
Technical Report Series

Radon Concentrations in Residential Housing in Hiroshima and Nagasaki

**Takashi Aoyama, Edward P. Radford, Hidenori Yonehara,
Hiroo Kato, Masanobu Sakanoue**



Radiation Effects Research Foundation

A Cooperative Japan–United States Research Organization

RERF Technical Report Series

Technical reports are the basic medium for reporting of original research carried out at the Radiation Effects Research Foundation. Reports in this series receive both internal and external peer review and may serve, in part or in toto, as the basis for publication in the open scientific literature. Although they may be quoted and cited, these reports are considered to be internal publications of the Foundation. Copies are available upon request from Publication and Documentation Center, RERF, 5-2 Hijiyama Park, Minami-ku, Hiroshima, 732 Japan.

The Radiation Effects Research Foundation (formerly ABCC) was established in April 1975 as a private nonprofit Japanese foundation, supported equally by the Government of Japan through the Ministry of Health and Welfare, and the Government of the United States through the National Academy of Sciences under contract with the Department of Energy.

業績報告書シリーズ

広島・長崎の住居におけるラドン濃度[§]**Radon Concentrations in Residential Housing in Hiroshima and Nagasaki**青山 喬^{a,b} Edward P. Radford^a 米原英典^b 加藤寛夫^a 阪上正信^c**要約**

広島・長崎において屋内ラドン(²²²Rn)濃度調査を実施し、原爆被爆者において予想される被曝量の変動を評価した。この調査のために主として寿命調査対象者の家屋200戸(各市100戸)を選んだ。米国Terradex社製検出器SF型と米原らが改良したベア法飛跡検出器の2種類の α 線固体飛跡検出器を用いた。比較測定は、二つの検出器を用いて得た値には相関関係は十分あったが、ベア法検出器を用いて得た幾何平均値はTerradex検出器の値よりも45%小さいことを示した。この差は、校正方法と検出器のトロン(²²⁰Rn)に対する感度の差によるものと考えられた。

Terradex SF型検出器により測定された広島193箇所および長崎192箇所のラドン濃度の幾何平均値はそれぞれ51.8 Bq/m³, 26.5 Bq/m³であった。この大きな差は両市の地質学的環境の差によるものである。屋内ラドン濃度に相関する因子についても調べた。幾何平均濃度は、土壁の木造家屋のほうが他の建築タイプの家屋よりも有意に高かった。この傾向は、特に広島で顕著であった。

過去30年間の広島と長崎の家屋のラドン娘核種による被曝の線量当量の推定値の差は0.8 Svになるかもしれないが、両市における低線量域の肺癌死亡率には統計的に有意な差は見られなかった。しかし、この調査で推定された屋内ラドン濃度が原爆被曝の線量反応関係に有意な影響を及ぼすことはありうる。

[§]本報告書は研究計画書RP6-84に基づく。本報告の日本語版は別に発行する。承認1991年7月23日。印刷1993年5月。

^a放影研疫学部顧問 ^b滋賀医科大学放射線基礎医学講座 ^c金沢大学名誉教授。

Radon Concentrations in Residential Housing in Hiroshima and Nagasaki[§]

Takashi Aoyama,^{a,b} Edward P. Radford,^a Hidenori Yonehara,^b
Hiroo Kato,^a Masanobu Sakanoue^c

Summary

A survey of indoor radon (^{222}Rn) concentrations in Hiroshima and Nagasaki was carried out to assess the range of exposures expected among atomic-bomb survivors. Two hundred dwellings (100 from each city), chiefly of members of the Radiation Effects Research Foundation Life Span Study, were selected for this survey. We used two types of etched-track alpha-particle detectors: a Terradex detector (type SF) and an improved bare-track detector. Comparative measurements showed that although there was an adequate correlation between the values obtained using the two detectors, the geometric mean value for the bare-track detector was 45% lower than that for the Terradex detector. This difference was considered to be due to differences in the calibration methods and in the sensitivities of the detectors to thoron (^{220}Rn).

The geometric mean values of the radon concentrations for 193 locations in Hiroshima and 192 locations in Nagasaki measured by Terradex SF detectors were 51.8 Bq/m^3 and 26.5 Bq/m^3 , respectively. The large difference is attributable to the different geological environments of the two cities. Factors correlating with the indoor radon concentrations were also studied. The geometric mean concentration was significantly higher in wooden houses with clay walls than in other types of house. This tendency was especially strong in Hiroshima.

The difference between the estimated dose equivalents for exposure to radon decay products in dwellings in Hiroshima and Nagasaki during the last 30 years might amount to 0.8 Sv; however, no statistically significant difference was observed in lung-cancer mortality in the low-dose range in either city. Nevertheless, the indoor radon concentrations estimated in this survey could have a significant influence on the dose-response relationship for atomic-bomb exposure.

[§]This technical report is based on Research Protocol 6-84. The full Japanese text will be available separately. Approved 23 July 1991; printed May 1993.

^aConsultant, Department of Epidemiology, RERF; ^bDepartment of Experimental Radiology, Shiga University of Medical Science; ^cprofessor emeritus, Kanazawa University.

Introduction

Exposure of the bronchial epithelium to alpha radiation from the short-lived decay products (daughters) of radon in residences is believed to contribute to a significant number of lung cancers.^{1,2} Therefore, exposure in homes to variable concentrations of radon daughters is a potential source of confounding in lung-cancer studies. For example, the long-term follow-up of the effects of radiation exposure in the atomic-bomb (A-bomb) survivors has shown a dose-related excess of lung cancer,³ but because in most cases the gamma-radiation doses were small, variations in background exposure to radon daughters could be an important modifier of the dose-response relationship.

Surveys of radon concentrations in Japanese houses are now under way in several areas. Evaluations in other countries have shown that geological factors related to the uranium content of adjacent soil, types of foundation and house construction, home ventilation, and season of the year all determine the amount of radon that can enter a house and the concentration present in it at any time. In general, considerable variation from home to home has been found,⁴ for reasons that are not clear. Although there has been considerable work on the factors influencing indoor radon concentrations,⁵ information about the factors is not sufficient to explain the variation, especially for Japanese houses. We have investigated the concentrations of radon present in various types of residences in Hiroshima and Nagasaki to establish the variability of exposure expected among those A-bomb survivors living in the two cities since 1950 and those enrolled in the Atomic Bomb Casualty Commission/Radiation Effects Research Foundation Life Span Study (LSS) population. In addition, we selected dwellings representing different styles of construction to examine the effect such factors could have on indoor radon concentrations.

Methods

Two hundred dwellings, 100 each in Hiroshima and Nagasaki, chiefly of members of the LSS population of A-bomb survivors, were selected for measurement. Selection was based on the following criteria: (a) all persons had to have occupied that dwelling for at least 20 yr before measurement, and (b) the dwellings had to reflect the various types of home construction common in Japan; ie, 108 of the houses were one- or two-story traditional Japanese wooden construction with clay in the walls and roof, 41 were modern houses made of prefabricated materials such as plasterboard walls and ceilings, and 51 were reinforced concrete buildings, including multistory apartment buildings. The numbers of dwellings of each type selected for measurement in each city are given in Table 1. Satisfactory results from at least one detector at each site were obtained, except for one concrete dwelling in Nagasaki.

Radon measurements were made using two types of passive track-etch alpha-ray detectors. One was a Terradex SF detector,⁶ with a plastic cup and filter over the alpha-track detector film. Such detectors are considered to measure integrated radon concentrations only; radon daughters and thoron and its daughters are considered to be excluded. Readings were made by Terradex Corp (Walnut Creek, Calif) by counting the tracks on 1 mm² of the exposed film. The calibration coefficient was 3.7×10^{-5} (tracks mm⁻²)/(Bq m⁻³ h).

The other detector, developed at Shiga University of Medical Science (Otsu, Japan), was a bare-track detector made of allyl diglycol carbonate, known as a CR-39, manufactured by Solar Optical Japan (Osaka). After exposure, the detectors were etched with 30% NaOH at 70°C for 5 h, and the number of pits was scored at Shiga University of Medical Science using the method of Yonehara et al.⁷ The bare-track detector is sensitive not only to radon gas but also to its daughters. The method was modified to account for altered deposition velocities of radon daughters and the equilibrium factor present in houses. Thus the improved bare-track method measures radon concentration by adjusting for the contribution of radon daughters to the track density. A calibration experiment carried out at the Shiga University of Medical Science yielded a measurement of 0.00424 (tracks cm⁻²)/(Bq m⁻³ h). This calibration coefficient was checked by simultaneous comparisons with two types of passive radon monitors. One comparison measurement was done in about 80 houses using passive radon detectors developed by Urban and Piesch⁸ that were etched and scored by Kobayashi et al at the National Institute of Radiological Sciences (Chiba) and calibrated by the Australian Radiation Laboratory (Yallambie). The other comparison measurement was made in four houses with an electrostatic integrating radon monitor developed by Iida et al.⁹

In January 1985, two Terradex detectors each were placed in nearly all 200 houses and left for about 10 mos. In 101 cases, the two detectors were placed side by side to check quality control. All of the detectors were placed about 180 cm from the floor, mounted on a wall either at a corner or at the middle of a wall. In two-story houses, one detector was placed on each floor. A Shiga bare-track detector was mounted adjacent to each Terradex detector. The Shiga detectors were removed at the end of May 1985 to give a winter-spring reading and replaced with a second detector for a summer-fall comparison.

When the detectors were installed in January 1985, a questionnaire concerning the factors expected to correlate with the radon concentration was administered to the head of each household. The responses to the questions are given in the Appendix.

Table 1. Number and type of construction of dwellings selected for radon measurements

City	Traditional wooden Japanese structure		Modern prefabricated structure		Concrete structure, multistory ^a	Total
	1 story	2 stories	1 story	2 stories		
Hiroshima	13	33	6	14	34	100
Nagasaki	29	21	14	19	17	100
Total	42	54	20	33	51	200

^aThe number of floors varied.

Results

Because the measurement errors are considered to be generally larger for passive versus active radon monitoring methods, measurement errors must be examined carefully. In the present study, Terradex measurements for 101 dwellings were made by placing two detectors in the same room of each house. Figure 1 shows the frequency distribution of the ratios of the larger of the two values (a), measured by the detectors placed in the same room, divided by the smaller value (b). As the figure shows, about 13% of the ratios of the two values were higher than 3, and, in fact, in two instances the ratio was higher than 20. These results indicate that there are some problems with the reliability of the Terradex measurements.

