

淮南煤矿复垦区土壤重金属含量分布及 潜在生态风险评价

江培龙¹, 方凤满^{1,2}, 张杰琼¹, 林跃胜¹, 邓正伟¹, 余健¹

(1. 安徽师范大学 国土资源与旅游学院, 安徽 芜湖 241003; 2. 安徽自然灾害过程与防控研究省级实验室, 安徽 芜湖 241003)

摘要:以淮南矿区煤矸石充填复垦地为研究对象,对该复垦区不同土地利用方式(小麦地、桃林、蔬菜大棚、油菜地)下土壤 Cd, Zn, As, Ni, Cu, Pb, Cr, Mn 共 8 种重金属含量进行了分析和评价。结果表明,相对土壤背景值,该复垦区土壤中 Zn, Cr, Mn, As 污染较为严重;相对未复垦区,复垦区土壤中的 Zn, Cd, As 分别是未复垦区的 4.38, 2.57 和 2.20 倍,具有明显的累积现象。不同土地利用方式土壤重金属含量差异较大,小麦地和桃林地的 Zn, Cd, As 含量远大于油菜地和蔬菜大棚, Cr 含量则表现为桃林地、蔬菜地远大于小麦地和油菜地, Ni, Cu, Mn, Pb 在 4 种土地利用类型下的差异不显著。土地利用方式、施肥以及受采矿活动的影响程度不同是导致土壤重金属含量差异的主要原因。淮南煤矿复垦土壤中各重金属的生态风险顺序为: Cd > Zn > As > Ni > Cu > Pb > Cr > Mn。Cd 的潜在生态风险值最大(89.71),属于强生态风险,其余元素均为轻微风险。不同土地利用方式的风险顺序为:小麦地 > 桃林地 > 蔬菜大棚 > 油菜地。

关键词:土地复垦; 重金属; 生态风险评价; 淮南煤矿

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2013)06-0161-05

中图分类号: X53

Distribution and Potential Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals in Reclaimed Land in Huainan Coal Mine

JIANG Pei-long¹, FANG Feng-man^{1,2}, ZHANG Jie-qiong¹,
LIN Yue-sheng¹, DENG Zheng-wei¹, YU Jian¹

(1. College of Territorial Resources and Tourism, Anhui Normal University, Wuhu, Anhui 241003, China;

2. Anhui Key Laboratory of Natural Disaster Process and Prevention, Wuhu, Anhui 241003, China)

Abstract: Samples collected around reclamation land of Huainan coal mine were analyzed on the concentration of heavy metals (Cd, Zn, As, Ni, Cu, Pb, Cr, Mn) in the soils under different land use patterns (wheat field, peach orchard, vegetable greenhouse and rape field). The results showed that the concentration of heavy metals Zn, Cd and As in soil from reclaimed coal mine was 4.38, 2.57, 2.20 times of reference soil and there was a rather large difference of the accumulation of soil heavy metals under different land use patterns. The concentration of Zn, Cd, As in wheat field and peach orchard are higher than that in the vegetable greenhouse and rape field. The Cr concentration in vegetable greenhouse and peach orchard are higher than that in the wheatland and rape field. The difference of concentration of heavy metals of Ni, Cu, Mn, Pb under different land use patterns was not significant. Land use types, fertilization and coal mining activities were the main reasons leading to the difference of heavy metals concentration in soils under different land use patterns. The order of soil heavy metals concentration risks in soils is as Cd > Zn > As > Ni > Cu > Pb > Cr > Mn while the highest is the Cd concentration in reclaimed soil (89.71). The ecological risks in different land use patterns is as wheat field > peach orchard > vegetable greenhouse > rape field.

