林床における落葉分解に伴う放射性セシウムの吸着様式の変化

斎藤 翔¹⁾・小林達明^{*1)}・高橋輝昌¹⁾

1) 千葉大学大学院園芸学研究科 Graduate School of Horticulture, Chiba University

摘要: 有機物層除去試験が行われた福島県川俣町山木屋地区の落葉広葉樹林の林床にリターバッグを設置し、2016年5月から10月にかけて、リターバッグを毎月採取し、逐次抽出法によって¹³⁷Csの吸着様式の変化を調査した。その結果、リターバッグ内リターの¹³⁷Cs濃度は増加傾向であり、不可給態は5月には17%であったが、10月には対照区で76%、林床処理区で89%に増加した。このことから、リターの分解を行う糸状菌の体内に¹³⁷Csが吸収、蓄積され不動化している可能性が考えられた。また林床の有機物層除去は、リターバッグ内リターと土壌の混入を引き起こし、粘土鉱物による¹³⁷Csの固定化を促進する可能性が考えられた。

キーワード: 放射性セシウム, 可給性, リターバッグ法, 逐次抽出法, 有機物層, 里山

SAITO, Sho, KOBAYASHI, Tatsuki, TAKAHASHI, Terumasa: **Changes in the adsorption patterns of radioactive cesium by litter during the litter decomposition in forest floor.**

Abstract: Changes in the adsorption patterns of the ¹³⁷Cs by litter was investigated in the test site of organic horizon removal in Yamakiya District of Kawamata Town, Fukushima Prefecture, using litterbag method and sequential extraction experiment. ¹³⁷Cs concentration of litterbag was increased from May to October. Unavailable form of ¹³⁷Cs increased from 17% in May to 76% at control site and 89% at organic horizon removal site in October. Immobilization of ¹³⁷Cs is considered to be caused by uptake by fungi and fixation by clay minerals, which was introduced into the litterbag by the work of the removal of organic horizon.

Key words: radioactive cesium, availability, litterbag method, sequential extraction experiment, organic horizon, satoyama

1. はじめに

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(以下、福島原発事故)によって放出された放射性セシウム(以下、放射性Cs)は、福島県浜通りから中通り地方を中心に、東日本地域を広範囲に汚染した。日本国土の67%を占める森林も広範囲に汚染され、放射性Csによる汚染が1000kBq/m²を超える森林の面積は66%と見積もられた³⁾。

本研究の対象地域である阿武隈地域は森林や農地が多く、森林資源や農業で生計を立てている住民が多い。しかし、現在においても放射性Csによる汚染のため森林や農地を利用できない地域がある。国は2011年8月に特別措置法を成立させ、住民の帰還に向けて除染を行っており、森林の対策に関しては、住宅地や農地近隣の林縁から20mを目安に落葉落枝の除去を進めるとしている⁸⁾。しかし、20m以上の森林では対策が検討されることになっているものの、今後も放置され続ける可能性がある。

1986年に発生したチェルノブイリ原子力発電所事故後の研究では、森林生態系内から外部へ流出する放射性Cs量は全体の0.1%以下と少なく、ほとんどの放射性Csは森林生態系内を循環し、森林内に長期間とどまる⁶⁾。しかし、寒冷で

有機物層の厚いチェルノブイリ原子力発電所事故により汚染された森林と、温暖、湿潤で有機物層の薄い福島原発事故により汚染された森林では、森林生態系内での放射性Csの動態が異なる可能性があり、今後の森林生態系内での動態を予測するには、様々な側面から森林生態系内の放射性Cs動態を検証する必要がある。本研究では、その中でも林床の放射性Csに着目した。福島原発事故により放出された放射性物質の中で、主に問題となっているのは半減期が約30年と長く、今後も環境中に存在し続ける¹³⁷Csであり、本研究では¹³⁷Csのみを研究対象とした。

森林中の植物は、林床でのリターの分解・無機化により生じた無機物から自身に必要な栄養素を吸収する¹⁵⁾。植物にとって必須栄養素ではない放射性Csも、リターフォールにより林床へ供給され⁴⁾、リターが分解されるに伴い、再度植物に吸収され、森林生態系内を循環する可能性が高い。そのため、今後の森林生態系内での放射性Cs動態の予測や、除染計画の考案のためには、林床のリター内の植物に吸収されやすい吸着様式の放射性Cs量の割合の把握や、その経時的な変化を把握することが重要である。

