

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

東京電力福島第一原子力発電所事故から12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。今年度も調査を継続し、これまでの本調査（2019年度から2022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

2023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（写真7.1.-1）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（2022年12月）後にトラップを地面に伏せ置く措置をした。測定開始までの期間（2022年12月から翌年5月までの5箇月間）は、地面に置いた



写真 7.1.-1 落葉・落枝回収に使用したリタートラップ（館山アカマツ林試験地）

トラップ内にある試料を回収しており、今年度の分析対象とした回収は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、地面に置いたトラップから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。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

2023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。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

2023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5.2g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2023年5月までの4年間の平均年リターフォール量は、三ツ石試験地で672.7 g/m²、金山試験地で646.3 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、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。三ツ石試験地では「その他」の落下量、金山試験地ではスギの枝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々変動が大きいことが知られている。樹冠中に残っている枯れ枝は台風などの強風で落下することが知られており、今後の年リターフォール量の変動は台風などの気象要因も考慮する必要がある。

測定5年目となる、2023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121.9 g/m²、金山試験地で64.4 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を占めており、過去4年の測定結果と同様の傾向を示していた。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

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	
三ツ石	スギ針葉	300.5	(151.5)	291.8	(119.6)	278.0	(158.1)	182.3	(60.3)	10.7	(9.0)
	スギ以外の葉	189.2	(56.4)	180.2	(70.4)	167.9	(56.5)	175.1	(65.0)	36.9	(21.7)
	スギの枝	80.8		67.2		64.6		61.7		18.7	
	スギ以外の枝	57.8		44.5		77.9		30.3		33.9	
	その他	145.9		107.4		96.4		91.4		21.7	
	合計	774.2		691.1		684.8		540.8		121.9	
金山	スギ針葉	215.0	(60.3)	290.0	(78.5)	320.7	(98.1)	282.7	(48.7)	28.7	(37.0)
	スギ以外の葉	131.2	(61.4)	153.1	(74.9)	162.7	(61.8)	131.5	(61.8)	8.2	(2.4)
	スギの枝	22.0		38.9		116.5		34.7		11.0	
	スギ以外の枝	85.6		45.8		44.0		38.1		4.2	
	その他	127.8		91.1		126.7		127.3		12.3	
	合計	581.5		618.9		770.5		614.2		64.4	

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	
三ツ石	スギ針葉	935	(776)	2,430	(1,860)	326	(257)	1,455	(987)	2,108	(906)
	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)
	スギの枝	2,429		2,010		1,028		24,417		9,509	
	スギ以外の枝	5,906		5,584		2,271		5,663		248	
	その他	20,750		22,262		16,453		12,643		16,987	
金山	スギ針葉	1,375	(1,274)	2,495	(2,476)	278	(205)	1,019	(658)	1,514	(1,070)
	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)
	スギの枝	2,942		1,377		233		2,373		7,038	
	スギ以外の枝	3,208		10,703		5,353		5,698		2,537	
	その他	14,350		20,794		18,485		17,609		18,797	

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	
三ツ石	スギ針葉	212.1	(150.5)	604.0	(347.4)	68.9	(46.9)	257.0	(179.6)	19.0	(11.8)
	スギ以外の葉	446.1	(169.3)	841.8	(973.9)	300.6	(186.7)	639.7	(324.8)	96.6	(36.7)
	スギの枝	196.2		135.1		66.3		1,506.6		177.9	
	スギ以外の枝	341.4		248.5		176.9		171.6		8.4	
	その他	3,028.3		2,390.5		1,586.2		1,155.1		368.4	
	合計	4,224.0		4,219.9		2,199.0		3,730.0		670.2	
金山	スギ針葉	283.4	(232.5)	1,279.0	(979.9)	92.8	(70.8)	269.7	(132.6)	20.6	(18.1)
	スギ以外の葉	274.9	(126.3)	704.0	(288.0)	407.6	(218.0)	281.8	(118.9)	22.3	(16.1)
	スギの枝	64.7		53.6		27.2		82.3		77.2	
	スギ以外の枝	274.5		490.6		235.3		216.8		10.7	
	その他	1,834.0		1,894.4		2,341.3		2,241.1		232.0	
	合計	2,731.5		4,421.6		3,104.2		3,091.7		362.7	

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～2023年9月20日

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。

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。1年目の測定では、スギの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）、この傾向は金山試験地の2年目と三ツ石試験地の5年目を除き同様であった。また、スギ針葉の放射性セシウム濃度の年々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するという異なる変化傾向を示した。

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おり、特に三ツ石試験地では極めて高い濃度を示していた。5年目の枝の濃度は三ツ石試験地で3分の1程度に減少する一方で金山試験地では3倍程度に増加しており、両試験地で濃度変化の傾向に若干のずれが生じていた。上述したように、落枝は枯れ枝が直ぐに落下せず、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。今回、金山試験地で見られたスギの枝の放射性セシウム濃度が再度増加するのか、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った。4年間の平均でみると、三ツ石試験地で3,593 Bq/m²、金山試験地で3,337 Bq/m²であり、約1.1倍の差であった。5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、その差は2倍近い値を示していた。これは主にスギの枝の落下量が占める割合が大きかったためである。

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5～14%程度と少なかった（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3～10%程度であった。

2022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0.120%（スギ針葉のみでは0.034%）、金山試験地では0.199%（スギ針葉のみでは0.097%）となり、金山試験地の方が三ツ石試験地よりも1.7倍程度大きかった。金山試験地が三ツ石試験地よりも高い値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った。

2) アカマツ林とコナラ林

a) リターフォール量の変動

2022年5月から2023年5月までの年リターフォール量は、アカマツ林で491.6 g/m²、コナラ林で486.3 g/m²となり、両林分ではほぼ同じ量になったが、アカマツ林は前年に比べて約6割程度の値にまで減少していた(表7.1.-2)。その要因として林分構成するアカマツ自体の樹勢の衰えなどが考えられるが、今後の年々変動の推移と林分の観察を通して考察を進める必要がある。測定4年目となる、2023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87.2 g/m²、コナラ林で92.5 g/m²であり、ほぼ同じ量であった。

