

厚生労働科学研究費補助金
労働安全衛生総合研究事業

除染等作業における作業環境の線量率・土壌中放射能濃度と
労働者の身体汚染の関係に関する研究

平成25年度 総括・分担研究報告書

研究代表者 辻村 憲雄

平成26(2014)年 3月

目 次

総括研究報告	5
除染等作業における作業環境の線量率・土壤中放射能濃度と 労働者の身体汚染の関係に関する研究 辻村 憲雄（日本原子力研究開発機構）	7
分担研究報告	29
線量当量率と土壤中放射能濃度に関する研究	31
斎藤 公明（日本原子力研究開発機構）	
研究成果の刊行に関する一覧表	37
研究成果の刊行物・別刷	39

I. 總括研究報告

厚生労働科学研究費補助金（労働安全衛生総合研究事業）
総括研究報告書

除染等作業における作業環境の線量率・土壌中放射能濃度と
労働者の身体汚染に関する研究

研究代表者 辻村 憲雄（日本原子力研究開発機構）

研究要旨

本研究は、放射性セシウムに汚染された地域の線量当量率（ここで「線量当量」は「周辺線量当量」を表す）及び土壌中放射能濃度と、その環境下で作業を行う労働者の身体汚染の程度、すなわち作業服、手袋及び長靴の放射性表面汚染の密度の関係を明らかにし、除染等作業の現場での簡易な測定から労働者の身体の表面密度を推測する手法を確立することを目的とする。これを達成すべく、(1)線量当量率と土壌中放射能濃度の関係、(2)身体等への土壌の付着量、さらに(3)除染等作業における労働者の身体の表面汚染に係る研究を行った。その結果、以下の知見が得られた。

- (1) 線量当量率と土壌中放射能濃度の関係については、文部科学省からの委託に基づき日本原子力研究開発機構（以下、「原子力機構」と記す）が中心となって測定・収集したデータが既に公開されている。ただし、これら公開データは、汚染が広く一様に分布した地形についてのものであるため、これを補完する情報として、汚染土がスポット状及び側溝内に堆積した条件における線量当量率と放射能濃度の関係を計算シミュレーションによって算出した。
- (2) 市販されている作業服、手袋及び長靴を土試料（含水比 55 の一般的な黒土）に密着させ、約 0.2 kg/cm² の荷重をかけつつ擦り付けるなどしたときの土の付着量を質量測定によって調べた。最大付着量は、撥水加工のなされていない作業服・手袋で 14～17 mg/cm²、撥水加工のなされている作業服・手袋で 0.7～2.8 mg/cm²、長靴（底）で 62 mg/cm²であった。
- (3) 茨城県東海村の原子力機構構内の比較的線量当量率の高い地域及び福島県双葉郡の高速道路工事現場で作業を行った労働者が着用した作業服、手袋及び長靴に付着した土に含まれる放射能を Ge 半導体検出器で測定した。その結果、被服に付着した土の質量と放射能に比例関係があること、さらに被服から観測されたそれらの比は、作業場所の代表的な土壌中放射能濃度(Bq/g)に直接対応することが確認された。被服の最大表面密度(Bq/cm²)を推定する方法として、被服への土の最大付着量(g/cm²)と土中放射能濃度(Bq/g)の積で表す式を構築し、汚染環境下で除染等作業に従事した者が実際に着用した被服への適用を試みたところ、その表面密度を十分な安全裕度で保守的に推定することができることが示された。

研究分担者
齋藤 公明 (日本原子力研究開発機構
福島環境安全センター)

研究協力者
三上 智 (日本原子力研究開発機構
福島環境安全センター)

吉田 忠義 (日本原子力研究開発機構
核燃料サイクル工学研究所)

星 勝也 (日本原子力研究開発機構
核燃料サイクル工学研究所)

A. 研究目的

本研究は、福島第一原子力発電所事故によって環境中に放出された放射性物質の除染等作業において、作業現場の線量率・土壤中放射能濃度と労働者の身体汚染の程度、すなわち被服を含む身体表面密度の関係を明らかにするとともに、作業現場での簡易な測定から労働者の身体表面密度を十分な安全裕度で推定する方法を確立することによって、除染等作業における労働者の合理的な防護対策の立案と実施に資することを目的とする。

背景

福島第一原子力発電所事故によって放出された放射性物質の除染等作業が、専門業者だけでなく住民・ボランティア等によっても行われている。当該作業の実施にあたって最も重要な点は、労働者の放射線障害を防止することである。こうした目的で、「東日本震災により生じた放射性物質により汚染された土壌等を除染するための業務等に係る電離放射線障害防止規則」[1]並びに「除染等業務に従事する労働者の放射線

障害防止のためのガイドライン」[2]が制定されており、汚染拡大防止の一環として、例えば、作業場所から退去する者について汚染検査を実施し、身体汚染の程度、すなわち被服を含む身体表面に付着した放射性物質の表面密度(単位面積当たりの放射能)が表面密度限度 40 Bq/cm²以下であることを確認することが定められている。しかしながら、除染作業現場の線量率・土壤中放射能濃度と、労働者の身体表面密度の関係に関する知見が十分ではないため、除染対象物の放射能濃度の大小(例えば 50 万 Bq/kg を超える高濃度汚染土壌であるか否か)に関係なく、一律の汚染検査の実施が求められている。このことは、例えば汚染レベルが極めて低い作業現場においては、著しく非効率かつ不合理な管理につながる恐れがあるため、除染現場の放射線状況や予測される身体表面密度に応じて、より弾力的な対応をとることが望ましい。

こうした除染等作業における管理の実態について、これまでに幾つかの報告がなされている。浅野[3]は、日本原子力研究開発機構(以下、「原子力機構」と記す)が内閣府から受託した「福島第一原子力発電所事故に係る避難区域等における除染実証業務」関連事業において、延べ人数 5 万人を超える作業員等の汚染検査を実施した際、スクリーニングレベル(毎分 13,000 カウント：国内で広く使用されている放射性表面汚染検査計による測定で表面密度限度 40 Bq/cm²に相当する)を超える事例がなかったことを報告した。これは、タイベックスーツなどの適切な個人装備と作業管理によって、比較的高汚染区域での除染等作業においても身体表面汚染が十分に抑制できる

ことを示すものである。しかしながら、この報告では、作業現場の放射線状況等から身体の表面密度の推定を可能にする具体的な数値情報は示されていない。また、中里ら[4]は、2011年6月以降に緊急時避難準備区域内で住民の汚染測定等に従事した者の被服を測定したところ、一本のズボンから0.071 Bq/gが観測された事例を紹介した。ここで、ズボンの質量を500 g、表面積を8,000 cm²と仮定すると、観測された値は平均0.004 Bq/cm²に換算される。これは、除染等作業に直接関連したデータではないものの、軽作業であれば身体の表面汚染は深刻な問題にはならないことを示唆する。

一方、より高レベルの汚染地域で活動した者の身体の表面汚染に関する先行研究がある。米国 Naval Radiological Defense Laboratory の Black [5]は、模擬フォールアウト上でほふく前進した兵士の表面汚染について調査し、戦闘服への土の付着量は約10 mg/cm²であると報告した。このデータから、過酷な作業内容であっても衣服への土の付着量は10 mg/cm²程度であること、さらに仮に土の放射能濃度が50万 Bq/kg (=500 Bq/g)であっても衣服の表面密度は5 Bq/cm² (=10 mg/cm² × 500 Bq/g)、すなわち表面密度限度40 Bq/cm²を超えないであろうことが推測される。しかしながら、実際の除染等作業において汚染土壌と接触する可能性が最も高いと考えられる靴や手袋について、また服についても特殊なものではなく、より一般的な素材のものについて、表面汚染に係る基礎データを取得しておくことは有用であるに違いない。

B. 研究方法

除染等作業の現場の線量率・土壌中放射能濃度と当該作業に従事する作業者の身体汚染の程度に関する知見を得ることを目的に、(1) 線量当量率と土壌中放射能濃度の関係、(2) 身体等への土壌の付着量、さらに(3) 除染等作業における作業者の身体の表面密度に係る研究を行う。(1)~(3)それぞれについて研究方法を以下に示す。

なお、本報告書中で使用する用語「線量当量」は「周辺線量当量」を表す。

B.1 線量当量率と土中放射能濃度の関係に係る研究方法

原子力機構では、文部科学省からの委託研究として、福島県内各地において放射線モニタリングを実施し[6]、放射性物質の沈着密度(Bq/m²)と線量当量率(Sv/h)の関係(分担報告書参照)を評価、報告した。ただし、これらのデータは、広範囲にわたって汚染された地形でのものであり、生活環境の中で局所的に汚染された箇所(特に住民・ボランティア等が行う除染等作業において対象となるような場所)には直接対応しない。

そこで、モンテカルロ放射線輸送シミュレーション技術を用いて、局所的な汚染をモデル化した幾何学体系における土壌中放射能濃度と地上の線量当量率の関係を計算し、汚染の分布の違いによってその関係がどのように変化するのかを明らかにするとともに、両者の間の適切な換算法について検討する。計算には、米国ロスアラモス国立研究所で開発された三次元モンテカルロ粒子輸送計算コード MCNP4C2 [7]を用いる。使用する核データライブラリは

MCPLIB02 である。

計算の幾何学体系は、半径 200 m × 高さ 30 cm の土壌（地盤）の上に半径 200 m × 高さ 200 m の空気を重ねた円柱を基本とする。ここで、土と空気の密度はそれぞれ 1.6 g/cm³、1.2 mg/cm³ とし、元素組成は文献[8]に基づく。以下に示す線源分布条件で計算を実施する。なお、分布条件の選定にあたり「放射性物質による局所的汚染箇所への対処ガイドライン」[9]を参考にする。

計 0: 線源の強度は、土壌全域（半径 200 m）にわたって一様分布、深さについては緩衝深度 1.2 g/cm² [6]を持つ指数分布とする。後者の分布は、深さ d (g/cm²)における強度が指数関数 $\exp(-d/1.2)$ で表されることを意味し、具体的には、表層（d=0）の強度が 1 のとき、緩衝深度に相当する $d=1.2 \text{ g/cm}^2$ (0.75 cm) では相対強度 0.37 になる [10]。

