落葉広葉樹-アカマツ混交林およびスギ人工林における落葉に伴う放射性セシウムの移行

久留景吾^{*1,4}・恩田裕一²・河守 歩³・加藤弘亮²

福島第一原子力発電所の事故により放射性物質が降下した福島県内の林相の異なる森林3地点を対象に、樹冠から林床へ降下するリターを通じた放射性セシウムの移行の特徴を明らかにした。事故後4カ月目から11カ月間、定期的にリターの¹³⁴Csおよび¹³⁷Csの放射能濃度を測定し、降下量の解析を行った。リターの放射能濃度は総じて落葉広葉樹-アカマツ混交林よりもスギ人工林で高い値を示したのは、事故発生時に広葉樹が落葉していたために、飛散した放射性セシウムの多くが広葉樹の樹冠を通過して林床へ降下した結果と考えられる。一方、スギ人工林ではリターに伴う放射性セシウム降下量の累積値が大きく上昇し続けており、調査終了時でも樹冠に放射性セシウムが相当量残存していることが確認された。2011年10月以降各林分でのリターの放射能濃度が概ね横ばいに推移する中、放射性セシウム降下量は樹冠からのリター降下量に大きく影響されていることが明らかとなった。今後は降下するリターに加え、樹冠における生葉の鉛直分布や林床でのリターの平面分布、林内雨や樹幹流などを含めて総合的に放射性セシウムの移行機構を解明していく必要がある。

キーワード：リター、放射性セシウム、移行、降下量、福島第一原子力発電所事故

Keigo Hisadome^{*,1,4} Yuichi Onda² Ayumi Kawamori³ Hiroaki Kato² (2013) Migration of Radiocaesium with Litterfall in Hardwood-Japanese Red Pine Mixed Forest and Sugi Plantation. J Jpn For Soc 95: 267-274 To clarify radiocaesium migration with litterfall from the tree canopy to the forest floor, a study was conducted in the three different forests in Fukushima Prefecture where radionuclides released from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (FDNPP) were deposited. Concentrations of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in the litterfall had been periodically monitored for 11 months since four months after the accident and were analyzed. The concentrations in the litter samples were generally higher in the cedar forests than those in the hardwood-Japanese red pine mixed forest; because the hardwood trees had no leaves at the time of the accident, most of the resuspended radiocaesium is considered to have been deposited on the forest floor through canopies. Meanwhile, the cumulative deposition of radiocaesium in the cedar forests was found to be higher than that in the hardwood-Japanese red pine mixed forest. This confirmed that large amount of radiocaesium still remains in the tree canopies. Although not many differences were observed in the radiocaesium concentrations in the litterfall since October 2011 in any forest stand, radiocaesium deposition remarkably increased due to a large amount of litterfall from the canopies. Together with the litterfall, vertical distribution of fresh leaves in the canopies, horizontal distribution of litter on the forest floor, throughfall, and stemflow should be monitored to clarify the comprehensive migration of radiocaesium in the future.

Key words: litter, radiocaesium, migration, deposition, Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident

I. は じ め に

2011年3月に発生した東京電力株式会社福島第一原子力発電所（以下、「福島第一原発」とする）の事故に伴い、同発電所の原子炉施設から環境中へ大量の放射性物質が放出された。これらの放射性物質は地表面に降下した後、河川等を通じて水や土壌とともに環境中を移行することが確認されている。文部科学省・農林水産省（2012）や日本原子力研究開発機構（2013）では、事故直後の土壌の表面状態が変化する前からこれらの放射性物質についての沈着状況の変化傾向の把握を進めており、その成果はこれらの放射性物質の人間への影響評価や除染計画の策定等に反映されてきているところである。今後、放射性物質の移行機構

を解明し予測モデルを構築していくためには、森林・土壌・地下水・河川水中等の様々な自然環境を通じて放射性物質の分布状況とその変化傾向を詳細に確認していくことが必要である。

福島第一原発事故で放射性物質により汚染された土地の大部分は森林である（Hashimoto *et al.* 2012）。森林に降下した放射性物質は、常緑樹の場合の多くは最初に樹冠に沈着した後、樹冠を通過する雨（以下、「林内雨」とする）により洗い落とされたり（Bonnett and Anderson 1993）、雨風によって樹体か葉や小枝がはがされて落下するなどにより、林床へと移行していく（Bunzl *et al.* 1989；Schimmack *et al.* 1993；Tikhomirov and Shcheglov 1994）。林床へ降下した放射性物質は、土壌生物により分解されて

* 連絡先著者（Corresponding author）E-mail: kgo.hisadome@ajiko.co.jp

¹ 筑波大学生命環境系 〒305-8572 つくば市天王台1-1-1（Faculty of Life and Environmental Sciences, University of Tsukuba, 1-1-1 Tennodai, Tsukuba 305-8572, Japan）

² 筑波大学アイソトープ環境動態研究センター 〒305-8572 つくば市天王台1-1-1（Center for Research in Isotopes and Environmental Dynamics, University of Tsukuba, 1-1-1 Tennodai, Tsukuba 305-8572, Japan）

