

阮可瑾, 谢宝玥, 邓应生, 等. 铁冬青幼苗对污染土壤中铅、镉的耐受、吸收和累积 [J]. 华南农业大学学报, 2022, 43(3): 50-58.
RUAN Kejin, XIE Baoyue, DENG Yingsheng, et al. Tolerance, absorption and accumulation of *Ilex rotunda* seedlings to lead and cadmium in polluted soil[J]. Journal of South China Agricultural University, 2022, 43(3): 50-58.

铁冬青幼苗对污染土壤中铅、镉的耐受、吸收和累积

阮可瑾¹, 谢宝玥¹, 邓应生², 冯嘉仪¹, 庄玉婷¹, 吴道铭¹, 曾曙才¹

(1 华南农业大学 林学与风景园林学院, 广东 广州 510642; 2 东莞市大岭山森林公园, 广东 东莞 523000)

摘要:【目的】研究铁冬青 *Ilex rotunda* 在铅 (Pb)、镉 (Cd) 污染土壤上生长的耐受性及其对 Pb、Cd 的吸收累积能力, 为 Pb、Cd 污染土壤的植物修复提供理论依据。【方法】通过盆栽试验探究单一 Pb 污染 (500、1 000 和 1 500 mg·kg⁻¹) 和单一 Cd 污染 (10、25 和 50 mg·kg⁻¹) 对铁冬青幼苗生长、根系形态、养分及 Pb 或 Cd 吸收累积的影响。【结果】与对照 (无污染土壤) 相比, 500 mg·kg⁻¹ 的 Pb 处理显著增加铁冬青根生物量和根表面积, 500 和 1 000 mg·kg⁻¹ 的 Pb 处理均显著增加地径和质量指数; 1 500 mg·kg⁻¹ 的 Pb 处理显著降低铁冬青生物量、质量指数和全株 N 累积量, 抑制根系生长, 但显著提高根、地上部 P 含量和地上部 K 含量; Pb 污染处理均显著增加铁冬青全株 Pb 含量以及根、全株 Pb 累积量, 1 500 mg·kg⁻¹ 的 Pb 处理的铁冬青各部位及全株的 Pb 含量和累积量最大。与对照相比, 单一 Cd 污染对铁冬青生长、根系形态、养分累积量均无显著影响, 但显著提高地上部 K 含量; 各 Cd 污染处理均显著增加铁冬青各部位和全株的 Cd 含量及累积量, 根 Cd 含量随着 Cd 污染程度增加而显著增加, 在 50 mg·kg⁻¹ 的 Cd 处理时达到最大值 (6.40 mg·kg⁻¹)。铁冬青根 Pb 含量及累积量均显著高于地上部; 根 Cd 含量在不同 Cd 污染条件下均显著高于地上部, 根 Cd 累积量在 50 mg·kg⁻¹ 的 Cd 处理时显著高于地上部。【结论】铁冬青对单一 Pb、Cd 污染具有较好的耐受性, 对 Pb、Cd 有较强的吸收累积能力, 可作为 Pb、Cd 污染土壤修复的备选树种。

关键词: 土壤污染; 铅; 镉; 铁冬青; 耐受性; 植物修复
中图分类号: X53 文献标志码: A 文章编号: 1001-411X(2022)03-0050-09

Tolerance, absorption and accumulation of *Ilex rotunda* seedlings to lead and cadmium in polluted soil

RUAN Kejin¹, XIE Baoyue¹, DENG Yingsheng², FENG Jiayi¹, ZHUANG Yuting¹, WU Daoming¹, ZENG Shucai¹
(1 College of Forestry and Landscape Architecture, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China;
2 Dalingshan Forest Park, Dongguan 523000, China)

Abstract: 【Objective】 This study was aimed to investigate the tolerance of *Ilex rotunda*, absorptions and accumulations of lead (Pb) and cadmium (Cd) in Pb or Cd polluted soil, and provide a theoretical basis for phytoremediation of Pb or Cd contaminated soil. 【Method】 A pot experiment was conducted to evaluate the effects of single Pb pollution (500, 1 000 and 1 500 mg·kg⁻¹) and single Cd pollution (10, 25 and 50 mg·kg⁻¹) on

growth, root morphology, nutrients and Pb or Cd absorption and accumulation of *I. rotunda* seedlings. 【Result】 Compared with the control (non-polluted soil), 500 mg·kg⁻¹ Pb treatment significantly increased the root biomass and root surface area of *I. rotunda*, and both 500 and 1 000 mg·kg⁻¹ Pb treatments significantly increased shoot diameter and quality index. 1 500 mg·kg⁻¹ Pb treatment significantly reduced the biomass, quality index, and total nitrogen (N) accumulation of *I. rotunda* and inhibited root growth, but significantly increased phosphorus (P) contents in root and shoot as well as potassium (K) content in shoot. All Pb addition treatments showed significantly higher total Pb contents and accumulations than those of the control treatment, and 1 500 mg·kg⁻¹ Pb treatment had the highest Pb contents and accumulations in root, shoot and total plant. Compared with the control, Cd treatments had no significant effect on growth, root morphology and nutrient accumulation of *I. rotunda*, but significantly increased K content in shoot. All Cd treatments significantly increased Cd contents and accumulations in root, shoot and total plant. Root Cd content increased significantly with the increase of Cd concentration, while 50 mg·kg⁻¹ Cd treatment had the highest root Cd content of 6.40 mg·kg⁻¹. The content and accumulation of Pb in root were significantly higher than those in shoot. Cd content in root was also significantly higher than that in shoot. Cd accumulation in root was significantly higher than that in shoot under 50 mg·kg⁻¹ Cd treatment. 【Conclusion】 *I. rotunda* is well adapted to single Pb or Cd pollution in soil, and has a strong ability to absorb and accumulate Pb or Cd. *I. rotunda* can be used as a candidate tree for remediation of Pb or Cd polluted soil.

