

令和元年度

森林内における放射性物質実態把握調査事業

報告書

令和2年3月

林野庁

令和元年度 森林内における放射性物質実態把握調査事業 報告書

目次

1.	事業の目的	1
2.	調査内容	1
3.	実施体制	3
3.1.	実施体制の概要	3
3.2.	担当者	4
4.	調査結果の概要	5
5.	詳細調査Ⅰ（森林内放射性物質分布調査）	7
5.1.	目的	7
5.2.	調査地点及び調査スケジュール	7
5.3.	調査方法	10
5.3.1.	空間線量率調査	10
5.3.2.	森林の現存量調査	10
5.3.3.	分析用試料の採取	12
5.4.	結果及び考察	14
5.4.1.	プロット内の空間線量率	14
5.4.2.	森林内の資源の現存量	16
5.4.3.	各部位毎、土壌等の放射性セシウム濃度（Cs-134+Cs-137）	16
5.4.4.	森林内における放射性セシウム分布の変化	24
5.4.5.	森林内の放射性セシウムの蓄積量	25
6.	詳細調査Ⅱ（帰還困難区域等の森林における放射性物質分布調査）	29
6.1.	ア 帰還困難区域等の森林における放射性セシウム濃度の調査	29
6.2.	イ 福島県内で生産されるスギ雄花中の放射性セシウム濃度の調査	36
7.	詳細調査Ⅲ（放射性物質の挙動を予測するための調査）	45
7.1.	森林内における落葉の放射性セシウム濃度の変動分析	45
7.2.	樹木周辺土壌における放射性セシウム分布特性の解析	49
7.3.	外樹皮・内樹皮別の放射性セシウム濃度調査	52
7.4.	植栽樹木による放射性セシウムの移行及び吸収評価とそのメカニズム解析	54
7.5.	小型哺乳類（ノネズミ類及び食虫類）の放射性セシウム	58

7.6. 森林生態系における特用林産物に係る調査	65
7.6.1. 野生きのこの放射性セシウム吸収メカニズムの解明	65
7.6.2. モウソウチク林の放射性セシウム	78
7.7. 下層植生に係る調査	87
7.7.1. 林床のササ等の放射性セシウム濃度の調査	87
7.7.2. 下層植生の放射性セシウム濃度の実態把握	96
7.8. 落葉除去された森林内における空間線量率の継続モニタリング	106
7.9. 水生生物の放射性セシウム動態	112
7.10. 野生山菜の放射性セシウム	114
7.11. 詳細調査 I を補完する放射性セシウム蓄積量調査	118
8. 継続調査結果とりまとめ	122
関連業績	129
補遺 Cs-134 濃度が不検出の場合、Cs-137 濃度から Cs-134 濃度を 推定する理論式について	134

1. 事業の目的

2011年3月に起きた東京電力福島第一原子力発電所事故で放出された放射性物質は、福島県を中心に東日本に降下し、森林及び林産物を汚染した。その結果、シイタケなどのキノコ類、山菜などの林産物に暫定基準を超える放射性物質が検出され、地域の経済に甚大な被害を及ぼしている。原子力発電所の事故では、旧ソビエト連邦のチェルノブイリの事故の調査結果が報告されており、参考情報を得ながら対処方法などが検討されている。しかし、チェルノブイリと日本とでは土壌や植生、環境が異なるため、わが国の環境や生物相を反映した科学的知見を収集する必要がある。

本事業では、森林生態系に沈着した放射性セシウムの分布実態を把握し、これまでの報告との比較から生態系内における放射性セシウムの動態を明らかにすることを目的とする。

2. 調査内容

2.1. 詳細調査Ⅰ 森林内放射性物質分布調査

福島県の川内村、大玉村に設けた調査地、及び旧居住制限区域内に設けた調査地において、森林内の資源の現存量、生長量及び樹木の各部位や土壌等の放射性物質濃度（セシウム134 (Cs-134) 及びセシウム137 (Cs-137)) を測定し、森林内の放射性物質の蓄積量を推定する。

2.2. 詳細調査Ⅱ 帰還困難区域等の森林の放射性物質分布調査

福島県内の空間線量率が比較的高い地域のスギ林9箇所において、樹木の各部位や土壌等の放射性物質濃度 (Cs-134 及び Cs-137) を測定し、放射性物質の分布状況を把握する。それとともに、福島県内16箇所で開催するスギ雄花中の放射性セシウム濃度を調査する。

2.3. 詳細調査Ⅲ 放射性物質の挙動を予測するための調査

森林内の物質循環メカニズムに関連する以下の項目を調査する。

1) 森林内における落葉の放射性セシウム濃度の変動分析

・森林内の放射性セシウムの物質循環量を把握するため、コナラ林及びスギ林においてリターフォール中の落葉の放射性セシウム動態を把握する。

2) 樹木周辺土壌における放射性セシウム分布特性の解析

・樹木周辺で土壌を採取し、放射性セシウムの垂直分布の状況を明らかにする。

3) 外樹皮・内樹皮別の放射性セシウム濃度調査

・養分の経路である内樹皮及び外樹皮の放射性セシウム濃度を調べ、放射性セシウムの挙動を解析し経年変化を明らかにする。

4) 植栽樹木による放射性セシウムの移行及び吸収評価とそのメカニズム解析

・事故後に植栽したヒノキにおいて放射性セシウムの吸収量の評価を行うとともに、カリウム施肥によるセシウム吸収抑制効果を検討する。

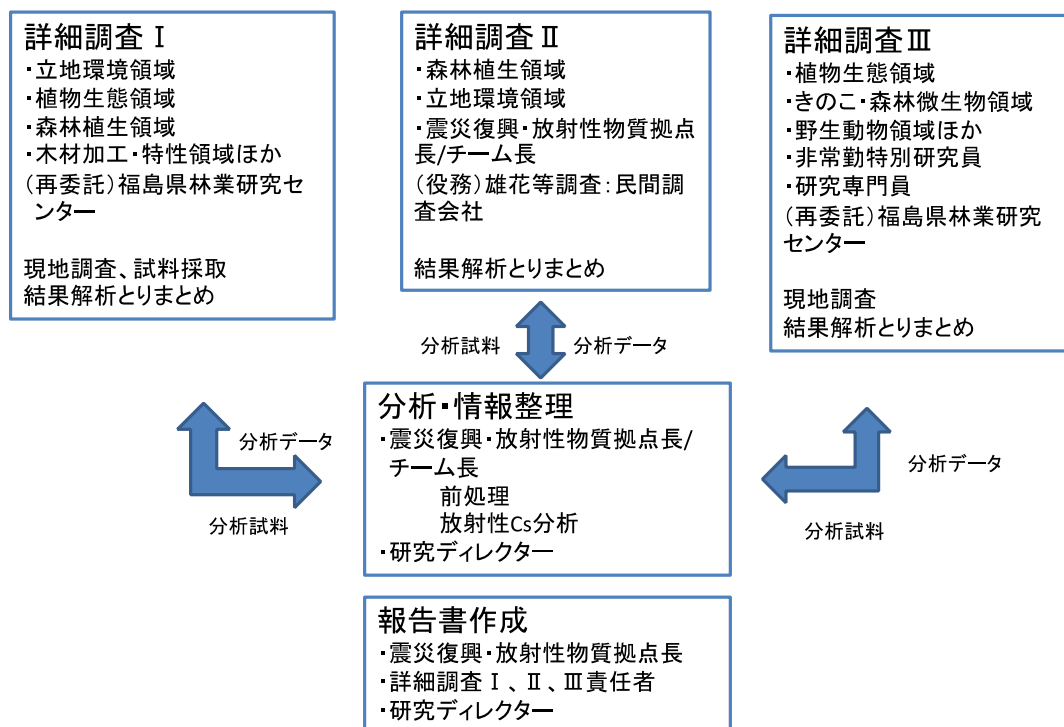
5) 小型哺乳類（野ネズミ類及び食虫類）の放射性セシウム蓄積量調査

- ・地表付近に生息する小型哺乳類は放射能汚染の影響を受けやすいと考えられるため、ノネズミ類や食虫類を採取し、放射性セシウム濃度を測定する。
- 6) 森林生態系における特用林産物に係る調査
- ・きのこ類は放射性セシウムを高濃度に含むものが多いため、空間線量率や放射性セシウムの蓄積が明らかな森林できのこを採取し、放射性セシウム濃度を測定する。
 - ・タケノコの生産量が最も多いモウソウチクから成る竹林において、放射性セシウムの蓄積に関する実態把握を行う。
- 7) 下層植生に係る調査
- ・クマイザサ、ミヤコザサ、スズタケを対象に、ササとその土壤に含まれる放射性セシウムの蓄積量を面積ベースで試算する。
 - ・下層植生（低木、草本、ツル植物）を採取し、その放射性セシウム濃度を測定する。
- 8) 落葉除去された森林内における空間線量率の継続モニタリング
- ・落葉等の除去による効果が長期にわたって維持されているかを調査するため、実証森林内における空間線量率モニタリングを行う。
- 9) 水生生物の放射性セシウム動態
- ・水生昆虫、藻類、リター、砂を採集し、放射性セシウム濃度を測定し放射性セシウム動態を把握する。
- 10) 野生山菜の放射性セシウム
- ・野生山菜中の放射性セシウム濃度の実態を把握するため、経年変化の傾向を明らかにする。また、主要な種で生育地の土壤の交換性カリウムを分析する。
- 11) 詳細調査 I を補完する放射性セシウム蓄積量調査
- ・ヒノキ林における放射性セシウムの分布実態を明らかにするため、原発事故から 8 年経過したヒノキ林において伐倒調査を実施し、放射性セシウムの蓄積量を測定する。

