

文章编号: 0253-9993(2013)09-1675-06

菌根真菌对粉煤灰充填复垦中金属元素的利用

于淼 毕银丽 张翠青 殷楠

(中国矿业大学(北京)地球科学与测绘工程学院,北京 100083)

摘要:针对煤矿废弃物粉煤灰中微量金属元素的利用问题,利用丛枝菌根真菌对矿质元素的调节功能,采用充填复垦盆栽试验,比较不同菌株及其联合作用对植株和基质中微量元素的影响。结果表明:对于宿主而言,接菌能提高对锌、铁、铜的吸收量,同时能抑制有害金属元素铅和锰的过量吸收;菌丝能吸收过量的锰元素;不同充填厚度比较,菌根真菌吸收锌、铁、铜的能力优于根系。对于基质而言,接菌能提高基质中锌、铁、铜和铅含量,降低锰含量;分室中所有接菌处理有效锌、铜、铁的单项丰缺指数都大于对照。接菌处理能够弥补因减小覆土厚度产生的影响,为充填复垦节约成本。

关键词: 菌根真菌; 粉煤灰; 充填复垦; 金属元素; 菌丝

中图分类号: TD88, X752

文献标志码: A

Metal elements utilization by mycorrhizal fungi in fly ash reclamation

YU Miao, BI Yin-li, ZHANG Cui-qing, YIN Nan

(College of Geoscience and Surveying Engineering, China University of Mining and Technology(Beijing), Beijing 100083, China)

Abstract: In view of coal mine waste utilization of trace metal elements in fly ash, using of arbuscular mycorrhizal fungi regulating function of mineral elements, through the reclamation experiment in pot, the different strains of trace element in plant and matrix were compared, which were named *Glomus mosseae* (G. m) and phosphate-solubilizing bacteria isolated from coal fly ash (CA) and their combined effects. The results show that for the host, inoculated process increases its absorption amount of zinc, iron and copper, while inhibits the excessive absorption of harmful metal elements such as lead and manganese. The mycelium could absorb excess manganese. In different filling thickness comparison, the absorption capacity of zinc, iron and copper by mycorrhizal fungi is better than the root. For the matrix, inoculation could improve the content of zinc, iron, copper and lead and reduce that of manganese. In compartments process, single abundance and deficiency index of effective zinc, copper and iron of all inoculation treatments are greater than the control. The inoculation treatments could compensate for the impact caused by reducing the thickness of sand in filled reclamation cost savings.

Key words: mycorrhizal fungi; fly ash; filled reclamation; metal element; mycelium

微量元素是植物生长所必需的营养元素,当土壤供应不足时,植物常发生缺乏症,影响农作物产量和品质;当供应过多时,植物吸收过多而影响生长发育,甚至中毒。因而人们常把微量元素看作是农作物产量高低的限制因子^[1]。大量研究表明,土壤金属元素全量与作物产量的相关性低于有效量^[2]。利用有机络合物提取剂 DTPA 可以与金属元素形成稳定的、水溶性的络合物,被广泛应用于评价金属元素的生物有效性^[3],而且适用于中性和弱碱性土壤^[4]。

目前我国在采煤塌陷土地上使用粉煤灰进行充填复垦是主要的利用方式之一,粉煤灰能够增加土壤矿质元素,是否对环境和食物链造成污染取决于粉煤灰本身^[5]。丛枝菌根(*Arbuscular Mycorrhizal*, AM)真菌是与多数陆生植物根系共生的土壤真菌^[6],其根外菌丝体能扩大植物根系吸收矿质养分的土体体积,当土体中一些移动性较弱的营养元素,如锌、铜、铁、锰等供应不足时,菌丝体往往能有效地促进宿主植物对这些养分的吸收和利用^[7],同时能抑制如铅等有

收稿日期: 2012-09-12 责任编辑: 韩晋平

基金项目: 国家“十二五”科技支撑计划资助项目(2012BAC10B03); 教育部博士点基金资助项目(20090023110009)