³ 筑波大学生命環境科学研究科 〒305-8572 つくば市天王台1-1-1（Graduate School of Life and Environmental Sciences, University of Tsukuba, 1-1-1 Tennodai, Tsukuba 305-8572, Japan）

⁴ 現勤務先：アジア航測株式会社 〒215-0004 川崎市麻生区万福寺1-2-2（Asia Air Survey Co., Ltd., 1-2-2 Manpukuji, Asao, Kawasaki 215-0004, Japan）

（2013年5月23日受付，2013年8月20日受理）

いない林床の葉や枝・果実・樹皮・倒木など（以下、「リター」とする）が堆積している層の分解が進むとともに土壌へと移行する。土壌に沈着した放射性物質は、降下直後はその8割以上が地表面から2 cm以浅にとどまるが（Kato *et al.* 2012）、時間の経過とともに、土壌から植物へ根からの吸い上げや（Bunzl *et al.* 1999）、表面流出による森林外への流出（Nylén and Grip 1997）などの形で再移動していく。以上より、放射性物質の降下した土地の大部分を占める森林について、その樹冠や林床に沈着した放射性物質がどのように移行・変化していくのかを詳細に把握することが重要である。

そこで、本研究では、福島第一原発から放出された放射性物質が降下した森林内で、樹冠から降下するリターに着目し、林相の異なる3地点でリターの降下に伴い樹冠から林床へ移行する放射性物質の分布状況の変化を調査することにより、各林分における放射性物質の移行状況と蓄積状況の特徴を把握・整理したものである。

II. 調査地と方法

1. 調査地

本研究では、その成果が森林環境における放射性物質の移行・蓄積状況の把握や今後の住民帰還のための基礎資料とされうことを考慮し、比較的放射性物質沈着量の高い、計画的避難区域内である、阿武隈川水系口太川上流地域の福島県伊達郡川俣町山木屋地区を調査対象地として選定した（図-1）。山木屋地区は、文部科学省（2011）による第3次航空機モニタリング（2011年7月2日時点）において、放射性セシウム（ ^{137}Cs ）の蓄積量が $300\sim 600\text{ kBq/m}^2$ と評価されている地域である。

この山木屋地区内において、異なる林相での放射性物質の移行・蓄積状況を把握するために、針葉樹林として、スギ壮齡林（樹齡40～50年）1地点、およびスギ若齡林（樹齡18年）1地点を選定し、針広混交林として、ナラガシワ等とアカマツが生育している混交林（以下、「落葉広葉樹-アカマツ混交林」とする）1地点を選定した。

2. 調査方法

本研究では、それぞれの森林内において樹冠から降下するリターを採取し、森林内の放射性物質の分布状況と時間の経過に伴う放射性物質の蓄積状況の変化について調査を実施した。調査は2011年7月3日に開始し、2012年5月25日までに採取した試料のデータを取りまとめ、結果の評価を実施した。期間中の試料採取は原則として2週間に1度実施した。2011年11月期は落葉量が多かったため1週間おきの試料回収を行った。2012年1～2月は試料量が少なかったため、試料採取頻度を月1回とした。このうち2012年1月24日の針葉樹林と2012年2月7日の落葉広葉樹-アカマツ混交林では捕捉されたリター量が少なく、2012年4月13日の落葉広葉樹-アカマツ混交林ではリターが捕捉されなかったことから、試料の回収を行わなかった。

樹冠から林床へ降下するリターを採取するために、スギ

図-1. 調査対象地案内図

Location of the study site.

壮齡林・スギ若齡林・落葉広葉樹-アカマツ混交林に、図-2 (a)～(c) に示すとりの配置で、それぞれ3基のリタートラップを設置した。リタートラップは、図-2 (b) (c) の写真に示すとおり、1 m×1 m の枠に目の細かいメッシュを取り付け、林床に落下するリターを捕捉する構造になっている。リタートラップに捕捉されたリターの試料は、全量をポリエチレン製のバッグに封入し、実験室に持ち帰った。実験室で開封した試料は湿潤重量を秤量し、110℃で24時間炉乾燥させた後、全乾燥重量を秤量し、粉碎機で粉体にした。粉体を容量100 mLのポリスチレン製ねじ口U型容器に分取して放射能濃度測定用の試料とした。当該試料についてゲルマニウム半導体検出器を使用し放射能濃度を測定した。本測定システムはN型逆電極高純度ゲルマニウム検出器（EGC25-195-R, Canberra-Eurisys, Meriden, USA）、および増幅器（PSC822, Canberra, Meriden, USA）、マルチチャンネルアナライザ（DSA1000, Canberra, Meriden, USA）から構成される。測定対象とした放射性物質は、放射性セシウム（ ^{134}Cs , ^{137}Cs ）とした。室内試料処理および測定にあたっては試料のコンタミネーションの防止に留意した。測定の結果得られたスペクトルデータから放射性セシウムの放射能濃度および放射性セシウム量を解析により求めた。放射性セシウムの放射能濃度はそれぞれの試料採取日の値に補正した。

降下してきたリターについて、枝や葉、皮等の部位別の放射能濃度および放射性セシウム降下量の特徴を明らかにするため、これらの部位別の試料測定を行った。比較的まとまったリター降下量を得ることができた2012年4月13日から5月25日までに捕捉された試料を対象に、実験室で炉乾燥させたリターを部位別に分けたのち秤量し、それぞれについて放射能濃度を測定した。針葉樹林の試料については葉、枝、皮、種子の4種類に分別し、落葉広葉樹-

図-2. 調査地におけるプロット配置図およびリタートラップ設置状況

Arrangement of sampling plot and litter trap images at study site.

