

夏运生, 陈保冬, 朱永官, 等. 2008 外加不同铁源和丛枝菌根对砷污染土壤上玉米生长及磷、砷吸收的影响 [J]. 环境科学学报, 28(3): 516-524

Xia Y S, Chen B D, Zhu Y G, et al. 2008 Effects of different iron sources and arbuscular mycorrhiza on the growth and Phosphorus and arsenic uptake by maize plants (*Zea mays* L.) in As contaminated soil [J]. Acta Scientiae Circumstantiae 28(3): 516-524

外加不同铁源和丛枝菌根对砷污染土壤上玉米生长及磷、砷吸收的影响

夏运生^{1, 2}, 陈保冬^{2 *}, 朱永官², 吴亚洵³, 王幼珊⁴, 李晓林¹

- 1 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100094
- 2 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085
- 3 清华大学附属中学, 北京 100084
- 4 北京市农林科学院植物营养与资源研究所, 北京 100097

收稿日期: 2007-01-29 修回日期: 2007-04-29 录用日期: 2007-12-14

摘要: 通过盆栽模拟试验研究了添加不同铁源及接种丛枝菌根真菌 (Arbuscular Mycorrhiza fungi, AMF) 对高砷污染土壤上玉米生长及其吸收磷、砷、铁、锰、铜和锌的影响。试验结果表明, 与对照相比, 添加硫酸亚铁并接种 AMF 显著地提高了土壤有效铁、锰含量, 降低了土壤中水溶性磷、磷含量以及玉米地上部砷的含量, 并极大地增加了植株对磷的吸收, 提高了植株体内磷砷吸收量之比, 从而明显地改善了植株的菌根建成和生长状况。在不接种情况下, 硫酸亚铁和石灰混合处理显著地降低了土壤水溶性磷、磷含量及根系砷含量, 并明显增加了磷的吸收以及磷、砷吸收量的比值, 使玉米植株生物量和根长增加的幅度较其它铁源处理时更大。尽管添加铁尾矿砂增加了土壤水溶性磷的含量以及植株磷的吸收而在一定程度上改善了玉米的生长, 但这种效果以不接种时更为明显, 因而有必要根据土壤的污染程度调整铁尾矿砂的添加量和接种抗性菌株, 以强化植物的抗砷能力。

关键词: 砷; 铁; 丛枝菌根真菌 (AMF); 玉米 (*Zea mays* L.)

文章编号: 0253-2468(2008)03-516-09 中图分类号: X53 文献标识码: A

Effects of different iron sources and arbuscular mycorrhiza on the growth and Phosphorus and arsenic uptake by maize plants (*Zea mays* L.) in As contaminated soil

XIA Yunsheng², CHEN Baodong^{2 *}, ZHU Yongguan², WU Yaxun³, LI Xieolin¹

- 1 College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100094
- 2 Research Center for Eco-Environmental Sciences, The Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085
- 3 The High School Attached to Tsinghua University, Beijing 100084
- 4 Institute of Plant Nutrition and Resources, Beijing Municipal Academy of Agriculture and Forestry Sciences, Beijing 100097

Received 29 January 2007; received in revised form 29 April 2007; accepted 14 December 2007

Abstract: Ferrous iron sources in combination with arbuscular mycorrhiza fungus (AMF) *Glomus mosseae* could be used to reclaim arsenic (As) contaminated soils. Growth and nutrient uptake by maize plants (*Zea mays* L.) grown in pots of the contaminated soil were measured. The results showed that ferrous sulfate addition and mycorrhizal inoculation (MYC) significantly increased soil available Fe and Mn concentrations and greatly increased P uptake and uptake ratios of P to As in plants but decreased water extractable P and As concentrations in soil and As concentration in maize shoots. Therefore this treatment obviously enhanced plant growth and mycorrhizal colonization. For plants which were not inoculated with the fungus, addition of ferrous sulfate and lime markedly decreased water extractable P and As concentrations in soil and As concentration in maize roots but increased P uptake and P/As ratios in plants which resulted in the highest plant biomass and root length among the different iron addition treatments. Addition of iron mining tailings also slightly enhanced plant growth of uninoculated maize plants through increasing soil water extractable P concentrations and plant P uptake. In order to maximize the positive effects of ferrous sources and mycorrhizal fungi on plant adaptation to As contamination, further work is necessary to optimize the addition regime and to isolate AMF strains with As tolerance.

基金项目: 国家自然科学基金面上项目 (No. 40401031)

Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 40401031)

作者简介: 夏运生 (1975—), 男, 博士研究生, E-mail: yshengxi@163.com * 通讯作者 (责任作者), E-mail: bdcchen@cee.ac.cn

Biography: XIA Yunsheng (1975—), male Ph.D. candidate, E-mail: yshengxi@163.com * Corresponding author, E-mail: bdcchen@cee.ac.cn

Keywords: arsenic; iron; arbuscular mycorrhizal fungi (AMF); maize (*Zea mays* L.)

1 引言 (Introduction)

砷是亲硫变价元素, 在地壳中主要以硫砷矿(雌黄 As_2S_3 、雄黄 As_4S_6 、砷硫铁矿 FeAsS)存在或伴生于铜、铅、锌等硫化物。尽管砷为动物生理活动所必需, 但其并非生物体内的必需元素。一般认为, 低浓度的砷对植物生长有刺激作用, 但当土壤中砷的全量超过基准值 (15 mg kg^{-1}), 植物摄入过量砷时其生长发育就会受到毒害(谢正苗等, 1998)。

由于砷在许多行业广泛应用, 通过开采、加工、使用、废弃等过程使其大量残留到土壤中, 造成世界范围内土壤中砷污染普遍存在 (Smith et al., 1998; 赵其国, 2003)。调查显示, 全球大约有数十万个砷污染点, 最高土壤砷全量可达 26500 mg kg^{-1} (Hingston et al., 2001)。孟加拉和印度有将近 10^8 人生活在砷污染区域, 大面积的农田土壤因高砷水灌溉遭到污染, 在不到 10 年的时间里就使表层土壤砷全量由 $4 \sim 8 \text{ mg kg}^{-1}$ 提高到 83 mg kg^{-1} , 致使粮食作物中砷超标问题严重 (Mehta and Rahman, 2003; Roychowdhury et al., 2002)。在中国, 湖南、广西、云南、湖北等省由于采矿和冶炼等原因产生了相当面积的中度或重度砷污染区, 如湖南石门雄黄矿附近村庄土壤砷全量高达 $84 \sim 296 \text{ mg kg}^{-1}$, 而在湖北某些采矿点附近土壤砷全量则更高(王振刚等, 1999; 廖晓勇等, 2003)。另外, 中国的台湾、新疆、内蒙古、山西等省则因高砷地下水的灌溉导致了相当面积的农田砷污染区(蔡保松等, 2004), 这无疑制约了当地的经济的发展。