作者简介: 于淼(1984—),女,黑龙江佳木斯人,博士研究生。Tel: 010-62339048, E-mail: 15801218223@163.com。通讯作者: 毕银丽(1971—),女,陕西米脂人,教授。Tel: 010-62339048, E-mail: ylb88@126.com

害金属元素的吸收^[8-9]。因此,笔者通过粉煤灰充填复垦盆栽试验,比较丛枝菌根真菌、解磷细菌及其联合在不同充填厚度中各金属元素植株吸收量,以及粉煤灰肥力(金属元素含量)与土壤等级和丰缺度评价,为微生物充填复垦探索出一条新方法和途径。

1 材料与方法

1.1 试验基质

基质理化性质见表 1。在装盆前经高温高压蒸气灭菌(121 ℃ 2 h)处理,风干备用。

表 1 土壤基质理化性质

Table 1 Soil matrix physical and chemical properties

基质	pH	EC 值/ (mS·cm ⁻¹)	最大持 水量/%	有效磷/ (mg·kg ⁻¹)
河沙(建材市场)	6.95	0.13	9.79	2.40
粉煤灰(宁夏大武口)	7.88	0.72	23.40	11.20

1.2 供试植物

供试作物为玉米。将玉米种子在 10% 的 H₂O₂ 溶液中浸泡 10 min,表面消毒后,用蒸馏水冲洗干净,催芽备用。

1.3 供试菌种

供试的丛枝菌根真菌为 *Glomus mosseae*(简称 G. m),解磷细菌(简称 CA),由本实验室自主分离获得^[10]。

1.4 试验设计

试验装置采用直径 11 cm、高 42 cm 的 PVC 圆柱。圆柱分上下两层,设 4 个处理,分别为 3 个分层处理,上层沙土下层粉煤灰,中间用 30 μm 的尼龙网隔开,使各处理柱高保持 40 cm 高。处理分别为:上层 10 cm(1.2 kg),下层 30 cm(3.3 kg)(简称 S10F30);上层 20 cm(2.4 kg),下层 20 cm(2.2 kg)(简称 S20F20);上层 30 cm(3.6 kg),下层 10 cm(1.1 kg)(简称 S30F10);河沙(2.4 kg)与粉煤灰(2.2 kg)等体积混合(简称 SF40)。每个处理设 4 种接菌方式,分别为沙土和粉煤灰中均不接菌的对照 CK;沙土不接菌,粉煤灰中接种 CA;沙土接种 G. m,粉煤灰中不接菌;沙土中接种 G. m,粉煤灰中接种 CA。混合处理中在沙土粉煤灰的混合物中接种 G. m,CA 或 G. m+CA,并混合均匀。每个处理 3 个重复,共计 4×4×3=48 盆。

将 CA 菌按 5% 接种量接种到粉煤灰中,对照加入等量 CA 培养基,均补充水分至最大持水量,平衡 12 h 后,装相应体积的河沙,接种丛枝菌根菌剂 50 g,

对照加相应灭菌的菌剂混匀。河沙浇水至最大饱和持水量的 80%。水分平衡 12 h 后,在上层沙土上种植已发芽的玉米 4 粒,出苗后间苗至 2 株。植物生长 4 周后加入营养液: P, 10 mg/kg(KH₂PO₄); N, 100 mg/kg(NH₄NO₃); K, 150 mg/kg(KNO₃)。试验在中国矿业大学(北京)微生物复垦实验室温室中培养 75 d 后收获^[11]。

1.5 试验测定方法

收获玉米地上及地下部分,烘干后测定其干重。用研钵研磨,称取 0.5 g 植物样品,加入 5 mL 硝酸在 170 ℃ 下消解,直至溶液澄清透亮。定容至 50 mL,保存在 50 mL 聚乙烯塑料瓶中,即待测样品 1。

