

氡及其子体水平调查研究评述

辽宁省劳动卫生研究所 孟文斌综述

中国医学科学院放射医学研究所 刘国藩审

提要: 氡及其子体水平的调查研究表明: 铀矿山的氡子体累积照射水平已经下降到 $1.3\text{WLM}\cdot\text{年}^{-1}$, 而一般居民中却约有2%超过 $1\text{WLM}\cdot\text{a}^{-1}$ 。节能而减少通风会增加室内氡水平, 一些建筑材料的应用也会使氡水平增加。尤其在岩洞和地下建筑物及非铀矿山都可能 有较高水平的氡。控制氡子体的原则和技术研究已受到重视。

虽然已提出一些理论模型可粗略地预示井下或室内空气中的氡及其子体水平, 但因影响氡及其子体浓度的因素变化很复杂, 很难由某一因素的变化情况来预示氡及其子体水平的高低。为了获得更真实的资料, 以便合理地估价其危害, 近几十年来, 进行了许多有关氡及其子体水平的调查研究。本文着重评述国内外氡及其子体水平调查研究的结果。

一、井下氡及其子体水平

1924年, 在寻找施内贝格 (Schneberg) 等铀矿矿工死于“矿山病”病因的同时, 发现了镭的衰变产物氡。对施内贝格矿井中的氡进行了测量, 其浓度在 $6.85\sim 296.00\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$, 平均为 $142.50\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$, 比空气中氡浓度高3~4个数量级, 最高可达到 $2000.00\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ 〔1〕。

1950年, 澳大利亚已有四个铀矿投产〔2〕, 其空气中氡浓度如表1所示。

表1 澳大利亚铀矿氡浓度

矿山	氡浓度 ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$)	备注
鲁姆丛林	21.9~136.9	露天开采区
	$1.1211\cdot 10^6$	勘探不通风平巷
南阿利兰特区	$3.7\cdot 10^5$	地下采矿区
	$(1.85\sim 3.70)\cdot 10^3$	平巷
	$(3.70\sim 5.55)\cdot 10^4$	盲端
镭山	$(0.20\sim 9.25)\cdot 10^3$	通风的作业面
马里凯恩林	$7.4\cdot 10^3$	无通风平巷

50年代后, 美国、苏联、加拿大和法国的铀矿开采发展很快, 鉴于中欧施内贝格等矿山出现肺癌的历史教训, 1949年美国对科罗拉多、犹他、新墨西哥州等地的铀矿进行了调查, 到1968年已对大约2500个矿井测试了4.3万个数据。在科罗拉多, 由于当时没有安装机械通风设备, 井下氡浓度高达 $91.00\sim 181.00\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ 〔1〕。

直到50年代和70年代初, 井下铀矿工受到高浓度氡及其子体照射仍是极为突出的辐射防护问题, 这在UNSCEAR1972年报告中已注意到。之后, 井下工作条件有了显著的改善, 据UNSCEAR1977年〔3〕报道, 南斯拉夫一矿井氡浓度在 $3.33\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ (坑道中) 到 $29.6\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ (通风不良的回采工作面) 内变化。法国矿井中氡的平均浓度为 $4.80\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ 。南非金-铀矿中, 氡子体浓度超过1WL, 美国矿井下氡子体照射量年平均值为1.4WLM。由于通风系统的改善, 法国矿井中氡子体平均浓度从1971~1973年的0.18WL下降到1975年的0.11WL, 受到高达0.3WL照射的工作人员的比例从22%下降到5%。

我国铀矿山的氡子体水平一般在0.22~1.44WL范围内, 多数超过我国规定的标准。湖南对铀矿和非铀矿的调查表明, 一般铀矿井下氡子体浓度为0.2~3.0WL, 平均为0.7WL; 而非铀金属矿为0.01~6.0WL, 平均为1.2WL〔4〕。近年来随着通风降氡技

