

# 铅锌矿冶炼区农田土壤和马铃薯中 Cd 含量及其化学形态分布

付海波<sup>1</sup>, 曾艳<sup>2\*</sup>, 陈敬安<sup>2</sup>, 董泽琴<sup>3</sup>

(1. 贵州大学 资源与环境工程学院, 贵州 贵阳 550025; 2. 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; 3. 贵州省环境科学研究设计院, 贵州 贵阳 550081)

**摘要:** 采用化学连续提取法研究了赫章铅锌矿冶炼区农田土壤以及马铃薯根、茎、叶、果实(块茎)中 Cd 含量及其化学形态分布特征, 以揭示该污染区 Cd 在土壤与植物体内的迁移转化特征。结果表明, 农田土壤 Cd 含量介于 2.53~22.30 mg/kg, 且以可交换态和铁锰氧化物结合态为主, 土壤 pH 值与土壤可交换态 Cd 含量呈显著负相关, 与铁锰氧化物结合态 Cd 含量呈显著正相关。马铃薯各器官 Cd 含量总体表现为根、叶、茎大于果实, 且主要以氯化钠提取态和去离子水提取态为主; 马铃薯除果实外, 根、茎、叶中 Cd 含量几乎全部超出国家食品安全限值, 存在较高的生态风险。土壤 pH 值与马铃薯根、茎中 Cd 含量呈显著负相关; 土壤有机质含量与马铃薯叶中 Cd 含量呈极显著正相关; 马铃薯根中 Cd 含量与茎中 Cd 含量呈显著正相关。总之, 土壤 pH 值是影响植物吸收 Cd 的重要因素, 其主要通过影响 Cd 在土壤中的形态分布来影响 Cd 向马铃薯体内的迁移。控制土壤 pH 值可有效降低土壤中 Cd 向植物迁移的能力和农作物中的 Cd 含量, 保障当地农作物食品安全。

**关键词:** 农田土壤; 马铃薯; Cd 化学形态; 铅锌矿冶炼区**中图分类号:** X173 X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1004-3268(2014)09-0066-06

## Content and Chemical Forms Distribution of Cd in Farmland Soil and Potatoes in Zinc Smelting Area

FU Hai-bo<sup>1</sup>, ZENG Yan<sup>2\*</sup>, CHEN Jing-an<sup>2</sup>, DONG Ze-qin<sup>3</sup>

(1. College of Resource and Environmental Engineering, Guizhou University, Guiyang 550025, China; 2. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; 3. Guizhou Institute of Environmental Science and Design, Guiyang 550081, China)

**Abstract:** The content and chemical forms distribution of Cd in farmland soil and roots, stems, leaves and tubers of potato in zinc smelting area in Hezhang county were studied using sequential chemical extraction method. The results showed that, Cd content in farmland soil ranged from 2.53–22.30 mg/kg, Cd mainly existed in the form of exchangeable fraction and Fe-Mn oxides fraction; the soil pH value was significantly negatively correlated with the content of Cd in the form of exchangeable fraction, and significantly positively correlated with the content of Cd in the form of Fe-Mn oxides fraction in soil. The contents of Cd in roots, leaves, stems were higher than that in tubers. NaCl-extractable and H<sub>2</sub>O-extractable Cd were dominant in each organ of potato.

收稿日期: 2014-04-25

基金项目: 贵州省重大科技计划项目(黔科合重大专项字[2012]6014号); 贵州省科学技术基金项目(黔科合J字[2013]2291号)  
作者简介: 付海波(1988-), 男, 湖北随州人, 在读硕士研究生, 研究方向: 环境污染控制。