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つつある。

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に大きな差が見られ、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、林分の放射性セシウム蓄積量や土壌特性の違いなど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放射性セシウム落下量は、1年目はコナラ林に比べてアカマツ林で高かったが(表7.1.-2)、2年目でも同じ傾向にあった。3年目(2022年)の測定結果では、コナラ林とアカマツ林の放射性セシウム落下量はほぼ同等の値となった。4年目の落下量については、前年同様にアカマツ針葉の落下量の減少が想定されるので、両林分の差はそれほど開かないと考えられる。

2022年時点のアカマツ林全体の放射性セシウム蓄積量(629 kBq/m²)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、0.116%(アカマツ針葉のみでは0.007%)となり、2020年時点の0.259%(アカマツ針葉のみでは0.032%)からは減少していた。なお、コナラ林では2022年に林分全体の放射性セシウム蓄積量は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	
アカマツ林	アカマツ針葉	234.3	(35.6)	301.4	(67.2)	141.8	(31.4)	17.0	(9.4)
	アカマツ以外の葉	206.6	(44.9)	180.4	(37.4)	205.7	(30.7)	32.9	(15.6)
	アカマツ枝	79.0		238.5		74.4		19.1	
	その他	100.0		135.9		69.8		18.2	
	合計	619.9		856.1		491.6		87.2	
コナラ林	広葉樹葉	432.1	(56.1)	416.9	(68.2)	424.0	(47.6)	64.4	(21.1)
	広葉樹枝	104.3		112.9		26.4		10.7	
	その他	70.1		62.5		35.8		17.4	
	合計	606.6		592.3		486.3		92.5	

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	
アカマツ林	アカマツ針葉	880	(160)	836	(259)	674	(128)	744	(175)
	アカマツ以外の葉	7,546	(4,944)	5,145	(1,952)	3,125	(1,531)	3,809	(2,003)
	アカマツ枝	6,954		2,214		2,172		1,716	
	その他	8,898		4,987		3,123		4,335	
コナラ林	広葉樹葉	2,892	(532)	1,791	(459)	2,137	(507)	1,862	(333)
	広葉樹枝	1,538		1,443		1,830		645	
	その他	5,581		4,424		4,386		2,351	

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	
アカマツ林	アカマツ針葉	208.3	(60.2)	249.2	(87.8)	45.8	(15.1)	12.9	(4.1)
	アカマツ以外の葉	1,497.4	(930.8)	915.8	(380.0)	681.4	(332.8)	104.9	(30.3)
	アカマツ枝	549.4		528.0		161.5		32.7	
	その他	889.5		677.6		217.9		79.0	
	合計	3,144.6		2,370.7		1,106.7		229.5	
コナラ林	広葉樹葉	1,247.0	(285.9)	749.7	(256.7)	903.8	(228.7)	103.0	(76.5)
	広葉樹枝	160.5		162.9		48.4		6.9	
	その他	391.5		276.5		157.2		41.0	
	合計	1,799.0		1,189.1		1,109.4		150.9	

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～2023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	
ヒノキ林	ヒノキ針葉	346.2	(64.7)	5.2	(0.7)
	ヒノキ枝	27.1		4.9	
	その他	39.4		7.3	
	合計	412.6		17.3	

b) 放射性セシウム濃度(Bq/kg)

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

c) 放射性セシウム落下量(Bq/m²)

試験地	区分	2022年		2023年	
ヒノキ林	ヒノキ針葉	810.7	(473.5)	13.0	(4.2)
	ヒノキ枝	882.0		53.2	
	その他	424.4		94.5	
	合計	2,117.2		160.7	

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～2023年9月20日

3) ヒノキ林

a) リターフォール量と放射性セシウム濃度

2022年5月から2023年5月までの年リターフォール量は、412.6 g/m²であった。2023年5月から9月までの4箇月間のリターフォール量は、17.3 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おり、その他の区分で最も高い値を示していた(表 7.1.-3)。一方で前年に30,000 Bq/kgを超えた値を示した枝は、3分の1程度の濃度にまで減少していた。2022年に三ツ石試験地で見られた落枝中の放射性セシウム濃度の急激な上昇は、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。ヒノキ林においても2023年にこのような枝の落下が見られたと考えられるが、その前の年の測定データが無いため、正確な変動傾向を確かめることができない。しかし、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、

原発事故発生後も樹冠中に残っていた枝が時間を置いて落下した可能性は否定できないだろう。

b) 放射性セシウム落下量の変動

2022年5月から2023年5月までのリターフォールを介した放射性セシウム落下量は、 $2,117.2 \text{ Bq/m}^2$ であり、同時期のスギ林に比べて低い値を示した。三ツ石試験地の各区分の放射性セシウム濃度と比べてみると、枝を除いて大きな違いは見られなかったが、リターフォール量の違いが両林分の差に反映されていたと考えられる。2023年5月から9月までの値を比較しても、スギ林だけでなく、アカマツ林やコナラ林に比べても低い量を示している。なお、ヒノキ林では2022年に林分全体の放射性セシウム蓄積量は計測していないため、ヒノキ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の計算は実施しなかった。今後、計測を継続することでこれら他林分との違いが明らかになることが期待できる。

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、リターフォール区分間の相対的な放射性セシウム濃度の違いや森林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試験地が設定されている。各試験地の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を比較すると、金山試験地が最も高い値を示し、三ツ石試験地、アカマツ林の順に減少していた。この金山試験地と三ツ石試験地の関係は計測期間を通して一定であった。一方、アカマツ林で見られるように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が年々減少する傾向にあり、各試験地で変化傾向は異なることも考えられる。また、落葉量に比べて枝の落下量と放射性セシウム濃度は年々変動が大きく、全体の落下量に与える影響も少なくない。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。

