

污泥改良锰矿尾渣对 4 种花卉植物生长及其富集重金属的影响

向言词¹, 冯 涛², 刘炳荣¹, 彭秀花¹

(1. 湖南科技大学生命科学学院, 湖南 湘潭 411201; 2. 湖南科技大学能源与安全工程学院, 湖南 湘潭 411201)

摘 要: 采用盆栽试验方法, 研究了污泥改良锰矿尾渣对紫茉莉(*Mirabilis jalapa*)、青葙(*Celosia argentea*)、一串红(*Salvia splendens*)和鸡冠花(*Celosia cristata*) 4 种花卉植物生长及其富集铅、镉、锌和锰的影响。结果表明, 添加污泥增加基质的 EC 值、总氮、总磷、总钾和有机质含量, 而降低铅、镉、锌和锰含量。紫茉莉与青葙生物量、株高和根长大于一串红和鸡冠花。紫茉莉根部铅、镉和锰含量分别为 3 110.93~4 189.16、300.28~399.16 和 31 100.93~36 809.77 mg·kg⁻¹, 都远高于其地上部分含量。青葙根部铅含量超过 1 000 mg·kg⁻¹, 而其地上部分含量少; 其地上部分镉和锰含量分别为 322.13~441.88 和 21 888.54~26 511.31 mg·kg⁻¹, 都大于其根部含量, 青葙具有镉和锰超富集植物的特性。污泥改良锰矿尾渣促进这 4 种花卉植物生物量、株高和根长增加。除紫茉莉锌含量外, 添加污泥改良锰矿尾渣增加这 4 种花卉植物的铅、镉、锌和锰含量。在锰矿尾渣污染区进行植物修复时, 采用紫茉莉、青葙和添加污泥强化植物修复效率可行。

关键词: 花卉植物; 锰矿尾渣; 改良; 植物修复

中图分类号: X503.233 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2009)02-0244-07

Influence of Mn Mine Tailings Amended with Sewage Sludge on Plant Growth of Four Ornamental Species and Accumulation of Heavy Metals

XIANG Yan-ci¹, FENG Tao², LIU Bing-rong¹, PENG Xiu-hua¹

(1. School of Life Science, Hunan University of Science and Technology, Xiangtan 411201, China; 2. School of Energy and Safety Engineering, Hunan University of Science and Technology, Xiangtan 411201, China)

Abstract: Phytoremediation can phytostabilize or phytoextract heavy metal contaminants in mine tailings through revegetation by using appropriate plant species. In this study, four ornamental plants: *Mirabilis jalapa*, *Celosia argentea*, *Salvia splendens* and *Celosia cristata*, were used to evaluate effects of sewage sludge amendment on phytoremediation of Mn mine tailings in pot experiments in terms of plant biomass, seedling height, root length, Pb, Cd, Zn, and Mn accumulation in plant tissues. Addition of 5%~20% sewage sludge (dry weight) in Mn mine tailings increased the EC values, the contents of total N, P, K, and organic matter, and decreased the concentrations of Pb, Cd, Zn and Mn in medium. Application of sewage sludge not only increased plant biomass, seedling height and root length, but also increased Pb, Cd, Zn and Mn concentrations in both roots and aboveground tissues of plants, except for Zn content for *M. jalapa*. Plant growth and heavy metal accumulation differed significantly among the tested species. Plant biomass, seedling height and root length of *M. jalapa* and *C. argentea* were greater than those of *S. splendens* and *C. cristata*. The concentrations of Pb, Cd and Mn in roots of *M. jalapa* ranged from 3 110.93 to 4 189.16 mg·kg⁻¹, 300.28 to 399.16 mg·kg⁻¹, and 31 100.93 to 36 809.77 mg·kg⁻¹, respectively. The Pb content was larger than 1 000 mg·kg⁻¹ in roots but very low in aboveground tissues of *C. argentea*. The concentrations of Cd and Mn in aboveground tissues of *C. argentea* ranged from 322.13 to 441.88 mg·kg⁻¹ and 21 888.54 to 26 511.31 mg·kg⁻¹, respectively, which were much higher than those in roots. *C. argentea* showed a hyper-accumulation capacity to Cd and Mn. Application of sewage sludge could be a practical option to improve phytoremediation of Mn mine tailings contaminated soils by planting *M. jalapa* and *C. argentea*.

