

7.7. 森林土壌における交換態放射性セシウム濃度調査

(1) 目的

樹冠から森林土壌へと移行した放射性セシウムは、その大部分が鉍質土層などの粘土鉍物に固定されている。一方で一部の放射性セシウムは、有機物の表面負電荷などに静電的に吸着した、比較的動きやすい形態（交換態）で存在しており、根を通して樹木に再吸収されやすいと考えられている。そこで樹木の放射性セシウム汚染や森林内の循環の将来予測の基礎資料とするために、これまでの調査事業で採取された試料を用いて、森林土壌中の交換態放射性セシウムの濃度の事故後からの変化の様子を調べた。昨年度の事業ではスギ林（三ツ石スギ林）を対象としたが、今年度は同地域のコナラ林を対象とし、樹種による違いについても比較し考察を行った。

(2) 調査方法

過去の事業（2012～2020 年度）で採取された、三ツ石コナラ林の土壌試料のうち特に放射性セシウムが濃集している落葉層及び鉍質土層の表層 0-5 cm を調査対象にした。交換態放射性セシウムの抽出・測定方法は、Manaka et al. (2019) に従った（参考文献 1）。風乾した土壌試料と、1 mol/kg・pH 7.0 に調整した酢酸アンモニウム溶液を、落葉層の場合は 1:20、鉍質土層の場合は 1:10 の重量比でプラスチック容器に封入した。この容器を振とう器で 2 時間水平振とうし、中の懸濁液を遠心分離した。その後、上澄みを孔径 0.45 μ m のフィルターを用いて吸引ろ過し、交換態放射性セシウム抽出液を得た。そして、この抽出液の放射性セシウム濃度を、ゲルマニウム半導体検出器を用いて測定した。

交換態放射性セシウムの濃度（[ex-Cs]、単位 Bq/kg）、及び全放射性セシウム量に対する交換態放射性セシウム量の割合（ex-P、%）は、以下の式で算出することができる。

$$[\text{ex-Cs}] = [\text{Cs}]_{\text{filtrates}} \times M_{\text{solution}} / M_{\text{sample}}$$

$$\text{ex-P} = ([\text{Cs}]_{\text{filtrates}} \times M_{\text{solution}}) / ([\text{Cs}]_{\text{sample}} \times M_{\text{sample}}) \times 100$$

ここで $[\text{Cs}]_{\text{filtrates}}$ と $[\text{Cs}]_{\text{sample}}$ はそれぞれ抽出液（ろ液）及び元の土壌試料の放射性セシウムの濃度（Bq/kg）、 M_{solution} と M_{sample} はそれぞれ抽出に使用した酢酸アンモニウム溶液及び土壌試料の重量（kg）を表す。ただし上述の重量比の関係から、 $M_{\text{solution}} / M_{\text{sample}}$ の値は、落葉層の場合では 20、鉍質土層の場合は 10 となる。

なお本調査では、放射性セシウムのうち、Cs-137のみを分析対象とする。またセシウムの形態の経年変化のみに注目するため、全ての年の試料について、放射壊変の基準日を 2011 年 3 月 11 日（事故発生日）に統一する。また 2011～2017 年度の一部の試料のデータについては他の予算で分析を実施し、Manaka et al. (2019) にて既に報告されている。

(3) 結果及び考察

コナラ林の落葉層では、交換態 Cs-137 の濃度が年を経るにしたがい減少する傾向が認め

られた (図 7.7.-1)。ただしその変化は一様でなく、2012 年度から 2013 年度にかけての減少が顕著であり、それ以降は濃度変化が小さくなっていった。コナラ林の鉍質土層では、全期間を通して大きな変動は見られなかった。

全 Cs-137 量に対する交換態 Cs-137 量の割合に関しては、コナラ林の落葉層では 2017 年度までは減少傾向がみられたものの 2018 年度以降はやや大きく、かつプロット間のばらつきが大きかった (図 7.7.-2)。鉍質土層では、全期間を通して減少傾向を示したものの、近年では 1 年あたりの減少率が相対的に小さくなっていった。

