

(別添)

平成 24 年度森林内における放射性物質の分布状況調査結果について

1 背景と目的

東京電力福島第一原子力発電所の事故により、東日本の森林地域に大量の放射性物質が降下しました。独立行政法人森林総合研究所は、福島県の森林内部の放射性物質の分布状態を明らかにするため、昨年度（平成 23 年 8 月～9 月）、福島第一原子力発電所から距離別に 3 箇所の調査地（川内村、大玉村、只見町）を設け（図 1）、土壌や落葉、樹木の葉や幹などの部位別に放射性セシウム濃度とその蓄積量を調べ、公表してきたところです（平成 23 年 12 月 27 日付け農林水産省プレスリリース）。

調査から 1 年を経過した平成 24 年 8 月～9 月に、同じ 3 箇所の調査地で、昨年度と同様に部位別の放射性セシウム濃度とその蓄積量を調べ、森林内の分布状況の変化や森林からの流亡の可能性等を検討しましたので、結果を報告します。

2. 調査地

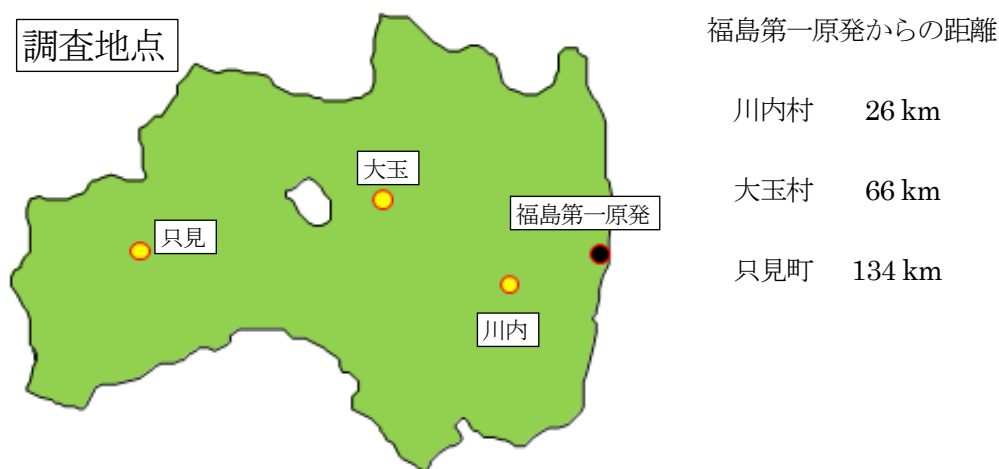


図 1 調査地の位置と福島第一原子力発電所からの距離

調査地は、事故のあった福島第一原子力発電所から直線距離で 26 km～134 km に設けました。3 調査地点に共通の樹種として、福島県で最も広く植栽されているスギを選びました（表 1）。大玉村では、樹種による違いを比較するため、アカマツ林と落葉広葉樹林でも調査しました。なお、調査したアカマツ林と落葉広葉樹林は両樹種が混交する森林ですが、アカマツが比較的多い場所に設置した調査地を「アカマツ林」、コナラ等の落葉広葉樹が比較的多い場所に設置した調査地を「コナラ林」と、ここでは呼ぶこととします。

また昨年、補足でスギ材のみを調査した川内 2（上川内）に近隣するスギ林にも新たに調査地を設けました。

表1 調査地の所在地と調査期間

| 調査地 | 所在地（国有林名） | 調査期間 |
|-----|-------------------------------|----------------------------|
| 川内 | 福島県双葉郡川内村（磐城森林管理署管内国有林） | 平成24年8月6～7日、 同年8月22～29日 |
| 大玉 | 福島県安達郡大玉村（福島森林管理署管内国有林） | 平成24年8月1日～8日 |
| 只見 | 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） | 平成24年9月3日～4日 |
| 上川内 | 福島県双葉郡川内村上川内（村有林） | 平成24年8月29日、9月20日 |