The results of comparative measurement, made at 192 places using both types of detectors, showed that the correlation coefficient of the two types of measurements was .86 (see Figure 2). The geometric mean radon concentration measured by the Terradex detector was 36.3 Bq/m^3 , and by the Shiga bare-track detector was 16.4 Bq/m^3 , a difference of 45%. The results of these measurements are shown in Table 2. The geometric mean of the concentrations in Hiroshima and Nagasaki measured by the Terradex detectors were 51.8 Bq/m^3 and 26.6 Bq/m^3 and the geometric standard deviations were 2.9 and 2.5, respectively. The geometric means in Hiroshima and Nagasaki measured by Shiga bare-track detectors were 26.3 Bq/m^3 and 9.8 Bq/m^3 , and the geometric standard deviations

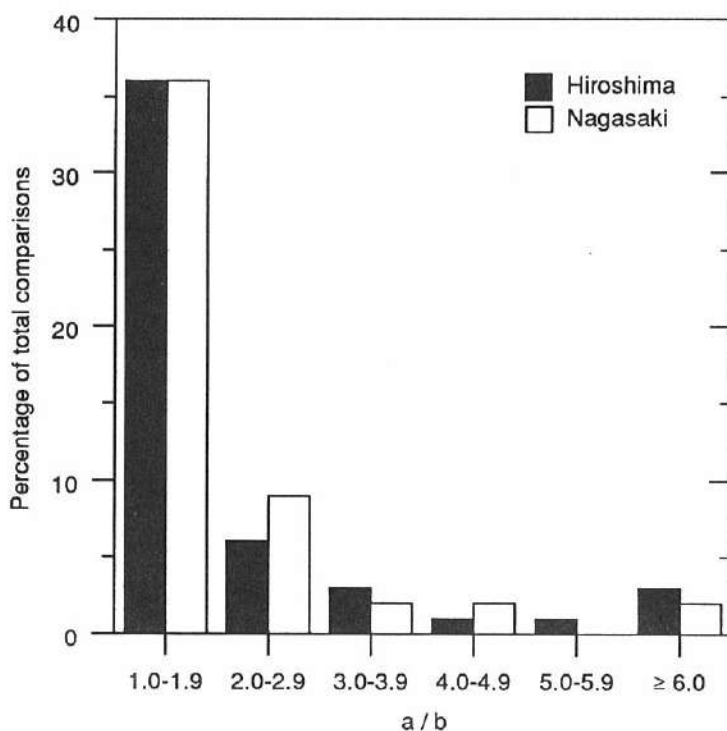


Figure 1. Difference in radon concentrations measured by two Terradex detectors placed side by side in the same room. The x-axis, a/b , is the ratio of the larger of the two values (a) to the smaller (b).

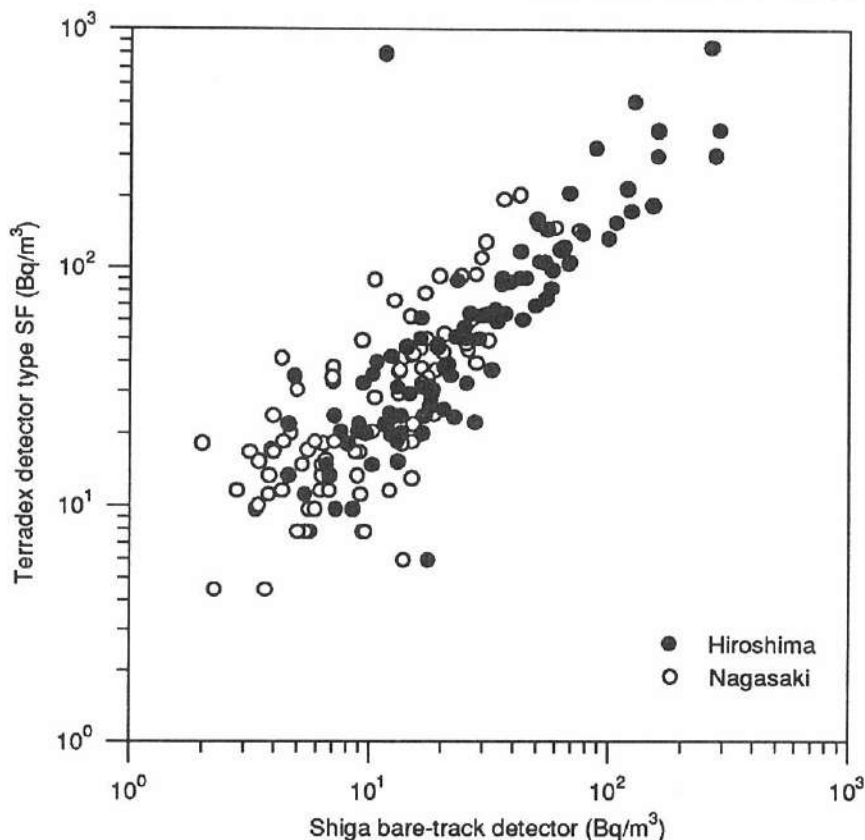


Figure 2. Correlation between radon concentrations measured by Terradex and Shiga bare-track detectors.

were 2.6 and 2.4, respectively. The distribution of the radon concentrations in Hiroshima and Nagasaki is presented in Figures 3a and 3b, which shows that the radon concentrations in both cities are highly variable. The UNSCEAR report⁴ indicated that indoor radon concentrations measured in large-scale surveys generally fit a log-normal distribution. From the results of a goodness-of-fit test for log-normal distribution, the significance for data sets of the concentrations measured in Hiroshima and Nagasaki was 0.168 and 0.09, respectively. Although the samples measured in this survey do not conform well to a log-normal distribution, the population of the concentrations could be assumed to fit a log-normal distribution. Thus, *t* tests were performed using the log-transformed data for all of the statistical analyses to analyze all of the confounding factors except for the smoking rate in the room. Analysis of variance was used to examine the smoking rate.

Results were also classified according to construction method, and their distributions were examined. Figure 4 presents these data, which show that the radon distribution in the houses, regardless of construction method, was approximately, log-normal; however, for conventional wooden structures, the values are

Table 2. Results of the radon concentration measurements made by Terradex and Shiga bare-track detectors (Bq/m³)

Statistics	Hiroshima		Nagasaki	
	Terradex	Shiga	Terradex	Shiga
No. sampled	193	100	192	93
Arithmetic mean	103	43.1	40.6	13.6
<i>SD</i>	213	54.1	42.3	11.9
Geometric mean	51.8	26.3	26.6	9.80
Geometric <i>SD</i>	2.9	2.6	2.5	2.43
Median	45.5	23.1	24.1	10.3
Range	5.9–2422	4.6–290	2.6–202	0.1–75.7

Note: *SD* = standard deviation.

significantly higher in both cities ($p < .005$ for Hiroshima, $p < .03$ for Nagasaki), and their distribution is wider. This tendency is stronger in Hiroshima.

The effects of the types of materials used for walls and floors were studied, and the results are shown in Figure 5. The values were also significantly higher in houses made with clay walls in Hiroshima. Values were significantly higher for houses with tatami (straw-mat) floors than for those with Western-style wood or concrete floors in both cities, possibly because tatami mats are quite porous and are usually placed on wooden flooring with cracks between the boards, ie, slats, that radon gas can easily penetrate.

To examine differences in radon concentration by season, the Shiga bare-track detectors were used in two periods: January to May (winter and spring) and June to October (summer and autumn). As shown in Table 3, the means for these periods did not differ significantly.

Our analysis of other factors correlated to radon concentration showed that construction method strongly effected indoor radon concentration. Thus, we limited our subsequent analysis to wooden houses. The correlation factors examined were (a) the material of the walls, (b) the material of the floors, (c) the location of the room (first or second floor), (d) the use of air conditioners or (e) the use of heaters in the room, (f) the number of cigaretts smoked in the room, and (g) the presence of pets. The results for the measurements with the Terradex detectors (see Table 4) show significant differences in the geometric means observed for different construction materials, for first or second floors (whole sample and in Nagasaki), and for various smoking rates in the room (the whole sample and in Hiroshima). The geometric mean values measured by the Shiga bare-track detectors (Table 5) show tendencies similar to those described above.

Discussion

Alpha-track detectors have been widely used to measure cumulative exposure to radon and its short-lived daughters. Clearly, however, the method is subject to error, as illustrated in the present study by the substantial variation among 101 sets of duplicate measurements made by two Terradex detectors placed side by side (Figure 1). The routine method used in 1985–86 for Terradex devices involved counting the tracks in a 1-mm² area of film surface, with 10 tracks in this area expected from an exposure to 37 Bq/m³ of radon for 10 months. Thus, at this or lower concentrations the statistical variation alone was $\pm 30\%$, or more.

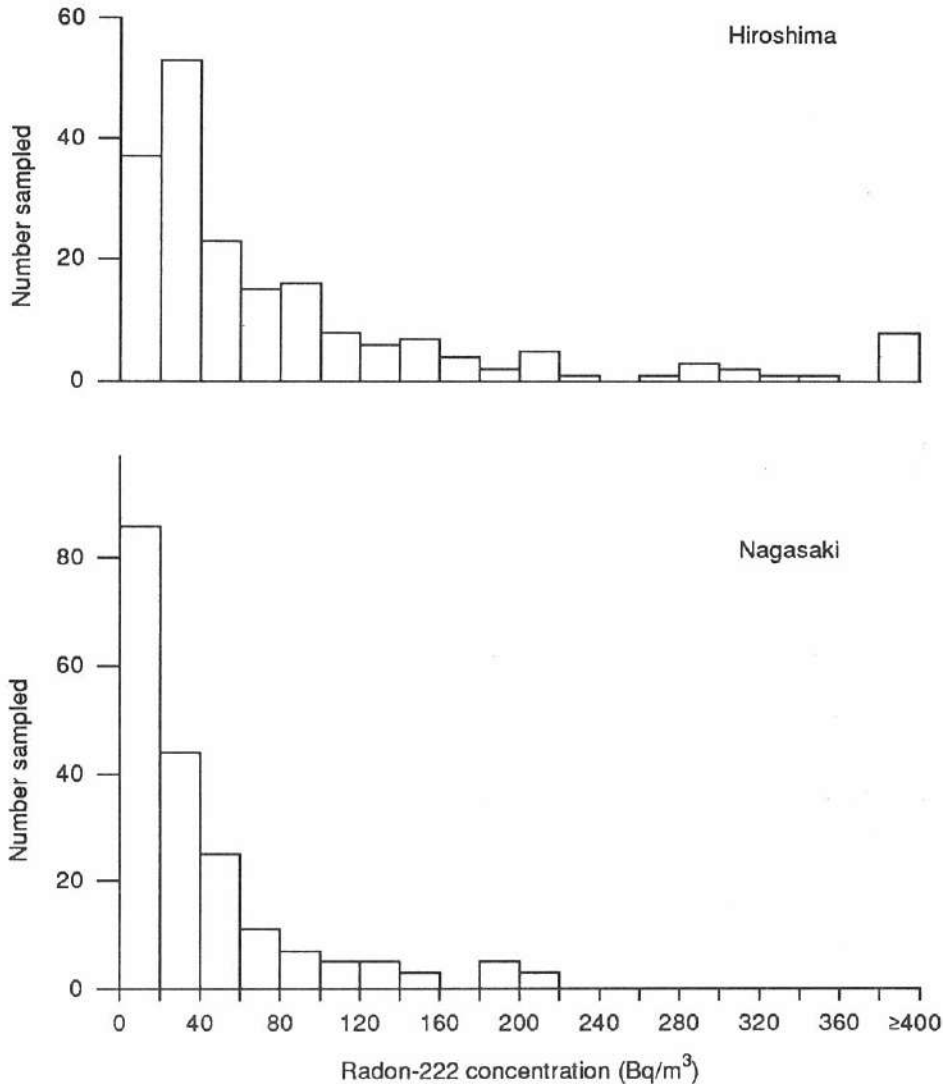


Figure 3a. Distribution of radon concentrations in dwellings in Hiroshima and Nagasaki measured by Terradex detectors.

