

森林の放射能調査と除染実証試験について

金子 真司・坪山 良夫
(独) 森林総合研究所

1. はじめに

東京電力福島第一原発では大気中に大量の放射性物質が大気中に放出され、東日本の広大な地域が放射能で汚染された。わが国は国土の3分の2が森林であり、福島第一原発のある福島県でも県土の71%が森林であるため、森林の放射能汚染は深刻な問題となっている。森林は大気中の汚染物質を取り除くフィルター効果がある¹⁾ことから、放射性物質を集めやすいといわれており、チェルノブリ事故後の調査では、農地に比べて3～7倍の放射性物質が沈着したという報告もある²⁾。今回の事故では希ガス、放射性ヨウ素¹³¹I(I-131)、放射性セシウム¹³⁴Cs(Cs-134)、放射性セシウム¹³⁷Cs(Cs-137)の放出が大きかった³⁾。希ガス、I-131は半減期が短いために事故から1年以上たった現在はその影響はほとんどなくなっているが、Cs-134、Cs-137は半減期がそれぞれ2年、30年であるため、これら放射性物質による汚染は長期間続くことになる。森林に降下した放射性セシウム(Cs)は、事故直後は葉や枝や落葉層に存在しているが、やがて雨による溶脱や落葉・落枝とともに林床に移動し、そこで有機物が分解されて土壤に移動し、粘土に固定され、一部は樹木根によって吸収され、森林生態系の内部循環に取り込まれていくため、森林生態系の放射能汚染は長期間に及ぶと予想される。

一方、森林に接する居住地や農地等生活圏では、事故によって避難している住民の早期帰還が実現するように、森林と隣接する農耕地や宅地等における森林からの放射線影響を低減させる方法が求められる。ただし、森林では放射性物質は樹冠部から土壤まで立体的に分布しており、その影響が相互に及ぶため、森林除染の効果を正確に捉えにくい。そのため、森林内におけるCsの分布状況に基づいた効率的な除染が有効である。

森林総合研究所では、事故から半年経過した森林におけるCsの存在状態を立体的に明らかにすることを目的に福島県内の3ヶ所で調査を行った。また生活圏周辺の森林におけるCsの放射線影響を低減させるための実証試験を行った。ここでは、これらの二つの調査・試験について紹介する。

2. 福島県内の放射能調査^{4), 5)}

2-1 調査地 (図 2-1)

大玉調査地

住所：福島県安達郡大玉村（福島森林管理署管内国有林）（写真 2-2～2-4）

調査日：平成 23 年 8 月 8 日（月）～12 日（金）

川内調査地

住所：福島県双葉郡川内村（磐城森林管理署管内国有林）（写真 2-1）

調査日：平成 23 年 8 月 30 日（火）～31 日（水）

只見調査地

住所：福島県南会津郡只見町（会津森林管理署南会津支署管内国有林）（写真 2-5）

調査日：平成 23 年 9 月 6 日（火）～7 日（水）



図 2-1 調査地の位置

2-2 調査方法

各調査地の樹種、林齢等の概要を表 1 に示した。調査地の森林では調査プロットを設定して樹高や胸高直径等の生育に関わる調査を行い、既存の推定式を用いて直径と樹高から幹材積や葉、枝、根の重量を推定した。さらに調査プロット内の数十か所で空間線量率を測定した（写真 2-6）。

表 2-1 各調査地の概要

調査地	樹 種 (調査対象木)	林齢(年)	森林タイプ	空間線量率 ($\mu\text{Sv h}^{-1}$)*
川 内	スギ	42	人工林	3.11
大 玉	スギ	41	人工林	0.31
大 玉	アカマツ	42	人工林	0.33
大 玉	コナラ	42	天然生林 (落葉広葉樹林)	0.33
只 見	スギ	40	人工林	0.12

* 地上 1 m の複数地点の平均値

次に、調査プロットの近傍で成育程度の異なる調査対象木を 3 本選び、その木の周囲の 4 箇所方形枠 (25 cm×25 cm) 内の落葉層 (堆積有機物層) の試料を採取し、さらに土壌採取用円筒 (容積 500 mL、高さ 5cm、面積 100 cm²) を用いて深さ別 (0-5、5-10、10-15、15-20 cm) に土壌試料を採取した (写真 2-7)。調査対象木を伐採し、葉、枝、樹皮、幹材に分け、幹材はさらに心材と辺材に分けて採取した

