

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

冷温帯の主要な森林の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林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。また、川内村内のアカツク林とコナラ林にも2020年度に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。本調査結果の考察は、これまでの本事業（2019年度及び2020年度）の結果を合わせて行った。

（2）調査地と調査方法

1）スギ林

2021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6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（2020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（2020年12月から5月までの5ヶ月間）のリター量は、地面に置いたトラップ内にある試料を回収した。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。今年度の回収は10月までの計5回となっている。



写真 7.1.-1 落葉・落枝回収に使用したリタートラップ（三ツ石試験地）

放射性セシウム濃度は、月ごとの分析とはせず、回収した全 5 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。これら試料を絶乾後に粉碎して U-8 容器に充てんし、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 (Buessler 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

2021 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 6 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。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 (2020 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 (2020 年 12 月から 5 月までの 5 ヶ月間) のリター量は、地面に置いたトラップ内にある試料を回収し、重量のみを記録した。回収は 10 月までの計 5 回となっている。放射性セシウム濃度は、スギ林同様に月ごとの分析とはせず、回収した全 5 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 容器に充てんし、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) 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 2021 年 5 月までの 2 年間の平均年リターフォール量は、三ツ石試験地で

732.6 g/m²、金山試験地で 600.2 g/m²であった。三ツ石試験地では1年目のリターフォール量の方が2年目の値よりも高かったが、金山試験地では逆の傾向を示した。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針葉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。

測定3年目となる、2021年5月から10月までの5ヶ月間のリターフォール量は、三ツ石試験地で240.9 g/m²、金山試験地で127.0g/m²であった。両試験地ともにスギ針葉や「スギ以外の葉」が多くの割合を占めており、過去2年の測定結果と同様の傾向を示していた。金山試験地では、スギとスギ以外の枝の落下量が相対的に少なく、そのことがリターフォール量の低下に繋がっている。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。3年間の測定を通じて、金山試験地ではスギの枝の落下量が三ツ石試験地に比べて低く推移しており、過去の施業履歴（植栽密度、間伐、枝打ちなど）が影響を及ぼしている可能性がある。

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 (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 ～2021年10月22日)	
		三ツ石	スギ針葉	300.5	(151.5)	291.8	(119.6)
スギ以外の葉	189.2		(56.4)	180.2	(70.4)	67.7	(27.6)
スギの枝	80.8			67.2		8.4	
スギ以外の枝	57.8			44.5		48.8	
その他	145.9			107.4		30.9	
合計	774.2			691.1		240.9	
金山	スギ針葉	215.0	(60.3)	290.0	(78.5)	53.4	(27.9)
	スギ以外の葉	131.2	(61.4)	153.1	(74.9)	37.9	(13.2)
	スギの枝	22.0		38.9		6.5	
	スギ以外の枝	85.6		45.8		9.0	
	その他	127.8		91.1		20.3	
	合計	581.5		618.9		127.0	

b) 放射性セシウム濃度(Bq/kg)							
試験地	区分	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 ～2021年10月22日)	
		三ツ石	スギ針葉	935	(776)	2,430	(1,860)
スギ以外の葉	2,598		(1,448)	2,495	(2,476)	1,885	(1,158)
スギの枝	2,429			2,010		1,028	
スギ以外の枝	5,906			5,584		2,271	
その他	20,750			22,262		16,453	
金山	スギ針葉	1,375	(1,274)	7,734	(5,135)	278	(205)
	スギ以外の葉	2,192	(812)	5,060	(1,782)	2,671	(1,516)
	スギの枝	2,942		1,377		233	
	スギ以外の枝	3,208		10,703		5,353	
	その他	14,350		20,794		18,485	

c) 放射性セシウム落下量(Bq/m ²)							
試験地	区分	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 ～2021年10月22日)	
		三ツ石	スギ針葉	212.1	(150.5)	604.0	(347.4)
スギ以外の葉	446.1		(169.3)	841.8	(973.9)	114.1	(64.3)
スギの枝	196.2			135.1		8.6	
スギ以外の枝	341.4			248.5		110.9	
その他	3,028.3			2,390.5		508.0	
合計	4,224.0			4,219.9		762.4	
金山	スギ針葉	283.4	(232.5)	1,279.0	(979.9)	11.1	(6.4)
	スギ以外の葉	274.9	(126.3)	704.0	(288.0)	93.7	(46.0)
	スギの枝	64.7		53.6		1.5	
	スギ以外の枝	274.5		490.6		48.2	
	その他	1,834.0		1,894.4		374.8	
	合計	2,731.5		4,421.6		529.2	

