

5. 詳細調査 I（森林内の放射性物質分布調査）

5.1. 目的

福島第一原発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 以深の土壌の放射性セシウム濃度は低かった（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 月に同地点で継続調査を行った。その結果、地上部や落葉層の占める割合が減少し、深さ 0-5 cm の表層土壌の占める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）、2021 年 7～9 月、2022 年 7～8 月、2023 年 7～9 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、林野庁，2020；参考文献 9、林野庁，2021；参考文献 10、林野庁，2022；参考文献 11、林野庁，2023；参考文献 12、林野庁，2024；参考文献 13）。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

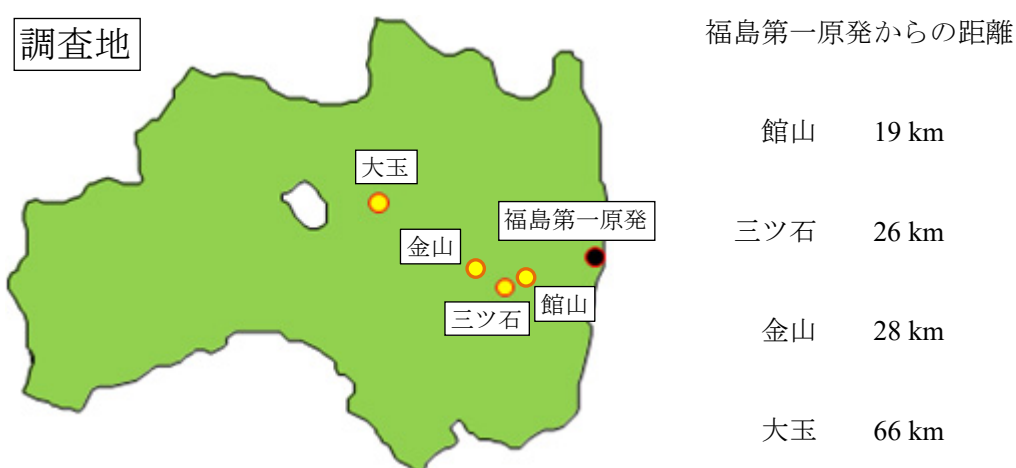


図 5-1 調査地の位置と福島第一原発からの距離

調査は 2011 年度に福島県内に設定した 2 箇所（三ツ石、大玉）、2012 年度に設定した 1 箇所（金山）、2017 年度に設定した 1 箇所（館山）の調査地で行った（図 5.-1、写真 5.-1～5.-4）。館山調査地は福島第一原発から 19 km に位置する 58 年生のアカマツ人工林、三ツ石調査地は福島第一原発から 26 km に位置する 56 年生スギ人工林、金山調査地は福島第一原発から 28 km に位置する 68 年生のスギ人工林、大玉調査地は福島第一原発から 66 km に位置する 55 年生のスギ人工林である。表 5.-1 に各調査プロットの面積を示す。各調査プロットは、10 m 毎に打った杭で区分された 12～24 個のサブプロット（10 m×10 m）からなる。表 5.-2 に、各調査プロットを構成する樹種ごとの胸高直径と樹高の平均値、立木密度、胸高断面積及び収量比数を示す。立木密度と胸高断面積の（）内には、ha 当たりの立木密度もしくは胸高断面積の総和に占める各樹種の割合を示した。優占種のスギとアカマツに関して、樹種・地域ごとに作成された人工林林分密度管理図（参考文献 14 及び 15）から読み取った収量比数を記載した。広葉樹については、該当する管理図が入手できなかったため空欄とした。

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）	2024 年 8 月 8 日	0.24 ha
			2024 年 8 月 26 日	(30 m×80 m)
			～8 月 27 日	
			2024 年 9 月 24 日	
			～9 月 25 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岡山国有林 623 林班ほ小班）	2024 年 8 月 8 日	0.16 ha
			2024 年 8 月 19 日	(20 m×80 m)
			～8 月 20 日	
金山	スギ林	福島県双葉郡川内村上川内（川内村村有林）	2024 年 8 月 7 日	0.12 ha
			2024 年 8 月 19 日	(40 m×30 m)
			～8 月 20 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前ヶ嶽外国有林 4 林班い 2・3 小班）	2024 年 7 月 25 日	0.24 ha
			2024 年 7 月 29 日	(30 m×80 m)
			～7 月 30 日	

表 5.-2 調査地の樹種ごとの胸高直径と樹高の平均値、立木密度、胸高断面積及び収量比数

調査地	林相	樹種	胸高直径 (cm)	樹高 (m)	立木密度 (本/ha)	胸高断面積 (m ² /ha)	収量比数
館山	アカマツ 林	アカマツ	27	14	279 (27%)	17 (38%)	0.30
		スギ	24	16	150 (15%)	8.7 (19%)	—
		広葉樹	19	12	596 (58%)	19 (42%)	—
三ツ石	スギ林	スギ	24	17	850 (66%)	44 (78%)	0.53
		広葉樹	18	14	438 (34%)	12 (22%)	—
金山	スギ林	スギ	34	20	725 (77%)	72 (82%)	0.58
		カラマツ・	31	14	183 (19%)	15 (17%)	—
		アカマツ					
		広葉樹	14	10	33 (4%)	0.49 (0.46%)	—
大玉	スギ林	スギ	29	19	1113 (100%)	78 (100%)	0.68

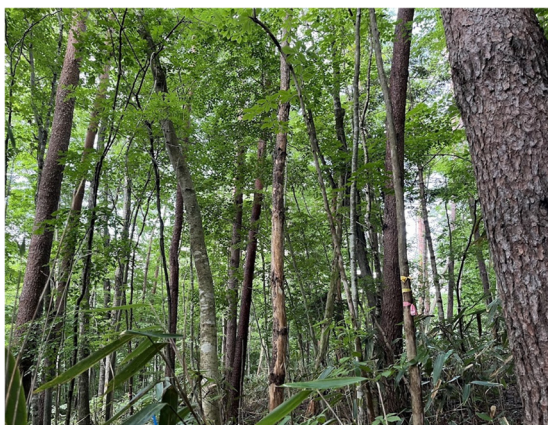


写真 5.-1 館山調査地のアカマツ林



写真 5.-2 三ツ石調査地のスギ林



写真 5.-3 金山調査地のスギ林



写真 5.-4 大玉調査地のスギ林

5.3. 調査方法

5.3.1. 空間線量率調査

空間線量率は、調査プロット内の 10 m 毎の格子点において、NaI (TI) 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。時定数は 10 秒とし、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

館山、三ツ石、金山、大玉の各調査地に設定した調査プロット（表 5.-1）において、樹木（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。館山調査地では、樹木に加え、小径木（胸高直径が 10 cm 未満の個体）を対象に毎木調査を行い、地上部の部位別現存量を推定した。現

存量の推定方法は、梶本ほか（2014；参考文献 16）に従い、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 16）。幹の各部位の現存量は、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（乾燥重量/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、幹材積の推定には、胸高直径（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 17）を用いた。樹高（H）は、2011 年度に調査地や樹種別に得た一部個体（20～30 本）の測定データから導いた胸高直径と樹高（DBH-H）の関係式から推定した。容積比と容積密度の値は、伐倒木（3 本）から得た円板試料等から調査地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。

