

赖明丽, 董晓全, 谢姗宴, 等. 污泥施用下园林植物生长适应性和重金属吸收 [J]. 华南农业大学学报, 2022, 43(4): 47-57.
LAI Mingli, DONG Xiaoquan, XIE Shanyan, et al. Plant adaptability and heavy metals accumulation of different landscape plants in soil applied with sewage sludge[J]. Journal of South China Agricultural University, 2022, 43(4): 47-57.

污泥施用下园林植物生长适应性和重金属吸收

赖明丽, 董晓全, 谢姗宴, 冯嘉仪, 邢鹤严, 曾曙才, 吴道铭
(华南农业大学 林学与风景园林学院, 广东 广州 510642)

摘要:【目的】分析污泥施用下园林植物单种和混种的生长适应性以及对重金属的吸收积累, 为污泥资源化利用和重金属修复的园林植物组合筛选提供理论依据。【方法】以园林树木秋枫 *Bischofia javanica*、园林地被植物山菅兰 *Dianella ensifolia*、合果芋 *Syngonium podophyllum* 和鹅掌柴 *Schefflera odorata* 为供试植物, 以不种植物为对照, 设置 4 种植物单种、秋枫分别与 3 种地被植物混种共 7 个处理, 开展 6 个月的污泥添加盆栽试验, 分析植物干生物量、根系活力、根系抗氧化酶活性、根系形态、植物重金属积累量和土壤重金属形态变化。【结果】与秋枫单种相比, 混种合果芋显著降低了秋枫干生物量、根系超氧化物歧化酶 (Superoxidase dismutase, SOD) 活性和根系活力; 与鹅掌柴混种则显著提高了秋枫根系总根长、总表面积、根体积、比根长以及根系过氧化物酶 (Peroxidase, POD) 和过氧化氢酶 (Catalase, CAT) 活性。与秋枫混种的合果芋干生物量、根体积和根系 CAT 活性显著高于合果芋单种。与秋枫单种相比, 混种山菅兰的秋枫 Cd 积累量提高了 238.73%, 混种鹅掌柴的秋枫 Cd、Cu 和 Ni 积累量分别提高了 278.76%、53.68% 和 71.44%。与秋枫混种的合果芋 Cd、Cu、Zn 和 Ni 积累量分别提高了 161.61%、139.77%、78.37% 和 65.70%。秋枫和合果芋混种显著降低了土壤水溶态+交换态和铁锰氧化态 Cd 比例, 并增加了土壤残渣态 Cd、Cu 和 Ni 的比例。【结论】在污泥施用条件下, 秋枫与合果芋混种、秋枫与鹅掌柴混种可提高对重金属的吸收积累。

关键词: 植物修复; 园林植物; 污泥; 重金属; 混种
中图分类号: Q948 文献标志码: A 文章编号: 1001-411X(2022)04-0047-11

Plant adaptability and heavy metals accumulation of different landscape plants in soil applied with sewage sludge

LAI Mingli, DONG Xiaoquan, XIE Shanyan, FENG Jiayi, XING Heyan, ZENG Shucai, WU Daoming
(College of Forestry and Landscape Architecture, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China)

Abstract: 【Objective】 This study aimed to explore plant adaptability and heavy metals accumulation of different landscape plants and the co-planting system in sludge-amended landscape soil and provide a theoretical basis for the sewage sludge landscape utilization and the selection of landscape plants for heavy metals remediation. 【Method】 Landscape tree *Bischofia javanica* and landscape ground cover plant *Dianella ensifolia*, *Syngonium podophyllum*, and *Schefflera odorata* were selected as tested plants. The greenhouse pot experiment contained seven treatments, including four kinds of plant species monoculture, and co-planting of *B. javanica*

收稿日期: 2021-08-17 网络首发时间: 2022-03-18 09:57:16
网络首发地址: <https://kns.cnki.net/kcms/detail/44.1110.S.20220317.0928.002.html>
作者简介: 赖明丽, 硕士研究生, 主要从事园林植物与土壤污染修复研究, E-mail: 1575998763@qq.com; 通信作者: 吴道铭, 副教授, 博士, 主要从事环境土壤生态、园林植物根系生理生态研究, E-mail: dmwu@scau.edu.cn
基金项目: 国家自然科学基金 (42177011, 41807112, 31971629); 广东省自然科学基金 (2021A1515011407, 2022A1515010909)

with three kinds of landscape ground cover plant, respectively. In addition, substrate without planting was designated as control (CK). The seedlings were harvested after six months. Plant dry biomass, root activity, root antioxidative enzyme activity, root morphology, plant heavy metals accumulation, and the fraction changes of soil heavy metals were analyzed. 【Result】 Compared with monoculture treatment, the treatment co-planting with *S. podophyllum* significantly reduced the dry biomass, root superoxidase dismutase (SOD) activity and root activity of *B. javanica*. In contrast, the treatment co-planting with *S. odorata* significantly increased the total root length, total surface area, root volume, specific root length, root peroxidase (POD) and catalase (CAT) activities of *B. javanica*. The treatment co-planting with *B. javanica* significantly increased the dry biomass, root total volume, and root CAT activity of *S. podophyllum*. Compared with monoculture treatment, the treatment co-planting with *D. ensifolia* increased the Cd accumulation of *B. javanica* by 238.73%. The treatment co-planting with *S. odorata* increased the Cd, Cu, and Ni accumulation of *B. javanica* by 278.76%, 53.68%, and 71.44%, respectively. The treatment co-planting with *B. javanica* increased the Cd, Cu, Zn, and Ni accumulation of *S. podophyllum* by 161.61%, 139.77%, 78.37%, and 65.70%, respectively. Also, the exchangeable and Fe-Mn oxides fractions of Cd were significantly reduced but the residual fractions of Cd, Cu, and Ni were significantly increased by co-planting of *B. javanica* and *S. podophyllum*. 【Conclusion】 Compared with monoculture treatment, co-planting of *B. javanica* with *S. odorata* and co-planting of *B. javanica* with *S. podophyllum* increased the accumulation of heavy metals in sludge-amended landscape soils.

Key words: Phytoremediation; Landscape plant; Sewage sludge; Heavy metal; Co-planting

污泥的科学处置是生态环境建设过程中面临的重要难题之一。城市污水处理量和污泥产生量日益增加。2020 年我国城市污水处理量达 $5.71 \times 10^{10} \text{ m}^3$, 产生干污泥 (含水率 80%) 约 $1.16 \times 10^7 \text{ t}^{[1-2]}$ 。已有研究表明, 污泥含有丰富的有机质、氮磷钾养分元素和多种植物生长所需的微量元素, 施用污泥可以改善土壤肥力并促进植物生长^[3-4]。基于环境压力及资源化考虑, 污泥绿地利用拥有广阔的应用前景。污泥绿地利用可以避免污泥中有害物质直接进入食物链, 同时可以减少园林绿化化肥的使用, 缓解市政污泥处置压力。然而, 污泥中的污染物特别是重金属是限制污泥土地利用的关键因素^[5-6]。

针对污泥土壤重金属污染这一问题, Wu 等^[7]和 Chu 等^[8]研究表明, 低比例添加污泥并选择有较高生物量和较强重金属富集能力的园林植物可以降低污泥重金属污染。然而, 植物重金属吸收能力与植物种类有关, 并非所有园林植物对重金属都有较强耐受性, 而且同一植物对不同重金属的吸收水平也不一致^[9-11]。基于此, 学者们提出通过混种吸收不同重金属的园林植物, 达到较全面吸收污泥重金属的目的。但是, 混种对植物生长及重金属的吸收积累可以产生正效应, 也可以产生负效应^[9]。例如, 与单种相比, 混种黑麦草 *Lolium perenne* 提高了紫花苜蓿 *Medicago sativa* 地上部过氧化物酶 (POD)、