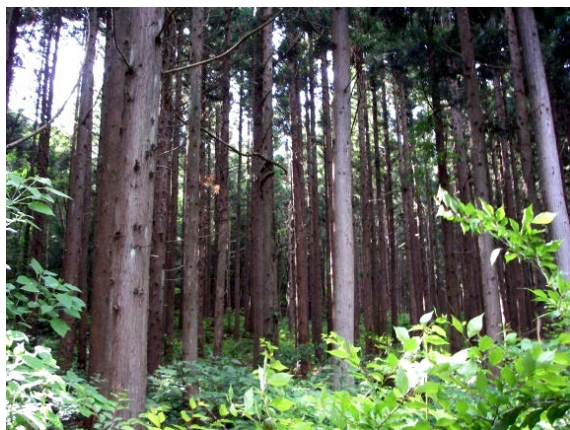


写真1 大玉調査地のスギ林



写真2 大玉調査地のアカマツ林

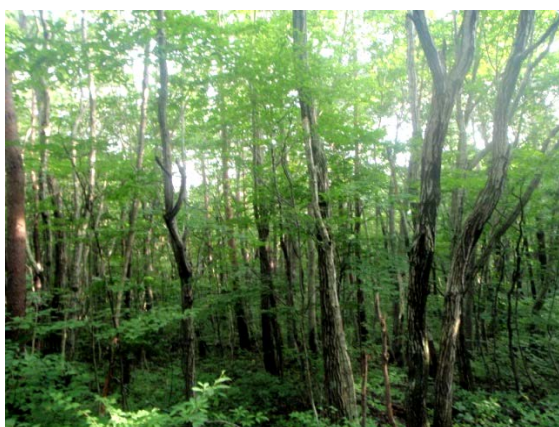


写真3 大玉調査地のコナラ林

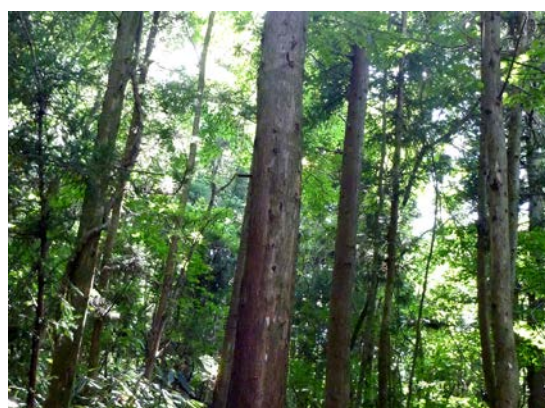


写真4 川内調査地のスギ林



写真5 只見調査地のスギ林

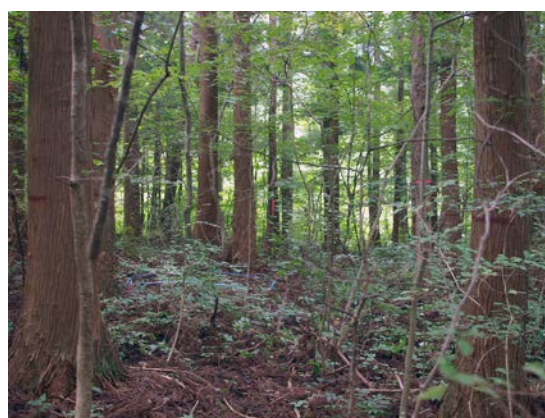


写真6 上川内調査地のスギ林

表2 調査地の樹種、林齢、森林管理状況及び空間線量率

| 調査地名 | 調査地の主要樹種 | 林齢(年) | 森林管理 | 空間線量率($\mu\text{Sv/h}$)* |
|------|----------|-------|------|----------------------------|
| 川内 | スギ | 43 | 育成林 | 3.01 |
| 大玉 | アカマツ | 43 | 育成林 | 0.30 |
| 大玉 | コナラ | 43 | 天然生林 | 0.30 |
| 大玉 | スギ | 42 | 育成林 | 0.28 |
| 只見 | スギ | 41 | 育成林 | 0.12 |
| 上川内 | スギ | 56 | 育成林 | 1.31 |

*平成24年度において調査期間中に地上1mで測定した平均値

3. 方法

各調査地の樹種、林齢等は表2の通りです。昨年度設置した調査地で森林の生育量など基礎的な調査を行いました。直径と樹高等から既存の推定式を用いて幹材積や葉、枝の重量を推定しました。さらに調査地内の空間線量率を10m間隔で測定しました。

次に、各調査地で落葉層（土壌の上にある落葉や落枝とそれらの腐朽した腐植からなる堆積有機物層）の試料を採取し、さらに土壌採取用円筒（高さ5cm、内径11cm、容積475mL）を用いて4層（0～5、5～10、10～15、15～20cm）の深さ別に土壌の試料を採取しました（写真7）。樹木については、調査地周辺で対象樹種を3本選び、伐採して、現地で葉、枝、幹に分け、幹はさらに樹皮、材に分けました（写真8、9、10）。材は実験室で心材と辺材に分けて、分析試料としました。

