

## 福岡大学 RI センター実験施設における ラドン濃度測定に関する研究

川井 妙子<sup>1)\*</sup>・山川 博文<sup>1)</sup>・川田 知<sup>1),2)</sup>・加留部善晴<sup>3)</sup>

(令和2年5月27日受理)

### Study on radon concentration measurement in Experiment Facility for RI Center of Fukuoka University.

Taeko KAWAI<sup>1)\*</sup>, Hirofumi YAMAKAWA<sup>1)</sup>, Satoshi KAWATA<sup>1),2)</sup> and Yoshiharu KARUBE<sup>3)</sup>

(Received May 27, 2020)

#### Abstract

There are two types of isotopes of radon in the air. One is  $^{222}\text{Rn}$ , which belongs to the uranium series derived from  $^{238}\text{U}$  and the other is  $^{220}\text{Rn}$ , which belongs to the thorium series derived from  $^{232}\text{Th}$ . Radon ( $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{220}\text{Rn}$ ) and its progeny nuclides are responsible for internal exposure due to natural radioactivity. Radon concentrations in the atmosphere above the national average were detected in the new building of the Experiment Facility for RI Center of Fukuoka University. The time evolution of radon concentration in exhaust air correlated with that of humidity in both buildings: the radon concentration increased with increasing in the humidity. The humidity of the new building was higher than that of the old building. Further, the radioactivity of the coarse aggregate in the concrete material of the new building was higher than that of the old building. These results suggest that atmospheric radon concentration is affected by humidity and building materials of high radioactivity. Radon is specified as a cause of lung cancer, and measures such as adequate ventilation should be taken to reduce the concentration of radon in the air, especially in rooms of concrete buildings where air stays.

**Key words:** radon concentration in exhaust air, radon concentration in the atmosphere, radioactivity in concrete, natural radioactivity

#### 1. はじめに

自然界に存在する天然放射性核種として壊変系列を持つものがあり、 $\alpha$ 壊変もしくは $\beta^-$ 壊変を繰り返し、より安定な同位体に変化する。自然放射能による被ばくの原因となる壊変系列として、半減期45億年の $^{238}\text{U}$ を起源とするウラン系列と半減期140億年の $^{232}\text{Th}$ を起源とするトリウム系列がある (Fig.1, 2) [1]。ウラン系列には $^{222}\text{Rn}(\text{Rn})$ が存在し、トリウム系列には $^{220}\text{Rn}(\text{Tn})$ が存在する。呼吸により吸入されたラドン (Rn, Tn) とその子孫核種が、自然放射能による内

部被ばくの原因となっている。

Rn は、半減期1600年の $^{226}\text{Ra}$ が崩壊して生成する半減期が3.824日の核種であり、Tn は、半減期3.66日の $^{224}\text{Ra}$ が崩壊して生成する半減期が55.6秒の核種である。いずれも $\alpha$ 線を放出する希ガスであり、大地や建材等から空気中に拡散する。ラドンは、呼吸により人体に取り込まれ肺に到達し、壊変したラドン子孫核種は固体状のため呼吸気道内壁の細胞に沈着する。

ラドンは、1986年にはWHO (世界保健機関) によってヒトの肺がんに対する発がん物質に指定され、1988年にはIARC (国際がん研究機関) にヒトの肺に対す

1) 福岡大学RIセンター実験施設 〒814-0180 福岡県福岡市城南区七隈8-19-1

Experiment Facility for RI Center of Fukuoka University, Nanakuma 8-19-1, Jonan, Fukuoka 814-0180, Japan.

2) 福岡大学理学部化学科 〒814-0180 福岡県福岡市城南区七隈8-19-1

Department of Chemistry, Faculty of Science, Fukuoka University, Nanakuma 8-19-1, Jonan, Fukuoka 814-0180, Japan.

3) 福岡大学薬学部 〒814-0180 福岡県福岡市城南区七隈8-19-1

Faculty of Pharmaceutical Sciences, Fukuoka University, Nanakuma 8-19-1, Jonan, Fukuoka 814-0180, Japan.

\*Corresponding author: T. Kawai (e-mail: tkawai@fukuoka-u.ac.jp)

る発がん物質に分類された [2]。ラドンは、多くの国において喫煙に次いで 2 番目に重要な一般集団の肺がんの原因であり、肺がんのリスクは、閾値なしで直線的な関係にあるという結果が報告されている [3]。

屋内ラドン濃度の重要性が認識されるようになってきたのは、1970 年代後半から行われてきた欧米での大規模な屋内ラドン濃度調査の結果による。屋内ラドン濃度の非常に高い家屋が存在していることが分かり、社会問題化してきた [4]。

WHO は、国際ラドンプロジェクト（WHO-IRP）を立ち上げ、ラドンの健康影響低減のプログラムを明確化し推進している [2]。建築基準の一部にラドンの減免ないし防止ガイドライン文書又は基準を設けている国もあり、また、一部の国では住宅売買にラドン濃度測定義務や低減対策が強制的措置になっている [3]。

日本でも 1980 年代から 2000 年代にかけて、放射線医学総合研究所、日本分析センター及び国立保健医療科学院によって屋内ラドン濃度の全国調査がなされた。その結果、日本の屋内ラドン濃度レベルは高くない事が判明し、欧米ほどの大きな社会問題とはならなかったが、文部科学省に設置された放射線審議会により、住居や作業環境における規制の検討がなされた [4, 5, 6]。

