

3次元輸送計算コードMCNPを用いた森林除染による空間線量率の低減効果の検討

邊見光*1*2 山口徹治*1 武田聖司*2 木村英雄*2

福島第一原子力発電所の事故起源の放射性セシウムにより汚染された森林の除染に関して、居住区域における空間線量率が効果的に低減する線源の条件や除染の範囲を解析し、検討した。線源を ^{134}Cs および ^{137}Cs を含む堆積有機物層(A0層)と表層土(A1層)とし、モンテカルロ法による3次元輸送計算コードMCNPを用いて空間線量率を算出した。森林斜面の数、汚染の分布状態、森林土壌中の放射性セシウムの量、森林土壌の傾斜角、除染範囲、林縁から評価点までの距離、評価点の高さをパラメータとした。その結果、汚染の分布状態が均一の場合、林縁から20 mまでのA0層の除染が、空間線量率の低減に効果的であることがわかった。一方、林縁から20 m以遠の汚染が20 m以内よりも高いような、汚染の分布状態が不均一の場合、A1層に比べA0層に含まれる放射性セシウムの量が多い条件においてのみ、林縁から40 mまでのA0層の除染により、空間線量率が顕著に低減した。

Keywords: 森林除染, 空間線量率, 低減効果, A0層, MCNP

Conditions of contaminated sources and ranges of forest decontamination that effectively reduce the air dose rate in residential areas were investigated by means of an analysis related to the decontamination of the forest contaminated by radiocesium deriving from the accident at Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. The contaminated sources including ^{134}Cs and ^{137}Cs were assumed to be a layer of sedimented organic matter (the A0 layer) and surface soils (the A1 layer). The air dose rates were calculated using the three-dimensional Monte Carlo transport code MCNP. A slope number of the forest, state of contaminant distribution, radiocesium content in the forest soils, slope angles of the forest soils, decontamination ranges, distance from the forest boundary to an evaluation point, and height at the evaluation point were adopted as the parameters. The decontamination of a litter (A0) layer within the distance of 20 m from the forest boundary was revealed to be effective in reducing the air dose rate when the source distribution was homogeneous. The air dose rates were significantly reduced by the decontamination of the A0 layer within a distance of 40 m from the forest boundary on condition that the radiocesium content of the A0 layer was larger than that of the A1 layer and the source distribution was non-homogeneous, such as the forest areas beyond 20 m from the forest boundary, which were more heavily contaminated than those within 20 m.

Keywords: forest decontamination, air dose rate, reduction effect, A0 layer, MCNP

1 はじめに

福島第一原子力発電所の事故起源の放射性セシウムにより森林が汚染された。自然被ばく線量および医療被ばく線量を除いた被ばく線量（追加被ばく線量）を低減するためには、森林を除染する必要がある。その森林の除染に関し、放射性物質汚染特措法の基本方針[1]では、生活圏周辺の森林の土壌などが除染対象の1つとされている。事故発生後、放出された放射性物質の多くは森林に降下し、森林内の枝葉や樹皮などの樹木および林床の腐葉土に付着した。樹木に付着した放射性セシウムは、樹皮から木材内部への吸収量が少ないことから、大半が雨などによる溶脱や落葉により林床へ移行し、森林土壌の表層付近に保持されている。放射性セシウムは、逕流水などによる森林からの流出が少なく、森林内に留まっていると考えられる[2]。福島県の森林は約98万haで県土の約7割を占め[3]、腐葉土を剥ぐなどの除染を森林全体に適用した場合、膨大な量の除去土壌などが発生する。その場合、それらの保管の方法、場所確保や運搬などの問題が生じ、それらにかかる巨額の費用が発生する[4]。また、森林土壌の流出などの事象により、水源かん養、災害防止といった森林の有する多面的な機能が

損なわれる可能性が高くなる。このため、森林全体を除染するのではなく、適切な除染範囲を設定し、効率的・効果的な除染方法を確立する必要がある。

追加被ばく線量がとくに高い地域については、森林土壌の除染に対しても、国が除染モデル事業を実施することが定められている[1]。その除染モデル事業については、効率的・効果的な除染の方策を確立した上で除染実施計画を策定し、段階的に除染の措置を進めるとされている。例えば、環境省による森林除染モデル事業[5]では、林縁の空間線量率低減のための最適な除染範囲および除染方法の検証が、福島県双葉郡大熊町大川原地区などで実施されてきた。しかしながら、森林の汚染状況は多様であり、放射性物質の分布にはばらつきが大きく、そのような一律の森林除染では空間線量率が下らない例がある[6]。福島県伊達郡川俣町山木屋地区における放射性セシウムの沈着量[7]をみると、低地の山木屋地区から標高の高い高太石山山頂へ向けて ^{137}Cs の沈着量が多くなっている。その他にも標高の高い地点において高い空間線量率を示すという報告がある[8]。そのような居住区域周辺よりも遠方の森林の方が、放射性セシウムの濃度が高いケースが存在し、汚染が不均一なケースも検証する必要があると考えられる。

本研究は、国による森林土壌の除染方策の検討のための技術情報を提供することを目的に、森林土壌の除染に対する、居住区域における空間線量率の低減効果について検討を行なった。解析では、森林土壌の傾斜角、森林に関して居住区域を取り囲む斜面数、汚染の分布状態、土壌中の放射性セシウムの量、除染範囲および評価点位置を設定した。これらの環境条件が林縁や居住区域の評価点における空間線量率に与える影響を解析し、空間線量率の低減が顕著になる汚染状態（汚染の不均一性）や、除染の範囲等による除染効果の差異について検討した。

Analysis on the effect of forest decontamination on reducing the air dose rate using the three-dimensional transport code MCNP by Ko HEMMI (henmi.ko@jaea.go.jp), Tetsuji YAMAGUCHI, Seiji TAKEDA, Hideo KIMURA

*1 日本原子力研究開発機構 安全研究センター 廃棄物安全研究グループ
Waste Safety Research Group, Nuclear Safety Research Center, Japan Atomic Energy Agency
〒319-1195 茨城県那珂郡東海村白方2-4

*2 日本原子力研究開発機構 安全研究センター 環境影響評価研究グループ
Environmental Safety Research Group, Nuclear Safety Research Center, Japan Atomic Energy Agency
〒319-1195 茨城県那珂郡東海村白方2-4

(Received 31 August 2016; accepted 4 February 2017)

2 解析条件

2.1 解析コードおよびデータベース

汚染した森林土壌中の放射性セシウムによるガンマ線の空間線量率の算出には、モンテカルロ法による3次元輸送計算コードMCNP5[9]を用いた。MCNP5は、スカイシャインを考慮した外部被ばく線量の評価に関して使用実績がある[10]。MCNP5による計算では、森林土壌の3次元の幾何形状を模擬することが可能であり、線源の形状、線源等の物質を構成する元素の密度、光子断面積、光子発生率および光子エネルギーのデータが必要となる。線源等の物質を構成する元素の密度は、物質の密度と、それに含まれる元素の重量割合から求められる。光子断面積のデータとしてMCNP5付属の光子断面積ライブラリMCPLIB04を使用した。さらに、光子発生率および光子エネルギーのデータとして、被ばく線量計算用放射性核種崩壊データベースDECDC[11]に収録されているデータを用いた。

2.2 線源の設定

林野庁が示した森林の除染方法[12]によれば、森林周辺の居住者の生活環境における放射線量を低減する観点から、まずは落葉などの除去が推奨されている。また、落葉などの除去で十分な効果が得られない場合については、林縁部周辺の立木の枝葉などを除去する、というように放射線量の低減状況を確認しつつ除染を段階的に進めることとされている。そこで本解析では、落葉などの除去による除染の効果をみるために、森林に植生している草木を放射線源(線源)として考慮せず、森林土壌のみを線源として想定した。森林土壌は、地表面から順に、リター層(森林において地表面に落ちたまま、まだ土壌生物によってほとんど分解されていない葉・枝・果実・樹皮・倒木などが堆積している層)を含む堆積有機物層であるA0層、その下の鉱質土層であるA1層から構成される。森林土壌の除染対象はA0層であり、その下のA1層の除染までは行われていない。それは、A1層まで除染してしまうと除去土壌などの発生量を過度に増やしてしまうことになるだけでなく、樹木の根が露出することにより根茎を痛み、樹木の育成に著しい影響を与えてしまう可能性があるためである。加えて土砂災害防止や土壌保全などの森林の多面的な機能が損なわれる可能性、土砂流出による放射性セシウムの再拡散の可能性を高めることにつながるからである。したがって本解析では、A1層の除染を考慮しなかった。また、スカイシャインを含む森林土壌からの放射線を対象とした解析を実施するために、居住区域および樹木についても汚染は考慮しなかった。