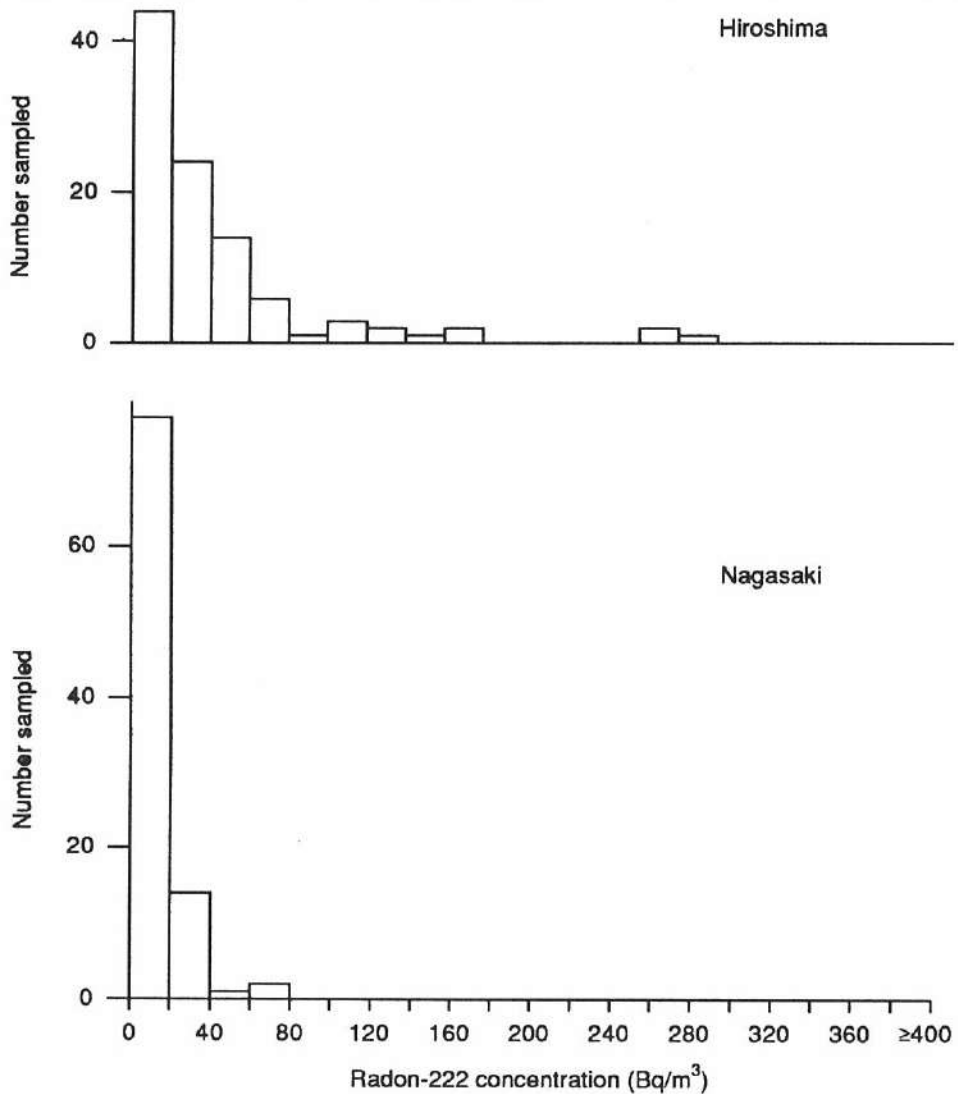


Figure 3b. Distribution of radon concentrations in dwellings in Hiroshima and Nagasaki measured by Shiga bare-track detectors.

In most cases the duplicate determinations were consistent with the statistical variability expected around the mean of the two detectors, but a few cases were well outside the expected range. We have no explanation for these aberrant results.

There was good correlation between measurements made by Shiga bare-track detectors and adjacent Terradex devices (Figure 2), but the Shiga detectors gave a mean value that was 47% lower than that of the Terradex units, with some evidence that the relative difference between the two methods increased as the radon level decreased. One problem with bare-track detectors is that the plating

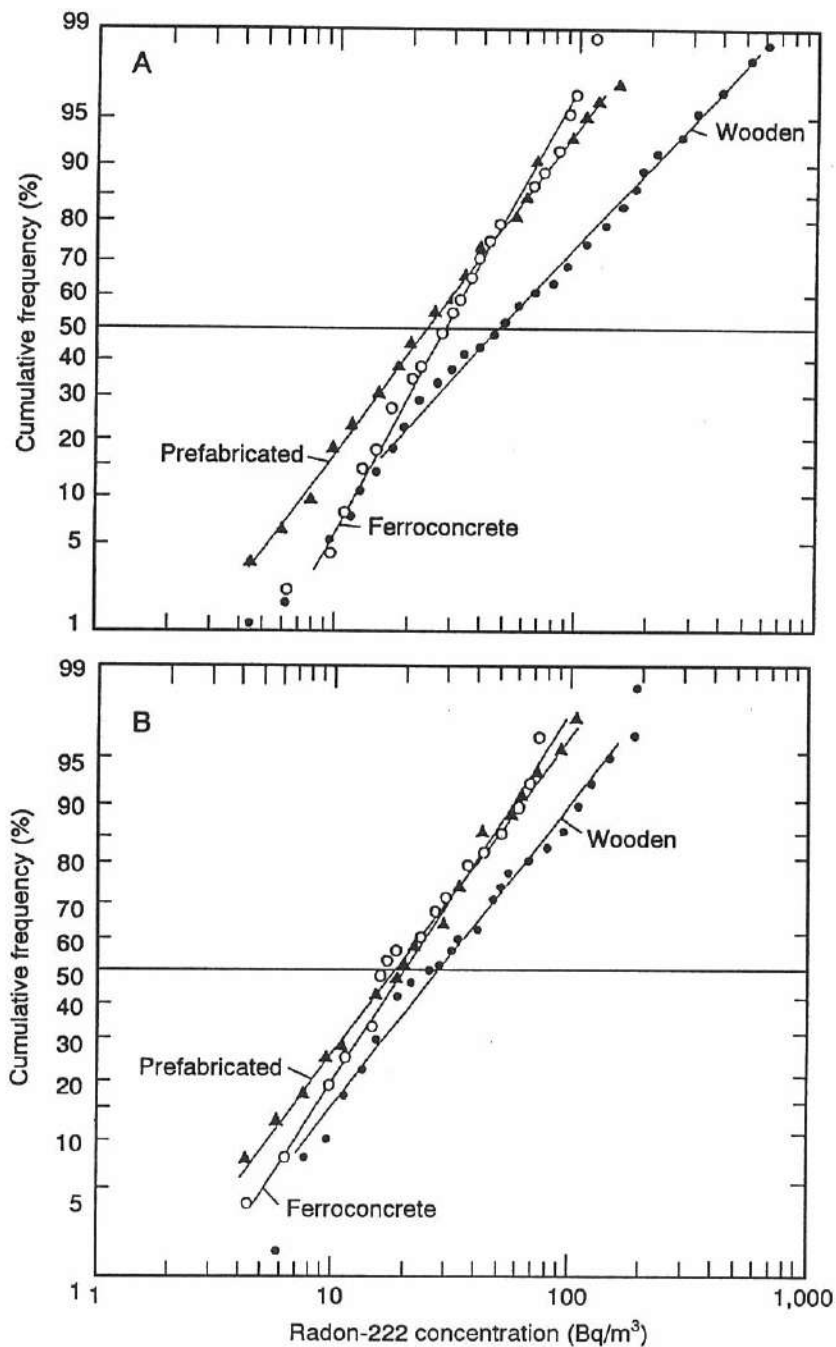


Figure 4. Cumulative frequency distribution of radon concentrations measured by Terradex detectors in houses with various types of construction in Hiroshima (A) and Nagasaki (B).

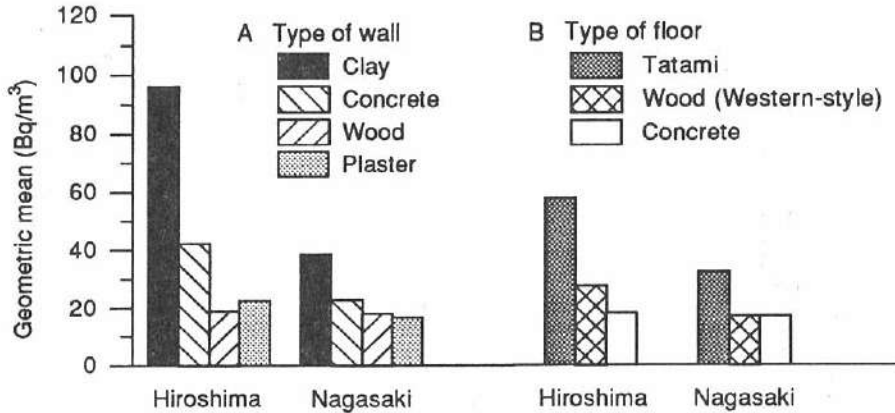


Figure 5. Geometric mean of radon concentrations for houses with various construction materials used for walls (A) and floors (B).

of short-lived daughters directly onto the detector might vary due to room-air turbulence and aerosol concentrations, including cigarette smoke. The Shiga bare-track detectors have been checked by simultaneous comparisons with two types of track-etch devices that were calibrated by the Australian Radiation Laboratory. In a comparison with the passive radon monitor developed by Urban and Piesch,⁸ the correlation (correlation coefficient = .89) between the values measured by the two types of detectors was good, and the mean values agreed. Although there was good agreement among the values in a comparison with an electrostatic integrating radon monitor,⁹ large differences were found for a few houses with clay-wall construction. In these locations the values measured by the Shiga detectors were about 5 to 10 times higher than those measured by the electrostatic integrating monitors. The Terradex detectors also recorded a high track density in one of the locations where a large difference was found. These results suggest that thoron concentrations could be quite high in some locations near clay walls with a high content of ²²⁴Ra, and that the Terradex detector could be as sensitive to thoron as the Shiga detector. From the configuration of the Terradex detector, especially the ratio of the filter area to the cup volume, the exchange rate of gases for the cup does not seem to be low enough to completely prevent the entrance of thoron gas. Thus it is necessary to also consider the effects of thoron on the values measured with both types of detectors used in this study.

In examining the correlation between the measurements made by the Terradex and Shiga detectors (Figure 2), we found that the Terradex values tended to be higher at sites with low-level radon concentrations, possibly because the Terradex detectors were affected by some background radiation exposure during transportation. As evidence for this, H. Amano of the Japan Atomic Energy Research Institute (Ibaraki), found that the background track density produced in a Terradex detector transported by airplane between the United States and Japan was quite high (H. Amano, personal communication). The track density as a result of transportation from and to the United States was estimated to be 1.66 tracks/mm², which is equivalent to an exposure to 6 Bq/m³ of radon for 10 months.

Such a background exposure could increase the Terradex detector values and cause significant errors in measurements made at low-level radon concentrations.

As described previously, there are problems with both methods of measurement. Although it is not possible to determine which method is more accurate, the values measured by Terradex devices are useful in comparisons of the levels of radon concentration in various countries, because the detectors have been widely used internationally.

A large difference was observed between the mean values of radon concentrations for Hiroshima and Nagasaki. The primary reason for this is thought to be the different geological environments of the two cities. The geology of Hiroshima and its environs consists largely of granite, which has a high content of ^{226}Ra . The geology of Nagasaki and its environs, however, consists primarily of pyroxenic andesite, which contains comparatively little ^{226}Ra . This difference may explain the difference between the radium content of the soil beneath houses and of the clay used to make walls in the two cities.