（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、調査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）と同様に、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 18）。今年度は、館山アカマツ林で毎木調査を行った。

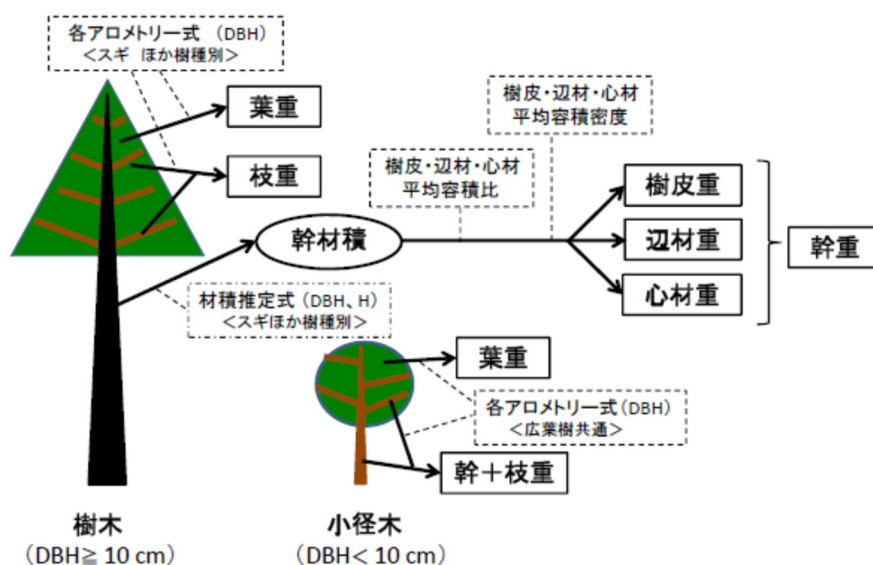


図 5-2 樹木・小径木の部位別現存量の推定手順

重さは全て乾燥重量を示す。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、館山アカマツ林、三ツ石スギ林、金山スギ林、大玉スギ林の各調査プロット内の 12 地点で行った（写真 5-5）。落葉層として、方形枠（25 cm×25 cm）を用いて枠内の全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（高さ 5 cm、内径 11 cm）を用いて採取した。0-5 cm の表層土壌は全ての地点で、5-10、10-15、15-20 cm 深の土壌は各調査地 4 地点で採取した。

館山アカマツ林、三ツ石スギ林、金山スギ林での樹皮、幹材の採取では、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（クリもしくはスギ）6 本を対象木として選定した。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 5-6）、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 5-7）。葉、枝は、調査木の中から 3~4 本を選定し（樹皮・幹材を採取した樹木と同じ個体を 2 本以上含む）、リギングギアを使用して木登りし、高枝切はさみを用いて樹冠の上下層から採取した。幹については、上述のとおり（5.3.2.）、樹皮・心材・辺材ごとの現存量を推定する手順上、伐倒木から試料を得て、各部位の容積比と容積密度を求める必要がある。今年度は、館山アカマツ林と大玉スギ林で大きさの異なるアカマツとスギを 3 本選定し、地際部で伐倒した後、高さ 1.3 m、2.5 m と 4.5 m、さらに上部では 3 m ごとの高さで円板を採取し、樹皮厚、心材及び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 (2 L) 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.-8)、各 1 kg (生重量) 程度採取した。

小径木については、樹木と同様、館山アカマツ林の調査プロット周辺で落葉広葉樹を 3 種類、合計 9 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、辺材に分けずに放射性セシウム濃度の測定に供した。



写真 5.-5 落葉層と土壌の採取



写真 5.-6 ノミを用いた樹皮の採取



写真 5.-7 成長錐を用いた木材コアの採取



写真 5.-8 葉の採取

5.3.4. 放射性セシウム濃度の測定・森林内の放射性セシウム蓄積量の推定

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.-9)、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.-10)、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 程度の長さに切り、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

砕して容量 2 L のマリネリ容器に充填した。なお、樹皮試料は詳細調査Ⅲ（7.2.）の調査を兼ねるため、樹皮は外樹皮と内樹皮とに分けて放射性セシウム濃度を測定し、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 0.7 もしくは 2 L 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、分析に供した。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、2024 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 2011～2023 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 19）、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た。



写真 5-9 細分化した樹皮試料



写真 5-10 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

2011 年度から 2012 年度にかけて、空間線量率にはほとんど低下が見られず、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された。その後、空間線量率は、各調査地ともに概ね物理的減衰に従って減少する傾向が継続していたが、事故から 13 年以上が経過し、その低下傾向は緩やかになってきた。2024 年 7～8 月に測定した調査プロットの空間線量率は、前年度の 2023 年比で 95～107% だった（図 5-3、表 5-4）。2011 年の事故由来の 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、2024 年度では 2023 年度比約 96%と推計される。したがって、各調査プロット内の空間線量率は概ね物理的減衰に従って減少していると考えられる（表 5-4）。なお、表 5-4 中で 2021 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、表 5-3 に示した 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、高かっ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 20）。空間線量率は、各調査地ともに概ね物理的減衰に従って減少する傾向が継続しているが、2020 年度のように特異な変動が見られることもある。以上から、事故から 13 年が経過し、放射線量率由来の空間線量率の低下がわずかになり、1 年毎の調査では物理的減衰で予想される空間線量率の前年度比の低下を検出しにくくなってきている。空間線量率は森林の放射性セシウムによる汚染程度を簡便かつ適切に把握する有用な指標であり、長期の変動傾向をモニタリングすることは重要であるが、今後は観測頻度や密度を見直していくことも必要である。

