

有关室内²²⁰Rn 及其子体的几个问题

孙建永* 郭秋菊

(北京大学技术物理系, 100871)

摘要 本文叙述了室内空气中²²⁰Rn 及其子体的浓度水平、分布特征、影响因素和测量方面的一些问题, 并对²²⁰Rn 子体所致剂量的估算方法进行了讨论。

关键词 ²²⁰Rn ²²⁰Rn 子体 室内 测量 剂量估算

1 引言

有关室内²²²Rn 及其子体浓度水平的调查、分布特征及剂量估算等的研究已在世界诸多国家广泛开展, 但对于²²⁰Rn 及其子体的调查研究还较少。一般认为, 由于²²⁰Rn 的半衰期短(55.6 s), 不易从土壤、建材等向环境中逸出, 浓度较低, 对人体所致剂量较少, 同时还由于没有适用于大规模环境调查的测量仪器, 因此这方面的工作开展很少。近年来, 有关日本传统的木质土墙结构的房屋内高浓度²²⁰Rn 存在的报道较多。在其他一些国家, 有关室内环境中²²⁰Rn 的研究也有增加趋势。在我国, 目前有关环境中²²⁰Rn 及其子体水平的数据报道还有限, 开展这方面的研究工作, 评价²²⁰Rn 及其子体所致公众剂量有很重要的实际意义。

本文就室内环境中²²⁰Rn 及其子体的有关特性、浓度水平、影响因素和测量方面的问题进行了概述和分析。

2 室内²²⁰Rn 的基本特性

一般认为室内²²²Rn 的产生主要来自地基土壤中的逸出, 与之相比, 由于²²⁰Rn 的半衰期只有 55.6 s, 从室内地面下的土壤扩散进入到室内的量极小, 因此室内²²⁰Rn 的来源仅限于墙壁、地面等建材的表面。如果假设墙壁是室内²²⁰Rn 的唯一来源, 其室内空间分布可以用下式

表示^[1]:

$$C_d = \frac{E}{\sqrt{\lambda D}} e^{-\beta d} \quad (1)$$

式中, $\beta = \sqrt{\lambda/D}$; C_d 为距离墙壁 d (m) 处的²²⁰Rn 浓度, Bq/m^3 ; E 为墙壁表面²²⁰Rn 的析出率, $Bq \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$; λ 为²²⁰Rn 的衰变常数, $0.01246 s^{-1}$; D 为室内²²⁰Rn 有效扩散系数, $m^2 \cdot s^{-1}$ 。

在室内空气完全静止的状态下, 式中扩散系数 D 可以认为等于分子扩散系数, 约为 $0.05 cm^2 \cdot s^{-1}$, 室内空气运动剧烈时约为 $10 cm^2 \cdot s^{-1}$ 以上。在假设墙面析出率 E 为 $1000 Bq \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$, 扩散系数 D 分别为 0.05 和 $10 cm^2 \cdot s^{-1}$ 时, 室内²²⁰Rn 浓度与距墙壁距离的关系的计算结果如图 1 所示。由图 1 可以看出, ²²⁰Rn 浓度随距墙壁距离的增加呈指数减小, 在距墙约 1.5 m 处浓度已很低, 很难检测出来。由于²²⁰Rn 浓度的室内分布变化幅度很大, 测量位置将成为重要的影响因素。

从图 1 还可以看出, 室内空气稳定程度也是影响²²⁰Rn 浓度空间分布的重要因素。可以推测, 通过搅拌等方法使室内空气运动速度提高, 不稳定程度增加时, 由于扩散系数的增加, ²²⁰Rn 浓度随距墙壁距离的变化将会减慢, 室内整体²²⁰Rn 浓度将会出现增高趋势。

