

課題名 4ZD-1202 上流域水系ネットワークにおける森林-溪流生態系の放射性物質移動と生物濃縮の評価

課題代表者名 五味 高志（国立大学法人東京農工大学 農学研究院 准教授）

研究実施期間 平成24～26年度

累計予算額 71,488千円（うち26年度13,488千円）

予算額は、間接経費を含む。

本研究のキーワード 放射性セシウム動態、流域生態系、森林、溪流環境、食物網、有機物動態、生物蓄積、流出

研究体制

- (1) 森林水系ネットワークにおける放射性物質の移動量の把握（国立大学法人東京農工大学）
- (2) 森林陸域生態系の物質循環と放射性核種の蓄積（国立大学法人東京農工大学）
- (3) 放射性核種の蓄積量と流域空間分布（国立大学法人東京大学）
- (4) 生息環境及び生物体内における放射性物質量の把握（国立大学法人北海道大学）
- (5) 生態系構造の解明と生物濃縮の評価（国立大学法人北海道大学）

研究概要

1. はじめに

福島第一原子力発電所事故による放射性物質の大気放出後、福島県や栃木県、群馬県、埼玉県の関東平野辺縁部に、除染対象となる高汚染地域が広く確認された。これらの地域は、森林地域であるとともに、水資源管理上も重要な地域である。森林に降下している放射性物質は落葉及び土壌の分解プロセスを経て土壌へ吸着し、水系網内での移動と蓄積により、森林地域から下流への移動とともに、その移動過程で生態系での濃縮や農林産物への取り込みが進むと予想される。さらに、放射性物質はその核種によって、環境中での異なる移動や蓄積のプロセスが考えられる。セシウム137や134は、河畔沿いの木本や草本類への蓄積が予想される。環境中の放射性セシウム137は細粒土壌に吸着し河川流路内や貯水池における泥に溜まる傾向があり、水生生物などの河川の生物相にも生物濃縮が予想される。

しかし、現在の放射性物質汚染に関する調査研究では、「森林域」や「水域」が個別に取り扱われている。河川、貯水池などにおける水や土壌の移動を考慮した流域放射線空間分布図を作成し、放射性物質の移動量や蓄積量を把握する必要がある。このような視点での研究は、チェルノブイリ原発事故後の事例でも少ない。そこで、本研究では放射性物質の降下量が多く緊急対応の必要となる森林と水系生態系における放射性物質の移動、滞留、生物濃縮プロセスを解明することを目的とした。また、今後30年程度継続すると予想される水系ネットワークを通して放射性物質の移動プロセスと蓄積箇所を特定するとともに、生態系への生物濃縮の評価を行った。流域水系ネットワークでは、水系網を通した放射性セシウムの移動、森林生態系と溪流生態系の相互作用、食物網を通した放射性物質の移動などが重要であることから、流域生態系における放射性物質の動態を網羅的に理解していく。また、放射性物質の動態に関する各種データの集積は、内水面漁業などの値域産業復興ならびに放射性物質除去技術の早期確立に向けた基礎データとなっていく。

2. 研究開発目的

本研究では、以下の点を明らかにすることで、今後の生態系保全や対策に必要となる生物相への影響を評価するとともに、将来予測に必要となる森林流域放射性物質移動モデルや生物濃縮評価モデルの開発のためのパラメータを提供することを目的とした。これにより、内水面漁業をはじめとした地域産業の復興並びに放射性物質による森林流域生態系及び森林水系網の汚染を除去する環境修復技術の早期確立に寄与する見込みである（図1）。

(1) 福島県及び関東辺縁部の森林流域における物質の移動の解明：上流域を構成する森林、溪流への放射性核種の蓄積量、流路を通して下流域へ移動流出する放射性核種量を特定する。

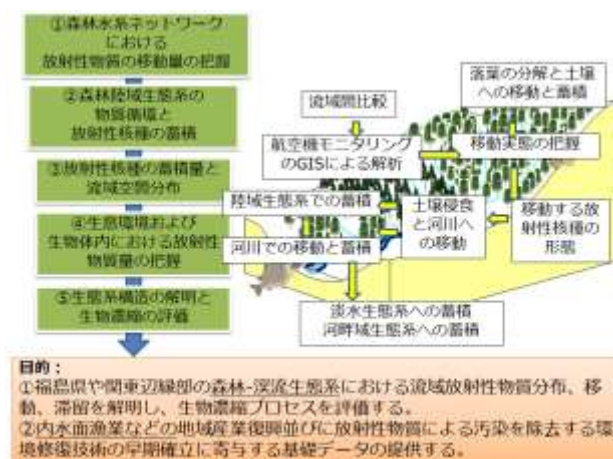


図1 研究の流れ、体制と目的

(2)森林流域生態系の生物相への放射性物質の蓄積の解明:森林や森林溪流の生物相への放射性物質の蓄積量と放射性核種を特定する。

(3)森林流域生態系の食物連鎖網と生物濃縮プロセスの解明:森林の陸域および水域における放射性物質が蓄積する箇所を特定し、水・有機物・土砂における放射性物質の移動・蓄積プロセスを考慮した食物網における生物濃縮を評価する。

また、被災地への復興と寄与については、常に地域と連携した、「現場立脚型」の視点で進める必要があることから、本研究では、研究を進める初期段階から積極的に地域連携を進め、地域の産業復興や地域資源管理の情報として活用し得る研究成果を提供することも目的として進めた。

3. 研究開発の方法

(1)森林水系ネットワークにおける放射性物質の移動量の把握

福島県二本松市大沢川流域および群馬県みどり市FM大谷山において試料採取を行い、放射性核種濃度の分析を行った。大沢川流域は、口太山を源流とした花崗岩の流域面積1.7km²の流域である。年降水量は1320mm、年平均気温は9.4℃である。流域上流部は、コナラなどの広葉樹林、下流部はスギ・ヒノキ人工林である。大谷山流域は、東京農工大FM大谷山・草木に属し、群馬県東北のみどり市、渡良瀬川の右岸に位置する。9割がスギ・ヒノキの人工林である。年降水量は1425mmである。基岩は秩父古成層に属する。

流域内の森林、溪流、貯水池、砂防ダムなどのCs-137蓄積量を把握し、流出有機物や浮遊土砂の放射性セシウム濃度を特定した。そのために、尾根部や森林斜面で土壌コアサンプルや落葉を採取した。渓床堆積物は、瀬と淵の底質を採取し、各粒度の放射性核種分析を行った。溪流には積算浮遊土サンプラーを設置し、流下懸濁体物質と放射性核種濃度を分析した。福島県大沢川では、砂防ダム上流河床土砂、堆積土砂、下流河床土砂でも浮遊土砂サンプラーを設置した。試料は、ガンマ線スペクトロメリーによる核種特定を行った。土壌サンプルは、粒度分析(レーザー回折式:SALD2300)も行った。これらのデータから、流出放射性セシウムの生産源特定のため、トレーサを用いた生産源推定手法を行った。溪流内のスギ落葉からの溶脱と分解によるCs-137の流出速度評価を目的とした、室内実験とリターバッグ実験を行った。溪流内にリターバッグ(金網:目あい13mm、落葉:約100g)を合計24個設置した。設置後、75、150、250日に回収した。また、4、15日後に回収する短期実験も行った。回収リターのCs-137濃度を測定した。

土壌中の移動可能なCs-137の分画を行うために、福島県二本松市内の畑、水田、森林の21地点から土壌を採取した。試料は室内で2週間程度風乾し、その後、2mmのふるいを通し、礫や植物残渣などを除去した。水溶性画分(蒸留水抽出)、イオン交換態画分(酢酸アンモニウム溶液抽出)、有機物態画分(過酸化水素水溶液抽出)、残渣画分に分離した。pH、陽イオン交換容量、全炭素量、全窒素量の分析を行い、画分結果と相関分析を行った。

(2)森林陸域生態系の物質循環と放射性核種の蓄積

福島県二本松市東和地域のスギ、アカマツ、ナラ林の各3か所に試験区を設置した。森林林床のA0層、表層土壌(0-5、5-10、50-100mm深)を採取し、放射性Cs分析を行った。落葉など有機物移動に伴う放射性Cs動態は、リタートラップに及び林床で斜面方向への斜面移動落葉トラップを設置した。A0層直下に、2mm網目を通った有機物をトラップするガラス・ビーズを詰めたコアを設置し、有機物分解(物理的粉碎)による垂直移動にともなう放射性Cs動態を観測した。スギ人工林と落葉広葉樹二次林に小流域観測点を設定し、微地形、毎木調査、立木位置及び数m毎の林床と高さ1m地点放射線量率を測定した。前述の移動落葉、細粒有機物、及び垂直移動有機物トラップなども併せて設置した。2013年3月に福島のコナラ・クヌギ林で伐採・萌芽更新の試験地を設けた。この試験地では落葉除去などの除染試験を行ったが、当年に萌芽更新した萌芽枝(2013年10月採取)にも放射性Cs濃度が検出された。無処理の萌芽更新試験地において2014年9月に萌芽枝の成長と放射性Cs濃度の継続調査を実施した。さらに、単位面積当たりのコナラ・クヌギ萌芽枝への土壌からの移行係数を算出し、耕作放棄地試験地における草本群落及びヤナギの移行係数と比較検討した。

斜面から溪流へのCs-137の移動を評価するために、移動式小型人工降雨装置及び圃場プロット型人工降雨装置(PRRS-P)を使用し散水試験と土壌流亡量及びCs-137移動量の評価を行った。降雨強度50mm/hrで1時間散水を行い、10分毎に2Lの流出水を採取した。採取した水はガラス繊維フィルター(GF/B:粒子保持機能1.0μm)でろ過後、放射性セシウムを分析した。

(3)放射性核種の蓄積量と流域空間分布

福島県から関東辺縁部における森林流域内の放射性物質蓄積量と流域からの流出を評価するために、サブ・グループ①で実施している福島と群馬の観測点に加えて、4カ所の流域で観測を行った。東京農工大学FM唐沢山は、標高が90~290mであり、平均降水量1244mm、平均気温13℃である。流域は20年生から50年生の

スギ・ヒノキが優占し、観測期間中に、本数間伐率で50%の列状間伐と点状間伐が実施された。東大秩父演習林の流域は、尾根部の乾性な立地にツガの優占する針葉樹林が、山腹斜面の適潤な立地にイヌブナやブナ、谷沿いあるいは凹地形の湿潤な立地にシオジ、サワグルミなどの落葉広葉樹林が分布している。丹沢大洞沢流域(流域5~7ha)は、年平均気温は11°C、年平均降水量は2189 mm である。基岩は風化堆積岩で、シカ食害の影響により河道沿いは40°以上の裸地斜面が分布している。東大樹芸研究所青野地区は、新第三紀中新統の白浜層群からなる褐色森林土に覆われている。平均気温が15°C、年降水量は2270mmである。50%が人工林である。各調査地では、既往の流量観測施設があり流量モニタリングが行われていたことから、浮遊土砂サンプラーを新設した。また、ArcGISを用いて文部科学省航空機モニタリングのエリア内(福島県、群馬県、栃木県、埼玉県、神奈川県、静岡県)に位置する調査地の空間線量率、放射性セシウム(Bq/m²)の空間分布特性を評価した。福島県、群馬県、栃木県のサイトについて、流域への降水量に対するCs-137流出量を算出した。懸濁体は、浮遊土砂サンプラーに捕捉された、有機及び無機成分を含むものとし、一定期間の浮遊物質の総流出量を算出し、その結果に対して、Cs-137の総流出量を算出した。この計算結果と降水量(インベントリーによる推定値)から流出割合を計算した。

(4) 生息環境及び生物体内における放射性物質量の把握

森林域における動物類の現存量及びそれらの群集構造を把握するために、ピットフォールトラップを設置した。Cs-137濃度及び炭素・窒素安定同位体比分析サンプルを得るために、ベイトトラップ、ビーティング法による採集を行った。ビーティング法は、調査区内の河畔植生の枝を叩き、落下する動物を採集した。カエル類、サワガニや造網性クモ類は、適宜捕獲した。森林域から渓流域へのリターフォール量を把握するために、リターフォールトラップ(直径50cm)を2012年8月から溪岸に5か所設置し、おおよそヶ月毎に回収した。溪流内では、流下する粒状有機物量を把握するために、ドリフトネット(25×25cm、目合い250μm)を設置した。ドリフトネットサンプリングでは、溪流調査区内の5か所に1時間ドリフトネットを設置し、流下物の採集を行った。

渓流域における底生動物群集構造を把握するために、サーバーネット(25×25cm、目合い250μm)を用いて瀬と淵5か所から底生動物の採集を行った。その際、流速、水深、水温、DO、pH、EC、河床構造も記録した。Cs-137濃度及び炭素・窒素安定同位体比分析サンプルを得るために、Dフレームネットなどを用いて採集した。イワナは、体長が異なる個体4~8匹を分析サンプルとして持ち帰った。林床への落下昆虫などの動物類のインプット量を把握するために、パントラップを林床5か所に設置し、一週間放置した。森林域・渓流域の生物サンプルは、実体顕微鏡下で可能な限り下位の分類群まで同定し、個体数と乾燥重量を測定した。放射能測定用100mlプラスチック容器の底面を満たせる程度採取できたものについて、Cs-137濃度分析用サンプルとした。

(5) 生態系構造の解明と生物濃縮の評価

サブ・グループ④で得られた生物サンプルについて、炭素・窒素安定同位体比($\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$)の分析を行った。分析には、元素分析/同位体比質量分析計(Finnigan MAT社製、MAT252)を用いた。有機物及び動物のCs-137濃度(n=128)に、生態系の種類(森林生態系、溪流生態系)、栄養段階($\delta^{15}\text{N}$ 値)、季節の影響を検証するために一般化線形モデル(GLM)を構築した。GLM中の $\delta^{15}\text{N}$ 値は、それぞれの有機物や動物分類群について3~6回繰り返しで得た $\delta^{15}\text{N}$ 値の平均値を用いた。応答変数は正規分布に従うと仮定し、リンク関数はidentityとした。統計解析は、R3.0.2(R Development Core Team, 2013)を用いた。

福島県二本松市大沢川で得られた研究結果の一般性を確認するために、飯舘村で放射性セシウム降水量の異なる4カ所の森林流域を対象とした広域観測を2014年8月に行った。各流域において、林床と河床のスギリターの採取、代表生物としてモンカゲロウとイワナ(もしくはヤマメ)を採取した。これらのサンプルについては、安定同位体比分析及び放射性核種分析を行った。

4. 結果及び考察

(1) 森林水系ネットワークにおける放射性物質の移動量の把握

①リター供給から溪流での流出: リターフォール量は、年間240~35g/m²であった。溪流周辺の土壌及び落葉では、スギを中心とした落葉層が最も高く、A0層下部が次いで高かった。溪流内の有機物は、林床の有機物よりCs-137濃度が低い傾向がみられた(図2)。林床のCs-137濃度は、季節的な減少傾向が見られるものの、溪流内リターは、その傾向は顕著ではなかった。

リターバッグ実験から、瀬と淵ともに、設置後の時間経過に伴い、Cs-137濃度が減少した。0~4日に30~40%減少した(図3)。重量は、150日後に30~50%の残存重量であった。溪流への流

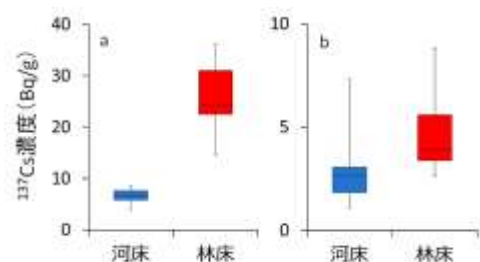


図2 (a)大沢川と(b)FM大谷山の林床と河床のスギリターのCs-137濃度

入後の初期に、4～5割のCs-137流出は溶脱によるものと考えられた。同様に、室内実験においても同族アルカリ金属のカリウムと同様にCs-137の溶脱が確認できた。

河床の堆積土砂では細粒土砂成分のCs-137量が多かった。浮遊土砂流出は、Cs-137の降下量を反映して、福島県のサイトが群馬県のサイトの4倍であった。観測地点とダム上流部における流下物に含まれる放射性核種は10000Bq/kg以上であった。降雨量が大きくなるほど、Cs-137濃度が高くなる傾向が見られた。大沢川流域末端部に位置する、砂防ダムの下流部では、その半分程度になっていた。砂防ダムにおける懸濁体物質の蓄積が下流への汚染物質を緩衝する効果があると考えられた。

溪流の流出物質の供給源を明らかにするため、浮遊土砂、河床堆積物、斜面、林道、尾根（リファレンスサイト）の表層土壌を採取し、Cs-137濃度や有機物含量を調べた。表土の有機物中のCs濃度を明らかにするため、尾根表土から異なる有機物含量の土壌試料を調製し、有機物含量とCs濃度との関係を調べたところ、Cs濃度は有機物含量に対して増加傾向を示し、ロジスティック曲線によって近似できた（図4）。ロジスティック曲線の特性から、表土有機物分、鉱物分のCs濃度を推定できた。流域土砂の潜在的な生産源を表土と土壌母材（土壌深部）の鉱物分及び有機物分の4区分とし、流域の生産源寄与を推定したところ、懸濁体は表土の鉱物分及び有機物分の寄与が高く、河床堆積物はほとんどが土壌深部の鉱物分から供給されたものと推定された。流域斜面の表土に蓄積されたCs-137が、鉱物分や有機物分に吸着された形で河川に供給され、浮遊土砂として流域外に流出する一方、溪流内に滞留するものは少ないことを示唆していた。

②土壌分画による可動放射性セシウムの評価：畑土壌の水溶性画分は1～3%、交換態画分も1～5%であった。有機物態画分は7～22%であった。水田土壌の水溶性画分は抽出されないものの、交換態画分は1～7%であった。森林土壌の交換態画分は6～33%で最も高くなっていた。森林土壌の逐次抽出試験結果においても、交換態画分と有機物態画分割合が多く、森林土壌内では畑土壌、水田土壌と比較し、移行しやすいCs-137が多く存在していると考えられた。

画分間の相関分析では、有機物態画分と残渣画分の間には有意ではないが負の相関関係が見られ、有機物態画分のCs-137は残渣画分へ移行していく関係、あるいは互いに阻害しあう関係にあると考えられた。画分と土壌特性間の相関分析では、交換態画分とシルト含量の間に有意な正の相関関係が見られた。水溶性画分、残渣画分と土壌pH値の間には、有意な負の相関関係が見られた。森林土壌では腐植や土壌有機物量が多かったことから、pH値が高いほど有機物のもつカルボキシル基にCs-137が多く保持されたと考えられた。

（2）森林陸域生態系の物質循環と放射性核種の蓄積

①落葉から土壌へのCs-137移行：林床の放射線量率の経年変化は減少傾向にあり、ナラ林・マツ林がスギ林よりも減少率が高かった。また、放射性Cs-137の物理的自然崩壊率と比べ、里山の傾斜が緩いスギ林を除き減少率が大きかった。同様の傾向は、林床と鉱物質土壌表層の放射性Cs沈着量の推移でもみられ、放射性Csが斜面方向に移動することで、減少率が高くなっていることが示唆された（図5）。

リターフォールとして林床に供給される有機物は、落葉期である秋に多かった。林床で斜面方向に移動するリターもリターフォールの多い秋に多くなり、かつそのピークはリターフォールピークより1か月遅れでみられた。樹種間ではナラ林＞マツ林＞スギ林の順に側方移動が多く、斜面傾斜が大きいほど高くなる傾向がみられた。スギの

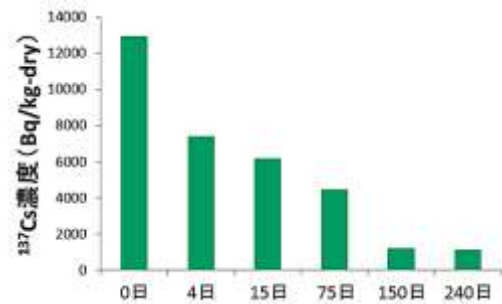


図3 河床リターバッグ内の平均スギリターCs-137濃度の変化

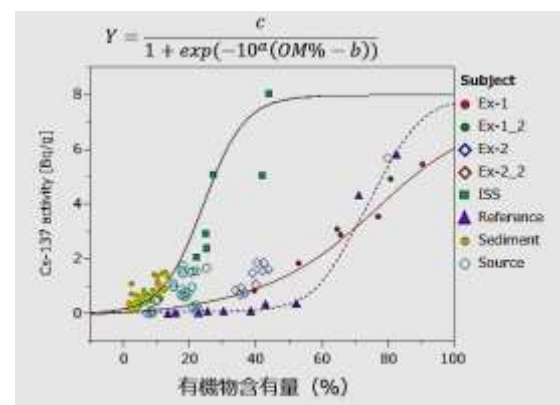


図4 有機物含量とCs-137濃度の関係

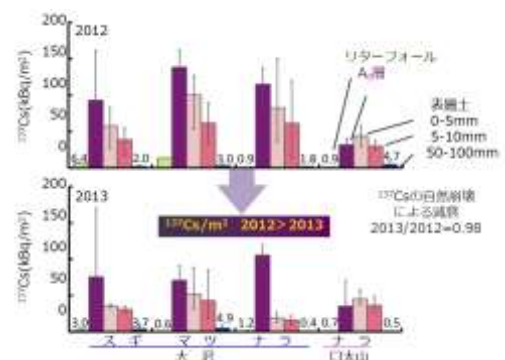


図5 林床のCs-137沈着量の推移 (2012-2013)

落葉は、小枝部分とともに落ちるため、その形状から移動しにくいことから、傾斜が緩い立地に植栽されているスギ林では、林床リターの側方移動が起きにくいと放射線量率が自然崩壊率と同程度であり、その他の林分ではリターの側方移動が林床の放射線量率の自然崩壊率以上の低下をもたらしているものと推察された。

林床における鉛直方向の放射性Csの移動と蓄積では、放射性Cs濃度は細粒(2mm以下)の画分で高く、鉱物質土層へはこの細粒画分の有機物とともに移動していると考えられた。しかし、放射性Csの面積当りの蓄積量は、A0層のF3からF4画分に多く保たれていた(図6)。スギ人工林に設置した微小流域試験地におけるA0層厚と林床の放射線量率の分布は、谷筋でA0層厚の比較的厚い場所で放射性線量率が高く、有機物(リター)の移動と蓄積によるホットスポットの形成が示唆される。ナラ萌芽試験地の萌芽は、土壌深さ0-10cmとの比から単位面積当たりの移行係数(面積TF)を求めたところ0.024~0.029となった。同様に耕作放棄地試験地において、地上部植生と土壌深さ0-20cmの放射性Cs量から求めた面積TFは、0.0001から0.001であった。

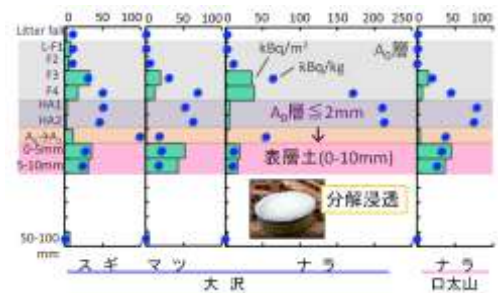


図6 鉛直方向の有機物のCs-137 沈着量(kBq)

②土壌流亡に伴うCs-137移動: 圃場プロット型人工降雨装置を使用し福島県二本松市の2か所で現場試験を行った。表面流出水の流出率は50~92%であった。流出土壌中のセシウム濃度は1115~5552Bq/kgで、畑地土壌中の蓄積量より高くなっていた。また、時間推移はプロットごとに異なっていた。いくつかのプロットで初期の流出土壌中のセシウム濃度が時間とともに低下する傾向が見られた。流出している放射性セシウム量はプロットの存在量により約2倍の違いがあった。また、降雨水の流出量及び土壌流出量が大きいほど、放射性セシウム濃度が高くかつ有機物含有量も高くなっていた。この傾向は、移動式小型人工降雨装置(PRRS-M)による室内実験でも同様の結果が得られた。

(3)放射性核種の蓄積量と流域空間分布

各地域における第3次航空機調査による空間線量データ及びCs-134とCs-137合計値は、福島県二本松市で最も高く、群馬県サイトがこれに次ぐ値であった(図6)。各流域ともに、流域上部で標高が高い箇所では蓄積量が高くなる傾向が見られた。懸濁体の放射性セシウム濃度も流域降水量に対応していた。福島県における浮遊土砂流出に占める放射性セシウム濃度が最も高く、静岡県東大樹芸研で最も低い値となった。ただし、空間分布では、東大秩演習林の流域が、栃木県のFM唐沢山と比較すると高いものの、流出懸濁体に含まれるセシウム濃度は、栃木県のFM唐沢山で高い値を示していた。これは、栃木県の流域で森林間伐を行う土壌攪乱によって流出Cs濃度が上昇したためと考えられた。

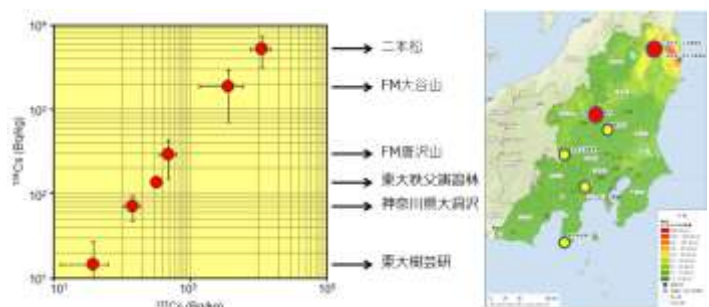


図7 各流域の流出懸濁体に含まれるCs-137とCs-134

各流域の降水量に対する流出率では、既往報告とほぼ同じ0.02~0.13%と試算された。しかし、FM唐沢山のように間伐施業を行った流域では、1.65%と高い傾向が見られた。間伐施業による作業道設置や斜面や林道面の攪乱などによる土砂移動が発生し、流出率が増加したと考えられた。また、丹沢大洞沢流域では、シカの食害による林床植生の衰退とともに、土壌侵食が河川周辺斜面において顕在化している。このような流域特性によって、流出率が変化することが考えられた。

(4)生息環境及び生物体内における放射性物質量の把握

森林・溪流生態系を構成する動物種については、各採取日において様々な放射性セシウム濃度の動物種が存在することが明らかとなり、種ごとの放射性セシウムの蓄積様式が異なった。季節間の経時変化は見られなかった。森林と溪流のリター、土壌有機物、粒状有機物を含めた有機物のCs-137濃度では、森林よりも溪流で低いことが明らかになった。これらは、サブ・グループ①の結果と一致した。さらに、森林と溪流の生物では、森林よりも溪流でCs-137濃度が有意に低いことが明らかとなった。以上のように、溪流における有機物からの放射性セシウムの溶脱が、溪流生物の放射性セシウム濃度を下げる要因となることを示唆している(図

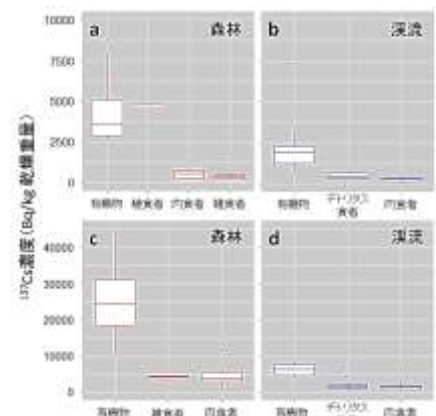


図8 有機物・動物のCs-137濃度

8)。

森林と溪流で得られた動物を食性ごとに分けて放射性セシウム濃度を見たところ、Cs-137 濃度の有意な違いは認められず、植生に応じた Cs-137 蓄積量の変化は生じにくいことが推察された。また、溪流内の河床土砂に蓄積した放射性セシウム量を見てみると、瀬と淵どちらでも粒径が小さい土砂ほど Cs-137 濃度が高いことが明らかとなった。そこで、瀬と淵それぞれに選好して生息する底生動物の放射性セシウム濃度を比較してみたところ、淵を好む底生動物で有意に Cs-137 濃度が高くなることが判明した。したがって、生息地における放射性セシウム蓄積量は餌資源の汚染とともに、生物への Cs-137 蓄積量を決定する重要な要因となると考えられた。

イワナの Cs-137 濃度は、体長が大きくなるにしたがって、大きくなることが判明した。体長と固有代謝率との関係に注目すると、体長が大きくなるにしたがって、固有代謝率は小さくなることから、大きい個体になるにしたがって、イワナの固有代謝率が低下し、放射性セシウムの排出率が下がるために、大きな個体ほど放射性セシウム濃度が高くなることが考えられた。一方、季節ごとにイワナの固有代謝率に注目すると、水温の高い8月でも最も高く、水温が低い2月で最も低かった。このように、イワナの固有代謝率は明瞭な季節変化をもっているにもかかわらず、固有代謝率とイワナの Cs-137 濃度の負の相関は、群馬のサイトのみで検出され、福島の大沢川では検出されなかった。イワナの Cs-137 濃度を決定する要因は、固有代謝率だけでなく、餌資源の Cs-137 蓄積量を詳細に把握することが重要であることが解った。

(5)生態系構造の解明と生物濃縮の評価

有機物、生物サンプルの炭素・窒素安定同位体比をそれぞれの調査日ごとに $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ グラフ上にプロットした(図9)。森林域・渓流域のほとんどの動物は、スグリターの右上方向にプロットされていた。このことから、福島と群馬の調査地では、森林・溪流生態系食物網構造は、スグリターを起点としたものが主要であると考えられた。福島の大沢川流域の全調査日で得られたスグリター、土壌有機物、CPOM、FPOM、デトリタス食者、肉食者の炭素・窒素安定同位体比からスグリターに由来する腐食連鎖によって形成される食物網が森林と溪流に存在することがわかった。安定同位体比と動物の放射性セシウム濃度の関係からは、栄養段階が増加するにしたがって放射性セシウム濃度が低下していることが判明した(図10)。生物濃縮について食物連鎖を介して栄養段階の低次の生物から高次の生物へ放射性セシウムが濃縮されていく現象と定義すると、震災後3年を経た時点では生物濃縮を支持する傾向は確認できなかった。ただし、時間とともに高次の生物への蓄積が卓越する可能性があるため、今後も生物濃縮の有無に注意しながらモニタリングしていく必要があると考えられた。

これらの傾向を、飯舘村から二本松までの降下量の異なる地域で比較したところ、すべてのサイトにおいて、リターの炭素値に対して、消費者の値が右上がりになり並ぶ共通の傾向が示された。このことから、リターをエネルギー基盤とした腐食系食物網がすべてのサイトで共通していた。しかし、落葉などの有機物の Cs-137 濃度は降下量が高い地域では、高くなる傾向が見られるものの、生物の Cs-137 蓄積量には大きな違いが見られなかった(図11)。すなわち、地域毎の降下量などを指標とする汚染度の指標は、水生生物の汚染度とは一致しないことがわかった。これらについても、今後の広域モニタリングの継続により、各栄養段階の動物の放射性セシウム濃度を注意深く観測していく必要がある。

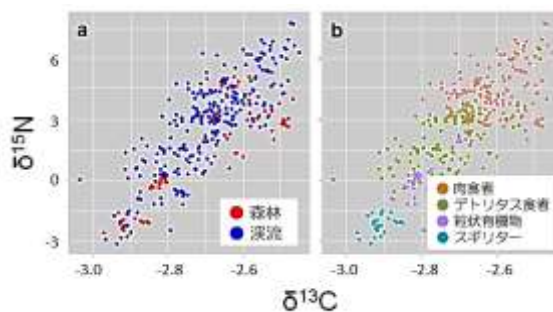


図9 大沢川のリター、土壌有機物、粒状有機物、デトリタス食者、肉食者の炭素・窒素安定同位体比。(a)陸域と水域、(b)はスグリター、粒状有機物、デトリタス食者、肉食者の区分

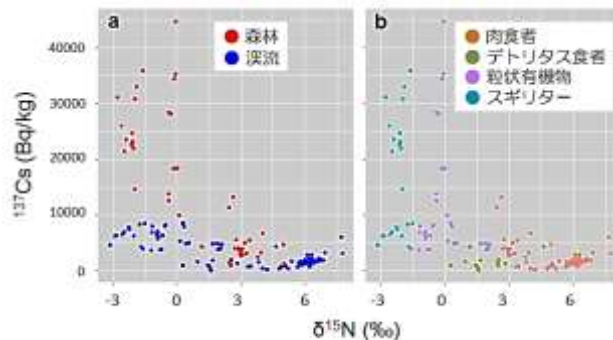


図10 窒素安定同位体比と放射性セシウム (^{137}Cs) 濃度の関係。(a)森林・溪流生態系、(b)スグリター、粒状有機物、デトリタス食者、肉食者の区分

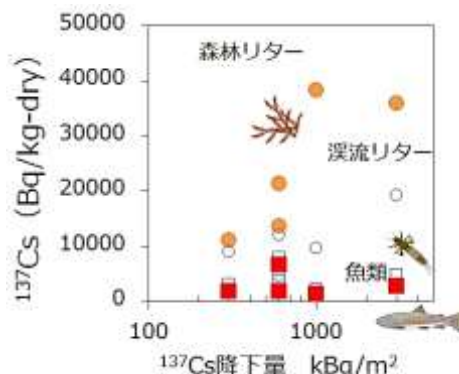


図11 降下量に対するCs-137濃度の違い

5. 本研究により得られた主な成果

(1) 科学的意義

森林生態系における放射性セシウム空間分布は、林相、微地形、立地などに大きく影響されていることが判明した。森林—溪流生態系を構成する物質では、林床の落葉の放射性セシウム濃度が最も高く、福島原発事故によって放出された放射性物質の多くは、陸域に現存していることが明らかとなった。特に、森林土壌では、農地土壌と比べて有機物などに吸着した放射性セシウムが多く、動植物へ放射性セシウムが移行しやすい土壌環境を有していることが示唆された。また、溪流において懸濁体として流出しているものの組成に注目すると、有機物の占める割合が高い場合に、高い放射性セシウム濃度が見られた。とくに、リターが森林から溪流に供給されることで、溶脱によって放射性セシウムがリターから放出されることが明らかとなった。このことから、従来の研究から言われている土壌動態に加えて、森林—流域における放射性セシウムの動態では、有機物の放射性Cs濃度及びその移動を追跡することが重要であることを示すことができた(図12)。

生物の放射性セシウム濃度は、栄養段階に応じて低くなる傾向が見られた。同じ栄養段階の生物では、林床に生息する分類群の方が、溪流に生息する動物よりも放射性セシウム濃度が高くなる傾向があった。とくに、広域の調査結果では、降水量の多い地域でも、森林と溪流との間で食物網の栄養基盤の放射性セシウム濃度が相違を招いていた。ただし、これらは震災後3年までの結果であり、腐食食者の放射性セシウム濃度と高次捕食者であるイワナの放射性セシウム濃度の違いを生じさせる要因や、これら各栄養段階における濃度の今後の推移などを注意深くモニタリングする必要があると考えられた。また、イワナの放射性セシウム濃度は、体長が大きいほど高くなり、イワナに見られる放射性セシウム濃度の季節差は、水温による代謝率の変化や、餌資源内容の変化に起因することが推察された。

従来の研究では、森林の降水量に対する生物の汚染量の評価が行われてきたが、森林への降水量の多い地域においても、溪流生物相への移行量は少なくなっていた。これらは、水系環境における移行係数などを考慮する場合、基準となる汚染度の評価としては、溪流内のリターが有効であると考えられた(図11)。また、湿润多雨の日本では、落ち葉の森林から河川の流入や土砂流出にともなう有機物動態を考慮する必要があることがわかり、日本独自の放射性Cs動態モデルの構築を進めることが可能となった。これらのモデルによる将来予測研究は、現在、米国ロスアラモス研究所とコロラド州立大学の研究者との共同研究により、実施中である。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

該当なし

<行政が活用することが見込まれる成果>

現状では、生物の放射性セシウム濃度は、栄養段階に応じて低くなることが判明した。本研究は震災後3年目までの結果であることから、腐食食者から高次捕食者への生物間での放射性セシウムの移行については長期的なモニタリングを通して生物濃縮の有無を注視する必要があることが示唆された。また、同じ栄養段階の生物では、林床に生息する分類群の方が、溪流に生息する動物よりも放射性セシウム濃度が高くなる傾向があった。このことは、落葉リターからの放射性セシウムの溶脱が、森林と溪流との間で食物網の栄養基盤の放射性セシウム濃度が相違を招いていることに起因していると考えられた。このように、生物相における放射性セシウムの移行では、従来の水(もしくは底質)と生物の濃度を用いた移行係数の適用のみではなく、食物網を考慮した移行係数などを検討することも必要であると考えられた。

本研究調査地は、平成25年環境省「森林除染に関する当面の整理」によると、エリアCの森林圏に該当し、森林から生活圏への放射性物質の流出・拡散の実態把握と流出・拡散防止対策の推進が必要となる。森林管理を行った場合、作業道や林道の攪乱により土壌侵食が顕在化する。本研究からもセシウムは粘土鉱物に強く吸着し、森林施業による流出量増加も示唆できた。また、人工降雨実験からも侵食土壌でセシウム濃度が高くなる傾向があることが示されている。また、有機物の流亡による生物への取り込みも示唆できた。今後、汚染地域では、「Riparian Zone Management」などの溪畔林域を中心とした保全管理対策を行うことによって、人為的な攪乱などによるセシウムの溪流への流亡を防ぐことが可能である。また、森林斜面、林道作業道、溪流への土砂流出箇所を特定するとともに、具体的に土砂移動を抑制するための簡易な土砂捕捉場(Sediment Fence)を設定するなどが重要である。

流域的な視点での放射性セシウム対策の重要性を示唆することができた。山地森林流域から流出する放射性セシウムの多くは有機物であり、それらは落葉からの溶脱などによって溪流へ供給される。これらの有機物は、放射性セシウム砂防ダムやため池に堆積することから、水系網における砂防ダムや貯水池の分布、農地の利用実態の把握、放射性セシウムの空間分布などGISを用いて統合的に解析するデータベースの整備による対策に寄与する基礎情報を提示することができた。

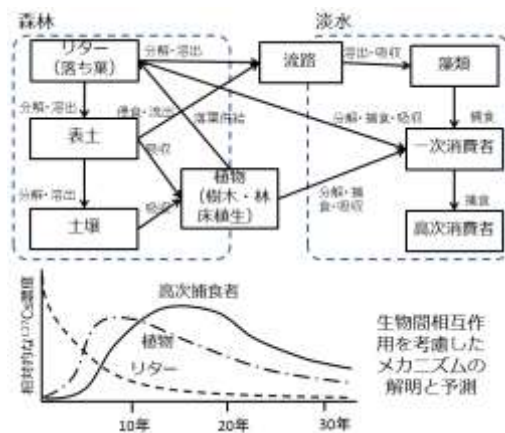


図12 生態系放射性Cs動態モデル構築の枠組み

内水面漁業の管理で重要となるイワナなど汚染度では、餌資源や代謝率などを考慮したモデル解析により評価が可能となった。また、イワナの放射性セシウム蓄積量は、かならずしも、その溪流を含む流域の Cs-137 降下量を反映していないこともわかった。本研究結果から、森林—溪流生態系のアンブレラ種にあたるイワナの放射性セシウム濃度は、餌資源の Cs-137 濃度が重要であり、かつ体サイズや水温に関連して変動することをモデル化することが可能となり、今後の予測に活用することが出来る基礎データを蓄積できた。

6. 研究成果の主な発表状況

(1) 主な誌上発表

<査読付き論文>

- 1) M. Sakai, T. Gomi, M. Nunokawa, T. Wakahara and Y. Onda. Environmental Pollution, 187, 112-115 (2014)
“Soil Removal as a Decontamination Practice and Radiocesium Accumulation in Tadpoles in Rice Paddies at Fukushima”
- 2) M. Sakai, T. Gomi, R.S. Naito, J. N. Negishi, M. Sasaki, H. Toda, M. Nunokawa and K. Murase. Journal of Environmental Radioactivity, 144, 15-20 (2015)
“Radiocesium Leaching from Contaminated Litter in Forest Streams”
- 3) P. K. Thai, Y. Suka, M. Sakai, K. Nanko, J.H. Yen and H. Watanabo. Environmental Science: Processes and Impacts, 17, 6 1157-1163 (2015)
“Export of Radioactive Sediment from Agriculture Field under Simulated Rainfall in Fukushima”

(2) 主な口頭発表(学会等)

- 1) 佐々木道子、戸田浩人、崔東寿：第2回関東森林学会大会（2012）
「群馬県東部のスギ・ヒノキ人工林と天然性落葉広葉樹林における林床の放射性Cs沈着量」
- 2) 境優、五味高志、岩本愛夢、岡田健吾：東京農工大学土壌圏セミナー（2012）
「森林—溪流生態系の放射性物質移動と生物濃縮の評価」
- 3) 岡田健吾、岩本愛夢、境優、五味高志：第60回日本生態学会大会（2013）
「イワナ及びそのエサ資源への放射性セシウム蓄積：福島県大沢川と群馬県大谷山流域における事例」
- 4) 岩本愛夢、岡田健吾、境優、根岸淳二郎、布川雅典、五味高志：第60回日本生態学会大会（2013）
「森林—溪流生態系食物網における放射性セシウムの生物濃縮：福島県大沢川と群馬県大谷山流域の事例。」※第60回日本生態学会大会 生態系管理部門 最優秀ポスター賞受賞
- 5) 境優、五味高志、若原妙子、恩田裕一：第60回日本生態学会大会（2013）
「表土剥ぎ取りによる除染作業が水田土壌及びトウキョウダルマガエル幼生の放射能汚染に与える影響」
- 6) 五味高志：平成24年度野生動植物への放射線影響に関する意見交換会（2013）
「森林・溪流生態系食物網における放射性セシウムの生物濃縮-福島県大沢川の事例」
- 7) P. Somjunyakul, J. Ok, P. Jaikaew, D. Q. Thuyet, H. Watanab, S. Ishihara, T. Iwafune and Y. Kitamura：日本農薬学会第38回大会（2013）
“Development of a rainfall-runoff simulator for investigating pesticide transport in agricultural soil”
- 8) 佐々木道子、藤原佳祐、戸田浩人、崔東寿：第124回日本森林学会大会（2013）
「針葉樹林と落葉広葉樹林における林床の放射線量分布と放射性Cs沈着量」
- 9) 藤原佳祐、佐々木道子、戸田浩人、崔東寿：第124回日本森林学会大会（2013）
「福島県二本松市の針葉樹及び落葉広葉樹林における表層土壌の放射性Cs」
- 10) S. Y. Nam, T. Gomi, Y. Onda, H. Kato and M. Hiraoka：第124回日本森林学会大会（2013）
“Suspended sediment transports after stripe thinning: Monitoring of runoff and Analysis of radiocesium concentration”
- 11) 佐々木道子、藤原佳祐、戸田浩人、崔東寿：第1回東京農工大学による福島農業復興支援プロジェクトの1年目の活動報告発表・交流会（2013）
「森林の有機物動態に伴う放射性Csの蓄積と移動」
- 12) 寺崎晶美、Salem Djedidi、横山正、鈴木創三、木村園子ドロテア：日本土壌肥料学会（2013）
「土壌性質の違いが福島の農地土壌における放射性セシウムの存在画分に及ぼす影響」
- 13) K. T. Win, A. Z. Oo, A. Terasaki, H. P. Aung, T. Yokoyama and S. D. Kimura：日本土壌肥料学会（2013）

