

煤炭基地复垦村庄土壤重金属污染生态风险评价

张琛, 师学义, 马桦薇, 张美荣, 王晶

(中国地质大学(北京)土地科学技术学院, 北京 100083)

摘要:对煤炭基地的复垦村庄进行土壤重金属潜在生态风险评价,可以指出在村庄复垦中应该特别注意的物质,减少煤炭开采后有可能会造成土地污染并提高村庄复垦后的耕地质量。以山西省泽州县西部村的压煤复垦村庄为研究区域,在分析了该地区土壤重金属含量的基础上,以山西省土壤重金属元素背景值为评价标准,采用潜在危害指数法对土壤重金属污染状况进行评价。研究表明,压煤复垦村庄不同层次土壤的综合污染程度范围为 6.05~14.92,平均处于中等污染程度;从单个要素上来看,各种重金属污染系数平均值由高到低为: $Hg > Pb > As > Cd > Cr$, Hg 属于较高的污染水平,其重金属潜在风险指数在 75.9~275.19 之间,有一半样点的潜在生态风险达到了中等程度; Hg 潜在生态风险达到了较高污染程度,需要在复垦过程中进行治理。对煤炭基地复垦土壤重金属进行潜在生态风险评价,有助于掌握土壤重金属污染特征和分布规律,为复垦后耕地的重金属污染控制与修复提供一定的依据,促进土地资源的可持续利用。

关键词:复垦村庄; 重金属污染; 潜在危害指数; 生态风险

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2014)05-0277-08

Assessment on Ecological Risk of Soil Heavy Metal Pollution in Reclaimed Village of Coal Base

ZHANG Chen, SHI Xue-yi, MA Hua-wei, ZHANG Mei-rong, WANG Jing

(College of Land Science and Technology, China University of Geosciences, Beijing 100083, China)

Abstract: Assessment on ecological risk of soil heavy metal pollution in reclaimed village of coal base could point out particular substance during the process of village reclamation, which will attach importance to reduce the land contamination caused by coal mining and improve the quality of arable land after village reclamation. A reclaimed village in Zezhou County of Shanxi Province was chosen as the study area. Based on analyzing the heavy metal content of the soil in this area, the background value of soil heavy metals in Shanxi was used as references and the method of potential ecological risk index was adopted to assess the condition of soil heavy pollution. The results were shown as follows: (1) the integrated contamination degree of different depth varied from 6.05 to 14.92 in reclaimed village of coal base, indicating that the average degree of pollution was at middle level; (2) in terms of single element, the average pollution index of various heavy metals was followed as $Hg > Pb > As > Cd > Cr$, and the potential ecological risk in half of the samples reached the moderate level, which also suggested that Hg pollution level was high and its potential ecological risk index varied from 75.9 to 275.19; (3) the potential ecological risk of Hg achieved a higher degree and it needed to be controlled in the process of reclamation. Assessment on ecological risk of soil heavy metal pollution in reclaimed village of coal base could help master characteristics and distribution of heavy metal pollution in soil and provide a guidance for controlling and remedying the heavy metal pollution in arable land after reclamation, which will make a difference on sustainable use of land use.

Key words: reclaimed village; pollution of heavy metals; potential ecological risk index; ecological risk

我国黄土高原地区煤炭基地范围内,由于土地塌陷、水资源枯竭、生态环境恶化等灾害性问题,以及被

压占煤炭资源的开发、人口向城镇迁移、新农村建设等,有大量村庄土地被或即将被废弃,村庄土地的复

收稿日期: 2013-12-17

修回日期: 2014-01-08

资助项目: 国土资源部公益性行业科研专项经费课题“北方压煤村庄土地复垦整理关键技术集成与示范”(201111015-04)

作者简介: 张琛(1991—),女,山西省晋城市人,硕士研究生,主要研究方向为土地资源评价与利用规划。E-mail: cugbzhangchen@163.com

通信作者: 师学义(1960—),男,山西省祁县人,博士,教授,主要从事土地利用规划与土地利用工程研究。E-mail: shixueyi63@163.com

垦整理已成为该地区土地综合整治的重要内容之一。同时,村庄土地复垦不仅是实施城乡建设用地增减挂钩的有效手段,更是增加耕地面积和提高土地资源可持续利用的重要途径。在村庄土地复垦的研究中,土壤质量评价是其研究工作的主要内容之一,且涉及到的评价指标很多,重金属含量就是其中之一。土壤重金属含量作为土壤质量评价的一个重要指标,能够有效地反映土壤的污染现状及质量状况^[1]。由于长期人类生产和生活活动,使得村庄土壤中富集的重金属含量不断增加,这不仅对复垦后耕地的土壤质量造成影响,并且可以通过食物链被植物、动物数十倍地富集,从而间接地危害人类健康^[2-3]。因此,对煤炭基地复垦村庄土壤中重金属进行生态风险评价,不仅可以反映村庄土壤环境中的全部污染物的影响,而且通过潜在生态风险指数指出在村庄复垦中应该特别注意的物质,这对于复垦后耕地质量的提升和污染的控制非常重要。