カッコ内の数値は標準偏差を表す。

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、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い傾向にあったが（表 7.1-1）、金山試験地の2年目ではスギ針葉の放射性セシウム濃度がスギ以外の葉の濃度よりも高い値を示していた。また、両試験地ともにスギ針葉の放射性セシウム濃度が1年目に比べて2年目に増加しているが、金山試験地でその傾向が特に顕著であった。スギ以外の葉の濃度も金山試験地では2年目に放射性セシウム濃度が倍以上に増加しており、林分全体で落葉中の放射性セシウム濃度が増加していたことが見て取れる。

3年目の測定結果からは、両試験地ともにいずれの区分でも放射性セシウム濃度の低下が見られ、特にスギ針葉の濃度でその傾向が顕著であった。このような放射性セシウム濃度の年々変動について、2年目の値が特異的なのか、あるいはこのような隔年変動をするのかは、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は、三ツ石試験地では1年目と2年目でほぼ同じ値を示したのに対し、金山試験地では年々変動が大きかった。これは、金山試験地での2年目のスギ針葉での放射性セシウム濃度の増加によって生じたものである。3年目では三ツ石試験地での放射性セシウム落下量が多い値を示しているが、同時期に集計した過去2年の値に比べると（2019年度では2.8倍、2020年度では2.3倍であり、いずれの年も三ツ石試験地で大きな値を取っていた）、両試験地の差は大きくなかった。リターフォールの区分ごとの変動を見ると、スギ針葉やスギ以外の葉による放射性セシウム落下量は変動が大きいものの、樹皮や球果などが含まれる「その他」の区分で最も高い落下量を示す傾向は3年の測定を通して変わらなかった。

リターフォール量の中でも重量割合の大きい落葉に着目すると、1年目では両試験地ともに、スギの針葉による放射性セシウム落下量（三ツ石試験地が 212 Bq/m²、金山試験地が 283 Bq/m²）は、リターフォール量に占める重量割合が高いにもかかわらず、他の区分に比べて濃度が低かったため、放射性セシウム落下量全体の5～10%程度と少なかった（表 7.1-1）。スギ針葉中の放射性セシウム濃度が増加していた2年目では、放射性セシウム落下量全体の14～29%にまで増加していた。3年目は5ヶ月間の値なので単純に過去2年の割合と比較はできないが、スギの針葉による放射性セシウム落下量（三ツ石試験地が 20.8 Bq/m²、金山試験地が 11.1 Bq/m²）は、リターフォールによる放射性セシウム落下量全体の3%未満であった（表 7.1-1）。

2019年時点の森林全体の放射性セシウム蓄積量（三ツ石試験地が 660,000 Bq/m²、金山試験地が 275,000 Bq/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、三ツ石試

験地では 0.100%（スギ針葉のみでは 0.032%）、金山試験地では 0.721%（スギ針葉のみでは 0.103%）となり、金山試験地の方が三ツ石試験地よりも 7 倍程度大きかった。同様に 2020 年時点の森林全体の放射性セシウム蓄積量を比較すると、三ツ石試験地では 0.150%（スギ針葉のみでは 0.068%）、金山試験地では 0.642%（スギ針葉のみでは 0.414%）となり、両試験地の差は 4 倍程度であった。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。また、両試験地ともスギ針葉の落葉を介した放射性セシウム落下量の割合が 2 年目で高くなっているが、放射性セシウム濃度の変動が放射性セシウム落下量にも反映された結果である。

2) アカマツ林とコナラ林

a) リターフォール量の変動

2020 年 5 月から 2021 年 5 月までの年リターフォール量は、アカマツ林で 619.9 g/m²、コナラ林で 606.6 g/m² となり、ほぼ同等の値を示した。

測定 2 年目となる、2021 年 5 月から 10 月までの 5 ヶ月間のリターフォール量は、アカマツ林で 260.7 g/m²、コナラ林で 256.7 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、アカマツ林では、1 年目にはスギ林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 年目ではアカマツ以外の葉（広葉樹の落葉）が最も高い濃度を示していた（表 7.1.-2）。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た。

