

放射線の健康影響に係る研究調査事業 令和3年度年次報告書（詳細版）

| | |
|-------|---------------------------|
| 研究課題名 | 被ばく線量に影響を及ぼす住家内外の要因に関わる研究 |
| 研究期間 | 令和3年4月1日～令和4年2月28日 |

| 氏名 | | 所属機関・職名 |
|------------|-------|------------------|
| 主任研究者 | 吉田 浩子 | 東北大学大学院薬学研究科・准教授 |
| 分担研究者* | | |
| 若手研究の活用状況* | | |

* 分担研究者、若手研究の活用がある場合のみ、記入してください（必要に応じて行を適宜追加）。

| 氏名 | | 所属機関・職名 |
|--------|-------------|----------------------|
| 研究協力者 | 町田昌彦 | 日本原子力研究開発機構・研究主席 |
| 研究協力者 | 金敏植 | 日本原子力研究開発機構・研究員 |
| 研究協力者 | Alex Malins | 日本原子力研究開発機構・研究員 |
| 研究協力者 | 吉村和也 | 日本原子力研究開発機構・副主幹研究員 |
| 研究協力者 | 森内茂 | 元日本原子力研究開発機構・前特別フェロー |
| 研究協力者 | 林 真照 | 三菱電機株式会社・主席研究員 |
| 研究協力者 | 東 哲史 | 三菱電機株式会社・主席研究員 |
| 研究協力者 | 笹野 理 | 三菱電機株式会社・研究員 |
| 研究協力者* | 牧田 泰介 | 三菱電機株式会社・研究員 |

* 必要に応じて行を適宜追加。

| | |
|------|---|
| 研究要旨 | <p>住民がもっとも長い時間を過ごす住家屋内の放射線量は外部被ばく線量の基礎線量となるため、家屋内の放射線量を算定することは重要である。屋内の放射線量は、屋内の放射線源の影響が無視できる場合には、屋外の線量に線量低減係数（Reduction Factor, RF）を乗じて算出される。原発事故後の初期には木造日本家屋の RF の代表的な数値として 0.4 を用いることは適切であることが確認されているが、除染や時間経過とともに屋外の空間線量率が低減したときの RF の数値の変化は明らかにされていない。また、これまでの研究により、屋内でのダスト摂取、エアロゾル吸入による内部被ばく線量は屋内表面汚染密度とおおよそ比例関係にあり、表面汚染密度は原発に近い地域ほど高くなることがわかっている。このため、今後の大熊町などでの</p> |
|------|---|

| | |
|-------|---|
| | <p>避難指示の解除に向けて屋内汚染の変化について調べる必要がある。</p> <p>本研究では、これまでに調査した住家を中心に調査を行い、木造住家の線量低減係数を再評価し、住家周りの空間線量率が $0.5 \mu\text{Sv/h}$ を下回るときの代表的な RF 値と代表的な範囲を住家周りの空間線量率ごとに求めた。また、飯舘村、南相馬市小高区及び浪江町で、居住していない住家に比べて居住もしくはほぼ毎日帰ってきている住家で表面汚染密度の値が低くなっていることを明らかにした。</p> |
| キーワード | 住家内外、経時変化、空間線量率、線量低減係数 (RF)、屋内表面汚染密度、放射性セシウム (放射性 Cs) |

I 研究目的

福島県では避難指示区域の緩和及び解除が進んでいる。現在解除がされていないのは帰還困難区域だけとなったが、令和2年(2020年)3月14日の常磐線全線再開にともない帰還困難区域内の双葉駅、大野駅、夜ノ森駅の3駅とその周辺の避難指示が解除された。帰還困難区域内に認定された特定復興再生拠点区域についても、大熊町と双葉町では令和4年の春の解除に向けて準備が進められている。これにともない、帰還・居住する住民の増加が今後予想されるなか、より適切に被ばく線量推定を行えるよう現状に即した情報が必要である。特に、住民がもっとも長い時間を過ごす住家屋内の放射線量の評価及び住家屋周り(屋外)の放射線量の状況調査は重要であり、屋内空間線量推定のためには、屋外空間線量から屋内空間線量を算出する線量低減係数(Reduction Factor, RF)の評価が必要不可欠となってくる。福島県では住宅総数の76.2%及び一戸建ての97.3%が木造であることから¹⁾、とりわけ木造住家についての線量低減係数の値を求めることが有用である。

福島第一原子力発電所事故(以下、福島第一原発事故という。)が発生した平成23年当時木造住家を含めて日本家屋についての線量低減係数値は存在しなかったため、国際原子力機関によるIAEA-TECDOC-225「核施設の放射線事故へのオフサイト対応プランニング」²⁾及び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」³⁾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(線量低減係数)0.4を適用して屋内の空間線量が推定された。この適用に関しては、原発事故直後から行われたいくつかの実測により日本家屋についての線量低減係数値が評価され、木造家屋でRFを代表値0.4として数値することは妥当であることが示された^{4,5)}。

しかしながら、この値は原発事故によって沈着が生じた初期には適切であったものの、除染の進行や時間経過とともに住家屋周りの空間線量率が低くなると線量低減係数値は大きく変化する⁵⁾。IAEAはしゃへい係数(線量低減係数)値、0.4は事故直後の緊急時に適用されるものであるとしており、復興期における線量低減係数値を示してはいない。今後も一律にRFを0.4として屋内線量を推定することは不適切であることは明らかであるが、いつまで0.4を使い続けることが妥当であるのか、屋外の空間線量率が減少するとき線量低減係数値として何を使えば良いのかは明らかにされていない。さらに、本事業で調査対象としている除染特別地域(国直轄地域)においては、環境省の「除染関係ガイドライン」⁶⁾中の除染等の措置に係るガイドラインに従って、住家周り(原則住家から20m範囲)は5cmの表土除去が行われて空間線量率が大きく低下した。しかし、除染範囲以遠の屋外では空間線量率はこれより高い傾向がある。このように屋外の空間線量率が除染範囲内と以遠とで異なるときに、どの空間線量値を屋外の値としてとるべきかなど線量低減係数を用いて屋内の空間線量率を推定するにあたっては注意が必要である。

住家に関してもう一つの住民の大きな関心は屋内の汚染状況に関する情報である。住家内は除染の対象とはなっていないため、元の住家に帰還・居住する住民にとって屋内(及び放置してきた家財)の汚染状況に関する情報は有用なものとなる。平成24~26年度及び平成28~30年度の本事業における主任研究者の研究調査により、福島第一原発事故発生時に放射性プルームの通過時に住家の隙間などから屋内に入り込んだと考えられる放射性セシウム(放射性Cs)が住家屋内に残存していることが観察された。これらの放射性Csは室内(家財)や天井裏等の表面に付着して残存していること、表面汚染密度の値は福島第一原子力発電所(福島第一原発)からの距離と反比例関係にあり福島第一原発に近い地域ほど高くなる傾向があること⁷⁾、ハウスダストに付着して遊離すること、手に付着したハウスダストからの経口摂取や掃除等により舞い上がったエアロ

ゾルの吸入摂取による内部被ばく線量は屋内表面汚染密度にほぼ比例する、すなわち福島第一原発に近い住家では高くなる⁸⁻¹⁰⁾ことを明らかにしてきた。福島第一原発に近い大熊町や双葉町等の特定復興再生拠点区域では、上述したように避難指示の解除に向けて準備が進められつつあり、元からあった住家に帰還する住民もいることから、住家内の屋内残留放射能が時間経過によりどう変化するのか、知見を集める必要がある。

そこで、本研究では平成24~26年度及び平成28~30年度に調査した住家の計およそ150戸について5~8年経過後の再調査を行い、①線量低減係数をあらたに取得して除染や時間経過による変化を解析。屋外に残留する放射性Csの屋内への寄与を構築したモデルと合わせて検討。②屋内残留放射能（表面汚染密度）の変化傾向を解析。③外部・内部被ばく線量に影響を与える要因を総合的に検討する、ことを3年の研究期間を通じた目的とした。

研究実施にあたっては、本研究成果による線量低減係数を使うことにより、役場の担当者や相談員・支援員が住家屋周り（屋外）の空間線量率から容易に屋内の空間線量率を推定することが可能となることを目指した。また、大規模な原発事故後の屋内の汚染について実態の情報は国内外ともできわめて少ない。屋内の汚染による被ばくは帰還・居住する住民にとって大きな懸念となっている。住民がもっとも長い時間を過ごす自宅住家内の汚染の状況を把握することは身近にある放射性物質からの外部・内部被ばくによるリスクを評価するうえでできわめて重要であるとともに、屋内に残存する放射性物質を効果的に低減する具体的な方策を知ることは住民にとって生活再建のための大きな関心事である。本研究の成果が、帰還を検討している住民及び自治体に資する情報となることを念頭に置いて研究を遂行した。

II 研究方法

1. 調査住家

本研究では、平成24~26年度に調査した102戸及び平成28~30年度に調査した61戸合計約150戸（重複住家を除いた戸数）のうち平成31~33年度の研究期間で調査が可能な住家について再調査を行い、住家内外での放射線・放射能を測定する。ただし、1回目の調査後に家屋解体措置がとられた住家及び中間貯蔵施設用区域内で再調査が不可能になった住家は対象から外し、再調査ができなくなった住家数を補足する際はあらたな調査住家を増やすことも考慮することとして計画した。飯館村と南相馬市小高区では平成24~26年度及び平成28~30年度に調査した住家がかなり残っていたためこれらを調査することができたが、浪江町では解体されたもしくは解体中、解体予定の住家の割合がかなり高かったため、住家だけでなく住家と同等のサイズの集会所などの木造の建屋も調査の対象とした。大熊町、双葉町、富岡町では帰還困難区域内の住家が多く、未除染の住家がほとんどであった。

今年度（令和3年度）は浪江町18戸延べ20回（うち4戸は住家と同サイズの集会所）、飯館村2戸、大熊町6戸延べ8回、富岡町9戸、双葉町2戸の木造住家合計37戸で延べ41回の調査を実施した。3年の研究期間で、飯館村42戸、南相馬市小高区33戸、浪江町36戸、大熊町10戸、富岡町9戸、双葉町4戸の木造住家及び建屋合計134戸について延べ151回の調査を行った。なお、放射性セシウム(Cs)の寄与がほとんど観察されない天然放射性核種からの γ 線スペクトルを基準として得るために、山形県の鶴岡市、庄内町、西川町での建屋5戸での調査も実施した。本研究期間で調査した旧・現避難指示区域内の木造住家及び建屋の所在位置を図II-1に示す。こ

のうち、飯舘村 42 戸、南相馬市小高区 33 戸、浪江町の 29 戸、大熊町の 2 戸、富岡町 6 戸の計 112 戸の住家及び建屋は避難指示が解除された地域にあるが、浪江町の 7 戸及び大熊町 8 戸、富岡町の 3 戸、双葉町の 4 戸の計 22 戸の住家は避難指示がまだ解除されていない帰還困難区域内にある。

飯舘村、南相馬市小高区ではそれぞれ平成 29 年、平成 28 年に避難指示が解除され、住民の帰還が進んでいる。飯舘村で調査した 42 戸の住家のうち 32 戸（うち 6 戸で元の家を解体して建て替え）で住民は帰還・居住もしくは毎日帰ってきて実質居住している。南相馬市小高区で調査した 33 戸の住家のうち 22 戸（うち 4 戸で元の家を解体して建て替え）でも住民は帰還・居住もしくは毎日帰ってきて実質居住していた。浪江町でも平成 29 年に避難指示が解除され、調査した住家 26 戸のうち住民は帰還・居住もしくは毎日帰ってきて実質居住していたのは 16 戸であった。（うち 8 戸は震災後に新しく建てられた町営住宅）また、帰還・居住されている住家のほとんど全てで部分的になんらかの形でリフォームが行われていた。

なお、除染前、除染直後、除染から 5～8 年経過した本研究での調査と 3 回の測定が行われた住家は飯舘村 21 戸と南相馬市小高区 6 戸の計 27 戸であった。

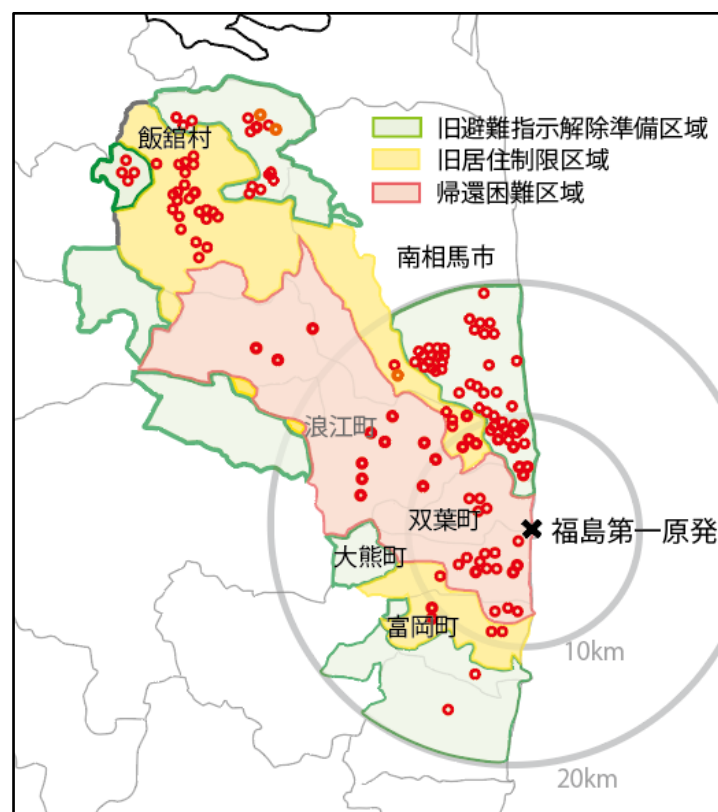


図 II-1 本研究期間（3 年間）で調査した旧・現避難指示区域内の木造住家及び建屋の所在位置

2. 住家内外の空間線量率の測定

地表または床から 1m の地点で 1”φx1” NaI シンチレーションサーベイメータ(TCS-172, 日立製作

所)を用いて測定し、1cm線量当量率、 $H^*(10)$ ($\mu\text{Sv/h}$) を取得した。測定は、平成 24~26 年度に調査した際と同じ方法で実施した。住家外（住家周り、家屋や植木などから十分に離れ地面は土もしくは砂利、開けた場所を選定）及び住家内（住民の許可を得られたすべての部屋及び廊下、もしくは住民がよく使う部屋、居間、寝室、子供部屋などについて窓から離れた各部屋中心）において検出器の方向を東西南北に向けて各 3 回行い、12 回の数値の平均をとった。住家内及び周辺では **uncontaminated effect¹¹⁾**（住家の真下は湿性沈着がなく放射性物質の沈着がほとんどないことによる屋内・屋外空間線量率の低減効果）があり、かつ、犬走りの影響で建屋に近接したところでは数値は低くなる。このため原則として家建屋の外壁からある程度離れた場所で測定することとした。3 年間に測定した合計 1653 箇所での計測における外壁からの距離の平均値は 587cm 中央値は 500cm であった。なお、時定数は屋外・屋内とも原則として 30 秒とし東西南北での数値に大きな変動がない場合は 10 秒とした。住家周辺及び住家内での測定箇所の例を図 II-2 に、住家外での測定の様子を図 II-3 に示す。

なお、平成 24~26 年度の 1 回目の調査時には見られたセメン瓦の住家について、当初の計画では、セメン瓦からの屋内空間線量への寄与について時間経過を調べる計画であったが、セメン瓦自体が約 60 年前ごろに多く施工されたため経年あるいは地震で傷んでおり、かつ、セメン瓦への放射性 Cs の浸透・吸着及びそこから空間線量寄与について住民に広く周知されたこともあり、平成 24~26 年度の調査時のセメン瓦の住家はすべて解体されていたため実施できなかった。なお、3 年間の調査期間であらたに見つかったセメン瓦の住家は、南相馬市小高区の住家 1 戸及び浪江町の町営住宅 2 戸であるが、後者は解体処理直前であった。

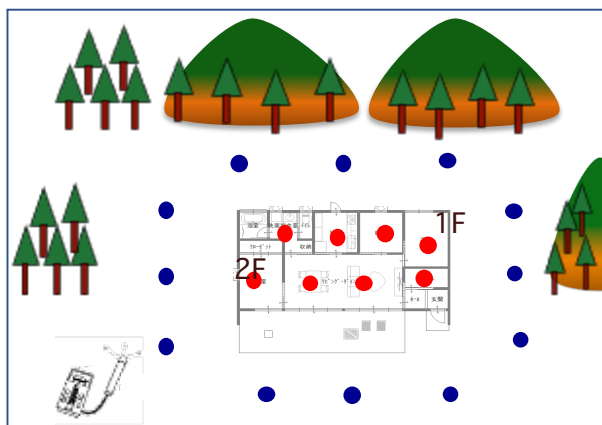


図 II-2 住家周辺及び住家内での測定箇所の例



図 II-3 住家外での測定の様子

3. 住家内外の γ 線スペクトルの測定

2.と同じ要領で住家内外で 3"φx3" NaI γ 線用スペクトロメータ（1 年目 7 月まで JSM-112、日立製作所（株）、1 年目 10 月から EMF-211、EMF ジャパン（株））を用いて γ 線スペクトルを測定した。測定箇所数は屋外・屋内それぞれで 1~2 箇所とし、900 秒間測定して γ 線波高分布を取得した。スペクトル取得のつど事前に ^{40}K の γ 線ピークによるキャリブレーションを行った。スペクトルの測定箇所では同時に 1"φx1" NaI シンチレーションサーベイメータによる空間線量率の測定も行った。住家外及び住家内での測定例を図 II-4 に示す。



図 II-4 住家外（左図）及び住家内（右図）での γ 線スペクトル測定

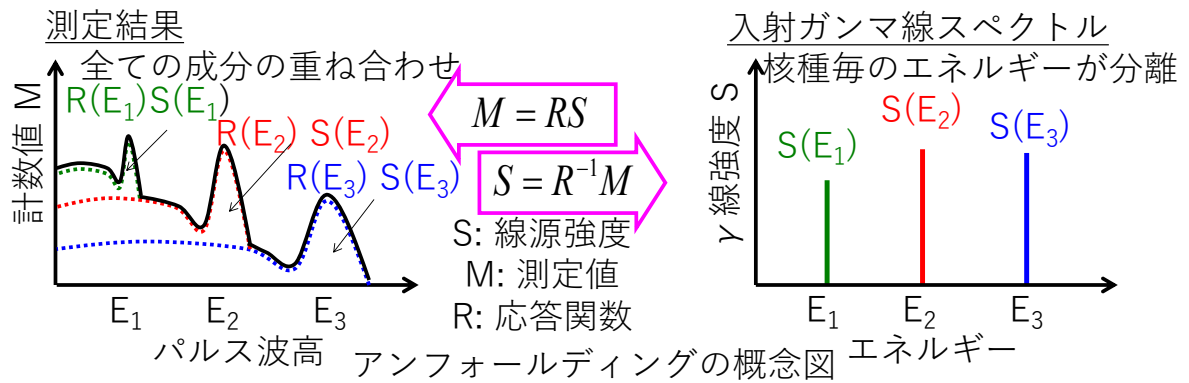
γ 線波高分布からエネルギー・スペクトルを取得し、アンフォールディングコードで得たフラックスデータを解析した。22x22 応答行列法¹²⁾もしくは49x49 応答行列法¹³⁾により、波高分布をアンフォールディングして入射 γ 線のエネルギー・スペクトルを取得した。自然環境 γ 線の ^{40}K 、 ^{214}Bi (^{238}U の娘核種)、 ^{208}Tl (^{232}Th の娘核種)の γ 線ピークを利用してK、U、Th濃度を決定し、Beck et al¹⁴⁾の換算係数により線量を評価した。全体の線量から自然環境 γ 線寄与分を差し引き、放射性セシウム (^{134}Cs と ^{137}Cs) からの寄与分とした。

さらに、上述の3"φx3"NaI γ 線用スペクトロメータにより取得した γ 線スペクトルに600×600行列の応答関数を使用した逐次近似法（以下、600×600逐次近似法と呼ぶ。）によるアンフォールディングを別途行い、放射性Csからの空間線量率を評価することにより天然放射性核種からの寄与分と弁別し、応答行列法による解析結果と比較検討するとともに不確かさを評価した。なお、これまで本研究において用いてきた22x22行の応答行列法を、比較のためこれ以降22×22逐次近似法と呼ぶ。600×600逐次近似法と22×22逐次近似法の対比表を表II-1に示す。22×22逐次近似法は得られた全線量率から天然放射性核種の寄与線量を推定することを目的としており、天然放射性核種に対応した不等幅（ビン）の応答関数を採用している。そのため、人工放射性核種による線量率への影響、定量化に課題があった。一方、600×600逐次近似法では様々な核種の分析に対応するため高エネルギー分解能の等幅応答関数を採用した。図II-5に600×600逐次近似法によるアンフォールディングの概念図を、図II-6に(a)600×600逐次近似法、(b)22×22逐次近似法（応答行列法）によるアンフォールディングで復元した信号例を示す。600×600逐次近似法では γ 線フルエンス率を高いエネルギー分解能で定量可能であるため、人工放射性核種も含め線量率に占める核種起源を明確に把握することができる特長がある。

また、アンフォールディング法を用いることで検出器に入射する γ 線のエネルギー・スペクトルを求めることができるため、自然放射線や人工放射線の直接線および散乱成分について、 γ 線のフルエンス率から特定のエネルギー領域の γ 線による線量率を算出できる。そこで、人工核種の影響が無視できる環境（山形県内数カ所で測定）で測定した環境 γ 線スペクトルを基準として、自然放射線の直接線起因の線量率に対する散乱成分起因の線量率の比率から、人工核種の散乱による影響を評価する手法の検討を行った。

