

異なる時期に発生した菌根性きのこススケヤマドリタケの放射性セシウム濃度の比較

鈴木也実¹・小松雅史²・太田祐子³

- 1 日本大学大学院生物資源科学研究科
- 2 森林総合研究所
- 3 日本大学生物資源科学部

要旨: 野生きのこの放射性セシウム濃度は、種や属、生活タイプなどによって異なることが知られている。そのため、同一種の試料ごとの濃度差を生じる要因を明らかにするためには、同時発生した試料を用いることが有効である。本研究では、菌根性きのこのススケヤマドリタケにおいて、異なる年に発生した子実体、および同じ年の異なる時期に発生した子実体の¹³⁷Cs濃度の比較を行った。茨城県つくば市のヒマラヤスギ林内の2つのプロットで、2016年9月、2018年9月、10月、2019年7月に子実体を採取した。2018年と2019年の子実体の¹³⁷Cs濃度には有意な差があったが、2016年と2018年、2016年と2019年の濃度には有意な差がみられなかった。2018年9月と10月の子実体の¹³⁷Cs濃度には有意な差は認められなかった。以上より、2016年から2019年の4年間では、子実体の¹³⁷Cs濃度の変化には特に影響は見られなかった。また、発生時期の影響も明確ではなかった。

キーワード: 菌根性きのこ、ススケヤマドリタケ、放射性セシウム

Comparison of the radiocesium concentrations of *Boletus hiratsukae* collected at same place in different year and month

Narimi SUZUKI¹, Masabumi KOMATSU² and Yuko OTA³

Graduate of Bioresource Sciences, Nihon University, Fujisawa, Kanagawa 252-0880, Japan 1

Forestry and Forest Products Research Institute, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan 2

College of Bioresource Sciences, Nihon University, Fujisawa, Kanagawa 252-0880, Japan 3

Abstract: The ¹³⁷Cs levels in wild mushrooms are known to vary by genera, species and ¹³⁷Cs levels in their substrates. To identify the factors causing individual fluctuations in ¹³⁷Cs concentration of mushroom, it is effective to investigate the ¹³⁷Cs concentration of the same species occurred at the same location and time. Therefore, we collected *Boletus hiratsukae* fruiting bodies at two plots in Tsukuba, Ibaraki, Japan and compared ¹³⁷Cs concentrations in 2016, 2018 and 2019, as well as between September and October of 2018. ¹³⁷Cs concentrations in fruiting bodies did not differ by year and between September and October of 2018.

Keywords: mycorrhizal fungi, *B. hiratsukae*, radiocesium

I はじめに

2011年3月に発生した福島第一原子力発電所の事故により放出された放射性核種のひとつであるセシウム137 (¹³⁷Cs) によって、東日本の森林は広範囲に汚染された(4)。¹³⁷Csの半減期は約30年と長く、林業従事者の被曝リスクや特用林産物の出荷制限などの問題は長期的に続くため、¹³⁷Csの森林生態系内での挙動や影響を明らかにする意義は大きい。森林での放射性核種の空間的分布や動態については、2016年までの定点調査で森林生態系内での蓄積量には大きな変化はなく放射性セシウムの

多くは土壌表層に留まっていることが示された(1)。

きのこ類を含む菌類は、土壌表層の放射性セシウムの保持に寄与していることが知られており(10)、森林生態系での放射性セシウムの挙動を考える上で重要である。きのこ類の¹³⁷Cs濃度は、周辺土壌や、樹木の部位の中でも高濃度の樹皮よりも、さらに濃度が高いことから(2)、きのこ類は¹³⁷Csを濃縮すると考えられている(3)。また、きのこ類の¹³⁷Cs濃度は、種や属、生活タイプなどによって異なるとされており(5, 6)、生息基質の¹³⁷Cs濃度に対応するとされている(11)。しかし、同一サイトで同時

