

令和7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8年3月

林野庁

令和7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（森林内の放射性物質分布調査）	7
5.1.	目的	7
5.2.	調査地及び調査期間	7
5.3.	調査方法	11
5.3.1.	空間線量率調査	11
5.3.2.	森林の現存量調査	11
5.3.3.	分析用試料の採取	12
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	14
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	18
5.4.3.	各部位毎、土壌等の放射性物質濃度（Cs-134、Cs-137）	18
5.4.4.	森林内における放射性物質分布の変化	28
5.4.5.	森林内の放射性物質の蓄積量	29
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）	34
7.	詳細調査Ⅲ（放射性物質の挙動を予測するための調査）	41
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	41
7.2.	外樹皮・内樹皮別の放射性セシウム濃度調査	50
7.3.	植栽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
7.4.	森林内の林内雨及び樹幹流の放射性セシウム濃度調査	58
7.5.	原発事故後に更新した落葉広葉樹の放射性セシウム濃度調査	62
7.6.	野生山菜の放射性セシウムの実態把握	69
7.7.	コシアブラの放射性セシウムの実態把握	73
7.8.	樹木周辺土壌における細根の放射性セシウム調査	77

7.9. 菌根菌の違いがコナラ苗木の放射性セシウム吸収に及ぼす影響調査.....	79
7.10. 斜面上部における土壌から樹木への放射性セシウム移行に関する更新の影響.....	83
関連業績	87

1. 事業の目的

2011年3月に起きた福島第一原発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、しいたけなどのきのこ類や山菜などの林産物に基準を超える放射性物質が検出され、いまだに地域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。さらに事故から14年以上が経過し、土壌表層に蓄積した放射性セシウムの一部が土壌と樹木との間を循環していると考えられる。

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森林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 森林内の放射性物質分布調査

森林内の放射性セシウムの蓄積量を推定するため、福島県の川内村、大玉村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））を測定する。

2.2. 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

放射性セシウムの分布状況を把握するため、福島県内の空間線量率が比較的高い地域の森林9箇所（スギ林3箇所、アカマツ林3箇所、コナラを主とする落葉広葉樹林3箇所）において、樹木の各部位や土壌等の放射性セシウム濃度を測定する。

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

福島第一原発事故に伴い放出された放射性セシウムの樹木と土壌との間での循環特性を明らかにするため、福島県川内村に設定した既存調査地のスギ林、落葉広葉樹林、アカマツ林、ヒノキ林で、リターフォールに伴う放射性セシウムの年間降下量の測定を行う。

2) 外樹皮・内樹皮別の放射性セシウム濃度調査

原発事故以降、減少傾向にある樹皮の放射性セシウム（Cs-137）濃度がいつ下げ止まるのかを正確に把握するためには、樹皮の表面汚染と内部汚染の推移を明らかにする必要があることから、樹皮のCs-137濃度及び安定セシウム（Cs-133）濃度を外樹皮と内樹皮に分けて測定する。

3) 植栽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

植栽木による放射性セシウムの移行及び吸収の評価、及びカリウム施肥中止後のセシ

ウム吸収抑制効果の持続性検証のため、福島県川内村のヒノキ新規植栽地で樹体の試料を採取し、放射性セシウム濃度を測定する。また、カリウム施肥の履歴が樹木の成長に及ぼす影響を確認するため、樹高及び胸高直径の毎木調査を行う。

4) 森林内の林内雨及び樹幹流の放射性セシウム濃度調査

森林内の放射性セシウムの循環量を明らかにするため、川内村のスギ林、ヒノキ林、アカマツ林を対象に、林内雨及び樹幹流による林床への放射性セシウム還元量を測定する。

5) 原発事故後に更新した落葉広葉樹の放射性セシウム濃度調査

原木生産用の落葉広葉樹林の環境要因による違いについて比較検討するため、福島第一原発から約 30 km 離れた山林において、震災年度に更新されたコナラ、クヌギ等の放射性セシウム濃度を測定する。

6) 野生山菜の放射性セシウムの実態把握

野生山菜中の放射性セシウム濃度はばらつきが大きく、生育地の放射性セシウム量だけでは説明ができず、経年変化も一様ではないことから、複数種について放射性セシウム濃度の経年変化の傾向を明らかにするため、タラノキ、ワラビ等の当年茎葉の放射性セシウム濃度を測定する。

7) コシアブラの放射性セシウムの実態把握

野生山菜のうちコシアブラは高濃度の放射性セシウムを蓄積することが指摘されていることから、コシアブラの放射性セシウム濃度の季節変動の特徴を明らかにするため、主要な落葉広葉樹であるコナラ葉中の安定セシウム、カリウム、ルビジウムの濃度を測定し、コシアブラに関する既存データと比較する。

8) 樹木周辺土壌における細根の放射性セシウム調査

樹木周辺土壌中の養水分を吸収する機能を持つ細根の放射性セシウムについて明らかにすることにより、樹木の放射性セシウム吸収メカニズムを解明するため、スギとコナラの樹木周辺土壌における直径 0.5 mm 以下と直径 0.5-2 mm の細根の放射性セシウム濃度を測定する。

9) 菌根菌の違いがコナラ苗木の放射性セシウム吸収に及ぼす影響調査

コナラと共生する菌根菌の種類の違いが、コナラ苗木の放射性セシウム量に与える影響を明らかにするため、菌根菌を接種したコナラ苗木を生育させ、根系の放射性セシウム量を測定する。

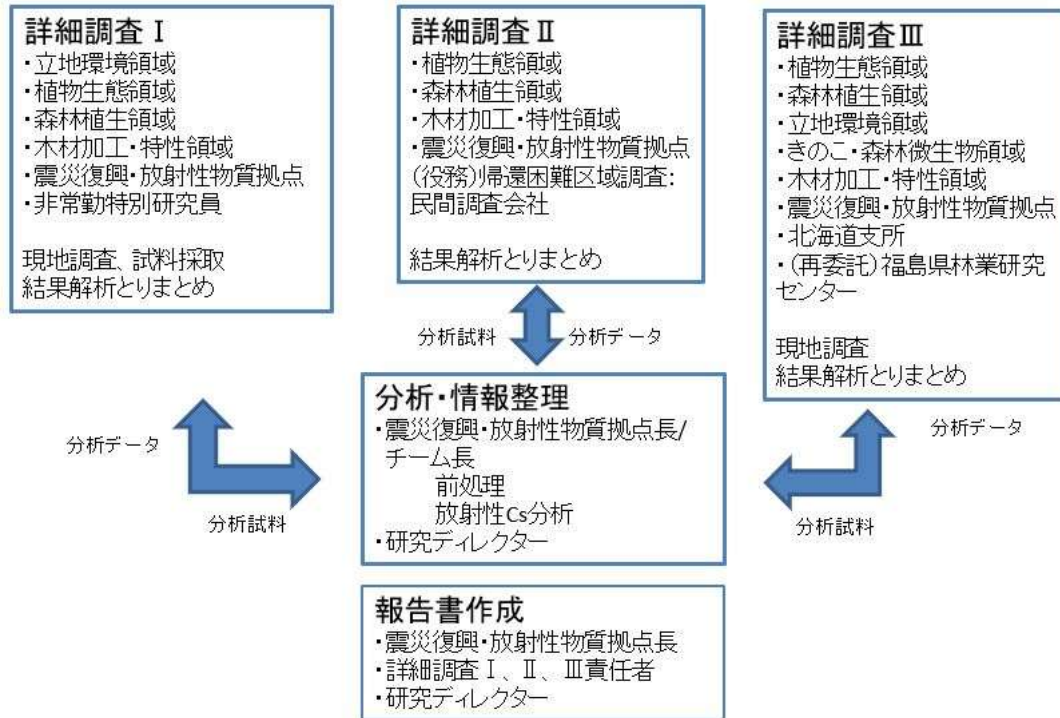
10) 斜面上部における土壌から樹木への放射性セシウム移行に関する更新の影響

斜面上部における土壌から樹木への放射性セシウム移行に関する更新への影響を検討するため、斜面上部に生育しているスギを主な対象として、隣接した事故後植栽木及び事故汚染木のスギ葉などの放射性セシウム濃度を測定する。

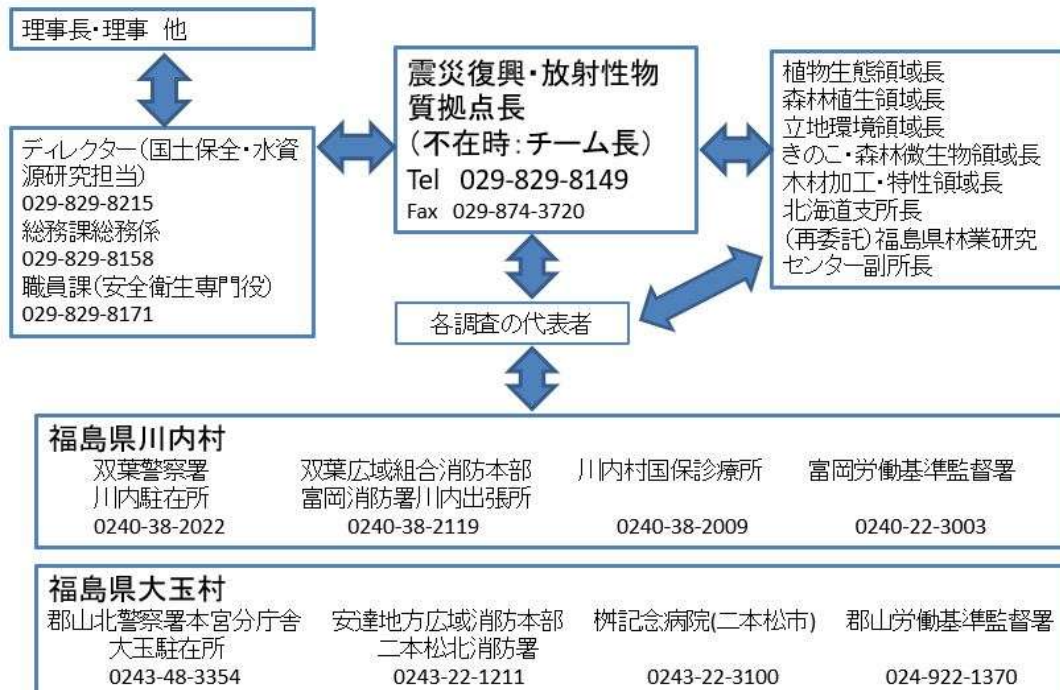
3. 実施体制

3.1. 実施体制の概要

令和7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7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）		浅野志穂
研究ディレクター（生物多様性・生物機能研究担当）		八木橋勉
研究ディレクター（生物被害・きのこ研究担当）		前原紀敏
研究ディレクター（木質資源利用研究担当）		伊神裕司
震災復興・放射性物質研究拠点	拠点長	篠宮佳樹
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）	長倉淳子
震災復興・放射性物質研究拠点	主任研究員	坂下 涉
震災復興・放射性物質研究拠点	特別研究員	大前芳美
震災復興・放射性物質研究拠点	非常勤研究助手	三浦 覚
企画部研究企画科	企画室長	小松雅史
立地環境研究領域	領域長	今矢明宏
植物生態研究領域	領域長	荒木眞岳
植物生態研究領域	主任研究員	香山雅純
森林植生研究領域	領域長	櫃間 岳
木材加工・特性研究領域	領域長	黒田克史
木材加工・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	秋庭満輝
きのこ・森林微生物研究領域	主任研究員	小河澄香
樹木分子遺伝研究領域	領域長	西口 満
北海道支所	主任研究員	今村直広
福島県林業研究センター	副主任研究員	小林勇介

4. 調査結果の概要

福島第一原発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。

川内村の4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）と大玉村の1調査地（大玉コナラ林）で、空間線量率、森林内の土壌や落葉層、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。このほか、空間線量率が比較的高い地域（帰還困難区域等）における森林の放射性物質分布調査及び放射性物質の挙動を予測するための各種調査を行った。

2025年度における地上高1mの空間線量率は、三ツ石スギ林が0.68 $\mu\text{Sv/h}$ 、三ツ石ヒノキ林が0.88 $\mu\text{Sv/h}$ 、三ツ石コナラ林が0.69 $\mu\text{Sv/h}$ 、金山スギ林が0.29 $\mu\text{Sv/h}$ 、大玉コナラ林は0.08 $\mu\text{Sv/h}$ であり、2024年度の空間線量率に比べ91%~100%で推移した。

スギでは、葉、枝、樹皮の放射性セシウム濃度は事故後初期に著しく低下したが、2017年度頃から緩やかな低下に転じた。樹皮の放射性セシウム濃度は葉や枝より緩やかに低下した。2018年度以降、葉、枝、樹皮のうち樹皮で最も高い濃度を示した。辺材及び心材では事故後初期に変動が見られたものの、その後は明瞭な経時変化は認められなかった。コナラでは、葉、枝、樹皮の濃度はいずれも調査開始以降緩やかに低下したが、事故後初期にスギで見られたような急激な低下は見られなかった。辺材及び心材では事故後初期に上昇傾向を示した後、近年は大きな変化は見られなかった。2025年度の時点でヒノキでは、葉及び枝で顕著な濃度低下は見られなかった一方、樹皮では緩やかな低下が継続していた。辺材及び心材では事故後初期に上昇傾向が見られたが、その後は大きな変化は認められなかった。

2025年度の落葉層の放射性セシウム濃度は、いずれの調査地においても調査開始時から9割以上低下した。事故後初期には明瞭な低下が認められたが、近年は変化が小さくなり、全調査地で濃度低下の鈍化又は下げ止まりの傾向が見られた。土壌では、表層土壌0-5cmの放射性セシウム濃度が最も高く、深層ほど低い傾向を示した。0-5cm及び5-10cm層では事故後初期に上昇傾向が見られたが、近年は年ごとのばらつきはあるものの、概ね安定していた。

森林全体の放射性セシウム蓄積量は、調査年ごとのばらつきは大きいものの、いずれの調査地においても前回調査時と比べて大きな変化は認められず、概ね安定していた。森林土壌（落葉層及び土壌）に分布する放射性セシウムの割合は、2025年度には全体の95%~99%を占めた。落葉層における分布割合の低下速度は調査地間で異なり、三ツ石スギ林及び大玉コナラ林では2025年度までに1%以下となった一方、三ツ石ヒノキ林、コナラ林及び金山スギ林では、2025年度においても24%~35%が落葉層に残存していた。樹木（葉、枝等）に蓄積する放射性セシウムの割合は2015年度頃まで低下傾向を示したが、その後は大きな変化は認められなかった。

空間線量率が比較的高い地域における森林内の空間線量率は0.89~5.12 $\mu\text{Sv/h}$ で、2023年度比で80%~88%に低下していた。この低下は放射性セシウムの物理的減衰より速い傾

向を示したが、統計的に有意ではなく、概ね物理的減衰の影響によるものと考えられた。放射性セシウムの分布は、スギでは心材、アカマツ及びコナラでは辺材の濃度が高いなど、空間線量率の低い地域と同様の傾向を示した。一方、アカマツ及びコナラでは、葉の濃度が樹皮より高いという低線量地域と異なる傾向が、2025年度においても確認された。

放射性物質の挙動を予測するための各種調査により、川内村の全ての調査地において、リターフォール、林内雨及び樹幹流を介した樹冠から林床への放射性セシウムの年間移行量を把握することができた。また、安定セシウムと放射性セシウムの濃度比較から、外樹皮の放射性セシウムがどの程度まで低下するかを推定することができた。さらに、コシアブラを含む山菜、樹木周辺土壌中の細根における放射性セシウム濃度の動態、並びに菌根菌の種類の違いがコナラ苗木の根の放射性セシウム濃度に及ぼす影響を評価した。

事故直後から、森林内の樹木やその部位、土壌、きのこなどの菌類を対象に、放射性セシウムの濃度や蓄積量を把握してきた。放射性セシウム濃度は種や部位によって異なるものの、経時的に低下傾向が続き、その変化は近年小さくなっている。濃度の上昇傾向が認められた金山スギの心材も、近年は安定傾向を示している。また、森林全体に占める落葉層及び土壌の放射性セシウム蓄積量割合は調査地によって異なり、三ツ石スギ林や大玉コナラ林と比較すると、三ツ石ヒノキ林、三ツ石コナラ林、金山スギ林では落葉層の割合が相対的に高く、立地条件に応じた土壌から樹木への放射性セシウム移行が起こっている可能性がある。

現在、森林内の放射性セシウムは表層土壌（0-5cm）に集積し、一部は樹木の根から吸収され、落葉等を介して樹冠から林床へ移動するなど森林内で循環している。将来の放射性セシウム動態の予測精度を高め、施策を講ずる際の基盤を整備するためには、森林内の樹木等の放射性セシウムの動向を正確に判断できるレベルでの詳細な実態把握が必要である。

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、地上部や落葉層の放射性セシウムの割合が減少し、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）。その後、2017 年度及び 2021 年度に、調査地や調査頻度の一部を見直したが、2013 年から 2024 年まで行った調査の結果、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、林野庁，2025；参考文献 14）。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

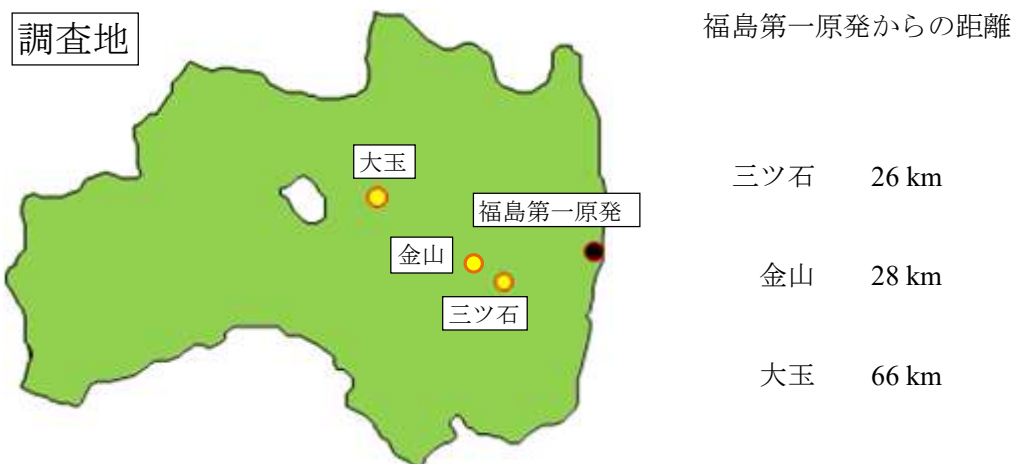


図 5-1 調査地の位置と福島第一原発からの距離

調査は 2011 年度に福島県内に設定した二箇所（三ツ石、大玉）、2012 年度に設定した一箇所（金山）の各調査地で行った（図 5-1、写真 5-1～5-5）。三ツ石調査地は福島第一

原発から 26 km に位置し、調査林分は 57 年生スギ人工林、40 年生ヒノキ林、40 年生落葉広葉樹林（以後コナラ林とする。）である。金山調査地は福島第一原発から 28 km に位置する 69 年生のスギ人工林である。大玉調査地は福島第一原発から 66 km に位置する 57 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た広葉樹の密度が高い林分である。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 ごとに打った杭で区分された 6~24 個のサブプロット（10 m10 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。胸高断面積の（）内には、ha 当たりの胸高断面積の総和に占める各樹種の割合を示した。優占種のスギとヒノキに関して、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 15 及び 16）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
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）	2025 年 7 月 9 日 8 月 20 日	0.16 ha (20 m×80 m)
	ヒノキ林	福島県双葉郡川内村下川内（川内村村有林）	2025 年 7 月 8 日 ~7 月 9 日 8 月 21 日	0.10 ha (20 m×50 m)
	コナラ林	福島県双葉郡川内村上川内（川内村村有林）	2025 年 7 月 8 日 ~7 月 9 日 8 月 20 日	0.06 ha (20 m×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）	2025 年 7 月 8 日 7 月 29 日 8 月 19 日	0.12 ha (40 m×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）	2025 年 7 月 16 日 ~7 月 17 日 7 月 28 日 ~7 月 29 日	0.24 ha (30 m×80 m)

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
三ツ石	スギ林	スギ	25	17	844 (68%)	46 (79%)	0.54
		広葉樹	18	14	400 (32%)	12 (21%)	—
	ヒノキ林	ヒノキ	24	18	1320 (100%)	61 (100%)	0.84
	コナラ林	広葉樹	16	11	1767 (100%)	36 (100%)	—
金山	スギ林	スギ	34	20	725 (77%)	72 (82%)	0.57
		カラマツ・ アカマツ	32	15	183 (19%)	15 (17%)	—
		広葉樹	14	10	33 (4%)	0.49 (0.56%)	—
大玉	コナラ林	広葉樹	20	12	558 (57%)	21 (48%)	—
		アカマツ	25	14	421 (43%)	22 (52%)	—



写真 5.-1 三ツ石調査地のスギ林



写真 5.-2 三ツ石調査地のヒノキ林



写真 5.-3 三ツ石調査地のコナラ林



写真 5.-4 金山調査地のスギ林



写真 5.-5 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、調査プロット内の 10 m ごとの格子点において、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

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。三ツ石調査地と大玉調査地のコナラ林では、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。現存量の推定方法は、梶本ほか (2014 ; 参考文献 17) 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 17)。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、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 18) 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、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、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、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19）。今年度は、三ツ石コナラ林及び大玉コナラ林で小径木毎木調査を行った。

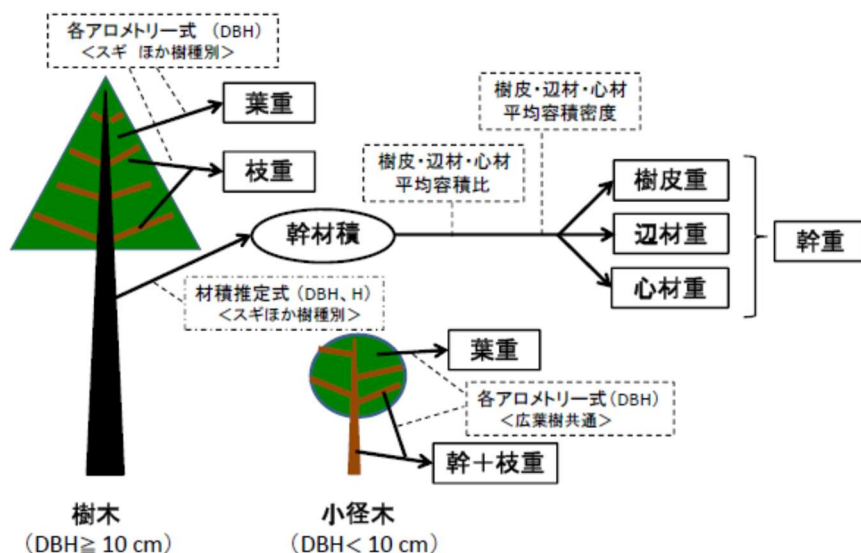


図 5-2 樹木・小径木の部位別現存量の推定手順

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プロット内の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。

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（スギ、ヒノキ、コナラ）のうちの6本を対象木とした。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個体を2本以上含む）、リギングギアや一本梯子を用いて木登りし、高枝切はさみを用いて樹冠の上下層（ス

ギ) もしくは全層(ヒノキ、コナラ)から採取した。幹については、5.3.2.で記述したとおり、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、大玉コナラ林の近傍で大きさの異なるアカマツを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、さらに上部は3 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、樹冠の全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、三ツ石コナラ林と大玉コナラ林の調査プロット周辺で落葉広葉樹を3種類、合計9本選定し、高枝切はさみを用いて、枝と葉を採取した。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 5-6 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 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

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。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（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碎して容量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.）での調査内容を兼ねるため、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。葉及び枝は乾燥し数センチ程度に調製した後、容量0.7 Lもしくは2 Lのマリネリ容器又はU-8容器に充填した。落葉層は風乾後に、土壌は風乾後に混在する根や礫を除去し、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、2025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2011～2024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20）、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.-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

2025年7月に測定した調査プロットの空間線量率の平均を表 5.-3 及び図 5.-3 に示した。

2025年度の値は、前年度の2024年比で91~100%だった(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低下は、2025年度では2024年比の約97%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、おおむね物理的減衰にしたがって低下していると考えられる。

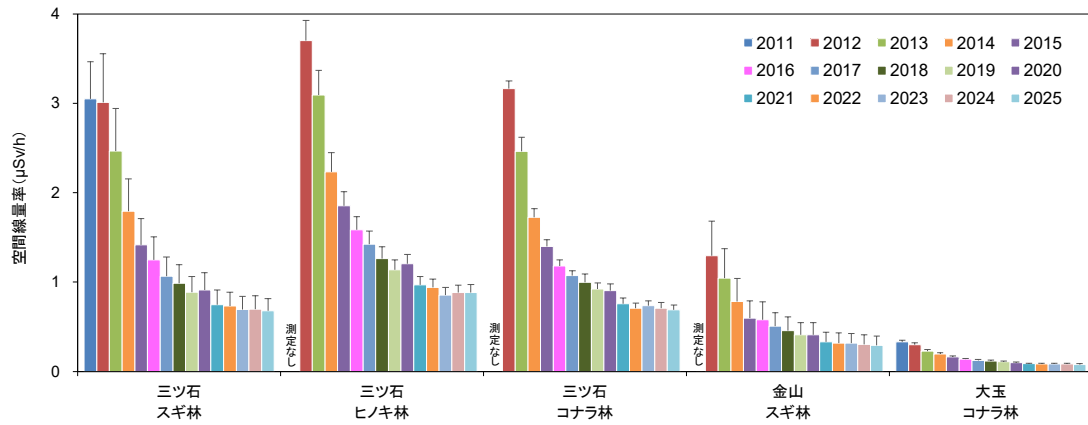


図 5-3 2011~2025 年度の調査地における空間線量率 (平均値) の変化

細線で標準偏差を示した。

表 5-3 2011～2025 年度の地上高 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	3.41	-	-	-	-	-	-	0.33	0.38
	(0.42)	(0.62)							(0.02)	(0.03)
2012	3.01	3.44	3.70	4.18	3.16	3.79	1.29	1.69	0.30	0.35
	(0.54)	(0.86)	(0.22)	(0.45)	(0.09)	(0.22)	(0.39)	(0.54)	(0.02)	(0.02)
2013	2.47	2.82	3.09	3.50	2.46	2.72	1.05	1.22	0.23	0.26
	(0.48)	(0.67)	(0.27)	(0.61)	(0.16)	(0.24)	(0.33)	(0.40)	(0.02)	(0.02)
2014	1.79	2.04	2.23	2.52	1.73	1.87	0.78	0.87	0.20	0.22
	(0.36)	(0.50)	(0.21)	(0.36)	(0.10)	(0.14)	(0.26)	(0.31)	(0.01)	(0.02)
2015	1.41	1.68	1.85	2.29	1.40	1.59	0.59	0.68	0.16	0.18
	(0.29)	(0.45)	(0.16)	(0.32)	(0.08)	(0.11)	(0.20)	(0.24)	(0.01)	(0.01)
2016	1.25	1.46	1.59	1.90	1.18	1.39	0.58	0.66	0.14	0.15
	(0.26)	(0.38)	(0.14)	(0.21)	(0.07)	(0.16)	(0.20)	(0.22)	(0.01)	(0.01)
2017	1.06	1.26	1.42	1.64	1.07	1.29	0.50	0.54	0.12	0.13
	(0.22)	(0.32)	(0.15)	(0.29)	(0.05)	(0.16)	(0.15)	(0.19)	(0.01)	(0.01)
2018	0.98	1.13	1.26	1.47	1.00	1.19	0.46	0.54	0.12	0.13
	(0.21)	(0.28)	(0.13)	(0.23)	(0.09)	(0.18)	(0.15)	(0.19)	(0.01)	(0.01)
2019	0.89	1.03	1.14	1.35	0.92	1.14	0.41	0.49	0.11	0.12
	(0.17)	(0.25)	(0.11)	(0.26)	(0.07)	(0.18)	(0.14)	(0.17)	(0.01)	(0.01)
2020	0.91	1.07	1.20	1.43	0.90	1.10	0.41	0.49	0.10	0.11
	(0.19)	(0.26)	(0.10)	(0.28)	(0.07)	(0.16)	(0.13)	(0.16)	(0.01)	(0.01)
2021	0.75	0.88	0.97	1.09	0.76	0.91	0.33	0.37	0.09	0.10
	(0.16)	(0.22)	(0.09)	(0.18)	(0.06)	(0.14)	(0.11)	(0.13)	(0.01)	(0.01)
2022	0.73	0.85	0.94	1.09	0.70	0.85	0.32	0.37	0.08	0.09
	(0.16)	(0.22)	(0.09)	(0.20)	(0.06)	(0.13)	(0.11)	(0.14)	(0.01)	(0.01)
2023	0.69	0.81	0.85	1.00	0.73	0.87	0.32	0.36	0.08	0.10
	(0.15)	(0.22)	(0.09)	(0.18)	(0.06)	(0.13)	(0.11)	(0.13)	(0.01)	(0.01)
2024	0.70	0.82	0.88	1.03	0.71	0.87	0.30	0.35	0.08	0.09
	(0.15)	(0.22)	(0.08)	(0.18)	(0.07)	(0.13)	(0.11)	(0.14)	(0.01)	(0.01)
2025	0.68	0.80	0.88	1.03	0.69	0.86	0.29	0.34	0.08	0.09
	(0.14)	(0.20)	(0.09)	(0.18)	(0.05)	(0.14)	(0.10)	(0.12)	(0.01)	(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 2012～2025 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	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 %
2022/2021	98 %	96 %	97 %	100 %	93 %	94 %	97 %	98 %	96 %	96 %
2023/2022	95 %	95 %	91 %	92 %	104 %	101 %	99 %	99 %	102 %	102 %
2024/2023	101 %	101 %	103 %	102 %	96 %	101 %	95 %	97 %	99 %	98 %
2025/2024	97 %	98 %	100 %	100 %	98 %	99 %	97 %	97 %	91 %	92 %

*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

2025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 227.5 Mg/ha、268.1 Mg/ha、138.5 Mg/ha であり、前年度比もしくは前々年度比で 1.2~9.7%増加していた（図 5-4）。金山スギ林、大玉コナラ林の地上部現存量はそれぞれ、347.2 Mg/ha、173.6 Mg/ha であり、それぞれ前年度比及び前々年度比で 1.3%と 5.8%増加していた（図 5-5）。材における心材の割合は、スギ林では 29~40%、ヒノキ林では 35%で、コナラ林の 16~28%に比べて高かった。

