

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、2019 年 7～9 月、2020 年 7～9 月 (一部追試試料は 12 月に採取) 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、林野庁, 2020; 参考文献 9、林野庁, 2021; 参考文献 10)。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. 調査地及び調査期間

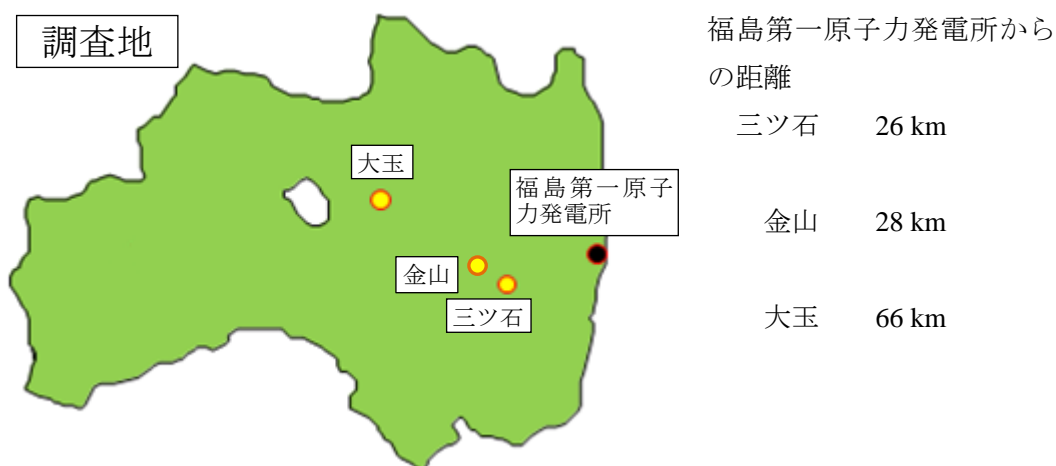


図 5-1 調査地の位置と福島第一原子力発電所からの距離

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）の調査地で行った（図 5.-1、写真 5.-1～5.-5）。三ツ石調査地は福島第一原子力発電所から 26 km に位置し、調査林分（プロット）は 53 年生スギ人工林、36 年生ヒノキ林、36 年生落葉広葉樹林（以後コナラ林とする）である。金山調査地は発電所から 28 km に位置する 65 年生のスギ人工林である。大玉調査地は発電所から 66 km に位置し、調査林分は 53 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、大玉調査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 に各プロットの面積を示す。それぞれのプロットは、10 m 毎に打った杭で区分された 6～24 個のサブプロット（10 m×10 m）からなる。

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
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）	2021 年 8 月 19 日	0.16 ha
			2021 年 8 月 24 日	(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)	2021 年 8 月 19 日	0.10 ha
			2021 年 8 月 24 日	(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)	2021 年 8 月 19 日	0.06 ha
			2021 年 8 月 23 日 2021 年 8 月 25 日	(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)	2021 年 8 月 18 日	0.12 ha
			2021 年 8 月 23 日	(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）	2021 年 7 月 28 日	0.24 ha
			～7 月 30 日	(30×80 m)
			2021 年 8 月 2 日 ～8 月 3 日	
			2021 年 9 月 21 日 ～9 月 22 日	



写真 5.-1 Mitsuiishi調査地のスギ林



写真 5.-2 Mitsuiishi調査地のヒノキ林



写真 5.-3 Mitsuiishi調査地のコナラ林



写真 5.-4 Kinoshita調査地のスギ林



写真 5.-5 Ohtama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。測定値は測定開始から 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

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、調査結果を既存の式に当てはめることにより、地上部の部位別現存量を推定した。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）を対象に調査を行い、樹木の結果とあわせて林分レベルの放射性セシウム蓄積量を推定した。なお、2020 年度まで林床植生（草本・木本類、高さ 1.3m 未満）の調査も行っていたが、森林全体に占める放射性セシウム蓄積量の割合が僅かであるため、今年度以降調査対象から除くこととした。現存量の推定方法は、梶本ほか（2014；参考文献 11）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 11）。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）を用いて生材状態における各部位の材積を求め、③各部位の容積密度（乾重／生材材積）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] = [全幹材積] × [各部位の容積比] × [各部位の容積密度] 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 12）を用いた。樹高（H）は、2011 年度にプロットや樹種ごとに得た一部個体（20～30 本）の測定データから導いた直径と樹高（DBH-H）の関係式から推定し、その推定値を幹材積の計算に使用した。容積比と容積密度の値は、後述するように伐倒木（3 本）から得られた円板試料等から調査区及び樹種ごとに求め、計算には 2～3 年分の値の平均値を用いた（5.3.3.参照）。

（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）。小径木の毎木調査では、固定プロット内の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、樹種を判別して胸高直径（DBH）を測定した。各個体の幹・枝合計重と葉重は、（1）と同様、DBH 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 13）。今年度は三ツ石コナラ林及び大玉コナラ

林で小径木の毎木調査を行った。

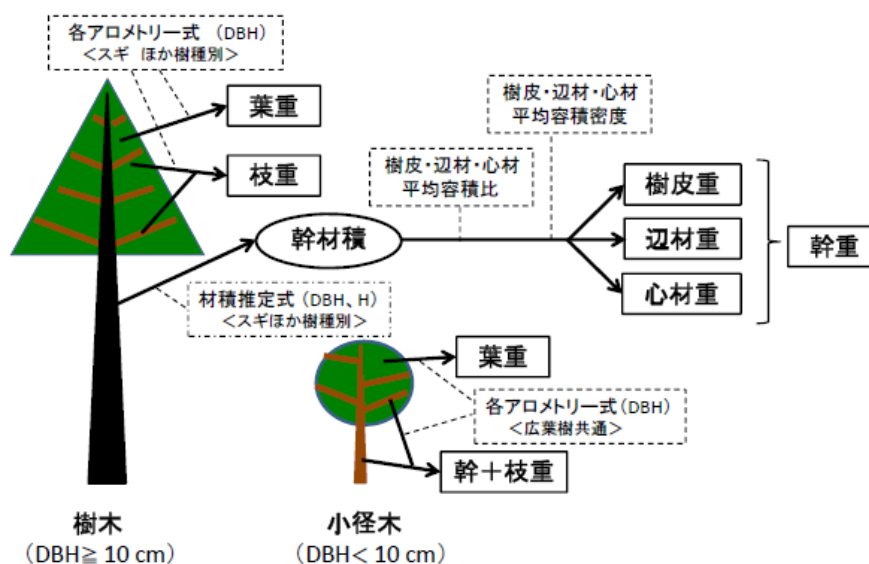


図 5.-2 樹木・小径木の部位別現存量の推定手順

重さはすべて乾燥重量を示す。幹材積は生材状態でのものだが、容積密度(乾燥重量/生材材積)を乗じることにより乾燥状態での重量が求められる。

5.3.3. 分析用試料の採取

落葉層及び土壌の採取は、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.-6)。落葉層として、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。

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、成長錐を用いて幹材を採取した。幹については、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.-7)、その後 2 方向から成長錐 (内径 12 mm) を用いて幹材 (木材コア) を採取した (写真 5.-8)。葉、枝は、調査木の中から 4~6 本を選定し (樹皮・幹材を採取した樹木と同じものを 2 本以上含む)、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。幹については、上述のとおり (5.3.2.参照)、樹皮・心材・辺材に分けた現存量を推定する手順上、伐倒木から得た試料より、部位ごとの容積比と容積密度を求める必要がある。今年度は、大玉調査地で大きさの異なるアカマツ 3 本を選定し、地際部で伐倒した後、高さ 1.3 m、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、樹皮厚、心材、

