

蛋白成分未见异常。放射综合征的产生与人体的累积放射量无直接关系，而与照射的部位有关。本文观察的189例中有83%是上半身放疗病人，另一组26例采用单次放射人体中间三分之一的部位，结果放射综合征的发生率与放射上半身者相同，这表明可能产生放射综合征的临界器官在上腹部。作者发现放射前给予止

吐药预防综合征无效，但也有作者认为放射前6小时开始禁食，同时静脉补给葡萄糖和止吐药物，可以预防综合征的发生。

总之，急性放射综合征为一组生理性变化的征候群，其产生机制尚不十分清楚，还有待进一步阐明。

〔金性江摘 麦智广校〕

环 境 ^{14}C 的 卫 生 与 监 测

四川省工业卫生研究所杨开祥 李福德综述

苏州医学院 章仲侯审校

^{14}C 是碳的一种放射性同位素。近年来，由于它在地质、考古、生物、医学和环境等科学领域日趋广泛的应用，现在 ^{14}C 的研究工作已在很多学科开展起来。虽然自然环境的变化对环境 ^{14}C 水平的影响甚微，但自二十世纪五十年代以来，由于核能的扩大应用，特别是核试验引起了自然环境中 ^{14}C 水平的显著增高，其潜在危害日益引起人们的重视。

一、环境中的 ^{14}C

环境中碳的同位素主要是 ^{12}C 和 ^{13}C ，分别占98.89%和1.108%。现在已知碳的同位素达11种，质量数从9至19。在碳的放射性同位素中， ^{14}C 的半衰期最长，为 5730 ± 40 年^{〔1〕}，其 β 粒子最大能量为0.156MeV，平均能量为

0.045MeV。 ^{14}C 是二十世纪三十年代由Kurie^{〔2〕}和Bonner^{〔3〕}等在劳伦斯辐射实验室最先发现并确立了 $n + ^{14}\text{N} \rightarrow ^1\text{H} + ^{14}\text{C}$ 这一产生 ^{14}C 的核反应式。1946年Libby^{〔4〕}发现在大气层的高空由于宇宙射线中子与大气中的氮原子相互作用而产生天然 ^{14}C 。产生天然 ^{14}C 的主要核反应有三种： $^{14}\text{N}(n, p)^{14}\text{C}$ ， $^{16}\text{O}(p, 3p)^{14}\text{C}$ 和 $^{18}\text{O}(n, 2pn)^{14}\text{C}$ 。第一种属于热中子轰击氮原子引起的核反应，是主要的；后两种是能量大于10MeV的质子和中子引起氧的散裂反应。据测定海水和大气中 ^{14}C 的储量，和按银河宇宙射线在地表的 ^{14}C 产率为 2.5^{14}C 原子/厘米²·秒所计算的地球 ^{14}C 的储量是完全相符合的^{〔5〕}，全球天然 ^{14}C 的总储量为 6.8×10^{14} 公斤(计 310×10^6 居里)，其分布如表1。

表 1 环 境 中 ^{14}C 在 地 球 上 的 分 布

区 域	平 流 层	对 流 层	地 表	海洋上部混合层	海洋沉积物	深 海
百分率 (%)	0.3	1.6	4.1	2.2	0.4	92

环境中的 ^{14}C 随稳定性碳相共存，自然界中 ^{14}C 有两大储仓：即储仓A(包括大气圈、生物圈和人类)，总碳储量为 2×10^{18} 克；其次是储仓C(指海洋)，总碳储量为 44×10^{18} 克，储仓C中所积存的 ^{14}C 是储仓A中 ^{14}C 的22倍。

^{14}C 核素向海洋沉降的机制是由于大气 $^{14}\text{CO}_2$ 和 CO_2 与海洋表面不断进行交换所致。

在自然条件下，地球生物圈中 ^{14}C 的水平

为 6.13 ± 0.03 微微居里/克·碳，海水中的水平为0.13微微居里/公斤，空气中 ^{14}C 的含量为 $1.89 \times 10^{-10}\%$ 。

