

## 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資するため、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。そのために、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設置し、その落葉について放射性セシウム濃度の測定を2019年度から開始した。今年度は新たに川内村内のアカマツ林とコナラ林にも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。

#### （2）調査地と調査方法

##### 1) スギ林

2020年5月中旬に三ツ石及び金山試験地に受面積0.5m<sup>2</sup>のリタートラップを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計測した。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1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1月から5月ま4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、重量のみを計測した。今年度の回収は9月までの計4回となっている。

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、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マリネリ容器0.7L（スギ枝の一部は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。

##### 2) アカマツ林と落葉広葉樹林

2020年5月中旬に館山国有林内のアカマツ林（以下、アカマツ林とする）と三ツ石国有林内のコナラ林（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、乾燥重量を計測した。回収は9月までの計4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、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マリネリ容器 0.7 L（スギ枝の一部は 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。

### （3）結果及び考察

#### 1）スギ林

##### a) 測定 1 年目の傾向

2019 年 5 月から 2020 年 5 月までの 1 年間のリターフォール量は、三ツ石試験地で 774.2 g/m<sup>2</sup>、金山試験地で 581.5 g/m<sup>2</sup>であった。両試験地ともにスギ針葉の落下量が最も大きかった。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、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。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画分の中で最も低かった（表 7.1.-1）。その結果、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、濃度が低かったため、スギの針葉による放射性セシウム落下量（三ツ石が 212 Bq/m<sup>2</sup>、金山が 283 Bq/m<sup>2</sup>）は、リターフォールによる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）。

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の落下量（1 年目）

試験地名	スギ針葉	スギ以外の葉	スギ枝	スギ以外の枝	その他	合計
リター量 (g/m <sup>2</sup> )						
三ツ石	300.5 (151.5)	189.2 (56.4)	80.8	57.8	145.9	774.2
金山	215.0 (60.3)	131.2 (61.4)	22.0	85.6	127.8	581.5
放射性セシウム濃度(Bq/kg)						
三ツ石	935 (776)	2598 (1,448)	2,429	5,906	20,750	
金山	1375 (1,274)	2192 (812)	2,942	3,208	14,350	
放射性セシウム落下量 (Bq/m <sup>2</sup> )						
三ツ石	212.1 (150.5)	446.1 (169.3)	196.2	341.4	3,028.3	4,224.0
金山	283.4 (232.5)	274.9 (126.3)	64.7	274.5	1,834.0	2,731.5

回収は 2019 年 5 月から 2020 年 5 月までの 1 年間であり、カッコ内の数値は標準偏差を表す。

## b) 測定 2 年目の傾向

計測 2 年目となる、2020 年 5 月から 9 月までの 4 ヶ月間のリターフォール量は、三ツ石試験地で 75.9 g/m<sup>2</sup>、金山試験地で 29.1g/m<sup>2</sup> であった。両試験地ともにスギ以外の葉の落下量が最も大きかったが、これは集計結果が 9 月までのものであり、スギの落葉のピークがまだ含まれていないことに起因する。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ており、この傾向は 1 年目の結果と変わりなかった。スギの針葉の放射性セシウム濃度は、両試験地ともにスギ以外の葉や枝に比べても低い値を示していた（表 7.1.-2）。リターフォール量に占める重量割合が低く、濃度が低かったため、スギの針葉による放射性セシウム落下量（三ツ石が 15 Bq/m<sup>2</sup>、金山が 6 Bq/m<sup>2</sup>）は、リターフォールによる放射性セシウム落下量全体の 2%程度であり少なかった（表 7.1.-2）。この値は 1 年目の値に比べて極めて少ない値になっているが、スギの落葉のピーク（11 月以降）が回収期間に含まれていないことが影響しているものと考えられる。

