

小清河河水中的放射性水平及变化规律

李福生 陈英民 陈跃 许家昂 马驰 李全太 杨迎晓 宋钢

(山东省医学科学院放射医学研究所, 济南 250062)

中图分类号: R145; X837 文献标识码: B 文章编号: 1004-714X(2000)02-086-02

小清河干流治理工程是山东省“九五”期间最大的水利建设项目。其总目标是以污染防治为基础, 逐步恢复小清河的排洪、灌溉、航运和水产等功能, 最终实现经济与环境协同发展, 经济、环境和社会效益的三统一。为了评价污染治理及环境改善状况, 对小清河河水、水中悬浮物和底泥沉积物中的放射性水平及变化规律进行了研究。

1 研究方法

1.1 样品采集及处理

在全长 237 公里的小清河干流设立 6 个采样点, 在丰水期、枯水期各采样一次。采样后放置, 较大颗粒固体可自然沉淀, 再经抽滤将固体微粒分离掉, 所得水样待测量。

1.2 分析方法 采用国家颁布的标准方法对各核素进行测量。其中总 α 、总 β 为饱和厚度相对测量法。样品用量 2 升。 ^{90}Sr 为硫酸盐 EDTA 沉淀法, 样品用量 30 升, 利用 FJ-2603 弱放射性测量装置测量。 ^3H 采用电解浓缩法, 低本底液体闪烁仪测量, 样品用量 500 毫升。 ^{238}U 、 ^{226}Ra 、 ^{232}Th 、 ^{137}Cs 和 ^{40}K 是由高纯锗 γ 谱仪测量, 样品用量 20 升, 浓缩蒸干, 转移至测量杯中密封, 然后测量。

2 结果与讨论

小清河河水中的各放射性物质的比活度见表 1。表 1 列出了各项的范围, 算术平均值及标准误。

从表 1 可以看出, 小清河干流水中总 α 平均比活度为 $3.51 \times 10^{-2} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$, 大于黄河水系山东段总 α 水平 $2.11 \times 10^{-2} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[1]}$, 大约是长江水系水中总 α 平均比活度 $6.9 \times 10^{-2} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[2]}$ 的一半, 是黄河水系总 α 水平 $13.97 \times 10^{-2} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[3]}$ 的四分之一。比国外报道的一些数据也低, 如芬兰未处理饮用水总 α 是 $5.18 \times 10^{-2} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[4]}$, 美国纽约州赫得森河水中总 α 是 $11.1 \times 10^{-2} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[5]}$ 。从波动范围来看, 小清河水中总 α 范围为 $(0.88 \sim 7.84) \times 10^{-2} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$, 略大于黄河水系山东段水中总 α 范围 $(0.5 \sim 4.7) \times 10^{-2} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[1]}$, 而长江水中总 α 波动范围为 $(1.1 \sim 27.4) \times 10^{-2} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[2]}$, 黄河水系的范围是 $(0.30 \sim 45.60) \times 10^{-2} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[3]}$, 美国纽约赫得森河水中总 α 范围为 $(3.7 \sim 18.5) \times 10^{-2} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[5]}$, 都比小清河的大。

表 1 小清河河水中放射性水平 ($\text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$) *

项 目	范 围	均值 \pm 标准误
总 α (10^{-2})	0.88~7.84	3.51 ± 0.61
总 β (10^{-1})	0.57~7.84	2.82 ± 0.54
^{90}Sr (10^{-3})	0.51~5.86	3.01 ± 0.55
^{137}Cs (10^{-3})	0.27~1.64	0.88 ± 0.11
^{238}U (10^{-3})	7.85~53.69	24.65 ± 4.20
^{232}Th (10^{-4})	4.37~40.61	23.07 ± 3.51
^{226}Ra (10^{-3})	1.39~13.24	4.82 ± 1.70
^3H (10^0)	1.15~2.74	1.98 ± 0.15
^{40}K (10^{-1})	0.13~4.74	2.88 ± 0.48

* 样品数均为 12

小清河水中总 β 平均比活度为 $2.82 \times 10^{-1} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$, 稍高于黄河水系山东段的总 β 水平 $2.04 \times 10^{-1} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[2]}$ 和黄河水系的总 β 水平 $2.25 \times 10^{-1} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[3]}$ 。比长江水系总 β $1.06 \times 10^{-1} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[2]}$ 要高一倍多。小清河水中总 β 比活度范围是 $(0.57 \sim 7.84) \times 10^{-1} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$, 比黄河水系山东段水中总 β 比活度范围 $(1.61 \sim 3.49) \times 10^{-1} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[1]}$ 及长江水系水中总 β 比活度范围 $(0.41 \sim 2.99) \times 10^{-1} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[2]}$ 大。但处于芬兰全国未处理饮