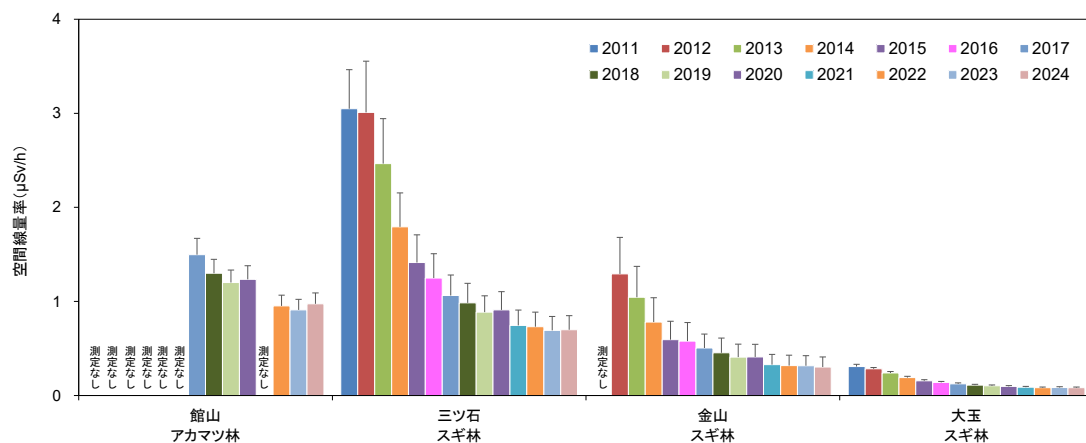


図 5-3 2011～2024 年度の調査地における空間線量率（平均値）の変化

細線で標準偏差を示した。

表 5.-3 2011～2024 年度の地上高 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		金山スギ林		大玉スギ林	
	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)	-	-	0.31 (0.02)	0.35 (0.03)
2012	-	-	3.01 (0.54)	3.44 (0.86)	1.29 (0.39)	1.69 (0.54)	0.28 (0.01)	0.34 (0.03)
2013	-	-	2.47 (0.48)	2.82 (0.67)	1.05 (0.33)	1.22 (0.40)	0.24 (0.01)	0.27 (0.02)
2014	-	-	1.79 (0.36)	2.04 (0.50)	0.78 (0.26)	0.87 (0.31)	0.19 (0.01)	0.22 (0.02)
2015	-	-	1.41 (0.29)	1.68 (0.45)	0.59 (0.20)	0.68 (0.24)	0.16 (0.01)	0.18 (0.02)
2016	-	-	1.25 (0.26)	1.46 (0.38)	0.58 (0.20)	0.66 (0.22)	0.14 (0.01)	0.16 (0.01)
2017	1.50 (0.17)	1.73 (0.27)	1.06 (0.22)	1.26 (0.32)	0.50 (0.15)	0.54 (0.19)	0.13 (0.01)	0.14 (0.01)
2018	1.30 (0.15)	1.48 (0.22)	0.98 (0.21)	1.13 (0.28)	0.46 (0.15)	0.54 (0.19)	0.11 (0.01)	0.12 (0.01)
2019	1.20 (0.13)	1.40 (0.21)	0.89 (0.17)	1.03 (0.25)	0.41 (0.14)	0.49 (0.17)	0.10 (0.01)	0.12 (0.01)
2020	1.23 (0.14)	1.44 (0.24)	0.91 (0.19)	1.07 (0.26)	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)	0.33 (0.11)	0.37 (0.13)	0.09 (0.01)	0.10 (0.01)
2022	0.95 (0.11)	1.10 (0.17)	0.73 (0.16)	0.85 (0.22)	0.32 (0.11)	0.37 (0.14)	0.08 (0.01)	0.09 (0.01)
2023	0.91 (0.11)	1.05 (0.17)	0.69 (0.15)	0.81 (0.22)	0.32 (0.11)	0.36 (0.13)	0.09 (0.01)	0.09 (0.01)
2024	0.98 (0.12)	1.13 (0.19)	0.70 (0.15)	0.82 (0.22)	0.30 (0.11)	0.35 (0.14)	0.08 (0.01)	0.09 (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 5.4 2012～2024 年度の地上高 1 m と 10 cm の空間線量率 (μSv/h) 平均値の前年度比

年	館山アカマツ林		三ツ石スギ林		金山スギ林		大玉スギ林	
	1 m	10 cm	1 m	10 cm	1 m	10 cm	1 m	10 cm
2012/2011	-	-	99 %	101 %	-	-	92 %	97 %
2013/2012	-	-	82 %	82 %	81 %	72 %	85 %	81 %
2014/2013	-	-	73 %	72 %	75 %	71 %	80 %	81 %
2015/2014	-	-	79 %	83 %	76 %	78 %	82 %	82 %
2016/2015	-	-	88 %	87 %	97 %	96 %	89 %	88 %
2017/2016	-	-	85 %	86 %	87 %	82 %	89 %	87 %
2018/2017	87 %	86 %	93 %	90 %	90 %	100 %	89 %	90 %
2019/2018	92 %	94 %	90 %	91 %	90 %	90 %	93 %	93 %
2020/2019	103 %	103 %	103 %	104 %	100 %	100 %	94 %	95 %
2021/2019*	-	-	84 %	85 %	81 %	77 %	86 %	87 %
2022/2021	77 %**	76 %**	98 %	96 %	97 %	98 %	93 %	91 %
2023/2022	96 %	96 %	95 %	95 %	99 %	99 %	102 %	103 %
2024/2023	107 %	107 %	101 %	101 %	95 %	97 %	98 %	100 %

*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。

**2022 年度分の空間線量率の比は、館山アカマツ林の値のみ、2020 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

2024年度の館山アカマツ林の地上部現存量は163.3 Mg/haであり、前々年度比で1.0%増加していた(図5-4)。三ツ石スギ林、金山スギ林、大玉スギ林の地上部現存量は、それぞれ224.9 Mg/ha、342.9 Mg/ha、284.4 Mg/haであり、前年度比もしくは前々年度比で1.0~5.5%増加していた(図5-4)。スギ林の葉量は地上部現存量の10~13%を占め、アカマツ林の7%に比べて葉の割合が高かった。また材における心材の割合はスギ林では29~44%、アカマツ林で45%であり、アカマツ林で高かった。

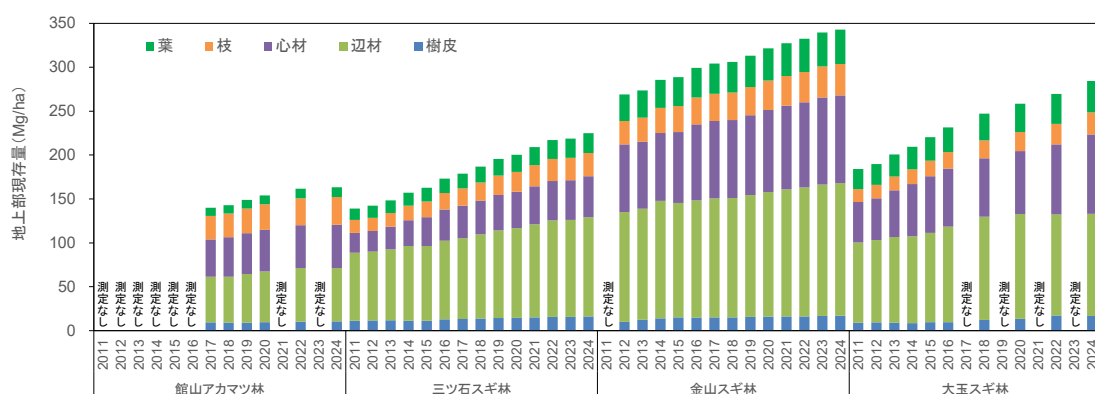


図 5-4 館山アカマツ林、三ツ石、金山及び大玉スギ林の地上部現存量

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3調査地における部位別放射性セシウム濃度の比較

2024年度のスギ林3調査地(三ツ石スギ林、金山スギ林、大玉スギ林)の各部位の放射性セシウム濃度と空間線量率の関係は、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)。詳細に見ると、樹皮と土壌の放射性セシウム濃度は、空間線量率の大小関係と同様に大玉スギ林、金山スギ林、三ツ石スギ林の順に大きくなったのに対し、葉と材の放射性セシウム濃度は金山スギ林と三ツ石スギ林の空間線量率の大小関係とは逆転した関係を示しており、部位によって濃度の変動傾向に違いがみられた。落葉層の放射性セシウム濃度は三ツ石スギ林と金山スギ林とで同程度であり、空間線量率の大小関係との逆転までは見られなかった。

このような部位による放射性セシウム濃度の変動と汚染度の傾向の相違は、樹木が森林土壌(落葉層及び土壌)から吸収する放射性セシウムの影響の強さの違いに起因すると考えられる。樹皮と土壌に関しては、2011年の初期沈着の影響が強く残っており、他の部位への放射性セシウムの移動が起こりにくいため、樹木による放射性セシウム吸収の影響は小