ラドン濃度は一様ではなく、屋外大気中では、地域（地質）、地形、季節（日）変動（降雨、風など気象条

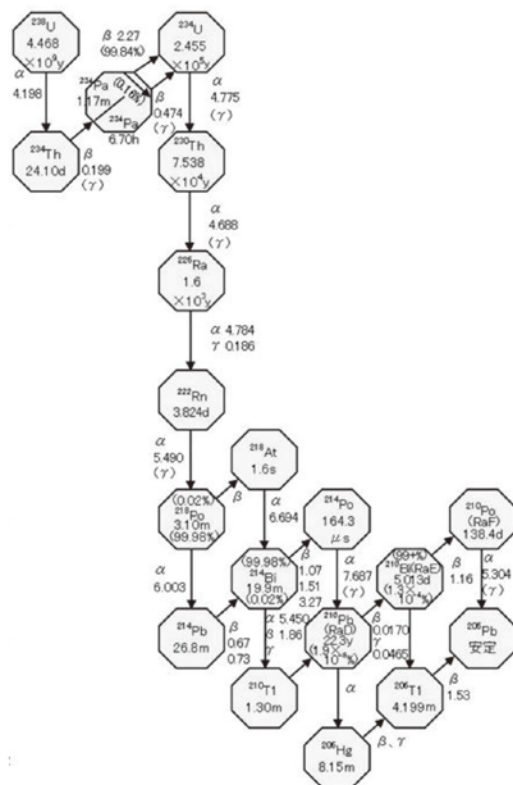
件）、屋内濃度では建物（建材、侵入経路）、人の生活習慣（窓の開閉、暖房）などにより大きく変化する [2, 7]。

福岡大学 RI センター実験施設（RI センター）は、1973 年に建築されたのち 1981 年に増築された施設である。増築された新館において、国内コンクリートブロック造の屋内平均  $42.5\text{Bq/m}^3$  [8] より高い空気中ラドン濃度  $253 \sim 274\text{Bq/m}^3$  が検出された。排気中 RI 濃度も同様に旧館より新館が高かった。そこで、新館の高ラドン濃度の原因を解明するため、建物のコンクリート壁の放射能を測定した。更に、大地からのラドン放出量が湿度によって増大する傾向があるとの報告があることから [9]、排気中 RI 濃度と湿度の関係を調査したので報告する。

## 2. 放射線施設について

RI センターは、放射性同位元素等の規制に関する法律（RI 規制法）により規制される放射性同位元素（RI）使用施設である。1973 年に科学技術庁（現原子力規制委員会）より許可を受けた許可使用者であり、その後、放射線業務従事者の増加に伴い 1981 年に増築を行い現在に至っている。

RI 規制法により、非密封 RI 等の使用を行う場合、排気口での排気中の RI 濃度、あるいは排気監視設備



を設けて排気中の RI 濃度を監視することにより、事業所境界の外の空気中の RI 濃度を、3 月間平均濃度で排気中濃度限度以下とすることとされている [10]。

RI センターの排気系統は、旧館（第 1，第 2 系統）と新館（第 3 系統）に分かれている。非密封 RI を使用する各作業室等の空気は、排気ダクトを通り、旧館及び新館それぞれの排気室に設置している排気浄化装置であるプレフィルター及び高性能エアフィルターを通過して、排気口から施設外へ排気される。排気される以前に放射線監視装置により、常時 RI 濃度が測定される。排風機は、平日では 8 時間、第 3 系統では、動物飼育室があるため 24 時間稼働する許可を受けている。

### 3. 自然放射線

#### 3.1 自然放射線による被ばく

日常生活における自然放射線による外部被ばく及び内部被ばくの年間合計線量は、世界平均で 2.4mSv、日本平均で 2.1mSv であり、外部被ばくより内部被ばくによるものが大きい (Fig.3) [11]。

ラドンとその子孫核種による被ばく線量は、世界平均では 1.26mSv で自然放射線による被ばく線量の半分を占めるが、日本平均では 0.48mSv と低い。日本における低い平均線量の要因として、大地の放射能が低いことに加え、湿気対策のため住居が高床式で通気性が高く、床下の空気が直接室内に侵入しない構造になっていることが挙げられる [4]。

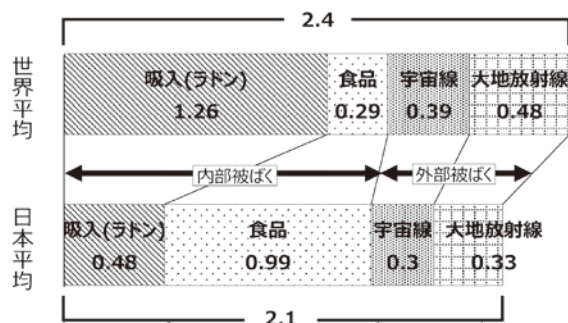


Fig.3 Annual exposure dose from natural radiation in everyday life (mSv) [11].