計 1: 同上。ただし、地面の片側半円部分にのみ線源が一様分布する。深さ分布は計 0 と同様とする。

計 2: 同上。中央部に半径 100 cm の一様な線源、深さ分布は計 0 と同様とする。

計 3: 同上。中央部に半径 25 cm の一様な線源、深さ分布は計 0 と同様とする。

計 4: 同上。中央部に半径 15 cm の一様な線源、深さ分布は計 0 と同様とする。

計 5: 地面中央に幅 30 cm × 高さ 30 cm のコンクリート製水路（U 形側溝 1 種 300B 相当）を埋め込む。水路の全長は 50 m とし、その底に高さ 1, 3, 5 cm の汚染土壌が一様な深さ分布で堆積するものとする。コンクリートの密度は 2.1 g/cm³ とし、組成は文献[11]から引用する。

計 6: 同上。ただし、汚染は、全長 50 m

のうち中央部にのみ長さ 30 cm の汚染土の堆積があるものとする。土の厚さは計 5 と同様に 1, 3, 5 cm として一様な深さ分布を持つ。

これらのうち、計 0 は、広範囲かつ平坦な地形での汚染であり、福島県内各地でのモニタリング条件にほぼ相当する。計 1 は、例えば舗装されているなど汚染の少ない区画と汚染された土壌区画が隣接する場合である。計 2~4 は、ホットスポット状の汚染であり、計 4（直径 30 cm）は例えば竪樋の直下の汚染土壌に対応する。また、計 5~6 は側溝であり、このうち計 6 は側溝の屈曲部などの土壌が堆積しやすい部分や雨水枡の底に対応する。

計算は、線源領域からの ¹³⁴Cs 及び ¹³⁷Cs の線（1%以上の放出率を持つものに限る）の発生、土壌及び空気中で生じる相互作用など線の挙動追跡、測定ポイントに相当する位置に置いた点状検出器での線の集計からなる。ここで、検出器は、線源領域中央（計 1 のみ線源領域と非線源領域の境界中央）の、地表から高さ 100 cm 及び 5 cm の空中、及び汚染土壌が地表よりも低い位置にある側溝（計 5 と計 6）については汚染土壌の表面から 5 cm 離れた空中に置かれる。各検出器で集計された線フルエンスに、国際放射線防護委員会の勧告（ICRP Publication 74 [12]）の線フルエンス - 周辺線量当量換算係数を乗じて、周辺線量当量を算出する。周辺線量当量は、我が国では「場所に係る 1cm 線量当量」とも呼称され、線量当量率サーベイメータ等で測定・表示される量と同じである。なお、MCNP では、計算結果は、線源領域から放出される線 1 個あたりに自動的に規格化

される。したがって、例えば、計 0 の場合であれば、計算結果に汚染土を含む領域の面積を乗じると 1 Bq/cm² 当たり、計 5 の場合であれば、汚染土を含む領域の体積を乗じると 1 Bq/cm³ 当たりの線量当量の値に換算される（ともに壊変当たりの放出率が 100% の場合）。

B.2 質量測定による身体等への土壌の付着量の評価方法

適当な荷重をかけつつ被服（作業服、手袋及び長靴）を土壌試料に接触させたときに付着する土の量を質量測定によって評価する。

（1）使用した被服と質量測定の方法

作業服

- 服 1：ポリエステル 100%
- 服 2：ポリエステル 60% - 綿 40% 混成
- 服 3：ナイロン（表側に撥水加工）
- 服 4：綿 100%
- 服 5：タイベック（表側に撥水加工）

手袋

- 手 1：滑り止め付き軍手
- 手 2：軍手
- 手 3：家庭用ゴム手袋

長靴

- 靴 1：安全長靴（FG 社）
- 靴 2：長靴（M 社）
- 靴 3：長靴（FT 社）

ここで、服 1 及び服 2 は市販の作業服、服 3 は市販の雨合羽の素材である。服 4 は平織りの布で、B.3 項で記述するカバーオールに似た素材である。いずれも 10 cm × 10 cm の寸法に裁断（裁ち目かがりせず）したものを使用する。軍手は、手のひら側に塩化ビニール製の鋏状の滑り止めがある

ものと滑り止めがないものの二種類（サイズはともにフリーサイズ）、家庭用ゴム手袋は、天然ゴム製のもの（M サイズ）である。長靴は、靴底が天然ゴム又は PVC 製で、滑りにくい彫刻構造（いわゆるアメ底）を持つ。ソールパターンはそれぞれ異なる。

質量測定は、OHAUS Corporation 社製 EX324G 及び EX6202G 電子天秤で行う。EX324G は、風防付きで最小表示 0.1 mg、秤量 320 g、EX6202G は、風防のない上皿式で最小表示 0.01 g 秤量 6,200 g である。被測定物の大きさに合わせてこれらを使い分ける。測定された質量は、汚染土壌との接触面積で除することで単位面積当たりに換算される。ここで、服 1～5 は片面で 100 cm² である。手袋と靴（底）については、接触面をスキャナーで画像情報としてコンピュータに取り込み、その画像への多角形当てはめ近似によって面積を求める。手袋については、綿手袋をはめた成人男性三名の手のひら面積の、長靴については、上記 3 種類（いずれもサイズ 27 cm）の靴底面積の算術平均を代表値とする。

（2）試験土を用いる屋内での実験方法

試験に使用する土は、茨城県内の建材業者から入手した「黒土」（40 kg）である。ふるいによる粒径分析の結果、礫分（2 mm 以上）が約 4%、粗砂分（0.85～2 mm）が 10%、中砂分（0.25～0.85 mm）が 37%、細砂分（0.075～0.25 mm）が 33%、シルト（0.005～0.075 mm）・粘土分（0.005 mm 未満）が合わせて 16% であり、50% 粒径は約 0.28 mm であった。工学的には「細粒分まじり砂」又は「細粒分質砂」に分類される。ただし、試験にあたって直径 2 mm の

目の網目ふるいでふるって礫・異物を取り除いた。ふるった後のかさ密度は約 0.7 g/cm^3 , また, 試験開始時点での自然含水比は約 55 であった。試験土は, 試験期間中はステンレス容器に外気を遮断して保管したため, 当該期間中における色, 手触りに大きな変化はなく, 適度な湿度を持った自然な生土である。

本試験土を用いる被服への付着試験の方法を以下に示す。

静的荷重による服への付着実験 (静的荷重試験)

試験土に表側が接するよう服 (試験片) を置き, その上に鉛ブロック ($10 \text{ cm} \times 20 \text{ cm} \times 5 \text{ cm}$) を二個, 計 22.6 kg) を載せる。5 分, 1 時間, 2 時間放置後に試験片の質量を計測し, 質量の増加量から土の付着量を評価する。ここで荷重 ($22.6 \text{ kg}/100 \text{ cm}^2 = 0.23 \text{ kg/cm}^2$) は, 体重 70 kg の者の足裏にかかる荷重 ($70 \text{ kg}/400 \text{ cm}^2 = 0.17 \text{ kg/cm}^2$) を参考にしたものである。

動的荷重による服への付着実験 (動的荷重試験)

台ばかりにすべり止め加工のされたゴムシートを固定し, その上に裏側が接するよう服 (試験片) を置く。一定量 (約 $1.5 \sim 8 \text{ g}$) の土を試験片の表側に均等に載せ, 静的荷重試験と同等になる (台ばかりが約 20 kg を表示する) ように, $10 \text{ cm} \times 10 \text{ cm} \times 5 \text{ cm}$ の鉛ブロックにゴム板を貼り付けた「馬簾」を用いて荷重をかけつつ約 5 秒間小刻みに動かすことによって土を試験片に擦り付ける。試験前後の試験片の質量を測定することによって土の付着量を評価する。測定にあたって, (i) 土を付着させたのち, 土をこぼさ

ないように計量済みのポリエチレン袋 (約 0.66 g) に静かに収納した場合と, (ii) 試験片の縁をクリップで摘み空中で数回振りまわすことによって付着した土のうち容易に剥落する成分を取り除いてからポリエチレン袋に収納した場合の二つの条件で測定を行う。

手袋への付着実験

三種類の手袋 (手 1, 手 2 及び手 3) を試験者が着け, 100 g 程度の土を両手で鷲掴みし掌上で土を挟んで揉む行為を 10 回繰り返す。前後の手袋の質量変化を測定することで土の付着量を評価する。(i) 土を付着させた直後と, (ii) 手袋を再着用し, 両手をこすり合わせるなどして土を払い落とす行為を行ったのちの二回測定する。なお, 手袋に汗等が付着しないよう試験者はポリエチレン製の薄い手袋を内側にはめて実験を行う。

長靴への付着試験

二種類の長靴 (靴 1, 靴 2) を試験者が履き, 試験土を敷き詰めた実験ベッド (約 $90 \text{ cm} \times 約 60 \text{ cm} \times 約 5 \text{ cm}$) 上で足踏みを実施する。前後の長靴の質量変化を測定することで土の付着量を評価する。(i) 付着直後と, (ii) それを再び履き平坦なコンクリート床 (いわゆる三和土) に靴底を数回たたきつけるなど土汚れをある程度落としてからの二回測定する。なお, 靴内にポリエチレン袋を取り付けることによって, 試験者の汗等が付着しないよう工夫する。

(3) 野外での実験方法

模擬除染環境での付着実験

後述する模擬除染作業 (実験) の汚

染土壌が露出した場所において、試験者が手袋（手 1）を着け、土を直接驚掴みして掌上で揉む行為を 10 回繰り返す。また、試験者が長靴（靴 2）を履き、同じ場所を歩行する。歩数は 500 歩および 5,000 歩とする。前後の質量変化を測定することで土の付着量を評価する。加えて、Ge 半導体検出器による放射能測定も実施する。

歩行実験

試験者が長靴（靴 1、靴 2 及び靴 3）を履き運動場を歩行する。実験は、晴天時（一週間以上にわたって降雨なし）に行った。歩数は 500 歩および 5,000 歩とし、前後の長靴の質量変化から土の付着量を評価する。一部の長靴については放射能測定も実施する。

B.3 除染等作業における作業者の表面密度（放射能）の評価方法

除染等作業に従事した作業者が着用した被服について放射能測定を実施し、表面密度を求める。測定機器の仕様・放射能の算出方法と除染等作業の内容を以下に示す。

（1）Ge 半導体検出器

測定機器の仕様及び放射能の算出方法は以下のとおりである。

検出器：Princeton Gamma tech（PGT）社製 P タイプ同軸高純度 Ge 検出器を使う。検出器結晶（型式 IGC-10200）は、直径 4.7 cm × 長さ 3.65 cm（有感部体積 57.4 cm³）であり、約 12%の相対効率を持つ。測定系は、PGT 社製 RG11B/C プリアンプ、Aptec 社製 FP-6300B 一体式高圧電源・アンプ及び Amptek 社製 MCA 8000D 多重波高分析装置からなる。測定