过氧化氢酶 (CAT) 和抗坏血酸过氧化物酶 (APX) 活性, 减轻重金属胁迫导致的氧化损伤, 也提高了植物生物量, 并减少了对重金属 Pb 的吸收^[12]。景天属 *Sedum* 植物与西芹 *Apium graveolens* 混种有更高的生物量, 同时提高了对重金属 Cd 的吸收^[13]。相反, 与小蓬草 *Conyza canadensis* 混种降低了碎米荠 *Cardamine hirsuta* 根、茎、全株生物量和 Cd 的积累^[14]。可见, 混种对植物生长和重金属吸收的影响因植物而异。作为园林绿化过程中常见的植物种植方式, 树木与地被植物混种是否可以提高植物对污泥施用土壤的适应性和重金属吸收积累的相关研究报道较少。

合果芋 *Syngonium podophyllum*、鹅掌柴 *Schefflera odorata* 和山菅兰 *Dianella ensifolia* 均为常见园林地被植物, 有较高的观赏价值。秋枫 *Bischofia javanica* 是华南地区乡土树种, 广泛应用于城市绿化。园林树木和地被植物混种是园林绿化造景中广泛应用且颇受欢迎的模式。合果芋、鹅掌柴、山菅兰和秋枫均被报道对污泥有较好的适应性, 对重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的富集能力和转移能力较强^[7-8, 15]。本文通过盆栽试验研究秋枫分别与 3 种地被植物混种对污泥施用的生长适应性以及重金属的吸收积累能力, 为筛选混种后对土壤重金属污染具有修复作用的园林植物及污泥资源化利用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试植物: 园林树木秋枫 (记作 BJ, 苗高约 30 cm); 园林地被植物合果芋 (SP, 苗高约 20 cm)、鹅掌柴 (SO, 苗高约 20 cm)、山菅兰 (DE, 苗高约20 cm), 分别购自广州市园林局和芳村苗木批发市场。

供试栽培基质: 供试土壤为赤红壤黄心土, 采自广州市郊区, 自然风干, 含水量约为 8%(w), 过 1 cm 筛后备用。供试污泥为城市污水污泥, 由河源市绿由环保科技有限公司提供, 自然堆置 4 个月, 含水量约为 45%(w), 过 1 cm 筛后备用。两者按质量比 5:5 混合, 配制成栽培基质, 基本化学性质见表 1。

表 1 土壤、污泥和栽培基质的化学性质
Table 1 The chemical properties of soil, sewage sludge, and cultivation substrate

项目 Item	pH	$\kappa/$ ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$)	w(有机质)/ ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	w/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)						
		Electrical conductivity	Organic matter content	碱解氮 Available nitrogen	速效磷 Available phosphorus	速效钾 Available potassium	总镉 Total cadmium	总铜 Total copper	总锌 Total zinc	总镍 Total nickel
土壤 Soil	6.13	0.09	11.00	72.20	2.20	33.69	0.03	20.58	37.93	3.91
污泥 Sludge	7.57	3.35	90.81	1 174.79	695.67	253.59	2.39	419.50	1 070.37	372.47
基质 ¹⁾ Substrate	6.63	1.19	65.33	581.89	376.33	180.30	1.40	232.14	526.35	189.31
限值 ²⁾	≥6.5						<20	<1 500	<4 000	<200
Allowable values										

1)栽培基质的土壤、污泥质量比为 5 : 5;2)限值: 国标的园林绿化用污泥限值^[16]
1) The soil + sludge mass ratio of the cultivation substrate is 5 : 5;2)Allowable values for sludge : The allowable values for sludge landscape utilization in national standard^[16]

1.2 试验设计

试验以不种植物为对照 (CK), 设置 7 个处理, 分别为: 秋枫单种 (BJ), 山菅兰单种 (DE), 合果芋单种 (SP), 鹅掌柴单种 (SO), 秋枫+山菅兰混种 (BJ+DE), 秋枫+合果芋混种 (BJ+SP), 秋枫+鹅掌柴混种 (BJ+SO)。考虑到木本植物和草本植物两者生长速率和生物量有差异, 且多株同一植物种在一起可能产生种间干扰, 因此本试验单种每盆只种植 1 棵植物, 混种每盆种植 2 棵植物; 为确保每株植物获得相对一致的土壤生长环境, 通过调节基质用量来减少试验背景差异。对照和单种处理采用小塑料盆 (规格 22 cm × 20 cm), 每盆装土 3 kg。混种处理采用大塑料盆 (规格 27 cm × 25 cm), 每盆装土 6 kg。每盆装土后, 浇透水, 放置平衡 3 周。然后, 按照以上处理设置, 移栽相应植物。每个处理 3 个重复, 每个重复 2 盆, 一共 48 盆。植物于温室大棚内生长 6 个月 (2018 年 4 月—10 月)。期间, 每 2 天浇一次水, 每次小盆 100 mL、大盆 200 mL, 下渗的水经盆底托盘收集后再倒回盆中。植物生长温度为 25~35 ℃。

1.3 采样及测定项目

植物样品收集: 将植物带土从塑料盆中取出, 用剪刀于根茎连接处剪开, 并将地上部剪成一定长度节段, 装于信封, 烘干测定干生物量及重金属含量。将收集完植株地上部的土球放置于干净塑料薄

膜, 轻轻抖开土球, 获取完整根系。然后, 进一步抖落土壤, 将根系浸泡于自来水, 洗净残余土壤。3 份根系保存于 4 ℃ 冰箱中, 用于测定根系生理指标。另 3 份根系暂时保存于另一干净自来水中, 用于分析根系形态指标。

土壤样品收集: 取出植物根系后, 剩下的土壤混匀并摊开, 多次采用四分法最终收集约 200 g 土壤。土壤样品自然风干后, 研磨, 过 100 目尼龙筛, 用于土壤重金属镉 (Cd)、铜 (Cu)、镍 (Ni) 和锌 (Zn) 形态及含量测定。

1.4 测定方法

通过扫描仪获取根系照片, 然后借助根系分析软件 WinRHIZO (WinRHIZO Pro2017, Regent Instruments Canada Inc., 加拿大) 分析扫描图片, 获取根系总根长、根表面积、总体积等指标, 并计算比根长和根组织密度:

$$\begin{aligned}\text{比根长}(\text{cm}\cdot\text{g}^{-1}) &= \text{总根长} \div \text{根干生物量}, \\ \text{根组织密度}(\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}) &= \text{根干生物量} \div \text{根体积}.\end{aligned}$$

植物样品在 105 ℃ 下杀青 30 min, 65 ℃ 下烘至恒质量, 用电子天平称得干生物量; 通过干灰化处理, 采用原子吸收火焰光度计测定植物体内的重金属 Cd、Cu、Ni 和 Zn 含量。

取 1 g 新鲜根尖 (0~2 cm), 用 5 mL 预冷磷酸缓

冲液 (pH 7.0, 50 mmol·L⁻¹) 冷冻研磨, 获取粗酶液, 用于蛋白质、超氧化物歧化酶 (Superoxidase dismutase, SOD, EC1.15.1.1)、过氧化氢酶 (Catalase, CAT, EC1.11.1.60) 和过氧化物酶 (Peroxidase, POD, EC1.11.1.7) 活性测定。蛋白质用考马斯亮蓝法测定; 改进 Giannopolitis 等^[17] 的方法测定 SOD 活性; 改进 Aebi^[18] 的方法测定 CAT 活性; 利用愈创木酚法测定 POD 活性; 方法改进主要体现在将原来方法中针对叶片的反应体系缩小为 5 mL 的根系反应体系。另取 0.5 g 根尖, 参照 Aibibu 等^[19], 采用氯化三苯基四氮唑 (TTC) 法测定根系活力。根据 Tessier 等^[20] 提供方法进行土壤重金属分级测定, 利用原子吸收火焰光度计测定土壤镉、铜、镍和锌含量。