参考文献

1. Buesseler 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、外樹皮と内樹皮では放射性セシウムの汚染経路や今後の汚染度の推移が異なると考えられる。外樹皮中の放射性セシウムは、大部分が東京電力福島第一原子力発電所事故直後に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る。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、その推移を予想することは難しい。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。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、それぞれの長期的な変化傾向を明らかに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

三ツ石スギ(2012~2023 年度)、金山スギ(2016~2023 年度)、三ツ石コナラ(2016~2021、2023 年度)、大玉コナラ(2015~2017、2019、2021、2023 年度)、三ツ石ヒノキ(2012~2021、2023 年度)及び大玉アカマツ(2012~2016、2019、2021、2023 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 年度以降は 6 個体(ただし、大玉コナラ及び大玉アカマツは全年度 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の約 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様式に合わせ、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°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。

(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、三ツ石ヒノキ及び大玉アカマツでは、2023 年度の外樹皮の Cs-137 濃度は 2012 年度の 1~2 割程度にまで減少した。ここ数年間の変化を見ると、三ツ石コナラ、大玉コナラ及び三ツ石ヒノキで

は引き続き減少が見られているが、三ツ石スギ、金山スギ及び大玉アカマツでは下げ止まりとなっている。

内樹皮の Cs-137 濃度は、いずれの調査林分でも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）。ただし、三ツ石ヒノキでは内樹皮の Cs-137 濃度に顕著な増加が見られ、2020 年度には 2012 年度の 3 倍超となったが、2021 年度には減少に転じ、2023 年度は引き続き減少した。また、大玉アカマツでは内樹皮の 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。このような三ツ石ヒノキ及び大玉アカマツでの内樹皮の Cs-137 濃度の経年変化傾向は、詳細調査 I で得られている辺材の Cs-137 濃度の経年変化傾向と一致しており、引き続き内樹皮の Cs-137 濃度が辺材の Cs-137 濃度とよく対応していることが確認された。

以上のように、基本的には外樹皮でも内樹皮でも Cs-137 濃度に大きな変化はなくなっており、樹木中での Cs-137 の動きが準定常状態となっていることがわかる。ただし、外樹皮の Cs-137 濃度と内樹皮の Cs-137 濃度の間には一定の関係は見られておらず、最終的にどのような関係に落ち着くのかは依然として不明なため、外樹皮・内樹皮別に Cs-137 濃度を推定、予測するためには、引き続きモニタリングを継続する必要がある。

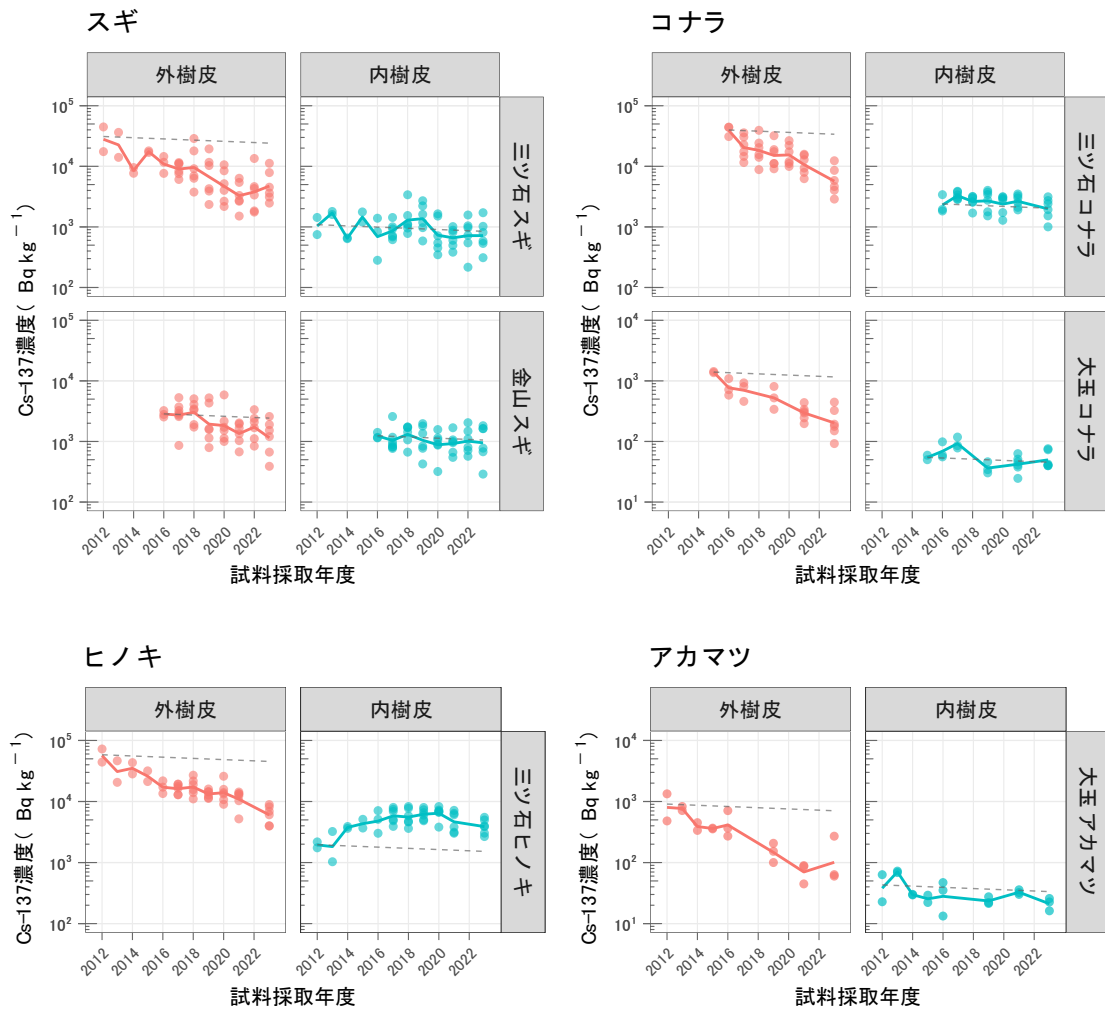


図 7.2-1 外樹皮及び内樹皮における Cs-137 濃度の経年変化

実線は平均値、破線は初回モニタリング年の平均値から物理的減衰によって減少した場合の変化を示す。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。

