

日本大学水上演習林におけるきのこ類と土壌の放射性セシウム濃度

Radiocesium concentrations of mushrooms and soils in the Minakami experimental forests of Nihon University

柴田麻帆*¹・小松雅史*²・太田祐子*¹・阿部恭久*¹

Maho SHIBATA*¹, Masabumi KOMATSU*², Yuko OTA*¹ and Yasuhisa ABE*¹

* 1 日本大学生物資源科学部

Coll. Bioresource Sci., Nihon Univ., Fujisawa 252-0880

* 2 森林総合研究所

要旨：森林における放射性セシウムの動態に果たす菌類の役割を明らかにするため、福島第一原発事故由来の放射性物質が大量に降下した日本大学水上演習林（群馬県利根郡みなかみ町）にて、2014年と2015年に野生きのこ類と土壌の放射性セシウムの濃度を測定した。野生きのこ類については、2014年には11種15検体（菌根性7種、木材腐朽性4種）、2015年には21種28検体（菌根性12種、木材腐朽性5種、落葉分解性2種、不明2種）を採取した。野生きのこの放射性セシウム濃度は平均±SDで 171 ± 263 Bq/kg ($^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$, 生重, 以下同様)となり、菌根性のクサウラベニタケは1185 Bq/kgと最も濃度が高かった。両年で共通して採集された5種のきのこ類の内、菌根性のハナホウキタケは 390 ± 283 Bq/kg ($n = 5$)と全ての検体が100 Bq/kgを超えるなど、濃度の高低に種ごとの傾向が認められた。放射性セシウムの濃度は木材腐朽性のきのこ類よりも菌根性のきのこ類に高い傾向がみられた。土壌については、落葉層、表層、10cm深土壌、20cm深土壌について測定したところ落葉層、表層の放射性セシウム濃度が、10cm深土壌、20cm深土壌に比べて2倍以上高く、いまだにA₀層に放射性物質の多くが蓄積されていることが明らかにされた。

キーワード：福島第一原発事故、菌根性きのこ、放射性セシウム、土壌、木材腐朽性きのこ

Abstract: After the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, high-level radioactive materials fell in the Minakami Experimental Forest (Exp. For.) of Nihon University, Minakami, Gunma Prefecture. We measured the radiocesium concentrations in wild mushrooms and soil in the Minakami Exp. For. to clarify the role of fungi in the dynamics of radiocesium in the forest. During a 2-year survey, 11 species, 15 specimens (seven mycorrhizal fungi and four wood-decay fungi) were collected in 2014 and 21 species, 28 specimens (12 mycorrhizal fungi, five wood-decay fungi, two litter-decomposing fungi, and two unknown types) were collected in 2015. Average of all specimens was 171 ± 263 Bq/kg (^{134}Cs and ^{137}Cs , fresh weight). *Entoloma rhodopolium*, a mycorrhizal fungus, was found to have a radiocesium concentration of 1185 Bq/kg, showing the highest radiocesium concentration during a 2-year survey. *Ramaria formosa* (390 ± 283 Bq/kg ($n = 5$)), another mycorrhizal fungus, was found to have radiocesium concentrations of more than 100 Bq/kg (fresh weight) in both 2014 and 2015. The radiocesium concentrations in mycorrhizal fungi were higher than those in wood-decay fungi. Radiocesium concentrations in the soil were determined for four separate samples: litter layer, surface layer, soil 10 cm below the surface, and soil 20 cm below the surface. The radiocesium concentrations in both the litter layer and the surface layer (A₀ layer) were 10 times higher than those in the soils 10 cm and 20 cm below the surface (A layer). It was found that there was a high-density storage of radiocesium in the A₀ layer.