表 7.1.-2 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の落下量（2 年目）

試験地	スギ針葉	スギ以外の葉	スギ枝	スギ以外の枝	その他	総計
リター量 (g/m <sup>2</sup> )						
三ツ石スギ林	7.3 (9.8)	39.8 (27.3)	2.3	8.5	18.0	75.9
金山スギ林	2.3 (1.5)	12.8 (4.2)	0.0	4.4	9.5	29.1
放射性セシウム濃度(Bq/kg)						
三ツ石スギ林	2,430 (1,860)	7,734 (5,135)	2,010	5,584	22,262	
金山スギ林	2,495 (2,476)	5,060 (1,782)	1,377	10,703	20,794	
放射性セシウム落下量 (Bq/m <sup>2</sup> )						
三ツ石スギ林	14.7 (17.2)	223.0 (142.1)	21.9	47.5	401.5	708.6
金山スギ林	5.9 (8.2)	60.1 (13.6)	0.1	47.0	198.0	311.1

回収は 2020 年 5 月から 9 月までの 4 ヶ月間であり、カッコ内の数値は標準偏差を表す。

1年目の放射性セシウム落下量（表 7.1.-1）を用いて、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/m<sup>2</sup>、金山試験地が 275,000 Bq/m<sup>2</sup>）に対するスギ針葉の放射性セシウム落下量の割合を求めると、三ツ石では 0.032%、金山では 0.103%であり、金山の方が三ツ石よりも 3.2 倍程度大きかった。すなわち、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) アカマツ林と落葉広葉樹林

2020年5月から9月までの4ヶ月間のリターフォール量は、アカマツ林で 110.3 g/m<sup>2</sup>、コナラ林で 107.4 g/m<sup>2</sup>であった。両試験地ともに集計結果が9月までのものであり、落葉広葉樹の落下量のピークをまだ迎えていないことから、年あたりの量はさらに増えることになる。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たが、スギ林でも同様の傾向見られた。両針葉樹林とも、植栽樹種以外の葉（「スギ以外の葉」と「アカマツ以外の葉」）は林分内に混交する広葉樹でほとんど占められており、このことから、広葉樹に比べて針葉樹の葉の放射性セシウム濃度は相対的に低いとも考えられる。一方で養分濃度や量については年々変動があることから、継続観測をすることでこの傾向の存在を明らかにすることができるであろう。アカマツ林ではアカマツ針葉による放射性セシウム落下量は広葉樹葉による落下量の1割程度（約 13%）であり、放射性セシウム落下量全体に占める割合も低かった（表 7.1.-3）。一方、コナラ林では、広葉樹葉の落下量が全体量に占める割合が高い傾向にあった。

今年度より、あらたにアカマツ林とコナラ林を加えたことによって、森林タイプの違いによる放射性セシウムの還元量を比較することが可能になった。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。このことから更なる継続観測が必要である。

表 7.1.-3 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

館山アカマツ林					
	アカマツ針葉	アカマツ以外の葉	枝	その他	総計
リター量 (g/m <sup>2</sup> )	32.2 (4.6)	34.5 (12.1)	15.4	28.2	110.3
放射性セシウム濃度(Bq/kg)	880 (160)	7,546 (4,944)	6,954	8,898	
放射性セシウム落下量 (Bq/m <sup>2</sup> )	28.1 (5.0)	221.4 (78.7)	107.3	250.9	607.7
三ツ石コナラ林					
	広葉樹葉	枝	その他	総計	
リター量 (g/m <sup>2</sup> )	66.7 (19.5)	22.9	17.8	107.4	
放射性セシウム濃度(Bq/kg)	2,892 (532)	1,538	5,581		
放射性セシウム落下量 (Bq/m <sup>2</sup> )	195.9 (84.8)	35.2	99.1	330.1	

回収は 2020 年 5 月から 9 月までの 4 ヶ月間であり、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放射性セシウム分布特性の解析

### (1) 目的

樹木周辺土壌においては、樹幹流により放射性セシウムが土壌深部まで移動することが明らかになってきた。ただし、樹木への放射性セシウムの吸収を考えた場合、主に土壌粒子に吸着した放射性セシウムの総量だけでなく、樹木の根によって吸収されやすい交換態の放射性セシウムの存在量を把握することが必要となる。そこで、スギとコナラの樹木周辺土壌における交換態の放射性セシウムの鉛直分布状況を明らかにすることを目的とする。

### (2) 方法

土壌中の交換態の放射性セシウムの測定には、2019年6月12日から13日にかけて川内村三ツ石のスギ林とコナラ林で採取した、スギ4本、コナラ4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-137)濃度を測定した。