放射性Csの吸着様式を分析する方法としては逐次抽出法があげられ、チェルノブイリ原発事故後などに森林土壌を用

* 連絡先著者 (Corresponding author) : 〒271-8510 千葉県松戸市松戸 648 E-mail : ktatsu@faculty.chiba-u.jp

いて実験が行われている^{1,12)}。日本では、福島原発事故後、浄水処理発生土などで逐次抽出法が行われているが¹⁰⁾、森林土壌では著者らが知る限り斎藤ら¹³⁾のほか、研究事例がない。またこの研究は、FH層と鈹質土層のみを研究対象としており、L層を研究対象としていない。この研究によると、FH層と鈹質土層では、放射性Csの95%以上が、植物に利用されにくい吸着様式であり、粘土鈹物の影響が大きいと考えられている。しかし、粘土鈹物がほとんどないと考えられるL層では、異なった吸着様式を示す可能性が高い。

L層を研究対象としたものには、リターバッグにリターを入れ、林床に設置し、放射性Cs濃度の変化を調査したものがあり⁵⁾、リターの分解に伴い、夏季に濃度が大幅に上昇することが示されている。これは、リターを分解し、放射性Csと同族元素であり性質の類似したカリウムをよく吸収する糸状菌が、放射性Csを吸収している可能性が考えられている。しかし、リターの放射性Cs濃度が増加することで、植物に吸収されやすい吸着様式の割合は増えるのかは明らかにされていない。

放射性Csの多くが分布する有機物層¹³⁾の除去を行った場合の変化も関心がもたれる。本研究では、有機物層除去処理試験を行った既報^{13, 17)}の調査地を用いて、新鮮落葉のL層を、リターバッグ法を用いて約半年間林床に置き、放射性Cs濃度や吸着様式にどのような変化があるのかを調査した。

2. 調査地と調査方法

2.1 調査地と試験区

2.1.1 調査地の概況

調査は、福島県伊達郡川俣町山木屋地区のタバコ畑を囲う斜面林で行った。福島第一原子力発電所から北西方向に35km離れた場所に位置しており、福島原発事故当時(2011年4月29日時点)の¹³⁷Csの沈着量が600~1,000kBq/m²とされる地域である。調査地は、斜面の下端がタバコ畑に接しており、標高580~600m、平均傾斜31°である。コナラ(*Quercus serrata* Thunb.)が優占する落葉広葉樹林で、斜面上部はアカマツ(*Pinus densiflora* Siebold. et Zucc.)が混交している。コナラの樹高は約17m、アカマツの樹高は約20mであり、林齢は25-60年である。

2.1.2 試験区

2013年6月29日から7月1日にかけて、南東向きの斜面林に幅9m、斜面長35mの試験区を設けA~C区とした。3つの試験区は斜面上に横並びに設置した。A区は対照区とした。B区では表面汚染密度値が3Bq/cm²以下となるまでA₀層全体および鈹質土層の一部も削り取った。C区ではL層とF層の一部を、熊手を用いて除去した。試験区の詳細は、山本ら¹⁷⁾を参照されたい。

2.2 調査方法

2.2.1 表層土壌

2016年8月1日に直径5cmのライナーチューブを内部に

装着した大型採土器(大起理化製 DIK-110C)を用いて、A₀層を含めて約15cm深の試料を試験区A~Cにつきそれぞれ5本ずつ採取した。それぞれの試料は有機物層であるFH層、鈹質土壌表層である0-1cm・1-2cm・2-3cm・3-4cm、それより深いところは4-6cm・6-8cm・8-10cmと分け、ねじ付きU8容器にいれ、48時間以上乾燥させた。夏季にリターを採取したため落葉落枝の分解が進み、L層は存在しなかった。

