

微生物对龙葵的生理活性和吸收重金属的影响

毛亮^{1,4}, 靳治国^{2,4}, 高扬^{2,3}, 周培^{1,2*}, 支月娥^{1,2}, 施婉君^{1,2}, 陈晓燕⁴

(1.上海交通大学农业与生物学院,上海 200240; 2.农业部都市农业(南方)重点实验室,上海 200240; 3.上海交通大学环境科学与工程学院,上海 200240; 4.西南大学资源环境学院,重庆 400716)

摘要:采用温室盆栽实验,接种从垃圾填埋场土壤中筛选的淡紫拟青霉菌和绿色木霉菌,研究其对龙葵(*Solanum nigrum* L.)的生理活性和吸收重金属的影响。结果表明,菌株对龙葵生长有促进作用,可增强龙葵对Cd、Pb的吸收能力。单一Cd污染时,淡紫拟青霉菌能增强龙葵的抗氧化能力,促进Cd从植物地下部分向地上部分迁移,单一Pb污染时,绿色木霉菌能降低龙葵的抗氧化能力,不能明显促进Pb的迁移。在Cd、Pb复合污染时,两种真菌的混合液能较好地促进龙葵对重金属的吸收,龙葵对Cd的富集系数最高可达到4.25,而其对Pb的富集系数最高仅为0.19。

关键词:龙葵;重金属;微生物;生理活性;生物吸收

中图分类号:X172 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2011)01-0029-08

Effects of Microorganism on Physiological Activity of *Solanum nigrum* and Absorption of Heavy Metals

MAO Liang^{1,4}, JIN Zhi-guo^{2,4}, GAO Yang^{2,3}, ZHOU Pei^{1,2*}, ZHI Yue-e^{1,2}, SHI Wan-jun^{1,2}, CHEN Xiao-yan⁴

(1.School of Agriculture and Biology, Shanghai Jiaotong University, Shanghai 200240, China; 2.Key Laboratory of Urban Agriculture(South), Ministry of Agriculture, Shanghai 200240, China; 3.School of Environmental Science and Engineering, Shanghai Jiaotong University, Shanghai 200240, China; 4.College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China)

Abstract Effects of *Paecilomyces lilacinus* and *Hypocrea virens* screened from soil in a landfill on physiological activity of *Solanum nigrum* and absorption of heavy metals were studied by pot experiment in greenhouse. The results showed that the strains could promote the growth of *Solanum nigrum*, and thus increase its absorption ability for Cd and Pb. *Paecilomyces lilacinus* could improve antioxidant capacity of *Solanum nigrum*, and promoted the migration of Cd from soil to the stem and leaf of *Solanum nigrum* when soil was only polluted by Cd. While *Hypocrea virens* could decrease antioxidant capacity of *Solanum nigrum*, and not promote the migration of Pb when soil was only polluted by Pb. The mixed solution of the two fungus could increase the absorption of heavy metals by *Solanum nigrum* when soil was polluted by Cd and Pb. The enrichment factor of Cd could reach to 4.25, while that of Pb could only reach to 0.19.

Keywords *Solanum nigrum*; heavy metal; microorganism; physiological activity; biological absorption

生物修复以其成本低、使用简便、无二次污染等特点而深得人们的青睐。植物修复(Phytoremediation)是通过植物(特别是超积累植物)提取、挥发和吸收等作用去除污染土壤中的重金属,从而降低环境中的重金属含量,达到生态修复的目的^[1]。近年来,植物与微

生物的联合修复显现出良好的应用前景^[2]。目前世界上已经发现的超积累植物有400多种,广泛分布于植物界的45个科^[3]。龙葵(*Solanum nigrum* L.)是新近由我国学者发现的一种Cd超积累植物,对Cd具有较强的耐受和富集能力^[4]。在受到土壤中重金属的胁迫时,植物体内的生理活性指标如POD(过氧化物歧化酶)、SOD(超氧化物歧化酶)和MDA(丙二醛)等能够反映植物对重金属的耐受程度和抗毒能力^[5]。

提高土壤中重金属的生物有效性是应用植物修复技术的关键。微生物可影响土壤中重金属的生物有效性,将其转化为可被植物吸收利用的形态,从而提高污染土壤的修复效果^[6]。真菌在生长过程中能够分

收稿日期:2010-04-22

基金项目:国家高科技研究发展计划(863计划)项目(2007AA10Z441);上海市科委项目(07JC14025);上海市科委项目(07DZ12055);公益性行业(农业)科研专项经费项目(200903056)

作者简介:毛亮(1984—)男,博士研究生。

E-mail:lightxiaofang@163.com

*通讯作者:周培 E-mail:zhoupei@sjtu.edu.cn

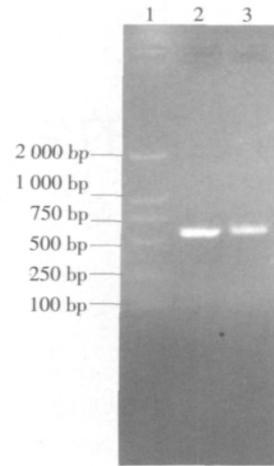
泌有机酸和其他代谢产物,具有溶解重金属和含重金属的矿物的能力。另一方面,真菌可以用作生物肥料,能增强植物对营养物质的吸收,促进植物生长,提高植物的抗病能力,合成生长因子和降解腐败物质^[8]。通过调研发现,目前国内外将真菌与植物联合修复重金属污染土壤的报道较少。为此,本研究采用温室盆栽实验,接种从垃圾填埋场土壤中筛选的淡紫拟青霉菌和绿色木霉菌,研究其对龙葵的生理活性和吸收重金属的影响,以期为微生物调控下重金属污染土壤的植物修复提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 真菌的筛选及其生物学鉴定