No significant seasonal difference in radon concentration was found (Table 3). Because the ventilation tends to increase with the use of heaters in the winter and to decrease with the use of air conditioners in the summer, the usual tendency for radon concentrations to be high in winter and low in summer has diminished. In addition, the period of measurement was limited to 6 months. These two factors might explain why differences between concentrations during the winter and summer were not evident.

A tendency was also observed for decreased radon concentrations in newer construction. This is considered to be due to a better seal between the room and the ground and reduced use of clay and increased use of resinous materials in walls.

Indoor radon concentrations were confirmed to be highly correlated with the methods and materials of construction, the location of the room (first or second floor), the inhabitants, and smoking rate (Table 4). A difference due to the location of the room was observed in Nagasaki but not in Hiroshima. This suggests that construction materials (clay walls in particular) were a major source of radon in Hiroshima. The correlation of the radon concentrations with

Table 3. Seasonal differences in radon concentration (Bq/m^3) measured by Shiga bare-track detectors

Statistics	Season	
	Summer- autumn	Winter- spring
Arithmetic mean	29.8	28.0
<i>SD</i>	44.2	45.2
Geometric mean	14.9	16.0
Geometric <i>SD</i>	3.5	2.7

Note: *SD* = standard deviation.

Table 4. Geometric means of radon concentrations (Bq/m³) in wooden houses measured by Terradex detectors in the presence of other confounding factors

Confounding factor	Whole sample	Hiroshima	Nagasaki
1. Material of walls			
Clay	59.9 ^{a,c}	95.5 ^{a,c}	38.4 ^{a,d}
Wood	18.4	18.9	17.8
Plasterboard	19.4	22.4	16.6
2. Material of floors			
Tatami mat	22.1 ^{a,c}	57.5 ^{a,c}	32.1 ^{a,c}
Wood (Western-style floor)	19.7	27.0	16.7
Concrete	17.1	17.8	16.8
3. Location of room			
First floor	53.7 ^{a,e}	94.6	34.5 ^{a,f}
Second floor	36.1	101	20.9
4. Air conditioner used in room			
Yes	40.2	77.0	28.8
No	54.8	105	31.4
5. Heater used in room			
Yes	46.4	90.4	30.8
No	62.6	113	26.8
6. Smoking rate (cigarettes)			
More than 20 per day	36.0 ^{b,g}	59.5 ^{b,g}	30.2
About 10 per day	35.5 ^{b,g}	81.0 ^{b,g}	30.7
Several per day	41.6 ^{b,g}	68.3 ^{b,g}	27.5
None	57.8 ^{b,g}	108 ^{b,g}	30.7
7. Pets present in room			
Yes	50.4	105	31.5
No	48.7	93.8	30.0

^aA significant difference was observed in within-category comparison using *t* test.

^bThe null hypothesis of no difference among the mean values is rejected significantly.

^c $p < .001$.

^d $p = .05$.

^e $p = .03$.

^f $p = .009$.

^g $p < .01$.

Table 5. Geometric means of radon concentrations (Bq/m³) in wooden houses measured with Shiga bare-track detectors in the presence of other confounding factors

Confounding factor	Whole sample	Hiroshima	Nagasaki
1. Material of walls			
Clay	27.4	51.5	15.2
Wood	10.2	17.1	9.2
Plasterboard	12.7	34.3	7.9
2. Material of floors			
Tatami mat	22.1	49.7	11.7
Wood (Western-style floor)	12.2	16.8	11.0
3. Location of room			
First floor	21.9	46.4	12.3
Second floor	11.6	59.5	6.0
4. Air conditioner used in room			
Yes	13.5	28.0	9.8
No	27.0	56.2	13.2
5. Heater used in room			
Yes	18.5	38.9	12.0
No	37.7	71.8	8.4
6. Smoking rate (cigarettes)			
More than 20 per day	16.1	43.2	10.7
About 10 per day	11.0	17.1	10.6
Several per day	18.6	21.2	16.6
None	26.3	54.7	11.6
7. Pets present in room			
Yes	23.2	48.9	13.8
No	20.5	46.4	11.0

the smoking rate in a room might be because a high smoking rate results in more ventilation or because the ventilation rate is correlated with the socioeconomic level of heavy smokers.¹⁰

Using the results of the measurements with Terradex detectors and the method outlined by the International Commission on Radiological Protection,¹¹ it is possible to estimate that the mean annual dose equivalents to bronchial target tissue from inhaled radon daughters in Hiroshima and Nagasaki are

0.046 Sv and 0.018 Sv, respectively. In these calculations, the equilibrium factor for radon daughters was assumed to be 0.5, and the radon exposures while a subject was not in his/her house were neglected. If such exposures occur for 30 years, the difference in dose equivalents in both cities is about 0.8 Sv, which is too large to ignore when estimating the effects of A-bomb exposure. When the dose-response curves in Hiroshima and Nagasaki for lung-cancer mortality are compared,³ the mortalities in both cities for the control group are almost equal, but the shapes of the curves for the two cities differ in the range 0.1 Gy–0.8 Gy. The dose-response relationships in both cities should show some effects of exposure from the inhalation of indoor radon; however, a statistically significant difference was not observed between lung-cancer mortalities in Hiroshima and Nagasaki within the low-dose range. The lack of a significant difference might be because the portion of the incidence attributable to indoor radon exposure is only a small part of the total incidence. When estimates of the radiation doses of A-bomb survivors are made, this source of radiation should also be considered.

Exposure to radon and its daughters is a continuous, long-term exposure at a low dose rate. Some reports have noted that, in animals, the probability of developing lung cancer induced by inhalation of alpha particles is higher at a given low-dose range with low-dose-rate irradiation than with high-dose-rate irradiation.^{12,13} This phenomenon is often observed with neutron irradiation. As for a possible mechanism, it is thought that neutron irradiation following the first exposure and the low-dose-rate irradiation have effects resembling that of a carcinogenic promoter and also have a stimulative effect that promotes the proliferation of malignant clones.^{14–16}

If we assume that alpha radiation also has the same promoterlike effect as neutron radiation, then exposure to A-bomb radiation should produce a certain type of damage in the DNA of pulmonary epithelial cells, and subsequent continuous exposure to alpha rays from inhaled radon daughters should enhance the development of lung cancer. It is also possible that this promoterlike effect is a modifying factor that cannot be ignored in the development of lung cancer in A-bomb survivors, and the foregoing hypothesis should be confirmed by experimental studies using cultured cells and animals.

Other studies also point to radon's role in carcinogenesis. Lucie¹⁷ found a correlation between indoor radon concentration and the incidence of acute myeloid leukemia. Henshaw et al¹⁸ have also reported that the incidences of myeloid leukemia, cancer of the kidney, and certain childhood cancers correlate significantly with indoor radon concentrations, and Cook-Mozaffari et al¹⁹ discussed the possibility of a causal relation between leukemia and indoor radon exposure. Regarding mortality from leukemia and from all cancers except leukemia in A-bomb survivors, although statistically significant differences between the mortalities in both cities were not observed, the mortality in Hiroshima is higher at face value than in Nagasaki at the same dose.

More studies on dosimetry in radon measurement and dose estimation in the lung and other critical organs are needed to allow further analyses of the confounding effects of additional radon exposure with large variance in A-bomb-exposure dose-response relationships.

References

1. Edling C, Kling H, Axelson O: Radon in houses—A possible cause of lung cancer. *Scand J Work Environ* 10:25–34, 1984
2. Radford EP, Renard KGS: Lung cancer in Swedish iron miners exposed to low doses of radon daughters. *New Engl J Med* 310:1485–94, 1984
3. Shimizu Y, Kato H, Schull WJ, Preston DL, Fujita S, Pierce DA: Life Span Study Report 11. Part 1. Comparison of risk coefficients for site-specific cancer mortality based on the DS86 and T65DR shielded kerma and organ dose. RERF TR 12-87
4. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: *Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation* (UNSCEAR 1988 report). New York, United Nations, 1988
5. Nazaroff WW, Nero AV (eds): *Radon and Its Decay Products in Indoor Air*. New York, Wiley, 1988
6. Alter HW, Fleischer RL: Passive integrating radon monitor for environmental monitoring. *Health Phys* 40:693–702, 1981
7. Yonehara H, Kimura H, Sakanoue M, et al: Improving bare-track-detector measurements of radon concentration. *Radon and Its Decay Products* (ACS Symposium Series 331). Washington DC, American Chemical Society, 1987, pp 172–85
8. Urban M, Piesch E: Low level environmental radon dosimetry with a passive track etch detector device. *Radiat Protect Dosim* 1:97–109, 1981
9. Iida T, Ikebe Y, Hattori T, Yamanishi H, Abe S, Ochifuji K, Yokoyama S: An electrostatic integrating ^{222}Rn monitor with cellulose nitrate film for environmental monitoring. *Health Phys* 54:139–48, 1988
10. Cohen BL, Gromicko N: Variation of radon levels in U.S. homes with various factors. *J Air Pollut Control Assoc* 38:129–34, 1988
11. International Commission on Radiological Protection: *Lung Cancer Risk from Indoor Exposures to Radon Daughters* (ICRP Publ 50). New York, Pergamon Press, 1986
12. Little JB, Kennedy AR, McGandy RB: Effect of dose rate on the induction of experimental lung cancer in hamsters by α radiation. *Radiat Res* 103:293–9, 1985
13. Lundgren DL, Gillett NA, Hahn FF, Griffith WC, McClellan RO: Effects of protraction of the α dose to the lungs of mice by repeated inhalation exposure to aerosols of $^{239}\text{PuO}_2$. *Radiat Res* 111:201–24, 1987
14. Hill CK, Carnes BA, Han A, Elkind MM: Neoplastic transformation is enhanced by multiple low doses of fission-spectrum neutrons. *Radiat Res* 102:404–10, 1985
15. Ullrich, RL: Tumor induction in BALB/c mice after fractionated or protracted exposures to fission-spectrum neutrons. *Radiat Res* 97:587–97, 1984
16. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: *Genetic and Somatic Effects of Ionizing Radiation*. New York, United Nations, 1986
17. Lucie NP: Radon exposure and leukaemia. *Lancet* 2:99–100, 1989
18. Henshaw DL, Eatough JP, Richardson RB: Radon as a causative factor in induction of myeloid leukaemia and other cancers. *Lancet* 335,1008–12, 1990

19. Cook-Mozaffari P, Darby S, Doll R: Cancer near potential sites of nuclear installations. *Lancet* 2:1145-7, 1989

Appendix

Appendix Table. Contents of the questionnaire administered to heads of households for 193 locations in which both Terradex and Shiga bare-track detectors were placed

Question	Answer	No. sampled
1. Year of construction	Before 1945	14
	1945–1964	83
	1965–1974	93
	After 1974	3
2. Construction method	Wooden	103
	Ferroconcrete	49
	Prefabricated	41
3. Style of house	Detached	145
	Tenement	9
	Apartment building	38
4. Presence of house insulation	Yes	31
	No	162
5. Use of well water	Yes	9
	No	184
6. Location of room	First floor	154
	Second floor or higher	39
7. Use of the room	Living room	163
	Bedroom	17
	Dining room	5
	Drawing room	7
8. Area of the room (m ²)	7.4	31
	9.9	106
	13.2	35
	16.5	19