部位別の試料は乾燥・粉砕した後に、ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリ法で乾燥重量当たりの放射性セシウム（Cs-134、Cs-137）濃度を定量しました。単位面積当たりの放射性セシウム蓄積量は、面積当たりの落葉層、土壌、樹木の各部位の現存量に、それぞれの放射性セシウム濃度を乗じて求めました。放射性セシウム量が検出限界以下の試料については検出限界値と仮置きした上で、すべての試料の平均値と標準偏差を求めました。以下、放射性セシウムはCs-134とCs-137の合計とします。

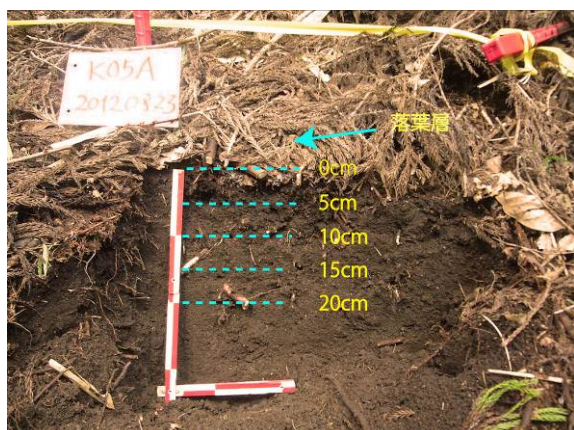


写真7 スギ林の土壌断面



写真8 伐採後、樹皮試料の採取



写真9 樹皮剥離後、材試料を採取



写真10 葉の試料の採取

4. 結果

(1) 空間線量率

高さ 1m の空間線量率は、川内が $3.01 \mu\text{Sv/h}$ 、大玉は $0.28 \sim 0.30 \mu\text{Sv/h}$ 、只見 $0.12 \mu\text{Sv/h}$ でした。前年に比べ $91 \sim 100\%$ の空間線量率でした。

表3 2011年と2012年の調査地の空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$) の変化

| 調査プロット | 2011 | 2012 |
|--------|------------|------------|
| 川内スギ | 3.11(0.42) | 3.01(0.54) |
| 大玉アカマツ | 0.33(0.02) | 0.30(0.02) |
| 大玉コナラ | 0.33(0.02) | 0.30(0.02) |
| 大玉スギ | 0.31(0.02) | 0.28(0.01) |
| 只見スギ | 0.12(0.02) | 0.12(0.03) |

平均値 (標準偏差) なお、上川内は昨年の調査地とは異なるので、比較していない。

(2) 大玉調査地における樹種別の放射性セシウム濃度の比較

大玉調査地で3種類の樹種(スギ、アカマツ、コナラ)の部位別放射性セシウム濃度を比較すると、葉については樹種間で異なり、常緑針葉樹のアカマツとスギの葉は $2,000 \sim 4,000$ ベクレル/キログラム程度でしたが、落葉広葉樹のコナラの葉の放射性セシウム濃度は 167 ベクレル/キログラムと低濃度でした。他の部位では、樹種間で目立った差異がなく、枝や樹皮の放射性セシウムは $787 \sim 1,440$ ベクレル/キログラム、落葉層は $13,600 \sim 18,100$ ベクレル/キログラム程度でした。これらの部位は、昨年度より濃度が平均で6割と大幅に低下していました。一方、土壌(0~5cm)では $3,460 \sim 4,850$ ベクレル/キログラムの範囲にあり、昨年度($1,310 \sim 1,470$ ベクレル/キログラム)より増加しました。材(心材と辺材)は、 $3 \sim 18$ ベクレル/キログラムで、他の部位と比べ極めて低く、昨年度と大差ありませんでした。その結果、昨年度みられたような樹種による明瞭な違いは小さくなりました。

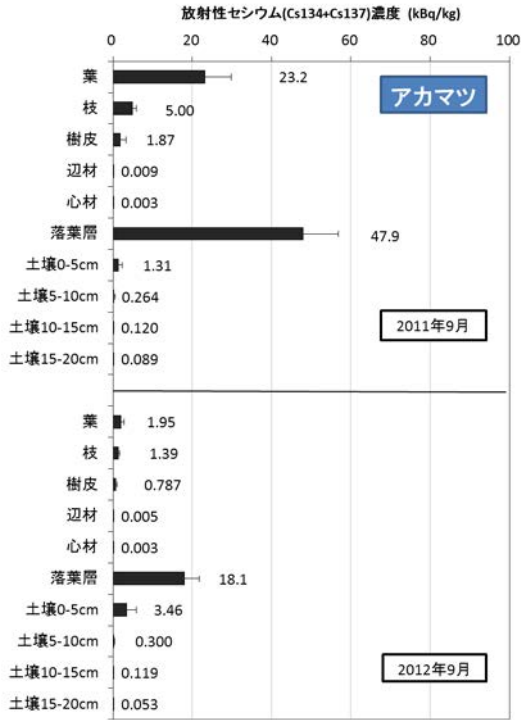


図 大玉アカマツ林の部位別放射性セシウム濃度(kBq/kg)