2.2.2 リターバッグの設置

2016年5月1日に、試験区A~Cにメッシュサイズ1mm、サイズ25×25cmのリターバッグを、L層を除いたFH層上に30個ずつ、B区C区の下部から15~20mの土壌の中間地点に1列に設置し、A区も同様の位置に設置した。リターバッグ内のリターは2015年11月29日にA区から採取し、試料の変質を防ぐため、80℃で48時間乾燥させ、手でよく混合し均質化したものを用いた。同調査地で、リタートラップで測定した2015年10月と11月の単位面積当たり広葉樹落葉量とほぼ同じになるように、それぞれのリターバッグ毎に乾燥重量で10gのコナラのリターを入れた。

2.2.3 リターバッグの回収と実験方法

リターバッグは、2016年6月4日、7月3日、8月1日、9月2日、9月29日、10月29日に、それぞれの試験区から3つずつ回収した。また、回収せずに残ったリターバッグは10月29日に全て回収した。リターはバッグから出し、生重量を測定した後80℃で48時間以上乾燥させた。乾燥後、乾燥重量を量り含水率を算出した。リターバッグ内には土壌が入り込んでいるため、ブラシを用いてリターに付着した土壌粒子を払い落とし、リターバッグ内リターの重量残存量を求めた。土壌がリターバッグ内に入り込むことで、ブラシでは落とせない微小な粘土鈹物がリター中に混ざり、放射性Csを特異的に固定する粘土鈹物のサイトに¹³⁷Csが固定され、多く土壌が入り込んだリターバッグと、あまり入り込まなかったリターバッグとで吸着様式に差が生じる可能性があるため、9月29日、10月29日のサンプルのみ、リターバッグ内リターに付着した土壌の重さを測定した。その後、リターを粉砕機で粉砕した。

原ら²⁾の逐次抽出法を用いて、各試験区に設置したリターバッグ内リターの¹³⁷Csの経時的な吸着様式変化を分析し、放射性Csを水溶態画分・交換態画分・残渣の3つの吸着様式に分けた。それぞれの吸着様式と抽出方法は以下の通りである。

水溶態画分は、水により容易に抽出される¹³⁷Csイオンの吸着様式である。試料5gを量り、超純水50mLを加え、室温で振とう機を用い0.5時間反復振とう後、0.45μmのメンブレンフィルター(Millipore製)でろ過し、ろ液を水溶態¹³⁷Csの試料とした。残渣は105℃で12時間乾燥させ、同じ操作を再度行った。交換態画分は、有機物の負電荷に弱い力で吸着した¹³⁷Csイオンなど、他の陽イオンにより容易に交換される吸着様式である。水溶態画分残渣を105℃で12時間乾

乾燥させ 1M 酢酸アンモニウム 50mL を入れ、0.5 時間反復振とう後、0.45 μ m のメンブレンフィルター(Millipore 製)でろ過し、ろ液を交換態 ^{137}Cs の試料とした。残渣は 105 $^{\circ}\text{C}$ で 12 時間乾燥させ、同じ操作を再度行った。残渣は交換態画分の残渣を 105 $^{\circ}\text{C}$ で 12 時間乾燥させたものとした。水溶態画分、交換態画分は可給態と定義し、残渣は不可給態と定義した。

2.2.4 ^{137}Cs 濃度の測定方法および半減期補正

^{137}Cs の測定は、ゲルマニウム半導体検出器(ORTEC 製 GEM20-70)を用いて測定した。サンプルは、測定誤差が 15% 未満になるか、測定時間が 5 万秒を超えるまで測定し、乾燥重量当りの ^{137}Cs 濃度(kBq/kg dry)を算出した。リターの ^{137}Cs 濃度は、2015 年 11 月 29 日の値に半減期補正した。

2.2.5 統計処理

試験区土壌の ^{137}Cs 放射能、リターバッグ内リターの含水率・重量残存率・ ^{137}Cs 濃度・リターバッグ内リターに付着した土壌量は Tukey 法で検定した。