期に発生しても ^{137}Cs 濃度は異なる例が報告されており (7), 試料間の濃度差を生じる要因は解明されていない。その理由を明らかにするため, 我々は茨城県つくば市内のヒマラヤスギ林内において 2016 年よりススケヤマドリタケの ^{137}Cs 濃度の調査を継続して行っている。これまでに, 子実体の乾重・生重と ^{137}Cs 濃度には相関が見られないこと, 同一プロット内では子実体 ^{137}Cs 濃度と子実体直下の土壌の ^{137}Cs 蓄積量は相関が見られないことが明らかになっている (8)。一方で, 子実体の ^{137}Cs 濃度は, 土壌の表層 (0~5 cm 層) の交換性カリウム濃度に影響を受け, 土壌表層の交換性カリウム濃度が低いほど子実体の ^{137}Cs 濃度が高くなるという結果が出ている (12,13)。

こうした土壌環境との関係に加えて, 年変動や季節変動はきのこの放射性セシウム濃度に影響する可能性がある。そこで本研究では, 異なる年や同じ年の異なる時期に発生した子実体を採取し, ^{137}Cs 濃度の比較を行った。

II 試料と方法

1. 調査地と試料 調査プロットは 2016 年に茨城県つくば市森林総合研究所構内のヒマラヤスギ林 (北緯 $36^{\circ} 0' 32''$, 東経 $140^{\circ} 7' 33''$) に 2 箇所 (プロット A および B) 設置した。プロット B は A から北に約 300m 離れており, プロットの大きさはそれぞれ $23 \times 12\text{m}$, $23 \times 14\text{m}$ である。2016 年 9 月 2 日, 2018 年 9 月 12 日, 18 日, 10 月 2 日, 2019 年 7 月 26 日にススケヤマドリタケ (*Boletus hiratsukae*) の子実体を採取した。2016 年 9 月にはプロット A で 10 個, プロット B で 14 個の合計 24 試料, 2018 年 9 月には A で 4 個, B で 24 個の合計 28 試料, 10 月では A で 3 個, B で 7 個の合計 10 試料, 2019 年 7 月では A で 18 個, B で 12 個の合計 30 試料を採取した。

表-1. 2016 年, 2018 年, 2019 年に採取されたススケヤマドリタケ (*Boletus hiratsukae*) の ^{137}Cs 濃度
Table 1 ^{137}Cs concentrations of *Boletus hiratsukae* collected in 2016, 2018 and 2019.

採取月	プロット	個数	^{137}Cs 濃度(Bq/kg)				
			平均	標準偏差	中央値	最大値	最小値
2016.9	A	10	269 ± 180		211	674	73
	B	14	882 ± 503		730	2228	345
2018.9	A	4	195 ± 44		178	268	155
	B	24	1069 ± 473		1023	2619	495
2018.10	A	3	206 ± 72		219	288	112
	B	7	970 ± 461		1143	1881	126
2019.7	A	18	217 ± 88		242	381	56
	B	12	843 ± 709		677	2760	142

2. 測定方法 採取した子実体は $45 \sim 60^{\circ}\text{C}$ で 48 時間乾燥後, 粉碎し, プラスチック容器 (U-8 容器, 100ml)

に充填した。放射性物質の濃度測定には, ゲルマニウム半導体検出装置 (キャンベラジャパン GC-2520) を用いた。測定条件は, 設定母材を「海底土・土壌・灰化物」とし, 各サンプルについて 3600~43200 秒間測定した。

3. 統計分析 測定した放射性核種のうち, ^{137}Cs を結果として用いた。試料中の ^{137}Cs 濃度は物理的な減衰率に基づいて, 2011 年 3 月を起点に子実体のサンプリング時点の日付に減衰補正した。

子実体の ^{137}Cs 濃度は対数正規分布していたことから, 対数化しパラメトリックな方法で統計検定をおこなった。年 (2016 年, 2018 年, 2019 年) ごとの子実体 ^{137}Cs 濃度の多重比較検定に Holm 法を用い, 採取月 (2018 年の 9 月, 10 月) 間の ^{137}Cs 濃度の比較およびプロット間の ^{137}Cs 濃度の比較に t 検定を行い有意性を検討した。なお, 有意水準は 5% とした。解析および図の作成は R 3.5.1 for Windows (R Core Team, 2018) を用いて行った。

