

可溶性无机盐对土壤中镉形态分布及生物可利用性的影响

王祖伟, 刘 欣, 么相姝, 侯 秀

(天津师范大学城市与环境科学学院, 天津 300384)

摘 要: 针对碱性土壤中镉污染现象, 通过实验分析碱性土壤中可溶性无机盐对镉形态分布和转化影响以及生物可利用性的影响, 探索受污土壤自然修复方法。结果表明, 可溶态 Cd 进入土壤后, 转化成以残渣态为主, 随着土壤中 Cd 的含量的增加, Cd 的有效态含量增高。对于 Cd 的有效态, 氯化物 KCl、CaCl₂ 的存在, 增加了 Cd 的有效态的含量, 随着浓度的增加 Cd 有效态含量增加, 增加量为 7%~122%。KH₂PO₄ 的存在, 反而引起 Cd 的有效态含量减少, 减少量为 20%~46%。K₂CO₃ 的加入, 使土壤中 Cd 的有效态含量减少, 为 5%~22%。对于 Cd 的碳酸盐态, KCl、CaCl₂、KH₂PO₄ 的存在, 均引起 Cd 的碳酸盐态的降低, 降低量为 2%~60%; K₂CO₃ 的存在, 引起 Cd 的碳酸盐态的增加, 增加量为 12%~64%。对于 Cd 的铁锰氧化态, KCl、CaCl₂、KH₂PO₄、K₂CO₃ 的存在, 均引起 Cd 的铁锰氧化态的增高, 增加量为 20%~150%。对于 Cd 的有机结合态, CaCl₂、KH₂PO₄、K₂CO₃ 的存在, 均引起 Cd 的有机结合态的增高, 增加量 3%~73%。对于 KCl, 低浓度 KCl 引起 Cd 的有机结合态的减少, 而高浓度 KCl 引起 Cd 的有机结合态的增加。可溶性无机盐对镉形态分布和转化影响在作物中能够显示出来: KCl 的加入, 使蔬菜对土壤中镉的吸收量增加了 11%~22%; 当加入 KH₂PO₄ 时, 蔬菜对镉的吸收量减少了 17%~53%。植物中 Cd 的含量变化与无机盐进入土壤后 Cd 的形态变化规律特别是 Cd 的有效态的变化规律一致。

关键词: 碱性土壤; 镉的形态; 可溶性无机盐

中图分类号: X53 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-2043(2008)03-0884-05

Influences of Inorganic Salts on Cadmium Forms and Biological Availability in Alkaline Soil

WANG Zu-wei, LIU Xin, YAO Xiang-shu, HOU Xiu

(College of Urban and Environmental Science, Tianjin Normal University, Tianjin 300384, China)

Abstract: Four soluble inorganic salts were used to study their influences upon cadmium forms in the alkaline soil and contents of cadmium absorbed by plants in the experiment. All the four salts were able to influence the forms of cadmium in the salt-alkaline soil. Chloride KCl and CaCl₂ added into the soils could increase the contents of available cadmium in the soils by 7%~122%, and the higher the salt concentration added into the soils was, the higher the contents of available cadmium were. KH₂PO₄ and K₂CO₃ added in the soils could decrease the contents of available cadmium by 20%~46%. KCl, CaCl₂ and KH₂PO₄ added into the soils could decrease the contents of carbonate form of cadmium in the soils by 12%~60%, but K₂CO₃ could increase the contents of carbonate form of cadmium by 12%~64%. KCl, CaCl₂, KH₂PO₄, K₂CO₃ added into the soils could increase the contents of Fe-Mn oxidation form of cadmium by 20%~150%. CaCl₂, KH₂PO₄, K₂CO₃ added into the soils could increase the contents of cadmium of organic combination form in the soils by 3%~73%. The influence of KCl added into the soils upon the organic combination form of cadmium was complex. When the lower concentration of KCl solution added into the soils, the contents of cadmium of organic combination form decreased, while the higher KCl concentration increased the contents of organic combination form cadmium. The influences upon cadmium forms by soluble inorganic salts could be shown by the contents of cadmium in plant bodies. After KCl was added into the soil, the contents of cadmium in vegetables such as spinach, celery and carrot could increase 11%~22%, while the contents of cadmium in vegetables could decrease 17%~53% with KH₂PO₄ added.