Key words: Soil pollution; Pb; Cd; *Ilex rotunda*; Tolerance; Phytoremediation

土壤重金属污染已成为世界性的环境问题^[1]。2014 年《全国土壤污染状况调查公报》显示铅 (Pb)、镉 (Cd) 的点位超标率分别达到 1.5% 和 7.0%^[2]。Pb、Cd 等重金属本质上不可生物降解, 在食物链中发生营养转移、生物累积和生物放大, 对动植物生长和人类健康会造成不良影响^[3]。例如, Pb 对生物机体造成生理、形态和生物化学等方面的毒性影响, 使植物的叶绿素产生、细胞分裂、根伸长、种子萌发和蒸腾作用等受损^[4]; Cd 抑制光合作用, 引起氧化应激与基因损伤, 影响植物的生长代谢^[5]。

植物修复技术是利用具有较强重金属吸收、富集能力的植物根系对重金属吸收、转移并储存在植物地上部, 最后再收获植物从而达到回收重金属并修复污染土壤的目的的一项技术^[6]。与其他土壤重金属修复技术相比, 植物修复具有修复成本低、操作简单、安全可靠、对土壤环境扰动少、对周围环境具有美化作用、无二次污染等优点^[7]。相对于草本植物, 木本植物具有生长周期长、生物量大等特点, 可将污染物长时间稳定在植物体内, 从而避开人类食物链^[8-9]。将木本园林植物用于修复重金属污染土壤, 营造良好景观效果的同时可起到生态修复作用, 以充分发挥植物的生态效益^[9]。因此, 研究木本园林植物对土壤重金属污染的耐受性及对重金属的吸收累积特征, 有助于提高重金属污染土壤的植物修复效率。

铁冬青 *Ilex rotunda* 属于冬青科 Aquifoliaceae 冬青属 *Ilex* 常绿灌木或乔木^[10], 广泛分布于我国华南地区, 叶与果实极富特色, 具有抗污染、防火、防风和减弱噪音等特点, 可广泛应用于公园、道路、居住区、厂矿绿化^[11], 是优良的园林观赏树种^[12]。目前, 对冬青属的研究集中于种质资源的调查、收集、整理, 以及冬青属的系统分类、遗传多样性等方面^[13], 但重金属胁迫方面的研究暂不多见。本试验以铁冬青幼苗为研究对象, 探究其对 Pb、Cd 污染土壤的耐受性及对 Pb、Cd 的吸收累积特征, 分析单一 Pb、Cd 污染条件下的植物生长状况、根系形态特征和养分吸收、累积效果以及对重金属的吸收、累积效果, 为铁冬青在 Pb、Cd 污染土壤修复方面的适用范围提供参考, 为城市绿地重金属污染土壤的植物修复技术提供理论依据及指导。

1 材料与方法

1.1 供试材料

本研究供试植物为铁冬青, 购于广州市德源林业有限公司, 选取植株健康、长势相近、株高约为 40 cm 的 1 年生实生苗用于试验。供试土壤为华南地区典型的赤红壤, 采自华南农业大学树木园 (113°36'E, 23°15'N) 0~20 cm 土层, 其理化性质见表 1, 重金属含量均符合《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准 (试行)》(GB 15618—2018)^[14]。

表 1 供试土壤理化性质及重金属环境质量标准

Table 1 Physicochemical properties of experimental soil and environmental quality risk control standard for soil heavy metal

材料 Material	w/(g·kg ⁻¹)				w/(mg·kg ⁻¹)		
	有机质	全氮	全磷	全钾	碱解氮	速效磷	速效钾
	Organic matter	Total N	Total P	Total K	Alkaline N	Available P	Available K
供试土壤 Test soil	6.39	0.22	0.20	10.97	24.72	2.96	22.17

材料 Material	pH	w/(mg·kg ⁻¹)				
		Cu	Zn	Pb	Cd	Ni
供试土壤 Test soil	6.39	19.39	34.19	32.51	0.15	10.1
农用地土壤污染风险筛选值 ^[14]	5.5<pH≤6.5	≤50.00	≤200.00	≤90.00	≤0.30	≤70.00
Risk screening values for soil contamination of agricultural land						

土壤经风干、除杂、碾磨、过筛 (3 mm) 后用于盆栽试验。栽培用盆为高 19.5 cm、直径 22 cm 的塑胶花盆。

1.2 试验设计

试验场地设在华南农业大学林学与风景园林学院温室大棚。本试验分为单一 Pb 污染试验 (土壤 Pb 添加量分别为 500、1 000 和 1 500 mg·kg⁻¹, 分别记为 Pb₅₀₀、Pb₁₀₀₀ 和 Pb₁₅₀₀ 处理)、单一 Cd 污染试验 (土壤 Cd 添加量分别为 10、25 和 50 mg·kg⁻¹, 分别记为 Cd₁₀、Cd₂₅和 Cd₅₀ 处理) 两部分, 以不添加重金属的赤红壤作为对照 (CK), 每个处理 4 次重复, 共计 28 盆。每盆基质干质量均为 4 kg, 重金属 Pb、Cd 分别以固体 PbCl₂(分析纯)、CdCl₂(分析纯) 形式加入土壤, 将重金属与基质混匀后加水浸没土壤平衡 21 d, 平衡期间若有下渗水流则倒回盆中。平衡结束后移栽苗木, 每盆 1 株铁冬青。试验于 2017 年 10 月中旬开始, 2018 年 3 月中旬结束, 试验期 5 个月。试验期间依天气情况 2~3 d 浇一次水, 每次每盆浇水量为 100 mL, 全程不施肥, 不使用农药。

1.3 指标测定

试验结束后用直尺和电子游标卡尺分别对植物株高、地径进行测量, 然后将所有试验苗木整株挖出, 带回实验室, 先用自来水洗净植株, 再用去离子水冲洗晾干。植物根系用双光源扫描仪扫描后, 用根分析软件 WinRHIZO Pro 2005b (Regent Instruments Inc) 分析根长、根表面积、根体积等指标。将植物根、地上部分开, 放入烘箱 100 ℃ 杀青 30 min 后, 70 ℃ 烘至恒质量, 用电子天平测定根和地上部生物量。

