

镉、铜复合污染下丛枝菌根真菌对玉米重金属吸收的影响

王宇涛^{1,2}, 邱丘³, 李韶山¹, 辛国荣²

1. 华南师范大学生命科学学院; 广东省高等学校生态与环境科学重点实验室, 广州 510631

2. 中山大学生命科学学院; 广东省热带亚热带植物资源与利用重点实验室, 广州 510275

3. 广州市水质监测中心, 广州 510010

摘要 农田重金属污染引发的环境问题日益受到关注。通过盆栽实验, 开展Cd、Cu复合污染条件下丛枝菌根真菌(AMF)对玉米的接种研究, 探讨了重金属污染对宿主与AMF共生的影响、AMF对玉米重金属耐受性和吸收方面的作用。结果显示, AMF具有一定的Cd、Cu耐性, 但重金属处理能明显抑制AMF对玉米根系的侵染($P<0.05$), 尤其是减少AMF的丛枝和泡囊结构形成。重金属明显抑制了玉米的生长, 但AMF能够缓解重金属的生物毒性效应, 表现为玉米植株的生物量、株高的显著增加($P<0.05$)。接种AMF会显著提高玉米对Cd和Cu的积累($P<0.05$)。结果表明, 重金属污染对农田生态系统中农作物和AMF均具有潜在的危害。在一定程度重金属污染的农田生态系统中, AMF能够改善农作物对重金属的耐性, 也可能提高重金属进入人类食物链的风险。

关键词 丛枝菌根真菌; 玉米; 镉、铜复合污染; 重金属

中图分类号 Q939.96

文献标志码 A

doi 10.3981/j.issn.1000-7857.2014.21.001

Effects of Arbuscular Mycorrhizal Fungi on Heavy Metal Uptake of Maize Under Cd and Cu Combined Pollution Conditions

WANG Yutao^{1,2}, QIU Qiu³, LI Shaoshan¹, XIN Guorong²

1. Key Laboratory of Ecology and Environmental Science in Guangdong Higher Education Institutions; School of Life Science, South China Normal University, Guangzhou 510631, China

2. Guangdong Key Laboratory of Plant Resources; School of Life Sciences, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China

3. Guangzhou Water Quality Monitoring Center, Guangzhou 510010, China

Abstract The heavy metal contaminations in agricultural soil are a great threat to human health. In this study, a greenhouse experiment was conducted to investigate the effects of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) inoculation on Cd and Cu accumulation in maize under Cd-Cu combined pollutions, as well as the potential toxic effects of Cd-Cu pollution on AM symbiosis. It is shown that the heavy metal contamination significantly inhibits the symbiosis between AMF and maize ($P<0.05$), and the inhibition effects are more significant on the vesicle and arbuscular structures than on the hyphal structure of AMF. The heavy metal contamination also significantly inhibits the growth of maize ($P<0.05$), but the inhibition effects are obviously alleviated by AMF colonization. Besides, AMF inoculation significantly increases the Cd and Cu accumulations in both roots and shoots of host plants ($P<0.05$). The results from this study indicate that mild- to middle-levels of heavy metal contaminations in the agricultural soils could threat both crops and AMF. In the heavy metal contaminated

收稿日期: 2014-03-17; 修回日期: 2014-05-15

基金项目: 《科技导报》博士生创新研究资助计划项目(kjdb200902-9); 国家自然科学基金项目(31371567); 高等学校博士学科点专项科研基金项目(20134407120005)

作者简介: 王宇涛, 博士, 研究方向为丛枝菌根真菌的环境与生态效应, 电子信箱: wangyutao@senu.edu.cn; 辛国荣(通信作者), 教授, 研究方向为菌根生态学; 电子信箱: lssxgr@mail.sysu.edu.cn

引用格式: 王宇涛, 邱丘, 李韶山, 等. 镉、铜复合污染下丛枝菌根真菌对玉米重金属吸收的影响[J]. 科技导报, 2014, 32(21): 15-20.

farmlands, AMF could on one hand improve the tolerance of crops to heavy metals, while on the other hand increase the risks of heavy metals entering into human food chain by improving the heavy metal absorption of crop plants.

Keywords arbuscular mycorrhizal fungi; maize; Cd-Cu combined pollution; heavy metal

土壤重金属污染已成为世界性环境问题。据统计,中国受重金属污染的耕地面积接近2000万 hm^2 ,约占总耕地面积的1/5^[1];导致农田污染的重金属主要包括Cd、Pb、As、Cr、Cu、Hg、Zn等,农田污染一般为多种重金属复合污染^[1];尤其是以Cd与其他重金属的复合污染最为严重^[2]。由于巨大的人口压力,目前国内大部分受到重金属污染的农田土壤仍用于农作物生产,导致重金属通过被污染的农产品进入人体的风险急剧增加^[3]。