### (3) 結果と考察

スギ林における、樹木周辺4方位の土壌中における深度別の総量と交換態のCs-137蓄積量を、図7.2.-1と図7.2.-2にそれぞれ示した。また、コナラ林における、樹木周辺4方位における総量と交換態のCs-137蓄積量を、図7.2.-3と図7.2.-4にそれぞれ示した。Cs-137の総量に占める交換態の割合は、スギ林の落葉層で0.12%±0.06%、鉍質土壌層で0.45%±0.23%、コナラ林の落葉層で0.14%±0.18%、鉍質土壌層で0.44%±0.26%であった。Manaka et al. (2019)は同じスギ林、コナラ林の樹木から離れた場所において、2017年時点の落葉層の総量に占める交換態の割合は、スギで3.3%、コナラで2.1%、鉍質土壌表層ではスギで3.1%、コナラで1.8%と報告している。樹木から離れた場所に比べ、樹木周辺では一桁程度小さい値といえる。本研究では、2017年より時間が経過していることに加え、樹木の根系近傍の土壌を対象としているため樹木根による放射性セシウムの吸収により、交換態の放射性セシウムの割合が低くなったと考えられた。

交換態のCs-137蓄積量の方位、深さ別の分布は、鉍質土壌層においては基本的にはスギ、コナラともに総量のCs-137蓄積量の分布に近かった。つまり、土壌粒子に吸着している放射性セシウムが多い場所では、樹木に吸われやすい交換態の放射性セシウムも多いことを意味している。一方、落葉層においては、コナラでは総量のCs-137蓄積量の分布と異なる場合が見られた。これは、コナラの落葉層に吸着しているCs-137は、容易には交換態とし

て溶脱しないことを意味している。土壌深部への放射性セシウムの供給には樹幹流による影響が考えられる。樹幹流により放射性セシウムが供給され、土壌深部の放射性セシウム濃度が高くなった場所では交換態の放射性セシウムも多く存在している可能性が考えられた。

本調査により、樹木に吸収されやすい交換態の放射性セシウムの存在量の分布は、鉍質土壌層では基本的には放射性セシウムの総量の分布に規定されていることが明らかになった。今後、樹木への放射性セシウムの吸収メカニズムを解明するためには、土壌に存在する樹木に吸収されやすい放射性セシウムが実際に樹木に吸収されているのかを明らかにする必要がある。

#### 参考文献

Manaka T, Imamura N, Kaneko S, Miura S, Furusawa H, Kanasashi T (2019) Six-year trends in exchangeable radiocesium in Fukushima forest soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 203: 84–92.