(写真 2-8、写真 2-9)。



写真 2-1 川内スギ林



写真 2-4 大玉スギ林



写真 2-2 大玉アカマツ林



写真 2-5 只見スギ林



写真 2-3 大玉落葉広葉樹林



写真 2-6 空間線量率の測定



写真 2-7 土壌試料の採取



写真 2-8 伐採時の汚染防止のための養生

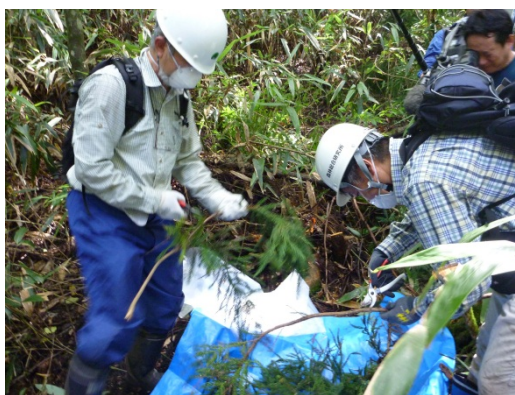


写真 2-9 葉・枝試料の採取

試料は乾燥・粉砕した後に、ゲルマニウム半導体検出器を用いてガンマ線スペクトロメトリー法で Cs-134, Cs-137 を定量した。葉、枝、樹皮は 100 mL の U-8 容器に、心材、辺材は 2L のマリネリ容器に試料を詰めて測定した。測定時間は土壌が 2,000 秒あるいは 3,000 秒、それ以外はすべて 1,000 秒で行った。部位別の単位面積当たりの放射性 Cs 蓄積量は、面積あたりの落葉層、土壌、樹木の各部位の現存量に、それぞれの放射性 Cs 濃度を乗じて求めた。放射性 Cs 濃度が検出限界以下の試料（幹材）については、その際の検出下限値を濃度値として平均値と標準偏差を求めた。

幹材については、川内調査地以外の調査地で検出下限値を下回る試料が多かったことから、空間線量率と放射性 Cs 濃度との関係を確認するため、川内村内のスギ林 2 箇所に調査地を追加し（川内 2：林齢 55 年、空間線量率 1.17 μ Sv/h、川内 3：林齢 40-50 年、空間線量率 0.47 μ Sv/h）、11 月 28 日にスギの辺材と心材の試料を採取して放射性 Cs 濃度を分析した。

2－3 結果

（１）同一調査地の樹種の異なる林分の放射性 Cs 濃度

大玉調査地の 3 林分（スギ林、アカマツ林、落葉広葉樹林）を比較すると、同程度の空間線量率でも林分によって部位別の放射性 Cs 濃度が異なることが判明した。針葉樹林のスギ林とアカマツ林では葉と落葉層で放射性 Cs 濃度が高いのに対して、落葉広葉樹林では落葉層の放射性 Cs 濃度が最も高く、1 キログラム（乾燥重量）あたり 48,800 ベクレル（以下、試料重量単位は省略）であったが、葉は 600 ベクレルと低かった（図 2-2）。

（２）同一樹種（スギ林）の調査地別の放射性 Cs 濃度

空間線量率の異なる 3 地点のスギ林を比較すると、各部位の放射性 Cs 濃度は概ね空間線量率の高低に対応していた。空間線量率の高い順に川内、大玉、只見の各調査地の部位別の濃度を比べると、枝は、川内は 115,100 ベクレル、大玉は 5,200 ベクレル、只見は 700 ベクレル、樹皮は、川内は 29,900 ベクレル、大玉は 1,300 ベクレル、只見は 300 ベクレルであった。空間線量率が 3 μ Sv/h を超える川内調査地では全般に濃度が高く、葉と落葉層の放射性 Cs 濃度は両方とも 290,000 ベクレル以上であった。

川内調査地のスギ林では、辺材、心材からそれぞれ 406、159 ベクレルの放射性 Cs が検出された。追加調査した川内 2、川内 3 のスギ林からも辺材でそれぞれ 125 ベクレル、36 ベクレル、心材でそれぞれ 38 ベクレル、15 ベクレルが検出された。これら川内のスギ 3 林分の空間線量率と幹材の放射性 Cs 濃度には概ね比例関係が認められた（図 2-3）。なおここでの放射性 Cs 濃度は絶乾状態における値であり、通常木材を使用する気乾状態では表記の 6 分の 5 に相当する数値になる。

それに対して、川内村以外の調査地では心材 12 点中 10 点で放射性 Cs-134 と放射性 Cs-137 がともに検出限界以下であり、辺材で Cs-134 と Cs-137 の両方が測定された場合（12 点中 4 点）でもいずれも 37 ベクレル以下と非常に低い濃度であった。また全ての調査地において、幹材の放射性 Cs 濃度は樹体の他の部位と比べ著しく低い傾向があった。

