

7.9. 菌根菌の違いがコナラ苗木の放射性セシウム吸収に及ぼす影響調査

(1) 目的

福島第一原発事故前まで、福島県はコナラ (*Quercus serrata*) を主要樹種とした全国有数のきのこ原木生産地であった(福島県, 2013; 参考文献 1)。福島第一原発事故後は、森林が放射性物質に汚染され、事故から 13 年が経過した現在においても、原木用各種広葉樹材部の放射性セシウム濃度は、指標値 50 Bq/kg (林野庁, 2012; 参考文献 2) を超過しており、きのこ原木林の伐採・更新が進んでいない。

コナラは、ブナ科コナラ属の落葉高木で、外生菌根菌(以下、菌根菌とする)が共生する樹木である。ゆえに野外のコナラは、菌根菌と共生している状態がほとんどである。菌根菌は、ブナ科の樹木と共生し、土壌から樹木に養水分を供給していると報告されており(Smith and Read, 2008; 参考文献 3)、放射性セシウムについても同様に移行していると考えられる。先行研究の安定同位体セシウム(Cs-133)を用いて実施された培養実験では、菌根菌の種類により、セシウム吸収能は異なることが示された(Ogo et al., 2017; 参考文献 4)。また、培養試験でセシウム吸収が高かったツチグリ菌を、アカマツ苗に接種する試験を行ったところ、ツチグリ菌を接種したアカマツ苗は、接種していないアカマツ苗よりも、セシウム吸収が高かった(Ogo et al., 2018; 参考文献 5)。その一方で *Cenococcum* 属の菌根菌を接種したコナラ苗は、接種していないコナラ苗よりも、セシウム吸収が有意に減少するという報告もある(Choi et al., 2018; 参考文献 6)。同様に *Hebeloma* 属の菌根菌を接種したオウシュウトウヒ(*Picea abies*) 苗は、接種しない苗よりも、セシウム吸収が有意に減少したという報告も存在する(Riesen and Brunner, 1996; 参考文献 7)。このように、菌根菌と共生した樹木のセシウム吸収は、実験に使用している植物や菌根菌及び栽培条件の違いにより変化し、コナラへのそれらの影響はこれまで明らかにされていない。

そこで本調査では、11 種類の菌根菌を接種したコナラ苗木を生育させ、地上部(葉)の放射性セシウム(Cs-137)濃度を測定し、これにより、コナラと共生する菌根菌の種類の違いが、コナラ苗木の Cs-137 濃度に与える影響を調査することを目的とした。なお、半減期 2 年の Cs-134 は、長期的には放射能汚染への影響が小さいこと、また Cs-137 と合算すると放射性セシウムの動態が理解しづらくなることから、本調査では対象外とした。

(2) 調査方法

本研究で使用した 11 種類の菌根菌の菌株(表 7.9.-1)のうち、10 種類の菌株は、2021 年に福島県及び茨城県で採取した子実体を分離して得た菌株を使用した。ツチグリ 2 は 1993 年に茨城県で分離された菌株であったが、アカマツで行われた既往の培養試験結果(Ogo et al., 2018; 参考文献 5)と比較するために使用した。

コナラ種子は、2021 年 10 月に森林総合研究所構内で採取したものを、園芸用バーミキュライト土壌を詰めたコンテナに植え、20℃前後のガラス温室(17 時から 19 時のみ蛍光灯で

発光)で発芽させた。バーミキュライト土壌は菌根菌の混入を避けるため、実験に使用する前に、オートクレイブ滅菌(121℃、30分)を2回行ったものを使用した。2022年3月に、発芽したコナラ実生をポットに移植し、2022年6月に11種類の菌根菌(表7.9.-1)を接種した。このとき、菌根菌を接種しない対照区(control)も作成した。接種する菌根菌は、最初にMMN培地40mLを入れた200mL三角フラスコを、1菌株あたり7本ずつ、約23℃で28日間、暗黒条件下で培養した。その後、菌体を取り出し、1菌株あたり12本ずつ、新しいMMN培地40mLが入ったファルコンチューブに入れ、ミキサーで粉砕した。10日後、菌体を遠心分離して集め、イオン交換水20mLで2回洗浄し、250mLのイオン交換水に混ぜた菌体を、1本のコナラ苗に10mLずつの菌培養液にて接種した。対照区には、イオン交換水を10mL添加した。3箇月後の2022年9月に、同様の接種をもう一度行った。4箇月後の2023年1月に、コナラ苗が菌根化したことを目視で確認し、2022年5月に福島県飯舘村で採取した土壌(約3000 Bq/kg)を200mL詰めたコンテナに移植した。

移植してから6箇月後の2023年7月にコナラ苗を掘り取り、コナラ葉試料は、ミルで粉砕してU-8容器及びWell型容器に詰め、60℃で24時間以上乾燥させて重量を測定した後、ゲルマニウム半導体検出器を用いてCs-137濃度を求めた。なお、Cs-137濃度は2024年9月1日時点を基準日として減衰補正した。