操作は、MCA8000D 付属のソフトウェア DppMCA Version 1.0.0.12 で行う。Ge 検出器及びプリアンプは、クライオスタットに対して垂直 dipstick 配置であり、それらは鉄遮へい体（内寸：幅 59 cm × 奥行き 59 cm × 高さ 89 cm，最大厚さ 20 cm）内据え付けである。

測定ジオメトリ：Ge 検出器を収容するエンドキャップ上端から 4.2 cm の位置に固定された 30 cm × 30 cm × 厚さ 4 mm のメタクリル樹脂製ステージの上に被測定物を置く。有限の体積を有する作業服及び手袋は、検出器との相対的な距離を固定するため、上面及び下面が抜けたメタクリル樹脂製角パイプ（内寸：20 cm × 20 cm × 20 cm，10 cm × 10 cm × 10 cm，8 cm × 8 cm × 8 cm，6 cm × 6 cm × 6 cm の四種類の中から被測定物の大きさに合わせていずれかを選択）に詰め込まれる。角パイプ側面に貼付した直尺から被測定物の平均高さを読み取り、底面積 × 高さから体積を概算し、別に測定した被測定物の質量から平均密度を算出する。これらの情報は検出効率の決定に使用する。なお、測定にあたって、相互汚染を防ぐため被測定物をポリエチレン袋で二重梱包する。

実験による検出効率：Amersham 製 X.245 型 ¹³⁷Cs 基準線源（平成 26 年 3 月現在、21（±6%）kBq）を使用し、観測されたパルス波高スペクトルのうち 662 keV に相当する全エネルギー吸収ピークの計数率と当該線の放出率を比べることによって検出効率を決定する。Ge 結晶の中心軸の延長線上で、かつメタクリル樹脂製ステージ上の点を原点とするとき、半径

0～14 cm，高さ0～20 cmの円柱領域内の任意の座標に基準線源を置くことによって検出効率の位置による変化を調べる。また，検出効率のエネルギー依存を調べる目的で， ^{241}Am (59.5 keV)， ^{133}Ba (276～384 keV) 及び ^{60}Co (1,170 keV 及び 1,330 keV) 線源も使用する。

計算による検出効率： ^{134}Cs 及び ^{137}Cs の線エネルギー及び任意の体積線源に対する検出効率を MCNP で計算する。検出器メーカーの情報をもとに Ge 結晶，銅電極，エンドキャップ及びメタクリル樹脂製ステージをモデル化し，線との相互作用の結果として二次電子が結晶中の有感領域内で失った，すなわち Ge 結晶に付与したエネルギーの分布を集計する。線の入射エネルギーに相当するエネルギービンで集計された頻度がピーク計数に相当する。線源エネルギーは， ^{134}Cs については 475，563，569，605，796，802，1168，及び 1365 keV の計 8 点， ^{137}Cs については 662 keV の 1 点とし，線源形状は，実験と同じ座標に置いた点線源又は一様に分布する体積線源とする。体積線源の計算では，線の自己吸収による影響を考慮するため，被測定物をポリエスチレン又はセルロースからなる一様な密度を備えた角パイプと同じ底面積（ただし任意の高さ）を有する直方体又はその直方体に内接する回転楕円体とする。

放射能の算定：DppMCA で得られた合計 8096 チャンネルのパルス波高スペクトルから，パルス波高スペクトル解析ソフトウェア FitzPeaks [13]を用いて ^{134}Cs 及び ^{137}Cs のピーク計数率を，ガウス関数の当てはめによってその他のバックグ

ラウンド放射線によるピーク（例えば ^{214}Bi の 609 keV 線など）から分離して評価する。被測定物なしでの計数率をバックグラウンドとして差し引くことによって正味計数率を求め，それを評価の対象とする。線の検出効率と放出割合で除することによって放射能を得る。

(2) 除染等模擬作業の内容

以下の三種類の除染等模擬作業において，作業者が実際に着用した被服について，放射能測定を実施する。後述する一部の例外を除き新品の被服を使用する。なお，汗等の付着防止のためのポリエチレン手袋等を使用しての質量測定は，当該手袋等での行動は滑りやすく安全上の懸念があることからここでは行わない。

草刈作業

茨城県東海村にある原子力機構核燃料サイクル工学研究所計測機器校正施設の周辺の草刈作業に従事した者（6名）が着用した作業服（服1），手袋（手1）及び靴について放射能測定を実施する。ここで，靴は，ゴム底を備えた安全地下足袋（作業受注者の指定による）である。主たる作業は，傾斜角約 45 度の法面を含む芝地（面積 3,900 m²）に繁茂した植栽物の刈払い機による除草と刈り取った草の回収・片付けである。作業者には歩数計を事前配布し作業中の運動量を調べる。なお，作業現場の線量当量率は，0.1～0.2 μSv/h であり茨城県東海村では平均的なレベルである。

落葉・落枝の回収作業

原子力機構核燃料サイクル工学研究所計測機器校正施設の駐車場とそれに隣接

する黒松林の境界付近で除染模擬作業を行った者（3名）が着用した作業服（服1）、手袋（手1）及び長靴（靴2）について放射能測定を実施する。当該作業位置は、海岸からの防砂・防風を目的とする保安林の東端に位置し、事故発生時に到達した放射性ブルームの一部が付着した枝葉の落葉・落枝の結果、構内の他地域に比べて線量当量率レベルがいまだにやや高いままの地域である。除染模擬作業の内容は、駐車場との境界に相当する長さ40m×（境界線から松林側にかけ）幅2.5mの範囲にわたって、熊手による落葉・落枝の収集、手作業による袋詰め・手押し車への積載、さらに松林中腹までのその運搬である。地面に堆積した落葉等を片付ける過程で露出した土の表層を三箇所て採取し、その放射能濃度を調べる。当該露出箇所は実験でも使用する。作業者には歩数計を事前配布し作業中の運動量を調べる。

作業現場の線量当量率は、日立アロカメディカル製TCS-161型NaI(Tl)線量当量率サーベイメータで測定したところ、高さ5cmで0.27~1.3µSv/h、高さ1mで0.22~0.79µSv/h、作業場所から10mほど海側の駐車場中央（アスファルト路面）で0.15µSv/h、10mほど陸側の松林山道で0.41µSv/hであった。

高速道路復旧工事

常磐自動車道の復旧工事現場（福島県双葉郡）において、資材片付け等作業に従事する作業者（5名）の作業服、手袋及び長靴について放射能測定を実施する。本件は、東日本高速道路株式会社並びに大成建設株式会社の協力のもと、平成25

年11月6~7日に実施したものである。

作業現場は、丘陵を横断する建設途中の道路上であり、主たる作業の内容は、震災後、長期にわたって放置されていた工事資材（切土部用の大口径排水管）の片付けである。着用された作業服、手袋及び長靴は、それぞれ綿製カバーオール、綿手袋+ゴム手袋（併用）及び靴1である。カバーオールは当該工事現場における指定作業服であり、汚染検査後に洗濯することで再利用されるのに対し、手袋は使い捨てである。これらは、作業の都度スクリーニング施設で交換される（一日一着の場合もあれば、汚れや発汗等の理由で午前と午後とで替える場合もある）。長靴については、通常は作業者の個人所有のものが使用されるが、本実験では作業者に貸与した試験用のものを測定対象とし、二日間にわたって同じものを使用する。これら作業着等は、作業終了後にスクリーニング施設において通常の手順に従って汚染検査を実施し、表面密度限度を超えていないことを確認してから、Ge半導体検出器による放射能測定のためポリエチレン袋に作業者別に回収された。

作業現場の線量当量率は、TCS-161型線量当量率サーベイメータで測定したところ、3~6µSv/hであった。地表からの高さ依存が見られなかったため周囲に汚染が広く分布した環境と考えられる。また、靴底の汚染との関係性を調べるため、路面上の三箇所の土を採取し、その放射能濃度を調べる。カバーオールの表面積については、皺を伸ばして広げた状態のデジタルカメラ撮影画像を利用して、手

袋・靴底と同様の方法によって求める。

(倫理面への配慮)

本研究は、特定の個人(またその体から採取された試料等)を対象としたものではないので人権擁護上の配慮等を特に必要としない。なお、放射性セシウムによる汚染地域で活動は、電離則等関係法令の適用下において実施したものであり、特別な不利益や危険性等は発生しない。

C. 研究結果

C.1 線量当量率と土中放射能濃度の関係

平成24年9月に福島県内各地で実施した放射線モニタリングの結果[6]によれば、地表1mでの自然放射線による寄与を含む線量当量率観測値1.0 μSv/hは、¹³⁴Csで11.5 Bq/cm²、¹³⁷Csで16.7 Bq/cm²の沈着密度に相当する。緩衝深度を1.2 g/cm²とすると、これらは表層の放射能濃度9.6 Bq/g、13.9 Bq/gにそれぞれ換算することができる。

一方、平地に広く分布した場合(計0体系)におけるMCNP計算結果は、

¹³⁴Cs : 1 Bq/cm²あたり0.051 μSv/h

¹³⁷Cs : 1 Bq/cm²あたり0.019 μSv/h

であった。¹³⁴Cs、¹³⁷Csの沈着密度をそれぞれ11.5 Bq/cm²、16.7 Bq/cm²とすると、両核種による合計の線量当量率は、 $0.051 \times 11.5 + 0.019 \times 16.7 = 0.90$ μSv/hになる。上述した観測値には自然放射線による寄与も含まれていることを考えると、本計算結果は、観測結果(特に低線量率域)をほぼ再現する。

汚染土壌の分布条件を変えた場合の計算結果を表1に示す。ここでは計算結果間の比較を容易にするため、高濃度汚染土壌に

相当する放射能濃度50万Bq/kgあたりに規格化した。濃度の内訳は、¹³⁴Csが13.9万Bq/kg、¹³⁷Csが36.1万Bq/kgであり、平成26年4月現在の¹³⁴Cs/¹³⁷Cs放射能比0.38(平成23年6月14日における¹³⁴Cs/¹³⁷Cs放射能比=0.92[14]に基づく半減期計算による)に基づく。

地表に広く一様分布した汚染(計0)を基準とすると、地表から高さ1mでの線量当量率は、汚染の広がりが半分(計1)で約半分に、スポット的な汚染(計2~6)であればその広がりが小さくなるにつれ減少する。すなわち線量当量率は同じ放射能濃度であっても汚染の広がりによって大きく変化する。これに対して、汚染に近接した位置(5cm)での線量当量率は、汚染の広がりにより依存しない。高さ5cmで線量当量率の最小値は5.6 μSv/hであった。

表1 土壌中放射能濃度50万Bq/kgでの線量当量率(μSv/h)

