

土壤砷污染及其修复技术的研究进展

李圣发¹, 王宏斌²

(1. 江西省永丰县环境监测站, 江西 永丰 331500; 2. 昆明理工大学 环境科学与工程学院, 昆明 650093)

摘要: 土壤砷污染已成为严重的环境和公共健康问题, 日益受到人们的密切关注。综述了土壤砷污染的现状、来源及其危害, 同时探讨了土壤砷污染的物理化学修复和生物修复(特别是植物修复)技术的研究现状; 并对今后砷污染修复研究方向进行了展望。

关键词: 土壤; 砷; 污染; 修复

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2011)04-0248-06

Advances in the Study of Arsenic-Contaminated Soil and Its Remediation Technology

LI Sheng-fa¹, WANG Hong-bin²

(1. Yongfeng Environmental Monitoring Station, Yongfeng, Jiangxi 331500, China;

2. Faculty of Environmental Science and Engineering, Kunming University of Science and Technology, Kunming 650093, China)

Abstract: Arsenic contamination soils have become a serious issue in relation to environmental and public health, which gained the close attention of the people. This article reviews the status, sources and danger of arsenic contamination soils, and the physical-chemical remediation and bioremediation (especially phytoremediation) technology are also discussed. In addition, the future study on remediation technology for arsenic-contaminated soils was prospected.

Key words: soil; arsenic; contamination; remediation

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, 也是人类生态环境的重要组成部分。土壤砷污染不仅影响土壤肥力、作物产量和品质, 而且会通过食物链的“生物放大”作用对人体健康产生极大威胁。因此, 土壤砷污染研究及其修复技术成为当前国内外研究的重点和热点。

1 土壤砷污染

1.1 土壤砷污染的危害

砷污染和砷毒害是一个世界性的问题。日本政府已将砷中毒与铅中毒、水俣病、骨痛病等严重污染病相并列, 宣布为第四公害病。一般砷的毒性依次为: 砷化氢> 三价无机砷> 五价无机砷> 有机砷> 元素砷。

1.1.1 砷对植物的毒害 砷是植物非必需元素, 一般植物中 As 含量变动范围为 0.01~ 5 mg/kg^[1]。植物在生长发育过程中能从外界环境吸收砷, 并且低量的砷可刺激植物的生长。但土壤中较高砷含量会对

植物产生毒害效应, 危害其生长发育, 使农作物产量和品质下降。

有研究表明, Na₃AsO₄ 作用下玉米 (*Zea mays*) 的叶绿素、类胡萝卜素及蛋白质的含量和光合效率均减少^[2]。随砷浓度的增加, 菜豆 (*Phaseolus vulgaris*) 叶片气体交换量、蛋白质含量及叶绿素含量先增加后减少, 而过氧化物酶 (POD) 活性和脂质过氧化程度逐渐增加^[3]。砷超富集植物蜈蚣草 (*Pteris vittata*) 在砷胁迫下产生较高的超氧化物歧化酶 (SOD)、过氧化氢酶 (CAT) 和抗坏血酸过氧化物酶 (APX) 活性, 但对硫代巴比妥酸 (TBARS)、创愈木酚过氧化物酶 (GPX) 及谷胱甘肽还原酶 (GR) 影响不大^[4]。砷能影响植物对磷的代谢, 与 ADP 结合形成 ADP-As 弱键, 抑制了高能磷酸的产生, 以致在三羧酸循环 (TCA) 中严重阻碍了 ATP 的合成, 从而阻碍了植物生长所需的能量^[5]。在盆栽试验中, 砷还能显著影响烤烟 (*Nicotiana tabacum*) 全生育期的碳代谢^[6] 和降低氮代谢^[7], 进而影响其产量和品质。

收稿日期: 2010-12-29

修回日期: 2011-03-01

资助项目: 国家自然科学基金项目 (30600081); 云南省应用基础研究计划项目 (2006C0015Q)