土样按 GB/T 7830—1987 规定制备,挑去大块有机物和石块后自然风干,用研钵研磨,过 2 mm 筛。称取 25 g 样品放入 150 mL 硬质玻璃三角瓶中,加入 50 mL 0.005 mol/L DTPA + 0.1 mol/L TEA + 0.01 mol/L CaCl₂(pH 7.30)浸提剂,在水平振荡机上振荡 2 h,温度为 25 ℃,干过滤^[12],得到待测样品 2。

使用生态中心 ICP(Inductive Coupled Plasma Emission Spectrometer)电感耦合等离子光谱发生仪对待测样品 1 和 2 进行分析。

2 结果与分析

2.1 不同处理对金属元素的吸收总量和根室菌丝量的影响

2.1.1 不同处理对植株吸收量的影响

从表 2 可以看出,金属元素 Zn、Fe 和 Cu 的规律性一致,所有接菌处理中植株每盆的总吸收量均大于对照 CK。在 S10F30 和 S20F20 中,接菌增加吸 Pb 量,而 S30F10 和 SF40 中,单接种 G. m 减少吸 Pb、Mn 量。

2.1.2 充填厚度对植株吸收量的影响

在分室处理中,随充填厚度增加,CK 的 Zn、Fe、Cu 吸收量增加,而 SF40 中出现减少趋势。S10F30 中,单接种 G. m 吸 Zn 量高于 S20F20 中的 CK; S20F20 中 3 组接菌处理 Zn、Fe、Cu 吸收量均高于 S30F10 中的 CK。这说明在 Zn、Fe、Cu 促吸收作用中菌根真菌和解磷细菌的作用优于根系,接菌可以弥补复垦厚度的减小,从而减少能耗,降低成本。

在分室处理中,菌丝量随着空间的增大而增加,双接菌菌丝量小于单接菌,其中 S20F20 中减少 43%,且达到显著差异;而 SF40 中双接菌比单接菌多 32%,差异显著。这可能是受到尼龙网的阻隔,抑制菌丝生长。SF40 中根室菌丝量达到 S20F20 中的两倍以上且差异显著,而在两处理中单接菌 Mn 元素吸

表2 植株对各金属元素的总吸收量和根室菌丝量

Table 2 Total uptake of each metal element and amount of mycelium in mycorrhizal room

处理		植株总吸收量/($\mu\text{g} \cdot \text{盆}^{-1}$)					菌丝量 ^[11] / ($\text{m} \cdot \text{盆}^{-1}$)
		Zn	Fe	Cu	Pb	Mn	
S10F30	CK	1.05f	65.83i	0.24i	0.20d	7.34def	—
	CA	1.80ef	81.32i	0.27i	0.30 cd	6.07ef	—
	G. m	2.44cde	98.44hi	0.48fgh	0.32cd	4.67f	4268d
	G. m+CA	2.10def	119.26gh	0.45gh	0.40bcd	5.35ef	4165d
S20F20	CK	2.32def	183.41cd	0.45gh	0.30 cd	9.00de	—
	CA	2.95cde	232.15b	0.60def	0.35bcd	13.43bc	—
	G. m	4.82a	165.08def	0.71ede	0.32cd	8.85de	7302c
	G. m+CA	4.94a	235.77b	0.66cde	0.49abcd	8.63def	4134d
S30F10	CK	2.63cde	147.06efg	0.58efg	0.66ab	15.79b	—
	CA	3.40bcd	207.11bc	0.89b	0.80a	21.06a	—
	G. m	4.59ab	304.02a	1.12a	0.52abcd	15.23b	11802b
	G. m+CA	3.76cde	208.34cde	0.78bc	0.66abcd	13.60bc	11030b
SF40	CK	2.40de	117.81gh	0.36hi	0.49abcd	9.36de	—
	CA	3.29bcd	124.24gh	0.38hi	0.51abcd	10.69cd	—
	G. m	2.97cde	135.71fg	0.47fgh	0.49abcd	5.98ef	13405b
	G. m+CA	3.74abc	174.62cde	0.73cd	0.52abc	13.43bc	17742a

