

2020—2024 年某铀矿山废水中特征污染物监测及生态风险分析

钟春明^{1,2,3}, 张鑫^{1,2,3}, 高翔^{1,2,3}, 黄宇琦^{1,2,3}

(1. 核工业二三〇研究所, 湖南长沙 410007;

2. 湖南中核环保科技有限公司, 湖南长沙 410007;

3. 湖南省伴生放射性矿产资源评价与综合利用工程技术研究中心, 湖南长沙 410007)

摘要: 2020—2024 年对某关停铀矿山排放口废水和周边地表水进行连续采样, 并分析其 $U_{\text{天然}}$ 、 ^{226}Ra 、 ^{210}Po 、 ^{210}Pb 、Cd、Mn、As、pH 等特征污染物浓度。利用 Mann-Kendall 检验法分析废水中特征污染物的时空分布特征, 使用内梅罗指数法评价周边地表水的生态风险。结果表明, 在 2020—2024 年期间, 废水和地表水中特征污染物的浓度均满足相应限值要求; 与对照点相比, 地表水中的 $U_{\text{天然}}$ 、 ^{226}Ra 、Mn 和 As 浓度普遍偏高。Mann-Kendall 检验结果表明, 在 2020—2024 年期间, 铀矿山排放废水中 $U_{\text{天然}}$ 、As 和 Cd 的浓度得到了有效控制, 呈显著下降趋势。采用内梅罗指数法对 6 个地表水采样点监测数据的生态风险分析表明, 地表水中影响较大的污染因子为 $U_{\text{天然}}$ 、 ^{226}Ra 和 Mn。在对关停铀矿山进行长期监护时, 应重点关注废水中 $U_{\text{天然}}$ 、 ^{226}Ra 、Mn 和 As 以及下游地表水中的 $U_{\text{天然}}$ 、 ^{226}Ra 和 Mn 的浓度变化情况。

关键词: 铀矿山; 特征污染物; 监测; Mann-Kendall 检验法; 内梅罗指数法; 废水; 生态风险

中图分类号: X591; TL75 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000-8063(2026)01-0132-10

DOI: 10.13426/j.cnki.yky.2025.05.15

铀矿资源的开发过程, 带来了难以忽视的生态环境问题^[1-2]。根据国际原子能机构(IAEA)的评估报告, 全球约 60% 的关停铀矿山存在不同程度的地下水和地表水污染, 其中放射性核素(铀、镭、钍)及伴生重金属(砷、镉)的迁移扩散已构成跨境环境风险^[3]。中国作为世界第三大铀资源国, 自 20 世纪 50 年代以来累计开采铀矿超过 50 万吨; 但受早期开采技术限制, 大量矿山闭坑后未实施系统化生态修复, 导致矿区及周边出现土壤酸化、植被退化及水体放射性超标等次生灾害^[4-5]。铀矿山液态流出物可通过地下水径流或地表径流迁移, 对周边水体和土壤环境造成持续性威胁^[6-8]。目前, 针对关停铀矿山排放废水中的特征污染物($U_{\text{天然}}$ 、 ^{226}Ra 、 ^{210}Po 、 ^{210}Pb 、镭、钍、砷、pH 等)的长期变化趋势及其对周边地表水长期影响的研究较少。因此, 有必要对关停铀矿山排放废水和周边地表水中进行长期监测分析, 掌握

铀矿山对周边地表水的污染情况。

2020—2024 年期间, 对某关停铀矿山的排放口废水和周边地表水进行连续监测分析, 以掌握该铀矿山排放废水和周边地表水中特征污染物浓度水平, 并运用多种评价方法分析该铀矿山排放废水中的特征污染物的时空演变规律及周边地表水可能存在的生态风险, 为关停铀矿山的生态修复与长期监管提供数据支撑。

1 项目概况

该铀矿位于中国南方某省, 于 2017 年 7 月进入关停状态。关停前有生产矿井 1 个(现已淹井)、水冶厂 1 座、尾渣库 1 座、矿井排风井 2 个、废石场 1 座。现有 1 套废水处理设施, 用于处理工业场地收集水、尾渣库渗出水、废石场以及矿井水, 处理能力为 180~120 m³/h。设有废水总排放口 1 处, 利用废水处理设施进行液态流出物处

收稿日期: 2025-05-30; **修回日期:** 2025-06-28

基金项目 中核铀业全国重点实验室青年基金项目(NKLUR-2024-QN-020)

通信作者: 张鑫

理后,排放至同一受纳水体。

铀矿山地形以低山、丘陵为主,南北高、中间低,构成自中间盆地向南北两侧逐次增高的阶梯状地形特征。矿区内气候湿润、雨量充沛、植被发育良好。该区地处中低纬度,属中亚热带季风气候,兼有盆地气候特征。受纳水体发育于南部山区,自南向北,年均流量为 0.38 m³/s,平均河宽为 4.4 m,平均河深为 0.33 m,平均流速为 0.26 m/s,平均坡降为 2.38%。

2 调查内容与方法

2.1 调查内容

依据《辐射环境监测技术规范》(HJ 61—2021)^[9]、《铀矿冶辐射环境监测规定》(GB 23726—2009)^[10]等,于 2020—2024 年对铀矿山总排放口废水、对照点和周边地表水进行现场采样和特征污染物浓度水平监测。放射性特征污染物为 U_{天然}、²²⁶Ra、²¹⁰Po 和 ²¹⁰Pb,非放特征污染物为 Cd、Mn、As 和 pH,监测频次为 1 次/季度,共计 20 次。一般在每季度的最后一个月进行采样。

2.2 采样和布点

废水采样点设置在铀矿山废水总排放口处,对照点 A0 设置在受纳水体上游 1.0 km 处。沿着矿区边界及周边地表水径流下游方向,设置 6 个地表水采样点(图 1),其中 A1 为废水总排放口下游 500 m 处的受纳水体、A2 为矿区西边村中

