

5 放射性物質の包括的移行状況調査

5.1 調査目的

これまでのチェルノブイリ原発事故等の経験から、地表面に降り積もった放射性物質は、その後、河川等を通じて水や土壌とともに環境中を移行することが確認されている。平成23年6月期の第1次分布状況等調査では、福島第一原発から放出された放射性物質の森林、河川、地下水、土壌深さ方向への移行状況を確認するため、それぞれの自然環境における放射性物質の分布状況や一定期間の存在量の変化傾向について調査を実施し、様々な土地利用における放射性セシウムの存在状態の確認、土壌中の放射性物質の深度分布や土壌中の移行し易さの確認、河川中の放射性物質の存在量の確認、梅雨前後の放射性物質の存在量の変化傾向の確認、森林、土壌、地下水、河川水における放射性物質の移行状況、及び樹木や土壌からの巻き上げによる放射性物質の移行状況等に関する調査結果を報告書として取りまとめた。

他方で、今後の放射性物質の蓄積量の変化傾向を把握していくためには、継続的に森林、土壌、地下水、河川水中における放射性物質の移行状況、及び樹体や土壌表面からの再浮遊等による放射性物質の移行状況の把握が必要である。

そこで、本調査では第1次分布状況等調査に引き続き、以下に示す調査を包括的に実施し、現時点における土壌や河川等の自然環境を通じた放射性物質の移行状況について確認することとした。また、調査結果を踏まえて放射性物質の移行を予測するための移行モデルの開発に向けた検討を行うこととした。

本調査の全体像を図5.1-1に示す。

- (1) 森林や様々な土地利用区画の土壌における放射性物質の分布と移行状況調査
 - 1) 森林、畑地及び草地等における、土壌中の放射性セシウムの深さ方向の分布状況調査（筑波大学 田村憲司）
 - 2) 森林における放射性物質の分布状況の確認及び移行状況の調査（筑波大学 恩田裕一）
 - 3) 樹体内における放射性物質の移行調査（名古屋大学 竹中千里）
- (2) 土壌侵食による放射性物質の移行状況調査
 - 1) 様々な土地利用区画からの土壌侵食による放射性物質の移行状況調査（筑波大学 恩田裕一）
 - 2) 様々な土地利用区画からの土壌水、地下水、渓流水、湧水等を通じた放射性物質の移行状況（筑波大学 辻村真貴、金沢大学 山本政儀）
- (3) 大気中における放射性物質の移行状況調査
 - 1) 森林、土壌等の自然環境からの放射性物質の再浮遊量の測定（茨城大学 北和之、大阪大学 篠原厚）
 - 2) 地表面からの巻き上げによる放射性物質の存在形態の確認（東京工業大学 吉田尚弘）
- (4) 河川水等、水系による放射性物質の移行状況調査
 - 1) 河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査（京都大学 山敷庸亮）
 - 2) 湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の解明（筑波大学 恩田裕一、福島武彦）

- 3) 河川水中の懸濁物質及び高水堆積物の放射性セシウムの濃度特性の確認(福島大学 難波謙二)
 - 4) 土壌-河川系における放射性セシウムの動態解析(広島大学 高橋嘉夫、坂口綾)
 - 5) 阿武隈川流域における濁度データの調査・収集(八千代エンジニアリング株式会社)
- (5) 放射性物質の主な移行モデルの開発
- 1) 土壌浸食による放射性セシウム移行モデルの開発(千葉大学 近藤昭彦)
 - 2) 河川から海洋への放射性物質の移行モデルの開発(京都大学 山敷庸亮)

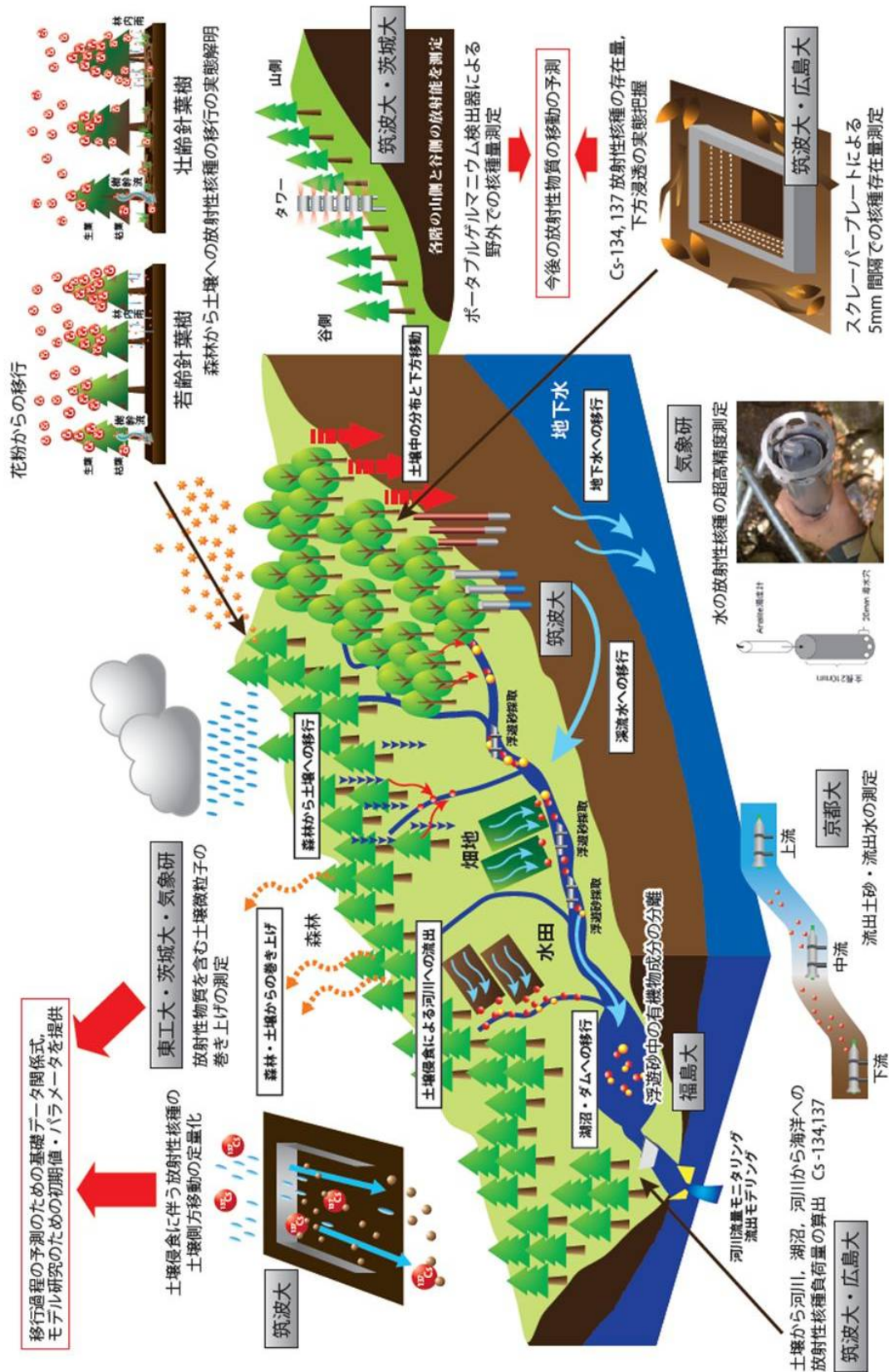


図 5.1-1 モデル地域における森林、土壌、地下水、河川水中における放射性物質の移行状況及び樹体や土壌表面からの再浮遊等による放射性物質の移行状況の把握のための調査の全体像

5.2 調査概要

本調査の概要は、以下のとおりである。

5.2.1 調査内容

5.2.1-1) 森林や様々な土地利用区画の土壌における放射性物質の分布と移行状況調査

1) 森林、畑地及び草地等における、土壌中の放射性セシウムの深さ方向の分布状況調査

自然環境の違いによる放射性物質の土壌中の深度分布の違いを明らかにするため、福島県伊達郡川俣町内の森林（スギ若齢林、スギ壮齢林及び広葉樹混合林）、畑（タバコ畑、畑地）、水田、草地（採草地）、及び放牧草地の8地点において深度別に土壌を採取した。採取した土壌試料について、ガンマ線スペクトロメトリーによる放射性核種分析を行った。土壌中の放射性セシウムの深度分布について、第1次分布状況等調査時の結果と比較し、土壌中の深さ方向の放射性セシウムの分布状況の変化を評価した。

2) 森林における放射性物質の分布状況の確認及び移行状況の調査

福島第一原発から放出された放射性物質の森林環境への蓄積と移行の状況を確認するため、可搬型ゲルマニウム半導体検出器を用いて、スギ若齢林、スギ壮齢林及び広葉樹混合林内外の高度別の空間線量率を測定するとともに、樹冠から林床にかけて放射性セシウムの沈着量の分布状況を調査した。また、高度別に生葉、枯葉を採取するとともに、林内雨、樹幹流、落葉等を採取し、これらの試料の放射性セシウムの放射能濃度を測定し、森林内の放射性セシウムの分布状況と移行状況の調査を実施した。

3) 樹体内における放射性物質の移行調査

樹体内を經由して葉や花粉などへの放射性セシウムの移行状況を調査するため、福島県内のスギ林6地点において月に1回、スギの旧葉、当年葉と雄花を採取した。雄花からは花粉を分離し、それぞれの試料について放射性セシウムの測定を行った。また、電子顕微鏡及び電子線マイクロアナリシス法によりスギ花粉形成の形態観察と元素分布の解析を行い、スギ花粉成熟に伴う放射性セシウムの花粉への移行過程を調査した。

5.2.1-2) 土壌侵食による放射性物質の移行状況調査

1) 様々な土地利用区画からの土壌侵食による放射性物質の移行状況調査

様々な土地利用区画からの土壌侵食による放射性物質の移行状況の違いを確認するため、福島県伊達郡川俣町山木屋地区（以下、「山木屋地区」という。）に位置する利用形態の異なる土地区画（畑地、放牧草地、森林）を対象に、試験区画からの土砂流出量を観測するとともに、可搬型ゲルマニウム半導体検出器を用いた土壌中の放射性セシウム存在量の測定に基づき、放射性セシウムの流出量を評価した。

2) 様々な土地利用区画からの土壌水、地下水、渓流水、湧水等を通じた放射性物質の移行状況

地表面に沈着した放射性物質について、土壌水、地下水、渓流水、湧水を通じた環境中の移行・循環状況を確認するため、土壌水、地下水、渓流水、湧水のサンプリングを2週間に1回実施した。得られた試料について、放射性セシウムの放射能濃度の測定を実施した。なお、先の調査において不検出が多かったため、試料の濃縮、及び試料の再測定を実施した。

5.2.1-(3) 大気中における放射性物質の移行状況調査

1) 森林、土壌等の自然環境からの放射性物質の再浮遊量の測定

地表面に降下した放射性物質の大気への再浮遊状況について、土地利用の違いを確認するため、裸地（小学校グラウンド）、畑（タバコ畑、畑地）、水田、採草地、放牧草地、スギ若齢林及び広葉樹混合林の8地点において、集塵器（エアサンプラー）を用いて、放射性セシウムを対象に再浮遊量の測定を実施した。風向風速などの気象要素及び土壌水分を測定するとともに、平成24年1月よりNaI(Tl)シンチレーション式核種分析装置によるガンマ線スペクトル及びパーティクルカウンタによってスギ花粉濃度を計測した。また、調査箇所における大気中の放射性セシウムの放射能濃度（以下、「大気中放射能濃度」という。）を求め、福島市及び日立市で観測されたセシウム137の大気中放射能濃度との比較を行った。

2) 地表面からの巻き上げによる放射性物質の存在形態の確認

地表面からの巻き上げによる放射性物質の存在形態を確認するため、山木屋地区の3地点（山木屋小学校グラウンド、急勾配畑及びスギ若齢林林床）で粒径別にエアロゾルをサンプリングし、エアロゾルの粒径別の放射性セシウムの放射能濃度の測定を行った。また、得られた試料について、放射性物質の移動媒体であるエアロゾルの粒径に着目して、地表からの巻き上げのプロセスについて解析を行った。

5.2.1-(4) 河川水等、水系による放射性物質の移行状況調査

1) 河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査

河川から海洋への放射性物質の輸送量（フラックス）を明らかにするため、山木屋地区から流下する口太川流域及びその下流の阿武隈川本川流域の複数箇所で水位・流量観測及び、浮遊砂サンプラー及び濁度計を用いた土砂流出観測、並びにこれらの箇所での採水、浮遊砂中における放射性セシウムの放射能濃度の測定を実施した。

2) 湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の解明

河川に流出した放射性物質の湖沼や貯水池への移行状況を確認するため、農業用貯水池（以下、「貯水池」という）4箇所及びダム湖1箇所において、底泥コア採取器を用いて底泥を採取し、底泥深さ方向の放射性セシウム濃度の分布状況・堆積状況の違い、及び粒度別の分布状況の測定を実施した。

3) 河川水中の懸濁物質及び高水堆積物の放射性セシウムの濃度特性の確認

河川水中の懸濁物質及び高水堆積物における放射性セシウムの濃度特性を確認するため、阿武隈川本川を対象に、連続遠心分離器を用いて河川中の浮遊砂を大量に採取するとともに、濁度の測定、及び河川水中における有機物量の目安としてクロロフィルa濃度の測定、懸濁物質に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を測定し、河川水中の放射性セシウムの放射能濃度と、濁度及びクロロフィルa濃度との関係性を調査した。また、出水時における放射性セシウムの河床敷への残存量の把握のため、高水敷堆積物の深度別放射能濃度を測定した。

4) 土壌－河川系における放射性セシウムの動態解析

土壌－河川系における放射性セシウムの動態解析を行うため、河川水中の放射性セシウム含有物質の粒径分布を調査した。また、河川水中の懸濁物質及び河床堆積物における放射性セシウム濃度と粒径の関係を分析・解析し、粒径依存性を調査した。さらに、各種溶液を用い、放

放射性セシウムの溶出実験を行い、放射性セシウムのホスト相を評価すると共に、EXAFS 法 (extended X-ray absorption fine-structure 法) により、粘土鉱物中の安定セシウムの局所構造を評価した。

5) 阿武隈川流域における濁度データの調査・収集

本研究では、河川内での放射性物質の移行状況を把握するために、阿武隈川及びその2次支川の口太川の合計6地点に浮遊砂サンプラー・濁度計・水位計などの観測機器を設置し、一定期間の浮遊砂量や河川の濁度、水位・流量等を観測した。併せて、本研究により設置した観測地点以外に、阿武隈川流域内で濁度を観測している地点を確認した結果、濁度データを基にした流域全体からの浮遊砂量及び放射性物質濃度の推定に適した地点が認められず、福島第一原発事故後直後から放射性セシウム量推定のための基礎データは不足していることが明らかになった。

5.2.1-(5) 放射性物質の主な移行モデルの開発

1) 土壌浸食による放射性セシウム移行モデルの開発

土壌浸食に伴う放射性セシウムの移行状況をモデル化するため、GISを用いた空間情報データの解析に基づいて、河川水等採取地点より上流の流域面積を算出するとともに、流域の地形及び地表面(植生被覆)分類を行った。さらに、土壌浸食による放射性セシウムの移行量を推定するため、土壌浸食の経験則に基づく土壌流亡予測式をベースとして土壌侵食量マップ計算モデルのプロトタイプを構築した。得られた土壌侵食量マップから単位時間における放射性セシウムの移行量を試算した。

2) 河川から海洋への放射性物質の移行モデルの開発

河川から海洋への放射性物質の移行状況をモデル化するため、河川から海洋への放射性物質の輸送量(フラックス)を表現する数値予測手段として、セル分布型土砂流出モデル及びOHyMoS (Object-oriented Hydrological Modelling System)を用いた分布型土砂流出モデルを検討した。

5.2.2 調査地点

調査では、調査結果が環境への放射性物質の影響の把握や今後の住民帰還のための基礎データとして重要となることを考慮し、第1次分布状況等調査に引き続き、放射性物質の沈着量が比較的高く、計画的避難区域内である、阿武隈川水系口太川上流地域の山木屋地区を主な調査地域として選定した。調査箇所及び調査内容を表5.2-1に示す。

山木屋地区は、図5.2-1に示すとおり、平成23年6月期の放射性物質の包括的移行状況調査と同時期に行われた文部科学省による第3次航空機モニタリング、及び文部科学省が福島第一原発から100km圏内及び圏外の約2,200箇所で採取した土壌試料を基に放射性核種分析を行った結果において、セシウム137の沈着量が300 kBq/m²以上を示している箇所である。セシウム137の沈着量は北東ほど高い傾向を示し、山木屋地区東部の水境付近では、セシウム137の沈着量は1,000 kBq/m²程度となっている。

なお、本調査の調査箇所の詳細としては、山木屋地区を中心に、図5.2-2(a)、5.2-2(b)に示す調査箇所、以下の調査を実施した。

5.2.2-(1) 森林や様々な土地利用区画の土壌における放射性物質の分布と移行状況調査

1) 森林、畑地及び草地等における、土壌中の放射性セシウムの深さ方向の分布状況調査

調査地点として、福島県伊達郡川俣町内の 8 箇所（畑地（図 5.2-2(a)⑧）、タバコ畑（図 5.2-2(a)⑩）、採草地（石平山）（図 5.2-2(a)④）、水田（図 5.2-2(a)③）、放牧草地（図 5.2-2(a)⑥）スギ壮齢林（図 5.2-2(a)⑦）、スギ若齢林（図 5.2-2(a)⑦）、広葉樹林（図 5.2-2(a)②））を選定した。

2) 森林における放射性物質の分布状況の確認及び移行状況の調査

調査地点として、福島県伊達郡川俣町内から、針葉樹林として、スギ壮齢林（樹齢 40～50 年）1 箇所（図 5.2-2(a)⑦）及びスギ若齢林（樹齢 18 年）1 箇所（図 5.2-2(a)⑦）を選定し、広葉樹林として、ナラガシワ等が生育している広葉樹混合林 1 箇所（図 5.2-2(a)②）を選定した。それぞれの森林にタワー（やぐら）（高さ 8m もしくは 12m）を建立し、地表からの高度別に放射性物質の分布状況等を調査した。

3) 樹体内における放射性物質の移行調査

スギの旧葉、当年葉と雄花は、福島県内のスギ林 6 箇所（山木屋地区、郡山市福島県林業研究センター内スギ林、郡山市福島県農業総合センター内スギ林、伊達市霊山こどもの村、相馬市内スギ林 2 箇所）で採取した。

5.2.2-(2) 土壌侵食による放射性物質の移行状況調査

1) 様々な土地利用区画からの土壌侵食による放射性物質の移行状況調査

調査地点として、山木屋地区内において、緩勾配のタバコ畑（図 5.2-2(a)⑩）、急勾配の畑地（図 5.2-2(a)⑧）、採草地（疣石山）（図 5.2-2(a)⑪）、放牧草地（図 5.2-2(a)⑥）、及びスギ若齢林（図 5.2-2(a)⑦）を選定した。また、試験区画からの土砂流出量の観測、及び可搬型ゲルマニウム半導体検出器を用いた土壌中の放射性セシウム存在量の測定結果に基づき、放射性セシウムの流出量の評価は、緩勾配のタバコ畑（図 5.2-2(a)⑩）にて実施した。その他の土地利用については、試験区画からの土砂流出量の観測と、流出土砂中の放射性核種分析を行った。

2) 様々な土地利用区画からの土壌水、地下水、渓流水、湧水等を通じた放射性物質の移行状況

調査地点として、山木屋地区内において、スギ壮齢林（図 5.2-2(a)⑦）、スギ若齢林（図 5.2-2(a)⑦）、放牧草地（図 5.2-2(a)⑥）、採草地（石平山）（図 5.2-2(a)④）、採草地（疣石山）（図 5.2-2(a)⑪）、及び採草地（石平山）に隣接する畑地（図 5.2-2(a)④）を選定した。渓流水、土壌水は全箇所、湧水、地下水は放牧草地、及び採草地で採取した。

5.2.2-(3) 大気中における放射性物質の移行状況調査

1) 森林、土壌等の自然環境からの放射性物質の再浮遊量の測定

山木屋地区内の裸地（山木屋小学校のグラウンド）（図 5.2-2(a)①）、畑地（図 5.2-2(a)⑧）、⑩）、スギ若齢林（図 5.2-2(a)⑦）、及び広葉樹混合林（図 5.2-2(a)②）で、ハイボリュームサンプラーもしくはローボリュームサンプラーによる大気エアロゾル中の放射性セシウム濃度の総量を測定した。また、山木屋小学校、広葉樹混合林 林床及びスギ若齢林 林床の 3 箇所においてはハイボリュームサンプラーにカスケードインパクタを付加して大気エアロゾル中の放射性セシウム濃度を粒径別に測定した。

2) 地表面からの巻き上げによる放射性物質の存在形態の確認

調査地点として、学校グラウンド 1 箇所 (図 5. 2-2(a)①)、急勾配の畑地 1 箇所 (図 5. 2-2(a)⑧)、及び森林としてスギ若齢林 (樹齢 18 年) 1 箇所 (図 5. 2-2(a)⑦) を選定した。

5. 2. 2-(4) 河川水等、水系による放射性物質の移行状況調査

1) 河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査

調査対象河川として、口太川及び下流の阿武隈川本川を選定した。口太川は、山木屋地区からの水・土砂の流出口となっており、阿武隈川に流下するため、その影響調査が重要であると考えられる。調査地点は、口太川流域において合計 4 箇所 (図 5. 2-2(b)⑲: 地点名: 水境川、⑳地点名: 口太川上流、㉑地点名: 口太川中流、㉒地点名: 口太川下流)、及び阿武隈川本川で 2 箇所 (図 5. 2-2(b)㉓地点名: 阿武隈川本川伏黒、㉔: 地点名阿武隈川本川岩沼) とした。

2) 湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の解明

福島県を流れる主要な河川である阿武隈川本川の蓬莱ダム湖並びに、比較的、放射性物質の沈着量が多いことが確認されていた、川俣町、及び二本松市内の貯水池を調査対象とした。調査地点は、阿武隈川の蓬莱ダム湖 (図 5. 2-2(b)㉕)、口太川流域内の 3 つの貯水池 (図 5. 2-2(b)㉖鼠喰池、㉗大屋戸、㉘高屋敷)、及び広瀬川流域内の川俣町内の 1 つの貯水池 (図 5. 2-2(b)㉙松沢池) とした。

3) 河川水中の懸濁物質及び高水堆積物の放射性セシウムの濃度特性の確認

阿武隈川本流の福島市黒岩 (図 5. 2-2(b)㉚) において、河川水中の懸濁物質の遠心分離による連続採取、及び高水敷堆積物の採取を実施した。

4) 土壌－河川系における放射性セシウムの動態解析

河川水中に含まれる放射性セシウム濃度の測定に用いた河川水試料は、阿武隈川と、口太川流域から採取した (図 5. 2-2(b)㉛-㉞)。また、浮遊砂の粒径ごとの放射性セシウムの濃度分布は、口太川下流及び上流にて採取した浮遊砂について解析を行った (図 5. 2-2(b)㉟、㊱)。溶出実験、及び EXAFS 法による粘土鉱物中の放射性セシウムの局所構造の分析にあたっては、土壌試料として放牧草地 (図 5. 2-2(a)⑥) の花崗岩質土壌、及び花崗閃緑岩質土壌、表層土壌を、浮遊砂試料として口太川上流 (図 5. 2-2(b)㉟) で採取した試料を用いた。河床堆積物の粒径ごとの放射性セシウムの濃度分布は、口太川下流 (図 5. 2-2(b)㊲) 及び放牧草地内 (図 5. 2-2(a)⑥) の細流にて採取された河床堆積物について調査した。また、植物体表面の放射性セシウム分布とその付着強度は、山木屋地区のスギ人工林サイト (図 5. 2-2(a)⑦) にて採取した杉若齢木の生葉、雄花及び落葉と、ナラガシワ等が生育する広葉樹林サイト (図 5. 2-2(a)②) にて採取した広葉樹類の落葉を対象に調査を行った。

5) 阿武隈川流域における濁度データの調査・収集

阿武隈川及び 2 次支川口太川の合計 6 箇所 (図 5. 2-2(b)㉟-㊳) に浮遊砂サンプラー・濁度計・水位計などの観測機器を設置し、一定期間の浮遊砂量や河川の濁度、水位・流量等を観測した。また、本研究の観測地点以外に、阿武隈川流域内で観測された濁度のデータベースについて探索、収集を行った。

5.2.3 調査期間

調査は平成23年11月末から平成24年5月末日の間に実施した。

表 5.2-1 森林、土壌、地下水、河川水中における放射性物質の移行状況及び樹体や土壌表面からの再浮遊等による放射性物質の移行状況の把握のための調査の観測及び環境試料採取実施箇所一覧

地点番号	調査地点	調査内容
図 5.2-2(a)①	裸地（山木屋小学校）	・放射性物質の飛散量の測定
図 5.2-2(a)②	広葉樹混合林	・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査 ・森林における放射性物質の分布状況の確認 ・放射性物質の飛散量の測定 ・巻き上げによる放射性核種の存在形態の評価 ・土壌－河川系における放射性セシウムの動態解析
図 5.2-2(a)③	水田	・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査
図 5.2-2(a)④	採草地（石平山）、及び隣接した畑地	・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査 ・土壌水、地下水、渓流水、湧水の放射性セシウムの放射能濃度測定
図 5.2-2(a)⑥	放牧草地	・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査 ・土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況調査 ・土壌水、地下水、渓流水、湧水の放射性セシウムの放射能濃度測定 ・土壌－河川系における放射性セシウムの動態解析
図 5.2-2(a)⑦	スギ若齢林、スギ壮齢林	・森林における放射性物質の分布状況の確認 ・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査 ・放射性物質の飛散量の測定 ・巻き上げによる放射性核種の存在形態の評価 ・土壌水、地下水、渓流水、湧水の放射性セシウムの放射能濃度測定 ・土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況調査 ・土壌－河川系における放射性セシウムの動態解析
図 5.2-2(a)⑧	急勾配の畑地	・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査 ・土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況調査 ・放射性物質の飛散量の測定 ・巻き上げによる放射性核種の存在形態の評価
図 5.2-2(a)⑩	緩勾配のタバコ畑	・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査 ・放射性物質の飛散量の測定 ・土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況調査
図 5.2-2(a)⑪	採草地（疣石山）	・土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況調査 ・土壌水、地下水、渓流水、湧水の放射性セシウムの放射能濃度測定
図 5.2-2(b)⑳	水境川	・濁度データの調査・収集 ・河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査 ・土壌－河川系における放射性セシウムの動態解析
図 5.2-2(b)㉑	口太川上流	・濁度データの調査・収集 ・河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査 ・土壌－河川系における放射性セシウムの動態解析

図 5.2-2(b) ㉓	口太川中流	<ul style="list-style-type: none"> ・濁度データの調査・収集 ・河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査 ・土壌-河川系における放射性セシウム動態解析
図 5.2-2(b) ㉔	口太川下流	<ul style="list-style-type: none"> ・濁度データの調査・収集 ・河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査 ・土壌-河川系における放射性セシウム動態解析
図 5.2-2(b) ㉕	阿武隈川本川伏黒	<ul style="list-style-type: none"> ・濁度データの調査・収集 ・河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査 ・土壌-河川系における放射性セシウム動態解析
図 5.2-2(b) ㉖	阿武隈川本川岩沼	<ul style="list-style-type: none"> ・濁度データの調査・収集 ・河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査 ・土壌-河川系における放射性セシウム動態解析
図 5.2-2(b) ㉗	阿武隈川本川黒岩	・河川中の懸濁物質における放射性物質の結びつきの確認
図 5.2-2(b) ㉘	蓬萊ダム湖	・湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認
図 5.2-2(b) ㉙	松沢池（貯水池）	・湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認
図 5.2-2(b) ㉚	鼠喰池、（貯水池）	・湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認
図 5.2-2(b) ㉛	大屋戸（貯水池）	・湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認
図 5.2-2(b) ㉜	高屋敷（貯水池）	・湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認

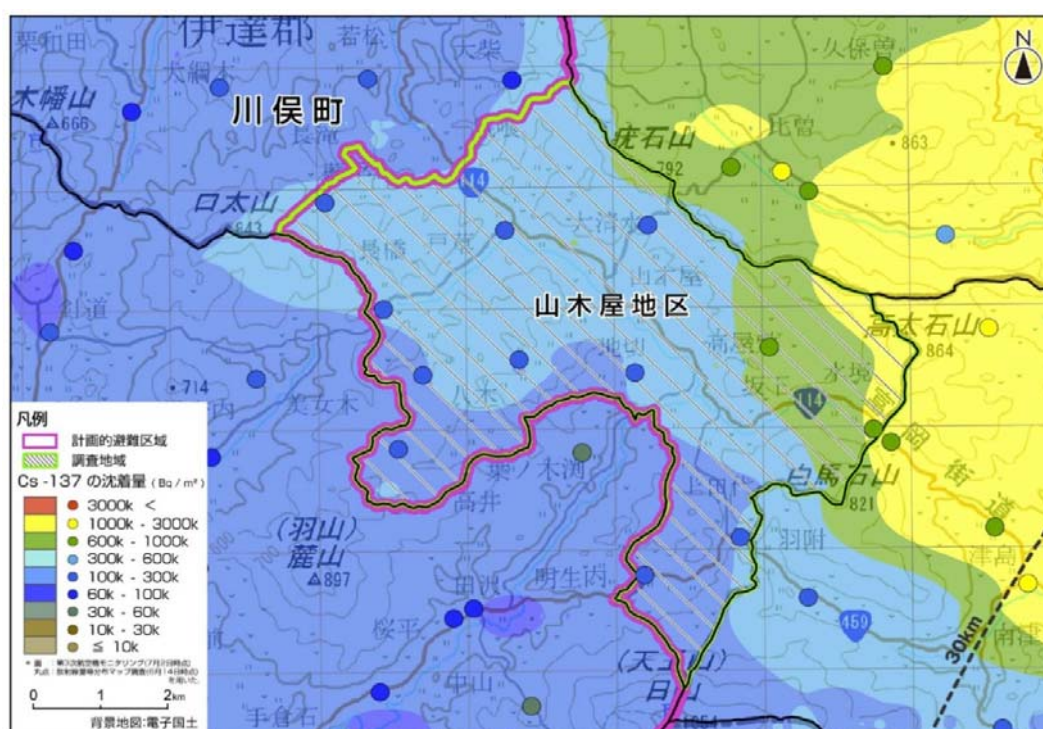


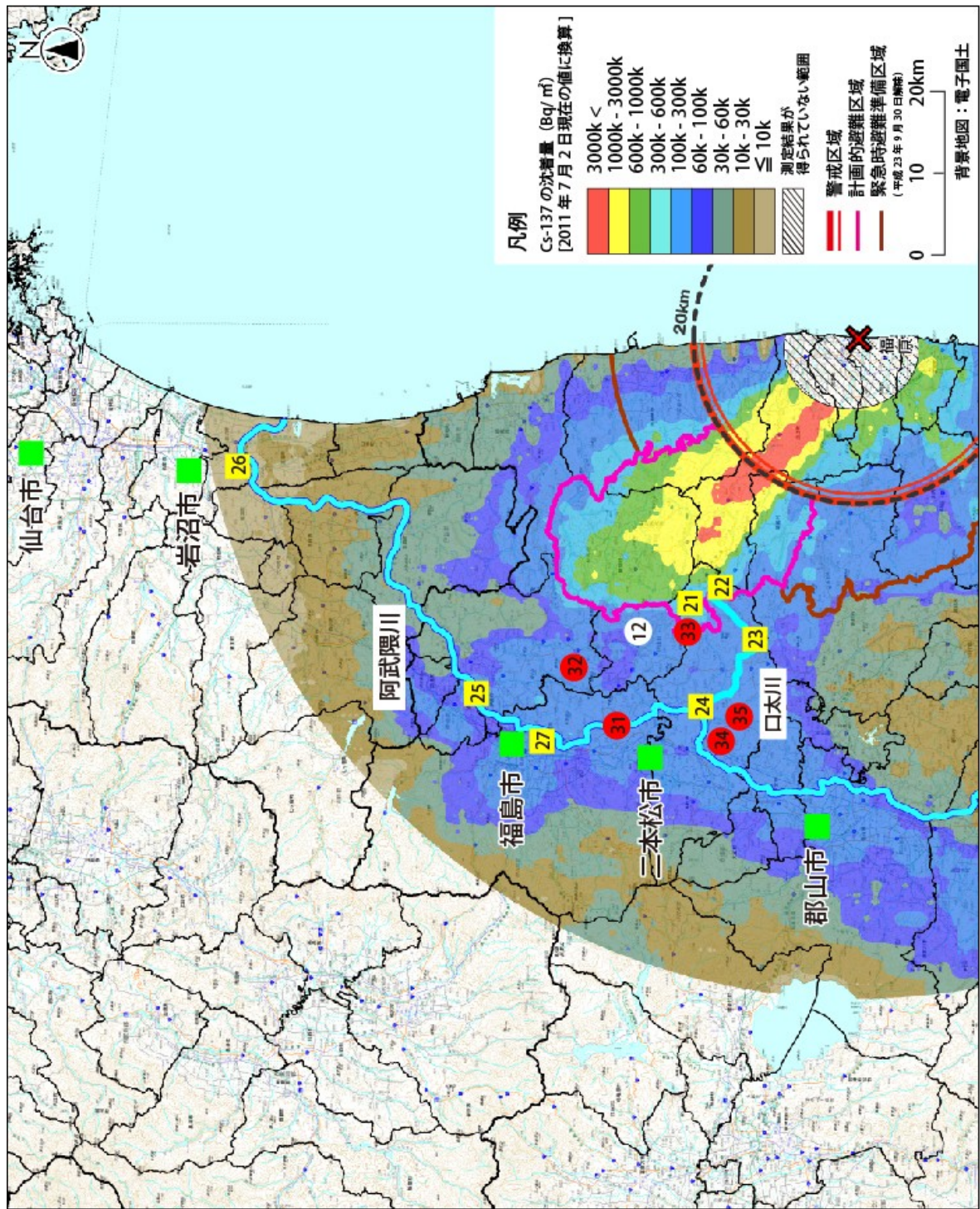
図 5.2-1 本調査地域（福島県伊達郡川俣町山木屋地区）における放射性セシウムの沈着量の状況
 ※背景地図：第3次航空機モニタリング結果（7月2日換算）、及び福島第一原発から100km
 圏内及びその圏外の福島県の約2,200箇所採取した土壌の核種分析結果（6月14日換算）

川俣町 山木屋地区 (計画的避難区域)



- | | | | |
|---|--|---|---|
|  | ハイポリウムサンプラー：
沈積した放射性物質の巻き上げ測定
(高排気率) |  | 土壌水分採取装置：
三角フラスコ内を減圧し、
土壌中の水分を吸引・採取 |
|  | ローポリウムサンプラー：
沈積した放射性物質の巻き上げ測定
(低排気率) |  | 自動気象観測装置：
風向・風速・気温・湿度・降水等を計測 |
|  | 土壌侵食プロット：
放射性物質の移動を観測 |  | 井戸：
土壌水分から地下水への移行を
モニタリング |
|  | 広葉樹林：
遮断・林内雨の観測
タワー・プロットの設置等 |  | 三角堰・河川水・湧水サンプリング：
土壌水>地下水>湧水>深流水移行調査 |
|  | 針葉樹林：
遮断・林内雨の観測
タワー・プロットの設置等 |  | 水田：
上流からの放射性核種の流入と、水田
からの流出を定量的に明確にする調査 |
|  | タワー：
気象観測・放射線測定・ダスト収集・
樹木からの放射能測定 |  | 草地：
土壌水・地下水・斜面プロット・
巻き上げの調査 |
| | |  | ガリーフィールド：
大型試験地における放射性物質の移動
を観測 |

図 5. 2-2(a) 放射性物質の包括的移行状況調査 (第 2 次分布状況等調査) の調査箇所及び調査内容 (地図中の番号は河川、貯水池、及びダム湖の調査箇所以外の本調査箇所の番号を示す)



■ 河川調査箇所 (21~27)

● 貯水池調査箇所(32、33、34、35)、ダム湖 (31) 調査箇所

(※ ⑫については、本調査前(平成23年4月28日)に実施した土壌採取箇所)

図 5.2-2(b) 放射性物質の包括的移行状況調査の調査箇所及び調査内容
(地図中の番号は河川、貯水池、及びダム湖の調査箇所の番号)

5.3 調査結果

5.3.1 森林や様々な土地利用区画の土壌における放射性物質の分布と移行状況調査

5.3.1-1) 森林、畑地及び草地等における、土壌中の放射性セシウムの深さ方向の分布状況調査

今回の調査（第2次分布状況等調査）では、第1次分布状況等調査時の調査結果を含め、平成23年6月から平成24年1月までに採取したデータを取りまとめるとともに、結果の評価を実施した。

1) 調査目的及び内容

森林、畑地及び草地など、自然環境の違いによる放射性物質の土壌中の深度分布の違いを明らかにするため、福島県伊達郡川俣町内の様々な自然環境の特徴を持つ8地点（畑地、タバコ畑、採草地、水田、放牧草地、スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林）（図5.3.1.1-1）において、土壌を深度別に採取し、それぞれの地点における土壌深さ方向の放射性セシウムの放射能濃度分布の調査を実施した。

さらに、He and Walling (1996)によれば、放射性セシウムは粒子が細かい土壌粒子に選択的に吸着すると言われている。そこで、上記8地点における様々な自然環境の土壌表層部の土壌粒子の粒度組成の違いを調査するとともに、土壌の粒度組成と土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布状況の関係を調査した。

2) 調査地点の詳細

調査地点は、放射性物質の包括的移行状況調査（第1次分布状況等調査）に引き続き、土地利用が異なる8地点（畑地、タバコ畑、採草地、水田、放牧草地、スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林）を選定した。これらの箇所ですクレーパープレート法を用いて土壌試料を採取するにあたっては、放射性セシウムの深度分布状況の違いを確認するため、第1次分布状況等調査においてスクレーパープレート法による調査を行った地点に隣接した地点で調査を行った（図5.3.1.1-2）。

また、タバコ畑を除く7地点で土壌の断面調査を行い、土壌物理性を測定するために深度1mまでの深度別の土壌サンプルを採取した。なお、タバコ畑については、山を切り崩した後に土を運び込んだ造成地であったため、土壌断面調査を行わなかった。

平成23年6月から8月の夏の時期に行った第1次分布状況等調査における1回目の土壌採取から、平成23年12月から24年1月の2回目の土壌採取まで期間（平成23年9月～12月の4ヶ月間）の降水量は611mmであり（山木屋雨量観測所、国土交通省）、第1次分布状況等調査の時期と比べると多くなっている。植物体の量は畑地、タバコ畑、採草地、放牧草地において大幅な減少が確認され、ほとんどが枯れ草で存在していた。なお、畑地、採草地、放牧草地においては、この期間に人為的な土壌の攪乱は行われていないことを確認している。また、今回の調査を実施した平成23年12月～平成24年1月の期間では、気温の低下と降雪による土壌層の含水率の増加により表土の凍結が確認された。タバコ畑においては、土壌採取時点で表層15cmまで土壌が凍結しており、他の調査地点においても0～3cmほどまでは凍結が見られた。水田については、他の調査地点と比べて調査時期が早かったため、表土の凍結は見られなかった。

3) 深度別の土壌の採取・分析方法及び土壌の性質（比表面積・粘土含有率）の確認方法

第1次分布状況等調査（平成23年6月から8月）、及び今回の調査（平成23年12月から平成24年1月）の2期間において、土地利用が異なる8地点（畑地、タバコ畑、採草地、水田、放牧草地、スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林）で深度別の土壌試料の採取を行った。土壌試料の

採取には、IAEA が土壌断面中の放射性核種を測定するために標準的に使用している手法である、土壌を層別に採取する装置（スクレーパープレート）を用いて土壌を採取した（図 5.3.1.1-2）。地表から深さ 0～5cm の土壌は 5mm（0.5cm）間隔で、深さ 5～10cm の土壌は 1.0cm 間隔で、深さ 10～20 cm の土壌は 5.0 cm 間隔で採取した。土壌表面が植物や枯れ葉などで覆われている場合には、土壌とは別に採取した。森林については、これらの試料をリター（森林において地表面に落ちたままの状態、土壌生物によってほとんど分解されていない葉・枝・果実・樹皮・倒木などが堆積している層）として定義した。一方、畑地と草地については、草本あるいは枯れ草と定義した。その後、これらの試料を、摂氏 110℃で 24 時間乾燥した後、リターについてはミキサで粉碎し、土壌についてはそのまま U-8 容器に移し替えた後、据置き型ゲルマニウム半導体検出器を用いて放射性セシウムの含有量を求めた。

また、土壌粒子の細かさと土壌深さ方向の放射性セシウムの分布状況の関係を確認するため、ふるい分析法とレーザー回折式粒度分布測定装置を用いて、土壌試料の比表面積及び粘土含有率を測定した。具体的には、粒径が 425 μm 以上の土壌粒子についてはふるい分析法で、それ以下の粒径についてはレーザー回折式粒度分布測定器を用いて粒径ごとの重量百分率を測定した。粒径階ごとに比表面積を算出し、重量百分率で重み付けを行い、平均化することで、各土壌採取地点で採取した土壌試料を代表する比表面積を求めた。

さらに、各土壌採取地点の水の移行しやすさを見るため、飽和透水係数を測定した。飽和透水係数は、各地点から採取した不攪乱コアサンプルを用いて測定した。コアは円柱状のステンレスコア（100mL 容器）を用いた。飽和透水係数は、変水位透水性測定器（大起理化学工業株式会社製 DIK-4050 型）を用いて変水位法によって測定した。結果は水温 25℃の透水係数(K25)として表した。

4) 調査結果

① 8 地点（畑地、タバコ畑、採草地、水田、放牧草地、スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林）の土壌中の放射性セシウムの存在量の変化

本調査を実施した、8 地点（畑地、タバコ畑、採草地、水田、放牧草地、スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林）における土壌中深さ方向のセシウム 137、セシウム 134 の濃度の分布状況と単位面積あたりの放射性セシウムの存在量の調査結果を図 5.3.1.1-3(a)及び (b)に、土壌中の各深度のセシウム 137、セシウム 134 の存在量を全存在量に対する相対量で表した結果を図 5.3.1.1-4(a)及び(b)に示す。また、第 1 次分布状況等調査（平成 23 年の 6 月～8 月）に採取して測定したデータを左側に、平成 23 年 11 月～平成 24 年 1 月に採取したサンプルのデータを右側に表示した。ここで、放射性セシウムの存在量とは、土壌及びリター層、地表植生（草本類のみ）に含まれる放射性セシウム量を全て合計したものである。その結果、放射性セシウムの存在量は、第 1 次分布状況等調査（平成 23 年の 6 月～8 月）ではセシウム 137 は 251～1,037 kBq/m^2 だったが、今回の調査（平成 23 年 11 月～平成 24 年 1 月）では 214～1,216 kBq/m^2 の範囲であった。また、セシウム 134 は第 1 次分布状況等調査（平成 23 年 6 月～8 月）では 205～892 kBq/m^2 で、今回の調査（平成 23 年 11 月～平成 24 年 1 月）では 199～893 kBq/m^2 であった。セシウム 137 について、同じ地点でも 2 時期の存在量が異なったことは、場所によるばらつきが主因と考えられるが、それぞれの土壌では放射性セシウムの移行の状況が確認された。