考虑到湖南石门矿区附近农田砷污染面积较广而污染程度又比较重等方面的特点, 为了不影响当地居民的正常生产生活, 采用原位修复技术或许更为现实。其中除了较常用的植物稳定方法外, 化学稳定技术也是一种比较常用而且很有前景的方法 (Zhu et al., 2004)。已有的研究 (Sadiq, 1997; 谢正苗等, 1998) 显示, 土壤中铁、砷之间存在着高亲和力, 进入土壤中的砷一方面能与土壤中的铁形成难溶性沉淀物, 更主要的是通过与土壤中铁氧化物或氢氧化物表面进行专性或非专性吸附等过程, 进而降低土壤砷的生物有效性。为了探讨砷污染土壤铁化学修复的效果, 近年来科学家们通过对野外砷污染农田或采用盆栽实验以及室内模拟实验等 (Moore et al., 2000; Warren and Alloway, 2003; a

Warren et al., 2003; Hartley et al., 2004; Vetterlein et al., 2005) 进行了添加硫酸亚铁、硫酸铁、铁砂、针铁矿等以及与石灰的配合施用对砷的生物有效性、土壤砷的活性等方面的研究, 发现其修复潜力与土壤铁砷比、作物的种类、砷的来源及氧化状态、土壤质地和 pH 等因素有关, 且可能导致其它元素的活化。

菌根技术作为一种生物新技术, 丰富了植物稳定技术的内涵, 研究其在污染土壤的生态恢复中的作用正为全球环境工作者所关注。近年来的研究显示, 生长于砷污染土壤中的植物也趋于形成菌根, 且菌根共生体可提高它们的抗砷能力 (Sharples et al., 2000; Gonzalez-Chavez, 2002), 但对于砷污染较严重的土壤, 真菌对宿主植物的侵染可能受到抑制而阻碍菌根效应的充分发挥 (Liu et al., 2005)。在理想的基因工程植物成为现实之前, 通过各种途径提高生物量大、抗病性强而又速生的普通植物的重金属耐性是另一种选择, 同样可以有效恢复污染土壤自然植被和生态, 甚至维持正常的农业生产 (陈保冬, 2002)。据我们采样时的调查发现, 矿区附近农田种植着相当数量的农作物, 其中旱地上尤以玉米较为常见, 但却遭受着不同程度的砷毒害, 因而有必要根据具体情况综合化学稳定技术与菌根技术协同作用于砷污染土壤。此外, 鉴于一般化学制剂成本较高, 希望采用矿山生产中废弃的尾矿砂作为铁源之一, 以求充分利用废弃资源。本研究的目的是通过比较不同铁源与 AMF 的联合作用对砷污染土壤上玉米生长及其对相关元素吸收的影响, 探讨生物和化学措施相结合强化作物适应高砷污染土壤的能力和高效利用废弃资源的可能性。

2 材料与方法 (Materials and methods)

2.1 试验材料

供试土壤由湖南石门砷污染土、北京市大兴砂土及河沙按 1:3:1 的质量比组成, 这是基于湖南石门雄黄矿附近取回的原土污染程度较重, 为了降低污染程度而采用上述混合基质进行试验。混合土壤风干后过 2 mm 筛, 辐照灭菌 (20 kGy), 其基本理化性质如下: pH 值为 8.03, 有机质含量为 7.9 g kg^{-1} , 阳离子交换量 7.6 mol kg^{-1} , 总砷量为 840.0 mg kg^{-1} , 全磷、锰、铜和锌分别为 424.3、363.5、19.1 和 52.8 mg kg^{-1} , 全铁 (FeO) 含量为

2.7%, 水溶性砷、磷含量分别为 97.2、7.2 mg kg⁻¹, 有效铁、锰、铜、锌量分别为 5.0、11.9、0.64、0.82 mg kg⁻¹.

供试宿主植物为玉米 (*Zea mays* L. 农大 108)。挑选大小一致且籽粒饱满的玉米种子, 用 10% H₂O₂对种子进行表面消毒 10 min, 蒸馏水冲洗多次后催芽 2 昼夜, 出芽后播种, 试验采用白色塑料花盆, 每盆装土 1 kg 播种 4 棵苗, 1 周后定苗为 2 颗。

供试 AMF 为 *Glomus mosseae* (BEG167) 分离于新疆, 由中国农业大学资环学院菌根小组纯化库存。扩繁植物为玉米和三叶草, 基质由大兴砂土与河沙混合而成, 生长 10 周后收获含有真菌孢子、菌丝、侵染根段等繁殖体及混合基质的菌剂为接种物。每盆接种 30 g 混合均匀, 不接种处理加入等量的灭菌菌剂。试验前以溶液形式向混合土壤加入基础肥料 (肖雪毅等, 2006), 并在生长过程中根据植物生长状况相应补施少量氮、钾肥以保证植物的正常生长。

供试铁源分别为分析纯化学试剂 FeSO₄·7H₂O 和 Ca(OH)₂, 以及采自辽宁东鞍山铁尾矿区的铁尾矿砂和采自安徽铜陵尾矿区的铜尾矿砂, 其中铁尾矿砂全铁 (Fe) 含量为 8.3%, 全磷、锰、铜和锌含量分别为 443.3、1464.5、17.1 和 32.7 mg kg⁻¹, 水溶性磷含量为 1.07 mg kg⁻¹, 有效铁、锰、铜、锌含量分别为 11.0、6.4、0.16、0.23 mg kg⁻¹; 而铜尾矿砂全铁 (Fe) 含量为 17.9%, 全磷、锰、铜和锌分别为 65.4、2007.0、1119.2 和 125.3 mg kg⁻¹, 水溶性磷含量为 1.34 mg kg⁻¹, 有效铁、锰、铜、锌含量分别为 208.4、39.5、25.07、1.44 mg kg⁻¹。

