

陕西蒿坪石煤矿区重金属污染及生态风险评价

崔雅红¹, 崔炜², 孟庆俊¹, 李文博¹, 冯启言¹, 周来¹

1. 中国矿业大学 环境与测绘学院, 江苏 徐州 221116;
2. 陕西华诚实业股份公司, 陕西 西安 710000

中图分类号:X53 文献标识码:A 文章编号:1001-0076(2021)02-0157-06
DOI:10.13779/j.cnki.issn1001-0076.2021.02.022

摘要 石煤矿区开采会引起矿区及周边土壤、水体重金属污染。对陕西蒿坪石煤矿石煤及周边土壤重金属 Cd、Cr、Cu、Zn、Pb 进行了测定,并对石煤进行了浸出毒性试验,运用地累积指数和潜在生态危害指数评价了矿区土壤重金属污染程度及潜在生态风险。结果表明,石煤中 Cr、Cd、Zn 含量高于中国煤和世界煤,而 Pb 和 Cu 含量与中国煤和世界煤接近。5 种重金属元素浸出毒性虽然低于《危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴别》的浓度限值,但均超过了《地下水质量标准》Ⅲ类标准。安康蒿坪石煤矿区土壤 Cd、Cu、Zn、Pb 含量均超过陕西土壤背景值,矿区土壤重金属处于轻度污染水平,综合生态危害轻微。矿区土壤中 Cd 含量超过了《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》中规定的风险筛选值,潜在生态风险较大,应防控该矿区土壤中 Cd 污染。

关键词 石煤矿;重金属污染;浸出毒性;生态风险评价

重金属污染已成为全球关注的环境问题,土壤重金属污染的潜在危害也引起国内外研究者的广泛关注。目前,国内外学者针对土壤重金属污染已经开展了大量的研究,研究内容涉及土壤重金属空间分布特征^[1]、来源分析^[2]、重金属形态分布和生物活性^[3]及土壤重金属迁移转化研究^[4]等方面。常用的研究方法有单因子分析和综合分析法、地累积指数法、潜在生态风险评价法等。目前,对于重金属污染的研究主要存在于铅锌矿、金矿等领域,而对于石煤矿区研究很少。毒性浸出是指对固体废弃物进行浸取之后测定的浸出液中污染物的浓度。若浸出液中污染物浓度超过规定标准,则认为这种固体废弃物具有浸出毒性^[5],可能会对周围的环境带来潜在的污染;目前,国内对一些煤矸石、垃圾填埋场等固体废弃物的浸出毒性研究已较深入^[6,7,8],而针对石煤中重金属的浸出毒性研究相对较少。

石煤是一种低热值、高灰分、高含硫的腐泥无烟煤^[9],根据已有地质资料分析,石煤是由寒武纪、奥陶

纪及志留纪的菌藻类低等生物遗体沉积后形成^[10]。我国石煤主要分布在陕西、浙江等地,南秦岭地区储量最为丰富,其中,安康市的石煤资源储量丰富,总储量达到 41 383 万 t^[11]。石煤开采会对当地的水土环境造成一定的污染^[12],林海等研究表明^[13]石煤提钒冶炼厂土壤中普遍存在 Cu、Cd 和 Pb 污染,且发现厂区生长的植物中野胡萝卜中富集了很多 Cd 元素。我国南水北调中线工程中 70% 的供水来自陕西,汉江贯穿整个安康市,是南水北调中线工程中的重要河流之一。土壤中的重金属经风力作用、雨水冲击等因素也会影响周围河流,所以当地石煤尾矿所产生的重金属污染应得到重视^[3]。

本文对陕西陕南蒿坪石煤矿石煤及周边土壤重金属 Cd、Cr、Cu、Zn、Pb 含量进行了测定,并对石煤进行了浸出毒性试验,评价了土壤重金属污染程度及潜在生态风险,从而了解该石煤矿区对当地土壤造成的重金属污染情况,为当地石煤矿区的土壤环境评价以及合理利用提供一定的科学依据^[14]。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

蒿坪石煤矿带位于安康市南部,西起石泉县熨斗镇,东至平利县柳林镇^[15]。矿区地质构造为一复式向斜,轴部为下志留统梅子垭组,两翼为斑鸠关组,形成的南北两条含煤带的主要赋煤地层为晚奥陶—早志留系斑鸠关组,岩性以黑色炭质板岩、炭硅质岩为主^[15]。