コード計算に必要な線源の条件をTable 1に示す。線源である森林土壌の面積は、その線源のサイズによって空間線量率が変わらない条件を設定することにし、予備解析から面積720,000 m²(幅1,200 m, 奥行き600 m)と設定した。

森林土壌の深さ方向における放射性セシウムの分布状況調査研究結果[7]によれば、放射性セシウムはリター層を含めて地表から表層5 cm以内の土壌におおむね存在することが確認されている。このことから、表層5 cmの森林土壌

Table 1 Setting parameters of the forest soils including radiocesium

設定項目	設定値
計算対象とする森林の面積 (m ²)	720,000 (幅 1,200 m × 奥行き 600 m)
A0 層の厚さ (cm)	3
A1 層の厚さ (cm)	2
A0 層の密度 (g/cm ³)	0.24
A1 層の密度 (g/cm ³)	0.99
森林土壌中の ¹³⁴ Cs / ¹³⁷ Cs 比	0.42 : 1 [13]

のみを¹³⁴Csおよび¹³⁷Csによる森林内の線源として設定した。原子力機構が福島県南相馬市で行った除染効果の実証実験[14]で、腐葉土等の除去を約3 cm実施していることから、線源である森林土壌の表層5 cmのうち、A0層の厚さを3 cmと設定し、残る2 cmをA1層と設定した。

堆積有機物層であるA0層の密度は、有機物の組成や降雨などの天候の影響により変わらう。例えば、剪定枝のかさ密度が0.2~0.3 g/cm³[15]、除染物の枝葉や草をフレキシブルコンテナに梱包した状態でのかさ密度が0.19~0.45 g/cm³[16]程度である。本解析では、森林の枯死木がそのままA0層へ堆積すると仮定し、A0層の密度を求めた。具体的には、酒井ら[17]の枯死木の分解による材密度関係式から、倒木および根株については経過年数15年、立枯木については25年の材密度をそれぞれ算出し、その平均値よりA0層の密度を0.24 g/cm³と設定した。A1層の密度は、阿武隈の新館および中村国有林のデータ[18]より平均値を算出し、0.99 g/cm³と設定した。居住区域やその他の土壌については、1.5 g/cm³[14]と設定した。

森林土壌中の¹³⁴Cs / ¹³⁷Cs比は、環境省による除染モデル事業[19]の進展に合わせ、平成26年1月1日時点における比[13]を用いた。

A0層に含まれる元素を決定するために、A0層は粗灰分と有機物の2つから構成されると仮定した。それらの重量割合は、粗灰分を14%[20]と設定し、有機物を残りの86%と仮定した。有機物に対し、広葉樹および針葉樹のチップの元素組成[21]から平均値を求め、酸素(O)42%、水素(H)6%を設定し、残りを炭素(C)52%と仮定した。一方、粗灰分に対しては、佐久間[22]によるA0層の灼熱残さの無機組成から、粗灰分をケイ酸(SiO₂)と灰分とした。灰分は、木炭の灰分組成例[23]より、石灰(CaO)が大部分を占めることから、灰分を酸化カルシウム(CaO)と仮定した。粗灰分に対しては、常緑広葉樹、落葉広葉樹および針葉樹の樹葉灰分中の元素含量[24]から、それぞれのケイ素とカルシウムの元素重量比をSiO₂ / CaO比に換算し、平均値(約0.75)を求め、SiO₂43%、CaO57%を設定した。A1層については、その組成を土壌[25]と仮定した。

A0層およびA1層の元素重量割合をTable 2に示す。

Table 2 Atomic composition of A0 and A1 layers

層	元素重量割合 (%)					
	H	C	O	Al	Si	Ca
A0	5.2	44.8	41.6	-	2.8	5.7
A1	1.0	-	54.4	12.9	31.8	-

2.3 解析条件の設定

環境条件が林縁や居住区域の評価点における空間線量率に与える影響について検討したパラメータを Table 3 に示す。

森林土壌の傾斜角は、阿武隈山地の傾斜の大部分が $30^\circ \sim 40^\circ$ である[26]ことから、 30° に加え、それよりも傾斜が急で評価点と森林土壌間の距離が短くなる保守的なケースとして 45° を設定した。

線源の森林土壌として Fig. 1 に示すように斜面数が1(単一)の場合と、Fig. 2 に示すように3方を森林に囲まれた一軒家を想定した、斜面数が3の場合を設定した。

単一斜面の場合では、評価点として、線源の森林土壌に一番近く、森林と居住区域の境界である林縁(1A)と、林縁から居住区域側へ5m(1B)および10m(1C)離れた点を設定した。これらの3点に対し、それぞれの屋外に存在する成人に対する評価位置である高さ1mおよび2階建て住居を想定した高さ4mをそれぞれ設定した(Fig. 1)。

3斜面の場合では、評価点として、奥まった斜面(Fig. 2の斜面②)の林縁の中心に対し、高さ1mを評価点3D1、高さ4mを評価点3D4と設定した。つまり、評価点3Dは、斜面①および③の林縁から10m離れた点に位置する。また、同じく斜面②の林縁の中心から居住区域側に10m離れた点に対し、同様に、高さ1mを評価点3E1、高さ4mを評価点3E4と設定した。つまり、評価点3Eは、斜面①、②および③のそれぞれの林縁から等しく10m離れた点に位置する。

A0層の除染範囲は、単一斜面の場合、A0層を全く除染しない(除染範囲0mに相当)状態から50mまでを設定した。3斜面の場合は、A0層を全く除染しない状態とA0層を林縁から20m除染した場合に加え、追加的に40mまで除染した場合の3つを設定した。

汚染の分布状態については、Fig. 3 に示すような汚染の分布状態が均一な場合(均一分布)に加え、汚染の分布状態が不均一な場合(不均一分布)を設定した(Fig. 4)。これは、居住区域から離れた森林土壌において放射性セシウムの濃度が高い場合を考慮し、その除染効果を調べるためである。不均一分布の解析では、林縁から20m以遠に対して放射性セシウム濃度が20m以内に比べ3倍(Fig. 4(b)および(c))または5倍(Fig. 4(a))高い状態を設定した。

環境省の除染モデル実証事業の森林除染に対する分析[27]によれば、樹木の種類および除染作業の内容によって物理的に除去できる放射性物質の割合(除去率)が異なることが示されている。具体的には、常緑樹林において下草刈りと新落葉除去を実施した場合、除去率は約40%、落葉樹林に対してはそれらに加えてリター層除去を実施した場

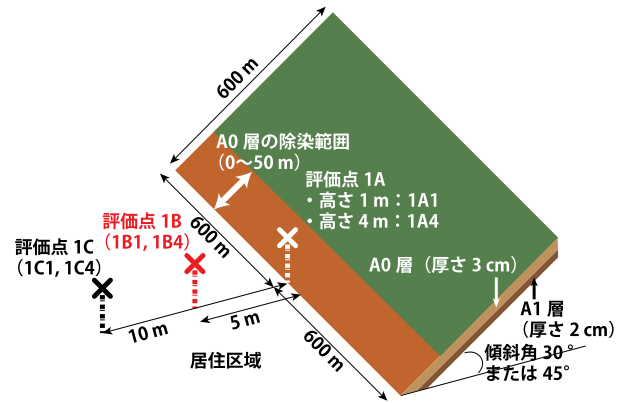


Fig. 1 The positional relationship between the evaluation points of the air dose rate and the range to decontaminate a single slope of the forest soils including radiocesium

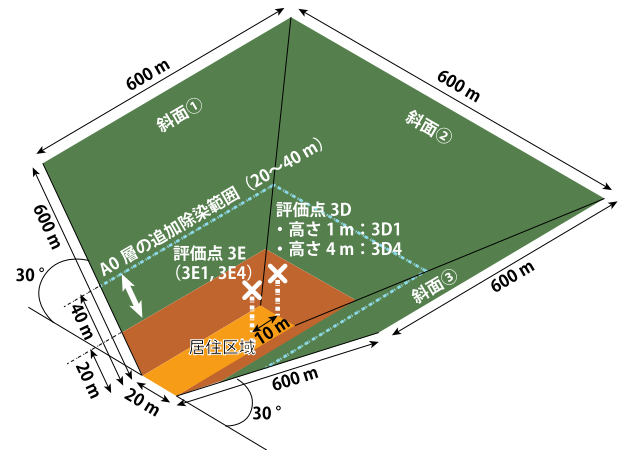


Fig. 2 The positional relationship between the evaluation points of the air dose rate and the range to decontaminate three slopes of the forest soils including radiocesium

