

# 外生菌根真菌对油松幼苗根际土壤重金属赋存的影响

黄 艺, 李 婷, 费颖恒 (北京大学 环境科学系, 北京 100871)

**摘要:** 油松幼苗接种菌根盆栽试验表明, 外生菌根真菌对油松根际土壤重金属铜、镉的赋存形态产生显著影响。与普通根际相比, 菌根际土壤中交换态铜、镉含量显著下降, 而有机结合态含量则显著增加。菌根际土壤重金属形态呈现出由疏松结合态向紧密结合态转化的趋势。接种菌根显著降低根际重金属的生物有效性, 缓解重金属对寄主植物的毒害作用。

**关键词:** 外生菌根真菌; 油松; 根际; 重金属; 赋存形态

**中图分类号:** X53; Q142; S791.254 **文献标识码:** A **文章编号:** 1673 - 4831(2007)03 - 0070 - 07

**Effects of Ectomycorrhizal Fungi on Heavy Metal Speciation in Rhizosphere of *Pinus tabulaeformis* Seedlings**  
HUANG Yi, LI Ting, FEI Ying-heng (Department of Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China)

**Abstract:** Heavy metal speciation in the rhizospheric soil of *Pinus tabulaeformis* seedlings was significantly influenced by inoculation of ectomycorrhizal fungi. Compared with CK, the inoculated rhizosphere was much lower in content of exchangeable copper and cadmium, but much higher in content of organically bonded forms, showing a remarkable tendency of loosely associated forms transforming into tightly associated forms. Ectomycorrhizae evidently decreased bioavailability of heavy metal in the rhizosphere, and alleviated the damage of heavy metal to its host plant.

**Key words:** ectomycorrhizal fungi; *Pinus tabulaeformis*; rhizosphere; heavy metal; speciation

外生菌根作为高等植物营养根系与真菌形成的共生体, 能够促进重金属胁迫条件下寄主植物的生长, 增强其重金属耐受性。许多科学家, 尤其是生态和生理学家对重金属污染环境下游植物根际的生长和代谢反应进行研究, 探讨在过量重金属胁迫环境下, 菌根对寄主植物的可能保护作用和机理<sup>[1-4]</sup>。但目前有关菌根植物抗重金属机理的研究多集中于菌根对植物体内各种生理活动和代谢调节方面, 而对体外根际微环境在菌根植物抗重金属毒性方面的关注较少。

根际是土壤或沉积物中受植物根系及其生长环境影响的微环境, 由于根分泌物的作用, 致使根际 pH、Eh、养分、微生物等有异于土体, 因而重金属在根际环境中有其特殊的化学行为, 重金属在根际和非根际中的含量和分布也出现差异。RÖMKENS 等<sup>[5]</sup>通过对纤细剪股颖 (*Agrostis capillaris*) 的盆栽试验发现, 植物生长可使土壤 pH 值显著增加, 土壤溶液有机碳和钙含量上升, 并导致土壤中有效态 Cu 含量下降, 降低 Cu 的生物毒性。LOOSEMORE 等<sup>[6]</sup>在研究中指出, 根际交换态 Zn 较非根际土体显著上升, 他认为植物根际微环境对交换态 Zn 含量和生物

有效性产生显著影响。KRK 与 SHUMAN 等<sup>[7-8]</sup>也报道了相似的结果, 并认为根际微环境 Eh 和 pH 值降低是导致根际土壤 Zn 形态变化的直接原因。ZHU 等<sup>[9]</sup>利用柱状提取法研究土壤重金属的移动性, 发现苇状羊茅 (*Festuca arundinacea*) 和大须芒草 (*Andropogon gerardii*) 能够增加根际土壤可交换态 Zn、Cd 含量, 促进其土壤吸附形态的转化。MENCH 等<sup>[10]</sup>也发现, 燕麦 (*Avena sativa*) 根际分泌物可以溶解 Fe、Mn 氧化物, 从而增加 Zn、Cd 和 Ni 的植物有效性。

菌根植物根际微环境因受菌丝侵染和菌根分泌物的影响, 而与普通根际有显著差别<sup>[11-12]</sup>。有研究认为, 菌根可能通过改变 pH 值和分泌物的组分来改变根际微环境, 从而减轻重金属对寄主植物的毒害作用<sup>[13-15]</sup>。但目前有关菌根际微环境, 特别是外生菌根际重金属形态转化的研究仍鲜见报道。

本研究通过对不同接种处理下植物根际土壤重金属形态进行分析, 研究菌根对根际土壤重金属赋

基金项目: 国家自然科学基金 (20677003)