1.2 样品采集与处理

本次研究石煤样品采自陕西省安康市蒿坪河流域露天石煤矿。本次煤样采集严格按照国家标准 GB 475—2008,并结合研究区范围,采用刻槽取样,在煤层上以 40 cm×40 cm×40 cm 规格大小刻槽。考虑到样品的代表性,选取 4 个点位的石煤煤层,每个点位采集 4 个样品,每样取 1 kg 左右。将所有石煤样品进行混合^[16]。采集后的煤样用聚乙烯样品袋密封携带,防止在运输过程中被防污染及风化、流失。最后确保在 7 d 内送到试验室进行样品前处理。土壤样品采集 6 个点位,每个点位采集 4 个样品,后续操作步骤同石煤样品。将样品置于实验室风干。采集的煤样及土样先破碎再研磨。研磨采用研磨机,每次破碎后要用酒精和去离子水进行擦拭干净,经完全干燥后进行下一个样品的破碎,防止样品之间的相互污染影响测试结果。破碎后的样品再根据不同的试验和测试要求进一步分筛。本次试验煤样全部为 -0.075 mm,因此破碎后再次使用四分法将需要的用量进行研磨,手动玛瑙钵体与研杆。将处理后的样品保存在棕色玻璃瓶中,以备后续分析测试。

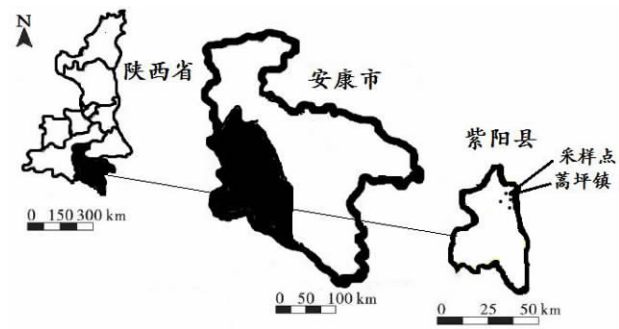


图1 样品采样点示意图

Fig. 1 Distribution pattern of collected soil samples

1.3 重金属含量测试

将石煤样品置于马弗炉中 450 ℃ 下加热 3.5 h,以除去石煤中的部分碳,提高消解效率。将约 0.1 g 加热后的石煤样品及采集的土壤样品放置于 Teflon 消化容

器中,并加入 8 mL 硝酸、2 mL 过氧化氢、3 mL 氢氟酸和 4 mL 高氯酸,然后将样品置于 100~210 ℃ 的电热板上逐渐加热 12 h。冷却后,用 5% 的硝酸溶液将消解所得到的溶液稀释至 25 mL,用电感耦合等离子体质谱(ICP-MS, Thermo Fisher Scientific)测定重金属含量。样品均在江苏地质矿产设计研究院进行测试,土壤样品的消解与测试方法同石煤。煤和土壤的标准样品分别为 SARM20 和 GB W07406(GSS-6)。测试精度控制在 ± 5% 之内。

1.4 石煤浸出毒性试验

石煤含水率的测定:称取 20~100 g 样品于预先干燥恒重的玻璃皿中,于 105 ℃ 下烘 4 h,再恒重至 ± 0.01 g,计算样品的含水率。

石煤中有害元素浸出方法采用《固体废物浸出毒性浸出方法 水平振荡法》(HJ 557—2010)。称取干基质量 1.00 g 的石煤试样,置于 250 mL 玻璃具塞三角瓶中,按液固比 10:1(L/kg)加入纯净水进行浸提,盖紧瓶盖后垂直固定在水平震荡装置上,震荡频率为 110±10 次/min,振幅为 40 mm,在室温下震荡 8 h 后取下提取瓶,静置 16 h,过滤并收集浸出液。浸出液按上述方法进行湿法消解以测试重金属浓度。

1.5 评价方法

采用地累积指数法和潜在生态危害指数法分别对研究区重金属污染程度和生态风险进行评价。

地累积指数:地累积指数又称 Mull 指数,是德国海德堡大学科学家 Muller 在 1969 年提出的^[17]。现广泛应用于由人为因素产生的重金属对土壤污染的评价。地累积指数的计算公式:

$$I_{geo} = \text{Log}[C_n/1.5B_n] \quad (1)$$

式中, C_n 为元素 n 的地区实测含量; B_n 为环境背景值,本次采用陕西土壤元素背景值^[22];常量 1.5 是为消除各地差异可能引起背景值的变动转换系数。