* 第一作者简介: 孙建永, 男, 1964 年 11 月出生, 1986 年毕业于北京大学技术物理系, 高级工程师。

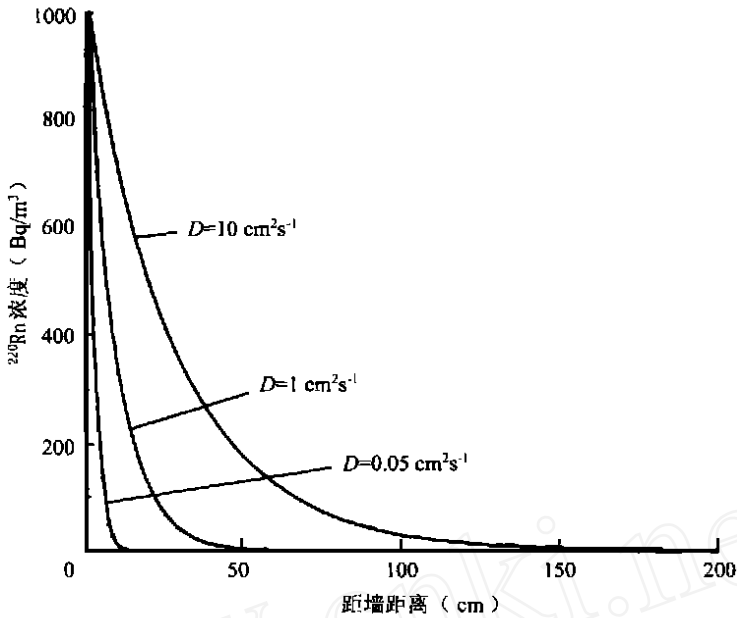


图 1 ²²⁰Rn 浓度空间分布理论计算图

Fig. 1 Spatial distributions of thoron concentration derived from a calculation

建材中钍含量的高低是决定室内环境中²²⁰Rn浓度的基本因素,但是与之相比更为直接、重要的因素是²²⁰Rn的析出率。建材表面的多孔性及粒度大小(表面积大小)是决定析出率大小的主要因素。日本的木质土墙结构的房屋内高浓度²²⁰Rn存在的原因一般认为是由于土墙表面的粒度较大,析出率高所致。

与²²²Rn相比,²²⁰Rn的半衰期短,其浓度的高低更容易受建材,特别是建材表面性质的影响,这也是²²⁰Rn有别于²²²Rn的重要特性之一。此外建材的含水率以及气压也对析出率有影响。有调查结果表明室内²²⁰Rn浓度也有与室内²²²Rn浓度相同的夏低冬高的季节变化^[2,3],岗本等^[2]的研究表明,此现象可以认为是由土墙中的含水率的变化而引起的。众所周知,室内²²²Rn浓度的季节变化的主要影响因素是室内换气率的改变,但²²⁰Rn的衰变常数为 44.9 h^{-1} ,较一般状况下的室内换气率(1 h^{-1})大得多,因此可以认为室内换气率对²²⁰Rn浓度的影响不大。

3 室内²²⁰Rn的测量与浓度水平

近年来,室内²²⁰Rn测量较为常用的方法是被动式的杯型探测器。杯型探测器^[3,4]多使用固体径迹法(SSDT)进行测量,如CR-39。通过杯内外气体交换率不同的两种测量杯分别对²²²Rn和²²⁰Rn进行甄别累积测定。但目前此方法尚易受杯内外气体交换率,特别是测量空间内气体稳定度的影响,同时探测下限也比较高。除此之外,探测器的刻度也有一定难度,不确定因素较多。为保持刻度容器内²²⁰Rn的浓度均匀且恒定,需要对容器内的空气进行搅拌,但这又要影响到杯型探测器内外气体交换率,有可能得到与在一般环境中不同的数据,因此刻度系数的理论计算值有可能比实验值更可靠一些。

常用的主动式测量采用电离室、闪烁室和双滤膜法等,既有瞬时采样(grab sampling)也可以连续测量。但动力采样有可能破坏原环境中²²⁰Rn的浓度分布,很难对某一环境进行准确测量(如双滤膜法),又有造价高,测量结果对环境水平的代表性差等局限,故不适宜用于一定规模的环境水平调查。

在室内²²⁰Rn浓度测量方面,除了测量仪器

本身尚有不少问题有待解决之外, 还与测量点距墙壁的距离有关, 因此在比较测量结果时, 必须谨慎。

表 1 列出了一些国外有关室内²²⁰Rn 浓度调查的结果。室内²²⁰Rn 浓度调查的报道较少, Schery 1985 年的测量可以说是早期比较有代表性的工作。之后, 在日本传统建筑木质土墙

房屋内, 高²²⁰Rn 浓度存在以及高²²⁰Rn 浓度对室内²²²Rn 探测器影响等的研究相继发表。从表 1 中可以看出, UN SCEAR 1993 年报告中报道的室内²²⁰Rn 浓度世界平均值为 3 Bq/m^3 , 与之相比, 在日本木质土墙的房屋内, ²²⁰Rn 浓度约为世界平均值的数十倍。

