

# 矿区分离丛枝菌根真菌对万寿菊吸 Cd 潜力影响

刘灵芝<sup>1,2</sup> 李培军<sup>2</sup> 巩宗强<sup>2</sup> 张玉龙<sup>1\*</sup>

(1. 沈阳农业大学土地与环境学院 辽宁 沈阳 110866)  
(2. 中国科学院 沈阳应用生态研究所 辽宁 沈阳 110016)

**摘要:** 盆栽试验研究土壤不同施 Cd 水平(0、5、20、50  $\mu\text{g/g}$ )下, 接种矿区污染土壤中丛枝菌根真菌对万寿菊根系侵染率、植株生物量及 Cd 吸收与分配的影响。结果表明: 接种丛枝菌根真菌显著提高 Cd 胁迫下万寿菊的根系侵染率和植株生物量; 随着施 Cd 水平提高, 各处理植株 Cd 浓度显著增加。各施 Cd 水平下万寿菊地上部 Cd 吸收量远远高于根系 Cd 吸收量, 在土壤施 Cd 量达到 50  $\mu\text{g/g}$  时, 接种处理地上部 Cd 吸收量是根系的 3.48 倍, 对照处理地上部 Cd 吸收量是根系的 1.67 倍; 同一施 Cd 水平下接种处理植株 Cd 吸收量要显著高于对照。总体上, 试验条件下污染土壤中分离的丛枝菌根真菌促进了万寿菊对土壤中 Cd 的吸收, 并在一定程度上增加 Cd 向地上部分的运转, 表现出植物提取的应用潜力。

**关键词:** 丛枝菌根真菌(AMF), 万寿菊, 生物量, Cd 胁迫

## Effects of arbuscular mycorrhizal fungi isolated from mining area on the enhancement of Cd uptake in marigold plants

LIU Ling-Zhi<sup>1,2</sup> LI Pei-Jun<sup>2</sup> GONG Zong-Qiang<sup>2</sup> ZHANG Yu-Long<sup>1\*</sup>

(1. Department of Land and Environment, Shenyang Agriculture University, Shenyang, Liaoning 110866, China)  
(2. Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang, Liaoning 110016, China)

**Abstract:** In a pot experiment, effects were investigated of inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi isolated from soil of a mining area on root colonization and biomass, Cd uptake and translocation of *Tagetes erecta* L. under different Cd addition levels (0, 5, 20, 50  $\mu\text{g/g}$ ). Results indicated that mycorrhizal inoculation significantly increased root colonization and biomass of marigold plants. Plant Cd concentrations markedly increased with increasing Cd addition levels. For all treatments, shoot Cd contents were significantly higher than root Cd contents, while under each Cd addition level shoot Cd contents of inoculated plants were significantly higher than those of uninoculated controls. Especially,

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(No. 40930739); 中国科学院知识创新工程重要方向项目(No. KZCX2-YW-446); 中国科学院知识创新工程重大项目(No. kzcx1-yw-06-03)

\* 通讯作者: Tel: 86-24-88487155; 邮箱: ylzsa@163.com  
收稿日期: 2010-11-04; 接受日期: 2010-12-29

© 中国科学院微生物研究所期刊联合编辑部 <http://journals.im.ac.cn>

under Cd addition level of 50  $\mu\text{g/g}$ , shoot to root ratio of Cd content in inoculated plants was 3.48, in contrast to 1.67 for uninoculated plants. In general, inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi from contaminated soil can increase Cd uptake in plants and enhance Cd translocation from roots to shoots, showing promises in phytoextraction.

**Keywords:** Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF), *Tagetes erecta* L., Biomass, Cadmium stress

近年来, 由于污灌及施用农药造成的农业土壤 Cd 污染日趋严重。与其它类型污染相比, Cd 污染具有不能被土壤微生物降解、易被植物富集等特性, 当其在土壤中积累到一定程度时, 就会对土壤-植物系统产生毒害和破坏作用, 进而通过食物链危及人类健康。Cd 污染土壤的修复问题已引起广泛关注。植物修复顺应了经济、环保等污染治理要求, 在重金属污染土壤的修复中显示出良好的应用前景, 但由于自身的局限, 这一技术仍需不断发展与完善<sup>[1-2]</sup>。

丛枝菌根(Arbuscular mycorrhizea, AM)真菌是直接联系土壤与植物根系的一类微生物, 在重金属污染土壤中, 接种 AM 真菌对于提高宿主植物抵御重金属毒害的能力、加快土壤中重金属元素的植物提取或植物稳定中具有积极作用<sup>[3]</sup>。自 Bradly 等人<sup>[4]</sup>在重金属矿区植物调查中发现矿区菌根植物的生长情况明显好于非菌根植物以后, 菌根修复技术逐渐引入到重金属污染土壤的治理中。已有研究报道, 污染土壤中广泛存在着抗重金属的 AM 真菌, 其中大多数可以缓解重金属对植物的毒害作用, 应用于植物修复<sup>[5-7]</sup>。由于 AM 真菌与重金属的相互作用受诸多因素的影响, AM 真菌菌株与宿主品种的选择成为菌根修复的前提基础<sup>[8-9]</sup>。