チヨルノーベリ事故後の野外観測や屋内での模擬実験などからは、土壌中の Cs-137 は、時間の経過と共に粘土鉍物と接触する機会が増えることで、交換態などの動きやすい形態から動きにくい形態へと徐々に変化し、森林内の Cs-137 循環も平衡状態へ近づいていくと考えられている (Rigol et al., 1999 ; 参考文献 2、Takeda et al., 2013 ; 参考文献 3)。本調査の結果はこれらと概ね整合的であり、樹木が根から吸収できる Cs-137 の量や割合が徐々に小さくなっていくと予想される。一方で、近年は減少率が小さくなっていることから、今後はより長期的な変動やその要因についても、考察が必要である。

樹種による違いに関しては、まずは調査開始年度の違いに留意しておく必要がある。昨年度の事業で対象としたスギ林は 2011 年度から調査を行っているのに対し、今回のコナラ林は 2012 年度からの調査である。事故直後の Cs-137 の動態 (樹冠による Cs-137 の捕捉や林床への移動など) については考察が難しいが、スギ林の変化傾向と比較してみた場合、土壌における交換態 Cs-137 の割合の全期間を通じた減少傾向・平衡状態への移行に関しては、共通した特徴であると考えられる (図 7.7.-1、図 7.7.-2)。さらに、その減少の速度について、2012 年度及び 2020 年度の落葉層及び鉍質土層の全 Cs-137 に対する交換態 Cs-137 の割合を、スギ・コナラ林同士で比較したところ、有意差 (t 検定、 $p < 0.05$) は認められなかった。今後は、樹種以外の因子 (プロットの地形など) にも留意して、森林内の Cs-137 循環を総合的に解析・考察していく必要がある。

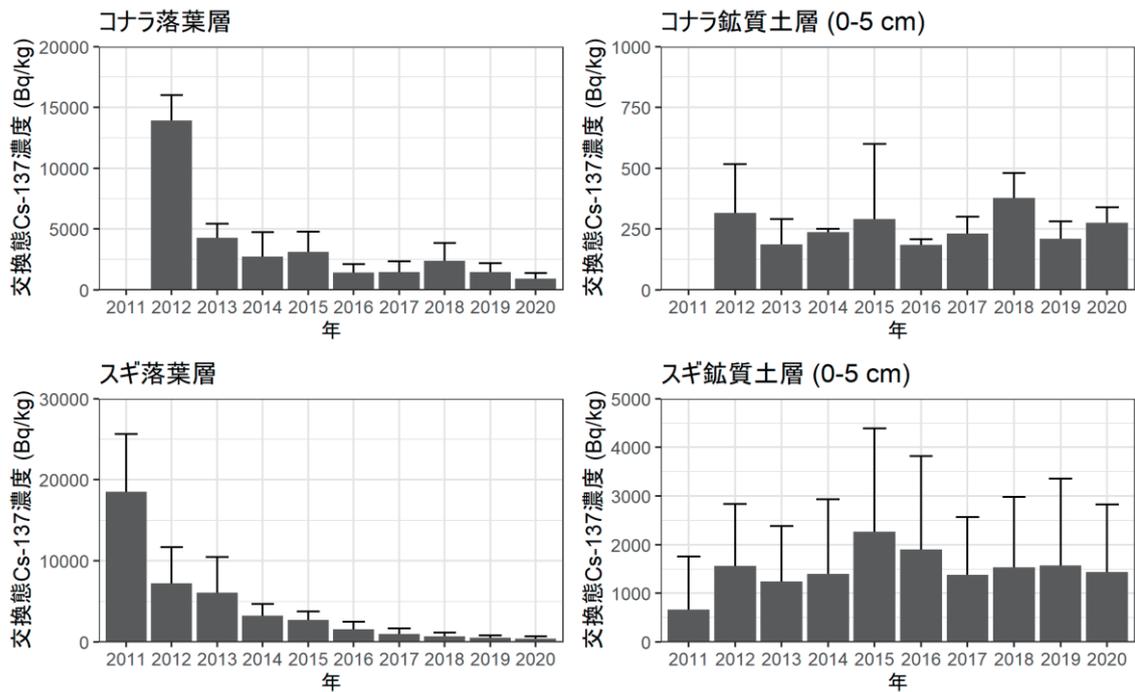


図 7.7-1 三ツ石コナラ林及びスギ林における、落葉層及び鉈質土層（表層 0-5 cm）の交換態 Cs-137 濃度の経年変化

棒グラフ及びエラーバーは、各プロットの平均値及び標準偏差を表す。全ての年の試料について、Cs-137 濃度は 2011 年 3 月 11 日を基準日として減衰補正した。スギ林の結果は昨年度の事業報告書からの転載。

