

抗铜细菌对难溶性铜的活化及其强化植物修复铜污染土壤

王桂萍, 郭明志, 陈亚华, 沈振国, 夏妍*

(南京农业大学生命科学学院, 南京 210095)

摘要:研究了2株抗铜细菌 F16a 和 Fw17a 在不同培养条件下, 对培养基溶液和铜污染土壤中难溶性铜的活化特性, 并结合盆栽试验调查其强化植物修复铜污染土壤的效果。结果表明, 在液体有氮培养基(含 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ CuCO}_3$)中, 菌株 F16a 能显著提高培养基溶液中铜离子的浓度, Fw17a 则能显著降低培养基溶液中铜离子的浓度。培养基溶液中铜浓度增加(或降低)幅度和速率随着 F16a (或 Fw17a)接种量增加而增大。当 F16a 和 Fw17a 分别处于 35°C 和 30°C 培养温度时, 其活化或钝化铜的效果最佳。在 Cu 污染土壤中加入 F16a 菌悬液能显著提高土壤溶液中的 Cu 浓度, 而 Fw17a 对污染土壤 Cu 的钝化效果不明显。盆栽试验结果表明, 接入菌株 F16a 后, 能显著提高三叶草和香根草地上部对污染土壤中铜的累积及提取量。

关键词:抗铜细菌, 溶解作用, 联合修复

中图分类号: X172 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2014)02-0332-07 doi:10.11654/jaes.2014.02.018

Solubilization of Insoluble Copper and Enhancement of Phytoremediation by Copper-resistant Bacteria Inoculated to Copper-contaminated Soil

WANG Gui-ping, GUO Ming-zhi, CHEN Ya-hua, SHEN Zhen-guo, XIA Yan*

(College of Life Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: This study investigated the effects of two copper(Cu)-resistant bacterial strains, F16a and Fw17a, on insoluble Cu solubilization in different cultures and Cu-contaminated soils, and also evaluated their effects on the phytoremediation of Cu-contaminated soils in a pot experiment. Compared with the control, F16a increased water-soluble Cu concentrations, whereas Fw17a decreased water-soluble Cu in supernatant of N-containing liquid medium with $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ CuCO}_3$. The magnitude of such change (increase or decrease) in water-soluble Cu concentrations increased with amount of F16a (or Fw17a) inoculums at the beginning. F16a and Fw17a had the greatest effects when exposed to their optimum temperatures. F16a significantly enhanced water-soluble Cu in Cu-contaminated soil, but Fw17a had little effects on water-soluble Cu. Inoculation with F16a significantly increased Cu absorption and accumulation in shoots of *Trifolium repens* and *Vetiver zizanioides* in Cu-contaminated soil.

Keywords: copper-resistant bacteria; solubilization; plant-microbial remediation

随着工农业的快速发展, 环境污染问题日益严重。重金属是主要的环境污染物之一^[1]。重金属污染物

在土壤中具有隐蔽性、滞留时间长、移动性差、不能被微生物所降解等特点, 不仅会退化土壤肥力, 降低农作物产量与品质, 恶化水环境, 还可以通过食物链危及人类的健康与生命安全^[2-3]。修复被重金属污染的土壤、恢复土壤生产力、保障人类及生物健康安全、实现社会经济可持续发展, 已引起人们的广泛关注。而将微生物应用在修复重金属污染土壤, 是在上个世纪90年代以后陆续展开的^[4-6]。土壤细菌是环境中的一类重要微生物资源, 具有分布广泛、种类繁多、表面积

收稿日期: 2013-06-13

基金项目: 国家自然科学基金(21277072); 江苏省科技支撑计划(社会发展)项目(BE20111781, BE2013709); 江苏省自然科学基金(重点项目)项目(BK2010064)

作者简介: 王桂萍(1963—), 女, 湖北黄石人, 实验师, 主要从事植物营养生理及重金属污染土壤的生物修复研究。

E-mail: gpwang@njau.edu.cn

* 通信作者: 夏妍 E-mail: yxia@njau.edu.cn

巨大、带电、繁殖快速和代谢旺盛等特点^[7]。目前研究发现,土壤细菌主要通过促进植物生长,提高植物的生物量及促进重金属溶解,提高重金属的生物有效性两个方面提高植物修复重金属的效率^[8-9]。细菌在生长过程中会不断向体外分泌小分子有机酸、无机酸和代谢中间产物^[10-11]。细菌本身及其产生的各种物质广泛参与水体、土壤、矿渣和沉积物等环境中的物理、化学和生物化学反应,改变环境粘土矿物表面的物理化学特性,分解矿物或者形成新的矿物等,进而影响多种矿质元素的迁移转化^[12]。在重金属污染环境中,细菌种群结构、生理代谢会产生各种变化以响应重金属的胁迫,并可以通过对重金属的吸附富集、氧化还原、成矿沉淀、协同植物吸收等作用修复重金属污染土壤^[13]。

