广西某铀矿山周围土壤和大米放射性调查及评价

张家佳，彭 崇，郭凯行，李秀媚，许泽钺

（广西壮族自治区辐射环境监督管理站，广西 南宁 530222）

摘要：在调查研究 2016—2021 年广西地区某铀矿山附近土壤中的^{238}U、^{226}Ra 及种植大米中的^{238}U、^{226}Ra、^{210}Po、^{210}Pb等放射性核素活度浓度的基础上，对其进行了评价。Spearman 秩相关系数分析显示，在 2016—2021 年铀矿山周围土壤和大米中的^{238}U、^{226}Ra、^{210}Po、^{210}Pb 等没有显著变化，大部分采样点土壤污染程度属于无污染到中污染。待积有效剂量率依^{210}Po、^{210}Pb、^{226}Ra、^{238}U 顺序降低，USEPA 健康风险模型计算结果显示健康总风险低于不可接受值。

关键词：放射性核素；Spearman 秩相关系数分析；地质累积指数法；待积有效剂量率；USEPA 健康风险

中图分类号：X820.4 **文献标志码**：A **文章编号**：1000-8063(2023)01-0091-06

DOI：10.13426/j.cnki.yky.2022.05.28

对铀矿山辐射危害性和铀矿山周围辐射环境监测的研究[1]，为农业土壤和水资源环境放射性污染防治以及公众辐射防护，提供了重要数据理论基础。

铀尾矿库经风化、雨淋、地表径流等外界作用后，存在放射性核素及部分金属被淋洗出来的风险，铀尾矿库是潜在的放射性污染源。铀矿冶设施在退役影响范围广，废物辐射潜在危害时间长，退役环境治理受自然和社会因素影响大[2]。

通过多年连续监测广西某铀矿山周围土壤和种植大米主要放射性核素（^{238}U、^{226}Ra、^{210}Po、^{210}Pb）的活度浓度，采用多种评价方式评估当地的潜在安全隐患，使公众全面科学地了解当地辐射环境现状，有利于改善公众关系，消除公众对核辐射的心里恐惧，并为铀矿山周围土壤保护和管理提供参考。

1 铀矿山基本概况

某铀矿山位于广西壮族自治区桂林市，2016 年关停后，铀采冶等所有生产活动全面停止，矿井口封闭并处于淹井状态，堆浸及水冶也全面停止；以废水处理为主的环保设施仍维持正常运行。工程外围 10 km 范围内人口密度低，无其他工矿企业。工程沿岸地表水系发达，有 1 条小溪流经生产区，小溪为非饮用及灌溉水源。

2 调查的内容和方法

2.1 调查内容

于 2016—2021 年对广西某铀矿山边界、附近村庄土壤及种植的大米进行放射性监测，并在铀矿山所在县城东南方向设立 1 个对照点（距矿区约 50 km）。根据采样点位辐射监测数据，采用多种评价方式对监测结果进行评价。

2.2 采样和布点

在每年 4～5 月、9～10 月采集土壤，对土壤中放射性核素^{238}U、^{226}Ra 的活度浓度进行分析，监测频次为 1 次/半年；在每年 9～10 月稻谷成熟后采集大米，对大米中放射性核素^{238}U、^{226}Ra、^{210}Po、^{210}Pb 的活度浓度进行分析，监测频次为 1 次/年。采样点位置如图 1 所示。H_5为铀矿山边界点位，无人居住，H_2～H_4为铀矿山附近村庄。土壤采集点位为 H_1～H_5，大米采集点位为 H_2～H_4。由于 H_5为矿山边界，无人居住和种植大米，因此此地未采集大米。