的水塘、A3 为矿区西边界水库、A4 为矿区东边界村中的水塘、A5 为矿区北边界水塘、A6 为受纳水体与其他支流汇合后下游 500 m 处的小河。

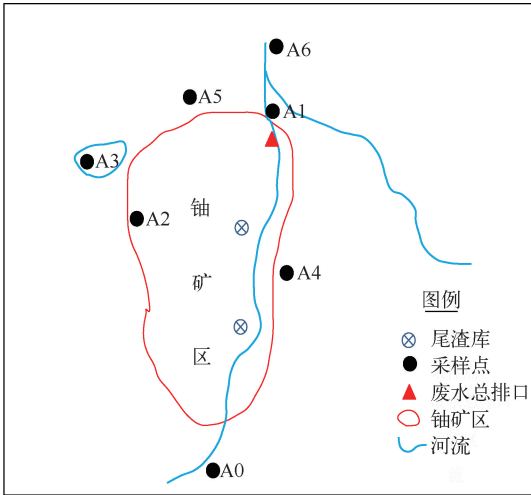


图 1 采样点位分布示意图
Fig. 1 Sampling points distribution diagram

2.3 监测方法和仪器

依据 GB 23726—2009 对水样进行规范采集、保存、运输以及实验室检测分析。采样方法和污染特征物分析监测方法,优先选择适用的国家和行业标准分析方法、监测技术规范,以及生态环境部门推荐的分析方法及有关规定。采用的监测方法、监测仪器及检出限见表 1。

表 1 监测方法、监测仪器及检出限
Table 1 Monitoring methods, monitoring instruments and detection limits

监测对象	监测项目	监测方法	监测仪器	检出限
废水、 地表水	U _{天然}	《水质 65 种元素的测定 电感耦合等离子体质谱法》(HJ 700—2014)	NexION 300X 型电感耦合等离子体质谱仪	0.04 μg/L
	²²⁶ Ra	《水中镭-226 的分析测定》(GB 11214—89)	PC-2100 型镭氡分析仪	0.002 Bq/L
	²¹⁰ Po	《水中钋-210 的分析方法》(HJ 813—2016)	7200-4-1 型低本底 α 能谱仪	0.001 Bq/L
	²¹⁰ Pb	《水中铅-210 的分析方法》(EJ/T 859—1994)	MPC-9604 型气流式低本底 α、β 测量仪	0.002 Bq/L
废水、 地表水	Cd	《水质 65 种元素的测定 电感耦合等离子体质谱法》(HJ 700—2014)	NexION 300X 型电感耦合等离子体质谱仪	0.05 μg/L
	Mn	《水质 65 种元素的测定 电感耦合等离子体质谱法》(HJ 700—2014)	NexION 300X 型电感耦合等离子体质谱仪	0.12 μg/L
	As	《水质 65 种元素的测定 电感耦合等离子体质谱法》(HJ 700—2014)	NexION 300X 型电感耦合等离子体质谱仪	0.12 μg/L
	pH	《水质 pH 值的测定电极法》(HJ 1147—2020)	PHS-3E 型 pH 酸度计	

2.4 限值要求

根据本次调查情况以及相关标准规定,在受纳水体满足不低于 5 倍稀释倍数要求的情况下,铀矿山排放废水中 $U_{\text{天然}}$ 、 ^{226}Ra 、 ^{210}Po 和 ^{210}Pb 的浓度应满足《铀矿冶辐射防护和辐射环境保护规定》(GB 23727—2020)表 3^[11]中规定的限值,废水中非放特征污染物 Cd、Mn、As 和 pH 的浓度

应满足《污水综合排放标准》(GB 8978—1996)表 1 和表 2^[12]中规定的限值。地表水中非放特征污染物 Cd、As、Mn 和 pH 分别参照《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)表 1 中Ⅲ类水质和表 2^[13]中限值。地表水中 $U_{\text{天然}}$ 、 ^{226}Ra 、 ^{210}Po 和 ^{210}Pb 未有相关标准规定限值,参照对照点进行对比分析。相关限值要求见表 2。

表 2 废水和地表水中特征污染物限值

Table 2 Limit values for characteristic pollutants in wastewater and surface water

类型	$\rho(U_{\text{天然}})/$ ($\mu\text{g/L}$)	$C(^{226}\text{Ra})/$ (Bq/L)	$C(^{210}\text{Pb})/$ (Bq/L)	$C(^{210}\text{Po})/$ (Bq/L)	$\rho(\text{Mn})/$ ($\mu\text{g/L}$)	$\rho(\text{As})/$ ($\mu\text{g/L}$)	$\rho(\text{Cd})/$ ($\mu\text{g/L}$)	pH
废水	300	1.1	0.5	0.5	2 000	500	100	6~9
地表水					100	50	5.0	6~9

2.5 质量保证

实验室通过了省级检验检测机构资质认定,并严格按照质量管理体系要求开展相关工作。采用的检测方法均包含在资质附表中。现场采样和实验室分析检测人员均参加了相关项目技术培训,考核合格后持证上岗。使用的监测仪器按照有关规定进行了检定或校准并在有效期内。