Keywords: ornamental plants; Mn mine tailings; amendment; phytoremediation

收稿日期: 2008-05-09

基金项目: 国家高技术研究发展计划项目(2005AA219040); 国家自然科学基金项目(20577008); 湖南省自然科学基金项目(06JJ50026); 湖南省科技计划项目(S2007R412); 湖南省教育厅优秀青年项目(07B018); 湖南省高校青年骨干教师培养项目; 湖南科技大学教育科学研究项目(G30607)

作者简介: 向言词(1969—), 男, 博士后, 副教授, 硕士生导师, 主要从事恢复生态学、环境污染修复和生态安全研究。E-mail: yancixiang@yahoo.cn

采矿和冶炼常产生大量尾矿渣^[1]。尾矿渣堆存区植物稀少,水土流失严重,重金属等污染物随雨水和扬尘扩散,尾矿渣已成重要污染源^[2]。利用传统的物理和化学方法修复重金属污染土壤所需费用高,采用植物修复技术治理污染具有费用低、技术简便等优势^[3]。利用植物修复污染土壤,可通过植物吸收固定污染物,又可恢复土壤功能和维持植被持续久存^[4-6]。

在尾矿渣堆存区进行植物修复的首要工作就是筛选对重金属耐受性强、富集能力强的植物。采用杂草和作物进行植物修复的研究报道多,而利用观赏植物进行植物修复的研究较少。多数杂草无观赏价值;利用作物修复污染存在污染物通过食物链传递的潜在风险;利用观赏植物进行植物修复可净化污染和美化环境,还可避免污染物进入食物链而危害人类健康^[7]。

由于尾矿渣重金属含量高、营养贫乏,植物在其上生长会受到影响^[2]。向尾矿渣中添加草木灰、家禽家畜粪便和污泥等可改善基质毒性和增加营养,促进植物生长^[8]。

对紫茉莉、青葙、一串红和鸡冠花在尾矿渣污染土壤上生长研究鲜见报道。本文研究污泥改良锰矿尾渣对这 4 种植物生长及其富集重金属的影响,可为利用花卉植物对矿山废弃地进行植物修复提供科学依据。

1 材料与方法

紫茉莉、青葙、一串红和鸡冠花的种子采自湘潭响水乡,锰矿尾渣采自湘潭锰矿,污泥采自湘潭湘江河滨带。将锰矿尾渣和污泥自然风干,研碎过 60 目筛备用。将锰矿尾渣与污泥按干重比均匀混合,处理方式有 4 种:(1)MS-0:100% 锰矿尾渣+0% 污泥;(2)MS-5:95% 锰矿尾渣+5% 污泥;(3)MS-10:90% 锰矿尾渣+10% 污泥;(4)MS-20:80% 锰矿尾渣+20% 污泥。将混合基质装入直径为 15 cm、深为 20 cm 的钵中,每盆基质重 2.0 kg。

将 4 种花卉种子单独播于钵中,每盆 20 粒种子,每种植物每种处理 3 个重复。种子发芽出苗后,每盆保留 6 株幼苗,苗间距相等。定期浇水、记录株高。150 d 时,小心倒盆,取出整株植物,用自来水和蒸馏水冲洗,再用去离子水冲洗、晾干。将植物分成地上部和根部两部分,放在 105 ℃ 的烘箱内保持 30 min,再在 70 ℃ 下烘 48 h,测定干重,用不锈钢粉碎机磨细,过 40 目尼龙网筛,供分析测定用。

测定方法:土壤 pH 值采用电位法,EC 值用电导

仪测定,土壤有机质采用重铬酸钾氧化-外加热法,土壤全氮采用半微量凯氏法,全钾采用氢氟酸-高氯酸消煮-火焰光度法,土壤全磷采用 $\text{HClO}_4\text{-H}_2\text{SO}_4$ 消化-钼锑抗比色法,重金属含量采用原子吸收分光光度法测定。

根系耐性指数(RTI)=各处理根平均长度/对照根平均长度。

2 结果与分析

2.1 锰矿尾渣和污泥的化学特性

表 1 是锰矿尾渣、污泥及其混合基质的化学特性。锰矿尾渣和污泥略呈酸性,锰矿尾渣的 EC 值、总氮、总磷、总钾和有机质含量远低于污泥,铅、锌、锰和镉的含量远高于污泥。锰矿尾渣改良后,随污泥含量增加,基质的 EC 值、总氮、总磷、总钾和有机质含量增加,而铅、锌、锰和镉含量则下降。

表 1 锰矿尾渣、污泥及其混合基质的特性

Table 1 Properties of Mn mine tailings, sewage sludge and their mixtures

处理	污泥	锰矿尾渣			
		MS-0	MS-5	MS-10	MS-20
pH	6.21	6.23	6.21	6.23	6.22
EC/mS·cm ⁻¹	12.06	1.77	2.89	3.54	4.96
总氮/g·kg ⁻¹	16.36	0.27	1.20	1.78	3.55
总磷/g·kg ⁻¹	10.05	1.69	2.21	2.69	3.42
总钾/g·kg ⁻¹	2.41	0.68	0.72	0.82	1.19
有机质/g·kg ⁻¹	438.21	1.36	25.3	47.08	83.22
铅/mg·kg ⁻¹	12.36	597.09	581.27	541.33	464.55
锌/mg·kg ⁻¹	30.45	621.65	596.11	546.01	490.33
锰/mg·kg ⁻¹	53.05	36 792.02	34 895.47	33 180.91	29 376.55
镉/mg·kg ⁻¹	0.78	11.13	10.31	9.79	8.81

