

きのこ原木林再生に向けたコナラの調査

Research about Konara (*Quercus serrata*) aimed at regenerating woodland of mushroom

和南城聡・坂田春生*

要旨

コナラ立木と萌芽再生した当年枝の放射性セシウム濃度について調査した。

- 1 原木の放射性セシウム濃度は、樹幹上部より樹幹下部で低い傾向にある。
- 2 元玉と樹皮の放射性セシウム濃度には正の相関がある。
- 3 当年枝の放射性セシウム濃度は伐採時の原木より高くなる傾向が見られる。

キーワード：きのこ原木、コナラ、セシウム、当年枝

I はじめに

群馬県では、2011年3月に発生した福島第一原発事故直後から、きのこ原木の当面の指標値を満たす原木の確認や検査を行い安全確保に努めている（林野庁，2011）。こうした中、県内のきのこ生産者が切望する地元産のコナラは、コナラ林の放射性セシウム汚染によって入手困難な状況が続いており、必要本数の安定確保が課題となっている。

平成29年9月末時点における全国的な原木の需給状況は、コナラの供給希望本数が48万本に対し供給可能本数は8万本にとどまるなど、きのこ原木として利用できるコナラの不足は著しい（林野庁，2018）。必要本数確保に向け短期的には非汚染林の積極的な掘り起こし、長期的には汚染林の再生が期待されている。非汚染林の掘り起こしについては、非破壊検査機の導入地域においては、短時間に効率よく原木を検査することで、速やかに進められるようになってきた（成松，2018）。きのこ原木林再生に向けた研究も各地で行われているが、県内におけるコナラの状況については、知見が少なく明らかになっていない。

そこで、コナラ林を皆伐しコナラの元玉、末玉、樹皮及び材部の汚染状況を調査した。また、コナラ伐採後の萌芽枝調査がきのこ原木林の再生に向けて重要であるため、伐採後の切株から再生したコナラ当年枝の放射性セシウム濃度を測定した。

II 方法

1 調査地と研究材料

群馬県吾妻郡内のコナラ林3か所（調査地A～C）で調査した（表-1）。各調査地のコナラ立木を分布が偏らないよう選木、伐倒し、根株直上の元玉部分（以下、元玉）と樹幹上部（以下、末玉）を長さ1mに玉切りし採取した。樹皮は元玉部分を丸太皮むきの専用道具で剥ぎ取り採取した。材部は元玉の樹皮を剥ぎ取り残った部分を試料とし、樹皮が混入しないよう採取した。なお、樹皮及び材部は、2017年5月に調査地Bで伐採したコナラから採取したものである。当年枝は調査地Cで各切株

*群馬県林業振興課

から5 cm上部の部分の部分を切断し、発生本数や大きさに応じ1～5本採取した。当年枝の採取日は、2019年7月12日である。放射性セシウム濃度測定のため、元玉、末玉及び材部はチェーンソーを用いておが粉に調整した。樹皮及び萌芽枝は、屋内で自然乾燥させ剪定バサミ等で細断した後、ミルサー（岩谷産業、IFM-800）で粉碎し放射性セシウム濃度分析用の検体とした。

表－1 調査地の概要

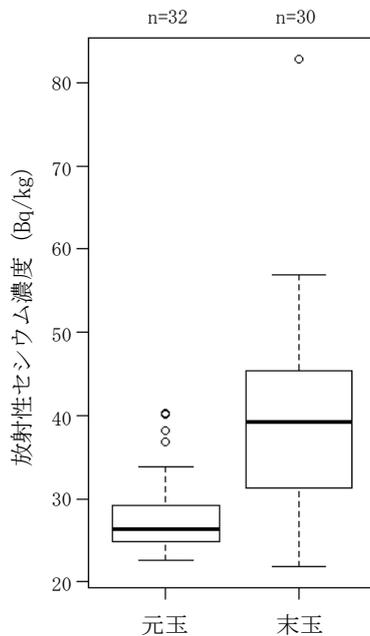
調査地	標高	伐採時期	林齢(年)	斜面方位
A	610～625m	2015年12月～2016年1月	30	西南西
B	700～720m	2017年5月、2018年1月～3月	40	南西
C	695～720m	2019年2月～3月	22	東

