。当土壤中Pb含量达到2 000 mg·kg<sup>-1</sup>时,3种土壤下红椿体内平均Pb含量都上升到最大值,分别为对照处理的7.20倍、12.95倍和21.13倍。由于土壤理化性质的差异,红椿对Pb吸收能力不同,在4种Pb胁迫梯度下,钙质紫色土的红椿体内平均Pb含量均最小,对Pb吸收的能力均为最弱;而在相同浓度Pb胁迫下,钙质紫色土红椿生物量都明显大于酸性紫色土和冲积土,这在一定程度上表明碱性土壤会限制重金属在土壤中的生物有效性<sup>[24]</sup>,减少红椿对Pb的吸收,钙质紫色土能在一定程度上缓解Pb对红椿的毒害效应。

植物的不同器官对重金属的吸收、积累能力往往存在较大差异<sup>[22,25]</sup>。Seo等<sup>[26]</sup>报道在没有营养处理下,紫穗槐不同部位Pb含量大小为叶>茎>根,表现为地上部Pb含量显著高于地下部。而更多的研究认为,Pb进入植物体内后绝大部分积累在根部,很少向地上部分迁移<sup>[4,7,22]</sup>。本研究中,红椿6个器官中细根Pb含量最高,粗根其次,而地上4个器官的Pb含量较低且差异不大,可见红椿对Pb的积累能力主要体现在根部。这主要是土壤中的重金属直接与植物根部接触,而植物根部分泌大量的根系分泌物能将重金属离子吸收或排斥<sup>[3]</sup>,同时根细胞壁中存在大量交换位点,能将重金属离子交换吸收或固定,从而促进或阻止重金属离子进一步向地上部分运输<sup>[27]</sup>。同时地上各器官

中,凋落叶的Pb含量最高,这可能是红椿通过将更多的Pb留在老叶片中以减轻重金属对地上生长器官毒害而产生的一种自我保护机制。

红椿对Pb的耐性指数值在0.67~1.06之间,表现出对Pb具有较高的忍耐性。前人研究认为土壤中Pb含量在100~400 mg·kg<sup>-1</sup>时会对植物产生毒害作用<sup>[27]</sup>。但植物通常可以通过3种方式(排斥、忍耐和超积累)来适应重金属的毒害<sup>[29]</sup>。田胜尼等认为耐性指数大于0.5时,植物对此重金属有较强的耐受性<sup>[30]</sup>。也有研究认为,植物的耐性指数大于0.6时为高忍耐性植物<sup>[31]</sup>。本研究中,红椿地上部和地下部耐性指数均大于0.6;试验中的红椿在Pb胁迫下,呈现一定的毒害症状,但均无植株死亡;在2 000 mg·kg<sup>-1</sup>的Pb胁迫下,整株生物量降低最为明显但也是对照的81.47%~89.45%。这表明红椿是重金属Pb的高忍耐性植物,它能采取对Pb胁迫高忍耐的方式来降低其毒害作用。

有研究认为,植物的BCF和TF值都小于1时,可作为重金属植物固定的参考植物<sup>[32]</sup>。而植物吸收重金属少且又在污染基质中生长旺盛、生物量大,则可用于植被重建<sup>[33]</sup>。本研究中,红椿整株体内平均Pb含量在0.46~12.13 mg·kg<sup>-1</sup>之间,地下部对Pb的积累能力明显高于地上部,TF值在0.04~0.25之间,而BCF值则更小,最大时仅为0.005 8,这表明红椿对重金属Pb的吸收和转移能力均较弱。但红椿在Pb胁迫下,生物量仍然到达对照的81.47%以上,这表明红椿固定Pb的能力虽较弱,但仍能在Pb污染严重的土壤中较好生存,因此可以考虑将红椿作为Pb污染地区的先锋树种用于植被重建和生态恢复。

## 4 结论

本文研究了不同浓度 Pb 胁迫对红椿的叶片生长状况、生物量及其分配特征、Pb 吸收能力及体内 Pb 分配格局、Pb 耐性和积累能力的影响,并讨论西南地区典型的土壤环境条件下红椿对 Pb 的吸收能力、耐性指数、富集系数等方面差异,以探讨红椿对 Pb 污染土壤的修复能力。