注: 用 DPS 软件, 采用 LSD 法进行分析, 同列中标有相同字母表示差异不显著, 反之差异显著 ($p \leq 0.05$)。表 3 同; “—”表示未检出。

收量减少 32%。这可能是因为部分 Mn 元素由菌丝体储存吸附。

2.2 不同处理对菌丝室金属有效态总量和菌丝室菌丝量的影响

2.2.1 不同处理对粉煤灰中金属有效态的影响

在分室处理中, Zn、Fe、Cu、Pb 有效态总量接菌高于对照, Mn 元素接菌低于对照, 见表 3, 说明菌根

真菌和解磷细菌增加了 Zn、Fe、Cu、Pb 有效性, 降低了 Mn 的有效性。

2.2.2 充填厚度对粉煤灰中金属元素有效态的影响

在分室处理中, 随充填厚度的增加, CK 的金属有效态总量逐层减少; 单接种 G. m 的丝一室 ($\leq 5 \text{ cm}$) 菌丝量逐层增加, 丝二室 ($> 5 \text{ cm}$) 逐层减少; 双接菌的丝一室和丝二室菌丝量均逐层减少。

表3 菌丝室重金属有效态总量和菌丝室菌丝量

Table 3 Total amount of heavy metals in mycelium room and amount of mycelium in mycelium room

处理		重金属有效态总量/($\text{mg} \cdot \text{盆}^{-1}$)					菌丝室菌丝量 ^[11] /($\text{m} \cdot \text{盆}$)	
		Zn	Fe	Cu	Pb	Mn	丝一室($\leq 5 \text{ cm}$)	丝二室($> 5 \text{ cm}$)
S10F30	CK	0.76cde	10.72e	0.98bc	0.78de	11.29c	—	—
	CA	1.00abc	23.40 c	1.06b	1.61abc	6.94d	—	—
	G. m	0.86bcd	23.51c	1.11b	1.57bc	7.84d	507cd	589bc
	G. m+CA	1.27a	22.92c	1.15b	1.78ab	6.92d	872ab	1002a
S20F20	CK	0.50efg	7.14f	0.65de	0.52de	7.53d	—	—
	CA	0.60def	17.35d	0.79cd	0.83de	4.93e	—	—
	G. m	0.53efg	16.74d	0.99bc	0.83de	5.16e	566bc	424cde
	G. m+CA	0.74cde	16.58d	0.76ef	1.00 cd	5.15e	556bc	177de
S30F10	CK	0.25g	3.57g	0.33f	0.26e	3.76f	—	—
	CA	0.29g	7.43f	0.37f	0.46de	2.33g	—	—
	G. m	0.33fg	8.60ef	0.41ef	0.62de	2.63g	613bc	141e
	G. m+CA	0.41fg	8.85ef	0.40f	0.55de	2.42g	542bc	153de
SF40	CK	1.11ab	32.88ab	1.08b	1.67abc	15.74a	—	—
	CA	1.06abc	35.01a	1.52a	1.67abc	15.91a	—	—
	G. m	1.16ab	32.99ab	1.10b	1.64abc	16.20a	—	—
	G. m+CA	1.05abc	31.75b	1.07b	2.30a	14.07b	—	—

注: “—”表示未检出; 空白表示无菌丝室。

2.3 粉煤灰中 4 种微量元素分级评价

表 4 为土壤微量元素含量分级标准 根据此标准确定表 5 中各元素含量的级别。从表 5 可以看出 ,有效 Zn 和 Mn 大部分属于缺乏状态 ,而 Cu 始终保持在适量级别 ,除 SF40 外 Fe 在接菌处理中为适量 ,对照中均为缺乏。可见接菌可以适当增加有效铁在粉煤灰中的有效性 ,使其达到适于植物生长的浓度。