2.2 试验处理

试验于 2005 年 6 月在中国科学院生态环境研究中心温室进行, 植物生长 8 周后收获。温室白天和晚上气温分别为 (25±3)°C 及 (20±2)°C, 自然光照。该实验涉及 2 个因素, 即接种和外加不同铁源处理, 共计 10 个处理, 每处理重复 4 次, 共 40 盆。其中 FeSO₄·7H₂O (现用现配) 加入量为每 kg 土加 150 mg (以 Fe 计), 而 Ca(OH)₂、铁尾矿砂、铜尾矿砂等按土重 1% 的量 (Hartley et al., 2004) 加入, 未加铁源对照处理加入等量的河沙。另设 5 盆添加相同量不同铁源而不种植植物的空白处理, 与其它处理一样进行实验管理。生长期间每天补充蒸馏水, 采用称重法保持土壤 (以风干土重为基准) 15% 的含水量。

2.3 收获与分析测定

试验结束后, 把玉米地上和地下部分开, 先用

自来水冲洗, 然后用蒸馏水漂洗干净, 晾干, 根样剪成 1 cm 根段。取出部分根样用曲利苯蓝方格交叉法测定根系的侵染率和根长 (Phillips et al., 1970; Giovannetti and Mosse, 1980); 其它部分经烘干 (70°C, 72 h)、称重、粉碎后待用。养分吸收效率 (SAR) 指标根据单位根系生物量 (mg) 所对应的植物养分吸收量 (μg) 来进行计算 (Azcón et al., 2003)。收获植物后的土壤过 2 mm 筛后混匀, 取出部分土样风干待分析。

植物样品用浓硝酸消煮后用原子荧光光度法测定总砷量, 用电感耦合等离子发射光谱仪 (ICP-OES Optima 2000 DV Perkin Elmer Co. USA) 测定磷及其它微量元素全量, 消煮的同时加入国家标准局提供的标准物质 (灌木枝叶, GBW07603 GSV-2) 以保证消煮和分析过程中的准确性和精确性。土壤样品 pH 值、有机质和阳离子交换量的测定参见《土壤农业化学分析方法》(鲁如坤, 2000), 土壤水溶性砷、磷含量用蒸馏水提取 (水土质量比为 10:1), 有效铁、锰、铜、锌含量用 DTPA (pH=7.30) 提取, 土壤磷、砷以及其它微量元素全量经王水—高氯酸消煮后, 均用 ICP-OES 进行测定, 土壤样品消煮和分析过程中加入国家标准物质 (GBW-07401, GSS-1)。

试验数据均采用 GenStat 6.1 版 (GenStat Committee, 2002) 进行双因素方差分析和 LSD 多重比较, 检验接种处理与铁源组合之间的差异显著性 (P<0.05)。铁源和接种处理交互作用不显著情况下对接种或未接种处理分别进行多重比较, 分析铁源处理之间的差异显著性。

3 结果 (Results)

3.1 添加铁源与接种 AMF 对玉米菌根建成及生长的影响

试验结果表明 (见表 1), 砷污染土壤中接种菌根真菌并添加硫酸亚铁后玉米地上和地下部生物量以及根系长度都有比较明显的增加, 这说明硫酸亚铁的添加促进了植株的生长及根系的伸长。其原因可能是土壤中 铁和砷之间存在的强相互作用 (Acharya et al., 1999) 降低了土壤中的水溶性砷浓度 (表 5) 从而进一步降低了土壤砷的生物毒性。已有大量研究表明, 铁氧化物控制着土壤对水溶性砷的吸附过程, 其吸附量随土壤中 铁铝氧化物量的增加而增加。据 Warren 等人 (2003b) 对野外砷污染土壤条件下种植的几种蔬菜的研究显示, 硫酸亚铁

(0.5%)的应用能较大程度地减少蔬菜对砷的吸收(约32%左右),而使用砷含量为 577 mg kg^{-1} 的Cornwall粘土进行的盆栽试验显示,0.54%的硫酸亚铁添加量可使莴苣的砷吸收减少76%左右。虽然本试验中硫酸亚铁(每 kg 土加 150 mg (以 Fe 计))的施用也改善了菌根真菌的生长环境,使这一处理菌根侵染率显著高于其它处理,不过仍只有20.6%的根系被侵染,这可能与该土壤较高的有效磷和高砷污染对AMF的生长抑制有关(李晓林, 1999; Liu

et al., 2005),因为这部分硫酸亚铁所形成的氢氧化物的量(0.021%)并不多,而供试土壤的砷污染含量却明显高于Cornwall土的砷含量。基于中和硫酸亚铁加入土壤后产生酸的考虑,我们在添加硫酸亚铁的基础上另设计了一个补加石灰处理。不难看出未接种AMF时,与对照处理相比添加硫酸亚铁和石灰处理显著地增加了玉米植株生物量,并促进了根系的伸长。

表1 砷污染土壤上添加不同铁源对玉米生长及菌根侵染的影响

Table 1 Maize growth and mycorrhizal colonization under different iron addition treatments

接种状况 Inoculation Status	铁源处理 Iron source	生物量 Dry weight/(g Pot ⁻¹)		菌根侵染率 Colonization rate	根长 Root length (m Pot ⁻¹)
		地上部 Shoots	根系 Roots		
不接种 NonMyc	对照	0.71 ^{bc}	0.50 ^b	0	14.0 ^{bc}
	硫酸亚铁	0.86 ^{abc}	0.68 ^{abc}	0	26.6 ^{ab}
	硫酸亚铁+石灰	0.99 ^a	0.78 ^a	0	28.8 ^a
	铁尾矿砂	0.94 ^{ab}	0.73 ^{abc}	0	24.6 ^{ab}
	铜尾矿砂	0.62 ^b	0.50 ^b	0	18.1 ^b
接种 Myc	对照	0.62 ^b	0.48 ^{bc}	14.4% ^{bc}	16.1 ^b
	硫酸亚铁	1.06 ^a	0.76 ^{ab}	20.6% ^a	25.8 ^{ab}
	硫酸亚铁+石灰	0.87 ^{abc}	0.63 ^{abc}	14.1% ^b	21.1 ^{abc}
	铁尾矿砂	0.89 ^{abc}	0.62 ^b	11.4% ^c	18.8 ^b
	铜尾矿砂	0.58 ^{bc}	0.39 ^{bc}	10.7% ^c	15.1 ^{bc}

注: *不同字母表示在 $P < 0.05$ 水平差异显著;后同。(Different letters show significant differences at $P < 0.05$ level. The same below).