0.005~0.021 Bq/L、 $C(^{210}\text{Po})$ 为 0.006~0.019 Bq/L、 $\rho(\text{Mn})$ 为 23.8~663 $\mu\text{g/L}$ 、 $\rho(\text{As})$ 为 0.15~3.10 $\mu\text{g/L}$ 、 $\rho(\text{Cd})$ 为 0.06~0.58 $\mu\text{g/L}$ 、pH 为 6.31~7.90,废水中特征污染物的监测数据均未超过表 2 中对应的限值要求。同时,废水中 pH 的监测数据的变异系数为 6%,说明废水的酸碱度控制的较好,整体波动较小;其他特征污染物监测数据的变异系数均大于 30%,表明所监测的特征污染物时空分布存在一定的差异性^[14]。 $U_{\text{天然}}$ 、Mn、As 和 Cd 的变异系数均大于 80%,表明其离散程度非常大,时空分布极不均匀。特征污染物变异系数由大到小依次为 $U_{\text{天然}}$ 、Mn、As、Cd、 ^{226}Ra 、 ^{210}Pb 、 ^{210}Po 、pH。

3 结果与分析

3.1 废水监测结果

废水监测结果见表 3。可以看出,2020—2024 年期间,废水中 $\rho(U_{\text{天然}})$ 为 1.71~38.0 $\mu\text{g/L}$ 、 $C(^{226}\text{Ra})$ 为 0.027~0.259 Bq/L、 $C(^{210}\text{Pb})$ 为

表 3 2020—2024 年废水中特征污染物监测结果

Table 3 Monitoring results of characteristic pollutants in wastewater from 2020 to 2024

	$\rho(U_{\text{天然}})/$ ($\mu\text{g/L}$)	$C(^{226}\text{Ra})/$ (Bq/L)	$C(^{210}\text{Pb})/$ (Bq/L)	$C(^{210}\text{Po})/$ (Bq/L)	$\rho(\text{Mn})/$ ($\mu\text{g/L}$)	$\rho(\text{As})/$ ($\mu\text{g/L}$)	$\rho(\text{Cd})/$ ($\mu\text{g/L}$)	pH
最小值	1.71	0.027	0.005	0.006	23.8	0.15	0.06	6.31
最大值	38.0	0.259	0.021	0.019	663	3.10	0.58	7.90
均值	10.0	0.142	0.010	0.011	191	0.75	0.166	7.07
变异系数	110%	47%	40%	30%	102%	100%	85%	6%

从废水中特征污染物监测数据的年度时间变化统计(表 4)可以看出,除 2021 年外, $U_{\text{天然}}$ 监测数据整体呈逐年下降趋势,2024 年 $U_{\text{天然}}$ 是 2020 年 $U_{\text{天然}}$ 的十分之一左右,说明铀矿山废水处理设施效能得到了大幅提升,有效降低了 $U_{\text{天然}}$ 的排放浓度; ^{226}Ra 监测数据在 2020—2023 年期间总体较

为平稳,2024 年下降幅度较大; ^{210}Po 和 ^{210}Pb 监测数据整体呈现出相同的变化趋势,总体较为稳定,波动范围较小;Mn 监测数据在 2021 年出现峰值(405 $\mu\text{g/L}$)后在 2022 年快速下降至 190 $\mu\text{g/L}$,随后两年稳定在 100 $\mu\text{g/L}$ 以下;As 监测数据在 2021 年出现峰值(1.82 $\mu\text{g/L}$),2022—2024 年

期间呈下降趋势;Cd 监测数据总体处于较低水平,波动范围较小,整体呈下降趋势;pH 在前 3 年为弱碱性,后 2 年为弱酸性,酸碱度整体较为平稳。

结合表 3 和表 4 分析,U_{天然} 前两年监测数据

波动大,U_{天然} 和 Mn 监测数据的变异系数超过 100%,均与矿山关停时间不长,废水处理施工工艺不稳定有关。U_{天然} 和 Mn 监测数据在 2023 年之后出现快速下降,这与铀矿山主体单位在 2022 年进行了废水处理设施升级改造有关。

表 4 2020—2024 年废水中特征污染物含量平均值时间变化

Table 4 Time variation of average content of characteristic pollutants in wastewater from 2020 to 2024

年度	废水监测年度均值							pH
	$\rho(\text{U}_{\text{天然}})/(\mu\text{g/L})$	$C(^{226}\text{Ra})/(\text{Bq/L})$	$C(^{210}\text{Pb})/(\text{Bq/L})$	$C(^{210}\text{Po})/(\text{Bq/L})$	$\rho(\text{Mn})/(\mu\text{g/L})$	$\rho(\text{As})/(\mu\text{g/L})$	$\rho(\text{Cd})/(\mu\text{g/L})$	
2020	16.4	0.172	0.010	0.013	219	0.81	0.31	7.05
2021	20.6	0.119	0.010	0.011	405	1.82	0.19	7.17
2022	6.27	0.186	0.011	0.011	190	0.53	0.16	7.54
2023	5.04	0.180	0.012	0.013	86.0	0.32	0.10	6.74
2024	1.96	0.055	0.008	0.009	93.0	0.27	0.08	6.86

3.2 地表水监测结果

地表水中放射性核素的监测数据见表 5。可以看出,2020—2024 年期间,地表水中 $\rho(\text{U}_{\text{天然}})$ 为 0.06~12.4 $\mu\text{g/L}$,均值为 1.67 $\mu\text{g/L}$; $C(^{226}\text{Ra})$ 为 <0.002~0.061 Bq/L,均值为 0.010 Bq/L; $C(^{210}\text{Pb})$ 为 <0.002~0.013 Bq/L,均值为 0.003 Bq/L; $C(^{210}\text{Po})$ 为 <0.001~0.020 Bq/L,均值为

0.005 Bq/L。与对照点监测数据相比较,除了 A4 监测点外,其余监测点的 U_{天然} 平均浓度均高于对照点的平均浓度,A1 监测点最大值为 3.70 $\mu\text{g/L}$,是对照点的 7.2 倍;6 个监测点的 $C(^{226}\text{Ra})$ 平均值均高于对照点的数据,是对照点的 1.4~3.4 倍;6 个监测点的 $C(^{210}\text{Pb})$ 和 $C(^{210}\text{Po})$ 的监测数据、平均值,与对照点数据均处于同一水平。