#### 3.2 大地放射線

日本国内における自然放射線分布は、地域によって大きく異なる (Fig.4) [12]。この相違は、大地に含まれる岩石の種類に違いがあるためである。自然放射線の分布と国内の花崗岩の分布 (Fig.5) [13] には相関があり、ウラン、トリウム及びカリウムを多く含む花崗岩地帯が多い関西や中国地方では、大地からの  $\gamma$  線の量

が多く、花崗岩地帯が少なく火山灰地の割合が多い関東平野では、 $\gamma$  線量が少なくなっている。

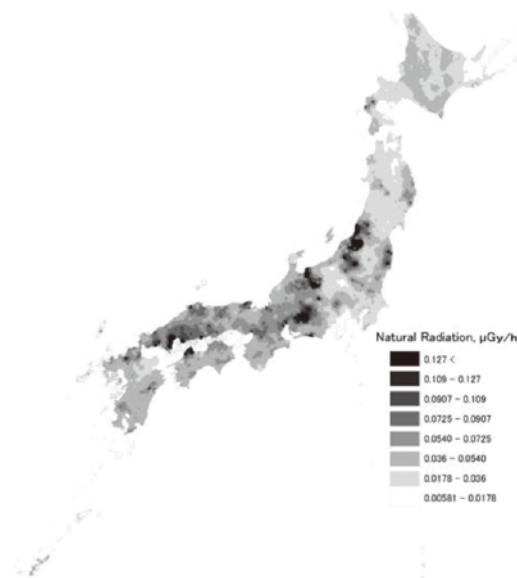


Fig.4 Distribution of natural radiation in Japan [12].



Fig.5 Distribution of granite in Japan [13].

#### 3.3 ラドン濃度

放射線医学総合研究所の研究報告書 (NIRS-R-34) において、日本のラドン濃度の代表値として屋内では  $15.5\text{Bq/m}^3$ 、屋外では  $5\text{Bq/m}^3$  が与えられている [14]。

経済開発協力機構 (OECD) 参加国の大部分の国における世界の平均屋内ラドン濃度は、 $39\text{Bq/m}^3$  であると思われている。日本の平均濃度の 2.5 倍であり、日本はオーストラリア ( $11\text{Bq/m}^3$ ) に次いで低い。チェコ共和国及びメキシコが高濃度である ( $140\text{Bq/m}^3$ ) [3]。

ラドン濃度は、空間  $\gamma$  線量率と同じく、その地域の地質と関連があることが知られている。日本を 7 地方に分けた地方別の屋内ラドン濃度の年平均値を Table 1 に示す。中央値と比較すると、中国地方が最も高く、

**Table 1** Annual average of indoor radon concentration in seven regions of Japan (Bq/m<sup>3</sup>) [8].

地方名	平均値	標準偏差	中央値	最大値	家屋数
北海道・東北	16.0	12.9	12.4	85	138
関東	12.4	9.5	9.7	70	134
中部	14.1	9.4	11.5	63	174
近畿	17.1	16.2	12.7	143	132
中国	16.7	9.8	14.4	55	95
四国	14.4	8.7	12.2	61	78
九州・沖縄	17.6	20.4	12.7	208	148
計	15.5	13.5	11.7	208	899

**Table 2** Annual average of indoor radon concentration in each house structural type (Bq/m<sup>3</sup>) [8].

家屋構造別の種類	平均値	標準偏差	中央値	最大値	家屋数
木造	12.9	8.1	10.9	78	597
コンクリート造	23.1	15.5	18.7	94	182
鉄骨フレーム造	12.8	9.5	11.0	77	90
コンクリートブロック造	42.5	55.4	22.6	208	16
プレハブ造	10.0	3.8	9.5	17	6

続いて近畿地方及び九州・沖縄地方であり、花崗岩の多い西日本で比較的高く、関東ローム層に覆われた関東地方では低い [8]。つまり、花崗岩の分布、空間  $\gamma$  線量率及びラドン濃度には良い相関が認められる。

ラドンは、大地の他、家屋を構成する建材からも発生している。屋内ラドン濃度を家屋種別に分類すると、コンクリートブロックやコンクリート造りの家屋が、他の家屋よりも高いラドン濃度を有している (Table2)。これらの違いは、建材及び換気率の差によるものと思われる [8]。

また、昭和 40 年代に製造された石膏ボードは、原材料に燐酸石膏が使用されており、Rn の親核種である <sup>226</sup>Ra の含有量が高いことが明らかとなっている [8]。

## 4. 実験方法

### 4.1 排気中 RI (ラドン及びトリチウム) 濃度

RI センターの排気中 RI 濃度は、 $\beta(\gamma)$  線ガスモニタ (日立製作所 MSR-3000, DGM-1101C, 通気式円筒型電離箱検出器) で測定した。

ガスモニタは、自身の僅かな電気ノイズに加えて、自然放射線の値で施設ごとにバックグラウンドが異なるため、測定値からバックグラウンドを差し引くことで RI による寄与分のみの評価を行った。 $\alpha$  線によるパルスと電離箱内に発生したすべての電離電流を同時

に測定し、 $\alpha$  線による濃度を差し引くことで、ラドンによる自然放射線の影響を減ずることができる。ただし、ラドン減算機能はラドン濃度が 50Bq/m<sup>3</sup> 以上になると、その影響を除去しきれなくなる。

放射線施設では使用核種が複数ある場合、管理を行う核種として換算に用いる核種 (着目核種) を決定する必要がある。電流値に着目核種の換算定数を乗じて濃度 (Bq/cm<sup>3</sup>) に換算し、計測した数値がすべて着目核種による濃度であるものとして表示する。換算定数は、核種によって大きく異なるため、放射線施設で使用する核種、使用数量及び排気中濃度限度を考慮して着目核種を選択する。RI センターでは <sup>3</sup>H を選択しているので、排気中 RI 濃度は <sup>3</sup>H 濃度として評価される。<sup>3</sup>H 濃度の 0.052Bq/cm<sup>3</sup> が<sup>3</sup>, ラドン濃度 50Bq/m<sup>3</sup> に相当する。

