

【調査1】平成30(2018)年度森林内の放射性セシウムの分布状況調査結果について

1. 背景と目的

林野庁は、福島県における森林内部の放射性物質の分布状況を明らかにするため、2011年度から県内の3町村(川内村、大玉村、只見町)に調査地を設け、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査し、公表してきたところです。

放射性セシウム濃度の低下や避難指示区域の解除を受けて、昨年度に調査地の見直しや追加を行い、2018年8月～9月に、2村4箇所(図1)の6林分の調査地で、部位別の放射性セシウム濃度とその蓄積量を調査したので、結果を報告します。

2. 調査地

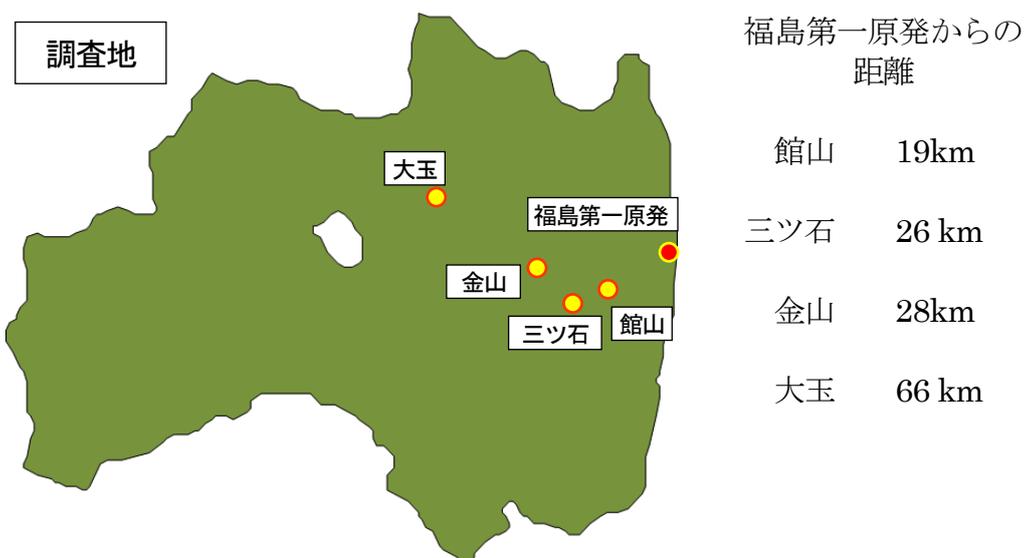


図1 調査地と福島第一原子力発電所からの距離

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19km～66kmに位置します。今年度は、川内村の5調査地(館山アカマツ林、三ツ石スギ林、三ツ石ヒノキ林、三ツ石コナラ林、金山スギ林)と大玉村の1調査地(大玉スギ林)で空間線量率を測定したほか、森林内の土壌や落葉層、樹木の葉や枝、幹などの部位別の放射性セシウム濃度を調査し、森林全体の放射性物質の分布・蓄積量を推計しました(表1)。

なお、三ツ石のコナラ林は実態は落葉広葉樹林ですが、コナラを調査木としているのでコナラ林としています。

表1 調査地の所在地と調査期間

| 調査地 | 所在地 | 調査期間 |
|---------|----------------------------|----------------------------|
| 館山アカマツ林 | 福島県双葉郡川内村館山（磐城森林管理署管内国有林） | 2018年8月28日～29日、 9月6日～7日 |
| 三ツ石スギ林 | 福島県双葉郡川内村下川内（磐城森林管理署管内国有林） | 2018年8月22日～23日 |
| 三ツ石ヒノキ林 | 福島県双葉郡川内村下川内（村有林） | 2018年8月22日～23日 |
| 三ツ石コナラ林 | 福島県双葉郡川内村上川内（村有林） | 2018年8月22日～23日 |
| 金山スギ林 | 福島県双葉郡川内村上川内（村有林） | 2018年8月21日 |
| 大玉スギ林 | 福島県安達郡大玉村玉井（福島森林管理署管内国有林） | 2018年8月1日～2日 |



写真1 館山調査地のアカマツ林



写真2 三ツ石調査地のスギ林

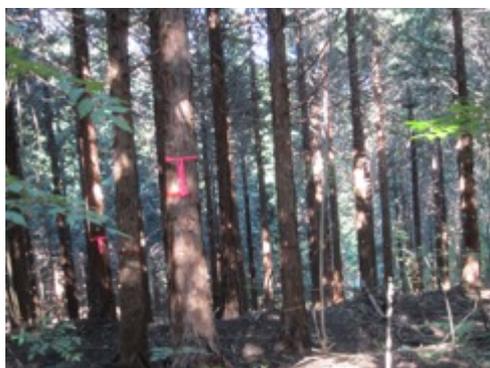


写真3 三ツ石調査地のヒノキ林



写真4 三ツ石調査地のコナラ林



写真5 金山調査地のスギ林



写真6 大玉調査地のスギ林

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 | 林齢 (年) | 森林管理 | 空間線量率(μ Sv/h) * |
|---------|-----------|------|----------------------|
| 館山アカマツ林 | 52 | 育成林 | 1.30 |
| 三ツ石スギ林 | 50 | 育成林 | 0.98 |
| 三ツ石ヒノキ林 | 33 | 育成林 | 1.26 |
| 三ツ石コナラ林 | 33 | 天然生林 | 1.00 |
| 金山スギ林 | 62 | 育成林 | 0.46 |
| 大玉スギ林 | 49 | 育成林 | 0.11 |

