

微生物强化蜈蚣草累积土壤砷能力的研究

赵根成^{1,2}, 廖晓勇^{2*}, 阎秀兰², 朱岗辉², 涂书新³, 李顺义¹, 王岩¹

(1. 郑州大学化学工程学院环境与生态研究所, 郑州 450001; 2. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 3. 华中农业大学资源与环境学院, 武汉 430070)

摘要:研究了外源添加微生物对蜈蚣草吸收砷能力及其根系参数的影响。通过室内盆栽试验研究表明, 施放线菌 PSQ、shf2 和细菌 Ts37、C13 处理能明显促进植物生长。其中, shf2 处理效果最显著, 其生物量、根系活力和根系体积分别达 11.5 g/pot、2.01 μg/(g·h)、38.3 mL。施菌处理蜈蚣草植株砷含量均高于对照(CK)处理, 其中 Ts37 处理地上部砷含量达最高 837 mg/kg, 比同期 CK 处理高出 206%。shf2 处理地下部砷含量最高, 达 427 mg/kg, 比同期 CK 处理高出 88%。施用 shf2 菌的蜈蚣草砷积累总量最高, 达 5 804 μg/pot, 比同期 CK 处理高出 136%。4 种微生物处理在 45 d 内植物修复效率为 8.9%~11.3%。施用微生物可有效提高蜈蚣草累积砷的能力, 且以放线菌 shf2 效果最好。

关键词:微生物; 蜈蚣草; 砷; 根系活力; 累积量; 修复效率

中图分类号: X171.5 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2010)02-0431-06

Enhancement of As-Accumulation by *Pteris vittata* L. Affected by Microorganisms

ZHAO Gen-cheng^{1,2}, LIAO Xiao-yong², YAN Xiu-lan², ZHU Gang-hui², TU Shu-xin³, LI Shun-yi¹, WANG Yan¹

(1. Institute of Environment and Ecology, College of Chemical Engineering, Zhengzhou University, Zhengzhou 450001, China; 2. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 3. College of Resources and Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China)

Abstract: A pot experiment was carried out to study the root character and As accumulation of *Pteris vittata* L. affected by actinomycete PSQ, shf2 and bacteria Ts37, C13. The results indicated that growth of the fern was improved by the microorganisms. The biomass, root activity and root volume of shf2 treatment were 11.5 g/pot, 2.01 μg/(g·h), 38.3 mL, which were higher than those of other microorganisms treatments. Arsenic concentrations in the plants treated by the microorganisms were higher than that of the control treatment. The As concentration of leaves in Ts37 treatment was up to 837 mg/kg, 206% more than that of the control. The As concentration of root treated by shf2 is 427 mg/kg, 88% more than that of the control. The arsenic accumulation by the plant in microorganism treatments was higher than that of the control, especially shf2 treatment up to 5 804 μg/pot, 136% more than that of the control. The phytoremediation efficiency of the fern in greenhouse experiment after 45d was from 8.9% to 11.3%. The ability of As-accumulation of *Pteris vittata* is greatly enhanced by application of microorganism, and actinomycete shf2 is proved as the perfect one.

Key words: microorganism; *Pteris vittata* L.; arsenic; root activity; accumulation; phytoremediation efficiency

以超富集植物或具有高量吸收重金属能力的特殊物种为核心的重金属污染土壤植物修复技术, 已成为环境修复领域的研究热点^[1,2]。砷超富集植物蜈蚣草(*Pteris vittata* L.)的发现为砷污染修复提供了优良材料^[3,4], 它能在含砷的矿渣上生存, 羽片砷含量最高可达 5 000 mg/kg^[5]。通过田间案例证明, 应用蜈蚣草修复土壤砷污染, 砷的年去除率可达到 8%^[6]。

随着国内外大量超富集植物的发现, 植物修复技术领域近期研究的重心已由超富集植物的筛选和发现转变到如何通过强化策略进一步提高超富集植物修复效率方面的研究^[7-9]。通过添加微生物来强化植物修复技术是其中较为成功的方法之一^[10], 因

