

論文 (Original article)

2011年福島第一原子力発電所事故で放出された放射性セシウムのコシアブラ (*Eleutherococcus sciadophylloides*, 新芽が食べられる野生樹木) への移行清野 嘉之^{1)*}、赤間 亮夫²⁾、岩谷 宗彦³⁾、由田 幸雄⁴⁾

要旨

2011年3月の東京電力福島第一原子力発電所事故後、環境から樹木山菜への放射性セシウムの移行が調べられている。しかし、草本に比べ樹木の山菜の情報はい少ない。事故により環境中に放出されたセシウム 137 (¹³⁷Cs) は、自然物のセシウム 133 (¹³³Cs) と異なり、生態系内でまだ平衡に達しておらず、分布は今も変化していると考えられる。生態系における¹³⁷Csの現在の分布は、植物体内の分布を含め、¹³³Csの分布パターンに近づいていく途中の姿であり、¹³³Csの現在の分布や代謝特性を明らかにすることにより¹³⁷Csの将来の状態を推定できると考えられる。そこで2015～2017年に福島県の6町村でコシアブラ (*Eleutherococcus sciadophylloides*) とその生育環境における放射性セシウム、¹³³Csの現状を調べた。当年シュート(枝葉)¹³³Cs濃度は、土壌K⁺の濃度 ($R^2 = 0.2756, P = 0.023$) や沈着量 ($R^2 = 0.3390, P = 0.011$) と負の相関関係を持ち、リター¹³³Cs ($P = 0.425$)、土壌¹³³Cs⁺ ($P = 0.751$) 濃度とはあまり関係がなかった。リターから当年シュートへの¹³⁷Csの面移行係数 (T_{ag}) は、¹³³Csの T_{ag} と正の相関関係 ($R^2 = 0.5748, P < 0.001$) があり、¹³³Csが移行し易い条件では¹³⁷Csも移行し易いと考えられた。樹体内の器官を比較すると、¹³⁷Cs/¹³³Cs濃度比が葉や根皮では材や樹皮より小さい場合があった。今後、¹³⁷Csが生態系内で平衡していくにつれ、前者は後者のレベルに上昇していくと考えられる。また、新芽の¹³⁷Cs濃度は今後、土壌K⁺が高濃度の林地では低下し、低濃度の林地では上昇する可能性がある。本研究で示した知見や仮説を検証する、さらなる研究が必要である。

キーワード：空間線量率、山菜、放射性セシウムの沈着、セシウム 133、出荷制限、土壌の交換性カリウム、食品の基準値

1. はじめに

野生樹木の新芽が野菜のように食べられている地域は世界の大半に及ぶが、ヨーロッパでは食用に適した新芽を持つ樹木が少なく、樹木の山菜利用は果実や種子、ハーブ類にとどまる (Giul and Torija 2001, 清野・赤間 2017)。このため、チェルノブイリ事故後も樹木の新芽の放射能汚染の調査研究は殆ど行われてこなかった。2011年3月の福島第一原子力発電所事故以降、樹木山菜の放射性セシウムのデータが日本で蓄積されつつある。しかし、草本の山菜 (例えば、清野ら 2018b, c) と比べて調査は不十分である。樹木の多くは草本より大きく、物質代謝のしかたも異なると考えられるので、樹木の山菜についても系統的にデータを集める必要がある。

コシアブラ (*Eleutherococcus sciadophylloides*) は落葉樹で個体寿命は数10年に達する。他の多くの植物と異なり、放射性セシウムの生態系への沈着量にほぼ正比例して新芽の放射性セシウム濃度が上がる (清野・赤間 2017) ので、沈着量の多い土地で新芽の濃度

が高くなり易い (Kiyono and Akama 2015)。また、新芽の放射性セシウム濃度は事故から6年を経過した2017年の時点でも経年的に上昇している (清野・赤間 2018)。事故から数年を経過した後に新たに出荷制限や自粛が要請される事例が出ている (長野県 2016, 群馬県 2018)。コシアブラの放射性セシウム吸収に関して、菌根菌の関与 (Yamaji et al. 2016) や樹体内の放射性セシウムの分布 (赤間ら 2017)、当年シュートの濃度の季節変化や経年変化 (赤間・清野 2015, 清野・赤間 2018)、地域比較 (赤間・清野 2015)、苗畑での植栽試験 (福山ら 2016) などの研究が行われている。また、福島県の「コシアブラによる土壌中の放射性物質除去調査事業」で、コシアブラの高い吸収能を利用した、環境中の放射性セシウムのファイトレメディエーションの実証調査が行われている (<https://www.pref.fukushima.lg.jp/site/gikai/201309nourin.html>)。

福島第一原子力発電所事故により野外に放出された放射性セシウム (¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs) は自然物のセシウム 133 (¹³³Cs) と異なり、まだ平衡に達しておらず、生態系内

原稿受付：平成30年8月10日 原稿受理：平成31年1月31日

1) 森林総合研究所 植物生態研究領域

2) 森林総合研究所 震災復興・放射性物質研究拠点

3) 日本特用林産振興会

4) 元日本特用林産振興会

* 森林総合研究所 植物生態研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1

の分布が変化し続けている。降水や落葉などによる樹冠から林床、表層土壌への移動 (Kato et al. 2018) や、その間に腐植や粘土 (Staunton et al. 2002, 山口 2014, Toriyama et al. 2018) などに保持されて移動が妨げられるプロセスが現在も進んでいる。放射性セシウムの植物体内を含む生態系における現在の分布は、植物体内の分布を含め ^{133}Cs の分布に近づいていく途中の姿であり、 ^{133}Cs の分布や代謝の特性を明らかにすることで、放射性セシウムの将来を推定できると考えられる (赤間ら 2017)。そこで、本研究では、事故から数年を経過した時点のコシアブラについて、生育環境と樹体内の ^{133}Cs と放射性セシウム (^{137}Cs) の濃度 (放射性セシウムについては、ここでは質量当たりの放射性 Cs の放射能の強さを濃度と呼ぶ) 分布を調べた。生育環境に応じた当年シュート (葉と枝) と他器官、生育地の ^{133}Cs や ^{137}Cs 量との関係にもとづいて、コシアブラ樹体内の ^{137}Cs の将来を予測した。

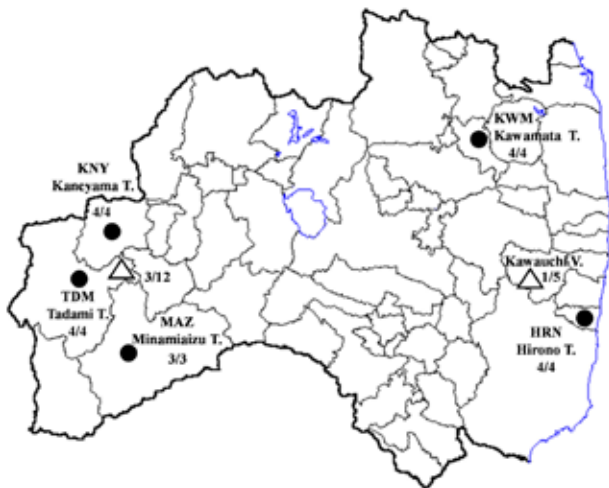


Fig. 1. コシアブラの検体を採取した 6 町村
The six municipalities where *Eleutherococcus sciadophylloides* samples were collected.

● 当年シュートを採取 (民有林)、△ 破壊調査で葉、果序、枝、幹、根を採取 (国有林)。カッコ内は検体の ^{133}Cs 濃度を測定した個体数 / 地上部検体を採取した個体数

● Current-year shoots were collected (private forest), △ Leaf, infructescence, branch, stem, and root samples were collected by destructive sampling (National forest). The numerator (denominator) is the number of trees from which samples were collected for determining the ^{133}Cs concentration.

2. 材料と方法

2.1 検体の採取

調査を計画した 2017 年 4 月 7 日現在、コシアブラの野生品の出荷が制限ないし自粛されている地域 (林野庁, <http://www.rinya.maff.go.jp/j/tokuyou/kinoko/syukkaseigen.html>) は、福島県を中心に岩手県から長野県までの広い範囲に及ぶ。岩手県の 8 市町 (盛岡市、花巻市、遠

野市、北上市、釜石市、住田町、奥州市、一関市)、山形県最上町、宮城県 7 市町 (気仙沼市、栗原市、南三陸町、登米市、大崎市、大和町、七ヶ宿町)、福島県では湯川村と桜枝岐村を除く市町村、茨城県は 3 市 (常陸大宮市、常陸太田市、日立市)、栃木県は 14 市町 (那須町、那須塩原市、大田原市、矢板市、塩谷町、日光市、那珂川町、さくら市、那須烏山市、高根沢町、宇都宮市、鹿沼市、市貝町、茂木町)、群馬県みなかみ町、新潟県の 3 市町 (魚沼市、津南町、南魚沼町)、長野県の 5 市町村 (野沢温泉村、木島平村、中野市、長野市、軽井沢町) である。コシアブラでは出荷制限の解除例はまだない。

広域調査：福島県で、コシアブラの山菜生産が盛んな会津を含み、かつ空間線量率 (ADR) や地質などの条件がさまざまになるよう、生育するコシアブラ野生木の小群生 (面積数 10 ~ 数 100 m²。小群生の一まとまりの土地を以下、地点と呼ぶ) を南会津郡只見町 (3 地点, TDM-1 ~ 3)、南会津町 (3 地点, MAZ-1 ~ 3)、大沼郡金山町 (4 地点, KNY-1 ~ 4)、伊達郡川俣町 (4 地点, KWM-1 ~ 4)、双葉郡広野町 (4 地点, HRN-1 ~ 4) で選び、調査地とした (Fig. 1, Table 1)。このうち KWM-1 ~ 2 と HRN-1 ~ 2 は先述の福島県の除去調査事業の樹下植栽地を含む。コシアブラは幼時耐陰性があり (長野県林業総合センター・長野県林業改良普及協会, コシアブラの栽培, <https://www.pref.nagano.lg.jp/ringyosogo/seika/documents/koshia.pdf>)、林床で比較的長く生きられる。調査地の地質 (産業技術総合研究所地質調査総合センター 2015) は堆積岩類 (TDM-1, 3 と HRN-1 ~ 4)、デイサイト・流紋岩・火砕流等の火山岩類 (TDM-2, KNY-1 ~ 4, MAZ-1 ~ 3)、花崗岩類 (KWM-1 ~ 4) であった。2017 年 7 月 4 ~ 26 日に各地点 1 個体の亜高木以上のコシアブラから、葉つきの当年枝 (以下、当年シュート) を生重量で 61 ~ 153g 採取した。当年枝の基部から葉端までの長さを記録した。採取木の樹冠下に一辺 0.25 m の方形区を一つ設け、区内のリター (堆積有機物層) を採取した。リター中の生きた根はリターに含めた。区内のリターを剥がした土壌表面から土壌の検体を 100cc 採土円筒 (地表面積 0.002 m²、深さ 0.05 m) で 1 点ずつ採取した。また、検体採取地点の位置 (GPS 使用)、地形 (斜面上部、中部、下部を目視判定)、斜面傾斜角 (クリノメータ使用)、上木の被覆 (疎開地、林縁、林内を目視判定)、ADR (地上高 1 m と 0.1 m の $\mu\text{Sv h}^{-1}$ 、CdTe 半導体検出器【株式会社テクノエーピー TA100U】を使用) を計測した。採取するコシアブラ個体の地上部全景と、樹冠下のリターの被覆状態が分かるもの各 1 枚の写真を撮った。後者の画像を目視してリターに被われて鉱質土壌やコケが見えていない土地面積割合 (%) を計測し、リターの被覆率とした。参考として、コシアブラと混生する他種の植物 (ヤマドリ

ゼンマイ、タカノツメ、ゼンマイなど)の検体も適宜採取した。

採取したコシアブラとリター、土壌の検体は、乾かないよう採取地点ごとに標識したビニール袋に入れて密封し、全体を梱包して冷蔵条件(0~10℃)で速やかに検体分析者(株式会社サンコー環境調査センター)に送付した。

樹体の破壊調査:2015年5月18日に川内村(Fig. 1)の磐城森林管理署岡山国有林の一代目アカマツ人工林(47年生)で、生育するコシアブラの小群生を1地点(標高約670m、斜面傾斜角10~36°、地上1mのADR 0.87 μ Sv h⁻¹)を選び、5個体を標識した(EK1~5; DBH 14.3~47.4cm、樹高10~15m)。EK1、2、5は林冠木、EK3、4は垂高木である。近くに土塁跡があり、植物食動物にとって有毒のアセビが多いことから馬や牛の牧地として利用されていた土地である。地質は花崗岩類に区分される(産業技術総合研究所地質調査総合センター2015)。5月18日、7月19日、9月17日に5標識個体から当年シュート、9月17日に同じ地点の未標識の1個体から根(Fig. 2a)の検体をそれぞれ少量採取した。7月19日に2個体(EK1、4)の樹冠下にそれぞれ一辺0.25mの方形区を一つ設け、区内のリターを採取した。リター中の生きた根はリターに含めた。リターを採取した区内の土壌表面から土壌の検体を100cc採土円筒(地表面積0.002m²、深さ0.05m)で5点ずつ採取した。11月4日に3個体の幹(EK1、2、4、地上高0.5mの幹齢33~42年)を伐倒し、個体の各部位(葉、果序、枝、幹)の生重量を測定した(Table 2)。コシアブラはシュート先端から芽鱗痕を順に数えていくと、その幹や枝の部分が何年前のものか容易に分かるので、幹と枝は当年部分と事故後に生じた部分(post-3.11)、事故前からあった部分(ante-3.11)とに分けた。太い幹や枝は皮つきの材積を個体全体とサンプルの皮つき円盤について測定した。幹の円盤は幹を地上高で上、中、下(Upper, Middle, Lower stem, Table 3)に3分し、それぞれの幹の中央付近の地上高(上9~12m、中6~7m、下2m)で採取した。枝は樹冠内の位置と太さ、長枝-短枝の割合を考慮して検体を採取した。

同様に、2015年6月1~2日に只見町(Fig. 1)の会津森林管理署南会津支署東松山国有林の一代目スギ人工林(42年生)の3地点(標高670~700m、斜面傾斜角17~39°、地上1mのADR 0.07~0.075 μ Sv h⁻¹)で、各4個体を標識した(TE1~4, TE5~8, TE9~12; DBH 5.7~11cm、樹高4~7m)。調査地はデイサイト・流紋岩・火砕流等の火山岩類(産業技術総合研究所地質調査総合センター2015)に地質区分される山地の斜面中部に位置しており、谷に分布し、堆積岩類に区分される別の地質との境界に沿って、3地点が西から東