Keywords: Fukushima Daiichi nuclear disaster, mycorrhizal fungi, radiocesium, soil, wood decay fungi

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、日本国内の広い範囲で放射性物質が降下し、森林内が汚染された(1)。森林の多くは除染対象域外であり、

放射性物質は森林生態系の物質循環の中に取り込まれた(2)。森林生態系においてきのこ類の放射性セシウム濃度は周辺土壌や、樹木の各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、きのこ類は放射性セシ

ウムを濃縮することが示され、さらにその濃度はきのこの生息基質の放射性セシウムの濃度に対応することが示唆された(3, 4, 7)。また、菌根性と腐朽性きのこで比較すると、菌根性きのこの方が高い放射性セシウム濃度を示すことが知られている(8)。日本大学水上演習林のある群馬県利根郡みなかみ町は航空機モニタリングによるセシウム沈着量が 100 k Bq/m² をこえる地点もあり、群馬県内で比較的汚染度が高い地域である(6)。本研究では、放射性セシウムの森林内での動態と経年変化を明らかにするために、眞々田・阿部(2015)に引き続き、優先樹種の異なる林分の土壌深度別放射性セシウム濃度を測定した。また、きのこ類の生息基質ときのこ類の放射性セシウム濃度の関係を明らかにするため、核種別の濃度を測定した。

II 試料と方法

1. 調査地と試料 群馬県利根郡みなかみ町の日本大学水上演習林(北緯 36° 40′ 42.8″ 東経 138° 59′ 56.9″, 年間降水量約 1660 mm, 年平均気温約 10°C, 標高 650~985 m)は、コナラ・クリを主とする中間温帯林とブナ・ミズナラの優占する冷温帯林が混在する地域にある。演習林内においてブナとコナラがそれぞれ優占している斜面の中で眞々田・阿部(2015)が設定したブナ林・コナラ林(両斜面とも西南西向き, 平均斜度 25°)を使用した。ブナ林, コナラ林と林道沿いの一定範囲内で、ある程度の量が得られる同一種の子実体を採集し、菌根性, 木材腐朽性, 落葉分解性きのこ類に区分した。土壌は各林内において、斜面の上部から順に、約 10~20 m 間隔に上部, 中部, 下部, 最下部の 4 地点から採取した。落葉層と表層土壌(地表から 1cm)は、一辺 30 cm の範囲で採取し、土壌は手動式採土器((株)藤原製作所 HS-25S 型 50×250 mm)を用いて採取した。土壌コアの表面から 7.5~12.5cm の土壌を 10 cm 深土壌, 17.5~22.5cm の土壌を 20 cm 深土壌とした。調査地点においては、落葉層・表層は A₀ 層, 10cm 深土壌・20cm 深土壌は A 層であった。土壌採取時に空間線量計(日本精密測器(株) RADCOUNTER DC-100)を使用し、地表から約 1 m 高で測定を行った。きのこ類の採取は、2014 年 7, 8, 10 月, 2015 年 7, 8, 9, 10 月に、土壌の採取は 2014 年 10 月と 2015 年 7 月に行った。

2. 測定方法 採取したきのこ類と落葉は粉碎機で粉碎し、土壌は篩(4.0mm メッシュ)にかけて礫を取り除き、100 ml の U-8 容器に入れた。きのこ類は測定時まで -30°C で冷凍保存し、落葉と土壌は冷蔵保存した。放射性物質の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 CG-2520, 以下 Ge 検出器)を用いた。測定核種は放射性セシウム 134 (¹³⁴Cs) と放射性セシウム 137 (¹³⁷Cs), 減衰補正は無しに設定し、14400~18000 秒間測定した。放射性セシウム濃度は生重 1 kg 当たり換算した。¹³⁴Cs は 6 ピークの荷重平均値, ¹³⁷Cs は 662keV の値を測定した。菌根性と木材腐朽性のきのこ類の測定値の検定は Wilcoxon 順位と検定を使用した。土壌の 2013 年から 2015 年の ¹³⁴Cs および ¹³⁷Cs の濃度をそれぞれ応答変数とし、年, 林分(ブナ林・コナラ林), 斜面の位置, 土壌深度の 4 つを説明変数とした重回帰分析を行った。