目前,有关土壤重金属污染的研究得到了国内外学者的广泛关注,研究重点主要包括土壤重金属空间分异^[4-5]、来源分析^[6]、污染评价^[7-8]、生物效应^[9]和生态修复^[10]等方面,研究方法主要涉及综合指数法、污染负荷指数法、地质累积指数法、尼梅罗综合指数法、沉积物富集系数法、脸谱图法和次生相富集系数法^[11-14]等,但已有的研究没有充分考虑生物特性对重金属毒性的响应特征,缺乏区域内土壤重金属污染的潜在生态风险评价。由 Hakanson^[15]提出的潜在生态危害指数法能够将重金属环境效应、生态效应与毒理学联系在一起,定量地划分重金属潜在风险等级,能够有效地反映土壤重金属的污染特征和分布规律,并逐步运用到土壤重金属污染评价中。但目前对重金属污染及其潜在生态风险主要集中于矿区及废弃地^[16-17]、农业土壤^[18]、城市土壤^[19]和流域沉积物^[20]等,关于复垦村庄土壤中重金属污染的研究较少。

本文以山西省泽州县西部村的复垦村庄为研究区域,西部村压占大量煤炭资源,处于山西煤炭运销集团永丰煤业有限公司开采区范围内,且周围有钢厂,导致土壤中存在一定程度的重金属污染,并进一步通过影响植物生存而间接危害人类健康。在开展农村土地综合整治的过程中,其关注的重点往往是如何增加耕地数量,对于通过复垦提高耕地质量的研究不足。因此,本研究通过对复垦村庄土壤重金属进行潜在生态风险评价,可以指出在村庄复垦中应该特别注意的事项,避免该村庄进行煤炭开采后有可能会造成土地污染并提高土地复垦后的耕地质量,促进土地资源的可持续利用。

1 研究区概况与方法

1.1 研究区概况

山西省晋城市泽州县是煤炭生产大县,全县因煤炭开采导致 9 个乡(镇)、86 个行政村的 21 778 间民房裂缝甚至倒塌,其中 12 个村因大面积的房屋裂缝、水源枯竭等不得不实施整村搬迁,村庄土地复垦已成为全县实施可持续发展战略的焦点问题。西部村地处泽州县巴公镇,位于东经 112°51'38"—112°52'09",北纬 35°40'01"—35°40'39",交通条件良好,全部为农村居民点用地,土地总面积为 35.706 2 hm²。但是,村庄布局相对分散,居住环境恶劣,群众生产生活不便,并压占大量煤炭资源,为改善农民的生活环境,合理开发煤炭资源,急待进行整村搬迁改造,村庄土地复垦对北方煤炭基地具有很好的示范意义。西部村地势呈东西北高,中部、南部低的簸箕状,海拔高度为 750~850 m。属暖温带大陆性季风气候区,土壤属褐土地带,土层深厚,土壤熟化度较高,土质偏黏,土体干旱,复垦总规模 35.706 2 hm²。

1.2 土壤样品的采样和处理

本研究选取西部村村庄土壤中汞、砷、铅、镉和铬 5 种重金属元素作为评价指标。按照每 2 hm² 布设一个采样点的原则,总共设立 18 个采样点即可覆盖全部村庄。并在每个样地按照 0—20 cm 和 20—40 cm 两种采样深度进行采样。采样后的土样混合后经风干、去杂、过筛后用玛瑙研钵磨成粉末供重金属元素的测定。本研究中采样点覆盖村庄中的不同地类,其中包括了村庄中的耕地、道路、空地等。

1.3 测定方法

土壤中 As 的测定用二乙基二硫代氨基甲酸银分光光度法;Hg 的测定用冷原子吸收分光光度法;Cr 的测定用火焰原子吸收分光光度法;Pb、Cd 的测定用 KI—MIBK 萃取火焰原子吸收分光光度法。供试土壤各样点重金属含量水平见表 1。

2 土壤重金属潜在生态危险指数评价方法

2.1 评价方法

本文采用的是瑞典学者 Hkanson^[15]于 1980 年建立的一套应用沉积学原理评价重金属污染及生态危害的方法,对压煤基地搬迁式村庄土壤中重金属的潜在生态风险危害进行评价,其计算公式为:

$$C_f^i = C_s^i / C_n^i \quad (1)$$

$$C_d = \sum_{i=1}^n C_f^i \quad (2)$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i \tag{3}$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n \frac{T_r^i \times C_f^i}{C_{in}} \tag{4}$$

式中: C_f^i ——某单一重金属的污染系数; C_s^i ——不同土壤层次重金属 i 的实测值; C_n ——计算所需要的参照值; C_d ——重金属的综合污染程度(the Degree of Contamination); T_r^i ——重金属 i 的毒性响应系数(the

