

7.5. 遺伝的分類群による野生きのこの放射性セシウム濃度の特性解析

(1) 目的

野生きのこの放射性セシウム濃度が高く福島第一原子力発電所事故以降、広い地域で出荷制限が課されている。きのこの放射性セシウム濃度は子実体ごとに大きくばらついており、その傾向を把握することは出荷制限の見通しや自家消費による地域住民の内部被ばくの管理のために必要である。これまでの調査によって野生きのこの放射性セシウム濃度は属レベルで傾向が異なることが示されてきた（林野庁, 2022; 参考文献 1）。一方で属内でも濃度にばらつきがあることがわかっている。子実体ごとの発生環境によって濃度がばらつくことも考えられるが、同じ属内でもそれぞれの種は進化の過程で分岐してきたものであり、属内の類縁関係によっても濃度の高低にまとまりがある可能性も考えられる。きのこの放射性セシウム濃度の傾向が属内の類縁関係によって区分できれば、これまで採取していない種や検体数の少ない種の放射性セシウム濃度の把握が容易になることが期待される。そこで種の同定や属内の類縁関係を調べるために用いられる rDNA の ITS (Internal transcribed spacer) 領域によって系統樹を作成し、属内の遺伝的な類縁関係と放射性セシウム濃度の類似性について把握することを目的とした。昨年度の報告書ではテングタケ属とフウセンタケ属に着目した解析を実施したが、今年度は属内の特性をより明らかにするため、検体数を増やして解析を実施した。

さらに、きのこの種の放射性セシウム濃度を決める要因として、きのこの放射性セシウムを吸収する土壌の深さの違いが指摘されているが、これまで十分な検証が行われていない。そこで安定同位体比に着目した。土壌中の窒素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$) や炭素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$) は深さによって高まることが知られており、きのこのについても養分を吸収する土壌深さの指標となることが期待される。そこで野生きのこのによる放射性セシウム吸収に土壌深度が及ぼす影響を推定するための基礎資料として、きのこの窒素及び炭素の安定同位体比を測定し、放射性セシウム濃度との関係を検討した。昨年度は様々な生活タイプのきのこを用いた解析を行い、菌根性のきのこが腐生性のきのこよりも窒素安定同位体比が高くなる傾向がみとめられたものの、放射性セシウム濃度との関係は明瞭で無かった。そこで、養分吸収の性質が似ていることが期待される属内での比較を行うこととした。多くの検体が得られ、また検体ごとの放射性セシウム濃度の変動も大きいテングタケ属のきのこについて分析を行い、同位対比と放射性セシウム濃度の関係を検証した。

(2) 方法

1) 野生きのこの遺伝子解析

2014年から2021年にかけて、福島県飯舘村のあいの沢キャンプ場（以下、飯舘）と茨城県北茨城市の小川試験地（小川）で採取されたテングタケ属 (*Amanita* sp.) 及びフウセンタケ属 (*Cortinarius* sp.) の子実体を材料とした。試料の放射性セシウム濃度は本事業の過年度

課題において測定済みである。測定済み乾燥試料または乾燥標本より DNA を 2xCTAB 法により抽出した。抽出した DNA テンプレートを ITS 1F 及び ITS 4 のプライマーセットにより PCR を行った。増幅試薬として BIOTAQ DNA polymerase を用いた。増幅した DNA のバンドを電気泳動で確認した後、exoSAPIT で精製し、サンガーシーケンスによって増幅 DNA の塩基配列を決定した。取得した配列はテングタケ属、フウセンタケ属ごとにまとめ、MAFFT によりマルチプルアライメントを行なった後に、IQ-TREE を用いて最尤法による分子系統解析を行なった。塩基置換モデルは IQ-TREE に実装されている smart model selection の結果に従い、分岐サポートは SH-aLRT の値を用いた。樹形は iTOL で可視化して 0.7 以上のサポートのみ表示した。系統解析時の外群として、テングタケ属、フウセンタケ属についてそれぞれアメリカラカサタケ属とワカフサタケ属の 2 検体の ITS 領域のシーケンスデータを DNA データサイト (DDBJ, <https://www.ddbj.nig.ac.jp/index-e.html>) より入手し、解析に加えた。

2) 野生きのこの窒素及び炭素安定同位対比の測定

2014 年～2021 年に飯舘または小川で採取され、Cs-137 濃度を測定したテングタケ属の子実体 30 検体 (飯舘で採取した 11 検体と小川で採取した 19 検体) を分析に用いた。乾燥した試料を粉砕し、検体ごとに約 1.5 mg を錫カプセルに秤量し、元素分析計 (FlashEA1112; Thermo Fisher Scientific) を接続した質量分析計 (Thermo Scientific Delta V Advantage; Thermo Fisher Scientific) によって窒素及び炭素安定同位体比を測定した。

安定同位体比は、標準物質の安定同位体比からの差異を千分率で示す δ (デルタ) 値で定義され、以下の式で表現する。

$$\delta^{13}\text{C}, \delta^{15}\text{N} (\text{‰}) = (\text{R}_{\text{試料}}/\text{R}_{\text{標準物質}} - 1) \times 1000$$
$$\text{R} = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}, {}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$$

炭素安定同位体比は海水中の HCO_3^- とほぼ同じ同位体組成をもつ炭酸カルシウム (VPDB) を、窒素安定同位体比は大気中の窒素ガスを標準物質としている。作業標準物質として同位体比の異なる 8 種類の有機物 (アミノ酸) を用い、測定誤差は $\delta^{13}\text{C}$ が $\pm 0.1\text{‰}$ (SD)、 $\delta^{15}\text{N}$ が $\pm 0.2\text{‰}$ (SD) であった。さらに前年度に測定を行ったテングタケ属のきのこ 3 検体 (飯舘 1 検体、小川 2 検体) も加えて Cs-137 濃度との関係を解析した。Cs-137 濃度の減衰補正日は採取年度の 9 月 1 日とした。

