

丛枝菌根真菌对紫花苜蓿吸收土壤中镉和锌的影响

黄 晶, 凌婉婷*, 孙艳娣, 刘 娟

(南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

摘 要:采用温室盆栽试验方法,研究了镉(Cd)、锌(Zn)污染土壤中,8种不同丛枝菌根真菌(AMF)*Glomus lamellosum*(G.la)、*Acaulospora mellea*(A.m)、*Glomus mosseae*(G.m)、*Glomus intraradices*(G.i)、*Glomus etunicatum*(G.e)、*Glomus constrictum*(G.c)、*Diversispora spurcum*(D.s)、*Glomus aggregatum*(G.a)对紫花苜蓿(*Medicago sativa* L.)吸收Cd、Zn的影响。结果表明,Cd、Zn污染下AMF仍然明显侵染紫花苜蓿,并促进紫花苜蓿对Cd、Zn的吸收积累,但不同AMF影响的效应和植株不同部位对重金属的吸收积累规律存在差异。AMF处理下紫花苜蓿根部Cd、Zn含量和积累量明显增加,但地上部Cd、Zn的含量则降低,地上部Zn的积累量也减小,这表明AMF处理减弱了Cd、Zn由根部向地上部的运移,减轻了植物地上部毒害。接种AMF条件下,植株尤其是根部生物量增加是Cd、Zn在其体内含量和积累量增加的重要因素,不同种类AMF促进植株生物量增加的幅度不同,导致植株对Cd、Zn的积累和抗性存在差异。

关键词:丛枝菌根真菌;镉;锌;植物吸收;土壤

中图分类号:X172 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2012)01-0099-07

Impacts of Arbuscular Mycorrhizal Fungi Inoculation on the Uptake of Cadmium and Zinc by Alfalfa in Contaminated Soil

HUANG Jing, LING Wan-ting*, SUN Yan-di, LIU Juan

(College of Resource and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: Uptake of cadmium (Cd) and zinc (Zn) from soil by Alfalfa (*Medicago sativa* L.) inoculated with different arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) was investigated utilizing a greenhouse experiment. The eight examined AMFs included *Glomus lamellosum* (G.la), *Acaulospora mellea* (A.m), *Glomus mosseae* (G.m), *Glomus intraradices* (G.i), *Glomus etunicatum* (G.e), *Glomus constrictum* (G.c), *Diversispora spurcum* (D.s) and *Glomus aggregatum* (G.a). It was observed that the alfalfa roots were effectively colonized by AMFs even in the contaminated soil by Cd and Zn. The accumulation of Cd and Zn in plant was enhanced with AMF inoculation. However, mycorrhizal effects on plant growth and accumulation of Cd and Zn differed between test AMFs. Compared to no-AMF control, the concentration and accumulation amount of Cd and Zn increased in roots, but they decreased in shoots with the inoculation of AMFs. This indicates that AMF inoculation impeded the translocation of Cd and Zn from root to shoot, and consequently weakened the toxicity of these heavy metals to plant shoot. It was proposed that the increase of the plant biomass by AMF inoculation affected the enhancement of Cd and Zn concentration and accumulation in plant. Results of this work provided useful information on the AMF-based uptake of heavy metals by plants, and would potentially be helpful to risk assessment and food security in contaminated soils.

Keywords: arbuscular mycorrhizal fungi; cadmium; zinc; plant uptake; soil

土壤是环境的重要组成部分,也是农业生产的基础。当前,我国及世界上许多国家均存在土壤污染问题。2007年,国土资源部数据表明,我国受污染耕地

约1.5亿hm²,占中国耕地总面积的1/10以上;其中重金属污染问题严重,全国每年因重金属污染的粮食达到1200万t,直接经济损失超过200亿元。重金属可在土壤-植物系统中迁移,通过食物链危害农产品安全和人群健康。近些年来,关于植物吸收污染土壤中重金属的研究备受关注。

丛枝菌根真菌(AMF)是一类重要的土壤微生物,能与地球上90%的维管束植物形成丛枝菌根(AM),

收稿日期:2011-05-11

基金项目:霍英东教育基金会第十二届高等院校青年教师基金(122045);
国家自然科学基金(21077056)

作者简介:黄 晶(1988—),女,安徽池州人,硕士研究生,主要从事土壤
污染控制与修复方向研究。E-mail:jingjinghuang88@126.com

* 通讯作者:凌婉婷 E-mail:lingwanting@njau.edu.cn

促进植物生长、增强植物抗逆能力、改善土壤微生物区系等。近年研究表明,AMF 能够对重金属进入植物体起选择与调控作用,进而影响重金属的植物有效性和毒害效应^[1-3]。不同 AMF 在侵染率、菌丝生长、植物营养元素运输效率等方面存在差异^[4-5],直接影响到菌根共生体的生物学及生理特性,影响菌根效应,理论上将导致污染土壤中 AMF 对宿主植物生长及吸收重金属的影响存在差异。此外,AMF 对植物吸收重金属的影响还受到宿主植物种类、重金属种类、土壤理化特性、农业管理措施等多种因素的影响^[6-8]。从已有的资料来看,有关多种不同 AMF 对植物吸收重金属的影响效应的实验性报道仍较少。

