

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13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）、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2024年度）の結果を合わせて考察を行った。

（2）調査地と調査方法

1）スギ林

2024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個ずつ設定した。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（2023年12月）後にトラップを地面に伏せ置く措置をした。測定開



写真 7.1.-1 落葉・落枝回収に使用したリタートラップ

始までの期間（2023 年 12 月から翌年 5 月までの 5 箇月間）は、地面に置いたトラップ内にある試料を回収しており、今年度の分析対象の回収は 6 月から 9 月までの計 4 回となっている（以下、アカマツ林、コナラ林、ヒノキ林についても同様）。なお、5 月に一括して回収した試料には土壌の付着などが見られたことから、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、月ごとの分析とはせず、回収した 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。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

2024 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するものと同型のリタートラップを 5 個ずつ設定した。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、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 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（アカマツ林内に混交する広葉樹由来の葉）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

2024 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 3 林分で使用しているものと同型のリタートラップを 5 個設定した。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 5.2 g ほどだったので、ヒノキ針葉に含めることとした。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 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。ヒノキ針葉では、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。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 年間の平均年リターフォール量は、三ツ石試験地で 776.4 g/m²、金山試験地で 699.9 g/m²であった（表 7.1.-1）。三ツ石試験地では 1 年目から 4 年目にかけて減少する傾向にあったが、5 年目には増加し最大の値を示した。金山試験地では 3 年目まで増加して 4 年目に減少する傾向にあったが、三ツ石試験地同様に 5 年目には過去最大の値を示した。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。スギ針葉にスギ以外の葉を加えた落下量は、リターフォール量の 60～72% を占めている。両試験地ともに枝や「その他」の落下量の変動がそれぞれ大きく、そのことが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。枝の落下は、季節性が明瞭な落葉とは異なり、枯死後も樹上に留まることから年変動が大きいことが知られている。測定 5 年目の年リターフォール量が大きかった要因として、スギ落葉と落枝量の 6 割近くが 2024 年の 1 月から 5 月の間に集中して落下していたことが挙げられる。

測定 6 年目となる、2024 年 5 月から 9 月までの 4 箇月間のリターフォール量は、三ツ石試験地で 66.3 g/m²、金山試験地で 33.2 g/m²であった。両試験地ともにスギ針葉やスギ以外の葉で構成される落葉が多く割合を占めていたが、過去 5 年の測定結果と比べると特にスギ落葉は相対的に低い値を示していた。三ツ石試験地では、スギ以外の葉と枝の落下量が金山試験地に比べて相対的に大きくなっており、そのことがリターフォール量の増加に繋がっている。

表 7.1.-1 三ツ石試験地と金山試験地のスギ林リターフォール量と放射性セシウム落下量

a) リターフォール量 (g/m ²)												
試験地	区分	2019年		2020年		2021年		2022年		2023年		2024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)	4.8 (2.2)
	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)	31.5 (12.5)
	スギの枝	80.8		67.2		64.6		61.7		126.4		2.9
	スギ以外の枝	57.8		44.5		77.9		30.3		147.0		3.8
	その他	145.9		107.4		96.4		91.4		181.0		23.3
	合計	774.2		691.1		684.8		540.8		1,191.0		66.3
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)	3.9 (1.9)
	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)	10.1 (4.1)
	スギの枝	22.0		38.9		116.5		34.7		82.4		2.8
	スギ以外の枝	85.6		45.8		44.0		38.1		75.3		3.4
	その他	127.8		91.1		126.7		127.3		177.8		13.0
	合計	581.5		618.9		770.5		614.2		914.4		33.2

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
三ツ石	スギ針葉	935	(776)	2,430	(1,860)	326	(257)	1,455	(987)	2,108	(906)	1,298 (859)
	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)
	スギの枝	2,429		2,010		1,028		24,417		9,509		38,330
	スギ以外の枝	5,906		5,584		2,271		5,663		248		3,728
	その他	20,750		22,262		16,453		12,643		16,987		6,189
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)
	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)
	スギの枝	2,942		1,377		233		2,373		7,038		18,792
	スギ以外の枝	3,208		10,703		5,353		5,698		2,537		11,030
	その他	14,350		20,794		18,485		17,609		18,797		14,216

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
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)	6.7 (5.2)
	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)	72.3 (21.5)
	スギの枝	196.2		135.1		66.3		1,506.6		1,202.3		111.8
	スギ以外の枝	341.4		248.5		176.9		171.6		36.4		14.0
	その他	3,028.3		2,390.5		1,586.2		1,155.1		3,075.3		144.4
	合計	4,224.0		4,219.9		2,199.0		3,730.0		6,082.7		349.1
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)	3.8 (2.2)
	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)	23.8 (8.6)
	スギの枝	64.7		53.6		27.2		82.3		580.1		51.9
	スギ以外の枝	274.5		490.6		235.3		216.8		191.1		37.7
	その他	1,834.0		1,894.4		2,341.3		2,241.1		3,341.3		184.5
	合計	2,731.5		4,421.6		3,104.2		3,091.7		5,191.9		301.6

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（化学分析をしたサンプルの回収期間：2019年5月14日～2019年11月16日）

2020年：2020年5月20日～2021年5月20日（化学分析をしたサンプルの回収期間：2020年5月20日～2020年9月18日）

2021年：2021年5月20日～2022年5月20日（化学分析をしたサンプルの回収期間：2021年5月20日～2021年10月22日）

2022年：2022年5月20日～2023年5月24日（化学分析をしたサンプルの回収期間：2022年5月20日～2022年9月16日）

2023年：2023年5月24日～2024年5月22日（化学分析をしたサンプルの回収期間：2023年5月24日～2023年9月20日）

2024年：2024年5月22日～2024年9月20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。全期間の測定を通して、スギ針葉の放射性セシウム濃度は、両試験地ともにリターフォールの区分の中で最も低かったが（表 7.1.-1）、この傾向は三ツ石試験地の 2 年目と 5 年目、金山試験地の 2 年目と 3 年目を除き一定であった。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 4 年目まで見られていたが、5 年目で前年に比べて増加し、6 年目で再び減少するという変化傾向を示した。