3. 結果

3.1 試験区の土壌放射能

各試験区の FH 層と鉍質土層の ^{137}Cs 放射能垂直分布を図-1 に示す。全体の土壌 ^{137}Cs 放射能は、B 区で A 区の 18%, C 区で A 区の 77% であった。A 区、C 区では、有機物層である FH 層に最も多くの ^{137}Cs が分布しており、鉍質土層では深くなるにつれて ^{137}Cs 放射能が減少した。B 区では FH 層と鉍質土層で、 ^{137}Cs 放射能に大きな差はなかった。林床処理による ^{137}Cs 放射能の差は FH 層では A 区と B 区で有意差

図-1 試験区の土壌の ^{137}Cs 放射能, エラーバーは標準偏差(SD)を, *は 5%水準で有意差があることを示す。

Fig.1 Radioactivity of ^{137}Cs in the soil at test site. Error bars indicate SD. Asterisks indicate the significant difference at 5% level.

図-2 リターバッグ内リターの含水率, エラーバーは標準偏差(SD)を, *は 5%水準で有意差があることを示す。

Fig.2 Water content of litter in litterbag. Error bars indicate SD. Asterisks indicate the significant difference at 5% level.

図-3 リターバッグ内リターの重量残存率, エラーバーは標準偏差(SD)を示す。

Fig.3 Weight remaining ratio of litter in litterbag. Error bars indicate SD.

がみられるなど大きかったが、鉍質土層ではほとんどみられなかった。

3.2 リターバッグ内リターの含水率, 重量残存率, ^{137}Cs 濃度の経時変化とリターバッグ内リターに付着した土壌量

含水率の経時変化を図-2 に示す。含水率は 5 月から 6 月にかけて約 15% に増加し、7 月以降には概ね 40~70% で推移し、9 月には最も高く 65~70% であった。試験区間の含水率の違いはあまりなかった。リターの重量残存率の経時変化を図-3 に示す。重量残存率は、5 月から 7 月末までは A 区で 16%, B 区 C 区で 8% 減少し、その後 8 月から 10 月末にかけて A 区で 38%, B 区で 28%, C 区で 41% 減少した。A 区、C 区に比べて B 区では、有意差はみられなかったものの重量残存

図-4 リターバッグ内リターの ^{137}Cs 濃度、エラーバーは標準偏差(SD)を、*は5%水準で有意差があることを示す。

Fig.4 The concentration of ^{137}Cs of litter in litterbag. Error bars indicate SD. Asterisks indicate the significant difference at 5% level.

率が高めに推移した。 ^{137}Cs 濃度の経時変化を図-4に示す。 ^{137}Cs 濃度は、A区で最も高く、B区で最も低い傾向であった。A区の ^{137}Cs 濃度は8月末までで約3000Bq/kgから4000Bq/kgまでゆるやかに増加し、9月に約4000Bq/kgから7000Bq/kgまで大きく増加した。B区の ^{137}Cs 濃度は6月末まではB区と同様に7月末まで減少し、8月中旬に2500Bq/kg

表-1 リターバッグ内リターに付着した土壌量

Table 1 The weight of soil attached to litter in litterbag

Site	付着土壌量(g, Mean $\pm$ SD)	
	9月29日	10月29日
A	0.9 $\pm$ 0.4	0.3 $\pm$ 0.2
B	2.9 $\pm$ 1.6	1.3 $\pm$ 0.05
C	1.5 $\pm$ 1.2	2.7 $\pm$ 3.2

まで減少し、7月からゆるやかに増加した。C区の ^{137}Cs 濃から4500Bq/kgまで増加し、10月末には約5700Bq/kgにまで増加した。8月1日には、A区とB区・C区で、9月2日にはB区とC区で有意差がみられた。9月29日と10月29日の各試験区のリターバッグ内リターに付着した土壌量を表-1に示す。9月の土壌量は、有意差はみられないもののA区で0.9gと最も少なく、B区で2.9gと最も多かった。10月の土壌量は、9月と同様有意差はみられないもののA区で0.3gと最も少なく、C区で2.7gと最も多かった。林床処理を行うことで、リターバッグ内リターに付着する土壌量は増加した。