二、影响环境中 ^{14}C 变化的因素

(一) 自然因素

主要影响环境中 ^{14}C 变化的自然因素是太阳活动的周期变化。这一变化通常用太阳地磁

调制学说来解释^[6]。大气中¹⁴C的产额决定于次级宇宙射线的中子成分。初级宇宙射线进入大气层后与大气中的原子核相互作用而生成次级宇宙射线。射向地球的初级宇宙射线来自星际空间和太阳。太阳宇宙射线即所谓的太阳风，它是一种主要由质子和电子组成的等离子体流。作用于地球的这些宇宙射线的量，主要随太阳活动周期而被调制。太阳经历着一个11年的活动变化周期，随着太阳活动的周期变化，太阳风的强度也随之发生变化，从而影响到由太阳风产生的行星际磁场的相应变化。行星际磁场使得能量较低的银河宇宙射线偏离太阳系。在太阳活动增强期，行星际磁场强度增大，使更多的宇宙射线返回宇宙空间，减少了大气层中次级宇宙中子射线的产率，使¹⁴C产率下降。反之，在太阳活动平静期，由于大气中形成的次级宇宙中子射线有所增加，从而提高了¹⁴C的产率。调查表明，公元900~1900年间，代表太阳活动情况的太阳黑子发生次数的周期变化与同期生长的树轮内的¹⁴C值的变化规律恰好相反^[7]。太阳黑子发生次数增多时，大气中¹⁴C则减少。

此外，地球上出现冰河期的周期变化也影响到大气中¹⁴C含量的改变。在冰河期由于海洋温度降低，海洋浓集大气中CO₂的量增加，从而使大气圈中的¹⁴C储量下降；反之，在非冰河期，大气圈中¹⁴C储量有所增加。

(二) 人为因素

影响大气中¹⁴C浓度变化的人为因素是休斯(Suess)效应、核工业和核武器爆炸。

1. 休斯效应

自十九世纪工业革命以来，由于大量燃烧人工开采的矿物燃料而释放出大量不含¹⁴C的CO₂于大气中，因稀释作用使大气中¹⁴C浓度降低。Suess研究了由于这种稀释作用使大气中¹⁴C浓度下降的规律^[8]。大气中¹⁴C的稀释浓度可以通过全世界生产煤炭和原油的总量来估算。到1940年矿物燃料燃烧产生的CO₂的累积量相当于天然存在量的10%，与此相应大气CO₂中¹⁴C/¹²C的比值到1940年降低约3%。

按此稀释规律估算，假如在无核爆条件下，大气¹⁴C浓度1950年降低3.2%，1969年降低5.9%，推算到2000年将降低23%^[9]。此种稀释效应，工业区高于非工业区，北半球高于南半球。

2. 核工业影响

由核工业向环境排放的¹⁴C主要来自核反应堆和核燃料后处理工厂。据统计^[10]，1975年全世界各种类型核反应堆总的生产能力约为600千兆瓦(电)，到2000年将超过1000千兆瓦(电)。由各种类型反应堆来的后处理核燃料，1975年约为300吨，由各式反应堆和后处理厂排放到大气中的¹⁴C如表2，从表2可见，后处理厂向大气排放¹⁴C是主要的。我们知道天然¹⁴C的年产率为 3.7×10^4 居里/年^[11]，在

表2 各型反应堆和后处理厂向大气中排放的¹⁴C

类 别	¹⁴ C排放量(居里/千兆瓦(电)年)	
	反 应 堆	后 处 理 厂
加压水冷堆	5.0	18.8
沸水堆	4.7	17.6
石墨减速堆	100	15
快中子增殖堆	0	4.8
气冷式高温堆	0	150
其 他	5	30

后处理厂所排放的¹⁴C，如不进行去污，到2000年时排放到大气中的¹⁴C将超过¹⁴C天然本底的年产率，到2075年将为天然本底的2.3倍。即使后处理厂产生的¹⁴C能够100%进行去污，单就反应堆排放的¹⁴C，在2015~2020年间，也将达到¹⁴C天然本底产率的37%。

