

SGA 对重金属污染矿区土壤中 重金属的稳定化性能研究

张帆^{1,2}, 王凤贺¹, 郝昊天¹, 邹丽娜¹, 纪莹雪^{1,2}, 段伦超¹, 顾中铸²

(1. 江苏省物质循环与污染控制重点实验室, 南京师范大学环境科学与工程系, 江苏 南京 210023)

(2. 南京师范大学能源与机械工程学院, 江苏 南京 210042)

[摘要] 对铅锌矿区周边土壤中 Pb、Cd、As 等重金属分别进行了总量及其形态研究. 重点考察重金属固化剂六硫代胍基甲酸(SGA)和二甲基二硫代氨基甲酸盐(SDD)对不同形态重金属的稳定化性能. 研究表明, 采集的土壤样品受 Pb、Cd、As 等重金属污染较为严重, 样品 S1 中 As、Pb 含量分别超过土壤环境质量三级标准 10.17 倍、3.29 倍, Cd 超过土壤环境质量二级标准 28.7 倍. SGA 对弱酸态 As、Cd 和 Pb 的综合稳定化性能优良, 对 3 种重金属的稳定化率最高达到 92.73%、82.35% 和 81.48%; SDD 对可氧化态 Cd 稳定化性能优于 SGA, 最高稳定化率为 88.89%. SGA 作为一种新型重金属螯合捕集剂, 可以应用于重污染土壤中重金属的污染控制和修复.

[关键词] 重金属捕集剂, 土壤, 重金属, 稳定化

[中图分类号] X53 **[文献标志码]** A **[文章编号]** 1001-4616(2014)03-0062-05

Solidification Performance for Heavy Metals in Polluted Soils of Mined Area Using Sixthio Guanidine Acid (SGA)

Zhang Fan^{1,2}, Wang Fenghe¹, Hao Haotian¹, Zou Lina¹, Ji Yingxue^{1,2}, Duan Lunchao¹, Gu Zhongzhu²

(1. Jiangsu Provincial Key Laboratory of Materials Cycling and Pollution Control, Department of Environmental Science and Engineering, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China)

(2. School of Energy and Mechanics Engineering, Nanjing Normal University, Nanjing 210042, China)

Abstract: The characteristics and distribution of different forms of heavy metals in soils contaminated from mined area were investigated, and were evaluated according to the BCR sequential extraction protocol. Stabilization performance of sixthio guanidine acid (SGA) and sodium dimethyl dithio darbamate (SDD) were compared. The results indicated that the soils were contaminated seriously by lead, cadmium and arsenium, the contents of As and Pb exceeded 10.17 times and 3.29 times than that of Environmental Quality Standard for Soils (GB 15618-1995) with the Grade III standard respectively, and the content of Cd exceeded 28.7 times. SGA had an excellent comprehensive property in stabilization of the heavy metals of acid soluble in soils, the stabilization ratios for As, Pb and Cd were 92.73%, 82.35% and 81.48% respectively, while SDD had a better property in immobilization of the heavy metals of oxidizable compared with SGA. As a novel heavy metal chelating agent, SGA can be used in remediation of soils contaminated by heavy metals.

Key words: heavy metal chelating agent; soils, heavy metal, stabilization

随着重金属的开采、冶炼、加工及制造等行业工业化的快速发展,越来越多的重金属进入大气、水和土壤,重金属的污染程度日益加剧^[1]. 研究表明,铅锌矿的开发会对环境造成严重的污染^[2],铅锌矿区土壤中常富集重金属元素 Zn、Cd、Cu、Pb 等^[3],它们在土壤中的含量会超过规定值的几十倍甚至上百倍^[4],这些重金属通过土壤-植物系统,由食物链转入人体^[1],并通过食物链的传递放大作用,不可逆转地对整个生态环境及人群健康带来极大的危害^[5].

尽管目前对重金属的关注较多,但是多为在环境介质中的重金属总量或总浓度的测定,虽然总量可以

收稿日期:2013-09-11.