收稿日期: 2006-12-21

通讯联系人

存形态分布以及菌根植物对重金属的吸收和积累的影响,探讨菌根通过调节根际微环境增强植物抗性的可能机理。

## 1 材料与方法

### 1.1 材料培养与处理

真菌:菌种为美味牛肝菌 (*Boletus edulis*) 和红绒盖牛肝菌 (*Xerocomus chrysenteron*), 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<sup>[16]</sup>于  $1.4 \times 10^5$  Pa 下高温灭菌 20 min, 在无菌操作环境下, 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进气口通入玻璃管, 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。将 *B. edulis* 菌液及 *B. edulis* 和 *X. chrysenteron* 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:采自北京大学未名湖周围山丘 5~20 cm 无污染地表土, 土壤类型为褐土, 其基本性状为 pH 值  $[m(\text{土})/V(\text{水})=1/2.5]$  7.5, 总有机碳 (TOC)  $16.683 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 总有机氮 (TON)  $0.938 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 总有机磷 (TOP)  $2.676 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 土壤中 Cu、Cd 本底值分别为 25、0.064  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。采回的土壤在实验室条件下自然风干, 过 0.84 mm 孔径筛备用。配置不同浓度的  $\text{CuSO}_4$  和  $\text{CdCl}_2$  溶液, 均匀喷洒在土壤样品上, 制成不同污染程度的土壤。污染土壤风干后过 0.84 mm 孔径筛, 避光保存 3 个月备用。

植物:油松 (*Pinus tabulaeformis*), 由北京市林业局种子库提供。油松种子经  $100 \text{ mL} \cdot \text{L}^{-1}$  过氧化氢表面消毒 30 min, 在 80 °C 条件下浸泡 30 min, 室温下用无菌水浸泡 24 h, 转移至盛有灭菌蛭石的大培养皿中发芽。待种子露白后, 置于人工气候箱中培养。幼苗生长 3 周后, 从蛭石中小心掘出, 将其根部浸入菌丝悬浮液中, 使苗木根部沾满菌丝体, 然后种植在盛有灭菌珍珠岩的塑料盆内, 并用医用无菌注射器向每棵幼苗根部珍珠岩中注射 10 mL 菌丝悬浮液。未接种的对照幼苗则将其根部浸入灭活后冷却的菌丝悬浮液中, 种植于与接种幼苗同样的容器内, 在每棵苗木根部的珍珠岩中注射 10 mL 灭活后的菌丝悬浮液, 以使不同处理之间除菌根真菌以外的环境条件保持一致。4 周后将幼苗移栽在盛有灭菌污染土的塑料盆内, 每盆 10 棵, 置于人工气候箱内培

养 12 周。每隔 5 d 浇 1 次 (每盆 80 mL) 无菌全营养液。

### 1.2 试验设计

将未接种菌根、接种 *B. edulis* 菌根及接种 *B. edulis* 和 *X. chrysenteron* 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 (高 10 cm, 直径 14 cm) 内。加入土壤中的重金属量分别为 Cu: 0 (空白对照)、50、166、400  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , Cd: 0 (空白对照)、0.75、1.50、3.00  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。将移栽后的幼苗置于人工气候箱内培养 12 周。光照和非光照时间分别为 14 h 和 10 h, 对应温度为 25 °C 和 18 °C, 光照条件为 8 000 lx。每隔 5 d 浇 1 次 (每盆 80 mL) 无菌全营养液。试验处理因子: 4 个处理水平, 3 个接种处理, 每个处理 4 个平行, 共 48 盆植物。

### 1.3 样品测定

#### 1.3.1 土壤重金属形态分析

根际微域土壤样品采集主要依据剥落分离法<sup>[17]</sup>。将油松植株连同根系从培养土壤中取出, 可人工轻轻抖落下来的土壤视为非根际土壤, 收集于无菌培养皿; 紧密粘着在根系表面 0~5 mm 范围内的土壤为根际土。采用改进的连续浸提法<sup>[18]</sup>对土壤重金属形态进行分析。分级提取的形态依次为交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机结合态和残渣态。

#### 1.3.2 土壤消解

采用  $\text{HNO}_3$ -HF-HClO<sub>4</sub> 消解体系对土壤进行消解。准确称取 0.1 g 土壤样品于坩埚内, 加入 10 mL  $\text{HNO}_3$ , 置电热板加热至完全挥发, 移取 10 mL HF 于坩埚中继续消解至残留少量液体, 向坩埚中加入 5 mL  $\text{HClO}_4$ , 继续在电热板上加热至消解液呈泪状流动, 冷却后定容至 25 mL。采用原子吸收分光光度计 (Z-5000) 测定消化液中的 Cu、Cd 元素含量<sup>[19]</sup>。