(a) Mature cedar forest, (b) Young cedar forest, (c) Hardwood-Japanese red pine mixed forest.

アカマツ混交林の試料については広葉樹の葉、枝、アカマツの皮、種子、葉の5種類に分別した。

III. 調査結果

1. 森林内で降下するリターの放射能濃度

それぞれの森林において、林内の3カ所のリタートラップで採取したリターについて核種分析を行った。算出された3カ所の放射性セシウムの放射能濃度を加重平均した結果を表-1および図-3 (a)~(e) に示す。いずれの森林でも放射性セシウムの放射能濃度は観測期間を通じて検出されており、 ^{134}Cs と ^{137}Cs とはほぼ類似した傾向を示した。総じて放射能濃度は落葉広葉樹-アカマツ混交林よりも針葉樹林において値が高くなる傾向が示された。

針葉樹林のスギ壮齢林においては、7月31日~8月19日に脱落した試料の放射性セシウムの放射能濃度が最も高い値を示し (^{134}Cs で330.5 kBq/kg, ^{137}Cs で398.4 kBq/kg), 11月12日以降は概ね80 kBq/kg以下の値で推移した (図-3 (a))。スギ若齢林においては、8月19日~9月23日に脱落した試料の放射性セシウムの放射能濃度が最

も高かった (^{134}Cs で138.6 kBq/kg, ^{137}Cs で163.9 kBq/kg) もの、スギ壮齢林と比較して低い値を示した。その後は50~120 Bq/kg程度の値で推移した (図-3 (b))。

落葉広葉樹-アカマツ混交林の試料は、広葉樹と、アカマツの葉に分けて測定した。これらを分けて測定した理由として、広葉樹は落葉樹であるため福島第一原発事故発生時には落葉していたが、アカマツは常緑樹であるため事故発生時にも葉が残存していたと考えられることから、それぞれの葉に付着している放射性セシウムの放射能濃度が異なると考えられるためである。広葉樹試料については、7月31日~8月19日の放射性セシウムの放射能濃度が高い傾向を示した (^{134}Cs で103.8 kBq/kg, ^{137}Cs で122.9 kBq/kg, 図-3 (c))。アカマツ試料では、8月19日~12月5日に広葉樹よりも高い値で推移した。12月5日~12月28日, および1月24日~3月9日に脱落した試料からは、 ^{134}Cs が検出されなかった (図-3 (d))。

また、表-1より、各期間におけるリター降下量 (総乾燥重量) を比較した結果、針葉樹林のスギ壮齢林では9月23日~5月25日に他の林分に比べて大量のリター降下が

表-1. リターの放射性セシウムの放射能濃度測定結果 (^{134}Cs および ^{137}Cs , 2011/7/3~2012/5/25)
 The result of measured radioactivity about litter samples (^{134}Cs and ^{137}Cs , 2011/7/3~2012/5/25).

Sampling date	Cedar forest									
	(Mature)					(Young)				
	Dry weight (g/m ²)	^{134}Cs		^{137}Cs		Dry weight (g/m ²)	^{134}Cs		^{137}Cs	
		Radio-activity (kBq/kg)	S.E. + / -	Radio-activity (kBq/kg)	S.E. + / -		Radio-activity (kBq/kg)	S.E. + / -	Radio-activity (kBq/kg)	S.E. + / -
2011/7/31	6.53	98.0	4.8	114.4	5.4	4.68	94.9	5.5	101.2	5.8
2011/8/19	2.79	330.5	10.1	398.4	11.5	5.06	135.4	6.1	154.7	6.9
2011/9/23	10.07	253.1	7.3	295.9	7.6	4.45	138.6	5.6	163.9	5.7
2011/10/21	33.83	102.4	2.9	109.6	2.7	7.50	79.5	4.8	97.2	5.0
2011/11/5	27.64	60.0	2.3	53.7	2.1	6.79	57.0	3.9	68.9	4.0
2011/11/12	3.91	50.0	3.3	64.2	3.6	5.17	57.2	3.5	76.7	3.9
2011/11/19	123.37	28.4	1.7	24.5	1.3	46.19	89.5	2.9	80.7	2.3
2011/12/5	152.45	42.3	2.2	35.1	1.7	58.68	95.9	3.2	81.2	2.7
2011/12/28	39.31	47.9	2.3	41.2	1.8	109.83	61.7	3.0	58.2	2.5
2012/2/7	20.74	52.6	2.8	50.0	2.4	73.58	124.0	3.4	125.8	3.1
2012/3/8	38.74	77.3	2.7	73.0	2.3	20.42	67.7	2.8	61.6	2.4
2012/4/13	208.26	40.6	1.8	40.8	1.7	24.15	61.0	2.3	64.4	2.1
2012/5/25	76.11	36.9	5.8	43.3	6.8	31.12	81.6	15.0	97.6	16.5