### 4.2 湿度

排気中 RI 濃度と湿度の関係を調べるため、RI センターから約 4km の距離に位置する福岡管区気象台での測定結果を用いた [15]。

また、RI センター内の作業室及び排気室の湿度を測定し、旧館と新館を比較した。

### 4.3 空気中ラドン濃度

作業室及び排気室の空気中ラドン濃度は、ラドンガス測定器 (MEASURE WORKS RGD-PS3 拡散接合フ



トダイオード検出器)で測定した。Rnの壊変により生じた $\alpha$ 線を電気信号として取り出した値を1週間連続測定し、平均したものを測定値とした。測定器を壁・床より1m離して設置することにより、半減期55.6秒のTnによる測定値への影響が小さくなるようにした。測定中の排風機稼動時間は、約44時間/週であるが、第3系統では、1週間連続稼動した場合と停止した場合の測定も行った。

#### 4.4 コンクリート壁の放射能

壁材であるコンクリートは、セメント、水、骨材を混合して作られる。骨材は粒子径5mm未満の細骨材(砂等)と5mm以上の粗骨材(砂利、碎石～山地を形成する硬い岩石を破碎した骨材)に区分される。一般的なコンクリート材料では、セメント・水・細骨材を混合したモルタルが60%程度含まれている(Fig.6) [16]。

RIセンター旧館と新館の壁、それぞれ3か所よりコンクリートコアを採取し(Fig.7)、それらをモルタルと粗骨材に分別した試料の放射能を測定した(Fig.8)。なお、用いたコンクリートコアは、RIセンターの耐震診断のため採取されたものであり、コンクリートコアを抜いた壁は、速やかに埋め塞ぐ措置をとっている。

コンクリートコアの放射能測定には、高純度Ge同軸型半導体検出器(キャンベラジャパン25GC3520, スペクトルエクスプローラ Ver.1.4)を使用した。半導体結晶に逆バイアス電圧をかけて空乏層を作り、 $\gamma$ 線の入射により空乏層に電子・正孔対が発生し、そこから生じる電荷パルスを増幅し測定する。 $\gamma$ 線のエネルギーは核種に固有のため、検出ピークの位置から核種が同定され、ピーク面積から放射エネルギーが求められる。エネルギー分解能が高く( $^{60}\text{Co}$  1332.5keV  $\gamma$ 線で0.15%), 精度よく $\gamma$ 線ピークを分離測定できる。

試料を細かく砕き、U8容器(48mm $\Phi$ , 容積100ml, スチロール樹脂製)に詰めた後密封し、放射平衡を待って約1か月後に測定した。測定方法は、既報に従った[17]。試料量は128～166g, 測定時間は24hである。

コンクリートには、ウラン系列、トリウム系列及びアクチニウム系列に属する子孫核種、壊変系列に属さない $^{40}\text{K}$ 並びに宇宙線生成核種である $^7\text{Be}$ などが含まれる。ウラン系列の $^{226}\text{Ra}$ は186.18keV(放出比3.3%)の $\gamma$ 線を放出するが、 $^{235}\text{U}$ のピーク185.72keV(放出比54%)と重複するため、定量分析には利用されていない[18]。

ウラン系列では、 $^{214}\text{Pb}$ (351.99keV)及び $^{214}\text{Bi}$ (609.31keV)、トリウム系列では、 $^{208}\text{Tl}$ (583.14keV)が指標とされる。本研究においては、コンクリートコア中のウラン系列の $^{214}\text{Pb}$ と $^{214}\text{Bi}$ の放射能がほぼ等しかったことから

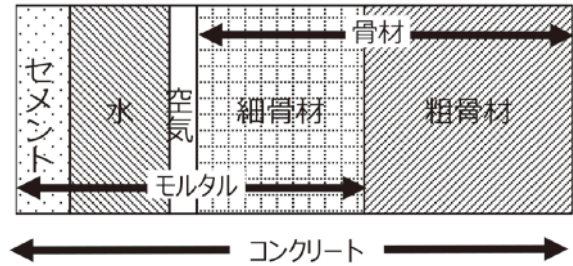


Fig.6 General composition of concrete materials (volume ratio)[16].



Fig.7 Concrete core of the walls of the old and new buildings.



Fig.8 Mortar (left) and coarse aggregate (right) of the walls of the buildings.

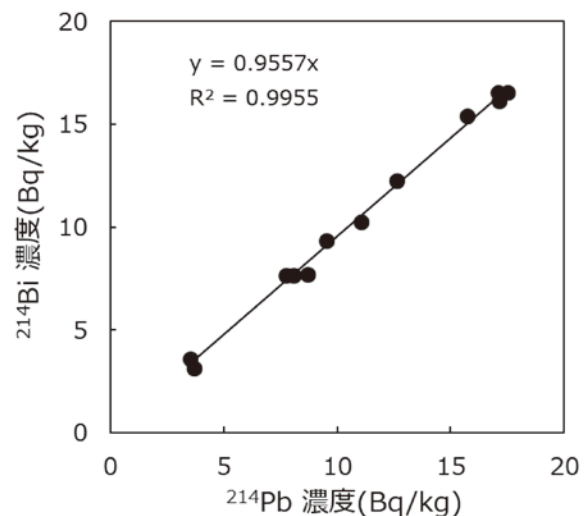


Fig.9 Correlation between  $^{214}\text{Bi}$  and  $^{214}\text{Pb}$  concentrations of the concrete core of the walls.

