

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20200708001

秦欢欢, 高柏, 黄碧贤, 等. 拉萨河放射性核素<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th分布特征及健康风险评估[J]. 生态毒理学报, 2021, 16(4): 260-270

Qin H H, Gao B, Huang B X, et al. Distribution and health risk assessment of radionuclides <sup>238</sup>U and <sup>232</sup>Th in Lhasa River [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2021, 16(4): 260-270 (in Chinese)

## 拉萨河放射性核素<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th分布特征及健康风险评估

秦欢欢<sup>1,2,\*</sup>, 高柏<sup>2</sup>, 黄碧贤<sup>2</sup>, 张诗倩<sup>2</sup>, 刘昕瑀<sup>2</sup>

1. 东华理工大学核资源与环境国家重点实验室, 南昌 330013

2. 东华理工大学水资源与环境工程学院, 南昌 330013

收稿日期: 2020-07-08 录用日期: 2020-10-11

**摘要:** 为了解拉萨河中放射性核素<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th的污染水平及其对人类的致癌风险, 利用拉萨河中下游和堆龙曲支流16个采样点水样的<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th含量, 采取美国环境保护局(U.S. Environmental Protection Agency, US EPA)推荐的放射性核素健康风险评估方法, 评估不同年龄人群因饮水途径摄入核素的致癌风险。结果表明, 拉萨河中<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th平均活度浓度分别为 $(2.62 \pm 3.46) \times 10^{-2} \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $(2.3 \pm 0.478) \times 10^{-3} \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ , 比我国地表水平均值分别高31%和低61.7%; <sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th含量沿程分别呈波动稳定和波动变化的趋势; 不同人群平均总致癌风险分别为 $(4.81 \pm 4.61) \times 10^{-8}$  (幼儿组)、 $(2.29 \pm 1.81) \times 10^{-8}$  (少年组)和 $(3.08 \pm 2.13) \times 10^{-8} \text{ a}^{-1}$  (成年组), 均低于 $1 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$  (US EPA标准)和我国地表水平平均致癌风险值, 但对幼儿的致癌危害最大; <sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th的致癌风险贡献率随年龄的增长分别下降和上升; 建议对羊八井镇附近河水进行持续监测, 确保地热资源开发不会造成拉萨河放射性核素的污染。本研究不仅可以为拉萨河放射性核素污染的研究提供参考, 而且可以为拉萨河未来的环境保护提供科学依据。

**关键词:** 放射性核素; 拉萨河; 健康风险评估; 分布特征

文章编号: 1673-5897(2021)4-260-11 中图分类号: X820.4 文献标识码: A

## Distribution and Health Risk Assessment of Radionuclides <sup>238</sup>U and <sup>232</sup>Th in Lhasa River

Qin Huanhuan<sup>1,2,\*</sup>, Gao Bai<sup>2</sup>, Huang Bixian<sup>2</sup>, Zhang Shiqian<sup>2</sup>, Liu Xinyu<sup>2</sup>

1. State Key Laboratory of Nuclear Resources and Environment, East China University of Technology, Nanchang 330013, China

2. School of Water Resources and Environmental Engineering, East China University of Technology, Nanchang 330013, China

Received 8 July 2020 accepted 11 October 2020

**Abstract:** In order to understand the pollution level of radionuclides <sup>238</sup>U and <sup>232</sup>Th and their carcinogenic risks to human beings in Lhasa River, the <sup>238</sup>U and <sup>232</sup>Th contents of water samples collected from 16 sampling points in the middle and lower reaches and the Doilungqu tributary of Lhasa River were measured. The radionuclide health risk assessment method recommended by the U.S. Environmental Protection Agency (US EPA) was used to assess the carcinogenic risk caused by the intake of radionuclides in drinking water by different age groups. The results

**基金项目:** 国家自然科学基金资助项目(41807179); 江西省科技厅项目“气候变化和人类活动下拉萨河水文地球化学特征及其环境影响研究与技术示范”

**第一作者:** 秦欢欢(1986—), 男, 博士, 副教授, 研究方向为水体污染防治和地下水污染模拟, E-mail: qhasn@126.com

\* **通讯作者** (Corresponding author), E-mail: qhasn@126.com

showed that the average activity concentrations of <sup>238</sup>U and <sup>232</sup>Th in Lhasa River were  $(2.62 \pm 3.46) \times 10^{-2} \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$  and  $(2.3 \pm 0.478) \times 10^{-3} \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ , respectively. The contents of <sup>238</sup>U and <sup>232</sup>Th were 31% higher and 61.7% lower than the national average level of surface water, respectively. The content of <sup>238</sup>U fluctuated steadily along the way while the content of <sup>232</sup>Th fluctuated along the way. The average total risk of cancer in different populations was  $(4.81 \pm 4.61) \times 10^{-8}$  (children group),  $(2.29 \pm 1.81) \times 10^{-8}$  (juvenile group) and  $(3.08 \pm 2.13) \times 10^{-8} \text{ a}^{-1}$  (adult group), respectively, all of which are lower than  $1 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$  (US EPA standard) and the national surface water carcinogenic risk average values. The carcinogenic risk of Lhasa River is the highest to children. The contribution rate of carcinogenic risk of <sup>238</sup>U decreases with the increase of age, while that of <sup>232</sup>Th increases with the increase of age. It is suggested to monitor the river water near Yangbajing Town continuously to ensure that the development of geothermal resources will not cause radionuclide pollution in Lhasa River. This study can not only provide a reference for the study of radionuclide pollution in Lhasa River, but also provide a scientific basis for the future environmental protection of Lhasa River.

**Keywords:** radionuclide; Lhasa River; health risk assessment; distribution characteristics

通常来说,水体(地表水、地下水)是各种疾病和有害物质向人类和动物传播的重要介质<sup>[1-2]</sup>。生活中往往含有对人体健康产生危害的放射性物质,如来自岩石和土壤的天然放射性核素(<sup>238</sup>U、<sup>226</sup>Ra、<sup>232</sup>Th和<sup>40</sup>K等)<sup>[3]</sup>以及核试验和核事故产生的人工放射性核素<sup>[4]</sup>。一般来说,日常饮用水中天然放射性核素产生的辐射剂量比人工放射性核素产生的辐射剂量要高,长期饮用此类水会造成持续受照<sup>[1]</sup>。当人体接受的核辐射照射剂量长期超过100 mSv时,其患癌症的风险会有较显著的提升<sup>[5]</sup>。因此,为了预防放射性核素对水体的污染,保证人体的健康,需要对水体中天然放射性核素的含量和分布特征进行研究,评价其潜在健康风险。

目前,国内外有许多学者对放射性核素引起的水质污染问题进行了研究。Singh等<sup>[6]</sup>的研究结果表明,印度Western Haryana地区11%地下水中铀含量超出印度原子能管理委员会设定的标准值。在我国,哈日巴拉等<sup>[7]</sup>的研究表明,巴彦乌拉铀矿周边饮用水中总 $\alpha$ 活度浓度超出了我国饮用水的筛选值。Fatima等<sup>[8]</sup>对巴基斯坦11种桶装水的研究表明,不同年龄组承受放射性核素照射的有效剂量不同且低于世界卫生组织(WHO)推荐的照射剂量。丁小燕等<sup>[9]</sup>通过对我国临水河中铀、钍含量的研究,评估了河水的污染情况和放射性核素所致居民照射的剂量。现阶段国内对于放射性核素的研究主要集中在铀矿区或核能发电站周边水渠、地下水等水体<sup>[10-12]</sup>,评价对象多为成年人<sup>[9,13]</sup>,对饮用水和河水中放射性核素含量、特征和污染评价也有一些研究<sup>[9,14-17]</sup>。