万寿菊是亚洲常见的花种, 因其对土壤要求不严、耐低温、花期长等特点, 在北方园林绿化中扮演着重要的角色。万寿菊不但具有重要的观赏价值, 它也是一种发展较快的经济作物<sup>[10]</sup>。Lal 等人研究表明, 万寿菊可以作为一种用于土壤重金属修复的作物, 它可以大大降低 Cd 进入食物链的风险<sup>[11]</sup>。耿春女等<sup>[12]</sup>报道, 接种 AM 真菌可促进柴油污染土壤中万寿菊的生长, 提高其耐油性。如果万寿菊能在重金属污染土壤中建立良好的植被, 无论通过植物提取还是减轻重金属向植株体内的运输, 均不会影

响其观赏价值的体现, 同时达到土壤修复的目的。

由于目前污染土壤的菌根修复多为灭菌土壤中菌根效应的研究, 且多为单一 AM 真菌菌株进行接种<sup>[13-14]</sup>, 其结果虽可直接反映出 AM 真菌在污染修复中的作用, 但在 AM 真菌的实际应用中常因土壤理化性质的变化、土壤微生物种群竞争等因素而改变其在人工控制土壤中的积极作用。因此, 尽可能维持原有的土壤理化特性和植物根域范围的微生态平衡, 将有利于盆栽研究结果在实际中的应用。

基于以上原因, 本文以万寿菊为宿主植物, 采用室内模拟的方法, 研究在自然土壤中施加不同浓度 Cd 后, 接种源自辽宁省红透山铜矿区污染土壤中分离获得的混合 AM 真菌对万寿菊生长及重金属 Cd 的吸收影响。目的在于研究土壤发生重金属污染时, 外源 AM 真菌与宿主植物的共生状况, 探讨在土著微生物存在的情况下, 接种外源 AM 真菌对重金属污染土壤植物修复的可能性。

## 1 材料与方法

### 1.1 丛枝菌根真菌

丛枝菌根真菌为分离自辽宁省抚顺市红透山铜矿区甘野菊根际土壤的等比例混合菌株(3 株为 *Glomus*, 1 株为 *Scutellospora*, 1 株为 *Gigaspora*), 孢子采用湿筛法获得<sup>[15]</sup>。以白三叶草为扩繁宿主, 扩繁基质为洗净的灭菌河砂, 每周补充 1 次 50 mL Hoagland 营养液来满足植物生长对营养的需求。植株生长 16 周后收获检测, 白三叶草根系侵染率为 78.6%, 孢子密度为 2 120 个/100 g 河砂, 试验菌剂为白三叶草的根段、孢子及根际河砂。

### 1.2 宿主植物

以万寿菊为宿主植物。种子以 10%  $\text{H}_2\text{O}_2$  表面消毒 15 min, 无菌蒸馏水冲洗 5-6 次, 于 25 °C 恒温培养 2-3 d, 催芽, 备用。

### 1.3 培养基质

培养基质由供试土壤与洗净河沙、珍珠岩按 2:1:1 比例混合而成, 以增加其通气性, 保障植株正常生长。供试土壤采自中国科学院沈阳应用生态研究所生态实验站, 其基本理化性状为 pH 6.97 (水土比 2.5:1 浸提), 有机质含量 2.61%, 全氮 1 220  $\mu\text{g/g}$ , 速效磷 120  $\mu\text{g/g}$ 。土壤过 2 mm 筛, 风干备用。

供试土壤中 Cd 含量为 0.009  $\mu\text{g/g}$ , 土壤中添加的重金属 Cd 为化学试剂  $\text{CdCl}_2$  (分析纯) 溶液。Cd 溶液与培养基质进行混匀, 平衡 2 周后接种菌剂。

### 1.4 试验设计

试验按裂区设计, 主试验因素为接种丛枝菌根真菌处理(AM)和不接种丛枝菌根真菌处理(NM); 副区为施加 Cd 浓度, 共设 0、5、20 和 50  $\mu\text{g/g}$  4 个施 Cd 水平(以 Cd0、Cd5、Cd20、Cd50 表示)。试验重复 4 次, 总计 8 处理, 32 盆。

