

某铀尾矿库下游农田土壤重金属 污染程度及其风险评价^{*}

魏浩¹, 薛清泼², 张国瑞¹, 李霄¹, 汪敬忠¹, 刘卓¹

(1. 河北地质大学 地质测试中心, 河北 石家庄 050031; 2. 天津华北地质勘查总院, 天津 300170)

摘要:为了解某铀尾矿下游农田土壤重金属污染程度及其潜在生态风险,选取地积累指数法及潜在生态危害指数法来对尾矿库周边下游农田土壤重金属污染状况及其对生态的潜在危害进行综合评价。数据显示:研究区土壤中 Cd 和 U 均超出国家背景值,均值分别为国家背景值的 6.89 倍和 3.16 倍。同时,Cd 和 U 也高于当地背景值,均值为当地背景值的 4.96 倍和 2.5 倍。铀尾矿下游农田 9 个样品中 Cd 和 U 地累积指数值分别介于 1.90~2.82 之间和 0.81~1.46 之间。对于 Cd,9 个样品中有 1 个样品为轻度污染,8 个样品为中度污染。对于 U 元素,9 个样品中有 4 个样品为轻微污染,5 个样品为轻度污染。铀尾矿下游农田综合潜在生态风险程度多为中。总体来看,该农田潜在生态风险较高,主要是 Cd 和 U 所带来的潜在生态风险。

关键词:尾矿库;农田;重金属;风险评价;铀

中图分类号:X825 文献标识码:A 文章编号:1001-0076(2018)06-0132-08

DOI:10.13779/j.cnki.issn1001-0076.2018.06.034

Heavy Metal Pollution Degree and Its Risk Assessment of Farmland Soil in the Downstream of a Uranium Tailings Pond

WEI Hao¹, XUE Qingpo², ZHANG Guorui¹, LI Xiao¹, WANG Jingzhong¹, LIU Zhuo¹

(1. Geological Testing Center of Hebei GEO University, Shijiazhuang 050031, China; 2. Tianjin North China Geological Exploration General Institute, Tianjin 300170, China)

Abstract: In order to understand the heavy metal pollution degree and potential ecological risk of farmland soil in the downstream of a uranium tailings, the geological accumulation index method and the potential ecological hazard index method are used to comprehensively evaluate the heavy metal pollution status and its potential hazards to the ecology. The data showed that the contents of Cd and U in the soil of the farmland exceed the national background value, and the average values are 6.89 times and 3.16 times of the national background value, respectively. Meanwhile, the contents of Cd and U are also higher than the local background value, and the average value are 4.96 times and 2.53 times of the local background value. The geological accumulation index values of Cd and U in 9 samples from the downstream farmland of uranium tailings are concentrated between 1.90~2.82 and 0.81~1.46, respectively. For Cd element, one of the nine samples is slightly contaminated and eight samples are mildly contaminated. For U element, 4 out of 9 sam-

^{*} 收稿日期:2018-09-25

基金项目:河北省科技厅重点研发计划项目(16234204D-11);河北地质大学博士启动基金(BQ201614);河北省水利科技计划项目(2018-68)

作者简介:魏浩(1981-),男,河北石家庄人,博士后,助理研究员,主要从事矿山生态修复研究,E-mail:ronghaiwei@163.com。

通信作者:张国瑞(1979-),男,山西运城人,博士后,助理研究员,主要从事矿业工程研究,E-mail:zgr0819@126.com。

ples are slightly contaminated and 5 samples are mildly contaminated. The potential ecological risk of downstream farmland around the tailings pond is mostly medium. Overall, the potential ecological risk of the farmland is high, mainly due to the potential ecological risks brought by Cd and U.

Key words: tailings pond; farmland; heavy metals; risk assessment; Uranium

引言

矿产资源开采不仅会破坏矿区内土壤,也会严重污染矿区周边的农田,给当地居民带来巨大的危害。矿区周边土壤重金属污染是土壤污染中常见的污染方式,土壤中的重金属流动性差,积累到一定程度不仅会导致土壤退化,而且还会导致农作物产量的下降。同时,它还可以通过生物链转移到人类,严重危害人类健康。铀矿因为具有放射性物质,目前的选冶技术很难将矿石中这些元素提取干净,尾矿中成分复杂,或多或少会含有一些重金属及放射性元素,在尾矿库中经过长时间的雨水淋虑、尘土飞扬、生态迁移极有可能都会导致周边尤其是下游土壤的重金属污染。