(1) Pb 胁迫显著影响红椿的生长特性。3 种土壤下,红椿植物均能生长,未出现死亡现象;红椿叶片生长状况受 Pb 影响明显,表现为较低浓度的 Pb 促进其叶片生长,高浓度 Pb 抑制生长;同时 Pb 胁迫显著改变了红椿植株的生物量分配格局,红椿植株总生物量随 Pb 胁迫梯度的增大呈现显著减小的趋势,而部分器官(凋落叶、叶柄)的生物量则随 Pb 胁迫梯度的增大呈增大趋势。

(2) 红椿不同器官对 Pb 吸收能力存在很大差异,表现在地下部吸收 Pb 的能力大于地上部,而地下部中细根吸收 Pb 能力又大于粗根,地上部 4 个器官中凋落叶的 Pb 吸收能力最大。

(3) 红椿对 Pb 的富集能力和转移能力较弱,但具有很高的 Pb 耐受性。

(4) 土壤环境条件的不同也是影响红椿生长、Pb 吸收和积累的重要因子。在相同 Pb 胁迫梯度下,红椿在钙质紫色土中生长状况最好,碱性的钙质紫色土影响了 Pb 的有效性,降低了 Pb 对红椿的毒害效应。

综上所述,红椿具有根深、叶茂、生物量大、适应性强等特点,而且作为耐 Pb 污染的乡土速生用材树种,具有一定的吸收和富集 Pb 的能力,因此红椿可以考虑作为西南地区 Pb 污染土壤生态修复的先锋物种。

## 参考文献:

- [1] Kambhampati M S, Begonia G B, Begonia M F T, et al. Phytoremediation of a lead-contaminated soil using morning glory (*Ipomoea iacunosa*): Effects of a synthetic chelate[J]. *Environmental Contamination and Toxicology*, 2003, 71(2): 379–386.
- [2] Sinhal V K, Srivastava A, Singh V P. EDTA and citric acid mediated phytoextraction of Zn, Cu, Pb and Cd through marigold (*Tagetes erecta*) [J]. *Journal of Environmental Biology*, 2010, 31: 255–259.
- [3] 孙瑞莲, 周启星. 高等植物重金属耐性与超积累特性及其分子机理研究[J]. 植物生态学报, 2005, 29(3): 497–502.  
SUN Rui-lian, ZHOU Qi-xing. Heavy metal tolerance and hyperaccumulation of higher plants and their molecular mechanisms: A review [J]. *Acta Phytocologica Sinica*, 2005, 29(3): 497–502.
- [4] 刘碧英, 潘远智, 赵杨迪, 等. Pb 胁迫对藿香蓟 (*Ageratum conyzoides*) 营养积累与分配的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(3): 435–442.  
LIU Bi-ying, PAN Yuan-zhi, ZHAO Yang-di, et al. Effects of Pb stress on nutrient accumulation and allocation of *Ageratum conyzoides* [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(3): 435–442.
- [5] 陈红琳, 张世熔, 李婷, 等. 汉源铅锌矿区植物对 Pb 和 Zn 的积累及耐性研究[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(2): 505–509.  
CHEN Hong-lin, ZHANG Shi-rong, LI Ting, et al. Heavy-metal accumulation and tolerance of plants at zinc-lead mine tailings in Hanyuan [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(2): 505–509.
- [6] 李月芳, 刘领, 陈欣, 等. 模拟铅胁迫下玉米不同基因型生长与铅积累及各器官间分配规律[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(12): 2260–2267.  
LI Yue-fang, LIU Ling, CHEN Xin, et al. Plant growth, lead uptake and partitioning of maize (*Zea mays L.*) under simulated mild/moderate lead pollution stress[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(12): 2260–2267.
- [7] 施翔, 陈益泰, 王树凤, 等. 3 种木本植物在铅锌和铜矿砂中的生长及对重金属的吸收[J]. 生态学报, 2011, 31(7): 1818–1826.  
SHI Xiang, CHEN Yi-tai, WANG Shu-feng, et al. Growth and metal uptake of three woody species in lead/zinc and copper mine tailing[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(7): 1818–1826.
- [8] García G, Faz A, Conesa H M. Selection of autochthonous plant species from SE Spain for soil lead phytoremediation purposes[J]. *Water, Air & Soil Pollution*, 2003, 3: 243–250.
- [9] 陈丽娜, 艾绍英, 唐明灯, 等. 铅胁迫对不同叶菜生长及铅吸收的影响[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(7): 1232–1238.  
CHEN Li-na, AI Shao-ying, TANG Ming-deng, et al. Plant growth and lead uptake of leafy vegetables under lead stress[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(7): 1232–1238.
- [10] Clemente R, Walker D J, Roig A, et al. Heavy metal bioavailability in a soil affected by mineral sulphides contamination following the mine spillage at Aznalcóllar (Spain)[J]. *Biodegradation*, 2003, 14(3): 199–205.
- [11] 杜波, 杨万勤, 张健, 等. 岷江下游五通桥区土壤的铅污染分布格局[J]. 武汉大学学报(理学版), 2008, 54(2): 171–176.  
DU Bo, YANG Wan-qin, ZHANG Jian, et al. Spatial heterogeneity and distribution of lead in topsoil of lower reaches of Minjiang River, Wu-tongqiao[J]. *Journal of Wuhan University (Natural Science Edition)*, 2008, 54(2): 171–176.
- [12] 田如男, 袁安全, 薛建辉. 4 种常绿阔叶乔木树种幼苗抗铅胁迫能力的比较[J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2005, 29(6): 81–84.  
TIAN Ru-nan, YUAN An-quan, XUE Jian-hui. Comparison on the ability of resistance to Pb stress of four evergreen broadleaved trees seedlings[J]. *Journal of Nanjing Forestry University*, 2005, 29(6): 81–84.
- [13] 贾中民, 魏虹, 孙晓灿, 等. 秋华柳和枫杨幼苗对镉的积累和耐受性[J]. 生态学报, 2011, 31(1): 107–114.  
JIA Zhong-min, WEI Hong, SUN Xiao-can, et al. Accumulation and