Keywords: reclaimed land; heavy metal; ecological risk assessment; Huainan coal mine

收稿日期: 2013-01-08

修回日期: 2013-03-28

资助项目: 教育部博士点基金博导类项目“矿区重金属污染土壤的健康风险评估及生态安全调控研究”(20103424110002); 国家自然科学基金项目(41371480)

作者简介: 江培龙(1989—), 男(汉族), 湖北省黄冈市人, 硕士研究生, 主要从事表生环境中污染物的迁移与转化研究。E-mail: jiangpl90@163.com。

通信作者: 方凤满(1974—), 女(汉族), 安徽省池州市人, 教授, 博士生导师, 主要从事表生环境中污染物的迁移与转化研究。E-mail: ffm1974@mail.ahnu.edu.cn。

矿区复垦土壤质量关乎矿区整个生态系统的健康有序发展。煤矿塌陷区的土地复垦工作一直是国内外学者的研究重点^[1]。邵群^[2]报道了以煤矸石作为充填材料的新庄孜矿塌陷复垦区,覆土中 Pb, As 和 Cd 均存在不同程度污染,王莹等^[3]报道了徐州市矿区充填复垦地土壤主要受到 Cd 和 Hg 的污染。白玲玉等^[4]报道了吉林省四平市不同土地利用方式对 Cr, Ni, Cu, As, Cd 和 Zn 的累积具有显著影响。本研究以淮南煤矿塌陷区复垦土壤为研究对象,对该复垦区不同土地利用方式(小麦地、桃林地、蔬菜大棚、油菜地)的土壤重金属污染现状进行研究,并与未复垦对照土壤进行对比分析,揭示该复垦区不同土地利用方式下的土壤重金属污染状况。旨在为矿区污染土地的复垦以及土地利用方式的选择提供参考。

1 研究区概况

淮南矿区地处安徽省中部,淮河中游,属暖温带半湿润大陆性季风气候区。其煤炭总储量占华东地区煤炭储量的 45%,被列为全国 13 个亿吨煤炭生产基地、6 个煤电一体化基地之一。煤炭开采形成大量的塌陷地,据统计,淮南矿区自 1949 年以来,形成采煤塌陷区面积超过 6 700 hm²。选择淮南市大通区九龙岗镇的 8 号矿井的复垦区,2004 年进行土地复垦,采用煤矸石充填复垦,底下采用煤矸石充填,上面覆盖来自附近的耕作土,约 40 cm 厚。复垦地主要种植小麦、桃林、大棚蔬菜和油菜 4 种作物类型。

2 材料与方法

2.1 样品采集与处理

采用网格布点法,根据不同的土地利用方式共采集土壤样品 18 个。确定采样位置后,首先去除地表的植被及杂物,采样深度小于 10 cm。并以此点为圆心,在半径约为 2 m 的圆周上选定 2 个采样点,各采集 1 kg 土样。将采集的 3 个土样均匀混合,储存于自封袋中作为 1 个样品。样品自然风干后,拣去其中的石块,植物根系及杂物,过 20 目尼龙筛网后,用玛瑙研钵磨碎,按照四分法分别过 60 目和 100 目尼龙筛网待用。

2.2 样品分析与质量控制

土壤中重金属全量分析方法采用三酸(HF—HNO₃—HClO₄)消解,消煮液冷却,定容至 25 ml, ICP—OES 测定。为保证分析结果的可靠性,分析过程中加入国家土壤标准物质 GSS-3 进行质量控制,回收率为 81%~124%,每 4 个土壤样品随机挑选一个做平行样(重复做 3 次);每批样品做空白样;结果

符合质控要求。实验所用试剂均为优级纯、水为超纯水、所用器皿均在 10%硝酸中浸泡 24 h。土壤有机质测定方法采用高温外热重铬酸钾氧化—容量法,碱解氮的测定方法采用碱解扩散法。