両試験地のスギの枝では、1 年目から 3 年目にかけて放射性セシウム濃度が徐々に減少していたが、4 年目では増加に転じていた。特に三ツ石試験地では極めて高い濃度を示した後に 5 年目で一旦減少するも 6 年目に再び高濃度の値を示すという振れ幅の大きい変化傾向を示した。一方、金山試験地では 4 年目以降、枝の濃度は一貫して増加していた。両試験地で濃度変化の傾向に若干のずれが生じていたが、6 年目に最高濃度が記録された。上述したように、枯れ枝は直ぐに落下せず、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。枝の濃度増加は、長期にわたって樹冠内に残っていた枝が落下したことによるものとも考えられるが、今後の継続観測によって考察を進める必要がある。

c) 放射性セシウム落下量の変動

リターフォールを介しての放射性セシウム落下量の合計は、1 年目は金山試験地に比べて三ツ石試験地で高い傾向にあったが、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 年目ではスギ枝の高い濃度の影響もあり、三ツ石試験地での落下量が上回る結果となり、その傾向は 5 年目も変わらなかった。5 年間の平均でみると、三ツ石試験地は $4,091 \text{ Bq/m}^2$ 、金山試験地は $3,708 \text{ Bq/m}^2$ と、約 1.1 倍の差であり、この数値は昨年と同様であった。6 年目でも三ツ石試験地での放射性セシウム落下量が金山試験地での落下量より高い値を示していたが、その差は例年に比べて小さくなった。これは金山試験地のスギ以外の枝とその他の放射性セシウム濃度が相対的に高かったことによるものと考えられた。

リターフォール量の中でも重量割合の大きいスギ針葉の落葉に着目すると、他の区分に比べて濃度が低かったため、三ツ石試験地では放射性セシウム落下量全体の 5～18%程度であった（表 7.1.-1）。金山試験地では 2 年目にスギ針葉の落葉による放射性セシウム落下量が全体量の 29%を占めていたが、それ以外の年では 3～13%程度であった。

2023 年時点の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を求めると、三ツ石試験地では 0.230%（スギ針葉のみでは 0.144%）、金山試験地では 0.455%（スギ針葉のみでは 0.276%）となり、金山試験地の方が三ツ石試験地よりも 1.9 倍程度大きかった。これらの値は 2022 年の値に比べて大きくなっていた。金山試験地が三ツ石試験地よりも高い割合を示す傾向は全測定期間を通じて変化なく、このことから森林全体の放射性セシウム蓄積量の少ない金山試験地の方が、落葉を介しての循環量が大きい傾向にあると言えるが、2023 年ではその傾向がより明瞭に

なったと言える。

2) アカマツ林とコナラ林

a) リターフォール量の変動

測定4年目となる2023年5月から2024年5月までの年リターフォール量は、アカマツ林で685.4 g/m²、コナラ林で596.1 g/m²となった。アカマツ林は測定2年目(2021年)から3年目(2022年)にかけてアカマツ針葉の減少に伴う年リターフォール量の減少が見られたが、4年目では再度増加していた(表7.1.-2)。測定5年目となる、2024年5月から9月までの4箇月間のリターフォール量は、アカマツ林で89.4 g/m²、コナラ林で62.4 g/m²となり、コナラ林では前年の同時期に比べて3分の2程度の量に減少していた。これは主に広葉樹の落葉量が低下していることに起因しているが、2024年は平均気温が高く、例年よりも落葉の時期が遅れていたことが関係しているものと考えられる。

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ており、アカマツ林の1年目にはスギ林と同様に樹皮や球果などが含まれるその他の区分で最も高い値を示していたが、2年目以降、アカマツ以外の葉(広葉樹の落葉)も高い濃度を示しており(表7.1.-2)、両区分とも4年目まで高く推移している。一方でコナラ林では、その他の区分の濃度が一貫して高い濃度を示しているが、その値は徐々に低下し、4年目以降は安定した値を取っている。

アカマツ林では、アカマツ針葉とアカマツ以外の葉の放射性セシウム濃度の違いが顕著であり、測定年が違ってもこの傾向は一貫していた。アカマツ以外の葉は、林分内に混交する広葉樹の落葉でほとんど占められているが、これら広葉樹の放射性セシウム濃度はスギも含めた常緑針葉樹の葉よりも高い傾向にある。

コナラ林の広葉樹葉は、当然ながらコナラを主体とする広葉樹の落葉であるが、同じ広葉樹の落葉からなるアカマツ以外の葉やスギ以外の葉と比べて放射性セシウム濃度は低く、そ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)。この原因については定かではないが、林分を構成する優占樹種、林分の放射性セシウム蓄積量や土壌特性の違いなどを検討する必要がある。

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コナラ林とアカマツ林の放射性セシウム落下量は、3年目にほぼ同等の値を示したが、それ以外の測定年ではコナラ林の落下量はアカマツ林の落下量のほぼ半分程度で推移している。これまでの測定を通してコナラ林は他林分に比べて放射性セシウム落下量が相対的に低いことが明らかになってきた。他林分の優占樹種(もしくは植栽樹種)が常緑性である一方でコナラ林は落葉樹で構成されていることが、放射性セシウムの循環に対して影響を与えている可能性がある。

2023 年時点のコナラ林全体の放射性セシウム蓄積量 (425 kBq/m^2) に対する落葉の放射性セシウム落下量の割合を求めると、**0.154%**となり、2021 年時点の **0.141%**よりやや増加していた。この値は他のスギ林やヒノキ林に比べて低くなっており、落葉を介しての循環量が相対的に少ないことを示している。なお、アカマツ林では 2023 年に林分全体の放射性セシウム蓄積量を計測していないため、同内容の計算は実施しなかった。

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の落下量

a) リターフォール量 (g/m²)