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、植栽樹種以外の葉であり、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。スギ林でも測定年による順位の変動がみられるものの、基本的にスギ針葉よりもスギ以外の葉（広葉樹の葉）の放射性セシウム濃度が高い傾向にある（表 7.1.-1）。このことから、針葉樹の葉の放射性セシウム濃度は広葉樹に比べて相対的に低いと考えられる。

コナラ林の「広葉樹葉」は、当然ながら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が低い傾向にある。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、コナラ林に比べてアカマツ林で高い傾向にあったが（表 7.1.-2）、その値はスギ林に比べて低い値を示していた。2 年目（2021 年）の測定結果においても、コナラ林に比べてアカマツ林の放射性セシウム落下量が多かった

が、11月以降の落葉・落枝が加わることによって、1年目同様に両林分の落下量の差は広がるものと思われる。

2020年時点の森林全体の放射性セシウム蓄積量（アカマツ林が 658,000 Bq/m²、コナラ林が 504,000 Bq/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、アカマツ林では 0.259%（アカマツ針葉のみでは 0.032%）、コナラ林では 0.247%となり、ほぼ同じような値となっていた。

3) まとめ

2020年度よりアカマツ林とコナラ林での測定が加わったことよって、森林タイプの違いによるリターフォールの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ことが可能になった。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、アカマツ林、コナラ林、三ツ石試験地の順に減少していた。各試験地では、土壌や落葉層での放射性セシウム蓄積量に違いが見られており、このことが樹体への吸収を通して落葉中の放射性セシウム濃度と還元量の違いに反映されている可能性がある。

金山試験地で見られたような針葉中の放射性セシウム濃度の大きな変動は、現時点でアカマツ林とコナラ林には見られていない。落葉量は種子量ほどではないが、年々変動することから、その違いが放射性セシウムの濃度や量に反映される可能性もある。また、アカマツ林では、アカマツ以外の葉のリターフォール量とその放射性セシウム濃度が他の区分にくらべて高いことから、林分での放射性セシウム落下量の多寡に影響を及ぼすものと考えられる。これは同じ針葉樹であるスギ林と比べても明瞭に違いがでており、アカマツ林の特徴だと考えられる。リターフォール量は常に一定ではなく、年々変動があり、加えて落葉や枝などの放射性セシウム濃度も変動することから、各森林タイプの放射性セシウムの動態を明らかにするためにも更なる継続観測が必要である。

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

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/m ²)					
試験地	区分	2020年 (2020年5月20日 ～2021年5月20日)		2021年 (2021年5月20日 ～2021年10月22日)	
アカマツ林	アカマツ針葉	234.3	(35.6)	72.1	(37.7)
	アカマツ以外の葉	206.6	(44.9)	62.3	(26.8)
	アカマツ枝	79.0		82.0	
	その他	100.0		44.3	
	合計	619.9		260.7	
コナラ林	広葉樹葉	432.1	(56.1)	167.8	(32.6)
	広葉樹枝	104.3		41.8	
	その他	70.1		47.1	
	合計	606.6		256.7	

b) 放射性セシウム濃度(Bq/kg)					
試験地	区分	2020年 (2020年5月20日 ～2021年5月20日)		2021年 (2021年5月20日 ～2021年10月22日)	
アカマツ林	アカマツ針葉	880	(160)	836	(259)
	アカマツ以外の葉	7,546	(4,944)	5,145	(1,952)
	アカマツ枝	6,954		2,214	
	その他	8,898		4,987	
コナラ林	広葉樹葉	2,892	(532)	1,791	(459)
	広葉樹枝	1,538		1,443	
	その他	5,581		4,424	

c) 放射性セシウム落下量(Bq/m ²)					
試験地	区分	2020年 (2020年5月20日 ～2021年5月20日)		2021年 (2021年5月20日 ～2021年10月22日)	
アカマツ林	アカマツ針葉	208.3	(60.2)	61.1	(40.2)
	アカマツ以外の葉	1,497.4	(930.8)	316.7	(182.6)
	アカマツ枝	549.4		181.6	
	その他	889.5		221.0	
	合計	3,144.6		780.4	
コナラ林	広葉樹葉	1,247.0	(285.9)	290.5	(45.5)
	広葉樹枝	160.5		60.3	
	その他	391.5		208.5	
	合計	1,799.0		559.2	