前人对铀矿区工业场地(尾矿库、矿井、水冶厂)土壤污染评价研究较多。如,张晶等^[1]评价了某铀矿尾矿库及周边土壤重金属污染程度后,发现靠近尾矿库区域污染严重,远离尾矿库区域污染逐渐减小,土壤污染程度和距尾矿库水平距离成反比。马盼军^[2]利用单因子污染指数法、地积累污染指数法及内梅罗综合污染指数法评价出某铀矿尾矿库周边土壤污染区域及污染等级。刘雨芳^[3]对某铀尾矿库中重金属的迁移特性进行了研究,其结果表明,尾矿砂中的重金属可以转移到上层覆土,并经生态链条转移到消费者,危害当地居民健康。黄德娟^[4]等对某铀矿山矿井、水冶厂、尾矿库内及附近土壤进行了重金属污染评价,结果表明尾矿库污染最为严重,主要污染元素是 Cd。

上述研究多是针对铀矿区内工业场地土壤重金属污染的评价。尾矿库下游经常会有当地居民的农田,而这些农田中重金属如果受到污染将直接危害人类健康,所以对铀矿尾矿库周边农田的重金属污染评价更为重要。本文将以某铀矿尾矿库下游农田为研究对象,并利用地积累污染指数法和潜在生态风险指数法对铀尾矿下游农田土壤污染程度和生态风险进行评价,以为该区的土壤治理提供科学依据。

1 研究区概况

某铀矿区域地壳处于由薄增厚、上地幔由隆起

向拗陷急剧转折,即莫霍面的变异部位。矿区内属于低山丘陵地貌单元,区内总地势:北部高南部低,坡度 $1^{\circ} \sim 12^{\circ}$,地面标高 1 500 ~ 1 700 m,相对高差 100 ~ 200 m,地势比较平坦,偶见冲沟,切割深度一般在 1 ~ 3 m。本区地处高寒地带,属干旱、半干旱大陆性草原气候。冬季寒冷,气候干燥;春、秋两季多风沙;夏季短暂,昼夜温差大。多年平均降水量 399.7 mm,降水量集中在 6、7、8 三个月,年最大降水量 545.4 mm,多年平均蒸发量 1 631.6 mm,最高达 1 830 mm。多年平均气温 1.97°C ,月平均最高气温 20.2°C ,月平均最低气温 -22°C ,年最高气温 33.4°C ,年最低气温 -34°C ,多年平均无霜期 122.7 d。尾矿设施由堆石初期坝、尾矿堆积坝、库底防渗、排洪系统及污水回收设施等组成。铀尾矿库周围环境中土壤多为黑色土,农田内作物以油麦、豆角为主。尾矿库内大部分尾矿砂呈裸露状态。虽然尾矿库为防止土壤污染做了很多措施,比如排洪系统、库底防渗、防尘措施等,但雨水淋虑、尘土飞扬及污水渗漏仍然可能导致周边农田土壤的重金属超标。

2 材料与方法

2.1 样品采集与处理

根据当地地形,在尾矿库下游距离尾矿坝 800 m 农田中布置了 9 个采样点(图 1),另外在远离矿区近 30 km 农田土壤中随机布置了 5 个采样点作为当地背景值。每一个采样点在其周围 10 m 内根据梅花布点法采样 5 个,采集 0 ~ 20 cm 表层土壤,混合均匀,采用 4 分法取样 1 kg,并剔除土壤中异块及腐质物,随后将样品装入样品袋,贴上标签带回,试验测试在河北地质大学地质测试中心碎样、前处理及 ICP-MS 实验室完成。在实验室内,土壤样品经过自然风干,用木棍粉碎稍大颗粒,过 40 目筛后研磨至 200 目(0.074 mm),后经前处理,利用 ICP-MS 对每一个样品中 Cr、Co、Ni、Cu、Zn、Cd、Pb、U 元素含量进行测定。数据应用 EXCEL 2007 及 SPSS 软件进行处理。

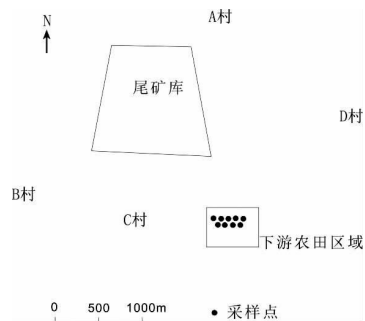


图1 尾矿库下游农田土壤样品采样示意图
Fig.1 Schematic sampling diagram of farmland soil in the downstream of tailings pond