統計解析は、R(version 4.4.2; 参考文献8)及びEZR(version 1.68; 参考文献9)で行った。Cs-137濃度は対数正規分布することから(Khomutinin et al., 2021; 参考文献10)、対数変換した値をKolmogorov-smirnov検定及びShapiro-Wilk検定にて正規性、Bartlett検定にて等分散性を評価し、正規性及び等分散性が確かめられたため、Tukey-Kramer法で多重比較を行った。

(3) 結果及び考察

菌根菌を接種して育成したコナラ苗の葉のCs-137濃度は、無接種のコナラに比べて、1.1～3.3倍濃度が高かった。11種のうちツチグリ及びチチアワタケ2種は、無接種のコナラ苗と比べて有意にCs-137濃度の平均値が高かった(図7.9.-1)。他の菌根菌を接種したコナラ苗は、菌根菌を接種していないコナラ苗と比べてCs-137濃度に有意差が認められなかった。このことから、共生する菌根菌の種類により、コナラ苗のCs-137吸収に及ぼす影響は異なることが示唆された。現在までの研究で、菌根菌と共生する樹木のCs-137濃度が減少するという報告もあったが、今回の調査では、菌根菌の共生により、樹木のCs-137濃度が減少することではなく、コナラ苗のほとんどが菌根菌の共生により、セシウム吸収が増加傾向にあった。

表 7.9.-1 本研究で使⽤した菌株の詳細

和名	種名	採取地	採取日	宿主	数
タマシロオニタケ	<i>Amanita abrupta</i>	福島県飯舘村	2021/9/21	コナラ	13
ツチグリ 1	<i>Astraeus ryoocheoninii</i>	福島県田村市	2021/10/21	コナラ	12
ツチグリ 2	<i>Astraeus ryoocheoninii</i>	茨城県北茨城市	1993/8/30	ミズナラ	4
ヤマドリタケモドキ	<i>Boletus reticulatus</i>	茨城県北茨城市	2021/7/8	シラカシ	7
アカハツタケ	<i>Lactarius delicious</i>	茨城県北茨城市	2021/9/24	コナラ	4
シャカシメジ	<i>Lyophyllum fumosum</i>	福島県飯舘村	2021/7/19	コナラ	3
ハマニセシヨウロ	<i>Scleroderma bovista</i>	茨城県つくば市	2021/9/22	コナラ	5
アミタケ	<i>Suillus bovinus</i>	福島県飯舘村	2021/9/21	アカマツ	5
チチアワタケ	<i>Suillus granulatus</i>	茨城県つくば市	2021/10/15	アカマツ	4
ヌメリイグチ	<i>Suillus luteus</i>	福島県飯舘村	2021/9/21	コナラ	5
カキシメジ	<i>Tricholoma ustale</i>	茨城県北茨城市	2021/7/8	シラカシ	5
コントロール	control				13

