

铜川三里洞煤矿煤矸石风化土壤重金属分布 及污染状况分析

时亚坤, 李凯荣, 闫宝环

(西北农林科技大学 资源环境学院, 陕西 杨凌 712100)

摘 要:研究煤矿矸石地的土壤重金属分布及污染状况可为污染治理和植被恢复提供科学依据。通过测定陕西省铜川市三里洞煤矿煤矸石风化土壤中 Cu、Cr、Cd、Ni、Zn、Pb 共 6 种重金属元素的含量,应用地质累积指数法和潜在生态危险指数法对排矸场风化土壤污染状况进行了分析与评价。结果表明:在地形较平坦,排矸年限长,植被覆盖度大的地段,重金属元素含量较高,而且分布趋于稳定。在坡地,坡下部重金属富集和积累比较明显,一般坡下部重金属含量高于坡上部和坡中部。排矸场 Cd 污染最为严重,为中度或偏重度污染,且潜在生态危险水平也达到了重度或极重; Cu、Ni、Zn 为轻度污染, Cr 和 Pb 污染轻微,个别地段达到轻度污染,这 5 种重金属元素均达到轻度潜在生态危险水平。可见,该排矸场亟需加强重金属污染的预防和治理。

关键词:煤矸石; 风化土壤; 重金属; 分布; 污染状况

中图分类号: X833

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2012)01-0187-05

Distribution and Assessment of Heavy Metal Contamination in Weathered Soil in Sanlidong Coal Mine of Tongchuan

SHI Ya-kun, LI Kai-rong, YAN Bao-huan

(College of Resources and Environmental Science, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: The research of distribution and assessment of heavy metal contamination can provide a scientific basis for pollution control and vegetation restoration. The contents of copper(Cu), chromium(Cr), cadmium(Cd), nickel(Ni), zinc(Zn) and plumbum(Pb) in weathered soil developed from coal gangue in Sanlidong coal mine of Tongchuan were measured. In this paper, the geoaccumulation index and potential ecological risk index were used to evaluate the soil pollution of gangue field. The results showed: the contents of heavy metals are higher and tend to be stable along with the length of stopping discharging the gangue increased, the terrain flatted and vegetation coverage increased. The accumulation of heavy metals was significant at the foot of the sloping land, the contents of heavy metals at the foot of slope were higher than the other sites. In the gangue field, the pollution of Cd was most severe, it was defined as moderate or lay particular stress degrees in the geoaccumulation index, and severe or extremely severe degrees in the potential ecological risk index; the pollution of Cu, Ni, Zn was mild, the pollution of Cr and Pb was slight, but some individual study areas were polluted mildly, and the level of pollution of all the five heavy metals were classified as light degrees by potential ecological risk index. Thus, it is necessary to prevent and control the heavy metal pollution for the gangue field.

Key words: coal gangue; weathered soil; heavy metal; distribution; pollution level

我国是世界上最大的煤炭生产国和消费国,煤矿在给我们带来巨大经济效益的同时,也带来了许多环境问题。煤矸石是在煤炭生产过程中伴随产生的固

体废弃物,是碳质、泥质和砂质页岩的混合物。煤矸石的大量排放和堆存不仅破坏和占用大量的土地资源,也会带来诸如土壤质量下降、生态系统退化、生物

收稿日期: 2011-08-212

修回日期: 2011-08-26

资助项目: 林业公益性行业科研专项(201104002-4)

作者简介: 时亚坤(1985—),男,河北保定人,在读硕士研究生,主要从事水土保持与生态工程研究。E-mail: 497184084@qq.com

通信作者: 李凯荣(1955—),男,陕西扶风人,教授,主要从事水土保持与生态工程研究。E-mail: lkr.888@163.com

多样性丧失、景观受到破坏等一系列严重的环境问题^[1]。目前,国内外学者对煤矸石的研究主要集中在煤矸石对周围尾矿、土壤、地下水的污染以及重金属化学形态等方面^[2-3],然而,由于煤矸石排量巨大,很多煤矿周围形成的矸石山小则几千平方米,大则数万平方米。由于长时间的风化、淋溶等作用,矸石山表层已形成能被某些植物生长的原生风化土壤。目前,有关煤矸石风化土壤的污染状况研究甚少。因此,本文以三里洞煤矿为例,研究大型矸石山内部表层风化土壤中重金属的转移、积累等分布特征,同时,对表层风化土壤进行污染状况分析与评价,旨在为我国煤矿矸石堆积地的综合治理及生态恢复提供科学依据。