2.3 评价方法及参数的确定

采用瑞典著名地球化学家 Hakanson 于 1980 年提出的潜在生态风险指数法(the potential ecological risk index, RI),对淮南市煤矿复垦区土壤重金属的潜在生态风险危害进行评价。综合考虑重金属的含量、生态效应、环境效应与毒理学等不同方面的影响,采用指数分级法进行评价(表 1)。其计算公式为:

$$E_i^p = T_r^i \cdot C_f^i; \quad C_f^i = \frac{C_i}{C_{in}^i}; \quad RI = \sum_{i=1}^n E_i^p$$

式中: E_i^p ——区域土壤中第 i 种重金属的潜在生态风险系数; RI——土壤中多种重金属的综合潜在生态风险指数; C_f^i ——重金属 i 的富集系数; C_i ——重金属 i 的实测含量; C_{in}^i ——计算所需的参照值; T_r^i ——重金属 i 的毒性系数。

目前对参照值的设定尚无统一标准, Hakanson 提出以现代工业化前沉积物重金属的最高背景值为参比值,本研究以淮南市土壤背景值为参照值。金属生物毒性系数参照徐争启^[5]确定的标准:

$$\text{Zn} = \text{Mn} = 1 < \text{Cr} = 2 < \text{Ni} = \text{Cu} = \text{Pb} = 5 < \text{As} = 10 < \text{Cd} = 30$$

表 1 潜在生态危害系数 E 、危害指数 RI 与污染程度的关系

E	RI	污染程度
$E < 40$	$RI < 150$	轻微生态危害
$40 \leq E < 80$	$150 \leq RI < 300$	中等生态危害
$80 \leq E < 160$	$300 \leq RI < 600$	强生态危害
$160 \leq E < 320$	$RI \geq 600$	很强生态危害

3 结果分析

3.1 复垦土壤重金属含量水平分析

复垦区土壤 Pb 和 Cr 含量的平均值分别为 26.86 和 58.55 mg/kg, 低于土壤背景值, 分别只有 1 个和 5 个样点超过土壤背景值; As 的平均值为 18.57 mg/kg, 高于土壤背景值, 超标率 64.71%; Zn, Ni, Cu, Mn 和 Cd 的平均值均高于土壤背景值, 全部样品超过土壤背景值。其中 Zn 的平均值为 2 031.83 mg/kg, 超淮南土壤背景值 24.14 倍, 超标情况最严重。而 Ni, Cu, Mn 和 Cd 的超标倍数分别为 0.28, 0.18, 0.75 和 1.99。总体上, 复垦区土壤已受到多种重金属不同程度的污染。王莹等^[3]报道了徐州矿区煤矸石填充地土壤中 Cd, Zn, As, Cu, Pb 和 Cr 含量

分别为 3.692, 178.578, 14.576, 82.072, 59.320 和 99.718 mg/kg, 均高于徐州市土壤背景值。除 Zn 和 As 外, 淮南复垦地其它重金属含量均低于徐州复垦地的含量。主要是由于徐州矿区复垦(1998 年复垦)早于淮南矿区(2004 年复垦), 土壤重金属的累积时间长, 导致重金属含量高。复垦年限和土壤背景值的不同对两地重金属含量的差异产生一定的影响。

由表 2 可知, 各元素变异系数大小顺序为: $Zn > Cr > As > Cd > Cu > Mn > Pb > Ni$ 。按变异系数(C_v)大小进行粗略分级^[6]: $C_v < 10\%$ 为弱变异性, $C_v = 10\% \sim 30\%$ 为中等变异性, $C_v > 30\%$ 为强变异性。淮南煤矿复垦土壤中 Mn, Pb 和 Ni 属于弱变异; Cu 属

于中等变异, 而 Zn, Cr, As 和 Cd 则属于强变异, 其中 Zn 的变异系数最高(73.38%), Cd, Cr 和 As 的变异系数均达到 55% 以上, 表明其在空间分布差异比较明显。该地区土壤重金属含量超标可能是受煤矿开采的影响, 煤炭的挖掘、筛选、运输以及在开采过程中产生的工业三废, 煤矸石的堆放和农药化肥的使用均会对土壤中重金属的含量产生影响。复垦区土壤中各重金属含量均大于未复垦区, 复垦区的 Zn, Cd 和 As 分别是未复垦区的 4.38, 2.57 和 2.20 倍, 差异比较明显, 但 Ni, Cu 和 Pb 基本无差异。可见采矿活动和煤矸石充填会加重土壤重金属污染, 尤其是 Zn, Cd 和 As 这 3 种元素。

