文章编号: 1001-0580(2008)04-0460-02 中图分类号: R 145 文献标志码: A 【论 著】

室内外^{222}Rn 浓度及居民所受子体照射剂量测定*

张林[1], 杜琳[1], 张静波[1], 尚兵[2]

摘 要: 目的 检测广州市室内外空气中^{222}Rn 浓度水平及其子体所致公众有效照射剂量。方法 于 2003 年 7 月~ 2004 年 6 月, 采用 CR- 39α 固体径迹探测器测量广州市 201 间建筑物室内^{222}Rn 累积浓度, 计算所致居民年有效剂量当量。结果 室内^{222}Rn 浓度范围为 15. 7~ 157. 9 Bq/ m^3, 平均值为(47. 3±23. 4) Bq/ m^3, 室外^{222}Rn 浓度平均值为(20. 5±8. 7) Bq/ m^3。室内外^{222}Rn 子体所致居民人均年有效剂量当量为 1. 322 mSv/ a, 所致广州市居民集体年有效剂量当量为 11 650 man• Sv/ a。结论 广州市室内^{222}Rn 浓度属正常天然本底水平。

关键词: 空气; ^{222}Rn; 有效剂量

Evaluation of radiation level and dose of ^{222}Rn among exposed population

ZHANG Lin, DU Lin, ZHANG Jing-bo, et al.
Guangzhou Center for Disease Control and Prevention (Guangzhou 510080, China)

Abstract: Objective To realize the concentrations of ^{222}Rn and effective dose to population in Guangzhou. **Methods** ^{222}Rn concentrations were obtained by using Rn- Tn solid state nuclear track detectors developed by The National Institute for Radiological Protection and Nuclear Safety, Chinese Centre for Disease Control. The annual effective dose from the decay of ^{222}Rn was calculated. **Results** The average indoor concentration of ^{222}Rn is (47. 3±23. 4) Bq/ m^3, The average outdoor concentration of ^{222}Rn was (20. 5±8. 7) Bq/ m^3. The total annual effective dose from the decay of ^{222}Rn was 1. 322 mSv/ a. **Conclusion** The concentrations of ^{222}Rn in Guangzhou is at natural background level.

Key words: air; ^{222}Rn; effective dose

^{222}Rn 是由镭的核素^{226}Ra 衰变而产生, 广泛存在于自然界, 是人们所受天然辐射来源之一。室内^{222}Rn 及其子体被认为是空气最危险的污染物。研究表明, ^{222}Rn 子体可以诱发肺癌[1], 联合国原子能辐射效应科学委员会(UNSCEAR) 1982 年提出[2], 人类生活的环境中(室内) 吸入^{222}Rn 及其子体所受内照射剂量约占全部天然辐射所致有效剂量当量的一半。近年来发现^{222}Rn 及其子体还能诱发白血病、胃癌、皮肤癌等。为了解广州市室内外空气中^{222}Rn 浓度水平, 于 2003 年 7 月~ 2004 年 6 月选择了 201 间不同类型的建筑物, 对其室内^{222}Rn浓度进行为期 1 年的测量。

1 材料与方法

1. 1 探测材料 ^{222}Rn、220Rn 检测采用中国疾病预防控制中心辐射防护与核安全医学所生产的 Rn- Tn 探测杯, 探测材料为英国 Radtrack CR- 39α 固体径迹片。使用前经南华大学国家标准氡实验室刻度。

1. 2 测量方法 选择建设年代、建筑类型、建筑材料、墙面处理性质不同的 201 间建筑物, 根据广州市气候特点, 分别于 2~ 4、5~ 6、7~ 10、11- 1 月进行累积测量, 放置时间为 3 个月左右。房间面积< 50 m^2 设 1 个采样点, 50~ 100 m^2 设 3 个采样点, 100 m^2 以上设 5 个采样点, 在对角线或梅花式均匀分布。在测量现场将 CR- 39α 固体径迹片用透明胶布固定在探测杯底部, 室内放置于居室 1. 2~ 1. 5 m 高的家具顶部, 离墙 10 cm 以上, 室外放置于楼顶最高处, 采样点避开通风口和电磁干扰。收样时立刻将径迹片放于铝箔袋中密封保存, 带回实验室蚀刻和测量。