試験地	区分	2020年		2021年		2022年		2023年		2024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)	20.6	(3.5)
	アカマツ以外の葉	206.6	(44.9)	180.4	(37.4)	205.7	(30.7)	213.2	(51.1)	24.5	(10.1)
	アカマツ枝	79.0		238.5		74.4		156.2		17.2	
	その他	100.0		135.9		69.8		91.5		27.2	
	合計	619.9		856.1		491.6		685.4		89.4	
コナラ林	広葉樹葉	432.1	(56.1)	416.9	(68.2)	424.0	(47.6)	429.2	(52.4)	39.6	(9.0)
	広葉樹枝	104.3		112.9		26.4		94.7		4.5	
	その他	70.1		62.5		35.8		72.2		18.3	
	合計	606.6		592.3		486.3		596.1		62.4	

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	
アカマツ林	アカマツ針葉	880	(160)	836	(259)	674	(128)	744	(175)	822	(245)
	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)
	アカマツ枝	6,954		2,214		2,172		1,716		1,338	
	その他	8,898		4,987		3,123		4,335		1,859	
コナラ林	広葉樹葉	2,892	(532)	1,791	(459)	2,137	(507)	1,862	(333)	1,441	(307)
	広葉樹枝	1,538		1,443		1,830		645		1,072	
	その他	5,581		4,424		4,386		2,351		2,472	

c) 放射性セシウム落下量(Bq/m²)

試験地	区分	2020年		2021年		2022年		2023年		2024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)	17.2	(6.8)
	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)	70.9	(18.0)
	アカマツ枝	549.4		528.0		161.5		268.1		23.0	
	その他	889.5		677.6		217.9		396.6		50.5	
	合計	3,144.6		2,370.7		1,106.7		1,585.0		161.6	
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)	43.3	(25.2)
	広葉樹枝	160.5		162.9		48.4		61.1		4.8	
	その他	391.5		276.5		157.2		169.7		45.3	
	合計	1,799.0		1,189.1		1,109.4		884.6		93.4	

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（化学分析をしたサンプルの回収期間：2019年5月14日～2019年11月16日）

2020年：2020年5月20日～2021年5月20日（化学分析をしたサンプルの回収期間：2020年5月20日～2020年9月18日）

2021年：2021年5月20日～2022年5月20日（化学分析をしたサンプルの回収期間：2021年5月20日～2021年10月22日）

2022年：2022年5月20日～2023年5月24日（化学分析をしたサンプルの回収期間：2022年5月20日～2022年9月16日）

2023年：2023年5月24日～2024年5月22日（化学分析をしたサンプルの回収期間：2023年5月24日～2023年9月20日）

2024年：2024年5月22日～2024年9月20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の落下量

a) リターフォール量 (g/m²)

試験地	区分	2022年		2023年		2024年	
ヒノキ林	ヒノキ針葉	346.2	(64.7)	709.5	(45.5)	4.4	(0.4)
	ヒノキ枝	27.1		76.0		1.0	
	その他	39.4		133.8		10.4	
	合計	412.6		919.3		15.8	

b) 放射性セシウム濃度(Bq/kg)

試験地	区分	2022年		2023年		2024年	
ヒノキ林	ヒノキ針葉	2,242	(855)	2,466	(531)	2,147	(707)
	ヒノキ枝	32,599		10,924		25,739	
	その他	10,785		13,001		7,558	

c) 放射性セシウム落下量(Bq/m²)

試験地	区分	2022年		2023年		2024年	
ヒノキ林	ヒノキ針葉	810.7	(473.5)	1,755.6	(440.8)	9.4	(2.7)
	ヒノキ枝	882.0		830.5		26.7	
	その他	424.4		1,740.0		78.4	
	合計	2,117.2		4,326.1		114.5	

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（化学分析をしたサンプルの回収期間：2019年5月14日～2019年11月16日）

2020年：2020年5月20日～2021年5月20日（化学分析をしたサンプルの回収期間：2020年5月20日～2020年9月18日）

2021年：2021年5月20日～2022年5月20日（化学分析をしたサンプルの回収期間：2021年5月20日～2021年10月22日）

2022年：2022年5月20日～2023年5月24日（化学分析をしたサンプルの回収期間：2022年5月20日～2022年9月16日）

2023年：2023年5月24日～2024年5月22日（化学分析をしたサンプルの回収期間：2023年5月24日～2023年9月20日）

2024年：2024年5月22日～2024年9月20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

測定2年目の2023年5月から2024年5月までの年リターフォール量は、919.3 g/m²となり、前年の2倍以上の量となっていた。これは主にヒノキ針葉の落下量の増加によるものであった。1年目では落葉のピークは12月にあったが、2年目では11月に前年の2倍近い落葉があり、量は減ったものの12月にも落葉が続いており、その結果、年間の落葉量が増加していた。2024年5月から9月までの4箇月間のリターフォール量は、15.8 g/m²であり、前年の同時期の値とほぼ同じであった。

放射性セシウム濃度は分類した区分ごとに大きく異なっているが、全期間を通してヒノキ針葉が最も低い値を取る傾向に変化はなかった。ヒノキの枝は常に高い放射性セシウム

濃度を示しており（表 7.1.-3）、その値は金山試験地よりも高い傾向にある。三ツ石試験地では 2022 年と 2024 年にスギの枝の放射性セシウム濃度の急激な増加が見られたが、これは事故発生当初の直接沈着の影響が残っていた枝が時間を置いて落下したことが考えられる。2022 年から測定を開始したヒノキ林においても年変動はあるものの、枝の放射性セシウム濃度は相対的に高い値を維持している。ヒノキの枯れ枝はスギに比べて樹冠中に残りやすい傾向にあることから、原発事故発生後に樹冠中に残っていた枝が、時間を置いて落下した可能性をこの結果は示している。

b) 放射性セシウム落下量の変動

2022 年 5 月から 2024 年 5 月までのリターフォールを介した年平均放射性セシウム落下量は、 $3,221.6 \text{ Bq/m}^2$ であり、同時期のスギ林に比べて低い値を示した。放射性セシウム濃度をスギ林と比べてみると、針葉ではヒノキ林の方が濃度が高いが、その他の区分では逆にスギ林の方が高い傾向にあった。ヒノキ林では年リターフォール量の年変動が大きく、その結果、放射性セシウム落下量の年変動も大きくなっている。他の林分に比べて測定期間がまだ短いため、年リターフォール量の変動、特にヒノキ針葉の落葉量がどのような変動傾向を示すのか引き続き観測することで明らかにしていく必要がある。