收稿日期：2022-05-24

第一作者简介：张家佳（1988—），男，广西柳州人，硕士，工程师，主要从事电离辐射环境监测及评价研究工作。

通信作者简介：彭崇（1979—），男，广西玉林人，硕士，高级工程师，主要从事电离辐射环境监测及评价研究工作。

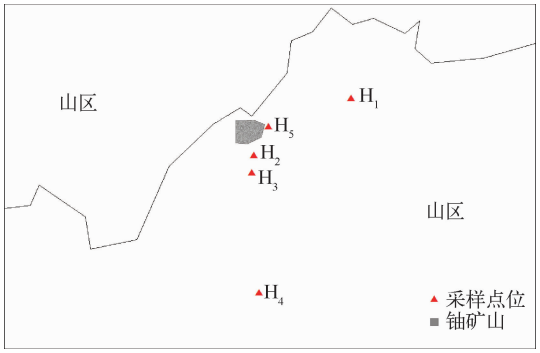


图 1 采样点位

Fig. 1 Sampling stations

2.3 分析方法和仪器

依据《辐射环境监测技术规范》(HJ 61—2021)进行样品的采集、制备以及分析。样品分析监测方法及所使用仪器见表 1。

2.4 质量保证

检测机构通过了国家认监委的检验检测机构资质认定,严格按照质量管理体系要求开展工作,测量分析方法有效;测量仪器、放射性标准物质均由中国计量院、上海市计量测试技术研究院检定和校准,所有仪器进行了泊松分布检验和长期可靠性检验,并绘制了相应质控图。

表 1 监测方法和仪器

Table 1 Monitoring methods and instruments

监测类型	监测项目	分析方法	测量仪器
土壤	^{238}U	《土壤中放射性核素的 γ 能谱分析方法》(GB/T 11743—2013)	高纯锗 γ 谱仪
	^{226}Ra		
大米	^{238}U	《土壤中放射性核素的 γ 能谱分析方法》(GB/T 11743—2013)	高纯锗 γ 谱仪
	^{226}Ra		
	^{210}Po	参照《水中钋-210 的分析方法》(HJ 813—2016)	α 谱仪
	^{210}Pb	参照《水中铅-210 的分析方法》(EJ/T 859—94)	低本底 α/β 测量装置

监测分析人员取得了相应分析项目上岗证。分析人员近年参加的全国放射性质量考核和比对,结果均为合格。

3 结果与分析

3.1 土壤和大米中放射性核素活度

2016—2021 年铀矿山附近村庄土壤及大米中的天然放射性核素活度浓度见表 2。土壤中 $a(^{238}U)$为 32.2～533 Bq/kg,均值为202 Bq/kg;$a(^{226}Ra)$为 45～378 Bq/kg,均值为174 Bq/kg,高于广西和北部湾地区土壤和沉积物中^{238}U和^{226}Ra的活度浓度[3]。大米中 $a(^{238}U)$为 0.768～29.7 mBq/kg,均值为 7.13 mBq/kg;$a(^{226}Ra)$为 0.015～0.260 Bq/kg,均值为 0.140 Bq/kg;$a(^{210}Po)$为 0.250～1.30 Bq/kg,均值为 0.485 Bq/kg;$a(^{210}Pb)$为 0.220～1.300 Bq/kg,均值为 0.559 Bq/kg。铀矿山周围土壤和大米放射性核素平均活度浓度与对照点平均活度浓度处于同一水平。

铀矿山边界 H_5点位的土壤放射性核素活度浓度为研究范围的中间值,说明铀矿山边界未受到铀矿山活动显著影响。铀矿山周围采样点大米中的放射性活度浓度由高到低顺序为^{210}Pb、^{210}Po、^{226}Ra、^{238}U,大米的放射性核素活度浓度未超过国家标准《食品中放射性物质限制浓度标准》(GB 14882—1994)的规定限值。本研究与其他文献报道的食品放射性核素活度水平基本一致[4-5]。

3.2 转移系数

转移系数 TF(Transfer Factor)计算公式为

$$TF=a_{rice}/a_{soil},$$

式中:a_{rice}为大米内某种核素活度浓度,Bq/kg;a_{soil}为土壤内某种核素活度浓度,Bq/kg。

^{238}U、^{226}Ra在大米中的转移系数计算结果见表 3。可以看出,H_3采样点的^{238}U、^{226}Ra在大米中转移系数高于其他采样点位,其他点位与对照点结果基本一致。铀矿山周围整体转移系数均低于四川盆地、秦山核电站同类数据。相关研究表明:一般植物对^{238}U的转移系数为 10^{-4}～10^{-2};不同的农作物对^{226}Ra的转移系数为 7×10^{-5}～0.75;谷物对^{226}Ra转移系数为 0.006～0.036[6]。本研究数据可对数据库进行细化补充。

表 2　2016—2021 年铀矿山周围土壤及大米中放射性活度浓度

Table 2　Soil and rice activity concentration around the uranium mine from 2016 to 2021