表 5 2020—2024 年地表水中放射性核素监测结果

Table 5 Monitoring results of radioactive nuclides in surface water from 2020 to 2024

监测点位	$\rho(\text{U}_{\text{天然}})/(\mu\text{g/L})$		$C(^{226}\text{Ra})/(\text{Bq/L})$		$C(^{210}\text{Pb})/(\text{Bq/L})$		$C(^{210}\text{Po})/(\text{Bq/L})$	
	范围	均值 ^①	范围	均值	范围	均值	范围	均值
A1	0.06~10.5	3.70	<0.002~0.061	0.017	<0.002~0.010	0.003	<0.001~0.020	0.005
A2	0.09~4.29	0.96	<0.002~0.017	0.007	<0.002~0.006	0.002	<0.001~0.016	0.003
A3	0.21~4.40	0.77	<0.002~0.022	0.008	<0.002~0.013	0.004	<0.001~0.017	0.005
A4	0.07~0.85	0.25	<0.002~0.020	0.009	<0.002~0.006	0.003	<0.001~0.011	0.003
A5	0.39~6.40	1.97	0.004~0.026	0.011	<0.002~0.013	0.005	<0.001~0.015	0.006
A6	0.13~12.4	2.37	<0.002~0.018	0.009	<0.002~0.007	0.003	<0.001~0.016	0.005
对照点 A0	<0.04~1.21	0.51	<0.002~0.014	0.005	<0.002~0.012	0.004	<0.001~0.011	0.005

注:①小于探测限的数据以探测限的一半参与均值计算,以下相同。

地表水中非放特征污染物的监测数据见表 6。可以看出,2020—2024 年期间,地表水中 $\rho(\text{Mn})$ 为 <0.12~87.0 $\mu\text{g/L}$,均值为 9.67 $\mu\text{g/L}$; $\rho(\text{As})$ 为 0.13~4.77 $\mu\text{g/L}$,均值为 0.83 $\mu\text{g/L}$; $\rho(\text{Cd})$ 为 <0.05~0.11 $\mu\text{g/L}$,均值为 0.026 $\mu\text{g/L}$; pH 为 6.74~7.45,均值为 7.09。地表水中非放特征污

染物的监测数据均未超过对应限值要求(表 2)。同时,与对照点监测数据相比,6 个监测点的 $\rho(\text{Mn})$ 平均值明显高于对照点的 $\rho(\text{Mn})$ 平均值,是对照点的 6.9~153 倍;6 个监测点的 $\rho(\text{As})$ 平均值是对照点 $\rho(\text{As})$ 平均值的 1.6~9.0 倍;6 个监测点 $\rho(\text{Cd})$ 的监测数据基本位于探测限以下,

与对照点处于同一水平;6 个监测点的 pH 平均值均呈现弱碱性,总体监测数据与对照点数据相差不大。

铀易被黏土矿物、铁锰氧化物等吸附,在氧化环境下形成 UO_2^{2+} ,吸附性增强;而在酸性或富含有机物环境中解吸增强,易迁移。 ^{226}Ra 主要通

过离子交换吸附于黏土或有机质,在高盐度水体中解吸风险升高,迁移能力增强。结合以上废水和地表水监测结果分析, $\text{U}_{\text{天然}}$ 和 Mn 监测数据具有趋同性,关联性强,在监测过程中应重点关注废水和地表水中 $\text{U}_{\text{天然}}$ 、 ^{226}Ra 、Mn 浓度变化情况 & 关联性。

表 6 2020—2024 年地表水中非放特征污染物监测结果

Table 6 Monitoring results of non radioactive characteristic pollutants in surface water from 2020 to 2024

监测点位	$\rho(\text{Mn})/(\mu\text{g/L})$		$\rho(\text{As})/(\mu\text{g/L})$		$\rho(\text{Cd})/(\mu\text{g/L})$		pH	
	范围	均值	范围	均值	范围	均值	范围	均值
A1	0.44~87.0	33.7	0.13~0.61	0.32	<0.05	0.025	6.69~7.40	7.15
A2	<0.12~51.1	13.0	0.17~4.77	1.79	<0.05	0.025	6.78~7.34	7.10
A3	<0.12~44.8	5.93	0.41~1.94	0.88	<0.05	0.025	6.80~7.30	7.08
A4	0.19~5.32	1.72	0.60~1.96	1.02	<0.05	0.025	6.85~7.45	7.16
A5	<0.12~7.10	1.52	0.19~0.66	0.42	<0.05~0.11	0.033	6.74~7.43	7.00
A6	0.15~17.1	2.16	0.19~1.36	0.55	<0.05	0.025	6.82~7.38	7.05
对照点 A0	<0.12~0.38	0.22	<0.12~0.33	0.20	<0.05~0.07	0.060	6.89~7.51	7.32

3.3 废水中特征污染物的时空分布特征

3.3.1 Mann-Kendall 检验法计算过程

Mann-Kendall(曼-肯德尔)检验法是一种常用的非参数检验方法^[15],该方法可用于检验时间序列数据是否具有趋势性。其原理是通过比较数据中每个点和其后续点的大小关系,来判断数据中是否存在单调上升或单调下降趋势。Mann-Kendall 检验法常用于气象、水文、水质时间序列的变化趋势和突变分析^[16],其计算公式^[17]如下。

1)计算统计量 S

对于时间序列 $X=\{X_1,X_2,\cdots,X_n\}$,统计所有 $X_j>X_i(j>i)$ 的情况数减去 $X_j<X_i$ 的情况数:

$$S=\sum_{j=1}^{n-1}\sum_{i=j+1}^n\text{sgn}(X_j-X_i),\tag{1}$$

$$\text{sgn}=\begin{cases}1&\text{if}(X_j-X_i)>0\\0&\text{if}(X_j-X_i)=0\\-1&\text{if}(X_j-X_i)<0\end{cases},\tag{2}$$