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 ¹³⁷Cs 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討することを目的として2014年度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放射性セシウム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年度は夏）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放射性セシウム吸収抑制効果の持続性を検証するため、2017年度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年度からはすべてのプロットのカリウム施肥を中止した。2023年度は、特に葉の放射性セシウムの濃度変化に着目し、最終施肥から7年及び3年経過後の放射性セシウム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50m×50m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100kg/ha(Kとして83kg/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放射性セシウム吸収低減効果の持続期間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年から毎年秋に、各プロットから5本の個体とその近傍のリター及び深さ20cmまでの土壌を採取した。土壌は5cmごとの4層（または0-5cm、5-10cm、10-20cmの3層）に分けて、乾燥・粉碎後放射性セシウム(Cs-137)の定量を行った。2019年度は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。2020年度は樹体の成長に伴い、根の掘り取りによる個体全体の試料採取が困難となったため、各プロットの2019年度と同じ5個体から針葉を採取した。5個体のうち1個体については根元から切り倒し、幹のサンプルも得た。翌2021年度は各プロット2020年度と同じ4個体及び新たに選んだ1個体から針葉を採取した。

2022、2023年度は各プロットの2021年度と同じ5個体から針葉を採取した。放射性セシウム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 濃度を土壤単位面積あたりの 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壤のカリウム状態におよぼす影響を明らかにするため土壤の交換性カリウム含有量を測定した。

(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）に採取した針葉の平均放射性セシウム (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 年度から 2017 年度に採取した針葉の Cs-137 濃度は上昇傾向にあった。2019 年度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 年度から 2023 年度にかけて、針葉の Cs-137 濃度は連年低下している。原因として、根からの Cs-137 吸収量に対し樹体のバイオマス増加量が大きくなり希釈されたことが考えられる。

無施肥区の平均濃度が低下したため、無施肥区との差が小さくなったが、施肥区では、カリウム施肥中止後も針葉 Cs-137 濃度が低かった。施肥 7 回区ではカリウム施肥中止後 3 年経過しているが、平均濃度は 2021 年度から増加しておらず、無施肥区の約 5 分の 1 と低い水準にとどまった。施肥 3 回区では、針葉 Cs-137 濃度は 2017 年度には 2016 年度の 4.5 倍に増加したが、その後は大きく増加しておらず、カリウム施肥中止後 7 年経過した 2023 年度の平均濃度は無施肥区の 2 分の 1 であった。

試験地内の土壤の Cs-137 汚染程度 (Cs-137 蓄積量) の平均値は、2020 年度から 2022 年度には大きな変化がみられなかった (図 7.3.-2)。これは 2020 年度以降、同じ樹木の周辺土壤を採取していることが影響したと考えられる。土壤 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}) を算出し検討を行っている (図 7.3.-3)。その結果、針葉の面移行係数は、無施肥区に比べると施肥区で低く、土壤から針葉への 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、施肥を中止しても放射性セシウム吸収抑制効果は持続することが示された。

土壤 (0-5 cm) の平均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 年度, 施肥 3 回区 : 2017 年度) には、ほぼ施肥前の濃度まで低下し、2022 年度は 2021 年度に引き続き、有意な施肥処理間差はみられなかった (図 7.3.-4)。

このように、施肥を中止すると翌年には土壤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、7 年経過しても針葉の Cs-137 濃度及び面移行係数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.-3)。また、より長期間施肥を行った方が樹体への放射性セシウム吸収の抑制効果が強いことが明らかになった。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、樹体バイオマス増加量と Cs-137 吸収量のバランス変化、継続的なカリウム施肥による交換性以外の土

壤のカリウム供給能力への影響、葉の Cs-137 濃度が低いことによる土壤に付加される落葉由来の有機物中 Cs-137 濃度の減少、などが考えられる。

今後はカリウム施肥中止後の放射性セシウム吸収抑制効果の持続性を検証するだけでなく、土壤のより詳細な分析により効果持続の要因を解析する必要があるだろう。

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	施肥7回区最終施肥から1年経過	249	581
2022年4月	施肥7回区最終施肥から2年経過	249	581
2023年4月	施肥7回区最終施肥から3年経過	249	581