さい。一方、葉と材は樹木の中の成長部位であるため、森林土壌から吸収された放射性セシウムが移動し蓄積され、その影響を強く受ける。金山スギ林は森林土壌全体の放射性セシウム蓄積量に対して落葉層の割合が三ツ石スギ林よりも多い（林野庁，2024；参考文献 13）。落葉層に含まれる放射性セシウムは土壌中のものに比べて植物が吸収しやすいと考えられることから（Kruyts and Delvaux, 2002；参考文献 21）、金山スギは三ツ石スギよりも落葉層中から多くの放射性セシウムを吸収していると考えられる。落葉層の放射性セシウム濃度が葉や材と類似の傾向を示すのは、リターフォールが葉や枝の濃度を反映した結果であると考えられる。

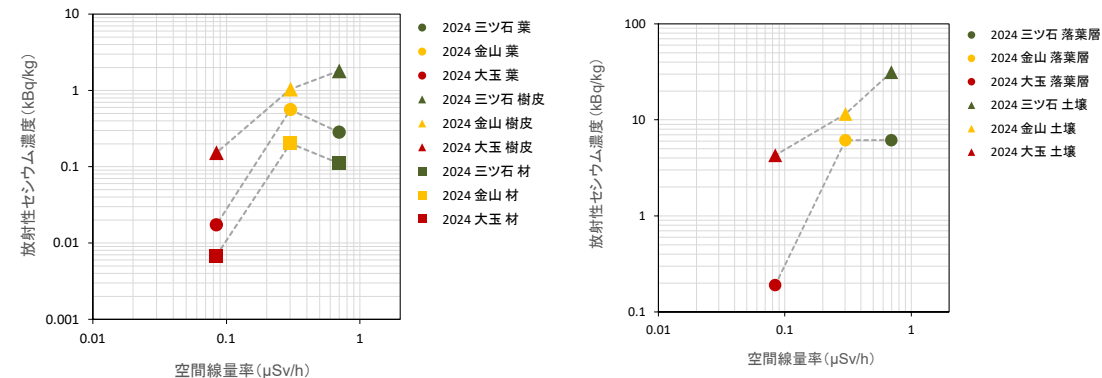


図 5.-5 スギ林 3 調査地における空間線量率（横軸、 $\mu\text{Sv/h}$ ）と部位別放射性セシウム濃度（縦軸、 kBq/kg ）の関係

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

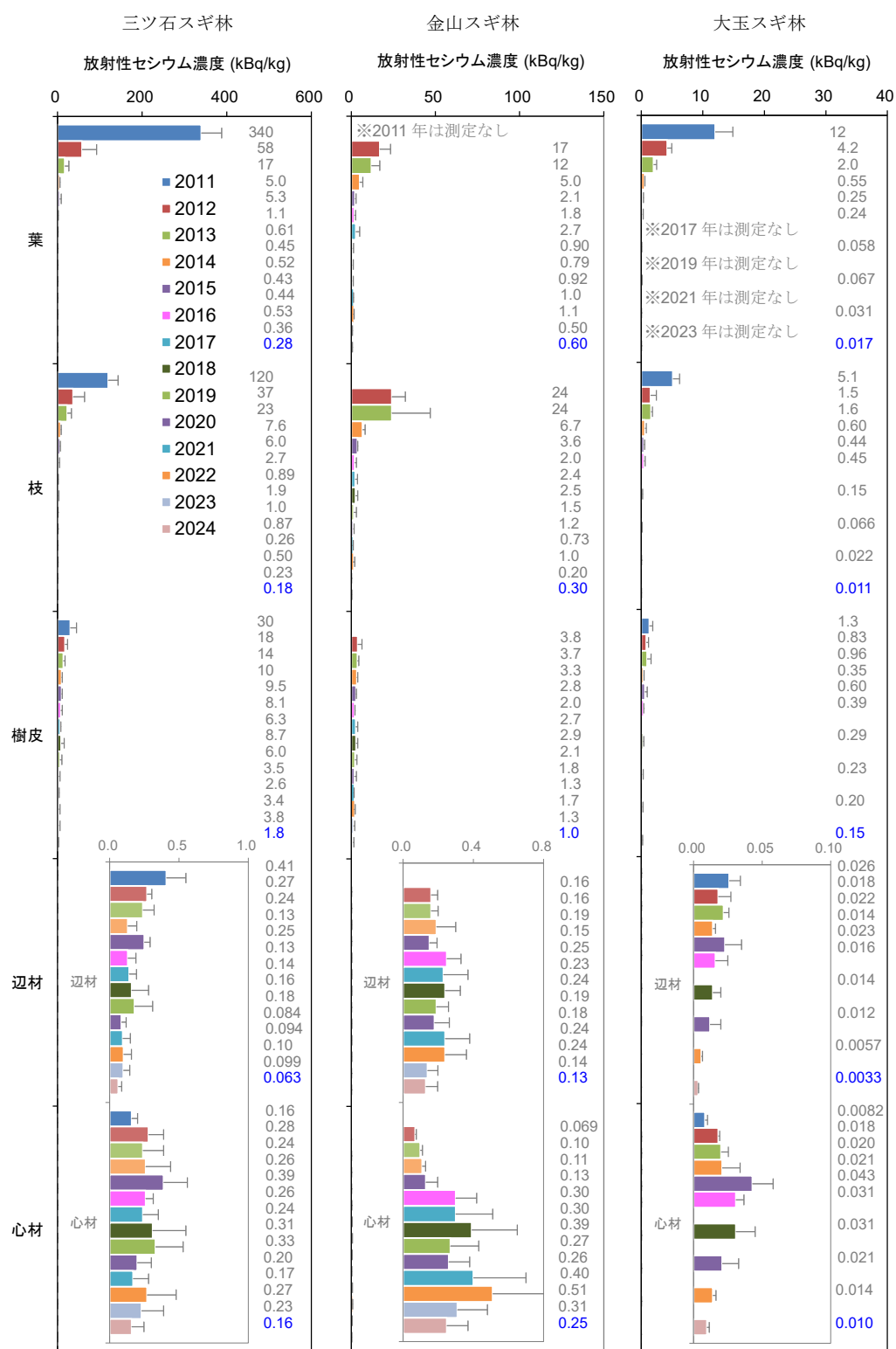


図 5-6 三ツ石・金山・大玉 3 調査地のスギ林における部位別放射性セシウム濃度（地上部）
地上部は優占樹種(スギ)の各部位の結果を示す。横棒と誤差棒はそれぞれ平均値と標準偏差を表す。
各部位の平均値 (kBq/kg、有効数字 2 桁) を横棒の右に示し、今年度の測定結果は青文字で表記した。