丛枝菌根真菌(arbuscular mycorrhizal fungi, AMF)是自然界分布最广泛的共生微生物,几乎存在于所有生境中,可以与大部分高等植物的根系形成共生关系^[4,5]。它的根外菌丝在地下形成庞大的菌丝网络,有利于吸收土壤中的N、P等矿质养分,在根际生态系统中发挥多种重要作用^[4]。研究发现,在重金属污染地区也广泛存在AMF与宿主植物的共生^[6-8]。进一步研究表明,AMF不仅自身具有耐受重金属毒害的能力,还可以提高宿主植物对重金属的耐性,有利于宿主植物的存活和生长^[9]。

AMF不仅广泛存在于农田生态系统中^[10],在调节作物生长发育、抵御病虫害、防治杂草等方面也发挥重要作用^[11,12]。考虑到农田重金属污染引发的环境问题日益受到关注,研究重金属污染农田中AMF与农作物的互作不仅有利于丰富对AMF在这类生境中生态功能的理解,也能够为农田重金属污染的防治提供借鉴。因此,研究选取中国农田土壤中重要的污染物Cd(植物非必须元素)和Cu(植物必须元素),以重要的粮食和饲料作物玉米(*Zea mays* L.)作为供试植物,探讨在Cd、Cu复合污染下AMF与玉米的互作,研究Cd、Cu复合污染对AMF与玉米共生的影响、AMF与玉米共生对宿主Cd和Cu的耐性及吸收的影响。

1 实验方法

1.1 实验土壤及重金属浓度设置

野外采集的土壤经过风干、过筛(1 cm)后用于盆栽实验。按照标准方法测定土壤的理化性质^[13],测定结果(重复3次取平均值)为:pH值7.55、电导率 $0.265 \text{ S} \cdot \text{m}^{-1}$ 、有机质 $23.8 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全P $0.87 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、有效P $11.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全N $1.32 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、有效N $118 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全K $65 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、速效K $125 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。采用微波消解-原子吸收光谱法^[14]测定土壤中的Cu和Cd的总量(用 $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4/\text{HF}$ 混合酸消解提取)及DTPA提取态含量。经测定,土壤中Cu(总量 $34.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,DTPA提取态 $5.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)和Cd(总量 $0.26 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,DTPA提取态 $0.09 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的含量均符合国家标准《HJ 332—2006食用农产品产地环境质量评价标准》中对Cd(总量低于 $0.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)和Cu(总量低于 $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)浓度的要求。以该土壤为对照,本试验一共设置4个Cd、Cu复合污染处理,包括Cd1Cu1、Cd1Cu2、

Cd2Cu1、Cd2Cu2。Cd1(总量 $0.91 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,DTPA提取态 $0.43 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、Cd2($3.22 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,DTPA提取态 $1.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)浓度分别为略高于、明显高于国家标准;Cu1($96.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,DTPA提取态: $26.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)、Cu2($183.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,DTPA提取态: $53.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的浓度分别为接近和明显高于国家标准。Cd和Cu处理分别采用向原土中添加 CdCl_2 和 $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ 的方法获得;准备好的土壤在测定浓度及开始盆栽试验前在室温下平衡约1年时间。

1.2 接种菌剂与试验设计

采用AMF混合菌剂进行接种实验。菌剂为对一处典型农田生境的土壤通过玉米进行AMF扩繁获得,为沙、土以及少量植物根系的混合物。菌剂中包含*Acaulospora scrobiculata*、*Rhizophagus intraradices*、*R. aggregatum*、*Funneliformis mosseae*、*F. geosporus*和*Glomus rubiforme* 6种,其中*R. intraradices*和*F. mosseae*为优势种。接种AMF处理的土壤按质量分数3%的接种量均匀混入准备好的菌剂;不接种的土壤中添加等量的经过2次灭菌的AMF灭活菌剂,经过滤纸(Whatman No. 1,孔径 $11 \mu\text{m}$)滤除AMF后的滤液30 mL。

以玉米(*Zea mays* L.)作为供试植物,设置重金属(CK、Cd1Cu1、Cd1Cu2、Cd2Cu1、Cd2Cu2)及AMF(接种和不接种)2种处理方式,每个处理4个重复。试验前先将准备好的土壤装填到对应编号的花盆中,每盆装3 kg土壤(风干重),并施加底肥(N:P:K = 15:15:15(质量比), $3 \text{ g} \cdot \text{pot}^{-1}$)。供试玉米(品种:穗甜二号)经过消毒、催芽之后播入准备好的土壤中,每盆播种3粒种子。每天浇水,2周之后间苗至1株;每15天按照每盆50 mL的量补充无P的Hoagland营养液。

1.3 收获与测定

玉米种植80 d后,测量株高,按照地上部和地下部分别收获。植物分别经过自来水、去离子水清洗后晾干。采集少量新鲜叶片测定叶绿素和脯氨酸含量。随机选取小部分适宜根样对根内AMF结构进行Trypan Blue染色^[14],并采用网格计数法^[15]在显微镜下检测典型AMF结构的侵染强度。