3. 核爆炸的影响

在核武器爆炸时，由于中子与氮原子碰撞发生¹⁴N(n, p)¹⁴C核反应而产生的¹⁴C，是环境¹⁴C增加的另一重要来源。据报导^[12]每百万吨级氢弹爆炸，裂变和聚变一并计算可产生 3.2×10^{26} 个¹⁴C原子，重7.4公斤。聚变反应产生的¹⁴C是裂变反应的13倍。空爆是地爆的2倍。

自1945年至1978年，全球共进行了905次核试验^[13]，其中苏、美进行了791次占87%，

他们在大气层进行了304次。在1974年前所有核爆产生的 ^{14}C 约为6百万居里, Killough等^[14]估算为9.7 百万居 里。Carter 和 Moghiss 等^[15] 按1百万吨核爆在大气中产生 2.07×10^4 居里进行估算, 1945至1974年间每年在大气层进行核试验产生的 ^{14}C 量如表3所示。

表3 大气层核试验产生的 ^{14}C 年产量

时 间 (年)	^{14}C 产 量 (居里)
1945	1.2×10^3
1946	4.1×10^2
1947	
1948	2.2×10^3
1949	
1950	
1951	3.3×10^3
1952	2.4×10^5
1953	4.7×10^4
1954	3.1×10^5
1955	2.4×10^4
1956	3.3×10^5
1957	2.0×10^5
1958	6.0×10^5
1959	
1960	2.1×10^3
1961	1.5×10^6
1962	2.2×10^6
1963	
1964	4.1×10^2
1965	4.1×10^2
1966	1.4×10^4
1967	6.4×10^4
1968	1.2×10^5
1969	3.2×10^4
1970	1.1×10^5
1971	1.6×10^4
1972	2.7×10^3
1973	5.2×10^4
1974	1.2×10^4

由于大气中 CO_2 转入海水需要很长时间, 因此, 核爆产生的 ^{14}C 将较长期地累积在气圈中。在1963年美、苏等国签订大气层核禁试条约前, 特别是在1961和1962年所进行的大量核试验, 使大气层 ^{14}C 大量增加, 估计要恢复到

1952年前的水平, 可能需要几百年的时间。

三、 ^{14}C 对人体产生的剂量及危害

碳是机体组成的重要元素, 占机体组成的18%。 ^{14}C 是人体中重要的天然放射性元素之一, 在人体总放射性中它的放射性占第二位, 仅次于 ^{40}K 。如按 ^{14}C 的自然本底水平为每克碳15.3衰变/分计, 则参考人体内 ^{14}C 的总放射性为193000衰变/分, 约为 ^{40}K 411000衰变/分的一半。

由宇宙射线或人工生成的 ^{14}C 在大气层或臭氧层中被氧化而生成 CO_2 , 通过植物的光合作用或经生物的同化、呼吸、发酵、腐败和燃烧作用, ^{14}C 随稳定性碳一起参加碳循环。在储仓A中的 ^{14}C 可能有4.4%进入人体^[12], 其平均寿命为8070年。随食物链进入人体的 ^{14}C 对人体组织会造成一定的放射性照射剂量, 有可能引起遗传突变或致癌效应。

(一) ^{14}C 对人体组织的照射剂量

在环境中出现人工 ^{14}C 以前, 地球生物圈 ^{14}C 的比放射性为 6.13 ± 0.03 微微居里/克碳。 ^{14}C 的 β 粒子平均能量为50KeV, 按人体全身组织碳含量计算, 全身平均受到的吸收剂量为1.02毫拉德/年, 软组织为0.68毫拉德/年, 骨内膜组织为0.81毫拉德/年。

Killough^[10] 估算由人工排放到大气中的 ^{14}C 经过33年后可以减少90%, 其余部分通过放射性衰变和环境交换等过程减少, 但减少9%将近需要3000年。因而这10%的 ^{14}C 减少过程会对人群提供较大的剂量负担。

1945至1975年核试验对世界人口产生的剂量负担为 3.4×10^7 人·雷姆, 而1975至2000年由核工业和天然产生的 ^{14}C 对世界人口的剂量负担大约为 10^8 人·雷姆。1971年前核试验产生的 ^{14}C 对世界居民造成的剂量负担为: 性腺和骨髓各为12毫拉德, 骨衬细胞为15毫拉德; 累积到2000年, 性腺和骨髓的总剂量负担大约为140毫拉德, 骨衬细胞大约是170毫拉德^[17]。