筛选真菌的土壤取自上海老港垃圾填埋场,经反复富集、初筛、复筛和驯化后,获得两株真菌,再经梯度浓度诱导培养分离得到能耐受 2 000 mg·L⁻¹ Pb²⁺溶液和 1 000 mg·L⁻¹ Cd²⁺溶液的真菌各 1 株。

运用分子生物学 T/A 克隆方法,以两种筛选真菌基因组 DNA 为模板,ITS1 和 ITS4 为 PCR 扩增引物,得到两种真菌的 PCR 扩增产物大小约为 600 bp (图 1)。PCR 产物经纯化后,克隆入 pUCm-T vector 中,用碱法提取质粒 DNA,经 PCR 扩增鉴定,证明其插入片段大小正确。最后经测序鉴定,两种真菌菌株 PCR 产物大小分别为 614 bp 和 596 bp (图 2),分别为耐铅菌



泳道:1. DNA marker; 2. 耐镉菌株; 3. 耐铅菌株

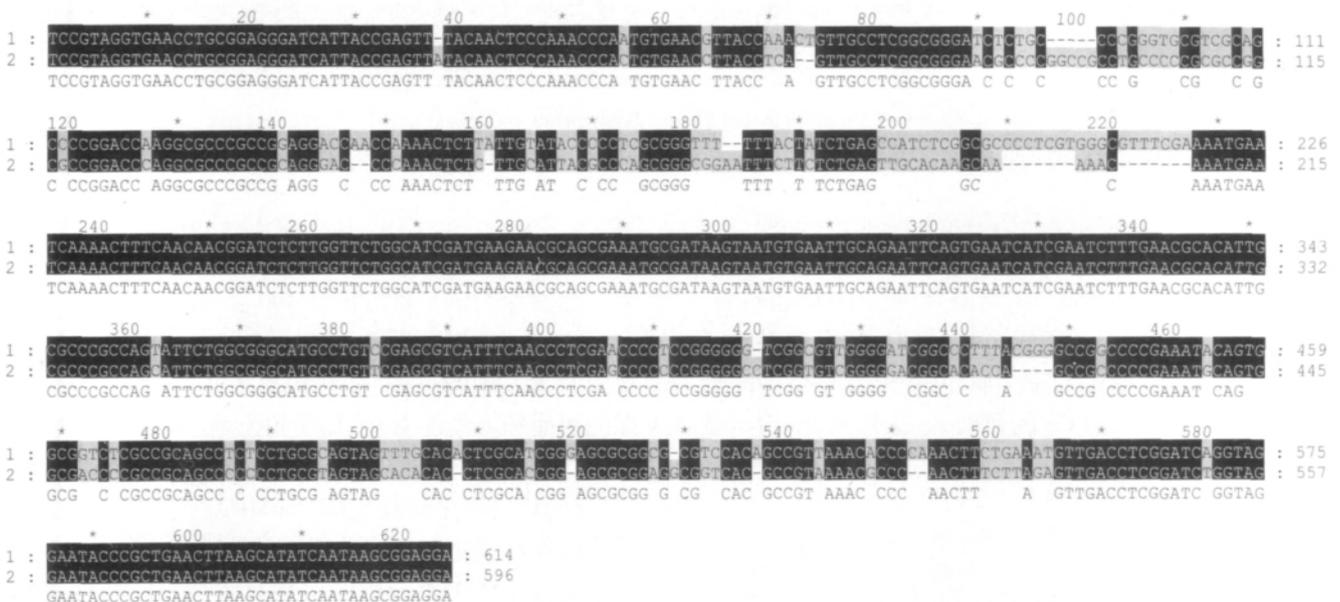
图 1 两种真菌的 PCR 产物电泳图

Figure 1 Electrophoretogram of PCR products of the two fungus

株——绿色木霉菌(*Hypocrea virens*)和耐镉菌株——淡紫拟青霉菌(*Paecilomyces lilacinus*)。

1.2 室内盆栽实验

盆栽实验用土取自上海交通大学未受污染的实验农田,供试土壤的主要理化性质如表 1 所示。称取 2 kg 过 2 mm 筛的鲜土,装入盆钵中并编号,加入 CdCl₂·2.5H₂O 和 Pb(NO₃)₂ (分析纯)固体并充分混匀。其中, Cd(Cd²⁺)和 Pb(Pb²⁺)单一污染分别设置 0、5、20 mg·kg⁻¹ 土和 0、200、600 mg·kg⁻¹ 土 3 个浓度水平, Cd、Pb



1 绿色木霉菌(*Hypocrea virens*); 2 淡紫拟青霉菌(*Paecilomyces lilacinus*)

图 2 两种菌株的碱基序列

Figure 2 Base sequences of the two fungus

复合污染($Cd^{2+} + Pb^{2+}$)设置 0+0、5+50、10+200、20+600 $mg \cdot kg^{-1}$ 土的添加水平。单一 Cd 和 Pb 污染下分别接种淡紫拟青霉菌和绿色木霉菌,复合污染下接种混合菌液,接种菌液浓度均为 4×10^9 CFU $\cdot kg^{-1}$ 土。加蒸馏水至土壤田间持水量,称取每个花盆土样的总质量,由温室自动喷水系统保持温室和土壤中的含水量。