へ約300m間隔でTE1~4, 5~8, 9~12の順に並んでいる。斜面の傾斜はTE1~4が最もきつく、TE5~8は最も緩い。TE1~4、9~12は林冠木、TE5~8は垂高木で、どの個体も雪圧で幹の根元が倒伏していた。只見町は全域が特別豪雪地帯に指定され、調査地の最深積雪は2mを超えると推定される(気象庁メッシュ平年値2010最深積雪(年)<https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/atlas.html>)。6月2日、7月18日、9月16日に3地点各4標識個体から当年シュート、9月16日に各地点で未標識の1個体から根の検体を採取した。6月1~2日に各地点1個体(TE3, 5, 12)、の樹冠下の一辺0.25mの方形区でリターと土壌の検体を採取した。また、10月21日にTE3, 5, 12の幹(地上高0.5mの幹齢24~32年)を伐倒し、個体の各部位(葉、果序、枝、幹)の生重量を測定した(Table 2)。幹の円盤は幹を地上高で上、下(Upper, Lower stem, Table 3)に分け、それぞれの幹の中央付近の地上高(上4~6m、下0.5~1m)で採取した。

2.2 検体の調整と分析

広域調査:株式会社サンコー環境調査センターで当年シュートは軽く水洗して汚れを落とした後、含水率を測定し、U-8容器に詰めた。リターは細かく裁断し、全量重の測定後、中身がまんべんなく混ざるようにして2Lマリネリ容器に入れた。土壌は石や根を除いて細かく砕いて風乾し、全量重の測定後、中身がまんべんなく混ざるようにしてU-8容器に入れた。いずれの検体も別に一部を取って含水率を計測した。Ge半導体検出器による γ 線スペクトロメトリーで¹³⁴Cs、¹³⁷Cs、⁴⁰K濃度を測定し、値を含水率0%当たりの濃度に換算した。計測の条件は以下の①~④とした。①¹³⁷Csの誤差10%以内。②¹³⁴Csの誤差は10%超で良いが3 σ で有意。③これらの条件を満たさなくても計測時間は24時間を上限とする。④⁴⁰Kは¹³⁷Csや¹³⁴Csの計測を打ち切ったときの値を記載する。当年シュートとリターは¹³³Cs濃度をICP-MSにより測定した。土壌は、交換性セシウム(¹³³Cs⁺)濃度(硝酸+過酸化水素前処理、ICP-MS)、塩基置換容量(Cation exchange capacity, CEC)(cmol_c kg⁻¹, Schollenberger法)、交換性カリウム(K⁺)濃度(mg 100g⁻¹, 土壌環境分析法(日本土壌肥料学会編, 1997, 博友社))、pH(H₂O, KCl溶媒・土壌環境分析法(日本土壌肥料学会編, 1997, 博友社))を測定した。前処理を施しU-8容器に入れた土壌の含水率0%時重量を100mlで除して、土壌の容積密度(BD, dry-g 100 ml⁻¹)を求めた。

樹体の破壊調査:樹体はFig. 3に示した通りに部位に分けた。根は水洗して泥等を落として根皮と根材に分けた(Fig. 2b)。幹や枝はそれぞれノコギリ、剪定ばさみ、ピーラーを使って外樹皮、内樹皮、辺材、心材に

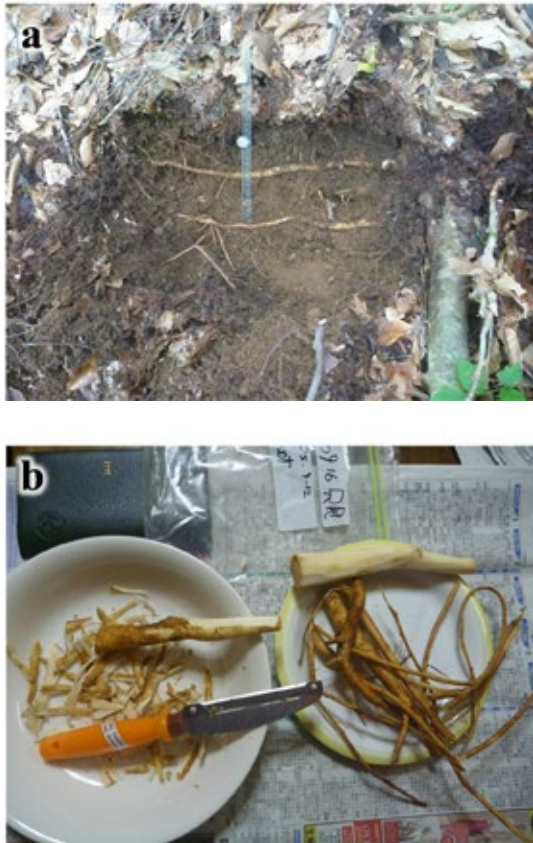


Fig. 2. コシアブラの根検体の採取と調整
Sampling and processing *Eleutherococcus sciadophylloides* roots.

a) 根は鈎質土層の表面から5cmほどの深さの土中を横走していることが多かった。b) 根を洗って土を落とし、皮と材を分けた。生きている皮は材から手で容易に剥がせた。

a) Roots usually extended laterally in the soil about 5 cm below the soil surface. b) The roots were washed to remove the soil, and the root bark and root wood were separated. The living root bark was easily peeled from the wood by hand.

分けた (Fig. 4)。ただし、*post*-3.11 の当年部分、1年以上の部分では幹と枝を分けなかった (Fig. 3)。

検体の ^{137}Cs 濃度は、検体を森林総合研究所で熱風乾燥器により 75°C 、48時間以上の条件で乾燥 (乾燥後の含水率約4%) させてから、U-8容器または0.7Lマリネリ容器に入れ、同軸型ゲルマニウム半導体検出器 (セイコー・イージーアンドジー株式会社 GEM40P4-76) で γ 線スペクトロメトリーの計測値を求めた。計測の条件は広域調査の当年シュートの条件①~④と同じである。さらに含水率0%のときの濃度に換算した。その後、6中4検体の ^{133}Cs 濃度を、環境リサーチ株式会社と株式会社サンコー環境調査センターで検体の含水率を計測のうえ、硝酸+過酸化水素で試料に前処理を行って ICP-MS で測定した。

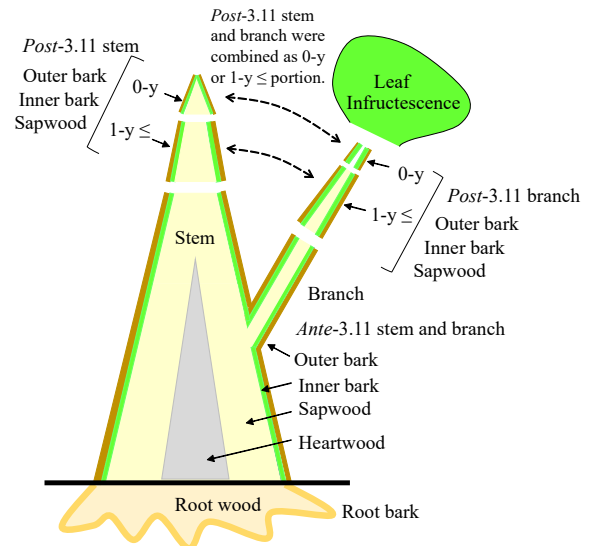


Fig. 3. コシアブラの検体区分 (赤間ら 2017 改変)
Partition used for collecting samples of *Eleutherococcus sciadophylloides* trees (Akama et al. 2017, modified).

個体量と検体量の比を使って各部位の個体量を求めた。個体当たりの根量は地上部量の26% (温室効果ガスインベントリオフィス 2017) と仮定した。

2.3 データの解析

本研究では、ADR や ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{40}K 濃度を異なる機器で測定している場合があるが、測定機器はいずれも定期的な校正を受けており、測定値は信頼できる。放射性セシウム濃度は2017年9月1日を基準日に減衰補正した。放射性物質濃度が検出下限値以下となった場合は、検出下限値で代用した。

統計解析に R3.3.1 (R Development Core Team 2011) を使用した。

2.4 福島事故前の核実験に由来する ^{137}Cs が検体測定値に及ぼす影響の評価

福島第一原子力発電所事故で放出された ^{134}Cs と ^{137}Cs は事故時の Bq 値はほぼ同じで、その後は半減期の違いにより ^{134}Cs が早く失われている。2017年7月時点の ^{137}Cs 濃度と $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比との関係は、当年シュート ($P=0.115$) とリター ($P=0.661$) では有意ではなかった。しかし、土壌では ^{137}Cs 濃度が低い場合に $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比が小さくなる傾向があった ($^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs} = 0.0939 \text{ }^{137}\text{Cs}^{0.0402}$, $R^2 = 0.624$, $n = 18$, $P < 0.001$)。近似式の係数から見て、植物体やリターでは核実験由来の ^{137}Cs の影響は無視できるが、土壌の ^{137}Cs 濃度が $1000 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$ を下回る場合 (主に TDM, KNY, MAZ が該当) では、福島事故前の核実験由来の ^{137}Cs の存在により、福島事故由来の ^{137}Cs を1割程度、過大に見積もる恐れがある。

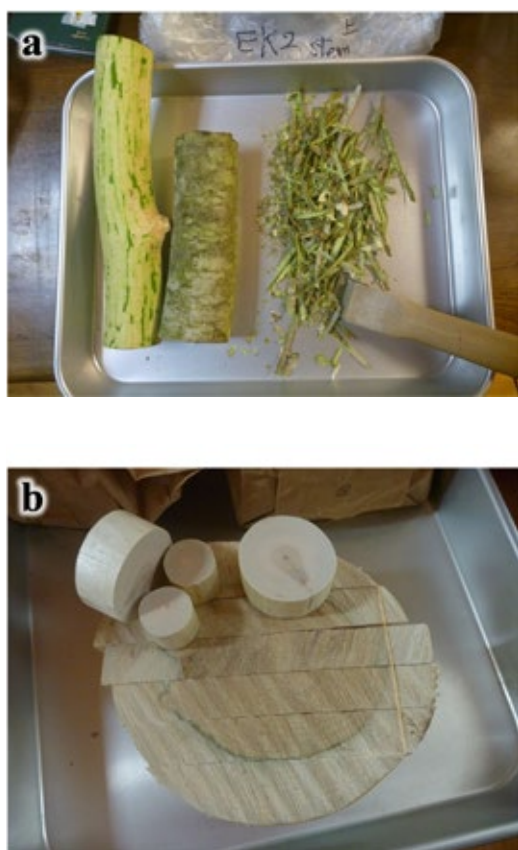


Fig. 4. コシアブラの幹検体の調整

Processing the *Eleutherococcus sciadophylloides* stem samples.

a) 幹の外樹皮、内樹皮を刃の異なるピーラーで剥いた。太い幹は内樹皮が厚かった。b) 太い幹の円盤はノコギリで細く切り、剪定ばさみで辺材と心材を切り分けた。

a) The stem outer and inner bark was peeled away using peelers with different blades. The thick stem had thick inner bark. b) The thick stem disk was cut with a saw and sliced thinly, and the sapwood and heartwood were cut with pruning scissors.

$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比の平均値と SD (地点数) はコシアブラの当年シュートで TDM が 0.13 ± 0.01 ($n = 3$)、KNY が 0.12 ± 0.01 ($n = 4$)、MAZ が 0.18 ± 0.08 ($n = 3$)、KWM が 0.14 ± 0.01 ($n = 4$)、HRN が 0.12 ± 0.01 ($n = 4$) であった。同じくリターでは TDM が 0.12 ± 0.005 、KNY が 0.13 ± 0.003 、MAZ が 0.14 ± 0.001 、KWM が 0.13 ± 0.004 、HRN が 0.13 ± 0.004 、土壌では TDM が 0.12 ± 0.001 、KNY が 0.12 ± 0.006 、MAZ が 0.12 ± 0.011 、KWM が 0.13 ± 0.007 、HRN が 0.13 ± 0.005 であった。検体の種類間 ($P = 0.261$, ANOVA)、地域間 ($P = 0.428$, ANOVA) とともに値に有意な違いがないことから、食品の出荷制限の基準値にかかわることがらを除き、放射性セシウムに関して以下では、 ^{137}Cs 濃度の結果について述べることとする。

3. 結果

3.1 コシアブラの生育地

2017 年 7 月に検体を採取した 18 地点 (Table 1) の地形は、斜面上部が 2 地点、斜面中部が 16 地点で斜面中部が 89% を占めた。斜面傾斜角は $3 \sim 32^\circ$ 、平均値と標準偏差 (SD) は $20.6 \pm 3.3^\circ$ とさまざまであった。検体を採取したコシアブラは亜高木ないし上層木で、生育地は全てが林内、樹冠下のリター被覆率は全てが 100% であった。

2017 年 7 月の ADR (地上高 1 m) (Table 1) の平均値は HRN が最も高く、ついで KWM が高かった ($P < 0.001$, $n = 3 \sim 4$, ANOVA)。KNY が最も低かった。

3.2 当年シュートの ^{137}Cs , ^{40}K , ^{133}Cs 濃度

^{137}Cs (Table 1) の平均濃度は地域間に有意な違いがあり ($P < 0.001$, $n = 3 \sim 4$, ANOVA)、KWM は他 4 の地域より濃度が高かった。 ^{40}K (Table 1) の平均濃度も地域間に有意な違いがあり ($P = 0.005$, $n = 3 \sim 4$, ANOVA)、KNY、KWM で高く、HRN は低く、TDM も低めであった。 ^{133}Cs (Table 1) の平均濃度にも地域間に有意な違いがあり ($P = 0.037$, $n = 3 \sim 4$, ANOVA)、KNY と KWM には濃度が特に高い地点があった。HRN は他と比べて低かった。

3.3 リターの ^{137}Cs , ^{40}K , ^{133}Cs 濃度

^{137}Cs (Table 1) の平均濃度は地域間で有意な違いがあり ($P < 0.001$, $n = 3 \sim 4$, ANOVA)、KWM と HRN が高濃度であった。 ^{40}K (Table 1) の平均濃度には有意な違いがなかった ($P = 0.455$, $n = 3 \sim 4$, ANOVA)。 ^{133}Cs (Table 1) 濃度は MAZ 内に濃度が 10 倍近く違う地点 (MAZ-1 5 mg kg^{-1} , MAZ-3 0.55 mg kg^{-1}) があるなど、同じ地域でも地点間の濃度の違いが大きいため、地域ごとの平均濃度に統計的に有意な違いはなかった ($P = 0.176$, $n = 3 \sim 4$, ANOVA)。しかし、濃度の範囲から見て、KWM、HRN は TDM、KNY よりも高濃度と考えられた。