III 結果と考察

1. きんこの放射性セシウム濃度 2014, 2015 年に採取したきのこ類の放射性セシウム濃度をそれぞれ表-1, 表-2 に示した。2014 年には 11 種(菌根性 7 種, 木材腐朽性 4 種), 2015 年には 21 種(菌根性 12 種, 木材腐朽性 5 種, 落葉分解性 2 種, 不明 2 種)が採取され

表-1. 2014年に採取されたきのこ類の放射性セシウム濃度
Table 1. Radiocesium concentrations in wild mushrooms collected in 2014.

科名・種名	¹³⁴ Cs (Bq/kg)	¹³⁷ Cs (Bq/kg)	生息基質*	採取月
Amanitaceae(テングタケ科)				
<i>Amanita hemibapha</i> (タマゴタケ)	5	ND	M	7
Boletaceae(イグチ科)				
<i>Boletus reticulatus</i> (ヤマドリタケモドキ)	4	9	M	7
<i>Leccinum extremorientale</i> (アカヤマドリ)1	23	85	M	7
<i>L. extremorientale</i> (アカヤマドリ)2	45	157	M	7
Russulaceae(ベニタケ科)				
<i>Lactarius piperatus</i> (ツチカブリ)	4	13	M	7
<i>Russula cyanoxantha</i> (カブリハツ)	ND	9	M	7
<i>Russulaceae sp</i> (ベニタケ sp)1	62	208	M	7
<i>Russulaceae sp</i> (ベニタケ sp)2	16	40	M	7
<i>Russulaceae sp</i> (ベニタケ sp)3	21	121	M	8
Gomphaceae(ツツバタケ科)				
<i>Ramaria formosa</i> (ハナホウキタケ)1	125	607	M	8
<i>R. formosa</i> (ハナホウキタケ)2	25	169	M	8
Polyporaceae(タマテヨレイタケ科)				
<i>Polyporus varius</i> (キアシグロタケ)	53	280	D	8
Fomitopsidaceae(ツガサルノコシカケ科)				
<i>Aurantiporus fissilis</i> (シロアメタケ)	6	21	D	8
<i>Piptoporus soloniensis</i> (シロカイメンタケ)	10	32	D	8
<i>Laetiporus cremeporus</i> (マスタケ)	4	14	D	10

ND: 測定限界値以下, *L: 落葉分解性, D: 木材腐朽性, M: 菌根性

た。2 年間で最も放射性セシウム濃度が高かったきのこは菌根性のクサウラベニタケで、約 1185 Bq/kg (¹³⁴Cs + ¹³⁷Cs, 生重)であった。¹³⁷Cs と ¹³⁴Cs を比較すると、2014 年では ¹³⁷Cs は ¹³⁴Cs の約 2~7 倍の値であり、2015 年では約 2~6 倍であった。きのこ類は厚生労働省が定める一般食品中の基準値 100 Bq/kg を超えるものが多くあった。

2013, 2014, 2015 年の 3 年間に共通して採れたきのこ類の放射性セシウム濃度を表-3 に示した。2013 年のデータは(5)のデータを引用した。2 サンプル以上採れたものは平均値を示した。2014 年と 2015 年で共通して採取された 5 種のきのこ類のうち、ハナホウキタケは 2 年間ともに 100Bq/kg を超えていた。ハナホウキタケ・ア

表-2. 2015年に採取されたきのこ類の放射性セシウム濃度

Table 2. Radioisotope concentrations in wild mushrooms collected in 2015.