- ・スギ林、広葉樹林においては、樹冠から林床への放射性核種の移行が土壌中の存在量を増加させていると考えられるが、スギ林においては 2 回目の存在量が減少しており、林内雨や林床のリター層などの不均一性による空間的なばらつきの影響が大きいと考えられた。
- ・一方、畑地、タバコ畑、採草地、放牧草地では、地表の植物体に含まれる放射性セシウムの存在量が減少し、土壌に含まれる割合が増加した。畑地、タバコ畑、放牧草地では地上植生（主

に草本類)の放射性セシウムの濃度が減少していることを考慮すると、第1次分布状況等調査(平成23年6月~8月)時に地上植生に含まれていた放射性セシウムが、地上植生の枯死などによって土壌へ移行したと考えられた。

② 放射性セシウムの土壌深さ方向への移行状況の評価

各調査地点(畑地、タバコ畑、採草地、水田、放牧草地、スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林)において土壌深さ方向への放射性セシウムの分布状況の変化について解析を実施した。一般的に、土壌中の放射性物質の濃度は、深さとともに指数関数的に濃度が減少する分布形を示す。(1)式に示した深度分布モデルは、土壌中における放射性セシウムの分布状況が指数関数的な深度分布であると仮定して、土壌への浸透具合をパラメータ β (緩衝深度)を用いて表している。そこで、各調査地点のセシウム137の深度分布について β 値を算出し、深度分布の指標値として使用した。

$$C(x) = C(0) * \exp(-x/\beta) \quad (1) \text{ 式}$$

ここで、重量深度 x (g/cm^2)、 $C(x)$ は、深度 x の土壌中の放射性セシウムの濃度 (Bq/g)、 $C(0)$ は地表面における放射性セシウムの濃度 (Bq/g) である。 β 値は緩衝深度で、土壌中へのセシウムの浸透特性を表わすパラメータである。 β 値が大きいほど、土壌の深部まで浸透している事を表している。各深度の土壌の放射性セシウム濃度 ($C(x)$) の自然対数を取り、重量深度 x との関係プロットすると、両者の関係は次式で表わされる。

$$\ln(C(x)) = ax + b \quad (2) \text{ 式}$$

係数 a 、 b の決定には、実際の放射性セシウムの深度分布の結果を基に、次式で表わされる目的関数 T を算出し、 T が最小になる係数 a 、 b の組み合わせを、最小二乗法を用いて求めた。

$$T = \sum C(x_i)(\ln C(x_i) - ax_i - b)^2 \quad (3) \text{ 式}$$

ここで、 i は i 番目の深度の測定結果を表わす接尾辞である。なお、放射性セシウムが多く蓄積する深度の放射性セシウムの分布をより解析結果に反映させるために、各深度の濃度による重み付けを行った。また、係数 a 、 b 値の最適値の探索には、表計算ソフト Excel のソルバー機能を用いた。 β 値は次式で求められる。

$$\beta = -1/a \quad (4) \text{ 式}$$

上記の式を用いて、各土壌採取地点における土壌中のセシウム 137 深度分布の緩衝深度を求めた結果、表 5.3.1.1-1 に示すような結果が得られた。また、図 5.3.1.1-5 は、第1次分布状況等調査及(平成23年6月~8月)及び今回の調査(平成23年11月~平成24年1月)の2時期のセシウム 137 の深度分布の緩衝深度(β 値)を比較したものである。その結果、今回の調査として以下の結果が確認された。

- ・水田(吉口)と放牧草地(水境)において β 値が大きく、次いで、畑地で β 値が大きいことが確認された。一方、森林では β 値は小さい値を示した。
- ・多くの地点で β 値の算出にリター層を含めた場合と含めない場合では、含めた場合の方が β 値を小さく算出された。このことは、リター層に放射性セシウムが多く吸着されていることを表

している。

また、各地点について、先の第1次分布状況等調査と今回の調査における緩衝深度 β の変化状況を比較したところ、以下の結果が確認された。

- ・森林における β 値について、第1次分布状況等調査及び今回の調査の2時期について比較したところ、スギ壮齢林においては時間経過とともに β 値が減少し、スギ若齢林ではほとんど変化がなく、広葉樹混合林では反対に増加したことが確認された。

土壌中の放射性セシウムは、時間とともに下方浸透してゆくため、一般的に時間経過とともに β 値は徐々に大きくなってゆく。広葉樹混合林では、第1次分布状況等調査（平成23年6月～8月）と今回の調査（平成23年11月～24年1月）の緩衝深度 β 値（リター層含む）は、それぞれ0.23 g/cm²と0.52 g/cm²であり、 β 値は増加した。また、第1次分布状況等調査時（平成23年6月～8月）では、地表のリター層において、リター及び土壌中の放射性セシウムの全存在量の90%以上が存在していたが、今回の調査（平成23年11月～24年1月）では63.7%に減少した。このことから、広葉樹混合林においては、リター層に含まれる放射性セシウムが下方の土壌へ移行したことにより、 β 値が増加したと考えられた。

一方、スギ壮齢林では、リター層に含まれる放射性セシウムの存在量がわずかに増加しており、樹冠から林床のリター層へ放射性セシウムが移行したことが β 値の減少の理由と考えられた。スギ若齢林については、樹冠から林床への放射性セシウムの移行と、リター層及び土壌中の下方浸透が釣り合ったことが、 β 値がほとんど変化しなかった原因と推察された。

- ・タバコ畑及び採草地、畑地、放牧草地の緩衝深度 β 値（リター層含む）の2期の変化状況としては、タバコ畑と採草地ではほとんど変化は無いが、今回の調査（平成23年11月～24年1月）のほうが第1次分布状況等調査時より、やや小さい値を示したが、畑地と放牧草地では逆に増大した。一方、これらの土地における β 値（リター層含まない）の2期の変化状況について確認したところ、放牧草地はリターを含んだ場合 β 値は増大していたが、リターを除くことで β 値は減少し、採草地では β 値の減少度合いが大きくなり、畑地ではほとんど変わらないが、わずかに増加した。この理由としては、放牧草地、採草地では、今回の調査（平成23年11月～24年1月）では地表植生に含まれる放射性セシウムの存在量が大きく減少していること（図5.3.1.1-4(b)）を考慮すると、地表植生から表層土壌に移行したことが β 値の減少の原因となったと考えられる。一方、畑地については、2期間の放射性セシウムの深度分布形状と、存在量が減少していることから推察すると、土壌侵食によって表層土壌の攪乱が起きたと考えられた。
- ・水田については、第1次分布状況等調査（平成23年6月～8月）時に比べて、今回の調査（平成23年11月～24年1月）のほうが表層の放射性セシウム濃度が高く、存在量も多かった。この原因は、休耕している水田では、地表面の小さな起伏によって降雨時に冠水する場所が不均一に分布しており、放射性セシウム存在量の空間的な不均性に起因する可能性が大きい。他方で、今回の調査地のように、山林に隣接した水田では、落ち葉や水、土砂の流入によって新たに放射性セシウムが堆積する可能性も考えられ、地表に堆積した枯れ草等に含まれる放射性セシウムが表層土壌に移行したことが、今回の調査で β 値が減少したことの原因となったと考えられる。

③ 土壌の粒度組成と放射性セシウムの深度分布特性の関係

土壌中の放射性セシウムの深度分布の調査を行った8地点について、緩衝深度 β 値は地点ごとに異なっていた。そこで、この理由を確認するため、各調査地点の土壌の物理性と、放射性セシウムの深度分布特性の関連性について調べた。なお、各土壌採取地点の土壌の物理性を表5.3.1.1-2に示す。さらに、図5.3.1.1-6から図5.3.1.1-13に、各土壌採取地点の土壌の物理性と、セシウム137の深度分布から算出した β 値との関係を示した。

その結果、セシウム137の深度分布に基づく β 値は、深度0~0.5cmの最表層土壌の粘土含有率と相関が見られた(図5.3.1.1-6)。また、最表層土壌の比表面積についても高い相関が見られた(図5.3.1.1-7)。他方で、深度0~5.0cmの表層土壌の粘土含有率、比表面積と β 値について相関の有無を調べたが、相関は見られなかった(図5.3.1.1-8、図5.3.1.1-9)。

次に、 β 値の算出にリター層を含めない場合についても同様に相関分析を行った。その結果、深度0~0.5cmの最表層土壌の粘土含有率及び比表面積と β 値については、リター層を含む場合に比べて、やや相関が低くなったものの相関関係が見られ(図5.3.1.1-10、図5.3.1.1-11)、深度0~5.0cmの表層土壌については、リター層を含む場合と同様に相関が見られなかった(図5.3.1.1-12、図5.3.1.1-13)。

また、いずれの場合でも、第1次分布状況等調査(平成23年6月~8月)と今回の調査(平成23年11月~24年1月)では、前者の方が相関関係は明瞭であった。このことは、初期沈着した放射性セシウムの土壌への浸透過程において、土壌の粒度組成が影響を及ぼしていることが示唆された。

He and Walling(1996)⁽¹⁾によれば、放射性セシウムは細粒な土壌粒子に吸着されやすいことが報告されている。ここでは、土壌の粒径が小さいほど、単位重量当たりの表面積、すなわち比表面積が大きいことに起因すると言われている。表層土壌が細粒な土壌粒子を多く含む場合、大気から土壌表面に降下した放射性セシウムが地表面付近の土壌に吸着され、浸透深度は小さくなると考えられる。しかし、本調査の結果では、最表層土壌(0-0.5cm)の粘土含有率が高いほど、セシウム137が深部の土壌まで浸透しているという結果が得られた。本調査の結果だけでは調査地点が少ないが、土地利用においても最表層土壌の粘土含有率と β 値には正の相関があることが示唆された。他方、表層土壌(0-5cm)の土壌については、明瞭な関係は見られなかった。また、 β 値の算出にリター層を含めない場合は、平成23年夏の場合の状況では相関係数がやや小さくなる傾向を示した。土壌中の粘土含有率と放射性セシウムの浸透深に関係が見られることは、福島第一原発の事故後の福島県伊達郡小綱木で得られた調査結果でも確認されている(Kato et al., 2011)⁽²⁾。細粒な土壌粒子が多いほど土壌が団粒になり易く、その結果、土壌最表層において細粒な土壌粒子が多い場合、土壌中へ雨水が浸透しやすいなどの原因も考えられるが、未だ原因の特定には至っていない。

④ 各調査地点の飽和透水係数の比較結果

上述したように、土壌最表層の粘土含有量が高いほど、緩衝深度 β 値が大きくなる傾向が確認された。この要因として、土壌中へ雨水が浸透しやすいことが関係するか確認するため、調査箇所7地点(広葉樹混合林、スギ壮齢林、スギ若齢林、水田、放牧草地、採草地、畑地)において、雨水の土中への浸透し易さ(飽和透水係数)の測定を行った。

間隙が水で飽和された土壌中の水の流れは通常Darcyの法則によって記述される。それによれば単位時間に単位断面を横切って土壌中を流れる水の体積 q ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s} = \text{m}/\text{s}$)は水頭勾配に比例し、次式で表される。

$$q = K \frac{dH}{dx}$$

(Darcy の法則)

ここで H は水頭(m)、dH/dx は流れと同じ向きの水頭勾配である。比例定数 K(m/s)は飽和透水係数と呼ばれ、間隙が水で飽和した土壌の透水性の大きさを表す。本調査では、変水位透水性測定器(大起理化工業株式会社製 DIK-4050 型)を用いて変水位法によって飽和透水係数を測定した。

各調査地点の飽和透水係数の深度分布の結果を図 5.3.1.1-14 に示す。その結果、広葉樹林の飽和透水係数の範囲は 0.0082~0.1049 cm/s、スギ林壮齢林は 0.0074~0.156 cm/s、スギ林若齢林は 0.0021~0.102 cm/s、水田では 0.00000175~0.000702 cm/s、放牧草地では 0.00238~0.000484 cm/s、畑地では 0.0000132~0.000136 cm/s であり、地点による差違が大きいことが確認された。また、すべての地点において表層 0~5 cm の土壌が最も高い飽和透水係数を示すことが確認された。

個別の地点においては、

- ・広葉樹林、スギ壮齢林、スギ若齢林において、他の三地点と比べると飽和透水係数が高いことが確認された。森林土壌では、採草地や畑に比べて、全層とも透水係数が 10 倍から 100 倍以上高い値を示した。
- ・水田においては、全深度で飽和透水係数が低く、10~30 cm の深度で飽和透水係数の急激な減少が見られた。
- ・放牧草地、畑地においては 30 cm~50 cm の深度で飽和透水係数が一番小さかった。

次に、最表層土壌(0-0.5cm)と表層土壌(0-5cm)の粘土含有率と飽和透水係数の関係を確認した(図 5.3.1.1-15)。その結果、最表層土壌及び表層土壌ともに、土壌の粘土含有率と飽和透水係数に関係は認められなかった。

このことから、本調査の調査地点について粘土含有率と β 値に高い相関が見られたことは、粘土含有率が高いほど土壌中へ雨水が浸透しやすいという仮定では説明できないことが確認された。

⑤ 各調査地点の土壌の物理性の比較結果

また、各調査地点の土壌の物理性と β 値の関係を確認するため、各調査地点(タバコ畑を除く)における物理性として、土壌の孔隙率及び粗孔隙率を求めた(表 5.3.1.1-2)。孔隙率とは、土壌の三相分布を調べて、気相と液相の割合を足し合わせたものである。また、本調査では、孔隙率のほかに粗孔隙率を測定した。土壌中の孔隙のなかで、比較的に大きな孔隙(粗孔隙)は水を保持することができず、水が下層へ浸透する。土壌コアサンプルを水に浸して全ての孔隙を飽和させた後、重力排水だけ行った後に、土壌の三相分布を調べることで粗孔隙率を測定した。

その結果、広葉樹混合林、スギ壮齢林、スギ若齢林の孔隙率は、他の地点と比べて高い値を示した。次いで、採草地及び放牧草地で孔隙間率が高く、耕作地では小さい値を示した。水田では特に孔隙率が小さかった。粗孔隙率については、孔隙率と対応していたが、特に森林において大きな値を示した(図 5.3.1.1-16)。

⑥ 各調査地点の土壌の物理性と β 値の比較

上記の結果を基に、セシウム 137 の深度分布から算出した β 値と表層土壌(0-5cm)の飽和透水係数、孔隙率、粗孔隙率との関係を確認した(図 5.3.1.1-17~図 5.3.1.1-22)。その結果、飽和透水係数が大きいほど β 値が小さくなる傾向が確認され、間隙が水で飽和した土壌の透水性が高いほど、放射性セシウムは土壌中を浸透しづらいことが確認された。また、孔隙率及び粗孔隙率と β 値の関係についても、相関係数は低いものの負の相関が確認され、土壌中の孔隙率が大きいほど、放

放射性セシウムは土壌中を浸透しづらいことが確認された。

土壌の孔隙率及び粗孔隙率と飽和透水係数とのあいだに強い正の相関があることが確認されている（図 5.3.1.1-23）。このことは土壌孔隙率が大きいほど雨水の排水が速いことを表している。

放射性セシウムが雨水とともに土壌に浸透するならば、雨水が浸み込みやすい土壌ほど大きな β 値を示すと予測したが、本調査の結果では逆の傾向が得られた。土壌の粘土含有率と β 値に見られた関係と同様に、雨水の浸透性が高いほど、 β 値が小さくなる傾向が確認された。

⑦ 各調査地点表層 0～0.5cm のかさ密度と β 値の比較

上記の透水性を規定する土壌物理性を確認するため、各調査地点の表層 0～0.5 cm のかさ密度 (kg/m^3) と β 値の関係を確認した（図 5.3.1.1-24、図 5.3.1.1-25）。その結果、弱い相関であるが、かさ密度が大きくなると β 値も大きくなる傾向が見られた。

5) まとめ

様々な土地利用において、土壌中の放射性セシウムの深度分布と時間変化を調査した。その結果、森林では地表のリター層に放射性セシウムが多く吸着されていることが確認された。また、スギ林では、林内雨や落葉等による樹冠から林床への放射性セシウムの移行にともなって、リター層の放射性セシウム存在量は変わらないか、やや増加傾向にあることが確認された。一方、広葉樹混合林では、リター層から土壌層へ放射性セシウムが移行していることが示唆された。

採草地及び放牧草地では、第 1 次分布状況等調査（平成 23 年 6 月～8 月）時において地表植生に多く含まれていた放射性セシウムが、今回の調査（平成 23 年 12 月～24 年 1 月）では大きく減少したことが確認された。

また、畑地については土壌侵食によって、水田では落ち葉や水、土砂の流入によって表層土壌中の放射性セシウムの深度分布が影響を受けていることが示唆された。

土壌の物理性と放射性セシウムの浸透特性を表す β 値について、土壌の粘土含有率については正の相関が、土壌の孔隙率及び飽和浸透係数については負の相関が見られた。このことは、放射性セシウムの深度分布特性を、土壌の比表面積の違いと雨水の浸透性だけでは説明できないことを表している。今後は、時間変化に伴う土壌中の放射性セシウムの深度分布の調査を継続するとともに、各土地利用内における空間的な不均一性についても調査を行う。また、放射性セシウムの浸透特性について、土壌の化学性や有機物含有量等との関連を調べる必要がある。

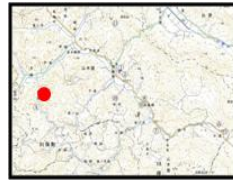
参考文献

- (1) He, Q. and Walling, D.E., (1997). The Distribution of Fallout ^{137}Cs and ^{210}Pb in Undisturbed and Cultivated Soils. *Applied Radiation and Isotopes*, 48(5) 677-690.
- (2) Kato, H., Onda, Y., Teramage, M., (2012). Depth Distribution of ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{131}I in soil profile after Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 111, 59-64.

①広葉樹混合林（山木屋小学校）



③水田（吉口）



⑥放牧草地（水境）



⑦ - 1 スギ林（壮齢林）



⑦ - 2 スギ林（若齢林）



⑧ 畑地（高屋敷）



⑩ タバコ畑（地切）



⑪ 採草地（疣石山）

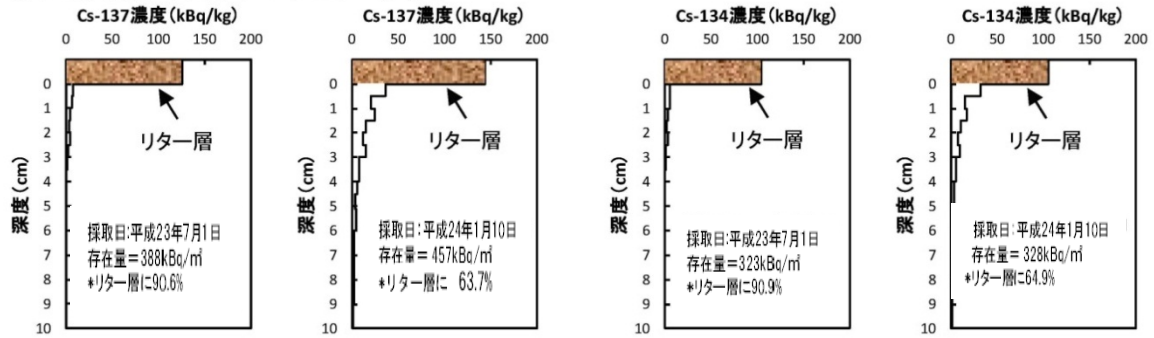


図 5.3.1.1-1 土壤中の放射性セシウムの高さ方向の分布状況調査を実施した川俣町内の 8 地点の位置図と景観

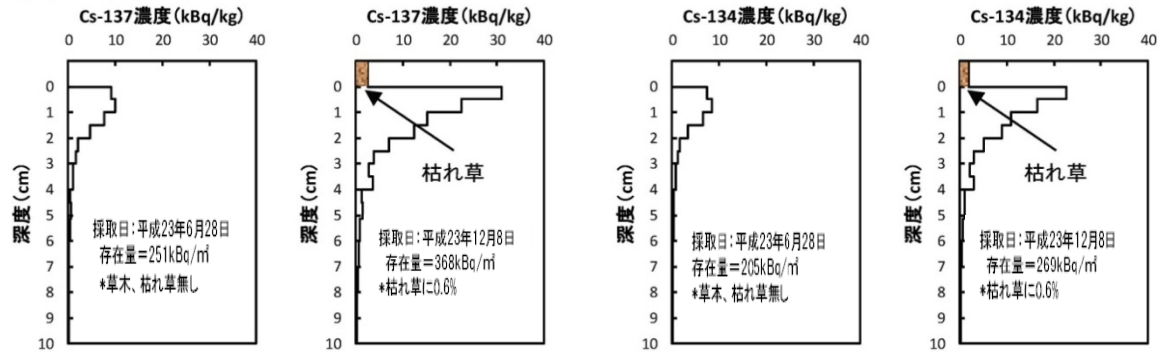


図 5.3.1.1-2 土壌を層別に採取する装置（スクレーパープレート）による土壌採取風景

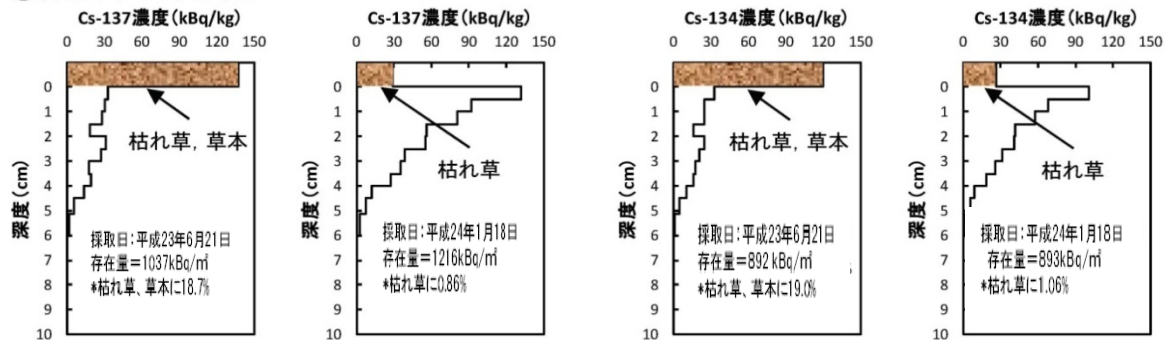
① 広葉樹混合林(山木屋小学校)



③ 水田(吉口)



⑥ 放牧草地(水境)



⑦-1 スギ林(壮齡林)

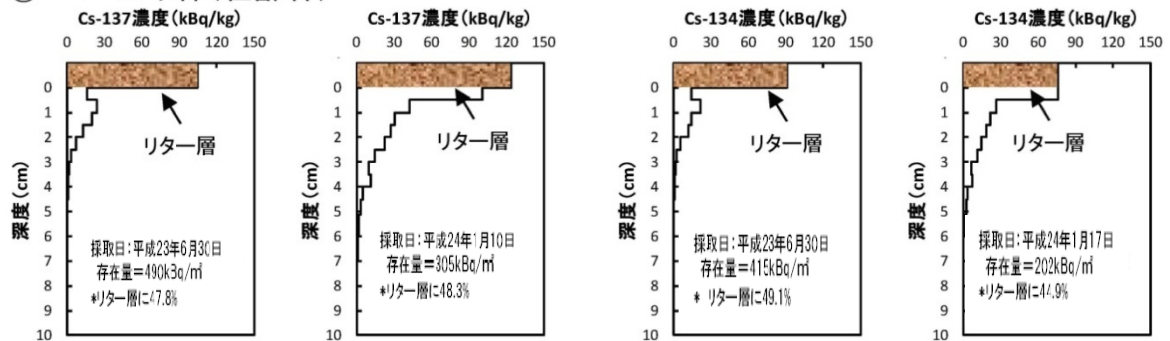
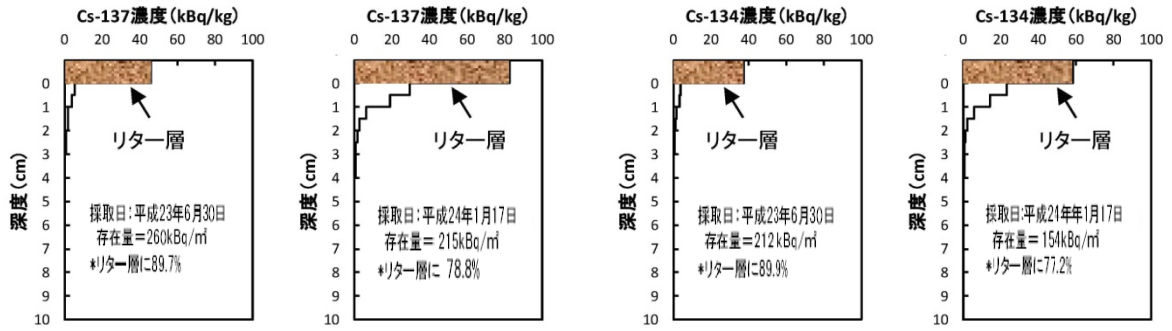
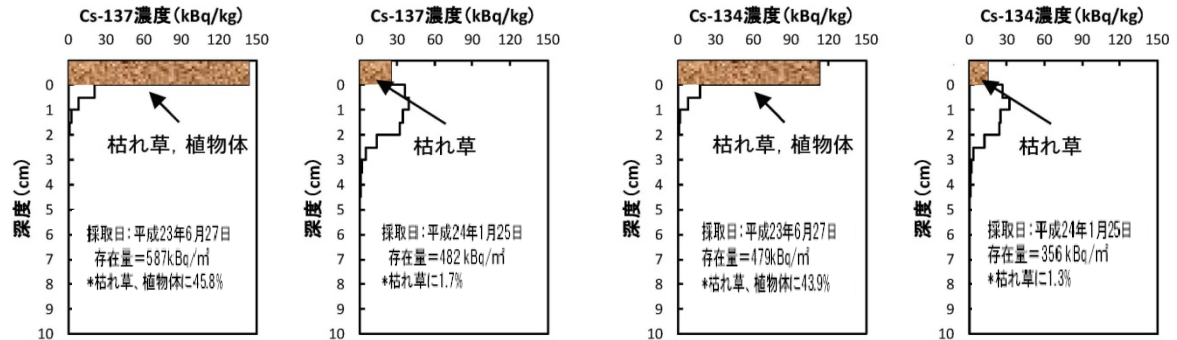


図 5.3.1.1-3(a) 各調査箇所における土壤中深さ方向のセシウム 137、セシウム 134 の放射能濃度の分布状況と単位面積あたりの放射性セシウム存在量 (第 1 次分布状況等調査時 (平成 23 年 6 月時) の結果との比較)

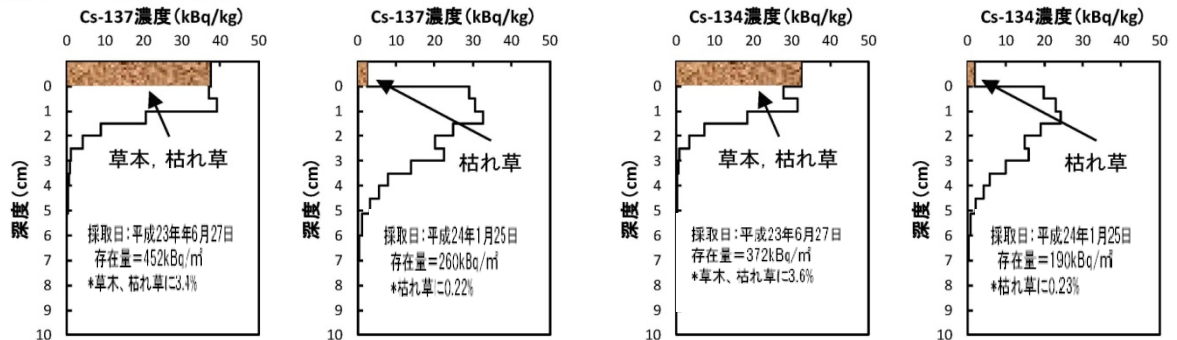
⑦-2 スギ林(若齢林)



⑧畑地(高屋敷)



⑩タバコ畑(地切)



⑪採草地(疣石山)

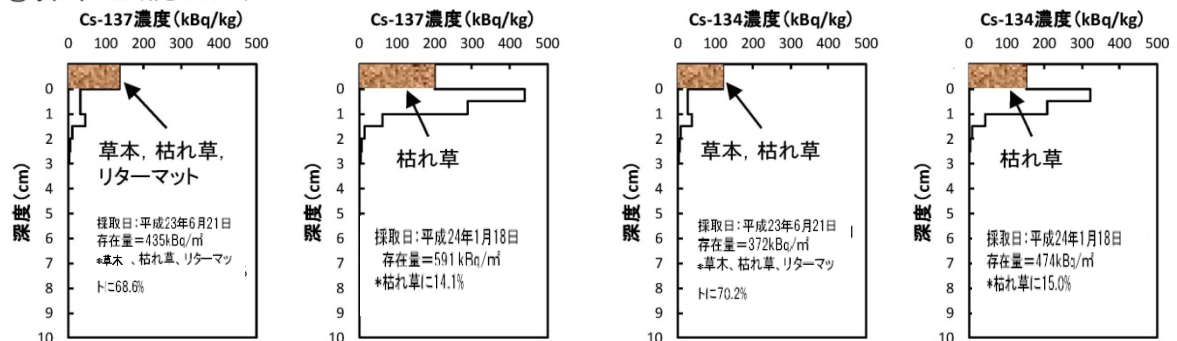
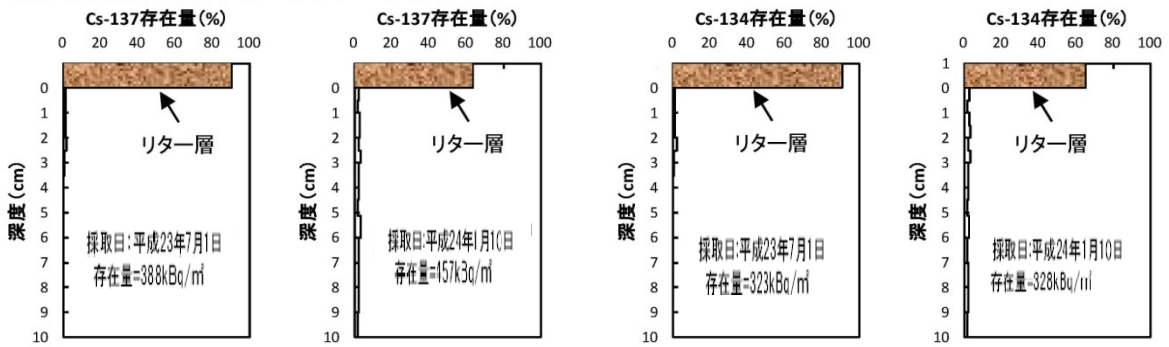
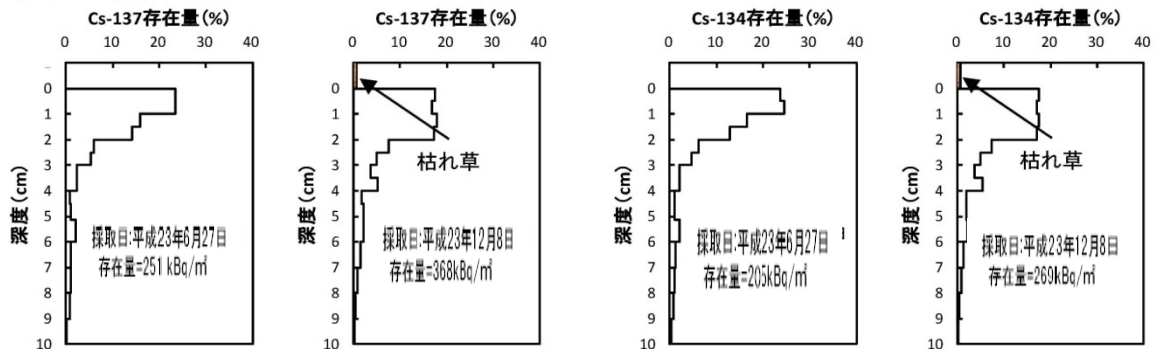


図 5. 3. 1. 1-3(b) 各調査箇所における土壌深さ方向のセシウム 137、セシウム 134 の放射能濃度の分布状況と単位面積あたりの放射性セシウム存在量 (第 1 次分布状況等調査時 (平成 23 年 6 月時) の結果との比較)

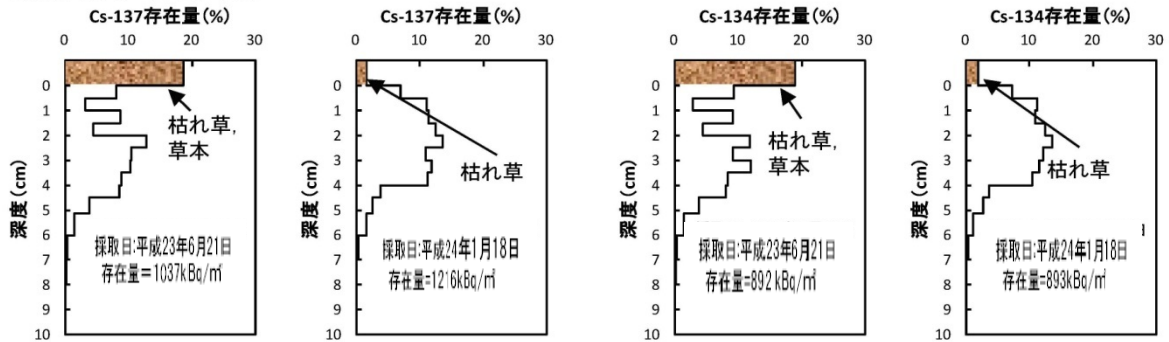
① 広葉樹混合林(山木屋小学校)



③ 水田(吉口)



⑥ 放牧草地(水境)



⑦-1 スギ林(壮齢林)

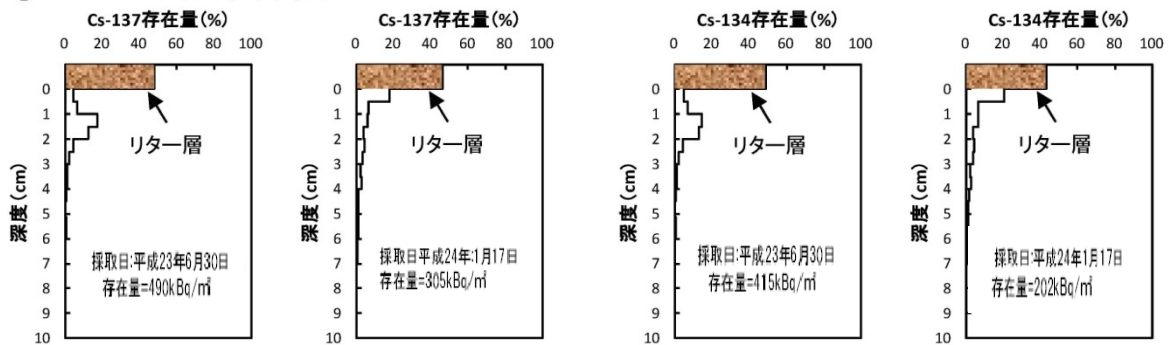
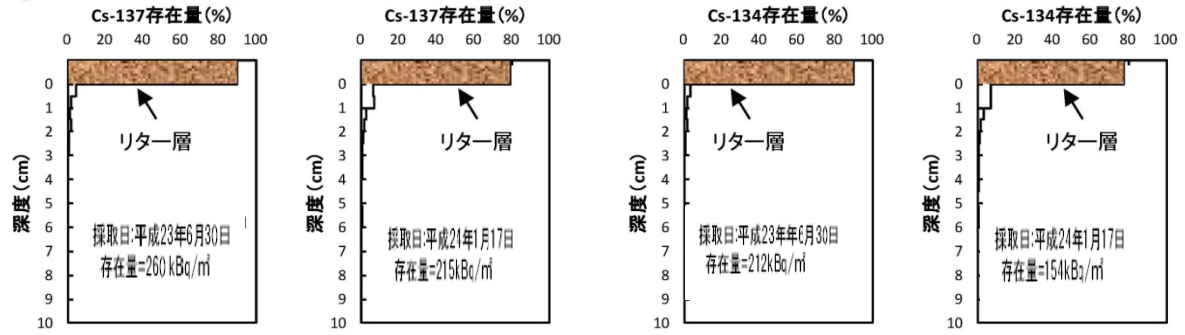
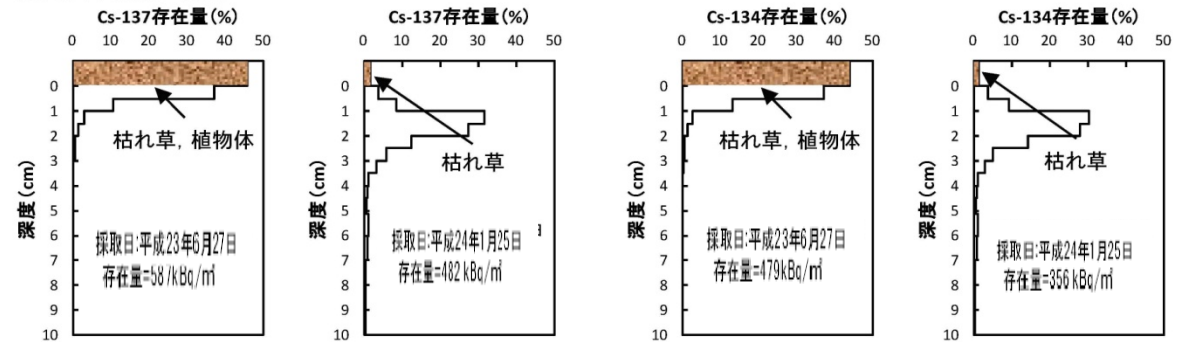


図 5.3.1.1-4(a) 各調査箇所における土壤中の各深度のセシウム 137、セシウム 134 の存在量の全存在量に対する相対量 (第1次分布状況等調査時(平成23年6月時)の結果との比較)

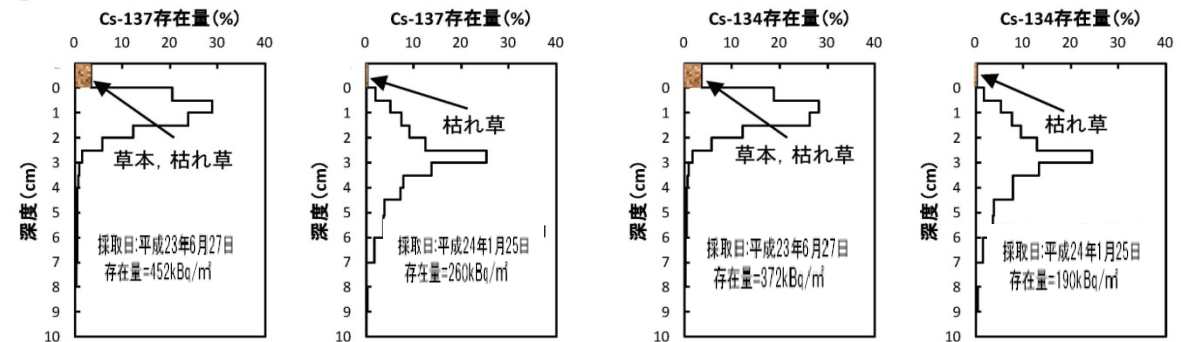
⑦-2 スギ林(若齢林)



⑧畑地(高屋敷)



⑩タバコ畑(地切)



⑪採草地(疣石山)

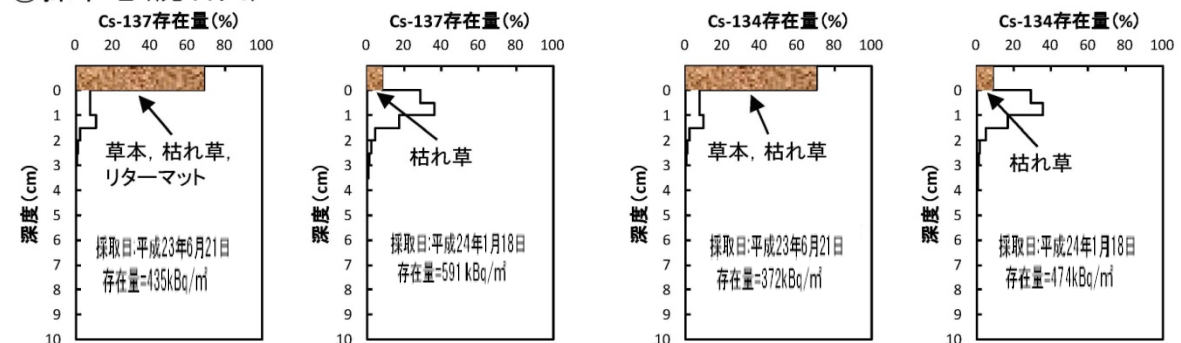


図 5.3.1.1-4(b) 各調査箇所における土壌中の各深度のセシウム 137、セシウム 134 の存在量の全存在量に対する相対量 (第1次分布状況等調査時(平成23年6月時)の結果との比較)

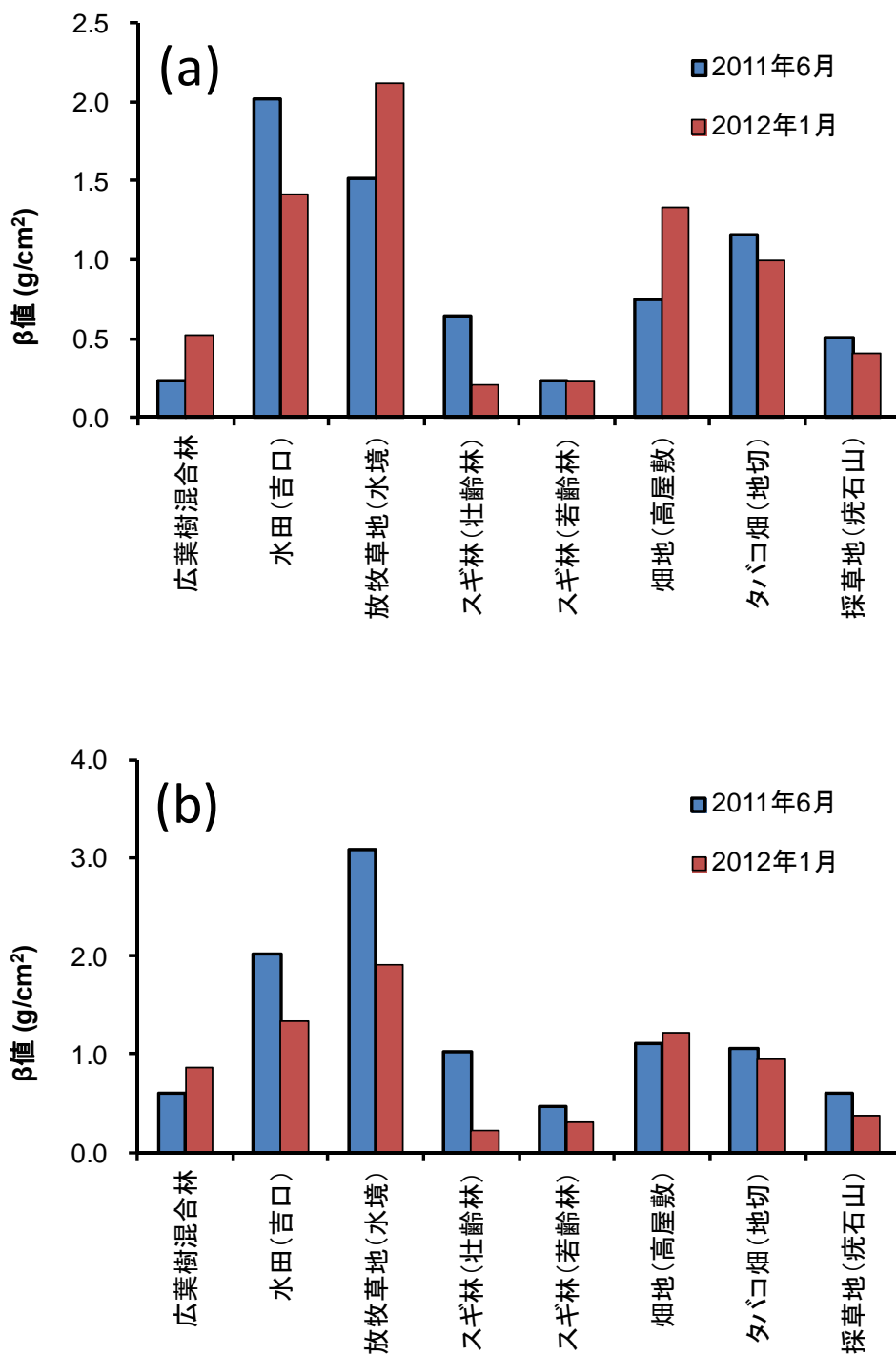


図 5.3.1.1-5 平成 23 年 6 月（第 1 次分布状況等調査結果）と平成 24 年 1 月における
 土壌中のセシウム 137 の深度分布特性（β 値：緩衝深度（地表面の放射性セシウムの放射能濃度が
 1/e になる深度））の比較
 (a) リター層を含める、(b) リター層を含まない