合、約65%の除去率が示されている。除去率の大きい方が除染効率が高いことを意味し、このような除染効率が異なる場合も考慮し、A0層とA1層それぞれに含まれる放射エネルギーの比に換算して計算条件を設定した。ある除染範囲に含まれる総放射エネルギーに対し、前述のようにA0層のみを除染するので、除去率で示された割合がA0層に含まれる放射エネルギーに相当し、残る放射エネルギーがA1層に含まれる放射エネルギーに相当する。例えば、A0層の除染範囲が20mである場合、その20mの森林土壌に含まれる総放射エネルギーを100とすると除去率40%ではA0層に含まれる放射エネルギーは40であり、A1層は60である。A0層の除染範囲が40mである場合も同様である。つまり、除去率が40%である場合、線源全体に含まれる放射エネルギーのうち40%がA0層、残る60%がA1層に含まれるように線源を設定した。除去率が65%である場合も同様であり、65%がA0層、35%がA1層と設定した。したがって、除染効率の影響をみるために、除去率が27、40および65%の場合を設定し、解析した。なお、A0層の放射性セシウム濃度1 Bq/gに対しA1層が同じ1 Bq/gの場合、森林土壌の密度および体積から森林土壌の質量を求め、そ

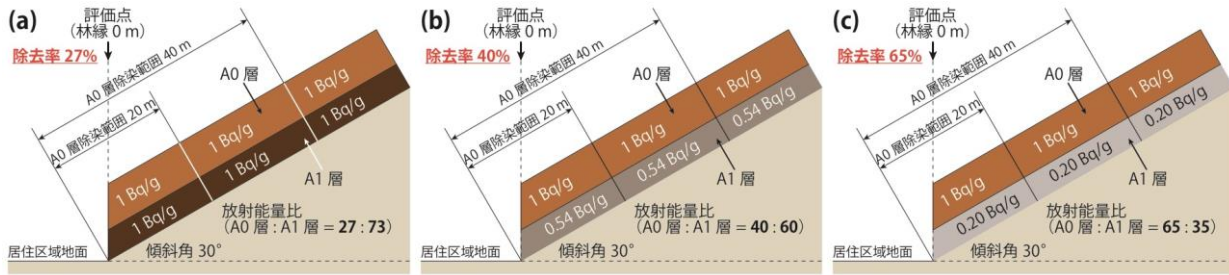


Fig. 3 Cutaway view of the homogeneous source distribution. Decontamination factors: (a) 27%, (b) 40%, (c) 65%

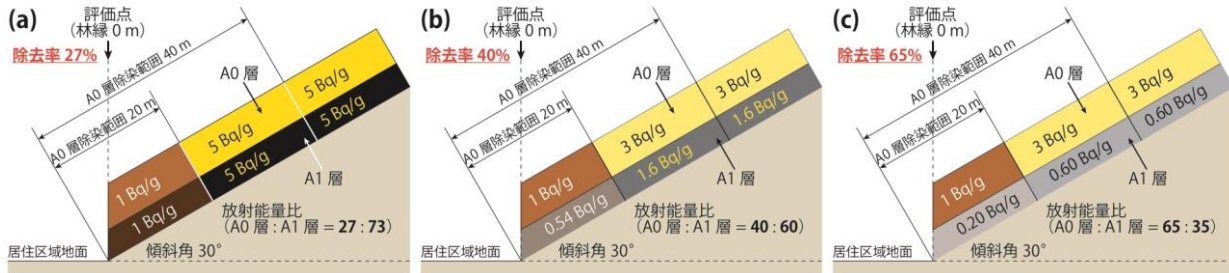


Fig. 4 Cutaway view of the non-homogeneous source distribution. Decontamination factors: (a) 27%, (b) 40%, (c) 65%

これらの濃度におけるA0層とA1層の放射エネルギーの比を求めると27:73となる。この場合、除去率は27%に相当する(均一分布: Fig. 3(a), 不均一分布: Fig. 4(a))。除去率が40%の場合の放射能セシウム濃度はA0層1 Bq/gに対しA1層0.54 Bq/g(均一分布: Fig. 3(b), 不均一分布: Fig. 4(b))。除去率が65%の場合も同様にA0層1 Bq/gに対しA1層0.20 Bq/gに相当する(均一分布: Fig. 3(c), 不均一分布: Fig. 4(c))。

A0層を除去することの効果把握するために、除染前後で空間線量率がどれだけ低下するかを判断する指標として低減率を用いた。林野庁[12]による森林の除染実証試験の落葉などの除去による空間線量率の低減シミュレーション結果(除去率30%の場合)では、落葉などの除去を20 m実施したときの低減率が約20%となり、効果的であるとされている。今後の議論では、その20%を、ある環境条件において効果的な除染であるかどうかを判断する値として採用する。

ここで、除染する前の空間線量率を基準に除染後の空間線量率の低減率 R (%)を式(1)により定義する。

低減率 R (%) =

$$\left(\frac{\text{除染前の空間線量率} - \text{除染後の空間線量率}}{\text{除染前の空間線量率}} \right) \times 100 \quad (1)$$

また、林縁から20 m以遠のA0層の除染に対し、低減効果の有無を判断する指標として、A0層を20 m除染したときの空間線量率を基準に40 mまで除染した場合の空間線量率の低減率 R_{20} (%)を式(2)により算出した。

低減率 R_{20} (%) =

$$\left(\frac{20 \text{ m 除染後の空間線量率} - 40 \text{ m 除染後の空間線量率}}{20 \text{ m 除染後の空間線量率}} \right) \times 100 \quad (2)$$

解析ケースをTable 4に示す。林縁や居住区域の評価点において、前述のパラメータが空間線量率に与える影響について評価するために、解析ケースを13に分類し、設定した。

ケース1(傾斜角30° 単一斜面均一分布ケース)を基本ケースとして設定し、単一斜面における空間線量率の低減傾向から、評価点位置でのA0層除染による効果について解析する。

ケース2(3斜面均一分布ケース)では、森林土壌の斜面数が増えた場合について、評価点位置でのA0層除染による効果を調べ、斜面数が1である基本ケースの解析結果と比較する。

ケース3(単一斜面不均一分布ケース)およびケース4(3斜面不均一分布ケース)については、林縁から20 m以遠に対して森林土壌の放射性セシウム濃度が20 m以内に比べ5倍高い状態を仮定し、汚染の分布状態が不均一な場合として設定し、解析する。この場合、A0層およびA1層の放射能セシウム濃度は、林縁から20 mまではそれぞれ1 Bq/gであるのに対し、20 m以遠はそれぞれ5 Bq/gであり、放射エネルギー比はA0層:A1層=27:73に相当する(Fig. 4(a))。斜面数の違いと遠方の放射性セシウムの濃度の高い森林土壌が空間線量率の低減に与える影響をみるために、それら

Table 3 Parameter settings for analysis

パラメータ	設定値
傾斜角	30°, 45°
斜面数	1, 3
評価点位置 (Fig. 1 および Fig. 2 参照)	1A1, 1A4, 1B1, 1B4, 1C1, 1C4 3D1, 3D4, 3E1, 3E4
A0層除染範囲 (m)	0, 5, 10, 20, 40, 50
汚染の分布状態 (Fig. 3 および Fig. 4 参照)	均一, 不均一 (3倍または5倍)
放射エネルギー比 (A0層:A1層) (Fig. 3 および Fig. 4 参照)	27:73, 40:60, 65:35