2.2 评价方法

国内外常用的土壤重金属污染程度评价方法有单因子污染指数法、地积累指数法、内梅罗综合指数法、潜在生态危害指数法^[5],还有利用地质统计学来评价重金属污染空间特征及危险性评价的方法^[6-7]。这些评价方法各有优缺点,也有不同的适用性,没有系统的分类及统一的标准^[8]。本文欲考虑成岩过程的自然地质作用对土壤重金属背景值的变动影响下来评价农田土壤中重金属的潜在生态危害,故选取地积累指数法及潜在生态危害指数法来

对铀尾矿矿库周边的农田土壤重金属污染状况进行综合评价。

3 结果与评价

3.1 测试结果

农田土壤样品的重金属测试结果见表1,将尾矿库下游农田内9个土壤样品中各重金属含量测定结果分别与国家土壤背景值进行比较,可得出各重金属元素污染状况。研究区土壤中Cd和U均超出国家背景值,均值分别为国家背景值的6.89倍和3.16倍。另外Pb均值与国家背景值相当,其他元素均未超出国家背景值。同时,Cd和U也高于当地背景值,均值为当地背景值的4.96倍和2.53倍。而其他元素与当地背景值相当。从样品距铀尾矿的距离来看,30 km之外的样品U和Cd含量显著降低(表3),说明铀尾矿是周边土壤Cd和U的超标的主要原因之一。表2显示Cd和U表现出极显著相关特征,说明二者可能来自同一污染源,即铀尾矿长期的雨水淋虑,尾矿的风化给周边土壤带来一定的负面影响。

表1 土壤中重金属元素含量
Table 1 Content of heavy metal elements in soil

样品号	重金属含量/(mg·kg ⁻¹)							
	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	U
1	37.35	6.49	14.33	12.10	48.49	0.44	22.60	7.15
2	28.47	5.44	11.65	9.87	47.29	0.84	23.69	11.25
3	66.40	11.34	28.88	51.48	85.99	0.53	26.38	8.82
4	46.78	6.92	16.05	20.90	53.22	0.51	25.26	8.05
5	35.98	6.74	15.39	17.05	49.76	0.52	24.97	8.69
6	27.52	4.92	10.62	11.68	40.99	0.53	21.98	8.76
7	33.44	6.60	15.80	12.80	48.94	0.51	23.81	8.34
8	39.48	6.82	15.75	15.87	46.66	0.51	23.11	8.12
9	34.83	6.31	14.31	14.48	43.86	0.51	21.25	8.15
国家背景值/(mg·kg ⁻¹)	57.30	11.60	24.90	20.70	68.00	0.08	23.50	2.72
最大值/(mg·kg ⁻¹)	66.40	11.34	28.88	51.48	85.99	0.84	26.38	11.25
最小值/(mg·kg ⁻¹)	27.52	4.92	10.62	9.87	40.99	0.44	21.25	7.15
算术均值/(mg·kg ⁻¹)	38.92	6.84	15.87	18.47	51.69	0.54	23.67	8.59
标准差	11.13	1.71	4.94	12.08	12.57	0.11	1.56	1.06
变异系数	0.29	0.25	0.31	0.65	0.24	0.20	0.07	0.12
均值与国家背景值比	0.68	0.59	0.64	0.89	0.76	6.89	1.01	3.16
均值与当地背景值(表3)比	1.08	0.87	0.86	0.88	1.00	4.96	0.98	2.53

变异系数可以反映重金属元素含量的空间变化特征。变异系数≤0.1时为弱变异性,介于0和1之间为中等变异性,变异系数>1时为强变异性^[9]。

由表1可知,变异系数排序为:Cu>Ni>Cr>Co>Zn>Cd>U>Pb。各元素变异系数均介于0和1之间,属于中等变异,说明该农田内重金属变化程度较

大,可能受到农田种植活动及铀矿开采活动等人为活动的影响。

表 2 土壤重金属元素相关性
Table 2 Correlation of heavy metal elements in soil

元素	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	U
Cr	1	0.963 **	0.957 **	0.954 **	0.936 **	-0.287	0.724 *	-0.218
Co	0.963 **	1	0.998 **	0.966 **	0.968 **	-0.235	0.711 *	-0.141
Ni	0.957 **	0.998 **	1	0.967 **	0.967 **	-0.237	0.711 *	-0.136
Cu	0.954 **	0.966 **	0.967 **	1	0.973 **	-0.165	0.709 *	-0.040
Zn	0.936 **	0.968 **	0.967 **	0.973 **	1	-0.066	0.771 *	0.035
Cd	-0.287	-0.235	-0.237	-0.165	-0.066	1	0.065	0.964 **
Pb	0.724 *	0.711 *	0.711 *	0.709 *	0.771 *	0.065	1	0.167
U	-0.218	-0.141	-0.136	-0.040	0.035	0.964 **	0.167	1