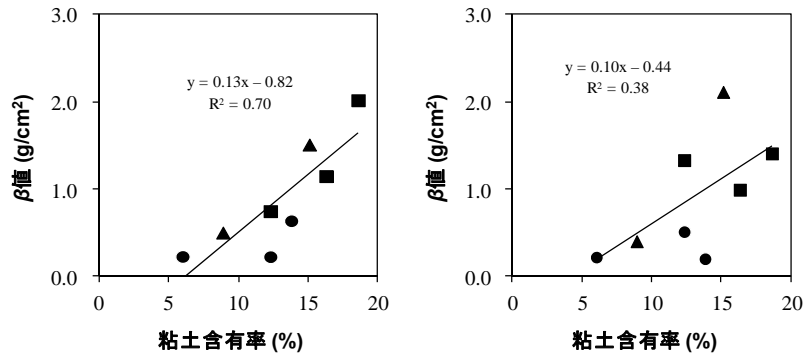


図 5.3.1.1-6 セシウム 137 の深度分布に基づく緩衝深度（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ； β 値）と最表層土壌（0～0.5cm）の粘土含有率との関係（左が平成 23 年 6 月～8 月（第 1 次分布状況等調査時）、右が平成 23 年 12 月～24 年 1 月の β 値。 β 値の算出にはリター層を含めた。）

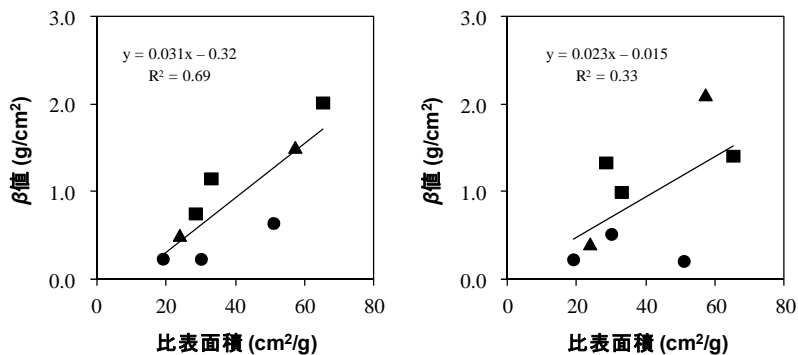


図 5.3.1.1-7 セシウム 137 の深度分布に基づく緩衝深度（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ； β 値）と最表層土壌（0～0.5cm）の比表面積（単位重量あたりの表面積）の関係（左が平成 23 年 6 月～8 月（第 1 次分布状況等調査時）、右が平成 23 年 12 月～24 年 1 月の β 値。 β 値の算出にはリター層を含めた。）

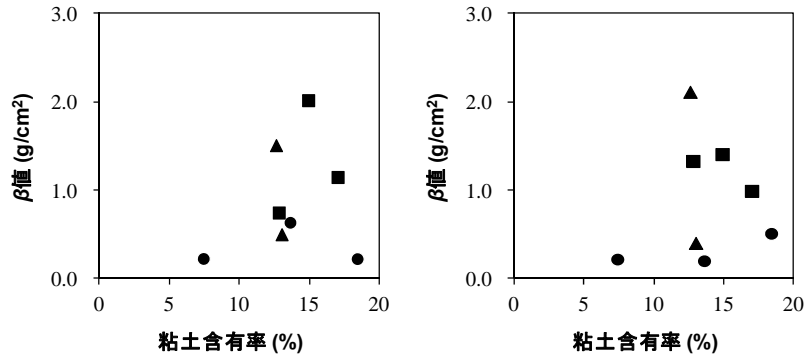


図 5.3.1.1-8 セシウム 137 の深度分布に基づく緩衝深度（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ； β 値）と表層土壌(0~5cm)の粘土含有率の関係
 (左が平成 23 年 6 月~8 月(第 1 次分布状況等調査時)、右が平成 23 年 12 月~24 年 1 月の β 値。 β 値の算出にはリター層を含めた。)

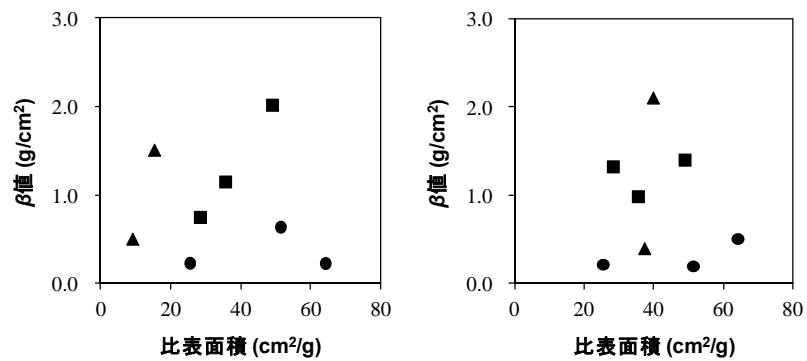


図 5.3.1.1-9 セシウム 137 の深度分布に基づく緩衝深度（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ； β 値）と表層土壌(0~5cm)の比表面積（単位重量あたりの表面積）の関係
 (左が平成 23 年 6 月~8 月(第 1 次分布状況等調査時)、右が平成 23 年 12 月~24 年 1 月の β 値。 β 値の算出にはリター層を含めた。)

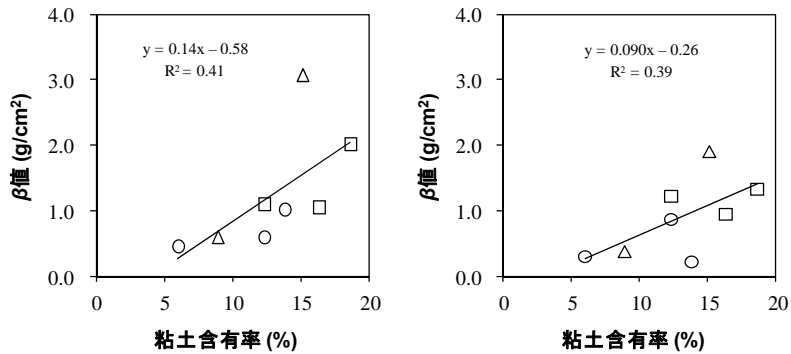


図 5.3.1.1-10 セシウム 137 の深度分布に基づく緩衝深度（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ； β 値）と最表層土壌（0～0.5cm）の粘土含有率との関係（左が平成 23 年 6 月～8 月（第 1 次分布状況等調査時）、右が平成 23 年 12 月～24 年 1 月の β 値。 β 値の算出はリター層を含まない。）

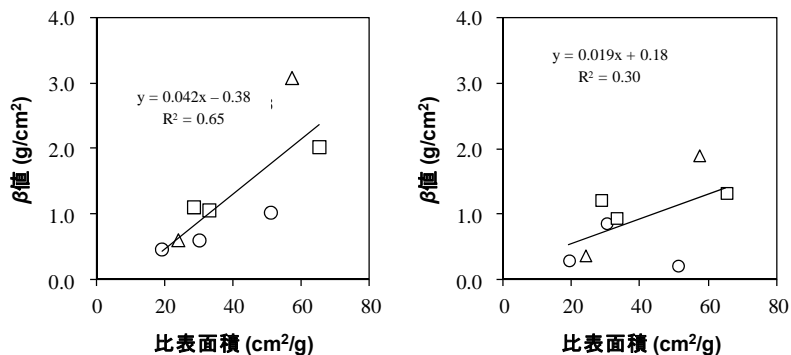


図 5.3.1.1-11 セシウム 137 の深度分布に基づく緩衝深度（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ； β 値）と最表層土壌（0～0.5cm）の比表面積（単位重量あたりの表面積）の関係（左が平成 23 年 6 月～8 月（第 1 次分布状況等調査時）、右が平成 23 年 12 月～24 年 1 月の β 値。 β 値の算出はリター層を含まない。）

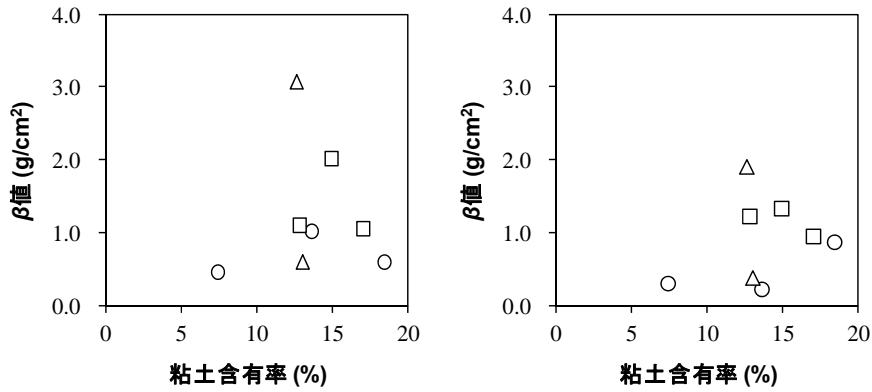


図 5.3.1.1-12 セシウム 137 の深度分布に基づく緩衝深度（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ； β 値）と表層土壌(0~5cm) の粘土含有率の関係
 (左が平成 23 年 6 月~8 月(第 1 次分布状況等調査時)、右が平成 23 年 12 月~24 年 1 月の β 値。 β 値の算出はリター層を含まない。)

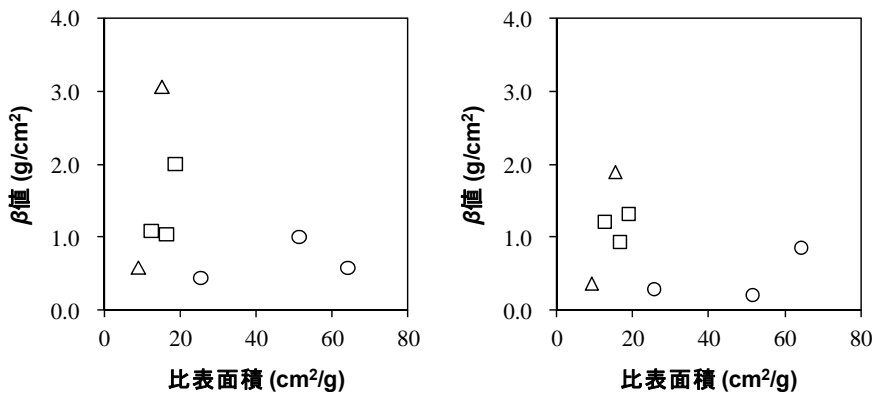


図 5.3.1.1-13 セシウム 137 の深度分布に基づく緩衝深度（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ； β 値）と表層土壌(0~5cm) の比表面積（単位重量あたりの表面積）の関係
 (左が平成 23 年 6 月~8 月(第 1 次分布状況等調査時)、右が平成 23 年 12 月~24 年 1 月の β 値。 β 値の算出はリター層を含まない。)

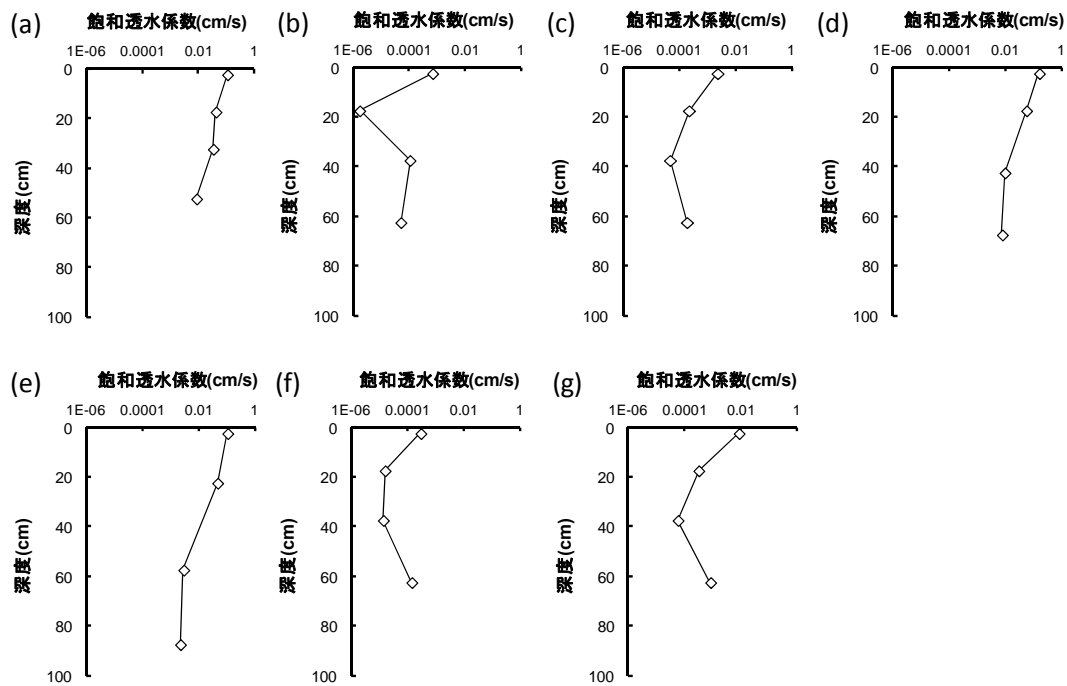


図 5.3.1.1-14 各調査地点における土壌深度ごとの飽和透水係数（雨水の土壌中への浸透し易さ）
 (a) 広葉樹混合林（山木屋小学校）、(b) 水田（吉口）、(c) 放牧草地（水境）、(d) スギ林（壮齢林）、
 (e) スギ林（若齢林）、(f) 畑地（高屋敷）、(g) 採草地（疣石山）

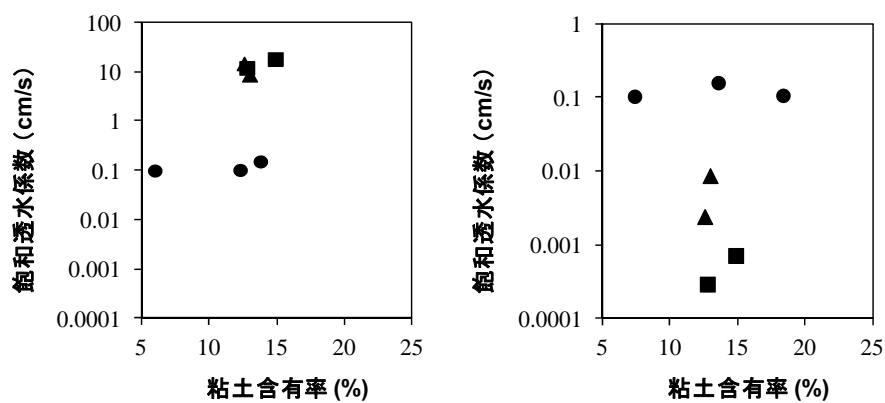


図 5.3.1.1-15 最表層土壌（0-0.5cm；左図）と表層土壌（0-5cm；右図）の粘土含有率と
 飽和透水係数（雨水の土壌中への浸透し易さ）の関係
 （図中の丸は森林、四角は畑地・水田、三角は採草地・放牧草地を表す）

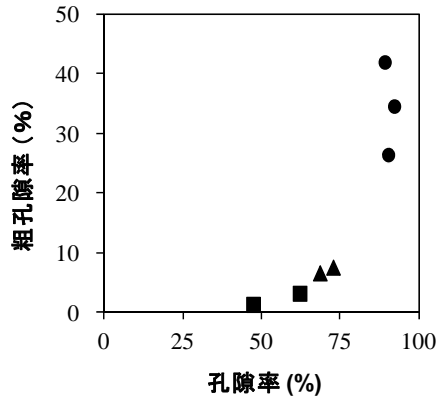


図 5.3.1.1-16 各調査地点の孔隙率（土壤中の気相と液相の割合）と粗孔隙率（比較的大きな孔隙率以上の割合）の関係
 （図中の丸は森林、四角は畑地・水田、三角は採草地・放牧草地を表す）

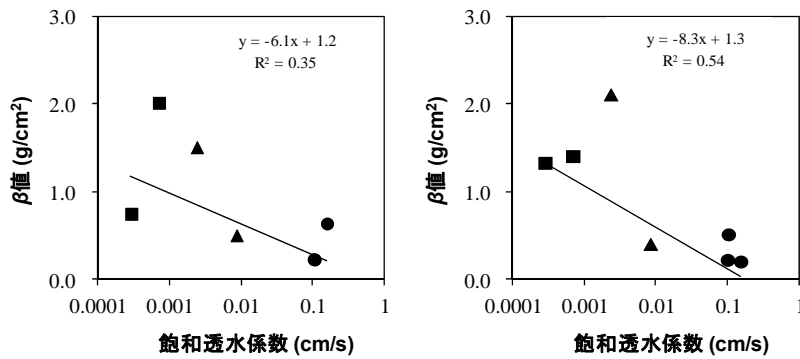


図 5.3.1.1-17 セシウム 137 の深度分布に基づく緩衝深度（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ： β 値）と土壤表層から 5 cm までの飽和透水係数（雨水の土壤中への浸透し易さ）の関係

（左が平成 23 年 6 月～8 月（第 1 次分布状況等調査時）、右が平成 23 年 12 月～24 年 1 月の β 値。 β 値の算出にはリター層を含めた。図中の丸は森林、四角は畑地・水田、三角は採草地・放牧草地を表す。回帰直線は全地点を含む。）

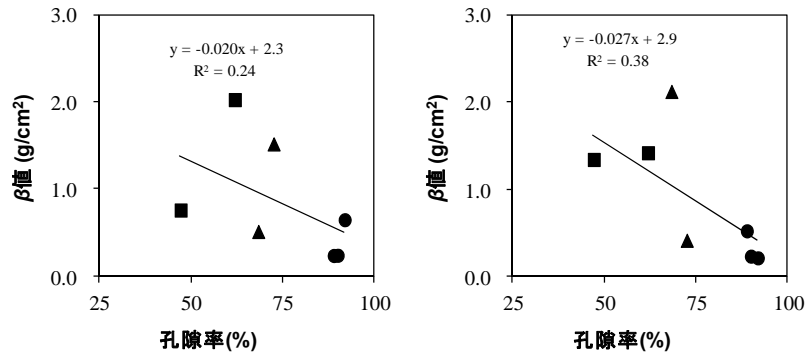


図 5.3.1.1-18 セシウム 137 の深度分布に基づく緩衝深度（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ； β 値）と土壌表層から 5 cm までの孔隙率（土壌中の気相と液相の割合）の関係（左が平成 23 年 6 月～8 月（第 1 次分布状況等調査時）、右が平成 23 年 12 月～24 年 1 月の β 値。 β 値の算出にはリター層を含めた。図中の丸は森林、四角は畑地・水田、三角は採草地・放牧草地を表す。回帰直線は全地点を含む。）

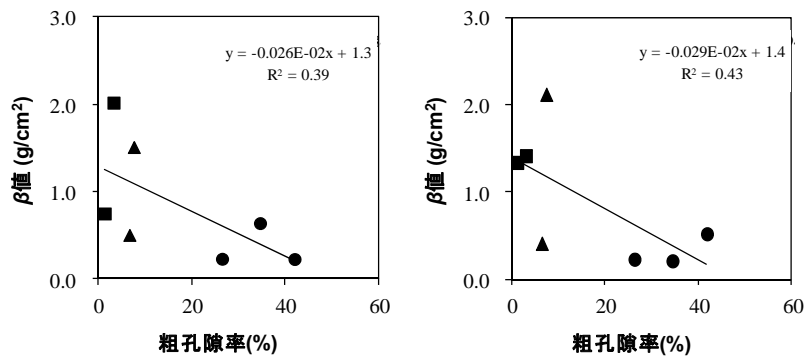


図 5.3.1.1-19 セシウム 137 の深度分布に基づく緩衝深度（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ； β 値）と土壌表層から 5 cm までの粗孔隙率（比較的大きな孔隙率以上の割合）の関係（左が平成 23 年 6 月～8 月（第 1 次分布状況等調査時）、右が平成 23 年 12 月～24 年 1 月の β 値。 β 値の算出にはリター層を含めた。図中の丸は森林、四角は畑地・水田、三角は採草地・放牧草地を表す。回帰直線は全地点を含む。）

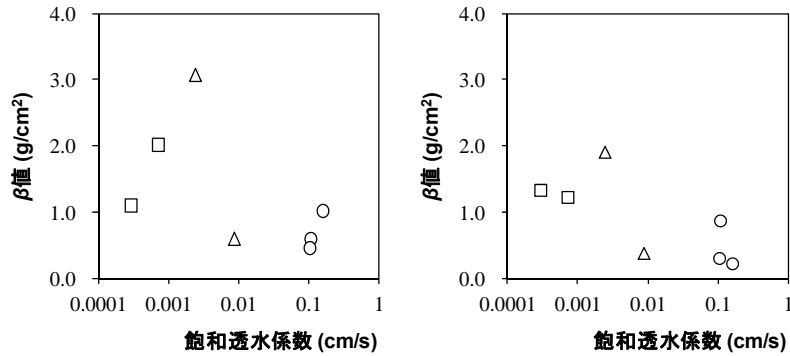


図 5.3.1.1-20 セシウム 137 の深度分布に基づく緩衝深度（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ； β 値）と土壤表層から 5 cm までの飽和透水係数（雨水の土壤中への浸透し易さ）の関係

（左が平成 23 年 6 月～8（第 1 次分布状況等調査時）月、右が平成 23 年 12 月～24 年 1 月の β 値。 β 値の算出はリター層を含まない。図中の丸は森林、四角は畑地・水田、三角は採草地・放牧草地を表す。）

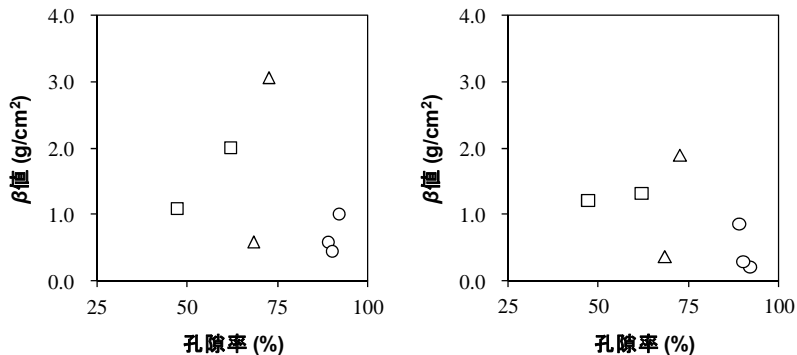


図 5.3.1.1-21 セシウム 137 の深度分布に基づく緩衝深度（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ； β 値）と土壤表層から 5 cm までの孔隙率（土壤中の気相と液相の割合）の関係（左が平成 23 年 6 月～8 月（第 1 次分布状況等調査時）、右が平成 23 年 12 月～平成 24 年 1 月の β 値。 β 値の値はリター層を含まない。図中の丸は森林、四角は畑地・水田、三角は採草地・放牧草地を表す。）

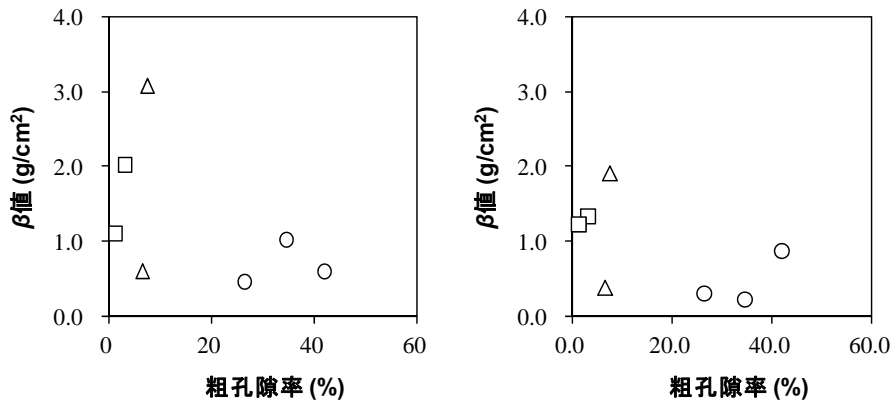


図 5.3.1.1-22 セシウム 137 の深度分布に基づく緩衝深度（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ； β 値）と表層から 5 cm までの粗孔隙率（比較的大きな孔隙率以上の割合）の関係（左が平成 23 年 6 月～8 月（第 1 次分布状況等調査時）、右が平成 23 年 12 月～24 年 1 月の β 値。 β 値の算出はリター層を含まない。図中の丸は森林、四角は畑地・水田、三角は採草地・放牧草地を表す。）

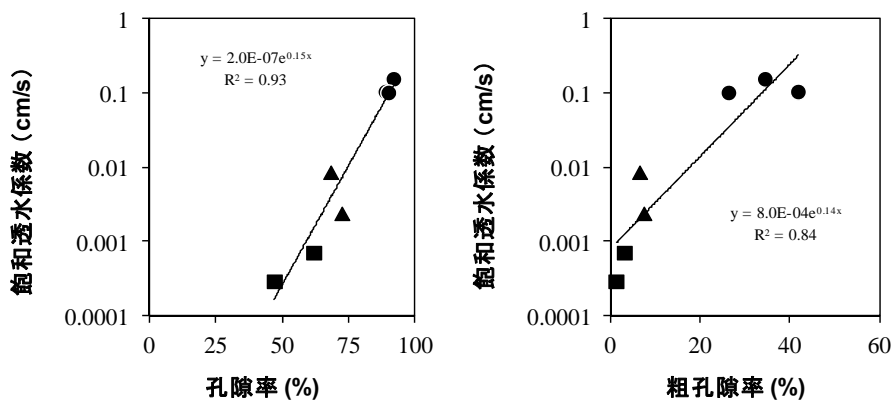


図 5.3.1.1-23 調査地点の土壌の孔隙率（土壌中の気相と液相の割合）及び粗孔隙率（比較的大きな孔隙率以上の割合）と飽和透水係数（雨水の土壌中への浸透し易さ）の関係（図中の丸は森林、四角は畑地・水田、三角は採草地・放牧草地を表す。回帰直線は全地点を含む）

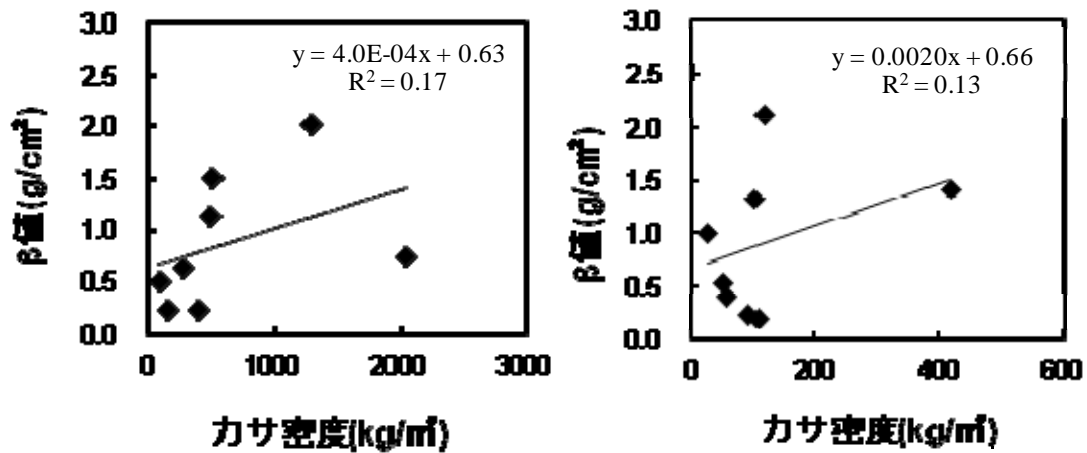


図 5.3.1.1-24 セシウム 137 の深度分布に基づく緩衝深度（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ； β 値）と表層から 0.5 cm までのかさ密度 (kg/m^3)（単位体積重量当たりの重量）の関係

（左が平成 23 年 6 月～8 月（第 1 次分布状況等調査時）、右が平成 23 年 12 月～24 年 1 月の β 値。 β 値の算出はリター層を含む。）

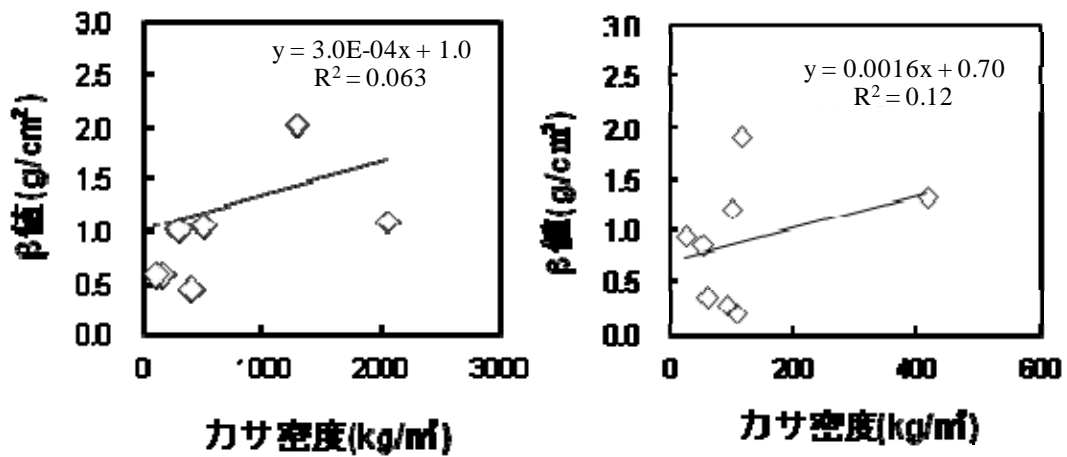


図 5.3.1.1-25 セシウム 137 の深度分布に基づく緩衝深度（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ； β 値）と表層から 0.5 cm までのかさ密度 (kg/m^3)（単位体積重量当たりの重量）の関係

（左が平成 23 年 6 月～8 月（第 1 次分布状況等調査時）、右が平成 23 年 12 月～24 年 1 月の β 値。 β 値の算出はリター層を含まない。）

表 5.3.1.1-1 各土壌採取地点における土壌中のセシウム 137 深度分布の
緩衝深度 (β 値:放射能濃度が地表面の $1/e$ になる深度)

地点 番号	地点名	β 値の算出にリター層を含めた場合		β 値の算出にリター層を含めない場合	
		平成 23 年 6 月 ～8 月 採取	平成 23 年 12 月 ～24 年 1 月 採取	平成 23 年 6 月 ～8 月 採取	平成 23 年 12 月～ 24 年 1 月 採取
		β 値	β 値	β 値	β 値
		(g/cm ²)	(g/cm ²)	(g/cm ²)	(g/cm ²)
①	広葉樹混合林 (山木屋小学校)	0.23	0.52	0.60	0.87
③	水田 (吉口)	2.02	1.41	2.02	1.33
⑥	放牧草地 (水境)	1.51	2.12	3.08	1.91
⑦-1	スギ林 (壮齡林)	0.64	0.21	1.02	0.22
⑦-2	スギ林 (若齡林)	0.23	0.23	0.46	0.30
⑧	畑地 (高屋敷)	0.75	1.33	1.10	1.23
⑩	タバコ畑 (地切)	1.15	1.00	1.06	0.95
⑪	採草地 (禿石山)	0.51	0.41	0.60	0.38

表 5.3.1.1-2 各土壌採取地点における土壌物理性

地点 番号	地点名	0-0.5cm 土壌		0-5cm 土壌		飽和 透水係数 (cm/s)	孔隙率 (%)	粗孔隙率 (%)
		比表 面積	粘土 含有率	比表 面積	粘土 含有率			
		(cm ² /g)	(%)	(cm ² /g)	(%)			
①	広葉樹混合林 (山木屋小学校)	30.1	12.3	64.0	18.4	0.105	88.9	41.9
③	水田 (吉口)	65.2	18.6	48.8	14.9	0.000702	61.9	3.1
⑥	放牧草地 (水境)	57.2	15.1	39.7	12.6	0.00238	72.5	7.5
⑦-1	スギ林 (壮齡林)	51.0	13.8	51.2	13.6	0.156	91.9	34.5
⑦-2	スギ林 (若齡林)	19.1	6.0	25.3	7.4	0.102	90	26.4
⑧	畑地 (高屋敷)	28.5	12.3	28.2	12.8	0.000288	47.1	1.2
⑩	タバコ畑 (地切)	33.0	16.3	35.4	17.0	-	-	-
⑪	採草地 (栲石山)	23.9	8.9	37.2	13.0	0.00854	68.3	6.5

※飽和透水係数： 雨水の土壌中への浸透し易さを表す指標

※孔隙率： 土壌中の気相と液相の割合

※粗孔隙率： 比較的大きな孔隙率以上の割合

5.3.1-(2) 森林における放射性物質の分布状況の確認及び移行状況の調査

今回の調査では、第1次分布状況等調査時の調査結果を含め、平成23年7月から平成24年5月までに採取したデータを取りまとめるとともに、結果の評価を実施した。

1) 調査の実施目的

福島第一原発から放出された放射性物質の森林環境への蓄積状況と移行状況を確認するため、山木屋地区をモデル地域として、スギ若齢林、スギ壮齢林及び広葉樹混合林内外の高さ別の空間線量率の傾向の確認と、林床表面の放射性セシウムの沈着量の測定を実施した。

また、高度別に葉、林内雨、樹幹流、落葉等の放射性セシウムの放射能濃度を測定し、森林内における放射性セシウムの分布状況と移行状況の調査を実施した。

2) 調査の詳細

本調査では、可搬型ゲルマニウム半導体検出器を用いて、森林内外の高さ別の空間線量率の傾向を確認するとともに、林床表面の放射性セシウムの存在量を測定した。また、森林内に観測タワー(やぐら)を設置し、森林の高さ別の葉を採取するとともに、林内雨、樹幹流、及び落葉等を採取し、森林内の放射性物質の分布状況と時間の経過に伴う放射性物質の移行状況について調査を実施した。調査内容の詳細は以下のとおりである。なお、調査対象地点として、山木屋地区のスギ林からなる針葉樹林サイト2地点と、ナラガシワ等とアカマツが生育している広葉樹混合林1地点を選定した。調査地点は、文部科学省の航空機モニタリング(第3次航空機モニタリング:平成23年7月2日時点)でセシウム137の沈着量が300~600 kBq/m²と評価されている地域に位置している(図5.3.1.2-1)。

① 樹冠内の放射性セシウムの分布状況の確認

森林の形態による違いと、樹冠中の放射性セシウムの高さ別の分布状況を確認するため、各調査地点の森林内にタワー(やぐら)を設置し、可搬型ゲルマニウム半導体検出器を用いて、7時期(平成23年7月25日、9月9日、10月21日、11月27日、平成24年1月10日、2月18日、5月12日)の空間線量率、及び放射性セシウムの計数率を高度別に測定した。測定は、スギ若齢林においては、地表面及び地表面から10.6mまでの5高度(1.6m、4.2m、5.9m、7.7m、10.6m)で、スギ壮齢林では地表及び地表面から14.2mまでの8高度(0.9m、3.7m、5.5m、7.2m、9.0m、10.6m、12.4m、14.2m)で、広葉樹林混合林では地表面及び地表面から13.9mまでの8高度(0.6m、3.3m、5.1m、6.7m、8.5m、10.3m、12.0m、13.9m)で斜面上方と下方に測定器を向けて、1分間測定を実施した。なお、本章で示す計数率は、崩壊補正のない測定時の値である。これに加えて、各観測タワーにおいて、高さ別の生葉・枯葉及び落葉を採取し、ゲルマニウム検出器を用いて放射性セシウム濃度を測定した。サンプリングは平成23年7月25日及び平成23年11月18日に行った。なお、可搬型ゲルマニウム半導体検出器は、相対効率40%、ゲルマニウム結晶の大きさがφ6.5×5.0cmのOrtec Detective-DX-100Tを使用した。同検出器では空間線量率を測定することができるが、20μSv/h以下の空間線量率については、可搬型ゲルマニウム半導体検出器で測定したガンマ線スペクトルから、それ以上の空間線量率については検出器内に付属されたGM管で計測する仕様となっている。後述する林床の放射性セシウムの空間分布の測定においては、可搬型ゲルマニウム半導体検出器をゲルマニウム結晶の下部と地表面の距離が5cmになるように設置し、1地点の測定時間は1分間とした。可搬型ゲルマニウム半導体検出器の測定範囲を推定する予備実験から、検出器によって測定された計数率(cps)のうち、その67%が直径1.6mの範囲内に存在する放射性核種が放出したガンマ線に由来することが分かっている。

② 林床の放射性セシウムの分布状況の確認

時間経過に伴う森林内の放射性セシウムの地表面分布の変化状況を明らかにするため、それぞれの森林内に約 10m×10m の区画を選定し、その中の 49 地点において、可搬型ゲルマニウム半導体検出器を用いて地表面の放射性セシウムの存在量を測定した。測定区画 49 地点は 7 列×7 列の格子状に配置し、各地点はプラスチック製のペグで印を付けた。地表面の放射性セシウムの存在量の測定は、平成 23 年 7 月 25 日、9 月 9 日、10 月 21 日、11 月 27 日、平成 24 年 1 月 10 日、5 月 12 日の計 6 回実施した。なお、平成 24 年 2 月から 4 月までの期間は林床が積雪に覆われていたため、地表面の測定は行わなかった。

③ 雨水に含まれる放射性セシウム濃度の測定

林外雨を採取するため、スギ壮齢林、スギ若齢林及び広葉樹混合林の近傍の開けた場所に各地点 3 個の林外雨サンプラーを設置した。一方、森林内を降下する林内雨を採取するため、スギ壮齢林とスギ若齢林では 7 地点（図 5.3.1.2-2(a)）、広葉樹混合林では 6 地点（図 5.3.1.2-2(b)）に林内雨サンプラーを設置した。林内雨サンプラー（写真 5.3.1.2-1）は、樹幹からの距離に偏りが生じないように配置した。樹幹流については、スギ壮齢林、スギ若齢林及び広葉樹混合林のそれぞれの森林の樹木 3 本に集水装置を取り付け、樹幹流を 90L のバケツ（樹幹流タンク）に導水した。雨水サンプラーで集水した水試料はポリエチレン容器に移し、樹幹流タンク（写真 5.3.1.2-2）に捕捉された水試料は水量を計測した後にポリエチレン容器に移した。その後、水試料を実験室に持ち帰り、開き目が 100 μ m のステンレス製のふるいを通過させて、水試料に混入した粗大粒子を除去した上で、放射性セシウムの放射能濃度を測定した。放射性セシウムの濃度が低いと想定された林外雨に関しては、気象庁気象研究所（茨城県つくば市）の低バックグラウンドのゲルマニウム半導体検出器を用いて放射性同位体分析を行った。

④ 雪に含まれる放射性セシウム濃度の測定

冬場における森林内を降下する林内雪を採取するため、スギ壮齢林とスギ若齢林では 7 地点（図 5.3.1.2-2(a)）、広葉樹混合林では 6 地点（図 5.3.1.2-2(b)）に設置された林内雨サンプラー近傍に林内雪サンプラー（写真 5.3.1.2-3）を設置した。採取された雪試料は、ゲルマニウム検出器により、放射性セシウムの放射能濃度を測定した。

⑤ 落葉等（リター）に含まれる放射性セシウム濃度の測定

落葉等を採取するために、スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林サイトにそれぞれ 3 基のリタートラップ（写真 5.3.1.2-4）を設置した（図 5.3.1.2-2(a) (b)）。リタートラップは、1m×1m の枠に目の細かいメッシュを取り付け、林床に落下するリターを捕捉する構造になっている。メッシュに捕捉されたリターは乾燥させた後、ゲルマニウム検出器により、放射性セシウムの放射能濃度を測定した。