カッコ内の数値は標準偏差を表す。

7.2. 樹木周辺土壌における安定同位体セシウムの鉛直分布状況の解析

(1) 目的

放射能に汚染された森林において、樹木の木部の放射性セシウム濃度の変化を予測するためには、土壌から樹木への放射性セシウムの吸収メカニズムの解明が重要である。樹木は樹木周辺土壌中に存在する、水に溶けた形態（溶存態）や土壌粒子から剥がれ易い形態（交換態）の放射性セシウムを吸収しており、同時に、事故前から土壌中に存在する溶存態や交換態の安定同位体セシウムも吸収していると考えられる。安定同位体セシウムは事故前から自然状態に存在し、樹木に吸収されている。そのため、土壌と木材の放射性セシウムと安定同位体セシウムの濃度比を用いることで、事故によりもたらされた放射性セシウムの樹木への吸収状況を予測できると考えられる。実際、この関係を用いて、樹皮など樹木に直接沈着した放射性セシウムと土壌から吸収された放射性セシウムの割合を推定した例が存在する（Imamura et al., (2021)；参考文献 1）。粘土鉱物に強く吸着した放射性セシウムは土壌表層に存在するため、土壌における交換態の放射性セシウムも土壌表層に多く存在することが明らかになってきた。一方、安定同位体セシウムは、もともと母材となる岩石に含まれたものが、風化により土壌にも存在するため、その鉛直分布傾向は異なることが予想されるが、その解明は不十分である。安定同位体セシウムの鉛直分布状況を把握し、土壌と木材の放射性セシウムと安定同位体セシウムの濃度比を用いることで、放射性セシウムの樹木への吸収状況を新たに明らかにできる可能性がある。本研究では、放射性セシウムの樹木への吸収機構を明らかにするため、スギとコナラの樹木周辺土壌における交換態の安定同位体セシウムの鉛直分布状況を調査した。

(2) 方法

土壌中の交換態の安定同位体セシウムの測定には、2018年9月7日と2019年6月12日、13日に川内村三ツ石のスギ林とコナラ林で採取した、スギ5本、コナラ5本の樹木直下の東西南北4方位の土壌コア試料と落葉層試料を用いた。土壌コア試料は、0-5 cm、5-10 cm、10 cm以深に分割されている。落葉層4 g、鉍質土壌8 gを100 mL遠沈管にとり、1 M酢酸アンモニウム溶液80 mLを加え、振とう機で2時間水平振とうした。その後、10分間遠心分離をし、上澄み液を0.45 μm メンブレンフィルターで吸引ろ過し、交換態抽出溶液を作成した。交換態抽出溶液はICP-MS（Agilent 7700X）を用いて、安定同位体セシウム（Cs-133）濃度を測定した。

(3) 結果と考察

スギ林とコナラ林における、樹木周辺の土壌中における深度別の交換態のCs-133濃度を、図7.2-1と図7.2-2に示した。Cs-133濃度の深さ別分布は、深い場所から浅い場所にかけて濃度の減少傾向が見られた。Cs-133は母材となる岩石に含まれており、それが風化するこ

とで土壌にも存在する。そのため、風化の進んだ土壌の割合が深い場所ほど高かった可能性や他の異なる Cs-133 濃度の土壌母材が混入している可能性などが考えられた。また、スギ林とコナラ林では鉍質土壌層では大きな違いは存在しないが、落葉層ではスギよりもコナラの方が高かった。これは、スギよりもコナラの落葉層が薄いことによる鉍質土壌の混入やスギとコナラのリターの Cs-133 濃度の違いによる可能性が考えられた。

本調査により、交換態の Cs-133 濃度の深さ別の分布が明らかになった。今後、木材の Cs-137 濃度と Cs-133 濃度の濃度比と土壌中の深さ別 Cs-137 濃度と Cs-133 濃度の濃度比を明らかにすることで、樹木への吸収状況のうち、樹木が放射性セシウムを吸収している深さを推定することに活用できると考える。樹木による放射性セシウムの吸収深度が明らかになることは、森林生態系内での放射性セシウムの循環プロセスの予測精度向上に繋がる。

参考文献

1. Imamura N, Watanabe M, Manaka T (2021) Estimation of the rate of ^{137}Cs root uptake into stemwood of Japanese cedar using an isotopic approach. *Science of the Total Environment*, 755: 142478.