用水中总 β 比活度 $(0.37 \sim 11.1) \times 10^{-1} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[4]}$ 的范围以内。

小清河水中 ^{90}Sr 的平均比活度 $3.01 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$, 约为黄河水系山东段 ^{90}Sr 的 $12.2 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[1]}$ 的四分之一。长江水中 ^{90}Sr 的水平为 $9.99 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[2]}$, 1978 年日本淡水中 ^{90}Sr 比活度是 $7.62 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[6]}$, 这均比小清河水中的 ^{90}Sr 水平高。 ^{90}Sr 的变化范围也是如此。小清河是 $(0.51 \sim 5.86) \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$, 1983 年长江为 $(2.96 \sim 29.23) \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[2]}$ 。黄河水系山东段为 $(5.27 \sim 16.66) \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[1]}$, 世界大陆河流水中是 $(3.7 \sim 37) \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[7]}$ 。可见小清河水中 ^{90}Sr 比活度的变化范围已低于这三者的下限或在下限附近波动。

小清河水中的 ^{137}Cs 的水平为 $0.88 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$, 比黄河水系山东段的 $1.39 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[1]}$ 及黄河水系的 $1.31 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[3]}$ 都低, 不足世界大陆淡水的 $2.96 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[7]}$ 的三分之一。但高于长江水系水中的 $0.24 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[2]}$ 。小清河的比活度范围是 $(0.27 \sim 1.64) \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$, 处在黄河水系水中 ^{137}Cs 范围 $(0.02 \sim 6.66) \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[3]}$ 和长江水系水中 ^{137}Cs 范围 $(0.03 \sim 2.71) \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[2]}$ 以内。但低于世界大陆河流水中 ^{137}Cs 范围的 $(1.85 \pm 7.77) \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[7]}$ 。

小清河水中 ^{238}U 平均为 $24.65 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$, 黄河水系山东段水中天然铀的比活度 $128.0 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[1]}$, ^{238}U 的活度在天然铀中占 48.9%^[8], 也就是说小清河水中 ^{238}U 的水平平均为黄河水系山东段的 2/5。是黄河水系的一半稍多一点(黄河水系水中天然铀是 $88.3 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$, ^{238}U 即为 $43.2 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[3]}$)。但比长江水系高两倍多(长江水系水中 ^{238}U 为 $10.93 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[2]}$), 也比世界大陆河水 ^{238}U 为 $12.42 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[9]}$ 的高。小清河水中 ^{238}U 比活度的范围是 $(7.85 \sim 53.69) \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ 。基本与长江水系水中 ^{238}U 的范围 $(0.87 \sim 56.01) \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[2]}$ 一致, 也处在黄河水系水中 ^{238}U $(0.88 \sim 119.8) \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[3]}$ 的范围内, 但是在靠近下限的一端。

小清河水中 ^{232}Th 的平均比活度为 $23.07 \times 10^{-4} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$, 而黄河水系山东段水中天然钍的比活度是 $1.88 \times 10^{-4} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[1]}$, 天然钍 ^{232}Th 中 ^{232}Th 几乎占 100%^[8], ^{232}Th 可以与天然钍的活度直接比较。所以小清河水中 ^{232}Th 的比活度要比黄河水系山东段的高一个数量级, 也远高于黄河水系水中钍的 $3.58 \times 10^{-4} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[3]}$ 和长江水系水中钍的 $6.46 \times 10^{-4} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[2]}$ 。小清河水中 ^{232}Th 的范围是 $(4.37 \sim 40.61) \times 10^{-4} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ 。在长江水系水中 ^{232}Th 的范围 $(0.8 \sim 43.6) \times 10^{-4} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[2]}$ 以内, 但超出黄河水系山东段的 $(1.09 \sim 3.03) \times 10^{-4} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[1]}$ 的上限也大于黄河水系水中 ^{232}Th 的范围 $(0.73 \sim 12.88) \times 10^{-4} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[3]}$ 。

小清河水中 ^{226}Ra 的比活度为 $4.82 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$, 约为黄河水系山东段 $2.50 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[1]}$ 的 2 倍和黄河水系水中 ^{226}Ra $1.90 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[3]}$ 的 3 倍。小于长江水系水中 $6.00 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[2]}$ 。比世界各大河流水中 ^{226}Ra 的平均比活度 $1.11 \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[9]}$ 大。水中 ^{226}Ra 的范围, 小清河的是 $(1.39 \sim 13.24) \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$, 超出了黄河水系山东段的 $(0.64 \sim 4.90) \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[2]}$ 和黄河水系的 $(0.47 \sim 6.70) \times 10^{-3} \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[3]}$ 的范围内。