（リターとは、森林において地表面に落ちたままの状態、土壌生物によってほとんど分解されていない葉・枝・果実・樹皮・倒木などが堆積している層を指す。）



図 5.3.1.2-1 調査対象地点と調査地点の位置タワー（やぐら）の設置状況

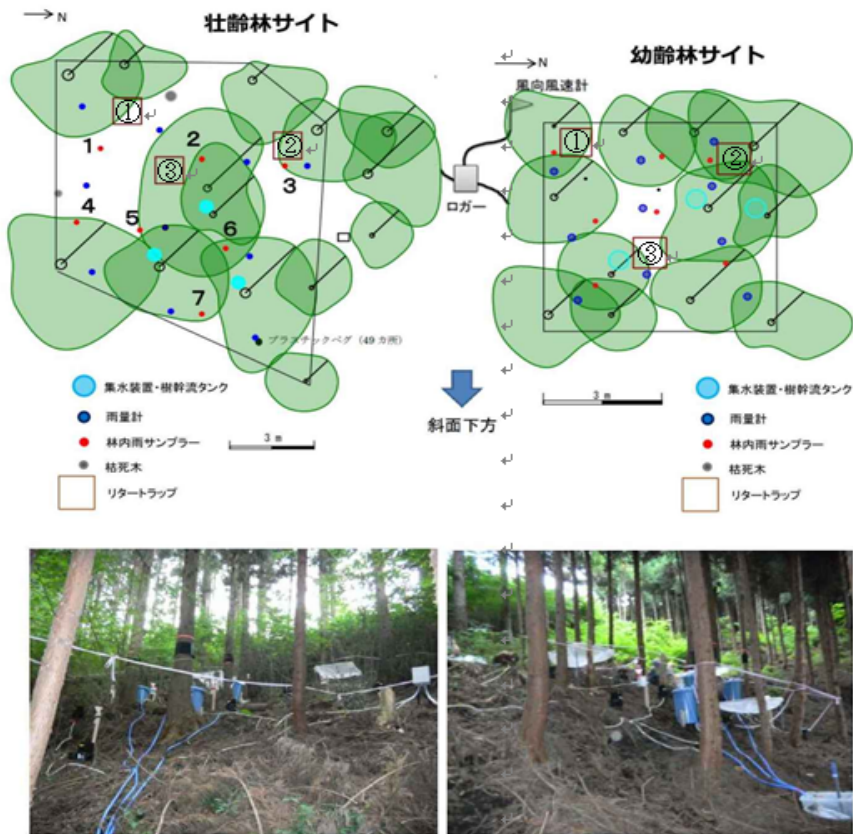


図 5.3.1.2-2(a) スギ壮齢林及び若齢林サイトの林内雨サンプラー設置状況



図 5.3.1.2-2(b) 広葉樹混合林サイトの林内雨サンプラー設置状況



写真 5.3.1.2-1 広葉樹混合林に設置された林内雨サンプラー



写真 5.3.1.2-2 広葉樹混合林に設置された樹幹流タンク



写真 5.3.1.2-3 広葉樹混合林に設置された林内雪サンプラー



写真 5.3.1.2-4 広葉樹混合林に設置されたリタートラップ

3) 調査の結果

① 森林内の高度別の空間線量率、セシウム 134、セシウム 137 の計数率（ガンマ線）の調査結果
森林内の空間線量率、及びセシウム 134、セシウム 137 の計数率の高度別の調査結果と、7 時期における変化傾向は図 5.3.1.2-3～図 5.3.1.2-5 のとおりである。7 期間における空間線量率、及び放射性セシウムの計数率の変化傾向をそれぞれの森林について比較を行った。

a) スギ若齢林の高度別の空間線量率、セシウム 134、セシウム 137 の計数率（ガンマ線）の調査結果

スギ若齢林では、すべての観測期間において、樹冠の中央部で空間線量率が最も高く、樹冠の上部と林床で低くなる傾向が見られた。セシウム 137 及びセシウム 134 の計数率についても、空間線量率の垂直分布と同様の傾向が見られた。空間線量率及び放射性セシウムの計数率は、樹冠の中央部から上部では、第 1 次分布状況等調査時の平成 23 年 7 月 25 日の測定値が最も高い値を示したが、樹冠の上部ほど時間経過に伴う減少が顕著であった。また、セシウム 137 とセシウム 134 について、平成 24 年 2 月に一旦減少した計数率が、平成 24 年 5 月には樹冠全体を通して増大傾向を示した。

b) スギ壮齢林の高度別の空間線量率、セシウム 134、セシウム 137 の計数率（ガンマ線）の調査結果

スギ壮齢林では、樹冠の最上部で空間線量率が最も高く、樹冠中央部に向かって低下する傾向が見られた。また、樹冠の中央部から林床に向かって空間線量率が再び増加した。セシウム 137 及びセシウム 134 の計数率についても、空間線量率と同様の傾向を示した。空間線量率及び放射性セシウムの計数率は、樹冠の上部から中央部では、第 1 次分布状況等調査時の平成 23 年 7 月 25 日の測定値が最も高い値を示し、時間経過とともに低下した。一方、樹冠の下部から林床にかけては、測定値の低下が小さいか、時間経過とともに増加する傾向が見られた。平成 24 年 2 月の時点では、セシウム 134、セシウム 137 とともに、2 段目（地表から 3.7 m）より高い場所では計数率がほぼ一定の値となり、地表付近でやや高くなる傾向を示した。また、どの高さでも、空間線量率及びセシウム 137、セシウム 134 計数率は、平成 24 年 2 月に最小値が観測され、その後の平成 24 年 5 月の測定値はやや増加した。

c) 広葉樹混合林の高度別の空間線量率、セシウム 134、セシウム 137 の計数率（ガンマ線）の調査結果

広葉樹混合林では、林床で空間線量率が最も高く、樹冠（地表から 6.7 m より高い地点）ではほぼ一定の値を示した。セシウム 137 及びセシウム 134 の計数率についても、空間線量率と同様の傾向を示した。空間線量率は、どの高さでも時間経過とともに低下する傾向が見られた。一方、セシウム 137 及びセシウム 134 の計数率については、2 段目（地表から 3.3 m）より高い場所では、時間経過とともに計数率が減少する傾向を示した。一方、地表面では、第 1 次分布状況等調査時の平成 23 年 7 月から 11 月にかけて計数率が増加傾向を示した後、転じて減少傾向となった。平成 24 年 2 月の測定結果では、セシウム 137、セシウム 134 とともに計数率が大きく減少して最小値を示し、平成 24 年 5 月の計数率は平成 24 年 1 月の測定値と同じくらいか、やや低い値を示した。

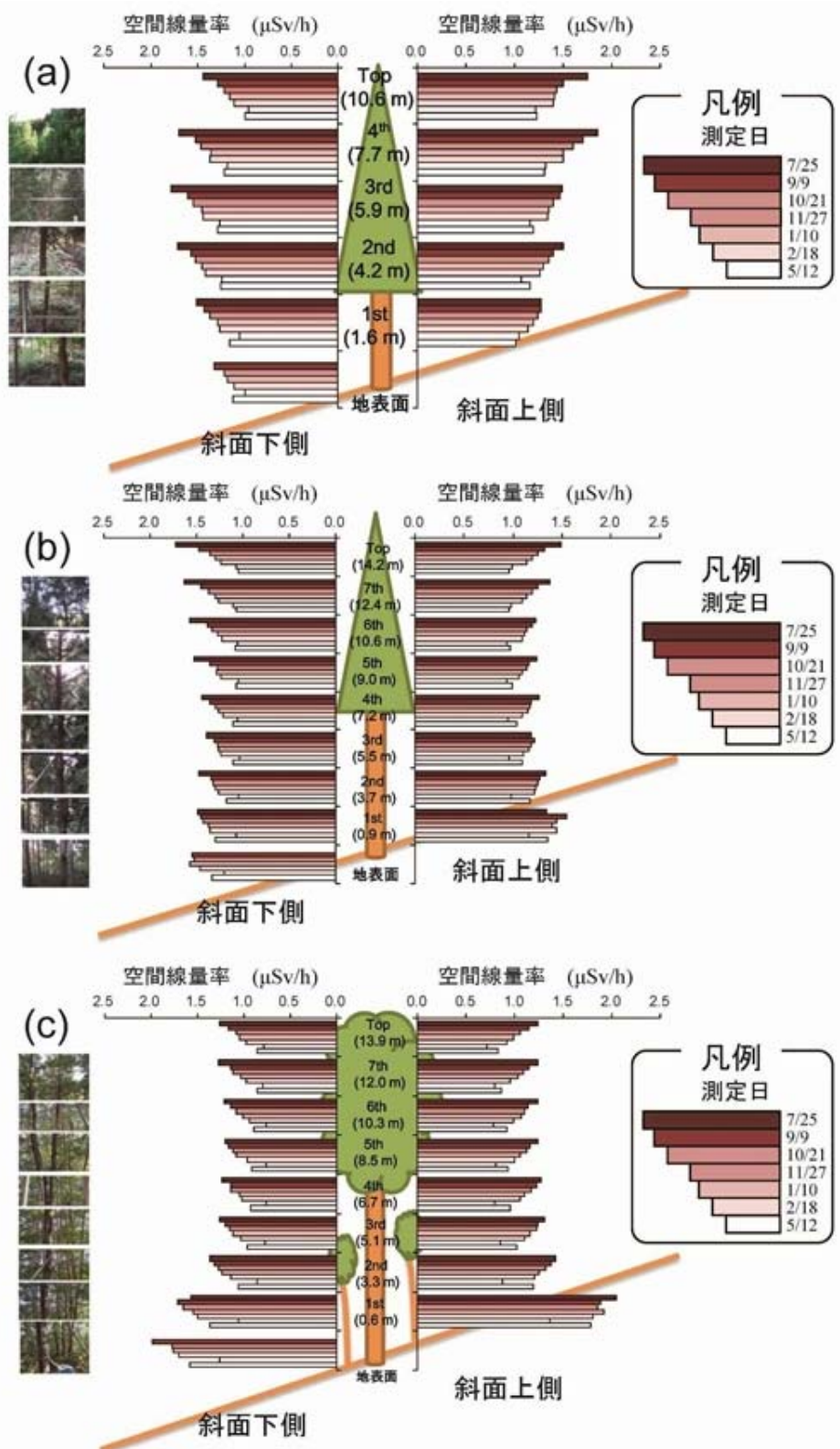


図 5.3.1.2-3 可搬型ゲルマニウム半導体検出器による森林内の空間線量率の高度別調査結果
 (スギ若齢林 (上)、スギ壮齢林(中)、広葉樹混合林 (下))
 (第 1 次分布状況等調査時 (平成 23 年 6 月時) の測定結果を含む)

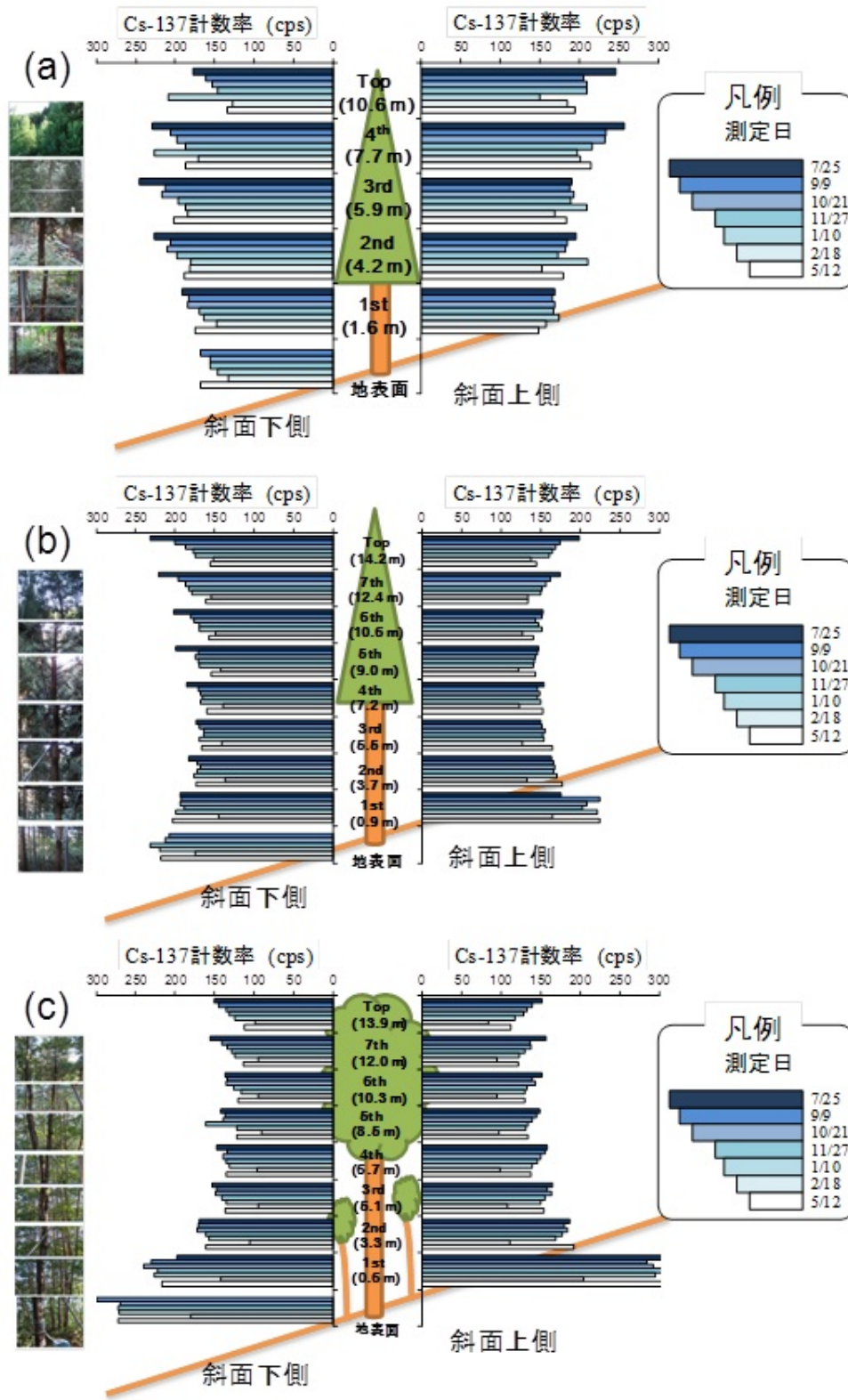


図 5.3.1.2-4 可搬型ゲルマニウム半導体検出器によるセシウム 137 計数率の高度別調査結果 (スギ若齢林(上)、スギ壮齢林 (中)、広葉樹混合林(下)) (第 1 次分布状況等調査時 (平成 23 年 6 月時) の測定結果を含む)

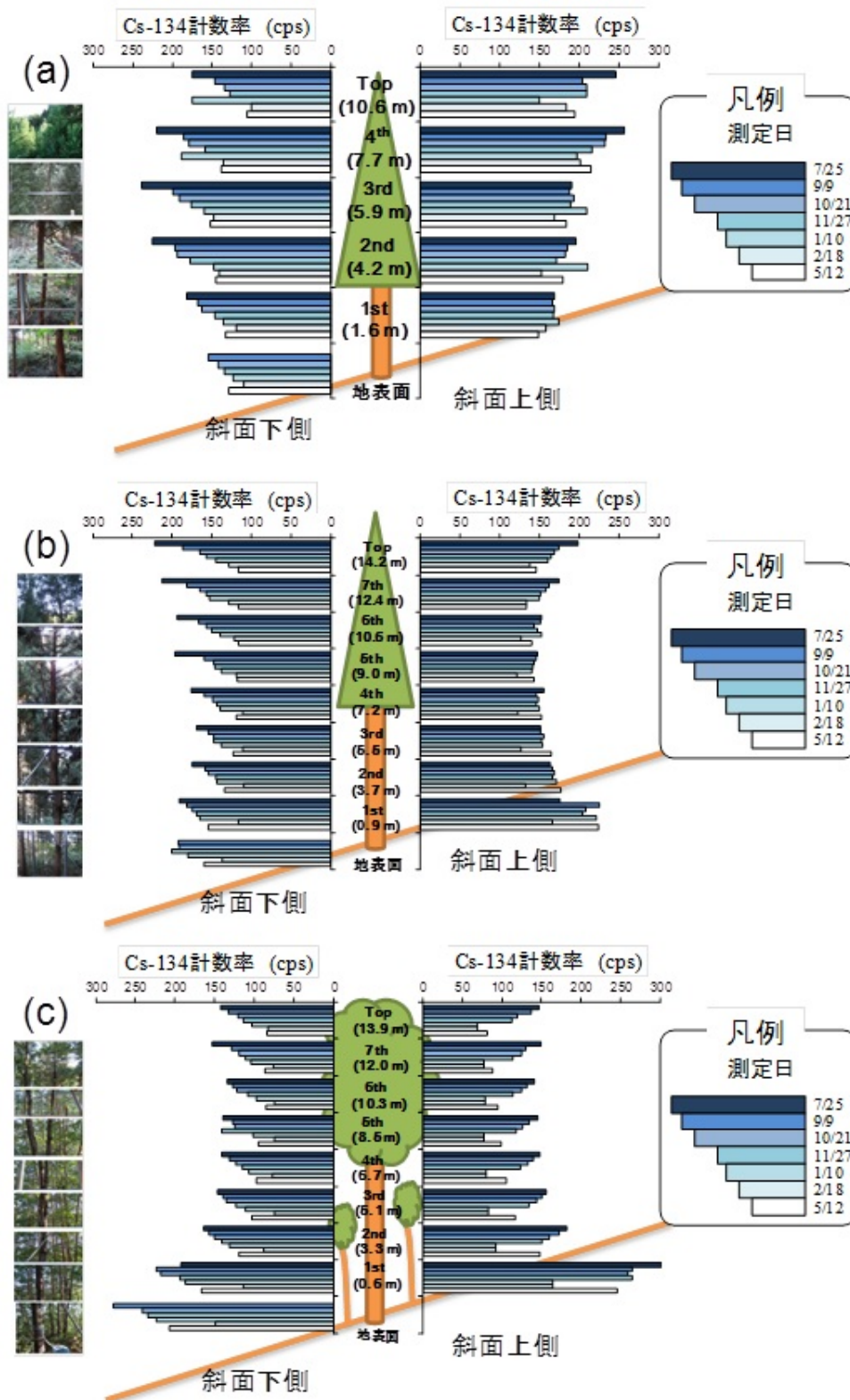


図 5.3.1.2-5 可搬型ゲルマニウム半導体検出器によるセシウム 134 計数率の高度別調査結果 (スギ若齢林(上)、スギ壮齢林 (中)、広葉樹混合林(下)) (第 1 次分布状況等調査時 (平成 23 年 6 月時) の測定結果を含む)

② 高度別の葉のセシウム 134、セシウム 137 濃度の調査結果

スギ若齢林、スギ壮齢林、広葉樹混合林における 2 時期の高度別の葉（生葉、枯葉）のセシウム 137、セシウム 134 濃度を図 5.3.1.2-6 と図 5.3.1.2-7 に示した。

a) スギ若齢林の高度別の葉のセシウム 134、セシウム 137 濃度の調査結果

スギ若齢林では、第 1 次分布状況等調査時の平成 23 年 7 月 25 日に採取した葉のサンプルについて分析を行ったところ、セシウム 137 濃度の範囲は、生葉では 28.5~97.5 kBq/kg、枯葉では 33.3~67.6 kBq/kg であった。林床のリター層のセシウム 137 濃度は 77.4 kBq/kg であった。同じく第 1 次分布状況等調査時の平成 23 年 11 月 18 日に採取した葉のサンプルについて分析を実施したところ、セシウム 137 濃度の範囲は、生葉では 10.4~20.1 kBq/kg で、枯葉では 8.8~19.6 kBq/kg であった。林床のリター層のセシウム 137 濃度は 81.1 kBq/kg であった。平成 23 年 7 月 25 日に採取した高度別の葉の放射性セシウム濃度について、樹冠の最上部（10.6 m）の生葉が最も高いセシウム 137 濃度を示した。次いで、林床のリター層で高い値を示した。2 段目（4.2 m）から 4 段目（7.7 m）の生葉及び枯葉について、2 段目で枯葉がやや高い濃度を示したが、50 kBq/kg よりも低い濃度であった。平成 23 年 11 月 18 日に採取した葉のサンプルについては、生葉、枯葉のセシウム 137 濃度はおよそ 20 kBq/kg よりも低い値を示した。平成 23 年 7 月と比べて、樹冠最上部の生葉の濃度が著しく減少したが、リター層の濃度はわずかに高い値を示した。（表 5.3.1.2-1 及び表 5.3.1.2-2 参照）

この要因としては、生葉・枯れ葉からの放射性セシウムの溶脱とリターへの再付着であると考えられる。

b) スギ壮齢林の高度別の葉のセシウム 134、セシウム 137 濃度の調査結果

スギ壮齢林では、第 1 次分析状況等調査時の平成 23 年 7 月 25 日に採取した葉のサンプルについて分析した結果、セシウム 137 濃度の範囲は、生葉では 32.8~65.4 kBq/kg、枯葉では 55.0~161.4 kBq/kg であった。リター層のセシウム 137 濃度は 99.4 kBq/kg であった。平成 23 年 11 月 18 日に採取した葉のサンプルについては、セシウム 137 濃度の範囲は、生葉では 13.2~26.4 kBq/kg で、枯葉では 23.8~43.4 kBq/kg であった。リター層のセシウム 137 濃度は 15.7 kBq/kg であった。平成 23 年 7 月 25 日に採取した高度別の葉の放射性セシウム濃度について、樹冠の中央部でセシウム 137 濃度がやや高くなる傾向が見られた。生葉と枯葉では、どの高度でも枯葉の方が高い濃度を示した。リター層のセシウム 137 濃度は、枯葉より低かったが、生葉よりも高い値を示した。平成 23 年 11 月 18 日に採取した葉のサンプルについて、樹冠の下部（4 から 5 段目）で高いセシウム 137 濃度が得られた。生葉と枯葉のセシウム 137 濃度は 50 kBq/kg よりも低い値を示し、平成 23 年 7 月の測定結果と比べると両者の差は小さくなった。平成 23 年 7 月と比べて、生葉、枯葉、リター層のすべてのサンプルについてセシウム 137 濃度が著しく低下した。（表 5.3.1.2-3 及び表 5.3.1.2-4 参照）この要因としては、生葉・枯れ葉からの放射性セシウムの溶脱と低濃度担ってリターの地表面への堆積が原因であると考えられる。

c) 広葉樹混合林の高度別の葉のセシウム 134、セシウム 137 濃度の調査結果

広葉樹混合林では、第 1 次分析状況等調査時の平成 23 年 7 月 25 日に採取した葉のサンプルについて分析した結果、セシウム 137 濃度の範囲は、生葉では 6.4~39.3 kBq/kg であった。なお、この時期には採取できる枯葉はなかった。林床のリター層のセシウム 137 濃度は 413.1 kBq/kg であった。平成 23 年 11 月 18 日に採取した葉のサンプルについて、セシウム 137 濃度の範囲は、生葉では 4.6~10.2 kBq/kg で、枯葉では 5.5~11.6 kBq/kg であった。リター層のセシウム 137 濃度は

8.6 kBq/kg であった。平成 23 年 7 月 25 日に採取した高度別の葉の放射性セシウム濃度について、低層木（2 段目から 4 段目）の生葉で高いセシウム 137 濃度が得られた。他方、上層木の樹冠の生葉は、低層木の葉と比べて低い濃度を示した。リター層のセシウム 137 濃度は葉と比べて高い濃度を示した。平成 23 年 11 月 18 日に採取した葉のサンプルについて、どのサンプル（生葉、枯葉、リター層）についてもセシウム 137 濃度は 10 kBq/kg 程度かそれ以下であった。上層木の葉については 2 期間のセシウム 137 濃度はほぼ同じくらいであった。低層木の葉については、4 段目の生葉ではセシウム 137 濃度が低下したが、平成 23 年 11 月には 2 段目と 3 段目に採取できる葉が無かったため比較できなかった。（表 5.3.1.2-5 及び表 5.3.1.2-6 参照）セシウム 137 濃度の低下の要因としては、生葉・枯れ葉からの放射性セシウムの溶脱と溶脱された枝葉の降下によるものであると考えられる。

これらの観測結果から、スギ林では、平成 23 年の夏季から冬季にかけて、葉のセシウム 137 及びセシウム 134 の濃度の低下が確認された。リター層については、スギ若齢林ではセシウム 137 濃度はほとんど変化しなかったが、スギ壮齢林では減少した。他方、広葉樹混合林の上層木について、葉の放射性セシウム濃度はほとんど変化が無いが、わずかに減少したことが確認された。また、リター層については、セシウム 137 濃度が著しく減少したことが確認された。

d) まとめ（各森林の高度別の放射性物質の影響）

これらの観測結果から、スギ林では、平成 23 年の夏季から冬季にかけて、葉のセシウム 137 及びセシウム 134 濃度の低下が確認された。リター層については、スギ若齢林ではセシウム 137 濃度はほとんど変化しなかったが、スギ壮齢林では減少した。他方、広葉樹混合林の上層木について、葉の放射性セシウム濃度はほとんど変化が無いが、わずかに減少したことが確認された。また、リター層については、セシウム 137 濃度が著しく減少したことが確認された。

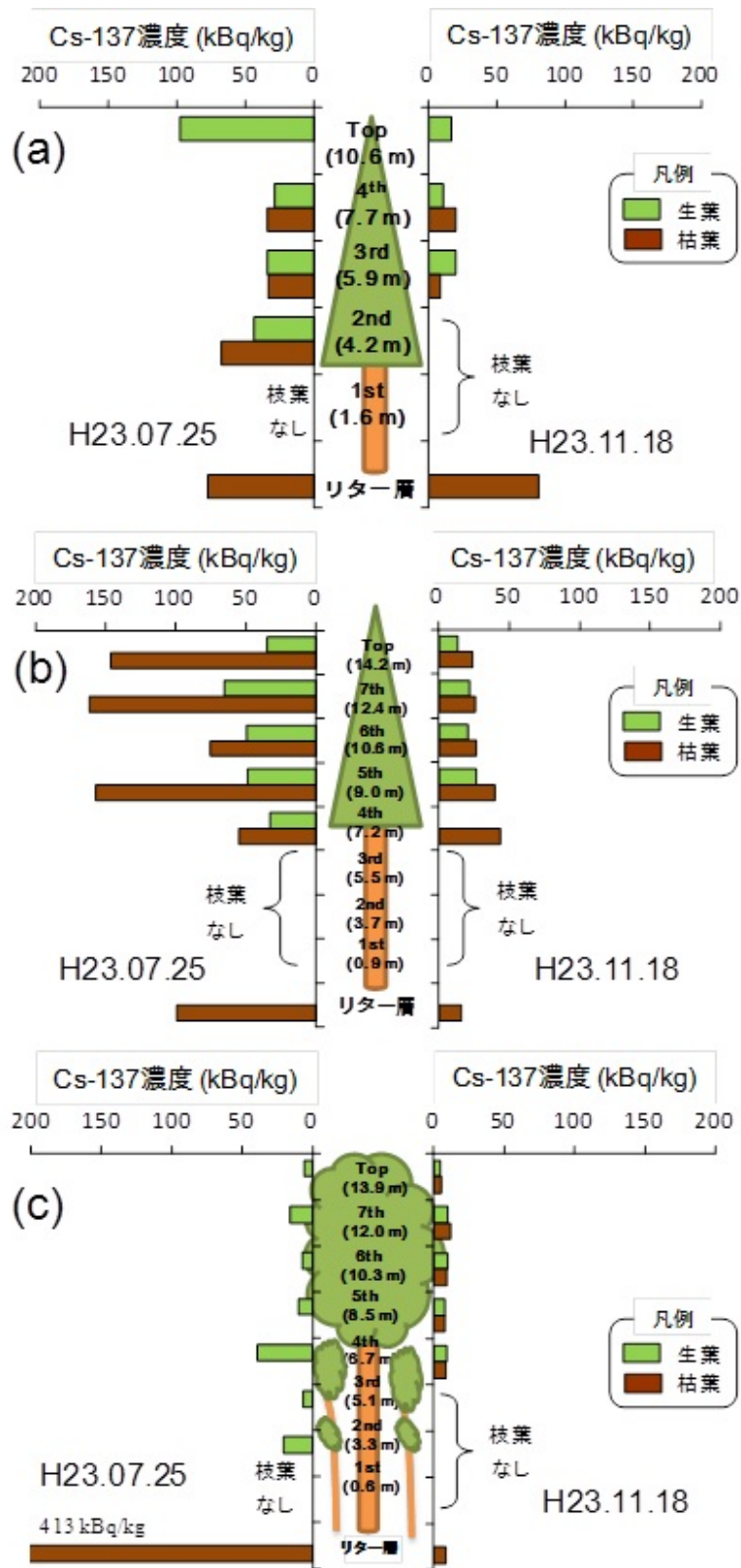


図 5.3.1.2-6 高さ別で採取した生葉・枯葉及びリター層のセシウム 137 の放射能濃度 (kBq/kg) の 2 時期 (平成 23 年 7 月及び 11 月) の比較
 (a. スギ若齢林(上)、b. スギ壮齢林 (中)、c. 広葉樹混合林 (下))
 図中の濃度は、サンプルの採取日の値に減衰補正を行った

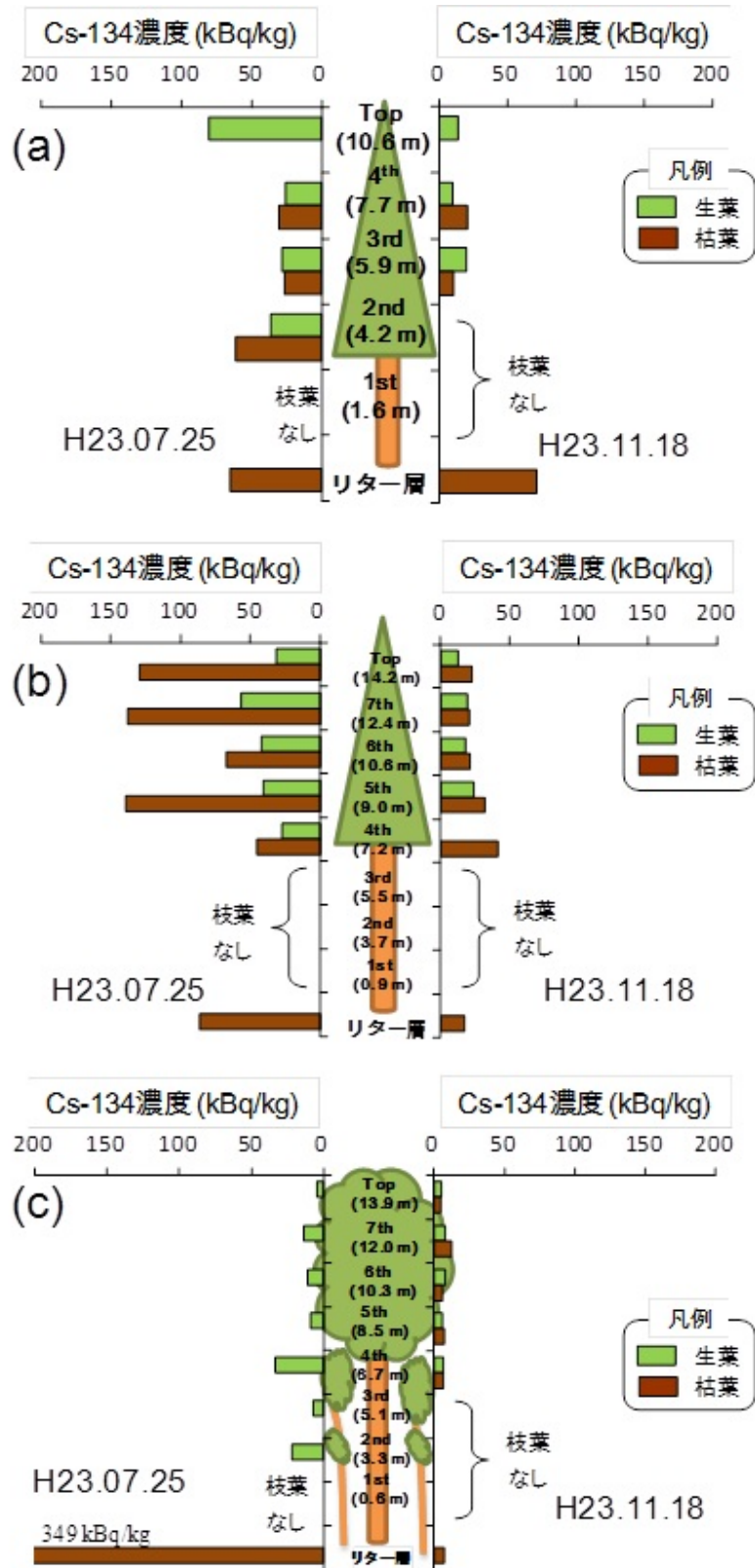


図 5.3.1.2-7 高さ別で採取した生葉・枯葉及びリター層のセシウム 134 の放射能濃度 (kBq/kg) の 2 時期 (平成 23 年 7 月及び 11 月) の比較
 (a. スギ若齢林 (上)、b. スギ壮齢林 (中)、c. 広葉樹混合林 (下))
 図中の濃度は、サンプルの採取日の値に減衰補正を行った

表 5.3.1.2-1 高さ別で採取した生葉・枯葉及びリター層のセシウム 137 の放射能濃度
(スギ若齢林)

高度 (m)	H23.07.25 採取				H23.11.18 採取			
	生葉		枯葉		生葉		枯葉	
	Cs-137 濃度 (kBq/kg)	誤差	Cs-137 濃度 (kBq/kg)	誤差	Cs-137 濃度 (kBq/kg)	誤差	Cs-137 濃度 (kBq/kg)	誤差
10.6	97.5	3.0			16.8	1.5		
7.7	28.5	1.6	33.8	1.8	10.4	1.6	19.6	1.8
5.9	33.7	1.6	33.3	2.3	20.1	2.0	8.8	1.4
4.2	44.1	2.8	67.6	3.7	生葉なし	—	枯葉なし	—
1.6	生葉なし	—	枯葉なし	—	生葉なし	—	枯葉なし	—
リター層	—	—	77.4	3.2	—	—	81.1	3.9
平均	50.9		44.9		15.8		14.2	

※平均値はリター層を含まない。

※表中の濃度は、サンプルの採取日の値に減衰補正を行った。

表 5.3.1.2-2 高さ別で採取した生葉・枯葉及びリター層のセシウム 134 の放射能濃度
(スギ若齢林)

高度 (m)	H23.07.25 採取				H23.11.18 採取			
	生葉		枯葉		生葉		枯葉	
	Cs-134 濃度 (kBq/kg)	誤差	Cs-134 濃度 (kBq/kg)	誤差	Cs-134 濃度 (kBq/kg)	誤差	Cs-134 濃度 (kBq/kg)	誤差
10.6	80.1	2.5			14.1	1.6		
7.7	25.8	1.4	30.2	1.6	10.1	1.7	21.0	2.1
5.9	28.5	1.4	26.5	1.9	20.1	2.3	10.5	1.6
4.2	36.7	2.4	61.3	3.2	生葉なし	—	枯葉なし	—
1.6	生葉なし	—	枯葉なし	—	生葉なし	—	枯葉なし	—
リター層	—	—	65.1	2.7	—	—	71.4	4.1
平均	42.8		39.3		14.8		15.8	

※平均値はリター層を含まない。

※表中の濃度は、サンプルの採取日の値に減衰補正を行った。

表 5.3.1.2-3 高さ別で採取した生葉・枯葉及びリター層のセシウム 137 の放射能濃度
(スギ壮齢林)

高度 (m)	H23.07.25 採取				H23.11.18 採取			
	生葉		枯葉		生葉		枯葉	
	Cs-137 濃度 (kBq/kg)	誤差	Cs-137 濃度 (kBq/kg)	誤差	Cs-137 濃度 (kBq/kg)	誤差	Cs-137 濃度 (kBq/kg)	誤差
14.2	34.9	2.0	146	4.2	13.2	0.8	23.8	2.1
12.4	65.4	2.6	161	5.3	21.7	1.0	25.8	2.4
10.6	49.4	2.2	75.4	3.9	20.7	1.1	26.2	2.3
9.0	49.0	1.9	157	4.5	26.4	1.1	39.7	2.9
7.2	32.8	2.2	55.0	3.2	生葉なし	-	43.4	2.6
5.5	生葉なし	-	枯葉なし	-	生葉なし	-	枯葉なし	-
3.7	生葉なし	-	枯葉なし	-	生葉なし	-	枯葉なし	-
0.9	生葉なし	-	枯葉なし	-	生葉なし	-	枯葉なし	-
リタ ー	-	-	99.4	2.8	-	-	15.7	1.5
平均	46.3		119		20.5		31.8	

※平均値はリター層を含まない。

※表中の濃度は、サンプルの採取日の値に減衰補正を行った。

表 5.3.1.2-4 高さ別で採取した生葉・枯葉及びリター層のセシウム 134 の放射能濃度
(スギ壮齢林)

高度 (m)	H23.07.25 採取				H23.11.18 採取			
	生葉		枯葉		生葉		枯葉	
	Cs-134 濃度 (kBq/kg)	誤差	Cs-134 濃度 (kBq/kg)	誤差	Cs-134 濃度 (kBq/kg)	誤差	Cs-134 濃度 (kBq/kg)	誤差
14.2	31.6	1.8	129	3.7	12.8	0.9	23.0	2.3
12.4	56.4	2.3	138	4.7	19.4	1.0	20.5	2.4
10.6	41.8	1.9	67.4	3.4	18.0	1.1	21.6	2.4
9.0	40.7	1.6	139	4.0	24.2	1.2	32.2	2.9
7.2	27.5	1.9	45.5	2.7	生葉なし	-	41.2	2.8
5.5	生葉なし	-	枯葉なし	-	生葉なし	-	枯葉なし	-
3.7	生葉なし	-	枯葉なし	-	生葉なし	-	枯葉なし	-
0.9	生葉なし	-	枯葉なし	-	生葉なし	-	枯葉なし	-
リタ ー	-	-	86.0	2.4	-	-	17.5	1.8
平均	39.6		104		18.6		27.7	

※平均値はリター層を含まない。

※表中の濃度は、サンプルの採取日の値に減衰補正を行った。

表 5.3.1.2-5 高さ別で採取した生葉・枯葉及びリター層のセシウム 137 の放射能濃度
(広葉樹混合林)

高度 (m)	H23.07.25 採取				H23.11.18 採取			
	生葉		枯葉		生葉		枯葉	
	Cs-137 濃度 (kBq/kg)	誤差	Cs-137 濃度 (kBq/kg)	誤差	Cs-137 濃度 (kBq/kg)	誤差	Cs-137 濃度 (kBq/kg)	誤差
13.9	6.4	1.0	枯葉なし	—	4.6	0.5	5.5	0.6
12.0	16.4	0.2	枯葉なし	—	10.1	0.9	11.6	1.9
10.3	7.7	1.2	枯葉なし	—	10.2	0.8	9.5	1.0
8.5	10.3	1.4	枯葉なし	—	7.9	0.7	8.0	0.8
6.7	39.3	1.7	枯葉なし	—	9.4	1.0	8.7	1.4
5.1	7.0	0.7	枯葉なし	—	生葉なし	—	枯葉なし	—
3.3	20.7	2.0	枯葉なし	—	生葉なし	—	枯葉なし	—
0.6	生葉なし	—	枯葉なし	—	生葉なし	—	枯葉なし	—
リター	—	—	413	6.7	—	—	8.6	0.6
平均	15.4	—	—	—	8.5	—	31.9	—

※平均値はリター層を含まない。

※表中の濃度は、サンプルの採取日の値に減衰補正を行った。

表 5.3.1.2-6 高さ別で採取した生葉・枯葉及びリター層のセシウム 134 の放射能濃度
(広葉樹混合林)

高度 (m)	H23.07.25 採取				H23.11.18 採取			
	生葉		枯葉		生葉		枯葉	
	Cs-134 濃度 (kBq/kg)	誤差	Cs-134 濃度 (kBq/kg)	誤差	Cs-134 濃度 (kBq/kg)	誤差	Cs-134 濃度 (kBq/kg)	誤差
13.9	4.6	0.8	枯葉なし	—	5.3	0.6	4.7	0.6
12.0	13.3	1.4	枯葉なし	—	8.1	0.7	12.2	2.1
10.3	10.8	1.3	枯葉なし	—	7.6	0.8	6.0	0.9
8.5	9.3	1.3	枯葉なし	—	5.7	0.7	7.5	0.9
6.7	33.4	1.5	枯葉なし	—	6.8	1.0	6.9	1.3
5.1	7.0	0.6	枯葉なし	—	生葉なし	—	枯葉なし	—
3.3	22.0	1.9	枯葉なし	—	生葉なし	—	枯葉なし	—
0.6	生葉なし	—	枯葉なし	—	生葉なし	—	枯葉なし	—
リター	—	—	349	5.81	—	—	6.9	0.6
平均	14.3	—	—	—	6.7	—	25.4	—

※平均値はリター層を含まない。

※表中の濃度は、サンプルの採取日の値に減衰補正を行った。

③ 林床の放射性セシウムの地表面分布と時間変化

各森林プロットの 49 地点で測定された林床の放射性セシウムの計数率の時間変化を図 5.3.1.2-8 の箱ひげ図に示す。さらに、それぞれの森林における林床の放射性セシウムの計数率の分布状況及び時間経過に伴う計数率の変化の状況を図 5.3.1.2-9～図 5.3.1.2-12 に示す。黒い丸印は放射性セシウムの測定地点を表し、図中の不定形の図形は樹冠の輪郭を表す。

その結果、図 5.3.1.2-9 に示すように、いずれの森林においても、林床で測定された放射性セシウムの計数率は場所によって異なっていた。また、平成 23 年 7 月から平成 24 年 5 月までの期間では、放射性セシウムの計数率の地表面分布のパターンは、時間経過によってほとんど変化しないことが確認された。一方で、各測定地点における計数率の時間変化は、以下のように樹種によって異なることが確認された。

a) スギ若齢林

スギ若齢林では、全体の傾向として、林床におけるセシウム 137 の計数率は、時間経過とともにわずかに増加する傾向が確認された（図 5.3.1.2-8）。他方で、セシウム 134 の計数率については、セシウム 134 の放射壊変による物理的減衰の効果もあり、時間とともに減少する傾向が見られた。

また、各調査時期における林床における放射性セシウムの計数率の分布状況、時間経過に伴う計数率の変化状況について確認したところ、以下の結果が確認された。

- ・第 1 次分布状況等調査時の平成 23 年 7 月 25 日の測定結果において計数率が高かった地点では、その後の調査においても高い計数率が測定された（図 5.3.1.2-9）。
- ・第 1 次分布状況等調査時においては、平成 23 年 7 月から 9 月にかけて、多くの地点でセシウム 137 の計数率が増加傾向を示した。なお、セシウム 137 の計数率が増加傾向を示した地点の多くは樹冠の下で、反対に隣り合う樹冠の間隙（以下、「ギャップ」という）では増加量が小さいか、あるいは減少傾向であることが確認された。一方、平成 23 年 9 月から 11 月末にかけては、ほとんどの地点でセシウム 137 の計数率が減少する傾向を示した（図 5.3.1.2-10）。その後、平成 24 年 5 月にかけて計数率が増加傾向を示し、特に複数の樹冠が重なっている地点で増加量が大きかった。
- ・セシウム 134 の計数率については、第 1 次分布状況等調査時における平成 23 年 7 月から 9 月の期間では、セシウム 137 と同様の時間変化を示す地点が多かったが、場所によっては反対に減少する傾向が見られた（図 5.3.1.2-11、図 5.3.1.2-12）。一方、平成 23 年 10 月から平成 24 年 5 月にかけての期間では、全体的にセシウム 134 の計数率が減少する傾向が見られたが、局所的に増加傾向を示す地点が観測された。

b) スギ壮齢林

スギ壮齢林では、全体の傾向として、林床におけるセシウム 137 の計数率が時間経過とともに顕著に増加していることが確認された（図 5.3.1.2-8）。他方で、セシウム 134 の計数率については、わずかに減少する傾向を示した。また、各調査時期における林床における放射性セシウムの計数率の分布状況、時間経過に伴う計数率の変化状況について確認したところ、以下の結果が確認された。

- ・スギ若齢林と同様に、第 1 次分布状況等調査時の平成 23 年 7 月 25 日の測定結果で計数率が高かった地点では、いずれの測定期間でも高い計数率が測定された（図 5.3.1.2-9）。
- ・平成 23 年 7 月から 9 月にかけて、ほとんどの地点でセシウム 137 の計数率が増加傾向を示した（図 5.3.1.2-10）。なお、セシウム 137 の計数率の増減の状況は、測定期間ごとに異なっており、樹冠の位置との関係は明瞭でなかった。平成 24 年 1 月から 5 月の期間では、ほとんどの地点でセシウム 137 の計数率が増加傾向を示した。