式中:S—Mann-Kendall 检验法的统计量,无量纲; X_j —第 j 个检验数据; X_i —第 i 个检验数据; n —这组检验数据的总个数,个;sgn—符号函数。若 X_j-X_i 为正, $\text{sgn}(X_j-X_i)=1$;若 X_j-X_i 为负, $\text{sgn}(X_j-X_i)=-1$;若 X_j-X_i 为 0, $\text{sgn}(X_j-X_i)=0$ 。

2)计算方差 $\text{VAR}(S)$

若数据中存在重复值(ties),需修正方差

$$\text{VAR}(S)=\frac{1}{18}[n(n-1)(2n+5)-\sum_{k=1}^p q_k(q_k-1)(2q_k+5)],\tag{3}$$

式中: $\text{VAR}(S)$ —Mann-Kendall 检验法的方差,无量纲; p —出现重复值的组数,个; q_k —第 k 个重复值的出现次数,次;其余同式(1)。

3)计算标准化统计量 Z

$$Z=\begin{cases}\frac{S-1}{\sqrt{\text{VAR}(S)}}&\text{if } S>0\\0&\text{if } S=0\\\frac{S+1}{\sqrt{\text{VAR}(S)}}&\text{if } S<0\end{cases},\tag{4}$$

式中:Z—Mann-Kendall 检验法的标准化统计量,无量纲;其余同式(1)~式(3)。

4)判断显著性

在显著性水平 $\alpha=0.05$ 条件下,标准正态分布临界值 $Z_{1-\alpha}=1.96$ ^[18]。若 $|Z|\geq Z_{1-\alpha}$ 且 $Z\geq 0$,则存在显著上升趋势;若 $|Z|\geq Z_{1-\alpha}$ 且 $Z<0$,则存在显著下降趋势;若 $|Z|<Z_{1-\alpha}$,则无显著趋势。

3.3.2 特征污染物的时空分布

将 2020—2024 年废水特征污染物监测数据按照时间顺序进行排序并绘制趋势图(图 2)。

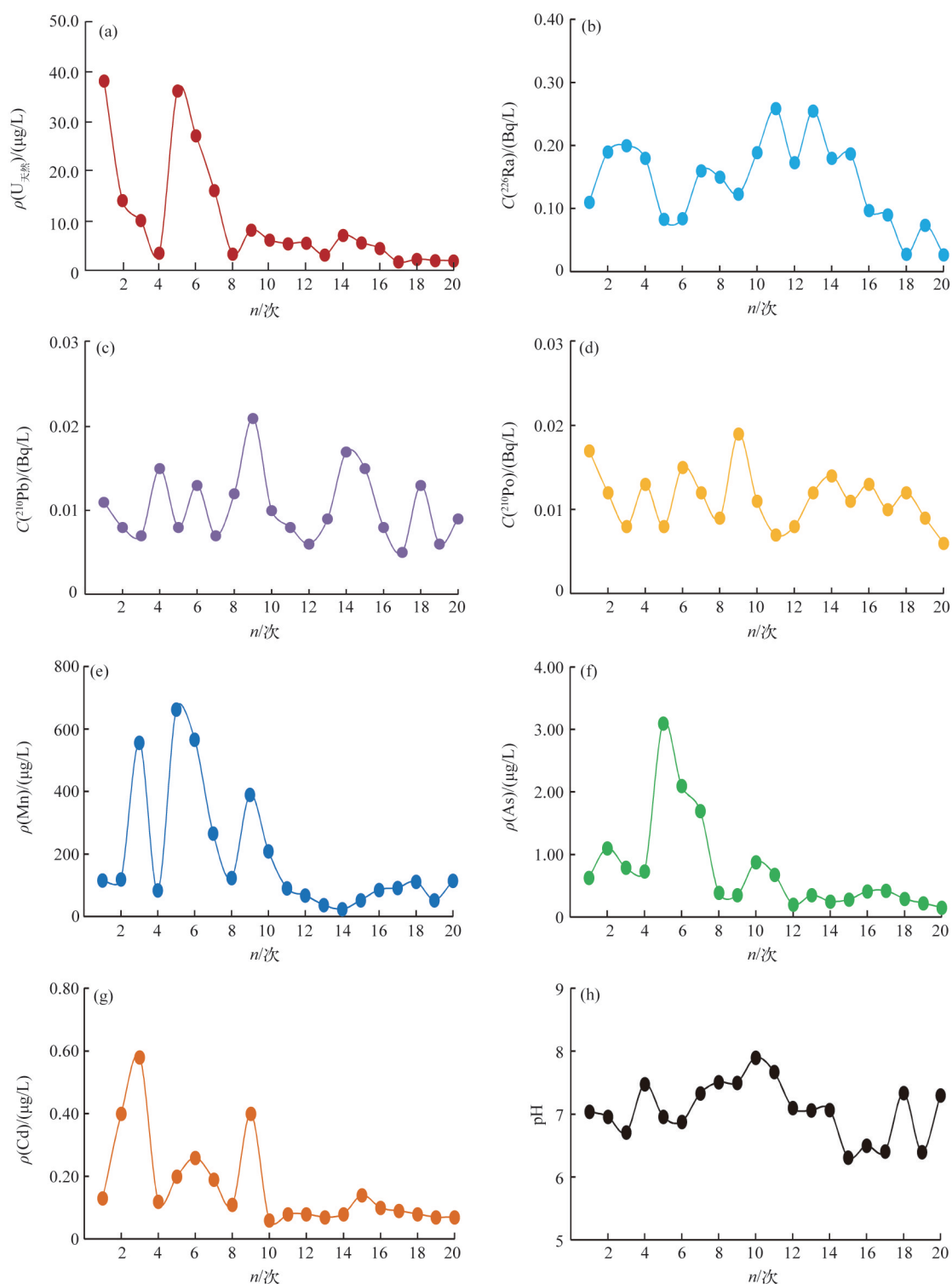


图 2 2020—2024 年废水中特征污染物监测数据时间趋势

Fig. 2 Time trend of characteristic pollutant monitoring data in wastewater from 2020 to 2024