为微生物能促进植物对土壤中营养元素与重金属的吸收^[11,12], 或者通过分泌生长调节剂和保护植物的抗生素、抑菌剂和螯合剂等方式以增强植物对污染环境的适应能力^[13,14]。Souza 等^[15]研究表明, 接种根际细菌可使印度芥菜根部砷浓度提高 4 倍。Whiting 等^[16]研究发现, 接种根际细菌后土壤中锌含量增加, 遏蓝菜地上部的鲜重和锌含量均增加 1 倍, 其对锌的吸收能力增加 3 倍。Abou-Shanab 等^[17]研究表明, 与对照相比, 镍超富集植物 *Alyssum*

收稿日期: 2009-03-14; 修订日期: 2009-06-08

基金项目: 国家自然科学基金项目(40771184); 国家高新技术研究发展计划(863)项目(2006AA10Z405)

作者简介: 赵根成(1982~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为环境污染控制理论与技术, E-mail: zgc2002@126.com

* 通讯联系人, E-mail: diaoxy@igsnr.ac.cn

murale 接种 *Sphingomonas macroglabridis*、*Miaobacterium liqefaciens*、*Miaobacterium arabinogalactanolyticu* 后,地上部镍的累积量分别提高了 17%、24%、32%。

部分研究者也探索应用微生物提高砷超富集植物吸收砷的能力。Liu 等^[18]在砷含量 300 mg/kg 土壤中种植蜈蚣草,发现接种菌根真菌(*Glanus mosseae*)的蜈蚣草砷累积量提高了 43%。本研究采用前期从砷污染土壤中筛选分离的高耐砷目标菌种及砷氧化还原菌,开展了蜈蚣草强化修复试验,分析外源施添加微生物对蜈蚣草生长和砷吸收的影响。

1 材料与方法

1.1 试验材料

盆栽用土取自湖南郴州砷污染修复基地砷污染土壤,基本理化性质为:总砷含量 51.3 mg/kg、全氮 0.98 g/kg、全磷 0.51 g/kg、全钾 9.65 g/kg、有机质 18.4 g/kg、pH 8.0。供试蜈蚣草取自湖南郴州砷污染修复基地,株高 5~10 cm、4~5 片羽叶幼苗。

供试微生物分别为 *Streptomyces lividans* PSQ, *Comamonas* sp. Ts37, *Agrobacterium* sp. C13, *Streptomyces lividans* shf2 (表 1)。

表 1 供试微生物

Table 1 Microorganisms used in the experiments

代号	名称	分类
PSQ	<i>Streptomyces lividans</i> PSQ	链霉菌属
Ts37	<i>Comamonas</i> sp. Ts37	毛单胞菌属
C13	<i>Agrobacterium</i> sp. C13	农杆菌属
shf2	<i>Streptomyces lividans</i> shf2	链霉菌属

1.2 试验方法

1.2.1 试验设计

每盆试验用土量 2.5 kg,每盆施肥种类和施肥量为尿素 1.09 g、K₂PO₄ 0.72 g、K₂SO₄ 0.42 g。每盆移栽 1 株蜈蚣草。温室温度范围控制在 22~25℃;室内相对湿度控制在 75%~80%。

试验设置施菌悬液 PSQ、Ts37、C13、shf2、CK (无菌水)5 组处理,每处理重复 12 次。PSQ 菌、shf2 菌为放线菌,以高氏一号液体培养基培养;Ts37 菌、C13 菌为细菌,以牛肉膏蛋白胨液体培养基培养。30℃、120 r/min 水浴恒温振荡箱中同时摇瓶培养 10~12 h。菌悬液浓度以平板菌落计数法测定^[19]。

蜈蚣草幼苗移栽 7 d 确保成活后,施入菌悬液。菌悬液为根际灌注,每次施入量 20 mL,连施 3 次,每隔 3 d 施用 1 次,CK 施 20 mL 无菌水。菌悬液浓

度是:PSQ 3.82 × 10⁴ CFU/mL、Ts37 5.85 × 10¹³ CFU/mL、C13 4.29 × 10¹³ CFU/mL 和 shf2 2.58 × 10⁶ CFU/mL。