植物养分的测定: 先用 H₂SO₄-H₂O₂ 消解植物样品, 获得待测液, 全氮 (N) 含量使用 AA3 连续流

动分析仪测定, 全磷 (P) 含量采用钼锑抗比色法测定, 全钾 (K) 含量用火焰分光光度计法测定^[15]。植物 Pb、Cd 含量测定: 采用 HNO₃-H₂O₂(体积比 8:2) 微波消解后, 用原子吸收光谱法 (AAS) 测定^[16]。植物质量指数^[7]、各部位及全株元素累积量^[8]、全株元素含量^[19] 的计算方法如下:

质量指数=植株生物量/(株高/地径+地上部生物量/根生物量);

各部位元素累积量=各部位生物量×各部位元素含量;

全株元素累积量=根累积量+地上部累积量;

全株元素含量=全株元素累积量/全株生物量。

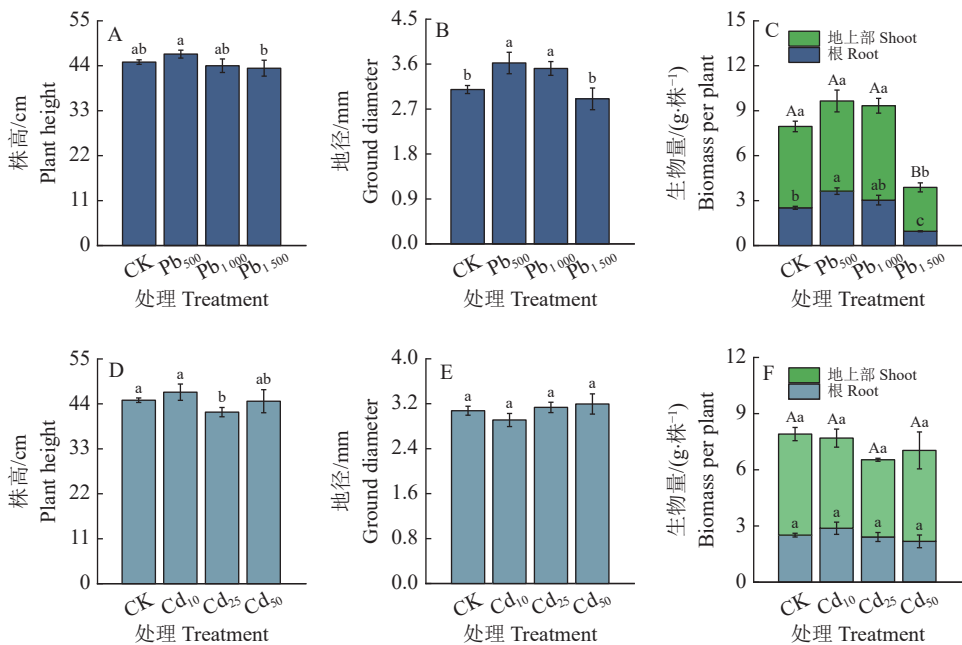
1.4 数据处理

试验数据均采用 Microsoft Excel 2007 进行整理, 采用 Origin Pro9.0 软件绘图。采用 SPSS 22.0 统计软件对不同处理的植株生长、养分及重金属含量和累积量进行单因素方差分析 (One-way ANOVA) 和 Duncan's 多重比较, 对不同部位之间的重金属含量和累积量进行 *t* 检验。

2 结果与分析

2.1 单一 Pb、Cd 污染对铁冬青生长的影响

单一 Pb、Cd 污染对铁冬青生长有不同程度的影响 (图 1)。与 CK 相比, 不同 Pb 污染处理下铁冬青株高无显著差异 (*P*>0.05), Pb₅₀₀ 处理下铁冬青根生物量 (3.63 g·株⁻¹) 显著增加 (*P*<0.05), Pb₅₀₀、Pb₁₀₀₀ 处理下地径分别比 CK 显著增加 17.15% 和 13.59%, 但 Pb₁₅₀₀ 处理显著降低根、地上部和总生物量。Pb₁₅₀₀ 处理的株高、地径以及根、地上部和总生物量均显著小于 Pb₅₀₀, 且分别比 Pb₅₀₀ 降低 7.34%、19.89%、73.83%、51.33% 和 59.79%。此外, Cd₂₅ 处理的株高显著小于 CK 和 Cd₁₀, 不同 Cd 污染处



各图中, 柱子上方的不同小写字母表示处理间差异显著, 不同大写字母表示总单株生物量在处理间差异显著 ($P < 0.05$, Duncan's 法)

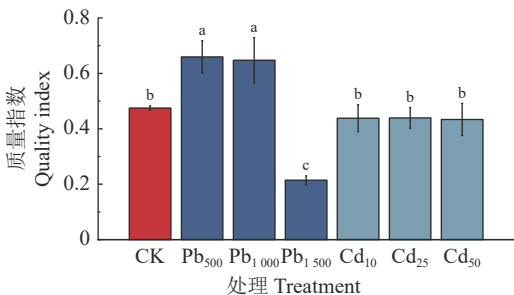
In each figure, different lowercase letters on bars indicate significant differences among treatments, different capital letters on bars indicate significant differences in total biomass per plant among treatments ($P < 0.05$, Duncan's test)

图 1 土壤单一 Pb 或 Cd 污染对铁冬青生长的影响

Fig. 1 Effects of single Pb or Cd pollution in soil on growth of *Ilex rotunda*

理对地径和根、地上部、总生物量无显著影响 ($P > 0.05$)。

单一 Pb、Cd 污染对质量指数的影响如图 2 所示, Pb₅₀₀ 和 Pb₁₀₀₀ 处理的铁冬青质量指数显著大于 CK, 分别是 CK 的 1.38 和 1.35 倍。与 CK 相比, Pb₁₅₀₀ 处理显著降低质量指数, 比 CK 显著降低 56.25%, 并且其质量指数显著小于 3 种 Cd 污染处理。不同 Cd 污染处理对质量指数无显著影响。这说明 500 和 1 000 mg·kg⁻¹ 的 Pb 污染处理在一定程度上提高了铁冬青幼苗的质量指数, 但 1 500 mg·kg⁻¹ Pb 污染处理对生长有抑制作用, 而单一 Cd 污染对铁冬青质量指数未造成显著影响。