科名・種名	¹³⁴ Cs (Bq/kg)		¹³⁷ Cs (Bq/kg)		生息基質*	採取月
	2013	2014	2013	2014		
Omphalotaceae (ツキヨタケ科)						
<i>Rhodocollybia butyracea</i> (エセオリミキ)	3	14	L	9		
Amanitaceae (テングタケ科)						
<i>Amanita hemibapha</i> (タマゴタケ)1	8	39	M	8		
<i>A. hemibapha</i> (タマゴタケ)2	9	38	M	8		
<i>A. hemibapha</i> (タマゴタケ)3	3	12	M	9		
<i>A. sp</i> (テングタケsp)	18	80	M	9		
Agaricaceae (ハラタケ科)						
<i>Lycoperdon pyriforme</i> (タヌキノチャブクロタケ)	3	8	D	10		
<i>Macrolopiota procera</i> (カラカサタケ)	20	87	L	9		
Strophariaceae (モエギタケ科)						
<i>Hypholoma fasciculare</i> (ニガクリタケ)	28	60	D	10		
<i>H. lateritium</i> (クリタケ)1	16	77	D	10		
<i>H. lateritium</i> (クリタケ)2	9	42	D	10		
Cortinariaceae (フウセンタケ科)						
<i>Cortinarius aureobrunneus</i> (キンチャフウセンタケ)	15	88	M	9		
<i>C. violaceus</i> (ムラサキフウセンタケ)	14	85	M	9		
Entolomataceae (イツボンシメジ科)						
<i>Entoloma rhodopolium</i> (クサウラベニタケ)1	148	798	M	9		
<i>E. rhodopolium</i> (クサウラベニタケ)2	201	984	M	9		
Boletaceae (イグチ科)						
<i>Boletus pseudocalopus</i> (ニセアンペニグチ)	21	109	M	8		
<i>Leccinum extremiorientale</i> (アカヤマドリ)	12	77	M	9		
Russulaceae (ベニタケ科)						
<i>Lactarius piperatus</i> (ツチカブリ)	3	19	M	8		
<i>L. volemus</i> (チチタケ)	8	50	M	8		
<i>Russula emetica</i> (ドクベニタケ)1	95	453	M	9		
<i>R. emetica</i> (ドクベニタケ)2	34	171	M	9		
<i>R. foetens</i> (クサハツ)	5	19	M	8		
Clavariaceae (シロソウメンタケ科)						
<i>Clavaria acuta</i> (シロヤリタケ)	19	80	不明	9		
Gomphaceae (ラッパタケ科)						
<i>Ramaria formosa</i> (ハナホウキタケ)1	24	143	M	8		
<i>R. formosa</i> (ハナホウキタケ)2	123	615	M	9		
<i>R. formosa</i> (ハナホウキタケ)3	15	103	M	9		
Albatrellaceae (ニンギョウタケモドキ科)						
<i>Albatrellus dispansus</i> (コムロミタケ)	7	30	不明	9		
Fomitopsidaceae (ツガサルノコシカケ科)						
<i>Laetiporus cremeporus</i> (マスタケ)	4	19	D	8		
Hyemenochaetaceae (タバコウロコタケ科)						
<i>Inonotus mikadoi</i> (カワウソタケ)	8	32	D	9		

*L: 落葉分解性, D: 木材腐朽性, M: 菌根性

表-3. 2013年~2015年で採集したきのこ類の放射性セシウム濃度の比較

Table 3. Comparison of radioisotope concentrations in wild mushrooms for three years.

科名・種名	¹³⁴ Cs (Bq/kg)			¹³⁷ Cs (Bq/kg)			生息基質
	2013	2014	2015	2013	2014	2015	
Amanitaceae (テングタケ科)							
<i>Amanita hemibapha</i> (タマゴタケ)	55	5	7*	137	ND	30*	M
Boletaceae (イグチ科)							
<i>Leccinum extremiorientale</i> (アカヤマドリ)	-	23**	12	-	85**	77	M
Russulaceae (ベニタケ科)							
<i>Lactarius piperatus</i> (ツチカブリ)	28**	4	3	82**	13	19	M
Gomphaceae (ラッパタケ科)							
<i>Ramaria formosa</i> (ハナホウキタケ)	-	81**	17**	-	388**	287**	M
Fomitopsidaceae (ツガサルノコシカケ科)							
<i>Laetiporus cremeporus</i> (マスタケ)	-	4	4	-	14	19	D