将龙葵(*Solanum nigrum* L.)种子置于垫有润湿滤纸的培养皿中,在 25 °C 培养箱中培养 1 周,挑选长势良好的幼苗(高 2 cm 左右并发出 2~3 片子叶)移栽至添加有重金属的盆钵中,每盆 3 株,生长 6 周后收割植物。

1.3 植物样品的处理和分析

将收获的植物样品分为根、茎、叶 3 个部分,分别用自来水充分冲洗,去除粘附于样品上的泥土和污物,再用去离子水冲洗,沥去水分后在 105 °C 下杀青 30 min,置于 70 °C 的烘箱中烘干至恒重,测定各部分干物质的重量,粉碎后用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-OES, OPTIMA 2100DV 型,PerkinElmer)测定 Pb、Cd 含量。

另取新鲜叶片测定植物的生理指标,其中蛋白测定用卡马斯亮蓝法,SOD 活性测定用氮蓝四唑法^[9];POD 活性测定用愈创木酚法^[10];MDA 测定用硫代巴比妥酸法^[11]。

采用 Origin 程序作图,图表中数据均以 3 次测定的平均值表示,同时计算植株各部分对重金属的富集系数(BCF=植物样品中重金属浓度/土壤中重金属浓

度)和转移系数(BTF=地上部分重金属含量/地下部分重金属含量)。

2 结果与分析

2.1 真菌对龙葵生物量的影响

不同处理下龙葵根、茎、叶的生物量和总生物量如表 2 所示。可以看出,单一 Pb 污染下,随着 Pb^{2+} 浓度的增加,根、茎的生物量逐渐降低,叶的生物量逐渐增加,但总生物量呈现下降的趋势。在高浓度下,总生物量下降 19.1%,重金属对龙葵表现出一定的毒害作用。单一 Cd 污染下,随着 Cd^{2+} 浓度的增加,根的生物量逐渐降低,茎、叶的生物量和总生物量呈现先增加后降低的趋势,对龙葵的毒害作用小于 Pb。这可能是因为龙葵是 Cd 的超积累植物,对 Cd 有较好的耐受能力,而对 Pb 的耐受能力相对较弱。

添加真菌后龙葵各部分的生物量和总生物量表现出相似的变化规律。在 Pb50+Cd5 复合污染下,加菌后龙葵的总生物量较添加前降低 9.1%,但随着 Cd、Pb 浓度的增加,加菌对龙葵生长表现出明显的促进作用。在 Pb(600 $mg \cdot kg^{-1}$ 土)单一污染下,加菌后龙葵总生物量增加 39.4%,而 Cd(20 $mg \cdot kg^{-1}$ 土)单一污染下,加菌后龙葵总生物量增加 8.8%。在低浓度重金属处理土壤中,加菌的优势不明显,但随着重金属处理浓度的增加,重金属对土著微生物的胁迫加强,筛选菌的优势更加明显。

2.2 Pb、Cd 复合污染下真菌对龙葵吸收重金属的影响

植物对重金属的提取量是评价污染土壤修复最

表 1 盆栽实验用土的主要理化性质和重金属含量

Table 1 Main physicochemical property and the contents of heavy metal in the soil used in pot experiment

pH 值	有机质/ $g \cdot kg^{-1}$	总氮/ $g \cdot kg^{-1}$	总磷/ $g \cdot kg^{-1}$	Cd/ $mg \cdot kg^{-1}$	Cu/ $mg \cdot kg^{-1}$	Zn/ $mg \cdot kg^{-1}$	Pb/ $mg \cdot kg^{-1}$	As/ $mg \cdot kg^{-1}$
8.18	16.17	1.14	1.36	0.18	22.9	38.1	15.1	7.4

表 2 接种真菌对龙葵生物量的影响

Table 2 Effect of the inoculated fungus on growth of *Solanum nigrum*

处理浓度/ $mg \cdot kg^{-1}$	根/ g^{-1} (DW)		茎/ g^{-1} (DW)		叶/ g^{-1} (DW)		总生物量/ g^{-1} (DW)	
	不加菌	加菌	不加菌	加菌	不加菌	加菌	不加菌	加菌
0	0.64	0.53	1.34	1.13	0.51	0.55	2.48	2.20
Pb200	0.49	0.54	1.09	1.06	0.56	0.99	2.13	2.58
Pb600	0.58	0.61	0.79	1.09	0.64	1.10	2.01	2.80
Cd5	0.56	0.66	1.39	1.38	0.68	0.65	2.63	2.69
Cd20	0.48	0.55	1.32	1.27	0.60	0.79	2.39	2.60
Pb50 + Cd5	0.58	0.51	1.14	1.04	0.59	0.55	2.31	2.10
Pb200 + Cd10	0.47	0.68	1.20	1.54	0.61	0.75	2.27	2.96
Pb600 + Cd20	0.74	0.62	1.33	1.52	1.21	1.20	3.28	3.34

