

論文 (Original article)

細根の深さは 土壌から植物へのセシウム 137 とセシウム 133 の移行の違いに影響する

清野 嘉之^{1)*}、赤間 亮夫¹⁾

要旨

土壌から植物へのセシウム 137 (2011 年福島原発事故で放出された ¹³⁷Cs) の移行の予測に自然物のセシウム 133 (¹³³Cs) の分布が利用できる。しかし、土壌の深さに沿った ¹³⁷Cs と ¹³³Cs の分布が異なる場合、養分吸収にかかわる細根の深さによって植物体に移行する ¹³⁷Cs 量と ¹³³Cs 量の関係が変わる可能性がある。そこで、2013 ~ 2017 年に福島県で 10 種の食用野生植物を採取し、土壌から新芽 (シダ植物は幼葉) への ¹³⁷Cs の面移行係数 (T_{ag}) と交換性 ¹³³Cs T_{ag} (新芽 ¹³³Cs 濃度 / 土壌中の交換性 ¹³³Cs 存在量) に及ぼす細根深の影響を調べた。¹³⁷Cs T_{ag} は交換性 ¹³³Cs T_{ag} と強い正の相関があったが、細根が深くまで分布する種では交換性 ¹³³Cs T_{ag} から推定されるより ¹³⁷Cs T_{ag} の値が小さくなる傾向があった。これは ¹³³Cs が鉱物由来で深い土壌に多いので、細根が深い種は深い土壌から ¹³³Cs を他種よりも多く吸収したためと考えられた。交換性 ¹³³Cs T_{ag} のみで ¹³⁷Cs T_{ag} を説明する単回帰モデル (調整済み $R^2 = 0.59$) と比べ、細根深を加えた 2 変数重回帰モデル (同 $R^2 = 0.82$) では説明力が向上した。植物体 ¹³⁷Cs 濃度の予測に交換性 ¹³³Cs T_{ag} を利用するとき、細根深の影響の考慮が重要である。

キーワード：面移行係数 (T_{ag})、深根性、山菜、福島第一原子力発電所事故、生活形、細根、浅根性

1. はじめに

2011 年の東京電力福島第一原子力発電所事故により放出された放射性物質のセシウム 137 (¹³⁷Cs) は、主に経根吸収と地上部に付着した Cs 降下物からの表面吸収により植物に移行する (Burger and Lichtscheidl 2018)。天然の鉱物中に存在するセシウム 133 (¹³³Cs) の植物への移行はほぼ経根吸収によるので、土壌から植物への ¹³³Cs の移行を調べることで、経根吸収を通じた ¹³⁷Cs の植物への移行を予測するときの手がかりが得られると考えられる。ロシアでは堆積有機物層 (O horizon) から当年シュートに ¹³³Cs が移行し易い場合に ¹³⁷Cs も移行し易かった (清野ら 2019b)。しかし、¹³⁷Cs の多くが事故由来の降下物で山野の土壌表層にほぼ留まる (Imamura et al. 2017, 清野ら 2021a) のに対し、¹³³Cs はペグマタイトなど鉱物由来 (松田・田島 1962, Černý and Simpson 1978) のものが深い土層にも分布する。例えば、表層地質が花崗岩類 (産業技術総合研究所地質調査総合センター 2015) のいわき市のワラビ群落で土壌中の交換性 ¹³³Cs 量は、地表から深さ 0.05 m までの土層と比べ、0.07 ~ 0.14 m の土層に 2.2 倍、0.14 ~ 0.19 m の土層に 2.9 倍存在した ($p < 0.001$, 清野ら 未発表)。また、長倉ら (2016) が調べた福島県の 4 つのスギ林中 3 つで、土壌中の交換性 ¹³³Cs 濃度は、表層 (地表から深さ 0.04 ~ 0.11 m まで) より深い土層の方が高かった。このように ¹³⁷Cs と ¹³³Cs で土層に沿った分布が異なる場

合、根の分布によって ¹³⁷Cs と ¹³³Cs の植物体への移行し易さが一致しない可能性がある。セシウムの吸収に影響すると考えられる土壌中の交換性カリウムなど (長倉ら 2016, Komatsu et al. 2017, Kanasashi et al. 2020) 他の条件が同じであれば、細根が深い土層に多い種 [例えば、ワラビ (清野ら 2021b)] では、細根が浅い土層に多い種と比べて、¹³⁷Cs の移行量が相対的に少なく、¹³³Cs の移行量が相対的に多いといったことが起きるのであろう。

なお、生きた地上部に付着した Cs 降下物からの表面吸収により植物に移行した ¹³⁷Cs が植物体内に停滞し、経根吸収に由来する ¹³⁷Cs と区別できないことが懸念される。しかし、このことに関しては、植物体内での動きがセシウムと似ていると考えられるカリウムが、極めて動き易く新葉などの新しい組織に分布する (熊沢 1974) ことや、落葉期のカリウムは葉から枝への引き戻しが認められない (川名ら 1989) こと、さらに落ちた葉の中の ¹³⁷Cs 濃度が落葉前の葉の中の ¹³⁷Cs 濃度に比べてあまり低下していない (Tanaka et al. 2020) ことなどを考えると、植物体内ではセシウムの大部分は根から葉などの成長している部位に向かって一方向的な移動をすることが考えられるため、事故時に地上部において表面吸収された ¹³⁷Cs の多くは次第に落葉等によって体外に排出され、事故から数年を経過した時点では体内に存在している ¹³⁷Cs の大部分はその後に経根吸収された ¹³⁷Cs と仮定することは蓋然性

原稿受付：令和 3 年 2 月 5 日 原稿受理：令和 3 年 10 月 14 日

1) 元 森林総合研究所

* E-mail : kiono8823@gmail.com

があると考えられる。

本研究では、細根の深さが土壌から植物体への¹³⁷Csの面移行係数(T_{ag})と¹³³Cs T_{ag} に与える影響を評価するため、10種の植物について土壌から植物体への¹³⁷Cs T_{ag} と交換性¹³³Cs T_{ag} 、および細根深を調べた。この10種は、事故後の¹³⁷Cs濃度の経年的トレンドを調べた19種の食用野生植物(清野・赤間2018)から、木本と草本、耐陰性種と陽性種、被子植物とシダ植物といった生活形や分類群の組み合わせがさまざまになるように選んだ。