Toxic Response Factor),反映了其毒性水平和生物对其污染的敏感程度; E_r^i ——某单个重金属的潜在生态风险系数(the Potential Ecological Risk Factor); RI——多种重金属综合潜在生态风险指数(the Potential Ecological Risk Index)。 C_f^i , C_d , E_r^i 和 RI 值相对应的污染程度及潜在生态风险程度参照见表 2。

表 1 不同样点土壤重金属浓度

编号	土地类型	采样深度/ cm	重金属元素含量/(mg·kg ⁻¹)				
			汞	砷	铅	镉	铬
1 号	耕地	0—20	0.04	15.82	32.54	0.03	45.10
		20—40	0.05	13.51	31.80	0.06	44.11
2 号	耕地	0—20	0.08	15.14	44.98	0.11	58.73
		20—40	0.04	13.91	31.40	0.05	35.35
3 号	土路	0—20	0.12	14.51	36.62	0.06	40.08
		20—40	0.06	14.61	38.45	0.06	39.86
4 号	土路	0—20	0.15	14.51	46.75	0.12	45.03
		20—40	0.05	14.41	37.06	0.12	42.14
5 号	土路	0—20	0.05	15.64	32.04	0.10	39.09
		20—40	0.04	14.98	36.25	0.07	48.41
6 号	土路	0—20	0.06	13.84	48.45	0.11	53.25
		20—40	0.08	15.29	36.30	0.08	46.47
7 号	宅基地	0—20	0.09	14.64	34.31	0.08	46.09
		20—40	0.11	14.87	35.93	0.07	45.56
8 号	宅基地	0—20	0.17	15.14	48.33	0.17	50.51
		20—40	0.09	13.98	35.93	0.11	45.02
9 号	宅基地	0—20	0.11	15.32	28.94	0.08	48.64
		20—40	0.07	14.78	39.64	0.06	47.98
10 号	宅基地	0—20	0.05	15.14	41.80	0.06	44.11
		20—40	0.08	14.41	46.75	0.10	53.25
11 号	宅基地	0—20	0.06	16.81	32.54	0.05	55.10
		20—40	0.05	15.72	30.87	0.13	41.62
12 号	宅基地	0—20	0.04	13.54	31.80	0.06	54.11
		20—40	0.04	13.82	31.93	0.09	43.90
13 号	宅基地	0—20	0.07	15.10	44.98	0.21	58.73
		20—40	0.06	15.02	43.41	0.21	57.03
14 号	宅基地	0—20	0.04	14.90	31.40	0.05	49.35
		20—40	0.05	13.90	29.82	0.07	32.96
15 号	宅基地	0—20	0.05	14.62	28.45	0.06	40.08
		20—40	0.04	15.41	26.99	0.02	40.39
16 号	宅基地	0—20	0.19	14.52	36.62	0.06	39.86
		20—40	0.05	14.23	27.52	0.10	43.28
17 号	宅基地	0—20	0.15	14.50	46.75	0.12	45.03
		20—40	0.18	13.80	47.53	0.03	39.55
18 号	宅基地	0—20	0.08	14.40	37.26	0.22	42.14
		20—40	0.04	14.10	33.27	0.29	45.72
山西省土壤重金属元素背景值			0.0230	9.10	14.70	0.10	55.30

表 2 污染程度及潜在生态风险程度等级划分

参数	污染程度及潜在生态风险程度				
C_f	<1	≥1,<3	≥3,<6	≥6	
	低	中	较高	很高	
C_d	<8	≥8,<16	≥16,<32	≥32	
	低	中	较高	很高	
E_i	<40	≥40,<80	≥80,<160	≥160,<320	≥320
	低	中	较高	高	很高
RI	<150	≥150,<300	≥300,<600	≥600	
	低	中	较高	很高	

考虑到不同上层中的重金属对环境的影响程度不同,本研究采用权重法确定污染综合指数,以对整个研究上层面受重金属污染状况进行综合评价,污染综合指数的计算式为:

$$P=\sum_{i=1}^nW_i\cdot P_i\tag{5}$$

式中: P ——潜在生态风险综合指数; W_i ——第 i 土层权重; P_i ——第 i 土层评价指标(地积累指数或潜在生态风险指数)。

土壤层的权重是基于 Horn 的根活动区水的衰竭深度^[21-22]。

$$L_D=0.152\lg\left[\frac{R+\sqrt{R^2+6.45}}{D+\sqrt{D^2+6.45}}\right]\tag{6}$$

式中: L_D ——深度在 D 处衰竭水值; D ——土深(cm); R ——总的根深(cm)。 L_D 在 2 个深度的积分被认为反映了该深度区域上的土壤层权重,本研究中在采用此法时,取总的根深 R 为 100 cm,并且这种方法被证明对种子的发芽和生长初期是十分有效的。据此而得到 2 个土壤层次加权系数,0—20 cm 的 $W_i=0.6369$,大于 20—40 cm 的 $W_i=0.3631$,经计算后得出西部村压煤基地复垦土壤重金属生态风险综合评价结果。

