



森林における放射性 Cs の動態

小林政広¹

Radiocaesium dynamics in forest ecosystems after the FDNPP accident

Masahiro KOBAYASHI¹

1. はじめに

2011年3月11日の東北地方太平洋沖地震と津波により発生した東京電力福島第一原子力発電所（福島第一原発）の事故では、大量の放射性物質が環境中に放出された。高温でガス化しやすい核種である放射性ヨウ素及び放射性セシウム（Cs）は、大気の流動とともに移動・拡散した。放射性ヨウ素は、事故から数日後に福島第一原発から遠く離れた東京の浄水場でも高濃度で検出され、放射能汚染の空間的な広がりを私たちに実感させた後、8日という短い半減期により短期間で減衰した。一方、セシウム 134（Cs-134）およびセシウム 137（Cs-137）は半減期が2年および30年と長く、東北地方および関東地方にこれら核種による広大な放射能汚染地帯を残した（文部科学省, 2011）。

日本は国土の67%が森林に覆われており、最も深刻な放射能汚染被害を受けた福島県の森林率も71%と高い。航空機モニタリングデータとGISによる解析によれば、福島第一原発事故により生じた1平方メートルあたり100万Bq以上（2011年11月時点のCs-134とCs-137の合計）の放射能汚染地域の総面積は646km²であり、その66%にあたる428km²が森林である（Hashimoto et al., 2012）。なお、天然に存在するCsの安定同位体であるCs-133は、地殻や土壌に数mg kg⁻¹含まれている（Reimann and de Caritat, 1998）。これに対して、例えばCs-137は1万Bq存在してもその質量は3×10⁻⁶mgに過ぎず、深刻な放射能汚染をもたらしている放射性Csは、原子の数としては極めて微量である。

福島第一原発事故と並ぶ過酷事故であった1986年のチェルノブイリ原子力発電所事故の際にも、環境中に大量の放射性物質が放出されており、周辺の多くの国の森林が放射性Csで汚染された。また、1950～60年代に数多く行われた大気圏内核実験でも放射性Csが大量に環境中に放出されており、長い年月に渡ってグローバルフォールアウトとして世界中の森林に降り注いでいる。

チェルノブイリ原発事故に由来する放射性Csの森林内における動態について、ヨーロッパを中心に数多くの調査研究がなされてきた。概して、森林内では流入した放射性Csが系内で保持される傾向にあるとされている（IAEA, 2006）。Csはアルカリ金属であり、水に溶解すると1価の陽イオン（Cs⁺）となる。土壌中においてもCs⁺として存在し、同属のナトリウムやカリウムと同様のイオン交換反応が起こる一方、一部の2:1型層状ケイ酸塩鉱物の層間に強固に保持される性質がある（塚田ら, 2011; 山口ら, 2012）。そのため、鉱質土壌層まで達した放射性Csは、土壌粒子自体が移動しない限り、その場に留まると考えられる。ただし、森林では外部から流入した放射性Csの多くは、鉱質土壌に達する前に樹冠層、リター層でも捕捉される。特に、寒冷な地域に多い厚いリター層では、放射性Csが長期に渡って保持されることが知られている（Winkelbauer et al., 2012）。温暖多雨で地形が急峻な日本においては、リター分解が進みやすく、流域からの土砂流出が生じやすい条件にあることから、放射性Csの系内での動態や系外への流出が、研究蓄積の多いユーラシア大陸で得られた知見では予測できない可能性がある。そのため、現地におけるモニタリングを行い、放射性Csの動態を監視していく必要がある。そのような取り組みは事故の直後から日本国内の複数の大学や研究機関、学会、NPOなどにより始められ、さまざまな形でデータが発表されている。

本稿では、筆者が所属する独立行政法人森林総合研究所が実施してきた、森林内での放射性Csの分布と移行、水を介した放射性Csの森林内での移動および森林からの流出についての調査研究を紹介する。

2. 森林内における放射性 Cs の分布

森林では大気から流入した放射性Csは樹冠を構成する葉と枝、加えて幹の一部が捕捉される。地表に達した放射性Csの一部はさらにリター層で捕捉され、残りが鉱質土壌層に達する。その配分は、同じ経過時間でも樹種、リターの量や質により異なると考えられる。ここでは、福島第一原発事故後、福島県の川内村、大玉村、只見町の3ヶ所で林内における放射性Csの分布とその変