1.2.2 取样与测定方法

施菌 15、30、45 d 后取样,采集蜈蚣草地上部(羽叶、叶柄)、地下部(根系)及根际土壤样品,每处理每次取 4 个重复。植物样品采集后先用自来水洗净,再用去离子水淋洗 3 遍。排水法测定根系体积。 α -萘胺法测定根系活力^[20]。地上部及地下部样品烘干粉碎后采用 HNO₃:HClO₄ = 5:1 (体积比)消煮^[21],待测。土壤样品采集后室内自然风干,玛瑙球磨机磨碎过 100 目筛,采用 HNO₃:H₂O₂ = 1:1 (体积比)消煮^[22]。消化样品用原子荧光分光光度计(吉天仪器公司,AFS-9120)测定砷含量,并采用国家植物标样 GBW-07603 和国家土壤标样 GBW-07402 作为分析质量控制。

2 结果与分析

2.1 施用微生物对蜈蚣草生长的影响

不同微生物处理的生物量在各个时期比对照均有所提高(表 2)。添加微生物处理的生物量均显著高于同期对照。施 shf2 菌处理的生物总量增加最为明显,45 d 时达 11.5 g/pot,显著高出同期 CK 处理 47.8%。15 d 时,以 Ts37 处理达 3.82 g/pot 为最高,高出同期 CK 99.2%。30 d 时,施 C13 和 shf2 菌处理分别显著高出同期 CK 64.6%、52.9%;PSQ 和 Ts37 处理分别高出同期 CK 33.0%、33.6%。45 d 时,PSQ、Ts37、C13 与同期 CK 处理相比虽无显著性差异,仍高出 21.1%~29.8%。在 15~30 d 时间段是添加微生物处理的蜈蚣草生物总量主要增长期,增长范围为 61.2%~134.4%,明显高于 30~45 d 时间段的 3.6%~29.5%。

外源添加微生物处理的地上部生物量在 15 d 时比 CK 处理高出 75.8%~114.2%;30 d 时,施 C13、shf2 菌处理分别显著高出同期 CK 处理 59.7%、50.0%,PSQ、Ts37 处理高出同期 CK 处理 25.0%、26.7%;45 d 时,施 shf2 菌处理显著高出同期 CK 处理 48.7%,另 3 组施微生物处理高出同期 CK 处理 20.4%~31.1%。在 15 d 时,添加 Ts37 处理地下部生物量不仅显著高出 CK 113%,而且显著高出另 3 组施菌处理 29.1%~37.8%;30 d 时,C13、shf2 处理分别显著高出同期 CK 处理 64.6%、57.3%;PSQ 和 Ts37 处理分别高出同期 CK 45.2%、43.5%;45 d 时,shf2 处理显著高出同期 CK

表 2 微生物对蜈蚣草生物量的影响¹⁾Table 2 Effects of microorganisms on biomass of *P. vittata*

取样时间/d	部位	生物量/g · pot ⁻¹				
		PSQ	Ts37	C13	shf2	CK
15	地上部	2.18 ± 0.84a	2.57 ± 0.15a	2.40 ± 0.49a	2.11 ± 0.30a	1.20 ± 0.14b
	地下部	1.64 ± 0.53b	2.26 ± 0.40a	1.70 ± 0.15b	1.75 ± 0.12b	1.22 ± 0.18c
	总量	3.82 ± 2.63a	4.84 ± 1.67a	4.10 ± 1.24a	3.87 ± 0.83a	2.43 ± 0.45b
30	地上部	4.40 ± 1.16ab	4.46 ± 0.46ab	5.30 ± 1.33a	5.28 ± 0.85a	3.52 ± 0.58b
	地下部	3.37 ± 0.96ab	3.33 ± 0.76ab	3.82 ± 1.19a	3.65 ± 0.54a	2.32 ± 0.22b
	总量	7.77 ± 1.98ab	7.80 ± 2.22ab	9.61 ± 5.96a	8.93 ± 2.78a	5.84 ± 1.38b
45	地上部	5.42 ± 0.80ab	5.82 ± 1.50ab	5.90 ± 1.64ab	6.69 ± 1.36a	4.50 ± 1.05b
	地下部	4.00 ± 1.18ab	4.24 ± 0.79ab	4.31 ± 0.86ab	4.81 ± 0.69a	3.28 ± 0.33b
	总量	9.42 ± 3.76ab	10.1 ± 4.51ab	9.96 ± 4.76ab	11.5 ± 4.10a	7.78 ± 2.68b

1) 小写字母表示行内各处理间的显著性检验差异($p < 0.05$)。不同字母表示达到显著性差异,反之则无,下同

40.3%;另3组施微生物处理高出同期CK 22.0%~31.4%。30 d与15 d相比,地下部生物量增长范围为47.3%~124.7%,高于30~45 d内的12.8%~27.3%。