采样点	土壤				大米							
	$a(^{238}U)/(Bq\cdot kg^{-1})$		$a(^{226}Ra)/(Bq\cdot kg^{-1})$		$a(^{238}U)/(mBq\cdot kg^{-1})$		$a(^{226}Ra)/(Bq\cdot kg^{-1})$		$a(^{210}Po)/(Bq\cdot kg^{-1})$		$a(^{210}Pb)/(Bq\cdot kg^{-1})$	
	范围	均值	范围	均值	范围	均值	范围	均值	范围	均值	范围	均值
H_1	120～272	180.0	101～200	163.0	5.82～17.3	7.70	0.040～0.180	0.141	0.330～1.10	0.455	0.340～0.860	0.540
H_2	96.7～434	324.0	262～378	306.0	0.76～17.3	9.1	0.015～0.052	0.039	0.250～1.20	0.438	0.220～0.520	0.324
H_3	32.2～110	73.3	45～70	53.3	2.30～29.7	10.6	0.076～0.260	0.174	0.280～1.30	0.498	0.510～1.300	0.690
H_4	173～533	244	143～370	208	9.42～17.3	6.47	0.020～0.230	0.163	0.300～1.20	0.5547	0.520～0.860	0.663
H_5	79.3～223	190	78.5～177	137								
对照点	40.9～148	108	101～144	121	0.806～14.8	5.52	0.013～0.078	0.043	0.212～1.20	0.432	0.440～1.000	0.720

表 3　^{238}U、^{226}Ra 在大米中的转移系数

Table 3　Transfer factors of ^{238}U, ^{226}Ra in rice

点位	$TF(^{238}U)$	$TF(^{226}Ra)$
H_1	4.27×10^{-5}	8.65×10^{-4}
H_2	2.80×10^{-5}	1.27×10^{-4}
H_3	1.44×10^{-4}	3.26×10^{-3}
H_4	2.65×10^{-5}	7.83×10^{-4}
对照点	5.11×10^{-5}	3.55×10^{-4}
四川盆地[7]	1.75×10^{-2}	7.39×10^{-3}
秦山核电站[8]	1.85	6.95×10^{-3}

3.3　Spearman 秩相关系数分析

Spearman 秩相关系数分析是 1 种非参数性质(与分布无关)的秩检验统计方法,用来度量 2 个变量之间联系的强弱。采用 Spearman 秩相关系数法评价铀矿山附近村庄的农田土壤和大米的放射性核素随时间变化的规律,对放射性核素变化趋势进行定量分析。Spearman 秩相关系数数学表达式为[9]

$$\gamma_S = 1 - \frac{6}{n(n^2-1)}\sum_{j=1}^{n}(x_j - y_j)^2,$$

式中:γ_S—Spearman 秩相关系数;n—监测数据的数量;x_j—按时间排序的序号;y_j—监测结果按数值升序排序的序号。

将秩相关系数 γ_S 的绝对值与 Spearman 秩相关系数统计(表 4)中的临界值 W_P 进行比较。当 $|\gamma_S|>W_P$,则表明变化趋势有显著意义,如果 γ_S 为正值,则表明在评价时间段内放射性核素的活度浓度呈上升趋势;如果 γ_S 为负值,则表明在评价时间段内放射性核素的活度浓度呈下降趋势。当 $|\gamma_S|\leqslant W_P$,则表明评价时间段内放射性核素活度浓度变化趋势没有显著意义,处于平稳状态。

根据 2016—2021 年铀矿山周围大米放射性核素监测数据,采用 Spearman 秩相关系数法计算相应的秩相关系数 γ_S,结果见表 5。可以看出,2016—2021 年期间铀矿山周围绝大多数采样点土壤中的 ^{238}U、^{226}Ra,以及大米中的 ^{238}U、^{226}Ra、^{210}Po、^{210}Pb 活度浓度没有显著变化,呈稳定状态。采样点 H_1 的土壤和大米中的 ^{226}Ra 同时有显著变化,呈上升趋势。H_4 采样点土壤中的 ^{238}U 有显著变化,呈下降趋势。虽然 2016—2021 年期间 H_1 采样点土壤和大米中放射性核素 ^{226}Ra 的活度浓度处于管理限制之内,但呈上升趋势,相关部门应增加关注,进一步开展连续监测,结合周边情况,明确其土壤和大米的实际情况。

表 4　Spearman 秩相关系数的 W_P 的临界值

Table 4　W_P critical value of Spearman correlation coefficient

监测数据数量(n)	临界值 W_P
4	1.000
5	0.900
6	0.829
7	0.714
8	0.643
9	0.600
10	0.564
12	0.506