“**”在 0.01 水平(双侧)上显著相关,“*”在 0.05 水平(双侧)上显著相关。

表 3 距离矿区 30 km 以外农田土壤重金属元素含量
Table 3 Heavy metal elements in farmland soil 30 kilometers away from mining area

样品号	重金属含量/(mg·kg ⁻¹)							
	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	U
10	40.13	6.12	20.12	22.15	50.12	0.12	23.01	3.10
11	22.25	7.24	24.13	24.22	60.12	0.11	25.01	2.90
12	50.14	6.15	22.10	23.12	58.12	0.10	24.13	4.13
13	42.12	5.17	15.26	20.15	40.15	0.11	24.04	3.85
14	25.01	6.12	18.26	20.99	49.76	0.11	25.01	2.98
当地背景值均值	35.93	7.90	18.37	21.01	51.66	0.11	24.24	3.39

3.2 重金属污染评价

(1)地积累指数法

应用地积累指数法(I_{geo})评价土壤重金属污染程度时,除考虑了当地环境背景值、人为活动之外,还考虑到岩石自然成岩作用对当地背景值所带来的变动影响。因此,应用该方法评价土壤重金属污染状况时具有相对的客观性,可以作为评价工业活动(如矿业开采选冶等)产生的土壤重金属污染状况的定量指标^[10]。

地积累指数法可用公式(1)计算:

$$I_{geo} = \log 2 \left(\frac{C_i}{kB_i} \right) \tag{1}$$

式中:

- I_{geo} 为地积累指数值;
- C_i 为重金属*i*元素含量的实测值;
- B_i 是所测重金属*i*元素的环境背景值;
- k 为考虑岩石成岩过程可能会引起背景值的变动修正系数,通常取值为 1.5。

地积累指数重金属污染评价等级划分见表 4。

尾矿库周边农田中 9 个样品各重金属元素地积

累指数值见表 5,8 个重金属元素中,Cd 污染最为严重,地积累指数值介于 1.90~2.82 之间,其次为 U,地积累指数值介于 0.81~1.46 之间。其他元素地积累指数均<0。由表 4 及图 2 可知,对于 Cd 元素,9 个样品中有 1 个样品为轻度污染,8 个样品为中度污染。对于 U 元素,9 个样品中有 4 个样品为轻微污染,5 个样品为轻度污染。样品中各元素地积累指数平均值排序为 Cd>U>Pb>Cu>Zn>Cr>Ni>Co。

表 4 地积累指数评价重金属污染等级
Table 4 Heavy metal pollution levels evaluated by geological accumulation index

等级	I_{geo} 值	重金属污染程度评价
1	$I_{geo} \leq 0$	无污染
2	$0 < I_{geo} \leq 1$	轻微污染
3	$1 < I_{geo} \leq 2$	轻度污染
4	$2 < I_{geo} \leq 3$	中度污染
5	$3 < I_{geo} \leq 4$	偏重污染
6	$4 < I_{geo} \leq 5$	重度污染
7	$I_{geo} > 5$	极重污染

表5 样品重金属元素地积累指数值
Table 5 Geological accumulation indexes of heavy metal elements in samples

样品号	I_{geo}							
	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	U
1	-1.20	-1.42	-1.38	-1.36	-1.07	1.90	-0.64	0.81
2	-1.59	-1.68	-1.68	-1.65	-1.11	2.82	-0.57	1.46
3	-0.37	-0.62	-0.37	0.73	-0.25	2.16	-0.42	1.11
4	-0.88	-1.33	-1.22	-0.57	-0.94	2.10	-0.48	0.98
5	-1.26	-1.37	-1.28	-0.87	-1.04	2.13	-0.50	1.09
6	-1.64	-1.82	-1.81	-1.41	-1.32	2.15	-0.68	1.10
7	-1.36	-1.40	-1.24	-1.28	-1.06	2.12	-0.57	1.03
8	-1.12	-1.35	-1.25	-0.97	-1.13	2.10	-0.61	0.99
9	-1.30	-1.46	-1.39	-1.10	-1.22	2.12	-0.73	1.00
最大	-0.37	-0.62	-0.37	0.73	-0.25	2.82	-0.42	1.46
最小	-1.64	-1.82	-1.81	-1.65	-1.32	1.90	-0.73	0.81
平均	-1.19	-1.38	-1.29	-0.94	-1.01	2.18	-0.58	1.07

