

外生菌根真菌对重金属铜镉污染土壤中油松生长和元素积累分布的影响

黄 艺 彭 博 李 婷 梁振春

(北京大学环境科学系, 100871 北京)

摘 要 该实验选取处于生长期的油松 (*Pinus tabulaeformis*) 幼苗, 研究土壤 Cu、Cd 胁迫条件下, 美味牛肝菌 (*Boletus edulis*) 单独接种、红绒盖牛肝菌 (*Xerocomus chrysenteron*) 与美味牛肝菌混合接种处理, 对油松幼苗的生长和重金属积累分布状况的影响, 探讨不同接种对油松抗性的影响。研究发现, 菌根接种不仅促进寄主油松的生长发育和生物量积累, 而且显著降低油松体内的重金属积累浓度, 减少重金属由根部向植物茎叶部分的转运。与单一接种相比, 混合接种可以更加有效地缓解重金属对寄主的生物毒性, 减少土壤中重金属元素向油松体内的转运。这种优势在高浓度的重金属胁迫环境下尤为明显。该实验中, 在 $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd 胁迫下, 混合菌根油松的茎叶和根部 Cd 浓度仅为未接种对照的 59.1% 和 70.7%, 比单一菌根降低了 11.3% 和 18.1%, 而混合菌根植物的茎叶和根部生物量干重则分别为未接种对照的 1.14 和 1.20 倍, 单一菌根为未接种对照的 1.18 和 1.17 倍。在 $400 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cu 胁迫下, 混合菌根植物茎叶和根部的干重分别是未接种植株的 1.01 和 1.09 倍, 而混合菌根植物茎叶和根部的 Cu 浓度仅为未接种植株的 61.8% 和 79.6%, 比 *Boletus edulis* 菌根植物的 Cu 积累浓度下降了 0.7% 和 3.8%。

关键词 外生菌根真菌 油松 铜 镉 积累

GROWTH AND ELEMENT ACCUMULATION OF *PINUS TABULAEFORMIS* SEEDLINGS INFLUENCED BY INOCULATION OF ECTOMYCORRHIZAL FUNGI IN Cu AND Cd CONTAMINATED SOIL

HUANG Yi, PENG Bo, LI Ting, and LIANG Zhen-Chun

Department of Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China

Abstract *Aims* Ectomycorrhiza (ECM) was generally considered to have a positive impact on the host plant exposed in contaminated soil and could enhance heavy metal tolerance. However, most researches have focused on single-ECM seedlings in experimental conditions, and the effects of mixed-ECM on the host are inadequately studied. Because woody plants are usually inoculated by mixed-ECM in natural conditions, it is essential to study the differences between single- and mixed-ECM inoculations, especially the dissimilar effects on heavy metal tolerance, which can help us better understand the mechanism of ectomycorrhiza.

Methods After a 4-week growth period, *Pinus tabulaeformis* seedlings inoculated by *Boletus edulis* and *Xerocomus chrysenteron* and the uninoculated control were planted in Cu and Cd contaminated soil. We measured growth and element accumulation 12 weeks later.

Important findings Compared with the uninoculated control, ECM inoculation not only enhanced the host's growth and biomass, but also reduced the concentration of heavy metals and their transportation from root to shoot. Seedlings inoculated by mixed-ECM strains had higher heavy metal tolerance than those inoculated by single-ECM strain. This advantage was especially remarkable at higher concentration. Results showed that in $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd contaminated soil, Cd concentrations in the shoot and root of mixed-ECM seedlings were only 59.1% and 70.7% of the control, 11.3% and 18.1% lower than single-ECM ones. However, the dry weights of mixed-ECM seedlings' shoot and root were 1.14 and 1.20 times than the control vs. 1.18 and 1.17 times for single-ECM. In $400 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cu contaminated soil, the dry weights of mixed-ECM seedlings' shoot and root were 1.01 and 1.09 times than the control, while the Cu concentrations in the shoot and root of mixed-ECM seedlings were only 61.8% and 79.6% of the control, 0.7% and 3.8% lower than single-ECM seedlings.