¹Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI), 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki 305-8609, Japan. Corresponding author: 小林政広, 森林総合研究所

2014年2月1日受稿 2014年3月6日受理

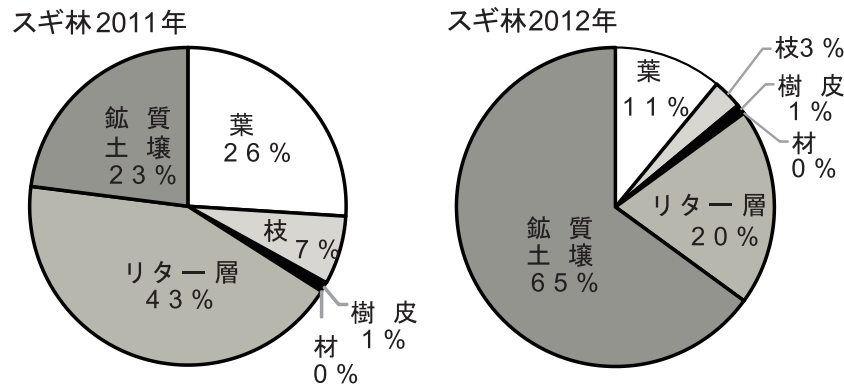


Fig. 1 大玉試験地のスギ林内の2011年(左)と2012年(右)の放射性Csの分布(Cs-134とCs-137の合計)(農林水産省(2013)を基に作成).

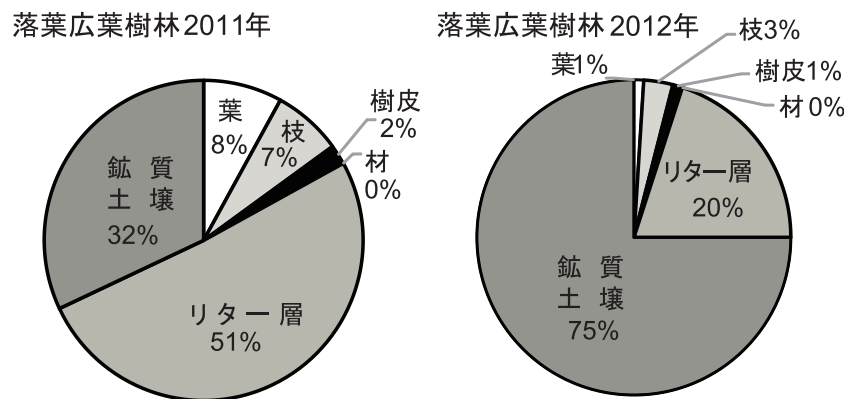


Fig. 2 大玉試験地の落葉広葉樹林内の2011年(左)と2012年(右)の放射性Csの分布(Cs-134とCs-137の合計)(農林水産省(2013)を基に作成).

化を実際に調べた例を紹介する(農林水産省, 2013; 金子, 2012).

2.1 調査地と方法

各調査地の福島第一原発からの距離は, 川内が26 km, 大玉が66 km, 只見が134 kmである. 調査は原発事故から約5ヶ月経過後の2011年8~9月, これよりさらに約1年経過後の2012年8~9月に実施した. 各調査地において, バイオマス量の推定のため, プロットを設定して毎木調査(樹木の胸高直径と樹高の測定)を行い, 空間線量率を測定した. 次に, 調査木を3本選定し, 調査木周囲のリター層と鉍質土壌層(0~20 cmまで, 5 cm毎)をサンプリングした. その後, 調査木をコンタミが生じないように注意して伐倒し, 葉, 枝, 樹皮, 材のサンプルをそれぞれ採取した. 乾燥や粉碎等の調整の後, 各試料のCs-134およびCs-137の濃度をゲルマニウム半導体検出器で測定した. 以下, 「放射性Cs」は, Cs-134とCs-137の合計を指す. 濃度とバイオマス量から, 単位面積当たりの放射性Cs蓄積量を計算した.

