

接种 AM 真菌对黑麦草吸收和分配 Cd 的影响

冯海艳^{1,2}, 刘 茵³, 冯 固², 李晓林²

(1. 中国地质大学地球科学与资源学院, 北京 100083; 2. 中国农业大学植物营养系 农业部植物营养学重点实验室
教育部植物土壤相互作用重点实验室, 北京 100094; 3. 河南商丘师范学院生物系, 河南 商丘 476000)

摘要:采用盆栽实验方法模拟不同程度的 Cd 污染状况,研究接种丛枝菌根(AM)真菌对黑麦草生长和耐 Cd 毒性的影响。结果表明,土壤中 Cd 水平提高,明显增加了黑麦草的菌根侵染率,但对其生长无显著影响,表明黑麦草在磷营养和生长上对丛枝菌根真菌依赖性较小。*Glomus mosseae* 和 *Glomus intraradices* 对 Cd 毒害均具有一定耐性,它们的存在明显促进了黑麦草对重金属 Cd 的吸收,强化了 Cd 在根系中的固持作用,进而减少了 Cd 向地上部的分配比例,减轻了 Cd 对地上部的毒害。这一特性对于 Cd 污染土壤的改良和牧草品质的保持具有重要意义。

关键词:镉污染; 丛枝菌根真菌; 黑麦草

中图分类号:X171.5 文献标识码:A 文章编号:1672-2043(2005)03-0426-06

Effect of Arbuscular Mycorrhizal Fungi on Uptake and Distribution of Cadmium in *Lolium L.*

FENG Hai-yan¹, LIU Yin³, FENG Gu², LI Xiao-lin²

(1.School of Earth Sciences and Resources, China University of Geosciences, Beijing 100083, China; 2.Key Laboratory of Plant Nutrition, MOA; Key laboratory of Plant–Soil Interactions, MOE; Department of Plant Nutrition, College of Agricultural Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100094, China; 3. Department of Biology, Shangqiu Normal College, Shangqiu 476000, China)

Abstract: For understanding the leading mechanism of arbuscular mycorrhizae (AM) mediated alleviation of cadmium phytotoxicity, and investigating on the possible application of mycorrhizal symbiosis in bioremediation of contaminated soils, the role of arbuscular mycorrhizae in metal translocation from soil to plant was studied under simulated contaminations on a sandy loam soil. Mycorrhizal effects on plant growth and Cd uptake by *Lolium L.* inoculated with AM fungi *Glomus mosseae*, *Glomus intraradices* were determined in pot experiments under three Cd addition levels ($0, 15, 50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Plants were harvested three times at 70 d, 105 d and 210 d respectively after sowing. Only shoots were reaped at the first and second harvests, but both shoot and root were harvested at the third time. These two AM fungi showed some endurance to Cd contamination in soil, since the addition $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd in soil didn't decrease mycorrhizal colonization. P concentration in shoot of ryegrass plant was not significantly affected by inoculation with AM fungi, so did the dry weights of ryegrass plant, implying low mycorrhizal dependency of ryegrass on AM fungi. In Cd contaminated soils, AM fungi didn't increase Cd concentration in shoot, but strengthened the bio-fixing of Cd in root and reduced Cd translocation from root to shoot. The distribution proportion of Cd in mycorrhizal plants shoot was lower than that of non-mycorrhizal plants. AM fungus could adjust the distribution proportion of Cd in host plant and protect host plants against heavy metal contamination. These functional characters of AM fungi could play a great role in the melioration and the quality keeping of Cd contaminated pasture soil.

