

7.8. 落葉除去された森林内における空間線量率の継続モニタリング

(1) 目的

福島県郡山市内の森林内にて、2011年9～10月に林床の落葉・落枝・下草の除去による除染実証試験が行われた(林野庁、2011)。本継続モニタリングでは、この実証試験後の森林内における地上高1mの空間線量率の経時変化を追跡している。実証試験は森林タイプ(常緑針葉樹林および落葉広葉樹林)ごとに実施され、その後、それぞれの森林において林内空間線量率の測定を継続し、10年目となった。この調査の目的は、森林タイプによる空間線量率の推移の違い(空間線量率の低減速度の違い)を捉えることである。今年度は7月と12月に、森林内における固定調査地点(定点)及び除去プロットにおける空間線量率測定を行ったので、その結果を報告する。

(2) 試験地と調査の概況

継続モニタリング調査は、福島県郡山市にある福島県林業研究センター多田野試験林(37°23'N 140°15'E)内の常緑針葉樹林と落葉広葉樹林で実施した。この試験林は標高360～420mの丘陵地帯に位置しており(図7.8.-1)、スギ・ヒノキ人工林および落葉広葉樹林からなっている。また試験林内の斜面の中～尾根部にかけては、アカマツと広葉樹が混在している。試験地から東に約10km離れた福島県林業研究センターで測定された年平均気温は12.0°C、年降水量は1,089mmであった(福島県林業研究センター、2019)。なお、航空機モニタリングの結果では、2011年8月時点におけるこの地域の空間線量率は0.5～1.0 μSv/h、Cs-134及びCs-137の合計沈着量は100～300 kBq/m²であった(文部科学省、2011)。

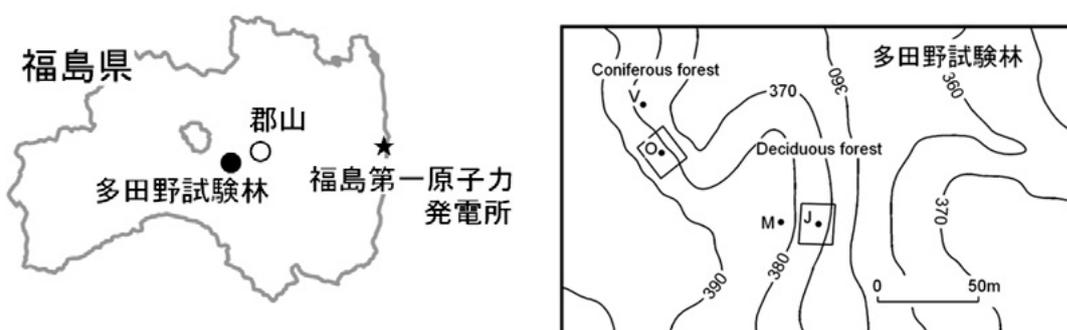


図 7.8.-1 多田野試験林及び調査プロットの位置

図中の□は落葉・下草除去を行ったプロットを、●は空間線量率の測定地点(O: 針葉樹除去プロットの中心、V: 針葉樹無処理地点、J: 広葉樹除去プロットの中心、M: 広葉樹無処理地点)を表す。



図 7.8.-2 多田野試験林内の常緑針葉樹林（スギ・ヒノキ林）（左）及び落葉広葉樹林（コナラ、サクラ等）（右）の様子（除染実証試験前に撮影）

多田野試験林の様子を図 7.8.-2 に示した（実証試験前に撮影）。試験プロットは、試験林内の常緑針葉樹林と落葉広葉樹林内の林床に設定された。2011 年 9 月～10 月の間に、20 m×20 m 範囲の林床の落葉層（落葉・落枝）と下層植生を除去する除染実証試験が実施され、除染箇所における空間線量率の低減の程度やそれに寄与する除去の範囲などが確認され（林野庁、2011）、森林における放射性物質の除去等に関する技術的指針として公表された（林野庁、2012）。各プロットの構成樹種は、常緑針葉樹林はスギとヒノキであり、落葉広葉樹林ではコナラとサクラ類を主体にアカマツが混交する。なお針葉樹林の除去プロットの斜面上方には、アカマツが混交する落葉広葉樹林が分布しており、これは周辺森林における主な構成樹種となっている。

空間線量率の測定には NaI(Tl)シンチレーションサーベイメータ（日立アロカメディカル製、TCS-172B）を使用し、斜面上の地上高 1m における空間線量率を測定した。この際、サーベイメータの時定数を 10s に設定し、測定開始から 30～40 秒経過後（時定数の 3 倍以上の時間が経過後）に測定値の読み取りを開始した。2011 年 10 月 14 日から 2012 年 9 月 20 日の測定までは、値の揺らぎを考慮した 1 回読み取り値を、それ以降は 10 秒以上の間隔で 3 回読み取った値の平均値を解析に使用した。

試験林内での空間線量率測定は、あらかじめ設定した地点（定点）で行った。定点は針葉樹林と広葉樹林の除去プロット内と各プロットの周辺に位置している（図 7.8.-1）。この定点測定によって落葉等の除去処理及び無処理による林内空間線量率の比較を行った。また、除去プロットを 2 m×2 m の格子に区分し、各格子点上の地上高 1m における空間線量率測定を行うことで、プロット内の線量率分布を測定した。

（3）結果と考察

除去プロット内の空間線量率は、落葉と下草の除去によって、常緑針葉樹林内では除去前の約 7 割（除去前は 0.77 μ Sv/h、除去後は 0.57 μ Sv/h）まで、落葉広葉樹林内では約 6 割（除去前は 1.22 μ Sv/h、除去後は 0.77 μ Sv/h）まで減少した（林野庁、2011）。その後の定点における空間線量

率のモニタリングは 2011 年 10 月より継続して行った。図 7.8-3 は常緑針葉樹林内および落葉広葉樹林内における除去プロットの中心地点(それぞれ O 点と J 点)と各プロット周辺に位置する定点(V 点と M 点)における空間線量率の経時変化である(大谷ら、2013)。森林内の空間線量率はわずかな変動は見られるが、どの定点においても時間経過にともない減少していく傾向であった。2012 年 2 月と 12 月にみられる急激な空間線量率の低下は積雪の影響である。2017 年 11 月、2019 年 11 月や 2020 年 12 月の測定値は、直前の測定値よりもわずかに大きくなっていたが、これらは変動の範囲内だと思われる。

落葉等の除去プロットと無処理箇所との空間線量率を比較すると、モニタリングの開始から 2020 年 12 月まで約 9 年が経過したが、常緑針葉樹林、落葉広葉樹林の各除去プロットにおける空間線量率は、その周辺の無処理箇所の空間線量率より低い状態が続いているため、落葉や下草の除去による除染の効果が 9 年経過後の現在も継続しているといえる。除去プロットと無処理箇所の空間線量率の差は、針葉樹林内、落葉広葉樹林内ともに、除去直後より小さくなってきており、除去直後は $0.23\sim 0.26\ \mu\text{Sv/h}$ の差があったが、現在は $0.04\sim 0.05\ \mu\text{Sv/h}$ 程度となっており、最近 3 年間は変化していなかった。つぎに針葉樹林内と広葉樹林内の空間線量率を比較すると、2015 年頃までは除去プロット、無処理箇所ともに時間とともにその差が小さくなっていき、2020 年度では森林タイプによる差は $0.00\sim 0.02\ \mu\text{Sv/h}$ となり、ほとんど差は見られなくなった。モニタリング開始時には、除去プロット・無処理箇所とも針葉樹林内の空間線量率のほうが落葉広葉樹林内よりも低かったことから、空間線量率の低下速度が常緑針葉樹林で遅く、落葉広葉樹林で速かったことが分かる。2016 年度以降は、常緑針葉樹林の線量率低下速度は落葉樹林のそれとほぼ同じであった。