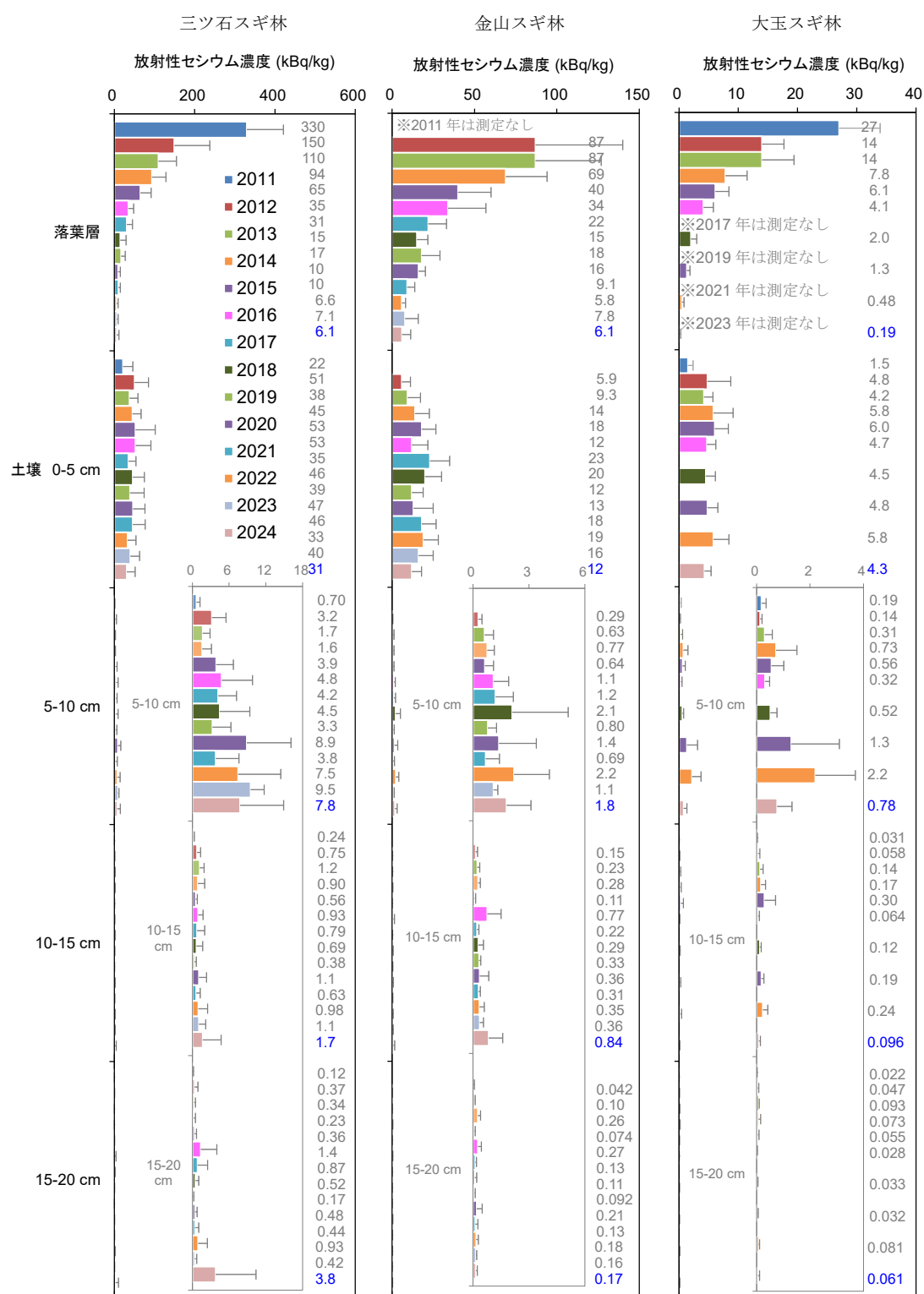


図 5-6 三ツ石・金山・大玉 3 調査地のスギ林における部位別放射性セシウム濃度（地下部）

2024 年度のスギの葉の放射性セシウム濃度は、三ツ石スギ林、金山スギ林、大玉スギ林の順に（以後、他の部位の値も同じ順で示す）0.28 kBq/kg、0.60 kBq/kg、0.017 kBq/kg だった（図 5-6（地上部））。原発事故から 13 年以上が経過し、事故後初期の変化の程度と比較すると、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 年度以降は、概ね下げ止まっている。スギの枝の放射性セシウム濃度は、3 調査地でそれぞれ 0.18 kBq/kg、0.30 kBq/kg、0.011 kBq/kg、また樹皮は 1.8 kBq/kg、1.0 kBq/kg、0.15 kBq/kg であった。時間経過に伴う放射性セシウム濃度低下は、枝葉に比べて樹皮では緩やかであり、三ツ石スギでは 2014 年度以降、金山と大玉スギでは 2018 年度以降、枝、葉、樹皮の中で樹皮の濃度が最も高くなっている。

2024 年度のスギの辺材の放射性セシウム濃度は 3 調査地でそれぞれ 0.063 kBq/kg、0.13 kBq/kg、0.0033 kBq/kg、心材では 0.16 kBq/kg、0.25 kBq/kg、0.010 kBq/kg であった。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、三ツ石と大玉スギでは 2014 年度以降、金山スギでも 2016 年度以降その傾向が見られた。しかし、三ツ石スギの辺材と心材はともに、2015～2016 年度頃から放射性セシウム濃度に大きな変動が見られなくなっている。金山スギでは、辺材の放射性セシウム濃度には、2016 年度もしくは 2018 年度以降、ほとんど変化が見られていない。金山スギでは、2018 年度頃まで心材の放射性セシウム濃度が年々増加していたが、2018 年度以降は一定の傾向は見られていない。大玉スギの辺材の放射性セシウムには 2011 年度以降緩やかな減少傾向が見られ、心材の放射性セシウム濃度は 2015 年度を境に増加から減少に転じた。

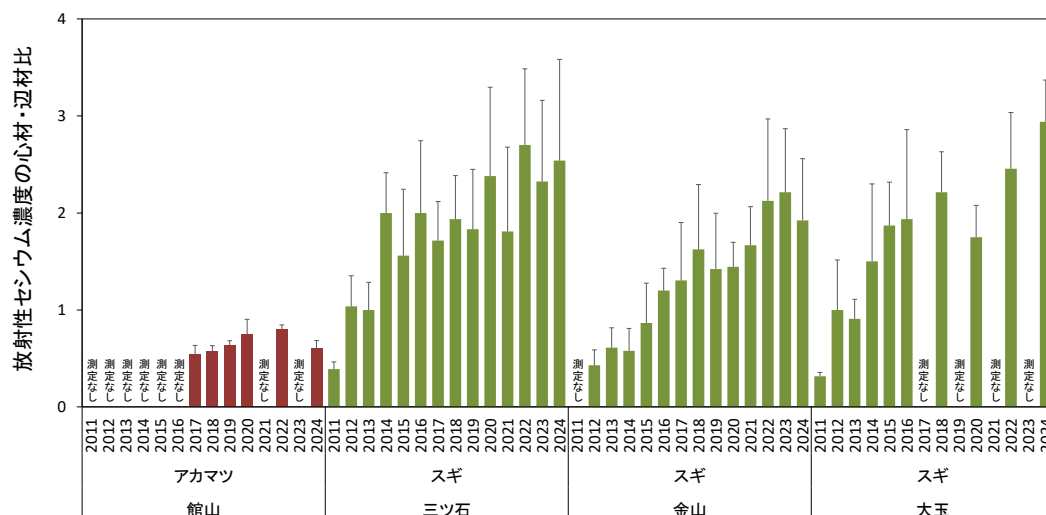


図 5-7 心材と辺材の放射性セシウム濃度比

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、その後は 2021 年度まで 1.9 前後の値で推移していた。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に対して、2019 年度から 2021 年度には濃度比が頭打ちになっているように見えた。大玉スギでも同様に、2011 年度から 2015 年度までの増加傾向に対し、以降は明らかな増加傾向は見られていなかった。しかしながら、2022 年度以降、3 調査地の全てで心材と辺材の放射性セシウム濃度比が 2021 年度よりも高い値を示していることから、緩やかに濃度比の増加が続いている可能性があり、その検証のためにも調査を継続する必要がある。

