农业环境科学学报 2007,26(2):413- 418

Journal of Agro-Environment Science

污染土壤修复、诊断与标准体系建立的探讨

徐应明

(农业部环境保护科研监测所, 农业环境与农产品污染防治重点实验室, 天津 300191)

摘 要:针对我国土壤污染的严重性和复杂性, 认为污染土壤的植物修复技术因存在修复后植物处置困难及转基因植物的生态风 险及可能带来的环境问题等将会严重影响该技术的推广应用, 建议加强污染土壤化学修复技术研究, 并提出我国现有土壤环境质 量标准已不能满足污染土壤诊断及修复尤其是化学修复效果的评价, 迫切需要建立相应的能反映污染土壤修复状 况的生态毒 理诊 断方法和标准技术体系。

关键词: 污染土壤; 修复技术; 诊断方法; 修复标准

中图分类号：X53 文献标识码:A 文章编号：1672- 2043(2007)02- 0413- 06

Issues Concer ned with Remediation Technology, Diagnosis Methods and Standar ds for Contaminated Soils

XU Ying-ming

(Key Laboratory of Agro- environment and Agro- product Safety, Agro- Environmental Protection Institute of MOA, Tianjin 300191, China) Abstr act： Several issues about remediation technology, diagnosis methods and standards for contaminated soils were discussed in this paper. The authors also mentioned existing problems and concerns that disposal or reuse of phytoremediating plants could result secondary pollution of the environment by incinerating, compressing for land filling, composting, etc. Improvement of plants by genetic engineering opens up new possibilities for phytoremediation, But it is also very important to realize that the ecological risk and the possible environment' s problem of transgenic plant.So the application of soil phytoremediation technology will be limited. It is useful to develop appropriate chemical remedia­tion technologies of contaminated soil. In addition, The diagnosis of soil contamination is one of the most important component parts in soil remediation processes. However, the diagnosis using only chemical methods could not express and demonstrate the holistic characteristic of soil quality. It is thus necessary to develop eco- toxicological diagnosis methods, and a systematic methodology for regulating remediation standards and evaluating the ecological safety of soils needed to be developed, based on the analysis of the disadvantages of Soil Environ­mental Quality Standard.

Keywor ds： soil contamination; remediation technology; diagnosis methods; remediation standards

土壤是人类赖以生存的物质基础, 是人类不可缺 少、不可再生的自然资源, 土壤一旦受到污染, 不仅具 有隐蔽性与滞后性、累积性与地域性和不可逆转性, 而且具有治理难和需时长,难以恢复, 恢复代价很大, 或者不可以恢复等特点。污染物进入土壤可以摧毁整 个土壤生态系统, 在导致作物减产的同时可在作物体 内累积, 通过食物链富集到人和动物体中 , 产生致癌、 收稿日期 ： 2007- 02- 12

基金项目：国家重点基础研究发展规划项目(2002CB410806);天津市 科技创新能力与环境建设平台项目 (05SYSYJC2500) 作者简介： 徐应明(1964—), 男, 博士,研究员, 主要从事环境修复、农 药安全使用评价及污水农业回用技术等研究。 E- mail： [ymxu1999@126.com](mailto:ymxu1999@126.com) 致畸、致突变作用,引发癌症和其他疾病, 危害人畜健 康, 殃及子孙后代。此外土壤污染损失呈链式放大扩 散模式, 除有效可耕地数量缩减所造成的损失外, 还 包括农业成本及投入损失、有毒有害农产品废弃损 失、人体健康损失和劳动力损失等诸多方面。而耕地 污染损失与建设占用耕地的损失相比,有过之而无不 及。因此,保障土壤健康就是保障我们整个民族的健 康, 不应等闲视之。