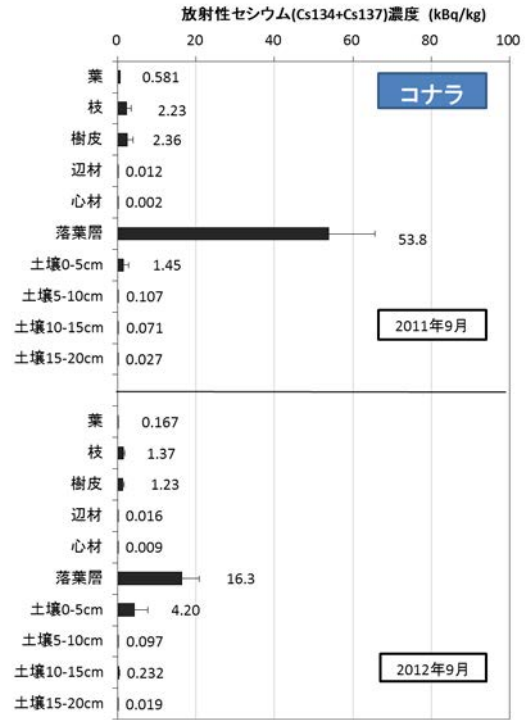


図 大玉コナラ林の部位別放射性セシウム濃度(kBq/kg)

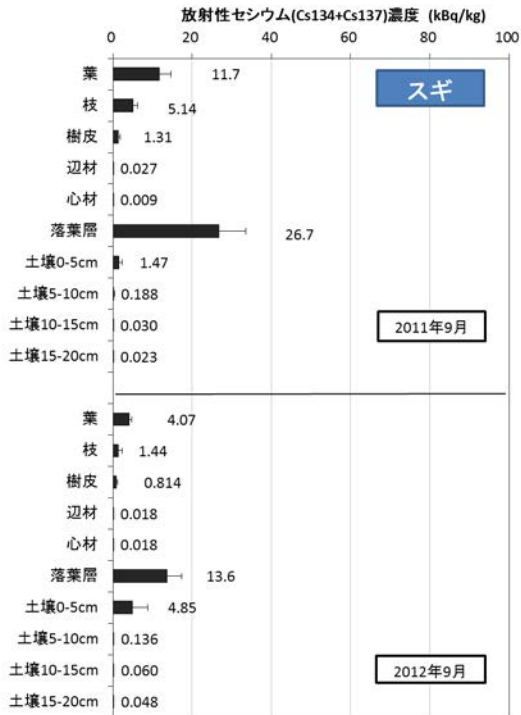


図 大玉スギ林の部位別放射性セシウム濃度(kBq/kg)

図2 大玉調査地におけるアカマツ、コナラ、スギの部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg) の比較 (2011年の結果は上段、2012年は下段、横棒は標準偏差)