本实验室从安徽铜陵凤凰山铜矿废弃地土壤中分离得到两株对 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ CuSO}_4$ 具有较强抗性的菌株 F16a 和 Fw17a。对菌株形态、生理生化特性及其 16S rDNA 系统进化进行分析,2 株抗铜细菌分属肠杆菌属 (*Enterobacter*) 和假单胞菌属 (*Pseudomona*); 在 GenBank 的注册号分别为 GQ247734 和 GQ247733 (未发表数据)。本文以菌株 F16a 和 Fw17a 为研究材料,研究在不同培养条件下,2 株抗铜细菌对培养基溶液和铜污染土壤中难溶性铜的活化特性,并结合盆栽试验调查其强化植物修复铜污染土壤的效果,以期为提高植物-微生物联合修复 Cu 污染土壤提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 培养基与试剂

改良无机盐培养基:葡萄糖 10.0 g, NaCl 0.5 g, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 1.0 g, $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 2.0 g, KH_2PO_4 1.5 g, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.4 g, 去离子水 1000 mL, pH 值 7.0。

LB 培养基:胰蛋白胨 10.0 g, NaCl 10.0 g, 酵母粉 5.0 g, 去离子水 1000 mL, pH 值 7.2。

有氮培养基:蔗糖 10 g, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 1.0 g, K_2HPO_4 2.0 g, $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.5 g, NaCl 0.1 g, 酵母膏 0.5 g, 去离子水 1000 mL, pH 值 7.2。

磷酸盐缓冲液(PBS):溶液 A 为 KH_2PO_4 $27.2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, 溶液 B 为 $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ $45.6 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。溶液 A 39.0 mL, 溶液 B 61.0 mL, 加水至 200 mL 得到 $0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ pH 值 7.0 的 PBS。所用试剂均为分析纯。

1.2 菌种制备及菌体生长量的测定

供试菌株为铜抗性菌株 F16a 和 Fw17a, 细菌生物量以 600 nm 处的吸光值(OD_{600})来表示。挑取在 LB

加铜固体培养基上形成的单菌落,接种 LB 液体培养基, 30°C , $200 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$, 振荡培养,并调整菌液 $\text{OD}_{600} = 1.0$, $8000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心 5 min, 用灭菌的 7.0 PBS 冲洗菌体沉淀两次,最后用 5 mL 无菌水悬浮菌体,即为菌种,如没有特别说明,接种量均为 2%(V/V)。

1.3 不同培养基条件下,供试菌株对培养基溶液铜浓度的影响

100 mL 三角瓶中分别装入 20 mL 有氮培养基、20 mL LB 培养基和 20 mL 改良的无机盐培养基,称取 0.010 g CuCO_3 加入上述培养基中,将供试菌株的菌液接种后, 30°C , $200 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$, 摇床培养 48 h, $8000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心 5 min, 取上清液,测定上清液中 Cu 离子浓度及 pH 值。

1.4 不同接种量条件下,供试菌株对培养基溶液铜浓度的影响

100 mL 三角瓶中装入 20 mL 有氮培养基,称取 0.010 g CuCO_3 加入其中,分别按 1%、3%、5%、8% 和 10% 接种量接种供试菌株的菌液, 30°C , $200 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 摇床培养,定时取样, $8000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心 5 min, 取上清液,测定上清液中 Cu 离子浓度。

1.5 不同温度条件下,供试菌株对培养基溶液铜浓度的影响

100 mL 三角瓶中装入 20 mL 有氮培养基,称取 0.01 g CuCO_3 加入其中, 20°C 、 25°C 、 30°C 、 35°C 、 40°C , $200 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 摇床培养,定时取样, $8000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心 5 min, 取上清液,测定上清液中 Cu 离子浓度。

1.6 供试菌株对土壤中难溶性铜的活化

供试土壤样品采自南京汤山九华山铜矿区农田,土壤经过风干、过筛(2 mm)后备用,土壤基本理化性质见表 1。土壤基本理化性质测定参考《土壤农业化学分析法》^[14]。50 mL 离心管中加入 1.0 g 供试土壤,灭菌后分别加入 1 mL 有氮培养基和 1 mL 无菌水悬浮的供试菌株,对照分别加入 1 mL 灭菌有氮培养基和 1 mL 无菌水,每个处理设 3 个重复。 30°C , $200 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 摇床培养 96 h 后,加入 10 mL 灭菌的去离子水, $10000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心 5 min, 过滤后取上清,测定上清液中 Cu 离子浓度。

