

^{129}I 的放射卫生学意义及对人的可能辐照途径

中国医学科学院放射医学研究所 诸洪达综述

卫生部工业卫生实验所 高凤鸣审

提 要: 本文综述了 ^{129}I 的放射卫生学意义、环境中存在的主要来源、由环境向人体的转移及对人辐照的可能途径, 并对 ^{129}I 所致剂量估算有关参数作了介绍。

^{129}I 半衰期为 1.57×10^7 年, 属于 β 辐射体(最大能量 0.15MeV), 并伴有 0.09MeV 的 γ 辐射。和 ^{131}I 一样, 环境污染可来自核裂变, 如核爆炸、反应堆运转及核燃料再处理, 并经由许多环境途径对人导致辐照。进入人体后会选择性地浓集于甲状腺^[1]。因此, ^{131}I 和 ^{129}I 就成为最重要的放射性碘核素。过去对 ^{131}I 的文献报道颇多, 本文则对 ^{129}I 进行综述, 以期表明今后应受到足够的重视。

一、 ^{129}I 的放射卫生学意义

碘是人体必要的元素之一。由于元素碘易升华和在自然界常呈易溶于水的阴离子形式, 所以在环境中易于迁移。碘在自然界分布不均匀, 陆地上丰度比海水中高约五倍。海洋环境中碘来自对大陆的浸渍, 通过海水蒸发和海生物分解(包括食用)可再循环入大陆生物界。包括稳定性的 ^{127}I 在内, 至少存在着25种碘同位素(质量数117~141)。不考虑寿命很短的 ^{140}I 和 ^{141}I , 裂变可生成13种放射性碘同位素, 其中半衰期大于1天的只有 ^{131}I 和 ^{129}I , 因此, ^{131}I 和 ^{129}I 成为环境污染和辐射防护最应重视的放射性碘核素。

核爆炸及核事故后短期内污染以 ^{131}I 为主, 而反应堆运转及核燃料再处理污染则对 ^{129}I 也应予以足够重视。这是因为核试验对世界人口所致平均有效剂量当量负担在1963年已达峰值, 1982年已降为峰值的 $1/7$ 以下; 与此相反, 到1989年6月底发电的反应堆达434座, 比1975年增加了将近2.7倍, 且仍在继续增长。今后势必会对 ^{129}I 引起更多

的重视。由于其可迁移性, 释出的放射性碘可导致局部、地区乃至全球性广泛分布。目前, 核设施防护部门对于放射性碘的控制是通过再处理前长期放置冷却以及脱气除碘完成的。这对 ^{131}I 有效, 而长期放置对 ^{129}I 则无济于事, 一旦释入环境, ^{129}I 就成为永久的污染物^[2], 环境中积存量逐年增多。尽管迄今环境中 ^{129}I 尚未对人引起有意义的甲状腺剂量, 但环境中 $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 比值正在迅速增大, 必需对其来源、环境分布及对人的辐照途径予以研究, 以预估今后的长期蓄积和对人的可能危害。

^{129}I 、 ^3H 、 ^{14}C 和 ^{85}Kr 被认为是核燃料循环流出物中对人群辐照最有意义的放射性核素。它们都有足够长的半衰期和在大气层或水域的滞留时间, 使其能达到全球性分布。经济合作开发组织的核能机构(NEA, OECD)认为对这些核素需要有国际控制协议, 并成立专家组起草通过了有关的管理报告书^[3]。

由于 ^{129}I 有很长的半衰期, 所以是碘环境行为的良好示踪剂。

二、环境中 ^{129}I 的来源

1. 天然来源

自然界中 ^{129}I 可由天然铀自发裂变生成, 也可由高大气层高能质子、中子和光子与Xe、Te等核反应生成。1962年, Edwards曾预测过由天然核反应生成的 ^{129}I 会使 $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 比值在核时代开始前达到平衡值 3×10^{-14} 。对碘银矿(AgI)中 ^{129}I 衰变生成的