辺材の各直径を測定して各々の容積比を求めた。さらに、2.5 m と 4.5 m 高の円板からの容積密度測定用の試料を採取した。伐採現場のシート上で内樹皮を含めた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。円板のうち数枚を、幹の放射性セシウム濃度測定用試料にするため、実験室に持ち帰った。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 (2L) に達するよう円板の心材幅と辺材幅から決定した。枝葉の放射性セシウム濃度分析用試料は、樹冠の上、中、下層 (もしくは上下層) 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 5-9)、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 9~12 本を選定し、高枝切はさみを用いて、幹 (枝込み) と葉を採取した。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測定に供した。



写真 5-6 落葉層と土壌の採取



写真 5-7 ノミを用いた樹皮の採取



写真 5-8 成長錐を用いた木材コアの採取



写真 5-9 枝・葉の採取

5.3.4. 放射性セシウム濃度の測定・森林の放射性セシウム蓄積量の推定

試料の放射性セシウム濃度の測定は、次の前処理をした後に行った。伐倒せずに立木からノミで採取した樹皮はハサミで 5 mm×5 mm 程度に切り (写真 5-10)、成長錐で採取した木

材コアはハサミで辺材と心材に分けてから厚さ 1-2 mm 程度の半円に切り（写真 5.-11）、容量 100 mL の U-8 容器に充填した。伐倒木から採取した樹皮は裁断機で繊維方向に 5 cm 程度の長さにした後、また円板は鉋で辺材と心材に分けた後、カッティングミルで粉碎して容量 2L のマリネリ容器に充填した。なお、ここでは詳細調査Ⅲのため、立木からノミで採取した樹皮は外樹皮と内樹皮に分けて放射性セシウム濃度を測定しており、樹皮全体の放射性セシウム濃度は、外樹皮と内樹皮の放射性セシウム濃度をそれぞれの乾燥重量で加重平均して求めた。葉及び枝は乾燥・粉碎の処理を行った後、U-8 容器または容量 2L のマリネリ容器に充填した。落葉層は風乾後に、土壌は風乾及び混在する根や礫の除去後、一部を U-8 容器に充填した。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、乾燥重量当たりの放射性セシウム濃度を求めた。

今年度の放射性セシウム濃度は、2021 年 9 月 1 日を基準として測定日における定量値を減衰補正した。また比較に用いた 2011～2020 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 14）、各々の物理学的半減期に従っ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。

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。



写真 5.-10 細分化した樹皮試料



写真 5.-11 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

2021 年 7～8 月に行った各調査プロットの空間線量率は、前々年度の 2019 年比で 77～85%であった（表 5.-2、表 5.-3）。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、2021 年度では前々年度の 2019 年度比約 88%と推計される。ここで、今年度の値を 2020 年度ではなく 2019 年度の値と比較した理由は、2020 年度の川内村の空間線量率の測

定値は、降雨等気象条件に基づく森林内の含水率の影響を受け、高く見積もられた可能性があるためである（林野庁、2021；参考文献 10、福田，1982；参考文献 15）。各プロット内の空間線量率はほぼ物理的減衰にしたがって減少していると考えられる。また、原発事故から 10 年以上が経過し、Cs-134 の放射壊変の減少に伴って、放射壊変由来の空間線量率の低下が明瞭でなくなり、物理的減衰以外の変動要因の影響も見えるようになってきたことも考えられる。上述のように、これまでの変動とは異なる傾向も見られたことから、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。

表 5.-2 2011～2021 年の地上高 1 m と 10 cm の空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$) の平均 (標準偏差) の比較

年	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	
	1 m	10 cm	1 m	10 cm	1 m	10 cm	1 m	10 cm	1 m	10 cm
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	1.06 (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	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	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)
2020	0.91 (0.19)	1.07 (0.26)	1.20 (0.10)	1.43 (0.28)	0.90 (0.07)	1.10 (0.16)	0.41 (0.13)	0.49 (0.16)	0.10 (0.01)	0.11 (0.01)
2021	0.75 (0.16)	0.88 (0.22)	0.97 (0.09)	1.09 (0.18)	0.76 (0.06)	0.91 (0.14)	0.33 (0.11)	0.37 (0.13)	0.09 (0.01)	0.10 (0.01)

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。

表 5.-3 2012～2021 年の地上高 1 m と 10 cm の空間線量率 (μSv/h) 平均値の前年度比

年	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	
	1 m	10 cm	1 m	10 cm	1 m	10 cm	1 m	10 cm	1 m	10 cm
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	93 %	90 %	89 %	89 %	93 %	93 %	90 %	100 %	95 %	99 %
2019/2018	90 %	91 %	90 %	92 %	92 %	96 %	90 %	90 %	93 %	93 %
2020/2019	103 %	104 %	106 %	106 %	98 %	97 %	100 %	100 %	92 %	92 %
2021/2019	84 %	85 %	85 %	81 %	82 %	80 %	81 %	77 %	81 %	80 %

2021 年度分の空間線量率の比は、2020 年度ではなく 2019 年度との比として算出した。

5.4.2. 森林内の資源の現存量

2021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209.0 Mg/ha、238.4 Mg/ha、116.9 Mg/haであり、前年度比3.9～5.3%増加していた(図5-3)。金山スギ林、大玉コナラ林の地上部現存量は、それぞれ327.3 Mg/ha、153.7 Mg/haであり、金山スギ林と大玉コナラ林それぞれにおいて前年度比及び前々年度比で1.8%と5.5%増加していた(図5-4)。スギ林の葉量は地上部現存量の10～11%、ヒノキ林は8%を占め、コナラ林の4～5%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スギ林では29～40%、ヒノキ林で35%、コナラ林で16～27%だった。

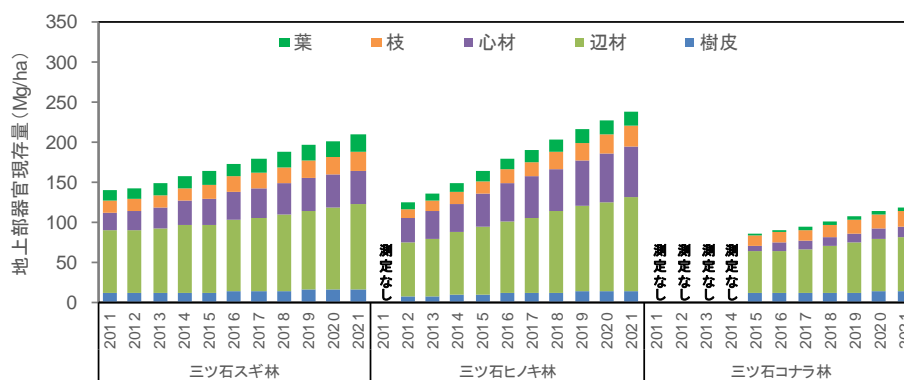


図 5-3 三ツ石調査地の各調査林分の地上部現存量

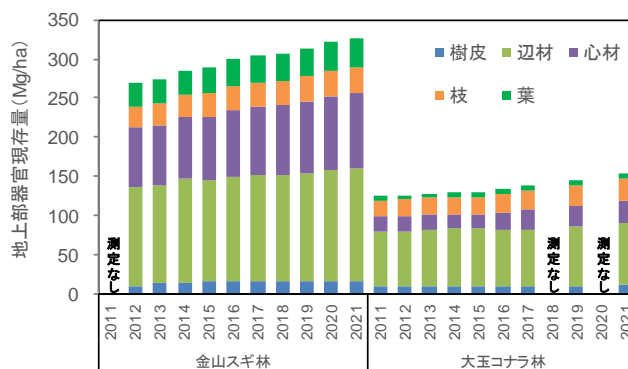


図 5-4 金山スギ林、大玉コナラ林の地上部現存量

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（三ツ石、金山）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放射性セシウム濃度が高い傾向が認められた（図 5-5）。三ツ石スギ林では、2012 年度から 2021 年度にかけての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、葉、樹皮、落葉層の放射性セシウム濃度には減少が見られたのに対し、材及び土壌では増加がみられるなど、三ツ石スギ林との違いが見られた。