镉(Cd)和锌(Zn)是污染土壤中常见的重金属。本文采用温室盆栽试验方法,以常见牧草紫花苜蓿为宿主植物,比较研究了 8 种 AMF 对植物吸收污染土壤中 Cd 和 Zn 的影响,研究结果可为评价污染土壤中 AMF 环境效应、调控土壤重金属污染风险、保障污染区农产品安全等提供基础依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试菌剂购自北京市农林科学院中国丛枝菌根真菌种质资源库(BEC)。AMF 分别为:层状球囊霉 *Glomus lamellosum*(G.la)、密色无梗囊霉 *Acaulospora mellea*(A.m)、摩西球囊霉 *Glomus mosseae*(G.m)、根内球囊霉 *Glomus intraradices*(G.i)、幼套球囊霉 *Glomus etunicatum*(G.e)、缩球囊霉 *Glomus constrictum*(G.c)、沾屑多样孢囊霉 *Diversispora spurcum*(D.s)和聚丛球囊霉 *Glomus aggregatum*(G.a)。

供试植物为紫花苜蓿(*Medicago sativa* L.)。

供试土样采自南京市江宁区,为旱作水稻土表层(0~20 cm),土壤类型为黄棕壤。其 pH 值为 6.02,有机质含量 24.1 g·kg⁻¹,沙粒、粉粒和粘粒含量分别为 13.4%、61.9%和 24.7%,总氮 1.02 g·kg⁻¹,速效磷 7.70 mg·kg⁻¹,速效钾 60.38 mg·kg⁻¹,总镉 0.014 mg·kg⁻¹,总锌 73.9 mg·kg⁻¹。土样采集后风干,过 2 mm 筛。试验用沙为河沙,水洗后晾干,过 2 mm 筛。将土样与河沙按 3:1 混合,121 °C 下高压灭菌 2 h,晾干备用。

污染土壤的制备:配制 CdCl₂·2.5H₂O 和 ZnSO₄·7H₂O 的混合液,均匀加入供试土样(土样河沙混合物)中,使基质的处理浓度为 Cd 7.5 mg·kg⁻¹、Zn 300 mg·kg⁻¹,制得 Cd 和 Zn 复合污染的土样。污染土样风干后,分装于 15 L 塑料桶内,加去离子水淹没土壤,

待土壤全部浸没水中,避光保存 3 个月,备用。最后测得复合污染土样中 Cd 和 Zn 的含量分别为 7.01 mg·kg⁻¹和 293.52 mg·kg⁻¹。

1.2 试验方法

称取避光保存的污染土样 250 g 置于白色塑料盆钵(口径 11.5 cm,高 9.5 cm)中,称取菌剂 15 g 均匀覆于上面,再覆 150 g 污染土壤,加水至 50% 田间最大持水量,静置过夜。紫花苜蓿(*Medicago sativa* L.)种子用 10% H₂O₂ 表面消毒 10 min,于室温下过夜催芽,待种子白露后,将种子播于盆钵中,2~3 d 出苗,其后 1 周和 2 周时两次间苗,最后每盆留苗 5 株。试验设置不接种 AMF 对照(CK)、分别接种 8 种 AMF(G.la、A.m、G.m、G.i、G.e、G.c、D.s、G.a),对其中接种 G.la 和 A.m 的处理设置了 25、40、60、80 d (自出苗之日起)4 个取样时间,接种 G.m、G.i、G.e、G.c、D.s、G.a 的处理则均在植物生长 80 d 时收获,其中 CK 为接种等量的灭菌后的菌剂和不灭菌接种剂的滤液 15 mL,以保证土壤微生物区系一致性。试验总计 18 个处理,每个处理 3 个重复,共 54 盆植物。每 5 d 随机交换盆钵位置,试验在温室中进行,自然采光。整个植物生长过程中定期浇水。分别收获植株地上部和根部,先后用自来水、去离子水清洗植物样品,用滤纸蘸干植物样品表面水分,置于低温冰箱中保存,待分析。

1.3 分析方法

侵染率测定^[9-10]:取新鲜根样,剪成 1 cm 根段,随机取出部分根样用曲利苯蓝-直线截获法测定根系侵染率,并在显微镜下观察丛枝菌根侵染状况。

生物量测定:将采集的植物样品在 105 °C 下预处理 30 min 后,于 70 °C 下烘干 24 h,称量地上部和根系干重。

植物样品的 Cd 和 Zn 元素分析:植物样品用粉碎机磨碎后,称取 0.200 0 g 置于 50 mL 三角瓶中,加入 HNO₃ 和 HClO₄(比例为 7:3)过夜,次日于电热板上消解至亮青色,消解液用超纯水定容至 25 mL。采用等离子体-电感耦合发射光谱仪(ICP-OES)测定消化液中 Cd 和 Zn 的浓度,然后计算植物样品中 Cd 和 Zn 的含量。