*2018年の調査期間における地上高1mで測定した平均値

3. 方法

調査地の樹種、林齢等は表2のとおりです。調査・分析は以下のように昨年度と同様の方法で実施しました。空間線量率は、調査地内を10m間隔で測定しました。調査地の森林の成長量などの基礎的な調査を行い、幹の直径と樹高から幹材積や葉、枝の重量を推定しました。

分析用の試料は、はじめに落葉層（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）を採取し、その後、土壌を土壌採取用円筒（高さ5cm、内径11cm）を用いて4層（0～5、5～10、10～15、15～20cm）で深さ別に採取しました。樹木については、各調査プロット内の6本を調査木として選定し、樹皮を採取した後、成長錐を用いて材を採取しました。葉、枝の採取は、枝・葉が採取可能な6本を調査木として選定し、木登りや高枝切欠により樹冠上部から採取しました。大玉スギ林と館山アカマツ林では、これまでの調査と同様、調査地周辺でそれぞれ対象木を3本選び、伐倒してから葉、枝、樹皮、材を採取しました。材は実験室で心材と辺材に分けました。

樹木の部位別の試料、落葉層、土壌は乾燥・粉碎した後に、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)濃度を測定しました。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、樹木の各部位の重量に、それぞれの放射性セシウム濃度を乗じて求めました。放射性セシウム濃度が検出限界以下の試料については、Cs-134とCs-137がともに不検出の場合は検出限界値を用い、Cs-134だけが不検出の場合は物理学的減衰に基づく理論的な推定式から計算したCs-134濃度とCs-137濃度の比を用いて、Cs-137濃度からCs-134濃度を推定し、すべての試料の平均値と標準偏差を求めました。以下、放射性セシウム濃度はCs-134とCs-137の合計とします。なお、今年度の測定値は、2018年9月1日を基準日として整理しました。

4. 結果

(1) 空間線量率

2018 年における地上高 1 m の空間線量率は、館山アカマツ林が $1.30 \mu\text{Sv/h}$ 、三ツ石スギ林は $0.98 \mu\text{Sv/h}$ 、三ツ石ヒノキ林は $1.26 \mu\text{Sv/h}$ 、三ツ石コナラ林は $1.00 \mu\text{Sv/h}$ 、金山スギ林は $0.46 \mu\text{Sv/h}$ 、大玉スギ林は $0.11 \mu\text{Sv/h}$ で原子力発電所から遠いほど低い値でした (図 2)。2017 年の値との比較では、7~13%低下していました。なお、2011 年から調査を継続している三ツ石スギ林の空間線量率は 2011 年の値の 32%、大玉スギ林は 36%でした。

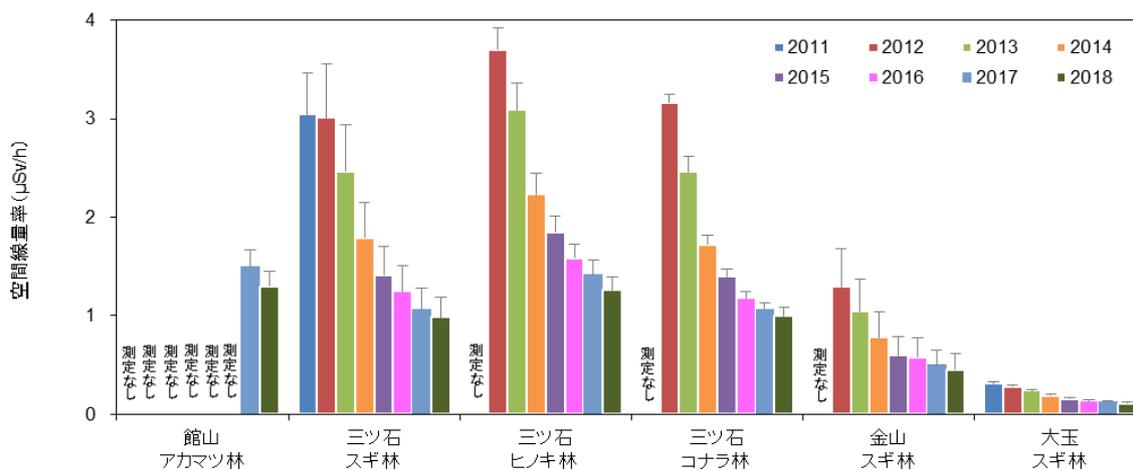


図2 2011~2018年の調査地における空間線量率(平均値)の変化
(細線は標準偏差)

(2) 部位別の放射性セシウム濃度の変化

葉や枝、樹皮など樹木の部位別の放射性セシウム濃度は、2011年の調査開始以来、全体として低下傾向が続いてきました(図3)。2018年度は館山アカマツ林以外では葉は前年より減少していましたが、枝は前年より増加した調査地が3箇所、減少した調査地が2箇所であったことから、枝の低下傾向の鈍化が明瞭になってきました。また、木材内部の心材と辺材のセシウム濃度については、三ツ石スギ林で2015～2016年頃から辺材、心材ともに大きな変動が見られなくなってきています。大玉スギ林の心材、三ツ石ヒノキ林の辺材、心材も同様ですが、金山スギ林の心材の濃度は増加傾向が続いています。いずれの調査地でも、辺材・心材では他の部位に比べて低い濃度で推移しています。