体系	線源条件	地表から 1 m	汚染表面 から 5 cm
計0	半径 200 m	17	18
計1	計0の半分	8.3	8.9
計2	半径 100 cm	2.0	13
計3	半径 25 cm	0.2	8.1
計4	半径 15 cm	0.1	5.6
計5	50 m × 1 cm	0.8	12
	50 m × 3 cm	2.1	29
	50 m × 5 cm	3.2	39
計6	30 cm × 1 cm	0.1	8.3
	30 cm × 3 cm	0.2	20
	30 cm × 5 cm	0.3	28

C.2 質量測定による身体等への土壌の付着量の評価結果

(1) 静的及び動的荷重試験の結果

静的荷重試験（実験 ）の結果を **図 1** に示す。服（試験片）への土の付着量は、接触時間に依りて概ね増加する傾向が見られた。二時間で、服 1 及び服 2 で 2~3 mg/cm²、服 3 で 0.2 mg/cm² 未満であった。一定の荷重を静かにかける程度では土は服にほとんど付着しないことが確認された。

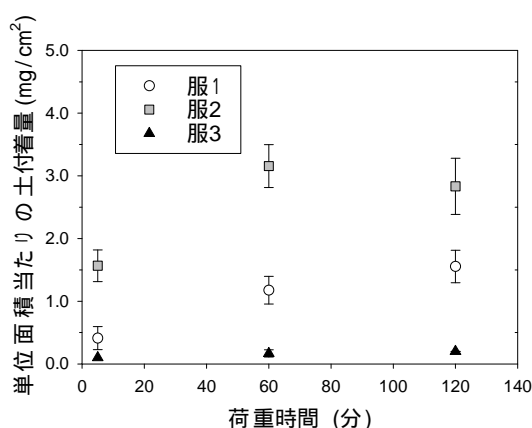


図 1 静的荷重試験結果

動的荷重試験（実験 ）の結果を **図 2(a)(b)** に示す。図の横軸は、荷重をかける前に試験片上に投入した土の量であり、(a)(b)は、それぞれ (i) 土を付着させた直後と(ii) 試験片を空中で数回振り回した後の測定の結果である。前者の条件では、付着量は初期投入量に比例して増加し、初期投入量が約 8 g のとき約 30 mg/cm²、すなわち静的荷重試験で得られた値の約 10 倍に達した。ただし、付着した土は、ペースト状の土塊が辛うじて表面にくっついているような状態で、わずかな衝撃で容易に剥落した。このことは、約 5 g 以上の初期投入量で付着量が飽和する **図(b)** の結果からも裏付けられる。したがって、条件(i)で測定した結果は、瞬間

的な最大付着量とでも言えるものであるが、汚染検査を実施するまで土がそのまま付着したままであるかどうかを考えると、現実的な付着量を与えるものではないと考えられる。**表 2** に初期投入量約 8 g の場合の単位面積当たりの土の付着量を示す。第二カラムの括弧内の数字はサンプル数である。条件(ii)の土を軽くはらった後の付着量は、服 1、服 2 及び服 4 で約 10 mg/cm²、服 3 及び服 5 で約 2 mg/cm² であった。静的荷重試験の結果と同様に、表面に撥水加工がなされた服（服 3、5）には土はあまり付着しないことが確認された。

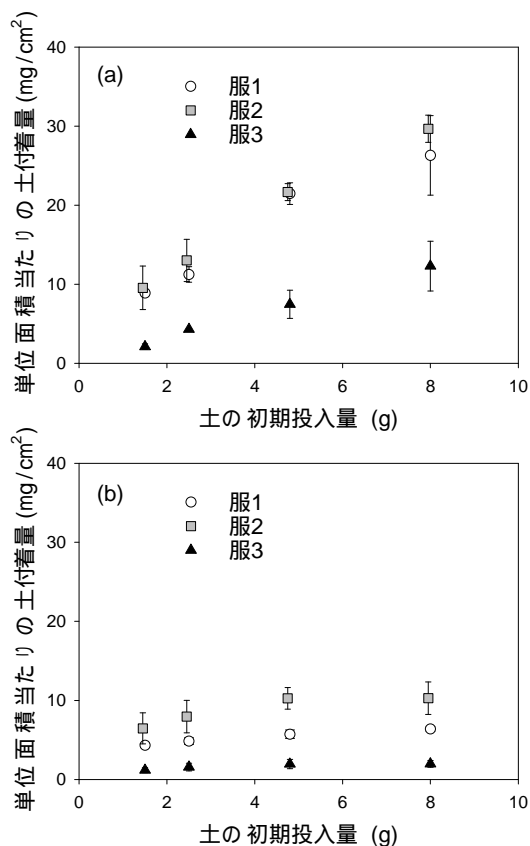


図 2 動的荷重試験結果

(a) 付着させた直後、(b) 試験片を空中で数回振り回した後

表2 動的荷重試験における作業服試験片
への土の付着量(mg/cm²)

実験 番号	種類	付着直後 (条件(i))	はらった後 (条件(ii))
	服 1 (9)	26 ± 5.0	6.4 ± 0.3
	服 2 (9)	30 ± 1.7	10 ± 2.1
	服 3 (9)	12 ± 3.1	2.0 ± 0.4
	服 4 (3)	30 ± 1.3	9.7 ± 0.4
	服 5 (3)	5.8 ± 1.4	1.0 ± 0.3

表3 手袋への土の付着量(mg/cm²)

実験 番号	種類	付着直後 (条件(i))	はらった後 (条件(ii))
	手 1 (3)	43 ± 9.5	9.5 ± 2.0
	手 2 (3)	53 ± 6.3	13 ± 2.2
	手 3 (3)	1.7 ± 0.9	0.5 ± 0.1
	手 1 (2)	21 ± 9.0	—

表4 長靴への土の付着量(mg/cm²)

実験 番号	種類	歩数	付着直後 (条件(i))	はらった後 (条件(ii))
	靴 1	500	100 ± 1.0	34 ± 0.2
		5,000	76 ± 45	21 ± 7.3
	靴 2	500	110 ± 4.9	18 ± 1.1
		5,000	120 ± 2.4	34 ± 4.8
	靴 2	500	49 ± 0.6	—
		5,000	54 ± 5.5	—
	靴 1	500	22 ± 4.8	15 ± 3.6
		5,000	57 ± 11	40 ± 11
	靴 2	500	8.7 ± 7.6	3.9 ± 2.0
		5,000	9.1 ± 0.4	7.7 ± 1.0
	靴 3	5,000	39 ± 1.4	21 ± 10

(2) 手袋への土の付着実験の結果

手袋への土の付着実験(実験)の結果を**表3**に示す。土の付着量を単位面積当たり規格化するにあたって、手のひら(片手)の面積を160 cm²とした。この値は、手に比較的フィットする綿手袋に基づいた値なので、軍手のような手袋に対しては実

寸よりもやや小さめの面積を、すなわち単位面積当たりの土付着量ではやや大きめの数値を与えると考えられる。付着量は、軍手(手1及び手2) > ゴム手袋(手3)であり、網目の粗い軍手の場合、一般的な服素材よりも付着しやすいようである。手1と手2の違いは、手のひら側の滑り止めの有無(すなわち付着しやすい繊維部分の面積の違い)によるものであると考えられる。

(i) 付着実験の直後と、(ii) 付着した土を掌上で揉むなどして払い落とした後とでは、付着量に約4倍の差が生じた。ただし、前述したように、後者の方がより現実的な条件であると考えられる。**写真1**に、土の付着前、付着直後及び付着した土を払い落した後の様子を示す。表3に示した付着量は、このような視覚的情報と関連付けると付着の程度をイメージしやすい。



写真1 手袋(手1)への土の付着の様子
上: 付着前(未使用), 下左: 付着実験直後, 下右: はらった後

また、実験の結果も表3に示す。実験

に比べてやや少ない付着量であるが、これは、盛り土を使用する実験 に比べて、実際の地表では土を握りにくかったためと考えられる。なお、本実験で使用した手袋（と長靴）は、そのあと放射能測定に使用したため、土を払い落としてからの質量の再測定データはない。

(3) 長靴への土の付着実験の結果

長靴への土の付着実験（実験 ， 及び ）の結果を表 4 に示す。サンプル数は各 1，誤差は長靴左右の付着量の標準偏差である。ここでは、靴底（片足）の面積を 3 種類の長靴の実測値に基づき 200 cm^2 とした。なお、実験では体重 60～70 kg の成人男性が長靴を着用した。

適度な湿り気を持った黒土（実験 ）またはそれを主体とする土（実験 ）での歩行実験で得られた土の付着量は、条件(i)の実験直後で約 $50 \sim 120 \text{ mg/cm}^2$ であった。これに対して、山砂等を主体とする固い乾いた運動場（実験 ）での付着量は、約 $10 \sim 60 \text{ mg/cm}^2$ であった。この違いは、土質や特に水分量による粘着力の違いによるものと考えられる。一方、長靴の種類や歩数による付着量の違いはあまり見えない。特に、(i) 付着実験の直後ではなく、(ii) 平坦なコンクリート床上で靴底を数回たたきつけるなどして土汚れをある程度落としてからの測定では、長靴の種類・歩数だけでなく土質等による違いも小さくなるように見える。条件(ii)での付着量は、最大で 40 mg/cm^2 、全ての観測結果の算術平均で約 20 mg/cm^2 であり、作業服及び手袋と比べると土の付着量は明らかに多い。

C.3 除染等作業における作業者の表面密度（放射能）の評価結果

(1) Ge 検出器の検出効率の評価結果

Ge 検出器の検出効率は、メタクリル樹脂ステージの中央（原点位置）に置いた ^{137}Cs 基準線源からの 662 keV 線に対して、 $3.8 (\pm 0.9\%) \times 10^{-3}$ であった。MCNP 計算によって得られた効率を本実験値に規格化することによって、被測定物設置ステージ上の高さ 0～20 cm、Ge 結晶の中心軸から半径 0～15 cm の領域にわたる相対効率を得た。計算によって求めた相対効率は、任意の位置においた ^{137}Cs 基準線源による実験値と $\pm 5\%$ で一致することを確認した。被測定物を一様な直方体に近似した場合の相対効率は、典型的な作業服（ジャケット + ズボン）に相当する条件（ $20 \text{ cm} \times 20 \text{ cm} \times 15 \text{ cm}$ 、密度 0.3 g/cm^3 ）で 0.18、手袋測定での条件（ $6 \text{ cm} \times 6 \text{ cm} \times 6 \text{ cm}$ 、密度 0.3 g/cm^3 ）で 0.46 であった。一方、直方体に内接する回転楕円体に近似した場合の相対効率は、（結晶から距離が離れ効率が極端に下がる角部分を含まないの）直方体に近似した場合に比べて 10～15% 増加した。被測定物の密度を $\pm 0.1 \text{ g/cm}^3$ で変化させた場合の相対効率の変化は $\pm 5\%$ であった。