柱子上方的不同小写字母表示处理间差异显著 ($P < 0.05$, Duncan's 法)

Different lowercase letters on bars indicate significant differences among treatments ($P < 0.05$, Duncan's test)

图 2 土壤单一 Pb、Cd 污染对铁冬青质量指数的影响

Fig. 2 Effects of single Pb or Cd pollution in soil on quality index of *Ilex rotunda*

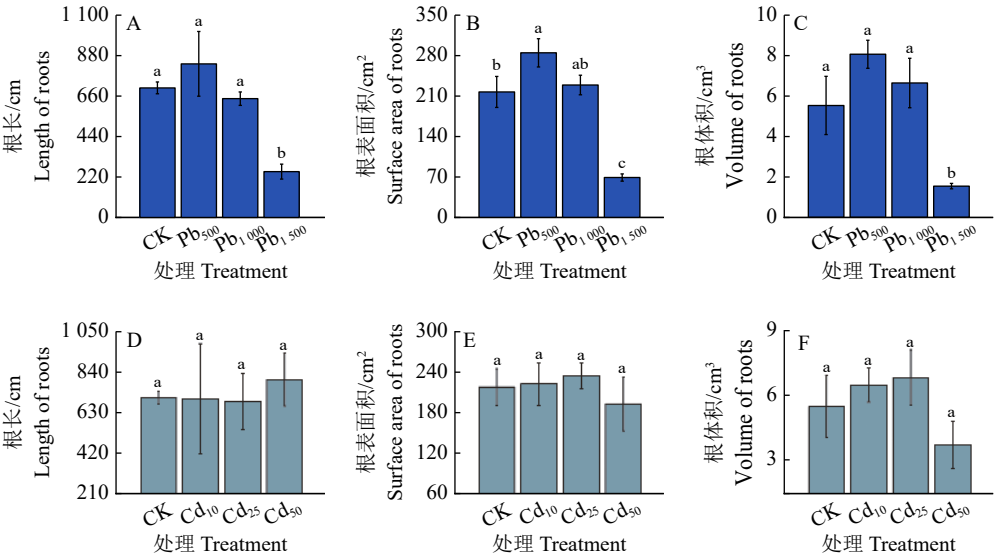
2.2 单一 Pb、Cd 污染对铁冬青根系形态的影响

由图 3 可知, Pb₅₀₀ 处理的铁冬青根表面积显著大于 CK, 增加了 31.23%。Pb₅₀₀ 和 Pb₁₀₀₀ 处理的根长、根体积均与 CK 无显著差异, Pb₁₅₀₀ 的根长、根表面积、根体积均显著小于其他处理。此外, 单一 Cd 污染对铁冬青根系形态无显著影响。

2.3 单一 Pb、Cd 污染对铁冬青养分吸收累积的影响

单一 Pb、Cd 污染条件下铁冬青对不同养分元素的吸收累积有所不同 (图 4)。由图 4A~4C 可知, Pb 污染处理对铁冬青根、地上部 N 含量和根 K 含量均无显著影响; Pb₅₀₀ 和 Pb₁₀₀₀ 处理的根、地上部 P 含量和地上部 K 含量均与 CK 无显著差异, Pb₁₅₀₀ 处理的根、地上部 P 含量和地上部 K 含量分别比 CK 增加 124.00%、55.17% 和 115.00%, 同时显著高于其他处理。这说明单一 Pb 污染未对铁冬青养分吸收产生抑制作用, 同时 1 500 mg·kg⁻¹ 的 Pb 污染对铁冬青各部位 P 含量和地上部 K 含量具有一定的促进作用。

由图 4D~4F 可知, 不同 Cd 污染浓度对铁冬青根和地上部的 N、P 含量及根 K 含量均无显著影响。但 Cd₁₀、Cd₂₅ 和 Cd₅₀ 处理下地上部 K 含量均显著大于 CK, 分别是 CK 的 1.31、1.54 和 1.52 倍。