表 II-1 600×600 逐次近似法と 22×22 逐次近似法の違い

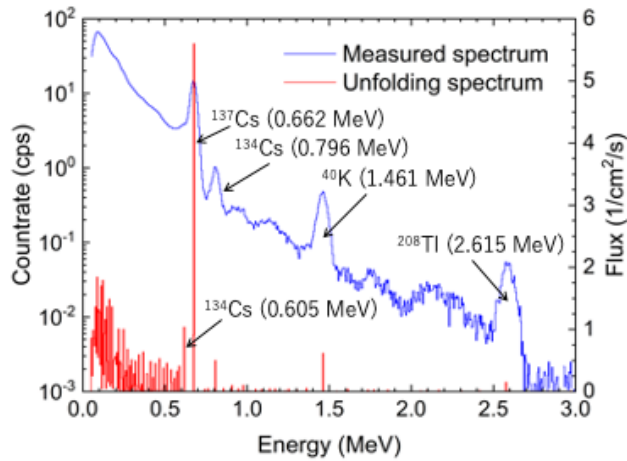
| | 600×600 逐次近似法 | 22×22 逐次近似法 (応答行列法) ¹²⁾ |
|----------|---------------------------------------|---------------------------------------|
| 応答関数サイズ | 600 x 600 | 22 x 22 |
| 計算モデル | 3”φx3”NaI 検出器への側面照射 (90°方向並行ビーム照射) | 3”φx3”NaI への等方照射 |
| エネルギー範囲 | 0 keV～3 MeV | 0 keV～3 MeV |
| エネルギー分析幅 | 5 keV | 不等幅 |
| 利点 | 人工放射性核種直接成分の 線量率を定量可能 | 天然放射性核種の線量率を 高精度に算出 |



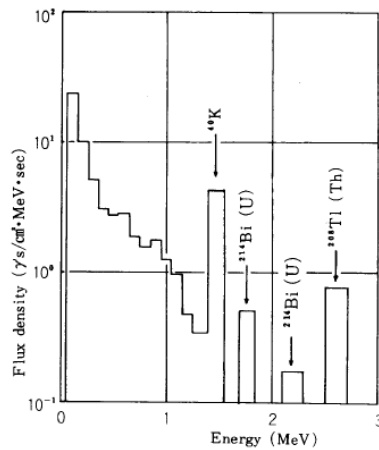
アンフォールディングによって、測定場のγ線フルエンス率(Φ)を直接導出

$$\Phi(E) = S(E) = R^{-1}(E) \cdot M(E)$$

図 II-5 600×600 逐次近似法によるアンフォールディングの概念図



(a) 600×600 逐次近似法



(b) 22×22 逐次近似法 (応答行列法) ¹²⁾

図 II-6 (a)600×600 逐次近似法、(b)22×22 逐次近似法 (応答行列法) によるアンフォールディングで復元した信号例

4. ガンマプロッターを用いた広域での空間線量率の分布測定

家屋周辺の広域での空間線量率分布の特徴を明らかにするため、連続測定が可能なガンマプロッターH及びFを用いた測定を原研研究協力者が行った (図 II-7参照)。ガンマプロッターに搭載されたGPSより、空間線量率と同時に位置の測定が行われた。ガンマプロッターHは衛星よりGPS情報を取得するため、天空への開口部が確保可能な比較的開けた場所のみでの測定に限定されたが、ガンマプロッターFは、ジャイロセンサーを有するため、屋内や森林内等、天空への開口部の無い場所での連続測定も可能である。また、福島市の郊外の住宅では、家屋の北面に山林が位置していることがしばしば見られたが、このようなケースにおいても、ガンマプロッターFを用いることで、山林内も含めて広く家屋周囲の空間線量率の連続測定を行うことができた。なお、TCS-172サーベイメータによる空間線量率の測定も同時に行った。本項で実施した測定の概要を表 II-2に記す (ガンマプロッターについてはHタイプのみ記載、自己位置同定機能以外は大

きな違いはない)。



図 II-7 ガンマプロッター-Hでの測定の様子

表 II-2 本項で実施した測定の概要

| | | |
|----------------|----------------------------------|--------------------------|
| 測定機器 | TCS-172 | ガンマプロッターH |
| 検出器種類 | φ25.4×25.4mm、 NaI(Tl)シンチレーション | 0φ×40mm、 プラスチックシンチレータ |
| 測定項目 | 空間線量率(μSv/h) | 空間線量率(μSv/h) |
| 測定方法 (測定間隔) | 4方向、BG30秒後、 各10秒 | 3秒 |
| 測定高さ | 床・地上10cm、 床・地上100cm | 地上5cm、 地上100cm |

新型コロナウイルス感染症拡大のため原研研究協力者による調査を実施できたのは初年度の限られた期間及び限られた住家のみとなったが、これらの測定した箇所から、本研究の解析のために選定した地点を表 II-3 にまとめ、選定地点の除染状況、環境面・地形の特徴を書き加えた。ここで、ID-I は飯舘村での地点を、ID-N は浪江町での地点を表す。地点 ID-N-6 を除いて、ID-N では全て家屋周りにおいて除染が実施されていた。なお、地点 ID-I-25 のみが市街地にあり、家屋中心から半径 50m 範囲内に対する舗装面の相対的な割合が 86.3% で、非舗装面より多く分布している。その他の地点については、田んぼや森林が周囲に位置しており、非舗装面が多く、その相対的な面積割合は、77.4%～85.0% である。後者の住宅環境は、福島県の郊外型としては、標準的であり、農業に従事しつつ生計を立てる住民の生活状況を反映している。

図 II-8 には、各調査対象家屋周囲の状況を空間線量率の分布と共に示す。選定地点の家屋は、すべて木造住宅（2階建て）である。選定基準としては、家屋周りが複数の環境面を有する（例、田んぼと森林等）、家屋中心から半径 50m の範囲内（図 II-8 の緑色の円）に全方位で測定が可能であり、10m×10m測定メッシュの数が 50 個を超える場所を解析対象地点として、十分な情報があると判断し選定した。なお、地点 ID-I-25 の場合は、上記の選定基準を満たしていないが、環境面の特徴として、市街地である測定地点が他にないため、参考として加えた。

表 II-3 各選定地点における除染状況・環境面の特徴・非舗装面・舗装面の割合
ID-I は飯舘村での地点を、ID-N は浪江町での地点を表す。

| |
|--|
| |
|--|

| |
|--|
| |
|--|



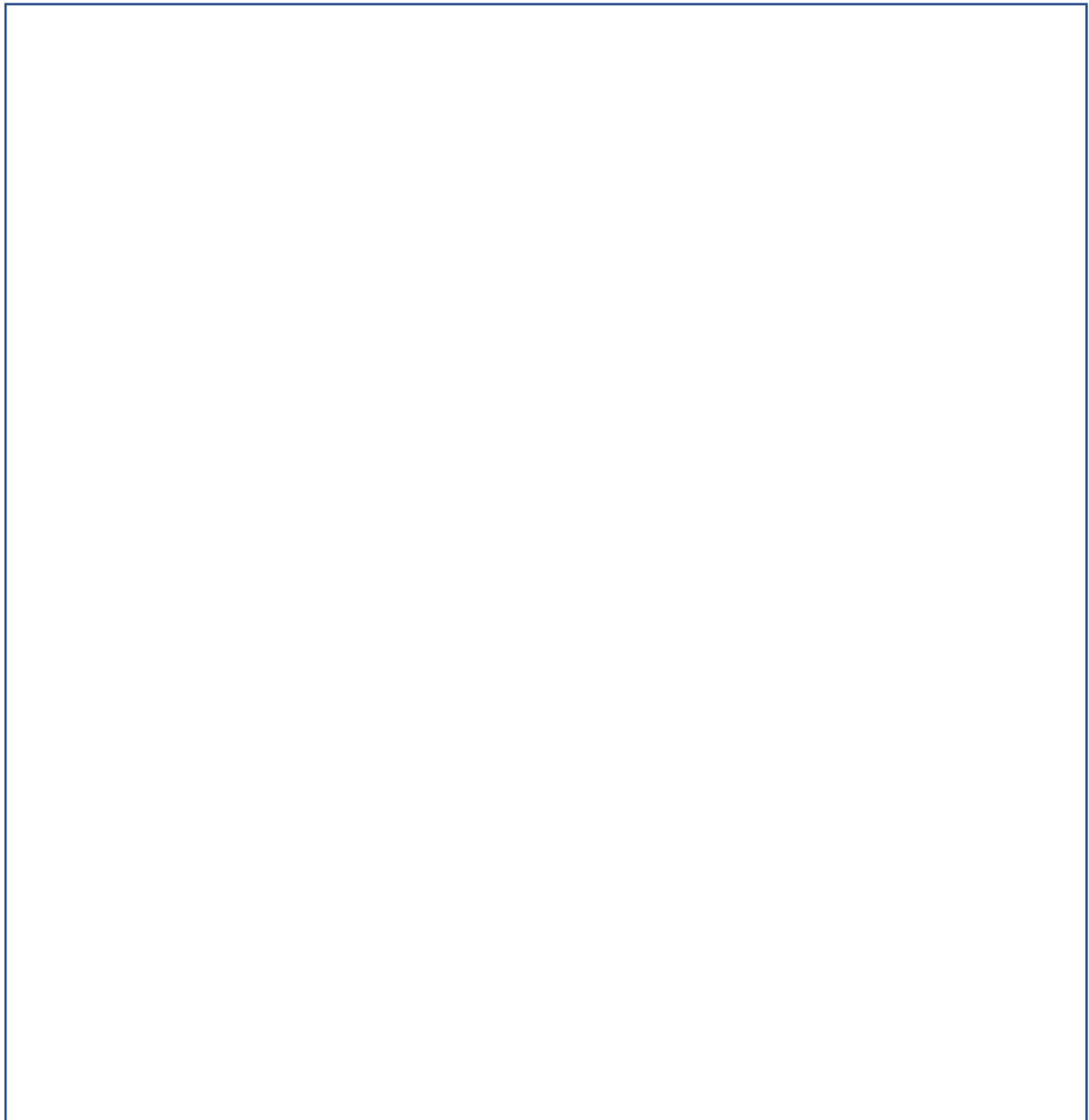


図 II-8 各調査対象家屋周囲の状況と測定空間線量率の分布

(地上 100 cm空間線量率の 10m×10mメッシュの平均値：ガンマプロッターの測定値の平均)

5. 放射線モンテカルロ輸送シミュレーションによる線量低減係数と除染の効果

線量低減係数の経時変化傾向の原因を明らかにするため、福島県内の典型的な家屋のシミュレーションモデルを作成し（コード:3D-ADRESを利用）、放射線モンテカルロ輸送シミュレーション（コード：PHITSを利用）を行った。一般にシミュレーションでは、モデルの構築と共に、原因として考えられる仮説を策定し、仮説を適用したシミュレーションと観測結果との比較を行うことで、仮説の妥当性を検証する。令和2年度は、家屋周囲で行われた除染や人間活動に起因する表層土壌の擾乱に伴うCs除去（一定の深さを有する表層にて一様に除去と仮定）が、観測された線量低減係数の経時変化傾向の原因となっているとの仮説を立て、その実証を目的として、Csの除去率（DF）をパラメータとし、その線量低減係数依存性を調べた。具体的には、先ず、福

島県内の典型的な家屋モデルを作成し、家屋周囲のCsの除去率（DF）毎に、家屋内外の空間線量率分布を求め、線量低減係数に対するCs除去の効果を推定し評価した。令和3年度は、令和2年度において実施された評価結果に対し、複数の異なるタイプの家屋モデルを適用し、線量低減係数の変化傾向に対する家屋モデル依存性を求めた他、家屋の周囲の環境面もモデルとして構築し、その環境による線量低減係数の変化傾向に与えるモデルの依存性を調べることで、線量低減係数の経時変化傾向の原因仮説の妥当性を議論した。

(1) シミュレーションモデルの構築

① 土壌中の天然放射性核種濃度の設定

家屋内外の空間線量率の正確な評価を行うため、図 II-9のように天然放射性核種¹⁵⁾を設定した。天然放射性核種（カリウムK、トリウムTh、ウランU）からの寄与については、家屋外の除染が進み、空間線量率が大きく減じた際に、無視できない寄与となることが指摘されており、その効果を取り込んだ計算を行った。一方、様々な土地利用を考慮したケースでは、土地利用毎に異なる天然放射性核種の分布を考慮する必要があるが、シミュレーションでは、それらの効果は含めない。

| | γ per decay | activity density | soil density | |
|----------|------------------------------|------------------|--------------|-----------------------|
| • K-40 | source = 0.108 [photon/s/Bq] | 310 [Bq/kg] | 1.6 [g/cc] | = 0.054 [photon/s/cc] |
| • Th-232 | source = 3.879 [photon/s/Bq] | 28 [Bq/kg] | 1.6 [g/cc] | = 0.170 [photon/s/cc] |
| • U-238 | source = 3.145 [photon/s/Bq] | 29 [Bq/kg] | 1.6 [g/cc] | = 0.146 [photon/s/cc] |

図 II-9 天然放射性核種による線量率寄与を取り込むための設定画面（3D-ADRES画面）

② 計算対象とする家屋モデルの構築

古田ら¹⁶⁾のモデルを参考に計算対象とする家屋モデルを作成した。古田らは、福島県内の住宅を網羅的に調査し、複数の市街地型と郊外型の住宅モデルで凡そ分類できるとし、複数の代表的な住宅モデルを作成した。さらに、その住宅モデルを平坦且つ一様な土地に設置し、空間線量率の分布と家屋による線量率低減効果を放射線輸送モンテカルロシミュレーション（PHITS）を用いて調べている。

本事業では、その報告を参考に、古田らが用いた郊外型1と同等の家屋モデル¹⁶⁾を採用し、図 II-10に示すように一様な周辺環境を含めたモデルを同様に作成し、空間線量率の分布を計算した。これにより、家屋周囲のCs除去率による線量低減効果を調べた。郊外型Iの家屋モデルは、比較的宅地面積の広い飯館村の住宅(本事業で主たる調査対象となる)を代表するものと考え採用した。なお、3D-ADRESでは、家屋屋根の野地板等は現状、取り扱えないため、本報告では考慮しない(脚注¹⁾)。

¹ IV考察 2. 経時変化に応じた適切な線量低減係数 3) 線量低減係数のばらつきとその原因 において記述したように、瓦と野地板の間の堆積物からの放射線が屋内の空間線量率を上げている例が複数見つかっている。この効果は無視できるものではないため、今後家屋モデルの改良が必要である。

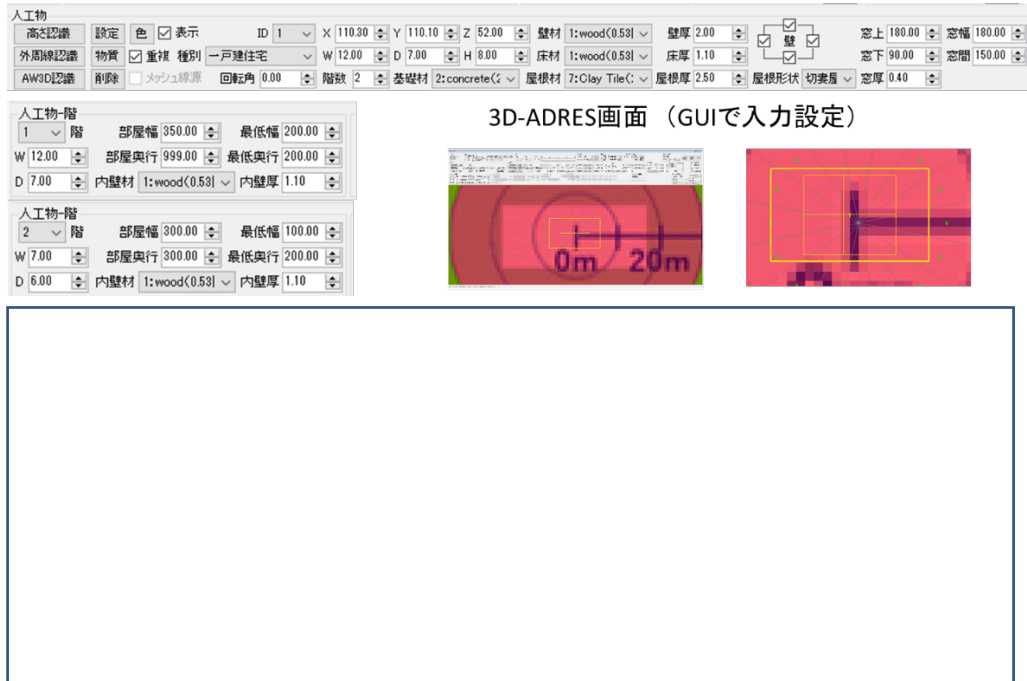


図 II-10 計算対象とする家屋モデルと作成した土地の格子(3D-ADRESでのモデル作成の様子)

③ 周辺環境及び線源の設定

図 II-10において作成した住宅モデルを、図 II-11に示すように家屋周りの環境を全て土壌とした上、平坦な地形上に配置させた。また、現実の条件を反映した天然放射性核種及びCs線源の設定を行うため、図 II-12に示すようにCs線源とボイド（家屋と地面の接地面にCs由来の γ 線を遮断する板状体）を設置した。天然放射性核種は、家屋の直下も含め一様に分布させる一方、Cs線源は、表層土壌にのみ一様に分布させるため、家屋と土壌の接面にボイドを置き、直下のCs線源由来の放射線は完全に遮断されるものとした。これにより、天然放射性核種とCs線源の空間線量率への影響は、室内外において全く異なるものとなり、Cs線源については、家屋直下には存在しないとする状況（**uncontaminated effect¹¹⁾**）が反映される。

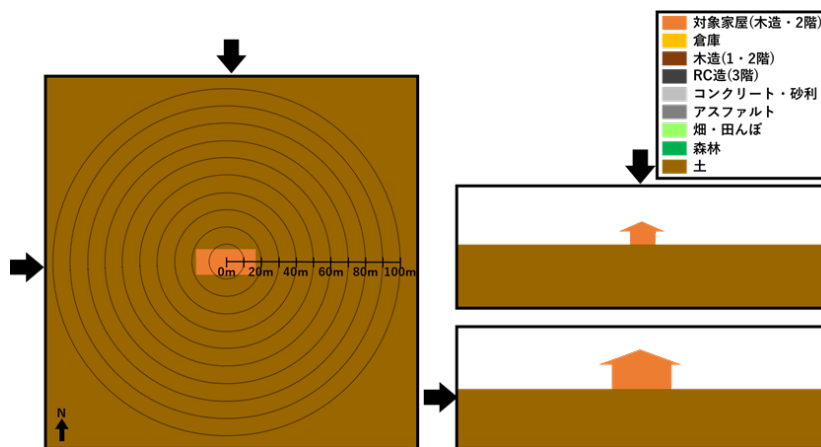
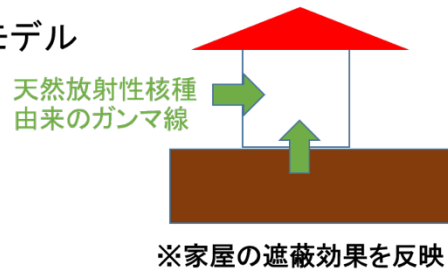


図 II-11 家屋の周りに平坦且つ一様な土壌が広がるモデル
(3D-ADRESでは右上の異なる環境を任意に設定可能だが、本事業では一様土壌を仮定)

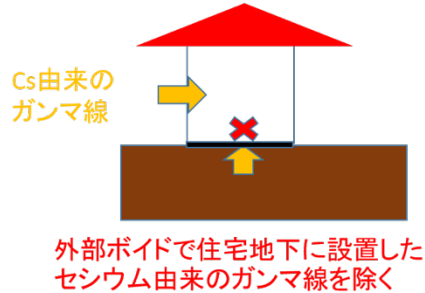
天然放射性核種の分布モデル

家屋下も含め一様に分布



Csの分布モデル

家屋下の土壌表層
には存在しない



※家床下のuncontaminated effectも考慮

図 II-12 天然放射性核種及びCs線源の設定

(2) Cs除去影響評価のためのモデル

① 除染等のモデル

地中にCs線源の浸透を考慮し、除染等による除去は表層土壌から第一土層（0-5cm）までとし、線源を除去した計算を行い、線量低減係数に対するCs除去の効果を評価した。除去の範囲としては、家屋中心から10m単位で設定可能とし、それらの中心からの距離による効果も比較評価可能だが、問題を単純化するため、本事業では0-30mの範囲でのCs除染の効果について報告する。

② 除去領域の設定及び線量低減係数の除去率（DF）依存性の計算方法

地表面下5cmの部分を除染領域と仮定する。線源の除染前の放射能の分布量は、Cs-134：5.7 [Bq/cc]、Cs-137:18.8 [Bq/cc]とする他、中心から0-30mの領域でのみ、表面下5cmの除去を行う設定とする。なお、除去領域の水分量は0とし、土壌の密度は1.6[g/cc]とした。3D-ADRESでは、この値を局所的に変更することも可能であり、空間線量率の土壌水分依存性を取得することもできる。上述の通り、家屋中心から30mはひとまとめとして一律除去を行う。さらに、家屋線量低減係数の除去ケース毎の依存性を調べるため、図 II-13に示すように、領域を中心から30m以内と以遠の部分に分け、計算の和則が成り立つことを利用して、線源分布をパターン分けして計算を分割して行う。まず、パターン（I）として、地表面5cm内にCs線源を設定する（範囲は中心から30mまで）。パターン（II）は、同様に地表面5cm内にのみCs線源を設定する。範囲は30m以遠とし、同様であるとする。またパターン（III）では、地表面下5-10cm内に一様なCs線源を設置する。なお、パターン（I）については、0-30mの0-5cmの部分のみの除去率（DF）を設定し、DFを0-1の範囲で変化させ、除去率（DF）依存性を調べる。以上、除去率（DF）に応じ、パターン（I,II,III）の寄与を、除去率（DF）を用いて各空間線量率を合算することで、空間線量率の分布を比較評価することが可能となる。図 II-14 に天然放射性核種、Cs線源の設置、除染範囲及び評価点位置との関係を示す。屋内における空間線量率の評価点は、メッシュの中心部（家屋の中心