地上部和根部 Cd、Zn 的积累量: $T_a(\text{mg} \cdot \text{pot}^{-1}) = C_p \times M_p$ 。式中 C_p 为植物体内 Cd、Zn 含量,mg·kg⁻¹; M_p 为生物量,g·pot⁻¹。

土壤性质指标测定方法参考土壤农化分析^[11]。

1.4 统计分析

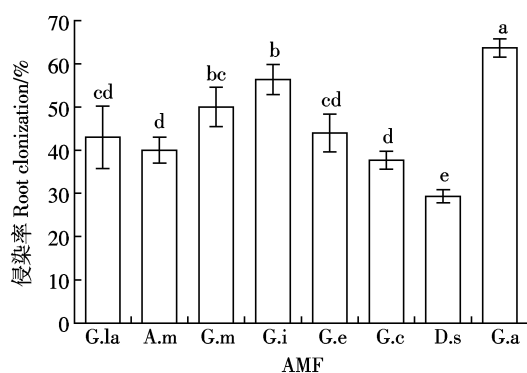
数据处理采用 Excel 2003 进行均值和标准差计

算并作图。采用 SPSS13.0 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。

2 结果与分析

2.1 侵染率

出苗 80 d 收获时, 供试 8 种 AMF 对紫花苜蓿的菌根侵染率为 29%~64%。不同 AMF 间菌根侵染率差异很大, 供试条件下 G.i 和 G.a 的侵染性最强, 分别为 56%和 64%, 显著高于其他菌株, D.s 的侵染率最低、为 29%(图 1)。

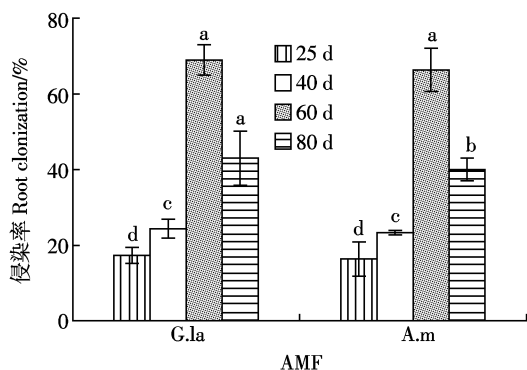


图中不同字母表示同一采样时间不同 AMF 接种处理间差异达显著水平 ($P < 0.05$)

图 1 出苗 80 d 时 AMF 的菌根侵染率

Figure 1 Mycorrhizal colonization rate for different AMFs after 80 days of seedling

生长时间对 AMF 菌根侵染率有显著影响。如图 2 所示, 以 G.la 和 A.m 为例, 25~80 d 内其菌根侵染率随时间呈先增大后降低的趋势。植物出苗 25~60 d, AMF 侵染率分别由 17%和 16%增大至 69%和 66%,



图中不同字母表示同一 AMF 接种不同时间处理下差异达显著水平 ($P < 0.05$)

图 2 出苗 25~80 d AMF 的菌根侵染率

Figure 2 Mycorrhizal colonization rate for test AMFs after 25~80 days of seedling

80 d 时则略有下降(为 43%和 40%)。不接种 AMF 对照处理的植物根中未检测到 AMF 侵染。另外, 图 2 统计结果表明, 不同时间处理间差异显著 ($P < 0.05$), 侵染率随时间而显著变化, 但接种不同 AMF 处理之间差异不显著 ($P > 0.05$), 说明时间因素对不同 AMF 接种处理的影响效应相似。

紫花苜蓿根部皮层细胞内菌丝及孢囊形成的生命过程也直观地反映出植物生长 25~80 d 内菌根侵染率的变化。从显微镜观察的结果可以看出: 25 d 收获时, 菌丝开始侵染根细胞, 自外皮层细胞向内皮层细胞方向生长并慢慢形成丛枝, 胞内菌丝呈直线状排在一起; 60 d 收获时, 侵入细胞内的菌丝末端或菌丝中部开始膨胀形成孢囊; 80 d 收获时, 根内菌丝几乎完全消解, 顶端膨大形成根内孢子并充满整个细胞。

2.2 植物生物量

接种 AMF 后, 植株生物量明显增加。表 1 中数据表明, 植株地上部干重为 $0.641 \sim 1.082 \text{ g} \cdot \text{pot}^{-1}$, 根干重为 $0.722 \sim 0.922 \text{ g} \cdot \text{pot}^{-1}$, 与 CK 相比, AMF 接种处理相应地上部干重增加幅度为 12%~90%, 根干重增加幅度为 14%~46%, 说明供试 8 种 AMF 均对紫花苜蓿生长有明显的促进作用, 尤其是地上部。但不同 AMF 对紫花苜蓿生长的促进作用存在差异, G.e 和 G.a 对植株地上部的促进作用最为明显, 增加幅度分别高达 90%和 82%, 而 G.m 的最低, 仅为 12%; G.a 和 G.i 对根系生长促进作用最明显, 相比对照根干重增加分别达 46%和 44%, G.e 的影响最小, 增幅为 14%。总体来看, 与 CK 相比, 接种 8 种 AMF 使植株地上部生物量平均增幅 54%, 根部平均增幅 28%。