Keywords: cadmium contamination; arbuscular mycorrhizal fungi; *Lolium L.*

收稿日期:2004-11-30

基金项目:国家自然科学基金(30470341);科技部 863(2001AA645010-4)

作者简介:冯海艳(1974—),女,山东人,讲师,博士,主要从事真菌生理和农业地质方面研究。E-mail:haiyan@cugb.edu.cn

联系人:冯 固 fenggu@cau.edu.cn

随着污灌、污泥和垃圾农用等造成的土壤中 Cd 积累及其通过植物进入食物链的问题日益严重^[1-3], 这表现在 Cd 进入生态系统后即被一些植物吸收而在体内富集, 通过不同的营养级的传递、迁移, 对动物和人类造成危害, 如“骨痛病”等^[4], 其危害性引起了人们的广泛关注。治理土壤的重金属污染问题已成为国际上的研究焦点, 而采用经济、安全、高效的技术体系修复污染土壤也成为一种必然要求。丛枝菌根是植物与丛枝菌根真菌 (Arbuscular mycorrhizal fungi, 简称 AM 真菌) 形成的共生体, AM 真菌的菌丝是物质从土壤进入植物体内的重要通道之一^[4]。研究表明, 当土壤中镉含量超标时, AM 真菌侵染能够降低植物体内的 Cd 浓度^[5,6], 减少植物地上部 Cd 的累积量^[7], 从而提高植物对 Cd 毒害的抗性^[8], 其主导机制是菌根结构(包括植物根系和菌根菌丝体)对重金属元素的固持作用^[9]。禾本科黑麦草属一年或多年生草本, 是重要的栽培牧草和绿肥作物, 具有较高的经济价值。目前对于牧草的研究主要集中在栽培方式、方法方面, 从牧草安全生产的角度, 尤其是对于 AM 真菌降低植物体内重金属元素浓度的效应可否表现在改善牧草品质方面及其潜力如何的问题尚缺乏深入了解。因此, 本试验选择我国重要牧草——黑麦草 (*Lolium L.*) 为宿主植物, 研究了接种丛枝菌根菌对黑麦草生长、磷营养和对 Cd 吸收的影响, 以期为评价丛枝菌根真菌对黑麦草生长及调节重金属元素在食物链中传递的作用提供依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

试验在温室内进行。宿主植物为黑麦草 (*Lolium L.*), 2 个供试丛枝菌根真菌分别为 *Glomus mosseae* (Nicol. and Gerd.) Gerdemann and Trappe 和 *Glomus intraradices* Smith and Schenck, 培养基质为土壤与河砂按 1:1 比例的混合物, 土壤为北京市丰台区卢沟桥的低磷砂壤土, 其基本理化性状为有机质含量 3.0 mg·kg⁻¹; 全氮 0.018 mg·kg⁻¹; 速效磷 3.4 mg·kg⁻¹; 速效钾 33.6 mg·kg⁻¹; 全镉 0.015 mg·kg⁻¹; pH 8.67(水浸提, 水土比 2.5:1)。土壤风干后过 1 mm 筛, 在 120 ℃ 下高压蒸汽灭菌 2 h。

1.2 试验方法

1.2.1 试验设计

设 3 个 Cd 水平, 即 0、15、50 mg·kg⁻¹, 将 Cd 试剂 ($\text{CdSO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$) 与土壤充分混合均匀, 每个施镉水

平下分别设不接种 (-M)、接种 *Glomus mosseae* 和接种 *Glomus intraradices* 3 个处理, 每个处理重复 3 次。每盆装土 280 g, 播种前施底肥 300 mg N·kg⁻¹ (NH_4NO_3)、125 mg K₂O·kg⁻¹ (K_2SO_4)、20 mg P₂O₅·kg⁻¹ (K_2HPO_4)。在植物生长期, 追施 100 mg N·kg⁻¹、50 mg K₂O·kg⁻¹, 以保障植株生长不受其他营养胁迫。

1.2.2 接种菌根真菌

接种处理每盆加入接种剂 30 g (三叶草为宿主植物, 繁殖 4 个月后, 由含有菌丝、孢子的根段和根际土壤制得); 不接种处理每盆加灭菌处理的接种剂 30 g 和菌种滤液 15 mL 以保证土壤微生物区系一致性。