1.7 供试菌株对盆栽植物的生长和 Cu 积累的影响

供试菌株为 F16a 和 Fw17a。盆栽用土壤采自南京汤山九华山铜矿区的尾矿堆,土壤经过风干、过筛(2 mm)后备用,其基本理化性质见表 2。土壤装盆后,将水从盆钵底部往上吸水至土面潮湿,放阴凉处充分平衡后移栽供试植物幼苗。供试植物为三叶草

表 1 供试土壤的理化性质

Table 1 Selected physical and chemical properties of tested soil

有机质 Soil organic matter/%	pH _{CaCl2}	电导率 Soil solution electric conductivity/ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	全氮 Total N/%	土壤质地 Texture/%			阳离子交换量 Cation exchange capacity/ $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$	土壤总铜含量 Total soil Cu concentration/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
30.88	5.06	78.2	1.64	①34.5	②43.1	③22.4	7.83	635

注:a:①>0.05 mm,②0.05~0.001 mm,③<0.001 mm,下同。

表 2 盆栽土壤的理化性质

Table 2 Selected physical and chemical properties of soil used in the pot experiment

有机质 Soil organic matter/%	pH _{CaCl2}	电导率 Soil solution electric conductivity/ $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	全氮 Total N/%	土壤质地 Texture/%			阳离子交换量 Cation exchange capacity/ $\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$	土壤总铜含量 Total soil Cu concentration/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
10.06	5.24	75.2	2.59	①37.6	②39.3	③25.7	6.83	6065

(*Trifolium repensa*)和香根草(*Vetiver zizanioides*),种子购自江苏农科院。三叶草种子经 0.1%的 HgCl_2 表面消毒 10 min,用水冲洗后,在 20 ℃下浸种 12 h,25 ℃暗中催芽,挑选露白一致的种子播于石英砂中,待出苗至一叶一心期时选取均匀一致的苗移栽至盆钵中(种子部分埋入土中 1.0 cm),每盆 4 株。移苗后,盆钵置阴凉处 3 d,待苗成活后移入温室。香根草采用移植法,移栽前对香根草幼苗进行修剪(地上部分留 20 cm 高,根系留 8 cm 长),并选择生物量相近的幼苗移栽到塑料盆钵中。植物在温室内自然光照下生长,温度 20~36 ℃。生长期间每天以称重法加去离子水,保持土壤湿度为田间持水量的 60%左右。植物移入盆钵 20 d 后,加入菌液。45 d 后收获,测定植物地上部生物量、Cu 含量及地上部 Cu 提取量。

2 结果与分析

2.1 不同培养基条件下,供试菌株对培养基溶液铜浓度的影响

采用添加 CuCO_3 的不同种类液体培养基培养,

研究供试菌株对培养基溶液铜浓度的影响。由图 1B 可以看出,与其他培养基相比,在有氮培养基中,F16a 能更显著地提高培养基溶液中铜离子的浓度,Fw17a 能显著降低培养基溶液中铜离子的浓度;而 F16a 和 Fw17a 在 LB 培养基和改良无机盐培养基中的作用不如在有 N 培养基中显著。pH 值的变化表明,F16a 在有氮培养基中的 pH 值与对照相比下降最显著;Fw17a 在三种培养基中的 pH 值与对照比较则没有明显的变化(图 1A)。

2.2 不同接种量条件下,供试菌株对培养基溶液铜浓度的影响

如图 2 所示,在细菌生长过程中,接种量越大,F16a 提高培养基溶液中铜浓度的速率越快。当接种量大于 5%以上时,上清液铜浓度在 12 h 即能达最大值;接种量低于 5%,上清液铜浓度需 24 h 才能达到最大值。而 Fw17a 则刚好相反,接种量越大,其培养基溶液中铜浓度降低的速率也越快。当接种量大于 5%时,上清液铜浓度在 8 h 即能达最低值;当接种量低于 5%,上清液铜浓度需 12 h 才能达最小值。