Key words ectomycorrhizal fungi, *Pinus tabulaeformis*, Cu, Cd, accumulation

许多研究表明,外生菌根真菌对暴露于重金属毒性水平的寄主植物具有保护作用,能够增强寄主植物对外界过量重金属的抗性(Colpaert & Van Assche, 1992; Marschner *et al.*, 1996; Jentschke *et al.*, 1999; Jentschke & Godbold, 2000; Tichelen *et al.*, 2001; Krupa & Piotrowska-Seget, 2003)。但目前,关于菌根植物抗逆性的研究多选择实验室条件下单独接种植物为研究对象(Marx *et al.*, 1991),关于混合菌根研究的报道并不很多,而在自然条件下木本植物根际通常为多个菌种的混合菌根(Hervey *et al.*, 1980; Fleming, 1985; Timonen *et al.*, 1997)。研究菌根混合接种与单独接种差异,特别是研究其对寄主植物抗逆性的影响,有助于了解菌根作用机理,为菌根混合接种在生产实践中的应用和推广提供理论依据。

种子萌芽期和幼苗根生长期是整个植物生长的重要阶段,也是植物对外界环境改变最敏感的时期。因此在这个时期研究污染物对植物生长的抑制作用,是理解环境污染物对植物毒性机制的最好途径。Cu、Cd 分别作为植物生长的必需元素和具有高度毒性的非必需元素,其对植物生长的影响和在植物体内的积累机制具有一定的研究价值。本实验选取处于生长期的油松幼苗,对其进行单独和混合接种处理,研究土壤 Cu、Cd 胁迫对不同接种处理油松幼苗的生长和重金属积累分布状况的影响,探讨不同接种对植物的抗性的影响。

1 材料和方法

1.1 材料培养与处理

真菌:实验所用菌种为美味牛肝菌(*Boletus edulis*, B. e)和红绒盖牛肝菌(*Xerocomus chrysenteron*, X. c),均采自北京西山无污染的针阔混交林,由北京林业大学森林病理研究室雷增普教授采集鉴定。将改良 Kottke 营养液(Kottke *et al.*, 1987)于 1.4×10^5 Pa 下高温灭菌 20 min,注入具有进气口的大玻璃

培养管中,每管接入 4 片直径为 6 mm 的母菌菌块。经过滤的无菌空气由气口进入玻璃管,对菌丝进行均匀的曝气培养,使菌丝保持悬浮状态,在室温下培养 2 周。然后将 B. e 菌液和 B. e 和 X. c 混合菌液(1:1)分别在搅拌器中搅拌 30 s,收集菌丝体悬浮液至直径 15 cm 的培养皿中作为接种体。

土壤:土壤样品采自北京大学未名湖周围山丘 5~20 cm 的无污染地表土(表 1)。土壤自然风干,过 20 目筛备用。配置不同浓度的 CuSO_4 和 CdCl_2 溶液,均匀喷洒在土壤样品上,使土壤处理浓度为 Cu:空白、50、166、400 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; Cd:空白、0.75、1.5、3 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。污染土壤风干后过 20 目筛,避光保存 3 个月备用。

植物:油松(*Pinus tabulaeformis*)种子经 10% 的 H_2O_2 表面消毒 30 min,在 80 °C 条件下浸泡 30 min 后,转移至盛有灭菌蛭石的大培养皿中发芽。待种子露白后,置于人工气候箱(25 °C 光照,8 000 lx,14 h;18 °C 黑暗,10 h)中培养。3 周后,将幼苗根部浸入菌丝悬浮液中接种,种植在盛有灭菌珍珠岩的塑料盒内,并用无菌注射器向每棵幼苗根部注射 10 ml 菌丝悬浮液。培养 4 周。

1.2 实验设计

将无菌根、B. e 菌根和 B. e 和 X. c 混合菌根油松幼苗,分别种植在盛有 200 g 灭菌污染土的塑料盆内,置于人工气候箱内培养 12 周(条件同上)。实验处理因子 2 个重金属,4 个处理浓度,3 个接种处理,4 个平行, $2 \times 4 \times 3 \times 4$,共 96 盆植物。

1.3 指标测定

生物量:蒸馏水浸洗去除油松根系上的土壤,用镊子将根上外来的机械混入物去除。沿根轴处将根和茎叶剪开,测量根长。将植物样品在 60 °C 下烘干 48 h,干燥器内干燥冷却至恒重,用电子分析天平(AR1140)称量茎叶和根部的干重,并计算根茎比(根部干重/茎叶部分干重)。

元素分析:分别称取 0.3 g 茎叶和 0.15 g 根部

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 General soil characteristics of the soils used in the experiment

土壤类型 Soil type	pH 值 pH value (1:2.5)	总有机碳 Total organic carbon (%)	全氮 Total N (%)	全磷 Total P (%)	土壤中金属本底含量 Heavy metal concentrations in soil	
					Cu ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	Cd ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
褐土 Brown soil	7.5	1.668 3	0.093 8	0.267 6	25	0.064