表 2 研究区复垦土壤重金属含量状况

指标	Zn	Ni	Cu	Cr	Cd	Mn	Pb	As
最小值/(mg·kg ⁻¹)	449.27	29.14	24.28	19.55	0.07	660.11	24.05	6.73
最大值/(mg·kg ⁻¹)	4 488.39	38.54	35.39	147.04	0.40	869.76	31.47	48.40
平均值/(mg·kg ⁻¹)	2 031.83	32.98	28.43	58.55	0.18	729.51	26.86	18.57
标准差	1 490.98	2.39	3.28	38.42	0.10	61.92	2.03	11.87
变异系数/%	73.38	7.23	11.53	65.62	57.37	8.49	7.54	63.89
超标率/%	100.00	100.00	100.00	29.41	100.00	100.00	5.88	64.71
淮南市背景值 ^[7] /(mg·kg ⁻¹)	80.81	25.74	24.16	64.93	0.06	415.68	30.47	10.50
未复垦土壤/(mg·kg ⁻¹)	463.81	26.81	28.32	31.14	0.07	541.49	25.46	8.44

3.2 不同土地利用方式下复垦土壤重金属含量

在 4 种不同土地利用方式土样和未复垦土样中, 小麦地的各重金属含量大部分比其它几类样地的重金属含量高(表 3)。主要原因是封存的矿井位于小麦复垦地, 采煤活动对该地区产生的直接影响最大。小麦地、桃林、蔬菜大棚和油菜地 4 种土地利用方式中, 污染程度最大的均是 Zn, 其超标倍数分别达

39.39, 29.53, 5.19 和 5.37, 一方面作为充填土的未复垦土壤中 Zn 含量过高, 其超标倍数达 4.74, 其它应是煤矸石复垦以及施肥所致。Zn, Ni, Cu, Cd, Mn, Pb 和 As 元素含量自小麦地向桃林地区减小, 可能是由于桃林距矿井的距离较小麦地远, 受采矿活动的影响小。

表 3 不同土地利用方式土壤重金属含量状况

mg/kg

利用方式	Zn	Ni	Cu	Cr	Cd	Mn	Pb	As
小麦地	3 263.94	33.77	29.56	30.45	0.25	793.96	27.36	24.78
桃林地	2 467.18	33.58	26.72	72.88	0.21	701.52	25.51	22.07
蔬菜大棚	500.28	32.63	31.72	74.39	0.09	797.91	27.20	9.34
油菜地	514.71	30.65	30.24	33.09	0.08	703.43	30.18	8.02
国家二级标准	250	50	100	200	0.30	—	300	30

土壤重金属含量随采矿距离的增大呈明显下降趋势。这个结论与冯启言等^[8]的研究结果相同。未复垦土壤中除 Pb, As 和 Cr 元素外, 其余元素均超过淮南市土壤背景值, 可见作为充填原料的非复垦土是该地区复垦土壤重金属污染的来源之一。与淮南市土壤背景值相比, 小麦地和桃林地的 Zn, Ni, Cu, Cd, Mn 和 As 含量大于背景值, 小麦地的超标情况为: $Zn > Cd > As > Mn > Ni > Cu$, 桃林地的超标情况为: Zn