Killough和Rohwer^[18] 提供了从消化道或呼吸道或总共进入(包括消化道和呼吸道所

摄入的同样碳的放射性)人体内的 ^{14}C 对各器官所致的剂量率因数(DRF)如表4。假设空气中 ^{14}C 的放射性与入食物链中碳的放射性相等,我们就可按照个体受照射环境中每克碳的居里数(SPA),使用表4的剂量率因数(DRF),按下式估算人体各器官 ^{14}C 的剂量当量率(白)

$$\dot{H} = (\text{DRF}) (\text{SPA}) \text{雷姆/年}$$

表4 参考人各种器官中 ^{14}C 放射性剂量率因数

器 官	剂 量 率 因 数 (雷 姆/年/居 里/ 克· 碳)
全 身	2.08×10^8
红 骨 髓	3.65×10^8
骨衬细胞	3.32×10^8
女性乳房	1.16×10^8
甲 状 腺	9.49×10^7
肺	9.13×10^7
性 腺	8.03×10^7

(二) ^{14}C 所致遗传突变

进入人体的 ^{14}C ,是引起遗传突变的潜在危险。这主要是由于掺入到遗传物质脱氧核糖核酸(DNA)中的 ^{14}C 衰变时通过下述两种效应起作用。

1. 齐拉-却尔曼斯效应(Szilard-Chalmers effect)

齐拉-却尔曼斯效应是当人体遗传物质DNA中的 ^{14}C 原子经 β 衰变成 ^{14}N 时,由于 β 粒子辐射和核反冲作用所引起的一种反应^[14]。因 ^{14}C β 粒子辐射时所产生的反冲能量远远大于化学键的结合能(一般化学键结合能约为2~5电子伏),由此产生的放射化学变化,可能引起遗传物质DNA的化学键产生断裂,从而诱发遗传突变。

2. 由 ^{14}C 衰变成 ^{14}N 所致化学变化效应

当人体遗传物质DNA中, ^{14}C β 衰变成 ^{14}N 的结果,在发生这种衰变的DNA部分,也会发生化学变化而导致突变。如按生物圈每克碳中天然 ^{14}C 的含量为 1.46×10^{-12} 克,假设在大气、生物和机体中碳的同位素是均匀分布的,Totter^[20]按此估测了 ^{14}C 对人所致遗传

突变效应。在人体中约有5万个基因,每个基因约含二十万个碳原子,在DNA中的碳约占37%,在DNA中所存在的几乎任一 ^{14}C 原子衰变成 ^{14}N 时都可能诱发遗传突变。估算结果表明,任何一个给定的生殖细胞在它的遗传物质发生 ^{14}C 蜕变的机率是 6×10^{-4} 。Totter按当时的世界人口数和出生率,并假定突变/蜕变的比值为1估算遗传物质中的 ^{14}C 蜕变的最大遗传危害是每年的新生儿中将发生 4.5×10^4 人有基因突变。

四、环境 ^{14}C 的监测

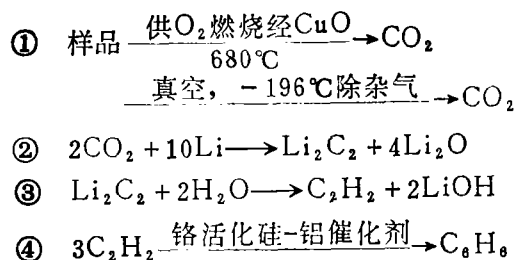
由于环境 ^{14}C 增长会对人带来危害,美、英等国自五十年代以来,一直在进行环境 ^{14}C 的监测工作^[21],在全球按不同纬度、经度布设采样点。为了避免休斯效应或局部地区污染,每个采样点都设在远离城市、工业区或交通要道的海岸线附近,除地面用碱液吸收 CO_2 采样以外,还用飞机或气球在平流层和对流层用压缩空气法采样。在高真空条件下,样品用液氮、干冰冷冻分离去除氧、氮、 CO 等杂气进行纯化,在常温下用活性碳去除氦后直接输入正比计数器进行测量。或在纯化后的 CO_2 中加入过量钌作催化剂,在 475°C 下通氢气将 CO_2 还原成甲烷,最后经过真空、低温冷冻分离纯化的甲烷,纯度可达99.6%,将它充入气体正比计数器中测量。美、英等国在南北半球不同经、纬度和高度系统地测定了大气 CO_2 中的 ^{14}C 浓度。