3.3 逐次抽出法を用いたリターバッグ内リターの ^{137}Cs の吸着様式分布

図-5はリターに含まれる水溶態画分、交換態画分、残渣 ^{137}Cs の割合を示す。可給態である水溶態画分、交換態画分は7月末までに、全ての区で約40%にまで減少した。その後10月末までにA区では約24%にまで減少し、B区C区では8月1日から9月2日にかけて可給態 ^{137}Cs 割合は大きく減

図-5 リターバッグ内リターの水溶態画分、交換態画分、残渣の ^{137}Cs 割合

Fig.5 Ratio of soluble, exchangeable, and residue ^{137}Cs of litter in litterbag

図-6 リターバッグ内リターの水溶態画分、交換態画分、残渣の ^{137}Cs 放射能

Fig.6 Radioactivity of soluble, exchangeable, and residue ^{137}Cs of litter in litterbag

少していた。交換態画分に比べて、水溶態画分で減少率が大きかった。不可給態である残渣は、初期には17%であったものの、10月末にはA区で約76%、B区C区で約89%にまで増加した。

図-6は水溶態画分、交換態画分、残渣 ^{137}Cs の単位面積当りの放射能を示す。各吸着様式の合計値は、A区は9月2日までは約120Bq/m²の増加であったが、9月29日にかけて大幅に増加し約200Bq/m²増加した。B区は7月3日までに約100Bq/m²減少したが、その後ゆるやかに増加し、初期に比べて約50Bq/m²増加した。C区は、8月1日まではほぼ初期と一定であったが、9月2日にかけて約100Bq/m²増加し、10月29日にかけてさらに100Bq/m²増加した。

可給態である水溶態画分、交換態画分は全ての区で減少した。10月29日までにA区では約50Bq/m²減少したのに対し、B区、C区ではそれぞれ150Bq/m²、140Bq/m²減少した。A区では可給態の減少は7月3日までで、以降ほぼ一定量を保っていた。不可給態である残渣は、全ての区で増加した。リターバッグ内リターの ^{137}Cs 放射能の増加は、全てが不可給態の ^{137}Cs 放射能の増加によるものであった。

4. 考察

リターバッグ内リターの ^{137}Cs 濃度は、各試験区で温暖多湿となる9月、10月に大きく上昇した(図-4)。リターバッグ内リターの ^{137}Cs 濃度の増加は、福島県二本松市での研究⁵⁾においても報告されている。また、林床のリターの分解に伴い、放射性Cs濃度が増加することも報告されている⁷⁾。これらの報告でも、リター中の放射性Cs濃度が大きく上昇するのは、本研究と同様に温暖多湿となる6~10月であった。

Huangら⁵⁾は、リターの ^{137}Cs 濃度の増加は、糸状菌に起因すると述べている。糸状菌は、リターの分解にともない、自身繁殖の栄養素として窒素やリン、そして放射性Csと同族元素であるカリウムを取り込む。放射性Csは、糸状菌にとっての必須栄養素ではないものの、カリウムと性質が似ているため、誤って吸収されてしまう可能性が考えられる。本研究では、リターバッグ内リターの含水率は7月以降40~60%と高く(図-2)、重量残存率は8月以降に大きく減少した(図-3)ことから、リターバッグ内リターを分解する糸状菌により、 ^{137}Cs が吸収され濃度が上昇したと考えられる。

リターバッグ内リターの可給態である水溶態画分、交換態画分の割合、放射能は、A区の交換態を除き、各試験区で減少した(図-5,6)。可給態の中では、初期には水溶態画分が交換態画分を上回ったが、6月4日の時点で、交換態画分が水溶態画分を上回った(図-5,6)。 ^{137}Cs と同族元素であるカリウムは、落葉後すぐに溶脱が始まる⁹⁾ことから、リター中の ^{137}Cs の水溶態画分は雨などにより溶脱が進みやすかったと考えられる(図-6)。

試験区間で比較すると、A区に比べて林床処理を行ったB

区、C区で減少量が大きかった(図-6)。A区では、可給態の ^{137}Cs がほぼ一定量を維持していたのに対し、B区、C区では著しく減少した(図-6)。これは、林床処理を行ったことによるリターバッグ内リターに付着した土壌量の増加が影響している可能性がある(表-1)。

