

小叶榕对土壤铅镉污染的抗性和修复潜力研究

彭维新, 庄玉婷, 梁智淇, 俞政男, 吴道铭, 张学平, 曾曙才

引用本文:

彭维新, 庄玉婷, 梁智淇, 等. 小叶榕对土壤铅镉污染的抗性和修复潜力研究[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(8): 1707-1717.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0241>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

大宝山污灌区土壤-蔬菜系统重金属污染现状及其风险评价

曹春, 张松, 张鹏, 刘雨晨, 陈勋文, 王俊坚

农业环境科学学报. 2020, 39(7): 1521-1531 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0001>

镉砷在线蠕中的毒物-毒效动力学过程及定量模拟

李敏, 龚冰, 黄雪莹, 肖雪, 何尔凯, 仇荣亮

农业环境科学学报. 2020, 39(7): 1451-1459 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0209>

不同形态硫对水稻吸收积累镉的影响

刘颖, 苏广权, 郭湘, 杨燕花, 姚爱军, 仇荣亮, 汤叶涛

农业环境科学学报. 2021, 40(6): 1208-1218 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1164>

施锰微肥对镉污染土壤中玉米生长及镉吸收分配的影响

胡艳美, 吕金朔, 孙维兵, 张兴, 陈璐, 郭大维, 党秀丽

农业环境科学学报. 2021, 40(8): 1635-1643 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0106>

磷酸氨基酸盐对Cd污染土壤的淋洗效果

季蒙蒙, 王星星, 马欢欢, 张长波, 阮文权, 任洪艳, 邓芸

农业环境科学学报. 2021, 40(2): 329-337 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0833>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

彭维新, 庄玉婷, 梁智淇, 等. 小叶榕对土壤铅镉污染的抗性和修复潜力研究[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(8): 1707–1717.
PENG W X, ZHUANG Y T, LIANG Z Q, et al. Resistance and remediation potential of *Ficus microcarpa* to Pb and Cd pollution in soil[J].
Journal of Agro-Environment Science, 2021, 40(8): 1707–1717.



开放科学 OSID

小叶榕对土壤铅镉污染的抗性和修复潜力研究

彭维新¹, 庄玉婷¹, 梁智淇¹, 俞政男¹, 吴道铭¹, 张学平², 曾曙才^{1*}

(1. 华南农业大学林学与风景园林学院, 广州 510642; 2. 佛山市林业科学研究所, 广东 佛山 528222)

摘要: 采用盆栽试验探讨小叶榕(*Ficus microcarpa*)对土壤 Pb、Cd 污染的适应性, 并采用熵权 TOPSIS 模型综合评价其对 Pb、Cd 污染的修复潜力。结果表明, 土壤低含量 Pb 促进小叶榕生长而高含量 Pb 抑制小叶榕生长, 500 mg·kg⁻¹ Pb 处理下, 小叶榕地下部和总生物量比对照分别增加 28.92% 和 30.09%, 氮、磷、钾吸收量分别增加 11.74%、97.59% 和 61.80%, 而 1 500 mg·kg⁻¹ Pb 处理对小叶榕生长发育表现出明显抑制作用。低含量 Cd (10 mg·kg⁻¹) 对小叶榕生物量和氮、钾元素吸收无明显影响, ≥25 mg·kg⁻¹ Cd 抑制小叶榕生长。复合 Pb、Cd 污染土壤中, 小叶榕对 Cd 比较敏感, 而对 Pb 表现出较好的耐受性; 与 Pb₁₀₀₀Cd₂₅ 处理相比, 增加土壤中的 Pb 含量 (Pb₁₅₀₀Cd₂₅) 或 Cd 含量 (Pb₁₀₀₀Cd₅₀) 仅显著增加小叶榕根部的重金属含量。与 Pb₁₅₀₀Cd₂₅ 处理相比, 增加土壤中 Cd 的含量 (Pb₁₅₀₀Cd₅₀) 会抑制小叶榕根部对 Pb 的吸收, 但会促进地上部对 Pb 的吸收。熵权 TOPSIS 模型评价结果显示, 单一 Pb、Cd 污染中小叶榕生长及养分吸收状况综合评价排序为: Pb₅₀₀>Cd₁₀>CK₁>Pb₁₀₀₀>Cd₂₅>Pb₁₅₀₀>Cd₅₀, 即小叶榕在土壤 Pb 含量为 500 mg·kg⁻¹ 时适应性最好。Pb、Cd 复合污染中小叶榕吸收重金属能力综合评价排序为: Pb₁₅₀₀Cd₅₀>Pb₁₅₀₀Cd₂₅>Pb₁₀₀₀Cd₂₅>Pb₁₀₀₀Cd₅₀>CK₂, 但 Pb₁₅₀₀Cd₅₀、Pb₁₅₀₀Cd₂₅ 处理小叶榕的生长和养分元素吸收均受到抑制, 因此小叶榕适于修复 Pb、Cd 含量分别低于 1 000、25 mg·kg⁻¹ 的 Pb、Cd 复合污染土壤。

关键词: Pb; Cd; 重金属污染; 小叶榕; 植物修复

中图分类号: X173; X53 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2021)08-1707-11 doi:10.11654/jaes.2021-0241

Resistance and remediation potential of *Ficus microcarpa* to Pb and Cd pollution in soil

PENG Weixin¹, ZHUANG Yuting¹, LIANG Zhiqi¹, YU Zhengnan¹, WU Daoming¹, ZHANG Xueping², ZENG Shucail^{*}

(1. College of Forestry and Landscape Architecture, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China; 2. Foshan Forestry Science Research Institute, Foshan 528222, China)

Abstract: This study determined the adaptability of *Ficus microcarpa* to Pb and Cd polluted soil using a pot experiment. The entropy weight TOPSIS model was used to comprehensively evaluate the remediation potential of Pb and Cd polluted soil. The results showed that the growth of *F. microcarpa* was promoted in soils with low Pb content, whereas it was inhibited in soils with high Pb content. Compared with the control (CK₁), the underground and total biomass of *F. microcarpa* under the 500 mg·kg⁻¹ Pb treatment was increased by 28.92% and 30.09%, respectively, and the uptake of nitrogen, phosphorus, and potassium was increased by 11.74%, 97.59%, and 61.80%, respectively. The 1 500 mg·kg⁻¹ Pb treatment exhibited a significant inhibitory effect on the growth and development of the plants. The low Cd treatment (10 mg·kg⁻¹) had no significant effect on biomass and the uptake of nitrogen and potassium of *F. microcarpa*, whereas plant growth was inhibited under the ≥25 mg·kg⁻¹ Cd treatment. *Ficus microcarpa* was sensitive to Cd, but exhibited good tolerance to Pb in Pb and Cd polluted soil. Compared with the Pb₁₀₀₀Cd₂₅ treatment, increasing Pb content (Pb₁₅₀₀Cd₂₅) or Cd content (Pb₁₀₀₀Cd₅₀) in the soil significantly increased the content of heavy metals in the roots of *F. microcarpa*. Compared with the Pb₁₅₀₀Cd₂₅ treatment, increasing the content of Cd in

收稿日期: 2021-03-01 录用日期: 2021-05-10

作者简介: 彭维新 (1996—), 男, 江西新余人, 硕士研究生, 主要从事重金属污染修复研究。E-mail: 2272035@qq.com

*通信作者: 曾曙才 E-mail: sczeng@scau.edu.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目 (31971629, 41807112)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China (31971629, 41807112)

soil ($\text{Pb}_{1500}\text{Cd}_{50}$) inhibited the absorption of Pb in *F. microcarpa* roots, but promoted the absorption of Pb in the aboveground parts of the plants. An analysis using the entropy weight TOPSIS model indicated that the comprehensive evaluation coefficients of growth and nutrient uptake of *F. microcarpa* under single Pb or Cd polluted soil were as follows: $\text{Pb}_{500} > \text{Cd}_{10} > \text{CK}_1 > \text{Pb}_{1000} > \text{Cd}_{25} > \text{Pb}_{1500} > \text{Cd}_{50}$, indicating that *F. microcarpa* exhibited the best adaptability when the Pb content of soil was $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. The comprehensive evaluation coefficients of heavy metal absorption capacity of *F. microcarpa* under Pb and Cd polluted soil were as follows: $\text{Pb}_{1500}\text{Cd}_{50} > \text{Pb}_{1500}\text{Cd}_{25} > \text{Pb}_{1000}\text{Cd}_{25} > \text{Pb}_{1000}\text{Cd}_{50} > \text{CK}_2$, but the growth and nutrient absorption of the plants were inhibited under the $\text{Pb}_{1500}\text{Cd}_{50}$ and $\text{Pb}_{1500}\text{Cd}_{25}$ treatments. Therefore, *F. microcarpa* can be used to remediate polluted soil with Pb and Cd contents less than $1\ 000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and $25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectively.