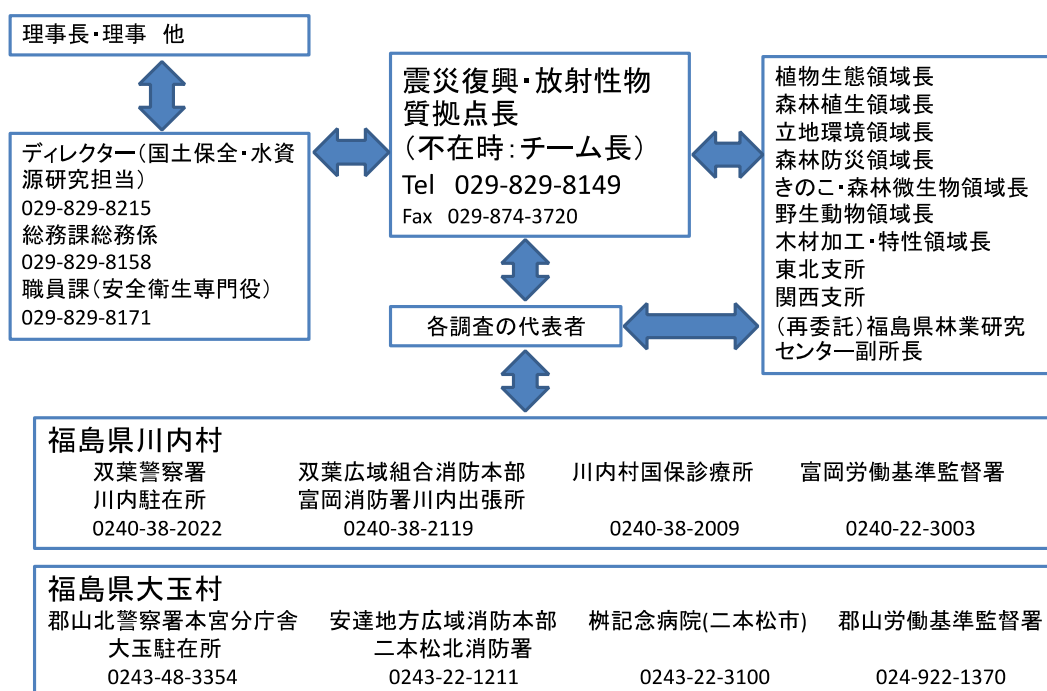
3. 実施体制

3.1. 実施体制の概要

令和元年度森林内における放射性物質実態把握調査事業実施体制



令和元年度事業実施中の緊急時の安全管理体制（連絡先等）



3.2. 担当者

国立研究開発法人森林研究・整備機構 森林総合研究所

研究ディレクター（国土保全・水資源研究担当）		大丸裕武
研究ディレクター（生物多様性・森林被害研究担当）		尾崎研一
研究ディレクター（生物機能研究担当）		山中高史
研究ディレクター（木質資源利用研究担当）		原田寿郎
震災復興・放射性物質研究拠点	拠点長	三浦 寛
震災復興・放射性物質研究拠点	チーム長（環境影響評価担当）	篠宮佳樹
震災復興・放射性物質研究拠点	研究員	坂下 渉 (R1.10～)
震災復興・放射性物質研究拠点	特別研究員	坂下 渉 (～R1.9)
震災復興・放射性物質研究拠点	特別研究員	大前芳美 (R1.12～)
立地環境研究領域	領域長	平井敬三
立地環境研究領域	主任研究員	長倉淳子
立地環境研究領域	研究員	今村直広
森林防災研究領域	主任研究員	安田幸生
植物生態研究領域	領域長	重永英年
植物生態研究領域	チーム長	荒木眞岳
植物生態研究領域	主任研究員	田中憲蔵
森林植生研究領域	領域長	佐藤 保
森林植生研究領域	植生管理研究室長	倉本恵生
森林植生研究領域	主任研究員	星野大介
木材特性研究領域	組織材質研究室長	安部 久
木材特性研究領域	主任研究員	大橋伸太
きのこ・森林微生物研究領域	領域長	服部 力
きのこ・森林微生物研究領域	主任研究員	小松雅史
野生動物研究領域	領域長	岡 輝樹
野生動物研究領域	鳥獣生態研究室長	島田卓哉
樹木分子遺伝研究領域	樹木分子生物研究室長	西口 満
東北支所	主任研究員	齋藤智之
関西支所	チーム長	吉村真由美
福島県林業研究センター	主任研究員	齋藤直彦

4. 調査結果の概要

東京電力福島第一原子力発電所の事故により生じた放射性セシウムによる森林の汚染実態の調査を行った。

調査は川内村の5調査地（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、館山アカマツ林）と大玉村の1調査地（大玉コナラ林）で実施し、空間線量率を測定したほか、森林内の土壌や落葉、樹木の葉や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・蓄積量を推計した。

2019年度における地上高1mの空間線量率は、三ツ石スギ林が0.89 $\mu\text{Sv/h}$ 、三ツ石ヒノキ林が1.14 $\mu\text{Sv/h}$ 、三ツ石コナラ林が0.92 $\mu\text{Sv/h}$ 、金山スギ林が0.41 $\mu\text{Sv/h}$ 、館山アカマツ林が1.20 $\mu\text{Sv/h}$ 、大玉コナラ林は0.11 $\mu\text{Sv/h}$ であり、2018年度の空間線量率に比べ4～10%低下した。

葉の放射性セシウム濃度は、2016年度まで年々減少傾向にあったが、2017年度以降は増減の傾向がはっきりしなくなっている。2019年度の葉の放射性セシウム濃度は前年度に比べてほとんど変化していなかった。枝の濃度は、2019年度には館山アカマツ林で2018年度に比べて19%増加したが、他の調査地では21～47%減少した。樹皮の濃度は2018年度に比べて21%から30%減少した。木材の辺材の濃度は、三ツ石スギ林とヒノキ林、館山アカマツ林では13～42%増加し、三ツ石コナラ林、金山スギ林では4～18%減少した。心材の濃度は、ほとんどの林分では大きな変化は認められなかったが、2012年以来の増加傾向が続いていた金山スギ林で31%減少した。木材の放射性セシウム濃度の変動傾向に変化が現れた可能性がある。

落葉層の放射性セシウム濃度は、2018年度まではすべての調査地で減少傾向が続いていたが、2019年度は三ツ石スギ林、ヒノキ林、金山スギ林で6～14%増加した。土壌は、2018年度までと同様、表層土壌0-5 cmの濃度が最も高く、5 cmより深い層は最大でもその22%以下の濃度で、下層にいくほど低下する傾向を示した。

森林全体の放射性セシウム蓄積量は、大きく増減しながら緩やかに減少している傾向がみられた。部位別の放射性セシウム蓄積量の割合をみると、2011年度から2012年度にかけては土壌の割合が大幅に増え、その他の部位の割合が低下するなど大きな変化を示したが、2012年度以降、2019年度までの変化は小さかった。地上部の葉、枝、樹皮、木材の放射性セシウム蓄積割合は2018年度とほとんど変わらなかった。

スギ雄花の調査では、空間線量率の高い地点では雄花中の放射性セシウム濃度も高いという、これまでと同じような傾向があった。2011年度から継続している調査地で比較すると、放射性セシウム濃度は事故直後の2011年度の5%程度であった。

リターフォール中の放射性セシウム量を測定し、外樹皮及び内樹皮の放射性セシウム濃度の変化傾向を調べた。また、苗木への放射性セシウム移行やカリウム施肥の影響を調べるため、川内村のヒノキ植栽地で調査を実施した。さらに、小型哺乳類、野生きのこ、ササ、モウソウチクなどにおける放射性セシウムの含有状況を測定した。

森林内のさまざまな生物が含有する放射性セシウムの濃度は、それぞれの種により異なっていたが、同一地点で採取した同一種内での経年変化を見ると低下傾向が続いていた。一方で、一部低汚染地域では低下傾向が最近では不明瞭になっている。

5. 詳細調査 I（森林内放射性物質分布調査）

5.1. 目的

東京電力福島第一原子力発電所事故から約半年後の 2011 年 8～9 月にかけて、福島県内の森林における放射能汚染の実態調査を行った。その結果、放射性セシウムは樹木の葉や枝、林床の落葉層、表層土壌（0-5 cm）に存在し、材内部や事故後に伸長した葉及び 5 cm 以深の土壌の濃度は低かった（林野庁，2011；参考文献 1）。その後の放射性セシウムの分布の変化を見るため、1 年後の 2012 年 8～9 月に同一地点で継続調査を行った。その結果、地上部や落葉層の放射性セシウム割合が減少し、深さ 0-5 cm の表層土壌の放射性セシウムの割合が増加していた。上記の分布変化は、雨による洗脱やリターの脱落・分解によって地上部や落葉層に蓄積された放射性セシウムが表層土壌に移行したためと考えられた（林野庁，2013；参考文献 2）。さらに 2013 年 8～9 月と 2014 年 7～9 月、2015 年 8～9 月、2016 年 8～9 月、2017 年 8 月、2018 年 8～9 月に継続調査を行った結果、各部位の放射性セシウムの濃度や分布は前年から大きくは変化していなかった（林野庁，2014；参考文献 3、林野庁，2015；参考文献 4、林野庁，2016；参考文献 5、林野庁，2017；参考文献 6、林野庁，2018；参考文献 7、林野庁，2019；参考文献 8）。本調査では引き続き同一調査地において調査を行い、森林内の放射性セシウムの分布状況の変化を明らかにすることを目的とする。

5.2. 調査地点及び調査スケジュール

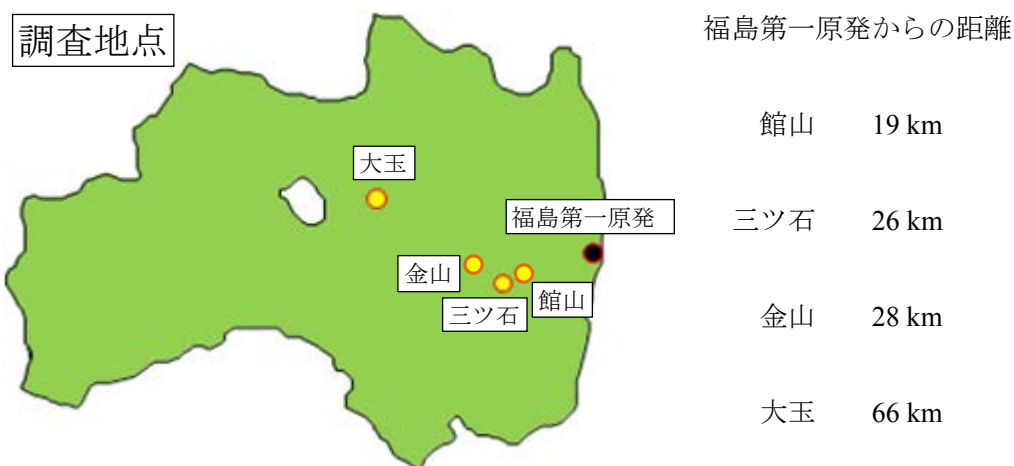


図 5-1 調査地の位置と原子力発電所からの距離

調査は 2011 年度に設定した福島県内の 2 箇所（三ツ石、大玉）、2012 年度に設定した 1 箇所（金山）、2017 年度新たに設定した 1 箇所（館山）の調査地で行った（図 5-1）。三ツ石調査地は東京電力福島第一原子力発電所から 26 km の調査地であり、調査林分は 51 年生スギ人工林、34 年生ヒノキ林、34 年生落葉広葉樹林（以後コナラ林とする）である。金山調