2.2 微生物对蜈蚣草根系的活力和体积的影响

与生物量结果一致,无论是根系活力还是根体积均为施微生物处理高于同期对照处理(表3),且施shf2菌处理根系活力和根系体积始终维持较高的水平,收获时在所有处理中达到最大值,比同期对照分别增加了91.4%和59.6%。

不同微生物处理的根系活力顺序为:15 d时Ts37 > shf2 > PSQ > C13; 30 d时C13 > shf2 > PSQ > Ts37; 45 d时shf2 > C13 > Ts37 > PSQ。推测在施菌前期,细菌Ts37及C13能快速通过自身酶系统对砷离子的氧化还原作用改变土壤中的砷形态,提高了砷

的生物有效性^[23];放线菌PSQ、shf2随着时间的增加,逐渐产生胞外分泌物与砷离子形成络合物或沉淀物^[24],降低了砷对植物根系的毒害作用,进而增加了根系对营养元素的吸收,促进了植物根系活力及根系体积的提高。

15 d时,施Ts37处理的根系体积达13.4 mL,高出同期CK 21.1%;30 d时,C13处理的根系体积达到最大的28.6 mL,显著高出同期CK 50.5%;在45 d时,施shf2和C13处理的根系体积与CK相比,显著高出59.6%和45.0%;PSQ、Ts37处理与CK相比无显著性差异。与15 d相比,至45 d时PSQ、Ts37、C13、shf2根体积分别增加了123.5%、113.7%、159.7%、150.3%。根系体积也是在15~30 d时间段内增长最快,为68.3%~113.4%,明显高于30~45 d时间段的21.7%~55.7%。

表 3 不同微生物对蜈蚣草根系活力及根系体积的影响

Table 3 Effects of root activities and volume of *P. vittata* by addition of microorganisms

取样时间/d	参数	PSQ	Ts37	C13	shf2	CK
15	根系活力/ $\mu\text{g} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$	1.54 ± 0.15a	1.65 ± 0.18a	1.46 ± 0.13a	1.58 ± 0.09a	0.96 ± 0.07b
	根系体积/mL	14.9 ± 3.44a	16.1 ± 5.14a	13.4 ± 7.09a	15.3 ± 3.77a	13.3 ± 3.59a
30	根系活力/ $\mu\text{g} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$	1.64 ± 0.06ab	1.60 ± 0.12b	1.79 ± 0.12a	1.77 ± 0.16a	0.94 ± 0.05c
	根系体积/mL	24.0 ± 8.50ab	27.1 ± 5.89ab	28.6 ± 5.83a	24.6 ± 6.76ab	19.0 ± 5.23b
45	根系活力/ $\mu\text{g} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$	1.75 ± 0.20b	1.87 ± 0.09ab	1.92 ± 0.09ab	2.01 ± 0.13a	1.05 ± 0.17c
	根系体积/mL	33.3 ± 6.30ab	34.4 ± 9.69ab	34.8 ± 8.38a	38.3 ± 9.19a	24.0 ± 6.38b

2.3 微生物对蜈蚣草内砷含量及累积量的影响

2.3.1 微生物对蜈蚣草砷含量影响

与对照相比,添加微生物处理地上部及地下部砷含量均有所提高(图1)。地上部砷含量以15 d时Ts37处理最高,达837 mg/kg,显著高出同期对照206%。各处理在不同时间其地上部砷含量顺序为:15 d时Ts37 > PSQ > shf2 > C13,其中施Ts37处理显著高出PSQ、C13、shf2处理49.1%、75.4%、

54.5%;30 d时PSQ > shf2 > Ts37 > C13,其中PSQ、shf2处理显著高于Ts37、C13及CK处理;45 d时PSQ > C13 > shf2 > Ts37,4组微生物处理均显著高于同期对照,高出范围为46.5%~68.8%。地下部砷含量以45 d时shf2处理为最高,达427 mg/kg,显著高出同期对照88%。微生物处理地下部砷含量顺序为:15 d时Ts37 > shf2 > PSQ > C13;30 d时C13 > shf2 > PSQ > Ts37;45 d时shf2 > C13 > Ts37 > PSQ。