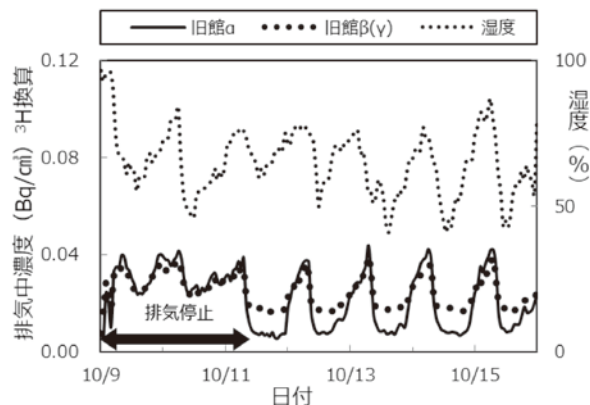


Fig.10 Time evolution of RI concentration and humidity in exhaust air of the old building.

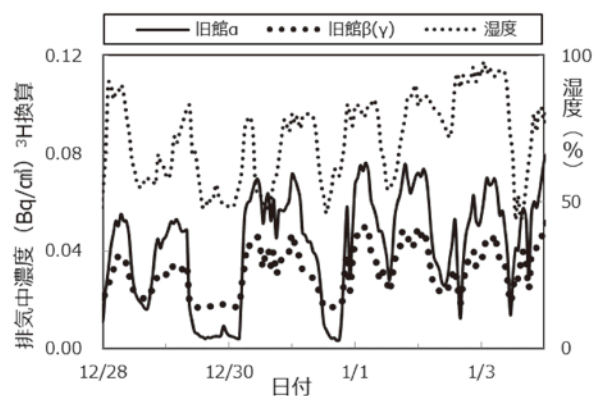


Fig.13 Time evolution of RI concentration and humidity in exhaust air of the old building (During exhaust fan stop).

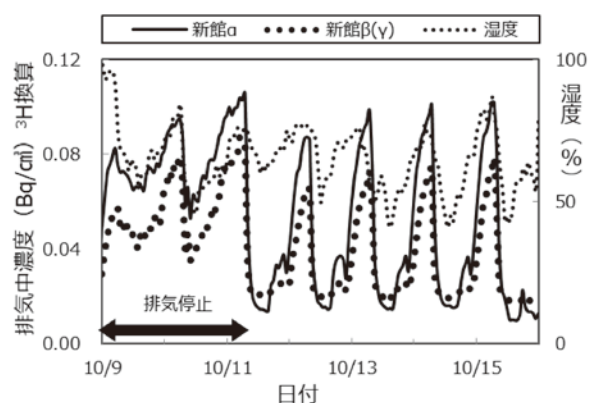


Fig.11 Time evolution of RI concentration and humidity in exhaust air of the new building.

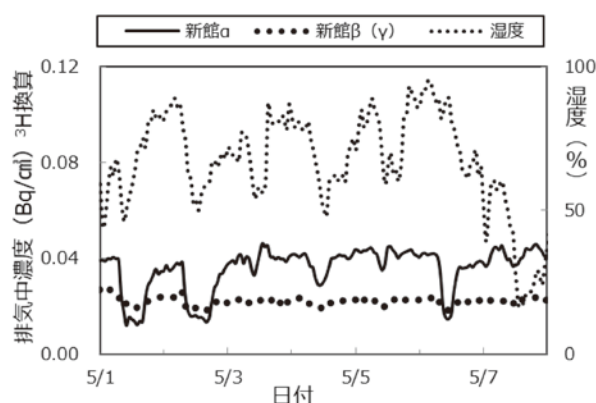


Fig.14 Time evolution of RI concentration and humidity in exhaust air of the new building (During exhaust fan continuous operation).

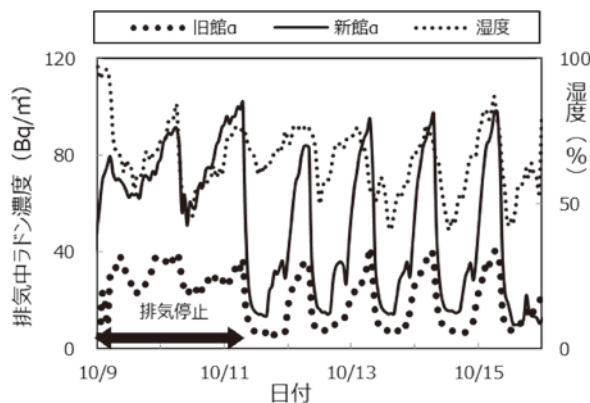


Fig.12 Time evolution of radon concentration and humidity in exhaust air of the old and new buildings.