1 研究区概况

铜川市位于陕西省中部,处于关中平原向陕北黄土高原的过渡地带,介于东经 108°34′—109°29′,北纬 34°50′—35°34′,属大陆性季风气候。选择三里洞煤矿区为研究区域,该矿区位于铜川市印台区,自 20

世纪 50 年代开始采煤,1999 年煤矿关闭。采煤期间,煤矸石被集中裸露堆放,目前已形成面积约为 70 000 m² 的大型矸石堆积地。区域形状接近四边形,北高南低,最高点海拔高度 1 017 m,最低点海拔高度 881 m。区域内共有巨型矸石坡地 2 处,面积约为 25 000 m²;矸石台地 3 处,面积约为 5 000 m²。由于煤矸石长期受到日晒、风雨的侵蚀和地下水的浸泡,区域内部分煤矸石表层已经严重风化,有原生演替发生^[4]。

2 研究方法

2.1 土壤样品采集

在野外详细调查的基础上,根据排矸场的自然地形条件、排矸年限、坡度和坡向的不同,按照立地条件类型将整个排矸场划分为 5 个研究区。在每个区域内对煤矸石风化的新生土壤按照平均布点法和网格布点法随机选取 9 个有代表性的采样点。各研究区基本情况见表 1。

表 1 各研究区基本情况

采样区	地形	基本情况
1 区	坡地	排矸少于 20 a,阳坡,黑色煤矸石,坡度 5°~45°,几乎无植被,人为因素影响很大,近些年,煤矸石被大量用于工业生产
2 区	坡地	排矸 20~35 a,半阳坡,砖红色煤矸石,坡度 15°~45°,无植被,人为影响较小
3 区	台地	排矸 20~35 a,砖红色煤矸石,略发灰,有较少的植被,人为影响较小
4 区	台地	排矸 35 a 以上,灰色煤矸石,自然风化严重,土壤颗粒小,植被较为丰富,覆盖度较大
5 区	台地	排矸 35 a 以上,灰色煤矸石,自然风化严重,土壤颗粒小,植被较为丰富,覆盖度大

2.2 土壤样品的处理和分析

将土壤样品烘干后粉碎,过 0.25 mm 孔径筛。称取 2.00 g 土壤样品,用 HCl+HNO₃+HF+HClO₄(10 ml+5 ml+5 ml+3 ml)全消解法消解,后定容至 25 ml,保存。火焰原子分光光度法测定 Cu,Cr,Cd,Mn,Ni,Zn,Pb 含量^[5-6]。

2.3 重金属污染评价方法

目前,国际上采用的沉积物或土壤重金属污染评价方法很多,本文根据实际需要,采用地质累计指数法和潜在生态危险指数法两种方法。

2.3.1 地质累积指数法 地质累积指数(Igeo)是由德国科学家 MULLE 提出的,广泛用于研究沉积物及其它物质中重金属污染程度的定量指标(通常又称为 Muller 指数)。该方法不仅考虑到人为污染因素、环境地球化学背景值差异,还考虑到自然沉积成岩作用等地质过程造成的背景值变动因素^[7]。其公式为:

$$I_{geo} = \lg \left[\frac{C_i}{1.5 \times BE_i} \right] \tag{1}$$

式中:C_i——指样品中元素 i 的含量;BE_i——元素 i 的地球化学背景值,本文采用三里洞煤矿周围对照土

壤作为背景值,1.5 为修正指数,主要用来表征沉积特征、岩石地质及其它影响^[8]。地质累积指数评价标准分级见表 2。

表 2 地质累积指数评价标准分级

污染等级	Igeo	污染程度
0	Igeo<0	无污染
1	0<Igeo≤1	轻度污染
2	1<Igeo≤2	偏中度污染
3	2<Igeo≤3	中度污染
4	3<Igeo≤4	偏重污染
5	4<Igeo≤5	重度污染
6	Igeo>5	极重污染