3.4 土壌の容積密度 (BD), ^{137}Cs , ^{40}K , K^+ , ^{133}Cs 濃度, CEC, pH

土壌の平均 BD (Table 1) は地域間で有意な違いがあり ($P = 0.045$, $n = 3 \sim 4$, ANOVA)、TDM は他地域より BD が小さかった。 ^{137}Cs (Table 1) の平均濃度はいずれも、地域間で有意な違いがあった ($P = 0.038$, $n = 3 \sim 4$, ANOVA)。TDM、KNY、MAZ に比べ、HRN の濃度が高かった。KWM は ^{137}Cs 各濃度の地点間の違いが大きく、統計的には有意とは言えなかった ($P = 0.092 \sim 0.146$) が、値の範囲から見て、KWM も会津の 3 地域 (TDM, KNY, MAZ) より高濃度と考えられた。 ^{40}K (Table 1) の平均濃度は地域間に有意な違いがなかった ($P = 0.319$, $n = 3 \sim 4$, ANOVA)。 K^+ (Table 1) の平

Table 1. コシアブラの広域調査の結果
Results of the wide-area survey of *Eleutherococcus sciadophylloides*.

| Component | Items | Location | | | | | P | All n = 18 |
|----------------------------------|--|--|---|--|---|--|-----|------------------------------------|
| | | TDM Tadami n = 3 | KNY Kaneyaama n = 4 | MAZ Minamiaizu n = 3 | KWM Kawamata n = 4 | HRN Hirono n = 4 | | |
| Air dose rate (ADR) | 1-m a.g.l. ($\mu\text{Sv h}^{-1}$) | 0.08 ± 0.03 ^{cd} (0.05–0.10) | 0.06 ± 0.01 ^d (0.04–0.07) | 0.09 ± 0.02 ^c (0.08–0.11) | 0.29 ± 0.03 ^b (0.26–0.33) | 0.68 ± 0.23 ^a (0.35–0.90) | * | 0.26 ± 0.27 (0.04–0.90) |
| Current-year shoot | ¹³⁴ Cs CONC (Bq dry-kg ⁻¹) | 51 ± 18 ^{bc} (38–71) | 114 ± 47 ^{bc} (44–150) | 37 ± 23 ^c (20–63) ² | 1455 ± 163 ^a (1200–1600) | 270 ± 168 ^c (35–420) | * | 423 ± 583 (20–1600) |
| Current-year shoot | ¹³⁷ Cs CONC (Bq dry-kg ⁻¹) | 386 ± 176 ^{bc} (270–590) | 956 ± 420 ^{bc} (330–1200) | 250 ± 223 ^c (71–500) | 10691 ± 1737 ^a (8900–13000) | 2173 ± 1342 ^c (310–3500) | * | 3177 ± 4296 (71–13000) |
| Current-year shoot | ⁴⁰ K CONC (Bq dry-kg ⁻¹) | 490 ± 139 ^{bc} (330–570) | 613 ± 59 ^{ab} (540–670) | 720 ± 150 ^b (570–870) | 703 ± 57 ^{ab} (650–780) | 428 ± 89 ^c (310–510) | * | 589 ± 147 (310–870) |
| Current-year shoot | ¹³³ Cs CONC (mg dry-kg ⁻¹) | 0.63 ± 0.28 ^a (0.41–0.94) | 1.06 ± 0.59 ^a (0.23–1.6) | 0.41 ± 0.31 ^{ab} (0.20–0.77) | 0.84 ± 0.49 ^a (0.42–1.4) | 0.071 ± 0.007 ^b (0.063–0.081) | * | 0.61 ± 0.51 (0.063–1.6) |
| Litter | ¹³⁴ Cs CONC (Bq dry-kg ⁻¹) | 135 ± 119 ^b (65–270) | 240 ± 165 ^b (98–470) | 177 ± 220 ^b (35–430) | 3606 ± 1364 ^a (2000–5000) | 2047 ± 348 ^a (1700–2500) | * | 1362 ± 1571 (35–5000) |
| Litter | ¹³⁷ Cs CONC (Bq dry-kg ⁻¹) | 1058 ± 899 ^b (530–2100) | 1867 ± 1306 ^b (780–3700) | 1271 ± 1583 ^b (250–3100) | 27426 ± 9860 ^a (16000–38000) | 15211 ± 2866 ^a (13000–19000) | * | 10278 ± 11840 (250–38000) |
| Litter | ¹³⁷ Cs DEP (kBq m ⁻²) | 2.7 ± 1.6 ^b (0.85–4.0) | 2.4 ± 1.8 ^b (0.55–4.4) | 1.9 ± 2.1 ^b (0.65–4.3) | 41 ± 24 ^a (23–76) | 23 ± 8.3 ^a (12–30) | * | 16 ± 20 (0.55–76) |
| Litter | ⁴⁰ K CONC (Bq dry-kg ⁻¹) | 147 ± 35 (110–180) ² | 158 ± 22 (140–190) ² | 243 ± 163 (130–430) ² | 193 ± 13 (180–210) ² | 188 ± 28 (160–220) ² | n/s | 184 ± 68 (110–430) ² |
| Litter | ¹³³ Cs CONC (mg dry-kg ⁻¹) | 0.93 ± 0.56 (0.38–1.5) | 0.96 ± 0.19 (0.77–1.2) | 2.28 ± 2.38 (0.55–5.00) | 2.58 ± 0.94 (1.7–3.9) | 2.10 ± 0.24 (1.8–2.4) | n/s | 1.79 ± 1.17 (0.38–5.00) |
| Litter | ¹³³ Cs DEP ($\mu\text{mol m}^{-2}$) | 2.2 ± 0.76 (1.4–2.9) | 1.2 ± 0.61 (0.55–2.0) | 5.2 ± 6.8 (0.79–13) | 3.9 ± 1.9 (1.5–5.5) | 3.3 ± 1.6 (1.7–5.4) | n/s | 3.1 ± 2.9 (0.55–13) |
| Soil ¹ | Bulk density, BD (dry-g 100ml ⁻¹) | 0.25 ± 0.05 ^b (0.21–0.31) | 0.42 ± 0.16 ^{ab} (0.25–0.58) | 0.45 ± 0.10 ^a (0.36–0.56) | 0.46 ± 0.13 ^a (0.30–0.62) | 0.60 ± 0.13 ^a (0.50–0.78) | * | 0.45 ± 0.16 (0.21–0.78) |
| Soil ¹ | ¹³⁴ Cs CONC (Bq dry-kg ⁻¹) | 30 ± 11 ^b (22–42) | 36 ± 11 ^b (23–49) | 18 ± 9.9 ^b (11–29) | 590 ± 562 ^b (81–1300) | 524 ± 295 ^{ab} (200–860) | * | 263 ± 380 (11–1300) |
| Soil ¹ | ¹³⁷ Cs CONC (Bq dry-kg ⁻¹) | 253 ± 93 ^b (190–360) | 307 ± 97 ^b (190–360) | 155 ± 85 ^b (85–250) | 4458 ± 4135 ^b (680–10000) | 3890 ± 2076 ^{ab} (1600–6200) | * | 1991 ± 2803 (85–10000) |
| Soil ¹ | ¹³⁷ Cs DEP (kBq m ⁻²) | 5.9 ± 2.9 ^b (2.9–8.7) | 8.6 ± 3.7 ^b (5.7–14) | 5.1 ± 2.1 ^b (3.0–7.1) | 123.4 ± 55.0 ^a (52–190) | 132.7 ± 42.9 ^a (78–170) | * | 60.7 ± 68.7 (2.9–190) |
| Soil ¹ | ⁴⁰ K CONC (Bq dry-kg ⁻¹) | 373 ± 100 (270–470) | 228 ± 24 (210–260) | 487 ± 229 (340–750) | 430 ± 275 (180–720) | 425 ± 50 (360–480) | n/s | 384 ± 173 (180–750) |
| Soil ¹ | ¹³³ Cs ⁺ CONC (cmol _c kg ⁻¹) | 0.99 ± 0.29 ^{ab} (0.73–1.3) | 0.49 ± 0.09 ^b (0.39–0.61) | 5.97 ± 4.82 ^b (1.4–11) | 1.02 ± 0.32 ^{ab} (0.63–1.4) | 0.64 ± 0.19 ^{ab} (0.41–0.88) | * | 1.64 ± 2.60 (0.39–11) |
| Soil ¹ | ¹³³ Cs ⁺ DEP ($\mu\text{mol m}^{-2}$) | 0.012 ± 0.0020 ^b (0.010–0.014) | 0.011 ± 0.0059 ^b (0.0055–0.018) | 0.151 ± 0.145 ^b (0.025–0.31) | 0.022 ± 0.0021 ^{ab} (0.019–0.024) | 0.020 ± 0.010 ^{ab} (0.010–0.034) | * | 0.039 ± 0.072 (0.0055–0.31) |
| Soil ¹ | K ⁺ CONC (mg 100g ⁻¹) | 23 ± 0 ^b (23) | 27 ± 18 ^b (12–43) | 38 ± 35 ^{ab} (12–78) | 60 ± 25 ^{ab} (36–94) | 69 ± 10 ^a (59–82) | * | 45 ± 26 (12–94) |
| Soil ¹ | CEC (meq 100g ⁻¹) | 53 ± 15 (36–63) | 41 ± 13 (29–61) | 42 ± 12 (29–53) | 37 ± 21 (15–59) | 34 ± 10 (20–43) | n/s | 41 ± 15 (15–63) |
| Soil ¹ | pH (H ₂ O) | 4.17 ± 0.06 ^c (4.1–4.2) | 4.48 ± 0.46 ^{abc} (4.0–5.1) | 4.50 ± 0.17 ^b (4.4–4.7) | 5.03 ± 0.10 ^a (4.9–5.1) | 5.10 ± 0.26 ^a (4.8–5.4) | * | 4.7 ± 0.43 (4.0–5.4) |
| Soil ¹ | pH (KCl) | 3.2 ± 0 ^c (3.2) | 3.55 ± 0.33 ^{bc} (3.1–3.9) | 3.57 ± 0.12 ^b (3.5–3.7) | 4.13 ± 0.15 ^a (4.0–4.3) | 4.15 ± 0.33 ^a (3.7–4.5) | * | 3.1 ± 0.43 (3.1–4.5) |
| T _{ag} | ¹³⁷ Cs, litter+soil to shoot (m ² dry-kg ⁻¹) | 0.070 ± 0.023 ^{ab} (0.048–0.094) | 0.114 ± 0.051 ^a (0.058–0.17) | 0.043 ± 0.024 ^{ab} (0.023–0.070) | 0.107 ± 0.070 ^{ab} (0.078–0.21) | 0.020 ± 0.018 ^b (0.002–0.045) | * | 0.072 ± 0.055 (0.0020–0.211) |
| T _{ag} | ¹³⁷ Cs, litter to shoot (m ² dry-kg ⁻¹) | 0.19 ± 0.12 ^{ab} (0.075–0.32) | 0.53 ± 0.29 ^a (0.27–0.90) | 0.16 ± 0.089 ^{ab} (0.11–0.27) | 0.31 ± 0.12 ^a (0.13–0.39) | 0.13 ± 0.084 ^b (0.011–0.22) | * | 0.27 ± 0.21 (0.011–0.90) |
| T _{ag} | ¹³³ Cs, litter to shoot (mg m ² μmol^{-1} dry-kg ⁻¹) | 0.65 ± 0.54 ^b (0.021–0.97) | 0.25 ± 0.13 ^{ab} (0.11–0.41) | 3.8 ± 5.5 ^b (0.42–10) | 0.33 ± 0.39 ^b (0.078–0.91) | 0.026 ± 0.015 ^b (0.013–0.049) | * | 0.88 ± 2.4 (0.013–10) |
| T _{ag} /T _{ag} | ¹³⁷ Cs T _{ag} / ¹³³ Cs T _{ag} litter to shoot ($\mu\text{mol mg}^{-1}$) | 1.4 ± 1.9 ^{ab} (0.20–3.6) | 3.0 ± 2.5 ^{ab} (0.83–5.4) | 0.20 ± 0.17 ^b (0.011–0.34) | 1.7 ± 0.92 ^{ab} (0.42–2.6) | 3.9 ± 2.1 ^a (0.81–5.6) | * | 2.2 ± 2.1 (0.011–5.6) |

平均 ± SD (範囲)。TDM, 只見町; KNY, 金山町; MAZ, 南会津町; KWM, 川俣町; HRN, 広野町。CONC, 濃度; DEP, 沈着量。¹ 深さ 5 cm まで。² 不検出の場合は検出下限値で代用。* $P \leq 0.05$, ANOVA。減衰補正の基準日: 1 Sept. 2017.

Mean ± SD (range). TDM, Tadami; KNY, Kaneyaama; MAZ, Minamiaizu; KWM, Kawamata; HRN, Hirono; CONC, concentration; DEP, deposition.

¹ To a depth of 5 cm. ² Some or all were replaced with the detection limits. * $P \leq 0.05$, ANOVA. Decay correction, 1 Sept. 2017.