Keywords: alkaline soil; forms of cadmium; inorganic salts

收稿日期: 2007-07-30

基金项目: 国家自然科学基金(40743020); 天津应用基础及前沿技术研究计划项目(08JCYBJC10400)

作者简介: 王祖伟(1963—), 男, 山东招远市人, 博士, 教授, 主要从事资源环境地球化学评价方面的研究。

E-mail: zuweiwang@126.com

土壤是人类赖以生存的最重要的自然资源之一,但是随着科学技术水平的不断提高,工业的快速发展,土壤的污染特别是重金属污染越来越严重。重金属污染具有隐蔽性或潜伏性、不可逆性和长期性、后果的严重性等特点。近年来研究证明,无论是从毒性还是蓄积作用来看,镉都将是继汞、铅之后污染人类环境、威胁人类健康的第三个金属元素。土壤镉污染已引起人们的普遍关注,成为国内外地球化学、环境科学、土壤化学等各学科研究的热点之一^[1-8]。

对于天津污灌区广泛分布的碱性盐化湿潮土研究表明,镉是天津污灌区碱性盐化土壤中最主要的污染元素。镉的生物效应明显,污灌区水稻以及蔬菜等作物已经被污染,开始影响到人类健康。但其形成的机制并不清楚,初步推断可能与土壤中含有的可溶性无机盐有关^[9-14]。一般认为,在碱性土壤中 Cd 主要以 $\text{Cd}(\text{OH})^+$ 、 $\text{Cd}(\text{OH})_2$ 、 CdCO_3 的形态存在,离子活度以及对植物的有效性皆较低。因此,分析研究碱性盐化镉污染土壤中镉的较强生物效应的形成机理,并探索镉污染的自然修复技术方法,具有重要的作用。

本文针对碱性盐化土壤中镉污染这一问题进行研究,进行可溶性无机盐对碱性土壤中镉形态分布和转化影响以及生物效应的研究。分析方法是不同质量分数的 CdCl_2 溶液投放到受试碱性土壤中,作为土壤环境中镉的污染源,然后分别加入不同类型、不同浓度的可溶性无机盐溶液,测定镉的有效态(水溶态和离子交换态)、碳酸盐态、铁锰氧化态、有机结合态、残渣态的变化规律。同时,利用作物栽培实验(主要是蔬菜)研究无机盐进入土壤后对植物吸收 Cd 的影响状态,进而探讨天津污灌区碱性盐化土壤中受镉污染土壤自然修复的技术方法。

1 材料与方法

1.1 实验材料

样品选自天津污灌区的碱性土壤。土壤为灰棕色,重壤质,块状结构,石灰反应中等,pH 值为 8.4,弱碱性,有机质含量 2%,为轻度氯化物型盐化湿潮土^[15]。将采集的土壤样品除去植物根茎,风干,混匀,研碎,备用。实验用 CdCl_2 、KCl 和 CaCl_2 均为分析纯试剂。供实验用蔬菜为芹菜、胡萝卜、菠菜。

对选择的土壤样品采用 Tessier 法连续抽提后,利用 ICP 法测试镉的不同形态的含量,结果土壤中镉的有效态含量为 $0.005 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、碳酸盐态为 $0.000 5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、铁锰氧化态为 $0.001 4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、有机结合态

为 $0.001 7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、残渣态为 $0.022 7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1.2 实验方法

首先,将采集好的土壤样品各称重 1 kg,分别利用含量为 $0.25 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ CdCl_2 的溶液混合、搅拌均匀浸泡,使其达到天津市土壤环境质量标准Ⅳ级和Ⅵ级水平,Cd 的添加量分别为 0.425 、 $1.095 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

当外源 Cd 进入土壤后,由于土壤中各种因素作用,外源镉在土壤中持续发生各种形态转化。已有研究表明,当外源 Cd 进入土壤后 30 d,土壤中 Cd 的各种形态基本保持相对稳定^[16,17]。因此,将土壤浸泡后自然风干至 30 d 后,通过破碎、筛分,分成若干份,各取出一份 10 g 作为对照组。将处理好的原土壤样品,经 CdCl_2 浸泡的样品 1 g,采用 Tessier 法连续抽提后,利用 ICP 法测试镉的不同形态的含量,每个实验均 3 次重复,取其平均值。