2. 材料と方法

2.1 植物と土壌試料の採取

国立研究開発法人森林研究・整備機構森林総合研究所が2011年に福島県の5つの森林に設けた固定調査区(双葉郡川内村三ツ石のスギ林、同金山のスギ林、安達郡大玉村のスギ林とアカマツ林、南会津郡只見町のスギ林)(Imamura et al. 2017)とその近隣の森林を調査地とし、10種の食用野生植物各1~7個体(群)(コシアブラ7、リョウブ2、タラノキ2、ハナイカダ2、イタドリ2、ノコンギク2、ヨモギ2、ヤマドリゼンマイ2、ワラビ2、ゼンマイ1)から2013~2017年春に新芽(シダ植物は幼葉)を採取した(生重量で2.7~151g)。コシアブラとリョウブ各1個体以外は有性繁殖を開始している成熟個体である。採取地の表層地質は川内村が花崗岩類、大玉村は火山岩屑、只見町は火山岩類である(産業技術総合研究所地質調査総合センター2015)。

川内村三ツ石ではコシアブラ3個体について樹冠下で堆積有機物層を剥がした土壌表面から100cc採土円筒(断面積0.002m²、高さ0.05m)で1点ずつ鉍質土壌を採取した。この3個体はそれぞれスギ林縁、林道の盛土法面上、落葉広葉樹林内に成立している。

2.2 植物体の¹³⁷Cs濃度の測定

採取した新芽は軽く水洗して土などを落とした後、水気を取って重量を測り、熱風乾燥機で乾燥(75℃、48時間以上)して再度重量を測った。この試料が絶乾(105℃乾燥)で含水率4%の水を含むと仮定して絶乾値を求めた。なお、含水率4%は、75℃、48時間以上乾燥した植物体試料を底質調査法(環境省水・大気環境局2012)にしたがって105℃で乾燥したときの乾燥減量が約4%(著者ら未発表)であったことにもとづく。乾燥させた新芽は中身がまんべんなく混ざるようにしてU-8容器に詰めた。Ge半導体検出器(GEM40P4-76, セイコー・イージーアンドジー社)によるγ線スペクトロメトリーで¹³⁷Cs濃度を測定し、値を含水率0%当たりの濃度に換算した。計測の条件として¹³⁷Csの計数誤差は10%以内とした。計測時間は0.5~24時間であった。

2.3 生育地の地表から深さ0.05mまでの土壌中の¹³⁷Cs存在量の推定

新芽の採取時、全ての採取個体の空間線量率[ADR, 地上高1mの μ Sv h⁻¹, シンチレーションサーベイメータ(TCS-172B, 日立アロカメディカル株式会社)を使用]を計測した。このADRを、ADRと森林の地表から深さ0.05mまでの土壌中の¹³⁷Cs存在量(Soil ¹³⁷Cs inventory, kBq m⁻²)との関係の近似式:

$$\text{Soil } ^{137}\text{Cs inventory} = 269.95 \text{ ADR}^{1.48} \quad (R^2 = 0.6285) \quad (1) \quad (\text{清野ら 2019a 改変})$$

に代入し、採取個体の生育地の土壌表層の¹³⁷Cs量を推定した。本研究では2016年9月1日を基準日に¹³⁷Cs濃度を減衰補正した(後述)ので、ADRも2016年9月1日時点の値を次式で推定した:

$$\text{ADR}_{2016/9/1} = \text{EXP} [- 0.000206 (\text{Days since 2016/9/1})] \text{ADR}_{\text{measured date}} \quad (2)$$

ただし、ADR_{2016/9/1}は2016年9月1日のADR、Days since 2016/9/1は2016年9月1日からの日数、ADR_{measured date}は新芽を採取した日のADR。

(2)式は2016~2018年にADRが年1割弱低減する(清野ら2019a)ことにもとづいて作成した経験式である。

2.4 植物体の¹³³Cs濃度の測定

¹³⁷Cs濃度測定後の新芽から一部を取り出し、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(環境リサーチ株式会社はiCAPQc, サーモフィッシャーサイエンティフィック株式会社、株式会社サンコー環境調査センターは7500ce, アジレント・テクノロジー株式会社)で¹³³Cs濃度を測定した。

2.5 生育地の地表から深さ0.05mまでの土壌中の交換性¹³³Cs存在量の測定と文献値からの算定

本研究における測定: 川内村三ツ石で採取した土壌3点は森林総合研究所で石や根を除いて細かく砕いて風乾し、全量重の測定後、一部を取って含水率(105℃、24時間)を計測した。土壌の一部を取って株式会社サンコー環境調査センターで検体の含水率(同)を再計測のうえ、酢酸アンモニウムで試料に前処理を行ってICP-MS(7500ce, アジレント・テクノロジー株式会社)で交換性¹³³Cs濃度を測定した。土壌の含水率0%時の重量を100cm³で除して、土壌の容積重(dry-g 100cm³)を求めた。交換性¹³³Cs濃度と容積重の積を地表から深さ0.05mまでの土壌中の交換性¹³³Cs量とし、土地面積比で単位面積当たりの量(μ mol m⁻²)に換算した。3点の土壌のうち、スギ林縁のコシアブラの土壌の交換性¹³³Cs値は隣接地のイタドリ1個体群の土壌の交換性¹³³Cs値としても用いた。落葉広葉樹

林のコシアブラの土壌の交換性 ¹³³Cs 値は、近接する落葉広葉樹林のリョウブ 1 個体の土壌の交換性 ¹³³Cs 値としても用いた。

また、大玉村のアカマツ林のコシアブラ 1 個体の土壌の交換性 ¹³³Cs 値として、近接するアカマツ林に森林総合研究所が設けた固定調査区で 2016 年に採取し前処理を施して保存していた土壌 (地表から深さ 0.05 m まで) の値を利用した。この保存土壌について、川内村三ツ石の土壌 3 点と同様の方法で交換性 ¹³³Cs 濃度と容積重を計測し、土壌中の交換性 ¹³³Cs 量を算出した。