1.2.3 播种

黑麦草种子在 10% H₂O₂ 中浸泡 10 min 进行表面消毒后催芽。发芽后每盆播 30 粒, 并在土壤表面覆盖约 0.5 cm 厚粗河砂层以减少水分蒸发。试验在玻璃温室中进行, 温度维持在 20 ℃~25 ℃, 光照时间为 14 h·d⁻¹, 每天 07:00~08:00 点和 17:00~21:00 用生物镝灯补充光照, 其余时间靠自然光照。

1.2.4 收获和测定

黑麦草播种后 10 周(第 1 次收获)、15 周(第 2 次收获)和 30 周(第 3 次收获)时分 3 次分别取样。第 1 次和第 2 次取样时只从茎基部生长点以上剪取地上部; 第 3 次取样时同时收获地上部和根系。取出的根系洗净后, 称取 0.5g 鲜根用锥虫蓝按 Phillips 和 Hayman 的方法染色, 方格交叉法测定菌根侵染率^[10]; 根系其余部分和各次收获的地上部均经烘干、磨细后, 用钒钼黄比色法测定含磷量; 用原子吸收测定植株含 Cd 量; 其他项目均采用常规测定方法^[11]。应用 SAS6.01 系统对试验数据进行统计分析, 5% 水平下 LSD 多重比较检验各处理平均值之间的差异显著性。

1.2.5 计算方法

通过下列公式计算菌根侵染率和菌根抑制 Cd 吸收的效应:

$$\text{菌根侵染率}(\%) = (\text{菌根长}/\text{总根长}) \times 100\% \quad (1)$$

$$\text{菌根抑制效应}(\%) = (\text{非菌根植物吸 Cd 量} - \text{菌根植物吸 Cd 量})/\text{菌根植物吸 Cd 量} \times 100\% \quad (2)$$

2 结果分析

2.1 菌根侵染和植株生长状况

从表 1 不同施 Cd 水平、不接种或接种条件下黑麦草的生长状况和菌根侵染率的影响, 可以看出, 在

不接种菌根真菌的处理中,除施 Cd $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理的植物根中发现极少量污染外,均未发现菌根侵染。随着施 Cd 水平的增加,*G. mosseae* 和 *G. intraradices* 对黑麦草的侵染率有明显的增加趋势。表明两种菌根真菌对 Cd 毒害具有很强的耐受性,甚至不受 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 污染的抑制。这与 Leyval 等^[12]的试验结果相似。

从 3 次收获的结果(表 1)看,无论接种菌根真菌与否,随着施 Cd 水平的增加,黑麦草地上部的生长量都显著降低,且不同 Cd 水平之间差异显著,反映出 Cd 污染对黑麦草有显著的生物毒性,抑制了黑麦

草的生长。接种菌根真菌对黑麦草的生长未表现出显著的促进作用,除在第 2 次收获和第 3 次收获时,15 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 水平处理,接种 *G. mosseae* 增加了黑麦草地地上部的生长量,说明在低 Cd 浓度时接种 *G. mosseae* 对黑麦草的生长可能有一定的刺激作用外,其余各接种处理均降低了黑麦草地上部和根系生长量,表现出一定的生长抑制现象。

此外,同一施 Cd 水平下,接种处理明显增加了冠/根比(表中未列出)。这表明随着施 Cd 水平的提高,增大了镉毒害对根系的影响,而相对减弱了对地上部的影响,接种菌根则加强了这一效应。

表 1 不同施 Cd 水平下,不接种(-M)、接种 M1 或接种 M2 条件下黑麦草的生长状况和菌根侵染率

Table 1 Inoculation rates and root dry weights of *Lolium L.* plants without inoculation (-M), inoculated with *G. mosseae* (M1) and *G. intraradices* (M2) under different Cd levels after sowing 30 weeks, and shoot dry weights after sowing 10, 15 and 30 weeks