部) とした (評価点0とする)。家屋外の評価点 (評価点1-6とする) は、家屋の壁から約5mの距離に6点設置した。以上により、除去率 (DF) を変えて、線源パターン毎の計算を行い、それらを基に総和計算を実施した。

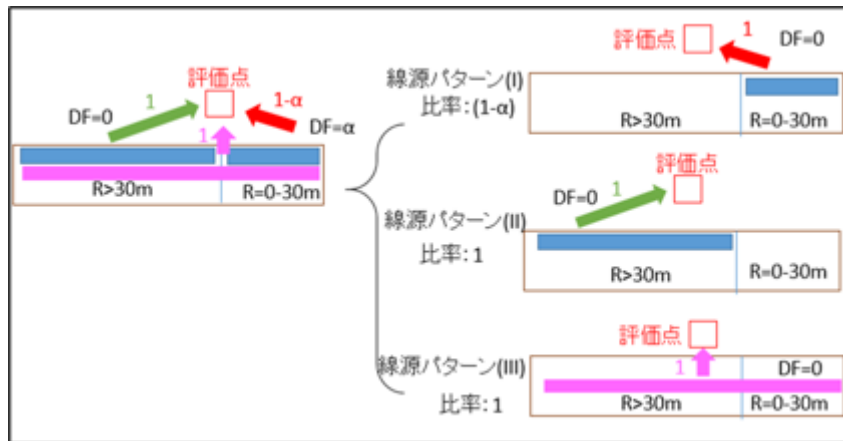


図 II-13 3パターン (I,II,III) の合算による評価点での空間線量率の除去率 (DF) 依存性の計算法

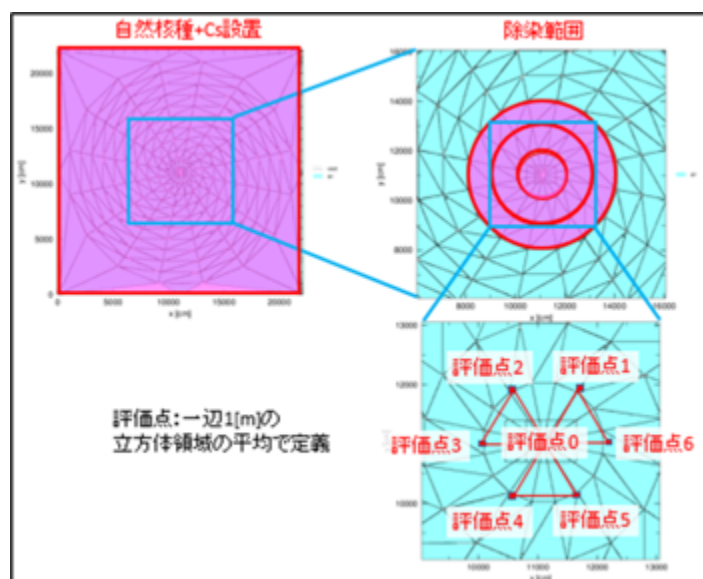


図 II-14 天然放射性核種、Cs線源の設置、除染範囲及び評価点 (評価点0、評価点1-6) 位置との関係

6. 屋内残留汚染の測定と表面汚染密度の評価

調査住家ごとに、住民の許可を得られたすべての部屋で木の家具や建具などの平面に沈着している放射性物質 (ダストに付着) を乾式スミア (拭き取り) 法によりサンプリングした。スミアサンプリング箇所例・模式図を図 II-15 示す。部屋の大きさに応じて1部屋あたり1~6箇所について、主に木の表面を JIS Z 4504 (2008) に準じ 10cm 角 (100 cm²) の表面を同じ強さで

均一にこすり、ほぼ一様に汚染が付着するようにして試料を採取した。試料は飯館村 42 戸で 1503、南相馬市小高区 33 戸で 1339、浪江町 36 戸で 1004、大熊町 10 戸で 698、富岡町 9 戸で 412、双葉町 4 戸で 140 の計 134 戸で計 5096 を採取した。試料はプラスチックシンチレーション検出器 (JDC-5300、日立製作所) で ^{134}Cs 、 ^{137}Cs からの β 線を 10 分間測定した。

スミアした (ふき取った) 表面の単位面積あたりの β 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} (Bq/cm^2) を式 (1) により求めた¹⁷⁾。

$$A_{sr} = (n - n_b) / (60 \cdot \epsilon_i \cdot F \cdot S \cdot \epsilon_s) \quad (1)$$

ここで、 n は測定された全計数率 (min^{-1})、 n_b はバックグラウンド計数率 (min^{-1})、 ϵ_i は β 線に対する機器効率、 F は拭き取り効率、 S はふき取り面積 (cm^2)、 ϵ_s は放射性表面汚染の線源効率を表す。スミアした一部のサンプルを高純度ゲルマニウム半導体検出器 (EGPC 50-195-R、Eurisy 社) で測定して放射能を評価しプラスチックシンチレーション検出器の測定値との相関関数を作成して放射能の値付けを行った。相関関係を図 II-16 に示す。これにより補正係数 ($\epsilon_i \times \epsilon_s$) を 0.18 と評価した。拭き取り効率は繰り返し拭き取り法によって平成 26~27 年に実測で評価した 0.75⁷⁾ を用いた。拭き取りは同一人物がおこなっている。年数経過による拭き取り効率の変化について、令和 2~3 年に繰り返し拭き取り法によって再評価を行った結果、大きな変化はないことを確認した。

検出限界値は式(2) により求めた。

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

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 10min である。

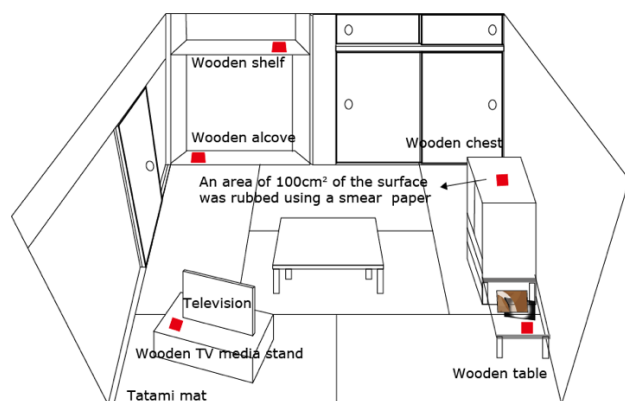


図 II-15 スミアサンプリング箇所例・模式図

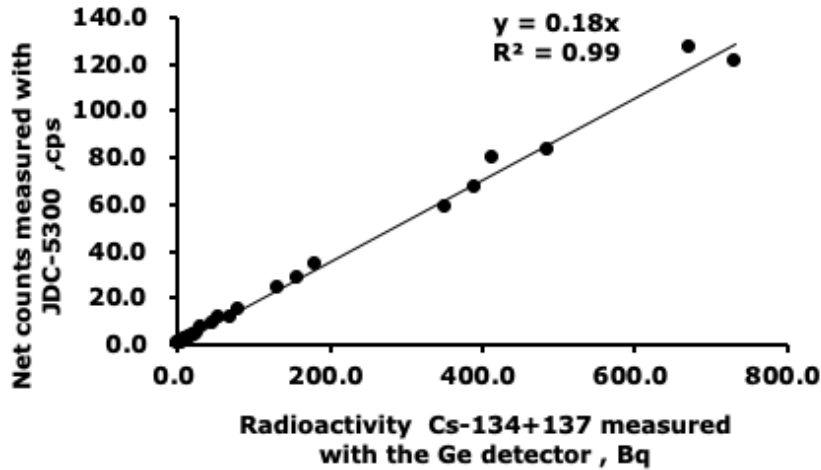


図 II-16 ゲルマニウム半導体検出器で測定した放射能,Bq とプラスチックシンチレーション検出器の測定値, cps との相関

7. 今回の研究方法と前2回の研究方法との相違点

1. 調査住家：木造住家を調査しており、前2回と相違点はない。ただし、解体されて調査が継続できなくなった住家については、替わりにあらたに同じ地域の別の住家もしくは建屋で調査を行った。飯館村と南相馬市小高区では木造住家がかかり残っているためこれらを調査することができたが、浪江町では解体されたもしくは解体中、解体予定の住家の割合がかかり高かったため、住家だけでなく住家と同等のサイズの集会所などの木造の建屋も調査の対象とした。

2. 住家内外の空間線量率の測定：前2回と同じ方法で実施した。今回の調査においてより詳細なデータを得るため、住家1戸あたりの測定点数を増やした。

屋内外の空間線量率分布をシミュレーション（コード：3D-ADRES）より明らかにするため、リモートセンシング技術（人工衛星・航空機・地上でのレーザースキャンや撮影等の情報）により、地形や住宅構造物の情報を取得した。シミュレーションに必要な家屋内外の情報（家屋内外の空間線量率分布の他、地形や土地利用情報及び家屋の詳細情報）の取得をあらたに試みた。

3. 住家内外の γ 線スペクトルの測定：本研究の1年目（平成31年）7月まで前2回で使用した3"φx3" NaI γ 線用スペクトロメータ JSM-112、日立製作所（株）を使用した。測定機器の故障のため1年目10月からは同じ3"φx3" NaI γ 線用スペクトロメータではあるが異なる機種（EMF-211、EMF ジャパン（株））を使用した。

4. 住家内外の γ 線スペクトルの評価：天然放射性核種からの線量の推定は前2回と同じく22x22逐次近似法もしくは49x49逐次近似法で行った。さらに今回は、あらたに in-situ 測定にフィットする応答関数を用いた600x600逐次近似法の適用を行い、人工放射性核種(放射性Cs)からの寄与線量を評価することで天然放射性核種からの寄与分を弁別し、それぞれの空間線量率を評価するとともに不確かさを評価した。

5. 屋内残留汚染の測定と表面汚染密度の評価：前2回と相違点はない。

6. シミュレーションのための住家周辺及び屋内の連続モニタリングについて：今回新規に加わった項目。

(倫理面への配慮)

本研究では、個人の住家内の測定を行うため、その結果には個人情報が含まれる。調査にあたっては、本研究科における「ヒトを対象とする研究に関する倫理審査」の承認をすでに受けており、調査の方法は承認を受けた以下の手順による。

説明会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」を書面により説明し、同意を書面で得る。住民が避難している場合は住民への説明は自治体を通して行う。得られた結果について、被験者に対し線量結果のお知らせを通知する。

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る。

そのための具体的な配慮を以下に示す。

- 被験者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。
- 被験者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、被験者の人権を尊重し、実験終了後も結果の利用等において、被験者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。

なお、あらたに個人の住家内の測定に用いることとなったガンマプロッターH,F及び3Dレーザースキャンによる情報取得についても本研究科における「ヒトを対象とする研究に関する倫理審査」に研究実施計画書の変更を申請し、承認を受けた。(令和2年2月18日承認、受付番号11-04)

III 研究結果

1. 住家内外の空間線量の低下率の変化

平成24~26年度に1回目の調査を行った際の除染前の空間線量率は1戸あたりの平均値は屋外で0.25~4.42 μSv/h、屋内で0.14~1.88 μSv/hであった。今回は屋外で0.07~0.54 μSv/h、屋内で0.05~0.39 μSv/hと大きく低下していた。除染前、除染直後、除染から5~8年経過した本研究での調査における住家内外の空間線量の低下率の変化について検討した。

空間線量低下率, Reduction rate (RR) を以下のように定義した。

$$\text{Reduction rate, RR (\%)} = \frac{H_1 - H_2}{H_1 - H_{BG}} \cdot 100 \quad (3)$$

H_1 : 除染前の空間線量率、 H_2 : 除染後もしくは2019・2020年の空間線量率、減衰補正あり

H_{BG} : 自然放射線による空間線量率 0.04 μSv/h (37.6 ± 7.6 nGy/h, 平成24~26年度事業での飯舘村、南相馬市小高区住家の自然放射線による空間線量率の評価値⁴⁾を使用)

除染前、除染直後、除染から5~8年経過した本研究での調査と3回の測定が行われた住家は飯舘村21戸と南相馬市小高区6戸の計27戸であった。これらの住家について(3)式を用いて除染前~除染直後での空間線量低下率、除染前~除染から5~8年経過後での空間線量低下率を求めた。

屋外・屋内それぞれの空間線量低下率について箱ひげ図を図 III-1 に示す。除染前～除染直後における空間線量率低下率(%)の中央値及び四分位範囲（中央の値 50%が含まれる範囲）Q1-Q3 はそれぞれ屋外:A_{outdoor} で 54.6(45.7-62.5)、屋内:A_{indoor} で 42.8(33.6-49.7)であり、同じく除染前～除染から 5～8 年経過後における空間線量低下率(%)の中央値及び四分位範囲は屋外:B_{outdoor} で 50.7 (44.4-61.9)、屋内:B_{indoor} で 51.9 (37.2-65.8)であった。除染直後における屋外, A_{outdoor} で空間線量低下率がもっとも大きく、除染直後における屋内, A_{indoor} でもっとも小さい。しかし、除染から 5～8 年経過した時点では屋外・屋内, B_{outdoor}, B_{indoor} ともで中央値はほぼ 50%になるという傾向を示していた。



図 III-1 除染前、除染直後、除染から 5～8 年経過した本研究での調査と 3 回の測定が行われた住家 (n=27) についての空間線量低下率 (屋外・屋内)

2. 線量低減係数の評価と経時変化

線量低減係数(RF)や遮へい係数 (shielding factor, SF) は従来下記の式(4)⁵⁾により定義されてきた。分子、分母の双方とも自然放射線による寄与を含んだ値である。

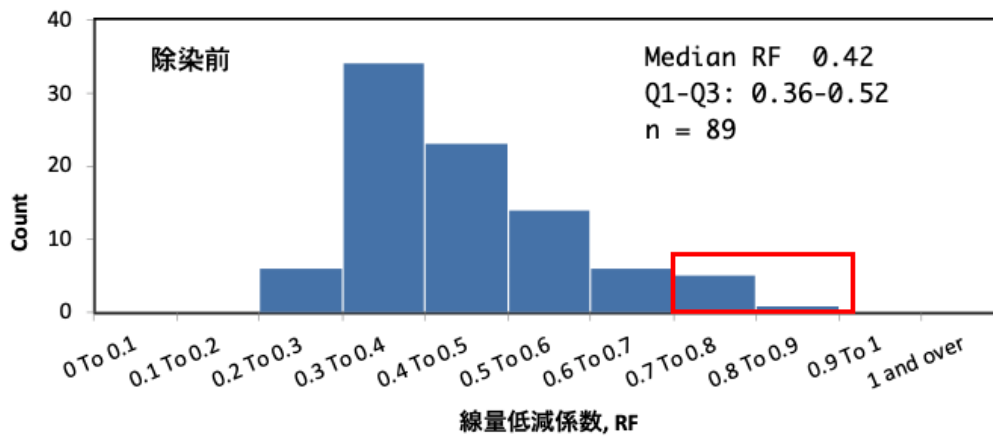
$$RF = H^*(10)_{in} / H^*(10)_{out} \quad (4)$$

ここで、RF は線量低減係数、 $H^*(10)_{in}$ 、 $H^*(10)_{out}$ はそれぞれ屋内、屋外の 1cm 線量当量率を表す。

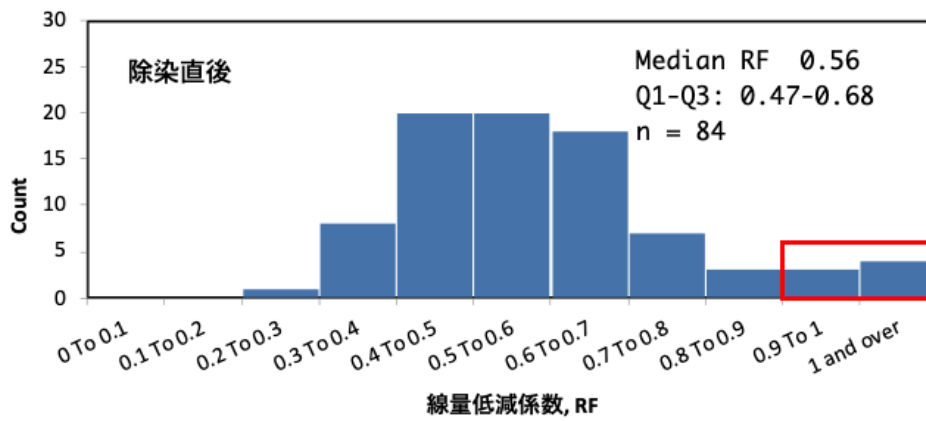
除染前、除染直後、除染から 5～8 年経過した本研究での調査における線量低減係数の変化を、前項と同じく除染前、除染直後、除染から 5～8 年経過した本研究での調査と 3 回の測定が行われた飯館村 21 戸と南相馬市小高区 6 戸の計 27 戸の住家を対象に検討した。

除染前(n=89)、除染直後(n=84)、及び除染から 5～8 年後 (n=213) それぞれの線量低減係数の頻度分布を図 III-2(a),(b),(c)に、同じく箱ひげ図を図 III-3 に示す。中央値及び四分位範囲,Q1-Q3 はそれぞれ 0.42 (0.36-0.52)、0.56 (0.47-0.68)、0.50 (0.41-0.61) と評価された。除染から 5～8 年後の今回の測定では、住家 1 戸あたりの測定点数を増やしたため n 数が多くなっている。除染

により大きく線量低減係数は変化して線量低減係数が大きくなっていった。除染から5～8年後は線量低減係数の値は若干下がる傾向があるものの除染前の数値より大きい。



(a)



(b)

(c)

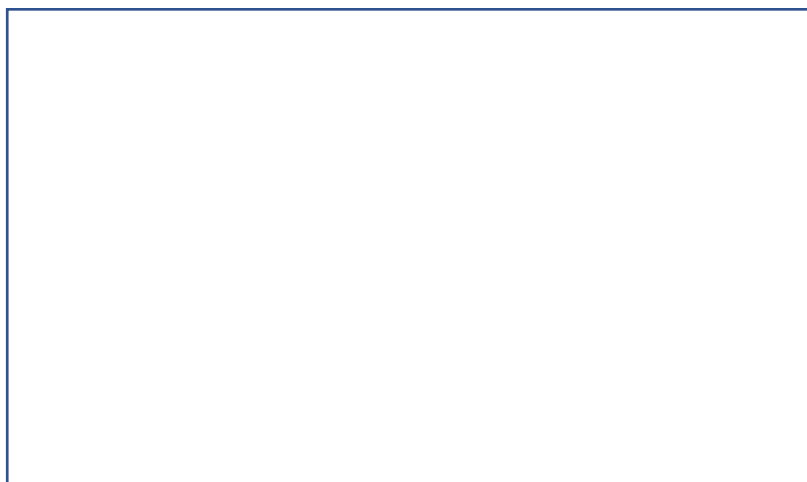


図 III-2 除染前、除染直後、除染から5～8年経過した本研究での調査と3回の測定が行われた住家 (n=27) についての線量低減係数 (a) 除染前、(b)除染直後、(c)除染から5～8年後

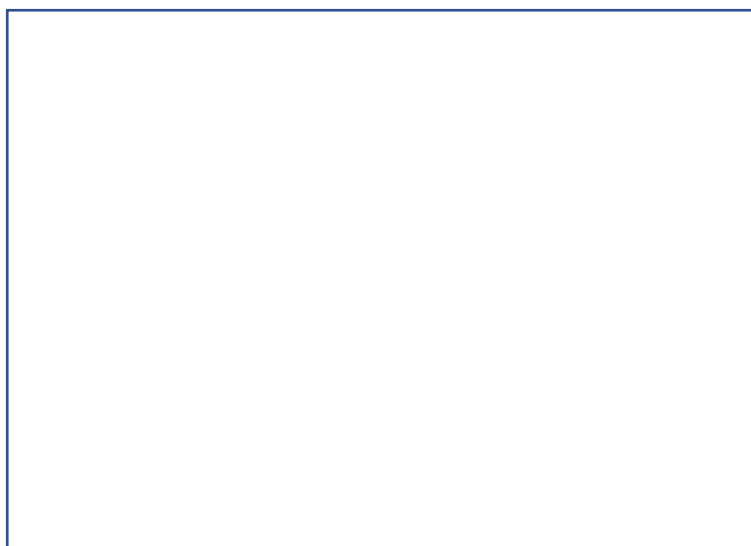


図 III-3 除染前、除染直後、除染から 5～8 年経過した本研究での調査と 3 回の測定が行われた住家 (n=27) についての線量低減係数

図 III-4 に、除染前 (■) 及び除染から 5～8 年経過した本研究での調査 (●) における線量低減係数をそれぞれの住家周りの空間線量率に対してプロットして示す。住家周りの空間線量率が $0.5 \mu\text{Sv/h}$ あたりまでは線量低減係数は 0.4 の周辺に分散しているが、住家周りの空間線量率が低くなるにつれて大きくなる傾向が観察される。