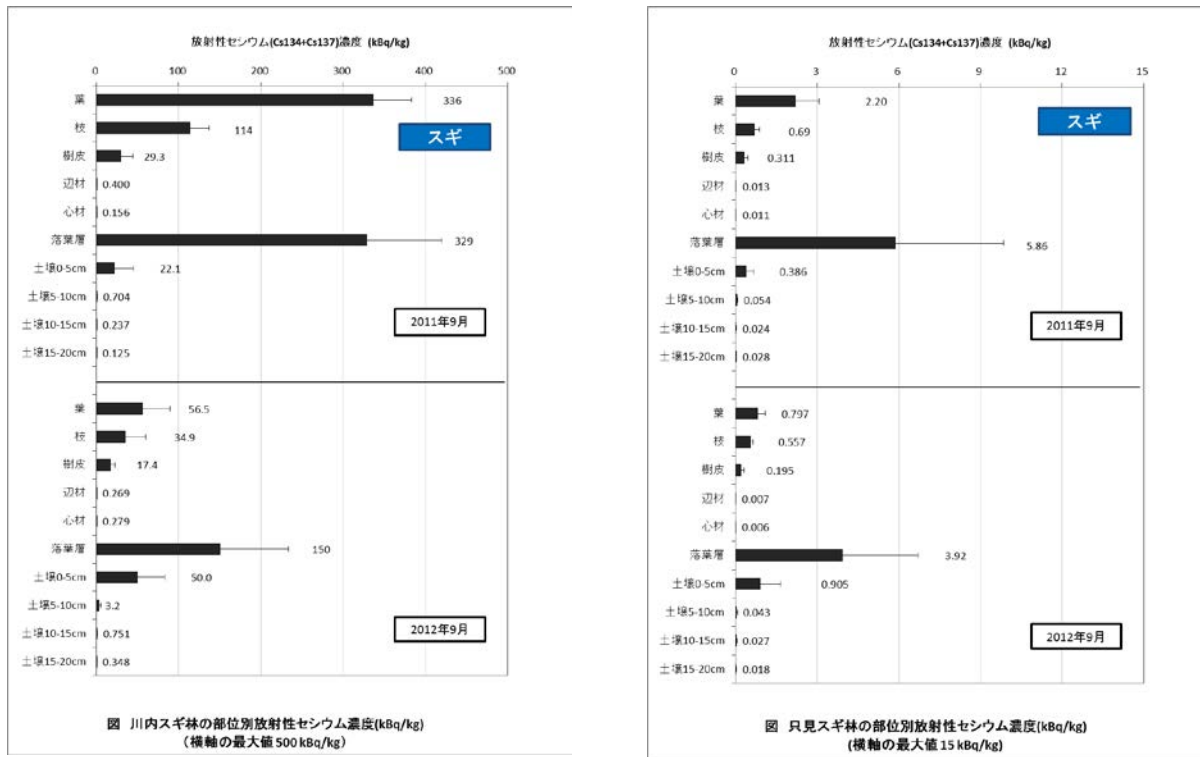


図2-1 川内調査地及び只見調査地のスギの部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg) の比較 (2011年の結果は上段、2012年は下段、横棒は標準偏差)

(3) 汚染度の異なるスギ林の3調査地における部位別放射性セシウム濃度の比較

放射性セシウムによる汚染程度の異なる3調査地を比べると、スギの部位別の放射性セシウム濃度は、昨年度と同様、現地の空間線量率に比例し、空間線量率が高いほど放射性セシウム濃度は高くなりました(図3)。部位別にみると、葉の濃度が最も高く、枝、樹皮、材の順に低くなっていました。昨年度と比べると、葉の放射性セシウム濃度は平均で7割低下し、最も高濃度であった川内では34万ベクレル/キログラムから5万6千ベクレル/キログラムになりました。枝や樹皮の放射性セシウム濃度も概ね半分(前年比平均54%)に低下しました(図3左)。材の内部は、辺材の濃度が低下し、心材とほぼ均質化する傾向が見られ、材全体(辺材と心材の平均)の濃度は昨年度と大きな差はありませんでした。落葉層の放射性セシウム濃度も概ね半分(前年比平均55%の濃度)に低下しましたが、土壌(0~5cm)は2~3倍の濃度(昨年の386~22,100ベクレル/キログラムから今年は905~50,000ベクレル/キログラム)に上昇しました(図3右)。なお、上川内のスギの部位別の放射性セシウム濃度も、他の調査地と同じような空間線量率との関係がみられましたが、落葉の濃度がやや高く(88,000ベクレル/キログラム)、土壌の濃度がやや低い(5,890ベクレル/キログラム)傾向がありました。

事故当時の放射性セシウムの沈着量が大きく異なるスギの3調査地ですが、1年の経過により、土壌を除くいずれの部位も放射性セシウム濃度は前年に比べ低下し、土壌の濃度が高くなりました。

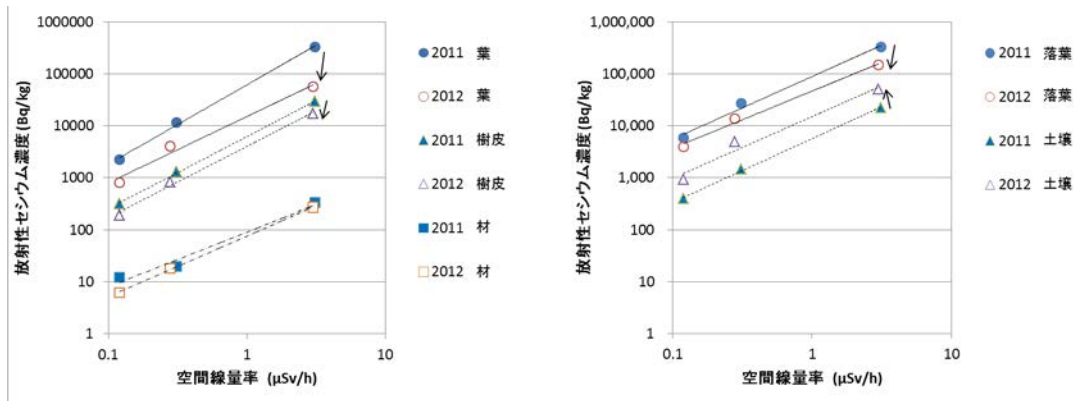


図3 スギ林 3 調査地における空間線量率と部位別放射性セシウム濃度の関係の変化 (2011年と2012年の比較)