拉萨河发源于念青唐古拉山南麓,全长551

km,流域面积32 588 km<sup>2</sup>,平均海拔5 400 m,是西藏自治区的政治、经济、文化、交通和宗教核心区,高原温带半干旱季风气候,日照充足,气温较低,年平均降水量和蒸散量分别为460 mm和1 217 mm<sup>[18]</sup>。拉萨河流域上游主要是牧区,人口较少,植被以草甸为主,但由于常年放牧,草甸已退化;中游人类活动相对较多,耕地面积较小;下游是人口相对密集、农业发达的地区<sup>[19-20]</sup>。近50年来,拉萨河流域农业、工业和城市建设取得了重大进展,特别是“一江两河”工程的启动,进一步促进了流域农业的发展。作为西藏自治区重要的水源之一,拉萨河的水质对流域下游居民的用水和健康有很大影响。然而,由于经济的快速发展,拉萨河流域的采矿活动较为密集,由此导致拉萨河流域面临巨大的环境压力。

鉴于此,以拉萨河为研究对象,通过对中下游和支流共16个采样点采集的水样进行分析,测定放射性同位素<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th的浓度,研究这2种核素在拉萨河的分布状况,评估不同年龄组居民由饮水途径摄入的<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th的致癌风险,并将研究结果与其他案例的评估结果进行对比分析。本研究可以为拉萨河流域用水安全和健康风险评估提供参考依据,为保护拉萨河流域的碧水蓝天、实现社会经济和生态环境保护协调发展提供指导。

## 1 材料与方法 (Materials and methods)

### 1.1 水样采集和实验方法

在2017年7月23日至29日期间按中游、下游、堆龙曲支流的顺序选择了16个采样点,包括中游6个(S1~S6)、下游7个(S7~S13)和堆龙曲支流

3个(DS14、DS14-1和DS15)。利用瞬时采样法进行河水采样,采样点分布如图1所示。选取S1号采样点作为本研究中河流的“源头”,其余各采样点到S1的距离为其沿程距离。采用预先清洗的高密度聚乙烯瓶作为样品采集器,采样前先进行2~3次润洗,然后在河水表层下逆着水流方向采集水样。采集到的水样需立即用 $0.45\ \mu\text{m}$ 的滤膜进行过滤,然后用 $6\ \text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 超纯硝酸酸化至 $\text{pH}<2$ 。在瓶口周围用锡箔胶带和PVC黑胶带密封,保证不渗漏,在瓶身上做好标记,送至东华理工大学分析测试研究中心进一步分析。

每个采样点分别采集350 mL水用于放射性核素的检测,检测仪器为电感耦合等离子体质谱仪(inductively coupled plasma mass spectrometer, ICP-MS) Element 2,购自赛默飞世尔科技(Thermo Fisher Scientific)(中国)有限公司,按照中华人民共和国国家环

境保护标准《水质65种元素的测定 电感耦合等离子体质谱法》(HJ700—2014)中的标准方法进行 $^{238}\text{U}$ 和 $^{232}\text{Th}$ 的浓度测定。水样经预处理后,采用ICP-MS进行检测,根据元素的质谱图或特征离子进行定性,内标法定量。样品由载气带入雾化系统进行雾化后,以气溶胶形式进入等离子体的轴向通道,在高温和惰性气体中被充分蒸发、解离、原子化和电离,转化成的带电荷的正离子经离子采集系统进入质谱仪,质谱仪根据离子的质荷比进行分离并定性、定量分析。在一定浓度范围内,质荷比所对应的信号响应值与其浓度成正比。铀和钍的方法检出限分别为 $0.04\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.05\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ,测定下限分别为 $0.16\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.20\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。使用国家标准中心提供的标准物质进行质量控制,铀和钍标准溶液证书编号分别为GBW(E)080173和GBW(E)080174,相对标准偏差(relative standard deviation, RSD)范围为

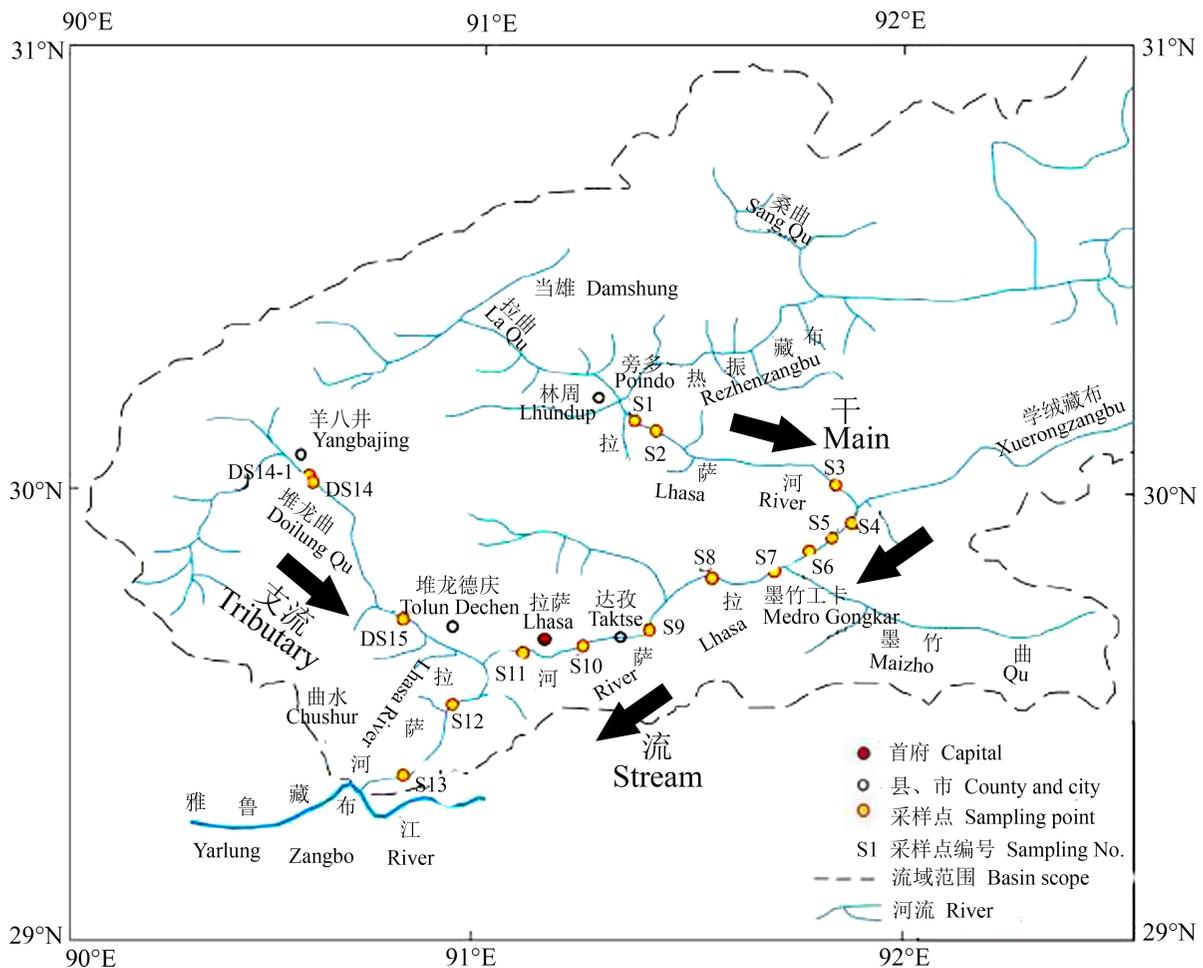


图1 研究区位置、水系及水样采集点分布图<sup>[19]</sup>

Fig. 1 Study area location, water system and water sample collection points distribution map<sup>[19]</sup>

