

# 土壤镉污染及其生物修复研究进展<sup>\*</sup>

罗绪强<sup>1,2</sup>, 王世杰<sup>1\*\*</sup>, 张桂玲<sup>3</sup>

(1. 中国科学院 地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室, 贵州 贵阳 550002; 2 中国科学院 研究生院, 北京 100049; 3 贵阳学院 化学与材料科学系, 贵州 贵阳 550003)

**摘要:** 随着工农业发展, 土壤中镉污染程度日趋严重。镉通过在作物体内富集而进入食物链, 对人畜健康构成巨大威胁。文中概述了土壤中镉污染来源、赋存状态及其生物有效性、对人体及生物健康危害等的研究情况, 分析了土壤镉污染生物修复的研究动态, 并提出了今后的研究方向。

**关键词:** 土壤; 镉污染; 赋存状态; 生物有效性; 生物修复

中图分类号: X53 Q958 116 文献标识码: A 文章编号: 1008-0457(2008)04-0357-05

Advances in the study of cadmium contaminated soil and its treatment

LUO Xu-qiang<sup>2</sup>, WANG Shi-jie<sup>1\*\*</sup>, ZHANG Gui-ling<sup>3</sup> (1 State Key Laboratory of Environmental Geochemistry Institute of Geochemistry Chinese Academy of Sciences, Guiyang, Guizhou 550002, China; 2 Graduate University Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3 Chemistry and Material Science Department, Guiyang University, Guiyang, Guizhou 550003, China)

Abstract: cadmium contaminated soil have seriously threatened human and animals' health due to its bioaccumulation in the food chain along with the development of industry and agriculture. Current status of cadmium contaminated soil and its source, modes of occurrence of cadmium and its bioavailability in soil, harm of cadmium on biological and human health, and the remediation methods of cadmium contaminated soil are reviewed in this paper. Furthermore, some suggestions for future researches in this field is prospected.

Key words: soil; cadmium contamination; modes of occurrence; bioavailability; bioremediation

镉是相对稀有的重金属元素, 是典型的分散元素, 地壳中的丰度仅为 0.2 mg/kg, 平均含量为 0.5 mg/kg, 主要以硫化物的形式存在于铜、铅、锌等有色金属矿藏中, 我国约 95% 的土壤(表层)镉背景值为 0.017~0.333 mg/kg<sup>[1]</sup>。然而, 人类活动可使镉以各种途径进入土壤, 而镉迁移转化的最大特点是不能或不易被生物体分解转化后排出体外, 不易随水移动, 只能沿食物链逐级往上传递, 在生物体内浓缩放大, 当累积到较高含量时就会对生物体产生毒性效应, 从而危害健康, 影响其正常发育和代谢平衡。

镉的环境污染问题自上世纪 20 年代就已开始出现, 但直到 60 年代日本的富山县神通川流域出现了“骨痛病”之后, 有关镉污染及其生物有效性问题才真正得以引起全世界的关注<sup>[2]</sup>。近年来, 国内外科学家对镉污染及其生物有效性问题进行了深入广泛的研究, 尤其是在土壤镉污染及其生物有效性机理方面取得了重要进展。为此笔者总结了土壤中镉污染来源、赋存状态及其生物有效性、对人体及生物健康危害等的研究情况, 分析了土壤镉污染生物修复的研究动态, 并提出了今后的研究方向, 以期推动土壤系统中镉污染元素的化学反应和转化、镉污染在土壤环境中的行为和危害等方面的研究, 为预测土壤环境镉污染的可能性和程度及其所应采取的积极保护措施和修复技术提供理论基础。

收稿日期: 2007-10-08 修回日期: 2007-11-07

基金项目: 国家重点基础研究发展规划项目资助(2006CB403200); 中国科学院知识创新领域前沿项目资助(KG-04-01)