落葉層の濃度は、すべての調査地(2017度に調査を行っていない大玉スギ林を除く)で2017年より低下し、2017年の50～88%になりました。

土壌は、2017年までと同様、表層土壌0～5cmの濃度が最も高く、5cmより深い層は最大でもその11%以下の濃度で、下層ほど低下する傾向を示しました。0～5cmの濃度は2011年から2012年にかけて大幅に上昇しましたが、2013年から2018年にかけては上昇と低下が混在し、明瞭な傾向は見られませんでした。5cmより深い層の濃度変化では、金山スギ林の5～10cmの濃度は2012年以来増加が続いている傾向が見られますが、全体としては2017年と比べ明瞭な傾向の変化は見られませんでした。

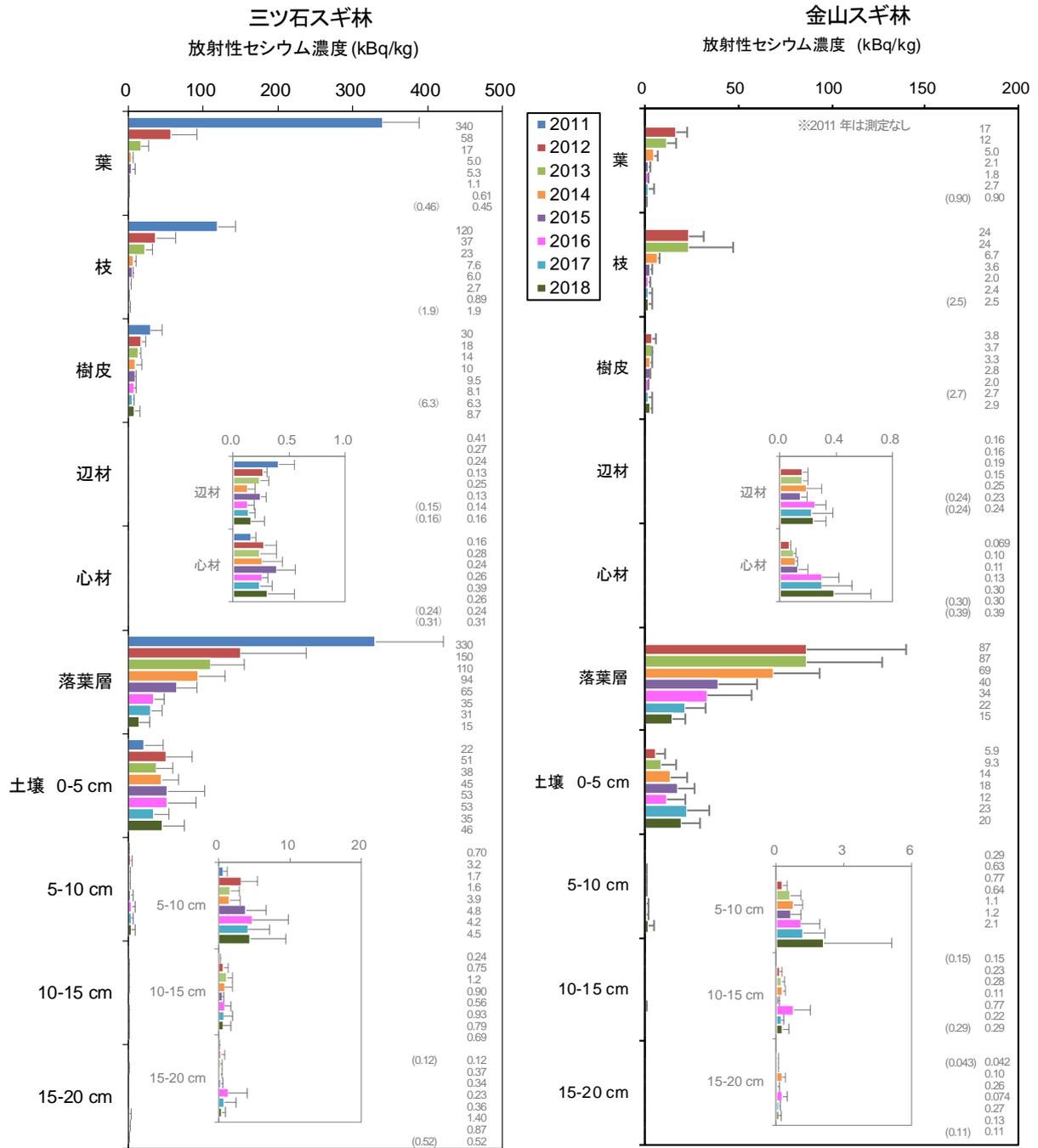


図3 各調査地における部位別放射性セシウム濃度(kBq/kg、平均値、有効数字2桁)の変化 (細線は標準偏差。2011年の金山スギ林は測定なし。樹木部位別濃度は優占種のもの。)