Table 4 Case classification and parameter settings for analysis

No.	解析ケース名称	傾斜角	斜面数	汚染の分布 状態	放射線量比 (A0層 : A1層)	A0層除染 範囲 (m)	評価点位置 (Fig. 1 および Fig. 2 参照)
1	傾斜角 30° 単一斜面 均一分布 (基本ケース)	30°	1	均一	27 : 73	0, 5, 10, 20, 40, 50	1A1, 1A4, 1B1, 1B4, 1C1, 1C4
2	3 斜面均一分布	30°	3	均一	27 : 73	0, 20, 40	3D1, 3D4, 3E1, 3E4
3	単一斜面不均一分布	30°	1	不均一 (5 倍)	27 : 73	0, 20, 40	1A1, 1A4, 1C1, 1C4
4	3 斜面不均一分布	30°	3	不均一 (5 倍)	27 : 73	0, 20, 40	3D1, 3D4, 3E1, 3E4
5	単一斜面均一分布 放射線量比 40 : 60	30°	1	均一	40 : 60	0, 20, 40	1A1, 1A4, 1C1, 1C4
6	単一斜面均一分布 放射線量比 65 : 35	30°	1	均一	65 : 35	0, 20, 40	1A1, 1A4, 1C1, 1C4
7	3 斜面均一分布 放射線量比 40 : 60	30°	3	均一	40 : 60	0, 20, 40	3D1, 3D4, 3E1, 3E4
8	3 斜面均一分布 放射線量比 65 : 35	30°	3	均一	65 : 35	0, 20, 40	3D1, 3D4, 3E1, 3E4
9	単一斜面不均一分布 放射線量比 40 : 60	30°	1	不均一 (3 倍)	40 : 60	0, 20, 40	1A1, 1A4, 1C1, 1C4
10	単一斜面不均一分布 放射線量比 65 : 35	30°	1	不均一 (3 倍)	65 : 35	0, 20, 40	1A1, 1A4, 1C1, 1C4
11	3 斜面不均一分布 放射線量比 40 : 60	30°	3	不均一 (3 倍)	40 : 60	0, 20, 40	3D1, 3D4, 3E1, 3E4
12	3 斜面不均一分布 放射線量比 65 : 35	30°	3	不均一 (3 倍)	65 : 35	0, 20, 40	3D1, 3D4, 3E1, 3E4
13	傾斜角 45° 単一斜面 均一分布	45°	1	均一	27 : 73	0, 5, 10, 20, 40, 50	1A1, 1A4, 1B1, 1B4, 1C1, 1C4

の 2 つのケースを解析し、評価点位置での A0 層除染による効果について調べる。

ケース 5 (単一斜面均一分布放射線量比 40 : 60 ケース) およびケース 6 (単一斜面均一分布放射線量比 65 : 35 ケース) については単一斜面を、ケース 7 (3 斜面均一分布放射線量比 40 : 60 ケース) およびケース 8 (3 斜面均一分布放射線量比 65 : 35 ケース) については 3 斜面を対象に、A0 層および A1 層に含まれる放射性セシウム量の比を A0 層 : A1 層 = 40 : 60 および 65 : 35 の場合 (Fig. 3 (b) および (c)) に設定し、解析する。これらのケースの解析により、放射線量比が異なる場合について、評価点位置における A0 層除染の効果を調べる。

ケース 9 (単一斜面不均一分布放射線量比 40 : 60 ケース) およびケース 10 (単一斜面不均一分布放射線量比 65 : 35 ケース) については単一斜面を、ケース 11 (3 斜面不均一分布放射線量比 40 : 60 ケース) およびケース 12 (3 斜面不均一分布放射線量比 65 : 35 ケース) については 3 斜面を対象に、ケース 5~8 の林縁から 20 m 以遠の汚染を 20 m 以

内に比べて 3 倍高い状態 (Fig. 4(b) および (c)) に設定し、解析する。これらのケースの解析により、放射線量比が異なり、かつ、汚染の分布状態が不均一な場合について、評価点位置における A0 層除染の効果を調べる。

ケース 13 (傾斜角 45° 単一斜面均一分布ケース) については、森林土壌の傾斜角が 30° である基本ケースの解析結果と比較し、傾斜角の違いによる空間線量率の低減傾向の変化と評価点位置における A0 層除染の効果を調べる。

3 解析結果と考察

3.1 基本ケースの結果と考察

基本ケースの解析結果を Table 5 および Fig. 5 に示す。単一斜面における空間線量率の低減傾向から、評価点位置における A0 層除染の効果を考察する。

林縁での高さが 1 m の評価点 (1A1) においては、Table 5 に示すように、A0 層の 5 m 除染で 18% の低減率 R が得られていることから、評価点近くの A0 層の除染に対する効

Table 5 Reduction rates at the evaluation points after the litter (A0) layer decontamination of a single slope of the forest soils including radiocesium in the case of the homogeneous source distribution at the forest slope angle of 30 degrees

ケース No.	傾斜角 ・評価点	低減率 R				低減 率 R_{20}
		A0 層 5m 除染	A0 層 10 m 除染	A0 層 20 m 除染	A0 層 40 m 除染	
1	30° 1A1	18%	19%	20%	21%	1.0%
	30° 1A4	11%	16%	19%	20%	1.6%
	30° 1B1	8.6%	12%	14%	16%	1.8%
	30° 1B4	7.3%	11%	15%	18%	3.1%
	30° 1C1	6.6%	9.4%	13%	16%	3.3%
	30° 1C4	5.1%	8.5%	12%	16%	4.8%

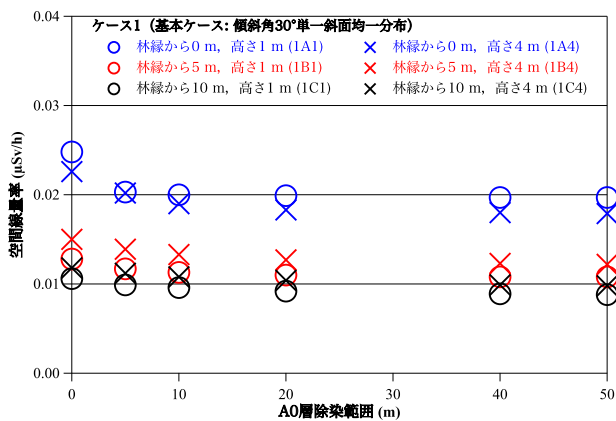


Fig. 5 Change of the air dose rate for the litter (A0) layer decontamination range in a single slope of the forest soils including radiocesium at the forest slope angle of 30 degrees in the case of the homogeneous source distribution

果が高い。すなわち、評価点 1A1 の空間線量率は、評価点近くの線源からの放射線を支配的に受けていると考えられる。このような線源に隣接した評価点の場合、近くの線源から影響を受け、空間線量率が高くなる。したがって、林縁での高さが 4 m の評価点 (1A4) は、評価点 1A1 より線源から遠ざかっているため、1A1 より低い空間線量率を示す (Fig. 5)。

一方、林縁 (1A) から居住区域側へ 5 m および 10 m 離れた評価点 (1B および 1C) における空間線量率は、Fig. 5 が示すように、高さが 4 m (1B4 および 1C4) の方が大きくなった。このような評価点が線源と隣接していない場合、高い位置の方がより遠くを広い範囲に見渡せるのと同じように、高い位置の方が遠方の線源からより多くの散乱線を受け、その影響により空間線量率が高くなるためであると考えられる。このことは、評価点が 1 m よりも高い 4 m の方が、大きい低減率 R_{20} を示すことと一致する。つまり、評価点の高い方が、遠方の線源を除去することにより空間線

量率の高い低減効果が得られている。また、評価点 1B および 1C においては、Table 5 に示すように、A0 層の 5 m 除染では低減率 R が 5~9% であり、効果が低い。しかしながら A0 層を除染する範囲を広げていくことにより、さらなる空間線量率の低減がみられ、A0 層を 20 m まで除染すると約 15% の低減率 R が得られる。すなわち、林縁では線源に近い A0 層を 5 m 程度除染することで 15% 程度空間線量率が低減するが、居住区域でこの低減率を得るためには 20 m の除染が必要である。

林縁から 20 m 以遠の A0 層の除染については、40 m まで除染しても低減率 R_{20} は 1~3% と低く、堆積有機物除去の範囲を 20 m 以上に拡大することによる空間線量率の低減効果はきわめて低いと言える (Table 5)。

3.2 斜面数の影響

ケース 2 の解析結果を Table 6 および Table 7, Fig. 6 に示す。斜面数の違いによる空間線量率の低減傾向について、ケース 2 と基本ケース (傾斜角 30° 単一斜面均一分布ケース) の解析結果を比較する。ケース 2 と基本ケースの違いは、斜面数が 3 であるか、単一であるかの違いである。

林縁の評価点 (1A または 3D) において、A0 層を 20 m 除染することにより、基本ケースで低減率 R が 20% (Table 5) であるのに対し、本解析ケースでは 16% (Table 6) であり、斜面数の多い方が、除染の効果が低い傾向にある。これは、斜面数が 1 の場合、線源からの放射線を一方のみから受けるのに対し、3 斜面の本解析ケースでは、Fig. 2 に示すように、林縁の評価点 (3D) が、奥まった森林に位置する斜面②に加えて斜面①および③の線源から放射線を受けるためである。例えば、斜面①および③が、②と等しい低減率 R (19%) であれば、基本ケースと同様に低減率 R が 20% に近い値で得られる。しかしながら、評価点 3D は、斜面①および③の線源から離れた位置にあるため、低減率 R が低い (Table 7)。このため、前項で述べたように、線源から離れた評価点においては、A0 層の除染による効果が低くなる。つまり、斜面①および③の A0 層を除染しても評価点 3D における空間線量率は低下しにくい。したがって、評価点 3D における斜面①および③の低減率 R が 11% と基本ケースに比べ低くなった。