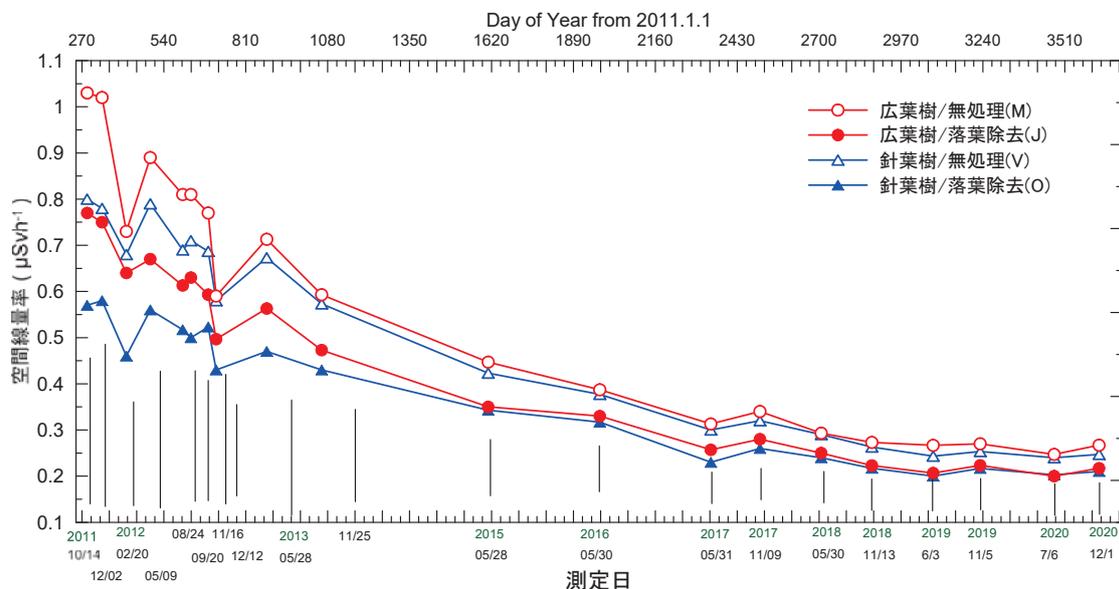


図 7.8.-3 林床の落葉除去後の空間線量率の経時変化

横軸下段は測定日、横軸上段は 2011 年 1 月 1 日からの日数

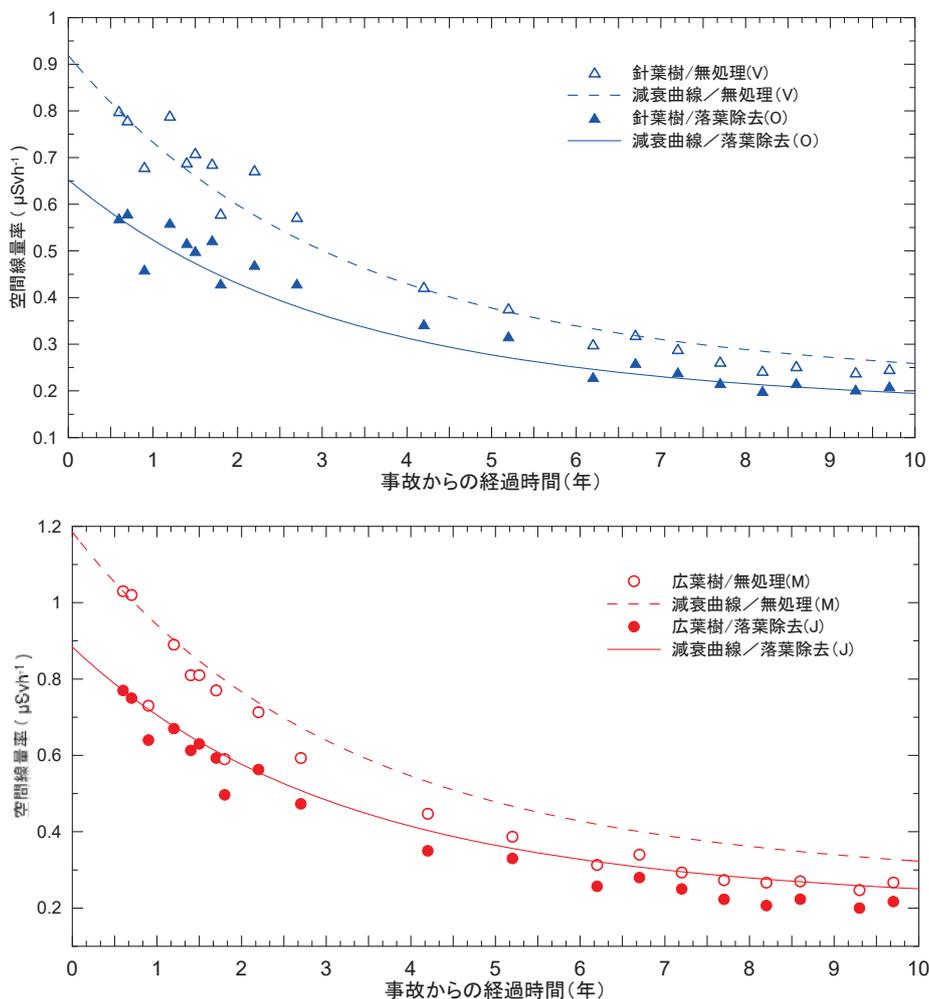


図 7.8.-4 常緑針葉樹林内と落葉広葉樹林内の空間線量率の経時変化と放射性セシウムの物理的半減期から推定した空間線量率の減衰（減衰曲線）

減衰曲線は最初の各測定値を基に、事故日を 2011 年 3 月 15 日、自然放射線量率を $0.05 \mu\text{Sv/h}$ として計算した。

図 7.8.-4 に、放射性セシウム(Cs-134 と Cs-137) の物理的半減期から推定される空間線量率の減衰（減衰曲線）と実測値の経時変化を示した。横軸の時間は原子力発電所事故（2011 年 3 月 15 日とした）からの経過時間（年）で表している。それぞれの減衰曲線は、最初の測定値を基に、自然放射線量率（バックグラウンド値）を $0.05 \mu\text{Sv/h}$ と仮定して、計算したものである。

常緑針葉樹林内の事故後数年間の空間線量率は、積雪による一時的な低下を除き、減衰曲線よりも大きな値であることが多かったことから、線量率の低下速度が遅かったことがわかる。無処

理箇所では約3年経過後までの空間線量率は減衰曲線よりも大きく、4～6年目では、ほぼ減衰曲線に沿った変化傾向がみられ、7年目以降は減衰曲線よりも少し低い値で推移していた。除去プロットでは、6年経過以降、つまり2017年度になってから、減衰曲線から推定された空間線量率とほぼ同じ値になっており、この傾向は2020年度現在も継続していた。一方、落葉広葉樹林内での空間線量率の実測値は、減衰曲線より小さいことが多く、無処理箇所では1年経過以降、除去プロットにおいても2.5年経過以降の線量率が減衰曲線より小さくなっていった。

常緑針葉樹林内では事故当時、樹冠部にも放射性セシウムが多く沈着したため、その後の落葉等によってそれらが林床に再供給されたと思われる、その結果、林内空間線量率の低下速度が落葉広葉樹林内よりも遅くなったものとする。同様の傾向は本事業における他の常緑針葉樹林調査地でもみられている（今村ら、2015）。