剩余的样品在 105°C 杀青30 min、 70°C 烘干至恒重,称重。将植物样本粉碎,采用微波消解-原子吸收光谱法测定地上和地下部分的Cd、Cu浓度。试验中原子火焰吸收分光光度计(FAA,Hitachi Z-2300,日本)对Cu和Cd的检测限分别为 3.0 和 $0.5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。测定时采用国家标准参比物质(GBW-07605)进行分析质量控制;分析过程中对Cu和Cd的回收率介于93.5%~105.5%。

1.4 数据处理

本试验中数据处理均采用SPSS 16.0软件。采用单因素方差分析比较不同处理下植物地上部分和地下部分的重金属浓度和根内AMF侵染率的差异,采用最小显著差法在0.05水平进行差异显著性比较。采用双因素方差分析检测Cd处

理、Cu处理以及两者的交互作用对玉米植株的株高、生物量、叶绿素含量和脯氨酸含量的处理效应。

2 结果与分析

2.1 AMF与玉米的共生强度

在不接种AMF的情况下,未发现AMF对玉米根系的侵染;在接种处理的根内则观察到丰富的菌丝、囊泡和丛枝结构(表1)。在接种处理下,重金属明显抑制了AMF与玉米的共生,表现为AMF的菌丝、泡囊和丛枝感染率均显著低于对照($P<0.05$)。另外,重金属处理下AMF的泡囊和丛枝感染率的下降程度明显强于菌丝,表明泡囊和丛枝对重金属污染更

表1 接种处理下不同重金属处理玉米植株根内AMF的感染强度
Table 1 AMF colonization intensity under different heavy metal contamination levels %

处理	总感染率	菌丝感染	泡囊感染	丛枝感染
CK	92.2±2.2 ^a	69.4±5.2 ^a	55.0±4.8 ^a	61.8±3.7 ^a
Cd1Cu1	69.1±3.9 ^{bc}	55.5±5.8 ^b	29.6±5.7 ^{bc}	37.3±1.2 ^b
Cd1Cu2	52.4±1.4 ^d	40.8±1.2 ^c	16.9±1.1 ^d	12.4±0.3 ^d
Cd2Cu1	74.5±2.7 ^b	57.0±1.7 ^b	37.0±2.9 ^b	33.9±5.3 ^{bc}
Cd2Cu2	61.0±2.9 ^c	52.8±2.5 ^b	22.4±1.5 ^{cd}	25.8±2.9 ^c

注:同一列不同字母代表在不同重金属处理下AMF感染强度在0.05水平差异显著。

2.2 重金属抗(耐)性

玉米植株在各个重金属处理下的株高、生物量、叶绿素及脯氨酸含量如图1所示。无论是否接种AMF,重金属处理均显著降低了玉米的生物量和株高($P<0.05$),而对叶片叶绿

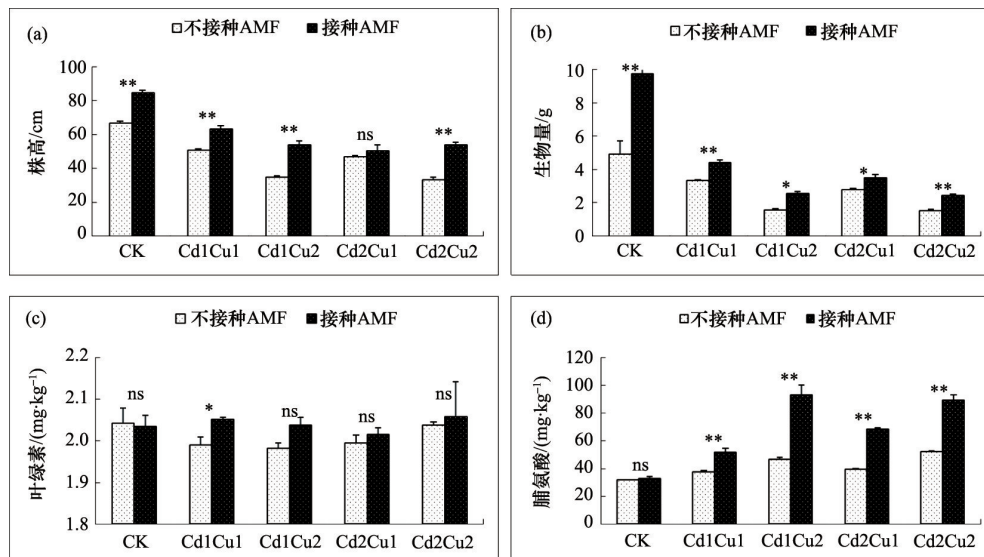
为敏感。在不同重金属处理下,AMF的侵染强度之间也存在显著差异($P<0.01$)。总体上,Cu2处理玉米根内的AMF感染率大多低于Cu1处理($P<0.05$),而Cd2与Cd1处理下AMF的侵染率则无明显差异。结合双因素方差分析的结果(表2),Cu1和Cu2处理对侵染玉米的各种AMF结构均具有显著的抑制作用($P<0.05$),并且Cu污染对泡囊和丛枝感染强度的抑制程度($P<0.01$)要比对菌丝更为明显($P<0.05$)。Cd处理对玉米根内AMF的总感染率也具有显著的抑制($P<0.05$),但是对菌丝、泡囊和丛枝感染强度的抑制效应则均未达到显著水平($P>0.05$)。另外,Cu和Cd的交互作用对AMF的丛枝具有显著的抑制作用($P<0.05$)。