均濃度は地域間で有意な違いがあり ($P = 0.039$, $n = 3 \sim 4$, ANOVA)、HRN で高く、TDM と KNY は低かった。 $^{133}\text{Cs}^+$ (Table 1) の平均濃度は地域間で有意な違いがあり ($P = 0.014$, $n = 3 \sim 4$, ANOVA)、KNY で低かった。MAZ は値が非常に大きく、かつ地点間の違いも大きかった。CEC (Table 1) の平均値は地域間で有意な違いがなかった ($P = 0.551$, $n = 3 \sim 4$, ANOVA)。平均 pH (Table 1) は地域間で有意な違いがあり (pH [H_2O], $P < 0.001$; pH [KCl], $P = 0.002$; ANOVA)、KWM、HRN で高く、TDM は低かった。

3.5 植栽木と野生木の比較

明らかな違いはなかった。KWM と HRN の植栽木と野生木 (各 $n = 2$) を比較 (対応のある 2 組の平均値の差の t 検定) したところ、当年シュートの ^{137}Cs 濃度 (KWM, $P = 0.851$; HRN, $P = 0.251$)、 ^{40}K 濃度 (KWM, $P = 0.145$; HRN, $P = 0.773$) に有意な違いはなかった。 ^{133}Cs は KWM では野生木が植栽木より低濃度であった ($P = 0.032$) が HRN では有意な違いがなかった ($P = 0.383$)。

リターでは ^{137}Cs 濃度 (KWM, $P = 0.941$; HRN, $P = 0.698$)、 ^{40}K 濃度 (KWM, $P = 0.312$; HRN, $P = 0.057$)、 ^{133}Cs 濃度 (KWM, $P = 0.722$; HRN, $P = 0.293$) のいずれも、植栽木と野生木間で有意な違いはなかった。

土壌では、BD (KWM, $P = 0.103$; HRN, $P = 0.172$)、 ^{137}Cs 濃度 (KWM, $P = 0.128$; HRN, $P = 0.057$)、 K^+ 濃度 (KWM, $P = 0.157$; HRN, $P = 0.423$)、 $^{133}\text{Cs}^+$ 濃度 (KWM, $P = 0.171$; HRN, $P = 0.356$) は有意な違いはなかった。 ^{40}K 濃度は KWM で野生木が植栽木より高濃度 ($P = 0.014$)、HRN では有意な違いはなかった ($P = 0.423$)。CEC は KWM で植栽木が野生木より高く ($P = 0.024$)、HRN では有意な違いはなかった ($P = 0.747$)。pH (H_2O) と pH (KCl) は植栽木が野生木より低いようであった。 P 値が 0.05 を下回ったのは KWM の pH (KCl) ($P = 0.038$) だけであったが、KWM の pH (H_2O) や HRN の pH (KCl) でも植栽木で pH が低い傾向は同じで、KWM と HRN を組みにすると、植栽木で pH が有意に低かった (pH [H_2O], $P = 0.018$, $n = 4$; pH [KCl], $P = 0.041$, $n = 4$)。

3.6 リターの ^{137}Cs 、 ^{133}Cs 、土壌の ^{137}Cs 、 $^{133}\text{Cs}^+$ 沈着量

リターの ^{137}Cs 平均沈着量 (Table 1) は KWM と HRN が、会津の 3 地域より有意に多かった ($P = 0.002$, $n = 3 \sim 4$, ANOVA)。 ^{133}Cs 平均沈着量 (Table 1) は地域間で有意な違いがなかった ($P = 0.466$, $n = 3 \sim 4$, ANOVA)。

土壌の ^{137}Cs 平均沈着量 (Table 1) は KWM と HRN が、会津の 3 地域より有意 ($P = 0.006$, $n = 3 \sim 4$, ANOVA) に多かった。深さ 5 cm までの表層土壌にリターの 2.6 倍 (TDM) \sim 6.6 倍 (HRN) (地点ごとの値の平均)、5 地域の平均と SD で 4.6 ± 1.5 倍の ^{137}Cs が存在していた。土壌の $^{133}\text{Cs}^+$ の平均沈着量 (Table 1)

は地域間で有意な違いがあり ($P = 0.037$, $n = 3 \sim 4$, ANOVA)、KWM、HRN は TDM、KNY より大きかった。

5 地域のうち、植栽木と野生木の試料を採取した 2 地域については、植栽木と野生木でリターの ^{137}Cs 沈着量 (KWM, $P = 0.394$, $n = 2$; HRN, $P = 0.680$, $n = 2$; 対応のある 2 組の平均値の差の t 検定)、 ^{133}Cs 沈着量 (同 KWM, $P = 0.767$, $n = 2$; HRN, $P = 0.393$, $n = 2$)、土壌の ^{137}Cs 沈着量 (同 KWM, $P = 0.288$, $n = 2$; HRN, $P = 0.106$, $n = 2$)、 $^{133}\text{Cs}^+$ 沈着量 (同 KWM, $P = 0.988$, $n = 2$; HRN, $P = 0.263$, $n = 2$) の各平均値に有意な差はなかった。

3.7 [リター + 土壌]、リターから当年シュートへの面移行係数

[リター + 土壌] から当年シュートへの ^{137}Cs の T_{ag} の平均値 (Table 1) は地域間で有意な違いがあり ($P = 0.049$, $n = 3 \sim 4$, ANOVA)、KNY で大きく、HRN は小さかった。リターから当年シュートへの ^{137}Cs の T_{ag} 、 ^{133}Cs の T_{ag} (Table 1) も同様に KNY で大きく、HRN は小さかった。

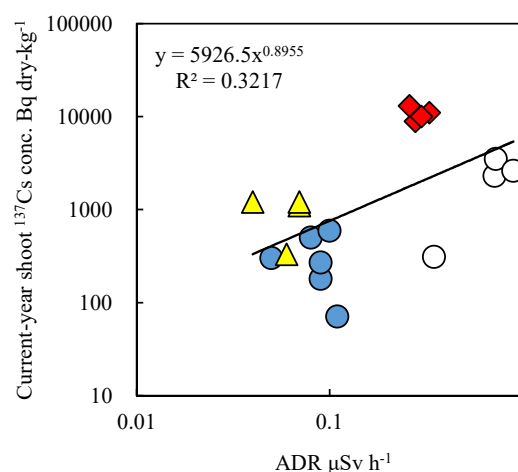


Fig. 5. 空間線量率とコシアブラ当年シュート ^{137}Cs 濃度との関係

Relationship between the air dose rate and the current-year shoot ^{137}Cs concentration of *Eleutherococcus sciadophylloides*.

●只見町と南会津町, ▲金山町, ◆川俣町, ○広野町。減衰補正の基準日: 1 Sept. 2017。只見町と南会津町は火山岩と堆積岩が複雑に入り組んでいる地域で、採取地点の土壌母材が現地調査でも明確でない場合があったことから分けなかった。

●TDM, Tadami and MAZ, Minamiaizu; ▲KNY, Kaneyama; ◆KWM, Kawamata; ○HRN, Hirono. Decay correction, 1 Sept. 2017. Tadami and Minamiaizu were combined into one group because volcanic and sedimentary rocks were present as a complex mosaic in soil materials at the sampling points and it was sometimes difficult to distinguish them in the field survey.

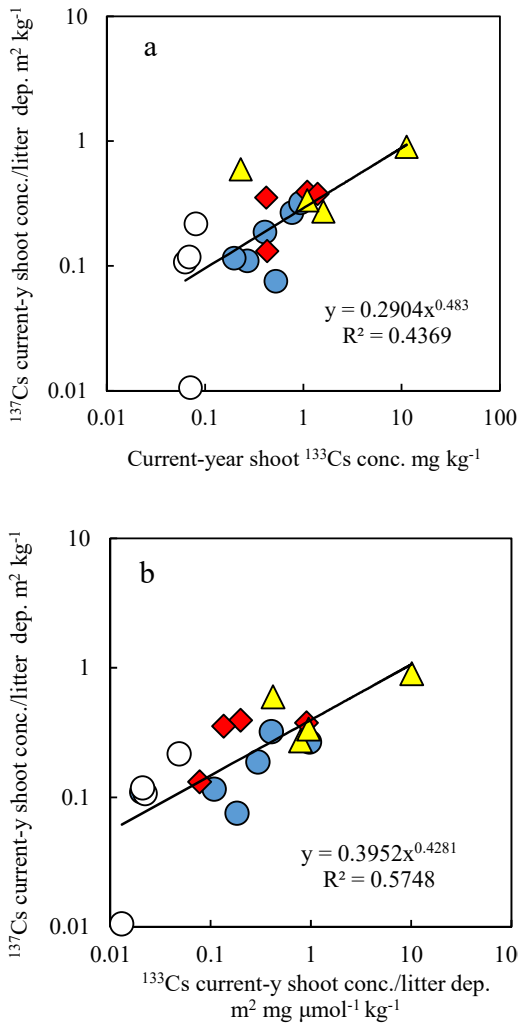


Fig. 6. コシアブラの当年シュート ¹³⁷Cs濃度 (a), 当年シュート / リター ¹³⁷Cs濃度比 (b) と当年シュート / リター ¹³⁷Cs濃度比との関係
 Relationships between the current-year shoot ¹³⁷Cs concentration (a) or current-year shoot/litter ¹³⁷Cs concentration ratio (b) and the current-year shoot/litter ¹³⁷Cs concentration ratio in *Eleutherococcus sciadophylloides*.
 ●只見町と南会津町, ▲金山町, ◆川俣町, ○広野町. 減衰補正の基準日: 1 Sept. 2017.
 ●TDM, Tadami and MAZ, Minamiaizu; ▲KNY, Kaneyama; ◆KWM, Kawamata; ○HRN, Hirono. Decay correction, 1 Sept. 2017.

3.8 当年シュート ¹³⁷Cs 濃度と生育地・生育状況との関係
 赤間ら (2017) にもとづき、7月の当年シュートの放射性セシウム濃度が新芽の濃度と変わらないと仮定すると、生重当たりの ¹³⁴⁺¹³⁷Cs 濃度が食品の出荷制限の基準値 (100 Bq fresh-kg⁻¹) を超えると推定される当年シュートの検体は、TDM の 3 中 1、KNY の 4 中 4、MAZ の 3 中 1、KWM の 4 中 4、HRN の 4 中 3 であった。出現比は異なるが、調査地域では依然として、野生コシアブラの新芽の出荷制限が必要な状況にあると考えられた。
 ADR は土壌の ¹³⁷Cs 沈着量と密接な関係があり、ベ

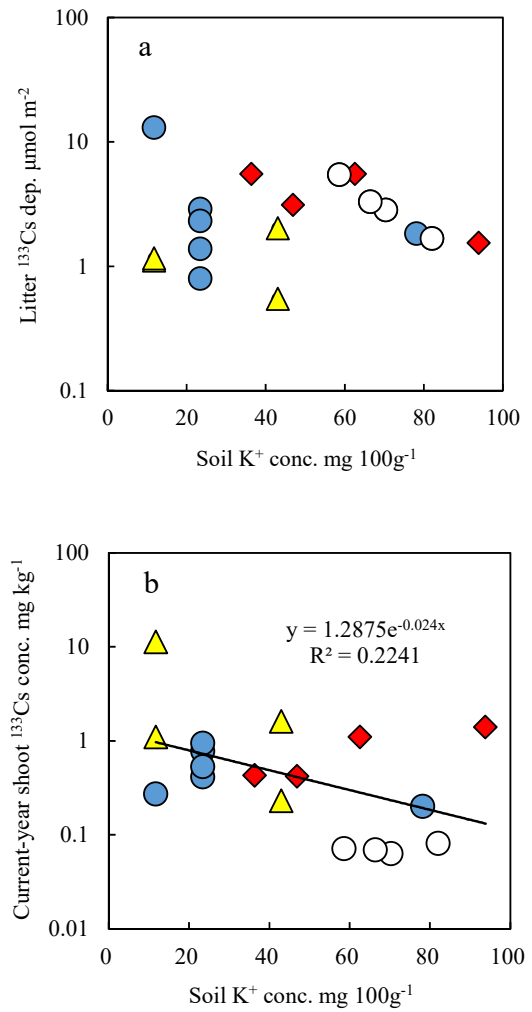


Fig. 7. 土壌 K⁺濃度とリター ¹³⁷Cs沈着量 (a), コシアブラ当年シュート ¹³⁷Cs濃度 (b) との関係
 Relationship between the soil K⁺ concentration and the amount of litter ¹³⁷Cs deposition (a) or the current-year *Eleutherococcus sciadophylloides* shoot ¹³⁷Cs concentration (b).
 ●只見町と南会津町, ▲金山町, ◆川俣町, ○広野町.
 ●TDM, Tadami and MAZ, Minamiaizu; ▲KNY, Kaneyama; ◆KWM, Kawamata; ○HRN, Hirono.

き乗式による近似は有意であった ($R^2 = 0.7410$, $n = 18$, $P < 0.001$)。リターの ¹³⁷Cs 沈着量 ($R^2 = 0.5377$, $n = 18$, $P < 0.001$) や [リター + 土壌] の ¹³⁷Cs 量 ($R^2 = 0.7270$, $n = 18$, $P < 0.001$) との関係では R^2 が低下した。ADR と当年シュート ¹³⁷Cs 濃度は正の相関関係にあった (Fig. 5) ($R^2 = 0.3217$, $n = 18$, $P = 0.014$) が、値は回帰線の上下に大きくばらつき、かつ地域 (TDM と MAZ は火山岩と堆積岩が複雑に入り組んでいる土地にあり、現地調査で採取地点の土壌母材が必ずしも明確でない場合があったことから地域を分けなかった) ごとに値

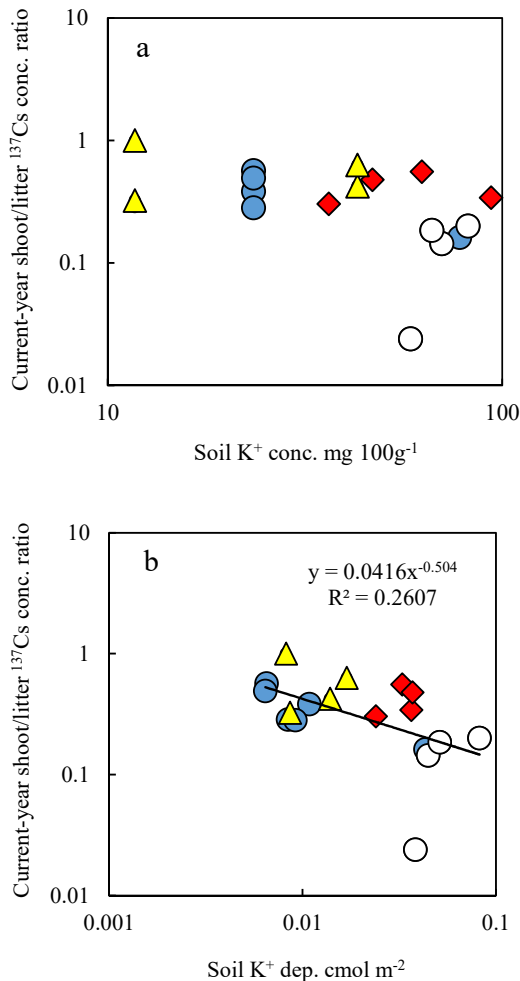


Fig. 8. 土壌の K^+ 濃度 (a), K^+ 沈着量 (b) とコシアブラ当年シュート / リター ^{137}Cs 濃度比との関係
Relationship between the soil K^+ concentration (a) or the amount of soil K^+ deposition (b) and the *Eleutherococcus sciadophylloides* current-year shoot/litter ^{137}Cs concentration ratio.
 ●只見町と南会津町, ▲金山町, ◆川俣町, ○広野町. 減衰補正の基準日: 1 Sept. 2017.
 ●TDM, Tadami and MAZ, Minamiaizu; ▲KNY, Kaneyama; ◆KWM, Kawamata; ○HRN, Hirono. Decay correction, 1 Sept. 2017.