图 3 为不同时间下各处理的紫花苜蓿生物量。生长时间对接种 AMF 条件下紫花苜蓿生长也有显著影响。以 G.la 和 A.m 为例, 供试 25~80 d 内, 接种 AMF 处理的植物地上部、根部相对 CK 的增加幅度随时间呈先增大后降低的趋势, 这与生长时间对 AMF 菌根侵染率的影响规律一致。出苗 25~60 d, 植物地上部增加量分别由 26%和 21%增至 123%和 100%, 根系增加量则由 33%和 4%增至 71%和 56%; 80 d 时则略有下降, 地上部增大 62%和 37%, 根系增大 30%和 30%。60 d 和 80 d 时接种 G.la 或 A.m 处理的植株干重显著高于不接种对照处理。

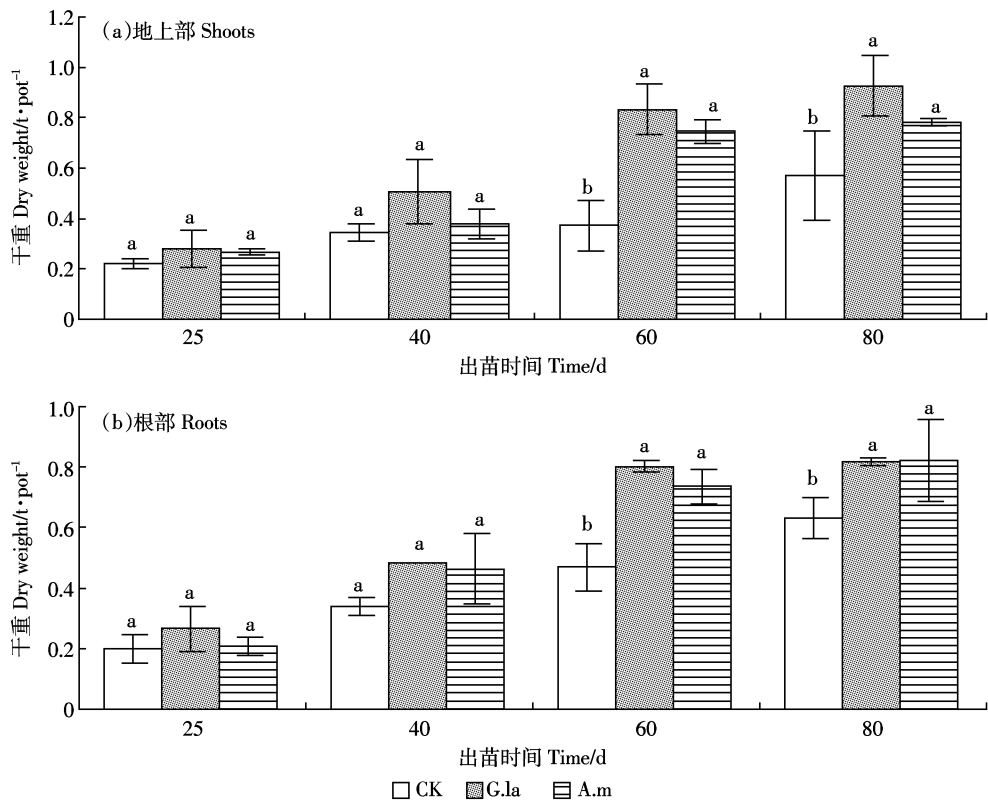
2.3 AMF 真菌对植物吸收 Cd 和 Zn 的影响

接种 AMF 后, 重金属 Cd 和 Zn 在紫花苜蓿体内的含量和分布发生明显变化(表 2、3)。80 d 收获时接种 AMF 处理植株地上部 Cd 含量为 $1.43 \sim 9.18$

表 1 出苗 80 d 时接种 8 种不同 AMF 的植株生物量
Table 1 Biomass of alfalfa inoculated with different AMFs after 80 days of seedling

处理	地上部生物量(干重)/g·pot ⁻¹	增加幅度 W/%	根部生物量(干重)/g·pot ⁻¹	增加幅度 W/%
CK	0.571(0.179)c		0.630(0.069)b	
G.la	0.926(0.121)ab	62	0.817(0.011)ab	30
A.m	0.781(0.013)abc	37	0.822 7(0.135)ab	30
G.m	0.641(0.148)bc	12	0.768(0.135)ab	22
G.i	0.893(0.083)ab	56	0.905(0.033)a	44
G.e	1.082(0.161)a	90	0.722(0.028)ab	14
G.c	0.862(0.095)abc	51	0.744(0.034)ab	18
D.s	0.820(0.120)abc	44	0.768(0.248)ab	22
G.a	1.038(0.332)a	82	0.922(0.199)a	46

注:同列数据后不同字母表示不同接种处理间差异显著($P<0.05$),括号中数据为标准差; $W(\%)=(M_{AMF}-M_{CK})/M_{CK}\times 100$, M_{AMF} 为接种 AMF 处理的植物干重, M_{CK} 为不接种 AMF 处理的植物干重, W 为增加幅度。