0.1%~5%。通过实验测得水样中放射性核素<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th的数据都是质量浓度,为了更好地进行剂量估算,可以将质量浓度换算为活度浓度,换算公式为 $C_U = \alpha_U \times H_U$ ,  $C_{Th} = \alpha_{Th} \times H_{Th}$ ,其中, $C_U$ 和 $C_{Th}$ 分别为放射性核素<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th的活度浓度( $Bq \cdot L^{-1}$ ), $H_U$ 和 $H_{Th}$ 分别为<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th的质量浓度( $g \cdot L^{-1}$ ), $\alpha_U$ 和 $\alpha_{Th}$ 分别为<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th的换算系数( $Bq \cdot g^{-1}$ ),其值分别为 $1.2443 \times 10^4 Bq \cdot g^{-1}$ 和 $4.0738 \times 10^3 Bq \cdot g^{-1}$  [21]。

## 1.2 放射性核素健康风险评估方法

20世纪80年代发展起来的健康风险评估主要以美国国家科学院(National Academy of Sciences, NAS)和美国环境保护局(U.S. Environmental Protection Agency, US EPA)的研究为依据,是通过建立人体健康与环境污染的关系,定量分析环境污染物对人体健康造成的伤害及概率 [22],一般分为放射性物质、化学致癌物及非致癌污染物所致健康危害的风险评价 [23]。这些污染物主要通过直接接触、摄入水体中食物和饮水3种暴露途径对人体健康造成危害,而饮水途径是其中很重要的暴露途径 [22]。目前,国内外已有不少针对放射性核素健康风险评估的研究 [24-27],但国内研究偏重于简单调查,研究特点表现在以下几个方面 [24,28]:(1)研究区域多限于铀矿区,缺少对河湖水体的研究;(2)研究内容多是简单地对总 $\alpha$ 和总 $\beta$ 放射性的调查评价;(3)评价对象也多针对成年人,缺少对不同年龄组人群的评价。而国外的研究则要深入得多,对放射性核素的评价不仅覆盖了不同年龄组的人群,而且考虑了更为具体的核素种类,由此进行的健康风险评估意义更大 [24,28]。本文考虑到国内外研究的现状,以拉萨河流域不同年龄组的人群为研究对象,采用国际上广泛接受与应用的评价方法,评估研究区人群由饮水途径摄入<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th的致癌风险,这是本文的特色与创新之处。根据国际辐射防护委员会(International Commission on Radiation Protection, ICRP)及US EPA建议的内照射剂量系数法,拉萨河流域居民通过饮水途径摄入的放射性核素所致患癌风险可通过以下公式计算 [23-25]:

$$\begin{cases} R^L = R^U + R^{Th} \\ R^U = DR \times D_U \\ R^{Th} = DR \times D_{Th} \\ D_U = C_U \times WU^a \times g^a \\ D_{Th} = C_{Th} \times WU^a \times g^a \end{cases} \quad (1)$$

式中: $R^L$ 表示拉萨河所有放射性核素通过饮水途径导致个人患癌的年风险( $a^{-1}$ ); $R^U$ 和 $R^{Th}$ 分别表示放射性核素<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th通过饮水途径导致个人患癌的年风险( $a^{-1}$ );DR表示人群中由于辐射诱发癌症的死亡系数( $Sv^{-1}$ ),根据耿福明等 [25]、曾光明等 [23]和胡二邦 [29]的研究,结合ICRP和US EPA推荐的内照射剂量系数法,此处DR取值为 $1.25 \times 10^{-2} Sv^{-1}$ ;  $D_U$ 和 $D_{Th}$ 分别表示放射性核素<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th通过饮水途径导致的人均年有效剂量( $Sv \cdot a^{-1}$ ); $C_U$ 和 $C_{Th}$ 分别表示放射性核素<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th在河水中的活度浓度( $Bq \cdot L^{-1}$ ); $WU^a$ 表示 $a$ 年龄组人均年饮水量( $L \cdot a^{-1}$ ),根据齐文 [21]和沈威等 [24]的研究,同时采用我国原核工业部推荐的年龄组划分方法,此处幼儿组(年龄<7岁)、少年组(7岁<年龄<17岁)和成年组(年龄 $\geq 18$ 岁)的取值分别为400、500和730  $L \cdot a^{-1}$ ;  $g^a$ 表示 $a$ 年龄组的饮水途径摄入剂量的转换系数( $Sv \cdot Bq^{-1}$ ),根据齐文 [21]、王志明和王金生 [30]的研究以及参考《电离辐射防护与辐射源安全基本标准》(GB18871—2002),此处核素<sup>238</sup>U对应的幼儿组、少年组和成年组的剂量转换系数分别为 $2.6 \times 10^{-7}$ 、 $1.0 \times 10^{-7}$ 和 $6.3 \times 10^{-8} Sv \cdot Bq^{-1}$ ,核素<sup>232</sup>Th对应的幼儿组、少年组和成年组的剂量转换系数分别为 $1.2 \times 10^{-6}$ 、 $8.4 \times 10^{-7}$ 和 $7.4 \times 10^{-7} Sv \cdot Bq^{-1}$ 。

## 2 结果与讨论(Results and discussion)

### 2.1 <sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th含量和分布特征

拉萨河16个采样点的<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th含量(活度浓度)如表1所示。由表1可知,拉萨河<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th平均活度浓度分别为 $(2.62 \pm 3.46) \times 10^{-2} Bq \cdot L^{-1}$ 和 $(2.3 \pm 0.478) \times 10^{-3} Bq \cdot L^{-1}$ ,变异系数分别为1.32和0.206,说明<sup>238</sup>U活度浓度在空间上变化较大,而<sup>232</sup>Th活度浓度在空间上则变化较小。<sup>238</sup>U含量比全国地表水平均活度浓度( $0.0200 Bq \cdot L^{-1}$ ) [31]高31%,而<sup>232</sup>Th含量则比全国地表水平均活度浓度( $0.00600 Bq \cdot L^{-1}$ ) [31]低61.7%;同时,<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th含量均远低于世界卫生组织(World Health Organization, WHO)规定的饮用水平均活度浓度标准( $10 Bq \cdot L^{-1}$ 和 $1 Bq \cdot L^{-1}$ ) [32]。

图2是拉萨河各采样点<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th含量(活度浓度)及其比值变化曲线图。由图2可知,在拉萨河中游(采样点S1~S6),<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th含量沿程均呈波动变化趋势;在拉萨河下游(采样点S7~S13),<sup>238</sup>U含量沿程呈波动上升趋势,<sup>232</sup>Th含量则沿程呈波动稳定趋势;而在拉萨河堆龙曲支流,<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th含

