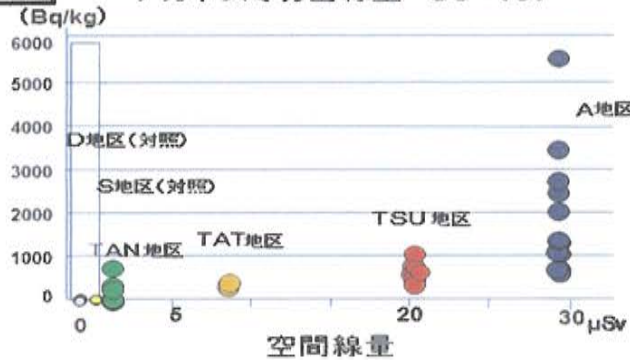


図8

アカネズミ切歯線量 Cs-137

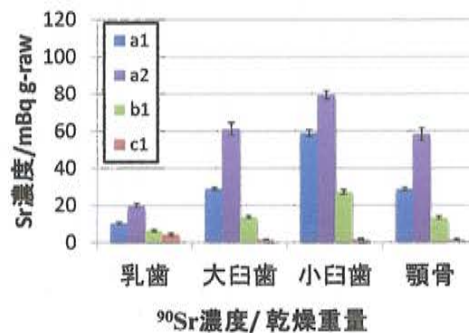


たものである。対照地区の切歯内には Cs-137 は検出されなかったが、空間線量が高い A 地区のアカネズミの切歯には 5000Bq/kg を越える個体もみられた。

図 9 には環境中の空間線量が異なる 4 つの地域で捕獲したウシの歯の中の Sr-90 の量が示してある。高線量地帯で捕獲したウシ (a1, a2)、中線量地帯で捕獲したウシ (b1) は、対照地区のウシ (c1) と比べて明らかに高い Sr-90 濃度を示している。

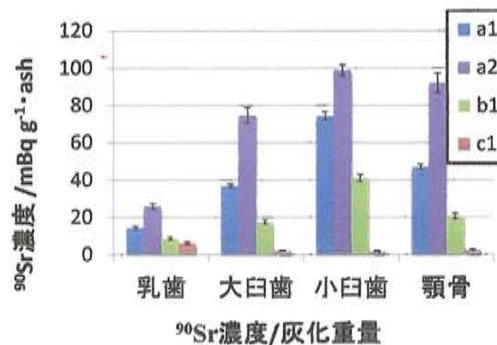
図9

ウシ歯・骨中の<sup>90</sup>Sr濃度



環境空間線量

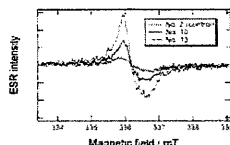
- a1, a2 地区: 高線量 (< 8-12 μGy/h)
- b1 地区: 中線量 (< 1-2 μGy/h)
- c1 地区: 対照地区 (< 0-0.05 μGy/h)



(5) ESR法による歯からの外部被ばく量の推定

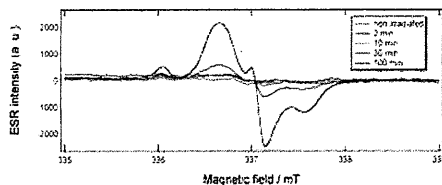
図10には福島県相馬地方の山中で捕獲した被ばくニホンサル(環境線量0.4-0.6  $\mu$  Gy/h)

図10 コントロールサルと相馬サルの比較



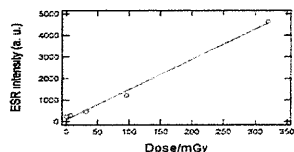
コントロール(No. 2)とボジ(No. 10とNo. 13)のESRスペクトル。コントロールに比べてラジカル量は3倍-5倍あることがわかる。

図11 ハイドロキシアパタイトのESRスペクトル



ハイドロキシアパタイトのESRスペクトル。線量とともにシグナルが大きくなっていることがわかる。

図12 ハイドロキシアパタイトを利用した検量線



検量線。スペクトルのピーク高さと同量の関係

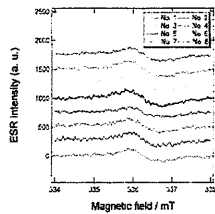
2匹から得たサルの歯と、コントロールサルの歯についてESRのシグナルを比較した結果である。相馬のサルの歯にはコントロールに比べて3-5倍程度のラジカルが存在することが分かる。

図11には歯エナメル質の主要成分であるヒドロキシアパタイトへのX線照射によって生ずる用量依存的なラジカルの発生の状態とそれによって得られるESRスペクトルの発生を示してある。また、図12には、これによって得られたESRシグナルと照射X線線量の関係を示してある。アパタイトへのX線照射量とラジカルの発生量との間には、10-50mGy以下の比較的low線量まで直線関係が得られている。

図13と14には相馬で捕獲したサルとコントロールのサルのESRシグナルのピークの高さの違いが全歯種について比較してある。この相馬のサルの場合、被ばく線量は2年間で10-15mSv程度と試算されている。シグナルの差は両者に明瞭な違いがみ

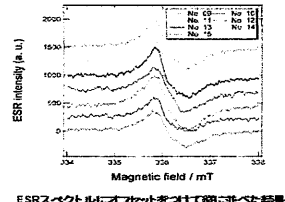
られる。ヒトに近いサルの歯でこのような違いがみられることは、ヒトにおいても比較的low線量の違いを、歯を用いて検出できる可能性を示すものと考えられる。

図13 コントロールサル歯のESRスペクトル



ESRスペクトルにオフセットをつけて重ねた結果。

図14 被ばくサル(南相馬)の歯のESRスペクトル



ESRスペクトルにオフセットをつけて重ねた結果。

#### IV. 考察

本研究の目的は、歯の形成期（放射線被ばくに対して最も感受性が高い時期）に歯質中に取り込まれ蓄積している放射性物質を測定することにより、これを個体の内部被ばく量を反映する指標の一つと考え、また、放射線により歯の中に発生し、蓄積している（炭酸）ラジカル量の測定から、個体の外部被ばく量を直接推測しようとするところにある。本年のフィジビリティースタディーにおいては、ヒトについて上記の可能性を検証するための基礎を確立するために、福島第一原発事故により立ち入り禁止となった地域内において捕獲された被災動物の歯を用い、ヒトの歯を分析するための方法論や技術の確立を目指した。その結果、原発事故に関連して動物の歯にはその形成期に Cs-134,137 や Sr-90 が取り込まれ蓄積すること、また、それらの濃度は環境線量を忠実に反映していることが示唆された。野生動物は、汚染された自然界から食物や水を得、塵を吸入していると考えられることから、歯の中の放射性物質の濃度はその個体の内部被ばく状態を忠実に反映しているものと考えられた。また、測定技術の点からは、コントロールの歯に存在する放射性物質も検出可能な感度を持つ測定技術（高感度ゲルマニウム半導体検出器による Cs-134,137 の測定、発煙硝酸法を基礎とする妨害元素からの Sr-90 の分離と低バックグラウンド 2π GM管を用いたβ線測定）を確立することもできた。

歯からは、内部被ばくのみならず、外部被ばくの状態も把握できる可能性がある。歯質、特にエナメル質への放射線の照射は、歯質中に（炭酸）ラジカルを発生させ、それらのラジカルは長く歯質中に保持される。したがってラジカル量を感度よく測定することが可能となれば、歯から個体の積算外部被ばく量を推定できる可能性もある。従来、ESR法による歯の中のラジカルの測定は、長崎や広島原爆被災者の歯に見られるように急性大量被ばく時に発生するラジカルの検出には有効であるが、低線量慢性被ばくの検出には十分な感度を有していないとされてきた。しかし、本実験で示されたように、年間の被ばく量が 5.6mSv と推測される相馬の被ばくニホンザルサル歯の歯からもコントロールのザルに比べて数倍のシグナルが検出されていることから、比較的低線量慢性被ばくの検出にも有効である可能性が示唆された。今後、事例を重ねることにより、ESR法の有効性についてさ

らに検討したい。

本研究では、被災動物で確立した方法論や技術をヒト歯の解析に応用し、ヒトについて個体レベルでの内部被ばく量、外部被ばく量を包括的に評価することを最終的な目的としている。そのためには、対象となる地域よりヒト乳歯を収集し、それらをアーカイブ化しておくことが必要となる。本研究では、福島県歯科医師会との綿密な協議・協同作業により、プライバシー・倫理面に配慮し、十分なインフォームドコンセントを基づく歯の収集体制を確立し、平成26年1月20日より福島県内を中心に歯の収集を開始している。平成26年3月15日現在、400本を超える歯を収集しているが、これまでに収集している歯は、3.11以前に形成されている歯であり、内部被ばくの検証という観点からはコントロール歯に相当している。3.11以後に形成され、原発事故の影響下に形成されたと想定される乳歯の自然脱落は2014年以降となるので、この乳歯収集作業は、今後も継続して実施していく必要がある。