图中不同字母表示同一收获时间不同接种处理间差异达显著水平($P<0.05$)

图 3 出苗不同时间下对照处理、接种 G.la 和 A.m 处理的紫花苜蓿生物量
Figure 3 Biomass of alfalfa for CK, inoculation with G.la and A.m after 25~80 days of seedling

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,根部 Cd 含量为 $89.71\sim115.53\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;未接种 AMF 对照处理地上部的 Cd 含量为 $6.34\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,根部为 $76.94\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。表 2 中数据表明,除了 D.s 外,其他 7 种 AMF 处理的植物地上部 Cd 含量均低于对照,但 AMF 种类不同,植物地上部 Cd 含量降低幅度差异很大(15%~77%);接种处理的根部 Cd 含量则均

高于对照,增加幅度为 17%~50%。从植株 Cd 积累量来看,接种 AMF 处理植株地上部 Cd 积累量为 $1.32\sim7.96\text{ mg}\cdot\text{pot}^{-1}$,根部 Cd 积累量为 $64.80\sim109.82\text{ mg}\cdot\text{pot}^{-1}$;未接种 AMF 对照处理的地上部 Cd 积累量为 $3.37\text{ mg}\cdot\text{pot}^{-1}$,根部为 $48.92\text{ mg}\cdot\text{pot}^{-1}$ 。8 种 AMF 处理的根积累量均高于对照,增加幅度从 32%至 124%,平

均增加了68%。D.s、G.a、G.e 和 G.la 处理的地上部 Cd 积累量高于对照处理,而 A.m、G.m、G.i 和 G.c 处理的地上部 Cd 积累量则低于对照。

80 d 时接种 AMF 的紫花苜蓿地上部 Zn 含量为 17.81~83.59 mg·kg⁻¹,根部 Zn 含量为 273.42~355.94 mg·kg⁻¹;未接种 AMF 处理(CK)植物地上部 Zn 含量为 76.03 mg·kg⁻¹,根部为 229.70 mg·kg⁻¹。表 3 中数据表明,除了 G.i 外,其他 7 种 AMF 处理的植株地上部 Zn 含量均低于对照,降低幅度为 21%~77%;根部 Zn 含量则均高于对照,增幅为 2%~55%。从植物 Zn 积累量来看,接种 AMF 处理植株地上部 Zn 积累量为 13.93~74.74 mg·pot⁻¹,根部 Zn 积累量为 170.14~322.12 mg·pot⁻¹;未接种 AMF 对照处理地上部 Zn 积累量为 41.00 mg·pot⁻¹,根部为 146.06 mg·pot⁻¹。8 种 AMF 处理的根部 Zn 积累量均高于对照,增幅为 16%~121%。G.i、D.s 和 G.a 处理的地上部 Zn 积累量高于对照,而 G.la、A.m、G.m、G.e 和 G.c 处理的地上

部 Zn 积累量则低于对照。

3 讨论

侵染率是表征根系菌根化常用的指标。紫花苜蓿生长前期,侵染率随生长时间延长而增大,这与 Gao^[12]和肖敏^[13]的研究结果一致。植物生长后期侵染率则略有下降,这可能是由于丛枝的寿命有限,为 5~25 d 左右,随后便开始衰老、退化、消解^[14-15],菌根在根内形成大量的孢囊,导致侵染率略下降。接种 AMF 初期,对紫花苜蓿幼苗生长的影响不显著,这是因为从 AMF 侵染根系到形成菌根共生体一般都需要 3~4 周的时间^[16],这段时间内,菌根共生体对植物生长的贡献表现不明显。当 AMF 侵染 60 d 时,菌根共生体已形成并发育完全,对植物生长的促进作用最显著,侵染后期,菌根的促生长效应减弱,其原因可能与菌根侵染率的下降有关。

本研究结果表明,在重金属污染土壤中接种

表 2 出苗 80 d 时接种不同 AMF 处理的植株 Cd 含量及积累量

Table 2 Concentrations and accumulation amounts of Cd in alfalfa inoculated with different AMFs after 80 days of seedling

处理	Cd 含量/mg·kg ⁻¹				Cd 积累量/mg·pot ⁻¹			
	地上部	变化幅度 W/%	根部	变化幅度 W/%	地上部	变化幅度 W/%	根部	变化幅度 W/%
CK	6.34(2.60)		76.94(9.35)		3.37(0.77)		48.92(11.04)	
G.la	4.83(1.45)	-24	99.02(1.26)	29	4.46(1.51)	32	80.94(25.06)	65
A.m	2.54(1.18)	-60	100.43(15.43)	31	1.98(0.88)	-41	83.92(25.06)	72
G.m	4.74(1.08)	-25	93.86(18.30)	22	2.96(0.46)	-12	73.68(25.28)	51
G.i	1.43(1.20)	-77	111.03(3.43)	44	1.32(1.20)	-61	100.54(6.66)	106
G.e	4.45(3.08)	-30	89.71(3.28)	17	4.75(3.51)	41	64.80(4.87)	32
G.c	3.44(3.74)	-46	91.75(6.41)	19	2.74(2.87)	-19	68.39(7.76)	40
D.s	9.18(2.37)	50	92.93(29.66)	21	7.96(2.90)	136	76.23(49.30)	56
G.a	5.40(2.54)	-15	115.53(24.75)	50	5.29(2.08)	57	109.82(44.87)	124

