

铀矿冶设施场址土壤²²⁶Ra 本底 补充调查方法研究

路晓卫, 谢占军, 詹乐音, 张云涛

(中核第四研究设计工程有限公司, 河北 石家庄 050021)

摘要: 部分铀矿冶设施在建矿前未开展土壤²²⁶Ra 本底调查工作, 使得该部分设施土壤治理去污管理限值难以确定, 给铀矿冶退役治理工程造成一定困难。通过分析土壤²²⁶Ra 比活度的影响因素得出, 自然因素决定了场址土壤²²⁶Ra 比活度本底值, 人为因素造成了场址土壤²²⁶Ra 比活度的升高, 这导致难以直接在污染场地进行补充调查。为减少人为因素的影响, 从铀矿冶设施周围土壤环境入手, 提出了补充调查监测布点原则、最小样本量和土壤²²⁶Ra 比活度统计和表征方法, 并以某铀矿山为例验证了补充调查方法的可行性。研究结果可为铀矿冶退役治理工程设计和实践提供支持。

关键词: 铀矿冶; 退役; 土壤; ²²⁶Ra 本底值; 布点原则; 补充调查

中图分类号: X132; TL943 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000-8063(2024)04-0112-07

DOI: 10.13426/j.cnki.yky.2023.07.04

《铀矿冶辐射防护和辐射环境保护规定》(GB 23727—2020)明确规定了“土地去污整治后, 任何 100 m² 范围内土层中²²⁶Ra 的平均比活度扣除当地本底值后不超过 0.18 Bq/g, 可无限制开放或使用”^[1]; 对比修订前的标准(GB 23727—2009), 新增了扣除当地本底值要求, 并删除了移走尾矿(渣、废石)后土地按 0.56 Bq/g 控制的要求。在开展铀矿冶退役治理前期工作时, 需要调查清楚设施所在地的土壤²²⁶Ra 比活度的本底值, 以便为工程实施奠定基础。

中国 20 世纪 60—70 年代先后建成一批铀矿冶设施^[2], 部分矿冶设施未开展辐射环境本底调查工作或仅开展了土壤²³⁸U 调查, 如 272 厂、741 矿、771 矿等^[3]。2016 年大批硬岩铀矿山进入待退役治理状态^[4]。《铀矿冶辐射环境监测规定》(GB 23726—2009)明确了铀矿冶辐射环境本底调查范围为厂矿区边界外 5 km 以内, 其中土壤测量点位为可能受污染农田或土壤及对照点; 该规定主要是针对新建设施, 未考虑已建设施、缺少本底值的情况, 且未对采样数量及本底表征进行明确规定。在非放射性领域通常采用采样、监测和

数理统计方法调查土壤元素背景值, 已经在中、美等国得到了广泛应用。

本研究从自然因素和人为因素方面分析影响土壤²²⁶Ra 的主要影响因素, 从而提出土壤²²⁶Ra 监测布点原则, 结合数理统计理论, 研究土壤²²⁶Ra 本底值的调查统计方法; 并根据监测数据分布类型, 分别采用算术平均值与标准差、几何平均值与标准差和中位数与平均差表征本底值, 以期为铀矿冶退役治理工程设计和实践提供技术支持。

1 土壤²²⁶Ra 比活度影响因素分析

1.1 自然因素

1.1.1 母岩母质

成土母岩母质是露出地表的岩石顶层和风化岩石在成土因素作用下形成的土壤, 成土母岩母质的矿物组成和化学组成影响土壤化学进程和土壤化学成分。不同成土母岩母质土壤中²²⁶Ra 比活度调查结果^[5]⁷⁴见表 1。成土母岩母质土壤²²⁶Ra 比活度平均值在 31.6~64.1 Bq/kg, 基本处于同一水平, 成土母岩土壤中²²⁶Ra 比活度的变化幅度相对较大。