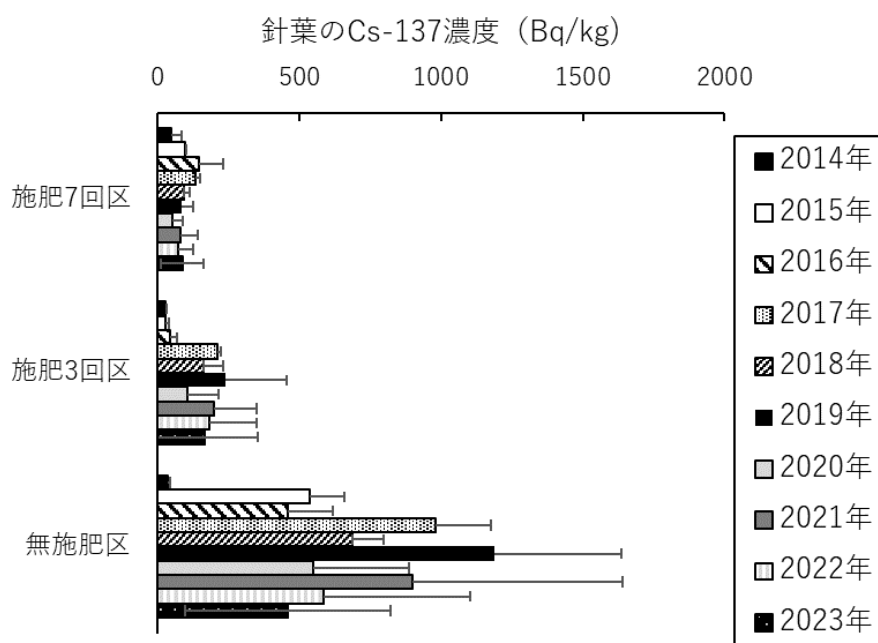


図 7.3.-1 植栽後のヒノキ針葉の平均 Cs-137 濃度

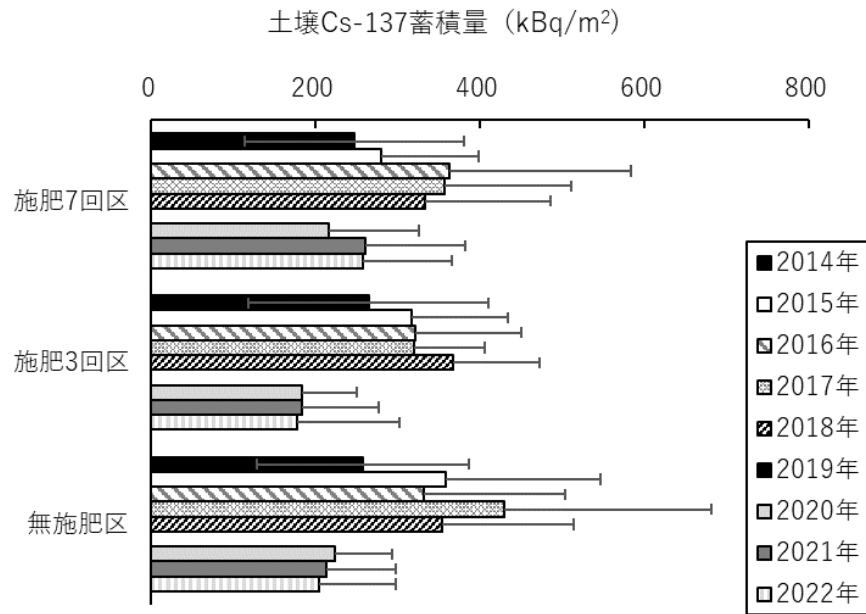


図 7.3.-2 ヒノキ新規植栽試験地の土壤 Cs-137 蓄積量
 ※2019年は台風の影響で土壤採取なし

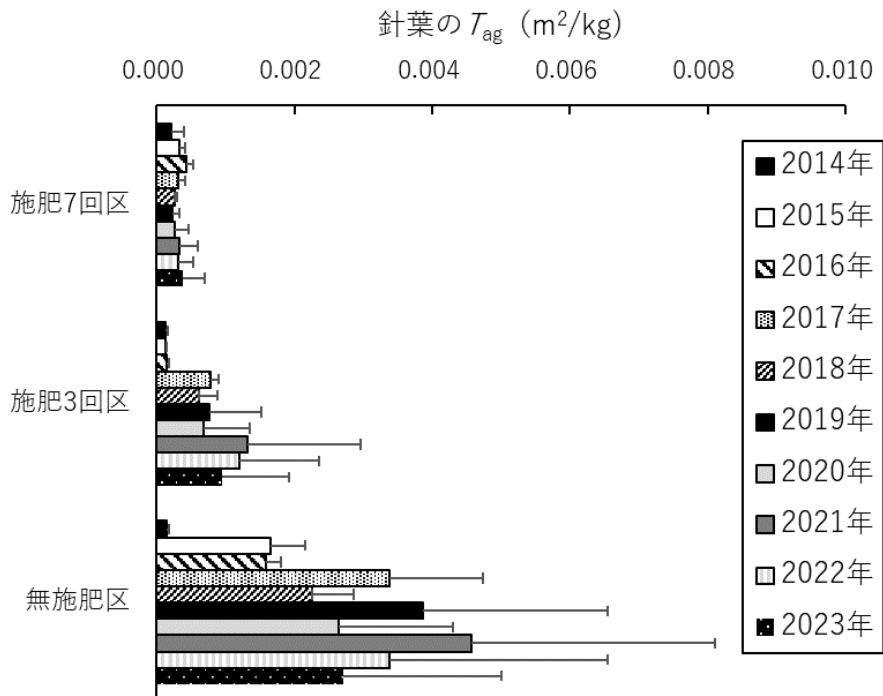


図 7.3.-3 ヒノキ針葉の平均面移行係数 (T_{ag})
 ※2019年分は2018年の土壤 Cs-137 蓄積量を利用して算出

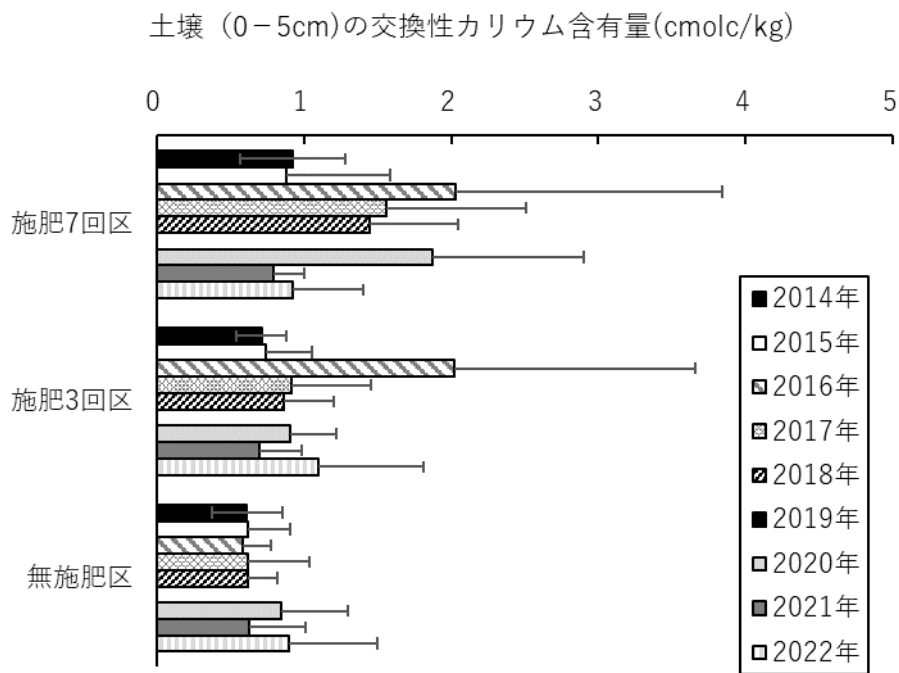


図 7.3.-4 土壤 (0-5cm) の平均交換性カリウム含有量

※2019年は台風の影響で土壤採取なし

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

東京電力福島第一原子力発電所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、福島県川内村の三ツ石コナラ林及び三ツ石スギ林内でのリターフォール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いる（林野庁，2023；参考文献1）。一方、林内雨・樹幹流については、2021年9月から2022年9月までの約1年間、三ツ石コナラ林及び三ツ石スギ林内で継続した観測が実施され、落葉広葉樹林及びスギ林内での樹冠から林床への水文プロセスを介した放射性セシウムの年間移動量が明らかになっている（林野庁，2023；参考文献1）。しかし、この林内雨・樹幹流による放射性セシウムの年間移動量に経年変動があるのかについては、観測期間が約1年と限られていたため、評価できていなかった。そこで、水文プロセスを介した放射性セシウムの年間移動量に経年変動があるかどうかを明らかにすることを目的に、三ツ石コナラ林及び三ツ石スギ林内での林内雨及び樹幹流の観測を継続し、新たに2022年9月から2023年9月までの樹冠から林床への放射性セシウムの年間移動量を求め、2021年9月から2022年9月までの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10.8 cm、立木密度は3000本/haである（2021年4月現在）。三ツ石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19.2 cm、スギの立木密度は1500本/haである（2021年3月現在）。ここで、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。ただし、2023 年 3 月に採取した三ツ石スギ林の樹幹流試料については、3 個のサンプラーに溜まったものを全て混合しても 0.7L に満たなかったことから、混合試料を 0.45 μm のシリンジフィルターでろ過後、U-8 容器に充填し、放射性セシウム濃度を測定した。放射性セシウム濃度は 2023 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 (Buessler 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、2023 年 9 月 1 日時点の Cs-137 濃度から Cs-134 濃度を推定した。また、2023 年 4 月に三ツ石コナラ林で採取された林内雨、2023 年 3 月に三ツ石スギ林で採取された林内雨については、Cs-137 も不検出であった。上記 2 つの林内雨の放射性セシウム濃度には、Cs-137 の検出限界値を使用した。