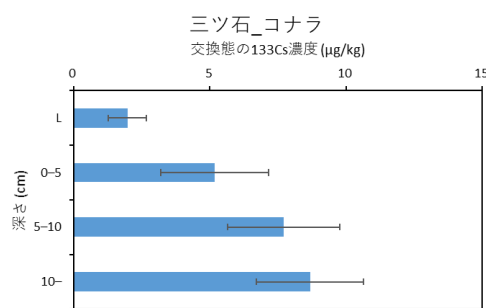
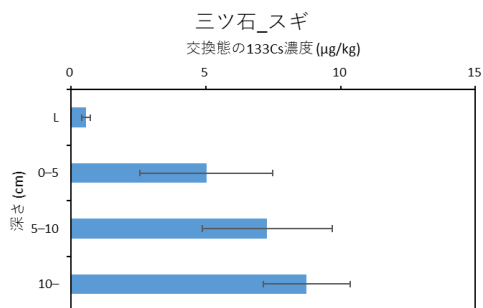


図 7.2.-1 スギ林における、樹木周辺土壌中における深度別の交換態の Cs-133 濃度

図 7.2.-2 コナラ林における、樹木周辺土壌中における深度別の交換態の Cs-133 濃度

L : 落葉層

L : 落葉層

7.3. 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、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ることから、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寄与が小さいこと、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(2012~2021年度)、金山スギ(2016~2021年度)、三ツ石コナラ(2016~2021年度)、大玉コナラ(2015~2017、2019、2021年度)、大玉アカマツ(2012~2016、2019、2021年度)及び三ツ石ヒノキ(2012~2021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、2017~2021年度は6個体(大玉アカマツ及び2019年度の大玉コナラは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。2017~2021年度は詳細調査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、全ての調査林分で減少傾向が見られた(図7.3-1)。2012年度にモニタリングを開始した三ツ石スギ、大玉アカマツ及び三ツ石ヒノキでは、2021年度の外樹皮のCs-137濃度は2012年度の1~2割にまで減少した。2015年度以降にモニタリングを開始した金山スギ、三ツ石コナラ及び大玉コナラでも、外樹皮のCs-137濃度は物理的減衰による減少よりも大きな割合で減少した。ただし三ツ石ヒノキでは、2017年度頃からの外樹皮のCs-137濃度の減少率は物理的減衰による減少率と同程度となっている。

内樹皮のCs-137濃度は、三ツ石ヒノキ以外では概ね物理的減衰による減少率と同程度に

減少した。ただし金山スギの内樹皮の C-137 濃度が外樹皮と同程度に高いのは注目すべき点である。詳細調査 I において金山スギの辺材及び心材の Cs-137 濃度が 2011～2017 年度頃にかけて増加傾向であったことから、金山スギでは Cs-137 の経根吸収量が多く、内樹皮の C-137 濃度が本調査開始以前の 2011～2015 年度の間増加していたのではないかと考えられる。同様に詳細調査 I において辺材及び心材の Cs-137 濃度に増加傾向が見られた三ツ石ヒノキでは内樹皮の Cs-137 濃度でも増加傾向が見られ、2020 年度には 2012 年度の 3 倍以上になった。ただし、2017 年度頃から頭打ちの兆候が見られ、2020 年度から 2021 年度にかけては減少が確認された。

以上のように、一部の調査林分では 2017 年度頃より外樹皮の Cs-137 濃度の下げ止まりや内樹皮の Cs-137 濃度の上げ止まりの傾向がみられ始めた。しかし、2020 年度から 2021 年度にかけても引き続き外樹皮の Cs-137 濃度が大きく減少している林分（三ツ石スギや大玉コナラ、大玉アカマツ）もあるため、今後も経年変化を注視し、森林及び樹木における放射性セシウム動態がいつ平衡状態に達するのかを明らかにしていくことが重要である。