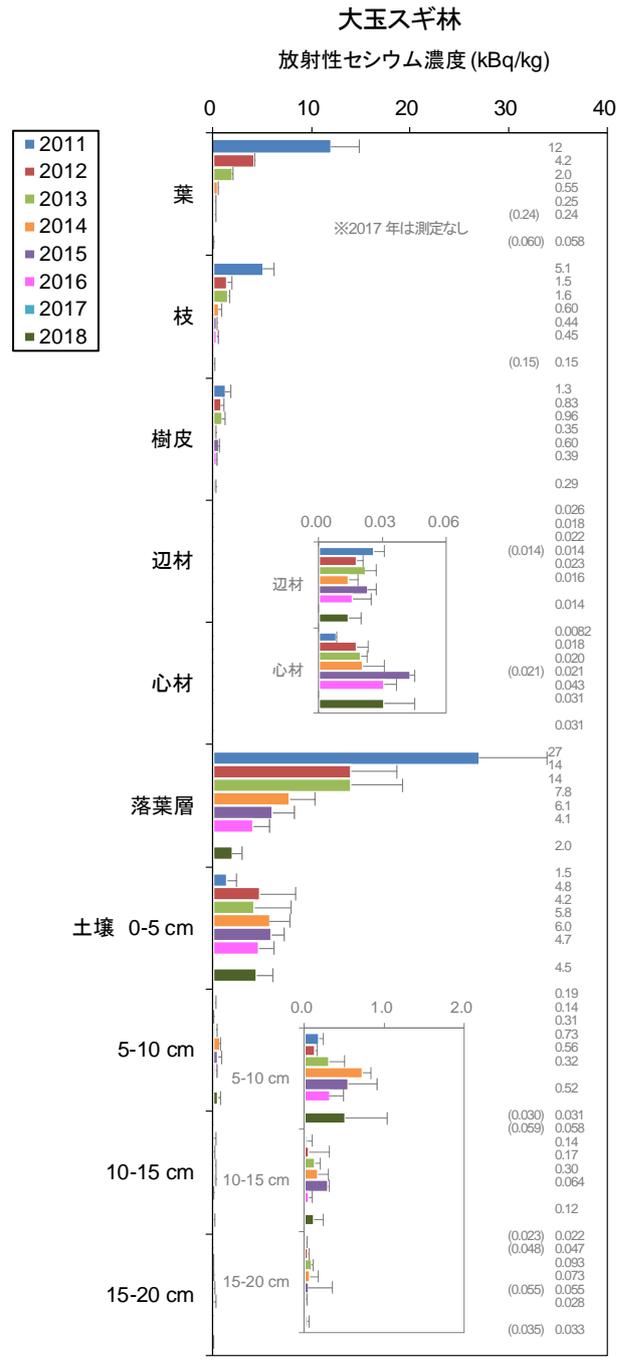
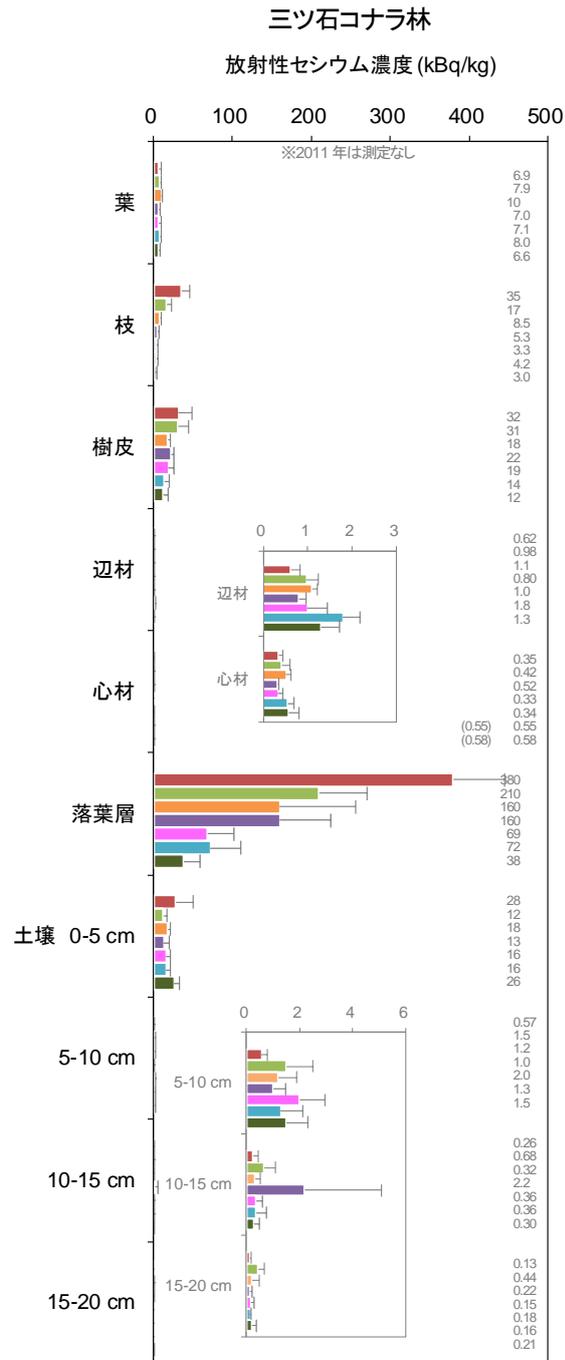