收稿日期: 2023-07-28

第一作者简介: 路晓卫(1989—), 男, 河北邢台人, 硕士, 工程师, 主要从事铀矿冶辐射防护与环境保护工作。

1.1.2 地形地貌

地形的起伏使土壤²²⁶Ra在重力作用下迁移,边坡洪流水等引起土壤²²⁶Ra地表迁移。不同地

形地貌土壤²²⁶Ra比活度调查结果^{[5]75}见表2。平原、高原地形中土壤²²⁶Ra变化幅度较小,丘陵地区变化幅度较大。

表1 不同成土母岩母质土壤中²²⁶Ra比活度
Table 1 Soil ²²⁶Ra activity concentration in different parent rock and material

类型	样品数/个	$a(^{226}\text{Ra})/(\text{Bq}/\text{kg})$		
		均值	标准差	
成土母岩	岩浆岩类	455	64.1	37.4
	沉积岩类	709	44.1	20.3
	变质岩类	388	55.7	35.6
成土母质	冲击母质	333	33.1	6.2
	沉积母质	270	44.8	14.0
	残积母质	32	31.6	7.5

表2 不同地形地貌土壤²²⁶Ra比活度
Table 1 Soil ²²⁶Ra activity concentration in different landforms

类型	样品数/个	$a(^{226}\text{Ra})/(\text{Bq}/\text{kg})$		
		均值	标准差	
平原	东北平原	731	34.9	10.5
	华北平原	685	31.9	6.6
	长江中下游平原	391	37.2	10.5
高原	内蒙古高原	69	24.3	6.4
	黄土高原	442	32.0	7.2
	青藏高原	609	39.8	15.4
丘陵	秦岭巴山	258	38.8	20.4
	江南丘陵	263	58.8	31.9
	浙闽丘陵山地	224	65.1	27.0

1.1.3 生物气候

生物气候条件是土壤核素转移的主要影响因素,核素可由土壤转移至植被或受雨水冲刷而迁移。这会影响土壤核素再分配,该影响具有明显的区域、不可控和随机的特征。

铀矿冶所在区域的气候特征、地形地貌和土壤的母岩母质等自然因素基本不会发生较大变化,调查区域在不受人因素的影响下,环境土壤²²⁶Ra比活度即为天然本底。本研究补充本底调查时,优先选择母岩母质、地形地貌与铀矿冶设施所在地相同、水体流失不严重的地区。

1.2 人为因素

人为因素主要是指铀矿山开采和水冶活动引起周围环境土壤中²²⁶Ra比活度升高,主要通过气载流出物、液态流出物和放射性固体废物等途径对周围环境造成影响。

1.2.1 气载流出物途径

气载流出物主要通过铀矿开采、选矿和磨矿等环节释放放射性粉尘沉降累积在地表,引起设施周围土壤中²²⁶Ra比活度升高。铀矿冶设施环境影响文件中有关含²²⁶Ra粉尘源强和对土壤²²⁶Ra累积沉降见表3。可以看出,放射性粉尘对土壤中²²⁶Ra附加值为0.034~0.043 Bq/kg;与

天然条件下土壤中 ^{226}Ra 比活度相比,气载流出物对周围土壤中 ^{226}Ra 影响程度可忽略不计。

表3 放射性铀矿粉尘中 ^{226}Ra 对土壤环境影响

Table 3 Environment influence of ^{226}Ra on soil from radioactive uranium ore dust

铀矿山	源项名称	^{226}Ra 排放量/(Bq/a)	^{226}Ra 累积沉降最大比活度/(Bq/kg)
745 矿	井下铀矿尘	2.01×10^8	0.039
	破碎、磨矿铀尘	6.45×10^5	
706 矿	井下铀矿尘	8.86×10^7	0.034
	破碎、磨矿铀尘	1.03×10^5	
741 矿	井下铀矿尘	2.31×10^8	0.038
	破碎、磨矿铀尘	5.43×10^5	
771 矿	井下铀矿尘	2.18×10^8	0.043
	破碎、磨矿铀尘	1.05×10^6	