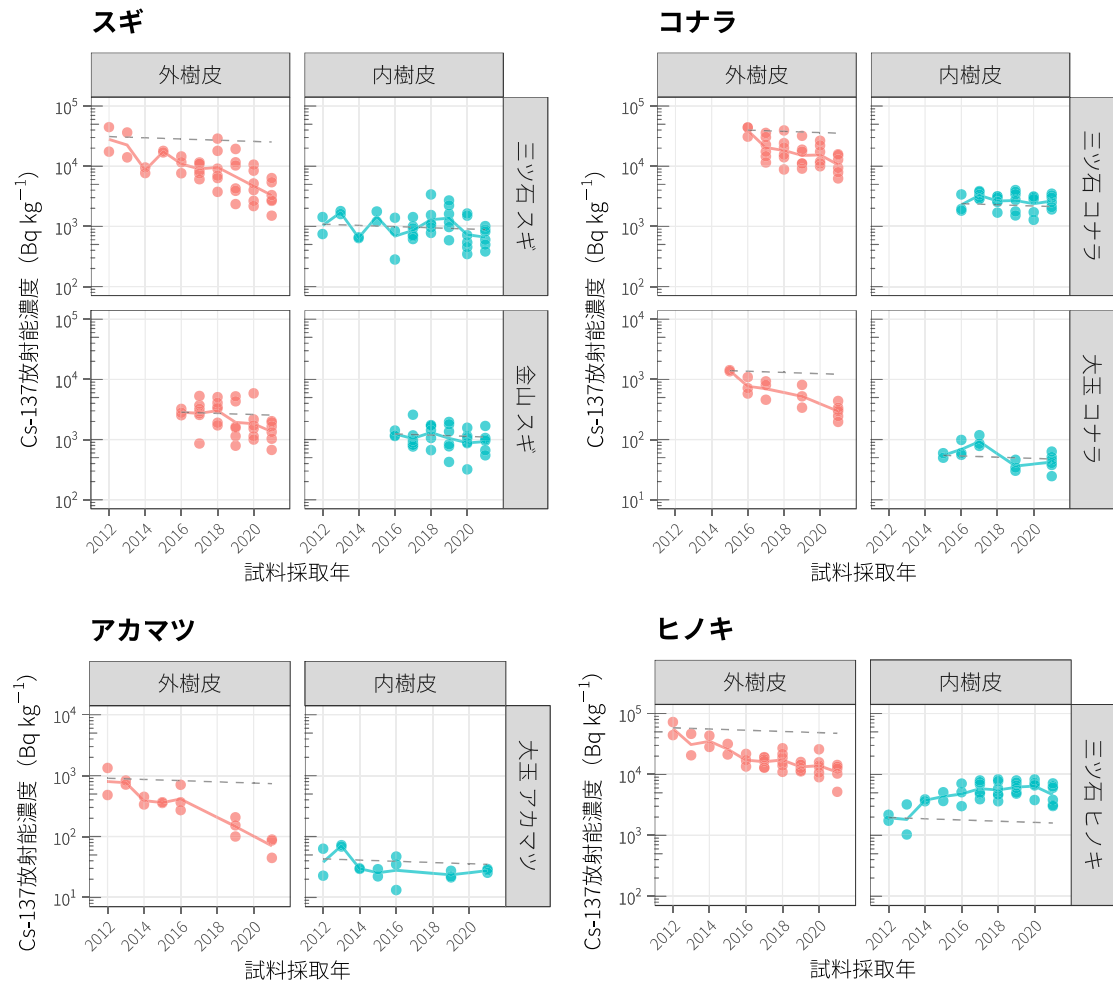


図 7.3-1 外樹皮及び内樹皮における Cs-137 濃度の経年変化

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。

7.4. 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非汚染ヒノキ苗を植栽し、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その経根吸収の抑制効果を検討することを目的とした。これまでに、試験開始2年目からカリウム施肥による苗木の放射性セシウム吸収の低減効果が認められ、以降の調査でも施肥の効果が継続して認められた。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、実際の放射性セシウム吸収抑制対策として、林地に施肥を毎年継続することは現実的ではない。そこで、施肥効果の持続性への影響を検証するため、2017年度から一部の施肥プロットにおいてカリウム施肥を中止した。さらに、2021年度はすべてのプロットのカリウム施肥を中止し、放射性セシウムの濃度変化などに着目した調査を行った。

(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年生実生苗を約3,000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回行った。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年度から施肥区4プロットのうち2プロットで、2021年度からは残りの2プロットでもカリウム施肥を中止した。すなわち、施肥7回区（施肥7回後、2021年度に中止）2プロット、施肥3回区（施肥3回後、2017年度に中止）2プロット、無施肥区4プロットとなった。2014年度から毎年秋に、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月の台風被害のため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。また、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、2020年度は各プロットから5本の個体を選んで針葉を採取し、そのうち1本の個体については根元から切り倒した。2021年度は各プロットから5本の個体を選んで針葉を採取した。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。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およぼす影響を明らかにするため2014～2018年度、2020年度に採取された土壌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）に採取した苗木針葉のCs-137濃度を図7.4.-1に示した。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。2018年度以降は年によって値は上下しており、明確な変化傾向は認められなかった。針葉のCs-137濃度は平衡状態に達しつつあると考えられるが、さらに継続して濃度変化を追跡し、年変動の要因を解析する必要があると考えられる。