Cd 水平 / $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	接种处理	菌根侵染率 /%	地上部干重/g			根干重 / g
			第 1 次收获	第 2 次收获	第 3 次收获	
0	-M	0	2.88±0.10	1.40±0.01	5.33±0.20	9.62±0.12
	<i>G. mosseae</i>	34±2	2.74±0.03	1.33±0.10	5.07±0.19	9.14±0.23
	<i>G. intraradices</i>	38±6	2.52±0.04	1.16±0.09	4.50±0.19	8.18±0.31
15	-M	0	2.65±0.13	1.17±0.04	4.77±0.17	8.59±0.07
	<i>G. mosseae</i>	41±2	2.40±0.04	1.36±0.02	5.34±0.17	9.10±0.19
	<i>G. intraradices</i>	42±1	2.32±0.09	1.08±0.12	4.49±0.31	7.89±0.47
50	-M	1±1	2.51±0.05	1.21±0.05	4.41±0.20	8.13±0.22
	<i>G. mosseae</i>	49±8	2.22±0.02	1.18±0.08	4.21±0.05	7.61±0.14
	<i>G. intraradices</i>	61±1	2.08±0.07	1.10±0.14	4.43±0.19	7.61±0.08
Cd	s	s	s	s	s	s
菌根	s	s	s	s	s	s
Cdx菌根	ns	ns	s	s	ns	s

注:表中数据为 3 次重复的平均值和标准误差;s 表示方差分析达 5% 显著水平,ns 表示不显著,下同。

2.2 植株的磷营养状况

2.2.1 植株磷浓度

随着土壤中 Cd 水平的增加,各接种处理的黑麦草地上部和根部的磷浓度并无显著变化。在相同 Cd 水平下,第 1 次收获时,接种处理的植株地上部磷含量均低于相应的对照处理;第 2 次收获时,该趋势相反;到第 3 次收获时,低 Cd 水平(0 、 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),各接种处理的植株磷浓度有上升趋势,而在 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的高 Cd 水平,接种处理的黑麦草地上部磷浓度显著高于相应的对照处理(表 2)。可见,接种丛枝菌根真菌有助于植物吸收营养元素磷,而加 Cd 与否对植株体内磷含量无明显影响。

分次收割黑麦草地上部使土壤中的磷不断被移出而耗竭,植株体内的磷含量到第 3 次收获时,显著低于第 1、2 次收获,植株叶片已开始表现出缺磷症状。

2.2.2 植株吸磷量

从表 3 可以看出,随着施 Cd 水平的提高,不接种处理植株地上部和根部吸磷量都明显降低;不同接种处理在第 1 次收获时,接种处理的植株地上部吸磷量显著降低。而在第 2 次和第 3 次收获时,植株地上部吸磷量有所增加,但不显著,根部吸磷量却相对降低,只有 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 施 Cd 处理接种 *G. mosseae* 时例外。

在相同施 Cd 水平下,第 1 次收获时,接种处理的植株地上部吸磷量均低于相应的对照处理,第 2 次和第 3 次收获时,接种处理的植株地上部吸磷量普遍高于不接种处理的,只有 *G. intraradices* 在无 Cd 水平下例外;而根部吸磷量呈相反趋势,表明菌根的形成在一定程度上促进了磷向黑麦草地上部的转移。另外,接种 *G. intraradices* 处理的根系吸磷量显著低于接种 *G. mosseae* 处理。

2.3 植株对 Cd 的吸收与分配

2.3.1 植株体内的 Cd 浓度变化

表2 不同施Cd水平下,不接种(-M)、接种M1或接种M2条件下黑麦草的磷浓度

Table 2 P concentration of *Lolium L.* plants without inoculation (-M), inoculated with *G. mosseae* (M1) and *G. intraradices* (M2) under different Cd levels