1.2.2 液态流出物途径

液态流出物主要是矿井水、工艺废水和尾矿(渣)库渗水经处理后外排至接纳水体,接纳水体被利用(如灌溉)等,引起设施周围土壤中 ^{226}Ra 比活度升高。在已退役或待退役铀矿冶设施源项调

查报告中,有关接纳水体下游灌溉农田中 ^{226}Ra 比活度见表4。可以看出,液态流出物排放可对周围环境土壤中 ^{226}Ra 比活度产生一定影响,主要体现在水体灌溉等方面。

表4 放射性废水接纳水体灌溉农田中 ^{226}Ra 比活度

Table 4 Effects of ^{226}Ra on soil environment from radioactive wastewater

铀矿山	垂直深度/cm	灌溉农田 ^{226}Ra 比活度/(Bq/kg)	
		范围	均值
719 矿	0~20	243~678	522
	20~40	206~530	357
721 矿	0~20	266~376	336
	20~40	127~197	165
741 矿	0~20	250~1 180	590
	20~40	330~600	430

1.2.3 放射性固体废物途径

铀矿冶设施放射性固体废物主要为废石和废渣,受到大气降雨(尤其是酸雨)淋滤后,废石和废渣中的部分 ^{226}Ra 核素进入雨水中,雨水部分渗入土壤造成局部土壤的 ^{226}Ra 含量升高。已退役的废石或尾渣堆底部表层土壤 ^{226}Ra 比活度含量多在1 000 Bq/kg以上,放射性固体废物途径是土壤环境变化的主要原因;但设施以外的土壤受影响程度有限或基本不受影响,除非出现放射性固体废物流失或事故情况。

2 土壤环境 ^{226}Ra 本底值调查方法

2.1 监测方案

依据《铀矿冶辐射环境监测规定》(GB 23726—2009)确定辐射环境本底调查范围为厂矿区边界外5 km内^[6],监测方案主要包括监测项目、位置和点位等信息,制定的监测方案最小样本量和布点原则如下。

2.1.1 最小样本的确定^{[7]41-42}

最小样本量是调查统计 ^{226}Ra 本底值所需基

本数据量,可通过标准差和允许误差的方法获得。

$$N = \frac{U_{\alpha}^2 \sigma^2}{d^2}, \quad (1)$$

式中: N —最小样本量,个; U_{α} —显著水平(α)=0.05时对应的置信概率,为1.96; σ —标准差,表征统计单位内土壤本底值的离散程度; d —允许误差,可接受监测值与本底值最大绝对差值,可采用允许相对误差(a)表示允许误差。

$$d = a\bar{V}, \quad (2)$$

式中: \bar{V} —环境土壤²²⁶Ra本底值,Bq/kg; a —允许相对误差,允许误差与本底值的比值,对于土壤环境一般为20%~30%。

将式(2)代入式(1),得到最小样本量变化为

$$N = \frac{U_{\alpha}^2 C_v^2}{a^2}, \quad (3)$$

式中: C_v —变异系数,标准差与本底值比值,可采用研究过的调查区域土壤历史样本变异系数;若无历史数据,可假定变异系数为10%~30%进行粗略估计。

在获得本底值样本数据后进行检验,确保样本数据误差 $D_y \leq a$,检验公式为

$$D_y = \sqrt{3.84V_y^2/N_y}, \quad (4)$$

式中: N_y —实际样本量,个; V_y —样本变异系数; D_y —样本相对误差。

2.1.2 监测布点原则

采取网格布点原则,布点数量不低于最小样本量。监测布点避让铀矿冶设施、运输道路等人为扰动区域、水土流失严重或地表植被破坏严重区域,以及废水接纳水体下游两侧土壤和受灌溉农田等。取样土壤类型尽量与铀矿冶设施矿区的土壤母岩或母质一致。