林床処理を行ったB区、C区で水溶態画分の減少量が大きかったのは、初期から7月3日であり、交換態画分の減少量が大きかったのは、初期から7月3日と8月1日から9月2日にかけてであった。反対に、7月3日から8月1日にかけては水溶態画分、交換態画分ともあまり減少していなかった(図-6)。7月3日から8月1日は、調査期間の中で最も降水量が少なく、24mmであったのに対し、初期から6月4日までは約60mm、6月4日から7月3日までは約140mm、8月1日から9月2日までは約400mmの降水量があった⁹⁾。林床処理を行うことで、有機物層の厚さが薄くなり、鉍質土層がより露出しやすくなる。そのため、降水量の増加は、鉍質土層に直接当たる降水の増加を招き、より多くの土壌がリターバッグ内に流入する原因になると考えられる。本研究では、9月29日以前のリターバッグ内に流入した土壌量は調査をしておらず不明であるが、調査を行った9月29日、10月29日のデータ(表-1)から林床処理を行うことで、リターバッグ内に流入する土壌量が増加した。 ^{137}Cs イオンは、水親和性が低く水中で不安定であるため、粘土鉍物に固定されやすい特徴を持つことが知られている¹¹⁾。粘土鉍物中には ^{137}Cs イオンを特異的に固定するFESと呼ばれる特異サイトがあり、一度固定されると放出されにくく、不可給態となる¹⁴⁾。リターバッグ内リターに付着した土壌中の粘土鉍物は、リター中の水溶態画分、交換態画分の ^{137}Cs を固定し、ブラシでリターに付着した土壌を取り去る際に、除去していた可能性がある。

不可給態である残渣 ^{137}Cs の割合、放射能は、全ての区で増加傾向であった(図-5,6)。また、リターバッグ内リター濃度の増加(図-4)は、不可給態である残渣の増加によるものであった(図-6)。この原因として糸状菌による ^{137}Cs の不動態化が考えられる。Vinichukら¹⁶⁾は、糸状菌中の ^{137}Cs の吸着様式を調べるために、本研究と同様に水抽出と酢酸アンモニウム抽出を行ったが、半分以上の ^{137}Cs は抽出できなかったとしている。その原因として、糸状菌体内中に ^{137}Cs を固定するような場所がある可能性を挙げた。糸状菌は ^{137}Cs を体内に取り込むと、キチンといった細胞壁の骨格成分に蓄積してしまうため、酢酸アンモニウムでは抽出できないと述べた¹⁶⁾。本研究でも、糸状菌により吸収され、細胞壁等に蓄積された ^{137}Cs は抽出できず残渣となった可能性がある。

A区、C区の土壌中の ^{137}Cs は、福島原発事故から約4年半が経過しても、多くが有機物層に存在していた(図-1)。リターバッグを用いた実験から、リター分解に伴い、L層中の糸状菌はFH層や鉍質土層から ^{137}Cs をリフトアップし、鉍質土層への ^{137}Cs の浸透を阻害している可能性が考えられ

た。そのため、日本の森林生態系においては、今後も有機物層に ^{137}Cs が蓄積し続ける可能性が考えられる。

5. まとめ

林床に設置したリターバッグ内リターの ^{137}Cs 濃度は、対照区である A 区で 3000Bq/kg から 7000Bq/kg まで最も増加し、林床処理を行った B 区、C 区でも増加がみられた。特に温暖多湿となる 9 月、10 月に ^{137}Cs 濃度が大きく増加した。これは、糸状菌による ^{137}Cs の吸収と関係がある可能性があった。リターバッグ内リターの ^{137}Cs 濃度は、試験区の土壤中 ^{137}Cs 放射能の影響を受け、対照区である A 区で最も高く、A₀ 層全体および鉍質土層の一部除去を行った B 区で最も低かった。林床処理を行うことは、土壤中の ^{137}Cs 放射能を減少させ、下層から L 層ヘリフトアップする ^{137}Cs 放射能も減少させることができることが分かった。