### 1.5 试验方法

采用容积 1.5 L 塑料盆作为培养容器, 每盆装基质 1.2 kg。装基质时, 先装约 1.0 kg, 接种含 50 g 菌剂于基质表面, 将剩余的约 0.2 kg 基质覆盖其上。对于不接菌种的处理, 以同样接种等量的灭菌菌剂。装盆全部完成后浇水, 使盆内基质含水量达到 17% 左右(干重), 待水分渗透且分布均匀, 每盆播万寿菊种子 6 粒。出苗 1 周后, 间苗, 留长势整齐的 3 株。在整个试验过程, 每天浇水 1 次, 用称重法维持土壤含水量在 17% (重量) 左右; 所浇水为自来水。

盆栽试验于沈阳农业大学微生物学光照培养室

进行。塑料盆定期更换位置, 以减少放置位置对试验结果产生不良影响。自出苗起, 植株生长 16 周后收获。

### 1.6 样品测定与分析

植株地上部分和根系分别收获。根系用蒸馏水洗净并吸干, 剪成长约 1 cm 小段后, 随机取 0.5 g 左右新鲜的根样, 采用棉蓝染色、交叉方格法测定根系的侵染率<sup>[16]</sup>。其余植株样品经 70 °C 烘干 48 h, 称重、粉碎、经  $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$  混酸(3:1, V/V)消解后, 用火焰原子吸收分光光度计测定植株样品中 Cd 的含量<sup>[17]</sup>。

菌根贡献率%=[(接种处理-未接种处理)/未接种处理] $\times 100$ 。

应用 SPSS11.5 统计软件处理试验数据, 用 Duncan's 检验法检验各处理平均值之间的差异显著性。以 Sigmaplot 10.0 做图。

## 2 结果与分析

### 2.1 Cd 胁迫下植物-AM 真菌共生体的确认

菌根侵染率在一定程度上可作为 AM 真菌对重金属耐受性的参考指标。试验中, 来源于矿区与供试土壤中的 AM 真菌与 Cd 污染土壤中万寿菊根系均表现出良好的共生能力, 说明 AM 真菌与万寿菊联合修复 Cd 污染土壤是可能的。图 1 (A、B) 为土壤施 Cd 浓度为 50  $\mu\text{g/g}$  时, 万寿菊根部皮层细胞间和细胞内被染成蓝色的菌丝体和大量的与菌丝相连的泡囊形态。

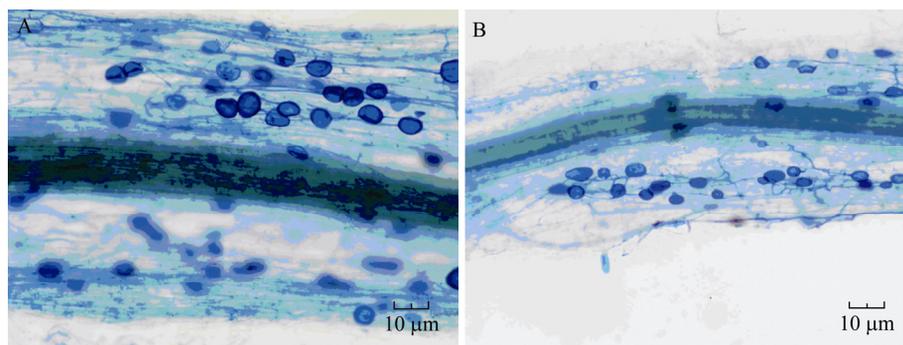


图 1 土壤施 Cd 浓度为 50  $\mu\text{g/g}$  时接种处理万寿菊根部 AM 菌根的菌丝和泡囊形态

Fig. 1 Hypha and vesicle of arbuscular mycorrhizae in the root of *Tagetes erecta* L. in soil with Cd concentration of 50  $\mu\text{g/g}$

注: A: 接种处理; B: 对照处理。

Note: A: Inoculation; B: Control.

## 2.2 万寿菊根系侵染率

试验中所有处理均发现有菌根真菌侵染(图 2),这是由于土壤未灭菌,土壤中存在土著 AM 真菌对万寿菊根系侵染所致。由图 2 可知,同一施 Cd 水平下,接种处理根系侵染率均显著高于对照处理。土壤施加高浓度 Cd (Cd20、Cd50)显著降低了接种处理之间的万寿菊根系的菌根侵染率,而对未接种处理则无显著影响,表明高浓度 Cd 抑制了外源菌根真菌对万寿菊根系的侵染。尽管如此,在土壤施 Cd 浓度达到 50  $\mu\text{g/g}$  时,接种处理万寿菊菌根侵染率仍可达到 50%以上,较未接种处理增加了 83.3%。

一些研究结果表明,分离自污染重金属土壤中的 AM 真菌对重金属具有较好的耐受能力<sup>[18-19]</sup>。试验中,接种矿区污染土壤中分离获得的 AM 真菌可以显著提高万寿菊根系侵染率,在土壤施 Cd 浓度达到 50  $\mu\text{g/g}$  时,仍能与宿主万寿菊建立良好的共生关系,表现出较强的耐 Cd 特性。接种处理万寿菊根系侵染率始终高于相应的未接种处理,其原因可能是外源与土著 AM 真菌具有不同的根系侵染位点所致,亦可能是外源 AM 真菌具有较好的(抗)耐 Cd 能力,使得其在 Cd 污染条件下较土著 AM 真菌具备较强的竞争优势。