$> Cd > As > Mn > Ni > Cr > Cu$; 蔬菜大棚土壤的超标情况为: $Zn > Mn > Cd > Cu > Ni > Cr$; 而油菜地的超标情况为: $Zn > Mn > Cd > Cu > Ni$ 。距离矿井远近不同, 土壤重金属超标情况有所差异。小麦地和桃林距矿井较近, 超标情况较严重, 油菜地由于距矿井较远, 其超标情况好于小麦地。蔬菜大棚和油菜地未受到 As 元素的污染, 可能是受土地利用方式和距离矿井远近的影响。大棚的耕作强度和人为干扰大, 且作物

的生长周期相对较短,因而化肥、除草剂和杀虫剂的使用频率也相对较少。

同一元素在不同土地利用方式下含量差异较大,小麦地和桃林地的 Zn, Cd 和 As 含量远大于油菜地和蔬菜大棚,研究证实磷肥是旱小麦地 Cd 含量高的主要原因^[9],而麦地里施用大量杀虫剂和除草剂则导致土壤中 As 含量的增加^[10]。郑袁明等^[11]报道北京市不同土地利用方式下土壤 Zn 的含量大小为:果园>菜地>麦地,与本研究区规律不同,主要是由于该区 4 种土地利用方式受煤炭开采的影响不同而致。Cr 则是桃林地、蔬菜地远大于小麦地和油菜地,可能是由于小麦和油菜对 Cr 的富集比较明显而降低了土壤中的含量。Ni, Cu, Mn 和 Pb 在 4 种土地利用方式下的差异不显著,因为 Ni 和 Mn 主要来源于成土母质^[12]。郑袁明^[13]报道不同土地利用方式下北京市土壤 Cu 浓度高低为:果园>菜地>麦地,与本研究土壤 Cu 含量大小顺序为:蔬菜大棚>小麦地>桃林地有差别,其原因可能是由于本样区桃林的树龄较小,因而含铜杀虫剂以及杀菌剂等化学制剂在果树病虫害的防治中使用相对较少。

该地区的土壤 pH 绝大部分在 6.5~7.5 之间,而且复垦土壤均为农业生产用地,因此采用国家二级标准进行评价。该区复垦土壤和未复垦土中除 Zn 含量超过国家二级标准 7.13 和 4.78 倍外,其它 7 个元素均未超标。Zn 含量偏高也可能是由于煤矿开采尤

其尾矿废弃产生大量的 Zn 元素^[14],另外长期施用含 Zn 的有机肥造成土壤 Zn 含量增加。

3.3 重金属元素的相关性分析

矿区复垦土壤重金属含量相关分析结果显示, Zn—Cd, Zn—As, Cu—Pb, Cd—As 之间均呈极显著正相关关系(表 4), Ni—Mn 之间呈显著正相关关系。表明淮南煤矿复垦区不同土地利用方式中重金属可能存在共同来源。据蔡峰^[15]研究,淮南矿区煤矸石中 Ni, Mn, Cd, Cu 的含量均超过当地土壤背景值,煤矸石风化形成的土壤中重金属 Zn, Pb, Cd 和 Cu 有明显积累,可见煤矸石充填是该复垦区土壤重金属的重要来源之一。另外,由于该复垦区主要为农业用地,其重金属来源为农药、化肥以及包括地膜在内的农用物资的使用所产生的积累。

矿区复垦土壤重金属含量和土壤理化性质相关分析结果显示, Pb—有机质、Cu—碱解氮以及 Pb—碱解氮之间均呈极显著正相关关系,说明 Pb 和 Cu 主要来源于有机肥; Zn 和有机质呈极显著负相关关系,说明土壤中 Zn 可能来源于化肥和农药;有机质与碱解氮之间呈显著正相关关系; Ni, Cd, As 与有机质间均呈显著负相关关系。土壤 pH 值影响土壤胶体的电荷,即通过影响重金属离子与阳离子竞争胶体吸附点位来影响重金属含量。该复垦区中除 Ni 与 pH 值呈显著负相关外,其它金属元素与 pH 值之间的相关性并不明显。