潜在生态危害指数法:潜在生态危害指数是由瑞典著名地球化学家 Lars Hakanson 提出的应用河流湖泊沉积学原理评价土壤重金属生态风险的方法。目前国内外众多学者将其应用于不同区域土壤重金属的评价^[18-21]。该因子综合考虑了土壤重金属含量、生态效应和环境效应之间的联系^[21-22]。其公式为^[19]:

$$RI = \sum E_i^* = \sum [T_i \times (P_s \times P_n)] \quad (2)$$

式中, RI 为潜在生态危害综合指数; E 为潜在生态危害单项指数; P 为重金属质量浓度实测值; i 为第 i 个重金属; P_n 为参比值,采用陕西省土壤背景值; T_i 为毒性响应系数,这 5 种金属的毒性响应系数分别如下: Cd 为 30, Pb 为 5, Cu 为 5, Zn 为 1, Cr = 2^[23]。某一重金属的潜

在生态危害系数,可用下式进行表述:

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

$$C_r^i = C_{\text{实测}}^i \div C_n^i \tag{4}$$

式中: C_r^i 为某一重金属的污染系数, $C_{\text{实测}}^i$ 为表层沉积物重金属元素的实测含量, C_n^i 为该元素的评价标准。根据研究区表层土壤中重金属实测值和陕西省土壤背景值^[24]计算出土壤中各种重金属的单项污染系数,最后根据各重金属元素的毒性响应系数得到其潜在生态危害单项指数。依据 E_r^i 值的大小判断重金属元素的潜在生态风险,为该地区重金属污染治理提供依据。

2 结果讨论

2.1 石煤的工业分析

石煤的工业分析结果见表 1。石煤含水量2.40%,灰分 39.16%,挥发分 4.87%,固定碳 53.57%。热值为 5.53 MJ/kg,远低于标准煤的 290 MJ/kg。硫主要以黄铁矿形式存在,占总硫的 96.7%。根据中国煤炭分类标准(MT/T 850—2000,GB/T 15224.1,MT/T 849,GB/T 15224.2 和 GB/T 15224.3),采集的石煤样品具有高灰分、中硫分、低水分、低挥发性物质和低热值等特点,是典型的低品质石煤。

表 1 石煤的工业分析

Table 1 Industrial analysis of stone coal

Mad/%	Ad/%	Vdaf/%	FCd/%	St,d/%	Ss,d/%	Sp,d/%	So,d/%	Qgr,ad/MJ/kg
2.40	39.16	4.87	53.57	1.82	0.03	1.76	0.03	5.53

ad:风干基;d:干燥;daf:干灰;M:水分;A:灰分产量;V:挥发性物质;FC:固定碳;St,d:总硫;Sp,d:黄铁矿硫;Ss,d:硫酸盐硫;So,d:有机硫;Qgr,ad:空气干燥基的热值。

表 2 石煤中重金属元素含量及与其它煤的比较 / (mg · kg⁻¹)

Table 2 Content of heavy metals in stone and its comparison with other coals

元素	安康石煤	褐煤 ^[25]	无烟煤 ^[25]	肥煤 ^[25]	浙江石煤 ^[26]	中国煤 ^[27-33]	世界煤 ^[27-32]
Cd	3.55	0.2	0.2	0.2	42.9	0.38	0.2
Cr	121	12	12	12	-	16	17
Cu	65.7	-	-	-	662	16.63	16
Zn	235	35	35	32	799	40.46	28
Pb	40.6	13	13	17	-	15.26	9

从表 2 可以看出,研究区石煤中的 Cr、Cd、Zn 的含量远高于褐煤、无烟煤、肥煤中的含量^[25]、也高于中国煤和世界煤,其中 Cr、Cd、Zn 的含量大约是中国煤的

8、9、6 倍,而 Pb 的含量略高于其他煤种、中国煤和世界煤,约是两者的 2.7 倍;Cu 的含量约是世界煤和中国煤的 4 倍。但安康地区石煤中各元素含量并不是最高的,有研究表明浙江石煤中重金属 Cd、Zn、Cu 都远高于陕西石煤重金属含量^[25]。