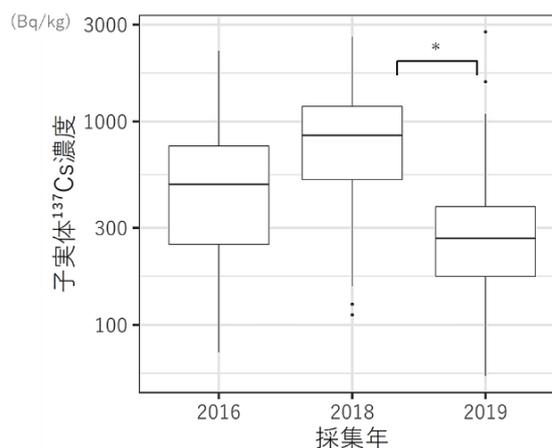


図-1. 異なる年での子実体 ^{137}Cs 濃度の比較 (プロット A, B 合算, * : $P < 0.05$)
Fig.1 Comparison of ^{137}Cs concentrations of *Boletus hiratsukae* collected in 2016, 2018 and 2019.

III 結果

1. 子実体 ^{137}Cs 濃度の経年比較

2016 年の子実体の ^{137}Cs 濃度は小川ら (8) の結果を用いた。2016, 2018, 2019 年のプロット A とプロット B をあわせた子実体の ^{137}Cs 濃度の平均と標準偏差はそれぞれ 626 ± 502 Bq/kg, 890 ± 555 Bq/kg, 467 ± 548 Bq/kg であった (表-1)。最大および最小値は 2016 年では 2228, 73 Bq/kg, 2018 年では 2619, 112 Bq/kg, 2019 年では 2760, 56 Bq/kg であった (図-1)。Holm 法による多重比較の結果, 2018 年と 2019 年の間のみ子実体の ^{137}Cs 濃度の平均値に有意な差が認められた ($P < 0.05$)。

2. 子実体 ¹³⁷Cs 濃度の月間比較

2018年9月と10月の子実体 ¹³⁷Cs 濃度の平均と標準偏差はそれぞれ 944 ± 535 Bq/kg, 741 ± 584 Bq/kg であった。最大および最小値は9月で, 2619 Bq/kg, 155 Bq/kg, 10月で 1881 Bq/kg, 112 Bq/kg であった (図-2)。t 検定の結果, 2018年の9月と10月の子実体の ¹³⁷Cs 濃度の平均値に有意な差は認められなかった ($P > 0.05$)。

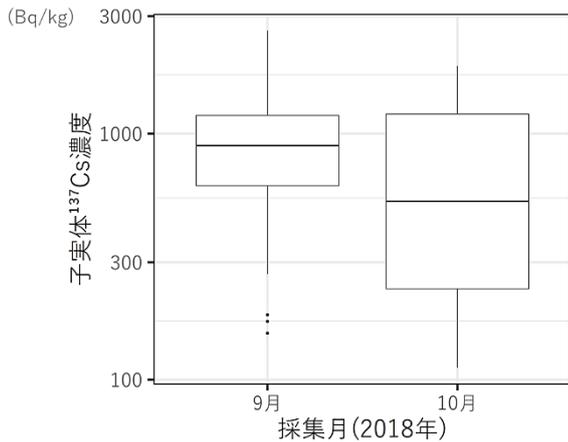


図-2. 異なる月での子実体 ¹³⁷Cs 濃度の比較 (プロット A, B 合算, * : $P < 0.05$)

Fig.2 Comparison of ¹³⁷Cs concentrations of *Boletus hiratsukae* collected on September and October in 2018.