- ・セシウム 134 については、どの期間でも全体的に計数率が減少傾向を示したが、局所的に計数率が增加する地点が見られた（図 5.3.1.2-11、図 5.3.1.2-12）。

c) 広葉樹混合林

広葉樹混合林では、全体の傾向として、林床におけるセシウムの 137 の計数率は、時間経過とともにわずかに減少する傾向（平成 24 年 5 月ではわずかに上昇）が確認された（図 5.3.1.2-8）。また、セシウム 134 の計数率については、顕著に減少する傾向が確認された。また、各調査時期における林床における放射性セシウムの計数率の分布状況、時間経過に伴う計数率の変化状況について確認したところ、以下の結果が確認された。

- ・セシウム 137 の計数率は、平成 23 年夏期（7 月下旬）から冬季（1 月初旬）にかけて減少する傾向を示したが、平成 24 年 5 月には計数率がわずかに増加する傾向が確認された（図 5.3.1.2-9）。
- ・2 期間のセシウム 137 の計数率の比較においては、平成 23 年 10 月末の落葉期、及び平成 23 年 10 月から平成 24 年 5 月にかけて、局所的に林床のセシウム 137 の計数率が增加する地点が確認された（図 5.3.1.2-10）。他方でセシウム 134 の計数率については、いずれの期間においても計数率が減少していることが確認された（図 5.3.1.2-11、図 5.3.1.2-12）。

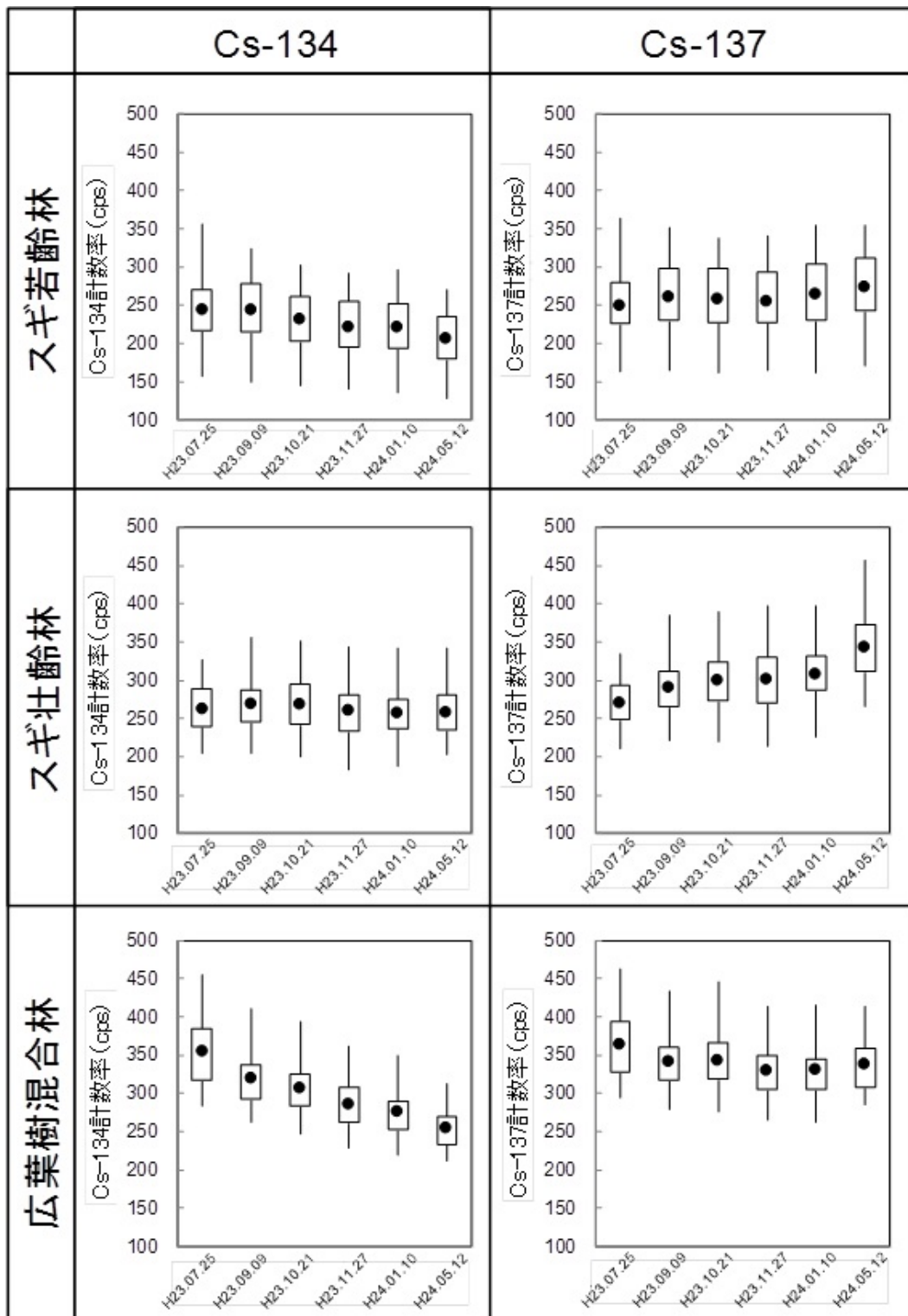


図 5.3.1.2-8 可搬型ゲルマニウム半導体検出器による林床の放射性セシウムの計数率の時間変化
 (図中のバーの上端と下端はそれぞれ49地点中の最大値と最小値を、棒グラフの上端と下端はそれぞれ第3四分位と第1四分位の値(データを昇順に並べた時に、小さい方からを3/4のところ(第3四分位)と1/4のところ(第1四分位)のデータの値)を、黒丸は中央値を表す)
 (第1次分布状況等調査時(平成23年7月~9月時)の結果を含む)

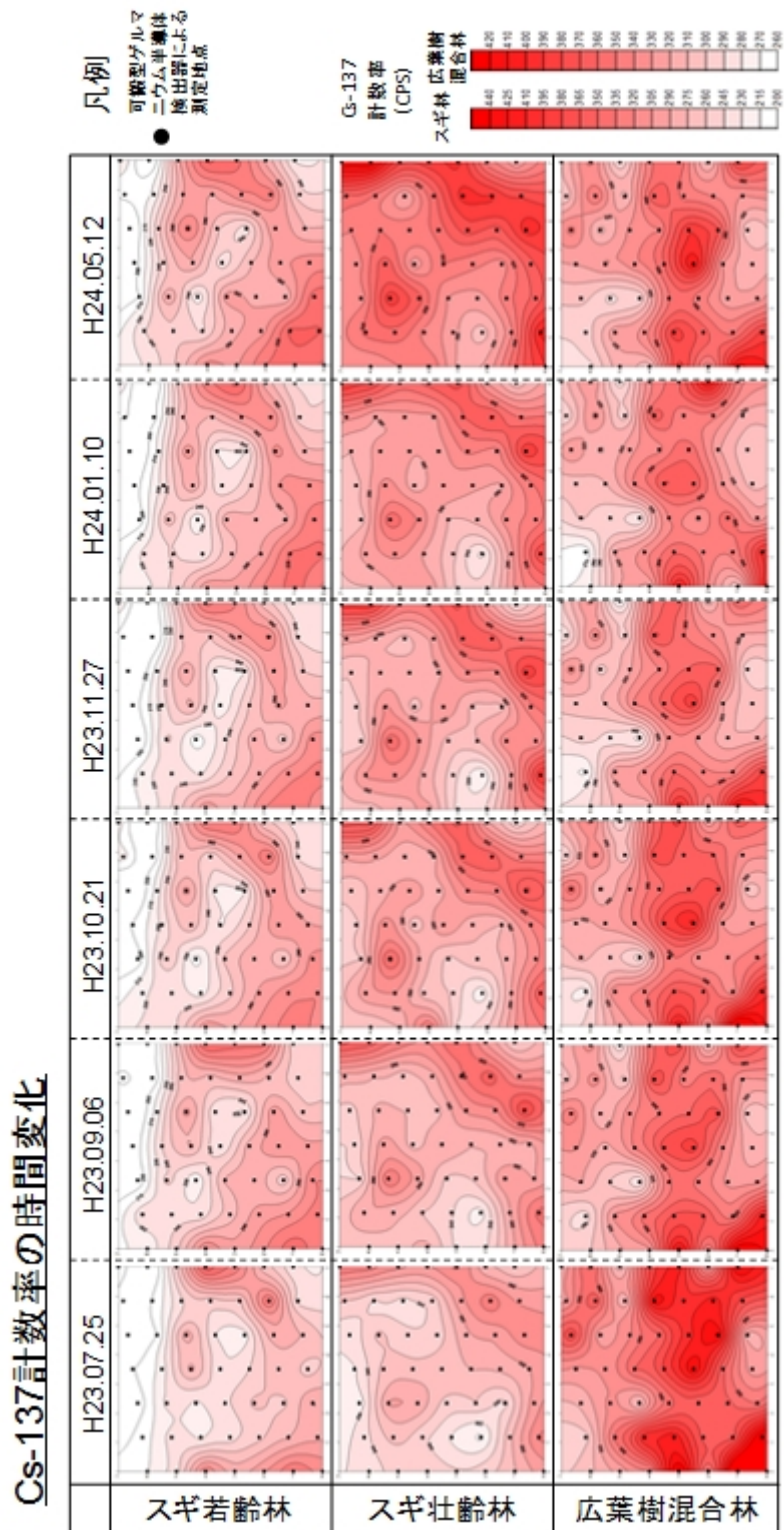


図 5.3.1.2-9 可搬型ゲルマニウム半導体検出器を用いた環境中での測定 (in-situ 測定) による林床のセシウム 137 の地表面分布の変化 (図中の曲線はセシウム 137 計数率の等値線を、黒点は可搬型ゲルマニウム半導体検出器による林床の測定地点を表す) (第 1 次分布状況等調査時 (平成 23 年 7 月~9 月時) の結果を含む)

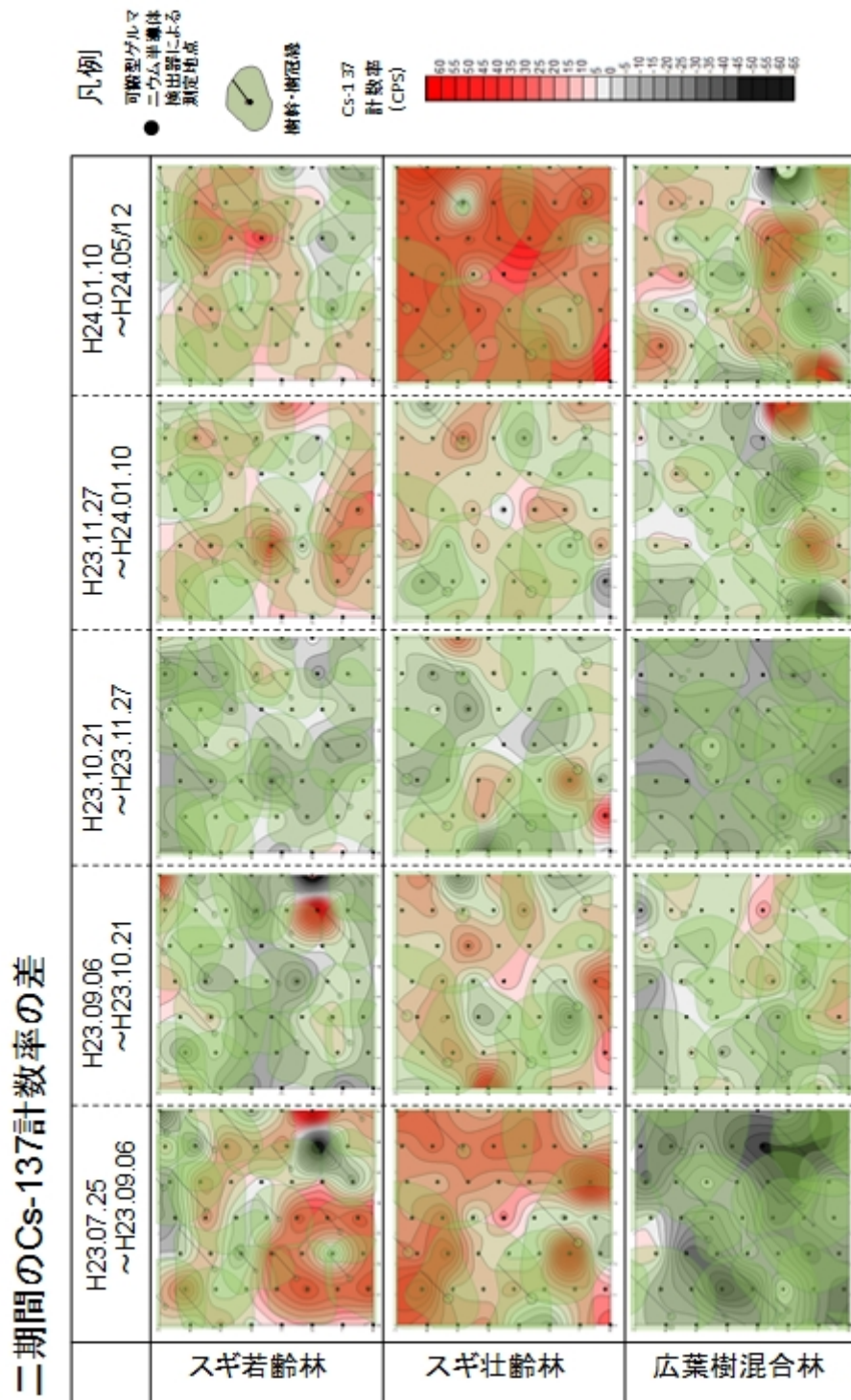


図 5.3.1.2-10 可搬型ゲルマニウム半導体検出器を用いた環境中での測定 (in-situ 測定) によるセシウム 137 計数率の変化 (図中の曲線は 2 期間のセシウム 137 計数率の変化量の等値線を、黒点は可搬型ゲルマニウム半導体検出器による林床測定地点を、緑色の不定形の図形と円は樹冠縁と樹幹の位置を表し、樹幹から伸びる直線は対応する樹冠縁を示す)
(第 1 次分布状況等調査時 (平成 23 年 7 月~9 月時) の結果を含む)

Cs-134計数率の時間変化

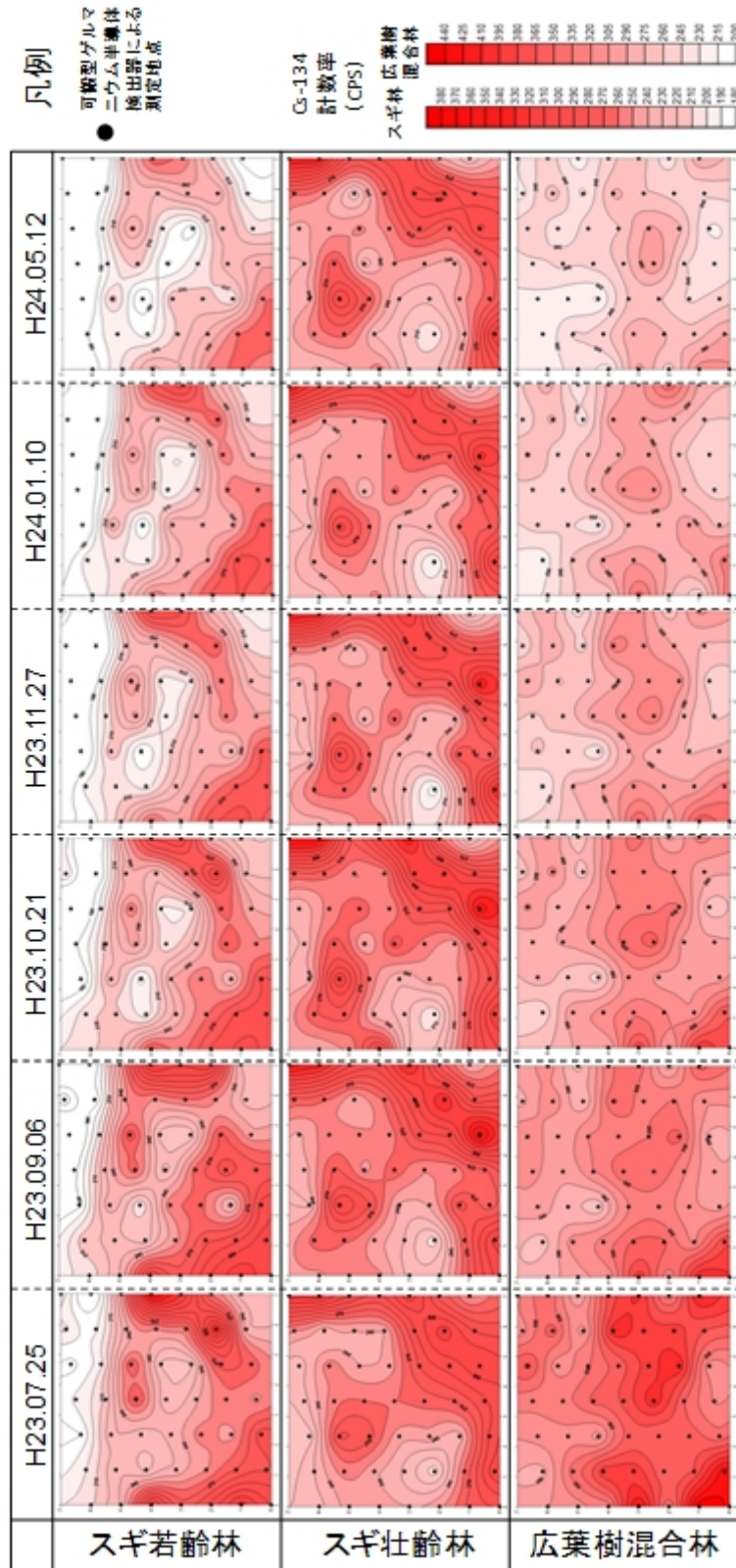


図 5.3.1.2-11 可搬型ゲルマニウム半導体検出器を用いた環境中での測定 (in-situ 測定) による林床のセシウム 134 の地表面分布 (図中の曲線はセシウム 134 計数率の等値線を、黒点は可搬型ゲルマニウム半導体検出器による林床の測定地点を表す) (第 1 次分布状況等調査時 (平成 23 年 7 月～9 月時) の結果を含む)

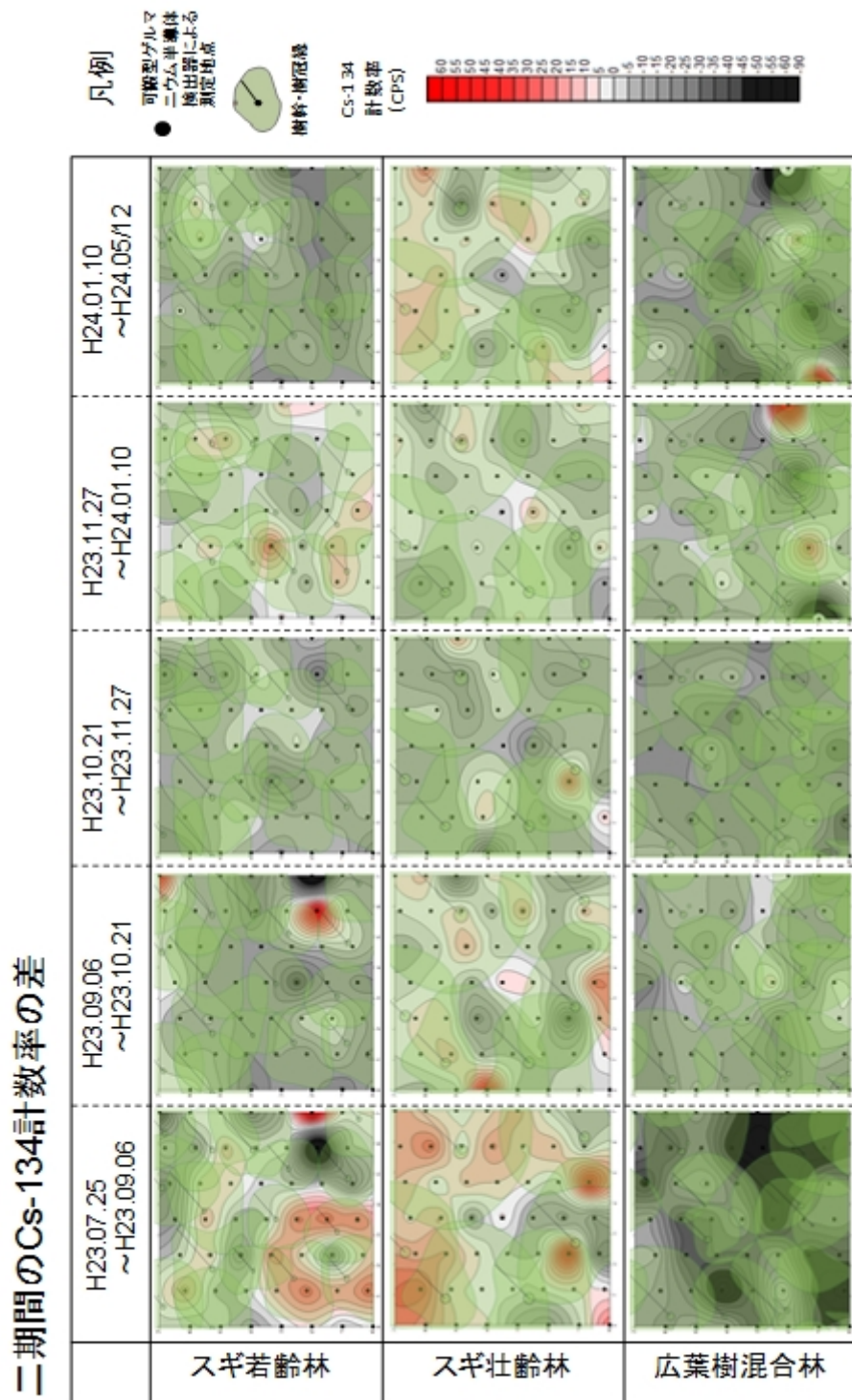


図 5.3.1.2-12 可搬型ゲルマニウム半導体検出器を用いた環境中での測定 (in-situ 測定) によるセシウム 134 計数率の変化 (図中の曲線は 2 期間のセシウム 134 計数率の変化量の等値線を、黒点は可搬型ゲルマニウム半導体検出器による林床測定地点を、緑色の不定形の図形と円は樹冠縁と樹幹の位置を表し、樹幹から伸びる直線は対応する樹冠縁を示す) (第 1 次分布状況等調査時 (平成 23 年 7 月~10 月時) の結果を含む)

④ 森林内の降雨による放射性セシウムの移行状況

それぞれの森林について、林内の7地点（広葉樹混合林のみ6地点）で採取した林内雨及び林内雪の放射性セシウム濃度を捕捉水量によって加重平均した値を表5.3.1.2-7(a)、(b)に示す。なお、第1次分布状況等調査時の平成23年8月23日～8月29日のスギ壮齢林及びスギ若齢林サンプル、平成23年12月28日～平成24年1月12日のスギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林サンプルについては採取された量が少なかったため、場所ごとに回収された全てのサンプルを混合して測定した。なお、広葉樹混合林においては、主要樹種であるコナラ類と松類を分けて回収した。また、平成24年1月12日～1月24日に採取されたものについてはサンプルを持ち帰る段階で混合した可能性があるため、場所ごとにサンプルを混合して測定した。

その結果、表5.3.1.2-7(a)、(b)に示すように、

- ・スギ壮齢林では、平成23年7月3日～12月5日の期間に雨水サンプラーで採集した林内雨中及び平成23年12月28日～平成24年3月23日の期間に雪サンプラーで採集した林内雪に含まれる放射性セシウム濃度において、セシウム134で26.2～421 Bq/L、セシウム137で20.9～454 Bq/Lであった。
- ・スギ林若齢林における雪サンプラーで採集した林内雪に含まれる放射性セシウム濃度は、セシウム134で12.8～836 Bq/L、セシウム137で17.4～1,010 Bq/Lであった。
- ・広葉樹混合林では、平成23年7月8日～12月5日の期間に雨水サンプラーで採集した林内雨中及び平成23年12月28日～平成24年3月23日の期間に雪サンプラーで採集した林内雪に含まれる放射性セシウム濃度において、セシウム134で2.3～108 Bq/L、セシウム137で2.5～120 Bq/Lであった。
- ・平成23年12月28日～平成24年3月23日に林内雪サンプラーで回収されたスギ壮齢林及びスギ若齢林サンプルにおいては、同時期の林内雨サンプルと比較して、所々で放射性セシウム濃度が高くなる傾向が見られた。これは、林内雪サンプルも林内雨と同様に100 μ mメッシュの篩でろ過を行っているが、測定供試料はやや濁っており雪サンプラー内にリターが多量に混入することも多かったためと考えられる。

一方、それぞれの森林において、3本の樹木から採取した樹幹流の放射性セシウムの濃度を捕捉水量によって加重平均した値を表5.3.1.2-8(a)、(b)に示す。

その結果、

- ・スギ壮齢林に設置した個別の雨水サンプラーで得られた樹幹流中の放射性セシウム濃度は、平成23年7月3日～12月5日の間の各期間において、セシウム134では9.7～102 Bq/Lであり、セシウム137では11.8～98.5 Bq/Lであった。
- ・スギ若齢林における樹幹流中の濃度は、セシウム134では15.0～72.1 Bq/Lであり、セシウム137では12.3～71.9 Bq/Lであった。
- ・広葉樹混合林における樹幹流中の濃度は、セシウム134では7.1～61.1 Bq/Lであり、セシウム137では7.2～63.7 Bq/Lであった。これらの濃度は採取された期間ごとにばらつく傾向が見られるが、全体としてはスギ壮齢林及び若齢林で放射性セシウム濃度の値が高く、広葉樹混合林は低い値が見られた。

さらに、スギ林と広葉樹混合林のそれぞれの森林外に設置した2箇所の林外雨に含まれる放射性セシウムの濃度について、捕捉水量によって加重平均した値を表5.3.1.2-9に示す。

その結果、各サンプラーで得られた林外雨に含まれるセシウム137の放射性セシウム濃度は、スギ林では0.34～0.76 Bq/Lであり、広葉樹混合林では0.21～0.31 Bq/Lであった。このように、林外雨に含まれる放射性セシウム濃度は概ね1 Bq/L以下であり、林内雨や樹幹流に比べて放射性セシウムの放射能濃度が非常に低いことが確認された。

表 5. 3. 1. 2-7(a) 林内雨に含まれる放射性セシウム濃度 (スギ壮齢林、若齢林)
(第 1 次分布状況等調査時 (平成 23 年 7 月～9 月時) の測定結果を含む)

期間	スギ壮齢林の林内雨			
	Cs-134 濃度 (Bq/L)	誤差 (±Bq/L)	Cs-137 濃度 (Bq/L)	誤差 (±Bq/L)
H23/07/03 ~ H23/07/10	37.7	8.6	46.6	9.8
H23/07/10 ~ H23/07/23	232	35.0	288	40.6
H23/07/23 ~ H23/08/01	72.0	17.7	84.0	20.3
H23/08/01 ~ H23/08/06	74.4	13.4	81.2	15.0
H23/08/06 ~ H23/08/12	138	18.8	168	22.0
H23/08/12 ~ H23/08/19	243	29.1	310	34.8
H23/08/19 ~ H23/08/23	127	18.2	172	18.2
H23/08/23 ~ H23/08/29	421	10.3	454	10.0
H23/08/29 ~ H23/09/07	404	27.8	446	27.2
H23/09/07 ~ H23/09/23	81.6	13.1	89.1	12.4
H23/09/23 ~ H23/10/08	27.8	8.8	30.7	8.3
H23/10/08 ~ H23/10/21	92.7	12.1	107	11.8
H23/10/21 ~ H23/11/05	48.8	10.4	60.4	11.0
H23/11/05 ~ H23/11/12	49.4	10.4	46.9	8.7
H23/11/12 ~ H23/11/21	44.1	10.5	42.6	9.0
H23/11/21 ~ H23/12/05	49.2	9.7	48.2	8.2
H23/12/28 ~ H24/01/12	47.1	3.8	48.0	3.3
H24/01/12 ~ H24/01/24	26.2	3.1	20.9	2.6
H24/01/24 ~ H24/02/07	182	26.7	184	24.3
H24/02/07 ~ H24/02/28	101	13.1	110	12.1
H24/02/28 ~ H24/03/09	64.6	10.5	71.9	9.6
H24/03/09 ~ H24/03/23	71.5	11.5	80.3	10.8

期間	スギ若齢林の林内雨			
	Cs-134 濃度 (Bq/L)	誤差 (±Bq/L)	Cs-137 濃度 (Bq/L)	誤差 (±Bq/L)
H23/07/03 ~ H23/07/10	12.8	6.5	17.4	7.7
H23/07/10 ~ H23/07/23	176	16.1	184	18.4
H23/07/23 ~ H23/08/01	54.1	14.3	72.6	16.2
H23/08/01 ~ H23/08/06	96.7	16.0	98.1	18.3
H23/08/06 ~ H23/08/12	103	15.2	106	17.7
H23/08/12 ~ H23/08/19	73.7	12.4	88.6	14.7
H23/08/19 ~ H23/08/23	48.5	8.9	66.7	10.9
H23/08/23 ~ H23/08/29	836	14.4	1010	14.8
H23/08/29 ~ H23/09/07	117	15.9	129	15.5
H23/09/07 ~ H23/09/23	27.8	9.3	30.9	8.6
H23/09/23 ~ H23/10/08	18.3	8.1	28.6	7.6
H23/10/08 ~ H23/10/21	50.2	9.9	54.1	9.3
H23/10/21 ~ H23/11/05	53.7	11.7	63.7	12.1
H23/11/05 ~ H23/11/12	28.7	8.8	31.1	7.7
H23/11/12 ~ H23/11/21	25.0	8.9	23.8	7.7
H23/11/21 ~ H23/12/05	33.8	8.7	32.5	7.3
H23/12/28 ~ H24/01/12	207	5.6	207	5.2
H24/01/12 ~ H24/01/24	40.0	3.6	38.2	3.1
H24/01/24 ~ H24/02/07	187	16.7	216	16.5
H24/02/07 ~ H24/02/28	78.2	12.0	89.2	11.2
H24/02/28 ~ H24/03/09	209	16.8	240	16.0
H24/03/09 ~ H24/03/23	85.4	12.8	96.1	12.0

※太字で表された部分は林内雪サンプラーで採取された水サンプルの放射性セシウム濃度の値を示す。

表 5.3.1.2-7(b) 林内雨に含まれる放射性セシウム濃度（広葉樹混合林）
（第1次分布状況等調査時（平成23年7月～9月時）の測定結果を含む）

期間	広葉樹混合林の林内雨			
	Cs-134 濃度 (Bq/L)	誤差 (±Bq/L)	Cs-137 濃度 (Bq/L)	誤差 (±Bq/L)
H23/07/03 ~ H23/07/10	40.1	8.7	48.4	10.0
H23/07/10 ~ H23/07/23	26.4	8.3	29.0	9.3
H23/07/23 ~ H23/08/01	13.1	8.8	14.3	9.9
H23/08/01 ~ H23/08/06	31.8	8.3	37.0	9.3
H23/08/06 ~ H23/08/12	69.6	11.1	81.4	12.7
H23/08/12 ~ H23/08/19	32.0	8.1	39.5	9.5
H23/08/19 ~ H23/08/23	8.1	5.1	12.2	6.2
H23/08/23 ~ H23/08/29	108	11.2	120	10.5
H23/08/29 ~ H23/09/07	38.0	8.6	42.3	8.2
H23/09/07 ~ H23/09/23	3.6	4.6	6.1	5.2
H23/09/23 ~ H23/10/08	4.1	5.1	4.8	5.0
H23/10/08 ~ H23/10/21	23.9	7.3	26.1	6.8
H23/10/21 ~ H23/11/05	12.8	6.0	13.8	5.1
H23/11/05 ~ H23/11/12	7.6	5.8	9.5	4.8
H23/11/12 ~ H23/11/21	13.6	6.5	14.8	5.6
H23/11/21 ~ H23/12/05	9.8	5.6	8.6	4.6
H23/12/28 ~ H24/01/12	74.1	6.0	78.7	5.5
H24/01/12 ~ H24/01/24	3.0	1.9	2.5	1.6
H24/01/24 ~ H24/02/07	19.3	6.1	23.5	5.6
H24/02/07 ~ H24/02/28	4.0	4.3	4.5	3.9
H24/02/28 ~ H24/03/09	2.3	3.4	4.0	4.3
H24/03/09 ~ H24/03/23	12.4	5.1	13.3	4.6

※太字で表された部分は林内雪サンプラーで採取された水サンプルの放射性セシウム濃度の値を示す。※斜体で表された部分は参考値である（検出限界値以下の値を含む）。

表 5.3.1.2-8(a) 樹幹流に含まれる放射性セシウムの濃度（スギ壮齢林）
（第1次分布状況等調査時（平成23年7月～9月時）の測定結果を含む）

期間	スギ壮齢林の樹幹流			
	Cs-134 濃度 (Bq/L)	誤差 (±Bq/L)	Cs-137 濃度 (Bq/L)	誤差 (±Bq/L)
H23/07/03 ~ H23/07/23	26.5	4.1	33.2	4.6
H23/07/23 ~ H23/08/19	62.6	9.6	84.9	11.4
H23/08/19 ~ H23/08/23	32.3	5.8	34.4	5.6
H23/08/23 ~ H23/09/07	82.6	9.0	85.0	8.9
H23/09/07 ~ H23/09/23	15.0	4.5	11.8	3.9
H23/09/23 ~ H23/10/08	ND	-	12.8	4.2
H23/10/08 ~ H23/10/21	45.8	7.0	45.7	6.5
H23/10/21 ~ H23/11/05	68.0	8.6	68.0	8.9
H23/11/05 ~ H23/11/12	102	8.3	98.5	7.7
H23/11/12 ~ H23/11/21	63.9	7.0	62.9	6.1
H23/11/21 ~ H23/12/05	32.7	5.9	31.7	5.1

表 5.3.1.2-8(b) 樹幹流に含まれる放射性セシウム濃度（スギ若齢林、広葉樹混合林）
（第1次分布状況等調査時（平成23年7月～9月時）の測定結果を含む）

期間	スギ若齢林の樹幹流			
	Cs-134 濃度 (Bq/L)	誤差 (±Bq/L)	Cs-137 濃度 (Bq/L)	誤差 (±Bq/L)
H23/07/03 ~ H23/07/23	27.2	4.0	29.4	4.5
H23/07/23 ~ H23/08/19	42.1	6.1	45.6	7.0
H23/08/19 ~ H23/08/23	22.1	5.1	17.2	4.4
H23/08/23 ~ H23/09/07	64.4	7.4	56.2	6.7
H23/09/07 ~ H23/09/23	15.0	4.6	12.3	4.0
H23/09/23 ~ H23/10/08	17.6	3.9	21.2	3.8
H23/10/08 ~ H23/10/21	43.8	8.5	41.3	7.0
H23/10/21 ~ H23/11/05	50.9	6.8	48.5	5.7
H23/11/05 ~ H23/11/12	72.1	7.3	71.9	6.4
H23/11/12 ~ H23/11/21	45.2	6.0	43.7	5.2
H23/11/21 ~ H23/12/05	34.7	5.8	31.6	5.0

期間	広葉樹混合林の樹幹流			
	Cs-134 濃度 (Bq/L)	誤差 (±Bq/L)	Cs-137 濃度 (Bq/L)	誤差 (±Bq/L)
H23/07/08 ~ H23/07/23	18.7	3.1	22.5	3.5
H23/07/23 ~ H23/08/19	40.2	6.2	44.4	7.0
H23/08/19 ~ H23/08/23	10.3	4.0	9.1	3.5
H23/08/23 ~ H23/09/07	6.7	1.8	7.2	2.0
H23/09/07 ~ H23/09/23	11.4	4.3	10.1	3.4
H23/09/23 ~ H23/10/08	7.1	2.2	10.7	2.3
H23/10/08 ~ H23/10/21	31.1	4.9	25.8	3.9
H23/10/21 ~ H23/11/05	61.1	6.0	63.7	5.0
H23/11/05 ~ H23/11/12	30.8	5.4	32.5	4.7
H23/11/12 ~ H23/11/21	24.4	5.1	26.0	4.5
H23/11/21 ~ H23/12/05	ND	-	14.5	4.0

表 5.3.1.2-9 林外雨に含まれる放射性セシウムの濃度
（第1次分布状況等調査時（平成23年7月～9月時）の測定結果）

期間	スギ林サイトの林外雨			
	Cs-134 濃度 (Bq/L)	誤差 (±Bq/L)	Cs-137 濃度 (Bq/L)	誤差 (±Bq/L)
H23/07/15 ~ H23/07/23	0.59	0.02	0.76	0.03
H23/07/23 ~ H23/08/01	0.50	0.01	0.52	0.02
H23/08/01 ~ H23/08/06	0.42	0.02	0.34	0.02

期間	広葉樹混合林サイトの林外雨			
	Cs-134 濃度 (Bq/L)	誤差 (±Bq/L)	Cs-137 濃度 (Bq/L)	誤差 (±Bq/L)
H23/07/14 ~ H23/07/23	0.27	0.02	0.27	0.02
H23/07/23 ~ H23/08/01	0.08	0.01	0.21	0.02
H23/08/01 ~ H23/08/06	0.29	0.02	0.31	0.02

⑤ 集中豪雨に伴う林内雨に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の変化の状況

集中豪雨等により林内雨に含まれる放射性セシウム変化を確認するため、およそ1週間ごとの林内雨の雨量と放射性セシウム濃度の関係を調査した。その結果、図5.3.1.2-13に見られるように、いずれの森林でも林内雨に含まれる放射性セシウム濃度は林内雨によらず一定であるが、林内雨量が少ないところでは、スギ壮齢林および若齢林でばらつきが大きいことが確認された。このことは、樹冠遮断量が多い地点では、雨水が樹冠のどの位置を通過したかによって、林内雨の放射性セシウムの放射能濃度に変化する可能性を表している。また、林内雨量に含まれる放射性セシウムの存在量を求めた上で、林内雨量と林内雨に含まれる放射性セシウムの存在量の関係について確認した。その結果、図5.3.1.2-14(a)、(b)のグラフから見られるように、いずれの森林においても、林内雨に含まれる放射性セシウムの存在量は、ある程度(10mm)以上の降雨量であれば大きく変化しない傾向が確認された。このことから、森林に付着した放射性セシウムは、大量の雨によって流されるとは必ずしも言えないことが確認された。

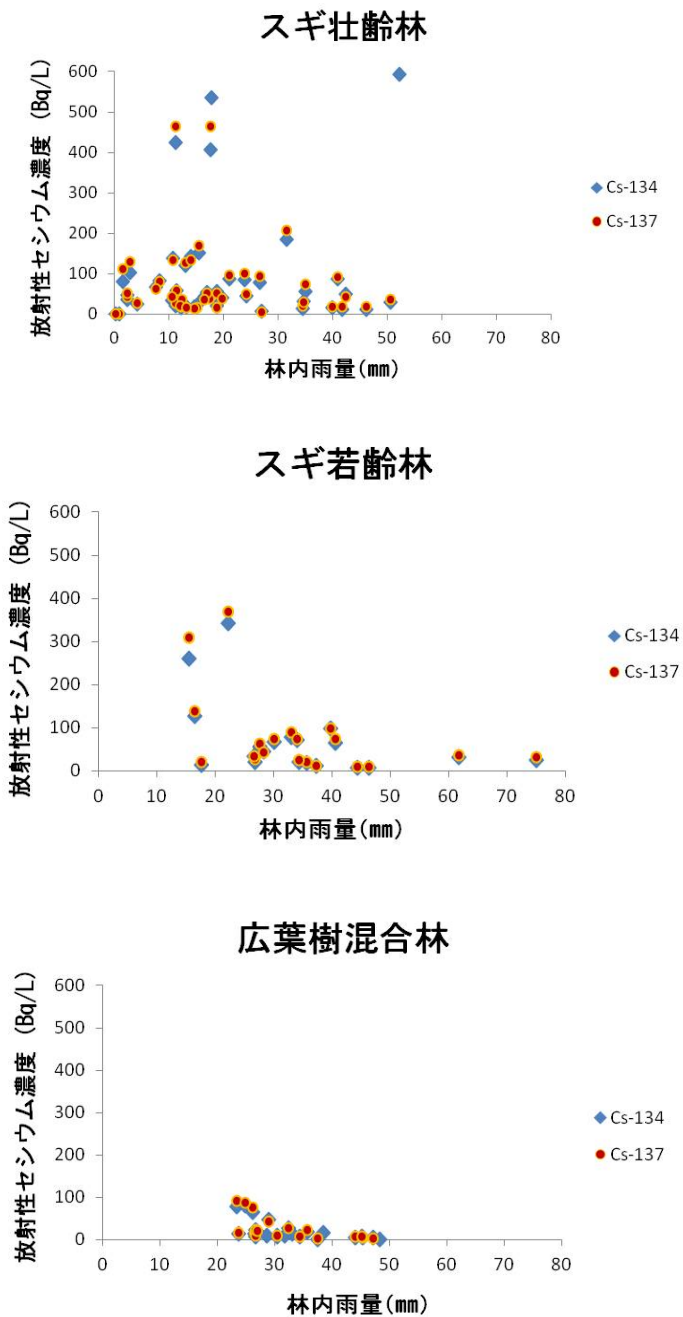


図 5.3.1.2-13 平成 23 年 8 月 23 日～12 月 5 日の期間内の林内雨量と放射性セシウム濃度の関係
(第 1 次分布状況等調査時 (平成 23 年 7 月～9 月時) の測定結果を含む)