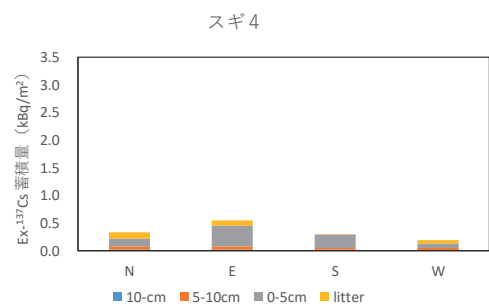
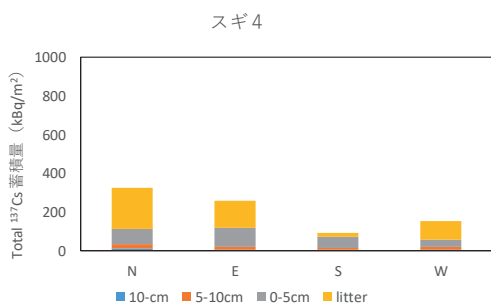
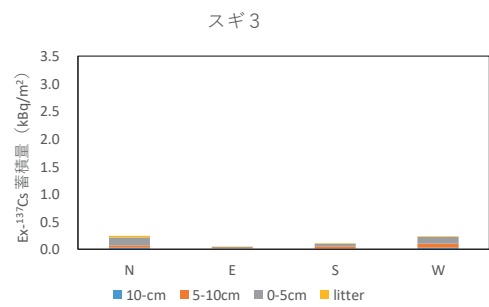
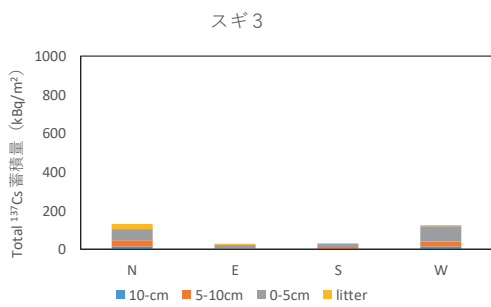
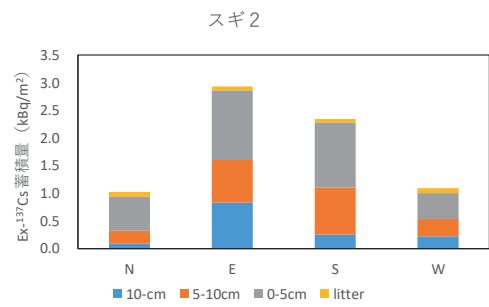
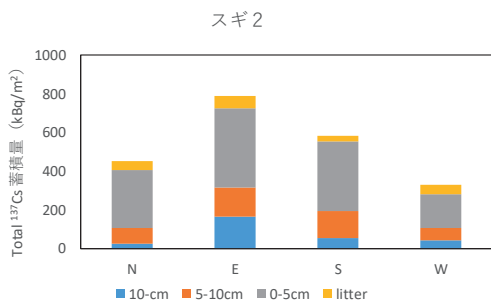
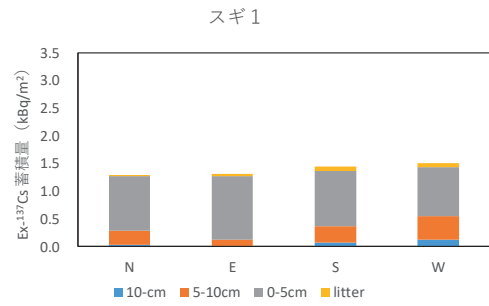
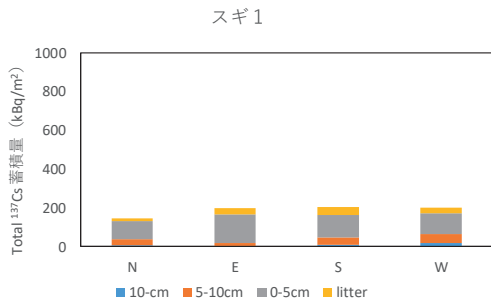