无论接种与否,向砷污染土壤中添加铁尾矿砂时,植株地上和地下部干重以及根系长度较对照均有增加,但只有不接种时显著地促进了根系的伸长(表1),说明砷污染土壤上铁尾矿砂的添加在一定程度上改善了植株的生长状况。另外,尽管在实验中添加的铜尾矿砂中有效铁含量高达 $208.41 \text{ mg kg}^{-1}$,但玉米植株生物量不但没有得到改善,反而与对照组相比有微弱的降低,推测这可能是植物吸收了较高量的砷从而影响了自身的生长。除单纯添加硫酸亚铁处理外,其它的几个铁源处理接种AMF后,植株生物量以及根系长度均反而低于不接种处理,结合这几个处理极低的菌根侵染率,这可能是AMF自身在不利侵染的情况下帮助宿主植物从土壤中吸取养分的贡献低于自身生存所消耗宿主的碳水化合物,从而抑制了植物生长。

3.2 添加铁源与接种AMF对玉米磷、砷吸收的影响

试验结果表明(图1)高砷污染土壤上添加各

种铁源(无论接种与否)对玉米地上部磷含量的影响不大。此外,从图1、图2、图3可以看出,硫酸亚铁的添加显著地增加了接种或不接种处理玉米植株体内磷的吸收量,同时显著地降低了接种植株地上和地下部砷的含量(分别降低49%和24%),从而极大地提高了接种植株体内的磷、砷吸收比,进而促进了砷污染环境下的玉米生长以及菌根真菌的侵染;而硫酸亚铁和石灰的添加虽明显地增加了接种和不接种玉米植株对磷的吸收,但对植株体内砷含量降低以及磷、砷吸收比增加的影响仅在根系部分均达到了显著水平。由于添加石灰降低了接种处理根系的侵染率,致使未接种时此处理对植株地上部和根系生长的促进作用比接种时表现更为明显。添加铁尾矿砂情况下(无论接种与否),尽管玉米根系砷、磷含量较对照都有显著地降低,但植株对砷、磷的吸收反而明显地增加,且在不接种情况下砷、磷吸收量的增加甚至达到了显著水平,因而在不接种基础上铁尾矿砂的加入更明显地促进了根系的生长。

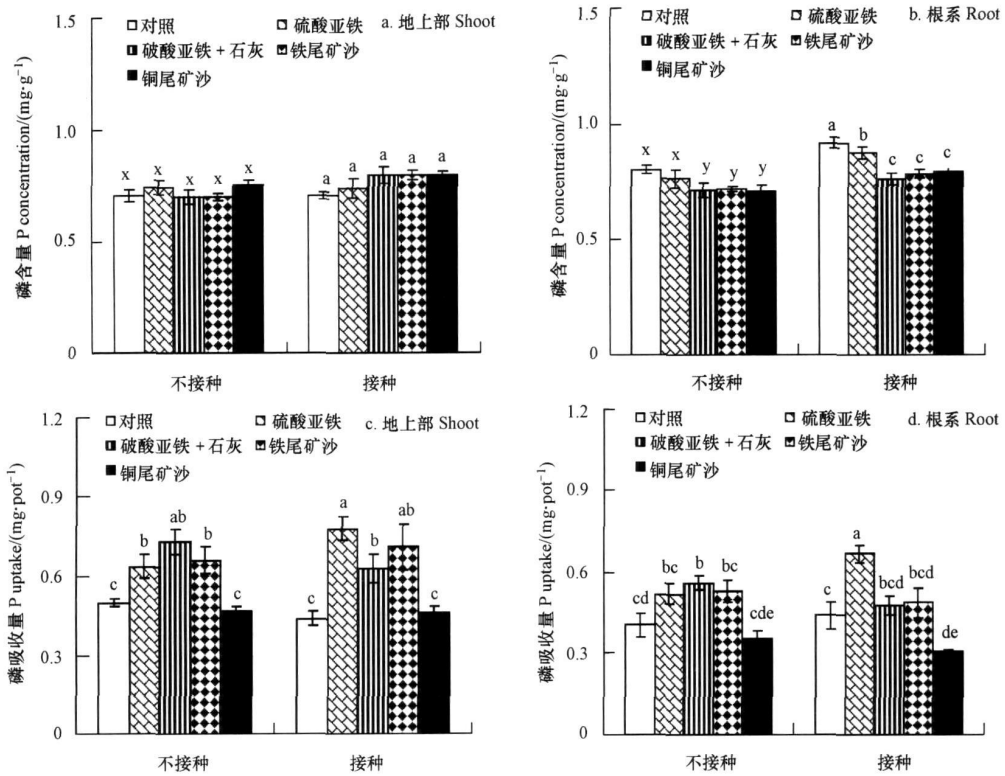


图 1 添加不同铁源和接种 AMF 处理下玉米地上部及根系的磷含量及吸收量 (图中不同处理标注不同字母表示在 $p < 0.05$ 水平差异显著(后同))

Fig. 1 P concentrations in and uptake by maize shoots and roots under different iron source addition and inoculation treatments. (Different letters above the columns indicate significant differences at $p < 0.05$ level; The same below)

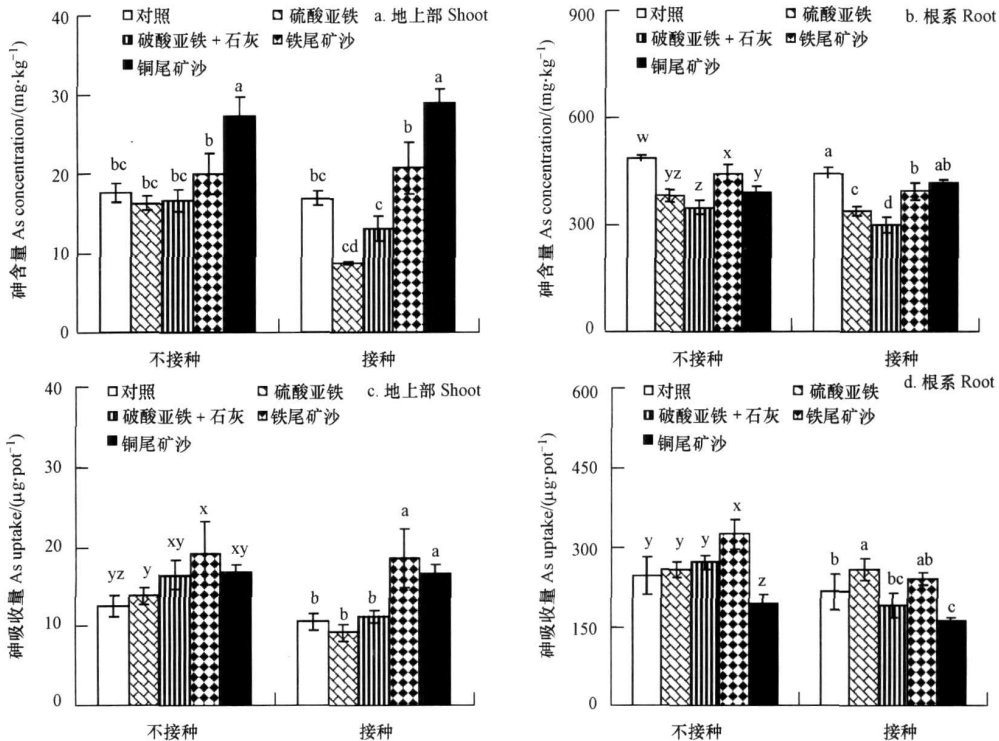


图 2 添加不同铁源和接种 AMF 处理下玉米地上部及根系的砷含量及吸收量

Fig. 2 As concentrations in and uptake by maize shoots and roots under different iron source and inoculation treatments.