## V. 結論

- (1) イメージングプレートを用いたオートラジオグラフの解析から、被災動物の歯および骨組織中には放射性物質の存在が確認された。
- (2) 形成途上にある歯や骨組織の中に比較的高濃度の放射性物質が取り込まれる。
- (3) ゲルマニウム半導体検出器を用いた $\gamma$ 線の測定により、歯や骨にはCs-137, Cs-134が含まれることが確認され、その値は、形成途上にある歯や骨で高い。またSr-90の存在も確認された。
- (4) Sr-90は非汚染地区の対照ウシの歯にも認められる。Sr-90やCs-137, Cs-134の歯中濃度は環境中の空間線量が低い地域(K-地区:  $0.5\text{--}1\ \mu\text{Sv/h}$ )で低く、高い地域(O-地区:  $10\ \mu\text{Sv/h}$ )で高い値を示した。
- (5) 歯質中放射性物質の濃度は環境中放射性物質の濃度と関連する(内部被ばく量の反映)。
- (6) 人の歯に近似した日本ザルの歯を用いた研究から比較的低線量の外部被ばく量も、ESR法により推測できる可能性がある。アパタイトでのESR基準線は、 $10\text{--}50\text{mGy}$ 以下まで直線性を示した。
- (7) Sr-90, Cs-137, Cs-134の測定限界は、24時間測定の場合、バックグラウンド計測値の $3\sigma$  ( $\sigma$ は標準偏差)をとり、それぞれ、 $0.8\ \text{mBq/g}$ 、 $0.5\ \text{mBq/g}$ 、 $0.7\ \text{mBq/g}$

であり、対照歯の測定にも十分な感度と考えられた。

## VI. 次年度以降の計画

- (1) 福島県を中心としたヒト歯の収集とバンク化の継続的实施
- (2) 収集した歯の線量評価

### 内部被ばく歴

- ・IP イメージングプレートによる歯質中放射性物質濃度のスクリーニングとグレード化、
- ・地域、年齢、年代、歯種等を基準とした放射性 Cs、Sr 濃度の測定  
(必要に応じて個人の歯質中濃度を測定)

### 外部被ばく歴

E S R 法による歯質中ラジカルの測定

### 〔現在までの研究状況〕

発表原著論文 なし

### 学会発表

1. 清水良央、千葉美麗、高橋 温、鈴木 敏彦、小坂 健、福田 智一、木野 康、関根 勉、磯貝 恵美子、福本 学、篠田 壽：

福島第一原発事故被災牛の形成中硬組織への放射性物質の取り込み

日本放射線影響学会題6回大会 平成25年10月18日—20日（青森）

2. 鈴木 敏彦、二瓶秀和清、小新井 一真、木野 康志、高橋 温、清水良央、千葉 美麗、小坂 健、福田 智一、磯貝 恵美子、関根 勉、福本 学、篠田 壽：

福島第一原発事故による被災動物の硬組織に含まれる放射性ストロンチウムの抽出と解析

日本放射線影響学会題6回大会 平成25年10月18日—20日（青森）

3. 篠田 壽、木野 康志、中田 章史、葛西 宏介、高橋 温、清水良央、鈴木 敏彦、千葉 美麗、小坂 健、福田 智一、関根 勉、磯貝 恵美子、福本 学、三浦 富智：

福島第一原発事故被災地域に棲息する野生アカネズミの歯の線量解析

日本放射線影響学会第6回大会 平成25年10月18日—20日（青森）

4. 小荒井一真、木野 康志、高橋 温、鈴木 敏彦、清水良央、千葉美麗、小坂 健、関根勉、福本 学、篠田 壽：

福島第一原発事故による被災動物の硬組織に含まれる放射性ストロンチウムの抽出と解析  
日本放射線影響学会第6回大会 平成25年10月18日—20日（青森）

第15回「環境放射能」研究会

平成26年3月6日—3月8日 日高エネルギー加速器研究機構（つくば市）

## 参考文献

Twenty years after Chernobyl accident. Future outlook

National report of Ukraine 2006

Use of electron parametric response dosimetry with tooth enamel for retrospective dose assessment, Report of a co-ordinated research project

IAEA-TECDOC-1331 2002

Proidevaux F, Geering J-J, Valley J-F:  $^{90}\text{Sr}$  in deciduous tooth from 1950 to 2002: The Swiss experience, *Sci Total Environ* 367(2006):596-4005

Wallner A, Ruhm W, Rugel G, Nakamura N, Arazi A, Faestermann F, Knie H, Marier HJ, Korschinek G:  $^{41}\text{Ca}$  in tooth enamel Part I: A biological signature of neutron exposure in atomic bomb survivors, *Rad Res* 174(2010): 137-145

Manganon JJ, Gould JM, Strenglass EJ, Sherman JD, McDonnell W: An unexpected rise in strontium-90 in US deciduous teeth in the 1990s, *Sci Total Environ* 317(2003):37-51

Manganon JJ, Sherman J: Elevation in vivo strontium-90 from nuclear weapons test fallout among cancer decedents: a cancer-control study of deciduous teeth: *Int J Health Serv* 41((2011): 137-151

Toyota S, Hino Y, Romanyukha AA, Tarasov O, Pivovarov SP, Hoshi M:  $^{90}\text{Sr}$  in mammal teeth from contaminated areas in the former Soviet union measured by imaging plates, *Health Physics* 98(2010):1-8

## **Assessment of radiation exposure using dosimetry with teeth**

Keiichi Sasaki

Division of advanced prosthetic dentistry, Tohoku University Graduat School of Dentistry

Key words: Fukushima-Daiichi-Nuclear-Power-Plant accident, Exposure to radiation, Teeth, Dosimetry, Electron paramagnetic resonance

### **Abstract**

Radioactive strontium (Sr) and cesium (Cs) are known to be incorporated into teeth during the process of calcification. Substances incorporated in teeth persist in it until the tooth is deciduated or extracted. We hypothesized that the levels of radioactive substances in teeth can serve as an index of internal exposure to radiation. In addition, exposure to radiation is known to generates stable carbonic radicals in teeth, which accumulate and remain in the teeth for extremely long periods of time. Therefore, the levels of these radicals can also serve as an index of external exposure to radiation. The objective of the current study was to assess both internal and external radiation exposure using dosimetry with teeth.

In order to assess the feasibility of future studies on this hypothesis, we have started collecting deciduous teeth from children in the Fukushima area and in the control area, where the effect of Fukushima-Daiichi-Nuclear-Power-Plant accident was thought to be negligible. In addition to collecting human teeth, we have been simultaneously testing several dosimetric techniques using teeth from animals (cows, Japanese monkeys, and wild Japanese field mice) caught in the disaster area in Fukushima. These tests include determination of

radioactive Sr and Cs levels, autoradiography with an imaging plate, and determination of radicals with electron paramagnetic resonance. In this report, we have discussed the results obtained to date and addressed the possible problems associated with dosimetry using human teeth.



# 平成25年度原子力災害影響調査等事業（放射線の健康影響に係る研究調査事業）フィジビリティースタディ－報告書

研究課題名：

乳歯脱落歯を用いた福島原発事故による小児放射線被曝量の測定（フィジビリティースタディ－）

主任研究者：宍戸 文男（福島県立医科大学 医学部 放射線医学講座 教授）

分担研究者：馬嶋 秀行（鹿児島大学大学院医歯学総合研究科 腫瘍学講座 教授）

分担研究者：松本謙一郎（放射線医学総合研究所 重粒子医科学センター チームリーダー）

研究項目名：

宍戸 文男：小児被曝の地域マップ作成および総括

馬嶋 秀行：ESR装置を用いた被曝線量測定確立および小総括

松本謙一郎：ESR装置を用いた被曝線量測定

研究要旨：

フィジビリティースタディ－として、乳歯の被曝線量検出限界を明らかにすることを目的とした研究を行った。

電子スピン共鳴装置（ESR）を用いて、あらかじめ一定量のX線照射を行っているハイドロキシアパタイト200 mgを用い、CO<sub>2</sub>-ラジカルのシグナルが得られることを確認した。CO<sub>2</sub>-ラジカルの測定より求めたシグナル強度-放射線線量関係は良好な直線関係を示し、10mGy程度から定量的に推定可能と考えられた。ハイドロキシアパタイト20 mgを用いたESRによるCO<sub>2</sub>-ラジカルの測定においても、シグナル強度-放射線線量関係は良好な直線関係が得られた。脱落乳歯を用いて、同様にCO<sub>2</sub>-ラジカルシグナル強度の観察を行なった。脱落乳歯を用いたESRによるX線30 mGy照射時のCO<sub>2</sub>-ラジカルの測定にて明らかなシグナルシフトが示された。

歯髄が残っている条件であっても50 mGy程度の照射によりシグナルの増加が観察され、歯髄を除去すれば検出が可能であると思われた。

キーワード：乳歯脱落歯、電子スピン共鳴（ESR）、小児放射線被曝線量、CO<sub>2</sub>-ラジカル

## I はじめに

東京電力福島第一原子力発電所（福島原発）事故では、広範な地域に放射能が飛散され、放射能モニタリングの経時的変化、地理的状況が報告されている。しかし、住民のうけた被曝線量についての情報は乏しい。とりわけ、小児児童の被曝についての情報を得る必要がある。本事業では、電子スピン共鳴装置（ESR）を用い、歯のエナメル質から長寿命CO<sub>2</sub>-ラジカル量を測定することにより、実際に被曝した線量を地域毎に調べる。材料は、小児脱落歯および抜去歯とするので心身に対する侵襲は全くない。本事業は連結不可能匿名化にて遂行する。すでに鹿児島大学倫理委員会ならびに福島県立医科大学倫理委員会の審査を受けている。本研究により、福島原発事故による小児の被曝の実態が明らかになり、放射線疫学、放射線生物学上重

要な資料となる。本年度では、フィジビリティスタディーとして、乳歯の被曝線量検出限界を明らかにすることを目的とした。また、被災地における乳歯の収集については、佐々木啓一先生が行なうこととした。