2.2 2011年の放射性Cs分布

2011年8~9月の時点において, 事故当時葉があった常緑樹のスギ林では, 葉およびリター層に放射性Csの総蓄積量の約7割が存在しており, 鉍質土壌には約2割存在していた(Fig. 1). 事故当時葉がなかった落葉広葉樹林でも総蓄積量の6割程度が葉およびリター層に存

在し, その大部分はリター層に存在しており(Fig. 2), 鉍質土壌層には約3割存在していた. スギ林, 落葉広葉樹林とも枝や樹皮にも少量の放射性Csが存在していた. 材の蓄積量はごくわずかであった. 放射性Cs蓄積量は川内>大玉>只見の順であり, これは空間線量率に比例していた.

2.3 2012年の放射性Cs分布

2011年の調査から1年経過した2012年8~9月の時点では, スギ林の葉とリター層に存在する放射性Csは全体の約3割に減少し, 逆に鉍質土壌中では約7割まで増加した(Fig. 1). 落葉広葉樹林ではリター層中の放射性Cs蓄積量が全体の2割まで減少し, 鉍質土壌中では約8割まで増加した(Fig. 2). 樹冠からリター層への放射性Csの移行は, 枝葉からの溶脱や枝葉の脱落(リターフォール)により生じたと考えられる. また, リター層から鉍質土壌層への移行は, リター層からの溶脱に加え, リター自体が分解されて水とともに移動しやすくなったことにより進んだと考えられる. 原発事故から約1年5ヶ月で鉍質土壌に大半の放射性Csが移行したことになり, これら福島の実験地ではチェルノブイリ事故後のヨーロッパより速く移行が進んだとみられる. ただし, 川内のプロットの一つでは, 2012年の時点でも鉍質土壌にはまだ約2割しか放射性Csが存在しておらず, 立地環境の違いにより移行速度は多様であると考えられる.

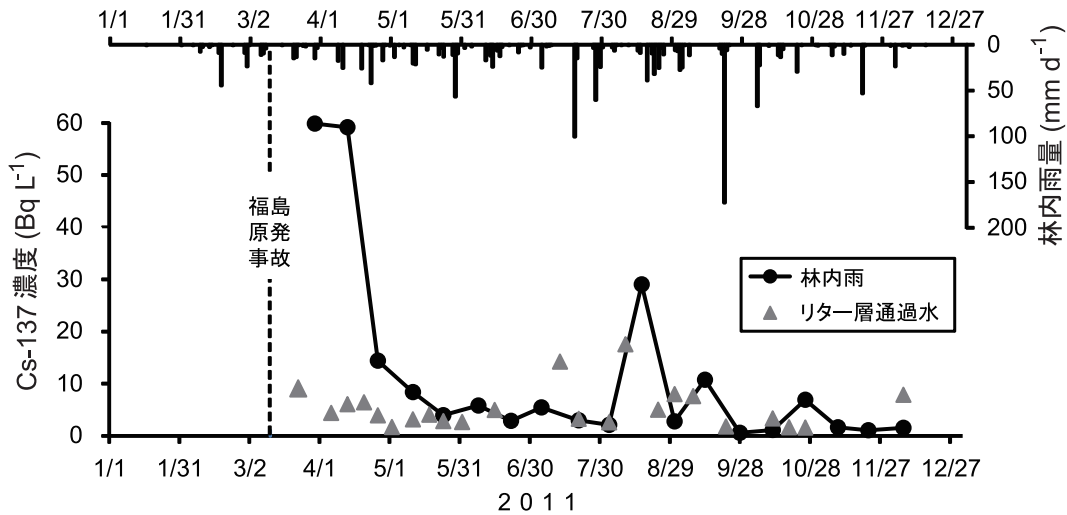


Fig. 3 桂試験地における 2011 年の林内雨およびリター層通過水中の Cs-137 濃度 (溶存態 + 懸濁態).

鉍質土壌中の放射性 Cs は、2012 年においても最も浅いサンプリング深度である 0 ~ 5 cm に大部分が存在しており、より深部への移行は限定的であった。つまり、放射性 Cs は鉍質土壌の最表層に保持されていると考えられた。その理由の一つに、層状粘土鉍物の層間の Cs を特異に固定する部位 (フレイドエッジサイト) の存在 (山口ら, 2012) が考えられる。ただし、Cs は単純な負荷電部位への吸着でも保持される。事故後の時間経過にともないどの保持メカニズムが卓越するようになったかを知るためには、さらに詳細な調査を要する。