- “Influence of water regimes on growth rate, plant radio-caesium uptake and its distribution of Black gram species (*Vigna radiata*)”
- 14) 佐々木道子、藤原佳祐、戸田浩人、崔東寿：第3回関東森林学会（2013）
「群馬県東部におけるヒノキ樹冠の放射性Cs沈着とリターフォールによる動態」
 - 15) 戸田浩人、藤原佳祐、佐々木道子、崔東寿、金子信博、高橋輝昌：第9回土壌圏セミナー（2014）
「福島県の里山における萌芽更新施業と除染活動が放射性Cs動態に及ぼす影響」
 - 16) M. Sasaki, K. Fujiwara, H. Toda and D. Choi: International symposium “Radionuclide dynamics and biological transfers in watershed ecosystems: Toward watershed management in the post nuclear accident period” Tokyo, Japan (2014)
“Radioactive caesium dynamics of 3 kinds forests in the different area of the deposition densities in Japan”
 - 17) K. Fujiwara, M. Sasaki, Y. Kaneda, H. Toda, D. Choi and N. Kaneko: International symposium “Radionuclide dynamics and biological transfers in watershed ecosystems: Toward watershed management in the post nuclear accident period” Tokyo, Japan (2014)
“Effect of coppicing management on accumulation of radioactive cesium in Satoyama, Fukushima”
 - 18) A. Terasaki, S. Suzuki and S.D. Kimura: International symposium “Radionuclide dynamics and biological transfers in watershed ecosystems: Toward watershed management in the post nuclear accident period” Tokyo, Japan (2014)
“Influence of soil characteristic differences on existence fraction of Cs-137 in Fukushima farm land soil”
 - 19) A. Iwamoto, K. Okada, M. Sakai, J. N. Negishi, M. Nunokawa and T. Gomi: International symposium “Radionuclide dynamics and biological transfers in watershed ecosystems: Toward watershed management in the post nuclear accident period” Tokyo, Japan (2014)
“Food web structures and radiocaesium accumulation in stream-riparian ecosystems in Japanese cedar plantation”
 - 20) K. Okada, A. Iwamoto, M. Sakai, J. N. Negishi, M. Nunokawa and T. Gomi: International symposium “Radionuclide dynamics and biological transfers in watershed ecosystems: Toward watershed management in the post nuclear accident period” Tokyo, Japan (2014)
“Feeding-metabolic analysis on seasonal changes of radiocaesium concentrations in char (*Salvelinus leucomaenis*) in headwater streams”
 - 21) 天野浩美、境優、五味高志：第61回日本生態学会大会（2014）
「低線量被曝がアズマヒキガエルの発生・成長過程に及ぼす影響と放射性セシウムの生物学的半減期の推定」
 - 22) 岡田健吾、岩本愛夢、境優、根岸淳二郎、布川雅典、五味高志：第61回日本生態学会大会（2014）
「山地溪流におけるイワナの摂食・代謝を通じた放射性セシウム濃度の季節的変動」
 - 23) 岩本愛夢・岡田健吾・境優・根岸淳二郎・布川雅典・五味高志：第61回日本生態学会大会（2014）
「スギ人工林における溪流—溪畔林生態系食物網構造と放射性セシウム動態の関係」
 - 24) 境優：第61回日本生態学会大会（2014）
「森林—溪流生態系における放射性セシウムの分布と放射能汚染管理の展望」
 - 25) 五味高志：平成25年度野生動物への放射線影響に関する意見交換会（2014）
「森林・溪流生態系食物網における放射性セシウムの生物蓄積」
 - 26) 藤原佳祐、佐々木道子、戸田浩人、崔東寿：第125回日本森林学会大会（2014）
「里山除染地における萌芽枝と表層土壌の放射性セシウム」
 - 27) 佐々木道子、藤原佳祐、戸田浩人、崔東寿：第125回日本森林学会大会（2014）
「福島県二本松市の大沢流域における有機物と放射性Csの動態」
 - 28) T. Gomi, M. Sakai, K. Okada, A. Iwamoto, J. N. Negishi and M. Nunokawa: Joint Aquatic Sciences Meeting, Oregon, USA (2014)
“Radiocaesium concentrations in *Salvelinus leucomaenis* via resource subsidy in a headwater stream”
 - 29) M. Sakai, T. Gomi, A. Iwamoto, K. Okada, M. Nunokawa and J. N. Negishi: Joint Aquatic Sciences Meeting, Oregon, USA (2014)
“Radiocaesium transfer in forest-stream ecosystem of a headwater of Fukushima, Japan”
 - 30) K. T. Win, A.Z. Oo, H. P. Aung, A. Terasaki, Y. Yokoyama and S. D. Bellingrath-Kimura: 20th

World Congress of Soil Science, Jeju, Korea (2014)

“Differential responses of drought induced reduction in growth rate, plant radio-caesium uptake and distribution between the tolerant and sensitive blackgram species (*Vigna mungo*)”

- 31) 戸田浩人、佐々木道子、藤原佳祐、崔東寿：平成25年度東京農工大学による福島農業復興支援プロジェクト成績検討会（2014）
「森林における放射性核種の分布・蓄積と移動」
- 32) 五味高志、境優、岩本愛夢、岡田健吾：平成25年度東京農工大学による福島農業復興支援プロジェクト成績検討会（2014）
「森林・溪流生態系の放射性物質移動と生物濃縮の評価」
- 33) H. P. Aung, D. Mensah, S. Djedidi, T. Yokoyama, S. Suzuki and S. D. Bellingrath-Kimura：第60回日本土壌肥料学会（2014）
“Uptake and Distribution of Radiocaesium by Four Cruciferous Vegetables in Association with Plant Growth Promoting Bacteria”
- 34) 寺崎晶美、岩崎知世、田中治夫、横山正、鈴木創三、ベリングラート木村園子ドロテア：第60回日本土壌肥料学会（2014）
「土壌性質の違いが福島農地の土壌における放射性セシウムの存在画分に及ぼす影響」
- 35) S. Djedidi, T. Yokoyama, K. Kojima, H.P. Aung and S.D. Kimura: 第60回日本土壌肥料学会（2014）
“Difference in ¹³⁷Cs accumulation among Brassica rapa, Brassica juncea and Brassica napus Japanese cultivars grown in a contaminated”
- 36) 五味高志、境優、岡田健吾、岩本愛夢、根岸淳二郎、布川雅典：応用生態工学会第18回東京大会（2014）
「山地森林流域におけるイワナへの放射性セシウム蓄積量評価：摂食一代謝解析」
- 37) 五味高志、境優、細田幸介：第126回日本森林学会（2015）
「溶脱・分解プロセスに伴う溪流内リターからの放射性セシウムの流出：フィールドと室内実験による結果」
- 38) 水垣滋、五味高志、境優：第126回日本森林学会（2015）
「森林山地における流域土砂の放射性セシウム濃度と有機物含量」
- 39) 佐々木道子、戸田浩人：第126回日本森林学会（2015）
「A0層の詳細分画によるスギ、マツ、ナラ林林床の放射性Cs動態解析」
- 40) 峯澤知里、佐々木道子、戸田浩人：第126回日本森林学会（2015）
「福島県二本松市における溪畔林の林相の違いが溪床堆積有機物に与える影響」

7. 研究者略歴

課題代表者：五味 高志

ブリティッシュ・コロンビア州立大学森林資源管理学科博士課程修了、Ph.D.、現在、東京農工大学農学研究院准教授

研究分担者

- 1) 戸田 浩人
東京農工大学大学院修了、農学博士、現在、東京農工大学農学研究院教授
- 2) 浅野 友子
京都大学大学院農学研究科 博士課程修了、農学博士、現在、東京大学演習林 講師
- 3) 布川 雅典
北海道大学大学院農学研究科林学専攻博士課程修了、農学博士、現在、北海道大学 研究員
- 4) 根岸 淳二郎
シンガポール国立大学自然地理学専攻博士課程修了、Ph.D.、現在、北海道大学大学院地球環境科学研究科 准教授

4ZD-1202 上流域水系ネットワークにおける森林-溪流生態系の放射性物質移動と生物濃縮の評価

(1) 森林水系ネットワークにおける放射性物質の移動量の把握

国立大学法人東京農工大学

農学研究院 准教授 五味高志

農学研究院 准教授 木村園子ドロテア

<研究協力者>

東京農工大学 特任助教 境優

東京農工大学 地域生態システム学科 細田幸介（平成26年4月～平成27年3月）

東京農工大学 国際環境農学専攻 寺崎晶美（平成25年4月～平成27年3月）

平成24(開始年度)～26年度累計予算額：50,557千円

(うち、平成26年度予算額：10,879千円)

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

スギ人工林を主体とした森林流域では溪流周辺の土壌及び落葉で放射性セシウムが最も高く、A0層下部が次いで高かった。溪流内の有機物は、林床の有機物よりCs-137濃度が低い傾向がみられた。畑土壌の水溶性画分は1～3%、交換態画分も1～5%であった。有機物態画分は7～22%であった。水田土壌の水溶性画分は抽出されないものの、交換態画分は1～7%であった。森林土壌の交換態画分は6～33%で最も高くなっていた。森林土壌の逐次抽出試験結果においても、交換態画分と有機物態画分割合が多く、森林土壌内では畑土壌、水田土壌と比較し、移行しやすいCs-137が多く存在していると考えられた。リターバッグと室内実験から、設置後の時間経過に伴い、Cs-137濃度が溶脱により減少し、下流へ流下していることがわかった。浮遊懸濁体物質は、Cs-137の降下量を反映して、福島県のサイトが群馬県のサイトの4倍であった。観測地点とダム上流部における流下物で多くなるものの、砂防ダムの下流部では、その半分程度になっていた。砂防ダムにおける懸濁体物質の蓄積が下流への汚染物質を緩衝する効果があると考えられた。貯水池においても同様に流下したものが蓄積する傾向が見られた。溪流の流出物質の供給源の解析では、懸濁体は表土の鉱物分及び有機物分の寄与が高く、河床堆積物はほとんどが土壌深部の鉱物分から供給されたものと推定された。流域斜面の表土に蓄積されたCs-137が、鉱物分や有機物分に吸着された形で河川に供給され、浮遊土砂として流域外に流出する一方、溪流内に滞留するものは少ないことを示唆していた。

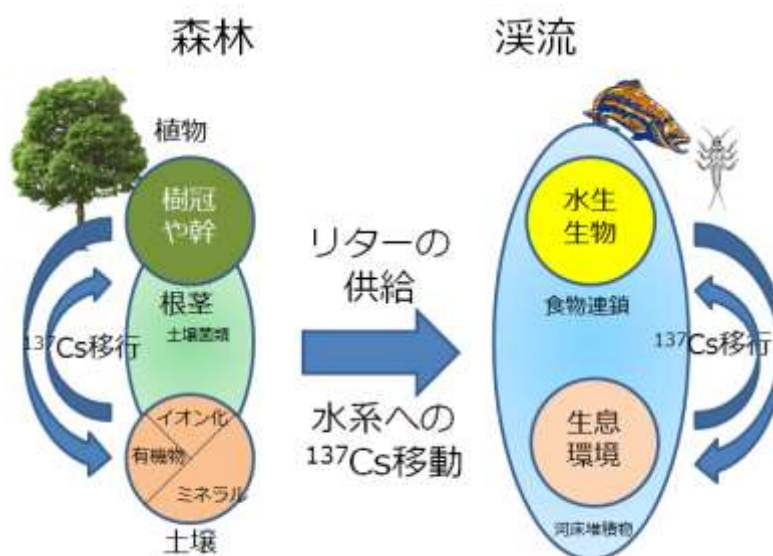
[キーワード]

放射性セシウム濃度変化、森林-溪流生態系、有機物動態、生産源推定、土壌分画

1. はじめに

福島第一原子力発電所の事故によって環境中に多量の放射性物質が放出され、福島県をはじめとする北関東地域などの関東辺縁の地域で高い放射能汚染が発生した。特に、これらの地域の70%以上は森林地域であり、森林から農地へ移行する中山間地域に汚染度の高い土地が多く存在することが明らかとなった（Kato et al., 2012）⁹⁾。とくにスギ、ヒノキ人工林では樹冠に付着した放射性セシウムが継続的に林床や溪流などへ供給されている（Teramaga et al., 2014）²²⁾。森林へ降下した放射性物質は、落葉層や土壌層に蓄積されるとともに、森林の物質循環系の中で、さまざまな生物にも取り込まれていくことが予想される。特に、森林流域における溪流では、その一次生産の多くを落葉に依存しており、陸域と水域が密接に関わることによって森林—溪流生態系が成り立っている。そこでは、森林斜面から供給される汚染された土壌や落葉は、水系を通して下流域へ移動する（恩田, 2014）¹⁴⁾。すなわち、森林と溪流の有機物導体などの物質移動システムを中心として、原発事故によって降下した放射性物質は環境中を移動し、生物種の体内に取り込まれることが予想されることから（Davis et al., 1958¹⁾；Yoshimura and Akama, 2014²⁵⁾）、水系網を通じた放射性セシウム動態を評価する必要がある（図(1)-1）。

これらの流域を中心とした、中山間地域では、水資源管理、森林管理、内水面漁業管理などが営まれており、重要な地域産業基盤を構成している（図(1)-2）。そのためには、上流域を構成する森林、溪流への放射性核種の蓄積量、流路を通して下流域へ移動流出する放射性核種量を特定、森林や森林溪流の生物相への放射性物質の蓄積量と放射性核種を特定、森林の陸域及び水域における放射性物質が蓄積する箇所を特定、水・有機物・土砂における放射性物質の移動・蓄積プロセスを考慮した食物網における生物濃縮を評価することが重要となる（図(1)-2）。とくに、放射性物質移動を解明することは、森林—溪流生態系保全だけでなく、森林管理や内水面漁業の管理、これらに関連する除染などの放射性物質管理を行う上では重要な情報となる。さらに、森林流域



図(1)-1 森林と溪流生態系の相互作用と放射性セシウム動態

れる。ここでは、具体的に放射性物質の溪流での移動量を長期的に評価するために、福島、群馬県の森林流域において、河畔域から溪流へのリター供給、水・土壌・有機物流下に伴う水系網ネットワークの放射性物質移動量を評価することを目的とした。

森林流域からの流出土砂や水流出の観測体制を確立するとともに、流出土砂や有機物の放射性セシウム蓄積量の実態を評価する必要がある。森林、農地における落葉・土壌試料を採取し、試料中の放射性セシウムの存在画分を逐次抽出法によって把握した。土壌中における放射性セシウムの存在画分を明らかにする手法を確立するために、土壌中の水溶性画分、有機物態、強固定画分それぞれにどれほどセシウムが存在するのかを明らかにすることを目的とした。

また、河川からの流出土砂が流域内のどこから供給されるかを明らかにするため、浮遊土砂、河床堆積物、斜面、林道、尾根などの表層土壌を採取し、Cs-134濃度、Cs-137濃度及び有機物含量を評価した。これらのデータから、森林域から渓流域にかけての土砂と有機物を介したCs-137流出の評価を目的とした。さらに、森林から溪流へ流入した落葉に付着している放射性セシウムの挙動を評価することを目的とした。

3. 研究開発方法

(1) 流域のCs-137動態評価

森林—溪流生態系内を移動する有機物や土砂の放射性セシウム濃度及び存在箇所の違いを明らかにするために、福島県二本松市大沢川流域（図(1)-3）及び群馬県みどり市FM大谷山において試料採取を行い、放射性核種濃度の分析を行った。大沢川流域は、口太山を源流とした流域面積1.7 km²の流域であり、安達太田川流域、口太川水系（阿武隈川流域）の支流上流である。流域の地



図(1)-3 福島県二本松市東和大沢川流域の概要

質は花崗岩である。年降水量は、近隣のアメダス地点（AMeDAS津島）で1320mmである。大沢川流域の地質は花崗閃緑岩である。流域の上流部は、広葉樹林でおおわれているが、約70%はスギやヒノキの人工林である。大沢川下流は砂防指定地とされており、砂防ダムが設置されているが、土砂は満砂していない。大谷山流域は、東京農工大のFM大谷山・草木に属し、群馬県東北のみど



図(1)-4 調査サンプル採取地点（リファレンスを含む）

り市、渡良瀬川の右岸に位置する。約9割がスギ・ヒノキの人工林である。FM大谷山1林班の大谷山小流域試験地では、1978年から水文・水質観測が続けられている。いずれも斜面下～中部にスギ、斜面上部にヒノキが植栽されている。年降水量は、近隣のアメダス地点（AMeDAS黒保根）で1425mmである。標高 560～1080mの範囲にあり、一部は亜高山地帯に属し、基岩は秩父古成層に属する。年平均気温は 9.4℃である。

森林流域における溪流―溪畔林間さらには森林流域末端における物質移動については、水や土壌流出の移動が想定される箇所にて量水観測堰により水流出を把握した。流出放射性セシウムの生産源を把握する手法として、トレーサを用いた生産源推定手法を用いた（図(1)-4）。流域内の森林、溪流、貯水池、ダムの蓄積量を把握するとともに、流出する有機物や浮遊土砂における放射性セシウムの濃度を特定する。平成24年8月に、大沢川流域において、林床リター、A0層下部土壌、林床植生の採取、河床細粒土砂、砂防ダム上流河床土砂、砂防ダム堆積土砂、砂防ダム下流河床土砂、河床の粗粒有機物、河床細粒有機物、河床リターを採取した。流域内の浮遊土砂生産として、森林斜面、溪岸裸地について土壌を採取した。流域内に林道や作業道がある場合には、その法面や路面の土壌の採取も行った。また、針葉樹と広葉樹の落葉を採取した。溪床堆積物は、瀬と淵について底質を採取し、粒度分析を行うとともに、各粒度の放射性核種分析を行った。流域内には積算浮遊土砂サンプラーを設置することによって、流下する懸濁体物質の量と放射性核種濃度を分析した。さらに、下流部の砂防ダム上流と下流に浮遊土砂サンプラーを設置し、平成24年8月から3～4ヶ月間隔でサンプラー内に溜まった土砂を採取した（図(1)-4）。

森林域から渓流域へのリターフォール量の季節変動を把握するために、リターフォールトラップ（直径50 cm）を2012年8月から溪岸に5か所設置し、2012年11月、2013年2月、5月、8月、11月、2014年2月、6月、8月、11月にトラップされたリターを回収した（福島県大沢川流域のみ）。回収したリターは、60℃で1週間乾燥し、乾燥重量を測定したのち、放射性セシウム濃度の分析に供し



図(1)-5 リターバック実験の設置手順と回収

た。これにより、リターフォール量（g/m²/yr）を算定した。すべての試料について、ガンマ線スペクトロメトリーによる核種特定を行った。各土壌サンプルについては、粒度分析（フルイとレーザー回折式：SALD2300）を行った。

(2) 落葉からのCs-137溶出実験

スギ落葉によって樹冠から溪流内に供給されるCs-137量の評価、溪流内におけるスギ落葉からの「溶脱」及び「分解」によるCs-137流出率と流出速度の評価を行うことを目的とし、現地調査及びリターバッグ実験を行った。溪流沿いにリターフォールトラップ（網口50cm：高さ1m）を5箇所を設置し、2012年11月～2014年11月の期間で2～3ヶ月毎に回収した（図(1)-5）。回収リターは60℃で1週間乾燥した後、各トラップの重量とCs-137濃度を計測した。溪流内に設置したリターバッグは、金網（目あい13mm）に約100gの落葉を入れて作成した。落葉は2014年2月13日に林床から採取し、34サンプルを60℃で1週間乾燥させた。24サンプルは各リターバッグに封入し、10サンプルはCs-137濃度を測定することで、その平均値を全リターバッグ0日目のCs-137濃度とした。溪流内の流速は、落葉の分解速度に間接的な影響を及ぼすため、リターバッグは瀬（平均流速：43cm/s）と淵（平均流速：12cm/s）を各4か所選び、3回収収のため合計24個を設置した。バッグ全体が水中に沈むように金属ペグで河床に固定した（図(1)-5）。これらのバッグは、2014年3月1日に設置し、各75、150、250日後に8箇所から回収した。溪流内の落葉は、可溶成分の溶脱が溪流落下後0～10日程度で発生することが報告されているため、2014年8月5日に、短期回収するリターバッグ実験も実施した。瀬と淵各2カ所に2個ずつ（合計8個）リターバッグを設置し、4、15日後に4箇所から回収した。回収したリターバッグは、バッグの中身を落葉と土砂などに選別した。落葉は付着土砂などを洗い流した後、60℃で1週間乾燥して重量を計測した。その後、電動ミルで粉末にし、Ge半導体検出器でCs-137濃度を測定した。

野外実験に加えて、室内での溶脱実験を行った。福島県二本松市の大沢川流域において溪流水サンプルと、約2.5kgのスギのリターを2014年2月13日に採取した。リターサンプルは、（1）枝に葉が良く残っている、（2）リターの色は薄い茶色であり、黒や濃い茶色ではない、（3）土壌中に埋没していないという3点の基準に沿って採取された。得られたリターサンプルは、60℃で1週間乾燥してから、室内実験に供した。溪流水サンプルについては、実験開始まで-20℃で保存した。リターサンプルを水または水と鉍物の混合物に浸して、リターからの放射性セシウムの溶脱及び鉍物への吸着を調べた。実験に用いた水は、蒸留水と溪流水の2種類であり、それぞれの



図(1)-6 リターからの放射性セシウム溶脱に関する実験の様子

水への放射性セシウムの溶脱効率を調べた。蒸留水と溪流水のpHはそれぞれ6.8、6.9である。本実験では、蒸留水と溪流水とで異なる電解質濃度がリターからの放射性セシウムの溶脱に影響を及ぼすことを仮定した。5.48±0.16 g（平均値±標準偏差）のリターサンプル（n = 120）を500mlのポリ瓶に入れ、400mlの蒸留水（n = 60）と、同量の溪流水（n = 60）を準備した。また、リターを水に浸す時間もリターから放射性セシウムが溶脱する量に影響を及ぼすと考えられるため、本実験では、1日、7日、30日の実験期間を設定した（図(1)-6）。

実験に用いる鉱物処理については、鉱物なし、ガラスビーズ、珪砂、バーミキュライトの4種類を設定した。ガラスビーズ、珪砂、バーミキュライトについては実験の前に篩にかけ、同様の粒度分布に統一した（125-500 μ m）。鉱物処理では、鉱物の有無によって異なるリター表面の研磨と、鉱物の種類によって異なる放射性セシウムの吸着効率を仮定している。水及び鉱物サンプルは2014年6月9日にリターを入れたポリ瓶に加えた。鉱物処理と実験期間にネストされた2種類の水処理に対して5つずつ繰り返しを設定した。すべてのサンプルは振盪器（日伸理化社製、NX-250）による100rpm、30分間の振盪を3~4日間隔で経験しており、1日、7日、30日の実験ではそれぞれ1回、3回、9回の振盪が行われた。以上の実験は、室内の冷暗所（約21℃）にて2014年6月9日~7月8日の期間で実施された。

実験後、すべてのリターサンプルは蒸留水を用いて水洗され、再度60℃で1週間乾燥させた。乾燥後、リターサンプルは電動ミル（大阪ケミカル社製、FM-1）によって粉碎され、100mlプラスチック容器に封入し、放射性セシウム濃度測定に用いた。リターから溶脱した放射性セシウムがどれくらい水および鉱物サンプルに移行しているのかを検証するために、蒸留水を用いて30日の実験を行ったサンプルのうち、それぞれの鉱物処理を施したサンプルを1つずつ選定した。各鉱物処理の繰り返しサンプルの中から実験後のリターの放射性セシウム濃度が最も高かったサンプルから水サンプルと鉱物サンプルを作成した。水サンプルについては、ポリ瓶の上澄み液をガラス繊維フィルタ（Advantec社製、GF-75）で濾過した濾液を用いた。濾液は100mlプラスチック容器に封入され、溶存態の放射性セシウム濃度の測定を行った。一方、鉱物サンプルについては、蒸留水を使って注意深く水洗し、溶存態放射性セシウムをできるだけ取り除いたものをサンプルとした。得られた鉱物サンプルは105℃で1日乾燥させた後、100mlプラスチック容器に入れて粘土鉱物に吸着した放射性セシウム濃度を測定した。

120個の実験リターサンプルと10個の対照無処理リターサンプルについては、Cs-137とCs-134の濃度、水及び鉱物サンプルについては、Cs-137濃度のみをガンマ線分光法によって測定した。604.7keV（134Cs）、661.6keV（Cs-137）におけるガンマ線放出を多重波高分析器（Ortec社製、DSPEC jr. 2.0；キャンベラ社製、DSA1000）を装着したゲルマニウム半導体検出器（Ortec社製、GEM20-70；キャンベラ社製、GCW2022）を用いて測定した。

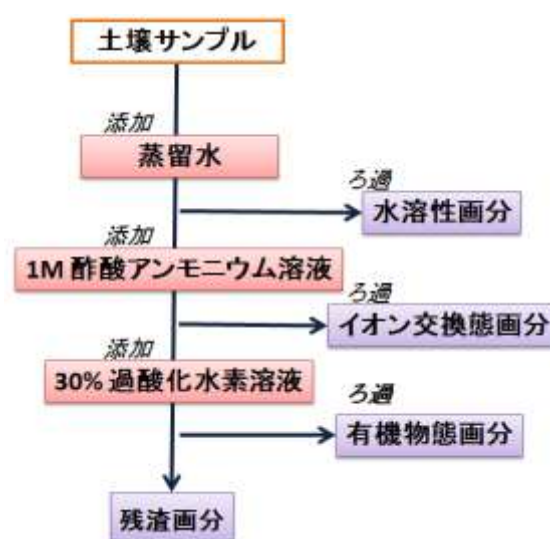
無処理対照リターサンプルと実験リターサンプルとで放射性セシウム濃度の違いを、一般化線形モデル（GLM）の構築により評価した。さらに、実験処理（水の種類、鉱物の種類、実験期間の違い）がリターの放射性セシウム濃度に影響するかどうかGLMを構築し評価した。後者のGLMでは、応答変数はリターの放射性セシウム濃度、説明変数は水の種類（蒸留水・溪流水）、鉱物の種類（鉱物なし・ガラスビーズ・珪砂・バーミキュライト）、実験期間（1日、7日、30日）である。構築したGLMではいずれも、応答変数は正規分布に従うと仮定し、リンク関数はidentityとした。モデル構築に用いたリターの放射性セシウム濃度は、予め等分散性を満たすために対数変換

した。

(3) 土壌中のCs-137移動画分評価

福島県二本松市内の畑8地点（2013年8月5～6日採取）、水田8地点（2013年12月8～9日採取）、森林5地点（2012年10月31日、11月27～28日採取）の計21地点から土壌を採取した。これらのサンプル分析は2014年に行った。5m四方のプロットを設定し、対角線上の5か所から、土壌養分分析法委員会（1970）に従い、V字に穴を掘り穴の斜面に沿って一定の厚さの土壌を採取して混合しサンプルとした。試料は室内で2週間程度風乾し、その後2mmのふるいを通した。礫や植物残渣も2mmを超えるものは除去した。本実験では、蒸留水による抽出成分を水溶性画分、酢酸アンモニウム溶液による抽出成分をイオン交換態画分、過酸化水素水溶液による抽出成分を有機物態画分、抽出されなかった粘土・シルト・砂等の鉱物やその他残渣に吸着もしくは固定された成分を残渣画分とした（図(1)-7）。とくに、水溶性画分とイオン交換態画分は、相対的に容易に溶け出しやすい状態であるとした。風乾細土は秤量（約20g前後）して20ml容のバイアルに充填し、ガンマカウンター（パーキンエルマー社製Wizard2-2480）で1サンプル20分間測定し、Cs-137全存在量（初期値）とした。

バイアル容器内の土壌をすべて300mLポリ瓶に移した。蒸留水200mLを加え室温で約1分間振とう



図(1)-7 分画の手順

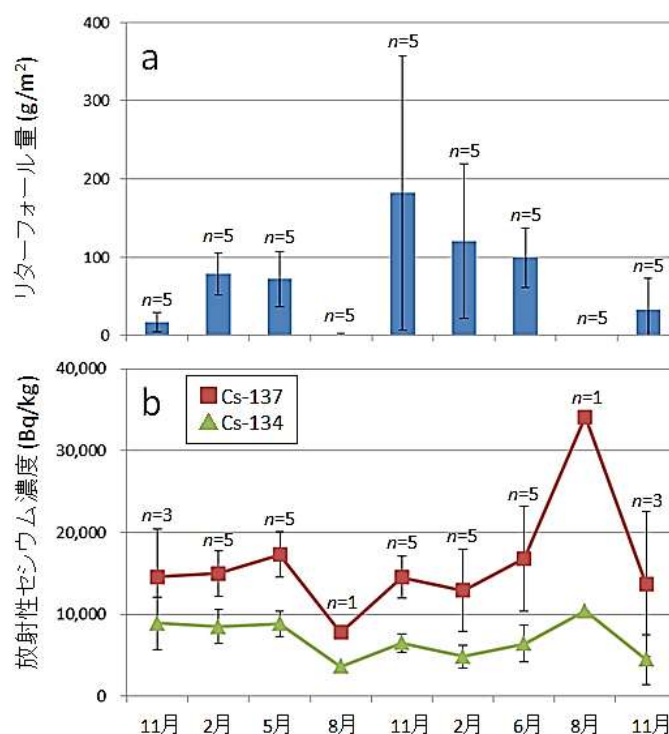
した後、0.45 μ mメンブレンフィルターで濾過し、土壌と液相を分離した。その後、回収した土壌を再びバイアル容器へ充填しガンマカウンターでCs-137存在量を測定した。この測定値を初期値から差し引いた値を水溶性画分のCs-137存在量とした。

水抽出後の試料をバイアルから300mLポリ瓶へかき出し、1M酢酸アンモニウム200mLを加え20℃で2時間振とうした。はじめに上澄み部分を濾過後、フィルター部と容器に残った土壌は100mL蒸留水で洗浄し、再び水溶性画分の抽出手順と同様に濾過・分離・充填し、土壌のCs-137存在量を測定した。この測定値を水抽出後の測定値から差し引いた値を交換態画分のCs-137存在量とした。

交換態抽出後の試料を、500mLトールビーカーに蒸留水約100mLで洗い出し30%過酸化水素水を10mL添加し、時計皿で蓋をして反応が落ち着くまでそのまま静置した。ビーカーをホットプレー

ト上へ移し、適宜過酸化水素水を追加（1～2mL）し、試料の黒色味が抜け、上澄みが透明になり、過酸化水素を加えても発砲しないようになるまで約12時間加熱（140～200℃）した。終了後、透明な上澄みをピペットで吸い取り0.45 μ mメンブレンフィルターで吸引濾過した。残ったビーカー内試料に蒸留水100mLを加えて攪拌させ静置し、再び透明な上澄みをピペットで吸い取って採取したものを0.45 μ mメンブレンフィルターで吸引濾過した。残ったビーカー内試料に蒸留水100mLを加えて500mL容の遠沈管に移し3,500rpm、30分で遠心分離後、上澄みをピペットで採取し同様に0.45 μ mメンブレンフィルターで吸引濾過した。吸引濾過の際に濾紙に残った試料も可能な限りすべて回収した。遠沈管に残った試料は乾燥後、再び専用バイアルに充填し、ガンマカウンターで放射性Cs-137存在量を測定した。この測定値を交換態抽出後のCs-137測定値から差し引いた値を有機物態画分のCs-137存在量とした。

土壌特性としてpH（H2O）、陽イオン交換容量（CEC）、全炭素量（TC）、全窒素量（TN）、土性について分析を行った。風乾細土10gに蒸留水25mLを加え、かき混ぜた後1時間以上放置し、その後pHを測定した。操作は2連で行った。土壌試料の抽出はショーレンベルガー法によって行った。得られた浸出液中のNH4+をインドフェノール法によって呈色し分光光度計（SHIMADZU Uvmini-1240）波長650nmで測定（単位： $\text{cmol } 100\text{g}^{-1}$ ）した。呈色は抽出サンプルにつき2連で行った。CNアナラ



図(1)-8 2012年11月から2014年11月までの大沢川流域における(a)スギのリターフォール量 (g/m^2) と、(b)リターフォールトラップで得られたスギリターの放射性セシウム (^{134}Cs ・ ^{137}Cs) 濃度

イザー（住化分析センター・スミグラフNC-220F）で各土壌試料150～200mgを各2連ずつ分析した（乾式燃焼法）。過酸化水素による有機物除去後、沈降法（ピペット法）によって粘土、シルト、

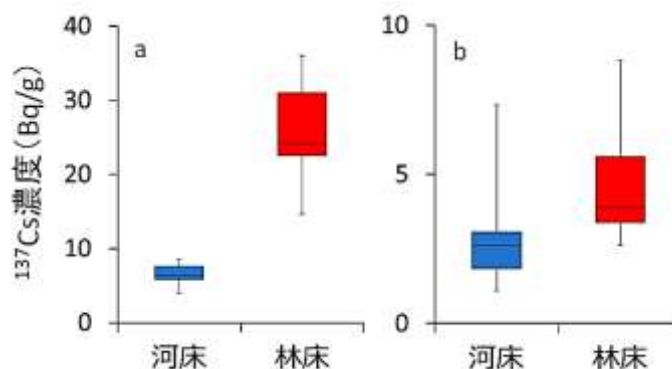
砂の粒径分画を行った。逐次抽出試験、土壌の理化学性の分析で得られた結果を用いて、土壌のCs-137画分間、土壌のCs-137画分と理化学性間、土壌の理化学性間の相関分析を行った。

4. 結果及び考察

(1) リター供給量とCs-137濃度変化

2012年の観測開始から2014年までのリターフォール量は、2012年11月21日からの346日間で、351g/m²、2013年11月2日からの370日間で236g/m²であった。既往研究などでのリターフォール量は310～580g/m²であり、本研究の算出量と調和的であった。リターフォールのCs-137濃度は10～15Bq/gであり、経時的な濃度減少は確認できなかった。

これまでの研究から、森林の林冠や林床表層部に多くの放射性セシウムが蓄積していることが判明しており（Hashimoto et al., 2012）⁶⁾、これらが森林—溪流生態系における物質移動に伴って溪流へと移動することが予想される。大沢川流域におけるスギのリターフォール量をモニタリングした結果、夏期ではほとんどリターフォールが無いのに対して、それ以外の季節ではリターフォールが観測された（図(1)-8）。樹冠から供給されたリターの放射性セシウム濃度に注目すると、非常にばらつきが大きく、時間の経過とともに減少するという明確な傾向は見られなかった。



図(1)-9 (a)大沢川と(b)FM大谷山における林床と河床に堆積したスギリターの放射性セシウム (¹³⁷Cs) 濃度

そのため、高濃度に汚染されたリターが2014年でも供給されていることが判明した（図(1)-8）。また、落枝ではなく、花部の破片と見られるリターのみが捕捉されていた2014年8月のサンプルからは、観測期間中で最も高い放射性セシウム濃度が検出された。先述の溶脱実験からリター中の放射性セシウムの分布は不均質であることが示唆されたことと関連して、樹冠から供給されるリターでも、部位に応じて放射性セシウム濃度は大きくばらつき、様々な放射性セシウム濃度のリターが林床や河床に落下していると考えられる。特に、スギは着葉から落葉までの期間が長いために、スギ人工林においては放射性セシウム濃度の高いリターが事故後3年以上経過しても落下している可能性が高い。したがって、スギ人工林では、今後も樹冠に捕捉された放射性セシウムがリターとして落下することによって、地表の汚染が継続することが予想された。

林床と河床に堆積した分解の程度が類似したスギリターの放射性セシウム濃度に注目すると、大沢川とFM大谷山の両方のサイトで、河床の放射性セシウム濃度が林床と比べて低いことが明ら

かとなった（図(1)-9）。大沢川では、河床のリターのセシウム濃度が林床の25%程度、FM大谷山では68%程度であった。このことから大沢川では、リターが溪流に浸ることでより多くの放射性セシウムが溶脱している可能性が示唆された。

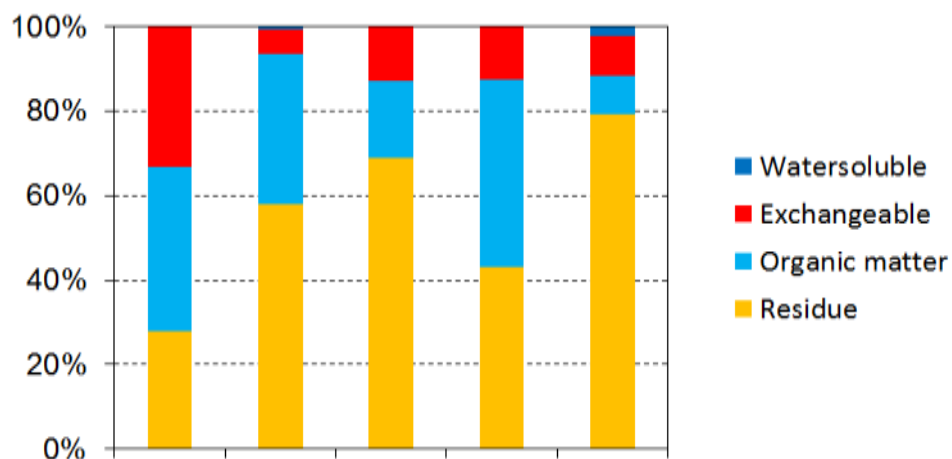
（２）土壌中の移動可能放射性核種の分画

逐次抽出法による移動画分の評価の結果、畑土壌では、水溶性画分は1～3%と非常に低かった。交換態画分も1～5%であった。有機物態画分は7～22%の範囲にあり、抽出されない場所もあった。水溶性画分はすべての水田土壌において抽出されなかった。交換態画分は1～7%の範囲だった。有機物態画分は0.2～9%であった。森林土壌の逐次抽出結果では、水溶性画分は0.7～2%であった。交換態画分は6～33%の割合だった。有機物態画分は9～45%と最も高くなった（図(1)-10）。

土壌の化学性、物理性の評価では、畑土壌はpH5.0～7.5とばらつきが大きく、水田土壌ではpH5.8～6.8の範囲だった。森林土壌は相対的に低く、口太山でpH4.6であった。陽イオン交換容量については、畑土壌では15cmol/kg以上と高かった。森林土壌は全炭素量が77g/kg以上、全窒素量が3.8～7.1 g/kgで畑や水田と比較すると高い値であった。畑土壌の粘土含有量が21%以上であった。水田土壌では粘土含量が低い地点が多く、粘土割合の低い土壌では砂の割合が多くなっていた。

森林土壌の特徴としては、水溶性画分が0～2%と低かった一方で、交換態画分が6～33%、有機物態画分が9～45%で畑土壌と水田土壌と比較して非常に高いという点が特徴的だった。森林表層では放射性Csの50～91%がリター層に集中して蓄積している（Koarashi et al, 2012）¹²⁾。森林に沈着した放射性Csは、降雨による溶脱、落葉・落枝、有機物分解等により事故から数年間は内部の分布は大きく変化するが、時間の経過とともに定常状態となり、放射性Csの一部は菌糸や根によって吸収され、森林生態系内の循環に取り込まれていくと考えられた。

森林総合研究所では、福島県川内村、大玉村、只見町において2011年8月～9月に1回目、2012年8月～9月に2回目として放射性Cs汚染の実態調査を行った。1回目の調査と比べて、2回目の



図(1)-10 森林土壌の分画結果

調査ではすべての調査プロットにおいて枝や葉や樹皮や堆積有機物層の放射性Cs濃度が大きく低下し、一方、表層土壌（0～5cm深）における濃度は上昇する結果となった。この結果は、事故か

ら半年後の調査から1年の間に、落葉・落枝や雨による洗脱によって樹木から林床へ移動、さらには有機物分解によって堆積有機物から鉍質土壌へと放射性Csが大きく移動したことを示す（山口ほか，2012）²⁴⁾。今回の試験において使用した森林の土壌試料も2012年10～11月に採取されたものであり、林床や堆積有機物から土壌へCs-137が移行している段階または移行直後であったと考えられる。このため、土壌鉍物へ固定されているCs-137量は少なく、動きやすい交換態画分・有機物態画分の割合が大きかったと考えられた。

また、Shcheglov（1999）¹⁹⁾は、森林リターにおけるCs-137存在量はそのリター層の厚さに依存することを報告している。森林リターは森林生態系の動的な構成要素であり、一般的に、ほとんどのリターは数年以内に微生物分解される（Koarashi et al., 2009¹¹⁾；Ono et al., 2011¹⁵⁾）。リター分解によって生産された溶解性有機物は陽イオンと錯化合物を形成し、その後リター層からその下にある鉍物層へ移行していくと考えられる（Fesenko et al., 2001）²⁾。本実験における森林土壌の逐次抽出試験結果においても、交換態画分・有機物態画分割が多かったことから、森林土壌内においては畑土壌、水田土壌と比較して、移行しやすいCs-137が多く存在していると考えられた。森林リターには大量のCs-137の一時的な蓄積場所としての役割があるとすれば、リターに固定、吸着するCs-137の今後の動きを継続観測する必要がある（Koarashi., 2012）¹²⁾。

画分間の相関分析では、畑土壌・水田土壌と同様に、有機物態画分と残渣画分の間に有意ではないが負の相関関係が見られ、有機物態画分のCs-137は残渣画分へ移行していく関係あるいは互いに阻害しあう関係にあると考えられた。画分と土壌特性間の相関分析では、交換態画分とシルト含量の間に有意な正の相関関係が見られた。畑土壌、水田土壌の結果においても有意ではないが同様に正の相関の傾向にあり、交換態画分とシルト量との関連が強かったことが言えた。水溶性画分、残渣画分と土壌pH値の間には、有意な負の相関関係が見られた。さらに、有機物態画分とpH値の間にも有意ではないが、10%以下の高い正の相関関係が見られた。放射性Csの土壌吸着にpHが関与することは一般的に認められており（川瀬，1971¹⁰⁾、Rhodes, 1957¹⁶⁾）、アルカリ土壌は酸性土壌よりもCs固定力の強いことが報告されている。さらに、土壌pH値が低いと水溶性画分は増加し、pH値が高いと土壌及び粘土鉍物の固定態が増加すると報告されている（津村，1984）。