2.3.2 潜在生态危险指数法 潜在生态危险指数(RI)是由瑞典科学家 Hakanso 建立的一套应用沉积学原理评价土壤或沉积物中重金属污染及生态危害的方法。该方法结合环境化学、生物毒理学和生态学等方面的内容,以定量的方法划分出重金属的潜在生态危害程度^[9-10]。计算方法如下:

$$C_f^i = \frac{C_i}{C_n^i} \tag{2}$$

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

$$RI = \sum E_r^i \tag{4}$$

式中: C_f^i ——重金属*i*的污染参数; C^i ——重金属*i*的实测含量; C_n ——计算所需的背景值; E_r^i ——重金属*i*的潜在生态危险参数; T_r^i ——重金属*i*的毒性响应系数;RI——多种金属潜在生态危险指数。根据 *Hakanson* 制定的标准,6 种重金属的毒性相应系数(即 T_r^i 值)分别为 $Zn=1<Cr=Ni=2<Cu=Pb=5<Cd=30$ 。各重金属污染潜在生态危险指数与分级关系见表 3。

表 3 重金属污染潜在生态危险指标与分级关系

E_r^i	RI	污染程度
$E_r^i < 40$	$RI < 150$	轻度
$40 \leq E_r^i < 80$	$150 \leq RI < 300$	中度
$80 \leq E_r^i < 160$	$300 \leq RI < 600$	偏重
$160 \leq E_r^i < 320$	$600 \leq RI < 1200$	重度
$320 \leq E_r^i$	$1200 \leq RI$	极重

3 结果与分析

3.1 煤矸石风化土壤重金属含量及分布

由表 4 可以看出,对于 5 个研究区而言,1 区各重金属元素含量均低于其它 4 个研究区(Cr 除外);2—5 区重金属元素含量较高且相对稳定。5 个研究区各重金属含量方差分析结果显示,Zn 含量存在极显著性差异,1 区和 2—5 区、2 区和 5 区、3 区和 5 区含量

存在显著性差异,1 区含量最低,5 区含量最高;Cd 在 1 区和 5 区之间存在显著性差异,5 区含量最高;其它 4 种重金属元素含量在各区之间无显著性差异。

对于 6 种重金属元素含量方差分析可知,Cu 在 1 区和 3 区、Cr 和 Pb 在 1—3 区、Cd 在 1 区和 2 区、Ni 和 Zn 在 2 区存在显著性差异;多重比较分析结果表明,Cu 在 1 区坡下部与上、中部存在显著性差异,下部含量较高,3 区台地内侧与外侧、中部存在显著性差异,内侧含量较高;Cr 在 1 区坡上部与中、下部存在显著性差异,上部含量最低,在 2 区坡上、中、下部之间均存在显著性差异,下部含量最高,在 3 区坡中部与上、下部存在显著性差异,中部含量最低;Cd 在 1 区坡下部与上、中部存在显著性差异,下部含量较高,在 2 区坡上部与中部存在显著性差异,下部含量较高;Ni 和 Zn 在 2 区坡下部与上、中部存在显著性差异,下部含量较高;Pb 在 1 区坡下部与上、中部存在显著性差异,下部含量较高,在 2 区坡上部和中、下部存在显著性差异,上部含量较低,在 3 区台地内侧与外侧、中部存在显著性差异,内侧含量较高,在 5 区台地中部和内、外侧存在显著性差异,中部含量较高。由以上分析可知,重金属在坡地和台地的分布存在明显的差异,在坡地,重金属有明显的向坡下部积累和富集的趋势,导致坡下部重金属含量较高,但台地地势平坦,受外界影响相对较小,重金属分布无明显的规律。