3. 原発事故直後における水を介した放射性セシウムの動態

時間の経過にともない、森林内の放射性 Cs は樹冠からリター層、リター層から鉍質土壌層へと移動する。この動態において、水の移動にともなう放射性 Cs の移動は大きな役割を果たすと考えられ、チェルノブイリ原発事故由来の放射性 Cs に関する研究事例も多い (Bunzl et al., 1989; Tegen and Dörr, 1996; Rafferty et al., 2000)。福島第一原発事故後の日本国内においては、事故前から採取していた林内雨および樹幹流試料の放射能分析により、関東地方のスギ林及びヒノキ林において、降雨により流入した放射性 Cs の 6 割以上が一度樹冠に捕捉され、これが徐々にリリースされたことが明らかにされている (Kato et al., 2012)。また、関東地方の落葉広葉樹林では、リター層直下および深度 10 cm の鉍質土壌を水とともに移動する溶存態の放射性 Cs のフラックスが観測されており、気温の上昇する夏季にフラックスが増加する傾向が明らかにされている (Nakanishi et al., 2014)。

ここでは、筆者らが森林における物質循環機構解明のためのモニタリング調査で採取した林内雨、リター層通過水、土壌水、渓流水試料について放射性 Cs 濃度を測定した結果を示し、福島第一原発事故直後の森林における水を介した放射性 Cs の動態について議論する。

3.1 調査地と方法

試料は、茨城県城里町に位置する森林総合研究所桂試験地の源頭部小流域 (2.3 ha) で採取した。桂試験地は福島第一原発から 119 km 離れており、文部科学省による航空機モニタリングで推定される Cs-137 及び Cs-134 の合計沈着量 10 kBq m^{-2} 以下の地域にある。流域の表層地質は中古生層堆積岩、土壌は主に火山灰を母材とする褐色森林土である。植生は、斜面下部が 1965 年に植栽されたスギ人工林、斜面上部は落葉広葉樹の二次林である。

谷頭部のスギ林内において、ポリロートとポリタンクよりなる装置を用いて林内雨を採取し、これを 2 週間に 1 回収した。流域の末端に近い下部谷壁斜面において、テンションフリーライシメータを用いてリター層通過水を、ポラスプレートテンションライシメータ (釣田ら, 2005) を用いて深度 30 cm の土壌水を採取し、週に 1 回収した。流域末端の流量観測点の手前において週に 1 回渓流水を採取した。各試料は、もともとの目的である主要溶存成分の分析に供し、その残りを無ろ過の状態でもポリビンに入れ、室温約 4°C の冷蔵室で保管した。ここで示すデータは、この保管試料について Cs-137 濃度を測定したものである。

Cs-137 濃度の測定は、ゲルマニウム半導体検出器を用いて行った。保管試料の量は 15 mL ~ 280 mL と少量のため、一般に水の放射能分析に用いるマリネリ容器ではなく、U8 容器 (容積 100 mL)、又は容量約 400 mL のポリスチレン容器で測定した。測定値は試料採取日に合わせて減衰補正した。はじめに無ろ過の状態でも測定した。林内雨およびリター層通過水は、孔径 $0.45 \mu\text{m}$ のメンブレンフィルタでろ過して再度測定した。以下、フィルタを通過したろ液に含まれる Cs-137 を「溶存態」、フィルタ上に残る懸濁物に含まれる Cs-137 を「懸濁態」とする。なお、渓流水を除いて、原発事故後最初に採取した試料には事故前から採取容器に入っていた分が含まれている。林内雨については、転倒マス式雨量計による連続観測データがあるため、これを用いて事故後に降った分

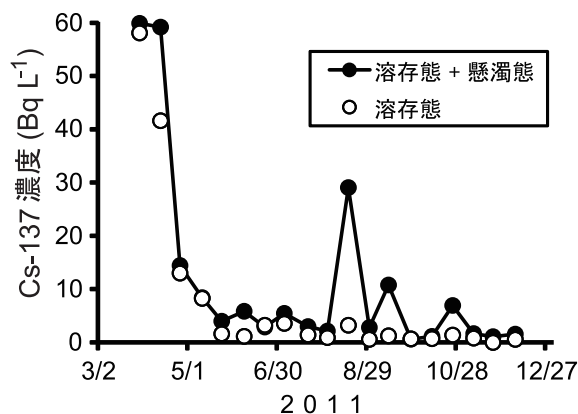


Fig. 4 桂試験地の林内雨中の Cs-137 における溶存態と懸濁態の寄与.