E-mail: xiyangling@163.com

\* 通讯作者: 曾艳(1983-), 女, 陕西汉中, 助理研究员, 博士, 主要从事环境地球化学方面的研究。

E-mail: zengyan@vip.skleg.cn

Except the tubers, Cd contents in roots, stems and leaves of potato exceeded the food safety limits of national standard, had higher ecological risk. The pH value of soil was significantly negatively correlated with the content of Cd in roots and stems of potato, the significant positive correlations were found between organic matter content of soil and the content of Cd in leaves of potato, and between the content of Cd in roots and the content of Cd in stems of potato. Overall, soil pH value was an important factor affecting Cd uptake in plants, which mainly affected the migration of Cd to the potatoes through the influence of chemical forms in the soil. To ensure the quality and safety of local foods, the ability of Cd in soil transferring to plant and the contents of Cd in crops could be reduced through controlling the pH value of soil.

**Key words:** farmland soil; potato; chemical forms of cadmium; zinc smelting

矿山开采和冶炼过程常伴随着各类污染物的释放,尤其是大量冶炼废渣的随意堆放往往对当地生态环境造成重大影响<sup>[1]</sup>。重金属是环境中的持久性污染物,其在植物中大量累积,不仅影响植物的生长发育,而且会随着食物链进入人体,危害人类健康<sup>[2-3]</sup>。重金属的毒害作用不仅与其总量有关,更与其赋存形态紧密相关<sup>[4]</sup>。贵州省赫章县是我国著名的土法炼锌区,当地土法炼锌已有上百年的历史,至2000年,土法炼锌“马槽炉”的规模多达1000个<sup>[5]</sup>。目前,虽然土法炼锌活动已被彻底取缔,但长期冶炼活动释放的重金属在当地土壤、水体和沉积物中持续蓄积,严重危害当地生态环境<sup>[6]</sup>。前人已对该冶炼区的土壤、水体、沉积物以及植物中重金属污染情况做了大量研究,结果表明,该地区Pb、Zn、Cd污染均较严重,其中以Cd污染最严重<sup>[1,5-13]</sup>。尽管如此,迄今尚未见关于该冶炼区内农作物不同器官(根、茎、叶、果实)中重金属化学形态分布的系统研究,因此,不能准确、全面地评价冶炼区重金属对人体健康的影响。马铃薯是赫章县的主要农作物之一。为此,本研究对贵州省赫章县妈姑镇土壤及马铃薯各器官中Cd含量及其化学形态分布进行研究,以揭示该污染区Cd在土壤与植物体内的迁移转化特征,同时也为准确评价该地农作物的食品安全提供科学依据。

## 1 材料和方法

### 1.1 研究区概况

赫章县位于贵州省西北部,地处 $104^{\circ}10'28''\sim 105^{\circ}01'23''E$ , $26^{\circ}46'12''\sim 27^{\circ}28'18''N$ ,属于亚热带大陆性季风气候,年均气温 $10\sim 13.6^{\circ}C$ ,年均降雨量 $785.5\sim 1068\text{ mm}$ ,无霜期 $206\sim 255\text{ d}$ ,海拔高度为 $2000\sim 2200\text{ m}$ <sup>[6,12]</sup>。主要农作物有玉米、马铃薯、荞麦等。该地区铅锌矿资源丰富,是我国著名的土法炼锌集散地,环境污染严重<sup>[5]</sup>,至今仍存在大量遗

留矿渣。

### 1.2 样品采集及处理

2013年6月在赫章县妈姑镇的黑泥寨、老厂村、拱桥村、川洞村各采集马铃薯植株4~5株,分别混合各植株的根、茎、叶、果实(块茎)并用自封袋保存,同时,采集马铃薯根部土壤。其中,黑泥寨采样点靠近矿渣堆场,老厂村和拱桥村周边有零星土法炼锌点,川洞村远离集中炼锌区。此外,在川洞村森林公园内采集60 cm深处的土壤作为对照。