2.2 土壤环境²²⁶Ra本底值统计与表征

2.2.1 异常数据的判别与处理

监测获取的土壤²²⁶Ra数据可能受场所污染或样品分析检测、数据输入等原因导致异常,必须经过判别与处理,确保用于本底值统计的数据科学合理。异常数据判别的常用方法有 2δ 法、Dixon法和Grubbs法等。

2δ 法^{[7]91}对被检验对象天然本底数据 $X = \{X_1, X_2, \dots, X_n\}$,计算其算数平均值(\bar{X})和标准差(δ);对于每个监测数据 X_i ,计算其剩余误差(V_i)= $|X_i - \bar{X}|$,若 $V_i > 2\delta$,则说明 X_i 为粗大误差,予以剔除。

该方法适用于天然本底数据分布为正态分布或近似正态分布,且需要大量的监测数据。

Dixon法^{[7]95,[8-9]}对于待检验的天然本底数据 X ,按照从小到大排序 $X_1 < X_2 < \dots < X_n$,认为异常数据会出现在两端,故从数据两端 X_1 和 X_n 开始检验,分别得到最小检验残差(R_1)和最大检验残差(R_n),并与查表获得的Dixon临界值 $D_{(\alpha,n)}$ 进行对比, α 一般取0.05,若 R_1 或 $R_n > D_{(\alpha,n)}$ 则予以剔除。该方法适用于异常值单一的情况,同侧有多个异常值时检验效果较差,易受临近屏蔽效应影响。

Grubbs法^{[7]94,[10]}对于待检验的天然本底数据 X ,计算 X_i 的Grubbs系数 $G_i = |X_i - \bar{X}|/\delta$,并与查表获得的Grubbs临界值 $G_{(\alpha,n)}$ 进行对比, α 一般取0.05,若 $G_i > G_{(\alpha,n)}$ 则予以剔除。该方法较为简单,将数据的平均值和标准偏差均应用到检验中,数据可信度较高,应用广泛,具有良好的实践基础。

在实际异常数据判别与处理中,一般同时采用上述3种方法判断异常值,最终遵循“以多胜少”原则,最大程度获取土壤²²⁶Ra天然本底数据。此外,考虑到异常值有可能受污染或来自高本底区,需结合污染途径和局部加密监测方法予以判别,尽可能减少其对区域本底水平统计的影响。

2.2.2 土壤环境²²⁶Ra本底值统计

自然界中土壤²²⁶Ra比活度可视为一维随机数值,通常土壤母岩或母质概率分布呈正态分布;而土壤易受地形地貌、生物气候等因素影响,导致核素迁移、转化或富集等,进而可能造成调查区域土壤中²²⁶Ra呈对数正态分布或偏态分布^[11]。因此,先检验剔除异常值后的土壤²²⁶Ra天然本底数据 X 的分布类型,再统计土壤中²²⁶Ra本底值^[12-13]。

1) 正态分布及本底值表征

正态分布检验方法有多种,直方图法和Q-Q图法直观明了,但绘制直方图时间长,工作量较大;夏皮洛-威尔克法仅需通过计算和对比即可判断分布类型,已广泛应用于样本正态分布检验中。

夏皮洛-威尔克法^[14]专门用于正态分布检验,假设被检验对象 X ,计算检验性指标。

$$W = \left\{ \sum_{i=1}^{[n/2]} a_{n,i} [X_{(n+1-i)} - X_i] \right\}^2 / \sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2, \quad (5)$$

式中: X_i —从小到大排序 $X_1 < X_2 < \dots < X_n$,第 i 个天然本底的监测数据; \bar{X} —待检验数据算术平

均值; $a_{(\alpha, n)}$ 为 W 检验系数, 查表获得^[15]; W 为检验性指标。

将 W 与临界值 $W_{(\alpha, n)}$ 进行对比, α 一般取 0.05; 若 $W > W_{(\alpha, n)}$ 则接受被检对象 X 为正态分布, 采用平均值和标准差, 即用 $[\bar{X} - 2\delta, \bar{X} + 2\delta]$ 表征土壤²²⁶Ra 的本底值。