が分かれる傾向が明らかであった。

当年シュート ^{137}Cs 濃度は、リター ^{137}Cs 沈着量 ($R^2 = 0.6530, n = 18, P < 0.001$) や土壌 ^{137}Cs 沈着量 ($R^2 = 0.4933, n = 18, P = 0.001$) と正の相関があり、べき乗式の傾きは有意であった。[リター + 土壌] 沈着量 ($R^2 = 0.5869, n = 18, P < 0.001$) とすると、リター単独より R^2 が小さくなるので、土壌よりリターとの関係が強い。リター ^{137}Cs 濃度とは殆ど相関がなかった ($P = 0.578$)。

当年シュート ^{137}Cs 濃度、土壌 $^{137}Cs^+$ 濃度、土壌 K^+ 濃度の3者間の相関は弱いか殆どなかった ($r = -0.226 \sim -0.145$)。そこでこの3者を説明要因とし、リター(あるいは[リター+土壌])から当年シュートへの ^{137}Cs 面移行係数を目的変数に、値を対数変換して重回帰式を

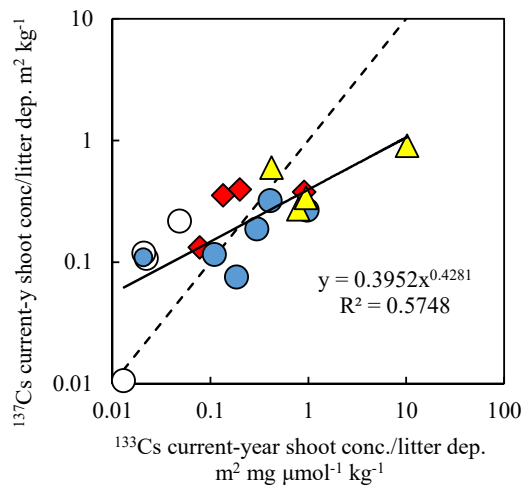


Fig. 9. コシアブラの ^{137}Cs 当年シュート濃度 / リター沈着量比 (T_{ag}) と ^{137}Cs 同比との関係
Relationship between ^{137}Cs and ^{137}Cs in the ratio of the current-year shoot concentration/the amount of litter deposition (T_{ag}) in *Eleutherococcus sciadophylloides*.
 ●只見町と南会津町, ▲金山町, ◆川俣町, ○広野町. 実線はべき乗式の回帰線。破線は傾きと切片がともに1の場合を示す。減衰補正の基準日: 1 Sept. 2017.
 ●TDM, Tadami and MAZ, Minamiaizu; ▲KNY, Kaneyama; ◆KWM, Kawamata; ○HRN, Hirono. The solid line is the regression line of the power equation. The dashed line shows the case for which the slope and intercept both equal 1. Decay correction, 1 Sept. 2017.

求めたところ、式の傾きは有意 ($R^2 = 0.4597, P = 0.031$ [$R^2 = 0.4823, P = 0.023$]) で、 ^{137}Cs 面移行係数は当年シュート ^{137}Cs 濃度が高いと大きくなった ($P = 0.007$ [$P = 0.005$], Fig. 6a)。土壌 $^{137}Cs^+$ 濃度 ($P = 0.805$ [$P = 0.843$]) や土壌 K^+ 濃度 ($P = 0.520$ [$P = 0.525$]) は有意な関係がなかった。また、リターから当年シュートへの ^{137}Cs 面移行係数が大きい場合 (Fig. 6b) に、 ^{137}Cs のリターから当年シュートへの移行が進み易いと考えられた ($R^2 = 0.5748, P < 0.001$)。Fig. 6a, b の傾向は、Fig. 6a の縦軸のリター ^{137}Cs 沈着量を濃度に替えても ($R^2 = 0.5843, P < 0.001$)、Fig. 6b の縦軸のリター ^{137}Cs 沈着量、横軸のリター ^{137}Cs 沈着量をそれぞれ濃度に替えても ($R^2 = 0.5456, P < 0.001$) 同様であった。

リター ^{137}Cs 沈着量は土壌 K^+ の濃度 ($r = 0.0508$, Fig. 7a) や沈着量 ($r = 0.1866$) と殆ど相関がなかった。当年シュート ^{137}Cs 濃度を目的変数、土壌 $^{137}Cs^+$ 濃度、土壌 K^+ 濃度を説明変数に重回帰分析を行ったところ、重回帰式は有意にならなかった ($P = 0.071$) が、土壌 K^+ 濃度の P 値は 0.025 と小さく、当年シュート ^{137}Cs 濃度は土壌 K^+ 濃度 ($R^2 = 0.2756, P = 0.025$, Fig. 7b) や土壌 K^+ 沈着量 ($R^2 = 0.3390, P = 0.011$) と負の比例関係にあった。土壌 K^+ 濃度が高い HRN (Fig. 7a 白丸) では、リターの ^{137}Cs 沈着量の範囲に特段の特徴はないにもかかわらず当年シュートの ^{137}Cs 濃度は低かった

(Fig. 7b)。土壌 K^+ 濃度が低い KNY (Fig. 7a 黄三角) では、リターの ^{133}Cs 沈着量は少ないにもかかわらず当年シュート ^{133}Cs 濃度は高めであった (Fig. 7b)。土壌の K^+ 濃度 (Fig. 8a)、あるいは沈着量 (Fig. 8b) と当年シュート / リター ^{137}Cs 濃度比との関係を求めたところ、 K^+ 濃度では傾向が明瞭でなかった ($P = 0.085$)。しかし、土壌の K^+ 沈着量が多いと当年シュート / リター ^{137}Cs 濃度比は小さく ($R^2 = 2607, P = 0.030$)、リターから当年シュートへの ^{137}Cs の移行 (根吸収) が減ることが示唆された。

当年シュートの ^{40}K 濃度と ^{133}Cs 濃度との関係は近似式の傾きは有意にならなかった ($R^2 = 0.1613, n = 18, P = 0.099$) が、両者の間には正の相関 ($r = 0.404$) 関係があった。当年シュートの ^{40}K 濃度と ^{137}Cs 濃度との間に特段の関係は認められなかった ($R^2 = 0.0013, n = 18, P = 0.667$)。

3.9 コシアブラ当年シュートの ^{137}Cs 濃度の経年的変化の方向

^{133}Cs 当年シュート濃度 / リター沈着量比 (^{133}Cs のリ

ターから当年シュートへの T_{ag}) は ^{137}Cs 当年シュート濃度 / リター沈着量比 (^{137}Cs のリターから当年シュートへの T_{ag}) と正の比例関係にあった (Fig. 9)。いずれの比も土壌の K^+ 濃度が低い KNY で大きく、土壌の K^+ 濃度が高い HRN では小さい傾向があった。

3.10 コシアブラの当年シュートの ^{133}Cs 、 ^{137}Cs 濃度の季節変化

春から秋にかけて、当年シュートの ^{133}Cs 濃度はあまり変わらない個体 (Fig. 10, EK1) と下降傾向にある個体 (Fig. 10, TE3, TE5, TE12) があった。 ^{137}Cs 濃度は上昇する個体 (Fig. 10, EK1)、あまり変わらない個体 (Fig. 10, TE5)、下降する個体 (Fig. 10, TE3, 12) があり傾向はさまざまであった。

3.11 個体バイオマスと樹体内の ^{133}Cs と ^{137}Cs の分布

個体バイオマスは 8.8 ~ 420 kg (Table 2) で、葉が 1 ~ 4%、果序が 0 ~ 0.1%、*post*-3.11 枝・幹が 2 ~ 6%、*ante*-3.11 枝・幹が 70 ~ 77%、根が 21% を占めた。個体 ^{133}Cs 量は 170 ~ 5300 μg (Table 2) で、うち葉が 3

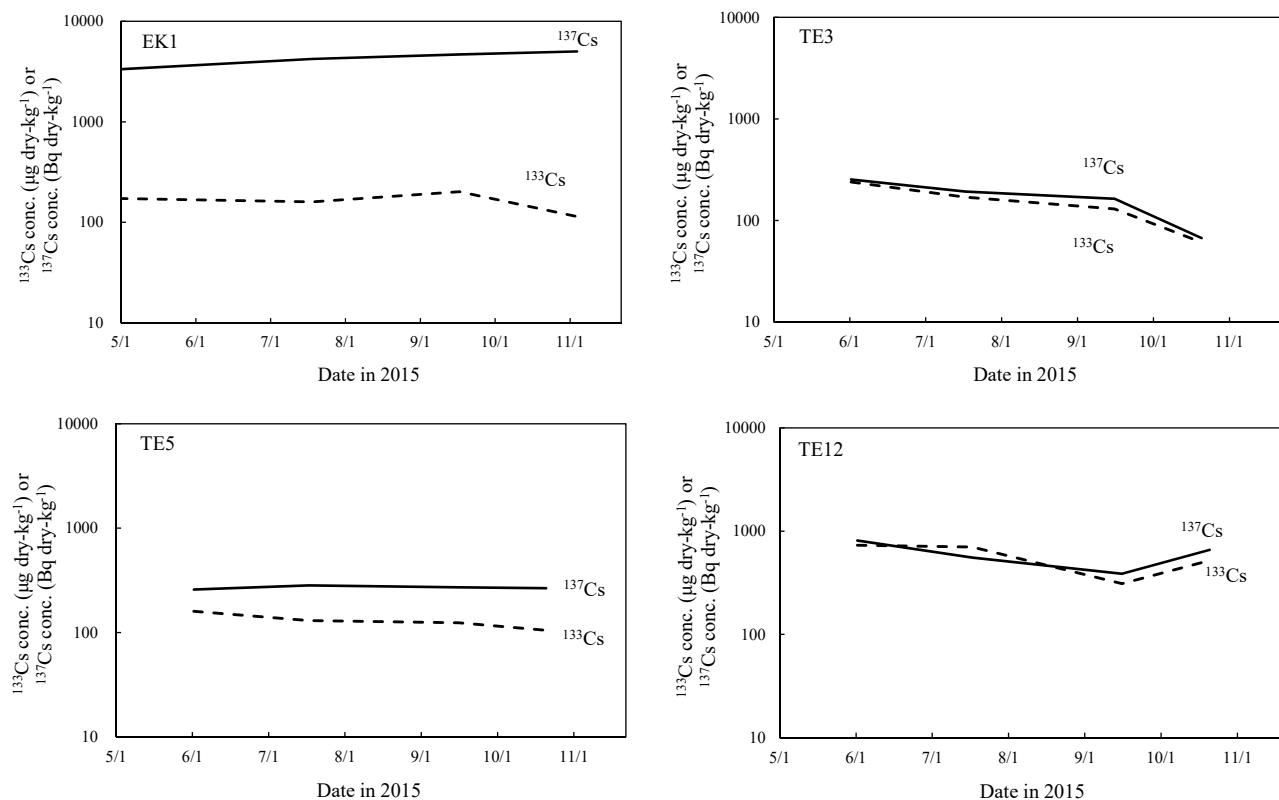


Fig. 10. コシアブラ当年シュート ^{133}Cs 、 ^{137}Cs 濃度の季節変化 (赤間ら 2017にデータ追加)

Seasonal change in the ^{133}Cs (broken line) and ^{137}Cs (solid line) concentrations in current-year shoots of *Eleutherococcus sciadophylloides* (data added to Akama et al. 2017).

破線が ^{133}Cs 、実線が ^{137}Cs 。5, 6月は新芽、7, 9月は緑葉と当年枝、10-11月は黄葉と当年枝を検体とした。EK1, TE3, 5, 12は Table 2と同じ。減衰補正の基準日: 1 Sept. 2017.

The May and June samples were sprouts, those for July and September were current-year branches with green leaves, and those for October and November were current year branches with yellow leaves. EK 1, TE 3, 5, and 12 are the same as in Table 2. Decay correction, 1 Sept. 2017.

～10 (5.9 ± 3.4 , 平均 \pm SD) %, 果序が0～1 (0.3 ± 0.5) %, *post*-3.11 枝・幹が1～6 (3.3 ± 2.2) %, *ante*-3.11 枝・幹が29～63 (39 ± 16) %, 根が23～66 (52 ± 19) % を占めた。個体 ^{137}Cs 量は240～490000 Bq (Table 2) で、うち葉が1～15 (5.7 ± 4.9) %, 果序が0～0.7 (0.2 ± 0.3) %, *post*-3.11 枝・幹が1～6 (2.6 ± 2.0) %, *ante*-3.11 枝・幹が28～65 (49 ± 14) %, 根が24～56 (43 ± 13) % を占めた。 ^{133}Cs を測定した4個体 (Table 3, Fig. 11) について見ると、 ^{133}Cs と ^{137}Cs の濃度は器官間で違いがあり、葉 (それぞれ $61 \sim 520 \mu\text{g dry-kg}^{-1}$, $67 \sim 5200 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$) や果序 ($210 \mu\text{g dry-kg}^{-1}$, $8900 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$)、根 ($22 \sim 520 \mu\text{g dry-kg}^{-1}$, $31 \sim 3200 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$) で高く、枝 ($12 \sim 130 \mu\text{g dry-kg}^{-1}$, $55 \sim 1600 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$) や幹 ($11 \sim 78 \mu\text{g dry-kg}^{-1}$, $23 \sim 1100 \text{ Bq dry-kg}^{-1}$) は低かった。幹の部位について見ると、外樹皮、内樹皮、辺材、心材の順に濃度が下がった (Fig. 11, 例えば、EK1 の幹上・中・下部の平均 \pm SD, $n = 3$ では、 ^{133}Cs 濃度が外樹皮 68 ± 11 、内樹皮 22 ± 8 、辺材 10 ± 4 、心材 $7 \pm 1 \mu\text{g dry-kg}^{-1}$ 、 ^{137}Cs 濃度が外樹皮 59065 ± 16655 、内樹皮 1152 ± 180 、辺材 372 ± 70 、心材 $273 \pm 29 \text{ Bq dry-}$

kg^{-1})。また、事故とは関係のない ^{133}Cs 濃度に大きな個体差があり、TE12 ($190 \mu\text{g dry-kg}^{-1}$) は他個体 ($19 \sim 33 \mu\text{g dry-kg}^{-1}$) より個体濃度が一桁高かった (Table 3)。