2 放射性セシウム濃度の測定

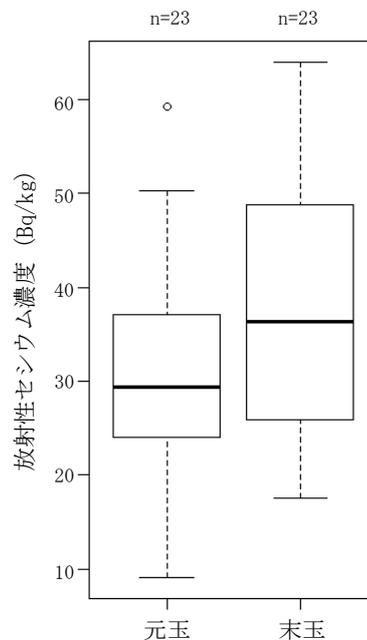
元玉と末玉は800ml円筒容器または2 Lマリネリ容器に、樹皮、材部及び当年枝はU-8 容器に詰め、ゲルマニウム半導体検出器（CANBERRA, GC2020-7500SL-2002CSL）によるγ線スペクトロメトリ法を用いて放射性セシウム濃度（ ^{134}Cs , ^{137}Cs ）を測定した。測定値が検出下限値以下の場合は、検出下限値を試料の放射性セシウム濃度とみなした。測定値は各試料の含水率から12%の値に補正した。

III 結果及び考察

コナラ林調査地（調査地A～C）における元玉及び末玉の放射性セシウム濃度の測定結果を図－1～3に示す。なお、図中の放射性セシウム濃度は ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計値である。各調査地における測定結果の比較について、Welchの方法でt検定を行った。その結果、調査地AとCでは元玉の放射性セシウム濃度が末玉より有意に低くなり（ $p < 0.05$ ）、その中央値（Bq/kg）は調査地Aで元玉26.4、末玉



図－1 元玉と末玉の放射性セシウム濃度
（調査地A, $p < 0.05$, Welchのt検定）



図－2 元玉と末玉の放射性セシウム濃度
（調査地B, $p > 0.05$, Welchのt検定）

39.2、同様に調査地Cで元玉20.6、末玉27.9であった。調査地Aでは元玉と末玉の中央値の差が調査地Cより大きく、元玉の放射性セシウム濃度が末玉より低いことが顕著であった。調査地Bでは元玉と末玉の放射性セシウム濃度の間に有意差はなかった。しかし、元玉における放射性セシウム濃度の中央値、最大値が末玉より低く、濃度分布に調査地AやCと同様の傾向が見られた。

コナラでは、樹幹上部の放射性セシウム濃度が樹幹下部より高くなることが報告されており (Ohashi et al., 2014)、本調査でも同様の傾向が確認された。樹幹中の放射性セシウム濃度は、一般に樹皮 > 辺材 > 心材の順で高くなる (岡田, 2014 ; 目黒ら, 2018 ; 小川ら, 2019)。樹幹上部では樹幹下部より心材の占める割合が少なく、樹皮や辺材の割合が多いことから末玉の放射性セシウム濃度が元玉より高くなったと考えられる。別の可能性として、岡田 (2014) は樹木成長中の組織における栄養要求性の違いを一因として指摘している。

一方、調査木ごとの汚染状況を見ると、末玉より元玉の方が放射性セシウム濃度が高いこともある (坂田, 2016)。このような例は、本調査においても確認されていることから、元玉の放射性セシウム濃度は末玉より低い傾向にあるが、ある程度のばらつきがあることが分かった。

次に、部位ごとの汚染状況を調査するため、コナラの元玉、材部及び樹皮の放射性セシウム濃度を測定した (調査地B)。各部位の放射性セシウム濃度 (Bq/kg) は、元玉で15~69、材部で15~26、樹皮では50~501で (図-4)、元玉に対して樹皮の濃度は平均9.3倍であった。このことから、元玉の放射性セシウム汚染は樹皮汚染による影響が大きいことが分かった。

樹皮の放射性セシウム濃度は元玉より汚染の程度に幅があり、群馬県内の他の調査地においても同様の結果が確認されている (國友・坂田, 2013)。また、材部における放射性セシウム濃度の最小値は元玉と同じであったが、最大値は元玉の半分以下であった。加えて、材部の放射性セシウム濃度は、20検体中13検体で検出下限値以下であったことから、材部は元玉より汚染されていないと考えられる。

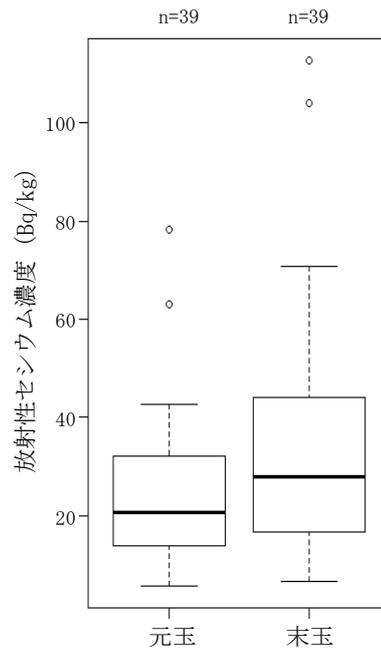


図-3 元玉と末玉の放射性セシウム濃度 (調査地C, $p < 0.05$, Welchのt検定)