Table 6 Reduction rates at the evaluation points after the litter (A0) layer decontamination of three slopes of the forest soils including radiocesium in the case of the homogeneous source distribution at the forest slope angle of 30 degrees

ケース No.	評価点	低減率 R		低減率 R_{20}
		A0 層 20 m 除染	A0 層 40 m 除染	
2	3D1	16%	17%	1.3%
	3D4	15%	18%	3.0%
	3E1	12%	15%	3.3%
	3E4	13%	16%	4.2%

Table 7 Dose rates and reduction rates at the evaluation points after the litter (A0) layer decontamination of three slopes of the forest soils including radiocesium in the case of the homogeneous source distribution at the forest slope angle of 30 degrees

評価点	A0層除染範囲 (m)	斜面① (③) の寄与 (μSv/h)	低減率 R (%)	斜面② の寄与 (μSv/h)	低減率 R (%)
3D1	0	7.5E-03	-	2.2E-02	-
	20	6.7E-03	11	1.8E-02	19
	40	6.5E-03	14	1.8E-02	20
3D4	0	8.6E-03	-	1.9E-02	-
	20	7.6E-03	11	1.5E-02	19
	40	7.3E-03	15	1.5E-02	20
3E1	0	8.8E-03	-	6.9E-03	-
	20	7.7E-03	12	6.1E-03	12
	40	7.4E-03	15	5.8E-03	15
3E4	0	9.8E-03	-	7.7E-03	-
	20	8.6E-03	12	6.7E-03	13
	40	8.2E-03	16	6.4E-03	17

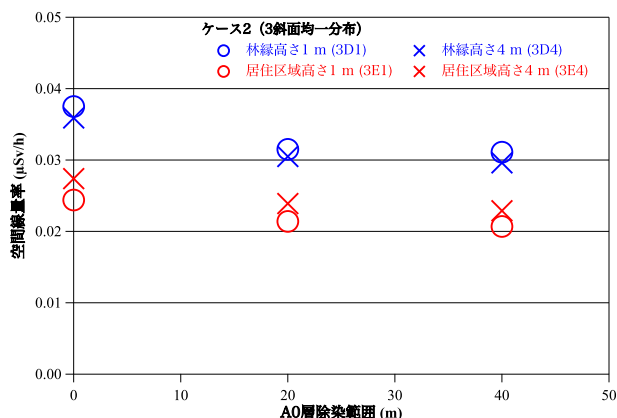


Fig. 6 Change of the air dose rate for the litter (A0) layer decontamination range in three slopes of the forest soils including radiocesium at the forest slope angle of 30 degrees in the case of the homogeneous source distribution

一方、林縁から居住区域側に離れた評価点 (3E) では、基本ケース (1C) とほぼ同じ低減率 R を示した (Table 5 および Table 6)。これは、評価点 1C および 3E ともに線源から 10 m 離れている (Fig. 1 および Fig. 2) ので、Table 7 に示すように、斜面①、②および③の A0 層を 20 m 除染したときの低減率 R が単一斜面の基本ケース (1C) とほぼ同じ (12~13%) になるためである。

評価点の高さ方向について、林縁の評価点 3D では、Fig. 6 が示すように、高さが 1 m の評価点 (3D1) の方が空間線量率が高く、一方、林縁から居住区域側に離れた評価点 3E では、高さが 4 m の評価点 (3E4) の方が高かった。こ

の傾向は、基本ケースと同じであり、空間線量率の高低関係において、斜面数の違いによる変化はみられなかった。

林縁から 20 m 以遠の A0 層の除染については、40 m 除染しても低減率 R_{20} が 1~4% と低く (Table 6)、単一斜面の基本ケースと同様に、堆積有機物除去の範囲を 20 m 以上に拡大することによる空間線量率の低減効果はきわめて低いと言える。

3.3 汚染の不均一分布の影響

ケース 3 およびケース 4 の解析結果を Table 8 および Fig. 7 に示す。ケース 3 およびケース 4 は、基本ケース (傾斜角 30° 単一斜面均一分布ケース) およびケース 2 (3 斜面均一分布ケース) の汚染の分布状態を不均一 (5 倍) に設定したものである。

林縁から 20 m 以遠の森林土壌の放射性セシウム濃度が高い状態において、Table 8 に示すように、A0 層を 20 m 除染した場合の低減率 R は、単一斜面で 4~12%、3 斜面で 4~8% であった。これらの斜面数の違いに関して、単一斜面に比べ 3 斜面の方が除染の効果が低い。この理由は、前項のケース 2 (3 斜面均一分布ケース) の解析結果と同じである。また、前述した均一分布における A0 層の 20 m 除染では、低減率 R は、基本ケース (単一斜面) で 12~20% (Table 5)、同じくケース 2 (3 斜面) で 12~16% (Table 6) であった。これらの均一分布のケースと比べると、不均一分布である本解析ケース (Table 8) は、低減率 R が低く、除染の効果が低かった。つまり、遠方の放射性セシウム濃度の高い森林土壌からの影響が大きく、A0 層の 20 m 除染では空間線量率の低減効果が得られないことがわかった。

林縁から 20 m 以遠の A0 層の除染では、Fig. 7 が示すように、放射性セシウム濃度の高い森林土壌を除染することにより、空間線量率の低減が、とくに評価点が高いところでみられた。しかしながら、Table 8 に示すように、空間線

Table 8 Reduction rates at the evaluation points after the litter (A0) layer decontamination of a single or three slopes of the forest soils including radiocesium in the case of the non-homogeneous source distribution at the forest slope angle of 30 degrees

ケース No.	評価点	低減率 R		低減率 R_{20}
		A0 層 20m 除染	A0 層 40m 除染	
3	1A1	12%	13%	1.9%
	1A4	9.5%	14%	4.7%
	1C1	3.9%	9.1%	5.5%
	1C4	4.5%	11%	6.3%
4	3D1	7.9%	11%	3.6%
	3D4	6.5%	12%	5.8%
	3E1	4.3%	9.7%	5.7%
	3E4	4.5%	10%	6.2%

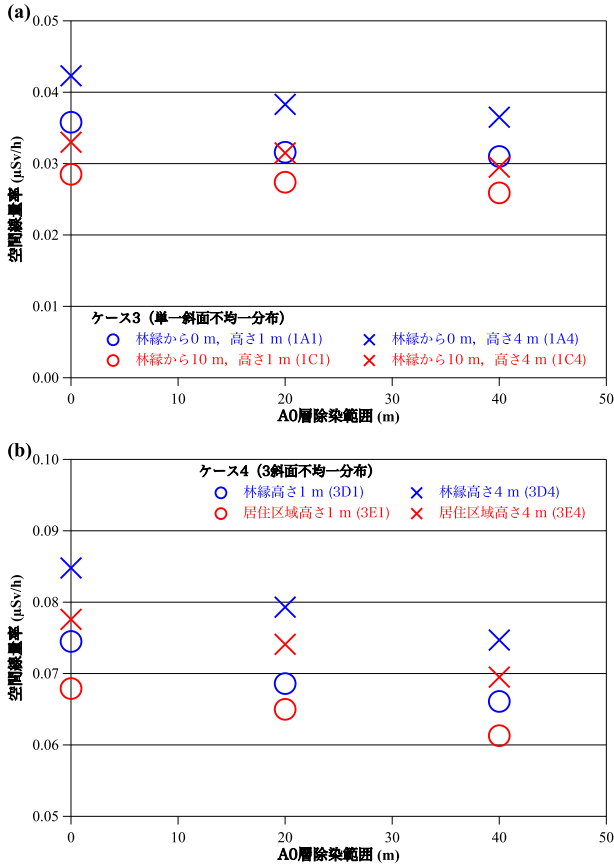


Fig. 7 Change of the air dose rate for the litter (A0) layer decontamination range in (a) a single or (b) three slopes of the forest soils including radiocesium at the forest slope angle of 30 degrees in the case of the non-homogeneous source distribution

量率は、A0層を追加的に40 mまで除染しても、除染しない状態から9～14%の低減に留まった。また、低減率 R_{20} は2～6%であった。したがって、林縁から20 m以遠の森林土壌の放射性セシウム濃度が高いような不均一分布の場合は、放射能量比がA0層:A1層 = 27:73、つまりA0層に比べA1層に放射性セシウムが多く含まれる状況においては、A0層を40 mまで除染したとしても効果が低く、森林除染による空間線量率の低減効果が得られない。