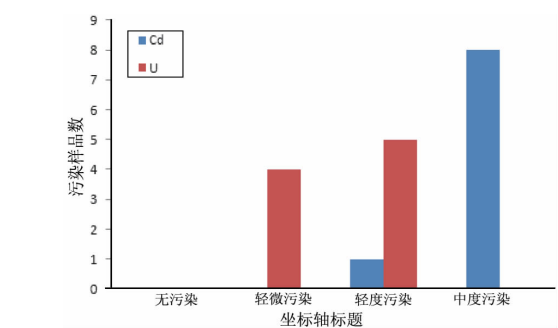


图2 样品 Cd、U 污染等级分布特征

Fig.2 Distribution characteristics of Cd and U pollution levels in samples

(2)潜在生态危害指数法

潜在生态危害指数法重在评价土壤中重金属对当地土壤潜在的生态危害影响。该方法除考虑当地环境背景值外,更注重某种重金属元素的生物毒性指标,可以定量单一评价某种重金属的潜在危害效应,也可以综合多种重金属来对当地的生态环境效应做综合的定量评价^[11-13]。该方法的公式为:

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i; \tag{2}$$

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

$$C_f^i = \frac{C_s^i}{C_{in}^i} \tag{4}$$

式中: RI 为土壤中综合潜在生态危害指数值;
 E_r^i 为重金属 i 元素潜在生态危害单项系数值;
 T_r^i 为重金属 i 元素毒性响应系数值;
 C_f^i 为重金属 i 元素单项污染系数值;
 C_s^i 为重金属 i 元素含量实测值;
 C_{in}^i 为重金属 i 元素的环境背景值。

重金属污染潜在生态危害等级划分见表6。各重金属的金属毒性响应系数见表7。

表6 重金属污染潜在生态危害等级划分
Table 6 Classification of potential ecological hazards of heavy metal pollution

E_r^i	单因子潜在生态危害程度	RI	综合潜在生态风险程度
$E_r^i < 40$	低	$RI < 150$	低
$40 \leq E_r^i \leq 80$	中	$150 \leq RI < 300$	中
$80 \leq E_r^i \leq 160$	较重	$300 \leq RI < 600$	重
$160 \leq E_r^i \leq 320$	重	$600 \leq RI$	严重
$320 \leq E_r^i$	严重		

表7 重金属的金属毒性响应系数^[14]
Table 7 Metal toxicity response coefficient of heavy metals

元素	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	U
毒性系数	2	5	5	5	1	30	5	20

9 个样品中各金属元素单项系数及综合潜在生态危害指数结果见表8。由表8可知,在铀尾矿周边农田中,除 Cd 和 U,其余几种重金属潜在生态危害单项系数均小于6,潜在危害性很低,并不能对当地农田构成生态威胁。Cd 在该区土壤环境中的相对毒性较其他重金属明显更高,单项系数均值为206.68,根据表6,潜在生态危害程度为重。初步揭示出 Cd 对该区土壤农业生态环境的潜在威胁。其次为 U,单项系数均值为63.18,潜在生态危害程度为中。尾矿库周围农田土壤中各重金属潜在生态元素单项系数值排序为 Cd > U > Pb > Cu > Ni > Co > Cr > Zn,这与各重金属的污染程度排序及地累积指数排序差别不大,

只是个别非污染元素排序发生变化,这可能是由于各重金属对生态系统的毒性强度不同所引起。

多种重金属在土壤中会发生协同作用或拮抗作用,这种综合作用会影响土壤的质量,其影响程度可以用 RI 来表征。 RI 体现了重金属的生物有效性及其对生态影响的相对贡献比例,可以综合反映土壤重金属的污染水平和对土壤的潜在生态危害。土壤

中重金属综合潜在生态风险性评价结果见表 8、图 3。9 个样品中有 8 个样品的 RI 值介于 150 ~ 300 之间,综合潜在生态风险程度为中,一个样品 RI 超过 300,综合潜在生态风险程度为重。总体来看,该农田潜在生态风险较高,主要是 Cd 和 U 所带来的潜在生态风险,而其他元素基本没有给农田带来潜在的生态风险。

表 8 各金属元素单项系数及综合潜在生态危害指数									
Table 8 Unidirectional coefficients of various metal elements and comprehensive potential ecological hazard indexes									
样品号	E_r^i								RI
	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	U	
1	1.30	2.80	2.88	2.92	0.71	168.46	4.81	52.55	236.44
2	0.99	2.34	2.34	2.38	0.70	318.08	5.04	82.75	414.62
3	2.32	4.89	5.80	12.43	1.27	201.14	5.61	64.82	298.28
4	1.63	2.98	3.22	5.05	0.78	192.47	5.38	59.16	270.67
5	1.26	2.91	3.09	4.12	0.73	196.29	5.31	63.92	277.63
6	0.96	2.12	2.13	2.82	0.60	200.23	4.68	64.43	277.97
7	1.17	2.84	3.17	3.09	0.72	195.22	5.07	61.35	272.63
8	1.38	2.94	3.16	3.83	0.69	193.06	4.92	59.73	269.71
9	1.22	2.72	2.87	3.50	0.65	195.15	4.52	59.94	270.56
均值	1.36	2.95	3.19	4.46	0.76	206.68	5.04	63.18	287.61