査地は 63 年生のスギ人工林、館山調査地は 53 年生のアカマツ人工林である。大玉調査地は原発から 66 km に位置し、調査林分は 51 年生落葉広葉樹・アカマツ混交林（以後コナラ林とする）である。なお、大玉試験地のコナラ林はアカマツ植栽地であるが、植林後に広葉樹が侵入し、広葉樹の密度が高い林分である。

表 5-1 調査地の所在地と調査期間

調査地	林相	所在地	調査期間	面積
館山	アカマツ林	福島県双葉郡川内村下川内（磐城 森林管理署管内館山国有林 632 林 班ぬ小班）	2019 年 8 月 28 日 ～8 月 29 日	0.24 ha (30×80 m)
三ツ石	スギ林	福島県双葉郡川内村下川内（磐城 森林管理署管内岡山国有林 623 林 班ほ小班）	2019 年 8 月 21 日 ～8 月 22 日 2019 年 8 月 29 日	0.16 ha (20×80 m)
	ヒノキ林	福島県双葉郡川内村下川内 (川内村村有林)	2019 年 8 月 21 日 ～8 月 22 日 2019 年 8 月 29 日	0.10 ha (20×50 m)
	コナラ林	福島県双葉郡川内村上川内 (川内村村有林)	2019 年 8 月 21 日 ～8 月 22 日 2019 年 8 月 29 日	0.06 ha (20×30 m)
金山	スギ林	福島県双葉郡川内村上川内 (川内村村有林)	2019 年 8 月 20 日 ～8 月 21 日 2019 年 8 月 28 日	0.12 ha (40×30 m)
大玉	コナラ林	福島県安達郡大玉村玉井（福島森 林管理署管内前ヶ嶽外国有林 4 林 班い 4 小班）	2019 年 7 月 31 日 ～8 月 1 日 2019 年 9 月 3 日 ～9 月 4 日	0.24 ha (30×80 m)



写真 5.-1 館山調査地のアカマツ林

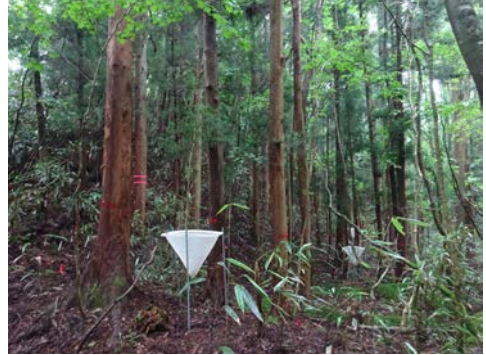


写真 5.-2 三ツ石調査地のスギ林



写真 5.-3 三ツ石調査地のヒノキ林



写真 5.-4 三ツ石調査地のコナラ林



写真 5.-5 金山調査地のスギ林



写真 5.-6 大玉調査地のコナラ林

5.3. 調査方法

5.3.1. 空間線量率調査

空間線量率は、プロット内の 10 m 毎の格子点において、NaI(Tl)シンチレーション式サーベイメータを用いて地上高 1 m と 10 cm で測定した。測定値は開始から 30 秒以上経過してサーベイメータの表示が安定するのを待ってから記録した。

5.3.2. 森林の現存量調査

館山、三ツ石、金山、大玉の各調査地に設定した固定プロット（表 5-1）において、林冠木（胸高直径が 10 cm 以上の生立木）の毎木調査を行い、現存量及び成長量を推定した。一部調査地では、林冠木に加え、胸高直径が 10 cm 未満の個体（以後小径木と呼ぶ）と林床植生（草本・木本類、高さ 1.3 m 未満）を対象に現存量調査を行い、林分レベルの放射性セシウム蓄積量を推定した。現存量の推定方法は、梶本ほか（2014；参考文献 9）に従い、以下のとおり調査地共通の手法を用いて行った。

（1）樹木の現存量推定

樹木の地上部現存量は、幹、枝、葉に区分し、幹はさらに樹皮、心材、辺材の 3 部位に分けて推定した（図 5-2）。そのうち枝と葉の現存量は、既存の資料（京都議定書国別報告用に収集された調査データ等）をもとに樹種別（スギ、アカマツ、ヒノキ、落葉広葉樹）に胸高直径（DBH）を変数とした枝重、葉重（乾燥重量）それぞれのアロメトリー式（ $w = a \text{DBH}^b$ ； a 、 b は係数）を作成し推定した。なお、落葉広葉樹の推定式の作成には、既存資料（林野庁の未公開資料）のコナラ、ミズナラ、クリ他 10 数種を含む伐倒木データを使用した（梶本ほか，2014；参考文献 9）。幹の現存量は、①プロット内の各個体の幹材積を計算し、②樹皮・心材・辺材の容積比（全幹材積に占める容積の割合）を用いて各部位の材積を求め、③各部位の容積密度（乾重／材積）を乗じて乾燥重量に換算する手順で推定した。上記の推定方法を数式で表すと、[幹各部位の現存量] = [幹材積] × [各部位の容積比] × [容積密度] である。なお、幹材積の計算には、DBH と樹高（H）を変数とする樹種（スギ、アカマツ、ヒノキ、落葉広葉樹）及び直径階別に調整された材積計算式（細田ほか，2010；参考文献 10）を用いた。ただし、樹高（H）はプロットの全個体について測定していないため、一部個体（20～30 本）の測定データから直径と樹高（DBH-H）の関係式を導き、その推定値を幹材積の計算に使用した。部位別の容積比と容積密度の値には、後述するように各プロットの伐倒木（3 本）の円板試料等で得られた平均値を用いた（5.3.3.参照）。また、伐倒調査を行っていない三ツ石、金山の調査地では、容積比、容積密度が求められないため、2016 年度と同じ値を使用した。

（2）小径木の現存量推定

小径木の現存量は、幹・枝合計と葉の 2 つの部位に分けて推定した（図 5-2）。小径木の

毎木調査は、固定プロット内を 10 m×10 m のサブプロットに区分し、そのうち対角線上の両隅に位置する 2 つのサブプロットを対象に、樹種を判別して直径 (DBH) を測定した。各個体の幹・枝合計重と葉重は、(1) と同様、胸高直径を変数とするアロメトリー式をそれぞれ作成して推定した。各式の作成には、冷温帯落葉広葉樹林で得られた伐倒木の資料を用いた (広葉樹 13 種、DBH<10 cm の個体のみ 31 本選別) (小見山ほか, 2002 ; 参考文献 11)。今年度は大玉コナラ林のみ小径木の毎木調査を行い、他の調査地の小径木の現存量は前年度と同じ値を用いた。

(3) 林床 (下層) 植生の現存量推定法

各固定プロット内に、方形枠 (1 m×1 m) をランダムに 5 個ずつ設置し、草本・木本を区別せずに地上部の生きた植物体部分をすべて刈り取り、採取した。採取試料は、葉や枝などの部位に区別せずに乾燥重量を測定した。各調査地の現存量は、これら 5 方形枠の平均乾燥重量として算出した。

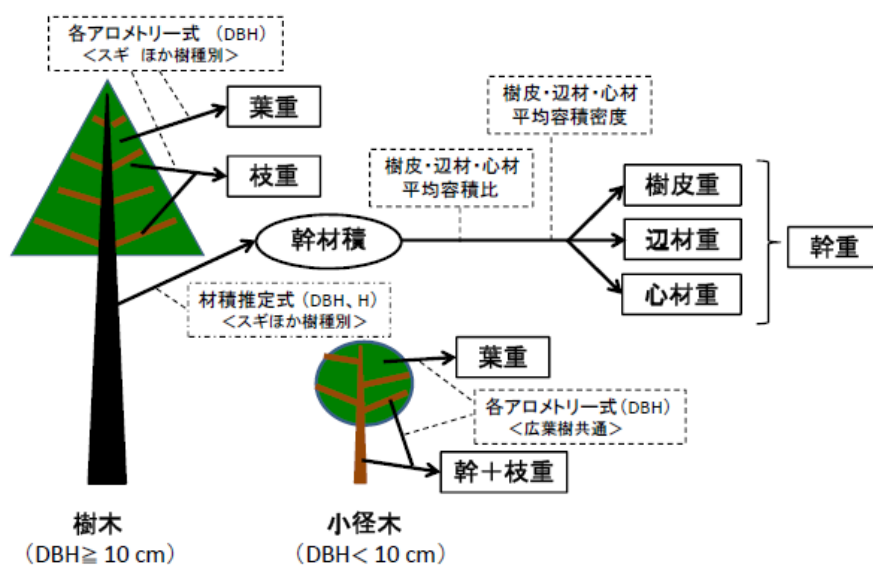


図 5.-2 樹木個体の部位別現存量の推定手順

重さはすべて乾燥重量を示す。

5.3.3. 分析用試料の採取

落葉層及び土壌の採取は、館山アカマツ林、三ツ石スギ林、金山スギ林、大玉コナラ林の各調査プロット内の12地点、三ツ石ヒノキ林、三ツ石コナラ林では各調査地6地点で行った(写真5.-7)。落葉層は方形枠(25 cm×25 cm)を用いて枠内のすべての堆積有機物を採取した。土壌は落葉層の採取地点で採土円筒(Daiki、高さ5 cm、内径11 cm)を用いて採取した。表層0-5 cmの土壌は全ての地点で、5-10、10-15、15-20 cm深の土壌は4地点で採取した。

三ツ石スギ林、金山スギ林、三ツ石ヒノキ林、三ツ石コナラ林の調査地での樹皮、幹材の採取は、各調査プロット内において調査木として選定した大きさの異なる樹木12~13本の中から、6本を今年度の対象木として選定し、地上部において樹皮を採取した後、成長錐を用いて材を採取した。葉、枝の採取は、枝・葉が採取可能な4~6本を選定し(一部、成長錐を採取した樹木と同じものを含む)、一本梯子や高枝切はさみを用いて樹冠の上下層(スギ、ヒノキ)もしくは全層(コナラ)から採取した。枝・葉の採取木には、樹皮、幹材を採取した対象木が少なくとも1本含まれるようにした。館山アカマツ林と空間線量率の低い大玉コナラ林では、各調査プロットの周辺で大きさの異なる樹木3本(大・中・小)を選定し、地際部で伐倒したあと、葉、枝、樹皮、幹材を採取した。幹については、上述のとおり(5.3.2.)、樹皮・心材・辺材に分けた現存量を推定する手順上それぞれの容積比と容積密度を求める必要があるため、地際部、高さ2.5 mと4.5 m、さらに上部は3 m(または4 m)ごとの高さで円板を採取し、樹皮の厚さ、心材、辺材の各直径を測定した。放射性セシウム濃度の枝葉の分析用試料は、樹冠の上、中、下層のそれぞれから枝を数本ずつサンプリングし、枝と葉に区分した後に各層で混ぜてから(写真5.-8)、各1 kg(生重)程度採取した。