基金项目:国家自然科学基金项目(41101287)、江苏省科技支撑计划项目(BE2012758)、江苏高校优势学科建设工程资助项目.

通讯联系人:王凤贺,副教授,研究方向:水土重金属污染控制与修复. E-mail: wangfenghe@njnu.edu.cn

提供重金属污染的状况,但是重金属总量并不能完全反映出其在环境中的行为和生态效应,如果是非活性的重金属,不能被动植物吸收,则对环境的危害较小. 重金属在土壤中的不同形态的迁移和转化,是决定重金属生物有效性的一个重要因素^[6],土壤重金属污染的危害不仅仅取决于重金属在土壤中的总量,还取决于其存在形态和各形态所占的比例,其中弱酸态的重金属在土壤环境中活性大、毒性强,易被植物吸收、吸附、淋失或发生反应,并转化为其他形态^[7]. 因此重金属的化学形态分析,将有助于正确认识和客观评价环境风险^[8]. 欧盟共同体经过总结和改进,在 Tessier 连续提取法的基础上,提出了 BCR 连续提取法,将重金属形态分为弱酸态、可还原态、可氧化态和残渣态^[9],使土壤中重金属的毒性与不同形态重金属在环境中的迁移转化行为相关联.

栖霞山铅锌银矿所在的江苏省南京市栖霞山,是著名的佛教圣地、风景旅游区,该矿区的开采已持续 50 多年,尽管采取了防护措施,但是多年积累的环境地质问题并未彻底解决^[2,10]. 目前,有关重金属污染土壤修复的研究主要分两类:(1)利用技术手段从原位去除重金属污染物;(2)原位钝化修复,指利用化学、生物等措施改变重金属污染物在土壤中的化学形态和赋存状态,从而降低重金属的生物有效性和迁移性,减少植物对重金属的吸收^[11,12]. 鉴于土壤重金属污染常常涉及面积很大,各种工程修复措施的成本过高,因此发展原位钝化方法是污染土壤修复的较好选择^[13-15]. 原位钝化修复方法因投入低、修复快速、操作简单等特点,对大面积中低度土壤污染的修复具有优越性,能更好地满足当前我国治理土壤中重金属污染以及保障农产品安全生产的迫切要求^[16],符合我国可持续农业发展的需要,受到土壤、环境学家越来越广泛的关注^[17-19].

本文在前期研究基础上^[20-22],合成了一种新型重金属固化剂六硫代胍基甲酸(Sixthio Guanidine Acid, SGA),以采集的栖霞山矿区周边土壤为研究对象,对土壤中 Pb、Cd、As 等重金属分别进行了总量及其形态研究. 重点考察重金属固化剂六硫代胍基甲酸和二甲基二硫代氨基甲酸盐(Sodium Dimethyl Dithio Carbamate, SDD)对不同形态重金属的稳定化性能,为新型重金属固化剂的开发及其工业化应用提供理论基础和技术支撑.

1 实验部分

1.1 仪器和试剂

恒温振荡器(荣华仪器有限公司,ZD-85A 型)、干燥箱(上海精宏,DHG-9240A 型)、消解炉(四平电子技术研究所,LWY-84B 型)、离心机(上海安亭,TDL-5-A 型)、电子天平(美国丹佛,TP-214 型)、恒温水浴锅(恒丰仪器厂,HH-S 型)、电感耦合等离子体发射光谱仪(美国利曼,Prodigy)、100 目塑料筛、100 mL 离心管等.

盐酸(ρ 1.19 g/mL)、高氯酸(ρ 1.68 g/mL)、硝酸(ρ 1.42 g/mL)、乙酸溶液、盐酸羟胺溶液、过氧化氢溶液、乙酸铵溶液.

1.2 土壤样品的采集和预处理

样品采自于南京栖霞山矿区周边土壤. 采集 0 ~ 20 cm 的表层土壤,用不锈钢铁锹和竹铲采集样品,装入自封袋. 将采集的土壤带回实验室后,自然风干,捡出杂物,木棍碾压,分别过 100 目尼龙筛,装入塑料袋并注明样品号,备用. 3 个采样点的土壤样品基本理化性质如表 1.