植物样品,置于 20 ml 的坩埚中,加入 5 ml HNO_3 后于电热板上加热至挥发完全,再移取 5 ml HClO_4 加热至坩埚内的溶液呈泪状流动,冷却后,将消化液用高纯水定容到 25 ml。用原子吸收分光光度计(Z-5000)测定 Cu 和 Cd 元素含量。

1.4 数据分析

使用 Spss11.0 和 Origin7.0 软件进行 ANOVA 分析、相关分析以及统计检验。

2 实验结果

2.1 Cu、Cd 胁迫条件下不同接种对油松生长的影

响

2.1.1 不同接种处理油松茎叶与根部生物量

Cu、Cd 胁迫条件下,油松生物量干重的方差分析显示(图 1),接种处理无论对油松茎叶还是根部的生物量积累均产生显著影响。

在 Cu 污染土壤中,菌根植物茎叶部分的干重均高于未接种对照,且混合接种 > B. e > 未接种。不同接种条件下,油松植株茎叶部分的生物量干重均显著高于根部。但茎叶和根部干重在 3 种接种处理下,呈现不同的变化趋势(图 1)。未接种植株茎叶和根部干重随浓度变化均先上升后下降,根部最大

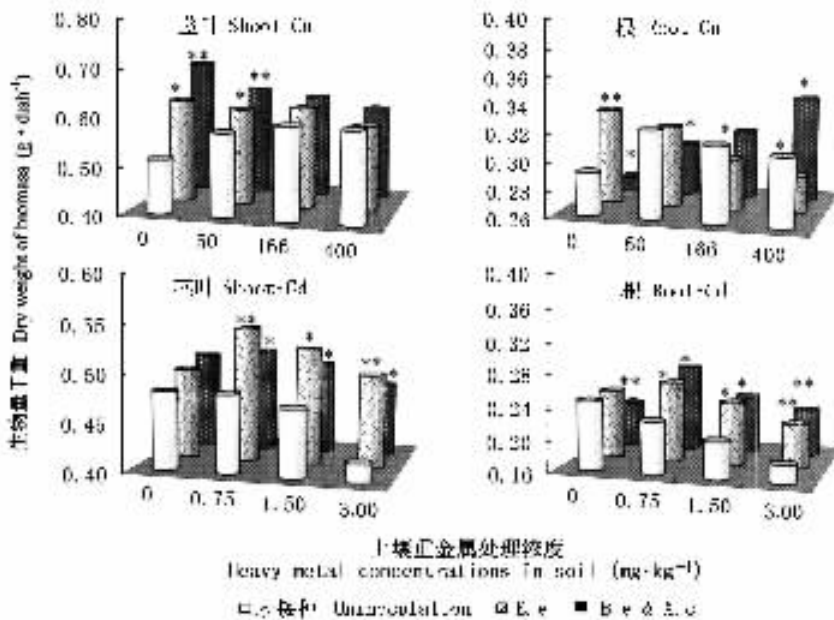


图 1 不同土壤 Cu、Cd 处理浓度下接种差异对油松生物量干重的影响

Fig. 1 Effect of ectomycorrhizal infection on the dry weight of biomass under different Cu and Cd treatments

B. e: 美味牛肝菌 *Boletus edulis* X. c: 红绒盖牛肝菌 *Xerocomus chrysenteron* * 和 ** 分别表示接种处理与未接种处理之间在 5% 和 1% 的显著性水平下有差异 * and ** indicate 5% and 1% significant differences between inoculated and uninoculated ectomycorrhizal fungus respectively

峰值出现在 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的土壤 Cu 处理浓度,而茎叶则在 $166 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的浓度时为最高。B. e 单独接种条件下,根部干重随 Cu 处理浓度变化的趋势与茎叶部分基本一致。混合接种则不同,与茎叶相反,其根部干重随 Cu 处理浓度的增加而上升,并在 $400 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时达到最大值,比对照增加 24.8%。

土壤 Cd 处理严重抑制未接种油松幼苗的生长,其茎叶和根部的生物量均随 Cd 处理浓度的增加而显著下降。当 Cd 浓度达到 $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,茎叶和根部的生物量仅为对照的 87.1% 和 74.4%。而菌根植物茎叶和根部的生物量则随处理浓度呈现先上升后下降的趋势, $0.75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的土壤 Cd 处理浓度不