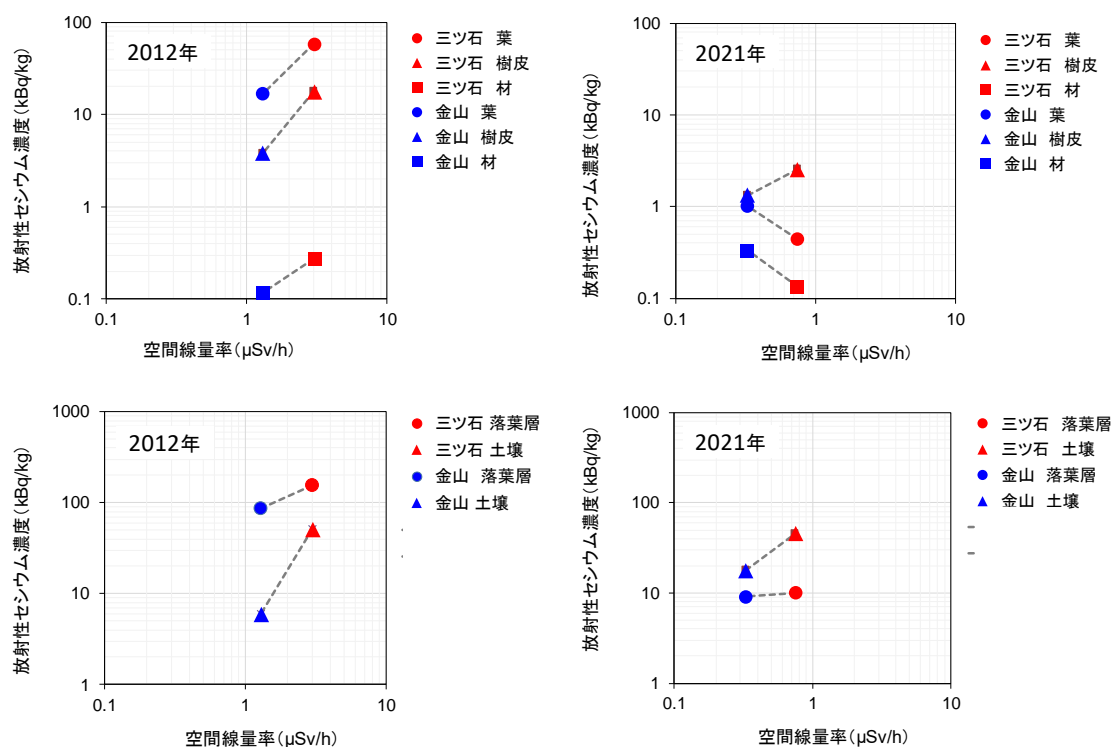


図 5-5 三ツ石・金山 2 調査地のスギ林における空間線量率（横軸、 $\mu\text{Sv/h}$ ）と部位別放射性セシウム濃度（縦軸、 kBq/kg ）の関係の変化