表 5 2016—2021 年铀矿山周围土壤和大米的 Spearman 秩相关系数

Table 5 Spearman correlation coefficient of soil and rice around the uranium mine from 2016 to 2021

采样点位	土壤 Spearman 秩相关系数				大米 Spearman 秩相关系数							
	^{238}U	结论	^{226}Ra	结论	^{238}U	结论	^{226}Ra	结论	^{210}Po	结论	^{210}Pb	结论
H_1	0.485	平稳	0.601	上升	0.600	平稳	0.928	上升	−0.029	平稳	−0.829	平稳
H_2	−0.263	平稳	−0.070	平稳	−0.543	平稳	0.600	平稳	−0.714	平稳	−0.600	平稳
H_3	−0.502	平稳	0.252	平稳	0.429	平稳	−0.087	平稳	−0.600	平稳	−0.522	平稳
H_4	−0.548	下降	−0.158	平稳	−0.257	平稳	0.741	平稳	−0.600	平稳	−0.086	平稳
H_5	−0.152	平稳	0.252	平稳								
对照点	−0.207	平稳	−0.235	平稳	0.543	平稳	0.314	平稳	0.600	平稳	−0.714	平稳

3.4 地质累积指数法

地质累积指数(I_{geo})通常称为 Muller 指数,该模型不仅考虑自然地质过程造成的背景值的影响,也充分注意人为活动对放射性核素污染的影响。因此,该指数是区分人为活动影响的重要参数。该模型已经广泛应用于人类生产活动对土壤的污染评价之中,可借用此模型进行放射性污染评价[10-11]。

$$I_{geo}=\log_2(C_n/1.5B_n),$$

式中:I_{geo}为地质累积指数;C_n为放射性污染物 n 的测量值;B_n为放射性污染物 n 的背景值;1.5 为背景修正系数。

广西和全国土壤放射性核素^{238}U 和^{226}Ra 背景值[12-13]见表 6,分级标准见表 7。通过地质累积指数法对铀矿山附近土壤进行放射性核素污染评价,结果表 8。可以看出,铀矿山周围土壤中放射性核素^{238}U 和^{226}Ra 污染等级为 0～2,整体上处于无污染到中度污染之间。铀矿山边境 H_5土壤采样点,^{226}Ra 污染等级为 0,处于无污染程度,未受铀矿山的影响。村庄 H_2的^{238}U 处于中度污染,后续需增加对 H_2采样点的关注,明确原因。

表 6 ^{238}U 和^{226}Ra 背景值

Table 6 ^{238}U and ^{226}Ra background values Bq/kg

区域	^{238}U		^{226}Ra	
	范围	均值	范围	均值
H 铀矿山	35.9～620	204.2	45～378	170
广西	9.1～206.2	53.0	13.9～301.6	53.1
全国	1.8～520.0	39.5	2.4～425.8	36.5

表 7 地质累积指数分级标准[14]

Table 7 Classification standard of geological accumulation index method

I_{geo}	级别	污染程度
<0	0	无污染
0～1	1	无污染到中度污染
1～2	2	中度污染
2～3	3	中度污染到强污染
3～4	4	强污染
4～5	5	强污染到极强污染
>5	6	极强污染

表 8 地质累积指数评价结果

Table 8 Evaluation results of geological accumulation index method

采样点	^{238}U		^{226}Ra	
	I_{geo}	污染等级	I_{geo}	污染等级
H_1	1.180	1	1.030	1
H_2	2.110	2	1.940	1
H_3	−0.115	1	−0.499	1
H_4	1.800	1	1.380	1
H_5	1.250	1	0.792	0

3.5 待积有效剂量估算

大米是广西居民最重要的主食,因此需对铀矿山周围居民食用此大米所致的待积有效剂量进行估算。可根据《电离辐射防护与辐射源安全基本标准》(GB 18871—2002)中推荐的待积有效剂量计算公式进行估算。

$$E=A\times N_1\times N_2,$$

式中：E 为食入大米的待积有效剂量，μSv；A 为年食入量，kg；N_1 为大米中某种放射性核素的浓度，Bq/kg；N_2 为某种放射性核素的食入有效剂量系数，μSv/Bq。

成人食入放射性核素^{238}U、^{226}Ra、^{210}Po、^{210}Pb 的有效剂量系数分别为 0.044、0.28、1.20、0.68 μSv/Bq[15]。从 2021 年广西统计年鉴数据统计可知，广西成年人均大米食入量为 95.11 kg/a，可估算得出 2016—2021 年期间铀矿山周围居民食入大米造成放射性核素平均待积有效剂量，结果见表 9。