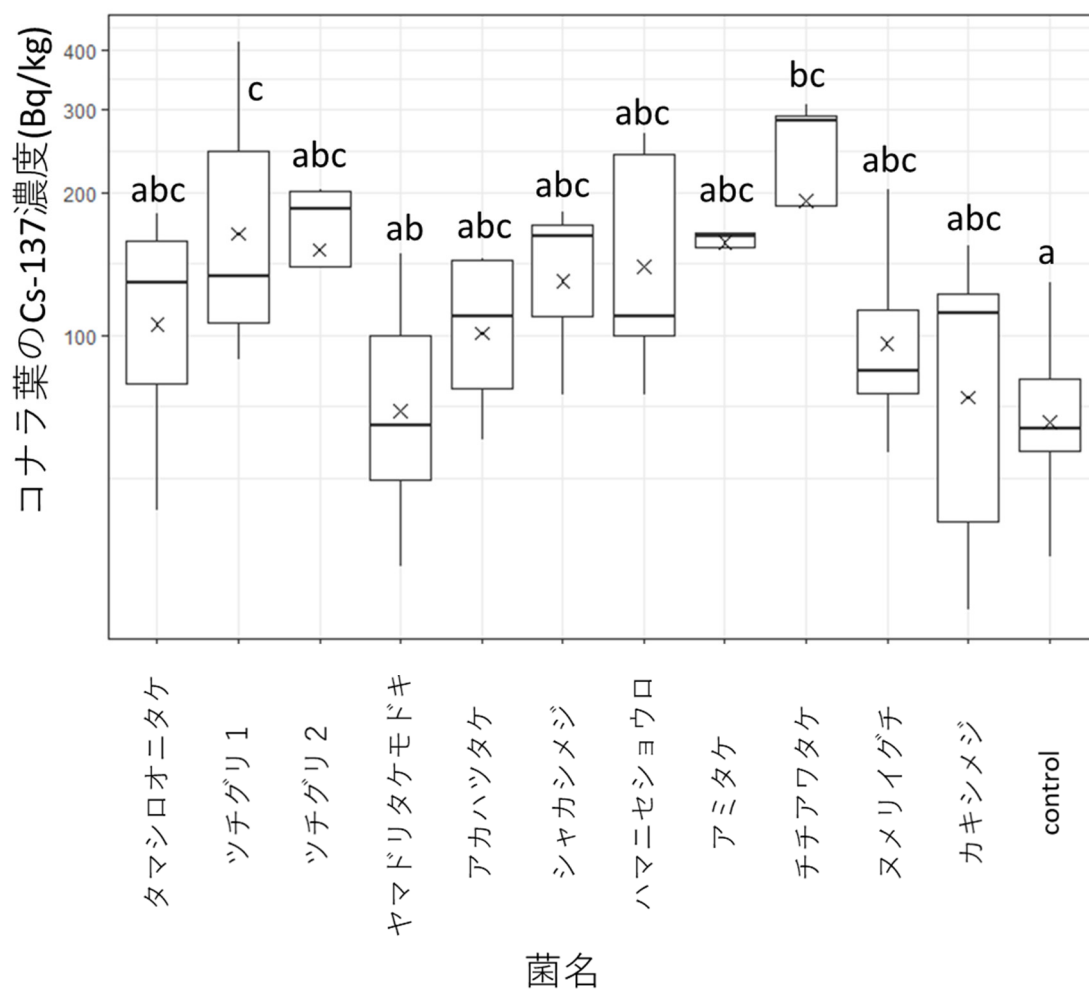


図 7.9.-1 コナラ葉の Cs-137 濃度

箱の中の実線は中央値を表す。×印は平均値を表す。ひげの長さは四分位範囲の 1.5 倍を上下限とした。統計解析は対数変換して行い、図中の異なるアルファベットは統計的に有意な差を示す (Turkey-Kramer, $P < 0.05$)。Cs-137 濃度は 2024 年 9 月 1 日を基準日として減衰補正した。

参考文献

1. 福島県 (2013) 平成 23 年度福島県森林・林業統計書 : 99
2. 林野庁 (2012) きのこと原木・ほだ木の当面の指標値に関する見直しについて (平成 24 年 8 月 30 日)
3. Smith SE, Read D. (2008) Mycorrhizal Symbiosis, 3rd ed. Academic Press, New York.
4. Ogo S, Yamanaka T, Akama K, Ota Y, Tahara K, Nagakura J, Kinoshita A, Yamaji K. (2017) Growth and uptake of caesium, rubidium, and potassium by ectomycorrhizal and saprotrophic fungi grown on either ammonium or nitrate as N source. Mycol Progress. 16:801-809.
5. Ogo S, Yamanaka T, Akama K, Nagakura J, Yamaji K. (2018) Influence of ectomycorrhizal colonization on cesium uptake by *Pinus densiflora* seedlings. Mycobiology. 46:388-395.
6. Choi D, Toda H, Guy RD. (2018) Characteristics of ¹³⁷Cs accumulation by *Quercus serrata* seedlings infected with ectomycorrhizal fungi. J For Res. 23(1):21-27.
7. Riesen TK, Brunner I. (1996) Effect of ectomycorrhizae and ammonium on ¹³⁴Cs and ⁸⁵Sr uptake into *Picea abies* seedlings. Environ Pollut. 93:1-8.
8. R Core Team. (2024) R: A Language and Environment for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>.
9. Kanda Y. (2013) Investigation of the freely available easy-to-use software 'EZR' for medical statistics. Bone Marrow Transplant. 48(3):452-458.
10. Khomutinin Y, Fesenko S, Levchuk S, Holiaka D, Kashparov V. (2021) Optimising sampling strategies for emergency response: Vegetation sampling. J Environ Radioact. 233: 106605.

7.10. 斜面上部における土壌から樹木への放射性セシウム移行に関する更新の影響

(1) 目的

福島第一原発事故により放出された放射性セシウムは現在、そのほとんどが半減期約 30 年の Cs-137 となっている。森林内の Cs-137 は、その大部分が鉱質土壌の表層にとどまり、初期沈着量と比較すると、わずかな量が樹木と土壌の間を循環している状況にある (Ohashi et al., 2022、Manaka et al., 2022、林野庁, 2024 ; 参考文献 1~3)。皆伐や間伐など森林施業に伴う放射性物質の動態については、空間線量率がわずかに低下する場合は多いと報告されている (林野庁, 2024 ; 参考文献 4)。その一方で、伐採更新に伴う土壌や樹体内の Cs-137 の変化は、詳細には把握できていない。Guillitte and Willdrodt (1993 ; 参考文献 5) は、森林における放射性物質の対策を検討するなかで、森林施業に伴う落葉層の分解促進によって、落葉層から鉱質土層への Cs-137 の移行が増加し、Cs-137 は最終的に粘土鉱物と結合すると述べている。また Eden et al. (2017 ; 参考文献 6) では、ドイツの森林での調査を基に、落葉層と鉱質土層の境界が伐採により変化し、将来生物学的に利用される Cs-137 の量に影響を及ぼすことを示唆した。以上の先行研究による報告から、福島事故の影響を受けた森林においても、伐採更新に伴って落葉層にある Cs-137 が鉱質土層へと移行し、粘土鉱物により固定化される可能性がある。