空間線量率は地上高 1m で測定した値を用いた。材の放射性セシウム濃度は辺材と心材の加重平均値とした。土壌は最表層（深さ 0-5 cm）の値を用いた。

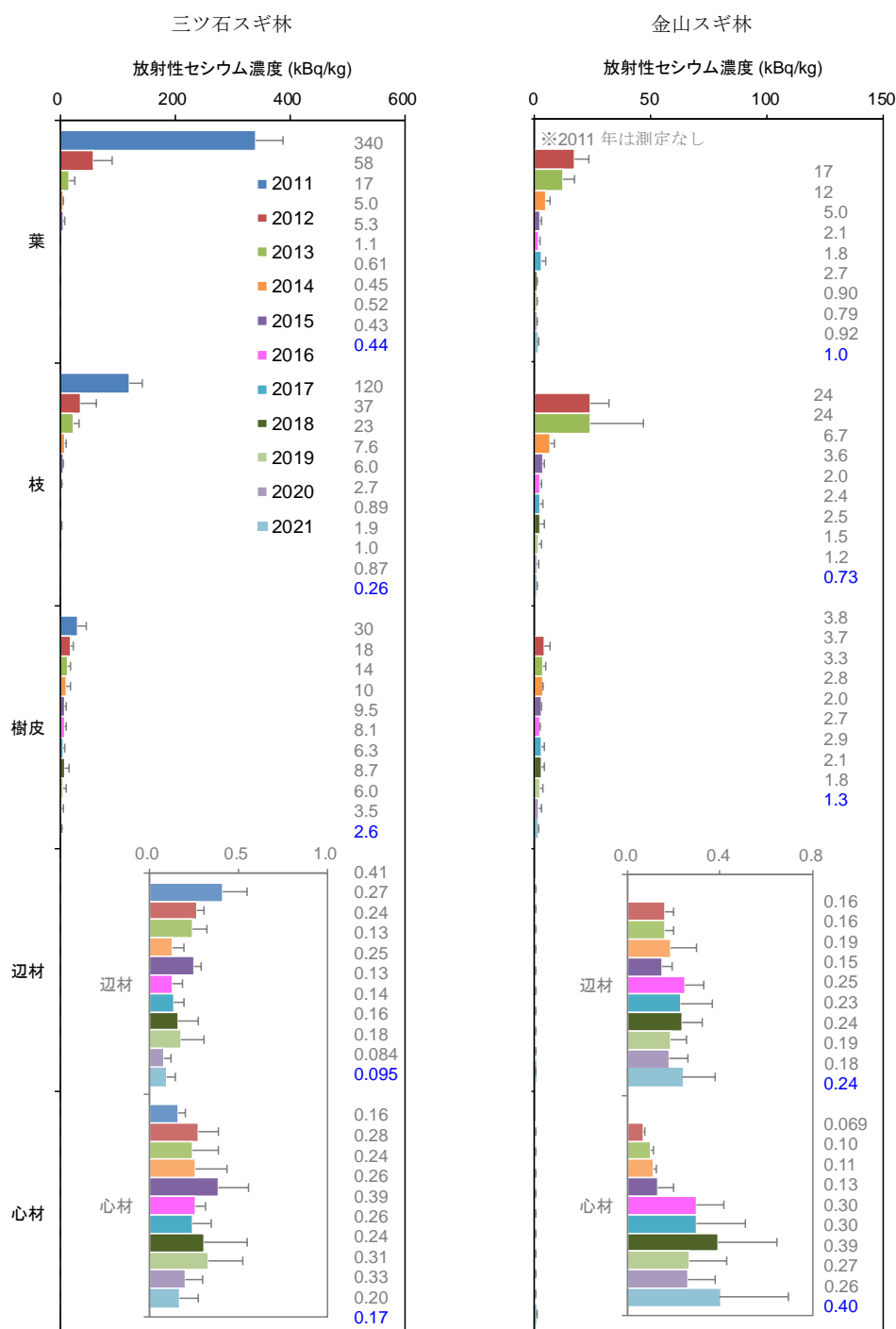


図 5-6 三ツ石・金山 2 調査地のスギ林における部位別放射性セシウム濃度の測定結果（地上部）

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、今年度の測定結果は青文字で表記した。

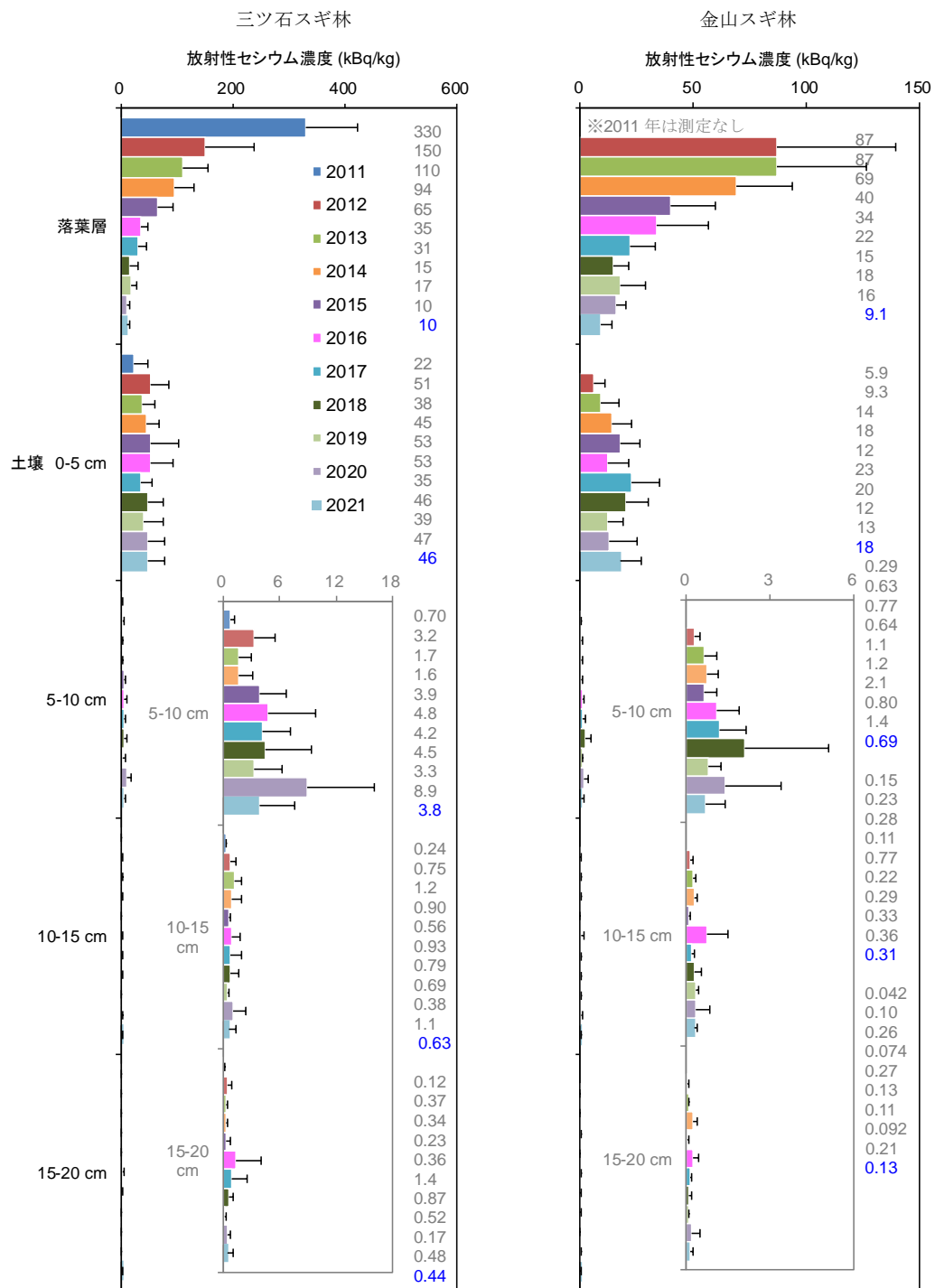


図 5-6 三ツ石・金山 2 調査地のスギ林における部位別放射性セシウム濃度の測定結果 (地下部)

2021年度のスギ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）0.44 kBq/kg、1.0 kBq/kg であり、金山の濃度が高かった（図 5.-6）。原発事故から 10 年以上が経過し、事故後初期の変化と比較すると、スギの葉の放射性セシウム濃度の変化は小さくなっており、2017 年度あるいは 2018 年度以降、ほとんど変化は見られない。2021 年度に測定したスギの枝の放射性セシウム濃度は、2 調査地でそれぞれ 0.26 kBq/kg、0.7 kBq/kg、また樹皮は 2.6 kBq/kg、1.3 kBq/kg であった。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、三ツ石スギでは 2014 年度以降、金山スギでは 2018 年度以降、上記 3 部位の中で樹皮の濃度が最も高くなっている。

2021 年度のスギ辺材の放射性セシウム濃度は 2 調査地でそれぞれ 0.095 kBq/kg 及び 0.24 kBq/kg、心材では 0.17 kBq/kg 及び 0.40 kBq/kg であった。後述の通り、スギは辺材よりも心材の放射性セシウム濃度が高くなることが知られており、三ツ石調査地では 2014 年度以降、金山調査地でも 2016 年度以降その傾向が見られた。しかし、三ツ石調査地では、2020 年度以降、辺材と心材ともに放射性セシウム濃度に減少傾向が見られたのに対し、金山の辺材及び心材の放射性セシウム濃度は、2016 年度あるいは 2018 年度以降、ほとんど変化は見られなかった。

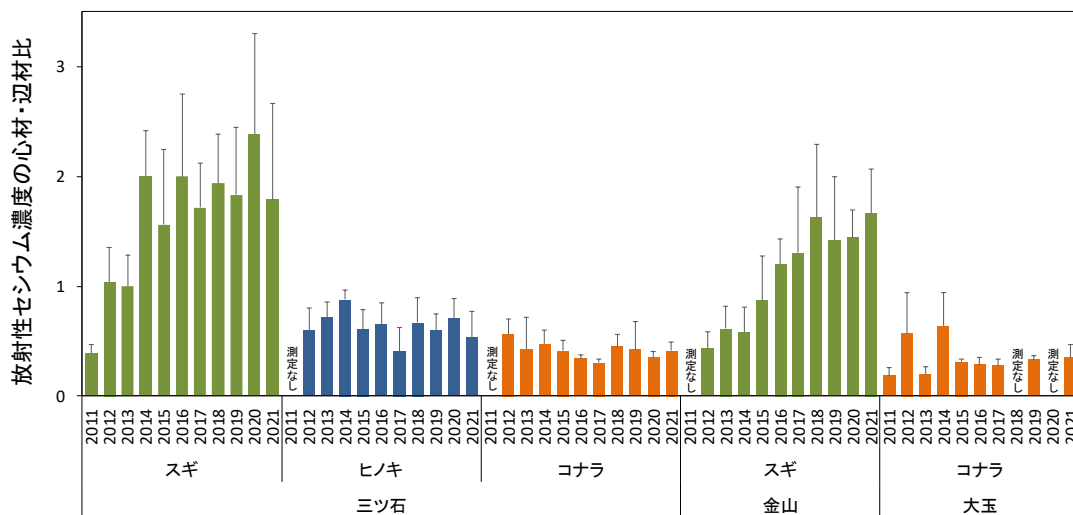


図 5.-7 心材と辺材の放射性セシウム濃度比
縦棒は平均値、誤差棒は標準偏差を示した。

心材と辺材の放射性セシウム濃度比（図 5.-7）を見ると、三ツ石スギでは、2011 年度から 2014 年度まで顕著な増加傾向が見られたが、2015 年度頃に増加傾向は停止し、その後 2021 年度まで 1.9 前後の値で推移している。スギでは辺材より心材でセシウム濃度が高くなること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、2019年度～2021年度の濃度比に明らかな増加傾向はみられなかった。近年の調査結果から、三ツ石スギと同様、金山スギでも心材・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。