作者简介: 罗绪强(1976-), 男, 贵州遵义人, 讲师, 博士研究生, 研究方向为环境地球化学。

\*\* 通讯作者

## 1 土壤镉及镉污染

未污染土壤中的镉主要来源于成土母质。土壤镉的含量一般为  $0.01 \sim 2 \text{ mg/kg}$  我国土壤的背景值平均为  $0.097 \text{ mg/kg}$  略低于日本和英国<sup>[3]</sup>。土壤镉污染的主要来源是采矿、冶炼、电镀及基础化工行业的废水、废气和废渣;施用含镉的化肥、农药以及农用污泥也是土壤镉污染的重要来源。另外,人类对环境的破坏导致的一系列相关问题,如山体滑坡引起天然水的镉污染等。研究发现,若源水镉的含量达  $0.57 \sim 3.88 \text{ mg/L}$  下游水体、鱼类、土壤、农作物就易受到严重污染<sup>[4]</sup>,从而危害人类健康。

## 2 土壤镉的存在形态及其生物有效性

土壤中镉的形态是其所处环境化学物理状态的反映,与土壤中的其他物质结合而以一定的形态存在,其迁移与传输就是在一定的形态下进行的。土壤中镉的存在形态很多,大致可分为水溶性镉和非水溶性镉两大类。镉进入土壤后,通过溶解、沉淀、凝聚、络合吸附等各种反应,形成不同的化学形态,从而表现出不同的活性<sup>[5]</sup>。络合态和离子态的水溶性镉能为作物所吸收,对生物危害大,而非水溶性镉不易迁移和难以被植物吸收,但随条件的改变,二者可互相转化。在旱地中,镉多以难溶性碳酸镉 ( $\text{CdCO}_3$ )、磷酸镉 [ $\text{Cd}_3(\text{PO}_4)_2$ ] 和氢氧化镉 [ $\text{Cd}(\text{OH})_2$ ] 的形态存在,而在水田中,则多以硫化镉 ( $\text{CdS}$ ) 的形态存在。

土壤中镉的存在形态还可分为可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化结合态、有机态和残余态 5 种。不同母质的土壤,其镉的化学形态不同,大多数石灰性土壤中的镉形态以碳酸盐结合态占主导地位,且碳酸盐结合态 > 硫化物残渣态 > 有机结合态 > 交换态 > 吸附态,而红壤、棕壤中占绝对优势的是可交换态,铁锰氧化态和有机态含量很少,碳酸盐态和残留态含量居中<sup>[5-7]</sup>。一般随着土壤总镉含量的增加,其残余态镉含量减少,可交换态镉含量上升,从而相对地增加了其毒性。另外,土壤 pH 值、Eh、CEC 质地、可溶性有机质和腐殖质等都会影响到镉在土壤中的溶解度和移动性,本质是影响镉在土壤中的化学形态,即镉在土壤中的缔合方式<sup>[2]</sup>。譬如,土壤偏酸性时,镉溶解度增高,在土壤中易于迁移;土壤处于氧化条件下(稻田排水期及旱田),镉则易转变成可溶态而被植物吸收。

镉在黏土层内的迁移过程中,可生成难溶性的沉淀物质,阻碍液体的渗透,导致其渗透系数大幅度降低。镉在土水体系中的迁移速率是一快反应过程,土壤对镉的吸附量随土水系统中的 pH 值变化而变化,其吸附量可分为低吸量区、中等吸量区、强吸量和沉淀区等 3 个区域。在中等吸量区镉吸附量与 pH 值呈正相关,pH 值 = 6 以下被吸附的镉中生物有效态镉量随 pH 值的升高而增加,pH 值 = 6 以上被吸附的镉中生物有效态镉量随 pH 值升高而降低<sup>[8]</sup>。石灰导致镉毒性降低的主要原因是 pH 值 > 7.5 时镉主要以黏土矿物和氧化物结合态及残留态形式存在,施用石灰后,土壤交换态和松结有机态镉的含量降低,碳酸盐结合态、紧结有机态和残留态镉的含量提高,交换态和松结有机态镉是土壤中活性镉和植株吸收镉的主要来源<sup>[8-9]</sup>。