表 4 各研究区风化土壤重金属含量分布及分析 mg/kg

研究区	坡位	Cu	Cr	Cd	Ni	Zn	Pb
1 区	坡上部	26.31b	46.36b	0.56b	42.09a	45.65a	7.88b
	坡中部	20.08b	99.27a	0.46b	42.47a	50.63a	11.14b
	坡下部	44.98a	80.86a	1.26a	60.55a	61.16a	21.69a
2 区	坡上部	32.95a	74.58b	0.59b	43.01b	72.83b	18.98b
	坡中部	27.46a	51.11c	0.94ab	44.42b	69.52b	31.99a
	坡下部	39.14a	88.14a	1.12a	90.57a	144.25a	40.26a
3 区	台地外侧	37.39b	103.60a	0.75a	62.68a	100.74a	17.35b
	台地中部	32.78b	62.05b	1.00a	63.73a	109.86a	17.69b
	台地内侧	51.81a	112.10a	0.89a	65.49a	98.82a	44.92a
4 区	台地外侧	34.80a	82.50a	1.18a	62.71a	115.27a	24.80a
	台地中部	38.44a	85.86a	0.98a	58.50a	120.36a	28.44a
	台地内侧	39.63a	85.42a	1.35a	57.49a	144.63a	24.63a
5 区	台地外侧	33.17a	90.23a	1.34a	59.13a	138.65a	24.11b
	台地中部	33.54a	87.11a	1.32a	67.84a	152.31a	36.82a
	台地内侧	38.03a	95.73a	1.19a	72.83a	148.52a	27.89ab
背景值		18.25	59.78	0.097	26.83	51.31	20.16

注:表中不同的小写字母表示处理间差异达 5%显著水平(Duncan 法)。

3.2 煤矸石风化土壤污染分析与评价

3.2.1 地质累积指数法 利用公式(1)对 5 个研究区的重金属含量进行计算分析(表 5),Cd 平均含量为

0.99 mg/kg,Igeo 值为 2.77,达到 3 级中度污染,其中 1—3 区 Igeo 值在 2.38~2.60 之间,达到 3 级中度污染,4 区和 5 区 Igeo 值分别为 3.01 和 3.14,达到 4

级偏重度污染;Ni 污染次之,5 个研究区 I_{geo} 值均为 0.27~0.73,为 1 级轻度污染;Zn 污染较轻,平均含量为 104.88 mg/kg,I_{geo} 值为 0.45,达到 1 级轻度污染,其中除 1 区为 0 级无污染外,其余 4 个区均为 1 级轻度污染;Cu 污染轻微,5 个研究区均为 1 级轻度

污染;Cr 平均含量较低,未形成污染,但是 3 区和 5 区含量较高,达到 1 级轻度污染,其它 3 个区无污染;Pb 含量最低,除 2 区刚形成 1 级轻度污染外,其它 4 个区均无污染;6 种重金属元素的平均污染强弱顺序为 Cd>Ni>Zn>Cu>Cr>Pb。

表 5 应用地质累计指数法进行污染状况分析

重金属	项目	1 区	2 区	3 区	4 区	5 区	平均值
Cu	含量	30.46	33.18	40.66	37.62	34.91	35.37
	I _{geo}	0.15	0.28	0.57	0.46	0.35	0.37
	污染强度	1	1	1	1	1	1
Cr	含量	75.5	71.28	92.58	84.59	91.02	82.99
	I _{geo}	-0.25	-0.33	0.05	-0.08	0.02	-0.11
	污染强度	0	0	1	0	1	0
Cd	含量	0.76	0.87	0.88	1.17	1.28	0.99
	I _{geo}	2.38	2.58	2.60	3.01	3.14	2.77
	污染强度	3	3	3	4	4	3
Ni	含量	48.37	59.33	63.97	59.57	66.60	59.57
	I _{geo}	0.27	0.56	0.67	0.57	0.73	0.57
	污染强度	1	1	1	1	1	1
Zn	含量	52.47	95.53	103.14	126.75	146.49	104.88
	I _{geo}	-0.55	0.31	0.42	0.72	0.93	0.45
	污染强度	0	1	1	1	1	1
Pb	含量	13.57	30.41	26.65	25.96	29.61	25.24
	I _{geo}	-1.16	0.01	-0.18	-0.22	-0.03	-0.26
	污染强度	0	1	0	0	0	0

