

细菌强化修复电子废弃物污染农田土壤研究

陈佳亮^{1,2}, 刘晓文², 张晓芒³, 张雅静², 方晓航^{2*}

(1.广东省环境科学研究院, 广州 510045; 2.环境保护部华南环境科学研究所, 广州 510655; 3.广东省环境保护宣传教育中心, 广州 510630)

摘要:通过富集、驯化、分离,从清远市电子废弃物拆解区污染土壤中得到四种耐性菌株,经菌落形态、扫描电镜分析以及 16S rDNA 技术鉴定得出菌株 HS-01、JH-02、YB-03、JY-04 分别为海水芽孢八叠球菌(*Sporosarcina aquimarina*)、佐吕间湖生芽孢八叠球菌(*Sporosarcina saromensis*)、巨大芽孢杆菌(*Bacillus megaterium*)、甲基营养型芽孢杆菌(*Bacillus methylotrophicus*)。选取非矿山型东南景天(*Sedum alfredii*)为实验植物,在温室盆栽实验条件下,强化修复模拟的 Cd、Cu、Pb 污染土壤。结果显示添加细菌 JH-02 的东南景天地上部重金属提取量相对最高, JY-04 次之,均显著高于其他各组($P<0.05$);重金属形态分析显示细菌 JH-02 与 JY-04 对土壤重金属的活化作用相对最好,可交换态含量明显高于其他两种细菌组与未加菌组($P<0.05$)。实验结果表明, JH-02 与 JY-04 这两种细菌可能通过代谢活动产生的分泌物溶解了土壤中重金属,最终促进了东南景天的提取以及根部重金属向茎叶中转移,可达到强化修复的效果,具有一定的应用前景。

关键词:电子废弃物;重金属;耐受细菌;农田土壤;强化修复

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2015)04-0709-07 doi:10.11654/jaes.2015.04.015

Bacteria-Enhanced Remediation of Electronic-Waste Polluted Farmland Soil

CHEN Jia-liang^{1,2}, LIU Xiao-wen², ZHANG Xiao-mang³, ZHANG Ya-jing², FANG Xiao-hang^{2*}

(1.Guangdong Provincial Academy of Environmental Science, Guangzhou 510045, China; 2.South China Institute of Environmental Science, MEP, Guangzhou 510655, China; 3.Centre of Environment Protection Propagation and Education of Guangdong, Guangzhou 510630, China)

Abstract: Qingyuan is one of the biggest electronic waste (e-waste) dismantling areas in China. Over 20-year operations of individual e-waste workshops there have resulted in severe pollution of the surrounding soils by Cd, Cu and Pb. Remediation of e-waste polluted soils has drawn scientific and public attentions. In our previous study, four strains of metal tolerant bacteria were identified from the soils contaminated by e-wastes in Qingyuan, using colony morphology analysis, scanning electron microscope and 16S rDNA technology. They were *Sporosarcina aquimarina* (HS-01), *Sporosarcina saromensis* (JH-02), *Bacillus megaterium* (YB-03) and *Bacillus methylotrophicus* (JY-04). Here we used these four strains and a non-contaminated ecotype of plant *Sedum alfredii* to test their potential for remediating soils polluted by Cd, Cu and Pb under greenhouse conditions. Results show that the shoots of *S. alfredii* accumulated the highest amount of heavy metals in the presence of JH-02 bacteria, followed by JY-04 bacteria. Bacteria JH-02 and JY-04 exhibited better performance in mobilizing heavy metals, and exchangeable metal fraction was significantly higher in the JH-02 and JY-04 treatments than in other bacterial treatments ($P<0.05$). Our present study suggest that the bacteria JH-02 and JY-04 may be able to enhance the extraction of soil heavy metals by *S. alfredii*, and thus have a potential to be applied to the field.

Keywords: electronic waste; heavy metals; metal-tolerant bacteria; farmland soil; enhanced remediation

电子废弃物是指各类报废的家用电器与办公电子产品,如电脑、复印机、冰箱、电视机、移动电话等,是由塑料、金属和其他材料制成的复杂混合物^[1-2]。一

方面,它是可再生利用的重要资源,可回收如铜、铝、铅、锌、铁、金、银、铂等贵金属,因开发成本远低于矿山一次资源,电子废弃物又被人们称为“城市矿山”;另一方面,它又是污染物,其中包含的铅、镉、汞、铬、钡、铍、多溴联苯、多溴联苯醚等均对人类和生态系统有害,如果处理不当,将会严重污染拆解区周边环境^[3-5]。

清远市是中国最大的电子废弃物拆解基地之一,

收稿日期:2014-11-18

基金项目:中央级公益性科研院所基本科研业务专项(206030201-21)