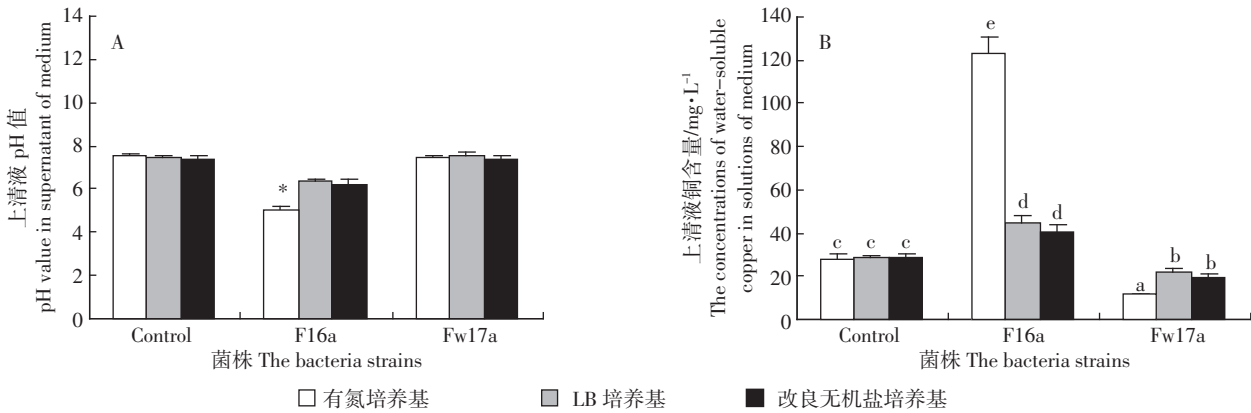


图 1 培养基对 pH 值(A)和菌株活化铜的影响(B)

Figure 1 Effects of different culture media on pH value(A) and insoluble Cu solubilization(B)

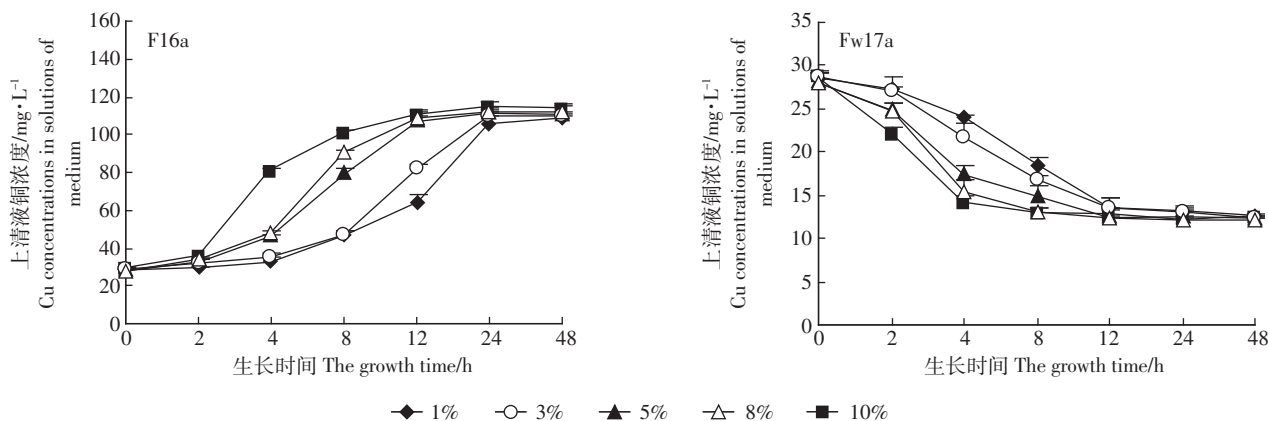


图2 接种量对菌株活化铜的影响

Figure 2 Effects of inoculum concentrations on solubilization of insoluble Cu

2.3 不同温度条件下供试菌株对培养基溶液铜浓度的影响

调查了 20~40 °C 之间的不同培养温度对供试菌株培养基中难溶性铜的活化效果(图 3)。结果表明, F16a 最适反应温度为 35 °C, 其活化培养基中难溶性铜的效果最佳; 而 Fw17a 在培养温度为 30 °C 时, 对铜的钝化效果最佳。温度过高或过低都不利于细菌发挥其作用。

2.4 供试菌株对土壤中铜的活化效果

由图 4 可以看出, 用 1 mL 无菌水悬浮的 F16a 菌液处理接种 96 h, 与对照相比, 土壤水溶性铜含量有升高的趋势, 但在统计学上没有达到显著水平; 而无菌水悬浮 Fw17a 接种土壤 96 h, 则有降低土壤水溶性铜含量的趋势。用 1 mL 灭菌液体有氮培养基悬浮的 F16a 菌液接种土壤 96 h, 与对照相比土壤水溶性铜含量显著升高, Fw17a 处理土壤 96 h 降低了土壤