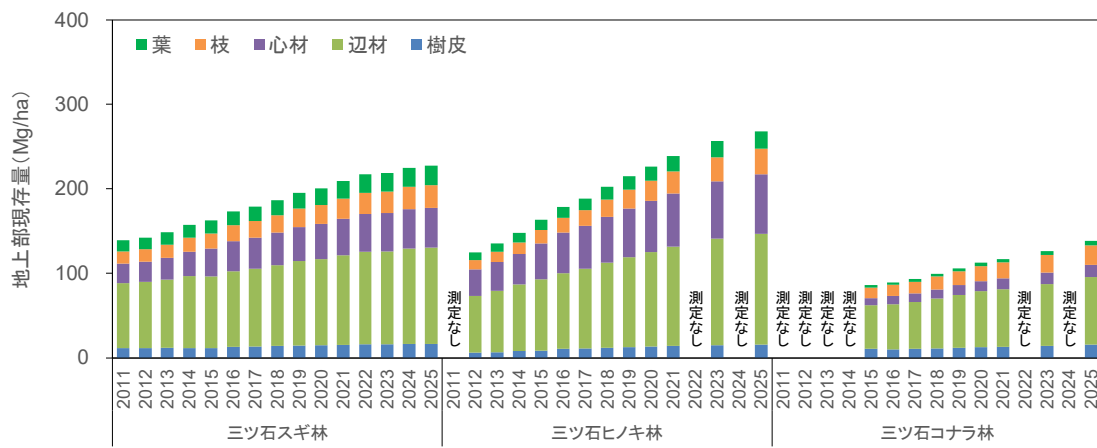


図 5-4 三ツ石調査地の各調査林分の地上部現存量

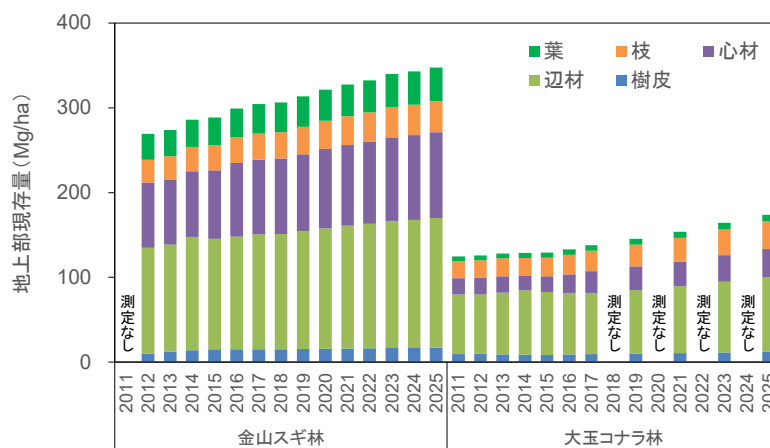


図 5-5 金山スギ林及び大玉コナラ林の地上部現存量

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2025年度に実施したスギ林 2 調査地（三ツ石、金山）における放射性セシ

ウム濃度と空間線量率の関係を比較すると、2012 年度には、空間線量率が高い三ツ石における放射性セシウム濃度は、すべての部位で金山よりも高い傾向が認められた（図 5-6）。一方、2025 年度では、樹皮及び土壌については 2012 年度と同様の傾向を示したものの、葉、材及び落葉層の放射性セシウム濃度は、両林分の空間線量率の大小関係とは逆の関係を示した。この傾向は、前年度の調査結果とも一致していた（林野庁，2025；参考文献 14）。

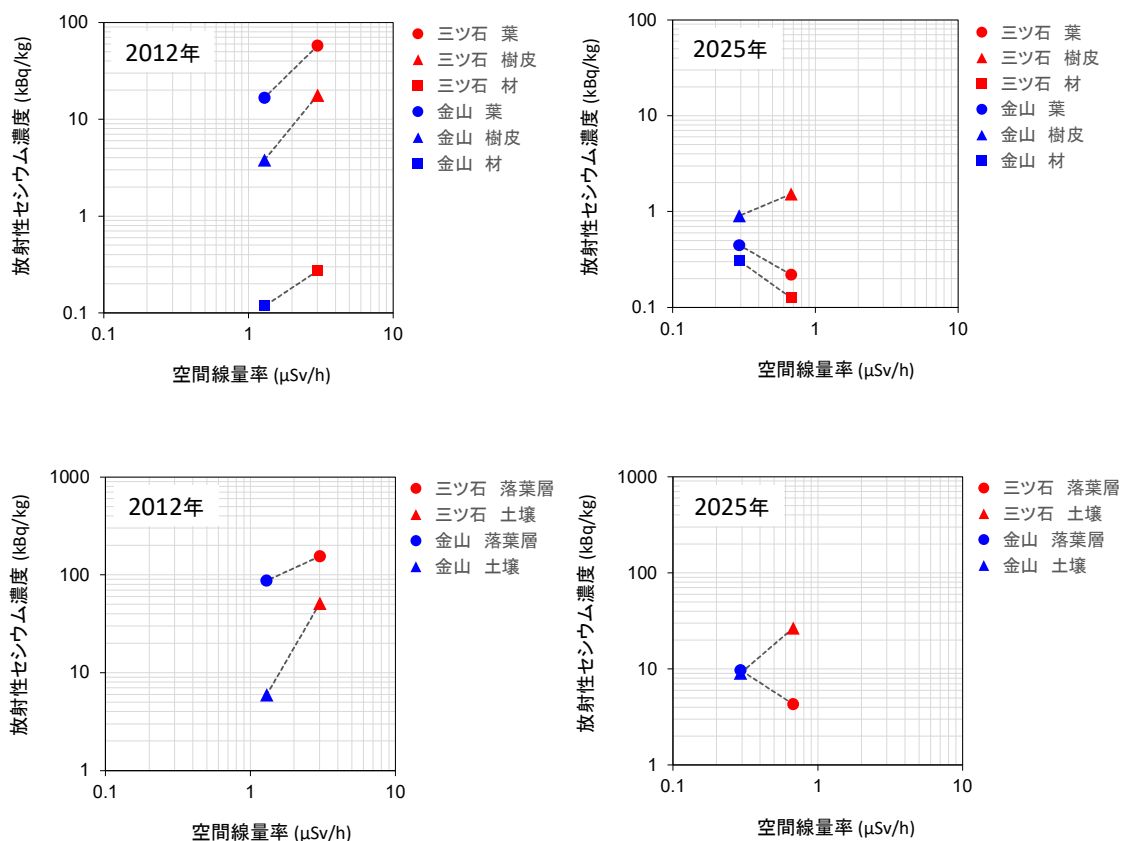


図 5-6 三ツ石、金山 2 調査地のスギ林における空間線量率（横軸、 $\mu\text{Sv/h}$ ）と部位別放射性セシウム濃度（縦軸、 kBq/kg ）の関係の変化

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

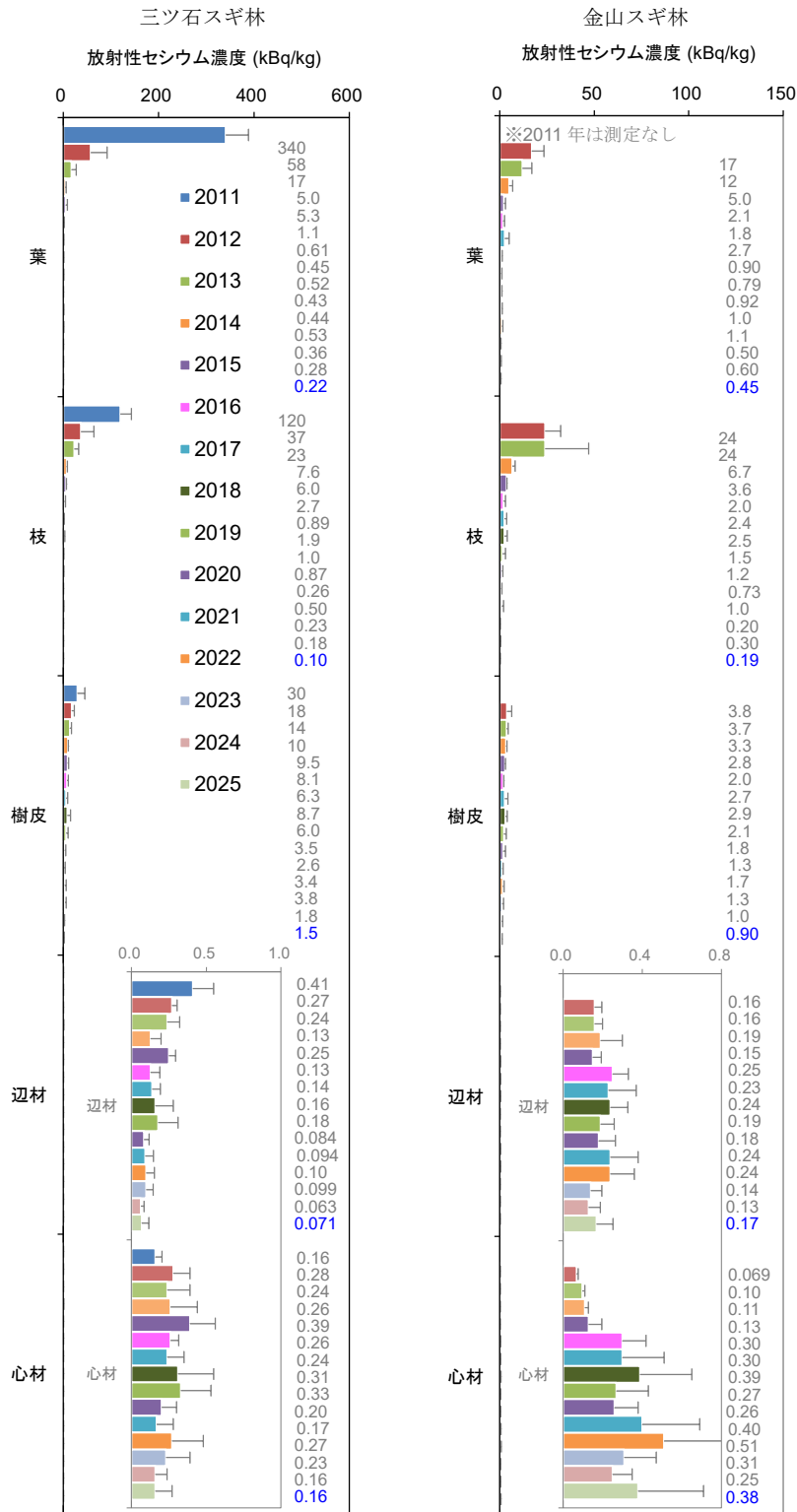


図 5.-7 三ツ石・金山 2 調査地のスギ林における部位別放射性セシウム濃度（地上部）
地上部は優占樹種(スギ)の各部位の結果を示す。横棒と誤差棒はそれぞれ平均値と標準偏差を表す。
各部位の平均値 (kBq/kg、有効数字 2 桁) を横棒の右に示し、今年度の測定結果は青文字で表記した。

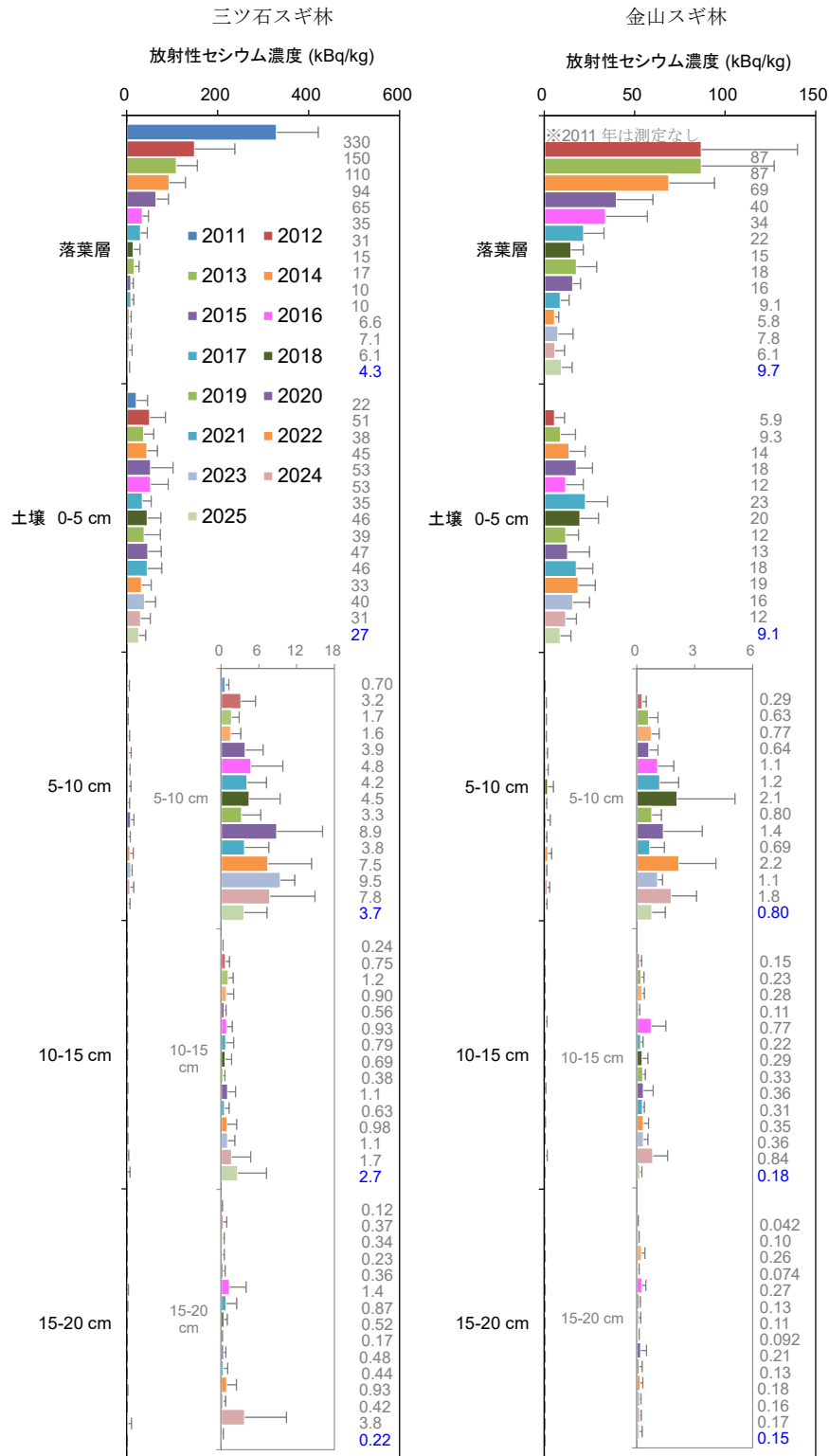


図 5.-7 三ツ石・金山 2 調査地のスギ林における部位別放射性セシウム濃度 (地下部)

2025年度のスギの葉の放射性セシウム濃度は、三ツ石スギ林、金山スギ林の順に（以後、他の部位の値も同じ順で示す。）0.22 kBq/kg、0.45 kBq/kg、枝の放射性セシウム濃度は0.10 kBq/kg、0.19 kBq/kgだった（図5-7）。原発事故から14年以上が経過し、事故後初期の濃度低下と比較すると変化は小さいが、放射性セシウム濃度の緩やかな減少傾向が続いていることが確認された。樹皮の放射性セシウム濃度は、それぞれ1.5 kBq/kg、0.90 kBq/kgであり、枝と同様、緩やかな減少傾向が認められた。三ツ石スギ林では2014年度以降、金山スギ林では2018年度以降、葉、枝、樹皮の中で樹皮の濃度が最も高くなっている。

スギの辺材の放射性セシウム濃度は、三ツ石と金山で0.071 kBq/kg及び0.17 kBq/kg、心材では0.16 kBq/kg及び0.38 kBq/kgだった。辺材の濃度は事故後数年間、三ツ石スギ林では減少したのに対し、金山スギ林ではわずかな増加が見られた。一方、心材に関しては、2015～2018年度頃まで2調査地ともに濃度の増加傾向が見られたが、それ以降は、スギの辺材と心材の濃度に明瞭な変化は認められない。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、三ツ石スギ林のスギでは2014年度以降、金山スギ林のスギでも2016年度以降その傾向が認められた。

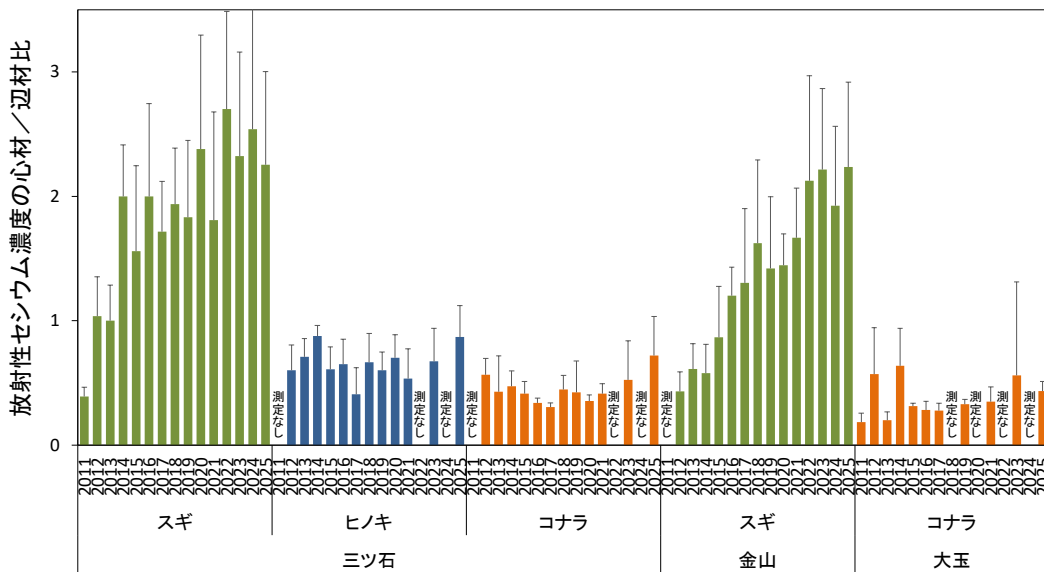


図 5.8 心材／辺材の放射性セシウム濃度比

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 5-8）を見ると、三ツ石スギ林では、事故後 4～5 年頃まで顕著な増加傾向が認められたが、その後は調査年ごとのばらつきはあるものの、おおむね 2 前後の値で推移していた。一方、金山スギ林では、三ツ石スギ林に比べて濃度比の増加は緩やかであったが、2022 年度頃からは三ツ石スギ林と同様に、2 前後の値で推移していた。ヒノキ林及びコナラ林については、心材／辺材の濃度比が 1 を超えることはなく、スギとは異なり、辺材の方が心材よりも濃度が高い傾向が確認された。

落葉層の放射性セシウム濃度は三ツ石と金山のスギ林でそれぞれ 4.3 kBq/kg 及び 9.7 kBq/kg であり、観測開始時から 2025 年度にかけて、いずれの調査地でも 9 割以上濃度が減少した（図 5-7）。表層土壌（0-5 cm）の放射性セシウム濃度は、三ツ石と金山でそれぞれ 27 kBq/kg 及び 9.1 kBq/kg であった。三ツ石スギ林の表層土壌（0-5cm）では、2012 年度以降、その濃度は 27～53 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ていない。一方、金山スギ林では、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ていない。今年度の結果は、2 調査地ともに、おおむね近年の濃度変化の範囲内だった。また、5-10 cm の土壌の放射性セシウム濃度についても、それぞれ 3.7 kBq/kg 及び 0.80 kBq/kg で、2 調査地ともに前回調査時よりも低かったが、表層土壌（0-5cm）と同様に、調査年ごとのばらつきの範囲内の変動であった。

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

2025 年度の三ツ石コナラ林及び大玉コナラ林の各部位の放射性セシウム濃度は、葉ではそれぞれ 2.4 kBq/kg と 0.078 kBq/kg で、2 調査地ともこれまでの調査で最も低い値を示し（図 5-9）、調査開始時から 2025 年度にかけて、緩やかに濃度が減少しているが、事故後初期のスギの葉で見られたような顕著な減少傾向は認められなかった。枝及び樹皮の放射性セシウム濃度は、三ツ石コナラ林で 1.0 kBq/kg と 3.2 kBq/kg、大玉コナラ林で 0.031 kBq/kg と 0.19 kBq/kg であり、葉と同様に、これまでの調査結果の中で最も低い濃度だった（大玉コナラの樹皮を除く。）。枝の濃度は調査開始から 2016 年度頃まで顕著に低下し、以降は緩やかに減少していた。樹皮の濃度は、調査開始からおおむね緩やかに減少していた。

コナラの辺材の放射性セシウム濃度は、三ツ石と大玉でそれぞれ 0.71 kBq/kg 及び 0.017 kBq/kg、心材の放射性セシウム濃度は、三ツ石と大玉でそれぞれ 0.51 kBq/kg 及び 0.0074 kBq/kg だった。辺材の放射性セシウム濃度は、2 調査地ともに調査開始から 2017 年度頃まで増加した後、2025 年度はその半分以下まで濃度が減少した。心材の放射性セシウム濃度は、2 調査地とも観測開始時から 2014 年度にかけてわずかに高くなったが、それ以降、大きな変化は認められなかった。

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 37 kBq/kg、0.37 kBq/kg だった。三ツ石、大玉調査地ともに、調査開始時と 2025 年度時点を比較すると、9 割以上濃度が低下したことになる。落葉層の明瞭な濃度低下は、2020 年度頃か

から見られなくなっている。現在、この落葉層の濃度が下げ止まった状態にあるのか、あるいは長期的には依然として低下傾向にあるかは不明であり、今後も継続的に注視する必要がある。三ツ石コナラ林、大玉コナラ林における表層土壌 (0-5 cm) の放射性セシウム濃度は、それぞれ 11 kBq/kg 及び 2.0 kBq/kg であった。三ツ石コナラ林では、調査開始の 2012 年度から 2025 年度まで 11~32 kBq/kg の範囲内で推移し、大玉コナラ林では、事故後初期は濃度の増加が認められたものの、その後は 2.0~5.4 kBq/kg の範囲内で推移している。

(3) 三ツ石ヒノキ林の部位別放射性セシウム濃度

ヒノキの葉、枝、樹皮、辺材及び心材の放射性セシウム濃度はそれぞれ、2.9 kBq/kg、1.2 kBq/kg、4.1 kBq/kg、0.54 kBq/kg、0.47 kBq/kg だった (図 5.-10)。葉の放射性セシウム濃度は、事故後初期は顕著に減少したが、近年は 3.0 kBq/kg 前後で推移し、現在は濃度が下げ止まっている可能性がある。枝の放射性セシウム濃度は、葉と比較すると減少は緩やかであったが、葉と同様の傾向を示した。樹皮の放射性セシウム濃度は、調査を開始した 2012 年度から 2025 年度まで、一貫して緩やかな減少傾向が認められた。一方、辺材及び心材の放射性セシウム濃度は、事故後初期には緩やかな増加傾向を示したが、直近 5 年間では、辺材は 0.54~0.75kBq/kg、心材は 0.40~0.47 kBq/kg の範囲内で推移している。

2025 年度の落葉層の放射性セシウム濃度は 59 kBq/kg だった。落葉層の濃度は調査開始時から 2018 年度にかけて顕著な減少を示していたが、近年は 30~110 kBq/kg の範囲内で推移している。また、表層土壌 (0-5 cm) の放射性セシウム濃度は 12 kBq/kg であった。事故後初期には、放射性セシウムが落葉層から移行したことに伴うと考えられる緩やかな濃度増加が認められたが、直近 5 年間では 12~43 kBq/kg の範囲内で推移している。

(4) 小径木の放射性セシウム濃度

2025 年度に三ツ石コナラ林と大玉コナラ林で採取した小径木 (アオダモ、コハウチワ、リョウブ) の放射性セシウム濃度の平均はそれぞれ、葉では 1.9 kBq/kg、0.068 kBq/kg、幹・枝では 0.72 kBq/kg、0.031 kBq/kg だった。三ツ石及び大玉のいずれにおいても、成木の枝葉と比べて、小径木の枝葉の放射性セシウム濃度は低い、もしくは同程度の傾向を示した。

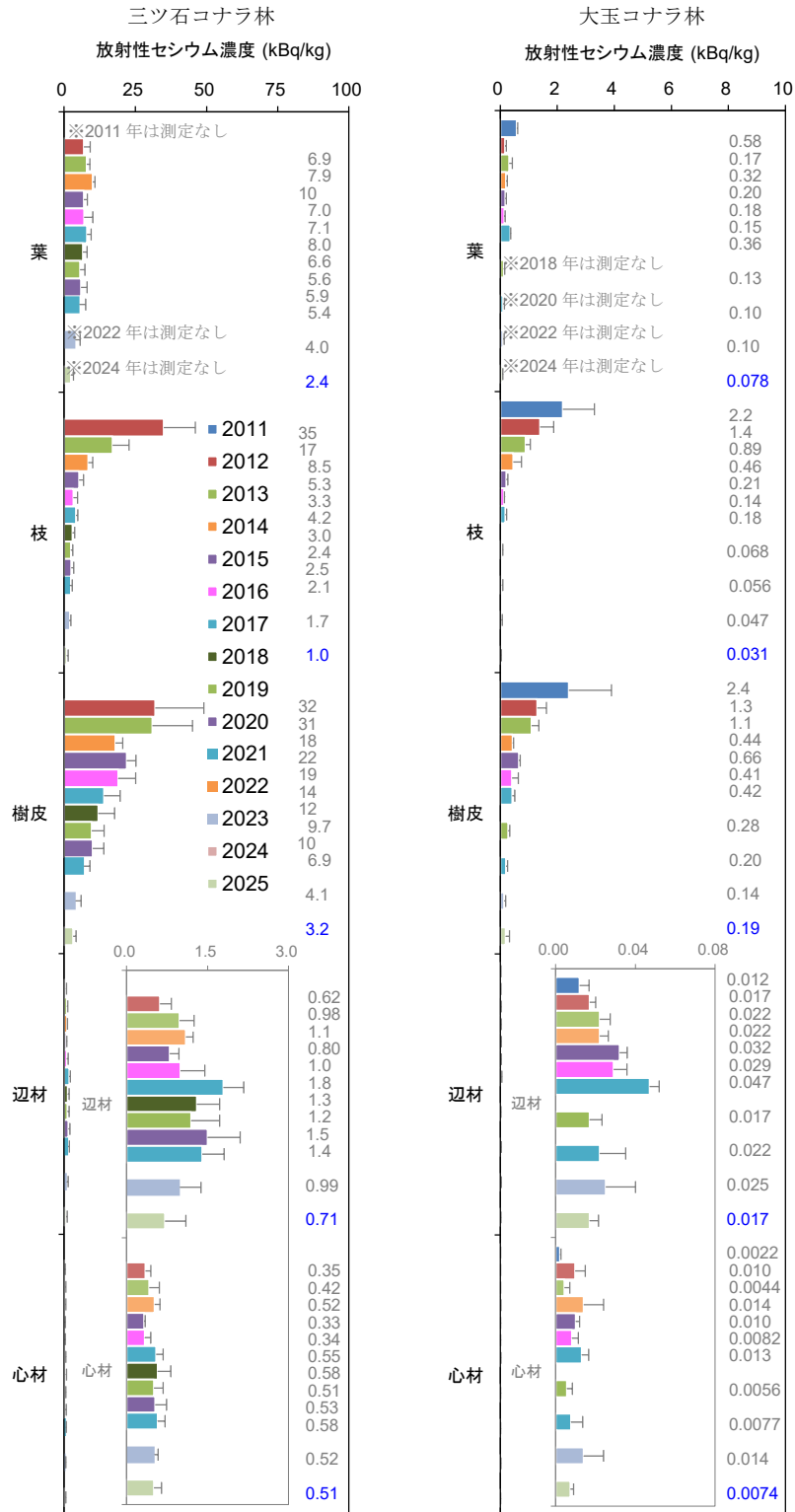


図 5-9 三ツ石、大玉の 2 調査地のコナラ林における部位別放射性セシウム濃度（地上部）

地上部は優占樹種（コナラ）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。

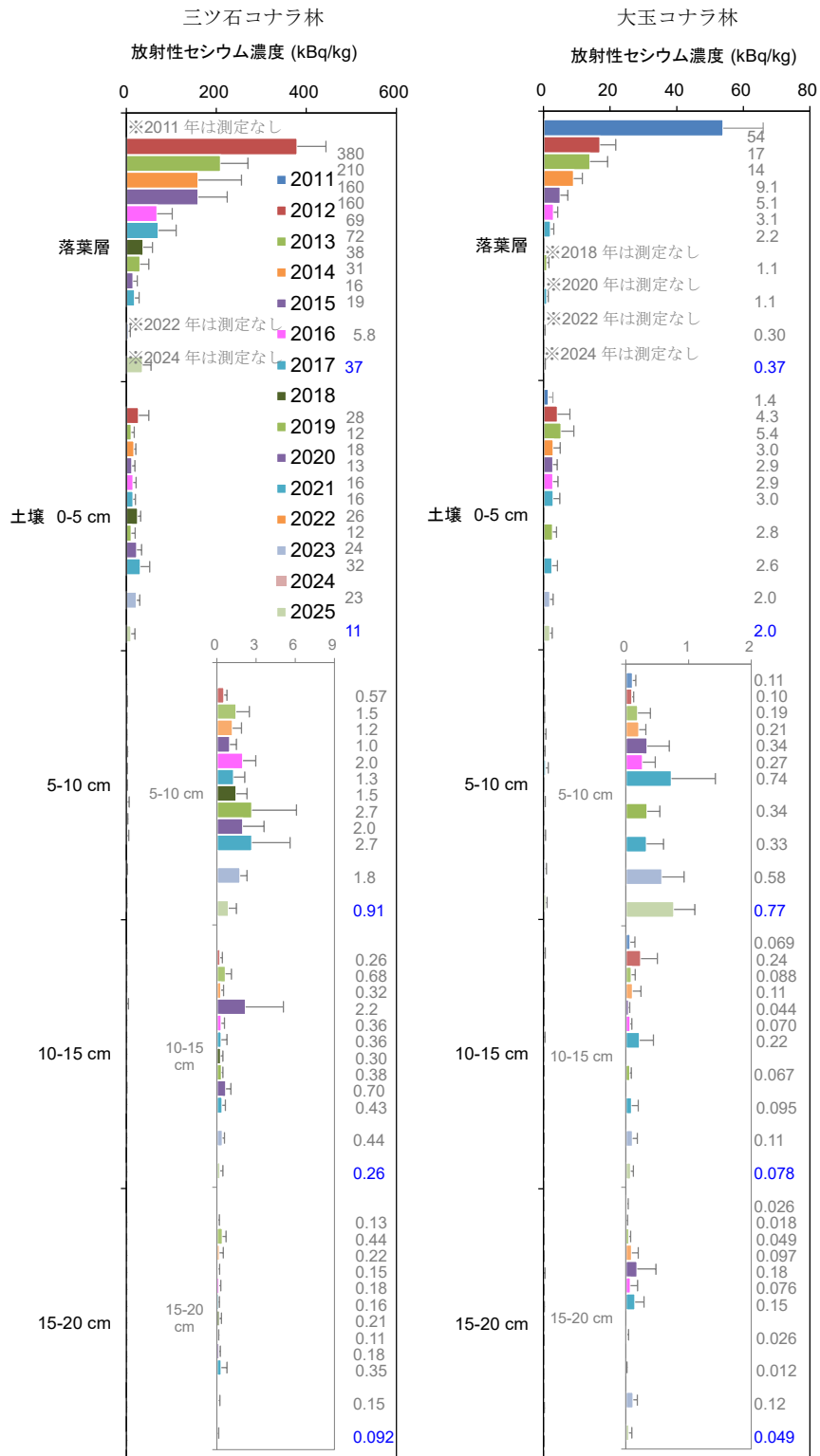


図 5.-9 三ツ石、大玉の2 調査地のコナラ林における部位別放射性セシウム濃度 (地下部)