作者简介:陈佳亮(1987—),男,甘肃张掖人,硕士,主要从事重金属污染生物修复技术研究。E-mail:chenjialiang_email@163.com

* 通信作者:方晓航 E-mail:fangxiaohang@scies.org

小作坊生产模式已经进行了20多年,主要采取熔融、酸洗、焚烧等生产方式,以致大量无法回收的电子废料和处理残渣等被倾倒在田地、沟渠和山谷中,致使周边农田土壤长期受到重金属Cd、Cu、Pb污染,难降解的重金属大量累积严重危害人类健康与生态环境^[6-8]。如郭勇勇^[9]研究了重金属子宫内暴露对胎儿生长发育的影响,结果发现电子废弃物拆解区新生儿处于高铅、高镉负荷状态,尤其是新生儿脐带血铅、胎盘铅水平显著性升高,这与其父母是否从事电子垃圾回收工作、是否在贵屿居住及居住时间密切相关。目前,国内外对拆解区周边的土壤重金属污染现状分析、健康风险评价等相关报道^[1-2,6-7,9]较多,但针对细菌强化修复电子废弃物复合重金属污染农田土壤的研究并不多见。细菌虽然不能直接降解和移除重金属,但可通过改变其化学或物理性质而影响重金属在环境中的迁移、转化,主要作用包括^[10-13]:(1)吸附、富集作用,主要表现为胞外沉淀、胞外络合及胞内积累三种方式。由于细菌对重金属具有较强的亲和吸附性,重金属离子可被吸附在细胞的不同部位并结合到胞外基质上,或被螯合在可溶或不溶性生物多聚物(糖蛋白、多糖等携带大量阴离子的基团)上。(2)转化作用,主要是细菌能够通过氧化、还原、甲基化以及脱甲基化作用转化重金属,从而形成对重金属的解毒机制。(3)溶解作用,通过细菌各种代谢活动所产生的有机酸、质子、螯合物等直接或间接进行,把土壤中稳定态重金属活化成可交换态、可溶态,提高土壤重金属的移动性和溶解性,便于植物吸收富集,强化了植物修复效率。

本研究前期通过富集、驯化、分离,从清远市电子废弃物拆解区污染土壤中得到四种耐性菌株,分别研究了该细菌的生长特性与生物吸附特性,结果显示四种细菌对复合重金属污染水体有较好的吸附效果。现以这四种细菌为研究对象,非矿山型东南景天为实验植物,在温室盆栽实验条件下,强化修复模拟的Cd、Cu、Pb污染农田土壤,旨在通过研究分析来探讨不同程度复合重金属污染农田土壤的细菌强化修复效率和机理,为当地电子废弃物污染土壤修复与该生物强化修复技术的推广应用提供参考和依据。

1 材料与方法

1.1 材料

1.1.1 菌种来源

四种耐性细菌 HS-01、JH-02、YB-03 和 JY-04

筛选自广东省清远市电子废弃物拆解区周边污染表层土壤(0~20 cm),经菌落形态、扫描电镜分析以及16S rDNA 技术鉴定可知,四种细菌分别为海水芽孢八叠球菌(*Sporosarcina aquimarina*)、佐吕间湖生芽孢八叠球菌(*Sporosarcina saromensis*)、巨大芽孢杆菌(*Bacillus megaterium*)、甲基营养型芽孢杆菌(*Bacillus methylotrophicus*)。

1.1.2 培养基

液体培养基在 Tamer Akar 等^[14]的研究基础上加以改进:葡萄糖 2 g, KH_2PO_4 3 g, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.5 g, MgSO_4 2 g, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.25 g, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.1 g, NaCl 0.1 g, 蒸馏水 1 L, 调节 pH 至 7.0。

1.1.3 实验材料

供试土壤:采自清远市电子废弃物拆解区焚烧厂周边的农田土壤(0~20 cm),基本理化性质为:pH (6.21 ± 0.01) , CEC $(8.72 \pm 1.27) \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$, OM $(100.77 \pm 1.46) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 碱解氮 $(79.33 \pm 8.08) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 速效磷 $(0.70 \pm 0.01) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 速效钾 $(49.93 \pm 1.20) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Cd 全量 $(4.50 \pm 0.10) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Cu 全量 $(43.02 \pm 1.27) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Pb 全量 $(86.67 \pm 3.08) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

供试植物:东南景天(*Sedum alfredii*)购自广州花卉市场,生长时间约3个月,挑选长势良好、大小基本一致的植株待用。实验前植物生物量(鲜重)均值为 $(6.69 \pm 0.49) \text{ g}$ 。植物地上部 Cd、Cu、Pb 含量分别为 (3.15 ± 0.22) 、 (12.71 ± 0.47) 、 $(10.32 \pm 0.28) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 地下部含量分别为 (3.82 ± 0.16) 、 (14.12 ± 0.61) 、 $(15.43 \pm 0.44) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1.2 方法