### 1.4 数据分析

使用 SPSS 11.0 和 Origin 7.0 软件进行 ANOVA、相关分析以及统计检验。

## 2 结果与分析

### 2.1 普通根际和菌根际土壤中重金属 Cu 形态分布与变化趋势

#### 2.1.1 污染土壤 Cu 形态分布

不同 Cu 处理水平下土壤中各形态 Cu 占总量的比例见图 1。

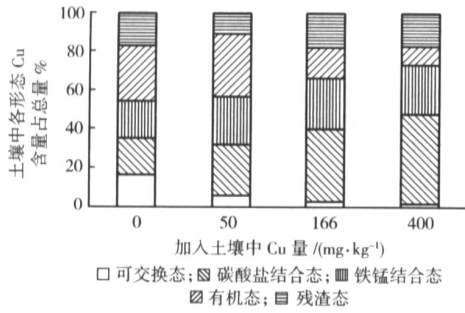


图 1 不同处理水平下土壤 Cu 形态分布

Fig 1 Distribution of Cu forms in soils different in Cu treatment

从图 1 中可以看出,在 0(空白)及 50 mg · kg<sup>-1</sup> 低 Cu 加入量条件下,土壤有机结合态 Cu 含量较高,在非根际土壤中分别达到总 Cu 含量的 28% 和 32%;碳酸盐结合态和铁锰结合态次之。但随着处理水平的升高,有机结合态的比例显著下降,碳酸盐结合态含量迅速增加。在加入土壤中的 Cu 量分别为 166 和 400 mg · kg<sup>-1</sup> 条件下,碳酸盐结合态已经成为最主要的形态,其占总 Cu 含量的比例也分别增至 37% 和 46%。铁锰氧化物结合态的比例随处理水平有增加的趋势,但变化幅度没有碳酸盐结合态显著。交换态含量在 4 种不同的土壤条件下基本保持不变,但由于土壤总 Cu 含量增加,其所占比例随处理水平升高显著下降,由无污染土壤中的 15.56% 减至 1.08%。残渣态含量绝对值也有所增加,但是这部分在总量中的比例略微下降。这与以往的研究结果相一致<sup>[19-21]</sup>。土壤 Cu 形态分布的方差分析结果表明(表 1),不同污染水平对土壤中 Cu 形态分布具有极显著影响 ( $P$  均小于 0.001)。

### 2.1.2 普通根际和菌根际土壤中 Cu 形态变化

与非根际相比,普通根际(未接种根际)和菌根际土壤中 4 种 Cu 赋存形态均发生了变化(表 2)。以普通根际和菌根际各赋存形态 Cu 含量相对于非根际土壤的变化百分率为相对改变量作图 2,可以看出 Cu 在普通根际和菌根际土壤中赋存形态变化的不同情况。与非根际土壤相比,各处理根际和菌根际土壤中交换态和碳酸盐结合态均呈显著下降趋势,有机结合态呈显著增加趋势,而铁锰氧化物结合态变化规律不明显。但方差分析的结果显示(表 1),接种处理和土壤处理水平两因素的交互作用仅对碳酸盐结合态产生显著影响 ( $P = 0.002$ ),而对交换态、铁锰氧化物结合态和有机态含量的影响不

显著。

表 1 Cu, Cd 处理水平和菌根侵染对土壤 Cu 形态的双因素方差分析表

Table 1 Two factors ANOVA matrix of effects of Cu or Cd concentration and infection on heavy element speciation

形态	变异来源	$P_{Cu}$	$P_{Cd}$
交换态	A	<0.001	<0.001
	B	0.113	<0.001
	A × B	0.811	<0.001
碳酸盐结合态	A	<0.001	<0.001
	B	<0.001	0.670
	A × B	0.002	0.360
铁锰结合态	A	<0.001	<0.001
	B	0.751	0.350
	A × B	0.961	0.050
有机态	A	<0.001	<0.001
	B	0.553	<0.001
	A × B	0.958	<0.001

A—重金属处理水平, B—接种状态。

普通根际和菌根际土壤中交换态 Cu 含量均低于非根际土体,但不同接种处理土壤中交换态 Cu 含量存在差异。在 50 mg · kg<sup>-1</sup> 处理水平下,不论 *B. edulis* 还是 *B. edulis* 和 *X. chrysenteron* 混合菌根际交换态 Cu 含量均高于根际,根际比非根际的相对减少量分别是 *B. edulis* 和混合菌根际的 10.5 倍和 1.4 倍;而当加入土壤中 Cu 量升高时,菌根际交换态 Cu 含量开始低于根际,升高到 400 mg · kg<sup>-1</sup> 时,根际相对减少量仅为 *B. edulis* 和混合菌根际的 0.7 倍和 0.8 倍。混合菌根际含 Cu 量总体上低于 *B. edulis* 菌根际。