## II 研究方法

歯を用いた放射線被曝線量の測定は、広島、長崎の被爆者の放射線被曝測定（1, 2, 3）が行われている。また、JCOの事故でも行なわれている（4）。我々は、電子スピン共鳴装置を用いてハイドロキシアパタイト 200mg を用い、CO<sub>2</sub>-ラジカルのシグナルを測定した（図1）。また、ハイドロキシアパタイト 20 mg 並びに脱落乳歯を用いて同様な関係を検討した。

研究計画は、福島県立医科大学倫理委員会、ならびに鹿児島大学倫理委員会の承認を得ている。

## III 研究結果

ハイドロキシアパタイト 200 mg を用いた ESR による CO<sub>2</sub>-ラジカルの測定より求めたシグナル強度—放射線線量関係を図2に示す。得られた CO<sub>2</sub>-ラジカルシグナル強度から、放射線線量関係を調べると図2のようになり、良好な直線関係が得られることが明らかとなった。乳歯のエナメル質は 10 から 20 mg 程度である。観察される CO<sub>2</sub>-ラジカルシグナルの強度はエナメル質量に正比例することが言われている（5）。そこで、我々は 20 mg のハイドロキシアパタイトを用いて、CO<sub>2</sub>-ラジカルシグナル強度の測定を行なった。図3に結果を示す。信号強度と X 線照射量とに直線関係を認める。

次に、脱落乳歯を用いて、同様に CO<sub>2</sub>-ラジカルシグナル強度の観察を行なった。図4および図5に結果を示す。明らかなシグナルシフトが示された。

## IV 考察

今回の我々のフィジビリティスタディーの結果から、X 線照射量とハイドロキシアパタイト 200 mg、20 mg で測定した ESR 信号が良好な直線関係を示すこと、脱落乳歯を用いても 50 mGy 照射で信号が確認できるが明らかになった。この結果から、乳歯そのものでの測定で、程度の被ばくを確認できることを明らかにした。

## V 結論

脱落乳歯に関して ESR 装置で炭酸ラジカルを測定することにより、乳歯そのものでの測定で、50 mSv 程度の被ばくを確認できる可能性が考えられることを明らかにした。

## VI 引用文献

1. Ikeya ら、Jpn. J. Appl. Phys., 23, L699-L710, 1984
2. Nakamura ら、RERF Update 6(2):6-7, 1994
3. Nakamura、RERF Update 9:3, 1998
4. Shiraishi ら、Advances in ESR Applications, 18, 203-206, 2002
5. 岩崎ら、奥羽大歯学誌 17:95-100, 1990

VII 図表

図1 : ESR による CO<sub>2</sub>ラジカルの測定

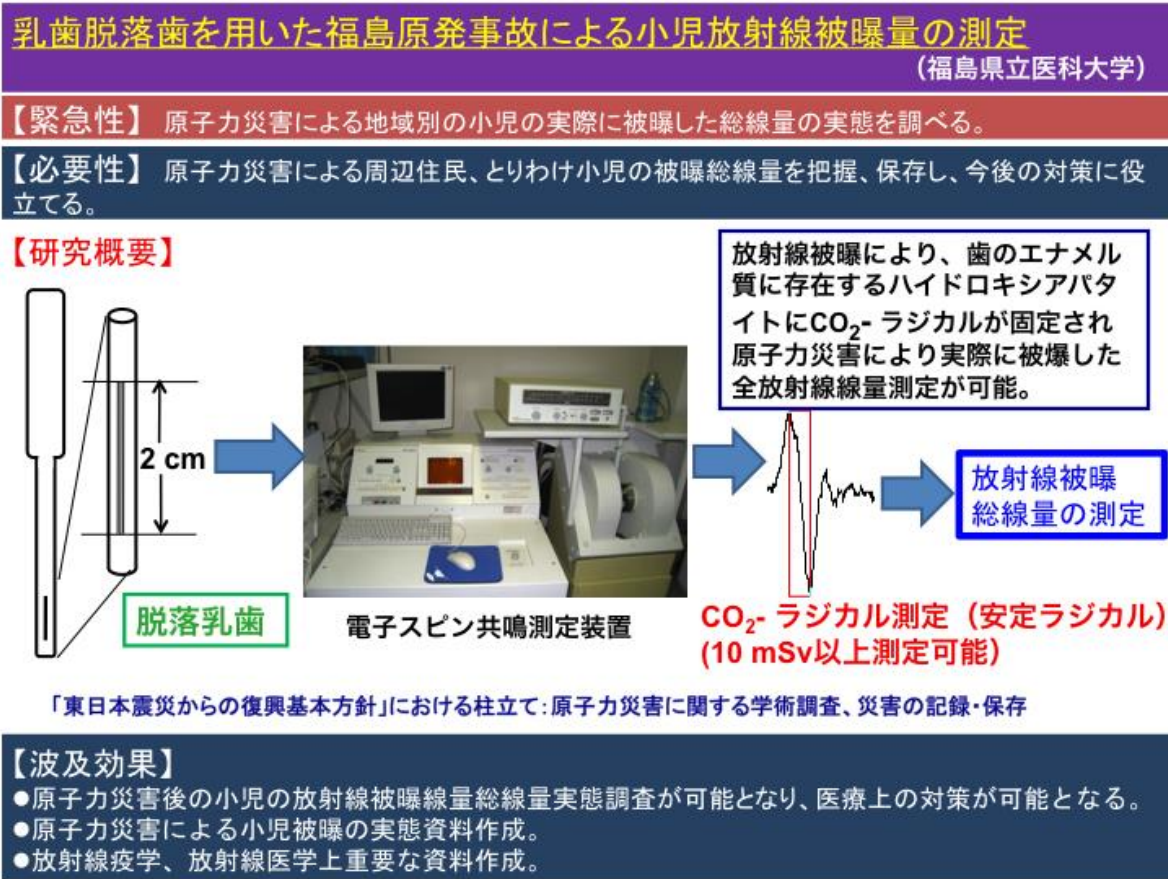


図2：ハイドロキシアパタイト 200 mg を用いた ESR による CO<sub>2</sub>-ラジカルの測定より求めたシグナル強度—放射線線量関係

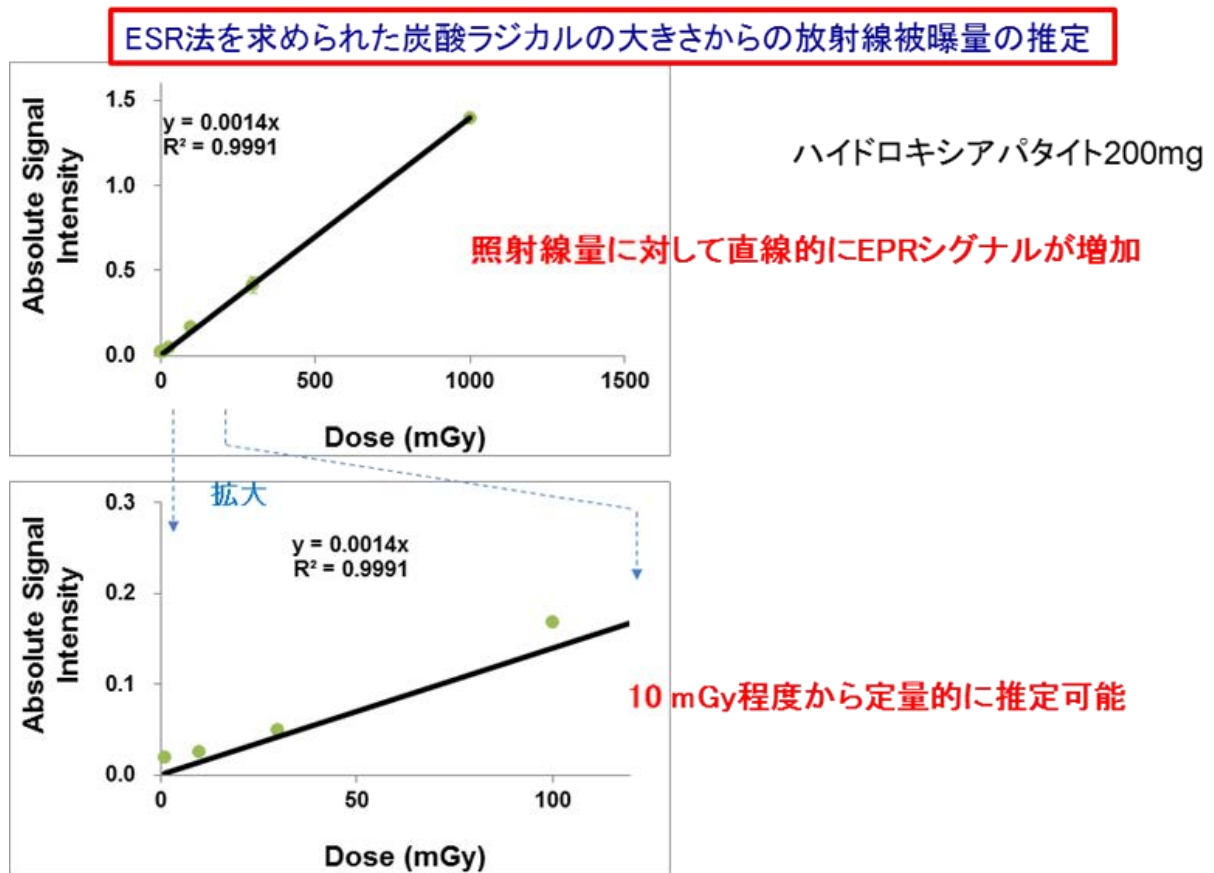


図3：ハイドロキシアパタイト 20 mg を用いた ESR による CO<sub>2</sub>-ラジカルの測定より求めたシグナル強度—放射線線量関係。

ESR法を求められた炭酸ラジカルの大きさからの放射線被曝量の推定(1)