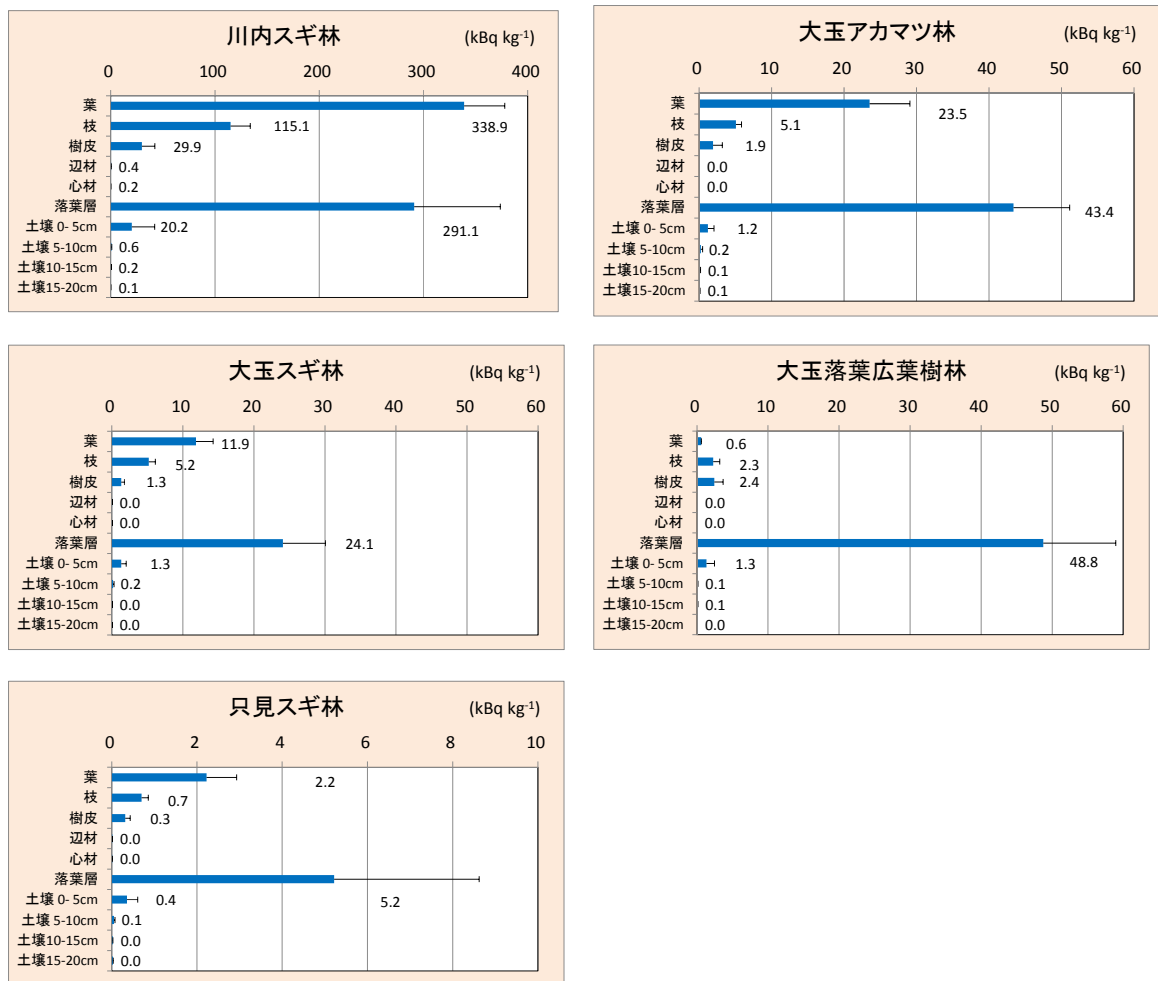


図 2-2 各調査地における部位別の放射性セシウム濃度

注 1 : 図中のバーは標準偏差を示す。

2 : 調査地毎に放射性セシウム濃度 (横軸) のスケールの単位を変えている。

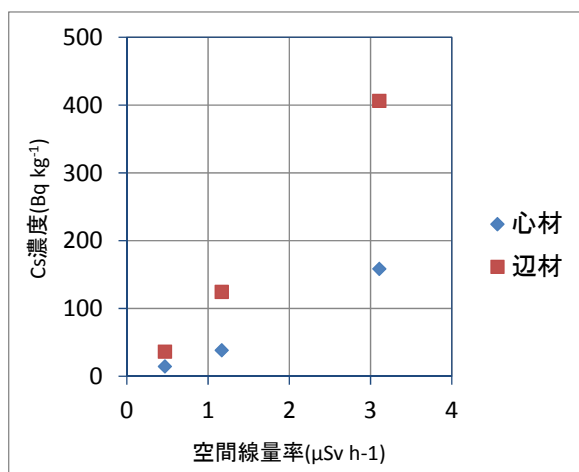


図 2-3 川内スギ 3 林分の空間線量率と幹材中の Cs 濃度

(3) 森林全体の放射性 Cs 蓄積量

森林全体の放射性 Cs 蓄積量と、森林内部における放射性 Cs の立体的な分布状況を把握するため、部位別の放射性 Cs 濃度と単位面積あたりのそれぞれの重量を掛け合わせて、部位別の蓄積量を計算した(図 2-4)。