この仮説を検証していくため、まず事故後植栽木 (事故後に植栽された樹木) と事故汚染木 (事故当時生育し、表面汚染を受けた樹木) が隣接しているスギ林で、落葉層及び鉱質土層の Cs-137 濃度及び蓄積量の実態を把握した。なお、斜面上部のスギ林の落葉層では、Cs-137 が鉱質土層へと移行せず、その多くが落葉層に残存している傾向が報告されている (篠宮ら 2021 ; 参考文献 7) 斜面上部において、調査を実施する。

(2) 調査方法

調査は、福島県いわき市の磐城森林管理署管内の風越国有林 (事故後植栽木は、358 た林小班、事故汚染木は 358 れ林小班) で行った (図 7.10.-1)。調査地点の標高は 600 m、地質は花崗岩である。事故後植栽木は林齢 8 年生、事故汚染木は林齢 52 年生のスギ人工林である。事故汚染木の林相には落葉広葉樹が少し混じっている。

土壌については、2024 年 7 月 5 日、9 月 12 日、9 月 18 日に各 5 地点で落葉層、鉱質土層を採取した。落葉層は、調査木のそばで方形枠 (25 cm×25 cm) を用いて採取した。鉱質土層に関しては、落葉層の採取後、採土円筒 (高さ 5 cm、内径 11 cm) を用いて深さ 0-5 cm の土壌を採取し、深さ 5-20 cm の土壌については、採土器 (藤原製作所製、HS-25S、内径 50 mm) を用いて採取した。研究室内に持ち帰った後、3 等分して、深さ 5-10 cm、10-15 cm、15-20 cm の土壌試料とした。鉱質土壌の試料は風乾させた後、孔径 2 mm のふるいにかけて、通過した細土を測定試料とした。全ての試料は容量 100 mL の U-8 容器に充填した。Cs-137 濃度はゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトロメトリ法により測定した。

測定時間は 1,800～86,400 秒である。Cs-137 濃度は 2024 年 9 月 1 日を基準に減衰補正した。
なお、鈷質土壌の Cs-137 蓄積量に必要な細土の容積重に関しては、根及び礫を含む状態で算出した。

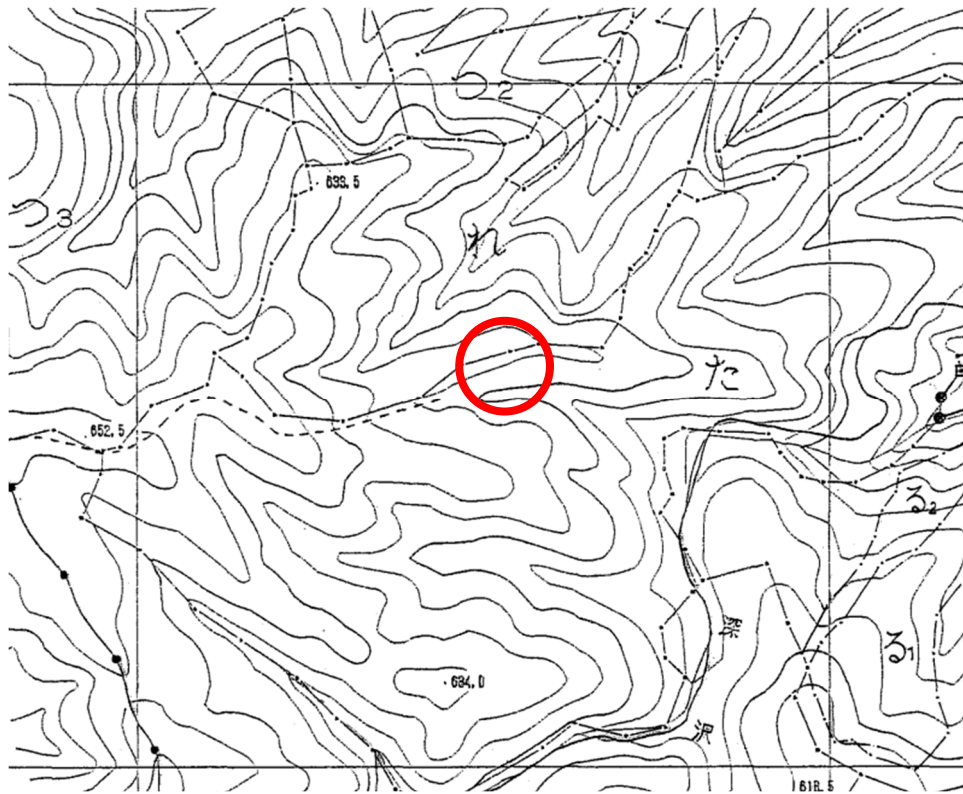


図 7.10.-1 試験地の地形図

*赤丸が実際の調査地点

****358 林班た小班が事故後植栽木、358 林班れ小班が事故汚染木**

***方眼線の一辺は 500 m、一点鎖線（—・—）は小班界

(3) 結果及び考察

1) 試験地概況

林齢、空間線量率、傾斜、胸高直径、樹高の試験地概況を表 7.10.-1 に、落葉層の重量及び厚さの結果を表 7.10.-2 に示す。事故後植栽木、事故汚染木の各調査木のそばで地上高 1 m で測定した空間線量率の算術平均は、どちらも 0.09 $\mu\text{Sv/h}$ であった（2024 年 10 月 30 日測定）。傾斜は事故後植栽木で 15°、事故汚染木で 17° であり、ほぼ同じであった。落葉層の厚さは、事故後植栽木で 3.3 cm、事故汚染木で 9.4 cm で、事故汚染木で約 3 倍厚かった。事故後植栽木では L 層（落葉層の最表層に位置し、ほとんど未分解の落葉落枝から成る層