直接有效的指标,它由植物的生物量和重金属在植物体内的浓度共同决定。Pb、Cd 复合污染下单株植物各

部分的重金属提取量如图 3~图 6 所示。从各图可以看出,加菌对促进龙葵提取重金属具有促进作用。单

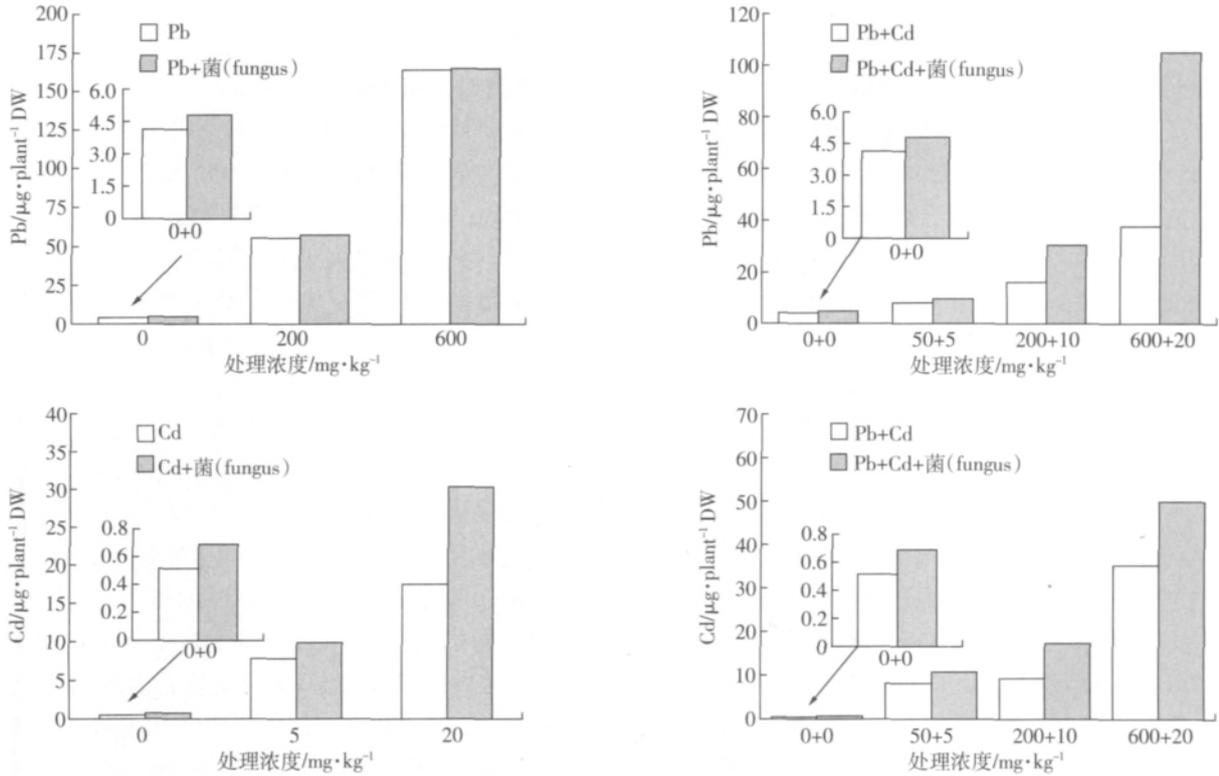


图 3 不同处理下根对重金属的吸收量

Figure 3 Absorbed amounts of heavy metal by root under different treatments

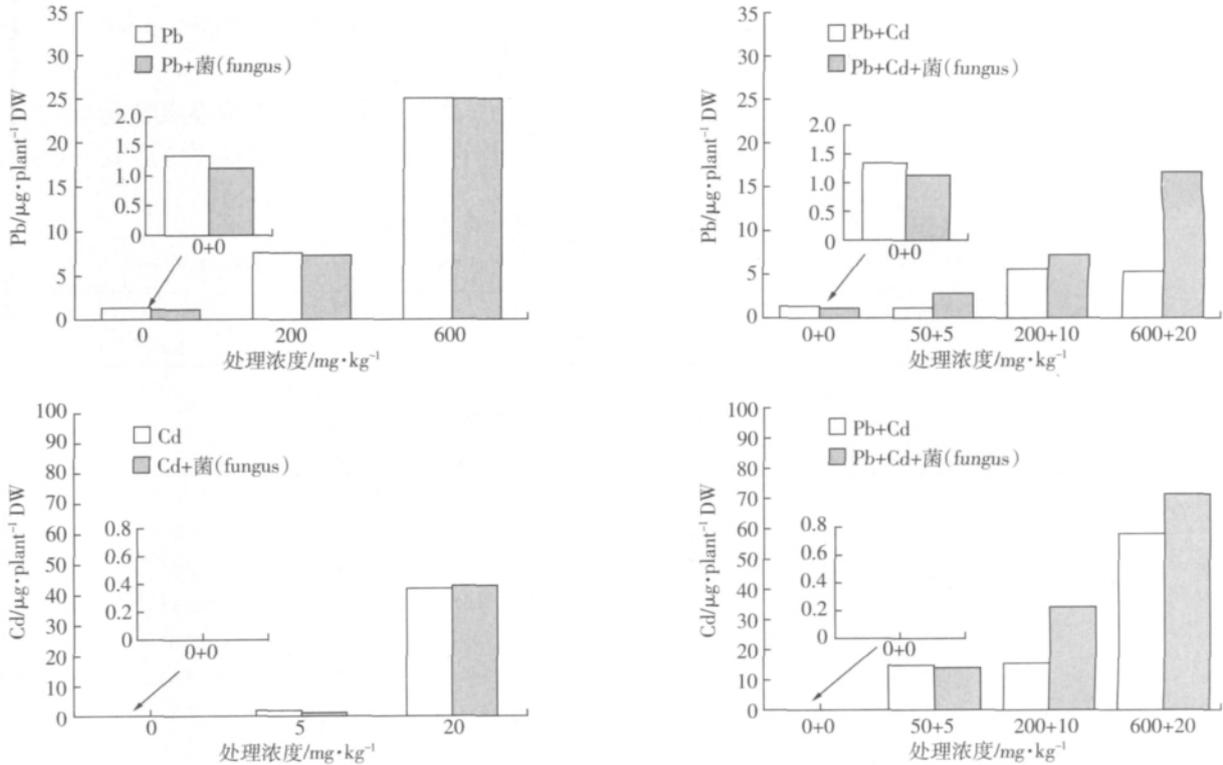


图 4 不同处理下茎对重金属的吸收量

Figure 4 Absorbed amounts of heavy metal by stem under different treatments

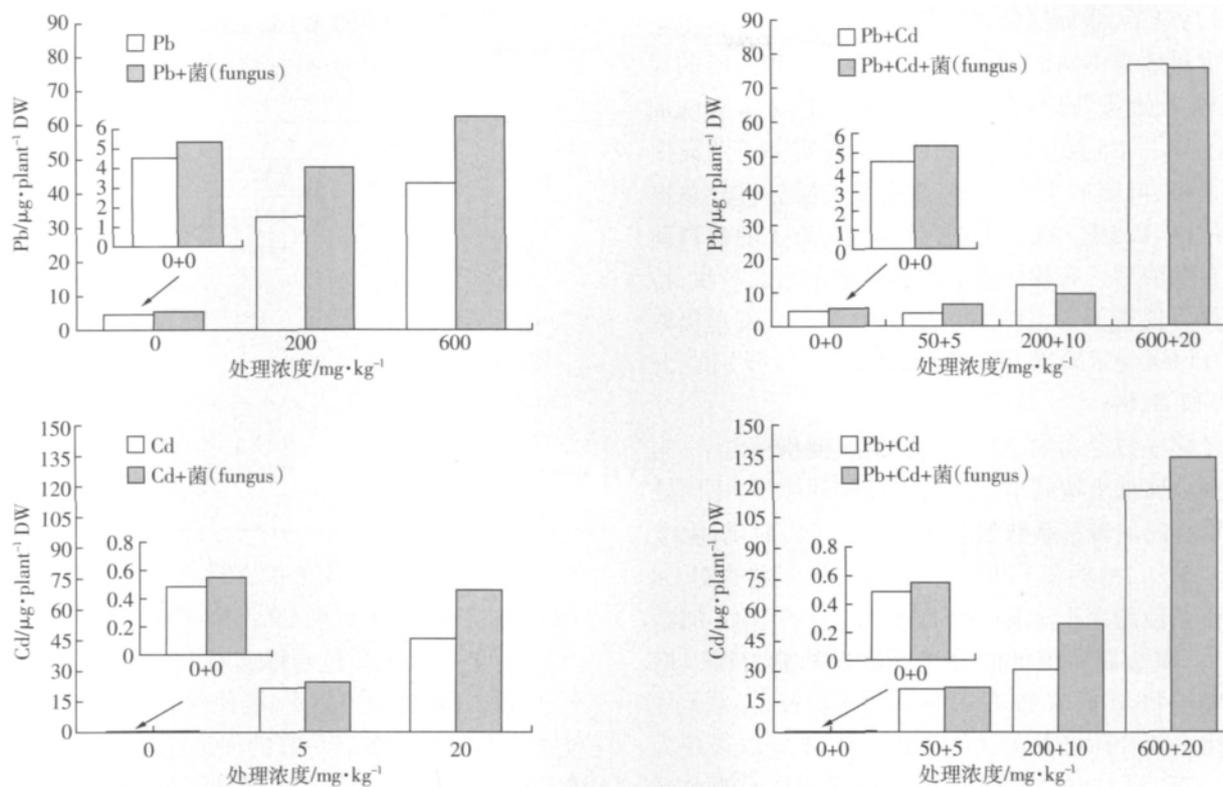


图5 不同处理下叶对重金属的吸收量

Figure 5 Absorbed amounts of heavy metal by leaf under different treatments

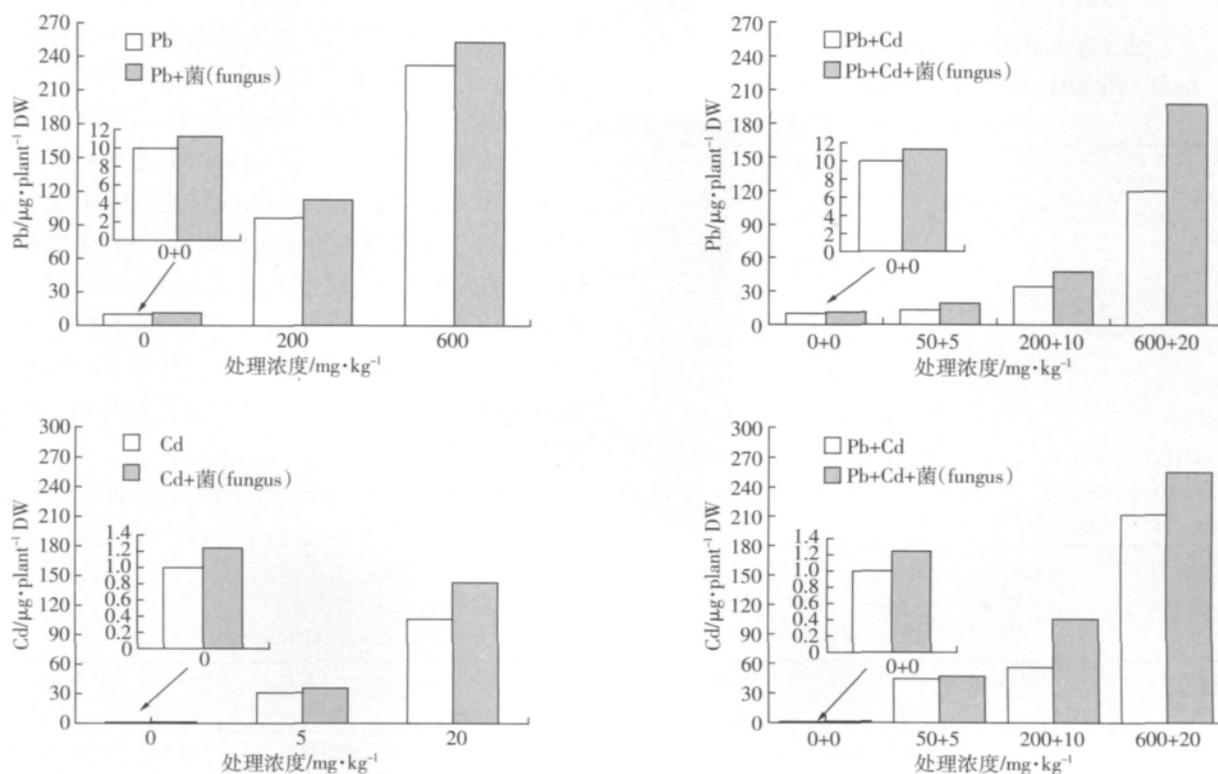


图6 不同处理下植物对重金属的总吸附量

Figure 6 Total absorbed amounts of heavy metal by *Solanum nigrum* under different treatments