評価点の高さ方向については、均一分布のケース（基本ケースおよびケース2）と異なる傾向を示した（Fig. 7）。これは、林縁から20 m以遠の放射性セシウム濃度が高い森林土壌からの影響を受けたため、空間線量率は、評価点位置の高い方（4 m）がすべて高くなったことに起因する。また、空間線量率の高低関係に関しては、斜面数の違いによる変化はみられなかった（Fig. 7）。

3.4 A0層とA1層の放射能量比の影響

ケース5～8の解析結果をFig. 8およびTable 9に示す。ケース5～8は、基本ケース（傾斜角30° 単一斜面均一分布ケース）およびケース2（3斜面均一分布ケース）の放射能量比のみを変えたものである。

Fig. 8が示すように、A0層を20 m除染することにより、いずれの評価点においても顕著に空間線量率が低下した。

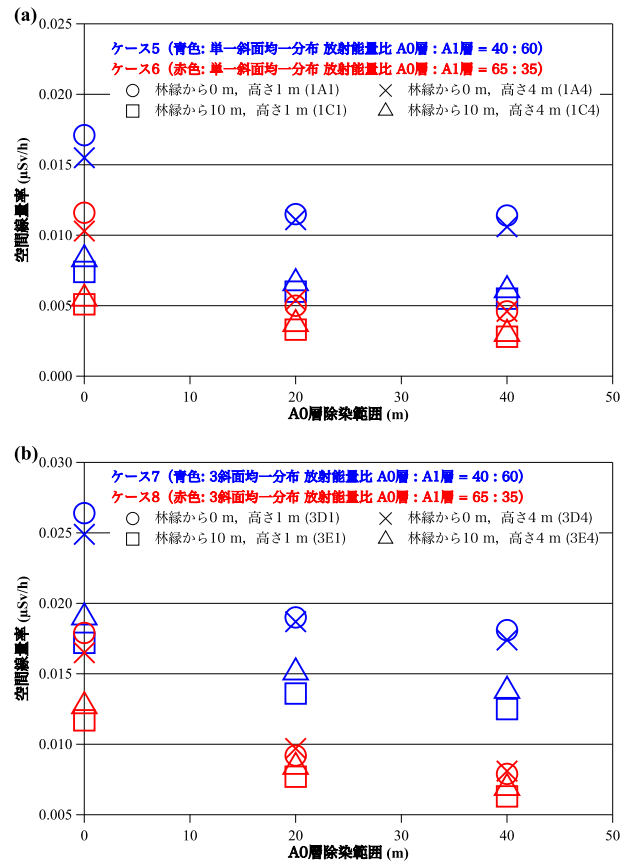


Fig. 8 Change of the air dose rate for the litter (A0) layer decontamination range in (a) a single or (b) three slopes of the forest soils including radiocesium at the forest slope angle of 30 degrees in the case of the decontamination factors of 40% and 65% for the forest soil layers with the homogeneous source distribution

放射能量比がA0層:A1層 = 27:73であるケース1～4では、林縁から居住区域側へ離れた評価点での低減率 R は20%を超えることはなかった。しかしながら、A0層に含まれる放射性セシウムの量が多くなると、Table 9に示すように、低減率 R は、放射能量比がA0層:A1層 = 40:60で単一斜面の場合19～33%、3斜面の場合21～28%、放射能量比がA0層:A1層 = 65:35で単一斜面の場合33～57%、3斜面の場合34～49%となり、いずれの評価点においてもA0層の20 m除染で空間線量率の低減に効果があった。A1層に比べA0層に含まれる放射性セシウムの量が多くなるにつれて除染の効果が高くなることがわかった。

A0層を20 mから40 mまで除染した場合、低減率 R_{20} は斜面数によらず、放射能量比がA0層:A1層 = 40:60の場合で1～9%、放射能量比がA0層:A1層 = 65:35の場合、単一斜面における林縁の評価点の高さが1 mの場合（1A1）を除き14～19%であった。A1層に比べA0層に含まれる放射性セシウムの量が多い方が除染の効果が高く、空間線量率が低下しやすくなる。しかしながら、放射能量比がA0層:A1層 = 65:35の場合でさえ、低減率 R_{20} は20%まで達せず、除染の効果は限定的である。また、単一斜面における林縁の評価点の高さが1 mの場合（1A1）、その他の評

Table 9 Reduction rates at the evaluation points after the litter (A0) layer decontamination of a single or three slopes of the forest soils including radiocesium in the case of the homogeneous source distribution at the forest slope angle of 30 degrees and the decontamination factor of 40% or 65%

ケース No.	放射能比 A0層 : A1層	評価点	低減率 R		低減率 R_{20}
			A0層 20 m 除染	A0層 40 m 除染	
5	40 : 60	1A1	33%	33%	0.87%
	40 : 60	1A4	28%	32%	4.5%
	40 : 60	1C1	19%	26%	8.3%
	40 : 60	1C4	20%	27%	7.6%
7	40 : 60	3D1	28%	31%	4.7%
	40 : 60	3D4	25%	30%	7.0%
	40 : 60	3E1	21%	27%	8.1%
	40 : 60	3E4	21%	27%	8.6%
6	65 : 35	1A1	57%	60%	8.0%
	65 : 35	1A4	48%	55%	15%
	65 : 35	1C1	35%	45%	15%
	65 : 35	1C4	33%	45%	19%
8	65 : 35	3D1	49%	56%	14%
	65 : 35	3D4	41%	51%	16%
	65 : 35	3E1	34%	46%	18%
	65 : 35	3E4	34%	46%	18%

価点に比べ低減率 R_{20} は顕著に小さかった。つまり、評価点 1A1 では、林縁から 20 m 以遠を除染しても空間線量率の低減がみられないことから、評価点 1A1 は、遠方の森林土壌からの散乱線を位置的に受けにくいと言える。

評価点の高さ方向について、Fig. 8 が示すように、林縁では評価点位置が低い方（1 m）が空間線量率が高く、居住区域では評価点位置が高い方（4 m）が高かった。この傾向は、基本ケースおよびケース 2 と同じであった。また、空間線量率の高低関係に関しては、均一分布のケースでは、放射能比の違いによる変化はみられなかった。

3.5 不均一分布での放射能比の影響

ケース 9～12 の解析結果を Fig. 9 および Table 10 に示す。ケース 9～12 は、ケース 5～8 の汚染の分布状態を不均一（3 倍）に設定したものである。

Fig. 9 が示すように、空間線量率は他のケースと異なり、明らかに A0 層の除染範囲の広がりとともに単調に減少した。A0 層の除染範囲が林縁から 20 m までの低減率 R は、Table 10 に示すように、林縁から 20 m 以遠の放射性セシウ

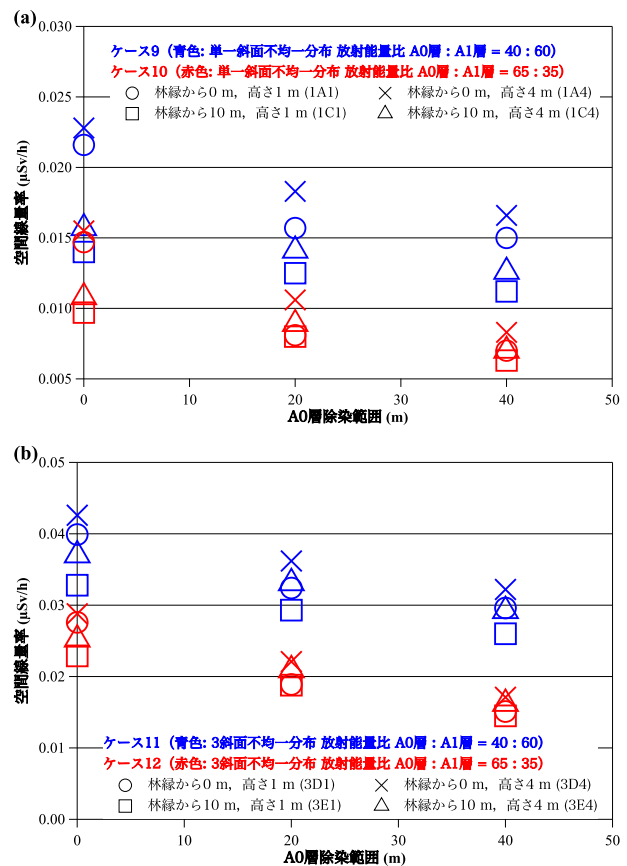


Fig. 9 Change of the air dose rate for the litter (A0) layer decontamination range in (a) a single or (b) three slopes of the forest soils including radiocesium at the forest slope angle of 30 degrees in the case of the decontamination factors of 40% and 65% for the forest soil layers with the non-homogeneous source distribution