(3) 結果と考察

1) 野生きのこの遺伝子解析

図 7.5.-1 にテングタケ属の、図 7.5.-2 にフウセンタケ属の本解析によって得られた系統樹を示した。系統樹には採集地、濃度、10 倍間隔の濃度範囲がわかる色づけを検体ごとに示した。また系統樹のクラスターを基にテングタケ属は 6 つのグループに (a1-a6)、フウセンタケ属は 3 つのグループ (c1-c3) に分けた。

系統樹では分岐後の枝の横方向の長さは分岐した枝間の遺伝的な距離を表しており、隣り合って分岐後の枝が短い、または見えないような検体は遺伝的に近く、同種である可能性が高いと考えられる。このような同種と見なしうる検体ごとの濃度を見ると、テングタケ属、フウセンタケ属、どちらの結果でも同じ色の場合が多く、種ごとに放射性セシウム濃度の高低の傾向がある、とする研究（小松, 2023 ; 参考文献 2）とも一致する結果が得られた。

続いて系統樹から見られるグループごとの傾向について観察を行った（図 7.5.-1）。テングタケ属について見ると、全体的に緑色（小川で 10^3 Bq/kg, 飯舘で 10^4 Bq/kg のオーダー）の検体が多く認められたが、グループ a1, a6 では緑色より濃度が低い青色の検体が比較的多く認められ、a2, a3, a5 は緑から赤の ^{137}Cs の濃度区分（小川で $10^3 \sim 10^5$ Bq/kg, 飯舘で $10^4 \sim 10^6$ Bq/kg）のものが多く、テングタケ属の中ではグループごとの濃度の偏りが認められた。a1 から a3 はテングタケ亜属、a4 から a6 はマツカサモドキ亜属に分けられ、さらに各グループは節レベルの分類群に対応するとみられる。

フウセンタケ属について見ると、全体的にテングタケ属よりも濃度が高く、赤色の検体が多かった（図 7.5.-2）。c3 の下段にある M1366 を含むサブグループのみ緑に区分される検体が多くあったが、それ以外では赤と紫（小川で 10^4 Bq/kg 以上、飯舘で 10^5 Bq/kg 以上）の検体がほとんどを占めていた。

前年度よりサンプルを増やして属内の遺伝的類縁関係と子実体の放射性セシウム濃度の関係について調べた結果、同種と見なせる遺伝的距離の極めて近い種では濃度傾向も近くなることが再度確認された。一方で遺伝的に近いグループごとの濃度傾向を見てみると、テングタケ属ではグループごとの高低の傾向が認められた。テングタケ属の場合、節レベルでの濃度の傾向の把握は有効である可能性が示された。一方、フウセンタケ属については、種ごとでの濃度の傾向は認められたものの、種の上位の分岐後の枝の長さがテングタケ属の場合よりも長く、グループとして見なすことが難しいこと、また一部の種のグループ（c3 の M1366 を含む）を除き濃度が全体的に高いことなどから、種レベルの上位のグループによる濃度の傾向については明瞭ではなかった。同属内の野生きのこの放射性セシウム濃度傾向は種ごとに多様で、遺伝的に類縁関係にあるグループによる区分が有効になる場合、ならない場合があった。濃度評価を行う際は、種ごとの評価を原則として、グループによる区分は参考とすることが適切と考えられた。