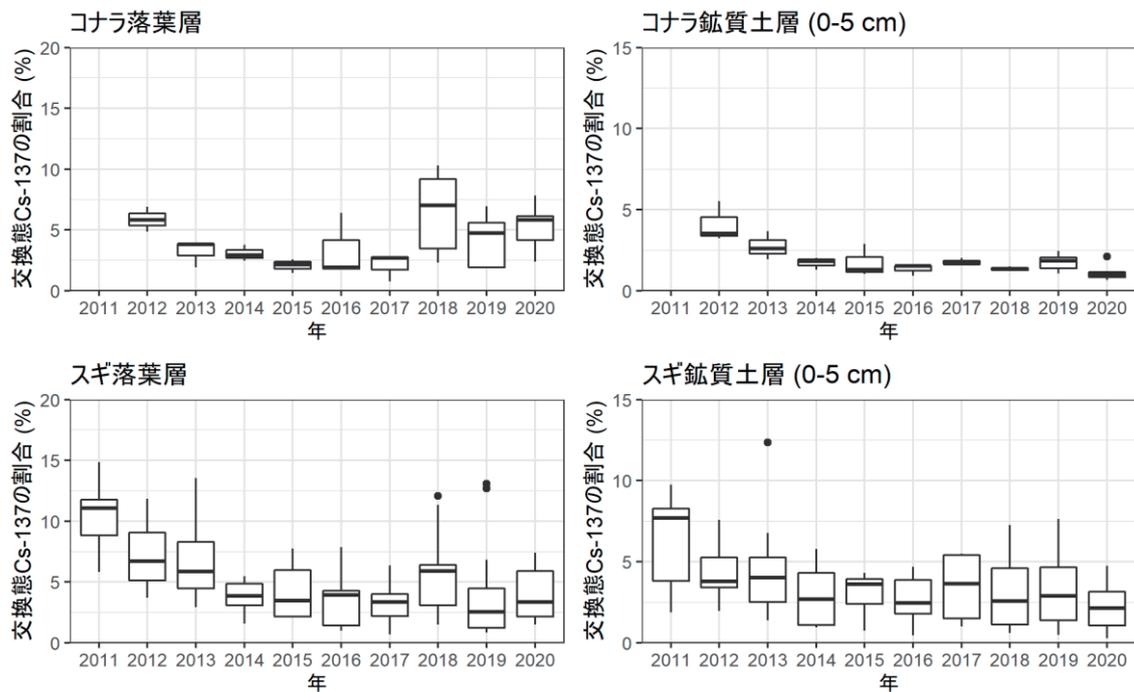


図 7.7.-2 三ツ石コナラ林及びスギ林における、落葉層及び鉈質土層（表層 0-5 cm）の全 Cs-137 に対する交換態 Cs-137 の割合の経年変化

箱ひげ図のひげの長さは、四分位範囲の 1.5 倍を上限・下限として、それらを超える値を外れ値として点で表した。スギ林の結果は昨年度の事業報告書からの転載。

参考文献

1. Manaka, T., Imamura, N., Kaneko, S., Miura, S., Furusawa, H., Kanasashi, T., 2019. Six-year trends in exchangeable radiocesium in Fukushima forest soils. *J. Environ. Radioact.* 203, 84–92.
2. Rigol, A., Roig, M., Vidal, M., Rauret, G., 1999. Sequential Extractions for the Study of Radiocesium and Radiostrontium Dynamics in Mineral and Organic Soils from Western Europe and Chernobyl Areas. *Environ. Sci. Technol.* 33, 887–895. <https://doi.org/10.1021/es980720u>
3. Takeda, A., Tsukada, H., Nakao, A., Takaku, Y., Hisamatsu, S., 2013. Time-dependent changes of phytoavailability of Cs added to allophanic Andosols in laboratory cultivations and extraction tests. *J. Environ. Radioact.* 122, 29–36.