文献値からの算定: 森林総合研究所の固定調査区に近接する土地で採取した新芽については、固定調査区の土壌の交換性 ¹³³Cs 濃度 (長倉ら 2016) と容積重 (森林総合研究所 未発表資料) から生育地の土壌中の交換性 ¹³³Cs を算定した。川内村金山では地表から深さ 0.10 m までの土壌について求めた値をコシアブラ 1、ハナイカダ 2、ノコンギク 2、ヨモギ 2、ヤマドリゼンマイ 1、ワラビ 2、ゼンマイ 1 個体に適用した。大玉村ではスギ林の固定試験地の地表から深さ 0.11 m までの土壌の値をスギ林内と林縁のコシアブラ 1、リョウブ 1、タラノキ 2 個体に適用した。只見町では地表から深さ 0.10 m までの土壌の値をコシアブラ 3 個体、ヤマドリゼンマイ 1 個体に適用した。このように、本研究で採取した土壌は地表から深さ 0.05 m まで、文献値による場合は深さ 0.1 m ないし 0.11 m までと異なるが特に調整はしなかった。長倉ら (2016) のスギ 1 林分の例では土壌の深さ 0 ~ 0.04 m と 0.04 ~ 0.18 m で土壌の交換性 ¹³³Cs 濃度は後者で 1.8 倍高く、土壌の容積重も一般に深土で大きいことを考えると、今回用いた土壌の地表から深さ 0.05 m までの交換性 ¹³³Cs 量のうち長

倉ら (2016) を利用した分は、2 倍程度大きい値になっている可能性がある。

2.6 土壌から新芽への ¹³⁷Cs T_{ag} と交換性 ¹³³Cs T_{ag} の算出

土壌から新芽への ¹³⁷Cs T_{ag} (Soil-to-young-shoot ¹³⁷Cs T_{ag}, m² kg⁻¹)、交換性 ¹³³Cs T_{ag} (Soil-to-young-shoot exchangeable ¹³³Cs T_{ag}, m² kg⁻¹) は次の 2 式で求めた。

$$\text{Soil-to-young-shoot } ^{137}\text{Cs T}_{ag} = \text{Young-shoot } ^{137}\text{Cs concentration}/(\text{Soil } ^{137}\text{Cs inventory}) \quad (3)$$

$$\text{Soil-to-young-shoot exchangeable } ^{133}\text{Cs T}_{ag} = \text{Young-shoot } ^{133}\text{Cs concentration}/(\text{Soil exchangeable } ^{133}\text{Cs inventory}) \quad (4)$$

ただし、Young-shoot ¹³⁷Cs concentration は新芽の ¹³⁷Cs 濃度 (Bq kg⁻¹)、Soil ¹³⁷Cs inventory は地表から深さ 0.05 m までの土壌中の ¹³⁷Cs 存在量 (Bq m⁻²)、Young-shoot ¹³³Cs concentration は新芽の ¹³³Cs 濃度 (cmol_c kg⁻¹)、Soil exchangeable ¹³³Cs inventory は地表から深さ 0.05 m までの土壌中の交換性 ¹³³Cs 存在量 (cmol_c m⁻²)。

なお、T_{ag} の算出において ¹³⁷Cs が全量、¹³³Cs が交換性 ¹³³Cs 量であるのは操作上の便宜のためで、¹³⁷Cs T_{ag} の挙動を説明する要素の一つとして交換性 ¹³³Cs を使った。

2.7 植物の細根の深さの測定

新芽採取個体の根元の表土を掘り、根元から伸びる根のうち水や無機養分の吸収に働く根として太さ 2 mm 以下の根を数本選び、その先端まで土を掘り進め、根端の

Table 1. 10 種の食用野生植物における植物体と土壌のセシウム -137 (¹³⁷Cs) の諸数値
Amounts of cesium-137 (¹³⁷Cs) in plant tissues sampled from 10 edible wild-plant species and their surrounding soils.

Species Life form	Young-shoot ¹⁾ ¹³⁷ Cs concentration (a)		Soil ¹³⁷ Cs inventory ²⁾ (b)		Soil-to-young-shoot ¹³⁷ Cs T _{ag} (a/b) m ² kg ⁻¹		Collection location n Year
	Bq kg ⁻¹		kBq m ⁻²		m ² kg ⁻¹		
	Geomean	min-max	Geomean	min-max	Geomean	min-max	
<i>Chengiopanax sciadophylloides</i> Koshiabura, summer green tree	2627	200-16000	34	4.6-620	0.077	0.014-0.32	7 Tadami, Otama, and Kawauchi (Mitsuishi and Kanayama); 2015-2017
<i>Clethra barbinervis</i> Ryobu, summer green small tree	3015	2900-3100	64	11-360	0.047	0.085-0.26	2 Otama and Kawauchi (Mitsuishi), 2016
<i>Aralia elata</i> Taranoki, summer green shrub	1004	880-1100	15	10-23	0.067	0.051-0.088	2 Otama, 2013 and 2016
<i>Helwingia japonica</i> Hanaikada, summer green shrub	1377	1300-1500	176	140-230	0.008	0.0056-0.011	2 Kawauchi (Kanayama), 2013 and 2016
<i>Fallopia japonica</i> var. <i>japonica</i> Itadori, summer green perennial	3172	1500-6800	859	570-1300	0.004	0.0026-0.0053	2 Kawauchi (Mitsuishi), 2013 and 2016
<i>Aster microcephalus</i> var. <i>ovatus</i> Nokon-giku, summer green perennial	128	100-160	74	55-99	0.002	0.0016-0.0019	2 Kawauchi (Kanayama), 2013 and 2016
<i>Artemisia indica</i> var. <i>maximowiczii</i> Yomogi, evergreen perennial	85	56-130	74	55-99	0.001	0.0010-0.0013	2 Kawauchi (Kanayama), 2013 and 2016
<i>Osmundastrum cinnamomeum</i> var. <i>fokiense</i> Yamadori-zenmai, summer green perennial	11064	2300-53000	27	8.4-87	0.41	0.27-0.61	2 Kawauchi (Kanayama), 2016 and Tadami, 2017
<i>Pteridium aquilinum</i> subsp. <i>japonicum</i> Warabi, summer green perennial	494	470-510	109	88-140	0.005	0.0035-0.0059	2 Kawauchi (Kanayama), 2013 and 2016
<i>Osmunda japonica</i> Zenmai, summer green perennial	4440	-	93	-	0.048	-	1 Kawauchi (Kanayama), 2016

1) シダ植物は幼葉。2) 地表から深さ 0.05 m までの土壌。
 1) Soil-to-young leaf in ferns. 2) Soil to a depth of 0.05 m.