個体 $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 濃度比はEK1 で $66 \text{ Bq } \mu\text{g}^{-1}$ 、TE3, TE5, TE12 はそれぞれ 1.4, 2.1, $0.86 \text{ Bq } \mu\text{g}^{-1}$ であった。部位間で比べると、 ^{137}Cs と ^{133}Cs の濃度はおおむね正の相関関係にあった (Fig. 11) が、細かく見ると、濃度比は、事故時に存在し、外気に曝されていた *ante*-3.11 幹、枝の外樹皮で目立って大きく (EK1, $550 \sim 1200 \text{ Bq } \mu\text{g}^{-1}$; TE3, $1.8 \sim 3.2$; TE5, $4.6 \sim 12$; TE12, $0.92 \sim 1.8$)、リターの濃度比 (EK1, $400 \text{ Bq } \mu\text{g}^{-1}$, TE3, 3.1; TE5, 3.5; TE12, 4.7) なみであった。濃度比は、 ^{137}Cs が事故後に転流によってもたらされたと考えられる葉 (EK1, TE5)、当年枝の外樹皮 (EK1, TE5)・材 (EK1, TE3, 12)、*ante*-3.11 幹の心材 (EK1, TE5, 12)、根の皮 (EK1, TE3, 5, 12) や材 (EK1, TE5) では小さい場合があった (Fig. 11)。

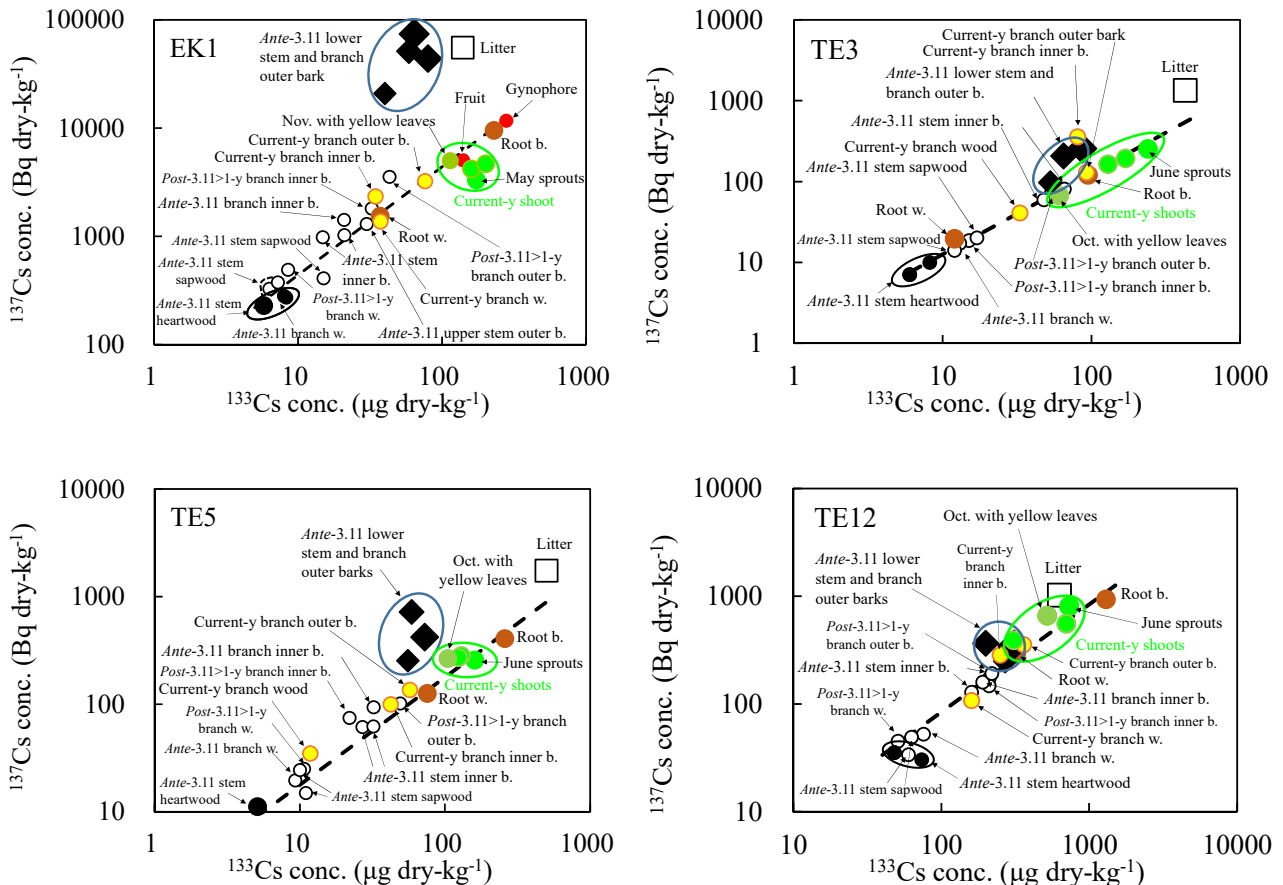


Fig. 11. コシアブラの部位、リターの ^{133}Cs 濃度と ^{137}Cs 濃度との関係 (赤間ほか 2017 にデータを追加)
Relationship between the ^{133}Cs and ^{137}Cs concentrations in *Eleutherococcus sciadophylloides* and litter (data added to Akama et al. 2017).

EK1, TE3, 5, 12 は Table 2 と同じ。用語については Fig. 3 を参照。減衰補正の基準日 : 1 Sept. 2017.
EK 1, TE 3, 5, and 12 are the same as in Table 2. See Fig. 3 for terms. Decay correction, 1 Sept. 2017.

Table 2. コシアブラの破壊調査の結果

Results of the destructive sampling survey of *Eleutherococcus sciadophylloides*: biomass and the amounts of ^{133}Cs and ^{137}Cs per tree.

| Organ | Status | Part | Biomass (kg tree ⁻¹) | | | | | | ^{133}Cs ($\mu\text{g tree}^{-1}$) | | | | | | ^{137}Cs (Bq tree ⁻¹) | | | | | |
|---------------|-----------------|------------|----------------------------------|--------|---------|----------------|--------|--------|---|-------|-------|----------------|--------|--------|--|-------|-------|----------------|--|--|
| | | | Kawauchi V. | | | TDM, Tadami T. | | | Kawauchi V. | | | TDM, Tadami T. | | | Kawauchi V. | | | TDM, Tadami T. | | |
| | | | EK1 | EK2 | EK4 | TE3 | TE5 | TE12 | EK1 | TE3 | TE5 | TE12 | EK1 | EK2 | EK4 | TE3 | TE5 | TE12 | | |
| Leaf | | | 1.3 | 4.8 | 1.4 | 0.19 | 0.17 | 0.71 | 150 | 12 | 18 | 370 | 7000 | 6200 | 8200 | 13 | 46 | 470 | | |
| Inflorescence | | | 0.26 | 0.013 | 0.049 | | | | 55 | | | | 2300 | 28 | 610 | 0 | 0 | 0 | | |
| Branch | Current-year | Outer bark | 0.12 | 0.15 | 0.062 | 0.010 | 0.013 | 0.055 | 9.2 | 0.91 | 0.73 | 20 | 410 | 130 | 300 | 1.3 | 1.7 | 20 | | |
| Branch | Current-year | Inner bark | 0.10 | 0.12 | 0.041 | 0.0061 | 0.0090 | 0.045 | 3.3 | 0.50 | 0.38 | 11 | 240 | 96 | 200 | 2.2 | 0.90 | 13 | | |
| Branch | Current-year | Sapwood | 0.18 | 0.25 | 0.10 | 0.012 | 0.021 | 0.11 | 6.6 | 0.39 | 0.24 | 18 | 260 | 110 | 240 | 0.48 | 0.72 | 12 | | |
| Branch | Other Post-3.11 | Outer bark | 0.59 | 1.4 | 0.19 | 0.029 | 0.043 | 0.13 | 25 | 1.7 | 2.1 | 27 | 2200 | 1300 | 570 | 2.2 | 4.4 | 22 | | |
| Branch | Other Post-3.11 | Inner bark | 0.60 | 1.2 | 0.12 | 0.013 | 0.035 | 0.14 | 20 | 0.20 | 0.76 | 30 | 1100 | 1000 | 330 | 0.25 | 2.6 | 21 | | |
| Branch | Other Post-3.11 | Sapwood | 2.9 | 5.5 | 0.52 | 0.093 | 0.13 | 0.52 | 25 | 5.0 | 1.4 | 27 | 1500 | 1100 | 460 | 6.3 | 3.2 | 24 | | |
| Branch | Ante-3.11 | Outer bark | 1.2 | 1.5 | 1.1 | 0.032 | 0.069 | 0.16 | 48 | 1.7 | 3.8 | 42 | 26000 | 20000 | 32000 | 3.2 | 18 | 39 | | |
| Branch | Ante-3.11 | Inner bark | 3.2 | 3.2 | 1.6 | 0.025 | 0.053 | 0.21 | 68 | 1.4 | 1.7 | 41 | 4800 | 1600 | 3100 | 1.9 | 5.0 | 35 | | |
| Branch | Ante-3.11 | Sapwood | 19 | 19 | 10 | 0.15 | 0.32 | 0.76 | 120 | 1.9 | 2.9 | 57 | 6400 | 1500 | 4600 | 2.6 | 6.2 | 40 | | |
| Stem | Current-year | Outer bark | 0.0055 | 0.0048 | 0.0011 | 0.0010 | 0.0014 | 0.0061 | 0.42 | 0.095 | 0.082 | 2.2 | 19 | 4.4 | 5.3 | 0.13 | 0.20 | 2.2 | | |
| Stem | Current-year | Inner bark | 0.0044 | 0.0040 | 0.00072 | 0.00064 | 0.0010 | 0.0049 | 0.15 | 0.052 | 0.043 | 1.2 | 11 | 3.1 | 3.5 | 0.23 | 0.10 | 1.4 | | |
| Stem | Current-year | Sapwood | 0.011 | 0.0081 | 0.0018 | 0.0020 | 0.0031 | 0.016 | 0.42 | 0.064 | 0.036 | 2.6 | 16 | 3.7 | 4.2 | 0.080 | 0.11 | 1.7 | | |
| Stem | Other Post-3.11 | Outer bark | 0.037 | 0.044 | 0.0033 | 0.0048 | 0.0064 | 0.019 | 1.6 | 0.29 | 0.31 | 3.9 | 140 | 41 | 10 | 0.36 | 0.66 | 3.2 | | |
| Stem | Other Post-3.11 | Inner bark | 0.038 | 0.038 | 0.0022 | 0.0022 | 0.0051 | 0.020 | 1.2 | 0.033 | 0.11 | 4.3 | 73 | 33 | 5.8 | 0.042 | 0.38 | 3.0 | | |
| Stem | Other Post-3.11 | Sapwood | 0.19 | 0.18 | 0.0093 | 0.015 | 0.0031 | 0.074 | 1.6 | 0.84 | 0.033 | 3.8 | 96 | 35 | 8.1 | 1.1 | 0.077 | 3.4 | | |
| Stem | Ante-3.11 | Outer bark | 1.7 | 3.1 | 0.48 | 0.20 | 0.30 | 0.31 | 120 | 15 | 19 | 74 | 10000 | 14000 | 19000 | 47 | 190 | 110 | | |
| Stem | Ante-3.11 | Inner bark | 12 | 30 | 3.3 | 0.35 | 1.0 | 1.1 | 220 | 20 | 30 | 210 | 13000 | 9300 | 3600 | 25 | 62 | 180 | | |
| Stem | Ante-3.11 | Sapwood | 77 | 150 | 20 | 3.6 | 8.5 | 8.4 | 830 | 51 | 88 | 520 | 31000 | 22000 | 11000 | 61 | 170 | 380 | | |
| Stem | Ante-3.11 | Heartwood | 49 | 110 | 7.5 | 2.3 | 2.4 | 2.4 | 340 | 14 | 13 | 130 | 13000 | 12000 | 2100 | 17 | 28 | 82 | | |
| Root | | Bark | 8.3 | 16 | 2.3 | 0.21 | 0.56 | 0.81 | 1900 | 20 | 140 | 1100 | 83000 | 160000 | 23000 | 25 | 230 | 760 | | |
| Root | | Wood | 35 | 70 | 9.8 | 1.6 | 2.8 | 3.1 | 1300 | 19 | 210 | 1000 | 57000 | 110000 | 16000 | 32 | 360 | 930 | | |
| Total | | | 210 | 420 | 59 | 8.8 | 16 | 19 | 5300 | 170 | 540 | 3700 | 350000 | 490000 | 120000 | 240 | 1100 | 3200 | | |

¹ Oct.–Nov. 2015. ² 減衰補正の基準日: 1 Sept. 2017¹ Oct. to Nov. 2015. ² Decay correction, 1 Sept. 2017.

4. 考察

4.1 コシアブラの個体サイズが放射性セシウムの代謝に及ぼす影響

伐倒調査時の調査個体の地上高 0.5 m の幹齢は EK1, 2, 4 が 33 ~ 42 年、TE3, 5, 8 は 24 ~ 32 年で、雪圧による TE の根元の倒伏を考慮すると樹齢は 40 数年程度で大差なく、どの調査個体も植栽アカマツ (47 年生) やスギ (42 年生) のための下刈り終了後に大きく育ったものと考えられる。調査個体の伐採前数年間の幹の年輪幅は個体ごとに比較的揃っており、成長が急に盛んになったり、衰えて毎年の代謝が目立って変化したりすることはなかったようである。一方、木の成長には個体によって比較的大きな違いがあった。EK1 は林冠木でサイズが大きく、TE3, 12 は林冠木、EK4, TE5 は亜高木でサイズは小さかった。TE12 は EK1, TE3, 5 より ^{133}Cs 濃度が高く、TE3, 5 より ^{137}Cs 濃度が高かった (Fig.11)。しかし、 ^{137}Cs と ^{133}Cs の濃度比の部位間の違いは EK1 と TE3, 5, 12 とで大きくは変わらず、 ^{133}Cs や ^{137}Cs の代謝に関して今回観測された範囲では個体サイズの影響は明らかでなかった。

^{137}Cs の植物体内の分布に個体サイズが及ぼす影響に関して、事故翌春の 2012 年の新芽の ^{137}Cs 濃度でも、個体サイズはあまり関係がないようであった。すなわち、近接する林冠木と稚樹を調べたハリギリやコシアブラの例 (Kiyono and Akama 2013) では新芽の ^{137}Cs 濃度に大差はなかった。 ^{137}Cs 濃度は、集水地に生育する個体の方が高い傾向があった (清野・赤間 2013, Kiyono and Akama 2013)。これらは事故直後には水に溶け易い ^{137}Cs の割合が高く (Adachi et al. 2013)、林内水や地表流下水などとともに移動した植物に吸収され易い形態の ^{137}Cs が林内の小さい個体にも届いていた