取用筛分、处理好的土壤样品 50 g,分别加入体积为 50 mL、浓度各为 $1.0 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $0.2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 KCl 、 CaCl_2 、 KH_2PO_4 、 K_2CO_3 的溶液均匀浸泡,放置 30 d,使其达到平衡并自然风干后,通过破碎、筛分,采集样品 1 g,采用 Tessier 法连续抽提后,利用 ICP 法测试镉的不同形态的含量,每个实验均经 3 次重复,取其平均值。

作物镉的吸收实验在实验室进行。采用直径 10 cm、深 20 cm 的圆型聚乙烯塑料盆,每盆装入人工添加镉的土壤 1 kg,土壤中镉的含量为 $0.581 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。土壤加入水浸湿,种入生长期为 45~60 d 的实验用蔬菜芹菜、胡萝卜、菠菜,每隔 6 d 分别加入 $0.2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 KCl 、 CaCl_2 、 K_2HPO_4 、 KH_2PO_4 、 K_2CO_3 溶液,每个处理 3 个重复,同时空白试验进行对比。

首先,将菜籽直接播种在塑料盆中,7 d 左右的时候,进行第一次间苗,选健壮、长势均匀的苗,每盆留苗 5 株,每天傍晚浇一次水,直至满足测试量要求。分别取芹菜的茎、胡萝卜的根、菠菜的叶,用蒸馏水清洗干净晾干,然后磨碎,放在密实袋保存,备用。

蔬菜中重金属 Cd 总量使用 ICP 测定,其过程为取每份样品 0.2 g,于 100 mL 烧杯中加入 10 mL 浓 HNO_3 在电热板加热($60 \sim 70 \text{ }^\circ\text{C}$),当蒸发至溶解物剩余 3 mL 时加入 3 mL HClO_4 蒸至近干,加入 HNO_3 ,溶解残渣,然后洗入 10 mL 的比色管中,用蒸馏水定容,使用 ICP-AES 进行测定植物中镉的含量。

2 结果与讨论

通过上述实验,获得结果见表 1~3。

表 1 无机盐对土壤中 Cd 各种形态含量的影响(mg•kg⁻¹)

Table 1 Influence of inorganic salts upon contents of different forms of cadmium in soil								
形态	KCl		CaCl ₂		KH ₂ PO ₄		K ₂ CO ₃	
	0.2 mol • L ⁻¹	1 mol • L ⁻¹	0.2 mol • L ⁻¹	1 mol • L ⁻¹	0.2 mol • L ⁻¹	0.5 mol • L ⁻¹	0.2 mol • L ⁻¹	1 mol • L ⁻¹
Cd 添加量 0.425 mg • kg ⁻¹								
有效态	0.036	0.051	0.031	0.092	0.023	0.016	0.028	0.023
碳酸盐态	0.015	0.011	0.016	0.015	0.011	0.009	0.025	0.028
铁锰氧化态	0.062	0.062	0.06	0.058	0.059	0.061	0.051	0.05
有机结合态	0.006	0.009	0.01	0.014	0.01	0.014	0.011	0.013
残渣态	0.462	0.45	0.464	0.402	0.478	0.471	0.466	0.466

形态	KCl		CaCl ₂		KH ₂ PO ₄		K ₂ CO ₃	
	0.2 mol • L ⁻¹	1 mol • L ⁻¹	0.2 mol • L ⁻¹	1 mol • L ⁻¹	0.2 mol • L ⁻¹	0.5 mol • L ⁻¹	0.2 mol • L ⁻¹	0.5 mol • L ⁻¹
Cd 添加量 1.095 mg • kg ⁻¹								
有效态	0.031 5	0.032 7	0.016 5	0.019 6	0.011 4	0.008 6	0.013 9	0.011 6
碳酸盐态	0.006 4	0.003 5	0.002 3	0.002 6	0.004 8	0.005 6	0.007 3	0.009 4
铁锰氧化态	0.018 9	0.022 7	0.015 7	0.017 4	0.016 6	0.017 8	0.010 9	0.011 2
有机结合态	0.004 2	0.004	0.003 7	0.004 5	0.003 6	0.004 3	0.002 3	0.003 2
残渣态	0.945	0.937	1.061	1.03	1.069	1.07	1.081	1.077