森林全体では、調査地点の 1 平方メートル当たりの放射性 Cs 蓄積量は、川内調査地のスギ林が約 138 万ベクレルと相対的に高く、大玉調査地の 3 樹種(スギ、アカマツ、落葉広葉樹)では約 8 万~12 万ベクレル、只見調査地のスギ林は約 2 万ベクレルと低くなり、空間線量率に概ね比例していた。なお、文部科学省の行った航空機モニタリングの測定結果(8 月 28 日現在)によれば、今回調査した川内調査地のスギ林付近は放射性 Cs 蓄積量が 1 平方メートルあたり 100 万ベクレルを超える地域であり、周辺の森林に比べても著しく高い場所であった。

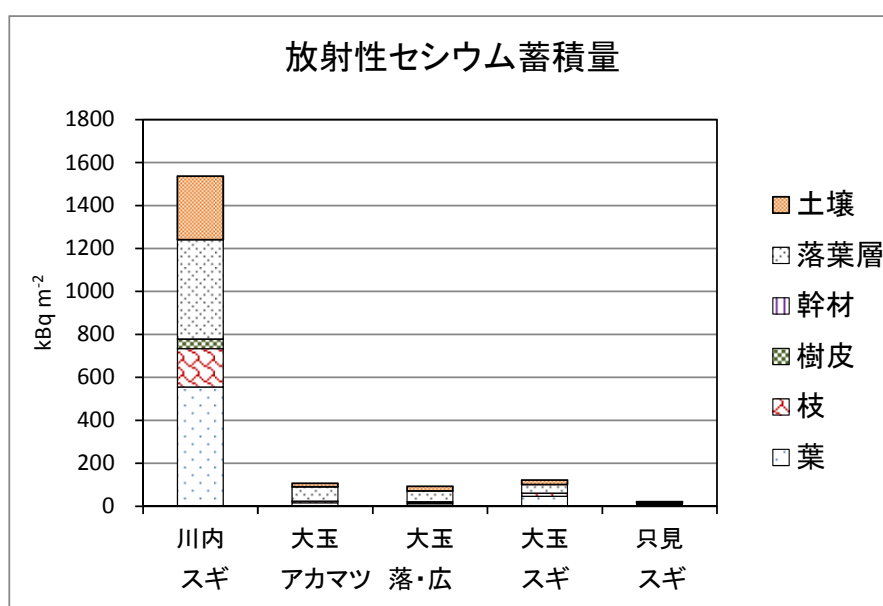


図 2-4 各調査地における部位別の単位面積あたりの放射性セシウム蓄積量

注：幹材は心材と辺材の合計、土壌は深さ 0~20 cm の全層の合計、落葉層は落葉や落枝及びそれらの腐朽した有機物からなる堆積有機物層全体。

(4) 森林内の放射性 Cs の分布状況

次に、森林内部における放射性 Cs の分布状況を見るため、部位別の放射性 Cs 蓄積量の存在割合を比較した。スギ林では大玉調査地と川内調査地の分布の傾向は類似しており、濃度と同様に樹冠の葉と林床の落葉層に多くの放射性 Cs が分布していた(図 2-5)。一方、只見調査地では、他の地域のスギ林と比べて土壌における蓄積量が多く、葉が少なかった。

大玉調査地の落葉広葉樹林では、葉の放射性 Cs の分布割合が森林全体の 12%と低いのにに対して、林床の落葉層には 54%と多くの放射性 Cs が分布していた。また、アカマツ林でも葉に 14%、落葉層に 61%とスギに比べて落葉層の分布が高かった。