作者简介: 李圣发 (1979-), 男, 江西永丰人, 硕士, 助理工程师, 主要从事环境监测与管理工作。E-mail: lsf8482008@126.com

© 1994-2013 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

$\text{CoX}^{[8]}$ 研究表明, 欧洲油菜 (*Brassica napus*) 地上部钙浓度与砷添加浓度成线性正相关。加砷处理的菜豆 (*Phaseolus vulgaris*) 中钙浓度显著高于对照处理^[9]。在蕨类植物蜈蚣草砂培条件下也发现类似现象, 但高砷浓度对其磷的转运和地上部磷营养影响不大^[10]。因砷酸盐和磷酸盐物理化学性质相似, 它们在绒毛草 (*Holcus lanatus*) 的吸收和转运过程中存在拮抗效应^[11]。肖细元等^[12] 研究表明: As 可以提高蜈蚣草中 Mn 和 Zn 的转运系数, 且在不同 As 浓度处理条件下, 蜈蚣草羽叶中这两种元素的含量呈显著的正相关。这些结果表明, Mn 、 Zn 和 As 在蜈蚣草体内的运输过程可能也存在一定程度的相似性。由此可见, 砷对植物的光合作用、呼吸作用、酶活性及其营养代谢等均有不同程度的影响。

1.1.2 砷对动物和人体的危害 砷的生物作用及其毒性, 主要由于砷与酶蛋白质中的巯基 ($-\text{SH}$)、胱氨酸和半胱氨酸含硫的氨基 ($-\text{NH}$) 有很强的亲和力, 结合后使组织细胞呼吸受阻、线粒体肿胀, 从而使代谢停止, 细胞死亡^[13]。砷作为动物营养元素的作用仍然有争议, 但砷可能是鸡、大鼠和猪必不可少的超痕量营养元素, 适量的砷可以促进家禽的生长, 有利于血红蛋白的形成、促进组织和细胞的生长繁殖; 但同时可能会引起慢性中毒和致癌、致畸、致突变效应及影响酶系统、免疫系统的功能。砷在生物体内有积累效应, 砷可通过鱼类肠或鳃吸收, 海洋甲壳类动物和软体动物比有鳍鱼更能积累砷^[14]。亚砷酸钠对早期鸡胚有显著的毒性及致畸作用^[15]。 As_2O_3 对子鼠的体重、血液及胆碱酯酶等指标均产生一定影响^[16]。 As_2O_3 对印度鲶鱼 (*Clarias batrachus*) 前期能诱导脂质过氧化, 氧化率增大, 谷胱甘肽含量降低, 并产生大量 H_2O_2 , 同时谷胱甘肽过氧化物酶 (GPx)、超氧化物歧化酶 (SOD) 及过氧化氢酶 (CAT) 含量升高, 而谷胱甘肽还原酶 (GR) 减少^[17]。

砷被世界卫生组织 (WHO) 和美国环保局 (EPA) 定级为一种“已知人类致癌物质”, 人体长期暴露砷可导致皮肤癌和肾、肝、膀胱等内脏器官的癌变^[18]。砷中毒的途径主要通过饮水和食物进入消化系统, 工业排放的含砷废气进入呼吸系统。 As^{3+} 能与人体酶类的巯基结合, 抑制酶活性, 导致糖代谢紊乱, 血液和组织中的丙酮含量增高, 以及神经末梢功能紊乱。 As^{5+} 毒性作用较慢, 它可以破坏线粒体氧化磷酸化作用, 能代替磷酸盐生成不稳定的砷酸盐, 会出现多发性神经炎、脊髓炎、再生不良性贫血等后遗症^[19]。成人亚砷酸的中毒剂量为 $5\sim 50\text{ mg/kg}$, 致死剂量为 $100\sim 300\text{ mg/kg}$; 亚砷酸的半致死浓度

(LD_{50}) 为 10 mg/kg , 而砷酸的 LD_{50} 为 138 mg/kg ^[20]。

此外, As 也可单独或其他重金属联合作用减少土壤中微生物的数量和降低土壤酶的活性^[21]。随砷量的增加, 土壤细菌和放线菌总数明显降低, 而且砷对土壤水解酶系 (脲酶、磷酸酶和蛋白酶) 及氧化还原酶 (脱氢酶、多酚氧化酶和过氧化氢酶) 均有不同程度的抑制^[22]。砷抑制了土壤中微生物活动中 CO_2 的产生, 显著降低反硝化细菌的活性^[23]。砷对土壤固氮菌、解磷细菌及纤维分解菌均有抑制作用, 其中木霉和大芽孢杆菌对砷最为敏感, 而大豆根瘤菌和含脂刚螺菌耐性最高^[24]。