2.2 对植物生长的影响

用污泥改良锰矿尾渣有利于 4 种花卉生长。从表 2 可以看出,与 MS-0 相比,锰矿尾渣添加污泥后,4 种植物生物量都有所增加,紫茉莉、青葙、一串红和鸡冠花的生物量增幅分别为 59.6%~102.6%、37.8%~90.1%、54.5%~290.9%和 34.0%~227.7%。随污泥比例增加,4 种植物生物量都不断增加,但不同植物变化不同。MS-5、MS-10 和 MS-20 紫茉莉和青葙的生物量显著高于 MS-0 同种植物生物量,但 MS-5 紫茉莉和青葙的生物量都显著小于 MS-10 和 MS-20 同种植物生物量;MS-10 和 MS-20 紫茉莉和青葙的同种植物生物量间的差异都不显著。MS-5 和 MS-0 一串

红和鸡冠花的同种植物生物量间的差异不显著,但这两者都显著小于MS-10和MS-20同种植物生物量,而MS-10和MS-20一串红和鸡冠花的同种植物生物量间的差异都不显著。在相同处理中,紫茉莉的生物量最大,青葙次之,鸡冠花小于青葙,而一串红最小。

表2 生长在污泥改良锰矿尾渣中的4种花卉生物量(g·plant⁻¹)

Table 2 Biomass of four ornamental plant species grown on Mn mine tailings amended with sewage sludge(g·plant⁻¹)

处理	紫茉莉	青葙	一串红	鸡冠花
MS-0	1.83±0.13a	1.11±0.09a	0.33±0.04a	0.47±0.03a
MS-5	2.92±0.31b	1.53±0.14b	0.51±0.02a	0.63±0.04a
MS-10	3.48±0.33c	2.02±0.19c	1.03±0.09b	1.31±0.11b
MS-20	3.71±0.49c	2.11±0.08c	1.29±0.07b	1.54±0.08b

注:相同字母表示在同一列中不同处理之间的差异不显著($P>0.05$)。下同。

表3是生长在不同基质中的4种花卉株高。污泥改良锰矿尾渣增加4种植物的株高,随污泥比例增加,4种植物株高不断增加。与MS-0相比,紫茉莉、青葙、一串红和鸡冠花的株高增幅分别为41.6%~87.4%、27.8%~73.6%、30.2%~119.2%和37.3%~192.9%。MS-5、MS-10和MS-20紫茉莉和青葙的株高显著大于MS-0同种植物株高;MS-10和MS-20紫茉莉株高间差异不显著,但都显著大于MS-5;MS-5、MS-10和MS-20青葙的植物株高间的差异都显著。MS-0和MS-5一串红株高间的差异不显著,但这两者都显著小于MS-10和MS-20株高,而后两者株高间的差异不显著。MS-0和MS-5鸡冠花株高间的差异不显著,但这两者都显著小于MS-10和MS-20株高,而MS-20鸡冠花株高显著大于MS-10株高。在相同处理中,青葙株高最大,紫茉莉株高次之,鸡冠花株高小于紫茉莉,一串红株高最小。

表4是生长在不同基质中的4种花卉的根长及其根系耐性指数。添加污泥改良锰矿尾渣可促进4种花卉根系生长,随污泥比例增加,4种植物根长不断

表3 生长在污泥改良锰矿尾渣中的4种花卉株高(cm)

Table 3 Seedling height of four ornamental plant species grown on Mn mine tailings amended with sewage sludge(cm)

处理	紫茉莉	青葙	一串红	鸡冠花
MS-0	22.33±4.28a	39.81±6.01a	4.63±0.77a	5.76±0.11a
MS-5	31.63±3.77b	50.86±5.01b	6.03±0.34a	7.91±0.88a
MS-10	38.11±2.03c	60.48±5.81c	9.86±0.96b	13.66±0.75c
MS-20	41.85±3.22c	69.11±3.01d	10.15±0.57b	16.87±1.01d

增大。与MS-0相比,紫茉莉、青葙、一串红和鸡冠花根长增幅分别为49.2%~187.2%、37.2%~107.3%、14.5%~78.1%和33.8%~93.9%。MS-5、MS-10和MS-20紫茉莉根长显著大于MS-0,而前三者的根长间的差异都显著。MS-5、MS-10和MS-20青葙根长都显著大于MS-0,而MS-5青葙根长显著小于MS-10和MS-20,而后两者根长间差异不显著。MS-0和MS-5一串红根长间差异不显著,但这两者都显著小于MS-10和MS-20,而后两者根长间的差异不显著。MS-0的鸡冠花根长显著小于MS-5、MS-10和MS-20,MS-5和MS-10鸡冠花根长间的差异不显著,但都显著小于MS-20根长。在相同处理中,紫茉莉和青葙根长大于一串红和鸡冠花。生长在污泥改良锰矿尾渣中的4种花卉根系耐性指数都大于生长地未改良锰矿尾渣中的同种植物;随污泥比例增加,4种花卉的根系耐性指数不断增大。