Continued

Appendix Table. Continued

Question	Answer	No. sampled
9. Material used to finish surfaces		
Walls	Clay	102
	Wood	22
	Plasterboard	17
Floor	Concrete or resin	6
	Wood	34
	Tatami mat	150
Ceiling	Concrete	23
	Wood	147
	Plasterboard	18
10. Window construction		
	Aluminum	110
	Steel	5
	Wood	71
11. "Draftiness" of the room		
	Very high	6
	High	15
	Low	54
	Very low	118
12. Smoking rate of residents (cigarettes)		
	More than 20 per day	33
	About 10 per day	37
	Several per day	16
	None	105
13. Heater used		
	Yes	162
	No	29
14. Air conditioner used		
	Yes	83
	No	108
15. Pets present		
	Yes	24
	No	167

業績報告書シリーズ
Technical Report Series

広島・長崎の住居におけるラドン濃度

Radon Concentrations in Residential Housing in Hiroshima and Nagasaki

青山 喬 Edward P. Radford 米原英典 加藤寛夫 阪上正信

放影研業績報告書シリーズ RERF Technical Report Series

業績報告書は、放射線影響研究所で行われたオリジナルな研究を報告するためのものである。このシリーズに含まれる報告書は、研究所内外の専門家による検討を受けたものであり、その一部または全文は学術雑誌への投稿原稿としても用いられる。本報告書を引用したり参考文献として言及しても差し支えないが、本報告書自体は当研究所の内部出版物である。報告書は放影研出版・資料センター、〒732 広島市南区比治山公園5-2で入手できる。

放射線影響研究所(元 ABCC)は、昭和50年4月1日に公益法人として発足した。その経費は日米両国政府の平等分担とし、日本は厚生省の補助金、米国はエネルギー省との契約に基づく米国学士院の補助金とをもって充てる。

広島・長崎の住居におけるラドン濃度[§]Radon Concentrations in Residential Housing in
Hiroshima and Nagasaki青山 喬^{a,b} Edward P. Radford^a 米原英典^b 加藤寛夫^{a,c} 阪上正信^d

要 約

広島・長崎で屋内ラドン(²²²Rn)濃度調査を実施し、原爆被爆者の予想される被曝量の変動を評価した。この調査のために主として寿命調査対象者の家屋200戸(各市100戸)を選んだ。米国Terradex社製検出器SF型と米原らが改良したベア法飛跡検出器の2種類の α 線固体飛跡検出器を用いた。比較測定は、二つの検出器を用いて得た値には相関関係が十分あったが、ベア法検出器を用いて得た幾何平均値はTerradex検出器の値よりも45%小さいことを示した。この差は、校正方法と検出器のトロン(²²⁰Rn)に対する感度の差によるものと考えられた。

Terradex SF型検出器により測定された広島193か所および長崎192か所のラドン濃度の幾何平均値はそれぞれ51.8 Bq/m³、26.5 Bq/m³であった。この大きな差は両市の地質学的環境の差によるものである。屋内ラドン濃度に相関する因子についても調べた。幾何平均濃度は、土壁の木造家屋のほうが他の建築タイプの家屋よりも有意に高かった。この傾向は、特に広島で顕著であった。

過去30年間の広島と長崎における家屋のラドン娘核種による被曝の線量当量の推定値の差は0.8 Svになるかもしれないが、両市における低線量域の肺癌死亡率には統計的に有意な差は見られなかった。しかし、この調査で推定された屋内ラドン濃度が原爆被曝の線量反応関係に有意な影響を及ぼすことはありうる。

[§]本業績報告書は研究計画書RP6-84に基づく。本報告の英語版は別に発行した。承認1991年7月23日。印刷1993年5月。

^a放射疫学部顧問 ^b滋賀医科大学放射線基礎医学講座 ^c国立水俣病研究センター ^d金沢大学名誉教授。

緒 言

屋内の短寿命ラドン娘核種から放出される α 線による気管上皮の被曝は、多数の肺癌を生かせる一因となると考えられている。^{1,2} このため、濃度の異なるラドン娘核種への屋内被曝は肺癌調査においては交絡現象を引き起こす要因となりうる。例えば、原爆被爆者における放射線被曝影響についての長期追跡調査は、線量に関連した過剰肺癌があることを示したが、³ ほとんどの場合、ガンマ線線量は小さいので、ラドン娘核種によるバックグラウンド被曝の変化が線量反応関係の重要な修飾因子となりうる。

日本家屋におけるラドン濃度調査は現在いくつかの地域で進行中である。他の国の研究で、周辺の土壌のウラニウム濃度に関連した地質学的因子、家屋の基礎および建築工法、屋内換気の習慣および季節のすべてが、家屋に侵入するラドン量およびそのラドン濃度を決定することが分かった。一般的に、家屋によって大きな変動があることが分かったが、⁴ その理由は明らかではない。屋内ラドン濃度に影響を及ぼす因子についてかなり研究が行われてきたが、⁵ 因子に関する情報が十分でないので、特に日本家屋についてこの変動の理由を解明することができない。1950年以來、両市に居住する原爆被爆者および寿命調査対象者間に予想される被曝の程度の違いを立証するために、広島・長崎の異なるタイプの住宅におけるラドン濃度を調べた。更に、異なる建築工法の家屋を選び、このような因子が屋内ラドン濃度に及ぼす影響を調べた。

方 法

広島・長崎で測定するために、主として原爆被爆者である寿命調査対象者の家屋200戸(それぞれの市から100戸)を選択した。選択は次の基準で行った。(a)全員、測定以前に少なくとも20年、その場所に居住していなければならない。(b)家屋は、日本によくあるタイプで異なった構造のものでなければならない。すなわち、壁や屋根が粘土でできた1, 2階建ての伝統的な木造建築物108戸、石膏ボードの壁や天井のようなプレハブ材の近代的家屋41戸、および高層アパートのビルを含む鉄筋コンクリートビル51戸が選ばれた。各市の測定対象に選ばれた異なるタイプの家屋数を表1に示した。長崎のコンクリート家屋1戸を除き、各測定箇所ですべて少なくとも一つの検出器から満足のいく結果が得られた。

表1. ラドン測定に選ばれた家屋の数および建築工法

都市	伝統的な木造家屋構造		現代式プレハブ構造		コンクリート構造 ^a	合計
	1階建て	2階建て	1階建て	2階建て		
広島	13	33	6	14	34	100
長崎	29	21	14	19	17	100
合計	42	54	20	33	51	200

^a階数は異なる。

二種類のパッシブ型 α 線飛跡検出器を用いてラドン測定を行った。一つは、 α 線飛跡検出フィルムにプラスチックのカップおよびフィルターがついている Terradex SF 型検出器⁶である。このような検出器は積算ラドン濃度のみを測定し、ラドン娘核種ならびにトロンおよびトロン娘核種の濃度は測定しないと考えられている。読み取りは、Terradex社 (California州 Walnut Creek) が曝露フィルム 1mm²当たりの飛跡数を数えて行った。校正係数は、 3.7×10^{-5} (トラック・mm⁻²) / (Bq・m⁻³・時) であった。

滋賀医科大学で開発されたもう一つの検出器は、ソーラー・オプティカル・ジャパン (大阪) 製造の CR-39 として知られているアリルジグリコールカーボネートを用いたベア飛跡検出器であった。曝露後、検出器は 70℃ で 5 時間、30% NaOH 溶液中エッチング処理し、滋賀医科大学で米原らの方法⁷を用いてトラック数を計算した。ベア検出器は、ラドンガスのみならずラドン娘核種に対する感度も高い。ラドン娘核種の沈着速度の変化および屋内での平衡ファクターを考慮するためにこの方法を改良した。このように、改良したトラック測定法では、ラドン娘核種のトラック密度への寄与を補正してラドン濃度を測定する。滋賀医科大学で行われた校正実験では、測定値は 0.00424 (トラック・cm⁻²) / (Bq・m⁻³・時) となった。二種類のパッシブ型ラドンモニターを用い、同時比較してこの校正定数を確認した。一つは、Urban および Piesch⁸ がパッシブ型ラドンモニターで開発し、放射線医学総合研究所 (千葉) の小林らがエッチングおよびトラック計測を行ったものを用いて約 80 戸について行った比較測定であった。この検出器はオーストラリア放射線研究所 (Yallambie) で校正されている。もう一つは、飯田らが開発した静電捕集式積算型ラドンモニター⁹を用いて 4 戸で行った比較測定であった。

1985年1月、2台の Terradex 検出器を 200 戸のほぼすべてに配置し、約 10 か月間設置した。101 例では、測定精度のチェックを行うために 2 台の検出器を隣り合わせに並べて置いた。検出器はすべて床上約 180cm の位置で壁の隅または中央に取り付けた。2階建て家屋では、1台を1階に、もう1台を2階に置いた。滋賀ベア型検出器は各 Terradex 検出器の近くに設置した。この検出器は冬から春の読み取りを行うため 1985年5月末に取り去り、夏から秋の比較を行うため代わりに検出器を設置した。

1985年1月に検出器が設置されたとき、ラドン濃度と相関関係があると予想される因子についてアンケートを各世帯主に送った。質問に対する回答を付表に示した。

結 果

パッシブ型ラドンモニターは、アクティブ型ラドンモニターに対し、測定誤差が一般的に大きいと考えられるので、この誤差を注意深く調べる必要がある。本調査では、各家屋の

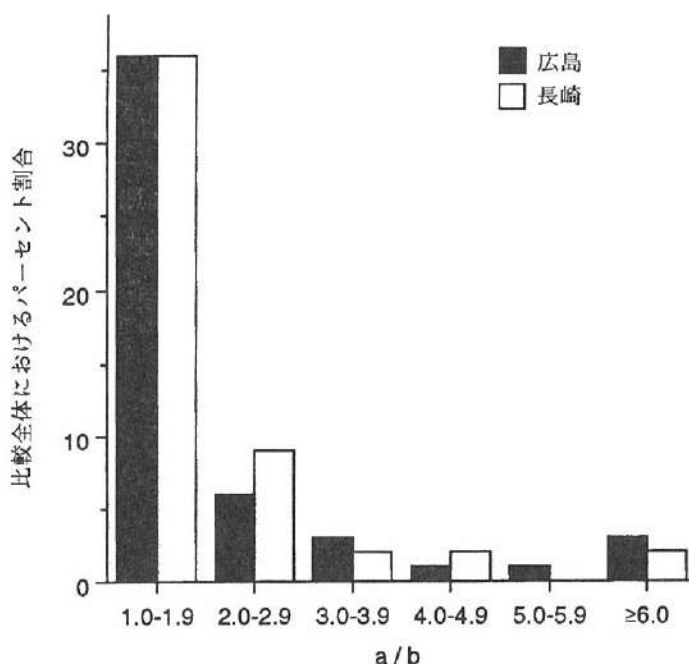


図1. 同じ部屋に並べて設置した2台のTerradex検出器で測定したラドン濃度の差異。x軸のa/bは、二つの測定値のうち大きいほうの値(a)と小さいほうの値(b)の比である。

同じ部屋に検出器を2台置き101か所についてTerradex測定を行った。図1は、同じ部屋に置いた検出器で測定された二つの値のうち、大きい値(a)を小さい方の値(b)で除した比の頻度分布を示す。この図が示すとおり、二つの測定器の値の比の約13%は3以上であり、比が20以上の例が実際2件あった。この結果は、Terradex測定の信頼性になんらかの問題があることを示している。