7.8. 水生生物の放射性セシウム動態

(1) 目的

2011年3月の東京電力福島第一原子力発電所事故により、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藻類・リター・シルト・水生昆虫について、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

2022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・水生昆虫の採集を行った。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、送風乾燥の後、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けて（<2mm）、放射性セシウム濃度を測定した。水生昆虫は室内にて乾燥した後測定に供試した。ゲルマニウム半導体検出器を用い、Cs-137濃度の測定を行った。測定は、最大24時間の範囲で、計数誤差10%以下になるまで行った。なお、Cs-137濃度は採取日を基準に補正した値を用いた。

(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-137の測定結果の平均値を表7.8.-1に示す（乾燥重量当たりの値）。

表7.8.-1 シルト・リター・藻類・モンカゲロウ科・マダラカゲロウ科におけるCs-137濃度の平均値

	Cs-137 (Bq/kg)		
	上川内	下川内1	下川内2
シルト	100	290	325
リター	637	1284	473
藻類	121	755	1581
モンカゲロウ科	805	455	495
マダラカゲロウ科	56	39	60

今回の結果を、2021年度以前に採集した試料のCs-137濃度の平均と比較すると、概ね減少傾向ではあり、下げ止まりの傾向が見られるものの、全てにおいて昨年度より濃度が微増した。藻類では、年度により大きくばらつく傾向がみられた。水生昆虫は主に陸域からもたらされる落葉と渓流域で生育する藻類を起源にした餌を利用している。藻類や落葉の放射性セシウム濃度が高くなったため水生昆虫の放射性セシウム濃度も高くなったと考えられる。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ことから、水生生物の放射性セシウム濃度が下げ止まったり上昇したりすると、溪流魚の濃度も下げ止まったり上昇したりする可能性があると考えられる。