Cd 水平 / mg·kg ⁻¹	接种处理	地上部磷浓度 / %			根部磷浓度 / %
		第1次收获	第2次收获	第3次收获	
0	-M	0.24±0.01	0.34±0.03	0.14±0.01	0.09±0.01
	<i>G. mosseae</i>	0.23±0.01	0.37±0.01	0.14±0.01	0.10±0.01
	<i>G. intraradices</i>	0.23±0.02	0.36±0.01	0.15±0.01	0.10±0.01
15	-M	0.26±0.01	0.32±0.01	0.14±0.01	0.09±0.01
	<i>G. mosseae</i>	0.21±0.02	0.36±0.01	0.14±0.01	0.11±0.02
	<i>G. intraradices</i>	0.21±0.02	0.41±0.01	0.15±0.01	0.09±0.01
50	-M	0.25±0.01	0.35±0.01	0.13±0.01	0.09±0.01
	<i>G. mosseae</i>	0.23±0.01	0.38±0.01	0.18±0.01	0.11±0.00
	<i>G. intraradices</i>	0.23±0.01	0.39±0.02	0.17±0.01	0.10±0.01
Cd		ns	ns	s	ns
菌根		s	s	s	s
Cd×菌根		s	s	s	ns

不施 Cd 条件下,接种与不接种菌根真菌植株体内的 Cd 浓度无显著差异,说明黑麦草对菌根的依赖性较低。随着施 Cd 水平的提高,无论接种与否,各处理的黑麦草地上部和根系的 Cd 浓度均呈升高趋势(表 4)。

在施 Cd 条件下,接种处理的地上部 Cd 浓度与相应的对照处理差异并不显著,但接种处理的植株根系中 Cd 浓度显著高于不接种处理的(表 4)。说明在 Cd 污染情况下,接种丛枝菌根真菌能将 Cd 固持在根,从而提高了根系中的 Cd 浓度,降低了黑麦草地上部 Cd 的分配比例,在一定程度上减轻 Cd 对黑麦草地上部的毒害。

2.3.2 植株体内吸 Cd 量变化

由表 5 可以看出,随施 Cd 水平的提高,不接种

(-M)、接种 *G. mosseae* 或 *G. intraradices* 的黑麦草的地上部和根系吸 Cd 量都显著增加,且根系积累 Cd 量远远高于地上部。表明黑麦草吸收的 Cd 主要积累于根部。

不施 Cd 条件下,接种处理的植株地上部吸 Cd 量和根系吸 Cd 量明显低于相应的对照处理。

施 Cd 条件下,接种处理的植株地上部 Cd 积累大部分低于不接种处理的,只有在 15 mg·kg⁻¹Cd 水平,接种 *G. mosseae* 的第 1、3 次收获和接种 *G. intraradices* 的第 3 次收获例外(差异不显著);而在根系中,接种处理根系吸 Cd 量均显著高于相应的对照处理,在 15 mg·kg⁻¹ Cd 水平时,接种 *G. intraradices* 处理的根系吸 Cd 量甚至高出对照处理的大约 3 倍。说明接种菌根真菌显著增加了植株对 Cd 的吸收。但从

表3 不同施Cd水平下,不接种(-M)、接种M1或M2的黑麦草吸磷量

Table 3 P uptake by *Lolium L.* plants without inoculation (-M), inoculated with *G. mosseae* (M1) and *G. intraradices* (M2) under different Cd levels

Cd 水平 / mg·kg ⁻¹	接种处理	地上部吸磷量 / mg				根部吸磷量 / mg
		第1次收获	第2次收获	第3次收获	总吸磷量	
0	-M	0.70±0.05	0.48±0.04	0.73±0.07	1.91±0.03	0.56±0.04
	<i>G. mosseae</i>	0.63±0.04	0.49±0.03	0.74±0.03	1.85±0.06	0.52±0.05
	<i>G. intraradices</i>	0.59±0.05	0.42±0.03	0.69±0.02	1.70±0.09	0.36±0.05
15	-M	0.69±0.04	0.37±0.01	0.65±0.04	1.72±0.02	0.56±0.06
	<i>G. mosseae</i>	0.50±0.06	0.49±0.01	0.77±0.01	1.75±0.08	0.57±0.09
	<i>G. intraradices</i>	0.48±0.06	0.44±0.04	0.70±0.04	1.62±0.10	0.35±0.03
50	-M	0.63±0.02	0.43±0.03	0.58±0.05	1.63±0.03	0.45±0.02
	<i>G. mosseae</i>	0.51±0.02	0.44±0.03	0.75±0.03	1.70±0.04	0.45±0.01
	<i>G. intraradices</i>	0.48±0.03	0.43±0.04	0.73±0.02	1.64±0.02	0.34±0.04
Cd		s	ns	ns	s	s
菌根		s	s	s	s	s
Cd×菌根		ns	s	s	ns	ns