Keywords: Pb; Cd; heavy metal pollution; *Ficus microcarpa*; phytoremediation

近年来,随着工业技术的快速发展以及矿产资源的开采、利用,各种重金属随人类活动不断地进入到城市绿地土壤中^[1-2],而这些重金属不仅会对生态环境和植物造成破坏,还能通过食物链给人类健康造成危害^[3-4]。据报道,我国多数城市绿地土壤 Cu、Zn、Pb 和 Cd 含量均超过背景值,范围分别为 $23.30 \sim 1\ 226.30$ 、 $65.60 \sim 1\ 964.12$ 、 $28.60 \sim 25\ 380.55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.15 \sim 8.59 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,土壤重金属污染已经成为亟待解决的突出问题^[5-6]。土壤重金属污染的传统修复方法通常为客土法、酸淋洗、物理分离和电化学法等物理化学方法^[7],但这些方法效果并不理想,还可能导致土壤结构破坏、土壤肥力退化等问题^[8]。

植物修复(Phytoremediation)技术作为土壤重金属污染修复的新途径,具有高效、经济及不产生二次污染等优点,受到广泛关注^[9-10]。目前,对于重金属超富集植物、耐性植物研究多限于草本植物^[11-12],园林木本植物作为城市生态系统的重要组成部分,具有生长迅速、生物量大、根系发达等特征,对于修复城市绿地土壤重金属污染具有明显的优越性^[13]。在进行园林植物的选择时,必须考虑植物对重金属污染的适应性,选择既具有较高观赏价值,又对重金属有较高耐受性的园林植物来进行城市园林绿化,既能增加城市绿量、美化环境,同时也可以缓解城市中日益严重的重金属污染,甚至能对重污染起到修复作用^[14]。

小叶榕(*Ficus microcarpa*)是桑科榕属常绿大乔木,在我国华南和西南地区广泛栽培,主要应用于城市道路绿化、园林景观营造以及生态造林等^[15]。余娜等^[16]探究在工业污染较严重地区生存的植物对重金属的吸收能力发现,6种乔木树种中小叶榕重金属积累量平均为 $455.60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,重金属抗性最好;游秀花^[17]研究发现低含量($\leq 10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的 Cd 在一定程度上刺激了樟树(*Cinnamomum camphora*)和小叶榕的过氧化氢酶(CAT)和过氧化物酶(POD)的活性,说明

小叶榕对重金属有一定的耐受性和吸附能力。目前关于小叶榕用于土壤重金属污染修复的研究鲜有报道。重金属在土壤中不是单一存在,而是多种共存并可能产生协同或拮抗作用而形成复合污染^[18]。

熵权 TOPSIS 模型综合评价方法是一种多指标的决策分析方法,目前已被广泛用于系统科学、科学技术史、水利工程、农业工程等领域。该方法根据指标原始数据进行权重赋值,再利用 TOPSIS 模型进行横向、纵向对比分析,有效避免人为主观因素对各指标内在质量评价的影响^[19-20]。本文以小叶榕为种植材料,通过室内盆栽试验,探讨土壤 Pb、Cd 单一污染及复合污染对小叶榕的生长、营养元素吸收及重金属积累的影响,并运用熵权 TOPSIS 模型对小叶榕在单一 Pb、Cd 污染土壤的适应性及在复合 Pb、Cd 污染土壤中的重金属吸收能力进行综合评价,探究小叶榕对土壤 Pb、Cd 污染的抗性以及在复合 Pb、Cd 污染条件下的修复潜力,以期在城市绿地重金属污染土壤植物修复提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试土壤采自华南农业大学树木园,采集地属亚热带季风气候,年平均气温为 $21.4 \sim 21.9 \text{ }^{\circ}\text{C}$,年平均降雨量为 $1\ 623.6 \sim 1\ 899.8 \text{ mm}$,土壤类型为酸性砂质赤红壤。采集 $0 \sim 20 \text{ cm}$ 土壤,除去枯枝落叶、石块等杂物,置于室内通风处阴干 20 d 后过 2 mm 筛备用。供试土壤基本性质:pH 值 4.89, Pb 含量 $32.51 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Cd 含量 $0.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,有机质含量 $6.39 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,全氮含量 $0.22 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,碱解氮含量 $24.72 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,全磷含量 $0.2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,速效磷含量 $2.96 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,全钾含量 $10.97 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,速效钾含量 $22.17 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

供试植物为小叶榕,购于广州市德源林业苗圃场,株高 30 cm ,长势均一,栽培用塑胶花盆高 19.5 cm 、直径 22 cm 。

1.2 盆栽试验

盆栽试验在佛山市林业科学研究所温室大棚进行,包括3组试验:单一Pb污染、单一Cd污染(表1)和复合Pb、Cd污染试验(表2)。前期先开展单一Pb、Cd污染试验,Pb、Cd含量各设置4个水平,共7个处理,即Pb 500、1 000、1 500 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 及Cd 10、25、50 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,以不添加重金属为对照(CK₁);后期开展复合Pb、Cd污染试验,根据单一污染试验结果,共设置5个处理,以不添加重金属为对照(CK₂)。每个处理3次重复,每盆装土4 kg(干质量),共36盆。Pb、Cd处理分别用分析纯PbCl₂、CdCl₂对土壤进行污染,混匀后干湿交替平衡3周。平衡完成后,每盆移植1株小叶榕,植物生长期间浇去离子水,保持土壤含水量在田间持水量的70%左右,室内温度25~30℃。

单一污染和复合污染试验起始时间分别为2017年10月18日和2018年5月11日,种植时间均为5个月。各试验结束后采集土壤和植物样品,植物样品分为地上部(茎叶)和地下部(根系)。土壤样品经混匀、自然风干后,分别过2 mm和0.15 mm尼龙筛备用。植株样品经105℃杀青30 min,75℃烘干72 h,记录干质量,研磨粉碎后备测。

表1 单一Pb、Cd污染试验设计

Table 1 The experimental design of single Pb or Cd pollution

序号 Number	处理 Treatments	Pb/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	Cd/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
1	CK ₁	0	0
2	Pb ₅₀₀	500	0
3	Pb ₁₀₀₀	1 000	0
4	Pb ₁₅₀₀	1 500	0
5	Cd ₁₀	0	10
6	Cd ₂₅	0	25
7	Cd ₅₀	0	50

表2 复合Pb、Cd污染试验设计

Table 2 The experimental design of combination Pb and Cd pollution

序号 Number	处理 Treatments	Pb/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	Cd/($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
1	CK ₂	0	0
2	Pb ₁₀₀₀ Cd ₂₅	1 000	25
3	Pb ₁₀₀₀ Cd ₅₀	1 000	50
4	Pb ₁₅₀₀ Cd ₂₅	1 500	25
5	Pb ₁₅₀₀ Cd ₅₀	1 500	50

1.3 分析方法

土壤样品分析方法参照《土壤农化分析》,其中

pH采用pH计法(水土比为2.5:1)测定;有机质采用K₂Cr₂O₇容量法测定;全氮采用凯氏定氮法测定;碱解氮采用碱解扩散法测定;全磷采用NaOH熔融-钼锑抗比色法测定;速效磷采用NaHCO₃溶液浸提-钼锑抗比色法测定;全钾采用NaOH熔融-火焰分光光度计法测定;速效钾采用CH₃COONH₄浸提-火焰分光光度计法测定;重金属Pb、Cd采用HNO₃-HF-H₂O₂微波消解-原子吸收分光光度计法测定^[21]。

植物样品经H₂SO₄-H₂O₂消解,待测液氮含量用碱解扩散法测定,磷含量用钼锑抗比色法测定,钾含量用火焰分光光度计法测定;Pb、Cd采用HNO₃-HClO₄微波消解-原子吸收分光光度计法测定。

1.4 数据处理

植物重金属耐性指数(TI)=处理组植物平均总生物量(g)/对照组植物平均总生物量(g)