1.2.1 盆栽实验

实验方法参考相关研究^[15-16]加以改进。将供试土壤自然风干后过2 mm筛,以水溶液形式投加分析纯 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 试剂,使土壤分为轻污染(未添加)、中污染(Cd、Cu、Pb 浓度分别达到50、150、150 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、重污染(Cd、Cu、Pb 浓度分别达到100、300、300 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)三个梯度。因清远地区部分农田土壤 Cd 浓度达到177 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,故本实验设置了较高的 Cd 浓度水平。将土壤充分混匀后平衡1个月,保持田间持水量的60%。每个花盆装土2 kg,每盆2株东南景天,每个处理三次重复,种植前测定植物鲜重。种植植物10 d后,分别将 HS-01、JH-02、YB-03、JY-04 四种耐性细菌菌液(接种后活化培养24 h,此时菌液 OD_{600} 均值分别为0.769、0.711、1.686、1.612)50 mL 投加至每株植物根际土壤中,并设置添加等量

液体培养基的未加菌+有植物的对照组(未加菌组),以及添加等量液体培养基的未加菌+无植物的空白对照组(空白组)。60 d 后收获并测定植物鲜重,然后将植物分为地上部与地下部,测定根际土壤(0~2 cm)和东南景天中的重金属含量,以及根际土壤重金属形态^[17]、土壤酶活性(脲酶、磷酸酶、过氧化氢酶)^[18-20]。

1.2.2 分析测试方法

土壤样品自然风干,碾磨过 100 目筛,采用 $\text{HNO}_3+\text{HClO}_4+\text{HF}$ 消解,植物样品分为地上和地下部分,用高纯水冲洗后滤去水分,105 ℃杀青 30 min,然后 65 ℃烘至恒重,碾磨过 60 目筛,加 $\text{HNO}_3+\text{HClO}_4$ 消解,火焰原子吸收分光光度计(PerkinElmer PinAA-cle 900T)测定 Cd、Cu、Pb 全量。

1.2.3 数据处理

数据运算采用 Excel 2003,统计分析采用 SPSS 20.0 中 ANOVA 分析法(Duncan)。在图表中组间有相同字母表示两数据间无显著差异,无相同字母表示数据间有显著差异($P<0.05$)。

2 结果与讨论

2.1 生物量

对实验前后生物量(鲜重)进行比较得到表 1。随着重金属污染程度上升,东南景天的生物量普遍减小,部分重污染组植物出现萎蔫、发黑、叶片脱落的情况,生物量减少范围为 8.99%~29.02%。这可能是由于供试东南景天属于非矿山型,相比于矿山型东南景天的重金属耐性较差所导致,这与龙新宪等^[21]的研究结果相符。在不同污染程度下四种耐性细菌的生物量减少率普遍小于未加菌组,表明四种耐性细菌可能在一定程度上减轻了复合重金属对东南景天的毒害作用,其中添加细菌 HS-01、YB-03 的东南景天生长状况明显好于添加其他两种细菌($P<0.05$)。目前国内外相关研究中普遍认为细菌对植物的促进生长作用主要包括^[22-24]:(1)分泌植物激素(吲哚乙酸、细胞分裂素、赤霉素等次生代谢产物);(2)产生铁载体;(3)产生

1-氨基环丙烷-1-羧酸(ACC)脱氨酶;(4)固氮溶磷和解钾作用;(5)提高植物病虫害抗性(产生铁载体与抗生素)。不同细菌对不同植物的促生作用不尽相同,四种耐性细菌对东南景天的促生机理仍需要进一步研究。

2.2 重金属提取量

东南景天对复合重金属提取量见图 1。随着重金属浓度升高,东南景天对重金属提取量逐渐增大,添加四种细菌的植物地上部 Cd、Cu、Pb 最大提取量分别为 171.1、154.9、137.0 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,地下部最大提取量分别为 223.3、422.9、356.4 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,东南景天地下部提取量普遍高于地上部。相关研究^[21,25]结果显示,非矿山型东南景天相比于矿山型东南景天,对重金属的提取、转运能力与耐受性较差,从而导致重金属大量积累在根部无法转移至地上部。当重金属污染程度低时,各组中东南景天对 Cd、Cu、Pb 的提取量普遍较低,地上部提取量均低于地下部,且各组间提取量相差不大;当污染程度上升之后,地上部提取量开始显著低于地下部($P<0.05$),而 JH-02 和 JY-04 组地上部提取量开始显著高于其他各组;当污染程度达到重度后,除了 YB-03 与未加菌组中地上部 Cu 提取量比中污染降低之外,其余各组东南景天地上部、地下部重金属积累量均达到最大值。这可能是由于重度污染下,YB-03 组植物地下部 Cu、Pb 累积量均显著高于其他各组,重金属毒害作用阻碍 Cu 的转运所导致。另外,JH-02 组植物地上部各重金属提取量相对最高,JY-04 次之,均显著高于其他各组($P<0.05$),可能是由于这两种细菌促进了东南景天提取和向地上部转运重金属的作用。