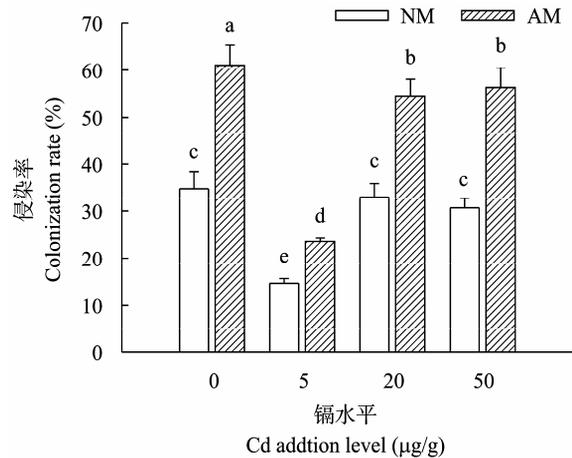


图 2 不同施 Cd 水平下万寿菊根系侵染率

Fig. 2 Root colonization of *Tagetes erecta* L. under different Cd addition levels

注:图中竖棒表示标准误差,不同字母表示在  $P < 0.05$  水平差异显著。

Note: Different letters above the columns indicate significant difference at  $P < 0.05$ .

## 2.3 万寿菊生物量

植株生物量是评价菌根植物耐 Cd 性最直观和可靠的指标,因此,该指标对于评价植物-菌根真菌联合修复 Cd 污染土壤可行性十分重要。表 1 表明,在施 Cd 浓度达到 50  $\mu\text{g/g}$  时,未接种处理万寿菊植株的总体生长表现出 Cd 毒害。该施 Cd 水平下,未

表 1 不同施 Cd 水平下各处理万寿菊根系、地上部分生物量及根冠比值

Table 1 Biomasses of root and shoot, and root to shoot ratio of *Tagetes erecta* L. under different Cd addition level

Cd 水平 Cd level ( $\mu\text{g/g}$ )	接种处理 Inoculation treatment	生物量 Biomass (g/pot, DW)		菌根贡献率 Contribution of AMF (%)	根冠比值 Root to shoot ratio
		地上部 Shoots	根系 Roots		
0	NM	2.23d	1.61a		0.724a
	AM	3.23b	1.18c	14.8	0.366c
5	NM	2.85c	0.76d		0.268d
	AM	5.73a	0.86d	82.5	0.151e
20	NM	2.77c	0.82d		0.298d
	AM	2.62c	1.45b	13.6	0.555b
50	NM	0.89e	0.24f		0.276d
	AM	1.97d	0.40e	109.7	0.205e

注:AM 代表接种处理;NM 代表未接种对照;表中数据采用 Duncan's 检验;数据为平均值 $\pm$ 标准误差,每列数据标有不同字母者为差异显著( $P < 0.05$ );下同。

Note: AM-Inoculated AMF; NM-Control uninoculated AMF; Duncan's test was used in this table; data are presented in the format of mean  $\pm$  standard error, the superscripts of different letters indicate significant difference ( $P < 0.05$ ). Same as follows.

接种处理万寿菊地上部生物量平均为 0.89 g/pot, 为不施 Cd (Cd0)处理的 39.9%; 而其根系干重为 0.24 g/pot, 是不施 Cd (Cd0)处理的 0.19 倍。说明当土壤 Cd 污染较严重时, 对万寿菊根系生长的不利影响较为明显。

接种 AM 真菌对万寿菊的生长影响为: 同一施 Cd 水平下, 接种处理地上部、根系生物量均显著高于未接种处理, 菌根贡献率为 13.6%–109.7%。在土壤施 Cd 浓度达到 50  $\mu\text{g/g}$  时, 尽管接种处理生长亦表现出 Cd 毒害, 其地上部、根系生物量较未接种处理分别增加了 121.3% 和 66.7%。说明在 Cd 污染土壤中, 接种矿区污染土壤分离的 AM 真菌可明显改善万寿菊的生长状况, 显著降低土壤中过量 Cd 造成的对宿主植物生长的毒害程度。

进一步分析各处理万寿菊根冠比值可以看出: 除了在 Cd20 水平下接种处理具有较高的根冠比值外, 与不施 Cd 相比, 土壤施 Cd 显著降低了所有处理万寿菊的根冠比值。同一施 Cd 水平(Cd0、Cd5、Cd50)下, 接种处理根冠比值均明显低于对照处理。说明万寿菊根系较地上部对土壤中高浓度 Cd 更为敏感, 接种污染来源的 AM 真菌通过增加万寿菊根系生物量促进地上部生长, 增强地上部对 Cd 的耐受性。