量则沿程呈波动下降趋势。整个拉萨河总体来看,考虑到数据的不确定性,<sup>238</sup>U含量沿程呈波动稳定趋势,<sup>232</sup>Th含量沿程呈波动变化趋势,<sup>238</sup>U含量在采样点 DS14-1 达到最大值(0.142 Bq·L<sup>-1</sup>),<sup>232</sup>Th 含量则在采样点 DS14 达到最大值(3.98×10<sup>-3</sup> Bq·L<sup>-1</sup>),主要原因是采样点 DS14 和 DS14-1 靠近羊八井镇,有丰富的地热资源和地热发电站。地热资源开发会产生大量废水,这些废水排放至堆龙曲支流,导致河水中放射性核素含量增加。随着采样点远离羊八井镇,采样点 DS15 中<sup>238</sup>U 和<sup>232</sup>Th 含量显著下降。

由于自然界中 Th 和 U 常伴生一起,它们性质相近,均能放射出 α、β 射线,人体一旦接受 Th 和 U 的照射将会极大危害身体健康<sup>[9]</sup>。在内生作用中处于密切共生状态的 Th 和 U,在外生作用过程中会发生显著的分离现象。一般来说,地球上各类岩浆岩中<sup>232</sup>Th/<sup>238</sup>U 活度浓度比值在 4 左右,而水体中该比值则要低得多<sup>[33]</sup>。河水中<sup>232</sup>Th 含量基本来自河流周边碎屑岩颗粒,是由河流周围的碎屑岩在高温高压、风化等作用下由补给水流带入河流中的。由图 2 可知,在拉萨河中游,<sup>232</sup>Th/<sup>238</sup>U 活度浓度比值沿程

表 1 拉萨河各采样点<sup>238</sup>U 和<sup>232</sup>Th 活度浓度

Table 1 The activity concentrations of <sup>238</sup>U and <sup>232</sup>Th at each sampling points of Lhasa River

采样点 Sampling point	<sup>238</sup> U	<sup>232</sup> Th	采样点 Sampling point	<sup>238</sup> U	<sup>232</sup> Th
S1	1.31	2.81	S12	1.75	2.23
S2	1.38	2.30	S13	2.48	2.03
S3	2.02	2.10	DS14	8.19	3.98
S4	1.85	2.14	DS14-1	14.2	2.22
S5	1.72	2.10	DS15	1.23	2.00
S6	1.56	2.52	最大值 Maximum	14.2	3.98
S7	0.194	2.09	最小值 Minimum	0.194	1.98
S8	2.15	2.09	平均值 Mean	2.62	2.33
S9	0.733	2.49	标准差 Standard deviation	3.46	0.478
S10	0.908	2.09	变异系数 Coefficient of variation	1.32	0.206
S11	0.332	2.02	全国平均值 National average	2.00	6.00
			世界卫生组织指导值 World Health Organization guidelines	1 000	1 000

注:<sup>238</sup>U 和<sup>232</sup>Th 活度浓度单位为 10<sup>-2</sup> Bq·L<sup>-1</sup> 和 10<sup>-3</sup> Bq·L<sup>-1</sup>, 变异系数单位量纲为 1。

Note: The units of activity concentrations of <sup>238</sup>U and <sup>232</sup>Th are 10<sup>-2</sup> Bq·L<sup>-1</sup> and 10<sup>-3</sup> Bq·L<sup>-1</sup>; coefficient of variation is dimensionless.

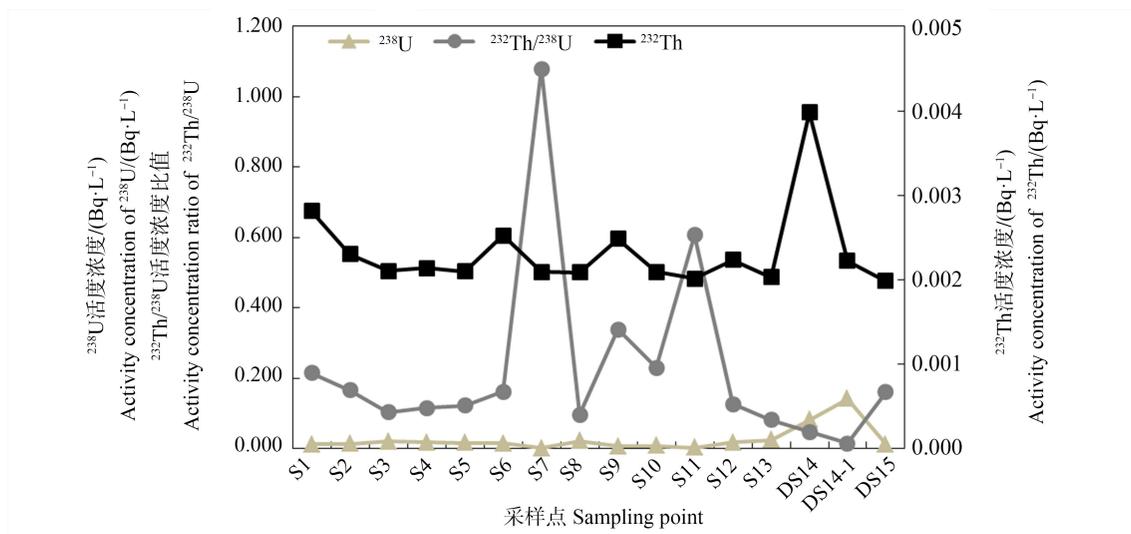


图 2 拉萨河各采样点放射性核素<sup>238</sup>U 和<sup>232</sup>Th 活度浓度及其比值变化曲线

Fig. 2 Activity concentrations and ratio curves of radionuclides <sup>238</sup>U and <sup>232</sup>Th at each sampling point of Lhasa River

呈先降后升趋势,平均值0.148;在拉萨河下游,<sup>232</sup>Th/<sup>238</sup>U活度浓度比值沿程呈波动下降趋势,平均值0.366;而在拉萨河堆龙曲支流,<sup>232</sup>Th/<sup>238</sup>U活度浓度比值沿程呈先降后升趋势,平均值0.0750。除采样点S7和S11外,其余样点的<sup>232</sup>Th/<sup>238</sup>U活度浓度比值均在0.15左右,证明了拉萨河水中<sup>232</sup>Th含量远低于<sup>238</sup>U含量。拉萨河水中<sup>238</sup>U活度浓度明显高于<sup>232</sup>Th,并且<sup>232</sup>Th活度浓度极低,这是由铀的水活动性强和钍在生物圈中的地质化学过程与水无关的本质特征决定的。上述特征的存在与铀、钍地球化学行为的差异有关;在天然水中,钍表现出强的颗粒活性,极易与颗粒物相结合,而铀则表现出水溶性特征,易从颗粒物中淋滤释出,由此导致拉萨河水体溶解态<sup>232</sup>Th/<sup>238</sup>U活度浓度比值<1的现象。鉴于以上原因,除采样点S7外,其余采样点水体中较低的<sup>232</sup>Th/<sup>238</sup>U活度浓度比值揭示了拉萨河河水对沿岸土壤和岩石的冲刷较小,导致带入河流的<sup>232</sup>Th含量较少。