土壌中の腐植のもつカルボキシル基の負電荷にCs⁺は吸着され、安定な複合体を形成する（山口ら，2012）。pH値が高いほど負電荷は増加し、Cs⁺はカルボキシル基に保持されやすくなる。すなわち、pH値が高いと有機物態画分のもつCs-137は増加し、pH値が低いと水溶性画分・残渣画分のもつCs-137が増加することが考えられる。森林土壌では腐植・土壌有機物量が多かったことから、今回の結果ではpH値が高いほど有機物のもつカルボキシル基にCs-137が多く保持され、反対に、水溶性画分・残渣画分は減少したと推察した。

(3) 懸濁物質流出、河床土砂の放射性セシウム濃度

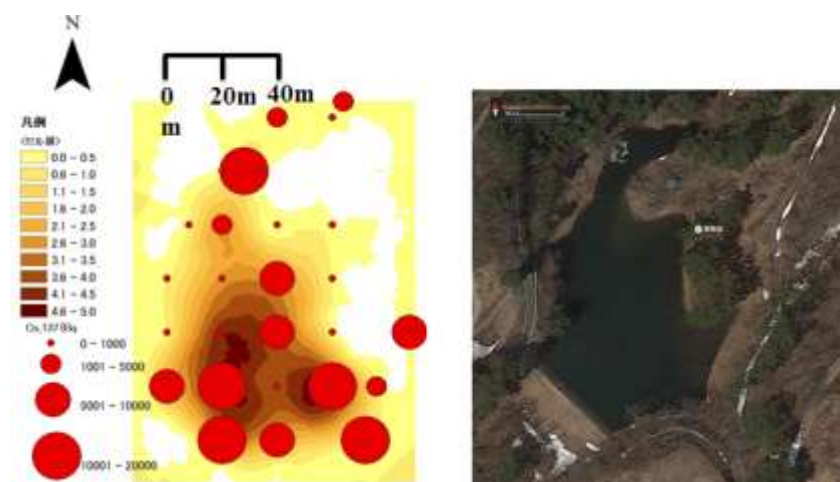
大沢川及び大谷山からの浮遊土砂流出については、放射性セシウムの降下量を反映して、福島県のサイトが群馬県のサイトのおおよそ4倍であった。観測地点とダム上流部における流下物に含まれる放射性核種は10000Bq/kg以上であった（表(1)-1）。汚染物質の流出について、降雨量との対応を比較した結果、降雨量が大きくなるほど、汚染物質濃度が高くなる傾向が見られた。今後、流量の応答に対する流出についても検討する必要があると考えられた。これらの河川流出に対して、大沢川流域末端部に位置する、砂防ダムの下流部では、その半分程度になっていた。こ

表(1)-1 大沢川と大谷山の浮遊土砂流出に含まれるセシウム濃度

No	Sample	Activity (Bq kg ⁻¹)			
		Cs-137		Cs-134	
		Quantity	Error	Quantity	Error
福島県大沢川					
	観測地点	13223	316	7234	268
	砂防ダム上流部	11962	268	6781	212
	砂防ダム下流部	6427	181	3387	137
群馬県大谷山					
	観測地点	3095	113	1492	85

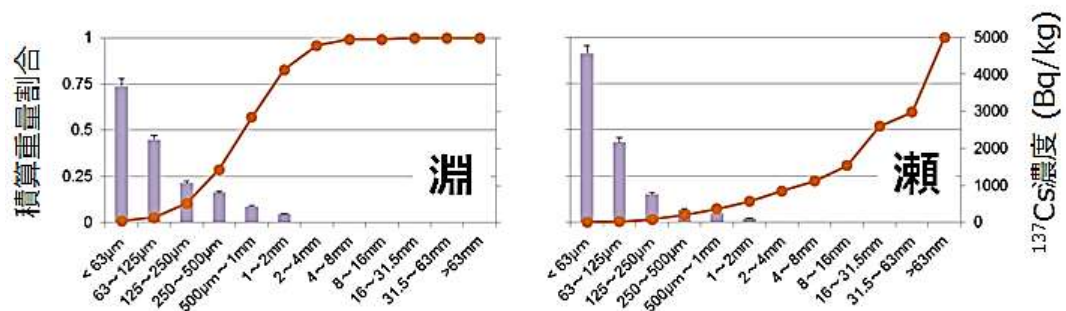
のことから、砂防ダムにおける懸濁体物質の蓄積が下流への汚染物質を緩衝する効果があると考えられた。また、大沢川流域に隣接するため池である夏無沼の底に蓄積している放射性セシウム量を計測したところ、底質のCs-137蓄積濃度は120から19400 (Bq/Kg-dry) であり、平均蓄積濃度は5227 (Bq/Kg-dry) であった。ため池の中央部で137Cs蓄積濃度が高くなる傾向があるものの、流入口から5mの地点でも高い箇所が見られた（図(1)-11）。従来のため池における底質のCs-137蓄積濃度の調査（農林水産省, 2013）¹³⁾では、ため池内の一部の底質サンプルの採取による評価がされていたが、本研究結果から、底質のCs-137蓄積濃度はばらつきが大きいことが分かった。

溪流周辺における土壌及び落葉の汚染状況は、スギなどを中心とした落葉層が最も高く、A0層下部が次いで高くなる傾向がみられた。森林と溪流内の状況については、有機物に注目すると、河床に堆積している粗粒有機物、河床内リター、細粒有機物のCs-137が4856～7546Bq/kgと高い傾



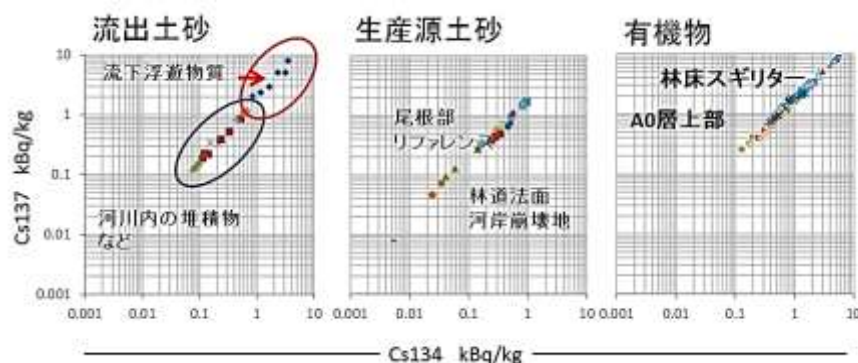
図(1)-11 ため池での放射性セシウム蓄積量分布

向がみられた。Cs-134についても同様の傾向がみられる。林床と河川内の有機物の時系列変化についてみると、溪流内の有機物については、林床の有機物より汚染度が低い傾向がみられた林床の汚染度については、季節的に明瞭な減少傾向が見られるものの、河川内のリターについては、その傾向は顕著ではなかった。



図(1)-12 大沢川における河床材の粒度分布と
各粒径の放射性セシウム (^{137}Cs) 濃度 (Bq/kg 乾燥重量)。

生物の生息環境として重要となる河床堆積物における放射性核種を粒径階別に計測した。1000～2000、500～1000、250～500、125～250、63～125、< 63 μm の粒径について分析すると、大沢川及び大谷山の流域ともに、細粒土砂成分におけるセシウム蓄積量が多い傾向がみられた(図(1)-12)。溪流内の河床土砂に蓄積した放射性セシウム量を見てみると、瀬と淵どちらでも粒径が小さい土砂ほど放射性セシウム濃度が高いことが明らかとなった。このことは、He and Walling (1996) が報告するような、土砂の粒径が小さいほど表面積が大きくなり、放射性セシウムがより吸着されやすいことに起因していると考えられた。また、粒度分布に注目すると、流速が速い瀬では、大きな粒径の土砂が堆積しており、流速が遅い淵では小さな粒径の土砂が多く堆積していた。したがって、放射性セシウム濃度が高い細粒土砂が淵で多く堆積しているために、河床への



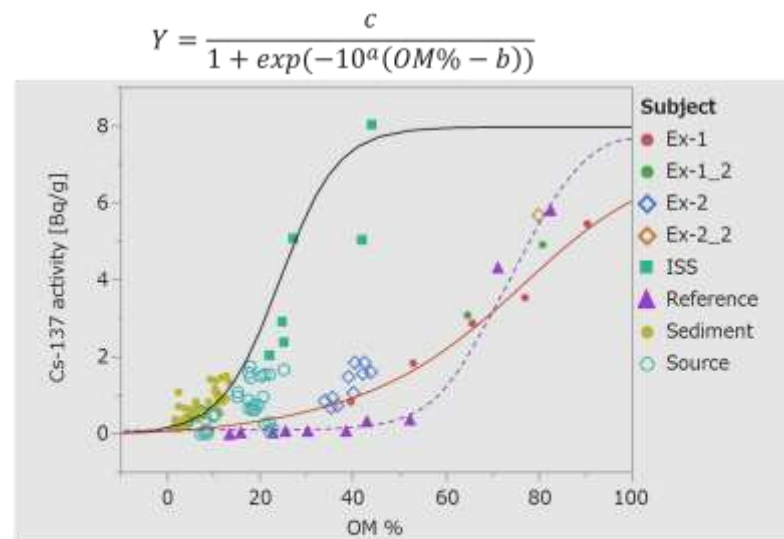
図(1)-13 流出浮遊物質の放射性セシウム濃度

放射性セシウム蓄積量は淵で瀬よりも多くなることが考えられた(図(1)-12)。

(4) 流出放射性セシウムの寄与推定

リファレンスサイトについては、セシウム濃度の深度分布は表層より指数関数的に減少していた。最表層のセシウム濃度のオーダー（ n ）は0～1の範囲である。生産源について、整理してみると、森林表土、斜面、スギ林の溪岸表土が高い（ $-1 < n < 0$ ）傾向が見られた。火山灰層や林道法面は濃度が1オーダー以上低い傾向がみられた。浮遊土砂サンプラーで採取した浮遊土砂は濃度が高く、 n は0～1であった。河床堆積物は浮遊土砂より1オーダー低い傾向がみられた（図(1)-13）。

土壌やリター、粒状流下物等の有機物は、濃度がおおむね $-1 < n < 1$ の範囲であった。陸域（斜面）の有機物は、A層土壌が $0 < n < 1$ と濃度が高く、下層植生は1オーダー濃度が低い傾向があった。リターは、林床及び河床ともにスギのリターが広葉樹より1オーダー濃度が高くなっていた。流下物



係数 a : 曲線の傾き

係数 b : 曲線の立ち上がりの開始位置(変曲点の中心となるOM%)

係数 c : 最大値。土砂のタイプによって異なる。地域によって異なる。

図(1)-14 有機物含量とCs-137濃度の関係

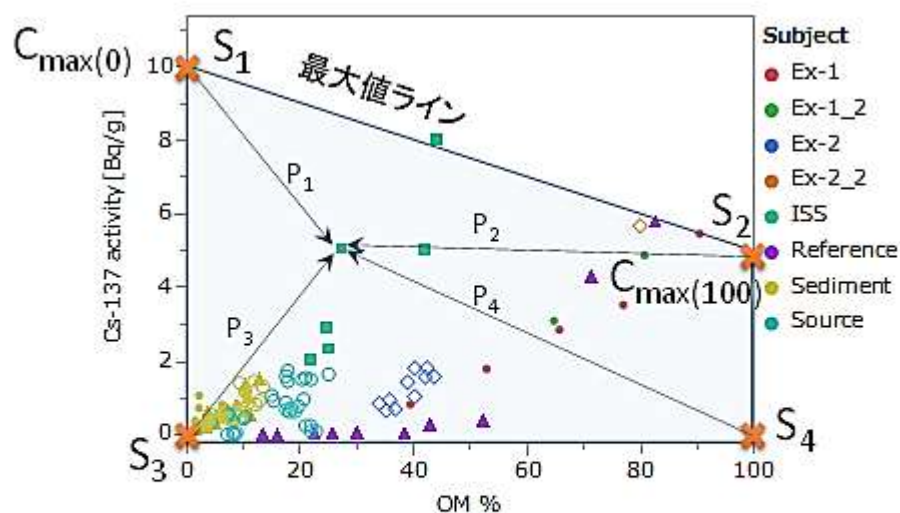
(CPOM, FPOM) はスギリターと広葉樹リターの間程度濃度の濃度である。陸生、水生かわらず動物の放射性Cs濃度は、全般的に $-1 < n < 0$ の範囲であった。リファレンス最表層、A層土壌やスギリターと同程度であった。

大谷山において浮遊土砂サンプラーで採取された浮遊土砂はセシウム濃度が高く、森林表土の最表層やスギリターと同程度の範囲であった。一般に、浮遊土砂のセシウム濃度には粒径効果 (He and Walling, 1996) ⁷⁾ や有機物の影響があるとされている (Wallbrink et al., 1998) ²⁶⁾。サンプラーで採取された浮遊土砂は、斜面から侵食・供給された土砂の細粒分が選択的に捕捉された可能性があり、河床堆積土砂よりも粒径が小さく、また有機物分も含まれていると推察される。セシウム濃度の高いスギリターが有機物分として浮遊土砂に含まれれば、その分、河床堆積土砂よりもセシウム濃度を高くする要因として考えられる。一方、粒径効果について、流路内の淵 (Pool-1) で採取された河床堆積物を6つの粒径階ごとにセシウム濃度を調べたところ、He &

Walling (1996)⁷⁾と同様に、粒径効果が認められた。このことから、サンプラーが微細粒分を選択的に捕捉していると仮定すると、浮遊土砂のセシウム濃度が粒径効果によって高くなることは容易に想像される。

河川からの流出土砂が流域内のどこから供給されるかを明らかにするため、浮遊土砂、河床堆積物、斜面、林道、尾根（リファレンスサイト）の表層土壌を採取し、Cs-134濃度、Cs-137濃度及び有機物含量を調べた。まず、表土の有機物中のCs濃度を明らかにするため、尾根表土から異なる有機物含量の土壌試料を調製し、有機物含量とCs濃度との関係を調べたところ、Cs濃度は有機物含量に対して増加傾向を示し、ロジスティック曲線によって近似できた。流域土砂も同様の曲線で近似でき、最大値や傾き、変曲点に関する係数が異なることがわかった（図(1)-14）。これらのロジスティック曲線の特性から、表土の有機物分、鉱物分のCs濃度を推定できた。流域土砂の潜在的な生産源を表土と土壌母材（土壌深部）の鉱物分及び有機物分の4区分とし、¹³⁴Cs、Cs-137及び有機物含量をトレーサとした多変量土砂混合モデルにより、流域土砂に対する生産源の寄与を推定した（図(1)-15）。その結果、浮遊土砂は表土の鉱物分及び有機物分の寄与が高く、河床堆積物はほとんどが土壌深部の鉱物分から供給されたものと推定された。流域斜面の表土に蓄積されたCsが、鉱物分や有機物分に吸着された形で河川に供給され、浮遊土砂として流域外に流出する一方、河川内に滞留するものは少ないことを示唆している。

エンドメンバーの決定

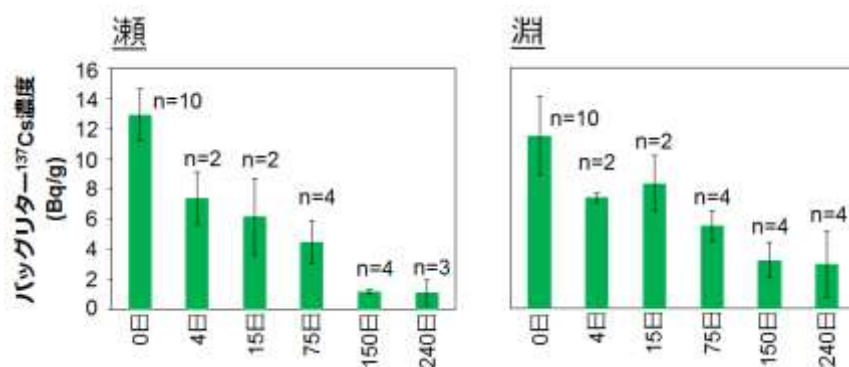


表層 S_1 : 鉱物分の最大Cs濃度 (OM, Cs) = (0, $C_{\max(0)}$)
 S_2 : 有機物分の最大Cs濃度 (100, $C_{\max(100)}$)
 深層 S_3 : 鉱物分の最小Cs濃度 (0, 0)
 S_4 : 有機物分の最小Cs濃度 (100, 0)

図(1)-15 有機物含量とCs-137濃度の関係

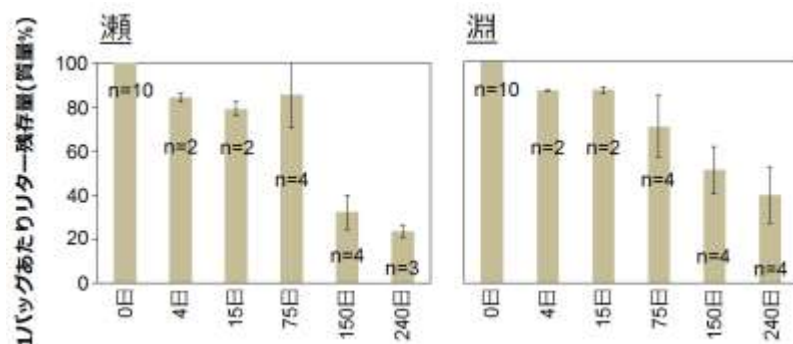
（５）溪流内有機物からの放射性セシウムの流出

瀬と淵のバッグともに、設置後の時間経過に伴い、Cs-137濃度が減少した（図(1)-16と17）。瀬は、0～4日に約40%減少し、淵では約30%減少した。240日後には、淵で0日目濃度の約25%、瀬で約10%となった。重量については瀬・淵両方で、75日後には約70～80%であるものの、150日後には瀬で約30%、淵で約50%の残存重量であった。これらの結果から、重量×Cs-137濃度として、リターバッグ内のCs-137総量の変化を評価した。4日間では分解による影響はほぼ無いため、4～5割の¹³⁷Cs流出は溶脱によるものと考えられる。その後も、溶脱によるCs-137減少は75日程度まで起こっていると考えられた。75日以降は分解による重量減少が顕著に発生しているものの、この



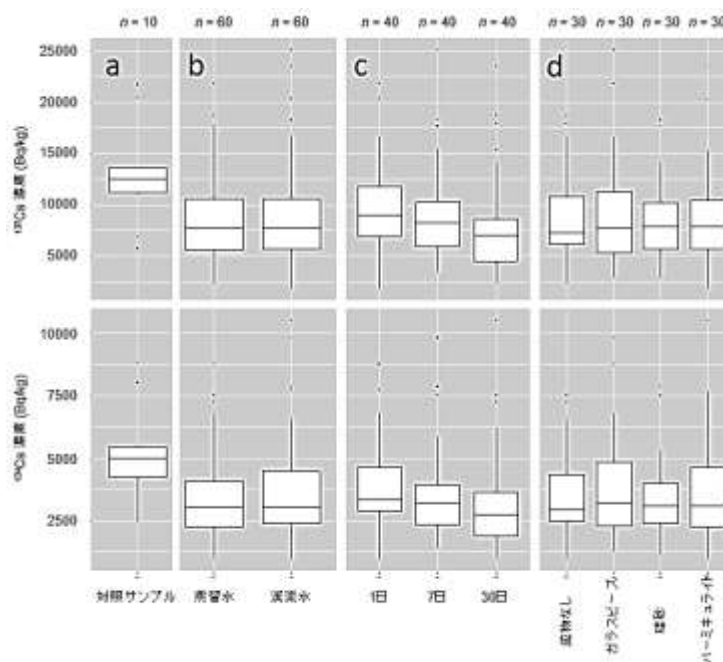
図(1)-16 溪流内リターバックの¹³⁷Cs量

期間も重量減少率に対して、漸次、Cs-137濃度も減少していることから、分解と溶脱の双方が発生していると考えられた。本研究により、溪流に落下したスギリターは数日という素早さで、溶脱によってCs-137を流出させることが解明できた。陸のリターに対して溪流内のリターが約25%の濃度になるまでには、溪流内の分解とそれに伴う溶脱の作用を受けることも示唆できた。



図(1)-17 溪流内リターバックの重量減少割合

溪流内落葉の重量は100日程度で、35～70%となることが報告されており、本研究のスギリターも同様の傾向を示すことが確認できた。たとえば、Sheppard and Evenden (1990)²⁰⁾の実験では、ブルーベリー (*Vaccinium* spp.) のリターからの放射性セシウム溶脱が300日以上継続したことが報告されている。自然環境下では、溪流水中に溶存態の放射性セシウムがほとんど存在しないため (Ueda et al. 2013)²³⁾、リターの放射性セシウム濃度は溪流水と比べて十分に高く、溪流水への放射セシウムの可溶性は高いと考えられる。



図(1)-18 リターの放射性セシウム (^{134}Cs ・ ^{137}Cs) 濃度 (Bq/kg 乾燥重量) ; (a)対照無処理サンプル、(b)蒸留水・溪流水に浸したサンプル、(c)1日、7日、30日水に浸したサンプル、(d)鉍物を添加していないサンプル及びガラスビーズ、珪砂、バーミキュライトを添加したサンプル。

このような傾向は、実験でも同様であった。水にリターを浸す時間が長いほどリターからの放射性セシウムの溶脱量は増えることが明らかとなった（図(1)-18）。中央値による比較では、対照無処理リターと比べて1日、7日、30日の実験後のリターの放射性セシウム濃度は、それぞれ71%、66%、56%となっていた。このことから、リターからのカリウム溶脱と類似して(Schreeg et al. 2013)¹⁸⁾、放射性セシウムにおいても水の存在がリターからの溶脱を促進する重要な推進力となることが考えられた。

本実験では、水の種類（水質）はリターからの放射性セシウムの溶脱に影響を及ぼしていないことが明らかとなった（表）。放射性セシウムが水へ移行する量を決める重要な尺度の1つであるpHに注目すると、本実験で用いた蒸留水と溪流水の初期のpHは非常に類似していた。このpHの類似性が、結果として蒸留水と溪流水へ放射性セシウムが溶脱した量を似通らせたのかもしれない。また、他の放射性セシウムの溶脱プロセスを規定する要因として水中の菌類や細菌による分解などといった生物学的な作用が関係する可能性も考えられる。しかし、本実験では溪流水を冷凍保存することによる細菌や菌類の活動低下が生じていた可能性が高く、溶脱プロセスにどのように水中分解者が関与するのかは不明である。したがって、実際の溪流内におけるリターからの放射性セシウムの溶脱を理解するためには、水中分解者の影響についても今後評価されるべきであろう。

本実験では、鉍物の種類もリターからの放射性セシウムの溶脱に影響を及ぼしていないことが明らかとなった。実験前の段階では、振盪時における鉍物による研磨作用がリターからの放射性セシウムの剥離を促進することを仮定していたが、研磨作用についても統計的な違いは見られな

表(1)-2 蒸留水を加えたもののうち、30日の実験期間を設けたサンプル中の水、鉱物、リターの放射性セシウム（Cs-137）濃度（Bq/kg）。鉱物とリターの放射性セシウム濃度は乾燥重量当たりを示す。NDは検出限界以下を示す。

	鉱物			
	なし	ガラスビーズ	珪砂	バーミキュライト
水(蒸留水)	0.8	ND	ND	ND
鉱物	-	4.9	18.3	1845
リター	18739	7085	14193	12499

かった。これらの原因の1つとして、初期のリターの放射性セシウム濃度のばらつきの大きさが挙げられる。例えば、オートラジオグラフを用いた研究では、1本のスギリター落枝だけでも放射性セシウムは不均質なパッチ状に分布しており（Tanaka et al. 2013）²¹⁾、このような不均質性はリターがどのような樹冠の位置から供給されたものなのかによって大きく異なる。さらに、スギリターに分布する放射性セシウムはいつそのリターが展葉していたのかによっても大きく違う。Kanasashi et al. (2015)⁸⁾によると、Tanaka et al. (2013)²¹⁾が示したようなパッチ状の放射性セシウム分布が見られるのは、2011年にすでに樹冠に存在していた枝葉の部分であり、それ以降に成長した枝葉は一律に薄く放射性セシウムが分布していた。本実験ではリターサンプルを2014年に林床から採取したため、見た目による分解度の統一を図っていても、上述のような様々な放射性セシウム濃度をもつリターがサンプル中に混在していたと考えられる。このことは、リターからの放射性セシウムの溶脱を決定する特定の要因を抽出する際には、大きなノイズとなる可能性が高いことを考慮に入れなければならない。

リターから放射性セシウムが溶脱すると、溶存態の放射性セシウムが水中に残ることになる。しかしながら、溪流において溶存態の放射性セシウムは微量であることは福島県の河川からも報告されている（Ueda et al. 2013）。このことから、溶脱した放射性セシウムは、溶存態のまま溪流に留まるのではなく、他の物質に吸着していることが考えられる。本実験では、鉱物が無ければ、溶存態の放射性セシウムが検出されたのに対して、鉱物が水中に存在するサンプルでは、溶存態の放射性セシウムが検出されなかった（表(1)-2）。これまでの研究でも鉱物による放射性セシウムの吸着は良く知られており、特に雲母鉱物への選択的吸着が報告されている（Francis and Brinkley 1976）²⁾。実際に、本実験でも雲母鉱物の含有量にしたがって放射性セシウムの吸着量が異なり、バーミキュライト>珪砂>ガラスビーズの順となった（表(1)-2）。このことから、自然環境下における鉱物組成は、リターから溶脱した放射性セシウムが最終的にどこへ分配されるのかを知るための重要な情報となり得る。

放射性セシウムの存在形態は、生態系において生物への放射性セシウムの移行率を決める重要な要因である（Rosén et al. 2006）¹⁷⁾。例えば、溶存態の放射性セシウムは生物体内へ吸収されやすいために、移行率が非常に高い。また有機物に吸着した放射性セシウムは有機物とともに消化される可能性があり、一方で鉱物に吸着した放射性セシウムは鉱物自体が消化される物質でないため生物への移行が生じにくいと考えられる。したがって、このような放射性セシウムの存在形態は、放射性セシウムの生物利用可能性に大きく関係し、本研究で示したリターから溶脱した放射性セシウムがその後どのような存在形態となるのかは生物汚染を考える上では、重要な情報

となる。今後は、このような溶脱した放射性セシウムの行方を汚染地域で把握していくことが、生物汚染の現状を知ることや、汚染管理の可能性を探る上で必要である。

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

森林生態系における放射性セシウムの空間分布は、林相、微地形、立地などに大きく影響されていることが判明した。森林―溪流生態系を構成する物質では、林床の落葉の放射性セシウム濃度が最も高く、福島原発事故によって放出された放射性物質の多くは、陸域に現存していることが明らかとなった。特に、森林土壌では、農地土壌と比べて有機物などに吸着した放射性セシウムが多く、動植物へ放射性セシウムが移行しやすい土壌環境を有していることが示唆された。また、溪流において懸濁体として流出しているものの組成に注目すると、有機物の占める割合が高い場合に、高い放射性セシウム濃度が見られた。とくに、リターが森林から溪流に供給されることで、溶脱によって放射性セシウムがリターから放出されることが明らかとなった。このことから、従来の研究から言われている土壌動態に加えて、森林―溪流域における放射性セシウムの動態では、有機物の放射性Cs濃度及びその移動を追跡することが重要であることを示すことができた。大沢川におけるリターフォール量、溪流に落下したリターからの放射性セシウムの溶脱、溪流内における粒状有機物の流下、動物への放射性セシウムの移行についてデータを得ることができた。また、リターフォールによる放射性セシウムの供給は溪流内だけでなく、林床でも同様に生じているため、森林生態系における土壌中の放射性セシウムの動態の知見と統合した、森林の動物への放射性セシウムの移行量を算定していくことが可能となった。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

該当なし

<行政が活用することが見込まれる成果>

森林から溪流に供給されることで、溶脱によって放射性セシウムが落葉から放出されることが明らかとなった。とくにスギやヒノキの人工林で覆われた森林では、樹冠に存在する放射性セシウムが継続的に溪流へ供給される可能性がある。溪流の落葉の放射性セシウム濃度は、林床の25%程度であることから、溶脱による放射性セシウムの移動と溪流中鉱物への吸着が、水域における放射性セシウムの動態の将来予測に不可欠なプロセスである。とくに、野外・室内実験から、水中に浸す時間が長いほど落葉からの放射性セシウムの溶脱量は増えることが明らかとなった。落葉からのカリウムの溶脱と類似して、放射性セシウムでも水の存在が落葉からの溶脱を促進する重要な要因となることが考えられた。自然環境下では、溪流水中に溶存態の放射性セシウムがほとんど存在しないため、落葉の放射性セシウム濃度は溪流水と比べて十分に高く、溪流水への放射セシウムの可溶性は高いと考えられる。このことから、落葉が溪流に落下することで生じる放射性セシウムの溶脱は、溪流内の放射性セシウムの動態を理解する上では主要な経路となる可能性が高い。また、一般的に溶存態の放射性セシウムは環境中で不安定であることから落葉から溶脱した放射性セシウムは粘土鉱物などの他の物質に吸着していることが本研究でも示された。このような放射性セシウムの落葉からの溶脱及び粘土鉱物などへの吸着までのプロセスを汚染地

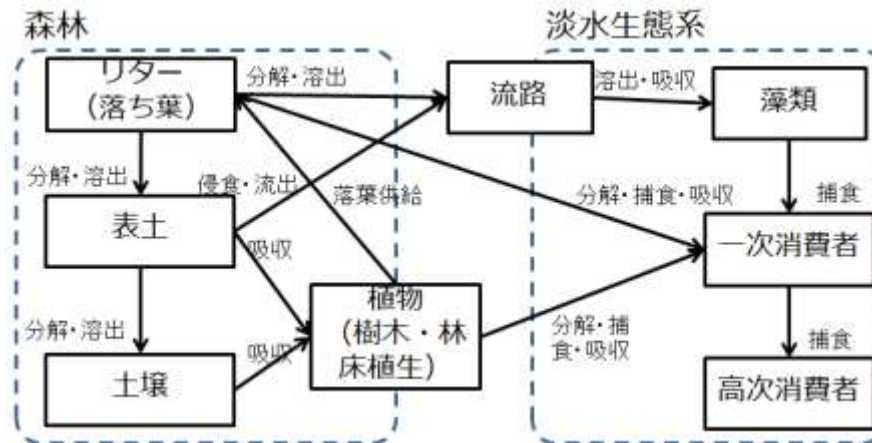
域で把握していくことが、生物汚染の現状を知ることや、汚染管理の可能性を探る上で必要である。

森林土壌では、農地土壌と比べて有機物に吸着した放射性セシウムが多く、溪流において懸濁体として流出しているものの組成では、有機物の占める割合が高い場合に、Cs-137濃度が高くなった。森林流域における放射性セシウムの動態の大部分は、有機物動態に深く関連しており、従来の土砂動態のみならず、有機物の移動を追跡することが重要である。農地・森林土壌の逐次抽出試験結果では、交換態画分と有機物態画分割合が森林土壌で多く、動植物へと移行しやすい形態の放射性セシウムが多く存在していると考えられた。溪流周辺における土壌の汚染状況は、スギなどを中心とした落葉層で放射性セシウム濃度が最も高く、A0層下部が次いで高くなる傾向がみられた。溪流内の状況については、河床に堆積している粗粒有機物、河床内リター、細粒有機物の放射性セシウム濃度が高い傾向にあった。今後、森林から溪流へリターフォールなどとともに直接流入する放射性物質と斜面から流入する量を評価し、森林斜面においては落葉層から土壌への移行の傾向を継続的に観測することが、流域からの流出を検討する上でも重要である。

山地森林流域から有機物に吸着し流出している放射性物質は水系ネットワーク内に存在する砂防ダムやため池などに堆積する。森林域から下流の農地や水田などへ流出する放射性物質の評価では、これらの構造物の設置状況を把握する必要がある。また、森林から農地への移行帯に貯水池などを設置することにより森林域からの放射性物質を効果的に捕捉することができる可能性がある。砂防ダム上下流では、溪流内土砂の放射性セシウム濃度が上流部で高く、砂防ダムには山地森林流域からの流出土砂を滞留させる効果があることが示された。本研究結果から、土壌中の放射性セシウムの存在画分を見積もった結果、水溶性画分は5-10%であり、強固定画分は40%を占めていた。このことから土壌中の放射性セシウムは粘土鉱物などに強固定しており、それらが移動堆積を繰り返している。以上のことから、水系ネットワークにおける砂防ダムやため池などは一時的な放射性セシウムの貯留効果をもたらしている。この効果を活かす一例として、河道内や周辺に貯水池などを簡易的に設置することによって、森林域から下流の農地水田への放射性セシウムの流出を軽減させる可能性を示すことができた。とくに、森林と農地の境界部には放棄された水田や農地があることから、これらの耕作放棄地を活用することもできると考えられる。実用化に向けては、水系網における砂防ダムの分布、農地の利用実態の把握、放射性セシウムの空間分布などGISを用いて統合的に解析するデータベースの整備が重要である。

6. 国際共同研究等の状況

本研究で実施した、2014年2月に開催した国際シンポジウム及び国際学会などで共同研究体制を整備することができた。とくに2014年6月に開催された米国オレゴン州での学会、2014年10月にはコロラド州立大学を訪問した際に、本研究成果をもとにした予測モデル構築（図(1)-19）にむけた、研究打ち合わせを行うことができた。生態系モデルの構築では、放射線生態学の世界最先端である米国ロスアラモス国立研究所のJeffery Whicker博士やコロラド州立大学のThe Department of Environmental and Radiological Health Sciences (ERHS)のElizabeth Ruedig博士などの協力を得ながら協同で行う。また、コロラド州立大学の大学院生については、本研究成果を用いた修士論文にも取り組んでおり、日本と米国双方から研究指導も行っている。また、スウェーデンのストックホルム大学のKarolina Stark博士とともに、両生類の放射性セシウム蓄積量に関する



図(1)-19 本研究をもとにした国際共同研究による生態系モデルの概念図

研究を共同で実施する計画である。環境中における放射性物質の移動に関する研究では、学際的視野での研究を推進できる若手研究者や技術者の育成が急務であり、これらの国際ネットワークを基にし、若手研究者や学部生や大学院生を育成できる環境を整えることができた。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文(査読あり)>

- 1) M. Sakai, T. Gomi, M. Nunokawa, T. Wakahara and Y. Onda: Environmental Pollution 187, 112-115 (2014)
“Soil Removal as a Decontamination Practice and Radiocesium Accumulation in Tadpoles in Rice Paddies at Fukushima”
- 2) M. Sakai, T. Gomi, R. S. Naito, J. N. Negishi, M. Sasaki, H. Toda, M. Nunokawa and K. Murase: Journal of Environmental Radioactivity 144, 15-20 (2015)
“Radiocesium Leaching from Contaminated Litter in Forest Streams”
- 3) P. K. Thai, Y. Suka, M. Sakai, K. Nanko, J. H. Yen and H. Watanabe: Environmental Science: Processes & Impacts (2015).
“Export of Radioactive Sediment from Agriculture Field under Simulated Rainfall in Fukushima”

<査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない。

<その他誌上発表(査読なし)>

- 1) 寺崎晶美：東京農工大学農学部地域生態システム学科卒業論文(2013)
「土壌性質の違いが福島農地土壌における放射性セシウム存在画分に及ぼす影響」
- 2) 寺崎晶美：東京農工大学農学府国際環境農学専攻修士論文(2015)
“Influence of different soil characteristics on radioactive ^{137}Cs fraction in Fukushima soil.”
- 3) 細田幸介：東京農工大学農学部地域生態システム学科卒業論文(2015)

「樹冠から溪流内に供給されたスグリターの溶脱・分解に伴う¹³⁷Cs流出の評価」

(2) 口頭発表 (学会等)

- 1) 境 優、五味高志、岩本愛夢、岡田健吾：東京農工大学土壌圏セミナー (2012)
「森林—溪流生態系の放射性物質移動と生物濃縮の評価」
- 2) P. A. Han, M. H. Aung, T. Yokoyama and S. D. Kimura: 東京農工大学土壌圏セミナー (2012)
“Relationships between soil amendments and radiocesium movement in some crucifers under Cs-contaminated field condition”
- 3) 五味高志：平成24年度野生動植物への放射線影響に関する意見交換会 (2013)
「森林・溪流生態系食物網における放射性セシウムの生物濃縮-福島県大沢川の事例」
- 4) S. Y. Nam, T. Gomi, Y. Onda, H. Kato and M. Hiraoka: 第124回日本森林学会大会 (2013)
“Suspended sediment transports after stripe thinning: Monitoring of runoff and Analysis of radiocesium concentration”
- 5) 寺崎晶美、Salem Djedidi、横山正、鈴木創三、木村園子ドロテア：日本土壌肥料学会 (2013)
「土壌性質の違いが福島の農地土壌における放射性セシウムの存在画分に及ぼす影響」
- 6) H. P. Aung, S. Djedidi, A. M. Hein, T. Yokoyama and S. D. Kimura: 日本土壌肥料学会 (2013)
“Radiocesium Uptake Responses of Four Cruciferous Vegetables to Organic Compost and PGPR Application”
- 7) K. T. Win, A. Z. Oo, A. Terasaki, H. P. Aung, T. Yokoyama and S. D. Kimura: 日本土壌肥料学会 (2013)
“Influence of water regimes on growth rate, plant radio-cesium uptake and its distribution of Black gram species (*Vigna radiata*)”
- 8) A. Terasaki, S. Suzuki, S. D. Kimura: International symposium “Radionuclide dynamics and biological transfers in watershed ecosystems: Toward watershed management in the post nuclear accident period” Tokyo, Japan (2014)
“Influence of soil characteristic differences on existence fraction of Cs-137 in Fukushima farm land soil”
- 9) K. T. Win, A. Z. Oo, A. Terasaki, H. P. Aung, T. Yokoyama and S. D. Kimura: International symposium “Radionuclide dynamics and biological transfers in watershed ecosystems: Toward watershed management in the post nuclear accident period” Tokyo, Japan (2014)
“Radioactive cesium allocation of blackgram (*Vigna mungo*) under water stress”
- 10) M. Sakai, T. Gomi, M. Nunokawa, T. Wakahara and Y. Onda: International symposium “Radionuclide dynamics and biological transfers in watershed ecosystems: Toward watershed management in the post nuclear accident period” Tokyo, Japan (2014)
“Decontamination by soil surface removal and ¹³⁷Cs accumulation in tadpoles in rice paddies at Fukushima”
- 11) 五味高志：平成25年度野生動物への放射線影響に関する意見交換会 (2014)
「森林・溪流生態系の食物網における放射性セシウムの生物蓄積」
- 12) T. Gomi, M. Sakai, K. Okada, A. Iwamoto, J. N. Negishi and M. Nunokawa: Joint Aquatic Sciences

- Meeting, Oregon, USA (2014)
- “Radiocesium concentrations in *Salvelinus leucomaenis* via resource subsidy in a headwater stream”
- 13) M. Sakai, T. Gomi, A. Iwamoto, K. Okada, M. Nunokawa and J. N. Negishi: Joint Aquatic Sciences Meeting, Oregon, USA (2014)
- “Radiocesium transfer in forest-stream ecosystem of a headwater of Fukushima, Japan”
- 14) K. T. Win, A. Z. Oo, H. P. Aung, A. Terasaki, T. Yokoyama and S. D. Bellingrath-Kimura: 20th World Congress of Soil Science, Jeju, Korea (2014)
- “Differential responses of drought induced reduction in growth rate, plant radio-caesium uptake and distribution between the tolerant and sensitive blackgram species (*Vigna mungo*)”
- 15) 五味高志、境 優、岩本愛夢、岡田健吾：平成25年度東京農工大学による福島農業復興支援プロジェクト成績検討会（2014）
- 「森林・溪流生態系の放射性物質移動と生物濃縮の評価」
- 16) H. P. Aung, D. Mensah, S. Djedidi, T. Yokoyama, S. Suzuki and S. D. Bellingrath-Kimura：第60回日本土壌肥料学会（2014）
- “Uptake and Distribution of Radiocaesium by Four Cruciferous Vegetables in Association with Plant Growth Promoting Bacteria”
- 17) 寺崎晶美、岩崎知世、田中治夫、横山正、鈴木創三、ベリングラート木村園子ドロテア：土第60回日本土壌肥料学会（2014）
- 「壌性質の違いが福島の農地土壌における放射性セシウムの存在画分に及ぼす影響」
- 18) S. Djedidi, T. Yokoyama, K. Kojima, H. P. Aung and S. D. Kimura：第60回日本土壌肥料学会（2014）
- “Difference in ¹³⁷Cs accumulation among *Brassica rapa*, *Brassica juncea* and *Brassica napus* Japanese cultivars grown in a contaminated”
- 19) 五味高志、境 優、岡田健吾、岩本愛夢、根岸淳二郎、布川雅典：応用生態工学会第18回東京大会（2014）
- 「山地森林流域におけるイワナへの放射性セシウム蓄積量評価：摂食一代謝解析」
- 20) 五味高志、境 優、細田幸介：第126回日本森林学会（2015）
- 「溶脱・分解プロセスに伴う溪流内リターからの放射性セシウムの流出：フィールドと室内実験による結果」
- 21) 水垣滋、五味高志、境 優：第126回日本森林学会（2015）
- 「森林山地における流域土砂の放射性セシウム濃度と有機物含量」

（３）出願特許

特に記載すべき事項はない。

（４）「国民との科学・技術対話」の実施

1) 地域での研究成果の講演

東京農工大による福島農業復興支援プロジェクトの１年目の活動報告発表・交流会（2013年7月27日、二本松市東和文化センター、観客60名）

- 2) 学会での一般公開での研究成果の講演
応用生態工学会第17回大会 自由集会「放射性物質動態と流域生態系」（2013年9月19日、大阪府立大学I-siteなんば、観客70名）
- 3) 一般市民を対象とした企画展示
東京農工大学科学技術展2013「農工大が誇る最先端サイエンス」（2013年11月8～10日、東京農工大学府中キャンパス、観客200名）
- 4) 大学での一般公開での研究成果の講演
国際シンポジウム：流域生態系における放射性物質動態と生物への移行～震災後の流域管理に向けて～（英タイトル：Radionuclide dynamics and biological transfers in watershed ecosystems: Toward watershed management in the post nuclear accident period）（2014年2月28日、東京農工大学府中キャンパス、観客100名）
- 5) 学会での一般公開での研究成果の講演
第61回日本生態学会大会 自由集会「東日本大震災の生態系影響評価と復興の展望：東北3県の取り組み」（2014年3月14日、広島国際会議場、観客50名）
- 6) 一般市民を対象とした博物館での研究成果の展示
東京農工大学科学博物館における放射性セシウム関連研究の企画展の実施（2014年8月5日～9月15日）
- 7) 一般市民を対象としたシンポジウムの講演・説明
日本土壌肥料学会2014年度東京大会 市民公開シンポジウム「福島県二本松市NPO法人「ゆうきの里東和ふるさとづくり協議会」の放射性Cs汚染からの農業復興に関しての取り組みと農工大の支援活動報告」（2014年9月11日、東京農工大学小金井キャンパス、観客100名）
- 8) 学会での一般公開での研究成果の講演
応用生態工学会第18回大会 自由集会「震災復興に応用生態工学はどのように貢献できるのか2：復興の現状と課題」（2014年9月19日、首都大学東京、観客30名）
- 9) 一般市民を対象とした企画展示
東京農工大学科学技術展2014「未来をひらく農工大の科学技術」（2014年11月7～9日、東京農工大学府中キャンパス、観客200名）
- 10) インターネットでの研究成果公開
下記のサイトにおいて、研究成果を継続的に公開している。
<http://www.tuat.ac.jp/~gomit/fukushima/index2.html>