术的发展和完善及监测与防护管理工作的加强,铀矿井下的工作条件已得到改善。

许多非铀矿中氡的浓度也相当高,某些矿工可受到大于 $4\text{WLM}\cdot\text{a}^{-1}$ 的照射量^[3]。据UNSCEAR1982年报道^[5],非铀矿内氡子体浓度为 $0.01\sim 4\text{WL}$,其年暴露量为 $0.12\sim 4.8\text{WLM}$ 。而挪威生产磁铁矿和硫化铜的矿井氡子体浓度较低,为 $0.07\sim 0.4\text{mWL}$ ^[6]。印度金矿及锰矿氡子体浓度也较低,一般在几 mWL 到最大 15mWL ,铅、锌矿及铜矿的变化范围为 $20\sim 70\text{mWL}$ ^[7]。

我国云南锡矿井下氡浓度以老厂矿最高,平均为 $28.80\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$,根据骨内长寿命子体含量,估算矿工累积暴露量为 $161\sim 840\text{WLM}$ ^[8]。我国金属矿山井下氡子体问题比氡更突出。某铜矿二十年的监测结果表明井下氡及其子体水平较高,并被确定为放射性矿山。广西锡矿、钨矿、铅、锌矿等非铀矿井下氡子体浓度为 $3.7\sim 370\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$,以含钽铈的钨锡矿为最高,达 $13.00\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ 。某煤矿氡子体水平为 $0.001\sim 0.012\text{WL}$,低于波兰和美国煤矿的水平。

铀矿井下氡的来源主要是以铀矿体的暴露表面、井下堆存的铀矿石及地下水中氡的析出为主。而非铀矿山一般没有工业铀矿体,或只有少量富集的零星矿体,大多数是在围岩和矿石内普遍地含有极少量的铀和镭。虽然其矿岩表面氡析出率低,但其暴露面积很大。井下堆存的矿岩和地下水也可成为非铀矿井的氡源。此外,氡从采空区或废弃巷道中逸散出都可成为铀矿山和非铀矿山的氡源。

控制和影响氡析出的因素很多,主要有矿物学、粒度、孔隙度和渗透性、铀的分布、风化作用和围岩类型等。

由于铀矿防护标准的降低,随着井下氡浓度的下降,要做进一步改善劳动环境所遇到的困难增加,但工作条件仍在继续改善。UNSCEAR1982年报告的铀矿工的有效剂

量当量为 $6.2\sim 34\text{mSv}\cdot\text{年}^{-1}$ 。当前一些国家铀矿工的氡子体累积暴露量已下降到 $1.3\text{WLM}\cdot\text{年}^{-1}$ ^[9]。

非铀矿井的水平也有降低,瑞典1970~1980年平均水平下降 $6/7$;美国1975~1977年对163座非铀矿进行了915次测量,表明氡子体浓度下降约 $2/3$;英国非铀矿工受到的氡子体平均年暴露量1973年为 4.2WLM ,1981年为 2.6WLM ;法国1972~1977年对非铀矿山采取措施后,仅有不到3%的矿工受到氡子体平均年照射量超过 1.2WLM ^[10]。

从国内外资料来看,国外不论是铀矿还是非铀矿的氡及其子体浓度趋于不断降低。国内在降低井下氡及其子体浓度方面也进行了大量工作,取得了显著效果。云锡井下氡及其子体浓度分别由1953年的 $9.62\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ 和 1.94WL 下降到1980年的 $4.66\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ 和 0.77WL 。但距国家标准差距还很大,尤其非铀矿,由于通风设计尚未充分考虑到降氡的要求,问题更为突出,如有的铅、锌矿个别矿井内的氡子体浓度高达 2.5WL 。云锡在1978年还有个别测点氡浓度高达 $976.80\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ 。