表2 Cd,Cu处理及两者交互作用对玉米根内AMF感染强度影响的双因素方差分析结果
Table 2 Effects of Cd, Cu treatments and their interactions on AMF colonization intensities based on two-way ANOVA %

因子	总感染率	菌丝感染	泡囊感染	丛枝感染
Cu	30.12 ^{**}	6.33 [*]	13.98 ^{**}	25.99 ^{**}
Cd	6.45 [*]	3.20 ^{ns}	3.09 ^{ns}	2.38 ^{ns}
Cu×Cd	0.35 ^{ns}	1.93 ^{ns}	0.07 ^{ns}	6.70 [*]

注:ns、*和**分别代表在0.05水平差异不显著、在0.05和0.01水平差异显著;下同。

素含量则无明显影响;重金属处理还显著提高了玉米叶片脯氨酸浓度($P<0.05$)。接种AMF的玉米其株高和生物量均高于不接种的植株,且处理效应大多达到显著水平($P<0.05$),表明AMF促进了玉米生物量的积累。



注:ns、*和**分别代表接种和不接种AMF处理间在0.05检验水平差异不显著、在0.05及0.01检验水平差异显著。

图1 接种(AM)和不接种AMF(Non-AM)条件下玉米在不同重金属污染水平的株高(a)、生物量(b)、叶片叶绿素含量(c)和脯氨酸含量(d)

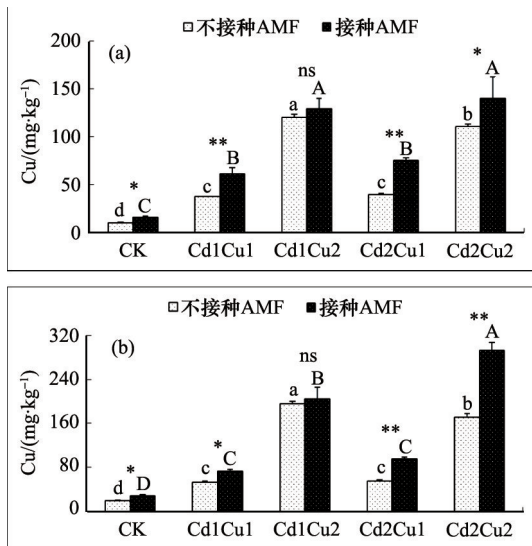
Fig. 1 Plant height (a), biomass (b), leaf chlorophyll (c) and proline concentrations (d) of maize planted in soils with different heavy metal contamination levels under mycorrhizal (AM) and non-mycorrhizal (Non-AM) treatments

在各个重金属处理下,接种AMF的玉米其叶片脯氨酸浓度也明显高于不接种的植株($P<0.01$)。

双因素方差分析结果显示(表3),在不接种AMF情况下,Cu处理对株高、生物量和叶片脯氨酸含量的处理效应显著($P<0.05$),Cd处理则对株高和叶片脯氨酸的含量具有显著影

表3 Cu、Cd处理及其交互作用对接种和不接种AMF玉米株高、生物量、脯氨酸和叶绿素含量影响的双因素方差分析结果
Table 3 Two-way ANOVA for effects of Cd, Cu and their interactional effects on the plant height, biomass, leaf chlorophyll and proline concentrations of maize with or without AMF inoculation

因子	株高		生物量		脯氨酸		叶绿素	
	不接种AMF	接种AMF	不接种AMF	接种AMF	不接种AMF	接种AMF	不接种AMF	接种AMF
Cu	**	ns	**	**	**	**	ns	ns
Cd	*	*	ns	*	**	ns	ns	ns
Cu×Cd	ns	*	ns	*	ns	*	ns	ns



注: ns、*和**分别代表接种和不接种AMF处理间在0.05检验水平差异不显著、在0.05以及0.01检验水平差异显著;不同大写和小写字母分别表示在接种和不接种AMF处理下不同重金属处理间差异在0.05水平显著;下同。

图2 接种和不接种AMF条件下玉米在不同重金属污染水平的地上部(a)和地下部(b)Cu浓度

Fig. 2 Concentration of Cu in shoots (a) and roots (b) of maize under different heavy metal contamination levels in mycorrhizal (AM) and non-mycorrhizal (Non-AM) treatments