土壤样品在室内自然风干后,用玛瑙研钵研磨,过0.15 mm筛,备用。将马铃薯植株分为根、茎、叶、果实(块茎)四部分,用自来水冲洗后,再用去离子水洗净,一部分样品剪成1~2 mm的碎块用于Cd形态分析;一部分样品置于 $105^{\circ}C$ 烘箱中杀青30 min,然后 $75^{\circ}C$ 烘干至恒质量,粉碎研磨后过0.15 mm筛,进行Cd总量的测定。

### 1.3 测定项目及方法

土壤Cd形态分析采用 Tessier 五步连续提取法<sup>[14]</sup>。植物样品中Cd的形态分析参照许嘉琳等<sup>[15]</sup>的方法进行。全部样品Cd总量及残渣态Cd含量的测定采用高温密闭消解法<sup>[16]</sup>。待测液中Cd浓度利用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)测定,通过设置空白样、平行样和标准物质(GSS-27, GSB-5)控制数据准确度。土壤pH值的测定采用1:2.5(土:水)溶液法<sup>[17]</sup>,土壤有机质含量测定采用重铬酸钾-外加热法<sup>[18]</sup>。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤理化性质、Cd含量及化学形态分布特征

由表1可知,5个采样点(包含对照)农田土壤pH值、有机质含量变化较大,分别介于 $4.46\sim 8.30$ 、 $19.21\sim 117.65\text{ g/kg}$ 。其中,土壤pH值表现为拱桥村>黑泥寨>老厂村>对照>川洞村,有机质含量表现为川洞村>黑泥寨>拱桥村>老厂村>对照。5个采样点农田土壤Cd含量变化也较大,介

于 0.62~22.30 mg/kg。其中,对照土壤 Cd 含量为 0.62 mg/kg,与贵州土壤背景值(0.659 mg/kg)<sup>[19]</sup>接近;4 个采样点 Cd 含量是对照的 4.1~36.0 倍,

土壤 Cd 含量具体表现为黑泥寨>老厂村>拱桥村>川洞村>对照,呈现出距矿渣堆越近 Cd 含量越高的规律。

表 1 土壤理化性质与土壤中 Cd 含量及其形态分布

采样点	pH	有机质/(g/kg)	Cd/(mg/kg)					
			全量	可交换态	碳酸盐结合态	铁锰氧化物结合态	有机结合态	残渣态
黑泥寨	7.34	70.77	22.30	5.93	0.07	9.85	0.90	4.38
老厂村	6.10	44.26	6.76	3.18	0.03	2.04	0.13	1.14
拱桥村	8.30	49.50	4.57	0.88	0.00	2.62	0.16	0.83
川洞村	4.46	117.65	2.53	1.56	0.01	0.55	0.05	0.35
对照	4.50	19.21	0.62	0.35	0.00	0.08	0.00	0.19

由表 1 和图 1 可知,研究区土壤中 Cd 以可交换态和铁锰氧化物结合态为主,两者之和占全量的 74.7%~84.0%,其次是残渣态和有机结合态,碳酸盐结合态较少。老厂村和川洞村的土壤偏酸性,土壤中可交换态 Cd 所占比例明显高于土壤偏碱性的黑泥寨和拱桥村,铁锰氧化物结合态 Cd 的变化则正好相反。相关性分析(表 2)表明,可交换态 Cd 所占比例随 pH 值降低明显增加,铁锰氧化物结合态 Cd 所占比例则随 pH 值降低而减小,这表明在 pH 值降低时土壤中一部分铁锰氧化物结合态 Cd 转化为迁移性更强的可交换态 Cd。