1.5 数据处理与分析

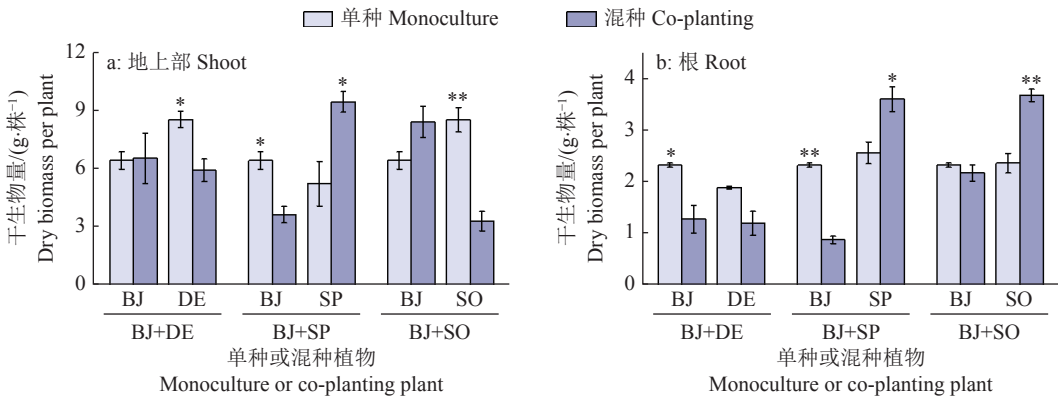
采用 Excel 2003 和 SPSS 22.0 软件对数据进行统计分析。采用单因素方差分析 (One-way ANOVA) 和独立样本 *t* 检验法比较不同处理间的差异。多重

比较采用 Duncan’s 法。

2 结果与分析

2.1 植物生物量变化

由图 1 可以看出, 污泥施用对园林植物单种和混种的生物量累积有不同影响。与各自单种相比, 秋枫与山菅兰混种导致秋枫根系干生物量下降了 45.91% ($P<0.05$); 混种后山菅兰地上部和根系干生物量分别降低了 30.75% 和 36.62%, 其中地上部干生物量显著减少 ($P<0.05$)。秋枫与合果芋混种处理中, 与秋枫单种相比, 混种导致秋枫地上部和根系干生物量分别降低了 43.60% 和 61.98%, 差异均达到显著水平 ($P<0.05$); 但混种后合果芋地上部和根系干生物量较单种分别提高了 81.12% 和 40.32%, 差异均达到显著水平 ($P<0.05$)。与鹅掌柴单种相比, 混种秋枫处理的鹅掌柴根系干生物量显著增加, 但地上部干生物量显著降低 ($P<0.01$)。



BJ: 秋枫; DE: 山菅兰; SP: 合果芋; SO: 鹅掌柴; 图中数据为平均值±标准误, $n=3$; “*” 和 “**” 分别表示同一植物单种与混种间差异达到 0.05 和 0.01 显著水平 (*t*-检验)

BJ: *Bischofia javanica*; DE: *Dianella ensifolia*; SP: *Syngonium podophyllum*; SO: *Schefflera odorata*; Values in figures are mean ± SE, $n=3$; “*” and “**” indicate significant differences of the same species between monoculture and co-planting at the levels of 0.05 and 0.01, respectively (*t*-test)

图 1 植物地上部和根系生物量

Fig. 1 Biomass of plant shoot and root

2.2 植物根系活力和抗氧化酶活性

由图 2 可以看出, 与单种相比, 混种秋枫的山菅兰根系 SOD 活性和根系活力分别显著提高了 25.74% ($P<0.05$) 和 114.62% ($P<0.05$)。混种合果芋的秋枫根系 SOD 活性和根系活力较秋枫单种分别显著下降了 36.39% ($P<0.05$) 和 70.09% ($P<0.05$); 而混种后的合果芋根系 CAT 活性与单种相比极显著提高 ($P<0.01$)。与单种相比, 混种鹅掌柴的秋枫根系 POD 和 CAT 活性分别增加了 154.00% ($P<0.05$) 和 90.48% ($P<0.05$); 混种处理的鹅掌柴根系 CAT 和 SOD 活性较单种分别增加了 178.19% ($P<0.01$) 和 106.53% ($P<0.01$)。

2.3 根系性状变化

由表 2 可知, 与秋枫混种导致山菅兰根系单株总根长和总体积较山菅兰单种分别下降 41.23% ($P<0.01$) 和 56.24% ($P<0.01$)。与秋枫混种后, 合果芋单株总根长、总表面积和总体积较单种分别增加了 24.51%、38.48% 和 40.54%, 其中总体积差异显著 ($P<0.05$)。混种鹅掌柴的秋枫根系单株总根长、总根表面积和根体积较秋枫单种分别提高了 79.44% ($P<0.01$)、152.96% ($P<0.01$) 和 138.38% ($P<0.01$); 但混种秋枫后鹅掌柴根系单株总根长和总体积分别下降 51.86% ($P<0.01$) 和 51.04% ($P<0.05$)。与秋枫单种相比, 混种鹅掌柴和混种合果芋的秋枫有更大的