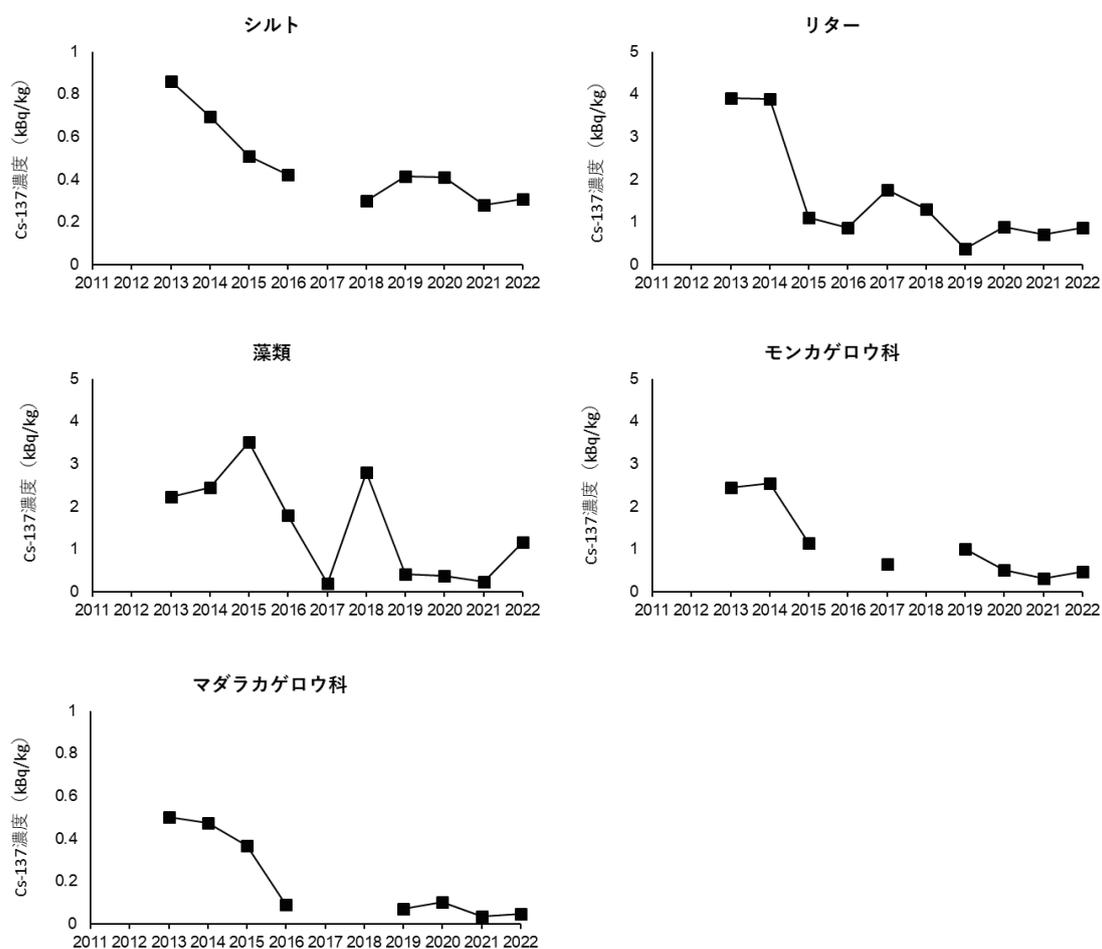


図 7.8.-1 (参考資料、科研費によるデータ含む) 下川内1及び下川内2における2013年度から2022年度にかけてのシルト・リター・藻類・水生昆虫2科のCs-137濃度の平均推移

7.9. 野生山菜の放射性セシウムの実態把握

(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 ; 参考文献 1) の中から、生態的特徴等を考慮し、調査の継続に適した 9 種、20 個体を選び、原則として同一個体(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

福島県川内村三ツ石、金山及び福島県大玉村で調査の対象となっているコシアブラ 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 個体のうち、個体(群) 保護のため半数の個体(コシアブラ 2、タラノキ 1、フキ 2、ヨモギ 1、ゼンマイ 2、ヤマドリゼンマイ 1) から 2022 年 7 月に展開した当年茎葉を採取した(図 7.9.-1)。また、残りの半数については来年度以降の試料採取のために個体(群) の現況を確認した。原則として同一個体(群) から試料を採取しているが、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、2021 年度から三ツ石のタラノキ、2022 年から三ツ石のコシアブラ)。検体は熱風乾燥器で 75℃、48 時間以上で乾燥させ、重量を測った後、U-8 容器(容量 100 mL) または 0.7 L 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。2012～2016 年度は新芽を検体としていたので、これと今年度の測定値が比較できるように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 7.9.-1) を用い、7 月採取の検体濃度から 2022 年度の新芽濃度を推定して経年変化について考察した。Cs-137 濃度は 2022 年 9 月 1 日を基準日に減衰補正した。

(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 2016～2022 年度の間も続いていることが分かった(図 7.9.-2)。種ごとに見るとコシアブラは他の種に比べて濃度が高く、急激な低下が見られていない。また、ヤマドリゼンマイは個体群によって異なった変化の傾向を示している。大玉ではコシアブラ、タラノキ、フキを調べているが、コシアブラ、タラノキでは大きな変化が見られなくなっている。