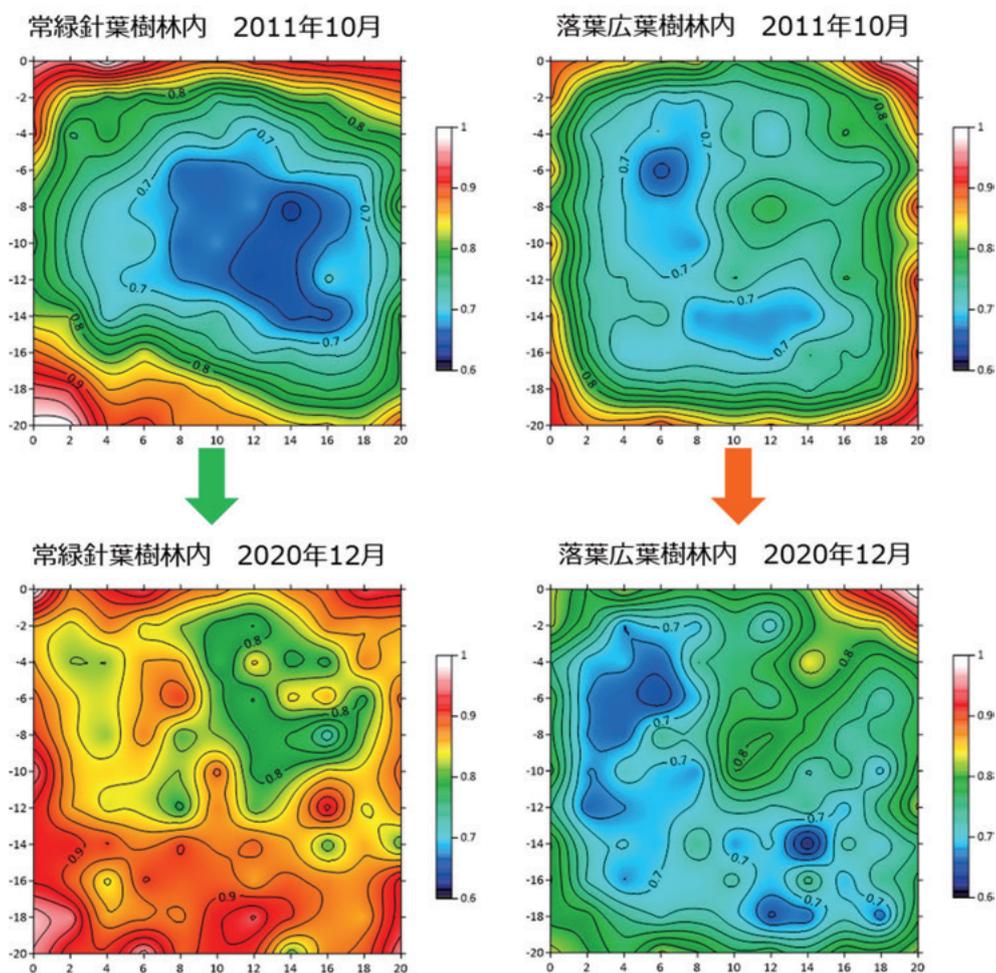


図 7.8.-5 除去プロットにおける空間線量率の分布（相対値）

除去プロットの格子点（2 m×2 m 格子）での最大測定値に対する割合で表示。

図 7.8.-5 に、除去プロット(20 m×20 m)を 2 m×2 m 格子に区切り、各格子点上 1m の高さにおい

て測定した空間線量率の分布を、プロット格子点上の最大値に対する割合で図示した(格子点の最大値は外縁の格子で生じていた)。除去処理直後(2011年10月)は、常緑針葉樹林、落葉広葉樹林ともに、除去プロット内側の空間線量率はプロット外縁の線量率よりも低くなっていた(相対値が小さい)。プロットの中心付近の空間線量率が低くなり、プロット外縁に向かって空間線量率が大きくなる傾向がはっきりしていた。除去処理から約9年経過した2020年12月の空間線量率分布をみると、針葉樹林では除去プロットの中心に向かって現れていた線量率の低下ははっきりしていない。この傾向は2015年春の時点ですでに現れており、かなり早い段階でより空間線量率の低下を示す領域(緑～青色領域)が狭くなっていたと考えられる。一方、落葉広葉樹林では空間線量率の低下を示す領域が、常緑針葉樹林に比べて、まだ広く残っていた。このような結果は、上述した常緑針葉樹林における放射性セシウムの落葉等による林床への再供給によって生じたものと考えられる。常緑針葉樹林内の除去プロット内では相対値が0.8~1.0、落葉広葉樹林内では0.7~0.9の範囲であり、この傾向もここ数年間変わっていない。

モニタリング調査を開始した当初は、林床の落葉等を除去した後に林内空間線量率が減少した箇所において、放射性物質の再移動等により空間線量率が再び増加することを懸念していたが、9年経過した後も除去プロットの林内空間線量率は無処理箇所の空間線量率よりも低いことが確かめられた。これより、森林内の除染方法として、事故後、早い時点で落葉・落枝・下草を除去することは、空間線量率を一時的に大きく低下させるために有効な方法であり、その効果は時間とともに小さくなってはいくものの、10年程度の期間は持続することが明らかとなった。

なお、本継続モニタリング調査は、空間線量率が事故直後よりもだいぶ低くなったこと、減衰速度が低下したことから毎年での大きな変化は見られないこと、落葉・落枝・下草の除去(除染)の効果とその継続時間が把握できたことから本年度をもって終了とする。

引用文献

福島県林業研究センター(2019)多田野試験林第7次経営計画書。

今村直広ら(2015)東京電力福島第一原発事故後の森林における空間線量率の4年間の変化、森林立地、57、101-107

文部科学省(2011)文部科学省による福島県西部の航空機モニタリングの測定結果について。

大谷義一ら(2013)森林内で測定した放射線量率の経時変化ー落葉除去処理から2年間の測定結果一、東北森林科学会第18回大会講演要旨集、76

林野庁(2011)プレスリリース 森林除染実証試験結果について(第二報)、(別添)森林の除染実証試験(下草・落葉の除去)について、

http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/pdf/111227_1-01.pdf (参照:2019年1月15日)

林野庁(2012)落葉等除去による除染実証試験の概要「森林における放射性物質の除去及び拡散抑制等に関する技術的な指針(参考資料)」、18-20。

7.9. 水生生物の放射性セシウム動態把握

(1) 目的

2011年3月の福島第一原発の事故により、各種の放射性物質が飛散した。放射性セシウムは落葉層及び土壌表層に集積して長期間蓄積されることが指摘されている。それらが溪流中に流れ込むことによって、溪流の生物に影響を及ぼし、ひいてはヤマメやイワナなども放射性セシウムに汚染されるため、人間の食生活にも影響が及ぶ。本調査では、溪流中の主要な要素である水生昆虫・藻類・リター・シルトについて、現時点での放射能汚染の実態を把握することを目的とした。

(2) 調査方法

2020年6月、9月、福島県川内村内の3地点（上川内：37.38N 140.73E、下川内1：37.28N 140.81E、下川内2：37.27N 140.81E）の溪流において、藻類・リター・シルトの採集を行った。水生昆虫の採集は2020年6月に行った。藻類は、石の表面についている目に見える余分な有機物類を取り除き、表面を簡単に溪流水で洗った後、石に固着している藻類を採集し、室内にて凍結乾燥の後、放射性セシウム濃度を測定した。リターは、瀬にある岩等に引っかかっているリターを溪流水で洗浄して持ち帰り、室内にて乾燥の後、放射性セシウム濃度を測定した。シルトについては、瀬に存在する砂礫の砂を持ち帰り、室内にて乾燥の後ふるいにかき（<2mm）、放射性セシウム濃度を測定した。測定には、ゲルマニウム半導体検出器を用い、Cs-134、Cs-137の放射性物質濃度の測定を行った。測定時間は値が安定するまで行い、藻類・水生昆虫は最大24時間、リターとシルトは最大2時間とした。