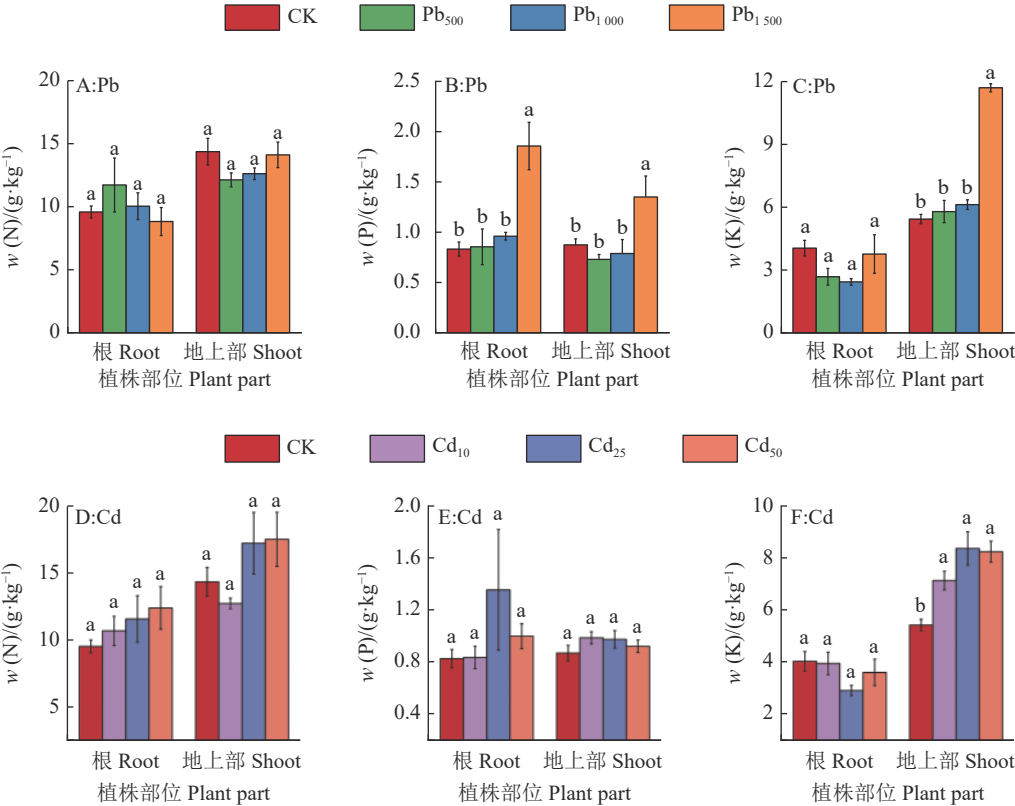


各图中，柱子上的不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$, Duncan's 法)

In each figure, different lowercase letters on bars indicate significant differences among treatments ($P<0.05$, Duncan's test)

图 3 土壤单一 Pb、Cd 污染对铁冬青根系形态的影响

Fig. 3 Effects of single Pb or Cd pollution in soil on root morphology of *Ilex rotunda*



各图中，相同部位柱子上的不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$, Duncan's 法)

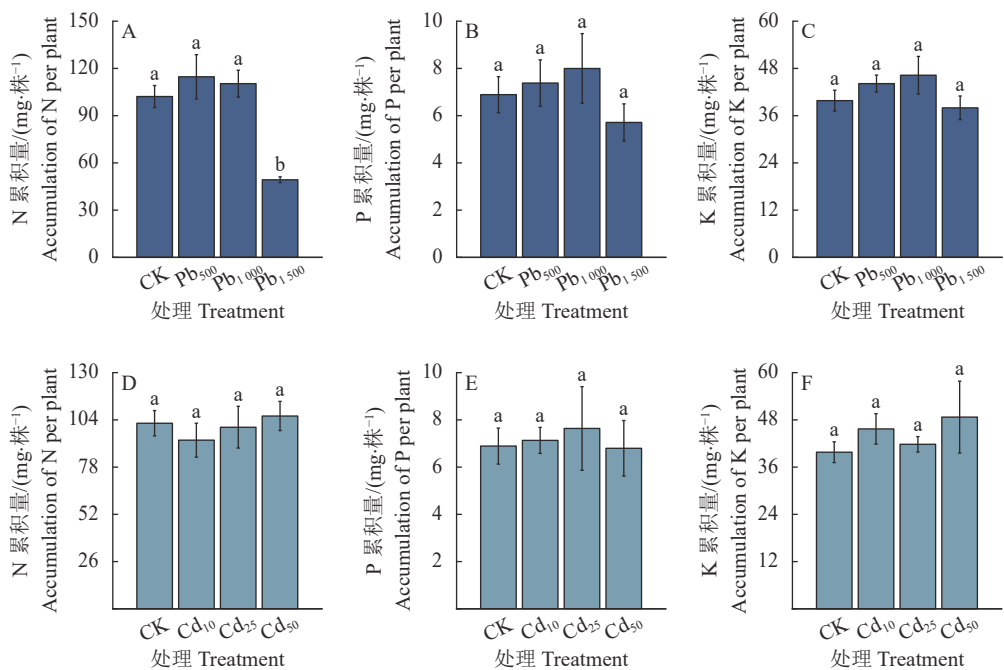
In each figure, different lowercase letters on bars of the same plant part indicate significant differences among treatments ($P<0.05$, Duncan's test)

图 4 土壤单一 Pb、Cd 污染对铁冬青养分含量的影响

Fig. 4 Effects of single Pb or Cd pollution in soil on nutrient contents of *Ilex rotunda*

如图 5 所示，不同 Pb 污染处理对铁冬青全株 P、K 累积量均无显著影响，不同 Cd 污染处理对全株 N、P、K 累积量均无显著影响。与 CK 相比，Pb₁₅₀₀

处理显著降低全株 N 累积量 (降低 51.73%)，但 Pb₅₀₀ 和 Pb₁₀₀₀ 处理的全株 N 累积量均与 CK 无显著差异。



各图中, 柱子上方的不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$, Duncan's 法)
In each figure, different lowercase letters on bars indicate significant differences among treatments ($P<0.05$, Duncan's test)

图 5 土壤单一 Pb、Cd 污染对铁冬青养分累积量的影响

Fig. 5 Effects of single Pb or Cd pollution in soil on nutrient accumulation of *Ilex rotunda*

2.4 单一 Pb、Cd 污染对铁冬青重金属吸收累积的影响

单一 Pb 污染条件下, 铁冬青对 Pb 具有较好的吸收和累积作用 (表 2)。与 CK 相比, 不同 Pb 污染处理均显著增加铁冬青全株 Pb 含量和根、全株 Pb 累积量。Pb₁₅₀₀ 条件下各部位、全株 Pb 含量及地上部、全株 Pb 累积量均达到最大值, 且显著大于其他处理, 但 Pb₅₀₀ 和 Pb₁₀₀₀ 处理之间无显著差异。Pb₁₅₀₀ 处理的地上部 Pb 含量及累积量分别为 183.67 mg·kg⁻¹ 和 515.73 μg·株⁻¹, 显著大于其他处理, 但 Pb₅₀₀、Pb₁₀₀₀ 的地上部 Pb 含量及累积量均与 CK 无显著差异。在相同 Pb 污染条件下, 铁冬青根 Pb 含量及累积量显著大于地上部。