^{129}Xe 质谱分析表明该矿原先碘的同位素组成为: $2.2 \times 10^{-15} \leq ^{129}\text{I}/^{127}\text{I} \leq 3.3 \times 10^{-15}$, 即比上述预估值小约一个数量级。更准确的测定表明在两种富碘矿物 (AgI 和 CuI) 中其比值范围为 $1.5 \times 10^{-14} \sim 1.0 \times 10^{-13}$, 证实了该预估值的正确性^[4]。考虑到海水中 ^{127}I 浓度为 $0.064 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, 可推算出约有 $7 \times 10^9 \text{Bq}$ 天然来源的 ^{129}I 存在于海水中^[1]。

2. 核爆炸生成

依据百万吨级核武器碎片分析, ^{129}I 产额约为 1.26%。到 1976 年, 全球分布着由于核试验生成的 ^{129}I 约为 $4 \times 10^{11} \text{Bq}$, 将在环境中存在数百万年^[1]。裂变时 ^{129}I 还是 ^{129}Te 衰变产物, 所以在混合裂变产物中 ^{129}I 会逐年增加。 ^{235}U 和 ^{239}Pu 核爆炸时, ^{129}I 生成率分别为 1.11 和 1.85 MBq/千吨 (相应产额为 0.9 和 1.7%)^[5]。有人曾利用大当量核试验所致同温层沉降有春季峰特点来判别美国食草动物甲状腺中 ^{129}I 的来源, 结果表明地区差别大于季节差别, 可见同温层沉降对 ^{129}I 不是主要来源^[4]。

3. 核燃料循环排放

每生产单位电能所生成的 ^{129}I 量约为 $5 \times 10^7 \text{Bq}/(\text{MW} \cdot \text{a})$, 辐照过的核燃料三年后 ^{129}I 量增大到 3 倍。假定释入环境分数与 ^{131}I 相同, 则 ^{129}I 释出率最多为 $0.1 \text{Bq}/(\text{MW} \cdot \text{a})$ 。1980 年从核反应堆排放的 ^{129}I 量为 10^4Bq 数量级^[1]。由于碘是挥发性元素, 在事故时易于释入大气层。迄今引起公众受照的三次大的核事故中, 以苏联切尔诺贝利事故最为严重。假设燃料中 ^{129}I 活性至少比 ^{131}I 低 2×10^7 倍和两核素在事故中释出分数相等^[1], 则由 UNSCEAR 1988 年报告书公布的 ^{131}I 释出资料^[6], 可粗略估算出该事故 ^{129}I 释出总量可能达 $1.3 \times 10^{10} \text{Bq}$, 比温茨凯尔和 三里岛事故分别高 2 千和 5 万倍。

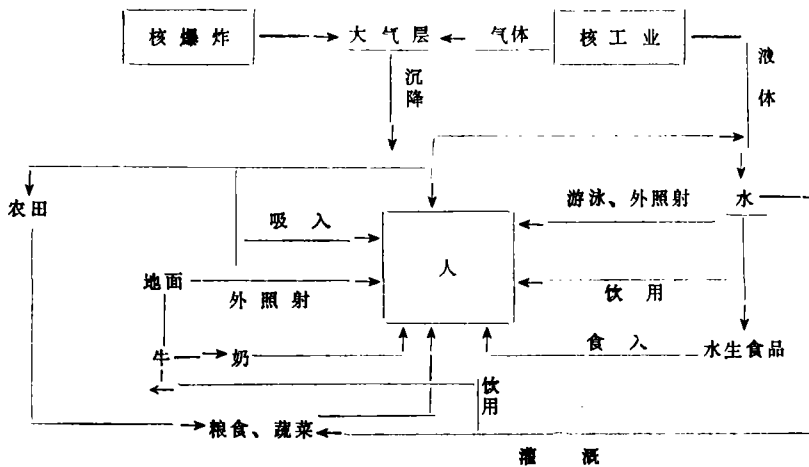
核燃料循环中释出 ^{129}I 最多的是来自核燃料再处理工厂。Russell 等曾估算到 2000 年核电生产约生成 $3.7 \times 10^{14} \text{Bq}$ ^{129}I , 约有