二、岩洞和地下场所内氡及其子体水平

已在不含有异常量铀、镭的不通风的地下岩洞内测到 $1.48\sim 7.40\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ 的氡浓度^[11]。美国Mammoth洞为 $3.70\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$,新墨西哥州Carlsbad洞冬季的平均值为 $1.78\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$,而意大利岩洞为Carlsbad洞的2倍,达 $3.37\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ 。希腊洞为 $0.19\sim 8.81\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ 。南斯拉夫洞为 $7.22\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ 。

我国部分岩洞的测量结果与国外岩洞比较见表2。可见,辽宁水洞的氡及其子体水平是较高的,在夏季测得的平均值为 $8.66\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$,氡子体平均为 0.67WL ,最高达 1.3WL 。

国外关于地下建筑物内氡及其子体水平也有报道,一般地下室氡浓度比地面室内高

一倍,达 $74\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 以上^[16],加拿大安大略州地下室氡子体浓度为 $0.014\sim 0.026\text{WL}$ 。

我国对地下工程也进行了一些测量,在这方面辽宁、湖南、山东、北京等省市先后做了一些调查,发现一些地下工程内有较高浓度的氡及其子体,以山东、湖南为高,北

京较低,平均范围为 $41.8\sim 1398.4\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 。如山东济南地下工程内氡及其子体的浓度为 $31.6\sim 8354.6\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, $0.002\sim 2.215\text{WL}$;湖南长沙和衡阳市的氡浓度分别为 $710.0\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, $1080.0\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$;而北京市地下工程内的氡浓度为 $41.8\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 。

表2 国内外部分岩洞氡及其子体水平比较

岩 洞	氡浓度 ($\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$)	氡子体 (WL)	文 献
辽宁7个岩洞均值	1.05	0.12	本 文
辽宁7个岩洞范围	$0.0081\sim 31.10$	$0.0002\sim 1.3$	
辽宁水洞均值	8.66	0.67	
辽宁水洞范围	$1.67\sim 31.10$	$0.24\sim 1.3$	
浙江岩洞	3.70	...	[11]
北京岩洞	0.33	...	
意大利岩洞	3.37	...	
美国Carlsbad洞	$0.56\sim 1.78$...	
美国Mammoth洞	3.70	1.0	[5]
美国岩洞	...	$0.30\sim 1.0$	
匈牙利岩洞	...	0.45	
日本方解石洞	$0.013\sim 0.49$...	
希腊Potralona洞	$0.19\sim 8.81$	$0.025\sim 1.19$	[13]
南斯拉夫			
Slevenian洞	$0.03\sim 7.22$...	[14]
	$0.02\sim 5.92$...	[15]

预计许多地下建筑物和岩洞内氡及其子体水平将不会成为严重问题,有部分地下和岩洞内氡及其子体水平与室内外水平相近;但有相当一部分岩洞和地下工程内将有较高水平的氡及其子体,有些岩洞和地下场所的氡等效平衡浓度将超过 $1\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}$ 。辽宁将有9%的地下工程和43%的岩洞内氡的等效平衡浓度将超过ICRP39号报告为现有住宅照射建议的行动水平 $200\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 。

实验结果说明,氡不仅能从疏松的土壤和普通的岩石中析出,而且能从晶体结构内产生氡的位置扩散到晶粒的表面。在普通岩石中,花岗岩释放到大气中的氡较多,而基性岩和石灰质岩则较少。因此,为减少进入地下和岩洞内的氡浓度,应选用石灰岩、辉长岩和蛇纹岩,除了它们的含铀量很低外,

氡析出的百分率也很小。另外,适当的通风对于减少地下和岩洞内氡及其子体水平也有着显著的效果。

三、室内外氡及其子体水平

关于室内氡水平,已有加拿大^[17]、美国^[16,18,19]、瑞典^[20,21]以及挪威等欧美国家^[22,23]都已进行了规模较大的调查。

室内氡来源有:建材发射的氡、地基土壤流出的氡、由通风经室外进入的氡、饮用天然气及水中氡的释放等。前三个来源是主要的。放射性核素含量随建材种类变化很大,同种建材的放射性核素含量还随地区而异。一般说来,木制品、熟石膏、金属和水泥的含量较低;花岗石、浮石、粘土砖以及工业副产物如人造石膏、火力发电厂飞灰制的混凝土等含量较高。