ム濃度の高い森林土壌による影響を受けたため、均一分布のケース 5～8 の低減率 R (Table 9) よりもすべて低かった。とくに居住区域側の評価点においては、林縁から 20 m までの A0 層の除染では効果が低い。

林縁から 20 m 以遠の A0 層の除染については、単一斜面における林縁の評価点の高さが 1 m の場合（1A1）は、放射能比が A0 層 : A1 層 = 40 : 60 で低減率 R_{20} が 5%、放射能比が A0 層 : A1 層 = 65 : 35 で 14% と効果が低かった。これはケース 5～8 と同じ傾向であり、評価点 1A1 は、遠方の放射性セシウム濃度の高い森林土壌からの多くの散乱線を位置的に受けにくいと言える。

放射能比が A0 層 : A1 層 = 40 : 60 の場合（ケース 9 およびケース 11）、林縁から居住区域側へ 10 m 離れた評価点（1C および 3E）において、低減率 R_{20} は約 10% と除染の効果は低いが、20% 程度の低減率 R を得るには、A0 層を 40 m まで除染する必要がある。

放射能比が A0 層 : A1 層 = 65 : 35 の場合（ケース 10 およびケース 12）、単一斜面の評価点 1A1 を除き、低減率 R_{20} は 20% を越え、放射能比が A0 層 : A1 層 = 40 : 60 のケース 9 およびケース 11 よりも除染の効果が高かった。したがって、A1 層に比べ A0 層に含まれる放射性セシウムの

Table 10 Reduction rates at the evaluation points after the litter (A0) layer decontamination of a single or three slopes of the forest soils including radiocesium in the case of the non-homogeneous source distribution at the forest slope angle of 30 degrees and the decontamination factor of 40% or 65%

ケース No.	放射エネルギー比 A0層 : A1層	評価点	低減率 R		低減率 R_{20}
			A0層 20 m 除染	A0層 40 m 除染	
9	40 : 60	1A1	27%	31%	4.5%
	40 : 60	1A4	20%	27%	9.3%
	40 : 60	1C1	11%	20%	10%
	40 : 60	1C4	10%	20%	11%
11	40 : 60	3D1	19%	26%	8.6%
	40 : 60	3D4	15%	24%	11%
	40 : 60	3E1	11%	21%	11%
	40 : 60	3E4	11%	21%	12%
10	65 : 35	1A1	45%	52%	14%
	65 : 35	1A4	32%	46%	22%
	65 : 35	1C1	18%	35%	21%
	65 : 35	1C4	18%	35%	21%
12	65 : 35	3D1	32%	45%	20%
	65 : 35	3D4	23%	41%	23%
	65 : 35	3E1	18%	37%	23%
	65 : 35	3E4	17%	36%	22%

量が多く、かつ、林縁から 20 m 以遠の森林土壌の放射性セシウム濃度が高いような不均一分布の場合は、林縁から 20 m 以遠の除染に対して効果が高く、空間線量率の低減効果が見込まれる。

評価点の高さ方向について、Fig. 9 が示すように、空間線量率は評価点位置が高い方（4 m）がすべて高かった。この傾向はケース 3 およびケース 4 と同じであり、林縁から 20 m 以遠の放射性セシウム濃度の高い森林土壌からの影響を受けたためである。また、空間線量率の高低関係に関しては、不均一分布のケースにおいても、放射エネルギー比の違いによる変化はみられなかった。

3.6 傾斜角の影響

ケース 13 の解析結果を Fig. 10 および Table 11 に示す。基本ケースとケース 13 は、傾斜角が 30°（基本ケース）であるか 45°（ケース 13）であるかの違いである。

傾斜角の違いによる空間線量率の差は約 10% であり、傾斜角 45°の方が高い空間線量率を示した (Fig. 5 および Fig. 10)。これは、線源と評価点との距離が傾斜角 45°の方が

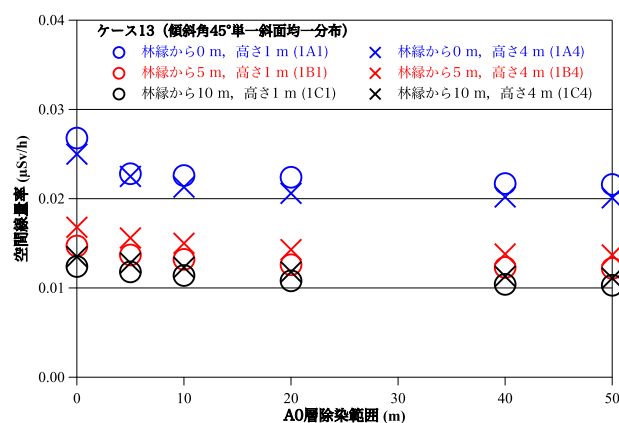


Fig. 10 Change of the air dose rate for the litter (A0) layer decontamination range in a single slope of the forest soils including radiocesium at the forest slope angle of 45 degrees in the case of the homogeneous source distribution

Table 11 Reduction rates at the evaluation points after the litter (A0) layer decontamination of a single slope of the forest soils including radiocesium in the case of the homogeneous source distribution at the forest slope angle of 45 degrees

ケース No.	傾斜角・評価点	低減率 R				低減率 R_{20}
		A0層 5m 除染	A0層 10m 除染	A0層 20m 除染	A0層 40m 除染	
13	45° 1A1	15%	16%	16%	19%	3.1%
	45° 1A4	10%	15%	18%	19%	1.9%
	45° 1B1	6.8%	10%	14%	16%	2.4%
	45° 1B4	7.1%	11%	15%	18%	3.5%
	45° 1C1	4.8%	8.1%	13%	16%	3.7%
	45° 1C4	5.2%	8.9%	13%	16%	4.2%

近くなるためである。また Fig. 10 が示すように、A0 層の除染による空間線量率の低下傾向は傾斜角によらず、ほぼ同じであった。

3.7 考察

本解析により得られた居住区域での森林除染による空間線量率の低減傾向および効果を整理すると以下になる。

森林の傾斜角および斜面数の違いによる空間線量率の低減傾向に大きな変化はみられない。

居住区域では線源から離れているため、A0 層の除染による効果が低くなった。また、評価点の高さが高い方が多くの散乱線を受けるため、空間線量率が高くなった。

汚染の分布状態が均一なケースでは、A0 層および A1 層の森林土壌の放射性セシウム濃度が同じ場合、つまり A0 層に比べ A1 層に含まれる放射性セシウムの量が多い場合は、居住区域では、低減率が 20% までは達せず、15% 程度

の低減率を得るには A0 層を林縁から 20 m まで除染する必要がある。A0 層を 20 m から 40 m まで追加的に除染しても空間線量率は 5% 未満しか低減せず、林縁から 20 m 以遠の除染は効果的ではない。逆に、A1 層に比べ A0 層に含まれる放射性セシウムの量が多い場合は、低減率が 20% を越え、林縁から 20 m までの A0 層の除染が効果的であることが示された。また、A0 層の 20 m から 40 m までの追加的な除染による効果は限定的である。

林縁から 20 m 以遠の汚染が 20 m 以内よりも高いような、汚染の分布状態が不均一なケースでは、A0 層に比べ A1 層に含まれる放射性セシウムの量が多い場合は、林縁から 20 m 以遠の放射性セシウム濃度の高い森林土壌からの影響を受ける。このため、林縁から 40 m まで A0 層を除染したとしても低減率が低く、森林除染による空間線量率の低減効果は低い。逆に、A1 層に比べ A0 層に含まれる放射性セシウムの量が多い場合は、A0 層を 20 m から 40 m まで除染することにより、20 m まで除染した後の空間線量率からさらに約 20% の低減がみられ、林縁から 20 m 以遠の除染により空間線量率の低減効果が見込まれる。

また、本解析結果は、多くの実証試験結果と整合している。例えば、居住区域における評価点で高さの高い方が、空間線量率が相対的に高くなるという本解析結果は、原子力機構の除染活動[28]で示されたように、家屋の 2 階の方が 1 階よりも屋内の空間線量率が高くなるという結果と整合している。環境省が三方を森林で囲まれている住居においてモデル事業を実施した結果[5, 19]に対しては、本解析の基本ケース（傾斜角 30° 単一斜面均一分布ケース）、ケース 2（3 斜面均一分布ケース）もしくはケース 7（3 斜面均一分布放射線量比 40 : 60 ケース）の、林縁から 20 m 以遠の除染に対する効果が低いという解析結果は整合している。