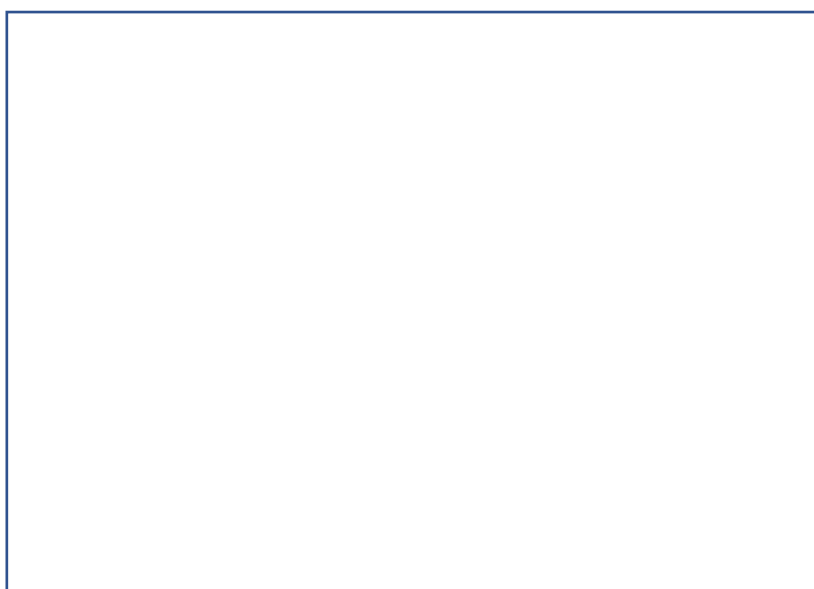


図 III-4 線量低減係数と屋外 (住家周り) の屋外空間線量との関係

3. 住家内外で取得した γ 線スペクトルの解析と評価

飯館村、南相馬市小高区、浪江町、大熊町、双葉町、富岡町の計 120 戸の屋外・屋内で測定し

た γ 線スペクトル (n=456) を 49x49 逐次近似法¹³⁾により、波高分布をアンフォールディングして入射 γ 線のエネルギー・スペクトルを取得した。⁴⁰K, ²¹⁴Bi (²³⁸Uの娘核種)、²⁰⁸Tl (²³²Thの娘核種)のピークを利用してK、U、Th濃度を決定し、自然環境 γ 線による線量を評価した。

これらのうち飯舘村、南相馬市小高区での計 67 戸での評価値 (n=67) を除染前 (平成 24~26 年度事業で実施、飯舘村と南相馬市小高区 69 戸での測定による、n=347) 及び除染直後 (平成 28~30 年度事業で実施、飯舘村と南相馬市小高区 37 戸での測定による、n=33) の評価値と比較した結果を表 III-1 に示す。屋外・屋内ともに除染前後及び除染から 5~8 年後の間で変化は観察されない。なお、この地域の屋外については福島第一原発事故以前の先行研究において取得されており (30-40 nGy/h)¹⁸⁾、これと一致していた。これらの屋外-屋内の値についてそれぞれプロットした結果を図 III-5 に示す。この図において、それぞれのマークは (■:平成 24~26 年度事業で測定)、除染直後 (▲:平成 28~30 年度事業で測定)、除染から 5~8 年後 (◆:本事業で測定) を表す。屋内/屋外比は約 0.9 (それぞれ 0.86,0.87,0.85) とほぼ同じ値を示していた。この結果は、福島第一原発事故由来の放射性 Cs の寄与が無視できるほど小さくなったときに飯舘村と南相馬市小高区の住家での屋内/屋外比は 0.9 付近の値になることを意味している。なお、本事業で測定した飯舘村、南相馬市小高区、浪江町、大熊町、双葉町、富岡町の計 120 戸について同様に屋内/屋外比をプロットしたところ 0.82 と評価され、飯舘村、南相馬市小高区での値よりやや低めの値となった。この 120 戸には浪江町、大熊町、双葉町、富岡町での住家が多く含まれており、同じ木造住家ではあるが地域的な差が関係している可能性も考えられる。

表 III-1 自然環境 γ 線による線量の評価 除染前、除染直後及び除染から 5~8 年後 (飯舘村、南相馬市小高区での住家)

| 測定時期 | 屋外 | 屋内 |
|------------------------|------------|------------|
| 除染前 | 0.04±0.008 | 0.03±0.008 |
| 除染直後 | 0.04±0.007 | 0.04±0.006 |
| 除染から 5~8年後 | 0.04±0.008 | 0.03±0.007 |
| 平均±1 σ 単位:μGy/h | | |

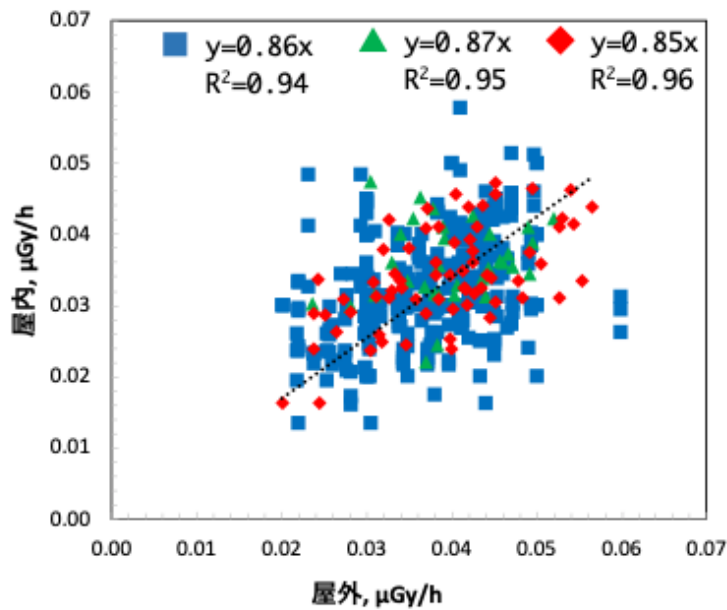


図 III-5 自然環境 γ 線線量の屋内/屋外比 飯舘村、南相馬市小高区の住家における除染前 (■ : 平成 24~26 年度事業で測定)、除染直後 (▲ : 平成 28~30 年度事業で測定)、除染から 5~8 年後 (◆ : 本事業で測定) に評価した値。

次に、全体の線量から自然環境 γ 線寄与分線量を差し引き、放射性 Cs (^{134}Cs と ^{137}Cs) からの寄与分を評価した。飯舘村、南相馬市小高区の住家における除染前と除染から 5~8 年後に評価したそれぞれの寄与分を図 III-6 に示す。自然環境 γ 線の寄与はほぼ同じである一方、放射性 Cs からの寄与は大きく低減していることが観察される。なお、実際に住民が被ばくする線量評価の観点からいずれの値についても物理学的減衰補正は行っていない。

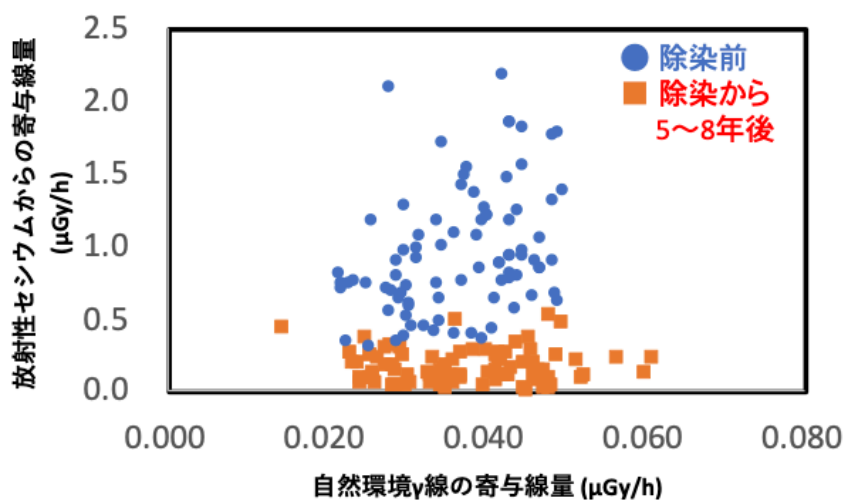


図 III-6 自然環境 γ 線からの寄与線量ごとにプロットした放射性 Cs からの寄与線量 飯舘村、南相馬市小高区の住家における除染前 (●) と除染から 5~8 年後 (■) に評価した値。

さらに、22x22 逐次近似法¹²⁾により、波高分布をアンフォールディングして入射 γ 線のエネルギー・スペクトルを取得し、0.4~0.9 MeV の散乱線を直線で近似して散乱線成分(S)とした。全体から散乱線成分を差し引いた残差を直接線成分(U)とすることにより両者を分別し、それぞれの線量率 ($\mu\text{Gy/h}$) を評価し、S/U の比を取得した。屋外と屋内それぞれ除染前と除染直後についての変化を図 III-7 に示す。除染の前後での S/U 比の増加は屋外のほうが屋内より大きいことが観察される。

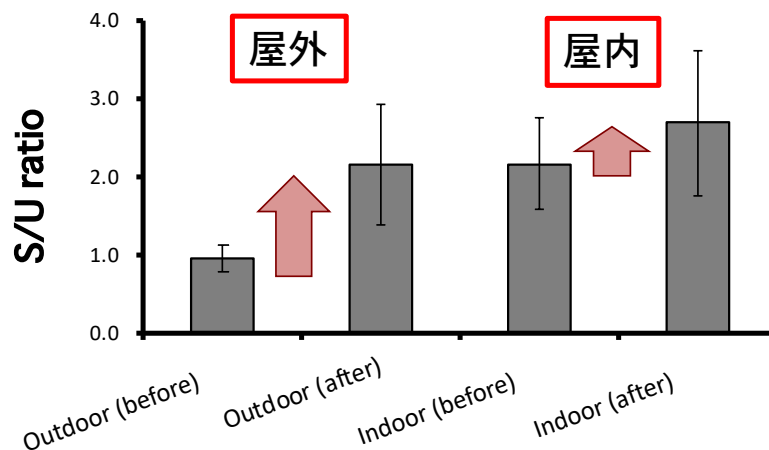


図 III-7 散乱線成分(S)と直接線成分 (U) の比 (S/U) 、屋外と屋内それぞれ除染前と除染直後の変化

4. γ 線スペクトルへの 600×600 逐次近似法の適用

3”φx3” NaI γ 線用スペクトロメータ (EMF-211) を使用して測定した各測定ポイントの γ 線スペクトルに対して 600×600 逐次近似法を適用し、周辺線量当量率と人工放射性核種の線量寄与率を算出した。この結果を 22×22 逐次近似法にて算出された周辺線量当量率および人工放射性核種の線量寄与率と比較した。周辺線量当量率について、EMF-211 では 22×22 逐次近似法を使用した演算が行われ、周辺線量当量率と天然放射性核種由来および人工放射性核種由来の線量率が出力されており、22×22 逐次近似法からの値として EMF-211 の出力値を使用した。600×600 逐次近似法による周辺線量当量率は、図 II-6 (a)600×600 逐次近似法によるアンフォールディングで復元した信号例で示したような全エネルギー範囲の γ 線フルエンス率に対し ICRP Publication74 掲載の換算係数¹⁹⁾を重畳することで算出した。周辺線量当量率の比較についての結果を図 III-8 に示す。両手法により算出した周辺線量当量率は数%の誤差内で一致することが確認された。

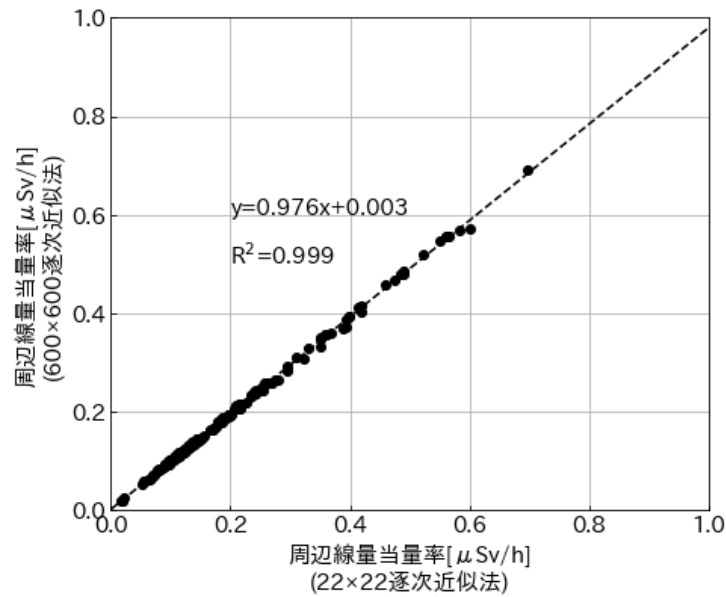


図 III-8 600×600 逐次近似法および 22×22 逐次近似法による周辺線量当量率の比較

次に、人工放射性核種の線量寄与率について、600×600 逐次近似法による人工放射性核種の線量寄与率は、図 II-6 (a)に示すような人工放射性核種 γ 線フルエンス率に対して in-situ 測定の線量率換算係数²⁰⁾を掛けて足し合わせ、周辺線量当量率で割ることで算出した。なお、人工放射性核種は測定スペクトル中で明確なピークが確認された ^{134}Cs と ^{137}Cs に限定した。以下に、両手法の人工放射性核種線量率の導出方法を簡潔に示す。

600×600 逐次近似法：

$$\text{人工放射性核種線量率} = \text{人工放射性核種} (^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}) \text{ 由来のうち直接成分の線量率} \quad (5)$$

22×22 逐次近似法：

$$\text{人工放射性核種線量率} = \text{全線量率} - \text{天然放射性核種由来} (^{40}\text{K}, ^{214}\text{Bi}, ^{208}\text{Tl}) \text{ の線量率} \quad (6)$$

図 III-9 に 600×600 逐次近似法より評価した周辺線量当量率と 600×600 逐次近似法及び 22×22 逐次近似法による人工放射性核種の線量寄与率の相関を示す。両手法とも人工放射性核種の線量寄与率は周辺線量当量率に対して正の相関をもつが、全体的に 600×600 逐次近似法で低い値を示した。この原因として、22×22 逐次近似法の人工放射性核種線量率には散乱成分および ^{40}K 、 ^{214}Bi 、 ^{208}Tl 以外の天然放射性核種由来成分が混在しており過大評価されていることが考えられる。

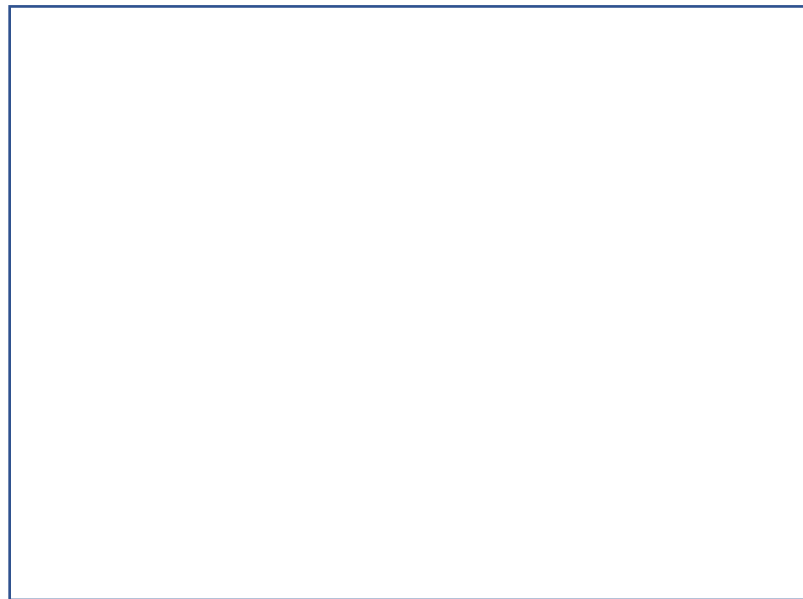


図 III-9 周辺線量当量率（600×600 逐次近似法より）と 600×600 逐次近似法及び 22×22 逐次近似法による人工放射性核種の線量寄与率の相関

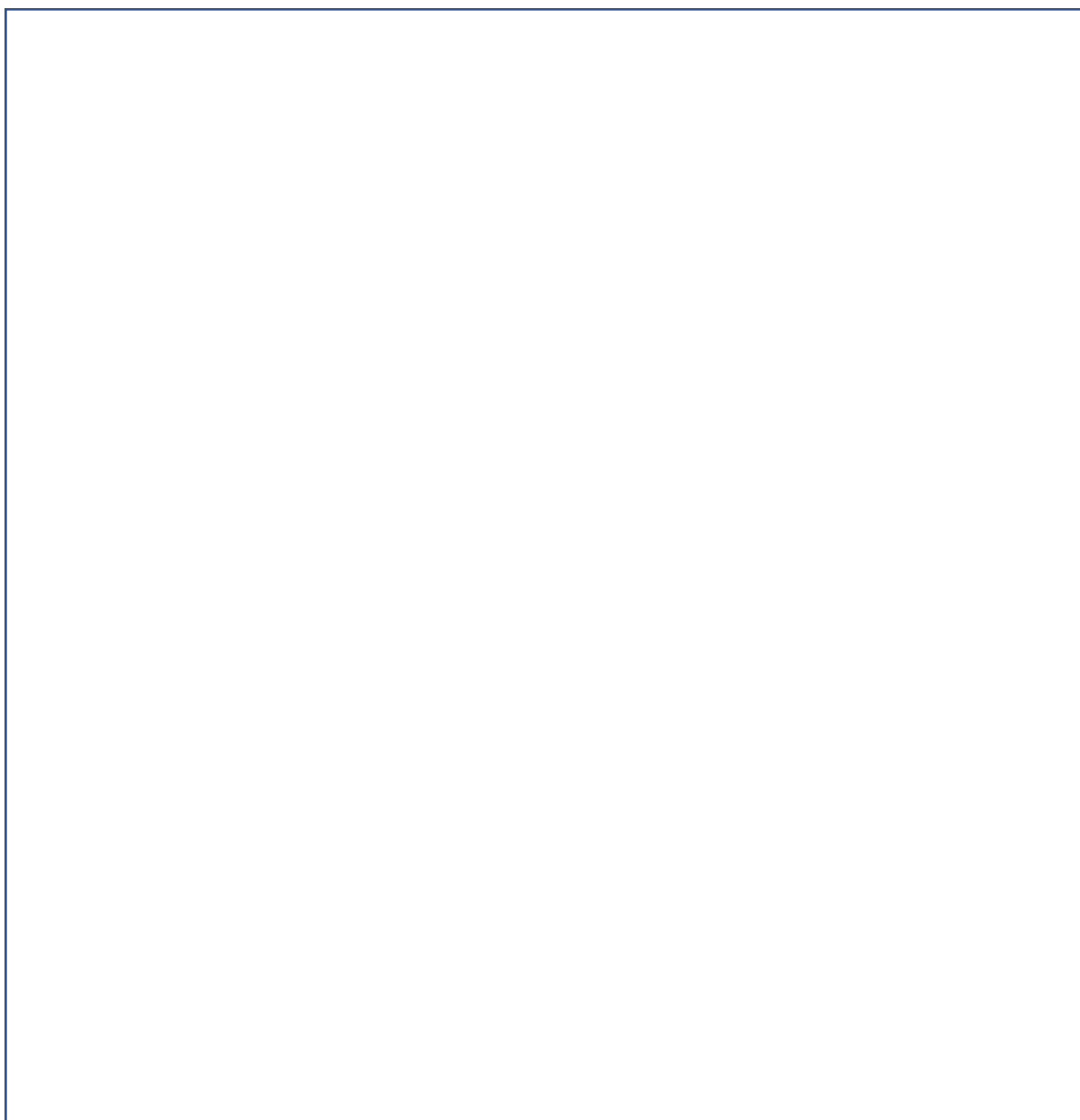
5. ガンマプロッターによる屋外の空間線量率の測定結果及びこれを用いて広域で評価した線量低減係数

図 II-8に示した家屋周囲の空間線量率分布（ガンマプロッターを利用し、地上100cmの高さで連続的に空間線量率を取得）、地点毎の沈着量や除染状況等からの影響を受け、互いに異なる複雑な分布を示している。また、家屋中心からの距離と空間線量率平均値の関係をプロットした3例（ID_I_12,7, ID_N_6）の結果を図 III-10に示す。どの地点においても共通して家屋周囲が相対的に低い線量率を示していることである。佐藤ら²¹⁾によると、屋外の空間線量率において、0-20m間のそれは低く、その後、上昇する傾向があると報告しているが、それと近い傾向が観察された。これは、飯舘村では家屋周囲は、原則として家屋から20m周囲は地表5cmを剥いで客土するなどの除染が行われたことによる。また、家屋中心から半径約20m前後をはじめ家屋周囲には、道路等の舗装面の割合が相対的に多く、舗装面は非舗装面とは異なり、放射線源が迅速に減衰する傾向を有する^{22,23)}ことも影響すると考えられる。この3例だけでなく屋外の空間線量率において、0-20m間のそれは低く、その後、上昇する傾向は、他の家屋でもおおよそ成立する。

さらに、地点毎の違いに着目すると、以下が観察された。家屋の裏手に、少し傾斜のある山林があるID-I-11は、裏手が相対的に高い。家屋周りの多くが傾斜を有する山林に囲まれたID-I-12の場合も、家屋の裏手が相対的に高い線量率を示す。一方、周囲の環境が市街地のID-I-25の場合は、測定データは限定されているものの、環境面の被覆状況は殆ど舗装面であり、線量率は低く、空間分布は殆どない。ID-I-12と同じく、家屋周りが森林であるID-I-26も、山林に入り込むほど、相対的に空間線量率が強まっている。環境面が田んぼであるID-I-27とID-N-6は、両者とも多様な分布を示すようにみえるが、除染が実施されたID-I-27の方が家屋前面と家屋周りの差が相対的に小さい。