- tolerance of *Salix variegata* and *Pterocarya stenoptera* seedlings to cadmium[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(1): 107–114.
- [14] 刘军, 陈益泰, 孙宗修, 等. 基于空间自相关分析研究毛红椿天然居群的空间遗传结构[J]. 林业科学, 2008, 44(6): 45–52.
- LIU Jun, CHEN Yi-tai, SUN Zong-xiu, et al. Spatial genetic structure of *Toona ciliata* var. *pubescens* populations in terms of spatial autocorrelation analysis[J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2008, 44(6): 45–52.
- [15] 卢海啸, 李家洲, 莫花浓, 等. 红棟子枝叶化学成分研究[J]. 中药材, 2009, 32(10): 1539–1542.
- LU Hai-xiao, LI Jia-zhou, MO Hua-nong, et al. Study on chemical constituents of roots of *Toona ciliata*[J]. *Journal of Chinese Medicinal Materials*, 2009, 32(10): 1539–1542.
- [16] 张健. 四川盆地低山丘陵区水土流失综合治理及区域可持续发展[M]. 成都: 四川科技出版社, 2009.
- ZHANG Jian. Integrated management on soil and water loss in the hilly area and regional sustainable development in Sichuan province [M]. Chengdu: Sichuan Science & Technology Press, 2009.
- [17] 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.
- LU Ru-kun. Soil and agro-chemical analytical methods[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [18] 杨卫东, 陈益泰. 不同品种杞柳对高锌胁迫的忍耐与积累研究[J]. 中国生态农业学报, 2009, 17(6): 1182–1186.
- YANG Wei-dong, CHEN Yi-tai. Tolerance of different varieties of *Salix integra* to high zinc stress[J]. *Chinese Journal of Eco-agriculture*, 2009, 17(6): 1182–1186.
- [19] 夏汉平, 束文圣. 香根草和百喜草对铅锌尾矿重金属的抗性与吸收差异研究[J]. 生态学报, 2001, 21(7): 1122–1129.
- XIA Han-ping, SHU Wen-sheng. Resistance to and uptake of heavy metals by *Vetiveria zizanioides* and *Paspalum notatum* from lead/zinc mine tailings[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(7): 1122–1129.
- [20] 王学锋, 师东阳, 刘淑萍, 等. 烟草对土壤中环境激素铅的吸收及其相互影响的研究[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(4): 890–893.
- WANG Xue-feng, SHI Dong-yang, LIU Shu-ping, et al. Absorption of tobacco to environmental hormone Pb in soil and their commutative influences[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(4): 890–893.
- [21] 王艳, 王金达, 刘汝海, 等. 土壤铅的浓度与油菜生长相互影响的研究[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(1): 47–50.
- WANG Yan, WANG Jin-da, LIU Ru-hai, et al. Commutative influences of concentration of lead in soil and the growth of cole[J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2004, 23(1): 47–50.
- [22] 徐劼, 于明革, 陈英旭, 等. 铅在茶树体内的分布及化学形态特征[J]. 应用生态学报, 2011, 22(4): 891–896.
- XU Jie, YU Ming-ge, CHEN Ying-xu, et al. Characteristic of distribution and chemical forms of Pb in tea plant varieties[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2011, 22(4): 891–896.