3.2.2 潜在生态危险指数法 由表 6 可知,从单个重金属的潜在生态危险指数看,Cd 在 1 区、2 区和 3 区的 E_i^p 值分别为 235.05,269.07,272.16,达到重度潜在生态危险水平,4 区和 5 区 E_i^p 值分别为 361.86 和 395.88,为极重潜在生态危险水平;Cu,Cr,Ni,Zn 和 Pb 在 5 个研究区的 E_i^p 值均小于 40,为轻度潜在生态危险水平;6 种重金属的潜在生态危险程度强弱顺序为 Cd>Cu>Pb>Ni>Cr>Zn。

表 6 应用潜在生态危险指数法进行污染状况分析

研究区	E _i ^p						RI
	Cu	Cr	Cd	Ni	Zn	Pb	
1 区	8.35	2.53	235.05	3.61	1.02	3.37	253.92
2 区	9.09	2.38	269.07	4.42	1.67	7.54	297.27
3 区	11.14	3.10	272.16	4.77	2.01	6.61	299.79
4 区	10.31	2.83	361.86	4.44	2.47	6.44	388.34
5 区	9.56	3.05	395.88	4.96	2.85	7.34	423.65
平均值	9.69	2.78	307.42	4.44	2.04	6.26	332.63

对于 5 个研究区而言,1—3 区的 RI 值分别为 253.92,297.27,299.79,达到中度潜在生态危险水平,4 区和 5 区的 RI 值分别为 388.34 和 423.65,达到偏重潜在生态危险水平;5 个研究区的潜在生态危险程度强弱顺序为 5 区>4 区>3 区>2 区>1 区,5 区的潜在生态危险水平最高,1 区最低。

4 结 论

(1)该矸石堆积地形成的风化土壤中,随着排矸年限的增加,重金属元素含量逐渐增加并趋于稳定;在坡地,不同坡位重金属含量差异性较大,一般坡下部高于坡上部和坡中部;台地地形较平坦,重金属含量分布无明显规律。分析其可能原因为排矸年限越长,矸石风化越充分,重金属含量越高;地形越陡峭,雨水冲刷作用越强烈,坡上部和坡中部重金属流失越严重,导致坡下部重金属的富集与积累;植被对重金属有较强的固持作用,植被覆盖率越高,重金属含量越稳定,因此矸石风化较好、植被覆盖度较大的 4 区和 5 区重金属含量较高且相对较稳定。

(2)地质累积指数法结果表明:5 个研究区受到不同重金属污染的程度不同,Cd 污染最严重,为主要污染物,1—3 区达到中度污染,4—5 区达到偏重度污染;Ni 在 5 个研究区均为轻度污染;对于 Zn,1 区排矸年限短、坡度大、植被覆盖率低,元素流失严重未形成污染外,其它 4 个区均为轻度污染;Cu 分布较均匀,5 个区均为轻度污染;Cr 和 Pb 在该矸石堆积地的平均含量较低,整体未形成污染,但由于排矸年限、地形、植被覆盖等因素影响,污染分布不均匀,Cr 在 3

区和5区为轻度污染,Pb在2区为轻度污染。根据地质累积指数值(即 I_{geo} 值)可知6种重金属的污染强弱顺序为 $Cd > Ni > Zn > Cu > Cr > Pb$ 。

(3)潜在生态危险指数法结果表明,三里洞煤矿矸石堆积地的主要污染物为Cd, E_i^p 范围在235.05~395.88之间,在5个研究区均达到了重度或极重潜在生态危险水平,其它5种重金属均为轻度潜在生态危险水平;对于5个研究区而言,综合6种重金属元素的污染可知,5区污染最严重,1区污染最轻,5个研究区受污染强弱程度顺序为5区>4区>3区>2区>1区。可见,排矸年限越长、地形越平坦、植被覆盖率越高,重金属污染越严重。

(4)分别应用地质累积指数法和潜在生态危险指数法两种污染评价方法对该矸石堆积地进行了污染分析与评价,地质累积指数法侧重于对某一研究区域内单一重金属的污染级别划分,但是不能明确给出在研究区受到多种重金属复合污染情况下的污染强度。潜在生态危险指数法中重金属毒性响应系数 T_i^p 的引入具有重要的实际意义, T_i^p 是美国国家环保局根据对生物体的大量毒性试验和“三致”效应的研究成果,它结合了重金属的生态效应、环境效应和毒理学原理,在重金属对人体健康、生物生长等方面表现的差异性充分表示出来,能够客观评价重金属排放区对周围环境的现实和潜在危害程度。