小清河水中的 ^3H 的平均比活度为 $1.98 \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$, 不足黄河水系山东段的 $4.50 \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[1]}$ 和黄河水系水中的 $4.73 \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[3]}$ 的一半, 约为长江水系水中 ^3H 的平均比活度 $7.70 \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[2]}$ 的 1/4。中国江河水中 ^3H 的平均比活度 $10.5 \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[10]}$ 的 1/5。但是核试验前淡水中 ^3H 的平均比活度 $0.48 \text{Bq} \cdot \text{L}^{-1[11]}$ 的 5 倍。

小清河水中³H 的范围是 1.15~2.74Bq·L⁻¹, 低出了黄河水系山东段水中³H 2.8~5.6Bq·L⁻¹ 的范围^[1]。在长江水系水³H 范围 1.9~19.2Bq·L⁻¹^[2] 的下限附近。但已经高出了核试验前淡水³H₀ 2~0.9Bq·L⁻¹^[1] 的范围。

小清河水中⁴⁰K 比活度平均为 2.88×10⁻¹Bq·L⁻¹, 约为黄河水系山东段水中⁴⁰K 1.34×10⁻¹Bq·L⁻¹^[1] 的二倍。接近于长江水系水中⁴⁰K 0.49×10⁻¹Bq·L⁻¹^[2] 的 6 倍。小清河水中⁴⁰K 比活度的波动范围是(0.13~4.74)×10⁻¹Bq·L⁻¹, 与黄河水系水中⁴⁰K 比活度变化范围(0.27~6.74)×10⁻¹Bq·L⁻¹^[3] 相接近。

根据小清河水中各放射性项目的分析测量结果(表 2), 可见枯水期和丰水期存在一定差异。各项目丰水期均值与枯水期均值的比值大于 2 的有⁹⁰Sr、²²⁶Ra, 比值大于 1 的从大到小依次有²³⁸U、总β、²³²Th、总α和⁴⁰K, 比值小于 1 的仅有 2 个项目。

表 2 小清河枯水期和丰水期中放射性水平(Bq·L⁻¹)^{*}

项目	枯水期 均值±标准误	丰水期 均值±标准误	丰水期/枯水期
总α(10 ⁻²)	3.37±0.90	3.66±0.89	1.09
总β(10 ⁻¹)	2.34±0.42	3.29±1.00	1.41
⁹⁰ Sr(10 ⁻³)	1.76±0.58	4.26±0.61	2.42
¹³⁷ Cs(10 ⁻³)	0.97±0.19	0.78±0.13	0.80
²³⁸ U(10 ⁻³)	18.08±4.12	31.22±6.59	1.73
²³² Th(10 ⁻⁴)	19.58±4.67	26.55±5.24	1.36
²²⁶ Ra(10 ⁻³)	3.05±0.50	6.58±2.20	2.16
³ H(10 ⁰)	2.02±0.24	1.93±0.19	0.96
⁴⁰ K(10 ⁻¹)	2.78±0.67	2.98±0.74	1.07

即³H 和¹³⁷Cs。由此可见, 小清河干流水中放射性水平是丰水

期大于枯水期, 这可能是由于丰水期降水量相对较大, 大气中气溶胶沉降较大, 且降水对小清河沿岸的冲刷, 导致了水中放射性水平增高。

3 结论

小清河水中的放射性处于正常本底范围, 未受到放射性污染。其变化规律一般是丰水期大于枯水期。

参考文献:

[1] 李福生, 等. 黄河水系山东段放射性水平调查与评价[J]. 中国辐射卫生, 1998, 7(4): 214~216.
[2] 李振平, 等. 长江放射性水平及评价. 北京: 原子能出版社, 1984. 1~16.
[3] 程杰, 张连平. 黄河水系放射性水平与卫生学评价[M]. 济南: 黄河出版社, 1999.
[4] M. Asikamen and H. Kablos Natural Radioactivity of Drinking Water in Finland Health Physics. 1980 39(1): 77.
[5] New York State Department of Environmental Conservation. Environmental Radiation Bulletin, number. 77~2. 1997.
[6] NIRS-RSD-48, 49, 50. Radioactivity Survey Data in Japan [R], 1979.
[7] 浅田忠一. 原子能手册[M]. 日本株式会社, 1976. 803~820.
[8] 朱寿彭, 等. 放射毒理学[M]. 北京: 原子能出版社, 1992. 223~373.
[9] Yasuo, Miyake, Yukio, et al. The Natural Radiation Environment [M]. University of Chicago Press, Chicago, 1964. 219~225.
[10] 程荣林, 等. 中国水环境中的氚[J]. 中华放射医学与防护杂志, 1992, 12(2): 130.
[11] 茶谷邦男, 浜村宪克. radioisotopes Tritium contents of river water in aichi prefecture[J]. 1978, 27(2): 90.
[12] 高玉堂. 环境监测常用统计方法[M]. 北京: 原子能出版社, 1980. 48~58