表 1 土壤样品基本理化性质

Table 1 Physical chemical properties of soil samples

理化性质	S1	S2	S3
体积密度/(g/cm ³)	1.67	1.74	1.74
pH 值	8.49	8.44	8.51
有机质/(g/kg)	9.34	9.34	4.64
阳离子交换量/(cmol/kg)	20.09	20.27	19.27

1.3 土样中重金属全量测定

研磨干燥的土壤样品,通过 100 目筛;称取 3 g 样品于消煮管中,加入少量去离子水浸润整个样品. 向消煮管中加入 7 mL 浓硝酸和 21 mL 浓盐酸,室温条件下消化 16 h. 在消煮炉中加热 2 h,保持消煮管内液体处于明显的微沸状态. 消化后的样品过滤至 100 mL 容量瓶定容后,消解液中的重金属浓度使用电感耦合等离子体发射光谱仪 ICP-AES 测定,每个样品平行测定 3 次^[23].

1.4 土样中重金属 BCR 顺序态提取

(1)弱酸态:在装有 1 g 土壤样品的离心管中加入 40.00 mL 乙酸溶液,盖上盖子后于恒温振荡器中振

荡 16 h. 以 3 500 r/min 离心 20 min. 取上清液于 4 ℃ 冰箱内储存备测.

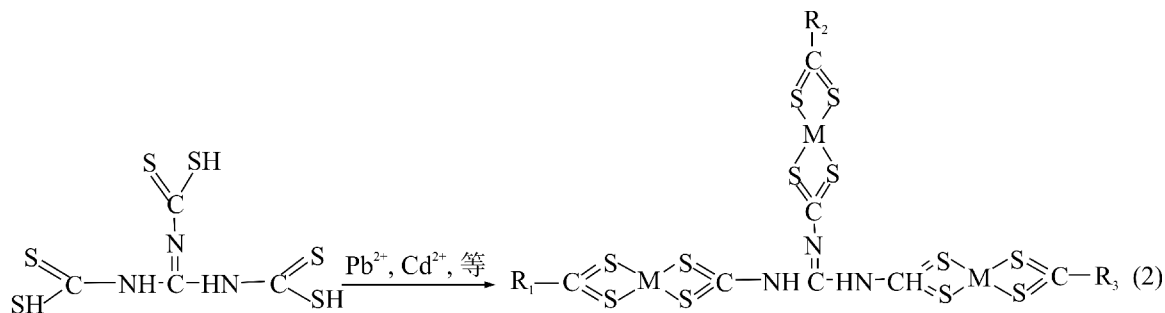
(2) 可还原态: 在装有固体剩余物的离心管中加入 40.00 mL 盐酸羟胺溶液, 盖上盖子后于恒温振荡器中振荡 16 h. 以 3500 r/min 离心 20 min. 取上清液于 4 ℃ 冰箱内储存备测.

(3) 可氧化态: 在装有固体剩余物的离心管中分 3~4 次加入 10.00 mL 过氧化氢, 盖上盖子室温下消化 1 h 后, 继续在 85 ℃ 左右恒温水浴锅中消化 1 h. 然后移去盖子, 继续加热控制体积少于 3 mL. 取出离心管, 冷却, 分 3~4 次加入 10.00 mL 过氧化氢, 盖上盖子在 85 ℃ 恒温水浴锅中消化 1 h 后移去盖子, 继续加热控制体积少于 1 mL. 取下离心管, 冷却. 向离心管中加入 50.00 mL 乙酸铵溶液, 于恒温振荡器中振荡 16 h, 在离心力为 3 000 g 条件下离心 20 min. 以 3 500 r/min 离心 20 min. 取上清液于 4 ℃ 冰箱内储存备测. 浸提液中重金属浓度使用电感耦合等离子体发射光谱仪 ICP-AES 测定, 每个样品平行测定 3 次^[24-26].