水溶性铜含量, 但是这种降低作用亦没有达到显著水平(图 4)。

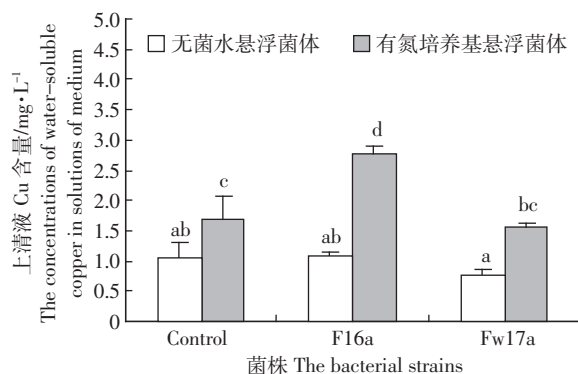


图4 无菌水和灭菌有氮培养基悬浮菌株对活化土壤铜的影响

Figure 4 Solubilization of insoluble copper in soils by Cu-resistant strains suspended with sterile water or N-containing liquid media

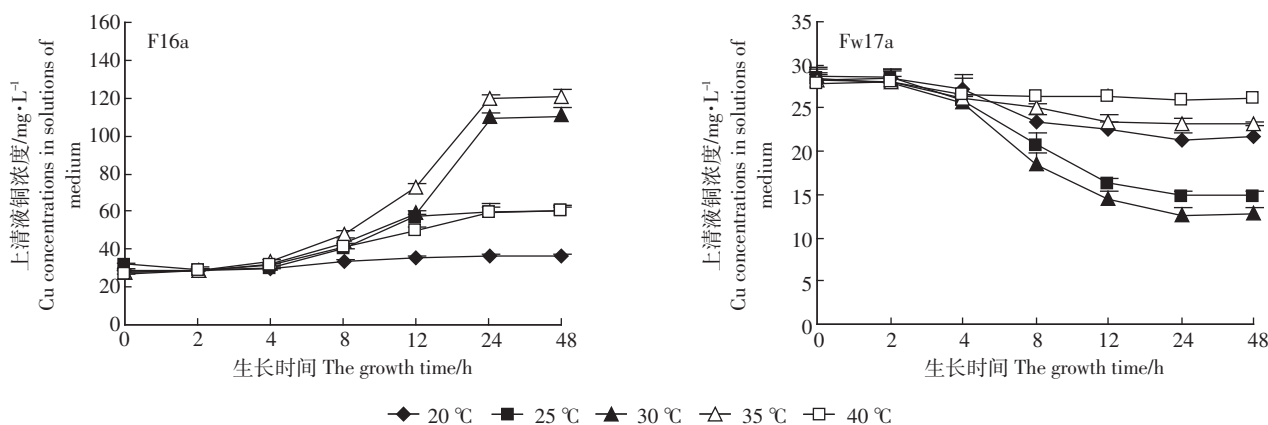


图3 培养温度对菌株活化铜的影响

Figure 3 Effects of different culture temperatures on solubilization of insoluble copper

2.5 供试菌株对三叶草和香根草积累土壤重金属铜的影响

在盆试验中,菌株 F16a 和 Fw17a 对三叶草和香根草地上部生物量有促进的趋势,但统计学上不显著(图 5A)。与对照相比,接种 F16a 菌株可显著提高三叶草和香根草地上部铜浓度和总铜的提取量(图 5B、C);而接种 Fw17a 对三叶草和香根草地上部铜浓度和总铜的提取量均无显著影响。