仅没有抑制反而促进菌根植物的生长(图 1)。在 $0.75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 Cd 胁迫下,接种 B. e 和混合菌根植物的茎叶干重分别是未接种对照的 1.12 和 1.06 倍,而在 $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 高 Cd 胁迫下,则分别是未接种苗木的 1.18 和 1.14 倍。随着土壤 Cd 浓度的增加,菌根植物根部的生物量也得到不同程度的提高,B. e 菌根植物根部干重分别是对照的 1.16、1.12 和 1.17 倍,而混合菌根则为 1.20、1.09 和 1.20 倍。

2.1.2 不同接种处理油松根茎比

在土壤 Cu 污染条件下,与无菌根植株相比,菌根植物的根茎比均有所下降($400 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的混合接种除外)。B. e 菌根油松的根茎比分别降低了

4.48%、4.63%、2.57%和5.32%，而混合菌根油松则下降了30.68%、15.42%、3.47%。在土壤Cd污染条件下，菌根植物的根茎比则高于未接种对照，且混合菌根 > B. e 菌根 > 未接种，这一点在 $0.75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的Cd处理浓度下表现得尤为明显。

非菌根和 B. e 菌根植物的根茎比均随着两种重金属处理浓度的增加而下降，而混合接种植物则分别呈不同的变化趋势(图2)。在Cu处理条件下，混

合菌根植物根茎比随处理浓度的升高而增加，与空白对照相比，3个处理浓度下的根茎比分别增加了20.5%、27.7%和43.5%；而在Cd处理条件下，虽然与对照相比Cd胁迫使根茎比增加，但其增加幅度却随处理浓度的增加而下降。在 $0.75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的土壤Cd浓度下，根茎比的增幅达到22.1%；而当浓度达到1.5和 $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时，根茎比的改变量已经很小，仅为5.0%和5.9%。

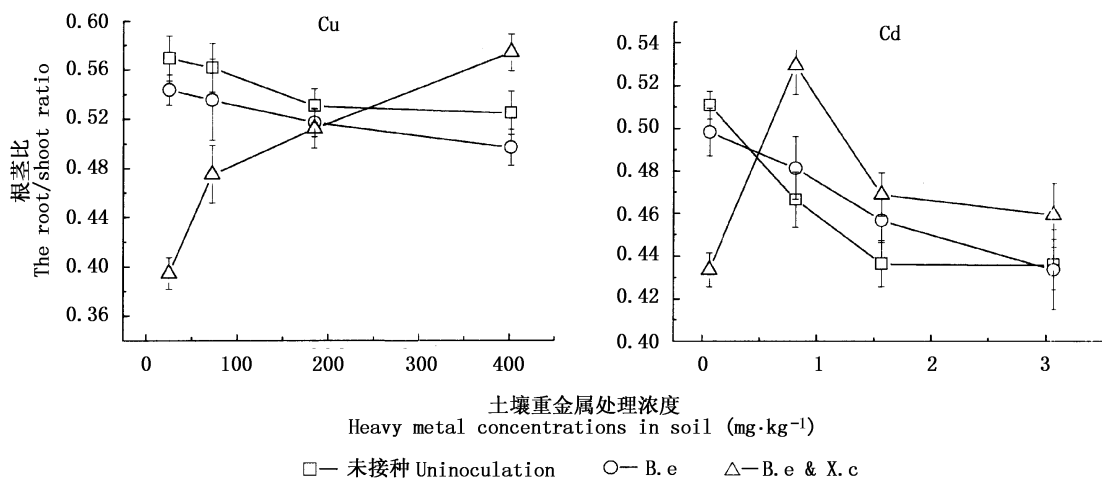


图2 不同重金属胁迫条件下接种差异对油松根茎比的影响

Fig. 2 The root/shoot ratio of *Pinus tabulaeformis* seedling influenced by ectomycorrhizal infection under different heavy metal treatments B. e, X. c : 见图1 See Fig. 1

2.1.3 不同接种处理油松根长

在Cu处理条件下，B. e 菌根和混合菌根植物根长均随土壤浓度升高而增加，与对照相比，在 $400 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时植株根长分别增加了17.8%和24.4%。未接种植物根长在50和 $166 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 处理时高于菌根植物根长，而当浓度达到 $400 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时，仅为B. e 和混合菌根长的88.9%和90.2% (图3)。土壤Cd胁迫条件下，未接种幼苗的根长随Cd处理浓度的增加呈下降趋势，在 $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的处理浓度下，未接种幼苗根长与空白对照相比减少了23.6%。而B. e 和混合菌根植物根长则在 $0.75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的低Cd处理条件下，出现显著上升的趋势，较对照分别增加了12.3%和26.3%；在1.5和 $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的Cd浓度下，菌根植物根长又呈现下降趋势。