三ツ石ヒノキ林

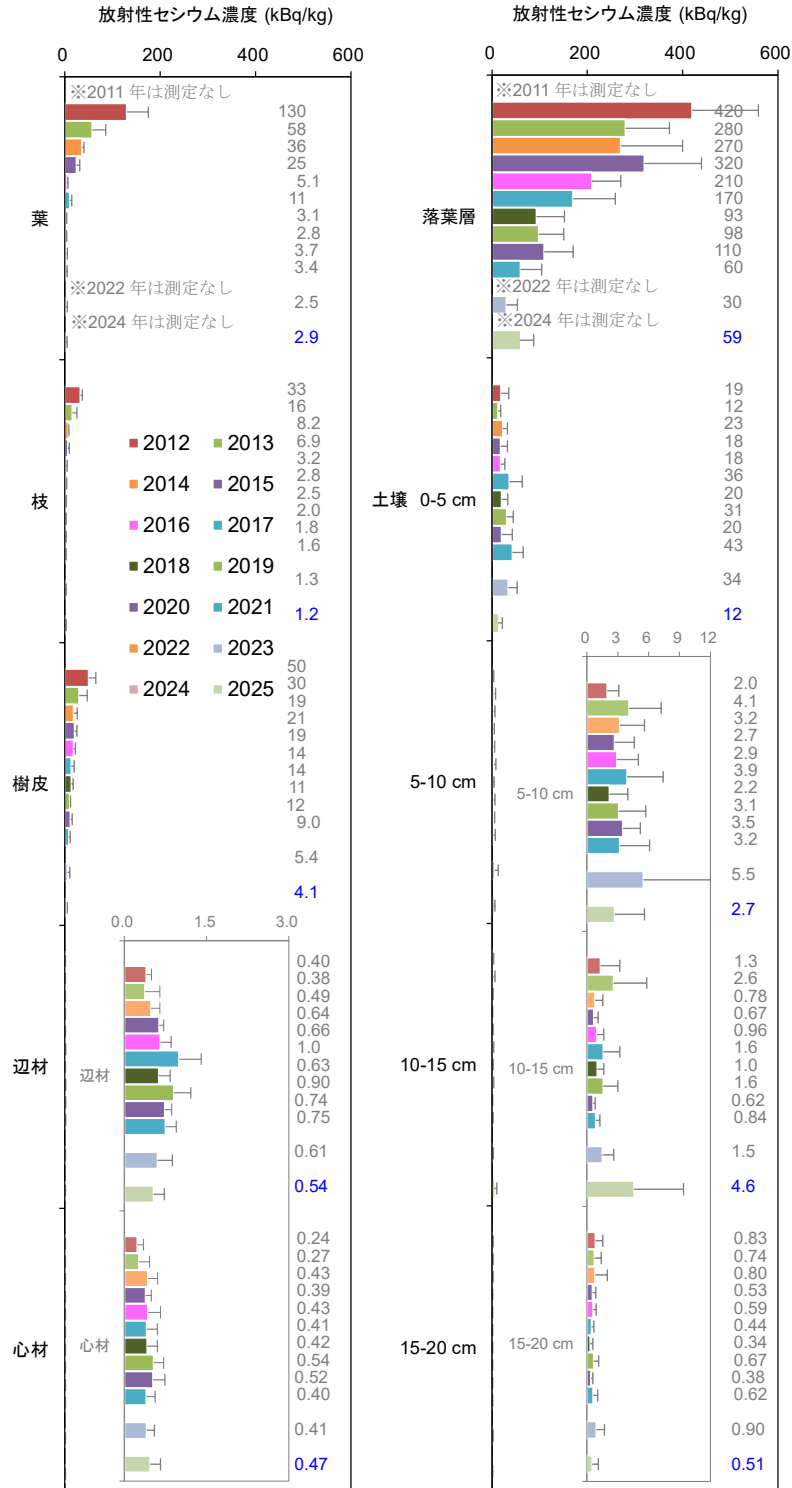


図 5.-10 三ツ石調査地のヒノキ林における部位別放射性セシウム濃度

地上部は優占樹種（ヒノキ）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のプロセスのバランスによって引き起こされると考えられる。常緑針葉樹であるスギの葉では、事故後初期に放射性セシウム濃度が指数関数的に減少していたが、近年では濃度の変化がほとんど認められない。スギは、冬季にも葉を付けているため、3月に発生した原発事故による直接汚染の影響を受けている。一方、スギの葉齢は4~5年と言われ、汚染された葉が樹木に留まる期間は事故後4~5年間に限られることから、雨水による洗脱と、落葉による汚染された葉の入れ替わりにより、葉の放射性セシウム濃度が指数関数的に減少したと考えられる。一方、原発事故から14年以上が経過した現在では、直接汚染された葉のほぼ全てが落葉したと考えられるため、放射性セシウム濃度に大きな変化は見られなくなり、洗脱、落葉の森林内の循環過程に加え、樹体内の他部位からの転流や、根から吸収された放射性セシウムのバランスにより、その濃度が変化していると考えられる。

辺材及び心材の放射性セシウム濃度は、樹木表面からの放射性セシウムの吸収及び土壌からの根を介した放射性セシウムの吸収のバランスにより変動していると考えられる。これまでの観測結果から、樹種や調査地によって、その変動傾向は異なることが分かっている。スギについては、心材が辺材よりも高い放射性セシウム濃度を示している。また、辺材と心材の濃度比の変動は調査地によって異なり、事故後初期から濃度比が安定するまでの期間に違いがある可能性が示唆された。一方、コナラやヒノキは、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おり、スギとは異なる傾向を示すことが明らかになっている。上述のように、樹種や調査地ごとの辺材及び心材の放射性セシウム濃度の変化や特徴が明らかになっている一方、今後、長期的に幹材の放射性セシウム濃度がどのように変化していくかについては、依然として不明である。土壌から樹木への放射性セシウム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、樹種や調査地ごと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。

原発事故後初期の落葉層における放射性セシウム濃度は、原発事故により直接汚染された成木の葉の落葉や、成木表面に付着した放射性セシウムが雨水によって洗脱されることで落葉層に供給され、変動したと考えられる。さらに、落葉自体の分解や洗脱に伴い、放射性セシウムがその下層の表層土壌へ移行することによっても、濃度は変動する。一方、原発事故から14年以上が経過した現在では、直接汚染された部位の樹冠から落葉層への供給の寄与は小さくなり、直接汚染を受けていない枝葉の落枝落葉による放射性セシウムの供給と、落葉自体の分解や洗脱に伴う下層への移行のバランスにより、落葉層の放射性セシウム濃度は変動していると考えられる。近年、落葉層の放射性セシウム濃度は、全ての調査地において安定した傾向が認められており、今後は、詳細調査Ⅲで報告されているリターフォールを介した放射性セシウム移動量との関係性について検討することが重要である。

事故後初期の表層土壌（0-5 cm）の放射性セシウム濃度は、多くの調査林分で増加した。これは、落葉層からの放射性セシウムの下方移行に伴う変化だと考えられる。一方、事故後14年以上を経ても、森林内の放射性セシウムの大部分は表層土壌に留まっている。これは、土壌中の粘土鉱物と放射性セシウムが強く結びついているからだと考えられる。これまでの長期的な観測により、土壌中の放射性セシウムの下方移動は緩やかに起こる可能性が指摘されており、今後も深度毎の濃度変化を追跡していく。

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い傾向が継続している（図 5.-11、表 5.-5）。なお、三ツ石と大玉のコナラ林において、森林全体に占める小径木の放射性セシウム蓄積割合は0.6%以下であったことから、小径木の寄与を除いて、森林内の放射性セシウム蓄積量を解析した。2025年度のスギ林では、樹木に森林全体の2~5%、ヒノキ林では4%、コナラ林では1~4%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0.2~0.8%、0.2~0.3%、0.6~0.8%、0.7~3%、ヒノキ林では0.9%、0.6%、1%、2%、コナラ林では0.1~0.3%、0.1~0.6%、0.4~1%、0.2~2%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、前回調査時とほとんど変化がなかった。地上部において、放射性セシウム蓄積量が最も多い部位は樹皮であった（金山スギ林を除く。）。

また、土壌中（0-20 cm）の放射性セシウムの鉛直分布については、56~87%が表層土壌（0-5 cm）に分布していた。2025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、大玉コナラ林はいずれも約1%であったのに対し、三ツ石コナラ林、ヒノキ林及び金山スギ林では24%、35%及び24%であり、林分ごとの違いが存在していた。一方、地下部の土壌全体（落葉層と土壌の合計）の放射性セシウム蓄積割合は、三ツ石スギ林、大玉コナラ林では98%及び99%であり、三ツ石コナラ林、ヒノキ林及び金山スギ林でも96%、95%及び95%と、全ての調査地で9割以上である点は共通していた。これは、調査地ごとの立地環境の違いが、落葉層から表層土壌への放射性セシウムの移行などに影響を及ぼしている可能性がある。落葉層の占める割合が相対的に高い傾向が確認された調査地について、今後もこの傾向が継続するか検証するためには、更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. 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（2025）令和 6 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/20250430_1.html
 15. 林野庁（1999）人工林分密度管理図。日本林業技術協会 1：表東北地方 スギ林分密度管理図
 16. 林野庁（1999）人工林分密度管理図。日本林業技術協会 8：関東・中部 ヒノキ林分密度管理図
 17. 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
 18. 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
 19. 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
 20. Buessler K, Aoyama M, Fukasawa M (2011) Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on marine radioactivity. Environmental Science & Technology 45：9931-9935

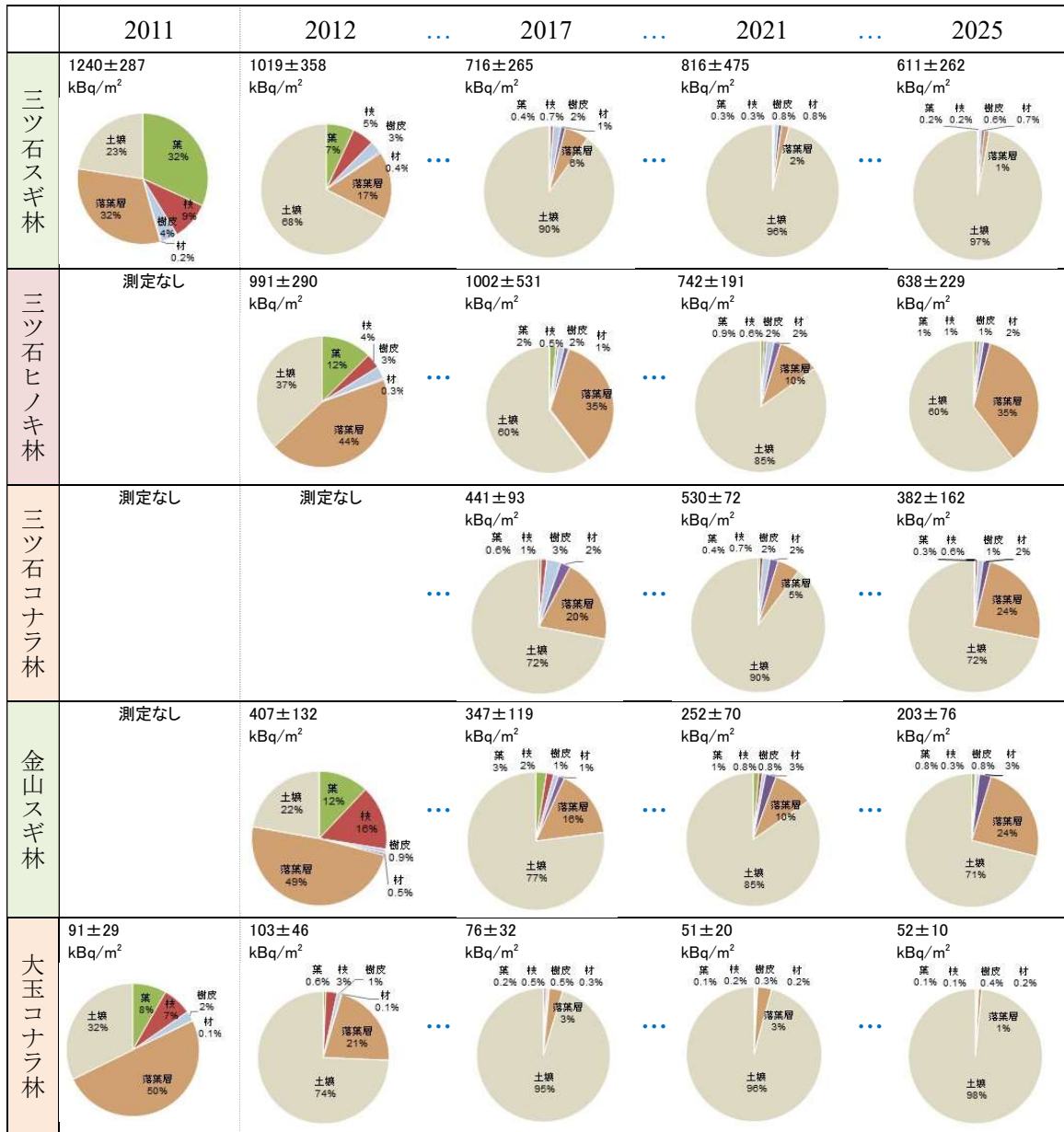


図 5.-11 調査林分における樹木及び土壌の部位別の放射性セシウム蓄積量の分布割合

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、2018～2020 年度、2022～2024 年度の調査結果は省略。

表 5-5 2011～2025 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～2018 年)

		2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
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%
	合計蓄積量*	1240±287	1019±358	972±297	910±269	946±544	946±376	716±265	862±334
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%
	合計蓄積量*	-	991±290	829±194	792±190	940±352	802±244	1002±531	626±306
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%
	合計蓄積量*	-	-	-	-	551±162	443±98	441±93	548±93
金山スギ林	葉, 枝	-	12%, 16%	8%, 13%	4%, 4%	2%, 3%	2%, 2%	3%, 2%	0.9%, 2%
	樹皮	-	0.9%	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%
	合計蓄積量*	-	407±132	455±148	400±115	308±132	305±131	347±119	317±96
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%	-
	樹皮	2%	1%	1%	0.6%	0.7%	0.6%	0.5%	-
	材	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%	0.2%	0.2%	0.3%	-
	落葉層	50%	21%	20%	18%	11%	7%	3%	-
	土壌	32%	74%	77%	80%	87%	91%	95%	-
	合計蓄積量*	91±29	103±46	95±37	72±19	73±22	58±16	76±32	-

*単位は kBq/m²

表 5-5 2011～2025 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
(2019 年～2025 年)

		2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
三ツ石スギ林	葉, 枝	0.3%, 0.6%	0.2%, 0.4%	0.3%, 0.3%	0.3%, 0.5%	0.2%, 0.3%	0.2%, 0.3%	0.2%, 0.3%
	樹皮	2%	1%	0.8%	0.8%	0.8%	0.6%	0.6%
	材	1%	0.8%	0.8%	0.6%	0.7%	0.6%	0.7%
	落葉層	5%	2%	2%	1%	1%	2%	1%
	土壌	92%	96%	96%	97%	97%	96%	97%
	合計蓄積量*	660±319	882±404	816±475	747±304	770±180	811±353	611±262
三ツ石ヒノキ林	葉, 枝	0.5%, 0.5%	0.8%, 0.5%	0.9%, 0.6%	-	0.6%, 0.5%	-	0.9%, 0.6%
	樹皮	2%	2%	2%	-	1%	-	1%
	材	1%	1%	2%	-	1%	-	2%
	落葉層	20%	43%	10%	-	8%	-	35%
	土壌	76%	53%	85%	-	89%	-	60%
	合計蓄積量*	866±270	818±378	690±172	-	804±318	-	638±229
三ツ石コナラ林	葉, 枝	0.6%, 1%	0.5%, 0.9%	0.4%, 0.7%	-	0.4%, 0.8%	-	0.3%, 0.6%
	樹皮	3%	3%	2%	-	1%	-	1%
	材	2%	2%	2%	-	2%	-	2%
	落葉層	13%	3%	5%	-	1%	-	24%
	土壌	80%	91%	90%	-	95%	-	72%
	合計蓄積量*	373±157	504±163	530±72	-	425±105	-	382±162
金山スギ林	葉, 枝	1%, 1%	1%, 1%	1%, 1%	2%, 1%	0.8%, 0.2%	0.9%, 0.3%	0.8%, 0.3%
	樹皮	1%	0.9%	0.8%	1%	1%	0.7%	1%
	材	2%	1%	3%	3%	2%	2%	3%
	落葉層	24%	17%	10%	6%	14%	10%	24%
	土壌	71%	78%	85%	88%	82%	87%	71%
	合計蓄積量*	275±84	309±164	252±70	277±70	237±81	235±63	203±76
大玉コナラ林	葉, 枝	0.1%, 0.3%	-	0.1%, 0.2%	-	0.1%, 0.2%	-	0.1%, 0.1%
	樹皮	0.4%	-	0.3%	-	0.3%	-	0.4%
	材	0.1%	-	0.2%	-	0.3%	-	0.2%
	落葉層	2%	-	3%	-	0.6%	-	0.8%
	土壌	97%	-	96%	-	99%	-	98%
	合計蓄積量*	55±15	-	51±20	-	50±12	-	52±10

*単位は kBq/m²

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）

（1）目的

これまでの詳細調査Ⅰの調査地における森林内の放射性セシウムの分布状況調査の結果から、森林に蓄積している放射性セシウムの総量は物理的減衰以上には減少しておらず、森林生態系に沈着した放射性セシウムについて、その多くが森林生態系内に留まっていることが示されている。また、ここ数年間、森林生態系内の各部位の放射性セシウム濃度や分布は大きく変化していないことが明らかになってきた（林野庁，2025；参考文献1）。

しかし、帰還困難区域の空間線量率が高い地域では、立ち入りが制限され十分な実態把握がなされていない。そのため、放射性セシウムの汚染度の高い森林を今後どのように取り扱うか判断するためには、これまでに帰還困難区域外の詳細調査Ⅰで得られた知見をそのまま活用できるか否か明らかにする必要がある。そこで、2017年度より帰還困難区域のスギ林において、2021年度以降はスギ林以外にアカマツ林及び落葉広葉樹林（優占樹種はコナラ）においても放射性セシウム濃度の分布調査を行い、その実態を明らかにしてきた。今年度は、2021年度、2023年度と同じ地点で行った調査結果について報告する。

（2）方法

調査はスギ林3地点、アカマツ林3地点、コナラ林3地点の合計9地点（福島県浪江町7地点、南相馬市1地点、飯舘村1地点）で行った（図6-1、表6-1）。調査地点はいずれも磐城森林管理署管内国有林で、2021年度及び2023年度に調査を行った地点と同じである。



図 6-1 調査地点の位置（カッコ内は地点 ID）

2025年10月6日～29日に各地点の四箇所です地上高1mの空間線量率を測定した。また、2025年10月6日～29日にかけて、各地点で葉付き枝、樹皮、幹材を採取した。なお、試料

採取は各地点 5 個体で行い、基本的には 2023 年度に選定した個体と同じものとしたが、地点 ID457、601、702 では、1 個体について、採取用測稈鎌が枝に届かなかったため、葉付き枝は近傍の個体から採取した。葉付き枝は、採取木 1 個体あたり 2~3 本採取し、これをまとめて 1 つの試料とした。樹皮はノミを用いて採取木 1 個体につき胸高部の約 3 cm×3 cm の大きさを 4 方向から切り出し、さらにそのうち 2 方向では、成長錐を用いて幹材を採取した。落葉層、土壌については 2025 年 5 月 27 日、6 月 6 日、9 月 29 日~10 月 16 日に採取した。落葉層は調査地内の四箇所方形枠 (25 cm×25 cm) を用いて枠内すべての堆積有機物を採取した。土壌 (深さ 0-5 cm) は落葉層の採取後、採土円筒 (Daiki 製、高さ 5 cm、内径 11 cm) を用いて採取した。深さ 5-20 cm の土壌については、採土器 (藤原製作所製、HS-25S、内径 50 mm) を用いて採取した。

試料は実験室内に持ち帰り、葉付き枝は葉と枝に分離した後、細片化して測定に供した。樹皮は各個体から採取された 4 方向試料を 1 つにまとめ、ハサミで細断し測定に供した。幹材は辺材と心材に分けた後、個体ごとに部位別に 1 つにまとめ、細片化して測定に供した。深部の土壌 (深さ 5-20 cm) については、実験室で 3 等分して、深さ 5-10 cm、深さ 10-15 cm、深さ 15-20 cm の土壌試料とした。表層を含めた全ての土壌は、乾燥後、2 mm のふるいを通したものを測定用試料とした。すべての試料は 100 mL 容量の U-8 容器に充填し、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により放射性セシウム (Cs-134 と Cs-137) 濃度を測定した。今年度の測定値は、2025 年 9 月 1 日を基準日として減衰補正した。

ここで、放射性セシウム濃度とは、Cs-134 と Cs-137 の合計を表す。Cs-134 濃度が不検出の場合、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 (Buesseler et al., 2011 ; 参考文献 2)、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。

(3) 結果及び考察

9 地点の空間線量率は 0.89~5.12 $\mu\text{Sv/h}$ の範囲にあった (表 6.-1)。これらの値は同地点で 2 年前に得られた 2023 年度の空間線量率と比較すると 80~88%に低下していた。福島県川内村や大玉村で行われている詳細調査 I では空間線量率の低下傾向が緩やかになっているのに対し、本調査の 9 地点は低下傾向がまだ明瞭である。放射性セシウムの物理的半減期から推定される 2025 年度の空間線量率は、2023 年度比で約 93%であるのに対し、今年度の空間線量率は、物理的減衰よりも速く低下している傾向が認められた。しかし、これらの空間線量率比の 95%信頼区間の上限値はいずれも 93%以上であり、統計的には物理的減衰よりも有意に速く減少しているとは言えなかった。

表 6-1 調査地点の空間線量率の推移

地点 ID	樹種	空間線量率 (μSv/h)								
		2025	2024	2023	2022	2021	2020	2019	2018	2017
457	スギ	1.55		1.91	—	2.19	2.23	2.30	2.83	2.87
500	スギ	0.89		1.10	—	1.21	1.30	1.36	1.60	1.68
514	スギ	5.06		6.09	—	6.85	7.14	7.12	8.83	9.07
601	アカマツ	2.47		2.96	—	3.29	—	—	—	—
602	アカマツ	3.18		3.62	—	3.84	—	—	—	—
603	アカマツ	2.37		2.85	—	3.18	—	—	—	—
701	コナラ	5.12		6.13	—	7.01	—	—	—	—
702	コナラ	3.62		4.27	—	4.58	—	—	—	—
703	コナラ	3.14		3.74	—	4.06	—	—	—	—

今年度採取した地上部の部位別の放射性セシウム濃度（葉、枝、樹皮、辺材、心材）は、多くの地点（スギ1地点、アカマツ2地点、コナラ3地点）で葉の放射性セシウム濃度が最も高かった（図 6-2a）。この結果は2年前に同地点で得られた結果と同様であった。川内村や大玉村で行われている詳細調査Ⅰでは、全ての調査地において、地上部では樹皮の放射性セシウム濃度が最も高い。一方、詳細調査Ⅱの調査地では、今年度とは異なる昨年度の調査地の結果も含めると、スギとアカマツはそれぞれ6地点中3地点で、コナラは6地点全てで、葉の放射性セシウム濃度が最も高かった。つまり、地上部で放射性セシウム濃度が最も高い部位が、詳細調査ⅠとⅡの調査地で異なる傾向にある。両調査地は、直接汚染の程度が異なり、現在も空間線量率が異なる（表 5-3、表 6-1）。しかし、葉はスギやアカマツでも着生期間が3～5年程度であることから、事故後14年以上経た現在、葉に直接汚染の影響が残っているとは考えにくく、経根吸収の影響を強く受けていると予想される。樹皮に関しては、外樹皮に直接汚染の影響が残っている可能性が高いが、成長部位である内樹皮は経根吸収の影響が強いと考えられる。したがって、帰還困難区域においても外樹皮と内樹皮を分けた放射性セシウム濃度の評価が望まれる。地上部の放射性セシウムの動態を明らかにするためには、より多くの地点で調査を行い、立地条件や樹種特性との関係を解析する必要があると考えられる。

地下部（落葉層及び土壌）における放射性セシウム濃度は、落葉層及び表層土壌（0-5cm）が高く、スギ林は3地点とも、コナラ林では2地点において表層土壌（0-5cm）が最も高かった（図 6-2b）。アカマツ林では、落葉層が最も高いか表層土壌（0-5cm）と同程度だった。これらの傾向は2年前に同地点で得られた結果と同様であった。詳細調査Ⅰでは、近年全ての調査地において落葉層よりも表層土壌（0-5cm）の放射性セシウム濃度が高かった。また、2年前に得られた各深度の濃度と比較すると、スギ林では3地点とも、アカマツ林では2地

点、コナラ林では 1 地点で落葉層の濃度が低下し、特にアカマツ林の 2 地点で大きく低下していた。本調査で落葉層の濃度が大きく低下した地点は、落葉層の放射性セシウム濃度が最も高い地点があることから、落葉層から表層土壌への移行が詳細調査 I の地点と比べて遅い可能性がある。その要因のひとつとして放射性セシウム濃度の高い葉がリターフォールとして供給されていることが考えられる。したがって、リターフォール調査をより多くの地点で行い、確認する必要がある。

スギ、アカマツ、コナラの各 6 地点の心材と辺材の放射性セシウム濃度の関係を図 6.-3 に示す。心材と辺材の放射性セシウム濃度の関係は、スギは他の 2 樹種と異なった。スギでは心材の方が辺材より高い傾向が見られたが、アカマツ及びコナラでは辺材の方が心材よりも高い傾向が見られた。心材/辺材の放射性セシウム濃度比は、スギが 1.7~3.2、アカマツが 0.49~0.81、コナラが 0.23~0.74 であった。これらの結果は、詳細調査 I における同樹種で得られた結果とほぼ同様であった。両調査で幹材内の放射性セシウム濃度がスギは心材で高く、アカマツとコナラは辺材で高い傾向がみられたことから、放射性セシウムの汚染度に関わらず、樹木の幹材内の放射性セシウム分布は樹種による影響を強く受けていると考えられる。

以上のように、放射性セシウムの汚染度が森林内の各部位の放射性セシウム濃度に与える影響は一様ではなかった。心材と辺材の放射性セシウム濃度比のように、詳細調査 I で得られた樹種特性の傾向と同様のものが確認された一方で、葉と樹皮の放射性セシウム濃度の関係のように、地上部の部位別の放射性セシウムの濃度分布が詳細調査 I で得られた傾向と異なるものもあった。これらの傾向が定常状態に至っているのか、変化過程の途上にあるのかを明らかにするためには、効率的な手法を取り入れ調査地点を増設して調査を継続することが必要である。また、樹木による放射性セシウムの吸収には、土壌の化学特性や乾湿など立地条件が影響すると考えられることから、立地条件と樹木の放射性セシウム濃度との関係性を引き続き明らかにしていく必要がある。上述の調査は、空間線量率が高い地域における森林生態系内の放射性セシウム動態の将来予測につながり、今後の森林管理を考えていく上で重要である。

参考文献

1. 林野庁 (2025) 令和 6 年度 森林内の放射性物質の分布調査結果について
https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/20250430_1.html
2. Buesseler K, Aoyama M, Fukasawa M (2011) Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on marine radioactivity. *Environmental Science & Technology*45 : 9931-9935

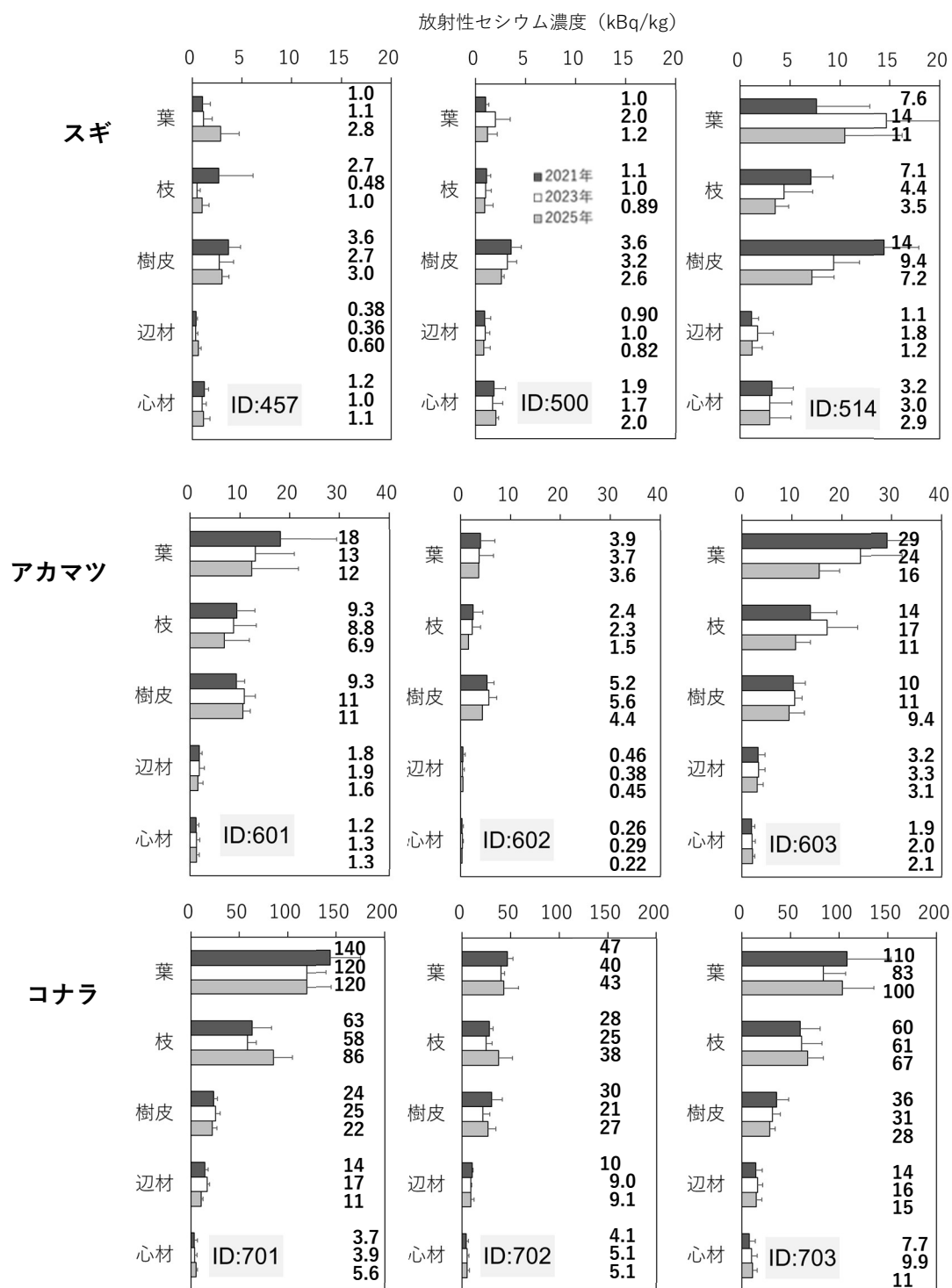


図 6.-2a 各調査地点の部位別（地上部）放射性セシウム濃度

棒グラフ（黒:2021年度、白:2023年度、灰:2025年度）及びエラーバーは各部位の放射性セシウム濃度の平均値及び標準偏差を示す。図中の数値は各部位の放射性セシウム濃度 (kBq/kg) の平均値を示す。

放射性セシウム濃度 (kBq/kg)