通常认为, AM 真菌对宿主根系的侵染率在一定程度上也影响着植物的生长状况<sup>[20–22]</sup>。试验中, 接种 AM 真菌明显提高了各施 Cd 水平下万寿菊的生物量, 特别在施 Cd 量(Cd50)较高时, 未接种处理

万寿菊植株生长尤其是根系生长受到显著抑制时, 接种外源 AM 真菌能显著促进万寿菊植株的生长, 充分说明即使在土著 AM 真菌存在的情况下, 接种外源 AM 真菌仍可以显著地缓解 Cd 污染对宿主植物造成的危害, 提高宿主植物对土壤 Cd 污染的抗(耐)性。然而试验中, 低浓度 Cd (Cd5)对万寿菊根系侵染率表现出明显的抑制作用, 与其相对应, Cd5 水平下各处理万寿菊的根冠比值亦明显低于其它施 Cd 水平, 分析其原因, 可能是植株地上部分对养分的大量吸收减少了土壤中养分向根际微生物的分配, 使得供应给孢子萌发和菌丝伸长的营养减少, 从而降低了 AM 真菌对宿主的侵染。

#### 2.4 万寿菊 Cd 浓度、Cd 吸收量及 Cd 在植株体内的分配

未接种处理万寿菊植株 Cd 浓度随土壤施 Cd 量的增加呈显著增加。从土壤不施 Cd (Cd0)至土壤施 Cd 浓度达到 50  $\mu\text{g/g}$  时, 万寿菊地上部 Cd 浓度提高了 93.4 倍, 而根系 Cd 浓度则提高了 753.1 倍。植株 Cd 吸收量在土壤施 Cd 水平达到 50  $\mu\text{g/g}$  时达到最高, 其地上部、根系 Cd 吸收量与 Cd 浓度呈同步增长, 分别平均为 260.1 和 155.5  $\mu\text{g/pot}$ 。土壤施 Cd 情况下(Cd20 和 Cd50), 尽管根系 Cd 浓度显著高于相应地上部 Cd 浓度, 但根系 Cd 吸收量却显著低于地上部(表 2)。导致该现象发生的原因是由于万寿菊根冠比值均不超过 0.30, 地上部生物量明显高于根系生物量, 从而增加了地上部的 Cd 吸收量。

表 2 不同施 Cd 水平下各处理万寿菊 Cd 浓度及 Cd 吸收量  
Table 2 Cd concentration and uptake in *Tagetes erecta* L. under different Cd addition levels

Cd 水平 Cd level ( $\mu\text{g/g}$ )	接种处理 Inoculation	Cd 浓度		根冠 Cd 浓度比 Root to shoot Cd concentration	Cd 吸收量		菌根贡献率		根冠吸 Cd 比 Root to shoot Cd uptake
		Cd concentration ( $\mu\text{g/g}$ )			Cd uptake ( $\mu\text{g/pot}$ )		Contribution of AMF (%)		
		地上部 Shoots	根系 Roots		地上部 Shoots	根系 Roots	地上部 Shoots	根系 Roots	
0	NM	3.14f	0.85e	0.27g	7.01g	1.37e	46.6	117.5	0.198d
	AM	3.19f	2.53e	0.79d	10.28g	2.98e			0.290c
5	NM	65.23e	31.88d	0.49f	185.57f	24.30d	62.7	20.8	0.131e
	AM	52.80e	34.07d	0.65e	301.89d	29.35d			0.097e
20	NM	147.26d	162.30c	1.10c	407.95c	133.72c	68.0	86.5	0.329bc
	AM	261.20c	171.73c	0.66e	685.19a	249.35a			0.366b
50	NM	293.43b	640.12a	2.18a	260.06e	155.49bc	133.8	12.3	0.602a
	AM	309.10a	432.13b	1.40b	607.96b	174.67b			0.286c

接种处理万寿菊植株 Cd 浓度亦随土壤施 Cd 量的增加而显著提高,当土壤施 Cd 浓度低于 20  $\mu\text{g/g}$  时,接种处理根系 Cd 浓度与未接种处理无显著差异,当土壤 Cd 浓度达到 50  $\mu\text{g/g}$  时,接种 AM 真菌则显著降低了万寿菊根系 Cd 浓度,接种处理根系 Cd 浓度较未接种处理下降了 32.5%。说明在土壤 Cd 胁迫较严重时,接种外源 AM 真菌能有效降低植株根系内的 Cd 浓度,缓解植株根系 Cd 毒害。