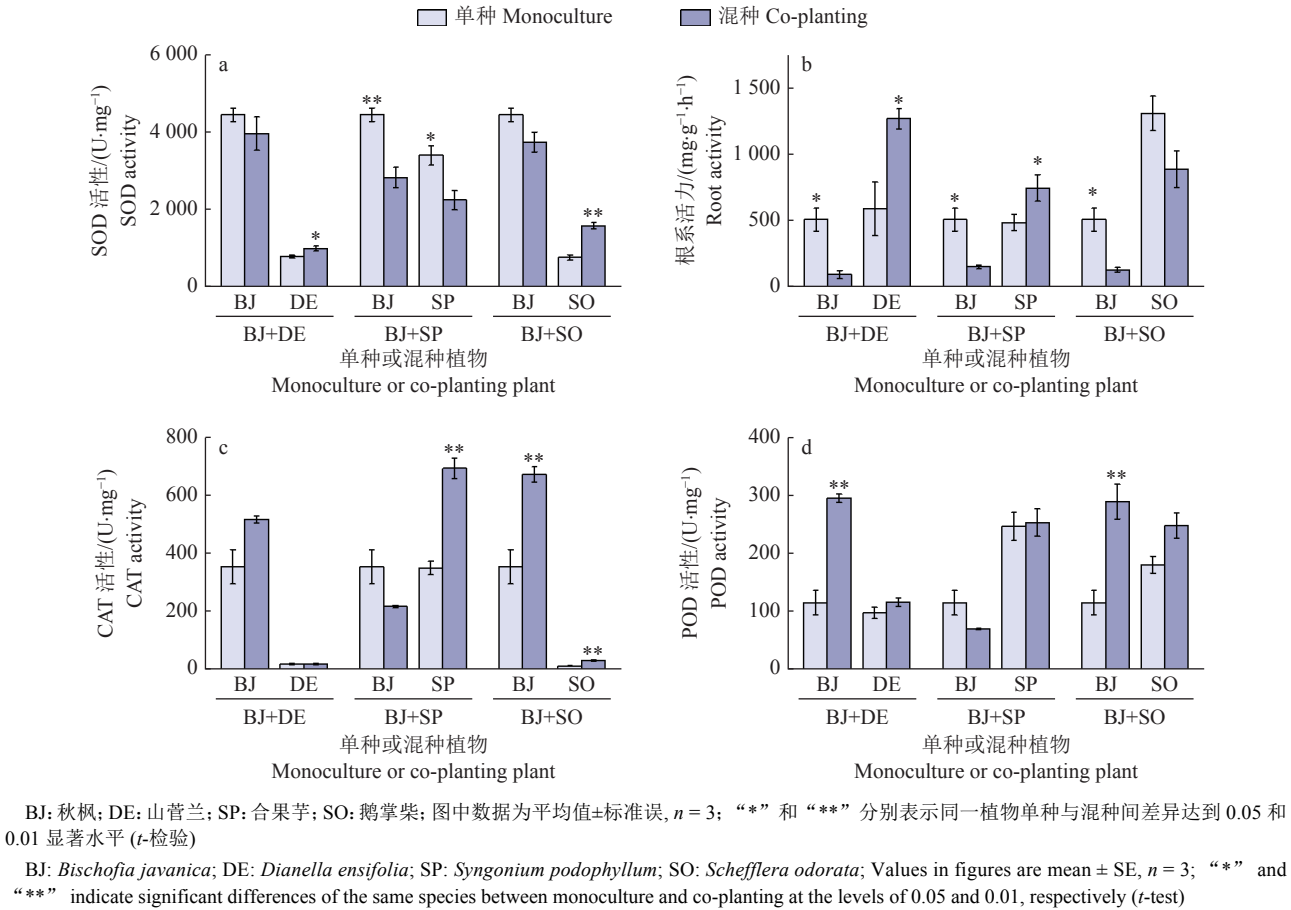


图 2 根系抗氧化酶活性和根系活力

Fig. 2 Antioxidative enzyme activity and activity of root

表 2 根系性状变化¹⁾

Table 2 The changes of root characteristics

处理 ²⁾	植株 ³⁾	总根长/cm	总根表面积/cm ²	根体积/cm ³	比根长/(cm·g ⁻¹)	根组织密度/(g·cm ⁻³)
Treatment	Plant	Total root length	Total root surface area	Total root volume	Specific root length	Root tissue density
BJ	BJ	1 149.54±110.13	184.51±16.50	3.54±0.68	495.41±50.28	0.71±0.13
DE	DE	1 188.58±16.86**	301.93±39.56	9.46±0.27**	628.08±13.60	0.20±0.00
BJ+DE	BJ	1 014.14±53.41	187.37±9.40	5.19±1.10	864.02±190.22	0.46±0.06
BJ+DE	DE	698.54±28.82	196.58±32.93	4.14±0.45	625.47±114.90	0.30±0.08
SP	SP	992.85±51.18	284.99±24.64	6.22±0.31	390.91±27.14	0.42±0.05
BJ+SP	BJ	1 242.59±116.66	204.09±17.63	2.67±0.25	1 405.77±75.70**	0.33±0.01
BJ+SP	SP	1 236.22±83.70	394.64±41.20	8.74±0.77*	345.05±22.03	0.37±0.04
SO	SO	920.16±54.64 **	287.13±18.73	7.69±0.69*	397.65±51.91**	0.30±0.06
BJ+SO	BJ	2 062.74±41.47**	466.74±25.73**	8.45±0.74**	959.69±64.99**	0.26±0.02
BJ+SO	SO	442.97±38.55	202.02±28.59	3.77±0.58	121.20±12.78	1.27±0.23*

1)表中数据为平均值±标准误, n = 3; “*” 和 “**” 分别表示同一植物单种与混种间差异达到0.05和0.01显著水平(t-检验); 2)指单种或混种, BJ: 秋枫, DE: 山菅兰, SP: 合果芋, SO: 鹅掌柴; 3)测定的植物

1)Data in table are means ± SE, n = 3; “*” and “**” indicate significant differences of the same species between monoculture and co-planting at the levels of 0.05 and 0.01, respectively (t-test); 2)Monoculture or co-planting; BJ: *Bischofia javanica*; DE: *Dianella ensifolia*; SP: *Syngonium podophyllum*; SO: *Schefflera odorata*; 3)Measured plant

比根长 ($P<0.01$) 和更低的根组织密度 ($P<0.05$)。

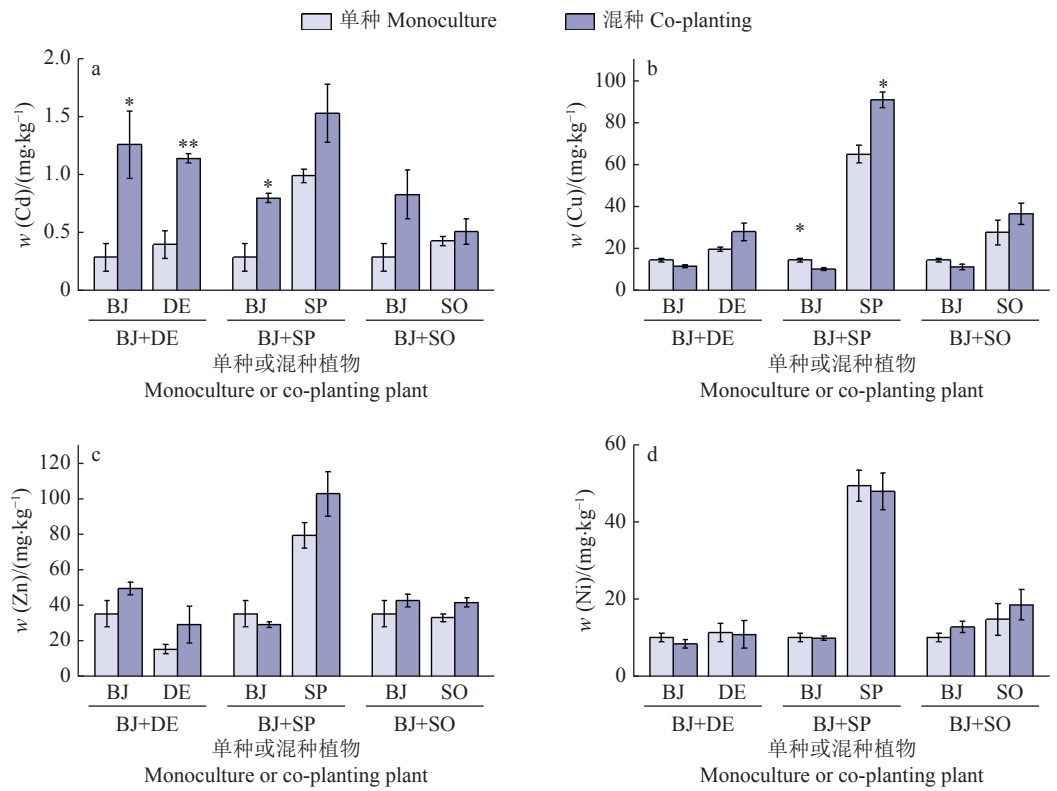
2.4 植物重金属含量变化

由图 3 可以看出, 与各自单种相比, 混种后的

秋枫和山菅兰地上部 Cd 含量分别增加了 339.48%

($P<0.05$) 和 181.85%($P<0.01$)。秋枫与合果芋混种

处理中, 与各自单种相比, 混种后合果芋地上部



BJ: 秋枫; DE: 山菅兰; SP: 合果芋; SO: 鹅掌柴; 图中数据为平均值±标准误, $n = 3$; “*” 和 “**” 分别表示同一植物单种与混种间差异达到 0.05 和 0.01 显著水平 (t -检验)

BJ: *Bischofia javanica*; DE: *Dianella ensifolia*; SP: *Syngonium podophyllum*; SO: *Schefflera odorata*; Values in figures are mean $\pm$ SE, $n = 3$; “*” and “**” indicate significant differences of the same species between monoculture and co-planting at the levels of 0.05 and 0.01, respectively (t -test)

图 3 植物地上部重金属含量
Fig. 3 Contents of heavy metals in shoot

Cd、Cu 和 Zn 含量分别提高了 55.40%、39.64% 和 29.22%，其中 Cu 含量差异达到显著水平 ($P < 0.05$)；混种后秋枫地上部 Cd 含量提高了 179.04%，但地上部 Cu 含量下降了 22.38%，差异均达到显著水平 ($P < 0.05$)。秋枫与鹅掌柴单种和混种处理的地上部重金属含量变化没有显著差异。