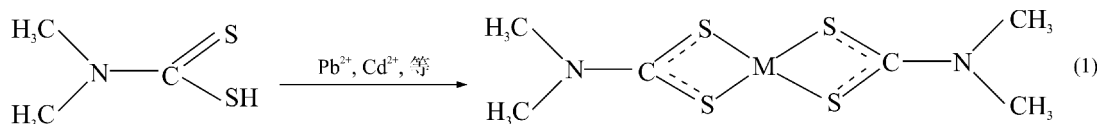
1.5 SGA 的固化原理及其实验方法

本实验选用本课题组合成的重金属固化剂 SGA 和以二甲基二硫代氨基甲酸盐 (Sodium Dimethyl Carbamate, SDD) 为代表的 DTC 进行固化性能研究.

由于 SGA 为三维网络式螯合固化剂, 其分子中含有较多 N、S 配位原子. 利用 S 原子的极强螯合能力, 此固化剂可与重金属离子形成稳定的螯合物, 形成的螯合物具有稳定的疏水结构. SGA 与重金属反应方程式如下:



国外常用的重金属固化剂 SDD, 其与重金属反应方程式如下:



准确称取 100 g 土壤样品, 加入到 100 mL 去离子水中, 分别加入 0.01 mol/kg、0.05 mol/kg 重金属捕集剂 (SDD 和 SGA), 将混合物充分搅拌养护 24 h 后, 在 70 ℃ 左右条件下干燥, 研磨^[27].

捕集剂对土壤中重金属稳定化率的计算方法:

$$\text{稳定化率} = \frac{C_0 - C_1}{C_0} \times 100\% \quad (1)$$

式中: C_0 为稳定化前土壤样品的重金属浸出量; C_1 为加捕集剂稳定化后土壤样品的重金属浸出量.

2 结果与讨论

2.1 土壤样品的重金属含量

土壤样品中重金属含量结果见表 2.

由表 2 可知, 根据土壤环境质量标准 (GB15618—1995)^[28], 样品 S1 中 As、Pb 含量分别超过土壤环境质量三级标准 10.17 倍、3.29 倍; Cd 含量超过土壤环境质量二级标准 28.7 倍. 样品 S2 中 As、Pb 含量分别超过土壤环境质量三级标准 3.59 倍、1.29 倍; Cd 含量超过土壤环境质量二级标准 9.1 倍. 样品 S3 中 As、Pb 含量分别超过土壤环境质量一级标准 1.43 倍、4.66 倍; Cd 含量超过土

表 2 土壤样品中重金属含量 (mg/kg)

Table 2 Content of heavy metals in soil samples (mg/kg)

样品	As	Cd	Pb
S1	305.1	28.7	1643.0
S2	107.6	9.1	647.3
S3	21.4	3.2	163.0
土壤环境质量二级标准	30	0.3	300
土壤环境质量三级标准	40	1.0	500

壤环境质量二级标准 3.2 倍. 实验土壤样品中 As、Cd、Pb 重金属污染严重.

2.2 BCR 顺序提取形态

对土壤样品中重金属进行 BCR 顺序态提取,不同形态重金属含量见表 3.

表 3 土壤样品中重金属形态分布 (mg/kg)

Table 3 The distribution of different forms of heavy metals in soil samples (mg/kg)

重金属形态	弱酸态			可还原态			可氧化态		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
As	44.0	8.0	0.0	50.0	23.6	14.0	14.0	14.5	5.0
Cd	6.8	1.6	2.8	8.4	1.6	1.6	4.5	2.0	1.5
Pb	10.8	4.8	6.4	956.8	281.2	85.2	42.5	19.0	13.5

由表 3 可以看出,样品 S1 受污染程度最严重,不同形态中的重金属含量均高于样品 S2、S3 中含量;样品 S1 中,毒性最强、最易被植物吸收的弱酸态 As、Cd 含量分别超过土壤环境质量二级标准的 2.2 倍、6.8 倍;样品 S2 中,弱酸态 Cd 含量超过土壤环境质量二级标准的 1.6 倍;样品 S3 中,弱酸态 Cd 含量超过土壤环境质量二级标准的 2.8 倍.