（５）マスコミ等への公表・報道等

- 1) 共同通信社東日本大震災（福島原発）（ニュース特集）（2013年3月2日、ウェブサイト掲載（<http://www.47news.jp/feature/kyodo/news05/2013/03/post-7371.html>）「福島の山林の生物、セシウム蓄積 カエル6700ベクレル」）
- 2) 東京新聞 Tokyo web（2013年3月2日、「福島の山林の生物、セシウム蓄積 カエル6700ベクレル」）
- 3) 茨城新聞（2013年3月3日、17頁、「山林のカエルから6700ベクレル」）
- 4) 愛媛新聞（2013年3月3日、3頁、「山林の生物 セシウム蓄積」）

- 5) 沖縄タイムス (2013年3月3日、29頁、「カエルに6700ベクレル超セシウム」)
- 6) 岐阜新聞 (2013年3月3日、26頁、「セシウム 山林の生物に蓄積」)
- 7) 埼玉新聞 (2013年3月3日、15頁、「カエルから6700ベクレル超」)
- 8) 下野新聞 (2013年3月3日、2頁、「カエルから6700ベクレル」)
- 9) 日本海新聞 (2013年3月3日、26頁、「カエルから6700ベクレル超」)
- 10) 福島民友 (2013年3月3日、23頁、「食物連鎖上位に高濃度セシウム」)
- 11) 北陸中日新聞 (2013年3月3日、28頁、「福島のカエル6700ベクレル超」)
- 12) 山形新聞 (2013年3月3日、30頁、「カエルにセシウム蓄積」)
- 13) 科学新聞 (2014年3月7日、6頁、「蓄積量1/5 オタマジャクシにも波及効果」)
- 14) 読売新聞 (2014年3月16日、19頁、「水田除染 オタマジャクシにも効果」)
- 15) テレビ朝日「テレメンタリー2013」 (2013年3月11日、本業務について10分ほど紹介)

(6) その他

特に記載すべき事項はない。

8. 引用文献

- 1) Davis JJ, Foster RF (1958) Bioaccumulation of radioisotopes through aquatic food chains. *Ecology* 39:530-535.
- 2) Fesenko SV, Soukhova NV, Sanzharova NI, Avila R, Spiridonov SI, Kleon D, et al. (2001) ^{137}Cs availability for soil to understory transfer in different types of forest ecosystems.: *Science of the Total Environ* 269: 87-103.
- 3) Francis CW, Brinkley FS (1976) Preferential adsorption of ^{137}Cs to micaceous minerals in contaminated freshwater sediment. *Nature* 260:511-513.
- 4) Gomi T, Sidle RC, Richardson JS. (2002) Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. *BioScience* 52 (10): 905-916.
- 5) 五味高志. (2007)「流域の物質循環における水文環境の重要性」, ベーシックマスター生態学 (南佳典・沖津進編). オーム社. 83-108.
- 6) Hashimoto S, Ugawa S, Nanko K, Shichi K (2012) The total amounts of radioactively contaminated materials in forests in Fukushima, Japan. *Scientific Reports* 2: 416.
- 7) He Q, Walling DE (1996) Interpreting particle size effects in the adsorption of ^{137}Cs and unsupported ^{210}Pb by mineral soils and sediments. *Journal of Environmental Radioactivity* 30:117-137.
- 8) Kanasashi T, Sugiura Y, Takenaka C, Hijii N, Umemura M (2015) Radiocesium distribution in sugi (*Cryptomeria japonica*) in Eastern Japan: translocation from needles to pollen. *Journal of Environmental Radioactivity* 139:398-406.
- 9) Kato H, Onda Y, Gomi T. (2012) Interception of the Fukushima reactor accident-derived ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{131}I by coniferous forest canopies. *Geophysical Research Letters* 39 (20).
- 10) 川瀬金次郎 (1971) 植物地層圏の放射能汚染. 環境と放射能 東海大学出版, 193-332
- 11) Koarashi J, Atarashi-Andoh M, Ishizuka S, Miura S, Saito T, Hirai K (2009) Quantitative aspects of heterogeneity in soil organic matter dynamics in a cool-temperate Japanese beech forest: a

- radiocarbon-based approach. *Global Change Biology*, 15, 3, 631-642
- 12) Koarashi J, Atarashi-Andoh M, Matsunaga T, Sato T, Nagao S, Nagai H. (2012) Factors affecting vertical distribution of Fukushima accident-derived radiocesium in soil under different land-use conditions. *Science of the Total Environment*, 431, 392–401
 - 13) 農林水産省 (2013) 福島県内のため池等における放射性物質の調査結果について.
 - 14) 恩田裕一 (2014)「河川のモニタリング」173-174, 中島映至・大原利眞・植松光夫・恩田裕一(編)『原発事故環境汚染 福島第一原発事故の地球科学的側面』, 東京大学出版会, 312 pp.
 - 15) Ono K, Hiradate S, Morita S, Ohse K, Hirai K (2011) : Humification processes of needle litters on forest floors in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) and Hinoki cypress (*Chamaecyparis obtusa*) plantations in Japan. *Plant and Soil* 338: 171-181.
 - 16) Rhodes DW. (1957) The effect of pH on the uptake of radioactive isotopes from solution by a soil. *Proc. Soil Sci. Soc. Am.*, 21, 389-392
 - 17) Rosén K, Shand CC, Haak E, Cheshire MV (2006) Effect of clay content and wetting-and-drying on radiocesium behaviour in a peat and a peaty podzol. *Science of the Total Environment* 368:795-803.
 - 18) Schreeg LA, Mack MC, Turner BL (2013) Nutrient-specific solubility patterns of leaf litter across 41 lowland tropical woody species. *Ecology* 94:94-105.
 - 19) Shcheglov AI. (1999) Dynamics of radionuclide redistribution and pathways in forest environmentslong-term field research in different landscapes. In: Linkov IL, Schell WR, editors. *Contaminated Forests*. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 23–39
 - 20) Sheppard SC, Evenden WG (1990) Leaching of radionuclides from decaying blueberry leaves: relative rate independent of concentration. *Journal of Environmental Quality* 19:464-469
 - 21) Tanaka K, Iwatani H, Sakaguchi A, Takahashi Y, Onda Y (2013) Local distribution of radioactivity in tree leaves contaminated by fallout of the radionuclides emitted from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 295:2007-2014.
 - 22) Teramage MT, Onda Y, Kato H, Gomi T (2014) The role of litterfall in transferring Fukushima-derived radiocesium to a coniferous forest floor. *Science of the Total Environment* 490:435-439.
 - 23) Ueda S, Hasegawa H, Kakiuchi H, Akata N, Ohtsuka Y (2013) Fluvial discharges of radiocaesium from watersheds contaminated by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* 118:96-104.
 - 24) 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・平舘俊太郎 (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. *農環研報*31, 75-129
 - 25) Yoshimura M, Akama A (2014) Radioactive contamination of aquatic insects in a stream impacted by the Fukushima nuclear power plant accident. *Hydrobiologia* 722:19-30.
 - 26) Wallbrink PJ, Murray AS, Olley JM, Olive LJ (1998). Determining sources and transit times of suspended sediment in the Murrumbidgee River, New South Wales, Australia, using fallout ^{137}Cs and ^{210}Pb . *Water Resources Research* 34(4): 879-887.

(2) 森林陸域生態系の物質循環と放射性核種の蓄積

国立大学法人東京農工大学

農学研究院 教授 戸田浩人

農学研究院 教授 渡邊裕純

<研究協力者>

東京農工大学 特任助教 境優

東京農工大学 連合農学研究科 佐々木道子（平成25年4月～平成27年3月）

東京農工大学 自然環境保全学専攻 藤原佳祐（平成25年4月～平成26年3月）

東京農工大学 地域生態システム学科 金田百合子（平成25年4月～平成26年3月）

東京農工大学 地域生態システム学科 須賀勇馬（平成25年4月～平成26年3月）

東京農工大学 地域生態システム学科 小川航平（平成26年4月～平成27年3月）

平成24(開始年度)～26年度累計予算額：4,598千円

(うち、平成26年度予算額：150千円)

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

観測期間の林床の空間放射線量率の経年変化は減少傾向にあり、ナラ林・マツ林がスギ林よりも減少率が高かった。ただし、放射性Cs-137の物理的自然崩壊率と比べ、里山の傾斜が緩いスギ林を除き減少率が大きかった。リターフォールとして林床に供給される有機物は、落葉期である秋に多かった。林床で斜面方向に移動するリターもリターフォールの多い秋に多くなり、かつそのピークはリターフォールピークより1か月遅れでみられた。スギの落葉は、小枝部分とともに落ちるため、その形状から移動しにくく、傾斜が緩い立地に植栽されているスギ林では、林床リターの側方移動が起きにくい。そのため、スギ林分ではリターの側方移動が林床の放射線量率の自然崩壊率以上の低下をもたらしているものと推察された。林床における鉛直方向の放射性Csの移動と蓄積では、放射性Cs濃度は細粒（2mm以下）の画分で高く、鉍物質土層へはこの細粒画分の有機物とともに移動していると考えられた。しかし、放射性Csの面積当りの蓄積量は、A0層のF3からF4画分に多く保たれていた。ナラ萌芽試験地の萌芽は、土壌深さ0-10cmとの比から単位面積当たりのCs-137存在量比を求めたところ0.024～0.029となった。同様に耕作放棄地試験地において、地上部植生と土壌深さ0-20cmの放射性Cs量から求めたCs-137存在量比は、0.0001から0.001であった。斜面から流出土砂の放射性セシウム蓄積量の評価では、流出土壌中のセシウム濃度は土壌中の蓄積量より高くなり、とくに有機物が選択的に流出していた。

[キーワード]

森林生態系、落葉移動、有機物分解、表面流の発生、散水試験

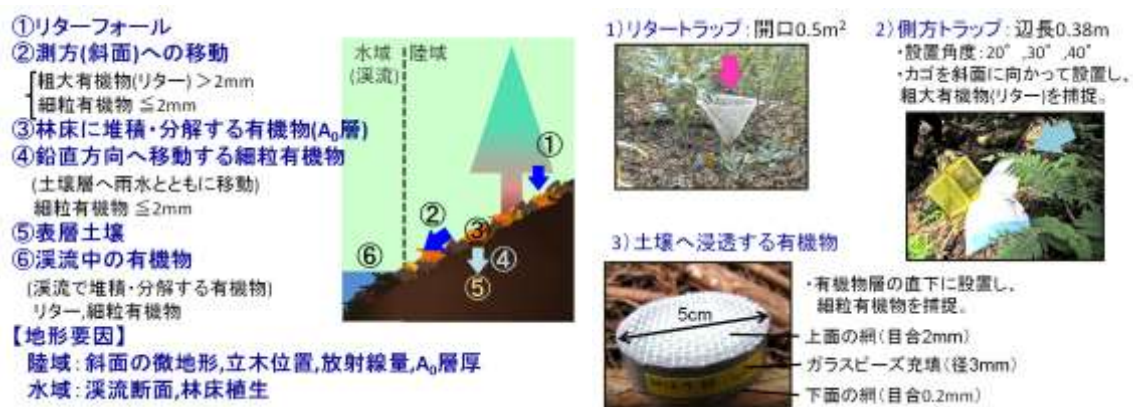
図(2)-1 調査地の概略

種の除染試験を行ったが、当年に萌芽更新した萌芽枝（2013年10月採取）に低くない放射性Cs濃度が検出された。そこで、無処理の萌芽更新試験地において2014年9月に萌芽枝の成長と放射性Cs濃度の継続調査を実施した。また、単位面積当たりのコナラ・クヌギ萌芽枝への土壌からの移行係数を算出し、耕作放棄地試験地における草本群落及びヤナギの移行係数と比較検討した。また、伐採樹木から木本サンプルを採取し、蓄積量を分析した。森林生態系におけるモニタリングとともに、新たな圃場プロット型人工降雨装置（PRRS-P）を開発し、降雨流出時の流亡土砂や有機物とその放射性セシウム蓄積量の評価を行った。

3. 研究開発方法

（1）落葉及び表層土壌の放射性Cs蓄積の経年変化

福島県二本松市のサイト（図(2)-1）において、スギ、アカマツ、ナラ林を3か所ずつに2012年度より試験区を設置した。これらの試験区の2～3地点から、森林林床のA0層、表層土壌（0～5、5～10、50～100mm深）を採取（図(2)-2）し、ゲルマニウム半導体検出器を用いた放射性Csの分析に供した。2012年10～12月、2013年11～12月につづき2014年12月に採取・測定を実施した。落葉



図(2)-2 調査項目の概略と概要

などの有機物の移動に伴う放射性Cs動態を調査するため、2013年よりリタートラップによる落葉調査及び林床で斜面方向への移動落葉トラップを設置した（図(2)-2）。これらの試験区のA0層直下に、2mm網目を通った有機物をトラップするガラスビーズを詰めたコアを設置し、有機物分解（物理的粉砕）による有機物の垂直移動にともなう放射性Cs動態を調査した。2014年からは、粗大な落葉だけでなく斜面方向に移動する細粒有機物トラップを考案し、大沢川流域に地点を絞り斜面の傾斜別に測定した（図(2)-2）。

森林小流域では放射性核種が付着した有機物の移動にともない、林床の放射線量率が自然減衰よりも低い地点と、逆にホットスポットとなる地点が存在すると考えられる。そこで、微細なモデル流域をスギ人工林と落葉広葉樹二次林に設定し、微地形、毎木調査、立木位置の調査を行い、数mおきに林床及び高さ1m地点における放射線量率を測定した。モデル流域では、②と同様の移動落葉トラップ、細粒有機物トラップ及び分解にともなう垂直移動有機物トラップも同時に設置するとともに、近隣の同じ林相でリタートラップの測定を行った。

樹木における放射性セシウム量を把握するために、栃木県佐野市FM唐沢山において伐採されたスギ・ヒノキの伐採木を、樹木の階層別かつ球果部、葉部、枝部、幹部の部位別に分けてサンプル採取した。それぞれの放射性セシウム濃度をゲルマニウム半導体検出器によって測定した。



図(2)-3 植生へのCs-137移行調査実施箇所（萌芽更新地と耕作放棄地）

森林流域では有機物が溪流に、リターフォールとして直接または降雨等で林床から二次的に移動・流入し、これらの有機物は溪床に堆積し底生生物などに利用・分解される。林相や溪流の地形などで、溪床有機物の堆積・分解の状態と放射性Cs濃度がどのような影響を受けるか明らかにするため、スギ人工林が主である大沢川流域と隣接する落葉広葉樹林が含まれる夏無沼から立石川へ流れ込む流域において、スギ林4地点、広葉樹林2地点、スギと広葉樹の混交2地点及び大沢川の砂防ダムの堆砂域1地点それぞれで、25×25cmのサーバーネットを用い3か所ずつ堆積有機物を2014年11月に採取し、粗大（CPOM）と細粒（FPOM）に分けて調査した。

2013年3月に福島のコナラ・クヌギ林で伐採・萌芽更新の試験地を設けた（図(2)-3）。この試験地では各種の除染試験を行ったが、当年に萌芽更新した萌芽枝（2013年10月採取）に低くない放射性Cs濃度が検出された。そこで、無処理の萌芽更新試験地において2014年9月に萌芽枝の成長と放射性Cs濃度の継続調査を実施した。また、単位面積当たりのコナラ・クヌギ萌芽枝への土壌からの移行係数を算出し、耕作放棄地試験地における草本群落及びヤナギの移行係数と比較検討した。

（2）散水試験による土壌及び有機物流出量評価

また、降雨に伴う土壌流出及びそれに関連した放射性セシウムの流出量を把握するために、平成25年12月に移動式小型人工降雨装置（PRRS-M）（140cm（高さ）x50cmx50cm）を用い、福島県二本松市の3地域から採取した土壌を室内カラム実験による流亡量の評価を行った（図(2)-4）。土壌水分、仮比重で充填された土壌（30cm x 48cm x 13cm深さ）を用いて降雨強度50mm/hrで1時間の降雨流出試験を行った。土壌層の湿潤仮比重は現地調査の結果から1.3g/cm³設定し、土壌コンテナの傾斜は5%にした。流出サンプルは10分ごとに採取し、ガラス繊維フィルター（GF/B：粒子保持機能1.0μm）でろ過後流出土壌を前半30分と後半30分に分けそれぞれ、ゲルマニウム半導体



図(2)-4 降雨流出試験装置 (PRRS-P)

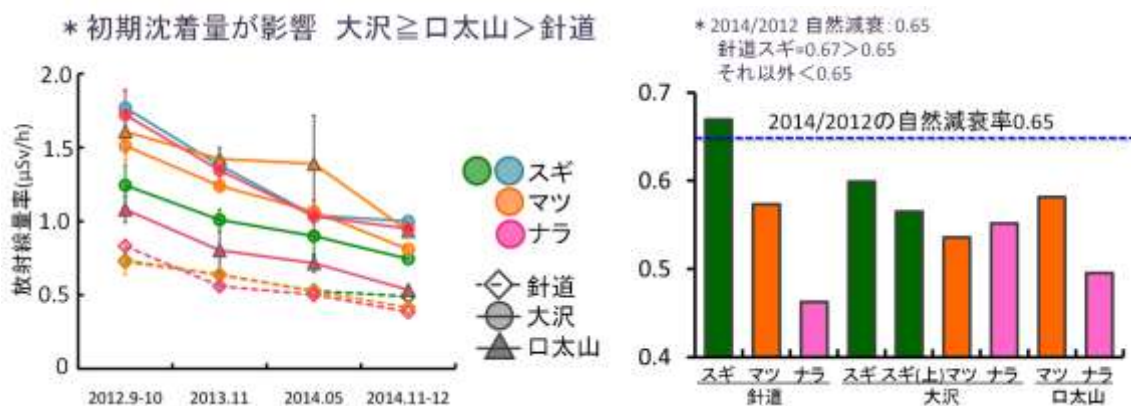
検出器で土壌中の放射性セシウム濃度を分析した。

平成25年11月、圃場プロット型人工降雨装置 (PRRS-P) を使用し福島県二本松市の2か所で現場試験を行った。平均傾斜がともに8%の試験地1 (砂質土, 砂:シルト:粘土; 72%:23%:5%) 及び試験地2 (砂壤土, 砂:シルト:粘土; 66%:6%:29%) にそれぞれ3反復で1x5mプロットを設置し、降雨強度50mm/hrで流出開始後1時間試験を行った。流出開始から約10分毎に流出水を採取し、ガラス繊維フィルター (GF/B: 粒子保持機能1.0 μ m) でろ過後ゲルマニウム半導体検出器を用いて土壌中の放射性セシウム量を分析した。

4. 結果及び考察

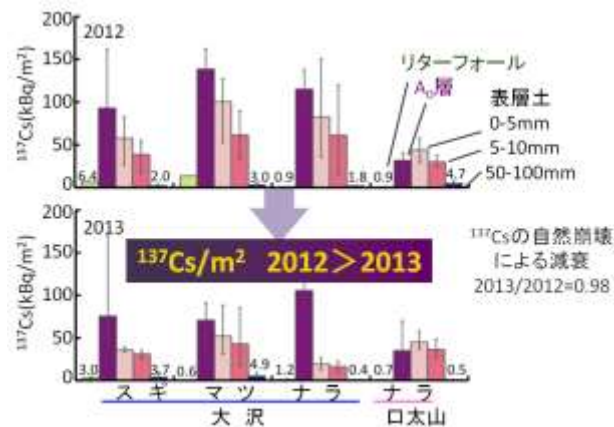
(1) 森林陸域生態系の物質循環と放射性核種の蓄積

林床の放射線量率の経年変化をみると、おおむね減少傾向にあり、ナラ林・マツ林がスギ林よりも若干減少率が高かった (図(2)-5)。また、2012年から2014年にかけての放射性Csの物理的な自然崩壊の率と比べて、里山の傾斜が緩いスギ林を除き減少率が著しかった。これは、2012年と2013年の林床と鉱物質土壌表層における放射性Cs沈着量の推移でもみられ、放射性Csが何らかの形で移動していることが示唆された。



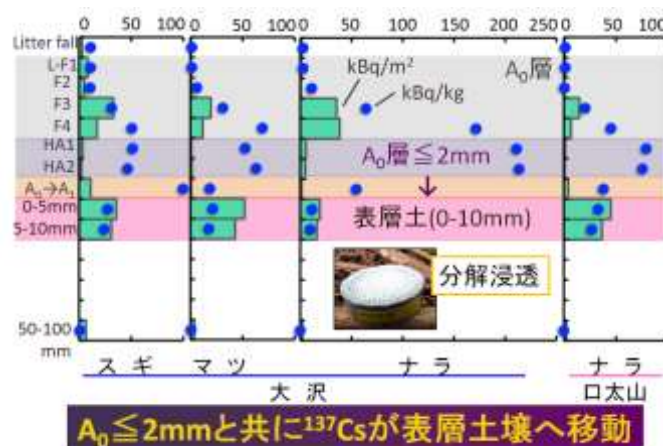
図(2)-5 林床の放射線量率の推移

リターフォールとして林床に供給される有機物は、落葉期である秋に多く、その集中傾向は2013年・2014年を通してナラ林・マツ林がスギ林よりも著しかった。林床で側方（斜面方向）に移動するリターもリターフォールの多い秋に多く、ピークはリターフォールの1か月遅れでみられた。また、樹種間ではナラ林>マツ林>スギ林の順に側方移動が多く（図(2)-6）、それぞれ斜面の傾斜が大きいほど多くなる傾向がみられた。したがって、新鮮なリターフォールの粗大な状態の移



図(2)-6 林床の ^{137}Cs 沈着量の推移(2012-2013)

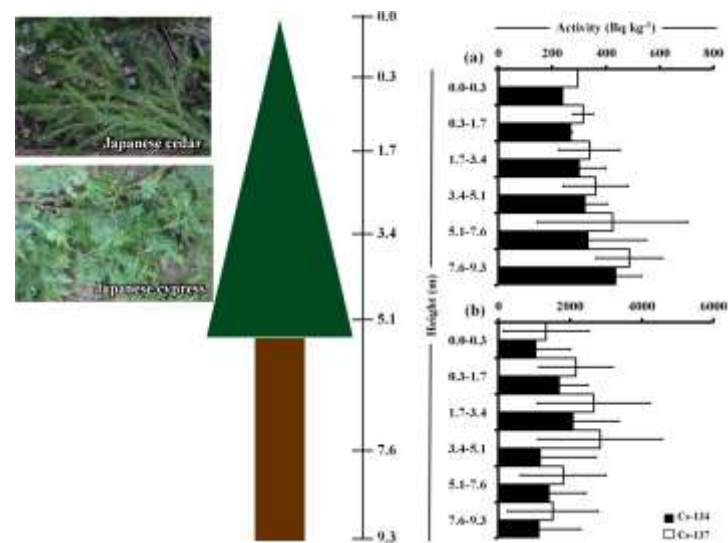
動は、その供給された直後に大部分が移動し、傾斜の大きい斜面で著しいと考えられる。落葉広葉樹であるナラでは、落葉が滑りやすく風でも動くため側方移動を起こしやすく、次いで落葉広葉樹が混交しているマツ林の移動が多いと考えられた。スギの針葉は木化した小枝の部分とともに大きいまま落ちるため、林床で互いに絡み広葉樹の落葉や小さく分離するマツの針葉と比べ、その形状から移動しにくいといえる。したがって、傾斜が緩い立地に植栽されているスギ林では、林床リターの側方移動が起きにくい放射線量率が自然崩壊率と同程度であり、その他の林分ではリターの側方移動が林床の放射線量率の自然崩壊率以上の低下をもたらしているものと推察



図(2)-7 鉛直方向の有機物の ^{137}Cs 沈着量(kBq)

される。

林床における鉛直方向の放射性Csの移動と蓄積をみると、放射性Cs濃度は細粒（2mm以下）の画分で高く、鉱物質土層へはこの細粒画分の有機物とともに移動していると考えられた（図(2)-7）。しかし、放射性Csの面積当りの蓄積量は、A0層のF3からF4画分に多く保たれていた。新鮮なリターフォールに沈着した放射性Csは著しく低下してきているので、今後このF3からF4画分から細粒状となった有機物の移動を把握することが重要である。スギ人工林に設置した微小流域試験地におけるA0層厚と林床の放射線量率の分布は、谷筋でA0層厚の比較的厚い場所で放射性線量率が高く、有機物（リター）の移動と蓄積によるホットスポットの形成が示唆された。

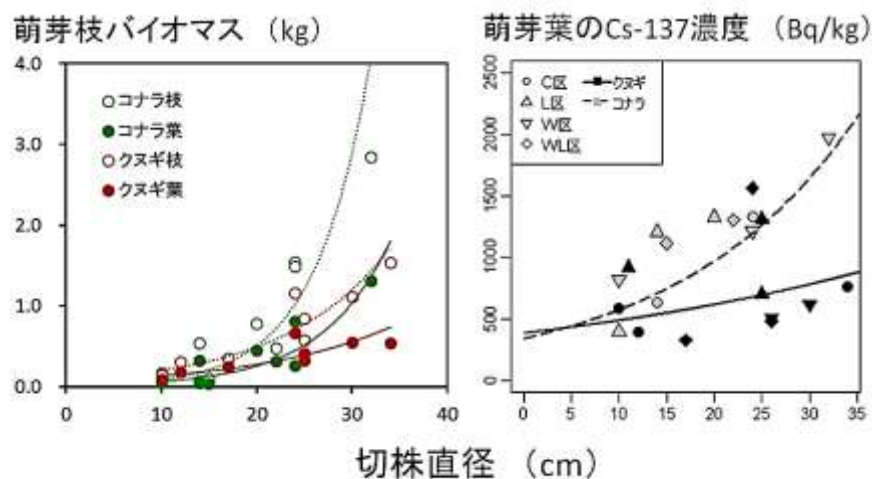


図(2)-8 伐採したスギ・ヒノキ樹木の葉部における放射性セシウム濃度の鉛直分布

(2) 樹木や植生への移行量評価

スギ・ヒノキいずれの場合も、放射性セシウムの蓄積部位のパターンは類似しているが、ヒノキへの放射性セシウムの蓄積がスギと比べて多いことが判明した（図(2)-8）。また、球果や幹と比べて、葉や枝にセシウムが多く蓄積していた。ヒノキは流域尾根部、スギは谷部のものを試料としたため、立地の違いからヒノキに高濃度の放射性セシウムが認められた可能性がある。さらに、ヒノキの葉部は、スギと比べてうろこ状の形態をしており、セシウムを集積しやすいことも考えられる。本結果では、スギで樹木下部、ヒノキで樹木中央部の放射性セシウム濃度が高く、これらは放射性セシウムの降下から伐採までに発生した降雨によってセシウムが樹木を伝って下方移動したことを示唆している。今後は、落葉や落枝の季節的な供給パターン、降雨による放射性セシウムの移動を評価することで、林冠から林床、さらには溪流までの放射性セシウムの動態を追跡する必要がある。

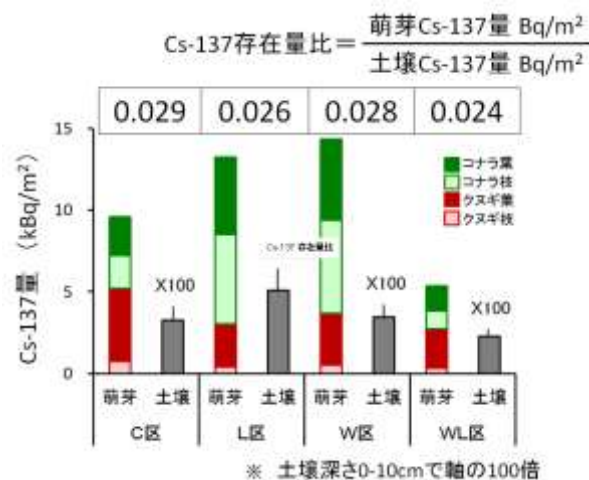
ポット栽培のコナラ苗木は、福島で栽培した苗の葉と茎において東京で栽培したものより放射性Cs濃度が高く、根からの吸収分が多いものの福島の環境からの湿性・乾性沈着も葉で17%、枝で13%程度存在した。なお、放射性Csの低い土壌で栽培したコナラ苗木からは、放射性Csは検出されなかった。福島の伐採萌芽試験地で発生した萌芽枝の放射性Cs濃度は、葉と枝で相関があり枝は葉の40%程度であった。A0層の除去及びウッドチップ敷設の有無で萌芽枝の放射性Cs濃度に



図(2)-9 萌芽更新試験地の結果

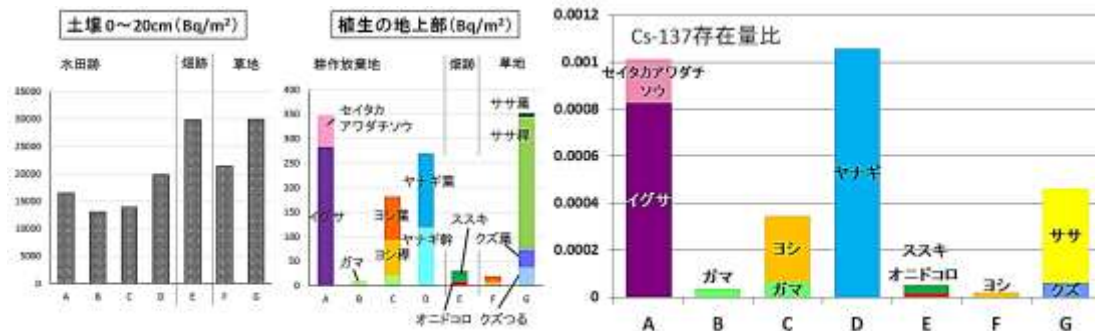
違いは見られなかった。萌芽枝を水洗したところ、放射性Cs濃度が葉で40%、枝で20%程度低下し、コナラ苗木で予想された乾性沈着分よりも減少が多かった。萌芽枝の枝葉が苗木よりもはるかに表面積が多いこと、また採取後の水洗であるために溶脱も影響していると考えられる。

ナラ萌芽試験地の萌芽は、2013年10月から2014年9月で、コナラの萌芽枝数が11.5本から9.6本、平均萌芽枝長が1.1mから1.7m、クヌギでは4.7本から4.3本、1.1mから1.9mと変化していた（図



図(2)-10 萌芽更新試験地の放射性セシウム存在量比

(2)-9)。萌芽の成長にともない本数が自然淘汰によって減少していた。現在、代表的な萌芽枝の放射性Cs量を測定、経年変化を解析中である。2013年10月時点のコナラ・クヌギ萌芽枝の葉・枝バイオマス及びその放射性Cs濃度は、切株直径と相関性が認められた。そこから、面積当たりの萌芽枝に含まれる放射性Cs量を推定し、土壌深さ0-10cmとの比から単位面積当たりのCs-137存在量比を求めたところ0.024~0.029となった（図(2)-10）。



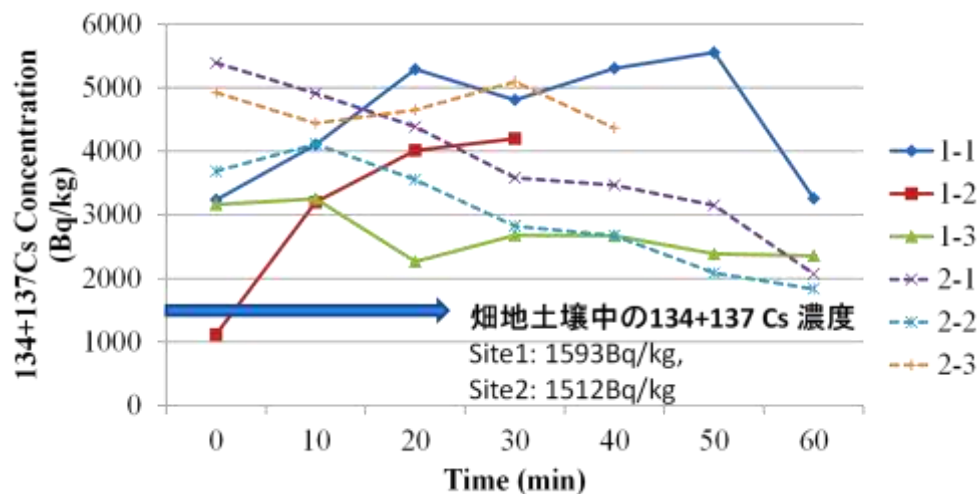
図(2)-11 耕作放棄地のCs-137蓄積量と存在量比

森林流域出口の河畔や田畑の耕作放棄地に生育する植物の放射性Cs濃度は、ヤナギが最も高く、クズやアズマネザサ、イグサが次いで高かった（図(2)-11）。土壌の放射性Cs濃度は植生が高い場所で低いことはなく、比較的乾燥している畑の放棄地（C）や河畔（F）及び田の放棄地でガマやヨシが密生している場所（D）で高かった。田の放棄地で大雨時の流水にともない放射性Csの沈着した土壌が流出した可能性もある。放射性Cs濃度から植生と土壌の蓄積量を算出し、移行係数の算出を行ったところ、地上部植生と土壌深さ0-20cmの放射性Cs量から求めたCs-137存在量比は、0.0001以下から最も大きいヤナギでも0.001であった（図(2)-11）。萌芽枝のCs-137存在量比値が、草本やヤナギに比べて大きい理由は不明であるが、バイオマスの違いよりも放射性Cs濃度の差が大きく、萌芽枝のCs吸収が影響している。このことが萌芽更新によるものか、コナラ・クヌギの樹種特性によるものか、あるいは試験地の立地特性によるものか明らかにするために、今後、同様のデータを積み重ねて行く必要がある。

(3) 人工降雨装置を用いた放射性セシウム動態評価

室内の土壌カラム実験では、土壌採取地の土壌特性や初期条件等の違いによる流出水量、流出土砂量そしてセシウム濃度の大きな違いは認められなかった。降雨試験前の畑土壌中のCs-134濃度は533-1212Bq/kg、Cs-137濃度は、940-2079Bq/kgであった。しかし前半30分と後半30分の流出土砂中の¹³⁴Cs濃度は1645-2518Bq/kgと1256-1839Bq/kgで、そのCs-137濃度は2857-4328Bq/kgと2339-3071Bq/kgであり、土壌の初期濃度より1.5倍から3倍以上の高い値を示した。

室内実験に加えて、圃場プロット型人工降雨装置（PRRS-P）を用いた放射性Csの降雨流出シミュレーションでは、表面流出水の流出率は50%から92%で両試験地とも非常に高い流出率を示し、試験時間中の積算流出土壌量は3.3、から10.4ton/haで同規模の降雨流出試験（Watanabe et al., 2007）⁸⁾と同様の値を示した。流出土壌中のセシウム濃度（¹³⁴⁺¹³⁷Cs合計値）は1115-5552Bq/kgで、畑地土壌中のそれより高く、その時間的推移はプロットごとにことなった結果になった（図(2)-12）。いくつかのプロットで初期の流出土壌中のセシウム濃度が時間とともに低下する傾向が見られた。流出土壌中の平均Cs-134濃度は土壌カラムによる散水実験結果と比較すると、約1/2程度であった。一方、Cs-137濃度は今年度が1891-3063Bq/kgで、昨年度が2339-4328Bq/kgで検出された。検出された流出土壌中の放射性セシウム濃度とその有機物含有量には正の相関($R^2=0.67$)が見られた。また、それぞれのプロット試験から流出水を降雨時間で平均10~20リットル採取し、53 μ mの篩で分画した流出土壌サンプルは、53 μ m以下の分画の方が土壌中の放射性セシウム濃度及び有機物含有量が強く検出された。



図(2)-12 流出土壌中の¹³⁴⁺¹³⁷Cs濃度 (Bq/kg)

放射性セシウムの積算流出量ではプロットにより約2倍の流出量の差が見られ、降雨水の流出量と土壌流出量が大きいほど積算流出量が大きくなる結果となった（表(2)-1）。それぞれのプロッ

表(2)-1 放射性セシウムの推定流亡率

プロット	$^{134+137}\text{Cs}$ 流亡量 (k Bq/m^2)	推定土壌中残 留量(k Bq/m^2)	$^{134+137}\text{Cs}$ 流亡率 (%)
1-1	0.16	229	0.070
1-3	0.23	229	0.100
2-1	0.4	213	0.188
2-2	0.32	213	0.150
Average	0.28	221	0.127

トからの放射性セシウム流亡量（ k Bq/m^2 ）の平均は 0.28 k Bq/m^2 であった。土壌深さ15cmとからの流出量を計算すると、土壌中の放射性セシウム残留量は平均 221 k Bq/m^2 であり、平均放射性Cs流亡率は0.13%と推定できた。圃場スケールの降雨流出試験装置を用いることにより、様々な土壌における放射性核種の流出特性を把握できるとともに、その流出抑制手法の検討などが可能と考えられた。

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

本研究では、森林斜面における有機物層の放射性セシウム濃度は、放射性核種の時間減衰よりも早く起こっていることが解った。これは、森林斜面における落葉の分解のみならず、斜面上部から下部への落葉の側方移動によって起こっていると考えられた。そのため、森林斜面では小流域レベルなどの単位で、落葉及び細粒有機物にともなう放射性Csの移動・蓄積を予測するため、スギ林と落葉広葉樹林の微小流域での移動・蓄積を微地形の数値解析（TWIなど）でパターンを把握し、流出抑制法の基礎情報を得ることが必要であることを示すことができた。また、落葉層の厚さの大小による土壌への移行量に差がでることが解った。このことは、落葉の厚さを評価することで、除染などによる除染効果を評価することの重要性を示唆している。とくに震災後4年が経過した現在では、落葉層の厚さを斜面や森林状態から評価することで、効果的な除染作業を行う必要性もあることが考えられた。

里山ナラ林の萌芽更新による萌芽枝への放射性Cs沈着と吸収については、落葉のはぎ取りなどの作業の有無にかかわらず、萌芽枝への吸収が確認された。このことは、シイタケ原木などの利用を考える際には、さらなる継続的調査を実施していくことの重要性を示唆できた。里山利用再開への課題として、放射性Csがどこへ移動・蓄積する可能性が高いかなどの留意点を明らかにしていく必要があり、土壌養分が異なる萌芽更新地において調査する必要がある。

（２）環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項はない。

<行政が活用することが見込まれる成果>

森林斜面における放射性セシウムは落葉層に蓄積し、かつ落葉層の厚さは森林の利用状態やこれまでの管理履歴によって異なる。このことから、落葉層の堆積厚と空間線量を把握することによって、放射性物質の堆積状況や土壌への移行状況を評価し、今後の除染効果などを検討する必要がある。森林内の面的な放射線量には高低があり、樹冠の開いている面で高い傾向があった。林床の放射線量は樹種間の差異よりも地域による差が大きく、奥山である大沢流域や口太山周辺で高い傾向があり、次いで里山地域の順に高くなっていた。森林内の垂直分布では落葉層の表面で高かった。落葉層の厚さと落葉層の上の放射線量との関係性に明確な傾向はないが、放射線量の高い大沢流域や口太山周辺では、落葉層が厚い箇所では高い傾向がみられた。落葉層と表層土の放射線量の差は、放射線量の高い地域や林分ほど大きい傾向であった。表層土に移行した放射性セシウムは、ごく薄い0～10mmに大部分が保持されていた。とくに、森林は高木層の樹冠部に放射性核種が捕捉され、それが落葉層に相当量存在していた。落葉層の多い里山などの地域と森林とを比較すると、放射線量は樹種間よりも地域差が大きかった。里山地域では、奥山地域より空間線量は低いものの、落葉層が厚く堆積していることから、今後の土壌への放射性セシウムの移行は遅くなる傾向が確認できた。現在、落葉の分解と土壌への移行が進んでいる中で、中山間地域を中心とした除染作業が行われている。今後、落葉の堆積状況を考慮したより効果的な除染作業や落葉から土壌への放射性セシウムの移行を評価するためには、地域ごと里山管理による落ち葉かきの実態や、森林状態などによる落葉堆積状況を評価する必要があると考えられた。

シイタケ原木となるナラの萌芽に含まれるCs-137濃度は、切株直径と相関性が認められた。単位面積当たりの植生／土壌のCs-137存在量比を求めたところ、落葉などの除染の有無にかかわらず0.024～0.029となり、顕著な萌芽への移行がみられた。平成25年環境省「森林除染に関する当面の整理」によると、エリアBのほだ場などについての対応が示されている。落葉のはぎ取り作業などを行った箇所での萌芽更新と、放射性セシウムの移行の調査結果では、ナラ萌芽試験地の萌芽は、2013年10月から2014年9月で、コナラの萌芽枝数が11.5本から9.6本、平均萌芽枝長が1.1mから1.7m、クヌギでは4.7本から4.3本、1.1mから1.9mと変化していた。萌芽の成長にともない本数が自然淘汰によって減少していた。2013年10月時点のコナラ・クヌギ萌芽枝の葉・枝バイオマス及びその放射性Cs濃度は、切株直径と相関性が認められた。そこから、面積当たりの萌芽枝に含まれる放射性Cs量を推定し、土壌深さ0-10cmとの比から単位面積当たりの植生（萌芽枝）／土壌のCs-137存在量比を求めたところ、除染作業を想定した落葉のはぎ取り作業などを行った場合でも、0.024～0.029となった。同様に耕作放棄地試験地において、地上部植生と土壌深さ0-20cmの放射性Cs量から求めた存在量比は、0.0001以下から最も大きいヤナギでも0.001であった。萌芽枝の存在量比は、他の草本やヤナギに比べて大きかった。

6. 国際共同研究等の状況

2014年2月に開催した国際シンポジウム及び国際学会などで共同研究体制を整備することがで

きた。とくに2014年6月に開催された米国オレゴン州での学会、2014年10月にはコロラド州立大学を訪問した際に研究打ち合わせを行うことができた。本研究成果を元にした、森林生態系モデルの構築では、放射線生態学の世界最先端である米国ロスアラモス国立研究所のJeffery Whicker博士やコロラド州立大学のThe Department of Environmental and Radiological Health Sciences (ERHS)のElizabeth Ruedig博士などの協力を得ながら協同で進めることで合意している。また、コロラド州立大学の大学院生については、本研究成果を用いた修士論文にも取り組んでおり、日本と米国双方から研究指導も行っている。