(Fig.9), ウラン系列では  $^{214}\text{Bi}$ , トリウム系列では  $^{208}\text{Tl}$  を指標として定量した。

## 5. 結果及び考察

### 5.1 排気中 RI 濃度と湿度の関係

旧館 (第 1 系統) 及び新館 (第 3 系統) の排気中 RI 濃度 ( $^3\text{H}$  換算) と湿度の関係を Fig.10 と Fig.11 に示す (10/9 ~ 10/11 の 8 時半まで及び夜間は排風機停

止)。

排気中 RI 濃度の変化は, 排風機の稼働の有無と時刻に左右されることが分かる。夜間に上昇した排気中 RI 濃度は, RI センター開館時に排風機を稼働すると急激に低下し, 午後に最低になる。更に, 排風機が稼働していない場合も, 昼間には徐々に低下し最低濃度になり, 夜間から明け方に上昇する傾向が見られる。

排風機停止中の夜間から明け方の排気中 RI 濃度上昇は, 換気が行われていないことと外気のラドン濃度上昇の影響によるものと思われる [19]。屋外では, 夜間から明け方にかけて大気が滞留することでラドン濃度は上昇し, 日中は大気の混合・拡散で低くなるという報告 [20] と測定結果が一致することが分かる。

Fig.10 と Fig.11 の  $\alpha$  線量より得られた旧館及び新館の排気中濃度を, ラドン濃度に換算し比較したものを Fig.12 に示す。新館の濃度は旧館より常に高く, 特に明け方には, 排気モニタがラドン濃度の影響を減ずることが可能な  $50\text{Bq}/\text{m}^3$  を超えて  $100\text{Bq}/\text{m}^3$  以上になり, その影響を除去しきれなくなっている。ラドン濃度は午後には低くなり, 旧館は約  $6\text{Bq}/\text{m}^3$  で日本の屋外

**Table 3** One week average of radon concentration in the air.

室名	ラドン濃度 (Bq/m <sup>3</sup> )	ラドン濃度 (平均) (Bq/m <sup>3</sup> )	排風機稼動時間 (時間 / 週)	測定回数
旧館作業室	12 ~ 60	36.4	約 44	14
同上	33	—	停止	1
新館作業室	30 ~ 109	59.7	約 44	19
旧館排気室	26 ~ 67	42.3	約 44	10
同上	67	—	停止	1
新館排気室	119 ~ 214	158.3	約 44	9
同上	58 ~ 78	67.0	連続	3
同上	253 ~ 274	263.5	停止	2

平均濃度とほぼ同じになるが、新館は約 15Bq/ m<sup>3</sup> で、排風機により換気をして、屋外濃度より高いことが分かる。新館と旧館の 1 週間平均排気中ラドン濃度比は約 2.4 である。

排風機停止中の旧館の排気中 RI 濃度と湿度の関係を Fig.13 に示す。排気中 RI 濃度は、湿度が高くなると高くなる傾向にあることが分かる。それぞれ日付が変わる前後の排気中 RI 濃度変化と湿度変化を注視すると、良い相関が認められる。

また、作業室及び排気室の湿度測定の結果、常に旧館より新館が高く、その比をとるといずれも 1.2 であったが、新館の湿度が旧館より高い原因は不明である。新館の湿度が高い事が高ラドン濃度の原因の 1 つであることが推察され、湿度によってラドンの放出量が増大する傾向にあることとも符合する [9]。

Rn は <sup>226</sup>Ra が  $\alpha$  崩壊する際生じる反跳エネルギーを利用して、土壌や岩石から放出される。その反跳距離は Rn が移動する媒質によって異なる。土壌や岩石の空隙に水分が存在する場合には、放出された Rn は水で減速されて水中で停止し、隣接した土壌や岩石に入り込むのを妨げ散逸 Rn となる [21, 22]。

新館の排風機を連続稼働した際の、排気中 RI 濃度と湿度の関係を Fig.14 に示す。排気中ラドン濃度は最高値でも 40Bq/ m<sup>3</sup> 程度であり、通常（昼間のみ排風機稼働時）の最高値の 1/2 以下に減少する。常時換気することで、排気中ラドン濃度が低減したことが分かる。この場合も、排気中 RI 濃度変化と湿度変化に良い相関が見られる。

## 5.2 空気中ラドン濃度

空気中ラドン濃度の 1 週間平均値を Table3 に示す。作業室及び排気室の空気中ラドン濃度は、旧館より新館が高く、週約 44 時間排風機稼働（通常）時の新館・旧館の比は作業室で約 1.6、排気室で約 3.7 であ

**Table 4** Indoor radon concentration reference level adopted in each country (Bq/m<sup>3</sup>) [5].

	一般住居環境	作業環境
フランス	公共施設で 400	—
ドイツ	400（新築で 200）	—
スイス	—	1000
米国	148	—
英国	100	—
韓国	148	—
ICRP 勧告値	300	1000
IAEA 勧告値	300	1000
WHO 勧告値※	100（＜ 300）	—

※ 100Bq/m<sup>3</sup> が実行不可能な場合には 300Bq/m<sup>3</sup> を超えるべきでない。

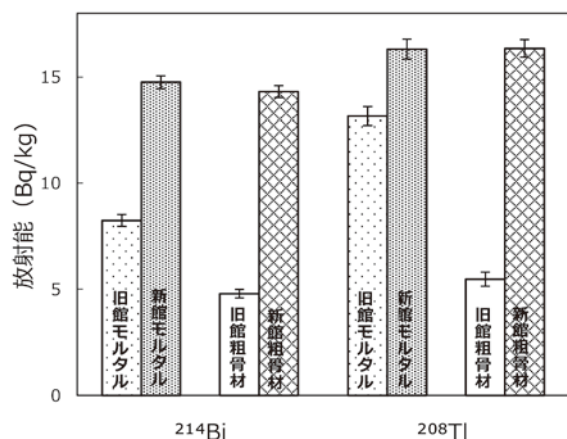
る。排風機停止中の排気室の比は約 3.9 である。排風機停止中の新館排気室（2 階）の空気中ラドン濃度は約 260Bq/m<sup>3</sup> となり、国内平均 42.5Bq/m<sup>3</sup> [8] の 6 倍以上になる。空気中ラドン濃度は通常 1 階、地下室又は地面と接する構造区域で高くなる傾向にあるが [3]、排気室は通常扉の開閉がなく、室の空気を強制的に給排気するシステムになっていないため、空気が滞留し濃度が高くなったと考えられる。