3 讨论

过量的重金属会对植物造成毒性效应,导致植物细胞活性氧自由基(ROS)积累、细胞膜完整性降低、DNA损伤等^[16],

响($P<0.05$)。在接种AMF条件下,Cu处理对株高和脯氨酸的处理效应显著($P<0.05$),Cd处理对株高和生物量的抑制效应也达到显著水平($P<0.05$)。Cd和Cu的交互作用同样对玉米的株高、生物量和脯氨酸含量具有显著的处理效应($P<0.05$)。

2.3 玉米对重金属的吸收

不同处理下玉米植株地上部和地下部的Cu和Cd浓度分别如图2、图3所示。在本试验设置的土壤重金属浓度下,玉米地上部和地下部Cu、Cd浓度分别随着土壤Cu、Cd浓度的上升而显著增加($P<0.05$),而玉米植株对两种重金属的转运系数(地上部浓度:地下部浓度,Cd为0.49~0.73,Cu为0.48~0.83)则并无明显的规律性的变化($P>0.05$)。在Cd2和Cu2处理下,玉米植株的地上部和地下部均积累了较高浓度的Cu(图2)和Cd(图3)。在所有重金属处理下,玉米植株地下部的Cu和Cd浓度均明显高于地上部($P<0.05$)。

接种AMF处理对玉米地上、地下部Cd和Cu浓度存在显著影响($P<0.01$)。除了在Cd1Cu2处理下的效应不显著外,接种AMF显著提高了植株地上部和地下部的Cu浓度($P<0.05$) (图2)。接种AMF同样促进了玉米对Cd的积累:除了对照,AMF显著提高了植株地上、地下部的Cd浓度($P<0.05$)。

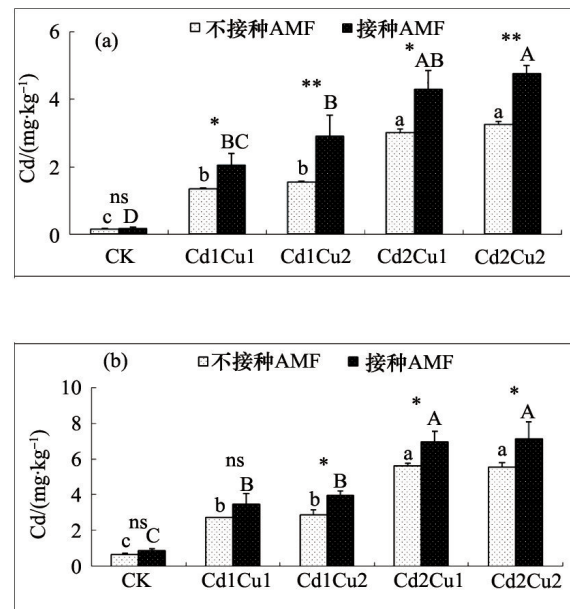


图3 接种和不接种AMF条件下玉米在不同重金属污染水平的地上部(a)和地下部(b)Cd浓度

Fig. 3 Concentration of Cd in shoots (a) and roots (b) of maize under different heavy metal contamination levels in AM and Non-AM treatments

宏观表现为植物生长受到抑制、生物量减少^[3,17]。重金属胁迫还能够降低植物的光合作用^[5];其机制主要包括重金属离子替代光合系统的 Mg^{2+} 、重金属抑制涉及叶绿素合成相关酶类

的活性等^[18]。本研究中,Cd、Cu处理下玉米叶片的叶绿素含量无明显下降,但是其生物量和株高则显著降低($P<0.05$),表明尽管玉米对Cu和Cd污染具有一定的耐受性,一定程度的重金属污染(例如Cd浓度高于 $1\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、Cu浓度高于 $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)会直接导致玉米的减产。

高浓度的重金属不仅对植物产生毒害效应,也能够对AMF与植物的共生产生抑制^[19,20]。Chen等^[21]的研究结果表明,Pb污染($300\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $600\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)明显抑制了5种供试宿主植物根内AMF的感染强度。Marques等^[22]也发现高浓度的Zn($500\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $1000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)显著降低AMF对龙葵(*Solanum nigrum*)的侵染。重金属对AMF侵染植物的抑制作用的机理主要包括抑制AMF孢子的萌发、抑制AMF根外菌丝的延伸等^[23];另外,重金属对植物的毒害作用也可能间接抑制AMF与宿主的共生^[24]。不过,关于重金属污染对AMF与宿主共生的影响也有不一致的报道。Weissenhorn等^[25]发现,在重金属(Cd,Zn,Pd,Cu)污染生境中AMF对玉米的感染强度以及根际AMF的孢子密度均高于无重金属污染的生境;类似的结果在早生百里香(*Thymus polytrichus*)中也有报道^[26]。重金属对AMF与宿主植物共生关系的影响应该是与重金属的种类、浓度、AMF与宿主的种类以及各类环境因子密切相关^[24,27]。本试验中,在玉米根内积累了相对较高的Cd(约 $7\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)和Cu(约 $300\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)浓度的情况下,仍然观察到AMF对宿主植物较高的侵染水平($>50\%$),表明至少部分AMF种类具有较高的Cu、Cd耐性。另一方面,不同的重金属处理对玉米根内的AMF结构,尤其是AMF的丛枝和泡囊结构(两者分别是AMF与宿主进行养分交换、AMF养分储存的结构^[28]),均具有明显的抑制作用($P<0.05$)。考虑到农田生态系统中AMF对于农作物的生长发育、养分吸收的重要影响^[11],高浓度的土壤重金属污染可能会抑制、甚至消除AMF对农作物的促生效应,间接导致农作物的减产。