また、本研究の散水降雨開発に当たっては、オーストラリアのクィーンズランド大学のThai Khanh Phong博士の協力で実現しており、継続的に国際共同研究により放射性セシウムによる土壌侵食や有機物動態に関する研究を実施する予定である。環境中における放射性物質の移動に関する研究では、学際的視野での研究を推進できる若手研究者や技術者の育成が急務であり、これらの国際ネットワークを基にし、若手研究者や学部生や大学院生を育成できる環境を整えることができた。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文(査読あり)>

- 1) M. Sakai, T. Gomi, R. S. Naito, J. N. Negishi, M. Sasaki, H. Toda, M. Nunokawa and K. Murase: Journal of Environmental Radioactivity 144, 15-20 (2015)
“Radiocesium Leaching from Contaminated Litter in Forest Streams”
- 2) P. K. Thai, Y. Suka, M. Sakai, K. Nanko, J. H. Yen and H. Watanabe: Environmental Science: Processes and Impacts, 17, 6 1157-1163 (2015)
“Export of Radioactive Sediment from Agriculture Field under Simulated Rainfall in Fukushima”

<査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない。

<その他誌上発表(査読なし)>

- 1) 戸田浩人： 日本森林学会監修「教養としての森林学」272ページ(2014)
「森林生態系の基盤サービス、調整サービスの原発事故による再認識」
- 2) 藤原佳祐： 東京農工大学農学府自然環境保全学専攻修士論文(2014)
「福島県の里山における萌芽更新施業と除染活動が放射性セシウム動態に及ぼす影響」
- 3) 金田百合子： 東京農工大学農学部地域生態システム学科卒業論文(2014)
「耕作放棄地における植物と土壌間の放射性セシウムの移行」
- 4) 須賀勇馬： 東京農工大学農学部地域生態システム学科卒業論文(2014)
「移動式降雨流出試験装置を用いた農地における放射性 Cs 流出シミュレーション」
- 5) 小川航平： 森東京農工大学農学部地域生態システム学科卒業論文(2015)
「林小流域の微地形による有機物の蓄積分布と空間放射線量比の関係～福島県二本松市のスギ林と落葉広葉樹林において～」

(2) 口頭発表 (学会等)

- 1) 佐々木道子、戸田浩人、崔東寿： 第2回関東森林学会大会 (2012)
「群馬県東部のスギ・ヒノキ人工林と天然性落葉広葉樹林における林床の放射性Cs沈着量」
- 2) 佐々木道子：東京農工大学土壌圏セミナー (2012)
「スギ・ヒノキ人工林と天然性落葉広葉樹林における林床の放射性Cs沈着量」
- 3) P. Somjunyakul, J. Ok, P. Jaikaew, D. Q. Thuyet, H. Watanabe, S. Ishihara, T. Iwafune and Y. Kitamura: 日本農薬学会第38回大会 (2013)
“Development of a rainfall-runoff simulator for investigating pesticide transport in agricultural soil”
- 4) 佐々木道子、藤原佳祐、戸田浩人、崔東寿： 第124回日本森林学会大会 (2013)
「針葉樹林と落葉広葉樹林における林床の放射線量分布と放射性Cs沈着量」
- 5) 藤原佳祐、佐々木道子、戸田浩人、崔東寿： 第124回日本森林学会大会 (2013)
「福島県二本松市の針葉樹及び落葉広葉樹林における表層土壌の放射性Cs」
- 6) 佐々木道子、藤原佳祐、戸田浩人、崔東寿： 第1回東京農工大学による福島農業復興支援プロジェクトの1年目の活動報告発表・交流会 (2013)
「森林の有機物動態に伴う放射性Csの蓄積と移動」
- 7) 佐々木道子、藤原佳祐、戸田浩人、崔東寿： 第3回関東森林学会 (2013)
「群馬県東部におけるヒノキ樹冠の放射性Cs沈着とリターフォールによる動態」
- 8) 戸田浩人、藤原佳祐、佐々木道子、崔東寿、金子信博、高橋輝昌： 第9回土壌圏セミナー (2014)
「福島県の里山における萌芽更新施業と除染活動が放射性Cs動態に及ぼす影響」
- 9) M. Sasaki, K. Fujiwara, H. Toda and D. Choi: International symposium “Radionuclide dynamics and biological transfers in watershed ecosystems: Toward watershed management in the post nuclear accident period” Tokyo, Japan (2014)
“Radioactive caesium dynamics of 3 kinds forests in the different area of the deposition densities in Japan”
- 10) K. Fujiwara, M. Sasaki, Y. Kaneda, H. Toda, D. Choi and N. Kaneko: International symposium “Radionuclide dynamics and biological transfers in watershed ecosystems: Toward watershed management in the post nuclear accident period” Tokyo, Japan (2014)
“Effect of coppicing management on accumulation of radioactive cesium in Satoyama, Fukushima”
- 11) 藤原佳祐、佐々木道子、戸田浩人、崔東寿： 第125回日本森林学会大会 (2014)
「里山除染地における萌芽枝と表層土壌の放射性セシウム」
- 12) 佐々木道子、藤原佳祐、戸田浩人、崔東寿： 福第125回日本森林学会大会 (2014)
「島県二本松市の大沢流域における有機物と放射性Csの動態」
- 13) 戸田浩人、佐々木道子、藤原佳祐、崔東寿： 平成25年度東京農工大学による福島農業復興支援プロジェクト成績検討会 (2014)
「森林における放射性核種の分布・蓄積と移動」
- 14) 佐々木道子、戸田浩人ほか：第126回日本森林学会 (2015)
「A0層の詳細分画によるスギ、マツ、ナラ林林床の放射性Cs動態解析」
- 15) 峯澤知里ら： 第126回日本森林学会 (2015)
「福島県二本松市における溪畔林の林相の違いが溪床堆積有機物に与える影響」

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない。

(4) 「国民との科学・技術対話」の実施

- 1) 地域での研究成果の講演
東京農工大による福島農業復興支援プロジェクトの1年目の活動報告発表・交流会（2013年7月27日、二本松市東和文化センター、観客60名）
- 2) 学会での一般公開での研究成果の講演
応用生態工学会第17回大会 自由集会「放射性物質動態と流域生態系」（2013年9月19日、大阪府立大学I-siteなんば、観客70名）
- 3) 一般市民を対象とした企画展示
東京農工大学科学技術展2013「農工大が誇る最先端サイエンス」（2013年11月8～10日、東京農工大学府中キャンパス、観客200名）
- 4) 大学での一般公開での研究成果の講演
国際シンポジウム：流域生態系における放射性物質動態と生物への移行～震災後の流域管理に向けて～（英タイトル：Radionuclide dynamics and biological transfers in watershed ecosystems: Toward watershed management in the post nuclear accident period）（2014年2月28日、東京農工大学府中キャンパス、観客100名）
- 5) 学会での一般公開での研究成果の講演
第61回日本生態学会大会 自由集会「東日本大震災の生態系影響評価と復興の展望：東北3県の取り組み」（2014年3月14日、広島国際会議場、観客50名）
- 6) 一般市民を対象とした博物館での研究成果の展示
東京農工大学科学博物館における放射性セシウム関連研究の企画展の実施（2014年8月5日～9月15日）
- 7) 一般市民を対象としたシンポジウムの講演・説明
日本土壌肥料学会2014年度東京大会 市民公開シンポジウム「福島県二本松市NPO法人「ゆうきの里東和ふるさとづくり協議会」の放射性Cs汚染からの農業復興に関する取り組みと農工大の支援活動報告」（2014年9月11日、東京農工大学小金井キャンパス、観客100名）
- 8) 学会での一般公開での研究成果の講演
応用生態工学会第18回大会 自由集会「震災復興に応用生態工学はどのように貢献できるのか2：復興の現状と課題」（2014年9月19日、首都大学東京、観客30名）
- 9) 一般市民を対象とした企画展示
東京農工大学科学技術展2014「未来をひらく農工大の科学技術」（2014年11月7～9日、東京農工大学府中キャンパス、観客200名）
- 10) インターネットでの研究成果公開
下記のサイトにおいて、研究成果を継続的に公開している。
<http://www.tuat.ac.jp/~gomit/fukushima/index2.html>

(5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。

(6) その他

特に記載すべき事項はない。

8. 引用文献

- 1) Kanasashi T, Sugiura Y, Takenaka C, Hijii N, Umemura M (2015) Radiocesium distribution in sugi (*Cryptomeria japonica*) in Eastern Japan: translocation from needles to pollen. *Journal of Environmental Radioactivity* 139: 398-406.
- 2) Kato H, Onda Y, Gomi T. (2012) Interception of the Fukushima reactor accident-derived ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{131}I by coniferous forest canopies. *Geophysical Research Letters* 39 (20).
- 3) 竹中千里 (2014)「陸上植物・農産物への影響」, 中島映至・大原利眞・植松光夫・恩田裕一(編)『原発事故環境汚染 福島第一原発事故の地球科学的側面』, 東京大学出版会, 312 pp.
- 4) Tanaka K, Iwatani H, Sakaguchi A, Takahashi Y, Onda Y (2013) Local distribution of radioactivity in tree leaves contaminated by fallout of the radionuclides emitted from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 295: 2007-2014.
- 5) Teramage MT, Onda Y, Kato H, Gomi T (2014a) The role of litterfall in transferring Fukushima-derived radiocesium to a coniferous forest floor. *Science of the Total Environment* 490: 435-439.
- 6) Teramage MT, Onda Y, Patin J, Kato H, Gomi T, Nam S (2014b) Vertical distribution of radiocesium in coniferous forest soil after the Fukushima nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 137: 37-45.
- 7) 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・平舘俊太郎 (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. *農環研報*31, 75-129
- 8) Yoshimura K, Onda Y, Kato H. (2015) Evaluation of radiocaesium wash-off by soil erosion from various land uses using USLE plots. *Journal of Environmental Radioactivity*, 139, 362-369.
- 9) Watanabe H, Watermeier N L, Steichen JM, Barnes P, Phong T K (2007). Impacts of tillage and application methods on atrazine and alachlor losses from upland fields. *Weed Biology and Management* 7(1): 44-54.

(3) 放射性核種の蓄積量と流域空間分布

国立大学法人東京大学

農学生命科学研究科 講師 浅野友子

<研究協力者>

東京農工大学 特任助教 境優

東京農工大学 連合農学研究科 NAM SOO YOUN (平成25年4月～平成27年3月)

平成24(開始年度)～26年度累計予算額：2,805千円

(うち、平成26年度予算額：94千円)

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

各地域における第3次航空機調査による空間線量データ及びCs-134とCs-137合計値は、福島県二本松市で最も高く、群馬県サイトがこれに次ぐ値であった。各流域ともに、流域上部で標高が高い箇所では蓄積量が高くなる傾向が見られた。懸濁体の放射性セシウム濃度も流域降下量に対応していた。福島県における浮遊土砂流出に占める放射性セシウム濃度が最も高く、静岡県東大樹芸研で最も低い値となった。ただし、空間分布では、東大秩演習林の流域が、栃木県のFM唐沢山と比較すると高いものの、流出懸濁体に含まれるセシウム濃度は、栃木県のFM唐沢山で高い値を示していた。これは、栃木県の流域で森林間伐を行う土壌攪乱によって流出Cs濃度が上昇したためと考えられた。各流域の降下量に対する流出率では、既往報告とほぼ同じ0.02～0.13%と試算された。しかし、FM唐沢山のように間伐施業を行った流域では、1.65%と高い傾向が見られた。間伐施業による作業道設置や斜面や林道面の攪乱などによる土砂移動が発生し、流出率が増加したと考えられた。また、丹沢大洞沢流域では、シカの食害による林床植生の衰退とともに、土壌侵食が河川周辺斜面において顕在化している。このような流域特性によって、流出率が変化することが考えられた。

[キーワード]

森林流域、放射性セシウム降下量、空間分布、流出特性

1. はじめに

福島第一原子力発電所の事故によって環境中に多量の放射性物質が放出され、福島県をはじめとする北関東地域などの関東辺縁の地域で高い放射能汚染が発生した。特に、これらの地域の70%以上は森林地域であり、森林から農地へ移行する中山間地域に汚染度の高い土地が多く存在することが明らかとなった(Kato et al., 2012)⁴⁾。とくにスギ、ヒノキ人工林では樹冠に付着した放射性セシウムが継続的に林床や溪流などへ供給されている(Teramage et al., 2014)⁶⁾。森林へ降下した放射性物質は、落葉層や土壌層に蓄積されるとともに、森林の物質循環系の中で滞留する(Hashimoto et al., 2013)³⁾。森林斜面から供給される汚染された土壌や落葉は、水系を通して下流域へ移動する(恩田, 2014)⁵⁾。とくに、森林流域は、下流域の水田や農地などの農

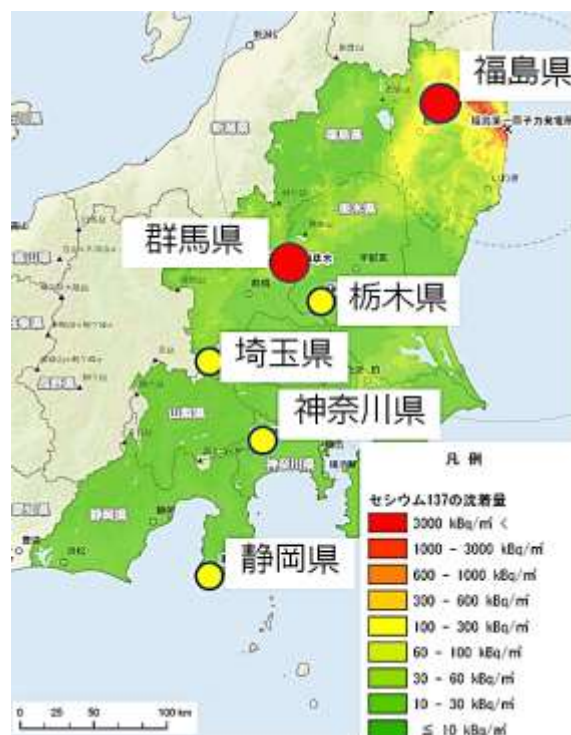
業地帯へ水系ネットワークを通してつながっており、物質循環として重要である（Gomi et al., 2002¹⁾；五味, 2007²⁾）。すなわち、森林と溪流の有機物動態などの物質移動システムを中心として、原発事故によって降下した放射性物質は環境中を移動し、下流へ流出するとともに、その流下過程で生物種の体内に取り込まれることが予想されることから、水系網を通した放射性セシウム動態を評価する必要がある。そのため、広範囲で降下した放射性セシウムの挙動を評価するためには、降下量の異なる山地森林流域を対象とした網羅的な観測が重要である。とくに、これらの山地上流域は下流域への農地や水田への水源地としても重要である。

2. 研究開発目的

福島県から秩父や伊豆などを含む関東辺縁部の森林流域からの放射性物質の流出を網羅的に把握し、土壌や流出土砂に含まれる放射性核種量の評価を行った。福島県の観測流域周辺における砂防ダムなどの分布を把握し、土砂堆積状況を確認する。福島県、群馬県、栃木県、埼玉県、神奈川県、静岡県における森林流域の調査地において複数地点の土壌試料と、溪流の浮遊土砂試料を採取するとともに、ArcGISを用いて文部科学省航空機モニタリングのエリア内（福島県、群馬県、栃木県、埼玉県）における調査地の空間線量率と、放射性セシウムのインベントリーを評価した。浮遊物質の流出量に対応する流域蓄積量から放射性セシウムの流出率を評価した。各調査地の流域地形、放射性セシウム蓄積量、降雨量、溪流流量、森林管理の履歴と放射性セシウムの流出との関係性を考察した。

3. 研究開発方法

福島県から関東辺縁部の群馬、栃木、埼玉、神奈川、静岡における森林流域内の土壌中の放射性物質及び流域からの流出を評価するために、複数の観測流域における放射性物質の流出計測す



図(3)-1 調査地位置図と放射性セシウム降下量

る観測体制を整え、観測を行った（図(3)-1）。下記に調査地の概要を示す。

福島県の大沢川流域は、口太山を源流とした流域面積1.7 km²の流域であり、安達太田川流域、口太川水系（阿武隈川流域）の支流上流である。流域の地質は花崗岩である。年降水量は1320 mmである。大沢川流域の地質は花崗閃緑岩である。流域の上流部は、広葉樹林でおおわれているが、約70%はスギやヒノキの人工林である。群馬県の大谷山流域は、東京農工大のFM大谷山・草木に属し、渡良瀬川上流右岸に位置する。約9割がスギ・ヒノキの人工林である。FM大谷山1林班の大谷山小流域試験地では、1978年から水文・水質観測が続けられている。年降水量は1425mm、年平均気温は 9.4℃である。一部は亜高山地帯に属し、基岩は秩父古成層に属する。

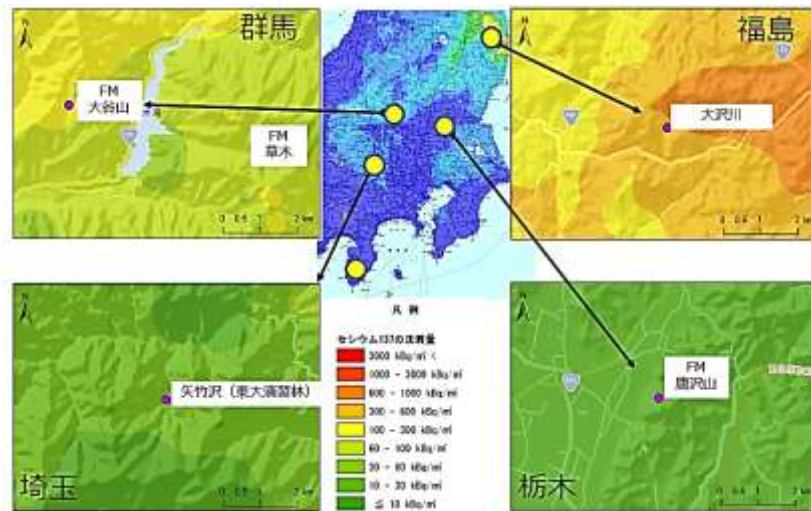


図(3)-2 浮遊土砂流出、流量、濁度の観測

東京農工大学FM唐沢山は、標高が90～290mの範囲にあり、平均降水量は1245mmであり、平均気温は14℃である。流域には20年生から50年生のスギ・ヒノキが優占している。東大秩父演習林は、林地は、秩父市街から西方22kmにある大血川地区（932ha）と西方40kmにある栃本地区（4875ha）を有し、標高域は530～1980mを占めている。人工造林地の面積は全体の13%、767ha（ヒノキ39%、カラマツ27%、スギ22%、サワラその他12%）、天然林は全体の86%でその内訳は、落葉広葉樹主体の再生林（旧薪炭林含む）が63%、原生林が37%である。主に山地帯と亜高山帯の二つの森林帯が含まれており、山地帯域（標高600～1600m）では、尾根部の乾性な立地にツガの優占する針葉樹林が、山腹斜面の適潤な立地にイヌブナあるいはブナ、谷沿いあるいは凹地形の湿潤な立地にシオジ、サワグルミの優占する落葉広葉樹林が分布する。亜高山帯域（標高1600m以上）では、下部にカラマツ、ヒメコマツなどの混じるコメツガ優占林が、上部にトウヒ、ダケカンバなどを交えたシラビソ、オオシラビソの優占する亜高山帯針葉樹林が分布している。

丹沢大洞沢流域は神奈川県清川村煤ヶ谷の大洞沢支流の2流域（流域3：7.0 ha、流域4：4.6 ha）を対象とした。年平均気温は11℃で、年平均降水量は2189 mmである。基岩は風化した堆積岩

で、流域内の平均傾斜は 36° であるが、シカの食害により河道沿いには 40° 以上の斜面が分布している。土壌は火山灰（関東ローム）の影響を強く受けている。流域内には、スギやヒノキの人工林と落葉性の広葉樹林がモザイク状に分布している。林床被覆状態については、尾根部から斜面中腹にはシカの不嗜好性種であるマツカゼソウ（*Boenninghausenia japonica*）などが優占しているが、下層植生は乏しく、裸地化している林床にはリターがみられる。流域面積に対する裸地



図(3)-3 文部科学省モニタリング（第3次）に基づく各調査地周辺におけるCs-137と134の合計値（Bq/m²）

化している林床の割合は、流域3で18%，流域4で6%である。

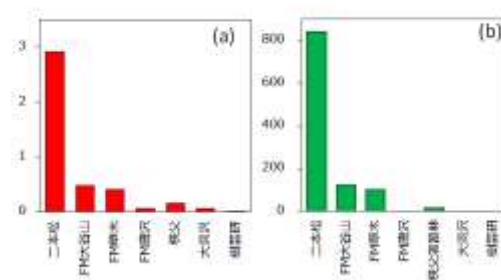
東大樹芸研究所青野地区は、地質は新第三紀中新統の白浜層群からなり、基岩は石英安山岩、ひん岩が貫入岩類として認められる。土壌は、やや乾性の褐色森林土である。標高は青野作業所管内で約100～500m、地形は複雑急峻である。平均気温が15.0℃、年降水量は2270mmである。森林は暖温帯の照葉樹林帯に属し、シイ・カシの天然林が優占する地域である。全体の約50%が人工林で内外の有用樹種が植栽されている。45年生スギ・ヒノキが生育している。

各調査地において既に流量観測施設による流量モニタリングがなされており、これら施設に浮遊土砂サンプラーを設置した。浮遊土砂サンプラーが数ヶ月単位で回収し、採取された懸濁体物質の放射性核種濃度は、ゲルマニウム半導体検出器によって分析した（図(3)-2）。また、ArcGISを用いて文部科学省航空機モニタリングのエリア内に位置する調査地の空間線量率、放射性セシウム（Cs-134、Cs-137）（Bq/m²）を評価した。観測期間中の放射性セシウム流出量の総量については、流量観測結果から浮遊物質の流出量を算定し、期間の流出量に対して、浮遊物質の流出量（kg）×含有割合（Bq/kg）から総量を算出した。また、結果として得られたCs-137の総流出量を流域面積（m²）で割ることによって、1平方メートル当たりのCs-137の流出量を算出した。この計算結果と降水量（インベントリーによる推定値）から流出割合を算出した。

4. 結果及び考察

（1）放射性セシウムの蓄積量と空間分布

福島県における調査地周辺の空間線量率および放射性セシウム合計値を示した（図(3)-3）。航



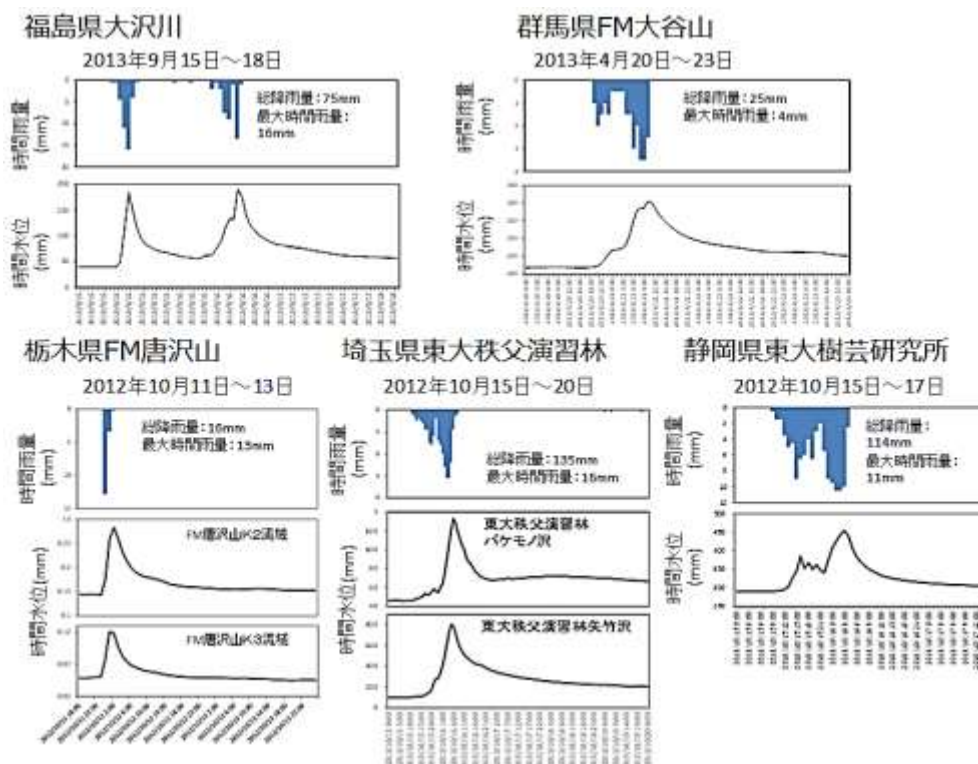
図(3)-4 第3次航空機モニタリングとGIS解析による各流域の(a)空間線量と(b)Cs137とCs134の合計値

空機モニタリング時期の古いものから新しいものへ従って、徐々にいずれの値も低下する傾向が明らかとなった。また、標高が高い位置で、低い位置と比べていずれかの値が相対的に高くなっており、標高の高い地域に放射性物質が多く蓄積していたことが示唆された。

各地域における空間線量データ及びCs-137とCs-134の合計値について、第3次航空機調査によるものをまとめた結果、福島県二本松市のサイトにおいて最も高く、群馬県FM大谷山サイトがこれに準ずる値となっていた（図(3)-4）。また、埼玉県秩父の東大演習林周辺も値としては、栃木県FM唐沢山や丹沢山地のサイトと比較すると高い傾向がみられた。福島と群馬のサイトの両流域では、流域上部に蓄積量の高い箇所が分布する傾向がみられた。

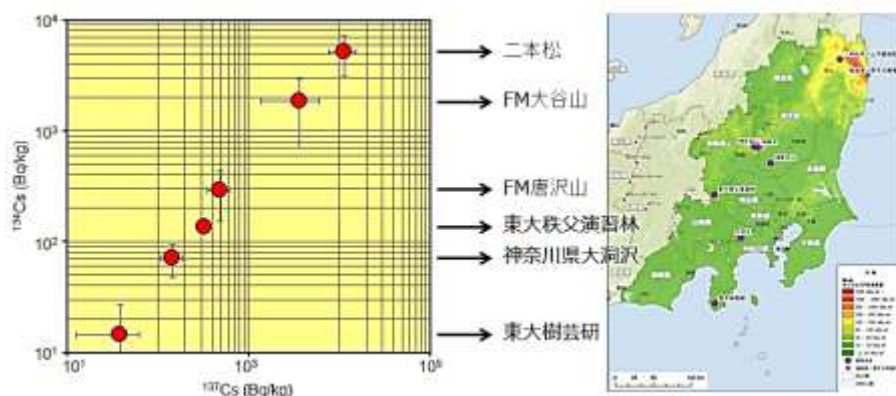
(2) 水流出特性と放射性セシウム流出

各サイトにおける降雨流出特性では、各流域ともに、降雨に対して、すばやく流出応答が見ら



図(3)-5 各サイトにおける代表的な降雨イベントに対する流出応答

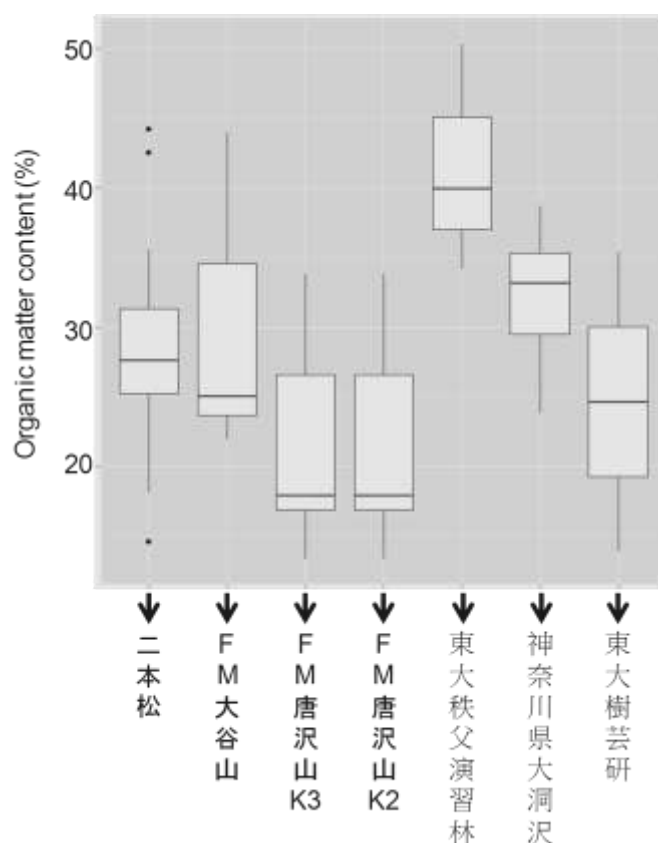
れた。ピーク流出の出現についても、降雨のピーク時とほぼ同じ時間で発生しており、流出水の2次ピークの出現などはみられなかった（図(3)-5）。流出ピークからの遁減については、両流域ともゆるやかであり、地下水の涵養による流出がゆっくりと発生していることが考えられた。このことから、地質条件は異なるものの、各流域における流出プロセスはおおむね同一であることが考えられた。すなわち、各流域ともに放射性セシウムの流出動態を検討する上では、大きな流出特性の違いは認められないと想定できた。ただし、東京農工大学FM唐沢山では列状間伐を実施しており、その後の作業道の設置などにより表面流出量が増加しており、これらがCs-137の流出量に影響を及ぼすことも予想できた。



図(3)-6 各流域における流出浮遊土砂に含まれる ^{137}Cs と ^{134}Cs

これらの空間分布や流出特性に対応して、河川における放射性物質の流出を観測した結果、各サイトにおける回収サンプル数にばらつきがあるものの、空間分布に対応して、福島県における浮遊土砂流出に占めるセシウム濃度が最も高く、次いで群馬県のサイトが高く、静岡県東大樹芸研におけるサンプルのセシウム濃度が最も低い値を示していた（図(3)-6）。とくに、オーダーとしては、①福島と群馬のサイト、②栃木と秩父と丹沢のサイト、③伊豆のサイトとグループに分けられる。福島県においては、Cs-137では10529、Cs-134では5849Bq/kgであり、続いて群馬県のFM大谷山流域が高い濃度を示していた。グループ②においては、空間分布では、東大秩父演習林の流域が、栃木県のFM唐沢山や大沢川などと比較すると高い値になっているものの、流出している土砂に含まれるセシウム濃度では、栃木県のFM唐沢山で高い値を示していた。また、栃木のFM唐沢山流域における有機物含有割合が20%程度であり、他のサイトと比較して小さくなっていた。スギやヒノキの人工林流域である、大沢川、FM大谷山、丹沢山地、樹芸研では、有機物含有率が30%程度であった（図(3)-7）。また、広葉樹林に覆われている東大の秩父演習林では、有機物含有量は40%程度と最も大きくなっていた。流域の植生条件などにより浮遊土砂サンプラーに含まれる有機物含有量が異なることが示唆できた。

流出放射性セシウム濃度が高かった、栃木県のFM唐沢山流域における流域内での、基準値を含む地域の放射性セシウムの深度分布は、33～116Bq/m²とばらつきが大きかった。同様に過剰鉛210（ $^{210}\text{Pbex}$ ）についても分布傾向は、放射性セシウムと同様であった。丹沢山地大洞沢流域においても同様の深度分布特性が把握できた。すなわち、どの箇所においても、流出起源となる放射性セシウムは深度10センチまでに分布していることが明かとなった。そこで、FM唐沢山流域のポテ

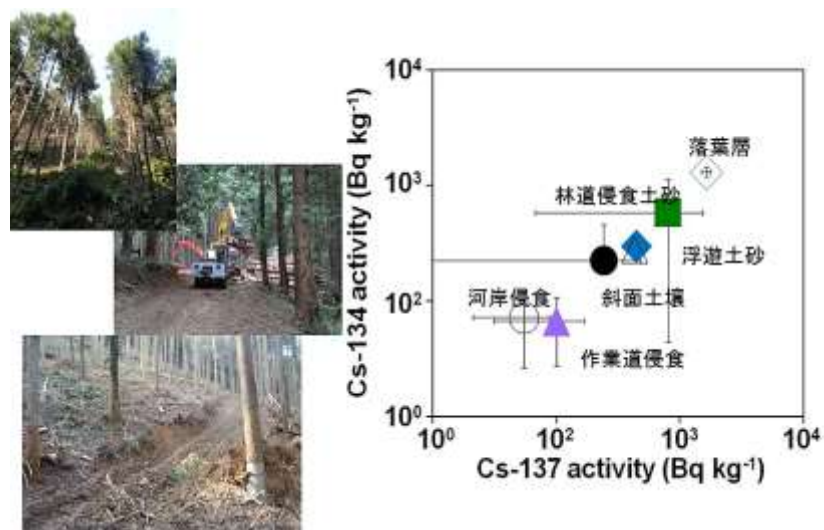


図(3)-7 各流域の浮遊土砂サンプラーに含まれる有機物含有量

ンシャルな土砂生産源と浮遊土砂の放射性セシウム濃度を示した（図(3)-8）。林道の侵食土砂や落葉層における放射性セシウム濃度が高く、河岸侵食や新規の作業道による侵食土砂の濃度は低くなる傾向がみられた。浮遊土砂の濃度はそれぞれ、落葉層と河岸侵食土砂の中間に位置していることから、浮遊土砂については、林道や斜面の侵食土壌とともに、落葉層などの有機物も含まれることが考えられた。浮遊物質には、林道や斜面の侵食土壌とともに、落葉層などの有機物も含まれることが考えられ、このサイトで実施された50%列状間伐が唐沢山の放射性セシウム流出量へ影響していることが考えられた。

（3）流域からの放射性セシウム流出率の推定

流域スケールでの流出量について、一年間の放射性セシウムの測定を行うことができた、福島県、群馬県、栃木県におけるデータから検討を行った（表(3)-1）。ここでは、懸濁体由来の放射性セシウム137を対象とする。懸濁体は、浮遊土砂サンプラーに捕捉された、有機及び無機成分を含むものとする。ここでは、流量観測結果から浮遊物質の流出量を算定し、特定期間における浮遊物質の総流出量を測定し、その結果に対して、Cs-137の総流出量について、浮遊物質の流出量(kg)×含有割合(Bq/kg)を算出する。結果として得られたCs-137の総流出量を流域面積(m²)で割ることによって、1平方メートル当たりのCs-137の流出量を算出した。この計算結果と降水量（インベントリーによる推定値）から流出割合を計算した。その結果、福島県や大谷山の流出



図(3)-8 FM唐沢山における列状間伐とそれに伴うセシウム流出

率については、既往の報告とほぼ同じ値を示している。たとえば、筑波山や福島県宇多川流域、川俣町における観測結果が報告されており、年間の流出率は、0.02～0.13%と試算されている。福島原発事故以降の降雨としては、2012年及び2013年では平均的な降雨パターンを示していることから、このような平均傾向が続く場合には、ほとんど、森林内にセシウムは蓄積し続けることが示唆できた。

一方、降水量が小さいものの、FM唐沢山のK2流域や丹沢山地大洞沢におけるCs-137流出量は、1.65%や0.65%と既往の報告よりも大きくなる傾向がみられた。FM唐沢山では、2011年に50%の強度間伐が行われており、その後、作業道の設置や林道面の攪乱などによる森林斜面からの土砂移動が発生していた。また、丹沢大洞沢流域では、シカの食害による林床植生の衰退とともに、土壌侵食が河川周辺斜面において顕在化している。このような流域特性によって、流出率が変化することが考えられた。

表(3)-1 各流域の年間流出量と既往研究との比較

		流域面積 (ha)	年間流出率 (%)	引用
福島県	二本松大沢川	170	0.07	本研究
群馬県	FM大谷山	93	0.08	本研究
栃木県	FM唐沢山K2流域	17	1.65	本研究
神奈川県	丹沢大洞沢	7	0.65	本研究
茨城県	筑波山		0.30	国立環境研
福島県	宇多川		0.02～0.03	国立環境研
福島県	川俣森林プロット		0.13	IAEA報告書
福島県	石平川		0.07	IAEA報告書
福島県	高太石山		0.02	IAEA報告書
福島県	疣石山		0.13	IAEA報告書

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

本研究結果では、放射性セシウムの異なる森林流域を対象として、流域レベル流出量を評価することができた。森林状態や降雨の大小にかかわらず、降下量に対応した流出量を示していた。また、現在のところ降下した放射性物質のほとんどは流域内にあり、その一部が溪流から流出していた。ただし、森林間伐などを実施した流域においては、この傾向は異なり、相対的な放射性セシウム流出量が多くなっていた。このことは斜面における土壌侵食などの影響により放射性セシウムの流出量が増加することを示唆しており、今後の福島などで森林管理を行う際の示唆的な結果を得ることができた。同様に、シカの食害による侵食が多い丹沢でも相対的に大きくなる傾向があり、今後、継続的なセシウム流出量の評価が必要であると示唆できた。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項はない。

<行政が活用することが見込まれる成果>

流域の森林管理状態や植生条件によって、降下量に対する流出放射性セシウムの割合が異なる可能性がある。とくに、森林間伐による土壌攪乱や、シカの食害による植生衰退と土壌侵食や侵食に伴う有機物流亡による放射性セシウムの流出率の増加が示唆された。流域内の植生管理などに伴う、土砂や有機物流亡を考慮したセシウムの起源の特定などを行うとともに、溪流へ直接流入する溪畔林域などにおける、土砂流亡を抑制する管理手法を策定する必要がある。セシウムは有機物と粘土鉱物に強く吸着し、流下する傾向があることが示されている。また、人工降雨実験では流出土砂のセシウム濃度は土壌よりも高くなる傾向があることが示された。しかし、一般的な森林斜面においては、斜面上部から斜面下部の溪流への流出が発生することは稀であり、有機物や土壌などの流亡は、溪畔林域の裸地面である河岸崩壊、斜面崩壊、林道や作業道などや、溪

畔域で洪水時に定期的に冠水する箇所から流出することが考えられる。とくに、森林間伐などの施業を行った場合の土壌攪乱（栃木県FM唐沢山）やシカの食害による植生衰退地（神奈川県丹沢）などで降下量に対して相対的な流出率が高くなっていた。Riparian Zone Managementなどの溪畔林域を中心とした保全対策を行うことによって、人為的な攪乱などによるセシウムの溪流への流出を防ぐことが可能である。また、森林斜面、林道作業道、溪流への土砂流出箇所を特定するとともに、土砂移動を抑制するための簡易な土砂補足場（Sediment Fence）を設定するなどの対策が重要である。

6. 国際共同研究等の状況

本研究で実施した、2014年2月に開催した国際シンポジウム及び国際学会などで共同研究体制を整備することができた。とくに2014年6月に開催された米国オレゴン州での学会、2014年10月にはコロラド州立大学を訪問した際に研究打ち合わせを行うことができた。本研究成果を元にした生態系モデルの構築では、放射線生態学の世界最先端である米国ロスアラモス国立研究所のJeffery Whicker博士やコロラド州立大学のThe Department of Environmental and Radiological Health Sciences (ERHS)のElizabeth Ruedig博士などの協力を得ながら協同で行う。また、コロラド州立大学の大学院生については、本研究成果を用いた修士論文にも取り組んでおり、日本と米国双方から研究指導も行っている。環境中における放射性物質の移動に関する研究では、学際的視野での研究を推進できる若手研究者や技術者の育成が急務であり、これらの国際ネットワークを基にし、若手研究者や学部生や大学院生を育成できる環境を整えることができた。

7. 研究成果の発表状況

（1）誌上発表

<論文（査読あり）>

- 1) 浅野友子：水文・水資源学会誌 27, 19-28（2014）

「日本の山地流域の降雨流出データー収集データの概要と観測の課題ー」

<査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない。

<その他誌上発表（査読なし）>

特に記載すべき事項はない。

（2）口頭発表（学会等）

- 1) S. Y. Nam, T. Gomi, Y. Onda, H. Kato and M. Hiraoka: 第124回日本森林学会大会（2013）
“Suspended sediment transports after stripe thinning: Monitoring of runoff and Analysis of radiocesium concentration”
- 2) S. Y. Nam, T. Gomi, Y. Onda, M. Hiraoka, H. Kato and M. T. Teramaga: Asia Oceania Geosciences Society 11th Annual Meeting, Sapporo, Japan（2014）
“Tracing suspended sediment sources using radionuclides in managed forest plantation catchments,

central Japan”

- 3) S. Y. Nam, T. Gomi, Y. Onda, M. Hiraoka, B. X. Dung and H. Kato: American Geophysical Union Fall Meeting 2014, San Francisco, USA (2014)

“Examining responses of suspended sediment transports after intense thinning in a forested headwater catchment using nested monitoring”

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない。

(4) 「国民との科学・技術対話」の実施

- 1) 地域での研究成果の講演
東京農工大による福島農業復興支援プロジェクトの1年目の活動報告発表・交流会（2013年7月27日、二本松市東和文化センター、観客60名）
- 2) 学会での一般公開での研究成果の講演
応用生態工学会第17回大会 自由集会「放射性物質動態と流域生態系」（2013年9月19日、大阪府立大学I-siteなんば、観客70名）
- 3) 一般市民を対象とした企画展示
東京農工大学科学技術展2013「農工大が誇る最先端サイエンス」（2013年11月8～10日、東京農工大学府中キャンパス、観客200名）
- 4) 大学での一般公開での研究成果の講演
国際シンポジウム：流域生態系における放射性物質動態と生物への移行～震災後の流域管理に向けて～（英タイトル：Radionuclide dynamics and biological transfers in watershed ecosystems: Toward watershed management in the post nuclear accident period）（2014年2月28日、東京農工大学府中キャンパス、観客100名）
- 5) 学会での一般公開での研究成果の講演
第61回日本生態学会大会 自由集会「東日本大震災の生態系影響評価と復興の展望：東北3県の取り組み」（2014年3月14日、広島国際会議場、観客50名）
- 6) 一般市民を対象とした博物館での研究成果の展示
東京農工大学科学博物館における放射性セシウム関連研究の企画展の実施（2014年8月5日～9月15日）
- 7) 一般市民を対象としたシンポジウムの講演・説明
日本土壌肥料学会2014年度東京大会 市民公開シンポジウム「福島県二本松市NPO法人「ゆうきの里東和ふるさとづくり協議会」の放射性Cs汚染からの農業復興に関する取り組みと農工大の支援活動報告」（2014年9月11日、東京農工大学小金井キャンパス、観客100名）
- 8) 学会での一般公開での研究成果の講演
応用生態工学会第18回大会 自由集会「震災復興に応用生態工学はどのように貢献できるのか2：復興の現状と課題」（2014年9月19日、首都大学東京、観客30名）
- 9) 一般市民を対象とした企画展示
東京農工大学科学技術展2014「未来をひらく農工大の科学技術」（2014年11月7～9日、東京

農工大学府中キャンパス、観客200名)

10) インターネットでの研究成果公開

下記のサイトにおいて、研究成果を継続的に公開している。

<http://www.tuat.ac.jp/~gomit/fukushima/index2.html>

(5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。

(6) その他

特に記載すべき事項はない。

8. 引用文献

- 1) Gomi T, Sidle RC, Richardson JS. (2002) Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. *BioScience* 52 (10): 905-916.
- 2) 五味高志. (2007) 「流域の物質循環における水文環境の重要性」, ベーシックマスター生態学 (南佳典・沖津進編). オーム社. 83-108.
- 3) Hashimoto S, Ugawa S, Nanko K, Shichi K (2012) The total amounts of radioactively contaminated materials in forests in Fukushima, Japan. *Scientific Reports* 2: 416.
- 4) Kato H, Onda Y, Gomi T. (2012) Interception of the Fukushima reactor accident-derived ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{131}I by coniferous forest canopies. *Geophysical Research Letters* 39 (20).
- 5) 恩田裕一 (2014) 河川のモニタリング, 中島映至・大原利眞・植松光夫・恩田裕一(編)「原発事故環境汚染 福島第一原発事故の地球科学的側面」, 東京大学出版会, 312 pp.
- 6) Teramage MT, Onda Y, Kato H, Gomi T (2014) The role of litterfall in transferring Fukushima-derived radiocesium to a coniferous forest floor. *Science of the Total Environment* 490: 435-439.