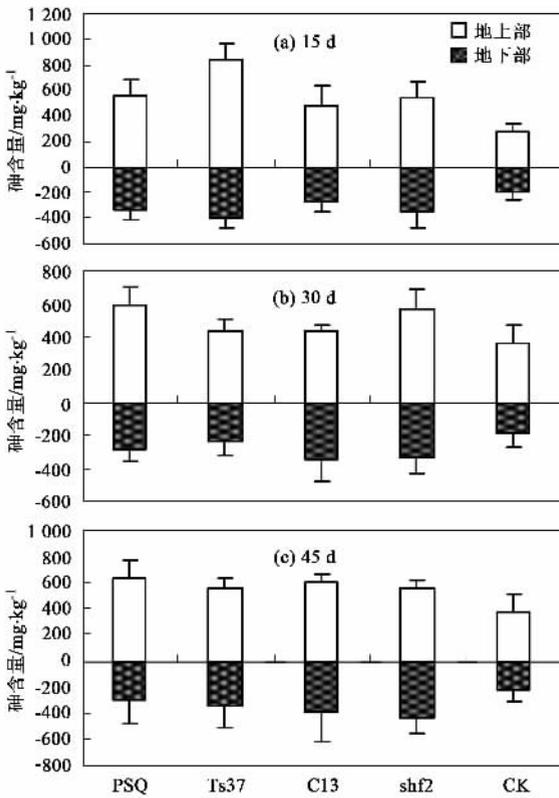


图 1 不同时间微生物对蜈蚣草内砷含量的影响

Fig. 1 Effects of arsenic concentration in *P. vittata* by addition of microorganisms

上述可见,添加微生物处理能有效提高砷在蜈蚣草体内的含量,地上部砷含量以 Ts37 处理增加最为明显,地下部则以施 shf2 处理增加最为明显。

由表 4 知,15 d 时 4 组施微生物处理的砷转运系数(地上部砷含量/地下部砷含量,下同)均高于同期 CK 处理,顺序为 Ts37 > C13 > PSQ > shf2 > CK,其中 Ts37 处理砷转运系数达最大为 2.15,为 CK 的 1.52 倍。30 d 时 5 组处理的砷转运系数顺序为 PSQ > CK > Ts3 > shf2 > C13,其中 PSQ 处理转运系数达最大为 2.12,高于 CK 的 1.11 倍,而其余 3 组微生物处理转运系数均低于 CK。45 d 时顺序为 PSQ > CK > Ts37 > C13 > shf2,其中 PSQ 处理转运系数为 2.14,为同期 CK 的 1.30 倍。

表 4 不同微生物对砷转运系数的影响

Table 4 Effects of translocation factor of *P. vittata* by microorganisms

时间/d	砷转运系数				
	PSQ	Ts37	C13	shf2	CK
15	1.67	2.15	1.78	1.56	1.41
30	2.12	1.88	1.25	1.69	1.91
45	2.14	1.63	1.52	1.31	1.65

2.3.2 微生物对蜈蚣草内砷积累量的影响

除施 Ts37 处理外,施 PSQ、C13、shf2 处理砷累积总量(砷累积量 = 砷含量 × 生物量,下同),地上部砷累积量及地下部砷累积量均随时间增加而增加,4 组微生物处理砷累积总量、地上部砷累积量及地下部砷累积量均高于同期对照(图 2)。