(3) 結果及び考察

上川内・下川内1・下川内2における各試料のCs-134およびCs-137の測定結果の平均値を表に示す。

表 7.9-1 シルト・リター・藻類・フタスジモンカゲロウ・マダラカゲロウにおける Cs-134 および Cs-137 の平均値

	Cs-134 (Bq/kg)			Cs-137 (Bq/kg)		
	上川内	下川内 1	下川内 2	上川内	下川内 1	下川内 2
シルト	4	9	20	69	173	390
リター	-	-	-	260	624	880
藻類	-	-	-	96	599	381
フタスジモンカゲロウ	-	-	-	516	229	783
マダラカゲロウ	-	-	-	42	131	78

-：検出限界以下

今回の結果を、これまでに採集した試料の放射性セシウム濃度の平均（第 8 章 3.12 を参照）と比較すると、概ね減少となっているが、下げ止まりの傾向である。水生昆虫はイワナやヤマメなど溪流魚の餌となっている。また水生昆虫は主に陸域からもたらされる落葉と溪流域で生育する藻類を起源にした餌を利用している。水生生物の放射性セシウム濃度が下げ止まっているということは、溪流魚の濃度も下げ止まっていくと考えられる。

7.10. 野生山菜の放射性セシウム

(1) 目的

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。実態の的確な把握が重要であることから、放射性セシウム(Cs-137)濃度の経年変化を2012～2016年度に福島県内で調べられた個体(群)(清野・赤間 2018)の中から、生態的特徴等から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濃度の最新の変化を明らかにした。なお、物理学的半減期2年のCs-134は、長期的には放射能汚染への寄与が小さいため、本調査では対象外とした。

(2) 調査方法

2020年8月に福島県川内村三ツ石、金山および福島県大玉村でコシアブラ5、タラノキ2、フキ3、ヨモギ2、ゼンマイ3、イタドリ1、ヤマドリゼンマイ2、ウド1、ワラビ1個体から展開した当年茎葉を採取した。同一個体(群)から採取したが、枯死などによって個体の確認ができない場合には近傍に生育している個体を新たな調査の対象とした(2019年度から金山のウド、2020年度から大玉のタラノキ)。検体は熱風乾燥器で75°C、48時間以上で乾燥させ、重量を測った後、U-8容器(容量100mL)や0.7Lマリネリ容器に入れ、ゲルマニウム半導体検出器でCs-137濃度を求めた。検体が2012～2016年度は新芽であったので、他の経費による研究課題において取得したデータで別に作成した展開茎葉/新芽Cs-137濃度比(表7.10.-1)を用い、8月採取の検体濃度から2020年度の新芽濃度を推定して比較した。Cs-137濃度は2016年9月1日を基準日に減衰補正した。なお、上記の調査地以外にも近隣市村を踏査し、調査可能な該当野生山菜の確認を行い、適宜それら試料木の位置情報をハンディGPSにより取得、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年度までの経年的低下傾向が2016～2020年度の間も続いていることが分かった。また、これまでは濃度の経年的低下傾向が明瞭でなかったワラビでも濃度の低下が確認された。一方、2019年度の調査で一旦濃度の低下が見られたコシアブラやヤマドリゼンマイでは、今年度は上昇する個体が見られたほか、2019年度までは経年的低下傾向が確認されていたイタドリも上昇していた(図7.10.-1)。大玉の山菜は他の地域よりも低い値で推移していたが、タラノキについては三ツ石の個体が大玉の個体と同程度か下回るようになってきている。

以上のように、野生山菜の放射性セシウム濃度は、一部の種では経年変化の傾向が近年変化しているようであり、傾向の判断に観察の継続が必要である。

表 7.10-1 野生山菜 9 種の展開茎葉/新芽 Cs-137 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

2012～2019 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。

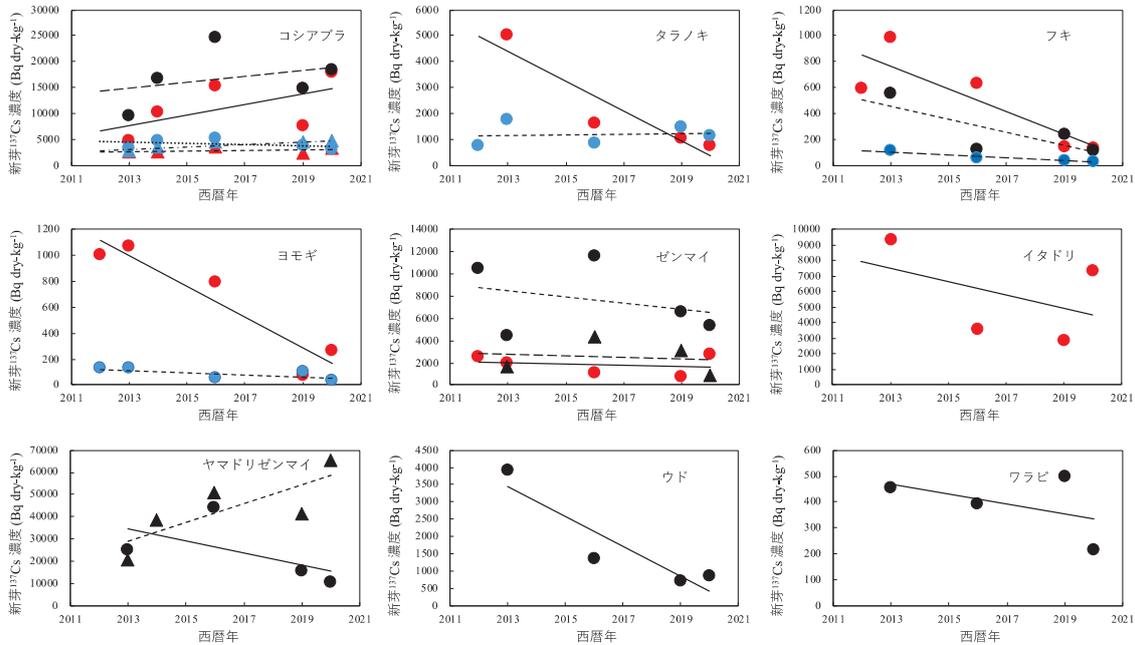


図 7.10-1 野生山菜 9 種の新芽 Cs-137 濃度の経年変化

シンボルは観察個体（群）の違いを示す。赤：三ツ石、黒：金山、青：大玉。2012～2016 年度は春に採取した観測結果、2019～2020 年度は 8 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。直線は観察期間を通じた濃度変化の対数近似線。

引用文献

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

7.11. 詳細調査Iを補完する放射性セシウム蓄積量調査

(1) 目的

これまでの詳細調査I（森林内放射性物質分布調査）から得られた結果をより一般化するため、2011年度から2016年度まで調査を実施していた福島県只見調査地のスギ林（林野庁、2017；参考文献1）の樹木と土壌における放射性セシウムの分布実態を調査した。

(2) 調査地の概況

2011年度から2016年度まで毎年継続調査を行っていた只見試験地（福島県南会津郡只見町布沢：会津森林管理署南会津支署管内東松山国有林1003林班か1、わ5小班）のスギ林を調査した（図7.11.-1）。本調査地は原発から134 kmに位置し、47年生のスギ林である。