土壌深を測って平均して、個体の細根深とした。ただし、イタドリ (2 個体)、タラノキ (2 個体) ではこの測定を行わなかったため、生育環境条件が似た、同程度の大きさの茨城県の個体の細根深を測って代用した。

2.8 ^{137}Cs T_{ag} と交換性 ^{133}Cs T_{ag} 、細根深の関係解析

土壌から新芽への ^{137}Cs T_{ag} と交換性 ^{133}Cs T_{ag} 、細根深の関係を明らかにするため、3 者を対数変換し、 ^{137}Cs T_{ag} を目的変数として、交換性 ^{133}Cs T_{ag} のみで説明する単回帰式と、細根深を加えた 2 変数で説明する重回帰式を作成した。

本研究の ^{137}Cs 濃度値は全て 2016 年 9 月 1 日を基準日に減衰補正した。 ^{137}Cs や ^{133}Cs の濃度や単位土地面積当たりの量、 T_{ag} の平均値は幾何平均値とした (Table 1)。これは、濃度の頻度分布が一般に対数正規分布で近似できること、本研究とは別に得たサンプル数の多い数種 (フキ $n = 69$ 、ゼンマイ $n = 26$ など) で得た ^{137}Cs の T_{ag} 値の頻度分布が対数正規分布で近似できた (清野ら 未発表) ことによる。種名は YList (米倉・梶田 2003-) に準拠した。

3. 結果

土壌から新芽への ^{137}Cs T_{ag} (Table 1) は種によって異な

り、種の平均値は最小のヨモギと最大のヤマドリゼンマイで約 350 倍の違いがあった。一方、新芽の ^{133}Cs 濃度 (Table 2) の種の平均値も最低のヨモギと最高のヤマドリゼンマイで約 230 倍の違いがあり、土壌から新芽への交換性 ^{133}Cs T_{ag} (Table 2) の値は最小のヨモギと最大のヤマドリゼンマイで約 100 倍の違いがあった。

この ^{137}Cs T_{ag} と交換性 ^{133}Cs T_{ag} の間には強い正の相関 ($r = 0.809$) があり、両者の関係を近似した対数一次式は有意で、次の通りであった。

$$\ln(\text{Soil-to-young-shoot } ^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}) = -2.72 + 0.982 \ln(\text{Soil-to-young-shoot } ^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}) \quad (\text{adjusted } R^2 = 0.5900, p = 0.0057, n = 10) \quad (5)$$

ただし、Soil-to-young-shoot ^{133}Cs T_{ag} のデータ範囲は $0.032 \sim 3.3 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ である。

(5) 式を土壌から新芽への ^{137}Cs T_{ag} を予測するモデルとすると、(5) 式による予測値と実測値の関係 (Fig. 1) で細根深 (Table 2) の大きいワラビとゼンマイが破線の下側に片寄ってプロットされることから、この関係には細根深の影響も及んでいると考えられた。ワラビとゼンマイは他

Table 2. 10 種の食用野生植物における植物体と土壌のセシウム-133 (^{133}Cs) の諸数値と細根の深さ
Amounts of cesium-133 (^{133}Cs) in plant tissues sampled from 10 edible wild-plant species and their surrounding soils, and associated fine-root depths.

Species Life form	Young-shoot ¹⁾ ^{133}Cs concentration (a)		Soil exchangeable ^{133}Cs inventory ^{2),3)} (b)			Soil-to-young-shoot exchangeable ^{133}Cs T_{ag} (a/b)		n	Soil-to-young-shoot ^{137}Cs T_{ag} / exchangeable ^{133}Cs T_{ag}	Fine-root depth m
	cmol _c kg ⁻¹		μmol _c m ⁻²			m ² kg ⁻¹				
	Geomean	min-max	Geomean	min-max	ab	min-max	Geomean			
<i>Chengiopanax sciadophylloides</i> Koshiabura, summer green tree	0.023	0.0023–0.055	13	5–24	ab	0.18	0.025–0.50	7	0.44	0.05
<i>Clethra barbinervis</i> Ryobu, summer green small tree	0.020	0.0098–0.043	6.7	4–10	ab	0.30	0.22–0.42	2	0.15	0.05
<i>Aralia elata</i> Taranoki, summer green shrub	0.029	0.026–0.031	10	10–10	b	0.28	0.26–0.30	2	0.24	0.08 ⁴⁾
<i>Helwingia japonica</i> Hanaikada, summer green shrub	0.007	0.0067–0.0075	5.1	5–5	b	0.14	0.13–0.15	2	0.056	0.045
<i>Fallopia japonica</i> var. <i>japonica</i> Itadori, summer green perennial	0.006	0.0063–0.0065	9.0	9–9	a	0.071	0.070–0.073	2	0.052	0.06 ⁴⁾
<i>Aster microcephalus</i> var. <i>ovatus</i> Nokon-giku, summer green perennial	0.002	0.0017–0.0022	5.1	5–5	b	0.037	0.033–0.043	2	0.046	0.06
<i>Artemisia indica</i> var. <i>maximowiczii</i> Yomogi, evergreen perennial	0.002	0.0014–0.0020	5.1	5–5	b	0.032	0.027–0.039	2	0.036	0.07
<i>Osmundastrum cinnamomeum</i> var. <i>fokiense</i> Yamadori-zenmai, summer green perennial	0.37	0.20–0.68	11	5–24	b	3.3	0.81–13	2	0.12	0.10
<i>Pteridium aquilinum</i> subsp. <i>japonicum</i> Warabi, summer green perennial	0.025	0.021–0.029	5.1	5–5	b	0.48	0.41–0.56	2	0.009	0.25
<i>Osmunda japonica</i> Zenmai, summer green perennial	0.12	-	5.1	-	b	2.4	-	1	0.020	0.16