由表 3 可知, 土壤不同 Cd 污染处理对铁冬青 Cd 含量及累积量有显著影响。根 Cd 含量随着 Cd 污染量增加而显著增加, 并且在 Cd₅₀ 条件下达到最大值 (6.40 mg·kg⁻¹), Cd₅₀ 处理分别比 CK、Cd₁₀ 和 Cd₂₅ 处理增加 7 011.11%、223.23% 和 39.74%, 且差异显著。与 CK 相比, 不同 Cd 污染均显著增加各部位、全株 Cd 含量及累积量, Cd₂₅、Cd₅₀ 处理的全株 Cd 含量和各部位、全株 Cd 累积量均显著大于 Cd₁₀ 处理的相应指标, 但 Cd₂₅、Cd₅₀ 处理之间无显著差异。根 Cd 含量在 Cd₁₀、Cd₂₅ 和 Cd₅₀ 处理下均显著大于地上部, 根 Cd 累积量在 Cd₅₀ 处理下显著大于地上部。

表 2 土壤单一 Pb 污染对铁冬青重金属 Pb 吸收累积的影响¹⁾

Table 2 Effects of single Pb pollution in soil on Pb contents and accumulations of *Ilex rotunda*

植株部位	处理	w(Pb)/(mg·kg ⁻¹)	Pb累积量/(μg·株 ⁻¹)
Plant part	Treatment	Pb content	Pb accumulation
根	CK	4.57±1.05c*	11.25±2.24c*
	Pb ₅₀₀	172.06±43.20bc*	613.70±142.03b*
	Pb ₁₀₀₀	279.56±47.48b*	808.11±79.85ab*
	Pb ₁₅₀₀	1 159.54±110.92a*	1 109.57±119.20a*
地上部	CK	0.71±0.07b	3.83±0.44b
	Pb ₅₀₀	21.70±5.70b	129.38±30.10b
	Pb ₁₀₀₀	27.62±8.63b	184.68±66.86b
	Pb ₁₅₀₀	183.67±46.16a	515.73±117.75a
全株	CK	1.90±0.26c	15.08±2.09c
	Pb ₅₀₀	75.75±17.27b	743.09±170.81b
	Pb ₁₀₀₀	107.15±13.27b	992.79±132.57b
	Pb ₁₅₀₀	421.64±39.35a	1 625.30±167.86a

1) 表中数据为平均值±标准误, n=4; 同一部位同列数据后的不同小写字母, 表示处理间差异显著 ($P<0.05$, Duncan's 法); “*” 表示同一处理不同部位(根和地上部)在 0.05 水平差异显著 (t 检验)

1) Data are means ± standard errors, n=4; Different lowercase letters in the same column of the same plant part indicate significant differences among treatments ($P<0.05$, Duncan's method); “*” indicates significant difference at 0.05 level between different parts (root and shoot) in the same treatment (t test)

表 3 土壤单一 Cd 污染对铁冬青重金属 Cd 吸收累积的影响¹⁾
Table 3 Effects of single Cd pollution in soil on Cd contents and accumulations of *Ilex rotunda*

植株部位	处理	w(Cd)/(mg·kg ⁻¹)	Cd 累积量/(μg·株 ⁻¹)
Plant part	Treatment	Cd content	Cd accumulation
根	CK	0.09±0.01d	0.22±0.03c
	Root		
	Cd ₁₀	1.98±0.19c*	5.60±0.51b
	Cd ₂₅	4.58±0.61b*	11.41±2.19a
地上部	Cd ₅₀	6.40±0.22a*	13.79±1.77a*
	CK	0.10±0.04c	0.57±0.26c
	Shoot		
	Cd ₁₀	0.91±0.21b	4.09±0.65b
全株	Cd ₂₅	1.54±0.22a	6.32±0.81a
	Cd ₅₀	1.47±0.23ab	6.76±0.93a
	CK	0.10±0.03c	0.79±0.28c
	Total plant		
	Cd ₁₀	1.31±0.18b	9.70±0.49b
	Cd ₂₅	2.68±0.37a	17.73±2.73a
	Cd ₅₀	3.00±0.31a	20.55±1.99a

1) 表中数据为平均值±标准误,n=4; 同一部位同列数据后的不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05, Duncan's法); “*”表示同一处理不同部位(根和地上部)在0.05水平差异显著(t检验)

1) Data are means ± standard errors, n=4; Different lowercase letters in the same column of the same plant part indicate significant differences among treatments (P<0.05, Duncan's method); “*” indicates significant difference at 0.05 level between different parts (root and shoot) in the same treatment (t test)

3 讨论与结论

3.1 铁冬青对单一 Pb、Cd 污染土壤的耐受性

在植物修复中, 植物对重金属的耐受性是影响污染环境修复效果的主要因素之一^[20]。本试验结果显示, 铁冬青地径、质量指数以及根、地上部、总生物量在土壤不同 Cd 污染条件下均与 CK 无显著差异, 这与火炬树 *Rhus typhina* 根、芽伸长抑制率随 Cd²⁺浓度增加而增大^[21], 以及黄葛树 *Ficus virens* 在 10 mg·kg⁻¹ 的土壤 Cd 胁迫时生长受到抑制^[22] 的试验结果均有所不同。可能是因为植物对 Cd 的耐受性因土壤 Cd 污染程度和植物种类不同而有所差异^[23]。本研究还发现, 铁冬青地径、质量指数在 500 和 1 000 mg·kg⁻¹ 的土壤 Pb 处理下显著提高, 根生物量在 500 mg·kg⁻¹ 的 Pb 处理时显著提高。这可能是由于低含量重金属污染对植物而言是逆境环境, 因此自身会最大程度地提高生命活动来抵制逆境并表现出生长旺盛的现象^[24]。在 1 500 mg·kg⁻¹ 的 Pb 处理时, 铁冬青株高、地径与 CK 均无显著差

异, 但铁冬青地上部、总生物量和质量指数受到显著抑制。这可能是因为土壤较高的 Pb 浓度超过植物自身对 Pb 的耐受限度, 导致植物体细胞膜或叶绿体被破坏^[25], 大量叶片受损甚至脱落, 从而影响植物正常生长。综合来看, 铁冬青对 Cd 污染和 500~1 000 mg·kg⁻¹ 的 Pb 污染具有较好的耐受性, 但在 1 500 mg·kg⁻¹ Pb 污染时生长受到一定程度的抑制。