現在日本では、住居や作業環境における屋内ラドン濃度の規制値は導入されていないが、参考に各国で採用されている屋内ラドン濃度参考レベルを Table4 に示す [5]。参考レベルは、「安全か危険かの境界線ではなく、防護の最適化のための指標で、それを超える場合には必ず防護措置をとるための値」とされている [5]。したがって、新館排気室の空気中ラドン濃度約 260Bq/m<sup>3</sup> は、日本の国内平均と比較すると高濃度ではあるが、作業環境での ICRP 及び IAEA 勧告値の



**Table 5** Average radioactivity of the concrete core (Bq/kg).

核種	旧館モルタル	旧館粗骨材	新館モルタル	新館粗骨材
$^{214}\text{Bi}$	8.245 ± 0.2823	4.790 ± 0.2039	14.757 ± 0.3026	14.313 ± 0.2784
$^{208}\text{Tl}$	13.163 ± 0.4476	5.469 ± 0.3320	16.310 ± 0.4665	16.347 ± 0.4166

**Fig.15** Comparison of average radioactivity of the concrete core.

1000Bq/m<sup>3</sup>を下回っており、通常立ち入らない室であることを考慮すれば健康影響には問題ない。

### 5.3 コンクリート壁の放射能

旧館及び新館それぞれ3か所のコンクリートコアの平均放射能測定結果を Table5 及び Fig.15 に示す。新館濃度は旧館に比べ  $^{214}\text{Bi}$  がモルタルで約 1.8 倍、粗骨材で約 3 倍高く、 $^{208}\text{Tl}$  は旧館粗骨材のみ低かった。

コンクリートコアの測定結果より、新館の放射能は旧館より高いことが判明した。その中でも、モルタル

より粗骨材に含まれるラジウムの自然放射能が高く、ラドン濃度が高い主な原因であることが示唆された。

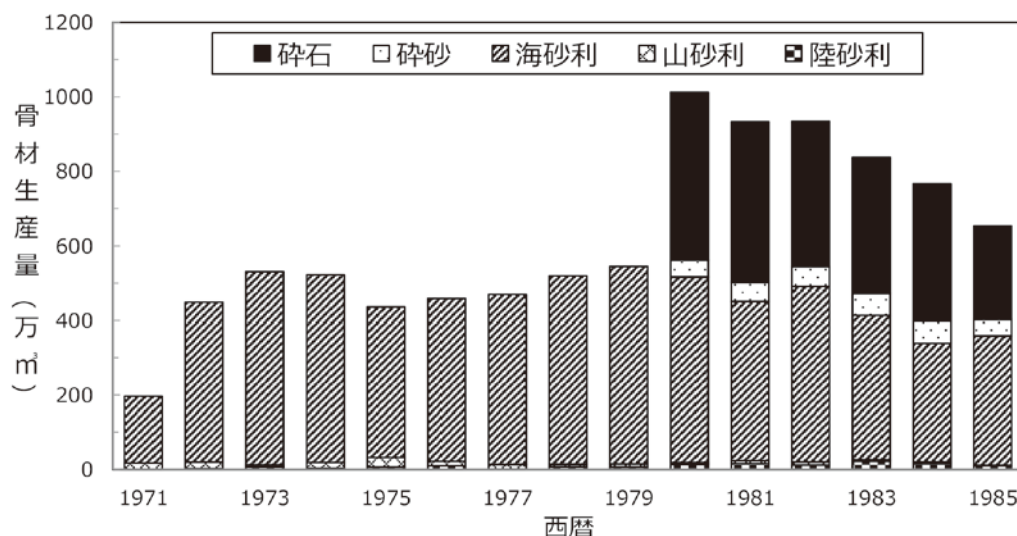
### 5.4 コンクリート材料による違い

コンクリート材に使用される骨材は、ほぼ県内及び近郊より調達される。粗骨材は 1970 年代に枯渇した川砂利の代替剤として各種砂利の開発努力がされ、海砂利への依存が高まった。その後、海砂利と碎石による供給体制が維持されている [23]。

福岡県の骨材生産量推移を Fig.16 に示す [24]。RI センターが建築された 1973 年以前は、海砂利がほぼ全てを占める事より、旧館は海砂利が使用されたことは間違いないであろう。その後 1980 年に碎石の供給が始まり、1981 年に新館が増築された。1980～1981 年の碎石の占める割合は約 45% であり、新館に使用されたのは碎石である可能性は高い。碎石の原料となる原石の岩種は、大地を構成している岩石と相関する。福岡県は比較的花崗岩の分布が高い地域であるため、粗骨材として碎石を使用しているために放射能が高いと考えても矛盾はない。