2) 对数正态分布及本底值表征

对数正态分布即将天然本底数据 X 取对数后, 得到 $Y = \{\ln(X_1), \ln(X_2), \dots, \ln(X_n)\}$, 再对 Y 进行正态分布检验。若被检对象 Y 为正态分布, 则认为 X 分布类型为对数正态分布, 则采用几何平均值和几何标准差, 即用 $[e^{\ln \bar{x}} e^{-2 \ln \hat{\sigma}}, e^{\ln \bar{x}} e^{2 \ln \hat{\sigma}}]$ 表征土壤²²⁶Ra 的本底值。

3) 偏态分布及本底值表征

天然本底数据 X 频数分布不对称, 则呈偏态分布, 一般而言不易通过尺度转化为正态分布。考虑到中位数表示样本数据中值所在的位置, 不受样本数据极小值和极大值的影响, 缺乏敏感性, 具有全体代表性, 可考虑采用中位数 (M_e) 和均差值 (T),

即用 $[M_e - T, M_e + T]$ 表征土壤²²⁶Ra 的本底值。

$$M_e = \begin{cases} X_{(n+1)/2} & n \text{ 为奇数} \\ (X_{n/2} + X_{(n+1)/2})/2 & n \text{ 为偶数} \end{cases}, \quad (6)$$

$$T = \sum_{i=1}^n |X_i - \bar{X}| / n. \quad (7)$$

3 调查方法应用

某铀矿山经历 20 多年开采, 至今资源枯竭进入待退役治理阶段, 建矿前仅进行了土壤²³⁸U 本底调查, 监测布点在生产区和生活区, 监测结果范围为 $[51.8, 99.0]$ Bq/kg, 未进行进一步统计分析。以此为例, 对土壤²²⁶Ra 本底值补充调查方法进行展示。

3.1 退役铀矿冶设施源项分布

该铀矿山退役治理设施主要包括废石场、工业场地、老尾渣库和尾渣堆存场等, 其中尾渣堆存场位于中长沟北侧, 其余设施均位于羊肠沟呈竖向分布, 中长沟和羊肠沟通过南侧的牛棚沟形成整体。铀矿冶设施分布见图 1。