s/t [第3次收获的地上部吸 Cd 量/(第3次收获的地上部吸 Cd 量+根系吸 Cd 量)]的结果看出,随着施 Cd 量的增加,接种丛枝菌根真菌显著抑制了 Cd 向地上部的分配,植株吸收的 Cd 90%以上累积在根部,其中 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 水平时,接种处理抑制 Cd 向植株地上部分分配的效果最为显著,尤其是接种 *G. intraradices* 的处理,与其对照处理相比,地上部的分配比例由

11%降低到 4%(表 5)。

2.4 菌根真菌对黑麦草吸收 Cd 的菌丝贡献率

通过菌丝贡献率可以看出(图 1),土壤不施 Cd 时,接种菌根真菌对植株吸收 Cd 的菌丝贡献率为负值,表明菌根真菌的侵染抑制了植株对 Cd 的吸收。施 Cd 条件下,接种菌根真菌的菌丝贡献率为正值,说明菌根真菌促进了植株吸收 Cd。在 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd

表 4 不同施 Cd 水平下,不接种(-M)、接种 M1 或 M2 的黑麦草的 Cd 浓度

Table 4 Cd concentration in *Lolium L.* plants without inoculation (-M), inoculated with *G. mosseae* (M1) and *G. intraradices* (M2) under different Cd levels

Cd 水平 /mg · kg ⁻¹	接种处理	地上部 Cd 浓度/ $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$			根系 Cd 浓度 / $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$
		第1次收获	第2次收获	第3次收获	
0	-M	1.70±0.32	2.09±0.31	1.80±0.39	4.43±0.38
	<i>G. mosseae</i>	1.09±0.60	1.66±0.47	2.10±0.21	4.72±0.28
	<i>G. intraradices</i>	0.77±0.67	2.49±0.84	1.91±0.84	3.57±0.39
	-M	3.25±0.36	3.97±0.95	2.81±0.36	17.50±2.06
	<i>G. mosseae</i>	3.88±0.31	3.26±0.71	3.79±0.95	72.67±8.33
	<i>G. intraradices</i>	3.51±0.55	3.08±0.17	3.81±0.84	104.55±10.06
15	-M	7.20±1.01	4.62±0.76	6.17±0.41	109.13±25.58
	<i>G. mosseae</i>	6.81±1.18	3.93±0.48	5.04±0.48	196.35±13.70
	<i>G. intraradices</i>	5.88±0.77	4.73±0.62	5.55±1.20	246.10±29.08
	Cd	s	s	s	s
	菌根	ns	ns	ns	s
	Cd×菌根	ns	ns	ns	ns

表 5 不同施 Cd 水平下,不接种(-M)、接种 M1 或 M2 的黑麦草吸 Cd 量

Table 5 Cd uptake by *Lolium L.* plants without inoculation (-M), inoculated with *G. mosseae* (M1) and *G. intraradices* (M2) under different Cd levels