(4) 森林全体の放射性セシウム蓄積量と分布の変化

森林全体の放射性セシウム蓄積量は、昨年度と比べて大きな変化がみられませんでした。このうち、減少がみられたのは川内と大玉調査地のスギ林で、川内のスギ林では123万ベクレル/m²から107万ベクレル/m²へ、大玉のスギ林は10万4千ベクレル/m²から9万ベクレル/m²へと両林分とも前年比87%に低下しました(図4)。

蓄積量の内訳をみると、土壌に65~77%が分布し、最大の割合でした(図5)。落葉層の割合は13~26%でした。葉と枝を合わせた割合はスギで9~14%でしたが、アカマツとコナラは4%以下でした。幹(樹皮と材)の蓄積割合は1%程度でした。

昨年度に比べ樹木(葉や枝、幹)に蓄積する割合は半分程度以下に減少しました。落葉層の蓄積割合も概ね半分に低下し、土壌への蓄積割合が2~3倍に増加しました。土壌に蓄積した放射性セシウムのうち64~92%は表層0~5cmに分布していました。材全体の蓄積割合はほとんど変化しませんでした。

一方、上川内試験地における放射性セシウムの部位別分布割合をみると、落葉層に44%が分布し、枝と葉にそれぞれ19%、14%が分布していました。一方、土壌には21%と少なく、昨年度の他のスギ林の分布割合に類似した結果でした(図5)。

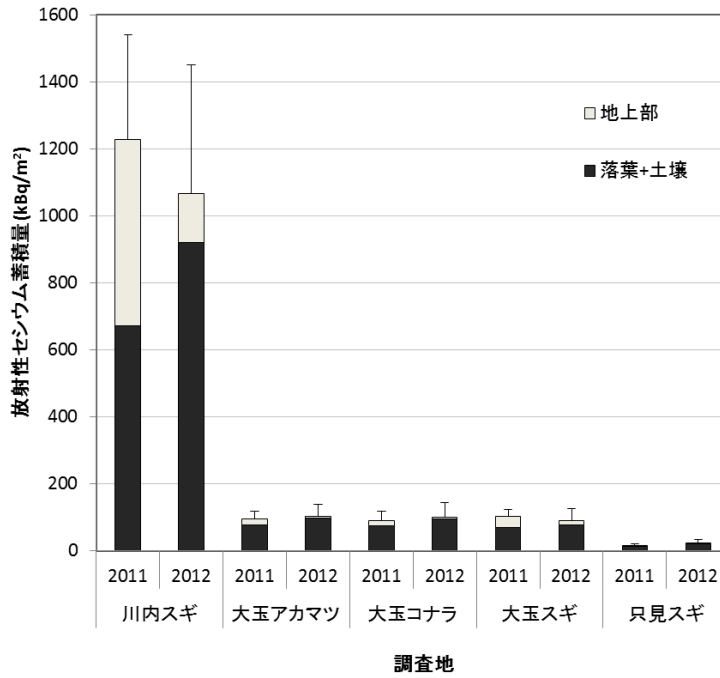
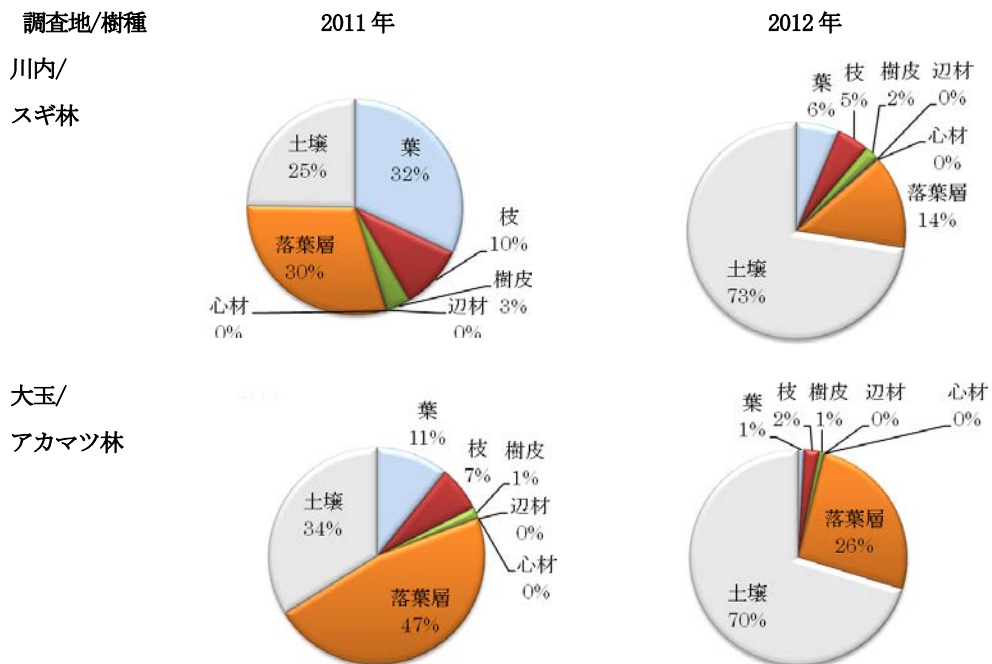