3. 子実体 ¹³⁷Cs 濃度のプロット間比較

プロット A での 2016年, 2018年, 2019年の子実体の ¹³⁷Cs 濃度の平均と標準偏差はそれぞれ 269 ± 180 Bq/kg, 200 ± 58 Bq/kg, 217 ± 88 Bq/kg であった (表-1)。最大および最小値は2016年は 674 Bq/kg, 73 Bq/kg, 2018年は 288 Bq/kg, 112 Bq/kg, 2019年は 381 Bq/kg, 56 Bq/kg で

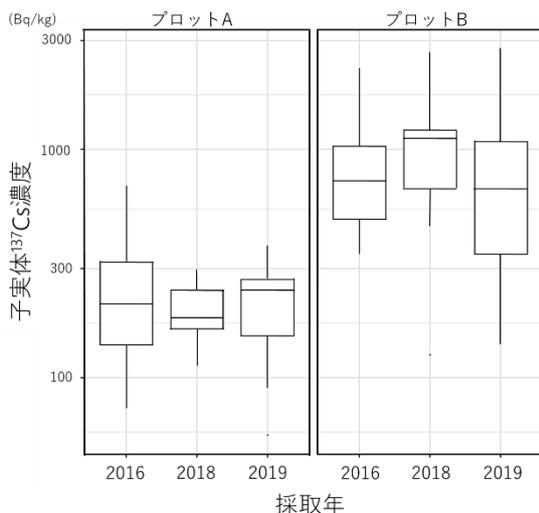


図-3. プロットごとの異なる年での子実体 ¹³⁷Cs 濃度の比較 (* : $P < 0.05$)

Fig. 3 Comparison of ¹³⁷Cs concentrations of *Boletus hiratsukae* collected at plot A and B.

あった。プロット B での 2016年, 2018年, 2019年の子実体の ¹³⁷Cs 濃度の平均と標準偏差はそれぞれ 882 ± 503 Bq/kg, 1046 ± 495 Bq/kg, 843 ± 709 Bq/kg で最大および最小値は 2228 Bq/kg, 345 Bq/kg, 2619 Bq/kg, 126 Bq/kg, 2760 Bq/kg, 142 Bq/kg であった (表-1)。Holm 法による多重比較の結果, プロット A, B どちらにおいてもすべての年の間に有意な差は認められなかった ($P > 0.05$)。プロット A と B の同年での比較の結果, 2016年, 2018年, 2019年ともに有意な差が認められ ($P < 0.05$), プロット B の方が高かった (図-3)。

IV 考察

本研究の結果より, プロット A, B 合算では, 2018年から2019年にかけて子実体の ¹³⁷Cs 濃度が減少していたが, 4年間を通じての減少傾向は見られなかった (図-1)。2019年の子実体の ¹³⁷Cs 濃度が減少していたのも, 平均して ¹³⁷Cs 濃度が低いプロット A のサンプルが多かったためと考えられた。子実体の ¹³⁷Cs 濃度の経年変化の傾向は, 種によって異なることが知られる(1, 5)。ススケヤマドリタケと同じ菌根性のコウタケ (*Sarcodon aspratus*) では, 2014年と2015年にそれぞれ81サンプル, 68サンプルを比較した結果ほとんど変化がないことが報告されている(9)。

プロットごとに見ると, 子実体 ¹³⁷Cs 濃度の時間変化傾向は認められなかった。しかし, プロット A と B で比較すると, 2016年の調査でより高い ¹³⁷Cs 濃度の子実体が得られたプロット B の方が一貫して高い値を維持していた (図-3)。プロット A と B の子実体の ¹³⁷Cs 濃度の違いは, 土壤中の ¹³⁷Cs の分布状況および土壤中の交換性カリウム濃度といった土壌化学性に影響を受けている可能性がある(12, 13)一方で, 土壤中の化学性や ¹³⁷Cs 濃度の分布に大きな変化がないため発生する子実体についても ¹³⁷Cs 濃度の変化がないものと考えられた。さらに, 子実体の ¹³⁷Cs 濃度は土壤中の菌糸体の位置に影響される可能性も考えられる(14)。ススケヤマドリタケは菌根性であるため, 菌糸体の分布は根の分布などに規定されると考えられる。菌根性きのこの菌糸体は必ずしも子実体直下に存在しない(16)ことから, ススケヤマドリタケは, 子実体直下だけでなく, 離れた地点の土壌から ¹³⁷Cs を吸収している可能性がある。また, 土壌中のセシウム濃度は地表からの深さで大きく異なることから, 菌糸体の生息する土壌深は子実体の ¹³⁷Cs 濃度に大きく影響している可能性がある。