2.2 石煤的浸出毒性

石煤中重金属的浸出毒性结果见表 3。结果表明,石煤浸出试验中 Pb、Zn 和 Cd 元素含量分别是《地下水质量标准》(GB/T 14848—17)Ⅲ类标准的 50 倍、9.5 倍和 6 倍。浸出毒性中 Cr 元素浓度略高于《地下水质量标准》Ⅲ类标准,石煤中 Cu 的浸出毒性较低。相对于《污水综合排放标准》(GB 8978—1996),除 Zn 外,其余 4 种重金属元素浸出浓度均满足《污水综合排放标准》(GB 8978—1996)二级标准限值,并且所有元素浸出浓度值均低于《危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴别》(GB 5085.3—2007)的浓度限值。但上述重金属存在长期的累积效应,对土壤及水环境造成污染风险,应加强散落石煤、矿渣、矿井水的环境管理与控制。

表 3 石煤重金属元素的浸出毒性 / (mg · L⁻¹)
Table 3 Leaching toxicity of heavy metal elements in stone coal

元素	浸出毒性	《地下水质量标准》Ⅲ类标准	《污水综合排放标准》二级标准	《危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴别》
Cd	0.03	0.005	0.10	1.00
Cr	0.06	0.05	1.50	15.00
Cu	0.21	1.00	1.00	100.00
Zn	9.50	1.00	5.00	100.00
Pb	0.50	0.01	1.00	5.00

2.3 石煤矿区土壤重金属污染及生态风险评价

2.3.1 安康石煤矿区土壤重金属污染

根据浸出毒性试验结果可知,石煤开采活动会导致土壤重金属元素的累积效应。石煤中富含一定量的有机质和黏土矿物对某些重属元素会有一定的吸附作用。将石煤中 Cd、Cr、Cu、Zn、Pb 这些重金属元素含量与陕西土壤重金属元素含量背景值相比较可以看出,Cd、Cr、Cu、Zn、Pb 明显高于陕西的土壤背景值,说明这些元素一定程度上被石煤吸附、富集从而可能会对当地环境造成一定的污染^[33]。

为了评估石煤开采对矿区土壤的污染,对矿区内土壤进行了采样分析,结果见表 4。矿区土壤呈弱碱性,土壤 pH 平均为 8.63。矿区土壤中重金属除 Cr

以外,Cd、Cu、Zn、Pb 含量均超过陕西土壤背景值,分别是陕西土壤背景值的 3. 13、2. 70、2. 41、2. 24 倍,结果表明,土壤中 Cd、Cu、Zn、Pb 元素均有富集,其中 Cd 富集程度最强。陕西石煤矿区存在土壤重金属累积现象。已有研究表明^[34],煤炭开采、利用及化肥农药的使用会造成土壤中 Cu、Zn 的富集。煤炭运输会引起 Pb 元素在煤矿中聚集。李长春等认为煤矿区土壤中 Cr 含量主要受煤矿开采时煤尘和人为因素的影响^[35]。安康石煤矿区周边土地利用类型多为农田,因此可根据《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中规定的风险筛选值和风险管制值判断矿区土壤重金属污染程度。农用地土壤污染风险是指土壤污染对食用作物生态环境造成的不利影

响。农用地土壤污染风险的筛选值是指农用地土壤中的污染物含量小于等于该值,农产品质量安全、作物生长或土壤生态环境的风险较低,此时一般可忽略。超过该值,则存在一定程度的风险。农用地土壤污染风险控制值是指农用地土壤污染物含量超标的情况,原则上,应采取严格的控制措施。当重金属含量介于二者之间时,可能存在食用农产品不符合质量安全标准等土壤污染风险。安康石煤矿区土壤中 Cr、Cu、Zn、Pb 含量均显著低于风险筛选值,土壤中 Cd 含量略高于风险筛选值,对农产品的质量安全、农作物的生长或土壤生态环境都有可能存在风险^[36]。为进一步明确石煤矿区土壤污染程度和存在的生态风险,采用地累积指数法和潜在生态风险评价指数法进行评价。

表 4 石煤矿区土壤重金属污染与生态风险评价

Table 4 Heavy metal pollution and ecological risk assessment of soil in stone coal mine area