2.3 对植物金属含量的影响

表5是紫茉莉根部与地上部分金属含量。紫茉莉根部铅含量为3110.93~4189.16 mg·kg⁻¹,远高于其地上部分;添加污泥显著增加紫茉莉根部和地上部分铅含量,其增幅分别为25.1%~34.7%和74.5%~94.9%。紫茉莉锌含量低;添加污泥显著减少紫茉莉锌含量,其根部和地上部分锌含量减幅分别为26.3%~38.6%和42.2%~58.5%。紫茉莉根部镉含量为300.28~399.16 mg·kg⁻¹,远高于其地上部分;添加污泥显著增加紫茉莉根部镉含量,增幅为30.2%~32.9%,其地上部分镉含量增加不显著。紫茉莉根部锰含量为

表4 生长在污泥改良锰矿尾渣中的4种花卉根长及根系耐性指数

Table 4 Root length and root tolerance index of four ornamental plant species grown on Mn mine tailings amended with sewage sludge

处理	紫茉莉		青葙		一串红		鸡冠花	
	根长/cm	RTI	根长/cm	RTI	根长/cm	RTI	根长/cm	RTI
MS-0	12.31±0.98a	1.00	16.31±0.87a	1.00	7.11±0.23a	1.00	6.89±0.44a	1.00
MS-5	18.37±1.62b	1.49	22.37±0.63b	1.37	8.14±0.22a	1.14	9.22±0.38b	1.34
MS-10	29.33±1.58c	2.38	29.81±1.01c	1.83	11.93±1.12b	1.68	9.33±0.51b	1.35
MS-20	35.36±1.08d	2.87	33.81±0.64c	2.07	12.66±0.55b	1.78	13.36±1.11c	1.93

31 100.93~36 809.77 mg·kg⁻¹, 远高于其地上部分;添加污泥显著增加紫茉莉根部和地上部分锰含量,其增幅分别为 9.0%~18.4%和 32.7%~37.0%。

表 6 是青葙根部与地上部分金属含量。青葙根部铅含量超过 1 000 mg·kg⁻¹, 远高于其地上部分;添加污泥显著增加青葙根部铅含量, 其增幅为 25.2%~73.7%,其地上部分铅含量有所增加,但变化不显著。青葙根部锌含量超过 1 000 mg·kg⁻¹, 远高于其地上部分;添加污泥显著增加青葙根部和地上部分锌含量,其增幅分别为 13.8%~106.2%和 98.2%~334.7%。青葙地上部分镉含量为 322.13~441.88 mg·kg⁻¹, 远高于其根部;添加污泥显著增加青葙地上部分镉含量,其增幅为 23.2%~37.2%, 而其根部镉含量有所增加,但变化不显著。青葙地上部分锰含量为 21 888.54~26 511.31 mg·kg⁻¹, 高于其根部;添加污泥显著增加青葙锰含量, 其根部和地上部分锰含量增幅分别为 5.6%~11.9%和 20.7%~21.1%。

表 7 是一串红根部与地上部分金属含量。一串红根部和地上部分的铅、镉和锰含量少,其根部锌含量

多,为 800.23~1 449.16 mg·kg⁻¹,并高于其地上部分。添加污泥显著增加一串红根部和地上部分锌和锰含量,根部和地上部分锌含量增幅分别为 25.0%~81.1%和 190.9%~362.2%, 锰含量增幅分别为 9.7%~25.0%和 47.8%~62.1%;添加污泥增加一串红根部和地上部分铅含量及其根部镉含量,但变化都不显著。只有添加 10%~20%污泥才显著增加一串红地上部分镉含量,其增幅为 64.5%~66.7%。

表 8 是鸡冠花根部与地上部分金属含量。鸡冠花根部与地上部分铅、锌和锰含量都少,镉含量高。添加污泥显著增加鸡冠花的铅、锌、镉和锰含量,其根部和地上部分铅含量增幅分别为 97.8%~109.4%和 209.1%~254.8%, 锌含量增幅分别为 31.5%~98.4%和 186.6%~371.8%, 镉含量增幅分别为 71.7%~137.5%和 124.3%~165.3%, 锰含量增幅分别为 32.6%~129.7%和 4.6%~57.4%。

3 讨论

锰矿尾渣重金属含量高,有些重金属在植物生命

表 5 生长在污泥改良锰矿尾渣中的紫茉莉根部和地上部分金属含量(mg·kg⁻¹)

Table 5 Metal concentrations in roots and aboveground tissues for *Mirabilis jalapa* grown on Mn mine tailings amended with sewage sludge(mg·kg⁻¹)