4 結論

本解析により、居住区域は、林縁よりも森林除染の効果を得られにくく、空間線量率が低減しにくいことが示された。また、居住区域の評価点において、高さが高い方が、高い空間線量率を示した。

森林の傾斜角や斜面数については、居住区域の評価点では影響を受けず、空間線量率の低減傾向は同じであった。

汚染の分布状態が均一なケースでは、A0 層に比べ A1 層に含まれる放射性セシウムの量が多い場合、低減率は 20% までは達せず、15% 程度の低減率を得るには、A0 層を林縁から 20 m まで除染する必要がある。A1 層に比べ A0 層に含まれる放射性セシウムの量が多い場合は、低減率は 20% を越え、林縁から 20 m までの A0 層の除染が有効であることが示された。ただし、A0 層の林縁から 20 m 以遠の追加的な除染による空間線量率の低減効果は、限定的である。

一方、林縁から 20 m 以遠の汚染が 20 m 以内よりも高いような、汚染の分布状態が不均一なケースでは、A0 層に比べ A1 層に含まれる放射性セシウムの量が多い場合、林縁から 40 m まで A0 層を除染したとしても低減率が低く、森林除染による空間線量率の低減効果は低い。逆に A1 層に

比べ A0 層に含まれる放射性セシウムの量が多い場合は、A0 層を林縁から 20 m まで除染した後の空間線量率からさらに約 20% の低減がみられ、林縁から 40 m までの A0 層の除染が有効である。

以上の結果は環境省に提供され、除染関係ガイドライン[29]に反映されている。

謝辞

森林土壌のデータに関して、日本原子力研究開発機構の臼井秀雄氏および島田太郎氏に貴重な情報をいただきました。MCNP による解析に関して、株式会社ヴィジブルインフォメーションセンターの渡邊正敏氏および田窪一也氏に大変貴重な助言および多大なご協力をいただきました。ここに記して、感謝の意を申し上げます。

参考文献

- [1] 環境省：平成二十三年三月十一日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う原子力発電所の事故により放出された放射性物質による環境の汚染への対処に関する特別措置法 基本方針。平成 23 年 11 月 11 日 (2011).
http://www.env.go.jp/jishin/rmp/attach/law_h23-110_basic_policy.pdf (last visited at Dec. 1, 2016).
- [2] 林野庁：平成 26 年度森林内の放射性物質の分布状況調査結果について。(2015).
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/kaihatu/pdf/150327-01.pdf> (last visited at Dec. 1, 2016).
- [3] 林野庁：都道府県別森林率・人工林率（平成 24 年 3 月 31 日現在）。(2012).
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/genkyou/h24/1.html> (last visited at Dec. 1, 2016).
- [4] Yasutaka, T., Naito, W.: Assessing cost and effectiveness of radiation decontamination in Fukushima Prefecture, Japan. *J. Environ. Radioact.*, **151**, 512-520 (2016).
- [5] 環境省：第9回環境回復検討会，資料5，森林除染に係る知見の整理。平成 25 年 8 月 27 日 (2013).
<http://www.env.go.jp/jishin/rmp/conf/09/mat05.pdf> (last visited at Dec. 1, 2016).
- [6] 高橋正道：森林除染の現状と問題点。農学会・日本農学アカデミー公開シンポジウム 放射能物質の除染・汚染水漏洩の現状を問う！講演資料集，東京大学農学部弥生講堂，平成 26 年 3 月 9 日 (2014).
<http://www.nougaku.jp/pdf/sympo26.3.9/3.9resume.pdf> (last visited at Dec. 1, 2016).
- [7] 恩田裕一 他：東京電力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（第一次調査），放射線量等分布マップ関連研究に関する報告書（第2編）（2），6．放射性物質の包括的移行状況調査。(2012).
http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5522/26/5600_201203131000_report2-2.pdf (last visited at Dec. 1,

- 2016).
- [8] 福島県農林水産部森林計画課: 平成 24 年度第 6 回森林審議会, 資料 7, 森林の放射性物質による汚染状況について. 平成 25 年 2 月 8 日 (2013).
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/4347.pdf> (last visited at Dec. 1, 2016).
- [9] X-5 Monte Carlo Team: MCNP - Version 5, Vol. I: Overview and Theory, LA-UR-03-1987 (2003).
- [10] 武田聖司 他: 高濃度の放射性セシウムを含んだ汚泥の処理・処分に伴う被ばく線量の評価. *Jpn. J. Health Phys.*, **47** (4), 247-259 (2012).
- [11] Endo, A., Yamaguchi, Y.: Compilation of nuclear decay data used for dose calculation: Revised data for radionuclides in ICRP publication 38. JAERI-Data/Code2001-004 (2001).
- [12] 林野庁: 森林内の放射性物質の分布状況及び分析結果について (中間とりまとめ). 平成 23 年 9 月 30 日 (2011).
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/110930.html> (last visited at Dec. 1, 2016).
- [13] 日本原子力技術協会: 福島環境修復有識者検討委員会による除染技術等の調査検討 第 2 報. (2012).
http://www.gengikyo.jp/report/data/fukushima_kankyo_02_20120731.pdf (last visited at Dec. 1, 2016).
- [14] 日本原子力研究開発機構: 平成 23 年度 福島第一原子力発電所事故に係る福島県除染ガイドライン作成調査業務 報告書. (2012).
https://www.jaea.go.jp/fukushima/kankyoanzen/guideline_report.html (last visited at Dec. 1, 2016).
- [15] 小山広域保健衛生組合: 生ごみのリサイクル施設等整備基本構想. 平成 22 年 10 月 (2010).
<https://www.city.oyama.tochigi.jp/kouiki/gomisyorisetsu/namagomirecycle/namagomikihonnkousou.files/1-000.pdf> (last visited at Dec. 1, 2016).
- [16] 原子力安全技術センター: 平成 26 年度除染技術選定・評価等業務 報告書 一環境省 平成 26 年度除染技術実証事業一. 平成 27 年 1 月 (2015).
https://www.nustec.or.jp/etc/pdf/josen-furoku2_H26jigyogyoumuhoukokusho.pdf (last visited at Apr. 28, 2016).
- [17] 酒井佳美 他: 材密度変化による主要な針葉樹人工林における枯死木の分解速度推定. *Jpn. J. For. Environment*, **50** (2), 153-165 (2008).
- [18] 農林省林業試験場: 林野土壌調査報告, **11** (1960).
- [19] 環境省: 第 11 回環境回復検討会, 資料 3, 林縁から 20 m 以遠の森林モデル事業の結果. 平成 26 年 3 月 20 日 (2013).
<http://www.env.go.jp/jishin/rmp/conf/11/mat03.pdf> (last visited at Dec. 1, 2016).
- [20] Takahashi, M.: Direct estimation of carbon mass of organic layer from dry weight. *J. For. Res.*, **10**, 239-241 (2005).
- [21] 土木研究所: 草木系バイオマスの組成分析データ集. 平成 20 年 2 月, 土木研究所資料第 4095 号, ISSN 0386-5878 (2008).
- [22] 佐久間敏雄: 苫小牧演習林の土壌: 特に堆積腐植の性質とそれに対する伐採の影響. 北海道大学農学部演習林研究報告, **44** (2), 749-759 (1987).
- [23] 林業試験場編: 木材工業ハンドブック, 丸善, 東京 (1958).
- [24] 畔柳鎮: 林業及び造園樹木の樹葉灰分組成の発行分光化学分析について. 岡山大学農学部学術報告, 第 30 号, 13-25 (1967).
- [25] Yamano, N.: JSD1000: Multi-group cross section sets for shielding materials. JAERI-M 84-038 (1984).
- [26] 内閣府 (旧 経済企画庁): 1/200,000 土地分類基本調査 (土地分類図付属資料) 福島県. (1972).
- [27] 環境省: 第 4 回環境回復検討会, 資料 11-3, 警戒区域、計画的避難区域等における除染モデル実証事業 報告の概要 (最終修正版). 平成 24 年 6 月 (2012).
<http://www.env.go.jp/jishin/rmp/conf/04-mat24.pdf> (last visited at Dec. 1, 2016).
- [28] 須藤智之 他: JAEA 福島環境安全センターにおける除染活動に係る経験・教訓 (4) 自治体支援. 日本原子力学会 2012 年秋の大会, 広島, 9 月 19~21 日, O42 (2012).
- [29] 環境省: 除染関係ガイドライン. 平成 25 年 5 月, 第 2 版, (平成 26 年 12 月 追補) (2014).