1% 释入环境, 到 2060 年释出量可能增加到 $7.4 \times 10^{14} \text{Bq}$ 。当然, 采用有效的除碘系统可能降低释出量三个数量级^[5]。 ^{129}I 生成量决定于所用核燃料和堆型等因素, 估算约为 $37 \sim 74 \text{GBq}/(\text{GW} \cdot \text{a})$ 。在 1980~1985 年间, Sellafield (原温茨凯尔) 和 Cap de la Hague 工厂释入大气层的 ^{129}I 分别为 3.7 和 $4.9 \text{GBq}/(\text{GW} \cdot \text{a})$, 而液体流出物约 $30 \sim 60 \text{GBq}/(\text{GW} \cdot \text{a})$ 。看来, 核燃料中仅百分之几 ^{129}I 释入大气层^[6]。排出 ^{129}I 的化学形式和量取决于废物处理措施, 曾报道, 1975~1977 年从 Karlsruhe 工厂排出的气体流出物中, 无机形式占 74%, 有机和气溶胶形式分别约占 23% 和 2%^[1]。

^{129}I 作为全球分布的长寿命放射性核素, 对全球人口集体剂量负担是有意义的。UNSCEAR 1988 年报告书采用 1980~1984 年的排出量, 假定 5% 燃料再处理和全球人口为 10^{10} 人, 估算在集体剂量负担 $1.4 \times 10^4 \text{人} \cdot \text{Sv}/\text{TBq}$ 中, 100 年内负担其 0.003%, 10^4 年内为 0.03%, 10^6 年内为 5%, 其余 95% 留给 10^6 年后负担。因此, 10^6 年的不完全集体剂量负担约为 $700 \text{人} \cdot \text{Sv}/\text{TBq}$ 。所致局部和地区公众的标化辐照, 主要来自再处理向大气层释出, 估算约为 $0.01 \text{人} \cdot \text{Sv}/(\text{GW} \cdot \text{a})$ ^[6]。

三、环境中 ^{129}I 的生态转移及对人 辐照的可能途径

碘的行为决定于其理化形式: 无机蒸气最活泼, 颗粒和有机化合物 (如碘甲烷) 易于体内代谢。 ^{129}I 无机形式主要包括次碘酸、元素和颗粒形式, 在核燃料循环气体流出物中的组成与堆型、废物的处理方法等有关。英国在 1961 年下半年曾测得核爆炸沉降灰中 75% ^{131}I 为颗粒形式, 其余均是气态; 而美国在 1962 年发现颗粒部分变动范围可为 10~90%。这样大的波动可部分地以碘形成后在环境中发生的理化转化来解释^[1]。切

图 ^{129}I 对人的可能辐照途径

尔诺贝利事故污染初期，在慕尼黑大气中所测得的碘组成为：气溶胶40%、元素气体形式35%、有机形式25%，但随后数天由于降雨使气溶胶形式比例下降到比有机形式还少〔6〕。

^{129}I 对人的可能辐照途径（见附图）可归纳成水生和陆地环境两类。

1. 经由水生环境：碘在水生环境中的浓集因子（机体中浓度与平衡的水中浓度之比）来描述，见表1〔5〕。

2. 经由陆地环境：经由大气、蔬菜（或牧草而牛奶）通常是人类受辐照最重要

表1 碘在水生生物的浓集因子

机 体	淡 水	海 水
鱼	15	10;20
无脊椎动物	5	50;100
海藻	40	4000;10000

的途径。经由陆地环境的转移和沉降速度、滞留分数、半排出期及环节间转移系数有关。碘的多种理化形式更使转移复杂化：元素碘易沉积于饲料进入奶牛-奶-人途径；有机碘

表2 估算 ^{129}I 对人体剂量所用的参数

参 数	符号	6个月(1岁)	4岁	14岁	成人
甲状腺质量, g	m	2 (2)	4 (5)	14 (15)	20 (20)
甲状腺半排出期, 天	T	23 (20)	28 (20)	48 (50)	136 (100)
甲状腺 ^{127}I 含量, mg		(0.18)	(0.90)	(4.2)	(7.0)
甲状腺直径, Cm	X	(1.4)	(2)	(2.7)	(3)
有效能量, Mev	e	0.060	0.061	0.063	0.064
吸入: 速率, $\text{m}^3/\text{天}$		3.2 (5.6)	9.7 (7.0)	17.6 (13.5)	22 (20)
吸收分数	f_a	0.30 (0.23)	0.26 (0.23)	0.26 (0.23)	0.26 (0.23)
甲状腺剂量因子, Gy/Bq		4.1×10^{-6} (2.8×10^{-6})	2.2×10^{-6} (1.1×10^{-6})	1.1×10^{-6} (9.7×10^{-7})	2.3×10^{-6} (1.5×10^{-6})
食入: 吸收分数	f_w	0.40 (0.3)	0.35 (0.3)	0.35 (0.3)	0.35 (0.3)
甲状腺剂量因子, Gy/Bq		5.4×10^{-6} (3.6×10^{-6})	3.0×10^{-6} (1.5×10^{-6})	1.5×10^{-6} (1.3×10^{-6})	3.0×10^{-6} (1.9×10^{-6})