1. 土壤污染的新认识

传统的土壤污染物主要可分为 4 大类［1］：(1)传统 化学污染物, 又可分为无机污染物和有机污染物 2 大

类, 其中传统无机 污染 物包 括 Hg、Cd、Pb、As 和 Cr 等，过量的N和P等植物营养元素以及氧化物和硫 化物等。传统有机污染物包括DDT、六六六、狄氏剂、 艾氏剂和氯丹等含氯化学农药以及DDT的代谢产物 DDE和DDD,石油烃及其裂解产物，塑料增塑剂以及 其他各类有机合成产物等;(2)物理性污染物, 主要指 来自工业生产、采矿等排放的各种固体废弃物; (3)生 物源污染物, 主要指带有各种病菌的城市垃圾和医 院、疗养院排出的废水和废物以及农业废弃物、厩肥 等;(4)放射性污染物, 主要来自于核原料开采、大气 层核爆炸地区和核电站的运转，以Sr和Cs等在土壤 环境中半衰期长的放射性元素为主。在这些污染物种 类中, 以土壤的化学污染物最为普遍、严重和复杂。

近年来土壤中新型污染物产生的污染受到越来 越多的关注。这类污染物的特点是在土壤环境中的浓 度一般较低, 但对生态系统的危害和对人体健康的影 响较大。其中主要包括：苯并(a)芘(B(a)P)［23］、菲和其 异构体蒽［3］、二恶英(PCDD/Fs)［45］、各种兽药和抗生 素［6］、溴化阻燃剂［78］等。这些污染物尤其是苯并(a)芘 (B(a)P)、菲和其异构体蒽、二恶英(PCDD/Fs)等在我 国土壤中己被大量检岀［2~4］。在多环芳烃中,苯并(a)芘 致癌性最强, 是高活性致癌剂, 同时具有较强的致突 变性和致畸性, 菲和其异构体蒽虽都无致癌性, 但它 们的某些甲基衍生物具有较强的致癌性, 都可以通过 土壤进入食物链。二恶英及其类似化合物能在环境中 长期存在, 并能在动物和人体组织中生物累积, 具有 强致癌、致畸、致突变性, 并可导致人体繁育受阻、新 陈代谢功能紊乱及免疫力下降等。溴化阻燃剂在环境 中同样具有很高的持久性, 并且非常容易在人体内累 积, 长期接触溴化阻燃剂会妨碍大脑和骨骼发育, 也 会危害人体荷尔蒙系统, 同时它在被焚化处理时, 会 释放岀溴化的二恶英和呋喃。这些新型污染物都会随 废弃物的排放、燃烧、堆放淋滤、大气沉降等途径进入 土壤, 通过食物链危害人体健康。可见, 我国的农田土 壤在受到常规污染物污染的同时, 正在受到各种对人 体健康具有强致癌、致畸、致突变等作用的新型超级 有毒有害污染物的极大威胁。

因此, 保护土壤环境质量应与保护水环境质量和 大气环境质量并重, 建议尽快制定国家《土壤污染防 治法》, 像抓大气污染、水污染那样, 治理土壤污染, 通 过法律确立“谁污染谁负责”的原则。在重点研究和控 制污染区农田土壤中传统污染物的同时, 有必要密切 关注上述新型超级污染物的来源、污染特征及其分布 规律, 进一步加强其土壤环境容量、迁移富集过程及 其 对农 产 品 品 质 、地 下水质量 、生 态 系 统 和 人体 健 康 的影响以及土壤环境污染的控制和修复技术的研究。

1. 污染土壤修复技术

污染土壤防治主要包括两个方面的内容: 一是源 头控制, 即有效地降低污染物的排放, 这主要有赖于 国家环境保护政策与法规的不断完善和工矿企业生 产技术革新等方面, 属于土壤污染的上游工作;第二 个方面是土壤污染防治的技术层面, 即污染土壤的修 复, 其关键科学问题是污染物在土壤与其他环境和生 物介质之间的通量及其调控技术, 其最终目的就是实 现农产品安全生产, 同时保护地下水免受污染。