図3 各調査地における部位別放射性セシウム濃度(kBq/kg、平均値、有効数字2桁)の変化(細線は標準偏差。2011年の三ツ石コナラ林と2017年の大玉スギ林は測定なし。樹木部位別濃度は優占種のもの。)

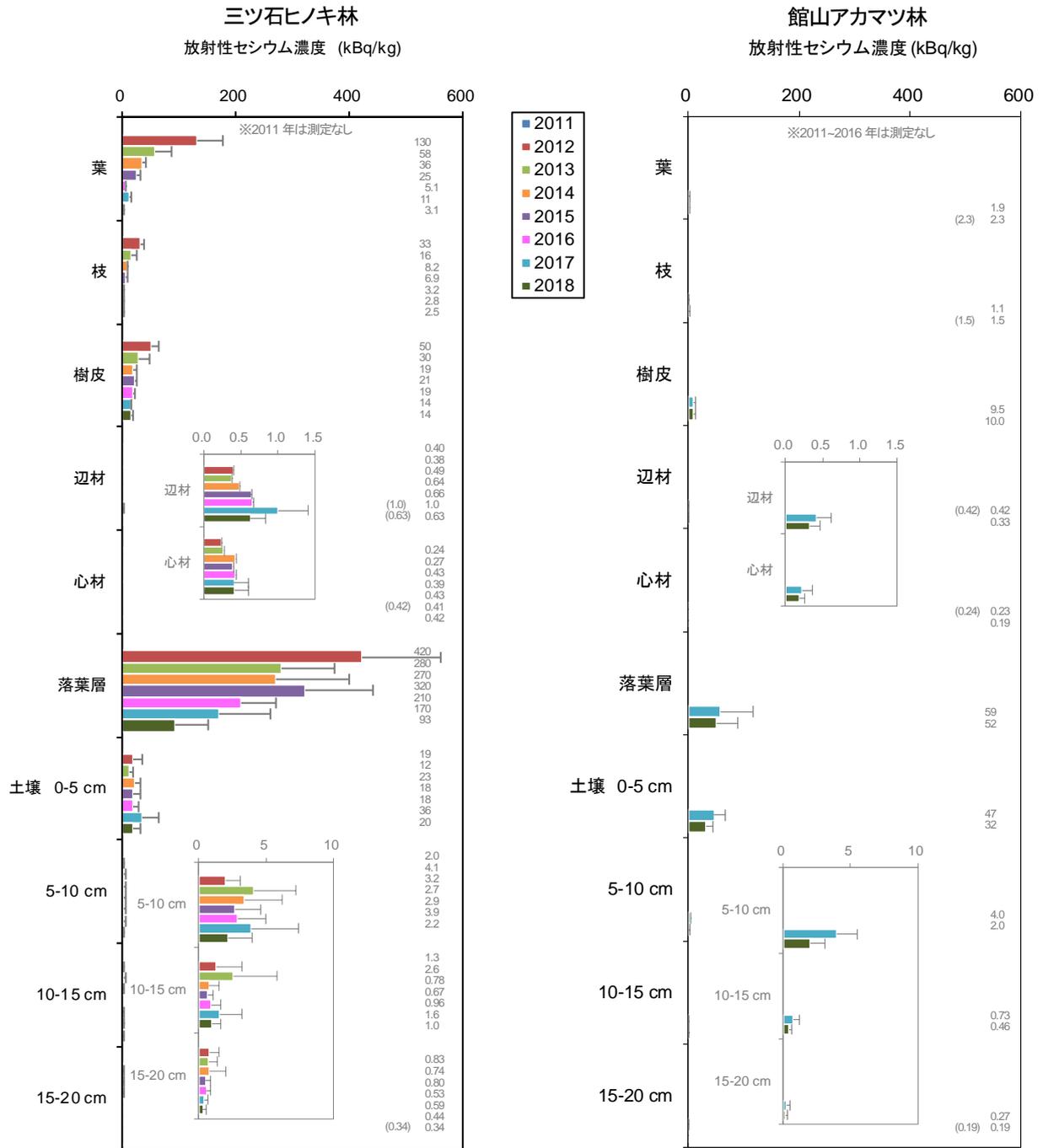


図3 各調査地における部位別放射性セシウム濃度(kBq/kg、平均値、有効数字2桁)の変化
(細線は標準偏差。2011年の三ツ石ヒノキ林、2011~2016年の館山アカマツ林は測定なし。)

(3) 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、いずれの調査地でも明瞭な変化傾向は見られませんでした (図4)。