1.2 土壤砷污染的来源

土壤环境中的砷来源可分为自然源和人为源。

1.2.1 自然源 砷是多价态元素, 自然界中砷矿物有 200 多种。砷还是亲硫元素, 因此, 矿物中的砷主要以硫化物的形式存在, 砷的硫化物有 60~70 种。它多以无机砷形态分布在许多矿物和地质岩石中, 主要含砷矿物有砷黄铁矿 (FeAsS)、雄黄矿 (As_4S_4)、雌黄矿 (As_2S_3)、毒砂 (FeAsS) 和臭葱石 ($\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) 等, 同时也伴有氧化物、砷酸盐以及金属砷化物等^[25]。自然环境中的岩石风化、土壤侵蚀、森林火灾、微生物活动以及火山爆发等均会产生含砷物质。据估计, 全球每年从岩石风化和海洋喷溅释放的砷量为 $(1.4\sim 5.6) \times 10^5\text{ kg}$ ^[26]。

1.2.2 人为源 据估计, 全球每年人为向土壤排放的 As 量达 $28\,400\sim 94\,000\text{ t}$ ^[27]。砷污染人为源主要为农业和工业生产, 农业中砷污染来源主要来自以砷化物为主要成分的农药和化肥^[28]。如无机砷 (如砷酸铅、乙酰亚砷酸铜、亚砷酸钠和砷酸钙等) 和有机砷酸盐 (如稻脚青、稻宁和巴黎绿等); 还有大量甲胂酸和二甲次胂酸用作除草剂, 铬砷合剂、砷酸钠、砷酸锌用作木材防腐剂、防止霉菌和昆虫的破坏; 某些苯砷酸化合物 (如对氨基胂酸) 作为饲料添加剂用于家禽等。工业生产、有色金属矿 (砷矿及砷伴生矿) 的开采及冶炼是砷的主要污染源。砷可用于冶金和半导体工业, 如砷化镓与砷化铜。因此, 化学工业、冶炼工业、电子工业和矿山含砷废水、废渣的排放, 以及矿物燃料 (如煤) 的燃烧等也是造成砷污染的重要来源。总之, 人为造成的砷污染是主要污染源。

1.3 土壤砷污染的现状

由于砷的广泛存在和使用, 造成许多国家发生砷污染。在孟加拉国、印度、阿根廷和越南, 因地下水污染导致 3 900 多万人受到不同程度的砷毒害, 700 多万人受害严重^[29-31]。比利时每年从大气进入土壤中

的砷为 15 g/hm^2 。中国也是砷污染最为严重的国家之一, 在新疆、内蒙古、湖南、广东和云南等地因砷污染出现了典型的地方砷中毒现象^[32]。在湖南省石门县雄黄矿附近的 3 个村调查发现其土壤含砷量为 $84 \sim 296 \text{ mg/kg}$, 表明土壤已受到不同程度的砷污染^[33]。贵州省的某些地区, 煤中砷含量高达 $100 \sim 9\,000 \text{ mg/kg}$ 。我国自 1956–1984 年共发生 30 余起砷污染事件。在我国污灌引起的土壤污染中, 砷居第 5 位^[34]。2008 年 5 月, 云南阳宗海发生的砷污染事件, 水土中的砷含量平均达 0.117 mg/L , 按湖泊库容 6.9 亿 m^3 的水量计, 入湖砷量高达 77 t ^[35]。

2 土壤砷污染的修复技术

近年来由于人类活动等原因使得土壤中砷的污染日趋严重。因此, 各国都非常重视土壤砷污染修复技术的研究。目前常用的砷污染治理方法主要物理化学修复和生物修复技术, 具体有填埋法、淋滤(洗)法、客土法、石灰改良法、吸附固定法等。

2.1 物理化学修复

根据美国环保局^[36]报道, 目前砷污染的治理方法主要有固化/稳定化、玻璃化、土壤淋洗/酸提取、冶炼回收法、原位淋洗法、沉淀/共沉淀法、滤膜过滤法、吸附法、离子交换法、渗透活性屏障法和电动处理法。Tokunaga 等^[37]在含砷量为 $2\,830 \text{ mg/kg}$ 人工砷污染土壤上, 用不同浓度的 HF 、 H_3PO_4 、 H_2SO_4 和 HCl 等酸淋洗, 结果表明在 $9.4\% \text{ H}_3\text{PO}_4$ 浓度下, 6 h 后砷的提取量达到 99.9% , 是砷最良好的提取剂。另外, Alam 等^[38]实验结果表明, 磷酸盐对铁铝结合态的砷去除率达到 40% 以上。降低土壤 pH 及施加固定砷的物质, 如堆肥、含铁锰铝物质、黏性客土特别是红黏土均可防治砷污染^[28]。然而, 物理化学修复技术对环境破坏性大, 易产生二次污染, 而且技术要求高, 所以目前多采用生物修复技术。