2.2 Cu、Cd 污染条件下不同接种处理对油松重金属积累的影响

对Cu、Cd污染条件下不同接种处理油松的茎叶和根部重金属积累浓度进行方差分析，结果显示(表2)，菌根接种和土壤重金属浓度均对油松体内

Cu 和 Cd 积累浓度产生显著影响 ($p < 0.05$)。

从图4可以看出，在不同接种条件下，油松根部的Cu积累浓度均随土壤处理浓度的升高而增加。但在相同的土壤处理浓度下，菌根植物的积累浓度低于未接种对照，混合接种低于单一接种，且这种优势在高浓度的重金属胁迫环境下尤为明显。在空白对照条件下，B. e 菌根和混合菌根油松根部的Cu积累浓度分别为未接种植株的97%和123.1%；而当浓度达到 $400 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时，B. e 菌根和混合菌根的积累浓度则仅为未接种植株的83.4%和79.6%。与根部不同，菌根茎叶部分的Cu积累浓度，在50和 $166 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的处理浓度下随土壤处理浓度的增加而增加，但当浓度达到 $400 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时茎叶部分的积累浓度又显著下降，仅为非菌根植株的62.5%和61.8%。

与Cu积累模式不同，油松根部和茎叶Cd积累含量均随处理浓度的增加而升高(图4)。在同一处理浓度下，未接种油松根部和茎叶的Cd含量要显著高于B. e 菌根，B. e 菌根高于混合菌根植株，这种接

种差异对 Cd 积累的影响在高浓度下更加明显。在 $1.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 Cd 土壤浓度下, B. e 菌根与混合菌根植株茎叶和根部的浓度分别为未接种对照的 81.7%

和 70.9%、90.4% 和 74.2%, 而当浓度达到 $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 二者的茎叶和根部浓度则分别仅为未接种对照的 88.8% 和 70.7%、70.4% 和 59.1%。

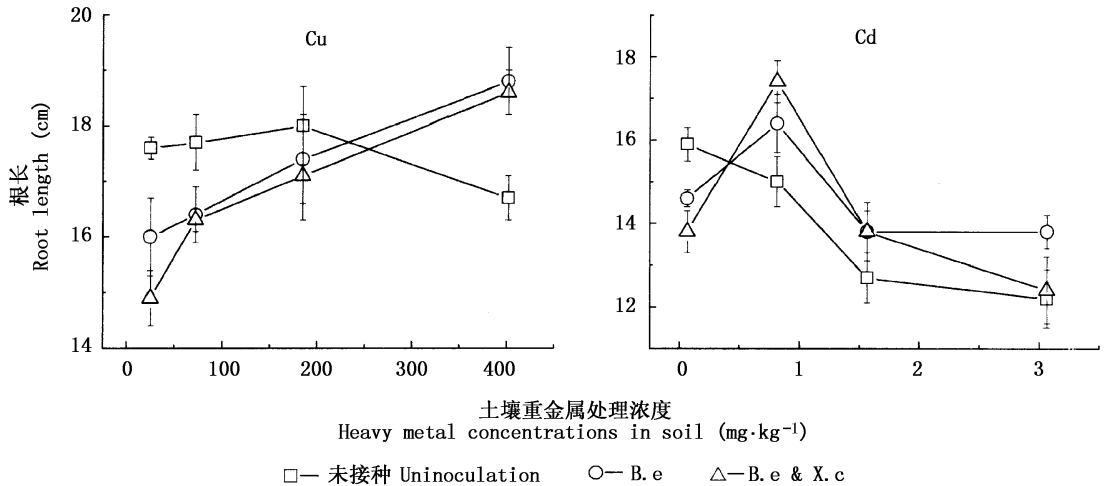


图 3 不同 Cu、Cd 处理浓度下接种差异对油松根长的影响
Fig. 3 Effect of ectomycorrhizal infection on the root length under different Cu and Cd treatments
B. e, X. c: 见图 1 See Fig. 1

表 2 Cu、Cd 处理和接种差异对油松积累浓度的影响

Table 2 The effects of heavy metal treatments and inoculation on accumulated concentration in seedlings