Sampling date	Hardwood-pine mixed forest									
	(Broad leaf)					(Pine needle)				
	Dry weight (g/m ²)	^{134}Cs		^{137}Cs		Dry weight (g/m ²)	^{134}Cs		^{137}Cs	
		Radio-activity (kBq/kg)	S.E. + / -	Radio-activity (kBq/kg)	S.E. + / -		Radio-activity (kBq/kg)	S.E. + / -	Radio-activity (kBq/kg)	S.E. + / -
2011/7/31	7.17	62.2	3.1	76.1	3.6	—	—	—	—	—
2011/8/19	7.61	103.8	6.7	122.9	7.8	2.29	91.4	6.2	108.1	7.2
2011/9/24	27.01	75.4	2.2	67.0	1.9	7.70	91.2	3.6	108.0	3.7
2011/10/21	21.72	23.0	1.4	22.9	1.2	4.23	73.6	3.9	89.3	4.0
2011/11/5	45.71	17.0	1.1	16.3	0.9	39.89	109.9	3.0	96.2	2.3
2011/11/12	44.98	21.2	1.3	18.4	1.0	9.99	74.9	2.9	91.0	3.1
2011/11/19	52.49	6.4	0.8	7.7	0.8	13.33	81.1	2.9	93.5	3.0
2011/12/5	56.25	15.0	1.5	13.0	1.2	6.75	77.7	3.6	100.9	4.1
2011/12/28	29.49	28.4	1.9	30.5	2.1	0.57	0.0	0.0	69.4	8.4
2012/1/24	4.04	47.1	3.7	68.1	4.6	0.49	21.7	5.5	36.5	5.0
2012/3/9	2.35	35.2	2.8	49.0	3.3	0.25	0.0	0.0	19.2	4.5
2012/5/25	48.35	36.5	1.6	41.6	1.7	38.11	35.5	1.6	45.7	1.9

表-1. つづき
Continue.

Sampling date	Hardwood-pine mixed forest				
	(Total)				
	Dry weight (g/m ²)	^{134}Cs		^{137}Cs	
		Radio-Activity (kBq/kg)	S.E. + / -	Radio-Activity (kBq/kg)	S.E. + / -
2011/7/31	7.17	62.2	2.2	76.1	2.6
2011/8/19	9.90	101.0	6.5	119.5	7.5
2011/9/24	34.71	78.9	3.0	76.1	3.0
2011/10/21	25.95	31.2	2.9	33.7	3.0
2011/11/5	85.60	60.3	2.3	53.5	1.8
2011/11/12	54.97	30.9	2.2	31.6	2.3
2011/11/19	65.82	21.5	2.2	25.1	2.2
2011/12/5	63.00	21.8	2.7	22.5	3.0
2011/12/28	30.06	27.9	1.4	31.2	6.1
2012/1/24	4.53	44.3	4.7	64.6	4.8
2012/3/9	2.60	31.8	2.0	46.1	4.0
2012/5/25	86.46	36.1	1.6	43.4	1.8

認められ、特に 11 月 12 日~12 月 5 日、3 月 8 日~5 月 25 日に大きな値を示した。スギ若齢林ではスギ壮齢林よりや

やリターの降下開始が遅く、11 月 12 日~5 月 25 日にリター降下が認められた。一方落葉広葉樹-アカマツ混交林では、広葉樹のリター降下量は 8 月 19 日~12 月 5 日に顕著に多くなり、12 月 5 日以降は減少した。アカマツでは 10 月 21 日~12 月 5 日のリター降下量が最も大きい値を示したが、各採取期間を通してリター降下量は広葉樹と比べて小さかった。

2. 放射性セシウムの降下量

リターとともに降下した放射性セシウム量の推移を確認するため、観測開始当初からの累積値を算出した。結果を図-4 (a)~(e) に示す。放射性セシウム降下量累積値は ^{134}Cs と ^{137}Cs とではほぼ類似した傾向を示した。総じて放射性セシウム降下量累積値は、針葉樹林の方が落葉広葉樹-アカマツ混交林よりも大きな値を示すことが確認された。また、累積値の上昇率も、落葉広葉樹-アカマツ混交林では減少傾向が認められるのに対し、針葉樹林では依然として顕著な上昇傾向を示していることが確認された。

期間を通じての針葉樹林の放射性セシウム降下量累積値

図-3. リターの放射性セシウムの放射能濃度の推移 (^{134}Cs および ^{137}Cs , 2011/7/3~2012/5/25)

Transition of measured radioactivity about litter samples (^{134}Cs and ^{137}Cs , 2011/7/3~2012/5/25).