（４） 生息環境及び生物体内における放射性物質量の把握

国立大学法人北海道大学

大学院農学研究院 学術研究員 布川雅典

<研究協力者>

東京農工大学 特任助教 境優

東京農工大学 国際環境農学専攻 岡田健吾（平成25年4月～平成27年3月）

東京農工大学 地域生態システム学科 戸塚邦洋（平成26年4月～平成27年3月）

平成24(開始年度)～26年度累計予算額：3,534千円

（うち、平成26年度予算額：122千円）

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

森林・溪流生態系を構成する動物種は様々な放射性セシウム濃度の動物種が存在することが明らかとなり、種ごとの放射性セシウムの蓄積様式が異なった。溪流内の粒状有機物のCs-137濃度は、森林よりも溪流よりも低いことが明らかになった。森林と溪流の生物は、森林よりも溪流でCs-137濃度が有意に低くなっていた。溪流における有機物からの放射性セシウムの溶脱が、溪流生物の放射性セシウム濃度を下げる要因であることがわかった。森林と溪流で得られた動物を食性ごとに分けて放射性セシウム濃度を見たところ、Cs-137濃度の有意な違いは認められなかった。栄養段階に応じたCs-137蓄積量の変化は生じにくいことが推察された。また、溪流内の瀬と淵どちらでも粒径が小さい土砂ほどCs-137濃度が高く、瀬と淵それぞれに選好して生息する底生動物の放射性セシウム濃度を比較してみたところ、淵を好む底生動物で有意にCs-137濃度が高くなっていた。生息地における放射性セシウム蓄積量は餌資源の汚染とともに、生物へのCs-137蓄積量を決定する重要な要因となると考えられた。イワナのCs-137濃度は、体長が大きくなるにしたがって、大きくなることが判明した。体長と固有代謝率との関係に注目すると、体長が大きくなるにしたがって、固有代謝率は小さくなることから、大きい個体になるにしたがって、イワナの固有代謝率が低下し、放射性セシウムの排出率が下がるために、大きな個体ほど放射性セシウム濃度が高くなることが考えられた。一方、季節ごとにイワナの固有代謝率に注目すると、水温の高い8月でも最も高く、水温が低い2月で最も低かった。イワナのCs-137濃度を決定する要因は、固有代謝率だけでなく、餌資源の汚染度重要であることが解った。

[キーワード]

陸生生物、水生生物、放射性セシウム蓄積量、摂取-代謝関係

1. はじめに

福島第一原子力発電所の事故によって環境中に多量の放射性物質が放出され、福島県をはじめとする北関東地域などの関東辺縁の地域で高い放射能汚染が発生した。特に、これらの地域の7

0%以上は森林地域であり、森林から農地へ移行する中山間地域に汚染度の高い土地が多く存在することが明らかとなった。森林へ降下した放射性物質は、落葉層や土壌層に蓄積されるとともに、森林の物質循環系の中で、さまざまな生物にも取り込まれていくことが予想される（Murakami et al., 2014）⁷⁾。また、現在も継続的に、樹冠に付着したセシウムは、林床や溪流へ移動していると考えられた（Teramag et al., 2014）¹²⁾。

森林流域における溪流では、その一次生産の多くを落葉に依存しており、陸域と水域が密接に関わることによって森林－溪流生態系が成り立っている（阿部・布川, 2005¹⁾；Baxter et al., 2005³⁾）。森林斜面から供給される汚染された土壌や落葉は、水系を通して下流域へ移動するとともに、その移動中に起こる食物連鎖との相互作用によって、生物相にも影響を及ぼすことが予想される（Davis et al., 1958⁶⁾；Rowan et al., 1994⁹⁾；Sakai et al., 2014¹¹⁾）。すなわち、森林と溪流の物質移動システムを中心として、原発事故によって降下した放射性物質は環境中を移動し、生物種の体内に取り込まれることが予想される。とくに、これらの溪流には内水面漁業の重要な資源である、イワナなどのサケ科魚類が生息している。イワナは、その餌資源を陸域と水域に依存していることや、上流域の低水温な状況に適応しているなど、その生態が特殊である

（Baxter et al., 2005³⁾）。そのため、放射性物質移動を解明することは、森林－溪流生態系保全だけでなく、森林管理や内水面漁業の管理、これらに関連する除染などの放射性物質管理を行う上では重要な情報となる。

2. 研究開発目的

上流域水系ネットワークにおける森林－溪流生態系内の放射性物質移動を、水文プロセス、土壌や有機物の動態、生態系食物網内のエネルギーフローに注目して解明することを目的とした。今後の生態系保全や対策に必要となる生物相への影響を評価するとともに、将来予測に必要となる森林流域放射性物質移動モデルや、生物濃縮評価モデルの開発のためのパラメータを提供する。陸域及び水域生態系を構成する生物種の採取を行つために、福島県二本松市、群馬県みどり市の溪流において、採集された有機物・動物試料の同定を行うとともに、放射性セシウム濃度測定用試料を作成し、分析した。森林・溪流域それぞれにおける生物量を定量的に把握するための試料について、種組成、バイオマスの把握を行った。

3. 研究開発方法

(1) 生物サンプル採取

調査地はサブテーマ①の森林域調査地と同様、群馬県みどり市に位置するFM大谷山、福島県二本松市に位置する大沢川流域である。それぞれの調査地において河川域50 mとその兩岸の河畔域（幅20m）を調査区として設定し、流量を観測するとともに、調査区内の森林内、溪流内においてリターなどの有機物サンプルと生物サンプルを採集した。以上のサンプルを用いて、（1）森林・溪流生態系における放射性セシウムの分布パターン、（2）森林・溪流生態系における放射性セシウム動態について研究をおこなった。

森林域における動物類の現存量及びそれらの群集構造を把握するために、ピットフォールトラップを設置した。ピットフォールトラップ法では、3%ホルマリンを底面に満たしたバケツ（直径29 cm）を林床の5地点に埋設し、一週間放置することで地上徘徊性動物を得た（図(4)-1）。得られたサンプルは100%エタノールに漬けて保存した。尚、冬期は、ピットフォールトラップに不凍液（エチレングリコール）を添加して凍結を防いだ。本調査は、2012年8月、11月、2013年2月、5月の計4回実施した。放射性セシウム濃度及び炭素・窒素安定同位体比分析を行うためのサンプルを得るために、ベイトトラップ、ビーティング法によって動物サンプルを採集した（図(4)-1）。ベイトトラップ法では、プラスチックコップを14か所林床に埋設し、誘引剤としてビールと乳酸菌飲料の1:1混合物を浸したスポンジを入れて一晩放置することで動物サンプルを得た。尚、炭素・窒素安定同位体比分析のための生物サンプル採集では、炭素・窒素安定同位体比の変化を避けるために、誘引剤を金網で覆い、落下した生物に誘引剤が摂取されない構造のトラップも5～7箇所設置した。ビーティング法では、調査区内の河畔植生の枝を叩き、落下する動物を採集した。また、カエル類、サワガニ（*Geothelphusa dehaani*）や造網性クモ類は、調査中に目撃したものを適宜捕獲した。また、動物サンプル以外にも、林床のスグリター、A0層下部の土壌も採集した。これらの調査はピットフォールトラップと同様に、2012年8月、11月、2013年2月、5月の計4回実施した。尚、炭素・窒素安定同位体比の結果については、サブテーマ⑤で取り扱うため、本サブテーマでは取り上げていない。



図(4)-1 調査地における調査項目の概略図

渓流域における底生動物群集構造を把握するために、サーバーネット（25×25cm；目合い250 μ m）を用いて瀬・淵それぞれ5か所から底生動物の採集を行った（図(4)-1）。その際、流速、水深、水温、DO、pH、EC、河床構造も記録した。サーバーネットで得られたサンプルはなるべく土砂を取り除いたのち100%エタノールに漬けて研究室に持ち帰った。放射性セシウム濃度及び炭素・窒素安定同位体比分析サンプルを得るために、溪流内の有機物、動物類を採集した。底生動物は、D



図(4)-2 森林から渓流域への物質移動の模式図。

フレームネットを用いて、魚類（イワナ；*Salvelinus leucomaenis*）を採集した。底生動物は、現地にて分類群ごとに分けてバイアル瓶に入れて研究室に持ち帰った。イワナについては、体長が異なる個体4～8匹程度を分析サンプルとして研究室に持ち帰った。さらに、2013年8月に調査区間上下末端を刺し網で閉鎖し、区間内に生息するイワナのバイオマス（g/m²）を算定した。また、CPOM（Coarse Particulate Organic Matter；リター・破碎されたリター > 1 mm）、FPOM（Fine POM < 1 mm）の2種類の粒状有機物も河床から採集し、ジップロックに入れて研究室に持ち帰った。さらに、河床材の粒径分布と、河床に蓄積した放射性セシウムを見積もるために、瀬と淵でそれぞれ3か所ずつ河床材を採集した。これらの調査は、2012年8月、11月、2013年2月、5月の計4回実施した。

林床への落下昆虫などの動物類のインプット量を把握するために、パントラップ（トロ舟：69 × 113 cm）を林床に5か所設置し、底面に水を満たして数滴の界面活性剤入れ一週間放置した。本調査は、2012年8月、11月、2013年2月、5月に実施し、2月の調査ではパントラップ内の水の凍結を防ぐために、不凍液（エチレングリコール）を添加した。パントラップによって得られた動物サンプルは100%エタノールとともにジップロックに入れて研究室に持ち帰った。研究室では、実体顕微鏡（オリンパス社製、SZ2-ILST）を用いて動物サンプルが水生昆虫の羽化個体であるか、陸生動物であるかを判別したのち、それぞれの乾燥重量を測定することで、溪流・森林から林床への動物インプットの割合を把握した。

溪流内を流下する有機物や動物類に森林・溪流由来のものがそれぞれどの程度含まれているかを把握するために、ドリフトネット（25×25cm；目合い250 μ m）を設置した（図（4）-2）。ドリフトネット調査は、パントラップ調査と同時期の早朝と夕方に1回ずつ、溪流調査区内の5か所に約1時間ドリフトネットを設置して行った。その際、ドリフトネットへ流れ込む水流の流速と水深を記録し、ドリフトネットを通過した水量も分かるようにした。ドリフトネットに捕捉された有機物や動物類は100%エタノールとともにジップロックに入れて研究室に持ち帰った。得られたサンプルはパントラップと同様に水生・陸生動物に分類し、乾燥後重量を測定した。尚、水生動物には、溪流の底生動物だけでなく、水生昆虫の亜成虫・成虫も含めた。測定した乾燥重量をもとに、溪流を流下する動物に水生・陸生動物が占める割合を算定した。

（2）イワナの放射性セシウム蓄積量とその要因評価

福島県二本松市、群馬県FM大谷山それぞれにおいてイワナを採集した。調査時期は、ドリフトネット調査と同様に、4シーズン、それぞれ早朝・夕方にいった。採取されたすべてのイワナからストマックポンプを用いた胃内容の吐き出しを行うとともに、体長・全長の記録を行った。胃内容物は100%エタノールに漬けて保存し研究室に持ち帰った。研究室では、湿重量を測定した後に、筋肉組織を解剖によって取り出して乾燥させ、放射性セシウム分析用サンプルとした。また、解剖の過程で耳石も摘出し、年齢の確認を行った。胃内容物や解剖時に得た胃内容物の同定は実体顕微鏡下で少なくとも目レベル以下まで同定し、得られたそれぞれの分類群の個体数と乾燥重量を測定し、陸生・水生胃内容物量をそれぞれ記録した。

イワナの放射性セシウムの摂取－排出を示す指標として固有代謝率（Specific metabolic rate; Brown et al. 2004⁵⁾）と肥満度（Condition factor; Barnham and Baxter 1998²⁾）を算出した。固有代謝率（W/kg）は式[1]によって与えられる。 b_0 は規格化定数、 M は湿重量（kg）、 E は活性化エネルギー（J）、 k はボルツマン定数、 t は水温（K）である。水温は、現地観測データに基づいて、調査日間の平均水温を算出し代入した。

$$\text{式[1]} \quad \text{Specific metabolic rate} = b_0 M^{-0.25} e^{\frac{-E}{kt}}$$

イワナの放射性セシウム濃度を決定する要因として、固有代謝率、胃内容重量、餌資源の推定放射性セシウム濃度がどの程度寄与しているのかを検証するために、GLMを構築した。応答変数は、イワナの放射性セシウム濃度、説明変数は固有代謝率、胃内容重量、餌資源の推定放射性セシウム濃度である。応答変数は負の二項分布に従うと仮定した。なお、GLMの構築はR3.0.2を用いて実行した。

（3）研究室における分析手法

森林域・渓流域においてピットフォールトラップ、サーバーネットによって採集された動物サンプルは実体顕微鏡下でできるだけ下位の分類群まで同定し、個体数と乾燥重量を測定した。また、ドリフトネットに捕捉された粒状有機物については、予め実体顕微鏡（オリンパス社製、SZ2-ILST）下で流下生物を取り除いたのち、乾燥後重量を測定した。これらのデータとドリフトネットを通過した水量をもとに、粒状有機物の流出量（g/m³）を算定した。放射性セシウム濃度分析及び炭素・窒素安定同位体比分析に供するスグリター、A0層下部土壌、CPOM、FPOM、動物類サ

ンプルは、60℃で4日以上乾燥させ、メノー乳鉢・乳棒または電動粉碎機（大阪ケミカル社製、FM-1）を用いて均一な粉末状に粉碎した。得られた動物サンプルのうち、サンプルの量が少なくとも放射能測定用100mlプラスチック容器の底面を満たせる程度採取できたものについては、放射性セシウム濃度分析用サンプルとした。

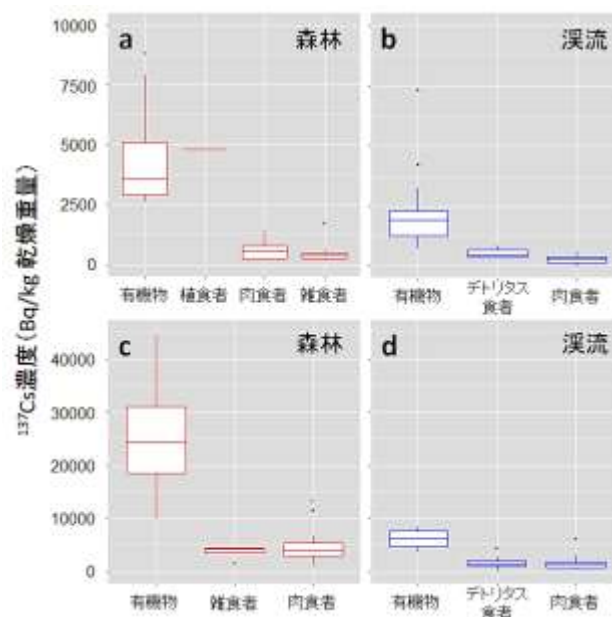
瀬・淵で得られた河床材は、篩分けし（>63 mm、63-32 mm、32-16 mm、16-8 mm、8-4 mm、4-2 mm、2-1mm、1 mm-500 μ m、500-250 μ m、250-125 μ m、125-63 μ m、<63 μ m）、粒度分布を求めるとともに、2 mm未満の各画分の放射性セシウム濃度分析を実施した。すべての放射性セシウム濃度分析用サンプルは、100mlプラスチック容器に入れ、リター実験における放射性セシウム濃度分析と同様の手法で、放射性セシウム濃度を測定した。

動物試料の放射性セシウム濃度を決定する要因として、生態系の種類（森林・溪流）、食性、季節がどの程度寄与しているのかを検証するために、GLMを構築した。応答変数は、動物の放射性セシウム濃度、説明変数は生態系の種類（森林・溪流）、食性、季節である。応答変数は負の二項分布に従うと仮定した。

4. 結果及び考察

（1）森林—溪流生態系の物質移動と放射性セシウム

林床と河床に堆積した分解の程度が類似したスギリターの放射性セシウム濃度に注目すると、大沢川とFM大谷山の両方のサイトで、河床の放射性セシウム濃度が林床と比べて低いことが明ら



図(4)-3 有機物・動物の放射性セシウム (^{137}Cs) 濃度 (Bq/kg 乾燥重量)。(a)、(b)はそれぞれFM大谷山の森林域・渓流域の有機物・動物の放射性セシウム濃度。(c)、(d)はそれぞれ大沢川の森林域・渓流域の有機物・動物の放射性セシウム濃度。

かとなった（図(4)-3）。大沢川では、河床のリターのセシウム濃度が林床の25%程度、FM大谷山では68%程度であった。このことから大沢川では、リターが溪流に浸ることにより多くの放射性セシウムが溶脱している可能性が示唆された。詳細については、サブグループ①で結果を述べている。

森林・溪流生態系を構成する動物種の放射性セシウム濃度では、各採取日において様々な放射性セシウム濃度の動物種が存在することが明らかとなり、種ごとの放射性セシウムの蓄積様式が異なることが示唆された（図(4)-3）。また、季節間で生物種の放射性セシウム濃度を比較しても、明瞭な増減を示すような経時変化は見られなかった。このことは、放射性セシウムの崩壊や流亡などといった放射性セシウムの減少要因だけでなく、環境中から動物体内へ放射性セシウムが供給される増加要因の存在を示しているのかもしれない。ただし、環境中の放射性セシウムの供給パターンだけでなく、同種であっても体サイズの違いなどによる固有代謝率の変化もまた、動物の放射性セシウム濃度を決定する要因となり得る点に留意すべきである。

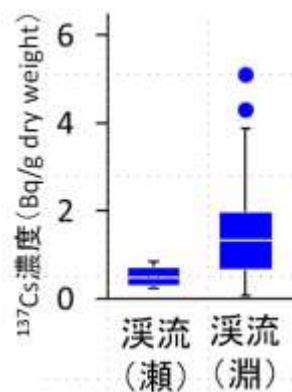
森林と溪流におけるリター、土壌有機物、粒状有機物を含めた有機物の放射性セシウム濃度に注目すると、FM大谷山と大沢川両方の調査地で、森林よりも溪流よりも低いことが明らかになった（図(4)-3）。これらは、上述の溶脱プロセスによってもたらされていると考えられた。さらに、森林と溪流における動物の放射性セシウム濃度に注目すると、森林よりも溪流で有意に低いことが明らかとなった（図(4)-3；表(4)-1, 2, 3）。以上のように、有機物と動物で同様に放射性セシウム濃度が森林で高く、溪流で低い傾向は、有機物からの放射性セシウムの溶脱が、動物への放射性セシウム濃度を下げる要因となることを示唆している。したがって、陸域から水域に有機物が供給された際に生じる溶脱率を把握することが、水域生態系を構成する動物への放射性セシウムの移行を評価する際にも重要である。

一方、森林と溪流で得られた動物を食性ごとに分けて放射性セシウム濃度を見たところ、FM大谷山の植食者（ヤマナメクジ；*Incilaria fruhstorferi*）を除く食性間で、放射性セシウム濃度の有意な違いは認められなかった（図(4)-3；表(4)-1, 2, 3）。すなわち、栄養段階に応じた放射性セシウムの蓄積量の変化は生じにくいことが推察された。また、林床に堆積するリターとA0層下部土壌で放射性セシウム（ ^{137}Cs ）濃度は、FM大谷山で2600～8800Bq/kg、大沢川で10000～

表(4)-1 一般化線形モデルによる森林と溪流、食性、季節の違いと動物の放射性セシウム（ ^{137}Cs ）濃度（Bq/g 乾燥重量）との関係。太字は統計的に有意であることを示す。

	Estimate	z value	P
FM大谷山			
森林 vs 溪流	0.753	2.614	<0.01
デトリタス食者 vs 肉食者	-0.659	-1.898	0.058
デトリタス食者 vs 雑食者	-0.857	-1.769	0.077
季節	0.008	0.081	0.935
大沢川			
森林 vs 溪流	1.142	5.845	<0.01
デトリタス食者 vs 肉食者	-0.005	-0.021	0.983
デトリタス食者 vs 雑食者	-0.193	-0.439	0.661
季節	0.082	1.033	0.302

36000Bq/kg、森林域で採取された動物の放射性セシウム濃度は、FM大谷山で160～4800Bq/kg、大沢川で960～13000Bq/kgであった（表(4)-1と2）。渓流域においてリター、CPOM、FPOMで放射性セシウム濃度は、FM大谷山で730～7300Bq/kg、大沢川で3700～8500Bq/kg、動物では、FM大谷山でND～850Bq/kg、大沢川で61～6100Bq/kgであった。このことから、森林と溪流の両方において食物網の基盤と思われるリターなどの有機物の方が、動物の放射性セシウム濃度よりも高くなっていることが明らかとなった。一般に、森林域における森林生態系や溪流生態系では、腐食連鎖を通じた栄養移動が全体の栄養循環を特徴づける最も主要な経路であるため、腐食連鎖によって形成される食物網構造に焦点を当てて放射性セシウム濃度との関係性を考察する必要もある。また、サ



図(4)-4 大沢川における水生動物の放射性セシウム (^{137}Cs) 濃度 (Bq/g 乾燥重量)。

ブグループ①で示されたように、瀬と淵における放射性セシウムの蓄積量の違いは、淵と瀬それぞれに選好して生息する底生動物の生息地の汚染度が異なることを示している。

そこで、瀬と淵それぞれに選好して生息する底生動物の放射性セシウム濃度を比較してみたところ、淵を好む底生動物で有意に放射性セシウム濃度が高くなることが判明した（図(4)-4）。また、このような瀬と淵における動物の放射性セシウム濃度の違いは、他の山地溪流からも報告されている（Yoshimura and Akama 2014¹⁴）。したがって、生息地における放射性セシウム蓄積量は生物汚染を決定する重要な要因になり得ることが考えられる。今後は、汚染地域における放射性セシウム蓄積量の空間的な分布パターンと関連して、様々な分類群における放射セシウム濃度を把握していくことが、広域的な生態系汚染の実態把握につながると考えられた。ただし、動物への放射性セシウムの取り込みを招く主要な要因は経口摂食であると考えられるため（Beresford et al. 2000⁴）、究極的には、餌資源内容とその放射性セシウム濃度の情報が不可欠になると思われる。

(2) 生態系プロセスでの放射性セシウム動態

これらのデータから、福島県大沢川の溪流生態系における各プロセスによってどのように放射性セシウムが移動しているのかを見積もった。リターフォールの結果から、一年間で溪流へ落下するリターは、 $393\text{g}/\text{m}^2/\text{yr}$ であった。リターフォールトラップによって二年間で得られたリターの放射性セシウム濃度の平均値は、 $15.4\text{Bq}/\text{g}$ であった。これらの結果から、リターフォールに伴う溪流への放射性セシウムの供給量は、 $6052\text{Bq}/\text{m}^2/\text{yr}$ となることが算定された。サブグループ①のリターバッグ実験によるリターからの放射性セシウムの溶脱量に注目すると、240日経過した場合、90%の放射性セシウムがリターから溶脱していること分かる。これにより、リターから溶脱する放射性セシウム量を90%とすると、 $5447\text{Bq}/\text{m}^2/\text{yr}$ が溶脱量となる。溶脱した溶存態の放射性セシウムは一般に不安定であることから (Ueda et al. 2013¹³⁾)、これらの放射性セシウムのほとんどは粘土鉱物などへ吸着し、ごくわずかが溶存態のまま流下していることが予想される。しかし、吸着と流下のプロセスについて本研究は十分なデータを得ていないので、今後の調査については、これらのプロセス解明へ向けた計画が必要である。また、溪流へ落下したリターは、溶脱プロセスと同時に分解プロセスにも移行しており、これらのプロセスによって粒状有機物の生産、及び生物への放射性セシウムの移行が生じている。粒状有機物については、ドリフトネットに捕捉された粒状有機物の乾燥重量とドリフトネットを通過した水量から、流出量が $0.24\text{g}/\text{m}^3$ となることが算定された。さらに、調査中に12サンプルずつ得たCPOMとFPOMの放射性セシウム濃度の平均値は、 $5.86\text{Bq}/\text{g}$ であった。平水時における大沢川の日流量は、流量観測の結果から $1607\text{m}^3/\text{day}$ であることから、平水時が1年のうち200日間とすると、流域面積当たり $0.27\text{Bq}/\text{m}^2/\text{yr}$ の放射性セシウムが平水時に粒状有機物として流下している結果となった。生物の移行については、サーバーネット調査



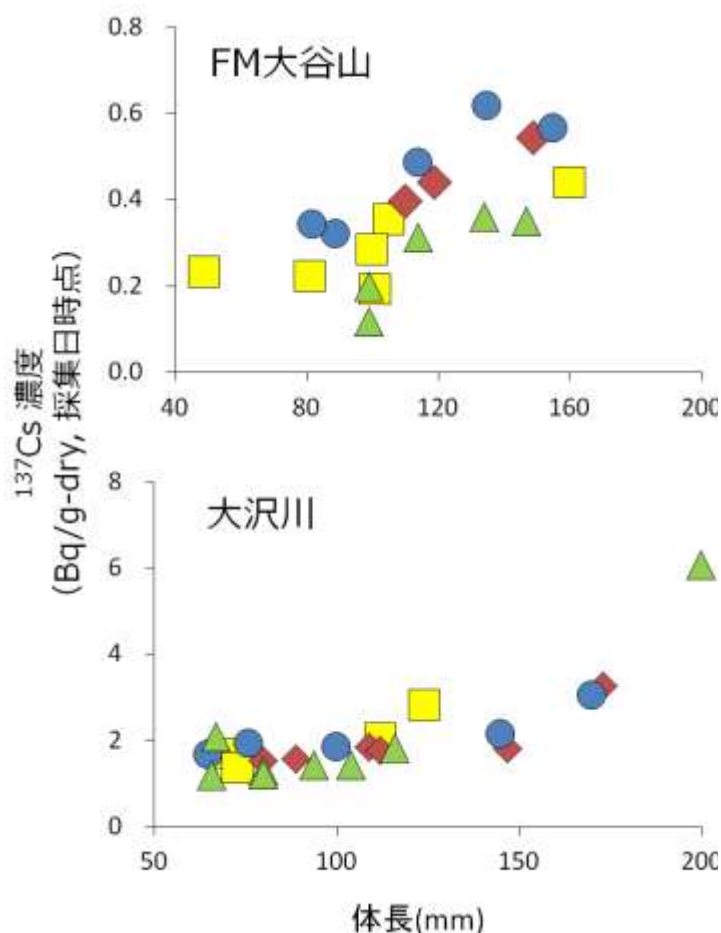
図(4)-5 大沢川におけるリターフォールと、それに続く溶脱、粒状有機物の流下、生物への移行が放射性セシウム動態に関与する量の推定図。

によって底生動物のバイオマスを求めたところ、 $0.21\text{g}/\text{m}^2$ であった。イワナのバイオマスについては、2013年8月の調査から、 $0.57\text{g}/\text{m}^2$ であった。底生動物とイワナの平均放射性セシウム濃度は、それぞれ $1.11\text{Bq}/\text{g}$ 、 $2.01\text{Bq}/\text{g}$ であることから、それぞれに蓄積している放射性セシウムは、 $0.23\text{Bq}/\text{m}^2$ 、 $1.14\text{Bq}/\text{m}^2$ と算定された。これらは手法的に、リターフォール、リターからの溶脱、粒状有機物の流下と異なり、年間当たりの移行を表現することが不可能であるが、リターフォールとして供給される放射性セシウム量が $6052\text{Bq}/\text{m}^2/\text{yr}$ であることを考えると、水生生物への放射性セシウムの移行はごくわずかであることが推察された。したがって、リターから溪流に供給された放射性セシウムの大部分は、溶脱やその後に続く粘土鉱物などへの吸着のプロセスや、流下によって移動しており、そのごく一部が生物体内へと蓄積していることが考えられた（図(4)-5）。

(3) イワナの放射性セシウム濃度の生体エネルギー学的評価

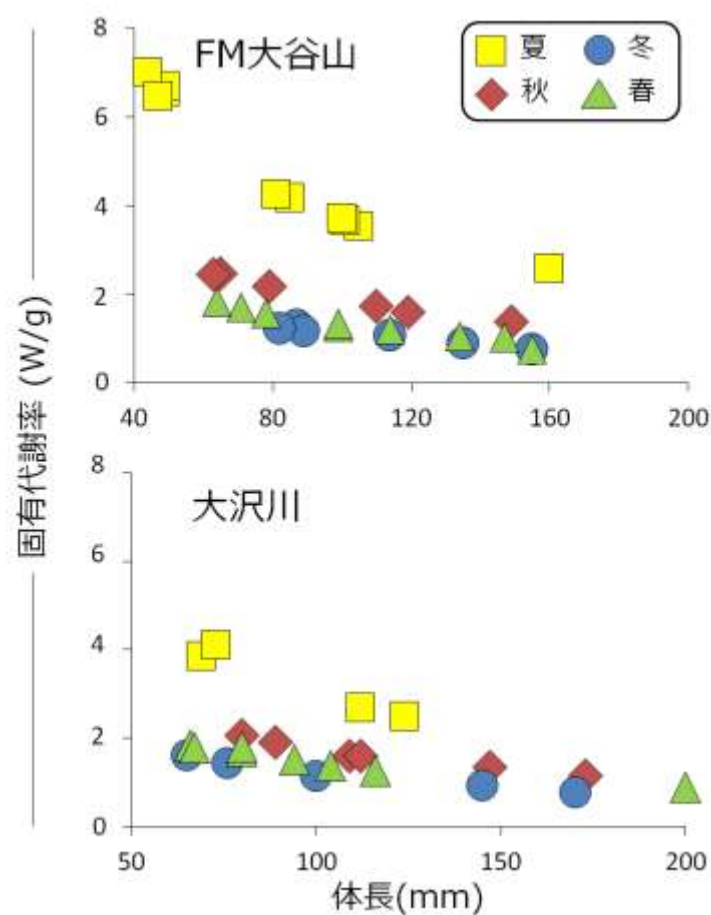
群馬県FM大谷山、福島県大沢川流域において各調査日に得られたイワナのCs-137濃度は、いずれの採取期間でも、体長が大きくなるほどイワナのCs-137濃度は大きくなっていった（図(4)-6）。次に体長と固有代謝率との関係に注目すると、体長が大きくなるにしたがって、固有代謝率は小さくなっていった（図(4)-7）。このことから、大きい個体ほど、イワナの固有代謝率が低下し、放射性セシウムの排出率が下がることから、大きな個体で放射性セシウム濃度が高くなることと考えられた。一方、季節ごとにイワナの固有代謝率に注目すると、水温の高い8月でも最も高く、水温が低い2月で最も低かった（図(4)-7）。このように、イワナの固有代謝率は明瞭な季節変化をもっているにもかかわらず、固有代謝率とイワナの放射性セシウム濃度の負の相関は、FM大谷山のみで検出され、大沢川では検出されなかった。このことから、イワナの放射性セシウム濃度を決定する要因は、固有代謝率だけでなく、他の要因が含まれていることが推察された。

イワナが放射性セシウムを体内に取り込む過程として最も重要なのは、採餌に伴う放射性セシウムの取り込みであると考えられる。そこでまず、イワナの胃内容物に注目すると、FM大谷山、

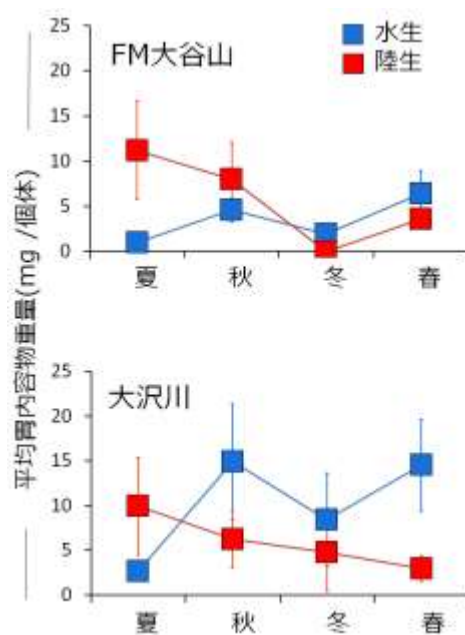


図(4)-6 FM大谷山、大沢川で捕獲されたイワナの放射性セシウム（¹³⁷Cs）濃度と体長

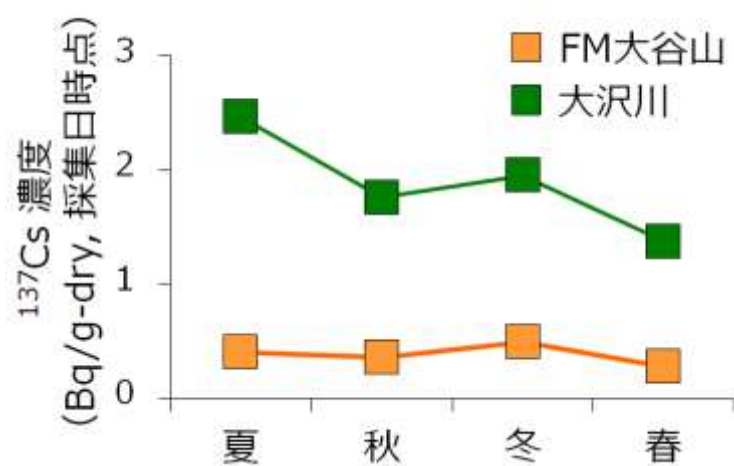
大沢川の両調査地において、陸域と水域由来の餌資源が異なった季節パターンで摂食されていることが明らかとなった（図(4)-8）。これらは、既往研究などと一致した（Nakano and Murakami, 2001⁸⁾; Baxter et al., 2005³⁾）。さらに、両調査地において食物網の基盤となるスギリターと、陸生・水生の動物の放射性セシウム濃度に注目すると、大沢川ではいずれの場合も、陸域で放射性セシウム濃度が水域よりも顕著に高いことが判明した（図(4)-9）。一方で、FM大谷山の場合では、中央値の比較では若干スギリターと動物の放射性セシウム濃度が陸域で高かったが、水域との差は大沢川ほど顕著ではなかった。



図(4)-7 FM大谷山、大沢川で捕獲されたイワナの固有代謝率 (W/g) と体長、



図(4)-8 FM大谷山、大沢川におけるイワナの胃内容物に占める水生生物と陸生生物の重量の季節変化 (mg 乾燥重量/個体)。エラーバーは標準誤差を示す。



図(4)-9 FM大谷山、大沢川において推定されたイワナの餌資源の放射性セシウム (^{137}Cs) 濃度 (Bq/g 乾燥重量)。

表(4)-2 FM大谷山で採取された有機物・動物類の一覧。それぞれについて目、分類群、生態系タイプ（森林・溪流）、食性、採取月、放射性セシウム（ ^{137}Cs ）濃度（Bq/kg 乾燥重量）を示している。検出限界以下の放射性セシウム濃度は、NDと示している。

目	分類群	生態系タイプ	食性	採取月	^{137}Cs 濃度(Bq/kg)
-	A ₀ 層下部土壌	森林	-	8月	3330
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	8月	2855
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	8月	3017
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	11月	5168
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	11月	6666
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	11月	7569
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	2月	2743
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	2月	2691
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	2月	2607
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	5月	3583
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	5月	3297
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	5月	3364
マツ目	スギ(リター)	森林	-	8月	7032
	スギ(リター)	森林	-	8月	8825
	スギ(リター)	森林	-	8月	7974
	スギ(リター)	森林	-	11月	3960
	スギ(リター)	森林	-	11月	4208
	スギ(リター)	森林	-	11月	2793
	スギ(リター)	森林	-	2月	3798
	スギ(リター)	森林	-	2月	3753
	スギ(リター)	森林	-	2月	5104
	スギ(リター)	森林	-	5月	2911
スギ(リター)	森林	-	5月	2621	
スギ(リター)	森林	-	5月	3536	
有肺目	ヤマナメクジ	森林	植食者	11月	4784
エビ目	サワガニ	森林	雑食者	8月	649
	サワガニ	森林	雑食者	11月	179
クモ目	サワガニ	森林	雑食者	5月	355
	サワガニ	森林	雑食者	5月	540
	ハシリグモ属	森林	肉食者	2月	521
	アシナガクモ科	森林	肉食者	8月	224
バッタ目	アシナガクモ科	森林	肉食者	8月	233
	アシナガクモ科	森林	肉食者	8月	241
	カマドウマ科	森林	雑食者	8月	389
	カマドウマ科	森林	雑食者	8月	476
カエル目	カマドウマ科	森林	雑食者	8月	344
	カマドウマ科	森林	雑食者	11月	243
	カマドウマ科	森林	雑食者	5月	481
	ムネアカオガアリ	森林	雑食者	8月	1691
コウチュウ目	オサムシ科	森林	肉食者	8月	158
	オサムシ科	森林	肉食者	8月	158
カエル目	コガネムシ科	森林	雑食者	11月	227
	コガネムシ科	森林	雑食者	11月	310
	コガネムシ科	森林	雑食者	11月	235
	アズマヒキガエル	森林	肉食者	8月	396
カエル目	タゴガエル	森林	肉食者	8月	903
	タゴガエル	森林	肉食者	11月	580
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	8月	825
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	11月	592
ネズミ目	アカネズミ属	森林	肉食者	8月	688
	アカネズミ属	森林	肉食者	11月	976
	アカネズミ属	森林	肉食者	5月	661
トガリネズミ目	トガリネズミ属	森林	肉食者	11月	1445
-	OPOM	溪流	-	8月	2245
	OPOM	溪流	-	8月	2058
	OPOM	溪流	-	8月	2163
	OPOM	溪流	-	11月	937
	OPOM	溪流	-	11月	1203
	OPOM	溪流	-	11月	1829
	OPOM	溪流	-	2月	833
	OPOM	溪流	-	2月	870
	OPOM	溪流	-	2月	931
	OPOM	溪流	-	5月	1573
	OPOM	溪流	-	5月	1648

表(4)-2続き

マツ目	FPOM	溪流	-	8月	2069
	FPOM	溪流	-	8月	2221
	FPOM	溪流	-	8月	2143
	FPOM	溪流	-	11月	2124
	FPOM	溪流	-	11月	2355
	FPOM	溪流	-	11月	2003
	FPOM	溪流	-	2月	773
	FPOM	溪流	-	2月	729
	FPOM	溪流	-	2月	741
	FPOM	溪流	-	5月	1679
	FPOM	溪流	-	5月	1609
	FPOM	溪流	-	5月	1776
	スギ(リター)	溪流	-	8月	2385
	スギ(リター)	溪流	-	8月	7315
	スギ(リター)	溪流	-	8月	4195
トンボ目	スギ(リター)	溪流	-	11月	3254
	スギ(リター)	溪流	-	11月	2711
	スギ(リター)	溪流	-	11月	2991
	スギ(リター)	溪流	-	2月	2009
	スギ(リター)	溪流	-	2月	2956
	スギ(リター)	溪流	-	2月	2547
	スギ(リター)	溪流	-	5月	1097
	スギ(リター)	溪流	-	5月	1344
	スギ(リター)	溪流	-	5月	1259
	オニヤンマ	溪流	肉食者	5月	12
	ムカシトンボ	溪流	肉食者	5月	26
	サナエトンボ科	溪流	肉食者	8月	124
	サナエトンボ科	溪流	肉食者	8月	127
	サナエトンボ科	溪流	肉食者	11月	435
	サナエトンボ科	溪流	肉食者	2月	331
カゲロウ目	サナエトンボ科	溪流	肉食者	5月	233
	ミルンヤンマ	溪流	肉食者	11月	202
	ミルンヤンマ	溪流	肉食者	5月	92
	フタスジモンカゲロウ	溪流	デトリタス食者	8月	337
	フタスジモンカゲロウ	溪流	デトリタス食者	8月	372
	フタスジモンカゲロウ	溪流	デトリタス食者	11月	750
	フタスジモンカゲロウ	溪流	デトリタス食者	2月	658
	フタスジモンカゲロウ	溪流	デトリタス食者	5月	850
	カミムラカワゲラ属	溪流	肉食者	5月	39
	カワゲラ亜科	溪流	肉食者	11月	ND
	クラカケカワゲラ属	溪流	肉食者	8月	ND
	ヤマトカワゲラ	溪流	肉食者	5月	ND
	マルバネトビケラ	溪流	デトリタス食者	8月	419
	ガガンボ属	溪流	デトリタス食者	11月	315
	ガガンボ属	溪流	デトリタス食者	2月	494
サケ目	イワナ	溪流	肉食者	8月	441
	イワナ	溪流	肉食者	8月	224
	イワナ	溪流	肉食者	8月	276
	イワナ	溪流	肉食者	8月	232
	イワナ	溪流	肉食者	8月	354
	イワナ	溪流	肉食者	8月	194
	イワナ	溪流	肉食者	11月	543
	イワナ	溪流	肉食者	11月	302
	イワナ	溪流	肉食者	11月	427
	イワナ	溪流	肉食者	2月	566
	イワナ	溪流	肉食者	2月	618
	イワナ	溪流	肉食者	2月	542
	イワナ	溪流	肉食者	2月	487
	イワナ	溪流	肉食者	2月	367
	イワナ	溪流	肉食者	5月	313
	イワナ	溪流	肉食者	5月	361
	イワナ	溪流	肉食者	5月	350
	イワナ	溪流	肉食者	5月	200

表(4)-3 大沢川で採取された有機物・動物類の一覧。それぞれについて目、分類群、生態系タイプ（森林・溪流）、食性、採取月、放射性セシウム（ ^{137}Cs ）濃度（Bq/kg 乾燥重量）を示している。