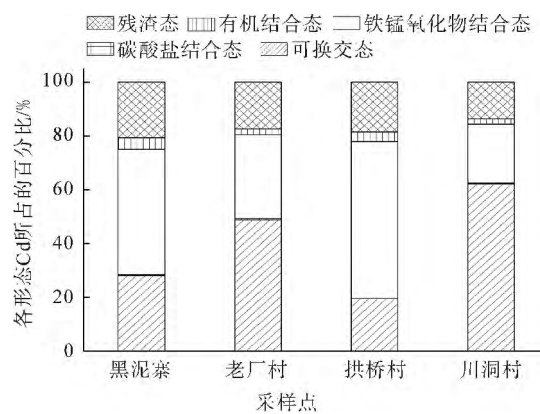


图 1 土壤中各形态 Cd 所占比例

表 2 土壤中各形态 Cd 所占比例与土壤 pH 值和有机质含量的相关性

项目	pH	有机质含量	Cd 总量	可交换态 Cd 比例	碳酸盐结合态 Cd 比例	铁锰氧化物结合态 Cd 比例	有机结合态 Cd 比例	残渣态 Cd 比例
pH	1							
有机质含量	-0.741	1						
Cd 总量	0.386	-0.166	1					
可交换态 Cd 比例	-0.989*	0.636	-0.441	1				
碳酸盐结合态 Cd 比例	-0.601	0.177	0.322	0.626	1			
铁锰氧化物结合态 Cd 比例	0.984*	-0.622	0.330	-0.992**	-0.714	1		
有机结合态 Cd 比例	0.805	-0.304	0.753	-0.874	-0.380	0.827	1	
残渣态 Cd 比例	0.845	-0.679	0.791	-0.844	-0.111	0.773	0.859	1

注:\*\*表示极显著相关( $P<0.01$ ),\*表示显著相关( $P<0.05$ ),下同。

2.2 马铃薯各器官 Cd 含量及形态分布

由表 3 可知,马铃薯根、茎、叶、果实 Cd 含量分别为 1.56~21.90 mg/kg、1.81~22.30 mg/kg、0.37~28.20 mg/kg、0.21~0.78 mg/kg。在黑泥寨,马铃薯各器官 Cd 含量表现为叶>根>茎>果实;在拱桥村和川洞村,表现为叶>茎>根>果实;在老厂村则表现为根>茎>果实>叶。造成这种差异的原因可能与老厂村土壤中有机质含量较低有关。

表 3 马铃薯各器官 Cd 含量及其形态分布 mg/kg

器官	总量	乙醇提取态	去离子水提取态	氯化钠提取态	醋酸提取态	盐酸提取态	残渣态
1#根	9.31	0.56	1.52	5.62	0.50	0.17	0.06
1#茎	7.15	0.28	1.84	4.01	0.18	0.09	0.05
1#叶	10.78	0.11	1.50	3.59	5.07	0.32	0.04
1#果实	0.21	0.05	0.08	0.10	0.02	0.02	0.02
2#根	11.18	0.19	1.90	5.58	1.11	0.14	0.02

续表 3 马铃薯各器官 Cd 含量及其形态分布 mg/kg

器官	总量	乙醇提取态	去离子水提取态	氯化钠提取态	醋酸提取态	盐酸提取态	残渣态
2#茎	9.27	0.26	2.66	5.04	0.17	0.07	0.02
2#叶	0.37	0.07	0.09	0.15	0.02	0.04	0.06
2#果实	0.78	0.09	0.26	0.29	0.03	0.02	0
3#根	1.56	0.15	0.52	0.77	0.06	0.03	0.02
3#茎	1.81	0.13	0.61	0.73	0.05	0.03	0
3#叶	2.74	0.10	0.69	1.26	0.46	0.04	0.07
3#果实	0.43	0.07	0.21	0.11	0.03	0.02	—
4#根	21.90	0.21	0.64	4.94	6.74	6.32	0.05
4#茎	22.30	1.04	3.25	10.32	2.88	1.09	0.06
4#叶	28.20	0.40	7.51	15.34	2.46	0.20	0.05
4#果实	0.70	0.09	0.26	0.28	0.03	0.02	—