本研究で, 発生月による子実体の ¹³⁷Cs 濃度には, プロットごとに見ると大きな違いがあったが (表-1), 2

つのプロットのデータを統合した平均値では違いが見られなかった(図-2)。9月と10月では、菌根性きのこであるススケヤマドリタケと関係を結ぶヒマラヤスギの光合成活性や、土壌中のススケヤマドリタケの菌糸体の活性に大きな違いがないのかもしれない。6月から12月にかけて長期にわたって子実体が発生するアンズタケについて、ウクライナで子実体の¹³⁷Cs濃度を調査した結果では、1シーズン中に10倍以上も変動があることが示されている(15)。土壌中の菌糸体の成長や活性との関連性は今後の課題である。

謝辞

本研究を行うにあたって、奈良造園(株)の小川周太氏には、試料の分析やデータの解析に関してご指導とご協力をいただいた。この場を借りて厚く御礼申し上げる。

引用文献

- (1) 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. *Sci. Rep.* 7: 8179
- (2) 稲垣昌代・山西弘城・若林源一郎・芳原新也・伊藤哲夫・白坂憲章・種坂英次・奥村博司・古川道郎 (2012) 福島県水俣町における環境放射線調査(2): 野生子実体に含まれる放射性セシウム濃度. 近大原研年報 49: 7-17
- (3) Kalac P (2001) A review of edible mushroom radioactivity. *Food Chem.* 75: 29-35
- (4) 金子真司・高橋正通・池田重人・赤間亮夫 (2014) 福島原発事故による森林生態系における放射性セシウム汚染とその動態. *土肥誌* 85: 86-89
- (5) Komatsu M, Nishina K, Hashimoto S (2019) Extensive analysis of radiocesium concentrations in wild mushrooms in eastern Japan affected by the Fukushima nuclear accident: Use of open accessible monitoring data. *J. Environ. Pollut.* 255: 113236
- (6) 村松康行・吉田 聡 (1997) きのこと放射性セシウム. *Radioisotopes* 46: 450-463
- (7) Nakai W, Okada N, Ohashi S, Tanaka A (2015) Evaluation of ¹³⁷Cs accumulation by mushrooms and tree based on the aggregated transfer factor. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 303: 2379-2389
- (8) 小川周太・小松雅史・太田祐子 (2018) ススケヤマドリタケの放射性セシウム濃度と土壌の放射性セシウム蓄積量. *関東森林研究* 69: 47-50

- (9) Orita M, Nakashima K, Taira Y, Fukuda T, Fukushima Y, Kudo T, Endo Y, Yamashita S, Takamura N (2017) Radiocesium concentrations in wild mushrooms after the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. Follow-up study in Kawauchi village. *Sci. Rep.* 7: 6744
- (10) Steiner M, Linkov I, Yoshida S (2002) The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems. *J. Environ. Radioact.* 58: 217-241
- (11) 杉山英男・寺田 宙・磯村公郎・塚田祥文・柴田 尚 (1993) 子実体への放射性セシウムの移行特性, 野生子実体および培養子実体. *Radioisotopes* 42: 683-690
- (12) 鈴木也実・太田祐子・小松雅史 (2019) 菌根性きのこの放射性セシウム濃度と土壌の交換性塩基濃度の関係. 日本森林学会大会発表データベース 130: P1-158
- (13) Suzuki N, Ota Y, Komatsu M (2019) Relationship between radioactive cesium concentration of mycorrhizal mushrooms and exchangeable base concentration on the soil. *Asian Mycological Congress Abstract book*: P2-18
- (14) Yoshida S, Muramatsu Y, Ogawa M (1994) Radiocesium concentrations in mushrooms collected in Japan. *J. Environ. Radioact.* 22: 141-154
- (15) Zarubina, N (2016) The influence of biotic and abiotic factors on ¹³⁷Cs accumulation in higher fungi after the accident at Chernobyl NPP. *J. Environ. Radioact.* 161: 66-72
- (16) Zhou Z, Miwa M, Matsuda Y, Hogetu T (2001) Spatial distribution of the subterranean mycelia and ectomycorrhizae of *Suillus grevillei* genets. *J. Plant Res.* 114: 179-185