指标	平均值 /(mg·kg ⁻¹)	陕西土壤背景值 /(mg·kg ⁻¹)	《农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(pH>7.5)/(mg·kg ⁻¹)		污染评价	生态风险评价		
			风险筛选值	风险管制值	<i>I_{geo}</i>	<i>C_rⁱ</i>	<i>E_rⁱ</i>	<i>RI</i>
Cd	0.75	0.24	0.6	4.0	0.32	3.13	93.75	122
Cr	38.15	62.5	250	1 300	-0.40	0.61	1.22	
Cu	57.88	21.4	100	-	0.26	2.70	13.52	
Zn	167.03	69.4	300	-	0.21	2.41	2.41	
Pb	47.98	21.4	170	1 000	0.18	2.24	11.21	
pH	8.63	-	-	-	-	-	-	

《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)。

2.3.2 土壤重金属污染评价

以陕西土壤背景值为标准,计算地累积指数 I_{geo} ^[18],结果见表4。根据地累积污染指数分级标准,当 $I_{geo}<0$ 时,无污染;当 $0\leq I_{geo}<1$ 时,轻度污染;当 $1\leq I_{geo}<2$ 时,偏中度污染;当 $2\leq I_{geo}<3$ 时,中度污染;当 $3\leq I_{geo}<4$ 时,偏重污染;当 $4\leq I_{geo}<5$ 时,重污染;当 $I_{geo}\geq 5$ 时,极重污染^[17]。陕西石煤矿区土壤除 Cr 以外,其他四种重金属元素均属于轻度污染,且土壤中 Cd 污染相对较重,其次为 Cu、Zn 和 Pb。说明矿区土壤受到一定程度的重金属污染,存在一定的生态风险。

2.3.3 土壤重金属生态风险评价

采用潜在生态危害指数评价安康石煤矿区土壤重金属污染的生态风险(见表4)。依据 E_{ri} 值的大小能够判断每一种污染物的潜在生态风险,从而为重金属污染治理提供科学依据。

采用潜在生态危害指数评价安康石煤矿区土壤重金属污染的生态风险(见表4)。根据潜在生态危害指数分级标准,单一元素潜在生态危害指数(E_{ri}^i)与风险

程度之间关系为^[37]:当 $E_{ri}^i<40$ 时,为轻微生态危害;当 $40\leq E_{ri}^i<80$ 时,为中等生态危害;当 $80\leq E_{ri}^i<160$ 时,为强生态危害;当 $160\leq E_{ri}^i<320$ 时,很强生态危害;当 $E_{ri}^i\geq 320$ 时,为极强生态危害。

研究区土壤中 Cd 的潜在生态危害系数高达 93.75,属于强生态危害;而 Cr、Cu、Zn、Pb 的潜在生态危害指数(E_{ri}^i)均小于 40,属于轻微生态危害程度。综合 5 种重金属元素的潜在生态危害综合指数(RI)为 122。根据文献可知,当 RI 小于 150 时,属于轻微生态危害等级^[37]。

4 种重金属的潜在生态危害由强到弱依次为 $Cd>Cu>Pb>Zn>Cr$ 。陕西安康石煤矿区土壤重金属污染的生态危害相对较轻,其中 Cd 的综合潜在生态风险评价指数最高,表明研究区土壤 Cd 污染极有可能来源于石煤矿区,并且可能受风力作用、雨水冲刷、人类活动等原因缓慢地向四周迁移扩散。其中 Cd 是研究区土壤最主要的潜在生态风险因子,这与杜蕾^[3]等研究的石煤尾矿区 Cd 元素的生态风险最大相一致,因此,Cd 污染应引起高度重视。

3 结论

安康蒿坪石煤中 Cd、Cr、Cu、Zn、Pb 等 5 种重金属元素含量均高于世界煤、中国煤,并且除 Zn 元素外,石煤中其余 4 种重金属元素浸出浓度均满足《污水综合排放标准》(GB 8978—1996)二级标准限值。所有元素浸出浓度值均低于《危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴别》(GB 5085.3—2007)的浓度限值,不属于危险废物,但均超过了《地下水质量标准》(GB/T14848—17)Ⅲ类标准,存在地下水污染风险。安康蒿坪石煤矿区土壤 Cd、Cu、Zn、Pb 元素含量都已超过陕西土壤背景值,矿区土壤重金属处于轻度污染水平,生态危害轻微。其中,矿区土壤中 Cd 含量超过了《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)中规定的风险筛选值,潜在生态危害较大,需要引起足够的重视,并且应该采取一定的污染防控措施。

参考文献:

[1] 甘国娟,刘伟,邱亚群,等.湘中某冶炼区农田土壤重金属污染及生态风险评价[J].环境化学,2013,32(1):132-138.