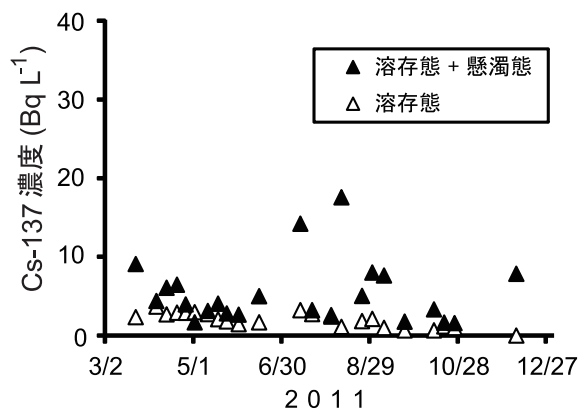


Fig. 5 桂試験地のリター層通過水中の Cs-137 における溶存態と懸濁態の寄与.

だけの濃度に補正した。また、採取量が少なく保管試料が無いものは放射能測定を行っていない。

3.2 水の Cs-137 濃度

福島原発事故後最初の試料は、2011年3月23日に回収したリター層通過水、土壌水、渓流水である。林内雨は3月30日に最初の試料を回収した。事故直後の林内雨には、約 60 Bq L^{-1} の Cs-137 が含まれていた (Fig. 3)。同じ期間に採取したリター層通過水の Cs-137 濃度は 10 Bq L^{-1} 未満であった。この差は、林内雨として地表に達した水に含まれる Cs-137 がリター層で捕捉されたことを示している。5～6月までに林内雨中の Cs-137 濃度は急激に低下してその後 5 Bq L^{-1} 前後で推移したが、8月にパルス状に約 30 Bq L^{-1} まで上昇することがあった。リター層通過水の Cs-137 濃度は5月までに緩やかに低下して 5 Bq L^{-1} 以下になったが、7月と8月にやはりパルス状に上昇することがあり、このときの Cs-137 濃度は事故直後を上回った。その後冬にかけて、林内雨、リター層通過水とも Cs-137 濃度は変動しつつ緩やかに低下した。

渓流水および深度 30 cm の土壌水については、事故後最初に採取した3月23日の試料からも Cs-137 は検出されなかった (検出下限 1 Bq L^{-1})。その後、6月までの試料の測定を行ったが、全ての試料で不検出であった。土壌中においては、Cs-137 の大部分が捕捉され、水とともに移動しにくい形態になったと考えられる。このこと

は、前章で紹介した、原発事故から1年以上経過しても鉍質土壌中では0～5 cm に Cs-137 のほとんどが保持されていたという調査結果とも対応する。

3.3 溶存態と懸濁態の寄与

林内雨およびリター層通過水には、肉眼で確認できる懸濁物が含まれていることが多かった。ろ過前後の測定値の比較から、懸濁物の寄与について検討する。ここでは、ろ過後の測定値を溶存態、ろ過前の測定値を溶存態と懸濁態の合計と考える。林内雨の場合、事故後最初に採取した試料ではろ過前後で Cs-137 濃度がほとんど変わらず、溶存態の割合が約10割であった (Fig. 4)。その後、溶存態の Cs-137 濃度は変動しつつ低下した。8月以降に見られる溶存態 + 懸濁態のパルス状の濃度上昇は、ほとんどが懸濁態の寄与によるものであった。リター層通過水についても、溶存態の濃度は 5 Bq L^{-1} 未満で緩やかに低下しており、溶存態 + 懸濁態の濃度上昇はほとんどが懸濁態の寄与によるものであった (Fig. 5)。

以上のように、林内雨およびリター層通過水として移動する Cs-137 について考える際には、溶存態に加えて懸濁態も考慮する必要がある。上に示したデータに関わる懸濁物の組成や発生源については現時点ではよく分かっていないが、夏期に増加する傾向があることから、樹冠やリター層における生物活動が関与していると推察される。