図 7.11.-1 只見試験地における調査地点。地理院地図（国土地理院）を加工して作成。

(3) 調査方法

2011年度から2016年度まで実施していた調査と同じ範囲に30 m×70 mのプロットを作成し、詳細調査Iに準じて空間線量率を測定、樹木、小径木、林床植生、落葉層及び土壌の試料採取、試料調整、放射性セシウム濃度測定を行った。樹木試料（スギ3本）は2020年9月14日～15日、空間線量率の測定と落葉層及び土壌試料の採取は2020年9月10日に行った。放射性セシウム濃度（Cs-134 + Cs-137）は2020年9月1日を基準として減衰補正した。また、比較に用いた2011～2016年度の値は各年の9月1日を基準日としている。Cs-134が不検出の場合は詳細調査I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、各年9月1日時点のCs-137濃度からCs-134濃度を推定した。

(4) 結果及び考察

調査林分の空間線量率は、地上高 1 m で 0.07 $\mu\text{Sv/h}$ 、地上高 10 cm で 0.08 $\mu\text{Sv/h}$ ($n = 32$) であり、それぞれ前回調査を行った 2016 年度の測定値から 0.01 $\mu\text{Sv/h}$ 低下した。しかし、空間線量率測定 of 標準偏差が 0.01~0.02 $\mu\text{Sv/h}$ であることを考慮すると、空間線量率の値は前回調査時からほとんど変化しておらず、当調査林分の空間線量率は事故以前のレベルにほぼ達したと考えられる。

部位別の放射性セシウム濃度の平均値を見ると、2020 年度の枝葉、樹皮、材の放射性セシウム濃度は前回調査を行った 2016 年度の測定結果よりも濃度が低下していた (図 7.11.-2)。葉及び枝では 2011 年度以降毎年濃度が低下しており、2020 年度もその傾向が継続していた。樹皮の放射性セシウム濃度についても、2011 年度以降減少傾向が見られるが、枝葉と比較すると緩やかに濃度が減少していることが確認された。一方、材の放射性セシウム濃度には明瞭な増減の傾向は見られなかった。ここで、2020 年度の詳細調査Iの他のスギ林調査地 (三ツ石、金山、大玉) の調査結果と比較すると、地上部の部位別の放射性セシウム濃度では、樹皮が最も高い濃度を示すことは全ての調査地で共通であった。

小径木の葉の放射性セシウム濃度は 0.064 kBq/kg、枝は 0.012 kBq/kg であり、葉の濃度の方が高かった。林床植生の放射性セシウム濃度は 0.24 kBq/kg であり、小径木の葉よりも高い値を示した。

2020 年度の落葉層の濃度は、前回調査時から継続して低下し、土壌 0-5 cm の濃度も減少していた。深さ 5 cm 以深の土壌の放射性セシウム濃度についても、前回調査時から減少していた。落葉層では、2011 年度から 2015 年度にかけて全調査部位の中で最も高い放射性セシウム濃度を示したが、時間の経過とともに濃度が減少していた。一方、土壌 0-5 cm では徐々に濃度が増加し、2016 年度には土壌 0-5 cm が全部位の中で最も高い放射性セシウム濃度であった。2020 年度の土壌 0-5 cm の放射性セシウム濃度も、2016 年度と同様、全部位の中で最も高い放射性セシウム濃度を示した。上述の土壌 0-5 cm が最も濃度が高いという調査結果は、詳細調査Iの三ツ石および大玉のスギ林調査地と同じである。一方、詳細調査Iの金山スギ林では、落葉層が全部位の中で最も高い値を示しており、場所によってこのような違いが生じた要因を明らかにするための調査を継続する必要がある。

2011 年度から 2014 年度までの放射性セシウム蓄積量の分布割合は、葉、枝、樹皮、落葉層で低下し、土壌で増加する傾向が見られた (図 7.11.-3、表 7.11.-1)。2015 年度以降も同様の傾向が見られたが、2014 年度以前と比較すると分布割合の変化は小さいものであった。また、森林に降下した放射性セシウムの 9 割以上が土壌に蓄積していることが確認された。2020 年度の詳細調査Iの他のスギ林調査地の放射性セシウム分布割合と比較すると、全てのスギ林で放射性セシウムの 9 割以上が落葉層及び土壌に蓄積しているという点が共通していた。

上述の今年度の調査結果の傾向について以下にまとめると、1) 原発事故後初期時と比較し、只見試験地のスギ林では部位別の放射性セシウム濃度が十分に下がり、2) 森林内での