3.2 单一 Pb、Cd 污染对铁冬青根系形态和养分吸收累积的影响

土壤中的重金属首先要与植物的根部接触才能进入植物体内, 因此重金属对植物的毒害作用往往从植物的根部开始^[26]。本研究发现, 铁冬青根表面积仅在 500 mg·kg⁻¹ 的 Pb 污染条件下受到显著促进作用, 但根长、根表面积、根体积在 1 500 mg·kg⁻¹ 的 Pb 污染处理时受到显著抑制, 说明单一 Pb 污染对铁冬青根系形态的影响表现出低浓度促进、高浓度抑制的特点。这与 Pb、Cd 污染对白花蛇舌草 *Hedyotis diffusa* 的试验结论一致^[27], 植物可通过减少根表面积、根长等和降低根表面的活性位点, 从而减少根系对重金属的吸收^[28]。此外, 本研究还发现, 各 Cd 污染处理对铁冬青根系形态无显著影响, 这与 Cd 污染极显著影响大豆总根长和根表面积的研究结论有所不同^[29], 说明铁冬青根系对 Cd 污染具有较好的适应性。

重金属污染在一定程度上会提高植物对养分的吸收和利用效率, 促进植物对营养元素的吸收和转运能力^[30]。本研究结果显示, 1 500 mg·kg⁻¹ 的土壤 Pb 污染处理显著提高铁冬青根和地上部 P 含量以及地上部 K 含量。这与人对榉树 *Zelkova schneideriana*、毛红椿 *Toona ciliata* var. *pubescens*、栎树 *Koelreuteria paniculata*、木荷 *Schima superba* 的研究结果相似, 这 4 种木本植物在不同 Pb 处理浓度下叶片 K 含量普遍大于对照, 毛红椿和栎树叶片中 P 含量与 Pb 处理浓度呈极显著正相关^[31]。说明重金属 Pb 在一定程度上能促进植物叶片对 P、K 元素的吸收。可能是因为植物根系吸收的 Pb 转移到地上部过程中, 需要重金属 ATP 酶等膜转运蛋白严格调控 Pb 离子向木质部转运^[32], 故需要大量吸收 P 元素合成相应膜转运蛋白。同时, 本研究也发现各 Cd 污染处理均显著提高地上部 K 含量, 可能是由于 Pb、Cd 与 K 吸收存在协同作用, Pb 或 Cd 可通过促进植物对 K 的吸收从而增强植物对重金属离子的吸收^[33]。本研究还发现铁冬青各部位 N 含量未受到 Pb 污染的显著影响, 但全株 N 累积

量在 1 500 mg·kg⁻¹ 的 Pb 污染条件下显著下降, 这与藿香蓟 *Ageratum conyzoides* 的 N 累积量在高浓度 Pb 处理中显著增加的试验结果不一致^[34], 主要是由于 1 500 mg·kg⁻¹ 的 Pb 污染处理显著降低了铁冬青生物量, 因此对 N 的累积效果受到一定程度的抑制作用。

3.3 铁冬青对单一 Pb、Cd 污染土壤的修复潜力

植物可以通过根系吸收土壤中的重金属污染物, 达到改良土壤的效果^[35]。本研究中, 各 Pb 污染处理均显著促进铁冬青全株 Pb 含量和根、全株 Pb 累积量增加, 各 Cd 污染处理也显著提高各部位和全株的 Cd 含量及累积量, 证实铁冬青对土壤 Pb、Cd 具有较强的吸收、累积效果和一定的修复作用。有研究表明, 土壤中 Pb 的施加浓度是决定植物对 Pb 吸收量的关键因素^[31], 本试验发现, 500 和 1 000 mg·kg⁻¹ 的 Pb 处理条件下铁冬青各部位及全株 Pb 含量、累积量均显著小于 1 500 mg·kg⁻¹ 的 Pb 污染处理, 但二者之间无显著差异, 这说明铁冬青对 500~1 000 mg·kg⁻¹ 的 Pb 污染土壤的 Pb 吸收、累积效果是相近的, 对 1 500 mg·kg⁻¹ 的 Pb 污染土壤具有很好的修复潜力。与此同时, 可能正是由于在 1 500 mg·kg⁻¹ 的 Pb 污染时铁冬青从土壤中吸收并累积了大量 Pb, 因此导致生长受到明显抑制。前人研究表明, 多数植物根系重金属含量高, 地上部分的重金属含量相对较低^[24, 31, 36]。本研究也发现, 在土壤 Pb、Cd 相同处理条件下铁冬青根部 Pb、Cd 含量显著大于地上部。此外, 铁冬青地上部 Pb 含量及累积量仅在 1 500 mg·kg⁻¹ 的 Pb 污染处理时显著提高, 但不同 Cd 污染处理均显著提高地上部 Cd 含量及累积量, 表明铁冬青地上部对 Pb 的吸收、累积作用较差, 但对 Cd 具有一定的吸收、累积效果。

本研究证实铁冬青对土壤单一 Cd 污染和 500~1 000 mg·kg⁻¹ 的 Pb 污染均具有较好的耐受性, 对单一 Pb、Cd 污染土壤也具有较好的重金属吸收、累积效果, 可作为 Cd 污染土壤和 500~1 000 mg·kg⁻¹ 的 Pb 污染土壤修复的备选树种。不仅如此, 铁冬青对于 1 500 mg·kg⁻¹ 的 Pb 污染土壤也具有较强的修复潜力, 但可能是由于植物体内吸收大量重金属在一定程度上会抑制植物生长, 因此对于 1 500 mg·kg⁻¹ 的 Pb 污染土壤的长期修复效果有限, 但可在短期内发挥一定的修复作用。本试验仅以铁冬青幼苗为试验对象, 单一 Pb、Cd 污染对铁冬青的进一步影响需要长期深入研究。

参考文献:

[1] LORESTANI B, CHERAGHI M, YOUSEFI N. The po-

tential of phytoremediation using hyperaccumulator plants: a case study at a lead-zinc mine site[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2012, 14(8): 786-795.