Cd 水平 /mg · kg ⁻¹	接种处理	地上部吸 Cd 量/ μg				根系吸 Cd 量 / μg	s/t
		第1次收获	第2次收获	第3次收获	总吸 Cd 量		
0	-M	4.88±0.75	2.93±0.42	9.64±2.40	17.08±3.75	27.05±3.11	26±4
	<i>G. mosseae</i>	3.00±1.62	2.18±0.50	10.60±0.68	15.75±2.29	23.53±1.05	31±2
	<i>G. intraradices</i>	1.94±1.69	2.91±1.02	8.47±3.51	13.35±2.81	13.64±2.02	37±7
15	-M	8.58±0.59	4.66±1.17	13.43±2.16	26.04±4.35	106.15±15.88	11±1
	<i>G. mosseae</i>	9.61±0.37	4.42±0.95	20.19±4.62	35.56±4.40	379.84±40.08	5±1
	<i>G. intraradices</i>	7.98±1.31	3.33±0.49	16.98±2.91	30.48±3.21	406.15±56.14	4±1
50	-M	18.08±2.55	5.60±0.82	27.24±2.96	50.73±2.77	554.76±114.96	5±1
	<i>G. mosseae</i>	15.12±2.75	4.66±0.87	21.25±2.15	41.64±4.68	786.54±60.08	3±1
	<i>G. intraradices</i>	12.23±1.50	5.19±0.94	24.44±4.27	38.95±1.22	850.55±171.25	3±1
Cd	s	s	s	s	s	s	ns
	菌根	s	ns	ns	ns	s	s
	Cd×菌根	ns	ns	s	s	s	s

注: s/t 表示第三次收获的地上部吸 Cd 量/(第三次收获的地上部吸 Cd 量+根系吸 Cd 量)。

水平时, *G. mosseae* 和 *G. intraradices* 的菌丝贡献率分别达到 68% 和 70%, 表明两种菌根真菌极大地促进了黑麦草对重金属 Cd 的吸收,而 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 水平时,菌丝贡献率分别为 27% 和 32%,菌丝贡献率比其在低 Cd 水平下有所下降,表明重金属 Cd 对菌根真菌有一定的抑制作用。在相同 Cd 污染条件下,两种

菌根真菌的贡献率无显著差异,且植株吸收的 Cd 90%以上累积在根部。可见在 Cd 污染情况下,菌根真菌能调节 Cd 在植株体内的分配比例,增加了黑麦草根系 Cd 的累积量,从而降低地上部 Cd 的分配,减小 Cd 对黑麦草地上部的毒害。

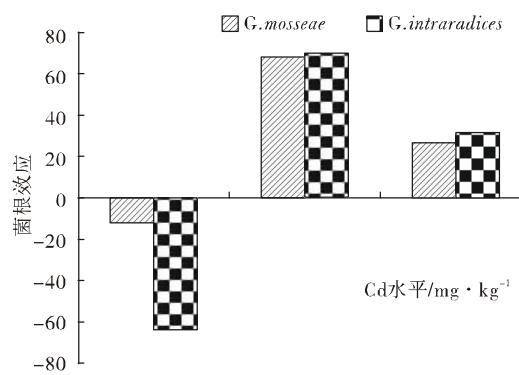


图1 接种丛枝菌根真菌对黑麦草吸收 Cd 的贡献率

Figure 1 Effects of AM fungi on Cd uptake by *Lolium L.* plants

3 讨论

在重金属污染的条件下,丛枝菌根真菌侵染对植物可能产生许多不同的效应,这与宿主植物种类、菌根真菌的种类、特性及其环境条件(如土壤的理化性质和重金属的种类、浓度等)密切相关。本试验采用的两种丛枝菌根真菌 *G. mosseae* 和 *G. intraradices* 对黑麦草的侵染水平较高,但是菌根真菌侵染对黑麦草生长的作用随不同菌种、不同 Cd 浓度水平有不同的反映:在低 Cd 浓度水平接种 *G. mosseae* 对黑麦草地上部的生长表现了一定的刺激作用,一定程度上促进了植株磷的吸收。可见,菌根真菌通过改善植株磷营养促进植株生长来增强植株抗 Cd 毒害的能力,可能与菌根真菌的种类、Cd 浓度等有关。其余接种处理对黑麦草生长甚至出现了抑制作用,其原因可能是黑麦草生长对菌根真菌的依赖性较弱,自身能较强地吸收利用土壤磷,因此,菌根真菌侵染后对宿主植物的贡献小于其对宿主体内碳水化合物的大量消耗,可能是造成接种处理的植株生长受到抑制的主要原因。