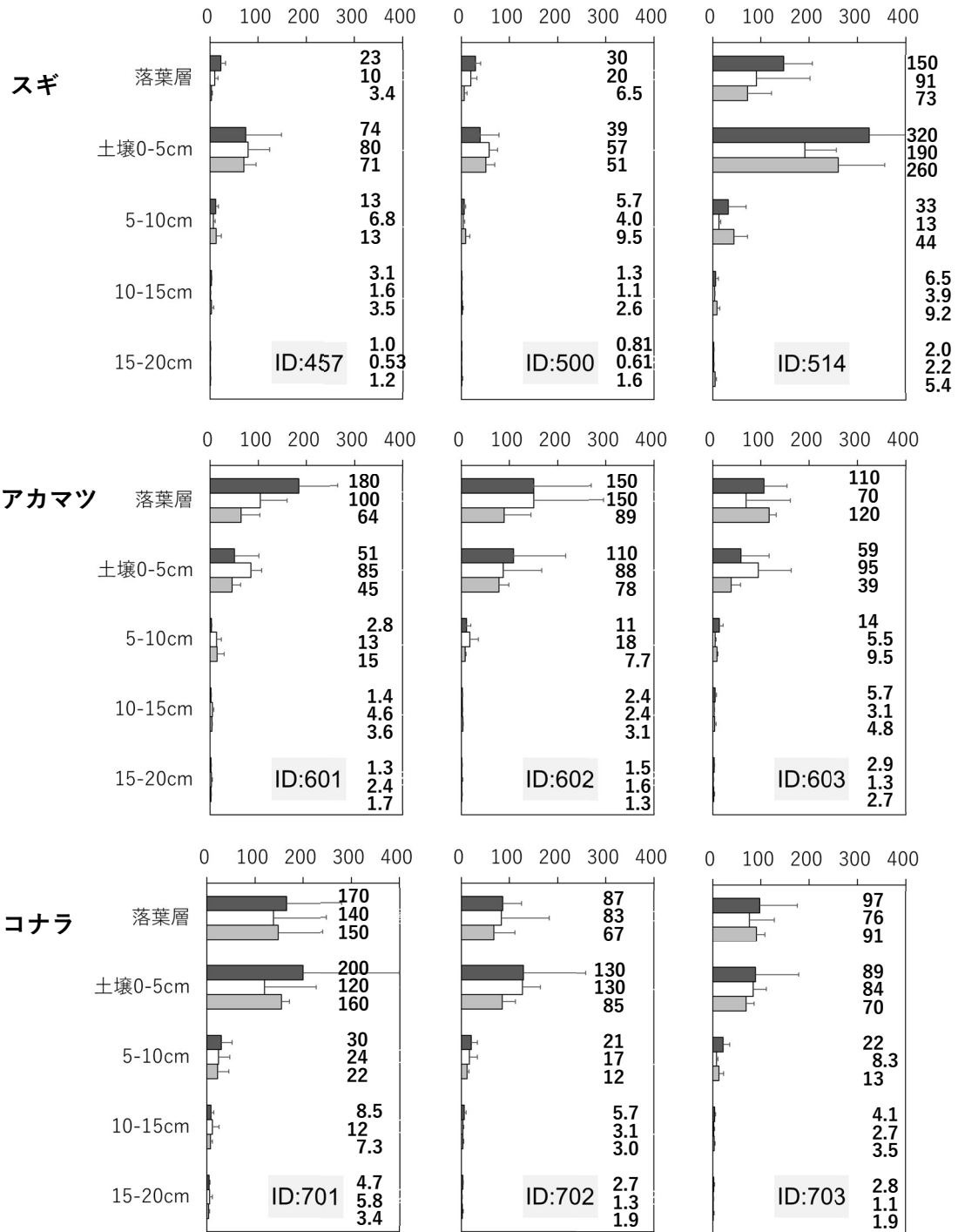


図 6.-2b 各調査地点の部位別（地下部）放射性セシウム濃度

棒グラフ（黒:2021年度、白:2023年度、灰:2025年度）及びエラーバーは各部位の放射性セシウム濃度の平均値及び標準偏差を示す。図中の数値は各部位の放射性セシウム濃度 (kBq/kg) の平均値を示す。

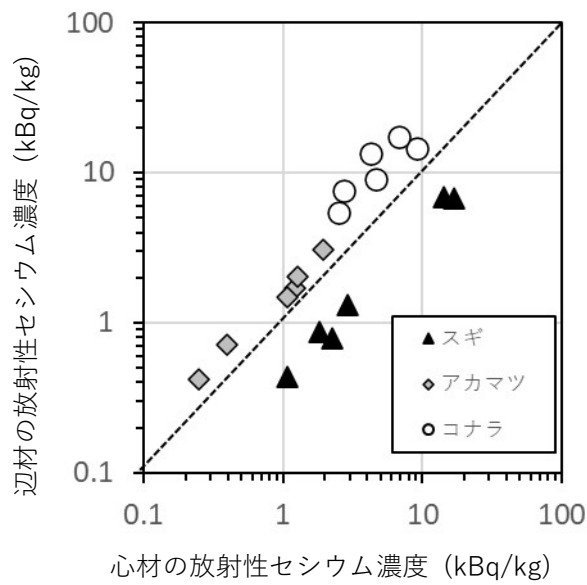


図 6.-3 辺材と心材の放射性セシウム濃度の関係 (kBq/kg)

各樹種 6 地点のうち、3 地点は 2021、2023、2025 年度の平均値、残りの 3 地点については 2022 年度と 2024 年度の平均値、また、図中の点線は 1:1 の直線を表す。測定値は 2025 年 9 月 1 日を基準日として減衰補正した。

7. 詳細調査Ⅲ（放射性物質の挙動を予測するための調査）

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

（1）目的

福島第一原発事故から14年が経過し、森林内の放射性セシウム動態は土壌からの吸収量と地表への還元量が釣り合った状態になりつつある。樹冠から林床への放射性セシウムの移動は主にリターフォール（落葉・落枝など）・林内雨・樹幹流の3つのプロセスである。そこで、冷温帯の主要な森林における放射性セシウム循環量の把握に必要な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ため、福島県川内村において、主要造林樹種であるスギの林分にリタートラップ（写真7.1.-1）を2019年度に設置し、そこに含まれる落葉の放射性セシウム濃度を測定した。2020年度以降、川内村内のアカマツ林とコナラ林（2020年度新たに設置）、ヒノキ林（2022年度新たに設置）にそれぞれリタートラップを設置し、スギ林同様に落葉による地表への放射性セシウム移動量を把握した。経年変動の有無を評価するために、今年度も調査を継続し、これまでの本調査（2019年度から2025年度）の結果と合わせて考察を行った。

（2）調査地と調査方法

1) スギ林

2025年5月中旬に三ツ石及び金山試験地に受面積0.5 m²のリタートラップを5個ずつ設置した。回収は毎月行い、内容物をスギ針葉、スギ以外の葉、スギ枝、スギ以外の枝、その他の5つに区分し乾燥重量を記録した。リタートラップは冬季の積雪による破損を防ぐため、昨年度の最終回収（2024年12月）後にトラップを地面に伏せ置く措置をした。今年度



写真 7.1.-1 落葉・落枝回収に使用したリタートラップ

の分析対象とした試料には 2025 年 6 月から 9 月までの計 4 回の回収分を用いた（以下、アカマツ林、コナラ林、ヒノキ林についても同様）。測定開始までの期間（2024 年 12 月から翌年 5 月までの 5 箇月間）は、試料を地面に置いたトラップ内から回収しており、試料に土壌などが付着していることから重量のみを記録し、放射性セシウム濃度の分析対象とはしなかった。

放射性セシウム濃度は、月ごとの分析はせず、回収した計 4 回の試料をまとめて 1 つの試料として前処理を行い、分析に供した。昨年度と同様に、スギ針葉とスギ以外の葉の 2 つの区分については、トラップごとに集約して分析を行ったが、それ以外の 3 つの区分（「スギ枝」、「スギ以外の枝」及び「その他」）については、トラップごとの落下量のばらつきが大きいことから、分析に供する量の確保が困難であったため、試験地ごとの集約とした。これらの試料を絶乾後に粉碎して U-8 容器に充填し、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を用いて、放射性セシウム（Cs-134 及び Cs-137）濃度を測定した。各年度の測定値は、各年 9 月 1 日を基準日として整理した。Cs-134 濃度が不検出の場合、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（Buesseler et al., 2011 ; 参考文献 1）、物理学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。

2) アカマツ林とコナラ林

2025 年 5 月中旬に館山試験地のアカマツ林（以下、アカマツ林とする）と三ツ石試験地のコナラが優占する落葉広葉樹林（以下、コナラ林とする）にそれぞれスギ林で使用しているものと同型のリタートラップを 5 個ずつ設置した。回収は毎月行い、アカマツ林では、内容物をアカマツ針葉、アカマツ以外の葉（アカマツ林内に混交する広葉樹由来の葉）、枝（アカマツとそれ以外の樹種を一括）、その他の 4 つに区分した。コナラ林では、コナラを含む広葉樹の落葉を一括して「広葉樹葉」とした他は、「枝」と「その他」に区分し、乾燥重量を記録した。放射性セシウム濃度は、スギ林と同様に月ごとの分析とはせず、回収した計 4 回の試料をまとめて 1 つの試料として前処理を行って分析に供した。アカマツ林では、アカマツ針葉とアカマツ以外の葉の 2 つの区分について、トラップごとに集約して分析を行ったが、それ以外の 2 つの区分（「枝」と「その他」）については、トラップごとの落下量のばらつきが大きいことから分析に供する量の確保が困難であったため、試験地ごとの集約とした。これら試料を絶乾後に粉碎して U-8 容器に充填し、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を用いて、放射性セシウム（Cs-134 及び Cs-137）濃度を測定した。アカマツ林とコナラ林の測定結果の基準日及び Cs-134 濃度が不検出の場合の算出方法は、スギ林と同様である。

3) ヒノキ林

2025年5月中旬に三ツ石試験地のヒノキ人工林（以下、ヒノキ林とする）に上述の4林分で使用しているものと同型のリタートラップを5個設置した。回収は毎月行い、内容物をヒノキ針葉、枝（ヒノキとそれ以外の樹種を一括）、その他の3つに区分した。なお、ヒノキ林では、林内に広葉樹の混交がほとんど見られず、ヒノキ以外の落葉は全回収の総量でも0.2gほどだったので、ヒノキ針葉に含めた。放射性セシウム濃度は、他の林分と同様に月ごとの分析とはせず、回収した計4回の試料をまとめて1つの試料として前処理を行って分析に供した。ヒノキ針葉については、トラップごとに集約して分析を行ったが、それ以外の2つの区分（「枝」と「その他」）については、トラップごとの落下量のばらつきが大きいことから分析に供する量の確保が困難であったため、試験地ごとの集約とした。これら試料を絶乾後に粉砕してU-8容器に充填し、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を用いて、放射性セシウム（Cs-134及びCs-137）濃度を測定した。ヒノキ林の測定結果の基準日及びCs-134濃度が不検出の場合の算出方法は、スギ林と同様である。

（3）結果及び考察

1) スギ林

a) リターフォール量の変動

2019年5月から2024年5月までの5年間のリターフォール量（合計）の平均値は、三ツ石試験地で763.5 g/m²、金山試験地で683.4 g/m²であった（表7.1.-1）。三ツ石試験地のリターフォール量合計は、観測1年目から4年目にかけて減少傾向にあったが、5年目（2023年）に平均値の1.7倍となる1,191.0 g/m²を示した。金山試験地のリターフォール量合計も、三ツ石同様に5年目（2023年）に最大で914.4 g/m²となった。区分ごとの落下量を見ると、両試験地ともにスギ針葉の落下量が最も大きかった。スギ針葉とスギ以外の葉の落下量は、リターフォール量合計の65%程度を占めている。両試験地ともに枝や「その他」の落下量の年ごとの変動が大きく、そのこともリターフォール量の年々変動に影響を及ぼしていると考えられる。枝は枯死後も樹上に留まることから、落枝量の変動は季節性が明瞭な落葉量より大きいことが知られている。観測5年目（2023年）の年リターフォール量が大きかったのは、2024年1月から5月のスギの葉と枝の落下量が多かったためであるが、その要因は特定できなかった。

表 7.1.-1 三ツ石試験地と金山試験地のスギ林リターフオール量と放射性セシウム濃度及び落下量

a) リターフオール量 (g/m ²)													
試験地	区分	2019年	2020年	2021年	2022年	2023年	2024年	2025年					
三ツ石	スギ針葉	300.5 (151.5)	291.8 (119.6)	278.0 (158.1)	182.3 (60.3)	521.8 (175.5)	284.8 (101.0)	4.6 (3.1)					
	スギ以外の葉	189.2 (56.4)	180.2 (70.4)	167.9 (56.5)	175.1 (65.0)	214.7 (71.9)	203.2 (68.7)	36.7 (25.6)					
	スギの枝	80.8	67.2	64.6	61.7	126.4	65.4	1.5					
	スギ以外の枝	57.8	44.5	77.9	30.3	147.0	31.5	6.3					
	その他	145.9	107.4	96.4	91.4	181.0	114.4	19.3					
	合計	774.2	691.1	684.8	540.8	1,191.0	699.2	68.3					
金山	スギ針葉	215.0 (60.3)	290.0 (78.5)	320.7 (98.1)	282.7 (48.7)	427.4 (68.8)	252.1 (49.1)	10.0 (4.0)					
	スギ以外の葉	131.2 (61.4)	153.1 (74.9)	162.7 (61.8)	131.5 (61.8)	151.5 (79.9)	126.9 (69.1)	17.3 (8.1)					
	スギの枝	22.0	38.9	116.5	34.7	82.4	63.8	3.2					
	スギ以外の枝	85.6	45.8	44.0	38.1	75.3	35.0	5.0					
	その他	127.8	91.1	126.7	127.3	177.8	123.0	20.7					
	合計	581.5	618.9	770.5	614.2	914.4	600.8	56.3					

b) 放射性セシウム濃度(Bq/kg)													
試験地	区分	2019年	2020年	2021年	2022年	2023年	2024年	2025年					
三ツ石	スギ針葉	935 (776)	2,430 (1,860)	326 (257)	1,455 (987)	2,108 (906)	1,298 (859)	1,170 (544)					
	スギ以外の葉	2,598 (1,448)	7,734 (5,135)	1,885 (1,158)	3,843 (1,529)	3,489 (2,521)	2,525 (1,061)	1,842 (1,104)					
	スギの枝	2,429	2,010	1,028	24,417	9,509	38,330	59,219					
	スギ以外の枝	5,906	5,584	2,271	5,663	248	3,728	481					
	その他	20,750	22,262	16,453	12,643	16,987	6,189	4,911					
	金山	スギ針葉	1,375 (1,274)	2,495 (2,476)	278 (205)	1,019 (658)	1,514 (1,070)	970 (278)	542 (221)				
スギ以外の葉	2,192 (812)	5,060 (1,782)	2,671 (1,516)	2,361 (1,037)	2,891 (2,103)	2,505 (846)	2,349 (1,500)						
スギの枝	2,942	1,377	233	2,373	7,038	18,792	34,639						
スギ以外の枝	3,208	10,703	5,353	5,698	2,537	11,030	4,098						
その他	14,350	20,794	18,485	17,609	18,797	14,216	7,810						

c) 放射性セシウム落下量(Bq/m ²)													
試験地	区分	2019年	2020年	2021年	2022年	2023年	2024年	2025年					
三ツ石	スギ針葉	212.1 (150.5)	604.0 (347.4)	68.9 (46.9)	257.0 (179.6)	1,105.6 (678.5)	369.6 (86.8)	5.4 (1.7)					
	スギ以外の葉	446.1 (169.3)	841.8 (973.9)	300.6 (186.7)	639.7 (324.8)	663.1 (359.5)	512.9 (72.9)	67.5 (28.3)					
	スギの枝	196.2	135.1	66.3	1,506.6	1,202.3	2,506.4	87.0					
	スギ以外の枝	341.4	248.5	176.9	171.6	36.4	117.4	3.0					
	その他	3,028.3	2,390.5	1,586.2	1,155.1	3,075.3	708.0	94.7					
	合計	4,224.0	4,219.9	2,199.0	3,730.0	6,082.7	4,214.3	257.7					
金山	スギ針葉	283.4 (232.5)	1,279.0 (979.9)	92.8 (70.8)	269.7 (132.6)	653.1 (488.5)	244.5 (13.6)	5.4 (0.9)					
	スギ以外の葉	274.9 (126.3)	704.0 (288.0)	407.6 (218.0)	281.8 (118.9)	426.3 (383.9)	317.8 (58.4)	40.7 (12.2)					
	スギの枝	64.7	53.6	27.2	82.3	580.1	1,199.6	109.8					
	スギ以外の枝	274.5	490.6	235.3	216.8	191.1	386.0	20.7					
	その他	1,834.0	1,894.4	2,341.3	2,241.1	3,341.3	1,749.0	161.7					
	合計	2,731.5	4,421.6	3,104.2	3,091.7	5,191.9	3,896.8	338.4					

カッコ内の数値は標準偏差を表す。

2019年：2019年5月14日～2020年5月20日

2020年：2020年5月20日～2021年5月20日

2021年：2021年5月20日～2022年5月20日

2022年：2022年5月20日～2023年5月24日

2023年：2023年5月24日～2024年5月22日

2024年：2024年5月22日～2025年5月19日

2025年：2025年5月19日～2025年9月22日

b) 放射性セシウム濃度の変動

リターフォールの放射性セシウム濃度は分類した区分ごとに大きく異なっていた。スギ針葉の放射性セシウム濃度は、測定的全期間で両試験地ともにスギ以外の葉よりも低かった(表 7.1.-1)。また、スギ針葉の放射性セシウム濃度の年変動は両試験地とも偶数年で増加するという隔年での変化が観測 4 年目(2022 年)まで見られたが、5 年目以降はそのようなパターンを示さなくなった。

スギの枝の放射性セシウム濃度は、両試験地において観測 1~3 年目にかけて徐々に減少したが、4 年目は増加し、7 年目(2025 年)に最大値を示した。特に三ツ石試験地での 2025 年のスギ枝の放射性セシウム濃度は、全測定期間平均値(約 13,000 Bq/kg)の 4.6 倍、2019 年の測定値に対して 24 倍となる濃度を示した。金山試験地のスギの枝の放射性セシウム濃度は、観測 1~3 年目は減少傾向、4 年目以降は増加傾向にあり、7 年目(2025 年)に最大値を示した。両試験地の放射性セシウム濃度は、変化の傾向では一致しないが 7 年目に最大値を示した点では一致している。上述したように、スギの枯れ枝はすぐに落下せず樹上に残ることがあり、落葉のような明瞭な季節性を示さない。2024 年と 2025 年のスギの枝の放射性セシウム濃度が高かった原因は、樹上に残っていた直接汚染の影響を受けた枝がその年に落下したためと考えられる。

c) 放射性セシウム落下量の変動

リターフォールを介した放射性セシウム落下量の合計値を両試験地で比較すると、観測 1 年目は金山試験地より三ツ石試験地で大きかったが、2 年目ではほぼ同等の値になり、3 年目では逆転していた(表 7.1.-1)。4 年目から 6 年目(2024 年)までの放射性セシウム落下量の合計値は、三ツ石試験地で金山試験地よりも大きい傾向にあった。2019 年~2024 年の 6 年間の放射性セシウム落下量(合計)の平均値は、三ツ石試験地で 4,111 Bq/m²、金山試験地で 3,740 Bq/m²であり、三ツ石試験地の落下量は金山試験地の 1.1 倍であった。

放射性セシウム落下量全体のうちスギ針葉の落葉が占める割合は、三ツ石試験地では 5~18%程度であったのに対し(表 7.1.-1)、金山試験地では 3~29%と変動が大きかった。観測 2 年目(2020 年)は、スギ針葉(落葉)の放射性セシウム濃度が両試験地とも 2,400 Bq/kg 以上であり、金山試験地ではこの年のリターフォール全体量に占めるスギ針葉(落葉)の割合が高かったため、放射性セシウム落下量全体のうちスギ針葉の落葉が占める割合が 29%と特に高かった。

森林全体の放射性セシウム蓄積量に対する落葉(スギ針葉とスギ以外の葉の合計)の放射性セシウム落下量の割合は、2024 年時点では三ツ石試験地では 0.109%(スギ針葉のみでは 0.046%)、金山試験地では 0.239%(スギ針葉のみでは 0.104%)であり(表 7.1.-4)、この割合は金山試験地が三ツ石試験地よりも 2.2 倍大きかった。森林全体の放射性セシウム蓄積量に対する落葉の放射性セシウム落下量の割合は、リターフォール量が多かった 5 年目(2023 年)に特に高い値(金山試験地で 0.455%)を示すなどの変動があったが、金山試験地で三

ツ石試験地よりも高い傾向は全測定期間を通じて変わらなかった。このことから、森林全体の放射性セシウム蓄積量が比較的少ない金山試験地では、落葉を介しての放射性セシウム循環の割合が三ツ石試験地よりも大きいと言える。

2) アカマツ林とコナラ林

a) リターフォール量の変動

観測5年目となる2024年のリターフォール量(2024年5月から2025年5月)は、アカマツ林で556.1 g/m²、コナラ林で542.7 g/m²であった。測定期間(2020年から2024年)中のリターフォール量は、アカマツ林では主にアカマツ針葉の変動が影響して最小491.6 g/m²(2022年)から最大856.1 g/m²(2021年)まで変動し、最大値は測定期間の平均値(554.7 g/m²)の1.5倍であった。一方、コナラ林のリターフォール量(合計)は最小486.3 g/m²(2022年)、最大606.6 g/m²(2020年)、平均489.8 g/m²と変動が比較的少なかった(表7.1.-2)。

b) 放射性セシウム濃度の変動

放射性セシウム濃度は分類した区分ごとに大きく異なった。アカマツ林における放射性セシウム濃度は、観測期間(2020年から2025年)を通じてアカマツ針葉で最も低かった。アカマツ林において、次に放射性セシウム濃度が低いのはアカマツの枝で、その濃度は測定期間中一貫して減少傾向にある。アカマツ林におけるアカマツ以外の葉は主に広葉樹の落葉であり、その放射性セシウム濃度は2020年から2021年は高い濃度を示したが、2022年以降は最大でも3,800Bq/kg程度で比較的安定して推移している(表7.1.-2)。その他の区分には球果などが含まれ、その放射性セシウム濃度は2020年に最大値(8,898 Bq/kg)を示したが、2024年以降、1,900 Bq/kg以下に低下した。

コナラ林における広葉樹葉は、コナラを主体とする広葉樹の落葉であるが、その放射性セシウム濃度は、アカマツ林におけるアカマツ以外の葉、ならびにスギ林におけるスギ以外の葉と比べて低く、この傾向は全測定期間を通じて変わらなかった(表7.1.-1及び7.1.-2)。

c) 放射性セシウム落下量の変動

観測期間(2020年から2024年)におけるリターフォールを介した放射性セシウム落下量は、2022年を例外として、アカマツ林でコナラ林よりも多い傾向にあった。

表 7.1.-2 アカマツ林とコナラ林のリターフォール量と放射性セシウム濃度及び落下量

a) リターフォール量 (g/m ²)							
試験地	区分	2020年	2021年	2022年	2023年	2024年	2025年
アカマツ林	アカマツ針葉	234.3 (35.6)	301.4 (67.2)	141.8 (31.4)	224.5 (52.3)	148.9 (19.9)	29.1 (10.0)
	アカマツ以外の葉	206.6 (44.9)	180.4 (37.4)	205.7 (30.7)	213.2 (51.1)	213.2 (67.2)	29.0 (8.6)
	アカマツ枝	79.0	238.5	74.4	156.2	87.7	24.7
	その他	100.0	135.9	69.8	91.5	106.3	35.9
	合計	619.9	856.1	491.6	685.4	556.1	118.7
コナラ林	広葉樹葉	432.1 (56.1)	416.9 (68.2)	424.0 (47.6)	429.2 (52.4)	439.9 (73.4)	66.9 (14.6)
	広葉樹枝	104.3	112.9	26.4	94.7	58.8	11.9
	その他	70.1	62.5	35.8	72.2	44.0	35.8
	合計	606.6	592.3	486.3	596.1	542.7	114.7

b) 放射性セシウム濃度(Bq/kg)							
試験地	区分	2020年	2021年	2022年	2023年	2024年	2025年
アカマツ林	アカマツ針葉	880 (160)	836 (259)	674 (128)	744 (175)	822 (245)	644 (158)
	アカマツ以外の葉	7,546 (4,944)	5,145 (1,952)	3,125 (1,531)	3,809 (2,003)	3,215 (1,055)	3,734 (1,403)
	アカマツ枝	6,954	2,214	2,172	1,716	1,338	932
	その他	8,898	4,987	3,123	4,335	1,859	1,810
コナラ林	広葉樹葉	2,892 (532)	1,791 (459)	2,137 (507)	1,862 (333)	1,441 (307)	1,720 (570)
	広葉樹枝	1,538	1,443	1,830	645	1,072	1,108
	その他	5,581	4,424	4,386	2,351	2,472	2,207

c) 放射性セシウム落下量(Bq/m ²)							
試験地	区分	2020年	2021年	2022年	2023年	2024年	2025年
アカマツ林	アカマツ針葉	208.3 (60.2)	249.2 (87.8)	45.8 (15.1)	171.0 (70.3)	122.5 (4.9)	18.7 (1.6)
	アカマツ以外の葉	1,497.4 (930.8)	915.8 (380.0)	681.4 (332.8)	749.4 (299.7)	685.3 (70.9)	108.4 (12.0)
	アカマツ枝	549.4	528.0	161.5	268.1	117.4	23.0
	その他	889.5	677.6	217.9	396.6	197.6	64.9
	合計	3,144.6	2,370.7	1,106.7	1,585.0	1,122.8	215.1
コナラ林	広葉樹葉	1,247.0 (285.9)	749.7 (256.7)	903.8 (228.7)	653.8 (399.9)	634.1 (22.5)	115.0 (8.3)
	広葉樹枝	160.5	162.9	48.4	61.1	63.1	13.2
	その他	391.5	276.5	157.2	169.7	108.7	79.1
	合計	1,799.0	1,189.1	1,109.4	884.6	805.9	207.4

カッコ内の数値は標準偏差を表す。

2020年：2020年5月20日～2021年5月20日

2021年：2021年5月20日～2022年5月20日

2022年：2022年5月20日～2023年5月24日

2023年：2023年5月24日～2024年5月22日

2024年：2024年5月22日～2025年5月19日

2025年：2025年5月19日～2025年9月22日

表 7.1.-3 ヒノキ林のリターフォール量と放射性セシウム濃度及び落下量

a) リターフォール量 (g/m ²)									
試験地	区分	2022年		2023年		2024年		2025年	
ヒノキ林	ヒノキ針葉	346.2	(64.7)	709.5	(45.5)	517.3	(44.3)	5.9	(0.9)
	ヒノキ枝	27.1		76.0		71.5		3.6	
	その他	39.4		133.8		131.2		24.4	
	合計	412.6		919.3		720.0		33.8	

b) 放射性セシウム濃度(Bq/kg)									
試験地	区分	2022年		2023年		2024年		2025年	
ヒノキ林	ヒノキ針葉	2,242	(855)	2,466	(531)	2,147	(707)	2,469	(1,339)
	ヒノキ枝	32,599		10,924		25,739		5,400	
	その他	10,785		13,001		7,558		7,150	

c) 放射性セシウム落下量(Bq/m ²)									
試験地	区分	2022年		2023年		2024年		2025年	
ヒノキ林	ヒノキ針葉	810.7	(473.5)	1,755.6	(440.8)	1,110.6	(31.3)	14.5	(1.2)
	ヒノキ枝	882.0		830.5		1,840.3		19.3	
	その他	424.4		1,740.0		991.5		174.4	
	合計	2,117.2		4,326.1		3,942.3		208.2	

カッコ内の数値は標準偏差を表す。

2022年：2022年5月20日～2023年5月24日

2023年：2023年5月24日～2024年5月22日

2024年：2024年5月22日～2025年5月19日

2025年：2025年5月19日～2025年9月22日

3) ヒノキ林

a) リターフォール量及び放射性セシウム濃度の変動

観測期間（2022年から2024年）のリターフォール量（合計）は、最小412.6 g/m²（2022年）、最大919.3 g/m²（2023年）、平均524.3 g/m²と変動した。ヒノキ針葉がリターフォール量（合計）に占める割合の期間平均値は78%だった。

放射性セシウム濃度は分類した区分ごとに大きく異なり、測定期間を通してヒノキ針葉で最も低かった。ヒノキの枝の放射性セシウム濃度は年変動が大きく（表7.1.-3）、その点では、同じ常緑針葉樹であるスギの枝と同様である。ヒノキの枯れ枝は、スギのそれよりも樹上に残る期間が長い傾向にあることから、事故発生当初の直接沈着の影響を受けた枝が2022年以降にも断続的に落下している可能性が示唆される。

b) 放射性セシウム落下量の変動

観測期間（2022年から2024年）におけるリターフォールを介した放射性セシウム落下量の平均値は、3,460 Bq/m²であり、同時期のスギ林の値より低かった。ヒノキ林ではリターフォール量の年変動が大きいことにより放射性セシウム落下量の年変動も大きい傾向にあった。

ヒノキ林全体の放射性セシウム蓄積量（804 kBq/m²）に対するヒノキ針葉の放射性セシウム落下量の割合は2023年では0.218%（表7.1.-4）だった。この値は三ツ石スギ林とほぼ同等であり、金山スギ林の半分程度であった。

4) まとめ

2021年度より川内村周辺の主要な森林タイプで調査を実施し、リターフォールによる放射性セシウム濃度や、林分全体の放射性セシウム蓄積量に対する循環量の違いを比較することが可能になっている。2023年度の林分全体の放射性セシウム蓄積量に対する落葉の放射性セシウム落下量の割合は、金山試験地のスギ林で最も高く、以下は三ツ石試験地のスギ林、ヒノキ林、コナラ林の順であった。過去5年の観測結果からは、上記の林分間の落葉を介しての森林全体の放射性セシウムの動態に特筆すべき違いは見られないが、年変動は大きく、経過年数に応じて割合が減少するような単純な傾向はみられなかった（表7.1.-4）。

表 7.1.-4 落葉の放射性セシウム落下量が森林全体の放射性セシウム蓄積量に占める割合

試験地名	リター区分	2019年	2020年	2021年	2022年	2023年	2024年
三ツ石	スギ針葉のみ	0.032%	0.068%	0.008%	0.034%	0.144%	0.046%
	全落葉	0.100%	0.150%	0.045%	0.120%	0.230%	0.109%
金山	スギ針葉のみ	0.103%	0.414%	0.037%	0.097%	0.276%	0.104%
	全落葉	0.203%	0.642%	0.199%	0.199%	0.455%	0.239%
アカマツ林	アカマツ針葉のみ		0.032%		0.007%		0.022%
	全落葉		0.259%		0.116%		0.143%
コナラ林	落葉		0.247%	0.141%		0.154%	
ヒノキ林	落葉					0.218%	

参考文献

1. Buessler K, Aoyama M, Fukasawa M (2011) Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on marine radioactivity. Environmental Science & Technology 45 : 9931-9935

7.2. 外樹皮・内樹皮別の放射性セシウム濃度調査

(1) 目的

樹皮は主に死細胞から成る外樹皮と生きた細胞から成る内樹皮（師部）に分けられる。福島第一原発事故による直接汚染を受けた外樹皮は樹木の部位の中で最も放射性セシウム濃度が高い傾向にあること（Ohashi et al., 2014；参考文献 1）、また内樹皮は幹材の放射性セシウム濃度と密接に関係し、特に辺材の放射性セシウム濃度と同様の経年変動を示すこと（Ohashi et al., 2022；参考文献 2）から、どちらも樹木の放射性セシウム汚染の現状把握と予測を行う上で非常に重要な部位である。外樹皮中の放射性セシウムは雨による洗脱や樹皮自体の脱落等によって減少していくと予想された一方、内樹皮中の放射性セシウムは経根吸収の影響を強く受けるためどのように経年変動するのか不明であった。これまでの調査により、外樹皮では予想どおり放射性セシウム濃度が低下してきたこと、内樹皮では多くの調査林分で放射性セシウム濃度に明瞭な変動が見られなかったことが明らかになった。しかし、外樹皮の放射性セシウム濃度の低下がいつまで継続するのか、また内樹皮の放射性セシウム濃度が今後も大きく変動しないのかは、依然として不明である。