		MS-0	MS-5	MS-10	MS-20
铅	地上部分	93.23±5.33a	162.73±7.01b	169.23±10.83b	181.66±9.72b
	根部	3 110.93±20.77a	3 891.00±30.01b	4 009.28±35.15b	4 189.16±58.72b
锌	地上部分	53.08±4.01a	30.70±2.33b	26.23±2.43b	22.02±0.92b
	根部	80.11±4.01a	59.02±1.23b	53.22±3.15b	49.16±1.02b
镉	地上部分	2.21±0.03a	2.29±0.11a	2.33±0.16a	2.41±0.09a
	根部	300.28±4.87a	391.00±3.01b	398.20±5.15b	399.16±5.39b
锰	地上部分	1 023.23±24.33a	1 357.73±20.51b	1 369.66±15.22b	1 401.66±18.72b
	根部	31 100.93±80.51a	33 891.01±18.01b	36 619.28±25.15b	36 809.77±48.12b

表 6 生长在污泥改良锰矿尾渣中的青葙根部和地上部分金属含量(mg·kg⁻¹)

Table 6 Metal concentrations in roots and aboveground tissues for *Celosia argentea* grown on Mn mine tailings amended with sewage sludge(mg·kg⁻¹)

		MS-0	MS-5	MS-10	MS-20
铅	地上部分	10.66±0.83a	11.73±1.01a	12.22±1.55a	13.14±0.72a
	根部	1 110.94±19.37a	1 391.00±23.01b	1 873.21±25.66c	1 929.17±37.02c
锌	地上部分	25.08±2.01a	49.70±2.24b	93.23±9.83c	109.02±12.22c
	根部	1 080.88±29.01a	1 230.02±30.66b	1 793.81±63.15c	2 229.16±18.45c
镉	地上部分	322.13±9.17a	396.98±3.44b	401.53±12.09b	441.88±2.51b
	根部	17.08±1.22a	20.00±2.01a	22.20±1.15a	22.16±1.86a
锰	地上部分	21 888.54±79.33a	26 421.73±60.01b	26 469.61±99.33b	26 511.31±18.44b
	根部	6 907.22±98.66a	7 291.01±20.18b	7 709.44±25.35c	7 726.55±28.41c

表7 生长在污泥改良锰矿尾渣中的一串红根部和地上部分金属含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)Table 7 Metal concentrations in roots and aboveground tissues for *Salvia splendens* grown on Mn mine tailings amended with sewage sludge($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

		MS-0	MS-5	MS-10	MS-20
铅	地上部分	2.98±0.01a	3.73±0.11a	3.23±0.83a	4.26±0.74a
	根部	1.93±0.07a	2.09±0.09a	2.28±0.03a	2.33±0.07a
锌	地上部分	33.12±1.44a	96.36±3.33b	139.23±9.83b	153.08±6.11c
	根部	800.23±8.81a	1 000.02±60.66b	1 389.44±55.21c	1 449.16±33.07c
镉	地上部分	0.93±0.02a	0.98±0.01a	1.53±0.07b	1.55±0.09b
	根部	1.08±0.07a	1.00±0.03a	1.20±0.05a	1.66±0.13a
锰	地上部分	223.10±7.38a	329.73±13.51b	330.66±15.83b	361.66±8.27b
	根部	82.93±5.51a	91.01±4.01b	99.28±3.18b	103.67±6.34b

表8 生长在污泥改良锰矿尾渣中的鸡冠花根部和地上部分金属含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)Table 8 Metal concentrations in roots and aboveground tissues for *Celosia cristata* grown on Mn mine tailings amended with sewage sludge ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

		MS-0	MS-5	MS-10	MS-20
铅	地上部分	19.23±1.27a	59.44±2.31b	62.28±3.22b	68.22±3.47b
	根部	43.01±0.42a	85.08±3.70b	89.07±5.17b	90.08±6.07b
锌	地上部分	8.27±0.51a	23.70±1.39b	33.23±2.83c	39.02±0.92c
	根部	12.18±0.88a	16.02±1.89b	19.22±2.03b	24.16±2.89c
镉	地上部分	12.97±1.63a	29.09±1.28b	33.53±1.14b	34.41±1.09b
	根部	12.28±0.87a	21.08±0.99b	28.28±1.39b	29.16±1.22b
锰	地上部分	223.45±9.67a	323.00±20.51b	339.66±3.82b	351.66±8.72b
	根部	300.13±7.51a	398.01±10.98b	619.33±5.78c	689.32±10.88d

活动中没有重要意义,如镉可对植物产生毒害作用^[9],有些重金属如锰等是植物生长发育所需元素,但含量过高对植物会产生毒害作用^[10]。一般植物在锰矿尾渣上生长会受抑制,而耐性强的植物可在这类基质上生长。采用耐性植物对矿山污染区进行植物修复和植被重建可绿化环境和净化、固定污染物^[2,11]。