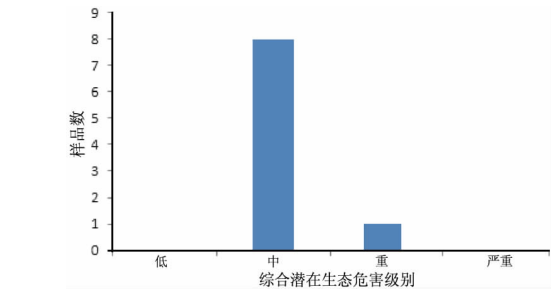


图 3 综合潜在生态危害级别

Fig. 3 Comprehensive potential ecological hazard levels

4 讨论

4.1 Cd、U 污染因素分析

以上分析可知,铀尾矿下游的农田主要是 Cd 和 U 超过国家背景值及当地背景值,地累积指数法和潜在生态危害法表明两种重金属对当地农田造成了轻微 - 轻度的污染,并且对生态构成了中度的威胁。国内农田 Cd 超标普遍较高^[15],邵学新^[16]和谢运河^[17]分别提到农田 Cd 污染可能和工业废水的排放、进口磷肥及复合肥添加有关。本文中远离铀尾矿 30 km 的农田并没有明显的 Cd 和 U 的超标。所以尾矿库下游的农田可能是和尾矿的长期堆积,废水的排放、淋虑、渗透、尘土的飞扬及复合肥的实施

有关。另外,因为镉的危害性很高,所以我国对 Cd 含量划分相对比较严格^[18]。这一点也是导致我国农田常见到 Cd 污染的原因之一。但是 Cd 在土壤中的存在形态不同其毒性是不同的。Tessier 将土壤 Cd 分成交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机硫化物结合态和残余态^[19]。夏增禄用 Tessler 法把土壤中 Cd 的形态分为:可交换态、碳酸盐态、铁锰氧化物结合态、有机硫化物态和残留态^[20]。结果发现,Cd 的各种形态始终处于一个动态平衡过程,土壤总 Cd 含量增加时,交换态占比显著上升,残渣态占比会逐渐减少,这说明土壤 Cd 污染越重,非残渣态所占比重就会越大,毒性也会越大。本文中尚未对 Cd 在土壤中的存在形态做进一步探讨,所以 Cd 污染所带来的毒性程度还需进一步研究。

因为铀是具有放射性的稀有金属元素,所以铀尾矿库成了一个潜在的放射性 - 金属复合污染源。铀尾矿漏天堆放会通过雨水淋虑、风化、尘土飞扬、径流等外界作用,使铀及危害性重金属元素活化迁移。物理化学条件的改变也会对铀尾矿中重金属元素的危害产生影响。如某些铀尾矿中富含硫化物,通过氧化作用导致尾矿库内酸性加大,从而加剧了重金属元素的活化迁移。朱莉^[21]通过对铀尾矿的

铀淋滤试验研究表明:淋浸剂的浸泡时间、pH 值、尾矿的粒径大小均不同程度地影响铀尾矿中重金属元素的活化迁移量。因此这些因素都是铀尾矿对周边土壤造成污染的主要因素。

4.2 防治建议

综上,铀尾矿周边土壤重金属污染防治措施除了要控制三废的排放及预防设施的建立外,还要采用物理、化学、生物等方法直接对土壤进行修复,以降低铀矿开采对周边土壤的破坏。植物对土壤中 Cd、U 的耐性及吸收能力各不相同,因此,可以通过研究育种及相关农艺管控技术来种植对 Cd、U 低吸收、低转运并且耐性强的农作物,以减少土壤 Cd、U 向食物链的迁移。另外,鉴于植物修复成本低、二次污染少等优势,可以在当地筛选一些对 Cd 和 U 吸附能力较强的优势植物,对土壤进行植物修复。前人研究遏蓝菜是公认的 Cd 累积植物之一^[22-24],其他常见的 Cd 累积植物还有壶瓶碎米荠、球果苎菜、金边吊兰、蜀葵、龙葵、红蛋、风花菜、三叶鬼针草、商陆。常见的 U 富集植物有印度芥菜、向日葵、苜蓿、野棉花等^[25-26]。当地一些优势植物有艾蒿、牛筋草、蒲公英、向日葵、苣荬菜、田菁、莠麦、白萝卜、毛连菜、苜蓿等。这些优势植物除了向日葵、苜蓿具有修复 Cd、U 污染土壤的潜力外,其他的植物可以通过检测查明其富集系数、滞留系数、转运系数,并配合室内栽培试验,添加螯合剂、土壤改良剂来促进植物对 Cd、U 的吸收。