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地域によって変化の傾向

が異なっているようであり、観察の継続が必要である。

表 7.9-1 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

2012～2016 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。

参考文献

1. 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



図 7.9-1 試料個体（群）の様子 左：コシアブラ個体、右：ゼンマイ個体

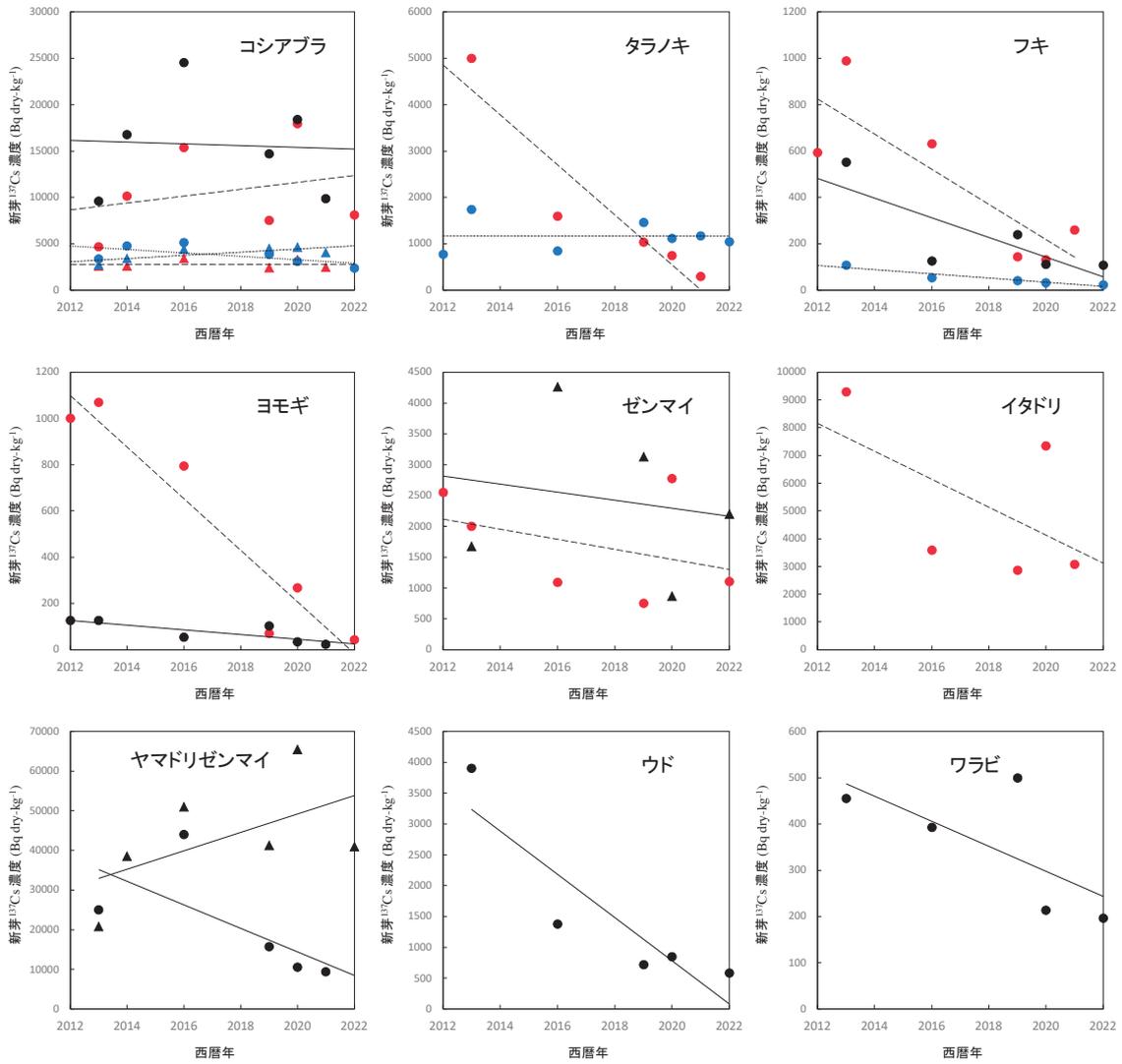


図 7.9-2 野生山菜 9 種の新芽 Cs-137 濃度の経年変化

シンボルは観察個体（群）の違いを示す。赤（太点線）：三ツ石、黒（実線）：金山、青（細点線）：大玉。2012～2016 年度は春に採取した観測結果、2019～2022 年度は 7～9 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近似線。

7.10. コシアブラの放射性セシウムの実態把握

(1) 目的

主要な山菜の一つであるコシアブラは、これまでの本事業等による調査から放射性セシウムを植物体内に蓄積する特徴を持ち、原子力発電所事故から 11 年を経過してもあまり濃度が低下していないことが報告されている（清野・赤間, 2018 ; 参考文献 1、林野庁, 2022 ; 参考文献 2）。そのため、福島県内のほとんどの市町村で山菜としてのコシアブラは出荷の制限や自粛が続いている。しかし、コシアブラにおける放射性セシウムの濃度について、季節による変化があるのかは不明である。そこで、コシアブラの放射性セシウム濃度についての季節変動について実態を把握することを目的とした。なお、本報告では、原発事故から 11 年を経過し、物理的減衰により Cs-134 の濃度は Cs-137 の濃度の 20 分の 1 以下に低下していることから、Cs-137 だけを調査対象とした。

(2) 調査方法

調査地は、コシアブラが多数生育している山林として、福島県田村市内の船引町石森、船引町上移、常葉町西向、都路町古道に設定した。2021 年度の調査から、コシアブラの葉の Cs-137 濃度は斜面位置によって異なる傾向があるため（林野庁, 2022 ; 参考文献 2）、都路町古道以外の 3 箇所の試験地では斜面上部・中部・下部それぞれから樹高が 3 m 以上のコシアブラを 5 個体ずつ選定した。採取地の標高は、船引町石森では上部で 465 m、中部で 460 m、下部で 450 m、船引町上移と常葉町西向では上部で 480 m、中部で 470 m、下部で 460 m である。都路町古道の試験地は、斜面上部及び下部において樹高が 2 m 以上のコシアブラ 5 個体を対象木とした。採取地の標高は上部で 470 m、下部で 460 m である。