影响室内氡浓度的主要因素有：建材和地面性质，如建材中核素含量，密度等；建筑物的结构，如保温隔热材料，通风设计等；气象参数；人为活动和生活习惯的不同等。

基于一些测量结果可估计各种来源的进

入率，并可预测室内氡浓度，如表3所示。大多数国家观测结果的频数分布表明（不包括氡浓度较高的北欧国家^[24]）平均氡浓度的范围为 $20 \sim 60 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ ，平衡因子为0.45，相应的平均等效平衡浓度为 $9 \sim 30 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ 。

表3 不同来源的进入率及预示的氡浓度*

来 源	进入率 ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$)		室内氡浓度 ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$) **	
	估计均值	变化范围	估计均值	变化范围
建材：砖和水泥	2~20	1~50	3~30	0.7~100
木 房	<1	0.05~1	≤1	0.03~2
土壤	1~40	0.5~200	2~60	0.5~500
室外空气	2~5	0.3~15	3~7	1~10
其它源（水、天然气）	≤0.1	0.01~(10)	≤0.1	0.01~(10)
所有源	6~60	2~200	10~100	2~500

*极值除外，

**平均通风率 0.7 h^{-1} ，（一般范围 $0.3 \sim 1.5 \text{ h}^{-1}$ ）。

据有关资料统计，正常本底地区室内氡子体浓度频数分布图所预示的温带地区居民室内等效平衡浓度平均为 $15 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ ，与UNSCEAR1982年报告相一致。

但据许多资料报道，在许多住宅发现了较高水平的氡。在瑞典因使用页岩岩工业尾砂作建材，致使氡子体浓度超过 $400 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ 的住房数量达4万个，全国氡的平均等效平衡浓度为 $60 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ ^[5]。据美国测试，超过 $0.148 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ 的测点约占12%，达800万户。美国典型住宅氡浓度年平均范围值为 $0.74 \sim 14.8 \text{ CBq} \cdot \text{L}^{-1}$ ，某些住宅内的氡高达 $1.85 \sim 3.7 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[25]。

由于节能将导致空气交换次数的降低和氡浓度的增加。美国Cohen估算认为，由节能减少通风可使室内氡浓度增高1倍^[26]。

在南斯拉夫建在铀尾砂堆和石头上的住宅氡浓度可达 $0.74 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

在美国芝加哥具有未铺砌的供管道、电线通过的狭小空隙的房屋内测得的最高氡浓度为 $1000 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ ^[27]。作者在有地沟入孔的室内测得的氡浓度比没有入孔的结构和建材相同的室内高2倍^[29]。

我国也有关于一些石煤渣建材房屋，以

及一些铀矿区室内氡浓度较高的报道。北京等地区的氡调查结果已见报道，全国性氡调查工作正在总结。

综上所述，铀矿山的氡子体照射水平已下降到 $1.3 \text{ WLM} \cdot \text{a}^{-1}$ ，而一般居民中却有大约2%超过 $1 \text{ WLM} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[9]。西方国家因节能而减少通风，将会增加室内氡水平^[28]，一些建材的应用也会使氡水平增加^[29]。尤其在岩洞和地下建筑物以及一些非铀金属矿山都可能较高水平的氡浓度。

目前关于氡及其子体水平的调查研究仍在深入开展，尤其是预期可能有较高水平的场所和环境的氡水平调查研究与评价正方兴未艾。涉及的课题主要有：如何正确合理地测试和确定氡及其子体浓度的代表值或平均值；人类实践活动如节能、工业废渣的开发利用等可能使氡及其子体浓度增高的水平与影响及其对策的研究；研制建材标准等有关限值和控制原则，有效而易行的防氡降氡方法和减少氡进入室内的建筑技术措施等的研究；关于环境氡水平所致居民剂量的估算模式和危险度估评的研究等。