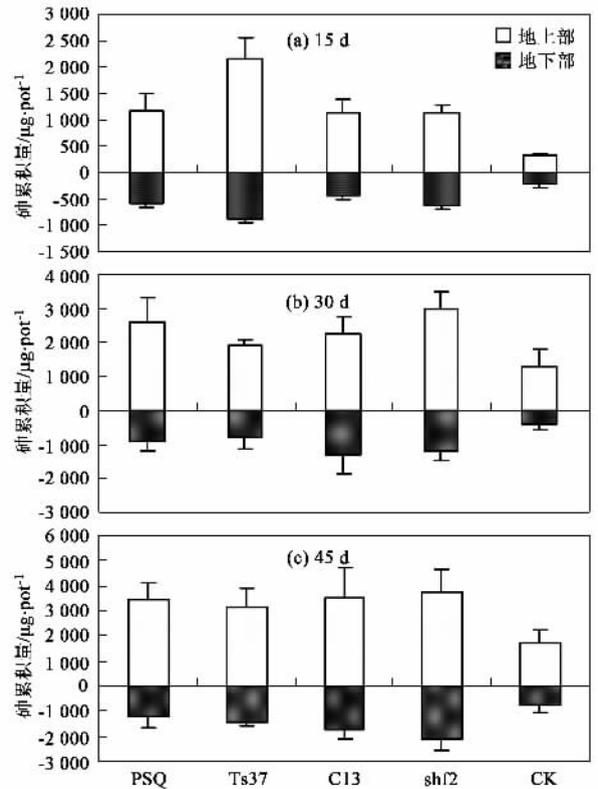


图 2 不同微生物对砷积累量的影响

Fig. 2 Effects of arsenic accumulation in *P. vittata* by microorganisms

PSQ、Ts37、C13、shf2 4 组微生物处理砷累积总量顺序为:15 d 时,Ts37 > PSQ > shf2 > C13,微生物处理均显著高于同期 CK,高出范围为 189% ~ 449%;30 d 时,shf2 > C13 > PSQ > Ts37,其中 shf2、C13、PSQ 处理分别显著高出同期 CK 140%、106%、103%,Ts37 高出同期 CK 57%;45 d 时为 shf2 > C13 > Ts37 > PSQ,4 组施微生物处理均显著高于同期 CK,高出范围为 89% ~ 136%。在不同时间内,PSQ、C13、shf2 处理砷累积总量随时间的增加而增加,30 d 比 15 d 时分别增加 100.8%、124.5%、139.2%,45 d 比 30 d 时分别增加 31.0%、46.1%、38.4%,其中 45 d 时 shf2 处理达 5 803.5 μg/pot。由以上数据可看出,施微生物前期为蜈蚣草内砷累积总量的主要增长期。

2.4 微生物对砷污染土壤植物修复效率的影响

如图 3 所示,各微生物处理蜈蚣草对砷污染土壤修复效率(植物砷累积总量/土壤初始砷量,下同)均高于同期对照处理.15 d 时 PSQ、Ts37、C13 和 shf2 4 组微生物处理的砷修复效率分别为 3.44%、5.93%、3.12%、3.42%,均高于同期 CK(1.08%)的修复效率;30 d 时,分别为 6.86%、5.34%、7.00%、8.18%,高于同期 CK(3.41%)的修复效率;45 d 时,分别为 9.05%、8.89%、10.2%、11.3%,高于同期 CK(4.79%)的修复效率.各施菌处理的修复效率与蜈蚣草内砷累积总量的规律一致,其中 45 d 时施 shf2 处理 11.3% 的修复效率表现最明显,为同期对照的 2.36 倍.

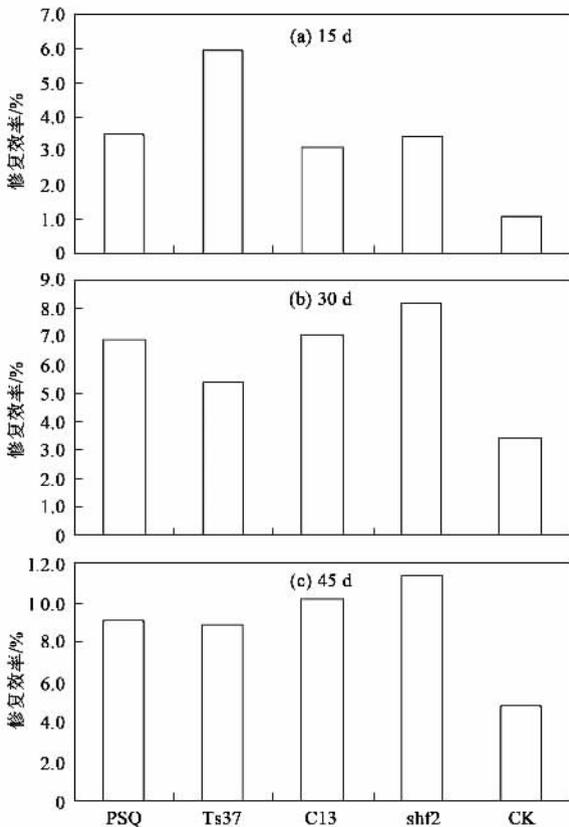


图 3 不同微生物处理下的植物修复效率

Fig. 3 Phytoremediation efficiency of *P. vittata* by microorganisms in different time