在所有 Cu 处理水平下(空白对照除外),根际土壤中有机结合态 Cu 含量均高于非根际。随着 Cu 含量增加,不论是单独还是混合接种,菌根际土壤中有机结合态 Cu 的相对改变量均逐渐增加,且混合菌根际高于 *B. edulis* 菌根际,当加入土壤中 Cu 量达 400 mg · kg<sup>-1</sup> 时,已经显著高于普通根际,分别为普通根际改变量的 6.7 倍和 6.9 倍。与菌根际不同,普通根际土壤中有有机结合态 Cu 的相对改变量呈下降趋势,分别为 1.55%、0.49% 和 0.65%。

菌根际和普通根际土壤中碳酸盐态 Cu 含量与非根际存在显著差异,其大小依次为:非根际 > *B. edulis* 菌根际 > 混合菌根际 > 普通根际。随着加入土壤中 Cu 量的增加,菌根际土壤中碳酸盐态相对改变量逐渐减小。升高到 400 mg · kg<sup>-1</sup> 时,根际

碳酸盐态相对于非根际的减少量已经分别达到 *B. edulis*和混合菌根际的 14.1倍和 2.0倍。

表 2 不同处理下土壤中各形态 Cu分布

Table 2 Content of Cu forms in soils treated with Cu

Cu形态 (mg · kg <sup>-1</sup> )	根际土壤状态 <sup>1)</sup>	加入土壤中 Cu量 / (mg · kg <sup>-1</sup> )			
		0	50	166	400
交换态 / (mg · kg <sup>-1</sup> )	非根际	3.913 ± 0.266	4.125 ± 0.194	4.300 ± 0.376	4.338 ± 0.138
	未接种	3.813 ± 0.125	3.863 ± 0.103	4.263 ± 0.232	4.188 ± 0.239
	接种 <i>B. edulis</i>	3.913 ± 0.138	4.100 ± 0.168	4.150 ± 0.129	4.113 ± 0.180
	接种混合菌	3.838 ± 0.103	3.938 ± 0.243	4.088 ± 0.180	4.150 ± 0.187
碳酸盐结合态 / (mg · kg <sup>-1</sup> )	非根际	4.913 ± 0.210	19.188 ± 0.448	69.650 ± 1.405	188.538 ± 7.510
	未接种	4.525 ± 0.104	18.213 ± 0.478	66.938 ± 0.649	178.138 ± 3.314
	接种 <i>B. edulis</i>	4.825 ± 0.328	18.913 ± 0.239	69.350 ± 0.505	189.325 ± 3.812
	接种混合菌	4.700 ± 0.147	18.675 ± 0.366	68.363 ± 0.333	183.363 ± 3.827
铁锰结合态 / (mg · kg <sup>-1</sup> )	非根际	4.775 ± 0.542	17.938 ± 1.106	48.038 ± 2.770	102.200 ± 6.095
	未接种	4.900 ± 0.558	17.700 ± 0.932	49.088 ± 3.801	104.363 ± 4.219
	接种 <i>B. edulis</i>	5.013 ± 0.407	16.963 ± 0.763	48.725 ± 4.866	99.950 ± 9.918
	接种混合菌	4.950 ± 0.480	17.300 ± 1.310	49.025 ± 2.913	99.288 ± 7.132
有机态 / (mg · kg <sup>-1</sup> )	非根际	7.050 ± 0.196	23.350 ± 0.552	30.563 ± 2.020	36.700 ± 1.139
	未接种	7.013 ± 0.359	23.713 ± 1.927	30.713 ± 1.620	36.938 ± 1.140
	接种 <i>B. edulis</i>	6.963 ± 0.527	23.413 ± 0.330	31.338 ± 1.615	38.288 ± 1.342
	接种混合菌	7.088 ± 0.309	23.663 ± 1.235	31.063 ± 2.765	38.338 ± 2.364

1)接种混合菌指接种 *B. edulis*和 *X. chrysenteron*。

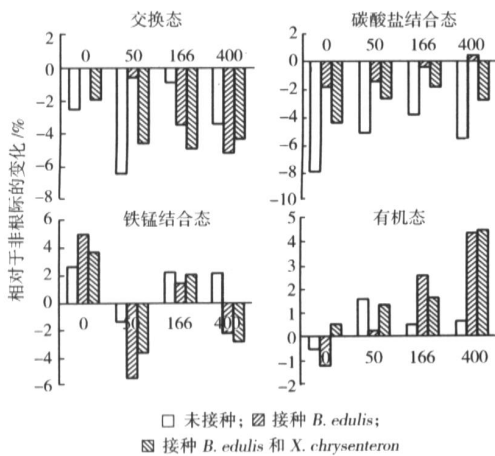


图 2 不同处理水平 (mg · kg<sup>-1</sup>)下各形态 Cu在菌根和非菌根根际中相对于非根际的变化

Fig 2 Comparison between inoculated and non-inoculated rhizospheres in Cu speciation