本調査では、2025 年度の外樹皮及び内樹皮における放射性セシウム（Cs-137）濃度を測定し、過去の調査データと併せて解析することで、それぞれの長期的な変動を明らかにすることを目的とした。さらに、自然起源で定常状態にある安定セシウム（Cs-133）の外樹皮／内樹皮の濃度比と比較することにより、外樹皮の Cs-137 濃度がどの程度まで低下しうるかを推定することも目的とした。なお、半減期が約 2 年の Cs-134 は、現時点において放射性セシウム汚染への影響が小さいこと、また Cs-137 と合算すると放射性セシウムの動態が理解しづらくなることから、本調査では対象外とした。

(2) 調査方法

調査対象は、三ツ石スギ（2012～2025 年度）、金山スギ（2016～2025 年度）、三ツ石コナラ（2016～2021、2023、2025 年度）、大玉コナラ（2015～2017、2019、2021、2023、2025 年度）、三ツ石ヒノキ（2012～2021、2023、2025 年度）及び大玉アカマツ（2012～2016、2019、2021、2023、2025 年度）とした。2012～2015 年度は 2 個体、2016 年度は 3 個体、2017～2025 年度は 6 個体（大玉アカマツは当該期間も 3 個体、大玉コナラは 2019 年度まで 3 個体で 2021 年度より 6 個体）から試料を採取した。2012～2016 年度はカッターナイフとノミを用いて幹の胸高部約 10 cm×10 cm×2 方向から外樹皮及び内樹皮を切り出した。2017 年度以降は詳細調査 I の成長錐コアの採取方法に合わせ、基本的に約 3 cm×3 cm×4 方向から外樹皮及び内樹皮を採取した。

試料はハサミで 5 mm×5 mm 程度に細断して U-8 容器に詰め、75°C で 24 時間以上乾燥させて重量を測定した後、ゲルマニウム半導体検出器を用いて Cs-137 濃度を測定した。

外樹皮及び内樹皮の Cs-133 濃度は、定常状態にあり経年変動しないと考えられるため、

2023年度に採取した試料（各3個体）を測定に供した。試料はミルミキサーで粉碎後、75°Cで乾燥し、約0.1gを硝酸及び過酸化水素で湿式灰化した。希硝酸で分解液を調製し、誘導結合プラズマ質量分析計を用いてCs-133濃度を定量した。

（3）結果及び考察

外樹皮のCs-137濃度は、調査期間全体で見ると、全ての調査林分で放射性壊変による物理的減衰率よりも大きく低下した（図7.2.-1）。2012年度に調査を開始した三ツ石スギ、三ツ石ヒノキ及び大玉アカマツでは、2025年度の外樹皮のCs-137濃度は2012年度の1割以下にまで低下した。

内樹皮のCs-137濃度は、三ツ石ヒノキを除く全ての調査林分で、おおむね放射性壊変による減衰率と同程度に低下した（図7.2.-1）。三ツ石ヒノキでは、2020年度頃まで上昇が見られたが、その後はおおむね放射性壊変による減衰率と同程度の低下傾向を示していた。詳細調査Iにおいては、同調査林分の辺材のCs-137濃度にも同様の上昇が確認されており、Cs-137の経根吸収量が相対的に大きかった可能性が示唆される。ただし、どのような要因によりCs-137の経根吸収量が増大し、事故後の数年から約十年の期間に内樹皮のCs-137濃度が上昇するのかについては、依然として不明である。

外樹皮／内樹皮のCs-137濃度比は、コナラを除く全ての調査林分で低下傾向にあった（図7.2.-2）。三ツ石コナラ及び大玉コナラでは、調査期間全体で見ると低下傾向だが、2023年度から2025年度にかけては低下が認められなかった。定常状態にあるCs-133濃度比と比較すると、全ての調査林分で外樹皮／内樹皮のCs-137濃度比の方が依然として高いことが明らかになった。なお、外樹皮／内樹皮のCs-133濃度比は全ての調査林分で1未満であり、定常状態では外樹皮のCs濃度が内樹皮よりも低いことがわかった。外樹皮／内樹皮のCs-137濃度比が最終的にCs-133濃度比と同程度にまで低下すると仮定すると、外樹皮のCs-137濃度は今後さらに2025年度の値の1/4～1/16程度にまで低下すると推定される。また、その低下に要する年数は、単回帰分析による大まかな予測では、約10～20年と推定された。

以上より、全ての調査林分で外樹皮のCs-137濃度は依然として定常状態に達しておらず、引き続き低下する可能性が高いことが明らかとなった。ただし、コナラでは外樹皮のCs-137濃度が2023年度から2025年度にかけて低下していなかったことから、樹種によっては外樹皮／内樹皮のCs-137濃度比がCs-133濃度比と同程度に低下するまで相当の時間を要する可能性がある。また、外樹皮のCs-137濃度の低下が継続している他の樹種についても、今後も同様に低下が続くのか、あるいは低下速度が鈍化するのかは不明であるため、今後も継続的なモニタリングによる実態把握が必要である。

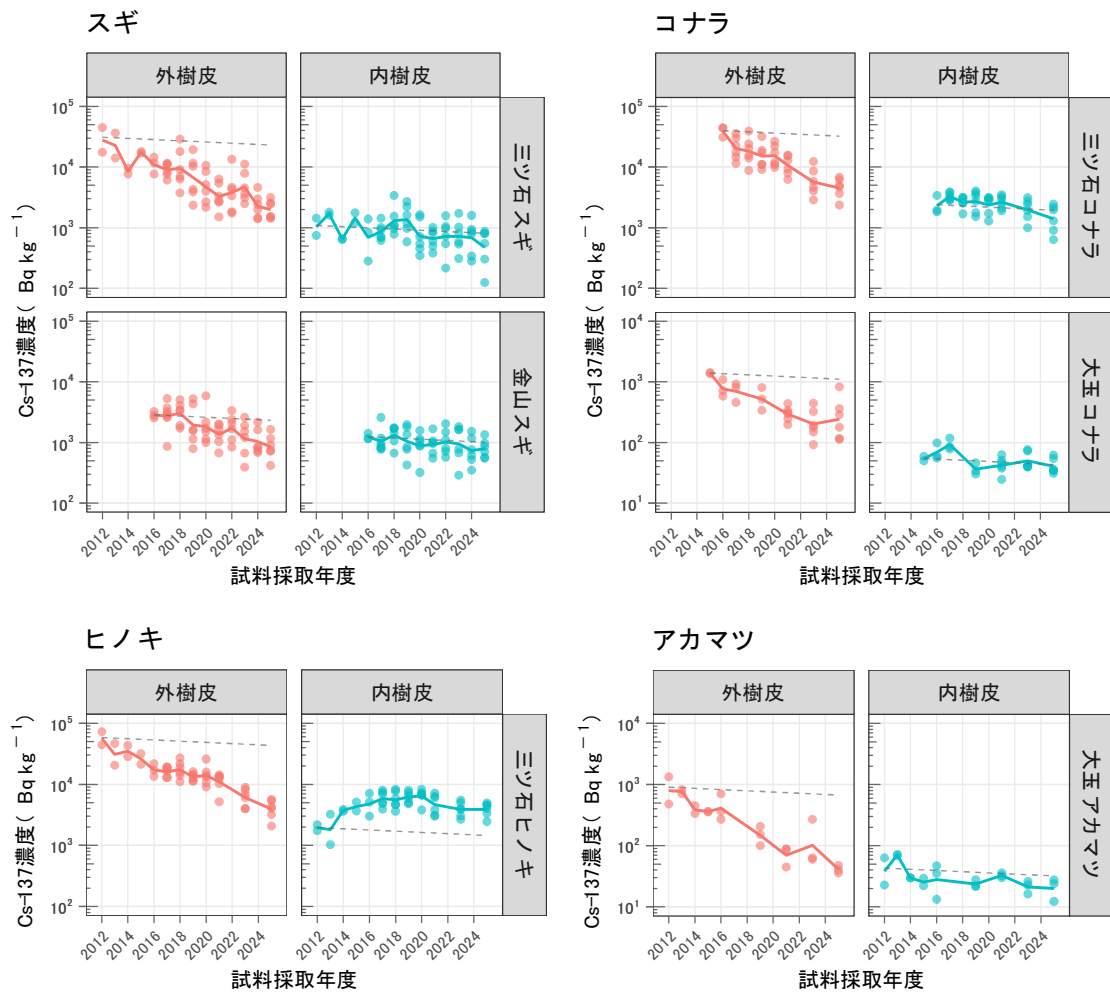


図 7.2-1 外樹皮及び内樹皮における Cs-137 濃度の経年変動

●は各調査個体の値、実線は幾何平均値、破線は初回モニタリング年の幾何平均値から放射性壊変によって減衰した場合の変動を示す。Cs-137 濃度は各採取年度の9月1日を基準日として減衰補正した。

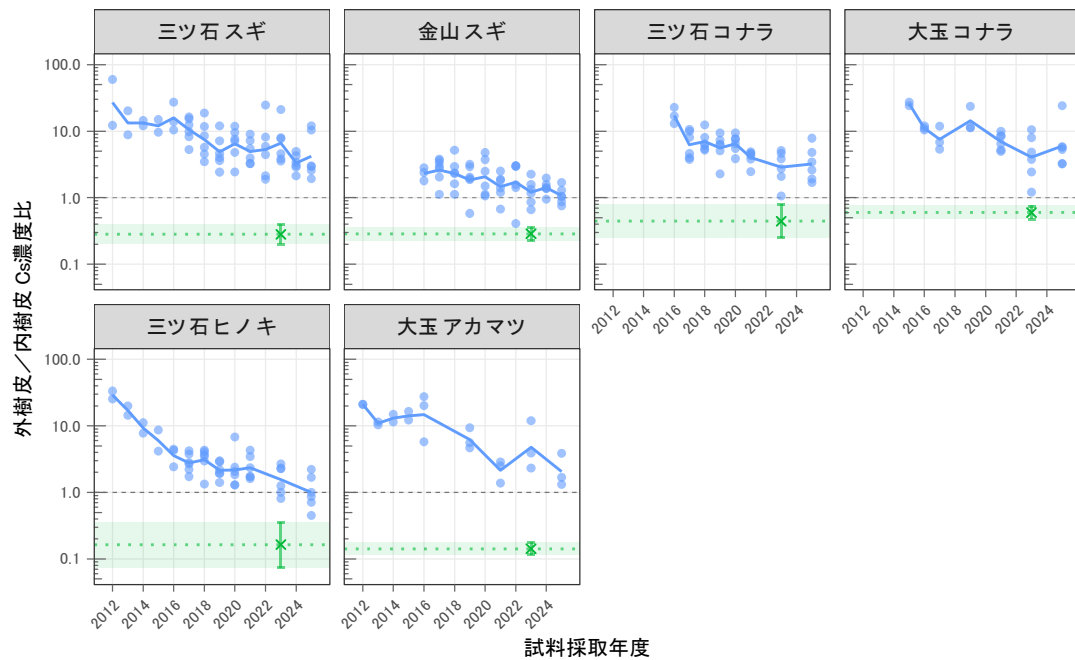


図 7.2.-2 外樹皮／内樹皮の Cs-137 濃度比の経年変動と Cs-133 濃度比との比較

青色の●は各調査個体の外樹皮／内樹皮の Cs-137 濃度比の値、実線は幾何平均値を示す。緑色の×は 2023 年度の調査個体の外樹皮／内樹皮の Cs-133 濃度比の幾何平均値 ($n=3$)、エラーバーはその幾何標準偏差を示す。

参考文献

1. Ohashi S, Okada N, Tanaka A, Nakai W, Takano S. (2014) Radial and vertical distributions of radiocesium in tree stems of *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* 1.5 y after the Fukushima nuclear disaster. *Journal of Environmental Radioactivity* 134 : 54-60
2. Ohashi S, Kuroda K, Abe H, Komatsu M, Sugiyama M, Suzuki Y, Fujiwara T, Takano T. (2022) Decadal trends in ^{137}Cs concentrations in the bark and wood of trees contaminated by the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports* 12 : 11243

7.3. 植栽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

(1) 目的

福島第一原発事故により汚染された林地に新たに直接汚染されていないヒノキ苗を植栽し、現地での放射性セシウム (Cs-137) の経根吸収の有無とカリウム施肥による経根吸収の抑制効果を検証することを目的として 2014 年から試験が行われてきた。これまでに、カリウム施肥開始 2 年目から施肥によるヒノキ苗の Cs-137 吸収の低減効果が認められた。当初はカリウム施肥を毎年春 (植栽初年の 2014 年は夏) に行ってきたが、林地への施肥を毎年継続することは現実的ではない。そこで、カリウム施肥中止後の Cs-137 吸収抑制効果の持続性を検証するため、2017 年から施肥プロットの半分においてカリウム施肥を中止し、さらに、2021 年からは全てのプロットのカリウム施肥を中止した。2025 年は、植栽から 12 生育期目、最終施肥からは 9 年及び 5 年経過後となる。植栽地へのカリウム施肥による植栽木の Cs-137 吸収移行特性を概括する。その上で、針葉の Cs-137 の濃度変化を指標として、Cs-137 吸収抑制効果の持続性を確認するとともに、カリウム施肥の履歴の有無がヒノキの成長に影響を及ぼすか否かを明らかにすることを目的とした。

(2) 試験地と方法

福島県川内村マリ山の村有林を試験地とした。2014 年 6~7 月に福島県産のヒノキ 3 年生実生苗を 2,700 本/ha の密度で植栽した。植栽後初期に枯損する個体が多かったため、2016 年に補植を行った。試験地内に 50 m×50 m のプロットを 8 つ設置し、そのうち 4 プロットをカリウム施肥区、残りの 4 プロットを無施肥区とした。カリウム施肥は 60% の塩化カリウム肥料を 1 回につきカリウム酸化物 (K₂O) として 100 kg/ha (カリウムとして 83 kg/ha) となるように 2014 年 8 月、2015 年 4 月、2016 年 4 月、2017 年 4 月、2018 年 4 月、2019 年 5 月、2020 年 4 月の計 7 回施肥した。カリウム施肥による Cs-137 吸収抑制効果の持続性を明らかにするために、2017 年から施肥区 4 プロットのうち 2 プロットで、2021 年からは残りの 2 プロットでカリウム施肥を中止した。すなわち、施肥 7 回区 (最終施肥 2020 年) 2 プロット、施肥 3 回区 (最終施肥 2016 年) 2 プロット、無施肥区 4 プロットとなった (表 7.3-1)。2014 年から 2023 年の 10 年間、各プロットからヒノキ 5 個体の樹体試料とその近傍の落葉層及び深さ 20 cm までの土壌を秋に採取した。土壌は 5 cm ごとの 4 層 (または 0-5 cm、5-10 cm、10-20 cm の 3 層) に分けて、Cs-137 濃度の定量を行った。2019 年は 10 月の台風被害により調査地への車両の到達が困難となったため、試料運搬が容易な針葉のみに限定して採取を行った。樹体試料は、初期には根ごと掘り上げて採取していたが、樹体の成長に伴い、掘り取りによる試料採取が困難になったことから、2020 年からは針葉のみ採取することとした。2020 年は、2019 年と同一個体から針葉を採取した。各プロット 5 個体のうち 1 個体について根元から切り倒し、幹のサンプルを得た。翌 2021 年は、各プロットの 2020 年と同じ 4 個体と新たに選んだ 1 個体から針葉を採取した。2022 年以降は、2021 年と

同じ5個体から針葉を採取した。採取した針葉については、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を用いてCs-137濃度を定量した。Cs-137濃度は試料採取年の9月1日を基準として減衰補正した。カリウム施肥の履歴が樹木の成長に及ぼす影響を確認するため、2025年5月に毎木調査を行い、胸高直径を測定した。また、各プロットで一部の樹木の樹高を測定し、樹高と胸高直径の関係を調べた。

(3) 結果及び考察

施肥7回区、施肥3回区、無施肥区の3つの処理区ごとに、非生育期間（各年の生育終了期から翌年の生育開始期まで）に採取した針葉のCs-137濃度を示した（図7.3.-1）。いずれの処理区においても、全体的な年変化傾向としては、2014年から2017年に採取した針葉のCs-137濃度は上昇傾向にあった。その後、2017年から2024年まで施肥7回区、施肥3回区、無施肥区のいずれもCs-137濃度は同じ水準で推移している。施肥実施前の2014年を基準として2017年の水準を比較すると、施肥7回区が3倍、施肥3回区が7倍、無施肥区が27倍で、カリウム施肥量が多いほど植栽木へのCs-137濃度の増加が抑制されていた。2025年は、カリウムの最終施肥から施肥3回区で9年、施肥7回区で5年経過しているが、施肥区は無施肥区よりも針葉のCs-137濃度が低く、半分以下の状態が持続している。したがって、カリウム施肥のCs-137吸収抑制効果は持続しているといえる。しかし、各処理区とも2024年に比べて針葉のCs-137濃度が増加した。なお、施肥7回区の葉採取木のうち1本では、針葉のCs-137濃度が2024年比で4倍に増加していた。無施肥区では、2021年から2024年にかけて針葉のCs-137濃度が連年低下していたが、2025年には低下傾向が見られなかった。2025年に見られた針葉のCs-137濃度の増加は、無施肥区でも見られたことから、気象条件等による一時的なものと考えられる。しかし、施肥停止からの時間経過に伴いカリウム施肥の効果が低減している可能性も考えられるので、今後も樹木のCs-137濃度の変化を観察するとともに、カリウム施肥によるCs-137吸収抑制効果が持続する条件の解明が必要である。カリウム施肥効果は、土壌のカリウム保持特性によって大きく異なると言われていることから、カリウム施肥が効果的な場所の抽出には土壌のカリウム保持特性の把握が有効な可能性がある。

以上のとおり、植栽木へのカリウム施肥はCs-137吸収抑制効果が顕著に認められ、本調査地では、カリウム施肥停止後もその効果が10年近く持続することが明らかになった。その一方で、林地にカリウムを多く施肥することによりヒノキの成長を促進あるいは阻害するおそれがないかが懸念される。これを検証するため、処理区毎に毎木調査を行って成長特性を明らかにした。2025年5月の毎木調査の結果、胸高直径の平均は無施肥区が10.2 cm、施肥3回区が10.8 cm、施肥7回区が9.8 cmで、施肥3回区が最も大きく、施肥7回区が最も小さかった。試験区内の2つのプロット（施肥7回区プロット2、無施肥区プロット4）は、尾根部に位置し、他の6プロットに比べて風当たりが強く、植栽初期にも枯死が多く発生した。補植した個体は、初期に植栽した個体よりも胸高直径が小さいが（図7.3.-2）、胸高

直径と樹高の関係は、初期に植栽した個体と同様であった (図 7.3.-3)。ヒノキの成長にはカリウム施肥の履歴の影響は明らかでなく、立地条件の影響が大きいと考えられる。

表 7.3.-1 カリウム施肥の時系列

		開始時からの合計カリウム施肥量 (kg/ha)	
		施肥3回区	施肥7回区
2014年8月	第1回カリウム施肥 (K1~4)	83	83
2015年4月	第2回カリウム施肥 (K1~4)	166	166
2016年4月	第3回カリウム施肥 (K1~4) 施肥3回区最終施肥	249	249
2017年4月	第4回カリウム施肥 (K2,4)	249	332
2018年4月	第5回カリウム施肥 (K2,4)	249	415
2019年4月	第6回カリウム施肥 (K2,4)	249	498
2020年4月	第7回カリウム施肥 (K2,4) 施肥7回区最終施肥	249	581
2021年4月	最終施肥から施肥3回区5年、7回区1年経過	249	581
2022年4月	最終施肥から施肥3回区6年、7回区2年経過	249	581
2023年4月	最終施肥から施肥3回区7年、7回区3年経過	249	581
2024年4月	最終施肥から施肥3回区8年、7回区4年経過	249	581
2025年4月	最終施肥から施肥3回区9年、7回区5年経過	249	581

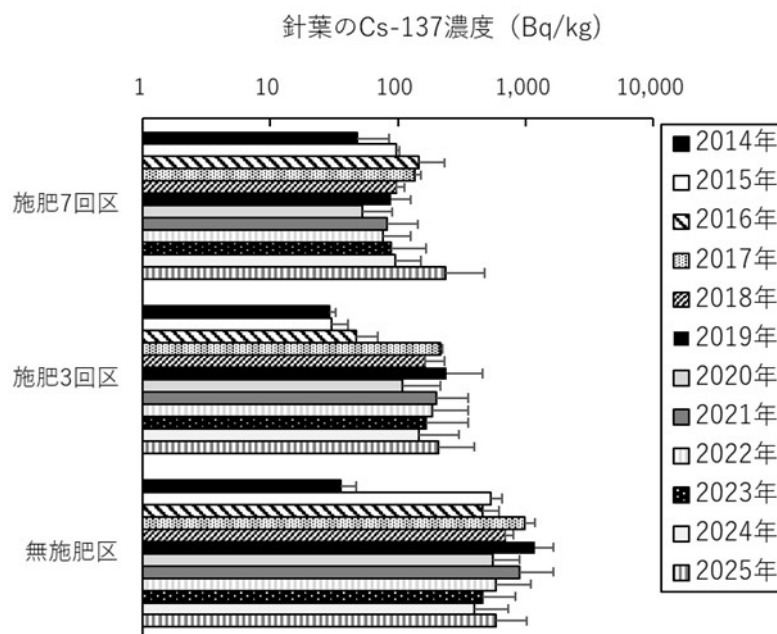


図 7.3.-1 ヒノキ針葉の Cs-137 濃度
棒グラフは平均値、エラーバーは標準偏差を示す。

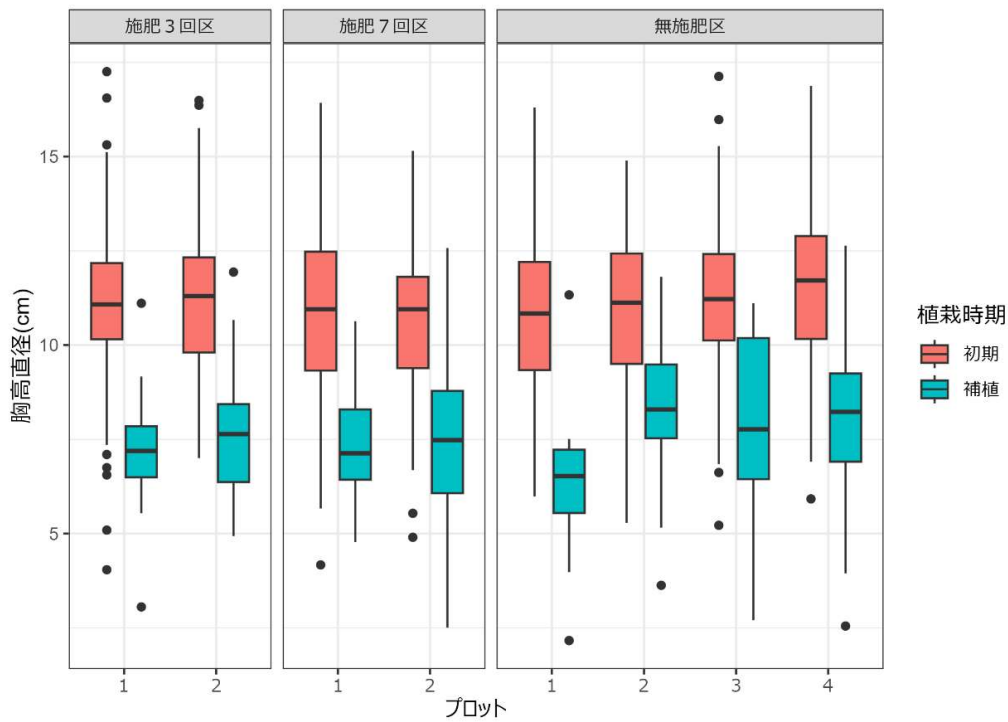


図 7.3.-2 ヒノキの胸高直径 (2025 年 4 月時点)

箱の中の実線は中央値、ひげの長さは四分位範囲の 1.5 倍の上下限、ひげの外側の点ははずれ値を示す。

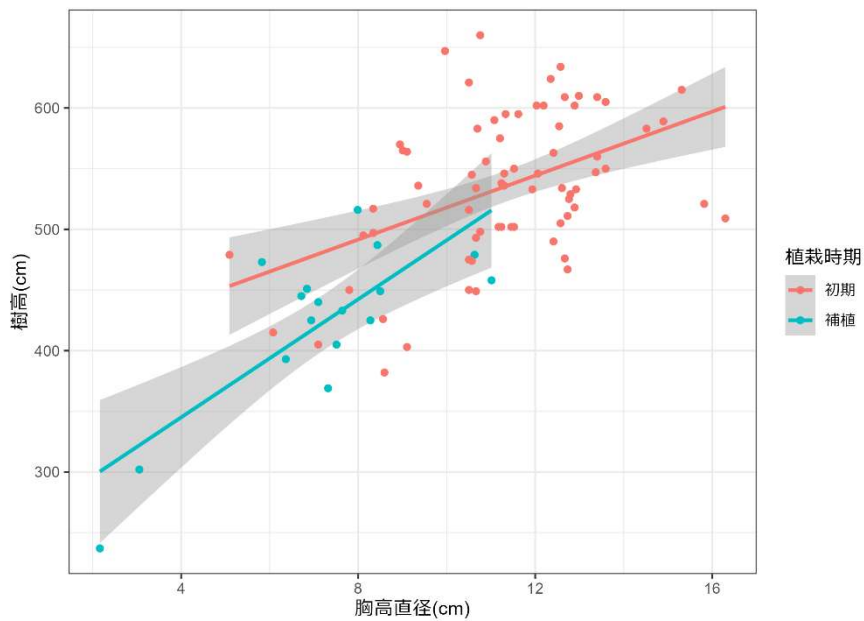


図 7.3.-3 ヒノキの胸高直径と樹高

赤は初期（2014 年）に植栽した個体、青は 2016 年に補植した個体。直線は植栽時期ごとの回帰直線で、灰色の帯は回帰直線の 95% 信頼区間を表す。回帰直線の傾きに植栽時期による有意差はなかった。

7.4. 森林内の林内雨及び樹幹流の放射性セシウム濃度調査

(1) 目的

福島第一原発事故後の森林内の放射性セシウム循環のうち、樹冠から林床への放射性セシウムの移動は主にリターフォール（落葉・落枝など）・林内雨・樹幹流の3つのプロセスである。これらの循環量を把握するため、詳細調査Ⅲ（放射性物質の挙動を予測するための調査）では、福島県川内村の落葉広葉樹林、スギ林、ヒノキ林内でのリターフォール・林内雨・樹幹流による樹冠から林床への放射性セシウムの年間移動量が観測されてきた（林野庁, 2025；参考文献1、Sakashita et al., 2025；参考文献2）。一方、アカマツ林については、リターフォールのみが観測され、これまで林内雨と樹幹流を含めた樹冠から林床への放射性セシウムの年間移動量が評価できていなかった。そこで、アカマツ林における樹冠から林床への放射性セシウムの年間移動量を明らかにすることを目的に、館山アカマツ林における林内雨及び樹幹流の観測を2024及び2025年度に行った。また、樹冠から林床への放射性セシウムの年間移動量の樹種間差を明らかにすることを目的に、三ツ石ヒノキ林と金山スギ林における年間移動量との比較を行った。

(2) 調査地と調査方法

福島県川内村の館山アカマツ林、三ツ石ヒノキ林及び金山スギ林において、いずれも10 m×10 mの調査プロット内で林内雨及び樹幹流の観測を実施した。館山アカマツ林は、アカマツ成木の平均胸高直径が24 cm、立木密度800本/ha（2024年8月時点）、ヤマザクラやウリハダカエデなどの落葉広葉樹を含んでいる。三ツ石ヒノキ林は、ヒノキ成木の平均胸高直径が22 cm、立木密度1,100本/ha（2023年7月時点）である。金山スギ林は、スギ成木の平均胸高直径が29 cm、立木密度800本/ha（2021年3月時点）、カラマツや落葉広葉樹を含んでいる。なお、上述の調査プロットは、詳細調査Ⅰの調査プロット及び詳細調査Ⅲのリタートラップの設置場所と同じ林分内に位置している。

林内雨及び樹幹流の採取は、各調査プロット内に受面積0.035 m²（口径210 mm）の林内雨サンプラー（写真7.4.-1）を計5個、樹幹流サンプラー（写真7.4.-2）を計3個設置して行った。水試料の回収は約1箇月に1回の頻度で行った（表7.4.-1）。なお、2025年2月下旬については、放射性セシウム濃度の測定に必要な水量がサンプラーに溜まっていなかったため、試料採取は実施しなかった。また、2025年9月については、館山アカマツ林内の樹幹流サンプラーが動物による攪乱を受けたため、樹幹流試料は欠測となった。

林内雨試料は5個のサンプラーに溜まった林内雨量に応じて配分・混合し、合計で2 Lになるように調整した。樹幹流試料についても3個のサンプラーに溜まった樹幹流量に応じて配分・混合し、合計で0.7 Lになるように調整した。調整した水試料は、30 µmもしくは10 µmのナイロンネットフィルターと5.0 µm及び0.45 µmのメンブレンフィルターで吸过滤した。ろ過した林内雨及び樹幹流試料はそれぞれ2 L及び0.7 Lマリネリ容器に充填し、

ゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトロメトリ法により、放射性セシウム（Cs-134 及び Cs-137）濃度を測定した。放射性セシウム濃度は 2025 年 9 月 1 日を基準として減衰補正した。Cs-134 が不検出の場合は詳細調査 I（森林内放射性物質分布調査）と同様、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（Buesseler et al., 2011 ; 参考文献 3）、物理学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、2025 年 9 月 1 日時点の Cs-137 濃度から Cs-134 濃度を推定した。

林分内の林内雨による放射性セシウム移動量 (Bq/m^2) は、単位面積当たりの林内雨量 (kg/m^2 ; 林内雨サンプラーに溜まった林内雨量 (kg) をサンプラーの受面積 (0.035 m^2) で除したもの) に、上記測定で得られた林内雨の放射性セシウム濃度 (Bq/kg) を乗じることで求めた。また、林分内の樹幹流による放射性セシウム移動量 (Bq/m^2) は以下の計算により求めた。1) まず、樹幹流サンプラーに溜まった樹幹流量 (kg) を、各樹幹流サンプラーを設置している成木の胸高断面積 (m^2) で除することにより、単木当たりの樹幹流量 (kg/m^2) を求めた。2) 次に、各林分の樹幹流量は、単木当たりの樹幹流量に、調査プロット (100 m^2) に占める成木の胸高断面積割合を乗じて算出した。胸高断面積割合は、館山アカマツ林及び三ツ石ヒノキ林がいずれも 0.41%、金山スギ林が 0.57%である。3) そして、上記計算で得られた林分スケールの樹幹流量 (kg/m^2) に、測定で得られた樹幹流の放射性セシウム濃度 (Bq/kg) を乗じることで、林分内の樹幹流による放射性セシウム移動量 (Bq/m^2) を求めた。