図4 2011年と2012年における森林全体の放射性セシウム蓄積量。縦棒は標準偏差
(なお、放射性セシウムの物理的減衰により、1年間で86%程度に蓄積量が減少します。)



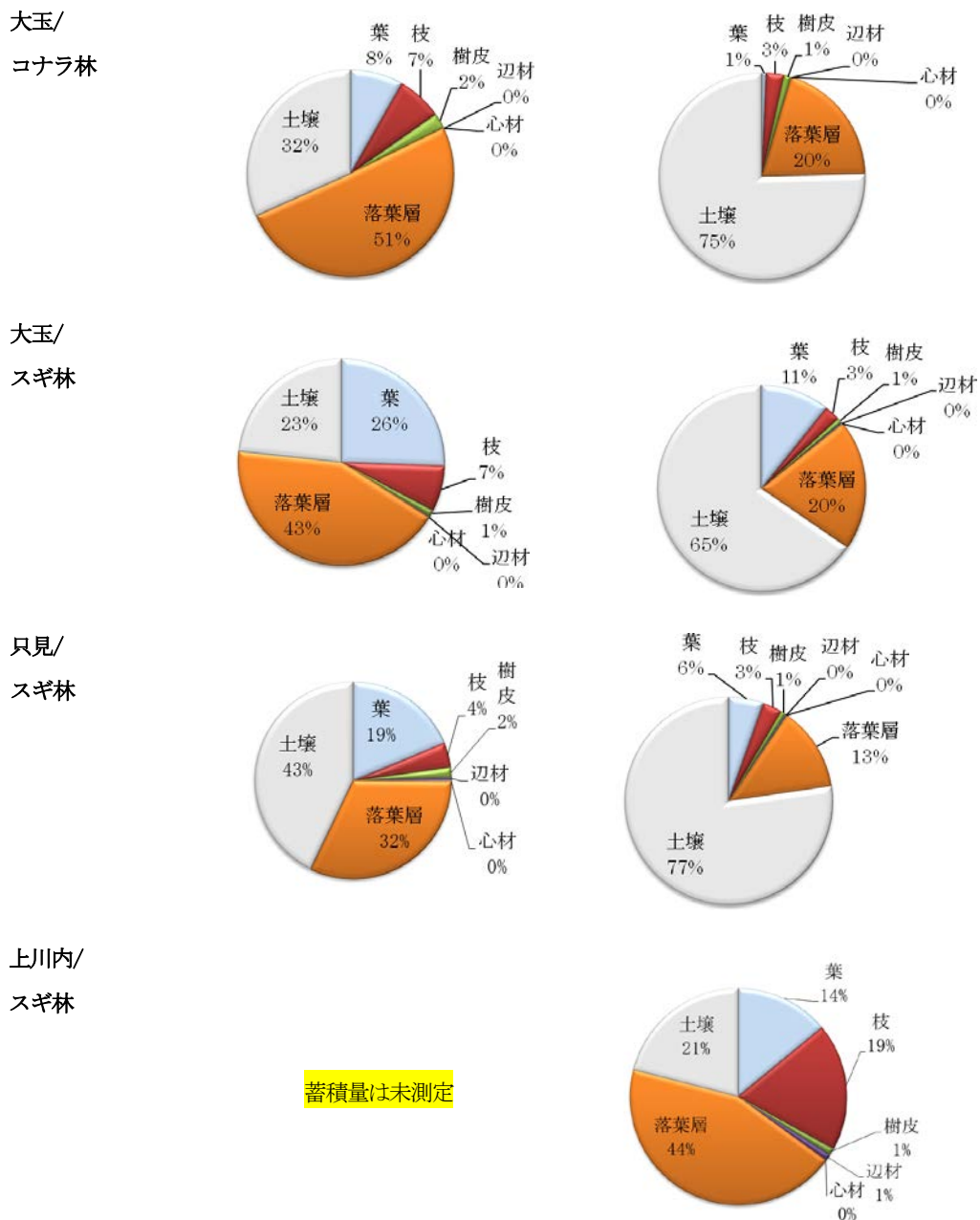


図5 2011年と2012年における調査地に蓄積する放射性セシウムの部位別分布割合

5. 考察

(1) 空間線量率と蓄積量の変化

空間線量率は最大でも前年比90%程度の低下にとどまっていました。森林内の空間線量率は放射性セシウムの分布からも影響をうけます。川内村のスギ林では蓄積量の多かった葉や枝から地表付近の落葉と土壌に放射性セシウムが移動したため、1mの高さの空間線量率の低下が小さかったものと考えられます。

蓄積量については、大きな変化がみられませんでした。蓄積量が減少したスギ林もその減少割合は放射性セシウムの物理的減衰による低減率と同程度でした。また、樹木

の各部位の放射性セシウム濃度が減少する一方、土壌の放射性セシウム濃度が上昇し、森林全体の蓄積量は放射性セシウムの物理的減衰以上に低下せず、森林内部に留まっているものと考えられます。なお、調査地は異なりますが、福島県内6カ所の渓流水の放射性セシウム調査（平成24年森林総合研究所プレスリリース：6月12日、9月21日、12月20日）から、河川を通じて森林から流去する放射性セシウムは微量であることを確認しています。

(2) 部位別蓄積量の分布変化

スギやアカマツの葉や枝、樹皮の放射性セシウム濃度がほぼ半減したのは、放射性セシウムの物理的減衰とともに、雨などにより放射性セシウムが洗い流された（溶脱）ためと考えられます。またスギやアカマツなど常緑樹の葉の濃度低下は、放射性セシウム濃度の高い旧葉が落葉し、放射性セシウム濃度の低い新しい葉に置き換わったことも一因と考えられます。コナラの葉の濃度が昨年度より低くなったように（2011年：581Bq/kg、2012年：167Bq/kg）、スギの新しい葉（当年葉）の放射性セシウム濃度も低いことを確認しています。