表 3 复垦村庄土壤重金属含量的描述性统计特征

采样深度/cm	项目	汞	砷	铅	镉	铬
0—20	平均值/(mg·kg ⁻¹)	0.09	14.78	38.03	0.10	47.50
	最大值/(mg·kg ⁻¹)	0.19	15.82	48.45	0.22	58.73
	最小值/(mg·kg ⁻¹)	0.04	13.50	28.45	0.03	39.09
	标准差	0.05	0.66	7.07	0.06	6.42
	变异系数(CV)	0.56	0.05	0.19	0.59	0.14
	峰度	-0.53	-0.53	-1.55	0.49	-0.95
	偏度	0.88	-0.13	0.28	1.07	0.42
	平均值/(mg·kg ⁻¹)	0.07	14.48	35.49	0.09	43.98
	最大值/(mg·kg ⁻¹)	0.18	15.70	47.53	0.29	56.03
	最小值/(mg·kg ⁻¹)	0.04	13.51	26.99	0.02	32.96
20—40	标准差	0.04	0.63	5.81	0.06	5.61
	变异系数(CV)	0.54	0.04	0.16	0.65	0.13
	峰度	6.52	-0.90	0.07	9.00	0.66
	偏度	2.37	0.35	0.64	2.62	0.20

对西部村复垦土壤中 5 种重金属的含量分采样深度进行统计分析,其中变异系数(CV)反映了总体样本

2.2 评价参数

2.2.1 评价标准的确定 土壤的生态风险评价可以参照土壤环境质量标准(GB 15618—1995),也可以采用背景值及标准偏差评价。经过诸多差别的岩石风化和成土过程的影响,各类土壤中某一元素背景值的大小,可能差异很大,污染土壤最好与一个地区同一类型或相近类型土壤中元素平均含量进行对比,方能确切地说明问题。因此,本文选择压煤村庄西部村所在地的山西省土壤背景值^[23]作为参照值。

2.2.2 毒性响应系数的确定 金属毒性系数揭示了重金属对人体的危害和对水生生态系统的危害,反映了其毒性水平和生物对其污染的敏感程度,从 Hakanson 制定的标准化重金属毒性系数为评价依据,同时参考文献^[24-25]设定 6 种重金属生物毒性系数,即元素 Cd,Cr,Pb,Hg,As 其毒性响应系数分别为 20,2,5,28,10。

3 结果与分析

3.1 复垦土壤重金属含量状况

由表 3 可以看出,研究区内土壤重金属 Hg 的含量范围为 0.01~0.36 mg/kg,平均值为 0.07 mg/kg,超过土壤背景值的样品数有 28 个;As 的含量范围为 13.5~15.8 mg/kg,平均值为 14.19 mg/kg,其中 36 个样品全部超过土壤背景值;Pb 的含量范围在 26.99~48.45 mg/kg,平均值为 35.57 mg/kg,其中 36 个样品全部超过土壤背景值;Cd 的含量范围为 0.023~0.99 mg/kg,平均值为 0.11 mg/kg,超过土壤背景值的样品数只有 12 个;Cr 的含量范围为 32.96~58.73 mg/kg,平均值为 46.01 mg/kg,超过土壤背景值的样品数只有 2 个。

中各采样点平均变异程度。从表 3 可以看出,在 0—20 cm 的土壤中 5 种重金属含量范围分别为:汞 0.04~

0.19 mg/kg; 砷 13.50~15.82 mg/kg; 铅 28.45~48.45 mg/kg; 镉 0.03~0.22 mg/kg; 铬 39.09~58.73mg/kg; 变异系数大小顺序为镉>汞>铅>铬>砷。在 20—40 cm 的土壤中 5 种重金属含量范围分别为:汞 0.04~0.18 mg/kg; 砷 13.51~15.70 mg/kg; 铅 26.99~47.53 mg/kg; 镉 0.02~0.29 mg/kg; 铬 32.96~56.03 mg/kg; 变异系数大小顺序为镉>汞>铅>铬>砷。其中在这两层土壤中汞和铬的偏度系数和风度系数都较大,表明土壤中这两种重金属含量存在一定的异常值,其余重金属含量基本符合正态分布。