所有试验数据由Excel 2016计算、整理,然后用SPSS 19.0进行单因素方差分析(One-way ANOVA)和Duncan多重比较,用Origin 2018绘图。植物适应性和吸收重金属能力的判别选用熵权TOPSIS模型综合评价方法^[19-20],其基本原理为假设研究对象由n个样本组成,反映样本质量的评价指标有m个,并设实际测出的原始数据矩阵:

$$R=\{(r_{ij})_{m \times n} \mid i=1, \dots, m; j=1, \dots, n\}$$

(1)对R进行标准化,消除指标间不同单位、不同度量的影响,标准化后的矩阵为:

$$R'=(r'_{ij})_{m \times n}, \text{则标准化公式为: } r'_{ij}=[r'_{ij}-\min(r'_{ij})]/[\max(r'_{ij})-\min(r'_{ij})]$$

(2)计算各指标的信息熵。第i个指标的熵H_i可定义为:

$$H_i=\left\{-k \sum_{j=1}^n f_{ij} \ln f_{ij} \mid i=1, \dots, m; j=1, \dots, n\right\}$$

$$\text{其中 } f_{ij}=\frac{r'_{ij}}{\sum_{j=1}^n r'_{ij}}; k=\left\{\frac{1}{\ln n}\right\} \text{ 假定 } f_{ij}=0 \text{ 时, } f_{ij} \ln f_{ij}=0$$

(3)计算第i个指标的熵权系数W_i:

$$W_i=(1-H_i)/(m-\sum_{i=1}^m H_i), (i=1, \dots, m)$$

(4)构造加权规范矩阵S=W_iR'_{ij},确定理想解S_j⁺和负理想解S_j⁻:

$$\text{理想解: } S_j^+=\{\max S_{ij} \mid j=1, \dots, n\}; \text{负理想解: } S_j^-=\{\min S_{ij} \mid j=1, \dots, n\}$$

(5)计算距离。令D⁺为评价指标到理想解的距离,D⁻为评价指标到负理想解的距离:

$$D_j^+ = \left\{ \sqrt{\sum_{i=1}^m (S_i - S_j^+)^2} \mid j = 1, \dots, n \right\}$$

$$D_j^- = \left\{ \sqrt{\sum_{i=1}^m (S_{ij} - S_j^-)^2} \mid j = 1, \dots, n \right\}$$

(6) 计算各个项目的综合评价指数 I_j :

$$I_j = \left\{ \frac{D_j^-}{D_j^+ + D_j^-} \mid j = 1, \dots, n \right\}$$

式中: I_j 的取值介于 0 至 1 之间, 其值越大, 离理想解越接近, 植物适应性和吸收重金属能力综合评价越高; 反之, 则表示植物适应性和吸收重金属能力综合评价越低。

2 结果与分析

2.1 Pb、Cd 污染条件下小叶榕的生长状况

由表 3 可知, 小叶榕的生长对单一 Pb、Cd 污染表现出不同的响应。土壤 Pb 含量为 $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 根部、地上部和总生物量比对照均有不同程度的增加, 耐性指数是 CK_1 处理的 1.30 倍; 土壤 Pb 含量为 $1500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 根部和总生物量比对照分别降低了 51.28% 和 43.52%, 均达到显著水平 ($P < 0.05$)。单一 Cd 污染中, 各处理植株地上部生物量无显著差异; 植株根部生物量、总生物量和耐性指数随着土壤中 Cd 含量的增加而呈现逐渐降低的趋势。

如表 4 所示, $\text{Pb}_{1000}\text{Cd}_{25}$ 、 $\text{Pb}_{1500}\text{Cd}_{25}$ 处理小叶榕的根部生物量均与 CK_2 处理无显著差异; $\text{Pb}_{1000}\text{Cd}_{50}$ 、 $\text{Pb}_{1500}\text{Cd}_{50}$ 处理的根部生物量与对照相比显著降低了 34.05% 和 37.00%, 表明小叶榕对重金属 Cd 更加敏

表 3 单一 Pb、Cd 污染条件下小叶榕生物量和耐性指数

Table 3 Biomass in different parts of *Ficus microcarpa* under single Pb or Cd pollution

处理 Treatments	根部生物量 Root biomass/g	地上部生物量 Aboveground biomass/g	总生物量 Total biomass/g	耐性指数 Tolerance index/%
CK_1	$8.23 \pm 0.81\text{b}$	$4.50 \pm 0.74\text{ab}$	$12.73 \pm 0.34\text{b}$	100.00
Pb_{500}	$10.61 \pm 0.77\text{a}$	$5.95 \pm 0.82\text{a}$	$16.56 \pm 0.12\text{a}$	130.09
Pb_{1000}	$7.59 \pm 0.15\text{b}$	$4.36 \pm 0.53\text{ab}$	$11.95 \pm 0.66\text{b}$	93.87
Pb_{1500}	$4.01 \pm 0.77\text{c}$	$3.18 \pm 0.40\text{b}$	$7.19 \pm 1.11\text{c}$	56.48
CK_2	$8.23 \pm 0.81\text{a}$	$4.50 \pm 0.74\text{a}$	$12.73 \pm 0.34\text{a}$	100.00
Cd_{10}	$7.09 \pm 0.51\text{a}$	$4.27 \pm 0.36\text{a}$	$11.36 \pm 0.87\text{a}$	89.24
Cd_{25}	$5.19 \pm 0.38\text{b}$	$3.06 \pm 0.38\text{a}$	$8.25 \pm 0.75\text{b}$	64.81
Cd_{50}	$2.57 \pm 0.24\text{c}$	$2.83 \pm 0.63\text{a}$	$5.40 \pm 0.68\text{c}$	42.42

注: 数据为平均值 $\pm$ 标准误 ($n=3$), 同列数据后标注不同字母表示处理间差异显著 ($P < 0.05$, Duncan's 法)。下同。

Note: Data are represented with mean $\pm$ standard errors ($n=3$); different letters indicate significant differences among treatments ($P < 0.05$, Duncan's test). The same below.

感。 $\text{Pb}_{1000}\text{Cd}_{25}$ 处理植株的地上部和总生物量均未受到明显影响, 其他处理的地上部和总生物量降幅分别为 42.51%~51.77% 和 29.05%~42.97%, 均达到显著水平 ($P < 0.05$)。耐性指数在 $25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 处理下均高于 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 处理, 且各处理均小于 CK_2 。

为明确重金属污染处理与小叶榕各部分生物量降低率之间的关系, 通过逐步回归分析方法得到最优回归方程 (表 5)。由表可知, 小叶榕根部和地上部生物量的降低率与土壤中的 Pb、Cd 含量呈极显著或显著线性模型。在单一 Pb、Cd 污染中, 小叶榕生物量降低率随着土壤 Pb、Cd 含量的增加而增加, 且单一 Pb、Cd 污染对小叶榕根部生长的抑制作用均大于对地上部的抑制作用。

2.2 Pb、Cd 污染条件下小叶榕对养分元素的吸收

由图 1 可以看出, 随着土壤 Pb 或 Cd 含量的增加, 小叶榕氮、磷、钾吸收量均呈现出先增加后减少的趋势。 Pb_{500} 处理下植株对氮、磷、钾的吸收量均最大, 分

表 4 复合 Pb、Cd 污染条件下小叶榕生物量和耐性指数

Table 4 Biomass in different parts of *Ficus microcarpa* under combination Pb and Cd pollution

处理 Treatments	根部生物量 Root biomass/g	地上部生物量 Aboveground biomass/g	总生物量 Total biomass/g	耐性指数 Tolerance index/%
CK_2	$3.73 \pm 0.26\text{a}$	$3.67 \pm 0.39\text{a}$	$7.40 \pm 0.37\text{a}$	100.00
$\text{Pb}_{1000}\text{Cd}_{25}$	$3.13 \pm 0.19\text{ab}$	$3.31 \pm 0.76\text{a}$	$6.44 \pm 0.59\text{a}$	87.03
$\text{Pb}_{1000}\text{Cd}_{50}$	$2.46 \pm 0.15\text{b}$	$1.77 \pm 0.07\text{b}$	$4.22 \pm 0.21\text{b}$	57.03
$\text{Pb}_{1500}\text{Cd}_{25}$	$3.30 \pm 0.38\text{a}$	$1.95 \pm 0.02\text{b}$	$5.25 \pm 0.40\text{b}$	70.95
$\text{Pb}_{1500}\text{Cd}_{50}$	$2.35 \pm 0.15\text{b}$	$2.11 \pm 0.10\text{b}$	$4.46 \pm 0.10\text{b}$	60.27