なお、ID_I_12の場合、家屋裏手が山林に面しており、山林内の線量率分布の測定は難しく（図 III-10上左図の緑の点線で囲んだ地点）、測定量が少なくなる等、凹んだ形（図 III-10上右

図の緑の点線で囲んだ領域：本来は空間線量率が比較的高い地点である)となっていた。



図III-10 ガンマプロッターによる測定結果(10m平均値)及び家屋中心からの距離と空間線量率の変化(上:ID_I_12; 飯舘村住家、中: ID_I_7; 飯舘村住家、下: ID_N_6; 浪江町住家の調査結果、ただし、上:ID_I_12では空間線量率の平均値のみを示す。)

表 II-3の各地点の屋外におけるガンマプロッターによる地上100cmの空間線量率のヒストグラムを図 III- 11に、測定データの数をはじめ、平均値・中央値等の基本統計量を表 III-2に示す。図 III- 11はID-N-6を除けば凡そ対数正規分布の形を示している。事故から8年以上が経過し、風雨等による自然現象由来の放射性物質の移行に除染などの人間活動による放射性物質の移行の効果によるものと考えられる。表 III-2は空間線量率の平均値・中央値・最頻値区間が、いずれも0.2-0.4の間に存在することを示している。未除染のID-N-6地点の標準偏差値は0.71と選定地点の中でも一番大きい数字を示しているが、変動係数はほかの地点に比べて大きくない。ID-N-6のヒ

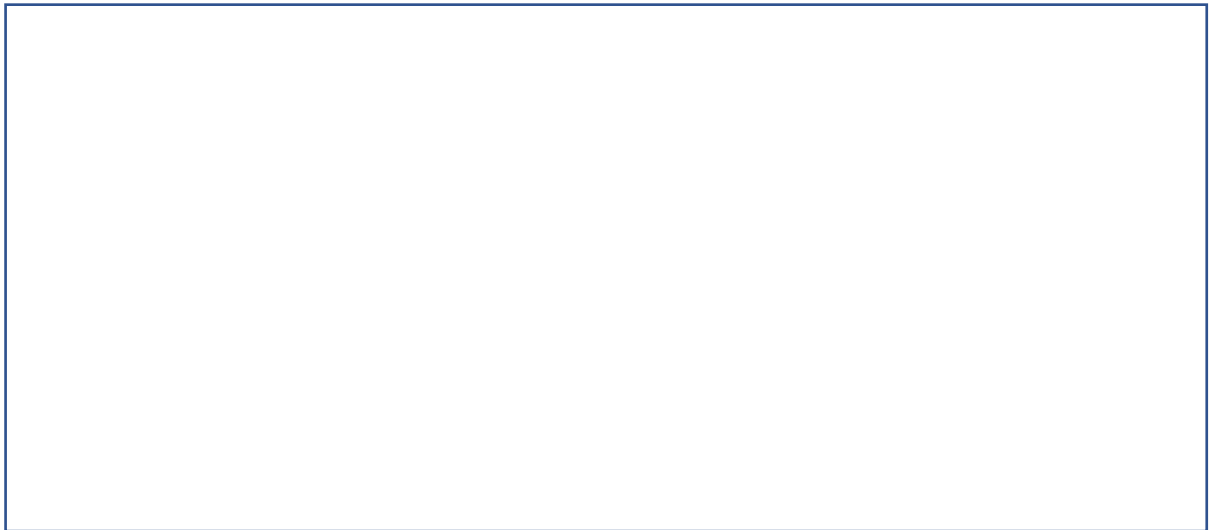
ストグラムは空間線量率頻度分布のピークが複数存在することを示しており、図 II-8の空間線量率の分布においてID-N-6の空間線量率が場所により様々に変化していることからこの地点の汚染分布は、他の地点に比べて複雑であることが分かる。






図 III-11 選定対象の各家屋におけるガンマプロッターの測定結果から得た屋外空間線量率のヒストグラム

表 III-2 選定対象の各家屋におけるガンマプロッターによる地上 100 cm空間線量率の
基本統計量



各選定地点の家屋についてガンマプロッター測定値を用いて広域で評価した線量低減係数を表III-3に示す。ID-N-6を除いて、線量低減係数の平均値と中央値は近い値を示す。ID-N-6においては、図 III- 11で示したように屋外の空間線量率の分布が広い範囲に分布することが原因で、線量低減係数の値も広い範囲にわたっており、1を大きく超える線量低減係数も数は少ないが観察された。線量低減係数の平均値は1階では0.4から0.6の間に収まっている一方で、線量低減係数の値は一つの家屋についても広く分布しており、測定する放射線場の代表的でない少数地点での測定値を基に線量低減係数を求めた場合には、現実的な線量低減係数が得られない可能性が示唆された。階数による違いをみると、線量低減係数は1階より2階の方がほとんどのケースで若干高い数値を示した。ただし、市街地に位置するID-I-25の場合、線量低減係数をみると、1Fの線量低減係数の方が2Fより上回る結果が得られており、他の地点とは相反する傾向が見られた。市街地においては、他の家屋が隣接しており、隣接家屋自体も遮蔽物として、屋内への γ 線侵入に対して、寄与しているためと考えられる。

表III-3 各選定地点の家屋についてガンマプロッター測定値を用いて
広域で評価した線量低減係数



6. 放射線モンテカルロ輸送計算による線源パターン（I,II,III）毎の計算及び線量低減係数の除去率（DF）依存性の計算

① 空間線量率の変化

図 II-13に示したCs線源の3パターン（I,II,III）毎の図 II-14における各評価点（評価点0、評価点1-6）の空間線量率への寄与についての計算結果を表 III-3に示す。この結果を用いて、除去率（DF）を変化させ総和をとることで、評価点における空間線量率が得られるほか、各成分の寄与も評価できる。例えば、除染の効果(0-30m範囲での表層5cm内のCs除去率（DF）を変化）を反映した各評価点の空間線量率は、表 III-3の①の結果に（除去率：DF）をかけて総和をとることで得られる。

表 III-3 線源パターン (I,II,III) 毎の計算結果

① 線源パターン(I):0-30m範囲の地中0-5cmのCsによる各評価点の空間線量率

| 評価点 No. | 空間線量率[uSv/h] | 統計誤差[rel] | 平均 | 統計誤差[rel] |
|---------|--------------|-----------|----------|-----------|
| 0 | 3.90E-01 | 2.91E-02 | 3.90E-01 | 2.91E-02 |
| 1 | 1.40E+00 | 1.60E-02 | 1.41E+00 | 6.49E-03 |
| 2 | 1.44E+00 | 1.58E-02 | | |
| 3 | 1.38 E+0 | 1.61E-02 | | |
| 4 | 1.42E+00 | 1.58E-02 | | |
| 5 | 1.41E+00 | 1.59E-02 | | |
| 6 | 1.42E+00 | 1.59E-02 | | |
| 屋内/屋外 | | | 2.76E-01 | 2.98E-02 |

② 線源パターン(II): 30-100m範囲の地中0-5cmのCsによる各評価点の空間線量率

| 評価点 No. | 空間線量率[uSv/h] | 統計誤差[rel] | 平均 | 統計誤差[rel] |
|---------|--------------|-----------|----------|-----------|
| 0 | 1.52E-01 | 1.04E-01 | 1.52E-01 | 1.04E-01 |
| 1 | 1.95E-01 | 9.51E-02 | 1.82E-01 | 4.17E-02 |
| 2 | 1.76E-01 | 1.02E-01 | | |
| 3 | 2.09E-01 | 1.01E-01 | | |
| 4 | 1.78E-01 | 1.08E-01 | | |
| 5 | 1.75E-01 | 1.03E-01 | | |
| 6 | 1.58E-01 | 1.04E-01 | | |
| 屋内/屋外 | | | 8.35E-01 | 1.12E-01 |

③ 線源パターン(III): 0-100m範囲の地中5-10cmのCsによる各評価点の空間線量率

| 評価点 No. | 空間線量率[uSv/h] | 統計誤差[rel] | 平均 | 統計誤差[rel] |
|---------|--------------|-----------|----------|-----------|
| 0 | 7.14E-03 | 9.18E-02 | 7.14E-03 | 9.00E-02 |
| 1 | 3.21E-02 | 5.80E-02 | 3.08E-02 | 2.00E-02 |
| 2 | 3.00E-02 | 5.90E-02 | | |
| 3 | 2.91E-02 | 5.98E-02 | | |
| 4 | 3.14E-02 | 5.56E-02 | | |
| 5 | 3.40E-02 | 5.69E-02 | | |
| 6 | 2.85E-02 | 5.90E-02 | | |
| 屋内/屋外 | | | 2.32E-01 | 9.00E-2 |

② 線量低減係数の評価

表 III-3の計算結果を用い、除去率 (DF) を変えることで、室内及び室外評価点の空間線量率がどのように変化し、家屋線量低減係数に対しどのような影響を与えるかを計算した。結果を図

III- 12に示す。図 III- 12におけるグラフ上の数値は、0-30m範囲の表層土壌0-5cmに存在するCsの除去割合（DF）を意味する。本モデルでの線量低減係数は、（屋内評価点の空間線量率）／（屋外評価点6点の空間線量率の平均値）と定義した。図 III- 12より、除去率（DF）が増加する（DF=-1, 0, 0.5, 0.75, 0.9, 1.0：DF=-1とは、除染前のCs量を2倍とする）と共に、線量低減係数（RF）が1に近づくことが確認できる。なお、全ての領域のCsを除染（表層土壌0-5cmだけではなく、5-10cmのCsも除去）した場合は、図 III- 12の記号Aのように、天然放射性核種からの線量の効果のみとなり、比率としては、RF～0.89となることが分かった。計算により得られた結果は、図 III-4に示された「線量低減係数と屋外（住家周り）の屋外空間線量との関係」の結果（経時変化と共に屋外空間線量率が低減すると同時に家屋線量低減係数が増大する）と凡そ一致しており、半径30m以内の表層5cm以内のCsの除去率（DF）が経時変化と共に大きくなること、線量低減係数の経時変化の要因になると考えられる。

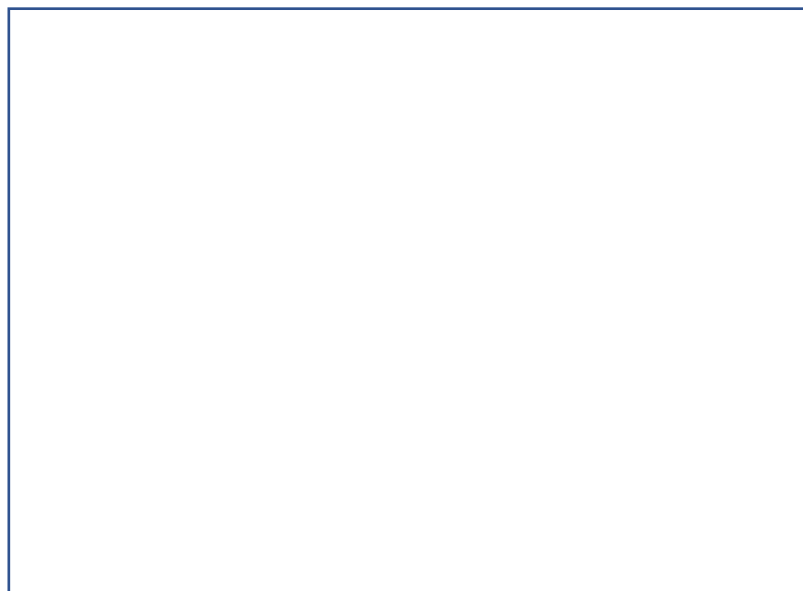


図 III- 12 家屋線量低減係数の屋外空間線量率依存性
（30m 以内の表層 5cm 以内の Cs の除去率（DF）依存性）

7. 住家内残留放射能

平成 24~26 年度及び平成 28~30 年度の事業の成果において、住家内の表面汚染密度の値は福島第一原発からの距離と反比例関係にあり福島第一原発に近い地域ほど高くなる傾向があること^{7,10)}を示してきた。飯舘村、南相馬市小高区は福島第一原発からの距離がそれぞれ 34.8~42.6 km、11.5~17.4 km であり大熊町、双葉町や浪江町の海側（東側）の地域と比べると福島第一原発から離れているため、表面汚染密度の値は比較的低い値であった⁷⁾。飯舘村、南相馬市小高区ではそれぞれ平成 29 年、28 年に避難指示が解除され、その後帰還・居住する住民が徐々に増えてきている。浪江町でも帰還困難区域を除いて平成 29 年に避難指示が解除され、飯舘村、南相馬市小高区よりは少ないが帰還・居住する住民が少しずつ増えている。一方、大熊町、双葉町、富岡町での調査住宅は主に帰還困難区域にあり住民の出入りはきわめて少ない。そこで、表面汚染密度の経時的変化及び居住している住家と居住していない住家との差の有無について、主

に、飯舘村、南相馬市小高区、浪江町の3つの地区における状況を調べた。

平成24~26年度と平成31~令和3年度(本事業)の2回ともで住家内の表面汚染密度の調査を行った住家は飯舘村(18戸)と南相馬市小高区(17戸)の計35戸であった。それぞれの地域での表面汚染密度の経時変化を図III-13(a),(b)に示す。スミアの試料数は飯舘村住家で平成24~26年度(n=423)平成31~令和3年度(n=550)、南相馬市小高区住家で平成24~26年度(n=562)平成31~令和3年度(n=644)である。表面汚染密度の中央値及び四分位範囲,Q1-Q3(Bq/cm²)は(a)飯舘村の住家平成24~26年度、平成31~令和3年度それぞれで0.032(0.032-0.032)、0.031(0.030-0.033)、(b)南相馬市小高区の住家平成24~26年度、平成31~令和3年度それぞれで0.040(0.037-0.076)、0.032(0.030-0.033)であった。図III-13(a),(b)の縦軸を見ると、飯舘村に比べて南相馬市小高区での値の方がかなり高い。住家内の表面汚染密度の値は福島第一原発からの距離と反比例関係にあり福島第一原発に近い地域ほど高くなる傾向があり^{7,10)}、上述したように南相馬市小高区は福島第一原発から11.5~17.4kmと、飯舘村(34.8~42.6km)より福島第一原発の近くに位置していることによる。経時変化は積極的な住家内のクリーニングによる取り除きや逆にあらたな汚染の持ち込みなどが無い場合、屋内に残留した放射性Csの放射能は物理的減衰によって減少していく傾向が観察されると考えられる。ただし、図III-13(a),(b)の表面汚染密度の評価値には検出限界以下の値が多く含まれているので、物理的減衰(最大で約47%)の補正は行っていない。平成24~26年度に比べて平成31~令和3年度での値を比べると、南相馬市小高区住家では表面汚染密度は大きく減っているが、飯舘村住家ではほとんど差が観察されない。飯舘村住家では福島第一原発から遠く離れているため、もともと平成24~26年度での調査時においても住家内での試料総数の24.8%しか検出限界値を超えておらず⁷⁾、放射性Csの物理的減衰による減少が観察されにくかったことが原因と考えられる。一方、同じ時期の調査において南相馬市小高区では表面汚染密度は住家内での試料総数の89.4%で検出限界値を超えていたため、図III-13(b)に示されるように放射性Csの物理的減衰による減少が明らかである。最大値も平成24~26年度で1.150Bq/cm²平成31~令和3年度で0.481Bq/cm²と同一の場所からの試料ではないものの、42%にまで減っていた。



(a) 飯舘村の住家



(b) 南相馬市小高区の住家

図 III-13 屋内残留放射能（表面汚染密度）の経時変化 (a)飯舘村（18 戸）と(b)南相馬市小高区（17 戸）での平成 24~26 年度と平成 31~令和 3 年度（本事業）の比較

平成 31~令和 3 年度に調査を行った飯舘村、南相馬市小高区、浪江町の住家それぞれについて、居住している住家と居住していない住家で表面汚染密度を比較した結果を図 III-14 (a),(b),(c)に示す。表 III-4 に住家の内訳を示す。(a) 飯舘村の住家（42 戸）では、居住もしくはほぼ毎日帰ってきている家 32 戸・居住していない家 10 戸を比較している。(b) 南相馬市小高区の住家（33 戸）では居住もしくはほぼ毎日帰ってきている家 22 戸・居住していない家 11 戸を比較している。(c) 浪江町の住家（30 戸）では居住もしくはほぼ毎日帰ってきている家 18 戸・居住していない家 12 戸を比較している。浪江町の場合は、避難指示が解除された地域では解体された住家が多いため、住家と同サイズの集会所 2 戸が含まれている。また、居住していない家の内訳には帰還困難区域内の住家が多く含まれている。

表 III-4 表面汚染密度についての比較 帰還（居住）している住家と帰還（居住）していない住家の内訳

| | 居住もしくはほぼ毎日帰ってきている家（戸数） | 居住していない家（戸数） | 合計（戸数） |
|-------------|------------------------|--------------|--------|
| (a) 飯舘村 | 32 | 10 | 42 |
| (b) 南相馬市小高区 | 22 | 11 | 33 |
| (c) 浪江町 | 18 | 12 | 30 |

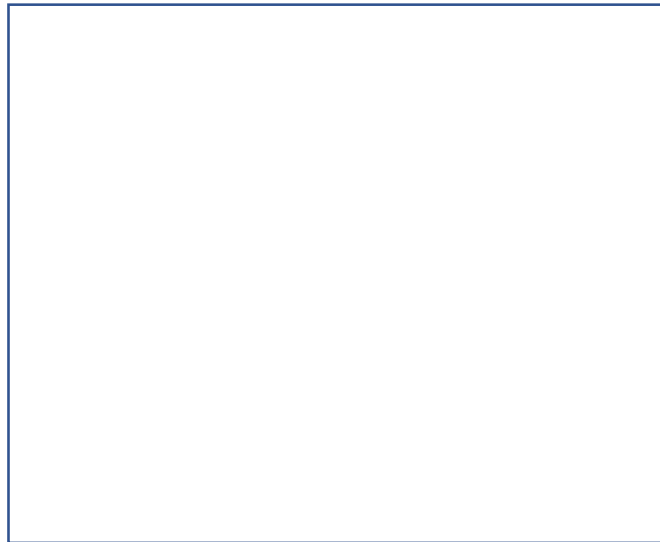
スミアの試料数は飯舘村住家で居住もしくはほぼ毎日帰ってきている家（n=1054）、居住していない家（n=442）、南相馬市小高区住家で居住もしくはほぼ毎日帰ってきている家（n=902）、居住していない家（n=436）、浪江町で居住もしくはほぼ毎日帰ってきている家（n=382）、居住していない家（n=468）である。中央値及び四分位範囲、Q1-Q3は（a）飯舘村の住家 居住もしくはほぼ毎日帰ってきている家、居住していない家それぞれで0.031(0.029-0.032)、0.030(0.032-0.034)、（b）南相馬市小高区の住家 居住もしくはほぼ毎日帰ってきている家、居住していない家それぞれで0.030(0.029-0.033)、0.032(0.031-0.039)、（c）浪江町の住家 居住もしくはほぼ毎日帰ってきている家、居住していない家それぞれで0.031(0.030-0.033)、0.040(0.031-0.085)であった。3つの地域すべてで居住していない家に比べてもしくはほぼ毎日帰ってきている家での値のほうが表面汚染密度が低くなっている。ただし、飯舘村ではその差は南相馬市小高区、浪江町に比べて大きくない。これは、飯舘村は福島第一原発から遠く離れているため、もともと平成24~26年度での調査時においても住家内での試料総数の24.8%しか検出限界値を超えておらず、表面汚染密度が低かったことによる⁷⁾と考えられる。一方、南相馬市小高区、浪江町では福島第一原発からの距離が近く、平成24~26年度での調査時においても表面汚染密度は比較的高い値を示しており⁷⁾、今回の調査で居住-居住していない差が大きく観察されたと推察される。



(a) 飯舘村の住家



(b) 南相馬市小高区の住家



(c) 浪江町の住家

図 III-14 平成 31~令和 3 年度に調査を行った(a)飯舘村、(b)南相馬市小高区及び(c)浪江町の住家における屋内残留放射能（表面汚染密度）の居住もしくはほぼ毎日帰ってきている住家と居住していない住家の比較

IV 考察

1. 住家内外の空間線量率の低下率の変化

除染前から除染直後、除染前から除染から5～8年経過した本研究の調査、それぞれでの空間線量低下率について図 III-1 に示した。この図において、除染直後における屋外、 A_{outdoor} で空間線量低下率をもっとも大きく、一方、除染直後における屋内、 A_{indoor} ではもっとも小さく、この両者には明らかに差が認められる。しかし、除染から5～8年経過した時点では屋外・屋内、 B_{outdoor} , B_{indoor} ともで中央値はほぼ50%になっており、ここでは、屋外・屋内に差は認められない。

平成24～26年度に除染直後の再調査を行っており、その際に再調査した37戸の木造住家（飯館村28戸、南相馬市小高区9戸）について除染効率 RE^* を下記の式により評価している²⁴⁾。

なお、式(3)と式(7)は同じ意味である。

$$RE^* = 1 - \frac{\{(Radiation\ dose\ after\ decontamination - Radiation\ dose\ due\ to\ natural\ radiation)\}}{\{(Radiation\ dose\ before\ decontamination - Radiation\ dose\ due\ to\ natural\ radiation)\}} \quad (7)$$