在这两层中镉、汞的变异系数均大于 0.3,说明土壤中镉、汞受外界干扰比较显著,这种分异很大程度上可以归结为村庄发展以及污染等强烈人为活动

的影响。而土壤中其余因素变异系数较小,说明其余的元素受外界影响比较小。

3.2 复垦土壤污染程度

复垦土壤的重金属污染系数以及综合污染程度见表 4。从表 4 中可知,西部村压煤基地搬迁式村庄复垦土壤的综合污染程度范围为 6.05~14.92,平均值为 9.17,处于中等污染程度,其中 36 个样本中达到中等污染程度的样本有 24 个。从表中的各种重金属污染系数平均值来看,Hg>Pb>As>Cd>Cr;其中,Cd,Cr 的污染系数平均值分别为 0.91 和 0.83,处于低污染水平,Pb,As 的污染系数平均值分别为 2.5,1.61,都处于中等污染程度,而 Hg 的污染系数平均值是 3.63,属于较高的污染水平。

表 4 复垦土壤重金属的污染系数及综合污染程度

编号	采样 深度/cm	污染系数 C_f					综合污染 程度 C_d	污染等级
		汞	砷	铅	镉	铬		
1 号	0—20	1.74	1.74	2.21	0.29	0.82	6.80	清洁
	20—40	2.17	1.48	2.16	0.59	0.80	7.21	清洁
2 号	0—20	3.48	1.66	3.06	1.08	1.06	10.34	中
	20—40	1.74	1.53	2.14	0.49	0.64	6.53	清洁
3 号	0—20	5.22	1.59	2.49	0.59	0.72	10.62	中
	20—40	2.61	1.61	2.62	0.59	0.72	8.14	中
4 号	0—20	6.52	1.59	3.18	1.18	0.81	13.29	中
	20—40	2.17	1.58	2.52	1.18	0.76	8.22	中
5 号	0—20	2.17	1.72	2.18	0.98	0.71	7.76	清洁
	20—40	1.74	1.65	2.47	0.69	0.88	7.41	清洁
6 号	0—20	2.61	1.52	3.30	1.08	0.96	9.47	中
	20—40	3.48	1.68	2.47	0.78	0.84	9.25	中
7 号	0—20	3.91	1.61	2.33	0.78	0.83	9.47	中
	20—40	4.78	1.63	2.44	0.69	0.82	10.37	中
8 号	0—20	7.39	1.66	3.29	1.67	0.91	14.92	中
	20—40	3.91	1.54	2.44	1.08	0.81	9.79	中
9 号	0—20	4.78	1.68	1.97	0.78	0.88	10.10	中
	20—40	3.04	1.62	2.70	0.59	0.87	8.82	中
10 号	0—20	2.17	1.66	2.84	0.59	0.80	8.07	中
	20—40	3.48	1.58	3.18	0.98	0.96	10.19	中
11 号	0—20	2.67	1.74	2.21	0.47	1.00	8.20	中
	20—40	2.16	1.73	2.10	1.27	0.75	8.01	中
12 号	0—20	1.75	1.48	2.16	0.56	0.98	6.94	清洁
	20—40	1.91	1.52	2.17	0.86	0.79	7.25	清洁
13 号	0—20	2.82	1.66	3.06	2.06	1.06	11.09	中
	20—40	3.25	1.65	2.95	2.01	1.03	10.09	中
14 号	0—20	2.45	1.53	2.14	0.44	0.89	6.61	清洁
	20—40	2.30	1.53	2.03	0.71	0.60	7.16	清洁
15 号	0—20	2.04	1.60	1.94	0.59	0.72	6.90	清洁
	20—40	1.57	1.69	1.84	0.23	0.73	6.05	清洁
16 号	0—20	8.26	1.59	2.49	0.59	0.72	13.65	中
	20—40	2.05	1.56	1.87	1.02	0.78	7.28	清洁
17 号	0—20	6.57	1.59	3.18	1.18	0.81	13.33	中
	20—40	7.61	1.52	3.23	0.31	0.72	13.39	中
18 号	0—20	3.38	1.58	2.53	2.16	0.76	10.42	中
	20—40	1.83	1.55	2.26	2.84	0.83	9.32	中

从表 4 还可以看出,不同样点不同土层的土壤重金属综合污染程度有一定差异。其中 1,5,12,14,15 号样点的两个样本均处于清洁状态;而 2,6 号样点的 0—20 cm 土壤的综合污染程度都处于中等污染程度,20—40 cm 土壤的综合污染程度都处于低污染程度;其余样点的两个样本均处于中等污染程度。

3.3 复垦土壤潜在生态风险评价

西部村压煤基地搬迁式村庄不同土壤层次的重金属潜在风险指数为 75.9~275.19,其中 18 个样点中有 9 个样本的生态风险达到了中等程度。17 号样点复垦土壤的综合潜在生态风险指数为 244.91,在 240~480 范围内,为重度生态风险危害,需要综合治理(表 5)。