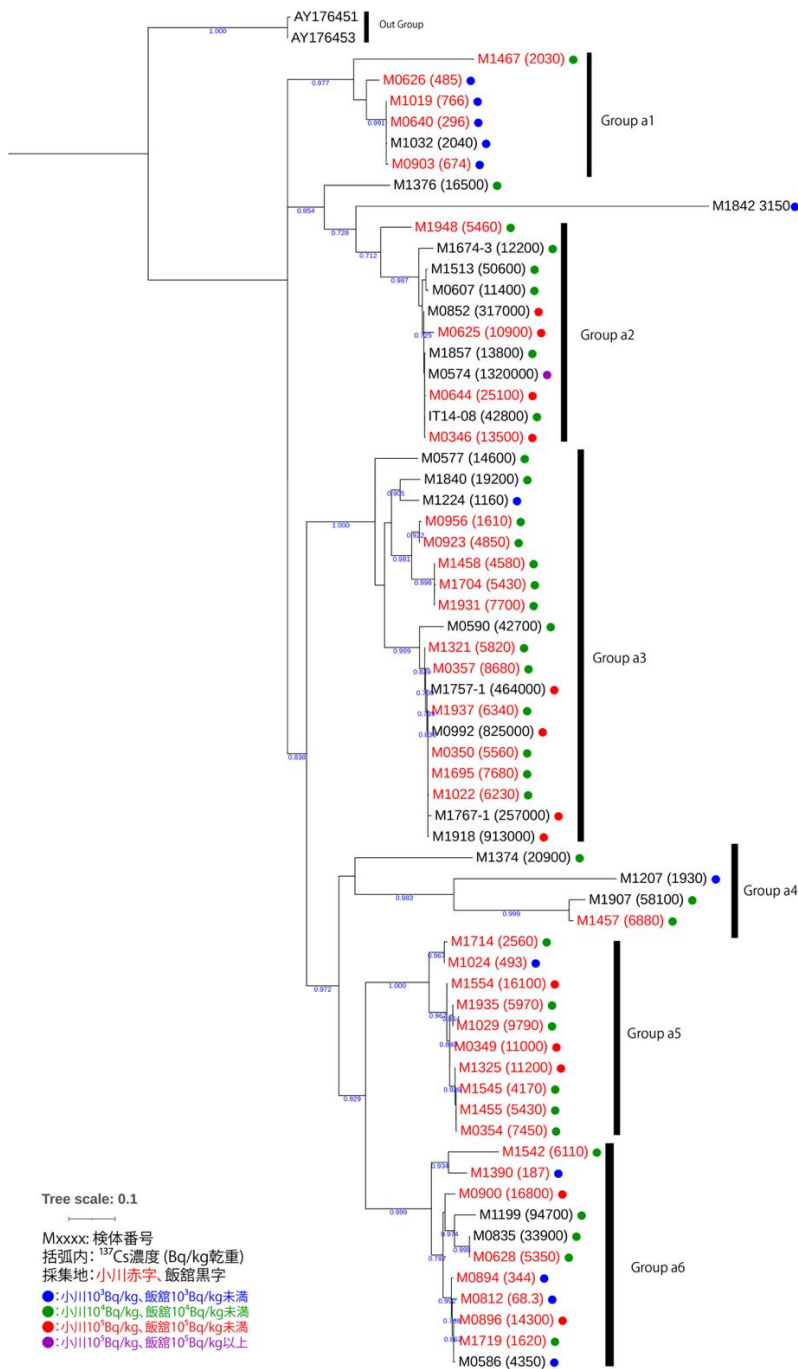


図 7.5.-1 小川（赤字）及び飯館（黒字）で採取したテングタケ属の rDNA の ITS 領域に基づく最尤系統樹

Mxxx は検体番号を示し、括弧内の数字は Cs-137 濃度 (Bq/kg 乾重) を表す。系統樹によって 5 つのグループに分けた (a1-a5)。採集地ごとに 10 倍単位の濃度区分によって色分けした丸を付けた。節（枝分かれ部）は ITS 領域の結果に基づいて推定された属内の遺伝的な分岐を表し、分岐後の枝の横方向の長さは分岐した枝間の遺伝的な距離を表す。青色の数値は分岐が支持されたブートストラップ確率を表す。

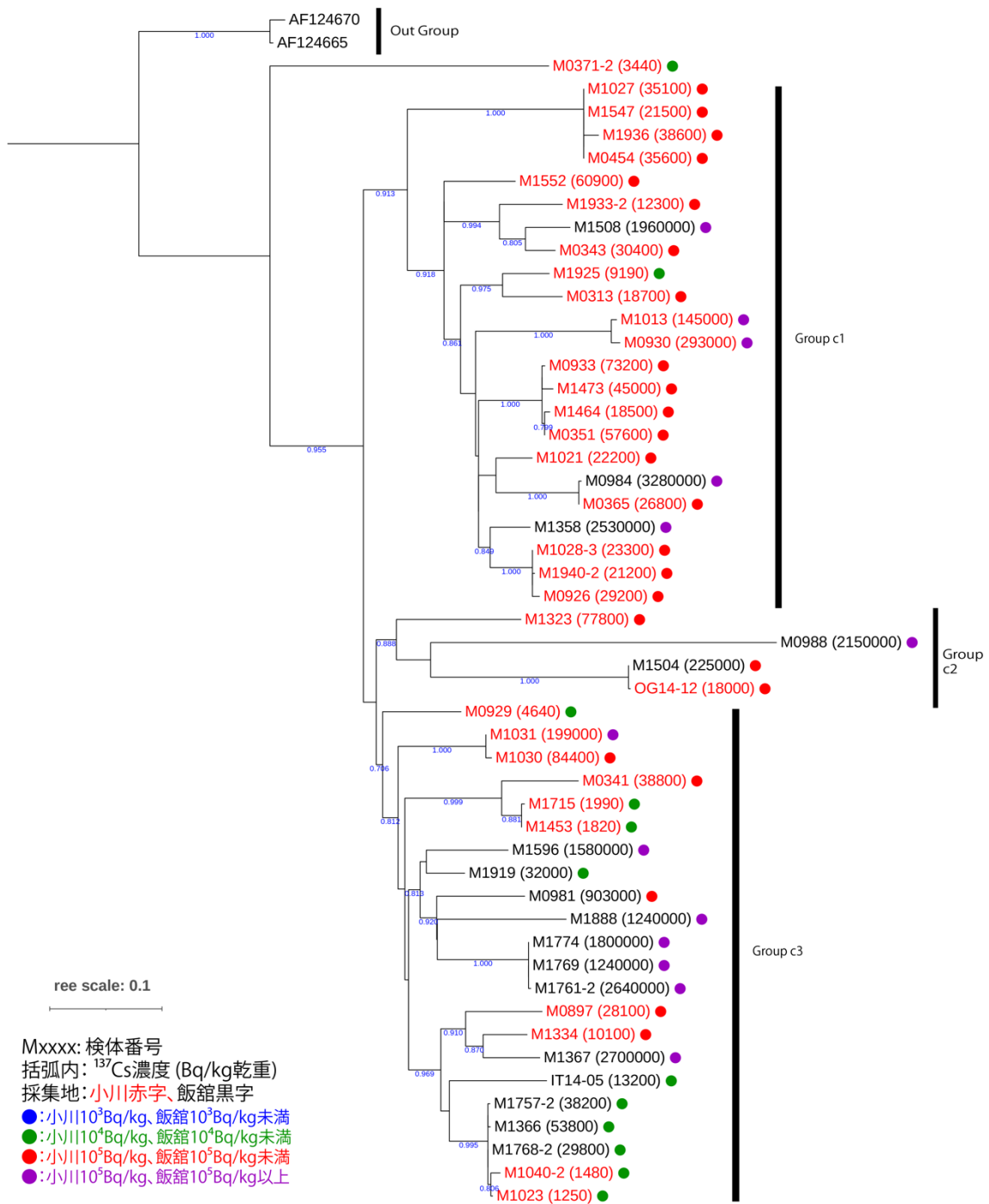


図 7.5.-2 小川（赤字）及び飯館（黒字）で採取したフウセンタケ属の rDNA の ITS 領域に基づく最尤系統樹

Mxxx は検体番号を示し（OG14-12、IT14-5 と異なる検体番号を含む）、括弧内の数字はCs-137 濃度（Bq/kg 乾重）を表す。系統樹によって 4 つのグループに分けた（c1-c4）。ほか図 7.5.-1 と同様。