2024 年度の落葉層の放射性セシウム濃度は三ツ石、金山、大玉のスギ林 3 調査地でそれぞれ 6.1 kBq/kg、6.1 kBq/kg、0.19 kBq/kg であり、2011 年度あるいは 2012 年度から 2024 年度にかけての 13 年間あるいは 12 年間で、いずれの調査地でも 9 割以上減少した（図 5-6（地下部））。

表層土壌（0-5 cm）の放射性セシウム濃度は、3 調査地それぞれで 31 kBq/kg、12 kBq/kg、4.3 kBq/kg であった。2011 年度から 2012 年度にかけて、三ツ石スギ林の表層土壌の濃度は 2 倍以上に増加した。2012 年度以降は、その濃度は 31～53 kBq/kg の範囲内で推移しており、長期的な増加もしくは減少の傾向は確認されなかった。金山スギ林では、2012 年度から 2015 年度まで濃度が増加する傾向が続いていたが、2015 年度以降は三ツ石スギ林と同様に、長期的な増加もしくは減少の傾向は見られなかった。大玉スギ林も、2011 年度から 2012 年度にかけての 2 倍以上の濃度上昇と、2012 年度以降は長期的な増加もしくは減少の傾向が認められていない点で、三ツ石スギ林と同様であった。2024 年度の結果は 3 調査地とも、概ね近年の濃度変化の範囲内であった。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 7.8 kBq/kg、1.8 kBq/kg、0.78 kBq/kg であった。5-10 cm の土壌の放射性セシウム濃度も、2011 年度もしくは 2012 年度から 2012～2013 年度にかけて増加し、2013 年度以降も、長期的な増加の傾向が認められた。

（2）館山アカマツ林の部位別放射性セシウム濃度

2024 年度の館山アカマツ林の放射性セシウム濃度は、葉、枝、樹皮、辺材及び心材でそれぞれ、1.8 kBq/kg、0.83 kBq/kg、3.7 kBq/kg、0.33 kBq/kg、0.20 kBq/kg であった（図 5-8）。葉、枝の放射性セシウム濃度は 2017 年度の調査開始以降、それぞれ 1.4～3.1 kBq/kg、0.83～1.7 kBq/kg の範囲で推移し、明らかな増減は見られていない。樹皮の放射性セシウム濃度には、2017 年度から緩やかな減少傾向が見られた。辺材及び心材の放射性セシウム濃度は、2017～2019 年度に比べて 2020 年度は減少したが、2020 年度以降増加傾向に転じたのか長期的には変動の範囲内であるのかは判然としない。その検証のためにも、継続的な調査が重要だと考えられる。

2024 年度の落葉層の放射性セシウム濃度は 24 kBq/kg であり、2017 年度から 2019 年度にかけての減少が見られた後は、11～28 kBq/kg の範囲で推移していた。表層土壌（0-5 cm）

の放射性セシウム濃度は 27 kBq/kg であり、今年度の値は調査開始以来最も低かった。

（３）小径木の放射性セシウム濃度

2024 年度に館山アカマツ林の調査プロット周辺で得られた小径木（コシアブラ、アオハダ、リョウブ）の放射性セシウム濃度は、葉では 13 kBq/kg、幹・枝では 3.9 kBq/kg であった。小径木の葉の放射性セシウム濃度には、2017 年度から 2022 年度にかけて減少傾向が見られた。幹・枝の放射性セシウム濃度にも、2017 年度から 2020 年度もしくは 2022 年度にかけての減少が見られた。小径木の葉、幹・枝の放射性セシウム濃度は、館山アカマツ成木の葉、枝の放射性セシウム濃度に比べて高かった。