环境食品和人体组织样品的制备需先经过一个燃烧系统,获得的 CO_2 再经真空、冷冻分离技术去除痕量的氢、烃、卤族元素、氮和碳的氧化物,最后将脱水后的干燥 CO_2 输入正比计数器测量。为了对碳同位素的分馏效果进行校正,所有样品均用质谱仪测总碳中的 ^{13}C 含量。在大气采样的同时,还需作大气 CO_2 含量测定,以便对大气 ^{14}C 的稀释状况进行分析。

六十年代Tamers^[22]研究成功了用环境样品中的碳合成苯。由于苯是一种理想的液闪测量溶剂,它含有92.26%的碳,用环境样品

中的碳制成苯, 可使大量样品中的碳浓集在较小的测量容积中, 从而提高测量的准确度。在用液闪法测定环境样品中 ^{14}C 的初期, 大都需要先把环境样品制成碳酸盐, 而后再用镁法或钙法生成电石, 再经电石水解、纯化乙炔合成苯, 但过程繁琐, 耗费时间, 并在碳酸盐制备过程中, 由于暴露操作, 有可能使样品受到污染或者稀释。

1967年Polach²³发表了用锂法合成苯的 ^{14}C 液闪测量法。锂法合成苯的主要过程如下,



由于锂法合成苯都是在密闭系统中进行反应一次合成, 避免了镁法制备碳酸盐时长期暴露在空气中操作可能引起样品的污染或稀释, 不仅提高了苯样的纯度, 而且大大缩短了操作时间。

由于1961~1962年美、苏等国大量热核试验的结果, 在1963~1961年对不同纬度地区大气 CO_2 , 各种生物样品(谷类、土豆等), 食物(火腿、牛肉、牛奶、鸡肉、苹果、柑桔等)和人体组织(心、肝、肾、血液和头发等)中的 ^{14}C 测定水平与1952年前天然 ^{14}C 本底水平(14衰变/分·克碳)相比较, 生物样品中 ^{14}C 增长率约在20~40%²⁴。北半球对流层空气中 ^{14}C 的增长趋势如表5所示⁽²⁵⁾。

地球环境中 ^{14}C 的增长规律, 是从1952年开始核试验以后, 环境中的 ^{14}C 水平逐年增长, 直至1964年达到峰值, 使对流层大气 ^{14}C 水平高出正常本底水平一倍左右, 自1964年以后, 由于核爆当量和频度大大减少, 矿物燃料用量增加导致稀释效应增强, 以及储仓A与储仓C的不断交换致使储仓A中的 ^{14}C 水平不断降低等因素, 使生物圈中 ^{14}C 水平有所下降。但由于核能的和平利用不断发展, 各

表5 北半球对流层空气中 ^{14}C 的含量

年	超过本底水平(%)
1956	5
1957	11
1958	16
1959	24
1960	23
1961	25
1962	30
1963	65
1964	92
1965	90
1966	78
1967	65
1968	60
1969	60
1973	30△
1977	22△
1978	21△

△: 系我国监测值

种核能设施, 特别是核动力反应堆和核燃料后处理厂的废弃物向环境中的不断排放, 自然环境中 ^{14}C 的总储量还将不断增加。而且在生物圈中每个 ^{14}C 原子的平均寿命为8070年, 它对人类遗传效应的影响是长期的。所以, 当前对有关环境 ^{14}C 在大气圈、水圈和生物圈的分佈、转移、聚集和平衡状况, 及其有关卫生学的研究都是非常重要的。