2023 時点のヒノキ林全体の放射性セシウム蓄積量 (804 kBq/m^2) に対するヒノキ針葉の放射性セシウム落下量の割合を求めると、 0.218% となった。この値は三ツ石スギ林とほぼ同じ値であり、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で見られる森林タイプを網羅することができ、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。各試験地の落葉の放射性セシウム落下量が林分全体の放射性セシウム蓄積量に占める割合を比較すると、金山試験地のスギ林が最も高い値を示し、三ツ石試験地のスギ林、ヒノキ林、コナラ林の順に減少していた。過去 5 年の測定結果からは、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大きな違いは見られないが、測定年間の変動は大きく、年数が経過すれば割合も減少するという単純な傾向ではない（表 7.1.-4）。これらの変動傾向を正しく把握するためにも継続した観測が望まれる。

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
三ツ石	スギ針葉のみ	0.032%	0.068%	0.008%	0.034%	0.144%
	全落葉	0.100%	0.150%	0.045%	0.120%	0.230%
金山	スギ針葉のみ	0.103%	0.414%	0.037%	0.097%	0.276%
	全落葉	0.203%	0.642%	0.199%	0.199%	0.455%
アカマツ林	アカマツ針葉のみ		0.032%		0.007%	
	全落葉		0.259%		0.116%	
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

樹皮は生きた細胞を含まないコルク質の外樹皮と生きた細胞を含む内樹皮(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な関係があり、特に辺材の放射性セシウム濃度と同様の経年変化を示すこと (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。福島第一原発事故の直後においては、外樹皮中の放射性セシウムは、大部分が大気から直接沈着したものであると考えられ、その後は雨による洗脱や最外樹皮の脱落等によって減少していると予想された。一方で内樹皮中の放射性セシウムは、根からの長期的な吸収や他の部位からの転流などに起因すると考えられ、その後どのような動態を示すのかは不明であった。2020 年までのモニタリングによって、外樹皮では予想通り放射性セシウム濃度が減少してきたこと、また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は見られなかったことが明らかになった (Ohashi et al., 2022 ; 参考文献 2)。しかし、外樹皮の放射性セシウム濃度の減少や一部の調査林分で見られた内樹皮の放射性セシウム濃度の増加がいつまで続くのかということは、依然として不明である。そこで本調査では、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、過去の調査結果と比較することにより、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。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

三ツ石スギ (2012~2024 年度)、金山スギ (2016~2024 年度)、大玉スギ (2012~2016、2018、2020、2022、2024 年度)、館山アカマツ (2017~2020、2022、2024 年度) 及び館山クリ (2018~2020、2022、2024 年度) を調査対象とした。2012~2015 年度は 2 個体、2016 年度は 3 個体、2017~2024 年度は 6 個体 (大玉スギ及び館山アカマツは 3 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 方向から外樹皮と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、約 3 cm×3 cm×4 方向から外樹皮と内樹皮を採取した。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℃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。

(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、多くの調査林分で物理的減衰による減

少率よりも大きく減少した（図 7.2.-1）。2012 年度に調査を開始した三ツ石スギ及び大玉スギでは、2024 年度の外樹皮の Cs-137 濃度は 2012 年度の 1 割程度にまで減少した。2023 年度までの三ツ石、金山及び大玉のスギ調査では、外樹皮の Cs-137 濃度の下げ止まりの兆候が一部の調査林分で出ていたが、2024 年度の調査では再び全ての調査林分で減少が観測された。館山のアカマツ及びクリにおいても、引き続き外樹皮の Cs-137 濃度の減少が見られた。

内樹皮の Cs-137 濃度は、三ツ石スギ、金山スギ及び館山アカマツにおいては概ね物理的減衰による減少率と同程度に減少した（図 7.2.-1）。一方で、大玉スギ及び館山クリにおいては、内樹皮の Cs-137 濃度は物理的減衰による減少率よりもやや大きく減少している。

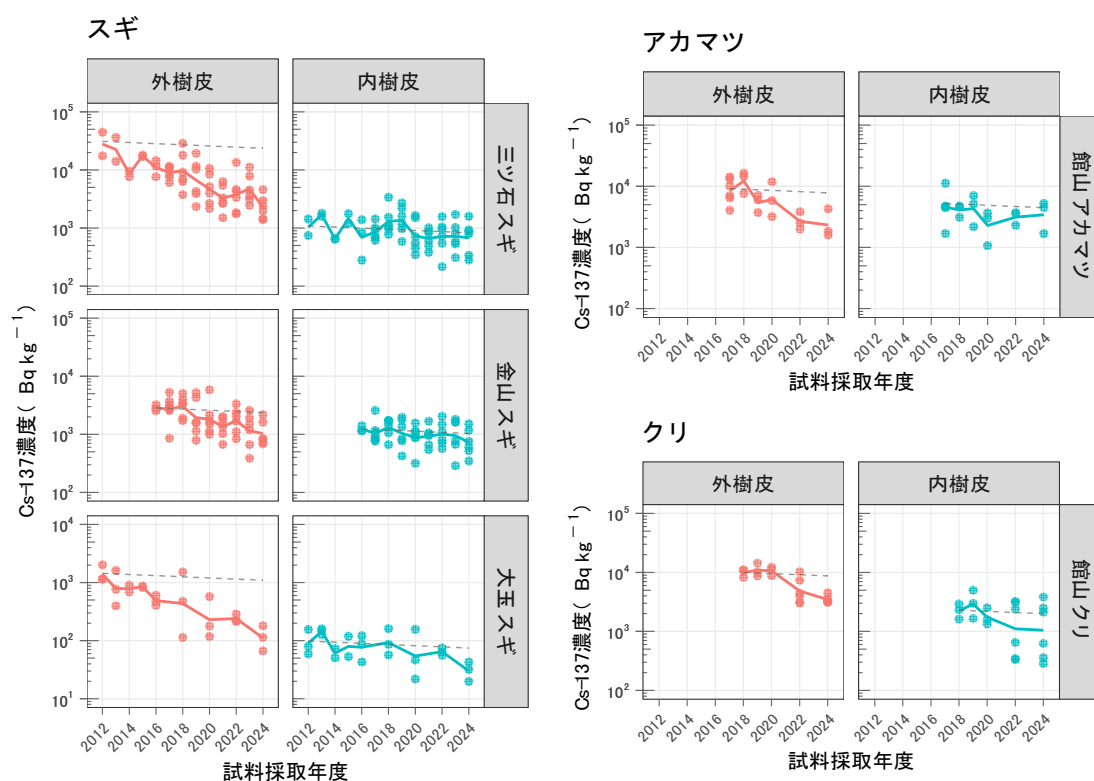


図 7.2.-1 外樹皮及び内樹皮における Cs-137 濃度の経年変動

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物理的減衰によって減少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。