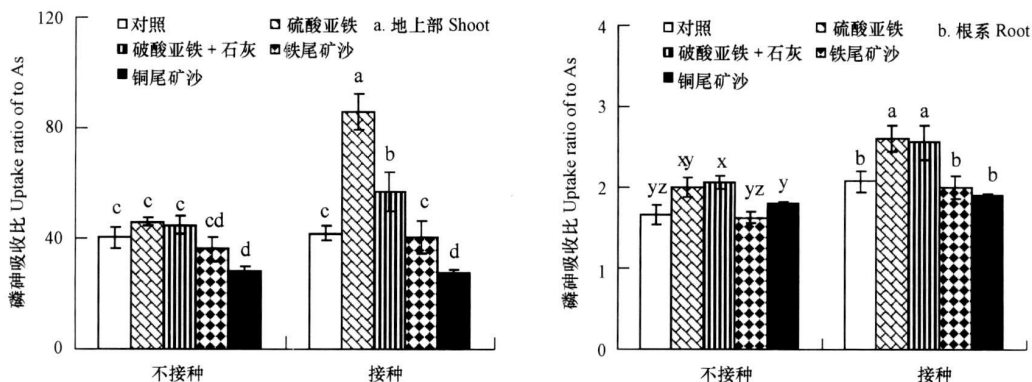


图 3 添加不同铁源和接种 AMF 处理下玉米地上部及根系的磷、砷吸收比

Fig. 3 Uptake ratio of P to As in maize shoots and roots under different iron source and inoculation treatments

测定结果 (图 2、图 3) 表明, 砷污染土壤上添加含铁量 (17.9%) 较高的铜尾矿砂 (无论接种与否) 较对照相比尽管降低了玉米根系对砷的吸收, 但显著增加了植株砷吸收的冠根比, 因而显著增加了玉米地上部砷的积累, 并较大地 ($P < 0.05$) 降低了地上部的磷、砷吸收比, 致使这一处理的植株生长状况最差。

在所有的铁源处理中, 只有单纯添加硫酸亚铁并接种 AMF 的处理显著地提高了玉米植株磷的吸收量和磷、砷吸收比 (图 1、图 3), 并显著降低了地上部砷的积累 ($P < 0.05$) (图 2), 从而改善了植株的生长。而对于硫酸亚铁和石灰的混合处理, 接种 AMF 也明显地降低了植株体内砷的积累, 并显著地提高了磷、砷吸收比, 但植株体内磷的吸收量却有所降低。

3.3 添加不同铁源与接种 AMF 对玉米铁、锰、铜、锌吸收以及元素吸收效率的影响

从表 2、表 3 可以看出, 无论接种与否, 添加硫酸亚铁 (无论补加石灰与否) 都明显地增加了玉米植株体内的铁、锰吸收量, 但并未造成玉米地上部锰的毒害, 由此推测也许只是添加硫酸亚铁间接增加了土壤有效铁、锰含量的结果 (表 4) 而非对铁、锰的直接活化所致, 毕竟本试验中添加的硫酸亚铁转化成铁氧化物的过程中所产生的酸量极为有限。试验结果 (表 2、图 3) 还表明, 向砷污染土壤添加铁尾矿砂 (无论接种与否) 尽管对玉米根系锰的吸收量及吸收效率影响不大, 但却显著地增加了地上部锰的积累, 说明铁尾矿砂的添加间接影响了植株体内锰的转运; 同时铁尾矿砂的加入显著降低了接种和未接种玉米地上部铁的含量, 并减少了接种处理根系的铁吸收量, 从而显著增加了未接种根系对铁的吸收, 这可能与铁尾矿砂的添加分别提高了未接种处理和降低了接种处理的铁吸收效率有关 (表 5)。

表 2 不同铁源和接种 AMF 对玉米地上部铁、锰、铜和锌含量及吸收量的影响

Table 2 Fe, Mn, Cu and Zn concentrations in and uptake by maize shoots under different iron source and inoculation treatments

接种状况 Inoculation Status	铁源处理 Iron source	Fe		Mn		Cu		Zn	
		含量 Conc /	吸收量 Uptake /	含量 Conc /	吸收量 Uptake /	含量 Conc /	吸收量 Uptake /	含量 Conc /	吸收量 Uptake /
		(mg kg ⁻¹)	(μg Pot ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(μg Pot ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(μg Pot ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(μg Pot ⁻¹)
不接种 NonMyc	对照	155.5 ^{bc}	109.5 ^{bd}	94.9 ^c	66.9 ^z	3.8 ^c	2.6 ^z	27.4 ^a	19.2 ^a
	硫酸亚铁	198.8 ^a	168.5 ^a	126.3 ^a	109.1 ^y	4.1 ^b	3.5 ^{wx}	17.9 ^b	15.1 ^{abc}
	硫酸亚铁+石灰	133.1 ^{cd}	132.0 ^b	125.7 ^a	124.0 ^x	3.3 ^{cd}	3.3 ^x	17.5 ^b	17.1 ^{ab}
	铁尾矿砂	126.0 ^d	118.4 ^{bc}	117.8 ^{ab}	110.4 ^y	4.0 ^{bc}	3.7 ^w	22.1 ^{ab}	20.7 ^a
	铜尾矿砂	121.1 ^d	74.7 ^{de}	120.4 ^{ab}	74.5 ^z	5.0 ^a	3.1 ^{xy}	16.3 ^b	10.1 ^{bc}
接种 Myc	对照	137.4 ^{cd}	85.0 ^{de}	95.4 ^c	59.2 ^c	2.3 ^e	1.4 ^c	10.5 ^{bc}	6.4 ^{bcd}
	硫酸亚铁	148.4 ^c	156.6 ^a	98.3 ^c	103.6 ^a	2.7 ^{de}	2.8 ^a	14.8 ^b	15.2 ^{abc}
	硫酸亚铁+石灰	176.7 ^b	152.5 ^{ab}	110.4 ^b	95.6 ^{ab}	3.0 ^d	2.6 ^a	17.4 ^b	14.9 ^{abc}
	铁尾矿砂	105.2 ^{de}	92.3 ^{cd}	94.3 ^c	83.8 ^b	2.9 ^d	2.6 ^a	13.3 ^{bc}	11.6 ^b
	铜尾矿砂	144.6 ^{cd}	83.2 ^{de}	102.9 ^{bc}	59.2 ^c	3.7 ^c	2.1 ^b	17.5 ^b	10.0 ^{bc}