采用 Mann-Kendall 检验法分析废水中特征污染物随时间的变化趋势(表 7)。从图 2 和表 7 可看出,2020—2024 年, $U_{\text{天然}}$ 前 8 个监测数据剧

烈波动,可能由于随机因素或周期性影响产生了 38.0、36.0 极值,其后数据呈稳定下降趋势,最后 5 个数据在低位小幅波动,接近稳定状态。 $U_{\text{天然}}$

的 Z 值为负且 $|Z|$ 值为 3.73, 小于 1.96, 表明 $U_{\text{天然}}$ 总体监测数据存在显著下降趋势。As 的第 1~6 组监测数据在高值波动并出现了异常值 3.10, 第 7~14 组数据呈现快速下降趋势, 第 15~20 组数据在低位震荡并持续走低。As 的 Z 值为负且 $|Z|$ 值为 2.01, 小于 1.96, 表明 As 总体监测数据存在显著下降趋势。Cd 的前 1~10 组监测数据在高值波动, 存在明显的高值和骤降特征, 后期数据在低位稳定。Cd 的 Z 值为负且 $|Z|$ 值为 4.68, 小于 1.96, 表明 Cd 总体监测数据存在显著

下降趋势。 ^{226}Ra 、 ^{210}Pb 和 ^{210}Po 监测数据的 Mann-Kendall 检验法的 S 值为负, 且 $|Z|$ 值均小于临界值 1.96, 表明数据中后续值略小于前值的趋势占优, 但幅度微弱, ^{226}Ra 、 ^{210}Pb 和 ^{210}Po 监测数据无显著趋势。Mn 监测数据的 Mann-Kendall 检验法的 S 值为正, 但 $|Z|$ 值为 0.315, 小于 1.96, 表明数据存在微弱上升趋势。pH 的监测数据在 6.31~7.90 间波动, 整体呈“上升-回落-再上升”形态, Mann-Kendall 检验法结果表明 pH 的监测数据无显著趋势。

表 7 2020—2024 年废水中特征污染物的 Mann-Kendall 检验法分析结果

Table 7 Analysis results of Mann-Kendall test method for characteristic pollutants in wastewater from 2020 to 2024

项目	监测数据 $\{X_1, X_2, \dots, X_{20}\}$	S	$\text{VAR}(S)$	Z	结论
$U_{\text{天然}}$	38.0, 14.0, 10.0, 3.50, 36.0, 27.0, 16.0, 3.31, 8.10, 6.10, 5.37, 5.50, 3.12, 7.06, 5.54, 4.43, 1.71, 2.21, 2.00, 1.93	-90	810	-3.73	显著下降趋势
^{226}Ra	0.110, 0.191, 0.203, 0.182, 0.083, 0.084, 0.160, 0.150, 0.123, 0.189, 0.259, 0.173, 0.255, 0.180, 0.187, 0.097, 0.090, 0.028, 0.074, 0.027	-33	1 258	-0.539	无显著趋势
^{210}Pb	0.011, 0.008, 0.007, 0.015, 0.008, 0.013, 0.007, 0.012, 0.021, 0.010, 0.008, 0.006, 0.009, 0.017, 0.015, 0.008, 0.005, 0.013, 0.006, 0.009	-25	478	-1.14	无显著趋势
^{210}Po	0.017, 0.012, 0.008, 0.013, 0.008, 0.015, 0.012, 0.009, 0.019, 0.011, 0.007, 0.008, 0.012, 0.014, 0.011, 0.013, 0.010, 0.012, 0.009, 0.006	-41	560	-1.21	无显著趋势
Mn	116, 120, 557, 84.0, 663, 567, 267, 124, 390, 209, 91.0, 68.0, 37.3, 23.8, 52.3, 86.0, 92.1, 112, 53.0, 115	20	1 333	0.315	无显著趋势
As	0.63, 1.10, 0.79, 0.73, 3.10, 2.10, 1.70, 0.39, 0.35, 0.88, 0.68, 0.20, 0.35, 0.25, 0.28, 0.41, 0.42, 0.29, 0.22, 0.15	-54	723	-2.01	显著下降趋势
Cd	0.13, 0.40, 0.58, 0.12, 0.20, 0.26, 0.19, 0.11, 0.40, 0.06, 0.08, 0.08, 0.07, 0.08, 0.14, 0.10, 0.09, 0.08, 0.07, 0.07	-111	560	-4.68	显著下降趋势
pH	7.04, 6.96, 6.71, 7.48, 6.96, 6.88, 7.33, 7.51, 7.50, 7.90, 7.67, 7.10, 7.06, 7.07, 6.31, 6.5, 6.41, 7.34, 6.40, 7.30	16	584	0.620	无显著趋势

3.4 地表水中特征污染物的生态风险分析

内梅罗指数法是一种环境质量综合评价方法, 广泛应用于水质、土壤及地下水污染评估中^[19]。其核心特点是通过数学公式同时考虑污染因子的平均水平和最大污染值, 突出高污染因子的影响, 其核心公式^[20]为

$$F_i = \frac{C_i}{C_{0i}}, \tag{5}$$

$$F_{\text{ave}} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n F_i, \tag{6}$$

$$S = \sqrt{\frac{F_{\text{ave}}^2 + F_{\text{max}}^2}{2}}, \tag{7}$$

式中: C_i —污染因子 i 的实测浓度; C_{0i} —污染因

子 i 对应的标准值, $U_{\text{天然}}$ 、 ^{226}Ra 、 ^{210}Pb 和 ^{210}Po 选取对照点背景值作为标准值, Mn、As、Cd 选用表 2 中限值为标准值, pH 限值为期间值, 不参与内梅罗指数法评价; F_i —污染因子 i 的污染指数; n —污染因子数量; F_{max} — F_i 中的最大值; F_{ave} —各单项因子 F_i 的平均值; S —内梅罗指数综合值。