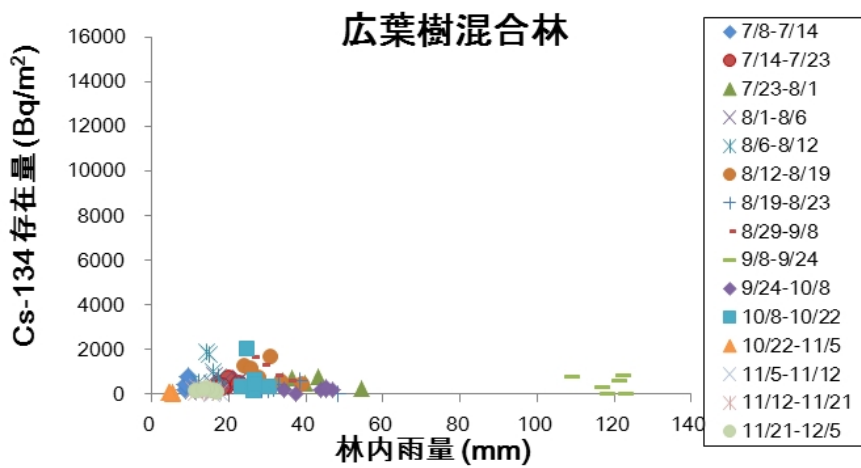
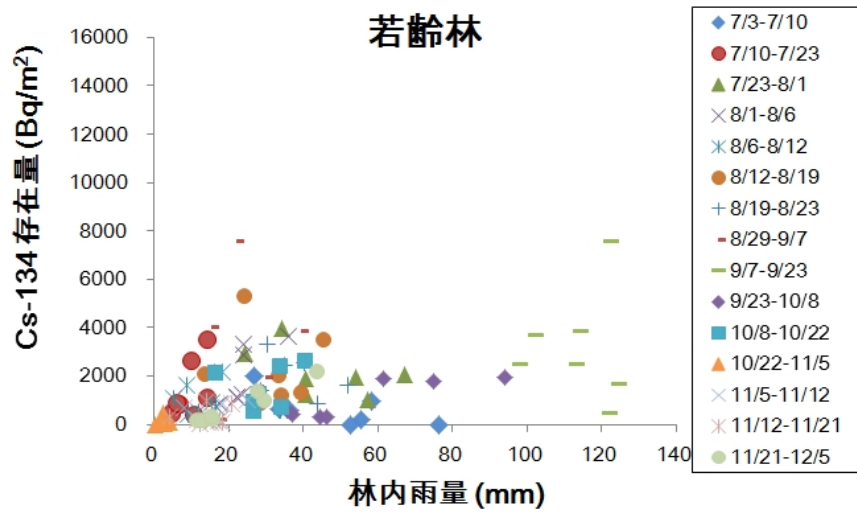
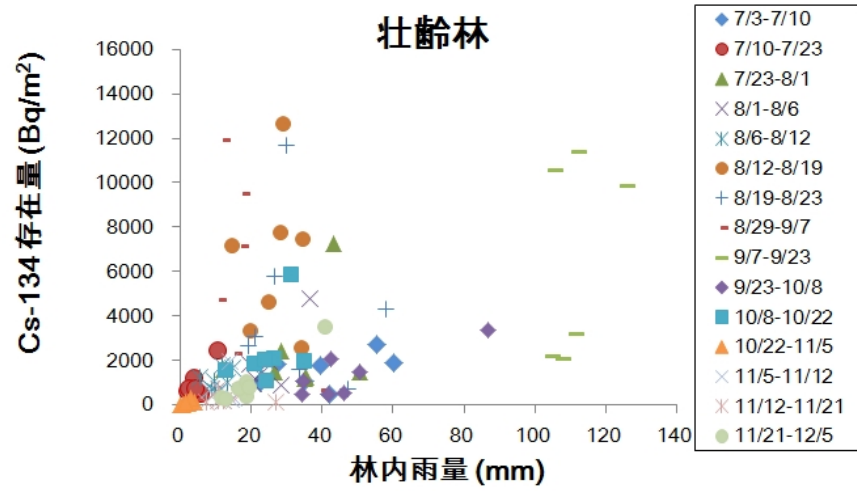


図 5.3.1.2-14(a) 各期間の林内雨量と林内雨に含まれるセシウム 134 の存在量との関係
(第 1 次分布状況等調査時 (平成 23 年 7 月～9 月時) の測定結果を含む)

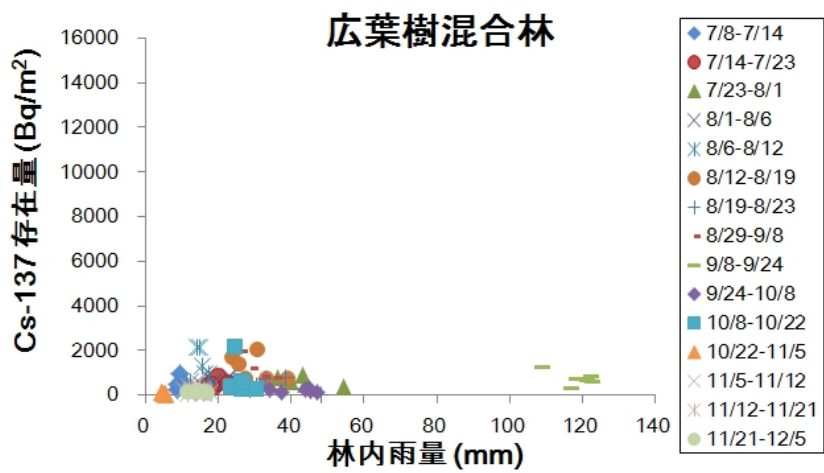
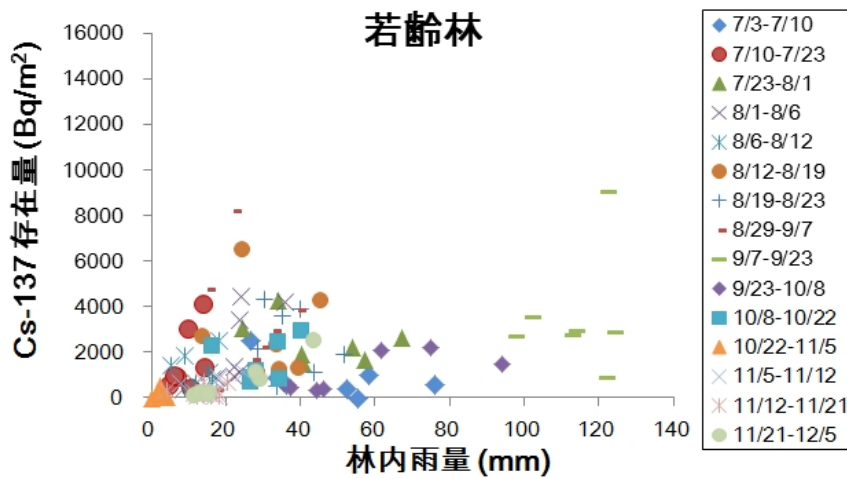
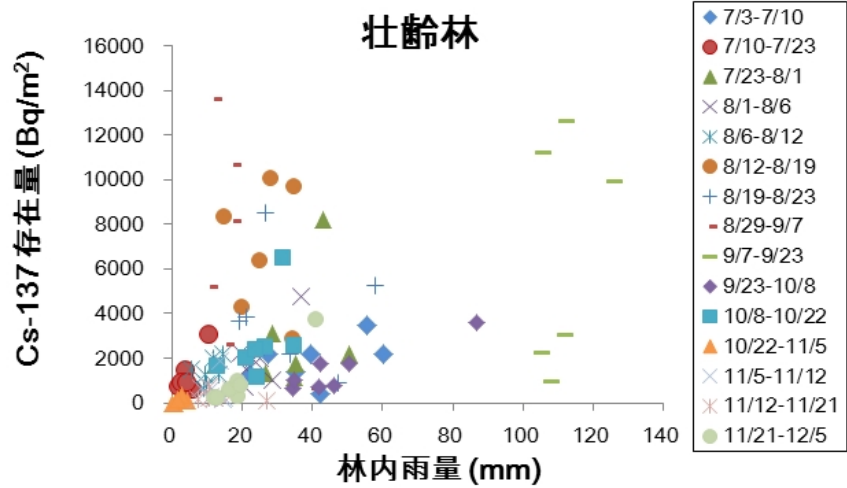


図 5.3.1.2-14(b) 各期間の林内雨量と林内雨に含まれるセシウム 137 の存在量との関係
(第 1 次分布状況等調査時 (平成 23 年 7 月～9 月時) の測定結果を含む)

第1次分布状況等調査時の平成23年7月10日～9月7日の林内雨、平成23年9月7日～12月5日の林内雨、及び平成23年12月28日～平成24年3月23日の林内雪における放射性セシウム濃度を図5.3.1.2-15(a)、(b)の箱ひげ図に示す。その結果、広葉樹混合林では3時期を通して放射性セシウム濃度に大きな違いは見られないが、スギ壮齢林及びスギ若齢林では9月7日～12月5日の放射性セシウム濃度が前後の時期より低かった。スギ若齢林では12月28日以降の濃度がより高く、スギ壮齢林では9月7日以前の濃度がより高かった。

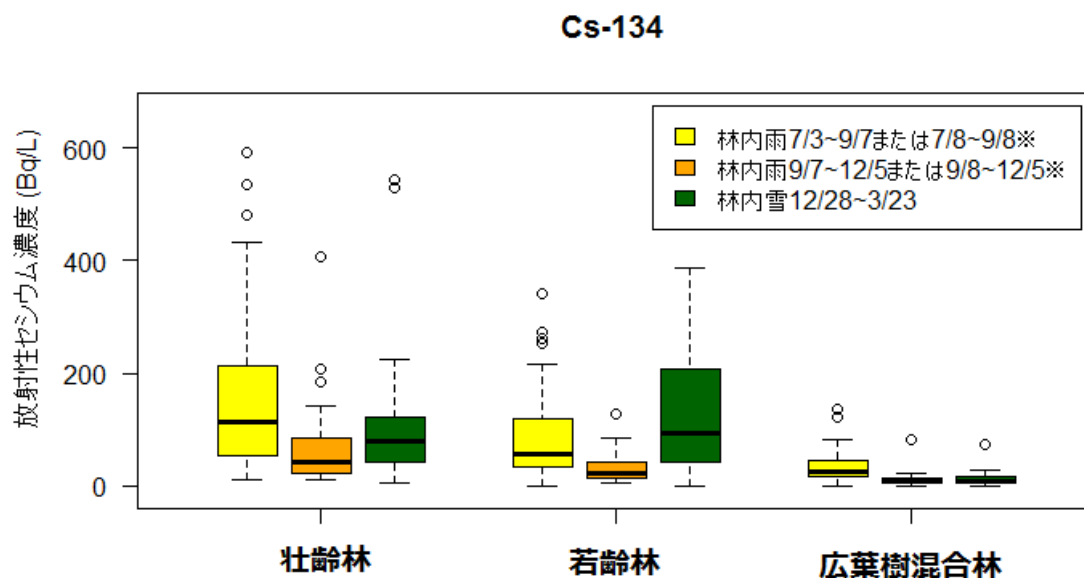


図5.3.1.2-15(a) 期間ごとにおける林内雨及び林内雪のセシウム134濃度
 (※林内雨はスギ林壮齢林及び若齢林でH23/7/3～9/7及びH23/9/7～12/5に、広葉樹混合林はH23/7/8～9/8及びH23/9/8～12/5に採取)

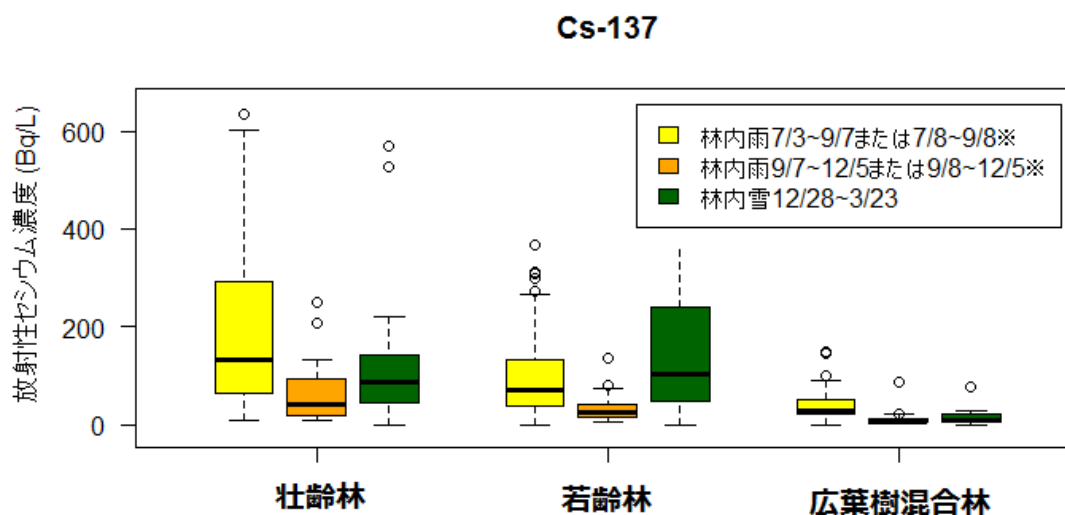


図5.3.1.2-15(b) 期間ごとにおける林内雨及び林内雪のセシウム137濃度
 (※林内雨はスギ林壮齢林及び若齢林でH23/7/3～9/7及びH23/9/7～12/5に、広葉樹混合林はH23/7/8～9/8及びH23/9/8～12/5に採取)

⑥ 森林内の落葉等（リター）の放射能濃度

それぞれの森林において、林内の3箇所、第1次分布状況等調査時を含めて採取したリターについて核種分析を行った。結果を表5.3.1.2-10(a)、(b)に示す。

その結果、

- ・針葉樹林のスギ壮齢林においては、3箇所ともリターの放射性セシウムの放射能濃度の推移が類似しており、時間経過とともに濃度が低下する傾向を示すことが確認された。また、スギ壮齢林-1及び壮齢林-2では平成23年8月19日～9月23日に採取した試料の濃度が最も高い値を示した(セシウム134で393-475 kBq/kg、セシウム137で477-574 kBq/kg)。またスギ若齢林のうち、若齢林-3は、時間経過とともにリターの放射性セシウム濃度が減少しており、壮齢林と似た濃度の推移を示した。
- ・広葉樹混合林においては、広葉樹混合林を構成する広葉樹と、松の葉に分けて測定した。これらを分けて測定した理由として、広葉樹は落葉樹であるため福島第一原発の事故発生時には落葉していたが、松は常緑樹であるため同事故発生時にも葉が残存していたと考えられることから、それぞれの葉に付着している放射性セシウムの濃度が異なると考えられたためである。広葉樹混合林においては、広葉樹-1と広葉樹-2のリターの放射性セシウムの濃度の推移が類似しており、放射性セシウムの移行状況が同様な傾向を示していることが確認された。また、平成23年7月31日～8月19日に採取した試料の濃度が高い傾向を示した(セシウム134で109-221 kBq/kg、セシウム137で121-273 kBq/kg)。リターにおける松サンプルは3箇所とも放射性セシウムの濃度の推移が類似しており、広葉樹の葉と比べて放射性セシウム濃度が高く、濃度の時間変化が小さい傾向を示していることが確認された。平成23年9月24日～12月5日は、広葉樹よりも松のリターのほうが放射性セシウムの放射能濃度が高く推移していることが確認された。平成23年12月5日～平成24年3月9日には、不検出の試料が認められた。

また、各期間における落葉量(総乾燥重量)を比較した結果、針葉樹林のスギ壮齢林では平成23年9月23日～平成24年4月13日に総乾燥重量が大きく落葉が認められ、平成23年11月12日～12月5日、平成24年3月8日～4月13日においても大きな値を示した。また、スギ若齢林では壮齢林よりやや落葉の開始が遅く、平成23年11月12日～平成24年4月13日に落葉が認められた。一方、広葉樹混合林では、広葉樹の落葉は平成23年8月19日～12月5日に顕著に多くなり、12月5日以降は落葉量が減少した。松では平成23年10月21日～12月5日の落葉量が最も大きい値を示したが、各採取期間を通して落葉量は広葉樹と比べて小さかった。

表 5.3.1.2-10(a) リター試料 放射能濃度測定結果
(セシウム 134 及びセシウム 137 ; 平成 23 年 7 月 3 日～平成 24 年 4 月 13 日)

放射能濃度										
針葉樹林										
壮齡林-1						若齡林-1				
採取日	総乾燥 重量(g)	Cs-134		Cs-137		総乾燥 重量(g)	Cs-134		Cs-137	
		kBq/kg	誤差 +/-	kBq/kg	誤差 +/-		kBq/kg	誤差 +/-	kBq/kg	誤差 +/-
H23/7/31	5.11	86.2	4.1	97.9	4.6	1.36	102	7.9	98.8	8.1
H23/8/19	2.53	334	10.4	392	11.7	2.88	139	6.5	164	7.5
H23/9/23	4.09	394	9.6	477	10.0	5.38	73.0	3.9	87.5	4.1
H23/10/21	41.3	129	3.3	139	3.2	4.50	94.9	4.4	112	4.7
H23/11/5	29.7	75.4	2.6	64.2	2.0	14.1	54.9	2.3	68.3	2.5
H23/11/12	4.63	64.0	3.5	81.1	3.8	2.26	18.0	2.5	28.3	2.9
H23/11/19	56.8	26.1	1.6	23.4	1.3	63.8	66.8	2.8	55.9	2.1
H23/12/5	119	50.0	2.3	44.9	1.8	113	89.5	3.3	71.4	2.5
H23/12/28	28.2	49.3	2.3	40.4	1.8	79.5	84.4	3.2	77.1	2.6
H24/2/7	24.1	52.8	2.7	52.4	2.4	91.9	95.0	3.3	101	3.1
H24/3/8	37.1	57.3	2.4	51.0	2.0	18.7	80.5	3.3	66.0	2.6
H24/4/13	95.9	43.4	1.9	48.3	1.8	25.1	75.6	2.6	69.2	2.2

壮齡林-2						若齡林-2				
採取日	総乾燥 重量(g)	Cs-134		Cs-137		総乾燥 重量 (g)	Cs-134		Cs-137	
		kBq/kg	誤差 +/-	kBq/kg	誤差 +/-		kBq/kg	誤差 +/-	kBq/kg	誤差 +/-
H23/7/31	3.63	191	6.8	216	7.6	4.38	74.3	3.8	93.3	4.4
H23/8/19	3.07	401	10.7	493	12.3	8.65	90.8	3.5	106	4.0
H23/9/23	8.51	475	7.6	574	7.9	3.45	96.2	5.0	109	5.0
H23/10/21	42.2	94.2	2.8	103	2.7	13.7	30.4	1.7	43.4	1.9
H23/11/5	39.9	49.1	1.8	39.0	1.3	3.86	23.4	2.2	28.5	2.3
H23/11/12	3.90	36.2	2.7	45.2	2.9	11.3	64.2	2.5	86.3	2.8
H23/11/19	232	30.9	1.8	26.4	1.4	26.8	20.9	1.4	19.5	1.2
H23/12/5	188	23.4	1.7	20.1	1.3	47.3	117	3.5	100	2.7
H23/12/28	57.6	43.0	2.2	38.9	1.8	75.8	57.9	2.9	54.1	2.4
H24/2/7	20.0	49.9	2.6	48.4	2.3	77.7	183	3.7	189	3.5
H24/3/8	37.8	102	2.9	91.9	2.4	18.5	59.7	2.6	60.0	2.3
H24/4/13	266	45.6	1.9	43.3	1.6	25.2	59.2	2.1	68.9	2.1

壮齡林-3						若齡林-3				
採取日	総乾燥 重量(g)	Cs-134		Cs-137		総乾燥 重量 (g)	Cs-134		Cs-137	
		kBq/kg	誤差 +/-	kBq/kg	誤差 +/-		kBq/kg	誤差 +/-	kBq/kg	誤差 +/-
H23/7/31	10.9	72.3	2.6	88.1	3.1	8.31	105	3.6	106	3.9
H23/8/19	2.76	249	9.1	299	10.5	3.64	238	7.6	262	8.3
H23/9/23	17.6	113	3.2	119	3.0	4.52	249	7.3	296	7.5
H23/10/21	18.0	60.0	2.5	56.2	2.1	4.30	220	6.8	253	7.1
H23/11/5	13.3	57.9	2.4	74.8	2.6	2.39	123	6.0	138	6.1
H23/11/12	3.20	46.5	3.5	62.8	3.9	1.90	61.9	5.0	77.0	5.5
H23/11/19	80.8	22.9	1.6	19.8	1.3	48.0	158	3.9	148	3.2
H23/12/5	150	60.0	2.7	46.2	1.9	16.1	78.3	2.9	93.2	2.9
H23/12/28	32.2	55.4	2.4	46.2	1.9	174	53.1	2.8	51.4	2.4
H24/2/7	18.1	55.3	3.0	48.6	2.4	51.1	86.5	3.2	73.4	2.5
H24/3/8	41.4	72.6	2.6	75.3	2.3	24.1	64.0	2.5	59.3	2.1
H24/4/13	263	34.6	1.7	35.5	1.6	22.2	46.5	2.1	53.9	2.1

表 5. 3. 1. 2-10(b) リター試料 放射能濃度測定結果
(セシウム 134 及びセシウム 137 ; 平成 23 年 7 月 3 日～平成 24 年 4 月 13 日)

放射能濃度										
広葉樹混合林										
採取日	広葉樹-1					松-1				
	総乾燥 重量(g)	Cs-134		Cs-137		総乾燥 重量(g)	Cs-134		Cs-137	
		kBq/kg	誤差 +/-	kBq/kg	誤差 +/-		kBq/kg	誤差 +/-	kBq/kg	誤差 +/-
H23/7/31	5.25	66.0	3.6	73.5	3.9	0.00	0.0	0.0	0.0	0.0
H23/8/19	4.13	109	5.2	121	5.8	2.06	60.0	5.4	81.6	6.6
H23/9/24	17.9	57.7	2.2	63.9	2.1	6.90	87.3	3.7	107	3.9
H23/10/21	20.6	18.7	1.3	18.5	1.2	2.89	63.1	4.2	74.5	4.3
H23/11/5	41.8	12.4	0.9	13.2	0.8	42.8	100	2.8	93.1	2.3
H23/11/12	57.1	21.3	1.2	19.6	1.0	12.0	66.6	2.5	85.4	2.8
H23/11/19	56.4	7.4	0.8	5.5	0.5	12.5	76.7	2.8	79.5	2.8
H23/12/5	69.0	18.3	1.6	16.1	1.3	5.77	87.4	3.9	118	4.6
H23/12/28	6.41	35.3	2.4	46.8	2.8	0.46	N.D.	N.D.	51.4	8.5
H24/1/24	1.03	28.6	4.9	43.1	6.1	0.30	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
H24/3/9	3.54	26.1	2.7	39.6	3.4	0.37	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

採取日	広葉樹-2					松-2				
	総乾燥 重量(g)	Cs-134		Cs-137		総乾燥 重量(g)	Cs-134		Cs-137	
		kBq/kg	誤差 +/-	kBq/kg	誤差 +/-		kBq/kg	誤差 +/-	kBq/kg	誤差 +/-
H23/7/31	6.99	79.3	3.4	102	4.2	0.00	0.0	0.0	0.0	0.0
H23/8/19	6.00	221	10.2	273	12.0	1.98	107	7.1	130	8.3
H23/9/24	38.5	104	2.7	80.3	2.0	6.47	94.8	3.8	102	3.8
H23/10/21	24.2	26.0	1.6	21.2	1.2	3.79	67.6	3.8	74.7	3.8
H23/11/5	49.7	14.1	1.0	13.5	0.9	36.4	115	3.1	95.3	2.3
H23/11/12	37.0	22.9	1.3	20.5	1.0	8.99	89.7	3.3	103	3.4
H23/11/19	52.7	11.2	1.2	9.5	1.0	10.8	85.4	3.2	101	3.3
H23/12/5	37.0	10.7	1.2	8.9	0.9	4.94	73.1	3.8	105	4.5
H23/12/28	15.2	30.6	1.6	41.8	1.8	0.39	N.D.	N.D.	62.5	8.4
H24/1/24	8.13	57.0	2.7	80.5	3.3	0.51	62.8	9.6	N.D.	N.D.
H24/3/9	2.33	67.0	4.0	88.1	4.7	0.38	N.D.	N.D.	37.9	7.8

採取日	広葉樹-3					松-3				
	総乾燥 重量(g)	Cs-134		Cs-137		総乾燥 重量(g)	Cs-134		Cs-137	
		kBq/kg	誤差 +/-	kBq/kg	誤差 +/-		kBq/kg	誤差 +/-	kBq/kg	誤差 +/-
H23/7/31	9.27	47.3	2.2	58.0	2.6	0.00	0.0	0.0	0.0	0.0
H23/8/19	12.7	46.7	2.0	52.7	2.3	2.83	104	5.9	112	6.5
H23/9/24	24.6	44.0	1.7	48.5	1.6	9.72	91.6	3.3	112	3.5
H23/10/21	20.4	23.7	1.3	29.4	1.3	6.02	82.4	3.5	106	3.9
H23/11/5	45.7	24.3	1.3	22.1	1.0	40.5	116	3.1	100	2.4
H23/11/12	40.9	19.5	1.2	14.8	0.9	8.96	71.3	2.8	85.9	3.0
H23/11/19	48.4	N.D.	N.D.	8.3	0.9	16.7	81.6	2.8	99.6	2.9
H23/12/5	62.7	14.0	1.5	12.1	1.2	9.54	74.2	2.9	88.4	3.1
H23/12/28	66.9	27.3	1.7	26.3	1.4	0.85	N.D.	N.D.	82.4	8.4
H24/1/24	2.96	26.3	3.0	42.6	3.8	0.67	N.D.	N.D.	80.5	8.6
H24/3/9	1.18	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

⑦ 森林内の落葉等（リター）による放射性セシウムの沈着量（インベントリ）の算出結果

採取した森林内の落葉等（リター）の試料（第1次分布状況等調査時の採取分含む）の重量及び放射性セシウムの放射能濃度から、森林内の落葉等による放射性セシウムの沈着量（インベントリ）を算出した。結果を表5.3.1.2-11(a)(b)に示す。

その結果、

- ・針葉樹林のスギ壮齢林では、平成23年11月19日～12月5日と平成24年3月8日～4月13日の期間に積もった森林内の落葉等（リター）において、放射性セシウムの沈着量が高い値を示し、壮齢林-2では、平成24年3月8日～4月13日の期間に積もった森林内の落葉等（リター）において放射性セシウムの沈着量が最も高い値を示した（セシウム134で12.1 kBq/m²、セシウム137で11.5 kBq/m²）。
- ・スギ林若齢林では、平成23年12月5日～12月28日、または平成23年12月28日～平成24年2月7日の期間に積もった森林内の落葉等（リター）の放射性セシウムの沈着量が高い値を示し、若齢林-2の平成23年12月28日～平成24年2月7日の期間に積もった森林内の落葉等（リター）において放射性セシウムの沈着量が最も高い値を示した（セシウム134で14.2 kBq/m²、セシウム137で14.7 kBq/m²）。
- ・広葉樹混合林においては、広葉樹、松とも、針葉樹林と比べて、各測定期間の放射性セシウムの沈着量は低い傾向を示した。松は、3か所とも類似した値の推移を示した。また、平成23年12月25日以降には不検出の試料も認められた。

表 5.3.1.2-11(a) リター試料 放射性核種沈着量 (インベントリ) 算出結果
(セシウム 134 及びセシウム 137 ; 平成 23 年 7 月 3 日～平成 24 年 4 月 13 日)

放射性核種沈着量 (インベントリ)									
採取日	針葉樹林								
	壮齢林-1			壮齢林-2			壮齢林-3		
	乾燥	Cs-134	Cs-137	乾燥	Cs-134	Cs-137	乾燥	Cs-134	Cs-137
	重量(g)	kBq/m ²	kBq/m ²	重量(g)	kBq/m ²	kBq/m ²	重量(g)	kBq/m ²	kBq/m ²
H23/7/31	5.11	0.4	0.5	3.63	0.7	0.8	10.9	0.8	1.0
H23/8/19	2.53	0.8	1.0	3.07	1.2	1.5	2.76	0.7	0.8
H23/9/23	4.09	1.6	2.0	8.51	4.0	4.9	17.6	2.0	2.1
H23/10/21	41.3	5.3	5.8	42.2	4.0	4.4	18.0	1.1	1.0
H23/11/5	29.7	2.2	1.9	39.9	2.0	1.6	13.3	0.8	1.0
H23/11/12	4.63	0.3	0.4	3.90	0.1	0.2	3.20	0.1	0.2
H23/11/19	56.8	1.5	1.3	232	7.2	6.1	80.8	1.9	1.6
H23/12/5	119	6.0	5.4	188	4.4	3.8	150	9.0	6.9
H23/12/28	28.2	1.4	1.1	57.6	2.5	2.2	32.2	1.8	1.5
H24/2/7	24.1	1.3	1.3	20.0	1.0	1.0	18.1	1.0	0.9
H24/3/8	37.1	2.1	1.9	37.8	3.9	3.5	41.4	3.0	3.1
H24/4/13	95.9	4.2	4.6	266	12.1	11.5	263	9.1	9.4

放射性核種沈着量 (インベントリ)									
採取日	針葉樹林								
	若齢林-1			若齢林-2			若齢林-3		
	乾燥	Cs-134	Cs-137	乾燥	Cs-134	Cs-137	乾燥	Cs-134	Cs-137
	重量(g)	kBq/m ²	kBq/m ²	重量(g)	kBq/m ²	kBq/m ²	重量(g)	kBq/m ²	kBq/m ²
H23/7/31	1.36	0.1	0.1	4.38	0.3	0.4	8.31	0.9	0.9
H23/8/19	2.88	0.4	0.5	8.65	0.8	0.9	3.64	0.9	1.0
H23/9/23	5.38	0.4	0.5	3.45	0.3	0.4	4.52	1.1	1.3
H23/10/21	4.50	0.4	0.5	13.7	0.4	0.6	4.30	0.9	1.1
H23/11/5	14.1	0.8	1.0	3.86	0.1	0.1	2.39	0.3	0.3
H23/11/12	2.26	0.04	0.1	11.3	0.7	1.0	1.90	0.1	0.1
H23/11/19	63.8	4.3	3.6	26.8	0.6	0.5	48.0	7.6	7.1
H23/12/5	113	10.1	8.0	47.3	5.5	4.7	16.1	1.3	1.5
H23/12/28	79.5	6.7	6.1	75.8	4.4	4.1	174	9.2	9.0
H24/2/7	91.9	8.7	9.3	77.7	14.2	14.7	51.1	4.4	3.7
H24/3/8	18.7	1.5	1.2	18.5	1.1	1.1	24.1	1.5	1.4
H24/4/13	25.1	1.9	1.7	25.2	1.5	1.7	22.2	1.0	1.2

表 5.3.1.2-11(b) リター試料 放射性核種沈着量 (インベントリ) 算出結果
(セシウム 134 及びセシウム 137 ; 平成 23 年 7 月 3 日～平成 24 年 4 月 13 日)

放射性核種沈着量 (インベントリ)									
広葉樹混合林									
採取日	広葉樹-1			広葉樹-2			広葉樹-3		
	乾燥	Cs-134	Cs-137	乾燥	Cs-134	Cs-137	乾燥	Cs-134	Cs-137
	重量(g)	kBq/m ²	kBq/m ²	重量(g)	kBq/m ²	kBq/m ²	重量(g)	kBq/m ²	kBq/m ²
H23/7/31	5.25	0.3	0.4	6.99	0.6	0.7	9.27	0.4	0.5
H23/8/19	4.13	0.5	0.5	6.00	1.3	1.6	12.7	0.6	0.7
H23/9/24	17.9	1.0	1.1	38.5	4.0	3.1	24.6	1.1	1.2
H23/10/21	20.6	0.4	0.4	24.2	0.6	0.5	20.4	0.5	0.6
H23/11/5	41.8	0.5	0.5	49.7	0.7	0.7	45.7	1.1	1.0
H23/11/12	57.1	1.2	1.1	37.0	0.8	0.8	40.9	0.8	0.6
H23/11/19	56.4	0.4	0.3	52.7	0.6	0.5	48.4	N.D.	0.4
H23/12/5	69.0	1.3	1.1	37.0	0.4	0.3	62.7	0.9	0.8
H23/12/28	6.41	0.2	0.3	15.2	0.5	0.6	66.9	1.8	1.8
H24/1/24	1.03	0.03	0.04	8.13	0.5	0.7	2.96	0.1	0.1
H24/3/9	3.54	0.1	0.1	2.33	0.2	0.2	1.18	N.D.	N.D.

放射性核種沈着量 (インベントリ)									
広葉樹混合林									
採取日	松-1			松-2			松-3		
	乾燥	Cs-134	Cs-137	乾燥	Cs-134	Cs-137	乾燥	Cs-134	Cs-137
	重量(g)	kBq/m ²	kBq/m ²	重量(g)	kBq/m ²	kBq/m ²	重量(g)	kBq/m ²	kBq/m ²
H23/7/31	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0	0.0
H23/8/19	2.06	0.1	0.2	1.98	0.2	0.3	2.83	0.3	0.3
H23/9/24	6.90	0.6	0.7	6.47	0.6	0.7	9.72	0.9	1.1
H23/10/21	2.89	0.2	0.2	3.79	0.3	0.3	6.02	0.5	0.6
H23/11/5	42.8	4.3	4.0	36.4	4.2	3.5	40.5	4.7	4.1
H23/11/12	12.0	0.8	1.0	8.99	0.8	0.9	8.96	0.6	0.8
H23/11/19	12.5	1.0	1.0	10.8	0.9	1.1	16.7	1.4	1.7
H23/12/5	5.77	0.5	0.7	4.94	0.4	0.5	9.54	0.7	0.8
H23/12/28	0.46	N.D.	0.02	0.39	N.D.	0.02	0.85	N.D.	0.1
H24/1/24	0.30	N.D.	N.D.	0.51	0.03	N.D.	0.67	N.D.	0.1
H24/3/9	0.37	N.D.	N.D.	0.38	N.D.	0.01	N.D.	N.D.	N.D.

⑧ 落葉(リター)による放射性セシウム沈着量の累積値の計算結果

森林内の地表面における放射性セシウムの沈着量は、大別して林内雨及び樹幹流、落葉(リター)に含まれる放射性セシウムの累積で構成される。そこで、採取したリター(落葉)試料の放射性セシウムの沈着量(インベントリ)の推移を確認するため、観測開始当初からの落葉(リター)の放射性セシウムの累積値を算出した。結果を表 5.3.1.2-12(a)(b)に示す。

その結果、

- ・スギ針葉樹林の落葉(リター)による放射性セシウムの沈着量の累積値は、スギ壮齢林がセシウム 134 で 27.2-43.1 kBq/m²、セシウム 137 で 27.1-41.4 kBq/m²、スギ若齢林がセシウム 134 で 29.3-35.4 kBq/m²、セシウム 137 で 28.7-32.6 kBq/m²であり、同程度であった。また、いずれも広葉樹混合林での値を上回っていた。
- ・落葉(リター)に含まれるセシウム 134 とセシウム 137 の沈着量の累積値は、若齢林-2 及び若齢林-3 では同程度だが、若齢林-1 と壮齢林ではセシウム 134 がやや高い値を示し、放射性セシウムの沈着量の累積値の変化の傾向は類似していた。
- ・スギ壮齢林では平成 23 年 9 月 23 日～10 月 21 日、11 月 12 日～12 月 5 日及び平成 24 年 3 月 8 日～4 月 13 日の期間の落葉(リター)による放射性セシウムの沈着量が多く、スギ若齢林では平成 23 年 11 月 12 日～平成 24 年 2 月 7 日の期間の落葉(リター)による放射性セシウムの沈着量大きい値を示し(表 5.3.1.2-11(a))、その期間に累積沈着量の大きな増加が確認された。
- ・広葉樹混合林の放射性セシウムの沈着量の累積値は、広葉樹がセシウム 134 で 5.98-10.1 kBq/m²、セシウム 137 で 5.99-9.71 kBq/m²であり、松がセシウム 134 で 7.37-9.07 kBq/m²、セシウム 137 で 7.23-9.52 kBq/m²であり、顕著な差異は認められなかった各採取箇所において、セシウム 134 とセシウム 137 の沈着量の累積値は同程度であり、落葉(リター)の放射性セシウムの沈着量の変化の傾向も類似していた(表 5.3.1.2-12(b))。広葉樹混合林では、広葉樹のリターは観測期間を通して少ない沈着量で推移したが、松では、平成 23 年 10 月までの沈着量は少なかった一方で、平成 23 年 10 月 21 日～11 月 5 日の沈着量大きい値を示し(表 5.3.1.2-11(b))、その期間に累積沈着量の大きな増加が確認された。

次に、上記の結果を基に、森林内の地表面における放射性セシウムの沈着量の累積値の変化傾向を確認するため、平成 23 年 6 月 26 日から平成 24 年 5 月 11 日までの、林内雨、樹幹流及びリターによる放射性セシウムの沈着量の累積値のグラフを図 5.3.1.2-16～図 5.3.1.2-18 に示す。また、各観測期間中の林内雨、樹幹流及びリターによる放射性セシウム沈着量の一覧を表 5.3.1.2-13(a)～表 5.3.1.2-13(c)に示した。その結果、平成 24 年 5 月時点での放射性セシウムの累積沈着量は、針葉樹林(スギ林)ではリターより林内雨及び樹幹流の値が高く、広葉樹混合林ではリターと林内雨及び樹幹流の値がほぼ同程度であった。これらのことから、セシウム 134、セシウム 137 の核種の種類に関わらず、放射性セシウムの累積沈着量の増加傾向は針葉樹林においては顕著であり、広葉樹混合林においては緩やかであることが確認された。

表 5.3.1.2-12(a) リター試料 放射性核種沈着量 (インベントリ) 累積値
(セシウム 134 及びセシウム 137 ; 平成 23 年 7 月 3 日～平成 24 年 4 月 13 日)

採取日	放射性核種沈着量 (インベントリ) 累積値								
	針葉樹林								
	壮齢林-1			壮齢林-2			壮齢林-3		
	乾燥 重量(g)	Cs-134 kBq/m ²	Cs-137 kBq/m ²	乾燥 重量(g)	Cs-134 kBq/m ²	Cs-137 kBq/m ²	乾燥 重量(g)	Cs-134 kBq/m ²	Cs-137 kBq/m ²
H23/7/31	5.11	0.4	0.5	3.63	0.7	0.8	10.9	0.8	1.0
H23/8/19	2.53	1.3	1.5	3.07	1.9	2.3	2.76	1.5	1.8
H23/9/23	4.09	2.9	3.4	8.51	6.0	7.2	17.6	3.5	3.9
H23/10/21	41.3	8.2	9.2	42.2	9.9	11.5	18.0	4.5	4.9
H23/11/5	29.7	10.5	11.1	39.9	11.9	13.1	13.3	5.3	5.9
H23/11/12	4.63	10.8	11.5	3.90	12.0	13.3	3.20	5.5	6.1
H23/11/19	56.8	12.2	12.8	232	19.2	19.4	80.8	7.3	7.7
H23/12/5	119	18.2	18.2	188	23.7	23.2	150	16.3	14.6
H23/12/28	28.2	19.6	19.3	57.6	26.1	25.5	32.2	18.1	16.1
H24/2/7	24.1	20.9	20.6	20.0	27.1	26.4	18.1	19.1	17.0
H24/3/8	37.1	23.0	22.4	37.8	31.0	29.9	41.4	22.1	20.1
H24/4/13	95.9	27.2	27.1	266	43.1	41.4	263	31.2	29.4

採取日	放射性核種沈着量 (インベントリ) 累積値								
	針葉樹林								
	若齢林-1			若齢林-2			若齢林-3		
	乾燥 重量(g)	Cs-134 kBq/m ²	Cs-137 kBq/m ²	乾燥 重量(g)	Cs-134 kBq/m ²	Cs-137 kBq/m ²	乾燥 重量(g)	Cs-134 kBq/m ²	Cs-137 kBq/m ²
H23/7/31	1.36	0.1	0.1	4.38	0.3	0.4	8.31	0.9	0.9
H23/8/19	2.88	0.5	0.6	8.65	1.1	1.3	3.64	1.7	1.8
H23/9/23	5.38	0.9	1.1	3.45	1.4	1.7	4.52	2.9	3.2
H23/10/21	4.50	1.4	1.6	13.7	1.9	2.3	4.30	3.8	4.3
H23/11/5	14.1	2.1	2.5	3.86	1.9	2.4	2.39	4.1	4.6
H23/11/12	2.26	2.2	2.6	11.3	2.7	3.4	1.90	4.2	4.7
H23/11/19	63.8	6.4	6.2	26.8	3.2	3.9	48.0	11.8	11.8
H23/12/5	113	16.5	14.2	47.3	8.8	8.7	16.1	13.1	13.3
H23/12/28	79.5	23.2	20.3	75.8	13.2	12.8	174	22.3	22.3
H24/2/7	91.9	32.0	29.7	77.7	27.4	27.5	51.1	26.7	26.0
H24/3/8	18.7	33.5	30.9	18.5	28.5	28.6	24.1	28.3	27.5
H24/4/13	25.1	35.4	32.6	25.2	30.0	30.3	22.2	29.3	28.7

表 5.3.1.2-12(b) リター試料 放射性核種沈着量 (インベントリ) 累積値
(セシウム 134 及びセシウム 137 ; 平成 23 年 7 月 3 日～平成 24 年 4 月 13 日)

放射性核種沈着量 (インベントリ) 累積値									
広葉樹混合林									
採取日	広葉樹-1			広葉樹-2			広葉樹-3		
	乾燥	Cs-134	Cs-137	乾燥	Cs-134	Cs-137	乾燥	Cs-134	Cs-137
	重量(g)	kBq/m ²	kBq/m ²	重量(g)	kBq/m ²	kBq/m ²	重量(g)	kBq/m ²	kBq/m ²
H23/7/31	5.25	0.3	0.4	6.99	0.6	0.7	9.27	0.4	0.5
H23/8/19	4.13	0.8	0.9	6.00	1.9	2.4	12.7	1.0	1.2
H23/9/24	17.9	1.8	2.0	38.5	5.9	5.4	24.6	2.1	2.4
H23/10/21	20.6	2.2	2.4	24.2	6.5	6.0	20.4	2.6	3.0
H23/11/5	41.8	2.7	3.0	49.7	7.2	6.6	45.7	3.7	4.0
H23/11/12	57.1	3.9	4.1	37.0	8.0	7.4	40.9	4.5	4.6
H23/11/19	56.4	4.4	4.4	52.7	8.6	7.9	48.4	4.5	5.0
H23/12/5	69.0	5.6	5.5	37.0	9.0	8.2	62.7	5.4	5.8
H23/12/28	6.41	5.9	5.8	15.2	9.5	8.8	66.9	7.2	7.5
H24/1/24	1.03	5.9	5.8	8.13	10.0	9.5	2.96	7.3	7.7
H24/3/9	3.54	6.0	6.0	2.33	10.1	9.7	1.18	7.3	7.7

放射性核種沈着量 (インベントリ) 累積値									
広葉樹混合林									
採取日	松-1			松-2			松-3		
	乾燥	Cs-134	Cs-137	乾燥	Cs-134	Cs-137	乾燥	Cs-134	Cs-137
	重量(g)	kBq/m ²	kBq/m ²	重量(g)	kBq/m ²	kBq/m ²	重量(g)	kBq/m ²	kBq/m ²
H23/7/31	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.0	0.0
H23/8/19	2.06	0.1	0.2	1.98	0.2	0.3	2.83	0.3	0.3
H23/9/24	6.90	0.7	0.9	6.47	0.8	0.9	9.72	1.2	1.4
H23/10/21	2.89	0.9	1.1	3.79	1.1	1.2	6.02	1.7	2.0
H23/11/5	42.8	5.2	5.1	36.4	5.2	4.7	40.5	6.4	6.1
H23/11/12	12.0	6.0	6.1	8.99	6.1	5.6	8.96	7.0	6.9
H23/11/19	12.5	7.0	7.1	10.8	7.0	6.7	16.7	8.4	8.5
H23/12/5	5.77	7.5	7.8	4.94	7.3	7.2	9.54	9.1	9.4
H23/12/28	0.46	7.5	7.8	0.39	7.3	7.2	0.85	9.1	9.5
H24/1/24	0.30	7.5	7.8	0.51	7.4	7.2	0.67	9.1	9.5
H24/3/9	0.37	7.5	7.8	0.38	7.4	7.2	N.D.	9.1	9.5