表 5 根部与地上部生物量降低率的回归方程

Table 5 The inhibition regression equation of reduction rate of root and aboveground biomass

重金属 Heavy metals	部位 Parts	逐步回归方程 Stepwise regression equation	R^2
Pb	根部	$y = 0.080 \ 2x_1 - 65.293 \ 0$	0.998**
	地上部	$y = 0.061 \ 6x_1 - 61.481 \ 0$	0.993**
Cd	根部	$y = 1.635 \ 6x_2 - 10.539 \ 0$	0.971**
	地上部	$y = 0.556 \ 9x_2 + 0.025 \ 5$	0.798**
Pb、Cd	根部	$y = -0.001 \ 6x_1 + 0.868 \ 6x_2 - 5.892 \ 5$	0.913**
	地上部	$y = 0.029 \ 8x_1 + 0.712 \ 2x_2 - 25.702 \ 5$	0.560*

注: y 为生物量降低率, x_1 、 x_2 分别为土壤中的 Pb、Cd 重金属含量, 降低率选取根部与地上部生物量的平均值计算。“**”表示拟合度达到 0.01 水平, “*”表示拟合度达到 0.05 水平。

Note: y is the reduction rate of biomass, x_1 and x_2 are the contents of Pb and Cd in soil, respectively, and the reduction rate is calculated by the average of root and aboveground biomass. “**” indicates that the fitting reached 0.01 level, and “*” indicates that the fitting reached 0.05 level.

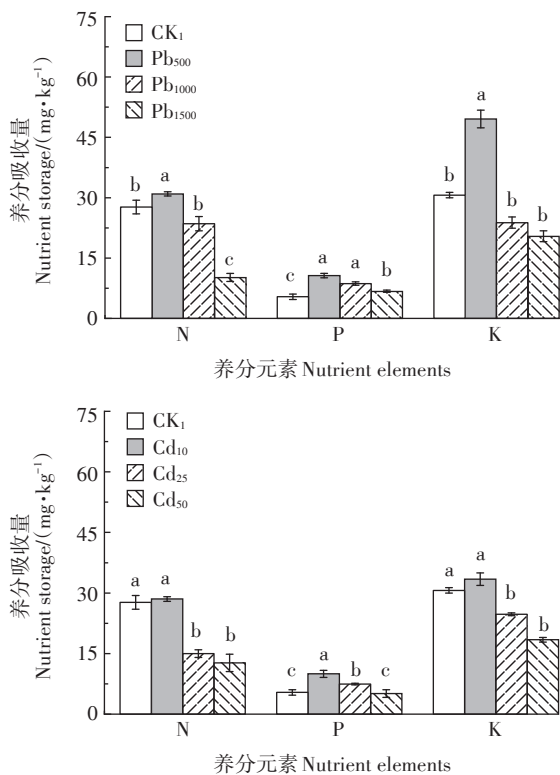
别为 30.95、10.64、49.59 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 相比对照显著增加了 11.74%、97.59%、61.80%。Cd₂₅ 处理植株氮、钾的吸收量分别为 14.98 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 24.74 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 相比对照显著降低了 54.26% 和 19.29%, 磷吸收量为 7.46 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 相比对照显著增加了 38.49%; Cd₅₀ 处理植株氮、钾的吸收量与 Cd₂₅ 处理无显著差异, 而磷吸收量

显著降低了 31.48%。

添加复合 Pb、Cd 重金属的处理中小叶榕氮、钾吸收量范围分别为 11.60~17.79 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 12.79~25.04 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 相比对照均有所减少, 减少幅度分别为 18.60%~46.91% 和 8.29%~53.15%, Pb₁₀₀₀Cd₅₀ 处理植株氮、钾吸收量与 Pb₁₅₀₀Cd₅₀ 处理均无显著差异, 但显著低于其他处理。除 Pb₁₀₀₀Cd₂₅ 处理外, 其余处理之间小叶榕磷吸收量均无显著差异。

2.3 Pb、Cd 污染条件下小叶榕对重金属的吸收积累

单一重金属污染中, 进入植物体内的重金属部分被转移到地上部, 大部分则滞留在根部, Pb、Cd 在植株根部与地上部含量均随着土壤 Pb、Cd 含量的增加而增加 (图 3)。根部、地上部 Pb 含量均为 Pb₁₅₀₀ 处理最大, 分别为 207.37 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 5.76 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 根部、地上部 Cd 含量均为 Cd₅₀ 处理最大, 分别为 11.05 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 0.88 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。如图 4 所示, 植株 Pb 积累量随着土壤 Pb 含量增加呈现增加的趋势, Pb₁₅₀₀ 处理植株 Pb 积累量为 205.78 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 显著高于其他处理; Cd₁₀ 和 Cd₅₀ 处理的 Cd 积累量均显著高于其他处理, 但两者之间无显著差异。



不同小写字母表示处理间差异显著 ($P < 0.05$, Duncan's 法)。下同
Different letters indicated significant differences among treatments ($P < 0.05$, Duncan's test). The same below

图 1 单一 Pb、Cd 污染条件下小叶榕养分吸收量

Figure 1 Nutrient storage of *Ficus microcarpa* under single Pb or Cd pollution

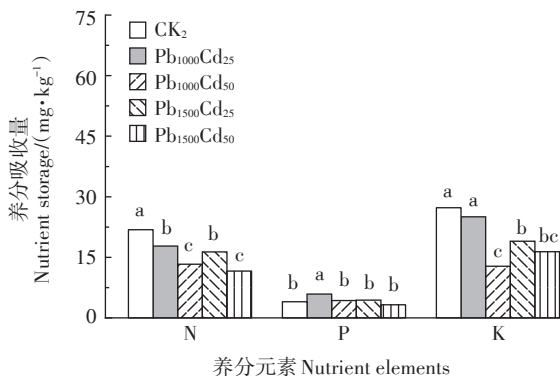


图 2 复合 Pb、Cd 污染条件下小叶榕养分吸收量

Figure 2 Nutrient storage of *Ficus microcarpa* under combination Pb and Cd pollution

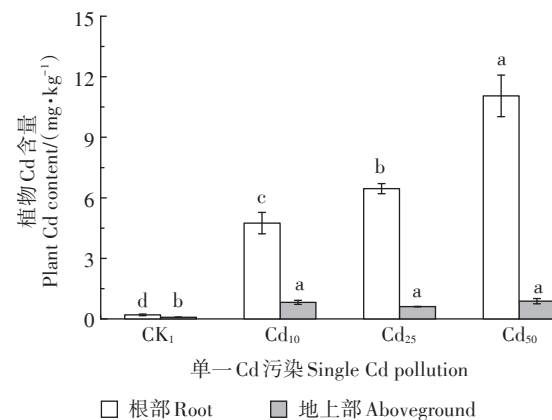
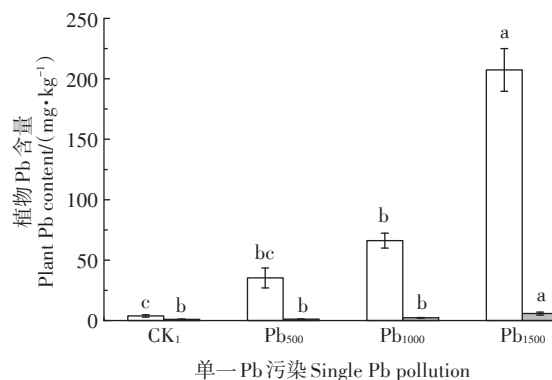


图 3 单一 Pb、Cd 污染条件下小叶榕重金属含量

Figure 3 Heavy metal content of *Ficus microcarpa* under single Pb or Cd pollution