从根系重金属含量来看 (图 4)，与山菅兰混种后，秋枫根系 Cd、Cu、Zn 和 Ni 含量较单种分别提高了 222.70%、59.77%、65.18% 和 58.08%，Cd、Zn 和 Ni 含量差异均达到显著水平 ($P < 0.05$)；与秋枫混种的山菅兰根系 Cd 含量显著提高了 125.11% ($P < 0.05$)，但根系 Cu 和 Ni 含量显著减少 ($P < 0.01$)。秋枫与合果芋混种处理中，与各自单种相比，混种后秋枫 Cd 和 Zn 含量分别提高了 466.66% ($P < 0.05$) 和 54.42% ($P < 0.01$)，同时，混种的合果芋根系 Cd 含量提高了 48.62% ($P < 0.05$)，差异均达到显著水平。与单种相比，混种鹅掌柴后的秋枫根系 Cd、Cu、Zn 和 Ni 含量分别提高了 306.38%、47.89%、62.83% 和 84.44%，差异达到显著水平 ($P < 0.01$ 或 $P < 0.05$)；混种秋枫的鹅掌柴根系 Cd 含量显著提高了 229.89% ($P < 0.01$)，但鹅掌柴单种根

系 Cu、Ni 含量显著高于鹅掌柴混种 ($P < 0.01$)。

总体来说，园林植物混种提高了植物地上部和根系重金属含量。

2.5 植物重金属积累量

由图 5 可以看出，污泥施用下园林植物单种和混种对整株植物的重金属吸收积累量产生了不同的影响。与各自单种相比，秋枫与山菅兰混种后两者 Cd 积累量分别提高了 238.73% 和 78.22%，差异均达到显著水平 ($P < 0.05$)。在秋枫与合果芋单种和混种处理中，与各自单种相比，混种后的秋枫 Cu 和 Ni 积累量分别下降了 58.68% ($P < 0.01$) 和 43.43% ($P < 0.01$)，但是混种后的合果芋整株重金属 Cd、Cu、Zn 和 Ni 积累量分别提高了 161.61%、139.77%、78.37% 和 65.70%，其中 Cd、Cu 和 Zn 积累量差异均达到显著水平 ($P < 0.05$)。不同的是，混种鹅掌柴的秋枫整株重金属 Cd、Zn 和 Ni 积累量分别提高了 278.76%、53.68% 和 71.44%，其中 Cd 和 Ni 积累量差异均达到显著水平 ($P < 0.01$ 或 $P < 0.05$)，但混种的鹅掌柴重金属积累量变化没有显著差异。总而言之，与单种相比，混种山菅兰、混种鹅掌柴增加了秋枫重金属 Cd、Zn 的积累量，混种