表 2 外源 CdCl₂ 溶液加入后土壤中 Cd 的各种形态含量变化特征(mg•kg⁻¹)

Table 2 Changes of content of different forms of cadmium after CdCl ₂ solution added in soils			
Cd 添加量/mg • kg ⁻¹	0	0.425	1.095
有效态	0.005	0.029	0.074
碳酸盐态	0.003	0.017	0.033
铁锰氧化态	0.007	0.052	0.046
有机结合态	0.008	0.004	0.013
残渣态	0.113	0.479	1.085

表 3 无机盐对蔬菜吸收镉的影响 (mg•kg⁻¹)

Table 3 Influence of inorganic salts upon cadmium contents in vegetables

种类	Cd 的含量	种类	Cd 的含量
菠菜+ Cd	0.014 6	芹菜+ Cd+ KCl	0.019 2
菠菜+ Cd+ KCl	0.016 3	芹菜+ Cd + KH ₂ PO ₄	0.012 5
菠菜+ Cd+ CaCl ₂	0.015 9	胡萝卜+ Cd	0.016 5
菠菜+ Cd+ KH ₂ PO ₄	0.012 1	胡萝卜+ Cd+ KCl	0.020 1
芹菜+ Cd	0.015 7	胡萝卜+ Cd+ KH ₂ PO ₄	0.007 6

表 1 显示了土壤中添加了不同量的 Cd 后,分别加入不同浓度的 KCl、CaCl₂、KH₂PO₄、K₂CO₃,土壤中镉的不同形态含量的变化情况。表 2 显示了将不同量 Cd 溶液添加到土壤后,镉在土壤中的形态变化。表 3 显示了 Cd 污染土壤中,由于无机盐的加入,芹菜、胡萝卜、菠菜吸收 Cd 的能力发生变化情况。

2.1 可溶性无机盐对碱性土壤中镉形态分布的影响

2.1.1 可溶态 Cd 进入土壤后的形态变化

从表 2 可知,当外界 Cd 污染呈溶液态进入土壤

后,通过吸附、反应等方式,形成不同的形态。分析研究表明,呈溶液形式的 Cd 进入土壤后,主要转化为残渣态的形式存在,其次为铁锰氧化态,有机结合态的含量最低。

2.1.2 可溶性无机盐对土壤中 Cd 的形态的影响

从表 1 可知,不同种类、浓度的无机盐溶液进入土壤后,土壤中镉的各种形态的变化各不相同。

2.1.2.1 KCl 的影响

在 Cd 添加量相同的情况下,添加低浓度的 KCl 溶液后,土壤中 Cd 的有效态含量有一定的增加,低 Cd 添加量时,有效态含量增加 28%,高 Cd 添加量时,有效态含量增加 122%。随着添加的 KCl 溶液的浓度增加,土壤中 Cd 的有效态含量随之增加,低 Cd 添加量时,有效态含量增加 77%,高 Cd 添加量时,有效态含量增加 47%,增加幅度有所减少。

Cd 的碳酸盐态随着 KCl 浓度的增加,有明显降低,降低幅度为 2%~47%。对于 Cd 的铁锰氧化态,添加不同浓度的 KCl 溶液后,含量基本不变。对于 Cd 的有机结合态,当土壤中 Cd 的含量较低时,KCl 溶液引起 Cd 的有机结合态增加;当土壤中 Cd 的含量较高时,KCl 溶液引起 Cd 的有机结合态增加。

土壤中 Cd 的形态随 KCl 添加量变化的特征,可能主要与氯离子易与镉离子形成可溶性配合物而降低土壤对镉的吸附,而钾和金属离子在土壤表面的交换性竞争有关^[18]。

2.1.2.2 CaCl₂ 的影响

在 Cd 添加量相同的情况下,添加低浓度的 CaCl₂

后,土壤中 Cd 的有效态含量有一定的增加。随着 CaCl_2 的浓度增加,Cd 的有效态含量反而有所减少,但总体上,仍显示有效态增加的特征。有效态增加幅度为 7%~33%。

Cd 的碳酸盐态在添加 CaCl_2 后含量减少,Cd 的碳酸盐态的降低幅度为 10%~60%。对于 Cd 的铁锰氧化态、有机结合态,添加 CaCl_2 后的含量均有所增加,增加幅度分别为 5%~90%和 5%~73%。