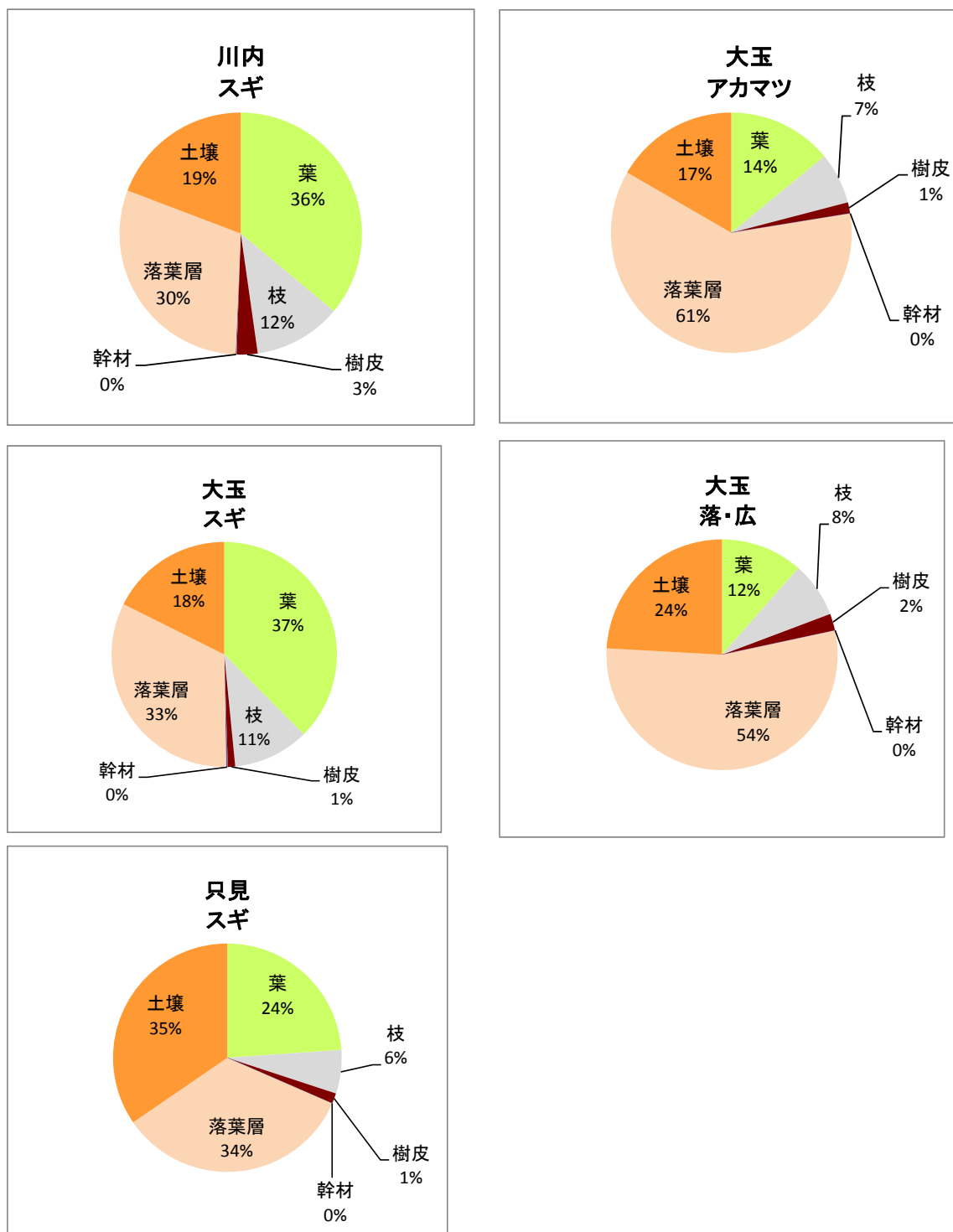


図 2-5 各調査地における放射性セシウムの部位別分布割合

注：幹材は心材と辺材の合計、土壌は深さ 0～20 cm の全層の合計、落葉層は落葉や落枝及びそれらの腐朽した有機物からなる堆積有機物層全体。

(5) 考察

調査の結果、広葉樹林の葉に比べ、スギ林の葉に多くの放射性 Cs が分布していることが判明した（図 2-5）。これは、事故が起きた 3 月の時点で常緑樹のスギは着葉していたため、葉に放射性物質が付着した。それに対して落葉広葉樹林では着葉していなかったため、森林全体に降下した放射性物質の多くが地面まで降下したものと考えられる。アカマツも常緑樹であるがスギと比べて葉量が少ないため、森林全体に降下した放射性物質のうち葉に付着した放射性 Cs の割合が低かったものと考えられる。

また、スギ林を地域間で比較すると、各部位の放射性 Cs 濃度は空間線量率と概ね比例関係にあった。只見調査地のスギ林は土壌や落葉層の占める割合が大きくなっていましたが、ここは福島第一原発から離れた汚染度の低い地域で放射性物質の沈着が少なかったために、今回の事故以前に沈着した放射性 Cs が土壌や落葉層にあったためと考えられる。⁶⁾

以上、空間線量率と森林内部の放射性 Cs 濃度は概ね比例することが明らかになった。今回の調査から森林全体における蓄積量は、同じ地域でも樹種が異なると、放射性 Cs の蓄積量も異なり、またその分布も異なることが明らかになった。落葉広葉樹林やアカマツ林では、スギ林と比べて落葉層における放射性 Cs の分布割合が大きいことが判明した（図 2-5）。

3. 森林の除染実証試験（下草・落葉の除去）^{4), 7)}

3-1. 試験方法

森林総合研究所は福島県林業研究センターと共同で、郡山市郊外にある同センター多田野試験林（東経 140° 14'、北緯 37° 23'、標高 390m）において、林内の一定区画内の下草と落葉層の除去に伴う空間線量率の変化を平成 23 年 9 月～10 月に調べた。

この調査では、針葉樹林（スギ・ヒノキ、昭和 39 年植栽；写真 3-1）および落葉広葉樹林（コナラ等、昭和 27 年更新；写真 3-2）で覆われた斜面の中腹にそれぞれ正方形の調査区（20m×20m、ただし長さは斜距離）を設け、その中心から外側に向かって段階的に範囲を拡げながら下草と落葉（落葉や落枝からなる堆積有機物層）の除去を行った（図 3-1）（写真 3-3,3-4）。これらの除去の各段階で、調査区の中心地点の空間線量率を測定した（写真 3-5）。また、除去前、調査区の一部（12m×12m）、そして調査区全体（20m×20m）を除去した後で、調査区内の空間線量率（高さ 1m）の分布を 2m 間隔で調べた。さらに、除去した下草と落葉をそれぞれ袋に詰めて重さを測定し、除去物の発生量を測定した。