検体の採取地と採取年は Table 1 と同じ。¹⁾ シダ植物は幼葉。²⁾ 地表から深さ 0.05 m までの土壌。³⁾ a 本研究。b 長倉ら (2016) の地表から深さ 0.10 ないし 0.11 m までの土壌の交換性 ^{133}Cs 値 (長倉ら 2016) を地表から深さ 0.05 m までの値として用いた。土壌の容積重は FFPRI 未発表資料による。⁴⁾ イタドリとタラノキの個体は細根の深さを測定せず、代わりに、生育環境条件が似た同程度の大きさの茨城県の個体を測定した。

Collection locations and years are provided in Table 1. ¹⁾ Soil-to-young leaf in ferns. ²⁾ Soil to a depth of 0.05 m, ³⁾ a, this study and b, Nagakura et al. (2016); soil exchangeable ^{133}Cs concentrations at soil depths of 0.10–0.11 m were used to represent a soil depth of 0.05 m; unpublished FFPRI soil bulk density data. ⁴⁾ Fine-root depth measurements were not obtained from *Fallopia japonica* or *Aralia elata* at the study site; measurements were taken from individuals with similar height and site conditions in Ibaraki Prefecture.

種と比べて $^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}} / \text{交換性 } ^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ 比が小さかった (Table 2)。細根深は $^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ とほぼ無関係 ($r = 0.058, p = 0.998, n = 10$)、交換性 $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ とは有意にならなかったが正の相関があった ($r = 0.566, p = 0.349, n = 10$)。 $^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ を目的変数、交換性 $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ と細根深の2つを説明変数とする重回帰式は有意で、次の通りであった。

$$\ln(\text{Soil-to-young-shoot } ^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}) = -7.24 + 1.39 \ln(\text{Soil-to-young-shoot } ^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}) - 2.00 \ln(\text{Fine-root depth}) \text{ (adjusted } R^2 = 0.8242, p < 0.001, n = 10) \text{ (6)}$$

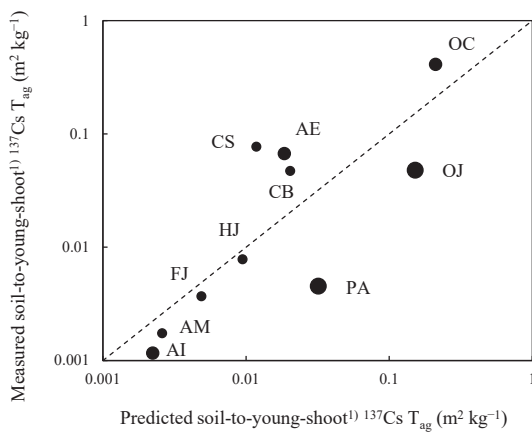


Fig. 1. 10種の食用野生植物における土壌から新芽へのセシウム-137の面移行係数 ($^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$) の予測値と実測値の比較

Comparison of predicted and measured soil-to-young shoot cesium-137 aggregated transfer factor ($^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$) values obtained from 10 edible wild-plant species.

交換性セシウム-133面移行係数 (交換性 $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$) を説明変数とする回帰モデル。 $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ は新芽 ^{133}Cs 濃度 / 深さ 0 ~ 0.05 m 土壌の交換性 ^{133}Cs 存在量、 $^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ は新芽 ^{137}Cs 濃度 / 深さ 0 ~ 0.05 m 土壌 ^{137}Cs 存在量。 1) シダ植物は幼葉。細根深 \bullet 0.045 ~ 0.062 m、 \bullet 0.070 ~ 0.10 m、 \bullet 0.16 ~ 0.25 m。 CS コシアブラ、 CB リョウブ、 AE タラノキ、 HJ ハナイカダ、 FJ イタドリ、 AM ノコンギク、 AI ヨモギ、 OC ヤマドリゼンマイ、 PA ワラビ、 OJ ゼンマイ。破線は双方の値が同じである場合を示す。

Predictions were obtained from a regression model with cesium-133 aggregated transfer factor (exchangeable $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$) as the sole explanatory variable. 1) Soil-to-young leaf in ferns. Exchangeable $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ and $^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ are the ratios of young-shoot ^{133}Cs concentration/exchangeable ^{133}Cs inventory and young-shoot ^{137}Cs concentration/ ^{137}Cs inventory, respectively, to a soil depth of 0.05 m. Fine-root depths: \bullet 0.045–0.062 m; \bullet 0.070–0.10 m; \bullet 0.16–0.25 m. CS = *Chengioplanax sciadophylloides*; CB = *Clethra barbinervis*; AE = *Aralia elata*; HJ = *Helwingia japonica*; FJ = *Fallopia japonica* var. *japonica*; AM = *Aster microcephalus* var. *ovatus*; AI = *Artemisia indica* var. *maximowiczii*; OC = *Osmundastrum cinnamomeum* var. *fokiense*; PA = *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*; OJ = *Osmunda japonica*. Dashed lines indicate that predicted and measured values were identical.