土壤中 Cd 的形态随 CaCl_2 添加量变化的特征,可能主要与氯离子易与镉离子形成可溶性配合物而降低土壤对镉的吸附,造成其有效态、铁锰氧化态、有机结合态含量总体增加有关。而高浓度 Ca 离子的进入,由于 Ca 与 Cd 具有相近的离子半径,部分 Ca 离子替代 Cd 离子,使 Cd 的碳酸盐态含量降低。

2.1.2.3 KH_2PO_4 的影响

KH_2PO_4 的存在,使土壤中 Cd 的有效态、碳酸盐态的含量均有所减少,减少幅度分别为 20%~46%和 14%~39%。铁锰氧化态、有机结合态的含量均有所增加,增加幅度分别为 14%~95%和 5%~65%。

这种机制可能是由于:重金属进入土壤后,会与土壤粘粒矿物的边缘、氧化铝、锰等以及氢氧化铝、铁发生专性吸附,它们分别占据相应的吸附点,当土壤吸附磷酸根后,由于 H_2PO_4^- 的增加使土壤颗粒表面的阴离子电性增加,这种由于阴离子电性的增加而对阳离子吸附增大主要与下列原因有关:阴离子电性的增加而导致对阳离子的吸附加大;阳离子和 H_2PO_4^- 吸附而成为新的阴离子;与磷灰石矿质表面基团形成络合(螯合)物。

2.1.2.4 K_2CO_3 的影响

K_2CO_3 的加入,土壤中 Cd 的有效态含量减少,随着 K_2CO_3 浓度的增高,土壤中 Cd 的有效态减少量增大,总体减少 5%~22%。

对于 Cd 的碳酸盐态,随着 K_2CO_3 的浓度增加,Cd 的碳酸盐态有明显增加,增加幅度为 12%~64%。对 Cd 的铁锰氧化态、有机结合态,加入 K_2CO_3 ,含量均有所增加。

土壤中 Cd 的形态随 K_2CO_3 添加量变化的特征,可能主要与钾和金属离子在土壤表面的交换性竞争有关,而 Cd 的碳酸盐态有明显增加,主要与 CO_3^{2-} 离子大量增加,与镉离子结合有关。

2.2 可溶性无机盐溶液对植物吸收土壤中 Cd 的影响

从表 3 中可知,土壤中由于镉污染的存在,植物对镉产生了吸收,其中菠菜对镉的吸收量最低,胡萝

卜次之,芹菜最高。

当土壤中有 KCl 、 CaCl_2 、 KH_2PO_4 等存在时,植物对镉的吸收量发生明显变化。总体上,当有 KCl 、 CaCl_2 的存在时,植物对土壤镉的吸收量增加,当有 KH_2PO_4 存在时,植物对土壤镉的吸收量减少。当加入 KCl 时,蔬菜对土壤中镉的吸收量增加了 11%~22%,其中芹菜对镉的吸收量增加最高。当加入 KH_2PO_4 时,蔬菜对镉的吸收量减少了 17%~53%,其中胡萝卜对镉的吸收量减少最大。

植物中 Cd 的含量变化与无机盐进入土壤后 Cd 的形态变化规律特别是 Cd 的有效态变化规律一致。

3 结论

(1) 可溶态 Cd 进入土壤后,转化成以残渣态为主,随着土壤中 Cd 的含量的增加,Cd 的有效态含量增高。

(2) 不同种类的可溶性无机盐对土壤中 Cd 形态分布的影响有明显差异。 KCl 、 CaCl_2 的存在,增加了 Cd 的有效态的含量,随着盐类浓度的增加,Cd 有效态含量增加。 KH_2PO_4 、 K_2CO_3 的存在,反而引起 Cd 的有效态含量减少。对于 Cd 的碳酸盐态, KCl 、 CaCl_2 、 KH_2PO_4 的存在,均引起 Cd 的碳酸盐态的降低; K_2CO_3 的存在,引起 Cd 的碳酸盐态的增加。对于 Cd 的铁锰氧化态, KCl 、 CaCl_2 、 KH_2PO_4 、 K_2CO_3 的存在,均引起 Cd 的铁锰氧化态的增高。对于 Cd 的有机结合态, CaCl_2 、 KH_2PO_4 、 K_2CO_3 的存在,均引起 Cd 的有机结合态的增高。对于 KCl ,低浓度 KCl 引起 Cd 的有机结合态的减少,而高浓度 KCl 引起 Cd 的有机结合态增加。