表 5 复垦土壤重金属潜在生态风险评价结果

编号	采样 深度/cm	重金属潜在生态风险系数 E_i^p					生态风险 指数 RI	风险 等级	加权后生态 风险指数 p	加权后 风险等级
		汞	砷	铅	镉	铬				
1 号	0—20	48.70	17.38	11.07	5.88	1.63	84.66	低	90.19	低
	20—40	60.87	14.85	10.82	11.76	1.60	99.89	低		
2 号	0—20	97.39	16.64	15.30	21.57	2.12	153.02	中	128.59	低
	20—40	48.70	15.29	10.68	9.80	1.28	85.74	低		
3 号	0—20	146.09	15.95	12.46	11.76	1.45	187.70	中	161.44	中
	20—40	73.04	16.05	13.08	11.76	1.44	115.38	低		
4 号	0—20	182.61	15.95	15.90	23.53	1.63	239.61	中	194.14	中
	20—40	60.87	15.84	12.61	23.53	1.52	114.36	低		
5 号	0—20	60.87	17.19	10.90	19.61	1.41	109.98	低	103.80	低
	20—40	48.70	16.46	12.33	13.73	1.75	92.96	低		
6 号	0—20	73.04	15.21	16.48	21.57	1.93	128.23	低	133.92	低
	20—40	97.39	16.80	12.35	15.69	1.68	143.91	低		
7 号	0—20	109.57	16.09	11.67	15.69	1.67	154.68	中	163.09	中
	20—40	133.91	16.34	12.22	13.73	1.65	177.85	中		
8 号	0—20	206.96	16.64	16.44	33.33	1.83	275.19	中	233.49	中
	20—40	109.57	15.36	12.22	21.57	1.63	160.35	中		
9 号	0—20	133.91	16.84	9.84	15.69	1.76	178.04	中	160.03	中
	20—40	85.22	16.24	13.48	11.76	1.74	128.44	低		
10 号	0—20	60.87	16.64	14.22	11.76	1.60	105.08	低	121.63	低
	20—40	97.39	15.84	15.90	19.61	1.93	150.66	中		
11 号	0—20	74.87	17.36	11.07	9.41	1.99	115.80	低	115.60	低
	20—40	60.50	17.25	10.50	25.49	1.51	115.25	低		
12 号	0—20	49.06	14.84	10.82	11.18	1.96	87.85	低	91.65	低
	20—40	53.44	15.16	10.86	17.25	1.59	98.31	低		
13 号	0—20	91.06	16.59	15.30	41.18	2.12	166.25	中	157.46	中
	20—40	68.54	16.48	14.77	40.20	2.06	142.05	低		
14 号	0—20	45.17	15.27	10.68	8.82	1.78	81.73	低	90.27	低
	20—40	64.52	15.27	10.14	14.12	1.19	105.25	低		
15 号	0—20	57.22	16.04	9.68	11.76	1.45	96.15	低	88.80	低
	20—40	43.83	16.92	9.18	4.51	1.46	75.90	低		
16 号	0—20	231.30	15.93	12.46	11.76	1.44	272.90	中	211.67	中
	20—40	57.34	15.60	9.36	20.39	1.57	104.26	低		
17 号	0—20	183.83	15.93	15.90	23.53	1.63	240.82	中	244.91	中
	20—40	213.04	15.16	16.17	6.27	1.43	252.08	中		
18 号	0—20	94.71	15.82	12.67	43.14	1.52	167.87	中	156.55	中
	20—40	51.37	15.49	11.32	56.86	1.65	136.70	中		

另外,从复垦土壤单个污染要素来看,Hg的潜在生态风险指数为43.83~231.30,平均为93.76,生态风险达到了较高污染程度,需要在复垦过程中进行治理;而其余重金属元素的潜在生态风险指数均 <40 ,属于低污染程度。各污染物对生态风险影响程度从大到小的顺序为 $\text{Hg}>\text{Cd}>\text{As}>\text{Pb}>\text{Cr}$,也说明Hg是主要的污染因子,且其潜在的生态风险指数所贡献的比例最高达到了66%。

4 结论与讨论

4.1 结论

本研究利用 Hakanson 提出的潜在生态风险指数法(RI),对西部村复垦土壤中重金属元素 Hg,Cd,As,Cr,Pb 的污染状况进行了分析,得出了复垦土壤的污染程度和潜在的生态风险。

(1) 西部村压煤村庄复垦不同层次土壤的综合污染程度范围为6.05~14.92,平均值为9.17,处于中等污染程度。从单个要素上来看,Hg的污染系数平均值是3.63,属于较高的污染水平,各种重金属污染系数平均值由高到低为: $\text{Hg}>\text{Pb}>\text{As}>\text{Cd}>\text{Cr}$ 。

(2) 压煤村庄不同土壤层次的重金属潜在风险指数为75.9~275.19,有一半样点的潜在生态风险达到了中等程度。Hg的潜在生态风险指数为43.83~231.30,平均为93.76,其潜在生态风险达到了较高污染程度,需要在复垦过程中进行治理;各污染物对生态风险影响程度从大到小的顺序为 $\text{Hg}>\text{Cd}>\text{As}>\text{Pb}>\text{Cr}$ 。