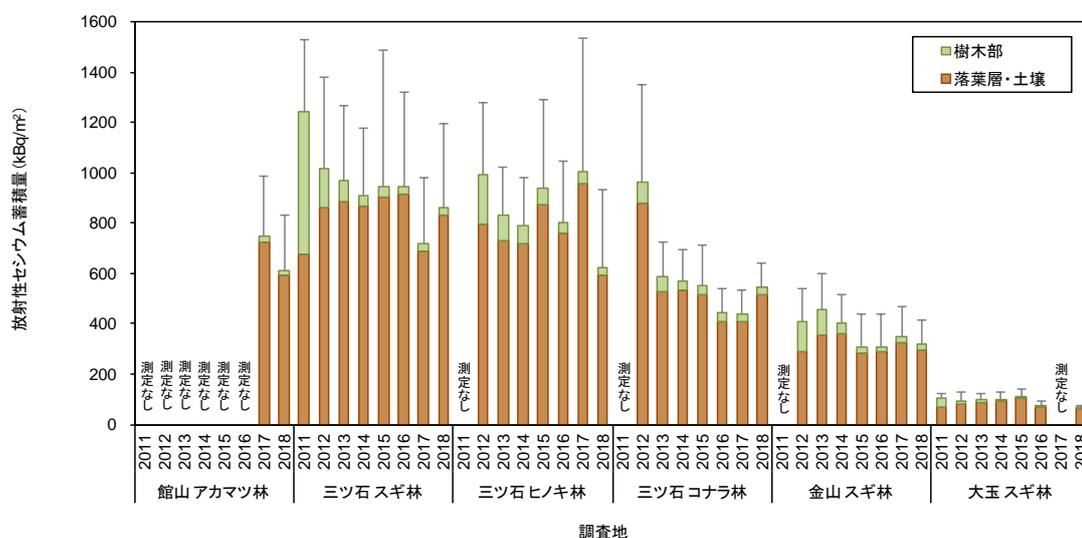


図4 2011～2018年の森林全体の放射性セシウム蓄積量(平均値)の変化 (細線は標準偏差)

2011年から測定している三ツ石スギ林と大玉スギ林について、森林内における樹木および土壌の部位別の放射性セシウム蓄積量の割合をみると、2011年から2012年にかけて土壌の割合が急激に増え、その他の部位の割合が低下するなど大きな変化を示しましたが、2012年以降、2018年までの変化は小さなものでした (図5、表3)。

いずれの調査地でも土壌に分布する放射性セシウムの割合は年々増加し、2018年には全体の64～94%となっていました。落葉層の分布割合は年々低下する傾向にありますが、調査地ごとにその低下速度は異なっていました。三ツ石スギ林や大玉スギ林では急激に減少し2018年に5%以下となりましたが、一方、三ツ石ヒノキ林では2018年においても31%が落葉層に存在していました。葉や枝等の樹木に存在する放射性セシウム蓄積量は2015年まで減少傾向が続いていましたが、2016年以降大きな変化は見られなくなっています。