ND: 測定限界値以下, -: 試料なし, L: 落葉分解性, D: 木材腐朽性, M: 菌根性, **平均値

アカヤマドリは両年ともに濃度が高く、タマゴタケ・ツチカブリ・マスタケは濃度が低かった。菌根性きのこ類の中でも種ごとに濃度がばらついていて、3年間共通して採取された種の放射性セシウムの推移を見ると、2013年に比較して2014年と2015年は放射性セシウム濃度が大幅に減少していた。

菌根性と木材腐朽性きのこ類を比較した結果、¹³⁴Csについては、2014年と2015年ともに両グループ間に有意な差はみられなかった(2014年, $W=25$, $P=0.7432$; 2015年, $W=70.5$, $P=0.285$)が、中央値は菌根性きのこ類の方が高かった(図-1)。¹³⁷Csについては、2014年では両グループ間に有意な差が認められなかった($W=22$, $P=1$)が、中央値は菌根性きのこ類の方が高かった(図-2)。¹³⁷Csの2015年の結果では両グループ間に有

意な差が出た ($W=85.5$, $P=0.03855$)。

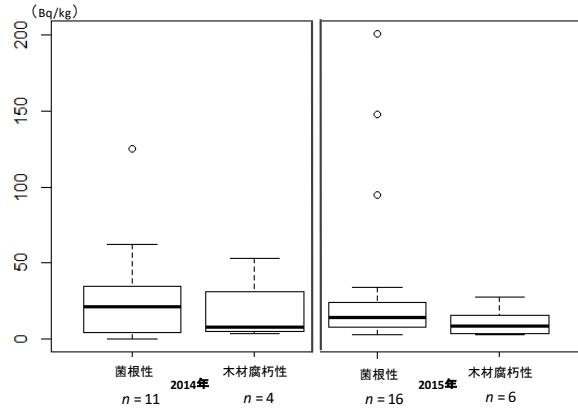


図-1. 2014年と2015年に採取された菌根性きのこ類と木材腐朽性きのこ類の¹³⁴Cs濃度の比較
Fig. 1 Comparison of radioisotope 134 the of mycorrhizal fungi and wood decay fungi in both 2014 and 2015.

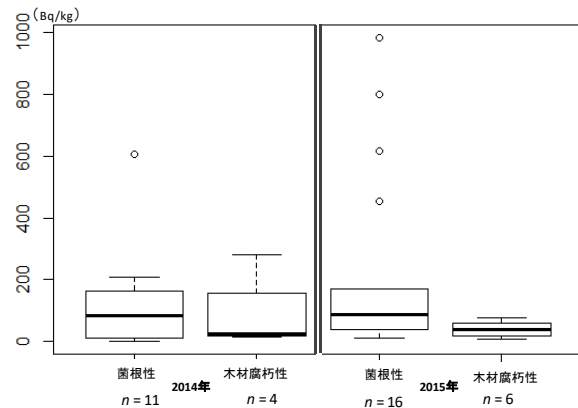


図-2. 2014年と2015年に採取された菌根性きのこ類と木材腐朽性きのこ類の¹³⁷Cs濃度の比較
Fig. 2 Comparison of radioisotope 137 the of mycorrhizal fungi and wood decay fungi in both 2014 and 2015.