当前, 根据我国的土壤污染状况, 重度污染区, 如 采矿区、石油开采区、污水灌区重度污染区等土壤已 基本失去农业使用价值, 可用作林地、苗圃地或种植 耐污染的经济作物, 如麻类、竹类等或改作他用;中度 污染区, 如一般污水灌区或大气颗粒物沉降污染区 等, 主要以土壤修复后农业再用为主;轻度污染区应 以边生产边修复边预防为主。

综观国内外研究, 土壤污染修复主要包括物理/ 化学修复和生物修复2 大类［9~11］, 其中物理/化学修复 又主要包括化学淋洗、溶剂浸提、化学氧化/还原、化 学脱卤、电化学、固化/稳定化、蒸汽抽提、强化破裂、 空气喷射、可渗透反应墙、物理分离、热解吸、玻璃化 和活性碳吸附等修复技术;广义上的生物修复包括植 物修复、动物修复和微生物修复, 狭义的生物修复是 指微生物修复, 其中植物修复主要有根部过滤技术 (rhizofiltration)、植物萃取技术(phytoextraction)、植物挥 发技术(phytovolatilization)和植物稳定化技术(phy- tostabilization); 微生物修复主要包括原位修复和异位 修复, 其中原位修复包括投菌法、生物培养法和生物 通气法等, 主要用于被有机污染物污染的土壤修复; 异位修复技术包括预制床技术、生物反应器技术、厌 氧处理和常规的堆肥法。

土壤污染植物修复作为一种廉价的绿色治理技 术，受到国内外科研人员的广泛关注。近10 a来,国 内在土壤重金属、农药、石油烃(多环芳烃)、放射性元 素(Cs和Sr)等污染方面开展了大量的研究工作，在 植物重金属污染修复中先后找到了 Cd 超富集植物 龙葵问(Solanum nigrum L.)和宝山堇菜问(Viola baosha- nensis), As 超富集植物蜈蚣草［14］(Pteris vittata L.)和大 叶井口边草［15］(Pteris cretica), Pb超富集植物土荆芥［16］ (Chenopodium ambrosioides), Cu 超 富 集 植物 鸭 跖 草［17］ (Silene fortunei), Zn 超富集植物东南景天［18］(Sedum al- fredii H.), Mn 超 富 集 植 物 商陆［19］ ( Phytolacca acinosa Roxb.), Pb/Zn/Cd多金属超富集植物圆锥南芥［20］(Ara- bis Paniculata L.) 以及 Cu 富集型植物［17、21~23］狗尾巴草 (Pennisetum lopecuroides)、野艾蒿(Artemisia lavandu- laefOlia)、构 树(Broussonctia papyrifera)、莎 草(Cyperus rotundus)、 黑 麦 草 (Perennial ryegrass)、 海 洲 香 薷 (Elsholtzia splendens)、 艾 蒿 (Artemisia argyi)、 滨 蒿 (Artemisia scoparia), Pb 富集型植物［24~26］东方香蒲( Ty- pha orientalis Presl)、酸模(Rumex acetosa)、羽叶鬼针草 (Bidens aximowicziana Oett)、香根草(Vetiveria zizan- ioides)、绿叶苋菜(Amaranthus tricolor)、裂叶荆芥 (Schizonepeta fenuifolio)、紫穗槐(Sophora japonica)、苍 耳(Xanthium sibiricum), Cd富集型植物［27 29］全叶马兰 (Kalimeris integrifolia)、蒲公英(Taraxacum mongolicum)、 鬼针草(Bidens bipinnata)、小 白酒花(Conyza canaden- sis)、 欧 亚旋覆花 (Zunda britannica)、 欧 洲 千 里 光 (Senecio vulgaris)、苣荚菜(Sonchus brachyotus)、猪毛蒿 (Artemisia scoparia)、黄花蒿(Artemisia annua)、石防风 (Peucedamum terebinthaceum)、柳 叶朿U 蓼(Po1ygonum bungeanum), Zn/Cd富集型植物㈣狼把草(Bidens tri­partite), Ni 富集型植物车前草［30］等。