表 3 添加不同铁源和接种 AMF对砷污染玉米根系铁、锰、铜和锌含量及吸收量的影响

Table 3 Fe, Mn, Cu and Zn concentration in and uptake by maize roots under different iron source and inoculation treatments

接种状况 Inoculation Status	铁源处理 Iron source	Fe		Mn		Cu		Zn	
		含量 Conc /	吸收量 Uptake /	含量 Conc /	吸收量 Uptake /	含量 Conc /	吸收量 Uptake /	含量 Conc /	吸收量 Uptake /
		(mg kg ⁻¹)	(μg Pot ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(μg Pot ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(μg Pot ⁻¹)	(mg kg ⁻¹)	(μg Pot ⁻¹)
不接种 NonMyc	对照	714.9 ^{ab}	352.1 ^{cd}	70.8 ^a	35.3 ^b	18.0 ^a	8.8 ^a	57.4 ^c	28.4 ^c
	硫酸亚铁	679.5 ^{abc}	462.6 ^b	64.3 ^{ab}	43.9 ^a	8.0 ^{bc}	5.4 ^{bc}	32.9 ^d	22.2 ^{cd}
	硫酸亚铁+石灰	695.7 ^{abc}	542.7 ^a	59.8 ^b	46.5 ^a	7.9 ^{bc}	6.2 ^b	28.7 ^{de}	22.2 ^{cd}
	铁尾矿砂	708.1 ^{ab}	521.7 ^{ab}	48.5 ^c	35.6 ^b	7.6 ^c	5.6 ^{bc}	27.6 ^{de}	20.6 ^d
	铜尾矿砂	649.7 ^b	320.2 ^{cd}	42.5 ^{cd}	21.3 ^c	10.0 ^b	4.9 ^c	83.9 ^a	41.4 ^b
接种 Myc	对照	779.3 ^a	364.4 ^c	45.3 ^{cd}	21.2 ^c	6.7 ^{cd}	3.1 ^e	20.3 ^e	9.9 ^{ef}
	硫酸亚铁	562.6 ^{bcd}	427.9 ^{bc}	39.9 ^{cd}	30.1 ^b	5.4 ^d	4.1 ^{cd}	23.7 ^{de}	17.8 ^{de}
	硫酸亚铁+石灰	603.8 ^{bc}	376.5 ^c	41.4 ^{cd}	26.0 ^{bc}	6.5 ^{cd}	4.1 ^d	32.8 ^d	20.3 ^{de}
	铁尾矿砂	435.8 ^{cde}	266.9 ^{de}	33.0 ^{de}	20.1 ^c	6.7 ^{cd}	4.1 ^d	81.6 ^a	50.0 ^a
	铜尾矿砂	585.0 ^{bc}	225.5 ^{def}	38.2 ^{cd}	14.7 ^c	8.5 ^{bc}	3.3 ^e	69.5 ^b	26.8 ^{cd}

表 4 加铁和接种 AMF对土壤有效元素含量的影响

Table 4 Effect of iron source addition and inoculation on available element contents in soil

接种状况 Inoculation Status	铁源处理 Iron source	土壤 pH Soil pH	有效铁、锰、铜、锌含量 / (mg kg ⁻¹) DIPAs extractable content				水溶性砷、磷含量 / (mg kg ⁻¹) Water extractable content	
			Fe	Mn	Cu	Zn	As	P
不接种 NonMyc	对照	7.91 ^a	6.8 ^{cd}	13.2 ^c	1.03 ^b	1.36 ^a	69.9 ^{ab}	12.7 ^b
	硫酸亚铁	7.72 ^c	13.7 ^{ab}	15.6 ^a	1.05 ^b	1.24 ^b	52.7 ^{cd}	10.8 ^{de}
	硫酸亚铁+石灰	7.81 ^b	12.7 ^{bc}	13.8 ^{bc}	1.01 ^{bc}	1.09 ^c	53.7 ^{cd}	11.0 ^d
	铁尾矿砂	7.79 ^{bc}	7.1 ^{cd}	15.0 ^{ab}	0.98 ^{bcd}	1.14 ^c	75.3 ^a	14.1 ^a
	铜尾矿砂	7.74 ^{bc}	5.8 ^{de}	12.8 ^{cd}	1.32 ^a	0.98 ^d	63.4 ^{bc}	13.0 ^b
接种 Myc	对照	7.65 ^{cd}	6.5 ^d	9.4 ^{ef}	0.95 ^c	1.17 ^{bc}	52.9 ^{cd}	12.1 ^{bc}
	硫酸亚铁	7.79 ^{bc}	14.3 ^a	11.5 ^{de}	1.03 ^b	1.22 ^b	51.7 ^{cd}	11.0 ^d
	硫酸亚铁+石灰	7.61 ^d	13.4 ^b	12.0 ^d	1.01 ^{bc}	1.12 ^c	49.7 ^d	10.7 ^{de}
	铁尾矿砂	7.73 ^{bcd}	6.8 ^{cd}	10.1 ^{ef}	0.91 ^{cd}	1.19 ^b	65.1 ^b	12.3 ^{bc}
	铜尾矿砂	7.66 ^{cd}	5.7 ^e	8.4 ^g	1.31 ^a	0.98 ^d	64.5 ^b	12.2 ^{bc}

添加铜尾矿砂后, 虽对接种玉米地上部铁、锰的吸收量没有影响, 却显著降低了未接种玉米地上部铁的积累和增加了地上部锰的积累, 同时降低了接种和未接种根系对铁、锰的吸收. 究其原因可能是铜尾矿砂处理后土壤有效铁、锰含量的降低或根系铁吸收效率的相应降低所致. 此外, 不接种时添加各种铁源均显著地降低了根系对铜的吸收, 这与添加铁源对根系铜吸收效率的影响一致. 然而, 外加铁源可能会影响铜向地上部的转运, 致使地上部铜的积累量显著增加.