普遍认为,AMF能够提高宿主植物在各种胁迫(如干旱、病虫害、重金属等)环境下的生存能力^[4]。本研究中,接种AMF明显缓解了重金属对玉米的生物毒性效应,表现为接种处理下玉米植株的生物量、株高均显著提高($P<0.05$)。脯氨酸是一种渗透调节物质,逆境条件下其含量的增加有利于稳定植物细胞的结构^[29]。有报道称,AMF能够提高植物体内脯氨酸浓度,进而改善植物对包括盐胁迫、干旱、重金属污染等胁迫因子的耐性^[30]。本试验中,在各个重金属处理下,AMF共生均显著提高了玉米叶片的脯氨酸浓度,表明改善宿主植物的解毒功能可能是AMF提高玉米重金属耐性的重要机制。AMF提高玉米对Cd和Cu的耐性很可能还涉及到其它方面;例如,不少研究发现,AMF可以通过改善宿主对养分的吸收和利用效率提高宿主植物对重金属的耐受性^[21,31,32]。关于AMF提高玉米重金属耐性的机理函待研究。

近年来,由于农产品重金属污染事件频频发生,关于农田土壤重金属污染的治理受到密切关注。由于种植时间的限制,本研究未收获并测定玉米籽实中的重金属浓度。不过,AMF促进玉米对Cd、Cu的吸收能力很可能会提高农田重

金属进入到人体食物链的风险。据报道,不同农作物种类^[33]、品种^[3]在重金属吸收方面可能存在较大差异。全面调查AMF对不同农作物种类以及相同作物不同品种之间重金属吸收的影响无疑有助于评估AMF在农产品安全方面的影响;这也将是课题组今后重点关注的研究方向。

考虑到将重金属污染的农田闲置的代价过高,有学者提出在被重金属污染的农田种植生长快速且具有一定重金属富集能力的玉米^[34,35]、甘蔗^[36]等能源作物。首先,收获的大量植株可以作为生物质能源的材料;其次,利用植物对土壤中重金属的富集能力可以在一定程度上减轻甚至修复被重金属污染的农田土壤^[37]。本研究的结果表明,在Cd、Cu复合污染条件下玉米的地上部积累了较高的Cd、Cu浓度,将玉米应用于农田重金属修复当中具有一定的可行性;这与Meers等^[34]和van Slycken等^[37]的研究结果类似。另外,接种AMF处理不仅能够提高玉米的生物量积累,还能够明显提高玉米地上部的Cd和Cu的浓度,表明在应用玉米进行生物质能源生产及农田土壤重金属修复时,可以充分利用AMF对玉米的这种“促生长、促吸收”效应。类似的结果在蜈蚣草^[6]、龙葵^[22]、东南景天^[33]等重金属超富集植物以及鸡眼草、秋苦苣菜、多年生黑麦草、白三叶、对稗草、枳等非超富集植物中也有报道^[21,38,39]。一般认为,AMF促进宿主对重金属吸收的机理可能与其促进植物营养元素的吸收的机理类似,即通过拓展宿主植物根系的吸收范围、活化某些金属元素从而促进宿主植物对重金属元素的吸收^[22,32,40]。目前,将AMF应用于强化重金属污染土壤的植物修复技术已经受到广泛的关注^[1,32,39,41]。

4 结论

农田重金属污染引发的环境问题已经受到国内外广泛关注。本研究表明,一定程度的Cd、Cu污染不仅会对玉米植株产生直接的毒害效应,还将抑制玉米与AMF的共生关系,导致其减产。在Cd、Cu复合污染条件下,AMF与玉米的共生能够提高宿主对Cd和Cu污染的耐(抗)性,进而减少由重金属污染导致农作物减产的风险。但是,AMF促进玉米对Cd、Cu的吸收能力很可能提高农田重金属进入人体食物链的风险。本研究可丰富对AMF在农田生态系统中生态功能的认识,可为重金属污染土壤的防治提供一定参考。

参考文献(Reference)