屋外と屋内の除染効率を比較し、除染効率はそれぞれ 0.53 ± 0.12 、 0.41 ± 0.09 （平均 $\pm 1\sigma$ ）と屋外のほうが屋内より除染効率が高いことを示しており²⁴⁾、この傾向は、図III-1 に示した評価結果と同じであった。（ただし、図III-1 では除染前、除染直後、除染から5～8年経過した本研究での調査と3回の測定が行われた住家について比較しているので戸数が27戸と少なくなっている。）

図 III-7 で散乱線成分 (S) と直接線成分 (U) の屋外・屋内の比 (S/U) について除染前除染直後の変化を示したように、除染前には屋外では直接線成分が主体であり、屋内では壁、屋根、窓などの建造物によって散乱するため散乱線の成分が多い。除染により屋外では住家から20m径での5cmの表土剥ぎにより直接線成分が急激に減少し、除染範囲以遠からの散乱線の成分の割合が相対的に増える。一方、屋内ではもともと散乱線の割合が多いため除染後にもS/Uは大きくは増加しない。これらの差が屋外のほうが屋内より除染効率が高いことの原因の一つとなっていると考えられ、モンテカルロ計算によっても同じ傾向が得られることを示した²⁴⁾。ところが、図 III-1 では除染から5～8年経過した本研究の調査で屋外における空間線量率低下率は上昇し、屋内の低下率との間に差は認められなくなっている。この原因については除染が行われた範囲に時間経過とともにその範囲外から土などが移行してきたことが考えられる。例えば、住家の裏手や側面に山の斜面がある住家で土側溝しかない場合斜面から表面土が滑り落ちてきて溝が埋まっている例が多々見受けられる。状況の変化を観察する方法として、 γ 線スペクトルにおいて直接線成分と散乱線成分を分別する方法によって差が観察されるかどうか、今後、実際の場において検討が必要である。直接線成分と散乱線成分の分別について、これまで22x22逐次近似法¹²⁾でアンフォールディングを行った後、0.4～0.9 MeVの散乱線を直線で近似して散乱線成分としてきたが、この方法では十分な精度が得られず差を観察することは難しい。原発事故の影響が無視できる地域で取得した自然環境 γ 線からの散乱線のデータを用いることでより明確に両者を分別できる手法についてあらたに検討を行い、5. in-situ測定でのアンフォールディング法の不確かさ及び人工核種の散乱線の影響評価手法の検討にて詳述する。

2. 経時変化に応じた適切な線量低減係数

1) 線量低減係数の経時変化

図 III-2(a),(b),(c) により、除染後に線量低減係数の中央値(RF=0.56)は除染前の中央値(RF=0.42)の約 1.3 倍の数値となり、今回の調査では線量低減係数の中央値(RF=0.50)は若干下がる傾向があるものの除染前の数値より大きいことが示された。ただし、分布の形状は変化していた。除染前(図 III-2(a))では対数正規分布を描いている。平成 24-26 年度事業の成果において、線量低減係数が大きい側の頻度が多くなる原因として、住家の裏手に位置している部屋とセメン瓦の屋根をもつ部屋があることを示した⁴⁾。前者について、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。除染前はノリ面の土及び放射性物質が沈着した落葉からの影響などにより裏手の部屋は表側の部屋に比べて線量が高くなる傾向があった。後者について、セメン瓦は多孔性であるため雨水により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と考えられ、セメン瓦の屋根をもつ住家の場合は、その屋根の下の部屋の屋内空間線量率が高い傾向が観察された⁴⁾。ただし、1 回目の調査時のセメン瓦の住家はすべて解体されていたためセメン瓦をもつ部屋のデータは図 III-2(a),(b),(c)に含まれていない。除染後の図 III-2(b)では分布の形状が変化し、RF0.4~0.5、0.5~0.6、0.6~0.7 での頻度がほぼ同じとなっている。しかし、図 III-2(a),(b)の両者において大きい線量低減係数を示している例の中身は同じであった。すなわち、除染前・除染直後(図 III-2(a),(b))において図中赤枠で囲ったそれぞれで 0.7~、0.9~の部分に含まれる例は除染前と同じく測定を行った部屋が住家の裏手や横手に位置している場合であった。除染時にも二次災害の防止の観点から山の斜面は土剥ぎされず、表面の落ち葉等の除去や植物の根を深く刈る深刈り等により行われたため、除染後も同じ傾向がそのまま続いたことが原因と考えられる。

一方、今回の調査の図 III-2(c)ではおおよそ対数正規分布を描く形に戻っている。山の斜面からの影響はまだ観察されるものの線量低減係数に及ぼす影響はさほど大きくはなく、図 III-2(c)において線量低減係数が 0.7 を超える例に含まれていたのは屋外の空間線量率が 0.1 $\mu\text{Sv/h}$ のような低い空間線量率の住家であった。これは放射性 Cs の影響が低減し自然環境 γ 線の線量が主体となってきたためと考えられる。今後最終的に放射性 Cs の寄与が無視できるほどになり自然環境 γ 線からの線量のみとなったときには、図 III-5 で示されたように屋内/屋外空間線量率比は約 0.9 付近の値になると予想される。なお、この値は UNSCEAR の 1977 年報告書²⁵⁾での比 0.7、日本の木造住家で測定された比 0.77²⁶⁾、1.02²⁷⁾と統計的に大きな差はないと考えられるが、1.42 と大きな値を示している先行研究²⁸⁾もある。1.42 という値との差は測定手法の差、屋内外での測定箇所の違いなどに起因すると考えられる。

2) 住家周りの空間線量率と線量低減係数との関係

図 III-4 に示した、除染前(■)及び除染から 5~8 年経過した本研究での調査(●)における線量低減係数をそれぞれの住家周りの空間線量率から、住家周りの空間線量率が 0.5 $\mu\text{Sv/h}$ あたりまでは線量低減係数は 0.4 の周辺に分散しているが、住家周りの空間線量率が低くなるにつれて大きくなる傾向が観察される。図 IV-1 に除染前(未除染)の住家のみの線量低減係数について住家周りの空間線量率が(a)0.5 $\mu\text{Sv/h}$ を超えているケース(b)0.5 $\mu\text{Sv/h}$ を下回るケースに分けて示す。未除染の住家においても、住家周りの空間線量率(H_{outdoor})が 0.5 $\mu\text{Sv/h}$ を超えているときは従来の

報告と同じく 0.4 が適切であるが、 $0.5 \mu\text{Sv/h}$ 以下では 0.6 が適切であることを意味しており、すなわち、線量低減係数の値を決定する因子は、除染の有無ではなく住家周りの空間線量率であることを示唆している。

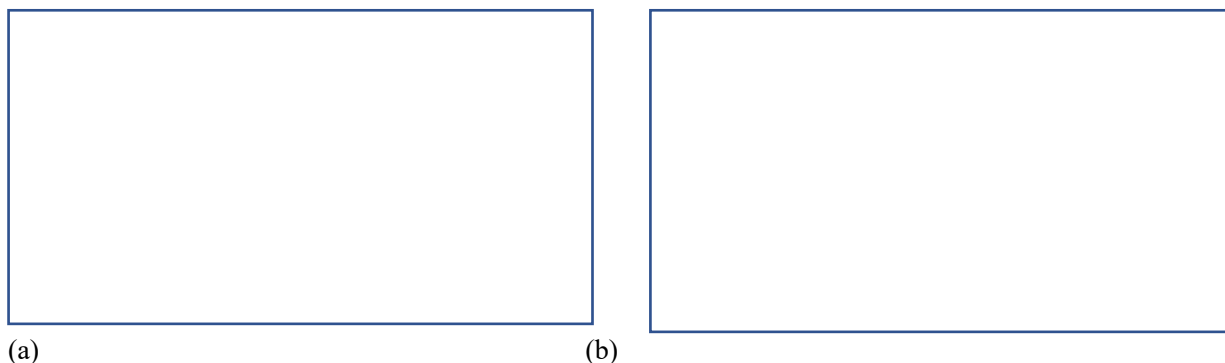


図 IV-1 除染前（未除染）の住家みの線量低減係数 住家周りの空間線量率が(a) $0.5 \mu\text{Sv/h}$ を超えているケース(b) $0.5 \mu\text{Sv/h}$ を下回るケース

この結果を踏まえて、図 III-4 で示したデータについて住家周りの空間線量率が $0.5 \mu\text{Sv/h}$ を下回るケースを対象に空間線量率を細分化して再検討した。図 IV-2 に、住家周りの空間線量率 (H_{outdoor}) が $H_{\text{outdoor}} < 0.1 \mu\text{Sv/h}$ 、 $0.1 < H_{\text{outdoor}} < 0.2$ 、 $0.2 < H_{\text{outdoor}} < 0.3$ 、 $0.3 < H_{\text{outdoor}} < 0.4$ 、 $0.4 < H_{\text{outdoor}} < 0.5$ 、 $0.5 < H_{\text{outdoor}}$ ごとの線量低減係数の箱ひげ図を示す。図 IV-2 で得られた中央値を代表的な線量低減係数、Q1-Q3 を代表的な線量低減係数の範囲として表IV-1 にまとめて示す。表IV-1 において、自然放射線のみによる線量低減係数は、図 III-5 において評価した南相馬市小高区での計 67 戸での評価値 (n=67) 屋内/屋外比 : 0.9 を示した。

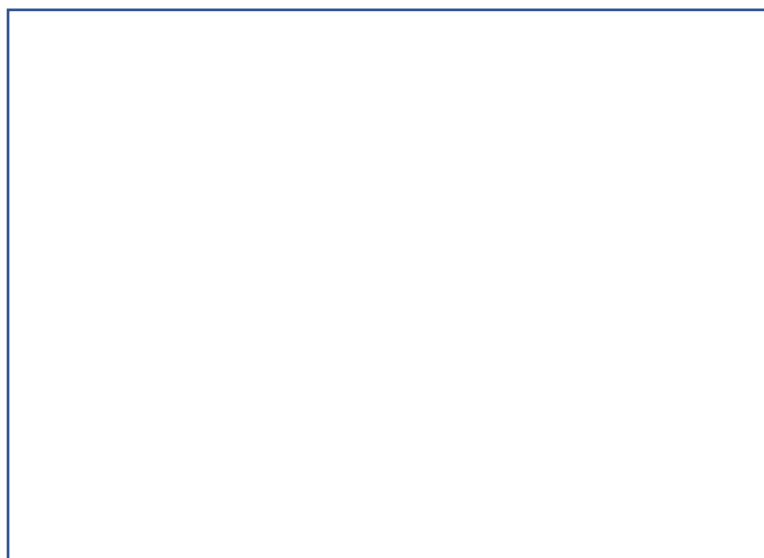


図 IV-2 住家周りの空間線量率が $0.5 \mu\text{Sv/h}$ を下回るときの線量低減係数

表IV-1 住家周りの空間線量率ごとの木造住家の代表的な線量低減係数及び代表的な範囲

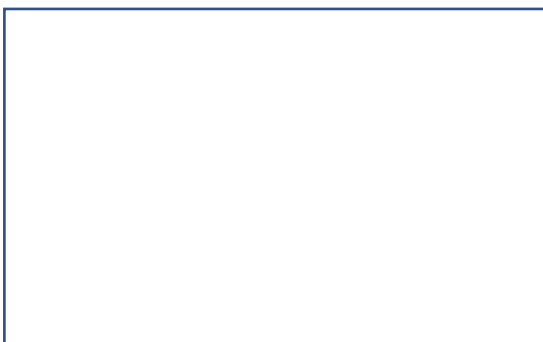
3) 線量低減係数のばらつきとその原因

線量低減係数は、III.2で式(4)として示したように下記で定義されている。

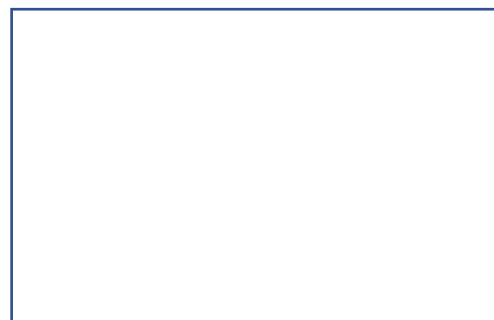
$$RF = H^*(10)_{in} / H^*(10)_{out} \quad (4)$$

式(4)において、屋内の空間線量率を適切に取得するには、原発事故直後ではドアや窓から十分に離れて^{2,3)}部屋の中央で測定を行うこと、かつ、一部屋だけではなく（可能であれば）全室あるいは廊下等についても測定を行って測定点を複数とすることなどが必要である⁵⁾。時間経過とともに事故直後ほどの大きな屋内での数値変動はなくなりはきているが、本事業でのシンチレーションサーベイメータを用いての測定はすべて事故直後と同様にドアや窓から十分に離れて部屋の中央で実施し、かつ、一部屋だけではなく（可能であれば）全室あるいは廊下等についても測定を行っている。

本事業で測定した飯館村42戸、南相馬市小高区33戸各住家での住家周り及び屋内それぞれの空間線量率平均値との比をとった結果を図IV-3(a),(b)に示す。双方の地域で屋内では屋外より変動幅が小さい。線量低減係数の値のばらつきは主に屋外の空間線量率のばらつきに起因していると考えられる。一方、屋内の空間線量率もばらつきの原因となることがある。除染前及び除染直後については前述したように住家の裏手に位置している部屋とセメント瓦の屋根をもつ部屋では、屋内の空間線量率が高い値をとるためばらつきの原因の一つとなる。除染から5～8年が経過した今回の調査で得た線量低減係数値のばらつきとその原因について以下を考察した。



(a)飯館村住家



(b)南相馬市小高区住家

図 IV-3 本事業で測定した(a)飯舘村 42 戸、(b)南相馬市小高区 33 戸各住家での屋外（住家周り）及び屋内それぞれの空間線量率平均値との比

- (1) 浪江町にて釉薬瓦（陶器瓦）の平屋住家で、屋内の空間線量率が同じ浪江町の同様な平屋住家より明らかに高い例が複数見つかった。これらの住家例では、住家周りの空間線量率が $0.37 \mu\text{Sv/h}$ のときに屋内の空間線量率が $0.35\sim 0.42 \mu\text{Sv/h}$ を示しており、複数の住家、部屋で線量低減係数が 1 を超える値を示していた。（図 IV-2 及び表IV-1 では線量低減係数の中央値は 0.6 である。）うち 1 戸にて、瓦と野地板の間の堆積物を 7 箇所で採集し、（図 IV-4 に堆積物を示す。）Hp-Ge で測定を行い、この数値をもとに古田¹⁶⁾らの計算法により屋内（平屋）床から 1m 高さの空間線量当量率への寄与を評価したところ、 $0.1 \mu\text{Sv/h}$ という結果が得られた。これは、約 1/3 の線量が屋根瓦堆積物から来ていることを示唆する。



図 IV-4 浪江町住家における瓦屋根内側の堆積物

- (2) 3 年間の調査期間であらたに見つかったセメン瓦の住家（南相馬市小高区の住家 1 戸及び浪江町の町営住宅 2 戸）について、これらの住家例では、住家周りの空間線量率が $0.16 \mu\text{Sv/h}$ のときに屋内の空間線量率が $0.17 \mu\text{Sv/h}$ を示しており、複数の部屋で線量低減係数が 1 を超えていた。（図 IV-2 及び表IV-1 では線量低減係数の中央値は 0.7 である。）
- (3) 本調査では旧・現避難指示区域内にある飯舘村、南相馬市小高区、浪江町などでの郊外型の木造住家が主に測定対象となっているが、市街地に建つ住家の調査例も含まれている。後述する 3. シミュレーションによる線量低減係数の家屋タイプ依存性の検討において床面積の小さい市街地型では線量低減係数が大きくなる傾向があることが示されているが、これに該当する結果を示していたのは浪江町と南相馬市小高区での各 1 例だけであった。これらの住家では、住家周りの空間線量率が $0.087\sim 0.09 \mu\text{Sv/h}$ のときに $1 \mu\text{Sv/h}$ を超えている部屋があり、複数の部屋で線量低減係数が 1 を超えていた。（図 IV-2 及び表IV-1 では線量低減係数の中央値は 0.8 である。）
- (4) 大半の住家では、住家周りの一部（駐車場）がアスファルトやコンクリートで舗装されていた（平成 24～26 年の調査時には舗装されていなかった住家であらたに舗装したケースもあった）。一部の住家では前面がすべて舗装されていたり、まれに住家周囲全体が舗装

されているケースもあった。これら舗装面における空間線量率は一般に土や砂利の上での値より低くなり、住家周りの舗装面の割合が大きくなると住家内の空間線量率にも影響を与える可能性がある。一方、屋外の空間線量率の値は、II 研究方法の 2. 住家内外の空間線量率の測定において記述したように、平成 24～26 年度の調査方法と整合性をとるために、家屋や植木などから十分に離れ地面は土もしくは砂利、開けた場所を選定して取得している。従って、住家周りがアスファルトやコンクリートで舗装されている住家では線量低減係数が低く見積もられる可能性がある。このことが、線量低減係数のばらつきの原因となっている可能性がある。個々の例を確認した結果、線量低減係数が Q1-Q3 より極端に小さい値の住家において、住家周りがすべて舗装されているケースが多く含まれていることがわかった。しかし、たとえば、上記、図 IV-4 で精査した浪江町の住家では住家の前面が広範囲にアスファルトで舗装されているが瓦屋根内側の堆積物からの影響ですべての部屋で空間線量率は高めで、線量低減係数は Q1-Q3 よりかなり大きい値をとっていた。すなわち、住家周りの舗装は決定因子ではないため、舗装の有無だけで単純に傾向を判断することは不適切となる可能性がある。

以上より、線量低減係数のばらつきの原因として屋根瓦堆積物（及びセメン瓦）、住家周りの舗装、家屋タイプの影響があるが、これらは複合していることがわかった。これらの原因は線量低減係数を大きくしたり小さくしたりする。ばらつきを少なくするためには、これらの要素をすべて考慮する必要があるが、瓦堆積物などは外側から簡単に判断できない。なお、住家周りがすべて舗装されているケースについては、屋外の空間線量率の値を舗装面上の値で線量低減係数を評価するほうが妥当かもしれない。なお、自然環境 γ 線による屋内/屋外空間線量率比に関する先行研究例²⁶⁻²⁸⁾でも数値は大きなばらつきを示している。屋外・住家周りの空間線量率が小さくなると式(4)の分母が小さくなり、分子である屋内の空間線量の小さな変化に対しても比である線量低減係数が大きく変動する。このことが、線量低減係数のばらつきを生じる大きな原因の一つにもなっている。

4) 除染後の線量低減係数の適切な評価方法とその使われ方

除染後、除染から長い時間が経過したときの屋外、屋内の数値としてどのような値を使うことが線量低減係数として適切なのかその使われ方を踏まえて以下に考察した。

線量低減係数を評価する式(4)において、屋外の空間線量率を取得する際は、除染の前と後とで住家近辺の放射線場の場が大きく変化したことに注意を払う必要がある。原発事故後、除染などの人的活動が行われる前においては、住家周辺では **uncontaminated effect**¹¹⁾が顕著であり、かつ、犬走りの影響で建屋に近接したところでは数値は低くなるため、(図 III-10 の下、浪江町の帰還困難区域に位置する未除染の住家 (ID_N_6) での測定例を参照、家の中心から～8mあたりまでの空間線量率がきわめて低いのは **uncontaminated effect** による影響と考えられる。) 家建屋の外壁からある程度離れた場所で測定を行うことでこの影響をなるべく小さくして線量低減係数を評価してきた。かつ、周囲の環境の差を考慮し複数箇所での測定を行うことが必要である。図IV-3(a),(b)では、双方の地域で屋内より屋外のほうが変動幅が大きいこと、また、屋外の数値を見ると(a)飯舘村でのほうが(b)南相馬市小高区での値より変動幅が大きく、山や森林に囲まれた住家が多い飯舘村の地形的条件が影響していることが考えられる。除染により屋

外では住家から 20m 径で 5cm の表土剥ぎが行われ図 III-1、図 III-2 に示されるように除染直後では 54.6%、除染から 5～8 年経過した本研究での調査時でも 50.7% の空間線量率の低下をもたらした。しかしながら、図 II-8 飯舘村 (ID_I_11,12,26,27) 及び図 III-10 飯舘村

(ID_I_7,12) での敷地が森林に囲まれたような住家では、除染範囲では空間線量率が低い、除染範囲から離れていくと主に森林からの寄与により空間線量率は高くなる傾向が観察される。また、森林以外の周辺環境 (田んぼ、舗装面等) の分布によっても影響を受けると考えられる。このような環境において、式(4)の屋外の数値としてどの空間線量値を使うのが適切なのか、除染後の線量低減係数の適切な決定の仕方について明確にしておく必要がある。

これにあたっては、線量低減係数がそもそも何のために使用される係数であるかを踏まえないといけない。線量低減係数はこれ自体として独立して使用される係数ではなく、下の式(8)で示されるように屋外の空間線量率から被ばく線量を評価するために使用される。

$$D_y = \{D_{\text{outdoor}} \times (8 \text{ h} \times \text{RF}_{\text{outdoor}} + 16 \text{ h} \times \text{RF}_{\text{indoor}}) - (D_N \times 24)\} \times 365 \text{ (days)} \quad (8)$$

ここで、 D_y は 1 年あたりの追加被ばく線量、 D_{outdoor} は屋外の空間線量率、 D_N は自然放射線からの空間線量率、 $\text{RF}_{\text{outdoor}}$ は屋外の線量低減係数で 1、 $\text{RF}_{\text{indoor}}$ は屋内の線量低減係数である。原発事故直後においては、空間線量から被ばく線量への換算係数は安全側に 1 とされた。