表 9　铀矿山附近居民食入大米年均有效剂量

Table 9　Average annual effective dose of rice consumed by residents near uranium mine　μSv/a

采样点	^{238}U	^{226}Ra	^{210}Po	^{210}Pb	总待积有效剂量
H_1	0.025	4.32	62.3	42.9	109.0
H_2	0.032	3.74	51.9	34.9	90.5
H_3	0.026	1.03	50.0	22.0	73.0
H_4	0.040	4.60	56.8	44.6	106.0

由表 9 可知，H 铀矿山周围居民通过食入大米，所致居民年待积有效剂量主要由^{210}Po 和^{210}Pb 所致，远高于^{238}U 和^{226}Ra。与 UNSCEAR2000 报告中提出的，世界居民因食入所致的平均待积有效剂量主要来自^{210}Po(59.1%)、^{210}Pb(19.5%)相吻合[16]。

^{238}U、^{226}Ra、^{210}Po、^{210}Pb 核素的年待积有效剂量分别为 1.02、7.67、163、74.5 μSv/a[17]，铀矿山周围大米放射性核素所致居民年有效剂量远低于调查数据。

3.6　USEPA 健康风险模型

根据美国环境保护署(USEPA)提出的人体健康风险评估模型，对铀矿山附近居民食用周围大米导致人终身风险进行评价[18-20]。

$$D_{rw}=C_w\times IR_w\times IDF,$$

$$R=D_{rw}\times DL\times RF,$$

式中：D_{rw}为年有效剂量，Sv/a；R 为放射性核素导致的平均个人终身致癌风险指数，无量纲；C_w 为放射性核素活度浓度，Bq/kg；IR_w为个人大米年摄入量，广西成人年摄入量为 95.11 kg/a[21]；IDF 为成人剂量转换因子(表 6)，Sv/Bq；DL 为研究区域人均寿命，到 2019 年我国居民人均预期寿命达到 77.3 岁[22]；RF 为风险系数，取 7.3×10^{-2}/Sv(ICRP 在 1990 年提出)。

通过 USEPA 健康风险模型，对铀矿山附近居民食用大米导致人体终身健康风险进行评价，结果见表 10。可以看出，铀矿山附近周围大米经食用途径摄入放射性核素引起成年公众终身健康风险主要由^{210}Po 和^{210}Pb 引起，^{226}Ra 和^{238}U 次之，^{238}U 最小。4 种放射核素引起的健康总风险超过美国环境保护署的可忽略值(1×10^{-6})[23]，低于不可接受值(10^{-4})，表明食用该铀矿山周围种植大米暂无健康风险。

表 10　铀矿山周围大米放射性核素终身健康风险

Table 10　Lifelong health risks of rice radionuclides around uranium mine　10^{-5}

采样点	^{238}U	^{226}Ra	^{210}Po	^{210}Pb	总风险
H_1	0.014	2.44	21.6	26.1	49.96
H_2	0.018	2.11	22.7	21.8	46.27
H_3	0.015	0.581	20.1	13.5	34.16
H_4	0.022	2.61	24.2	27.3	54.06

4　结论

铀矿山周围土壤中放射性核素^{238}U 和^{226}Ra 整体上处于无污染到中度污染之间；居民通过食入铀矿山周围种植大米途径所致平均年待积有效剂量中，贡献率由大到小为^{210}Po、^{210}Pb、^{226}Ra、^{238}U；铀矿山周围采样点与对照点相比，大米总健康风险低于 USEPA 不可接受值。

参考文献：

[1]　周注谋. 我国铀矿山的辐射危害及其控制[J]. 铀矿冶，1987，6(2)：48-54.

[2]　潘英杰. 我国铀矿冶设施退役环境治理现状及应采取的对策[J]. 铀矿冶，1997，16(4)：227-236.

[3]　林武辉，冯禹，余克服，等. 北部湾沉积物中放射性核素的分布特征与控制因素[J]. 海洋学报，2020，42(2)：143-154.

[4]　段娓桢，贺良国，李林御，等. 四川涉核地区食品放射性核素含量及其所致居民剂量[J]. 中国辐射卫生，2018，27(3)：201-205.