参 考 文 献

1. Godwin, H: Nature 195: 894, 1962.
2. Kurie, F N D, Phys Rev 45: 904, 1934.
3. Bonner T W, et al, Phys Rev 48: 469, 1935; ibid 49: 233, 1936; ibid 49: 778, 1936.
4. Libby W F, Phys Rev 81: 64, 1951.
5. Cumming J B, Ann Rev Nucl Sci 13: 261, 1961.
6. Stuiver M, J Geophys Rev 66: 273, 1961.
7. Suess, H E, et al, Radioactive Dating and Methods of Low Level Counting, IAEA STL/PUB/152, 1967.
8. Suess H E, Conf On Nucl Processes in

- Geology Setting, William Bay (Sept, 1953)
NAS-NSF Publ 52: 1954.
9. Baxter M S, et al, Proc Roy Soc, Ser, A 318: 213~230, 1970.
 10. Power reactors in member state, IAEA, STL/PUB/423, 1975.
 11. Light E S, et al, J Geophys Res 78(16): 2741, 1973.
 12. Pauling L, Science 128(3333): 1183, 1958.
 13. Carter M W, Health Phys 36(3): 432, 1979.
 14. Killough G G, et al, ERDA Report ORNL/TM-5284, NTIS, 1976.
 15. Telegadas K, HASL-243, NTIS, 1971.
 16. Killough G G, ERDA Report ORNL-5269 NTIS, 1977.
 17. Ionizing Radiation, Levels and Effects Vol I, Level, United Nations, 95, 1972.
 18. Killough G G, et al, Health Phys 34(2): 141, 1978.
 19. Sziard and Chalmers T A, Nature 134: 462, 1934.
 20. Totter J R, et al, Science 128: 1490, 1958.
 21. Hagemann F T, et al, HASL-166 January 1, 1966.
 22. Tamers M A, et al, Geochem Cosmochem Acta 24: 266, 1961.
 23. Polach H A, Inter J Appl Rad Isotopes 18: 359, 1967.
 24. Drobinski J C, et al, Health Phys 11(5): 385, 1965.
 25. NCRP Report No, 45: 126, 1975.

近年来 $\text{CaSO}_4:\text{Dy}$ 和 $\text{CaSO}_4:\text{Tm}$ 热释光磷光体特性研究与应用

山东省医学科学研究所
军事医学科学院

苏协铭综述
史元明审

热释光剂量测量是近年来国外发展比较迅速的一种核辐射剂量测量方法,在辐射防护、放射医学等方面已广泛得到应用。在热释光材料中, $\text{CaSO}_4:\text{Dy}$ 和 $\text{CaSO}_4:\text{Tm}$ 磷光体具有灵敏度高、衰退少、稳定、可多次使用,并适于一般实验室制备等特点,但其缺点是能量响应差。自1968年Yamashita等^[1]对此报道以来,引起广泛重视。

一、制备过程

目前,磷光体的制备都采用Yamashita等^[1]介绍的方法进行。磷光体的发光峰形、灵敏度等受制备中所加入激活剂(Dy或Tm)的浓度和外来离子(杂质)等因素的影响。因此,不同文献报道的结果有所差异。Schmidt^[2]指出激活剂Dy含量在0.1~0.3克分子%范围内是灵敏度最宜浓度,但衰退少和在读数器中

退火灵敏度高的Dy含量为0.07~0.1克分子%。Prockic^[3]报道的Dy和Tm最适浓度与Schmidt的结果相似,为0.2克分子%,见图1。当Dy含量从0.239克分子%增加到1.5克分子%时,其剂量测量峰(主发光峰)就由220℃逐迁到175℃,且灵敏度逐渐下降,但低温峰

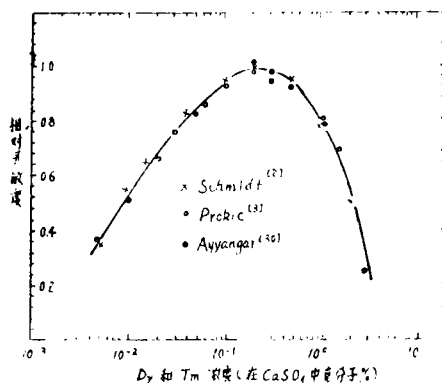


图1 以Dy和Tm含量为函数的 $\text{CaSO}_4:\text{Dy}$ ($\text{CaSO}_4:\text{Tm}$)的相对灵敏度^[3]