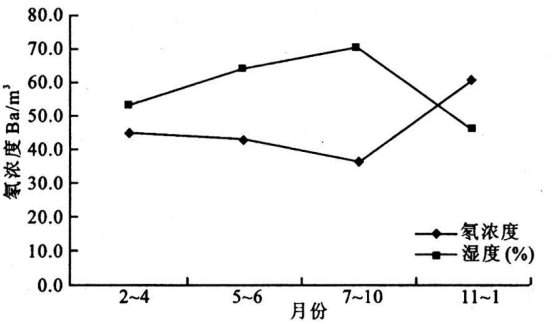
1. 3 检测方法 采用《环境空气中氡的标准测量方法》(GB/ T 14582- 1993) 中的径迹蚀刻法。

1. 4 统计分析 采用 SPSS 11. 0 统计软件进行处理。

2 结 果

2. 1 各区氡浓度 室内^{222}Rn 浓度范围为 15. 7~ 157. 9 Bq/ m^3, 平均值为(47. 3±23. 4) Bq/ m^3, 室外^{222}Rn 浓度平均值为(20. 5±8. 7) Bq/ m^3。室内^{222}Rn 浓度以东山区最高, 黄埔区最低。经最小显著差法(LSD) 多重检验, 东山区与越秀、番禺区之间, 白云区与番禺区之间室内^{222}Rn 浓度比较差异有统计学意义(P< 0. 05), 其余各区之间差异无统计学意义。全市室内^{222}Rn 浓度平均值与文献[3]报道的山西省室内^{222}Rn 浓度相近。

2. 2 不同季节室内^{222}Rn 浓度的变化情况(图 1)



注: 空气湿度来自广东省气象台同期《广州地面气象记录月简表》的平均值。

图 1 不同季节室内^{222}Rn 浓度的变化情况

结果显示, 室内^{222}Rn 浓度以 11~ 1 月最高, 7~ 10 月最低。随着空气湿度的增加, ^{222}Rn 浓度有降低的趋势, 主要原因是建筑材料和周围土壤的含水量随着空气湿度的增加而增加, 土壤与空气温差加大, 阻止了^{222}Rn 的析出, 从而减少室内^{222}Rn 的来源, ^{222}Rn 浓度随之降低。

2. 3 墙面处理性质对室内^{222}Rn 浓度的影响 墙体材料同为含废渣砖, 但墙面处理方法不同, 室内^{222}Rn 浓度也不同。墙面只抹灰的建筑物室内^{222}Rn 浓度最高, 为(110. 7±50. 5) Bq/ m^3; 抹灰后刷乳胶漆的建筑物室内^{222}Rn 浓度最低, 为(65. 1±41. 9) Bq/ m^3; 抹灰后喷涂的建筑物室内^{222}Rn 浓度为

* 基金项目: 广东省科技厅科技计划项目基金(C31404)
作者单位: 1. 广东省广州市疾病预防控制中心工程与放射卫生科, 510080; 2. 中国疾病预防控制中心辐射防护与核安全医学所
作者简介: 张林(1966-), 男, 重庆人, 副主任技师, 本科, 主要从事放射卫生防护工作。

(94.2±5.4) Bq/m^3。抹灰后刷乳胶漆、抹灰后喷涂分别与只抹灰墙面之间室内^{222}Rn 浓度差异有统计学意义($P<0.05$),抹灰后刷乳胶漆室内^{222}Rn 浓度略低于抹灰后喷涂室内^{222}Rn 浓度,但其之间差异无统计学意义($P>0.05$),表明墙面刷乳胶漆和喷涂均能有效地阻止墙体材料的^{222}Rn 的析出,从而降低室内空气中^{222}Rn 浓度。

2.4　墙体材料对室内^{222}Rn 浓度的影响(表 1)

表 1　不同墙体材料对室内^{222}Rn 浓度($\bar{x}\pm s$)

墙体类型	废渣情况	样品数	氡浓度(Bq/m^3)
高压蒸汽混凝土	含废渣	6	85.9±24.9
煤灰砖	含废渣	9	78.0±55.4
红砖	不含废渣	128	40.6±16.0
空心砖	不含废渣	34	48.1±20.7
灰沙砖	不含废渣	10	51.9±21.4
混凝土	不含废渣	16	64.8±14.9
含废渣均值		15	81.2±44.6
不含废渣均值		172	42.8±17.6

不同墙体材料的建筑物比较,^{222}Rn 浓度以红砖结构最低,为 40.6Bq/m^3;高压蒸汽混凝土结构最高,为 85.9 Bq/m^3。变化规律与墙体材料放射性水平变化规律一致。废渣砖结构室内^{222}Rn 浓度明显高于红砖结构室内^{222}Rn 浓度($P<0.01$),主要原因是广州市废渣砖^{226}Ra 含量(79.0 Bq/kg)明显高于红砖^{226}Ra 含量(53.9 Bq/kg)[4]。

2.5　地板材料对室内^{222}Rn 浓度的影响(表 2)