2.2 生物修复

生物修复(bioremediation)是指依靠生物的活动使土壤或地下水中的污染物得以降解或转化为无毒或低毒物质的过程。广义的生物修复包括动物修复、微生物修复和植物修复。生物修复技术因具有能耗低、成本低、对环境扰动少和技术操作简单等优点而备受青睐。

2.2.1 动物修复 蚯蚓是生态系统中一个重要组成部分, 能起到生物监测作用并用于污染土壤修复。杨居荣^[39]用威廉环毛蚯蚓(*Pheretima guillelmi*)进行试验, 当土壤投加不同浓度的砷酸氢二钠和亚砷酸钠, 并与其他重金属(Hg 、 Cd 、 Pb 和 Cu) 时, 发现蚯蚓

对砷的富集系数最大。因此蚯蚓对砷污染土壤的修复具有很好的前景。

2.2.2 微生物修复 微生物的修复类型有微生物降解、转化、挥发和固定等, 不同种类微生物对重金属降解方式也不同。砷污染环境微生物修复主要包括氧化还原作用和甲基化作用。

(1) 微生物氧化–还原作用。土壤微生物能氧化还原土壤中的砷, 将亚砷酸盐氧化形成砷酸盐; 相反一些微生物亦能将砷酸盐还原成亚砷酸盐^[24]。某些自养细菌(表 1) 能使 As^{3+} 氧化, 使亚砷酸盐氧化为砷酸盐; 一些异养型微生物(表 1) 也参与将三价砷氧化成五价砷的转化, 降低砷的毒性, 从而具有潜在的修复效果; 还有一些微生物(表 1) 在厌氧条件下以 As^{5+} 作为电子受体, 并将其还原成 As^{3+} , 这一过程可以促进砷的淋溶, 利于其后续处理。由于亚砷酸盐不易吸附在土壤表面, 其运动性比砷酸盐强, 使砷化物容易从固相到液相, 然后利用植物或其他的理化反应能有效去除土壤中的砷化物^[40]。

(2) 微生物甲基化作用。无机砷化合物在微生物的作用下, 会发生砷的甲基化。一些细菌(表 1) 可将单甲基胂酸盐和二甲基胂酸盐形成三甲基胂。土壤中存在脱甲基的微生物, 它们把甲基化的砷氧化分解, 脱甲基形成无机砷, 甲基胂也可以脱甲基转化为砷化氢^[41]。微生物可使砷甲基化和脱甲基化, 进而达到土壤砷污染修复效果。另外, 格鲁德夫^[42]研究发现嗜酸的硫铁氧化杆菌和厌氧的硫酸还原杆菌分别将土壤中的砷以硫化物的形式转移和沉淀下来。

2.2.3 植物修复 植物修复(phytoremediation)是目前研究最热门的污染环境修复技术之一, 它是利用绿色植物来转移、容纳或转化污染物使其对环境无害。从 20 世纪 80 年代起, 一些科学家开始探索在不破坏土壤生态环境的情况下治理重金属污染的新途径, 即植物修复。在众多环境污染修复方法中, 植物修复技术因其经济有效、环境友好和简便易行等优点而成为目前普遍推崇的环境污染治理方法。根据作用机理可将植物修复技术分为植物提取、植物挥发、植物固定、根际过滤和植物降解等。

自 Ma 等^[43]和 Chen 等^[44]发现蜈蚣草能超富集 As 以来, 砷超富集植物及砷污染土壤和水体的植物修复研究无论从理论还是实际应用方面已日渐深入。迄今为止, 国际上已发现 10 余种砷超富集植物并对其富集砷的机理开展了很多工作。在实践方面, 在湖南郴州建立了一个砷污染土壤植物修复示范基地, 以探索和检验利用蜈蚣草修复砷污染土壤的可行性, 每年的砷修复效率可达 8% 以上^[45]。有研究表明, 蜈蚣

草在 100 mg As/kg 污染土壤上种植 12 周, 植物地上部对 As 的富集最大量达 13.8 mg/株, 约占原土壤砷含量的 10%^[46]; As 在 98 mg/kg 污染土壤上种植 20 周, 叶片含砷量达 33 900 mg/kg, 为原土壤砷含量的 26%^[47]。另对砷超富集植物粉叶蕨 (*Pityrogramma calomelanos*) 的估算表明, As 在 500 mg/kg 污染土壤上, 该植物叶片能富集 As 5 000 mg/kg。以每年每平方米种植 16 株、每株叶片重 50 g 计, 则