内樹皮の Cs-137 濃度に対する外樹皮の Cs-137 濃度の比（外樹皮の Cs-137 濃度/内樹皮の Cs-137 濃度）は、多くの調査林分で減少傾向にある（図 7.2.-2）。三ツ石スギ、大玉スギ及び館山クリにおいては、2024 年度の Cs-137 濃度比の幾何平均値は 3～4 程度となっており、外樹皮の Cs-137 濃度の方が内樹皮の Cs-137 濃度よりも依然として高い。一方で、金山スギ及び館山アカマツにおいては、2024 年度の Cs-137 濃度比の幾何平均値は 0.7～1.4 程度となっており、個体によっては内樹皮の Cs-137 濃度の方が外樹皮の Cs-137 濃度よりも高いこと

が観測された。このような外樹皮と内樹皮の Cs-137 濃度の逆転が生じる要因としては、樹木による Cs-137 の経根吸収が活発で内樹皮の Cs-137 濃度が増加した結果である可能性や、樹種によっては内樹皮の Cs-137 濃度の方が高くなる特性がある可能性等が考えられる。

以上のように、基本的には外樹皮でも内樹皮でも Cs-137 濃度に大きな変動はなくなっているが、依然として外樹皮の Cs-137 濃度が物理的減衰による減少率よりもやや大きく減少し、外樹皮の Cs-137 濃度と内樹皮の Cs-137 濃度の比に変動が見られることから、福島第一原発事故の直後に外樹皮に直接沈着した Cs-137 はまだ完全に落ちきっていないと考えられる。外樹皮・内樹皮の Cs-137 濃度をより正確に推定・予測するためには、引き続きモニタリングの継続が必要である。

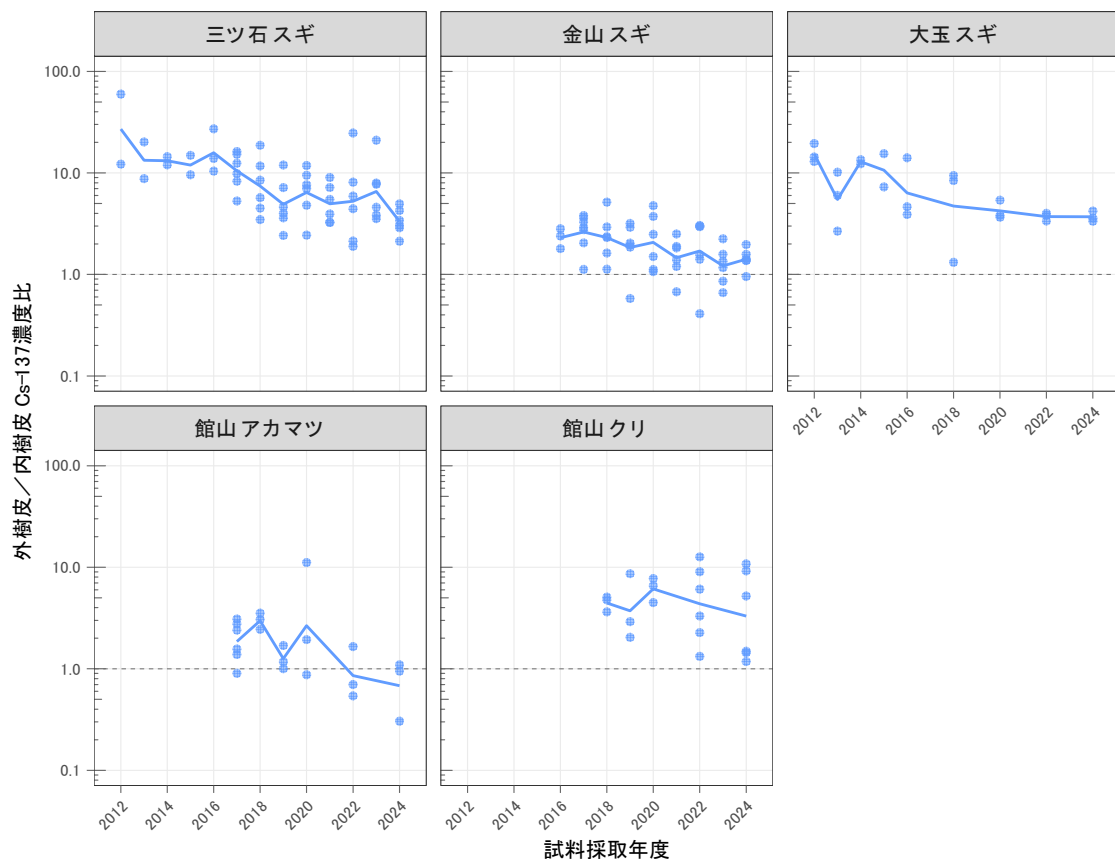


図 7.2.-2 内樹皮の Cs-137 濃度に対する外樹皮の Cs-137 濃度の比の経年変動

実線は幾何平均値を示す。

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. 植栽樹木による放射性セシウムの移行及び吸収評価とそのメカニズム解析