[5] 王芳,王延俊,邬家龙,等. 甘肃省核设施周围食品放射性核素水平监测与分析[J]. 中国辐射卫生,2019,28(6):668-670.
[6] 梁国帅,陈柏迪,陈志东,等. 土壤中^{238}U、^{226}Ra、^{210}Pb、^{210}Po在3种蔬菜中的转移及食用后剂量估算[J]. 辐射防护,2021,41(3):229-236.
[7] 欧阳均. 居民对四川盆地地区产出水稻中的天然放射性核素摄取的初步研究[J]. 环境与生活,2014(6):70+72.
[8] 李海. 秦山核电站周围地区辐射环境监测与分析[D]. 衡阳:南华大学,2012.
[9] 生态环境部. 辐射环境监测技术规范:HJ 61—2021[S]. 北京:中国环境科学出版社,2021.
[10] 马盼军,王哲,易发成,等. 某铀尾矿库周边土壤中铀元素的空间分布与污染评价[J]. 原子能科学技术,2017,51(5):956-960.
[11] 梁森,李德鹏,路波,等. 辽东湾西北部海域表层沉积物重金属含量的空间分布特征与污染状况评价[J]. 海洋环境科学,2019,38(6):874-883.
[12] 杨名生. 广西壮族自治区土壤中天然放射性核素含量调查研究[J]. 辐射防护,1993(4):299-302.
[13] 全国环境天然放射性水平调查总结报告编写小组. 全国土壤中天然放射性核素含量调查研究(1983—1990年)[J]. 辐射防护,1992(2):122-142.
[14] 高杨,高柏,蒋文波,等. 某铀矿^{238}U、^{232}Th污染土壤分布特征及健康风险评价[J]. 有色金属(冶炼部分),2021(8):145-150.
[15] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局. 电离辐射防护与辐射源安全基本标准:GB 18871—2002[S]. 北京:中国标准出版社,2002.
[16] UNSCEAR. Sources and effects of ionizing radiation[M]. United Nations:UNSCEAR, 2000.
[17] 诸洪达,刘庆芬. 中国成年男子摄入原生放射性核素所致内照射剂量估算[J]. 辐射防护,2005(2):91-101.
[18] GORUR F K, CAMGOZ H. Natural radioactivity in various water samples and radiation dose estimations in Bolu province, Turkey[J]. Chemosphere, 2014,112:134-140.
[19] 高杨,高柏,林聪业,等. 某铀矿区水体^{238}U和^{226}Ra污染源项特征及健康风险评价[J]. 有色金属(冶炼部分),2021(10):111-120.
[20] SEMERJIAN L, ALRAJABY H, NAAZ N, et al. Age-dependent effective ingestion dose estimations and lifetime risk assessment for selected radionuclides (^{40}K and ^{3}H) in bottled waters marketed in United Arab Emirates[J]. Chemosphere, 2020,249(S1):126114.
[21] 广西壮族自治区统计局. 广西统计年鉴2021[S]. 北京:中国统计出版社,2021.
[22] 中华人民共和国国家卫生健康委员会. 2019年我国卫生健康事业发展统计公报[J]. 中国实用乡村医生杂志,2020,27(9):1-11.
[23] 王浩东. 化工区地下水健康风险评价研究[D]. 沈阳:沈阳大学,2019.

Radioactive Investigation and Evaluation of Soil and Rice Around the Uranium Mine in Guangxi

ZHANG Jiajia, PENG Chong, GUO Kaihang, LI Xiumei, XU Zeyue

(Radiation Environment Supervision and Management Station of Guangxi Zhuang Autonomous Region, Nanning 530222, China)

Abstract: The activity concentrations of ^{238}U and ^{226}Ra in soil, and the activity concentrations of ^{238}U, ^{226}Ra ^{210}Po, ^{210}Pb in rice near the uranium mine in Guangxi from 2016 to 2021, were investigated and evaluated. Spearman rank correlation coefficient analysis showed that ^{238}U, ^{226}Ra, ^{210}Po, ^{210}Pb in the soil and rice around the uranium mine had not obviously changed from 2016 to 2021. Most of the sampling sites were pollution-free to medium-polluted. The rate of contribution in effective dose to be accumulated decreased in the order of ^{210}Po,^{210}Pb,^{226}Ra and ^{238}U, and the USEPA health risk model showed that the total health risk was lower than the unacceptable value.

Key words: radionuclide; spearman rank correlation coefficient analysis; geological accumulation index method; unaccumulated effective dose rate; USEPA health risks