[2] 谢小进,康建成,李卫江,等.上海宝山区农用土壤重金属分布与来源分析[J].环境科学,2010,30(3):768-774.

[3] 杜蕾,朱晓丽,安毅夫,等.石煤尾矿区土壤重金属污染风险评价[J].化学工程,2018,46(3):6-9+15.

[4] BAKIS R, TUNCAN A. An investigation of heavy metal and migration through groundwater from the landfill area of Eskisehir in Turkey[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2011, 176(1-4):87-98.

[5] 马骅,任明强,赵宾.煤矸石毒性浸出及周边土壤环境影响分析[J].能源环境保护,2017,31(3):55-57+25.

[6] 张海凤,王玉珏,王劲磷等.铸造废砂的环境毒性研究[J].环境科学,2013,34(3):1174-1180.

[7] 何绪文,石靖清,李静等.镍渣的重金属浸出特性[J].环境工程学报,2014,8(8):3385-3389.

[8] 孙亚乔,段磊,王晓娟等.煤矸石酸性水释放对土壤重金属化学行为的影响[J].水土保持学报,2016,30(1):300-314.

[9] 王国兴.安康将成为陕西的“攀枝花”——陕南石煤资源综合利用开发调查[J].现代企业,2012(8):26-27.

[10] 王峰,陈娅鑫,贾志刚.安康市南部石煤成矿地质条件分析[J].煤炭加工与综合利用,2019(1):65-68.

[11] 王国星.陕南利用资源循环发展[J].西部大开发,2012(9):90-91.

[12] 杜蕾,朱晓丽,安毅夫,等.石煤尾矿区土壤重金属污染风险评价[J].化学工程,2018,46(3):6-9+15.

[13] 林海,田野,董颖博,等.钒冶炼厂周边陆生植物对重金属的富集特征[J].工程科学,2016,38(10):1410-1416.

[14] 杨净,王宁.夹皮沟金矿开采区土壤重金属污染潜在生态风险评价[J].农业环境科学学报,2013,32(3):595-600.

[15] 贾志刚.安康市蒿坪石煤矿带地质特征[J].价值工程,2014,33(30):310-311.

[16] 王馨.云南省东部煤中铀的环境地球化学特征研究[D].中国矿业大学,2016.

[17] 刘春华,曾经,夏畅斌,等.城市污水厂污泥改性物对 Hg(Ⅱ)吸附的研究[J].材料保护,2007,40(5):58-60.环境科学,2015,36(3):1037-1044.

[19] 方晓波,史坚,廖欣峰,等.川白安市雷竹林土壤重金属污染特征及生态风险评价[J].应用生态学报,2015,26(6):1883-1891.

[20] WU Y, XU Y, HU S H, et al. Ecological risk assessment of envy metals in contaminated soil base on engineering fuzzy set theory [J]. Advanced Materials Research, 2010, 956(113):815-818.

[21] 王莎,马俊杰,赵丹,等.陕北地区土壤重金属污染特征及生态风险评价[J].农业资源与环境学报,2013,30(5):44-47.

[22] PAN L B, MA J, HU Y, et al. Assessments of levels, potential ecological risk, and human health risk of heavy metals in the soils from a typical county in Shanxi Province, China [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2016, 23(19):19330-19340.

[23] 徐争启,倪师军,度先国,等.潜在生态危害指数法评价重金属毒性系数计算[J].环境科学与技术.2008,31(2):112-115.

[24] Zhai Y B, Wei X X, Zeng G M, et al. Effects of metallic derivatives in adsorbent derived from sewage sludge on adsorption of sulfur dioxide [J]. Journal of Central South University of Technology, 2014, 11(1):55-58.

[25] 王馨.三种不同煤及其燃烧产物中微量元素的环境地球化学特征[D].安徽理工大学,2005.