ハイドロキシアパタイト (20 mg)  
へのX線照射

乾燥試料では測定感度が良い。

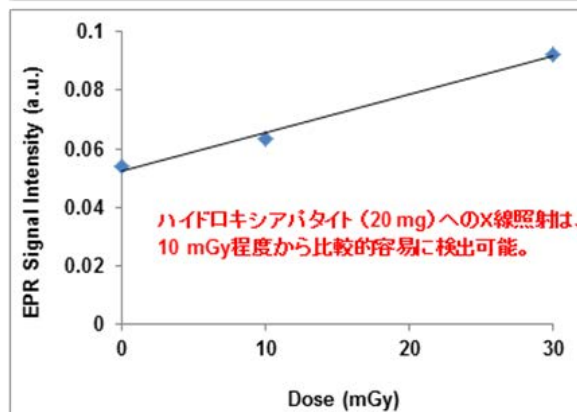
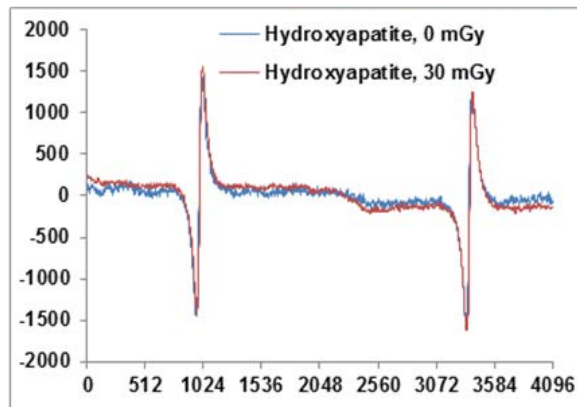


図4：乳歯にエックス線照射したときに産生されるESRシグナル強度 (Area/Mn/mg)。50 mg照射群では0 mGy 照射と比べ、有意な増加を示した。

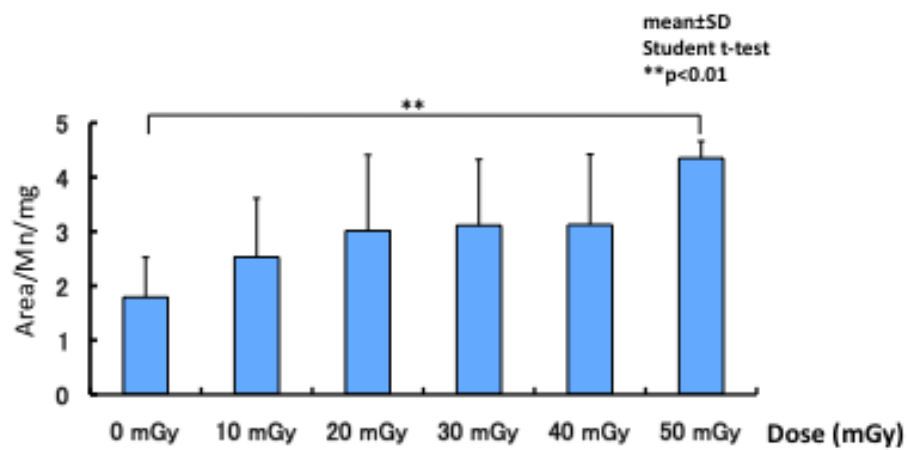
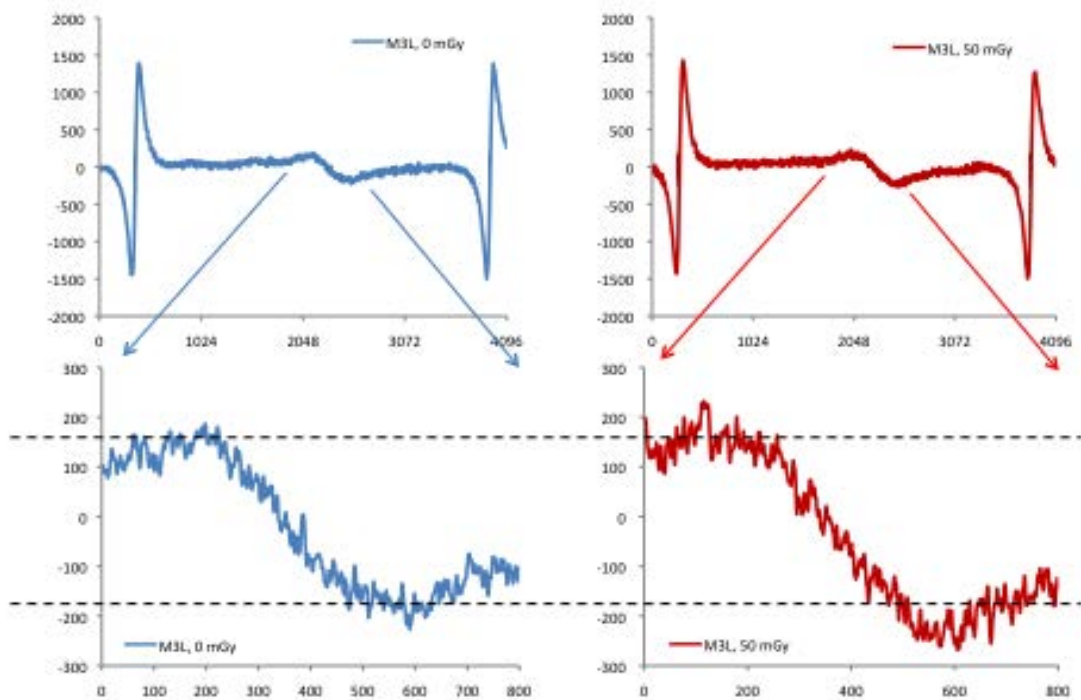


図5：乳歯にエックス線50 mGy照射したときに示されるESRシグナル。50 mg照射では0 mGy 照射と比べ、シグナル波形の変化を示した。



# The measurement of the infant radiation exposure dose by the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident using deciduous teeth

Fumio Shishido, MD, PhD  
Professor and Chairman  
Department of Radiology  
School of Medicine  
Fukushima Medical University

Hideyuki J. Majima, DDS, PhD  
Professor & Chairman  
Department of Oncology, Maxillofacial Radiology Division and Department of Space Environmental Medicine  
Kagoshima University Graduate School of Medical and Dental Sciences

Ken-ichiro Matsumoto, Ph.D.  
Team Leader  
Radio-Redox-Response Research Team  
Advanced Particle Radiation Biology Research Program  
Research Center for Charged Particle Therapy  
National Institute of Radiological Sciences

Key Words: deciduous teeth, ESR (Electron Spin Resonance), infant radiation dose, Fukushima Daiichi nuclear power plant accident, CO<sub>2</sub> radical (carbonate radical)

## Abstract:

In Fukushima Daiichi nuclear power plant accident, there is possibility of radiation exposure for the habitant who lived near the plant. Especially, exposure for the infant may be a great concern. When the accident occurred and there after, the environmental radiation dose could be measured using various radiation detectors. Radiation exposure dose could be estimated for the people who lived near the plant. In the human body, teeth are good bio-materials to detect radiation doses using electron spin resonance (ESR). Radiation exposed dose could be directly estimated by measuring the signal of the CO<sub>2</sub>-radical using the teeth. In this study, the limit for the measurement dose was established as a feasibility study. Using an ESR method, we confirmed that the signal of the CO<sub>2</sub>- radical was provided with 200 and 20 mg of hydroxyapatite. The signal strength and radiation dose



relations showed good straight relations, and it was thought that exposure dose could be estimated quantitatively by 10 mGy. Using infant deciduous teeth, the CO<sub>2</sub>- radical signal strength was detected using the same method. The tooth pulp and dentin was removed carefully to avoid excess signal for ESR detection. Finally, a clear CO<sub>2</sub>- radical signal shift was confirmed by 50 mGy X-ray irradiation. These results suggested that at least 50 mGy exposure dose could be detected by ESR signals for the infant deciduous teeth in Fukushima Daiichi nuclear power plant accident area using this method.