通常认为菌根真菌降低宿主植物重金属浓度的原因是菌根真菌改善了植物体磷营养状况,使植物生物量增加,从而产生重金属元素的“稀释”效应^[13]。陈保冬发现,菌根真菌侵染增加了根系的阳离子交换量,并且丛枝菌根真菌的根外菌丝对重金属有机械屏障作用,菌根菌丝本身能够固持相当于自身干重 3% 的 Cd^[14]。本试验中黑麦草地上部的 Cd 含量并未因接种菌根真菌而有显著变化,根系中的 Cd 含量不但没有降低反而升高许多。与陈保冬在 Cd 污染条件下接种丛枝菌根真菌,同时降低玉米地上部和根系中 Cd 含量的试验结果不完全一致。其原因可能与植物本身和菌根真菌两方面的因素有关,即黑麦草本身对菌根真菌的依赖性不高,自身对重金属就有较强的吸收能

力,并在体内存在一种调控机制,使吸收到的重金属大部分累积在植株根系中。另一方面,接种菌根真菌可能增加了土壤中 Cd 向植株体内迁移的数量,同时又将迁移到植株体内的 Cd 大部分固持在根系中,最终降低了 Cd 向地上部的分配比例。

综上所述,尽管黑麦草在磷和生长方面对 AM 真菌依赖性很小,但菌根的形成使得其根系积累 Cd 的量增加,向地上部的分配比例减少,从而减轻了 Cd 通过黑麦草对食物链的污染。

参考文献

- [1] 陈满怀, 郑春荣, 涂从, 朱永官. 中国土壤重金属污染现状与防治对策[J]. 人类环境杂志, 1999, 28(2): 130-133.
- [2] 陈满怀. 土壤植物系统中的重金属污染[M]. 北京: 科学出版社, 1996.
- [3] 唐世荣, Wilke BM. 植物修复技术与农业环境工程 [J]. 农业工程学报, 1999, 15(2): 21-26.
- [4] Smith S E and Read DJ. Mycorrhizal Symbiosis [M]. 2 nd edition. Academic Press, London, 1997. pp126-160.
- [5] Eggo A H and Angle JS. Effects of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi on heavy metal uptake by soybeans [J]. *Soil Biol Biochem*, 1990, 22 (6): 865-869.
- [6] Schuepp H, Dehn B and Sticher H. Interaktionen Zwischen VA-Mycorrhizen und Schwermetallbelastungen[J]. *Angew Bot*, 1987, 61: 85-95.
- [7] El-K herbawy M, Angle J S, Heggo A and Chaney R L. Soil pH, rhizobia and vesicular-mycorrhizas inoculation effects on growth and heavy metal uptake of alfalfa (*Medicago sativa L.*) [J]. *Biol Fertil Soil*, 1989, 8: 61-65.
- [8] Jone E J and Leyval C. Time course of heavy metal uptake in maize and clover as affected by root density and different mycorrhizal inoculation regimes [J]. *Biol Fertil Soil*, 2001, 33: 351-357.
- [9] Weissenhorn I, Mench M and Leyval C. Bioavailability of heavy metals and arbuscular mycorrhiza in a sewage sludge amended sandy soils [J]. *Soil Biol Biochem*, 1995b, 27: 287-296.
- [10] Phillips J M and Haymann D S. Improved procedures for cleaning and staining parasitic and vesicular arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection [J]. *Trans Br Mycol Soc*, 1970, 55: 158-160.
- [11] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [12] Leyval C, Turnau K and Haselwandter K. Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: physiological, ecological and applied aspects [J]. *Mycorrhiza*, 1997, 7: 139-153.
- [13] Joner E J, Leyval C. Uptake of 109Cd by roots and hyphae of a *Glomus mosseae/Trifolium subterraneum* mycorrhiza from soil amended with high and low concentrations of cadmium [J]. *New Phisiol*, 1997, 135: 352-360.
- [14] 陈保冬. 丛枝菌根减轻宿主植物锌、镉毒害机理研究[D]. 北京: 中国农业大学博士论文, 2002.
- [15] 张乃明. 土壤-植物系统重金属污染现状与展望[J]. 环境科学进展, 1999, 7(4): 30-33.