## 2.2 水化学条件对<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th分布的影响

拉萨河的水化学条件对<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th分布具有一定的影响,为此对水化学条件与放射性核素含量进行了相关性分析,具体结果见表2。

在强氧化水体条件下,铀以易溶于水且迁移能力较强的铀酰离子形式存在,并且铀的溶解度随水体pH值的增大(碱性增强)或减小(酸性增强)而增强,即铀在强酸或强碱的水体条件下溶解度最大<sup>[17]</sup>。

然而,由于天然水体pH值在5~8之间,多数情况下铀浓度与水体pH值及氧化还原电位(oxidation-reduction potential, ORP)值之间并无明显相关性。在本研究中,拉萨河水体pH平均值为8.06,各采样点ORP值均处于弱氧化的稳定状态,因此,拉萨河水体中<sup>238</sup>U浓度与pH值、ORP值无显著相关性(表2)。由表2可知,<sup>238</sup>U浓度与K<sup>+</sup>浓度有较高正相关关系(相关系数为0.835,  $P<0.05$ ),与Mg<sup>2+</sup>浓度和SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>浓度有一定负相关关系(相关系数分别为-0.692和-0.703),这表明<sup>238</sup>U与K<sup>+</sup>有相似的来源,而与Mg<sup>2+</sup>及SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>有不同的来源。据统计资料可知,低矿化度水中铀含量随总溶解固体(total dissolved solids, TDS)增高而增高,但拉萨河属于微矿化度水,<sup>238</sup>U与TDS之间的这种关系不明显<sup>[17]</sup>。

<sup>232</sup>Th仅有Th(IV)一个氧化价态存在,因而ORP值对水中Th活度影响很小。由表2可知,拉萨河水体中<sup>232</sup>Th浓度与Cl<sup>-</sup>浓度有一定正相关关系(相关系数为0.609),而与Ca<sup>2+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>及TDS之间有一定负相关关系(相关系数分别为-0.668、-0.602、-0.614、-0.505和-0.576),与其他离子无明显相关关系。这说明,拉萨河水体中<sup>232</sup>Th与Cl<sup>-</sup>有一定的同源性,而与Ca<sup>2+</sup>、Mg<sup>2+</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>和HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>等离子则具有一定的异源性。鉴于河水中<sup>232</sup>Th主要来源于河流周边碎屑岩颗粒,以上分析说明拉萨河周边碎屑岩颗粒在高温高压、风化等作用下由补给水流向河流,输送了<sup>232</sup>Th和Cl<sup>-</sup>。

表2 拉萨河水中<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th含量与水化学参数相关性系数

Table 2 Correlation coefficients of the content of <sup>238</sup>U and <sup>232</sup>Th and chemical parameters in Lhasa River

	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	pH	ORP	TDS	<sup>238</sup> U	<sup>232</sup> Th
Ca <sup>2+</sup>	1												
Mg <sup>2+</sup>	0.748	1											
Na <sup>+</sup>	0.458	0.377	1										
K <sup>+</sup>	-0.064	-0.364	0.405	1									
Cl <sup>-</sup>	0.006	0.010	0.658	0.401	1								
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.748	0.614	0.122	-0.542	-0.232	1							
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.860*	0.785	0.624	0.193	0.231	0.366	1						
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.319	0.178	0.574	0.390	0.211	0.071	0.421	1					
pH	-0.077	-0.252	-0.434	0.165	-0.464	-0.093	-0.169	-0.480	1				
ORP	0.129	0.385	0.371	-0.315	0.283	0.144	0.225	0.426	-0.935**	1			
TDS	0.958**	0.835*	0.609	0.022	0.166	0.619	0.955**	0.412	-0.200	0.250	1		
<sup>238</sup> U	-0.411	-0.692	-0.032	0.835*	0.067	-0.703	-0.228	0.134	0.363	-0.478	-0.398	1	
<sup>232</sup> Th	-0.668	-0.602	0.186	0.319	0.609	-0.614	-0.505	-0.014	-0.149	0.030	-0.576	0.369	1

注:\*表示  $P<0.05$ ,\*\*表示  $P<0.01$ ;ORP表示氧化还原电位,TDS表示总溶解固体。

Note: \*means  $P<0.05$ ; \*\*means  $P<0.01$ ; ORP represents oxidation-reduction potential; TDS represents total dissolved solids.

### 2.3 $^{238}\text{U}$ 和 $^{232}\text{Th}$ 健康风险评估与分析

在表3中总结了拉萨河各采样点通过饮水途径摄入放射性核素 $^{238}\text{U}$ 和 $^{232}\text{Th}$ 导致幼儿、少年和成年等不同年龄组的患癌风险评估值。由表3可知,拉萨河各采样点由 $^{238}\text{U}$ 和 $^{232}\text{Th}$ 导致不同年龄组的致癌风险数量级范围为 $10^{-8} \sim 10^{-7} \text{ a}^{-1}$ ,比ICRP建议的最大可忽略风险值( $5.0 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$ )及US EPA设定的A类致癌物质可接受风险值( $10^{-6} \text{ a}^{-1}$ )<sup>[34]</sup>低。平均来看,拉萨河幼儿组、少年组和成年组的总致癌风险分别为 $(4.81 \pm 4.61) \times 10^{-8}$ 、 $(2.29 \pm 1.81) \times 10^{-8}$ 和 $(3.08 \pm 2.13) \times 10^{-8} \text{ a}^{-1}$ ,变异系数分别为0.959、0.792和0.691,均低于US EPA的标准,处于可接受的水平,致癌风险低。横向比较来看,不同年龄组总致癌风险大小顺序为幼儿组>成年组>少年组,说明幼儿比少年和成年更容易因 $^{238}\text{U}$ 和 $^{232}\text{Th}$ 导致身患癌症, $^{238}\text{U}$ 和 $^{232}\text{Th}$ 对幼儿毒性更大,这跟幼儿各器官尚处于快速生长期、身体较弱有较大关系。

由表3可知,拉萨河流域居民通过饮水途径摄

入单个放射性核素最高致癌风险为采样点DS14-1幼儿组摄入 $^{238}\text{U}$ 所致( $18.44 \times 10^{-8} \text{ a}^{-1}$ ),而最低致癌风险则为采样点S7少年组摄入 $^{238}\text{U}$ 所致( $0.1 \times 10^{-8} \text{ a}^{-1}$ )。采样点DS14-1位于羊八井镇,地热资源开发导致的尾液排放使得该采样点 $^{238}\text{U}$ 对幼儿组、少年组和成年组产生的致癌风险均比其他采样点要高,又由于幼儿尚处于身体发育阶段,对放射性核素比较敏感,虽然幼儿组饮水量比少年组和成年组少,但也导致采样点DS14-1幼儿组摄入 $^{238}\text{U}$ 所致患癌风险在所有采样点、所有年龄组里是最大的。采样点S7位于中游和下游分界处,受到水体中悬浮物吸附作用和周围水体补给稀释作用影响,导致该采样点 $^{238}\text{U}$ 和 $^{232}\text{Th}$ 含量均较低,这些核素的致癌风险亦较小。

图3是拉萨河各年龄组放射性核素 $^{238}\text{U}$ 和 $^{232}\text{Th}$ 总致癌风险柱状图。由图3可知,各采样点不同年龄组总致癌风险大小排序均为幼儿组>成年组>少年组。这是由于不同年龄人群具有不同的呼吸及肠