菌根性と木材腐朽性のグループ間で有意差が認められなかったのは、グループ間のばらつきよりもグループ内のばらつきが大きかったためだと考えられる。また、中央値の比較から菌根性きのこ類の方が放射性セシウム濃度が高い傾向が伺える。

2. 土壌の放射性セシウム濃度 土壌採取地点での空間線量は2014年が0.060~0.090 μ S/h、2015年が0.044~0.101 μ S/hであった。2013年(5より引用)、2014年と2015年の土壌の測定結果を表-4に示した。2サンプル以上採れたものは平均値を示した。A₀層(落葉層・表層)の方がA層(10 cm 深土壌・20 cm 深土壌)よりも放射性セシウム濃度が2倍以上高く、またA₀層からA層に浸透が進んでいないと考えられる。3年間の土壌の放射性セシウム濃度について重回帰分析を行った結果、¹³⁴Csの濃度には「土壌深度」と「年」が負の影響を与えていた(それぞれ回帰係数: $-65.43 \pm 9.04SD$, $t = -7.24$, $P < 0.005$ ・回帰係数: $-48.38 \pm 9.04SD$, $t = -7.24$, $P < 0.005$)。その他の説明変数は有意な差はなかった。¹³⁷Cs濃度には「土壌深度」が負の影響を与えていた(回帰係数: $-221.60 \pm 22.27SD$, $t = -8.13$, $P < 0.005$)が、その他の説明変数は有意な差はみられな

った。この結果は、どちらの核種も土壌表面にとどまっていることと、¹³⁴Cs は半減期が短いため「年」経過が濃度減少に影響を与える要因であることを支持する。

2012年から2015年の4年間の土壌の放射性セシウム濃度の推移を表4に示した。2012年のデータ(5より引用)はNaIシンチレーション検出器で計測されたもので、測定値(測定範囲550-880 keV)は、¹³⁴Csと¹³⁷Csの合計値である。2サンプル以上採取した地点の結果は平均値とした。2012年に比較すると2014年の落葉層の測定値は大幅に低下したが、2014~2015年の結果からは半減期の影響は読み取れなかった。2012年の極めて高い測定値からその後激減した理由として、半減期の短い¹³⁴Csの減少だけでは説明できない。放射性セシウムの測定に用いた検出器による値のばらつき、あるいは土壌採取方法の違いによる差の可能性がある。2013年と2014年の値については、サンプル採取地ごとの放射性セシウム濃度の値のばらつきが影響した可能性が考えられる。

表4. 2012年~2015年の土壌の放射性セシウム濃度の比較
Table 4. Comparison of radioactive cesium concentration of soil that were collected from 2012 to 2015.