— Pb 污染下,添加绿色木霉菌对龙葵根、茎吸收重金属的促进效果不明显,但高浓度重金属处理时叶的提取量较未加菌处理增加 45%,使得提取总量增加 8.8%。单一 Cd 污染下,添加淡紫拟青霉菌可明显促进龙葵根、叶吸收重金属,高浓度重金属处理时总提取量增加 35.5%。Pb、Cd 复合污染下,添加两种真菌的混合菌液后,有效促进了龙葵对重金属的吸收,特别是显著促进了根、茎对 Pb 的吸收,Pb、Cd 的总提取量在 Pb600+Cd20 浓度时较未加菌处理分别上升 64.8%和 20.6%。

转移系数是衡量超积累植物的重要指标之一,它反映重金属从土壤到植物体内的迁移规律^[12]。不同处理下重金属的转移系数如表 3 所示。可以看出,除空白外,单一 Cd 污染和 Pb、Cd 复合污染下龙葵对 Cd 的转移系数均大于 3,随着添加 Cd 浓度的增加,加菌处理后,重金属从根部向地上部输送的能力得以增强。单一 Pb 污染时 Pb 的转移系数普遍较小,呈无规律变化;复合污染下龙葵各部分对 Pb 的提取表现为根>叶>茎,对 Cd 的提取表现为叶>茎>根,说明龙葵对 Cd 的吸收能力远高于 Pb。

富集系数是评价超积累植物的有效指标之一^[13]。各浓度下重金属的富集系数如表 4 所示。可以看出,

表 3 不同处理下重金属的转移系数
Table 3 Translocation factors of heavy metal under different treatments

处理浓度/ mg·kg ⁻¹	Cd		Pb	
	不加菌	加菌	不加菌	加菌
Cd0	0.95	0.80		
Cd5	3.00	3.72		
Cd20	5.03	6.13		
Pb0			1.30	2.59
Pb200			1.87	0.96
Pb600			0.42	0.53
Pb50 + Cd5	4.45	3.36	0.61	0.94
Pb200 + Cd10	4.95	5.04	1.09	0.55
Pb600 + Cd20	5.00	5.38	2.17	0.88

表 5 不同处理下龙葵的生理活性指标

Table 5 Indexes of physiological activity of *Solanum nigrum* under different treatments

处理浓度/ mg·kg ⁻¹	蛋白/mg·g ⁻¹		SOD/U·mg ⁻¹ protein(FW)		POD/U·mg ⁻¹ protein(FW)		MDA/nmol·mg ⁻¹ protein(FW)	
	不加菌	加菌	不加菌	加菌	不加菌	加菌	不加菌	加菌
0	3.06	3.11	825.28	938.71	301.67	383.80	14.12	14.40
Cd20	2.36	3.39	553.61	715.84	285.33	301.32	25.56	13.58
Pb600	2.59	2.67	683.23	658.09	369.20	344.28	21.90	25.73
Pb600 + Cd20	2.80	3.54	812.01	761.17	323.26	274.32	16.82	20.71