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、単木あたりの樹幹流量 (kg/m^2) を求めた。2) 次に、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 (225 m^2) に占める全成木の胸高断面積の割合 (0.32%) を上記で算出した単木あたりの樹幹流量に乗じることで、林分スケールでの樹幹流量 (kg/m^2) を求めた。三ツ石スギ林については、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 (0.51%) を単木あたりの樹幹流量に乗じることで、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 2022 年 9 月から 2023 年 9 月までの調査日程

調査日	調査日	調査日
2022 年 9 月 6～7 日	2023 年 3 月 2 日*	2023 年 8 月 8 日
2022 年 10 月 6～7 日	2023 年 4 月 10～11 日*	2023 年 9 月 12 日
2022 年 11 月 17～18 日	2023 年 5 月 17～18 日*	
2022 年 12 月 15 日	2023 年 6 月 13 日	
2023 年 1 月 19 日	2023 年 7 月 4 日	

* 他の予算で調査を実施

(3) 結果及び考察

三ツ石コナラ林の林内雨の放射性セシウム濃度を調べた結果、2021 年 6 月から 2021 年 11 月までに採取した林内雨の放射性セシウム濃度の平均は、2021 年 12 月から 2022 年 5 月までに採取した林内雨の平均濃度と比較して、約 5 倍高いことが分かった (図 7.4.-1)。また、2022 年 6 月から 2022 年 11 月までに採取した林内雨と、2022 年 12 月から 2023 年 5 月までに採取した林内雨でも同様の比較を行ったところ、6 月から 11 月までに採取した林内雨の方が同じく 5 倍程度高い濃度であった。同調査地の樹幹流の放射性セシウム濃度については、夏期と冬期に相対的に高い濃度を示す傾向があることが確認された。

三ツ石コナラ林の林内雨がこのような季節変動を示す要因として、本調査プロットのある福島県川内村では、コナラの展葉開始時期が 5 月初旬頃、落葉がほぼ終わる時期が 11 月頃であり、6 月から 11 月までに採取した林内雨は葉からの放射性セシウムの溶出の寄与があるのに対し、12 月から 5 月までに採取されたものは、その寄与がほとんどなかったことを反映していると考えられる。夏期の樹幹流の放射性セシウム濃度が相対的に高い傾向を示す要因についても、この葉からの溶出の有無が関連していると推察される。一方、冬期に採取された樹幹流の放射性セシウム濃度が相対的に高い要因の 1 つとしては、植物体に接触している時間の長い雪による放射性セシウムの溶出が影響した可能性などが考えられる。