図 7.2-1 スギ林における、樹木周辺 4 方位の土壌中における深度別の総量の Cs-137 蓄積量

図 7.2-2 スギ林における、樹木周辺 4 方位の土壌中における深度別の交換態の Cs-137 蓄積量



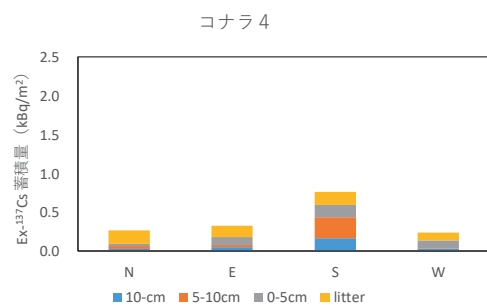
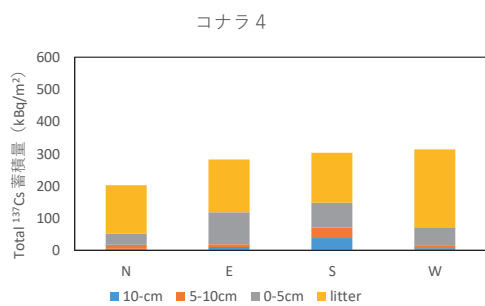
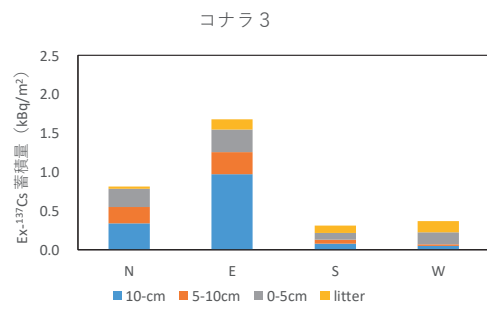
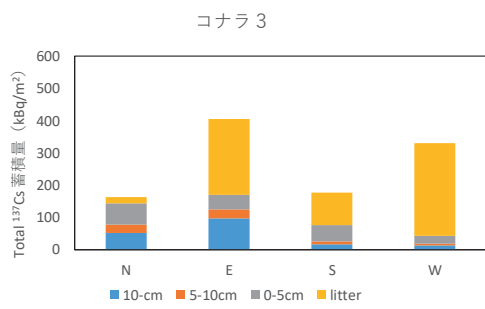
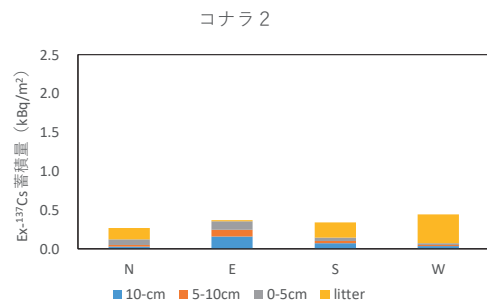
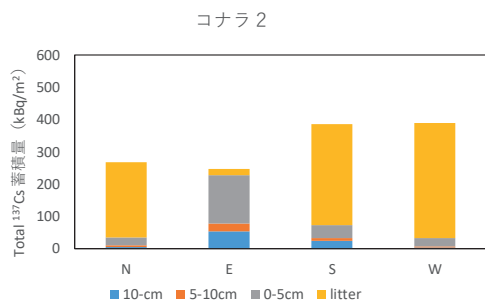
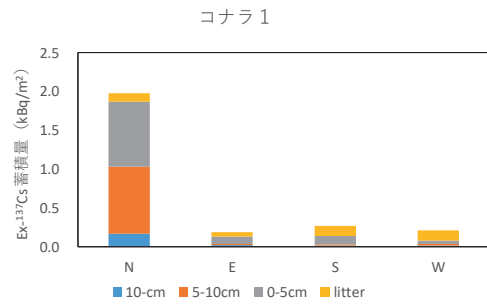
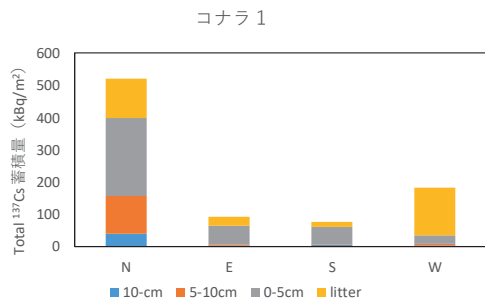


図 7.2-3 コナラ林における、樹木周辺 4 方位の土壤中における深度別の総量の Cs-137 蓄積量

図 7.2-4 コナラ林における、樹木周辺 4 方位の土壤中における深度別の交換態の Cs-137 蓄積量

### 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、大部分が原発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、汚染度の推移について予想することが難しい。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(2012~2020年度)、金山スギ(2016~2020年度)、大玉スギ(2012~2016、2018、2020年度)、三ツ石ヒノキ(2012~2020年度)、三ツ石コナラ(2016~2020年度)及び館山アカマツ(2017~2020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、2017~2020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の約10cm×10cm×2方向から外樹皮と内樹皮を切り出した。2017~2020年度は詳細調査Iの成長錐コアの採取様式に合わせ、約3cm×3cm×4方向から外樹皮と内樹皮を採取した。試料はハサミで5mm×5mm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、大玉スギ及び三ツ石ヒノキでは、2020年度の外樹皮のCs-137濃度は2012年度の2-3割程度に減少しており、物理的減衰で想定されるよりも大きな減少を示した。ただし2017年度頃からは、三ツ石ヒノキや三ツ石コナラでは、外樹皮のCs-137濃度の減少率は物理的減衰と同程度であった。また、2016年度以降にモニタリングを開始した金山スギ及び館山アカマツでも、外樹皮のCs-137濃度は物理的減衰と同程度の減少率で推移している。

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と同程度に減少した。ただし金山スギの内樹皮のCs-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 Cs-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 年度は 2012 年度の約 3 倍になったが、2017 年度以降は頭打ちになりつつある。