2021年度の落葉層の放射性セシウム濃度は三ツ石、金山のスギ林2調査地でそれぞれ10 kBq/kg、9 kBq/kgであり、2011年度あるいは2012年度から2021年度にかけての10年間あるいは9年間で、両調査地ともに9割以上減少した(図5-6)。2021年度の最表層土壌(0-5 cm)の放射性セシウム濃度は、2調査地それぞれで46 kBq/kg、18 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ず、2021年度は両調査地とも、おおむね近年の濃度変化の範囲内での増減であった。5-10 cmの土壌の放射性セシウム濃度については、それぞれ3.8 kBq/kg、0.7 kBq/kgであった。昨年度の三ツ石調査地では、それまでの調査で最も高い値を示したが、今年度の調査では前々年度と同程度の値であった。5-10 cmの土壌での放射性セシウム濃度に明瞭な増加傾向は認められなかった。

(2) 汚染度の異なるコナラ林2調査地(三ツ石、大玉)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及び大玉コナラ林の放射性セシウム濃度を調べた結果、2021年度の葉はそれぞれ5.4 kBq/kg、0.1 kBq/kgであった(図5-8)。2011年度もしくは2012年度から2020年度にかけて、三ツ石では5.4～10 kBq/kg、大玉では0.1～0.58 kBq/kgの範囲で変動し、いずれの調査地でも葉の放射性セシウム濃度はこれまでの中で最も低い値を示した。2021年度の枝及び樹皮の放射性セシウム濃度は、三ツ石で2.1 kBq/kg及び6.9 kBq/kg、大玉では0.06 kBq/kg及び0.20 kBq/kgであり、葉と同様、これまでの調査結果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、大玉コナラでそれぞれ1.4 kBq/kg、0.022 kBq/kgであり、両調査地とも、2020年度もしくは2019年度から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三ツ石コナラ、大玉コナラでそれぞれ0.58 kBq/kg、0.008 kBq/kgであった。いずれの調査地でも、コナラ辺材の放射性セシウム濃度は2017年度に最大値をとったものの、その後の濃度の減少の程度は、三ツ石調査地よりも大玉調査地の方が顕著であった。心材の放射性セシウム濃度も、2017年度あるいは2018年度に最大値またはそれに匹敵する値をとったが、三ツ石調査地ではその後の濃度にほとんど変化はなく、大玉調査地では下がる傾向が見られた。

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

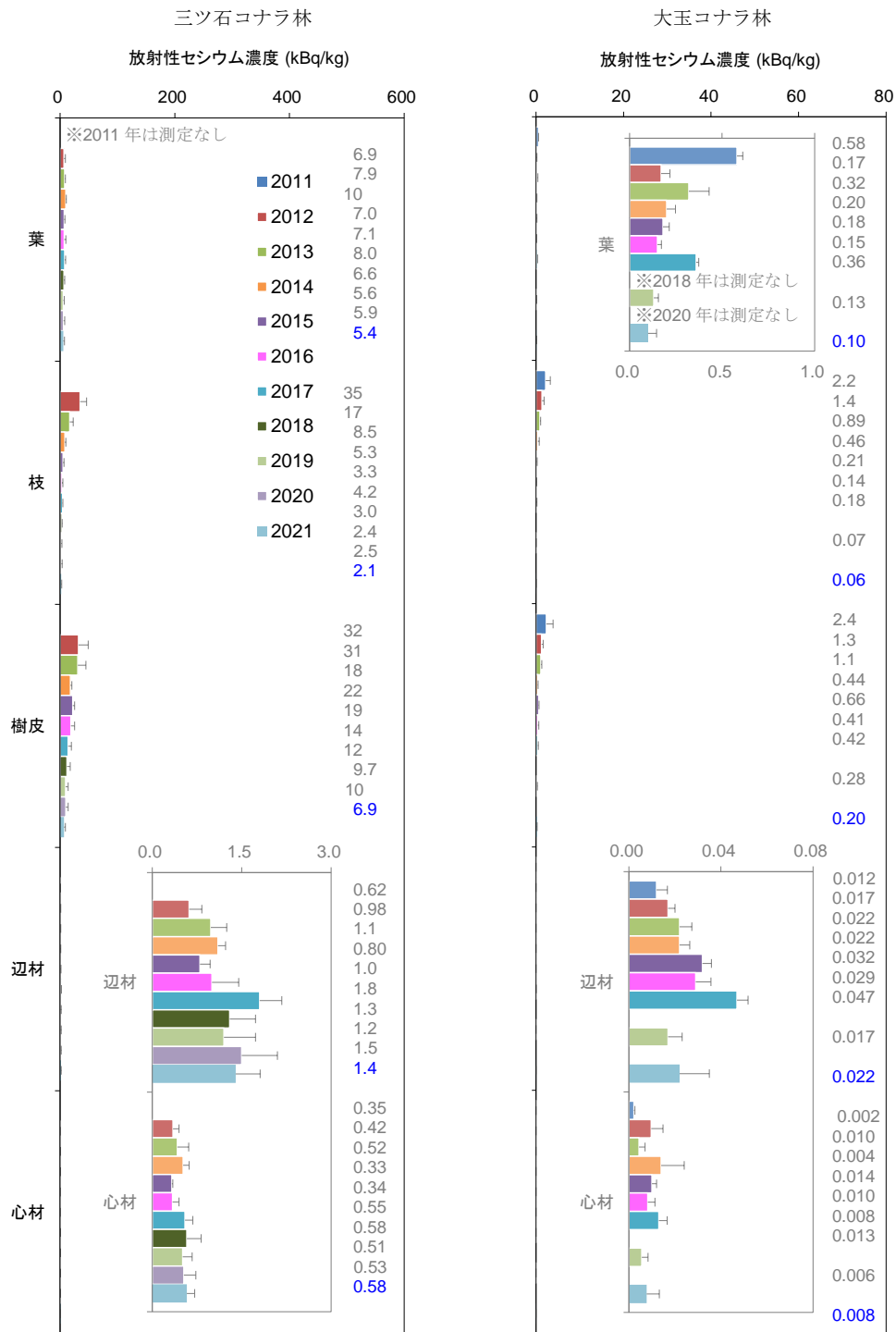


図 5-8 三ツ石・大玉の 2 調査地のコナラ林における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg) の比較 (地上部)