(3) 不管是从污染程度的角度还是潜在生态风险的角度都可以看出Hg是主要的污染因子,应该在村庄复垦过程中引起高度重视,积极采取措施,减轻其潜在生态危害。针对复垦村庄土壤重金属污染的治理,可以在复垦后进行农业种植结构调整,选择超富集植物进行修复。例如,在汞污染的稻田中种苎麻对汞的年净化率可以高达41%^[26];田吉林等研究发现大米草具有较强的抗汞性,可以吸收有机汞^[27];同时,也可以利用土壤中的某些低等动物(如蚯蚓、鼠类等)能吸收重金属的特性,在一定程度上降低了污染土壤中的汞含量,达到了动物修复重金属污染土壤目的^[28]。

4.2 讨论

由于目前在土壤重金属污染评价中,国家没有规定统一的标准,对同一对象可以选用不同的标准,如采用当地土壤背景值、国家土壤环境质量二级标准(GB15618—1995)作为评价标准,因此,会得出不同的结论。其中,采用当地土壤背景值法进行判断时得

出的结论重金属污染比较严重。如果在这个评价过程中采用国家土壤环境质量二级标准(GB15618—1995)作为评价标准,则泽州县西部村土地复垦重金属均不超标。但由于不同研究区域的土壤质量状况和自然条件差异显著,且国家土壤环境质量二级标准在制定过程中考虑了一些原有背景值重金属含量较高的地区,因此采用这样的评价标准评价出来的结果难以反映出研究区的实际状况。并且压煤村庄复垦的目的是为了提高土地复垦后的耕地质量,并促进土地资源的可持续利用,因此在本研究中采用了研究区所在地的山西省背景值作为评价标准。

造成研究区重金属含量高于山西省背景值的原因有:(1) 本研究的研究区域是山西省泽州县西部村压占大量煤炭资源,其上覆岩层和煤矸石中含有有害的重金属元素。(2) 西部村在山西煤炭运销集团永丰煤业有限公司开采区范围内,其在采煤的过程中会产生一些煤矸石、粉煤灰等物质,目前的研究表明,这其中都含有部分污染元素,主要包括Cu,Zn,Cr,Pb,Cd,Mn,As等,在它们的堆放、运输、处理过程中,一方面烟尘回落到土壤中污染土壤,另一方面通过降雨淋洗污染土壤和地下水。(3) 西部村附近有钢厂,在其生产钢的过程中会排出一定的污水渗入土壤中,造成西部村土壤重金属含量超标。

各个样点之间的土壤污染程度以及潜在生态风险程度有一定差异,这是由于本研究的采样点覆盖了整个村庄并包含了不同地类,其中有土路、耕地、宅基地等,宅基地又可以分为1950年以前、1950—1990年、1990年以后三种类型。其中1950年以前的房屋多无人居住为废弃房屋,1950—1990年的房屋有一些无人居住并离开采区较远,受人为因素影响较小,其所在地的土壤处于清洁状态。其余的一些宅基地和土路由于人类生产生活以及周边煤矿的影响使其重金属含量发生改变,造成了污染,使各个样点之间的土壤污染程度以及潜在生态风险程度具有一定的差异。

参考文献:

- [1] Li D W, Yang K, Jiao B Q, et al. Review: the prevention & control technology of heavy metal pollution[J]. Research Journal of Chemistry and Environment, 2012 (16):127-136.
- [2] 宋伟,陈百明,刘琳.中国耕地土壤重金属污染概况[J].水土保持研究,2013,20(2):293-298.
- [3] Deng H G, Gu T F, Li M H, et al. Comprehensive assessment model on heavy metal pollution in soil[J]. International Journal of Electrochemical Science, 2012,7