表 1 微生物对砷形态的转化作用^[23, 39-40]

转化作用类型	砷形态	微生物
氧化作用	As ³⁺	无色杆菌(<i>Achromobacter</i>)、假单孢杆菌(<i>Pseudomonas</i>)、黄杆菌(<i>Flavobacterium</i>)、产碱杆菌(<i>Alcaligenes</i>)、放线菌属(<i>Actinomyces</i>)、硫杆菌类(<i>Thiobacillusferrobacillus</i>)、硫铁杆菌类(<i>Thiobacillus ferrobacillus</i>) 和节杆菌属(<i>Arthrobacter</i>) 等
还原作用	As ⁵⁺	曲霉属(<i>Aspergillus</i>)、毛霉属(<i>Mucor</i>)、镰孢霉属(<i>Fusarium</i>)、甲烷细菌(<i>methane bacteria</i>)、 <i>Geospirillum arsenophilus</i> 、 <i>Geospirillum barnseii</i> 和 <i>Chrysiogenes arsenatis</i> 、 <i>Sulfurospirillum</i> 、解乳酸褐色小球菌(<i>Micrococcus lacticus</i>) 和小球藻属(<i>Chlorella</i>) 等
甲基化作用		土著假丝酵母(<i>Candida humicola</i>)、粉红黏帚霉(<i>Gliocladium roseum</i>)、青霉(<i>Penicillium</i>)、甲烷杆菌(<i>Methanobacterium</i>)、脱硫弧菌(<i>Desulfovibrio</i>)、镰刀霉(<i>Fusarium</i>)、曲霉(<i>Aspergillum</i>)、帚霉(<i>Scopulariopsis</i>)、假丝酵母(<i>Candida</i>)、拟青霉(<i>Paecilomyces</i>)、气单胞菌属(<i>Aeromonas</i>)、真杆菌属(<i>Flavobacterium</i>)、特异青霉(<i>Penicillium notatum</i>)、金黄葡萄球菌(<i>Staphylococcus aureus</i>)、灰绿曲霉(<i>Aspergillus glaucus</i>)、杂色曲霉(<i>Aspergillus versicolor</i>) 和短柄帚霉(<i>Scopulariopsis brevicaulis</i>) 等

另外, 施肥(磷酸二氢钠、过磷酸钙等)、刈割、有机堆肥及添加螯合剂和接种根际微生物等辅助措施均能提高植物的修复效率。蔡保松^[51]研究发现, 堆肥和磷石膏不但能显著增加蜈蚣草株高和生物量, 还能提高土壤可溶性有机碳和可溶性砷的含量, 从而促进蜈蚣草对砷的富集; 丛枝菌根真菌(AMF) 也能增加蜈蚣草对砷的富集^[52]。Liu 等^[53] 在含砷 300 mg/kg 的土壤上种植蜈蚣草, 当根系上接种菌根真菌 *Glomus mosseae* 后, 蜈蚣草中砷累积量提高了 43%。在含砷 1 200 mg/kg 污染土壤中加入 5 mmol/kg 环己烷二胺四醋酸(CDTA), 植物富集砷量达 1 400 mg/kg, 比对照增加 450 mg/kg^[54]。土壤中添加二巯基丁二酸(DMS) 后, 明显促进了砷在印度芥菜(*Brassica juncea*) 体内的向上转运^[55]。可见, 土壤砷污染的植物修复是科学可行的。

3 展望

目前, 关于土壤砷污染问题及其修复的研究很多, 大多还停留在理论上的研究, 土壤中砷的形态变化复杂, 对其物化修复具有一定的局限性, 而且费用大, 难以运用实际工程, 并且可能导致土壤结构破坏, 生物活性下降和土壤肥力退化。生物修复(特别是植物修复) 是一项新兴的高效清洁修复技术, 具有良好的社会、经济、环境效益, 并且易被大众接受。因此,

每年每平方米可去除 4 g 的 As^[48]。最近, Ampiah-Bonney 等^[49] 利用蓉草(*Leersia oryzoides*) 修复砷浓度为 110 mg/kg 的污染土壤, 16 周后能从 1 hm² 土壤中提取 130 g 的 As。在 30.3 m² 铬硫酸铜(CCA) 污染的小区上种植蜈蚣草的野外试验表明, 2 a 中其表层土壤(0-15 cm) 含砷量从 190 mg/kg 降至 140 mg/kg^[50]。上述试验均表明利用砷超富集植物对中、低度砷污染土壤进行修复是可行的。