処理区ごとの針葉のCs-137濃度変化を見ると、2021年度の施肥7回区の平均濃度は無施肥区に比べると約10分の1であり、施肥7回区では2021年度はカリウム施肥を行っていないがカリウムによるCs-137吸収抑制効果の持続が確認された。一方、2017年度以降施肥を行わなかった施肥3回区では、針葉Cs-137濃度は2017年度には2016年の4.5倍に増加し、その後は変動があるもののその水準で推移していて、平均濃度では施肥7回区よりも高かったが、無施肥区に比べると2021年度においても針葉の濃度は5分の1と低かった。

濃度での比較に加え、各採取地点の土壌Cs-137汚染程度のばらつきによる影響を標準化するため、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た(図7.4.-2)。その結果、針葉のCs-137濃度と面移行係数はほぼ同様の傾向を示しており、無施肥区に比べると施肥3回区においても土壌から針葉へのCs-137の移行が抑制される点も共通して認められた。土壌のCs-137汚染程度のプロット間の違いは、樹木への移行にほとんど影響しなかったといえる。

土壌の交換性カリウム含有量についてみると、カリウム施肥を行った施肥7回区や施肥3回区で2016年度には、施肥前の2014年度に比べてカリウム含有量が増えていた。その後も施肥7回区では施肥3回区や無施肥区よりも高い状態が維持されていた(図7.4.-3)。2020年度は施肥3回区の交換性カリウム含有量は無施肥区と同等のレベルで、施肥7回区の半分以下だった。

2021年度から、施肥7回区でもカリウム施肥を中止したが、当年には顕著な針葉のCs-137濃度の上昇や、土壌の交換性カリウム含量の低下はみとめられなかった(図7.4.-1、図7.4.-3)。施肥3回区では、2017年度以降のカリウム施肥の中止により、針葉のCs-137濃度が施肥7回区より高まったが、5年経過した2021年度になってもなお無施肥区より低かった。2020年度の土壌の交換性カリウム含有量は、施肥3回区と無施肥区で同レベルであったにも関わらず、針葉のCs-137濃度は無施肥区よりも施肥3回区で低かった。このことは、施肥3回区では過去のカリウム施肥により樹体に既に取り込まれていたCs-137量が無施肥区よりも少なかった等の原因で放射性セシウムの吸収抑制効果が持続していたと考えられる。0-5 cm土壌の交換性カリウムは施肥3回区と無施肥区は同レベルであったことから、5 cm以深土壌に樹木の利用しやすいカリウムが保持されている可能性がある。また、樹木は利用しやすいと考えられてきた交換性のカリウムだけでなく、土壌の粘土鉱物中に存在す

る非交換性カリウムも利用していることも考えられる。施肥の効果をより正確に評価するためには5 cm以深土壌にも着目すると共に、今後は非交換性カリウムについても検討を加える必要がある。