放射性セシウム蓄積量の分布も前回調査を行った 2016 年度からほとんど変化しておらず、安定していることが分かった。

参考文献

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

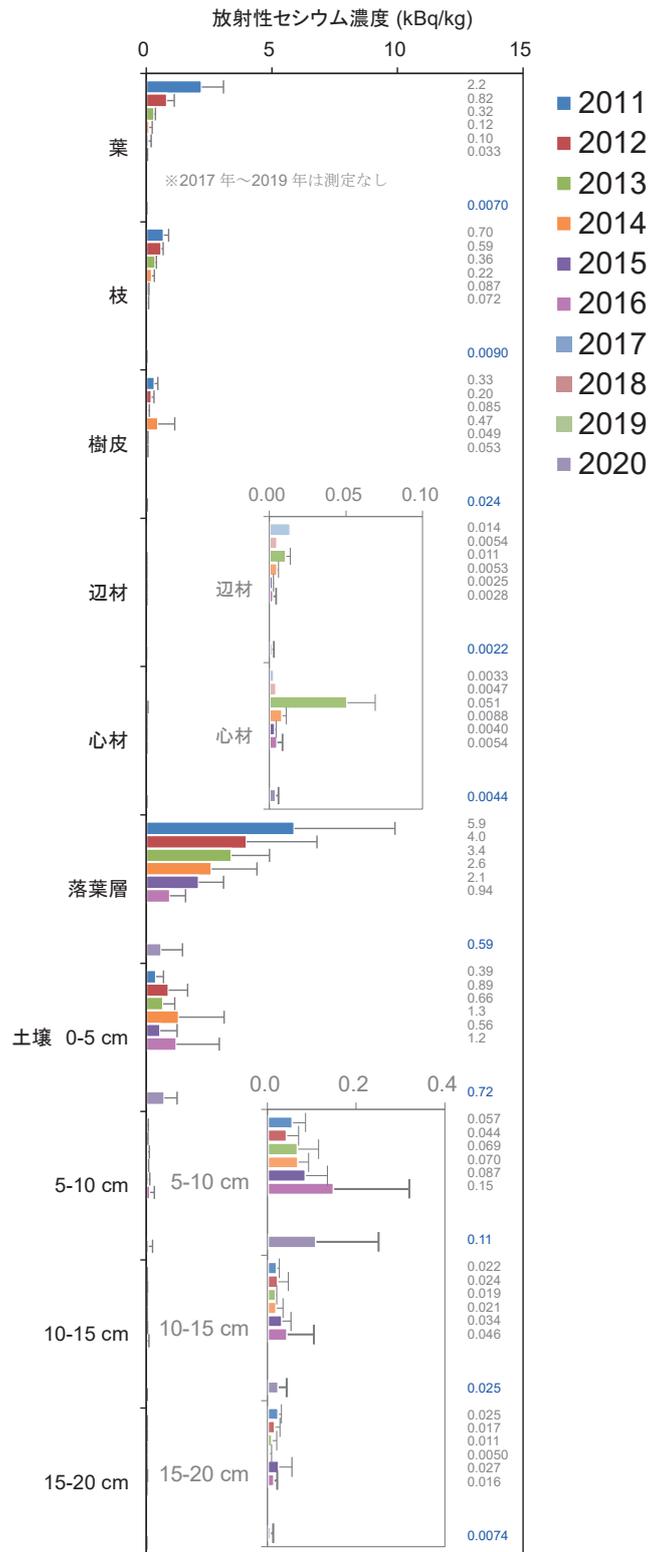


図 7.11.-2 只見スギ林における部位別の放射性セシウム濃度

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。

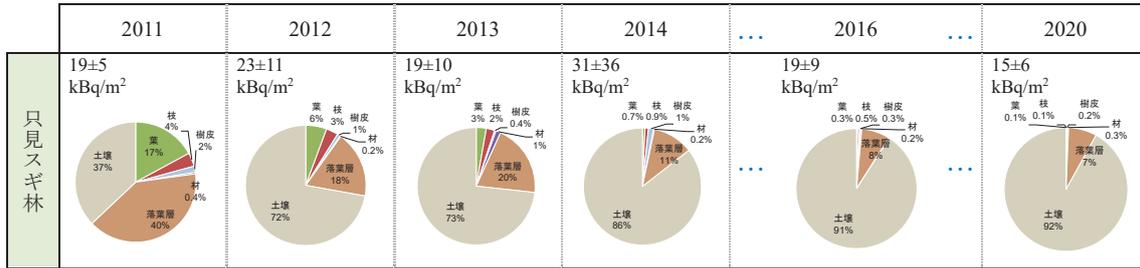


図 7.11-3 只見スギ林の放射性セシウム蓄積量の分布割合

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) 2015 年度の調査結果は省略。

表 7.11-1 2011～2020 年度における只見スギ林調査地の放射性セシウム蓄積量の部位別分布割合

	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
葉, 枝	17%, 4%	6%, 3%	3%, 2%	0.7%, 0.9%	1%, 0.7%	0.3%, 0.5%	-	-	-	0.1%, 0.1%
樹皮	2%	0.8%	0.4%	1%	0.3%	0.3%	-	-	-	0.2%
材	0.4%	0.2%	1%	0.2%	0.2%	0.2%	-	-	-	0.3%
落葉層	40%	18%	20%	11%	19%	8%	-	-	-	7%
土壌	37%	72%	73%	86%	78%	91%	-	-	-	92%

7.12. 幹材内の放射性セシウム濃度分布の実態把握

(1) 目的

幹材内における放射性セシウム (Cs-137) 濃度の半径方向の分布は不均一であり、特に心材内の分布パターンは同一樹種の個体間、さらには同一個体内の樹幹の位置 (垂直方向) によっても異なることがわかってきた (Ohashi et al. 2014, Ogawa et al. 2016, Ohashi et al. 2020)。個体間や個体内の分布パターンの違いは、心材の直径や含水率などの違いによって生じているようであり、心材の直径が大きいほど、また心材の含水率が低いほど、心材内の Cs-137 濃度は髄に向けて低くなる傾向が見られる (Ohashi et al. 2020)。しかし、時間の経過とともに心材内側 (髄付近) の Cs-137 濃度が心材外側と同程度にまで増加することが示唆されていることから (Ogawa et al. 2016)、幹材内の Cs-137 の動態が平衡状態に達するまで Cs-137 の心材内側への移行が進む (心材の Cs-137 濃度が増加する) 可能性がある。時間の経過とともに Cs-137 の心材内側への移行が進むかどうかを確かめることは、幹材の将来の Cs-137 汚染を正確に見通す上で非常に重要である。

2014 年度に調査を行った時点では、三ツ石スギでは心材内側の Cs-137 濃度は心材外側と同程度であったが、金山スギや金山カラマツでは心材内側の Cs-137 濃度は心材外側に比べて 1/10 程度と非常に低かった (Ohashi et al. 2020; 図 7.12.-1)。本調査では、2014 年度の調査個体と同一調査地の同程度のサイズの個体において Cs-137 濃度の半径方向分布を調べ、この 6 年間で Cs-137 の心材内側への移行が進んだかどうかを明らかにすることを目的とした。

(2) 調査方法

三ツ石スギ、金山スギ及び金山カラマツを 2 個体ずつ伐倒し、円板試料を地上高 1 m より採取した。円板は辺材-心材境界を基準として半径方向 2 cm 毎に分割した。円板の端で半径方向 1 cm 未満の部分が生じた場合は隣接する試料に含め、半径方向 1 cm 以上 2 cm 未満の部分が生じた場合は独立した試料として扱った。また、スギでは辺材と心材の間の移行材 (白線帯) が明瞭で半径方向 1 cm 程度あったため、移行材を独立した試料として扱った。分割した幹材試料はカッティングミルで粉碎し、恒温器で乾燥させた後、マリネリ容器に充填した。試料中の Cs-137 濃度 (105°C 乾燥重量ベース、減衰補正日 2020 年 9 月 1 日) 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って求めた。

(3) 結果及び考察

幹材内の Cs-137 濃度は、三ツ石スギ及び金山スギでは心材外側もしくは心材内側において、金山カラマツでは辺材において最も高かった (図 7.12.-2)。2014 年度の調査では、三ツ石スギ及び金山カラマツについては同様の結果であったが、金山スギについては Cs-137 濃度は辺材もしくは移行材において最も高かったため (図 7.12.-1)、金山スギではこの 6 年間

で心材の Cs-137 濃度が相対的に高くなったことがわかる。この結果は、詳細調査Iで得られている「2014 年度以降の心材の Cs-137 濃度は三ツ石スギでは変化なし、金山スギでは増加」という結果と一致する。

心材内の Cs-137 濃度分布は、三ツ石スギでは 2014 年度と同様に、心材外側から内側にかけてほぼ均一か、内側でやや高いというパターンであった。一方、金山スギ及び金山カラマツでは、2014 年度は心材内側の Cs-137 濃度は心材外側の 1/10 程度と非常に低かったが、2020 年度は胸高直径が比較的小さい個体では心材外側と同程度であった。胸高直径が比較的大きい個体では、依然として心材内側の Cs-137 濃度は心材外側の 1/3~1/2 程度と低いが、2014 年度が 1/10 程度であったことを考えると、かなり高くなったと言える。

以上の結果は、金山スギでは 2014 年度から 2020 年度にかけて Cs-137 の辺材から心材への移行が進み、さらに心材内でも心材外側から心材内側への移行が進んだことを示唆している。金山カラマツでも心材外側から心材内側への移行が進んだと考えられる。一方、三ツ石スギでは 2014 年度の時点で既に幹材内の Cs-137 動態が平衡状態になっていたと言えるだろう。金山スギ及び金山カラマツでも、胸高直径が比較的小さい個体については、2020 年度の時点で幹材内の Cs-137 動態が平衡状態に近づいていることがうかがえる。金山スギ及び金山カラマツの胸高直径が比較的大きい個体では、2020 年度以降も引き続き心材外側から心材内側への移行が進む（心材の Cs-137 濃度が増加する）可能性があるため、今後も幹材内の Cs-137 動態を注視する必要がある。

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. Ogawa, H., Hirano, Y., Igei, S., Yokota, K., Arai, S., Ito, H., Kumata, A., Yoshida, H. (2016) Changes in the distribution of radiocesium in the wood of Japanese cedar trees from 2011 to 2013. *Journal of Environmental Radioactivity*, 161:51–57.
3. Ohashi, S., Kuroda, K., Fujiwara, T., Takano, T. (2020) Tracing radioactive cesium in stem wood of three Japanese conifer species 3 years after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Wood Science*, 66:44.