写真 7.4.-1 林内雨サンプラー



写真 7.4.-2 樹幹流サンプラー

表 7.4.-1 2024 年 9 月から 2025 年 9 月までの調査日程

調査日	調査日	調査日
2024 年 9 月 5~6 日	2025 年 4 月 3~4 日*	2025 年 8 月 26 日
2024 年 10 月 2~3 日	2025 年 5 月 7~8 日*	2025 年 9 月 11 日
2024 年 11 月 7~8 日	2025 年 6 月 3~4 日	
2024 年 12 月 16 日*	2025 年 6 月 30 日	
2025 年 1 月 29 日*	2025 年 7 月 28 日	* 他の予算で調査を実施

(3) 結果及び考察

館山アカマツ林、三ツ石ヒノキ林及び金山スギ林で観測が行われた 2024 年 9 月から 2025 年 9 月までの林内雨及び樹幹流による樹冠から林床への放射性セシウムの年間移動量の比較を行った(表 7.4.-2)。その結果、館山アカマツ林では、林内雨による放射性セシウムの移動量が樹幹流の約 28 倍であることが分かった。一方、三ツ石ヒノキ林では林内雨の移動量が樹幹流の約 1.7 倍、金山スギ林では約 3.7 倍であり、館山アカマツ林に比べると、林内雨と樹幹流の移動量の差が小さい傾向を示した。ここで、館山アカマツ林の調査プロットにはアカマツのほか、ヤマザクラやウリハダカエデなどの落葉広葉樹も含まれている点に留意する必要がある。これら広葉樹の樹冠からの放射性セシウムの溶出も林内雨による放射性セシウム移動量に含まれているため、アカマツ枝葉からの溶出量を過大評価している可能性がある。また、2023 年 9 月から 2024 年 9 月までに三ツ石ヒノキ林及び金山スギ林で観測された林内雨と樹幹流の放射性セシウム移動量の差は、それぞれ約 1.5 倍及び 3.5 倍であり(林野庁, 2025 ; 参考文献 1)、2024 年 9 月から 2025 年 9 月までの観測結果とほぼ同様であった。このことから、調査年の違いによる顕著な差は確認されなかった。

2023 年 5 月から 2024 年 5 月までの 1 年間に館山アカマツ林で観測されたリターフォール(アカマツ以外の葉の寄与は除く。)による放射性セシウム移動量は 840 Bq/m^2 と報告されている(林野庁, 2025 ; 参考文献 1)。このリターフォールによる移動量を 2025 年 9 月 1 日時点で減衰補正し、これを含めて樹冠から林床への放射性セシウムの総移動量を算出した結果、年間 $1,300 \text{ Bq/m}^2$ が移動しており、これは同林分における放射性セシウム総蓄積量(2025 年 9 月 1 日に減衰補正)(林野庁, 2025 ; 参考文献 1)の 0.23%に相当した。また、樹冠から林床への放射性セシウムの総移動量に対するリターフォール、林内雨、樹幹流の寄与割合は、それぞれ 64%、35%、1.3%であった(図 7.4.-1)。同様の解析を三ツ石ヒノキ林で行ったところ、樹冠から林床への放射性セシウムの総移動量は $4,500 \text{ Bq/m}^2$ であり、林分全体の総蓄積量に対する割合は 0.59%であった。また、リターフォール、林内雨、樹幹流の寄与割合はそれぞれ 94%、4.1%、2.3%であった。さらに、金山スギ林においても同様の解析を行った結果、(スギ以外の枝葉の寄与を除いた)リターフォールを含めた総移動量は $4,800 \text{ Bq/m}^2$ であり、林分全体の総蓄積量に対する割合は 2.1%であった。リターフォール、林内雨、樹幹流の寄与割合は、それぞれ 93%、5.2%、1.4%であった。以上より、いずれの調査林内においても、樹冠から林床への放射性セシウム移動においてリターフォールが主要な役割を果たしていることが分かった。また、同じ常緑針葉樹であっても、館山アカマツ林や金山スギ林のように、調査地の違いによって、林分全体の総蓄積量に対する樹冠から林床への総移動量の割合が約 10 倍異なる場合があることも示された。

現在、樹木と土壌間の放射性セシウム移動量が概ね釣り合っている平衡状態にある森林(Sakashita et al., 2025 ; 参考文献 2)では、樹冠から林床への放射性セシウムの総移動量が、直接観測が困難な樹木の放射性セシウムの経根吸収量を推定するための間接的指標となる。したがって、樹冠から林床への移動の主要プロセスであるリターフォールを観測し、その移

動量に加えて、本観測で得られた林内雨及び樹幹流の寄与率を考慮することで、樹木による土壌からの放射性セシウム吸収量を推定することが可能となる。今後は、森林における放射性セシウム動態を更に明らかにするため、これまでの調査地よりも平均空間線量率の高い森林においてもリターフォール観測を実施し、これまでの調査で明らかとなった結果と差が存在するか否かを検証することが期待される。

表 7.4.-2 2024 年 9 月から 2025 年 9 月までの館山アカマツ林、三ツ石ヒノキ林、及び金山スギ林における林内雨と樹幹流による樹冠から林床への放射性セシウムの年間移動量

	館山アカマツ林	三ツ石ヒノキ林	金山スギ林
林内雨 (Bq/m ²)	440	190	250
樹幹流 (Bq/m ²)	16*	110	67

* 館山アカマツ林の樹幹流については、2024 年 9 月から 2025 年 8 月まで

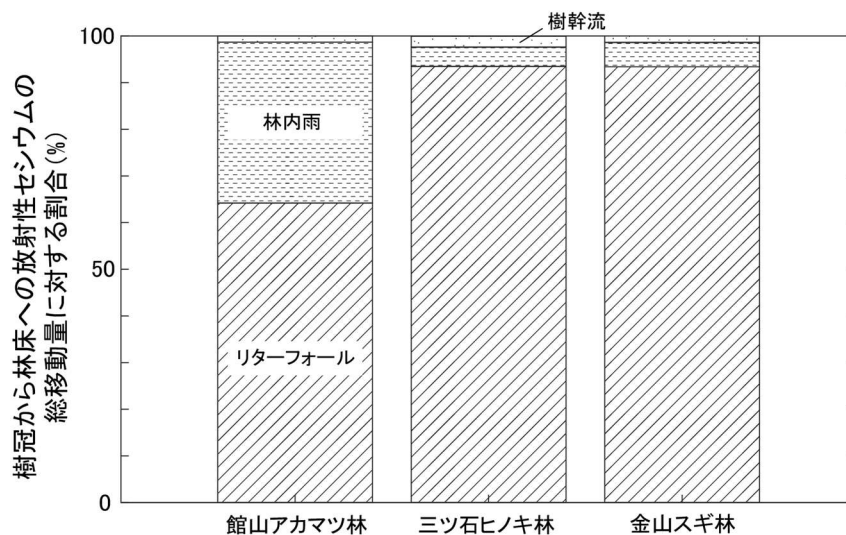


図 7.4.-1 館山アカマツ林、三ツ石ヒノキ林、金山スギ林における樹冠から林床への放射性セシウムの総移動量に対するリターフォール、林内雨、樹幹流の占める割合

参考文献

1. 林野庁 (2025) 令和 6 年度 森林内の放射性物質の分布調査結果について https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/20250430_1.html
2. Sakashita W, Imamura N, Sato T, Yagihashi T, Tsuneoka R, Sakata T, Ohmae Y, Miura S, Shinomiya Y (2025) Radiocesium dynamics from canopy to forest floor by main depositional processes in Fukushima forests at quasi-equilibrium state. *Journal of Environmental Radioactivity* 285 : 107656
3. Buessler K, Aoyama M, Fukasawa M (2011) Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on marine radioactivity. *Environmental Science & Technology* 45 : 9931-9935

7.5. 原発事故後に更新した落葉広葉樹の放射性セシウム濃度調査

(1) 目的

福島県は、コナラを主要樹種とした全国有数のきのこ原木供給地域であった（福島県，2013；参考文献1）が、2011年3月に発生した福島第一原発事故に伴う放射性物質のフォールアウトにより広範囲が汚染され、事故から14年が経過した現在においても、きのこ原木の主要産地であった阿武隈山系における原木用各種広葉樹の幹の放射性セシウム濃度は、指標値 50 Bq/kg（林野庁，2011；参考文献2）を超過する場合が認められる。

フォールアウトの影響を直接受けた立木については、樹皮表面等の外部汚染の影響が大きい（Coppin et al., 2019；参考文献3）ため、汚染された原木林を伐採し萌芽更新を図ることで直接汚染の影響を少なくする対策が実施されているが、切り株に残存もしくは根から吸収される放射性セシウムの影響が懸念される。萌芽更新したコナラの当年枝では、1年生から6年生までにおいて、放射性セシウム濃度の個体間差が大きいことが報告されており（福島県農林水産部森林計画課，2019；参考文献4）、このばらつきの要因について検討する必要がある。また、コナラ以外のきのこ原木用樹種であるクヌギについても、萌芽枝の放射性セシウム濃度がコナラよりも低いとの報告例（福島県，2021；参考文献5）があり、樹種間の違いについても明らかにする必要がある。

そこで、きのこ原木用広葉樹の取扱いを検討するため、事故直後に萌芽更新し利用適期が近い阿武隈山系の落葉広葉樹林において、コナラ等のきのこ原木として利用可能な樹種及び大きさの樹木の樹皮部と材部の放射性セシウム濃度及び土壌の放射性セシウム濃度を2021年度から継続して調査している。

2021～2023年度調査では、福島第一原発から約25 km離れた同一林分でコナラ、クヌギ、クリ、ナラガシワの計66本の放射性セシウム濃度を測定した。その結果、きのこ原木林の主要樹種であるコナラと比較した場合、樹皮ではクヌギの放射性セシウム濃度が相対的に低く、材ではクリの放射性セシウム濃度が相対的に低い傾向が確認され、福島第一原発事故後に萌芽更新した落葉広葉樹への放射性セシウムの移行は樹種間で異なり、その違いが見られる部位も樹種ごとに異なる可能性が認められた。また、樹皮と材の放射性セシウム濃度には高い相関が認められた（林野庁，2024；参考文献6）。さらに、地形等の生育場所の要因により落葉広葉樹の放射性セシウム濃度が変化する可能性が示唆された（林野庁，2023；参考文献7）。

2024年度調査では、福島第一原発から約30 km離れた林分で、萌芽更新したコナラとクヌギ各12本の放射性セシウム濃度を測定し、面移行係数を比較した。その結果、谷沿いでは、クヌギがコナラよりも樹皮及び材の面移行係数が低くなる傾向が認められたが、尾根部における樹種間の面移行係数の違いは明瞭ではなかった（林野庁，2025；参考文献8）。

今年度の調査では、2024年度調査において明瞭ではなかった尾根部における樹種間の面移行係数の差の有無を引き続き検討するため、2024年度に調査した同一林分内において、

尾根部一箇所を追加調査地点として設定し、コナラ及びクヌギを対象に、2021～2024 年度調査と同様の方法で放射性セシウム濃度を測定した。さらに、得られた結果を基に、樹種及び地形別の面移行係数を比較した。

(2) 方法

調査地は、福島第一原発から西方約 30 km (N37°45'90"、E140°69'63") に位置する福島県田村市都路町岩井沢の面積 3.62 ha の落葉広葉樹林である (図 7.5.-1)。林相は、コナラ、クヌギ、クリ、ヤマザクラ等が混交する 3 齢級単層林で、全体として南向き斜面に位置し、中央の谷及びヒノキ植林地 (除地) を取り囲む東、西、北側の尾根が林相界となっている (図 7.5.-2)。第 1 次航空機モニタリング (2011 年 4 月) では放射性セシウム蓄積量は 1,000～3,000 kBq/m²、地上高 1 m の空間線量率は 1.9～3.8 μSv/h であった。また、2024 年 11 月 8 日に林分内 10 地点で測定した地上高 1 m における空間線量率は 0.22～0.29 μSv/h であった。本林分では、上記に挙げた樹種をきのご原木として利用するため、3～4 齢級での皆伐による萌芽更新が繰り返されており、2011 年 2 月に伐採及びコナラ、クヌギの補植が行われ、2021 年 3 月に本数調整伐が行われた。なお、2011 年 3 月の事故時点では萌芽枝は発生していなかった。

調査は、2024 年度調査地と同一の沢地形内の尾根部 (以下、尾根 2) で実施し、コナラとクヌギの萌芽木各 6 本を対象とした (図 7.5.-2)。なお、2024 年度に調査した谷沿い及び尾根部 (以下、尾根 1) も図 7.5.-2 に示した。2025 年 11 月に、尾根 2 において、近接するコナラとクヌギの萌芽株を 6 対ずつ選定し、各萌芽株中の萌芽木 1 本より樹皮と材を採取し、併せて周辺土壌を採取した。なお、調査対象木は、各株から発生した複数または単数の萌芽木のうち、胸高直径が最大のものを選定した。11 月時点の胸高直径は、コナラで 11.4 (8.5～13.6) cm、クヌギで 12.9 (9.6～16.3) cm であった (平均値 [最小～最大])。樹皮の採取は、対象木の樹高 0.5 m において、ノミで 7 cm×7 cm 角を切り取り、材は、樹皮の採取箇所において、直径 12 mm の木工ドリルで深さ 5 cm×3 回穿孔して得られる木屑を採取した。土壌は、各調査株周囲の三箇所において、25 cm×25 cm の方形枠内の落葉層を採取するとともに、表層土壌 (0-5 cm) は採土円筒 (高さ 5 cm、内径 11 cm) を用いて採取した。採取した各試料は混合した。

採取した樹皮及び材は、ワンダークラッシャー (大阪ケミカル社製 WC-3) を用いて 3 mm 以下程度に粉砕し、105°C で 24 時間乾燥後、重量を測定し 100 mL の U-8 容器に充填し、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により放射性セシウム濃度 (Cs-137、Cs-134 濃度合算) を測定した。また、落葉層は剪定鋏で細断して 1,500 mL マリネリ容器に充填し、NaI シンチレーション測定器で放射性セシウム濃度を測定した。さらに、表層土壌は、風乾後に 2 mm のふるいにより礫と根を除去し、ゲルマニウム半導体検出器により放射性セシウム濃度を測定した。測定時間は、樹皮と材については計数誤差率 10% 以下の条件で Cs-137 が検出されるまで 1,810～597,000 秒間測定し、落葉層は 3,600 秒間、表

層土壌は 6,000 秒間測定した。そして、定量値を前年度調査と同じ、基準日 2024 年 9 月 1 日として減衰補正した。なお、Cs-134 が検出されない場合は、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 (Buesseler et al., 2011 ; 参考文献 9)、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、2024 年 9 月 1 日時点の Cs-137 濃度から Cs-134 濃度を推定した。加えて、樹皮及び材の放射性セシウム濃度 (Bq/kg) を落葉層及び表層土壌の放射性セシウム蓄積量 (Bq/m²) の合計で除し、面移行係数 (m²/kg) を算出した。

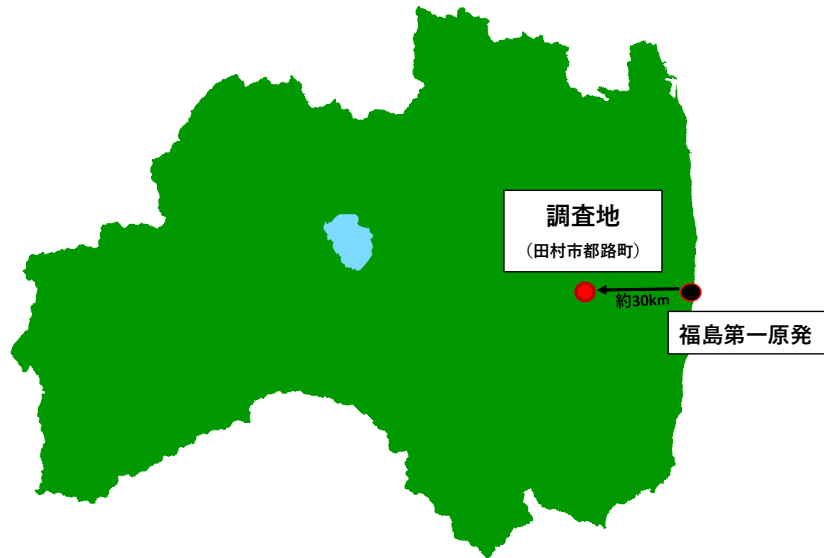


図 7.5.-1 調査地の位置

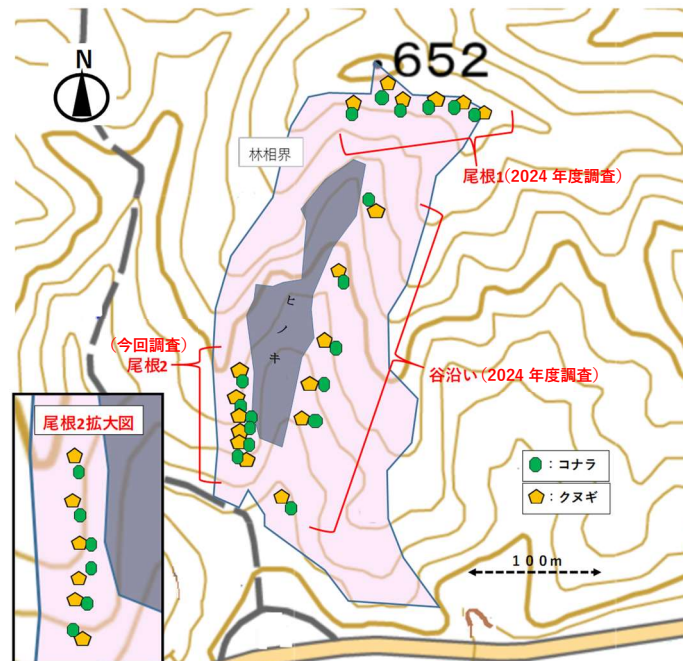


図 7.5.-2 調査地の概況、調査木の位置

(3) 結果と考察

2024年度の調査結果（谷沿い、尾根1）に今回の調査結果（尾根2）を追加した各地点における落葉層と表層土壌の放射性セシウム濃度及び放射性セシウム蓄積量は表 7.5.-1 のとおりであった。また、谷沿い、尾根1、尾根2に分けた場合の土壌の放射性セシウム蓄積量は、地形間で有意差は認められなかった（Steel-Dwass 検定；図 7.5.-3）。

樹種別、地形別の樹皮及び材の放射性セシウム濃度の測定結果を表 7.5.-2 に示した。また、樹種別、地形別の樹皮及び材の面移行係数は図 7.5.-4、-5 のとおりであった。地形別の比較では、樹皮、材ともにコナラは尾根1<谷沿い<尾根2、クヌギは谷沿い<尾根1<尾根2であったが、統計的有意差が確認されたのはクヌギの谷沿いと尾根2のみであった（Mann-Whitney の U 検定： $p<0.05$ ）。樹種別比較では、谷沿いの樹皮及び材は、6対の調査木全てでコナラがクヌギより高く、統計的有意差も認められた（Wilcoxon の符号付順位検定： $p<0.05$ ）。一方、尾根1では、樹皮は6対中5対でコナラがクヌギより面移行係数が高く、統計的有意差も認められたものの、材ではコナラ・クヌギ間に違いは認められなかった（Wilcoxon の符号付順位検定： $p>0.05$ ）。尾根2では、樹皮は6対中5対でコナラがクヌギより面移行係数が高かったが、統計的有意差は認められなかった。材では6対中3対でコナラがクヌギより面移行係数が高く、統計的有意差は認められなかった（Wilcoxon の符号付順位検定： $p>0.05$ ）。なお、地形を区別せずに樹種間で樹皮及び材の放射性セシウム面移行係数を比較すると、樹皮はコナラ・クヌギ間で統計的有意差が認められたが、材では有意差は認められなかった（Wilcoxon の符号付順位検定： $p>0.05$ ）。

2024年度の調査結果を含めた樹皮と材の放射性セシウム濃度の関係は図 7.5.-6 のとおりであった。樹種別の線形回帰近似に基づいた解析結果より、コナラ、クヌギともに樹皮と材の放射性セシウム濃度の間に正の相関関係が認められた（図 7.5.-6、コナラ： $R^2=0.93$ 、 $p<0.01$ 、クヌギ： $R^2=0.93$ 、 $p<0.01$ ）。またクヌギはコナラよりも樹皮と比較して材の放射性セシウム濃度が高い傾向が認められた（図 7.5.-6）。この結果は2021～2024年度の調査結果と類似した。

本調査では、2024年度調査では明瞭ではなかった尾根部における樹種間の樹皮及び材の面移行係数の違いを検討するため、今回追加で尾根2において調査した。尾根2の面移行係数は2024年度調査の谷沿いと比べて高く、樹種間の面移行係数の大小関係は樹皮、材ともにコナラ>クヌギとなり、全体として、面移行係数は、コナラ>クヌギとなる傾向にあると考えられた（図 7.5.-4、-5）。一方、2024年度の尾根1と今年度の尾根2とで、樹種間の面移行係数の傾向が異なった原因は現時点では不明である。今後、調査した個体別に土壌等の生育環境要因が樹皮や材の放射性セシウムの移行に与える影響をより詳細に検討する必要がある。

表 7.5.-1 土壌の放射性セシウム濃度と放射性セシウム蓄積量

	平均値 (最小値～最大値) *	試料数*
落葉層の放射性セシウム濃度 (Bq/kg)	2350 (498～8690)	36
表層土壌の放射性セシウム濃度 (Bq/kg)	4640 (1680～12100)	36
放射性セシウム蓄積量(落葉層及 び表層土壌の合計) (kBq/m ²)	68.1 (34.2～120)	36

* 2024 年度の調査結果を含む

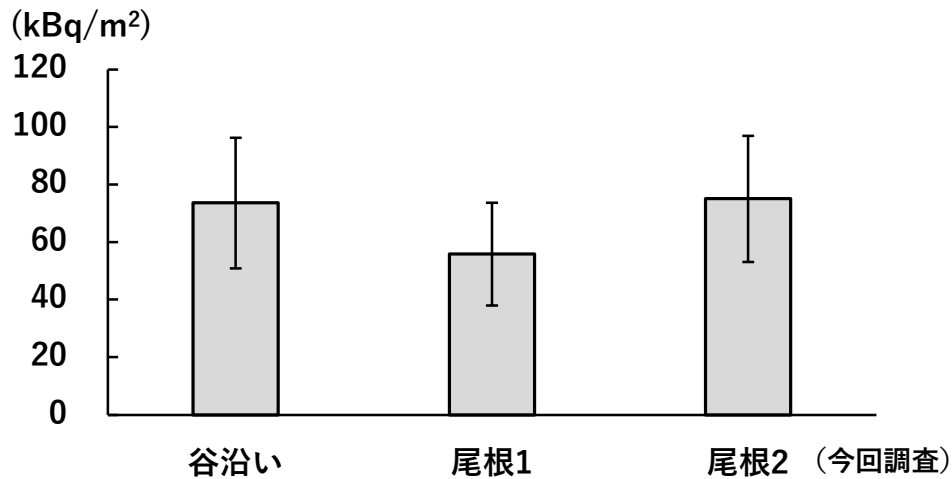


図 7.5.-3 地形別の土壌の放射性セシウム蓄積量の比較

表 7.5.-2 樹種別、地形別の萌芽木（樹皮、材）の放射性セシウム濃度

樹種	地形区分	樹皮・平均値 (最小～最大)	材・平均値 (最小～最大)	n
コナラ		115.72 (67.8～164.4)	66.63 (38.3～124.8)	6
	谷沿い	88.96 (14.1～240.0)	54.60 (7.3～120.3)	6
	尾根1	298.51 (90.51～619.67)	164.16 (34.03～356.61)	6
クヌギ		14.40 (2.9～25.0)	14.67 (2.4～33.3)	6
	谷沿い	36.51 (11.7～105.2)	40.28 (7.8～128.7)	6
	尾根1	82.29 (35.66～128.00)	80.15 (16.56～167.65)	6
	尾根2 (今回調査)			

*2024 年度調査結果を含む

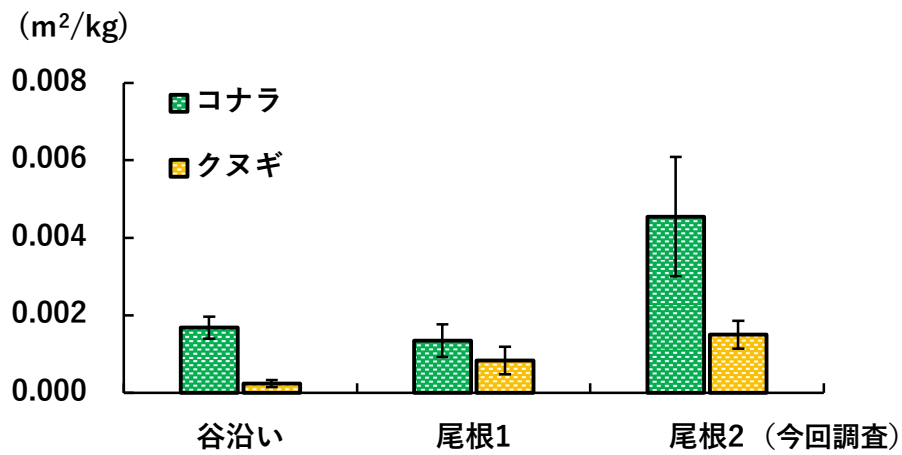


図 7.5.-4 樹種別、地形別の面移行係数（樹皮）

※誤差範囲は標準誤差を示す。

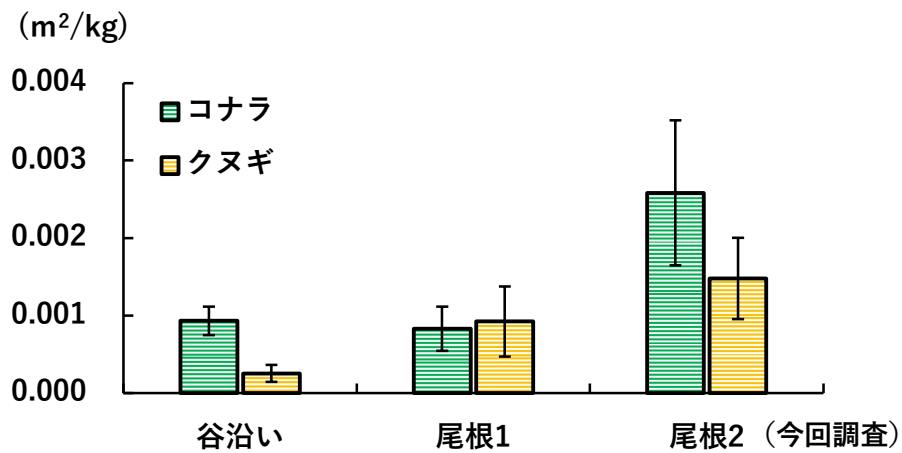


図 7.5.-5 樹種別、地形別の面移行係数（材）

※誤差範囲は標準誤差を示す。

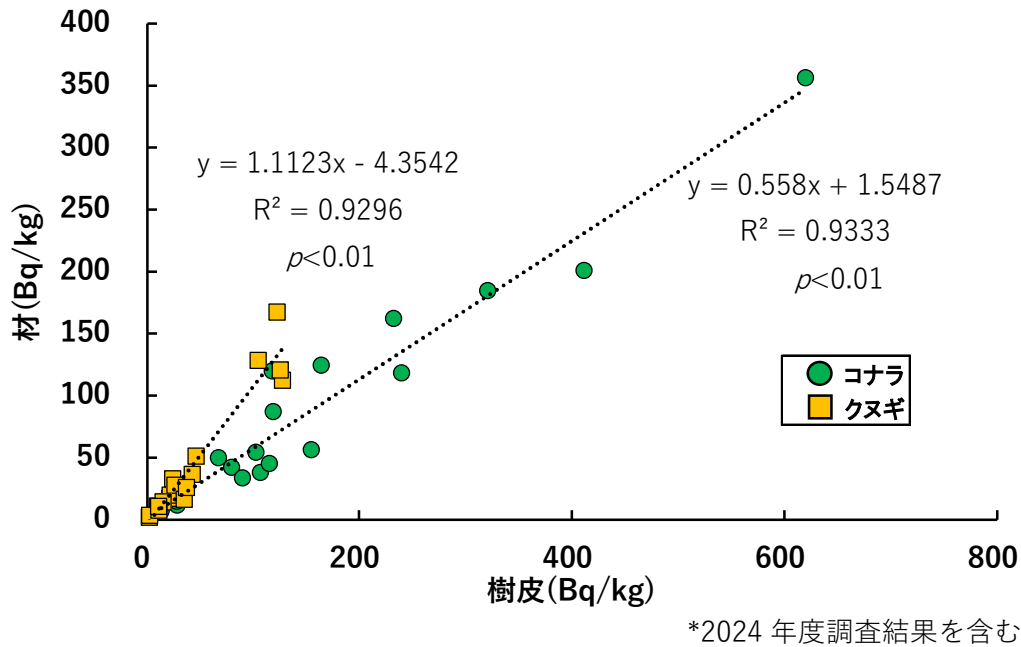


図 7.5.-6 樹皮と材の放射性セシウム濃度の関係

参考文献

1. 福島県（2013）平成 23 年度福島県森林・林業統計書:I3-6
2. 林野庁（2011）きのこ原木および菌床用培地の当面の指標値の設定について（平成 23 年 10 月 6 日）
3. Coppin F, Hurtevent P, Loffredo N, Simonucci C, Julien A, Conze M, Nanba K, Onda Y, Thiry Y（2019）Radiocaesium partitioning in Japanese cedar forests following the “early” phase of Fukushima fallout redistribution. Scientific Reports 6 : 37618
4. 福島県農林水産部森林計画課（2019）福島県森林における放射性物質対策実証事業結果 : 47-61
5. 福島県（2021）放射性物質対策関連の委託事業報告書 : 122-142
6. 林野庁（2024）令和 5 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 : 76-82
7. 林野庁（2023）令和 4 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 : 68-75
8. 林野庁（2025）令和 6 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 : 64-70
9. Buessler K, Aoyama M, Fukasawa M (2011) Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on marine radioactivity. Environmental Science & Technology 45 : 9931-9935

7.6. 野生山菜の放射性セシウムの実態把握

(1) 目的

野生山菜中の放射性セシウム (Cs-137) 濃度はばらつきが大きく、生育地の土壌中の Cs-137 蓄積量だけでは説明ができず、経年変化も一様ではない。その実態の的確な把握が重要であることから、2012～2016 年度に福島県内で Cs-137 濃度の経年変化が調べられた(清野・赤間 2018 ; 参考文献 1)。その中から、生態的特徴等を考慮し、調査の継続に適した 9 種、20 個体を選び、原則的に同一個体(群)から試料を採取して、種ごとの Cs-137 濃度の変化を明らかにすることを目的として、2019 年度から調査を実施してきた。なお、多くの山菜において Cs-137 濃度が測定当初から減少しており、中には出荷基準である 100 Bq/kg 以下に達している山菜もあることから、今年度は山菜の種ごとの Cs-137 濃度の傾向について総括を行った。

(2) 調査方法

福島県川内村三ツ石、金山及び福島県大玉村で調査対象となっているコシアブラ 5 個体、タラノキ 2 個体、フキ 3 個体、ヨモギ 2 個体、ゼンマイ 3 個体、イタドリ 1 個体、ヤマドリゼンマイ 2 個体、ウド 1 個体、ワラビ 1 個体のうち、2025 年 8 月時点で展開している当年茎葉を採取した(図 7.6.-1)。原則的に同一個体(群)から試料を採取しているが、枯死などによって個体の確認ができなかった場合には、近傍に生育している個体を新たな調査対象とした。2025 年度は三ツ石のタラノキと金山のワラビについて採取個体を変更した。検体は熱風乾燥器で 70°C、48 時間以上乾燥させ、重量を測った後、U-9 容器に入れ、ゲルマニウム半導体検出器で Cs-137 濃度を求めた。2012～2016 年度は検体が新芽であったので、他の経費による研究課題で取得したデータをもとに作成した展開茎葉/新芽 Cs-137 濃度比(表 7.6.-1)を用い、8 月採取の検体濃度から 2025 年度の新芽濃度を推定して過去データと比較した。Cs-137 濃度は 2025 年 9 月 1 日を基準日に減衰補正した。空間線量率は、調査個体の脇で 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 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。