在尾矿渣堆存区采用植物提取修复和植物固定修复控制污染更有效。如果植物地上部分对重金属富集量大于根部,则可用于植物提取修复,如果植物吸收的重金属大部分富集在根部,则可用于植物固定修复,如果植物吸收重金属少而又在污染基质中生长旺盛、生物量大,则可用于植被重建^[3]。利用超富集植物提取净化污染物的研究尤其引人关注。超富集植物就是植物地上部分积累的金属元素含量大于以下临界值的植物: $>100 \text{ mg Cd}\cdot\text{kg}^{-1}$, $>1 000 \text{ mg Ni}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $>10 000 \text{ mg Zn}\cdot\text{kg}^{-1}$ (干重)^[12-13]。植物从基质中吸收和转运金属的能力是影响植物修复效率的重要因子^[14]。用于植物修复的理想植物应具有生物量大、根系发达、能耐受多种重金属胁迫或能富集多种重金属等条件^[15]。

在相同处理中,紫茉莉根部镉含量最高,大于 $300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,而青葙和鸡冠花则远小于紫茉莉,一串红根部镉含量最少;紫茉莉根部铅含量最高,青葙则次之,这两者根部铅含量都大于 $1 000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,一串红和鸡冠花根部铅含量远小于前两者;紫茉莉根部锰含量最高,大于 $30 000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,青葙根部锰含量比紫茉莉少,多于 $6 900 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,而小于 $10 000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,一串红和鸡冠花根部锰含量则远小于前两者;青葙根部锌含量最高,一串红次之,紫茉莉和鸡冠花根部锌含量则远小于前两者。

在相同处理中,青葙地上部分镉含量最高,大于 $300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,而紫茉莉、一串红和鸡冠花地上部分镉含量则远小于青葙;4种植物地上部分铅含量远小于 $1 000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;青葙地上部分锰含量最高,大于 $20 000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,紫茉莉次之,大于 $1 000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 而小于 $1 500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,一串红和鸡冠花地上部分锰含量则远小于前两者;4种植物地上部分锌含量都少。

尾矿渣营养贫乏、重金属含量高,不利于植物和微生物生长。闫文德等研究发现湘潭锰矿废弃地土壤营养元素含量低,锰等重金属含量高,毒性大^[16]。张玲

等研究发现浙江衢州铅锌矿区土壤的铅、锌、镉和铜含量远高于对照区,随着重金属含量增加,土壤微生物生物量碳逐渐降低,矿区中心污染土壤微生物生物量碳只有对照土壤的72%,铅锌矿口附近污染区土壤酶活性较低^[17]。

改良尾矿渣,可增加基质营养,降低重金属含量,有利于植物和微生物生长^[2,18]。添加污泥改良锰矿尾渣,基质的EC值、总氮、总磷、总钾和有机质含量都增加,铅、锌、锰和镉含量都降低,紫茉莉、青葙、一串红和鸡冠花的生物量、株高和根长增加。在铅/锌和铜尾渣中添加污泥,基质的氮、磷和钾增加,香根草(*Vetiveria zizanioides*)和芦苇(*Phragmites australis*)的产量增加^[19]。添加堆肥泥炭改良污染土壤增加菠菜(*Spinacea oleracea*)和白菜(*Brassica oleracea*)的干重^[20]。在铜矿尾渣中添加污泥,增加黑麦草(*Lolium perenne*)生物量和叶绿素含量^[21]。在退化生态系统中添加污泥,增加植物生物量^[22]。铅污染土壤中添加有机废料,铅对脲酶、碱性磷酸酶、芳基硫酸酯酶、葡萄糖苷酶和蛋白酶的抑制效应显著减小^[23]。添加牛粪和橄榄壳于重金属污染土壤,增加土壤肥力和改良土壤质量,重金属对土壤微生物的胁迫减弱^[24]。在锌冶炼厂污染土壤中添加污泥和草木灰进行修复后,真菌和细菌等微生物增加^[25]。

污染基质改良后,促进植物吸收重金属,这可能是因为污染基质改良有利于微生物和植物生长,而植物和微生物之间存在相互促进的正面作用,植物可促进微生物生长,微生物有助于植物生长和促进植物吸收污染物。添加5%~20%污泥改良锰矿尾渣,紫茉莉根部镉含量及其根部与地上部分的铅和锰含量显著增加,青葙锌和锰含量及其根部铅含量与地上部分镉含量显著增加,一串红的锌和锰含量显著增加,鸡冠花铅、锌、镉和锰含量都显著增加。在铅与锌矿尾渣中,添加堆肥改良和栽培植物后,基质中异养性细菌增加到正常水平^[26]。根际细菌显著增加粉叶蕨(*Pityrogramma calomelanos*)的生物量和砷含量^[27]。铜富集植物海州香薷(*Elsholtzia splendens*)和鸭跖草(*Commelina communis*)根分泌物可活化污染土壤中的铜,假单胞菌(*P.aeruginosa* ZD4-3)对污染土壤铜、铅和锌有很强的活化作用,白腐真菌(*P.chrysosprum*)对污染土壤铜、锌有活化作用,海州香薷根分泌物增强白腐真菌对重金属的活化^[28]。丛枝菌根真菌促进蜈蚣草(*Pteris vittata*)根部富集镉^[29]。在退化生态系统中添加污泥,增加植物氮、磷、钾、锌和铜含量,添加污泥80 mg·hm⁻²对土壤改良和植物促进效果最好,无环境风