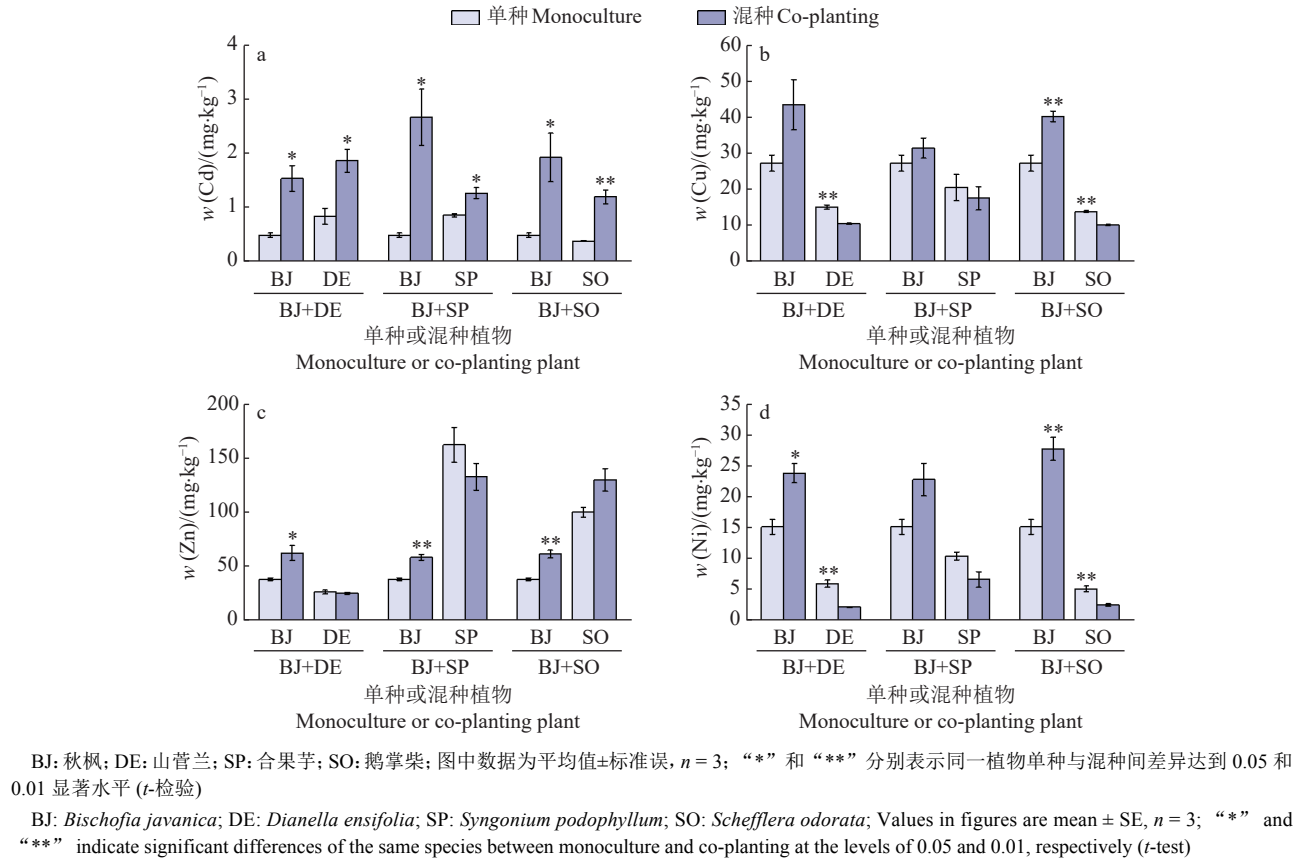


图 4 植物根系重金属含量

Fig. 4 Contents of heavy metals in root

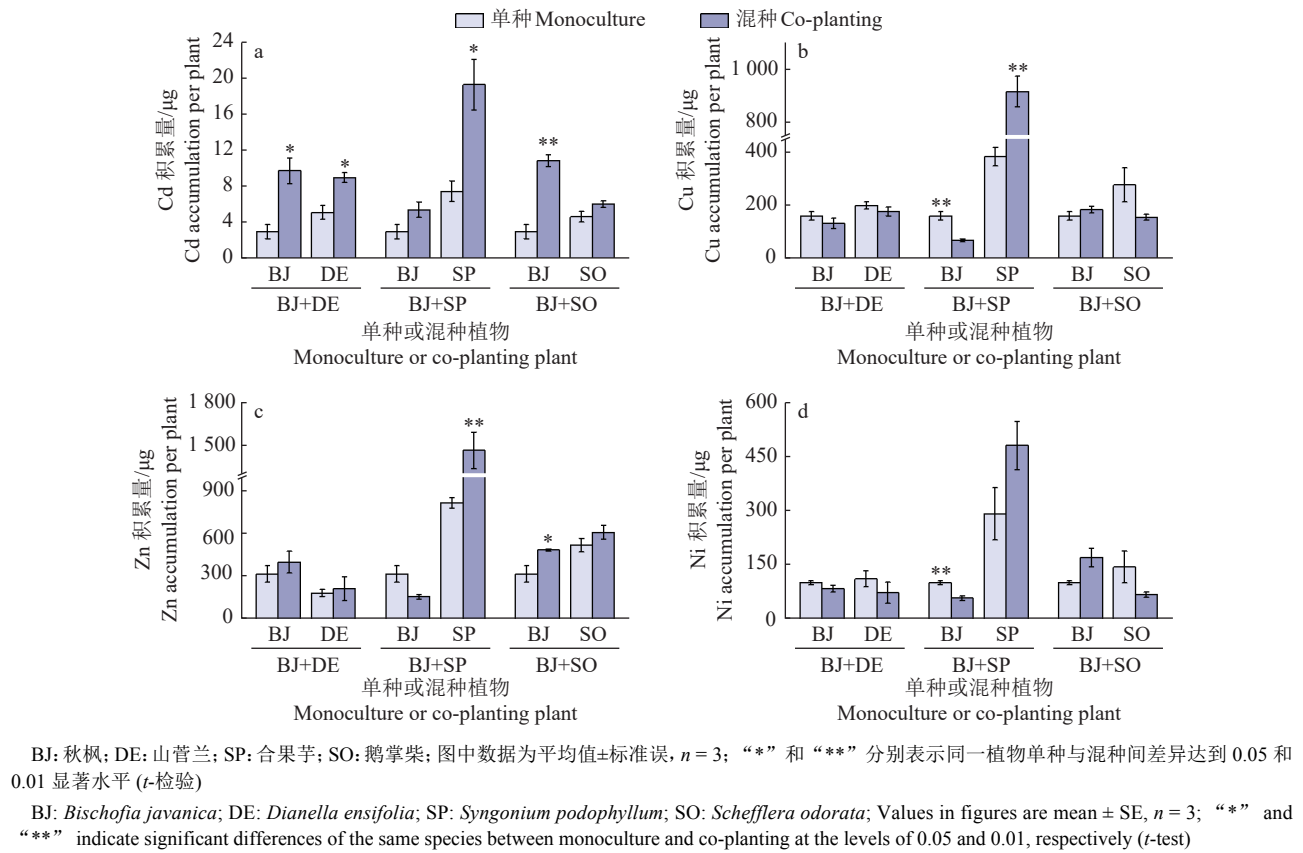


图 5 植物重金属单株积累量

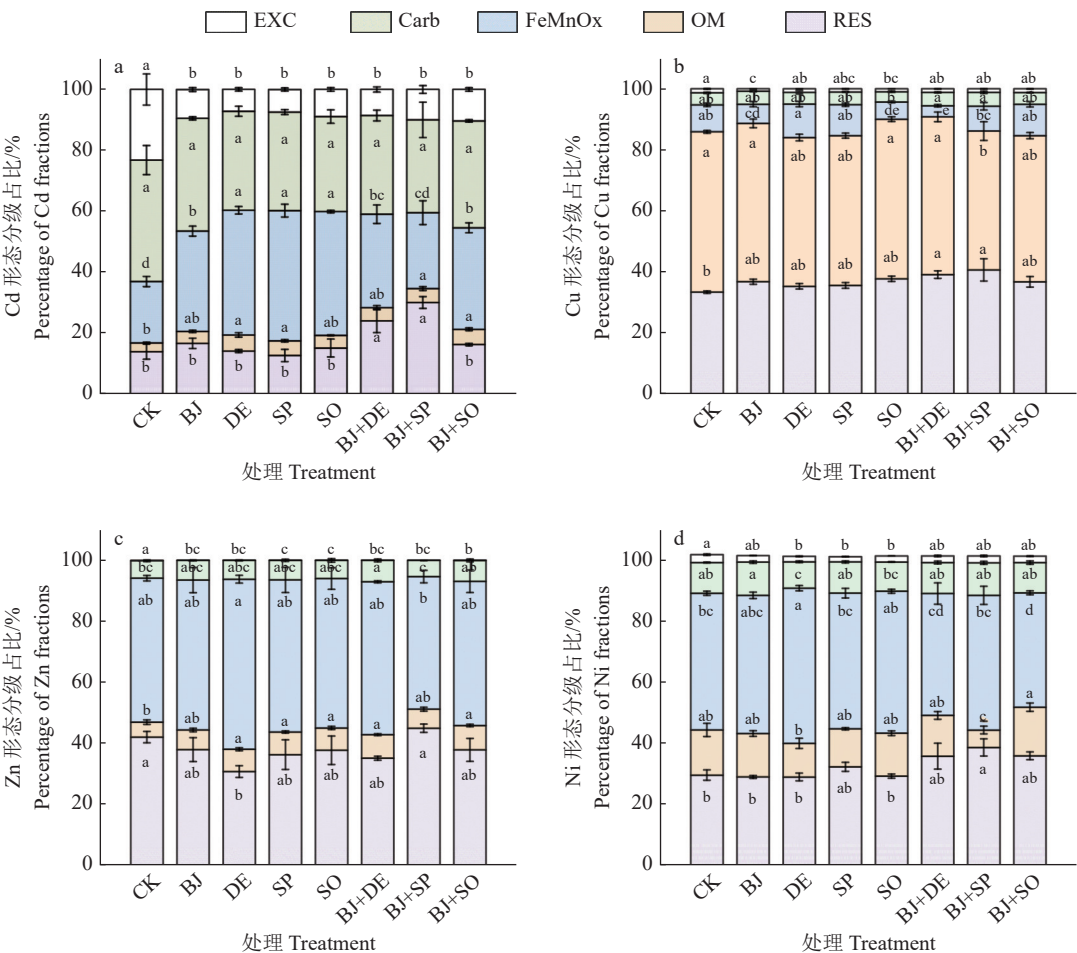
Fig. 5 Heavy metals accumulation in each plant

合果芋减少了秋枫重金属 Cu、Ni 的积累量,但显著增加了合果芋重金属 Cd、Cu 和 Zn 的积累量。

2.6 植物收获后土壤重金属形态变化

为了深入了解土壤重金属变化,本研究进一步分析土壤重金属的 Tessier 分级 (图 6)。与不种植物的 CK 相比,种植园林植物降低了土壤水溶态+交换态的重金属 Cd、Cu、Zn 和 Ni 比例,其中 Cd 和 Zn 比例显著降低 ($P<0.05$)。与各自单种相比,2 种园林植物混种后土壤铁锰氧化态的重金属 Cd、

Zn 和 Ni 比例降低,但残渣态的 Cd、Cu 和 Ni 比例增加,其中秋枫和合果芋混种后土壤铁锰氧化态的重金属 Cd 下降比例最大 (为 25.09%),残渣态 Cd 增加比例最大 (为 29.78%),且差异达到显著水平 ($P<0.05$)。上述结果表明,混种处理有效降低了土壤中生物毒性 (土壤水溶态+交换态) 和潜在生物毒性 (铁锰氧化物结合态) 的重金属比例,增加了低生物毒性 (残渣态) 重金属比例。



EXC: 水溶态+交换态; Carb: 碳酸盐结合态; FeMnOx: 铁锰氧化物结合态; OM: 有机结合态; RES: 残渣态; CK: 对照; BJ: 秋枫; DE: 山菅兰; SP: 合果芋; SO: 鹅掌柴; 图中数据为平均值±标准误, $n = 3$; 各图中, 相同颜色柱子上的不同小写字母表示同一形态的不同处理间差异显著 ($P<0.05$, Duncan's 法)

EXC: Water soluble state + Exchangeable; Carb: Bound to carbonates; FeMnOx: Bound to Fe and Mn oxides; OM: Bound to organic matter; RES: Residual; CK: Control; BJ: *Bischofia javanica*; DE: *Dianella ensifolia*; SP: *Syngonium podophyllum*; SO: *Schefflera odorata*; Values in figures are mean $\pm$ SE, $n = 3$; Different lowercase letters on the bars of the same color indicate significantly different among different treatments in the same fractionation ($P<0.05$, Duncan's method)

图 6 土壤重金属 Tessier 分级

Fig. 6 Tessier fraction grade of heavy metals in soil

3 讨论与结论

3.1 污泥施用条件下园林植物单种和混种的生长适应性

混种有利于维持植物多样性,是园林绿化建设和生态造林的重要模式。但植物混种对植物生长可

能出现抑制或促进的现象^[9]。本研究发现,秋枫与 3 种地被植物混种后,促进了合果芋的生长,但抑制了鹅掌柴和山菅兰地上部的生长;混种合果芋和混种山菅兰的秋枫生长也受到抑制。结合混种总体上提高了植物地上部和根系重金属含量的结果,本文