2.3 重金属稳定化性能

以污染情况最严重的样品 S1 作重金属稳定化实验样品,捕集剂加入量分别为 0.01 mol/kg 和 0.05 mol/kg. 稳定化后弱酸提取态重金属含量见表 4.

由表 4 可以看出,对于弱酸态的 As、Cd 和 Pb,SGA 的综合稳定化性能优良,对 3 种重金属的稳定化率最高达到 92.73%、82.35% 和 81.48%;SDD 对弱酸态 Pb 的稳定化效果较差,且 Pb 的含量未随 SDD 的增加而降低. 稳定化后可还原态重金属含量见表 5.

表 4 稳定化后弱酸提取态重金属含量 (mg/kg)

Table 4 Heavy metal content of acid soluble after stabilization (mg/kg)

重金属	0.01 mol/kg		0.05 mol/kg	
	SGA	SDD	SGA	SDD
As	3.2	6.4	4.0	1.2
Cd	2.0	3.2	1.2	2.8
Pb	2.0	4.0	2.4	25.2

表 5 稳定化后可还原态重金属含量 (mg/kg)

Table 5 Heavy metal content of reducible after stabilization (mg/kg)

重金属	0.01 mol/kg		0.05 mol/kg	
	SGA	SDD	SGA	SDD
As	65.6	65.6	71.6	52.4
Cd	6.8	6.8	4.8	4.4
Pb	832.4	832.4	894.8	715.6

由表 5 可知,经稳定化后的可还原态 As 含量比稳定化前高,主要由于一部分弱酸态 As 经稳定化后,变为可还原态;2 种捕集剂对可还原态 Pb 的稳定化效果均不理想,稳定化后 Pb 含量仍超过土壤环境质量二级标准的 2~3 倍,其中效果最好的 SDD 在加入量为 0.05 mol/kg 时,稳定化率仅为 25.21%;可还原态 Cd 含量随捕集剂加入量增加而降低.

稳定化后可氧化态重金属含量见表 6.

由表 6 可以看出,经稳定化后的可氧化态 As 含量比稳定化前高,主要由于一部分弱酸态和可还原态 As 经稳定化后,变为可氧化态;SDD 对可氧化态 Cd 稳定化效果优于 SGA,最高稳定化率均达到 88.89%;对可氧化态 Pb,稳定化效果较好的捕集剂为 SDD,当 SDD 加入量为 0.01 mol/kg 和 0.05 mol/kg 时,可氧化态 Pb 的含量分别为 17.5 mg/kg、24.5 mg/kg.

表 6 可氧化态重金属含量 (mg/kg)

Table 6 Heavy metal content of oxidizable after stabilization (mg/kg)

重金属	0.01 mol/kg		0.05 mol/kg	
	SGA	SDD	SGA	SDD
As	29.5	15.0	17.5	18.0
Cd	3.0	0.5	1.5	1.0
Pb	52.5	17.5	30.5	24.5

3 结论

本文研究了栖霞山附近农田区域土壤不同形态重金属的污染情况,探讨了 SGA 和 SDD 两种捕集剂对不同形态重金属的稳定化性能. 研究结果表明,采集的南京市栖霞山铅锌矿区土壤样品受 Pb、Cd、As 等重金属污染较为严重,样品 S1 中 As、Pb 含量分别超过土壤环境质量三级标准 10.17 倍、3.29 倍,Cd 超过土壤环境质量二级标准 28.7 倍. 样品 S1 中,毒性最强、最易被植物吸收的弱酸态 As、Cd 含量分别超过土壤环境质量二级标准的 2.2 倍、6.8 倍. SGA 对弱酸态 As、Cd 和 Pb 的综合稳定化性能优良,对 3 种重金属