土壤类型变化显著影响镉与有机物之间的交互作用过程<sup>[10]</sup>。土壤有机物如柠檬酸、EDTA 的存在明显降低了镉在黄棕壤和青黑土上的吸附,同时镉解吸率较小,有机物的存在增加了土壤中镉的相对非饱和和吸附位点,而在红壤上有机物的存在对镉的影响则随介质的 pH 值改变而发生显著变化<sup>[11-12]</sup>。酸性条件下,有机物的存在增加镉在红壤上的吸附,但随 pH 值的增加,土壤对镉的吸附逐步减少。陈建斌<sup>[11]</sup>和高山等<sup>[13]</sup>的研究也发现,添加稻草和紫云英在分蘖期可减少潮土交换态镉,提高有机质结合态和氧化锰结合态镉,但这种作用并不稳定,随着时间的推移,氧化锰和有机质吸附的镉将随着活性锰的还原和有机质的分解被释放出来,并向交换态镉转化,提高镉的生物有效性。另外,稻草和紫云英可显著降低非稻作土壤中交换 Cd 含量,强烈还原条件下形成的硫化镉沉淀是非稻作土壤交换态 Cd 含量稳定的重要机制。因此,在研究污染土壤中重金属形态及其生物有效性时不应忽视作物生长对重金属离子化学行为的影响。

镉的吸附迁移还受竞争性阳离子  $\text{Zn}^{2+}$ 、 $\text{Pb}^{2+}$ 、 $\text{Cu}^{2+}$ 、 $\text{Fe}^{2+}$ 、 $\text{Na}^+$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$  等的影响。Pb—Cd 共存使

水稻根际、非根际交换态镉都有所增加, 且随着铅浓度的增大而增加, 而有机结合态则相反, 铅、镉共存较单一元素存在的情况下, 有机结合态镉的降低十分显著<sup>[5]</sup>。研究表明, 根系对镉的富集净化过程主要是吸附反应和细胞吸收反应, 开始 24 h 以吸附为主, 随后吸收过程比较明显<sup>[14]</sup>。根系生物活性对吸附、吸收富集镉产生明显影响, 活根对溶液中镉吸附吸收富集的能力明显高于死根, 活根对镉吸收迁移净化起着重要作用。在镉、铅复合污染土壤中, 根系对溶液中镉、铅存在竞争吸附, 拮抗或协同的吸收作用, 导致根系对镉的吸附吸收能力下降。

在 Cd-Zn 复合污染体系的土壤中, 作物籽粒对 Cd 的吸收累积与外源 Cd/Zn 浓度水平、Cd/Zn 比值、元素交互效应、土壤有效态 Cd 含量、土壤有机金属络合物的稳定性以及所施用的肥种和肥力均有关<sup>[15-20]</sup>。当外源 Zn/Cd 比值为 100/1、50/1 时, Zn 对 Cd 有拮抗作用, 减少了 Cd 在小麦籽粒中的累积, 而当土壤中 Zn/Cd 比值为 10/1、5/1 时, Zn 对 Cd 有协同作用, 促进了 Cd 在小麦籽粒中的累积。在施用猪厩肥情况下, 提高了 Cd 单一污染与 Zn/Cd=5/1 水平上复合污染土壤上小麦籽粒的 Cd 积累; 而降低了 Zn/Cd=10/1 水平上复合污染土壤上小麦籽粒的 Cd 含量。由此说明, 在用有机肥调控 Cd-Zn 复合污染时, 必须考虑污染水平和离子间的浓度比值<sup>[15]</sup>。