小径木については、樹木と同様、各固定プロットの周辺で落葉広葉樹を数種類、調査地あたり合計9~22本を選定し、高枝切はさみを用いて、幹(枝込み)と葉の分析試料を採取した。幹・枝合計の試料は、太さが異なる様々な部分から偏りなく採取・混合し、樹皮や心材、辺材に区別せずに放射性セシウム濃度の分析に供した。また林床植生は、5つの方形枠(1 m×1 m)で採取した試料を、草本や木本、また葉や木部などに区別せずまとめて放射性セシウム濃度の分析に供した。

幹の採取については、三ツ石と金山調査地では、地上高1.3 mにおいて樹幹の4方向から約3 cm×3 cmの正方形に樹皮をノミで採取し(写真5.-9)、その後2方向から成長錐(内径12 mm)を用いて木材を採取した(写真5.-10)。館山と大玉調査地では、伐採現場のシート上で内樹皮を含めた樹皮をまず剥いで、樹皮試料を偏りなく全周から必要量採取後、厚さ約5 cmの円板を数枚採取した。円板の採取枚数は、粉碎後の辺材及び心材の量が分析必要量(2 L)に達するよう円板の心材幅と辺材幅から決定した。



写真 5-7 落葉層と土壌の採取



写真 5-8 葉の採取



写真 5-9 ノミを用いた樹皮の採取



写真 5-10 成長錐を用いた木材の採取

伐倒して採取した樹皮は森林総合研究所の実験室で 5 cm×5 cm 程度に細断し、円板は鉋で辺材と心材に分けてからカッティングミルで粉碎し、2L マリネリ容器に充填した。伐倒せずに採取した樹皮はハサミで 1 cm×1 cm 程度に細断し（写真 5-11）、成長錐で採取した木材コアは辺材と心材に分けてから厚さ 2 mm 程度の半円に細分化し（写真 5-12）、100 mL 容量の U-8 容器に充填した。以上の試料は乾燥重量を求めた後、放射性セシウム分析に供した。また、伐倒した個体を対象とし、高さ 2.5 m 及び 4.5 m から採取した試料を用いて樹皮、辺材及び心材の容積密度を測定した。

落葉、土壌、葉及び枝は乾燥・粉碎の処理を行った後、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法で Cs-134、Cs-137 を定量した。部位別の放射性セシウム蓄積量は、単位面積当たりの落葉、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た。

今年度の放射性セシウム濃度は 2019 年 9 月 1 日を基準として減衰補正した。また比較に用いた 2011～2018 年度の値は各年の 9 月 1 日を基準として補正したものである。Cs-134 が不検出の場合は、2011 年 3 月 15 日時点の Cs-134 濃度と Cs-137 濃度の比を 1 : 1 とし（Buessler et al., 2011 ; 参考文献 12）、物理的半減期を用いた減衰に基づく理論的な推定式から、計算された Cs-134 濃度と Cs-137 濃度の比を用いて、各年 9 月 1 日時点の Cs-137 濃

度から Cs-134 濃度を推定した。



写真 5.-11 細分化した樹皮試料



写真 5.-12 細分化した木材コア試料

5.4. 結果及び考察

5.4.1. プロット内の空間線量率

2019 年 7～9 月に行った各調査プロットの空間線量率は、前年比で 90～96%に減少していた (表 5.-2)。2011 年の事故当時の事故由来の Cs-134 と Cs-137 の濃度比が 1 : 1 だったと仮定すると、放射性セシウムに起因する空間線量率の物理的減衰による減少は、2019 年では前年比約 92%と推計される。したがって各調査林分内の空間線量率はほぼ物理的減衰にしかたがって減少していると考えられる。上述のように福島県内の森林では空間線量率の減少が確実に認められるものの、依然として事故による放射性セシウムの影響を受けており、今後も林分内の空間線量率の変化を注視していく必要がある。また、2017 年度から調査を開始した館山アカマツ林は、地上高 1 m における空間線量率が 1.20 μ Sv/h であり、一昨年度及び昨年度に続き全調査林分の中で最も高い空間線量率を示した。

表 5-2 2011～2019 年の地上高 1 m と 10 cm の空間線量率 (μSv/h) の平均 (標準偏差) の比較

年	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		大玉コナラ林	
	1m	10cm	1m	10cm	1m	10cm	1m	10cm	1m	10cm	1m	10cm
2011	-	-	3.05 (0.42)	3.41 (0.62)	-	-	-	-	-	-	0.33 (0.02)	0.38 (0.03)
2012	-	-	3.01 (0.54)	3.44 (0.86)	3.70 (0.22)	4.18 (0.45)	3.16 (0.09)	3.79 (0.22)	1.29 (0.39)	1.69 (0.54)	0.30 (0.02)	0.35 (0.02)
2013	-	-	2.47 (0.48)	2.82 (0.67)	3.09 (0.27)	3.50 (0.61)	2.46 (0.16)	2.72 (0.24)	1.05 (0.33)	1.22 (0.40)	0.23 (0.02)	0.26 (0.02)
2014	-	-	1.79 (0.36)	2.04 (0.50)	2.23 (0.21)	2.52 (0.36)	1.73 (0.10)	1.87 (0.14)	0.78 (0.26)	0.87 (0.31)	0.20 (0.01)	0.22 (0.02)
2015	-	-	1.41 (0.29)	1.68 (0.45)	1.85 (0.16)	2.29 (0.32)	1.40 (0.08)	1.59 (0.11)	0.59 (0.20)	0.68 (0.24)	0.16 (0.01)	0.18 (0.01)
2016	-	-	1.25 (0.26)	1.46 (0.38)	1.59 (0.14)	1.90 (0.21)	1.18 (0.07)	1.39 (0.16)	0.58 (0.20)	0.66 (0.22)	0.14 (0.01)	0.15 (0.01)
2017	1.50 (0.17)	1.73 (0.27)	1.06 (0.22)	1.26 (0.32)	1.42 (0.15)	1.64 (0.29)	1.07 (0.05)	1.29 (0.16)	0.50 (0.15)	0.54 (0.19)	0.12 (0.01)	0.13 (0.01)
2018	1.30 (0.15)	1.48 (0.22)	0.98 (0.21)	1.13 (0.28)	1.26 (0.13)	1.47 (0.23)	1.00 (0.09)	1.19 (0.18)	0.46 (0.15)	0.54 (0.19)	0.12 (0.01)	0.13 (0.01)
2019	1.20 (0.13)	1.40 (0.21)	0.89 (0.17)	1.03 (0.25)	1.14 (0.11)	1.35 (0.26)	0.92 (0.07)	1.14 (0.18)	0.41 (0.14)	0.49 (0.17)	0.11 (0.01)	0.12 (0.01)
2012/2011	-	-	99%	101%	-	-	-	-	-	-	91%	92%
2013/2012	-	-	82%	82%	84%	84%	78%	72%	81%	72%	76%	74%
2014/2013	-	-	73%	72%	72%	72%	70%	69%	75%	71%	87%	86%
2015/2014	-	-	79%	83%	83%	91%	81%	85%	76%	78%	83%	83%
2016/2015	-	-	88%	87%	86%	83%	84%	87%	97%	96%	84%	82%
2017/2016	-	-	85%	86%	90%	87%	91%	93%	87%	82%	89%	88%
2018/2017	87%	86%	93%	90%	89%	89%	93%	93%	90%	100%	95%	99%
2019/2018	92%	94%	90%	91%	90%	92%	92%	96%	90%	90%	93%	93%

空間線量率は調査プロットの 10 m×10 m の格子点において、地上高 1 m 及び 10 cm で測定し
 平均値 (標準偏差) で示した。

5.4.2. 森林内の資源の現存量

2019年度の三ツ石調査地のスギ林、ヒノキ林、コナラ林の地上部現存量は、それぞれ195.5 Mg/ha、215.2 Mg/ha、106.1 Mg/haであり、前年比4.7～6.7%増加していた（図5-3）。金山スギ林、館山アカマツ林、大玉コナラ林の地上部現存量は、それぞれ313.3 Mg/ha、148.9 Mg/ha、145.7 Mg/haであり、金山スギ林と館山アカマツ林それぞれにおいて前年比で2.4%と4.1%増加していた（図5-4）。各部位の構成割合は調査期間を通じてあまり変化がなく、スギ林の葉量は地上部現存量の9～11%を占め、アカマツ林やコナラ林の3～7%に比べて葉の割合が高かった。また材部における心材の割合はアカマツ林で最も大きかった。

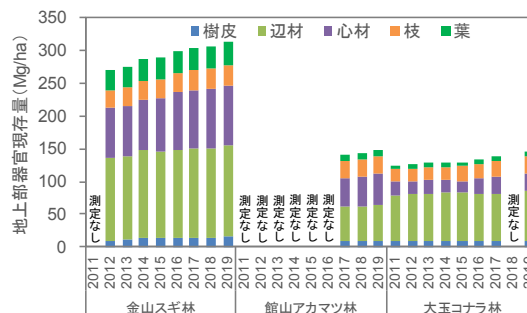
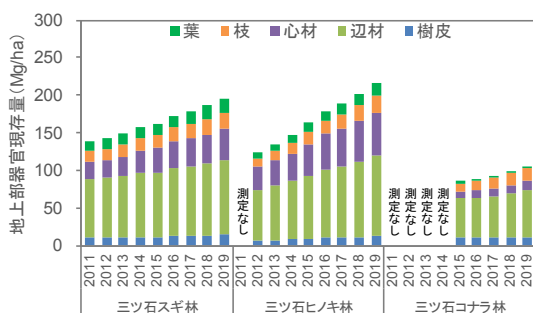