- (6):5286-5296.
- [4] 朱建军,崔保山,杨志峰,等. 纵向岭谷区公路沿线土壤表层重金属空间分异特征[J]. 生态学报,2006,26(1):146-153.
- [5] 张慧,付强,赵映慧. 松嫩平原北部土壤重金属空间分异特征及生态安全评价[J]. 水土保持研究,2013,20(2):165-169.
- [6] 陈家栋,潘宝宝,张金池,等. 广东大宝山矿区土壤重金属含量及其影响因素[J]. 水土保持研究,2012,19(6):237-246.
- [7] 郑海龙,陈杰,邓文靖,等. 城市边缘带土壤重金属空间变异及其污染评价[J]. 土壤学报,2006,43(1):39-45.
- [8] Liang J T, Chen C C, Song X L, et al. Assessment of heavy metal pollution in soil and plants from Dun Hua sewage irrigation area[J]. International Journal of Electrochemical Science,2011,6(11):5314-5324.
- [9] 杨元根, Paterson E, Campbell C. 城市土壤中重金属元素的积累及其微生物[J]. 环境科学,2001,22(3):44-48.
- [10] 赵美微,塔莉,李萍. 土壤重金属污染及其预防、修复研究[J]. 环境科学与管理,2007,32(6):70-72.
- [11] Vreca P, Dolenc T. Geochemical estimation of copper contamination in the healing mud from Makirina Bay, central Adriatic[J]. Environment International,2005,31(1):53-61.
- [12] Audry S, Schafer J, Blanc G, et al. Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot River reservoirs (France)[J]. Environmental Pollution,2004,132(3):413-426.
- [13] 何江,王新伟,李朝生,等. 黄河包头段水沉积物系统中重金属的污染特征[J]. 环境科学学报,2003,23(1):53-58.
- [14] 赵智杰,贾振邦,张宝权,等. 应用脸谱图与地积累指数法综合评价沉积物中重金属污染的研究[J]. 环境科学,1993,14(4):48-52.
- [15] Hkanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sediment logical approach[J]. Water Research,1980,14(8):975-1001.
- [16] 袁英贤,丁少军,李剑友,等. 平顶山市煤矿矿区土地复垦煤灰充填后土壤的污染性分析[J]. 能源环境保护,2007,27(6):640-645.
- [17] 樊文华,白中科,李慧峰,等. 复垦土壤重金属污染潜在生态风险评价[J]. 农业工程学报,2011,27(1):348-354.
- [18] 姜菲菲,孙丹峰,李红,等. 北京市农业土壤重金属污染环境风险等级评价[J]. 农业工程学报,2011,27(8):330-337.
- [19] 孟昭虹,周嘉,郑元福. 哈尔滨市城市土壤重金属生态风险评价[J]. 水土保持研究,2009,16(4):152-159.
- [20] 贾英,方明,吴友军,等. 上海河流沉积物重金属的污染特征与潜在生态风险[J]. 中国环境科学,2013,33(1):147-153.
- [21] 杨秀红,胡振琪,张学礼. 粉煤灰充填复垦土地风险评价及稳定化修复技术[J]. 科技导报,2006,24(3):33-35.
- [22] 甘居利,贾晓平,林钦,等. 近岸海域底质重金属生态风险评价初步研究[J]. 水产学报,2000,24(6):533-538.
- [23] 王登启. 设施菜地土壤重金属的分布特征与生态风险评价研究[D]. 山东泰安:山东农业大学,2008.
- [24] 李海霞,胡振琪,李宁,等. 淮南某废弃地矿区污染场重金属污染风险评价[J]. 煤炭学报,2008,33(4):423-426.
- [25] 王莹,董霁红. 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.
- [26] 刘小梅,吴启堂,李秉滔. 超富集植物治理重金属污染土壤研究进展[J]. 农业环境科学学报,2003,22(5):636-640.
- [27] 田吉林,诸海焘,杨玉爱,等. 大米草对有机汞的耐性、吸收及转化[J]. 植物生理与分子生物学报,2004,30(5):577-582.
- [28] 赵美微,塔莉,李萍. 土壤重金属污染及其预防、修复研究[J]. 环境科学与管理,2007,32(6):70-72.
- ~~~~~
- (上接第 276 页)
- [11] 李明思,贾宏伟. 棉花膜下滴灌湿润锋的实验研究[J]. 石河子大学学报,2001,5(4):316-319.
- [12] 王孟雪,张有利,张玉先. 黑龙江风沙土区不同耕作措施对玉米地土壤水分及产量的影响[J]. 水土保持研究,2011,18(6):245-251.
- [13] 邸利,窦学成,成自勇,等. 甘肃省生态环境建设与水资源合理配置研究[J]. 水土保持研究,2007,14(2):175-178.
- [14] 张瑞美,彭世彰,徐俊增,等. 作物水分亏缺诊断研究进展[J]. 干旱地区农业研究,2006,24(2):205-210.
- [15] 康绍忠,刘晓明. 玉米生育期土壤—植物—大气连续体水流阻力与水势的分布[J]. 应用生态学报,1993,4(3):260-266.
- [16] 邵明安,杨文治,李玉山. 土壤—植物—大气连续体中的水流阻力及相对重要性[J]. 水利学报,1986(9):8-14.
- [17] 胡田田,康绍忠. 局部灌水方式对玉米不同根区土—根系统水分传导的影响[J]. 农业工程学报,2007,23(2):11-16.
- [18] 刘晚苟,山仑,邓西平. 不同土壤水分条件下土壤容重对玉米根系生长的影响[J]. 西北植物学报,2002,34(5):831-838.
- [19] 郭相平,康绍忠,索丽生. 苗期调亏处理对玉米根系生长影响的试验研究[J]. 灌溉排水,2001(1):25-27.
- [20] 慕自新,张岁岐,郝文芳. 玉米根系形态性状和空间分布对水分利用效率的调控[J]. 生态学报,2005,25(11):2895-2900.