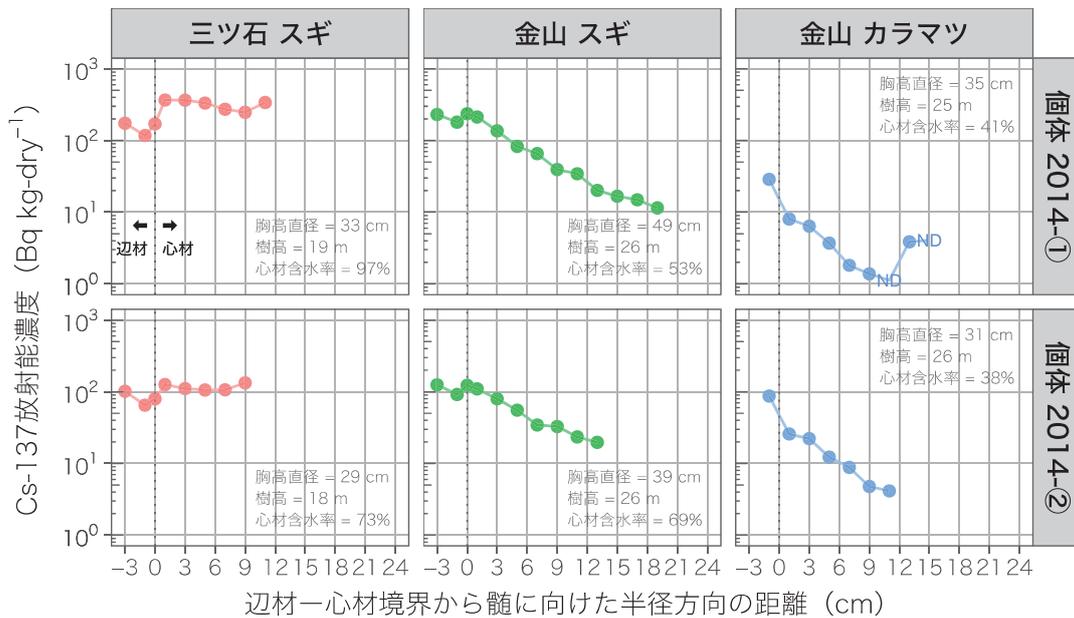


図 7.12.-1 2014 年度時点のスギ及びカラマツの幹材（地上高 1 m）における Cs-137 濃度の半径方向分布（Ohashi et al. 2020 の Fig. 2 を改変）

破線は辺材—心材境界、破線上の点は移行材、ND は不検出（検出限界値）を示す。

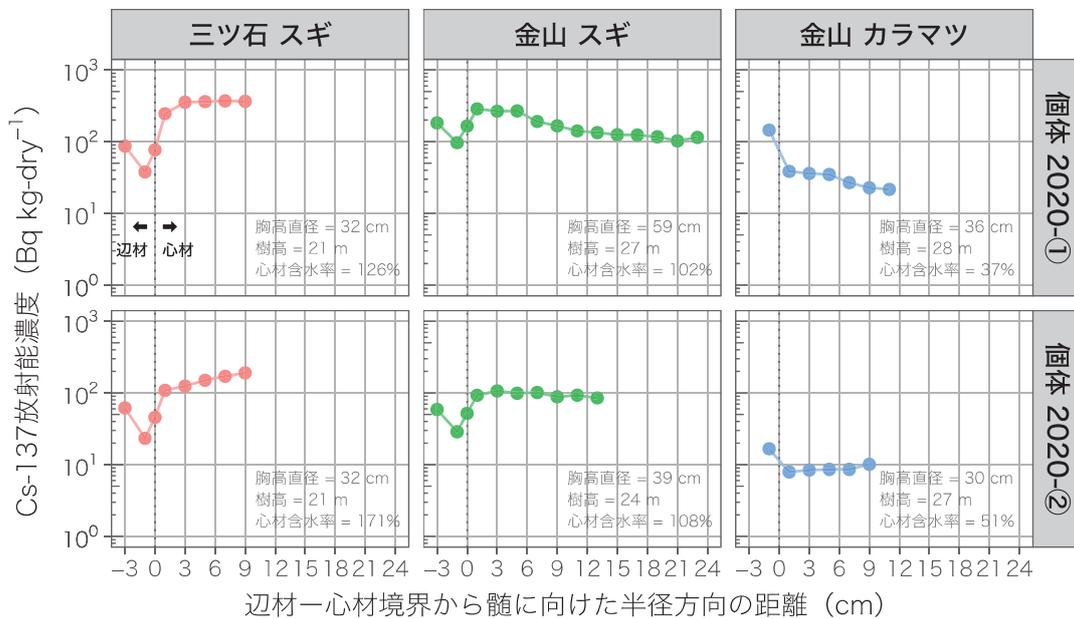


図 7.12.-2 2020 年度時点のスギ及びカラマツの幹材（地上高 1 m）における Cs-137 濃度の半径方向分布

破線は辺材—心材境界、破線上の点は移行材を示す。

7.13. 放射性セシウム吸収能が高い菌根菌への地表処理の影響の解析

(1) 目的

福島県東部の阿武隈山地は、かつてはシイタケ原木として用いられるコナラの一大産地であり、原木林業は儲かる林業として成立していた。コナラの吸収根は菌根と呼ばれる共生菌類との共生体になっており、それらの菌類は菌根菌と呼ばれている。土壌から養分水分を吸収するのは専ら菌根菌であり、コナラの根は菌糸から養分水分を受け取っている。菌根菌にはきのこを作るものが多いが、菌根菌きのこの放射性セシウム濃度は木材腐朽菌のきのこより高いことが多い。菌根菌は吸収した放射性セシウムをコナラに渡してしまうことが知られているが、その量は菌根菌の種類により異なる。

菌根菌の種類は環境により異なり、地表の攪乱の影響を強く受ける。そのため本調査では、伐採跡地で通常の地拵えを行った場所と強度に攪乱した場所とで菌根菌相を比較し、コナラの放射性セシウム (Cs-137) 吸収を抑制するのに適した地表処理を明らかにすることを目的とした。

(2) 調査方法

田村市都路地区の標高 700 m 前後の原木コナラ林で、森林組合によりパルプチップ用材として収穫が行われたあと通常の地拵えと再造林が行われた林分を調査地として使用した。地拵えは収穫後に地表の灌木とササを刈り払い、林内に帯状に堆積することによって行われ、ササなどが除去された部分に概ね 2-3 m おきに 1 m 程度のコナラ苗木が植栽されていた。

調査用の苗木は、これらとは別のコンテナ苗を植栽した。2018 年秋に森林総研構内で採取したコナラ果実から JFR-150 コンテナで 1 年間育成した高さ 10-15 cm 程度のものを用いた。調査地内には標高 720 m に 2 箇所、660 m に 1 箇所のサブプロットを設け、それぞれ 20 本、合計 60 本を植栽した。植栽日は 720 m 区が 7 月 17 日、660 m 区が 8 月 11 日である。各サブプロットは 10×20 m とし、半分を強度地掻き区とした。強度地掻き区については苗木を植栽する地点の周囲 1 m 四方について有機物層と A 層上部を掻き取り、地拵え堆積物の上に積んだ。対照区は等高線に沿って隣接して設けた。

調査地内、及び周辺の伐採されていない林分について、菌根菌の発生調査を行った。

(3) 結果及び考察

試験用に植栽したコナラの稚苗は、12 月 3 日の調査時に標高 720 m 付近の 2 つのサブプロットの個体が全て消失していた。コンテナ培土の痕跡から、引き抜かれて主根を食害されたと見られ、足跡からイノシシによる被害と推定された。また、食害を受けていなかった標高 660 m 付近のサブプロットでは、植栽した稚苗のうち土壌処理を行わなかった対照区のもものは 10 月 22 日の時点で全て枯死していた。一方で強度地掻き区には生き残る個体が見

られた。JFA-150 コンテナで育成したコナラ 1 年生実生は、地上部の食害には耐えて再度発芽するが、ゴボウ状の主根に貯蔵養分を蓄積しているためイノシシ害を招いたと考えられる。また、660 m の対照区での枯損は、コンテナ苗では根系サイズが小さいため土壤水分が安定する A 層・B 層に十分届いていなかった、または乾燥した有機物層に水分を奪われたためではないかと考えられる。