## 日本家屋におけるしゃへい係数及び屋内汚染に関わる調査研究

主任研究者 吉田浩子(東北大学大学院薬学研究科 ラジオアイソトープ研究教育センター講師)

### 研究要旨

本研究では、福島第一原子力発電所事故後の住民の外部被ばく線量評価をより正確に行うために、しゃへい係数及び代表的範囲について原発事故被災地である東北地方の日本家屋での適正な数値を取得するとともに、屋内汚染の実態を把握することを目的とする。空間線量率を用いて外部被ばく線量を評価する際に、屋内の空間線量は通常住家外の空間線量にしゃへい係数（住家内／外空間線量率比）を乗じて求める。滞在時間が長い屋内の空間線量の算出にあたっては、適切なしゃへい係数を用いて評価することが特に重要となる。これまで年間被ばく線量の推定にあたっては、国際原子力機関による IAEA-TECDOC -1162「放射線緊急事態の評価および対応のための一般的手順」に示される、1階および2階建ての木造の家におけるしゃへい係数 0.4（代表的な範囲 0.2-0.5）が用いられてきた。しかし、この数値は屋内の沈着が無視できる場合にだけ適切であり、また、計算に基づいた係数であるため実態調査によりその妥当性を検証することが必要である。本研究では、平成 24 及び 25 年度の避難指示区域の木造住家 68 戸（飯舘村 58 戸、南相馬市小高区 10 戸）での調査によりしゃへい係数は  $0.46 \pm 0.17$  ( $1\sigma$ ) と評価され、IAEA-TECDOC-1162 の数値(0.4)よりもやや高い値になることがわかった。しゃへい係数の頻度分布から、分布はしゃへい係数が大きい方に向かって広がっており、IAEA-TECDOC-1162 で示される代表的範囲 0.2-0.5 では全体の 66.5%しかカバーしない。代表的範囲としては 0.2-0.7(87.7%)少なくとも 0.2-0.6(80.7%)とするほうが適切である。また、しゃへい係数が高くなる原因として、その部屋の位置とセメン瓦の影響の2つがあることがわかった。家の裏手側の部屋で山の斜面に面している場合、土のノリ面からの影響が大きくなる。セメン瓦は多孔性であるため湿性沈着が生じた際放射性物質が中に吸収され、瓦自体が線源となっていることが示された。屋内汚染について、飯舘村と南相馬市小高区での汚染のレベルに 8 倍までの大きな差があること、屋外の空間線量率とは相関しないことがわかった。小高区の住家で観察された表面汚染密度で部屋全体が一様に汚染されていたとして評価すると、室内の空間線量率（周辺線量当量率）を有意に上げ、しゃへい係数にも影響を与えることが示された。汚染の実態はルースな遊離性汚染（ほこりにくつき浮遊）であり内部被ばくの原因ともなるため、掃除などで除去することが必要である。除染後には外からの線量寄与が下がるため、除染されていない家屋内汚染と屋根などに固着した汚染の影響がさらに明確に見えてくることが予想される。

キーワード:日本家屋、木造住家、しゃへい係数、セメン瓦、屋内汚染、表面汚染密度

研究協力者

細田 正洋・弘前大学医学部保健学科 講師

### I 研究目的

福島第一原子力発電所事故の発生後、福島県内では 11 市町村が計画的避難指示区域に指定され約 83,900 人の住民が故郷を離れ避難生活を送っている。これらの地域は、推定年間被ばく線量に応じて 3 つの区域、帰還困難区域、居住制限区域及び避難指示解除準備区域に順次再編され、平成 25 年 8 月までに子供の推定年間被ばく線量をおおむね 60%減少した状態を実現することを目

指し、除染等などの措置が進められてきた。平成 26 年 4 月 1 日には田村市都路町で初めて避難指示が解除されるが、解除後においても住民の速やかな帰還を目指すには、帰還の判断材料、帰還後の生活の目安とするための正確な被ばく線量評価予想が必要であり、特に子供や若い住民にはより正確な情報が求められている。

外部被ばく線量の評価法としては、個人線量計の装着により実測評価する方法と空間線量率を用いて被ばく線量を評価する方法の 2 つがある。前者は、小型軽量の線量計を用いることで簡便かつ正確に被ばく線量を把握することが可能であり、帰村後や一時立ち入りの評価には最適であるが、実測であるため線量評価の予想はできない。また、装着状態により値は不確実になる可能性があり、特に継続して安定した装着の難しい子供については本法による測定が現実的ではない場合もある。そのため、後者の方法と状況に応じて相補的に使用して被ばく線量を評価する必要がある。空間線量率を用いて外部被ばく線量を評価する際に、屋内の空間線量は、通常住家外の空間線量にしゃへい係数（住家内/外空間線量率比）を乗じて求める。住民は住家内に滞在する時間が 1 日のうちでもっとも長く、小さい子供ほど長くなる傾向があるため、屋内の空間線量の算出にあたっては適切なしゃへい係数を用いて評価することが特に重要となる。政府はこれまで国際原子力機関による「放射線緊急事態の評価および対応のための一般的手順」IAEA-TECDOC-1162<sup>1)</sup>におけるしゃへい係数 0.4（代表的な範囲 0.2-0.5）を使用して年間被ばく線量の推定を行ってきた。しかし、この数値は避難指示区域となっている東北地方の家屋について適切であるかどうか確認されたものではない。また、この数値は室内の沈着が無視できる場合に適切な値であり、室内汚染がある場合には適切ではないとされている。しゃへい係数及び代表的範囲について日本家屋での適正な数値を取得するとともに屋内汚染の実態を把握する必要がある。本研究では、住民が今後帰還することが予想される地域において、住家内外の詳細な実態調査を行い、これらのデータ收拾及び、屋内汚染と床材との関係等を解析することを目的とする。

## II 研究方法

住民が今後帰還・居住することが予想される飯館村及び南相馬市小高区の避難指示解除準備区域、居住制限区域の木造住家 68 戸（飯館村 58 戸、小高区 10 戸）について調査を行なった。調査住家の場所を Fig.1 中丸印で示す。丸印の大きさは調査住家の数を表す。昨年度調査を行った住家のうち 7 戸については、経時変化を見るために今年度再度調査を行った。また、除染が終了した 5 戸については 2 回目の調査を実施した。

測定方法は以下のとおりである。

住家内外の空間線量率を地表または床から 1m の地点で、2"φx2" NaI シンチレーションサーベイメータ(TCS-172, 日立アロカメディカル(株)社)を用いて測定し、1cm 線量当量率, $H^*(10)$  ( $\mu\text{Sv/h}$ )を取得した。測定にあたっては、住家外（家屋や植木などから十分に離れ地面は土もしくは砂利、

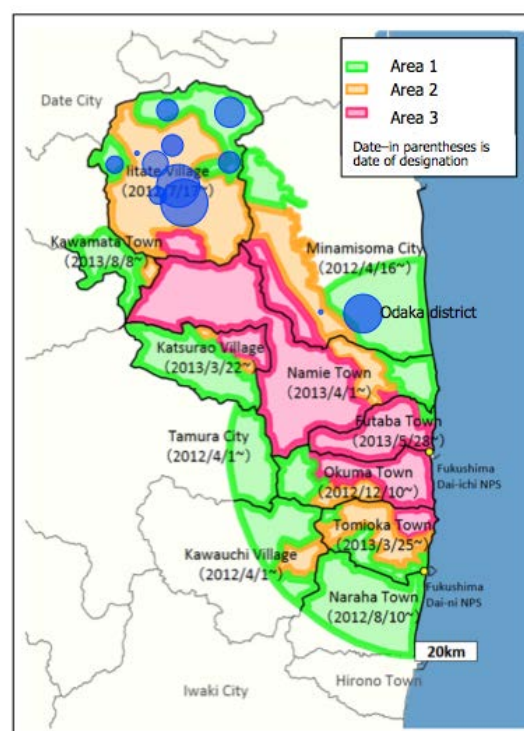


Fig. 1 Measurement locations.

開けた場所を選定)及び住家内(居間、寝室、子供部屋について窓から離れた各部屋中心)において時定数30秒で検出器の方向を東西南北に向けて各3回行い、その平均をとった。NaIシンチレーションサーベイメータ検出器周囲を5cm厚鉛で遮へい(周囲から入射する $^{134}\text{Cs}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ の線量率への寄与を1/100以下にする)し、検出器先端面だけを遮へいせず開口しておき、開口部を上方に向けることで屋根方向からの入射の状況を調べた。

住家内外の空間線量率の測定と同じ要領で3"φx3" NaIγ線用スペクトロメータ(JSM-112, 日立アロカメディカル(株)社)を用いてガンマ線スペクトルを測定した。900秒間測定しガンマ線波高分布を得た。22x22行の応答行列法<sup>2-4)</sup>により、波高分布をunfoldingして入射γ線のエネルギー・スペクトルを得た。自然環境γ線である $^{40}\text{K}$ 、 $^{214}\text{Bi}$ ( $^{238}\text{U}$ の娘核種)、 $^{208}\text{Tl}$ ( $^{232}\text{Th}$ の娘核種)のピークを利用してK,U,Th濃度を決定<sup>2-4)</sup>、自然環境ガンマ線と原発事故による放射性セシウムからの寄与分を分離した。0.4~0.9MeVの散乱線を直線で近似して散乱線成分とし、全体から散乱線成分を差し引いた残差を直接線成分とすることにより両者を分別し、それぞれの線量率(μGy/h)を取得した。

Fig.1に示した住家の内57戸(飯舘村47戸、小高区10戸)において室内汚染の定量的な調査を乾式スミア(拭き取り)法による間接測定で行った。JIS Z 4504(2008)<sup>5)</sup>に準じ、10cm角(100cm<sup>2</sup>)の表面をスミアろ紙が破れない程度の強さで均一にこすり、ほぼ一様に汚染が付着するようにした。液体シンチレーションカウンタ(LS-6500, BECKMAN)で放射性セシウムのベータ線を5分間測定した。

#### (倫理面への配慮)

本調査研究は個々の住家を調査するものであり、結果には個人情報が含まれるので開始前に当大学内に設けられた「ヒトを対象とする研究に関する倫理審査委員会」に調査内容と方法を申請し、承認を得た。調査の方法は承認を受けた以下の手順によった。

対面もしくは書面の通知により「調査の目的と方法の説明および調査へのご協力をお願い」を説明し、同意を書面で得た。住民が避難している場合は住民への通知及び測定時の立ち会いは自治体を通して行った。得られた結果について、住民に対し線量結果のお知らせを通知した。さらに、個人の人権への対策として、研究実施に際しては、人間の尊厳を尊重するとともに、個人の人権の保障が科学的又は社会的利益に対して優先することを基本とし、個人情報の保護の徹底をはかった。そのための具体的な配慮を以下に示す。

- 住民は本人の自由意思で実験への同意、非同意を決定することができる。
- 住民はいつでも本人の自由意思で実験の中止を決定できる。
- 実験者は、住民の人権を尊重し、実験終了後も結果の利用等において、住民のプライバシーの保護を優先する。
- 個人情報は実施責任者が厳格に管理及び取扱うこととし、研究目的以外には用いない。
- 個人情報利用の際は、個人の特定に至ることはないように配慮する。

### III 研究結果

#### 1 シャーヘイ係数の評価

シャーヘイ係数は下記の式(1)により算出した。

$$S_f = H^*(10)_{in} / H^*(10)_{out} \quad (1)$$

ここで、 $S_f$  はしゃへい係数、 $H^*(10)_{in}$ 、 $H^*(10)_{out}$  はそれぞれ屋内、屋外の 1cm 線量当量率を表す。測定した部屋の用途と数及び部屋ごとのしゃへい係数の平均値を Table1 にまとめて示す。

Table 1 The types and numbers of rooms where the indoor measurements were collected and the average shielding factor of every room type.