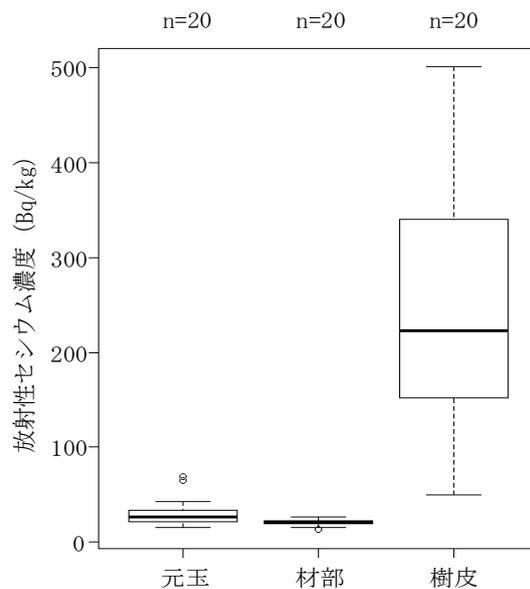
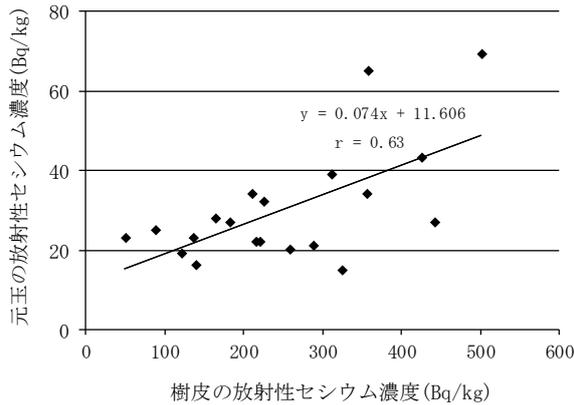


図-4 各部位の放射性セシウム濃度 (調査地B)



図－5 元玉と樹皮の放射性セシウム濃度の関係

(調査地B, ピアソン, $r=0.63$, $p<0.05$)

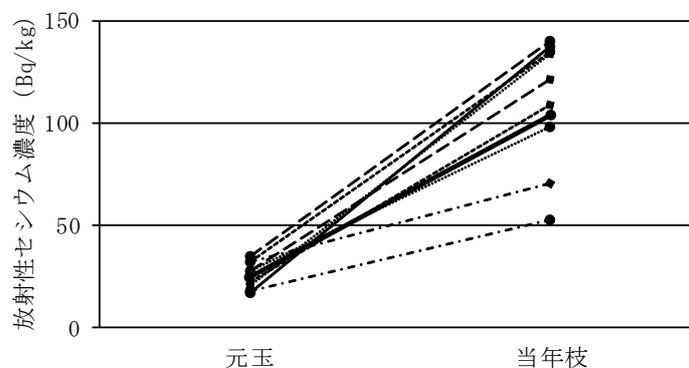


図－6 当年枝萌芽状況

コナラの元玉と樹皮の放射性セシウム濃度の関係を見ると、有意な相関関係が認められた(図－5, ピアソン, 相関係数 $r=0.63$, $p<0.05$)。樹皮の放射性セシウム濃度から原木の放射性セシウム濃度を推測できれば効率的である。しかし、現状では調査数が十分でないことや林分配置や林齢によっても原木と樹皮の放射性セシウム濃度の相関関係が異なることが推察されるため、樹皮の放射性セシウム濃度からの原木の濃度推定は困難であり、より多くのデータを収集する必要がある。

また、事故後から2016年までの間、コナラの樹皮では放射性セシウム濃度が次第に低くなる一方で、材部では高くなる傾向にあることが報告されている(Imamura et al., 2017; Ohashi et al., 2017)。このことは、今後も樹皮と材部の放射性セシウム濃度が変化していくことを示唆している。本調査で材部の汚染は限定的であったが、今後は樹皮とともに材部の動向を注視していかなければならない。

また、当年枝(図－6, 調査地C, $n=10$)の放射性セシウム濃度(Bq/kg)は52~139で、全ての当年枝において元玉より高い数値であった(図－7)。当年枝は原発事故によるフォールアウト時の放射性セシウム汚染の影響を直接受けていない。そのため、当年枝の放射性セシウム汚染は、原木の汚染メカニズムとは異なり、経根吸収等により当年枝内部に放射性セシウムが取り込まれたものに由来すると推測される。



図－7 元玉と当年枝の放射性セシウム濃度(調査地C)