以上のように、一部の調査林分では 2016~2017 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、依然として外樹皮の Cs-137 濃度が大きく減少している林分（三ツ石スギ及び大玉スギ）や内樹皮の Cs-137 濃度の減少が確認できない林分（三ツ石ヒノキ）があるため、今後も経年変化を注視する必要がある。

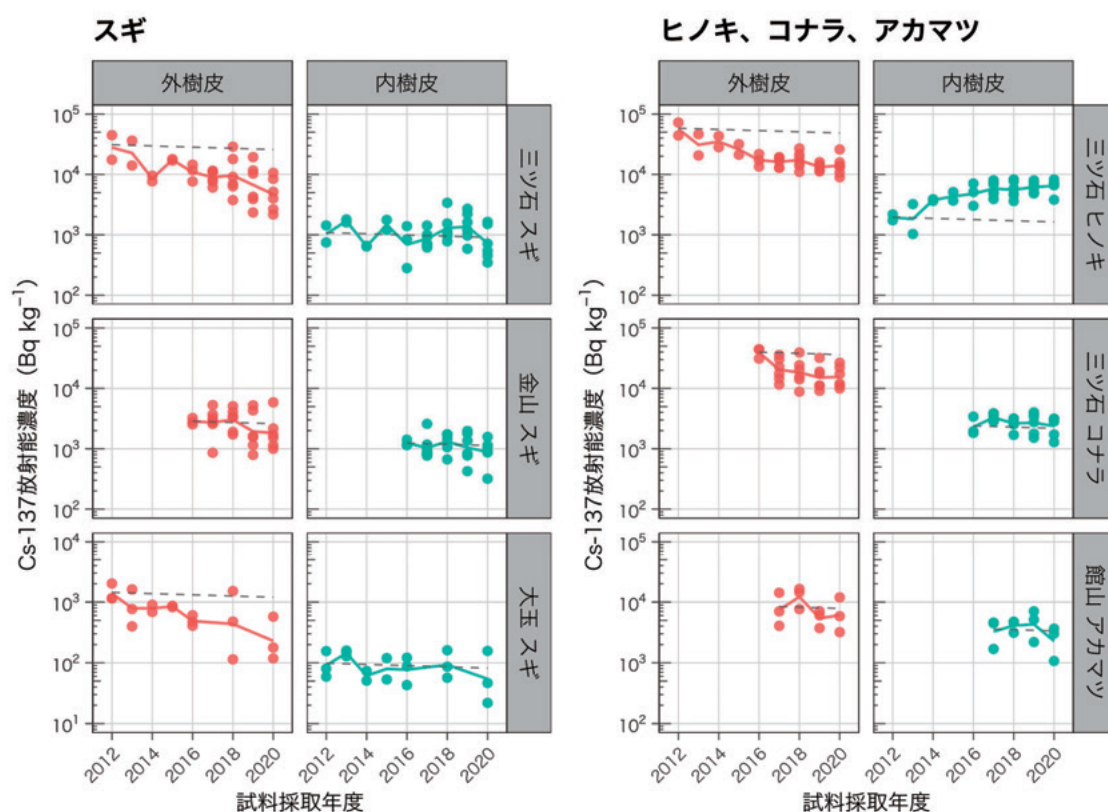


図 7.3-1 外樹皮及び内樹皮における Cs-137 濃度の経年変化

実線は平均値、破線は初回モニタリング年の平均値からの物理的減衰を示す。

Cs-137 の放射能は各採取年度の 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移行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、試験開始の1年後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、2年後の調査でも施肥の効果が継続して認められた。カリウム施肥は毎年試験開始時（2014年度は夏、2015年度以降は春）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年度に一部の施肥プロットにおいて春のカリウム施肥を中止し、成長に伴う放射性セシウムの濃度変化などに着目した調査を継続している。

##### (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月に県内産のヒノキ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(K<sub>2</sub>O)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、半分の2プロットではカリウム施肥を中止した。すなわち、施肥区(継続区)2プロット、施肥中断区2プロット、無施肥区4プロットとなった。毎年生育終了後の10月下旬から翌年の生育開始前の4月の間に、各プロットから5本の苗木とその近傍のリター及び深さ20cmまでの土壌を採取した。苗木は針葉、幹及び枝、根の3部位(2017年度からは針葉、幹、枝、根の4部位)に分けて、また土壌は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。2020年度はヒノキの成長に伴い、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本の個体を根元から切り倒して針葉、幹、枝の3部位に分け、乾燥後秤量し、針葉について放射性セシウムの定量を行った。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、カリウム施肥および施肥中断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