表 1 室内²²⁰Rn 浓度综述一览表

Tab 1 Survey results of Thoron concentration

国家	样品数	测量方法	²²⁰ Rn 浓度(Bq/m ³)	Tn/Rn	参考文献
美国	25 房间	双滤膜法	0~ 30	0.23 ± 0.37	[5]
前西德	5 地下室		7.6		[6]
	1 车库		0.7		
日本广岛	21 土墙房屋 (距墙 20 cm)	被动累积 测量杯	84.7 ± 15.6	3.3	[4]
日本 中部地区	12 土墙房屋		159.7 ± 12.4	8.3	[3]
	8 钢筋水泥	被动累积	41.9 ± 3.3	1.7	
	7 其他建材 (距墙 20 cm)	测量杯	22.9 ± 3.0	1.3	
世界均值			3(2~ 20)		[7, 8]

4 室内²²⁰Rn 子体的基本特性

室内²²⁰Rn 子体的浓度首先取决于²²⁰Rn 析出率的高低, 其次还与室内气溶胶浓度密切相关。室内气溶胶浓度越高, 子体的沉积率越低, 室内子体浓度会因此升高。另外, 与²²⁰Rn 不同, ²²⁰Rn 子体 ThB 的衰变常数(约 0.065 h^{-1}) 小于通常室内的换气率, 故室内²²⁰Rn 子体浓度易受换气率的影响, 会因通风换气而被稀释。另一方面, 由于子体的半衰期较长, 室外的子体浓度亦有可能高于室内, 此时换气则会使得室内浓度增高。

在上文中提到过, 室内²²⁰Rn 浓度会因搅拌引起的室内运动速度加快而使其与距墙壁距离的递减关系减慢, 造成室内整体浓度增高, 与之相比, ²²⁰Rn 子体的浓度变化却不明显^[9], 虽然 Bigu 等^[10]指出过, 空气搅拌会引起²²⁰Rn 子体向室内各表面的沉积加快, 从而使得子体浓度大大减小, 但米原等^[9]的研究表明, 空气运动速度的加快可以使得²²⁰Rn 的析出率提高, 此部分

可以与由于沉积的加快而导致的子体浓度的减少相抵消。

由于²²⁰Rn 子体半衰期较长, 在室内分布上与²²⁰Rn 不同, 子体浓度与距发生源的距离无关, 在室内呈均匀分布^[3, 11]。

5 室内²²⁰Rn 子体的测量与浓度水平

室内²²⁰Rn 子体测量一般都使用滤膜采集的主动式方法, 其中也有适用于环境调查, 造价低廉、小型轻便的累积探测器^[11, 12], 但目前仍处于实验开发阶段。

表 2 列出了部分室内²²⁰Rn 子体浓度测量的结果。从表 2 可以看出, 世界室内²²⁰Rn 子体浓度的范围为 $0.0037 \sim 3.52 \text{ Bq/m}^3$, UN SCEAR 1993 年报告中给出的平均值为 0.3 Bq/m^3 。日本的数据基本上在这一范围内, 但初步调查表明木质土墙的房屋内上限值达 4 Bq/m^3 的房屋较多。

表 2 室内²²⁰Rn 子体浓度测量结果综述一览表
Tab 2 Results of surveys of indoor thoron progeny

国家或地区	样品数	平衡当量 ²²⁰ Rn 浓度 (EET) (Bq/m ³)		EET/EER	参考文献
		平均值 ± 标准差	范 围		
德国		0.89(ThC)	0.0037~ 2.3	0.053	[13]
奥地利	729 房屋	1(ThC)			[14]
挪威	22 房屋	0.7	0.1~ 1.1	0.04	[15]
加拿大	95 房屋	1.5		0.02	[16]
美国	68 房屋	0.28 ± 0.04		0.05	[5]
香港	10 房屋	0.77 ± 0.33		0.04	[17]
英国	390 房屋	0.6			[18]
美国	70 房屋	0.15 ± 0.11			[19]
日本	23 房屋	0.27 ± 0.24(水泥)		0.007	[20]
		3.52 ± 2.48(土墙)		0.037	
		1.72 ± 0.12(新建材)		0.028	
世界均值		0.7		0.2~ 1.2	[21]
		0.5			[8]
		0.5		0.47~ 0.7	[22]
		0.3		0.04~ 2	[7]