从砷污染土壤上添加铁源后的情况来看, 接种 AMF均较大地降低了玉米根系对铁、锰、铜的吸收, 以及地上部锰的积累. 此外, 接种 AMF虽然显著降低了对照处理根系对锌的吸收, 却显著增加了铁尾

矿砂处理根系锌的吸收量. 进一步分析发现, 这可能与接种 AMF分别降低了对照处理和提高了铁尾矿砂处理根系锌吸收效率或土壤有效锌含量有关 (表 4, 表 5).

3.5 添加铁源与接种 AMF对土壤有效元素含量的影响

从表 4 不难看出, 无论接种或不接种, 添加硫酸亚铁 (无论补加石灰与否) 都显著降低了土壤水溶性磷的含量, 而在未接种时显著降低了水溶性砷的含量, 可见加入到土壤中的铁源通过与水溶性砷、磷的共沉淀或强吸附作用调控着土壤砷、磷的有效性, 而此时土壤 pH 的下降却难以用硫酸亚铁添加所产生的酸化作用所能解释. 这可能与植物的根系活动有关. 无论是否接种 AMF 添加铁尾矿砂与对

照相比, 土壤水溶性砷的含量均有所增加, 且不接种时添加铁尾矿砂显著增加了水溶性磷的含量, 这也许可以解释为铁尾矿砂的添加均在一定程度上提高了玉米根系砷、磷的吸收效率(表 5)从而显著增加了植株根系对砷、磷的吸收(图 1、图 2)。然而对于接种处理, 添加含高铜和高铁量的铜尾矿砂尽管显著提高了土壤有效铜的含量, 却降低了土壤有效铁含量, 并和铁尾矿砂的添加一样增加了土壤水溶性砷的含量, 其中矛盾之处显然不是土壤 pH 值

的降低直接所致, 而可能与尾矿添加量或其中某些成分的作用有关; 因为据 Hartley 等人(2004)的研究显示, 含铁量达 97% 的铁沙的运用也只使淋溶液中的砷降低了 17% ~ 25% 左右。在进一步研究中需根据土壤砷污染的程度调整尾矿砂的添加量, 优化土壤中的铁、砷比以达到理想的生态恢复效果。此外, 不接种时添加铁源均降低了土壤有效锌的含量, 而接种与不接种处理相比均显著降低了各铁源处理有效锰的含量, 其原因有待进一步研究。

表 5 不同铁源和接种 AMF 对玉米根系元素吸收效率的影响
Table 5 SAR of elements in maize as affected by iron addition and AMF inoculation

接种状况 Inoculation Status	铁源处理 Iron source	P	As	Fe	Mn	Cu	Zn
不接种 Non-Myc	对照	1.81 ^x	0.51 ^{xy}	0.94 ^x	0.21 ^x	0.023 ^a	0.097 ^{ab}
	硫酸亚铁	2.04 ^x	0.48 ^y	1.09 ^x	0.26 ^x	0.016 ^b	0.065 ^{bc}
	硫酸亚铁+石灰	1.66 ^x	0.37 ^z	0.87 ^x	0.22 ^x	0.012 ^{bc}	0.050 ^c
	铁尾矿砂	2.06 ^x	0.58 ^x	1.10 ^x	0.26 ^x	0.016 ^b	0.067 ^{bc}
	铜尾矿砂	1.56 ^x	0.40 ^{yz}	0.75 ^x	0.18 ^x	0.015 ^{bc}	0.099 ^{ab}
接种 Myc	对照	1.88 ^a	0.47 ^{ab}	0.96 ^a	0.17 ^a	0.010 ^c	0.034 ^{cd}
	硫酸亚铁	2.03 ^a	0.38 ^b	0.82 ^{ab}	0.19 ^a	0.010 ^c	0.047 ^{cd}
	硫酸亚铁+石灰	1.81 ^a	0.33 ^{bc}	0.87 ^{ab}	0.20 ^a	0.011 ^{bc}	0.058 ^{cd}
	铁尾矿砂	2.27 ^a	0.50 ^a	0.69 ^b	0.20 ^a	0.013 ^{bc}	0.119 ^a
	铜尾矿砂	1.77 ^a	0.41 ^{abc}	0.71 ^{ab}	0.17 ^a	0.013 ^{bc}	0.085 ^b

表 4 结果显示, 接种菌根真菌降低了铁尾矿砂处理土壤水溶性砷和磷的含量, 而对其它铁源处理水溶性砷、磷的影响却不显著。对于硫酸亚铁处理(无论添加石灰与否)接种 AMF 提高了土壤有效铁的含量, 而所有铁源处理下接种均可显著降低土壤有效锰的含量。

值得一提的是, 对收获后的植物空白处理土样分析发现, 除铜尾矿砂处理外土壤水溶性砷的含量和土壤 pH 值均较供试土壤有不同程度的降低, 其中对照处理的水溶性砷含量甚至降低了 15% 以上, 可见长时间的温室试验管理致使铁源处理土壤的 pH 值下降的同时也可能改变了土壤的氧化还原状况, 导致土壤砷的有效性发生相应变化。

4 结论 (Conclusions)

1) 通过向高砷污染土壤上添加各种铁源和接种 AMF 的土培试验, 发现以单纯添加 150 mg kg⁻¹ 硫酸亚铁和接种 AMF 这一组合对植物生长的促进作用最佳。

2) 添加硫酸亚铁和接种 AMF 对植物生长状况的改善是通过降低土壤水溶性砷及地上部砷含量,

并增加磷的吸收而提高植株磷、砷比的结果。

3) 铁尾矿砂的添加, 在增加了未接种玉米根系砷吸收的同时也改善了磷的吸收, 因而促进了根系的伸长。

责任作者简介: 陈保冬(1975—)男, 中国科学院生态环境研究中心副研究员, 主要从事丛枝菌根生态生理研究, 近年来在国内外学术期刊发表论文 30 余篇, 目前主持国家自然科学基金面上项目和 973 项目子课题。