ことを示唆する。

4.2 コシアブラの樹体内の放射性セシウムの分布の特徴

山菜にする新芽と 7 月の当年シュートの間で ^{137}Cs 濃度は大きくは変わらないと考えられた (Fig. 10)。5, 6 月の検体は展葉がやや進んでいたため、展葉開始直後の新芽では濃度がより高かった可能性はあるが、新芽と成葉を持つ当年シュートの間で ^{133}Cs や ^{137}Cs の濃度は大きくは変わらないと考えられる。フキで見られるような夏期の顕著な濃度上昇 (清野・赤間 2015, 2017, 清野ら 2018c) はコシアブラでは認められなかった。コシアブラは草本のフキと比べて植物体の寿命が長く、個体の現存量が大きい。代謝回転率が小さいので、季節による高温で ^{137}Cs 吸収量が増加 (Burger and Lichtscheidl 2018) しても植物体全体の濃度上昇が目立たないのであろう。*Ante-3.11* 幹・枝の外樹皮の ^{137}Cs 濃度が高い (Fig. 11) 理由は、事故直後に樹体に直接付着した ^{137}Cs の一部が樹皮に残存しているからであろう。 ^{137}Cs 濃度が外樹皮 → 内樹皮 → 材の順に下がる傾向 (Table 3, Fig. 11) は、スギでも報告されており (Coppin et al. 2016, Yoschenko et al. 2016, 高野 2017)、事故時に外樹皮に付着した ^{137}Cs が、樹皮表面から吸収されて材の中心方向に拡散し、内樹皮や材の濃度を上昇させていることを想わせる。しかし、同じ傾向は ^{133}Cs でも認められる (Table 3, Fig. 11) ことから、そうとは限らないようで、根から吸収された ^{137}Cs が転流により配分された結果とも考えられる (赤間ら 2017)。

$^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 濃度比を部位間で比べると、EK1 は、赤間ら (2017) の報告と同様、根や心材の濃度比が個体全体の比より小さく、葉も春から夏にかけて比が小さ

Table 3. コシアブラとリターの¹³³Cs、¹³⁷Cs濃度
Results of the destructive sampling survey of *Eleutherococcus sciadophylloides* and litter: ¹³³Cs and ¹³⁷Cs concentrations.

| Organ | Status | Part | ¹³³ Cs conc. (μg d·kg ⁻¹) | | | | ¹³⁷ Cs conc. (Bq d·kg ⁻¹) ¹ | | | |
|-------------------------------|--------------------|------------|--|------|----------------|------|---|------|----------------|------|
| | | | Kawauchi V. | | TDM, Tadami T. | | Kawauchi V. | | TDM, Tadami T. | |
| | | | EK1 | TE3 | TE5 | TE12 | EK1 | TE3 | TE5 | TE12 |
| Leaf | | | 110 | 61 | 110 | 520 | 5200 | 67 | 270 | 660 |
| Infructescence | | | 210 | - | - | - | 8900 | - | - | - |
| Branch | Current-year | Outer bark | 76 | 93 | 57 | 360 | 3400 | 130 | 140 | 350 |
| Branch | Current-year | Inner bark | 35 | 81 | 42 | 250 | 2500 | 360 | 100 | 280 |
| Branch | Current-year | Sapwood | 37 | 33 | 12 | 160 | 1400 | 41 | 35 | 110 |
| Branch | Other Post-3.11 | Outer bark | 43 | 60 | 49 | 210 | 3700 | 75 | 100 | 170 |
| Branch | Other Post-3.11 | Inner bark | 32 | 15 | 22 | 210 | 1900 | 19 | 75 | 150 |
| Branch | Other Post-3.11 | Sapwood | 8.5 | 54 | 11 | 51 | 520 | 68 | 25 | 45 |
| Branch | Ante-3.11 | Outer bark | 40 | 53 | 55 | 270 | 22000 | 97 | 250 | 250 |
| Branch | Ante-3.11 | Inner bark | 21 | 54 | 32 | 160 | 1500 | 73 | 94 | 160 |
| Branch | Ante-3.11 | Sapwood | 6.3 | 13 | 9.3 | 60 | 340 | 17 | 20 | 52 |
| Branch subtotal | | | 12 | 37 | 20 | 130 | 1600 | 55 | 62 | 110 |
| Stem | Current-year | Outer bark | 76 | 93 | 57 | 360 | 3400 | 130 | 140 | 350 |
| Stem | Current-year | Inner bark | 35 | 81 | 42 | 250 | 2500 | 360 | 100 | 280 |
| Stem | Current-year | Sapwood | 37 | 33 | 12 | 160 | 1400 | 41 | 35 | 110 |
| Stem | Other Post-3.11 | Outer bark | 43 | 60 | 49 | 210 | 3700 | 75 | 100 | 170 |
| Stem | Other Post-3.11 | Inner bark | 32 | 15 | 22 | 210 | 1900 | 19 | 75 | 150 |
| Stem | Other Post-3.11 | Sapwood | 8.5 | 54 | 11 | 51 | 520 | 68 | 25 | 45 |
| Upper stem | Ante-3.11 | Outer bark | 59 | 65 | 59 | 200 | 53000 | 210 | 720 | 360 |
| Upper stem | Ante-3.11 | Inner bark | 30 | 48 | 27 | 160 | 1400 | 59 | 62 | 130 |
| Upper stem | Ante-3.11 | Sapwood | 8.0 | 12 | 11 | 60 | 290 | 14 | 15 | 34 |
| Upper stem | Ante-3.11 | Heartwood | 8.0 | 8.2 | - | 74 | 290 | 10 | - | 30 |
| Middle stem | Ante-3.11 | Outer bark | 80 | - | - | - | 46000 | - | - | - |
| Middle stem | Ante-3.11 | Inner bark | 21 | - | - | - | 1100 | - | - | - |
| Middle stem | Ante-3.11 | Sapwood | 15 | - | - | - | 430 | - | - | - |
| Middle stem | Ante-3.11 | Heartwood | 8.3 | - | - | - | 280 | - | - | - |
| Lower stem | Ante-3.11 | Outer bark | 64 | 87 | 72 | 310 | 78000 | 260 | 420 | 360 |
| Lower stem | Ante-3.11 | Inner bark | 15 | 66 | 32 | 220 | 1000 | 81 | 62 | 190 |
| Lower stem | Ante-3.11 | Sapwood | 7.2 | 17 | 10 | 63 | 390 | 20 | 24 | 49 |
| Lower stem | Ante-3.11 | Heartwood | 5.8 | 6.0 | 5.1 | 48 | 240 | 7 | 11 | 35 |
| Stem | Ante-3.11 subtotal | Outer bark | 71 | 74 | 63 | 240 | 58000 | 220 | 610 | 350 |
| Stem | Ante-3.11 subtotal | Inner bark | 19 | 57 | 30 | 190 | 1100 | 70 | 62 | 160 |
| Stem | Ante-3.11 subtotal | Sapwood | 11 | 15 | 10 | 62 | 400 | 17 | 21 | 46 |
| Stem | Ante-3.11 subtotal | Heartwood | 6.9 | 6.2 | 5.1 | 55 | 260 | 7 | 11 | 34 |
| Stem subtotal | | | 11 | 16 | 12 | 78 | 1100 | 23 | 37 | 62 |
| Root | | Bark | 230 | 95 | 260 | 1300 | 9900 | 120 | 410 | 930 |
| Root | | Wood | 37 | 12 | 75 | 320 | 1600 | 20 | 130 | 290 |
| Root subtotal | | | 74 | 22 | 110 | 520 | 3200 | 31 | 170 | 430 |
| Total | | | 25 | 19 | 33 | 190 | 1600 | 27 | 68 | 160 |
| CV | | | 1.15 | 0.65 | 1.11 | 1.00 | 2.19 | 1.11 | 1.28 | 0.94 |
| Litter (d·g m ⁻²) | | | 140 | 430 | 500 | 630 | 55000 | 1400 | 1800 | 3000 |

¹ 減衰補正の基準日 : 1 Sept. 2017.

¹ Decay correction, 1 Sept. 2017.

い傾向が認められた。しかし、TE3、5、12では、根、心材、葉それぞれ3中2個体は個体全体の比より小さかったが、1個体では大きく、明瞭な傾向は得られなかった (Fig. 11)。TE3、5、12個体はEK1よりもサイズが小さいこと、また、EK1と比べTE3、5、12個体は事故により加わった¹³⁷Csの量(沈着量)が60分の1から10分の1と少なかったことから、コシアブラ個体内での¹³⁷Csの拡散が早く進んだのかも知れない。個体構成部位間の¹³⁷Cs濃度の変動係数(CV)はEK1が2.19、TE3、5、12は0.94~1.28とTEは小さかった (Table 3)。また、TE12は植物体内の¹³³Cs濃度が他個体より著しく高く (Table 3, Fig. 11)、¹³⁷Csが吸収され易い条件にあったが、そのことは¹³⁷Cs濃度の部位間の違いに特段

の影響は及ぼしていないようである。

4.3 コシアブラの新芽の放射性セシウム濃度に影響を及ぼす要因

コシアブラの当年シュートの¹³⁷Cs濃度はリターと土壌の¹³⁷Cs沈着量と関係が深かった。フキ(清野ら2018c)でも同様の傾向が報告されている。一方、ゼンマイ(清野ら2016)で密接な関係があったのはリター、ワラビ(清野ら2018a)では土壌の¹³⁷Cs濃度であった。新芽の濃度に影響を及ぼす環境構成要素は、恐らく根圏の違いを反映して、植物の種類によって異なる場合があると考えられる。

コシアブラの当年シュート¹³³Cs濃度は、リター

^{133}Cs や土壌 $^{133}\text{Cs}^+$ 濃度とはあまり関係がなく、土壌 K^+ の沈着量やと負の比例関係 (Fig. 7) を持った。土壌の K^+ は植物による ^{133}Cs の根吸収において競合する (小林 2013)。土壌の K^+ 濃度が高い生育地ではコシアブラの当年シュート ^{137}Cs 濃度も低い傾向があった。土壌に K^+ が多い HRN^{注1)} (69 ± 10 ($59 \sim 82$) $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$, Table 1) では当年シュートへの ^{133}Cs の移行率が小さく、事故で降下した ^{137}Cs もコシアブラに移行しにくかったと考えられる。一方、土壌に K^+ が少ない KNY (27 ± 18 ($12 \sim 43$) $\text{mg } 100\text{g}^{-1}$, Table 1) では、 ^{133}Cs が当年シュートに移行し易く、 ^{137}Cs も移行し易かったと考えられる。

4.4 コシアブラの新芽の放射性セシウムの将来

^{133}Cs と比べ ^{137}Cs の質量は 3% 大きい ($137/133$) だけで、生態系内における挙動に大差はないと考えられる (農林水産省農林水産技術会議事務局 2017, Tsukada et al. 2002)。また、調査地の ^{137}Cs の大半は福島第一原子力発電所事故により新たに野外環境に加わったものであるが、 ^{137}Cs の質量は調査地では ^{133}Cs の数 10 万分の一から数万分の一の微量で、 ^{137}Cs の追加により ^{133}Cs の挙動が有意に変わることは考えにくい。一方、事故の影響が及んだ地域のスギで、立木の心材 ^{137}Cs 濃度が経年的に上昇しており、放射性 Cs は心材の垂直、水平方向に均一化する方向に年々推移している (小川 2015, 2016)。コシアブラの樹体内でもスギと同様のことが起きている可能性が高い。セシウムは植物の必要元素ではなく、植物が積極的に吸収・保持するのではなく、カリウムなど必要物質を植物が代謝するなかでそれとのバランスにより変化していると考えられる。このように受動的ではあっても ^{137}Cs の挙動が傾向を持つ場合がある。例えば、フキでは、 K^+ 濃度は季節変化が比較的小さく、濃度は葉柄 > 葉身であることが多いのに対して、 ^{137}Cs 濃度は変動がより大きく、葉柄 < 葉身であることが多かった (清野・赤間 2015)。

リターからコシアブラの当年シュートへの ^{137}Cs 面移行係数 (T_{ag}) は、 ^{133}Cs の T_{ag} と正の相関があり (Fig. 6b)、 ^{133}Cs が移行し易い条件では ^{137}Cs も移行し易いと考えられた。コシアブラに取り込まれた ^{137}Cs は十分な時間の後には ^{133}Cs と同様の部位固有の時空間分布を示すであろう。しかし、事故から調査時までの数年間は ^{137}Cs が ^{133}Cs の分布に近づく段階にあると考えられる。供給源との距離や通道組織の発達の違いによって移動には遅速があるであろう。 $^{137}\text{Cs} / ^{133}\text{Cs}$ 比は、部位ごとの代謝の遅速の状態を反映した値と考えられる。そこで、植物体内に取り込まれた ^{133}Cs と ^{137}Cs の濃度比を部位ごとに求め、部位間で比べることにより、各部位における ^{137}Cs の ^{133}Cs 分布への接近の程度を知り、 ^{137}Cs の今後を予測できると考えられる。

個体内の部位別濃度 (Table 3, Fig. 11) を比較すると、生態系内での平衡に向けて ^{137}Cs の移行が進むにし

たがい、小さめの $^{137}\text{Cs} / ^{133}\text{Cs}$ 濃度比が大きくなって、他の部位の比率に近づく可能性がある。そのとき、樹体の ^{137}Cs 総量が減らなければ、根と葉の ^{137}Cs 濃度は上昇していくであろう。コシアブラの新芽の濃度が、放射能事故の影響を受けた地域で経年的に上昇している (清野・赤間 2018) 事実がある。また、現在の葉 / リター ^{137}Cs 量比 (Fig. 5b, 9) が、 ^{133}Cs の量比に近づいていくとすると、Fig. 9 の実線の関係は反時計回りに回転するのであろう。実線で示される関係にいつまでに、どう近づくのか分からないが、将来、コシアブラの新芽の濃度は HRN のような土壌の K^+ 濃度の高い林地では今より低く、KNY のような K^+ 濃度の低い林地では今より高くなることも考えられる。

5. 結論

^{133}Cs と ^{137}Cs の比較調査の結果、樹体に取り込まれた ^{137}Cs の部位間の移動 (転流) や、根などからの ^{137}Cs の新たな吸収を通じて、コシアブラの新芽の放射性セシウム濃度が今後上昇する可能性があることが分かった。野生コシアブラの山菜生産は、自然条件で土壌に K^+ が多い土地が適地と考えられる。 K^+ が少ない土壌では K 施用により土壌の K^+ 濃度を高められる場合があるが、施用をすることの価値は K^+ が少ない理由にもよろう。本研究で示した知見や仮説を検証する、さらなる研究が必要である。