目	分類群	生態系タイプ	食性	採取月	^{137}Cs 濃度(Bq/kg)
-	A ₀ 層下部土壌	森林	-	8月	9960
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	8月	13821
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	8月	12629
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	11月	34521
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	11月	35387
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	11月	44841
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	2月	28481
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	2月	28304
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	2月	28184
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	5月	18468
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	5月	18366
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	5月	18443
マツ目	スギ(リター)	森林	-	8月	33105
	スギ(リター)	森林	-	8月	30890
	スギ(リター)	森林	-	8月	35996
	スギ(リター)	森林	-	11月	22684
	スギ(リター)	森林	-	11月	26082
	スギ(リター)	森林	-	11月	31200
	スギ(リター)	森林	-	2月	21437
	スギ(リター)	森林	-	2月	23577
	スギ(リター)	森林	-	2月	22010
	スギ(リター)	森林	-	5月	23177
	スギ(リター)	森林	-	5月	24736
	スギ(リター)	森林	-	5月	14669
クモ目	ハシリグモ属	森林	肉食者	5月	4663
	アシナガグモ科	森林	肉食者	8月	1167
バッタ目	カマドウマ科	森林	雑食者	8月	4369
	カマドウマ科	森林	雑食者	8月	4256
	カマドウマ科	森林	雑食者	8月	4112
	カマドウマ科	森林	雑食者	11月	1447
コウチュウ目	オサムシ科	森林	肉食者	8月	957
カエル目	アズマヒキガエル	森林	肉食者	8月	6732
	アズマヒキガエル	森林	肉食者	8月	3987
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	8月	2397
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	8月	3261
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	8月	2794
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	11月	13251
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	11月	5533
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	11月	11389
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	2月	3293
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	2月	5015
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	2月	5564
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	2月	4008
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	5月	2783
	タゴガエル	森林	肉食者	5月	3906
	シュレーゲルアオガエル	森林	肉食者	8月	3094
ネズミ目	アカネズミ属	森林	肉食者	8月	3797
-	CPOM	溪流	-	8月	8087
	CPOM	溪流	-	8月	6361
	CPOM	溪流	-	8月	8191
	CPOM	溪流	-	11月	3739
	CPOM	溪流	-	11月	3803
	CPOM	溪流	-	11月	3688
	CPOM	溪流	-	2月	7988
	CPOM	溪流	-	2月	6884
	CPOM	溪流	-	2月	5745
	CPOM	溪流	-	5月	6593
	CPOM	溪流	-	5月	7061
	CPOM	溪流	-	5月	6218

表(4)-3 続き。

—	FPOM	溪流	—	8月	4931
	FPOM	溪流	—	8月	4822
	FPOM	溪流	—	8月	4728
	FPOM	溪流	—	11月	3801
	FPOM	溪流	—	11月	3836
	FPOM	溪流	—	11月	3944
	FPOM	溪流	—	2月	5031
	FPOM	溪流	—	2月	4807
	FPOM	溪流	—	2月	5368
	FPOM	溪流	—	5月	8514
	FPOM	溪流	—	5月	7906
	FPOM	溪流	—	5月	8523
マツ目	スギ(リター)	溪流	—	8月	3959
	スギ(リター)	溪流	—	8月	6250
	スギ(リター)	溪流	—	8月	4360
	スギ(リター)	溪流	—	11月	8496
	スギ(リター)	溪流	—	11月	6956
	スギ(リター)	溪流	—	11月	8313
	スギ(リター)	溪流	—	2月	7790
	スギ(リター)	溪流	—	2月	7516
	スギ(リター)	溪流	—	2月	6538
	スギ(リター)	溪流	—	5月	6285
	スギ(リター)	溪流	—	5月	6228
	スギ(リター)	溪流	—	5月	4569
ワラジムシ目	ミズムシ科	溪流	デトリタス 食者	2月	1935
	ミズムシ科	溪流	デトリタス 食者	5月	1321
トンボ目	オニヤンマ	溪流	肉食者	8月	687
	オニヤンマ	溪流	肉食者	11月	432
	オニヤンマ	溪流	肉食者	5月	776
	サナエトンボ科	溪流	肉食者	8月	1529
	サナエトンボ科	溪流	肉食者	11月	404
	サナエトンボ科	溪流	肉食者	11月	625
	サナエトンボ科	溪流	肉食者	2月	697
	サナエトンボ科	溪流	肉食者	2月	396
	サナエトンボ科	溪流	肉食者	5月	1015
	ニホンカワトンボ	溪流	肉食者	11月	470
カゲロウ目	フタスジモンカゲロウ	溪流	デトリタス 食者	2月	2880
	フタスジモンカゲロウ	溪流	デトリタス 食者	5月	4304
カワゲラ目	カワゲラ科	溪流	肉食者	11月	230
	トワダカワゲラ	溪流	デトリタス 食者	11月	932
	トワダカワゲラ	溪流	デトリタス 食者	2月	571
	トワダカワゲラ	溪流	デトリタス 食者	5月	924
コウチュウ目	マルガムシ属(成虫)	溪流	デトリタス 食者	5月	61
トビケラ目	ナガレトビケラ属	溪流	肉食者	11月	853
ハエ目	ガガンボ属	溪流	デトリタス 食者	11月	1574
	ガガンボ属	溪流	デトリタス 食者	2月	1829
サケ目	イワナ	溪流	肉食者	8月	2836
	イワナ	溪流	肉食者	8月	2044
	イワナ	溪流	肉食者	8月	1699
	イワナ	溪流	肉食者	8月	1365
	イワナ	溪流	肉食者	11月	704
	イワナ	溪流	肉食者	11月	1566
	イワナ	溪流	肉食者	11月	1852
	イワナ	溪流	肉食者	11月	1768
	イワナ	溪流	肉食者	11月	1814
	イワナ	溪流	肉食者	11月	3258
	イワナ	溪流	肉食者	2月	1674
	イワナ	溪流	肉食者	2月	1851
	イワナ	溪流	肉食者	2月	1921
	イワナ	溪流	肉食者	2月	2153
	イワナ	溪流	肉食者	2月	3057
	イワナ	溪流	肉食者	5月	1431
	イワナ	溪流	肉食者	5月	2089
	イワナ	溪流	肉食者	5月	1211
	イワナ	溪流	肉食者	5月	1441
	イワナ	溪流	肉食者	5月	1823
	イワナ	溪流	肉食者	5月	6082
	イワナ	溪流	肉食者	5月	1191
	イワナ	溪流	肉食者	5月	1316

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

陸域と水域における有機物と動物の放射性セシウム濃度は、溪流内におけるリターからの放射性セシウムの溶脱によって差異が生じることが分かった。この差異が、大沢川で大きくFM大谷山で小さくなる原因として、両調査地間における陸域のスギリターの放射性セシウム濃度差が挙げられる。リターから溶脱する放射性セシウムの溶脱効率は、水に浸った直後で最も高く、次第に低下することが明らかとなった。このことは、リターと水との放射性セシウム濃度の相対的な差が大きいほど、溶脱効率が高く、差が小さいほど溶脱が起こりにくくなる平衡状態に近づくことを示している。このように、これまでに不明瞭であった、地域毎や生物種毎の放射性セシウム蓄積量は、有機物のCs-137濃度や溪流での溶脱などと関連していることが示唆できた。

イワナの放射性物質蓄積量では、環境の汚染度とともに、餌資源の汚染度が重要であることがわかった。とくに、福島と群馬の比較では、福島県大沢川流域のイワナ個体群は、夏期に汚染度の高い餌資源を摂取しているが、群馬県FM大谷山のイワナ個体群は、年間を通してある程度一定の汚染度の餌資源を摂取していることが考えられた。放射性セシウムの排出に関わる固有代謝率は、両調査地のイワナ個体群において冬期で最小、夏期で最大となっている。したがって、福島県の大沢川においては、放射性セシウムの排出と取り込みの両方が夏期に最大となっている。このような排出と取り込みの相殺効果が、大沢川のイワナの放射性セシウム濃度の季節変化を消去したものと思われた。また、胃内容物重量とイワナの放射性セシウム濃度が正の相関を示したことから、より多くの餌を採餌していた個体に放射性セシウムが多く蓄積していることが考えられた。すなわち、陸域・水域から供給される餌資源の差がどの程度異なるのかを把握することが、汚染地域のイワナなどの溪流魚がどのようなメカニズムで体内に放射性セシウムを蓄積しているのかを理解する手掛かりであると示された。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項はない。

<行政が活用することが見込まれる成果>

イワナなどは特に夏期において森林の陸域生態系に餌資源を依存し、それらの汚染度が高いことが解ってきた。また、汚染度は、イワナの体サイズによって異なることが示され、イワナの代謝によって異なることが示唆された。内水面漁業の重要な資源であるイワナやヤマメなどのマス類の汚染度については、環境省の調査でも他の魚種と比較して汚染度が高くなる傾向が示されている。今回の研究から、森林—溪流生態系のアンブレラ種にあたるイワナの放射性セシウム濃度が、体サイズや温度に関連してどのように変動するのかが追跡が可能となり、これに生息地情報を統合してデータ分析を行うことで、自然環境下におけるイワナの放射性セシウム蓄積メカニズムについて具体的な知見を提示することが可能となる。今後のさらなる研究では、より長期的な汚染度を評価し、内水面漁業の対象種である、マス類の長期的な変動を予測し、今後の地域産業の復興に関するデータを提示していくことが可能になると考えられる。

6. 国際共同研究等の状況

本研究で実施した、2014年2月に開催した国際シンポジウム及び国際学会などで共同研究体制を整備することができた。とくに2014年6月に開催された米国オレゴン州での学会、2014年10月にはコロラド州立大学を訪問した際に研究打ち合わせを行うことができた。本研究成果を元にした生態系モデルの構築では、放射線生態学の世界最先端である米国ロスアラモス国立研究所のJeffery Whicker博士やコロラド州立大学のThe Department of Environmental and Radiological Health Sciences (ERHS)のElizabeth Ruedig博士などの協力を得ながら協同行う。また、コロラド州立大学の大学院生については、本研究成果を用いた修士論文にも取り組んでおり、日本と米国双方から研究指導も行っている。また、スウェーデンのストックホルム大学のKarolina Stark博士とともに、両生類の放射性セシウム蓄積量に関する研究を共同で実施する計画である。環境中における放射性物質の移動に関する研究では、学際的視野での研究を推進できる若手研究者や技術者の育成が急務であり、これらの国際ネットワークを基にし、若手研究者や学部生や大学院生を育成できる環境を整えることができた。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文(査読あり)>

特に記載すべき事項はない。

<査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない。

<その他誌上発表(査読なし)>

- 1) 岡田健吾：東京農工大学農学府国際環境農学専攻修士論文(2014)
「山地溪流におけるイワナの摂食-代謝を通じた放射性セシウム濃度の季節的変動」
- 2) 天野浩美：東京農工大学農学部地域生態システム学科卒業論文(2014)
「福島県下で採取したアズマヒキガエル (*Bufo japonicus formosus*) の発生・成長と体内放射性セシウム濃度の変化」

(2) 口頭発表(学会等)

- 1) 岡田健吾、岩本愛夢、境 優、五味高志：第60回日本生態学会大会(2013)
「イワナ及びそのエサ資源への放射性セシウム蓄積：福島県大沢川と群馬県大谷山流域における事例」
- 2) 境 優、五味高志、若原妙子、恩田裕一：第60回日本生態学会大会(2013)
「表土剥ぎ取りによる除染作業が水田土壌及びトウキョウダルマガエル幼生の放射能汚染に与える影響」
- 3) K. Okada, A. Iwamoto, M. Sakai, J. N. Negishi, M. Nunokawa and T. Gomi: International symposium “Radionuclide dynamics and biological transfers in watershed ecosystems: Toward watershed management in the post nuclear accident period” Tokyo, Japan (2014)

“Feeding-metabolic analysis on seasonal changes of radiocesium concentrations in char (*Salvelinus leucomaenis*) in headwater streams”

- 4) 天野浩美、境 優、五味高志： 第61回日本生態学会大会（2014）
「低線量被曝がアズマヒキガエルの発生・成長過程に及ぼす影響と放射性セシウムの生物学的半減期の推定」
- 5) 岡田健吾、岩本愛夢、境優、根岸淳二郎、布川雅典、五味高志： 第61回日本生態学会大会（2014）
「山地溪流におけるイワナの摂食・代謝を通じた放射性セシウム濃度の季節的変動」
- 6) 境優： 第61回日本生態学会大会（2014）
「森林—溪流生態系における放射性セシウムの分布と放射能汚染管理の展望」

（３）出願特許

特に記載すべき事項はない。

（４）「国民との科学・技術対話」の実施

- 1) 地域での研究成果の講演
東京農工大による福島農業復興支援プロジェクトの１年目の活動報告発表・交流会（2013年7月27日、二本松市東和文化センター、観客60名）
- 2) 学会での一般公開での研究成果の講演
応用生態工学会第17回大会 自由集会「放射性物質動態と流域生態系」（2013年9月19日、大阪府立大学I-siteなんば、観客70名）
- 3) 一般市民を対象とした企画展示
東京農工大学科学技術展2013「農工大が誇る最先端サイエンス」（2013年11月8～10日、東京農工大学府中キャンパス、観客200名）
- 4) 大学での一般公開での研究成果の講演
国際シンポジウム：流域生態系における放射性物質動態と生物への移行～震災後の流域管理に向けて～（英タイトル：Radionuclide dynamics and biological transfers in watershed ecosystems: Toward watershed management in the post nuclear accident period）（2014年2月28日、東京農工大学府中キャンパス、観客100名）
- 5) 学会での一般公開での研究成果の講演
第61回日本生態学会大会 自由集会「東日本大震災の生態系影響評価と復興の展望：東北3県の取り組み」（2014年3月14日、広島国際会議場、観客50名）
- 6) 一般市民を対象とした博物館での研究成果の展示
東京農工大学科学博物館における放射性セシウム関連研究の企画展の実施（2014年8月5日～9月15日）
- 7) 一般市民を対象としたシンポジウムの講演・説明
日本土壌肥料学会2014年度東京大会 市民公開シンポジウム「福島県二本松市NPO法人「ゆうきの里東和ふるさとづくり協議会」の放射性Cs汚染からの農業復興に関する取り組みと農工大の支援活動報告」（2014年9月11日、東京農工大学小金井キャンパス、観客100名）

- 8) 学会での一般公開での研究成果の講演
応用生態工学会第18回大会 自由集会「震災復興に応用生態工学はどのように貢献できるのか2：復興の現状と課題」（2014年9月19日、首都大学東京、観客30名）
- 9) 一般市民を対象とした企画展示
東京農工大学科学技術展2014「未来をひらく農工大の科学技術」（2014年11月7～9日、東京農工大学府中キャンパス、観客200名）
- 10) インターネットでの研究成果公開
下記のサイトにおいて、研究成果を継続的に公開している。
<http://www.tuat.ac.jp/~gomit/fukushima/index2.html>

（５）マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。

（６）その他

８．引用文献

- 1) 阿部俊夫・布川雅典 (2005). 春期の溪流における安定同位体を用いた食物網解析. 日本森林学会誌, 87(1), 13-19.
- 2) Barnham C, Baxter A (1998) Condition factor, K for salmonid fishes. Fisheries Notes, ISSN 1440-2254.
- 3) Baxter CV, Fausch KD, Saunders WC (2005) Tangled web: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. Freshwater Biology 50: 201-220.
- 4) Beresford NA, Mayes RW, Cooke AI, Barnett CL, Howard BJ, Lamb CS, Naylor GPL (2000) The importance of source-dependent bioavailability in determining the transfer of ingested radionuclides to ruminant-derived food products. Environmental Science and Technology 34: 4455-4462.
- 5) Brown JH, Gillooly JF, Allen AP, Savage VM, West GB (2004) Toward a metabolic theory of ecology. Ecology 85: 1771-1789.
- 6) Davis JJ, Foster RF (1958) Bioaccumulation of radioisotopes through aquatic food chains. Ecology 39: 530-535.
- 7) Murakami M, Ohte N, Suzuki T, Ishii N, Igarashi Y, Tanoi K (2014) Biological proliferation of cesium-137 through the detrital food chain in a forest ecosystem in Japan. Scientific Reports 4:3599.
- 8) Nakano S, Murakami M (2001) Reciprocal subsidies: dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98: 166-170.
- 9) Rowan DJ, Rasmussen JB (1994) Bioaccumulation of radiocesium by fish: the influence of physicochemical factors and trophic structure. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51: 2388-2410.
- 10) Rowan DJ, Chant LA, Rasmussen JB (1998) The fate of radiocesium in freshwater communities—why is biomagnification variable both within and between species? Journal of Environmental

Radioactivity 40: 15-36.

- 11) Sakai M, Gomi T, Nunokawa M, Wakahara T, Onda Y (2014) Soil removal as a decontamination practice and radiocesium accumulation in tadpoles in rice paddies at Fukushima. *Environmental Pollution* 187: 112-115.
- 12) Teramaga MT, Onda Y, Kato H, Gomi T (2014) The role of litterfall in transferring Fukushima-derived radiocesium to a coniferous forest floor. *Science of the Total Environment* 490: 435-439.
- 13) Ueda S, Hasegawa H, Kakiuchi H, Akata N, Ohtsuka Y (2013) Fluvial discharges of radiocaesium from watersheds contaminated by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* 118: 96-104.
- 14) Yoshimura M, Akama A (2014) Radioactive contamination of aquatic insects in a stream impacted by the Fukushima nuclear power plant accident. *Hydrobiologia* 722: 19-30.

(5) 生態系構造の解明と生物濃縮の評価

国立大学法人北海道大学

大学院地球環境科学研究院 准教授 根岸淳二郎

<研究協力者>

東京農工大学 特任助教 境優

東京農工大学 国際環境農学専攻 岩本愛夢（平成25年4月～平成27年3月）

平成24(開始年度)～26年度累計予算額：9,994千円

(うち、平成26年度予算額：2,243千円)

予算額は、間接経費を含む。

[要旨]

有機物、生物サンプルの炭素・窒素安定同位体比をそれぞれの調査日ごとに $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ グラフ上にプロットした。森林域・渓流域のほとんどの動物の食物網構造は、スギリターを起点としたものが主要であった。福島の大沢川流域の全調査日で得られたスギリター、土壌有機物、CPOM、FPOM、デトリタス食者、肉食者の炭素・窒素安定同位体比では、森林渓流の食物網において腐食連鎖で繋がっていると思われるデトリタス食者と肉食者の炭素・窒素安定同位体比は、スギリターから由来するエネルギー流に強く依存していることが考えられた。安定同位体比と動物の放射性セシウム濃度は、栄養段階が増加するにしたがって低下していた。以上から、森林・渓流生態系では放射性セシウムの生物濃縮が生じていないと考えられた。これらの傾向を、飯舘村から二本松までの降下量の異なる地域で比較したところ、すべてのサイトにおいて、リターの炭素値に対して、消費者の値が右上がりに並ぶ共通の傾向が示された。このことから、リターをエネルギー基盤とした腐食系食物網がすべてのサイトで共通していた。しかし、落葉などの有機物のCs-137濃度は降下量が高い地域では、高くなる傾向が見られるものの、生物のCs-137蓄積量には大きな違いが見られなかった。すなわち、地域毎の降下量などを指標とする汚染度の指標は、水生生物の汚染度とは一致しないことがわかった。今後のモニタリングの継続によって、各栄養段階の動物の放射性セシウム濃度を注意深く観測していく必要がある。

[キーワード]

食物網、生物間移行、捕食-被食関係、安定同位体比解析、広域調査

1. はじめに

福島第一原子力発電所の事故によって環境中に多量の放射性物質が放出され、福島県をはじめとする北関東地域などの関東辺縁の地域で高い放射能汚染が発生した。特に、これらの地域の70%以上は森林地域であり、森林から農地へ移行する中山間地域に汚染度の高い土地が多く存在することが明らかとなった。森林へ降下した放射性物質は、落葉層や土壌層に蓄積されるとともに、森林の物質循環系の中で、さまざまな生物にも取り込まれていくことが予想される (Rowan et al., 1994¹⁶⁾; Murakami et al., 2014¹⁰⁾)。

森林流域における溪流では、その一次生産の多くを落葉に依存しており、陸域と水域が密接に関わることによって森林-溪流生態系が成り立っている（Nakano and Murakami, 2001¹¹⁾）。森林斜面から供給される汚染された土壌や落葉は、水系を通して下流域へ移動するとともに、その移動中に起こる食物連鎖との相互作用によって、生物相にも影響を及ぼすことが予想される（Davis et al., 1958²⁾; Rowan and Rasmussen, 1994⁴⁾; Sakai et al., 2014¹⁸⁾）。すなわち、森林と溪流の物質移動システムを中心として、原発事故によって降下した放射性物質は環境中を移動し（Teramage et al., 2014²⁰⁾）、生物種の体内に取り込まれることが予想される（Davis et al., 1958²⁾）。

これらの流域を中心とした、中山間地域では、水資源管理、森林管理、内水面漁業管理などが営まれており、重要な地域産業基盤を構成している。そのため、放射性物質移動を解明することは、森林-溪流生態系保全だけでなく、森林管理や内水面漁業の管理を行う上では重要な情報となる。さらに、森林流域は、下流域の水田や農地などの農業地帯へ水系ネットワークを通してつながっていることから、森林の流域生態系における放射性物質動態の把握は、流域管理の視点でも重要である。

2. 研究開発目的

本業務では、上流域水系ネットワークにおける森林-溪流生態系内の放射性物質移動を、水文プロセス、土壌や有機物の動態、生態系食物網内のエネルギーフローに注目して解明することを目的としている。5つのサブテーマを設定し、森林水文学、河川地形学、森林生態学、河川生態学、生物地球化学、土壌学などを専門とする専門家を配置することで、上記の放射性物質移動の解明を試みる。放射性物質は落葉や土壌などとともに移動し、またその移動態も粒子への吸着からイオン体まで多様である。これらの放射性物質が、陸域や水域生態系を移動しつつ、生物種への取り込みや濃縮が発生していると予想される。

今後の生態系保全や対策に必要となる生物相への影響を評価するとともに、将来予測に必要な森林流域放射性物質移動モデルや、生物濃縮評価モデルの開発のためのパラメータを提供出来る、生態系での放射性セシウム動態を評価する必要がある。とくに従来は、水もしくは土壌を基準とした移行としての評価されており、生態系での食物網を考慮した解析は行われてこなかった。そこで、生物体内における放射性物質の蓄積量を分析するとともに、安定同位体分析プロセスを確立し、生物種における窒素及び炭素の安定同位体分析を行う必要がある。これらは、林業・内水面漁業、さらには下流域の農業活動をはじめとした地域産業の復興ならびに放射性物質による森林流域生態系及び森林水系網の汚染を除去する環境修復技術の早期確立に寄与する見込みである。

3. 研究開発方法

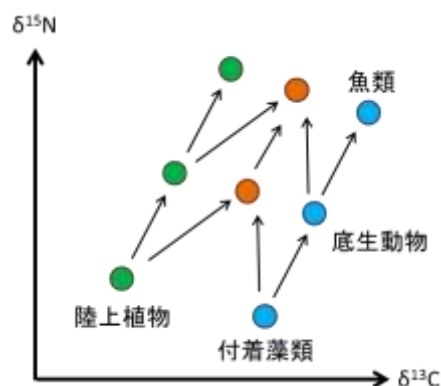
(1) 食物網構造と放射性セシウムの移行

調査地は福島県二本松市大沢川流域と群馬県みどり市FM大谷山流域であり、放射性セシウムと炭素・窒素安定同位体比分析のためのサンプル採取方法及び調査日は、サブテーマ④と同様である。リターを起点とした森林・溪流生態系食物網に属すると思われる有機物・動物サンプル（リター、土壌有機物、溪流内の粒状有機物、デトリタス食者、肉食者）を用いて分析を行った。食物網構造の把握には、炭素・窒素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ ）を用い、各サンプルの放射性セシウム濃度との関連を考察した。炭素・窒素安定同位体比は、栄養段階が上がるにつれて一定の割合で増加することが知られており（Vander Zanden and Rasmussen 2001²⁴；Post 2002¹³；McCutchan et al. 2003⁹）、これによって食物網構造を推定することが可能である（図(5)-1）。例えば、ある一つの餌資源を専食する動物がいた場合、 $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ プロット上において餌資源の右上に、その動物の炭素・窒素安定同位体比がプロットされる（図(5)-1）。また、複数種類の餌資源を利用する動物の炭素・窒素安定同位体比は、餌資源の中間の値を示す。このことから、 $\delta^{13}\text{C}$ は餌資源内容、 $\delta^{15}\text{N}$ は栄養段階を推定する指標値として有用である。以上の特性を用いて、調査地における食物網構造が実際にリターを起点とした構造を示すかどうかを検証した。

放射性セシウム濃度の測定には少なくとも1g以上程度の十分な量のサンプルが必要であるのに対して、炭素・窒素安定同位体比分析では、1-3mg程度の量のサンプルで分析が可能である。したがって、現地で得られたサンプルには、（1）体サイズが大きく、個体ごとの放射性セシウム濃度と炭素・窒素安定同位体比が分析可能なもの、（2）体サイズは小さいが個体数が多く、少なくとも1つ以上の放射性セシウム濃度分析用のサンプルと、3回以上の繰り返し炭素・窒素安定同位体比分析用のサンプルが作成可能なもの、（3）体サイズが小さく、個体数も少ないために放射性セシウム濃度分析は不可能であるが炭素・窒素安定同位体比分析サンプルは作成可能なものとした。リター、土壌有機物、溪流内の粒状有機物（CPOM、FPOM）のように放射性セシウム濃度分析に十分な量を得るのが容易なサンプルについては、放射性セシウム濃度、炭素・窒素安定同位体比いずれも3繰り返しのサンプルを設けた。

すべてのサンプルの炭素・窒素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ ）は、元素分析/同位体比質量分析計（Finnigan MAT社製、MAT252）を用いて分析された。 $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ 値は、それぞれ標準試料（炭素：PBD炭酸塩、N：空気中の窒素）に対する $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ と $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ の相対的違いを千分率で示したものである。サンプル分析中は10測定に1回の頻度で δ 値が既知である標準試料（チロシン、プロリン）の測定を行い、サンプル分析結果が妥当な値を示していることを確認しながらすべてのサンプル分析を実施した。放射性セシウム濃度の分析については、サブテーマ④と同様の手法で行った。

有機物及び動物の放射性セシウム濃度（ $n=128$ ）に、生態系の種類（森林生態系、

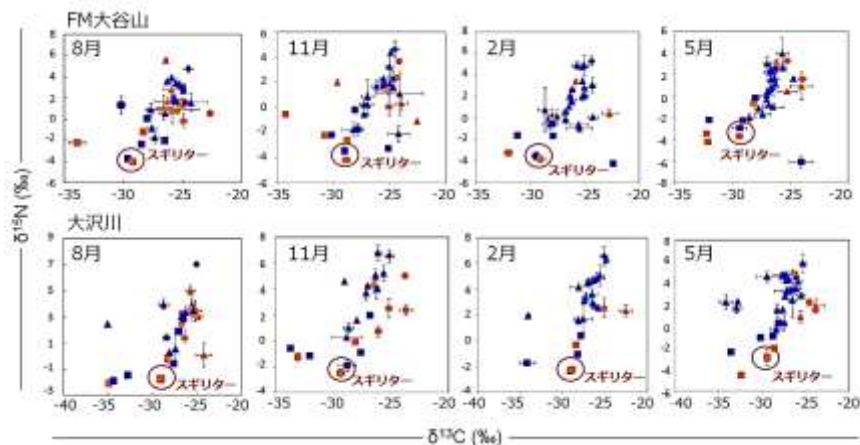


図(5)-1 炭素・窒素安定同位体比で示す食物網構造

溪流生態系)、栄養段階 ($\delta^{15}\text{N}$ 値)、季節がどのような影響を及ぼしているかを検証するために一般化線形モデル (GLM) を構築した。GLM 中の $\delta^{15}\text{N}$ 値は、それぞれの有機物や動物分類群について 3~6 回繰り返して得た $\delta^{15}\text{N}$ 値の平均値を用いた。応答変数は正規分布に従うと仮定し、リンク関数は identity とした。モデル構築に用いたリターの放射性セシウム濃度は、予め等分散性を満たすために対数変換した。以上の統計解析は、R3.0.2 (R Development Core Team, 2013¹⁴⁾) を用いて実行された。

(2) 広域調査による評価

福島県二本松市大沢川で得られた研究結果の一般性を確認するために、飯舘村で放射性セシウム降下量の異なる 4 カ所の森林流域を対象とした広域観測を 2014 年 8 月に行った。各流域において、林床と河床のスギリターの採取、代表生物としてモンカゲロウとイワナ（もしくはヤマメ）を採取した。これらのサンプルについては、安定同位体比分析及び放射性核種分析を行った。

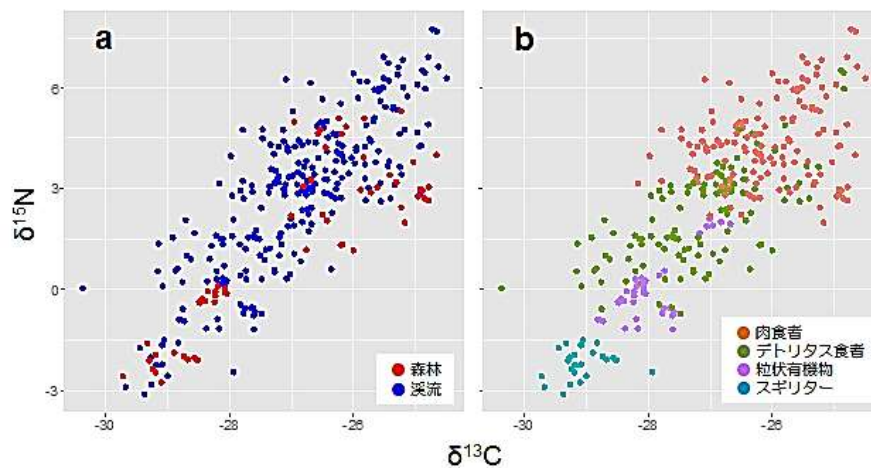


図(5)-2 FM大谷山、大沢川流域における有機物・生物サンプルの炭素・窒素安定同位体比。橙色は陸域、青色は水域のサンプルであることを示す。

4. 結果及び考察

(1) 炭素・窒素安定同位体比分析による食物網構造の把握

FM 大谷山、大沢川流域で得られた有機物、生物サンプルの炭素・窒素安定同位体比をそれぞれの調査日ごとに $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ グラフ上にプロットした (図(5)-2)。溪流内においては一部の底生動物が付着藻類を利用していることが分かるが、森林域・渓流域のほとんどの動物は、スギリターの右上方向にプロットされていた。このことから、両調査地において森林・溪流生態系食物網構造は、スギリターを起点としたものが主要であることが特定できた。一般に、河川上流部森林流域の溪流においては、被陰によって日射量が制限され付着藻類の生産性が低く、森林からの供給されるリターが溪流生態系食物網の基盤となる (Vannote et al. 1980²⁵⁾)。このことから、本調査地は、典型的な河川上流部の森林流域河川に該当することが考えられた。特に、スギ人工林においては、スギリターが難分解性であるために長期的に河床にリターが堆積し、年間を通じてリターが底生動物にとって利用可能な餌資源になると報告されている (Sakai et al. 2013)¹⁸⁾。



図(5)-3 大沢川におけるリター、土壤有機物、粒状有機物、デトリタス食者、肉食者の炭素・窒素安定同位体比。(a)は、森林・溪流生態系における各有機物、動物の炭素・窒素安定同位体比を示し、(b)はスギリター、粒状有機物（土壤有機物を含む）、デトリタス食者、肉食者の炭素・窒素安定同位体比を示す。

したがって、福島原発事故によって放射性セシウムが蓄積したスギリターから食物網を通して放射性セシウムの拡散が生じている可能性が示唆された。

次に、大沢川流域の全調査日で得られたスギリター、土壤有機物、CPOM、FPOM、デトリタス食者、肉食者の炭素・窒素安定同位体比では、森林溪流の食物網において腐食連鎖で繋がっていると思われるデトリタス食者と肉食者の炭素・窒素安定同位体比は、スギリターから由来するエネルギー流に強く依存していることが考えられた（図(5)-3；表(5)-2）。また、土壤有機物やCPOM、FPOMについても、これらの有機物はスギリターを主要な原料とした混合物であることも明らかとなった（図(5)-3）。森林域のうち、スギ人工林は主要な面積を占める林相であることから、本結果が示した食物網の強いスギリターへの依存性は、汚染森林地域に広く見られる可能性があると考えられた。

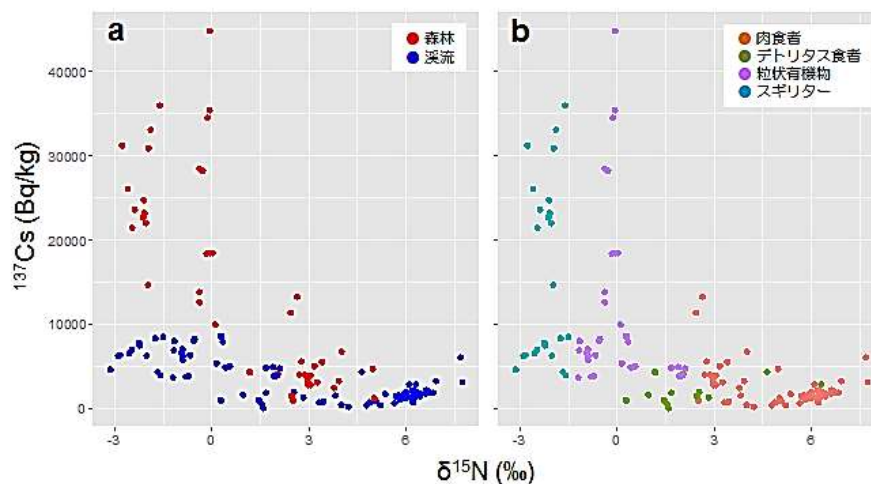
（２）食物網構造と放射性セシウム濃度との関係

スギリターのCs-137濃度に注目すると、乾燥重量当たりで森林からは14700-36000Bq/kg、溪流からは4000-8500Bq/kgとなっていた）。このような森林と溪流におけるスギリターの放射性セシウム濃度の差異は、溪流内におけるリターからの放射性セシウムの溶脱に関連すると考えられた。これらの結果は、森林域と溪流域における食物網の基盤となる餌資源の放射性セシウム濃度がリターの溶脱プロセスによって大きく異なることを示している。

リターから放射性セシウムが溶脱した直後では、放射性セシウムは溶存態（Cs⁺）で溪流中に存在すると考えられる。溶存態の放射性セシウムは、他の存在形態の放射性セシウムよりも生物体内に蓄積しやすく、生物汚染を考える上では最も危険な存在形態である（農林水産省ほか 2014）。しかしながら、溶存態の放射性セシウムは一般的に環境中で不安定であり（Fawaris and Johanson 1995）⁴⁾、河川では溶存態の放射性セシウムはごく微量で（Ueda et al. 2013）²²⁾、特に雲母鉱物

に選択的に強固に吸着することが知られている (Francis and Brinkley 1976)⁵⁾。福島県はほぼ全域が花崗岩地質であり (Ugai et al. 2013)²³⁾、この地質からは豊富な雲母鉱物が産出されていると考えられる。したがって、リターから溶脱した放射性セシウムは、溶存態として環境中に留まるよりはむしろ、雲母鉱物などの粘土鉱物に吸着されている可能性が高い。さらに、溪流では常に水流が生じているために、洪水などによって頻繁に放射性セシウムを吸着した粘土鉱物が流下し、河床に蓄積する放射性セシウム量を低く保っているかもしれない。粘土鉱物は直接的に生物が利用できる資源ではないことを考えると (Rosén et al. 2006)¹⁵⁾、リターから溶脱し、粘土鉱物へと吸着した放射性セシウムは、食物網を介した生物への蓄積にはさほど関与しないことが予想される。以上のことから、リターからの放射性セシウムの溶脱及び河床の粘土鉱物への吸着は、水域食物網を通した放射性セシウムの移行を評価する上で重要なプロセスであることが考えられる。

森林と溪流の動物の Cs-137 濃度に注目すると、乾燥重量当たりで森林では 960-13000Bq/kg、溪流では 60-3300Bq/kg であった。これにより、デトリタス食者と肉食者の放射性セシウム濃度は、年間を通して森林と溪流におけるスギリターの放射性セシウム濃度の違いを反映していることが明らかとなった (図(5)-4)。これらの結果は、溪流におけるリターからの放射性セシウムの溶脱と、その後に起こり得る粘土鉱物への吸着によって、生態系の汚染レベルが森林と溪流で異なることを示している。福島原発事故による放射性セシウム汚染に関する先行研究では、マクロな視点から動物と環境の汚染度が正の相関を示すことが明らかとなっている (Kuroda et al. 2013; Hasegawa et al. 2013; Ayabe et al. 2014)。しかし本研究が示したように、森林と溪流といった隣接した生態系間でも溶脱プロセスなどの介入によって汚染度に差異が生じることも自然環境下で起こっている。したがって、生態系内や生態系間における放射性セシウムの動態を予測したり、汚染管理手法を開発したりするためには、森林と溪流の間に生じる放射性セシウム汚染の差



図(5)-4 大沢川におけるリター、土壌有機物、粒状有機物、デトリタス食者、肉食者の窒素安定同位体比と放射性セシウム (^{137}Cs) 濃度 (Bq/kg 乾燥重量) の関係。(a)は、森林・溪流生態系における各有機物、動物の窒素安定同位体比と放射性セシウム濃度の関係を示し、(b)はスギリター、粒状有機物 (土壌有機物を含む)、デトリタス食者、肉食者の窒素安定同位体比と放射性セシウム濃度の関係を示す。

異を考慮に入れることが高い再現性や有効性を導くことに繋がると考えられる。

また、本研究では森林と溪流の動物の放射性セシウム濃度は、栄養段階が増加するにしたがって低下することも明らかになった（表(5)-1、図(5)-4）。生物濃縮について食物連鎖を介して栄養段階の低次の生物から高次の生物へ放射性セシウムが濃縮されていく現象と定義すると、震災後 3 年を経た時点では生物濃縮を支持する傾向は確認できなかった。このような栄養段階の増加に伴う動物の放射性セシウム濃度の減少は、他の森林流域における研究事例からも報告されている（Murakami et al. 2014）¹⁰⁾。この先行研究によると、森林・溪流生態系における腐食連鎖に、放射性セシウム濃度が低い生食連鎖が介入することで、食物網内における放射性セシウムの希釈が生じ、栄養段階が高くなるにしたがって動物の放射性セシウム濃度が低下することが考察されている。しかしながら、本研究では、炭素・窒素安定同位体比のデータや動物の食性情報に基づいて、腐食連鎖によって形成される食物網内の放射性セシウムの移行を評価しており、生食連鎖の介入はほとんど含まれていないにもかかわらず、Murakami et al. (2014)¹⁰⁾と類似した食物網内における放射性セシウムの希釈が生じていた（図(5)-4；表(5)-2）。このことは、食物網内における希釈プロセスには、生食連鎖の介入とは別の要因が含まれていることを示唆している。

ただし、時間とともに高次の生物への蓄積が卓越する可能性があるため、今後も生物濃縮の有無に注意しながらモニタリングしていく必要があると考えられた。チェルノブイリ原発事故後、放射性セシウムの汚染に見舞われたスウェーデンの湖では、長期的に魚類の放射性セシウム濃度がモニタリングされていた。これらの結果から、Sundbom et al. (2003)¹⁹⁾は、栄養段階の高い魚類ほど、汚染後の放射性セシウム濃度のピークが遅れることを報告している。このような、栄養段階に関連した放射性セシウム濃度のピークの遅れは、メタ分析の結果からも確認されている（Doi et al. 2012）³⁾。これらの放射性セシウムの動態が本研究でも生じているとすると、栄養段階が高いほど放射性セシウム濃度が低い傾向は、汚染初期の段階、すなわち栄養段階 2 を超える動物の放射性セシウム濃度がピークに達していない状態にあることを示している。Sundbom et al. (2003)¹⁹⁾では、湖の魚類の放射性セシウム濃度のピークは、チェルノブイリ原発事故後 0.2～2.5 年に見られたことを考えると、福島原発事故後 1.5～2.5 年経過したときにサンプリングを行った本研究がまだ汚染初期段階に該当するのは遅すぎる可能性もある。しかし、スギ人工林における森林流域では、原発事故直後に高濃度に汚染された枝葉（栄養段階 0）が未だに樹冠から供給されているために、動物の放射性セシウム濃度のピークを遅らせているのかもしれない。この点に関しては、今後のモニタリングの継続によって、各栄養段階の動物の放射性セシウム濃度のピークを捕らえると同時に、生物濃縮が生じるのかどうかを検討する必要がある。

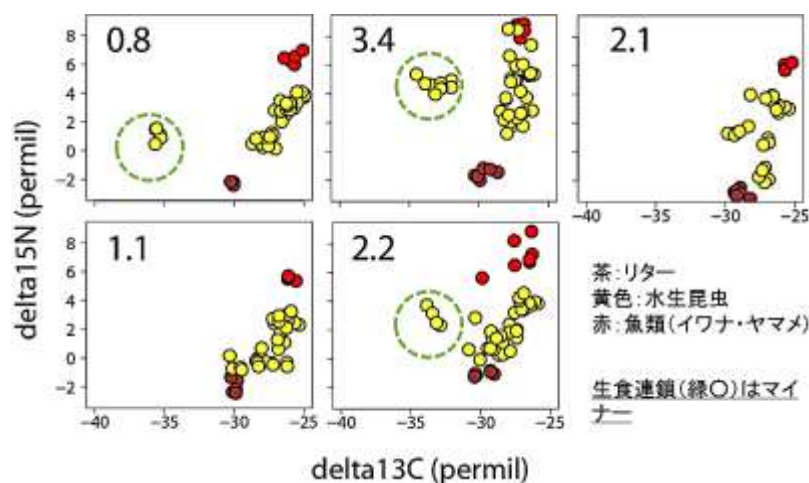
食物網内における放射性セシウムの挙動は研究事例によって様々であり、生物濃縮と希釈の両

表(5)-1 一般化線形モデルを用いた生態系の種類（森林・溪流）、栄養段階（ $\delta^{15}\text{N}$ ）、季節の違いが有機物と動物の放射性セシウム濃度に与える影響評価の結果。太字は、統計的に有意であることを示す。

	Estimate	<i>t</i> value	<i>P</i>
Ecosystem type	-1.05	-6.82	<0.0001
Trophic position	-0.22	-9.12	<0.0001
Season	0.06	0.96	0.34