1階	数	しゃへい係数	2階	数	しゃへい係数
居間	91	0.41±0.14	部屋(多目的)	41	0.50±0.17
寝室	41	0.52±0.19	子供部屋	20	0.49±0.14
台所	14	0.39±0.14	寝室	16	0.45±0.11
子供部屋	10	0.64±0.25	居間	1	-
はなれ	2	0.82±0.42	はなれ	2	0.55±0.10
その他	23	0.40±0.14	屋根裏部屋	2	0.53±0.02
	(181)	0.45±0.18		(82)	0.49±0.15
合計				263	0.46±0.17

± indicates one standard deviation.

住家内と住家外それぞれの組み合わせについて式(1)で計算し、しゃへい係数として 522 個の結果が得られた。その平均は  $0.46 \pm 0.17$  ( $1\sigma$ ) となり、IAEA-TECDOC-1162 の数値(0.4)よりもやや高い値になることがわかった。しゃへい係数の頻度分布を Fig.2 に示す。分布はしゃへい係数が大きい方に向かって広がっている。IAEA-TECDOC-1162 で示される代表的範囲 0.2-0.5 では全体の 66.5% しかカバーしない。本結果から、0.2-0.7(87.7%)少なくとも 0.2-0.6(80.7%)とするほうが適切である。Fig.2 において、しゃへい係数が 0.7 を超える例が 10% もあった。しゃへい係数が高いということはその部屋の住民の被ばく線量が高くなることを意味するため、この 10% に含まれるケースにどんなものがあるか詳細に調べた。

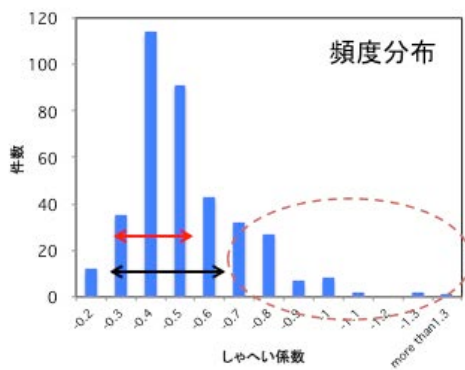


Fig. 2 Frequency distribution of the shielding factor.

その結果、しゃへい係数が高くなる原因には 2 つあることが示された。1 つは当該部屋が住家の裏手に位置している場合である。特に飯舘村では、山の斜面を切り開いて建てられた住家が多く、このような住家では家の裏手が山の斜面に直接面していて、土のノリ面がむき出しになっているかもしくは狭い裏庭をはさんで山が迫っている。土からの影響が大きいため裏手の部屋は表側の部屋に比べて線量が高くなる。住家外の測定ポイントは家屋や植木などから十分に離れた開けた場所で行うので、家の裏手ではなく表側のポイントを取ることであり、結果的に裏手の部屋ではしゃへい係数が表側の部屋より高くなる。もう 1 つの原因はセメン瓦と考えられる。本調査でセメン瓦の住家は 7 戸であったが、その内 4 戸でしゃへい係数は 0.7 を超えていた。建て増しによりセメン瓦と陶器瓦の 2 種の屋根をもつ住家が 4 戸あったが、セメン瓦の屋根をもつ部屋の室内の空間線量率は、陶器瓦の屋根を持つ部屋よりも高く、結果としてしゃへい係数が高くなっていた。前者の例(斜面の影響)では、裏手の部屋だけしゃへい係数が高いが、セメン瓦の住家では表裏に関係な

が表側の部屋より高くなる。もう 1 つの原因はセメン瓦と考えられる。本調査でセメン瓦の住家は 7 戸であったが、その内 4 戸でしゃへい係数は 0.7 を超えていた。建て増しによりセメン瓦と陶器瓦の 2 種の屋根をもつ住家が 4 戸あったが、セメン瓦の屋根をもつ部屋の室内の空間線量率は、陶器瓦の屋根を持つ部屋よりも高く、結果としてしゃへい係数が高くなっていた。前者の例(斜面の影響)では、裏手の部屋だけしゃへい係数が高いが、セメン瓦の住家では表裏に関係な

く複数の部屋でしゃへい係数が高くなる特徴がある。

Table 1 の結果に示すとおり、1 階より 2 階のほうがしゃへい係数は高くなっていた。屋根、樋、イグネ及び地表面に沈着した放射性物質の散乱線の影響等によるものと考えられる。1 階、2 階とも部屋的位置としゃへい係数は密接に関係していた。例えば、1 階では居間や台所は表側に面しているが、寝室や子供部屋は裏側に配置されることが多い。そのため、しゃへい係数は、居間や台所に比べて寝室や子供部屋は大きな値となっている。

しゃへい係数に関して、飯舘村と小高区との地域間に違いは認められず、また、 $H^*(10)_{out}$  は 0.60- 5.88  $\mu\text{Sv/h}$  の範囲であったが、しゃへい係数と線量率との間に相関関係は認められなかった。ただし、除染後に調査を行った 5 戸すべてで、しゃへい係数は除染前の数値より 1.4-2.2 倍上がっていた。外の線量率の下がり方に対して家の中の線量率の下がり方が小さいためにしゃへい係数が高くなっている傾向が認められた。除染前後での自然環境  $\gamma$  線による線量率は 0.03-0.05 $\mu\text{Gy/h}$  と変化はなく屋内外での差がほとんどないため、線量率が低くなるにつれてこの影響が大きくなっていくことがその一因と考えられる。除染前後のガンマ線スペクトルの測定結果より散乱線と直接線(S/U)比に一貫した傾向は認められなかったが、除染の遅れもあり除染後に調査した住家数が多くないため引き続き調査が必要である。

## 2 家屋内汚染の評価

スメアした（ふき取った）表面の単位面積当たりのベータ線放出核種の遊離性表面汚染の放射能（表面汚染密度） $A_{sr}$  ( $\text{Bq/cm}^2$ ) を式(2)<sup>5)</sup>により求めた。

$$A_{sr} = (n - n_b) / (60 \cdot \epsilon_i \cdot F \cdot S \cdot \epsilon_s) \quad (2)$$

ここで、 $n$  は測定された全計数率 ( $\text{min}^{-1}$ )、 $n_b$  はバックグラウンド計数率 ( $\text{min}^{-1}$ )、 $\epsilon_i$  は  $\beta$  線に対する機器効率、 $F$  はふき取り効率、 $S$  はふき取り面積( $\text{cm}^2$ )、 $\epsilon_s$  は放射性表面汚染の線源効率を表す。 $\epsilon_i$  について、 $^{134}\text{Cs}$ 、 $^{137}\text{Cs}$  はそれぞれ 658.39 keV(70.19%)、513.97 keV(94.36%) のエネルギーの高いベータ線を放出するため、cpm(count per minute) 値から  $\epsilon_i=1$  として dpm(disintegration per minute)を算出した。同時に Auto DPM 法（効率トレーサー法）により dpm を求め、両者間にクエンチングによる大きな差がないことを確認した。汚染物質ふき取り効率、 $F$  は実験的評価がないため安全を考慮して 10%とした<sup>5)</sup>。 $S$  は 100  $\text{cm}^2$ 、 $\epsilon_s$  は値が明らかでないため、安全側の数値として 0.5 [ベータ線放出核種 ( $E_{\beta\text{max}} \geq 0.4 \text{ MeV}$ )] とした<sup>5)</sup>。検出限界値は式(3)により求めた。

$$N_d = 3/2 \cdot \{3/T_s + [(3/T_s)^2 + 4 \times N_b \times (1/T_s + 1/T_b)]^{1/2}\} \quad (3)$$

ここで、 $N_d$  は検出限界計数率 (cpm)、 $N_b$  はバックグラウンド計数率 (cpm)、 $T_s$  は試料測定時間 (min)、 $T_b$  はバックグラウンド測定時間 (min)を表す。 $T_s$ 、 $T_b$  はともに 5min である。

Table 2 に材質による汚染の検出割合を飯舘村と小高とで比較した結果を示す。 $A$  はサンプル数、 $B$  は式(3)で算出した検出限界を超えたサンプル数、 $B/A$  は検出割合を表す。測定全数は 1,146 個である。飯舘村では、材質によって汚染の検出割合は異なっているが、小高区ではほぼすべての箇所汚染が検出されている。畳及びじゅうたんやマットでの検出割合が他の材質に比べてやや

低い傾向、逆にそれに比べてフロアリングなどの木について検出割合が高い傾向は両地域で共通して観察される。このことは、放射性物質が畳の目やじゅうたんの毛足に埋もれていて遊離して来ないため拭き取られず検出率が低くなっている可能性、また、逆にフロアリングなどの木では表面が滑らかでワックスがかけられていることも多いため遊離しやすく検出されやすくなっている可能性を示唆すると考えられる。また、プラスチックは表面に静電気を有しやすいため、放射性物質が留まりやすくなっていると考えられる。表面汚染密度のレベルについて、飯舘村ではほとんどのポイントで 1.0 Bq/cm<sup>2</sup> を超えなかったが、小高地区では 12.0Bq/cm<sup>2</sup> を超える汚染が検出され、飯舘村より最大 8 倍程度高いレベルの家屋内汚染が生じていた。また、家屋内汚染は屋外の空間線量率とは相関しないことがわかった。南相馬市小高区は福島第一原子力発電所から 20km 圏内ときわめて近い場所に位置しており、拡散される前の放射性プルームにより屋内で高い乾性沈着が生じたと考えられる。

Table 2 Comparison in the samples of detected surface contamination exceeding detection limit between Iitate village houses and Odaka-ku houses.