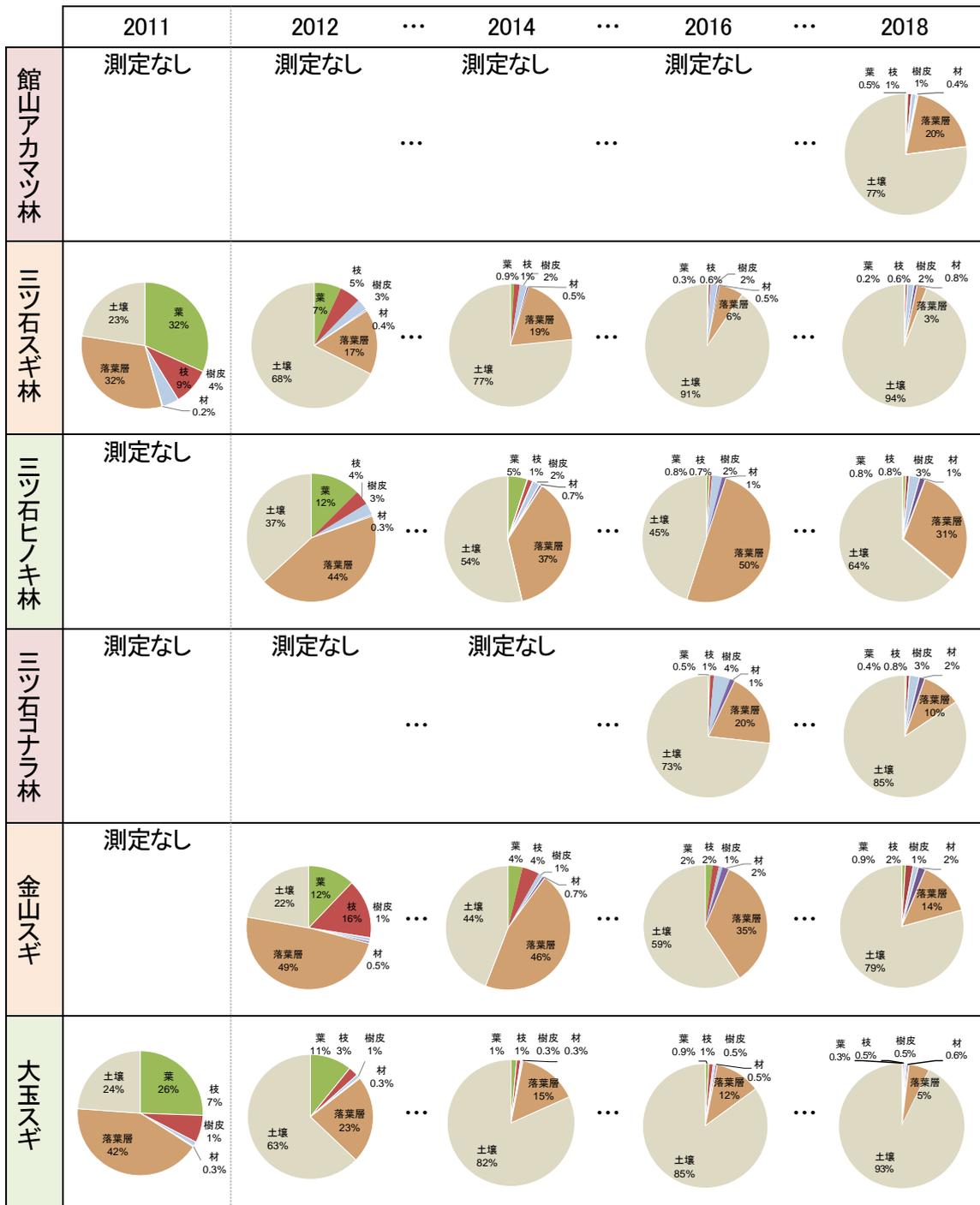


図5 2011～2018年における各調査地の放射性セシウム蓄積量の部位別分布割合
 (注) 2013年, 2015年, 2017年の調査結果は省略。

| | | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 |
|---------|-----|---------|----------|---------|----------|------------|------------|------------|------------|
| 館山アカマツ林 | 葉、枝 | - | - | - | - | - | - | 0.6%, 1% | 0.5%, 1% |
| | 樹皮 | - | - | - | - | - | - | 1% | 1% |
| | 材 | - | - | - | - | - | - | 0.5% | 0.4% |
| | 落葉層 | - | - | - | - | - | - | 15% | 20% |
| | 土壌 | - | - | - | - | - | - | 82% | 77% |
| 三ツ石スギ林 | 葉、枝 | 32%, 9% | 7%, 5% | 2%, 3% | 0.9%, 1% | 0.9%, 1% | 0.3%, 0.6% | 0.4%, 0.7% | 0.2%, 0.6% |
| | 樹皮 | 4% | 3% | 3% | 2% | 2% | 2% | 2% | 2% |
| | 材 | 0.2% | 0.4% | 0.5% | 0.5% | 0.5% | 0.5% | 1% | 0.8% |
| | 落葉層 | 32% | 17% | 19% | 19% | 9% | 6% | 6% | 3% |
| | 土壌 | 23% | 68% | 72% | 77% | 87% | 91% | 90% | 94% |
| 三ツ石ヒノキ林 | 葉、枝 | - | 12%, 4% | 7%, 2% | 5%, 1% | 3%, 1% | 0.8%, 0.7% | 2%, 0.5% | 0.8%, 0.8% |
| | 樹皮 | - | 3% | 2% | 2% | 2% | 2% | 2% | 3% |
| | 材 | - | 0.3% | 0.4% | 0.7% | 0.8% | 1% | 1% | 1% |
| | 落葉層 | - | 44% | 49% | 37% | 50% | 50% | 35% | 31% |
| | 土壌 | - | 37% | 39% | 54% | 43% | 45% | 60% | 64% |
| 三ツ石コナラ林 | 葉、枝 | - | - | - | - | 0.4%, 1% | 0.5%, 1% | 0.6%, 1% | 0.4%, 0.8% |
| | 樹皮 | - | - | - | - | 4% | 4% | 3% | 3% |
| | 材 | - | - | - | - | 0.8% | 1% | 2% | 2% |
| | 落葉層 | - | - | - | - | 37% | 20% | 20% | 10% |
| | 土壌 | - | - | - | - | 57% | 73% | 72% | 85% |
| 金山スギ林 | 葉、枝 | - | 12%, 16% | 8%, 13% | 4%, 4% | 2%, 3% | 2%, 2% | 3%, 2% | 0.9%, 2% |
| | 樹皮 | - | 1% | 1% | 1% | 1% | 1% | 1% | 1% |
| | 材 | - | 0.5% | 0.5% | 0.7% | 0.8% | 2% | 1% | 2% |
| | 落葉層 | - | 49% | 52% | 46% | 31% | 35% | 16% | 14% |
| | 土壌 | - | 22% | 25% | 44% | 61% | 59% | 77% | 79% |
| 大玉スギ林 | 葉、枝 | 26%, 7% | 11%, 3% | 5%, 3% | 1%, 1% | 0.6%, 0.7% | 0.9%, 1% | - | 0.3%, 0.5% |
| | 樹皮 | 1% | 1% | 1% | 0.3% | 0.6% | 0.5% | - | 0.5% |
| | 材 | 0.3% | 0.3% | 0.3% | 0.3% | 0.5% | 0.5% | - | 0.6% |
| | 落葉層 | 42% | 23% | 26% | 15% | 11% | 12% | - | 5% |
| | 土壌 | 24% | 63% | 65% | 82% | 86% | 85% | - | 93% |

表3 2011～2018年における各調査地の放射性セシウム蓄積量の部位別分布割合

5. 考察

(1) 空間線量率の変化

2011年から2012年にかけての空間線量率の低下は放射性セシウムの物理学的減衰よりも小さく、これは森林内の放射性セシウムの分布が樹木の樹冠から林床の落葉層や土壌表層に移行したことが一因と推測しました。その後空間線量率は、毎年、物理学的減衰を反映するように低下しています。