(2) 放射能の測定

合計で約 20 着の作業服、約 30 双の手袋、約 20 足の長靴及び 6 個の土試料（V-7 容器）の測定において得られたパルス波高スペクトルの全てから ^{137}Cs の 662 keV、 ^{134}Cs の 605 keV 及び 796 keV の線ピークが観測された。放射能が比較的高レベルの試料からは ^{134}Cs の 563、569 及び 802 keV のピークも観測されたが、放射能を算出する際

の手順を統一するため、前述の 3 ピーク (605, 662 及び 796 keV) の計数率だけをセシウム放射能の決定に使用した。測定時間は、放射能レベルに応じて 100 分から 50 時間であった。検出下限は、直方体 (20 cm × 20 cm × 15 cm) 近似の相対効率を使用し、かつ測定時間を 24 時間とする場合で、約 1 Bq であった。平成 25 年 11 月から平成 26 年 2 月までの測定で得られた $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比は 0.41 ± 0.07 であった。以降の実験結果の説明では、両核種の合計放射能のみを記述する。

また、測定誤差のうち、統計誤差 (1) は、バックグラウンド計数率の差し引きに伴う誤差伝播の寄与を含め、2~40% であった。また、測定の再現性を確認するため、一部の作業服等についてアクリル角パイプに詰め込む際に天地を逆にするなどして測定したところ、計数率に最大で 30% の変化が、しかも天地それぞれの条件で再現する結果が得られた。この計数率の変化は、特に容積が大きなものほど顕著であった。これは、作業服などの場合、汚染土壌の実際の付着は一様ではなく、その付着部位と検出器の位置関係によって計数率が変化することを示唆する。このため、前述した効率の変動要因ともあわせ、作業服などの放射能評価値はファクター 1.5 程度の不確かさをもつ場合があると考えられる。

(3) 付着した土の質量と放射能の関係

図 3 は、実験 及び で得られた、長靴及び手袋に付着した土の質量と放射能の関係をプロットしたものである。実験場所の汚染レベルに応じて勾配 (放射能濃度に相当する) は変わるが、両実験ともに質量と

放射能はほぼ比例した。

実験 の長靴及び手袋から得られた放射能濃度は 15~26 Bq/g であり、同じ実験場所で別に採取した土試料の測定から求めた濃度の最小 (10 Bq/g) と最大 (38 Bq/g) の範囲内であった。このことは、被服などへの土の付着量が予測できれば、その値と作業場所の土中放射能濃度から被服の表面汚染の程度を予測することが可能であることを示唆する。観測された表面密度は、長靴で $0.73 \sim 0.96 \text{ Bq/cm}^2$ 、手袋で $0.37 \sim 0.62 \text{ Bq/cm}^2$ であった。また、より低レベル汚染の環境下である実験 の長靴から得られた表面密度は、最大約 0.02 Bq/cm^2 であった。

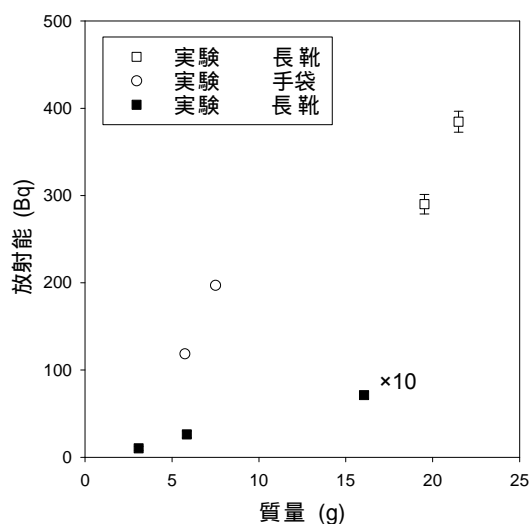


図 3 土の付着量と放射能の関係
(実験 の放射能は 10 倍して表示)

(4) 草刈り作業 (実験) 及び落葉・落枝の回収作業 (実験) の結果

実験 及び実験 の模擬除染作業において作業者が実際に着用した作業服、手袋及び長靴の放射能について、それぞれの被服間の関係を調べた結果を、図 4(a) (長靴対作業服)、図 4(b) (作業服對手袋) に示す。

ここで、作業服（服1と同素材）の放射能は、ジャケットとズボンの合計値である。それぞれの作業における運動量は、作業者が身に着けた歩数計によると、実験で1,200～13,500歩（最小歩数の1名を除くと平均9,700歩）、実験で3,400～5,000歩（平均4,400歩）であった。観測された放射能は最大でも約10 Bq、実験の作業着1名の作業着と手袋からはバックグラウンド放射能と区別できるほどの放射能は観

測されなかった。

長靴と作業服の放射能の比較（図4(a)）では、実験で作業服>長靴、実験で長靴>作業服の傾向が見られたが、作業間でその傾向が際立って異なるほどではない。一方、作業服と手袋の放射能を比較（図4(b)）すると、実験では作業服>手袋、実験では手袋>作業服の傾向が見られ、しかも作業間でのその傾向の相違はより顕著である。これは、実験の草刈作業では、放射性セシウムを含むものに手で接する機会が少なかったのに対して、実験では、落葉・落枝を回収する過程で手袋が汚染土壌に直接触れる機会が多かったためと考えられる。

また、実験での靴底の最大放射能は5.5(±0.6) Bqであった。この値は、同じ作業場所で別に実施した実験で得られた靴底の最大放射能380(±12) Bqを、同程度の歩数であるにも関わらず大きく下回った。この相違は、前者の実験では、高濃度の汚染土が露出した箇所に加えて周囲の草地やアスファルト路面なども歩いたのに対して、後者の実験では汚染土が露出した箇所だけを選択的に歩いたためと考えられる。

なお、実験及びで観測された被服の放射能は、単位面積当たりに換算すると、最大でも0.032 Bq/cm²でしかなかった。

(5) 高速道路復旧工事（実験）の結果

本作業において作業者が実際に着用した作業服、手袋及び長靴の放射能について、それぞれの被服間の関係を調べた結果を、**図5(a)**（長靴対作業服）、**図5(b)**（作業服対手袋）に示す。図中の及びプロットは、作業服及び手袋については、作業者毎に、

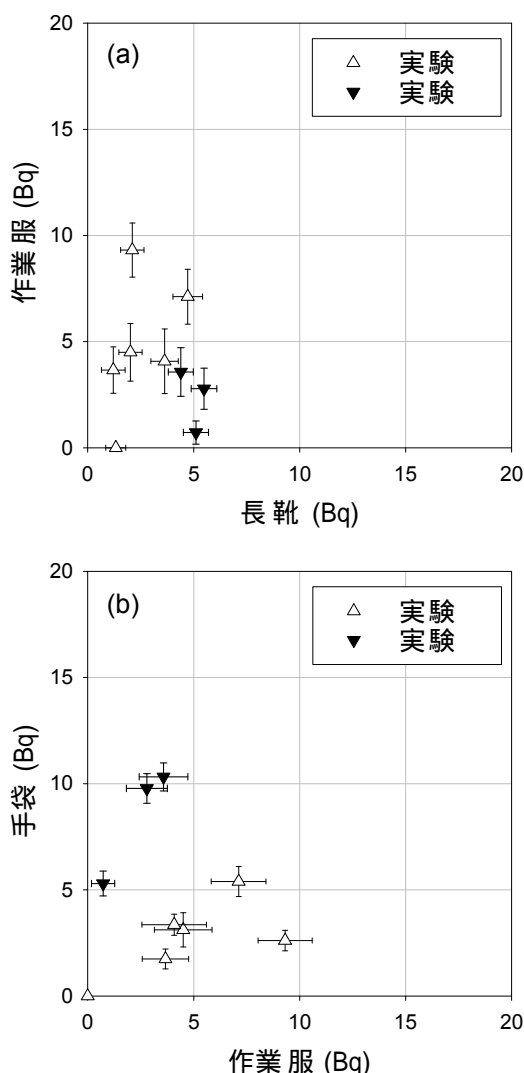


図4 実験及び実験において作業者が着用した作業服、長靴及び手袋の放射能の関係

一日あたりに着用した全数について単純にそれぞれの放射能を合計した値である。特に手袋（綿手袋とゴム手袋）については、測定は種類別になされたが、ここでは種類またはそれぞれの枚数に関係なく合計される。したがって、図の値は、作業服及び手袋について、一着（一双）を丸一日間にわたって着用し続けたと仮定した場合の放射能の上限に相当する。また、図中の×プロットは、作業者毎に二日間分を単純合計した値である。一方、長靴については、前述したように、同じものを二日間にわたって着用した場合の結果である。作業者の歩数は、一日あたり 5,500～14,000 歩（平均 9,700 歩）、二日間の合計では 13,000～27,000 歩（平均 19,000 歩）であった。

図 5 から、被服間の放射能の関係は、作業服 > 手袋 > 長靴であり、それらの関係が概ね同等のレベルにあった図 4 とは大きく異なる結果となった。作業服から最大の放射能が観測された理由は、直径約 1 m の放置排水管を片付ける際に、作業服の広範囲の部分が排水管表面と接触したためではないかと考えられる。長靴、作業着、手袋間で相関 ($r=0.53 \sim 0.92$) が見られた。長靴（両足）の放射能は、最小で $150 (\pm 5\%)$ Bq（合計 13,000 歩）、最大で $590 (\pm 1\%)$ Bq（合計 27,000 歩）であった。歩数に応じて放射能も大きくなる傾向があったが必ずしも比例するというわけではなく、むしろ最大放射能が観測された長靴が他から突出しているように見える。そこで、最大放射能が観測された靴底と他の靴底を目視で比較したところ、前者の拇指球に相当する部分に他からは見られない集中的な土の付着が観察された。

靴底の最大放射能 $590 (\pm 1\%)$ Bq を表面密度に換算すると最大約 1.5 Bq/cm^2 であった。作業服から観測された放射能は、一日あたり最大 $3,600 (\pm 1\%)$ Bq であった。これは、作業服の表面積（約 $18,000 \text{ cm}^2$ ）にわたって平均化すると表面密度 0.20 Bq/cm^2 に相当した。手袋については、一日あたり最大（綿手袋 2 双 + ゴム手袋 2 双の合計で） $1,300 (\pm 2\%)$ Bq であった。これは、表面密度に換算すると約 4.1 Bq/cm^2 となるが、手袋一双当たりの平均では約 1.0 Bq/cm^2 であった。