推测这些园林植物单种和混种表现出不同的生长适应性,与植物体内重金属含量变化有关。与 Chu 等^[8]研究结果一致,当秋枫地上部和根系重金属 Cd 含量分别增加至 0.55 和 0.85 mg/kg 时,植物地上部和根系生物量显著减少。本试验中与合果芋混种的秋枫根系重金属 Cd 含量提高到 2.66 mg/kg,与山菅兰混种的秋枫地上部 Cd 含量提高到 1.26 mg/kg,重金属含量远远超过其耐受值。重金属胁迫诱发植物氧化毒害,是抑制植物生长的重要原因。植物通过提高酶促抗氧化系统中 SOD、POD 及 CAT 等酶的活性清除植物体活性氧,减轻逆境胁迫对植物的伤害程度^[21-23]。但是,植物抵御胁迫的能力有限,过高的重金属造成细胞膜损坏及膜质过氧化^[24-25],导致根系 SOD、CAT 酶活性及根系活力下降。本研究推测,与合果芋混种促进秋枫地上部和根系重金属 Cd 的吸收,体内重金属的累积增加,对根系的抗氧化酶系统造成一定压力,进而抑制了根系的生长和生物量的累积。与 Tauqeer 等^[26]研究结果相似,植物锦绣苋 *Alternanthera bettzickiana* 体内 SOD、POD 和 CAT 活性随重金属 Cd 和 Pb 浓度的增加先升后降,当金属浓度升高至 2.0 mmol·L⁻¹ 时,酶活性降低。而与单种相比,混种秋枫的合果芋根系、地上部干生物量和根系酶活性提高并有更高的重金属积累量,表现出良好的适应性和重金属吸收能力,这与王婧等^[15]的研究结果一致,合果芋有较强的污泥适应性和耐重金属能力,其生物量和重金属耐性指数均随污泥施用量比例的增加而增加,并在纯污泥条件下达到最大值。有趣的是,与单种相比,鹅掌柴与秋枫混种促进了鹅掌柴根系生长,但地上部生长却受到抑制。虽然与秋枫混种后鹅掌柴根系抗逆性较单种有所提高,但在重金属胁迫下植物叶片光合作用受到抑制^[27],也会影响植物生物量的积累。此外,植物生长受抑制的原因除了过多重金属累积产生毒害作用外,混种过程中植物争夺 N、P、K 和有机质等养分物质,也会导致竞争能力较弱植物的生物量降低^[28]。在竞争中处于劣势的植物是否受混种植物释放有毒化感物质的影响也值得关注^[29]。

3.2 污泥施用条件下园林植物单种和混种的重金属累积变化

混种植物有更复杂的根际理化性质,影响植物对重金属的吸收积累。本研究结果表明,混种对植物重金属的吸收积累产生正效应。混种山菅兰、混种鹅掌柴均显著提高了秋枫重金属 Cd 和 Zn 的积累,混种秋枫显著提高了合果芋地上部对重金属 Cd、

Cu 和 Zn 的积累;这与 Bian 等^[30]研究伴矿景天 *Sedum plumbizincicola* 和毛竹 *Phyllostachys pubescens* 混种对重金属积累的结果相似。值得注意的是,混种对植物重金属的吸收积累也可能产生负效应。与合果芋混种的秋枫地上部重金属 Cu 的积累量显著减少,这与梁开明等^[31]研究结果相似,水稻 *Oryza sativa* 与再力花 *Thalia dealbata* 混种后,水稻对重金属 Cd 的积累减少。根系生长在植物水分、养分和重金属吸收中发挥重要作用^[32],总根长、总表面积、总体积和比根长等根系指标与植物获取土壤资源的能力呈正相关^[33]。祁世华等^[34]研究发现,在与本地植物佩兰 *Eupatorium heterophyllum* 混种后,入侵植物紫茎泽兰 *Eupatorium adenophorum* 通过维持细根长度、表面积和体积,并增大比根长、降低根的组织密度以获取更多的土壤资源。混种鹅掌柴的秋枫和混种秋枫的合果芋有更优良的根系性状,表现为更大的总根长、总表面积、根体积和比根长以及更低的根组织密度,这可能是这些植物重金属累积量较高的主要原因。

3.3 园林植物单种和混种与土壤重金属形态变化

重金属 Tessier 分级的 5 种形态中,植物可以直接吸收利用水溶态+交换态重金属;碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态和有机结合态重金属在一定条件下可以转化为水溶态+交换态重金属,进而被植物体吸收;而残渣态最为稳定,难以被植物利用^[35-36]。本研究的土壤重金属分级结果表明,种植园林植物降低了土壤水溶态+交换态重金属 Cd、Cu、Zn 和 Ni 的比例,一定程度上降低了土壤重金属的污染风险。与各自单种相比,2 种园林植物混种后土壤铁锰氧化态重金属 Cd、Zn 和 Ni 的比例降低,残渣态 Cd、Cu 和 Ni 的比例增加。结合混种山菅兰、混种鹅掌柴增加了秋枫重金属 Cd、Zn 的积累,混种秋枫提高了合果芋重金属 Cd、Cu、Zn 和 Ni 的积累,本研究推测,混种植物根系活化了重金属,进而提高重金属吸收能力。Li 等^[37]研究发现,超富集植物台湾南芥 *Arabis alpina* 和蚕豆 *Vicia faba* 混种根系分泌有机酸含量增加,从而促进了台湾南芥对重金属 Cd 和 Pb 的积累。此外,根系也会分泌黏胶状物质与一部分重金属离子结合,降低了重金属在土壤中的移动性和生物可利用性。如 Marastoni 等^[38]研究表明,2 个不同燕麦品种 *Avena sativa* cv. Fronteira 和 cv. Perona 通过分泌酚类物质和有机螯合分子络合重金属离子,减少了植物对重金属 Cu 的吸收,并缓解其对植物的毒害作用。土壤重金属形态的改变与土壤根际环境中的 pH、氧化还原

电位、有机质含量和微生物群落结构有关^[39-40]。本研究在不同园林植物混种对土壤重金属形态的影响以及与这些环境因子存在怎样的关系方面有待更加深入的分析。

3.4 结论

在污泥施用条件下,与秋枫单种相比,混种合果芋显著降低了秋枫干生物量、根系 SOD 活性和根系活力;与鹅掌柴混种则显著提高了秋枫根系总根长、总表面积、根体积、比根长以及根系 POD 和 CAT 活性;与秋枫混种的合果芋干生物量、根体积以及根系 CAT 活性显著高于合果芋单种。混种山菅兰、混种鹅掌柴均显著增加了秋枫重金属 Cd、Zn 的积累量,混种秋枫显著提高了合果芋重金属 Cd、Cu 和 Zn 的积累量。秋枫和合果芋混种显著降低了土壤水溶态+交换态和铁锰氧化态重金属 Cd 的比例,并增加了土壤残渣态重金属 Cd、Cu 和 Ni 的比例,一定程度上降低了土壤重金属的污染风险。当前盆栽试验中,混种改变了土壤重金属形态和植物根系形态,这是其提高重金属吸收积累的重要原因,园林树木与地被植物混种对污泥的适应性和重金属修复能力需要更长的时间及场地试验来检验。上述结果对选用合适的园林植物并构建合适种植模式以修复城市土壤重金属污染具有借鉴意义。

参考文献:

[1] 中国环境年鉴编委会. 中国环境年鉴[M]. 北京: 中国环境年鉴社, 2020.

[2] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 2020 年城乡建设统计年鉴 [EB/OL]. [2021-07-28]. <http://www.mohurd.gov.cn/gongkai/fdzdgknr/sjfb/index.html>.