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、今年度の測定結果は青文字で表記した。

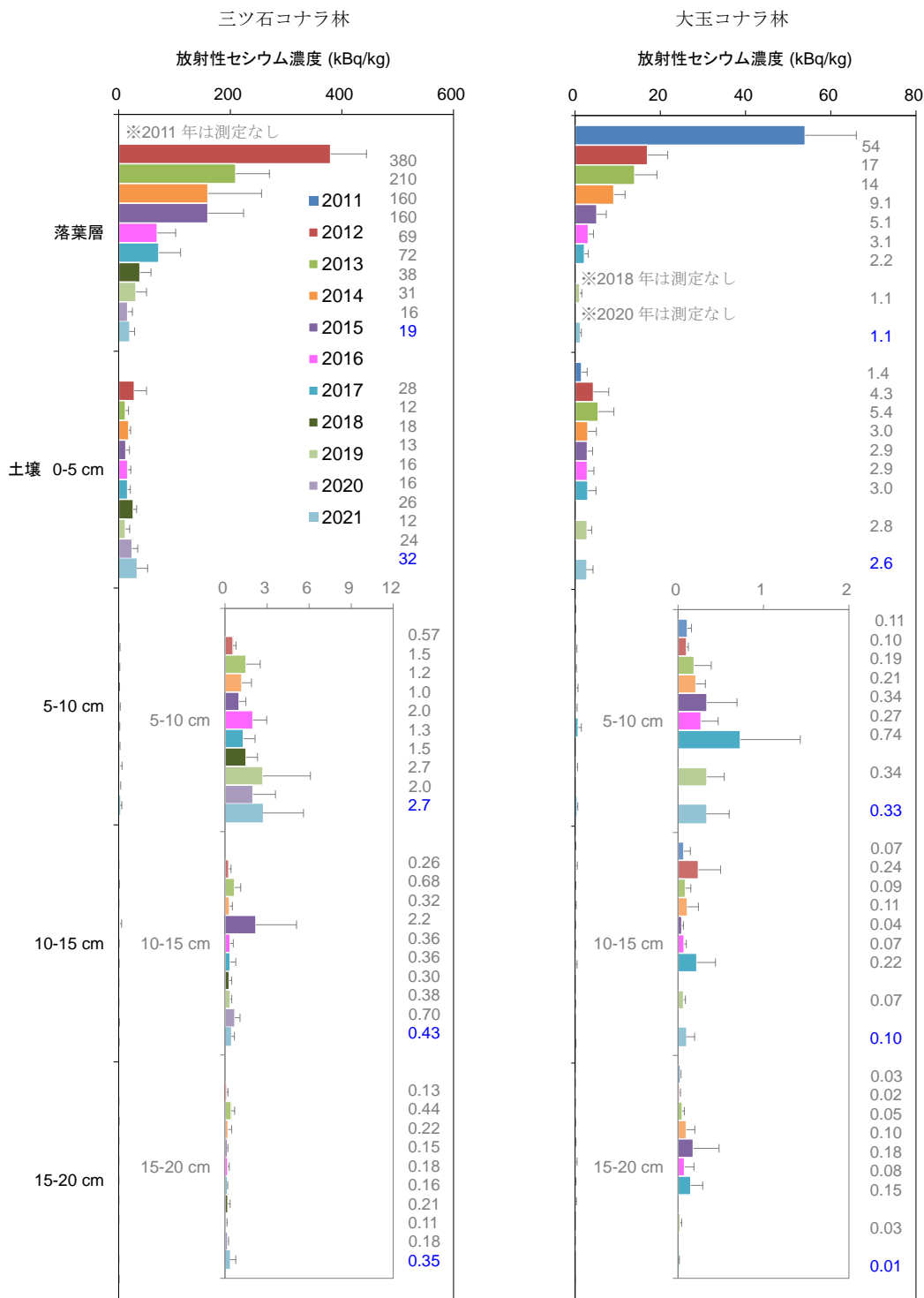


図 5-8 三ツ石・大玉の2調査地のコナラ林における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg) の比較 (地下部)

19 kBq/kg、1.1 kBq/kg であった。落葉層の放射性セシウム濃度は、2011 年度もしくは 2012 年度の調査開始から 2020 年度または 2019 年度まで減少し続け、2021 年度の時点で三ツ石、大玉調査地ともに 9 割以上低下したことになる。しかし、2019 年度若しくは 2020 年度以降、濃度の変化はほとんどなく、今後濃度の減少は緩やかになる可能性がある。最表層土壌 (0-5 cm) の放射性セシウム濃度はそれぞれ 32 kBq/kg、2.6 kBq/kg であり、濃度の増減の傾向は三ツ石調査地と大玉調査地とで異なった。三ツ石調査地では放射性セシウム濃度が 2012 年度から 2013 年度にかけて減少した以降、2021 年度に至るまで緩やかな増加傾向が見られた。一方、大玉調査地では、放射性セシウム濃度が 2011 年度から 2013 年度にかけて増加した後、緩やかな減少傾向が見られた。

(3) 三ツ石ヒノキ林の部位別放射性セシウム濃度

三ツ石ヒノキ林の放射性セシウム濃度を調べた結果、2021 年度の葉、枝、樹皮、辺材及び心材はそれぞれ、3.4 kBq/kg、1.6 kBq/kg、9.0 kBq/kg、0.8 kBq/kg、及び 0.4 kBq/kg であった (図 5-9)。葉、枝、及び樹皮の放射性セシウム濃度は、2012 年度の調査開始以降、2014～2016 年度まで顕著に減少した後、緩やかな減少傾向を示した。一方、辺材及び心材の放射性セシウム濃度は、調査開始から 2014～2017 年度まで増加傾向にあったが、以降ほとんど変化はみられていない。

落葉層の放射性セシウム濃度は、2012 年度から 2018 年度にかけて顕著な減少を示し、以降の大きな変化はみとめられなかったものの、今年度の値は最も低い 60 kBq/kg だった。最表層土壌 (0-5 cm) の放射性セシウム濃度は、調査開始以降 12～36 kBq/kg 範囲内で増減し、今年度の値はこれまでで最も高い 43 kBq/kg であり、長期的に増加している傾向にあった。

(4) 小径木の放射性セシウム濃度

2021 年度の小径木 (アオダモ、コハウチワ、リョウブなど) の放射性セシウム濃度は、三ツ石、大玉でそれぞれ、葉では 3.1 kBq/kg、0.27 kBq/kg、幹・枝では 1.2 kBq/kg、0.082 kBq/kg であった。三ツ石スギ林の枝葉と比べると、小径木の枝葉の放射性セシウム濃度の方が高かった。大玉コナラ林でも、樹木の枝葉と比べて、小径木の枝葉の放射性セシウム濃度の方が高かった。

三ツ石ヒノキ林

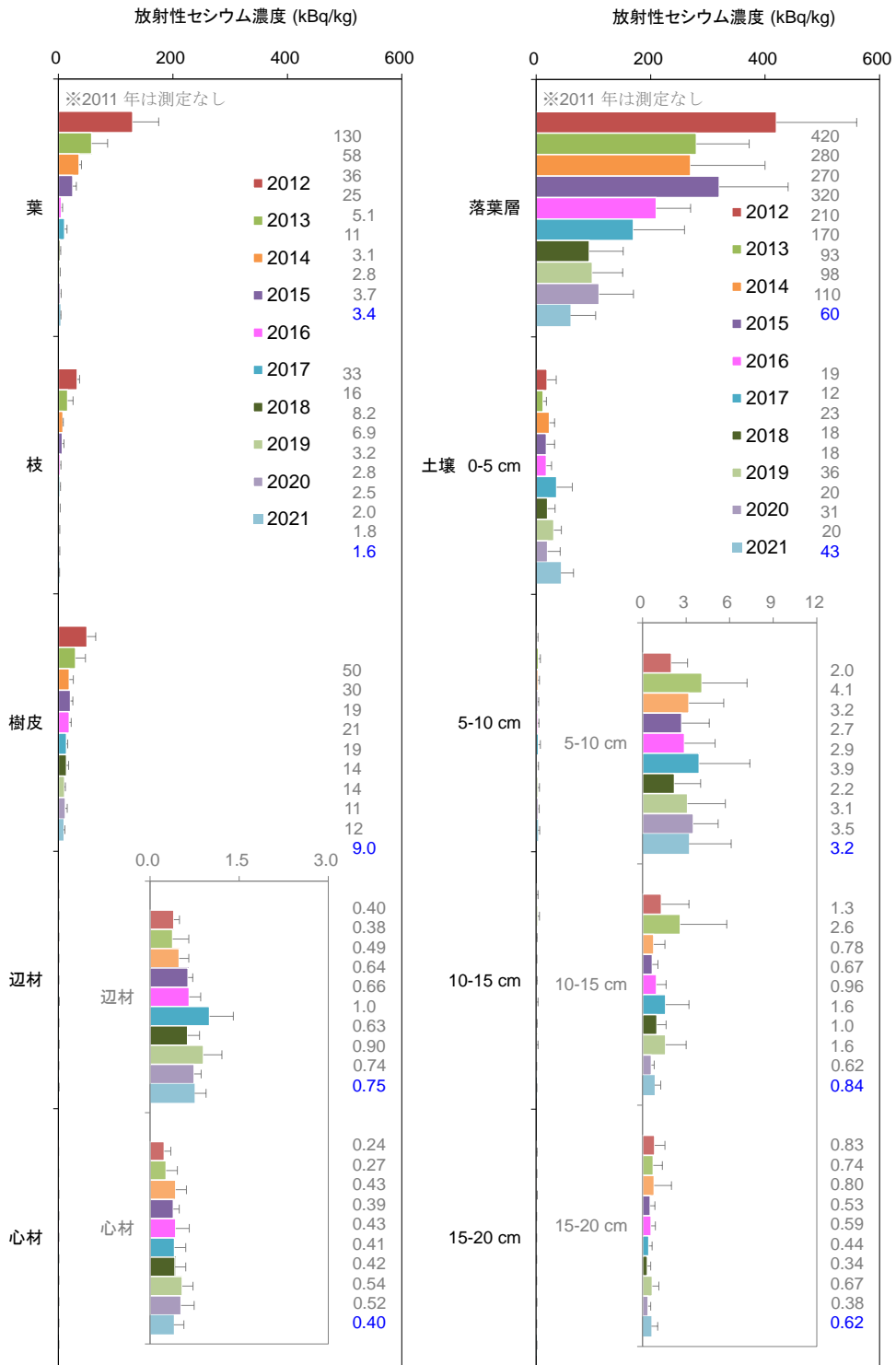


図 5.9 三ツ石ヒノキ林における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg)