注:W (%)=(C_{AMF}-C_{CK})/C_{CK}×100,C_{AMF}为接种 AMF 处理植物体内重金属含量或积累量,C_{CK}为未接种 AMF 处理植物体内重金属含量或积累量,W 为植物体内重金属含量或积累量的变化幅度。下同。

表 3 出苗 80 d 时接种不同 AMF 处理的植株 Zn 含量及积累量

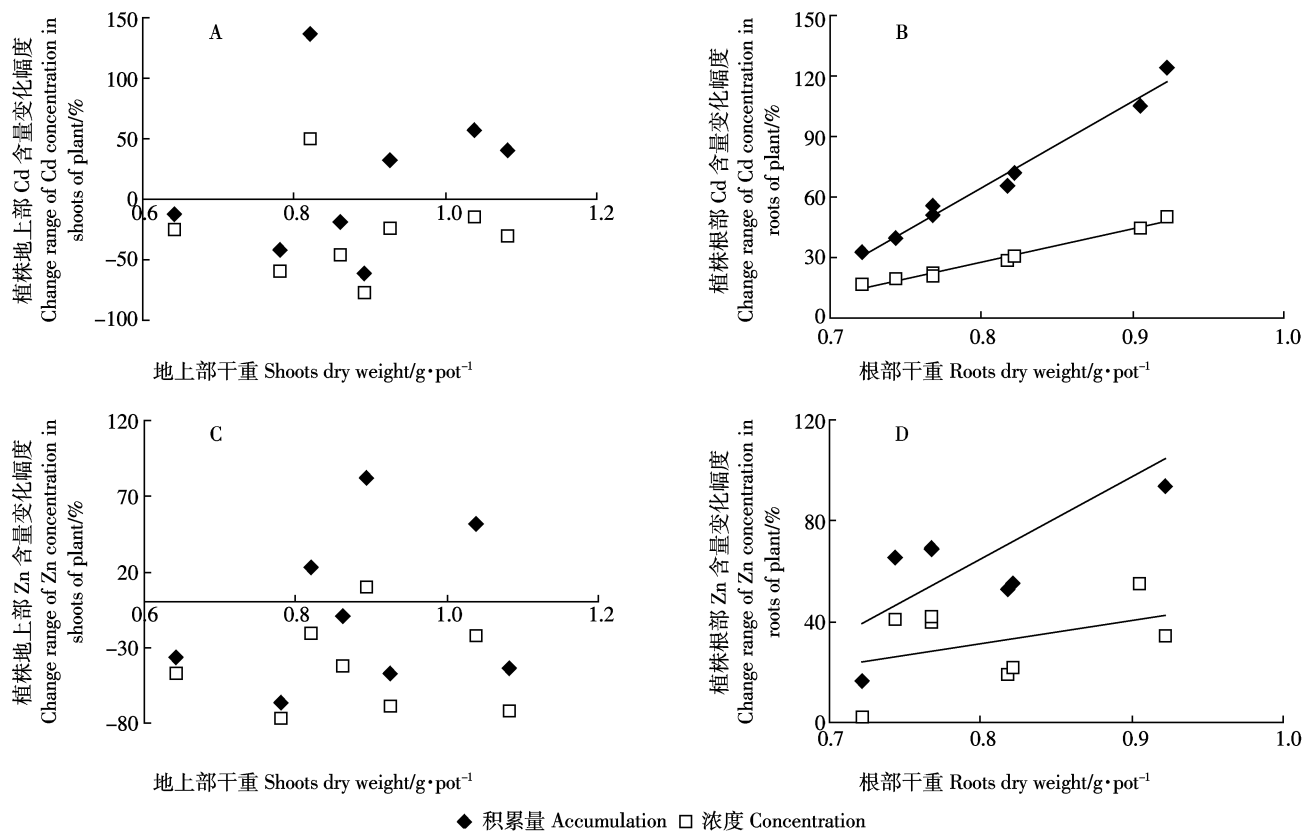
Table 3 Concentrations and accumulation amounts of Zn in alfalfa plants inoculated with different AMFs after 80 days of seedling