3-2. 結果

下草と落葉の除去により、調査区中心における高さ 1 m の空間線量率は、針葉樹林では除去前の毎時 0.77 マイクロシーベルトから毎時 0.57 マイクロシーベルトまで約 7 割に、落葉広葉樹林では除去前の毎時 1.22 マイクロシーベルトから毎時 0.77 マイクロシーベルトまで約 6 割に低減した（図 3-2）。針葉樹と落葉広葉樹のどちらの森林も、除去範囲が拡大するにつれて線量率が低下する割合が小さくなり、12m×12m 以上除去しても線量率はほとんど変化しなかった。一方、除去に伴い発生する落葉等の量は面積に比例して増加した。



写真 3-1 調査地（針葉樹林）



写真 3-2 調査地（落葉広葉樹林）

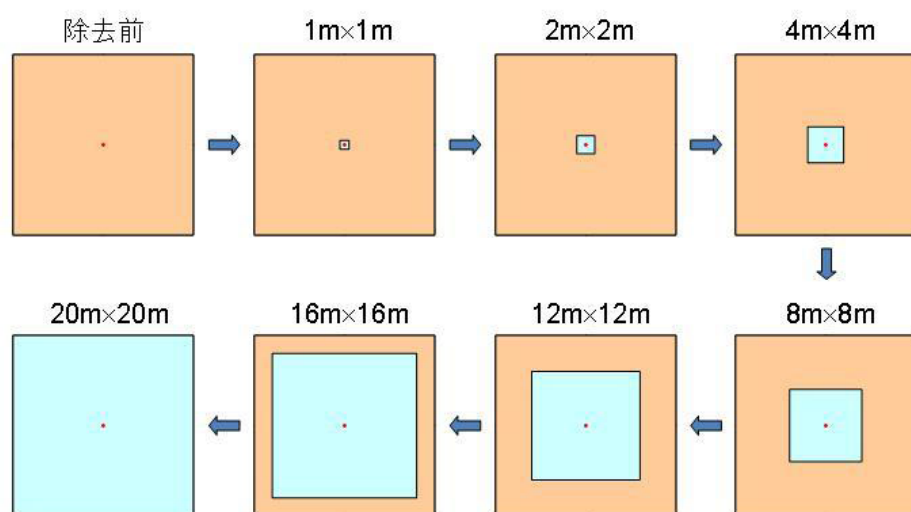


図 3-1 調査方法のイメージ

森林で覆われた斜面の中腹に 20m×20m（斜距離）の調査区を設け、その中心から外側に向かって落葉の除去範囲（図中青色の部分）を段階的に拡大しながら空間線量率の変化を調べた。



写真 3-3 除去の様子



写真 3-4 除去前(右)と除去後(左)の状況
(落葉広葉樹林)



写真 3-5 除去後の空間線量率の測定



写真 3-6 除去した落葉等の仮置場所

調査区内の空間線量率の分布には局所的な高低が見られたが、全体として除去範囲の拡大とともに線量率が低下した範囲も広がることが明らかになった(図 3-3)。平均すると 12m×12m 除去時では、針葉樹林で除去前の毎時 0.80 マイクロシーベルトから毎時 0.76 マイクロシーベルトまで約 9 割に、落葉広葉樹林では除去前の毎時 1.16 マイクロシーベルトから毎時 1.01 マイクロシーベルトまで約 9 割に、20m×20m 除去時では、針葉樹林で除去前の毎時 0.80 マイクロシーベルトから毎時 0.67 マイクロシーベルトまで約 8 割に、落葉広葉樹林で除去前の毎時 1.16 マイクロシーベルトから毎時 0.83 マイクロシーベルトまで約 7 割に、それぞれ低減した(表 3-1)。除去に伴い発生した下草と落葉の累計の重量(湿重量)は、針葉樹林では約 1,112 kg、落葉広葉樹林では 1,270 kg となった(表 3-2)。