材質	A サンプル数			B サンプル数(検出限界を超えたもの)			% (B/A)		
	合計	飯舘村	小高	合計	飯舘村	小高	合計	飯舘村	小高
木(フロアリングなど)	661	434	227	305	82	223	46.1	18.9	98.2
畳	306	254	52	64	15	49	20.9	5.9	94.2
じゅうたん、マット	100	87	13	19	7	12	19.0	8.0	92.3
ビニールマット、ビニールシート	63	50	13	18	5	13	28.6	10.0	100.0
プラスチック	6	3	3	4	1	3	66.7	33.3	100.0
布	5	1	4	4	0	4	80.0	-	100.0
金属	3	1	2	3	1	2	100.0	100.0	100.0
ガラス	2	0	2	2	0	2	100.0	-	100.0
Total	1146	830	316	419	111	308			

小高地区で表面汚染密度が 1.0 Bq/cm<sup>2</sup> を超えたサンプル数の割合をスミアした箇所別に Table 3 にまとめた。家具の上、窓枠、レール、出窓及び床の間で高い割合でレベルの高い汚染が検出されている。逆に床の上や押し入れ、クローゼットの中では検出割合が低くなっている。家具の上ではほこりがたまりやすく、ふき掃除などの手が入りにくい。放射性物質は外から入り込んできているため窓枠、レールで高いレベルの汚染が起こりやすい。たいていの床の間では置物などが飾ってあるため掃除がしにくい。逆に、床の上は掃除しやすく、また、人が動き回るに伴って除去されやすい。押し入れ、クローゼットの中には（扉が閉じてあった場合は）放射性物質が入り込みにくかった、などがこの傾向の原因として推察できる。

Table 3 The points where surface contamination exceeded 1.0 Bq/cm<sup>2</sup> in Odaka-ku houses.

	サンプリング数	サンプル数 (表面密度 >1.0 Bq/cm <sup>2</sup> )	割合(%)
床	202	39	19.31
家具の上	55	25	45.45
窓枠、レール、 出窓	36	18	50.00
押し入れ、ク ローゼット中	12	3	25.00
床の間	11	5	45.45
Total	316	90	28.48

### 3 屋根方向からの入射ガンマ線量の評価

室内において、5cm厚鉛でNaIシンチレーションサーベイメータ検出器周囲を遮へい（コリメート）してしゃへいしない開口部を真上に向け、屋根方向からの入射ガンマ線量を調べた。5cm厚鉛の蓋を別途用意して開口部を塞ぎ、蓋をした時としない時の差を屋根から直接入射してくる線量と考えた。測定は直接屋根がかかっている1階もしくは2階の部屋で行った。飯館村での結果をFig.3に示す。セメン瓦の住家数の割合は少ないが、屋根からの入射がトタンや陶器瓦より大きい。この傾向は屋外の空間線量率とは相関していない。一方、トタンや陶器瓦でも、上方からの入射が大きい住家の例が観察された。除染後の例も同時に示す。上方向からの入射線量は下がっているが、陶器瓦ではトタン屋根ほど下がっていないように見える。除染後に調査した住家数が多くないため引き続き調査が必要である。

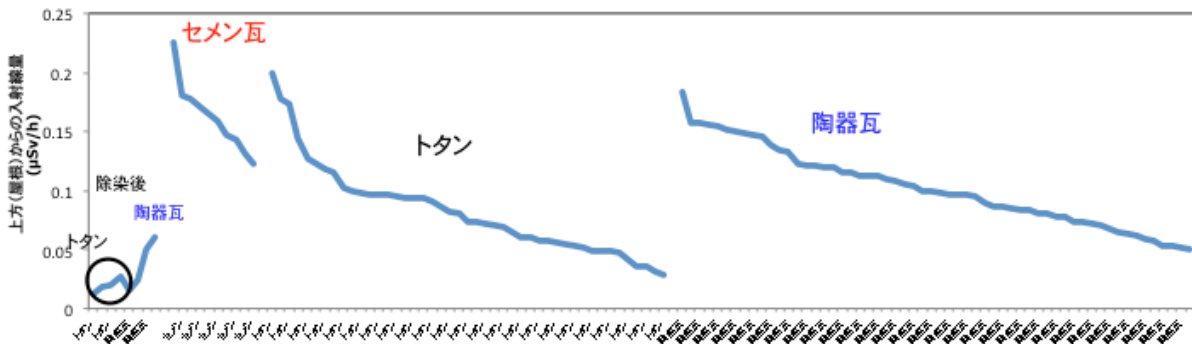


Fig.3 Incident gamma-ray emissions from the upper direction in the rooms with different types of roof.

#### IV 考察

しゃへい係数が高くなる因子としては、上記に記したようにその部屋の位置とセメン瓦の影響の2つがあることがわかった。家屋内汚染が影響を与えることがあるため<sup>8,9)</sup>、IAEA-TECDOC-1162の数値も屋内の沈着が無視できる場合にだけ適切であると示されている。そこで、実際に測定された表面汚染密度の数値を用いて、しゃへい係数に影響を与える、すなわち、室内周辺線量当量率にどの程度影響を与えるかについて検討を行った。いちばん高い表面汚染密度は小高区の住家で評価された12.8 Bq/cm<sup>2</sup>である。この密度で室内が一様に汚染している場合を想定して室内における周辺線量当量の推定を行った。

半径R(m)の面線源の中心から距離h(cm)の位置で評価を行う。1崩壊当たりn個のγ線を出す放射性核種が1Bq/cm<sup>2</sup>で一様に分布している場合、周辺線量当量率、Dは、1cm線量当量率定数Γを使って下記の式(4)<sup>6)</sup>で計算することができる。

$$D = \frac{\pi}{10^2} \Gamma \ln \frac{R_0^2 + h^2}{h^2} \quad (4)$$

八畳(3.6m x 3.6m, 13m<sup>2</sup>)、高さ3mの部屋を考える。実効半径R<sub>0</sub> = 2m、h = 1.8 mとし、面線源の中央で計算する。Γ<sub>Cs-134</sub> = 0.249<sup>7)</sup>であるので、(4)式から

$$D = \frac{\pi}{10^2} \times 0.249 \times \ln \frac{2^2 + 1.8^2}{1.8^2} = 0.00629 \mu\text{Sv}/h$$

Γ<sub>Cs-137</sub> = 0.0927<sup>7)</sup>であるので、

$$D = \frac{\pi}{10^2} \times 0.0927 \times \ln \frac{2^2 + 1.8^2}{1.8^2} = 0.00234 \mu\text{Sv}/h$$



と計算される。沈着時の Cs-134,137 の比率が 1:1 とすると、測定した 2013/12/1 の時点で Cs-134,137 の比率は 0.425:1 である。従って、一面からの寄与は 0.00251  $\mu\text{Sv/h}$  となる。部屋の 6 面が一様に 12.8  $\text{Bq/cm}^2$  で汚染している時の部屋中央での周辺線量当量率  $D$  は

$$D = 0.19 \mu\text{Sv/h}$$

となる。最大値による評価なので、より現実的な評価としてこの部屋での 4 箇所の表面汚染密度の平均値 5.1  $\text{Bq/cm}^2$  を使うと  $D = 0.08 \mu\text{Sv/h}$  となる。ふき取り効率及び線源効率については安全側にたった数値を用いているため過大評価になっているかもしれない。0.08  $\mu\text{Sv/h}$  の寄与と考えると、この部屋の中央地点での実測値は 1.0  $\mu\text{Sv/h}$  であるため、8%程度が表面汚染の寄与ということになり、しゃへい係数にも影響を与えるレベルである。除染後には外からの線量寄与が下がるため家屋内汚染の影響が明確に見えてくることが予想される。さらには、表面汚染はルースな遊離性汚染（ほこりにくつき浮遊）であるため、内部被ばくの原因ともなる。本研究に付随して、汚染が検出された箇所で掃除を試したところ、上記のような比較的高い汚染であっても水拭きと乾拭きを行うことにより検出限界値まで容易に落とせることがわかった。一方、飯舘村での汚染は小高区に比べて低いレベルであり、もっとも高い例でも室内の線量率への寄与は 0.01  $\mu\text{Sv/h}$  程度である。飯舘村でのレベルの汚染は人の出入りや日常的な掃除で除去されていくと考えられ、実際一時帰宅で住民が出入りしている居間で汚染が検出された例はほぼゼロであった。逆に事故後にほとんど立ち入っていない離れや 2 階などの部屋では検出される頻度が高かった。各地域の実態に合わせて掃除などによる除去を行うべきである。