両タイプの検出器を使って192か所で行われた比較測定の結果、2種類の測定法の相関係数は.86であった(図2参照)。Terradex検出器を用いた場合の幾何平均ラドン濃度は 36.3 Bq/m^3 、滋賀ベア型検出器を用いた場合の平均値は 16.4 Bq/m^3 で、その比は45%であった。この測定の結果を表2に示した。Terradex検出器で測定した広島・長崎のラドン濃度の幾何平均値はそれぞれ 51.8 Bq/m^3 、 26.6 Bq/m^3 で、幾何標準偏差は2.9および2.5であった。滋賀ベア型検出器で測定した広島・長崎のラドン濃度の幾何平均はそれぞれ 26.3 Bq/m^3 、 9.8 Bq/m^3 、幾何標準偏差は2.6および2.4であった。広島および長崎のラドン濃度の分布を図3aと図3bに示した。図のとおり、両市のラドン濃度の分散は大きい。大規模な調査で測定された屋内ラドン濃度は通常、対数正規分布に適合することがUNSCEAR⁴により報告されている。対数正規分布の適合度検定の結果から、広島・長崎におけるラドン濃度に関するデータセットの適合度はそれぞれ0.168, 0.09であった。本調査で測定された

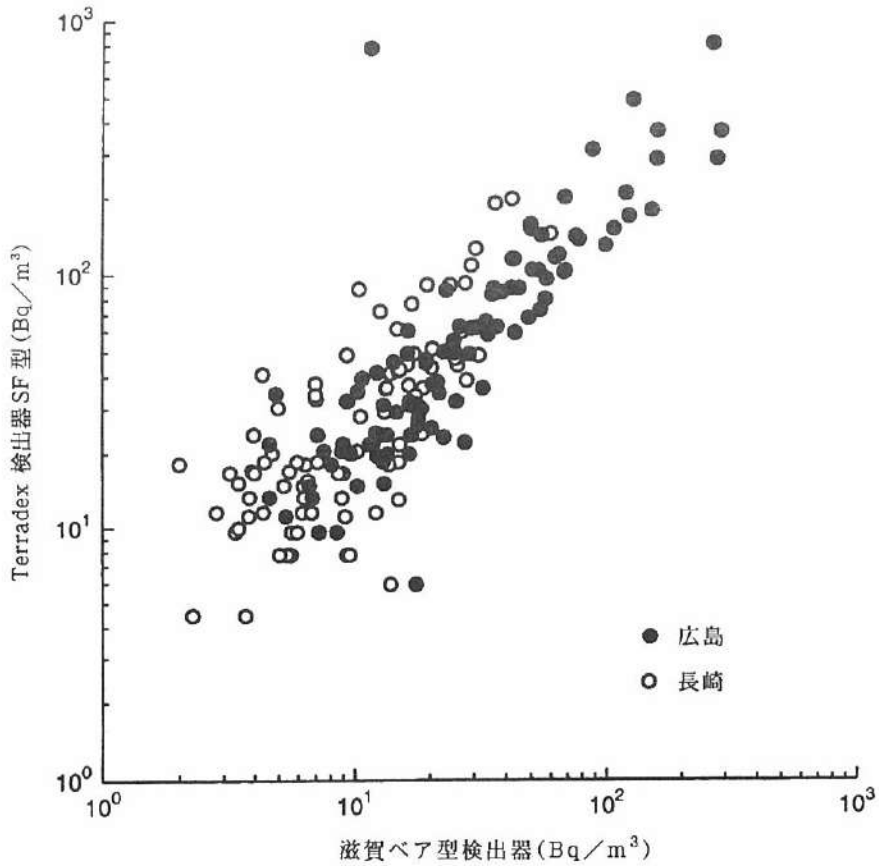


図2. Terradex 検出器および滋賀ベア型検出器で測定したラドン濃度の相関関係

表2. Terradex 検出器および滋賀ベア型検出器によるラドン濃度測定の結果 (Bq/m³)

統計値	広島		長崎	
	Terradex	滋賀	Terradex	滋賀
サンプル数	193	100	192	93
算術平均値	103	43.1	40.6	13.6
標準偏差	213	54.1	42.3	11.9
幾何平均値	51.8	26.3	26.6	9.80
幾何標準偏差	2.9	2.6	2.5	2.43
中央値	45.5	23.1	24.1	10.3
範囲	5.9-2422	4.6-290	2.6-202	0.1-75.7

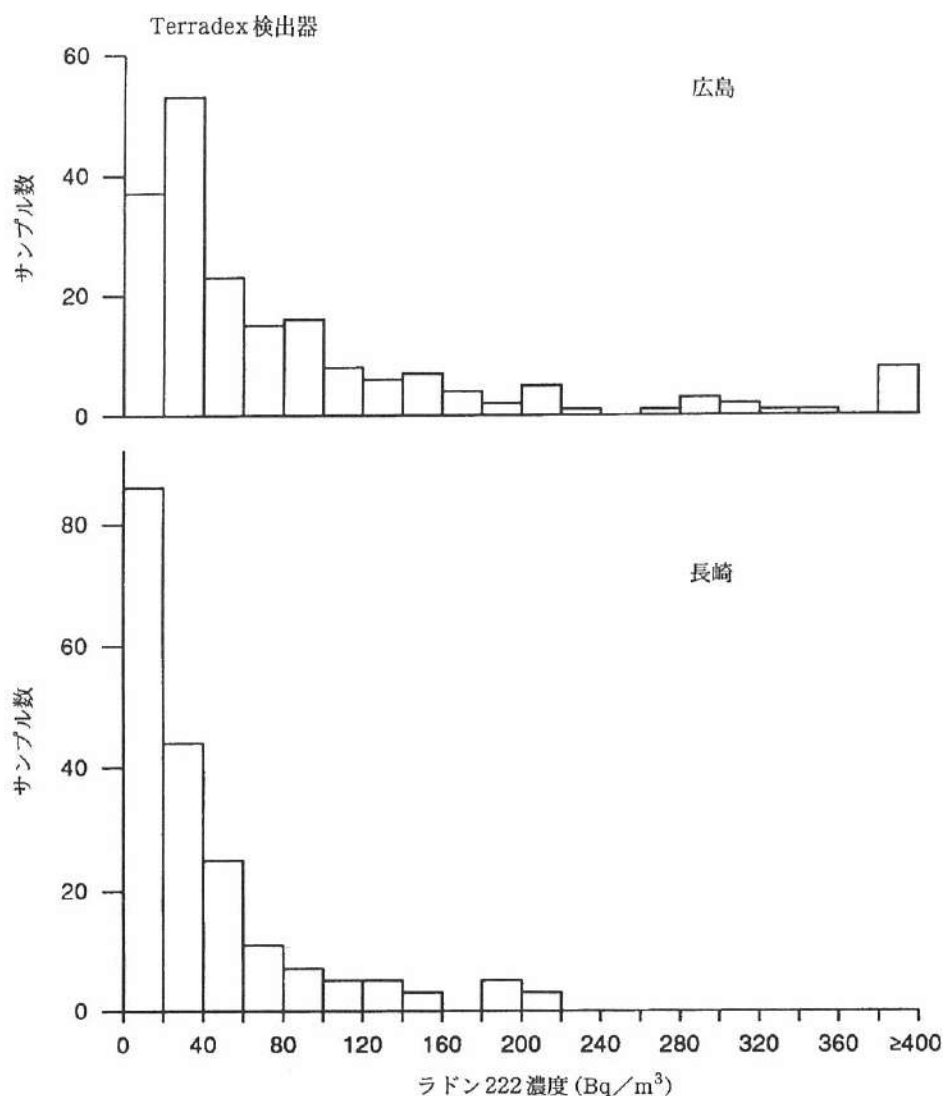


図 3a. Terradex 検出器で測定した広島・長崎の家屋におけるラドン濃度の分布

標本の対数正規分布の適合度は良くないが、母集団の濃度分布は対数正規分布に適合すると思われる。そこで、ラドン濃度の対数値を用いたt検定を行い、交絡因子について分析した。ただし屋内喫煙頻度に関しては分散分析を用いた。

測定結果はまた建築工法別に分類し、その分布を調べた。このデータを図4に示した。この図から、家屋のラドン濃度の分布は、建築工法に関係なくほぼ対数正規分布を示すが、木造従来工法の家屋では測定値が両市とも有意に大きく(広島 $p < .005$, 長崎 $p < .03$)、その分布は広範囲にわたることが観察される。この傾向は広島の方が顕著であった。

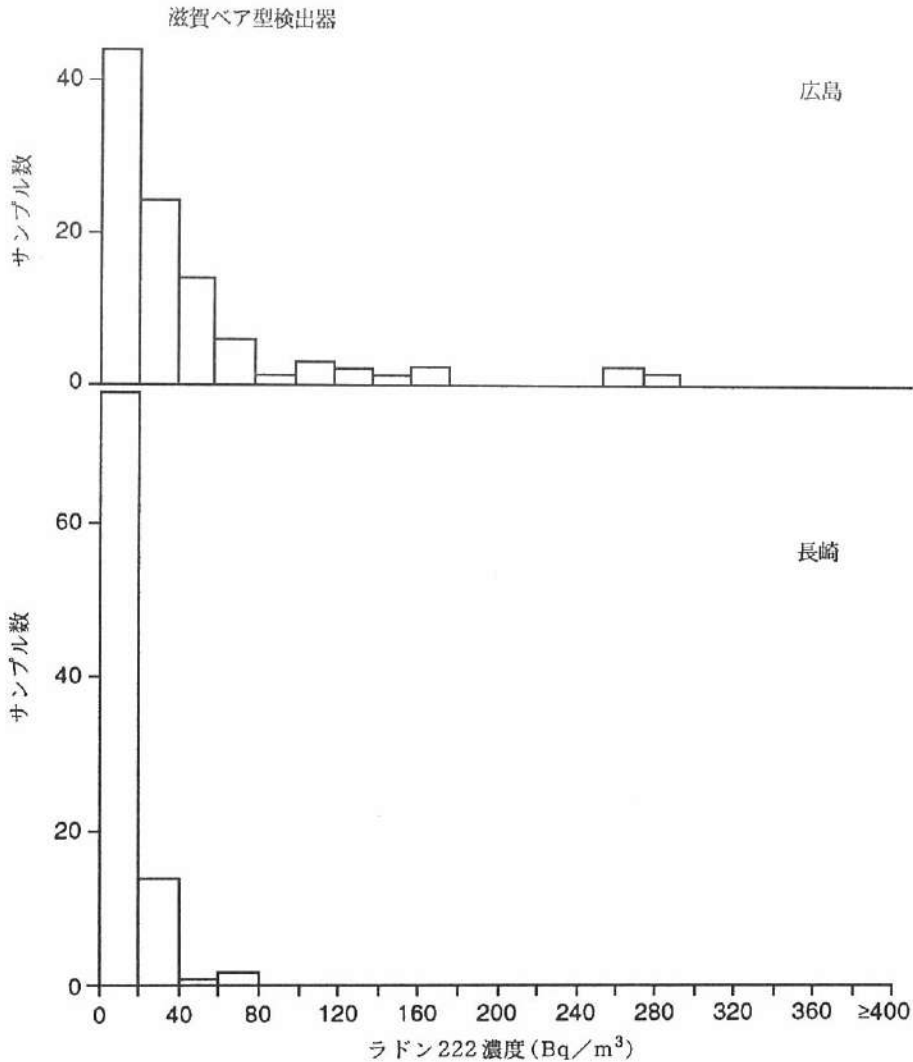


図3b. 滋賀ペア型検出器で測定した広島・長崎の家屋におけるラドン濃度の分布

壁や床に使用された材料の種類の影響を調べ、その結果を図5に示した。広島のと壁でできた家屋の方が数値が有意に高かった。両市とも、床が畳の家屋の方が木やコンクリートの床の家屋よりも数値は有意に高かった。このような結果がでた理由は、畳は通気性がよく、通常、隙間をあけて並べた板またはスレートの上に置かれるのでラドンガスが容易に通過できるからと考えられる。