表 5.3.1.2-13(a) 林床における放射性セシウムの期間沈着量の推移（スギ壮齢林）
（平成 23 年 7 月～平成 24 年 3 月）

採取日	Cs-134 沈着量			Cs-137 沈着量		
	林内雨	樹幹流	リター	林内雨	樹幹流	リター
	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²
H23/7/10	618			843		
H23/7/23	1416	105		1,639	127	
H23/7/31			444			474
H23/8/1	2,148			2,459		
H23/8/6	2,031			2,344		
H23/8/12	1,062			1,261		
H23/8/19	2,312	129	685	2,780	143	782
H23/8/23	1,822	81		2,506	72	
H23/8/29	337			408		
H23/9/7	3,106	43		3,413	45	
H23/9/23	3,177	115	617	3,522	102	729
H23/10/8	1,028	70		1,095	105	
H23/10/21		320	597		266	729
H23/10/22	1,485			1,598		
H23/11/5	132	9	387	156	9	468
H23/11/12	449	73	296	486	77	396
H23/11/19			4,136			3,727
H23/11/21	368	98		352	105	
H23/12/5	757	76	5,629	727	85	4,764
H23/12/28			6,781			6,396
H24/1/12	132			153		
H24/1/24	568			542		
H24/2/7	1,385		9,127	1,603		9,259
H24/2/28	1,870			2,134		
H24/3/9	14,806		1,383	17,057		1,257
H24/3/23	1,704			1,917		

表 5. 3. 1. 2-13(b) 林床における放射性セシウムの期間沈着量の推移(スギ若齢林)
(平成 23 年 7 月～平成 24 年 3 月)

採取日	Cs-134 沈着量			Cs-137 沈着量		
	林内雨	樹幹流	リター	林内雨	樹幹流	リター
	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²
H23/7/10	618			843		
H23/7/23	1,416	105		1,639	127	
H23/7/31			444			474
H23/8/1	2,148			2,459		
H23/8/6	2,031			2,344		
H23/8/12	1,062			1,261		
H23/8/19	2,312	129	685	2,780	143	782
H23/8/23	1,822	81		2,506	72	
H23/8/29	337			408		
H23/9/7	3,106	43		3,413	45	
H23/9/23	3,177	115	617	3,522	102	729
H23/10/8	1,028	70		1,095	105	
H23/10/21		320	597		266	729
H23/10/22	1,485			1,598		
H23/11/5	132	9	387	156	9	468
H23/11/12	449	73	296	486	77	396
H23/11/19			4,136			3,727
H23/11/21	368	98		352	105	
H23/12/5	757	76	5,629	727	85	4,764
H23/12/28			6,781			6,396
H24/1/12	132			153		
H24/1/24	568			542		
H24/2/7	1,385		9,127	1,603		9,259
H24/2/28	1,870			2,134		
H24/3/9	14,806		1,383	17,057		1,257
H24/3/23	1,704			1,917		

表 5.3.1.2-13(c) 林床における放射性セシウムの期間沈着量の推移(広葉樹混合林)
(平成 23 年 7 月～平成 24 年 3 月)

採取日	Cs-134 沈着量			Cs-137 沈着量		
	林内雨	樹幹流	リター	林内雨	樹幹流	リター
	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²	Bq/m ²
H23/7/14	394			476		
H23/7/23	505	19		554	23	
H23/7/31			446			546
H23/8/1	547			600		
H23/8/6	610			710		
H23/8/12	1,067			1,248		
H23/8/19	966	59	999	1,193	67	1,183
H23/8/23	283	69		427	76	
H23/8/29	399			443		
H23/9/8	1,091	76		1,215	83	
H23/9/24	422	87	2,738	728	93	2,641
H23/10/8	174	94		201	104	
H23/10/21		126	810		130	875
H23/10/22	631			690		
H23/11/5	64	187	5,161	68	194	4,582
H23/11/12	120	217	1,701	150	226	1,736
H23/11/19			1,418			1,652
H23/11/21	179	242		196	252	
H23/12/5	146	255	1,370	128	267	1,414
H23/12/28			838			937
H24/1/12	182			194		
H24/1/24	81		201	68		293
H24/2/7	166			203		
H24/2/28	104			117		
H24/3/9	109		83	187		120
H24/3/23	264			285		

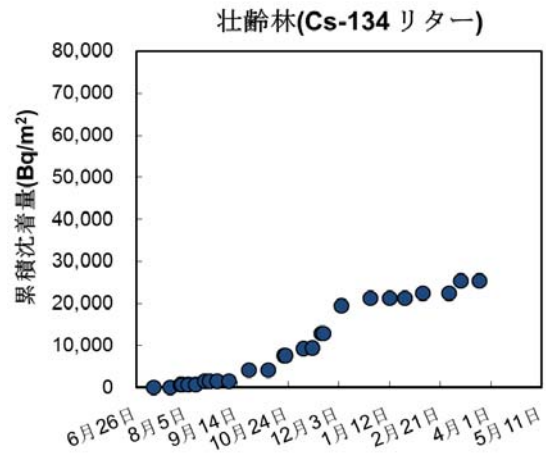
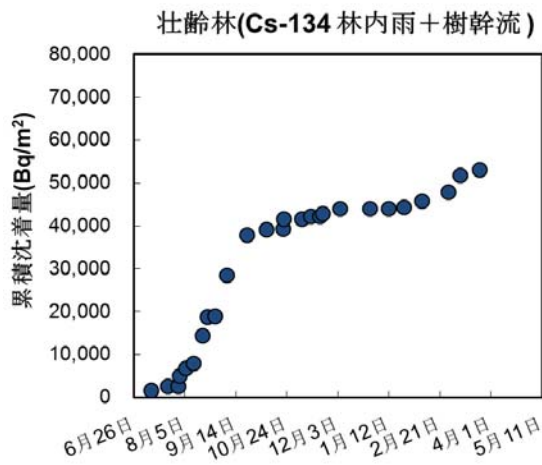


図 5. 3. 1. 2-16(a) セシウム 134 の林床における累積沈着量の時間変化(スギ壮齢林)
(平成 23 年 6 月～平成 24 年 5 月)

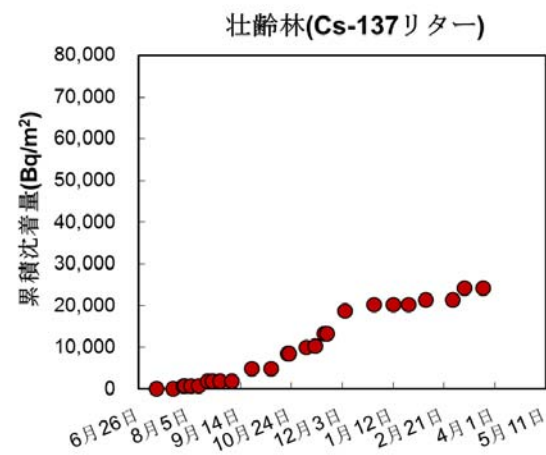
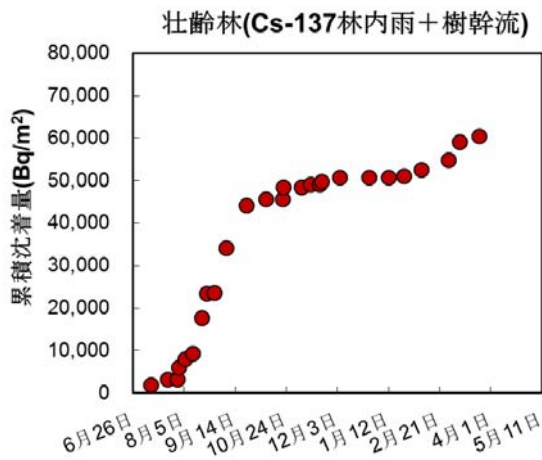


図 5. 3. 1. 2-16(b) セシウム 137 の林床における累積沈着量の時間変化(スギ壮齢林)
(平成 23 年 6 月～平成 24 年 5 月)

壮齢林(林内雨+樹幹流+リター)

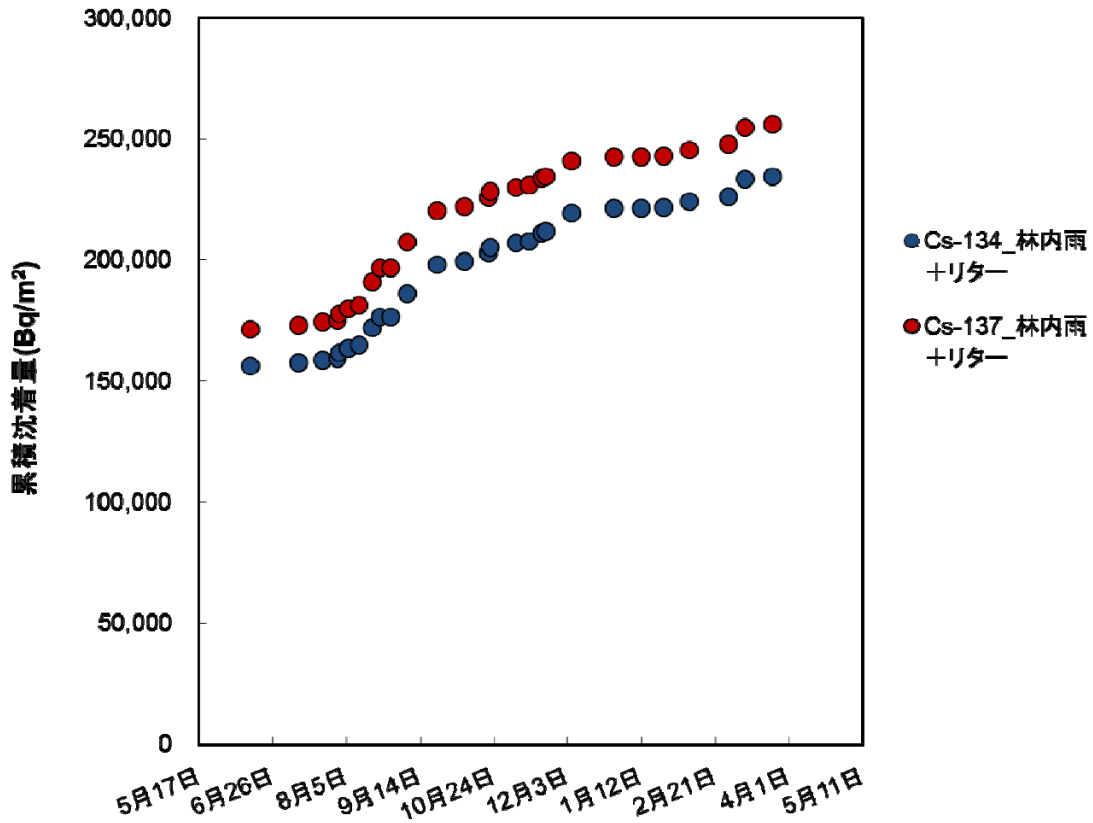


図 5.3.1.2-16(c) 林床における放射性セシウムの累積沈着量の時間変化(スギ壮齢林)
 (文部科学省放射線量等分布マップ(土壌濃度マップ)より、平成23年6月14日川俣町
 山木屋地区地切における地表面の沈着量を加算)
 (平成23年5月～平成24年5月)

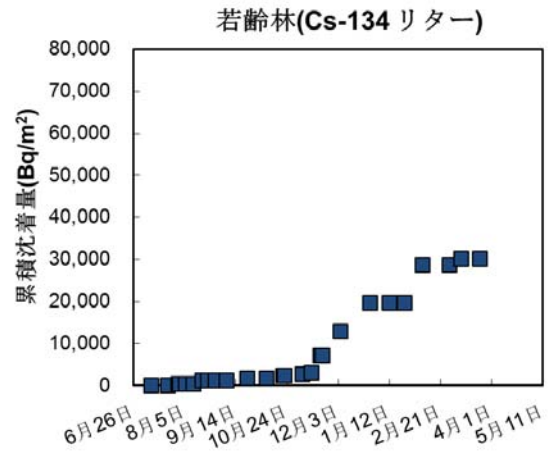
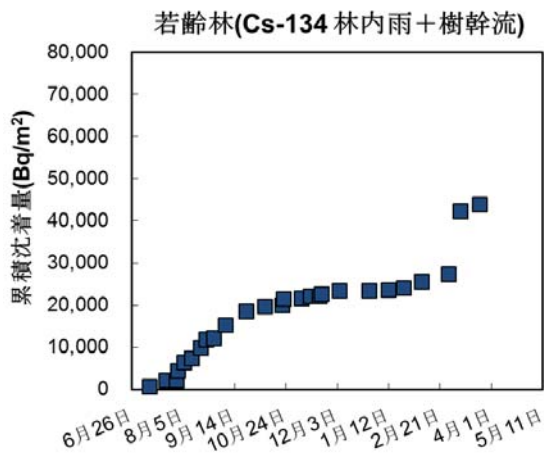


図 5. 3. 1. 2-17(a) セシウム 134 の林床における累積沈着量の時間変化(スギ若齢林)
(平成 23 年 6 月～平成 24 年 5 月)

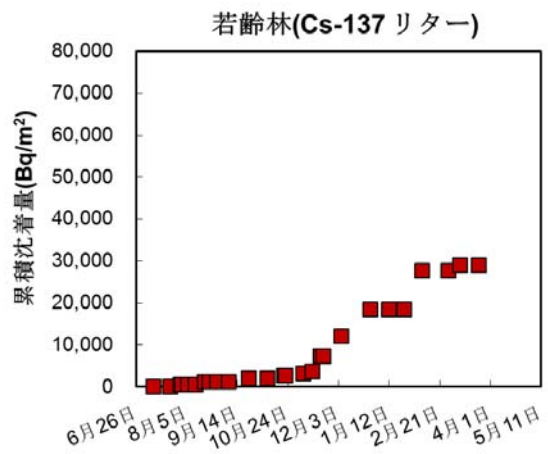
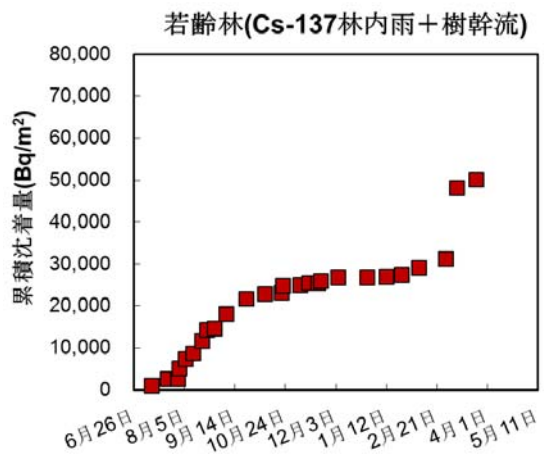


図 5. 3. 1. 2-17(b) セシウム 137 の林床における累積沈着量の時間変化(スギ若齢林)
(平成 23 年 6 月～平成 24 年 5 月)

若齢林(林内雨+樹幹流+リター)

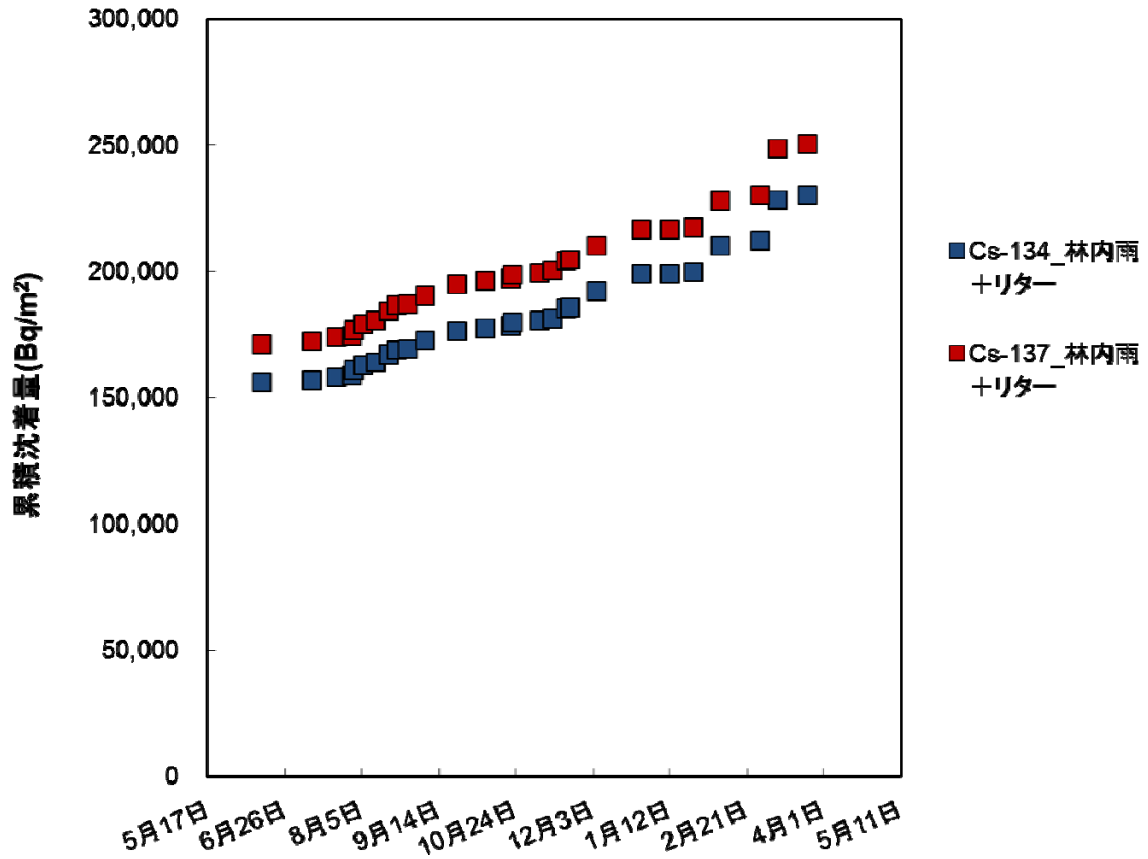


図 5.3.1.2-17(c) 林床における放射性セシウムの累積沈着量の時間変化(スギ若齢林)
 (文部科学省放射線量等分布マップ(土壌濃度マップ)より、平成23年6月14日川俣町
 山木屋地区地切における地表面の沈着量を加算)
 (平成23年5月～平成24年5月)

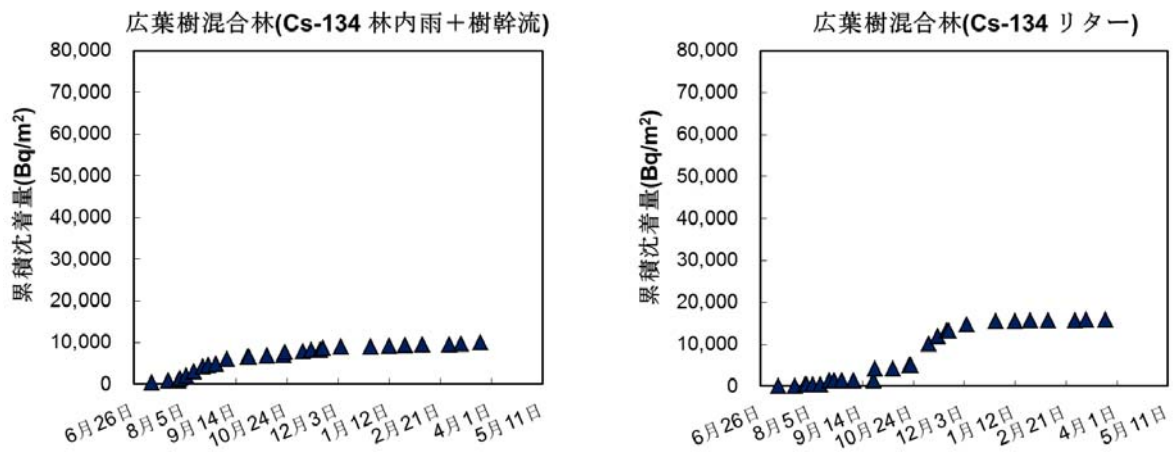


図 5. 3. 1. 2-18(a) セシウム 134 の林床における累積沈着量の時間変化(広葉樹混合林)
(平成 23 年 6 月～平成 24 年 5 月)

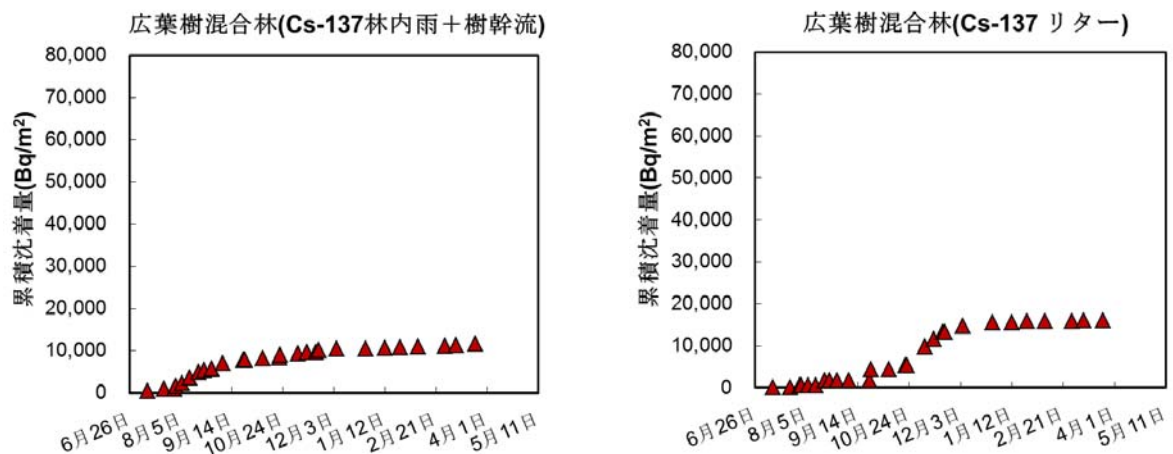


図 5. 3. 1. 2-18(b) セシウム 137 の林床における累積沈着量の時間変化(広葉樹混合林)
(平成 23 年 6 月～平成 24 年 5 月)

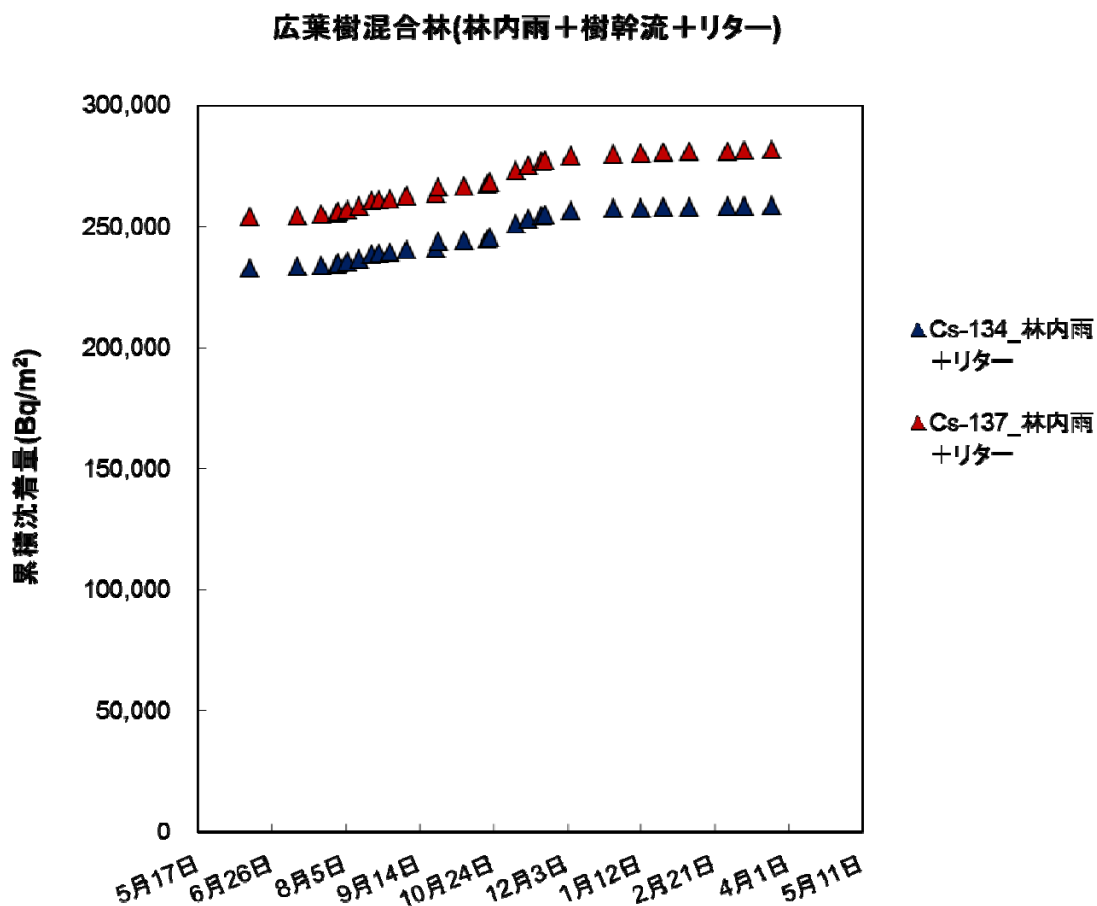


図 5.3.1.2-18(c) 林床における放射性セシウムの累積沈着量の時間変化(広葉樹混合林)
 (文部科学省放射線量等分布マップ(土壌濃度マップ)より、平成23年6月14日川俣町
 山木屋地区比首坂における地表面の沈着量を加算)
 (平成23年5月～平成24年5月)

4) 考察

本調査結果は、平成 23 年 6 月下旬からの継続的な調査によって、モデル地域における森林内の放射性セシウムの移行状況を示したものである。本調査で得られた、それぞれの結果に関する考察は以下のとおりである。

- 樹種、樹齢が異なる 3 つの林分で、放射性セシウムの初期分布状況と存在量、濃度の時間変化の状況が異なっていた。

具体的には、スギ若齢林では、大気からの放射性セシウムの沈着直後は、林床における放射性セシウムの存在量が他の林分よりも少なく、時間経過に伴う林床の存在量の変化状況は、半減期の短いセシウム 134 でわずかに減少傾向を示すが、半減期の長いセシウム 137 ではわずかに増加傾向を示した。

これに対し、スギ壮齢林では、林床における放射性セシウムの初期の存在量は、スギ若齢林よりもわずかに多く、その後の変化状況は、セシウム 134 ではほとんど変化が無く、セシウム 137 では増加傾向を示した。

また、広葉樹混合林については、林床における放射性セシウムの存在量は、大気からの放射性セシウムの降下当時の樹冠に葉が生育していなかったため、他の林分よりも多く、その後の変化状況は、セシウム 134 とセシウム 137 とともに時間とともに減少する傾向を示した。

- これまでの調査結果から、森林に降下した放射性セシウムは森林の樹冠にトラップされ、その後の降雨によって徐々に林床に移行することが分かっている。常緑のスギでは、樹冠にトラップされた放射性セシウムが徐々に降雨等によって林床に移行しているため、時間とともに林床のセシウム 137 の計数率が増加傾向を示したと考えられる。森林では、土砂移動等による水平方向への放射性セシウムの移行量のごくわずかであることから（本報告書の第 5.3.1 - (2) 章参照）、地表面のリターから深部土壌への移行による計数率の減少を考慮しても、樹冠から林床への移行量が相対的に多いことを示唆している。一方、セシウム 134 についても林床への移行が起きているが、半減期が短いために時間とともに減少する傾向が得られたと考えられる。森林内の観測タワーによる高さ別の放射性セシウムの測定結果から、スギ壮齢林では樹冠上部でセシウム 137 の計数率の減少率が大きいことが確認された。スギ若齢林では、どの高さでも放射性セシウムの計数率が減少していたが、樹冠の中央で最も高い計数率が得られた。このことから、スギ若齢林とスギ壮齢林を比較すると、樹冠の密度が低いスギ壮齢林の方が、樹冠から林床への移行速度が速いことが示唆された。
- 福島第一原発の事故当時、広葉樹混合林は落葉しており、森林に降下した放射性セシウムの大部分は森林の樹冠で遮断されることなく地表に沈着したと考えられる。これは、前回の第 1 次分布状況等調査においても、広葉樹混合林のリター層がスギ林に比べて最も高い放射性セシウム濃度を検出したことから明らかである。他方で、可搬型ゲルマニウム半導体検出器による林床の放射性セシウムモニタリングから、広葉樹混合林では、時間経過とともに林床のセシウム 137 の存在量が減少していることが確認された。広葉樹林では、樹冠から林床へ移行する放射性セシウムが少なく、また、広葉樹混合林の林床は、スギ林と同様に、リターで被覆されているため、水平方向への放射性セシウムの移行量のごくわずかであると考えられる。そのため、広葉樹混合林における林床の放射性セシウム存在量の減少は、地表のリター層から深部土壌への浸透が原因であると考えられた。

- このように、樹冠及び林床の放射性セシウムの連続モニタリングから、樹冠による放射性セシウムの初期遮断と、その後の林床への移行プロセスの違いを定性的に明らかにすることができた。また、樹冠の密度が高いスギ若齢林では、樹冠から林床への移行速度が遅く、降下した放射性セシウムの多くが依然として樹冠にトラップされていると考えられた。一方で、スギ壮齢林では、樹冠から林床への移行が進行していることが確認された。広葉樹混合林では、地表面の放射性セシウムが深部土壌へ浸透していることが示唆された。これらの結果は、森林内の放射性セシウムの空間分布の把握だけでなく、より長期的な動態予測に有効に活用されることが期待される。

- 次に、本調査では、林床における放射性セシウムの存在量の増加要因について確認するため、増加要因の一つとして考えられる落葉(リター)の降下状況について確認した。その結果、リターのインベントリ累積値が、広葉樹混合林に対して、スギ壮齢林及び若齢林でより大きくなる傾向が認められた。その原因として、落葉(リター)の量が広葉樹混合林では少なく、針葉樹(スギ林)(特に壮齢林)で多いことと、落葉(リター)における放射性セシウムの放射能濃度が広葉樹混合林で低く、針葉樹林で高いことが挙げられる。

落葉(リター)の放射性セシウムの放射能濃度は、針葉樹林(スギ林)よりも広葉樹混合林のほうが低い傾向が認められたが、この要因としては、福島第一原発の事故が発生した際に広葉樹では落葉していたためと考えられる。このことから、今後、広葉樹混合林においては、落葉(リター)による林床の放射性セシウムの存在量の累積値は、針葉樹林と比較して大きく上昇することはないと考えられる。

一方、針葉樹林(スギ林)では、福島第一原発の事故の際に放射性セシウムが沈着した葉がまだ相当量、樹冠等に残存していると考えられるため、今後も林床における針葉樹林(スギ林)における落葉(リター)の存在量の累積値は上昇が見込まれるが、落葉が進むにつれ、林床における放射性セシウムの存在量の上昇率は徐々に減少していくものと考えられる。

- さらに、林床における放射性セシウムの存在量の増加状況を確認するため、森林内における雨・樹幹流・落葉(リター)による、林床への放射性セシウムの存在量の変化傾向を確認した(表5.3.1.2-7(a)(b)参照)。その結果、平成23年8月、9月に林内雨による沈着量の多い時期が認められ、また、平成23年10月~12月の期間に落葉(リター)による放射性セシウムの存在量の増加が多い時期が認められるものの、平成23年7月と平成24年3月における林内雨、樹幹流、リターによる林床への放射性セシウムの総沈着量は同程度であり、年間を通して増加・減少等の顕著な傾向は示されてないと考えられる。

- スギ林と広葉樹混合林のいずれにおいても、樹冠で計測したセシウム137の計数率は冬季になると大幅な減少が見られた。特に、スギ林の観測タワーにおいて、高さ別で採取した生葉・枯葉のセシウム137濃度は、夏季と比べて冬季の濃度が半分以下であった。このことから、樹冠に吸着した放射性セシウムが降雨によって葉から洗い流されたり、落葉によって林床に移行したりすることで、樹冠中の放射性セシウムの蓄積量が減少し、樹冠で計測したセシウム137計数率もまた減少したと考えられる。

一方で、いずれの森林のどの高さにおいても、平成24年5月12日に計測したセシウム137計数率はそれ以前の調査時期に比べ、増大傾向を示した。この原因の一つとして、冬季の積雪が春先に融解したことでバックグラウンド線量が増大したことが考えられるが、展葉時期になって土壌からの放射性セシウムが吸い上げられた可能性がある。今後の調査では、森林観測タ

ワーでの可搬型ゲルマニウム半導体検出器による放射能の計測とあわせて、枝葉を採取することにより、その濃度変化のモニタリングを注意深く行っていく必要がある。

5.3.1-(3) 樹体内における放射性物質の移行調査

今回の調査（第2次分布状況等調査）では、第1次分布状況等調査時の調査結果を含め、平成23年9月から平成24年1月までに採取したデータを取りまとめるとともに、結果の評価を実施した。

1) 調査目的

福島第一原発の事故によって飛散した放射性セシウムは、森林に沈着し、現在、葉や幹、リター層に多量に存在している（金子ら、2011）⁽¹⁾。セシウムはカリウムと同じアルカリ金属であるため、植物の根から吸収され植物体内を輸送されることは知られており、チェルノブイリ原発事故以降、数多くの研究が発表されている（White & Broadley, 2000）⁽²⁾。他方、葉など植物の表面からも吸収されることも報告されており、福島第一原発の事故から1年目の平成23年度では、根からの吸収よりも植物表面からの吸収の比率が大きいことが考えられる。

今回の福島第一原発の事故に伴い放射性セシウムが飛散した福島県を中心とした地域には、スギ人工林が多い。スギは常緑針葉樹であり、平成23年3月の事故時点に着葉していたため、大量の放射性セシウムが葉に付着し、葉面から吸収された可能性がある。スギは4月以降、旧葉の先に新葉を展開し、8月にはその新葉の先に雄花が形成される。雄花中では8月以降花粉形成が始まり、11月ごろには成熟し、翌年の春の開花まで雄花内に花粉が保持される。このプロセスで、表面吸収された放射性セシウムが、旧葉から、新葉、雄花、花粉にまで輸送され、花粉として飛散する可能性が危惧された。これは、花粉飛散によって森林に沈着した放射性セシウムが再拡散することを意味し、また、花粉を吸入した人の内部被ばくの危険性が高まる。スギ花粉そのものの飛散範囲や飛散量は、スギ花粉飛散予報モデルなどにより、既に予測が行われている⁽³⁾。しかし、上記のような花粉飛散による放射性セシウムの再拡散については、知見がないために予測することはできない。

そこで本研究では、福島第一原発の事故により放出され森林に沈着した放射性セシウムが、樹木、特にスギに表面吸収され、葉や花粉等に輸送され、蓄積、再拡散する過程を定量的に把握することにより、花粉飛散による放射性セシウム拡散のリスクを評価するとともに、住民生活に密接に関わる森林域の除染や管理に必要な基礎データを取得することを目的とした。

2) 調査方法及び調査地点

本調査では、放射性セシウムの沈着量が異なる、福島県内のスギ林6地点（山木屋地区、郡山市福島県林業研究センター内スギ林、郡山市福島県農業総合センター内スギ林、伊達市霊山こどもの村、相馬市内スギ林2地点）を調査箇所とした（図5.3.1.3-1）。調査は、平成23年9月～平成24年1月まで、月に1回の頻度でスギの旧葉、当年葉と雄花を採取し、雄花からは花粉を分離し、それぞれの試料について、ゲルマニウム半導体検出器を用いてセシウム137の放射能濃度の測定を行った。また同試料について、電子顕微鏡及び電子線マイクロアナリシス法によりスギ花粉形成の形態観察と元素分布の解析を行い、スギ花粉成熟に伴うセシウム137の花粉への移行過程を調べた。また、森林総合研究所広域調査（平成23年11月に実施）における高レベル汚染区（福島県双葉郡浪江町2地点、福島県双葉郡葛尾村、福島県相馬郡飯舘村）4地点から採取したスギ試料も同様に分析した。

3) 調査結果と考察

① 旧葉から新葉への移行

山木屋地区で樹上から採取したスギの生葉と枯葉についてイメージングプレートを用いて放射

性物質の存在状況を確認した。写真 5.3.1.3-1 は、その結果、得られた Imaging Plate (IP) 画像である。枯葉の画像には、福島第一原発の事故後のフォールアウトで沈着した放射性物質が黒い点として認められる。この枯葉の状態が放射性物質の表面付着を示しているとする、枯葉と同時に採取した生葉の下部は黒い点が認められることから、生葉の下部では、枯葉と同様に、放射性物質が表面付着している状態であると考えられる。一方、生葉の上部の当年葉と推定される部分には、点状ではなく全体的に薄く放射性物質が存在していることが認められる。この写真より、福島第一原発の事故時の平成 23 年 3 月に存在していた葉に沈着した放射性物質は、おそらく葉表面で吸収され、新葉の展開時に輸送されたものと推測される。

② 当年葉から雄花へのセシウム 137 の移行

平成 23 年 8 月の時点では、雄花は当年葉の先に認められた。第 1 次分布状況等調査時の 9 月から採取していた一部の試料について、平成 23 年 9 月から平成 24 年 1 月までの当年葉と雄花中のセシウム 137 の放射能濃度の月変化を調べた (図 5.3.1.3-2)。その結果、9 月に採取した雄花試料中のセシウム 137 濃度と 1 月試料の濃度の比較において上昇傾向は認められなかったことから、当年葉から雄花へのセシウム 137 の輸送は、雄花形成の早い段階 (平成 23 年 9 月) で終了しており、雄花が形成される際の物質輸送において放射性セシウムも輸送されたものと推察された。

また、当年葉から雄花への放射性セシウムの移行状況を定量的に評価するため、1 月に採取した試料について、当年葉中のセシウム 137 の放射能濃度と雄花中のセシウム 137 の放射能濃度の関係を確認したところ、当年葉から雄花へのセシウム 137 の移行係数は線形関数で表わされ、移行係数は 0.85 ($R^2=0.81$) と算出された (図 5.3.1.3-3)。このことから、当年葉中に含まれるセシウム 137 の存在状態と移行メカニズムには、採取場所に関わらず共通性があることが予想された。

③ 雄花における花粉へのセシウム 137 の移行

雄花から花粉へのセシウム 137 の移行状況を確認するため、平成 23 年 11 月に採取した雄花試料について、雄花を切り刻み、100 メッシュの篩を用いて花粉を分離し、花粉についてイメージングプレートを用いて放射性物質の存在状況を確認した。その結果、雄花から分離した花粉から放射性セシウムが検出され、明らかに花粉に移行していることを確認された (写真 5.3.1.3-2)。

そこで、雄花から花粉へのセシウム 137 の移行状況を確認するため、雄花中のセシウム 137 とその雄花から分離された花粉中のセシウム 137 濃度の関係を確認した。その結果、雄花中のセシウム 137 とその雄花から分離した花粉中のセシウム 137 の放射能濃度には、図 5.3.1.3-4 のような正の相関が確認された。

さらに、分離した花粉と雄花構造体 (雄花ガラ) の放射性セシウムの含有量の違いから、雄花中での花粉形成におけるセシウム 137 の移行のメカニズムを推察した。雄花ガラと花粉中の放射性セシウム濃度の関係を確認したところ、図 5.3.1.3-5 に示すとおり、雄花ガラと花粉中の放射性セシウムの放射能濃度の間には正の相関が確認された。これらの結果における線形関数の係数が、それぞれの部位間の移行のしやすさを示しているとする、葉から雄花へのセシウム 137 の輸送 (係数 : 0.85) と、雄花内構造で起こる花粉への輸送 (係数 : 0.68) では、セシウム 137 の動きに差があることが示唆された。

④ 花粉における元素濃度とセシウム 137 との関係

次に、花粉へのセシウム 137 の輸送と他元素の動態との関係性を確認するため、セシウム 137 を分析した花粉に含まれるカリウム、カルシウム、マグネシウムの元素濃度をエネルギー分散型 X 線分析 (EDX) で分析した。また、これらの元素量と花粉中に含まれるセシウム 137 の放射能濃度

との関係を図 5.3.1.3-6 及び図 5.3.1.3-7 に示した。

その結果、カリウム含有量が高い花粉ほどセシウム 137 の放射能濃度が低く、カルシウム-マグネシウム含有量が高いとセシウム 137 の放射能濃度が高いことが示唆された。これらの結果は、カリウムとセシウムの植物体内の輸送に関わる共通性の有無や花粉形成における元素動態を考慮すると、放射性セシウムの輸送に関するメカニズムの解明に重要な知見であり、さらなるデータの蓄積が必要である。

⑤ 土壌から雄花への放射性セシウムの移行に関する広域調査結果

スギ花粉による放射性セシウムの飛散状況を広域的に予測するため、文部科学省による第 3 次航空機モニタリング(平成 23 年 7 月 2 日時点)で求められた土壌への放射性セシウム(セシウム 134+セシウム 137)の沈着量(Bq/m²)の結果、及び林野庁による雄花中の放射性セシウム濃度(セシウム 134+セシウム 137)の放射能濃度(Bq/kg)の広域調査結果(Bq/kg)を基に、地表面から雄花への放射性セシウムの移行係数(m²/kg)を求め、この移行係数と土壌への放射性セシウムの沈着量の関係を確認した(図 5.3.1.3-8)。その結果、雄花中の放射性セシウムの放射能濃度の最大値は 253,000 Bq/kg であり、算出された移行係数の最小値は 0.0013、最大値は 0.0574 であった。また、その移行係数を地図上にプロットすると(図 5.3.1.3-9)、例外はあるものの、発電所から北西方向の放射性セシウムの沈着量が多い地域では、地表面から雄花への放射性セシウムの移行係数が高い地点が多いことが示唆された。これらのことから、放射性セシウムの沈着量が多い地域では、スギの花粉への放射性セシウムの移行が低レベル地域よりも起こりやすいことが示唆された。

⑥ スギ林における花粉による飛散移行過程のモデル化への基礎データ

スギ花粉による放射性セシウムの飛散状況を広域的に予測するため、文部科学省による第 3 次航空機モニタリング(平成 23 年 7 月 2 日時点)で求められた土壌への放射性セシウムの沈着量(Bq/m²)の結果、及び林野庁による雄花中の放射性セシウムの放射能濃度(Bq/kg)の広域調査結果の相関関係を確認した。ここで、雄花の生産は年変動(豊凶)や林齢等によって、大きく異なることが知られている⁽⁴⁾。そこで、千葉におけるスギ雄花の生産量推定モデル⁽⁴⁾を基に、雄花の面積当たりの生産量を 10g/m²から 150g/m²と変化させた場合の面積当たりの雄花中のセシウム 137 濃度を計算し、土壌への放射性セシウムの沈着量との関係を調べた(図 5.3.1.3-10)。その結果、面積当たりの雄花中のセシウム 137 濃度(y)は土壌への放射性セシウムの沈着量(x)に対して以下の式であらわされる。

$$Y_f = aX^{1.175}$$

ここで、雄花の生産量を 10 g/m²から 150 g/m²とすると、a は、0.0000157~0.000246 の幅をとる。

雄花中のセシウム 137 (x)と花粉中のセシウム 137 の放射能濃度 (y)は、前述したとおり、図 5.3.1.3-4 から $y = 0.70x$ ($R^2 = 0.91$) で表されることから、これらの関係式を使うと、土壌への放射性セシウムの沈着量を基に、花粉として飛散するセシウム 137 の量 (Y_p) を以下の式のように面的に評価できるものと思われる。

$$Y_p(Bq/m^2) = 0.70Y_f = 0.70aX^{1.175}$$

この式を用いて、平成 24 年 3 月時点で報告されているセシウム 137 の土壌沈着量の最大値 $9.1 \times 10^6 \text{ Bq/m}^2$ (双葉郡大熊町) のデータ⁽⁵⁾から花粉飛散の最大値を算出すると、雄花の豊凶によって、 $1,650 \sim 25,900 \text{ Bq/m}^2$ の幅となることが推定された。