(a) Mature cedar forest, (b) Young cedar forest, (c) Hardwood-Japanese red pine mixed forest (broad leaf), (d) Hardwood-Japanese red pine mixed forest (pine), (e) Hardwood-Japanese red pine mixed forest (total).

図-4. リターによる放射性セシウム降下量累積値 (^{134}Cs および ^{137}Cs , 2011/7/3~2012/5/25)

The result of cumulative deposition of radiocaesium about litter samples (^{134}Cs and ^{137}Cs , 2011/7/3~2012/5/25).

(a) Mature cedar forest, (b) Young cedar forest, (c) Hardwood-Japanese red pine mixed forest (broad leaf), (d) Hardwood-Japanese red pine mixed forest (pine), (e) Hardwood-Japanese red pine mixed forest (total).

はスギ壮齢林が ^{134}Cs で36.6 kBq/m², ^{137}Cs で35.9 kBq/m² (図-4 (a)), スギ若齢林が ^{134}Cs で34.1 kBq/m², ^{137}Cs で33.6 kBq/m²であり (図-4 (b)), 同程度の値を示した。このうちスギ壮齢林では11月12日~12月5日および3月8日~4月13日の期間降水量が大きく, スギ若齢林では11月12日~2月7日の期間降水量が大きい値を示した。

一方, 落葉広葉樹-アカマツ混交林の放射性セシウム降下量の期間を通じての累積値は ^{134}Cs で18.9 kBq/m², ^{137}Cs で19.7 kBq/m²であり (図-4 (e)), いずれも針葉樹林での値が落葉広葉樹-アカマツ混交林での値を上回っていた。落葉広葉樹-アカマツ混交林の放射性セシウム降下量累積値の内訳は, 広葉樹が ^{134}Cs で9.6 kBq/m², ^{137}Cs で9.8 kBq/m²であるのに対し (図-4 (c)), アカマツが ^{134}Cs で9.3 kBq/m², ^{137}Cs で9.9 kBq/m²であり (図-4 (d)), 広葉樹とアカマツとの間では顕著な差異は認められなかった。広葉樹は, 観測期間を通じて比較的なだらかに放射性セシウム降下量累積値の上昇傾向が認められたのに対し, アカマツは, 10月21日~12月5日の期間降水量が大きく, 他の期間は少ない期間降水量で推移しており, 広葉樹とアカマツとで放射性セシウム降下量の累積傾向が異なることが明らかとなった。

3. リターの部位別の放射能濃度

将来, 森林環境において循環する放射性セシウムの数値モデルを構築するうえで, 林相の違いだけではなく, 根からの吸い上げや樹体内における放射性物質の移行過程を反映した樹木の樹皮, 葉, 芽, 枝などの異なる部位における放射能濃度を把握しておくことにより, 部位別の放射能濃度に基づいたより精緻なシミュレーションモデルを構築していくことができる (Goor and Avila 2003)。

2012年4月13日~5月25日に捕捉されたリターを対象に, 部位別の放射能濃度を測定した結果を表-2に示す。針葉樹林では, スギ壮齢林およびスギ若齢林ともに皮の試料で放射能濃度が最も高く, ^{134}Cs で124.1~223.0 kBq/kg, ^{137}Cs で185.2~264.1 kBq/kgを示した。皮以外の試料では, スギ若齢林の葉の試料が ^{134}Cs で130.3 kBq/kg, ^{137}Cs で152.3 kBq/kgと高い値を示した。それ以外の試料では ^{134}Cs で12.2~54.9 kBq/kg, ^{137}Cs で18.8~67.1 kBq/kgを示した。針葉樹林に対し, 落葉広葉樹-アカマツ混交林では部位による放射能濃度の差は小さかった。 ^{134}Cs で20.0~50.0 kBq/kg, ^{137}Cs で27.9~61.3 kBq/kgであった。

また, 各部位の放射能濃度の平均値では, スギ若齢林が他の林分と比較して最も高い値を示し, ^{134}Cs で81.6 kBq/kg, ^{137}Cs で97.6 kBq/kgであった。スギ壮齢林と落葉広葉樹-アカマツ混交林では同程度の値を示しており, スギ壮齢林では ^{134}Cs で36.9 kBq/kg, ^{137}Cs で43.3 kBq/kg, 落葉広葉樹-アカマツ混交林では ^{134}Cs で36.1 kBq/kg, ^{137}Cs で43.4 kBq/kgであった。

4. リターの部位別の放射性セシウム降下量

2012年4月13日~5月25日に捕捉されたリター試料について部位別に測定した放射能濃度より, 部位別の放射性

表-2. 2012年5月25日に採取したリターの部位別の放射性セシウムの放射能濃度 (^{134}Cs および ^{137}Cs)

The result of measured radioactivity at different parts about litter samples (^{134}Cs and ^{137}Cs , 2012/5/25).