リターバッグ内リターの ^{137}Cs の吸着様式分布は、初期に 80%以上が可給態であったが、10 月末までに A 区では約 24% にまで減少し、B 区 C 区では約 11% にまで減少した。これは、林床処理を行うことで、有機物層の厚さが薄くなり、鉍質土層がより露出しやすくなったため、降水により土壌がリターバッグ内に流入し、土壌中の粘土鉍物に可給態である水溶態画分、交換態画分の ^{137}Cs が固定されたことが原因であると考えられた。不可給態である残渣は増加傾向であった。リターバッグ内リターの ^{137}Cs 濃度の増加は、不可給態である残渣によるものであった。

引用文献

- 1) Fesenko, S.V., Soukhova, N.V., Sanzharova, N.I., Avila, R., Spiridonov, S.I., Klein, D., Lucot, E., and Badot, P.M. (2001) Identification of processes governing long-term accumulation of ^{137}Cs by forest trees following the Chernobyl accident. *Radiat. Environ. Biophys.*, 40: 105-113.
- 2) 原 竜弥・竹中千里・富岡利恵・金 指努 (2016) スギ林および広葉樹林における樹木中の Cs の存在形態と安定性. 第 127 回日本森林学会大会, 171.
- 3) 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.
- 4) 久留景吾・恩田裕一・河守 歩・加藤弘亮 (2013) 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. *日本森林学会誌*, 95: 267-274.
- 5) Huang, Y., Kaneko, N., Nakamori, T., Miura, T., Tanaka, Y., Nonaka, M., and Takenaka, C. (2016) Radiocesium immobilization to leaf litter by fungi during first-year decomposition in a deciduous forest in Fukushima. *J. Environ. Radioact.*, 152: 28-34.
- 6) IAEA (2006) Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', Radiological Assessment Reports Series. IAEA, Vienna.
- 7) 市川貴大・逢沢峰昭・大久保達弘 (2015) 落葉広葉樹林で構成される里山における分解にともなう落葉中の放射性セシウム濃度および量の変化. *日本森林学会誌*, 97: 251-256.
- 8) 環境省.(更新:2013 年 8 月) “森林の除染について”. 森林における今後の方向性. 資料 8, <http://www.env.go.jp/jishin/rmp/conf/09.html> (参照:2016 年 12 月 16 日).
- 9) 国土交通省. “水文水質データベース”. <http://www1.river.go.jp/> (参照:2016 年 12 月 16 日).
- 10) (独)国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター (2011) 放射性物質の挙動からみた適切な廃棄物処理処分. 技術資料, 3: 17-18.
- 11) 中尾 淳・山口紀子 (2011) 放射性物質の土壌中での動き. 農文協, <http://www.ruralnet.or.jp/oyakudachi.html> (参照:2016 年 12 月 16 日).
- 12) Rigol, A., Roig, M., Vidal, M., and Rauret, G. (1999) Sequential extractions for the study of radiocesium and radiostromium dynamics in mineral and organic soils from western Europe and Chernobyl areas. *Environ. Sci. Technol.*, 33(6): 887-895.
- 13) 斎藤 翔・小林達明・高橋輝昌・山本理恵・平野堯将 (2015) 林床処理を行った二次林と畑地の放射性セシウムの土壌吸着様式. *日本緑化工学会誌*, 41(1): 3-8.
- 14) Sawhney, B.L. (1972) Selective sorption and fixation of cations by clay minerals: A review. *Clays and Clay Minerals*, 20: 93-100.
- 15) 徳地直子 (2012) 森の物質循環. 森林立地学会編, 森のバランス, 東海大学出版会, pp. 206-211.
- 16) Vinichuk, M.M., Johanson, K.J., Rosen K., and Nilsson, I. (2005) Role of the fungal mycelium in the retention of radiocaesium in forest soils. *J. Environ. Radioact.*, 78: 77-92.
- 17) 山本理恵・小林達明・江幡知紗・篠崎敬太・小嶋大地・太田祥子・宮本ウルルマ・高橋輝昌・鈴木弘行・関崎益夫・星澤保弘・小竹守敏彦・保高徹生・辻 英樹 (2014) 原発事故被災地の丘陵地広葉樹斜面林における林床放射能低減試験とその後の水土流出. *日本緑化工学会誌*, 40(1): 130-135.

(2017 年 7 月 15 日受理)