Cd、Cu、Pb 转运系数(地上部/地下部平均含量)范围为 0.31~1.03、0.06~0.86、0.16~0.59(表 2)。总体来看,随着重金属污染程度上升,Cd、Cu 的转运系数普遍呈下降趋势,而 Pb 的转运系数却呈先上升然后下降趋势。其原因可能是 Cd 和 Cu 生物毒性较强,随着污染程度上升,Cd 与 Cu 大量累积于东南景天根部,致使植物出现生物量下降、萎焉等毒害症状,从而使转运系数下降。由于 Pb 的毒害作用相对较低,在特定情况下东南景天可能对其转运能力相对较好,当污染程度达到中度时,东南景天对 Pb 的转运系数出现上升情况,当污染程度达到重度后,Pb 以及复合重金属毒害作用加强,转运系数也随即降低;另外,四个细菌组的重金属转运系数普遍高于未加菌组,说明四种细菌可能对东南景天向地上部转运重金属起到一定作用。

表 1 生物量减少率

Table 1 Reduction percentages of plant biomass

处理	低污染	中污染	重污染
HS-01	9.48±1.22b	10.28±0.92a	12.90±1.59a
JH-02	11.75±1.06c	11.28±0.65c	18.05±1.95d
YB-03	8.99±0.86a	10.79±1.41b	13.41±1.65b
JY-04	9.49±1.58b	13.92±0.53d	17.09±1.92c
未加菌组	15.28±2.16d	15.40±1.93e	29.02±3.70e