从表 2 还可看出,当接种 AM 真菌后,在土壤不施 Cd (Cd0)及施 Cd 浓度较低(Cd5)时,接种处理万寿菊地上部 Cd 浓度与未接种处理无明显差异;当土壤施 Cd 浓度达到 20  $\mu\text{g/g}$  以上时,接种处理地上部 Cd 浓度显著高于相应对照。该结果表明,土壤 Cd 浓度较高时,接种 AM 真菌有助于提高万寿菊地上部对 Cd 的吸收与累积,将更多的 Cd 向地上部运输。

重金属胁迫下,AM 真菌在一定程度上可以保护宿主植物免受重金属毒害,提高植物对重金属的耐性。由于 AM 真菌对宿主植物的保护作用因 AM 真菌、植物、重金属、土壤性状等因素而异,AM 真菌对植物吸收重金属的报道结果并不一致<sup>[23-25]</sup>。Luis M 等(2008)发现丛枝菌根真菌促进了 *Aster tripolium* L.根系对 Cd 的吸收,但抑制向地上部分转运<sup>[26]</sup>。Chen 等(2003)却认为丛枝菌根真菌降低了植物对重金属的吸收<sup>[27]</sup>,Guo 等则认为丛枝菌根真菌对植物吸收重金属没有明显作用<sup>[28]</sup>。试验中,接种 AM 真菌对万寿菊体内 Cd 浓度影响比较复杂,随土壤施 Cd 量增加,接种处理根系 Cd 浓度仅在 Cd50 水平显著低于相应的未接种处理,而其地上部 Cd 浓度则在 Cd50 水平时显著高于未接种处理。这意味着接种 AM 真菌对万寿菊可能存在主动保护机制,从多种途径调控 Cd 的吸收和转运。在土壤施 Cd 情况下,显著提高植株对 Cd 的吸收能力,Cd 浓度为 20  $\mu\text{g/g}$  时,增加 Cd 向根系的运转,将较多的 Cd 固持在根系中。当土壤 Cd 胁迫较严重时(Cd50),接种处理增加了植株地上部对 Cd 的吸收和转运能力,减少 Cd 对植株根系的毒害程度。

进一步分析接种与未接种处理万寿菊体内 Cd

浓度和吸收量的变化可以发现,同一施 Cd 水平下,接种 AM 真菌显著提高了万寿菊的 Cd 吸收量(表 2)。分析在相同施 Cd 水平下接种处理间的菌根贡献率(表 2)可发现,接种处理植株总吸 Cd 量较未接种处理分别提高了 58.2% (Cd0)、57.8% (Cd5)、72.5% (Cd20)和 88.3% (Cd50)。随着土壤施 Cd 量的增加,各处理万寿菊根系与地上部 Cd 浓度比值表现为:对照根冠 Cd 浓度比值由 0.27 上升到 2.18,接种处理在 Cd 胁迫下,由 0.65 上升到 1.40。同一施 Cd 水平下(Cd20、Cd50),接种处理根冠 Cd 浓度比值显著低于未接种处理,说明在土壤 Cd 浓度较高时,接种外源 AM 真菌增加了万寿菊向地上部运转 Cd 的能力。

在 Cd 的分配上,随土壤施 Cd 量增加,未接种处理增加了 Cd 向根系的分配,表现为:除 Cd5 水平外,对照根冠吸 Cd 比值由 0.198 上升到 0.602。接种处理根冠比值的变化的为:与 Cd0 水平相比,接种处理仅在 Cd20 水平时增加了根冠吸 Cd 比值,其它施 Cd 水平下根冠吸 Cd 比值则不同程度地低于 Cd0 水平。同一施 Cd 水平(Cd5、Cd20)下,接种处理根冠吸 Cd 比值与未接种处理无明显差异,随土壤施 Cd 量增加(Cd50),接种处理的根冠吸 Cd 比值显著低于未接种处理,说明在土壤 Cd 胁迫较严重时,接种 AM 真菌增加了植株体内 Cd 向地上部的分配。王发园等研究海州香薷耐 Cu 能力时指出<sup>[29]</sup>,AM 真菌提高重金属向地上部分转运是有限的,并不会随着根系 Cu 浓度的增加而无限度增加,在重金属胁迫较重时,菌根植物主要以根系排斥吸收为主,避免对地上部产生毒害。如果试验中土壤施 Cd 浓度继续增加,接种 AM 真菌是否会继续促进万寿菊的生长与吸 Cd 能力,以及接种 AM 真菌能否通过根外菌丝吸收、积累,或分泌与重金属结合的多糖、有机酸等有机物,阻止重金属从土壤向万寿菊根系运输,以提高万寿菊的耐 Cd 性,还是通过其它方式躲避 Cd 毒害,尚需进一步研究。