险^[22]。在铜尾矿渣添加污泥,增加黑麦草的铜、锌含量,铜的吸收积累量显著减少,吸收的重金属主要分布在根部,因此,添加污泥可强化黑麦草植物固定铜矿尾渣污染^[21]。

添加污泥改良锰矿尾渣,显著减少紫茉莉锌含量,这可能是紫茉莉根部吸收锰、镉和铅多,抑制植物对锌的吸收。有镉存在时,金鱼藻(*Ceratophyllum demersum*)的锌积累量减少^[30]。有铜和铅存在时,锌超富集植物遏蓝菜(*Thlaspi caerulescens*)体内锌含量下降^[31]。

4 结论

(1)紫茉莉、青葙生物量、株高和根长大于一串红和鸡冠花。污泥改良锰矿尾渣促进这4种花卉植物生物量、株高和根长增加。

(2)紫茉莉根部镉、铅和锰含量分别超过100、1000和10000 mg·kg⁻¹,而且都远高于其地上部分。青葙根部铅超过1000 mg·kg⁻¹,远大于其地上部分;其地上部分镉和锰含量分别超过100和10000 mg·kg⁻¹,并且都大于其根部。紫茉莉可用于植物固定修复镉、铅和锰污染;青葙可用于植物提取修复镉与锰污染及植物固定修复铅污染。

(3)除紫茉莉锌含量外,添加污泥改良锰矿尾渣增加紫茉莉、青葙、一串红和鸡冠花的铅、镉、锌和锰的含量。

(4)在锰矿尾渣污染区进行植物修复时,为阻控污染物扩散和美化环境,建议采用紫茉莉和青葙两种花卉植物,并添加污泥强化植物修复效率。

参考文献:

- [1] Li M S. Ecological restoration of mineland with particular reference to the metalliferous mine wasteland in China: a review of research and practice[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 357(1-3): 38-53.
- [2] Wong M H. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils[J]. *Chemosphere*, 2003, 50(6): 775-780.
- [3] Padmavathiamma P K, Li L Y. Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants[J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 2007, 184(1-4): 105-126.
- [4] 孙庆业, 任冠举, 杨林章, 等. 自然植物群落对铜尾矿废弃地土壤酶活性的影响[J]. *土壤学报*, 2005, 42(1): 37-43.
SUN Qing-ye, REN Guan-ju, YANG Lin-zhang, et al. Effect of natural plant communities on soil enzyme activities on deserted copper mine tailings dumps[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42(1): 37-43.
- [5] 蔡信德, 仇荣亮, 陈桂珠, 等. 植物修复对重金属镍污染土壤微生物群落的影响[J]. *土壤学报*, 2006, 43(6): 919-925.
CAI Xin-de, QIU Rong-liang, CHEN Gui-zhu, et al. Response of microbial communities to phytoremediation of nickel contaminated soils[J].