References

- Acharyya SK, Chakraborty P, Lahiri S, et al. 1999. Arsenic Poisoning in the Ganges delta [J]. *Nature*, 401: 545–546
- Azón R, Ambrosano E, Charest C. 2003. Nutrient acquisition in mycorrhizal lettuce plants under different phosphorus and nitrogen concentration [J]. *Plant Sci*, 165: 1137–1145
- Cai B, Ş Chen T B, Liao X Y, et al. 2004. Arsenic concentrations in soils and vegetables and their risk assessments in highly contaminated area in Hunan Province [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 24(4): 712–717 (in Chinese)
- Chen B D. 2002. Role of arbuscular mycorrhizae in alleviation of zinc and cadmium phytotoxicity [D]. Beijing China Agricultural University, 6–7 (in Chinese)

- GenStat Committee. 2002. The guide to GenStat (release 6.1) [M]. Hemel Hempstead: VSN International. Gonzalez-Chavez C, Giovannetti M, Mosse B. 1980. Evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots [J]. *New Phytol* 84: 489–500.
- Gonzalez-Chavez C, Harris P J, Dodd J et al. 2002. Arbuscular mycorrhizal fungi confer enhanced arsenate resistance on *Holcus lanatus* [J]. *New Phytol* 155: 163–171.
- Hartley W, Edwards R, Lepp N W. 2004. Arsenic and heavy metal mobility in iron oxide amended contaminated soils as evaluated by short and long term leaching tests [J]. *Environ Pollut* 131: 495–504.
- Hingson J A, Collins C D, Murphy R J et al. 2001. Leaching of chromated copper arsenate wood preservatives: a review [J]. *Environ Pollut* 111(1): 53–66.
- Li X L. 1999. Amount of Phosphor application in relation to VA mycorrhizal efficiency [J]. *Acta Agriculturae Universitatis Pekinensis* 16(2): 177–180 (in Chinese).
- Liao X Y, Chen T B, Xiao X Y et al. 2003. Spatial distributions of arsenic in contaminated paddy soils [J]. *Geographica Research* 22(5): 635–643 (in Chinese).
- Liu Y, Zhu Y G, Chen B D et al. 2005. Yield and arsenate uptake of arbuscular mycorrhizal tomato colonized by *Glomus mosseae* BEG167 in As spiked soil under glasshouse conditions [J]. *Environ Int* 31: 867–873.
- Lu R K. 1999. Analytical methods for soils and agricultural chemistry [M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press: 13–14, 27–29, 109–110 (in Chinese).
- Meharg A A, Rahman M M. 2003. Arsenic contamination of Bangladesh Paddy field soils: Implications for rice contribution to arsenic consumption [J]. *Environ Sci Technol* 37(2): 229–234.
- Moore T J, Rishmire C M, Vempati R K. 2000. Ferrous Iron Treatment of Soils Contaminated with Arsenic Containing Wood-Preserving Solution [J]. *Soil Sediment Contam* 9(4): 375–405.
- Phillips J M, Haman D S. 1970. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection [J]. *Trans Br Mycol Soc* 55: 158–161.
- Roychowdhury T, Uchino T, Tokunaga H et al. 2002. Arsenic and other heavy metals in soils from an arsenic affected area of West Bengal, India [J]. *Chemosphere* 49(6): 605–618.
- Sadiq M. 1997. Arsenic chemistry in soils: An overview of thermodynamic predictions and field observations [J]. *Water Air Soil Pollut* 93: 117–136.
- Sharples J M, Meharg A A, Chambers S M et al. 2000. Symbiotic solution to arsenic contamination [J]. *Nature* 404: 951–952.
- Smith SE, Naidu R, Alston A M. 1998. Arsenic in the soil environment: A review [J]. *Adv Agron* 64: 149–195.
- Vetterlein D, Saegedi K, Ackemann J et al. 2005. The impact of rhizosphere process on speciation and mobility of arsenic: a case study with goethite [A]. Li C J et al (Eds). 2005. Plant nutrition for food security, human health and environmental protection [C]. 636–637.
- Wang Z G, He H Y, Yan Y L et al. 1999. Arsenic exposure of residents in areas near Shimen arsenic mine [J]. *Journal of Hygiene Research* 28(1): 12–14 (in Chinese).
- Warren G P, Alloway B J. 2003a. Reduction of arsenic uptake by lettuce with ferrous sulfate applied to contaminated soil [J]. *J Environ Qual* 32: 767–772.
- Warren G P, Alloway B J, Lepp N W et al. 2003b. Field trials to assess the uptake of arsenic by vegetables from contaminated soils and soil remediation with iron oxides [J]. *Sci Total Environ* 311: 19–33.
- Xiao X Y, Chen B D, Zhu Y G. 2006. The influences of arbuscular mycorrhizal fungi on growth and mineral nutrition of plants grown in copper mine tailing [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* 26(2): 312–317 (in Chinese).
- Xie Z M, Huang C Y, He Z L. 1998. Chemical equilibria of arsenic in soils [J]. *Advances in Environmental Science* 6(1): 22–37 (in Chinese).
- Zhao Q G. 2003. Development and innovation of modern soil [J]. *Acta Pedologica Sinica* 40(3): 321–327 (in Chinese).
- Zhu Y G, Chen S B, Yang J C. 2004. Effects of soil amendments on lead uptake by two vegetable crops from a lead-contaminated soil from Anhui, China [J]. *Environ Int* 30: 351–356.

中文参考文献

- 蔡保松, 陈同斌, 廖晓勇, 等. 2004. 土壤砷污染对蔬菜砷含量及食用安全性的影响 [J]. *生态学报*, 24(4): 712–717.
- 陈保冬. 2002. 丛枝菌根减轻宿主植物镉、镉毒害机理研究 [D]. 北京: 中国农业大学博士论文, 6–7.
- 李晓林. 1999. 施磷水平与 VA 菌根效应的关系 [J]. *北京农业大学学报* 16(2): 177–180.
- 廖晓勇, 陈同斌, 肖细元, 等. 2003. 污染水稻田中土壤含砷量的空间变异特征 [J]. *地理研究*, 22(5): 635–643.
- 鲁如坤. 1999. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京: 中国农业科技出版社: 13–14, 27–29, 109–110.
- 王振刚, 何海燕, 严于伦, 等. 1999. 石门雄黄矿地区居民砷暴露研究 [J]. *卫生研究*, 28(1): 12–14.
- 肖雪毅, 陈保冬, 朱永官. 2006. 丛枝菌根真菌对铜尾矿上植物生长和矿质营养的影响 [J]. *环境科学学报*, 6(1): 22–37.
- 谢正苗, 黄昌勇, 何振立. 1998. 土壤中砷的化学平衡 [J]. *环境科学进展*, 6(1): 22–37.
- 赵其国. 2003. 发展与创新现代土壤科学 [J]. *土壤学报*, 40(3): 321–327.