2) 野生きのこの窒素及び炭素安定同位体比と Cs-137 濃度の関係

図 7.5.-3 に小川と飯舘で過去に採取されたテングタケ属の窒素安定同位体比と Cs-137 濃度の関係を、また図 7.5.-4 に炭素安定同位体比と Cs-137 濃度の関係を示した。ばらつきは大きいものの、両試験地の検体において、窒素安定同位体比が高いほど Cs-137 濃度の対数値が低くなる傾向が認められた。一方、炭素安定同位体比については Cs-137 濃度との関係は認められなかった。Cs-137 濃度の対数値を目的変数とし、試験地（飯舘・小川をダミー変数とする）、窒素安定同位体比、炭素安定同位体比を説明変数とする重回帰分析を行った（表 7.5.-1）。その結果試験地と窒素安定同位体比の効果が有意であった ($p < 0.05$)。また、小川試験地で 1 点のみ窒素同位体比が高く、Cs-137 濃度が低い検体があり、こちらが外れ値であった影響を考慮した解析を行った。R の `robustbase` パッケージに含まれる `lmrob` 関数で重回帰分析を行った結果、試験地と窒素同位体比は再び有意な効果となった ($p < 0.05$)。しかし、各試験地のデータのみで回帰分析を行った場合は通常の回帰分析でも窒素同位体比は有意な効果にならなかった ($p > 0.05$)。

窒素や炭素の安定同位体比は土壌が深いほど高くなることが知られており、窒素同位体比と Cs-137 濃度の対数値に負の相関が認められたのは、放射性セシウム濃度が低いより深い土壌から放射性セシウムを吸収する野生きのこほど濃度が低くなる、とする仮説を支持する結果であった。一方で、窒素同位体比は有意な効果を示したものの、窒素同位体比では説明できないばらつきが大きく、調査地ごとの解析では窒素同位体比の効果が有意でないなど、効果の信頼性に課題が認められた。また同様に相関が期待された炭素同位体比に有意な効果は認められなかった。土壌中の Cs-137 濃度の深度分布がきのこの Cs-137 濃度に及ぼす影響の解析には、土壌中での菌糸の分布や生活型のパターンが明らかになっているきのこを対象に、Cs-137 濃度と炭素・窒素同位体分布のほか、土壌の交換態カリウム濃度のデータと子実体をセットで採取分析し、より詳細な解析が必要であろう。

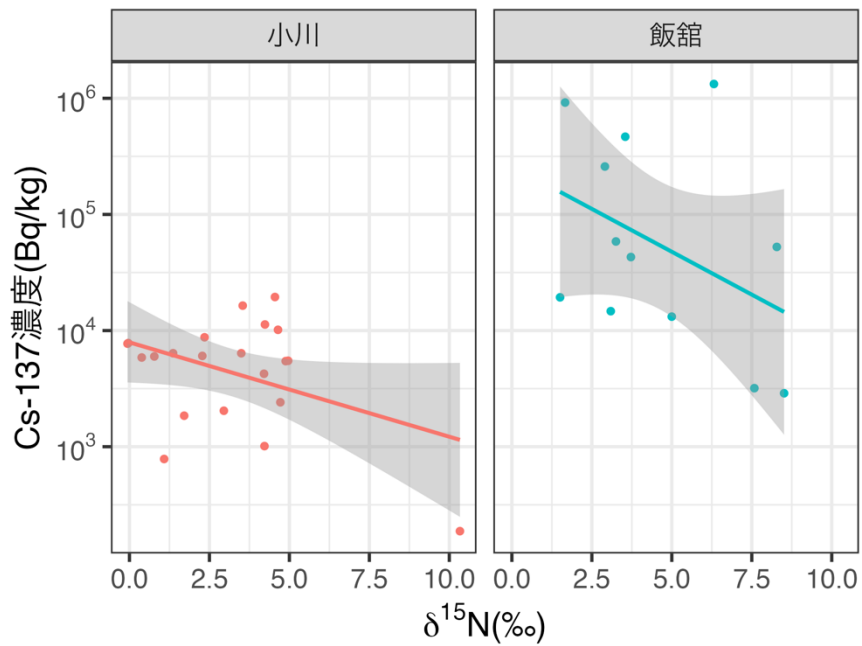


図 7.5.-3. 2014～2021 年に小川及び飯舘で採取されたテングタケ属のきのこの窒素同位体比($\delta^{15}\text{N}$)と Cs-137 濃度の関係

直線は調査地ごとの回帰直線で、灰色の帯は回帰直線の 95%信頼区間を表す。

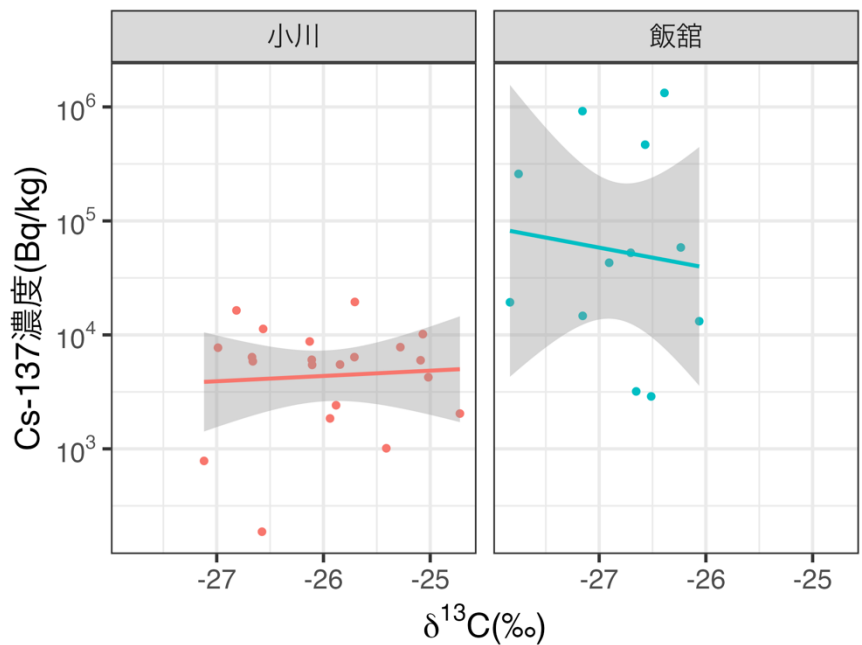


図 7.5.-4. 2014～2021 年に小川及び飯舘で採取されたテングタケ属のきのこの炭素安定同位体比($\delta^{13}\text{C}$)と Cs-137 濃度の関係