三ツ石スギ林の林内雨の放射性セシウム濃度については、三ツ石コナラ林で見られたような明瞭な季節変動は確認できなかったが (図 7.4.-1)、2022 年 6 月から 2022 年 11 月までに採取した林内雨の放射性セシウム濃度の平均は、2021 年 12 月から 2022 年 5 月までに採取した林内雨、2022 年 12 月から 2023 年 5 月までに採取した林内雨の平均濃度と比較して、ともに 2 倍程度濃度が高いことが分かった。同調査地の樹幹流の放射性セシウム濃度については、三ツ石コナラ林の樹幹流の放射性セシウム濃度と似た季節変動を示し、両者は有意な正の相関関係があることが分かった ($r=0.58, p<0.01, N=22$)。このように常緑針葉樹であるスギの樹幹流においても、落葉広葉樹であるコナラと同様の放射性セシウム濃度の季節変動を示す要因として、スギの葉の放射性セシウム濃度が、当年葉の形成開始時期である 5～6 月頃に高く、その後、指数関数的に濃度が低下するといったコナラの葉と同様の季節変動を持つことが影響した可能性がある (Kenzo et al., 2020 ; 参考文献 3)。また、2022 年 6

月から 2022 年 11 月までに採取した三ツ石コナラ林及びスギ林の林内雨の放射性セシウム濃度の平均値を比較した結果、コナラ林の方がスギ林よりも約 6 倍濃度が高いことも分かった。

次に、三ツ石コナラ林及び三ツ石スギ林内での林内雨及び樹幹流を介した放射性セシウムの移動量の経時変化を調べた(図 7.4.-2)。その結果、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移動は、三ツ石コナラ林とスギ林ともに 11 月頃から 3 月頃にかけて少なく、4 月頃から 10 月頃にかけて多い明瞭な季節変動を持っていることが分かった。

三ツ石コナラ林及びスギ林で観測が共に行われた 2021 年 9 月から 2022 年 9 月まで、2022 年 9 月から 2023 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、三ツ石コナラ林及び三ツ石スギ林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には、2021~2022 年と 2022~2023 年とで明瞭な違いはないことが明らかになった。また、三ツ石コナラ林では、林内雨による放射性セシウム移動量が樹幹流よりも 1.3~1.5 倍多く、三ツ石スギ林では、林内雨による放射性セシウム移動量が樹幹流よりも 1.9~2.1 倍多いことも分かった。

詳細調査 I から得られた三ツ石コナラ林の林分全体の放射性セシウム蓄積量に対する林内雨による放射性セシウム年間移動量は 0.091~0.11%、樹幹流による放射性セシウム年間移動量は 0.069~0.072%であることが分かった。詳細調査 I から得られた三ツ石スギ林の林分全体の放射性セシウム蓄積量に対する林内雨による放射性セシウム移動量は 0.015~0.016%、樹幹流による放射性セシウム移動量は 0.0080~0.0083%であることも分かった。

ここで、2021 年 5 月から 2022 年 5 月までの 1 年間の三ツ石コナラ林分内のリターフォールについても、放射性セシウム移動量が 1,189.1 Bq/m²であったことが報告されている(林野庁, 2023; 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 2023 年 9 月 1 日に減衰補正し、2021~2022 年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 1,900 Bq/m²が移動しており、その林分全体の放射性セシウム蓄積量に対する割合は 0.45%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 60%、24%、16%であった。同様の解析を三ツ石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 310 Bq/m²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 0.040%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 42%、37%、21%であった。したがって、三ツ石コナラ林では、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、三ツ石スギ林では、リターフォールと林内雨の占める割合は同程度であることが分かった。ただし、リターフォールによる放射性セシウムの年間移動量については、観測年ごとのばらつきが大きく、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観測が望まれる。

参考文献

1. 林野庁（2023）令和 4 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/r4_surveys_on_radioactive_cesium.html
2. Buessler K, Aoyama M, Fukasawa M (2011) Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on marine radioactivity. *Environmental Science & Technology* 45 : 9931-9935
3. Kenzo T, Saito S, Miura S, Kajimoto T, Kobayashi NI, Tanoi K (2020) Seasonal changes in radiocesium and potassium concentrations in current-year shoots of saplings of three tree species in Fukushima, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* 223-224 : 106409

表 7.4.-2 三ツ石コナラ林及び三ツ石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

		2021 年 9 月～2022 年 9 月	2022 年 9 月～2023 年 9 月
三ツ石コナラ林	林内雨 (Bq/m ²)	460	390
	樹幹流 (Bq/m ²)	310	290
三ツ石スギ林	林内雨 (Bq/m ²)	120	130
	樹幹流 (Bq/m ²)	64	61