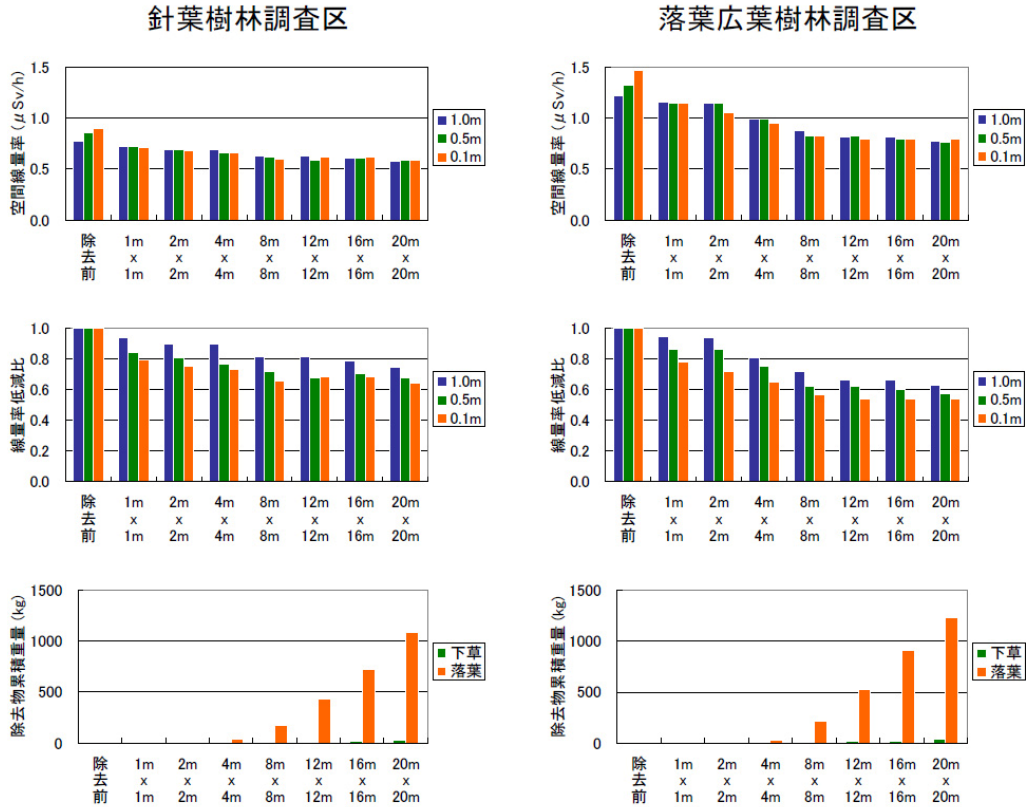


図 3-2 除去範囲の拡大に伴う空間線量率（上段）、線量率低減比（中段）及び除去物累積重量（下段）の変化
 針葉樹林調査区（左）に比べ、落葉広葉樹林調査区（右）の方が除去前の空間線量率が高く、下草と落葉除去に伴う除染効果が大きかった。

表 3-1 調査区全体の空間線量率と線量率低減比の平均値*1

		除去前	12m×12m	20m×20m
針葉樹林調査区	空間線量率 (μSv/h)	0.80	0.76	0.67
	線量率低減比	—	0.94	0.83
落葉広葉樹林調査区	空間線量率 (μSv/h)	1.16	1.01	0.83
	線量率低減比	—	0.87	0.72