位) が主であったが、事故汚染木では F 層 (土壌動物や土壌微生物による分解作用によって破碎され、肉眼で元の組織が認められる程度の分解段階にある層位) や H 層 (さらに分解が進み、肉眼では元の組織が判別できないくらいの段階にある層位) が観察された。日本国内の森林斜面では、尾根や斜面上部は一般に乾燥した土壌が形成され、堆積有機物の分解が進みにくくなる。そのため、斜面上部ほど落葉層が厚くなる傾向があり、場所によっては H 層が観察されることがある (河田, 1989 ; 参考文献 8)。以上のように、事故後植栽木と事故汚染木の周辺の空間線量率や傾斜は同程度であったが、事故後植栽木の周辺では落葉層が少なく、事故汚染木の周辺では落葉層が多い傾向にあった。事故後植栽木の周辺で落葉層が少ないのは、伐採更新により、それまであった落葉層が速やかに分解したためである。

表7.10.-1 試験地の概況

		事故後植栽木	事故汚染木
林齢	(年生/2024年時)	8	52
空間線量率	($\mu\text{Sv/h}$)	0.09 $\pm$ 0.01	0.09 $\pm$ 0.01
(地上高1m)			
傾斜	($^{\circ}$)	15 $\pm$ 7	17 $\pm$ 6
胸高直径	(cm)	4.9 $\pm$ 0.3	25.8 $\pm$ 6.1
樹高	(m)	3.9 $\pm$ 0.4	20.2 $\pm$ 1.6

表内の数値は、林齢を除き、算術平均 $\pm$ SDである

表7.10.-2 落葉層の重量及び厚さ

		事故後植栽木	事故汚染木
重量	(g/m^2)	793 $\pm$ 199	4684 $\pm$ 1723
Total	(cm)	3.3 $\pm$ 0.6	9.4 $\pm$ 1.8
L	(cm)	2.3 $\pm$ 0.4	2.1 $\pm$ 0.7
F	(cm)	1.0 $\pm$ 0.4	4.1 $\pm$ 2.4
H	(cm)	0.0 $\pm$ 0.0	3.2 $\pm$ 2.8

表内の数値は、算術平均 $\pm$ SDである

2) 落葉層や鉍質土層における Cs-137 濃度及び蓄積量

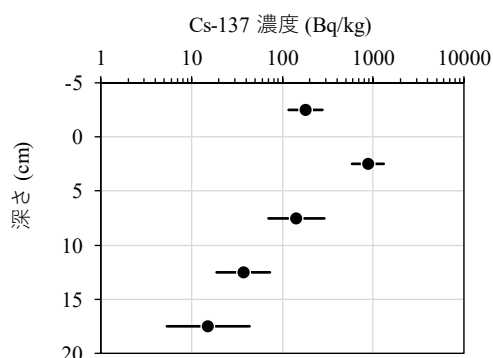
事故後植栽木と事故汚染木の周囲における落葉層及び鉍質土層の Cs-137 濃度の鉛直変化を図 7.10.-2 に示す。落葉層の Cs-137 濃度は、事故後植栽木の周囲で約 200 Bq/kg、事故汚染木の周囲で約 1700 Bq/kg と、落葉層の Cs-137 濃度は事故後植栽木で低かった。事故汚染木の周囲の落葉層の Cs-137 濃度は、事故汚染木の周囲の鉍質土層 (0-5 cm) の Cs-137 濃度 (約 500 Bq/kg) より高かった。事故後植栽木と事故汚染木の周囲の土壌 (落葉層及び鉍質土層 0-20 cm) の総 Cs-137 蓄積量、落葉層の Cs-137 蓄積量の比較結果を図 7.10.-3 に示す。

土壌（落葉層及び鉍質土層 0-20 cm）の総 Cs-137 蓄積量は、事故後植栽木、事故汚染木で有意差は認められなかったが、落葉層の Cs-137 蓄積量については、明らかに事故後植栽木で少なく、事故汚染木が多かった。落葉層から深さ 20 cm までの鉍質土層の総 Cs-137 蓄積量に占める落葉層の Cs-137 蓄積量の割合は、事故汚染木が 43%、事故後植栽木が 1%であった。事故から 13 年以上が経過した現在、森林では Cs-137 の 90%以上は鉍質土層に存在しているとされている（林野庁, 2024；参考文献 3）。このことを考えると、斜面上部の事故汚染木周辺では、落葉層に相対的に多くの Cs-137 が残存しているといえる。