注:1#、2#、3#、4#分别代表的采样点为黑泥寨、老厂村、拱桥村和川洞村,下同。

由图 2 可知,黑泥寨、老厂村和拱桥村的马铃薯根中各形态 Cd 所占比例表现为氯化钠提取态>去离子水提取态>醋酸提取态、乙醇提取态>盐酸提取态>残渣态,而川洞村表现为醋酸提取态>盐酸提取态>氯化钠提取态>去离子水提取态>乙醇提取态>残渣态。造成这种差异的原因可能与川洞村土壤中 Cd 含量较低有关,在不同 Cd 含量的土壤中植物根部 Cd 的形态分布通常有所变化<sup>[20]</sup>。茎中 Cd 均以氯化钠提取态为主,平均占 56.4%;其次为去离子水提取态,平均占 29.4%。马铃薯叶中 Cd 的形态分布呈现以下特征:在黑泥寨 Cd 以醋酸提取态为主,其余 3 个采样点均以氯化钠提取态为主,其次为去离子水提取态。马铃薯果实中 Cd 均以去离子水提取态和氯化钠提取态为主,其中去离子水提取态平均占 38.3%,氯化钠提取态平均占 36.0%,其次是乙醇提取态,平均占 14.7%。总之,除川洞村马铃薯根部和黑泥寨马铃薯叶片外,其余

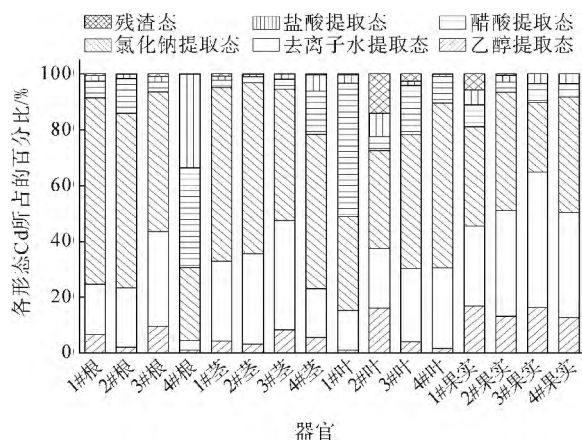


图 2 马铃薯各器官中各形态 Cd 所占比例

各采样点马铃薯各器官中 Cd 均以氯化钠提取态和去离子水提取态为主。

### 2.3 马铃薯各器官 Cd 含量与土壤 pH 值、有机质含量的相关性

土壤 pH 值和有机质含量是影响重金属向植物体内迁移的 2 个重要因素<sup>[21-23]</sup>。马铃薯各器官 Cd 含量与土壤 pH 值和有机质含量的相关性分析(表 4)表明,土壤 pH 值与马铃薯根和茎 Cd 含量呈显著负相关,即 pH 值降低,马铃薯根、茎 Cd 含量显著增加;土壤有机质含量与马铃薯叶 Cd 含量呈极显著正相关;马铃薯根 Cd 含量与茎 Cd 含量呈显著正相关。这反映了 Cd 在马铃薯中具有很好的转运通道,根部的 Cd 极易向茎甚至是叶片转移。

表 4 马铃薯各器官 Cd 含量与土壤 pH 值、有机质含量的相关性

项目	pH	有机质	土壤 Cd	根 Cd	茎 Cd	叶 Cd	果实 Cd
pH	1						
有机质	-0.741	1					
土壤 Cd	0.386	-0.166	1				
根 Cd	-0.976*	0.841	-0.228	1			
茎 Cd	-0.969*	0.883	-0.339	0.988*	1		
叶 Cd	-0.730	1.000**	-0.158	0.833	0.876	1	
果实 Cd	-0.691	0.135	-0.779	0.517	0.537	0.120	1