直線は調査地ごとの回帰直線で、灰色の帯は回帰直線の 95%信頼区間を表す。

表 7.5.-1 テングタケ属菌の Cs-137 濃度を目的変数とし、試験地、窒素安定同位対比、炭素安定同位対比を説明変数とした重回帰分析の結果

変数	係数	標準誤差	t 値	p 値
切片 (試験地小川)	5.57	4.56	1.22	0.231
試験地飯舘	1.31	0.29	4.58	<0.001
$\delta^{15}\text{N}$	-0.11	0.05	-2.30	0.029
$\delta^{13}\text{C}$	0.06	0.17	0.35	0.728

参考文献

1. 林野庁 (2022) 森林生態系における特用林産物に係る調査－野生きのこの放射性セシウム吸収メカニズムの解明－. 令和 3 年度森林内における放射性物質実態把握調査事業報告書, pp. 60-75.
2. 小松雅史 (2023) 種間差と採取市町村内のばらつきを考慮した野生きのこの放射性セシウム濃度特性. 日本森林学会誌 105: 209-215.

7.6. 萌芽更新した落葉広葉樹の放射性セシウム濃度調査

(1) 目的

福島県は、コナラを主要樹種とした全国有数のしいたけ等原木供給地域であった(福島県, 2013; 参考文献 1) が、2011 年 3 月に発生した東京電力福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質のフォールアウトにより広範囲に汚染され、事故から 12 年が経過した現在においても、しいたけ等原木の主要産地であった阿武隈山系における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, 2011; 参考文献 2) を超過する場合が認められる。

フォールアウトの影響を直接受けた立木については、樹皮表面等の外部汚染の影響が大きい (Coppin et al., 2016; 参考文献 3) ため、汚染された原木林を伐採し萌芽更新を図ることで直接汚染の影響を少なくする対策が実施されているが、切り株に残存もしくは根から吸収される放射性セシウムの影響が懸念される。萌芽更新したコナラの当年枝は、1 年生から 6 年生までで放射性セシウム濃度に個体間の差が大きいと報告 (福島県農林水産部森林計画課, 2019; 参考文献 4) され、このばらつきの要因や 6 年生以降について検討する必要がある。また、コナラ以外のしいたけ等原木用樹種について、クヌギの萌芽枝の放射性セシウム濃度がコナラよりも低いとの報告例 (福島県, 2021; 参考文献 5) があり、樹種の違いについても明らかにする必要がある。

そこで、しいたけ等原木用広葉樹の取扱いを検討するため、事故直前に萌芽更新し利用適期に近い阿武隈山系の落葉広葉樹林において、コナラ等のしいたけ等原木として利用可能な樹種及び大きさの樹木の樹皮部と材部の放射性セシウム濃度ならびに土壌の放射性セシウム濃度を 2021 年より 3 箇年に渡って測定した。

2021 年度調査 (林野庁, 2022; 参考文献 6) は、同一林分でコナラ、クヌギ、ナラガシワを 7 本ずつ、2022 年度調査 (林野庁, 2023; 参考文献 7) は、2021 年度と同林分にてコナラ 10 本、クヌギ 6 本、クリ 7 本を測定した。その結果、樹皮、材の放射性セシウム濃度は個体ごとに幅が大きく、また、樹皮と材の放射性セシウム濃度には高い相関が認められた。さらに、2022 年度調査結果からは、地形等の生育場所の要因により放射性セシウム濃度が変化する可能性が示唆された。2023 年度調査では、樹種による放射性セシウム濃度の違いを引き続き検討するため、2021、2022 年度と同林分においてしいたけ等原木として利用可能な 4 樹種を対象に放射性セシウム濃度の測定を進めた。

(2) 方法

調査地は、東京電力福島第一原子力発電所から西方約 25 km (N37°26'45", E140°46'44") に位置する福島県田村市都路古道地内の面積 2.09 ha の落葉広葉樹林である (図 7.6.-1)。林相は、コナラ、クヌギ、クリ、ナラガシワ、ヤマザクラ等が混交する 3 齢級単層林で、西向きに傾斜し、林相界は東側と南西側の尾根にあり、中央は谷、北西部は斜面下の平地となっ

ている。第1次航空機モニタリング(2011年4月)では放射性セシウム蓄積量1,000~3,000 kBq/m²、地表面から高さ1mの空間線量率3.8~9.5 µSv/hr、2023年11月8日時点での林分内10地点における空間線量率は0.16~0.29 µSv/hrであった。本林分では、上記に挙げた樹種をしいたけ等原木として利用するため3~4齢級での皆伐による萌芽更新を繰り返し、2011年2月中旬に皆伐作業が完了し、2011年3月の事故時点では萌芽枝が発生していなかった。事故後は、本数調整伐等は行われず、試料採取直前の2021年3月に本数調整伐が行われた。