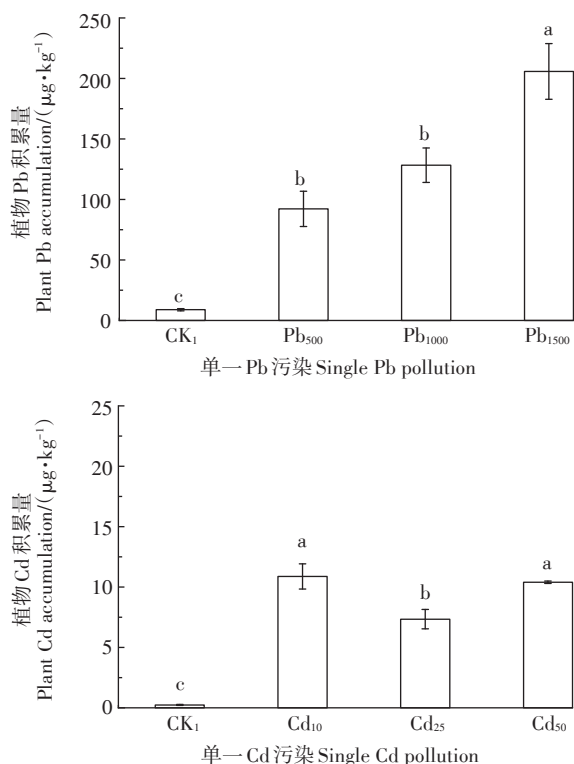


图4 单一Pb、Cd污染条件下小叶榕重金属积累量

Figure 4 Heavy metal accumulation of *Ficus microcarpa* under single Pb or Cd pollution

如图5所示,添加复合Pb、Cd重金属的各处理中小叶榕根部和地上部的Pb、Cd含量均显著高于对照(CK₂)。Pb₁₅₀₀Cd₂₅处理植株根部Pb含量显著高于Pb₁₀₀₀Cd₂₅,而两者之间植株地上部Pb含量无显著差异,Pb₁₀₀₀Cd₅₀与Pb₁₀₀₀Cd₂₅处理的小叶榕根部和地上部的Pb含量均无显著差异;Pb₁₀₀₀Cd₅₀处理植株根部Cd含量显著高于Pb₁₀₀₀Cd₂₅,两者之间地上部Cd含量无显著差异,Pb₁₅₀₀Cd₂₅与Pb₁₀₀₀Cd₂₅处理的小叶榕根部和

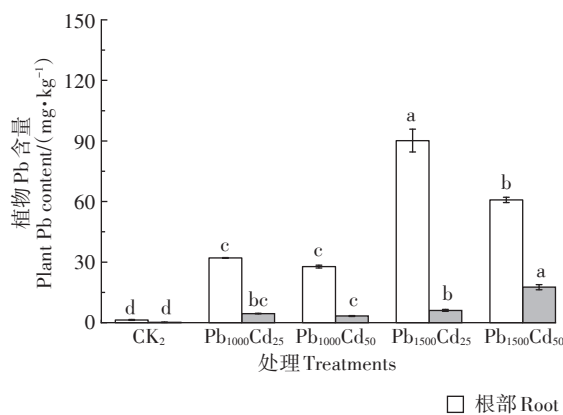


图5 复合Pb、Cd污染条件下小叶榕重金属含量

Figure 5 Heavy metal content of *Ficus microcarpa* under combination Pb and Cd pollution

地上部的Cd含量均无显著差异,说明与Pb₁₀₀₀Cd₂₅处理相比,增加土壤中的Pb含量(Pb₁₅₀₀Cd₂₅)或Cd含量(Pb₁₀₀₀Cd₅₀)仅显著增加小叶榕根部的重金属含量,对地上部重金属含量无影响。Pb₁₅₀₀Cd₅₀处理小叶榕根部Pb含量较Pb₁₅₀₀Cd₂₅处理显著降低了32.59%,地上部Pb含量却显著增加,说明与Pb₁₅₀₀Cd₂₅处理相比,增加土壤中Cd的含量(Pb₁₅₀₀Cd₅₀)会抑制小叶榕根部对Pb的吸收,但会促进地上部对Pb的吸收,但植株根部和地上部的Cd含量均显著增加。重金属复合污染中,1 500 mg·kg⁻¹ Pb处理组(Pb₁₅₀₀Cd₂₅、Pb₁₅₀₀Cd₅₀)小叶榕的Pb积累量显著高于其他处理,Pb₁₅₀₀Cd₅₀处理植株Pb积累量相比Pb₁₅₀₀Cd₂₅处理降低了42.58%,达到显著水平($P < 0.05$);添加复合重金属处理小叶榕的Cd积累量在相同Cd含量处理之间无显著差异,但均显著高于对照(图6)。

2.4 小叶榕对Pb、Cd污染的抗性和修复潜力综合评价

由表6可知,单一Pb、Cd污染小叶榕的钾吸收量

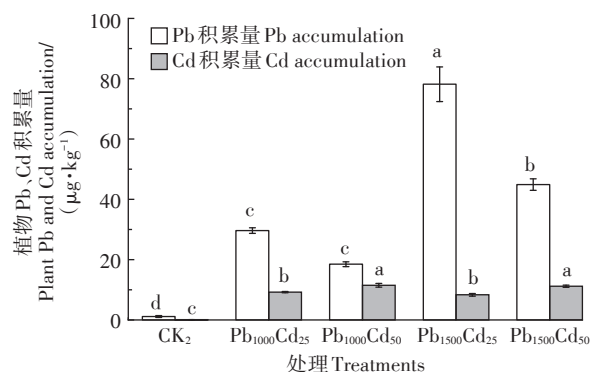
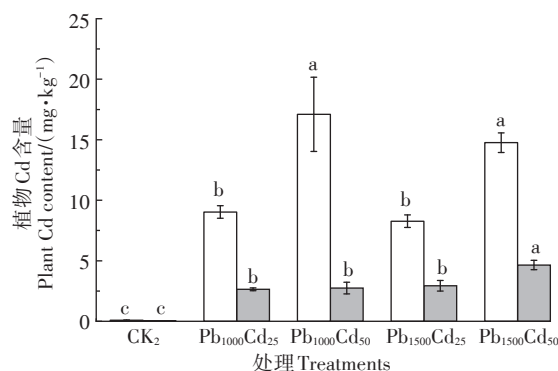


图6 复合Pb、Cd污染条件下小叶榕重金属积累量

Figure 6 Heavy metal accumulation of *Ficus microcarpa* under combination Pb and Cd pollution



□ 根部 Root ■ 地上部 Aboveground

表6 单一Pb、Cd污染处理各监测指标客观权重值

Table 6 Entropy-weight of different indices of *Ficus microcarpa* under single Pb or Cd pollution

指标 Index	根部生物量 Root biomass	地上部生物量 Aboveground biomass	总生物量 Total biomass	耐性指数 Tolerance index	氮吸收量 N storage	磷吸收量 P storage	钾吸收量 K storage
权重值	0.111 9	0.169 5	0.121 8	0.121 8	0.135 4	0.153 3	0.186 4

在基本指标中贡献率最大,其权重值为0.186 4,贡献率最小的指标是根部生物量,其权重值为0.111 9。由表7可知Pb₅₀₀处理的综合评价指数为1.000 0,在各处理中排名第一。单一Pb、Cd污染中小叶榕生长及养分吸收状况综合评价排序为Pb₅₀₀>Cd₁₀>CK₁>Pb₁₀₀₀>Cd₂₅>Pb₁₅₀₀>Cd₅₀,即在土壤Pb含量≤500 mg·kg⁻¹或Cd含量≤10 mg·kg⁻¹时,小叶榕的生长发育受重金属影响不明显,在Pb₅₀₀处理小叶榕适应性最好。

由表8可知,复合Pb、Cd污染处理小叶榕的地上部生物量在基本指标中贡献率最大,其权重值为0.109 5,贡献率最小的指标为地上部Cd含量,其权重值仅为0.051 5。根部和地上部Pb含量的权重值均大于根部和地上部Cd含量的权重值,表明土壤中Pb对小叶榕重金属吸收能力的影响比Cd大。在复合Pb、Cd污染中,小叶榕吸收重金属能力综合评价排序为:Pb₁₅₀₀Cd₅₀>Pb₁₅₀₀Cd₂₅>Pb₁₀₀₀Cd₂₅>Pb₁₀₀₀Cd₅₀>CK₂,即Pb₁₅₀₀Cd₅₀处理下小叶榕的重金属吸收效果最好(表9)。

表7 单一Pb、Cd污染处理小叶榕适应性综合评价结果

Table 7 Comprehensive evaluation indices of *Ficus microcarpa* adaptability under single Pb or Cd pollution