[26] 李莹,叶际达,张亮,等.石煤开发利用重金属污染现状调查研究[J].能源环境保护,2005(2):58-61.

[27] 武旭仁.鲁西南煤矿区重金属元素环境地球化学特征研究[D].武汉:武汉理工大学,2012.

[28] 王帅杰,狄楠楠,王杰林.煤中微量元素的环境效应[J].环境科学与技术,2010,33(10):179-182.

[29] 白向飞,李文华,陈亚飞,等.中国煤中微量元素分布基本特征[J].煤质技术,2007(1):1-4.

[30] 唐修义,黄文辉.中国煤中微量元素[M].北京:商务印书馆,2004.

[31] 任德怡,赵峰华,代世峰,等.煤的微量元素地球化学[M].北京:科学出版社,2006.

[32] DAI SF, ZHOU YP, REN DY, et al. Geochemistry and mineralogy of the Late Permian coals from the Songzao Coalfield, Chongqing, southern China [J]. Science in China (Series D; Earth Science).

[33] 马骅,任明强,赵宾.煤矸石毒性浸出及周边土壤环境影响分析[J].能源环境保护,2017,31(3):55-57,25.

[34] 孙蓓蕾,曾凡桂,李美芬,等.西山煤田马兰矿区8号煤及其夹矸的微量与稀土元素地球化学特征[J].煤炭学报,2010,35(1):110-116.

[35] LUOK L, WANG WY, YAO GH, et al. Mercury content and it's distribution in Penno2 carboniferous coal in Weibei area, Shanxi [J]. Coal Geology & Exploration, 2000, 28(3):12-14.

[36] 田志强,韩翠莲,霍铁珍.乌拉特灌域北部农田土壤重金属污染特征及生态风险分析[J].北方农业学报,2019,47(6):79-83.

[37] HAKANSON L. An econology risk index for aquatic; pollution control a sediment technical approach [J]. Water Research, 1980, 14(8):975-1001.

Heavy Metal Pollution and Ecological Risk Assessment in Haoping Stone Coal Mine Area of Shaanxi Province

CUI Yahong¹, CUI Wei², MENG Qingjun¹, LI Wenbo¹, FENG Qian¹, ZHOU Lai¹

1. College of Environment and Mapping, China University of Mining and Technology, Xuzhou 221116, Jiangsu, China;
2. China Shaanxi Huacheng Industrial Co., Ltd., Xi'an 710000, Shaanxi, China

Abstract: Mining of stone coal will cause heavy metal pollution in mining area and surrounding soil and water body. The heavy metal Cd, Cr, Cu, Zn, Pb of stone coal and surrounding soil in Haoping Stone Coal Mine of Shaanxi Province was determined, and the leaching toxicity experiment of stone coal was carried out. Land accumulation index and potential ecological hazard index were used to evaluate the pollution degree and potential ecological risk of soil heavy metals in mining area. The results show that the content of Cr, Cd, Zn in stone coal is higher than that in Chinese coal and world coal. The contents of Pb and Cu are close to those of Chinese coal and coal in the world. Although the leaching toxicity of five heavy metal elements is lower than limit value of Hazardous Waste Identification Standard Leaching Toxicity Identification, both of them exceed the class III of Groundwater Quality Standard. The content of soil Cd, Cu, Zn, Pb in Haoping stone coal mine area in Ankang exceeded the background value of Shaanxi soil. The soil heavy metals in mining area were at the level of light pollution and the comprehensive ecological damage was slight. The content of Cd in the soil of mining area exceeds the risk screening value specified in Land Environmental Quality and Control Standards for Soil Pollution Risk of Agricultural Land (Trial), and the potential ecological risk is large. Therefore, the Cd pollution in the soil of the mining area should be prevented and controlled.

Key words: stone coal; heavy metal element; leaching toxicity; potential ecological risk

引用格式: 崔雅红, 崔伟, 孟庆俊, 李文博, 冯启言, 周来. 陕西蒿坪石煤矿区重金属污染及生态风险评价[J]. 矿产保护与利用, 2021, 41(2): 157–162.

Cui YH, Cui W, Meng QJ, Li WB, Feng QY, and Zhou L. Heavy metal pollution and ecological risk assessment in Haoping stone coal Mine area of Shaanxi province[J]. Conservation and utilization of mineral resources, 2021, 41(2): 157–162.