ただし、Soil-to-young-shoot $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ のデータ範囲は 0.032 ~ 3.3 $\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$ 、Fine-root depth は種の細根の深さでデータ範囲は 0.045 ~ 0.25 m である。

(6) 式を土壌から新芽への $^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ を予測するモデルとすると、(5) 式 (adjusted $R^2 = 0.5900$) と比べ (6) 式 (adjusted $R^2 = 0.8242$) は調整済み R^2 が大きく、細根深の影響を考慮したことにより $^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ の推定精度は向上したと考えられた。(6) 式の交換性 $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ の項の係数は正 (1.39)、細根深の係数は負 (-2.00) で、データの範囲内では $^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ は、 $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ 値が大きい種で大きく、細根が深い種では小さくなる。なお、先述の通り、今回使用した土壌中の交換性 ^{133}Cs 量の一部の値は 2 倍程度大きい可能性があることから、該当する分の交換性 ^{133}Cs 量を 2 分の 1 にしたときの値も計算したが、各関係に大きな変化はなかった [(5) 式 adjusted $R^2 = 0.6181, p = 0.0043$ 、(6) 式 adjusted $R^2 = 0.7999, p = 0.0015$]。また、採取地と採取年の違いの影響の程度を知るため、川内村金山で 2016 年春採取の 7 種 (コシアブラ、ハナイカダ、ノコンギク、ヨモギ、ヤマドリゼンマイ、ワラビ、ゼンマイ各 1 個体、 $n = 7$) だけで計算しても各関係に大きな変化はなかった [(5) 式 adjusted $R^2 =$

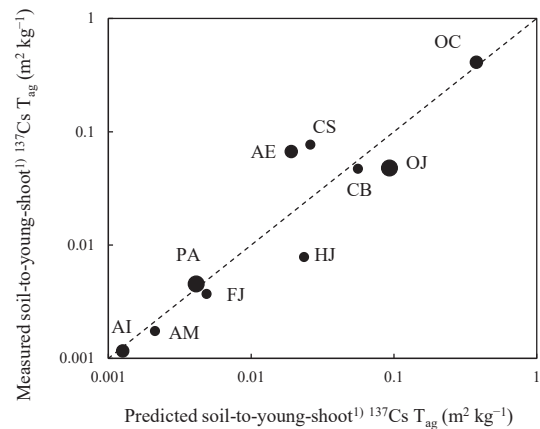


Fig. 2. 10種の食用野生植物における土壌から新芽へのセシウム-137の面移行係数 ($^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$) の予測値と実測値の比較

Comparison of predicted and measured soil-to-young shoot cesium-137 aggregated transfer factor ($^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$) values obtained from 10 edible wild-plant species.

交換性 $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ と細根深を説明変数とする重回帰モデル。 1) シダ植物は幼葉。符号は Fig. 1 と同じ。 CS コシアブラ、 CB リョウブ、 AE タラノキ、 HJ ハナイカダ、 FJ イタドリ、 AM ノコンギク、 AI ヨモギ、 OC ヤマドリゼンマイ、 PA ワラビ、 OJ ゼンマイ。破線は双方の値が同じである場合を示す。

Predicted values were obtained from a multiple regression model with exchangeable $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ and fine-root depth as explanatory variables. 1) Soil-to-young leaf in ferns. Symbols follow the descriptions provided in Fig. 1. Dashed lines indicate that predicted and measured values were identical.

0.7824, $p = 0.0051$, (6) 式 adjusted $R^2 = 0.9553$, $p = 0.00089$]

(6) 式による予測値と実測値の関係 (Fig. 2) では、細根が深いゼンマイ (OJ) やワラビ (PA) のデータも、他種のプロットの分布範囲に近い位置にプロットされており、細根深の影響も考慮されていることが確かめられた。

4. 考察

4.1 土壌から植物への ^{137}Cs と交換性 ^{133}Cs の移行

植物の根のセシウム吸収能は植物の種によって大きく異なる (Broadley et al. 1999, 清野・赤間 2021)。土壌から植物体 (新芽) への ^{137}Cs T_{ag} と交換性 ^{133}Cs T_{ag} の間には強い正の相関 ($r = 0.809$) があり、土壌から植物体に交換性 ^{133}Cs が移行し易い種は ^{137}Cs も移行し易いことが分かる。これは堀井ら (2021) が栽培カキノキ (木本) の果実で ^{137}Cs の移行係数 (TF) と ^{133}Cs TF の間に明瞭な関係がないとしているのとは異なる結果であった。堀井ら (2021) はカキノキの果実の ^{137}Cs 量の多くが事故時の降下物が付着した樹皮からの吸収によるものと推察している。本研究でも、後述するように、一部の種で交換性 ^{133}Cs T_{ag} や細根深の影響を考慮した予測値より ^{137}Cs T_{ag} の実測値が大きい場合があり (Fig. 2)、事故時に地上部の表面から吸収した ^{137}Cs 量に加わって ^{137}Cs T_{ag} が大きくなっている可能性はある。しかし、本研究で栽培カキノキと異なる結果が得られたことには、土壌中の交換性カリウム量の違いが影響した可能性が考えられる。すなわち、カキノキの栽培地では土壌 (地表面から深さ 0.2 m まで) 中の交換性カリウムが多く [大半が $0.64 \text{ cmol}_e \text{ kg}^{-1}$ 以上, 堀井ら (2021) より著者が計算]、 ^{137}Cs の経根吸収量が少なかったと考えられるのに対して、本研究の森林は土壌中の交換性カリウムが比較的少なく [5つの森林中、データのある4つのスギ林で地表面から深さ 0.04 ~ 0.11 m までの土壌にそれぞれ 0.4, 0.3, 0.6, $0.2 \text{ cmol}_e \text{ kg}^{-1}$, 長倉ら (2016)]、 ^{137}Cs の経根吸収量が比較的多くなった (換言すると、本研究の森林では事故初期の植物の地上部の表面沈着物から移行した ^{137}Cs 量が相対的に少ない) ため、経根吸収を主とする ^{133}Cs との明瞭な関係 (Fig. 1) が見られたと考えられる。