ラドン濃度の季節差を調べるために、1月から5月まで(冬および春)と6月から10月まで(夏および秋)の二つの異なる時期に滋賀ペア型検出器を用いた測定を行った。表3に示すとおり、両期間の間で平均値に有意な差はなかった。

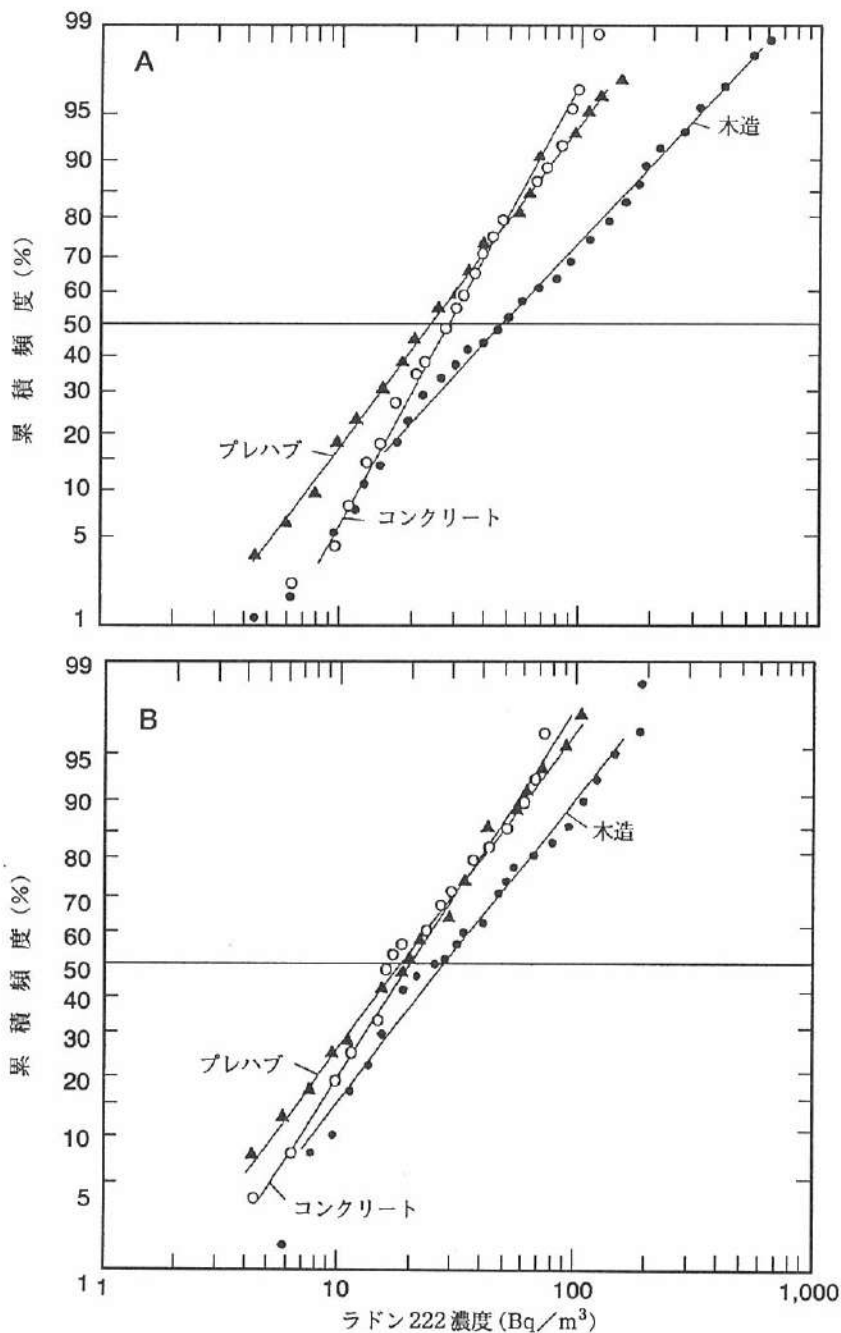


図4. 広島(A)および長崎(B)のTerradex検出器で測定した建築工法別のラドン濃度の累積頻度分布

ラドン濃度と相関関係のある他の因子を分析したところ、建築工法は屋内ラドン濃度に大きな影響を与えることが分かったので、以後の分析対象は木造家屋のみに限定した。調べた

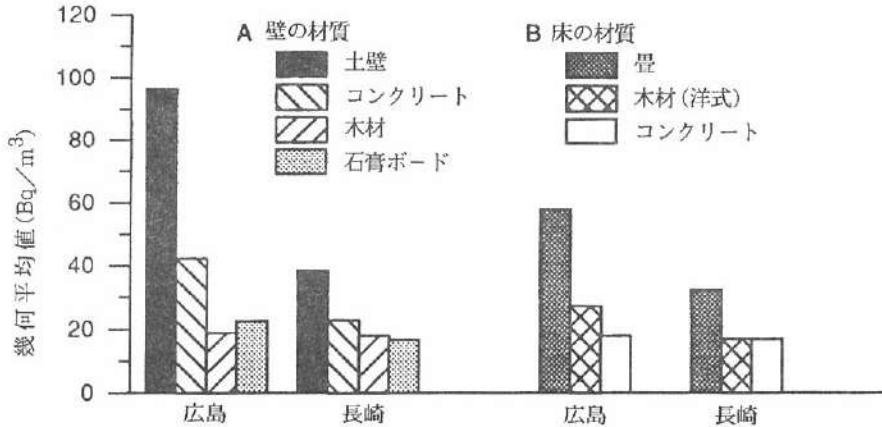


図5. 壁および床の建築材料別に分類した家屋のラドン濃度の幾何平均値

相関因子は、(a)壁の材質、(b)床の材質、(c)部屋の階数、(d)エアコンあるいは(e)暖房用ストーブの使用、(f)屋内での喫煙頻度、および(g)ペットの有無であった。Terradex 検出器による測定結果(表4)によると、異なる建築材料、異なる階数(全サンプルおよび長崎における)、および異なる屋内喫煙頻度(全サンプルおよび広島における)について幾何平均に有意な差が観察された。滋賀ベア型検出器で測定された幾何平均値(表5)は、上記と同じ傾向を示した。

考 察

ラドンおよび短寿命ラドン娘核種による積分被曝の測定に α 線飛跡検出器が広く使用されている。しかし本調査で、並べて置いた2台のTerradex 検出器で行った101組の二重測定に有意な変動があったことが例証されたように、この方法では誤差が起きやすいことは明白である(図1)。Terradex 検出器について1985-86年に使用されていた通例の方法では、

表3. 滋賀ベア型検出器で測定したラドン濃度(Bq/m³)の季節差

統計値	季節	
	夏-秋	冬-春
算術平均値	29.8	28.0
標準偏差	44.2	45.2
幾何平均値	14.9	16.0
幾何標準偏差	3.5	2.7

表4. Terradex検出器で測定した木造家屋の他の交絡因子がある場合の
ラドン濃度(Bq/m³)の幾何平均値

交絡因子	全サンプル	広島	長崎
1. 壁の材質			
土壁	59.9 ^{a,c}	95.5 ^{a,c}	38.4 ^{a,d}
木材	18.4	18.9	17.8
石膏ボード	19.4	22.4	16.6
2. 床の材質			
畳	22.1 ^{a,c}	57.5 ^{a,c}	32.1 ^{a,c}
木材(洋式)	19.7	27.0	16.7
コンクリート	17.1	17.8	16.8
3. 部屋の階数			
1階	53.7 ^{a,e}	94.6	34.5 ^{a,f}
2階	36.1	101	20.9
4. 室内でのエアコンの使用			
使用する	40.2	77.0	28.8
使用しない	54.8	105	31.4
5. 室内での暖房器具の使用			
使用する	46.4	90.4	30.8
使用しない	62.6	113	26.8
6. 喫煙頻度(たばこ)			
1日20本以上	36.0 ^{b,g}	59.5 ^{b,g}	30.2
1日10本程度	35.5 ^{b,g}	81.0 ^{b,g}	30.7
1日数本	41.6 ^{b,g}	68.3 ^{b,g}	27.5
すわない	57.8 ^{b,g}	108 ^{b,g}	30.7
7. 室内のペットの有無			
いる	50.4	105	31.5
いない	48.7	93.8	30.0

^at検定を用いたカテゴリー内比較で有意差が観察された。

^b平均値間には差がないという帰無仮説は強く否認されている。

^c $p < .001$

^d $p < .05$

^e $p < .03$

^f $p < .009$

^g $p < .01$

表5. 滋賀ベア型検出器で測定した木造家屋の他の交絡因子がある場合の
ラドン濃度 (Bq/m^3) の幾何平均値

交絡因子	全サンプル	広島	長崎
1. 壁の材質			
土壁	27.4	51.5	15.2
木材	10.2	17.1	9.2
石膏ボード	12.7	34.3	7.9
2. 床の材質			
畳	22.1	49.7	11.7
木材 (洋式)	12.2	16.8	11.0
3. 部屋の階数			
1階	21.9	46.4	12.3
2階	11.6	59.5	6.0
4. 室内でのエアコンの使用			
使用する	13.5	28.0	9.8
使用しない	27.0	56.2	13.2
5. 室内での暖房器具の使用			
使用する	18.5	38.9	12.0
使用しない	37.7	71.8	8.4
6. 喫煙頻度 (たばこ)			
1日20本以上	16.1	43.2	10.7
1日10本程度	11.0	17.1	10.6
1日数本	18.6	21.2	16.6
すわない	26.3	54.7	11.6
7. 部屋のペットの有無			
いる	23.2	48.9	13.8
いない	20.5	46.4	11.0

ラドン濃度 $37 \text{ Bq}/\text{m}^3$ のところで10か月間曝露した場合、予想される 1mm^2 当たりのトラックは10個として、フィルム表面 1mm^2 のトラックを数えた。このように、これ以下の濃度では統計変動だけが $\pm 30\%$ 以上であった。ほとんどの場合、二重測定値は2台の検出器の平均値に予想される統計変動性と一致したが、数例は予想範囲をかなり超えていた。この異常な結果について十分な説明はできない。

滋賀ベア型検出器で行った測定と隣接した Terradex 検出器で行った測定との間には良い相関関係があったが(図2)、滋賀検出器の値は、Terradex 検出器の値よりも47%低く、二つの方法の相対的差異は濃度の低下にともない増加することが認められた。ベア型検出

器の一つの問題は、ラドン短寿命娘核種が検出器に直接沈着する程度が室内気流の攪乱および、たばこの煙を含むエアロゾル濃度にもとない変化し得ることである。オーストラリア放射線研究所が校正した2種類の飛跡検出器を用いた同時比較測定によって滋賀ベア型検出器をチェックした。UrbanとPiesch⁸が開発したパッシブ型ラドンモニターを用いて比較すると、2種類の検出器で測定した数値にはかなりの相関関係があり(相関係数=.89)、平均値は互いに一致していた。静電捕集式積分ラドンモニター⁹を用いて比較すると数値はよく一致していたが、土壁で作られた建物数戸において大きな差が認められた。この場所では、滋賀検出器で測定された値は静電捕集式積分モニターで測定された値よりも約5から10倍大きかった。Terradex 検出器は、大きな差が認められた場所のうち1か所で高いトラック密度を記録した。この結果は、²²⁴Raの濃度の高い土壁近くの場所にトロン濃度が非常に高いところがあること、およびTerradex 検出器は滋賀検出器同様、トロンに対する感度が高いことを示唆している。Terradex 検出器の構成、特にカップ容量に対する換気用フィルターの面積比が高く、そのためカップのガス交換率が十分低くないことから、トロンガスの流入を完全に防げるとは考えられない。したがって、本調査で使用した両タイプの検出器で測定した値に及ぼすトロンの影響を考慮に入れることも必要である。