镉的生物有效性变化还受相伴阴离子及其种类的影响<sup>[21]</sup>。在相同铅浓度下相伴醋酸根离子(OAc<sup>-</sup>)对镉污染红壤的细菌、放线菌和真菌数量及微生物群落功能多样性的抑制作用大于相伴 Cl<sup>-</sup>。当阳离子为钾时, 相伴 OAc<sup>-</sup>与 Cl<sup>-</sup>对红壤微生物区系结构及群落功能多样性没有产生明显抑制作用, 相伴 OAc<sup>-</sup>甚至存在一定的刺激作用。可见, 相伴 OAc<sup>-</sup>对镉污染红壤微生物的毒害作用大于相伴 Cl<sup>-</sup>, 其原因并非是阴离子本身的毒性效应, 而镉的生物有效性变化可能是不同相伴阴离子镉盐导致毒性差异的原因之一。

外界环境如温度也是影响土壤吸附镉的主要因素之一。土壤对镉的专性吸附数据能很好地拟合等温吸附方程<sup>[22]</sup>, 其等温线由两个明显的截然不同的线段组成, 说明它们存在有在镉浓度较低的溶液中的低容量高亲和力位点和在镉浓度较高溶液中的高容量低亲和力位点两种类型的吸附位。

### 3 镉暴露与生物体健康

镉是蓄积性毒物, 其毒性是潜在的, 人体内镉的生物学半衰期一般为 20~40 年。即使饮用水中镉浓度低至 0.1 mg/L 也能在人体(特别是妇女)组织中积聚, 潜伏期可长达 10~30 年以上, 且早期不易察觉。镉对人体组织和器官的毒害是多方面的, 且治疗极为困难。它能引起肾近曲小管上皮细胞的损害、导致肾脏功能失调、干扰人体和生物体内锌的酶系统, 使锌镉比降低, 导致高血压症发病率上升等。环境接触镉对肾、骨和前列腺造成的损害存在剂量-效应关系, 对男性生殖系统有毒作用甚至可能具有致癌作用<sup>[23-24]</sup>, 临床上出现高钙尿、蛋白尿、糖尿、氨基酸尿, 最后导致负钙平衡, 引起骨质疏松症。研究表明, 镉污染地区居民的死亡率及癌症罹患率同非污染地区相比均呈现出上升的趋势<sup>[25-26]</sup>。

环境中的镉不是植物生长的必需元素, 而是一种潜在性的有毒的重金属元素<sup>[27]</sup>。镉离子对植物的生理生态(如光合作用)有多方面影响, 而且对细胞的毒害具有明显的累积效应, 破坏植物的正常生长和遗传功能<sup>[24-28]</sup>。研究表明<sup>[28]</sup>, 0.5 mmol/L 水平上的镉离子就能伤害茶苗叶片叶绿体超微结构。在毒害初期, 表现为基粒减少, 排列不规则, 类囊体减少, 垛叠紧密度下降, 毒害中期, 叶绿体逐渐变圆并与质膜分离, 类囊体腔膨胀, 垛叠疏松, 到后期叶绿体结构更加混乱, 类囊体大幅度降解, 甚至局部叶绿体外膜破裂, 基质外泄。

土壤性质(有机质、土壤 pH 值等)、金属元素、肥料形态、土壤磷含量、植物品种等是影响土壤镉生物毒性的主要因素。另外, 镉的毒性作用与镉诱发自由基、诱导脂质过氧化以及对其它化学元素的干扰有关, 同时也与金属硫蛋白(MT)有着密切关系<sup>[2-29]</sup>。研究发现, 硒对镉有拮抗作用, 硒对镉的拮抗作用与硒的抗氧化作用、与镉形成硒镉复合物以及改变镉在体内的分布有关<sup>[29]</sup>。镉在街道灰尘中元素赋存状态以有机质结合态为主, 且比较稳定, 不易迁移转化, 对环境的危害比较持久<sup>[30]</sup>, 因此, 在治理措施上应及早遏止镉向环境中排放, 以免与灰尘发生相互作用对环境造成长期的危害。