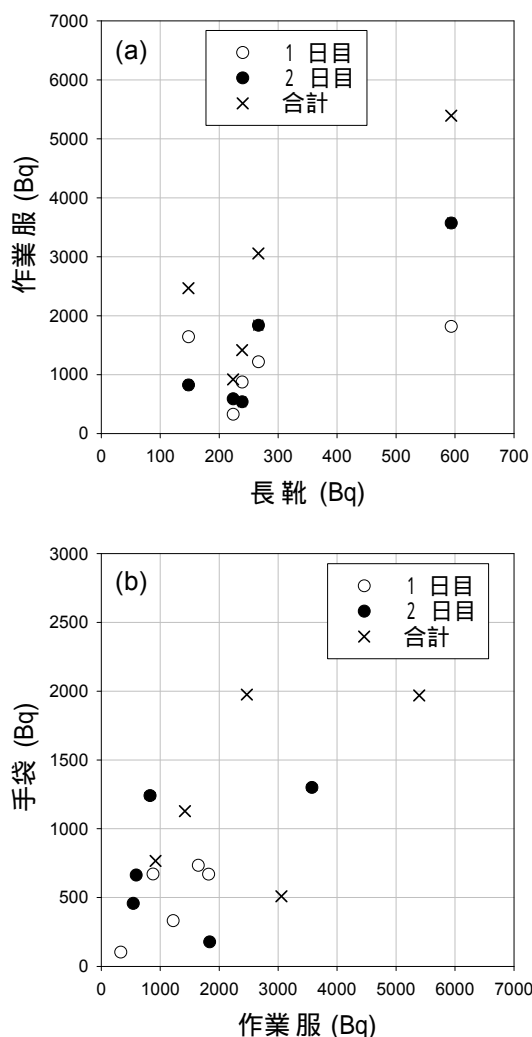


図 5 実験 において作業者が着用した作業服、長靴及び手袋の放射能の関係

作業現場の線量当量率は、高さ 100 cm で 3 ~ 6 $\mu\text{Sv/h}$ 、路面上の三箇所採取した表層土の放射能濃度は、1.0 ~ 3.1 Bq/g であった。この放射能濃度の値は線量当量率から予想される値に比べてあまりにも小さすぎる。この原因に関する考察は D.3 に記述する。

D. 考察

D.1 線量当量率からの放射能濃度の推定

土中放射能濃度と線量当量率の関係は一律ではなく、特に汚染土の広がりによって大きく変わる。そこで、汚染の広がりを変化させた場合における放射能濃度と線量当量率の関係を計算シミュレーションによって調べた結果、線量当量率測定ポイントを汚染土壌に近接させると汚染の広がりによる影響を受けにくくなることが分かった。したがって、線量当量率を放射能濃度に関連付ける場合は、測定対象物に近接させて測定することが適切である。幅 30 cm 以上のスポット状の汚染及び側溝モデルでの計算の結果、高濃度汚染土壌に相当する 50 万 Bq/kg (^{134}Cs と ^{137}Cs の内訳は平成 26 年 4 月現在の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 比 0.38 に基づく) の場合、汚染土壌から高さ 5 cm の線量当量率の最小値は 5.6 $\mu\text{Sv/h}$ であった。ゆえに、線量当量率サーベイメータによる測定で 5 $\mu\text{Sv/h}$ に満たない指示値が観測された場合、土壌中放射能濃度は 50 万 Bq/kg を超えないと推定される。

D.2 被服への土の最大付着量と最大表面密度の推定

表 2~4 にとりまとめた被服への土の付着量の測定結果では、(i) 土を付着させた直

後の値と、(ii) 付着した土を何らかの行為によってある程度振り払ったあとの値とを対比して示した。両条件間では付着量に 3 ~ 6 倍もの違いが生じた。しかしながら、C.2 項でも記述したように、はらった後の測定の方がより現実的な付着量を与えると考えられる。この理由として、(1) 付着直後の土の一部はペースト状の土塊であり、特別な刺激を加えずとも、重力あるいは作業員自身の動きによって生じる（例えば）遠心力等によって短時間の間に自然に剥落すると考えられること、(2) 土汚れを人為的に払うことは、特別な行為ではなく、視認される汚れに対する習慣的な衛生行為の一つであると考えられること、が挙げられる。また、条件(ii)での土の付着量は、Black らのほふく前進実験の結果（約 10 mg/cm^2 ）にもよく合う。

以上の考察から、表 2~4 に示したうち条件(ii)の測定結果に基づき、被服への土の最大付着量を観測された値の「平均 + 2 × 標準偏差」として評価した。これを使用すれば、被服への汚染土壌の付着による最大表面密度は、

$$\begin{aligned} \text{最大表面密度} &= \text{土の最大付着量} \\ &\times \text{土中放射能濃度} \quad \dots(1)\text{式} \end{aligned}$$

から計算される。表 5 に、被服への土の最大付着量と、50 万 Bq/kg の土中放射能濃度を仮定して(1)式から算出した最大表面密度を示す。表では、被服素材が撥水効果をするかどうか別に整理した。表 5 から、今回の実験で使用した土（含水比 55 の適度な湿り気を帯びた黒土）の場合、作業服、手袋及び長靴のいずれについても、仮にそれ

が 50 万 Bq/kg の汚染土壌の取扱いであっても、被服の表面密度は限度である 40 Bq/cm² を超えないと推定される。

表 5 最大土付着量と 50 万 Bq/kg (=500 Bq/g) に相当する最大表面密度

被 服	最大付着量 (mg/cm ²)	最大表面 密度 (Bq/cm ²)
服 (撥水効果なし)	14	7.0
服 (撥水効果あり)	2.8	1.4
手袋(撥水効果なし)	17	8.5
手袋(撥水効果あり)	0.7	0.4
長 靴	62	31

一方、今回の実験は、適度な湿り気を帯びた黒土でのデータに基づく。しかしながら、土の付着量は、土質や特に土壌に含まれる水分量によって変化することが予想される。例えば、泥土等の場合、付着量は増加するであろう。藤原[15]らは、生活環境での放射性汚染の心配に着目し、福島県内で採取した汚染土（放射能濃度 18.7 Bq/g）とタオルを混合・攪拌し、土が付着したタオルの放射能測定を行った。その結果、付着した土の放射能は、10 cm × 10 cm のタオル片 1 枚当たり乾いた土で最大 21(±4.6) Bq、湿った土で最大 57 (±5.5) Bq と報告した。これらはタオルの片面に付着した土の質量に換算するとそれぞれ約 5.6 mg/cm²、15 mg/cm² になる。すなわち湿った土の付着量は乾いた土のその約 3 倍になると考えられる。作業服及び手袋については、表 5 の示した結果から、仮に土の付着量が 3 倍になったとしても表面密度限度 40 Bq/cm² を超えそうにない。一方、長靴については、予備実験（実験と同じ

運動場で、ただし雨天後のぬかるんだ条件下で実施した歩行実験）の結果によると、土の付着量は晴天時に比べて大きく増加することが既に判明しており、放射能濃度 50 万 Bq/g の土壌に(1)式の考え方を適用した場合、靴底の表面密度は表面密度限度 40 Bq/cm² を超える可能性が高い。湿った土の付着量について今後調査を進める必要がある。

D.3 除染等作業における作業者の表面密度推定値の検証

(1)式による表面密度推定の適用可能範囲を検証する。ここでは、放射能を表面密度に換算する際に汚染土壌の付着面積に係る不確定要因の少ない長靴と手袋について、観測された最大の表面密度データで議論する。

実験（模擬除染環境での落葉・落枝の回収作業）では、長靴の靴底から 0.014 Bq/cm²、手袋から 0.032 Bq/cm² の表面密度が観測された。表 5 に示した最大土付着量（靴：62 mg/cm²、手袋：17 mg/cm²）と本実験現場で採取した土壌中放射能濃度 10～38 Bq/g から、(1)式を用いて長靴 0.62～2.4 Bq/cm²、手袋 0.17～0.65 Bq/cm² の表面密度推定値を得る。また、作業現場で測定された高さ 5 cm での線量当量率（0.27～1.3 μSv/h）は、表 1 の計算結果（汚染土壌の分布を計 1 と同様の分布と仮定）との比較から放射能濃度 15～73 Bq/g に換算され、それを(1)式に代入することで長靴 0.93～4.5 Bq/cm²、手袋 0.26～1.2 Bq/cm² の表面密度推定値を得る。これらの推定値は、実際に観測された表面密度に比べてかなり保守的である。

実験（高速道路復旧工事）では、作業者の着用した長靴から表面密度 1.5 Bq/cm^2 が観測された。三箇所採取した土の放射能濃度は $1.0 \sim 3.1 \text{ Bq/g}$ であり、これを(1)式に代入して表面密度を推定すると $0.062 \sim 0.19 \text{ Bq/cm}^2$ を得る。これは、前述した観測値に比べて約 1 桁小さい。一方、現地の線量当量率 ($3 \sim 6 \mu\text{Sv/h}$) から推定される土中放射能濃度は、表 1 の計算結果 (計 0) に基づくと $88 \sim 180 \text{ Bq/g}$ になり、これを(1)式に代入すると表面密度推定値 $5.5 \sim 11 \text{ Bq/cm}^2$ を得る。こちらは観測値よりも過大である。両推定値間の約 100 倍もの相違は、放射能濃度の違いに直接起因するわけであるが、現場で採取した土の放射能濃度は、現場の線量当量率から推測される値に比べてあまりにも低すぎる。これは、土を採取した場所は開けた路面上であり、また砂岩質土壌であることもあいまって雨によるウェザリング効果（地表の放射性物質が土中に染み込む効果）が、大口径排水管の物陰等の実際に作業を行った場所よりも強く作用していたと考えたと理にかなう。すなわち、採取した土の放射能濃度は、作業者の主たる作業場所の放射能濃度を代表していない可能性が高い。そこで、最大放射能が観測された長靴の靴底に付着した土の一部を採取し、その計量及び放射能測定を実施したところ放射能濃度 81 Bq/g が得られた。この数値を(1)式に当てはめると、靴底の表面密度推定値 5.0 Bq/cm^2 を得る。この値は、現場の線量当量率に基づく推定値 $5.5 \sim 11 \text{ Bq/cm}^2$ とも矛盾せず、また実際に靴底から観測された値 1.5 Bq/cm^2 に対して十分に保守的である。