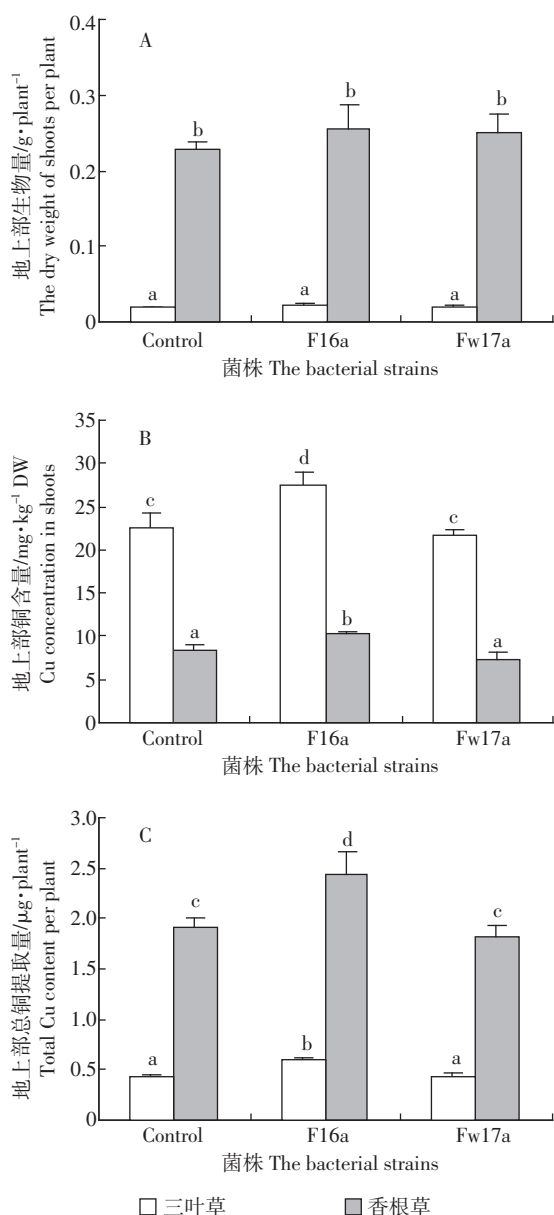


图5 接种铜抗性细菌对三叶草和香根草地上部生长(A)、铜含量(B)及总铜提取量(C)的影响

Figure 5 Effects of Cu-resistant bacterial strains on dry weight (A), Cu concentrations (B) and Cu uptake (C) in shoots of *T. repensa* and *V. zizanioides*

3 讨论

土壤中重金属的活性与形态直接影响到植物对重金属的吸收效率以及吸收总量。土壤微生物是土壤中的活性胶体,它们比表面积大,带电荷,代谢活动旺盛,可通过多种方式影响土壤重金属的活性和存在形态,从而影响其生物有效性^[13]。

水溶态的重金属是土壤活性重金属的重要组成部分,某些植物根际微生物能够活化土壤重金属,使土壤水溶态重金属含量增多,从而影响植物对重金属的行为,这对提高重金属污染土壤植物修复效率具有重要作用。微生物对重金属的活化主要是由于微生物在生长代谢过程中产生多种氨基酸和低分子量的有机酸,如甲酸、乙酸、丙酸和丁酸等,可将固态重金属活化^[15]。根际微生物从土壤和根系分泌物获得营养并通过分解有机物产生的产物活化根际土壤重金属^[16]。Jiang 等^[17]分离得到一株重金属抗性菌株 *Burkholderia* sp. J62,可以代谢产生吲哚乙酸(IAA)、含铁细胞和1-氨基环丙烷-1-羧酸,能够提高溶液和土壤中可溶性 Pb 和 Cd 含量,种植于重金属污染土壤的玉米和西红柿在接种细菌后,生物量得到了显著的提高,植物体内的 Pb 含量与对照相比,从 38% 提高到 192%,而 Cd 含量从 5% 提高到 191%。Rajkumar 等^[18]也研究了接种重金属抗性促生菌株 PsM6 和 PjM15 对 *Ricinus communis* 生长及 Ni、Cu 和 Zn 吸收的影响,结果表明,PsM6 和 PjM15 都提高了植株地上部和地下部的生物量,它们的促生作用是由于它们可以溶解土壤中的 P 并且能够产生 IAA 引起的;在重金属提取方面,PsM6 比 PjM15 能更有效地溶解土壤中的 Zn,而 PjM15 在溶解 Ni 和 Cu 方面效率更高。本文研究了铜抗性菌株 F16a 对培养基溶液中 Cu 的活化效果,结果表明,在有氮培养基中最好,最适温度为 35℃,接种量越大,F16a 活化培养基溶液中 Cu 的速率越快,F16a 在有氮培养基(含 500 mg·L⁻¹ CuCO₃),接种量为 2%,30℃,200 r·min⁻¹ 摇床培养 48 h 后,与对照相比,使培养基溶液中铜浓度增加了 300% 左右。通过测定上清液 pH 值,发现从对照的 7.48 降到了 5.07,说明 F16a 的活化作用主要是由于产酸引起的。

另外,微生物不仅可以活化土壤中的重金属,而且菌体本身也可以吸附和富集重金属,从而减少重金属对环境危害的可能。本研究中菌株 Fw17a 对培养基溶液中可溶性 Cu 的降低作用,也是在有氮培养基中最好,其最适温度为 30℃,接种量越大钝化速率也

越快。Fw17a 在有氮培养基(含 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{ CuCO}_3$),接种量为 2%, 30°C , $200 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 摇床培养 48 h 后,与对照相比培养基溶液中铜浓度降低了 60%左右。无机盐培养基含有菌液缓冲作用的 K_2HPO_4 和 KH_2PO_4 ,对细菌的代谢产酸作用会有一定的影响。微生物通过带电荷的细胞表面吸附重金属离子,或通过摄取必要的营养元素主动吸收重金属离子,将重金属离子富集在细胞表面或内部^[19-20]。已有很多报道指出,细菌细胞吸附重金属离子的组分主要是肽聚糖、脂多糖、磷壁酸和胞外多糖等细胞壁的组分^[21-22]。这些表面带电荷的官能团具有较强的金属结合能力,主要包括羧基、氨基、羟基、巯基和磷酸盐基团等。