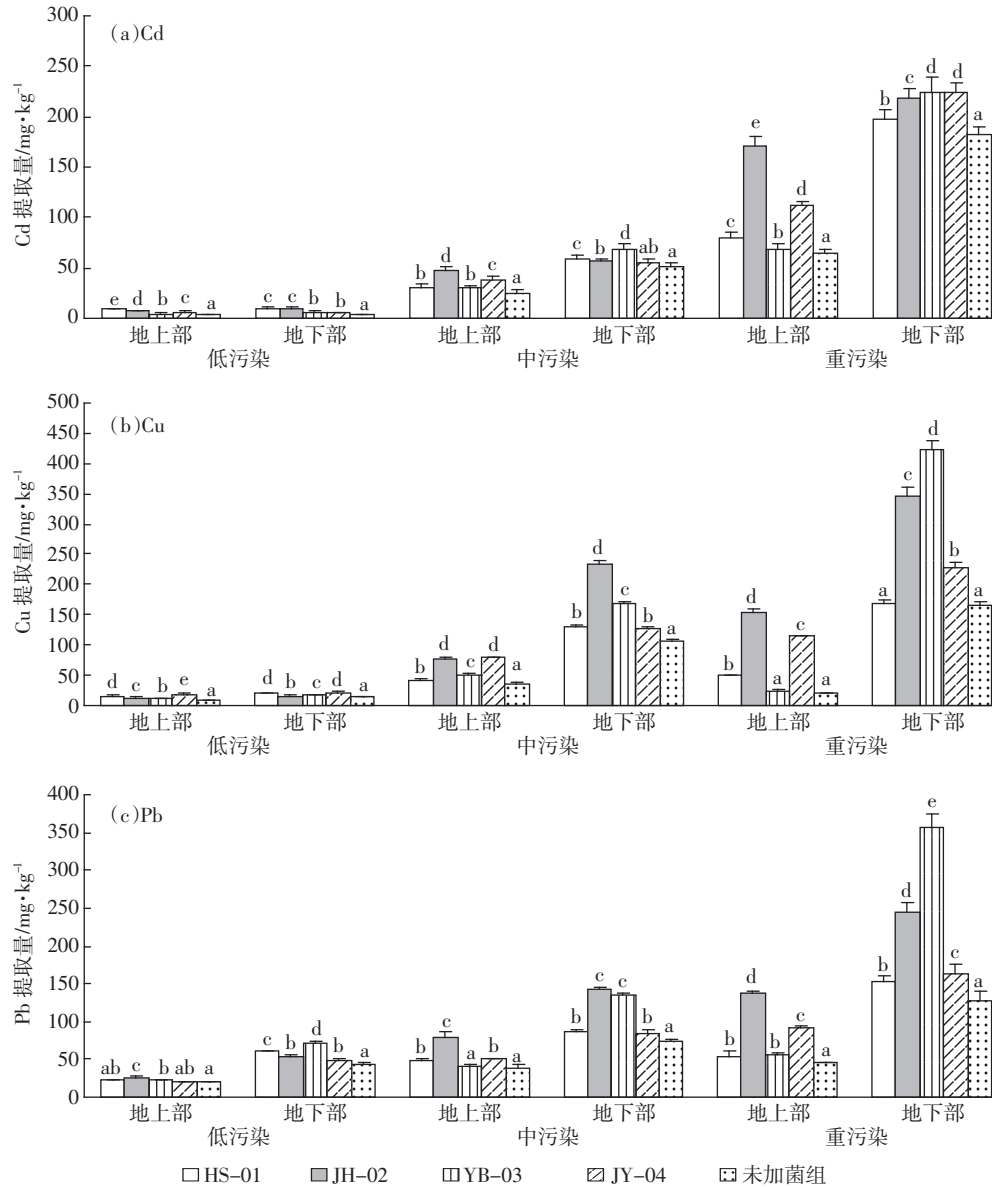


图 1 东南景天重金属提取量
Figure 1 Amounts of heavy metals extracted by *Sedum alfredii*

表 2 重金属转运系数
Table 2 Transfer coefficients of heavy metals

处理		HS-01	JH-02	YB-03	JY-04	未加菌组
Cd ²⁺	轻污染	0.99	0.77	0.75	1.03	0.77
	中污染	0.52	0.84	0.43	0.69	0.49
	重污染	0.40	0.78	0.31	0.50	0.35
Cu ²⁺	轻污染	0.77	0.81	0.62	0.86	0.61
	中污染	0.32	0.34	0.31	0.63	0.33
	重污染	0.30	0.45	0.06	0.50	0.12
Pb ²⁺	轻污染	0.37	0.49	0.32	0.44	0.46
	中污染	0.56	0.56	0.31	0.59	0.50
	重污染	0.35	0.56	0.16	0.57	0.36

综合来看,细菌 JH-02 与 JY-04 促进重金属向地上部转运的能力强于细菌 HS-01 与 YB-03。

2.3 重金属形态

重金属形态分析结果表明(图 2),随着重金属浓度的上升,Cd 的铁锰氧化物态与残渣态逐渐减少,可交换态与碳酸盐态逐渐增多,Cu 的残渣态逐渐减少,碳酸盐态与铁锰氧化物态逐渐增多,Pb 的残渣态逐渐减少,可交换态和碳酸盐态逐渐增多。总体来看,细菌 JH-02 对重金属的活化作用相对最好,JY-04 次之,可交换态含量普遍高于其他两种细菌组以及未加菌组($P<0.05$)。相比于未加菌组,两种细菌对 Cd、Cu、

Pb 的最大活化效果分别达到了 4.39%、3.69%、2.05%、1.56%及 10.91%、8.45%,对重金属的活化作用由大到小依次为 Pb>Cd>Cu。结合东南景天对重金属提取量分析结果,得出这两种细菌可能通过代谢活动产生的分泌物溶解土壤中重金属,从而起到活化作用,最终促进了东南景天的提取。如杨卓^[1]研究发现,胶质芽胞杆菌、巨大芽胞杆菌发酵液中含有草酸、柠檬酸等有机酸,对重金属有一定的溶解作用,提高了

印度芥菜提取 Cd、Pb、Zn 的效率。另外,除了重金属 Cd 以外,未加菌组的 Cu、Pb 可交换态含量都普遍高于空白组,部分达到了显著性差异水平($P<0.05$),最高活化效果分别达到了 2.11%和 1.5%,表明东南景天可能对土壤中 Cu、Pb 具有一定的活化作用,其大小相比为 Cu>Pb。相关研究也认为,部分植物能够通过产生根系分泌物来改变根际土壤环境,从而提高重金属溶解性,起到活化的作用^[26-27]。