図 7.10-3 に示したとおり、斜面上部の事故後植栽木と事故汚染木の土壌の総 Cs-137 蓄積量は違いがなかった。しかし、事故から 13 年以上経過しているにも関わらず、事故汚染木では概ね半分しか Cs-137 が鉍質土層に移行していなかった。一方、事故後植栽木の Cs-137 はほぼ全てが鉍質土層に存在していた。針葉樹人工林の皆伐に伴う落葉層の変化について、皆伐後速やかに落葉層が薄くなることが認められており、特に H 層は急激に分解すると指摘されている（山谷, 1965、高橋・新島, 1988、小林 1989；参考文献 9～11）。これらのことから、皆伐に伴い樹冠から林床へのリターフォールの供給が少なくなり、落葉層が速やかに分解され、それに付随して Cs-137 も鉍質土層へ移行したことが考えられる。

本研究では、斜面上部の事故後植栽木と事故汚染木の落葉層及び鉍質土層における Cs-137 の実態を明らかにした。今後は、伐採更新に伴う土壌から樹体への Cs-137 の移行を明らかにするため、葉などの Cs-137 濃度を把握し、比較を行う必要がある。

a)事故後植栽木



b)事故汚染木

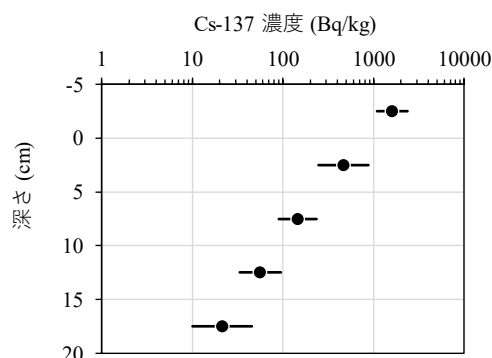


図 7.10-2 落葉層及び鉍質土層における Cs-137 濃度の鉛直変化

*深さ-2.5cm のところに、落葉層の Cs-137 濃度を表示した。

**黒丸（●）及び黒色の実線（—）は、それぞれ幾何平均、幾何標準偏差を示す。

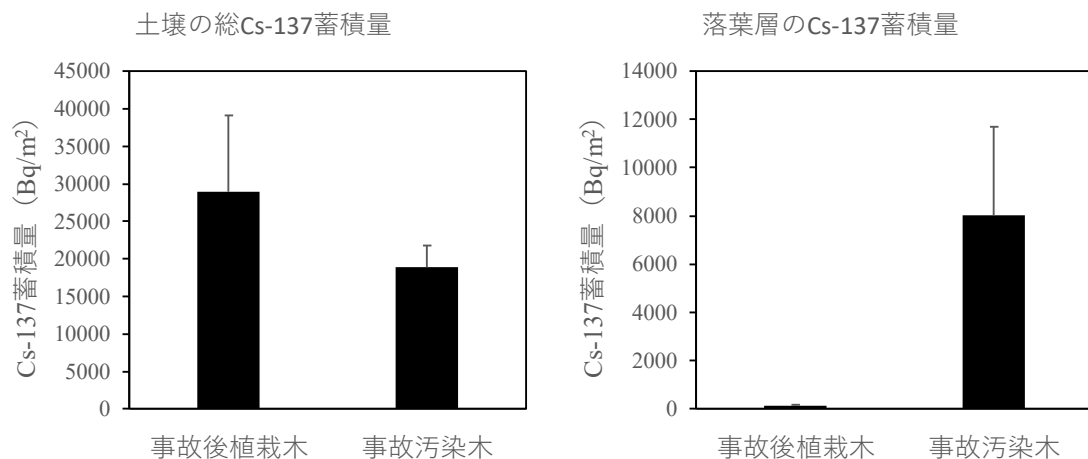


図 7.10-3 土壌の総 Cs-137 蓄積量、落葉層の Cs-137 蓄積量の比較

*エラーバーは標準偏差を示す

参考文献

1. Ohashi S, Kuroda K, Abe H, Komatsu M, Sugiyama M, Suzuki Y, Fujiwara T, Takano T. (2022) Decadal trends in ^{137}Cs concentrations in the bark and wood of trees contaminated by the Fukushima nuclear accident. Scientific Reports 12: 11243
2. Manaka T, Komatsu M, Sakashita W, Imamura N, Hashimoto S, Hirai K, Miura S, Kaneko S, Sakata T, Shinomiya Y (2022) Ten-year trends in vertical distribution of radiocesium in Fukushima forest soils, Japan. Journal of Environmental Radioactivity 251-252: 106967
3. 林野庁 (2024) 令和 5 年度 森林内の放射性物質の分布調査結果について https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/r5_surveys_on_radioactive_cesium.html
4. 林野庁 (2024) 令和 5 年度避難指示解除区域等における森林施業等実証事業（土壌等調査）報告書、<https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/24091101.html>
5. Guillitte O, Willdrodt C (1993) An assessment of experimental and potential countermeasures to reduce radionuclide transfers in forest ecosystems. Science of the Total Environment 137: 273-288.
6. Eden M, Felbermeier B, Mosandl R, Völkel J (2017) Vertical distribution of ^{137}Cs in the contaminated soil of a spruce forest in Southern Germany 12 years after regeneration cutting. Forest and Ecology Management 406: 402-409.
7. 篠宮佳樹、三浦寛、金子真司、大橋伸太、荒木眞岳、今村直広、坂下渉、阪田匡司 (2014) スギ林における放射性セシウムの分布に及ぼす地形の影響. 日本森林学会大会学術講演集 132: P-247.
8. 河田弘 (1989) 森林土壌学概論. 博友社. 東京: 1-399.
9. 山谷孝一 (1965) ヒバ林伐採跡地土壌の経年変化について (I) —落葉層の形態変化お