处理 Treatments	理想值距离 Ideal distance	负理想值距离 Negative ideal distance	综合评价指数 Comprehensive evaluation index	排名 Ranking
CK ₁	0.068 3	0.078 1	0.533 3	3
Pb ₅₀₀	0	0.134 5	1.000 0	1
Pb ₁₀₀₀	0.075 9	0.068 6	0.474 7	4
Pb ₁₅₀₀	0.118 8	0.019 3	0.139 8	6
Cd ₁₀	0.059 4	0.081 7	0.579 1	2
Cd ₂₅	0.103 2	0.034 3	0.249 4	5
Cd ₅₀	0.132 6	0.005 7	0.041 2	7

3 讨论

3.1 Pb、Cd污染对小叶榕生长的影响

生物量的变化程度能够反映植物在土壤重金属污染下的整体健康状态^[22]。不同重金属对植物生长影响的阈值不同,当环境中重金属含量超过阈值时,就会导致植物的生长发育受到抑制^[12]。相关报道表明,低含量Pb、Cd能够促进木本植物红瑞木(*Swida alba*)、火炬树(*Rhus typhina*)、旱柳(*Salix matsudana*)等生长^[12,23-24]。单一重金属污染中,Cd含量为10 mg·kg⁻¹时小叶榕生物量与对照无显著差异,当土壤Cd≥25 mg·kg⁻¹时植株根部生物量显著降低;Pb处理则表现出低含量促进生长而高含量抑制的效果,这与前人的研究结果一致^[23],产生此现象的原因可能是低含量的Pb诱导产生了少量活性氧(ROS)使植物根细胞壁变疏松,促使植物对部分微量元素的吸收和诱导部分碳水化合物(如多糖、功能蛋白)的大量产生,从而促进植株根部生长;随着ROS过度积累,植物细胞膜结构受损而功能失调,进而影响植物生长^[25]。单一Pb、

表9 复合Pb、Cd污染处理小叶榕吸收重金属能力综合评价结果

Table 9 Comprehensive evaluation indices of *Ficus microcarpa* accumulation under combination Pb and Cd pollution

处理 Treatments	理想值距离 Ideal distance	负理想值距离 Negative ideal distance	综合评价指数 Comprehensive evaluation index	排名 Ranking
CK ₂	0.129 4	0.060 7	0.319 2	5
Pb ₁₀₀₀ Cd ₂₅	0.085 9	0.069 3	0.446 5	3
Pb ₁₀₀₀ Cd ₅₀	0.109 7	0.056 3	0.339 3	4
Pb ₁₅₀₀ Cd ₂₅	0.075 4	0.093 2	0.552 8	2
Pb ₁₅₀₀ Cd ₅₀	0.064 8	0.111 5	0.632 5	1

表8 复合Pb、Cd污染处理各监测指标客观权重值

Table 8 Entropy-weight of different indices of *Ficus microcarpa* under combination Pb and Cd pollution

指标 Index	根部生物量 Root biomass	地上部生物量 Aboveground biomass	总生物量 Total biomass	耐性指数 Tolerance index	氮吸收量 N storage	磷吸收量 P storage	钾吸收量 K storage	根部Pb含量 Root Pb content	地上部Pb含量 Aboveground Pb content	根部Cd含量 Root Cd content	地上部Cd含量 Aboveground Cd content	Pb积累量 Pb accumulation	Cd积累量 Cd accumulation
权重值	0.086 9	0.109 5	0.098 0	0.098 0	0.076 8	0.070 1	0.070 5	0.068 5	0.094 3	0.055 0	0.051 5	0.074 0	0.047 2

Cd污染对小叶榕根部生长的抑制作用均强于地上部(表3),这与对毛竹(*Phyllostachys pubescens*)、枫香(*Liquidambar formosana*)的研究结果一致^[26-27]。本研究也发现,Pb₅₀₀处理显著增加小叶榕氮、磷、钾吸收量,这可能是营养元素的吸收稀释效应降低体内重金属的含量,从而消除了重金属对植物体的毒害作用;而当Cd含量<25 mg·kg⁻¹时,植株的磷吸收量相比对照显著增加,可能是因为土壤中的细菌表面羧基和磷酸盐基团与Cd(Ⅱ)配位生成内圈络合物,提高了小叶榕对磷的利用率^[28-29]。

Pb、Cd复合污染对小叶榕生长的抑制作用强于单一污染,具体表现为Pb、Cd复合污染中50 mg·kg⁻¹Cd处理组(Pb₁₀₀₀Cd₅₀、Pb₁₅₀₀Cd₅₀)小叶榕的根部、地上部生物量相比CK₂均显著降低,而所对应相同含量的单一Pb、Cd污染处理相比对照(CK₁)仅植株根部生物量显著降低。Pb、Cd污染对羊蹄(*Rumex japonicus*)生长的影响也表现出相同的规律^[30]。复合Pb、Cd污染中,小叶榕对Cd比较敏感,而对Pb表现出良好的抗逆性,这可能与金属离子在土壤和植物内的分布形态有关。Cd进入土壤后,一般与氢氧根、氯离子络合,生物有效性较高,而Pb则以碳酸铅、硫酸铅等形式沉淀,生物有效性较低;Cd在植物细胞中多以有效态存在,易于迁移,Pb则多沉积于细胞壁,不易转运至其他部位^[31]。本试验中生长在Pb、Cd复合污染环境中的小叶榕对氮元素的吸收也呈现这样的趋势,Pb₁₀₀₀Cd₂₅处理的小叶榕氮吸收量显著高于Pb₁₀₀₀Cd₅₀处理,而与Pb₁₅₀₀Cd₂₅处理无显著差异。耐性指数(TI)是表征植物抗逆性的重要指标^[32],而植物对重金属的耐性大小可作为植物能否被用于修复重金属污染土壤的基本依据^[33]。单一Pb污染土壤中Pb含量为1 000、500 mg·kg⁻¹时,小叶榕没有受到明显Pb毒害,小叶榕对Pb的耐性指数TI分别可达93.87%和130.07%(均大于60%),属于Pb高耐受性植物^[34]。同理,单一Cd污染土壤中Cd含量为10 mg·kg⁻¹时,小叶榕对Cd的耐性指数TI可达89.24%,属于Cd高耐受性植物;Pb₁₀₀₀Cd₂₅处理中小叶榕的耐性指数TI为87.03%,具有高耐受性。本研究结果说明小叶榕对于Pb、Cd污染土壤具有较强的修复潜力。

3.2 Pb、Cd污染对小叶榕积累重金属的影响

根系是植物最先接触土壤重金属离子的部分,也是吸收重金属的关键场所^[35]。本研究土壤中Pb、Cd进入小叶榕后主要富集在根系,且随着土壤Pb、Cd含量增加呈现增加的趋势,这与旱柳对Pb的耐性、富集

与胁迫响应以及桑蚕系统对土壤中Cd的转移和解毒机制研究结果一致^[24,36]。重金属复合污染时,共存元素的相互作用可影响植物对重金属的吸收积累^[37],本研究中,在Pb₁₀₀₀Cd₂₅处理基础上,分别增加土壤Pb、Cd含量显著增加小叶榕根部重金属含量,而对地上部重金属含量无明显影响。这可能是由于木本植物通过根部细胞的金属位点实现对重金属Pb、Cd的富集,减少其向上运输和对地上部分的毒害^[38],体现小叶榕对重金属的耐性,这也可能是目前尚未发现超积累重金属的木本植物的原因^[39]。与Pb₁₅₀₀Cd₂₅处理相比,增加土壤中Cd的含量(Pb₁₅₀₀Cd₅₀)会显著增加小叶榕地上部Pb、Cd含量,可能是土壤中添加复合Pb、Cd含量过高使得小叶榕根系正常功能受损,失去对重金属的滞留作用。

乔永等^[40]研究发现Pb、Cd复合胁迫下土壤中的Cd抑制了桑树(*Morus alba*)对Pb的吸收,低含量的Pb(250 mg·kg⁻¹)促进了桑树对Cd的吸收,土壤中Pb含量增加时则转为抑制作用;王君等^[41]研究发现Pb、Cd复合污染条件下麻栎(*Quercus acutissima*)各部位对Cd的吸收积累随着土壤Pb含量的增加而增加,而Cd促进麻栎根部对Pb的吸收积累,抑制地上部对Pb的吸收积累。上述报道与本研究有所不同,本研究中,在土壤Pb、Cd含量分别为1 500、25 mg·kg⁻¹时,小叶榕对Pb的积累量达到最大值(78.18 μg·kg⁻¹),增加Cd含量则会显著抑制小叶榕对Pb的吸收积累,表明重金属Pb、Cd之间的交互作用还与植物种类有关。