[2] 环境保护部国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报 [EB/OL]. (2014-04-17)[2021-07-15]. http://www.mep.gov.cn/gkml/hbb/qt/201404/t20140417_270670.Htm.

[3] ALI H, KHAN E. What are heavy metals? Long-standing controversy over the scientific use of the term ‘heavy metals’ proposal of a comprehensive definition[J]. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 2018, 100(1): 6-19.

[4] KUMAR A, CABRAL-PINTO M M S, KUMAR A, et al. Lead toxicity: Health hazards, influence on food chain, and sustainable remediation approaches[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2020, 17(7): 2179. doi: 10.3390/ijerph17072179.

[5] 徐佳慧, 王萌, 张润, 等. 土壤镉污染的生物毒性研究进展[J]. *生态毒理学报*, 2020, 15(5): 82-91.

[6] CHANEY R L, MALIK M, LI Y M, et al. Phytoremediation of soil metals[J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 1997, 8(3): 279-284.

[7] 安婧, 宫晓双, 魏树和. 重金属污染土壤超积累植物修复关键技术的发展[J]. *生态学杂志*, 2015, 34(11): 3261-3270.

[8] 温瑀, 穆立蕃. 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.

[9] 刘睿, 聂庆娟, 王晗. 木本园林植物对土壤重金属的富集及修复效应研究进展[J]. *北方园艺*, 2021(8): 117-124.

[10] 中国科学院《中国植物志》编委会. 中国植物志: 第 45 卷[M]. 北京: 科学出版社, 1999: 45.

[11] 蔡卓, 马长乐. 冬青属植物园林应用特征研究[J]. *现代园艺*, 2013(8): 163-164.

[12] 梁俊龙, 李碧涵, 翁殊斐, 等. 3 种常见园林树木幼苗生长与生物量研究[J]. *亚热带植物科学*, 2017, 46(3): 231-235.

[13] 吴婷婷, 闫道良, 袁虎威, 等. 冬青属植物资源开发应用研究进展[J]. *浙江林业科技*, 2020, 40(6): 71-80.

[14] 生态环境部. 土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准: GB 15618—2018[S]. 北京: 中国标准出版社, 2018.

[15] 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.

[16] 黄晓纯, 刘昌弘, 张军, 等. ICP-MS 测定蔬菜样品中重金属元素的两种微波消解前处理方法[J]. *岩矿测试*, 2013, 32(3): 415-419.

[17] DICKSON A, LEAF A L, HOSNER J F. Seedling quality: Soil fertility relationships of white spruce, and red and white pine in nurseries[J]. *The Forestry Chronicle*, 1960, 36(3): 237-241.

[18] 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.

[19] CHU S S, WU D M, LIANG L Y, et al. Municipal

sewage sludge compost promotes *Mangifera persiciforma* tree growth with no risk of heavy metal contamination of soil[J]. *Scientific Reports*, 2017, 7(1): 13408. doi: 10.1038/s41598-017-13895-y.

[20] 梁开明, 傅玲, 章家恩, 等. 水稻/再力花单、间作系统中作物对镉胁迫的叶绿素荧光响应及镉积累特征[J]. *华南农业大学学报*, 2014, 35(4): 35-41.

[21] 曲同宝, 杨滕希, 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.

[22] 张思悦, 张晴, 李凌. 黄葛树对土壤铅、镉污染耐受性的研究[J]. *西南师范大学学报(自然科学版)*, 2019, 44(1): 79-83.

[23] 张明华, 张长锋, 王慧慧, 等. 四种抗寒花卉对镉的生理响应和富集特征[J]. *生态学杂志*, 2021, 40(3): 795-803.

[24] 王菲, 肖雨, 程小毛, 等. 镉胁迫对吊兰及银边吊兰生长及镉富集特性的影响[J]. *应用生态学报*, 2021, 32(5): 1835-1844.

[25] 郭晖, 庄静静. 3 种水生植物对铅污染水体的抗性研究[J]. *西南林业大学学报(自然科学)*, 2019, 39(2): 52-59.

[26] GONG Z Z, XIONG L M, SHI H Z, et al. Plant abiotic stress response and nutrient use efficiency[J]. *Science China(Life Sciences)*, 2020, 63(5): 635-674.

[27] 孙博文, 王乾鑫, 杨远祥, 等. Cd、Pb 单一及复合胁迫对白花蛇舌草幼苗生长状况的影响[J]. *四川农业大学学报*, 2019, 37(6): 792-798.

[28] 谢换换, 叶志鸿. 湿地植物根形态结构和泌氧与盐和重金属吸收、积累、耐性关系的研究进展[J]. *生态学杂志*, 2021, 40(3): 864-875.

[29] 崔广娟, 曹华元, 陈康, 等. 镉胁迫对 4 种基因型大豆生长和体内元素分布的影响[J]. *华南农业大学学报*, 2020, 41(5): 49-57.

[30] LIU Z, NAN Z R, ZHAO C Y, et al. Potato absorption and phytoavailability of Cd, Ni, Cu, Zn and Pb in sierozem soils amended with municipal sludge compost[J]. *Journal of Arid Land*, 2018, 10(4): 638-652.

[31] 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): 115-122.

[32] 段德超, 于明革, 施积炎. 植物对铅的吸收、转运、累积和解毒机制研究进展[J]. *应用生态学报*, 2014, 25(1): 287-296.

[33] FONTES R L F, COX F R. Iron deficiency and zinc toxicity in soybean grown in nutrient solution with different levels of sulfur[J]. *Journal of Plant Nutrition*, 1998, 21(8): 1715-1722.

[34] 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.

[35] 王鹏云, 晁代印. 重金属污染的植物修复及相关分子机制[J]. *生物工程学报*, 2020, 36(3): 426-435.

[36] 商侃侃, 张国威, 蒋云. 54 种木本植物对土壤 Cu、Pb、Zn 的提取能力[J]. *生态学杂志*, 2019, 38(12): 3723-3730.

【责任编辑 李晓卉】