根据内梅罗指数综合值(S), 参照表 8 分级标准, 确定地表水质量级别。根据 2020—2024 年铀矿山周边地表水中特征污染物监测数据(表 5、表 6), 使用内梅罗指数法评价地表水质量, 综合评价结果见表 9。可以看出, 从单因子污染指数(F)分析, 地表水中最大 F 值为 7.25($U_{\text{天然}}$), 影响最大的

为 $U_{\text{天然}}$,其次为 ^{226}Ra ,其他特征污染物的 F 值均较小。从监测点位分析,A1 监测点处于总排放口下游 500 m 处位置,很明显此处的 $U_{\text{天然}}$ 和 ^{226}Ra 受到

了一定的影响,内梅罗指数综合值为 5.3,水质等级评价为较差;A5 和 A6 监测点水质评价等级为较好;A2~A4 监测点水质评价等级为良好。

表 8 地表水质量分级标准

Table 8 Classification standards for surface water quality

级别	优良	良好	较好	较差	极差
F	$F < 0.80$	$0.80 \leq F < 2.50$	$2.5 \leq F < 4.25$	$4.5 \leq F < 7.20$	$F \geq 7.20$

表 9 地表水质量综合评价结果

Table 9 Comprehensive evaluation results of surface water quality

监测点位	F							S	水质评价等级
	$U_{\text{天然}}$	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	Mn	As	Cd		
A1	7.25	3.40	0.75	1.00	0.34	0.006	0.005	5.3	较差
A2	1.88	1.40	0.50	0.60	0.13	0.036	0.005	1.4	良好
A3	1.51	1.60	1.00	1.00	0.059	0.018	0.005	1.2	良好
A4	0.49	1.80	0.75	0.60	0.017	0.020	0.005	1.3	良好
A5	3.86	2.20	1.25	1.20	0.015	0.008	0.007	2.9	较好
A6	4.65	1.80	0.75	1.00	0.022	0.011	0.005	3.4	较好

4 结论

2020—2024 年,对该铀矿山排放废水和周边地表水进行了连续采样分析监测,结果表明该铀矿山排放废水和地表水中的 $U_{\text{天然}}$ 、 ^{226}Ra 、 ^{210}Po 、 ^{210}Pb 、Cd、Mn、As 和 pH 满足相关限值要求,对周边地表水的影响较小。

1)利用 Mann-Kendall 检验法分析废水中特征污染物的时空分布,在 2020—2024 年期间,铀矿山排放废水中的 $U_{\text{天然}}$ 、As 和 Cd 排放浓度得到了有效控制,呈现显著下降趋势,整体向好发展。

2)运用内梅罗指数法对铀矿山周边地表水 6 个采样点的监测数据进行生态风险分析,地表水中影响较大的污染因子主要为 $U_{\text{天然}}$ 和 ^{226}Ra 。水质评价等级分布为 1 个较差、2 个较好和 3 个良好。在对关停铀矿山铀矿山进行长期监护时,应重点关注废水中 $U_{\text{天然}}$ 、 ^{226}Ra 、Mn 和 As,以及下游地表水中的 $U_{\text{天然}}$ 、 ^{226}Ra 和 Mn 的浓度变化情况。

参考文献:

- [1] 李强,陈擎,王继斌,等.世界铀资源现状与我国核电发展资源保障的对策建议[J].中国矿业,2023,32(3):1-9.
LI Qiang, CHEN Qin, WANG Jibin, et al. Current

situation of uranium resources in the world and suggestions on resource guarantee of nuclear power development in China [J]. China Mining Magazine, 2023, 32(3): 1-9.

- [2] 张泽辉.粤北某铀矿区受污土壤铀与重金属生态毒性效应研究[D].衡阳:南华大学,2023:3-5.
[3] HORAI S, MURAKAMI S, SAKODA A, et al. Environmental monitoring of trace elements and evaluation of environmental impacts to organisms near a former uranium mining site in Nigyo-toge, Japan [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2022, 194(6).
[4] 武易.我国铀矿山主要环境问题与修复技术[J].广东化工,2015,42(2):95-96.
WU Yi. The main environmental problems of uranium mines and repair technology in China [J]. Guangdong Chemical Industry, 2015, 42(2): 95-96.
[5] 岑旭,彭崇,郭凯行,等.广西某铀矿流出物和周围水体放射性水平现状监测及评价[J].广东化工,2022,49(7):162-164.
CEN Xu, PENG Chong, GUO Kaihang, et al. Monitoring and evaluation of radioactive level in effluent and surrounding water of a uranium mine in Guangxi [J]. Guangdong Chemical Industry, 2022, 49(7): 162-164.
[6] 崔迪,杨冰,郭华明,等.砂岩含水介质中铀的吸附