但不容否认的是由于土壤重金属污染植物修复 耗时长, 富集后的植物处置困难, 若处理不当有可能 导致植物中富集的有毒有害重金属元素重新释放到 土壤中, 造成环境二次污染;同时引进的超富集植物、 转基因植物等有可能危害当地的生态安全, 尤其是转 基因植物, 可能存在基因在物种间的横向漂移, 造成 栽培的转基因植物和周围生长的近源野生物种发生 杂交, 从而将栽培转基因植物的基因转入野生物种 中, 并在野生物种中传播而有破坏当地生态平衡的风 险。此外, 超富集型植物一般生长在偏远地区, 其生存 环境受采矿和其他人为活动影响严重, 且大多仅富集 土壤中某一种元素, 生物量低、生长缓慢, 其农学性质 和病虫害控制、栽培学及其生理学特性很少为人们所 了解, 实现其真正推广将存在许多困难。因此, 根据我 国国情, 从实际应用来看, 土壤污染植物修复技术除 矿区土壤污染和重度农田土壤污染可谨慎使用外, 城 郊和污水灌区可耕地农田土壤污染很难进行大面积 植物修复技术的推广应用。

考虑到农田污染土壤修复的实用性, 在不影响农 业生产的情况下, 土壤重金属污染化学固化/稳定化、 化学氧化/还原等修复技术应是一种较适宜的选择, 但应考虑修复技术对土壤生产力的影响, 尽可能不破 坏土壤自身理化性质和生物多样性, 应将这方面的影 响降到最低; 在土壤有机污染中, 以微生物修复较为 适合。在此基础上开展土壤污染修复技术集成、强化 和促进化学修复和微生物修复, 构建诸如化学/植物、 化学/植物/微生物等土壤污染综合修复技术。同时, 在 土壤污染治理中, 可以考虑采用生态措施 , 充分利用 生物(植物)的抗逆基因, 使生物最大限度地适应污染 环境, 同时辅以适当的物理、化学措施, 以降低环境对 生物的胁迫作用, 在协调生物与环境的相互关系之中 获取符合需要的产品和生产效益, 其最终目标是实现 污染土壤安全与高效的农业利用。

1. 污染土壤修复诊断技术

污染土壤修复的最终目标就是恢复土壤原有的 自然健康状态, 即生态安全。目前对土壤的污染诊断 主要以检测常规的 8 种有毒有害元素 Cd、Hg、As、 Cu、Pb、Cr、Zn 和 Ni 和 2 种有机污染物六六六、滴滴 涕为主, 而其他一些有可能对生态安全和人体健康造 成危害的污染物却在考虑之外。如元素硒以亚硒酸盐 或硒酸盐的形式存在, Se 是人体必需的元素, 但若摄 入过多的Se也会产生中毒现象。Se的毒性低,但二 价态硒的毒性非常高。另外, 某些污染区有毒有机污 染物不仅污染严重, 而且污染物种类复杂, 如塑料增 塑剂、多环芳烃、多氯联苯、五氯硝基苯、石油烃类与 其他持久性有机污染物及其代谢物等在某些石油、化 工等污水灌区或燃煤和炼焦大气颗粒物沉降区土壤 污染明显。此时, 如果仅仅参照国家土壤环境质量标 准所规定的污染物种类和限量对污染土壤进行诊断 评价, 将无从着手;此外, 即使国家土壤环境质量标准 进行修订, 大幅增加控制污染物种类, 也难以满足污 染土壤中复杂污染物污染控制的需要。