注：引自文献〔1〕，括号内数字引自文献〔5〕。

被植物滞留少, 沉降速度比元素碘小 200~1000 倍; 颗粒和次碘酸形式沉降速度介于元素和有机碘之间。在大气层迁移中会发生理化形式转变, 最后大多转化为颗粒形式。在植物上沉积速度的典型值为: 元素碘 $2 \times 10^{-2} \text{m} \cdot \text{s}^{-1}$, 有机碘 $5 \times 10^{-5} \text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ [1]。大气沉降在植物的滞留分数为 0.25, 植物的半排期约为 14 天。沉积的碘转入植物可食部分的分数的对叶菜为 1.0, 而对其它菜或谷物为 0.1。由土壤(干重)转移入植物(鲜重)的转移系数为 0.02, 经由根吸收转移入叶部是直接沉降吸收的 1/10。从草料到牛奶和山羊奶的转移速率分别为 0.01 和 0.2 天/L, 而从草料到牛、猪和鸡的内部转移速率分别为 0.02、0.09 和 0.004 天/kg, 从饲料到鸡蛋转移速率为 0.08 天/蛋 [5]。这些系数和饲养条件有关, 引用时应当慎重。

释入环境的 ^{129}I 会在比半衰期短得多的时间内到达海洋并再循环入陆地生物界, 最终达到全球分布。剂量负担及环境浓度的估算通常可采用比活性方法, 即任何环境物质和海水中 $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 将会相等。在 $1 \text{ Bq } ^{129}\text{I}$ 释入环境后, 会导致海水中单位质量稳定碘中 ^{129}I

的增高估算为 $2.6 \times 10^{-17} \text{Bqg}^{-1}$ [1]。

^{129}I 由环境进入人体除事故时可经吸入或伤口外, 平时主要是食入, 靶器官是甲状腺。剂量估算所用参数及摄入每 $\text{Bq } ^{129}\text{I}$ 所致甲状腺吸收剂量综合于表 2。而摄入 $1 \text{ Bq } ^{129}\text{I}$ 所致待积有效剂量当量可参阅我国《放射防护基本标准》[7], 但应注意该资料只适用于成人。

表 3 列出了利用有关参数对大气中每单位浓度污染 (1 Bq/m^3) 按不同途径估算可能导致的甲状腺剂量当量。应注意, 这些估算是依据欧美资料的参考人参数和膳食组成得出的, 对特定场合的估算应尽量应用更符合实际的参数。日本考虑到膳食特点, 把蔬菜和大米视为主要摄入途径 [8~10]。Nakamura 等起初报道了无机和有机碘向菠菜叶的转移 [8、9], 1986 年报道了气态碘向大米的转移, 结果表明几乎所有谷粒上的碘保留于壳部, 仅约 10% 含于糙米 [10]。经水体所致 ^{129}I 剂量应包括饮水和水生食品(鱼和软体动物食品)。 ^{129}I 在水生食品浓度可由水浓度乘以该生物浓集因子得到。

由表 3 可见, 对于西方人, 奶消费是 ^{129}I

表 3 大气中 $1 \text{ Bq } ^{129}\text{I}/\text{m}^3$ 可能导致的最大甲状腺剂量当量, Sv/a

摄入途径	1 岁	4 岁	14 岁	成人
吸 入	5.7×10^{-3}	3.0×10^{-3}	4.9×10^{-3}	10.5×10^{-3}
奶 消 费	1.6	6.5×10^{-1}	5.4×10^{-1}	8.4×10^{-1}
叶菜消费	0	1.4×10^{-1}	2.0×10^{-1}	4.0×10^{-1}
牛肉消费	0	8.6×10^{-2}	1.4×10^{-1}	3.5×10^{-1}