採取場所	採取試料	¹³⁴ Cs (Bq/kg)			¹³⁷ Cs (Bq/kg)			Cs (Bq/kg)			
		2013	2014	2015	2013	2014	2015	2012 [*]	2013 ^{**}	2014 ^{***}	2015 ^{****}
ブナ林上部	落葉層	212 [*]	215 [*]	176	479 [*]	685 [*]	699	2812 [*]	691 [*]	900 [*]	875
	表層	—	67 [*]	65	—	227 [*]	289	320 [*]	—	294 [*]	354
	10cm	—	8	8	—	36	38	143 [*]	—	44	46
	20cm	—	3	4	—	12	19	138 [*]	—	15	23
ブナ林中部	落葉層	171 [*]	148 [*]	333	390 [*]	468 [*]	1377	5327 [*]	561 [*]	615 [*]	1710
	表層	—	247 [*]	139	—	793 [*]	595	279 [*]	—	1040 [*]	734
	10cm	—	81	8	—	268	41	141 [*]	—	349	49
	20cm	—	3	ND	—	15	5	130 [*]	—	18	5
ブナ林下部	落葉層	236	148 [*]	84	548 [*]	474 [*]	329	16364	784 [*]	622 [*]	413
	表層	—	210 [*]	98	—	675 [*]	432	1312	—	885 [*]	530
	10cm	—	88	6	—	303	33	170	—	391	39
	20cm	—	3	ND	—	8	4	132	—	11	4
ブナ林最下部	落葉層	—	—	67	—	—	287	—	—	—	354
	表層	—	—	27	—	—	122	—	—	—	149
	10cm	—	—	37	—	—	164	—	—	—	201
	20cm	—	—	4	—	—	19	—	—	—	23
コナラ林上部	落葉層	315	269 [*]	136	703	868 [*]	564	10478 [*]	1018	1138 [*]	700
	表層	477	101 [*]	141	125	339 [*]	626	951 [*]	602	440 [*]	767
	10cm	3	6	ND	13	27	8	149 [*]	16	33	8
	20cm	—	2	3	—	6	6	133 [*]	—	8	9
コナラ林中部	落葉層	195	176 [*]	189	448	573 [*]	805	10319 [*]	643	749 [*]	994
	表層	175	285 [*]	134	437	915 [*]	561	589 [*]	612	1201 [*]	695
	10cm	—	7	3	—	34	20	134 [*]	—	41	23
	20cm	10	2	4	29	9	16	121 [*]	39	11	20
コナラ林下部	落葉層	428	504 [*]	94	655	1607 [*]	381	5668	1083	2111 [*]	475
	表層	206	88 [*]	115	516	290 [*]	483	3795	722	378 [*]	598
	10cm	5	7	2	14	34	38	123	19	41	40
	20cm	ND	2	2	6	6	8	166	—	8	10
コナラ林最下部	落葉層	—	—	114	—	—	478	—	—	—	592
	表層	—	—	207	—	—	896	—	—	—	1103
	10cm	—	—	9	—	—	49	—	—	—	58
	20cm	—	—	ND	—	—	8	—	—	—	8

ND: 測定限界値以下, —: 試料なし, *平均値, **NaI検出器により測定, ***Cs=¹³⁴Cs+¹³⁷Cs
2012年と2013年の土壌採取方法は(5)参照

IV おわりに

2年間の測定で高い放射性セシウム濃度を示したクサウラベニタケは、2016年に複数個採取されたので、高濃度が、種の特性か各個体の生息場所のばらつきによるものかについて明らかにしていきたい。今後、2016年のデータを加え、両核種について事故由来か過去の核実験由来であるかを検討しさらに分析を行う予定である。

謝辞

本研究を行うにあたってご指導とご協力いただいた日

本大学の岩田隆太郎氏、中島啓裕氏、水上演習林の垂水秀樹氏、森林総合研究所の根田仁博士、日本大学放射線利用施設の田辺恵美子氏と宮腰麻央氏、研究室の方々に、この場を借りて厚く御礼申し上げます。

引用文献

- (1) 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. 日本土壌肥科学会誌 **85** (2) : 86-89
- (2) Yamada, T. (2013) Mushrooms : Radioactive contamination of widespread mushrooms in Japan. pp. 163-176. In: Agricultural implications of the Fukushima nuclear accident, eds. Nakanishi, T.M. and Tanoi, K., Springer, Tokyo Heidelberg New York Dordrecht London. (eBook)
- (3) 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) 野生きのこに含まれる放射性セシウム濃度. 近畿大学原子力研究年報 **49** : 7-17
- (4) Kalac, P. (2001) A review of edible mushroom radioactivity. Food Chemistry **75** : 29-35
- (5) 眞々田かのん・阿部恭久 (2015) 日本大学演習林における野生きのこ類および土壌の放射性物質の濃度について. 関東森林研究 **66** (2) : 171-174
- (6) 文部科学省 (2011) 文部科学省による第4次航空機モニタリングの測定結果について. 報道発表資料
- (7) 杉山英男・岩島 清・柴田 尚(1990)きのこ類および生息基質中における放射性セシウムの分布. Radioisotopes **39** : 499-502
- (8) 杉山英男・寺田 宙・磯村公郎・塚田祥文・柴田尚 (1993) キノコへの放射性セシウムの移行特性—野生キノコおよび培養キノコ—. Radioisotopes **42** : 683-690