4. 森林からの放射性 Cs の流出

森林から流出する水は、下流において水道原水、農業用水として利用されるとともに、溪流や下流水域の生態系にも影響を与えている。そのため、流出する水に福島原発事故により放出された放射性物質が含まれているか、含まれている場合どの程度の濃度であるかは重要な問題である。冒頭でも触れたとおり、放射性ヨウ素は福島原発事故後、各地の浄水場において高濃度で検出されたが、放射性 Cs はほとんど不検出であった。先に述べた桂試験地の例でも、林内雨に Cs-137 が 60 Bq L^{-1} 含まれていた期間においても渓流水では不検出であった。これは放射性 Cs が土粒子に捕捉されやすいためと考えられる。ただし、不検出ではあるが検出下限以下の低濃度で流出している可能性はある。また、降雨により増水して土粒子等の懸濁物が流出する際には、それに保持されている放射性 Cs が一緒に流出することが考えられる。ここでは、特に後者のケースを確認するために、福島県の森林において森林総合研究所と福島県林業研究センターが合同で行った調査の結果 (篠宮ら, 2013) を紹介する。

4.1 調査地と方法

調査地は福島県郡山市にある福島県林業研究センター多田野試験林内の流域面積 1.2 ha の小流域に設定した。植生はスギ・ヒノキ人工林と落葉広葉樹林が混在している。表層地質は砂岩および凝灰岩であり、土壌は砂質な褐色森林土である。流域末端で渓流水の流量観測を

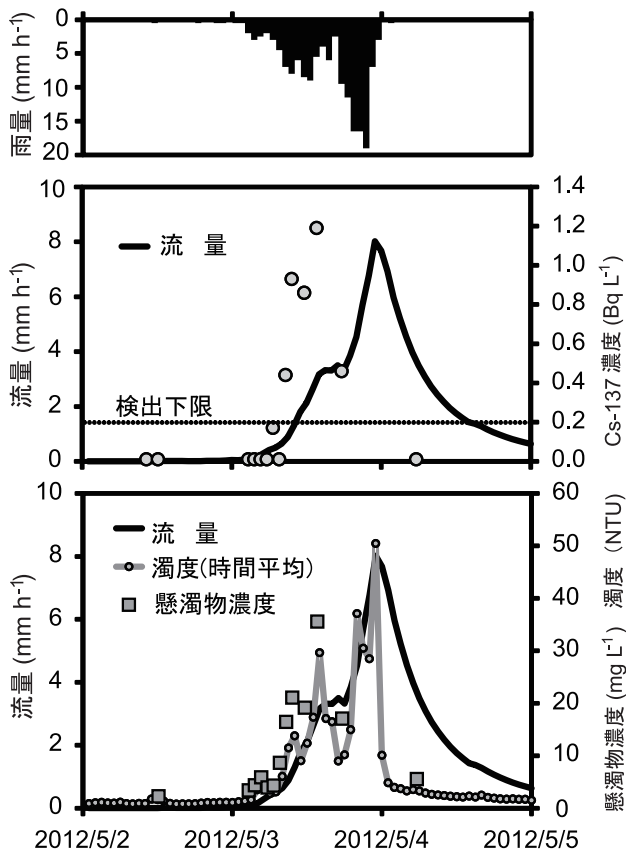


Fig. 6 多田野試験林のスギ・ヒノキ人工林における流量、濁度、懸濁物濃度、Cs-137 濃度の降雨にともなう変化 (篠宮ら (2013) を元で作成)。

行うとともに、自動採取装置で降雨時の渓流水を 2 L ずつ複数回採取した。また、濁度センサーにより 10 分間隔で濁度を自動記録した。加えて月に 1~2 回の頻度で無降雨時の水も採取した。試料は無ろ過のまま 2 L マリネリ容器に入れ、ゲルマニウム半導体検出器で Cs-137 濃度を測定した。その後、孔径 0.5 μm のガラス繊維ろ紙を用いてろ過し、懸濁物濃度を測定した。無ろ過で Cs-137 が検出された試料については、ろ過後再度測定した。

4.2 降雨と放射性 Cs 流出

無降雨時の渓流水からは放射性 Cs は検出されなかった (Cs-137 の検出下限は 0.5 Bq L^{-1} 、一部試料は 0.07 Bq L^{-1})。一方、降雨時に連続採取した試料には Cs-137 が検出されるものがあった。2012 年 5 月 3 日の総雨量 158 mm の降雨イベント時には、流量の増加とともに懸濁物が増加し、これに対応して Cs-137 濃度も上昇した (Fig. 6)。降雨終了後の流量が低減する過程では、まだ比較的流量が大きい時点で濁度、懸濁物濃度、Cs-137 濃度が低下した。降雨イベント時の Cs-137 が検出された試料をろ過したところ、濃度が大幅に低下し、ろ過前の 20% 以下の値になった。このことは、渓流水からの放射性 Cs の流出は主に懸濁物によるものであることを示している。以上のような放射性 Cs の流出の様式は、その後の降雨イベント時においても同様であった。