表3 拉萨河各采样点致癌风险评估

Table 3 Carcinogenic risk assessment of sampling points in Lhasa River

采样点 Sampling point	$^{238}\text{U}$			$^{232}\text{Th}$			总计 Total		
	幼儿组 Children group	少年组 Juvenile group	成年组 Adult group	幼儿组 Children group	少年组 Juvenile group	成年组 Adult group	幼儿组 Children group	少年组 Juvenile group	成年组 Adult group
S1	1.70	0.653	0.751	1.69	1.18	1.90	3.39	1.84	2.65
S2	1.80	0.691	0.794	1.38	0.968	1.55	3.18	1.66	2.35
S3	2.62	1.008	1.16	1.26	0.883	1.42	3.88	1.89	2.58
S4	2.41	0.927	1.07	1.28	0.898	1.44	3.69	1.83	2.51
S5	2.23	0.859	0.987	1.26	0.881	1.42	3.49	1.74	2.40
S6	2.02	0.777	0.894	1.51	1.06	1.70	3.53	1.84	2.60
S7	0.252	0.100	0.112	1.26	0.880	1.41	1.51	0.977	1.53
S8	2.80	1.08	1.24	1.25	0.876	1.41	4.05	1.95	2.65
S9	0.953	0.366	0.421	1.49	1.04	1.68	2.44	1.41	2.10
S10	1.18	0.452	0.522	1.26	0.880	1.41	2.44	1.33	1.94
S11	0.432	0.166	0.191	1.21	0.847	1.36	1.64	1.01	1.55
S12	2.28	0.877	1.01	1.34	0.938	1.51	3.62	1.81	2.52
S13	3.22	1.24	1.42	1.22	0.854	1.37	4.44	2.09	2.80
DS14	10.6	4.09	4.71	2.39	1.67	2.69	13.0	5.77	7.39
DS14-1	18.4	7.09	8.15	1.33	0.934	1.50	19.8	8.03	9.66
DS15	1.60	0.617	0.710	1.19	0.834	1.34	2.80	1.45	2.05
平均值 Mean	3.41	1.31	1.51	1.40	0.977	1.57	4.81	2.29	3.08
标准差 Standard deviation	4.50	1.73	1.99	0.287	0.201	0.323	4.61	1.81	2.13
变异系数 Coefficient of variation	1.32	1.32	1.32	0.206	0.206	0.206	0.959	0.792	0.691

注:致癌风险评估值单位为 $10^{-8} \text{ a}^{-1}$ ,变异系数单位量纲为1。

Note: The unit of carcinogenic risk assessment value is  $10^{-8} \text{ a}^{-1}$ ; coefficient of variation is dimensionless.

道系统状况和新陈代谢速度,幼儿对放射性核素更敏感,从而使得幼儿组具有更高的致癌风险。对于 3 个年龄组来说,总致癌风险与放射性核素<sup>238</sup>U 和<sup>232</sup>Th 含量分布类似,在采样点 DS14-1 出现最高值,分别为  $19.78 \times 10^{-8}$  (幼儿组)、 $8.03 \times 10^{-8}$  (少年组) 和  $9.66 \times 10^{-8} \text{ a}^{-1}$  (成年组)。

图 4 是各年龄组中<sup>238</sup>U 和<sup>232</sup>Th 对总致癌风险的贡献率饼状图,由图 4 可知,幼儿组中<sup>238</sup>U 和<sup>232</sup>Th 分别贡献了 71% 和 29% 的致癌风险,少年组中<sup>238</sup>U 和<sup>232</sup>Th 分别贡献了 57% 和 43% 的致癌风险,而成年组中<sup>238</sup>U 和<sup>232</sup>Th 分别贡献了 49% 和 51% 的致癌风险。在饮水途径摄入的放射性核素导致的患癌风险中,<sup>238</sup>U 的贡献率随年龄的增长而下降,<sup>232</sup>Th 的贡献率则随年龄的增长而上升。这说明,拉萨河流域不同年龄人群需重点关注的放射性核素不同:幼儿和少年应多关注<sup>238</sup>U 导致的致癌风险,成年则应同时关注<sup>238</sup>U 和<sup>232</sup>Th 导致的致癌风险。

### 2.4 不同河流致癌风险评估的比较与讨论

为进一步了解不同河流中放射性核素<sup>238</sup>U 和<sup>232</sup>Th 导致的致癌健康风险,在表 4 中列出了拉萨河结果和我国其他河流评估结果的比较,包括<sup>238</sup>U 和<sup>232</sup>Th 平均活度浓度和采用同样方式计算的平均总致癌风险。临水河水体中<sup>238</sup>U 和<sup>232</sup>Th 平均活度浓度较高,分别为  $0.0810 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$  和  $1.4390 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ <sup>[24]</sup>,平均总致癌风险分别为  $2.3567 \times 10^{-6}$  (幼儿组)、 $1.0597 \times 10^{-6}$  (少年组) 和  $1.3742 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$  (成年组),均超过了  $1 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$ ,对人体存在潜在致癌风险。同拉萨河研究结果相比,湘江衡阳段、洞庭湖水系、额尔齐斯河支流和干流的放射性核素<sup>238</sup>U 和<sup>232</sup>Th 平均活度浓度均比拉萨河低,它们的总致癌风险亦低于拉萨河,风险处于可忽略的水平;我国地表水<sup>238</sup>U 平均活度浓度低于拉萨河,但<sup>232</sup>Th 平均活度浓度高于拉萨河,由此计算的总致癌风险则高于拉萨河,但仍处于可忽略的水平( $<1 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$ )。

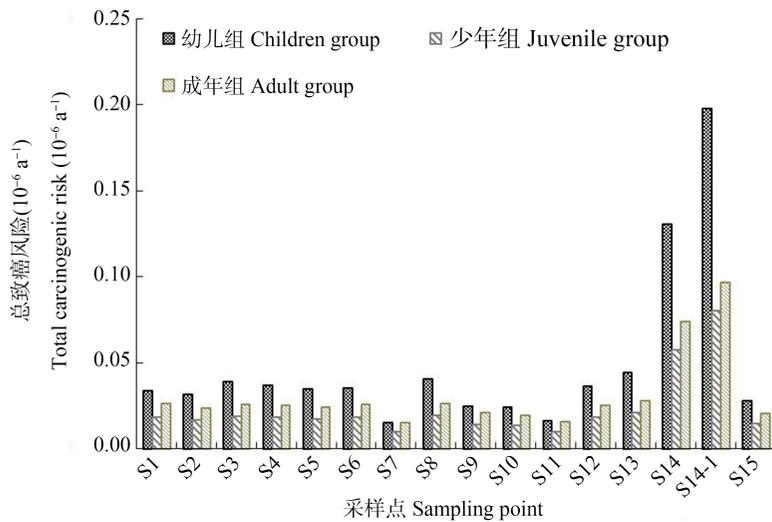


图 3 拉萨河各年龄组放射性核素<sup>238</sup>U 和<sup>232</sup>Th 总致癌风险柱状图

Fig. 3 Histogram of total carcinogenic risk of radionuclides <sup>238</sup>U and <sup>232</sup>Th in different age groups of Lhasa River