### 2.4 赫章铅锌矿冶炼区马铃薯中 Cd 的生态风险评估

在马铃薯各器官中,根、茎、叶 Cd 含量较高,果实 Cd 含量相对较低(表 3)。食品安全国家标准<sup>[24]</sup>中马铃薯含 Cd 的限量标准为 0.1 mg/kg(鲜质量),以植株中含水率 90%计算,马铃薯中 Cd 的国家限量标准为 1 mg/kg(干质量)。赫章铅锌矿冶炼区除各采样点马铃薯果实及老厂村马铃薯叶片 Cd 含量未超标外,其余各样点根、茎、叶 Cd 含量全部严重超标。马铃薯作为当地主要农作物之一,单从 Cd 含量来看,仅果实相对安全,其根、茎、叶应慎重处理,不可被人畜食用。在土壤呈酸性的老厂村和川洞村,马铃薯果实中 Cd 含量分别达到了 0.78 mg/kg 和 0.70 mg/kg,且以活性较高的形态存在,需引起重视。

## 3 结论与讨论

本研究结果表明,铅锌矿冶炼区农田土壤中 Cd 污染较严重,且不同地区土壤中 Cd 含量差异较大。闭向阳等<sup>[10]</sup>研究表明,炼锌废渣可长期缓慢地向周

边土壤释放重金属,冶炼区周边土壤中重金属含量通常随距冶炼区距离的增加而降低。远离土法炼锌区的土壤中累积的重金属主要来自炼锌烟尘的沉降<sup>[5,25]</sup>。赫章铅锌矿冶炼区农田土壤 Cd 含量介于 2.53~22.30 mg/kg,在靠近矿渣堆场的黑泥寨,土壤中 Cd 含量最高,这是由于土壤中累积的 Cd 不仅来源于炼锌烟尘的沉降,还来自周边矿渣的释放。川洞村远离土法炼锌区,土壤中 Cd 含量主要来源于炼锌烟尘的沉降,因此 Cd 含量较低。

本研究结果表明,赫章铅锌矿冶炼区农田土壤中 Cd 以可交换态和铁锰氧化物结合态为主,其次为残渣态和有机结合态,碳酸盐结合态较少。林文杰等<sup>[6]</sup>和杨元根等<sup>[7]</sup>的研究结果也表明,土法炼锌区土壤中可交换态 Cd 和氧化态 Cd 所占比例较高。可交换态和铁锰氧化物结合态 Cd 所占比例主要受 pH 值影响:随 pH 值降低,可交换态 Cd 所占比例明显增大,而铁锰氧化物结合态 Cd 所占比例减小。pH 值降低时,土壤中黏性矿物、水合氧化物以及有机质表面的负电荷减少,对金属离子的吸附能力减弱,使得溶液中金属离子浓度升高,可交换态金属离子含量增加<sup>[21,26-28]</sup>。

在植物重金属形态提取中,乙醇主要提取以硝酸盐、氯化物为主的无机盐以及氨基酸盐等;去离子水主要提取水溶性有机酸盐、磷酸二氢盐等;氯化钠溶液提取果胶酸盐、与蛋白质呈结合态或吸着态的重金属;醋酸提取难溶于水的磷酸盐等;盐酸提取草酸盐等<sup>[15]</sup>。随着提取剂极性的增强,所提取出的重金属活性、迁移能力和毒性不断下降<sup>[15,29]</sup>。Cd 对蛋白质及其侧链或其他有机化合物中的巯基具有很强的亲和力<sup>[15]</sup>,因而其在植物中多与蛋白质相结合。前人对水稻、小麦、油麦菜、香根草、三叶草、结缕草以及五节芒等植物体内 Cd 化学形态的研究表明,Cd 在植物体内以氯化钠提取态为主,其次是醋酸提取态和水提取态<sup>[19,29-30]</sup>。在本研究中,除川洞村马铃薯根部和黑泥寨马铃薯叶片外,其余各采样点马铃薯各器官中 Cd 均以氯化钠提取态和去离子水提取态为主。Cd 在植物体内多以活性较高的形态存在,因此在 Cd 污染地区种植农作物存在较高的生态安全隐患,需引起重视。

pH 值对植物富集重金属的影响主要是通过对土壤中重金属形态和有效态的影响来实现的<sup>[21,31]</sup>。众多研究表明,重金属可交换态最容易被植物所吸收利用,与重金属有效态紧密相关,对植物中重金属