[3] EID E M, HUSSAIN A A, TAHER M A, et al. Sewage sludge application enhances the growth of *Corchorus olitorius* plants and provides a sustainable practice for nutrient recirculation in agricultural soils[J]. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 2020, 20(1): 149-159.

[4] SKOWRONSKA M, BIELINSKA E J, SZYMANSKI K, et al. An integrated assessment of the long-term impact of municipal sewage sludge on the chemical and biological properties of soil[J/OL]. *Catena*, 2020, 189: 104484. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104484>

[5] LIU H. Achilles heel of environmental risk from recycling of sludge to soil as amendment: A summary in recent ten years (2007 —2016)[J]. *Waste Management*, 2016, 56: 575-583.

[6] YUE Y, CUI L, LIN Q, et al. Efficiency of sewage sludge biochar in improving urban soil properties and promoting grass growth[J]. *Chemosphere*, 2017, 173: 551-556.

[7] WU D, CHU S, LAI C, et al. Application rate and plant species affect the ecological safety of sewage sludge as a landscape soil amendment[J]. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2017, 27: 138-147.

[8] CHU S, JACOBS D F, LIAO D, et al. Effects of landscape plant species and concentration of sewage sludge compost on plant growth, nutrient uptake, and heavy metal removal[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(35): 35184-35199.

[9] AN L, PAN Y, WANG Z, et al. Heavy metal absorption status of five plant species in monoculture and intercropping[J]. *Plant and Soil*, 2011, 345(1/2): 237-245.

[10] 储双双, 童馨, 王文瑞, 等. 污泥堆肥对黄梁木幼苗生长和元素吸收的影响[J]. *应用生态学报*, 2017, 28(5): 1550-1556.

[11] NISSIM W G, CINCINELLI A, MARTELLINI T, et al. Phytoremediation of sewage sludge contaminated by trace elements and organic compounds[J]. *Environmental Research*, 2018, 164: 356-366.

[12] CUI T, FANG L, WANG M, et al. Intercropping of gramineous pasture ryegrass (*Lolium perenne* L.) and leguminous forage alfalfa (*Medicago sativa* L.) increases the resistance of plants to heavy metals[J]. *Journal of Chemistry*, 2018(7): 1-11.

[13] LUO K, MA T, LIU H, et al. Efficiency of repeated phytoextraction of cadmium and zinc from an agricultural soil contaminated with sewage sludge[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2015, 17(6): 575-582.

[14] XIA H, LIANG D, CHEN F, et al. Effects of mutual intercropping on cadmium accumulation by the accumulator plants *Conyza canadensis*, *Cardamine hirsuta*, and *Cerastium glomeratum*[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2018, 20(9): 855-861.

[15] 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.

[16] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 城镇污水处理厂污泥处置园林绿化用泥质: GB/T 23486—2009 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2009: 1-8.

[17] GIANNOPOLITIS C N, RIES S K. Superoxide dismutases: I: Occurrence in higher plants[J]. *Plant Physiology*, 1977, 59(2): 309-314.

[18] AEBI H. Catalase in vitro[J]. *Methods in Enzymology*, 1984, 105: 121-126.

[19] AIBIBU N, LIU Y, ZENG G, et al. Cadmium accumulation in *Vetiveria zizanioides* and its effects on growth, physiological and biochemical characters[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(16): 6297-6303.

[20] TESSIER A, CAMPBELL P G C, BISSON M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. *Analytical Chemistry*, 1979, 51(7): 844-851.

[21] 李鸿博, 蔡伟俊, 谢雨彤, 等. 甘蔗新品系对干旱胁迫的生理响应及抗旱性评价[J]. *华南农业大学学报*, 2019,

40(6): 51-58.

[22] ZHANG H, ZHANG L, LI J, et al. Comparative study on the bioaccumulation of lead, cadmium and nickel and their toxic effects on the growth and enzyme defence strategies of a heavy metal accumulator, *Hydrilla verticillata* (L. f.) Royle[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27: 9853-9865.

[23] KHANNA K, KOHLI S K, SHARMA A, et al. Histochemical and physicochemical studies reveal improved defense in tomato under Cd stress with rhizobacterial supplementation[J]. *Plant and Soil*, 2020, 446(1): 393-411.

[24] SRIVASTAVA S, SRIVASTAVA A K, SUPRASANNA P, et al. Comparative biochemical and transcriptional profiling of two contrasting varieties of *Brassica juncea* L. in response to arsenic exposure reveals mechanisms of stress perception and tolerance[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2009, 60(12): 3419-3431.

[25] MAHMOOD S, ISHTIAQ S, YASIN G, et al. Dose dependent rhizospheric Ni toxicity evaluation: Membrane stability and antioxidant potential of *Vigna* species[J]. *Chilean Journal of Agricultural Research*, 2016, 76(3): 378-384.

[26] TAUQEER H M, ALI S, RIZWAN M, et al. Phytoremediation of heavy metals by *Alternanthera bettzickiana* : Growth and physiological response[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, 126: 138-146.

[27] DOBRIKOVA A G, APOSTOLOVA E L, HANĆ A, et al. Cadmium toxicity in *Salvia sclarea* L. : An integrative response of element uptake, oxidative stress markers, leaf structure and photosynthesis[J/OL]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 209: 111851. [2021-08-10]. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111851>.

[28] ENGBERSEN N, BROOKER R W, STEFAN L, et al. Temporal differentiation of resource capture and biomass accumulation as a driver of yield increase in intercropping[J/OL]. *Frontiers in Plant Science*, 2021, 12: 668803. [2021-08-10]. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.668803>.

[29] BROOKER R W. Plant–plant interactions and environmental change[J]. *New Phytologist*, 2006, 171(2): 271-284.

[30] BIAN F Y, ZHONG Z K, ZHANG X, et al. Phytoremediation potential of moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*) intercropped with *Sedum plumbizincicola* in metal-contaminated soil[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24: 27244-27253.

[31] 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.

[32] 杨国玲, 邓璐璐, 陈康, 等. 低磷条件下接种丛枝菌根真菌对大豆生长和磷吸收的影响[J]. *华南农业大学学报*, 2021, 42(4): 42-50.

[33] YU R, XIA S, LIU C, et al. Variations in root morphology among 18 herbaceous species and their relationship with cadmium accumulation[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24(5): 4731-4740.

[34] 祁世华, 牛燕芬, 王睿芳, 等. 两种入侵植物与三种本地植物根系特征的比较研究[J]. *植物科学学报*, 2021, 39(2): 183-192.

[35] LUO Y, WU Y, QIU J, et al. Suitability of four woody plant species for the phytostabilization of a zinc smelting slag site after 5 years of assisted revegetation[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2019, 19(2): 702-715.

[36] WU D, YU X, CHU S, et al. Alleviation of heavy metal phytotoxicity in sewage sludge by vermicomposting with additive urban plant litter[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 633: 71-80.

[37] LI Z, WANG J, AN L, et al. Effect of root exudates of intercropping *Vicia faba* and *Arabis alpina* on accumulation and sub-cellular distribution of lead and cadmium[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2019, 21(1): 4-13.

[38] MARASTONI L, TAUBER P, PII Y, et al. The potential of two different *Avena sativa* L. cultivars to alleviate Cu toxicity[J/OL]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 182: 109430. [2021-08-11]. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109430>.

[39] ZENG P, GUO Z, XIAO X, et al. Effects of tree-herb co-planting on the bacterial community composition and the relationship between specific microorganisms and enzymatic activities in metal (loid)-contaminated soil[J]. *Chemosphere*, 2019, 220: 237-248.

[40] CAO X, LUO J, WANG X, et al. Responses of soil bacterial community and Cd phytoextraction to a *Sedum alfredii*-oilseed rape (*Brassica napus* L. and *Brassica juncea* L.) intercropping system[J/OL]. *Science of the Total Environment*, 2020, 723: 138152. [2021-08-11]. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138152>.

【责任编辑 李晓卉】