重金属 Metal	部位 Section	变量 Source of variation	自由度 df	方差 MS	F 值 F-value	p 值 p-value
铜 Cu	茎叶 Shoot	铜 Cu	2	0.000 04	1.80	0.180
		接种 Infection status	3	0.000 14	7.12	0.001
		铜与接种 Cu & infection	6	0.000 09	4.44	0.002
	根部 Root	铜 Cu	2	0.016 74	8.02	0.001
		接种 Infection status	3	1.191 29	570.83	< 0.001
		铜与接种 Cu & infection	6	0.007 58	3.63	0.006
镉 Cd	茎叶 Shoot	镉 Cd	2	0.019 12	21.95	< 0.001
		接种 Infection status	3	0.107 06	122.91	< 0.001
		镉与接种 Cd & infection	6	0.002 89	3.32	0.011
	根部 Root	镉 Cd	2	2.349 90	10.79	< 0.001
		接种 Infection status	3	54.125 08	248.49	< 0.001
		镉与接种 Cd & infection	6	0.550 28	2.53	0.038

3 讨论

3.1 外生菌根接种对油松植株生长的影响

在同一重金属处理水平下, 菌根植物的生长状况得到明显的改善, 说明外生菌根接种对污染条件下油松植株的生长具有积极的促进作用, 有效地缓解了重金属对植物的毒害作用。在 Cd 处理土壤中, 无菌根植物茎叶与根部的生物量均随体内 Cd 浓度的升高而显著下降, 而菌根植物却在低 Cd 浓度的刺

激下呈现上升趋势, 生物量较空白对照显著增加。菌根与非菌根植物在生物量积累方面的差异, 可能与其在重金属胁迫下植物的生理代谢活动有关 (Patria *et al.*, 1994; 杨春香等, 2004)。在本研究中, 菌根在低 Cd 浓度时对寄主植物的保护适应性可能大于重金属的毒害作用, 从而对生物量积累起到积极的促进作用, 而高浓度时, 后者大于前者, 从而表现出抑制和毒害作用。镉对无菌根植物的毒害作用较大, 弱化了其代谢活动所产生的促进作用, 所以生物