6 剂量估算和评价

根据 ICRP 50 号出版物和 UNSCEAR 2000 年报告, 可以对比出²²²Rn、²²⁰Rn 及其子体对剂量贡献的不同。²²²Rn 浓度-剂量换算系数是其子体(子体的平衡当量氡浓度)的六分之一, 因此在一般环境中可以忽略²²²Rn 对肺剂量的贡献。另外,²²²Rn 子体的半衰期比较短, 不能转移至其他器官, 因此可以认为其剂量全部贡献于肺、气管和支气管。而对于²²⁰Rn, 首先与²²²Rn 不同的是,²²⁰Rn 浓度-剂量换算系数与其子体的相比非常小, 在室内环境中仅是子体的三千分之三^[7], 故在一般环境中对剂量进行评价时可以不考虑²²⁰Rn 本身的贡献。另外,²²⁰Rn 子体的半衰期相对较长, 可以转移至呼吸器官以外的脏器或组织, 如肾脏、肝脏和骨髓等, 对这些器官产生一定的照射。

在评价²²²Rn 子体所致剂量时, 常常通过²²²Rn 浓度与有关国际组织(ICRP 或 UNSCEAR)推荐的平衡因子值的乘积求出平衡当量²²²Rn 浓度, 进而粗略地估算出²²²Rn 子体所致的剂量。但是, 这种方法不适宜用来评

价²²⁰Rn 子体所致剂量, 因为如上所述, 室内²²⁰Rn 浓度与其子体浓度的分布形式是完全不同的, 故平衡因子也将不是一定值, 而是象²²⁰Rn 浓度一样随室内位置的不同而变化的。通过上述浓度-剂量换算系数的比较可以看出,²²⁰Rn 及其子体所致剂量主要来自于²²⁰Rn 子体的贡献, 因此,²²⁰Rn 子体暴露量(α 潜能浓度或平衡当量浓度)的直接测量至关重要, 是剂量评价的必经之路。

在 UNSCEAR 报告书中, 由于²²⁰Rn 的数据很少, 因此采用了²²⁰Rn 子体与²²²Rn 子体的浓度之比的平均值与²²²Rn 子体的平均浓度的乘积来推算世界平均²²⁰Rn 子体浓度的方法。表 2 列出了²²²Rn 和²²⁰Rn 的平衡当量浓度之比(EET/EER)的测量结果, 数值范围在 0.007~ 2。UNSCEAR 1982 年报告中取 0.05 为其世界平均值。将此平衡当量浓度的比值用 α 潜能之比来表示, 约为 0.35。表 3 是 UNSCEAR 1988 年报告中汇集的同时测量²²²Rn 子体和²²⁰Rn 子体时得到的 α 潜能之比的结果, 从此结果中得出其世界平均值约为 0.5。再考虑剂量转换系

数, 则²²⁰Rn 子体的剂量贡献约为²²²Rn 子体的 17%。如用 UNSCEAR 1993 年报告中的数据来计算, 此数值还要低一些。

表 3 室内²²⁰Rn-²²²Rn 子体的 α 潜能比值
(UNSCEAR 1998 年报告)

Tab. 3 Potential alpha energy ratio of thoron and radon decay products in dwellings
(UNSCEAR 1988 Report)

国 家	样品数	α 潜能比值(Tn/Rn)	
		平均值 (均值或中位值)	范 围
奥地利	12	0.71	0.2~2.7
加拿大	95	0.3	
匈牙利	22	0.48	0.1~1
德国 前西德	27	0.62	0.1~2.5
前东德	95	0.8	0~1.9
	150	0.51	
挪威	22	0.48	0.1~0.7
英国	8	0.14	0.1~1.5
美国	68	0.62	

近年来, 在评价²²²Rn 的健康影响方面, 与通过剂量估算来进行效应评价的方法相比, 似乎使用流行病学调查所得的危险系数来推算肺癌危险大小的推算方法更受到重视。但是到目前为止没有进行过关于²²⁰Rn 的流行病学调查, 因此也就得不到吸入²²⁰Rn 及其子体所致的危险度。ICRP 50 号出版物对在一般环境中由于²²²Rn、²²⁰Rn 子体的吸入所导致的肺癌增加进行了推算。有关²²⁰Rn 的健康评价, 使用了²²²Rn、²²⁰Rn 的浓度-剂量换算系数之比, 并假设²²²Rn 的危险度也适用于²²⁰Rn。由此推算, ²²²Rn、²²⁰Rn 的平衡当量浓度分别为 15 Bq/m³ 和 0.5 Bq/m³ 时, 所导致的肺癌增加则分别为每 100 万人年中 32 人和 3.6 人。