3 讨论

应用超富集植物蜈蚣草修复砷污染环境是备受关注的土壤环境治理技术方法之一,但单独的植物修复存在其弊端,比如生物量低、根系不发达、修复周期长、对重金属有选择性等^[25].因此,如何提高蜈蚣草的生物量及砷含量,从而提高砷在蜈蚣草内的

累积量,成为目前以蜈蚣草修复砷污染土壤研究的热点.微生物-植物联合修复重金属污染土壤被认为是极具发展潜力的方法^[26].本研究以外源添加不同种类菌为突破点,尝试提高蜈蚣草对砷污染土壤的修复效率.试验结果表明,添加微生物处理在收获时,植株生物总量高出同期对照 21.1%~47.8%,砷含量比同期对照高出 46.5%~68.8%,砷累积总量高出同期对照 89%~136%.其中,不同微生物对蜈蚣草的作用是有差异的,在本研究中,以从供试土壤中筛选驯化的转基因的链霉菌属 shf2 菌强化效果最好,主要体现在能明显提高植株的生物量及砷累积总量;其次是砷的氧化还原菌——农杆菌属 C13.总而言之,添加适宜的微生物能有效增加蜈蚣草提取土壤砷的能力,从而提高植物修复效率.这是强化蜈蚣草修复砷污染土壤的有效途径.

通过本研究结果推测发现,蜈蚣草砷含量和累积量增加与其根系活力和根系体积密切相关.其实,在土体中植物根际-微生物的相互作用是复杂和互惠的.在本研究外源添加强化微生物后,蜈蚣草根体系体积、根系活力及生物量均较不施微生物处理有一定程度的提高,也从而导致植物吸收砷的能力有所增加.推测原因有三:①根际微生物通过自身酶系统作用,直接对土壤中砷形态产生作用^[27],改变了植物根际周围砷的生物有效性,提高了蜈蚣草对砷的吸收效率;②施入微生物对植物根系有刺激作用,或与植物根系形成共生体系,促进了植物根系生长及根系对元素的吸收;③由于微生物侵染植物根系,成为根系内生菌,在这种共生关系下,微生物一方面可以屏蔽及螯合砷,降低砷对植物的毒害,另一方面微生物改变根系分泌物的种类及数量,促进根系活力和生物量的增长^[28].在下一步的研究工作当中,将会就不同微生物如何增强植物富集砷的能力机制开展进一步的深入研究.

4 结论

(1) 施 PSQ、Ts37、C13、shf2 处理对于蜈蚣草生长有明显促进作用,其生物量、根系活力及根系体积均高于同期 CK 处理,其中以施 shf2 菌处理增长现象最为明显.

(2) 施微生物处理的蜈蚣草内砷含量均高于同期 CK 处理,其中 Ts37 菌处理地上部砷含量最大,shf2 菌处理地下部砷含量最大.地上部及地下部砷累积量均以 shf2 菌处理最高,分别达 3 737.3 $\mu\text{g}/\text{pot}$ 和 2 066.2 $\mu\text{g}/\text{pot}$.

(3) 施微生物处理能提高蜈蚣草对污染土壤中砷的修复效率,其中 PSQ、C13 和 shf2 菌处理在 45d 时分别为 9.05%、10.2%、11.3%;Ts37 处理的砷修复效率比其它施菌处理略低,为 8.89%。

参考文献:

- [1] Gardea-Torresdey J L, Peralta-Videa J R, Montes M. Bioaccumulation of cadmium, chromium and copper by *Convolvulus arvensis* L.: impact on plant growth and uptake of nutritional elements [J]. *Bioresource Technology*, 2004, **92** (3):229-235.
- [2] Sun R L, Zhou Q X, Jin C X. Cadmium accumulation in relation to organic acid in leaves of *Solanum nigrum* L. as a newly-found cadmium hyperaccumulator [J]. *Plant and Soil*, 2006, **185**: 125-134.
- [3] 陈同斌, 韦朝阳, 黄泽春, 等. 砷超富集植物蜈蚣草吸收砷及其对砷的富集特征 [J]. *科学通报*, 2002, **47** (3): 207-210.
- [4] Ma L Q, Komar K M, Tu C, et al. A fern that hyperaccumulates arsenic [J]. *Nature*, 2001, **409**(6820): 579.
- [5] 韦朝阳, 陈同斌. 重金属超富集植物及植物修复技术进展 [J]. *生态学报*, 2001, **21**(7): 1196-1203.
- [6] 廖晓勇, 陈同斌, 谢华, 等. 磷肥对砷污染土壤的植物修复效率的影响: 田间实例研究 [J]. *环境科学学报*, 2004, **24** (3): 445-462.
- [7] 魏树和, 周启星. 重金属污染土壤植物修复基本原理及强化措施探讨 [J]. *生态学杂志*, 2004, **23**(1): 65-72.
- [8] 廖晓勇, 陈同斌, 阎秀兰, 等. 提高植物修复效率的技术途径与强化措施 [J]. *环境科学学报*, 2007, **27**(6): 881-893.
- [9] 孙约兵, 周启星, 郭观林. 植物修复重金属污染土壤的强化措施 [J]. *环境工程学报*, 2007, **1**(3): 103-110.
- [10] Chopra B K, Bhat S, Mikheenko I P, et al. The characteristic of rhizosphere microbes associated with plants in arsenic-contaminated soils from cattle dip sites [J]. *Science of the Total Environment*, 2007, **378**: 331-342.
- [11] Mayak S, Tirosh T, Glick B R. Plant growth-promoting bacteria that confer resistance to water stress in tomatoes and peppers [J]. *Plant Science*, 2004, **166**(2): 525-530.
- [12] Hovsepian A, Greipsson S. Effect of arbuscularmycorrhizal fungi on phytoextraction by corn (*Zea mays*) of lead-contaminated soil [J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2004, **6**(4): 305-321.
- [13] Loana G P, Smaranada D, Kostas K, et al. Artificial inoculation perspectives in tailings phytostabilization [J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2004, **6**(1): 1-15.
- [14] Sung K, Yavuz M, Drew M C, et al. Plant and environment interactions plant contamination by organic pollutants in phytoremediation [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2001, **30**: 2081-2090.
- [15] Souza M P, Chu D, Zhao M, et al. Rhizosphere bacteria enhance selenium accumulation and volatilization by Indian mustard [J]. *Plant Physiology*, 1999, **199**: 565-573.
- [16] Whiting S N, Souza M P D E, Terry N. Rhizosphere bacteria mobilize Zn for hyperaccumulation by *Thlaspi caerulescens* [J]. *Environmental Science & Technology*, 2001, **35**: 3144-3150.
- [17] Abou-Shanab R A, Angle J S, Delorme T A, et al. Rhizobacterial effects on nickel extraction from soil and uptake by *Alyssum muralis* [J]. *New Phytologist*, 2003, **158**: 219-224.
- [18] Liu Y, Zhu Y G, Chen B D, et al. Influence of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* on uptake of arsenate by the As hyperaccumulator fern *Pteris vittata* L. [J]. *Mycorrhiza*, 2005, **15**: 187-192.
- [19] 李华. 平板菌落计数的改进方法 [J]. *生物学通报*, 2006, **41** (1): 51-52.
- [20] 张志良, 瞿伟菁. 植物生理学实验指导 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2002. 128-133.
- [21] U.S. EPA 3010A, Acid digestion of aqueous samples and extracts for total metals for analysis by FLAA or ICP spectroscopy [S].
- [22] U.S. EPA 3050B, Acid digestion of sediments, sludge, and soils [S].
- [23] 陈玉成. 污染环境生物修复工程 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2003. 138-167.
- [24] 沈德中. 污染环境的生物修复 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2002. 245-272.
- [25] 陈同斌, 韦朝阳. 重金属污染植物修复技的研究与应用现状 [J]. *地球科学进展*, 2002, **17**(6): 833-839.
- [26] Lynch J M, Moffat A J. Bioremediation—prospects for the future application of innovative applied biological research [J]. *Annals Appl Biol*, 2005, **146**: 217-221.
- [27] Mukhopadhyay R, Rosen B P, Phung L T, et al. Microbial arsenic: From geocycles to genes and enzymes [J]. *FEMS Microbiol*, 2002, **26**: 311-325.
- [28] 魏树和, 周启星, 张凯松, 等. 根际圈在污染土壤修复中的作用与机理分析 [J]. *应用生态学报*, 2003, **14**(1): 143-147.