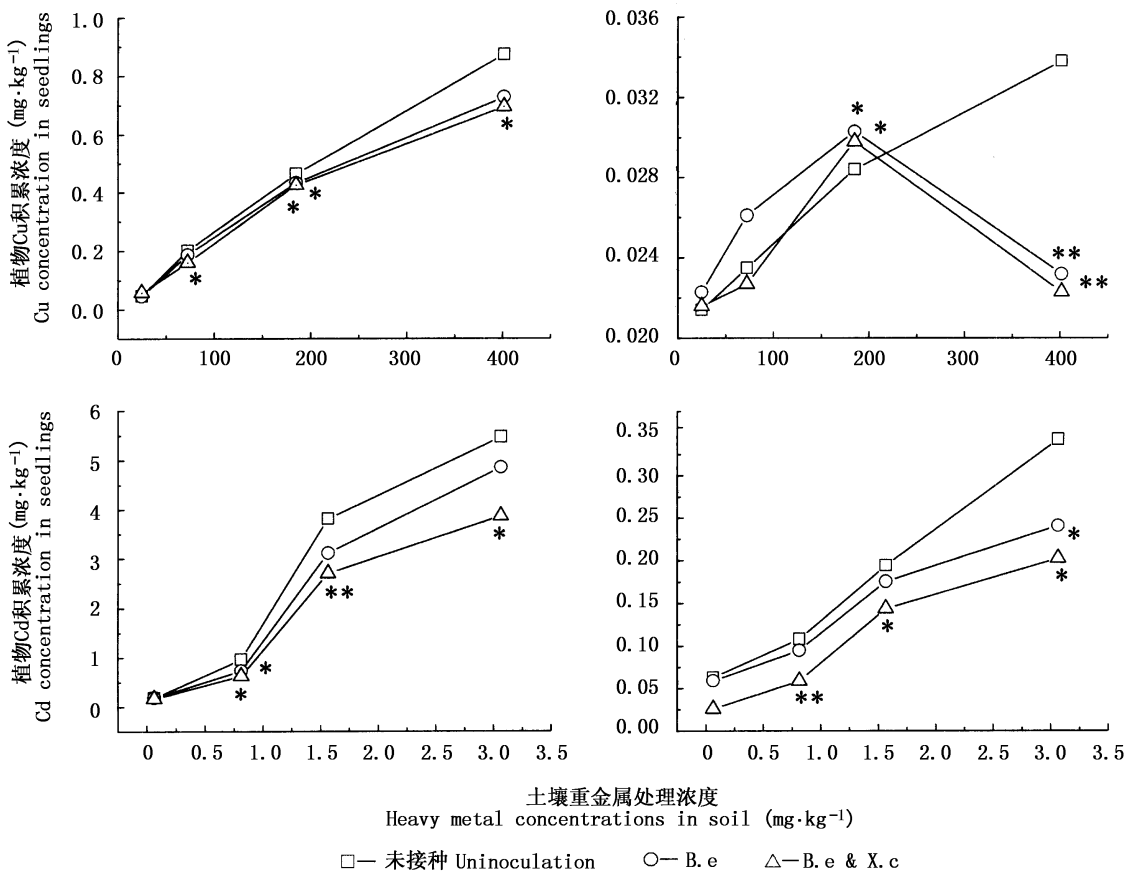


图4 菌根接种对油松体内 Cu、Cd 积累浓度的影响

Fig.4 Effect of ectomycorrhizal infection on the Cu and Cd accumulated concentration in seedlings

图注见图1 Notes see Fig. 1

量一直呈现下降趋势。这与 Godbold 等(1998)的研究结果一致。

3.2 外生菌根接种对油松重金属积累的影响

与无菌根植株相比, B. e 菌根和混合菌根植物体内 Cd 以及根部 Cu 浓度均显著降低。这可能是由于土壤中的重金属破坏了无菌根植物根部的原生质膜, 使原生质膜功能受到严重损伤, 并导致重金属离子大量流入根部和向枝叶转移的增加(Tichelen *et al.*, 2001)。外生菌根真菌通过对植株根部细胞原生质膜的保护, 减少寄主植物对重金属的吸收和积累, 降低重金属的生物毒性。Cd 虽然不是植物生长的必需元素, 但却很容易被植物吸收(Colpaert & Van Assche, 1993), 表现出很强的积累能力。与 Cd 不同, 在 50 和 166 mg·kg⁻¹ 的土壤 Cu 浓度下, 菌根植物茎叶部分的积累浓度较无菌根植株明显增加, 但当浓度达到 400 mg·kg⁻¹ 时, Cu 积累浓度又显著低于未接种对照。这可能是由于 Cu 为植物生长必需的营养元素, 低浓度时菌根可促进植物进行吸收和

积累, 而当浓度过高并对植物造成损伤时, 菌根则通过减少 Cu 向地上部分的转运, 达到保护寄主植物的目的。Bucking 和 Heyse(1994) 以及 Khan 等(2000) 在对其它金属的研究中也发现了类似的情况。

3.3 混合菌根与单独菌根对植物生长和积累影响的差异

研究表明, 混合菌根植物在生物量与重金属积累方面, 都优于单独菌根植物, 这种优势在高浓度的重金属胁迫环境下尤为明显。这说明, 与单一真菌接种相比, 菌根真菌混合接种可以集合不同菌种的优势, 提高根系活力(陈应龙等, 1998a), 对生长环境具有较强的耐受性和适应性(Lapeyrie & Chilvers, 1985; Parlade & Alvarez, 1993), 促进寄主植物生长(Aguillon & Garbaye, 1990; 赵忠等, 1997; Reddy & Natarajan, 1997; 陈应龙等, 1998b), 更加有效地缓解重金属对寄主的生物毒害作用。要充分解释混合菌根对寄主植物的这种保护机理, 今后还需要进一步从生理学的角度对菌根生理生化指标作深入的研