的富集贡献最大<sup>[26,32]</sup>。Xian 等<sup>[26]</sup>研究发现,pH 值降低,土壤中可交换态重金属含量升高,菜豆中重金属含量也随之增加。本研究发现,土壤可交换态 Cd 的比例与 pH 值呈显著负相关。pH 值降低,土壤中可交换态 Cd 所占比例升高,导致有效态 Cd 含量增加,促进了重金属向植物体内的迁移。土壤有机质含量与叶中 Cd 含量呈极显著正相关,表明土壤有机质促进 Cd 向植物叶片转移。植物中 Cd 含量与土壤中 Cd 总量未表现出正相关性,证实了土壤重金属形态对植物吸收重金属的控制作用。在土壤 Cd 含量和 pH 值最低、有机质含量最高的川洞村采样点,马铃薯根、茎、叶、果实中 Cd 含量均明显高于其他 3 个采样点(除老厂村马铃薯果实)。这表明土壤中重金属总量并不是影响植物对重金属吸收的关键因素,土壤 pH 值和有机质含量的共同作用促进了土壤中重金属向植物体内迁移。土壤 pH 值决定了土壤中有效态 Cd 的比例,而有机质在分解过程中可产生酸性物质降低土壤 pH 值,同时其小分子物质可与重金属结合成溶解度更大的络合物,从而增加了 Cd 的生物有效性<sup>[33]</sup>。此外,土壤有机质也是土壤肥力的重要指标,影响植物的生长状况,生命力旺盛将有助于植物对重金属的吸收<sup>[34]</sup>。因此,在 Cd 污染区域,在保证农田土壤肥力的情况下,控制土壤 pH 值是降低土壤中 Cd 向植物中迁移,进而降低农作物中 Cd 含量,保障农作物食品安全的有效途径。

#### 参考文献:

- [1] 杨元根,刘丛强,张国平,等. 铅锌矿山开发导致的重金属在环境介质中的积累[J]. 矿物岩石地球化学通报, 2003,22(4):305-309.
- [2] Hart J J, Welch R M, Norvell W A, *et al.* Characterization of cadmium binding, uptake, and translocation in intact seedlings of bread and durum wheat cultivars [J]. *Plant Physiology*, 1998, 116(4):1413-1420.
- [3] Sugiyama M. Role of cellular antioxidants in metal-induced damage[J]. *Cell Biology and Toxicology*, 1994, 10(1):1-22.
- [4] Greenway G M, Song Q J. Heavy metal speciation in the composting process[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2002, 4(2):300-305.
- [5] 杨元根,刘丛强,吴攀,等. 贵州赫章土法炼锌导致的重金属积累[J]. 矿物学报, 2003, 23(3):255-262.
- [6] 林文杰,肖唐付,周晚春,等. 黔西土法炼锌区 Pb、Zn、Cd 地球化学迁移特征[J]. 环境科学, 2009, 30(7):