(2) 部位別濃度と分布の変化

葉や枝、樹皮など樹木の放射性セシウム濃度は、2011年から2012年にかけて大幅に低下しました。濃度低下は、放射性セシウムの物理学的減衰とともに、雨によって放射性セシウムが洗い流された（溶脱）ためと考えられました。このような移動しやすい放射性セシウムの動きが収まったため、2012年以降の濃度の変化は比較的小さかったと考えられます。

スギやヒノキなど常緑樹の葉における濃度低下は、雨による溶脱のほか、旧葉の落葉と新しい葉の伸張による置き換わりが続いた影響と考えられます。一方、毎年開葉と落葉を繰り返すコナラの葉の濃度は、三ツ石では6,600～10,500Bq/kgの範囲で変動し、明瞭な変化傾向は見られていません。

枝の放射性セシウム濃度は低下傾向にありますが、2011年から2014年までの低下に比べて2014年以降の濃度低下は緩やかになり、明瞭な変化傾向が見られなくなってきました。樹皮の濃度も低下傾向にありますが、枝に比べて濃度の低下は緩やかです。

木材中の放射性セシウム濃度は2011年から大きく変動していないことから、事故直後に取り込まれた放射性セシウムが樹木内部に留まっていると推察されます。コナラやヒノキの辺材では濃度がやや増加傾向にあり、樹木の根による吸収が起きている可能性があります。材以外の他の部位においては明瞭な増加は認められないことから、それほど多くの吸収は起きていないと見られます。また、スギでは辺材から心材に向けてセシウムが移動することが様々な研究で示唆されており、今回の調査でもスギ心材の放射性セシウム濃度が辺材に比べてやや高まる傾向が見られました。今後も調査を継続し、樹木への吸収や樹体内分布の変化を注視していく必要があります。

2011年から2012年にかけて三ツ石スギ林や大玉コナラ林では落葉層の放射性セシウム濃度が半分以下に低下しました。それに対して、表層土壌（0～5cm）の放射性セシウム濃度は、樹木や落葉層から溶脱した放射性セシウムが土壌の表層で保持された結果、2012年に増加しました。2012年以降、いずれの調査地でも落葉層の濃度は低下を続けていますが、表層土壌（0～5cm）では2013年以降は濃度変化に一定の傾向は確認できませんでした。5cmより深い層の土壌の放射性セシウム濃度は表層より大幅に低い状態が続いており、増減はあるものの、明瞭な変化は見られませんでした。以上より、放射性セシウムは土壌表層付近に留まり、地下への浸透はあまり進んでいないと考えられます。

(3) 放射性セシウム分布割合と森林全体の蓄積量の評価

森林内に蓄積した放射性セシウムの部位別の分布割合は、放射性セシウムの濃度変化を反映し、2011年から2012年にかけて樹木の割合が低下し、落葉層や土壌の割合が大きく増加しました。落葉層の割合は年々減少する傾向が認められますが、落葉層中の蓄積割合は林分ごとに異なり、2018年において三ツ石スギ林では3%と低く、三ツ石ヒノキ林では31%と高くなっていました。このような違いがどうして生じたかを明らかにするために、さらに調査が必要です。

森林全体の放射性セシウム蓄積量は、明瞭な変化を確認できませんでした。樹木の蓄積量は6%以下であり、落葉層や土壌の放射性セシウム濃度や蓄積量のばらつきによるセシウム分布の不均一性が、森林全体の蓄積量の推定誤差を大きくしていると考えられます。推定誤差は大きいものの、森林全体の放射性セシウム蓄積量が明瞭に変化していないことから、森林に沈着した放射性セシウムは、分布の主体を土壌に移行しつつ、森林内に留まっているものと考えられます。

(4) 森林生態系の放射性セシウムの循環

チェルノブイリの調査等から放射性セシウムは森林生態系に留まり、その一部は内部循環するといわれています。一方、セシウム循環には樹種や土壌の違いによる影響も大きいことが知られています。これまでの調査から、2011年当時、福島第一原子力発電所の事故で上空から降下した放射性セシウムは、常緑樹や落葉樹といった樹木の形状の違いを反映し、部位別の濃度に差が認められました。しかし、放射性セシウムは比較的移動しやすく、2012年には樹木に付着した放射性セシウムの多くが土壌や落葉層に移動しました。その後は樹体に分布する放射性セシウムの割合が少しずつ低下し、落葉層に分布する割合も低下する一方、土壌に分布する割合が増加しましたが、その変化は小さく推移しています。樹木は根を通じて土壌から放射性セシウムを吸収しますが、木材中の放射性セシウム濃度の変化は小さく、また樹体内のセシウム分布の変化もあり、これまでの調査からはセシウムの吸収量を正確に見積もることができませんでした。しかし、これまでの調査結果から、少なくとも40～50年生程度の森林では、木材として利用される辺材や心材への樹木による放射性セシウムの吸収は少ないと考えられます。

さらに、森林全体の放射性セシウムの蓄積量の変化が少なく、かつ大部分が土壌表層付近に留まっている状況や別途実施している渓流水中の放射性セシウム濃度の調査等から、放射性セシウムは森林内に留まり、森林外への流出量は少ないと考えられます。

森林生態系における放射性セシウムの動態を解明し、森林・林業の再生へ向けた対策に役立てるため、今後も継続して調査を行うことが必要です。