## 2.2 普通根际和菌根际土壤中重金属 Cd形态分布与变化趋势

### 2.2.1 污染土壤 Cd形态分布

土壤中 Cd赋存形态分布趋势与 Cu显著不同(图 3)。

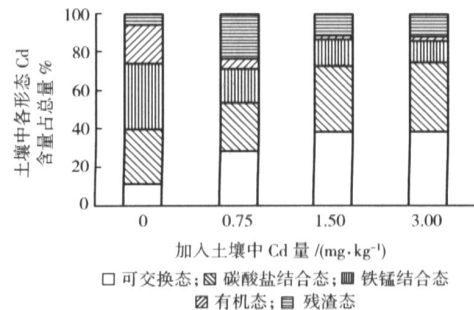


图 3 不同处理水平下土壤 Cd形态分布

Fig 3 Distribution of Cd forms in soils different in Cd treatments

空白对照土壤中,碳酸盐结合态、铁锰结合态和有机结合态 Cd所占比例较大,分别达土壤总 Cd含量的 28.70%、34.12%和 19.69%,交换态和残渣态所占比例较小,仅占 11.60%和 5.89%。而在 Cd污染土壤中,交换态占主导地位,并且随处理水平升高,交换态 Cd还有增加的趋势,在处理水平为 3 mg · kg<sup>-1</sup>时,交换态 Cd已经达到 Cd总量的 38.73%,远高于交换态 Cu所占比例(处理水平为 400 mg · kg<sup>-1</sup>时仅 1.08%)。这与 SALM等<sup>[22]</sup>的研

究结果基本一致。土壤中碳酸盐结合态 Cd 含量也较高,仅次于交换态,在 0, 0.75, 1.50, 3.00 mg · kg<sup>-1</sup> 4 种处理水平下分别占总 Cd 含量的 28.70%、25.22%、34.02%和 35.85%。土壤铁锰结合态和有机结合态 Cd 含量虽然随处理水平的提高而增加,但所占比例却呈下降趋势。残渣态、铁锰结合态和有机结合态 Cd 比例的减小,以及交换态和碳酸盐结合态比例的显著增加,使试验土壤中的 Cd 具有由紧密结合态向疏松结合态转化的趋势。陈有镒与王新等<sup>[19,21]</sup>在研究中也得出了相似结论。土壤 Cd 形态分布的方差分析结果表明(表 1),Cd 处理水平对 Cd 各种赋存形态均具有极显著影响 ( $P < 0.001$ )。

### 2.2.2 普通根际和菌根际土壤中 Cd 形态变化

土壤中交换态、碳酸盐结合态和铁锰结合态 Cd 含量均随处理水平提高而上升,而有机结合态则不同(表 3)。在 1.5 mg · kg<sup>-1</sup> 处理水平下,非根际、根际和菌根际土壤中有有机态 Cd 均呈现显著下降趋势,而在 3 mg · kg<sup>-1</sup> 时,有机态含量又大幅度上升。以根际和菌根际 Cd 形态相对于非根际土壤的变化百分率为相对改变量,分析 Cd 在菌根和非菌根根际土壤中赋存形态的变化(图 4)。可以看出,根际和菌根际土壤 Cd 的形态变化表现为交换态和铁锰结合态减少,而碳酸盐结合态和有机态上升,但不同接种处理条件下,各赋存形态的改变量存在一定差异。