樹皮と材の試料採取は、2021~2023年の毎11月に行い、対象樹種はしいたけ等原木として利用可能な樹種のうち林分内で優先度が高いコナラ、クヌギ、クリ及びナラガシワとした。2023年度は、2021、2022年度の未調査箇所からコナラ7本、クヌギ6本、クリ6本、ナラガシワ3本を選定し(図7.6.-2)、2021、2022年度と同じ方法で測定した。2023年度調査木の胸高直径は、11月時点でコナラ11.6(9~14)cm(平均値(測定値最小~最大):以下同じ)、クヌギ12.3(9~15)cm、クリ10.5(9~12)cm、ナラガシワ10.1(9~12)cmであった。樹皮の採取は、各切り株から発生した複数の萌芽木のうち、胸高直径が最も大きい1本の樹高0.5m部分において、7cm×7cm角の樹皮をノミで切り取り、材は、樹皮の採取箇所において、径12mmの木工ドリルにより深さ5cm×3回穿孔して得られる木屑を採取した。土壌試料は、各調査株周囲の3箇所25cm×25cmの方形内の堆積有機物層、及び深さ0~5cmの鉍質土壌層を採取した。鉍質土壌層の採取は、内径11cm×高さ5cmの採土円筒(大起理化製DIK-1815-11)を用いた。

採取した樹皮及び材は、ワンダークラッシャー(大阪ケミカル社製WC-3)を用いて3mm以下程度に粉砕し、105°Cで24時間乾燥後、乾燥重量を測定し100mLのU-8容器に充填し、ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリ法により放射性セシウム濃度(Cs-137、Cs-134濃度合算)を測定した。また、堆積有機物層は剪定鋏で細断して試料とし、1800mLマリネリ容器に充填した後、NaIシンチレーション測定器で放射性セシウム濃度を測定した。さらに、鉍質土壌層は、風乾後に2mmのふるいにより礫と根を除去し、ゲルマニウム半導体検出器により放射性セシウム濃度を測定した。測定時間は、樹皮と材については計数誤差率10%以下の条件でCs-137が検出されるまで1,809~86,425秒間測定し、堆積有機物層は3,600秒間、鉍質土壌層は6,000秒間とした。なお、本年度(2023年)の測定日における定量値は、2023年9月1日を基準日として減衰補正し、2021~2023年度の全測定値による樹種比較は、2021年9月1日を基準日として減衰補正し示した。また、Cs-134濃度が検出されない場合は、2011年3月15日時点のCs-134濃度とCs-137濃度の比を1:1とし(Buesseler et al., 2011; 参考文献8)、各々の物理学的半減期に従った減衰に基づく理論的な推定式から計算されたCs-134濃度とCs-137濃度の比を用いて、各年9月1日時点のCs-137濃度からCs-134濃度を推定した。