菌根菌相を反映していると考えられる菌根性きのこ相については、6, 7, 8, 10 月に調査を行ったが、令和 2 年は調査地外の天然林でも極めて不作であり、調査地内では菌根性きのこの発生がほとんど見られなかった。菌根菌相をきのこ相から推定するには限界があることから、菌根から直接抽出した DNA による推定を行うことが望ましい。

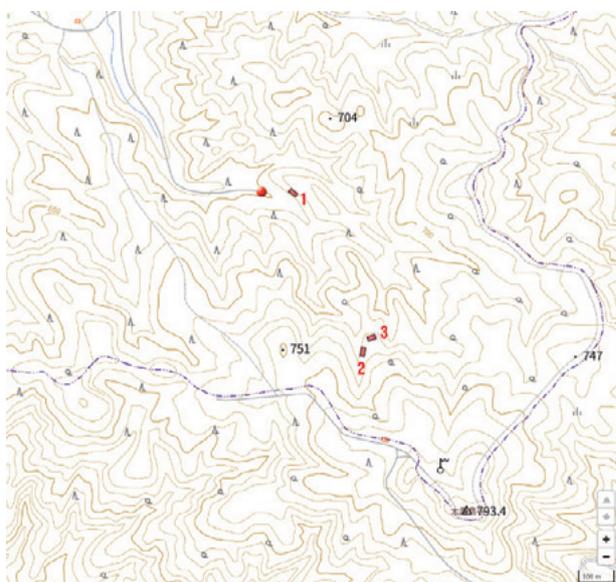


図 7.13.-1 試験地位置図 田村市都路地区荻田

写真 7.13.-1 強度地掻き処理区植栽苗



写真 7.13.-2, 3 調査地外の未伐採林分で発生したベニタケ属(*Russula* sp.)菌根性きのこ、左がニオイコベニタケ、右がシロハツ。ともに遷移の進行した林分で見られる。調査地内では観察されなかった。

7.14. 出水時に流出する懸濁物質中の放射性セシウム濃度

(1) 目的

放射性セシウムの多くが森林内にとどまり、森林から流域外に流出する放射性セシウムは非常に少ないことがわかってきた。一方で、ここ数年、温暖化により極端に大きな出水が各地で発生しており、福島県でも、令和元年台風 19 号では総雨量 300mm を超える大雨となった。こうした極端な出水によって放射性セシウムが森林から拡散することを不安に思っている市民も多い。出水時の流量や懸濁物質濃度の変動については知見の集積があるが、放射性セシウム濃度に関する知見は少ない。そこで、本研究では出水時に流出する懸濁物質の放射性セシウム濃度の特徴を明らかにすることを目的とした。ただし、結果として大きな出水がなかったため、懸濁物質中の放射性セシウム濃度と粒径との関係について検討した。

(2) 調査方法

調査は茨城県石岡市の筑波共同試験地内の理水試験地で行った。理水試験地は、流域面積 3.79 ha、標高 290~390 m、地質は黒雲母片麻岩（その上に関東ロームが被覆）、林況は尾根部にコナラを主とする広葉樹林、それ以外はスギ、ヒノキ人工林である（森林総合研究所 2021）。懸濁物質は、流域末端付近の溪流の流路内に静置した、ステンレス製の容器（概ね長さ 20 cm、幅 10 cm、高さ 5 cm）に溜まったものを、2020 年 4 月 14 日より月 1 回の頻度で回収した。研究室に持ち帰り、2000 μm 、212 μm 、63 μm の篩を用いて指で土粒子をほぐしながら、湿式で粒径を区分した。なお、有機質を含む状態を保ちつつ粒径を区分するため、過酸化水素による有機物分解やヘキサメタリン酸ナトリウム等の分散剤投入は実施していない。75°C で 24 時間以上乾燥させて重量（およそ 2~15 g）を測定した後、全量を U-8 容器に詰め、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

懸濁物質の Cs-137 濃度は、粒径ごとに違いがあった（図 7.14.-1）。2000 μm 以上と 2000~212 μm の Cs-137 濃度は 100 Bq/kg を超えることがなかった。212~63 μm の Cs-137 濃度は概ね 200~400 Bq/kg を、63 μm 以下の Cs-137 濃度は概ね 400~900 Bq/kg を示した。懸濁物質の粒径が細くなるほど、Cs-137 濃度が高い傾向が 6 回分の試料に共通していた。セシウムは雲母やバーミキュライトなどの粘土鉱物にあるフレイドウェッジサイトに強力に固定されることが知られており、細粒な画分ほど Cs-137 濃度が高くなったと理解される。

今年度、大きな台風の接近や上陸がなかったため、大規模な出水時の懸濁物質を採集することができなかった。大規模出水時における懸濁物質中の Cs-137 濃度の変動特性を明らかにするため観測を継続する必要がある。

(4) 参考文献

森林総合研究所 (2021) 森林理水試験地データベース.

<https://www2.ffpri.go.jp/labs/fwdb/sites/tsukuba.htm> (2021年1月)

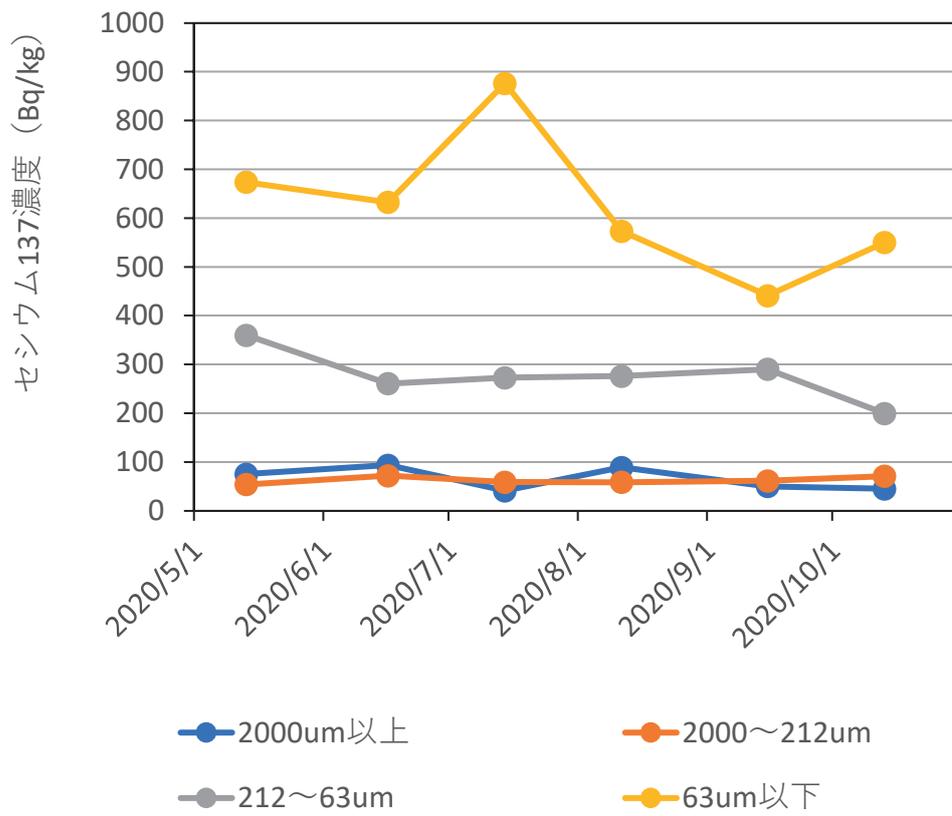


図 7.14.-1 森林流域から流出する懸濁物質の粒径別の Cs-137 濃度の変化