## 4 土壤镉的生物修复

我国土壤遭受镉污染的状况极其严重<sup>[31]</sup>。镉污染土壤的常规治理方法是采用工程措施或化学治理,但成本均较为昂贵,而且还会破坏土壤结构及微生物区系<sup>[12]</sup>,也容易引起“二次污染”。目前,在土壤镉污染的治理修复方面,大都热衷于植物富集提取手段,其原理是利用某些对镉具有超富集能力的植物将土壤中的镉大量地转移到植株体内(特别是地上部)从而达到修复土壤的目的<sup>[32-33]</sup>。这种途径修复潜力大,而且可维持土壤肥力,保持土壤结构和区系生物群落免遭破坏,还能营造良好的生态环境<sup>[34]</sup>。

超富集植物(hyperaccumulator)清除土壤重金属污染的思想是由 CHANNY<sup>[35]</sup>提出来的,这一技术普遍被认为具有物理、化学修复方法所无法比拟的费用低廉、不破坏场地结构、不造成地下水二次污染、能起到美化环境的作用且易于为社会所接受等优点,是一项很有发展前途的修复技术<sup>[36]</sup>。

近几年来,我国在镉超富集植物的寻找和应用基础研究方面,进展较为迅速,取得了不少研究成果。蒋先军等<sup>[37]</sup>研究发现,印度芥菜 *Brassica juncea*对镉的吸收和积累效果均非常显著,结合印度芥菜的生物量较大,并可同时积累 Pb Cr Ni Zn Cu和 S等元素,提出印度芥菜是 Cd污染土壤修复中具有较大发展潜力的植物之一。随后刘威等<sup>[38]</sup>又报道了宝山堇菜是一种镉超富集植物,通过野外调查和温室试验研究发现,自然条件下,宝山堇菜 *Vioja baoshanensis*地上部 Cd平均含量可达为 1 168mg/kg变化范围为 465 ~ 2 310mg/kg;地下部 Cd平均含量可达 981mg/kg变化范围为 233 ~ 1 846mg/kg;地上与地下部 Cd含量比平均值为 1.32 Cd生物富集系数平均为 2.38变化范围为 0.7 ~ 5.2;宝山堇菜地上部 Cd含量随生长介质中 Cd浓度的增加而呈线性增加,当 Cd浓度为 50mg/l时,地上部 Cd平均含量达到 4 825mg/kg;在 Cd浓度为 30mg/l时,生物量达到最大值,显示宝山堇菜不仅可以超量吸收 Cd而且可以从地下向地上部有效输送。其还提出,宝山堇菜的发现不仅在 Cd污染土壤修复方面非常重要,而且在为 Cd超富集植物的生理、生化、遗传和进化等方面的研究中也提供了新的重要材料。魏树和等<sup>[39]</sup>的研究还发现,蒲公英 *Taraxacum mongolicum*、龙葵 *Solanum nigrum*和小白酒花 *Coryza canadensis*对 Cd单一及 Cd-Pb-Cu-Zn复合污染耐性均较强,对 Cd有较高的积累能力,具有超富集植物的基本特征。另外,从东南景天 *Sedum alfredii* Hance地上部的 Cd含量来看,东南景天也是一种 Cd超积累植物<sup>[39]</sup>。

## 5 问题与展望

目前,镉污染已经成为世界性的问题,尤其是在亚洲更加严重。解决土壤镉污染应加强镉污染土壤生态化学行为和修复技术的研究,特别是应用前景大的植物技术和微生物技术,寻求多种修复技术的综合运用;加强安全、高效清污技术研究项目的投入,运用基因重组技术培育超累积植物处理污染土壤是值得重视的领域之一;及时开发应用可行技术成果;加强环境保护力度,避免含镉的废水进入环境;注意含镉层矿的处置以防止其淋溶进入土壤环境,从源头上消除镉对土壤的污染;另外,全球环境学家、土壤学家、生态学家、植物学家、遗传学家等要加强合作、共同攻关,这样,有关镉污染土壤生态领域的研究前景将更加广阔,镉污染土壤的状况将得到更好的控制和改观。