一方、手袋については、その種類に関係

なく最も保守的な土の最大付着量（表 5 から 17 mg/cm^2 ）と、靴底に付着した土から算出した最も代表的と思われる土の放射能濃度 81 Bq/g を(1)式に代入すると、表面密度推定値 1.4 Bq/cm^2 を得る。この値は、一日に使用された手袋の全数について単純合計した放射能に基づいて算出された表面密度 4.1 Bq/cm^2 を過小推定する一方で、使用された手袋の実数に応じた総面積で平均化することで算出された表面密度 1.0 Bq/cm^2 とはむしろよく合う。前者の条件での過小推定の理由として、(1)式による推定値は、ある一枚の布に対する土壌の飽和付着量に基づくため、複数の服や手袋等の放射能を合計して算出した表面密度と比較することは適切ではないことが挙げられる。したがって、(1)式は、後者の条件での表面密度、すなわち実際の汚染検査がそうであるように、一着の作業着、一双手袋あるいは一足の長靴当たりの表面密度の推定に使用することが適切である。さらに、実験で使用された綿手袋のような素材の場合は、発汗による影響によって、土の水分量に関係なくその付着量が増加すると考えられる。発汗による影響については、前節で述べた水分量による影響を含め、任意の条件に対応できるよう最大付着量を見直すなどして(1)式による推定値の安全裕度を高める工夫が必要であろう。

以上のことを整理すると、(1)式は、作業条件に対応した適切な最大付着量の選択と作業現場を代表する放射能濃度を入力することで、被服の表面密度を十分な安全裕度で推定可能であり、例えば表面密度限度を超えていないことを担保する目的等で利用可能であると考えられる。

E. 結論

除染等作業現場の線量当量率・土壌中放射能濃度と作業者の身体汚染の程度の関係に関する知見を得ることを目的に、(1) 線量当量率と土壌中放射能濃度の関係、(2) 被服への土壌の付着量、さらに(3) 除染等作業に従事した作業者の身体の表面汚染に係る研究を行った。

その結果、以下の知見が得られた。

- (1) 生活環境の中で局所的に汚染された箇所等を中心に、放射能濃度と線量当量率の関係を計算シミュレーションによって評価した。その結果、線量当量率の測定を放射能濃度に関連付ける場合は測定対象物に近接させて測定することが適切であること、少なくとも幅 30 cm の広がりをもったスポット状の汚染土や側溝の底にたまった汚染土については、線量当量率が 5 $\mu\text{Sv/h}$ 未満であれば放射能濃度は 50 万 Bq/kg (平成 26 年 4 月現在) を超えないと推定できることが分かった。
- (2) 含水比 55 の適度な湿り気を備えた黒土を用いて、被服(作業服、手袋及び長靴)への土の最大付着量を質量測定によって評価した。その結果、最大付着量は、撥水効果を持たない服・手袋で 14 ~ 17 mg/cm^2 、撥水効果を持つ服・手袋で 0.7 ~ 2.8 mg/cm^2 、長靴で 62 mg/cm^2 と評価された。
- (3) 被服に付着した土の質量とその土に含まれる放射性セシウムの放射能に比例関係があること、また、被服から観測された土の質量と放射能の比は、土壌中放射能濃度(Bq/g)に直接対応することが確認された。

さらに、被服への土の最大付着量

(g/cm^2)と土中放射能濃度(Bq/g)の積から被服の最大表面密度(Bq/cm^2)を推定する考え方を、除染等作業に従事した者が実際に着用した被服に適用した結果、その表面密度を十分な安全裕度で保守的に推定可能であることが示された。ただし、最大付着量は、土の水分量や発汗によって変化すると考えられるので、それらの変動要因をも包含する最大付着量を今後評価する必要がある。

文献

- [1] 厚生労働省;東日本震災により生じた放射性物質により汚染された土壌等を除染するための業務等に係る電離放射線障害防止規則,平成 24 年 1 月 1 日施行,平成 25 年 4 月 12 日改正.
- [2] 厚生労働省;除染等業務に従事する労働者の放射線障害防止のためのガイドライン,平成 23 年 12 月 22 日制定,平成 25 年 12 月 26 日改正.
- [3] 浅野智宏;警戒区域等における除染モデル実証事業に係る放射線管理について,保健物理, 47(4), 241-246 (2012).
- [4] 中里一久,北実,松田尚樹;東京電力福島第一原子力発電所の事故による衣服の放射性汚染 汚染状況の測定と簡易除染法の検討,日本原子力学会誌, 53(12), 17-20 (2011).
- [5] R. H. Black; Some factors influencing the β -dosage to troops, Health Phys. 8, 131-141 (1962).
- [6] 日本原子力研究開発機構;福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の分布状況に関する調査,平成 24 年度放射能測定委託調査事業「福島第一原子力発電所事

故に伴う放射性物質の長期的影響把握手法の確立」成果報告書，平成 25 年 3 月，
[http://fukushima.jaea.go.jp/initiatives/c
at03/entry05.html](http://fukushima.jaea.go.jp/initiatives/c
at03/entry05.html)

[7] Briesmeister, J. F. (Ed.); MCNP – A General Monte Carlo N-Particle Transport Code, LA-13709-M, Los Alamos National Laboratory, (2000).

[8] K. F. Eckerman and J. C. Ryman; External exposure to radionuclides in air, water, and soil, Federal Guidance Report No. 12, EPA-402-R-93-081, (1993).

[9] 環境省;放射性物質による局所的汚染箇所への対処ガイドライン，平成 24 年 3 月制定，平成 25 年 4 月改正。

[10] 文部科学省;放射能測定法シリーズ 33，ゲルマニウム半導体検出器を用いた in-situ 測定法，(2008).

[11] 小山謹二，奥村芳弘，吉田公人，宮坂駿一；遮蔽材料の群定数 中性子 100 群・ガンマ線 20 群・P₅近似，JAERI-M 6928，(1977).

[12] ICRP; Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation, ICRP Publication 74, Ann. ICRP 26 (3/4), (1996).

[13] FitzPeaks Gamma Analysis and Calibration Software Version 3.66, JF Computing Services, UK,
[http://www.jimfitz.demon.co.uk/fitzpea
k.htm](http://www.jimfitz.demon.co.uk/fitzpea
k.htm)

[14] 文部科学省；東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故に伴い放出された放射性物質の分布状況等に関する調査研究結果，放射線量等分布マップの作成等

に関する報告書（第 1 編），平成 24 年 3 月，

[http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents
/6000/5235/24/5253_20120615_1_rev20
130701.pdf](http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents
/6000/5235/24/5253_20120615_1_rev20
130701.pdf)

[15] 藤原慶子，山崎敬三，高橋知之，高橋千太郎，北川晃三，神藤克人；放射性セシウムを含有した土壌によるタオルの汚染と洗濯による除去効果，保健物理，47(4)，282-285 (2012).

F. 健康危険情報

該当無し

G. 研究発表

平成 25 年度 なし

H. 知的財産権の出願・登録状況(予定を含む)

なし

. 分担研究報告

厚生労働科学研究費補助金（労働安全衛生総合研究事業）
分担研究報告書

線量当量率と土壌中放射能濃度の関係に関する研究

研究分担者 齋藤 公明（日本原子力研究開発機構）

研究要旨

本研究は、福島第一原子力発電所事故によって環境中に放出された放射性物質の除染等作業において、作業現場の線量当量率（ここで「線量当量」は「周辺線量当量」を表す）や土壌中放射能濃度といった情報から労働者の身体汚染の程度を推定する方法の開発に反映するため、線量当量率と土壌中放射能濃度の関係の基礎となる情報を得ることを目的とする。

このため、平成 24 年 6 月から 12 月にかけて日本原子力研究開発機構が関係機関との協力のもと福島県内で実施したモニタリング結果のうち、線量当量率と放射性セシウムの沈着密度の関係を整理した。その結果、地上 1 m で観測された自然放射線による寄与を含む線量当量率 1 $\mu\text{Sv/h}$ （平成 24 年 9 月 1 日）は、 ^{134}Cs で 11.5 Bq/cm^2 、 ^{137}Cs で 16.7 Bq/cm^2 に相当した。これら沈着密度は、緩衝深度を 1.2 g/cm^2 とすると、表層の放射能濃度 9.6 Bq/g 、13.9 Bq/g にそれぞれ換算される。ただし、この線量当量率と放射能濃度の関係は、広範囲にわたって汚染された場所での観測に基づくものなので、生活環境の中の汚染区域（特に住民等が行う除染等作業において対象となるような場所）の全てには適用できない。局所的に汚染された箇所については、その箇所をモデル化した計算シミュレーション等によって線量当量率と放射能濃度の関係を別途求めることが望ましい。

研究協力者

三上 智（日本原子力研究開発機構
福島環境安全センター）

ことを目的とする。

背景

平成 23 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震と津波により、東京電力（株）福島第一原子力発電所の事故が発生し、その結果、損壊した原子炉から環境中へ大量の放射性物質が放出された。この不測の事態に際し、独立行政法人日本原子力研究開発機構では、関係機関と協力しつつ、事故による影響、なかでも放射性物質による汚染状況を把握すべく様々な活動を展開して

A. 研究目的

本研究は、福島第一原子力発電所事故によって環境中に放出された放射性物質の除染等作業において、作業現場の放射線レベル（線量当量率や土壌中放射能濃度）から労働者の身体汚染の程度を推定する方法の開発に反映するため、線量当量率と土壌中放射能濃度の関係の基礎となる情報を得る

きた。このうち、文部科学省からの委託を受けて実施した放射線モニタリング結果は、平成 23 年 6～11 月に実施された「放射性物質の分布状況等に関する調査研究」(以下、「第一次分布状況調査」と記す)、平成 23 年 11 月以降に実施された「福島第一原子力事故に伴う放射性物質の第二次分布状況等に関する調査研究」(以下、「第二次分布状況調査」と記す)、さらに平成 24 年度に実施された「福島第一原子力発電所に伴う放射性物質の長期的影響把握手法の確立」(以下、「第三次分布状況調査」と記す)の報告書[1-3]として既に公開されている。これらの調査は、放射性物質の土壌中の沈着量(単位面積当たりの放射能)及び線量当量率の広域にわたる詳細な測定結果に基づく分布マップ及び自然環境中における放射性物質の分布状況の変化モデルの作成を意図したものであるが、ここでは、直近の観測結果をもとに、線量当量率と放射性セシウムの沈着密度(さらにそれを単位質量当たりに換算した放射能濃度)の關係に着目する。

B. 研究方法

最も直近に実施された第三次分布状況調査をもとに、線量当量率と放射性セシウムの沈着密度の關係を整理する。本調査は、台風期前の平成 24 年 8～9 月、台風期後の平成 24 年 11～12 月の二回に分けて行われた。線量当量率と沈着密度の測定条件をそれぞれ以下に記す。