表 4 土壤重金属含量与理化性质的相关性分析

项目	Zn	Ni	Mn	Cu	Cr	Cd	As	Pb	有机质	pH 值	碱解氮
Zn	1.000										
Ni	0.310	1.000									
Mn	0.046	0.485*	1.000								
Cu	-0.118	-0.036	0.201	1.000							
Cr	-0.391	0.372	0.318	-0.298	1.000						
Cd	0.944**	0.340	0.020	-0.113	-0.349	1.000					
As	0.860**	0.315	-0.025	-0.143	-0.307	0.977**	1.000				
Pb	-0.254	-0.232	0.212	0.616**	-0.399	-0.283	-0.315	1.000			
有机质	-0.638**	-0.553*	-0.223	0.433	-0.333	-0.584*	-0.525*	0.674**	1.000		
pH 值	-0.314	-0.500*	-0.302	-0.143	-0.036	-0.350	-0.346	0.165	0.466	1.000	
碱解氮	-0.229	-0.133	0.461	0.734**	-0.191	-0.176	-0.177	0.640**	0.485*	-0.089	1.000

注: * 表示相关性在 0.05 水平显著, ** 表示相关性在 0.01 水平显著。

3.4 淮南矿区土壤重金属的潜在生态风险

淮南煤矿复垦地区土壤中 Cd 的潜在生态风险最大,范围是 36.78~201.81,平均值为 89.71,属强生态危害(表 5)。

强生态风险和中等生态风险的样点分别占总样点数的 41.18% 和 35.29%;而轻生态风险和很强生

态风险的样点只占总数的 11.76%。Zn, Ni, Cu, Cr, Mn, Pb 和 As 为轻微生态风险。其中, Ni, Cu, Cr, Mn 和 Pb 所有样点均为轻微生态风险。Zn 的轻微生态风险和中等风险所占比例分别为: 70.59% 和 29.41%。淮南煤矿复垦土壤中各重金属的生态风险程度排序为: Cd>Zn>As>Ni>Cu>Pb>Cr>Mn。

表5 淮南矿区土壤重金属的潜在生态风险

项目	淮南矿区土壤重金属的潜在生态风险状况(E)							淮南矿区土壤综合潜在生态风险指数(RI)					
	Zn	Ni	Cu	Cr	Cd	Mn	Pb	As	小麦地	桃林地	大棚	油菜地	未复垦
最小值	5.56	5.66	5.02	0.60	36.78	1.59	3.95	6.41	189.20	75.84	75.23	70.25	—
最大值	55.54	7.49	7.32	4.53	201.81	2.09	5.16	46.09	247.05	321.82	85.07	81.96	—
平均值	25.14	6.41	5.88	1.80	89.71	1.75	4.41	17.69	208.68	176.22	80.15	75.07	67.18
风险程度	轻微	轻微	轻微	轻微	强	轻微	轻微	轻微	中等	中等	轻微	轻微	轻微

不同土地利用方式的土壤重金属的综合潜在生态风险指数大小为:小麦地>桃林地>蔬菜大棚>油菜地>未复垦土地(表5)。小麦地和桃林地的土壤重金属达中等生态风险危害,其范围分别为:189.20~247.05和75.84~321.82。可能是由于小麦地和桃林地离矿井较近,受其影响较大。蔬菜大棚、油菜地、充填原料的未复垦土的生态风险危害均为轻微生态风险危害,其综合潜在生态风险指数为80.15,75.07和67.18。

4 结论

(1) 相对土壤背景值,淮南矿区复垦区土壤中Zn, Cr, Mn, As污染较为严重;复垦区土壤中的Zn, Cd和As分别是未复垦区的4.38, 2.57和2.20倍,具有明显的累积现象。不同土地利用方式的土壤重金属含量差异较大,小麦地和桃林地的Zn, Cd和As含量远大于油菜地和蔬菜大棚, Cr则是桃林地、蔬菜地远大于小麦地和油菜地, Ni, Cu, Mn和Pb在4种土地利用方式下的差异不显著。不同的耕作、施肥、管理习惯以及受采矿活动的影响程度不同,导致不同土地利用方式中土壤重金属含量存在差异。