5 结论

(1)铀尾矿库下游农田土壤中与国家土壤背景值相比,超标元素为 Cd 和 U,均值分别超标 6.89 倍和 3.16 倍。与当地背景值相比,分别超标 4.96 倍和 2.53 倍。

(2)9 个样品中 Cd 地累积指数值介于 1.90 ~ 2.82 之间,U 地累积指数值介于 0.81 ~ 1.46 之间。其他元素地累积指数均 < 0。对于 Cd 元素,9 个样品中有 1 个样品为轻度污染,8 个样品为中度污染。对于 U 元素,9 个样品中有 4 个样品为轻微污染,5 个样品为轻度污染。

(3)在铀尾矿下游农田中,除 Cd 和 U,其余几种重金属潜在生态危害单项系数均小于 6,潜在危害性很低,并不能对当地农田构成生态威胁。Cd 单

项系数均值为 206.68,潜在生态危害程度为重。其次为 U,单项系数均值为 63.18,潜在生态危害程度为中。9 个样品中有 8 个样品的 RI 值介于 150 ~ 300 之间,综合潜在生态风险程度为中,一个样品 RI 值超过 300,综合潜在生态风险程度为重。总体来看,该农田潜在生态风险较高,主要是 Cd 和 U 所带来的潜在生态风险。

(4)铀尾矿周边土壤重金属污染防治措施除了要控制“三废”的排放及预防设施的建立外,还要采用物理、化学、生物等方法直接对土壤进行修复,以降低铀矿开采对周边土壤的破坏。

参考文献:

- [1] 张晶,胡宝群,冯继光.某铀矿山尾矿坝周边水土的重金属迁移规律研究[J].能源研究与管理,2011(1):27-29.
- [2] 马盼军.某铀尾矿库周边土壤中核素 U 与重金属元素空间分布与污染评价研究[D].绵阳:西南科技大学,2017.
- [3] 刘雨芳,许中坚,刘文海,等.铀尾矿库中重金属元素的生态迁移风险研究[J].水土保持学报,2009,23(2):153-156,197.
- [4] 黄德娟,朱业安,刘庆成,等.某铀矿山环境土壤重金属污染评价[J].金属矿山,2013(1):146-150.
- [5] 王文华,赵晨,赵俊霞,等.包头某稀土尾矿库周边土壤重金属污染特征与生态风险评价[J].金属矿山,2017(7):168-172.
- [6] JAR Martín, J J Ramos - Miras, R Boluda, et al. Spatial relations of heavy metals in arable and greenhouse soils of a mediterranean environment region (spain) [J]. Geoderma, 2013, 200(6):180-188.
- [7] Eisa Solgi, Abbas Esmaili - Sari, Alireza Riyahi - Bakhtiari. Spatial distribution of mercury in the surface soils of the Urban areas, Arak, Iran [J]. Bulletin of environmental contamination and toxicology 2014, 93(6):710-715.
- [8] 张金远.铀矿区重金属污染现状与重金属富集植物筛选[D].南昌:江西农业大学,2016.
- [9] 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.
- [10] 何东明,王晓飞,陈丽君,等.基于地累积指数法和潜在生态风险指数法评价广西某蔗田土壤重金属污染[J].农业资源与环境学报,2014,31(2):126-131.
- [11] 徐玉霞,彭囿凯,汪庆华,等.应用地累积指数法和生态危害指数法对关中西部某铅锌冶炼区周边土壤重金属污染评价[J].四川环境,2013,32(4):79-82.
- [12] 邓红卫,贺威,周科平.复垦尾矿库重金属分布及生态风险评价[J].中国有色金属学报,2015,25(10):2929-2935.
- [13] 王斐,黄益宗,王小玲,等.江西钨矿周边土壤重金属生