Terradex 検出器と滋賀ベア型検出器による測定の相関関係を調べると(図2)、ラドン濃度の低い場所ではTerradex 測定値の方が大きい傾向があることが分かった。なぜなら、Terradex 検出器が輸送中にバックグラウンド・ラドン被曝に影響されたということである。この証拠として、日本原子力研究所(茨城)の天野は、日米間を飛行機で飛ぶ際、Terradex 検出器のバックグラウンド・トラック密度がきわめて高くなることに気付いた(天野、私信)。日米間往復輸送の結果、密度は1.66トラック/mm²になったと推定されたが、これはラドン濃度6 Bq/m³の場所に10か月間曝露したことに相当する。このようにバックグラウンド放射線によりTerradex 検出器の数値が増大し、低レベル・ラドン濃度の家屋での測定に有意な誤差がもたらされることもあり得る。

以上のとおり、両測定法には問題がある。どちらの方法がより正確であるかを定めることはできないが、Terradex 検出器は国際的に広く使用されているので、その測定値は、他の国のラドン濃度レベルとの比較に役立つ。

広島・長崎のラドン濃度の平均値には大きな差が観察された。この主な理由は、両市の地質学的環境が異なるためと考えられる。広島およびその近郊の地質は主として²²⁶Ra含有量の多い花崗岩であるが、長崎およびその近郊の地質は主として²²⁶Ra含有量の比較的少ない輝石安山岩である。この差が、両市の家屋の下の土壌と壁材に用いられた粘土のラジウム含有レベルの差となって表われているのかもしれない。

ラドン濃度には有意な季節差は認められなかった(表3)。換気頻度は、冬には暖房器の使用とともに増加し、夏はエアコンの使用とともに減少する傾向があるので、ラドン濃度が冬高く、夏低いという既存の傾向は無くなった。さらに、測定期間は6か月とした。この二つの要因が、冬と夏とで濃度差が認められない理由の説明となるかもしれない。

新しい家屋ほどラドン濃度が減少する傾向も観察された。これは、部屋と地面の間の密閉が良くなったこと、土壁の使用が少なくなったこと、壁の仕上げに樹脂を含んだ材質がよく使用されるようになったことが原因と考えられる。

屋内ラドン濃度は、建築工法ならびに材質、部屋の階数、居住者、および喫煙頻度と高い相関関係があることが確認された(表4)。部屋の階数による差は長崎で見られたが、広島ではなかった。これは、広島においてラドン源として建築材料(特に土壁)が大きく寄与していることを示唆している。ラドン濃度が喫煙頻度と相関関係がある理由は、喫煙頻度の高い部屋は換気率も高くする必要があること、あるいは換気頻度と居住者の社会経済水準とが相関関係にあることがその可能性としてあげられる。¹⁰

Terradex 検出器を用いた測定の結果と、国際放射線防護委員会¹¹によって略述されている方法を用いると、吸入されたラドン娘核種による気管支標的細胞における平均年間線量当量は広島および長崎においてそれぞれ0.046 Sv, 0.018 Svであると推定することができる。これらの計算では、ラドン娘核種の平衡ファクターは0.5と仮定し、自分の家以外にいる間のラドン被曝の寄与は無視した。このような被曝を30年間受けたと考えると、両市の線量当量の差は約0.8 Svとなる。この差は原爆被曝の影響を推定する際、無視できるほど小さくはない。肺癌死亡率について、広島・長崎における線量反応曲線を比較した場合、³ 両市の対照者の死亡率はほぼ等しいにもかかわらず、曲線の形は広島市と長崎市とでは0.1 Gy から0.8 Gy の範囲内で異なっている。両市の線量反応関係は屋内ラドンの吸入による被曝の影響を含んでいるはずだが、低線量域では広島・長崎の肺癌死亡率には統計的に有意な差は観察されなかった。差が有意でない理由は、屋内ラドン被曝に起因する肺癌発生率が総発生率のごくわずかな割合を占めているためかもしれない。しかし、原爆被曝者の被曝線量の推定値にもこのラドン被曝を考慮に入れるべきである。

ラドンおよびラドン娘核種による被曝は低線量率で長期間継続する。動物の場合、低線量域で高線量率照射されるよりも低線量率照射される方が α 粒子の吸入によって肺癌が誘発される確率が高いことに言及した報告がある。^{12,13} この現象は中性子照射の場合もよく見られる。関与する機序については、分割照射で最初の被曝の後の照射や低線量率照射には発癌促進因子の効果に似た効果や、悪性クローンの増殖を促進する刺激効果もあると考えられている。¹⁴⁻¹⁶

α 線も中性子線と同じ促進因子のような効果があると仮定すれば、原爆放射線による被曝は肺上皮細胞のDNAにある損傷をもたらし、その後吸入ラドン娘核種の α 線に継続被曝するとその被曝は肺癌発生の促進に寄与すると考えられる。この促進因子のような効果が、原爆被爆者における肺癌発生の無視できない修飾因子である可能性もある。ただし、この説明は前述の仮説に基づいているので、培養細胞と実験動物を用いた実験研究によってこの仮説を確証する必要がある。

他の研究でも、発癌におけるラドンの役割が指摘されている。Lucie¹⁷は、屋内ラドン含有量と急性骨髄白血病の発生の相関関係を発見した。Henshaw¹⁸も、骨髄白血病、腎臓癌およびある種の小児期癌の発生は屋内ラドン濃度と有意な相関関係があることを報告している。Cook-Mozaffari¹⁹は、白血病と屋内ラドン被曝の因果関係の可能性を考察した。原爆被爆者における白血病死亡および白血病以外の全癌死亡については、両市の死亡率には統計的に有意な差は観察されなかったが、同線量では広島死亡率の値は長崎よりも高い。

原爆被曝線量反応関係に大きな変動を及ぼすラドンによる過剰被曝の交絡影響をさらに分析するためには、ラドン濃度の測定方法や肺ならびに他の重要器官の線量推定に関してもっと研究する必要がある。

参考文献

1. Edling C, Kling H, Axelson O: Radon in houses—A possible cause of lung cancer. *Scand J Work Environ* 10:25–34, 1984
2. Radford EP, Renard KGS: Lung cancer in Swedish iron miners exposed to low doses of radon daughters. *New Engl J Med* 310:1485–94, 1984
3. Shimizu Y, Kato H, Schull WJ, Preston DL, Fujita S, Pierce DA: Life Span Study Report 11. Part 1. Comparison of risk coefficients for site-specific cancer mortality based on the DS86 and T65DR shielded kerma and organ dose. RERF TR 12-87
4. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: *Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation* (UNSCEAR 1988 report). New York, United Nations, 1988
5. Nazaroff WW, Nero AV (eds): *Radon and Its Decay Products in Indoor Air*. New York, Wiley, 1988
6. Alter HW, Fleischer RL: Passive integrating radon monitor for environmental monitoring. *Health Phys* 40:693–702, 1981
7. Yonehara H, Kimura H, Sakanoue M, et al: Improving bare-track-detector measurements of radon concentration. *Radon and Its Decay Products* (ACS Symposium Series 331). Washington DC, American Chemical Society, 1987. pp 172–85
8. Urban M, Piesch E: Low level environmental radon dosimetry with a passive track etch detector device. *Radiat Protect Dosim* 1:97–109, 1981

9. Iida T, Ikebe Y, Hattori T, Yamanishi H, Abe S, Ochifuji K, Yokoyama S: An electrostatic integrating ^{222}Rn monitor with cellulose nitrate film for environmental monitoring. *Health Phys* 54:139-48, 1988
10. Cohen BL, Gromicko N: Variation of radon levels in U.S. homes with various factors. *J Air Pollut Control Assoc* 38:129-34, 1988
11. International Commission on Radiological Protection: *Lung Cancer Risk from Indoor Exposures to Radon Daughters* (ICRP Publ 50). New York, Pergamon Press, 1986
12. Little JB, Kennedy AR, McGandy RB: Effect of dose rate on the induction of experimental lung cancer in hamsters by α radiation. *Radiat Res* 103:293-9, 1985
13. Lundgren DL, Gillett NA, Hahn FF, Griffith WC, McClellan RO: Effects of protraction of the α dose to the lungs of mice by repeated inhalation exposure to aerosols of $^{239}\text{PuO}_2$. *Radiat Res* 111:201-24, 1987
14. Hill CK, Cames BA, Han A, Elkind MM: Neoplastic transformation is enhanced by multiple low doses of fission-spectrum neutrons. *Radiat Res* 102:404-10, 1985
15. Ullrich RL: Tumor induction in BALB/c mice after fractionated or protracted exposures to fission-spectrum neutrons. *Radiat Res* 97:587-97, 1984
16. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: *Genetic and Somatic Effects of Ionizing Radiation*. New York, United Nations, 1986
17. Lucie NP: Radon exposure and leukaemia. *Lancet* 2:99-100, 1989
18. Henshaw DL, Eatough JP, Richardson RB: Radon as a causative factor in induction of myeloid leukaemia and other cancers. *Lancet* 335, 1008-12, 1990
19. Cook-Mozaffari P, Darby S, Doll R: Cancer near potential sites of nuclear installations. *Lancet* 2:1145-7, 1989

付 録

付表 Terradex 検出器および滋賀ベア型検出器両方が置かれた 193 か所について
世帯主に配ったアンケートの内容

質 問	回 答	サンプル数	
1. 建築の年	1944 年以前	14	
	1945-1964	83	
	1965-1974	93	
	1975 年以後	3	
2. 建築工法	木造	103	
	鉄筋コンクリート	49	
	プレハブ	41	
3. 家の様式	一戸建て	145	
	棟割	9	
	アパート	38	
4. 家屋断熱材の有無	有	31	
	無	162	
5. 井戸水の使用	使用する	9	
	使用しない	184	
6. 部屋の階数	1 階	154	
	2 階以上	39	
7. 部屋の使用目的	居間	163	
	寝室	17	
	ダイニングルーム	5	
	客間	7	
8. 部屋面積 (m ²)	7.4	31	
	9.9	106	
	13.2	35	
	16.5	19	
9. 表面仕上げに使用された材質	壁	土	102
		木材	22
		石膏ボード	17
	床	コンクリートまたは樹脂	6
		木材 (洋式)	34
		畳	150
	天井	コンクリート	23
		木材	147
		石膏ボード	18

付表 つづき

質 問	回 答	サンプル数
10. 窓構造	アルミニウム	110
	スチール	5
	木材	71
11. 部屋の風通し	非常に良い	6
	良い	15
	悪い	54
	非常に悪い	118
12. 居住者の喫煙習慣（たばこの本数）	1日20本以上	33
	1日10本程度	37
	1日数本	16
	すわない	105
13. 暖房器具の使用	使用する	162
	使用しない	29
14. エアコンの使用	使用する	83
	使用しない	108
15. ペットの有無	いる	24
	いない	167