- よび土壌有機物の動態一．日本林学会誌 47: 199-204.
10. 高橋正通、新島湊子（1988）スギ林皆伐の枝条除去および散布の効果（Ⅲ）—枝条の分解と土壌動物—．日本林学会論文集 99: 211-212.
 11. 小林繁男（1982）森林の皆伐に伴う土壌の変化．ペドロジスト 26: 150-163.

関連業績

HIRAI Keizo(平井敬三)、KOMATSU Masabumi(小松雅史)、NAGAKURA Junko(長倉淳子)、MANAKA Takuya(真中卓也)、The effect of the suspension of potassium fertilization on the radiocesium uptake suppression by hinoki cypress(ヒノキの放射性物質吸収抑制に対するカリウム施肥中断の影響)、IUFRO 2024 XXVI World Congress、Book of Abstracts: 1141(T1.14 Forest radioactive contamination: long-term dynamics and impact on ecosystem and society)

IMAMURA Naohiro(今村直広)、SAKASHITA Wataru(坂下渉)、MANAKA Takuya(真中卓也)、SHINOMIYA Yoshiki(篠宮佳樹)、YOSHIKAWA Seiko(吉川省子・農研機構)、KOBAYASHI Masahiro(小林政広)、Inflow of absorbable radiocesium to forest soil at rhizosphere by stemflow(樹幹流による樹木根圏土壌への可給態放射性セシウムの流入)、IUFRO 2024 XXVI World Congress、Book of Abstracts: 1126(T1.14)

KAJINO Mizuo(梶野瑞王・気象研)、WATANABE Mirai(渡邊未来・国環研)、IMAMURA Naohiro(今村直広)、KAJIKAWA Tomoki(梶川友貴・筑波大学)、NIWANO Masashi(庭野匡思・気象研)、WATANABE Akira(渡邊明・福島大学)、Numerical and observational assessment of the impact of giant aerosol resuspension on radio-caesium deposition in winter in Fukushima(福島の冬季における巨大エアロゾル再浮遊が放射性セシウム沈着に与える影響の数値的および観測的評価)、Japan Geoscience Union Meeting 2024(日本地球惑星科学連合 2024 年大会)、MAG34-01

KAYAMA Masazumi(香山雅純)、MIURA Satoru(三浦寛)、SHINOMIYA Yoshiki(篠宮桂樹)、Seasonal change of concentrations of radioactive cesium and various elements in leaves of *Chengiopanax sciadophylloides* grown in Fukushima, Japan(福島に生育するコシアブラにおける葉内の放射性セシウムと多元素濃度の季節変化)、IUFRO 2024 XXVI World Congress、Book of Abstracts: 1137(T1.14)

KURITA Yuko(栗田悠子)(東京大学)、TSUJII Yuki(辻井悠希)、OGO Sumika(小河澄香)、MASUMORI Masaya(益守眞也)(東京大学)、NAGANO Atsushi(永野惇)(龍谷大・慶応大)、Natsuko I. KOBAYASHI(小林奈通子)(東京大学)、MIURA Satoru(三浦寛)、Identification of phosphorus nutrition as a potential new factor impacting radiocesium contamination of oak trees in forest(コナラ林において樹木の放射性セシウム集積に影響する新規要因としてのリン栄養の特定)、International Conference on Radioecology & Environmental Radioactivity(ICRER)、6:255(O6-10)

MANAKA Takuya(真中卓也)、KOMATSU Masabumi(小松雅史)、SAKASHITA Wataru(坂下渉)、IMAMURA Naohiro(今村直広)、HASHIMOTO Shoji(橋本昌司)、HIRAI Keizo(平井敬三)、MIURA Satoru(三浦寛)、KANEKO Shinji(金子真司)、SAKATA Tadashi(阪田匡司)、SHINOMIYA Yoshiki(篠宮佳樹)、Ten-year monitoring of vertical distribution of radiocesium in Fukushima forest soils and tasks for future decades(福島の森林土壌における放射性セシウムの鉛直分布の 10 年間のモニタリングと今後の課題)、IUFRO 2024 XXVI World Congress、Book of Abstracts: 1140(T1.14)