- [J]. J Nanopart Res, 2001(3):257–261.
- [9] Chen L J, Li G S, Qi P, et al. Thermal decomposition of ammonium perchlorate activated via addition of NiO nanocrystals[J]. J Therm Anal Calorim, 2008, 92(3):765–769.
- [10] Gondal M A, Sayeed M N, Seddigi Z. Laser enhanced photo-catalytic removal of phenol from water using p-type NiO semiconductor catalyst[J]. J Hazard Mater, 2008, 155:83–89.
- [11] Budarin V L, Diyuk V, Matzui L, et al. New prospective Ni-catalytic materials[J]. J Therm Anal Calorim, 2000, 62:345–348.
- [12] NuLi Y, Zhang P, Guo Z P, et al. Nanostructured NiO/C composite for lithium-ion battery anode[J]. J Nanosci Nanotechnol, 2009(9):1 951–1 955.
- [13] Varghese B, Reddy M V, Zhu Y W, et al. Fabrication of NiO nanowall electrodes for high performance lithium ion battery[J]. Chem Mater, 2008, 20:3 360–3 367.
- [14] Nam K W, Yoon W S, Kim K B. X-ray absorption spectroscopy studies of nickel oxide thin film electrodes for supercapacitors[J]. Electrochim Acta, 2002, 47:3 201–3 209.
- [15] Wang X, Song J M, Gao L S, et al. Optical and electrochemical properties of nanosized NiO via thermal decomposition of nickel oxalate nanofibres[J]. Nanotechnology, 2005, 16:37–39.
- [16] Lin C, Al-Muhtaseb S A, Ritter J A. Thermal treatment of sol-gel derived nickel oxide xerogels[J]. J Sol-Gel Sci Technol, 2003, 28:133–141.
- [17] Liu C M, Guo L, Wang R M, et al. Magnetic nanochains of metal formed by assembly of small nanoparticles[J]. Doi:10. 1039/B411311, J Chem Commun, 2004:2 726–2 727.
- [18] Zhu F, Kong E S W, Zhang J, et al. Surface modification of TiO₂ nanoparticles through plasma polymerization of acrylic acid[J]. Chem Phys Lett, 2006, 423:270–275.
- [19] Lai T L, Liu J Y, Yong K F, et al. Microwave-enhanced catalytic degradation of 4-chlorophenol over nickel oxides under low temperature[J]. J Hazard Mater, 2008, 157:496–502.

[责任编辑:顾晓天]

(上接第 66 页)

- [24] Rodríguez L, Ruiz E, Alonso-Azcárate J, et al. Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb–Zn mine in Spain[J]. Journal of Environmental Management, 2009, 90(2):1 106.
- [25] Gao X, Arthur Chen C T, Wang G, et al. Environmental status of daya bay surface sediments inferred from a sequential extraction technique[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2010, 86(3):369–378.
- [26] Davidson C M, Duncan A L, Littlejohn D, et al. A critical evaluation of the three-stage BCR sequential extraction procedure to assess the potential mobility and toxicity of heavy metals in industrially-contaminated land[J]. Analytica Chimica Acta, 1998, 363(1):45–55.
- [27] 李建新. 垃圾焚烧过程重金属污染物迁移机理及稳定化处理技术研究[D]. 杭州:浙江大学机械与能源工程学院, 2004.
- [28] 国家环境保护局. GB 15618—1995 土壤环境质量标准[S]. 北京:中国标准出版社, 1995.

[责任编辑:顾晓天]

的稳定化率最高达到 92.73%、82.35% 和 81.48%。2 种捕集剂对可还原态 Pb 的稳定化效果均不理想,稳定化后 Pb 含量仍超过土壤环境质量二级标准的 2~3 倍。SDD 对可氧化态 Cd 稳定化性能优于 SGA,最高稳定化率为 88.89%。SGA 作为一种新型重金属螯合捕集剂,对重污染土壤中重金属的污染控制和修复效果良好。SGA 稳定重金属后,对土壤和周围环境的生态效应正在研究中,将另文报道。

[参考文献]