试验中,当土壤发生 Cd 污染,特别是 Cd 污染较严重(Cd50)时,接种外源 AM 真菌在明显提高植株地上部对 Cd 吸收的同时,显著地降低了植株根

系 Cd 的浓度, 缓解了高浓度 Cd 对宿主根系的毒害程度, 对宿主植物在重金属 Cd 污染土壤中的生长起到了生态保护作用。试验结果还表明, 接种外源 AM 真菌增加了万寿菊的 Cd 吸收量, 同时提高了 Cd 向地上部的运输, 达到使 Cd 从土壤中高效移出的目的, 从而有可能实现对 Cd 污染土壤的植物提取。

许多研究发现 AM 真菌增加了宿主根系对重金属的积累, 并以非毒性状态积累在根中, 同时抑制重金属向地上部分转运, 这被认为是 AM 真菌保护宿主植物免受重金属毒害的一种机制<sup>[30-32]</sup>。而在本试验中, 当土壤 Cd 浓度较低(Cd5、Cd20)时, 接种处理地上部分 Cd 浓度均不同程度高于相应根系 Cd 浓度, 说明接种外源 AM 真菌可以促进 Cd 向地上部的运转, 提高万寿菊地上部的吸 Cd 能力。即使在土壤 Cd 浓度较高(Cd50)时, 接种 AM 真菌亦可通过促进地上部生长, 增加万寿菊地上部的 Cd 吸收量。关于接种 AM 真菌可以提高万寿菊体内 Cd 向地上部运转与分配的研究, 国内外少见报道。该研究结果对于万寿菊在植物提取重金属中的应用有重要意义。然而, 接种 AM 真菌是如何影响万寿菊对 Cd 的吸收和运输机制的? 以及菌根万寿菊在实际应用中的效果如何? 还有待深入研究。

### 3 结论

在土著微生物存在的情况下, 接种矿区土壤中分离获得的 AM 提高了万寿菊的生物量和 Cd 吸收量, 并相应增加了 Cd 由根系向地上部分的分配, 这对万寿菊应用于 Cd 污染土壤的植物提取非常有利, 说明 AM 真菌与万寿菊在联合修复 Cd 污染土壤中有着很大的应用潜力。

### 参 考 文 献

[1] 蒋先军, 骆永明, 赵其国. 重金属污染土壤的植物修复研究Ⅲ. 金属富集植物 *Brassica juncea* 对锌镉的吸收和积累[J]. 土壤学报, 2002, 39(5): 664-670.  
[2] 曹喆, 罗胜联, 曾光明, 等. 一株龙葵内生细菌 SDE06 去除 Cd<sup>2+</sup> 的实验[J]. 微生物学通报, 2009, 36(3):

328-333.  
[3] 王彬, 张金政, 刘新, 等. 丛枝菌根真菌诱导植物信号物质研究进展[J]. 微生物学通报, 2010, 37(2): 263-268.  
[4] Bradley R, Burt AJ, Read DJ. Mycorrhizal infection and resistance to heavy metal toxicity in *Calluna vulgaris*[J]. Nature, 1981, 292(5821): 335-337.  
[5] González-Chávez MC, Carrillo-González R, Gutiérrez-Castorena MC. Natural attenuation in a slag heap contaminated with cadmium: the role of plants and arbuscular mycorrhizal fungi[J]. J Hazard Mater, 2009, 161(2/3): 1288-1298.  
[6] Leung HM, Ye ZH, Wong MH. Survival strategies of plants associated with arbuscular mycorrhizal fungi on toxic mine tailings[J]. Chemosphere, 2007, 66(5): 905-915.  
[7] Chen BD, Tang XY, Zhu YG, et al. Metal concentrations and mycorrhizal status of plants colonizing copper mine tailings: potential for revegetation[J]. Sci China C Life Sci, 2005, 48(1): 156-164.  
[8] Medina A, Vassilev N, Barea JM, et al. Application of *Aspergillus niger*-treated agrowaste residue and *Glomus mosseae* for improving growth and nutrition of *Trifolium repens* in a Cd-contaminated soil[J]. J Biotechnol, 2005, 116(4): 369-378.  
[9] Mozafar A, Ruh R, Klingel P, et al. Effect of heavy metal contaminated shooting range soils on mycorrhizal colonization of roots and metal uptake by leek[J]. Environ Monit Assess, 2002, 79(2): 177-191.  
[10] 王立凤, 范文艳, 姜述君, 等. 种植密度对万寿菊生物学及产量性状的影响[J]. 黑龙江八一农垦大学学报, 2006, 18(6): 25-28.  
[11] Lal K, Minhas PS, Chaturvedi RK, et al. Extraction of cadmium and tolerance of three annual cut flowers on Cd-contaminated soils[J]. Bioresource Technol, 2008, 99(5): 1006-1011.  
[12] 耿春女, 李培军, 陈素华, 等. 不同丛枝菌根真菌对万寿菊生长及柴油降解率的影响[J]. 应用生态学报, 2003, 14(10): 1775-1779.  
[13] Zhang XH, Lin AJ, Chen BD, et al. Effects of *Glomus mosseae* on the toxicity of heavy metals to *Vicia faba*[J]. J Environ Sci, 2006, 18(4): 721-726.  
[14] Rashid A, Ayub N, Ahmad T, et al. Phytoaccumulation prospects of cadmium and zinc by mycorrhizal plant species growing in industrially polluted soils[J]. Environ Geochem Health, 2009, 31(1): 91-98.  
[15] 刘润进, 陈应龙. 菌根学[M]. 北京: 科学出版社, 2007: 387-388.