他の調査においても、1年目萌芽枝の放射性セシウム濃度が伐採時の原木より高くなる事例があるほか（目黒ら，2018；今井ら，2019）、当年枝の放射性セシウム濃度が旧年枝より高くなることが報告されている（福山・橋本，2019）。また、コナラ当年枝の放射性セシウムは時間とともに減少するという調査結果もある（橋本，2019）。本調査地はまだ萌芽再生の1年目であり、萌芽が旺盛でない切株も見られることから、今後はモニタリング数を増やして継続的に萌芽枝調査を行う必要がある。

IV おわりに

群馬県は日本有数のしいたけ生産地であり、2018年の生産量は全国第5位、原木栽培では全国第3位の規模を誇る（農林水産省，2019）。本県の原木しいたけ栽培には、地元産のコナラが広く利用されてきた。将来にわたり原木しいたけを安定生産していくために、原木の安定供給が不可欠となる。原発事故以降、関係者は非汚染林の掘り起こしや他県産原木の調達によって必要量を確保してきたが、十分な量が確保できない厳しい状態が続いている。

このような状況を打開するため、本研究ではきのこ原木林の再生に向けた第一歩として、群馬県内におけるコナラの汚染状況を調査した。本調査では萌芽再生後の当年枝から放射性セシウムが確認されたが、再生した萌芽枝がきのこ原木として利用可能な大きさに成長するまで最低でも15年程度を要する。それまでの間、コナラ樹体内の汚染状況を把握するだけでなく、きのこ原木林再生のための最善策を見極め、対策を講じることが求められている。

謝辞

検体の放射性セシウム濃度測定について、群馬県農業技術センター環境部検査係の皆様にご多大なるご協力を頂いた。この場を借りて厚くお礼申し上げる。本研究は林野庁「放射性物質対処型森林・林業再生総合対策事業」の「ほだ木等原木林再生のための実証」により実施した。

引用文献

- 福山文子・橋本正伸（2019），コナラ材部の放射性セシウム濃度の簡易な推定方法の検討，放射線関連支援技術情報，<https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/318044.pdf>（参照2019年12月10日）
- 橋本正伸（2019），森林内における放射性物質の動態等の把握，福島県林業研究センター業務報告，51，17-18
- 今井芳典・石川洋一・齊藤佳緒里（2019），放射性セシウムで汚染された原木林の萌芽更新による再生，日本きのこ学会第23回大会講演要旨集，108
- Imamura N・Komatsu M・Ohashi S・Hashimoto S・Kajimoto T・Kaneko S・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，7，8179，1-11
- 國友幸夫・坂田春生（2013），きのこの放射性物質に関する研究 シイタケ原木林立木調査，群馬県林業試験場業務報告，58-59
- 目黒渚・渡邊広大・今埜実希（2018），原木しいたけ生産再開に向けた生産実証試験と原木林及びほだ場の汚染状況・生産物への放射性物質移行に関する基礎調査，宮城県林業技術総合センター研究報告，27，37-5
- 成松眞樹（2018），きのこ原木用非破壊検査機の導入と、岩手県産コナラ原木の放射性セシウム濃度

- の測定, 岩手県林業改良普及協会, 岩手の林業, 727, 6-7
- 農林水産省 (2019), 平成30年特用林産基礎資料, <https://www.e-stat.go.jp/stat-search/file-download?statInfId=000031858343&fileKind=0> (参照2019年12月20日)
- 小川秀樹・櫻井哲史・吉田博久 (2019), きのご原木生産に資するためのコナラ立木汚染状況調査, 福島県林業研究センター研究報告, 51, 21-31
- Ohashi S・Okada N・Tanaka A・Nakai W・Takano S (2014), Radial and vertical distributions of radiocesium in tree stems of *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* 1.5 y after the Fukushima nuclear disaster, Journal of environmental radioactivity, 134, 54-60
- Ohashi S・Kuroda K・Takano T・Suzuki Y・Fujiwara T・Abe H・Kagawa A・Sugiyama M・Kubojima Y・Zhang C・Yamamoto K (2017), Temporal trends in ¹³⁷Cs concentrations in the bark, sapwood, heartwood, and whole wood of four tree species in Japanese forests from 2011 to 2016, Journal of Environmental Radioactivity, 178-179, 335-342
- 岡田直紀 (2014), 木材の放射能汚染, 日本森林学会, 森林科学, 72, 9-12
- 林野庁 (2018), きのご原木の需給状況 (平成29年9月末時点), <http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/tokuyou/180112.html> (参照2019年11月28日)
- 林野庁 (2011), きのご原木及び菌床用培地の当面の指標値の設定について, http://www.rinya.maff.go.jp/j/tokuyou/shiitake/pdf/120830_1.pdf (参照2019年12月2日)
- 坂田春生 (2016), きのご原木林再生技術の開発, 群馬県林業試験場業務報告, 82-83