(3) 結果及び考察

野生山菜の新芽の Cs-137 濃度は、多くの種、個体で 2016 年度までの低下傾向(清野・赤間 2018 ; 参考文献 1)が、2016～2025 年度の間も続いていることが分かった(図 7.6.-2)。また、コシアブラは他の樹種に比べて濃度が高く、三ツ石の一部の個体は低下が見られていないが、金山・大玉の個体ではゆるやかな低下が見られた(図 7.6.-3)。ヤマドリゼンマイ

は個体群によって異なった変化傾向を示し、金山の湿地の個体群 (▲) では、非湿地 (●) の個体群より高い濃度を示しており、2024 年は低下していたが 2025 年の測定データでは再び上昇した (図 7.6.-2)。大玉ではコシアブラ、タラノキ、フキを調べているが、タラノキでは大きな変化が見られなかった (図 7.6.-2、3)。2025 年に採取個体を変更した三ツ石のタラノキとワラビは低下傾向を示した (図 7.6.-2)。

以上の結果をもとに、Cs-137 濃度について、種ごとに考察を行った。フキについては、空間線量率の高い三ツ石 (2025 年は 0.6 $\mu\text{Sv/h}$) でも 134 Bq/kg を示した。空間線量率の低い大玉 (2025 年は 0.09 $\mu\text{Sv/h}$) で 22 Bq/kg となった。清野・赤間 (2013) (参考文献 2) では、山菜の Cs-137 濃度が 100 Bq/kg 以下に収められると期待できるには、空間線量率が 0.1 $\mu\text{Sv/h}$ 未満の場所としており、本研究での観測結果と整合的である。そのほか、金山のウドは 21 Bq/kg であった。ウドの Cs-137 濃度は他の山菜よりも著しく低下していた。これは 2023 年度までの調査個体 (あるいは、個体群) が枯死したため、2024 年度に、同じ調査地でモニタリング個体 (あるいは個体群) を変更したことの影響もあると考えられる。金山のワラビについても、2025 年度は 144 Bq/kg であり、Cs-137 濃度も継続的に低下傾向であることから、将来的に出荷基準値を満たす可能性が高いと考えられる。

また、採取地の空間線量率が 0.1 $\mu\text{Sv/h}$ 以上の場所であっても、ヨモギは出荷基準値を満たす状況にあることが確認された。金山のヨモギは、空間線量率が 0.19 $\mu\text{Sv/h}$ であるが、Cs-137 濃度は 10 Bq/kg を示したことから、出荷基準値を満たす状況となっている。タラノキは、空間線量率が高い三ツ石 (2025 年は 0.64 $\mu\text{Sv/h}$) であっても、Cs-137 濃度は 136 Bq/kg であり、かつ経年的に減少傾向を示していることから、将来的には出荷基準値を満たす状況になると考えられる。しかし、空間線量率が低い大玉村のタラノキ (2025 年は 0.07 $\mu\text{Sv/h}$) については、Cs-137 濃度が 941 Bq/kg であり、0.1 $\mu\text{Sv/h}$ 未満であっても、出荷基準値以上になる野生山菜もあることが分かった。

一方、コシアブラ、ヤマドリゼンマイ、ゼンマイ、イタドリについては、出荷基準値を満たす Cs-137 濃度にまで低下していないことが明らかになった。特に、空間線量率が高い三ツ石のコシアブラ (2025 年は 0.71 $\mu\text{Sv/h}$) と、金山の湿地のヤマドリゼンマイでは、Cs-137 濃度は低下傾向を示さず、当面の間、山菜としての出荷はできないと推察される。ゼンマイについては、最大値を示した年からは低下しているものの、山菜として出荷できる水準まで濃度が低下する見込みが立っていない。ゼンマイは、福島県内で生産量が多い山菜であることから (林野庁, 2023 ; 参考文献 3)、今後も測定地を増やして Cs-137 濃度のモニタリングが必要と考えられる。

表 7.6.-1 野生山菜 9 種の展開茎葉／新芽 ^{137}Cs 濃度比

種名	展開茎葉/新芽 ^{137}Cs 濃度比		
	Mean	SD	n
コシアブラ	0.65	0.23	16
タラノキ	0.56	0.24	7
フキ	2.25	1.25	14
ヨモギ	1.62	0.92	4
ゼンマイ	0.58	0.24	7
イタドリ	0.37	0.24	6
ヤマドリゼンマイ	0.44	0.21	4
ウド	0.37	0.18	2
ワラビ	0.65	0.05	2

2012～2016 年度採取検体で作成。個体（群）ごとに求めた比を種ごとに集計。

参考文献

1. 清野嘉之・赤間亮夫（2018）野生山菜の放射性セシウム濃度：福島第一原発事故後の経年的トレンド. 関東森林研究 69-1:109-110.
2. 清野嘉之・赤間亮夫（2013）2012 年春の山菜の放射性セシウム汚染. 関東森林研究 64-1:77-80.
3. 林野庁（2023）特用林産物生産統計調査 / 確報 令和 4 年特用林産基礎資料.



図 7.6.-1 試料個体（群）の様子 左写真：ゼンマイ個体、右写真：ヤマドリゼンマイ個体。

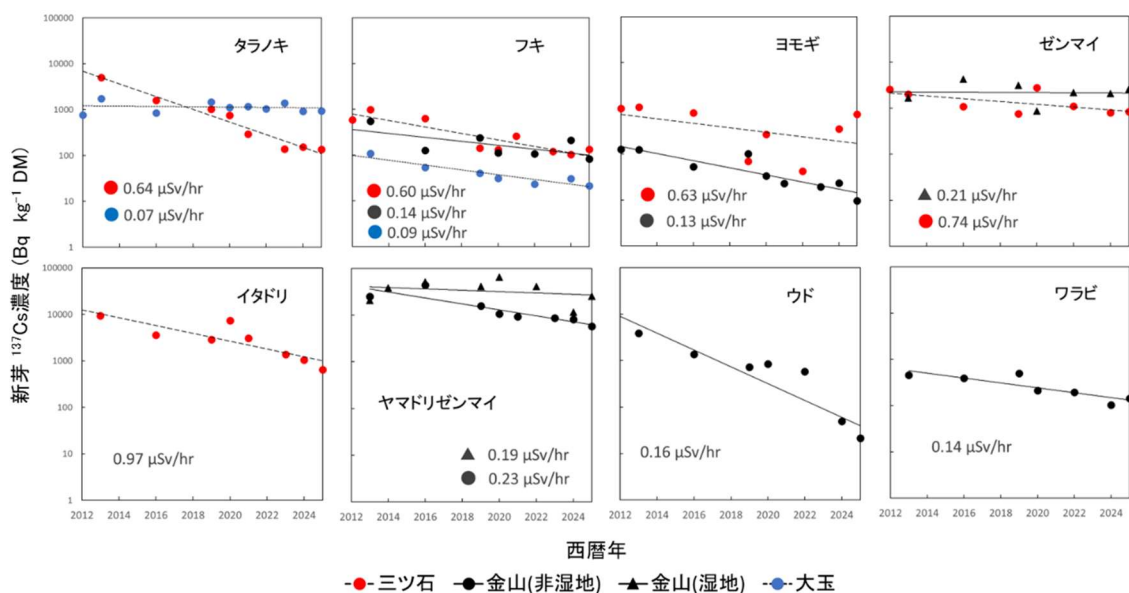


図 7.6.-2 野生山菜 8 種の新芽 Cs-137 濃度の経年変化と 2025 年 8 月の空間線量率

破線：三ツ石、実線：金山、点線：大玉。2012～2016 年度は春に採取した観測結果、2019～2025 年度は 7～9 月に採取した観測データを元に展開茎葉／新芽 Cs-137 濃度比で推定した結果を用いている。直線は対数変換した濃度の回帰近似線。各年の Cs-137 濃度は 9 月 1 日を基準日に減衰補正した。

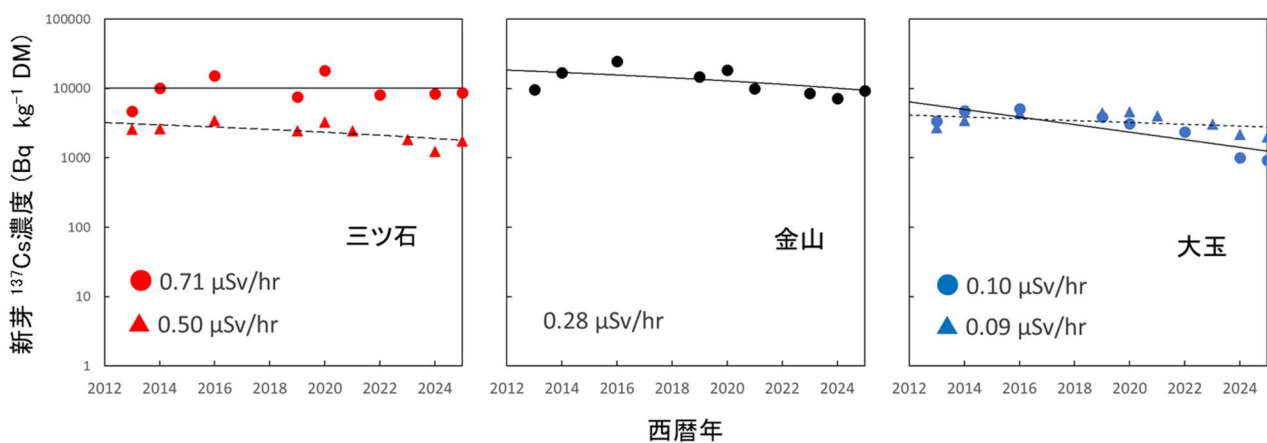


図 7.6.-3 コシアブラの新芽 Cs-137 濃度の経年変化と 2025 年 8 月の空間線量率

シンボル (●と▲) は観察個体の違いを示す。2012～2016 年度は春に採取した観測結果、2019～2025 年度は 7～9 月に採取した観測データを元に展開茎葉／新芽 Cs-137 濃度比で推定した結果を用いている。直線は対数変換した濃度の回帰近似線。各年の Cs-137 濃度は 9 月 1 日を基準日に減衰補正した。

7.7. コシアブラの放射性セシウムの実態把握

(1) 目的

主要な山菜の一つであるコシアブラは、これまでの調査から放射性セシウム（以下、Cs-137）を他の山菜より植物体内に蓄積しやすい特徴を持ち、福島第一原発事故から13年経過してもあまり濃度が低下していないことが報告されている（清野・赤間, 2018；参考文献1、林野庁, 2025；参考文献2）。そのため、福島県内のほとんどの市町村で、山菜としてのコシアブラは出荷の制限や自粛が続いている。2022年度の調査から、コシアブラにおけるCs-137濃度の季節変動について、春先が最も高く、その後徐々に低下する傾向が各地で見られた。また、コシアブラにおけるCs-137の吸収は他元素の影響を受け、相関関係を示すことがある（Sugiura et al., 2016；参考文献3、田中ほか, 2018；参考文献4）。このことから、令和6年度はコシアブラの葉における他元素について実態を把握した。その結果、Cs-133、K、Rb濃度も、春の展葉期に最も濃度が高く、その後徐々に低下して、秋の落葉期に最も濃度が低下するという共通の季節変動が確認された（林野庁, 2025；参考文献2）。そこで、本調査では、コシアブラの葉の元素特性に着目し、コシアブラの試験地に共通して生育する主要な落葉広葉樹であるコナラと比較検討することで、コシアブラのCs-137濃度の季節変動の特徴を明らかにすることを目的とした。なお、本調査では、原発事故から10年以上経過し、物理的減衰によりCs-134の濃度はCs-137の濃度の20分の1以下に低下していることから、Cs-137だけを調査対象とした。

(2) 調査方法

調査地は、コシアブラとコナラが多数生育している福島県田村市内の船引町上移と都路町古道の二箇所の試験地のうち、特にCs-137濃度が明瞭に高い斜面上部の個体を対象にした。コシアブラの元素については、2022年に採取した葉、落葉層、土壌のデータを活用した（林野庁, 2025；参考文献2）。コナラの葉は、2023年5月12日、6月16日、7月27日、9月12日、11月21日に樹冠部から採取し、ガンマ線スペクトロメトリ法を用いてCs-137濃度を測定した。また、2023年9月に葉を採取したコナラが生育している付近で、25 cm × 25 cm の方形枠を使用して落葉層、採土円筒（高さ5 cm、内径11 cm）を使用して0-5 cmの表層土壌を採取した。落葉層は乾燥・破砕の処理を行い、容量100 mLのU-8容器に充填した。表層土壌は、乾燥後、2 mmのふるいを通過したものを測定試料とし、U-8容器に充填した。Cs-137濃度は、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により測定した。Cs-137濃度は、試料採取年である2023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。

次に、葉と落葉中の元素の分析を行うために、酸分解システムDigiPREPを用いて湿式灰化を行い、分解液を得た。土壌の分析については、1M酢酸アンモニウムを用いて抽出を行

った。元素分析については、主要多量元素であるカリウム (K)、安定同位体の Cs-133、Cs と同様のアルカリ金属であるルビジウム (Rb) について測定を実施した。分解液と土壌抽出液は、K 濃度を原子吸光光度計 (AA-7700F, 島津)、Cs-133 及び Rb 濃度を ICP 質量分析装置 (7700, Agilent Technology Inc.) を用いて分析した。

(3) 結果及び考察

コナラ葉の元素 (Cs-137、Cs-133、K、Rb) 濃度は、春の展葉期に最も濃度が高く、その後徐々に低下して、秋の落葉期に最も濃度が低下するという共通の季節変動が確認され、その傾向はコシアブラと同様であった (図 7.7.-1)。このことから、アルカリ金属である K、Rb、Cs は異なる樹種でも類似の季節変動をすることが分かった。その一方で、葉の Cs-137 濃度はコシアブラの方がコナラより高い傾向を示した。しかし、葉の Cs-133 濃度は、コシアブラとコナラで差はほとんどなかった。また、主要必須元素である K の葉の濃度は、コシアブラの濃度が明瞭に高く、コナラの濃度は低かった。なお、コナラの葉の K 濃度は、他の文献と同程度の値であった (赤間ほか, 2020 ; 参考文献 5)。葉の Rb 濃度もコシアブラの方がコナラより高い傾向を示すものの、K ほどの差はなかった。落葉層の元素濃度はコシアブラとコナラで多少ばらつきがあるものの、明瞭な濃度差はなかったが、表層土壌の元素濃度は、K 濃度がコシアブラで高い傾向を示した (表 7.7.-1)。

コシアブラとコナラを比較した結果、葉の Cs-133 濃度には差が認められなかった一方で、Cs-137 濃度には樹種間差が認められた。この要因として、コシアブラとコナラにおける細根の鉛直分布の違いが影響している可能性が考えられる。細根の分布が土壌から植物体へのセシウムの移行に影響を及ぼすことは、先行研究においても指摘されている (清野・赤間, 2022 ; 参考文献 6)。コシアブラは浅根性であることが報告されており (伊藤ほか, 2019 ; 参考文献 7)、さらに落葉層の Cs-137 濃度と葉の Cs-137 濃度との間に相関関係が認められている (林野庁, 2022 ; 参考文献 8)。これらの知見は、この解釈を支持している。

また、コシアブラの葉の K 濃度は、今回分析したコナラや、様々な樹種の葉の K 濃度を分析した先行研究 (赤間ほか, 2020 ; 参考文献 5) の中で最も高い濃度を示しているリョウブよりも明瞭に高い傾向にあった。このことから、コシアブラは K の蓄積型植物 (hyperaccumulator) と推察される。研究例は乏しいものの、中国のヤマゴボウ (*Phytolacca acinosa*) は K の蓄積型植物であると紹介されており、高親和性の K イオンのトランスポーターを持つことが報告されている (Xie et al., 2020 ; 参考文献 9)。また、Cs の蓄積型植物であるセイヨウカラシナ (*Brassica juncea*) は、Cs 吸収に対する K のトランスポーターの寄与率が高い (Lai and Luo, 2019 ; 参考文献 10)。このことから、コシアブラは高い K 吸収機構を持ち、Cs-137 は K の吸収経路から吸収され、葉に蓄積された可能性が高い。また、コシアブラとコナラは近接した場所に生育しているものの、土壌中の K 濃度はコシアブラ生育下の方が高い傾向にあった。これらの特徴は、コシアブラが定着して、K を樹体内に蓄積し、落葉等で土壌に K を還元するプロセスを繰り返した結果、土壌中の K 濃度も増加する傾向

を示した可能性がある。

上述のように、コシアブラが Cs-137 を樹体内に蓄積する特徴は、K などの他元素を蓄積するプロセスが背景にある可能性が示唆された。今後は、コシアブラの細根分布などを加味した調査を行うことで、コシアブラの Cs-137 吸収メカニズムの解明を進める必要がある。

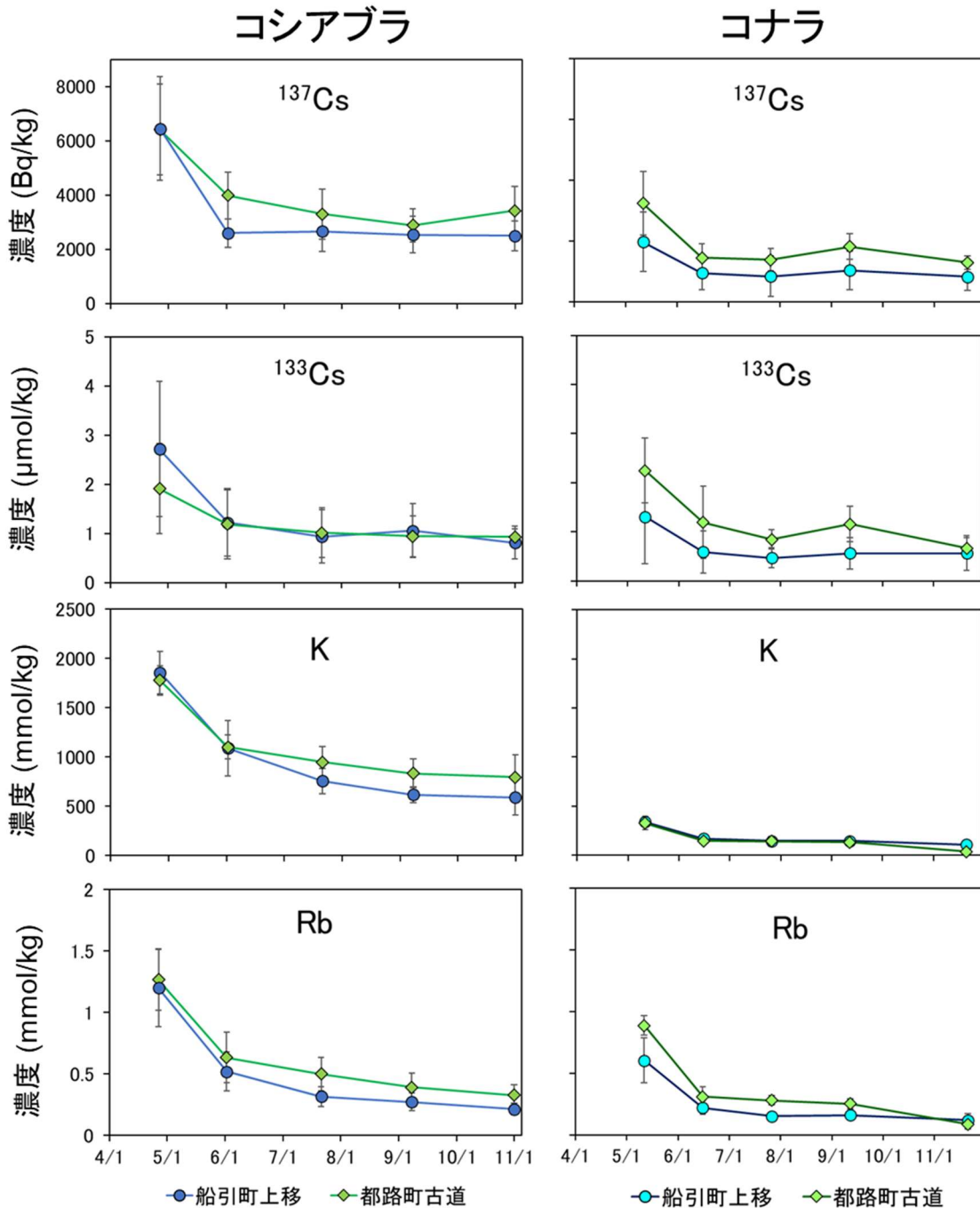


図 7.7.-1 コシアブラとコナラ葉の Cs-137、Cs-133、各種元素 (K、Rb) 濃度の季節変化 (コシアブラは 2022 年、コナラは 2023 年、n=5) 値は平均 ± 標準偏差を示す。

表 7.7.-1 コシアブラとコナラ生育下の落葉層と表層土壌における Cs-137、Cs-133、各種元素 (K、Rb) 濃度 (コシアブラは 2022 年 9 月、コナラは 2023 年 9 月、n=5)

落葉層	Cs-137 kBq/kg	Cs-133 nmol/kg	K μ mol/kg	Rb μ mol/kg
船引町上移コシアブラ	11.7	2.81	13.5	
船引町上移コナラ	6.8	3.55	19.8	0.079
都路町古道コシアブラ	21.2	6.24	28.3	
都路町古道コナラ	15.8	4.76	31.9	0.132
表層土壌	Cs-137 kBq/kg	Cs-133 μ mol/kg	K cmol/kg	Rb μ mol/kg
船引町上移コシアブラ	1.45	0.152	0.615	7.4
船引町上移コナラ	1.65	0.194	0.336	9.8
都路町古道コシアブラ	2.33	0.290	0.517	15.6
都路町古道コナラ	5.95	0.239	0.196	11.6

値は平均を示す。なお、コシアブラの落葉層の Rb 濃度は分析していない。

参考文献

1. 清野嘉之・赤間亮夫 (2018) 野生山菜の放射性セシウム濃度：福島第一原発事故後の経年的トレンド. 関東森林研究 69-1:109-110.
2. 林野庁 (2025) 令和 6 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.
3. Sugiura Y, Kanasashi T, Ogata Y, Ozawa H (2016) Radiocesium accumulation properties of *Chengiopanax sciadophylloides*. Journal of Environmental Radioactivity 151:250-257.
4. 田中憲蔵・齊藤哲・三浦覚・梶本卓也・小林奈通子・田野井慶太郎 (2018) 福島第一原発事故で汚染された様々な樹種の葉内 137Cs と K 濃度の関係. 関東森林研究 69-1:39-42.
5. 赤間亮夫・溝口岳男・長倉淳子 (2020) アカマツの窒素利用特性と生育適地の関係—材木の栄養整理における一考察—. 森林総合研究所研究報告 19:221-244.
6. 清野嘉之・赤間亮夫 (2022) 細根の深さは土壌から植物へのセシウム 137 とセシウム 133 の移行の違いに影響する. 森林総合研究所研究報告 21:39-47.
7. 伊藤聡美・佐々木祥人・新里忠史・渡辺貴善・三田地勝昭 (2019) コシアブラの若木の地上部および地下部における放射性セシウム分析. KEK Proceedings 2019-2: 132-137.
8. 林野庁 (2022) 令和 3 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.
9. Xie Q, Ma L, Tan P, Deng W, Huang C, Liu D, Lin W, Su Y (2020) Multiple high-affinity K⁺ transporters and ABC transporters involved in K⁺ uptake/transport in the potassium-hyperaccumulator plant *Phytolacca acinose* Roxb. Plants 9:470.
10. Lai J, Luo X (2019) Comparative transcriptomics analysis of potassium uptake pathways mediated cesium accumulation differences and related molecular mechanisms in *Brassica juncea* and *Vicia faba*. Ecotoxicology and Environmental Safety 179:31-39.

7.8. 樹木周辺土壌における細根の放射性セシウム調査

(1) 目的

福島第一原発事故から 14 年以上経過した現在、森林内の放射性セシウム (Cs-137) は、土壌から樹木への吸収と樹木から土壌への供給が概ね釣り合う準平衡状態に達していることが報告されており (Sakashita et al., 2025 ; 参考文献 1)、土壌から樹木への Cs-137 吸収を引き起こす、樹木周辺土壌における根系の役割について明らかにすることが重要である。通常、根の直径階級分類では、直径 2 mm 以下の根が養水分を吸収する細根に分類されるが、直径 2 mm 以下の細根全てが養水分を吸収する機能を持つわけではなく、根端付近の生理活性の高い細根が養水分の吸収機能を持ち、根端から根元側へと太くなるにつれて、養水分を吸収する機能よりも輸送する機能が増すことが知られている。そこで本調査では、スギとコナラの樹木周辺土壌における直径 0.5~2.0 mm の細根 (以下、粗細根) と直径 0.5 mm 以下の細根 (以下、微細根) の Cs-137 濃度を測定し、粗細根と微細根の濃度の違いを明らかにすることを目的とした。

(2) 調査方法

福島県川内村の三ツ石スギ林と三ツ石コナラ林において、胸高直径 16.9 cm のスギと胸高直径 17.8 cm のコナラの周辺土壌を調査対象とした。落葉層を除去した後、幹周囲 4 方位における鉋質土壌を長さ 25 cm の採土器 (藤原製作所製、HS-25S、内径 50 mm) を用いて、約 15 cm の土壌コアを 2018 年 9 月 7 日に採取した。採取した土壌コアは冷凍した後、0-5 cm、5-10 cm、10-15 cm に切り分けた。切り分けた土壌コアは風乾し、土壌コアに含まれる直径 0.5~2.0 mm の粗細根と直径 0.5 mm 以下の微細根を選り分けた。粗細根と微細根は、土壌粒子を完全に洗い流した後、U-9 容器に詰め、重量を測定した後、ゲルマニウム半導体検出器を用いて Cs-137 濃度を求めた。測定誤差が 20% 以上の値は、定量限界以下 (ND) とした。Cs-137 濃度は、2025 年 9 月 1 日を基準日として減衰補正した。

(3) 結果及び考察

スギの 0-5 cm、5-10 cm、10-15 cm の微細根の平均重量は 0.10 g、0.11 g、0.08 g、粗細根の平均重量は 0.06 g、0.13 g、0.05 g であった。コナラの 0-5 cm、5-10 cm、10-15 cm の微細根の平均重量は 0.03 g、0.06 g、0.06 g、粗細根の平均重量は 0.17 g、0.14 g、0.12 g であった。コナラ、スギともに、微細根と粗細根の重量に顕著な違いは見られなかった。

スギでは、10-15 cm の微細根と粗細根の Cs-137 濃度は定量限界以下であったが、スギの 0-5 cm、5-10 cm、コナラの 0-5 cm、5-10 cm、10-15 cm の微細根の Cs-137 濃度は、粗細根よりも高い傾向が認められた (図 7.8-1)。これは、細根の末端付近に位置する微細根は粗細根よりも生理活性が相対的に高く、高い養水分の吸収機能を持つため、粗細根よりも濃度が高くなったと考えられる。

粗細根の Cs-137 濃度は、スギとコナラで明瞭な違いは見られなかったが、微細根の Cs-137 濃度はスギよりコナラの方が高かった。また、スギの 10-15 cm の微細根と粗細根の Cs-137 濃度は定量限界以下であったが、コナラでは定量可能であった。吸収が活発な末端根は、スギでは内生菌根菌、コナラでは外生菌根菌と共生している。外生菌根菌は、細根の表面を菌糸が覆い、菌鞘と呼ばれる形状になり、土壌からの養水分の吸収を助けることが知られている。そのため、外生菌根菌の影響により、微細根の Cs-137 濃度は、スギよりコナラの方が高くなったと考えられた。根系は個体や土壌環境によって大きく姿が変わるため、今後、異なる個体やサイトとの比較が必要である。

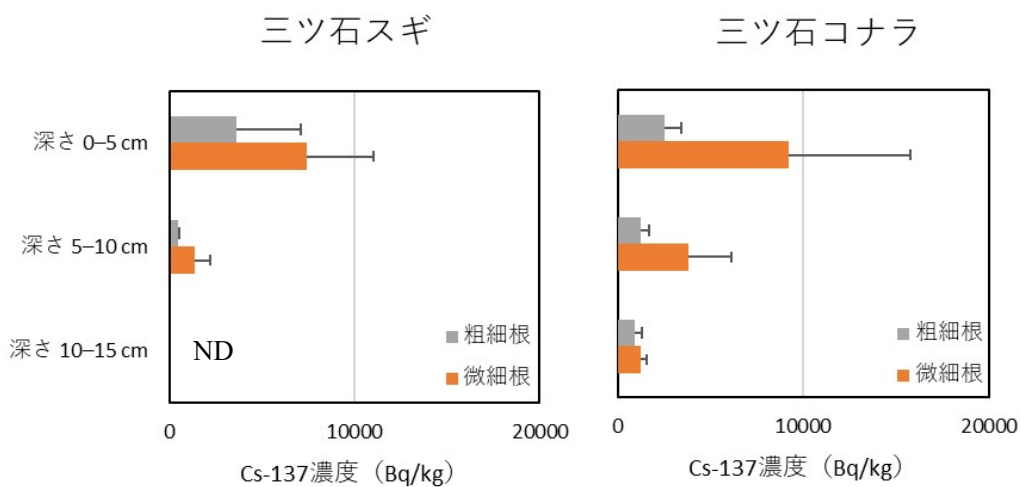


図 7.8.-1 三ツ石スギとコナラの粗細根と微細根の Cs-137 濃度

横棒は算術平均値、誤差棒は標準偏差をそれぞれ示す。

Cs-137 濃度は 2025 年 9 月 1 日を基準日として減衰補正した。

参考文献

1. Sakashita W, Manaka T, Tsuneoka R, Sakata T, Imamura N, Nagakura J, Shinomiya Y. (2025) Assessment of radiocesium cycle equilibrium in a deciduous broad-leaved forest using stable cesium: A pilot study after the Fukushima accident. Journal of Environmental Radioactivity 284 : 107653

7.9. 菌根菌の違いがコナラ苗木の放射性セシウム吸収に及ぼす影響調査

(1) 目的

福島第一原発事故前まで、福島県はコナラ (*Quercus serrata*) を主要樹種とした全国有数のきのこ原木生産地であった(福島県, 2013; 参考文献1)。事故後は、森林が放射性物質に汚染され、事故から14年が経過した現在においても、原木用各種広葉樹の材部の放射性セシウム濃度は、指標値 50 Bq/kg (林野庁, 2012; 参考文献2) を超過しており、きのこ原木林の伐採・更新が進んでいない。