表 3 不同处理下土壤中各形态 Cd 分布

Table 3 Content of Cd forms in soils treated with Cd

Cd 形态 ( $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	根际土壤状态 <sup>1)</sup>	加入土壤中 Cd 量 / ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )			
		0	0.75	1.50	3.00
交换态 / ( $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	非根际	8.050 ±2.780	218.100 ±3.542	612.217 ±68.908	1200.783 ±94.953
	未接种	8.800 ±4.456	206.200 ±18.565	528.683 ±27.492	1094.783 ±20.549
	接种 <i>B. edulis</i>	8.917 ±1.523	69.083 ±23.590	315.817 ±48.059	1148.017 ±28.802
	接种混合菌	7.800 ±1.499	130.483 ±17.945	404.467 ±5.441	759.700 ±43.988
碳酸盐结合态 / ( $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	非根际	19.917 ±4.499	191.067 ±10.980	532.250 ±11.947	1111.200 ±80.857
	未接种	20.200 ±2.566	183.650 ±20.107	533.383 ±39.686	1125.017 ±56.854
	接种 <i>B. edulis</i>	23.367 ±6.422	232.750 ±1.283	537.467 ±31.572	1093.533 ±26.984
	接种混合菌	24.517 ±6.550	224.700 ±14.002	554.233 ±17.936	1098.233 ±18.525
铁锰结合态 / ( $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	非根际	23.683 ±2.166	133.183 ±9.938	219.433 ±8.333	368.517 ±35.011
	未接种	18.650 ±9.770	130.300 ±5.510	192.217 ±4.219	365.700 ±44.187
	接种 <i>B. edulis</i>	12.917 ±6.661	102.100 ±17.749	195.867 ±22.699	393.150 ±2.993
	接种混合菌	19.850 ±1.229	121.833 ±7.437	192.150 ±13.435	385.167 ±18.147
有机态 / ( $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )	非根际	13.667 ±3.164	36.867 ±5.998	27.067 ±2.945	50.983 ±9.452
	未接种	18.517 ±3.064	50.817 ±5.826	29.333 ±1.613	54.867 ±10.492
	接种 <i>B. edulis</i>	16.000 ±6.027	43.750 ±4.940	33.250 ±7.424	85.633 ±11.878
	接种混合菌	15.367 ±3.758	47.483 ±8.495	30.683 ±5.738	75.967 ±1.566

1) 接种混合菌指接种 *B. edulis* 和 *X. chrysenteron*。

为研究接种菌根和土壤含 Cd 量对重金属赋存形态变化的影响,对试验数据进行双因素方差分析(表 1)。结果表明,接种菌根和土壤含 Cd 量的交互作用对土壤中交换态、有机态 Cd 含量变化均产生极显著影响 ( $P < 0.001$ ),对铁锰结合态含量也产生显著影响 ( $P = 0.05$ ),但却没有显著影响碳酸盐结合态 Cd 含量变化 ( $P = 0.36$ )。

不同土壤交换态 Cd 含量存在显著差异。与非根际相比,无论普通根际还是菌根际土壤中交换态 Cd 都呈下降趋势,且根际土壤中交换态 Cd 高于菌根际。在 0.75, 1.50, 3.00 mg · kg<sup>-1</sup> 3 种处理水平

下,根际交换态 Cd 含量分别为混合菌根际的 1.6 倍、1.3 倍、1.4 倍和 *B. edulis* 菌根际的 3.0 倍、1.7 倍和 1.0 倍。

与交换态 Cd 不同,普通根际和菌根际土壤中有有机态 Cd 均高于非根际土壤。从有机态的改变百分率可以看到(图 4),未接种土壤有机态的变化率随处理水平的提高而下降,*B. edulis* 和混合菌根际的变化率均呈上升趋势,且 *B. edulis* 菌根要高于混合菌根。在 3 mg · kg<sup>-1</sup> 最高污染水平下,这种变化尤为显著,*B. edulis* 菌根和混合菌根际有机态分别增加 67.96% 和 49%,而非菌根际则只有 7.62%。

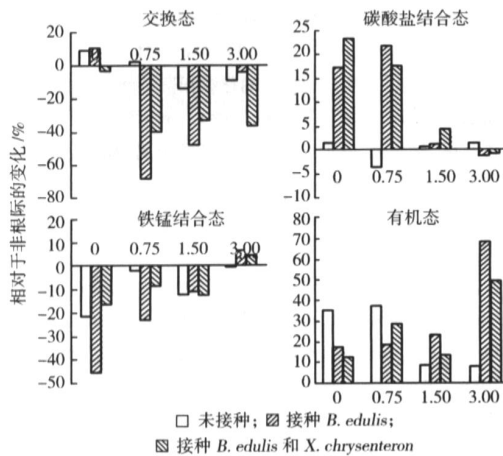


图 4 不同处理水平 ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 下不同形态 Cd 含量在菌根际和普通根际中相对于非根际的变化

Fig 4 Comparison between inoculated and non-inoculated rhizospheres in concentration of Cd of different forms

普通根际土壤中铁锰结合态 Cd 含量均低于非根际土壤,随着处理水平的提高,菌根际土壤铁锰结合态 Cd 含量相对于非根际土壤的减少量也逐渐降低,在处理水平提高到  $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时, *B. edulis* 和混合菌根际铁锰结合态含量比非根际土壤增加 6.68% 和 4.52%。

普通根际和菌根际碳酸盐结合态 Cd 含量一般高于非根际土壤,但这种相对改变量随土壤含 Cd 量的增加逐渐降低。在空白处理条件下, *B. edulis* 和混合菌根际碳酸盐态 Cd 含量显著高于根际土壤,其相对增加量分别是根际的 12.2 倍和 16.2 倍。而当 Cd 含量达  $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,菌根际碳酸盐态 Cd 含量不仅没有增加,反而比非根际土壤降低 1.59% 和 1.17%。