3.3 小叶榕对Pb、Cd污染的适应性和吸收重金属能力判别

土壤重金属污染呈现伴生性或综合性,不同重金属往往同时或先后进入环境形成多种元素共存的复合污染^[42]。因此,在研究植物对土壤-植物生态系统中单一污染物迁移、积累规律的同时,探讨多种重金属共存时所产生的复合污染机理具有重要意义^[43]。

本研究依据小叶榕在单一重金属污染中的营养生长状况(根部生物量、地上部生物量、总生物量、耐性指数、营养元素吸收量)对其在单一Pb、Cd污染时的适应性进行综合评价;依据小叶榕在复合重金属污染中的营养生长状况和重金属吸收情况(根部Pb含量、地上部Pb含量、根部Cd含量、地上部Cd含量、Pb积累量、Cd积累量)对其在Pb、Cd复合污染条件下吸收重金属的能力进行综合评价。单一Pb、Cd污染中,各基本指标贡献率(权重值)大小排序为钾吸收量>磷吸收量>氮吸收量>耐性指数=总生物量>地上部生

物量>根部生物量,说明植物氮磷钾吸收量是小叶榕适应性提高的主要限制因子,这可能是由于盆栽所用的土壤养分含量过低,导致植物生长受到阻碍。Pb、Cd复合污染中,各基本指标贡献率大小排序为地上部生物量>耐性指数=总生物量>地上部Pb含量>根部生物量>氮吸收量>Pb积累量>钾吸收量>磷吸收量>根部Pb含量>根部Cd含量>地上部Cd含量>Cd积累量,表明植物生物量是小叶榕吸收积累重金属的主要限制因子,而过高的重金属含量也会抑制生物量的增加,生物量与重金属积累量之间存在平衡关系。本研究中,单一Pb、Cd污染的综合评价表明小叶榕在土壤Pb含量为 $500\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时适应性最好,Pb、Cd复合污染的综合评价表明小叶榕在 $\text{Pb}_{1500}\text{Cd}_{25}$ 处理中重金属的吸收能力最强,但此时小叶榕的生长和养分元素吸收均受到抑制。因此,小叶榕适于修复Pb含量不超过 $1\,000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 或Cd含量不超过 $10\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的污染土壤,或Pb、Cd含量分别低于 $1\,000$ 、 $25\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的重金属复合污染土壤,这样可以保证小叶榕正常生长发育的同时最大限度地吸收土壤中的重金属。

本研究存在一定的局限性,基于一种土壤类型(酸性砂质赤红壤)的盆栽试验,发现Cd会抑制小叶榕根部对Pb的吸收,但会促进植株地上部对Pb的吸收。由于小叶榕对重金属的吸收易受土壤类型的影响,本结果是否适用于其他土壤,仍需要大量的研究证明。本研究数据与结论是在短期的盆栽试验条件下获得的,与大田气候、土壤、光照等条件均存在较大差异,小叶榕对大田土壤Pb、Cd污染修复潜力是否与盆栽试验相一致,需要在后期的研究中进行验证和深入讨论。

4 结论

(1)单一Pb、Cd污染中,当土壤Pb含量 $\leq 500\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时会促进小叶榕生长和养分累积,高含量则转为抑制作用; $10\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd处理对小叶榕生长发育影响不明显,当土壤Cd含量 $\geq 25\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时植株生长发育受到显著抑制。

(2)Pb、Cd复合污染中,小叶榕对Cd比较敏感,而对Pb表现出良好的抗逆性。Cd会抑制小叶榕根部对Pb的吸收,但会促进植株地上部对Pb的吸收,而Pb对小叶榕根部和地上部吸收Cd无显著影响。

(3)熵权TOPSIS模型综合评价结果显示小叶榕在土壤Pb含量为 $500\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 处理时适应性最好,适合修复土壤Pb、Cd含量分别低于 $1\,000$ 、 $25\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的

重金属复合污染土壤。

参考文献:

- [1] LIANG J, FANG H L, ZHANG T, et al. Heavy metal in leaves of twelve plant species from seven different areas in Shanghai, China[J]. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2017, 27:390–398.
- [2] SHENG J, WANG X, GONG P, et al. Heavy metals of the Tibetan top soils level, source, spatial distribution, temporal variation and risk assessment[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2012, 19(8):3362–3370.
- [3] ISLAM M S, HOSSAIN M B, MATIN A, et al. Assessment of heavy metal pollution, distribution and source apportionment in the sediment from Feni River estuary, Bangladesh[J]. *Chemosphere*, 2018, 202: 25–32.
- [4] 赵靓,梁云平,陈倩,等.中国北方某市城市绿地土壤重金属空间分布特征,污染评价及来源解析[J].环境科学,2020,41(12):341–350. ZHAO L, LIANG Y P, CHEN Q, et al. Spatial distribution, contamination assessment, and sources of heavy metals in the urban green space soils of a city in North China[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(12): 341–350.
- [5] WEI B, YANG L. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China[J]. *Microchemical Journal*, 2010, 94(2):99–107.
- [6] CAI M, MCBRIDE M B, LI K. Bioaccessibility of Ba, Cu, Pb, and Zn in urban garden and orchard soils[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 208: 145–152.
- [7] 段桂兰,崔慧灵,杨雨萍,等.重金属污染土壤中生物间相互作用及其协同修复应用[J].生物工程学报,2020,36(3):455–470. DUAN G L, CUI H L, YANG Y P, et al. Interactions among soil biota and their applications in synergistic bioremediation of heavy-metal contaminated soils[J]. *Chinese Journal of Biotechnology*, 2020, 36(3):455–470.
- [8] HONG H, DAI M, LU H, et al. Risk assessment and driving factors for artificial topography on element heterogeneity: Case study at Jiangsu, China[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 233:246–260.
- [9] AHMED M. Phosphate-solubilizing bacteria-assisted phytoremediation of metalliferous soils: A review[J]. *Biotech*, 2015, 5(2):111–121.
- [10] 王婧,莫其锋,储双双,等.污泥堆肥对园林植物合果芋(*Syngonium podophyllum*)生长及重金属吸收累积的影响[J].生态学杂志,2018,37(6):1752–1758. WANG J, MO Q F, CHU S S, et al. Effects of sewage sludge compost on the growth and heavy metal accumulation in landscape plant *Syngonium podophyllum*[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2018, 37(6):1752–1758.
- [11] SHANG K, WANG J, VINCENT G. Growth response of urban weeds in single and multi-metal contaminated soil, China[J]. *Fresenius Environmental Bulletin*, 2018, 27:3059.
- [12] 温瑀,穆立蓄.土壤铅、镉胁迫对4种绿化植物生长、生理及积累特性的影响[J].水土保持学报,2013,27(5):234–239. WEN Y, MU L Q. Effects of soil Pb, Cd stress on the growth, physiological and accumulating characteristics of four ornamental trees[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2013, 27(5):234–239.
- [13] NGUYEN T, AMYOT M, LABRECQUE M, et al. Differential effects