- [23] 吴福忠, 包维楷, 吴宁. 外源施N对干旱河谷白刺花(*Sophora davidi*)幼苗生长, 生物量及C、N、P积累与分配的影响[J]. 生态学报, 2008, 28(8): 3817–3824.
- WU Fu-zhong, BAO Wei-kai, WU Ning. Growth, accumulation and partitioning of biomass, C, N and P of *Sophora davidi* seedlings in response to N supply in dry valley of upper Minjiang River[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(8): 3817–3824.
- [24] Rosselli W, Keller C, Boschi K. Phytoextraction capacity of trees growing on metal contaminated soil[J]. *Plant and Soil*, 2003, 256(2): 265–272.
- [25] 代全林, 袁剑刚, 方炜, 等. 玉米各器官积累Pb能力的品种间差异[J]. 植物生态学报, 2005, 29(6): 992–999.
- DAI Quan-lin, YUAN Jian-gang, FANG Wei, et al. Differences of Pb accumulation among planar tissues of 25 zeamays varieties[J]. *Acta Phytoecologica Sinica*, 2005, 29(6): 992–999.
- [26] Seo K W, Son Y, Rhoades C C, et al. Seedling growth and heavy metal accumulation of candidate woody species for revegetating Korean mine spoils[J]. *Restoration Ecology*, 2008, 16(4): 702–712.
- [27] Matos A T, Fontes M P F, Jordao C P. Mobility and retention of Cd, Zn, Cu and Pb in a Brazilian Oxisol profiles[C]//Macfadyen D K, Jroenen-dael G A, eds. XV world congress of soil science, Acapulco. New York: Transactions, 1994, 36: 193–194.
- [28] Kabata-Pendias A, Pendias H. Trace elements in soils and plants[M]. Florida: CRC Press, 2000.
- [29] Baker A J M. Accumulators and excluders—strategies in the response of plants to heavy-metals[J]. *Journal of Plant Nutrition*, 1981, 3: 643–654.
- [30] 田胜尼, 刘登义, 彭少麟, 等. 香根草和鹅观草对Cu、Pb、Zn及其复合重金属的耐性研究[J]. 生物学杂志, 2004, 21(3): 15–19.
- TIAN Sheng-ni, LIU Deng-ji, PENG Shao-lin, et al. The study on tolerance of *veteriveria zizanioides* and *roeugenia kamooji* to heavy metal Cu, Pb, Zn and their mixed soluble[J]. *Journal of Biology*, 2004, 21(3): 15–19.
- [31] Lux A, Ottokov A, Opatrn J, et al. Differences in structure of adventitious roots in *Salix clones* with contrasting characteristics of cadmium accumulation and sensitivity[J]. *Physiologia Plantarum*, 2004, 120: 537–545.
- [32] Mendez M O, Glenn E P, Maier R M. Phytostabilization potential of quailbush for mine tailings: Growth, metal accumulation, and microbial community changes[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2007, 36(1): 245–253.
- [33] Padmavathiamma P K, Li L Y. Phytoremediation technology: Hyperaccumulation metals in plants[J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 2007, 184(1/4): 105–126.