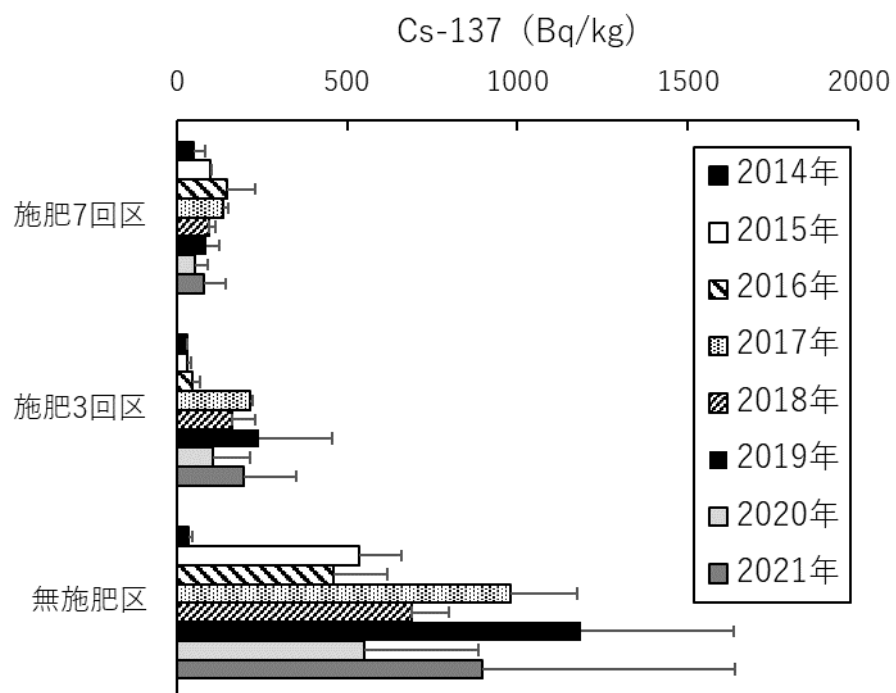


図 7.4.-1 植栽後のヒノキ苗針葉の平均 Cs-137 濃度

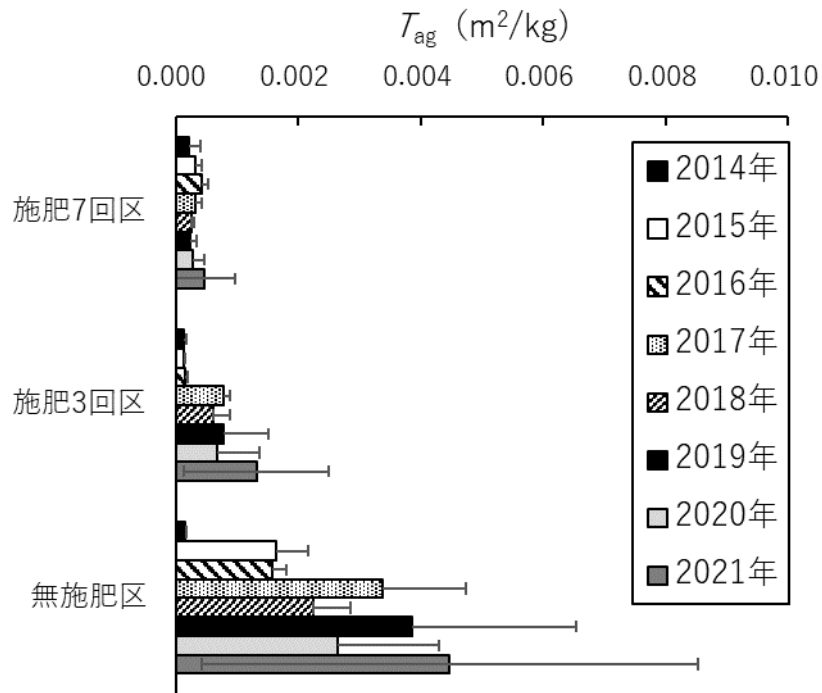


図 7.4.-2 ヒノキ苗針葉の平均面移行係数(T_{ag})

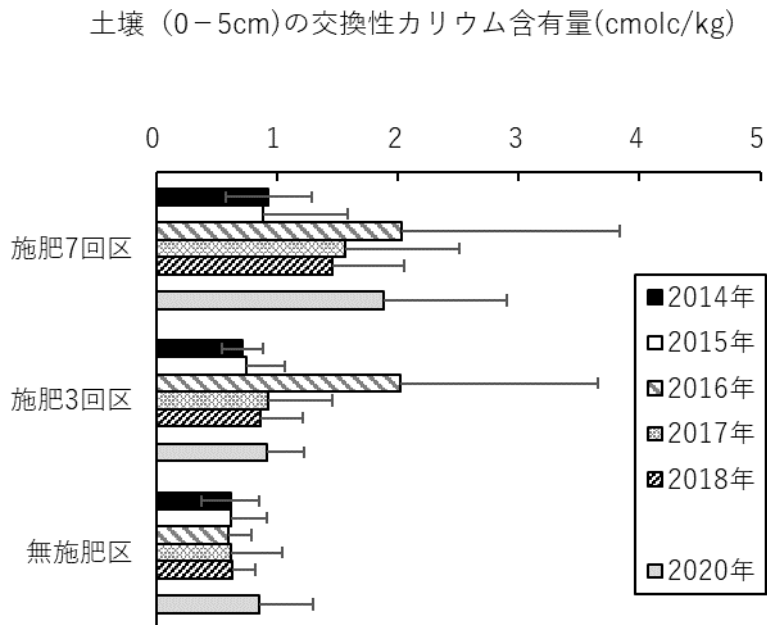


図 7.4.-3 土壌 (0-5cm) の平均交換性カリウム含有量