## 6. 結論

RI センターの新館で、国内平均濃度より高い空気中ラドン濃度が検出された。その原因解明として壁建

**Fig.16** Aggregate production for concrete in Fukuoka prefecture [24].



材を、コンクリート材料のモルタルと粗骨材に分けて放射能を測定した結果、粗骨材の放射能が高いことが判明した。また、排気中 RI 濃度と湿度には、良い相関が見られ、新館がより湿度が高いことも判明した。

新館は旧館より高湿度であることと、コンクリートの材料である粗骨材の碎石の放射能が高いという理由により、ラドン濃度が高いことが示唆された。

RI センターは非密封 RI を使用する放射線施設であり、RI 規制法により排気中 RI 濃度を測定することが義務付けられている。空気中ラドン濃度が高いと測定する排気中 RI 濃度が高くなり、実際に使用した非密封 RI の排気中濃度の測定精度が落ちる可能性がある。RI センターのように建材の個体差により、空気中ラドン濃度が高い建築物が他にも存在することは大いに考えられ、排気中 RI 濃度の測定に注意が必要である。

日本における屋内ラドン濃度は諸外国と比較して低く、規制値は定められていないが、ラドンによる肺がんのリスクに閾値がないことから、屋内ラドン濃度が低ければ低いほどリスクは低くなる。屋内ラドン濃度は原理的には制御可能であることから [2]、屋内ラドン濃度が高く特に空気が滞留するコンクリート建物は、適切な換気を行い濃度低減に努めるなど対策が必要である。

## 謝辞

本研究を遂行するにあたり、福岡大学施設部施設一課にコンクリートコア試料をご提供頂きました。また、福岡大学医学部 RI 施設の榮文也放射線取扱主任者には、有益なご意見を賜りご支援頂きました。心からお礼を申し上げます。

## 参考文献

- [1] 日本アイソトープ協会, “アイソトープ手帳 11 版 ー机上版ー”(2012)
- [2] 日本アイソトープ協会, ラドンと子孫核種による肺がんのリスク・ラドンに関する ICRP 声明, ICRP Publication 115(2010)
- [3] WHO, WHO 屋内ラドンハンドブック (2009)
- [4] 飯田孝夫, 屋内ラドンとその健康影響, “健康文化”, No.24(1999)
- [5] 古川理央, ラドン放射能標準に関する調査研究, 産総研計量標準報告, Vol.9, No.4, 405-417(2018)
- [6] 放射線審議会, 自然放射性物質の規制免除について (2003)
- [7] 下道國, 真田哲也, 藤高和信, 湊進, 日本の自然放射線による線量, “Isotope News”, No.706, 23-29(2013)

- [8] 真田哲也, 下道國, 山田裕司, 屋内ラドン濃度の全国調査, 放医研環境セミナーシリーズ, 放射線医学総合研究所, No.27, 31-38(2000)
- [9] 高橋春男, 小泉好延, 佐藤和郎, 佐藤純, 低レベル γ 線スペクトロメータのバックグラウンドにおよぼす空気中の  $^{220}\text{Rn}$  および  $^{222}\text{Rn}$  の影響, “RADIOISOTOPES”, No.38, 144-147(1989)
- [10] 日本アイソトープ協会, 放射線を放出する同位元素の数量等を定める件 (平成十二年科学技術庁告示第五号), “アイソトープ法令集 I ”(2018)
- [11] 国連科学委員会 (UNSCEAR) 2008 年報告, 原子力安全研究協会 (2011)
- [12] 今井登ら, 日本の地球化学図, 産業技術総合研究所地質調査総合センター (2004)
- [13] 地質調査総合センター, 地質図 (2003), <https://gbank.gsj.jp/geochemmap/setumei/radiation/setumei-radiation.htm>
- [14] 日本保健物理学会, 日本保健物理学会専門研究会報告書シリーズ, Vol.8, No.1, ラドンの防護規準に関する専門研究会活動報告書 (2012)
- [15] 福岡管区気象台, <https://www.jma-net.go.jp/fukuoka/>
- [16] 渡邊悟士, 日本コンクリート工学会, [https://www.jci-net.or.jp/j/public/technology/archive/201710\\_article\\_1.html](https://www.jci-net.or.jp/j/public/technology/archive/201710_article_1.html)
- [17] 文部科学省, “放射能測定法シリーズ 7 ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリ”, 日本分析センター (1992)
- [18] 道広憲秀, 宮崎清, 清水光郎, 信森達也, 低バックグラウンド型 Ge 半導体検出器を用いた土壌中の U-238, Ra-226 同時迅速分析法, 岡山県環境保健センター年報, No.30, 67-71(2006)
- [19] 日立製作所, 放射線管理のタスク (2016)
- [20] 野村貴美, 中沢正治, 三好猛雄, 巻出義紘, 放射性同位元素使用室, 核燃料使用室および一般実験室における空気中ラドン ( $^{222}\text{Rn}$ ) 濃度の測定, “日本放射線安全管理学会誌”, Vol.2, No.2, 68-73(2003)
- [21] 渡邊弘, 材料及び環境中のラドン濃度 (1994)
- [22] 放射線医学総合研究所, 放射性核種生物圏移行評価高度化調査 (2011)
- [23] 五十嵐俊雄, 日本の骨材資源, “地質ニュース”, No.368, 6-18(1985)
- [24] 産業技術総合研究所, 平成 16 年度骨材資源調査報告書 (2005)