同时, 以化学方法诊断土壤健康状态也存在很大 的局限性［31］： 第一, 化学方法难以对土壤中各种物质 进行全面测定, 不可能鉴定土壤中所有物质的潜在毒 性效应, 也不可能检测出污染物的复合污染效应。如 甲基汞的生理毒性为单质汞的数千倍, Se 具有金属 与非金属的性质, 元素 Se 毒性极低, 而 Se 的化合物 均有剧毒, 其化合物可能是有机的, 也可能是无机的, 三价砷化合物比其他砷化物毒性更强等这些情况却 无法在常规检测中反映出来; 第二, 化学法难以区别 和提取不同暴露路径中 (如空隙水 中、土壤 空气 中、食 物的吸收中、不可提取性残渣中或键合到某些物质 中）的污染物质, 因此, 污染物的有效毒性往往被低 估;第三, 化学方法无法以量化方式对产物的毒性做 岀准确评价, 因为有些物质量的大小与其毒性大小之 间不成正比; 第四, 化学法无法对污染物的代谢毒性 进行追踪, 检测上也存在困难;第五, 化学法无法反映 污染物的老化效应对污染物毒性的缓解作用。因此, 化学检测法无法对污染物所产生的有效毒性进行准 确评估, 不能科学表征土壤的整体健康质量水平。同 时, 在污染土壤修复尤其是有毒有机污染物（如多氯 联苯、多环芳烃等）污染修复过程中, 目标污染物的减 少并不总是意味着土壤清洁程度的提高, 某些降解产 物在土壤中的滞留往往会给生态系统带来更大的安 全隐患。

为了更全面地反映土壤污染状态和修复效果, 国 内外许多研究人员认为土壤污染毒理学诊断方法可 以比较全面地反映土壤污染健康状态和污染土壤修 复的综合效果［32~34］。但污染土壤生态毒理诊断方法、诊 断敏感生物种和生理生化指标的筛选、生态毒理诊断 机理以及建立生物修复技术评价的生态毒理标准体 系还需要进行大量的研究, 并在可能的基础上, 以细 胞或分子水平上的生物标志物作为污染物暴露和毒 性效应的早期预警指标, 开展污染土壤对生物伤害的 早期诊断、低浓度长期暴露的生态效应及致毒机制方 面的研究, 通过研究最终建立起污染土壤生态毒理诊 断的国家或行业标准与规范, 并在今后的工作中进一 步修改和完善。

因此, 在土壤污染与修复技术研究与应用过程 中, 需要将化学分析法与生态毒理方法结合, 开展对 土壤污染与修复效果的科学诊断, 特别是化学固化/ 稳定化等修复及持久性有机污染物污染土壤修复效 果的诊断, 在这一过程中, 土壤生态毒理诊断方法将 发挥重要作用。

1. 污染土壤修复标准体系

一般认为［35］, 污染土壤修复标准是指被技术和法 规所确立、确认的土壤清洁水平, 通过土壤修复或利 用各种清洁技术手段, 使土壤环境中污染物的浓度降 低到对人体健康和生态系统不构成威胁的技术和法 规可接受的水平。我国幅员辽阔, 土壤类型、作物品种 耐性、土壤pH值、阳离子代换量以及有机值含量等 均会影响污染物, 特别是重金属在土壤中的形态分布 和农作物对土壤中重金属的吸收累积。国家《土壤环 境质量标准》（GB 15618）给出的仅是土壤中Cd、Hg、 As、Cu、Pb、Cr、Zn 和 Ni 8 种重金属总量的最高允许 含量, 并不能反映土壤中对农作物产生毒害的真正重 金属有效态含量。因此, 如果仅从土壤重金属总量来 考虑, 使用全国统一的土壤中重金属含量限量值, 作 为评价土壤重金属修复尤其是化学修复效果的标准, 将会得出与实际情况不相符合的结论。