図 5-3 三ツ石調査地の各調査林分の地上部現存量

図 5-4 金山スギ林、館山アカマツ林、大玉コナラ林の地上部現存量

5.4.3. 各部位毎、土壌等の放射性物質濃度（Cs-134、Cs-137）

(1) 汚染度の異なるスギ林2調査地（三ツ石、金山）における部位別放射性セシウム濃度の比較

2012年度及び今年度のスギ林2調査地の部位別の放射性セシウム濃度と空間線量率の関係について見てみると、調査地の空間線量率が高いほど各部位の放射性セシウム濃度が高い傾向が認められた（図5-5）。2012年度と2019年度の比較を三ツ石スギ林について見てみると、空間線量率の減少に伴い、全ての部位の放射性セシウム濃度が減少していた。一方、金山スギ林では時間経過に伴う空間線量率の減少に応じた葉、樹皮の放射性セシウム濃度の減少がみられたのに対し、材と土壌の放射性セシウム濃度は増加しており、三ツ石スギ林との違いが認められた。

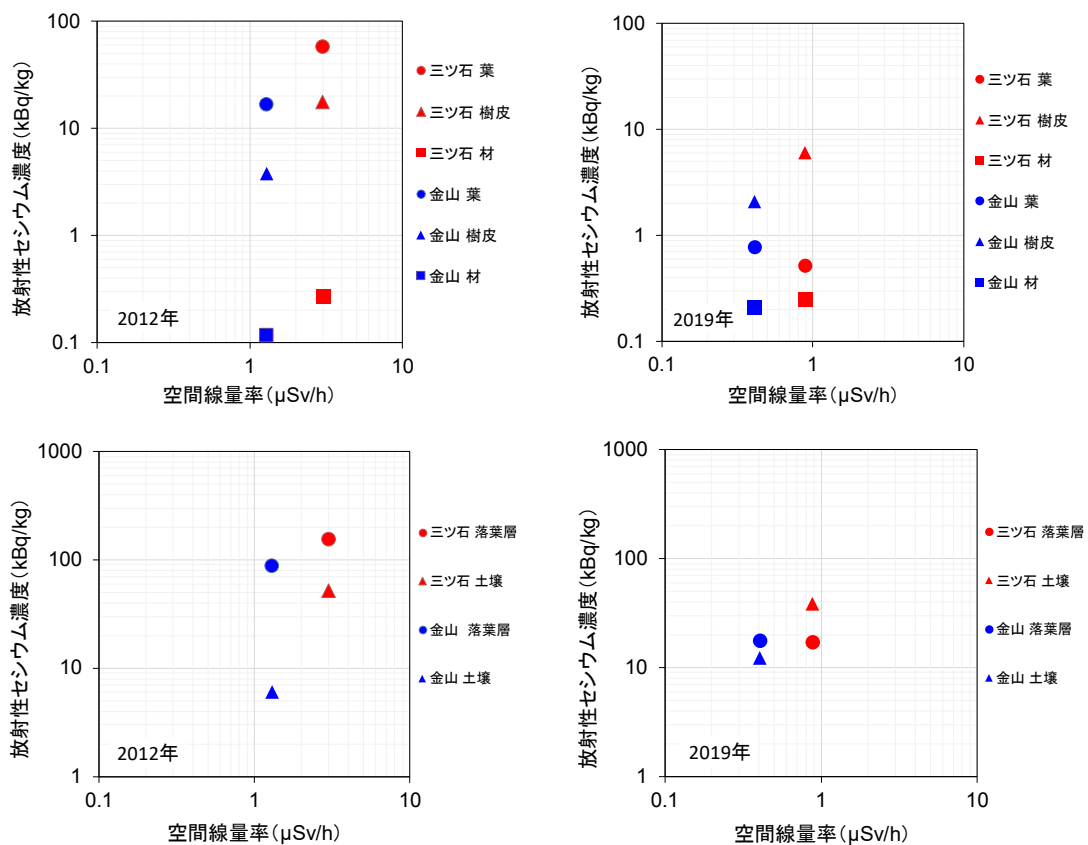


図 5-5 スギ林 2 調査地における空間線量率 (横軸、 $\mu\text{Sv/h}$) と部位別放射性セシウム濃度 (縦軸、 kBq/kg) の関係の変化

材は辺材と心材の濃度の平均値とした。土壌は最表層 (深さ 0-5 cm) の値を用いた。

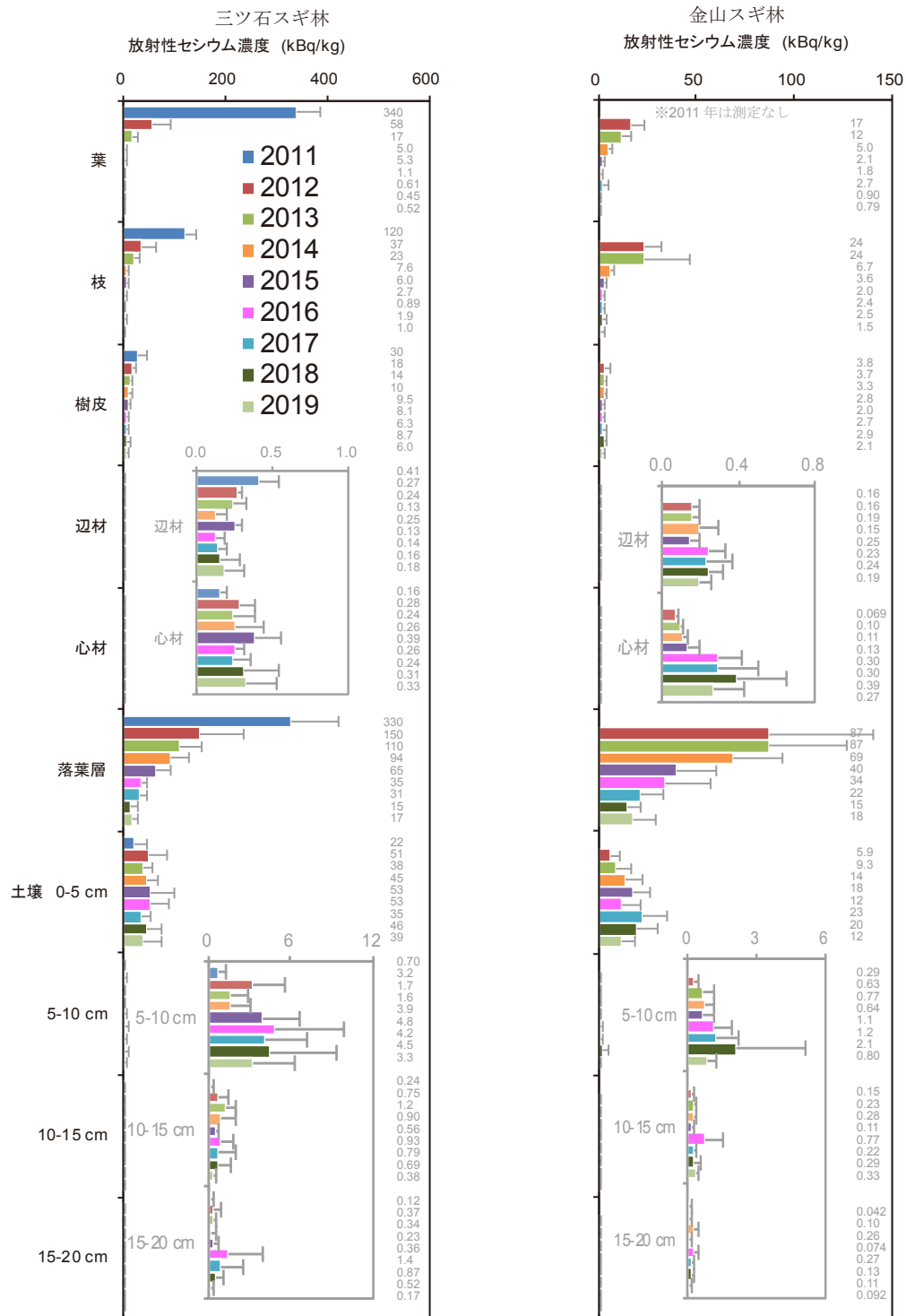


図 5-6 三ツ石・金山の2調査地のスギ林における部位別放射性セシウム濃度の測定結果
横棒と誤差棒はそれぞれ平均値と標準偏差を表す。各部位の平均値(kBq/kg、有効数字2桁)
を横棒の右に示した。

2019年度の葉の放射性セシウム濃度は、三ツ石、金山の順に（以後ほかの部位の値も同じ順で示す）0.52 kBq/kg、0.79 kBq/kgであり、昨年を引き続き金山の濃度が高かった（図5.-6）。2018年度から2019年度にかけて三ツ石では2割増加し、金山では1割減少した。2019年度に測定した枝の放射性セシウム濃度は、2調査地でそれぞれ1.0 kBq/kg、1.5 kBq/kg、また樹皮は6.0 kBq/kg、2.1 kBq/kgであった。2018年度から2019年度にかけて、枝の放射性セシウム濃度は三ツ石で5割減少、金山で4割減少し、樹皮は三ツ石、金山共に3割減少した。時間経過に伴う濃度変化は、枝葉に比べ、樹皮は緩やかに減少しており、2019年度では上記3部位の中で樹皮の濃度が最も高くなっている。

2019年度の辺材の放射性セシウム濃度はそれぞれ0.18 kBq/kg、0.19 kBq/kg、心材では0.33 kBq/kg、0.27 kBq/kgであった。2018年度から2019年度にかけて、辺材の放射性セシウム濃度は三ツ石で1割増加、金山で2割減少し、心材の放射性セシウム濃度は三ツ石で1割増加、金山で3割減少した。