植物修复具有广阔的应用前景, 今后重点研究方向主要有:

(1) 土壤中砷形态的研究。土壤中砷的形态与修复密切相关, 因此了解和改变土壤中砷的有效形态, 使有利于植物的吸收, 便于修复工程的顺利进行。

(2) 砷超富集植物筛选与培育。超富集植物是在砷胁迫条件下的一种适应性突变体, 往往生长缓慢, 生物量低, 气候环境适应性差, 具有很强的富集专一性。因此, 筛选与培育富集能力强且生物量大的植物具有重要意义。

(3) 分子生物学和转基因工程技术的应用。随着分子生物技术迅猛发展, 将筛选、培育出的超富集植物和微生物基因导入生物量大、生长迅速、适应性强的植物中去已成为现实, 因此, 利用分子生物技术提高植物修复的实用性方面将取得突破性进展。

(4) 物理化学和生物修复综合技术的研究。砷污染土壤的修复是一个系统工程, 单一的修复技术很难达到预期效果, 必须以植物修复为主, 物理化学、微生物及农艺等为辅的强化措施, 增加砷的生物有效性, 促进植物的生长和吸收, 从而提高植物修复的综合效率, 同时还要不产生二次污染。

参考文献:

[1] Mandal B K, Suzuki K T. Arsenic round the world: a review[J]. Talanta, 2002, 58: 201-235.