表 4 土壤微量元素含量分级标准^[13]

Table 4 Classification standard of soil trace element contents^[13] mg/kg

分级	Zn	Cu	Fe	Mn
很丰富	>3.0	>1.8	>20	>30
丰富	1.0~3.0	1.0~1.8	10~20	15~30
适量	0.5~1.0	0.2~1.0	4.5~10	5.0~15
缺乏	0.3~0.5	0.1~0.2	2.5~4.5	1.0~5.0
极缺乏	<0.3	<0.1	<2.5	<1.0

表 5 土壤金属元素分级评价

Table 5 Classification evaluation of metal elements in the soil

处理	元素分级			
	Zn	Cu	Fe	Mn
S10F30	CK	很缺乏	适量	缺乏
	CA	缺乏	适量	缺乏
	G. m	很缺乏	适量	缺乏
	G. m+CA	缺乏	适量	缺乏
S20F20	CK	很缺乏	适量	缺乏
	CA	很缺乏	适量	缺乏
	G. m	很缺乏	适量	缺乏
	G. m+CA	缺乏	适量	缺乏
S30F10	CK	很缺乏	适量	缺乏
	CA	很缺乏	适量	缺乏
	G. m	缺乏	适量	缺乏
	G. m+CA	缺乏	适量	缺乏
SF40	CK	很缺乏	适量	缺乏
	CA	很缺乏	适量	缺乏
	G. m	很缺乏	适量	缺乏
	G. m+CA	很缺乏	适量	缺乏

2.4 土壤元素丰缺指数

2.4.1 单项丰缺指数

$$I_i = C_i / S_i$$

式中 I_i C_i S_i 分别为土壤元素 i 的单项丰缺指数、元素 i 实测浓度以及元素 i 的临界值(表 6)。

2.4.2 综合丰缺指数

采用内梅罗指数法进行丰缺指数多因子综合评价,公式为

表 6 土壤有效 Zn ,Cu ,Fe ,Mn 临界值^[14]

Table 6 Critical value of available Zn ,Cu ,Fe ,Mn in soil^[14] mg/kg

元素	临界值
Zn	0.5
Cu	0.2
Fe	4.5
Mn	5.0

$$\bar{I}_i = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n I_i$$
$$I_z = \sqrt{\frac{(I_{imix})^2 + (\bar{I}_i)^2}{2}}$$

式中 $\bar{I}_i$ I_z I_{imix} 分别为各元素指数平均值、某处理下土壤综合丰缺指数以及元素中最小丰缺指数。

$I_z < 1$,表示某处理营养缺乏; $1 \leq I_z < 3$,表示某处理营养适中; $I_z \geq 3$,表示某处理营养丰富。 I_z 值越大 ,表示微量元素越丰富。

从表 7 可以看出 ,除了 SF40 以外所有接菌处理下有效锌、铜、铁的单项丰缺指数都大于对照 ,而有效锰则相反。综合丰缺指数排名前 6 位都是接菌处理 ,分别为 I_z (S20F20 G. m) I_z (S30F10 CA+G. m) , I_z (S30F10G. m) , I_z (S20F20CA + G. m) , I_z (S20F20 CA) I_z (SF40CA) ,这说明菌根真菌和解磷细菌能够提高菌丝际微量元素的有效性 ,提高营养元素的利用率。

比较不同分室处理 ,S10F30 中 CA ,G. m ,CA + G. m 元素综合丰缺指数均大于 S20F20 ,S30F10 ,SF40 中的 CK; S20F20 中 CA ,G. m ,CA + G. m 均大于 S30F10 中 CK。说明接菌能够弥补减小覆土厚度产生的影响。