Cedar forest (Mature)	Dry-wt (g/m ²)	¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs	
		Radio- Activity (kBq/kg)	S.E. + / -	Radio- Activity (kBq/kg)	S.E. + / -
Leaves	31.70	54.9	2.4	62.5	2.6
Branches	3.38	12.2	2.7	18.8	3.0
Bark	0.49	124.1	11.0	185.2	12.9
Seeds	40.55	23.8	1.4	28.8	1.5
Total	76.11	36.9	5.8	43.3	6.8
Cedar forest (Young)	Dry-wt (g/m ²)	¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs	
		Radio- Activity (kBq/kg)	S.E. + / -	Radio- Activity (kBq/kg)	S.E. + / -
Leaves	16.63	130.3	3.9	152.3	4.2
Branches	1.78	46.8	2.8	67.1	3.5
Bark	0.24	223.0	29.6	264.1	32.5
Seeds	12.47	18.9	1.3	25.8	1.6
Total	31.12	81.6	15.0	97.6	16.5
Hardwood-pine mixed forest	Dry-wt (g/m ²)	¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs	
		Radio- Activity (kBq/kg)	S.E. + / -	Radio- Activity (kBq/kg)	S.E. + / -
Leaves (hardwood)	18.88	30.3	1.6	37.3	1.7
Branches (hardwood)	29.46	40.5	1.6	44.3	1.6
Bark (pine)	8.47	29.4	1.8	41.3	2.1
Seeds (pine)	12.67	20.0	1.0	27.9	1.5
Needles (pine)	16.97	50.0	1.9	61.3	2.1
Hardwood total	48.35	36.5	1.6	41.6	1.7
Pine total	38.11	35.5	1.6	45.7	1.9
Total	86.46	36.1	1.6	43.4	1.8

セシウム降下量を算出した。解析結果を図-5 (a)~(c)に示す。針葉樹林では, スギ壮齢林, スギ若齢林ともに葉の試料で最も放射性セシウム降下量が大きくなる傾向が認められた。スギ壮齢林では ^{134}Cs で1.7 kBq/m², ^{137}Cs で2.0 kBq/m²を示し (図-5 (a)), スギ若齢林では ^{134}Cs で2.2 kBq/m², ^{137}Cs で2.5 kBq/m²を示した (図-5 (b))。次いで, スギ壮齢林の種子の試料で放射性セシウム降下量が大きく, ^{134}Cs で1.0 kBq/m², ^{137}Cs で1.2 kBq/m²であった (図-5 (a))。その他の部位の試料では, ^{134}Cs で0.0~0.2 kBq/m², ^{137}Cs で0.1~0.3 kBq/m²であった。

落葉広葉樹-アカマツ混交林では, 部位別の放射性セシウム降下量の差は, 針葉樹林と比較するとより小さい傾向を示した。最も放射性セシウム降下量が大きかったのは広葉樹の枝の試料であり, ^{134}Cs で1.2 kBq/m², ^{137}Cs で1.3 kBq/m²を示した (図-5 (c))。広葉樹の葉の試料では ^{134}Cs で0.6 kBq/m², ^{137}Cs で0.7 kBq/m²と, 枝の試料の半分程度の放射性セシウム降下量を示した。アカマツでは枝の試料の放射性セシウム降下量が最も大きく, ^{134}Cs で0.8 kBq/m², ^{137}Cs で1.0 kBq/m²であった。一方, アカマツの皮と種子の試料では放射性セシウム降下量が小さく, ^{134}Cs で0.2~0.3 kBq/m², ^{137}Cs で0.3~0.4 kBq/m²であった。広葉樹とアカマツそれぞれの放射性セシウム降下量の

図-5. 2012年5月25日に採取したリターによる部位別の放射性セシウム降下量 (^{134}Cs および ^{137}Cs)
The result of cumulative deposition of radiocaesium at different parts about litter samples (^{134}Cs and ^{137}Cs , 2012/5/25).

(a) Mature cedar forest, (b) Young cedar forest, (c) Hardwood-Japanese red pine mixed forest. The boxes show the mean values, and the error bars show the maximum and minimum values.

合計値を比較すると、広葉樹は ^{134}Cs で 1.8 kBq/m^2 , ^{137}Cs で 2.0 kBq/m^2 であったのに対し、アカマツは ^{134}Cs で 1.4 kBq/m^2 , ^{137}Cs で 1.7 kBq/m^2 であった。

各林分での放射性セシウム降下量の合計値を比較すると、落葉広葉樹-アカマツ混交林は ^{134}Cs で 3.1 kBq/m^2 , ^{137}Cs で 3.8 kBq/m^2 であるのに対し、スギ壮齡林および若齡林は ^{134}Cs で $2.5 \sim 2.8 \text{ kBq/m}^2$, ^{137}Cs で $3.0 \sim 3.3 \text{ kBq/m}^2$ であった。