- of plant root systems on nickel, copper and silver bioavailability in contaminated soil[J]. *Chemosphere*, 2017, 168:131-138.
- [14] 顾翠花, 王懿祥, 白尚斌, 等. 四种园林植物对土壤镉污染的耐受性[J]. 生态学报, 2015, 35(8):2536-2544. GU C H, WANG Y X, BAI S B, et al. Tolerance and accumulation of four ornamental species seedlings to soil cadmium contamination[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(8):2536-2544.
- [15] 罗顺. 福建省公路行道树种的选择和应用[J]. 亚热带农业研究, 2006, 2(4):281-284. LUO X. Selection and applicant of roadside trees in Fujian Province[J]. *Subtropical Agriculture Research*, 2006, 2(4):281-284.
- [16] 余娜, 何淑琼, 卢雅莉, 等. 工业污染地6种乔木树种重金属累积特征研究[J]. 生态环境学报, 2010, 19(9):2214-2218. YU N, HE S Q, LU Y L, et al. Accumulation of heavy metals in six trees in industrial pollution area[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2010, 19(9):2214-2218.
- [17] 游秀花. 福州市主要绿化树种对镉胁迫的生理响应与抗性比较研究[D]. 福州: 福建农林大学, 2008:31-34. YOU X H. Comparisons of the physiological response and resistant mechanisms of main landscape trees tolerant to Cd stress in Fuzhou[D]. Fuzhou: Fujian Agriculture and Forestry University, 2008:31-34.
- [18] 廖希雯, 陈杰, 范天凤, 等. 地质聚合物固化稳定化重金属复合污染土壤[J]. 环境工程学报, 2018, 12(7):2056-2065. LIAO X W, CHEN J, FAN T F, et al. Soil of heavy metal composite pollution by geological polymer stabilization[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2018, 12(7):2056-2065.
- [19] 张强, 孙向阳, 任忠秀, 等. 园林绿化废弃物堆肥用作花卉栽培基质的效果评价[J]. 中南林业科技大学学报, 2011, 31(9):7-13. ZHANG Q, SUN X Y, REN Z X, et al. Effect evaluation of garden waste compost used as floriculture substrate[J]. *Journal of Central South University of Forestry & Technology*, 2011, 31(9):7-13.
- [20] 肖丽群, 邓群钊, 林永钦, 等. 基于熵权TOPSIS模型的江西省土地利用多功能及其障碍因素动态分析[J]. 水土保持通报, 2020, 40(1):176-183. XIAO L Q, DENG Q Z, LIN Y Q, et al. Dynamic analysis on multifunctionality of land use and obstacle factors in Jiangxi Province based on entropy weight TOPSIS model[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2020, 40(1):176-183.
- [21] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2000. BAO Shi-dan. Soil agro-chemical analysis[M]. 3th Edition. Beijing: China Agriculture Press, 2000.
- [22] SHEN X, LI R, CHAI M, et al. Interactive effects of single, binary and trinary trace metals (lead, zinc and copper) on the physiological responses of *Kandelia obovata* seedlings[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2019, 41(1):135-148.
- [23] 曲同宝, 杨睦希, 马文育, 等. 铅(Pb^{2+})和镉(Cd^{2+})对火炬树种子萌发及幼苗生长的影响[J]. 中南林业科技大学学报, 2020, 40(1):30-36. QU T B, YANG C X, MA W Y, et al. Effects of Pb^{2+} and Cd^{2+} on seed germination and seedling growth of *Rhus typhina*[J]. *Journal of Central South University of Forestry & Technology*, 2020, 40(1):30-36.
- [24] 朱健, 王平, 夹书珊, 等. 旱柳(*Salix matsudana* Koidz)对Pb的耐受性、富集、转运与胁迫响应研究[J]. 环境科学学报, 2016, 36(10):3876-3886. ZHU J, WANG P, JIA S S, et al. Tolerance, accumulation, translocation and stress response of *Salix matsudana* Koidz to lead[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, 36(10):3876-3886.
- [25] MWAMBA T M, LI L, GILL R A, et al. Differential subcellular distribution and chemical forms of cadmium and copper in *Brassica napus* [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, 134:239-249.
- [26] 陈俊任, 柳丹, 吴家森, 等. 重金属胁迫对毛竹种子萌发及其富集效应的影响[J]. 生态学报, 2014, 34(22):6501-6509. CHEN J R, LIU D, WU J S, et al. Seed germination and metal accumulation of Moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*) under heavy metal exposure [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(22):6501-6509.
- [27] 陈顺钰, 韩航, 薛凌云, 等. Pb、Cd和酸胁迫对枫香种子萌发、幼苗生长及体内抗氧化酶活性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(4):647-655. CHEN S Y, HAN H, XUE L Y, et al. Effects of Pb, Cd, and acid stress on seed germination, seedling growth, and antioxidant enzyme activities of *Liquidambar formosana*[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(4):647-655.
- [28] CHIAPELLO M, MARTINO E, PEROTTO S. Common and metal-specific proteomic responses to cadmium and zinc in the metal tolerant ericoid mycorrhizal fungus *Oidiodendron maius* Zn[J]. *Metalomics*, 2015, 7(5):805-815.
- [29] ZHANG M, ZHANG H. Co-transport of dissolved organic matter and heavy metals in soils induced by excessive phosphorus applications [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(4):598-606.
- [30] 史雅甜, 简敏菲, 苗艳娇, 等. 土壤重金属镉、铅及其复合污染对羊蹄(*Rumex japonicus* Houtt)生长及其抗性生理指标的影响[J]. 生态毒理学报, 2019, 14(3):297-306. SHI Y T, JIAN M F, MIAO Y J, et al. Effects of cadmium and lead pollution in soils on the growth and resistance physiological indexes of *Rumex japonicus* Houtt[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2019, 14(3):297-306.
- [31] HART J J, WELCH R M, NORVELL W A, et al. Characterization of cadmium binding, uptake, and translocation in intact seedlings of bread and durum wheat[J]. *Plant physiology*, 1998, 116(4):1413-1420.
- [32] ORMAN S, OK H, KAPLAN M. Application of sewage sludge for growing alfalfa, its effects on the macro-micronutrient concentration, heavy metal accumulation and translocation[J]. *Ekoloji*, 2014, 23(90):10-19.
- [33] LEFEVRE I, CORREAL E, LUTTS S. Cadmium tolerance and accumulation in the noxious weed *Zygophyllum fabago*[J]. *Canadian Journal of Botany*, 2005, 83(12):1655-1662.
- [34] LUX A, ŠOTTNÍKOVÁ A, OPATRŇÁ 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(4):537-545.
- [35] 王旭旭, 黄鑫浩, 胡丰姣, 等. 4种木本植物对重金属铅、锌的积累及叶片养分含量特征研究[J]. 中南林业科技大学学报, 2018, 38(6):115-121. WANG X X, HUANG X H, HU F J, et al. Characteristics of Pb, Zn accumulation and foliar nutrient in four kinds of woody species[J]. *Journal of Central South University of Forestry &*

- Technology, 2018, 38(6):115-121.
- [36] ZHAO L, ZHAO Y, WANG S, et al. Cadmium transfer and detoxification mechanisms in a soil-mulberry-silkworm system: Phytoremediation potential[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(22):18031-18039.
- [37] 郭俊梅, 杨俊兴, 杨军, 等. Cd、Zn交互作用对三七景天根系形态和重金属吸收积累的影响[J]. 环境科学, 2019, 40(1):470-479. GUO J M, YANG J X, YANG J, et al. Interaction of Cd and Zn affecting the root morphology and accumulation of heavy metals in *Sedum aizoon*[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(1):470-479.
- [38] 陈永华, 张富运, 吴晓芙, 等. 改良剂对4种木本植物的铅锌耐性、亚细胞分布和化学形态的影响[J]. 环境科学, 2015, 36(10):3852-3859. CHEN Y H, ZHANG F Y, WU X F, et al. Effects of different modifier concentrations on lead-zinc tolerance, subcellular distribution and chemical forms for four kinds of woody plants[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(10):3852-3859.
- [39] 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 X, CHEN Y T, WANG S F, 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.
- [40] 乔永, 周金星, 王小平. Pb、Cd复合胁迫对桑树种子萌发及幼苗生长的影响[J]. 北京林业大学学报, 2020, 42(4):32-40. QIAO Y, ZHOU J X, WANG X P. Effects of lead and cadmium combined stress on seed germination and seedling growth of mulberry[J]. *Journal of Beijing Forestry University*, 2020, 42(4):32-40.
- [41] 王君, 严小莉, 李凌. 不同种源麻栎幼苗对Cd²⁺-Pb²⁺复合污染的吸收累积特性[J]. 林业科学, 2014, 50(7):23-30. WANG J, YAN X L, LI L. Absorption and accumulation characteristics of *Quercus acutissima* seedlings in different provenances under the combined pollution of Cd²⁺ and Pb²⁺[J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2014, 50(7):23-30.
- [42] 杨青青, 王丹, 崔正旭, 等. Pb、Cd复合污染对不同品种小白菜生长及营养品质的影响[J]. 中国农学通报, 2019, 35(9):12-21. YANG Q Q, WANG D, CUI Z X, et al. Effects of combined pollution of Pb and Cd on growth and nutritional quality of Chinese cabbage varieties[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2019, 35(9):12-21.
- [43] 梁延鹏, 李宗林, 张学洪, 等. 重金属单一与复合污染下水稻对铬的富集特征[J]. 生态环境学报, 2016, 25(9):1540-1545. LIANG Y P, LI Z L, ZHANG X H, et al. Accumulation of Cr in rice under single and combined pollution[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2016, 25(9):1540-1545.