(1) 線量当量率の測定

校正済みの線量当量率サーベイメータを使用して地上 1 m 高さの線量当量率を測定する。線量当量率が 30 $\mu\text{Sv/h}$ 以下の地域では NaI(Tl)シンチレーション式サーベ

イメータが、30 $\mu\text{Sv/h}$ 以上の地域では電離箱式サーベイメータが使用される。なお、分布状況調査では、測定に周辺線量当量率で出力されるサーベイメータを使用した。そのため、本報告書では周辺線量当量を略して線量当量と呼ぶことにする。

測定は、福島第一原子力発電所から 80 km 圏内を 1 km \times 1 km に分割した区画のうち、可住区域で、かつ広く平坦で土壌の攪拌等があまり起こらない場所を各区画につき一箇所選定して行う。測定点数は約 6,500 である。

(2) 沈着密度の測定

可搬型ゲルマニウム半導体検出器を地上 1 m の高さに設置して、観測されたガンマ線パルス波高スペクトルの分析から放射性セシウム (^{134}Cs 及び ^{137}Cs) の土壌への沈着量(土壌単位面積あたりの核種毎の放射能、単位は Bq/m^2)を評価する。測定手順は、文部科学省のマニュアル[4]に基づく。また、第二次分布状況調査における放射性セシウムの深度分布の結果を基に、緩衝深度(土壌表層の放射性セシウムの放射能濃度が $1/e$ になる深さ)は 1.2 g/cm^2 であることを仮定して全データの解析を行う。ここで、 e は自然対数の底として用いられる数学定数(値は約 2.72)である。

測定は、福島第一原子力発電所から 80 km 圏内を 5 km \times 5 km に分割した区画のうち、測定に適した場所を各区画につき一箇所選定して行う。測定点数は約 380 である。

(倫理面への配慮)

本研究は、特定個人を対象とするものではないので人権擁護上の配慮等を特に必要としない。

C. 研究結果

線量当量率と放射性セシウムの沈着量の両方が同一箇所で測定された地点（373 箇所）について、両者の関係を調べた結果を図 1(台風期前)と図 2(台風期後)に示す。台風期前、台風期後ともに線量当量率とセシウム134の沈着量との間に良い正の相関が確認された。なお、図では、放射性セシウムの物理的半減期を考慮し、台風期

前の測定分については調査期間(平成 24 年 8 月 13 日~9 月 19 日)の中間の期日である平成 24 年 9 月 1 日の値に、台風期後の測定分についても調査期間(平成 24 年 11 月 18 日~12 月 12 日)の中間の期日である平成 24 年 12 月 1 日の値に半減期補正を行なった。

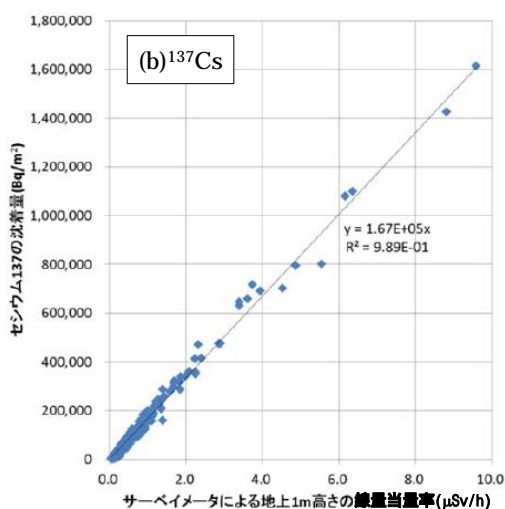
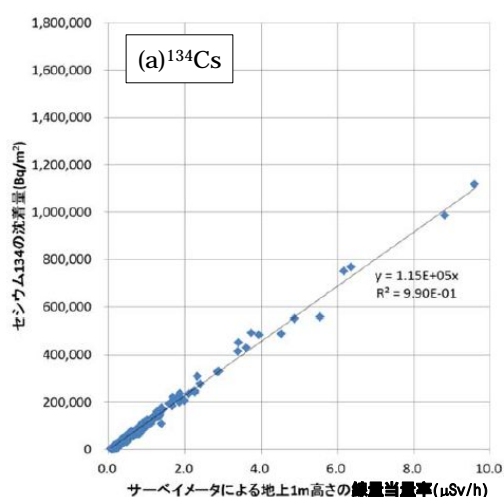


図 1 サーベイメータによる地上 1 m 高さの線量当量率と放射性セシウムの沈着量の関係（測定期間：平成 24 年 8 月 14 日～9 月 7 日）[3]

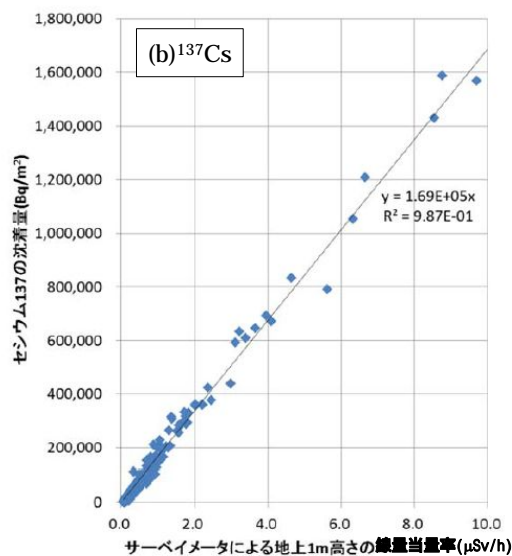
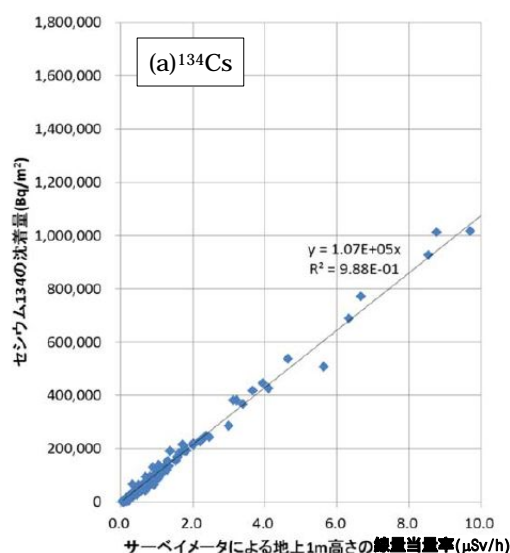


図 2 サーベイメータによる地上 1 m 高さの線量当量率と放射性セシウムの沈着量の関係（測定期間：平成 24 年 11 月 5 日～12 月 7 日）[3]

D. 考察

台風期前(図1)と台風期後(図2)で、ウェザリング効果等による線量当量率の減少がほとんど見られなかったので、ここでは台風期前の測定結果で説明する。図1から、地表1mで観測された自然放射線による寄与を含む線量当量率1μSv/hは、平成24年9月1日現在で、¹³⁴Csで11.5 Bq/cm²、¹³⁷Csで16.7 Bq/cm²、両者の合計で28.2 Bq/cm²の沈着密度に相当する。ここで沈着密度A_aは、

$$A_a = \beta \times A_0$$

A_a: 沈着密度(Bq/cm²)

A₀: 地表面における放射能濃度(Bq/g)

β: 緩衝深度(g/cm²)

と表されるので、緩衝深度βを1.2 g/cm²とすると、観測された線量当量率1μSv/hは、¹³⁴Csで9.6 Bq/g、¹³⁷Csで13.9 Bq/g、両者の合計で23.5 Bq/gの地表面における放射能濃度に相当するとそれぞれ換算することができる。ただし、この線量当量率と放射能濃度の関係は、広い範囲にわたって汚染された場所での観測に基づくので、異なる汚染の広がりに対して適用する場合は、補正が必要である。文科省マニュアル[4]の解説Dには、周辺地形の広がり(半径)の関数として観測値の相対変化が与えられているが、最も狭い条件で半径1mであり、生活環境の中で局所的に汚染が見つかる可能性が高い場所、例えば堅樋や側溝等はカバーされない。したがって、このような特定の局所的汚染については、計算シミュレーション等によって線量当量率と放射能濃度の関係を別途評価することが望ましい。本報告書で提示する観測値は、そうした計算シミュレーションの検証に活用できるであ

ろう。

E. 結論

平成24年6月から11月にかけて福島県内で実施されたモニタリング結果のうち、線量当量率と地表の放射性セシウムの放射能濃度の関係を評価した。その結果、地上1mで観測された自然放射線による寄与を含む線量当量率1μSv/h(平成24年9月1日)は、緩衝深度1.2 g/cm²とすると、¹³⁴Csで9.6 Bq/g、¹³⁷Csで13.9 Bq/g、両者の合計で23.5 Bq/gの放射能濃度に相当した。ただし、この関係は、広範囲にわたって汚染された場所での観測に基づいたものなので、生活環境の中で局所的に汚染された箇所(例えば堅樋や側溝等)には適用できない。局所的に汚染された箇所については、その汚染箇所をモデル化した計算シミュレーション等によって線量当量率と放射能濃度の関係を別途評価することが望ましい。

文献

- [1] 文部科学省;東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故に伴い放出された放射性物質の分布状況等に関する調査研究結果、放射線量等分布マップの作成等に関する報告書(第1編)、平成24年3月、http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5235/24/5253_20120615_1_rev20130701.pdf
- [2] 日本原子力研究科発機機構;平成23年度放射能測定委託事業「福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の第二次分布状況等に関する調査研究」成果報告書、平成25年3月、<http://fukushima.jaea.go.jp/initiatives/c>

at03/entry02.html

[3] 日本原子力研究開発機構；平成 24 年度
放射能測定委託事業「福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の長期的影響
把握手法の確立」成果報告書，
<http://fukushima.jaea.go.jp/initiatives/c>
at03/entry05.html

[4] 文部科学省；放射能測定法シリーズ 33，
ゲルマニウム半導体検出器を用いた
in-situ 測定法，(2008)。

F. 健康危険情報

該当無し

G. 研究発表

平成 25 年度 なし

H. 知的財産権の出願・登録状況(予定を含む)

なし

・研究成果の刊行に関する一覧表

研究成果の刊行に関する一覧表

書籍

著者氏名	論文 タイトル 名	書籍全体 の編集者 名	書籍名	出版社名	出版地	出版年	ページ
なし							

雑誌

発表者氏名	論文 タイトル名	発表誌名	巻号	ページ	出版年
なし					

・研究成果の刊行物・別刷

なし