(2) 复垦区土壤中Zn—Cd, Zn—As, Cu—Pb, Cd—As之间呈极显著正相关关系,说明土壤重金属可能存在共同来源。Pb—有机质、Cu—碱解氮以及Pb—碱解氮之间呈极显著正相关关系,说明Pb和Cu主要来源于有机肥;Zn—有机质呈极显著负相关,说明土壤中Zn可能来源于化肥和农药。

(3) 淮南煤矿复垦土壤中Cd的潜在生态风险最大,平均值为89.71,属强生态风险。其它7个元素均属轻微生态风险。各重金属的生态风险程度顺序为: Cd>Zn>As>Ni>Cu>Pb>Cr>Mn。不同土地利用方式的风险顺序为:小麦地>桃林地>蔬菜大棚>油菜地>未复垦土地。小麦地和桃林地中等生态风险。而蔬菜大棚和油菜地为轻微生态风险。

[参考文献]

- [1] 余光辉,张勇,张卓,等. 有色金属矿尾矿库和废石场土壤安全评价及复垦措施:以郴州市宜章长城岭铅锌多金属矿为例[J]. 水土保持通报, 2010, 30(3): 233-236.
- [2] 邵群. 新庄孜矿塌陷区煤矸石中重金属迁移对覆土影响[J]. 煤田地质与勘探, 2007, 35(6): 34-36.
- [3] 王莹,董雾红. 徐州矿区充填复垦地重金属污染的潜在生态风险评价[J]. 煤炭学报, 2009, 34(5): 650-655.
- [4] 白玲玉,曾希柏,李莲芳,等. 不同农业利用方式对土壤重金属累积的影响及原因分析[J]. 中国农业科学, 2010, 43(1): 96-104.
- [5] 徐争启,倪师军,庾先国,等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 112-115.
- [6] 王天阳,王国祥. 昆承湖水质参数空间分布特征研究[J]. 环境科学学报, 2007, 27(8): 1384-1390.
- [7] 王兴明,董众兵,刘桂建,等. Zn, Pb, Cd, Cu在淮南新庄孜煤矸石山附近土壤和作物中分布特征[J]. 中国科学技术大学学报, 2012, 42(1): 17-25.
- [8] 冯启言,刘桂建. 兖州煤田矸石中的微量有害元素及其对土壤环境的影响[J]. 中国矿业, 2002, 11(1): 67-69.
- [9] 魏红兵,李权斌. 磷肥中镉的危害及其控制现状[J]. 口岸卫生控制, 2004, 9(6): 23-25.
- [10] 欧阳通,刘耀兴,李秋蓉,等. 砷污染土壤对人体健康的风险评估应用[J]. 华侨大学学报:自然科学版, 2008, 29(1): 152-155.
- [11] 郑袁明,宋波,陈同斌,等. 北京市不同土地利用方式下土壤锌的积累及其污染风险[J]. 自然资源学报, 2006, 21(1): 64-72.
- [12] Chen Ming, Ma Lena, Harris W G. Baseline concentrations of 15 trace elements in Florida surface soils [J]. Journal of Environmental Quality, 1999, 28(4): 1173-1181.
- [13] 郑袁明,陈同斌,郑国砥,等. 不同土地利用方式对土壤铜积累的影响:以北京市为例[J]. 自然资源学报, 2005, 20(5): 690-696.
- [14] 刘文勇,满秀玲. 鸡西矿区废弃地重金属含量及其污染评价[J]. 水土保持学报, 2007, 21(6): 70-74.
- [15] 蔡峰,刘泽功,林柏泉,等. 淮南矿区煤矸石中微量元素的研究[J]. 煤炭学报, 2008, 33(8): 892-897.