- Acta Pedologica Sinica*, 2006, 43(6):919-925.
- [6] Hernández-Allica L, Becerril J M, Zárate O, et al. Assessment of the efficiency of a metal phytoextraction process with biological indicators of soil health[J]. *Plant and Soil*, 2006, 281(1-2):147-158.
- [7] 刘家女,周启星,孙挺,等.花卉植物应用于污染土壤修复的可行性研究[J]. *应用生态学报*, 2007, 18(7):1617-1623.
LIU Jia-nü, ZHOU Qi-xing, SUN Ting, et al. Feasibility of applying ornamental plants in contaminated soil remediation[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(7):1617-1623.
- [8] Adriano D C, Wenzel W W, Vangronsveld J, et al. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup[J]. *Geoderma*, 2004, 122(2-4):121-42.
- [9] Wang X F, Zhou Q X. Ecotoxicological effects of cadmium on three ornamental plants[J]. *Chemosphere*, 2005, 60(1):16-21.
- [10] Paschke M W, Valdecantos A, Redente E F. Manganese toxicity thresholds for restoration grass species[J]. *Environmental Pollution*, 2005, 135(2):313-322.
- [11] Arienzo M, Adamo P, Cozzolino V. The potential of *Lolium perenne* for revegetation of contaminated soil from a metallurgical site[J]. *Science of the Total Environment*, 2004, 319(1-3):13-25.
- [12] Baker A J M, Brooks P R. Terrestrial higher which hyperaccumulate metal elements: a review of their distribution, ecology, and phytochemistry[J]. *Biorecovery*, 1989(1):81-126.
- [13] Baker A J M, Reeves R D, Hajar A S M. Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J & C. Presl (*Brassicaceae*)[J]. *New Phytologist*, 1994, 127(1):61-68.
- [14] Vogel-MikušK, Drobne D, Regvar M. Zn, Cd and Pb accumulation and arbuscular mycorrhizal colonisation of pennycrues *Thlaspi praecox* Wulf (*Brassicaceae*) from the vicinity of a lead mine and smelter in Slovenia[J]. *Environment Pollution*, 2005, 133(2):233-242.
- [15] Pulford I D, Watson C. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees: a review[J]. *Environment International*, 2003, 29(4):529-540.
- [16] 闫文德,向建林,田大伦.湖南湘潭矿业废弃地土壤特性研究[J]. *林业科学*, 2006, 42(4):12-18.
YAN Wen-de, XIANG Jian-lin, TIAN Da-lun. Study on characteristics of soil in mining abandoned lands in Xiangtan, Hunan Province[J]. *Scientia Silvae Sinicae*, 2006, 42(4):12-18.
- [17] 张玲,叶正钱,李廷强,等.铅锌矿区污染土壤微生物活性研究[J]. *水土保持学报*, 2006, 20(3):136-140.
ZHANG Ling, YE Zheng-qian, LI Ting-qiang, et al. Studies on soil microbial activity in areas contaminated by tailings from Pb, Zn mine[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2006, 20(3):136-140.
- [18] Mendez M O, Maier R M. Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments—an emerging remediation technology[J]. *Environmental Health Perspectives*, 2008, 116(3):278-283.
- [19] Chiu K K, Ye Z H, Wong M H. Growth of *Vetiveria zizanioides* and *Phragmites australis* on Pb/Zn and Cu mine tailings amended with manure compost and sewage sludge: a greenhouse study[J]. *Bioresour-*
Technology, 2006, 97(1):158-170.
- [20] Pichtel J, Bradway D J. Conventional crops and organic amendments for Pb, Cd and Zn treatment at a severely contaminated site[J]. *Biore-source Technology*, 2008, 99(5):1242-1251.
- [21] Santibáñez C, Verdugo C, Ginocchio R. Phytostabilization of copper mine tailings with biosolids; implications for metal uptake and productivity of *Lolium perenne* [J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 395(1):1-10.
- [22] Martínez F, Cuevas G, Calvo R, et al. Biowaste effects on soil and native plants in a semiarid ecosystem[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2003, 32(2):472-479.
- [23] Tejada M, Hernandez M T, Garcia C. Application of two organic wastes in a soil polluted by lead: effects on the soil enzymatic activities[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2007, 36(1):216-225.
- [24] Clemente R, de la Fuente C, Moral R, et al. Changes in microbial biomass parameters of a heavy metal-contaminated calcareous soil during a field remediation experiment[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2007, 36(4):1137-1144.
- [25] Kelly J J, Häggblom M M, Tate R L. Effects of heavy metal contamination and remediation on soil microbial communities in the vicinity of a zinc smelter as indicated by analysis of microbial community phospholipid fatty acid profiles[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2003, 38(2):65-71.
- [26] 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.
- [27] Jankong P, Visootviseth P, Khokiattiwong S. Enhanced phytoremediation of arsenic contaminated land[J]. *Chemosphere*, 2007, 68(10):1906-1912.
- [28] 施积炎,陈英旭,林琦,等.根分泌物与微生物对污染土壤重金属活性的影响[J]. *中国环境科学*, 2004, 24(3):316-319.
SHI Ji-yan, CHEN Ying-xu, LIN Qi, et al. The influence of root exudates and microbe on heavy metal activity in contaminated soil[J]. *China Environmental Science*, 2004, 24(3):316-319.
- [29] Chen B D, Zhu Y G, Smith F A. Effects of arbuscular mycorrhizal inoculation on uranium and arsenic accumulation by Chinese brake fern (*Pteris vittata* L.) from a uranium mining-impacted soil[J]. *Chemosphere*, 2006, 62(9):1464-1473.
- [30] Bunluesin S, Pokethitiyook P, Lanza G R, et al. Influences of cadmium and zinc interaction and humic acid on metal accumulation in *Ceratophyllum Demersum*[J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 2007, 180(1-4):225-235.
- [31] Walker D J, Bernal M P. The effects of copper and lead on growth and zinc accumulation of *Thlaspi caerulescens* J. and C. Presl: implications for phytoremediation of contaminated soils[J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 2004, 151(1-4):361-372.

致谢:感谢美国奥本大学田代科博士对本文的精心修改。