- [1] Wu G, Kang H, Zhang X, et al. A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: Issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 174(1): 1-8.
- [2] Luo L, Ma Y, Zhang S, et al. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China[J]. Journal of Environmental Management, 2009, 90(8): 2524-2530.
- [3] Qiu Q, Wang Y T, Yang Z Y, et al. Responses of different Chinese flowering cabbage (*Brassica parachinensis* L.) cultivars to cadmium and lead exposure: screening for Cd+Pb pollution-safe cultivars[J]. Clean - Soil, Air, Water, 2011, 39 (11): 925-932.
- [4] Smith S E, Read D J. Mycorrhizal symbiosis[M]. Cambridge: Academic

- Press, 2008.
- [5] 王宇涛, 辛国荣, 李韶山. 丛枝菌根真菌最新分类系统与物种多样性研究概况[J]. 生态学报, 2013, 33(3): 834-843.
Wang Yutao, Xin Guorong, Li Shaoshan. An overview of the updated classification system and species diversity of arbuscular mycorrhizal fungi [J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(3): 834-843.
- [6] Leung H M, Ye Z H, Wong M H. Interactions of mycorrhizal fungi with *Pteris vittata* (As hyperaccumulator) in As- contaminated soils[J]. Environmental Pollution, 2006, 139(1): 1-8.
- [7] Cornejo P, Meier S, Borie G, et al. Glomalin-related soil protein in a Mediterranean ecosystem affected by a copper smelter and its contribution to Cu and Zn sequestration[J]. Science of the Total Environment, 2008, 406(1/2): 154-160.
- [8] Ciatelli A, Lingua G, Todeschini V, et al. Arbuscular mycorrhizal fungi restore normal growth in a white poplar clone grown on heavy metal-contaminated soil, and this is associated with upregulation of foliar metallothionein and polyamine biosynthetic gene expression[J]. Annals of Botany, 2010, 106(5): 791-802.
- [9] Audet P, Charest C. Effects of AM colonization on "wild tobacco" plants grown in zinc-contaminated soil[J]. Mycorrhiza, 2006, 16(4): 277-283.
- [10] Wang Y Y, Vestberg M, Walker C, et al. Diversity and infectivity of arbuscular mycorrhizal fungi in agricultural soils of the Sichuan Province of mainland China[J]. Mycorrhiza, 2008, 18(2): 59-68.
- [11] Gianinazzi S, Gollotte A, Binet M, et al. Agroecology: the key role of arbuscular mycorrhizas in ecosystem services[J]. Mycorrhiza, 2010, 20(8): 519-530.
- [12] Behie S W, Bidochka M J. Potential agricultural benefits through biotechnological manipulation of plant fungal associations[J]. Bioessays, 2013, 35(4): 328-331.
- [13] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社. 2000.
Lu Rukun. Methods for Soil Agrochemistry Analysis[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000.
- [14] Phillips J M, Hayman D S. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection[J]. Transactions of British Mycological Society, 1970, 55(1): 158-161.
- [15] McGonigle T P, Miller M H, Evans D G, et al. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular arbuscular mycorrhizal fungi[J]. New Phytologist, 1990, 115(3): 495-501.
- [16] 魏志琴, 陈志勇, 秦蓉, 等. Cu²⁺对拟南芥根的局部毒性及诱导DNA损伤和细胞死亡[J]. 植物学报, 2013, 48(3): 303-312.
Wei Zhiqin, Chen Zhiyong, Qin Rong, et al. Cu²⁺ induced local toxicity and DNA damage, cell death in roots of *Arabidopsis thaliana*[J]. Chinese Bulletin of Botany, 2013, 48(3): 303-312.
- [17] Wang Y T, Qiu Q, Xin G R, et al. Heavy metal contamination in a vulnerable mangrove swamp in South China[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2013, 185(7): 5775-5787.
- [18] De Filippis L F, Pallaghy C K. Heavy metals: sources and biological effects[M]. Rai L C, Caur J P, Soeder C J. Algae and Water Pollution: Advances in Limnology Series, Schweizerbart, Stuttgart, 1994.
- [19] Cairney J W G, Meharg A A. Influences of anthropogenic pollution on mycorrhizal fungal communities[J]. Environmental Pollution, 1999, 106(2): 169-182.
- [20] Lingua G, Franchin C, Todeschini V, et al. Arbuscular mycorrhizal fungi differentially affect the response to high zinc concentrations of two registered poplar clones[J]. Environmental Pollution, 2008, 153(1): 137-147.
- [21] Chen X, Wu C H, Tang J J, et al. Arbuscular mycorrhizae enhance metal lead uptake and growth of host plants under a sand culture experiment [J]. Chemosphere, 2005, 60(5): 665-671.
- [22] Marques A P G C, Oliveira R S, Rangel A O S S, et al. Zinc accumulation in *Solanum nigrum* is enhanced by different arbuscular mycorrhizal fungi. Chemosphere, 2006, 65(7): 1256-1263.