在自然状态下, 重金属大部分以非有效态形式存 在, 例如对 Cu 来说, 水溶态 Cu 含量仅占全量的 1% 左右或更低;交换态占全量的比例也不到 3%; 残留态 Cu,高者可占土壤全Cu的80%,低者则不足20%。相 关研究表明［36］,天津地区潮土中Pb、Cd和Cr的有效 态 含 量 分 别 仅 占 总 含 量 的 13.51% 、33.30% 和 0.040%, 其中旱田分别仅占总含量的 9.52%、22.34% 和 0.030%。如果以总量这种定值方式来表征土壤的 健康水平, 对于大多数有效态含量较高的土壤重金属 具有一定的代表性, 但对一些有效态含量较低的土壤 重金属, 则会产生较大差异, 不能反映土壤受到的实 际影响。据对全国五大地区水稻土研究表明［37］, 辽宁 棕壤、湖北红壤、广西水稻土、天津潮土和江苏灰黄泥 土水稻Pb 土壤适宜性评价标准分别为132、52、498、 254和350mg・kg-1,小白菜Pb 土壤适宜性评价标准 分别仅为 31.85、41.35、4.92、99.52 和 32.31 mg・kg-1。 可以发现全国不同地区土壤重金属农作物适宜性评 价标准相差很大。因此, 在土壤重金属污染修复尤其 是化学固化/稳定化、化学氧化/还原等修复过程中, 使 用土壤重金属总量作为评判标准明显不适应, 而应根 据不同土壤类型重新建立可以真正反映土壤修复效 果和水平的评价方法和标准技术体系。

通过对栽培植物的毒性效应、产量和重金属累积 含量的测定, 土壤微生物多样性变化及修复后土壤淋 溶对地下水的潜在污染分析, 是评估经过诸如化学修 复后土壤中某种重金属毒性变化的最有效方法。目 前, 国内外对重金属的形态区分基本上采用 Tessier 法［38］和由此发展而来的其他连续提取法［39、40］, 这些方 法一般把土壤中重金属分为以下几种形态: 可交换态 （其中包括水溶态）、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合 态、有机质结合态和残渣态。其中, 可交换态和碳酸盐 结合态与有效态之间有着密切的关系。但是对于有效 态与总量的关系, 以及各种形态在不同的外部条件及 时间的变化下可能存在的形态转化关系尚需进一步 开展研究;同时, 对所采用的化学连续提取法提取出 的土壤重金属元素含量是否能够反映复杂的土壤重 金属形态真实情况尚存疑问。但在对土壤重金属污染 修复效果的评价中 , 采用总量方法明显不能反映诸如 化学固化等修复中的实际情况 ; 而且 , 由于国家土壤 环境质量标准中重金属污染总量判断标准的存在, 不 同程度地阻碍了化学修复技术的发展, 使得大量研究 工作集中在将有害重金属从土壤中带出去的植物修 复研究中 , 但“带出去”本身就存在问题, 要带到哪里 去, 焚烧、填埋或堆肥法, 这只可能将有害重金属从一 处污染的土壤又带到另一处被污染的土壤, 造成人为 的污染转移, 植物中富集重金属的提取回收, 由于费 效比高, 可操作性很难, 实际应用将受到明显限制; 此 外, 将某些富集植物作为药用植物来处理, 风险更大, 提取物中有可能含有超量有毒有害重金属, 对人体健 康将会产生严重威胁。而在污染土壤化学固化/稳定 化等修复中, 在不破坏土壤基本理化性质和生物多样 性的情况下, 大多数金属离子被吸附在外源添加物质 的表面和固定在孔隙结构中, 极大地限制了其在土壤 中的迁移性和被植物所吸收的可能性。如果尽可能不 人为扰动土壤基本理化性质的剧烈变化, 被固定的重 金属一般不会重新释放出来; 同时, 对被修复后的土 壤做好长期监测, 及时掌控土壤中重金属元素生物有 效性的变化, 就有可能保证长期修复效率。因此, 建立 污染土壤修复标准体系将有助于污染土壤修复技术 尤其是化学修复技术的进一步发展。