表 2　不同地板材料建筑物室内^{222}Rn 浓度($\bar{x}\pm s$)

地板类型	样品数	氡浓度(Bq/m^3)
复合木地板	2	29.5 ±6.8
彩釉砖	4	30.0±5.7
水磨石	5	36.8±14.3
耐磨砖	15	37.1±19.4
抛光砖	75	40.1±15.0
实木地板	7	41.4±14.2
大理石	2	42.3±7.4
防潮砖	2	46.0±22.3
花岗岩	14	49.5±17.1
水泥	2	58.3±33.7
均值	187	45.8±23.3

墙体材料同为红砖,地板材料分别为瓷砖和花岗岩板材的建筑物比较,花岗岩板材建筑物室内^{222}Rn 浓度(49.5 Bq/m^3)高于瓷砖建筑物室内^{222}Rn 浓度(40.1Bq/m^3),主要原因是广州市花岗岩板材^{226}Ra 含量(78.0Bq/kg)[5]明显高于瓷砖^{226}Ra 含量(51.5 Bq/kg)[4]。而水泥地板的房屋室内氡浓度最高,原因可能是表面未经处理,缝隙导致混凝土中的氡更易析出。

2.6　楼层及建筑年代的对室内^{222}Rn 浓度的影响　地下建筑物室内^{222}Rn 浓度(64.8Bq/m^3)明显高于地上建筑物室内^{222}Rn浓度(46.1Bq/m^3),主要原因是地下建筑物室内四周均为建筑材料,加上通风量比地上建筑物小所致。20 世纪 90 年代后的建筑物室内^{222}Rn 浓度(51.4 Bq/m^3)明显高于 80 年代以前的建筑物室内^{222}Rn 浓度(23.7 Bq/m^3),主要原因是从 90 年代开始限制传统红砖的利用,而大规模使用放射性水平较高的新型建材红砖所致。

2.7　剂量估算　根据联合国原子辐射效应科学委员会 2000[6]报告给出的吸入^{222}Rn 子体的有效剂量当量转换因子 9 nSv/(Bq·h·m^3),取平衡因子 $F=0.4$,每人每年室内停留时间 7 008h,计算居民吸入^{222}Rn 子体产生的年有效剂量当量。全市室内^{222}Rn 子体所致公众年有效剂量当量为 1.193 mSv/a,略高于世界典型值(1.0 mSv/a)[6]。室外^{222}Rn 子体所致居民年有效剂量当量为 0.129 mSv/a。室内外^{222}Rn 子体所致居民人均年有效剂量当量为 1.322 mSv/a,按广州市户籍人口 881.3 万计算,所致居民集体年有效剂量当量为 11 650 (man·Sv/a)。

3　讨　论

广州市室内空气^{222}Rn 浓度及其子体所致公众有效剂量属正常天然本底水平,但^{222}Rn浓度仍较高。室内空气中^{222}Rn 主要来源于建筑材料,建议加强对建筑材料生产、销售、使用环节的管理,杜绝超标建材在住房和公共生活用房中使用。在设计过程中,尽量选用^{226}Ra 含量低且氡不易析出的建材,特别注意花岗岩、废渣等^{226}Ra 含量较高的建材。在施工过程中,应防止墙壁出现裂隙和开口,经测试氡仍高时,可进一步密封其它细微空隙,采取密封地面和墙壁表面等其它有效方法。在使用过程中,应遵循辐射防护最优化原则,考虑到社会及经济效益后,通过增加通风、织物过滤、静电负离子等措施把氡及其子体浓度控制在尽可能低的水平。

参考文献

〔1〕 国际放射防护委员会第 50 号出版物. 室内氡子体照射产生的肺癌危险[M]. 北京: 原子能出版社, 1992.
〔2〕 The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionizing radiation[M]. New York: United Nations, 1982.
〔3〕 马效东, 原福胜, 白剑英, 等. 装修后办公室空气污染物浓度变化分析[J]. 中国公共卫生, 2007, 23(4): 405.
〔4〕 张林, 胡灿云, 梁婷婷. 广州市建筑材料放射性核素含量及所致人体外照射剂量估算[J]. 中华放射医学与防护杂志, 1999(19) 5: 351-352.
〔5〕 张林, 谭汉云. 广州市建筑石材天然放射性水平调查[J]. 中国公共卫生, 2006, 22(增刊): 25.
〔6〕 The United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Sources and effects of ionizing radiation[M]. New York: United Nations, 2000: ANNEX B: 107.

收稿日期: 2007-07-22　　(宋艳萍编辑　郭长胜校对)