4.2 交換性 ^{133}Cs T_{ag} を植物体 ^{137}Cs 濃度の予測に利用するときの注意点：細根の深さの影響

細根深が同程度で交換性 ^{133}Cs T_{ag} の値が大きい ($0.18 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$, Table 2) コシアブラと、値が小さい (同 0.037) ノコンギクを比べる場合は、コシアブラの方が ^{137}Cs 濃度も高くなり易い、すなわちコシアブラはノコンギクよりもセシウムを吸収する力が大きいと予測できるであろう。しかし、コシアブラより細根が深いワラビの交換性 ^{133}Cs T_{ag} の値が大きい (同 0.48) からと言って、ワラビの ^{137}Cs 濃度が高くなるとは言えない。なぜならワラビは ^{137}Cs が蓄積していない土壌の深い層から交換性 ^{133}Cs を吸収している可能性があるからである。土壌から植物へのセシウムの移行は、根が土壌からセシウムを吸収する力と、土中

のセシウムと植物の根の分布がどう重なるかの二つの要素で決まると言える。根が土壌からセシウムを吸収する力が同じでも、深土に交換性 ^{133}Cs が多い場所では細根深が大きい種の交換性 ^{133}Cs T_{ag} が大きくなり得るので、細根深の異なる種間で ^{137}Cs 濃度を予測するときには細根深の影響を考慮する必要がある。

なお、今回取り上げた植物の中でシダ3種 (ワラビ、ゼンマイ、ヤマドリゼンマイ) は細根が比較的深かった (Table 2) が、コシダ (下田 1955) のように浅根性のシダもある。被子植物と比ベシダ植物の細根が一概に深いわけではない。

4.3 ^{137}Cs T_{ag} における植物の地上部からの表面吸収の影響

本研究の ^{137}Cs T_{ag} の値には、葉や茎など植物の地上部の表面吸収により植物体に取り込まれた ^{137}Cs の影響も及んでいると考えられる。「はじめに」で述べたように本研究では地上部における表面吸収による ^{137}Cs の残留は少ないという前提で考察を進めてきたが、セシウムの表面吸収について直接調べておらず、植物体中の ^{137}Cs のうち表面吸収由来のものが占める割合や表面吸収による移行の種間差は明らかでない。考察できることは限られるが、Fig. 2の結果にもとづいて ^{137}Cs T_{ag} における植物体の地上部の表面吸収の影響について述べる。(6) 式の予測結果を示す Fig. 2で右上方向にプロットされる種は、植物体への ^{137}Cs の移行が多いことを示す。また、全体の傾向と比べてプロットが上方向にずれる種は、根からの移行以外のルートでも ^{137}Cs が移行していることを示すと考えられる。破線より上にプロットされたコシアブラ (CS)、タラノキ (AE) は木本で、福島事故時に放出された ^{137}Cs を生きている地上部から表面吸収した可能性が考えられる。一方、事故時に生きた地上部があった木本のリョウブ (CB) とハナイカダ (HJ)、常緑性草本のヨモギ (AI)、夏緑性草本であるが短い根茎の上部が地上に現れる性質があるヤマドリゼンマイ (OC) とゼンマイ (OJ) ではそのような傾向は見られないか顕著でなかった。植物の地上部からの表面吸収については分からない点が残った。また、リョウブの葉はカリウムの含有率が高い (赤間ら 2020) ようであるなど、種によりそれぞれの生体膜のセシウム透過性は異なると考えられることや、植物体内におけるセシウムの挙動に差があるかも知れないという可能性など、今後よく調べる必要がある。

おわりに

土壌の深さに沿った交換性 ^{133}Cs や植物の細根の分布が分かっている場合は、交換性 ^{133}Cs データを利用して植物体中の ^{137}Cs の濃度をよりの確に予測できると考えられる。土壌中の交換性 ^{133}Cs や細根の分布の情報は限られているので、それらを増やすことは土壌から植物への ^{137}Cs 移行の予測力を高めるのに有益であろう。また、急傾斜地 (福山ら 2020) や耕うん地では、表土の移動、土層の

上下方向の混合の作用で土壌の深さに沿った ^{137}Cs と ^{133}Cs の分布の違いが不明瞭になるであろう。表土かく乱が土壌中の交換性 ^{133}Cs や細根の分布に及ぼす影響についても別に調べる必要がある。

謝辞

林野庁関東森林管理局磐城森林管理署、福島森林管理署、会津森林管理署南会津支署、川内村役場の各位には現地調査と検体採取においてご協力を頂いた。国立研究開発法人森林研究・整備機構森林総合研究所立地環境研究領域、震災復興・放射性物質研究拠点には保存土壌と未発表資料の利用の便宜を図って頂いた。以上の皆様に、感謝の意を表す。本研究は森林総合研究所の運営費交付金を使用して行った。JSPS 科研費 15K07496 の助成を受けた。

引用文献

赤間 亮夫・溝口 岳男・長倉 淳子 (2020) アカマツの窒素利用特性と生育適地の関係—林木の栄養生理における一考察. 森林総合研究所研究報告, 19(3) (No. 455), 221–244.

Broadley, M. R., Willey, N. J., and Meada, A. (1999) A method to assess taxonomic variation in shoot caesium concentration among flowering plants. *Environmental Pollution*, 106(3), 341–349.

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.

Černý, P. and Simpson, F. M. (1978) The Tanco Pegmatite at Bernic Lake, Manitoba: X. Pollucite. *Canadian Mineralogist*, 16, 325–333.

福山 泰治郎・石澤 淳・廣田 昌大 (2020) 放射性降下物及び天然核種の深度分布に着目した亜高山帯森林の表土かく乱評価の試み. In Bessho, K., Matsumura, H., Miura, T. and Yoshida, G. (eds.) "Proceedings of the 21st workshop on environmental radioactivity, KEK, Tsukuba, Japan, March 12–13, 2020 (Canceled)". KEK Proceedings 2020-4 November 2020 R, High Energy Accelerator Research Organization, Tsukuba, 57–62.

堀井 幸江・桑名 篤・八戸 真弓・草場 新之助 (2021) カキにおけるフォールアウト由来の ^{137}Cs と天然由来の ^{133}Cs の果実への移行の相違. *RADIOISOTOPES*, 70, 19–27.

Imamura, N., Komatsu, M., Ohashi, S., Hashimoto, S., Kajimoto, T., Kaneko, S., and Takano, T. (2017) Temporal changes in the radiocesium distribution in forests over the five years after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Scientific Reports*, 7, 8179.