- [1] 栾以玲,姜志林,吴永刚. 栖霞山矿区植物对重金属元素富集能力的探讨[J]. 南京林业大学学报:自然科学版,2008,32(6):69-72.
- [2] 储彬彬,罗立强. 南京栖霞山铅锌矿地区土壤重金属污染评价[J]. 岩矿测试,2010,29(1):5-8.
- [3] Jung M C, Thornton I. Heavy metal contamination of soils and plants in the vicinity of a lead-zinc mine, Korea[J]. Applied Geochemistry, 1996, 11(1):53-59.
- [4] Verner J F, Ramsey M H, Helios-Rybicka E, et al. Heavy metal contamination of soils around a Pb, Zn smelter in Bukowno, Poland[J]. Applied Geochemistry, 1996, 11(1):11-16.
- [5] 王晓芳,罗立强. 铅锌银矿区蔬菜中重金属吸收特征及分布规律[J]. 生态环境学报,2009,18(1):143-148.
- [6] 孙鹏轩. 土壤重金属污染修复技术及其研究进展[J]. 环境保护与循环经济,2012(11):48-51.
- [7] 李广云,曹永富,赵书民,等. 土壤重金属危害及修复措施[J]. 山东林业科技,2011,41(6):96-101.
- [8] Kot A, Namiesnik J. The role of speciation in analytical chemistry[J]. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 2000, 19(2):69-79.
- [9] Arunachalam J, Emons H, Krasnodebska B, et al. Sequential extraction studies on homogenized forest soil samples[J]. Science of the Total Environment, 1996, 181(2):147-159.
- [10] 褚挂棠. 南京栖霞山环境地质问题的研究[J]. 江苏地质,1986,10(4):38-42.
- [11] 王立群,罗磊,马义兵,等. 重金属污染土壤原位钝化修复研究进展[J]. 应用生态学报,2009,20(5):1214-1222.
- [12] Gemeinhardt C, Müller S, Weigand H, et al. Chemical immobilisation of arsenic in contaminated soils using iron(II) sulphate—advantages and pitfalls[J]. Water, Air and Soil Pollution: Focus, 2006, 6(3/4):281-297.
- [13] Diels L, Van der Lelie N, Bastiaens L. New developments in treatment of heavy metal contaminated soils[J]. Reviews in Environmental Science and Biotechnology, 2002, 1(1):75-82.
- [14] Madrid F, Romero A S, Madrid L, et al. Reduction of availability of trace metals in urban soils using inorganic amendments[J]. Environmental Geochemistry and Health, 2006, 28(4):365-373.
- [15] Mulligan C N, Yong R N, Gibbs B F. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation[J]. Engineering Geology, 2001, 60(1):193-207.
- [16] 曹心德,魏晓欣,代革联,等. 土壤重金属复合污染及其化学钝化修复技术研究进展[J]. 环境工程学报,2011,5(7):1441-1453.
- [17] Kumpiene J, Lagerkvist A, Maurice C. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments—a review[J]. Waste Management, 2008, 28(1):215-225.
- [18] Garau G, Silvetti M, Deiana S, et al. Long-term influence of red mud on As mobility and soil physico-chemical and microbial parameters in a polluted sub-acidic soil[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 185(2):1241-1248.
- [19] Lelie D V, Schwitzguebel J P, Glass D J, et al. Peer reviewed: assessing phytoremediation's progress in the United States and Europe[J]. Environmental Science and Technology, 2001, 35(21):446A-452A.
- [20] Wang F H, Ji Y X, Wang J J. Synthesis of heavy metal chelating agent with four chelating groups of N1, N2, N4, N5-tetrakis(2-mercaptoethyl) benzene-1, 2, 4, 5-tetracarboxamide (TMBTCA) and its application for Cu-containing wastewater[J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 241-242:427-432.
- [21] 王君杰,王风贺,雷武,等. 新型重金属捕集剂 NBMIPA 处理含铜汞废水[J]. 环境工程学报,2012,6(11):3933-3936.
- [22] 王风贺,王国祥,王志良,等. 重金属捕集剂 XMT 处理电镀废水中 Cu^{2+} 的试验研究[J]. 水处理技术,2011,37(10):100-102.
- [23] Boevski I I, Milanova M K, Velitchkova N S, et al. Inductively coupled plasma atomic emission spectrometry—accuracy of analytical results and detection limits in the determination of trace elements in soils and sediments[J]. Eurasian Journal of Analytical Chemistry, 2008, 3(1):19-33.

(下转第72页)