また、落葉層における放射性セシウム蓄積の減少は、落葉層が分解したことと、新しく落下した落葉の放射性セシウム濃度が昨年より低いことによるためと考えられます。樹木からの溶脱や落葉層の分解により地表に移動した放射性セシウムは、土壌表層に吸着保持されたため、土壌0～5cmの濃度も蓄積量も2～3倍に増加したと考えられます。

一方、上川内試験地においては、落葉層の分布割合が最大で、土壌は21%と低い割合でした。この調査地は、落葉層の堆積が厚いため、放射性セシウムの割合が多く、土壌への移動が進んでいないと考えられます。また、枝葉を合わせると33%が分布していましたが、これは枝葉の現存量が大きいためです。

森林内の放射性セシウムの分布はおおむね土壌表層に蓄積するように変化していますが、森林の状態による違いも大きいことがわかりました。

(3) 森林の放射性セシウム循環と今後の対応

樹木に沈着した放射性セシウムは、雨による溶脱や落葉などで地表へ移動し、森林内の分布は1年間で大きく変化したことがわかりました。しかし、空間線量率の低下状況や、蓄積量の変化状況から、放射性セシウムの森林外への流出量は少ないと考えられます。一方、土壌へ放射性セシウムの蓄積が進むと予想されることから、今後、土壌の保全に留意することがより重要になると考えられます。

チェルノブイリ原発事故後の調査から、放射性セシウムは森林内部を循環するといわれています。安全な木材や林産物を生産し、森林の公益的機能を維持するために、また、放射性物質の除染や拡散防止等への対策に役立てるために、今後も継続して調査を行うことにしています。

6. その他

昨年度のプレスリリースの結果と一部数値が異なる場合があります。これは樹木のバイ

オマス推定方法や放射性セシウム濃度の追加分析等の結果を反映させたためです。

本調査は独立行政法人森林総合研究所が主体となり、福島県林業研究センター、川内村の協力を得て実施したものです。