本文应用这两种方法进行污染分析与评价,结果基本一致。该研究区的主要污染物为Cd,对环境的污染最为严重,该地应加强对Cd污染的预防和治理;Cu和Pb虽然含量较低,但因为它们的毒性响应系数

较高,对周围环境仍存在一定的污染;Ni和Zn含量较高,但因其毒性响应系数较低,对周围环境的污染较轻;Cr除了个别区域外,基本不形成污染。

参考文献:

- [1] 常允新,朱学顺,宋长斌,等.煤矸石的危害与防治[J].中国地质灾害与防治学报,2001,12(2):39-43.
 - [2] Shu W S, Ye Z H, Lan C Y, et al. Acidification of lead-zinc mine tailings and its effected on heavy metal mobility[J]. Environment International, 2001, 26(5/6): 389-394.
 - [3] 周建民,党志,司徒粤,等.大宝山矿区周围土壤重金属污染分布特征研究[J].农业环境科学学报,2004,23(6): 1172-1176.
 - [4] 秦俊.三里洞煤矸石废弃地景观规划[J].中国农学通报,2010,26(10):303-308.
 - [5] 鲍士旦.土壤农化分析[M].北京:中国农业出版社,2005.
 - [6] 中华人民共和国国家标准[S].GB/T17138-1997;GB/T17139-1997;GB/T17140-1997.
 - [7] 柴世伟,温琰茂,张亚雷,等.地累积指数法在土壤重金属污染评价中的应用[J].同济大学学报,2006,34(12): 1657-1661.
 - [8] 樊金柱.中国北方煤矸石堆积地生态环境特征与植被建设研究[D].北京:北京林业大学,2006.
 - [9] 石平,王恩德,魏忠义.青城子铅锌矿区土壤重金属污染评价[J].金属矿山,2010(4):172-175.
 - [10] 彭景,李泽琴,侯家渝,等.地质累计指数法及生态危害指数评价法在土壤重金属污染中的应用及探讨[J].广东微量元素科学,2007,14(8):13-17.
-
- [3] 王政权,王庆成.森林土壤物理性质的空间异质性研究[J].生态学报,2000,20(6):945-950.
 - [4] 阎传海.徐州连云港地区城镇绿化策略研究[J].海南师范学院学报:自然科学版,2002,15(3):47-49.
 - [5] 黄承标,吴仁宏,黎家春,等.三匹虎自然保护区森林枯枝落叶层及土壤层涵养水源功能分析[J].水土保持学报,2007,25(3):84-102.
 - [6] 薛立,吴敏,徐彦,等.几个典型华南人工林土壤的养分状况和微生物特性研究[J].土壤学报,2005,42(6): 1017-1023.
 - [7] 宋会兴,苏智先,彭远英.山地土壤肥力与植物群落次生演替关系研究[J].生态学杂志,2005,24(12):1531-1533.
 - [8] 阎传海.苏北低山丘陵森林植被多样性研究[J].山地研究,1997,15(3):157-161.
 - [9] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3版.北京:中国农业出版社,2002:47-56.
 - [10] 贺康宁.水土保持林地土壤水分物理性质的研究[J].北京林业大学学报,1995,17(3):44-50.
 - [11] 刘鸿雁,黄建国.缙云山森林群落次生演替中土壤理化性质的动态变化[J].应用生态学报,2005,16(11): 2041-2046.
 - [12] 何东进,洪伟,胡海清,等.武夷山风景区森林景观土壤物理性质异质性及其分形特征[J].林业科学,2005,41(5):175-179.
 - [13] 游秀花,蒋尔可.不同森林类型土壤化学性质的比较研究[J].江西农业大学学报,2005,27(3):357-360.
 - [14] 林德喜,樊后保,苏兵强,等.马尾松林下套种阔叶树土壤理化性质的研究[J].土壤学报,2004,41(4):655-659.
 - [15] 余新晓,赵玉涛,张志强,等.长江上游亚高山暗针叶林土壤水分入渗特征研究[J].应用生态学报,2003,14(1):15-19.

(上接第186页)