IV. 考 察

1. 今後の各林分におけるリターの放射能濃度および放射性セシウム降下量の推移

樹種、樹齢が異なる三つの林分で、樹冠から林床へと降下するリターの放射性セシウムの放射能濃度と降下量累積値の推移に異なる傾向が認められた (図-3, 4, 表-1)。降下するリターの放射能濃度については、総じて、針葉樹林と比較して落葉広葉樹-アカマツ混交林の方でより低い値を示す傾向が認められた (図-3, 表-1)。この理由として、福島第一原発事故が発生した際に広葉樹では落葉しており、飛散した放射性セシウムの多くが樹冠を通過して林床へ降下したためと考えられる。このことから、今後、落葉広葉樹-アカマツ混交林において、降下するリターによる放射性セシウム降下量累積値は、針葉樹林と比較して大きく上昇することはないと考えられる。一方、針葉樹林では、福島第一原発事故の際に拡散した放射性セシウムの沈着した葉や枝がまだ相当量残存していると考えられるため、今後も針葉樹林において降下するリターによる放射性セシウム降下量累積値は上昇すると見込まれるが、落葉が進むにつれ、降下量累積値の上昇率は徐々に減少していくものと考えられる。

今回の調査結果より、各林分のリターの放射能濃度は2011年10月頃以降概ね横ばいに推移しており、放射能濃度の低下速度が減少してきていることがわかった (図-3,

表-1)。したがって、同時期以降における各林分での放射性セシウム降下量累積値の変化傾向は、樹冠から降下してくるリター降下量に大きく影響されているといえる。2012年3月から5月にかけて、放射性セシウム降下量累積値の上昇率がスギ壮齡林と落葉広葉樹-アカマツ混交林で増加しているのも、同様の理由による (図-4, 表-1)。

本研究は2011年3月に放射性セシウムが森林に降下してから4カ月後～14カ月後に行ったものであるため、測定されたリターの放射能濃度は主に葉や枝に直接付着した放射性セシウムによるものであると考えられる。これらのリターの放射能濃度および放射性セシウム降下量は、樹冠の枝葉に残存する放射性セシウム量の減少や、放射性セシウムの半減期により、今後、長期的に減少していくことが想定される。一方で、林床に降下した放射性セシウムが土壌へと移行し、展葉時期に根から吸収されることによって、再度これらの値が上昇することも考えられることから、引き続き時期別および林分別の観測を継続する必要がある。

2. スギ壮齡林におけるリターの放射能濃度急低下の要因

2011年8月19日から10月21日にかけて、針葉樹林のスギ壮齡林ではリターの放射性セシウムの放射能濃度が急に低下するのに比較して、スギ若齡林では緩やかな低下を示した (図-3 (a) (b), 表-1)。この傾向と調和的な状況が、日本原子力研究開発機構 (2013) が同時期に当該針葉樹林内で高さ別に採取した生葉・枯葉の放射性セシウム (^{137}Cs) の放射能濃度の測定結果において認められる。生葉・枯葉の放射能濃度測定結果によると、スギ壮齡林では2011年7月25日時点では生葉で 46.3 kBq/kg , 枯葉で 119 kBq/kg であった放射能濃度が、11月18日には生葉で 20.5 kBq/kg , 枯葉で 31.8 kBq/kg と低下しており、特に枯葉で大きく低下した。これに対し、スギ若齡林での放射能濃度は生葉 50.9 kBq/kg , 枯葉 44.9 kBq/kg から生葉 15.8 kBq/kg , 枯葉 14.2 kBq/kg と緩やかな低下を示した。

この傾向は ^{134}Cs でも同様に認められた。すなわち、本研究で 2011 年 8 月 19 日から 10 月 21 日にかけてスギ壮齢林内で降下してきたリターによる放射性セシウムの放射能濃度が急に低下するのは、当該林分に 7 月 25 日時点で樹冠にとどまっていた放射能濃度の高い枯葉が上記の期間に脱落したためと考えられる。

対象地である川俣町山木屋の雨量観測所では 2011 年 7 月 31 日～9 月 23 日に 417 mm もの降雨量が観測されている（国土交通省 2011）。これは同観測所での年雨量の 39% にあたる。特に 8 月 21 日の 4 時～5 時に 21 mm/h の強い雨、9 月 21 日の 19 時～20 時に台風第 15 号に伴う 19 mm/h のやや強い雨が確認されている。この降雨の影響で放射性セシウムの放射能濃度の高い枯葉がスギ壮齢林の樹冠から脱落してきた可能性も考えられる。