(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。2024 年は、特に葉の Cs-137 の濃度変化に着目し、最終施肥から 8 年及び 4 年経過後の Cs-137 吸収抑制効果の持続性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。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 (K_2O) 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 吸収低減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 5 個体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。樹体の成長に伴い、掘り取りによる試料採取が困難となったため、2020 年は 2019 年と同一個体から針葉のみ採取した。2020 年は各プロット 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 個体及び新たに選んだ 1 個体から針葉を採取した。2022 年以降は各プロットの 2021 年と同じ 5 個体から針葉を採取した。Cs-137 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 日を基準として測定日における定量値を減衰補正した。葉の Cs-137 濃度を土壌単位面積あたりの Cs-137 蓄積量で除し、面移行係数 (T_{ag}) を算出した。また、カリウム施肥及び施

肥中止が土壌のカリウム状態に及ぼす影響を明らかにするため、土壌の交換性カリウム（植物が利用しやすい形態のカリウム）含有量を測定した。

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、2024 年 5 月に毎木調査を行い、胸高直径を測定した。

（3）結果及び考察

2024 年 5 月の毎木調査の結果、平均胸高直径は無施肥区が 89.1 mm、施肥 3 回区が 92.1 mm、施肥 7 回区が 85.6 mm 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、無施肥区）は他の 6 プロットに比べて風当たりが強く、植栽初期に枯死が多く発生し、個体が小さい傾向があった。ヒノキの成長にはカリウム施肥の効果よりも立地の影響が大きかったと考えられる。

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。2019 年以降は同じ個体から針葉を採取しているが、無施肥区では 2021 年から 2024 年にかけて、針葉の Cs-137 濃度は連年低下している。

2024 年は、カリウム最終施肥から施肥 3 回区で 8 年、施肥 7 回区で 4 年経過しており、施肥区は無施肥区よりも針葉の Cs-137 濃度が低く、施肥 3 回区では、針葉 Cs-137 濃度は無施肥区の半分以上、施肥 7 回区では無施肥区の約 4 分の 1 と低い水準だった。

土壌の Cs-137 汚染程度は採取地点によるばらつきが大きいため、その影響を標準化するため、針葉の Cs-137 濃度での比較に加え、Cs-137 の吸収しやすさの指標である面移行係数（ T_{ag} ）を算出した（図 7.3.-2）。その結果、針葉の T_{ag} は、無施肥区と比べると施肥区で低く、土壌から針葉への Cs-137 の移行が抑制されていることが分かった。このことから、樹体への Cs-137 の吸収のしやすさに、カリウム施肥の履歴が影響し、施肥を中止して 8 年経過しても Cs-137 吸収抑制効果は持続すること、また長期間カリウム施肥を行った方がその効果が強まることが示された。

土壌（0-5 cm）の交換性カリウム含有量についてみると、カリウム施肥中止 1 年後（施肥 7 回区：2021 年、施肥 3 回区：2017 年）には、ほぼ施肥前の濃度まで低下し、有意な施肥処理間差はみられなかった（図 7.3.-3）。

このように、施肥を中止すると施肥回数に関わらず、翌年には土壌の交換性カリウム濃度は無施肥区と同程度まで低下するものの（図 7.3.-3）、8 年経過しても針葉の Cs-137 濃度及び T_{ag} は施肥区で無施肥区よりも低く維持されることが示された（図 7.3.-1、図 7.3.-2）。施肥を中止したにも関わらず、針葉の Cs-137 濃度が低く維持されるメカニズムとして、(1) 樹体現存量の増加量と Cs-137 吸収量のバランスの変化、(2) 継続的なカリウム施肥による交換性カリウム以外の土壌のカリウム供給能力への影響、(3) 針葉の Cs-137 濃度が低いことによる土壌に付加される落葉由来の落葉層中の Cs-137 濃度の減少などが考えられる。また、

無施肥区の針葉の Cs-137 濃度が連年低下していることから、事故からの時間経過に伴い土壌中の Cs-137 が植物の吸収しにくい形態に変化している可能性や、樹木の成長に伴い吸収根が Cs-137 濃度の低い深い土壌に伸長した可能性も考えられる。

今後は事故からの時間経過に伴う樹木の Cs-137 吸収の低減にも着目しつつ、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。

表 7.3.-1 カリウム施肥の時系列

		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7回区1年、3回区5年経過	249	581
2022年4月	最終施肥から施肥7回区2年、3回区6年経過	249	581
2023年4月	最終施肥から施肥7回区3年、3回区7年経過	249	581
2024年4月	最終施肥から施肥7回区4年、3回区8年経過	249	581