### 3 讨论

菌根真菌作为根系共生体的一部分,能显著影响根际土壤中重金属的赋存形态分布、迁移转化和生物有效性<sup>[23]</sup>。在本试验中,当土壤 Cu 含量较低时,菌根际交换态 Cu 含量高于普通根际,说明菌根可能通过调节菌根际微环境,活化土壤中的微量 Cu 元素,增加其生物有效性,促进植物吸收利用。当 Cu 处理水平达到 166 和  $400 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,菌根际土壤有效态 Cu 含量则低于普通根际, *B. edulis* 菌根际有效态含量甚至呈现下降趋势。与土壤中交换态 Cu 不同,菌根际土壤交换态 Cd 含量在 4 种供试土

壤中均低于普通根际。Cd 对植物生长具有危害作用,为非必需有毒元素。菌根植物可能通过改变根际环境,降低 Cd 的植物有效性,减少寄主植物对 Cd 的吸收。黄艺等<sup>[15,24]</sup>在对小麦和玉米菌根际重金属赋存形态的研究中同样发现,菌根际土壤中交换态 Cu 含量高于根际土壤,而交换态 Cd 则呈下降趋势,认为菌根可通过增加交换态含量,活化生物必需元素 Cu,而降低有毒元素 Cd 的生物有效性。LI 等<sup>[25]</sup>发现,与对照相比,在高 Zn 条件下接种 AM 真菌的红三叶草菌根际土壤溶液 pH 值升高,可溶性 Zn 浓度降低,认为菌根对植物 Zn 毒害的保护作用可能与根际 pH 值变化而引起的 Zn 有效性降低有关。DEGENHARDT 等<sup>[26]</sup>研究表明,铝胁迫下菌根通过减少分泌  $\text{H}^+$ ,提高根际 pH 值,从而降低铝活性,提高植物的耐铝性。

与非根际 Cu、Cd 污染土壤相比,油松幼苗根际和菌根际土壤中有有机结合态 Cu、Cd 含量均显著增加,且随重金属处理水平的提高,不论是单独还是混合接种,菌根际有机结合态 Cu 的相对改变量均逐渐增加,而普通根际土壤中有有机结合态 Cu、Cd 的相对改变量则呈下降趋势。这可能是由于重金属胁迫影响未接种处理油松根系正常的新陈代谢,使根系分泌活动受到抑制,进而使有机态含量降低。菌根植物则不同,外生菌根真菌的侵染很可能刺激根系生长,从而影响分泌物的组分和数量<sup>[27-29]</sup>。土壤重金属赋存形态变化的原因较为复杂,要进一步认识菌根植物根际微环境对重金属赋存形态分布的影响,还需对各种土壤微环境作更深入研究。

### 参考文献:

- [1] COLPAERT J V, VAN ASSCHE J A. The Effect of Cadmium on Ectomycorrhizal *Pinus sylvestris* L. [J]. New Phytologist, 1993, 123 (2): 325 - 333.
- [2] GALLIU, SCHÜEPP H, BRUNOLD C. Heavy Metal Bindings by Mycorrhizal Fungi [J]. Physiologia Plantarum, 1994, 92 (2): 364 - 368.
- [3] TURNAU K, KOTTKE I, DEXHEMER J. Toxic Element Filtering in *Rhizopogon roseolus*/*Pinus sylvestris* Mycorrhizas Collected From Calamine Dumps [J]. Mycological Research, 1996, 100 (1): 16 - 22.
- [4] SMITH S E, REED D J. Mycorrhizal Symbiosis [M]. 2nd ed. London: Academic Press, 1997: 186 - 192.
- [5] RÖMKENS P F A M, BOUWMAN L A, BOON G T. Effect of Plant Growth on Copper Solubility and Speciation in Soil Solution Samples [J]. Environmental Pollution, 1999, 106 (2): 315 - 321.