- [2] Stoeva N, Berova M, Zlatev Z. Physiological response of maize to arsenic contamination[J]. *Biologia Plantarum*, 2003, 47(3): 449-452.
- [3] Stoeva N, Berova M, Zlatev Z. Effect of arsenic on some physiological parameters in bean plants[J]. *Biologia Plantarum*, 2005, 49(2): 293-296.
- [4] Srivastava M, Ma L Q, Singh N, et al. Antioxidant response of hyper-accumulator and sensitive fern species to arsenic[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2005, 56: 1335-1342.
- [5] Ullrich-Eberius C I, Sanz A, Novacky A J. Evaluation of arsenate- and vanadate-associated changes of electrical membrane potential and phosphate transport in *Lemna gibba* G1[J]. *Journal of Experimental Botany*, 1989, 40: 119-128.
- [6] 常思敏, 马新明, 王保安, 等. 砷对烤烟(*Nicotiana tabacum* L.) 碳代谢的影响[J]. *生态学报*, 2007, 27(6): 2302-2308.
- [7] 常思敏, 马新明, 张贵龙, 等. 砷对烤烟碳氮代谢及其产量和品质的影响[J]. *植物生态学报*, 2006, 30(4): 682-688.
- [8] Cox M C. Arsenic characterization in soil and arsenic effects on canola growth[D]. Baton Rouge LA: Louisiana State University, 1995, 2.
- [9] Carbonell-Barrachina A A, Burk-Carbonell F, Mataix-Beneyto J. Effect of sodium arsenite and sodium chloride on bean plant nutrition (macronutrients) [J]. *Journal of Plant Nutrition*, 1997, 20(11): 1617-1633.
- [10] 廖晓勇, 肖细元, 陈同斌. 砂培条件下施加钙、砷对蜈蚣草吸收砷、磷和钙的影响[J]. *生态学报*, 2003, 23(10): 2057-2065.
- [11] Meharg A A, Bailey J, Breadmore K, et al. Biomass allocation, phosphorus nutrition and vesicular-arbuscular mycorrhizal infection in clones of Yorkshire Fog, *Holcus lanatus* L. (*Poaceae*) that differ in their phosphate uptake kinetics and tolerance to arsenate[J]. *Plant and Soil*, 1994, 160(1): 11-20.
- [12] 肖细元, 廖晓勇, 陈同斌, 等. 砷、钙对蜈蚣草中金属元素的吸收和转运的影响[J]. *生态学报*, 2003, 23(8): 1477-1487.
- [13] 王云, 魏复盛. 土壤环境元素化学[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1995.
- [14] Wright D A, Welbourn P. 环境毒理学[M]. 朱琳, 译. 北京: 高等教育出版社, 2007.
- [15] 万伯健, 王长才, 刘思诚, 等. 亚硝酸盐对早期鸡胚的毒性及其致畸作用的实验研究[J]. *环境与健康杂志*, 1984, 1(4): 3-4.
- [16] 姚华, 马龙, 张晨, 等. 砷对小鼠子代内分泌影响的研究[J]. *新疆医学院学报*, 1994, 17(2): 137.
- [17] Bhattacharya A, Bhattacharya S. Induction of oxidative stress by arsenic in *Clarias batrachus*: Involvement of peroxisomes [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2007, 66(2): 178-187.
- [18] Smith A H, Goycolea M, Haque R, et al. Marked increase in bladder and lung cancer mortality in a region of Northern Chile due to arsenic in drinking water[J]. *American Journal of Epidemiology*, 1998, 147(7): 660-669.
- [19] 周启星, 孔繁翔, 朱琳. 生态毒理学[M]. 北京: 科学出版社, 2004.
- [20] 王焕校, 常学秀. 环境与发展[M]. 北京: 高等教育出版社, 2003.
- [21] Smith E, Naidu R, Alston A M. Arsenic in the soil environment: A review[J]. *Advance in Agronomy*, 1998, 64: 149-195.
- [22] 杨居荣, 任燕, 刘虹, 等. 砷对土壤微生物及土壤生化活性的影响[J]. *土壤*, 1996, 28(2): 101-104.
- [23] 陈同斌. 砷对土壤微生物碳氮代谢的影响[J]. *应用基础与工程科学学报*, 1996, 4(2): 288-293.
- [24] 王焕校. 污染生态学[M]. 2 版. 北京: 高等教育出版社, 2002.
- [25] 谢正苗, 黄昌勇, 何振立. 土壤中砷的化学平衡[J]. *环境科学进展*, 1998, 6(1): 22-37.
- [26] 陈怀满. 环境土壤学[M]. 北京: 科学出版社, 2005.
- [27] Matschullat J. Arsenic in the geosphere: a review[J]. *Science of the Total Environment*, 2000, 249: 297-312.
- [28] 谢正苗, 廖敏, 黄昌勇. 砷污染对植物和人体健康的影响及防治对策[J]. *广东微量元素科学*, 1997, 4(7): 17-21.
- [29] Deba P S, Kunnath S S. Arsenic poisoning in West Bengal[J]. *Science*, 1996, 274: 1285-1289.
- [30] Nickson R, McArthur J, Burgess W, et al. Arsenic poisoning of Bangladesh groundwater [J]. *Nature*, 1998, 395: 338-342.
- [31] Chowdhury T R, Basu G K, Mandal B K. Arsenic poisoning in the Ganges delta[J]. *Nature*, 1999, 401: 545-546.
- [32] 蔡保松, 陈同斌, 廖晓勇, 等. 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*, 2004, 24(4): 711-717.
- [33] 王振刚, 河海燕, 严于伦, 等. 石门雄黄矿地区居民砷暴露研究[J]. *卫生研究*, 1999, 28(1): 12-14.
- [34] 杨国定. 污水灌溉与农业环境污染[J]. *农业环境保护*, 1984(5): 21-23.
- [35] 赵娴. 阳宗海和滇池污染的比较研究[J]. *法制与社会*, 2009(13): 219-220.
- [36] US EPA. waste, Arsenic treatment technologies for soil, and water[S]. EPA 542-R-02-004, 2002.

[37] Tokunaga S, Hakuta T. Acid washing and stabilization of an artificial arsenic-contaminated soil[J]. Chemosphere, 2002, 46(1): 31-38.

[38] Alam M G M, Tokunaga S, Maekawa T. Extraction of arsenic in a synthetic arsenic-contaminated soil using phosphate[J]. Chemosphere, 2001, 43(8): 1035-1041.

[39] 杨居荣. 蚯蚓对土壤重金属的吸收与富集[J]. 农业环境保护, 1984(3): 4-8.

[40] 常学秀, 张汉波, 袁嘉丽. 环境污染微生物[M]. 北京: 高等教育出版社, 2006.

[41] 李素玉. 环境微生物分类与检测技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2005.

[42] 格鲁德夫. 重金属和砷污染土壤的微生物净化[J]. 国外金属矿选矿, 1999(10): 40-42.

[43] Ma L Q, Komar K M, Tu C, et al. A fern that hyperaccumulates arsenic: a hardy, versatile, fast-growing plant helps to remove arsenic contaminated soil[J]. Nature, 2001, 409: 579.

[44] Chen T B, Wei C Y, Huang Z C, et al. Arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. and its arsenic accumulation[J]. Chinese Science Bulletin, 2002, 47(11): 902-905.