*1 調査区内 121 点の平均値

表 3-2 発生した下草と落葉の累積重量*

	針葉樹林調査区		広葉樹林調査区	
	下草	落葉	下草	落葉
湿重 kg	26	1086	38	1232
t/ha *	0.8	33.7	1.1	35.3

*針葉樹林調査区の平均傾斜 36 度、広葉樹林調査区の平均傾斜 29 度として平面あたりの重量を計算

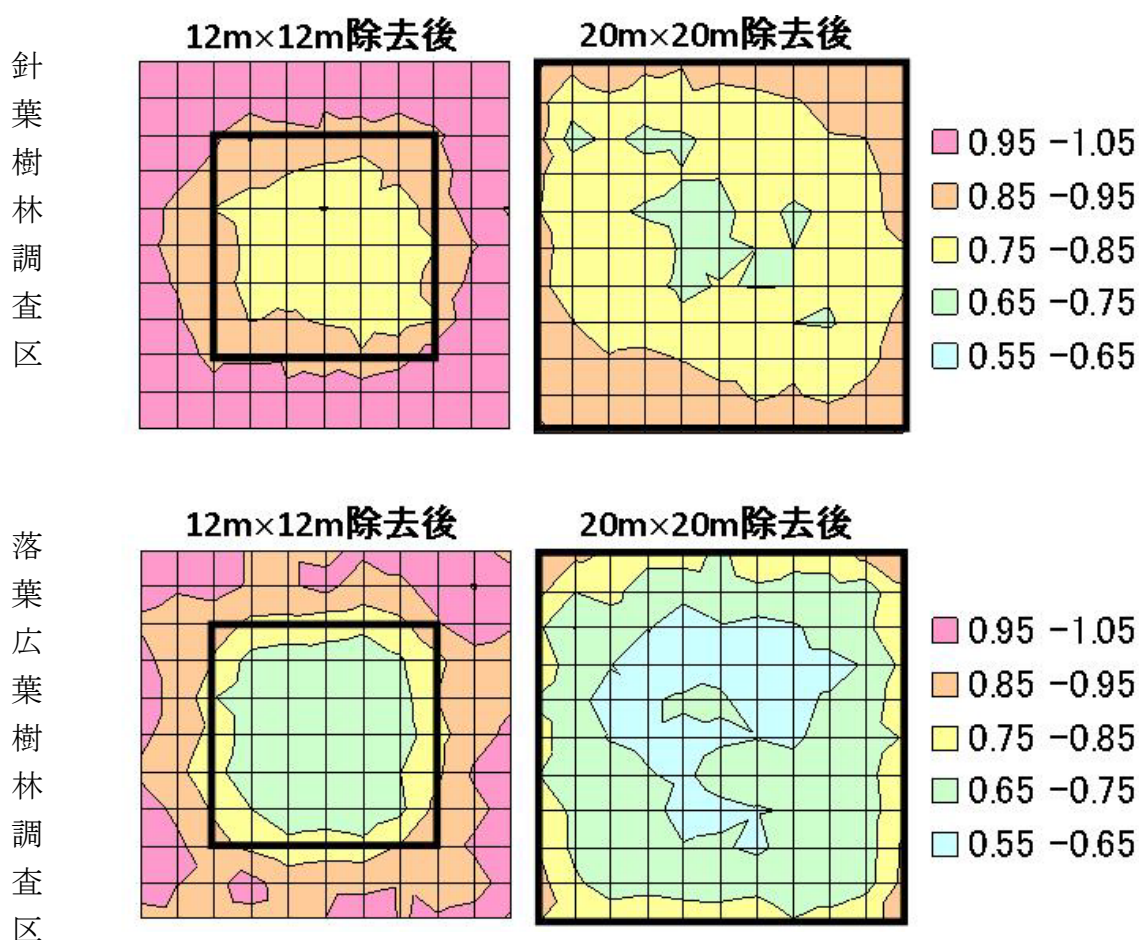


図 3-3 針葉樹林調査区（上）と落葉広葉樹林調査区（下）における下草・落葉除去による空間線量率（高さ 1m）の低下割合の分布（除去前の空間線量率に対する比）

除去範囲（黒い太線）の拡大に伴い、空間線量率が低下した場所が拡大

3-3. 考察

図 3-2 と図 3-3 から、調査区の中心地点の空間線量率の低下は次第に緩やかになるものの、空間線量率が低下する範囲は拡大した。落葉広葉樹林調査区の方が針葉樹林調査区よりも除去前の空間線量率が高く、下草と落葉の除去に伴う除染効果が大きかったのは、放射性物質が大量に降下した時期に葉が落ちていたので、下草や落葉に付着している放射性物質の割合が大きかったためと考えられる。本調査に基づく

除染効果の予測は、森林の効果的・効率的な除染に役立つことが期待される。

4 おわりに

林床の福島県内の放射能調査から、スギやアカマツなど事故当時に着葉していた樹木の葉では放射性 Cs 濃度が高いことや、森林内部の放射性 Cs の分布に関してはスギでは全体の約半分が葉や枝など樹木に存在したのに対して、アカマツやコナラでは落葉層に Cs の多くが存在していた。本調査は事故から約半年後の平成 23 年 8～9 月に行ったことに留意する必要がある。葉や枝に存在する Cs は降水によって洗い流されるとともに落葉や落枝によって林床に移動していく。林床の落葉層も徐々に分解されていく。このため森林内の Cs の分布状況は刻々と変化していく。森林の除染実証試験も事故から半年後に行ったものである。落葉の分解が進むと落葉に含まれる放射性 Cs は鉱質土壤に移行していくため、下草や落葉の除去による空間線量率の低減の効果は下がっていく。空間線量率を大きく低下させるには表土の除去も検討していかなければならないであろう。ただし森林の表土は根や石礫が存在するので表土の剥ぎ取りは落葉除去に比べて困難であり、表土は容積重が落葉よりも大きいため除去物重量もはるかに大きくなる。また表土を除去すると土壤浸食の危険性が増加する。このように森林の除染は今後ますます困難になっていくと予想される。いずれにしても、森林内の放射性物質の分布状況は年々変化していくので、森林内の放射性物質の分布と蓄積量の調査は継続して行う必要がある。

文献

- 1) IAEA : Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation : Twenty Years of Experience, Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', Radiological Assessment Reports Series (2006).
- 2) I. Linkov, W.R. Schell (eds.): Contaminated Forest, Kluwer Academic Publishers (1999).
- 3) 東京電力株式会社(2012)東北地方太平洋沖地震の影響による福島第一原子力発電所の事故に伴う大気および海洋への放射性物質の放出量の推定について（平成 24 年 5 月現在における評価）
http://www.tepco.co.jp/cc/press/2012/1204619_1834.html
- 4) 林野庁(2011) 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）
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/110930.html>
- 5) 林野庁(2011) 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について（第二報）
http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/111227_2.html
- 6) C. Takenaka, U. Onda, Y. Hamajima(1998) Distribution of cesium-137 in Japanese forest soils: Correlation with the contents of organic carbon. The Science of the Total Environment 222 193-199
- 7) 林野庁(2011) 森林の除染実証試験結果について（第二報）
http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/111227_1.html