MIURA Satoru(三浦寛)、KOMATSU Masabumi(小松雅史)、HASHIMOTO Shoji(橋本昌司)、MATSUURA Toshiya(松浦俊也)、HACHINOHE Mayumi(農研機構食品研究部門)、OHASHI Shinta(大橋伸太)、IMAMURA Naohiro(今村直広)、SAKASHITA Wataru(坂下渉)、OHMAE Yoshimi(大前芳美)、MANAKA Takuya(真中卓也)、SAKATA Tadashi(阪田匡司)、SHINOMIYA Yoshiki(篠宮佳樹)、Radioactive contamination and radiation protection in Fukushima forests(福島の森林における放射能汚染と放射線防護)、IUFRO 2024 XXVI World Congress、Book of Abstracts: 1133(T1.14)

OHASHI Shinta(大橋伸太)、KURODA Katsushi(黒田克史)、ABE Hisashi(安部久)、Further accumulation of radioactive cesium from 2014 to 2020 in the inner heartwood of trees contaminated by the Fukushima nuclear accident of 2011(2011 年の福島原発事故の影響を受けた樹木の心材内側への 2014 年から 2020 年にかけての放射性セシウムのさらなる蓄積)、IUFRO 2024 XXVI World Congress、Book of Abstracts: 1125(T1.14)

SAKASHITA Wataru(坂下渉)、IMAMURA Naohiro(今村直広)、SATO Tamotsu(佐藤保)、YAGIHASHI Tsutomu(八木橋勉)、TSUNEOKA Ren(常岡廉・東京大学)、SAKATA Tadashi(阪田匡司)、OHMAE Yoshimi(大前芳美・森林総研 PD)、MIURA Satoru(三浦寛)、SHINOMIYA Yoshiki(篠宮佳樹)、Annual flux of radiocesium from canopy to forest floor more than ten years after the Fukushima accident(福島事故後 10 年以上経過時の樹冠から林床への放射性セシウムの年間移動量)、IUFRO 2024 XXVI World Congress、Book of Abstracts: 1119(T1.14)

SAKASHITA Wataru(坂下渉)、MIURA Satoru(三浦寛)、OHASHI Shinta(大橋伸太)、Comparisons of radiocesium activity concentrations between coppiced and planted konara oaks after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident(福島第一原子力発電所事故後の萌芽更新および植栽コナラの放射線セシウム濃度比較)、International Conference on Radioecology & Environmental Radioactivity(ICRER)、6:183(P4-04)

SHINOMIYA Yoshiki(篠宮佳樹)、MIURA Satoru(三浦覚)、KANEKO Shinji(金子真司)、OHASHI Shinta(大橋伸太)、ARAKI G Masatake(荒木眞岳)、IMAMURA Naohiro(今村直広)、SAKASHITA Wataru(坂下渉)、SAKATA Tadashi(阪田匡司)、OHMAE Yoshimi(大前芳美・森林総研PD)、Influence of slope positions on Cs-137 uptake by trees in Japanese steep mountain forests(日本の急傾斜な山地森林における樹木の Cs137 吸収に及ぼす斜面位置の影響)、IUFRO 2024 XXVI World Congress、Book of Abstracts: 1127(T1.14)

今村直広、坂下渉、眞中卓也、篠宮佳樹、保高徹生(産業総合研究所)、小林政広、スギとコナラの樹幹流による鉍質土壤中の可給態放射性セシウムの鉛直分布、日本森林学会大会学術講演集、136: ページ未定

伊藤江利子、大橋伸太、三浦覚、篠宮佳樹、相浦英春、中島春樹、富山県の林齢が異なるコナラ林における面移行係数の特徴、日本森林学会大会学術講演集、136: ページ未定

栗田悠子(東京大)、辻井悠希、小河澄香、永野惇(龍谷大・慶応大)、田野井慶太朗(東京大)、小林奈通子(東京大)、三浦覚、シイタケ原木林において樹木の放射性セシウム濃度を決める新規要因の探索、日本植物学会大会研究発表記録、88: 1aAD08

栗田悠子(東京大学)、辻井悠希、永野惇(龍谷大学・慶応大学)、三浦覚、小林奈通子(東京大学)、シイタケ原木林において樹木の放射性セシウム濃度を決める新規要因の探索、アイソトープ・放射線研究発表会、61: 2B06-08-03

小松雅史、長倉淳子、眞中卓也、大橋伸太、坂下渉、阪田匡司、篠宮佳樹、平井敬三、鹿内達善(森林整備センター)、神尾則好(森林整備センター)、植栽およびカリウム施肥開始から 10 年が経過したヒノキのセシウム 137 濃度、日本森林学会大会学術講演集、136: ページ未定

坂下渉、眞中卓也、常岡廉(東京大学)、阪田匡司、今村直広、長倉淳子、篠宮佳樹、安定同位体セシウムによる森林内の放射性セシウム循環の準平衡状態の評価、日本森林学会大会学術講演集、136: ページ未定

阪田匡司、三浦覚、篠宮佳樹、異なる斜面位置のコナラ当年枝の放射性セシウム濃度の変動要因、日本森林学会大会学術講演集、136: ページ未定

篠宮佳樹、阪田匡司、大橋伸太、三浦覚、事故後植栽木と事故汚染木のスギの面移行係数の比較、日本森林学会大会学術講演集、136: ページ未定