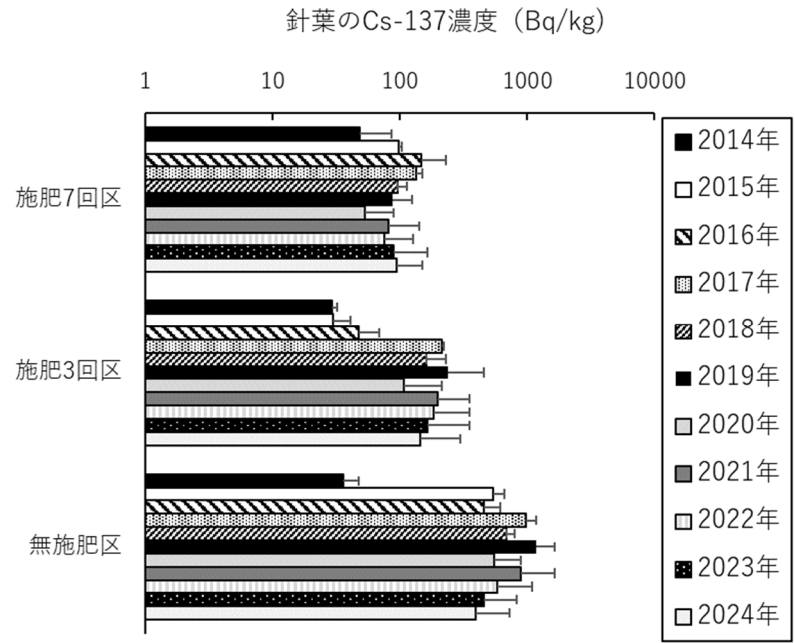


図 7.3.-1 植栽後のヒノキ針葉の Cs-137 濃度

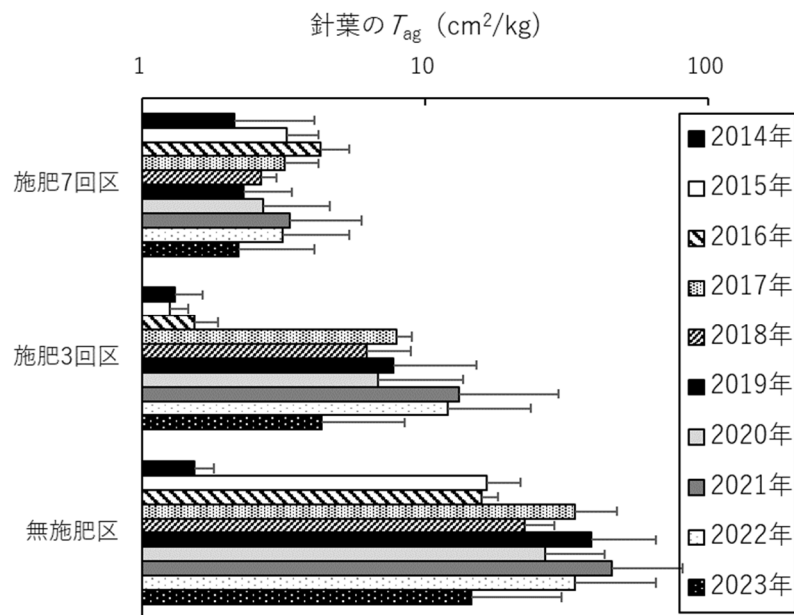


図 7.3.-2 ヒノキ針葉の面移行係数 (T_{ag})

※2019 年分は 2018 年の土壌 Cs-137 蓄積量を利用して算出

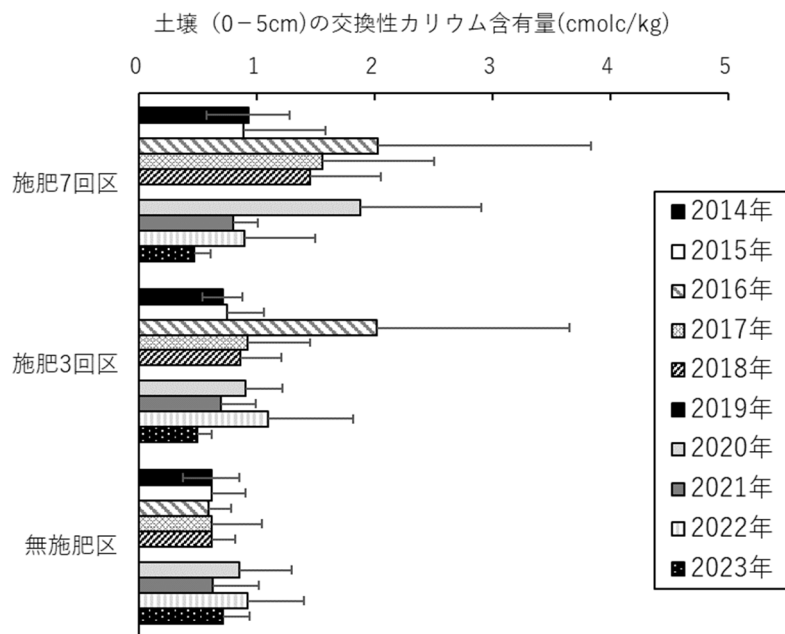


図 7.3.-3 土壌 (0-5cm) の交換性カリウム含有量

※2019 年は台風の影響で土壌採取なし

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及びスギ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複数年観測されてきた（林野庁、2024；参考文献1）。一方、ヒノキ林については、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、ヒノキ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、三ツ石ヒノキ林における林内雨及び樹幹流の観測を2023及び2024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、三ツ石コナラ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

福島県川内村の三ツ石ヒノキ林内での林内雨及び樹幹流の観測は10 m×10 mの調査プロット内で行った。ヒノキ成木の胸高直径の平均は22 cm、立木密度は1,100 本/haである（2023年7月時点）。三ツ石コナラ林内での林内雨及び樹幹流の観測は15 m×15 mの調査プロット内で行った。プロット内の構成樹種はコナラ・クリ・ミズナラ等で、成木の胸高直径の平均は11 cm、立木密度は3,000 本/haである（2021年4月時点）。金山スギ林内での林内雨及び樹幹流の観測は10 m×10 mの調査プロット内で行った。スギ成木の胸高直径の平均は29 cm、スギの立木密度は800 本/haである（2021年3月時点）。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）。

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引ろ過した。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2024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 2)、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、2024 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、単位面積あたりの林内雨量 (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) を乗じることによって求めた。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、単木あたりの樹幹流量 (kg/m^2) を求めた。2) 次に、三ツ石ヒノキ林については、プロット面積 (100 m^2) に占めるヒノキ成木の胸高断面積の割合 (0.41%) を単木あたりの樹幹流量に乘じることによって、林分スケールでの樹幹流量を求めた。三ツ石コナラ林については、調査プロット内のコナラとコナラ以外の落葉広葉樹の間に樹種間差がないと仮定し、プロット面積 (230 m^2) に占める全成木の胸高断面積の割合 (0.32%) を単木あたりの樹幹流量に乘じることによって、林分スケールでの樹幹流量 (kg/m^2) を求めた。金山スギ林については、プロット面積 (100 m^2) に占めるスギ成木の胸高断面積の割合 (0.57%) を単木あたりの樹幹流量に乘じることによって、林分スケールでの樹幹流量を求めた。3) そして、上記計算で得られた林分スケールでの樹幹流量 (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) を乗じることによって、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 2023 年 9 月から 2024 年 9 月までの調査日程

調査日	調査日	調査日
2023 年 9 月 11～12 日	2024 年 2 月 28 日*	2024 年 8 月 1 日
2023 年 10 月 16～17 日*	2024 年 4 月 3 日*	2024 年 9 月 5 日
2023 年 11 月 16 日*	2024 年 5 月 7 日*	
2023 年 12 月 14 日*	2024 年 6 月 11 日	
2024 年 1 月 23 日	2024 年 7 月 4 日	