究。

参 考 文 献

- Aguillon R, Garbaye J (1990). Some aspects of a double symbiosis with ectomycorrhizal and VAM fungi. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 29, 263 – 266.
- Bucking H, Heyser W (1994). The effect of ectomycorrhizal fungi on Zn uptake and distribution in seedlings of *Pinus sylvestris* L. *Plant and Soil*, 167, 203 – 212.
- Chen YL (陈应龙), Gong MQ (弓明钦), Wang FZ (王凤珍), Chen Y (陈羽) (1998a). Study on mycorrhizal physiology of *Eucalyptus urophylla* coinoculated with ECM and VAM fungi. *Forest Research (林业科学研究)*, 11, 237 – 242. (in Chinese with English abstract)
- Chen YL (陈应龙), Gong MQ (弓明钦), Wang FZ (王凤珍), Chen Y (陈羽) (1998b). Effects of ECM and VAM fungi combined inoculation on the growth of *Eucalyptus urophylla*. *Scientia Silvae Sinicae (林业科学)*, 11, 481 – 487. (in Chinese with English abstract)
- Colpaert JV, Van Assche JA (1992). Zinc toxicity in ectomycorrhizal *Pinus sylvestris*. *Plant and Soil*, 143, 201 – 211.
- Colpaert JV, Vannasche JA (1993). The effect of cadmium on ectomycorrhizal *Pinus sylvestris* L. *New Phytologist*, 123, 325 – 333.
- Fleming MV (1985). Experimental study of sequences of ectomycorrhizal fungi on birch (*Betula* sp.) seedling root systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 17, 591 – 600.
- Godbold DL, Jentschke G, Winter S, Marschner P (1998). Ectomycorrhizas and amelioration of metal stress in forest trees. *Chemosphere*, 36, 757 – 762.
- Hervey AE, Jurgensen MF, Larsen MJ (1980). Clearcut harvesting and ectomycorrhizae: survival of activity on residual roots and influence on a bordering forest stand in western Montana. *Canadian Journal of Forest Research*, 10, 300 – 303.
- Jentschke G, Winter S, Godbold DL (1999). Ectomycorrhizas and cadmium toxicity in Norway spruce seedlings. *Tree Physiology*, 19, 23 – 30.
- Jentschke G, Godbold DL (2000). Metal toxicity and ectomycorrhizas. *Physiologia Plantarum*, 109, 107 – 116.
- Khan AG, Kuek C, Chaudhry TM (2000). Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere*, 41, 197 – 207.
- Kottke I, Guttenberger M, Hammpp R, Oberwinkler F (1987). An *in vitro* method for establishing mycorrhizae on coniferous tree seedlings. *Trees*, 1, 191 – 194.
- Krupa P, Piotrowska-Seget Z (2003). Positive aspects of interaction between plants and mycorrhizal fungi originating from soils polluted with cadmium. *Polish Journal of Environmental Studies*, 12, 723 – 726.
- Lapeyrie FF, Chilvers GA (1985). An endomycorrhizal-ectomycorrhiza succession associated with enhanced growth by *Eucalyptus dumosa* seedlings planted in a calcareous soil. *New Phytologist*, 100, 93 – 104.
- Marschner P, Godbold DL, Jentschke G (1996). Dynamics of lead accumulation in mycorrhizal and non-mycorrhizal Norway spruce (*Picea abies* (L.) Kaarst). *Plant and Soil*, 178, 239 – 245.
- Marx DH, Ruehle JL, Cordell CE (1991). Methods for studying nursery and field response of trees to specific ectomycorrhiza. In: Norris JR, Read DJ, Varma AK eds. *Techniques for the Study of Mycorrhiza. (Methods in Microbiology, Vol. 23)*. Academic Press, London, 384 – 411.
- Parlade J, Alvarez IF (1993). Coinoculation of aseptically grown Douglas-fir with pairs of ectomycorrhizal fungi. *Mycorrhiza*, 3, 93 – 96.
- Patra J, Lenka M, Panda BB (1994). Tolerance and co-tolerance of the grass *Chloris barbata* Sw to mercury, cadmium and zinc. *New Phytologist*, 128, 165 – 171.
- Reddy MS, Natarajan K (1997). Coinoculation efficacy of ectomycorrhizal fungi on *Pinus patula* seedlings in a nursery. *Mycorrhiza*, 7, 133 – 138.
- Tichelen KKV, Colpaert JV, Vangronsveld J (2001). Ectomycorrhizal protection of *Pinus sylvestris* against copper toxicity. *New Phytologist*, 150, 203 – 213.
- Timonen S, Tammi H, Sen R (1997). Characterization of the host genotype and fungal diversity in Scots pine ectomycorrhiza from natural hummus microcosms using isozyme and PCR-RFLP analyses. *New Phytologist*, 135, 313 – 323.
- Yang CX (杨春香), Lin XJ (林新坚), Lin YX (林跃鑫) (2004). Effects of cadmium on the mycelium growth of *Agaricus blazei* Murill. *Edible Fungi of China (中国食用菌)*, 23(4), 36 – 38. (in Chinese with English abstract)
- Zhao Z (赵忠), Liu XP (刘西平), Wang ZH (王真辉) (1997). Effects of association among ecto- and VA-mycorrhizae on photosynthesis and transpiration by *Populus tomentosa*. *Journal of Northwest Forestry College (西北林学院学报)*, 12(3), 63 – 68. (in Chinese with English abstract)