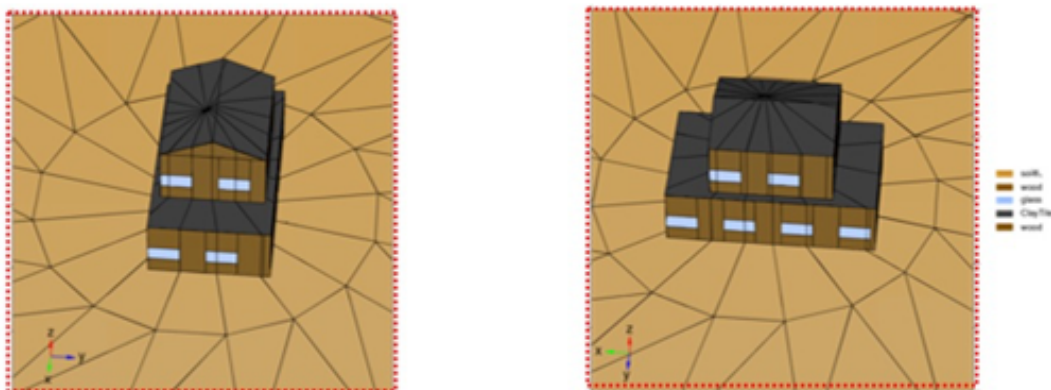
式(8)を用いて適切に追加被ばく線量を算定するには、当然ながら屋外の空間線量率は住民が滞在する屋外の場所の空間線量率として考えなければならない。住民は住家の周りに滞在し、敷地内であっても森林に長時間滞在するわけではない。本プロジェクトで調査を行った飯舘村や南相馬市小高区などは除染特別地域であり、除染特別地域の比較的線量率の高い地域では住民がよく滞在する住家から 20 m 径における庭で表面から 5 cm の表土除去 (と客土) が行われたが、これもこの考え方によるものである。従って、住家の周りでの空間線量率を屋外の空間線量率として用いることが妥当であると考えられ、線量低減係数も住民が良く滞在する屋外の場所に対する屋内の空間線量率の比をとった係数として設定することが適切であると考えられる。なお、この観点から、本事業において、屋外の空間線量率は平成 24～26 年度の調査方法と整合性をとるために家屋や植木などから十分に離れ地面は土もしくは砂利、開けた場所を選定して取得したが、住家周りがすべて舗装されているケースについては、屋外の空間線量率の値を舗装面の値で線量低減係数を評価する方が妥当であると考えられる。

他方、屋外の空間線量率として航空機モニタリングや走行サーベイ、KURAMA による歩行サーベイ等の広域の空間線量率を使う例もある。航空機モニタリングや走行サーベイの広域のデータでは、住家周辺の 20 m 径における除染の低減効果を観察することは空間分解能からまず不可能である。また、歩行サーベイも除染が実施された住家や屋敷内をサーベイしているのではなく、住家周辺や集落の道を歩行しているので、除染の低減効果を完全に把握するのは困難である。このようなデータでは、III 結果.5. においてガンマプロッターの測定値を用いて評価した広域での線量低減係数 (表 III-3) で示されているように、屋外の空間線量率は住家周りでの値より高い数値となるため、したがって線量低減係数は小さな値をとる。この方法で取得した線量低減係数を用いて、広域の空間線量率の値を屋外の値として用いて、屋内の空間線量率の推定に使うことは可能であるが、式(8)により被ばく線量の評価を行うと外部被ばく線量は過大評価につながる可能性がある。何の目的で線量低減係数を使用するのか、線量低減係数を適用する屋外の空間線量率はどのようにして測定されたものなのか、その目的と用途を明確にし

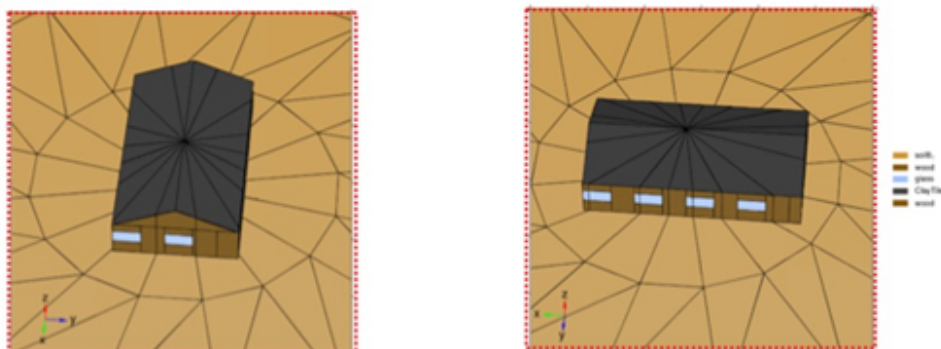
たうえで、適した線量低減係数を使う必要がある。

3. シミュレーションによる線量低減係数の家屋タイプ依存性の検討

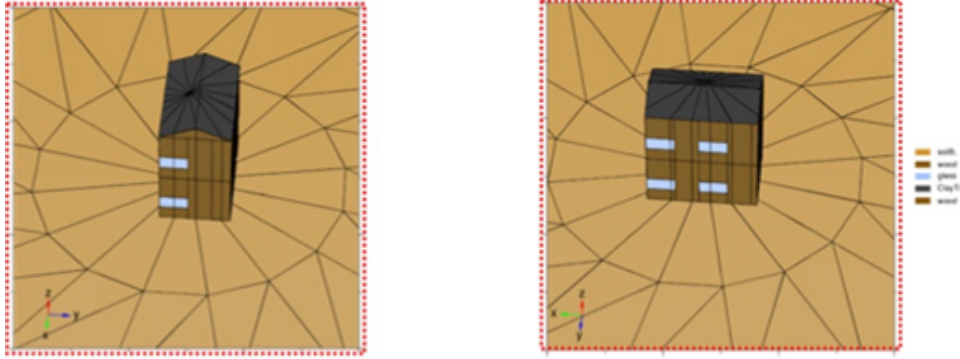
日本では、一般に郊外型の住家の面積が大きく市街地型は小さい傾向があり、住家の面積の違いにより線量低減係数が変化することが考えられる。そこで、Cs線源の除去率（DF）が、家屋タイプにより線量低減係数にどのように影響するかについてシミュレーションによる検討を行った。比較に用いる家屋タイプを図 IV-5に示す。例1は郊外型2階建てで本報告にて選定したタイプである。例2は郊外型平屋で床面積は最も大きい。例3は典型的な市街地型2階建てで例1及び2と比べて床面積は小さい。これらの3つのタイプは、床面積が異なるため建屋床下にCs線源が存在しない面積も異なる。また、平屋・2階建ての差により外部からの γ 線の遮蔽効果が異なるという違いがある。



例1：郊外型2階建て



例2：郊外型平屋



例3：市街地型2階建て

図 IV-5 シミュレーションに用いた3タイプの家屋モデル

図IV-6に、3タイプの家屋モデルの線量低減係数の除去率（DF）依存性についてのシミュレーション結果を示す。いずれのモデルも除去率（DF）を大きくすると、線量低減係数が大きくなる。同時に、家屋タイプの違いにより線量低減係数の値が異なっていることも観察される。二つの郊外型は、図 III-4で示された線量低減係数と屋外（住家周り）の屋外空間線量との関係により導出された関係式($y = -0.095 \ln(x) + 0.46$ ：図IV-2で分布調査として示された黒い実線)よりも低減係数が小さい。図IV-6において屋外空間線量値が一番大きいポイント（DF=0）の線量低減係数の値を比べると、床面積の大きい郊外型IIは、線量低減係数が最も小さい値を示している。これは、床面積が大きい家屋では、汚染のない家屋の直下部(基礎部分)が広く、**uncontaminated effect¹¹⁾**により、家屋中心の線量率が下がるためと考えられる。一方、DFが大きくなると、家屋タイプによる違いはあまり観察されない。また、床面積の小さい市街地型の結果を見ると、関係式よりも線量低減係数は大きい。これは、Cs線源のない床下部の面積も小さいため、**uncontaminated effect¹¹⁾**による効果も小さく、家屋中心の線量率が十分に減少していないためと考えられる。

以上、いずれの家屋タイプも図 III-4に示された住家周りの空間線量率の低下による線量低減係数の変化について、除去率（DF）が経時変化と共に大きくなると仮定すると、同じ傾向を示すことが分かった。また、前述の通り、家屋タイプの違いは実測における値のバラツキの原因となる可能性もある。

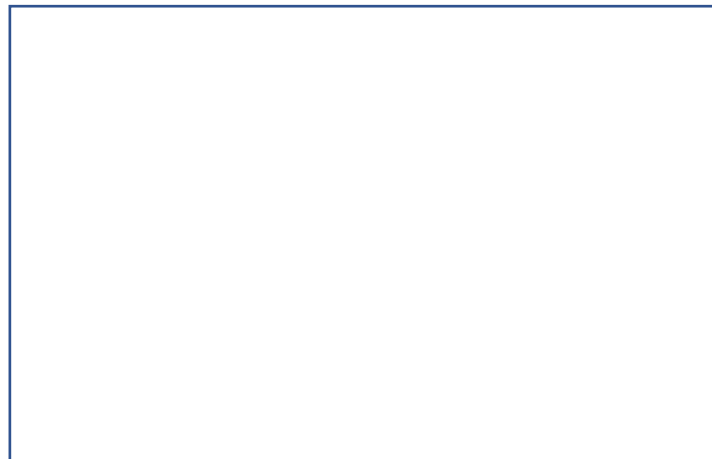


図 IV-6 シミュレーションに用いた3タイプの家屋モデル毎の線量低減係数の除去率

(DF) 依存性の違い それぞれ青い線はシミュレーション結果、黒い線は図III-4で示された線量低減係数と屋外（住家周り）の屋外空間線量との関係により導出された関数によるもの。図中Aは、全ての領域のCsを除染（表層土壌0-5cmだけではなく、5-10cmのCsも除去）した場合の線量低減係数（図 III- 12のAと同じ）

4. in-situ 測定でのアンフォールディング法の不確かさ及び人工核種の散乱線の影響評価手法の検討

in-situ 測定時でのアンフォールディング法の不確かさにおいては、以下の二つが支配的であると考えられる。

- (1) 測定値の統計的な不確かさ
- (2) 応答関数作成モデルの系統的な不確かさ

600x600 逐次近似法に関して、(1)の不確かさについては、繰り返し測定での評価を行うことで評価することを検討中である。(2)の不確かさについて、100,300,662,1500,2000,3000keV の γ 線について同心軸並行ビーム、等方ビーム、ランダムビーム照射したときのそれぞれの感度を90°方向並行ビーム照射の感度で規格化し、照射モデルによる不確かさが最大 $\pm 20\%$ 程度であることを示してきた²⁷⁾。さらに、3"φx3"NaI シンチレータと遮へい容器から構成された放射能分析装置を用いて、粒状の放射能分析用玄米認証標準物質の600x600 逐次近似法による評価値と認証値を比較することにより600x600 逐次近似法の精度を実験的に評価した結果、認証値に対し $\pm 10\%$ 以内の精度となることを確認している³⁰⁾。全体の誤差を求める方法としては、複数の γ 線のエネルギー一点で、環境 γ 線の測定エネルギー範囲をある程度カバーしており、その範囲で測定精度に大きな違いが無い場合、線源の γ 線エネルギーの間のエネルギー一点でも測定精度は大きく変化しないとの仮定のもと、複数のエネルギーの γ 線源を使って、線源の強度から求まるフルエンス率とアンフォールディングによって求まるフルエンス率との比較を行うことで、ある程度の確からしさを評価が可能であると考えられる。22x22 逐次近似法に関しての精度評価は、松田及び湊らによって評価され³¹⁾、方向特性による差異があること及び線量率はG(E)関数法と比較して屋外測定の方法依存性に関しての補正係数を用いて補正しても約11%低くなることが示されているが、(1)、(2)の不確かさはともに不明である。600x600 逐次近似法と22x22 逐次近似法の不確かさ及び参考事項について表 IV-2 にまとめて示す。

表 IV-2 in-situ 測定時でのアンフォールディング法の不確かさ

| | 600x600逐次近似法 | 22x22逐次近似法 |
|--------------------|--|-------------------------|
| 統計誤差による不確かさ | 検討中 | 不明 |
| 応答関数作成モデルの系統的な不確かさ | ±20% | 方向特性による差異有り 評価値は不明 |
| 全体の誤差 | 参考：3"φx3"NaIシンチレータと遮へい容器から構成された放射能分析装置（食品モニタ）で評価したとき、認証値に対し±10%以内の精度 | 線量率はG(E)関数法と比較して約11%低い。 |

図 IV-7 に人工核種の有無による γ 線のエネルギー・スペクトルの違いを示す模式図を示す。このように、アンフォールディング法を用いることで検出器に入射する γ 線のエネルギー・スペクトルを求めることができる。このとき、どこかで散乱されて検出器に入射した γ 線は、線源から放出された元々のエネルギーではなく、散乱されたエネルギーとして検出される。一般的に、散乱成分として観測されるのは 0.1–0.2 MeV 近傍の後方散乱ピークが多くなる。人工核種が無い環境（図 IV-7 左）では、自然放射線（主に ^{40}K 、U 系列、Th 系列）の直接線のエネルギー領域ではない γ 線の成分は、自然放射線の散乱成分と考えることができる。ここで、同じ土地において測定時期が近い場合、自然放射線の線源分布や γ 線の散乱の要因となる土壌や周辺構造物は変化していないため、自然放射線の直接成分と散乱成分は一定の比率になると考えられる。一方で、人工放射線がある場合（図 IV-7 右）も、それらの直接成分と散乱成分が観測される。一般的に、散乱成分として観測されるのは 0.1–0.2 MeV 近傍の後方散乱ピークが多くなるため、自然放射線も人工放射線も散乱成分はこのエネルギー領域で観測される。

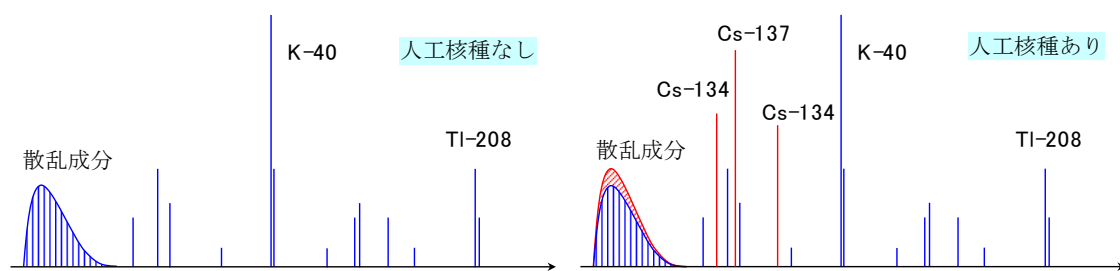


図 IV-7 人工核種の有無による γ 線のエネルギー・スペクトルの違いを示す模式図

人工放射線が無い場合に自然放射線の直接線による線量率と散乱成分のエネルギー領域による線量率の比が一定であると仮定した場合、自然放射線の直接成分と前述の比率から求まる散乱成分に対する増加分は人工放射線による散乱成分と考えることができる。そこで、表 IV-3 に示す代表的な自然放射線および散乱領域 (0.06–0.2 MeV) に対して、各 ROI 領域の γ 線束に線量線束換算係数¹⁹⁾を乗じて線量率を算出し、山形県鶴岡市、庄内町、西川町で測定した人工核種の影響がほぼ観察されない環境 γ 線スペクトルを基準として、自然放射線の直接線起因の線量率に対する

散乱成分起因の線量率の比率を算出した。

表 IV-3 代表的な自然放射線の γ 線

| 系列 | 核種 | エネルギー (MeV) | 放出強度 (%) | ROI (MeV) | |
|------------|-------------------|-------------------|----------|-------------|-------------|
| — | ^{40}K | 1.461 | 10.7 | 1.440—1.500 | |
| | | 0.0532 | 1.20 | 0.045—0.055 | |
| | ^{214}Pb | 0.242 | 7.43 | 0.240—0.250 | |
| | | 0.295 | 19.3 | 0.285—0.295 | |
| | | 0.352 | 37.6 | 0.345—0.360 | |
| | | 0.609 | 46.1 | 0.605—0.615 | |
| | ウラン 系列 | ^{214}Bi | 0.768 | 4.91 | 0.760—0.780 |
| | | | 1.12 | 15.1 | 1.110—1.135 |
| | | | 1.238 | 5.79 | 1.225—1.245 |
| | | | 1.765 | 15.4 | 1.750—1.780 |
| 2.204 | | | 5.08 | 2.200—2.250 | |
| 0.239 | | | 43.3 | 0.225—0.240 | |
| トリウム 系列 | ^{212}Pb | 0.3 | 3.28 | 0.300—0.315 | |
| | | 0.277 | 6.30 | 0.265—0.280 | |
| | ^{208}Tl | 0.511 | 22.6 | 0.500—0.520 | |
| | | 0.583 | 84.5 | 0.570—0.585 | |
| | | 0.861 | 12.4 | 0.860—0.875 | |
| | | 2.615 | 99.2 | 2.575—2.650 | |

図 IV-8 に山形県と福島県での測定データをアンフォールディングした結果を示す。図は横軸が γ 線のエネルギー、縦軸が γ 線のフルエンス率である。山形県での測定データにおいては人工放射線はほぼ観測されなかったため、0.06—0.2 MeV のエネルギー領域に観測される散乱成分は、ほぼ自然放射線由来と考えられる。一方、福島県での測定では、放射性 Cs が多く観測されるが、 ^{40}K 、U 系列、Th 系列の γ 線フルエンス率は山形県と同程度と考えられるため、自然放射線の直接成分による線量率と散乱成分による線量率の比率を求め両者の比較を行った。

図 IV-9 に自然放射線および散乱成分による γ 線フルエンス率から求めた線量率と $G(E)$ 関数で求めた線量率の比較を示す。図は横軸が $G(E)$ 関数³²⁾で求めた線量当量率、縦軸が γ 線フルエンス率に線量線束換算係数を乗じて求めた線量率である。ここで、自然放射線は ^{40}K (1.461 MeV)、U 系列 (^{214}Bi 1.765 MeV)、Th 系列 (^{208}Tl 2.615 MeV) の 3 本の γ 線のエネルギー領域におけるフルエンス率の合計から線量率を算出した。図に示すように、自然放射線の直接線による線量率は測定環境の線量当量率が大きい場合でも飽和する傾向がみられるが、散乱成分による線量率は測定環境の線量当量率に比例して増加する。

そこで、自然放射線の直接線 (^{40}K 1.461 MeV, ^{214}Bi 1.765 MeV, ^{208}Tl 2.615 MeV) による線量率を D とし、散乱成分 (0.06–0.22 MeV) の線量率を S として、 D に対する S の比率を算出した。結果を図 IV-10 に示す。図より、人工核種の影響が小さいと考えられる山形県の測定点では S/D が 0.4 程度で一定となるが、人工核種が多い場所では線量率に比例して S/D が増加することが分かった。また、線量率が低い地点では屋内と屋外に大きな差は無いが、線量率が高くなると屋内の方が S/D が大きくなる傾向がみられる。これは、屋外に対して屋内の方が、散乱成分が多くなるためと推定される。

以上の結果より、地域差が無視できると仮定すると、自然放射線の直接線による線量率と人工核種が無い場合の S/D の値から、人工核種の散乱成分による線量率を推定可能と考えられる。今後、本法の実際の場への応用への検討が必要である。