施肥区、非施肥区、施肥中断区の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放射性セシウム（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たものの、明確な変化傾向は認められなかった。このことから、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、さらに数年は継続して濃度変化を追跡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、2020 年度の施肥区の平均濃度は無施肥区に比べると約 10 分の 1 であり、これまでと同様にカリウム施肥による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中断区では、2017 年度以降の針葉 Cs-137 濃度が上昇傾向にあり、平均濃度では施肥区よりも高かったが、無施肥区と比べると 2020 年度においても針葉の濃度は 5 分の 1 と明らかに低かった

濃度での比較に加え、各採取地点の土壤汚染程度のばらつきによる影響を標準化するため、指標である面移行係数 ( $T_{ag}$ ) を求め検討を行った (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、施肥中断による面移行係数の上昇も共通して認められた。

土壤の交換性カリウム含有量についてみると、施肥を行った施肥区や施肥中断区で 2016 年度にはカリウム含有量が増えていた。その後も施肥区では施肥中断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)。施肥中断区は施肥を中断した 2017 年度に交換性カリウム含有量が低下し、施肥区よりも低くなったが、無施肥区より高いレベルを維持していた。

2017 年度から、施肥中断区で施肥を中止したことから、放射性セシウムの吸収抑制効果が弱まり、針葉の Cs-137 濃度が増大すると予想した。実際には 2018 年度の施肥中断区の針葉の Cs-137 濃度は 2017 年度よりやや減少したが、その後は上昇と減少を繰り返すなど、一定の傾向はみられなかった (図 7.4-1)。施肥中断区では、施肥の中断により、(1) 針葉の Cs-137 濃度が施肥区より高まったが、無施肥区より低く、(2) 土壤の交換性カリウム含有量が施肥区より低かったが、無施肥区より高かった。以上の結果は、施肥中断区では過去のカリウム施肥により土壤中に無施肥区よりカリウムが多く存在したため、放射性セシウム吸収抑制効果は施肥区に比べ弱まったものの、ある程度維持されたことが原因の一つと考えられる。

ただし、施肥中断後の Cs-137 濃度の変化は一定しておらず、これまでの 4 年間の結果から施肥中断の影響を評価することは難しい。したがって、さらに継続して施肥中断の影響を調査する必要がある。また、樹木は交換性カリウムだけでなく、非交換性カリウムも利用していると考えられるため、施肥の効果をより正確に評価するためには非交換性カリウムの挙動や、放射性セシウム吸収抑制効果におよぼす非交換性カリウムの影響についても検討