参考文献：

1. 周启星.土壤环境污染化学与化学修复研究最新进展J].环境化学， 2006, 25(3)： 257- 269.
2. 倪进治,骆永明, 张长波. 长江三角洲地区土壤环境质量与修复研 究III.农业土壤不同粒径组分中菲和苯并[a]芘的分配特征[J]. 土壤 学报, 2006, 43(5)： 717- 722.
3. 王喜龙,徐福留,李本纲,等.天津污灌区苯并(a)芘、荧蒽和菲生态 毒性的风险表征[J].城市环境与城市生态，2002, 15(4): 10- 12.
4. 骆永明, 滕 应, 李志博,等. 长江三角洲地区土壤环境质量与修复 研究II.典型污染区农田生态系统中二恶英/呋喃(PCDD/Fs)的生物 积累及其健康风险[J]. 土壤学报,2006, 43(4): 563- 570.
5. Roots O, Henkelmann B, Schramm K W. Concentrations of poly- chlori­nated dibenzo- P- dioxins and poly- chloilnated dibenzofurans in soil in the vicinity of a landfil1 [J].Chemosphere, 2004, 57(5)： 337- 342.
6. Vaclavik E, Hailing- Sorensen B, Ingerslev F. Evaluation of Manometric Respiration Tests to Assess the Effects of Veterinary Antibiotics in Soil [J]. Chemosphere, 2004, 56(7)： 667- 676.
7. Darnerud P O, Eriksen G S, Polybrominated Diphenyl Ethers： Occur­rence, Dietary Exposure, and Toxicology[J]. Environ Health Persp, 2001, 109： 49- 68.
8. Sj$din A, Jones R S, Focant J F, et al.Retrospective Time- Trend Study of Polybrominated Diphenyl Ether and Polybrominated and Polychlori­nated Biphenyl Levels in Human Serum from the United States[J]. Env­iron Health Perspect, 2004, 112(6)： 654- 658.
9. Castaldi P, Santona L, Melis M. Heavy metal immobilization by chemical amendments in a polluted soil and influence on white lupin growth [J] . Chemosphere, 2005, 60：365- 371.
10. Xavier Querol, Andre's Alastuey, Nata'lia Moreno, et al. Immobiliza­tion of heavy metals in polluted soils by the addition of zeolitic material synthesized from coal fly ash[J]. Chemosphere, 2006, 62： 171- 180.
11. Raskin I, Ensley B D. Phytoremediation of toxic metals： using plants to clean up the environment[M]. New York, John Wiley, 2000.
12. 魏树和, 周启星, 王 新,等. 一种新发现的镉超积累植物龙葵 (SolanumnigrumL.)[J].科学通报，2004, 49(24): 2568- 2573.
13. 刘 威，束文圣，蓝崇钰.宝山堇菜(Violabaoshanensis)- 一种新的镉 超富集植物[J].科学通报,2003, 48(19): 2046- 2049.
14. 陈同斌, 韦朝阳,黄泽春.砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特 征[J].科学通报，2002, 47(3): 207- 210.
15. 韦朝阳,陈同斌, 黄泽春,等.大叶井口边草-一种新发现的富集砷 的植物[J].生态学报，2002, 22(5): 777- 778.
16. 吴双桃，吴晓芙.铅锌冶炼厂土壤污染及重金属富集植物的研究J]. 生态环境,2004,13(2):156-157,160.
17. 黄长干,张 莉,余丽薄,等.德兴铜矿铜污染状况调查及植物修复 研究[J].江西农业大学学报,2004, 26(4): 629- 632.
18. 杨肖娥,龙新宪,倪吾钟，等.东南景天(Sedumalfredii H.)- 一种新的 锌超积累植物[J].科学通报,2002,47(13): 1003- 1006.