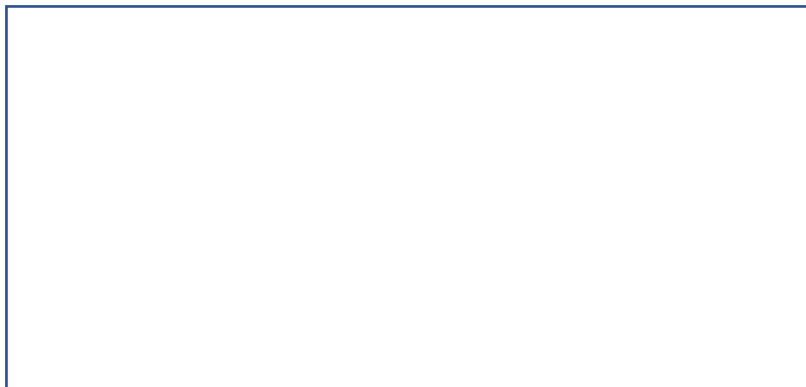


図 IV-8 山形県 (左) と福島県 (右) での測定データをアンフォールディングした結果

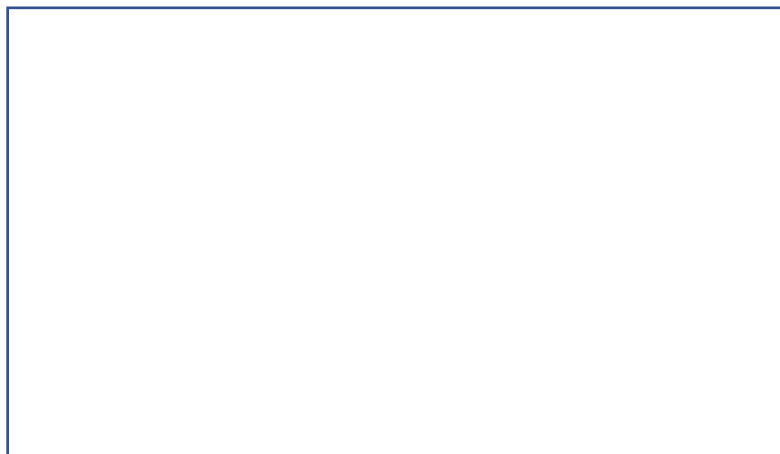


図 IV-9 自然放射線 (左) および散乱成分 (右) による線量率と $G(E)$ 関数で求めた線量率の比較



図 IV-10 自然放射線の直接成分による線量率 D と散乱線による線量率 S 比率と線量当量率の関係

5. 住家内残留放射能の経時変化及び帰還（居住）住家の影響

飯舘村、南相馬市小高区において、表面汚染密度の経時的変化を、また、飯舘村、南相馬市小高区及び浪江町において居住している住家と居住していない住家との表面汚染密度の差の有無について検討した。その結果、平成 24~26 年度と平成 31~令和 3 年度での値を比べると、飯舘村、南相馬市小高区住家の双方で表面汚染密度は減っていた（図 III-13 (a),(b)）。積極的な住家内のクリーニングによる取り除きや逆にあらたな汚染の持ち込みなどが無い場合、屋内に残留した放射性 Cs の放射能は物理的減衰によって減少していく傾向が観察されると考えられる。なお、図 III-13 (a),(b)の表面汚染密度の評価値には検出限界以下の値が多く含まれているので、物理的減衰（最大で約 47%）の補正は行っていない。また、飯舘村、南相馬市小高区及び浪江町の 3 つの地域すべてで居住していない家に比べてもしくはほぼ毎日帰ってきている家で表面汚染密度が低くなっていた（図 III-14 (a),(b),(c)）。特に、福島第一原発からの距離が比較的近い南相馬市小高区、浪江町では飯舘村よりも屋内汚染のレベルが高く、平成 24~26 年度での調査時においても表面汚染密度は比較的高い値を示しており、居住による差が明確に示されていた。なお、式(1) で拭き取り効率、F は第 1 回目の調査時（平成 24~26 年度）に繰り返し拭き取り法により評価している（ $F=0.75$ ）。居住しないまま年数が経過したときに、スミアで拭き取りにくくなっている可能性も考えられる。時間経過による変化の有無を確認するため、令和 2~3 年に繰り返し拭き取り法によって再評価を行った結果、大きな変化はないことを確認している。

飯舘村では帰還（居住）している住家 32 戸のうち 6 戸が、南相馬市小高区では居住している住家 22 戸のうち 4 戸が元の家を解体して同じところに新しく建て替えて行っていた。また、居住もしくはほぼ毎日帰ってきている住家のほとんど全てで、また、居住していない住家でも、部分的になんらかの形でリフォームが行われていた。一方、居住もしくはほぼ毎日帰ってきている住家では、畑で野菜などを育てこれらを食べる暮らしを再開しており、畑仕事などによって家の中に持ち込む土やほこりとともに放射性 Cs もあらたに持ち込んでいる可能性がある。従って、今回の調査において評価した表面汚染密度は、建て替えやリフォームでの低減効果、掃除などその住

家に住むあるいは使う際に積極的に排出する行為による低減効果と同時に畑仕事の再開によるあらたな持ち込みによる影響、除染されていない森林などの表土から飛散してくる放射性 Cs の集積や屋内への入り込み、これらすべてを含めた現在の状況として観察している。このうちもっとも屋内汚染除去に有効な建て替えの戸数は全体の戸数と比べて少なくまたリフォームは限定的である。また、平成 28～30 年度の事業「住家内汚染の包括的研究及びこれによる内部被ばく線量評価」において、1 回だけの掃除機がけでは、ある程度大きくなった放射性 Cs を含むハウスダストは集塵するものの、床表面などに付着した放射性 Cs は残存したままであることを示してきた。浪江町、富岡町、大熊町の住家でさまざまな掃除法を適用し、どの方法が表面汚染を除去（除染）するのに効果的であるか調べた結果、キムタオル乾式や化学雑巾（サッサ）でていねいに拭き取り、キムタオル除染剤で湿式拭き取りの方法で効果的に除染できる一方、1 回の掃除機吸引では汚染は除去できないことを示した¹⁰⁾。居住もしくはほぼ毎日帰ってきている住家において屋内汚染がなぜどのように低減していつているのか、そのメカニズムについては明らかにされていない。屋内汚染の積極的な除去法は帰還住民に資する情報となるため、今後さらに検討が必要である。

V 結論

今年度（令和 3 年度）は浪江町 18 戸延べ 20 回（うち 4 戸は住家と同サイズの集会所）、飯舘村 2 戸、大熊町 6 戸延べ 8 回、富岡町 9 戸、双葉町 2 戸の木造住家合計 37 戸で延べ 41 回の調査を実施した。なお、放射性セシウム(Cs) の寄与がほとんど観察されない天然放射性核種からの γ 線スペクトルを参照として得るために、山形県の鶴岡市、庄内町、西川町での建屋 5 戸での調査も実施した。これまでの調査結果と合わせて解析した結果、以下のことが示唆された。なお、以下で、「除染前」と「除染直後」とあるのは平成 24～26 年度の間に除染が行われた住家について除染前と除染直後の調査を行った結果である。

1. 線量低減係数, Reduction Factor (RF) について 除染前、除染直後、除染から 5～8 年経過した本研究での調査と 3 回の測定が行われた住家について評価した。除染前・除染直後において線量低減係数が大きい例に含まれているのは、除染前と同じく測定を行った部屋が住家の裏手や横手に位置している場合であった。しかし、除染から 5～8 年経過した本研究の調査において、線量低減係数が大きい例に含まれているのは原発事故の影響が小さくなった屋外の空間線量率が低い住家であった。事故由来の放射性 Cs の影響が低減し自然環境 γ 線の線量が主体となってきているためと考えられる。除染前及び除染から 5～8 年経過した本研究での調査における線量低減係数をそれぞれの住家周りの空間線量率に対してプロットした結果より、 $0.5 \mu\text{Sv/h}$ を超えているときは従来の報告と同じく 0.4 が適切であるが、それを下回るときは 0.4 では不適切と考え、代表的な線量低減係数及び代表的な範囲を表 IV-1 にまとめた。さらに、線量低減係数のばらつきの原因として屋根瓦堆積物、住家周りの全面舗装、家屋タイプの影響が複合していることを示すとともに、線量低減係数を用いて屋外の空間線量率から被ばく線量を評価するうえで、屋外の空間線量値には住家周りの線量を使用することが適切であることを示した。

2. 屋内表面汚染密度について 飯舘村、南相馬市小高区及び浪江町の 3 つの地域で居住していない住家比べて居住もしくはほぼ毎日帰ってきている住家で表面汚染密度が低くなっていた。屋内汚染がなぜ、どのように低減していつているのか、そのメカニズムについて今後さらに検討が必要である。

3. γ 線スペクトルへの 600×600 逐次近似法の適用 応答関数を用いた 600×600 逐次近似法によるアンフォールディング法を適用し、地域差が無視できると仮定すると、自然放射線の直接線による線量率と人工核種が無い場合の散乱成分の線量率、S/直接線による線量率、D の値から、人工核種の散乱成分による線量率を推定可能であることを示した。今後、本法の実際の場合への応用への検討が必要である。

4. 3D-ADRES を用いて作成した家屋モデルによるシミュレーション 3D-ADRES を用いて、福島県内の典型的な家屋及びその周辺環境に対するモデリングを行い、家屋周辺の除染等における除去率を変えた際の家屋内外の空間線量率分布の変化を求め、除去率と家屋の線量低減係数の関係性を評価した。その結果、住家周りの空間線量率の低下による線量低減係数の変化について、除去率(Df)が経時変化と共に大きくなると仮定すると、実測データと同じ傾向を示すことが分かった。さらに、家屋タイプの違いが実測における値のバラツキの原因となる可能性を示唆した。

VI 次年度以降の計画

次年度以降、3年間の予定で「大熊町など福島第一原発に近い地域の住家における掃除による屋内放射性物質の低減効果」について検討する。

旧避難指示区域及びこれから解除が計画されている特定復興拠点区域では、住民の帰還あるいはあらたな居住が増えていくことが予想される。住民がもっとも長い時間を過ごすのは自宅内であるため、住家内の汚染の状況を把握することは身近にある放射性物質からの外部・内部被ばくによるリスクを評価するうえできわめて重要である。同時に、屋内に残存する放射性物質を効果的に低減する具体的な方策を知ることは住民にとって生活再建のための大きな関心事である。福島第一原発事故以降の屋内汚染についてのまとまった調査・研究報告としては平成 24～26、28～30 年度の原子力災害影響調査等事業で実施した申請者によるものがあるのみである。これらにおいて、(1)福島第一原発からの距離と住家内の表面汚染密度との間にはゆるやかな逆相関関係が観察されること、(2)住家内の表面汚染密度と換気回数との間に関連は認められないこと、(3)ハウスダストを経口摂取した場合及びハタキがけ時に舞い上がったエアロゾルを吸入摂取した場合それぞれについて評価した ^{137}Cs による大人の預託実効線量は、双方ともで原発からの距離とゆるやかな逆相関関係を示すこと、(4)表面汚染密度と摂取、吸入の預託実効線量はおおよそ比例関係にあること、を示してきた。さらに、申請者が実施した令和 3 年度事業「被ばく線量に影響を及ぼす住家内外の要因に関わる研究」において、飯舘村、南相馬市小高区及び浪江町（それぞれ 42 戸、33 戸、30 戸調査）において居住（帰還）していない家に比べて居住もしくはほぼ毎日帰ってきている家のほうで表面汚染密度の値が明らかに低くなっていることをあらたに示した。

これらの知見を基にして、次年度以降の研究では特定復興拠点区域が今年解除されることになる予定の大熊町など福島第一原発に近い地域の住家内において、定期的な掃除機がけでハウスダストを集塵し、ハウスダスト内の放射性物質の評価を行い、住家内放射性物質の低減率を最長3年

間評価する。人の居住、出入りなどの人的活動がハウスダストに与える影響を調べるとともに、住環境へのあらたな放射性物質の沈着・集積についても調査する。

この研究に関する令和3年度の研究状況、業績

ア) 論文・雑誌等

- 1) Shinohara, N., Yoshida-Ohuchi, H. Resuspension and deposition of PM2.5 and PM10 containing radiocesium during and after indoor cleaning of uninhabited houses in Fukushima, *Chemosphere* 2021; 272:129934.

イ) 学会発表等

1. 講演 2021/2/4 事故後の復旧期における被ばく線量に影響を及ぼす住家内外の要因とその経時変化 吉田浩子 「放射線科学とその応用第186委員会」第37回研究会 オンライン 口頭 招待 国内
2. 講演 2021/10/12 ”Where are we today in Fukushima Prefecture compared to immediately after the accident?” Hiroko Yoshida SFRP FUKUSHIMA - 10 years later オンライン 口頭 招待 国際
3. 国内学会発表 2021/8/26 木造住家での線量低減係数の経時変化（除染前・直後・避難指示解除後） 吉田浩子 第10回環境放射能除染研究発表会 オンライン 口頭 一般 国内
4. 国内学会発表 2021/9/8 旧避難指示区域の住家内外における空間線量低下率の経時変化 吉田浩子, 林 真照, 牧田泰介, 東哲史, 笹野理, 津田修一 日本原子力学会 2021年 秋の大会 オンライン 口頭 一般 国内
5. 国内学会発表 2021/9/8 空間線量率の3次元分布が計算可能なシステム(3D-ADRES)の開発現状について 金敏植, メイリンズアレックス, 町田昌彦, 斎藤公明 日本原子力学会 2021年 秋の大会 オンライン 口頭 一般 国内
6. 国内学会発表 2021/12/2 事故後の復旧期における被ばく線量に影響を及ぼす住家内外の要因とその経時変化について 吉田浩子 第3回日本放射線安全管理学会・日本保健物理学会合同大会 オンライン ポスター 一般 国内
7. 国内学会発表 2021/12/2 アンフォールディング法を適用した in-situ ガンマ線スペクトル測定による福島県内家屋内外の空間線量率の評価 林真照, 牧田泰介, 東哲史, 笹野理, 吉田浩子, 津田修一 第3回日本放射線安全管理学会・日本保健物理学会合同大会 オンライン ポスター 一般 国内
8. 国内学会発表 2021/12/2 家屋線量低減効果の経時変化に対する家屋周囲の除染の影響 - シミュレーションと測定結果の比較評価 金敏植, Alex Malins, 吉村和也, 町田昌彦, 斎藤公明, 吉田亨, 柳秀明, 長谷川幸弘, 吉田浩子 第3回日本放射線安全管理学会・日本保健物理学会合同大会 オンライン ポスター 一般 国内

ウ) 受賞

1. 2021 3 原子力学会保健物理環境科学部会 講演賞 2020年度日本原子力学会「春の年会」 吉田浩子 国内
2. 2021 8 第10回環境放射能除染研究発表会 優秀口頭発表賞 優秀賞 吉田浩子 国内

3. 2022 6 日本原子力学会東北支部 功績賞 吉田浩子 国内

エ) 特許

なし

オ) 書籍・総説

1. 金 敏植、Alex Malins、町田昌彦、吉村和也、斎藤公明、吉田浩子 環境中での空間線量率 3次元分布計算システム (3D-ADRES) の研究開発の現状と今後の展望 — 福島復興に向けた市街地・森林等の環境中空間線量率分布の推定 — RIST NEWS 67(9月号) 2021 解説記事
2. 吉田浩子 住環境における放射線分布とその経時変化 .応用物理「放射線」 in press 解説記事

カ) 環境保健行政への活用・貢献

1. 2021年 大熊町 自治体向けの活動等 大熊町除染検証委員会委員として特定復興再生拠点区域での除染及び解除に関する議論に研究成果及び放射線防護の考え方を反映させた。現地視察及び会議での議論の結果、除染検証委員会では防護上さらに必要な項目を附した上で、解除を妥当と判断した。

引用文献

- 1) e-Stat 政府統計の総合窓口, 2018
<https://www.e-stat.go.jp/stat-search/database?page=1>
- 2) IAEA. Planning for off-site response to radiation accidents in nuclear facilities. IAEA-TECDOC-225, 1979.
- 3) IAEA. Generic procedures for assessment and response during a radiological emergency, IAEA-TECDOC-1162, 2000.
- 4) Yoshida-Ohuchi H, Hosoda M, Kanagami T, Uegaki M, Tashima H. Reduction factors for wooden houses due to external gamma-radiation based on in situ measurements after the Fukushima nuclear accident, Sci Rep. 2014; 4: 7541.
- 5) Yoshida-Ohuchi H, Matsuda N, Saito K. Review of reduction factors by buildings for gamma radiation from radiocaesium deposited on the ground due to fallout. J Environ Radioact, 2018; 187: 32-39.
- 6) 環境省 環境省 除染関係ガイドライン 2013
- 7) Yoshida-Ohuchi H, Kanagami T, Satoh Y, Hosoda M, Naitoh Y, Kameyama M, Indoor radiocaesium contamination in residential houses within evacuation areas after the Fukushima nuclear accident, Sci. Rep. 2016; 6: 26412.
- 8) Shinohara, N., Yoshida-Ohuchi, H. Radiocaesium contamination in house dust within evacuation areas close to the Fukushima Daiichi nuclear power plant, Environ.Int. 2018; 114: 107–114.
- 9) Shinohara, N., Yoshida-Ohuchi, H. Radiocaesium concentration in indoor air during residential house cleaning in Fukushima Dai-ichi nuclear power plant evacuation areas, J. Environ. Radioact. 2019; 205-206: 127-134.

- 10) Yoshida-Ohuchi, H., Shinohara, N. Estimated internal exposure doses due to indoor radiocaesium contamination in residential houses after the Fukushima nuclear accident, *Sci. Rep.* 2020; 10: 17212.
- 11) Matsuda, N., Mikami, S., Sato, T., Saito, K. Measurements of air dose rates in and around houses in the Fukushima Prefecture in Japan after the Fukushima accident, *J Environ Radioact.* 2017; 166: 427-435.
- 12) 湊進, 環境 γ 線解析用 $\Phi 3'' \times 3''$ 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: 384-397.
- 13) 湊進, 環境 γ 線解析用 49x49 応答行列の紹介 放射線地学研究所 2015
- 14) Beck, H.L., DeCampo, J. Gogolak, C. In-situ Ge(Li) and NaI(Tl) gamma-ray spectrometry, Health and Safety Laboratory Report HASL-258, U.S.Atomic Energy Commission, New York, NY 10014, 1972
- 15) 長岡鋭 自然放射線源からの被ばく／地殻 γ 線による被ばく
http://anshin-kagaku.news.coocan.jp/sub060201hobutsu2002_nagaoka.html
- 16) 古田琢哉 高橋史明 環境に沈着した事故由来の放射性セシウムからのガンマ線に対する建物内の遮蔽効果及び線量低減効果の解析 JAEA-Research2014-003 2014
- 17) 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
- 18) 湊進 日本における地表 γ 線の線量率分布 地学雑誌 2006; 115: 87-95.
- 19) ICRP, ICRP Publication74; 1996; 表 A.21
- 20) 原子力規制委員会, 放射能測定シリーズ NO.33
ゲルマニウム半導体検出器を用いた IN-SITU 測定法, 2017, 付表 2-2
- 21) Sato, T., Andoh, M., Sato, M., Saito, K. External dose evaluation based on detailed air dose rate measurements in living environments, *J Environ Radioact.* 2019; 210: 105973.
- 22) Andersson, K.G., Roed, J., Fogh, C.L., Weathering of radiocaesium contamination on urban streets, walls and roofs. *J. Environ. Radioact.* 2002; 62: 49-60.
- 23) Saito, K., Mikami, S., Andoh, M., et al. Summary of temporal changes in air dose rates and radionuclide deposition densities in the 80 km zone over five years after the Fukushima Nuclear Power Plant accident, *J Environ Radioact.* 2019; 210: 105878.
- 24) Yoshida-Ohuchi H, Kanagami T, Naitoh Y, Kameyama M, Hosoda M, Reduction of Outdoor and Indoor Ambient Dose Equivalent after Decontamination in the Fukushima Evacuation Zones, *J Radiat Prot Res.* 2017; 42(1): 42-47.
- 25) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 1977 REPORT ; Sources and Effects of Ionizing Radiation.
[http://www.unscear.org/docs/reports/1977,%2032nd%20session%20\(Suppl.%20No.40\)/ANNEX-B-1_unscear.pdf](http://www.unscear.org/docs/reports/1977,%2032nd%20session%20(Suppl.%20No.40)/ANNEX-B-1_unscear.pdf)
- 26) Matsuda, H., Fukaya, M. & Minato S. Measurements of indoor and outdoor natural radiation exposure rates in model houses, *保健物理* 1990; 25: 385-390.
- 27) Abe, S., Fujimoto, K. & Fujitaka, K. Relationship between indoor and outdoor gamma ray exposure in wooden houses, *Rad.Protec.Dosim.* 1984; 7: 267-269.
- 28) Iyogi, T. et al. Environmental gamma-ray dose rate in Aomori prefecture, Japan.

Health. Phys. 2002; 82: 521-526.

- 29) 東哲史、林真照、笹野理、牧田泰介、吉田 浩子 アンフォールディング法を適応した in-situ 測定による福島県内家屋内外の空間線量率の評価 日本保健物理学会第 53 回研究発表会 2020/6
- 30) 林真照 ほか アンフォールディング手法を用いた NaI(Tl)シンチレーション式放射能分析装置の開発 放射線 2018; 44(3): 101-108.
- 31) 松田秀晴, 湊進, PASQUALE, V. 環境 γ 線解析用応答行列法の精度評価 Radioisotopes 2002; 51: 42-50.
- 32) 堤正博, 斎藤公明, 森内茂, JAERI-M, 1991; 91-204.

Study on factors in and around residential houses that affect radiation exposure dose for the residents

Hiroko Yoshida

Graduate School of Pharmaceutical Sciences, Tohoku University, Miyagi, Japan

Keywords: in and around residential house, temporal change, air dose rate, reduction factor, indoor surface contamination, radiocaesium

Abstract

Estimation of the indoor dose is essential since radiation dose inside the house, where residents spend a large portion of their time, is the basic dose of the external exposure dose for residents. The indoor dose is obtained by multiplying the outdoor dose by the reduction factor (RF). Although it has been confirmed that using RF of 0.4 is appropriate as the representative value for Japanese wooden houses in the early stage after the nuclear power plant accident, the change of the RF value when the outdoor dose decreases with decontamination or over time has not been clarified yet. Our previous study also shows that the internal dose from indoor dust ingestion and aerosol inhalation is almost proportional to indoor surface contamination and indoor surface contamination is higher in areas closer to the nuclear power plant. It is necessary to examine changes in indoor contamination toward the upcoming lifting of the evacuation order in Okuma Town and other areas closer to the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant.

In this study, we conducted a survey focusing on residential houses that had been surveyed in the past study, re-evaluated reduction factors for wooden houses, and found that 0.4 is appropriate when the air dose rate around the residential houses exceeds $0.5 \mu\text{Sv/h}$, but when the value is below $0.5 \mu\text{Sv/h}$, 0.4 is not appropriate. We determined representative RF values and representative RF ranges for each air dose rate around the residential houses when the air dose rate around houses is below $0.5 \mu\text{Sv/h}$. The variation in reduction factors is attributed to a complex combination of the effects of roof tile deposits, full pavement around the house, and house type. Considering the purpose of using reduction factors to evaluate exposure doses from the outdoor dose, the doses around residential houses should be used rather than those in the wider area as the outdoor dose. In Iitate Village, Odaka district in Minami-Soma, and Namie Town, we found that indoor surface contamination is lower in houses where residents lived or returned almost every day than in houses where they did not live.