- 和迁移行为研究[J]. 地学前缘, 2022, 29(3): 217-226.
- CUI Di, YANG Bing, GUO Huaming, et al. Adsorption and transport of uranium in porous sandstone media[J]. Earth Science Frontiers, 2022, 29(3): 217-226.
- [7] 钟春明. 某铀矿液态流出物放射性调查及环境影响评价[J]. 铀矿冶, 2024, 43(4): 119-126.
- ZHONG Chunming. Radioactivity investigation and environmental impact assessment of liquid effluent from a uranium mine[J]. Uranium Mining and Metallurgy, 2024, 43(4): 119-126.
- [8] 李娜娜. 某退役铀矿山放射性环境现状调查及评价[J]. 铀矿冶, 2023, 42(1): 80-90.
- LI Nana. Investigation and evaluation of environmental radioactivity for a decommissioned uranium mine[J]. Uranium Mining and Metallurgy, 2023, 42(1): 80-90.
- [9] 中华人民共和国生态环境部. 辐射环境监测技术规范: HJ 61—2021[S]. 北京: 中国标准出版社, 2022: 6-7.
- [10] 中华人民共和国环境保护部, 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局. 铀矿冶辐射环境监测规定: GB 23726—2009[S]. 北京: 中国标准出版社, 2010: 3-4.
- [11] 生态环境部, 国家市场监督管理总局. 铀矿冶辐射防护和辐射环境保护规定: GB 23727—2020[S]. 北京: 中国标准出版社, 2020: 4-5.
- [12] 国家环境保护局, 国家技术监督局. 污水综合排放标准: GB 8978—1996[S]. 北京: 中国标准出版社, 1997: 5-7.
- [13] 国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局. 地表水环境质量标准: GB 3838—2002[S]. 北京: 中国标准出版社, 2003: 2-5.
- [14] 王宏碧, 刘云华, 徐荣, 等. 生化室内质控变异系数的分析[J]. 实验与检验医学, 2016, 34(2): 183-184.
- WANG Hongbi, LIU Yunhua, XU Rong, et al. Analysis of coefficient of variation in biochemical indoor quality control[J]. Experimental and Laboratory Medicine, 2016, 34(2): 183-184.
- [15] HAMED K H, RAO A R. A modified Mann-Kendall trend test for autocorrelated data[J]. Journal of Hydrology, 1998, 204(1-4): 182-196.
- [16] 王振龙, 陈玺, 郝振纯, 等. 淮北平原水文气象要素长期变化趋势和突变特征分析[J]. 灌溉排水学报, 2010, 29(5): 52-56.
- WANG Zhenlong, CHEN Xi, HAO Zhenchun, et al. Long-term trend and jump change for major climate processes over the area of Huaibei[J]. Journal of Irrigation and Drainage, 2010, 29(5): 52-56.
- [17] 普发贵. Mann-Kendall 检验法在抚仙湖水质趋势分析中的应用[J]. 环境科学导刊, 2014, 33(6): 83-87.
- PU Fagui. Application of Mann-Kendall test method on water quality trend analysis in Fuxian lake[J]. Environmental Science Survey, 2014, 33(6): 83-87.
- [18] 陈军. 数据的正态性检验及 Excel/SPSS/Stata 软件的实操应用[J]. 四川职业技术学院学报, 2019, 29(3): 157-161.
- CHEN Jun. Normality test of data and practical operation of Excel/SPSS/Stata software[J]. Journal of Sichuan Vocational and Technical College, 2019, 29(3): 157-161.
- [19] 王斌, 曾兆荷, 董璐, 等. 内梅罗指数法在地下水水质评价中的修正探讨与实践效果[J]. 生态环境学报, 2025, 34(2): 293-301.
- WANG Bin, ZENG Zhaohe, DONG Lu, et al. The modification and practical effects of Nemerow Index method in groundwater quality assessment[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2025, 34(2): 293-301.
- [20] 李小丽, 黎小东, 敖天其. 改进内梅罗指数法在西充河水质评价中的应用[J]. 人民黄河, 2016, 38(8): 65-68.
- LI Xiaoli, LI Xiaodong, AO Tianqi. Application of improved Nemerow Index method used in water quality assessment[J]. Yellow River, 2016, 38(8): 65-68.

Monitoring and Ecological Risk Analysis of Characteristic Pollutants in Wastewater from a Uranium Mine from 2020 to 2024

ZHONG Chunming^{1,2,3}, ZHANG Xin^{1,2,3}, GAO Xiang^{1,2,3}, HUANG Yuqi^{1,2,3}

(1. Research Institute No. 230, CNNC, Changsha 410007, China;

2. Hunan CNNC Environmental Protection Technology Co., Ltd., Changsha 410007, China;

3. Hunan Engineering Technology Research Center for Evaluation and Comprehensive Utilization of Associated Radioactive Mineral Resources, Changsha 410007, China)

Abstract: Continuous sampling and analysis of characteristic pollutant concentrations were conducted on the wastewater from a closed uranium mine discharge outlet and surrounding surface water from 2020 to 2024. The monitored characteristic pollutants included U, ²²⁶Ra, ²¹⁰Po, ²¹⁰Pb, Cd, Mn, As, and pH. Using the Mann-Kendall test to analyze the spatiotemporal distribution characteristics of characteristic pollutants in wastewater, and using the Nemerow Index method to evaluate the ecological risk of surrounding surface water. The results show that during 2020—2024, the concentrations of characteristic pollutants in wastewater and surface water meet the limit requirements, and the concentrations of U, ²²⁶Ra, Mn, and As in surface water are generally higher than those in the control points. The Mann-Kendall test results indicate that from 2020 to 2024, the concentrations of U, As, and Cd in the wastewater discharged from uranium mines are effectively controlled and show a significant downward trend. The ecological risk analysis of monitoring data from six surface water sampling points using the Nemerow Index method shows that the pollution factors that have a significant impact on surface water are U natural, ²²⁶Ra, and Mn. In the process of long-term monitoring of the closed uranium mines, the focus is on the concentration changes of U, ²²⁶Ra, Mn, and As in wastewater, as well as U, ²²⁶Ra, and Mn pollution factors in downstream surface water.

Key words: uranium mine; characteristic pollutants; monitoring; Mann-Kendall test; Nemerow Index; wastewater; ecological risk