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、今年度の測定結果は青文字で表記した。

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、雨による放射性セシウムの洗脱や、放射性セシウムを含む組織の脱落や分解、樹体内での転流、樹木表面及び根からの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。スギの葉の寿命は4～5年と言われ、汚染した葉が数年間樹体に留まる。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こり、主にこれらの2つのプロセスが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。原発事故から10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、根から吸収された放射性セシウムが葉の放射性セシウム濃度に影響する段階に入っていると予想される。落葉広葉樹であるコナラの葉はスギなどの針葉樹と異なり直接汚染されなかったため、事故後の早い段階から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が樹体内の放射性セシウムの多くを占めたと考えられる。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のか、吸収・移行経路や樹種の特性を考慮しつつ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。

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放射性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、金山調査地のスギでは、2018年度頃まで心材の放射性セシウム濃度は年々増加していた。しかし、2019年度及び2020年度の金山のスギ心材の放射性セシウム濃度は2018年度よりも減少し、今年度は再び2018年度とほぼ同じ濃度となった。金山スギの心材濃度の値は不安定であり、今後の変動傾向を注視する必要がある。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で推移している。心材の濃度の増減傾向は不明瞭であったが、辺材の放射性セシウム濃度は、2012年度から2017年度にかけて増加する傾向が続いていた。しかし、2017年度以降、コナラ辺材の放射性セシウム濃度の変動傾向に変化が見え始めており、引き続き注視する必要がある。ヒノキでは、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、放射性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年からほぼ同じ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が減少する傾向が確認された。これは落葉層の堆積状態と分解速度等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、水分環境の影響を受けていると考えられる。三ツ石のヒノキ林やコナラ林は、乾燥し落葉層の分解が遅く、厚い落葉層が形成される尾根部に位置し、金山のスギ林も比較的平坦な土地の緩やかな凸地形に位置する。一方、三ツ石スギ林は落葉層の分解が早い湿潤な谷部に位置し、薄い落葉層が形成されている。生育環境の違いに伴う落葉層の量や組成の違いが、落葉層から土壌への放射性セシウムの移動に影響を及ぼしている可能性がある。また、各林分の落葉層の放射性セシウム濃度は、2018 年頃から減少傾向が弱まり、変動傾向に変化が認められることから、今後の濃度変化を注視するとともに、落葉層が森林内の放射性セシウム動態に及ぼす影響についても検討を進めていく必要がある。

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は大きく増加し、特に大玉コナラ林では 2013 年度まで、金山スギ林では 2015 年度まで緩やかに増加した後、以降微増微減の状態である。一方、三ツ石コナラ林と三ツ石ヒノキ林では今年度の値がこれまでの調査で最も高かった。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、事故後 10 年を経て、森林内の放射性セシウムの大部分は樹木や落葉層から土壌最表層に移行し集積しているものの、土壌層に到達してからの放射性セシウムの動きは極めて緩やかになっていると考えられる。ただし、未だに表層土壌の放射性セシウム濃度の動向は定まっていないこと、長期的には、土壌中での放射性セシウムの下方移動が起こる可能性があることから、今後も濃度変化を注視していく必要がある。

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。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.-4)。なお、小径木の放射性セシウム蓄積割合は 0.8% 以下であった。森林内の放射性セシウム蓄積割合について、小径木の値を除いて考察しても、その影響は非常に小さいといえる。2021 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 2~6%、ヒノキ林では 5%、コナラ林では 1~5% の放射性セシウムが存在していた。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%、0.3~0.8%、0.8%、0.8~2.5%、ヒノキ林では 0.9%、0.6%、2%、2%、コナラ林では 0.1~0.4%、0.2~0.7%、0.3~2%、0.2~2% の放射性セシウムが分布していた。今年度の調査において、地上部での放射性セシウム蓄積量が最も

多い部位は樹皮であり（金山スギ林を除く）、地上部の各部位（葉、枝、樹皮、材）の放射性セシウム蓄積割合は前回 2020 年度調査時とほとんど変わらなかった。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 78～89%が 0-5 cm の表層に分布していた。

2021 年度の落葉層の放射性セシウム蓄積割合は、三ツ石スギ林、三ツ石コナラ林、大玉コナラ林では 2～5%、三ツ石ヒノキ林及び金山スギ林では 10%であった。また、土壌の放射性セシウム蓄積割合は三ツ石スギ林、三ツ石コナラ林、大玉コナラ林では 90～96%だったのに対して、三ツ石ヒノキ林及び金山スギ林では 85%と、落葉層と同様に、林分ごとの違いが依然として存在していた。これは、三ツ石スギ林、三ツ石コナラ林、大玉コナラ林と金山スギ林、三ツ石ヒノキ林の立地環境が落葉層や土壌の放射性セシウムの濃度や蓄積に影響を及ぼしている可能性があり、樹木による吸収も含めて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. 林野庁（2020）令和元年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について
https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/R1_jittaihaaku.html
10. 林野庁（2021）令和 2 年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について
<https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/210316.html>
11. 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

12. 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
13. 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
14. Buessler K, Aoyama M, Fukasawa M (2011) Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on marine radioactivity. Environmental Science & Technology 45 : 9931-9935
15. 福田一義 (1982) モニタリングポストによる空間線量率の変動要因について. 天気 29 : 781-785

表 5.4 2011～2021 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 年～2016 年)

		2011	2012	2013	2014	2015	2016
三ツ石スギ林	葉, 枝	32 %, 9 %	7 %, 5 %	2 %, 3 %	0.9 %, 1 %	0.9 %, 1 %	0.3 %, 0.6 %
	樹皮	4 %	3 %	3 %	2 %	2 %	2 %
	材	0.2 %	0.4 %	0.5 %	0.5 %	0.5 %	0.5 %
	落葉層	32 %	17 %	19 %	19 %	9 %	6 %
	土壌	23 %	68 %	72 %	77 %	87 %	91 %
	合計蓄積量*	1240±287	1019±358	972±297	910±269	946±544	946±376
三ツ石ヒノキ林	葉, 枝	-	12 %, 4 %	7 %, 2 %	5 %, 1 %	3 %, 1 %	0.8 %, 0.7 %
	樹皮	-	3 %	2 %	2 %	2 %	2 %
	材	-	0.3 %	0.4 %	0.7 %	0.8 %	1 %
	落葉層	-	44 %	49 %	37 %	50 %	50 %
	土壌	-	37 %	39 %	54 %	43 %	45 %
	合計蓄積量*	-	991±290	829±194	792±190	940±352	802±244
三ツ石コナラ林	葉, 枝	-	-	-	-	0.4 %, 1 %	0.5 %, 1 %
	樹皮	-	-	-	-	4 %	4 %
	材	-	-	-	-	0.8 %	1 %
	落葉層	-	-	-	-	37 %	20 %
	土壌	-	-	-	-	57 %	73 %
	合計蓄積量*	-	-	-	-	551±162	443±98
金山スギ林	葉, 枝	-	12 %, 16 %	8 %, 13 %	4 %, 4 %	2 %, 3 %	2 %, 2 %
	樹皮	-	0.9 %	1 %	1 %	1 %	1 %
	材	-	0.5 %	0.5 %	0.7 %	0.8 %	2 %
	落葉層	-	49 %	52 %	46 %	31 %	35 %
	土壌	-	22 %	25 %	44 %	61 %	59 %
	合計蓄積量*	-	407±132	455±148	400±115	308±132	305±131
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 %
	樹皮	2 %	1 %	1 %	0.6 %	0.7 %	0.6 %
	材	0.1 %	0.1 %	0.1 %	0.1 %	0.2 %	0.2 %
	落葉層	50 %	21 %	20 %	18 %	11 %	7 %
	土壌	32 %	74 %	77 %	80 %	87 %	91 %
	合計蓄積量*	91±29	103±46	95±37	72±19	73±22	58±16