- [23] Pawlowska T E, Charvat I. Heavy-metal stress and developmental patterns of arbuscular mycorrhizal fungi[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2004, 70(11): 6643-6649.
- [24] Hildebrandt U, Regvar M, Bothe H. Arbuscular mycorrhiza and heavy metal tolerance[J]. Phytochemistry, 2007, 68(1): 139-146.
- [25] Weissenhorn L, Leyval C, Berthelin J. Bioavailability of heavy metals and abundance of arbuscular mycorrhiza in soil polluted by atmospheric deposition from a smelter[J]. Biology and Fertility of Soils, 1995, 19(1): 22-28.
- [26] Whitfield L, Richards A J, Rimmer D L. Effects of mycorrhizal colonization on *Thymus polytrichus* from heavy-metal-contaminated sites in northern England[J]. Mycorrhiza, 2004, 14(1): 47-54.
- [27] Göhre V, Paszkowski U. Contribution of the arbuscular mycorrhizal symbiosis to heavy metal phytoremediation[J]. Planta, 2006, 223(6): 1115-1122.
- [28] Smith S E, Smith F A. Roles of arbuscular mycorrhizas in plant nutrition and growth: New paradigms from cellular to ecosystem scales[J]. Annual Review of Plant Biology, 2011, 62: 227-250.
- [29] Andrade S A L, Gratão P L, Schiavinato M A, et al. Zn uptake, physiological response and stress attenuation in mycorrhizal jack bean growing in soil with increasing Zn concentrations[J]. Chemosphere, 2009, 75(10): 1363-1370.
- [30] Jahromi F, Aroca R, Porcel R, et al. Influence of salinity on the in vitro development of *Glomus intraradices* and on the in vivo physiological and molecular responses of mycorrhizal lettuce plants[J]. Microbial Ecology, 2008, 55(1): 45-53.
- [31] Gamalero E, Lingua G, Berta G, et al. Beneficial role of plant growth promoting bacteria and arbuscular mycorrhizal fungi on plant responses to heavy metal stress[J]. Canadian Journal of Microbiology, 2009, 55(5): 501-514.
- [32] Meier S, Borie F, Bolan N, et al. Phytoremediation of metal-polluted soils by arbuscular mycorrhizal fungi[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2012, 42(7): 741-775.
- [33] Hu J L, Wu F Y, Wu S C, et al. Bioaccessibility, dietary exposure and human risk assessment of heavy metals from market vegetables in Hong Kong revealed with an in vitro gastrointestinal model[J]. Chemosphere, 2013, 91(4): 455-461.
- [34] Meers E, Van Slycken S, Adriaensen K, et al. The use of bio-energy crops (*Zea mays*) for 'phytoattenuation' of heavy metals on moderately contaminated soils: A field experiment[J]. Chemosphere, 2010, 78(1): 35-41.
- [35] Arbaoui S, Evlard A, Mhamdi M E W, et al. Potential of kenaf (*Hibiscus cannabinus* L.) and corn (*Zea mays* L.) for phytoremediation of dredging sludge contaminated by trace metals[J]. Biodegradation, 2013, 24(4): 563-567.
- [36] Akkajit P, Desutter T, Tongcumpou C. Effects of sugarcane waste-products on Cd and Zn fractionation and their uptake by sugarcane (*Saccharum officinarum* L.) [J]. Environmental Science: Processes & Impacts, 2014, 16(1): 88-93.
- [37] Van Slycken S, Witters N, Meers E, et al. Safe use of metal-contaminated agricultural land by cultivation of energy maize (*Zea mays*) [J]. Environmental Pollution, 2013, 178: 375-380.
- [38] 肖家欣, 杨慧, 张绍铃. 丛枝菌根真菌对枳根净离子流及锌污染下枳苗矿质营养的影响[J]. 生态学报, 2012, 32(7): 2127-2134.
Xiao Jiaxin, Yang Hui, Zhang Shaoling. Effects of arbuscular mycorrhizal fungus on net ion fluxes in the roots of trifoliolate orange (*Poncirus trifoliata*) and mineral nutrition in seedlings under zinc contamination[J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(7): 2127 - 2134.
- [39] Hu J L, Wu S C, Wu F Y, et al. Arbuscular mycorrhizal fungi enhance both absorption and stabilization of Cd by Alfred stonecrop (*Sedum alfredii* Hance) and perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) in a Cd-contaminated acidic soil. Chemosphere, 2013, 93(7): 1359-1365.
- [40] 罗巧玉, 王晓娟, 林双双, 等. AM真菌对重金属污染土壤生物修复的应用与机理[J]. 生态学报, 2013, 33(13): 3898-3906.
Luo Qiaoyu, Wang Xiaojuan, Lin Shuangshuang, et al. Mechanism and application of bioremediation to heavy metal polluted soil using arbuscular mycorrhizal fungi[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(13): 3898-3906.
- [41] Andrade S A L, Silveira A P D, Mazzafera P. Arbuscular mycorrhiza alters metal uptake and the physiological response of *Coffea arabica* to increasing Zn and Cu concentrations in soil[J]. Science of the Total Environment, 2010, 408(22): 5381-5391. (编辑 田恬)