处理	Zn 含量/mg·kg ⁻¹				Zn 积累量/mg·pot ⁻¹			
	地上部	变化幅度 W/%	根部	变化幅度 W/%	地上部	变化幅度 W/%	根部	变化幅度 W/%
CK	76.03(23.59)		229.70(32.54)		41.00(5.72)		146.06(33.98)	
G.la	23.50(0.99)	-69	273.42(45.43)	19	21.84(3.07)	-47	223.27(35.13)	53
A.m	17.81(1.65)	-77	279.57(32.44)	22	13.93(1.52)	-66	226.84(14.74)	55
G.m	40.32(5.17)	-47	320.90(29.10)	40	25.87(6.81)	-37	246.88(53.13)	69
G.i	83.59(2.51)	10	355.94(9.51)	55	74.74(8.70)	82	322.12(15.11)	121
G.e	21.26(0.74)	-72	235.34(20.39)	2	23.07(4.13)	-44	170.14(20.57)	16
G.c	43.91(13.58)	-42	323.67(47.88)	41	37.19(8.27)	-9	241.65(44.85)	65
D.s	60.21(12.26)	-21	326.43(39.13)	42	50.35(16.32)	23	246.13(59.00)	69
G.a	59.08(5.53)	-22	309.04(20.05)	35	62.31(24.65)	52	283.15(49.67)	94

AMF 仍可明显提高紫花苜蓿的生物量,尤其是植株地上部生物量。这是由于接种 AMF 后,矿质营养的增加促进了根的生长,而根外菌丝的延伸作用,使植株能从根系不能到达的区域摄取额外的矿质营养,特别是 P 素,以满足紫花苜蓿生长的营养需求^[17-18]。

供试 8 种 AMF 中有 7 种接种处理使紫花苜蓿地上部 Cd、Zn 的含量降低,而 8 种 AMF 接种处理使紫花苜蓿根部 Cd、Zn 的含量和积累量都明显增加。这说明,一方面,菌根侵染可能改善了宿主植物的营养状况^[19-20],增加了 Cd 离子吸收量,增强了根系及菌丝本身对重金属元素的固持作用^[20];另一方面,菌根侵染可能增加了植物根系细胞中某种物质如金属螯合肽(Pytochelatins, PCs)-多聚甘氨酸^[21-22]的含量,将进入植物体内的 Cd 结合在根部,抑制了 Cd 向植株地上部分转运,从而减轻了 Cd 对地上部的损伤,增加了植物抗性效应。黄艺等^[23]认为接种 AMF 处理改变了土壤中重金属的形态,从而影响了重金属由土壤向植物体的转移。

不同 AMF 接种处理下紫花苜蓿对 Cd、Zn 吸收积累的差异与 AMF 对植株促生长效应的差异有关。接种 AMF 处理的紫花苜蓿生物量与其体内 Cd、Zn 含量及积累量之间关系密切。如图 4 所示,根部 Cd、Zn 的含量和积累量的增加幅度随着根部干重的增加而增加,尤其是 Cd 表现的更为明显,而地上部 Cd、Zn 的含量和积累量增加幅度与地上部干重没有显著相关关系。可见,AMF 主要通过改变根系形态和宿主植物养分状况来促进植物对重金属的吸收。8 种 AMF 中,接种 G.i 后,紫花苜蓿根部干重增加幅度最大,对植物体内 Cd 和 Zn 的含量和积累量的影响也明显大于其他菌株。另外,接种 D.s 后,紫花苜蓿地上部生物量的增加幅度并不大,在 8 种 AMF 处理中排序第 6,但植株地上部 Cd 含量增加的幅度却最大,表明其显著地促进了植物体内 Cd 的转运。造成这种差异的原因可能与 D.s 菌根生物学特性、菌根对植物侵染状况、土壤营养条件以及重金属抗性不同等因素有关,这仍需要通过进一步研究证实。



图中 A 和 B 分别表示紫花苜蓿地上部和根部 Cd 含量和积累量的变化幅度与其干重的关系, C 和 D 表示紫花苜蓿地上部和根部 Zn 含量和积累量的变化幅度与其干重的关系

图 4 植物中镉、锌含量和积累量的变化幅度与植株干重的关系

Figure 4 The increasement of Cd and Zn concentrations and accumulation amounts in alfalfa by AMF inoculation as a function of alfalfa biomass

4 结论

(1)Cd、Zn复合污染土壤中,供试8种AMF明显侵染紫花苜蓿,但不同AMF间菌根侵染率差异很大,G.i和G.a的最高,分别为56%和63%,Ds最低,为29%。25~80 d内,侵染率呈先增大后降低的趋势。

(2)8种AMF均明显促进了紫花苜蓿生长。接种AMF的植株生物量明显增加,地上部和根的干重分别比对照增加了12%~90%和14%~46%。其中,G.e和G.a对植株地上部生物量的促进作用最大,增幅达90%和82%,G.a和G.i对根系促进最明显,根干重分别增加了46%和44%。25~80 d内,地上部和根生物量比对照增大的幅度呈先增加后降低的趋势,这与生长时间对AMF侵染率的影响规律一致。

(3)接种AMF处理影响了紫花苜蓿对Cd、Zn的吸收积累,但植株不同部位的表现不尽相同。其中有7种AMF处理使紫花苜蓿地上部Cd、Zn含量降低,所有8种AMF接种处理均使紫花苜蓿根部Cd、Zn的含量和积累量增加。不同AMF接种处理下,紫花苜蓿根中Cd、Zn的含量和积累量的变化幅度与其生物量呈正相关关系,表明AMF促进植物生物量增加是其根内Cd、Zn含量和积累量增大的重要机制。

参考文献:

- [1] 陈保冬,李晓林,朱永官,等.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.
CHEN Bao-dong, LI Xiao-lin, ZHU Yong-guan, et al. Characters of metal adsorption by AM fungal mycelium[J]. *Mycosystema*, 2005, 24(2):283-291.
- [2] Bradley R, Burt A J, Read D J. Mycorrhizal infection and resistant to heavy metal toxicity in *Callun vulgaris*[J]. *Nature*, 1981, 292:336-337.
- [3] 王发园,林先贵.丛枝菌根在植物修复重金属污染土壤中的作用[J].生态学报,2007,27:793-801.
WANG Fa-yuan, LIN Xian-gui. Role of arbuscular mycorrhizae in phyto-remediation of heavy metal contaminated soils[J]. *Ecologica*, 2007, 27:793-801.
- [4] Smith F A, Smith S E. Structural diversity in (vesicular)-arbuscular mycorrhizal symbiosis[J]. *New Phytol*, 1997, 137:373-388.
- [5] Dodd J C, Boddington C L, Rodriguez A, et al. Mycelium of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) from different genera: Form, function and detection[J]. *Plant Soil*, 2000, 226:131-151.
- [6] Leyval C, Turnau K, Haselwandter K. Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: Physiological, ecological and applied aspects[J]. *Mycorrhiza*, 1997, 7:139-153.
- [7] Hildebrandt U, Kaldorf M, Bothe H. The zinc violet and its colonization by arbuscular mycorrhizal fungi[J]. *Plant Physiol*, 1999, 154:709-717.
- [8] Turnau K, Mesjasz-Przybyłowicz J. Arbuscular mycorrhizal of Berkheya coddii and other Ni hyperaccumulating members of *Asteraceae* from ultramafic soil in south Africa[J]. *Mycorrhiza*, 2003, 13:185-190.
- [9] 刘润进,李晓林.丛枝菌根及其应用[M].北京:科学出版社,2000.
LIU Run-jin, LI Xiao-lin. Arbuscular mycorrhizal fungi and the application[M]. Beijing: Science Press, 2000.
- [10] Phillips J M, Hayman D S. Improved procedures for clearing and staining parasitic and vesicular arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection[J]. *Trans Br Mycol Soc*, 1970, 55:158-160.
- [11] 鲁如坤.农业化学手册[M].北京:农业出版社,1982.
LU Ru-kun. Agriculture chemistry manual[M]. Beijing: Agriculture Press, 1982.
- [12] Gao Y Z, Cheng Z X, Ling W T. Arbuscular mycorrhizal fungal hyphae contribute to the uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons by plant roots[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101:6895-6901.
- [13] 肖敏,凌婉婷,高彦征,等.丛枝菌根对菲芘污染土壤中几种酶活性的影响[J].农业环境科学学报,2009,28(5):919-924.
XIAO Min, LING Wan-ting, GAO Yan-zheng, et al. Effects of arbuscular mycorrhizae on enzymes in contaminated soils by phenanthrene and pyrene[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(5):919-924.
- [14] Peterson, Bonfante. Effect of salinity on mycorrhizal onion and tomato in soil with and without additional phosphate[J]. *Plant and Soil*, 1994, 88:307-309.
- [15] 刘润进,陈应龙.菌根学[M].北京:科学出版社,2007.
LIU Run-jin, CHEN Ying-long. Mycorrhizology[M]. Beijing: Science Press, 2007.
- [16] 龙宣杞.丛枝菌根真菌(AMF)高效菌种的选育[D].天津:天津大学硕士论文,2009.
LONG Xuan-qi. High efficient strain selection of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF)[D]. Tianjin: Tianjin University, 2009.
- [17] Li X L, George E, Marschner H. Extension of the phosphorus depletion zone in VAM white clover in a calcareous soil[J]. *Plant Soil*, 1991, 136:41-48.
- [18] Mayra E, Garito J, Murray H. Early phosphorus nutrition, mycorrhizae development, dry matter partitioning and yield of maize[J]. *Plant Soil*, 1998, 199:177-186.
- [19] Khan A G, Kuek C, Chaudhry T M, et al. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation[J]. *Chemosphere*, 2000, 41:197-207.
- [20] 陈保冬.丛枝菌根减轻宿主植物镉、镉毒害机理研究[D].北京:中国农业大学,2002.
CHEN Bao-dong. Role of arbuscular mycorrhizae in alleviation of zinc and cadmium phytotoxicity[D]. Beijing: China Agricultural University, 2002.
- [21] Rauser W E. Physiochelators[J]. *Annu Rev Biochem*, 1990, 59:61-86.
- [22] Steffens J C. The heavy metal-binding peptides of plants[J]. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol*, 1990, 41:553-575.
- [23] 黄艺,陈有鑑,陶澍,等.污染条件下VAM玉米元素积累和分布与根际重金属形态变化的关系[J].应用生态学报,2002,13(7):859-862.
HUANG Yi, CHEN You-jian, TAO Shu, et al. Uptake and distribution of Cu, Zn, Pb and Cd in maize related to metals speciation change in rhizosphere[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(7):859-862.