* 他の予算で調査を実施

(3) 結果及び考察

三ツ石ヒノキ林、三ツ石コナラ林、金山スギ林で観測が行われた 2023 年 9 月から 2024 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、三ツ石コナラ林では、林内雨と樹幹流による移動量に明瞭な違いは確認できなかった。一方、三ツ石ヒノキ林では、林内雨による放射性セシウム移動量が樹幹流よりも 1.5 倍多く、金山スギ林では、林内雨による放射性セシウム移動量が樹幹流よりも 3.5 倍多いことが分かった。ここで、2021 年 9 月から 2023 年 9 月までの 2 年間行われた三ツ石スギ林での観測においても、林内雨による放射性セシウム移動量が樹幹流よりも 2 倍程度多かったことから（林野庁，2024；参考文献 1）、スギ林では樹幹流による放射性セシウム移動量が相対的に少ない可能性がある。

2022 年 5 月から 2023 年 5 月までの 1 年間の三ツ石ヒノキ林分内のリターフォールについては、放射性セシウム移動量が $2,100 \text{ Bq/m}^2$ であったことが報告されている（林野庁，2024；参考文献 1）。このリターフォールによる放射性セシウムの移動量を 2024 年 9 月 1 日に減衰補正し、このリターフォールを含めた樹冠から林床への放射性セシウムの総移動量を求めた結果、年間で $2,300 \text{ Bq/m}^2$ が移動しており、その林分全体の放射性セシウム蓄積量（2024 年 9 月 1 日に減衰補正）（林野庁，2024；参考文献 1）に対する割合は 0.30% であった。そして、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はそれぞれ 88%、7.3%、5.0% であった（図 7.4.-1）。同様の解析を三ツ石コナラ林でも行った結果、リターフォールを含めた樹冠から林床への放射性セシウムの総移動量は $1,600 \text{ Bq/m}^2$ であり、その林分全体の放射性セシウム蓄積量に対する割合は 0.38% であった。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、樹幹流の占める割合はそれぞれ 69%、16%、15% であった。同様の解析を金山スギ林でも行った結果、リターフォール（スギ以外の樹種の寄与は除く）を含めた樹冠から林床への放射性セシウムの総移動量は $2,800 \text{ Bq/m}^2$ であり、その林分全体の放射性セシウム蓄積量に対する割合は 1.2% であった。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、樹幹流の占める割合はそれぞれ 88%、8.9%、2.6% であった。

したがって、全ての調査林内において、樹冠から林床への放射性セシウムの総移動量の中でリターフォールが主体的な役割を果たしていることが分かった。また、常緑針葉樹であるヒノキ及びスギ林では、その占める割合が約9割であり、落葉広葉樹林よりもリターフォールによる移動の割合が大きいことも分かった。ただし、ヒノキ林における観測はまだ1年間しか実施されておらず、上述の知見が全ての年に適用可能であるかはさらなる評価が必要であり、リターフォールの観測と並行して、林内雨及び樹幹流の継続的な調査が望まれる。

表 7.4-2 2023 年 9 月から 2024 年 9 月までの三ツ石ヒノキ林、三ツ石コナラ林、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

	三ツ石ヒノキ林	三ツ石コナラ林	金山スギ林
林内雨 (Bq/m ²)	170	250	250
樹幹流 (Bq/m ²)	120	240	73

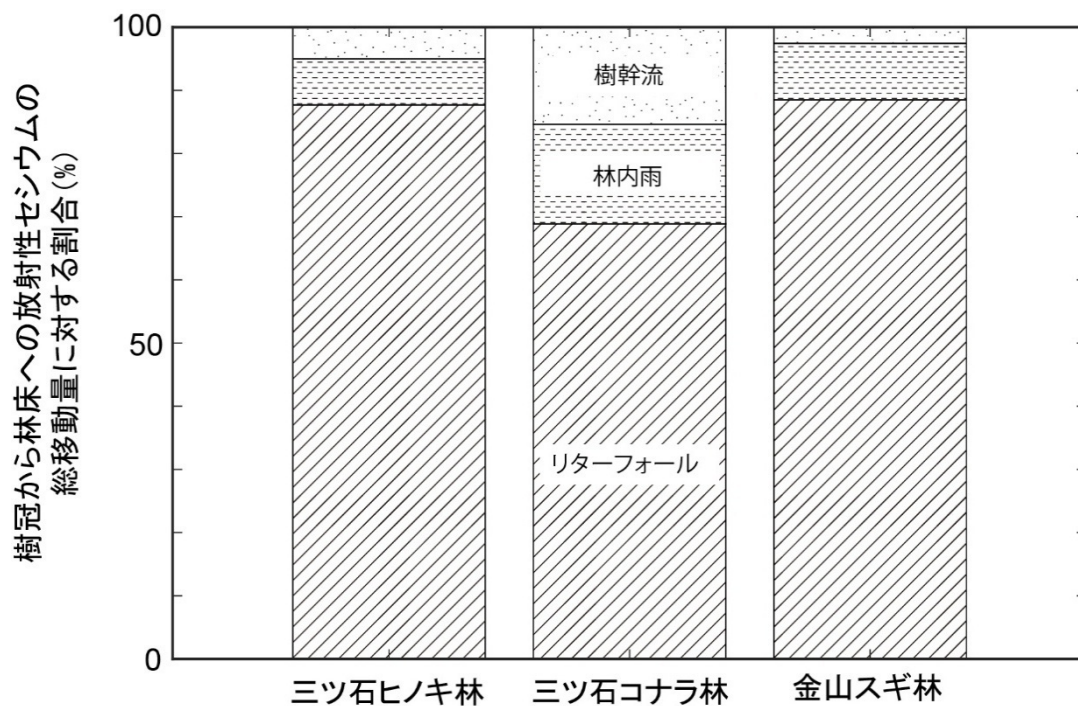


図 7.4-1 三ツ石ヒノキ林、三ツ石コナラ林、金山スギ林における樹冠から林床への放射性セシウムの総移動量に対するリターフォール、林内雨、樹幹流の占める割合

参考文献

1. 林野庁 (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/kaihatu/jyosen/r5_surveys_on_radioactive_cesium.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