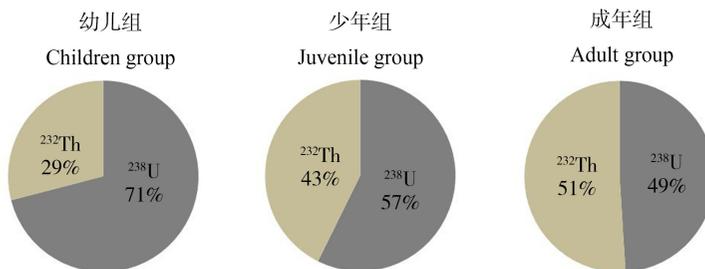


图 4 <sup>238</sup>U 和<sup>232</sup>Th 对拉萨河各年龄组总致癌风险的贡献率饼图

Fig. 4 Pie chart of contribution rates of <sup>238</sup>U and <sup>232</sup>Th to total carcinogenic risk of different age groups in Lhasa River

表4 拉萨河研究结果与我国其他河湖结果的比较

Table 4 Comparison of results of Lhasa River and other rivers and lakes in China

河湖名称 Names of rivers and lakes	平均活度浓度/(Bq·L <sup>-1</sup> ) Average activity concentration/(Bq·L <sup>-1</sup> )		总致癌风险/(10 <sup>-8</sup> a <sup>-1</sup> ) Total carcinogenic risk/(10 <sup>-8</sup> a <sup>-1</sup> )		
	<sup>238</sup> U (10 <sup>-2</sup> )	<sup>232</sup> Th (10 <sup>-3</sup> )	幼儿组 Children group	少年组 Juvenile group	成年组 Adult group
	湘江衡阳段 <sup>[2]</sup> Hengyang section of Xiangjiang River <sup>[2]</sup>	0.460	0.204	0.721	0.316
洞庭湖水系 <sup>[2]</sup> Dongting Lake water system <sup>[2]</sup>	1.09	1.55	2.35	1.20	1.67
临水河 <sup>[24]</sup> Linshui River <sup>[24]</sup>	8.10	1 440	236	106	137
额尔齐斯河支流 <sup>[33]</sup> Irtysh River tributary <sup>[33]</sup>	0.700	0.100	0.970	0.392	0.470
额尔齐斯河干流 <sup>[33]</sup> Irtysh River main stream <sup>[33]</sup>	2.70	0.0800	3.56	1.38	1.61
全国地表水平均 <sup>[24]</sup> Average level of surface water in China <sup>[24]</sup>	2.00	6.00	6.20	3.52	5.20
拉萨河(本研究) Lhasa River (This study)	2.62	2.30	4.81	2.29	3.08

拉萨河的研究采用的是较成熟的致癌健康风险模型,相关参数是依据大量前人研究成果而确定的,因此,对于拉萨河水体放射性核素致癌风险的评价具有较强的科学性和适用性。然而,本研究结果只是对放射性核素分布及致癌健康风险评价的初步研究,仅考虑了饮水途径摄入放射性核素<sup>238</sup>U和<sup>232</sup>Th的致癌风险,评估致癌风险时使用的参数大多数是US EPA的推荐值,不一定适用于我国<sup>[35]</sup>。后续可通过采取增加不同时间的采样,增加其他放射性核素的测定,综合考虑饮水、呼吸和皮肤接触等途径的影响,研究更符合我国人群的参数等措施,深入研究拉萨河放射性核素分布特征和健康风险,使得研究结果更具有科学指导意义。

#### 参考文献(References):

- [1] 鞠金欣, 薛茹, 陈尔东. 生活饮用水中放射性核素指导水平的探讨[J]. 中国辐射卫生, 2016, 25(2): 163-166  
Ju J X, Xue R, Chen E D. Study on guidance levels for radionuclides in drinking water [J]. Chinese Journal of Radiological Health, 2016, 25(2): 163-166 (in Chinese)
- [2] 肖峰. 湘江衡阳段水中天然放射性核素调查[D]. 衡阳: 南华大学, 2018: 2-6  
Xiao F. The survey of natural radioactive elements of Xiang Jiang section in Xiang Jiang River [D]. Hengyang: University of South China, 2018: 2-6 (in Chinese)
- [3] 涂彧, 俞荣生, 张海江, 等. 苏州市区各种水体中总放射性水平检测及评价[J]. 工业卫生与职业病, 2005, 31(5): 301-304  
Tu Y, Yu R S, Zhang H J, et al. Measurement and evaluation of total radioactivity in water bodies of Suzhou City [J]. Industrial Health and Occupational Diseases, 2005, 31(5): 301-304 (in Chinese)
- [4] 孙亚茹, 武云云, 万玲, 等. 北京市生活饮用水放射性水平调查分析[J]. 首都公共卫生, 2014, 8(4): 155-157  
Sun Y R, Wu Y Y, Wan L, et al. Investigation and analysis of radioactivity level of drinking water in Beijing [J]. Capital Journal of Public Health, 2014, 8(4): 155-157 (in Chinese)
- [5] Brenner D J, Doll R, Goodhead D T, et al. Cancer risks attributable to low doses of ionizing radiation: Assessing what we really know [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2003, 100(24): 13761-13766
- [6] Singh B, Garg V K, Yadav P, et al. Uranium in groundwater from Western Haryana, India [J]. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 2014, 301(2): 427-433
- [7] 哈日巴拉, 拓飞, 胡碧涛, 等. 巴彦乌拉铀矿周围饮用水中放射性及健康风险[J]. 中国环境科学, 2017, 37(9): 3583-3590
- [8] Fatima I, Zaidi J H, Arif M, et al. Measurement of natural radioactivity in bottled drinking water in Pakistan and