[45] 廖晓勇, 陈同斌, 谢华, 等. 磷肥对砷污染土壤的植物修复效率的影响: 田间实例研究[J]. 环境科学学报, 2004, 24(3): 455-462.

[46] Tu C, Ma L Q. Effects of arsenic concentrations and forms on arsenic uptake by the hyperaccumulator ladder brake[J]. Journal of Environmental Quality, 2002, 31(2): 641-647.

[47] Tu C, Ma L Q, Zhang W, et al. Arsenic species and leachability in the fronds of the hyperaccumulator Chinese brake (*Pteris vittata* L.)[J]. Environmental Pollution, 2003, 124(2): 223-230.

[48] Francesconi K, Visoottiviset P, Skidokchan W, et al. Arsenic species in an arsenic hyperaccumulating fern, *Pityrogramma calomelanos*: a potential phytoremediator of arsenic-contaminated soils[J]. The Science of the Total Environment, 2002, 284: 27-35.

[49] Ampiah Bonney R J, Tyson J F, Lanza G R. Phytoextraction of arsenic from soil by *Leersia Oryzoides*[J]. International Journal of Phytoremediation, 2007, 9(1): 31-40.

[50] Kertulis-Tartar G M, Ma L Q, Tu C, et al. Phytoremediation of an arsenic-contaminated site using *Pteris vittata* L.: a two-years study[J]. International Journal of Phytoremediation, 2006, 8(4): 311-322.

[51] 蔡保松. 蜈蚣草富集能力的基因型差异及其对环境因子的反应[D]. 杭州: 浙江大学, 2004.

[52] Leung H M, Ye Z H, Wong M H. Interactions of mycorrhizal fungi with *Pteris vittata* (As hyperaccumulator) in As-contaminated soils[J]. Environmental Pollution, 2006, 139(1): 1-8.

[53] Liu Y, Zhu Y G, Chen B D, et al. Influence of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* on uptake of arsenate by the As hyperaccumulator fern *Pteris vittata* L. [J]. Mycorrhiza, 2005, 15: 187-192.

[54] Bagga D K, Peterson S. Phytoremediation of arsenic-contaminated soil as affected by the chelating agent CD-TA and different levels of soil pH [J]. Remediation, 2001, 12(1): 77-85.

[55] Pickering I J, Prince R C, George M J, et al. Reduction and coordination of arsenic in Indian mustard[J]. Plant Physiology, 2000, 122(4): 1117-1177.

(上接第 243 页)

[16] 张厚轩. 中国种植制度对全球气候变化响应的有关问题: I . 气候变化对我国种植制度的影响[J]. 中国农业气象, 2000, 21(1): 9-13.

[17] 张厚轩. 中国种植制度对全球气候变化响应的有关问题: II . 我国种植制度对气候变化响应的主要问题[J]. 中国农业气象, 2000, 21(2): 10-13.

[18] 沈学年, 刘翼浩. 多熟种植[M]. 北京: 农业出版社, 1983.

[19] 杜涛, 叶琰, 李洪伟, 等. 基于灰色系统理论的几种需水量预测方法分析[J]. 长江科学院院报, 2010, 27(7): 12-16.

[20] 张沁文, 王学萌, 聂宏声, 等. 农村经济灰色系统分析、模型、方法、应用[M]. 北京: 学术期刊出版社, 1981.

(上接第 247 页)

[7] 闵婕. 基于 GIS 技术与 AHP 研究生态环境敏感度分区[J]. 重庆师范大学学报: 自然科学版, 2006, 23(4): 76-80.

[8] 赵晓慧, 严力蛟. 生态敏感性的灰色关联投影评价模型及其应用[J]. 浙江大学学报: 农业与生命科学版, 2006, 32(3): 341-345.

[9] Zhang Mingwu, Jin Haijiang, Cai Desuo, et al. The comparative study on the ecological sensitivity analysis in Huixian karst wetland, China[J]. Procedia Environmental Sciences, 2010, 2: 386-398.

[10] 韩贵锋, 赵珂, 袁兴中, 等. 基于空间分析的山地生态敏感性评价: 以四川省万源市为例[J]. 山地学报, 2008, 26(5): 531-537.

[11] 尹海伟, 徐建刚, 陈昌勇, 等. 基于 GIS 的吴江东部地区生态敏感性分析[J]. 地理科学, 2006, 26(1): 64-68.