参 考 文 献

1. 曾新元：氡的特性、危害及其控制 湖南

- 省劳动卫生职业病防治研究所 1985
2. 邢国长等: 铀矿工人矽肺防治参考资料选编 1976, P.105, 原子能出版社, 北京
 3. UNSCEAR Sources and Effects of Ionizing Radiation, Report to the General Assembly. New York, 1977
 4. 赵鹏: 冶金安全 1981, 5: 32
 5. UNSCEAR Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects. Annex D. New York, 1982, 141~210
 6. Leira HL, et al; Health Phys 1986, 50(2): 189
 7. Nair NB, et al; Radiat Protect Dosimet 1985, 11(3): 193
 8. 孙世荃等: 辐射防护 1981, 1(2): 1
 9. Cohen BL; Radiation Hazards in Mining Control, Measurement, and Medical Aspects, New York, 1981, P.286~291
 10. 刘学成: 国外医学放射医学分册 1985, 9(2): 97
 11. Wilkening MH, et al; Health Phys 1976, 31(2): 139
 12. Miki T, et al; Health Phys 1980, 39(2): 351
 13. Papastefanou C, et al; Health Phys 1986, 50(2): 281
 14. Kobal I, et al; Health Phys 1986, 50(6): 830
 15. Kobal I, et al; Health Phys 1987, 52(4): 473
 16. George AC, et al; CONF-780422 1980, P.1272~1297
 17. McGregor RG, et al; Health Phys 1980, 39(2): 285
 18. Cohen BL; Health Phys 1986, 51(2): 175
 19. Fleischer RL and Turner LG; Health Phys 1984, 46(5): 999
 20. Swejemark GA; CONF-780422 1980, P. 1237~1259
 21. Swejemark GA and Mjones L; Radiat Protect Dosimet 1984, 7(1~4): 341
 22. Strandén E, et al; Health Phys 1979, 36(3): 413
 23. Keller G, et al; Radiat Protect Dosimet 1984, 7(1~4): 151
 24. ICRP Publication 50, 1986
 25. Nero AV, et al; Health Phys 1983, 45(2): 273
 26. Cohen BL; Health Phys 1980, 39(6): 937
 27. Ryndo F, et al; Health Phys 1979, 36(6): 729
 28. 孟文斌等: 中国公共卫生 1986, 5: 18
 29. Beretka J, et al; Health Phys 1985, 48(1): 87

(上接第207页)

2. Ingersoll JG; Health Phys 1983, 45: 363
3. UNSCEAR; In "Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects" P 133 United Nation S 1982
4. Cothorn CR; Health Phys 1986, 50: 33
5. Cohen BL; Health Phys 1981, 40: 19
6. Antoon W, et al; Health Phys 1982, 42: 801
7. Uzunov I, et al; Health Phys 1983, 45: 421
8. Sercova M; Health Phys 1978, 35: 803
9. Palmer RF; BEWL-2000 p11 C-48 P51 Pacific Northwest Laboratories Richland Washington 1976
10. 王燮华: 国外医学放射医学分册 1981, 5: 77
11. Morgar, MV; Health Phys 1986, 50: 656
12. Lunz E, et al; Health Phys 1979, 36: 699
13. 邢国长等译: 铀矿工人矽肺防治参考资料 1976 P.155, 原子能出版社
14. Kunz E, et al; Health Phys 1978, 35: 569
15. Naomi H, et al; Health Phys 1981, 40: 307
16. Jacobi W; 中华放射医学与防护杂志(增刊) 1981, 1: 32
17. Puskin JS, et al; Health Phys 1988, 54: 635