3 讨 论

接种菌根真菌和解磷细菌能够增加植株对 Zn , Fe 和 Cu 的吸收(表 2) ,接种菌根的盆栽中发现大量根外菌丝 ,很可能是菌丝通过其丝状或管状结构^[15] ,将金属元素转运到植株体内;同时镜下观察发现大量的根内菌丝 ,真菌代谢产生金属配位体(如 MT ,PC 等)、多聚磷酸盐 ,将重金属以螯合态形式贮存于液泡等细胞器内^[16]。

在吸收量较低的情况下 ,接菌对 Pb 的吸收起到促进作用 ,而当 Pb 的吸收达到一定量时 ,接菌表现出抑制作用(表 2) 。这可能是因为吸收少量的 Pb 对植株的生长发育起到了一定的促进作用^[17] ,菌根并

表7 土壤金属元素丰缺指数
Table 7 Abundance index of metal element in soil

不同处理		S10F30				S20F20				S30F10				SF40			
		CK	CA	G. m	CA+G. m	CK	CA	G. m	CA+G. m	CK	CA	G. m	CA+G. m	CK	CA	G. m	CA+G. m
单项丰缺指数	$I(\text{Zn})$	0.46	0.61	0.52	0.77	0.46	0.61	0.52	0.77	0.46	0.53	0.61	0.74	0.48	0.46	0.5	0.46
	$I(\text{Cu})$	1.49	1.61	1.68	1.74	1.49	1.79	2.26	1.74	1.49	1.7	1.87	1.83	1.17	1.65	1.2	1.17
	$I(\text{Fe})$	0.72	1.58	1.58	1.54	0.72	1.75	1.69	1.67	0.72	1.5	1.74	1.79	1.59	1.69	1.59	1.53
	$I(\text{Mn})$	0.68	0.42	0.48	0.42	0.68	0.44	0.46	0.46	0.68	0.42	0.48	0.44	0.68	0.7	0.7	0.62
综合丰缺指数	I_z	0.68	0.81	0.83	0.85	0.68	0.87	0.93	0.88	0.68	0.79	0.90	0.90	0.77	0.86	0.79	0.75
优到劣排序		16	9	8	7	15	5	1	4	14	10	3	2	12	6	11	13

没有启用保护机制抑制 Pb 的吸收; 当 Pb 含量过高时, 破坏了根细胞的正常生理功能, 菌根才启用保护机制, 分泌螯合物与 Pb 络合, 降低 Pb 的有效性, 有可能存在一个阈值(由植物的需求量决定)来启动菌丝对某元素的吸收和转运^[18]。

充填厚度小且根系发育空间小的(S20F20CA, G. m 和 G. m+CA)对 Zn, Fe, Cu 吸收量却高于充填厚度大且根系发育空间大的(S30F10CK), 对于这3种元素的吸收(表2), 菌根弥补了充填厚度的减小, 这一结果为矿区充填复垦中菌根真菌的实际应用提供了依据。SF40 中根系可以深扎到 40 cm, 其基质中重金属含量与 S20F20 相同, SF40 根外菌丝总量增加, 但是植株吸收量却减少, 这可能是因为大部分的重金属由根外菌丝体积累^[19], 从而减少植株在组织中的移动, 降低植株体内含量^[20]。

丝室菌丝量最高达到根室的 45%, 最少只有 6%, 可见尼龙网的存在限制了菌丝的延伸。在自然条件下, 根外菌丝的生长不受限制, 丛枝菌根真菌对宿主植株吸收和抑制金属元素将会发挥更大的作用^[18]。

Cu 对植物的正常生理代谢、生长发育及提高作物产量、改善食物品质等都具有重要意义。两种菌的联合作用显著加强了丝室中有效铜的释放, 可以通过菌丝的运输传递功能进一步改善植物根系的微环境, 提高 Cu 的生物有效性, 加速植物的生长发育, 使得经济效益和环境效益达到双赢。