- consequent dose estimates [J]. *Radiation Protection Dosimetry*, 2007, 123(2): 234-240
- [9] 丁小燕, 张春艳, 高柏, 等. 临水河放射性核素的分布特征及评价[J]. *有色金属(冶炼部分)*, 2017(2): 59-62, 70
- Ding X Y, Zhang C Y, Gao B, et al. Distribution characteristics and evaluation of radioactivity in Linshui River [J]. *Nonferrous Metals (Extractive Metallurgy)*, 2017(2): 59-62, 70 (in Chinese)
- [10] 杜金秋, 关道明, 姚子伟, 等. 大连近海沉积物中放射性核素分布及环境指示[J]. *中国环境科学*, 2017, 37(5): 1889-1895
- Du J Q, Guan D M, Yao Z W, et al. Distribution and environmental significances of radionuclides in sediments of Dalian coastal area [J]. *China Environmental Science*, 2017, 37(5): 1889-1895 (in Chinese)
- [11] 施宸皓, 梁婕, 曾光明, 等. 某废弃铀矿周边农田土壤重金属和放射性元素的风险分析和修复措施[J]. *环境工程学报*, 2018, 12(1): 213-219
- Shi C H, Liang J, Zeng G M, et al. Assessment of heavy metal and radionuclide pollution risk in farmland around an abandoned uranium mine and its related remediation measures [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2018, 12(1): 213-219 (in Chinese)
- [12] Malakootian M, Khashi Z, Iranmanesh F, et al. Radon concentration in drinking water in villages nearby Rafsanjan fault and evaluation the annual effective dose [J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2014, 302(3): 1167-1176
- [13] 梁晓军, 宋文磊, 李建, 等. 饮用水放射性污染现状及健康风险评估研究进展[J]. *职业与健康*, 2015, 31(3): 417-419
- Liang X J, Song W L, Li J, et al. Research progress on drinking water radioactivity pollution and its health risk assessment [J]. *Occupation and Health*, 2015, 31(3): 417-419 (in Chinese)
- [14] 李福生, 陈英民, 陈跃, 等. 小清河河水中的放射性水平及变化规律[J]. *中国辐射卫生*, 2000, 9(2): 86-87
- [15] 马庆录, 刘文华, 朱婀娜, 等. 青海湖环境中放射性核素水平与卫生学评价[J]. *中国公共卫生*, 2005, 21(1): 58-59
- [16] 曹敬丽, 许家昂, 陈英民, 等. 南水北调东线山东段通水前主要湖区水放射性水平[J]. *中国辐射卫生*, 2006, 15(2): 142-143
- Cao J L, Xu J A, Chen Y M, et al. The radioactivity levels in the main lakes of Shandong basin in east line of south to north water diversion [J]. *Chinese Journal of Radiological Health*, 2006, 15(2): 142-143 (in Chinese)
- [17] 易玲, 高柏, 刘媛媛, 等. 铀矿区周边水体典型核素污染特征及风险评价[J]. *中国环境科学*, 2019, 39(12): 5342-5351
- Yi L, Gao B, Liu Y Y, et al. Distribution characteristics and risk assessment of typical radionuclides in water around uranium mining area [J]. *China Environmental Science*, 2019, 39(12): 5342-5351 (in Chinese)
- [18] Qin H H, Gao B, He L, et al. Hydrogeochemical characteristics and controlling factors of the Lhasa River under the influence of anthropogenic activities [J]. *Water*, 2019, 11(5): 948
- [19] 何柳. 拉萨河流域水文地球化学特征及其风化指示[D]. 抚州: 东华理工大学, 2019: 7-10
- He L. Hydrogeochemical characteristics and weathering indicators in Lhasa River basin [D]. Fuzhou: East China Institute of Technology, 2019: 7-10 (in Chinese)
- [20] 龚晨. 西藏拉萨河流域水化学时空变化及影响因素研究[D]. 天津: 天津大学, 2015: 11-15
- [21] 齐文. 某铀尾矿区及下游河水水环境放射性污染特征研究[D]. 抚州: 东华理工大学, 2016: 33-43
- Qi W. Pollution characteristics of a uranium tailings dam and downstream river environment radioactivity [D]. Fuzhou: East China Institute of Technology, 2016: 33-43 (in Chinese)
- [22] 倪彬, 王洪波, 李旭东, 等. 湖泊饮用水源地水环境健康风险评估[J]. *环境科学研究*, 2010, 23(1): 74-79
- Ni B, Wang H B, Li X D, et al. Water environmental health risk assessment in lake sources of drinking water [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2010, 23(1): 74-79 (in Chinese)
- [23] 曾光明, 卓利, 钟政林, 等. 水环境健康风险评估模型[J]. *水科学进展*, 1998, 9(3): 212-217
- Zeng G M, Zhuo L, Zhong Z L, et al. Assessment models for water environmental health risk analysis [J]. *Advances in Water Science*, 1998, 9(3): 212-217 (in Chinese)
- [24] 沈威, 高柏, 章艳红, 等. 临水河天然放射性核素调查及健康风险评估[J]. *科学技术与工程*, 2019, 19(19): 374-379
- Shen W, Gao B, Zhang Y H, et al. Investigation of radionuclides and health risk assessment in Linshui River [J]. *Science Technology and Engineering*, 2019, 19(19): 374-379 (in Chinese)
- [25] 耿福明, 薛联青, 陆桂华, 等. 饮用水源水质健康危害的风险度评价[J]. *水利学报*, 2006, 37(10): 1242-1245
- Geng F M, Xue L Q, Lu G H, et al. Water quality health-hazard risk assessment on drinking water supply sources [J]. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2006, 37(10): 1242-1245 (in Chinese)

- [26] Gharbi F, Baccouche S, Abdelli W, et al. Uranium isotopes in Tunisian bottled mineral waters [J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2010, 101(8): 589-590
- [27] Ajayi O S, Achuka J. Radioactivity in drilled and dug well drinking water of Ogun state Southwestern Nigeria and consequent dose estimates [J]. *Radiation Protection Dosimetry*, 2009, 135(1): 54-63
- [28] 梁晓军, 宋文磊, 李建, 等. 饮用水放射性污染现状及健康风险评估研究进展[J]. *职业与健康*, 2015, 31(3): 417-419  
Liang X J, Song W L, Li J, et al. Research progress on drinking water radioactivity pollution and its health risk assessment [J]. *Occupation and Health*, 2015, 31(3): 417-419 (in Chinese)
- [29] 胡二邦. 环境风险评价实用技术和方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2000: 467-473
- [30] 王志明, 王金生. 长江水的使用所致流域居民剂量的估算[J]. *中国环境科学*, 2000, 20(S1): 73-76  
Wang Z M, Wang J S. Estimation of dose to peoples due to using and being in contact with the water of Yangtze River [J]. *China Environmental Science*, 2000, 20(S1): 73-76 (in Chinese)
- [31] 全国环境天然放射性水平调查总结报告编写小组. 全国水体中天然放射性核素浓度调查(1983—1990年)[J]. *辐射防护*, 1992, 12(2): 143-163  
The Writing Group of the Summary Report on Nationwide Survey of Environmental Radioactivity Level in China. Survey of natural radioactivity level of the waters in China (1983—1990) [J]. *Radiation Protection*, 1992, 12(2): 143-163 (in Chinese)
- [32] 蒋经乾, 李玲, 占凌之, 等. 某尾矿库周边水放射性分布特征及其评价[J]. *有色金属(冶炼部分)*, 2015(11): 60-63  
Jiang J Q, Li L, Zhan L Z, et al. Radioactivity distribution characteristics and evaluation of water of tailings periphery [J]. *Nonferrous Metals (Extractive Metallurgy)*, 2015(11): 60-63 (in Chinese)
- [33] 李社红, 郑宝山, 朱建明, 等. 额尔齐斯河流域及某稀有多金属矿废水铀、钍含量分布及其环境影响[J]. *矿物学报*, 2003, 23(4): 308-312  
Li S H, Zheng B S, Zhu J M, et al. Distribution of uranium and thorium in the Irtysh River and upriver wastewater from a rare multi-metal mine [J]. *Acta Mineralogica Sinica*, 2003, 23(4): 308-312 (in Chinese)
- [34] 王啸, 高亮, 段喜贵, 等. 天津市地下水和地热流体中天然放射性核素调查与评价[J]. *辐射防护*, 2012, 32(4): 248-253  
Wang X, Gao L, Duan X G, et al. Investigation and assessment of natural radionuclides in groundwater and geothermal fluid of Tianjin City [J]. *Radiation Protection*, 2012, 32(4): 248-253 (in Chinese)
- [35] 韩冰, 何江涛, 陈鸿汉, 等. 地下水有机污染人体健康风险评估初探[J]. *地学前缘*, 2006, 13(1): 224-229  
Han B, He J T, Chen H H, et al. Primary study of health-based risk assessment of organic pollution in groundwater [J]. *Earth Science Frontiers*, 2006, 13(1): 224-229 (in Chinese)

◆