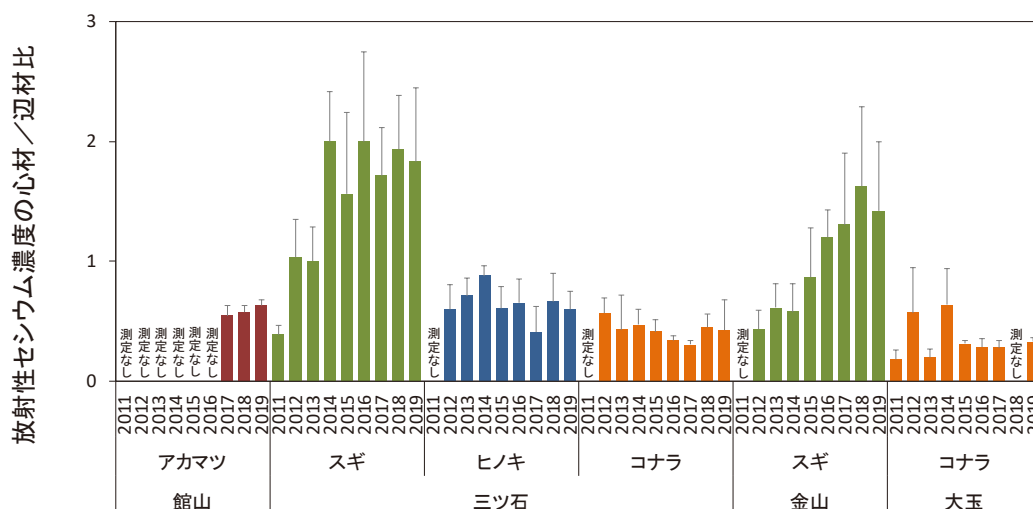


図 5.-7 心材と辺材の放射性セシウム濃度比

縦棒は平均値、誤差棒は標準偏差を示した。

心材／辺材の放射性セシウム濃度比（図 5.-7）を見ると、三ツ石のスギ林では、2011年度から2014年度まで顕著な増加傾向が見られたが、2015年度頃から2019年度にかけて濃度比の増加はほとんど見られなかった。スギでは辺材より心材でセシウム濃度が高くなるのが様々な研究で明らかになっている。本結果でも同様の傾向が見られたと考えられる。一方、金山スギ林では2012年度から2018年度にかけて濃度比の増加傾向が続いていたが、今年度の濃度比は昨年度よりも小さい値を示した。今年度の調査結果から、三ツ石スギ林と同様、金山スギ林でも心材／辺材の濃度比の時間変化が今後緩やかになることが予想されるが、その検証のためには調査を継続する必要がある。

2019年度の落葉層の放射性セシウム濃度は三ツ石、金山それぞれ17 kBq/kg、18 kBq/kgであった（図 5.-6）。2018年度から2019年度にかけて三ツ石と金山共に1割増加した。2011

年度あるいは2012年度から2019年度にかけての8年間あるいは7年間で、三ツ石では9.5割減少、金山では8割減少したことになる。2019年度の最表層土壌(0-5 cm)の放射性セシウム濃度は39 kBq/kg、12 kBq/kgであった。2011年度から2012年度にかけて、三ツ石の最表層土壌では2倍以上濃度が増加した。2012年度以降、その濃度は35~53 kBq/kgの範囲内で増減しているものの、長期的な増加もしくは減少の傾向は確認されなかった。一方、金山では、2012年度から2015年度にかけて濃度が増加する傾向が続いていたが、2015年度以降は三ツ石と同様、長期的な増減の傾向は見られなかった。2019年度は三ツ石で2割濃度が減少し、金山で4割減少したが、おおむね近年の濃度変化の範囲内での変化であった。

(2) 汚染度の異なるコナラ林の2調査地における部位別放射性セシウム濃度の比較

汚染度の異なる三ツ石コナラ林、大玉コナラ林の放射性セシウム濃度を調べた結果、2019年度の葉ではそれぞれ5.6 kBq/kg、0.13 kBq/kgであった(図5-8)。2011年度もしくは2012年度から2019年度にかけて、三ツ石では5.6~10 kBq/kgの範囲で、大玉では0.13~0.58 kBq/kgの範囲で変動し、両方の調査地において今年度の葉の放射性セシウム濃度がこれまでの調査の中で最も低い値を示した。2019年度の枝及び樹皮の放射性セシウム濃度は、三ツ石で2.4 kBq/kgと9.7 kBq/kg、大玉で0.068 kBq/kgと0.28 kBq/kgであり、葉と同様、2019年度の結果がこれまでの調査の中で最も低い値であった。

辺材の放射性セシウム濃度は、三ツ石コナラ林、大玉コナラ林でそれぞれ1.2 kBq/kg、0.017 kBq/kgであり、昨年度から三ツ石の辺材の放射性セシウム濃度はほとんど変化していなかった。心材の放射性セシウム濃度はそれぞれ0.51 kBq/kg、0.0056 kBq/kgであり、三ツ石では前年比で1割減少した。大玉の辺材の放射性セシウム濃度は、2017年度の4割以下に減少していた。

三ツ石コナラ林、大玉コナラ林における落葉層の放射性セシウム濃度はそれぞれ31 kBq/kg、1.1 kBq/kgであった。落葉層の放射性セシウム濃度の年変化は、2018年度から2019年度にかけて、三ツ石コナラ林で2割ほど減少した。2011年度もしくは2012年度から2019年度までの落葉層の放射性セシウム濃度は、三ツ石、大玉共に9割以上低下したことになる。一方、2019年度の最表層土壌(0-5 cm深)の放射性セシウム濃度はそれぞれ12 kBq/kg、2.8 kBq/kgであり、三ツ石では前年比の約5割濃度が減少した。

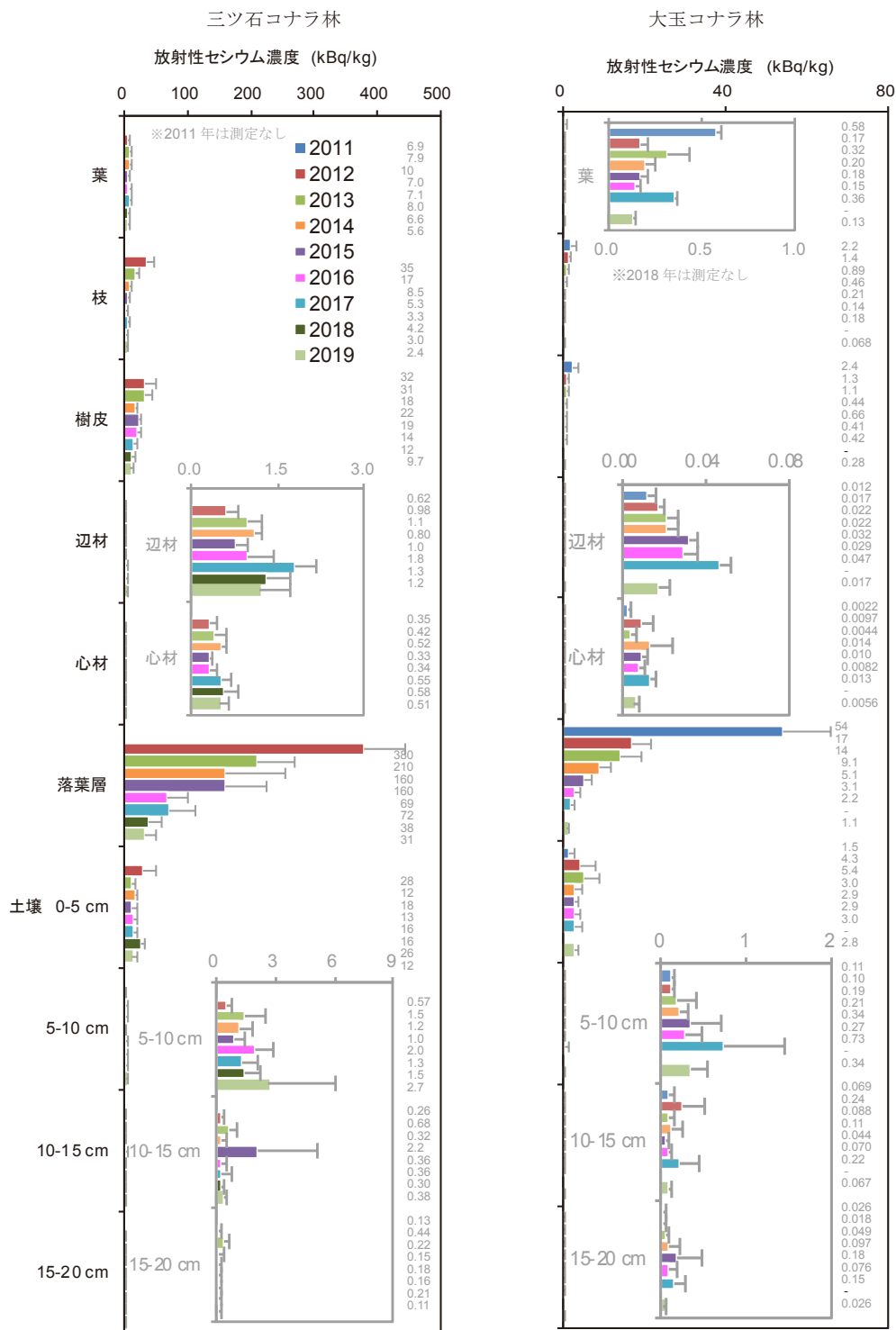


図 5.-8 三ツ石・大玉の 2 調査地のコナラ林における部位別放射性セシウム濃度の測定結果
横棒と誤差棒はそれぞれ平均値と標準偏差を表す。各部位の平均値 (kBq/kg、有効数字 2 桁) を横棒の右に示した。

(3) 樹種別の部位別放射性セシウム濃度の比較

空間線量率が同程度の三ツ石ヒノキ林と館山アカマツ林について調べた結果、2019年度の葉の放射性セシウム濃度はそれぞれ2.8 kBq/kg、3.1 kBq/kgであり、アカマツ林の方が高かった(図5-9)。一方、枝及び樹皮の放射性セシウム濃度は三ツ石ヒノキ林で2.0 kBq/kgと11 kBq/kg、館山アカマツ林で1.7 kBq/kgと8.5 kBq/kgであり、いずれもヒノキ林の方が高かった。辺材及び心材の放射性セシウム濃度は、三ツ石ヒノキ林で0.90 kBq/kgと0.54 kBq/kg、館山アカマツ林で0.41 kBq/kgと0.26 kBq/kgであった。上述の結果から、部位別の放射性セシウム濃度は、葉を除く、全ての部位でアカマツ林よりもヒノキ林の方が高い値を示した。

三ツ石ヒノキ林と館山アカマツ林の落葉層の放射性セシウム濃度はそれぞれ98 kBq/kgと22 kBq/kgであり、ヒノキ林の方が4倍以上高かった。一方、土壌(0-5 cm深)について見てみると、三ツ石ヒノキ林で31 kBq/kg、館山アカマツ林で49 kBq/kgであり、ヒノキ林よりもアカマツ林の方が高い濃度を示した。アカマツ林において、地上部の各部位別の放射性セシウム濃度が他の樹種よりも低くなる傾向は、2016年度の大玉試験地のアカマツ林でも認められている(林野庁,2017:参考文献6)。したがって、葉を除いた枝、樹皮、辺材、心材の放射性セシウム濃度が三ツ石ヒノキ林よりも館山アカマツ林で低かった傾向は、アカマツの樹種特性を反映していると考えられる。