19. 薛生国，陈英旭,林 琦，等.中国首次发现的锰超积累植物商陆J]. 生态学报,2003,23(5):935-937.
20. 汤叶涛,仇荣亮, 曾晓雯,等.一种新的多金属超富集植物- 圆锥南 芥(Arabis paniculata L.)[J].中山大学学报(自然科学版),2005, 44 (4): 135- 136.
21. 李 华,骆永明,宋 静. 不同铜水平下海洲香薷的生理特性和铜 积累研究[J]. 土壤,2002, 4: 225- 228.
22. 钱海燕, 王兴祥, 蒋佩兰,等. 黑麦草连茬对铜、锌污染土壤的耐性 及其修复作用[J].江西农业大学学报,2004, 26(5): 801- 804.
23. 李红艳,唐世荣,郑洁敏. 两种生长在铜矿渣上的菊科植物的铜含 量[J].农村生态环境,2003,19(4): 53- 55.
24. 李永丽，李 欣，李 硕，等.东方香蒲(Typhaorientalis Presl)对铅 的富集特征及其EDTA效应分析[J].生态环境,2005,l4(4):555- 558.
25. 柯文山,陈建军, 黄邦全,等.十字花科芸薹属 5 种植物对 Pb 的吸 收和富集[J].湖北大学学报(自然科学版),2004, 26(3): 236- 238.
26. 聂俊华,刘秀梅,王庆仁.Pb(铅)富集植物品种的筛选[J].农业工程 学报,2004,20(4):255-258.
27. 魏树和,周启星,王 新,等.某铅锌矿坑口周围具有重金属超积累 特征植物的研究[J].环境污染治理技术与设备,2004, 5(3): 33- 39.
28. 魏树和，周启星，王 新，等.农田杂草的重金属超积累特性研究J]. 中国环境科学, 2004,24(1): 105- 109.
29. 魏树和，周启星,王 新.18种杂草对重金属的超积累特性研究J]. 应用基础与工程科学学报,2003,11(2):152-158.
30. 陆引罡，黄建国，滕 应，等.重金属富集植物车前草对镍的响应J]. 水土保持学报,2004,18(1):108-110.
31. 孙铁珩,宋玉芳.土壤污染的生态毒理诊断[J].环境科学学报, 2002, 22(6): 689- 695.
32. Wilke B M. Project organization waste management and contaminated site reclamation[M]. Germany: Federal Ministry for Education, Science Research and Technology, 1997, 353- 354.
33. Gong P, Wilke BMand Fleischmann S.Soil- based phytotoxicity of 2, 4, 6- trinitrtoluene (TNT)to terrestrial higher plants [J]. Arch Environ Contarn Toxico1, 1999, 36:152-157.
34. Gong P, Gasparrini P.An in situ respirometric technique to measure pollution- induced microbial community tolerance in soils contaminat - ed with 2, 4, 6- trinitrotoluene[J]. Ecotoxicology and Environmental safe­ty, 2000, 47: 96- 103.
35. 周启星.污染土壤修复标准建立的方法体系研究[J].应用生态学 报, 2004, 15(2): 3 16- 320.
36. 王祖伟, 张 辉,张文具. 天津地区土壤环境中有效态重金属的分

布特征与生态意义[J]. 土壤通报,2005,36(1): 101- 103.

1. 刘凤枝, 师荣光, 徐亚平,等. 耕地土壤重金属污染评价技术研究- 以土壤中铅和镉污染为例[J].农业环境科学学报，2006, 25(2): 422- 426.
2. Tessier A, Campbell P G C, Bisson M . Sequential extraction procedure for the speciation of particulate tracemetals[J].Anal Chem, 1979, 51(7): 844- 851.
3. Kennedy V H, Sanchez A L, Oughton DH, Rowland A P.Use of single and sequential chemical extractants to asses radionuclide and heavy metal availability from soils for root uptake[J]. Analyst, 1997, 122: 89­100.
4. Quevauviller P H, Rauret G, Griepink B.Single and sequential extrac­tion in sediments and soils[J]. Intern J Environ Anal Chem, 1993, 51: 231- 235.