用无菌水悬浮 F16a 加入到灭菌供试土壤中发现,与对照相比土壤水溶性铜含量有升高的趋势,但是没有达到显著水平;而用灭菌液体有氮培养基悬浮的 F16a 菌液处理供试土壤 96 h,与对照相比土壤水溶性铜含量显著提高。原因可能是加入的有氮培养基给菌株提供了营养,有利于 F16a 活化作用的发挥。用无菌水和用灭菌液体有氮培养基悬浮 Fw17a 对土壤中水溶性铜含量都没有显著的降低作用,与对照相比有降低趋势,有氮培养基的加入并没有强化 Fw17a 的钝化作用;只加入有氮液体培养基处理供试土壤 96 h 后,土壤水溶性铜含量要显著高于加入无菌水处理。造成这种结果的原因可能是有氮培养基提供的营养不仅被供试菌株所利用,而且也被其他进入土壤的细菌利用,它们通过代谢活动影响了土壤水溶性铜含量。

菌株 Fw17a 对土壤水溶性铜含量的影响没有在液体培养基中明显,可能原因是土壤的环境比较复杂,营养贫乏,不利于菌株的生长,影响其代谢;也有可能是加入的细菌竞争能力太弱,不能在与土著微生物的竞争中获得优势。故其强化植物修复 Cu 污染土壤的效果没有菌株 F16a 的效果明显。

4 结论

(1)在有氮培养基中,抗铜菌株 F16a 能显著提高培养基溶液中铜离子浓度,而 Fw17a 能显著降低培养基溶液中铜离子浓度。

(2)接种量越大,抗铜菌株 F16a 提高培养基溶液中铜浓度的速率越快;而 Fw17a 则相反,接种量越大,其培养基溶液中铜浓度降低的速率也越快。

(3)在最适反应温度 35°C 时,抗铜菌株 F16a 活化培养基中难溶性铜的效果最佳;而 Fw17a 在培养温度为 30°C 时,对铜的钝化效果最佳。温度过高或过

低都不利于细菌发挥其作用。

(4)在 Cu 污染土壤中加入 F16a 菌悬液能显著提高土壤溶液中的 Cu 浓度;盆栽试验中,接种抗铜菌株 F16a 可显著提高三叶草和香根草地上部铜浓度和总铜的提取量。

参考文献:

- [1] 鲁如坤. 土壤农业化学分析法[M]. 北京:中国农业科技出版社, 2000.
- [2] Lu R K. Methods for agricultural chemistry analysis of soil[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [3] 马海艳, 张艳峰, 孙乐妮, 等. 铜耐性优势植物根际土壤铜抗性菌株的筛选及其对铜的促溶作用[J]. 土壤, 2009, 41: 886-891.
- [4] Ma H Y, Zhang Y F, Sun L N, et al. Isolation of copper-resistant bacteria from rhizosphere soils of copper-tolerant dominant plants and bacterial solubilization of copper[J]. Soils, 2009, 41: 886-891.
- [5] 唐世荣. 污染环境植物修复的原料与方法[M]. 北京:科学出版社, 2006.
- [6] Tang S R. The principle and method for phytoremediation of polluted environment[M]. Beijing: Science Press, 2006.
- [7] Beveridge T J. The response of cell walls of *Bacillus subtilis* to metals and electron microscopic strains[J]. Can J Microbiol, 1978, 24: 89-104.
- [8] Burd G I, Dixon D G, Glick B R. Plant growth promoting bacteria that decreases heavy metal toxicity in plants[J]. Canadian Journal of Microbiology, 2000, 46: 237-245.
- [9] Chen Y X, Wang Y P, Lin Q, et al. Effect of copper-tolerant rhizosphere bacteria on mobility of copper in soil and copper accumulation by *Elsholtzia splendens*[J]. Environment International, 2005, 31: 861-866.
- [10] Diels L, van der Lelie N, Bastiaens L. New development in treatment of heavy metal contaminated soils[J]. Review of Environment Science and Biotechnology, 2002, 1: 75-82.
- [11] Francis A J, Dodge C J. Anaerobic microbial dissolution of transition and heavy metal oxides[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1988, 54(4): 1009-1014.
- [12] Gadd G M. Microbial influence on metal mobility and application for bioremediation[J]. Geoderma, 2004, 122: 109-119.
- [13] Jiang C Y, Sheng X F, Qian M, et al. Isolation and characterization of a heavy metal-resistant *Burkholderia* sp. from heavy metal-contaminated paddy field soil and its potential in promoting plant growth and heavy metal accumulation in metal-polluted soil[J]. Chemosphere, 2008, 72: 157-164.
- [14] Kalinowski B E, Liermann L J, Brantley S L, et al. X-ray photoelectron evidence for bacteria-enhanced dissolution of hornblende[J]. Geochim Cosmochim Acta, 2000, 64(4): 1331-1343.
- [15] Langley S, Beveridge T J. Effect of O-side-chain-lipopolysaccharide chemistry on metal binding[J]. Appl Environ Microbiol, 1999, 65: 489-498.
- [16] Ledin M, Pedersen K. The environmental impact of mine wastes roles of microorganisms and their significance treatment of mine waters[J]. Earth Sci Rev, 1996, 41: 67-108.