表 4 不同处理下重金属的富集系数

Table 4 Enrichment factors of heavy metal under different treatments

处理/ mg·kg ⁻¹	Cd		Pb	
	不加菌	加菌	不加菌	加菌
Cd0	2.24	3.13		
Cd5	2.30	2.60		
Cd20	2.19	2.61		
Pb0			0.11	0.14
Pb200			0.19	0.18
Pb600			0.18	0.14
Pb50 + Cd5	3.70	4.25	0.06	0.10
Pb200 + Cd10	2.41	3.49	0.06	0.07
Pb600 + Cd20	3.34	3.61	0.06	0.09

单一 Cd 污染时接种淡紫拟青霉菌可提高 Cd 的富集系数,进而提高龙葵对 Cd 污染土壤的修复效果;单一 Pb 污染时接种绿色木霉菌对 Pb 的富集系数影响不大。Pb、Cd 复合污染下,接种两种真菌的混合溶液对龙葵提取 Cd、Pb 有更好的促进作用,富集系数较单一污染时均有提高。这可能是因为两种菌存在正效应的交互作用,但这种交互作用对促进 Pb 的吸收更为明显。

2.3 真菌对龙葵生理活性的影响

重金属对植物的毒害主要表现在导致植物体内活性氧大量积累,膜质过氧化产物大量增加,导致膜结构的破坏^[14]。植物在长期进化过程中形成抗氧化酶保护系统,在清除活性氧的过程中起着重要作用^[15],使得植物在一定程度上能忍耐、减缓或抵抗逆境胁迫^[16]。植物通过过氧化物歧化酶(POD)和超氧化物歧化酶(SOD)的共同作用,能把体内具有潜在危害的活性氧转化为无害物质,具有一定的应急解毒能力,使细胞产生免受毒害的调节反应^[17]。丙二醛(MDA)是植物在胁迫环境下脂质过氧化的产物,其含量升高表明植物受害程度增加^[18]。

不同处理下龙葵的生理活性指标如表 5 所示。可以看出,加菌后龙葵的蛋白含量均有所上升。单一 Cd

处理时接种淡紫拟青霉菌后龙葵的SOD、POD含量升高,MDA含量降低,进而增强龙葵的抗氧化能力;单一Pb处理时接种绿色木霉菌后龙葵的SOD、POD含量降低,MDA含量升高,进而减弱龙葵的抗氧化能力。Pb、Cd复合污染时接种两种真菌后龙葵的POD、SOD含量降低,MDA含量升高,这与单一Pb处理时的变化规律较一致。

3 讨论

微生物-植物联合修复过程中,期望通过微生物活化重金属和提高植物生长量以达到提高植物修复效果的目的,常用植物体内抗氧化系统的生理指标来反映植物受重金属的毒害状况。龙葵对Cd有较好的耐受与吸收能力,接种真菌后提高了龙葵对Cd的吸收效率,使得富集系数最高达到4.25,对Cd表现出超累积能力。尽管在复合污染时接种混合菌也提高了Pb的吸收效率,但龙葵对Pb的吸收效率较低,富集系数最高仅为0.19。

总体来说,植物修复中加菌对植物生物量、植物吸收重金属均有一定的促进作用,这可能与真菌的代谢产物有关。真菌代谢过程中产生的有机酸能够促进土壤中重金属的活化,有利于超积累植物对重金属的吸收^[9]。土壤中低分子量有机酸还来自于动植物残体的分解和植物根系的分泌和微生物的合成等^[20]。种植植物不仅有利于丰富土壤根际微生物,植物根部自身也能产生部分有机酸。但在重金属污染严重的地区,普通植物易受毒害,超积累植物却能表现出较好的生长状况,为提取土壤重金属提供良好的载体。

单一Cd处理时接种淡紫拟青霉菌对植物提取Cd具有较好的促进作用,单一Pb处理时接种绿色木霉菌的促进效果不明显,在Pb、Cd复合污染时接种两种真菌的混合液可促进龙葵对Cd、Pb的提取。这可能与土壤中的土著微生物有关,菌株筛选实验发现两种真菌都能耐受Cd、Pb污染,其中淡紫拟青霉菌的生存适应能力更强。由于Pb的毒性小于Cd,单一Pb处理时土著微生物受胁迫相对较小,绿色木霉菌容易受到土著微生物排挤,而复合污染时Cd具有较强的生物毒性,对土著微生物胁迫较大,绿色木霉菌的优势就表现出来。

研究发现,单一Pb、Cd和Pb、Cd复合污染时,龙葵的SOD活性低于不加重金属时的SOD活性,这可能是因为重金属浓度达到一定水平,龙葵的抗氧化系统受到破坏,SOD过多消耗而没能得到有效的补充。

4 结论

(1)在高浓度重金属污染的土壤中,龙葵与真菌联合能促进龙葵生物量的增加,增强了龙葵对Cd、Pb的吸收能力;

(2)淡紫拟青霉菌可增强龙葵的抗氧化能力,促进龙葵对Cd的吸收和迁移;

(3)Pb、Cd复合污染时接种真菌混合液可显著提高龙葵对Cd、Pb的吸收能力,但龙葵对Pb的富集系数较低。

参考文献:

- [1] Raskin I, Kumar P B A N, Dushenkov S, et al. Bioconcentration of heavy metals by plants[J]. *Curt Opin Biotechnol*, 1994(5): 285-290.
- [2] 庄绪亮. 土壤复合污染的联合修复技术研究进展[J]. *生态学报*, 2007, 27(11): 4871-4876.
ZHUANG Xu-liang. New approaches for remediation of soils with multiple pollutants[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(11): 4871-4876.
- [3] Baker A M J, Brooks R R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements: A review of their distribution, ecology and phytochemistry[J]. *Biorecovery*, 1989, 1(4): 811-826.
- [4] 魏树和, 周启星, 王新. 超积累植物龙葵及其对镉的富集特征[J]. *环境科学*, 2005, 26(3): 167-171.
WEI Shu-he, ZHOU Qi-xing, WANG Xin. Cadmium-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and its accumulating characteristics[J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2005, 26(3): 167-171.
- [5] Pandey V, Dixit V, Shyam R. Antioxidative responses in relation to growth of mustard (*Brassica juncea* cv. Pusa Jai Kisan) plants exposed to hexavalent chromium[J]. *Chemosphere*, 2005, 61: 40-47.
- [6] 夏立江, 华璐, 李向东. 重金属污染生物修复机制及研究进展[J]. *核农学报*, 1998, 12(1): 59-64.
XIA Li-jiang, HUA Luo, LI Xiang-dong. The mechanism of bioremediation on heavy metal pollution and its research development[J]. *Acta Agricultural Sciences*, 1998, 12(1): 59-64.
- [7] Siegel S M, Keller P, Siegel B Z, et al. Metal speciation, separation and recovery[M]. Proc. Int. Symp. Chicago: Kluwer Academic Publishers, 1986: 77-94.
- [8] Walton B T, Anderson T A. Microbial degradation of trichloroethylene in the rhizosphere: Potential application to biological remediation of waste sites[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1990, 56: 1012-1016.
- [9] 张志良. 植物生理学实验指导[M]. 第2版. 北京: 高等教育出版社, 1990: 154-155.
ZHANG Zhi-liang. Guidebook of phyto-physiology experiments[M]. 2nd Ed. Beijing: Higher Education Press, 1990: 154-155.
- [10] 邹琦. 植物生理学实验指导[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 168-170.
ZOU Qi. Guidebook of phyto-physiology experiments[M]. Beijing: China Agricultural Press, 2000: 168-170.
- [11] 赵世杰, 许长成, 邹琪, 等. 植物组织中丙二醛测定方法的改进

- [J]. 植物生理学通讯, 1994, 30(3) :207-210.
ZHAO Shi-jie, XU Chang-cheng, ZOU Qi, et al. Improvements of method for measurement of malondialdehyde in plant tissues [J]. *Plant Physiology Communications*, 1994, 30(3) :207-210.
- [12] Mcgrath S P, Zhao F J. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils[J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 2003, 14 :277-282.
- [13] 周启星, 宋玉芳. 污染土壤修复原理与方法[M]. 北京: 科学出版社, 2004.
ZHOU Qi-xing, SONG Yu-fang. The principle and method of soil remediation[M]. Beijing: Science Press, 2004.
- [14] Shützendübel A, Schwanz P, Teichmann T, et al. Cadmium induced changes in antioxidative systems, hydrogen peroxide content, and differentiation in Scots pine roots[J]. *Plant Physiol*, 2001, 127 :887-898.
- [15] 王保义, 李朝苏, 刘鹏, 等. 荞麦叶内抗氧化系统对铝胁迫的响应[J]. 生态环境, 2006, 15(4) :818-821.
WANG Bao-yi, LI Chao-su, LIU Peng, et al. The antioxidant response to Al-stress in buckwheat[J]. *Ecology and Environment*, 2006, 15(4) :818-821.
- [16] 冯丽贞, 陈全助, 郭文硕, 等. 植物防御酶与桉树对焦枯病抗性的关系[J]. 中国生态农业学报, 2008, 16(5) :1188-1191.
FENG Li-zhen, CHEN Quan-zhu, GUO Wen-shuo, et al. Relationship between eucalyptus resistance to eucalyptus dieback and defense enzyme system[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2008, 16(5) :1188-1191.
- [17] 黄玉山, 罗广华, 关启文. 镉诱导植物的自由基过氧化损伤[J]. 植物学报(英文版), 1997, 39(6) :522-526.
HUANG Yu-shan, LUO Guang-hua, GUAN Qi-wen. The free radical peroxidation damage of plants by Cd-induced[J]. *Journal of Integrative Plant Biology(English Edition)*, 1997, 39(6) :522-526.
- [18] 王艳, 代保清, 辛士刚, 等. 长药景天对 Cr、Pb、Cd、Hg、Co 复合污染的生理响应及吸收特征[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(3) :1051-1056.
WANG Yan, DAI Bao-qing, XIN Shi-gang. Physiological responses and absorption of heavy metals by *Sedum spectabile Boreau* under the stress of combined heavy metal pollution[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(3) :1051-1056.
- [19] Jones D L. Organic acids in the rhizosphere: A critical review [J]. *Plant Soil*, 1998, 205 :25-44.
- [20] 丁永祯, 李志安, 邹碧. 土壤低分子量有机酸及其生态功能[J]. 土壤, 2005, 37(3) :243-250.
DING Yong-zhen, LI Zhi-an, ZOU Bi. Low-molecular-weight organic acids and their ecological roles in soil[J]. *Soil*, 2005, 37(3) :243-250.