3. 2011 年 7～8 月に認められた放射性セシウムの放射能濃度の上昇

各林分において、2011 年 7 月 3 日～7 月 31 日に降下したリターと比較して、7 月 31 日以降に降下したリターでは放射性セシウムの放射能濃度が上昇している（図-3、表-1）。7 月 3 日～31 日における山木屋雨量観測所での降雨量は 144 mm であり（国土交通省 2011）、7 月 5 日の 8～9 時には 28 mm/h の強い雨が確認されていることから、降雨量については 8 月以降と大きく変わらないといえるものの、8 月以降に降下したリターと比較すると放射能濃度は低い状況であった。この理由として、各林分の樹冠において放射性セシウムの付着した葉が 7 月の段階では十分に枯れていなかったために、リターの降下に伴う放射性セシウムの降下量が少なくなったのではないかと考えられる。本研究において、各林分では 11～12 月に最も樹冠からのリターの降下量が多いことが確認されたが（表-1）、放射性セシウムの付着したリター（特にスギ壮齢林では放射能濃度の高い枯葉）については 8～9 月の降雨や台風によって降下したものと推察される。この推察については今後更なる検討が必要であるが、降下してくるリターの部位や生葉・枯葉の違いによって放射性セシウムの放射能濃度は変化することが考えられることから、降下してくるリターについてこれらの部位や状態ごとに放射能濃度を経時的に把握していくことが今後の課題である。

このように、林内における樹冠から林床へ降下するリターの放射能濃度および放射性セシウム降下量の変化傾向は、森林の樹種や樹齢による落葉特性の違いによって異なることが明らかとなってきた。各林分における放射能濃度や放射性セシウム量については、本調査結果で示した林床へ降下するリターのほかに、樹冠における生葉の鉛直分布や、林床でのリターの平面分布、林内に降下してくる雨や樹幹流などによる移行状況と合わせて総合的に機構を解明

していく必要がある。今後、これらの調査結果が、森林における樹冠から林床へ降下するリターによる放射性物質の移行機構の理解と、今後の移行量の予測に活用されることが期待される。

本研究は、総合科学技術会議 平成 23 年度科学技術戦略推進費「放射性物質による環境影響への対策基盤の確立『放射性物質の分布状況等に関する調査研究』」および日本原子力研究開発機構 平成 23 年度放射能測定調査委託事業「福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の第二次分布状況等に関する調査研究」、文部科学省 平成 24 年度科学研究費補助金（新学術領域研究）「福島原発事故により放出された放射性核種の環境動態に関する学際的研究」の一部として行われた。筑波大学恩田研究室・辻村研究室・土壌環境化学研究室の연구원および学生の皆さんには、現地での試料採取に協力をいただき、また室内試料処理や核種測定、測定結果の解析に際し助言をいただいた。ここに感謝の意を表します。

引用文献

- Bonnett PJP, Anderson MA (1993) Radiocaesium dynamics in a coniferous forest canopy: a mid-Eales case study. *Sci Total Environ* 136: 259–277
- Bunzl K, Schimmack W, Kreutzer K, Schierl R (1989) Interception and retention of chernobyl-derived ^{134}Cs , ^{137}Cs and ^{106}Ru in a spruce stand. *Sci Total Environ* 78: 77–87
- Bunzl K, Albers BP, Schimmack W, Rissanen K, Suomela M, Puhakainen M, Rahola T, Steinnes E (1999) Soil to plant uptake of fallout ^{137}Cs by plants from boreal areas polluted by industrial emissions from smelters. *Sci Total Environ* 234: 213–221
- Goor F, Avila R (2003) Quantitative comparison of models of ^{137}Cs cycling in forest ecosystems. *Environ Model Software* 18: 273–279
- Hashimoto S, Ugawa S, Nanko K, Shichi K (2012) The total amounts of radioactively contaminated materials in forests in Fukushima, Japan. *Sci Rep* 2: 416: 1–5
- Kato H, Onda Y, Teramage M (2012) Depth distribution of ^{137}Cs , ^{134}Cs , and ^{131}I in soil profile after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. *J Environ Radioactiv* 111: 59–64
- 国土交通省 (2011) 水文水質データベース 水文水質観測所情報. <http://www1.river.go.jp/cgi-bin/SiteInfo.exe?ID=102011282218120> (2013 年 8 月 14 日アクセス)
- 文部科学省 (2011) 文部科学省による第 3 次航空機モニタリングの測定結果について. 別紙 2-4 http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4858/24/1305819_0708.pdf (2013 年 5 月 18 日アクセス)
- 文部科学省原子力災害対策支援本部・農林水産省農林水産技術会議事務局 (2012) 東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故に伴い放出された放射性物質の分布状況等に関する調査研究結果. 2-135-2-153 http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5522/26/5600_201203131000_report2-2.pdf (2013 年 5 月 18 日アクセス)
- 日本原子力研究開発機構 (2013) 福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の第二次分布状況等に関する調査研究. 2-122-2-173 http://www.jaea.go.jp/fukushima/kankyoanzen/mapping_report/2nd-japanese/02-05.pdf (2013 年 5 月 18 日アクセス)
- Nylen T, Grip H (1997) The origin and dynamics of ^{137}Cs discharge from a coniferous forest catchment. *J Hydrol* 192: 338–354
- Schimmack W, Förster H, Bunzl K, Kreutzer K (1993) Deposition of radiocaesium to the soil by stemflow, throughfall and leaf-fall from beech trees. *Radiat Environ Biophys* 32:137–150
- Tikhomirov FA, Shcheglov AI (1994) Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones. *Science Total Environ* 157: 45–57