懸濁物濃度を表す濁度と Cs-137 濃度の間には明瞭な関係が認められた。そこで、自記記録による連続データが得られている濁度と流量のデータから観測期間中

(2012 年 3 月 20 日~12 月 11 日の 267 日間) の Cs-137 流出量を推定したところ、日雨量 5 mm 以上の出水時に 84% が流出したと計算された。また、年間の流出量は、航空機モニタリングによる現地の Cs 沈着量の約 0.3% と計算され、系外への流出は限定的であった。

放射性 Cs を運ぶ懸濁物には、鉱物粒子だけでなく有機物も混在している。鉱物粒子が保持している放射性 Cs は強く固定されていると考えられるため、これが流出しても溶存態になる可能性は低い。一方、有機物が放射性 Cs を保持している場合、流出後、分解の過程で放射性 Cs がリリースされて溶存態となる可能性がある。溶存態の放射性 Cs は、下流の水域生態系や農地での物質循環を通じて、水産物や農作物に蓄積する恐れがある。懸濁態有機物が放射性 Cs のキャリアとしてどの程度寄与しているか知ることは重要な課題である。

5. おわりに

福島原発事故により放出された放射性 Cs は、森林内において樹冠からリター層へ、リター層から鉱質土壌層へ刻々と移行している。この過程においても、系外への流出は限定的であった。量的に少ない森林からの放射性 Cs の流出は、懸濁態が主体であり、降雨による増水にもない増加した。森林内での水を介した放射性 Cs の移動、すなわち林内雨およびリター層通過水による移動でも、溶存態とともに懸濁態の寄与が重要であることが分かった。

今後、林内雨、リター層通過水、渓流水のいずれについても、溶存態と懸濁態を区別して Cs 移動量を求めるとともに、懸濁物の組成 (有機物/鉱物) を明らかにする必要がある。さらには、懸濁物から放射性 Cs が離脱して溶存態に変化するか、変化する場合どのような機構が働くのかを明らかにする必要がある。溶存態に関しては、土壌水、渓流水中の放射性 Cs 濃度は低く、通常の測定の検出限界に満たないことが多い。ただし、このことは移動量、流出量がゼロであることを意味しない。測定法を工夫して mBq L^{-1} レベルの測定値を得ることも課題である。ここでは取り上げなかったが、森林内の移行では、樹冠からのリターフォールも重要である (久留ら, 2013)。

さらに、溶存態、懸濁態の放射性 Cs 濃度を規定する要因、特に生物の関与を明らかにすることも重要である。例えば、リター層における有機物の分解では、微生物の作用により無機化されて成分が溶け出る過程の前に、土壌動物がリターを破砕する過程がある。また、樹冠では夏季には昆虫類が葉を摂食して多量の糞を排出しているであろう。このような過程は懸濁物の生成に関与していると予想されるが、その解明には新しい手法による取り組みが必要になる。

福島原発事故から 3 年が経過したが、Cs-137 が半減期を迎えるにはさらに 27 年を要する。原発事故により森林に何が起きたのか、起きているのか、これを明らかに

して現在の対策に役立てるとともに、長期的なモニタリングに基づく記録を後世に伝えなければならない。そこでは分野を超えた連携が望まれる。

謝辞

本解説をまとめるにあたり、森林総合研究所の高橋正通氏、金子真司氏、坪山良夫氏、篠宮佳樹氏からご助言をいただいた。放射性 Cs の分析では、森林総合研究所の赤間亮夫氏、池田重人氏にご協力いただいた。