Fig.3 に示すように、セメン瓦では屋根方向からの入射ガンマ線量が大きい。しかし、上方には樋、住家によってはイグネが植わっている場合もあるので、実際にセメン瓦に放射性物質がどの程度入り込んでいるか、そして室内周辺線量当量率にどの程度影響を与えるかについて本調査とは別途調べた。宮城県丸森町筆甫のセメン瓦の住家での調査（2013/6/15）の結果、 $\gamma$  線スペクトロメトリーにより、セメン瓦に含まれている  $^{134}\text{Cs}$ 、 $^{137}\text{Cs}$  はそれぞれ  $\sim 3,150$ 、 $\sim 6,750 \text{ Bq/kg}$  と評価された。居間の上に瓦屋根 270 枚がある。検出された最大値を使って、一枚につき  $^{134}\text{Cs}$ 、 $^{137}\text{Cs}$  がそれぞれ 3,150、6,750  $\text{Bq/kg}$  含まれている面線源と仮定して、モンテカルロ計算を行なった。屋根瓦の放射能強度に対する室内高さ 1m の周辺線量当量率  $D$  は  $^{134}\text{Cs}$  について  $D = 0.042 \mu\text{Sv/h}$ 、 $^{137}\text{Cs}$  について  $D = 0.033 \mu\text{Sv/h}$  の計 0.075  $\mu\text{Sv/h}$  と評価された。同時に測定した室内 1m の高さでの空間線量率は 0.24  $\mu\text{Sv/h}$  であったため、30%以上がセメン瓦からの寄与ということになる。実際は、セメン瓦には放射性物質はまだらに存在しており、最大値を使ったため過大評価になっているが、セメン瓦は多孔性であるため湿性沈着が生じた際放射性物質が中に吸収、吸着され瓦自体が線源となっていることは明らかである。除染後には外からの線量寄与が下がるため、セメン瓦の影響がさらに明確に見えてくることが予想される。

これらを考慮すると、除染後のしゃへい係数が上がった原因は上記に記した自然環境  $\gamma$  線による線量率に加えて、除染されていない家屋内汚染と瓦などに固着した汚染が影響している可能性が考えられる。

## V 結論

飯舘村及び南相馬市小高区の避難指示解除準備区域、居住制限区域の木造住家 68 戸（飯舘村 58 戸、小高区 10 戸）について調査を行ない、522 個のデータを得た。しゃへい係数の平均は

0.46±0.17 (1σ) となり、IAEA-TECDOC-1162 の数値(0.4)よりもやや高い値になることがわかった。IAEA-TECDOC-1162 で示される代表的範囲 0.2-0.5 では全体の 66.5%しかカバーしない。本結果から、0.2-0.7(87.7%)少なくとも 0.2-0.6(80.7%)とするほうが適切である。しゃへい係数が高くなる因子としては、その部屋の位置（裏手側に位置する場合）とセメン瓦の影響の2つがある。屋内汚染について、飯館村と南相馬市小高区での汚染のレベルに 8 倍までの大きな差があること、屋外の空間線量率とは相関しないことがわかった。小高区の住家で観察された表面汚染密度で部屋全体が一様に汚染されていたとして評価すると、室内の空間線量率（周辺線量当量率）を有意に上げ、しゃへい係数にも影響を与えるレベルであることが示された。汚染の実態はルースな遊離性汚染（ほこりにくっつき浮遊）であり内部被ばくの原因ともなるため、掃除などで除去することが必要である。除染後には外からの線量寄与が下がるため、除染されていない家屋内汚染と屋根などに固着した汚染の影響がさらに明確に見えてくることが予想される。

## VI 次年度以降の計画

平成 24, 25 年度に調査した住家を中心に経時変化及び除染による変化についてさらにデータ収集を行うとともに、家屋内放射線の空間分布について解析を図る。また、収集したデータについてデータベースの構築を図っていく。

この研究に関する現在までの研究状況、業績

1) 吉田 浩子. 日本家屋内外の光子スペクトル計測 ～飯館村等での調査結果～. 第 46 回日本保健物理学会研究発表会にて口頭発表. 2013 年 6 月

## 引用文献

- 1) IAEA. Generic procedures for assessment and response during a radiological emergency IAEA-TECDOC-1162. Vienna : IAEA, 2000 ; 101.
- 2) 湊進. 環境γ線解析用3”φx3”NaI(Tl)シンチレータのレスポンス行列. 名古屋工業技術試験所報告. 1978 ; 27(12) : 384-397.
- 3) 湊進. 応答行列法による環境ガンマ線波高分布の解析. JCAC. 1998 ; 32 : 2-13.
- 4) Minato S. Diagonal elements fitting technique to improve response matrixes for environmental gamma ray spectrum unfolding. Radioisotopes. 2001 ; 50 : 463-471.
- 5) JIS Z 4504(2008) 放射性表面汚染の測定方法-β線放出核種（最大エネルギー0.15 MeV 以上）及びα線放出核種
- 6) 平山英夫 私信「一様な密度で汚染がある室内の周辺線量当量の推定」
- 7) アイソトープ手帳 10版 社団法人日本アイソトープ協会 2001年
- 8) Jensen, P.H., Atmospheric Dispersion and Environmental Consequences — Exposure from Radioactive Plume Pathways, Rep. Risø-M-2849(EN), Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark, 1992.
- 9) Jacob P., Meckbach R., Shielding factors and external dose evaluation, Rad.Protec.Dosim. 1987; 21(1/3):79-85.

# Shielding Factors for External $\gamma$ -radiation Based on In Situ Measurements and Indoor Deposition after The Fukushima Nuclear Accident

Hiroko Yoshida<sup>\*1</sup>, Masahiro Hosoda<sup>\*2</sup>

*\*1Graduate School of Pharmaceutical Sciences, Tohoku University*

*\*2Graduate School of Health Sciences, Hirosaki University*

*Keywords: Japanese house; Wooden house; Shielding factor; Cement roof tile; Indoor deposition; Surface contamination*

## **Abstract**

To estimate the exposure dose for residents after the nuclear accident, the shielding factor, given as the ratio of the interior to the exterior doses, is essential, as most individuals spend a large portion of their time indoors. After the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident, the Japanese government used 0.4 as the shielding factor for wood-frame houses to estimate the annual cumulative dose referring to the IAEA manual, in which the representative shielding factor is 0.4. However, it remains unclear whether this value is practically appropriate for Japanese wooden houses especially for those in affected areas. We evaluated the shielding factor was 0.46 based on 522 survey results for 68 detached wooden houses in two evacuation zones, Iitate village and Odaka district. This result is slightly higher than the value of 0.4 given in the IAEA manual. Regarding the representative range of the shielding factor, we recommend the wider range of 0.2 to 0.7 or at least 0.2 to 0.6 rather than 0.2 to 0.5 given in the IAEA manual, which covers only 66.5% of the data. We found the location of the room within the house and the use of cement roof tiles had the greatest influence on the shielding factor. We also evaluated the contamination of internal surfaces with a smear method, as the shielding factor given in the IAEA is appropriate if indoor deposition is negligible. The indoor deposition (contamination) level was quite different between two evacuation zones. Houses in Odaka district showed eight times higher level at maximum than those in Iitate village. We found the contamination level observed in Odaka district had a significant influence on the shielding factor. The internal contamination is loose and removable. It should be removed, as it would cause not only external exposure but also internal exposure. The influence of cement roof tiles and indoor deposition on the shielding factor would be seen more clearly as the influence of radiation emitted from the soil outdoors decreases after the decontamination.

## テーマⅡ 放射線による健康影響の解明に関する研究

- Ⅱ－1 低線量率放射線被ばく者の健康影響—インド・中国の高自然放射線被ばく地域住民の調査結果を中心として  
秋葉 澄伯（鹿児島大学大学院医歯学総合研究科健康科学専攻人間環境学講座  
疫学・予防医学 教授）
- Ⅱ－2 階層的ゲノミクス解析を基盤とした放射性物質による健康影響の解明  
秋光 信佳（東京大学アイソトープ総合センター研究開発部 准教授）
- Ⅱ－3 低線量被曝の血液動態への影響の解析（東電健診データとマウス実験を通して）  
岡崎 龍史（産業医科大学産業生態科学研究所放射線健康医学研究室 教授）
- Ⅱ－4 細胞動態のシステマティックレビューと実験データ解析による低線量・低線量率における放射線がんリスクの描写  
甲斐 倫明（大分県立看護科学大学看護学部看護学科人間科学講座環境保健学研究室  
教授）
- Ⅱ－5 放射線の非がん影響の解明  
近藤 隆（富山大学大学院医学薬学研究部（医学）・放射線基礎医学講座 教授）
- Ⅱ－6 低線量率・低線量放射線被ばくによる組織幹細胞の放射線障害の蓄積に関する研究  
鈴木 啓司（長崎大学原爆後障害医療研究所 放射線災害医療学研究分野 准教授）
- Ⅱ－7 低線量放射線は心血管疾患発症の原因と成りうるか？—動物実験による検証—  
丹羽 保晴（放射線影響研究所 放射線生物学/分子疫学部 副主任研究員）
- Ⅱ－8 屋外活動を制限された子供の放射線感受性変化に関する動物モデル研究  
根井 充（放射線医学総合研究所 放射線防護研究センター  
リスク低減化研究プログラム プログラムリーダー）
- Ⅱ－9 低線量率放射線長期被ばくによる生体影響の低減化  
山内 一己（環境科学技術研究所生物影響研究部 研究員）