を加える必要がある。

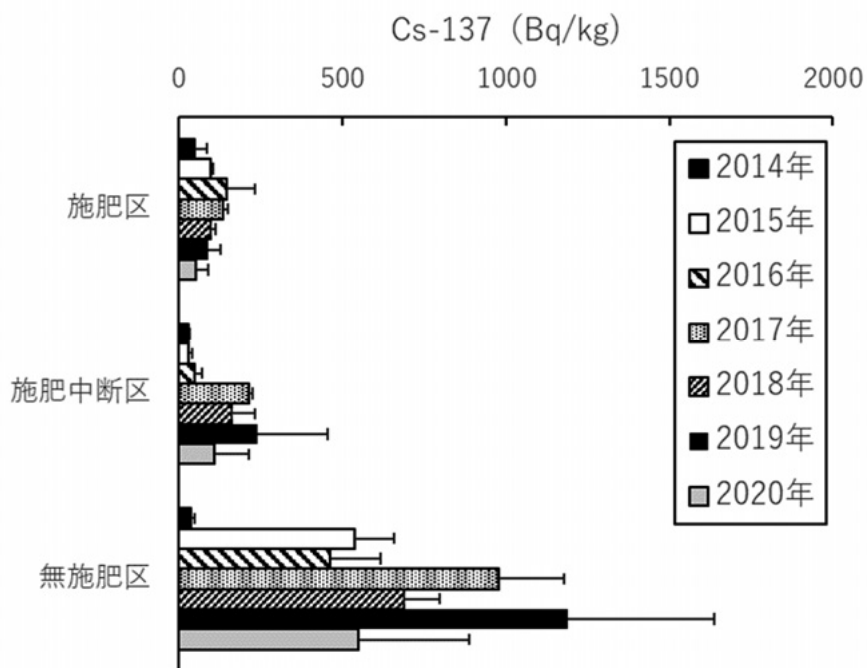


図 7.4.-1 植栽後のヒノキ苗針葉の平均 Cs-137 濃度

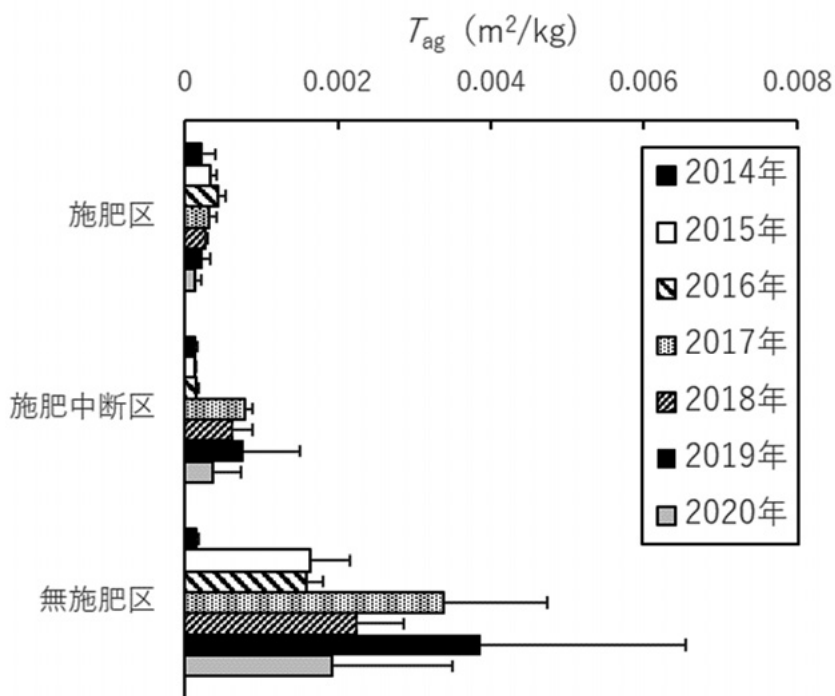


図 7.4.-2 ヒノキ苗針葉の面移行係数( $T_{ag}$ )

土壤（0-5cm）の交換性カリウム含有量(cmolc/kg)

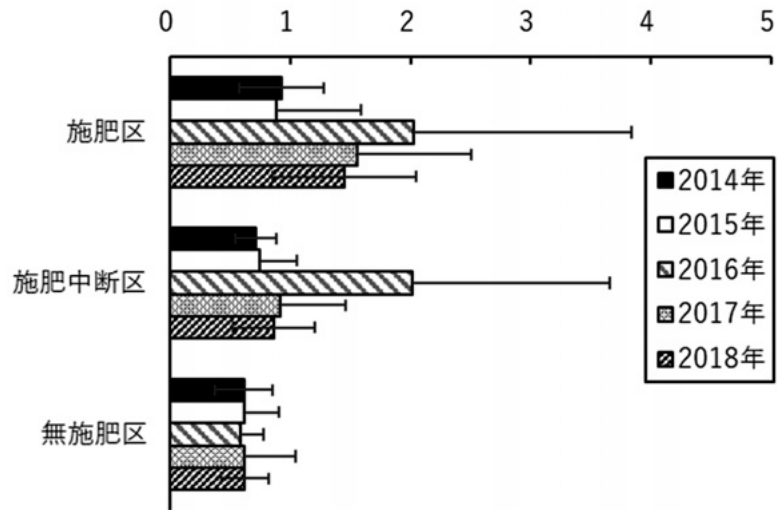


図 7.4.-3 土壤（0-5cm）の平均交換性カリウム含有量