参考文献

- 1 Katase A, Matsumoto Y, Sakae T, et al Indoor Concentrations of ²²⁰Rn and its Decay Products Health Phys, 1988 54(3): 283
- 2 岗本胜己, 饭田孝夫, 郭秋菊 室内²²⁰Rn 浓度的被

动法测量 日本保健物理学会第 29 回研究发表会要旨集, 1994

- 3 Guo Q, Iida T, Okamoto K, et al Measurements of Thoron Concentration by Passive Cup Method and its Application to Dose Assessment J. Nucl Sci Technol, 1995 32(8): 794
- 4 Doi M, Fujimoto K, Kobayashi S, et al Spatial Distribution of Thoron and Radon Concentrations in the Indoor Air of A Traditional Japanese Wooden House Health Phys, 1994 66(1): 43
- 5 Schery S D. Measurements of Airborne ²¹²Pb and ²²⁰Rn at Varied Indoor Locations Within the United States Health Phys, 1985 49(6): 1061
- 6 Reineking A, Butterweck G, Kesten J, et al Thoron Gas Concentration and Aerosol Characteristics of Thoron Decay Products Radiat Prot Dosim., 1992 45: 353
- 7 UNSCEAR. 电离辐射源与效应 UNSCEAR 1993 年报告, 1993
- 8 ICRP. 室内氡子体暴露的肺癌危险度 ICRP 第 50 号出版物, 1986
- 9 米原英典, 马吉增, 青山乔, 等 木质土墙房屋内²²⁰Rn 的分布及其子体的动态 日本保健物理学会第 30 回研究发表会要旨集, 1995
- 10 Bigu J. Effect of Selected Variables on Airborne ²²⁰Rn Progeny Concentration Health Phys, 1988 54(1): 93
- 11 Yamasaki T, Iida T. Measurements of Thoron Progeny Concentration Using Potential Alpha-Energy Monitor in Japan Health Phys, 1995 68: 840
- 12 Zhuo W, Iida T, Hashiguchi Y. Integrating Measurements of Indoor Thoron and Its Progeny Concentrations 10th International Congress of The International Radiation Protection Association Proceedings May 14 ~ 19, 2000 Hiroshima, Japan
- 13 Steinhausler F. Long Term Measurements of ²²²Rn, ²²⁰Rn, ²¹⁴Pb and ²¹²Pb Concentrations in the Air of Private and Public Buildings and their Dependence on Meteorological Parameters Health Phys, 1975 29: 705
- 14 Steinhausler F, Hofmann W, Pohl E, et al Local and Temporal Distribution Pattern of Radon and Daughters in an Urban Environment and Determination of Organ Dose Frequency Distribu-

- tions with Demoscopical Methods Proc. Symop. On Natural Radiation Environment III Houston, U SA. 1980
- 15 Stranden E. Thoron and Radon Daughters in Different Atmospheres Health Phys , 1980 38: 777
- 16 Gunning C, Scott A. Radon and Thoron Daughters in Housing Health Phys , 1982 42(2): 527
- 17 Tso M, Li C. Indoor and Outdoor ^{222}Rn and ^{220}Rn Daughters in Hong Kong Health Phys , 1987 53(2): 175
- 18 NRPB. NRPB Report 190, 1988
- 19 Dudley C S, Hawthorne A R, Wallace R G, et al Radon-222, ^{222}Rn Progeny, and ^{220}Rn Progeny Levels in 70 Houses Health Phys , 1990 58(3): 297
- 20 Guo Q, Shimo M, Ikebe M, et al The Study of Thoron and Radon Progeny Concentrations in Dwellings in Japan Radiat Prot Dosim. , 1992 45: 357
- 21 UNSCEAR. 电离辐射源与生物效应 UN-SCEAR 1982 年报告, 1982
- 22 UNSCEAR. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation UN-SCEAR 1988 Report, 1988
(编辑部收稿日期 2000 年 3 月 1 日)

THORON AND ITS PROGENY IN DWELLINGS

Sun Jianyong Guo Qiuju

(Department of Technical Physics, Peking University, 100871)

Abstract Analysis and studies on levels, measurements and characteristics of thoron and its progeny in dwellings are summarized in this paper. Dose estimation of the exposure from thoron progeny is also studied

(Key Words: Thoron, Thoron Progeny, Dwelling Measurement, Dose Estimation)