收稿日期: 1999-12-31

合理应用影像学检查减少受检者的受照剂量

胡晓丹 张文丽¹ 贾继伟¹

(山东省邹城市妇幼保健院, 邹城 273500)

随着我国医疗保健事业的发展, 影像学检查在临床上的应用日趋广泛。因此, 如何使影像学检查既能获得有价值的诊断信息, 又尽可能地减少受检者的受照剂量, 是目前放射防护和放射诊断工作者共同关心的问题, 就此我们进行了以下探讨。

1 加强医患双方对影像学检查合理应用知识的教育, 提高对 X 射线辐射危害的正确认识。

在 CT、普通 X 射线检查统计中发现, 在 317 例 CT 检查者中有 137 例为阳性结果, 而 180 例为正常, 阳性率为 43.2%; 在 2076 例 X 射线胸透检查患者中, 有临床价值的 592 例, 总阳性率仅 28.52%。阳性检出率较低, 说明影像学检查存在不合理的因素, 未能达到 X 射线使用“正当化、最优化、合理化”的目标。这一现象在基层医院更为突出, 所以广泛开展放射卫生防护知识和影像学检查合理应用的宣传教育, 提高医患双方对 X 射线辐射危害的了解, 正确合理地使用影像学检查技术, 清除不必要的和重复的检查, 是有效地减少受检者辐射剂量的重要措施, 尤其是儿童和未成年人更应尽量避免不必要的影像学检查。

2 合理控制医疗照射, 降低个人受照剂量

医疗照射是居民接受的辐射剂量最大的人工辐射来源, 所以在每一次照射时, 选择最合理的诊疗方案, 严格控制照射量是受检者减少辐射剂量的有效措施之一。

2.1 合理、正确地使用曝光条件, 尽可能采用高电压、小电流、短时间, 此技术不但能减少受检者辐射剂量, 还能充分发挥老机器的潜在功能, 延长机器使用寿命。

2.2 严格控制照射野, 充分利用滤线板、遮线筒。在不影响投

照部位诊断信息的情况下, 应尽可能缩小照射野, 保护其他非照部位的组织器官, 防止软射线的伤害。这些简单而又行之有效的办法常常被影像科工作者所忽视。

2.3 充分利用屏蔽防护, 加强受检者敏感部位、非照部位的防护。人体性腺、眼晶状体、甲状腺等为敏感部位, 所以在影像学检查中, 应用防护用品覆盖在这些部位, 要把所检查部位以外的肢体用屏蔽隔开, 最大限度地减少非照部位的剂量。

3 加强影像科质量保证(QA)、质量控制(QC)的管理, 提高 X 射线的有效价值, 保护受检者身体健康。

影像科 QA、QC 的管理根本目的就是: “以最小的代价获得高质量的影像”, 加强 QA、QC 管理工作, 不但直接关系到影像科的业务质量, 管理质量和诊断水平的提高, 而且还影响到受检者的受照剂量的大小。严把质量关, 实行临床医生与影像科医生双重负责制, 减少受检者重复检查、重复照射, 最大限度地提高检查的社会、经济双重效益。

4 加强放射防护监督工作, 依法保护受检者利益

X 射线防护器材的应用是放射防护的主要手段之一, 其防护质量直接关系到受检者的健康与安全。目前防护监督部门在检查防护情况时仅重视放射工作者的防护设置是否达标, 而忽视了受检者防护的监测和监督工作。有的医疗单位缺乏受检者防护用品, 使受检者做检查时非照部位完全暴露在射线照射下。鉴于此, 有关行政监督部门在今后的工作中, 应加强对受检者防护工作的管理, 加大监督力度, 严格贯彻有关防护条例、法规、标准, 强化监督执法, 使所有医用 X 射线机使用单位按一机一套配备受检者防护用品, 切实做到防护不达标, 机器不能运转, 确保受检者切身利益。

收稿日期: 1999-07-01

1 邹城市人民医院