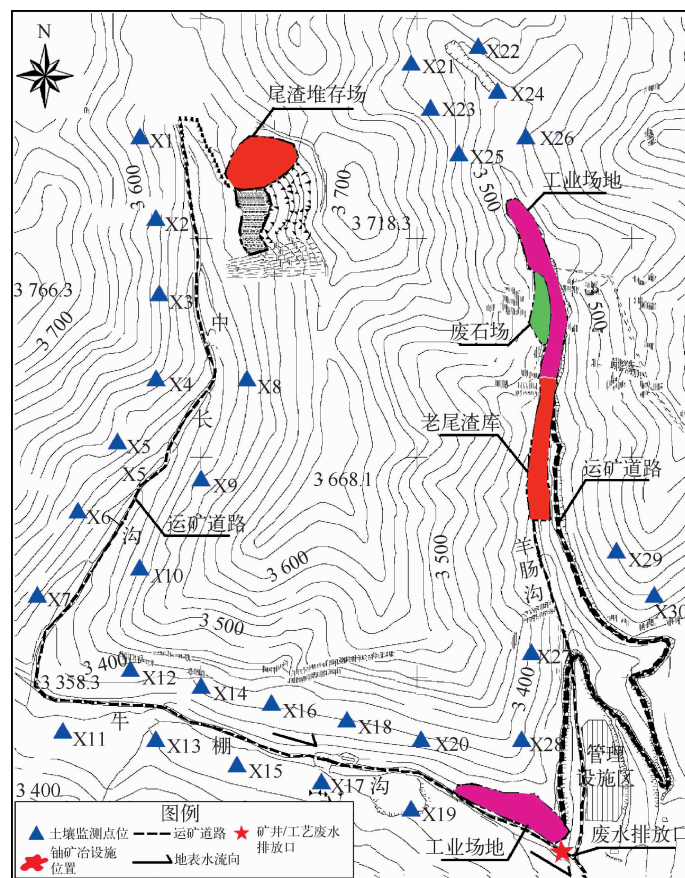


图 1 某铀矿山源项分布及土壤²²⁶Ra 本底监测布点

Fig. 1 Source item location and soil²²⁶Ra monitoring points

3.2 监测布点

本次调查依据式(3)确定最小样本量,粗略估计变异系数取30%,允许相对误差取15%,调查所需最小样本量为16个。依据源项分布、地形和地质等情况,采用蛇形网格布点方法对项目所在区域进行布点,主要布置在中长沟、羊肠沟和牛棚

沟内,尽量选择与铀矿冶设施下部土壤母岩类型相同的土壤,同时避让铀矿冶设施影响区域,共布置30个监测点位(图1),监测结果见表5。

由式(4)检验计算可知,样本相对误差(D_y)为9.19%,满足允许相对误差不高于15%的要求,因此样本数据可满足土壤²²⁶Ra本底值统计需求。

表5 某铀矿山土壤²²⁶Ra本底监测调查结果

Table 5 Soil ²²⁶Ra background value monitoring results of a uranium mining and milling

监测点位	$a(^{226}\text{Ra})/(\text{Bq}/\text{kg})$	监测点位	$a(^{226}\text{Ra})/(\text{Bq}/\text{kg})$	监测点位	$a(^{226}\text{Ra})/(\text{Bq}/\text{kg})$
X ₁	80.1	X ₁₁	82.5	X ₂₁	86.5
X ₂	78.1	X ₁₂	85.5	X ₂₂	83.5
X ₃	76.4	X ₁₃	83.4	X ₂₃	83.0
X ₄	71.5	X ₁₄	80.9	X ₂₄	78.4
X ₅	69.9	X ₁₅	80.1	X ₂₅	77.1
X ₆	68.5	X ₁₆	87.2	X ₂₆	75.4
X ₇	74.7	X ₁₇	86.1	X ₂₇	73.8
X ₈	73.1	X ₁₈	87.5	X ₂₈	81.2
X ₉	67.2	X ₁₉	98.0	X ₂₉	79.6
X ₁₀	66.8	X ₂₀	90.2	X ₃₀	72.3

3.3 土壤²²⁶Ra本底值统计与表征

采用Grubbs法对表5数据进行检验,经计算 $[X_1, X_2, \dots, X_{30}]$ 的Grubbs系数最大值为2.341,低于临界值 $G_{(\alpha=0.05, 30)} = 2.745$,获得的监测数据均可用于本底值表征统计,遵循“以多胜少”原则,不必开展 2δ 法和Dixon法检验。

将监测数据代入式(5),采用夏皮洛-威尔克法进行正态分布检验,计算获得检验性指标 W 为0.9701,高于临界值 $W_{(\alpha=0.05, 30)} = 0.927$,则 $[X_1, X_2, \dots, X_{30}]$ 符合正态分布,采用平均值和2倍标准差表征土壤²²⁶Ra本底值,即结果为 $[64.8, 93.9]_{(\alpha=0.05)} \text{Bq}/\text{kg}$ 。

3.4 比较分析

受铀矿采冶长期影响,使场内放射性水平明显高于外部环境,直接对场内补充调查土壤²²⁶Ra本底值难度较大。本研究的铀矿冶设施,考虑铀矿冶在退役后部分区域将达到无限制开放使用深度,使该区域环境与周围环境融为一体,故考虑在设施周围成土母岩母质与场内土壤相同的区域进行补充调查。