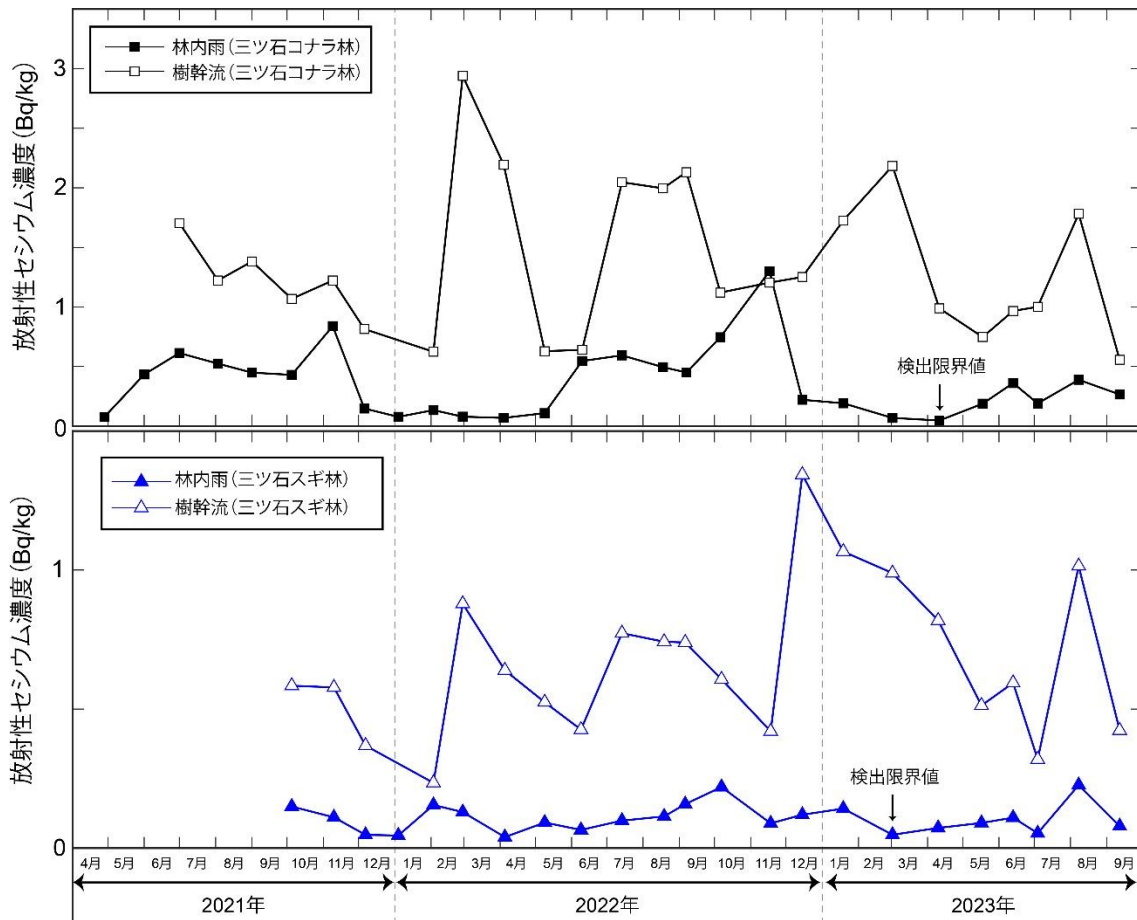


図 7.4.-1 三ツ石コナラ林及び三ツ石スギ林における林内雨と樹幹流の放射性セシウム (Cs-134 及び Cs-137) 濃度 (2023 年 9 月 1 日を基準として減衰補正)

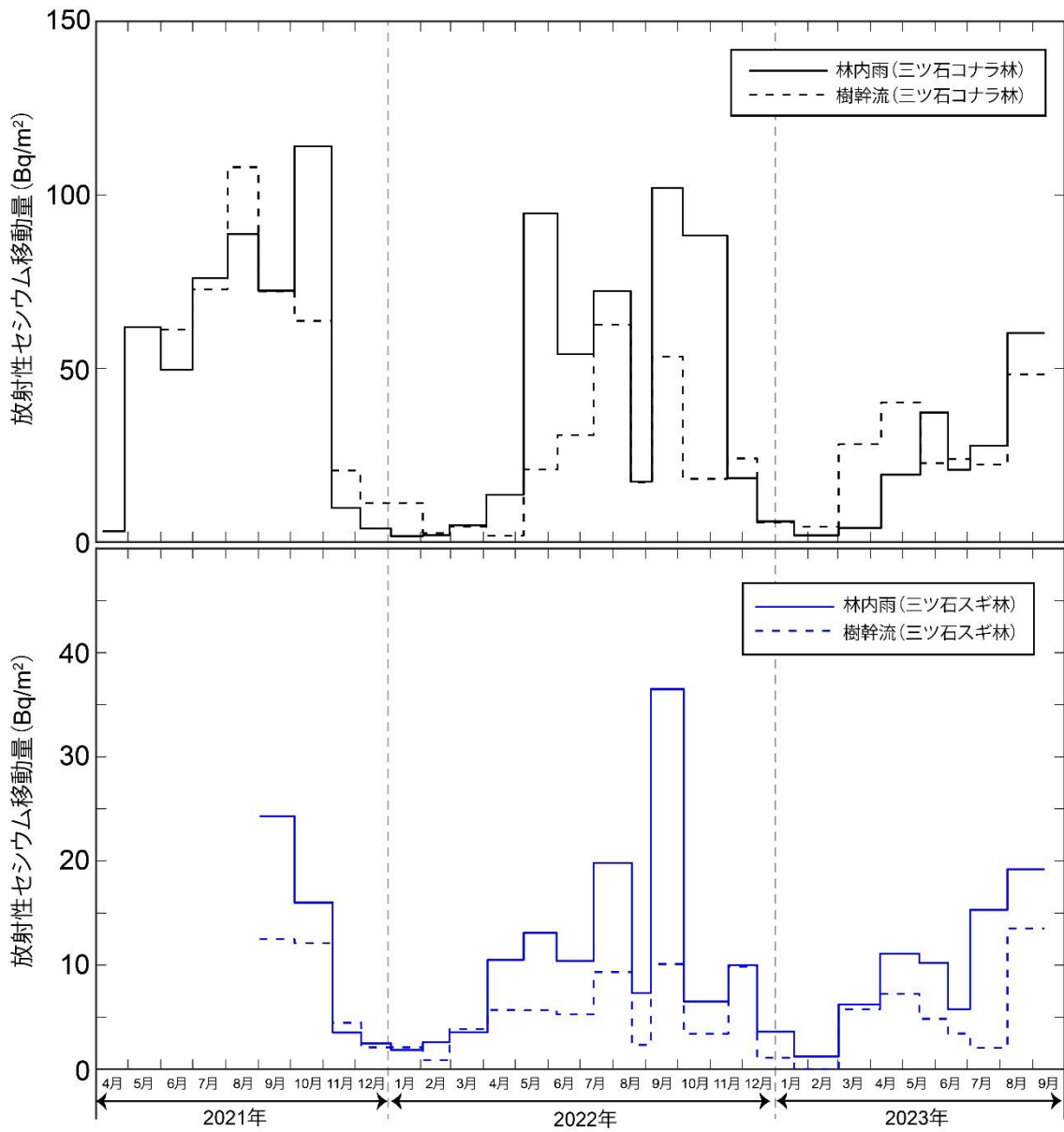


図 7.4-2 ミツ石コナラ林及びミツ石スギ林における林内雨と樹幹流の放射性セシウム移動量 (2023年9月1日を基準として減衰補正)