(4) 小径木及び林床植生の放射性セシウム濃度

2019年度の小径木(ミズキ、リョウブなど)の放射性セシウム濃度は、館山、三ツ石、大玉でそれぞれ、葉では24 kBq/kg、3.0 kBq/kg、0.23 kBq/kg、枝では5.2 kBq/kg、1.1 kBq/kg、0.14 kBq/kgであった。三ツ石のスギの枝葉と比べると、小径木の方が枝葉共に放射性セシウム濃度が高かった。林床植生の放射性セシウム濃度は、館山アカマツ林、三ツ石スギ林、三ツ石コナラ林、大玉コナラ林でそれぞれ3.9 kBq/kg、0.61 kBq/kg、4.6 kBq/kg、0.062 kBq/kgであり、三ツ石コナラ林を除き、全ての調査地の林床植生の放射性セシウム濃度は小径木の葉よりも低かった。

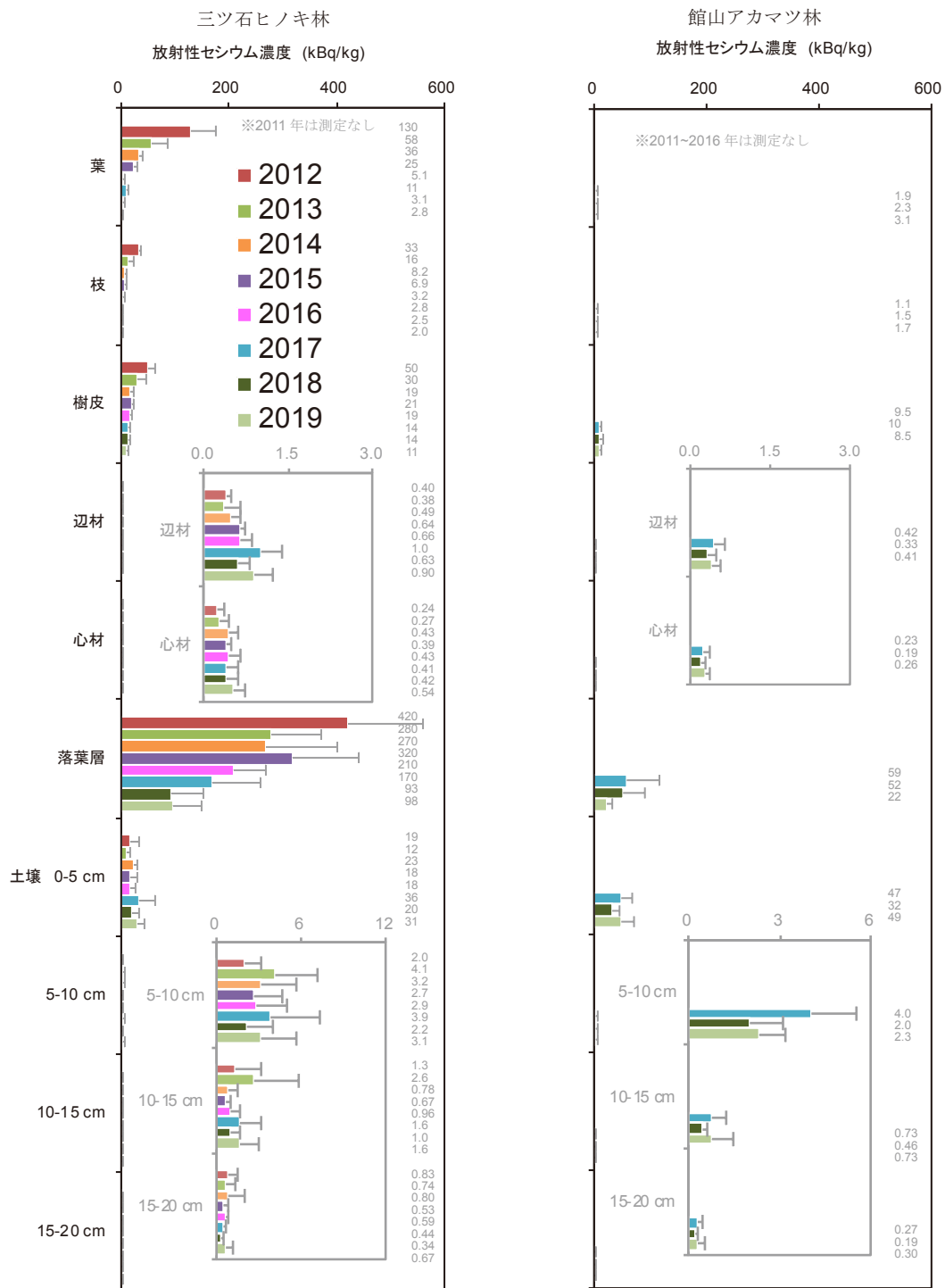


図 5.9 三ツ石調査地におけるヒノキと館山調査地におけるアカマツの部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg) の比較

横棒と誤差棒はそれぞれ平均値と標準偏差を表す。各部位の平均値(kBq/kg、有効数字2桁)を横棒の右に示した。

5.4.4. 森林内における放射性物質分布の変化

放射性セシウムの部位別の濃度変化は、雨によるセシウムの洗脱や、セシウムを含む組織の脱落や分解、樹体内でのセシウムの転流、樹木表面及び根によるセシウム吸収などによって引き起こされると考えられる。スギやヒノキといった針葉樹では、2011年度以降、葉の放射性セシウム濃度が指数関数的に減少している。今年度の調査結果を前年の値と比較すると、葉の放射性セシウム濃度はほとんど変化していないことが分かった。事故後初期は雨による洗脱や落葉により汚染された葉の入れ替わりが起り、これらの2つのプロセスが主に葉の放射性セシウム濃度を急激に減少させたと考えられる。一方、原発事故から8年以上経過した現在では、直接汚染された葉のほとんどが落葉したため放射性セシウム濃度に大きな変化は見られなくなったが、上記2つ（洗脱、落葉）の森林内の循環過程に加え、樹体内の他の部位からの転流や根からのセシウム吸収が葉の放射性セシウム濃度に影響する新しい段階に入っていると予想される。そのため、今後樹体内の各部位の放射性セシウム濃度がどのような変化を示すか、引き続きモニタリングを継続し推移を注視する必要がある。また、落葉広葉樹であるコナラの葉の放射性セシウム濃度は、調査を開始した2011年度もしくは2012年度よりは低いものの、コナラの葉はスギなどの針葉樹と異なり直接汚染されていないため、針葉樹のような明瞭な濃度の減少は示さなかった。コナラの葉の放射性セシウムは、主に樹体内の他の部位から転流してくるものや根を通じて吸収されたものであると考えられ、針葉樹とともに、今後の濃度変化を注視していく必要がある。

辺材と心材の放射性セシウムの分布状況は、樹種によって異なる傾向を示した。スギは心材の方が辺材よりも高いセシウム濃度を示し、辺材では濃度の増減が不明瞭であったが、心材では三ツ石調査地で増減が不明瞭、金山調査地で年々増加していた。しかしながら、今年度の金山スギ林の心材の放射性セシウム濃度は前年度よりも減少したことから、金山スギの心材濃度の変動傾向に変化が現れた可能性がある。一方コナラは、辺材の方が心材よりも放射性セシウム濃度が高い傾向が確認された。心材の濃度の増減傾向は不明瞭であったが、辺材の濃度は、2011年度もしくは2012年度から2017年度にかけて三ツ石・大玉の両調査地で増加する傾向が続いていた。しかし、今年度の大玉調査地では前回調査時よりも濃度が減少し、三ツ石調査地でも2017年度から減少している傾向がみられた。上記濃度変化については、引き続き注視する必要がある。ヒノキ及びアカマツでは、コナラと同様、辺材の方が心材よりも高い放射性セシウム濃度を示し、空間線量率が同程度の調査地での比較から、材の放射性セシウム濃度はヒノキで高く、アカマツで低い傾向が認められた。各樹種別に材の将来の濃度を予測するために、樹体内の放射性セシウム濃度について、土壌からの樹木への吸収や樹木から土壌への還元などの森林内の放射性セシウムの循環に着目し、樹種や調査地の土壌の化学特性などの違いがどのように影響を及ぼすのか、今後も調査を継続していく必要がある。

林床にある落葉中の放射性セシウム濃度は、セシウムが直接付着した地上部の葉の脱落や雨による洗脱、また落葉自体の分解や洗脱によって変動する。落葉層の主な供給源である

葉の放射性セシウム濃度は針葉樹では年々減少し、落葉広葉樹では、事故後初期の針葉樹の葉の放射性セシウム濃度と比較すると、事故年から一貫して低濃度で推移してきた。落葉層の放射性セシウム濃度は、多くの調査林分において 2011 年度から 2012 年度にかけて大きく減少し、その後も減少傾向が継続していた。三ツ石のヒノキ林、コナラ林のように 2012 年度あるいは 2013 年度から 2~3 年間はあまり減少しない林分もあったが、2016 年度以降、再び落葉層の放射性セシウム濃度は減少し、昨年度までその傾向が継続していた。これは落葉層の堆積状態と分解が調査地によって異なり、三ツ石のヒノキ林やコナラ林では当初は厚く密に堆積した落葉層の上部に沈着していた放射性セシウムが徐々に落葉層の下部に移動し、その後落葉の分解とともに土壌へと移動したことが原因ではないかと推察された。なお、落葉層の堆積状態と分解は、乾湿環境の影響を受けていると考えられ、三ツ石のヒノキ林やコナラ林は乾燥し分解の遅い尾根部に位置している。一方、今年度の三ツ石スギ林、三ツ石ヒノキ林、三ツ石コナラ林の落葉層の放射性セシウム濃度は、前年と同程度の値であり、昨年度までとは異なる傾向を示したことから、今後の濃度変化を注視していく必要がある。

樹木や落葉から溶出した放射性セシウムが土壌に移動した結果、最表層土壌 (0-5 cm) の濃度が増加したと考えられる。2011 年度から 2012 年度にかけて多くの調査林分で最表層土壌の放射性セシウム濃度が大きく増加したが、2012 年度以降明瞭な増加傾向は見られなかった。5 cm 以深の土壌では、増減はあるものの、明確な変化は認められなかった。したがって原発事故後 8 年を経て、森林内の放射性セシウムの大部分は土壌最表層に移行し集積していると考えられ、各部位に存在する放射性セシウムの総量の変化は小さくなってきていると考えられる。