- 2065-2070.
- [7] 杨元根,刘丛强,吴攀,等. 贵州赫章土法炼锌导致的土壤重金属污染特征及微生物生态效应[J]. 地球化学, 2003,32(2):131-138.
- [8] 张国平,刘丛强,杨元根,等. 贵州省几个典型金属矿区周围河水的重金属分布特征[J]. 地球与环境, 2004, 32(1):82-85.
- [9] 敖子强,林文杰,严重玲,等. 土法炼锌区土壤重金属形态及其转化[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(2):564-569.
- [10] 闭向阳,杨元根,冯新斌,等. 土法炼锌导致Cd对土壤-农作物系统污染的研究[J]. 农业环境科学学报, 2006,25(4):828-833.
- [11] 彭德海,吴攀,曹振兴,等. 赫章土法炼锌区水-沉积物重金属污染的时空变化特征[J]. 农业环境科学学报, 2011,25(5):979-985.
- [12] 岳佳,宁兵. 黔西北铅锌矿区镉污染分布特征:以赫章县为例[J]. 贵州农业科学, 2012,40(5):210-213.
- [13] 朱健,刘方,王兰,等. 贵州西部土法铅锌矿区不同类型废渣重金属的释放特征[J]. 环境化学, 2012, 31(9):1452-1453.
- [14] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. Analytical Chemistry, 1979, 51(7): 844-851.
- [15] 许嘉琳,鲍子平,杨居荣,等. 农作物体内铅、镉、铜的化学形态研究[J]. 应用生态学报, 1991, 2(3):244-248.
- [16] 杨菲,肖唐付,周连碧,等. 铜矿尾矿库修复植物香根草及其根际尾矿砂中重金属形态研究[J]. 地球与环境, 2010,38(3):280-285.
- [17] 刘光崧. 土壤理化分析与剖面描述[M]. 北京:中国标准出版社, 1996.
- [18] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京:中国农业出版社, 2000:30-34.
- [19] 张清海,林绍霞,林昌虎. 贵州农业非点源污染土壤重金属含量特征及区域差异性研究[J]. 中国环境监测, 2011,27(1):88-91.
- [20] 秦建桥,夏北成,赵鹏,等. 镉在五节芒(*Miscanthus floridulus*)不同种群细胞中的分布及化学形态[J]. 生态环境学报, 2009,18(3):817-823.
- [21] 丁疆华,温琰茂,舒强. 土壤环境中镉、锌形态转化的探讨[J]. 城市环境与城市生态, 2001,14(2):47-49.
- [22] Basta N, Ryan J, Chaney R. Trace element chemistry in residual-treated soil[J]. Journal of Environmental Quality, 2004, 34(1):49-63.
- [23] 关天霞,何红波,张旭东,等. 土壤中重金属元素形态分析方法及形态分布的影响因素[J]. 土壤通报, 2011,42(2):503-512.
- [24] 中国国家标准化管理委员会. GB 2762-2012 食品中污染物限量[S]. 北京:中国标准出版社, 2012.
- [25] Bi X, Feng X, Yang Y, et al. Environmental contamination of heavy metals from zinc smelting areas in Hezhang county, western Guizhou, China[J]. Environment International, 2006, 32(7):883-890.
- [26] Xian X F, Shokohifard G I. Effect of pH on chemical forms and plant availability of cadmium, zinc, and lead in polluted soils[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 1989,45(3/4):265-273.
- [27] 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.
- [28] Barrow N J, Brümmer G W, Strauss R. Effects of surface heterogeneity on ion adsorption by metal oxides and by soils[J]. Langmuir, 1993, 9(10):2606-2611.
- [29] 王学锋,杨艳琴. 重金属镉锌铜在蔬菜体内的形态分布研究[J]. 环境科学与技术, 2005,28(1):34-35,66.
- [30] 徐勤松,施国新,周耀明,等. 镉在黑藻叶细胞中的亚显微定位分布及毒害效应分析[J]. 实验生物学报, 2004,37(6):461-468.
- [31] 蒋廷惠,胡霭堂,秦怀英. 土壤中锌、铜、铁、锰的形态与有效性的关系[J]. 土壤通报, 1989, 20(5):228-231.
- [32] 朱波,青长乐,牟树森. 紫色土外源锌、镉形态的生物有效性[J]. 应用生态学报, 2002,13(5):555-558.
- [33] 蒋廷惠,胡霭堂,秦怀英. 土壤中锌的形态分布及其影响因素[J]. 土壤学报, 1993,30(3):260-266.
- [34] 夏汉平,束文圣. 香根草和百喜草对铅锌尾矿重金属的抗性吸收差异研究[J]. 生态学报, 2001,21(7):1121-1129.