土壤有效铁含量往往反映了土体中可给性铁的水平, 沙土中有效铁的水平几乎为零, 可见植物生长所需铁元素都来自于丝室, 通过菌丝转运达到植物。CA 和 G. m 能够有效提高基质中有效铁的含量, 提高植物光合作用效率, 从根本上解决了土壤缺铁减产问题, 丛枝菌根真菌能够分泌有机酸、少量蛋白质、氨基酸等物质, 这些分泌物能够促进土壤中难溶性铁的溶解, 提高根际铁的有效性^[21]。

由于 AM 真菌侵染植物根系后, 根系分泌物的数量和种类发生变化, 导致菌根际 Mn 还原细菌的数量下降, 所以菌根根系 Mn 氧化势高于非菌根对照根系, 从而降低了 Mn 对菌丝和植物根系的生物有效性, 这可能是减轻 Mn 毒的一个有效机制^[22]。

参考文献:

- [1] 彭玉新. 睢阳区土壤主要微量元素养分状况测试分析[J]. 安徽农学通报, 2009, 15(17): 127-162.
Peng Yuxin. Micronutrient of soil in Suiyang test analysis[J]. Anhui Agricultural Science Bulletin, 2009, 15(17): 127-162.
- [2] 洪春来, 王卫平, 孙慧锋, 等. 土壤铅污染及其生物有效性评价研究进展[J]. 现代农业科技, 2010(12): 245-247.
Hong Chunlai, Wang Weiping, Sun Huifeng, et al. Research progress on lead contamination and its bioavailability evaluation in soil[J]. Modern Agriculture Science and Technology, 2010(12): 245-247.
- [3] 林晓峰, 蔡兆亮, 胡恭任. 土壤重金属污染生态风险评价方法研究进展[J]. 环境与健康杂志, 2010, 27(8): 749-751.
Lin Xiaofeng, Cai Zhaoliang, Hu Gongren. Research progress on ecological risk assessment of heavy metal contamination in soil[J]. Environment and Health, 2010, 27(8): 749-751.
- [4] 杜 森, 黄青青, 李花粉. 土壤通用浸提剂与有效养分测试研究进展[J]. 资源与环境科学, 2010(16): 286-291.
Du Sen, Huang Qingqing, Li Huafen. Research progress on universal soil extractants and available nutrient test[J]. Resources and Environmental Science, 2010(16): 286-291.
- [5] 董霁红, 卞正富, 于 敏, 等. 矿区充填复垦土壤重金属分布特征研究[J]. 中国矿业大学学报, 2010, 39(3): 335-341.
Dong Jihong, Bian Zhengfu, Yu Min, et al. Distribution character of heavy metal in filled reclamation of mining area[J]. Journal of China University of Mining & Technology, 2010, 39(3): 335-341.
- [6] Scheublin T R, Sanders I R, Keel C, et al. Characterisation of microbial communities colonizing the hyphal surfaces of arbuscular mycorrhizal fungi[J]. Nature, 2010, 4(1): 752-763.
- [7] Ferrol N, Pérez-Tienda J. Coordinated nutrient exchange in arbuscular mycorrhiza[A]. Azcon C. Mycorrhizas-Functional Processes and Ecological Impact[C]. New York: Springer Berlin Heidelberg, 2009: 73-87.
- [8] De Souza L A, De Andrade S A L, De Souza S C R, et al. Arbuscular