館山アカマツ林

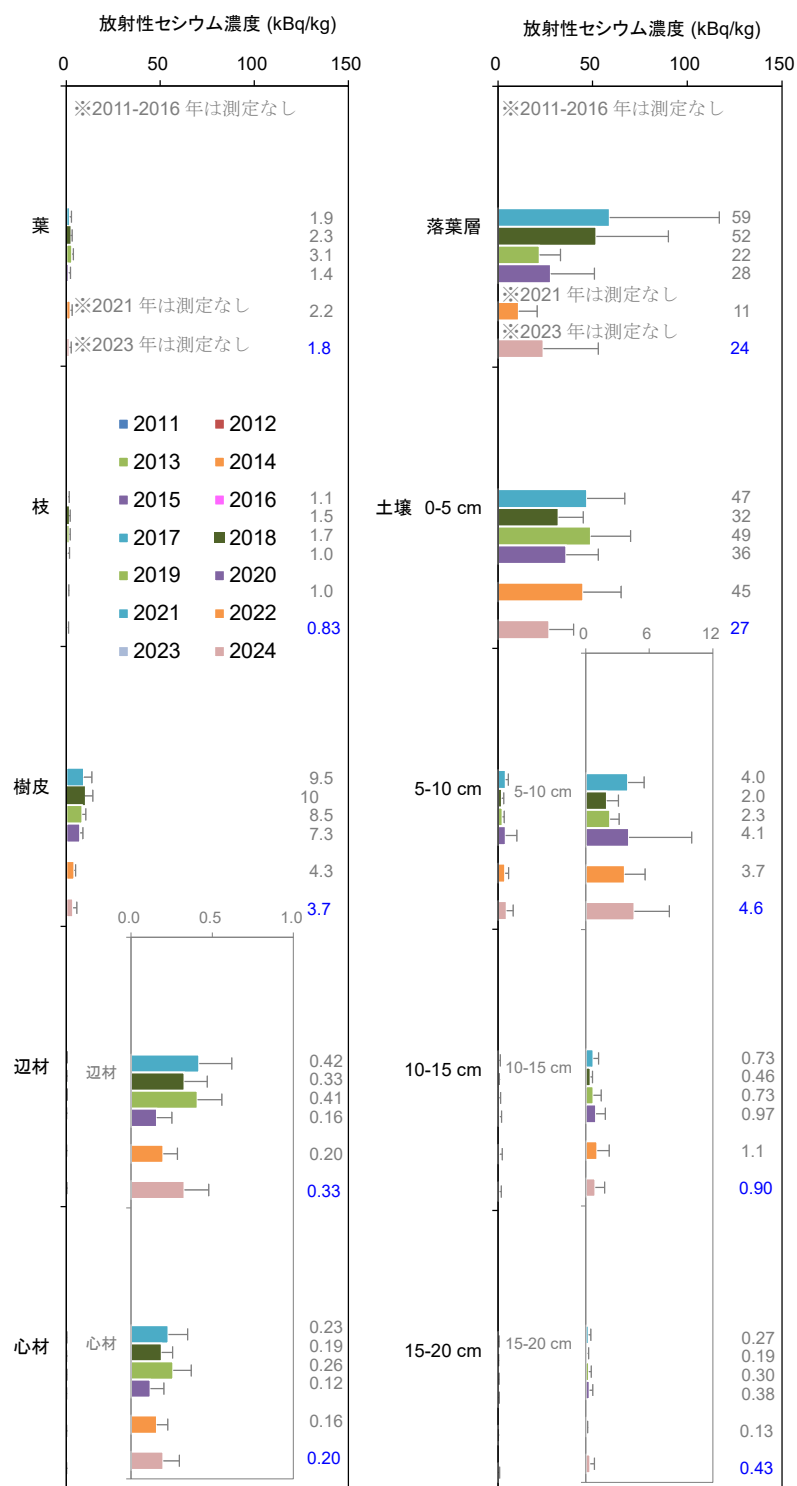


図 5-8 館山アカマツ林における部位別放射性セシウム濃度（地上部及び地下部）

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。

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。針葉樹のスギでは、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回調査の値と比較すると、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。スギは冬季にも多くの葉を付けているため、事故による直接の汚染を受けている。また、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。事故後初期には雨による洗脱と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13年が経過した現在では、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り、葉の放射性セシウム濃度には、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影響していると考えられる。そのため、樹体内の各部位の放射性セシウム濃度がどのように定常状態に至るのかその過程を明らかにするためにも、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調査を継続する必要がある。

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、辺材と心材の濃度の増減傾向は調査地によって異なっていた。三ツ石スギは辺材と心材ともに、2015～2016 年度頃から放射性セシウム濃度に大きな変動が見られなくなっている。一方、金山スギでは、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。金山スギの心材の放射性セシウム濃度は変動が大きく、2018 年度以降の傾向は一定していなかった。大玉スギの辺材及び心材の放射性セシウム濃度には、2016 年度以降、緩やかな減少傾向が見られた。辺材や心材の放射性セシウムの経年変化は、同樹種であっても試験地ごとに異なる傾向を示していることから、今後も変動傾向を注視する必要がある。一方、館山アカマツは、心材よりも辺材の放射性セシウム濃度が高い傾向で推移している。辺材及び心材の放射性セシウム濃度は、2017～2019 年度に比べて 2020 年度は減少したが、2020 年度以降増加傾向に転じたのか長期的には変動の範囲内であるのかは判然としないことから、引き続き注視する必要がある。各樹種別に材の将来の放射性セシウム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も変動する。落葉層の主な供給源である葉の放射性セシウム濃度はスギでは事故後初期の減少傾向に対して 2017 年度もしくは 2018 年度以降はほぼ下げ止まりの状態にあり、アカマツでも変動の範囲内であった。

落葉層の放射性セシウム濃度は、2011 年度に調査が実施された三ツ石スギ林及び大玉スギ林において、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。金山スギ林のように 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、金山スギ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。金山スギ林は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、今後も濃度変化の調査を継続するとともに、落葉層の堆積と分解のバランス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。

表層土壌（0-5 cm）の放射性セシウム濃度は、2011 年度から 2012 年度にかけて多くの調査林分で大きく増加した。金山スギ林ではそれ以降も 2015 年度まで緩やかに増加した後、微増微減の状態である。スギ林の 5-10 cm の土壌の放射性セシウム濃度でも表層土壌と同様に、2011 年度もしくは 2012 年度から 2012〜2013 年度にかけて増加が見られたが、2013 年度以降も、長期的で緩やかな増加が認められた。館山アカマツ林の土壌（5-10cm）でも、調査開始以来最も高い放射性セシウム濃度が観察された。事故後 13 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表層に移行し集積している。土壌層に到達してからの放射性セシウムの動きは緩やかであるが、長期的な観測により、土壌中で放射性セシウムの下方移動が起こることが明らかになってきたことから、今後も深度毎の濃度変化を追跡することは重要である。

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。それが比較すると 2013 年度以降の変化は小さかった（図 5.-9、表 5.-4）。なお、館山アカマツ林において、森林全体に占める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。2024 年度のスギ林では、樹木に森林全体（小径木を除く）の 1〜4%、アカマツ林では 1%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 0.1〜0.9%、0.05〜0.3%、0.4〜0.7%、0.2〜2%、アカマツ林では 0.2%、0.3%、0.5%、0.5%の放射性セシウムが分布しており、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 2023 年度もしくは 2022 年度の

前回調査時とほとんど変わらなかった。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）、初期汚染後の降水による樹皮からの放射性セシウムの洗脱の影響が小さく、樹皮の剥離脱落も落葉・落枝に比べると長い時間をかけて進行していることが推察される。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 59～78%が 0-5 cm の表層土壌に分布していた。

2024 年度の落葉層の放射性セシウム蓄積割合は、館山アカマツ林では 11%だった。また、三ツ石スギ林と大玉スギ林の落葉層の放射性セシウム蓄積割合が 0.5～2%だったのに対して、金山スギ林では 10%であり、調査地全体の中で特に多い傾向が続いている。土壌の放射性セシウム蓄積割合は館山アカマツ林、三ツ石スギ林、大玉アカマツ林では 88～99%であったのに対して、金山スギ林では 87%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、館山アカマツ林、三ツ石スギ林、金山スギ林、大玉スギ林の立地環境の違い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。