なお、第3章のデータの一部は、農林水産省農林水産技術会議委託プロジェクト「森林内の放射性物質に由来する影響を低減させる技術の開発」によって取得した。

ここに記して謝意を表す。

引用文献

- Bunzl, K., Schimmack, W., Kreutzer, K. and 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.
- Hashimoto, S., Ugawa, S., Nanko, K. and Shich, K. (2012): The total amounts of radioactively contaminated materials in forests in Fukushima, Japan. *Scientific Reports*, 2: 416, doi: 10.1038/srep00416.
- 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(5): 267–274.
- IAEA(2006): Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience. Reports of the Chernobyl forum experts group 'Environment', Radiological Assessment Reports Series.
- 金子真司 (2012): 森林における放射能汚染調査. *森林科学*, 65: 35–38.
- Kato, H., Onda, Y. and Gomi, T. (2012): Interception of the Fukushima reactor accident-derived ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{131}I by coniferous forest canopies. *Geophysical Res. Letters*, 39: L20403, doi: 10.1029/2012GL052928.
- 文部科学省 (2011): 放射線量等分布マップ. <http://ramap.jaea.go.jp/map/>(確認 2014/1/10)
- Nakanishi, T., Matsunaga, T., Koarashi, J. and Atarashi-Andoh, M. (2014): ^{137}Cs vertical migration in a deciduous forest soil following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J. Environ. Radioactivity*, 128: 9–14, doi: 10.1016/j.envrad.2013.10.019.
- 農林水産省 (2013): (別添) 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について. <http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/kenho/pdf/130329-01.pdf> (確認 2014/1/31)
- Rafferty, B., Brennan, B., Dawson, D. and Dowding, D. (2000): Mechanisms of ^{137}Cs migration in coniferous forest soils. *J. Environ. Radioactivity*, 48: 131–143.
- Reimann, C. and de Caritat, P. (1998): Chemical elements in the environment: factsheets for the geochemist and environmental scientist. pp.100–103, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- 篠宮佳樹, 玉井幸治, 小林政広, 大貫靖浩, 清水貴範, 飯田真一, 延廣竜彦, 澤野真治, 坪山良夫, 蛭田利秀 (2013): 森林からの流出水に含まれる放射性物質の動態. *関東森林研究*, 64: 53–56.
- Tegen, I. and Dörr, H. (1996): mobilization of cesium in organic rich soils: Correlation with production of dissolved organic carbon. *Water, Air, and Soil Pollution*, 88: 133–144.
- 塚田祥文, 鳥山和伸, 山口紀子, 武田 晃, 中尾 淳, 原田久富美, 高橋知之, 山上 睦, 小林大輔, 吉田 聡, 杉山英男, 柴田 尚 (2011): 土壌-植物系における放射性核種の挙動. *土壌肥科学雑誌*, 82: 408–418.
- 釣田竜也, 吉永秀一郎, 阿部俊夫 (2005): ポーラスプレート・テンションライシメータ法による土壌水の年移動量の測定. *土壌の物理性*, 101: 51–56.
- Winkelbauer, J., Volkel, J., Leopold, M., Hurkamp, K. and Dehos, R. (2012): The vertical distribution of Cs-137 in Bavarian forest soils. *Eur. J. Forest Res.*, 131: 1585–1599. doi: 10.1007/s10342-012-0626-5.
- 山口紀子, 高田裕介, 林健太郎, 石川 覚, 倉俣正人, 江口定夫, 吉川省子, 坂口 敦, 朝田 景, 和穎朗太, 牧野知之, 赤羽幾子, 平館俊太郎 (2012): 土壌-植物系における放射性セシウムの挙動とその変動要因. *農業環境技術研究所報告*, 31: 75–129.

要 旨

東京電力福島第一原発事故により広範囲の森林が放射能汚染された。長期的な影響が懸念される放射性セシウム (Cs) は、森林においては事故から約5ヶ月後の2011年8～9月には大部分が樹冠またはリター層に分布していたが、その後1年経過する間に移行し、鉍質土壌に存在する割合が増加した。事故直後の林内雨中の放射性 Cs は大部分が溶存態であった。林内雨およびリター層通過水中の放射性 Cs 濃度は時間の経過とともに低下したが、夏季に上昇することがあり、このときは懸濁態の寄与が大きくなった。森林からの放射性 Cs の流出は、降雨により増水して懸濁物濃度が上昇すると増加した。流出水中の放射性 Cs の大部分は懸濁態であった。2012年3月からの9ヶ月間における森林からの放射性 Cs の流出量は、流域の沈着量の0.3%と推定された。

キーワード：森林, 放射性セシウム, 移行, 土壌, 水