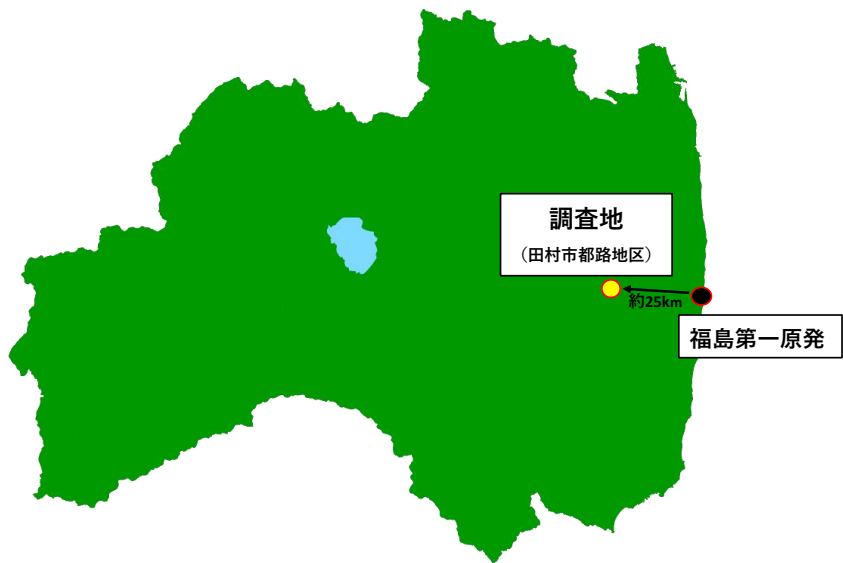


図 7.6.-1 調査地の位置

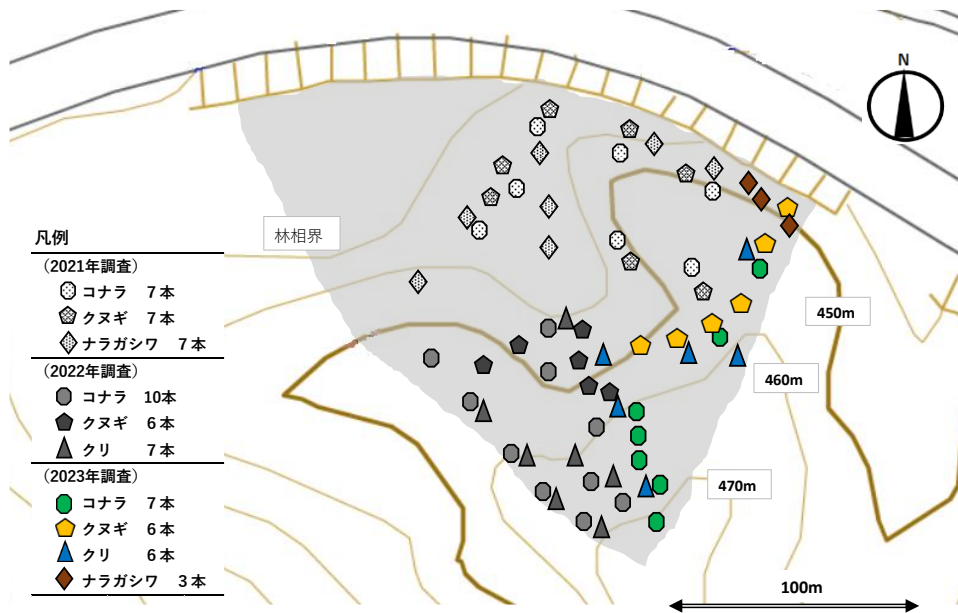


図 7.6.-2 調査地の概況、調査木の位置

(3) 結果と考察

2023 年度調査地点における堆積有機物層と鉱質土壌層の放射性セシウム濃度、及び放射性セシウム蓄積量は表 7.6.-1 のとおりであった。また、2021～2023 年度に測定した 66 地点の土壌の放射性セシウム蓄積量の分布は図 7.6.-3 のとおりである。2023 年度調査地における土壌中の放射性セシウム蓄積量の平均値及び最大・最小値と 3 年間の土壌の放射性セシウム蓄積量の分布を比較すると、2023 年度の平均値は蓄積量分布のピークと一致し、2023 年度の最大・最小値も蓄積量分布範囲と概ね一致していた。この土壌の放射性セシウム蓄積量の分布図から、調査地内の汚染程度のばらつきは相対的に小さいと仮定し、以下の樹種間の放射性セシウム濃度比較を行った。

2023 年度の樹皮及び材の放射性セシウム濃度の樹種間比較結果を表 7.6.-2 に示す。2023 年度調査木の放射性セシウム濃度は、コナラ樹皮で 453 (177～1,754) Bq/kg (平均値 (測定値最小～最大) : 以下同じ)、コナラ材で 227 (92～688) Bq/kg、クヌギ樹皮で 239 (147～406) Bq/kg、クヌギ材で 230 (121～311) Bq/kg、クリ樹皮で 476 (78～1,651) Bq/kg、クリ材で 111 (14～384) Bq/kg、ナラガシワ樹皮で 849 (403～1,087) Bq/kg、ナラガシワ材で 362 (128～480) Bq/kg であった。

本年度の結果に、2021 年度と 2022 年度の結果を加えた 3 年分 66 個体について、樹皮及び材の放射性セシウム濃度の樹種間比較結果を図 7.6.-4、-5 に示す。福島県のしいたけ等原木林の主要樹種であるコナラと比較した場合、クヌギの樹皮の放射性セシウム濃度は相対的に低く、クリの材の放射性セシウムも相対的に低い傾向が確認された。上記結果から、原発事故後に萌芽更新したしいたけ等原木用樹種への放射性セシウムの移行は、樹種間で異なり、その違いが見られる部位も樹種ごとに異なる可能性があると考えられた。

最後に、3 箇年の測定結果をもとに樹皮と材の放射性セシウム濃度の関係を図 7.6.-6 に示した。それぞれの線形回帰近似に基づいた解析結果から、4 樹種とも樹皮と材の放射性セシウム濃度の間に正の相関があることが示唆された。また、本結果から、樹種により樹皮と材の放射性セシウム濃度の比率が異なる可能性があると考えた。この濃度比率の違いは、樹種による樹皮の形状、組織構成等の違いや調査木の生育状況等により生じた可能性が考えられる。

上述した樹種による放射性セシウム濃度の違いや樹皮と材の放射性セシウム濃度の比率が異なる要因をより明確にするためには、考えられる各要因に焦点をあてた新たな調査計画を策定し、その調査結果をもとにより丁寧な方法で調査を実施し樹種を増やし検証検討する必要がある。

表 7.6.-1 2023 年度測定 of 土壌の放射性セシウム濃度と放射性セシウム蓄積量

項目	平均値 (最小～最大)	n
堆積有機物層放射性Cs濃度 (Bq/kg)	3589.90 (1286.8～8018.6)	22
鉍質土壌層放射性Cs濃度 (Bq/kg)	4891.41 (2548.6～14816.4)	22
放射性Cs蓄積量 (堆積有機物層、 鉍質土壌層合計) (kBq/m ²)	44.93 (22.5～77.0)	22

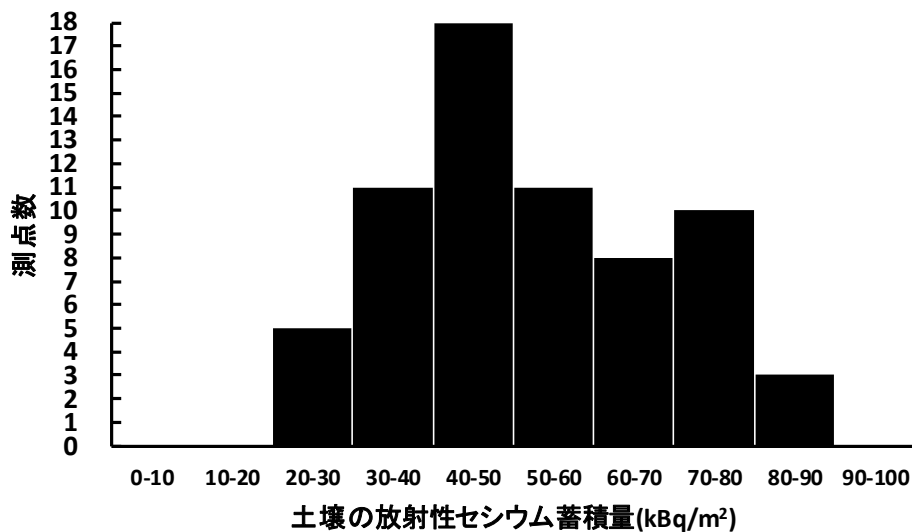


図 7.6.-3 調査地の土壌放射性セシウム蓄積量の分布(n=66)

※蓄積量は、堆積有機物層と鉍質土壌層の合計

表 7.6-2 2023 年度測定 of 樹皮と材の放射性セシウム濃度

樹種	樹皮・平均値 (最小～最大)	材・平均値 (最小～最大)	n
コナラ	453.16 (177.4～1753.6)	226.76 (92.3～687.9)	7
クヌギ	239.49 (146.7～406.2)	229.59 (121.0～310.8)	6
クリ	476.24 (78.5～1651.1)	110.82 (14.4～383.6)	6
ナラガシワ	848.89 (403.1～1087.1)	361.61 (128.3～480.0)	3