²²⁶Ra为天然放射性铀系(²³⁸U)衰变链中子

体,在未受人为破坏环境中处于长期平衡状态,本研究调查得出退役设施周围环境中²²⁶Ra本底值与建矿前土壤²³⁸U本底值基本处于同一水平。由此可知,本研究调查方法是可行的。

4 结论

环境土壤²²⁶Ra含量的影响因素主要为自然因素,人为因素的影响有限。根据提出的土壤²²⁶Ra本底值补充调查监测布点原则和统计方法,以及给出的环境土壤²²⁶Ra本底值表征方式,以某铀矿山为示例验证了补充调查方法的可行性。

参考文献:

- [1] 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.
- [2] 王德舫. 退役铀矿山整治工程[M]. 北京:原子能出版社,2003.
- [3] 潘自强. 中国核工业三十年辐射环境质量评价文集[M]. 北京:中国原子能出版社,1989.
- [4] 路晓卫,谢占军,詹乐音,等. 铀矿冶设施退役治理效果初步评估指标体系及方法研究[C]//中国核学

- 会. 中国核科学技术进展报告(第六卷)——中国核学会 2019 年学术年会论文集:第 2 册. 北京:中国原子能出版社,2019:244-250.
- [5] 中国环境天然放射性水平编辑委员会. 中国环境天然放射性水平[M]. 北京:中国原子能出版社,2015.
- [6] 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,2009.
- [7] 夏增禄,李森照,李廷芳,等. 土壤元素背景值及其研究方法[M]. 北京:气象出版社,1987.
- [8] 林斌,詹明生,王珏,等. 铅锌矿产集中发育区土壤重金属背景值及特征分布[J]. 科技和产业,2023,23(1):207-213.
- [9] 李红,陈爱林,乔师. 基于狄克松准则剔除水文数据异常值[J]. 陕西水利,2021(8):29-31.
- [10] 雷晓平. 浅谈可疑数据的取舍方法——格拉布斯法[J]. 河南建材,2011(2):163+165.
- [11] 杨国治,杨学义. 土壤背景值的频数分布与统计方法[J]. 环境科学,1983,4(3):20-28.
- [12] 田嘉禹,刘俐,汪群慧,等. 中美土壤元素背景值调查研究中数理统计方法运用及影响[J]. 环境科学研究,2020,33(3):718-727.
- [13] 吴运金,周艳,杨敏,等. 国内外土壤环境背景值应用及对策建议[J]. 生态与农村环境学报,2021,37(12):1524-1531.
- [14] 国家质量技术监督局. 数据的统计处理和解释正态性检验:GB/T 4882—2001[S]. 北京:中国标准出版社,2001.
- [15] 张忠占,谢田法,杨振海. 应用数理统计[M]. 北京:高等教育出版社,2011.

Supplemental Investigation Method for Soil ^{226}Ra Background Value of Uranium Mining and Metallurgy Site

LU Xiaowei, XIE Zhanjun, ZHAN Yueyin, ZHANG Yuntao

(The Fourth Research and Design Engineering Corporation, CNNC, Shijiazhuang 050021, China)

Abstract: Some uranium mining and metallurgy soil ^{226}Ra background value can not be determined, because of historical background and decommissioning knowledge in the early year. Based on analyzing the influencing factors of soil ^{226}Ra value, natural factors determine soil ^{226}Ra background value and human factors cause the soil ^{226}Ra value to rise. It is difficult to investigate soil ^{226}Ra background value at the contaminated site. In order to reduce the influence of human factors, monitoring plan, minimum sample size, and investigation statistical method are researched from surrounding soil of the site. Based on an example of the uranium mining and metallurgy decommissioning site, the feasibility of the supplemental investigation method is verified. The investigation statistical method can provide support for the engineering design and practice of uranium mining and metallurgy decommissioning.

Key words: uranium mining and metallurgy; decommissioning; soil; ^{226}Ra background value; dotting principle; supplemental investigation