- [16] Phillips JM, Hayman DS. Improved procedures for cleaning roots and staining parasitic and vesicular arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection[J]. Trans Br Mycol Soc, 1970, 55: 158-160.
- [17] Chaoui A, Ghorbal MH, El Ferjani E. Effects of cadmium-zinc interactions on hydroponically grown bean (*Phaseolus vulgaris* L.)[J]. Plant Sci, 1997, 126(1): 21-28.
- [18] Gaur A, Adholeya A. Prospects of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal contaminated soils [J]. Current Science, 2004, 86(4): 528-534.
- [19] 李秋玲, 凌婉婷, 高彦征, 等. 丛枝菌根对有机污染土壤的修复作用及机理[J]. 应用生态学报, 2006, 17(11): 2217-2221.
- [20] Rashid A, Ayub N, Ahmad T, et al. Phytoaccumulation prospects of cadmium and zinc by mycorrhizal plant species growing in industrially polluted soils[J]. Environ Geochem Health, 2009, 31(1): 91-98.
- [21] Chen BD, Zhu YG, Duan J, et al. Effects of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* on growth and metal uptake by four plant species in copper mine tailings[J]. Environ Pollut, 2007, 147(2): 374-380.
- [22] Shen H, Christie P, Li XL. Uptake of zinc, cadmium and phosphorus by arbuscular mycorrhizal maize (*Zea mays* L.) from a low available phosphorus calcareous soil spiked with zinc and cadmium[J]. Environ Geochem Health, 2006, 28(1/2): 111-119.
- [23] Tonin C, Vandenkoornhuysen P, Joner EJ, et al. Assessment of arbuscular mycorrhizal fungi diversity in the rhizosphere of *Viola calaminaria* and effect of these fungi on heavy metal uptake by clover[J]. Mycorrhiza, 2001, 10(4): 161-168.
- [24] Zhang XH, Zhu YG, Lin AJ, et al. Arcuscular mycorrhizal fungi can alleviate the adverse effects of chlorothalonil on *Oryza sativa* L.[J]. Chemosphere, 2006, 64(10): 1627-1632.
- [25] Joner EJ, Leyval C. Time-course of heavy metal uptake in maize and colver as affected by root density and different mycorrhizal inoculation regimes[J]. Biology and Fertility of Soils, 2001, 33(5): 351-357.
- [26] Carvalho LM, Caçador I, Martins-Loução MA. Arbuscular mycorrhizal fungi enhance root cadmium and copper accumulation in the roots of the salt marsh plant *Aster tripolium* L.[J]. Plant Soil, 2006, 285(1/2): 161-169.
- [27] Chen BD, Li XL, Tao HQ, et al. The role of arbuscular mycorrhiza in zinc uptake by red clover growing in a calcareous soil spiked with various quantities of zinc[J]. Chemosphere, 2003, 50(6): 839-846.
- [28] Guo Y, George E, Marschner H. Contribution of an arbuscular mycorrhizal fungus to the uptake of cadmium and nickel in bean and maize plants[J]. Plant Soil, 1996, 184(2): 195-205.
- [29] 王发园, 林先贵, 尹睿. 不同施铜水平下接种 AM 真菌对海州香薷根际 pH 的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2006, 12(6): 922-925.
- [30] 杨秀梅, 陈保冬, 朱永官, 等. 丛枝菌根真菌(*Glomus intraradices*)对铜污染土壤上玉米生长的影响[J]. 生态学报, 2008, 28(3): 1052-1058.
- [31] 冯海燕, 刘茵, 冯固, 等. 接种 AM 真菌对黑麦草吸收和分配 Cd 的影响[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(3): 426-431.
- [32] 陈保冬, 李晓林, 朱永官. 丛枝菌根真菌菌丝体吸附重金属的潜力及特征[J]. 菌物学报, 2005, 24(2): 283-291.

## 稿件书写规范

### 论文中阿拉伯数字的使用

凡是可以使用阿拉伯数字且很得体的地方均应使用阿拉伯数字。世纪、年代、年、月、日、时刻必须使用阿拉伯数字, 年份必须用全称。对科技期刊来说, 凡处在计量单位和计数单位前面的数字, 包括 9 以下的各位数字, 除个别特例外, 均应使用阿拉伯数字。不是表示科学计量和有统计意义数字的一位数可以用汉字, 例如: 一本教材、两种商品等。