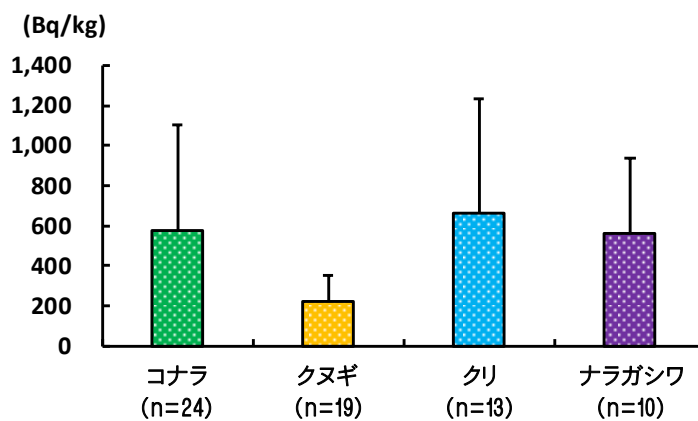


図 7.6-4 樹種ごとの放射性セシウム濃度 (2021～2023 年度・樹皮)

※誤差範囲は標準偏差を示す。

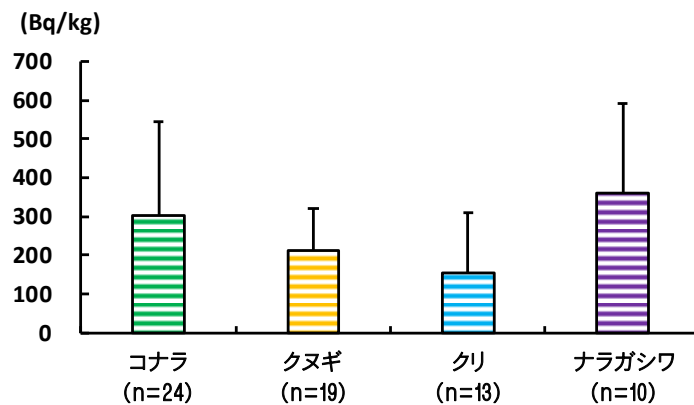


図 7.6.-5 樹種ごとの放射性セシウム濃度 (2021～2023 年度・材)
 ※誤差範囲は標準偏差を示す。

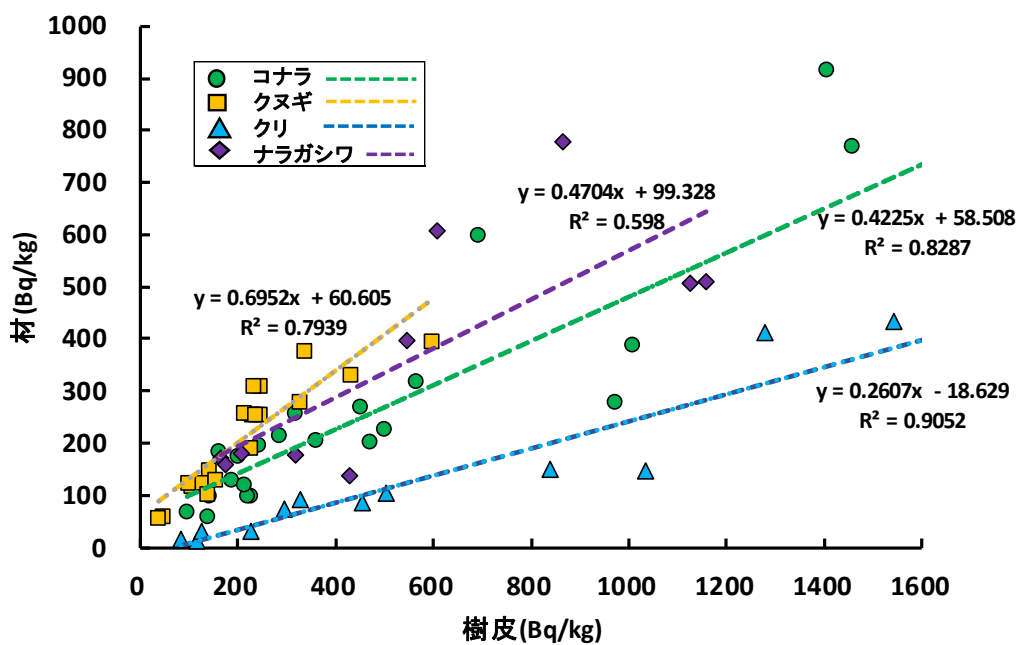


図 7.6.-6 樹皮と材の放射性セシウム濃度の関係

参考文献

1. 福島県（2013）平成 23 年度福島県森林・林業統計書:I3-6
2. 林野庁（2011）きのこ原木および菌床用培地の当面の指標値の設定について（平成 23 年 10 月 6 日）
3. Coppin F, Hurtevent P, Loffredo N, Simonucci C, Julien A, Gonze M, Nanba K, Onda Y and Thiry Y（2016）Radiocaesium partitioning in Japanese cedar forests following the “early” phase of Fukushima fallout redistribution, *Scientific Reports*, DOI:10.1038/srep37618
4. 福島県農林水産部森林計画課（2019）福島県森林における放射性物質対策実証事業結果：47-61
5. 福島県（2021）放射性物質対策関連の委託事業報告書：122-142
6. 林野庁（2022）令和 3 年度森林内における放射性物質実態把握調査事業報告書：76-82
7. 林野庁（2023）令和 4 年度森林内における放射性物質実態把握調査事業報告書：68-75
8. Buessler K, Aoyama M, Fukasawa M (2011) Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on marine radioactivity. *Environmental Science & Technology*45 : 9931-9935