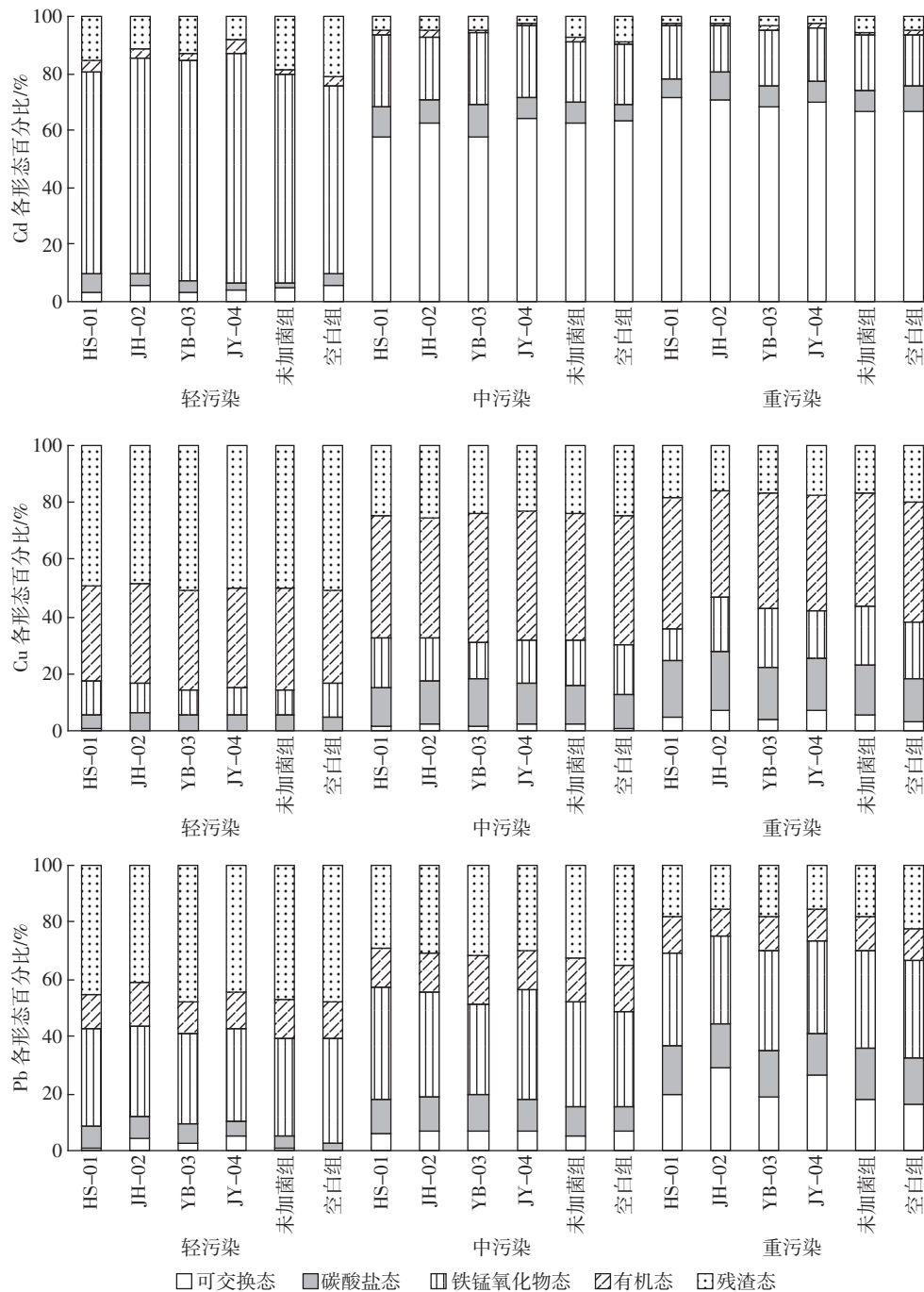


图 2 重金属形态分布

Figure 2 Distribution of heavy metal fractions in soil

表 3 根际土壤酶活性
Table 3 Enzyme activities in rhizospheric soil

	处理	HS-01	JH-02	YB-03	JY-04	未加菌组	空白组
脲酶/mg·g ⁻¹ ·d ⁻¹	轻污染	3.42±0.01a	3.37±0.03a	3.39±0.02a	3.39±0.04a	3.37±0.03a	3.36±0.04a
	中污染	3.43±0.06a	3.38±0.02a	3.34±0.09a	3.35±0.03a	3.37±0.03a	3.34±0.03a
	重污染	3.37±0.03a	3.34±0.02a	3.33±0.01a	3.33±0.04a	3.34±0.02a	3.31±0.04a
磷酸酶/mg·g ⁻¹ ·d ⁻¹	轻污染	2.32±0.04a	2.31±0.03a	2.30±0.02a	2.25±0.04a	2.27±0.02a	2.24±0.06a
	中污染	2.25±0.06a	2.23±0.02a	2.27±0.05a	2.28±0.05a	2.22±0.02a	2.28±0.01a
	重污染	2.24±0.01a	2.24±0.02a	2.19±0.06a	2.16±0.02a	2.20±0.04a	2.18±0.01a
过氧化氢酶/mL·g ⁻¹ ·d ⁻¹	轻污染	0.40±0.06a	0.40±0.01a	0.35±0.06a	0.34±0.04a	0.38±0.03a	0.37±0.01a
	中污染	0.37±0.03a	0.40±0.02a	0.32±0.05a	0.35±0.01a	0.35±0.03a	0.35±0.02a
	重污染	0.29±0.03a	0.31±0.01a	0.30±0.01a	0.30±0.01a	0.29±0.02a	0.28±0.01a

2.4 土壤酶活性

相关研究表明^[28-29],脲酶能参与含 N 有机化合物的转化,其活性大小可用来表示 N 素供应强度;磷酸酶能加快土壤有机磷的脱磷速度,增加土壤中磷素和易溶性营养物质(根据土壤 pH 值界定得出,轻污染与中污染主要为中性磷酸酶,重污染为酸性磷酸酶);过氧化氢酶则与有机质含量相关,以此来判断土壤有机质转化情况。土壤酶活性研究结果显示(表 3),随着重金属浓度的增加,根际土壤酶活性呈下降趋势,这与其他研究^[29-30]结果相似。但是 HS-01、JH-02 组中脲酶与过氧化氢酶及 HS-01、JH-02 与 YB-03 组中磷酸酶的活性均普遍高于未加菌组,未加菌组酶活性也普遍高于空白组,然而上述结果都未能达到显著性差异水平。结合重金属形态分析得出,四种耐性细菌与东南景天对重金属的活化作用可能并不是通过活化土壤酶活性达到的,相关细菌强化修复机理仍需要进一步研究阐明。