### 参 考 文 献:

- [1] 郑兴黔. 城乡建设环境保护实用大全[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1996: 296-210
- [2] 夏运生, 王凯荣, 张格丽. 土壤镉生物毒性的影响因素研究进展[J]. 农业环境保护, 2002, 21(3): 272-275
- [3] 许嘉林, 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, 1995: 60-61, 193-195
- [4] 唐耀远, 刘长庚, 孙振球. 滑坡致环境镉污染的研究[J]. 铁道劳动安全卫生与环保, 1998, 25(4): 260-263
- [5] 林琦, 郑春荣, 陈怀满, 等. 根际环境中镉的形态转化[J]. 土壤学报, 1998, 35(4): 461-467.
- [6] 李宗利, 薛澄泽. 污灌土壤中 Pb, Cd形态的研究[J]. 农业环境保护, 1994, 13(4): 152-157.

- [ 7 ] 宋 菲, 郭玉文, 刘效义. 镉、锌、铅复合污染对菠菜的影响[ J ]. 农业环境保护, 1996 15(1): 9—14
- [ 8 ] 廖 敏, 黄昌勇, 谢正苗. pH对镉在土水系统中的迁移和形态的影响[ J ]. 环境科学学报, 1999 19(1): 81—86
- [ 9 ] 张晓熹, 罗泉达, 郑瑞生, 等. 石灰对重金属污染土壤上镉形态及芥菜镉吸收的影响[ J ]. 福建农业学报, 2003 18(3): 151—154
- [ 10 ] 周东美, 郑春荣, 陈怀满. 镉与柠檬酸、EDTA在几种典型土壤中交互作用的研究[ J ]. 土壤学报, 2002 39(1): 29—36
- [ 11 ] 陈建斌. 有机物料对土壤的外源铜和镉形态变化的不同影响[ J ]. 农业环境保护, 2002 21(5): 450—452
- [ 12 ] 陈同斌, 陈志军. 水溶性有机质对土壤中镉吸附行为的影响[ J ]. 应用生态学报, 2002 3(2): 183—186
- [ 13 ] 高 山, 陈建斌, 王 果. 有机物料对稻作与非稻作土壤外源镉形态的影响研究[ J ]. 中国生态农业学报, 2004 12(1): 95—98
- [ 14 ] 陈英旭, 林 琦, 陆 芳, 等. 萝卜根系对环境重金属铅、镉富集的修复作用[ J ]. 浙江大学学报: 农业与生命科学版, 2000 26(1): 61—66
- [ 15 ] 华 璐, 白玲玉, 韦东普, 等. 镉锌复合污染对小麦籽粒镉累积的影响和有机肥调控作用[ J ]. 农业环境保护, 2002 21(5): 393—398
- [ 16 ] 华 璐, 白玲玉, 韦东普, 等. 有机肥—镉—锌交互作用对土壤镉锌形态和小麦生长的影响[ J ]. 中国环境科学, 2002 22(4): 346—350
- [ 17 ] 华 璐, 白玲玉, 韦东普, 等. 土壤镉锌复合污染的植物效应与有机肥的调控作用[ J ]. 中国农业科学, 2002 35(3): 291—296
- [ 18 ] 华 璐, 陈世宝, 白玲玉, 等. 土壤腐植酸与<sup>109</sup>Cd<sup>65</sup>Zn及其复合存在的络合物稳定性研究[ J ]. 中国农业科学, 2001, 34(2): 187—191.
- [ 19 ] 谢建治, 张书廷, 赵新华, 等. 潮褐土镉锌复合污染对小白菜生长的影响[ J ]. 天津大学学报: 自然科学与工程技术版, 2005 38(5): 426—431
- [ 20 ] 徐明岗, 张 青, 曾希柏. 改良剂对黄泥土镉锌复合污染修复效应与机理研究[ J ]. 环境科学, 2007 28(6): 1361—1366
- [ 21 ] 滕 应, 黄昌勇, 龙 健, 等. 不同相伴阴离子对镉污染土壤微生物区系及其群落功能多样性影响[ J ]. 环境科学学报, 2003 23(3): 370—375