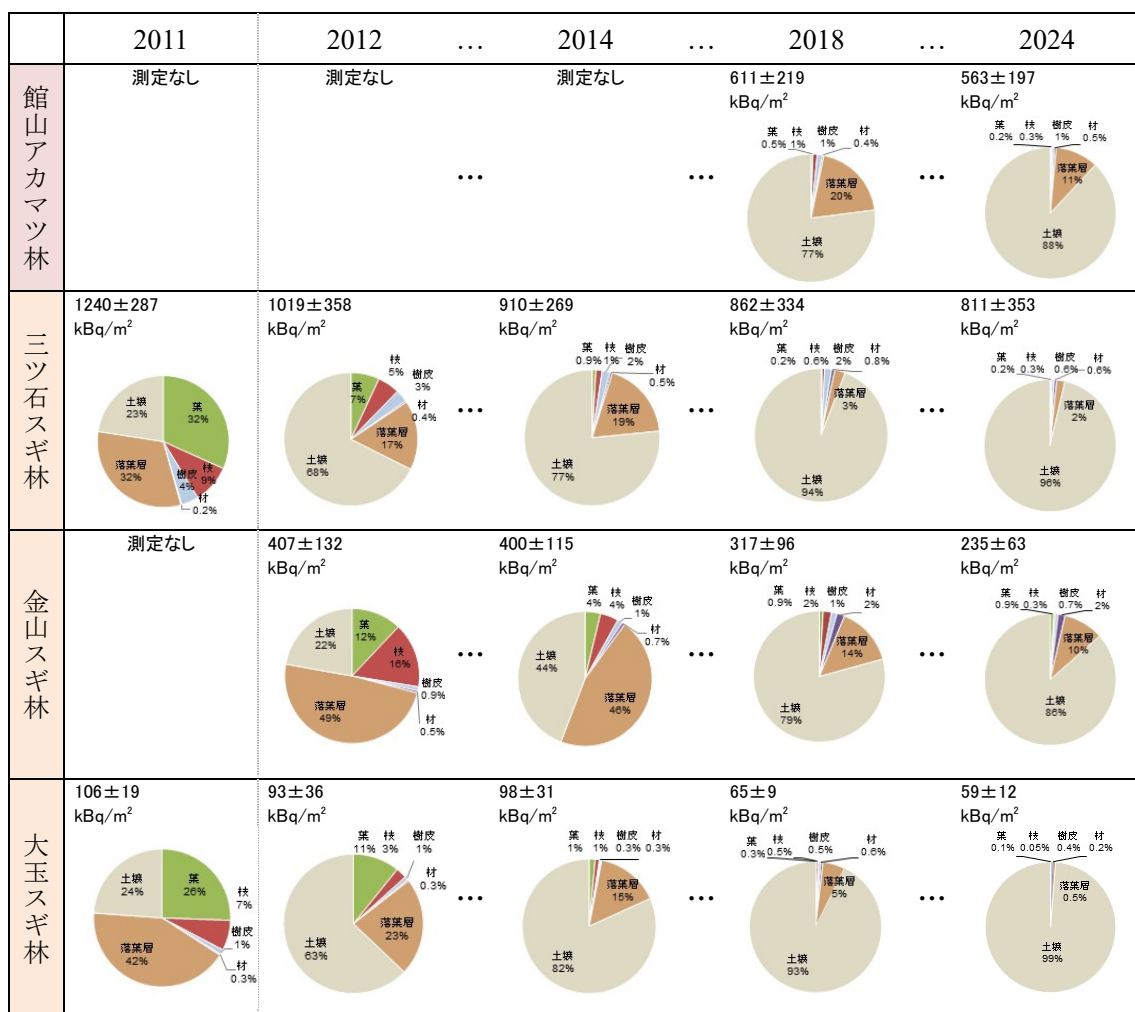


図 5-9 調査林分における樹木及び土壌の部位別の放射性セシウム蓄積量の分布割合

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、2015～2017 年度、2019～2023 年度の調査結果は省略。

表 5-5 2011～2024 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～2017 年)

		2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
館山アカマツ林	葉, 枝	-	-	-	-	-	-	0.5%, 1%
	樹皮	-	-	-	-	-	-	1%
	材	-	-	-	-	-	-	0.5%
	落葉層	-	-	-	-	-	-	15%
	土壌	-	-	-	-	-	-	82%
	合計蓄積量*	-	-	-	-	-	-	747±237
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 %
	樹皮	4 %	3 %	3 %	2 %	2 %	2 %	2 %
	材	0.2 %	0.4 %	0.5 %	0.5 %	0.5 %	0.5 %	1 %
	落葉層	32 %	17 %	19 %	19 %	9 %	6 %	6 %
	土壌	23 %	68 %	72 %	77 %	87 %	91 %	90 %
	合計蓄積量*	1240±287	1019±358	972±297	910±269	946±544	946±376	716±265
金山スギ林	葉, 枝	-	12 %, 16 %	8 %, 13 %	4 %, 4 %	2 %, 3 %	2 %, 2 %	3 %, 2 %
	樹皮	-	0.9 %	1 %	1 %	1 %	1 %	1 %
	材	-	0.5 %	0.5 %	0.7 %	0.8 %	2 %	1 %
	落葉層	-	49 %	52 %	46 %	31 %	35 %	16 %
	土壌	-	22 %	25 %	44 %	61 %	59 %	77 %
	合計蓄積量*	-	407±132	455±148	400±115	308±132	305±131	347±119
大玉スギ林	葉, 枝	26%, 7%	11%, 3%	5%, 3%	1%, 1%	0.6%, 0.7%	0.9%, 1%	-
	樹皮	1%	0.8%	0.9%	0.3%	0.6%	0.5%	-
	材	0.3%	0.3%	0.3%	0.3%	0.5%	0.5%	-
	落葉層	42%	23%	26%	15%	11%	12%	-
	土壌	24%	63%	65%	82%	86%	85%	-
	合計蓄積量*	106±19	93±36	97±27	98±31	105±34	74±17	-

*単位は kBq/m²

表 5.-5 2011～2024 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
(2018 年～2024 年)

		2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
館山アカマツ林	葉, 枝	0.5%, 1%	0.7%, 2%	0.3%, 0.6%	-	0.5 %, 0.7 %	-	0.2 %, 0.3 %
	樹皮	1%	1%	0.8%	-	0.6%	-	0.5 %
	材	0.4%	0.6%	0.3%	-	0.3%	-	0.5 %
	落葉層	20%	5%	8%	-	3%	-	11 %
	土壌	77%	91%	90%	-	95%	-	88 %
	合計蓄積量*	611±219	609±225	658±221	-	629±144	-	563±197
三ツ石スギ林	葉, 枝	0.2 %, 0.6 %	0.3 %, 0.6 %	0.2 %, 0.4 %	0.3 %, 0.3 %	0.3 %, 0.5 %	0.2 %, 0.3 %	0.2 %, 0.3 %
	樹皮	2 %	2 %	1 %	0.8 %	0.8 %	0.8 %	0.6 %
	材	0.8 %	1 %	0.8 %	0.8 %	0.6 %	0.7 %	0.6 %
	落葉層	3 %	5 %	2 %	2 %	1 %	1 %	2 %
	土壌	94 %	92 %	96 %	96 %	97 %	97 %	96 %
	合計蓄積量*	862±334	660±319	882±404	816±475	747±304	770±180	811±353
金山スギ林	葉, 枝	0.9 %, 2 %	1 %, 1 %	1 %, 1 %	1 %, 1 %	2 %, 1 %	0.8 %, 0.2 %	0.9 %, 0.3 %
	樹皮	1 %	1 %	0.9 %	0.8 %	1 %	1 %	0.7 %
	材	2 %	2 %	1 %	3 %	3 %	2 %	2 %
	落葉層	14 %	24 %	17 %	10 %	6 %	14 %	10 %
	土壌	79 %	71 %	78 %	85 %	88 %	82 %	87 %
	合計蓄積量*	317±96	275±84	309±164	252±70	277±70	237±81	235±63
大玉スギ林	葉, 枝	0.3%, 0.5%	-	0.3%, 0.2%	-	0.1 %, 0.1 %	-	0.1%, 0.05%
	樹皮	0.5%	-	0.4%	-	0.4 %	-	0.4 %
	材	0.6%	-	0.4%	-	0.2 %	-	0.2 %
	落葉層	5%	-	3%	-	1 %	-	0.5 %
	土壌	93%	-	95%	-	98 %	-	99 %
	合計蓄積量*	65±9	-	74±24	-	88±24	-	59±12

*単位は kBq/m²

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. 林野庁（2022）令和 3 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/r3_surveys_on_radioactive_cesium.html
12. 林野庁（2023）令和 4 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/r4_surveys_on_radioactive_cesium.html
13. 林野庁（2024）令和 5 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/r5_surveys_on_radioactive_cesium.html
14. 林野庁（1999）人工林林分密度管理図．日本林業技術協会 1：表東北地方 スギ林分密度管理図
15. 林野庁（1999）人工林林分密度管理図．日本林業技術協会 14：表東北地方 アカマツ林分密度管理図
16. 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
17. 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

18. 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
19. Buessler K, Aoyama M, Fukasawa M (2011) Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on marine radioactivity. *Environmental Science & Technology* 45 : 9931-9935
20. 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
21. Kruyts N, Delvaux B (2002) Soil organic horizons as a major source for radiocesium biorecycling in forest ecosystems. *J. Environ. Radioact.* 58, 175–190.