コシアブラの葉は 2022 年 4 月 27 日、6 月 2 日、7 月 22 日、9 月 8 日、11 月 1 日に樹冠部から採取した。また、地上高 1 m の空間線量率を 9 月の採取時に対象木周辺で測定した。葉は乾燥・破砕の処理を行い、容量 50 mL の U-9 容器に充填した後にゲルマニウム半導体検出器を用いてガンマ線スペクトロメトリ法を用いて Cs-137 濃度を測定した。葉の Cs-137 の測定結果は、斜面間において多重比較検定を行った。

(3) 結果及び考察

空間線量率は都路町古道で高く、平均 $0.33 \mu\text{Sv/h}$ を示した（表 7.10.-1）。一方、常葉町西向では $0.10 \mu\text{Sv/h}$ 以下で、4 箇所の調査地の中で最も低い値を示した。また、常葉町西向では、斜面上部の空間線量率が中部・下部より高かった。船引町上移でも同様の傾向があり、斜面上部の空間線量率は中部より高かった。一方、都路町古道の空間線量率は斜面下部において上部より有意に高かった。

コシアブラの葉の Cs-137 濃度は、いずれの調査地においても 4 月 27 日のサンプルの濃

度が最も高かった (図 7.10.-1)。この時期におけるコシアブラの葉は山菜として食用にされる若芽であり、若芽の Cs-137 濃度は高いことが分かった。この時期の Cs-137 濃度を試験地間で比較すると、都路町古道と船引町上移の斜面上部で 6,000 Bq/kg を越える高い Cs-137 濃度を検出した。比較的原子力発電所に近い都路町古道に対して船引町上移で高い Cs-137 濃度を示した原因としては、船引町上移の斜面上部における落葉層の Cs-137 濃度が高く、葉への移行係数も同様に高かったことが原因と推察される (林野庁, 2022; 参考文献 2)。なお、Cs-137 濃度の最大値は船引町上移と都路町古道上部斜面の 9,800 Bq/kg で、どちらも調査地の最も高い標高に生育している個体であった。また、船引町石森と常葉町西向で比較すると、斜面上部では空間線量率があまり変わらないが (表 7.10.-1)、常葉町西向では高い Cs-137 濃度を示した。この原因としては、斜面上部における落葉層の Cs-137 濃度は船引町石森と常葉町西向では差がないが、落葉層は常葉町西向の方が厚い特徴があり、単位面積あたりの Cs-137 蓄積量の多いことが影響していると推察される (林野庁, 2022; 参考文献 2)。そして、厚い落葉層に含まれる Cs-137 を常葉町西向の斜面上部のコシアブラは吸収し、その結果高い葉の Cs-137 濃度になったと推察される。

6月2日以降のサンプルでは Cs-137 濃度は減少したが、減少の傾向が試験地間で異なった。船引町石森と船引町上移は6月以降 Cs-137 濃度がほとんど低下しなかったが、常葉町西向と都路町古道は6月2日以降徐々に Cs-137 濃度が低下した。コシアブラ葉の Cs-137 濃度の減少傾向を斜面間で比較すると、船引町石森、船引町上移、都路町古道では減少傾向が斜面間で似ていた。船引町上移ではいずれの採取時期においても斜面上部の葉の Cs-137 濃度は有意に中部・下部より高くなった ($P < 0.05$)。船引町石森では、いずれの採取時期においても斜面上部・中部の葉の Cs-137 濃度は有意に下部より高くなった ($P < 0.05$)。一方、都路町古道は斜面上部と下部に有意な差があったのは7月22日の採取時のみで ($P < 0.05$)、葉の Cs-137 濃度の斜面間の違いは少なかった。常葉町西向は減少傾向が斜面間で異なり、斜面上部の Cs-137 濃度の季節による減少傾向は斜面中部・下部より顕著であった。Cs-137 濃度は4月27日から9月8日までは斜面上部の値が有意に中部・下部より高くなったが ($P < 0.05$)、11月1日の値では有意な差はなくなった。このような葉の Cs-137 濃度の季節変動が試験地間もしくは斜面間で異なる減少傾向を示した原因については、コシアブラが吸収した他の元素の養分動態や、落葉層の養分動態が関与する可能性が考えられるが、今後詳細に検討する必要がある。