- [ 22 ] 王亚平, 潘小菲, 岑 况, 等. 汞和镉在土壤中的吸附和运移研究进展[ J ]. 岩矿测试, 2003 22(4): 277—283
- [ 23 ] 金泰虞, 孔庆瑚, 叶葶葶, 等. 镉致人体健康损害的环境流行病学研究[ J ]. 环境与职业医学, 2002 19(1): 10—16
- [ 24 ] UNYAYAR S, CELIK A, CEKIC F O et al. Cadmium— induced genotoxicity, cytotoxicity and lipid peroxidation in allium sativum and vicia faba[ J ]. Mutationesis 2006 21(1): 77—81.
- [ 25 ] 高雪芹, 潘继红. 镁—DNA相互作用及镁致癌的可能的相互关系[ J ]. 国外医学. 医学地理分册, 2003 24(4): 156—162
- [ 26 ] 王鸿飞. 环境镉污染及镉对环境暴露人群影响的研究[ J ]. 广东微量元素科学, 2002 9(7): 24—26
- [ 27 ] 章钢娅, 骆永明. 太湖流域典型水稻土对镉吸附特征的初步研究[ J ]. 土壤, 2000 32(2): 91—94
- [ 28 ] 苏金为, 王湘平. 镉离子对茶叶光合机构及性能的影响[ J ]. 茶叶科学, 2004 24(1): 65—69
- [ 29 ] 廖 琳, 胡晓荣, 李 晖, 等. 生态环境中镉对生物体毒性作用机理及硒对该毒性拮抗作用的研究进展[ J ]. 四川环境, 2002 21(2): 21—24
- [ 30 ] 田 晖. 西安市灰尘来源探析[ J ]. 北京地质, 2002 14(2): 23—27.
- [ 31 ] 廖自基. 微量元素的环境化学及生物效应[ M ]. 北京: 中国环境科学出版社, 1992 299—302
- [ 32 ] MOFFAT A S. Plants proving their worth in toxic metal cleanup[ J ]. Science 1995 269 302—303
- [ 33 ] BAKER A J M, MCGRATH S P, SIDOLI C M D et al. The Possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal— accumulating plants[ Resources J, Conservation and Recycling 1994 11 41—49
- [ 34 ] 蒋先军, 骆永明, 赵其国. 镉污染土壤植物修复及其 EDTA调控研究: I . 镉对富集植物印度芥菜的毒性[ J ]. 土壤, 2001 33(4): 197—201
- [ 35 ] CHANNY R L, MALIK M, Li Y M et al. Phytoremediation of soil metals[ J ]. Current Opinions in Biotechnology 1997 8 279—284
- [ 36 ] 魏树和, 周启星, 王 新, 等. 杂草中具重金属超积累特征植物的筛选[ J ]. 自然科学进展, 2003 13(12): 1259—1265
- [ 37 ] 蒋先军, 骆永明, 赵其国. 重金属污染土壤的植物修复研究 III. 印度芥菜对锌镉的吸收和积累[ J ]. 土壤学报, 2002 39(5): 664—670
- [ 38 ] 刘 威, 束文圣, 蓝崇钰. 宝山堇菜 (*Vilva baoshanensis*)——一种新的镉超富集植物[ J ]. 科学通报, 2003 48(19): 2046—2049
- [ 39 ] 熊愈辉, 杨肖娥, 叶正钱, 等. 东南景天对镉、铅的生长反应与积累特性比较[ J ]. 西北农林科技大学学报: 自然科学版, 2004 32(6): 101—106