3 结论

(1)随着土壤重金属浓度升高,东南景天对重金属提取量逐渐增大,JH-02 组植物地上部各重金属提取量相对最高,JY-04 次之,均显著高于其他各组($P<0.05$)。

(2)细菌 JH-02 对重金属的活化作用相对最好,JY-04 次之,对 Cd、Cu、Pb 的最大活化效果分别达到了 4.39%、3.69%、2.05%、1.56% 及 10.91%、8.45%,对重金属的活化作用由大到小依次为 Pb>Cd>Cu。

(3)综合来看,细菌 JH-02 与 JY-04 对土壤重金属的活化作用相对最好,促进了东南景天的提取以及根部重金属向茎叶中转移,可达到强化修复的效果,具有一定的应用前景。另外,该细菌与不同超积累植

物相互联合的修复效率以及相关强化修复机理,仍需要进一步深入研究阐明。

参考文献:

[1] Ni W Q, Chen Y W, Huang Y, et al. Hair mercury concentrations and associated factors in an electronic waste recycling area, Guiyu, China[J]. *Environmental Research*, 2014, 128(1):84-91.

[2] Zhang Q, Ye J J, Chen J Y, et al. Risk assessment of polychlorinated biphenyls and heavy metals in soils of an abandoned e-waste site in China[J]. *Environmental Pollution*, 2014, 185(4):258-265.

[3] Wu C F, Luo Y M, Deng S P, et al. Spatial characteristics of cadmium in topsoils in a typical e-waste recycling area in Southeast China and its potential threat to shallow groundwater[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 472(15):556-561.

[4] 袁剑刚,郑 晶,陈森林,等. 中国电子废物处理处置典型地区污染调查及环境、生态和健康风险研究进展[J]. *生态毒理学报*, 2013, 8(4):473-486.

YUAN Jian-gang, ZHENG Jing, CHEN Sen-lin, et al. Advances in the research on pollution investigations and environmental, ecological and health risks from e-waste recycling activities in China[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2013, 8(4):473-486.

[5] 王家嘉. 废旧电子产品拆解对农田土壤复合污染特征及其调控修复研究[D]. 贵阳:贵州大学, 2008.

WANG Jia-jia. The characteristics of combined pollution and regulatory research of discarded electronic products in farmland soils[D]. Guiyang: Guizhou University, 2008.

[6] 张朝阳,彭平安,刘承帅,等. 华南电子垃圾回收区农田土壤重金属污染及其化学形态分布[J]. *生态环境学报*, 2012, 21(10):1742-1748.

ZHANG Chao-yang, PENG Ping-an, LIU Cheng-shuai, et al. Heavy metal contaminations and chemical speciation of farmland soils in an e-waste recycling town in South China[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, 21(10):1742-1748.

[7] 周 翠,杨祥田,何贤彪. 电子垃圾拆解区周边农田土壤重金属污染评价[J]. *浙江农业学报*, 2012, 24(5):886-890.

ZHOU Cui, YANG Xiang-tian, HE Xian-biao. Heavy metal pollution assessment of farmland soil influenced by e-waste disassembling[J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2012, 24(5):886-890.