(3) 可溶性无机盐的存在,明显制约土壤中镉污染的环境效应。 KCl 、 CaCl_2 的加入,蔬菜对土壤中 Cd 的吸收量增加,加入 KH_2PO_4 后,蔬菜对土壤中 Cd 的吸收量减少。植物中 Cd 的含量变化与无机盐进入土壤后,Cd 的形态变化规律特别是 Cd 的有效态变化规律一致。

(4) 利用可溶性无机盐对碱性土壤中镉形态分布及生物效应,可以对受污土壤进行自然修复。在农业生产中,既通过关注 KCl 、 K_2CO_3 等无机化学肥料进入土壤对土壤中 Cd 等重金属的活化作用控制重金属污染,又可以利用 KH_2PO_4 的钝化作用对受污土壤进行自然修复。对北方盐渍化受污土壤,如天津污灌区,可以利用无机盐对碱性土壤中镉形态分布的影响特征,结合土壤脱盐等改良过程,对受污土壤进行修复。

参考文献:

[1] Ushenkovs, Mikheev A, Prokhnevsky A, et al. Phytoremediation of ra-
diocesium-contaminated soil in the vicinity of chernobyl [J]. *Ukraine
Environ Sci Technol*,1999,33(3):469-475.

[2] Merrington G. The bioavailability of Cd and Zn from soils amended with
sewage sludge to winter wheat and subsequently to the grain aphid Sito-
bion Venae[J]. *Science Total Environ*, 1997,208:245-254.

[3] 周启星,任丽萍,孙铁珩,等.某铅锌矿开采区土壤镉的污染及有关接
口过程[J].土壤通报,2002,33(4):300-302.

[4] 王孝堂. 土壤酸度对重金属形态分布分配的影响[J]. 土壤学报, 1991,
(1): 103-107.

[5] 郑绍建,胡霁堂,成杰民. 冶炼厂区镉污染土壤中镉的形态分配及其
影响因素[J]. 南京农业大学学报,1994,17(3):69-74.

[6] 莫 争,王春霞,陈 琴.重金属 Cu、Pb、Zn、Cr、Cd 在土壤中的形态分
布与转化[J].农业环境保护,2002,21(1):9-12.

[7] 余国营,吴燕玉.土壤环境重金属元素的相互作用及其对吸附特性
的影响[J].环境化学,1997, (2):30-36.

[8] Kalbity K. Mobilization of heavy metals and arsenic in polluted wetland
soils and its dependence on dissolved organic matter [J]. *Science Total
Environ*, 1998,209:27-39.

[9] 王祖伟,张文具,徐利森,等.土壤微量元素与人类活动强度的对应关
系[J].土壤通报,2002,33(4):303-305.

[10] 王祖伟, 张 辉, 张文具. 天津地区土壤环境中重金属有效态的分
布特征与生态意义[J]. 土壤通报,2005,36(1):101-103.

[11] 王祖伟, 张 辉. 天津污灌区土壤重金属污染环境质量与环境效应
[J]. 生态环境, 2005, (2):211-21.

[12] 潘 洁, 陆文龙. 天津市郊蔬菜污染状况及对策[J].农业环境与发
展,1997, (4):21-23.

[13] 毛建华, 陆文龙. 天津市农田土壤污染现状与防治对策[J].云南环
境科学, 2001, S1:96-98.

[14] 天津市环境保护局, 天津市环境质量报告书(1995-2000)[R].2001.

[15] 蒋德勤.天津土种志[M]. 天津:天津科学技术出版社,1988.

[16] Shuman L M, Wang J. Effect of VAM and zinc, cadmium iron and man-
ganese content in rhizosphere and non-rhizosphere soil fractions [J].
Comm Soil Sci Plant Anal, 1997,28:23-26.

[17] 莫 争, 王春霞, 陈 琴, 等. 重金属 Cu、Pb、Zn、Cr、Cd 在土壤中的
形态分布与转化[J]. 农业环境保护,2002,21(1):9-12.

[18] Tu C, Zheng C R, Chen H M. Effect of applying chemical fertilizers on
forms of lead and cadmium in red soil[J]. *Chemosphere*, 2000, 41:133-
138.