5.4.5. 森林内の放射性物質の蓄積量

2011 年度から 2012 年度にかけて、森林内の放射性セシウムの分布状況は大きく変化したが、それと比較すると 2013 年度以降の変化は小さかった (図 5.-10、表 5.-3)。小径木の放射性セシウム蓄積割合は 1.2%以下、林床植生では 0.1%以下であった。2019 年度のスギ林では樹木に森林全体 (小径木、林床植生を除く) の 4~5%、ヒノキ林では 4%、コナラ林では 1~7%、アカマツ林では 4%が存在していた。樹木の部位別に見ると、スギ林では葉、枝、樹皮、材にそれぞれ森林全体の 0.3~1%、0.6~1%、1~2%、1~2%、ヒノキ林では 0.5%、0.5%、2%、1%、コナラ林では 0.1~0.6%、0.3~1%、0.4~3%、0.1~2%、アカマツ林では 0.7%、2%、1%、0.6%の放射性セシウムが分布していた。葉、枝、樹皮、材では放射性セシウム蓄積割合は前回調査時とほとんど変わらなかった。2019 年度の落葉層の放射性セシウム蓄積割合は、三ツ石ヒノキ林、館山アカマツ林で前年度から 11~15%減少したが、三ツ石スギ林、三ツ石コナラ林、金山スギ林では 2~10%増加した。土壌の放射性セシウム蓄積割合は、三ツ石ヒノキ林で 12%、館山アカマツ林で 14%増加し、金山スギ林で 9%減少したが、その他林分では 5%以内の変化であった。また、土壌中の放射性セシウムの鉛直分布について見てみると、放射性セシウムの 75~88%が 0-5 cm の表層に分布していた。

落葉層の放射性セシウム蓄積割合は林分ごとに異なる傾向を示し、2019年度の三ツ石スギ林、館山アカマツ林、大玉コナラ林では2～5%と低く、三ツ石ヒノキ林、三ツ石コナラ林、金山スギ林では13～24%と高くなっていた。また、土壌の放射性セシウム蓄積割合も林分ごとに異なる傾向を示していた。このような違いが生じる原因、そしてこのような落葉層の放射性セシウム蓄積割合の違いが森林内の放射性セシウム循環に与える影響を明らかにするために、さらなる調査が必要である。

参考文献

1. 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/kouhou/jisin/attach/pdf/H27izen-16.pdf>
2. 林野庁（2013）森林内の放射性物質の分布状況調査結果について
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/kouhou/jisin/attach/pdf/H27izen-7.pdf>
3. 林野庁（2014）森林内の放射性物質の分布状況調査結果について
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/kouhou/jisin/attach/pdf/H27izen-5.pdf>
4. 林野庁（2015）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
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/kouhou/jisin/attach/pdf/H27izen-2.pdf>
5. 林野庁（2016）平成27年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/kouhou/jisin/attach/pdf/H27izen-19.pdf>
6. 林野庁（2017）平成28年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について
http://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/H28_jittaihaaku_kekka.html
7. 林野庁（2018）平成29年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について
http://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/H29_jittaihaaku.html
8. 林野庁（2019）平成30年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について
http://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/H30_jittaihaaku.html
9. 梶本卓也、高野勉、齊藤哲、黒田克史、藤原健、小松雅史、川崎達郎、大橋伸太、清野嘉之（2014）森林生態系における樹木・木材の放射性セシウム分布と動態の調査法。森林総合研究所研究報告13：113-136
10. 細田和男、光田靖、家原敏郎（2010）現行立木幹材積表と材積式による計算値との相違及びその修正方法。森林計画学会誌44：23-39
11. 小見山章、加藤正吾、二宮生夫（2002）岐阜県飛騨地方における落葉広葉樹の相対成長関係。日林誌84：130-134
12. Buessler K, Aoyama M, Fukasawa M (2011) Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on marine radioactivity. Environmental Science & Technology 45 : 9931-9935

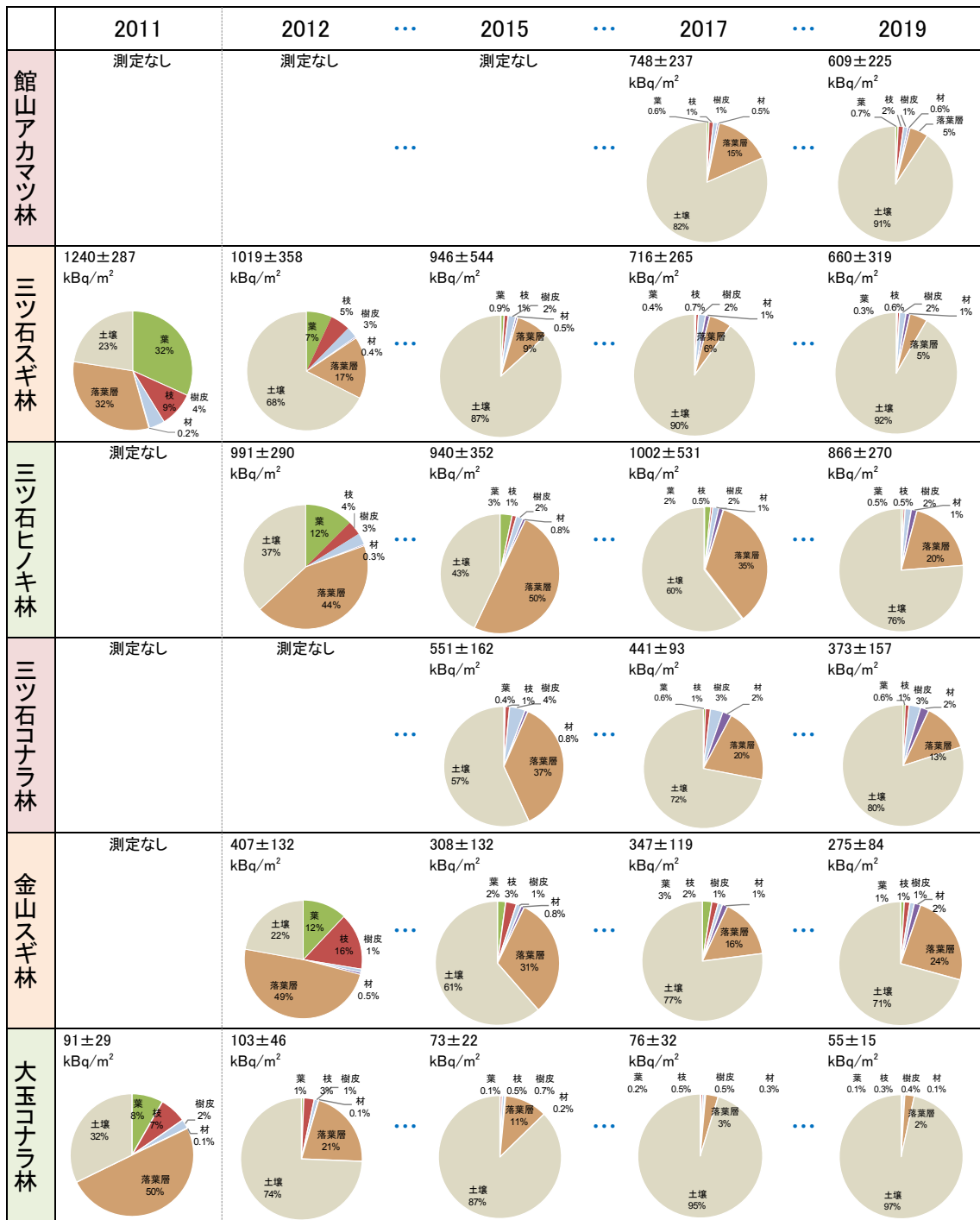


図 5.-10 調査林分における樹木及び土壌の部位別の放射性セシウム蓄積量の分布割合

左上に放射性セシウムの単位面積あたり蓄積量の合計（±標準偏差）を示した。

（注）2013年度、2014年度、2016年度、2018年度の調査結果は省略。

表 5-3 2011～2019 年度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

		2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
館山アカマツ林	葉, 枝	-	-	-	-	-	-	0.6%, 1%	0.5%, 1%	0.7%, 2%
	樹皮	-	-	-	-	-	-	1%	1%	1%
	材	-	-	-	-	-	-	0.5%	0.4%	0.6%
	落葉層	-	-	-	-	-	-	15%	20%	5%
	土壌	-	-	-	-	-	-	82%	77%	91%
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%	0.3%, 0.6%
	樹皮	4%	3%	3%	2%	2%	2%	2%	2%	2%
	材	0.2%	0.4%	0.5%	0.5%	0.5%	0.5%	1%	0.8%	1%
	落葉層	32%	17%	19%	19%	9%	6%	6%	3%	5%
	土壌	23%	68%	72%	77%	87%	91%	90%	94%	92%
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%	0.5%, 0.5%
	樹皮	-	3%	2%	2%	2%	2%	2%	3%	2%
	材	-	0.3%	0.4%	0.7%	0.8%	1%	1%	1%	1%
	落葉層	-	44%	49%	37%	50%	50%	35%	31%	20%
	土壌	-	37%	39%	54%	43%	45%	60%	64%	76%
三ツ石コナラ林	葉, 枝	-	-	-	-	0.4%, 1%	0.5%, 1%	0.6%, 1%	0.4%, 0.8%	0.6%, 1%
	樹皮	-	-	-	-	4%	4%	3%	3%	3%
	材	-	-	-	-	0.8%	1%	2%	2%	2%
	落葉層	-	-	-	-	37%	20%	20%	10%	13%
	土壌	-	-	-	-	57%	73%	72%	85%	80%
金山スギ林	葉, 枝	-	12%, 16%	8%, 13%	4%, 4%	2%, 3%	2%, 2%	3%, 2%	0.9%, 2%	1%, 1%
	樹皮	-	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%
	材	-	0.5%	0.5%	0.7%	0.8%	2%	1%	2%	2%
	落葉層	-	49%	52%	46%	31%	35%	16%	14%	24%
	土壌	-	22%	25%	44%	61%	59%	77%	79%	71%
大玉コナラ林	葉, 枝	8%, 7%	0.6%, 3%	0.1%, 2%	0.1%, 1%	0.1%, 0.5%	0.1%, 0.5%	0.2%, 0.5%	-	0.1%, 0.3%
	樹皮	2%	1%	1%	0.6%	0.7%	0.6%	0.5%	-	0.4%
	材	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%	0.2%	0.2%	0.3%	-	0.1%
	落葉層	50%	21%	20%	18%	11%	7%	3%	-	2%
	土壌	32%	74%	77%	80%	87%	91%	95%	-	97%