謝 辞

林野庁林政部経営課特用林産対策室、福島県林業振興課、南会津農林事務所、相双農林事務所富岡林業指導所、福島県森林組合連合会、只見町森林組合、会津若松地方森林組合、南会津森林組合、布沢共用林組合、林野庁関東森林管理局会津森林管理署南会津支署、磐城森林管理署の関係各位には試験設計、現地調査において便宜を図って頂いた。森林研究・整備機構森林総合研究所木材研究部門木材加工・特性領域には検体の材を加工して頂いた。同森林研究部門立地環境研究領域長倉淳子氏には ^{133}Cs の分析方法についてご指導を頂いた。同戦略研究部門災害復興・放射性物質研究拠点の各位には検体の調整と放射性セシウムの測定をして頂いた。以上の皆様に、感謝の意を表す。本研究は日本特用林産振興会のきのこ原木等の放射性物質調査事業の一環として実施した。また、JSPS 科研費 JP15K07496 の助成を受けた。

注 1) 産業技術総合研究所の地球化学図 (<https://gbank.gsj.jp/geochemmap/gmaps/map.htm>) によると HRN は K_2O の濃度も高い (1.525 ~ 1.769% のクラス)。しかし、 K_2O 濃度は KNY でも高いので、 K_2O 濃度ではコシアブラの当年シュートへの ^{133}Cs の移行率の違いをうまく説明できない。

引用文献

- Adachi, K., Kajino, M., Zaizen, Y. and Igarashi, Y. (2013) Emission of spherical cesium-bearing particles from an early stage of the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports*, 3, 2554.
- 赤間 亮夫・清野 嘉之 (2015) コシアブラの放射性セシウム汚染—汚染程度が異なる地域間の比較および季節変化—。関東森林研究, 66(2), 225-229.
- 赤間 亮夫・清野 嘉之・大橋 伸太 (2017) コシアブラ樹体内のセシウム 133 とセシウム 137 の分布。関東森林研究, 68(1), 73-74.
- Burger, A. and Lichtscheidl, I. (2018) Stable and radioactive cesium: A review about distribution in the environment, uptake and translocation in plants, plant reactions and plants' potential for bioremediation., *Science of the Total Environment*, 618, 1459-1485.
- Coppin, F., Hurtevent, P., Loffredo, N., Simonucci, C., Julien, A., Gonze, Marc-André., Nanba, K., Onda, Y. and Thiry, Y. (2016) Radiocaesium partitioning in Japanese cedar forests following the “early” phase of Fukushima fallout redistribution. *Scientific Reports*, 6, 37618.
- 福山 文子・橋本 伸行・金指 努・竹中 千里 (2016) 苗畑における木本類の放射性セシウムの移行について。平成 27 年度林業研究センター研究成果発表会要旨, 5.
- Guil J. L. and Torija, M. E. (2001) Edible wild plants. In *Recent Progress in Medicinal Plants Vol. VIII*, eds. Majundar, D. K., Govil, J. N. and Singh, V. K., Sci. Tech Publishing LLC, Texas, USA.
- 群馬県 (2018) 野生の「コシアブラ」及び野生の「タラノメ」の出荷自粛要請について (林業振興課)。群馬県環境森林部林業振興課, http://www.pref.gunma.jp/houdou/e37g_00064.html, (参照 2018-8-10).
- Kato, H., Onda, Y., Saidin, Z.H., Sakashita, W., Hisadome, K. and Loffredo, N. (2018) Six-year monitoring study of radiocesium transfer in forest environments following the Fukushima nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.09.015
- 気象庁 メッシュ平年値 2010 最深積雪 (年)., <https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/atlas.html>, (参照 2018-11-9).
- 清野 嘉之・赤間 亮夫 (2013) 2012 年春の山菜の放射能濃度。関東森林研究, 64(2), 77-80.
- Kiyono, Y. and Akama, A. (2013) Radioactive cesium contamination of edible wild plants after the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *The Japanese Society of Forest Environment*, 55(2), 113-118, <http://ci.nii.ac.jp/naid/110009804564>
- 清野 嘉之・赤間 亮夫 (2015) 栽培フキ (*Petasites japonicus*) の放射性セシウム汚染の季節変化。日本森林学会誌, 97 (3), 158-164, doi.org/10.4005/jjfs.97.158
- Kiyono, Y. and Akama, A. (2015) The amount of ¹³⁷Cs deposition and transfer factors of ¹³⁷Cs to wild edible-wild-plants after the accident at TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. *Proceeding of the International Symposium on Radiological Issues for Fukushima's Revitalized Future*, Paruse Iizaka, Fukushima City, Japan, May 30–31 (Sat.–Sun.), 2015, 57-61.
- 清野 嘉之・赤間 亮夫 (2017) 山菜と放射性物質。水利科学, 355, 36-50.
- 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.
- 清野 嘉之・赤間 亮夫・松浦 俊也 (2018a) ワラビへの放射性セシウムの移行調査。特用林産物安全供給推進復興事業調査成果集 増補版, 日本特用林産振興会, 31.
- 清野 嘉之・小松 雅史・赤間 亮夫・松浦 俊也・広井 勝・岩谷 宗彦・二元 隆 (2016) 野生ゼンマイ 131 個体の葉の放射性セシウム濃度。第 5 回環境放射能除染研究発表会要旨集, 一般社団法人環境放射能除染学会, 18.
- 清野 嘉之・小松 雅史・赤間 亮夫・松浦 俊也・広井 勝・岩谷 宗彦・二元 隆 (2018b) 2011 年の福島第一原子力発電所事故で放出された放射性セシウムの野生ゼンマイ (*Osmunda japonica*) の葉への移行。森林総合研究所研究報告, 17(3) (No. 447), 217-232., doi.org/10.20756/ffpri.17.3_217
- 清野 嘉之・赤間 亮夫・岩谷 宗彦・由田 幸雄 (2018c) 2011 年の福島第一原子力発電所事故で放出された放射性セシウムの野生フキ (*Petasites japonicus*) の葉柄への移行。森林総合研究所研究報告, 17(3) (No. 447), 249-257., doi.org/10.20756/ffpri.17.3_249
- 小林 奈通子 (2013) 放射性セシウムを減らす！なぜカリウムで？—植物研究者の思考回路—。第 4 回サイエンスカフェ「放射性セシウムを減らす！なぜカリウムで？」配布資料, 東京大学大学院農学生命科学研究科食の安全研究センター, http://www.frc.a.u-tokyo.ac.jp/information/news/130727_report.html, (参照 2017-11-06).
- 長野県 (2016) 長野県内産の山菜 (コシアブラ・タラノメ) の検査結果について。長野県 (林務部) プレスリリース 平成 25 年 (2013 年) 6 月 6 日, 健康福祉部 食品・生活衛生課 食品衛生係, 林務部 信州の木振興課 経営普及係, <https://www.pref.nagano.lg.jp/ringyo/kurashi/shobo/genshiryoku/hoshasen/hoshase/kennaisansansai.html>, (参照 2018-8-10).
- 長野県林業総合センター・長野県林業改良普及協会, コシアブラの栽培, <https://www.pref.nagano.lg.jp/ringyosogo/>

- seika/documents/koshia.pdf, (参照 2018-11-9).
- 日本土壌肥料学会 (1997) 土壌環境分析法. 博友社, 427pp.
- 農林水産省農林水産技術会議事務局 (2017) 農地等の放射性物質の除去・低減技術の開発—水稲における放射性物質移行低減対策技術の開発—. 研究成果 564. 農林水産省農林水産技術会議事務局, 77pp.
- 小川 秀樹 (2015) 立木における放射性物質の汚染実態の把握及び対策. 福島県林業研究センター業務報告, 47, 23-24.
- 小川 秀樹 (2016) 立木における放射性物質の汚染実態の把握及び対策. 福島県林業研究センター業務報告, 48, 21-22.
- 温室効果ガスインベントリオフィス (2017) 日本国温室効果ガスインベントリ報告書 2017 年. 国立研究開発法人 国立環境研究所, つくば.
- R Development Core Team (2011) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org/>.
- 林野庁 (2017) きのかや山菜の出荷制限等の状況について. <http://www.rinya.maff.go.jp/j/tokuyou/kinoko/syukkaseigen.html>, (参照 2017-04-07).
- 産業技術総合研究所地質調査総合センター (2015) 20 万分の 1 日本シームレス地質図 2015 年 5 月 29 日版. 産業技術総合研究所地質調査総合センター, <https://gbank.gsj.jp/seamless/seamless2015/2d/>, (参照 2018-02-17).
- 産業技術総合研究所 (2018) 地球化学図. 2018 年 8 月 7 日更新, <https://gbank.gsj.jp/geochemmap/gmaps/map.htm>, (参照 2018-08-10).
- Staunton, S., Dumat, C., and Zsolnay, A. (2002) Possible role of organic matter in radiocaesium adsorption in soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 58, 163-173.
- 高野 勉 (2017) 樹皮を含む木材への放射性セシウムの移行と材内部での挙動. *水利科学*, 355, 1-12.
- Toriyama, J., Kobayashi, M., Hiruta, T. and Shichi, K. (2018) Distribution of radiocesium in different density fractions of temperate forest soils in Fukushima. *Forest Ecology and Management*, 409, 260-266, doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.024
- Tsukada, H., Hasegawa, H., Hisamatsu, S. and Yamasaki, S. (2002) Transfer of ^{137}Cs and stable Cs from paddy soil to polished rice in Aomori, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity*, 59, 351-363.
- 山口 紀子 (2014) 土壌への放射性 Cs の吸着メカニズム. *土壌の物理性*, 126, 11-21.
- Yamaji, K., Nagata, S., Haruma, T., Ohnuki, T., Kozaki, T., Watanabe, N. and Nanba, K. (2016) Root endophytic bacteria of a ^{137}Cs and Mn accumulator plant, *Eleutherococcus sciadophylloides*, increase ^{137}Cs and Mn desorption in the soil. *Journal of Environmental Radioactivity*, 153, 112-119.
- Yoschenko, V., Takase, T., Konoplev, A., Nanba, K., Onda, Y., Kivva, S., Zheleznyak, M., Sato, N. and Keitoku, K. (2016) Radiocesium distribution and fluxes in the typical *Cryptomeria japonica* forest at the late stage after the accident at Fukushima Dai-Ichi Nuclear Power Plant. *Journal of Environmental Radioactivity*, 166, 45-55.

Appendix 空間線量率 (ADR) と山菜の放射性セシウム濃度の関係に土壌の交換性カリウムも影響を及ぼしている

サーベイメータで測定される放射線量の分布とその植物体への ^{137}Cs の供給源の分布は必ずしも同じではなく、ADR と植物体の ^{137}Cs との関係は間接的である。一般に、放射性物質の絶対量が多いのは土壌なので、ADR は土壌の放射性物質量の影響を強く受ける。一方、植物体の ^{137}Cs 濃度は ^{137}Cs の主要な供給源の濃度で決まるので、例えば、ワラビのように主要な供給源が土壌の場合は ADR と植物体の ^{137}Cs 濃度との間に密接な関係が見られる ($r = 0.757$; 清野ら 2018a)。しかし、主要な供給源がリターの場合、関係は密接にならない (本研究のコシアブラ ($R^2 = 0.1814$) や清野ら (2016, 2018b) のゼンマイ ($R^2 = 0.0537$))。根吸収における土壌の K と Cs の競合も、ADR と山菜の ^{137}Cs 濃度の関係がばらつく一因と考えられる。すなわち、土壌の K^+ が濃い HRN では ^{137}Cs の吸収が抑制され、土壌の K^+ が薄い KNY は ^{137}Cs の吸収が盛んであるため、HRN と KNY では ADR に大差があるにもかかわらず、 ^{137}Cs 濃度は同レベルになった (Fig. 8)。その結果、ADR と ^{137}Cs 濃度の関係の回帰線は傾きが緩くなり、回帰式の説明力が低下したと考えられる。

Transfer of radiocesium released in the 2011 Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident to *Eleutherococcus sciadophylloides*, a wild tree that produces edible sprouts

Yoshiyuki KIYONO ^{1)*}, Akio AKAMA ²⁾, Munehiko IWAYA ³⁾ and Yukio YOSHIDA ³⁾

Abstract

Radiocesium (¹³⁷Cs) migration from the environment to wild tree species that produce edible sprouts was examined following the accident at the Tokyo Electric Power Company's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station in March 2011. Compared to available data on edible herbaceous species, little is known about edible tree sprouts. The ¹³⁷Cs released into the environment following the accident has not yet reached equilibrium in the ecosystem, unlike naturally occurring cesium 133 (¹³³Cs), and its distribution is still changing. The current distribution of ¹³⁷Cs in the ecosystem, including that in plants, is thought to be approaching that of ¹³³Cs. By clarifying the present distribution and metabolic characteristics of ¹³³Cs, the future state of ¹³⁷Cs can be estimated. Therefore, in 2015–2017, the current status of radioactive ¹³³Cs and ¹³⁷Cs in *Eleutherococcus sciadophylloides* and its environment were examined in six municipalities in Fukushima Prefecture. The average ¹³³Cs concentration in current-year shoots (leaves and branches) was not correlated with ¹³³Cs concentrations in litter ($P = 0.425$) or soil ($P = 0.751$) but was negatively correlated with soil K⁺ concentration ($R^2 = 0.2756$, $P = 0.025$) and deposition ($R^2 = 0.3390$, $P = 0.011$). The ¹³⁷Cs current-year shoot concentration/litter deposition ratio (T_{ag}) was positively correlated with ¹³³Cs T_{ag} ($R^2 = 0.5748$, $P < 0.001$). Thus, ¹³⁷Cs transfer appeared to accompany ¹³³Cs transfer. Comparing organ-specific concentrations in trees, the current ¹³⁷Cs/¹³³Cs concentration ratios were occasionally smaller in leaves and roots than in other organs, e.g., bark and wood. Concentrations in the former will rise to those of the latter as ¹³⁷Cs approaches equilibrium in the ecosystem. In addition, ¹³⁷Cs concentrations in sprouts may decline in forestland with high soil K⁺ concentrations and increase in forestland with low soil K⁺ concentrations. Further studies of edible wild tree sprouts are required to verify the findings and assumptions of this study.

Key words: air dose rate, edible wild plant, radiocesium deposition, ¹³³Cs, shipping restrictions, soil exchangeable K, standard concentration values for food

Received 10 August 2018, Accepted 31 January 2019

1) Department of Plant Ecology, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Center for Forest Restoration and Radioecology, FFPRI

3) Japan Special Forest Product Promotion Association

* Department of Plant Ecology, FFPRI, 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687 JAPAN; e-mail: kiono@ffpri.affrc.go.jp