*単位は kBq/m²

表 5-4 2011～2021 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
(2017 年～2021 年)

		2017	2018	2019	2020	2021
三ツ石スギ林	葉, 枝	0.4 %, 0.7 %	0.2 %, 0.6 %	0.3 %, 0.6 %	0.2 %, 0.4 %	0.3 %, 0.3 %
	樹皮	2 %	2 %	2 %	1 %	0.8 %
	材	1 %	0.8 %	1 %	0.8 %	0.8 %
	落葉層	6 %	3 %	5 %	2 %	2 %
	土壌	90 %	94 %	92 %	96 %	96 %
	合計蓄積量*	716±265	862±334	660±319	882±404	816±475
三ツ石ヒノキ林	葉, 枝	2 %, 0.5 %	0.8 %, 0.8 %	0.5 %, 0.5 %	0.8 %, 0.5 %	0.9 %, 0.6 %
	樹皮	2 %	3 %	2 %	2 %	2 %
	材	1 %	1 %	1 %	1 %	2 %
	落葉層	35 %	31 %	20 %	43 %	10 %
	土壌	60 %	64 %	76 %	53 %	85 %
	合計蓄積量*	1002±531	626±306	866±270	818±378	690±172
三ツ石コナラ林	葉, 枝	0.6 %, 1 %	0.4 %, 0.8 %	0.6 %, 1 %	0.5 %, 0.9 %	0.4 %, 0.7 %
	樹皮	3 %	3 %	3 %	3 %	2 %
	材	2 %	2 %	2 %	2 %	2 %
	落葉層	20 %	10 %	13 %	3 %	5 %
	土壌	72 %	85 %	80 %	91 %	90 %
	合計蓄積量*	441±93	548±93	373±157	504±163	530±72
金山スギ林	葉, 枝	3%, 2%	0.9%, 2%	1%, 1%	1%, 1%	1%, 0.8%
	樹皮	1 %	1 %	1 %	0.9 %	0.8 %
	材	1 %	2 %	2 %	1 %	3 %
	落葉層	16 %	14 %	24 %	17 %	10 %
	土壌	77 %	79 %	71 %	78 %	85 %
	合計蓄積量*	347±119	317±96	275±84	309±164	252±70
大玉コナラ林	葉, 枝	0.2 %, 0.5 %	-	0.1 %, 0.3 %	-	0.1 %, 0.2 %
	樹皮	0.5 %	-	0.4 %	-	0.3 %
	材	0.3 %	-	0.1 %	-	0.2 %
	落葉層	3 %	-	2 %	-	3 %
	土壌	95 %	-	97 %	-	96 %
	合計蓄積量*	76±32	-	55±15	-	51±20

*単位は kBq/m²

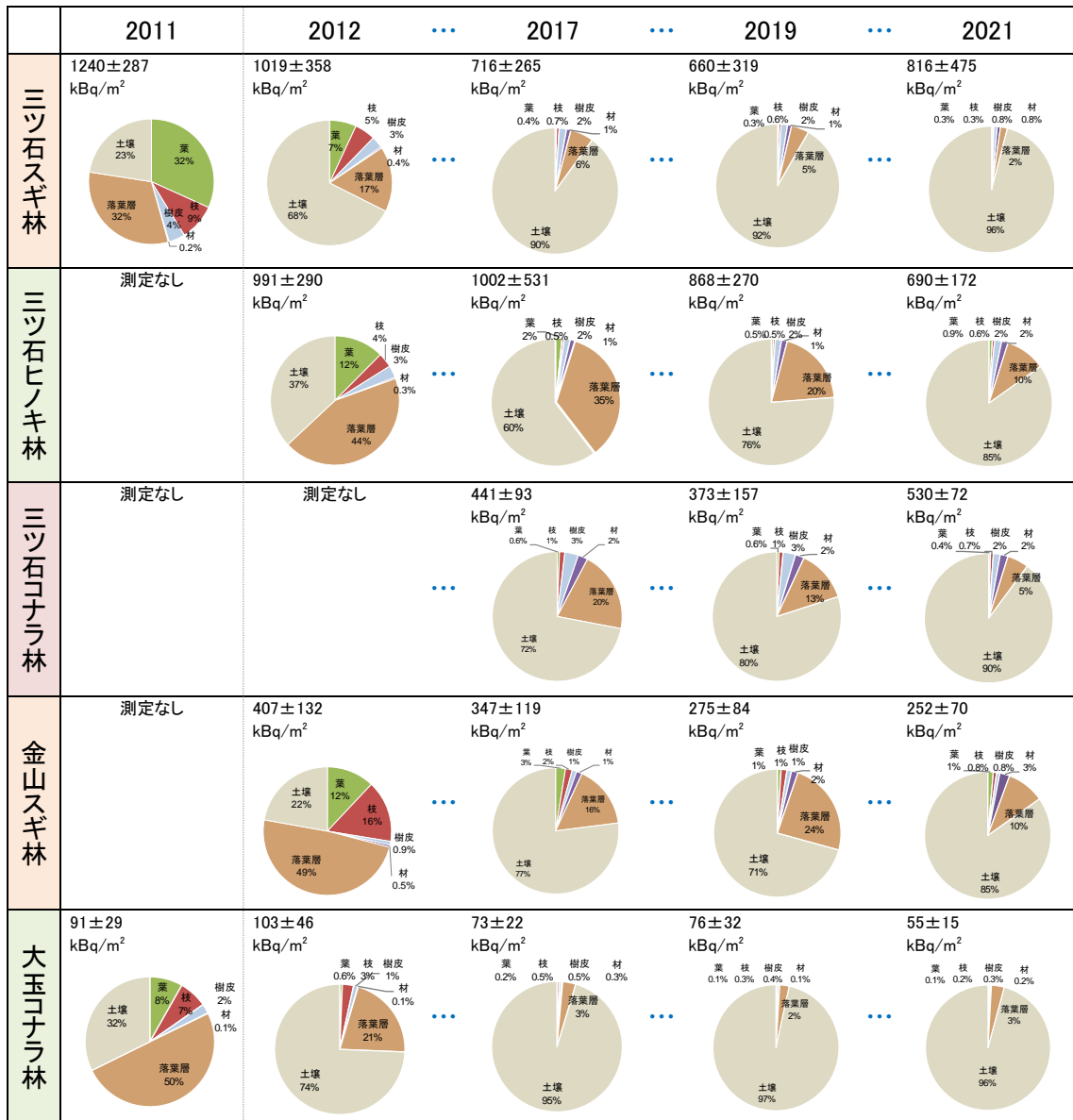


図 5.-10 調査林分における樹木及び土壌の部位別の放射性セシウム蓄積量の分布割合

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）2013～2016年度、2018年度、2020年度の調査結果は省略。