- [8] Liu L, Hua L L, Tang J J, et al. Food safety assessment of planting patterns of four vegetable-type crops grown in soil contaminated by electronic waste activities[J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, 93(1):22-30.
- [9] 郭勇勇. 电子垃圾拆解区重金属及多环芳烃宫内暴露对胎儿生长发育的影响[D]. 汕头:汕头大学, 2010.
- GUO Yong-yong. In utero exposure to heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons and effects on neonates' health in an e-waste recycling area[D]. Shantou: Shantou University, 2010.
- [10] 张 闻, 陈贯虹, 高永超, 等. 石油和重金属污染土壤的微生物修复研究进展[J]. 环境科学与技术, 2012, 35(增刊):174-181.
- ZHANG Wen, CHEN Guan-hong, GAO Yong-chao, et al. Remediation of oil and heavy metal-polluted soils with microorganisms[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 35(Suppl):174-181.
- [11] 杨 卓. Cd、Pb、Zn 污染潮褐土的植物修复及其强化技术研究[D]. 保定:河北农业大学, 2009:1-20.
- YANG Zhuo. Studies on enhanced techniques of phytoremediating cinnamon soil contaminated with cadmium, lead and zinc[D]. Baoding: Hebei Agricultural University, 2009:1-20.
- [12] Rajkumar M, Sandhya S, Prasad M N V, et al. Perspectives of plant-associated microbes in heavy metal phytoremediation[J]. *Biotechnology Advances*, 2012, 30(6):1562-1574.
- [13] 张 溪, 周爱国, 甘义群, 等. 金属矿山土壤重金属污染生物修复研究进展[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(3):106-112.
- ZHANG Xi, ZHOU Ai-guo, GAN Yi-qun, et al. Advances in bioremediation technologies of contaminated soils by heavy metal in metallic mines[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 33(3):106-112.
- [14] Tamer A, Sibel T. Biosorption characteristics of *Aspergillus flavus* biomass for removal of Pb(II) and Cu(II) ions from an aqueous solution[J]. *Bioresource Technology*, 2006, 97(15):1780-1787.
- [15] Zhang Z H, Zed R, Chang H, et al. Phytoremediation potential of *Juncus subsecundus* in soils contaminated with cadmium and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs)[J]. *Geoderma*, 2006, 175(3):1-8.
- [16] 靳治国. 耐铅锡菌株的筛选及其在污染土壤修复中的应用[D]. 重庆:西南大学, 2010.
- JIN Zhi-guo. Screening of heavy metal-tolerant strains and their application to the remediation of contaminated soil[D]. Chongqing: Southwest University, 2010.
- [17] Seulki J, Hee S M, Kyoungphile N, et al. Application of phosphate-solubilizing bacteria for enhancing bioavailability and phytoextraction of cadmium (Cd) from polluted soil[J]. *Chemosphere*, 2012, 88(2):204-210.
- [18] Rosa R, Isabel C. Enzymatic activity in the rhizosphere of *Spartina maritima*: Potential contribution for phytoremediation of metals[J]. *Marine Environmental Research*, 2008, 65(1):77-84.
- [19] 杨 倩. 微生物提高植物修复砷污染土壤的效果和机理研究[D]. 武汉:华中农业大学, 2009.
- YANG Qian. The role of microorganisms in improving the phytoremediation of arsenic polluted soils and its mechanisms[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2009.
- [20] 关松荫. 土壤酶及其研究方法[M]. 北京:农业出版社, 1986:260-338.
- GUAN Song-yin. Soils enzyme and research methods[M]. Beijing: Agriculture Press, 1986:260-338.
- [21] 龙新宪, 王艳红, 刘洪彦. 不同生态型东南景天对土壤中 Cd 的生长反应及吸收积累的差异性[J]. 植物生态学报, 2008, 32(1):168-175.
- LONG Xin-xian, WANG Yan-hong, LIU Hong-yan, et al. Growth response and uptake differences between two ecotypes of *Sedum alfredii* to soils Cd[J]. *Journal of Plant Ecology (Chinese Version)*, 2008, 32(1):168-175.
- [22] 孙乐妮. 铜耐性植物内生和根际细菌的生物多样性及其强化植物富集铜的研究[D]. 南京:南京农业大学, 2009.
- SUN Le-ni. Biodiversity of endophytic and rhizosphere bacteria from copper-tolerant plant species and their effects on copper accumulation of plants[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2009.
- [23] Ma Y, Prasad M N V, Rajkumar M, et al. Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils[J]. *Biotechnology Advances*, 2011, 29(2):248-258.
- [24] 张艳峰. 金属耐性植物内生细菌对油菜耐受与富集重金属的影响及其机制研究[D]. 南京:南京农业大学, 2011.
- ZHANG Yan-feng. The effects of endophytic bacteria isolated from metal tolerant-plants on the tolerances and accumulation of heavy metals by *Brassica napus* [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2011.
- [25] 何 冰. 东南景天对铅的耐性和富集特性及其对铅污染土壤修复效应的研究[D]. 杭州:浙江大学, 2003.
- HE Bing. Lead tolerance and accumulation in *Sedum alfredii* hance and its effects on remediation of the lead contaminated soil [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2003.
- [26] Zhang X C, Lin L, Chen M Y, et al. A nonpathogenic *Fusarium oxysporum* strain enhances phytoextraction of heavy metals by the hyperaccumulator *Sedum alfredii* Hance[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 229(3):361-370.
- [27] 李廷强, 朱 恩, 杨肖娥, 等. 超积累植物东南景天根际土壤酶活性研究[J]. 水土保持学报, 2007, 21(3):112-117.
- LI Ting-qiang, ZHU En, YANG Xiao-e, et al. Studies on soil enzyme activity in rhizosphere of hyperaccumulator *Sedum alfredii* Hance[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2007, 21(3):112-117.
- [28] Qiong L G, Gao R T, Xi B D, et al. Long-term effects of irrigation using water from the river receiving treated industrial wastewater on soil organic carbon fractions and enzyme activities[J]. *Agricultural Water Management*, 2014, 135(4):100-108.
- [29] 贺玉晓, 赵同谦, 刘刚才, 等. 采煤沉陷区土壤重金属含量对土壤酶活性的影响[J]. 水土保持学报, 2012, 26(1):214-218.
- HE Yu-xiao, ZHAO Tong-qian, LIU Gang-cai, et al. Influence of heavy metal contents on the activities of soil enzyme in coal mining subsided area[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2012, 26(1):214-218.
- [30] 高秀丽, 邢维芹, 冉永亮, 等. 重金属积累对土壤酶活性的影响[J]. 生态毒理学报, 2012, 7(3):331-336.
- GAO Xiu-li, XING Wei-qin, RAN Yong-liang, et al. Effects of accumulation of heavy metals in soils on enzyme activities[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2012, 7(3):331-336.