- [14] Muchuweti M, Birkett J W, Chinyanga E, et al. Heavy metal content of vegetables irrigated with mixture of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: Implications for human health[J]. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 2006, 112:41–48.
- [15] Pernezny K, Nagata R, Havranek N, et al. Comparison of two culture media for determination of the copper resistance of *Xanthomonas* strains and their usefulness for prediction of control with copper bactericides[J]. *Crop Protection*, 2008, 27:256–262.
- [16] Poirier I, Hammann P, Kuhn L, et al. Strategies developed by the marine bacterium *Pseudomonas fluorescens* BA3SM1 to resist metals: A proteome analysis[J]. *Aquatic Toxicology*, 2013, 128–129:215–232.
- [17] Rajkumar M, Freitas H. Influence of metal resistant-plant growth-promoting bacteria on the growth of *Ricinus communis* in soil contaminated with heavy metals[J]. *Chemosphere*, 2008, 71:834–842.
- [18] Tobin J M, Cooper D G, Neufeld R J. Investigation of the mechanism of metal uptake by denatured *Rhizopus arrhizus* biomass[J]. *Enzyme Microb Technol*, 1990, 12:591–595.
- [19] Wuana R A, Okieimen F E, Imborvungu J A. Removal of heavy metals from a contaminated soil using chelating organic acids[J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2010, 7(3): 485–496.
- [20] Yang X E, Feng Y, He Z L, et al. Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation[J]. *J Trace Elem Med Bio*, 2005, 18:339–353.
- [21] Zhang Y F, He L Y, Chen Z J, et al. Characterization of ACC deaminase-producing endophytic bacteria isolated from copper-tolerant plants and their potential in promoting the growth and copper accumulation of *Brassica napus*[J]. *Chemosphere*, 2011, 83:57–62.
- [22] Zhao H, Yan H X, Zhou S X, et al. The growth promotion of mung bean (*Phaseolus radiatus*), by *Enterobacter asburiae* HPP16 in acidic soils[J]. *African of Biotechnology*, 2011, 10:13802–13814.



新书推荐

可持续生活垃圾处理与资源化技术

本书主要内容包括生活垃圾的区域性收运系统、生物反应器卫生填埋技术、焚烧能源化利用技术、裂解资源化技术、机械生物处理技术、沼气发酵技术、源头分类和机械分选技术、垃圾中塑料、玻璃、纸张等回收废物的循环利用技术以及相关防治渗滤液、臭气等二次污染的环境保护技术。本书主要适合于高等学校师生以及从事生活垃圾处理的工程技术人员、有关管理人员等阅读和参考。

※ 书号:9787122183682 ※ 定价:150.0 元
 ※ 开本:16 ※ 出版日期:2014 年 2 月



水污染控制案例教程

本书介绍了常用城市生活污水和工业废水处理技术的发展、基本原理、工艺类型、工艺构造及工艺流程,并收集了相应工程实例。所选实例均是近年来比较典型的具有代表性的污水处理工程,涵盖不同工艺类型、不同行业、不同出水水质要求以及不同规模的水处理工程。实例中介绍了工程概况、设计要点、工艺流程及特点,主要构筑物及设备运行效果,还介绍了技术经济指标。

※ 书号:9787122182036 ※ 定价:58.0 元
 ※ 开本:16 ※ 出版日期:2014 年 1 月



如需更多图书信息,请登录 www.cip.com.cn

服务电话:010-64518888,64518800(销售中心)

网上购书可登录化学工业出版社天猫旗舰店:<http://hxgyCBS.tmall.com>

邮购地址:(100011)北京市东城区青年湖南街 13 号 化学工业出版社

如要出版新著,请与编辑联系。联系电话:010-64519525