- [6] LOOSEMORE N, STRACZEK A, HNSNGER P, *et al* Zinc Mobilization From a Contaminated Soil by Three Genotypes of Tobacco as Affected by Soil and Rhizosphere pH [J]. *Plant and Soil*, 2004, 260 (1/2): 19 - 32.
- [7] KRK G J D, BAJITA J B. Root-Induced Iron Oxidation, pH Changes and Zinc Solubilization in the Rhizosphere of Lowland Rice[J]. *New Phytologist*, 1995, 131 (1): 129 - 137.
- [8] SHUMAN L M, WANG J. Effect of Rice Variety on Zinc, Cadmium, Iron, and Manganese Content in Rhizosphere and Non-Rhizosphere Soil Fractions [J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1997, 28 (1/2): 23 - 36.
- [9] ZHU D, SCHWAB A P, BANKS M K. Heavy Metal Leaching From Mine Tailings as Affected by Plants[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1999, 28 (6): 1727 - 1732.
- [10] MENCH M J, FARGUES S. Metal Uptake by Iron-Efficient and Inefficient Oats[J]. *Plant and Soil*, 1994, 165 (2): 227 - 233.
- [11] 宋福强, 杨国亭, 孟繁荣, 等. 丛枝菌根化大青杨苗木根际微域环境的研究 [J]. *生态环境*, 2004, 13 (2): 211 - 216.
- [12] RIGOU L, MIGNARD E, PLASSARD C, *et al* Influence of Ectomycorrhizal Infection on the Rhizosphere pH Around Roots of Maritime Pine (*Pinus pinaster* Soland in Ait) [J]. *New Phytologist*, 1995, 130 (1): 141 - 147.
- [13] EL-KHERBAWY M, ANGLE J S, HEGGO A, *et al* Soil pH, Rhizobia and Vesicular-Arbuscular Mycorrhizae Inoculation Effects on Growth and Heavy Metal Uptake of Alfalfa (*Medicago sativa* L.) [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1989, 8 (1): 61 - 65.
- [14] HEGGO A, ANGLE J S. Effects of Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Fungi on Heavy Metal Uptake by Soybean [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1990, 22 (4): 865 - 869.
- [15] 黄艺, 陈有键, 陶澍. 菌根植物根际环境对污染土壤中 Cu、Zn、Pb、Cd 形态的影响 [J]. *应用生态学报*, 2000, 11 (3): 431 - 434.
- [16] KOTTKE I, GUTTENBERGER M, HAMPP R, *et al* An in Vitro Method for Establishing Mycorrhizae on Coniferous Tree Seedlings [J]. *Trees*, 1987, 1 (3): 191 - 194.
- [17] RILEY D, BARBER S A. Salt Accumulation at the Soybean [*Glycine max* (L.) Merr.] Root-Soil Interface [J]. *Soil Science Society of America Proceeding*, 1970, 34 (1): 154 - 155.
- [18] TESSIER A, CAMPBELL P G C, BISSON M. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals [J]. *Analytical Chemistry*, 1979, 51 (3): 844 - 851.
- [19] 陈有键, 陶澍, 邓宝山, 等. 不同作物根际环境对土壤重金属形态的影响 [J]. *土壤学报*, 2001, 38 (1): 54 - 59.
- [20] 许嘉琳, 杨居荣. 陆地生态系统中的重金属 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1996: 60 - 237.
- [21] 王新, 周启星. 外源性镉铅铜在土壤中形态分布特性及改良剂的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2003, 22 (5): 541 - 545.
- [22] SALM I A, MILLER C J, HOWARD J L. Sorption Isotherm-Sequential Extraction Analysis of Heavy Metal Retention in Landfill Liners [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1996, 60 (1): 107 - 114.
- [23] BLASZKOWSKI J. Effects of Five *Glaucus* spp. (*Zygomycetes*) on Growth and Mineral Nutrition of *Triticum aestivum* L. [J]. *Acta of Mycology*, 1993, 28 (2): 201 - 210.
- [24] 黄艺, 陈有键, 陶澍. 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.
- [25] LIX L, CHRISTIE P. Changes in Soil Solution Zn and pH and Uptake of Zn by Arbuscular Mycorrhizal Red Clover in  $Zn^{2+}$  Contaminated Soil [J]. *Chemosphere*, 2001, 42 (2): 201 - 207.
- [26] DEGENHARDT J, LARSEN P B, HOWELL S H, *et al* Aluminum Resistance in the Arabidopsis Mutant Alr104 Is Caused by an Aluminum-Induced Increase in Rhizosphere pH [J]. *Plant Physiology*, 1998, 117 (1): 19 - 27.
- [27] AHONEN-JONNARTH U, VAN HEES P A W, LUNDSTRÖM U S, *et al* Production of Organic Acids by Mycorrhizal and Non-Mycorrhizal *Pinus sylvestris* Seedlings Exposed to Elevated Concentrations of Aluminum and Heavy Metals [J]. *New Phytologist*, 2000, 146 (3): 557 - 576.
- [28] HANTKE K. Bacterial Zinc Transporters and Regulators [J]. *Bio-Metals*, 2001, 14 (3/4): 239 - 249.
- [29] TSEKOVA K, DENTCHEV D, TODOROVA D. Effect of Cadmium and Copper on the Production of Citric Acid by *Aspergillus Niger* [J]. *Folia Microbiologica*, 2000, 45 (4): 331 - 334.

作者简介: 黄艺 (1964—), 女, 湖南常德人, 副教授, 博士, 主要从事环境生物学和环境生态学研究。