一般的に、必須養分である葉に含まれるリンやカリウムは落葉時に濃度が低下する (Yoshihara et al, 2014; 参考文献 3)。しかし、11月1日のコシアブラの葉は落葉寸前の黄葉であったが、各試験地とも大幅な Cs-137 濃度の低下は見られず、逆に9月8日のサンプルより濃度が高くなる試験地も存在した。ソメイヨシノの例では葉内放射性セシウム濃度は特有の傾向を示さず、落葉時に濃度が増加する個体や、減少する個体が存在すると報告されている (Yoshihara et al, 2014; 参考文献 3)。本研究からも同様の傾向があることから、コシアブラに特有の傾向ではないと考えられる。

表 7.10.-1 コシアブラ試験地における空間線量率

	サン プル 数	空間 線量率 ($\mu\text{Sv/h}$)		サン プル 数	空間 線量率 ($\mu\text{Sv/h}$)
船引町石森			常葉町西向		
上部	5	0.11 ± 0.01	上部	5	0.10 ± 0.01
中部	5	0.12 ± 0.02	中部	5	0.08 ± 0.01
下部	5	0.13 ± 0.01	下部	5	0.07 ± 0.01
船引町上移			都路町古道		
上部	5	0.18 ± 0.01	上部	5	0.29 ± 0.01
中部	5	0.15 ± 0.02	下部	5	0.36 ± 0.01
下部	5	0.16 ± 0.01			

値は平均値 \pm 標準偏差を示す。

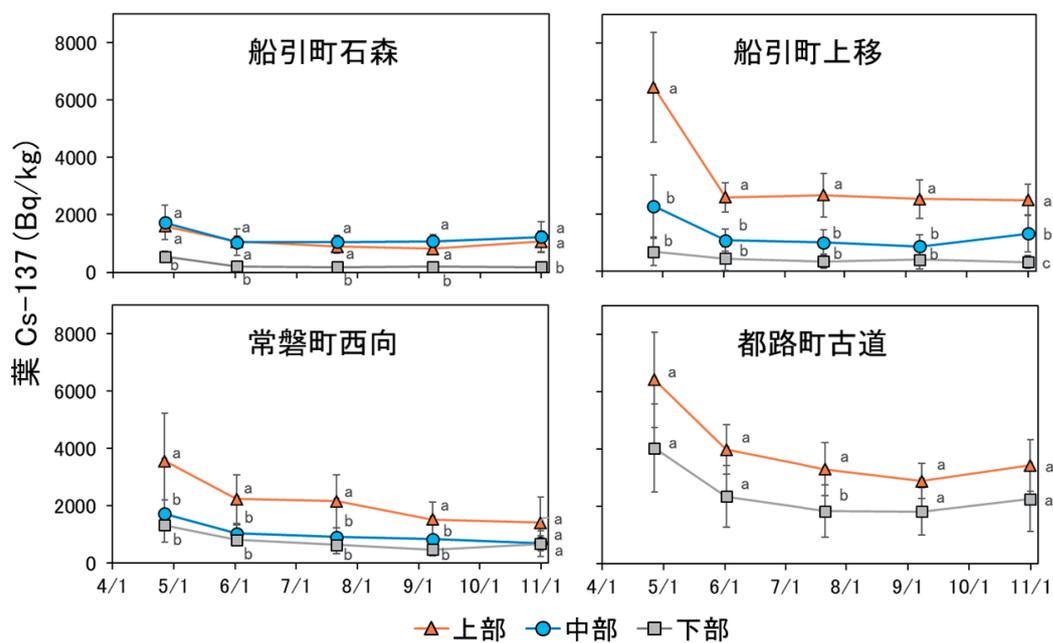


図 7.10.-1 コシアブラ葉の Cs-137 濃度の季節変化 (2022 年)

値は平均 \pm 標準偏差を示す。異なるアルファベットの値間には、有意差があることを示している (Tukey test, $P < 0.05$)。

参考文献

1. 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.
2. 林野庁（2022）令和3年度森林内における放射性物質実態把握調査事業報告書.
3. Yoshihara T, Hashida S, Abe K, Ajito H（2014）A time dependant behavior of radiocesium from the Fukushima-fallout in litterfalls of Japanese flowering cherry trees. Journal of Environmental Radioactivity 127:37–39.