Kanasashi, T., Miura, S., Hirai, K., Nagakura, J., and Itô, H. (2020) Relationship between the activity concentration of ^{137}Cs in the growing shoots of *Quercus serrata* and soil ^{137}Cs , exchangeable cations, and pH in Fukushima, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity*, 220–221, 106276.

環境省 水・大気環境局 (2012) “底質調査方法”. 417pp., https://www.env.go.jp/water/teishitsu-chousa/00_full.pdf

川名 明・熊田 淳・足立 博貴 (1989) 落葉広葉樹および常緑広葉樹の枝葉中の生育休止期に入る前後の諸元素含有率の変化について. 100 回日林論, 237–238.

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 (2021) 生育環境から食用野生植物 318 種へのセシウム 137 の面移行係数: 中間報告. In Bessho, K., Matsumura, H., Miura, T. and Yoshida, G. (eds.) "Proceedings of the 21st workshop on environmental radioactivity, KEK, Tsukuba, Japan, March 12–13, 2020 (Canceled)". KEK Proceedings 2020-4 November 2020 R, High Energy Accelerator Research Organization, Tsukuba, 89–91.

清野 嘉之・赤間 亮夫・岩谷 宗彦 (2019a) 空間線量率をパラメータに山菜生育地の放射性セシウム沈着量を推定するときの課題. 関東森林研究, 70(1), 115–116.

清野 嘉之・赤間 亮夫・岩谷 宗彦・由田 幸雄 (2019b) 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. 森林総合研究所研究報告, 18(2) (No. 450), 195–211.

清野 嘉之・赤間 亮夫・岩谷 宗彦・由田 幸雄・志間 俊弘 (2021a) ワラビ (*Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*) の生育と、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ワラビ中の動態. 森林総合研究所研究報告, 20(2) (No. 458) 83–100.

清野 嘉之・赤間 亮夫・松浦 俊也・岩谷 宗彦・由田 幸雄・志間 俊弘 (2021b) 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ワラビ (*Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*) への移行. 森林総合研究所研究報告, 20(2) (No. 458), 69–82.

Komatsu, M., Hirai, K., Nagakura, J., and Noguchi, K. (2017) Potassium fertilisation reduces radiocesium uptake by Japanese cypress seedlings grown in a stand contaminated by the Fukushima Daiichi nuclear accident. *Scientific Reports*, 7, 15612.

熊沢 喜久雄 (1974) 植物栄養学大要. 養賢堂, 東京, 116pp.

松田 俊治・田島 栄作 (1962) 石川産ペグマタイト鉱物

- 中のルビジウム, セシウムについて (鉱物岩石中の希アルカリ元素の研究 I). 鉱物学雑誌, 5(6), 375-385.
- 長倉 淳子・安部 久・張 春花・高野 勉・高橋 正通 (2016) 放射性セシウム沈着量の異なる林分から採取したスギの葉と材のセシウム, ルビジウム, カリウム含有量. 森林立地, 58(2), 51-59.
- 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 2021-01-25).
- 下田 瑞穂 (1955) シダ地整理に関する研究 (1) 火エン放射器によるシダ撲滅について. 林業試験場研究報告, 79, 119-124.
- Tanaka, K., Saito, S., Miura, S., Kajimoto, T., Kobayashi, N. I. and Tanoi, K. (2020) Seasonal changes in radiocesium and potassium concentrations in current-year shoots of saplings of three tree species in Fukushima, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity*, 223-224, 106409.
- 米倉 浩司・梶田 忠 (2003-) “「BG Plants 和名-学名インデックス」(YList)”, <http://ylist.info>, (参照 2021-01-25).

Fine-root depth influences differences in soil-to-plant transfer of ^{137}Cs and ^{133}Cs

Yoshiyuki KIYONO^{1)*} and Akio AKAMA¹⁾

Abstract

The distribution of naturally occurring cesium-133 (^{133}Cs) in soil can be used to predict soil-to-plant transfer of cesium-137 (^{137}Cs was released during the 2011 Fukushima accident). However, when the distributions of ^{137}Cs and ^{133}Cs differ with soil depth, the relative amounts transferred to plants may vary with fine-root depth, since these roots are involved in nutrient absorption. Therefore, we investigated the influence of fine-root depth on soil-to-young-plant-tissue ^{137}Cs aggregated transfer factors ($T_{\text{ag,s}}$) and exchangeable ^{133}Cs $T_{\text{ag,s}}$ (Young-shoot ^{133}Cs concentration/Soil exchangeable ^{133}Cs inventory) in 10 edible wild-plant species collected in Fukushima Prefecture between 2013 and 2017. The ^{137}Cs $T_{\text{ag,s}}$ values were strongly positively correlated with those of exchangeable ^{133}Cs $T_{\text{ag,s}}$, implying that the distribution of ^{133}Cs can be used to predict the distribution of ^{137}Cs in plant bodies. However, in species with deep fine roots, ^{137}Cs $T_{\text{ag,s}}$ values tended to be smaller than those estimated from exchangeable ^{133}Cs $T_{\text{ag,s}}$. Since ^{133}Cs is derived from minerals and is abundant in deep soil, such species likely absorbed large amounts of ^{133}Cs from deep soil layers. Relative to a simple regression model where variation in ^{137}Cs $T_{\text{ag,s}}$ was explained only by exchangeable ^{133}Cs $T_{\text{ag,s}}$ (adjusted $R^2 = 0.59$), a multiple regression model that included fine-root depth increased the explanatory power (adjusted $R^2 = 0.82$). Thus, when predicting plant ^{137}Cs concentrations using exchangeable ^{133}Cs $T_{\text{ag,s}}$, it is important to consider the effect of fine-root depth.

Key words : aggregated transfer factor ($T_{\text{ag,s}}$), deep-rooted, edible wild plant, fine root, Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident, life form, shallow-rooted

Received 5 February 2021, Accepted 14 November 2021

1) Forestry and Forest Products Research Institute

* E-mail: kiono8823@gmail.com