- mycorrhiza confers Pb tolerance in *Calopogonium mucunoides* [J]. *Acta Physiol Plantarum* 2012 34(2): 523-531.
- [9] Ha N T, Sakakibara M, Sano S, et al. The potential of *eleocharis acicularis* for phytoremediation: Case study at an abandoned mine site [J]. *Clean-soil, Air, Water* 2009 37: 203-208.
- [10] 毕银丽, 于森, 曹楠, 等. 解磷细菌对难溶磷肥的解磷效率比较[J]. *科技导报* 2011 29(19): 5-9.
Bi Yinli, Yu Miao, Cao Nan, et al. Phosphate efficiency of phosphorus-solubilizing bacteria on insoluble phosphorus [J]. *Science and Technology Review* 2011 29(19): 5-9.
- [11] 张翠青. 微生物对尾矿和粉煤灰修复作用及其在废弃地生态效应[D]. 北京: 中国矿业大学(北京) 2010.
- [12] 王意锐, 郝秀珍, 陈容. 改良剂对重金属复合污染土壤的钝化修复研究[J]. *腐植酸* 2010(4): 6-8 27.
Wang Yikun, Hao Xiuzhen, Chen Rong. Passivation remediation of heavy metals in contaminated soil by amendments [J]. *Humic Acid* 2010(4): 6-8 27.
- [13] 杨建峰, 邢谷杨, 孙燕, 等. 海南典型胡椒园土壤化学肥力现状分析与评价[J]. *热带作物学报* 2009 30(9): 1291-1294.
Yang Jianfeng, Xing Guyang, Sun Yan, et al. Analysis and assessment of soil chemical fertility in typical black pepper gardens in Hainan [J]. *Chinese Journal of Tropical Crops* 2009 30(9): 1291-1294.
- [14] 蔡德龙, 王安芳, 贾亚军. 微量元素肥料使用技术[M]. 郑州: 中原农民出版社, 1986: 33-36.
- [15] 李卓棣, 胡正嘉. 微生物学(5 版) [M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [16] 李晓林, 冯固. 丛枝菌根生态生理[M]. 北京: 华文出版社, 2001.
- [17] 王永强, 肖立中, 李诗殷, 等. 铅镉复合污染对土壤和水稻叶片生理生化特性的影响[J]. *中国农学通报* 2010 26(18): 369-373.
- Wang Yongqiang, Xiao Lizhong, Li Shiyin, et al. Effects of compound pollution of Pb and Cd on soil and physiological and biochemical characteristics of rice leaves [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin* 2010 26(18): 369-373.
- [18] 彭思利, 邓胤, 张宇亭. 丛枝菌根真菌根外菌丝对紫色土中的氮素利用状况[J]. *中国农学通报* 2010 26(6): 269-274.
Peng Sili, Deng Yin, Zhang Yuting. Research on nitrogen utilization in the neutral purple soil by the external hyphae of arbuscular mycorrhiza [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin* 2010 26(6): 269-274.
- [19] 赵玉清, 陈吉群, 张凤杰. 嗜铅菌对水中重金属 Pb^{2+} 的吸附研究[J]. *离子交换与吸附* 2009 25(6): 519-526.
Zhao Yuqing, Chen Jiqun, Zhang Fengjie. Sorption of Pb^{2+} in water by bacteria addicted to lead [J]. *Ion Exchange and Adsorption* 2009 25(6): 519-526.
- [20] Muleta D, Woyessa D. Importance of arbuscular mycorrhizal fungi in legume production under heavy metal-contaminated soils [A]. *Toxicity of Heavy Metals to Legumes and Bioremediation* [C]. New York: Springer Verlag Wien 2012: 219-241.
- [21] 吉春龙, 田萌萌, 马继芳, 等. 丛枝菌根真菌对植物营养代谢与生长影响的研究进展[J]. *浙江师范大学学报(自然科学版)* 2010 33(3): 303-309.
Ji Chunlong, Tian Mengmeng, Ma Jifang, et al. Advances in the researches on the effects of arbuscular mycorrhizal fungi on plant nutrition metabolism and growth effects [J]. *Journal of Zhejiang Normal University (Natural Science)* 2010 33(3): 303-309.
- [22] 王洪新. 丛枝菌根真菌在植物修复重金属污染土壤中的作用[J]. *中国土壤与肥料* 2010(5): 1-5.
Wang Hongxin. Phytoremediation in heavy metal contaminated soil by arbuscular mycorrhizal fungi [J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China* 2010(5): 1-5.