コナラは、ブナ科コナラ属の落葉高木で、外生菌根菌(以下、菌根菌とする。)が共生する樹木である。ゆえに野外のコナラは、菌根菌と共生している状態がほとんどである。菌根菌は、ブナ科の樹木と共生し、土壌から樹木に養水分を供給していると報告されており(Smith and Read, 2008; 参考文献3)、放射性セシウムについても同様に移行していると考えられる。先行研究の安定同位体セシウム(Cs-133)を用いて実施された培養実験では、菌根菌の種類により、セシウム吸収能は異なることが示された(Ogo et al., 2017; 参考文献4)。また、培養試験でセシウム吸収が高かったツチグリ菌を、アカマツ苗に接種する試験を行ったところ、ツチグリ菌を接種したアカマツ苗は、接種していないアカマツ苗よりも、セシウム吸収が高かった(Ogo et al., 2018, 2025; 参考文献5,6)。その一方で *Cenococcum* 属の菌根菌を接種したコナラ苗は、接種していないコナラ苗よりも、セシウム吸収が有意に減少するという報告もある(Choi et al., 2018; 参考文献7)。同様に *Hebeloma* 属の菌根菌を接種したオウシュウトウヒ(*Picea abies*) 苗は、接種しない苗よりも、セシウム吸収が有意に減少したという報告も存在する(Riesen and Brunner, 1996; 参考文献8)。このように、菌根菌と共生した樹木のセシウム吸収は、実験に使用している植物や菌根菌及び栽培条件の違いにより変化し、コナラへのそれらの影響はこれまで明らかにされていない。

そこで本調査では、7種類の菌根菌を接種したコナラ苗木を生育させ、コナラ根試料の放射性セシウム(Cs-137)濃度を測定し、これにより、コナラと共生する菌根菌の種類の違いが、コナラ苗木のCs-137濃度に与える影響を調査することを目的とした。なお、半減期2年のCs-134は、長期的には放射能汚染への影響が小さいこと、またCs-137と合算すると放射性セシウムの動態が理解しづらくなることから、本調査では対象外とした。

(2) 調査方法

本研究で使用した7種類の菌根菌の菌株(表7.9-1)のうち、ツチグリ2以外の6種類の菌株は、2021年に福島県及び茨城県で採取した子実体を分離して得た菌株を使用した。ツチグリ2は1993年に茨城県で分離された菌株であったが、アカマツで行われた既往の培養試験結果(Ogo et al., 2018; 参考文献5)及びコナラで行われた接種試験(Ogo et al., 2025; 参考文献6)と比較するために使用した。

コナラ種子は、2021年10月に森林総合研究所構内で採取したものを、園芸用バーミキュ

ライト土壌を詰めたコンテナに植え、20°C前後のガラス温室（17時から19時のみ蛍光灯で発光）で発芽させた。パーミキュライト土壌は菌根菌の混入を避けるため、実験に使用する前に、オートクレイブ滅菌（121°C、30分）を2回行ったものを使用した。2022年3月に、発芽したコナラ実生をポットに移植し、2022年6月に7種類全ての菌根菌を接種した。このとき、菌根菌を接種しない対照区（control）も作成した。接種する菌根菌は、最初にMMN培地40mlを入れた200ml三角フラスコを、1菌株あたり7本ずつ、約23°Cで28日間、暗黒条件下で培養した。その後、菌体を取り出し、1菌株あたり12本ずつ、新しいMMN培地40mlが入ったファルコンチューブに入れ、ミキサーで粉砕した。10日後、菌体を遠心分離して集め、イオン交換水20mlで2回洗浄し、250mlのイオン交換水に混ぜた菌体を、1本のコナラ苗に10mlずつの菌培養液にて接種した。対照区には、イオン交換水を10ml添加した。3箇月後の2022年9月に、同様の接種をもう一度行った。4箇月後の2023年1月に、コナラ苗が菌根化したことを目視で確認し、2022年5月に福島県飯舘村で採取した土壌（約3000 Bq/kg）を200ml詰めたコンテナに移植した。

移植してから6箇月後の2023年7月にコナラ苗を掘り取り、コナラ根試料は、水道水で土壌を洗い流した後、イオン交換水で洗浄し、直径5mm以上の根を歯ブラシで丁寧に洗浄した。その後、ミルで粉砕してWell型容器に詰め、60°Cで24時間以上乾燥させて重量を測定した後、ゲルマニウム半導体検出器を用いてCs-137濃度を求めた。なお、Cs-137濃度は2024年9月1日時点を基準日として減衰補正した。

統計解析は、R（version 4.4.2；参考文献9）及びEZR（version 1.68；参考文献10）で行った。Cs-137濃度は対数正規分布することから（Khomutinin et al., 2021；参考文献11）、対数変換した値をKolmogorov-smirnov検定及びShapiro-Wilk検定にて正規性、Bartlett検定にて等分散性を評価し、正規性及び等分散性が確かめられたため、Tukey-Kramer法で多重比較を行った。

（3）結果及び考察

菌根菌を接種して育成したコナラ苗の根試料のCs-137濃度の平均値は、無接種のコナラに比べて、1.0～1.8倍高かった（図7.9.-1）。ヤマドリタケモドキを接種したコナラは、他の菌根菌及び無接種のコナラに比べて、Cs-137濃度の平均値が有意に低かった。他の菌根菌を接種したコナラ苗は、無接種のコナラ苗と比べてCs-137濃度に有意差が認められなかった。一方、昨年度調査したコナラ苗の葉のCs-137濃度の平均値は、ツチグリを接種したコナラが無接種のコナラと比べて有意に高かった（林野庁, 2025；参考文献12）。このことから、部位によって菌根菌の影響が異なることが示唆された。これまでの研究で、菌根菌と共生する樹木のCs-137濃度が減少するという報告もあったが、今回の調査では、ヤマドリタケモドキのみ濃度が減少し、それ以外の6種については、菌根菌の共生による統計的有意差は見られないものの、セシウム吸収が増加傾向にあった。

表 7.9.-1 本研究で使用了した菌株の詳細

和名	種名	採取地	採取日	宿主	数
タマシロオニタケ	<i>Amanita abrupta</i>	福島県飯舘村	2021/9/21	コナラ	14
ツチグリ 1	<i>Astraeus ryocheoninii</i>	福島県田村市	2021/10/21	コナラ	15
ツチグリ 2	<i>Astraeus ryocheoninii</i>	茨城県北茨城市	1993/8/30	ミズナラ	13
ヤマドリタケモドキ	<i>Boletus reticulatus</i>	茨城県北茨城市	2021/7/8	シラカシ	10
シャカシメジ	<i>Lyophyllum fumosum</i>	福島県飯舘村	2021/7/19	コナラ	17
ハマニセシヨウロ	<i>Scleroderma bovista</i>	茨城県つくば市	2021/9/22	コナラ	16
カキシメジ	<i>Tricholoma ustale</i>	茨城県北茨城市	2021/7/8	シラカシ	15
コントロール	control				11

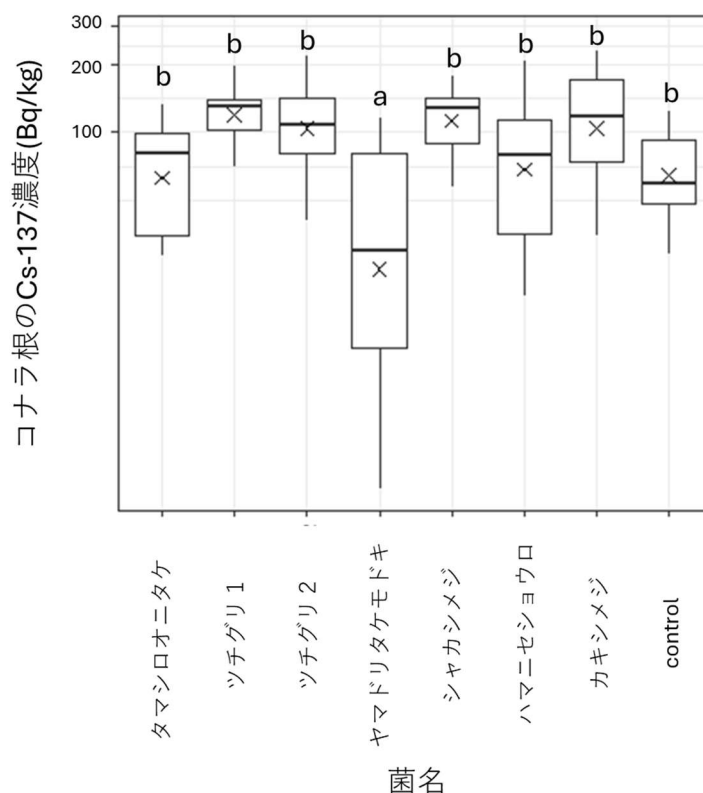


図 7.9.-1 コナラ根の Cs-137 濃度

箱の中の実線は中央値を表す。×印は平均値を表す。ひげの長さは四分位範囲の 1.5 倍を上下限とした。統計解析は対数変換して行い、図中の異なるアルファベットは統計的に有意な差を示す (Turkey-Kramer, $P < 0.05$)。Cs-137 濃度は 2024 年 9 月 1 日を基準日として減衰補正した。

参考文献

1. 福島県 (2013) 平成 23 年度福島県森林・林業統計書 : 99
2. 林野庁 (2012) きのこ原木・ほだ木の当面の指標値に関する見直しについて (平成 24 年 8 月 30 日)
3. Smith SE, Read D. (2008) Mycorrhizal Symbiosis, 3rd ed. Academic Press, New York.
4. Ogo S, Yamanaka T, Akama K, Ota Y, Tahara K, Nagakura J, Kinoshita A, Yamaji K. (2017) Growth and uptake of caesium, rubidium, and potassium by ectomycorrhizal and saprotrophic fungi grown on either ammonium or nitrate as N source. Mycological Progress 16:801-809.
5. Ogo S, Yamanaka T, Akama K, Nagakura J, Yamaji K. (2018) Influence of ectomycorrhizal colonization on cesium uptake by *Pinus densiflora* seedlings. Mycobiology 46:388-395.
6. Ogo S, Akama K, Nakamura N, Manaka T, Yamanaka T. (2025) Symbiosis with *Astraeus hygrometricus* upregulates cesium and potassium uptake by *Pinus densiflora* seedlings. Journal of Environmental Radioactivity 287: 107722.
7. Choi D, Toda H, Guy RD. (2018) Characteristics of ¹³⁷Cs accumulation by *Quercus serrata* seedlings infected with ectomycorrhizal fungi. Journal of Forest Research 23(1):21-27.
8. Riesen TK, Brunner I. (1996) Effect of ectomycorrhizae and ammonium on ¹³⁴Cs and ⁸⁵Sr uptake into *Picea abies* seedlings. Environmental Pollution 93:1-8.
9. R Core Team. (2026) R: A Language and Environment for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>.
10. Kanda Y. (2013) Investigation of the freely available easy-to-use software 'EZR' for medical statistics. Bone Marrow Transplantation 48(3):452-458.
11. Khomutinin Y, Fesenko S, Levchuk S, Holiaka D, Kashparov V. (2021) Optimising sampling strategies for emergency response: Vegetation sampling. Journal of Environmental Radioactivity 233: 106605.
12. 林野庁 (2025) 令和 6 年度 森林内の放射性物質の分布調査結果について https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/20250430_1.html

7.10. 斜面上部における土壌から樹木への放射性セシウム移行に関する更新の影響

(1) 目的

福島第一原発事故により放出された放射性セシウムは現在、そのほとんどが Cs-137 となっている。森林では、鉍質土壌の表層に Cs-137 がとどまり、樹木と土壌の間をわずかに循環している状況であることが示されている (Ohashi et al., 2022、Manaka et al., 2022、林野庁, 2024 ; 参考文献 1~3)。また、皆伐や間伐などの森林施業は、空間線量率をわずかに低下させる場合が多いことが報告されている (林野庁, 2024 ; 参考文献 4)。その一方で、伐採更新に伴い、土壌や樹体内の Cs-137 がどのように変化するのかについては、詳細な把握ができていないのが現状である。Guillitte and Willdrodt (1993 ; 参考文献 5) では、森林における放射性物質の対策を検討するなかで、落葉層の分解進行によって、Cs-137 の鉍質土壌表層への移行が増加し、Cs-137 は最終的に粘土鉍物と結合すると述べている。Eden et al. (2017 ; 参考文献 6) では、ドイツの森林での調査を基に、伐採は落葉層と鉍質土層の境界を変化させ、土壌中の交換性 Cs-137 量に影響を及ぼすことを示唆した。以上より、伐採更新に伴って落葉層にある Cs-137 は鉍質土壌に移行し、粘土鉍物に固定化される可能性があると考えられる。この仮説を検証していくため、2025 年度にまず事故後植栽木 (事故後に植栽された樹木) と事故汚染木 (事故当時生育し、表面汚染を受けた樹木) が隣接しているスギ林で、落葉層及び鉍質土層の Cs-137 濃度及び Cs-137 蓄積量の実態を把握した (林野庁, 2025 ; 参考文献 7)。本報告では、事故後植栽木と事故汚染木のスギ葉の Cs-137 濃度について報告する。なお、斜面上部のスギ林の落葉層で Cs-137 が鉍質土壌に移行せずに残存している傾向が報告されている (篠宮ら 2021 ; 参考文献 8)。よって本調査は、斜面上部において実施する。

(2) 調査方法

調査は、福島県いわき市の磐城森林管理署管内の風越国有林 (事故後植栽木は 358 た林小班、事故汚染木は 358 れ林小班)、前山国有林 (事故後植栽木は 350 り 1 林小班、事故汚染木は 350 り 2 林小班) の二箇所のスギ林で実施した。風越国有林の試験地の地形図や詳細は、昨年度の報告書に記載されている (林野庁, 2025 ; 参考文献 7)。風越、前山いずれの国有林の試験地とも地質は花崗岩で、尾根上 (図 7.10.-1) にあり、事故汚染木の林相に落葉広葉樹林が少し混じっていた。

風越国有林では 2024 年 10 月 21 日、前山国有林では 2025 年 11 月 26 日にスギの葉を採取した。事故汚染木の葉試料は、鎌付きカーボンポールを用いて、葉付き枝を 3~4 本採取した。ただし、樹冠の中~下層の葉付き枝しか採取できないため、事故後植栽木の葉付き枝も樹冠の中~下層の位置から採取した。葉付き枝試料は研究室に持ち帰り、葉のみを切りとり、乾燥機で 72 時間以上乾燥後、2.0L マリネリ容器に均質に充填した。Cs-137 濃度はゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトロメトリ法により測定した。測定時間は

2,640～172,800 秒である。Cs-137 濃度は 2025 年 9 月 1 日を基準に減衰補正した。

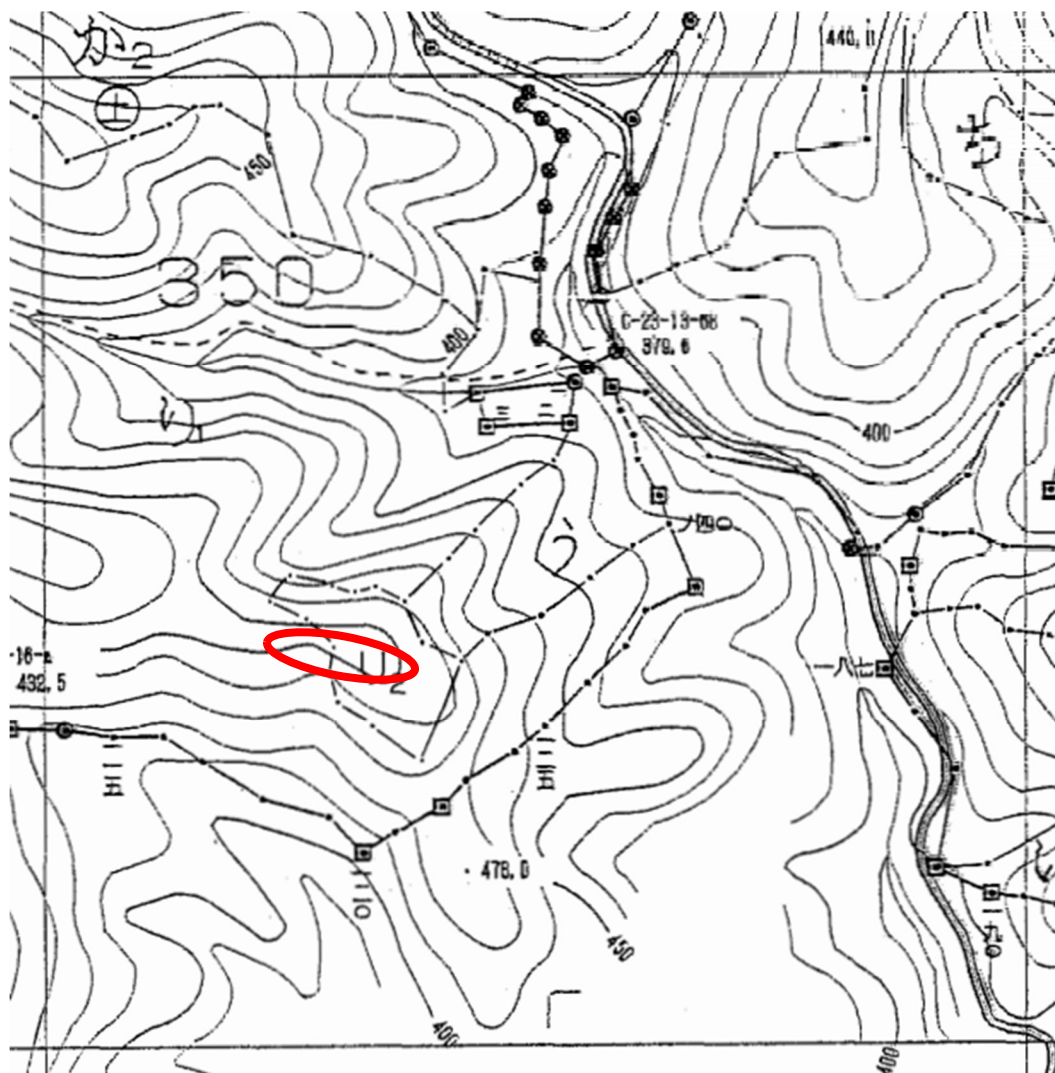


図 7.10.-1 前山国有林の試験地の地形図

*350 林班り 1 小班が事故後植栽木、350 林班り 2 小班が事故汚染木

**方眼線の一边は 500 m、一点鎖線（—・—）は小班界

（3）結果及び考察

1) 試験地概況

風越及び前山国有林の林齢、空間線量率、傾斜を表 7.10.-1 及び表 7.10.-2 に示した。いずれの試験地においても、事故後植栽木、事故汚染木の各調査木の周囲において、地上高 1 m で測定した空間線量率の平均値は約 $0.09 \mu\text{Sv/h}$ であった。なお、風越国有林は 2024 年 10 月 30 日、前山国有林は 2025 年 12 月 23 日に測定した値である。傾斜については、全て $15^\circ \sim 18^\circ$ の範囲内であり、両試験地の事故後植栽木、事故汚染木の傾斜は概ね同じであった。

表7.10.-1 風越国有林の試験地の概況

	事故後植栽木	事故汚染木
林齢 (年生/2024年時)	8	52
空間線量率 (地上高1m) ($\mu\text{Sv/h}$)	0.09 \pm 0.01	0.09 \pm 0.01
傾斜 ($^{\circ}$)	15 \pm 7	17 \pm 6

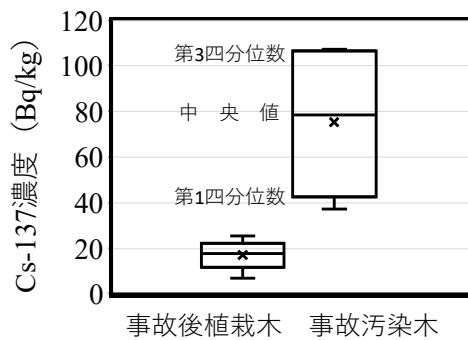
表内の数値は、林齢を除き、算術平均 \pm SDである

表7.10.-2 前山国有林の試験地の概況

	事故後植栽木	事故汚染木
林齢 (年生/2024年時)	6	54
空間線量率 (地上高1m) ($\mu\text{Sv/h}$)	0.08 \pm 0.01	0.09 \pm 0.01
傾斜 ($^{\circ}$)	18 \pm 4	15 \pm 7

表内の数値は、算術平均 \pm SDである

a) 風越国有林



b) 前山国有林

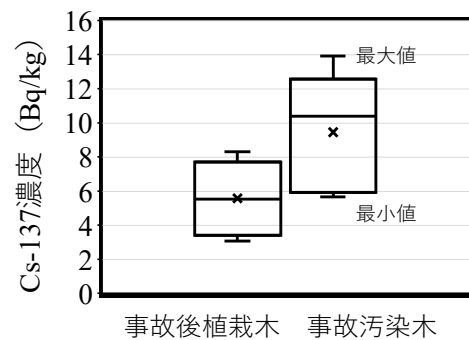


図 7.10.-2 事故後植栽木及び事故汚染木のスギの葉の Cs-137 濃度比較

×は算術平均値。

2) スギの葉の Cs-137 濃度比較

事故後植栽木と事故汚染木におけるスギの葉の Cs-137 濃度の測定結果を図 7.10.-2 に示す。風越国有林のスギの葉の Cs-137 濃度は、事故後植栽木で 7~25 Bq/kg、事故汚染木で 37~107 Bq/kg であり、事故後植栽木で明瞭に低かった (t 検定、 $p < 0.01$)。前山国有林のスギの葉の Cs-137 濃度は、事故後植栽木で 3~8 Bq/kg、事故汚染木で 6~14 Bq/kg であり、風越国有林よりは明瞭な差ではないものの、事故後植栽木で低い傾向が認められた (t 検定、 $p = 0.067$)。

風越国有林の土壌 (落葉層及び鉍質土層 0~20 cm) の総 Cs-137 蓄積量は、事故後植栽木と事故汚染木の周囲で違いがなかった (林野庁, 2025 ; 参考文献 7)。一方、当該試験地の事故汚染木の周囲では、その半分程度の Cs-137 蓄積量が落葉層に存在していたのに対し、事故後植栽木の周囲の Cs-137 蓄積量は、大部分が鉍質土壌に存在していた。これらのことか

ら、事故後植栽木の土壌では、皆伐に伴い、落葉層が速やかに分解され、Cs-137 が鉍質土壌へと移行したと考えられる。そして、事故後植栽木のスギの葉の Cs-137 濃度が低かったことは、鉍質土壌へと移行した Cs-137 が、粘土鉍物に固定され、根を介した吸収がされにくくなったことにより生じたものと考えられる。この傾向は、本調査の仮説を支持するものである。一方、前山国有林のスギの葉については、明瞭な差は認められなかった。前山国有林の試験地の事故後植栽木と事故汚染木の土壌における Cs-137 の分布をまず解明しつつ事故後植栽木と事故汚染木の樹体の Cs-137 濃度を比較することが必要である。

本調査から、森林の伐採更新が、特に落葉層が発達する斜面上部において Cs-137 の吸収を抑制する効果をもたらす可能性が明らかになった。伐採更新することで、樹木の放射性セシウム濃度を低減し、林業を再開するまでにかかる時間を早めることができる可能性を示唆するものであり、対象となる樹種や林況等についてのさらなる情報収集や調査を行っていく必要がある。

参考文献

1. Ohashi S, Kuroda K, Abe H, Komatsu M, Sugiyama M, Suzuki Y, Fujiwara T, Takano T. (2022) Decadal trends in ¹³⁷Cs concentrations in the bark and wood of trees contaminated by the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports* 12: 11243
2. Manaka T, Komatsu M, Sakashita W, Imamura N, Hashimoto S, Hirai K, Miura S, Kaneko S, Sakata T, Shinomiya Y (2022) Ten-year trends in vertical distribution of radiocesium in Fukushima forest soils, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* 251-252: 106967
3. 林野庁 (2024) 令和 5 年度 森林内の放射性物質の分布調査結果について https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatsu/jyosen/r5_surveys_on_radioactive_cesium.html
4. 林野庁 (2024) 令和 5 年度避難指示解除区域等における森林施業等実証事業 (土壌等調査) 報告書 <https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatsu/jyosen/24091101.html>
5. Guillitte O, Willdrodt C (1993) An assessment of experimental and potential countermeasures to reduce radionuclide transfers in forest ecosystems. *Science of the Total Environment* 137: 273–288.
6. Eden M, Felbermeier B, Mosandl R, Völkel J (2017) Vertical distribution of ¹³⁷Cs in the contaminated soil of a spruce forest in Southern Germany 12 years after regeneration cutting. *Forest and Ecology Management* 406: 402–409.
7. 林野庁 (2025) 令和 6 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 https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatsu/jyosen/20250430_1.html
8. 篠宮佳樹、三浦覚、金子真司、大橋伸太、荒木眞岳、今村直広、坂下渉、阪田匡司 (2014) スギ林における放射性セシウムの分布に及ぼす地形の影響. *日本森林学会大会学術講演集* 132: P-247.

関連業績

Masazumi KAYAMA, Satoru MIURA, Yoshiki SHINOMIYA (2025) Accumulation of radioactive cesium and various elements in leaves of *Chengiopanax sciadophylloides* grown in Fukushima Prefecture, Japan. Abstract of ICSE2025 Kyoto, 11:129(S6-2)

Masabumi KOMATSU, Wataru SAKASHITA, Shoji HASHIMOTO, Shinta OHASHI, Takuya MANAKA, Naohiro IMAMURA, Satoru MIURA, Yoshiki SHINOMIYA (2025) Use of interaction matrix of radiocesium to identify important transfer processes in Japanese forests. MEREIA Workshop, Parallel Session:2B-3

Masabumi KOMATSU, Wataru SAKASHITA, Shoji HASHIMOTO, Shinta OHASHI, Takuya MANAKA, Naohiro IMAMURA, Satoru MIURA, Yoshiki SHINOMIYA (2025) Data-driven scenarios for modeling radiocesium (^{137}Cs) behavior in forests affected by the Fukushima nuclear accident. Journal of Forest Research, 1–4.
<https://doi.org/10.1080/13416979.2025.2582954>

Takuya MANAKA, Miho KOJIMA, Junko NAGAKURA, Hisashi ABE, Qingmin HAN (2025) Variations in concentrations of inorganic elements in the sapwood of *Quercus serrata* and their simple quantification using a handheld X-ray fluorescence spectrometer. IAWA Journal, 46(3): 385–401.

Takuya MANAKA, Shinta OHASHI, Wataru SAKASHITA, Naohiro IMAMURA, Yoshiyuki INAGAKI (2025) Sorption experiments using stemflow: Reproduction and understanding of radiocesium dynamics on the forest floor during the early stage after the Fukushima nuclear accident. Journal of Environmental Radioactivity, 286:107695

Sumika OGO, Keiko AKAMA, Noritaka NAKAMURA, Takuya MANAKA, Takashi YAMANAKA (2025) Symbiosis with *Astraeus hygrometricus* upregulates cesium and potassium uptake by *Pinus densiflora* seedlings. Journal of Environmental Radioactivity, 287:107722

Shinta OHASHI, Tanaka KENZO, Satoru MIURA, Wataru SAKASHITA, Yoshimi OHMAE, Satoshi SAITO, Tsutomu KANASASHI (2025) Stem diameter dependence of cesium concentration ratio between stem and current year branches in *Quercus serrata*. Journal of Forest Research, 1–7. <https://doi.org/10.1080/13416979.2025.2567730>

Wataru SAKASHITA, Naohiro IMAMURA, Tamotsu SATO, Tsutomu YAGIHASHI, Ren TSUNEOKA, Tadashi SAKATA, Yoshimi OHMAE, Satoru MIURA, Yoshiki SHINOMIYA (2025) Radiocesium dynamics from canopy to forest floor by main depositional processes in Fukushima forests at quasi-equilibrium state. *Journal of Environmental Radioactivity*, 285:107656

Wataru SAKASHITA, Masabumi KOMATSU, Shoji HASHIMOTO, Shinta OHASHI, Takuya MANAKA, Naohiro IMAMURA, Satoru MIURA, Yoshiki SHINOMIYA (2025) Scenarios for modeling radiocesium dynamics in forests in the Fukushima area: datasets for Japanese cedar and deciduous broad-leaved forests. Zenodo, <https://doi.org/10.5281/zenodo.15266120>

Wataru SAKASHITA, Takuya MANAKA, Ren TSUNEOKA, Tadashi SAKATA, Naohiro IMAMURA, Junko NAGAKURA, Yoshiki SHINOMIYA (2025) Assessment of radiocesium cycle equilibrium in a deciduous broad-leaved forest using stable cesium: A pilot study after the Fukushima accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 284:107653

Wataru SAKASHITA, Naohiro IMAMURA, Shinta OHASHI, Masabumi KOMATSU, Masatake G. ARAKI, Satoshi SAITO, Takuya KAJIMOTO, Shoji HASHIMOTO, Takuya MANAKA, Tadashi SAKATA, Yoshimi OHMAE, Satoru MIURA, Yoshiki SHINOMIYA (2026) Decadal stability of radiocesium inventories and soil to tree transfer in forests affected by the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports*, 16:4653

Wataru SAKASHITA, Satoru MIURA, Yoshiki SHINOMIYA (2026) Inter-site comparison of radiocesium flux via litterfall more than a decade after The Fukushima nuclear accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 292:107880

大橋伸太, 黒田克史, 香川聡, 山下香菜, 杉山真樹, 平野優, 山岸松平, 安部久 (2026) 樹皮中の ^{137}Cs 濃度の長期変動：外樹皮の汚染はどこまで低減しうるか？ 日本森林学会大会, 137:ページ未定

大前芳美, 篠宮佳樹, 坂下渉, 長倉淳子, 大橋伸太, 荒木眞岳, 奥田史郎, 今矢明宏, 平井敬三, 石塚成宏, 古澤仁美, 阪田匡司, 三浦寛 (2026) 事故後 15 年間の福島森林内の樹木及び土壌における放射性 Cs 分布の変化. 日本森林学会大会, 137:ページ未定

小河澄香 (2025) 外生菌根菌の Cs 溶出機能に関する研究. 日本菌学会大会講演要旨集, 69:69(C-05)

小河澄香, 眞中卓也, 小松雅史, 赤間慶子, 三浦覚 (2025) コナラの放射性セシウム吸収は共生菌根菌の種類によって変化する. 菌根研究会大会 2025(JCOM2025): P15

香山雅純, 安部久, 清野嘉之 (2025) 福島県に生育する山菜における放射性セシウム濃度の経年変化. 関東森林学会大会講演要旨集, 15:立地 2

小松雅史, 伊東宏樹, 大橋伸太, 坂下渉, 阪田匡司, 平井敬三, 三浦覚, 篠宮佳樹 (2026) 放射性セシウムが降下した広葉樹林のシイタケ栽培利用可否判定ツールの開発. 日本森林学会大会, 137:ページ未定

坂下渉, 眞中卓也, 佐藤保, 八木橋勉, 櫃間岳, 常岡廉, 阪田匡司, 今村直広, 長倉淳子, 大前芳美, 三浦覚, 篠宮佳樹 (2026) 安定同位体セシウムを用いたヒノキ林の放射性 Cs 循環解析. 日本森林学会大会, 137:ページ未定

篠宮佳樹, 大橋伸太, 阪田匡司, 三浦覚 (2026) 事故後植栽木と事故汚染木のスギの葉、樹皮、材の面移行係数の比較. 日本森林学会大会, 137:ページ未定

長倉淳子, 阪田匡司, 坂下渉, 小松雅史, 大橋伸太, 眞中卓也, 奥田史郎, 篠宮佳樹 (2026) 帰還困難区域と区域外の森林で樹木の ^{137}Cs 面移行係数は異なるのか? 日本森林学会大会, 137:ページ未定

渡邊未来, 境優, 越川昌美, 古川成治, 玉置雅紀, 小松雅史, 辻岳史, 高木麻衣, 操上広志, 佐々木祥人, 林誠二 (2026) 福島県の森林における野外菌床栽培キノコへの ^{137}Cs の移行と蓄積. 日本森林学会大会, 137:ページ未定