方が報告されている（例えば、Davis and Foster 1958²⁾; Rowan and Rasmussen 1994¹⁶⁾; Murakami et al. 2014¹⁰⁾）。特に、水域食物網における放射性セシウムの挙動については、水中のカリウムイオンや浮遊土砂などの環境特性と関連があることが指摘されている（Rowan and Rasmussen 1994）。これらの要因に加えて、本研究で示された食物網内における放射性セシウムの希釈は、他の要因の存在を示しているのかもしれない。これまでの研究事例を、「生物濃縮」と「生物希釈」の二つのカテゴリに分けると、生物濃縮を示す研究の多くは、河川下流、湖沼、海洋から報告されており（Rowan and Rasmussen 1994¹⁶⁾; Topcuoğlu 2001²¹⁾; Haldal et al. 2003⁷⁾）、生物希釈を示す研究は、本研究や Murakami et al. (2014) のように山地溪流から報告されている。これらの水域環境に成り立つ生態系の大きな特徴の一つとして、前者は「閉鎖系」、後者は「開放系」という分類が可能である。開放系の生態系では、系外からの物質移入（例えば、他生性有機物や栄養補償）が卓越し、生態系食物網内の放射性セシウムの移行よりも強く生態系内の放射性セシウム動態に影響を及ぼしているのかもしれない。一方で、閉鎖系の生態系では、食物網を介した放射性セシウムに移行によって動物への放射性セシウムの蓄積が良く説明できるのかもしれない。このことを考えると、純粋に生態系内の食物網のみで移行する放射性セシウムは生物濃縮を示し、開放系生態系のように系外からも系内の放射性セシウム動態に強く影響を及ぼすフローが存在する場合、必ずしも生物濃縮を示さない可能性が示唆される。したがって、食物網において放射性セシウムが生物濃縮や希釈を示すかどうかの閾を決定する要因として、生態系の開放度が重要であることが考えられる。今後は、生態系の開放度も含めた食物網における放射性セシウム動態を理解することが、生態系内あるいは生態系間における放射性セシウム汚染を評価する上で重要である。

本研究では、森林・溪流生態系という近接した生態系においてそれぞれ異なった程度の放射性セシウム汚染が生じていることを明らかにした。その原因として、リターが溪流内に落下するこ



図(5)-5 各調査地で得られたリター及び動物の炭素・窒素安定同位体比。

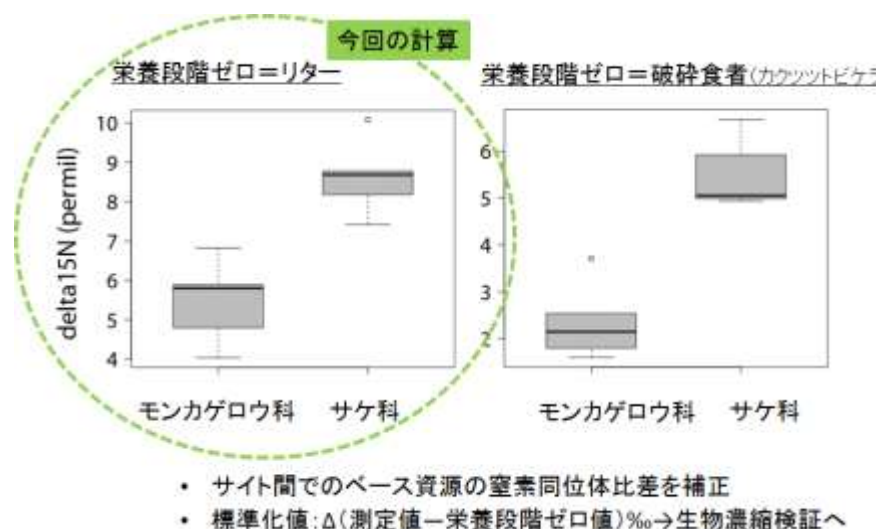
とによる放射性セシウムの溶脱が食物網の基盤となる餌資源の汚染を顕著に軽減していることが考えられた。このような餌資源の汚染度と関連した生物や食物網の汚染は、既に先行する研究から示されてきたが（Kuroda et al. 2013⁸⁾; Hasegawa et al. 2013⁶⁾; Ayabe et al. 2014¹⁾）、こ

これらの研究は、異なる汚染度をもつ同質の生態系内の議論に限定されていた。生態系間を跨いで移動する放射性セシウムの動態を理解することは、放射能汚染が景観レベルで生じるプロセスに及ぼす影響を理解するために非常に重要な要素である。放射性セシウムの降下による生態系汚染がどのように生じるのかについて頑強な予測を立てるためには、本研究が示したような生態系間を越えて移動する放射性セシウムの具体的な動態が不可欠である。本成果は、生態系間を越えた放射性セシウムの移動は、食物網を介した動物の放射性セシウム汚染に影響を及ぼし得ることを指し示していると考えられる。今後は、本研究が示した放射性セシウムの動態をもとに、どのような汚染管理が森林域において成り立つのかについて探索する研究が求められるであろう。

(3) 広域スケールにおける空間線量と河川食物網内セシウム濃度の関係

各サイトに対して得られた窒素・炭素同位体比プロットから、すべてのサイトにおいて、リターの炭素値に対して、消費者の値が右上がりに並ぶ共通の傾向示された（図(5)-5）。炭素・窒素同位体比プロットにおける右上がりの傾向は、被食・捕食の食物連鎖が存在する場合の理論値とよく合致する。ヒラタカゲロウ類などの藻類食者に属する分類群の値（この値は、リターの炭素値に比べて極端に小さな値を示した）が見られたサイトも複数存在したが、上位捕食者（サケ科魚類）の値は、それら藻類食者を基点とする右上がりの傾向は示さなかった。このことから、リターをエネルギー基盤とした腐食系食物網がすべてのサイトで共通して卓越することが理論的に支持された。

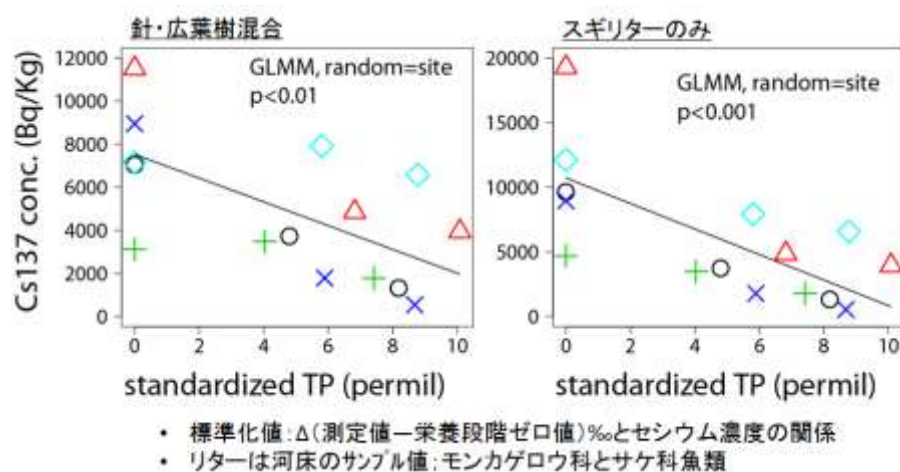
同所的に採取された被食・捕食関係のある生物を対象にした場合、体内組織におけるセシウム濃度が栄養段階の上昇に伴い上昇すれば生物濃縮の存在が示唆される。ここでは、リターを食物網のベースとした窒素安定同位体比の上昇度合いを各サイトの食物網での栄養段階の指標（以後、標準化栄養段階）として算出した。標準化栄養段階によると、すべてのサイトの食物網において、サケ科魚類の下位にモンカゲロウ科が位置し、その値はそれら二分類群間で明瞭に異なった（図(5)-6）。各分類群に関して、標準化栄養段階が大きな変異を有している場合、当該分類群の下位に存在す食物網構造に変異（例えば、総種数などの違い）が存在している可能性が考えられる。



図(5)-6 食物連鎖長と栄養段階

ここでは、それら変異は、分類群間の値の差に比べて十分に小さく、サイト間で比較的類似していた。このことから、すべてのサイトで、リターをエネルギー基盤とした類似の食物網構造が存在することが示唆された。すべてのサイトを一般化線形混合モデルにより総合的に解析すると、標準化栄養段階が大きな各分類群は、相対的に低いセシウム濃度を示した（図(5)-7）。したがって、生物濃縮によって予想される結果（栄養段階の上昇とともに濃度上昇）は支持されなかった。

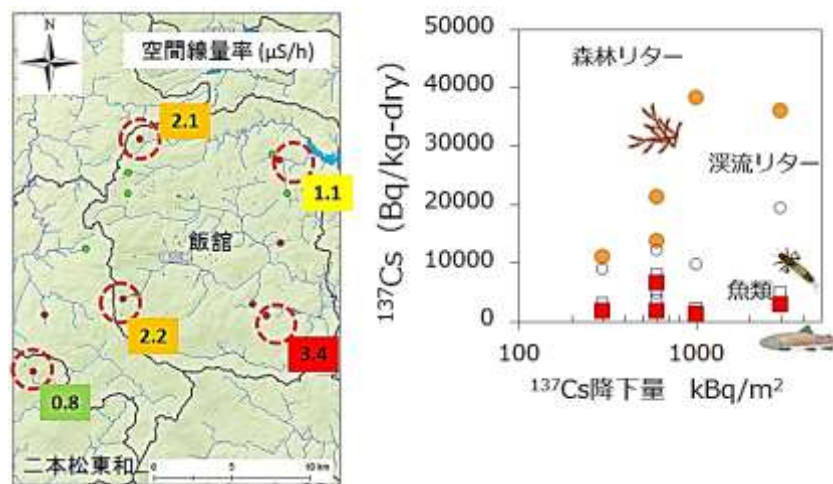
蓄養実験において、どのサイトの個体においても、個体質量は有意に減少しなかった。一方で、セシウム濃度は、約 50% 程度の低下を示した。蓄養により、餌供給量を低下させる意図があったが、蓄養時にも、籠の中に細粒成分（有機物と無機物の混合）が供給されていたことが観察により確認された。以下に、この現象の機構を考える。蓄養前後で個体の質量が変化していないことから、モンカゲロウ類は、メッシュ籠の中の細粒成分を実験中も取り込んでいたと考えることができる。この場合、セシウム濃度の変化は、取り込んでいる細粒成分のセシウム濃度が、蓄養前のそれよりも著しく低く、胃内容物が比較的短期間で入れ替わることによって生じたと説明することができる。この場合、河川内に存在する細粒成分のセシウム濃度がなんらかの理由により空間的に変異に富むことが推測できる（モンカゲロウ類の本来の生息微生息環境は高濃度である可能性が高い）。一方で、本分類群の餌取り込み速度が極めて遅く、蓄養時に消化器官内容物の入れ替わりが全く起こらなかった可能性も否定できない。しかしながら、その場合、セシウム濃度の急激な低下に関して、合理的な説明を与えることが困難である。したがって、モンカゲロウのセシウム濃度は、消化器官内容物の濃度により強く規定される可能性をここでは作業仮説として保持する。この場合、前述した、生物濃縮現象の有無に関しての結果の解釈に十分に注意する必要がある。本成果を含めて、これまで水生昆虫に関しては、消化器官内容物を取り出してからセシウム濃度計測はほぼ行っていない。ここでの実験結果を例に挙げ、作業仮説が正しいとすれば、少なくともモンカゲロウ類に関して、体内組織のセシウム濃度は、消化器官内容物を含んで計測して算出されたセシウム濃度よりもかなり低い値を示すことになる。このことは、体組織のみに注目すれば、栄養段階の上昇とともに、必ずしもセシウム濃度が有意に低下しないケースが存在する可能性を示唆する。



図(5)-7 生物濃縮の有無の検証

各サイトにCs-137 降下量に対する、各種試料（河川内及び河畔域リター、サケ科魚類、モンカゲロウ類）のセシウム濃度の関係を検討した。落葉などの有機物のCs-137 濃度は降下量が高い地域では、高くなる傾向が見られるものの、生物のCs-137 蓄積量には大きな違いが見られなかった。すなわち、地域毎の降下量などを指標とする汚染度指標は、必ずしも魚類などの水生生物の汚染度とは一致しないことがわかった。言い換えると、リターの汚染度は水域・河畔域ともに、降下量の変化に従ったが、とくに空間線量の高い地域では、水生生物の汚染度の上昇程度が相対的に小さかった（図(5)-8）。

各サイトにおける空間線量に対する、各種試料（河川内及び河畔域リター、サケ科魚類、モンカゲロウ類）のセシウム濃度の関係を線形回帰モデルによって検討した試料タイプをランダム効果として考慮して解析すると、両者の関係は有意性を示した。したがって、河川及び河畔を含んだ系を考えた場合、リターや主な水生生物全体の平均的なセシウム濃度は、空間線量から正の線形関係で予測可能であった。しかしながら、試料を個別に精査すると、水生生物に関しては、有意な関係は認められなかった。言い換えれば、リターの汚染度は水域・河畔域ともに、空間線量の変化に従ったが、特に線量の高い地域で、水生生物の汚染度の上昇の程度が相対的に小さかった。現時点では、このような傾向が見られる機構は不明である。また、空間線量の値に対して、生物の汚染が著しく高かったのは、広葉樹林が河畔植生において卓越するサイトであった。本研究地では、リターのセシウム濃度に関して、広葉樹の濃度は同所の針葉樹のそれに比較して低く



図(5)-8 降下量とリター、水生生物、イワナの放射性Cs濃度

なる明瞭な傾向がある。したがって、特に広葉樹が卓越するサイトでのこのような傾向に対して論理的な説明を与えることが出来ない。これらの疑問点を払拭することが出来れば、河川内の汚染度をよりよく予測できるモデルの構築、さらに、河川・河畔の食物網における物質循環のより詳細な解明につながると考えられる。

表(5)-2 大沢川の森林域と渓流域で採取されたスギリター、土壌有機物、粒状有機物、動物（デトリタス食者、肉食者）の放射性セシウム（ ^{137}Cs ）濃度（Bq/kg 乾燥重量）、炭素・窒素安定同位体比。

目	分類群	生態系タイプ	食性	採取月	^{137}Cs 濃度 (Bq/kg)	$\delta^{13}\text{C}(\text{‰})$	$\delta^{15}\text{N}(\text{‰})$
-	A ₀ 層下部土壌	森林	-	8月	9960	-28.18	0.11
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	8月	13821	-28.48	-0.38
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	8月	12629	-28.24	-0.38
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	11月	34521	-28.04	-0.12
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	11月	35387	-28.07	-0.07
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	11月	44841	-28.22	-0.07
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	2月	28481	-28.47	-0.39
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	2月	28304	-28.39	-0.34
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	2月	28184	-28.44	-0.27
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	5月	18468	-28.34	-0.06
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	5月	18366	-28.22	-0.18
	A ₀ 層下部土壌	森林	-	5月	18443	-28.07	0.02
	スギ(リター)	森林	-	8月	33105	-28.89	-1.89
	スギ(リター)	森林	-	8月	30890	-29.19	-1.95
マツ目	スギ(リター)	森林	-	8月	35996	-29.32	-1.61
	スギ(リター)	森林	-	11月	22684	-29.29	-2.12
	スギ(リター)	森林	-	11月	26082	-29.71	-2.59
	スギ(リター)	森林	-	11月	31200	-29.09	-2.76
	スギ(リター)	森林	-	2月	21437	-29.19	-2.46
	スギ(リター)	森林	-	2月	23577	-29.23	-2.37
	スギ(リター)	森林	-	2月	22010	-28.56	-2.04
	スギ(リター)	森林	-	5月	23177	-28.67	-2.09
	スギ(リター)	森林	-	5月	24736	-28.51	-2.10
	スギ(リター)	森林	-	5月	14669	-28.73	-1.98
	ハシリグモ属	森林	肉食者	5月	4663	-26.43	4.98
	アシナガグモ科	森林	肉食者	8月	1167	-25.75	5.01
バッタ目	カマドウマ科	森林	雑食者	8月	4369	-26.00	1.16
	カマドウマ科	森林	雑食者	8月	4256	-26.76	1.19
	カマドウマ科	森林	雑食者	8月	4112	-26.42	2.04
	カマドウマ科	森林	雑食者	11月	1447	-26.30	2.47
コウチュウ目	オサムシ科	森林	肉食者	8月	957	-26.77	2.50
	アズマヒキガエル	森林	肉食者	8月	6732	-24.67	4.01
カエル目	アズマヒキガエル	森林	肉食者	8月	3987	-25.72	2.88
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	8月	2397	-25.03	3.78
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	8月	3261	-25.84	3.93
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	8月	2794	-25.89	2.97
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	11月	13251	-24.78	2.64
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	11月	5533	-25.41	3.40
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	11月	11389	-25.23	2.44
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	2月	3293	-24.89	2.95
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	2月	5015	-25.31	3.18
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	2月	5564	-24.96	2.76
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	2月	4008	-24.85	2.71
	ヤマアカガエル	森林	肉食者	5月	2783	-25.62	3.04
	タゴガエル	森林	肉食者	5月	3906	-24.79	3.05
	シュレーゲルアオガエル	森林	肉食者	8月	3094	-26.68	3.26
	アカネズミ属	森林	肉食者	8月	3797	-24.93	2.99
ネズミ目	CPOM	渓流	-	8月	8087	-27.75	-0.56
	CPOM	渓流	-	8月	6361	-27.58	-0.67
	CPOM	渓流	-	8月	8191	-27.65	-0.54
	CPOM	渓流	-	11月	3739	-27.61	-0.79
	CPOM	渓流	-	11月	3803	-27.77	-0.73
	CPOM	渓流	-	11月	3688	-27.61	-1.19
	CPOM	渓流	-	2月	7988	-28.38	-1.16
	CPOM	渓流	-	2月	6884	-28.17	-1.17
	CPOM	渓流	-	2月	5745	-28.19	-0.89
	CPOM	渓流	-	5月	6593	-28.72	-0.95
	CPOM	渓流	-	5月	7061	-28.78	-0.91
	CPOM	渓流	-	5月	6218	-28.81	-0.90

表(5)-2続き。

-	FPOM	溪流	-	8月	4931	-27.05	1.88
	FPOM	溪流	-	8月	4822	-27.17	1.68
	FPOM	溪流	-	8月	4728	-27.01	2.11
	FPOM	溪流	-	11月	3801	-26.67	1.95
	FPOM	溪流	-	11月	3836	-26.95	1.91
	FPOM	溪流	-	11月	3944	-26.83	2.01
	FPOM	溪流	-	2月	5031	-27.74	0.56
	FPOM	溪流	-	2月	4807	-27.82	0.42
	FPOM	溪流	-	2月	5368	-28.07	0.16
	FPOM	溪流	-	5月	8514	-28.04	0.27
	FPOM	溪流	-	5月	7906	-28.10	0.34
	FPOM	溪流	-	5月	8523	-28.20	0.31
マツ目	スギ(リター)	溪流	-	8月	3959	-28.82	-1.58
	スギ(リター)	溪流	-	8月	6250	-29.27	-2.02
	スギ(リター)	溪流	-	8月	4360	-29.08	-1.67
	スギ(リター)	溪流	-	11月	8496	-29.05	-1.51
	スギ(リター)	溪流	-	11月	6956	-27.93	-2.46
	スギ(リター)	溪流	-	11月	8313	-29.44	-1.74
	スギ(リター)	溪流	-	2月	7790	-29.17	-2.25
	スギ(リター)	溪流	-	2月	7516	-29.08	-2.23
	スギ(リター)	溪流	-	2月	6538	-28.99	-2.56
	スギ(リター)	溪流	-	5月	6285	-29.26	-2.83
	スギ(リター)	溪流	-	5月	6228	-29.67	-2.90
	スギ(リター)	溪流	-	5月	4569	-29.36	-3.12
ワラジムシ目	ミズムシ科	溪流	デトリタス 食者	2月	1935	-25.77	2.54
	ミズムシ科	溪流	デトリタス 食者	5月	1321	-25.49	2.84
トンボ目	オニヤンマ	溪流	肉食者	8月	687	-26.25	3.32
	オニヤンマ	溪流	肉食者	11月	432	-26.25	3.99
	オニヤンマ	溪流	肉食者	5月	776	-26.16	3.46
	サナエトンボ科	溪流	肉食者	8月	1529	-25.59	3.82
	サナエトンボ科	溪流	肉食者	11月	404	-25.76	4.78
	サナエトンボ科	溪流	肉食者	11月	625	-25.50	5.63
	サナエトンボ科	溪流	肉食者	2月	697	-25.90	4.87
	サナエトンボ科	溪流	肉食者	2月	396	-25.30	5.22
	サナエトンボ科	溪流	肉食者	5月	1015	-25.32	5.81
	ニホンカワトンボ	溪流	肉食者	11月	470	-26.16	4.00
カゲロウ目	フタスジモンカゲロウ	溪流	デトリタス 食者	2月	2880	-24.86	6.31
	フタスジモンカゲロウ	溪流	デトリタス 食者	5月	4304	-26.12	4.63
カワゲラ目	カワゲラ科	溪流	肉食者	11月	230	-27.02	4.22
	トワダカワゲラ	溪流	デトリタス 食者	11月	932	-28.83	0.27
	トワダカワゲラ	溪流	デトリタス 食者	2月	571	-28.12	1.55
	トワダカワゲラ	溪流	デトリタス 食者	5月	924	-28.22	1.45
コウチュウ目	マルガムシ属(成虫)	溪流	デトリタス 食者	5月	61	-27.95	1.58
トビケラ目	ナガレトビケラ属	溪流	肉食者	11月	853	-26.34	5.05
ハエ目	ガガンボ属	溪流	デトリタス 食者	11月	1574	-28.67	0.97
	ガガンボ属	溪流	デトリタス 食者	2月	1829	-27.57	1.67
サケ目	イワナ	溪流	肉食者	8月	2836	-24.97	6.10
	イワナ	溪流	肉食者	8月	2044	-25.51	6.30
	イワナ	溪流	肉食者	8月	1699	-25.29	5.36
	イワナ	溪流	肉食者	8月	1365	-25.92	5.70
	イワナ	溪流	肉食者	11月	704	-25.44	6.22
	イワナ	溪流	肉食者	11月	1566	-25.13	5.76
	イワナ	溪流	肉食者	11月	1852	-25.21	6.84
	イワナ	溪流	肉食者	11月	1768	-25.27	6.61
	イワナ	溪流	肉食者	11月	1814	-24.50	6.30
	イワナ	溪流	肉食者	11月	3258	-24.80	6.92
	イワナ	溪流	肉食者	2月	1674	-25.60	5.91
	イワナ	溪流	肉食者	2月	1851	-25.28	6.40
	イワナ	溪流	肉食者	2月	1921	-25.20	6.01
	イワナ	溪流	肉食者	2月	2153	-24.63	6.63
	イワナ	溪流	肉食者	2月	3057	-24.73	7.74
	イワナ	溪流	肉食者	5月	1431	-26.50	5.68
	イワナ	溪流	肉食者	5月	2089	-25.90	6.20
	イワナ	溪流	肉食者	5月	1211	-25.66	5.96
	イワナ	溪流	肉食者	5月	1441	-26.00	6.43
	イワナ	溪流	肉食者	5月	1823	-25.44	6.74
	イワナ	溪流	肉食者	5月	6082	-24.65	7.68
	イワナ	溪流	肉食者	5月	1191	-27.08	6.25
	イワナ	溪流	肉食者	5月	1316	-26.70	6.15

5. 本研究により得られた成果

(1) 科学的意義

森林流域における森林生態系及び溪流生態系はともに、スギリターを起点とした栄養段階によって成り立っている。そのため、スギリターの汚染度が生物の汚染度に影響していた。ただし、溪流内に堆積しているリターは陸上のリターと比較すると汚染度が低い傾向がみられた。溪流—溪畔林域生態系における生物濃縮の上では、一次生産者の汚染度を考慮する必要があることが示された。

生物の放射性セシウム濃度は、栄養段階に応じて低くなることが判明した。生物濃縮について食物連鎖を介して栄養段階の低次の生物から高次の生物へ放射性セシウムが濃縮されていく現象と定義すると、震災後3年を経た時点では生物濃縮を支持する傾向は確認できなかった。ただし、時間とともに高次の生物への蓄積が卓越する可能性があるため、今後も生物濃縮の有無に注意しながらモニタリングしていく必要があると考えられた。同じ栄養段階の生物では、林床に生息する分類群の方が、溪流に生息する動物よりも放射性セシウム濃度が高くなる傾向があった。とくに、広域の調査結果では、降水量の多い地域でも、森林と溪流との間で食物網の栄養基盤の放射性セシウム濃度が相違を招いていた。ただし、この傾向については、今後、注意深く観測していく必要がある。また、イワナの放射性セシウム濃度は、体長が大きいほど高くなり、イワナに見られる放射性セシウム濃度の季節差は、水温による代謝率の変化や、餌資源内容の変化に起因することが推察された。

従来の研究では、森林の降水量に対する生物の汚染量の評価が行われてきたが、森林への降水量の多い地域においても、溪流生物相への移行量は少なくなっていた。これらは、水系環境における移行係数などを考慮する場合、基準となる汚染度の評価としては、溪流内のリターが有効であると考えられた。また、湿润多雨の日本では、落ち葉の森林から河川の流入や土砂流出にともなう有機物動態を考慮する必要があることがわかり、日本独自の放射性Cs動態モデルの構築を進めることが可能となった。これらのモデルによる将来予測研究は、現在、米国ロスアラモス研究所とコロラド州立大学の研究者との共同研究により、実施中である。

(2) 環境政策への貢献

<行政が既に活用した成果>

特に記載すべき事項はない。

<行政が活用することが見込まれる成果>

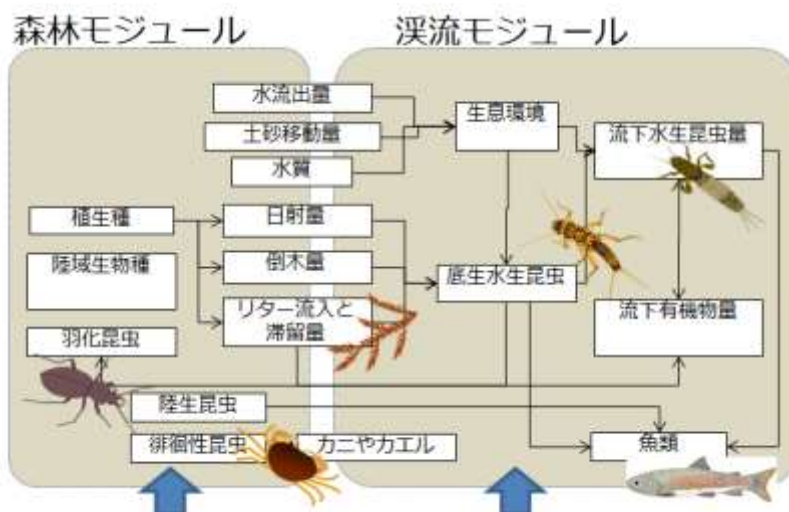
スギ人工林流域における森林生態系及び溪流生態系はともに、スギの落葉を起点とした栄養段階によって成り立っている。そのため、スギ落葉の放射性セシウム濃度が生物の汚染度に影響していた。ただし、溪流内に堆積している落葉は陸上の落葉と比較すると放射性セシウム濃度が低い傾向がみられた。また、放射性セシウムの生物濃縮は確認されなかった。森林—溪流生態系に構成される食物網構造を把握したところ、陸域と水域の両方でスギ落葉を栄養基盤とした食物網が成立していることが明らかとなった。次に生物の放射性セシウム濃度に注目すると、林床を生息地とする生物で最も高く、陸生生物と水生生物とでは、概ね水生生物の放射性セシウム濃度が低いことが判明した。このことから、スギ落葉の放射性セシウム濃度に応じて生物の放射性セシ

ウム濃度も異なることが示唆された。また、生物の放射性セシウム濃度は、栄養段階が高くなるにつれて低くなることが判明した。ただし、時間とともに高次の生物への蓄積が卓越する可能性があるため、今後も生物濃縮の有無に注意しながらモニタリングしていく必要があると考えられた。

イワナなどの水生生物の放射性セシウム濃度は、その地域や流域全体の降下量とは対応していないことが解った。従来、生物への影響は降下量や空間線量などから評価されてきたが、溪流生態系では、溪流内における有機物の溶脱やそれにとりまう生物への移行量の変化などから、降下量の大小がある地域を比較した場合でも、地域差が生じにくい傾向がみられた。広域における生物への移行量を評価し、資源管理を行う上では、これらの違いを考慮する必要がある。スギ・ヒノキを主体とした溪流環境では、すべてのサイトにおいて、リターを起点とした食物網が形成されていた。しかし、落葉などの有機物の Cs-137 濃度は降下量が高い地域では、高くなる傾向が見られるものの、生物の Cs-137 蓄積量には大きな違いが見られなかった。すなわち、地域毎の降下量などを指標とする汚染度指標は、必ずしも魚類などの水生生物の汚染度とは一致しないことがわかった。言い換えると、リターの汚染度は水域・河畔域ともに、降下量の変化に従ったが、とくに空間線量の高い地域では、水生生物の汚染度の上昇程度が相対的に小さかった。今後、基礎生産となるリター、水生生物群の一部、魚類などに調査対象を絞った、長期モニタリングの継続によって、流域生態系の放射性セシウム動態の予測精度を向上させることが可能となる。

6. 国際共同研究等の状況

本研究で実施した、2014年2月に開催した国際シンポジウム及び国際学会などで放射性生態学に関する共同研究体制を整備することができた。とくに2014年6月に開催された米国オレゴン州での学会、2014年10月にはコロラド州立大学を訪問した際に、本研究成果を活用し、かつ食物網を考慮した生態系モデル構築に関する研究打ち合わせを行うことができた。これらの研究では、各サブテーマにおける本研究成果統合することで、森林と溪流モジュールからなる生態系相互作用を考慮することができる（図(5)-9）。コロラド州立大学関係者が来日した際にも、セミナー及び東



図(5)-9 森林と溪流の食物網を考慮した生態系モデルの構築と将来予測

京農工大で研究打ち合わせを行うことができた。本研究成果を元にした生態系モデルの構築では、放射線生態学の世界最先端である米国ロスアラモス国立研究所のJeffery Whicker博士やコロラド州立大学のThe Department of Environmental and Radiological Health Sciences (ERHS)のElizabeth Ruedig博士などの協力を得ながら協同で行う。また、コロラド州立大学の大学院生については、本研究成果を用いた修士論文にも取り組んでおり、日本と米国双方から研究指導も行っている。

また、スウェーデンのストックホルム大学のKarolina Stark博士とともに、両生類の放射性セシウム蓄積量に関する研究を共同で実施する計画である。環境中における放射性物質の移動に関する研究では、学際的視野での研究を推進できる若手研究者や技術者の育成が急務であり、これらの国際ネットワークを基にし、若手研究者や学部生や大学院生を育成できる環境を整えることができた。

7. 研究成果の発表状況

(1) 誌上発表

<論文（査読あり）>

特に記載すべき事項はない。

<査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない。

<その他誌上発表（査読なし）>

- 1) 岩本愛夢： 東京農工大学農学府国際環境農学専攻修士論文（2014）
「スギ人工林における溪流-溪畔林生態系の食物網構造と放射性セシウムの蓄積」
- 2) 戸塚邦洋： 東京農工大学農学部地域生態システム学科卒業論文（2015）
「ため池における生態系構成種への¹³⁷Csの蓄積量の評価～食物網構造と生息環境の分析から～」

(2) 口頭発表（学会等）

- 1) 岩本愛夢、岡田健吾、境 優、根岸淳二郎、布川雅典、五味高志： 第60回日本生態学会大会（2013）
「森林—溪流生態系食物網における放射性セシウムの生物濃縮：福島県大沢川と群馬県大谷山流域の事例」※第60回日本生態学会大会 生態系管理部門 最優秀ポスター賞受賞
- 2) A. Iwamoto, K. Okada, M. Sakai, J. N. Negishi, M. Nunokawa and T. Gomi: International symposium “Radionuclide dynamics and biological transfers in watershed ecosystems: Toward watershed management in the post nuclear accident period” Tokyo, Japan (2014)
“Food web structures and radiocaesium accumulation in stream-riparian ecosystems in Japanese cedar plantation”
- 3) 岩本愛夢、岡田健吾、境 優、根岸淳二郎、布川雅典、五味高志： 第61回日本生態学会大会（2014）
「スギ人工林における溪流—溪畔林生態系の食物網構造と放射性セシウム動態の関係」

(3) 出願特許

特に記載すべき事項はない。

(4) 「国民との科学・技術対話」の実施

- 1) 地域での研究成果の講演
東京農工大による福島農業復興支援プロジェクトの1年目の活動報告発表・交流会（2013年7月27日、二本松市東和文化センター、観客60名）
- 2) 学会での一般公開での研究成果の講演
応用生態工学会第17回大会 自由集会「放射性物質動態と流域生態系」（2013年9月19日、大阪府立大学I-siteなんば、観客70名）
- 3) 一般市民を対象とした企画展示
東京農工大学科学技術展2013「農工大が誇る最先端サイエンス」（2013年11月8～10日、東京農工大学府中キャンパス、観客200名）
- 4) 大学での一般公開での研究成果の講演
国際シンポジウム：流域生態系における放射性物質動態と生物への移行～震災後の流域管理に向けて～（英タイトル:Radionuclide dynamics and biological transfers in watershed ecosystems: Toward watershed management in the post nuclear accident period）（2014年2月28日、東京農工大学府中キャンパス、観客100名）
- 5) 学会での一般公開での研究成果の講演
第61回日本生態学会大会 自由集会「東日本大震災の生態系影響評価と復興の展望：東北3県の取り組み」（2014年3月14日、広島国際会議場、観客50名）
- 6) 一般市民を対象とした博物館での研究成果の展示
東京農工大学科学博物館における放射性セシウム関連研究の企画展の実施（2014年8月5日～9月15日）
- 7) 一般市民を対象としたシンポジウムの講演・説明
日本土壌肥料学会2014年度東京大会 市民公開シンポジウム「福島県二本松市NPO法人「ゆうきの里東和ふるさとづくり協議会」の放射性Cs汚染からの農業復興に関しての取り組みと農工大の支援活動報告」（2014年9月11日、東京農工大学小金井キャンパス、観客100名）
- 8) 学会での一般公開での研究成果の講演
応用生態工学会第18回大会 自由集会「震災復興に応用生態工学はどのように貢献できるのか2：復興の現状と課題」（2014年9月19日、首都大学東京、観客30名）
- 9) 一般市民を対象とした企画展示
東京農工大学科学技術展2014「未来をひらく農工大の科学技術」（2014年11月7～9日、東京農工大学府中キャンパス、観客200名）
- 10) インターネットでの研究成果公開
下記のサイトにおいて、研究成果を継続的に公開している。
<http://www.tuat.ac.jp/~gomit/fukushima/index2.html>

(5) マスコミ等への公表・報道等

特に記載すべき事項はない。

(6) その他

第60回日本生態学会大会 生態系管理部門 最優秀ポスター賞受賞

(岩本愛夢、岡田健吾、境 優、根岸淳二郎、布川雅典、五味高志. 森林—溪流生態系食物網における放射性セシウムの生物濃縮：福島県大沢川と群馬県大谷山流域の事例)

8. 引用文献

- 1) Ayabe Y, Kanasashi T, Hijii N, Takenaka C (2014) Radiocesium contamination of the web spider *Nephila clavata* (Nephilidae: Arachnida) 1.5 year after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 127: 105-110.
- 2) Davis JJ, Foster RF (1958) Bioaccumulation of radioisotopes through aquatic food chains. *Ecology* 39: 530-535.
- 3) Doi H, Takahara T, Tanaka K (2012) Trophic position and metabolic rate predict the long-term decay process of radioactive cesium in fish: a meta-analysis. *Plos One* 7: e29295.
- 4) Fawaris BH, Johanson KJ (1995) Fractionation of caesium (^{137}Cs) in coniferous forest soil in central Sweden. *Science of the Total Environment* 170: 221-228.
- 5) Francis CW, Brinkley FS (1976) Preferential adsorption of ^{137}Cs to micaceous minerals in contaminated freshwater sediment. *Nature* 260: 511-513.
- 6) Hasegawa M, Ito MT, Kaneko S, Kiyono Y, Ikeda S, Makino S (2013) Radiocesium concentrations in epigeic earthworms at various distances from the Fukushima Nuclear Power Plant 6 months after the 2011 accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 126: 8-13.
- 7) Heldal HE, Føyn L, Varskog P (2003) Bioaccumulation of ^{137}Cs in pelagic food webs in the Norwegian and Barents Seas. *Journal of Environmental Radioactivity* 65: 177-185.
- 8) Kuroda K, Kagawa A, Tonosaki M (2013) Radiocesium concentrations in the bark, sapwood and heartwood of three tree species collected at Fukushima forests half a year after the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 122: 37-42.
- 9) McCutchan Jr JH, Lewis Jr WM, Kendall C, McGrath CC (2003) Variation in trophic shift for stable isotope of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos* 102: 378-390.
- 10) Murakami M, Ohte N, Suzuki T, Ishii N, Igarashi Y, Tanoi K (2014) Biological proliferation of cesium-137 through the detrital food chain in a forest ecosystem in Japan. *Scientific Reports* 4:3599.
- 11) Nakano S, Murakami M (2001) Reciprocal subsidies: dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98: 166-170.
- 12) 農林水産省・福島県・農業・食品産業技術総合研究機構・農業環境技術研究所 (2014) 放射性セシウム濃度の高い米が発生する要因とその対策について～要因解析調査と試験栽培等の結果の取りまとめ～（概要 第2版）<http://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/pdf/kome.pdf>
- 13) Post DM (2002) Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions.

Ecology 83:703-718.

- 14) R Development Core Team (2013) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- 15) Rosén K, Shand CC, Haak E, Cheshire MV (2006) Effect of clay content and wetting-and-drying on radiocesium behaviour in a peat and a peaty podzol. *Science of the Total Environment* 368: 795-803.
- 16) Rowan DJ, Rasmussen JB (1994) Bioaccumulation of radiocesium by fish: the influence of physicochemical factors and trophic structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 2388-2410.
- 17) Rowan DJ, Chant LA, Rasmussen JB (1998) The fate of radiocesium in freshwater communities—why is biomagnifications variable both within and between species? *Journal of Environmental Radioactivity* 40: 15-36.
- 18) Sakai M, Natuhara Y, Fukushima K, Imanishi A, Imai K, Kato M (2013) Ecological functions of persistent Japanese cedar litter in structuring stream macroinvertebrate assemblages. *Journal of Forest Research* 18: 190-199.
- 19) Sundbom M, Meili M, Andersson E, Östlund M, Broberg A (2003) Long-term dynamics of Chernobyl ¹³⁷Cs in freshwater fish: quantifying the effect of body size and trophic level. *Journal of Applied Ecology* 40: 228-240.
- 20) Teramag MT, Onda Y, Kato H, Gomi T (2014) The role of litterfall in transferring Fukushima-derived radiocesium to a coniferous forest floor. *Science of the Total Environment* 490: 435-439.
- 21) Topcuoğlu S (2001) Bioaccumulation of cesium-137 by biota in different aquatic environments. *Chemosphere* 44: 691-695.
- 22) Ueda S, Hasegawa H, Kakiuchi H, Akata N, Ohtsuka Y (2013) Fluvial discharges of radiocaesium from watersheds contaminated by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* 118: 96-104.
- 23) Ugai K, Yagi H, Wakai A (2013) Earthquake-induced landslides. Springer.
- 24) Vander Zanden M, Rasmussen JB (2001) Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: implications for aquatic food web studies. *Limnology and Oceanography* 48: 2061-2066.
- 25) Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.

Migration of radionuclides and biological accumulation in forest-stream ecosystems of channel networks

Principal Investigator: Takashi GOMI

Institution: Tokyo University of Agriculture and Technology
3-5-8 Saiwaicho, Fuchu-shi, Tokyo 1838509 JAPAN
Tel: +81 42-367-5751 /FAX: +81 42-367-5751
E-mail: gomit@cc.tuat.ac.jp

Cooperated by: Graduate School of Agricultural and Life Sciences, University of Tokyo
Graduate School of Agriculture, Hokkaido University
Graduate School of Environmental Science, Hokkaido University

[Abstract]

Key Words: Radiocesium, Forest-stream interaction, Food web,
Biological accumulation, Headwater catchment

Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plants (FDNPPs) accident released radionuclides in forested areas of Fukushima and the northern Kanto region. Radionuclides such as Cs-137 can be transferred via the hydrological and/or ecological processes of ecosystems and potentially accumulated into organisms. We analyzed Cs-137 concentration in both aquatic and terrestrial ecosystems having dominant 30 to 40 years-old Japanese cedar plantation forest in Fukushima and Gunma prefectures. We also investigated Cs-137 movement as suspended solids in various forested watersheds of mountainous areas around the Kanto regions. Cs-137 distributions varied, depending on topography, forest types, and landscape positions. Lateral and vertical movements of litter possibly affected the spatial distributions of contaminant in forested hillslopes. Cs-137 also transferred to both biotic and abiotic component such as trees, shrubs, and soil. Cs-137 concentration in cedar litter was 4 times greater than those in the streams. Differences of Cs-137 concentrations between forests and streams associated with Cs-137 leaching from litter in aquatic environment. Organic matter and associated Cs-137 contaminations altered Cs-137 concentration of suspended solids in streams. Soil disturbance by thinning management potentially increased ratio of Cs-137 yields in watersheds.

Radiocesium concentration in organisms differed among their habitat types in forests, riparian zones, pools, and riffles. Radiocesium concentrations of char (*Salvelinus leucomaenis*) ranged from 1000 to 6000 Bq/Kg-dry. Radiocesium concentrations tended to be greater in the individuals with greater body sizes. Body fatness index estimated by the body lengths and weights were positively correlated to the Cs-137 concentrations. Based on the analysis of gastrointestinal contents, terrestrial insects were found as an important

food sources especially during summer in fish. As terrestrial food sources were more contaminated than freshwater ones, char likely accumulated radiocesium in summer than in winter. Hence, due to greater metabolism of char induced high rate of excretion of radiocesium during summer.

Stable carbon and nitrogen isotopes analysis indicated that the dominant primary producers in both terrestrial and aquatic ecosystems were cedar litter. This result suggested that the level of radiocesium concentration in consumers depends on the level of contamination of primary producers. Because $\delta^{15}\text{N}$ in organisms were not significantly correlated to Cs-137 concentration, bioaccumulation of radiocesium through the food chain appeared to be not occurred. Continuous monitoring is essential for examining temporal changes in Cs-137 concentrations in freshwater fish and other organisms. Our findings showed that metabolism, fatness index, and resource subsidies between stream and riparian ecosystems are key processes for understanding radiocesium transfer to salmonid fish in headwaters. Findings of this study can also be applied for developing process-based models and transfer analysis for predicting of radionuclides in organisms of forest and streams in watersheds.