最重要的辐照途径, 而对东方人, 叶菜消费显然是主要的。

总之, ^{129}I 的环境污染虽未达到对人有影响的程度, 但由于其半衰期长并浓集于甲状腺, 其潜在危险已引起重视。环境中 ^{129}I 的监测业已展开, 如美国已在靠近和远离释出地点进行监测 [2、4], 结果表明当前环境样品中的 $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 已比天然来源水平高得多。

Brauer 曾报道, 本底地区的 $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 除矿物小于 5×10^{-12} 外, 一般为 $10^{-10} \sim 10^{-7}$, 而在核工厂附近已达 $10^{-7} \sim 10^{-4}$ 数量级 [2、11], 分别比天然来源高 4~7 和 7~10 个数量级, 应予重视。同时, 近年来西德和日本等国对碘的环境转移规律研究报道尤为活跃 [8~13]。

(下转第 245 页)

三、小 结

Es(包括E₃、E₂和雌酚酮)的某些衍生物对造血型放射损伤动物的存活率与粒-巨噬系造血的预防和治疗作用,均具有明显的种属差异;其中以犬的效果最佳,大、小鼠次之,猴和兔最差。Es的放射防治作用与雌性无关,与其对造血组织的作用紧密相关。其作用机理的认识,各人的说法不一,但分歧的焦点是Es的放射防治作用究竟是通过刺激还是抑制造血组织来实现的,需要进行一系列的科研实践来阐明。目前多数学者着眼于Es对造血功能尤其是粒-巨噬系造血的体液调控系统方面的探索。

参 考 文 献

1. 四川工卫所:放射医学 1976, 4:42
2. 赵堂富等:中国医学科学院学报 1980, 2:88
3. 杨风桐等:中华放射医学与防护杂志 1985, 5:323
4. 赵文仲等:ibid 1987, 7:430
5. Adler SS, et al: J Lab Clin Med 1978, 91:960

6. Hayama T, et al: Exper Hematol 1985, 13:658
7. Fried W, et al: J Lab Clin Med 1974, 83:807
8. 吴祖泽等:军事医学科学院院刊 1979, 1:7
9. Crandall TL, et al: J Lab Clin Med 1980, 95:857
10. 陆如山等:中国医学科学院学报 1980, 2:156
11. 唐佩弦等:军事医学科学院院刊 1979, 2:159
12. Byron JW, et al: Exper Cell Res 1972, 71:228
13. Danel L, et al: J Steroid Biochem 1983, 18:559
14. King WJ, et al: Nature 1984, 307:745
15. Maoz Helen, et al: J Reprod Immunol 1985, 7:325
16. Barak V, et al: ibid 1986, 9:355
17. Hayama T, et al: Exper Hematol 1984, 11:611
18. 吴祖泽等:军事医学科学院院刊 1979, 1:1
19. Nicola NA, et al: Immunology Today 1984, 5:76

(上接第249页)

参 考 文 献

1. UNEP, ILO and WHO: Environmental Health Criteria 25 "Selected Radionuclides", WHO, Geneva, 1983, P90
2. Brauer FP, et al: BNWL-SA-5287, 1975
3. OECD, NEA: Radiological Significance and Management of ³H, ¹⁴C, ⁸⁵Kr, ¹²⁹I arising from the Nuclear fuel Cycle, 1980
4. Manuel OK, COO-2450-3, 1976
5. Soldat JK, Health Phys 1976, 30:61
6. UNSCEAR, 1988 Report to the General Assembly, With Annexes, New York,

- 1988
7. 中华人民共和国国家标准:放射卫生防护基本标准, GB4792-84, 1984
8. Nakamura Y, et al: Health Phys 1980, 38:307
9. Nakamura Y, et al: ibid 1980, 38:315
10. Nakamura Y, et al: J Radiat Res 1986, 27:171
11. Brauer FP: BNWL-SA-4983, 1974
12. Deitermann WI, et al: J Environ Radioactivity 1989, 10:79
13. Hauschild J, et al: ibid 1989, 9:145