- 态风险评价:不同评价方法的比较[J]. 环境化学,2015,34(2):225-233.
- [14] 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(2):112-115.
- [15] 张学礼,徐乐昌,张辉. 某铀尾矿库周围农田土壤重金属污染潜在生态风险评价[J]. 中国环境监测,2016,32(6):76-83.
- [16] 邵学新,黄标,孙维侠,等. 长江三角洲典型地区工业企业的分布对土壤重金属污染的影响[J]. 土壤学报,2006,43(3):397-404.
- [17] 谢运河,纪雄辉,刘昭兵,等. 稻田施用磷肥的土壤镉污染风险初步评价[J]. 作物研究,2014,28(8):871-875.
- [18] 曾希柏,徐建明,黄巧云,等. 中国农田重金属问题的若干思考[J]. 土壤学报,2013,50(1):186-194.
- [19] TESSIER A, CAMPBELL PGC, BISSON M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. Anal chem, 1979, 51(7):844-851.
- [20] 夏增禄. 中国土壤环境容量[M]. 北京:地震出版社,1992:143-147.
- [21] 朱莉,王津,刘娟,等. 铀尾矿中铀、钍及部分金属的模拟淋浸实验初探[J]. 环境化学,2013,32(4):678-685.
- [22] Brown S. L., Chaney R. L., Angle J. S., et al. Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator or thlaspi caerulescens and metal tolerant silene vulgaris grown on sludge-amended soils[J]. Environmental science and technology, 1995, 29:1581-1585.
- [23] Lombi E., Zhao F. J., Dunham S. J., et al. Cadmium accumulation in populations of Thlaspi caerulescens and thlaspi goesingense[J]. New phytologist, 2000, 145(1):11-20.
- [24] Reeves R., Schwartz C., Morel J. L., et al. Distribution and metal-accumulating behaviour of Thlaspi caerulescens and associated metallophytes in France[J]. Journal of phytoremediat, 2001, 3:145-172.
- [25] Chang Peichun, Kim Kyoungwoong, Satoshi Yoshida, et al. Uranium accumulation of crop plants enhanced by citric acid[J]. Environ geochem health, 2005, 27(5-6):529-538.
- [26] Dushenkov S, Vasudev D, Kapulnik Y, et al. Removal of uranium from water using terrestrial plants[J]. Environ sci technol, 1997, 31(12):3468-3474.

引用格式:魏浩,薛清波,张国瑞,等. 某铀尾矿库下游农田土壤重金属污染程度及其风险评价[J]. 矿产保护与利用,2018(6):132-139.

WEI Hao, XUE Qingbo, ZHANG Guorui, et al. Heavy metal pollution degree and its risk assessment of farmland soil in the downstream of a uranium tailings pond[J]. Conservation and utilization of mineral resources, 2018(6):132-139.

投稿网址: <http://kcbh.cbpt.cnki.net>

E-mail: kcbh@chinajournal.net.cn

(上接第 131 页)

- [7] 贾莲,刘盼盼,吕琳琳,等. 鞍山某铁矿区土壤重金属污染评价[J]. 矿产保护与利用,2018(4):118-123.
- [8] Tessier A, Campbell P G C, Sisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. Analytical chemistry, 1979, 51(7):844-851.
- [9] 叶宏萌,李国平,郑茂钟,等. 武夷山五夫荷塘底泥重金属赋存特征及其生物有效性[J]. 热带作物学报,2018,39(6):1235-1240.
- [10] 杨少斌,孙向阳,张骏达,等. 北京市五环内绿地土壤 4 种重金属的形态特征及其生物有效性[J]. 水土保持通报,2018,38(3):79-93.
- [11] 庞文品,秦樊鑫,吕亚超,等. 贵州兴仁煤矿区农田土壤重金属化学形态及风险评估[J]. 应用生态学报,2016,27(5):1468-1478.
- [12] 王鹏,贾学秀,涂明,等. 北京某道路外侧土壤重金属形态特征与污染评价[J]. 环境科学与技术,2012,35(6):165-172.
- [13] 陈明,杨涛,徐慧,等. 赣南某钨矿区土壤中 Cd、Pb 的形态特征及生态风险评价[J]. 环境化学,2015,34(12):2257-2262.
- [14] 赵胜男,李畅游,史小红. 乌梁素海沉积物重金属生物活性及环境污染评估[J]. 生态环境学报,2013,22(3):481-489.
- [15] 邢小茹,薛生国,张乃英,等. 鞍山市大气尘和金属元素沉降通量及污染特征[J]. 中国环境监测,2010,26(2):11-15.

引用格式:刘盼盼,贾莲,吕琳琳,等. 鞍山某铁矿区土壤重金属形态分布及生物有效性分析[J]. 矿产保护与利用,2018(6):127-131,139.

LIU Panpan, JIA Lian, LYU Linlin, et al. Chemical forms and bioavailability of heavy metals in soil around an iron mine in Anshan[J]. Conservation and utilization of mineral resources, 2018(6):127-131,139.

投稿网址: <http://kcbh.cbpt.cnki.net>

E-mail: kcbh@chinajournal.net.cn