4) 今後の課題

平成 24 年春のスギ花粉飛散量は、例年よりも少なかったことが報告されており、福島県では例年比 32% (平成 24 年 4 月 11 日時点) であった⁽⁶⁾。また林野庁は、雄花中の放射性セシウム濃度の最大値 ($253,000 \text{ Bq/Kg}$) を用いて、花粉吸入から人体が受ける放射線量の最大値を $0.000192 \mu \text{ Sv/hr}$ と見積もっている⁽⁷⁾。

スギの葉から表面吸収された放射性セシウムは、そのままスギの葉に残存しており、これらの放射性セシウムが平成 24 年の新葉の展開の際に移行し、また、さらに雄花形成の際に移動する可能性が高いものと考えられる。そのため、スギの葉の放射性セシウム濃度の測定及び花粉への移行状況の解析は今後も継続していく必要がある。

さらに、スギに関して根から放射性セシウムをどの程度吸収し、地上部に輸送するか確認されていないため、スギ葉中の放射性セシウム濃度が今後増加するのか減少するのかは未知である。そこで、今後も、スギ葉を中心として放射性セシウム濃度を観測し、その動態のメカニズムについて、他元素の動態に関する知見とともに、さらに解析を進めていく必要がある。

参考文献

- (1) 金子真司・外崎真理雄・清野嘉之・池田重人・黒田克史・田中浩・川崎達郎・斉藤哲・梶本卓也・阿部真・杉田久志・矢崎健一・太田敬之・三浦覚・志知幸治・大貫靖浩・阪田匡司・篠宮佳樹 (2011) 東京電力福島第一原子力発電所事故による森林放射能汚染の実態調査、2011 年 10 月 21 日、第 1 回関東森林学会大会
- (2) White, P.J, Broadley, M.R., (2000). Mechanisms of caesium uptake by plants, *New Phytol.* 147:241-256.
- (3) [http://www. ffpri. affrc. go. jp/pubs/seikasenshu/2009/documents/p38-39. pdf](http://www.ffpri.affrc.go.jp/pubs/seikasenshu/2009/documents/p38-39.pdf)
- (4) <http://www. ffpri. affrc. go. jp/research/project/sigiobana. html/> スギ雄花形成の機構解明と抑制技術の高度化に関する研究
- (5) <http://radioactivity. mext. go. jp/ja/contents/7000/6212/view. html> ガンマ線放出核種 (セシウム 134、137、銀 110m) の核種分析結果 (第 2 次分布状況調査) (平成 24 年 3 月 1 日時点)
- (6) <http://www. env. go. jp/press/press. php?serial=15130> 平成 24 年春のスギ・ヒノキ花粉の飛散状況及び終息時期について
- (7) <http://www. rinya. maff. go. jp/j/press/hozen/pdf/120208-01. pdf> スギの雄花に含まれる放射性セシウムの濃度の調査結果

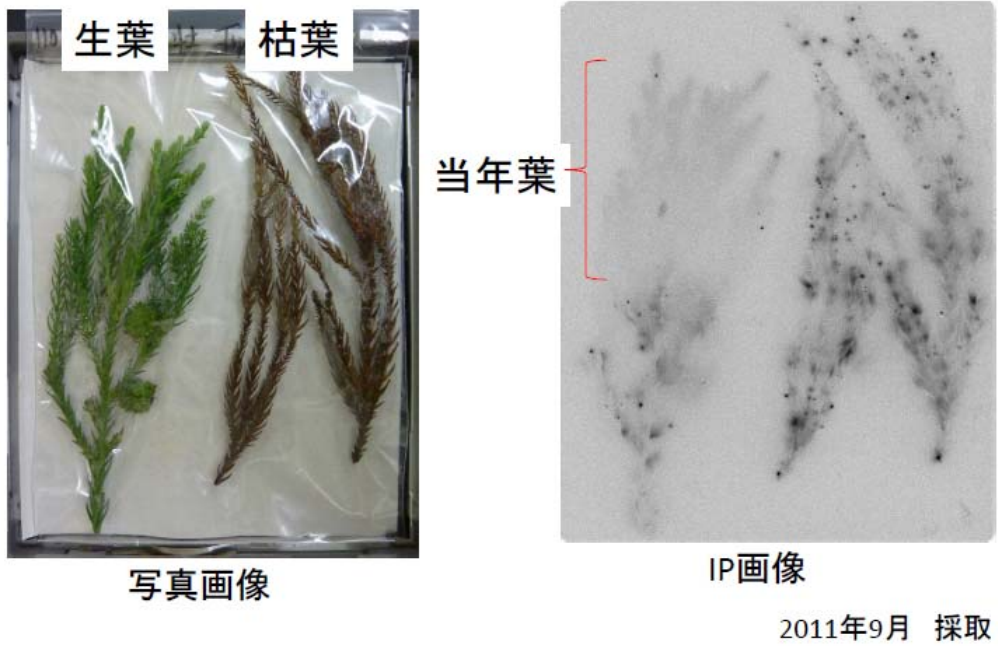


写真5.3.1.3-1 スギの生葉と枯葉の写真とイメージングプレート（IP）画像

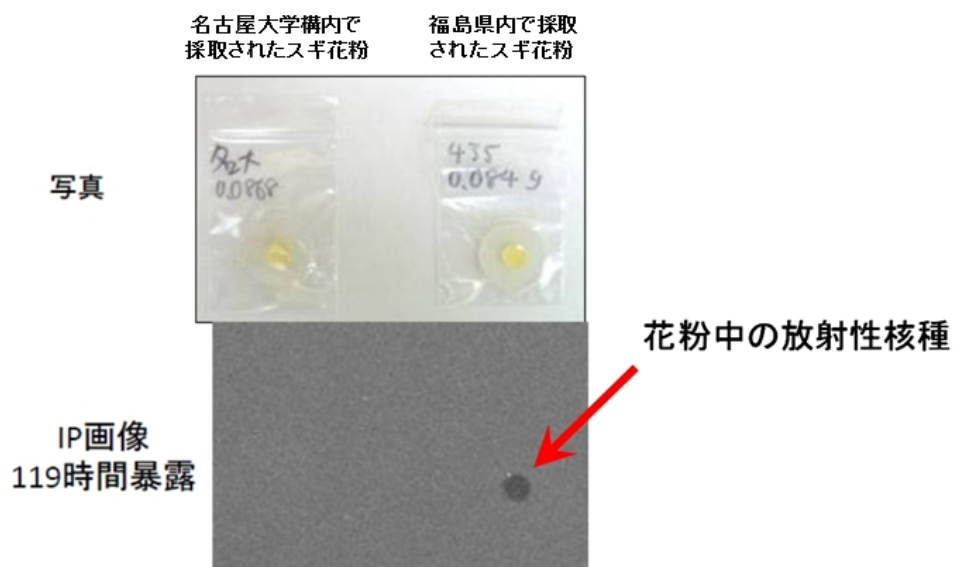
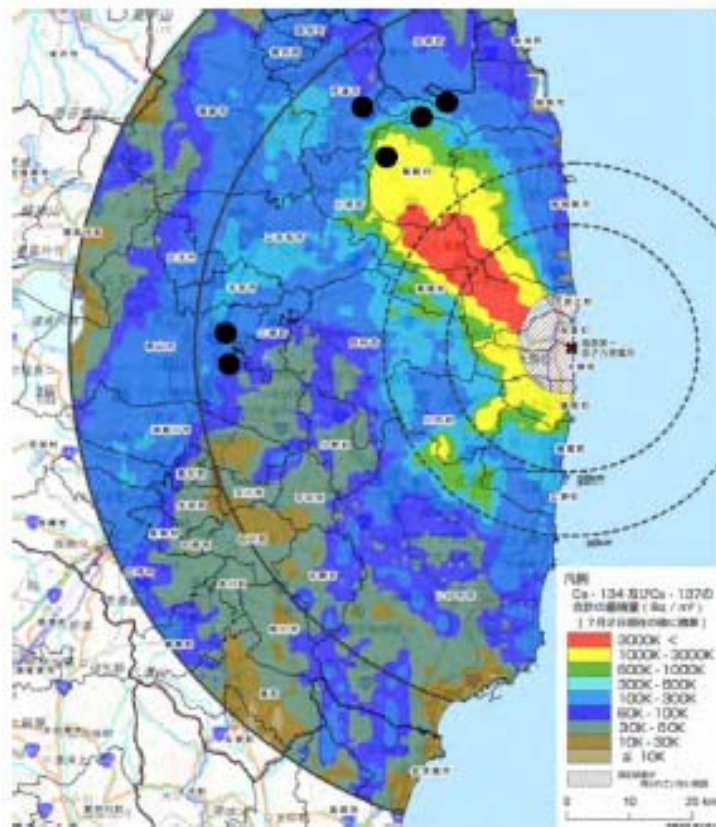


写真5.3.1.3-2 分離した花粉のイメージングプレート（IP）画像



<http://radioactivity.mext.go.jp/>

● Sampling point

図 5.3.1.3-1 スギ試料採取地点 (平成 23 年 9 月～平成 24 年 1 月採取)
(背景地図は文部科学省の第 3 次航空機モニタリングによる)

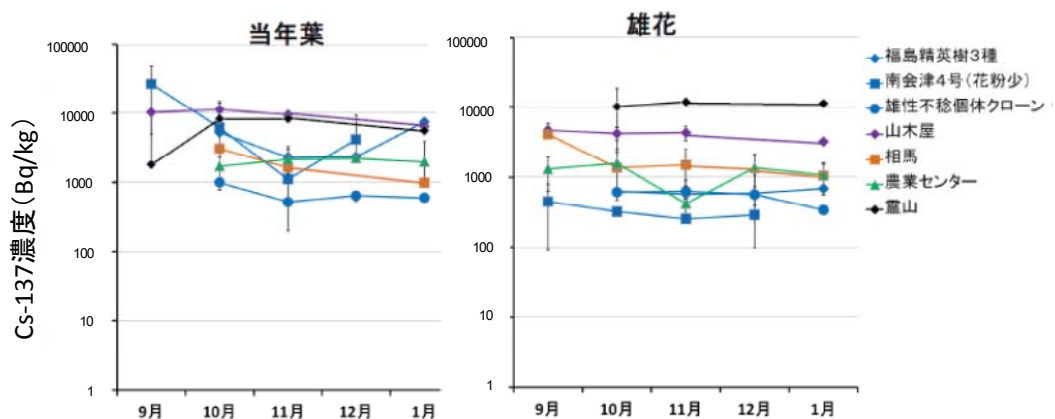


図 5.3.1.3-2 スギ当年葉と雄花中のセシウム 137 濃度の月変化
(平成 23 年 9 月～平成 24 年 1 月)

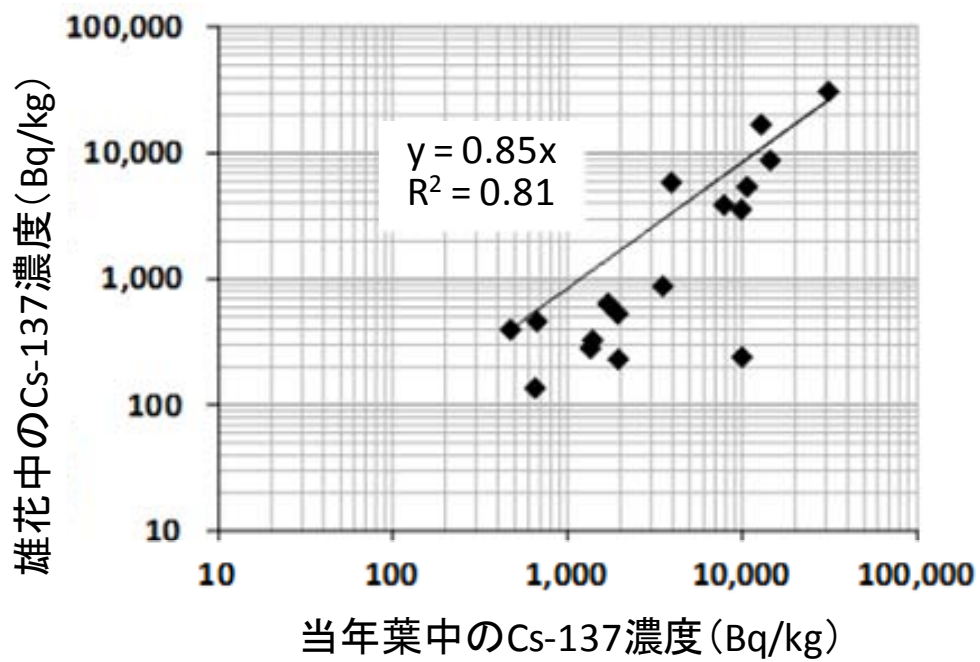


図 5.3.1.3-3 スギ当年葉と雄花中のセシウム 137 濃度の関係 (移行係数)
 (平成 23 年 9 月～平成 24 年 1 月に採取した試料を基に計算)

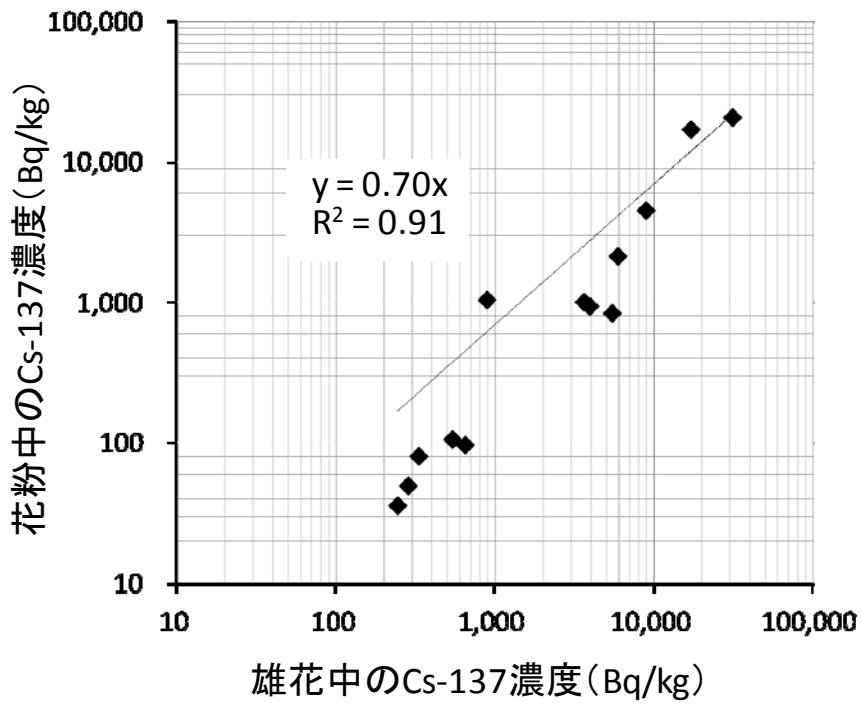


図 5.3.1.3-4 雄花中と花粉中のセシウム 137 濃度の関係
(平成 23 年 9 月～平成 24 年 1 月に採取した試料を分析)

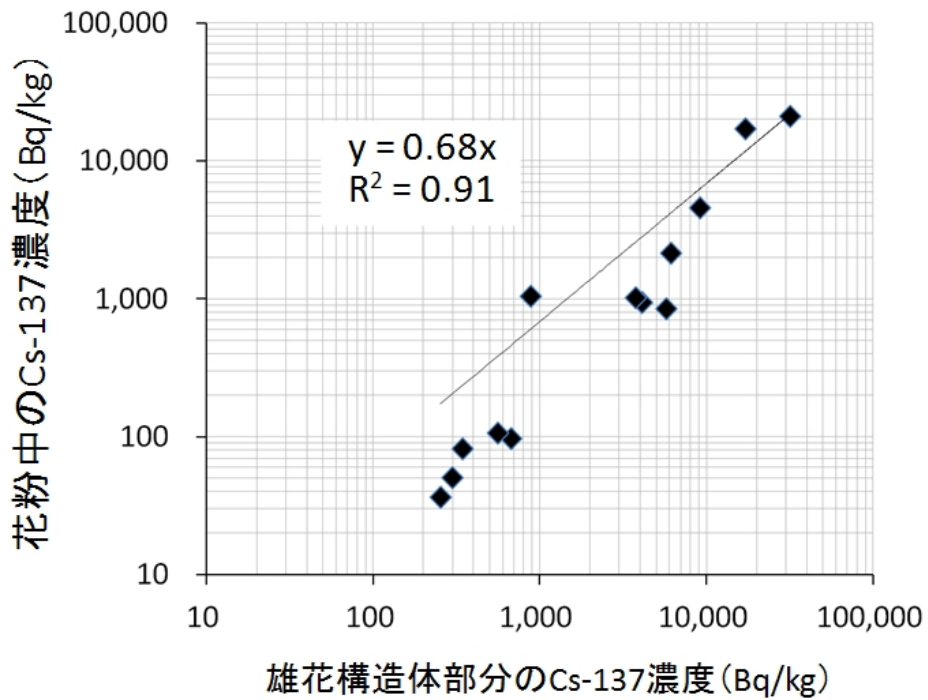


図 5.3.1.3-5 雄花構造体 (雄花ガラ) と花粉中のセシウム 137 濃度の関係
(平成 23 年 9 月～平成 24 年 1 月に採取した試料を分析)

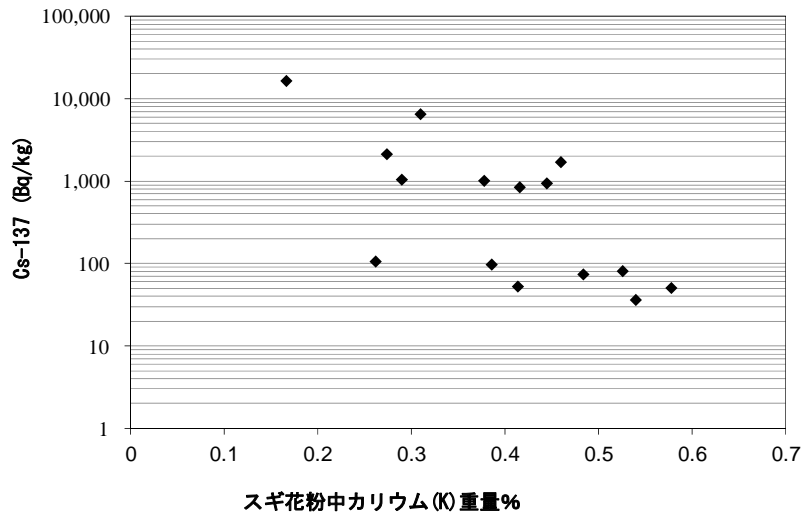


図 5.3.1.3-6 スギ花粉中のカリウム重量%とセシウム 137 濃度の関係

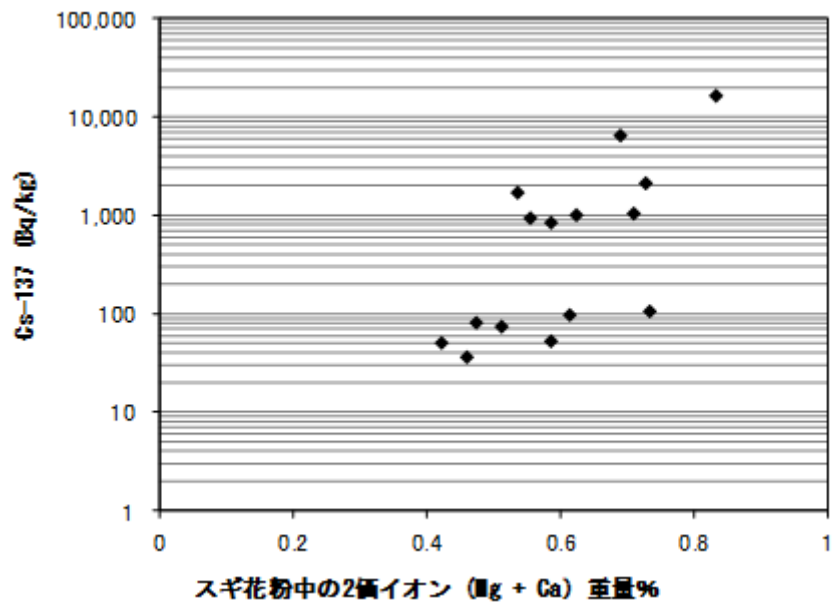


図 5.3.1.3-7 スギ花粉中の2価イオン (Mg+Ca) 重量%とセシウム 137 濃度の関係

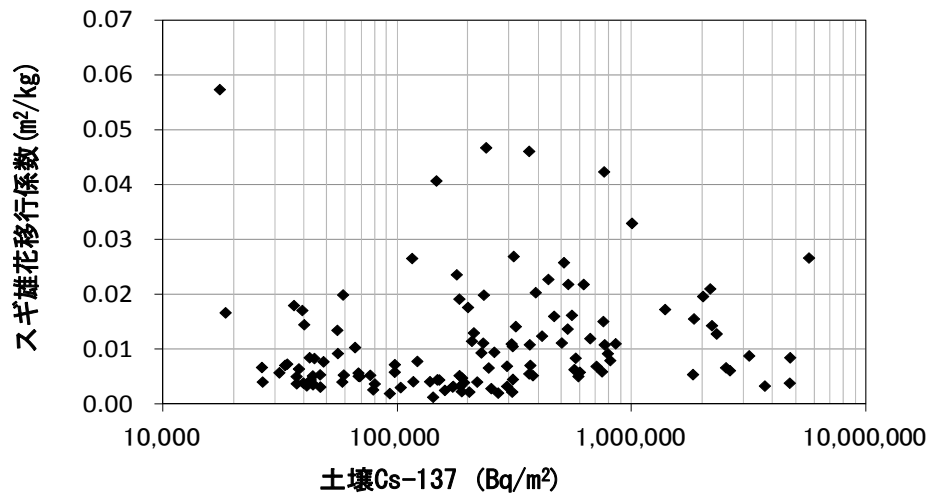


図 5.3.1.3-8 福島県における土壌-雄花移行係数 (m^2/kg) (土壌中におけるセシウム 137 の沈着量とスギ雄花におけるセシウム 137 の濃度の関係)の土壌へのセシウム 137 の沈着量との関係 (文部科学省第 3 次航空機モニタリングデータと森林総合研究所雄花広域調査結果による)

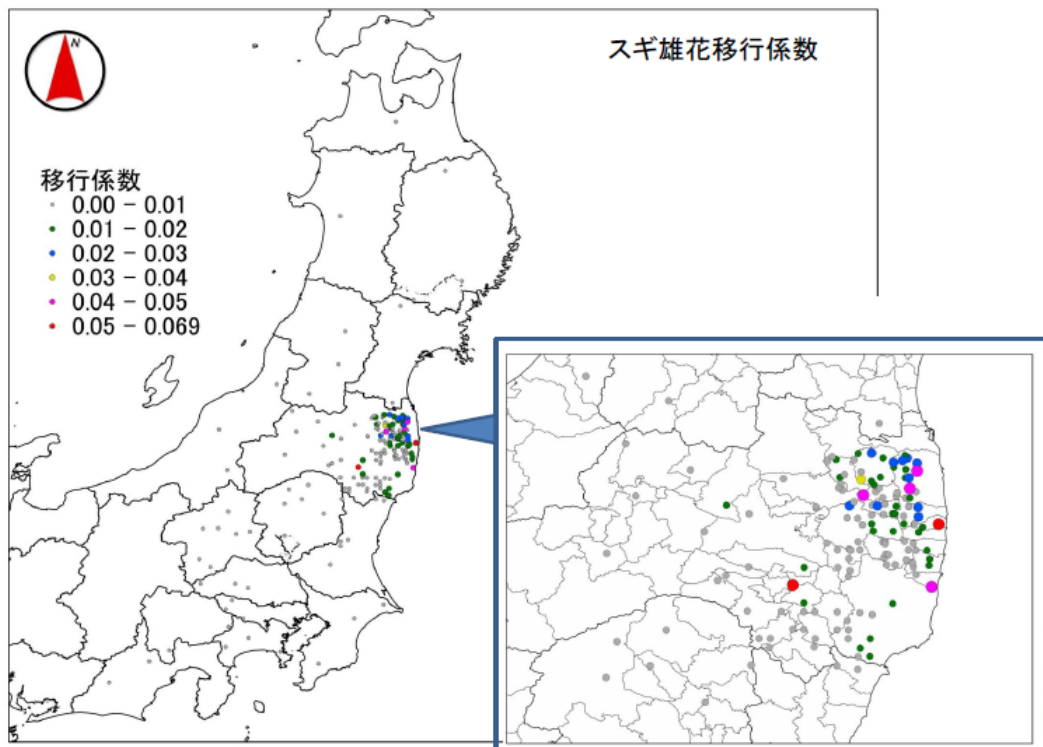


図 5.3.1.3-9 福島県における土壌-雄花移行係数 (m^2/kg) (土壌中におけるセシウム 137 の沈着量とスギ雄花におけるセシウム 137 の濃度の関係)の分布 (文部科学省第 3 次航空機モニタリングデータと森林総合研究所雄花広域調査結果による)

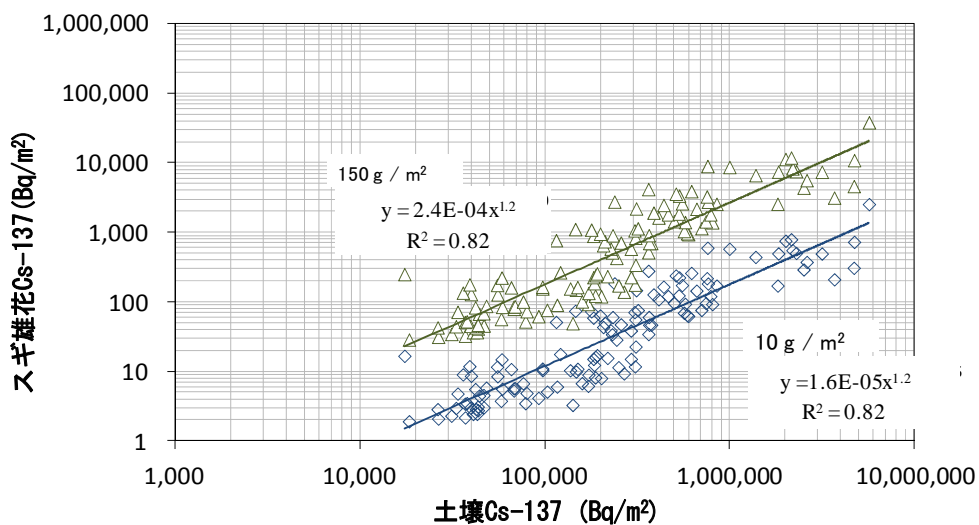


図 5.3.1.3-10 土壌へのセシウム 137 の沈着量とスギ花粉におけるセシウム 137 の濃度の関係
 -雄花生産量による変動幅-
 (雄花の面積当たりの生産量を 10g/m² から 150g/m² と変化させた場合の面積当たりの雄花中のセシウム 137 濃度を評価)

5.3.2 土壌侵食による放射性物質の移行状況調査

5.3.2-1) 様々な土地利用区画からの土壌侵食による放射性物質の移行状況調査

今回の調査（第2次分布状況等調査）では、第1次分布状況等調査時の調査結果を含め、平成23年6月から平成24年5月までに採取したデータを取りまとめるとともに、結果の評価を実施した。

1) 様々な土地利用の試験区画からの土砂流出と放射性セシウム移行量の観測

① 実施目的

様々な土地利用区画における土壌侵食による放射性セシウムの移行状況と、土壌の侵食に伴う放射性セシウムの移行に寄与する要因について確認・評価するため、様々な土地利用の試験区画からの土砂流出と放射性セシウムの移行量を観測した。

② 調査方法

a) 調査地の概要

土壌侵食による放射性物質の移行状況調査の調査地としては、以下の土地利用の試験区画からの調査地点を選定した。

○緩勾配のタバコ畑（以下、「畑A」）（写真5.3.2.1-1）

調査当時は未耕作である。傾斜は緩く、他の耕作地に比べて土壌が柔らかい。プロット内の草刈を毎週行ったため、植生量は非常に少なく、傾斜角は 4.4° である。第1次分布状況等調査時の平成23年7月時点のセシウム134、セシウム137の土壌への沈着量はそれぞれ 372 kBq/m^2 、 452 kBq/m^2 である。

○急勾配の畑地（以下、「畑B」）（写真5.3.2.1-2）

調査当時は未耕作である。土壌の地質は粘土質であり、地盤が非常に固い。プロット内の草刈を2週間に1回程度行ったため、植生量は比較的少なく、傾斜角は 9.3° である。第1次分布状況等調査時の平成23年7月時点のセシウム134、セシウム137の土壌への沈着量はそれぞれ 479 kBq/m^2 、 587 kBq/m^2 である。

○採草地（以下、「牧草地A」）（写真5.3.2.1-3）

現在は牛やトラクターの立ち入りがあまりないため、土壌攪乱が少なく、植物根が密生している。採草地の状況を再現するため、プロット内の草刈は1ヶ月に1回程度実施しており、植生量は多く、傾斜角は 9.7° である。第1次分布状況等調査時の平成23年7月時点のセシウム134、セシウム137の土壌沈着量はそれぞれ 372 kBq/m^2 、 435 kBq/m^2 である。

○放牧草地（以下、「牧草地B」）（写真5.3.2.1-4）

植生根がまばらに密生している。放牧地の状況を再現するため、プロット内の草刈は1週間に1回程度行ったが、植生量は非常に多く、傾斜角は 9.5° である。第1次分布状況等調査時の平成23年7月時点のセシウム134、セシウム137の土壌への沈着量はそれぞれ 892 kBq/m^2 、 $1,037\text{ kBq/m}^2$ である。

○スギ若齢林（写真5.3.2.1-5）

密生したスギの人工林であるため、日射量が少なく、林床には植生も少ない。ただし、スギの葉から供給されるリターが多く、リター層を形成しており、傾斜角は 27.5° である。第1次分布状況等調査時の平成23年7月時点のセシウム134、セシウム137の土壌への沈着量はそれぞれ 212 kBq/m^2 、 260 kBq/m^2 である。



写真5.3.2.1-1 緩勾配のタバコ畑[畑A]



写真5.3.2.1-2 急勾配の畑[畑B]



写真5.3.2.1-3 採草地[牧草地A]



写真5.3.2.1-4 放牧草地[牧草地B]



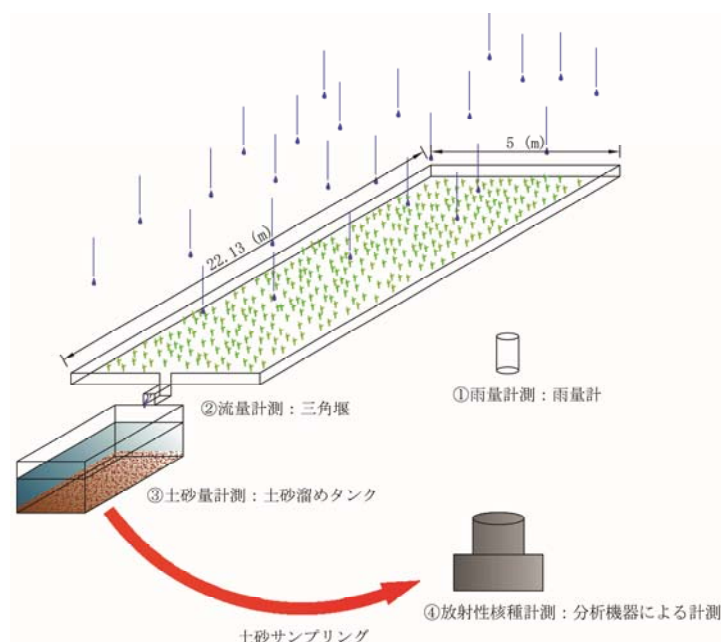
写真5.3.2.1-5 スギ若齢林

写真 5.3.2.1-1～5 試験区画による土砂流出観測サイトの概観
(平成 24 年 4 月 5 日撮影)

b) 様々な土地利用区画から流出する土砂量、及び放射性セシウム量の算出方法

緩勾配のタバコ畑、急勾配の畑、採草地、放牧草地、及びスギ若齢林にプロットを設置し、土砂移動に伴う放射性セシウムの移行状況について調査を実施した。プロットとは、ステンレス板により境界区分を設置し、降雨により浸透せずに土壌表面を流出する水及び土砂を計測するための装置である（図 5.3.2.1-1(a)）。プロットの大きさは $5\text{m} \times 22.13\text{m} = 110.65\text{m}^2$ である。調査期間は、第1次分布状況等調査時の平成23年6月5日から、今回の調査（第2次分布状況等調査）の平成24年5月31日までである。

また、各プロットの出水口に三角堰と水位計を、その下流側に流出土砂を溜める容器（タンク）を設置した。タンク容量は 0.3m^3 (300L) であり、雨量の多い場合、流出水がタンクからオーバーフローする。本調査では平成23年9月18日以降（試料回収日は9月27日）、オーバーフローした水に含まれる浮遊砂濃度や浮遊砂としての土砂流出量及び放射性セシウムの流出量を評価するため、サンプリング時にタンク内の堆積土砂を良く攪拌し、中層水を採取した。さらに、タンク内の試料を攪拌後、タンク底部に堆積した土砂を、三角堰内に堆積している土砂と併せて、堆積土砂として採取した（図 5.3.2.1-1(b)）。畑 A においては、プロットから流出する浮遊砂量を直接観測するために、濁度計を平成24年4月27日に設置した。



- ①雨量計：降雨量の計測
- ②三角堰：境界区分から流れ出る流量の計測
- ③土砂溜：境界区分から流れ出る土砂量の計測
- ④可搬型ゲルマニウム半導体検出器：土砂サンプルに含まれる放射性物質の測定

図 5.3.2.1-1(a) 土壌侵食による放射性セシウムの移行調査に用いた装置及び測定項目

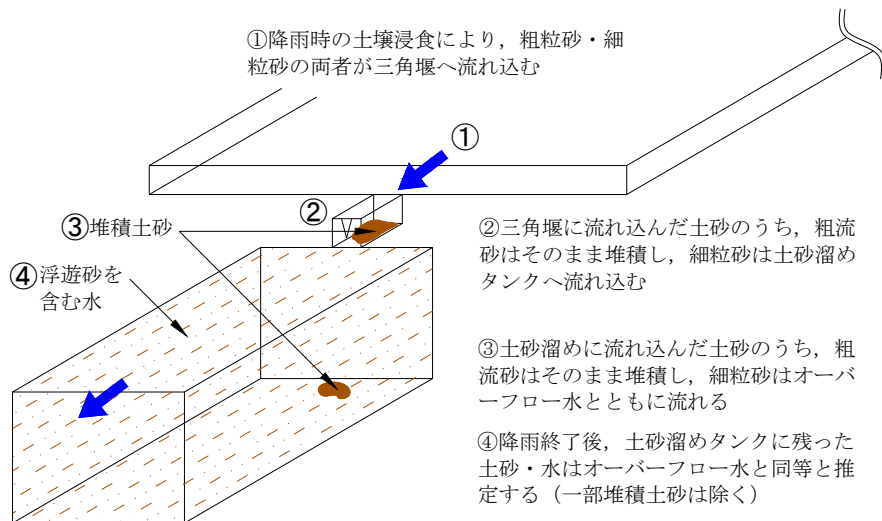


図 5.3.2.1-1(b) 各プロットから流出する堆積土砂の採取及び浮遊砂の評価

本調査では、プロットから流出した浮遊砂を評価するため、第 1 次分布状況等調査時の平成 23 年 9 月 18 日から今回の調査（平成 24 年 5 月 27 日）に浮遊砂のサンプリングを実施した。また、畑 A においては、今回の調査（平成 24 年 4 月 5 日～5 月 20 日）の間に、プロットからの流出水の濁度を測定し、流出した浮遊砂量の推定に用いた。以下、畑 A 及びその他のプロットにおける、浮遊砂濃度の推定について述べる。

畑 A

1. 畑 A の濁度計設置期間（平成 24 年 4 月 30 日～5 月 6 日、平成 24 年 5 月 6 日～20 日）の浮遊砂濃度は、濁度計において推定した。
2. 攪拌試料による浮遊砂濃度は、堆積土砂を一部含むため、過大評価している可能性がある。そこで、濁度計と攪拌試料による浮遊砂濃度比較するため、畑 A の濁度計設置期間（平成 24 年 4 月 30 日～5 月 6 日、平成 24 年 5 月 6 日～20 日）において、攪拌試料による浮遊砂濃度に対する濁度系による浮遊砂濃度の比率（濁度計による浮遊砂の捕捉率。平均は 0.50）を算出した。結果を表 5.3.2.1-1 に示す。その結果、攪拌試料による浮遊砂濃度に対する濁度系による浮遊砂濃度の比率の平均値は 0.5 となり、攪拌試料による浮遊砂濃度は過大評価されていることが確認された。

表 5.3.2.1-1 濁度計、及び攪拌して得た浮遊砂試料による浮遊砂濃度とその比

浮遊砂濃度 (g/L)	調査期間	
	平成24年4月30日～5月6日	平成24年5月6日～20日
濁度計 (A)	0.3	1.1
攪拌試料 (B)	0.8	1.7
比 (A/B)	0.39	0.61

3. 攪拌試料による浮遊砂濃度は、過大評価されていることが確認されたため、攪拌試料としての浮遊砂回収時期（平成23年9月18日～平成24年4月30日）の浮遊砂濃度は、攪拌試料の浮遊砂濃度に、「2」の濁度計による捕捉率（0.50）をかけて算出した。
4. 畑Aの浮遊砂試料（攪拌試料）が無い時期（平成23年9月18日以前）の浮遊砂濃度は、他期間の浮遊砂濃度の平均値とした。

畑A以外のプロット

1. 浮遊砂試料を回収した調査期間（平成23年9月27日～平成24年4月30日）の浮遊砂濃度は、攪拌試料の浮遊砂濃度に、畑Aで求めた濁度計による浮遊砂の捕捉率（0.50）をかけて算出した。
2. 浮遊砂試料（攪拌試料）が無い時期（平成23年9月18日以前）の浮遊砂濃度は、他期間の浮遊砂濃度の平均値とした。各試料の浮遊砂濃度を表5.3.2.1-2に示す。

表5.3.2.1-2 各プロット、調査期間で得た浮遊砂濃度(g/L)一覧

黒数字は濁度計観測データ、赤字は濁度計の浮遊砂濃度/攪拌試料の浮遊砂濃度比（0.5）を、攪拌試料の浮遊砂濃度にかけて算出した値、青字は平成23年9月27日以降の浮遊砂濃度の加重平均を用いて算出した値である。

調査期間	畑A	畑B	牧草地A	牧草地B	スギ若齢林
平成23年 7月17日～ 9月18日	1.196	0.188	0.058	0.058	0.026
平成23年 9月18日～ 9月27日	2.902	0.150	0.031	0.067	0.043
平成23年 9月27日～10月 8日	0.166	0.016	0.005	0.020	0.019
平成23年10月 8日～10月23日	0.351	0.299	0.039	0.068	0.031
平成23年10月23日～11月 6日				0.071	
平成23年11月 6日～11月20日	0.341	0.046	0.043	0.115	0.017
平成23年11月20日～12月 4日		0.015	0.013	0.008	0.019
平成23年12月 4日～ 1月 2日					
平成24年 1月 2日～ 2月19日			0.002		0.065
平成24年 2月19日～ 3月11日			0.002		0.005
平成24年 3月11日～ 3月25日	0.020		0.002	0.017	0.012
平成24年 3月25日～ 4月 8日			0.710	0.064	0.035
平成24年 4月 8日～ 4月22日	0.921				
平成24年 4月22日～ 4月30日	1.080		0.531	0.198	
平成24年 4月30日～ 5月 6日	0.296	0.074	0.158	0.247	0.029
平成24年 5月 6日～ 5月20日	1.058	0.451	0.136	0.131	0.016
平成24年 5月20日～ 5月27日					

（第1次分布状況等調査時（平成23年7月～平成24年5月）の調査結果を含む）

c) 堆積土砂の計算方法

プロットから流出し、三角堰と土砂溜めに沈降・堆積した土砂量をあわせて堆積土砂量とした。また浮遊砂としての土砂流出量及び放射性セシウムの流出量を評価するため、堆積土砂量及び浮遊砂量の合計値を、全土砂量として求めた。

プロットから流出する放射性セシウム量は、堆積土砂量、ないしは浮遊砂量に、それぞれ対応する放射性セシウム濃度をかけて算出した。平成 23 年 9 月 18 日以前の試料に関しては、浮遊砂を採取していないため、平成 23 年 9 月 18 日以降の浮遊砂中の放射性セシウム濃度の加重平均値を用いた。

d) 堆積土砂、浮遊砂に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の測定

堆積土砂、浮遊砂は実験室に持ち帰り乾燥させた後、ゲルマニウム半導体検出器を用いて、土砂中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度 (Bq/kg) を求めた。放射性セシウムの放射能濃度は、試料回収時から測定時までの放射性セシウムの壊変を考慮し、減衰補正 (底泥採取日と測定日間の日数と半減期から、その間の放射性物質の減衰量を推測し、底泥採取日時点の減衰前の数値に補正) を行った。

e) 雨量データ、降雨に対する表面流の流出率

雨量データは、気象研究所の管理する、山木屋小学校グラウンドに設置した気象観測システムのデータを引用した。降雨に対するプロットからの流出量を評価するため、流出率を以下の式により算出した。

$$\text{降雨に対する表面流の流出率(\%)} = \text{表面流流出量(L)} / (\text{雨量(mm)} \times \text{プロットの面積(110m}^2))$$

③ 調査結果

a) 全流出土砂量・放射性セシウム量に占める浮遊砂の評価

プロットから流出した土砂には、沈降速度が速い堆積土砂と、沈降速度の遅い浮遊砂が含まれる。そこで、プロットから流出する土砂量、及び流出する放射性セシウム量に対する浮遊砂の寄与を評価するため、堆積土砂と、堆積土砂と浮遊砂を合わせた全土砂について、プロットから流出する土砂量、及び流出する放射性セシウム量について評価した (図 5.3.2.1-2、図 5.3.2.1-3)。解析には、浮遊砂濃度が得られている平成 23 年 9 月 27 日以降のデータを用いた。なお、流出土砂がないデータに関しては、解析から除外した。

その結果、全土砂量に対する堆積土砂の割合は、畑 A で 0~82% (平均 32%)、畑 B で 0~93% (平均 26%)、牧草地 A で 0~92% (平均 41%)、牧草地 B で 0~82% (平均 39%)、スギ若齢林で 0~82% (平均 61%) であり、大半が浮遊土砂として存在するケースが確認された。ここで 0%は、流出土砂の全てが浮遊砂として回収されたことを示す。

また、浮遊砂を考慮した場合の通期の放射性セシウム流出量は、考慮しなかった場合の放射性セシウム流出量に比べて畑 A で 5.0 倍、畑 B で 3.6 倍、牧草地 A で 4.4 倍、牧草地 B で 1.3 倍、スギ若齢林で 1.6 倍となった。特に畑 A では、浮遊砂を考慮した場合、浮遊砂を考慮しない場合に比べて、顕著に大きな放射性セシウムの流出量を示した。

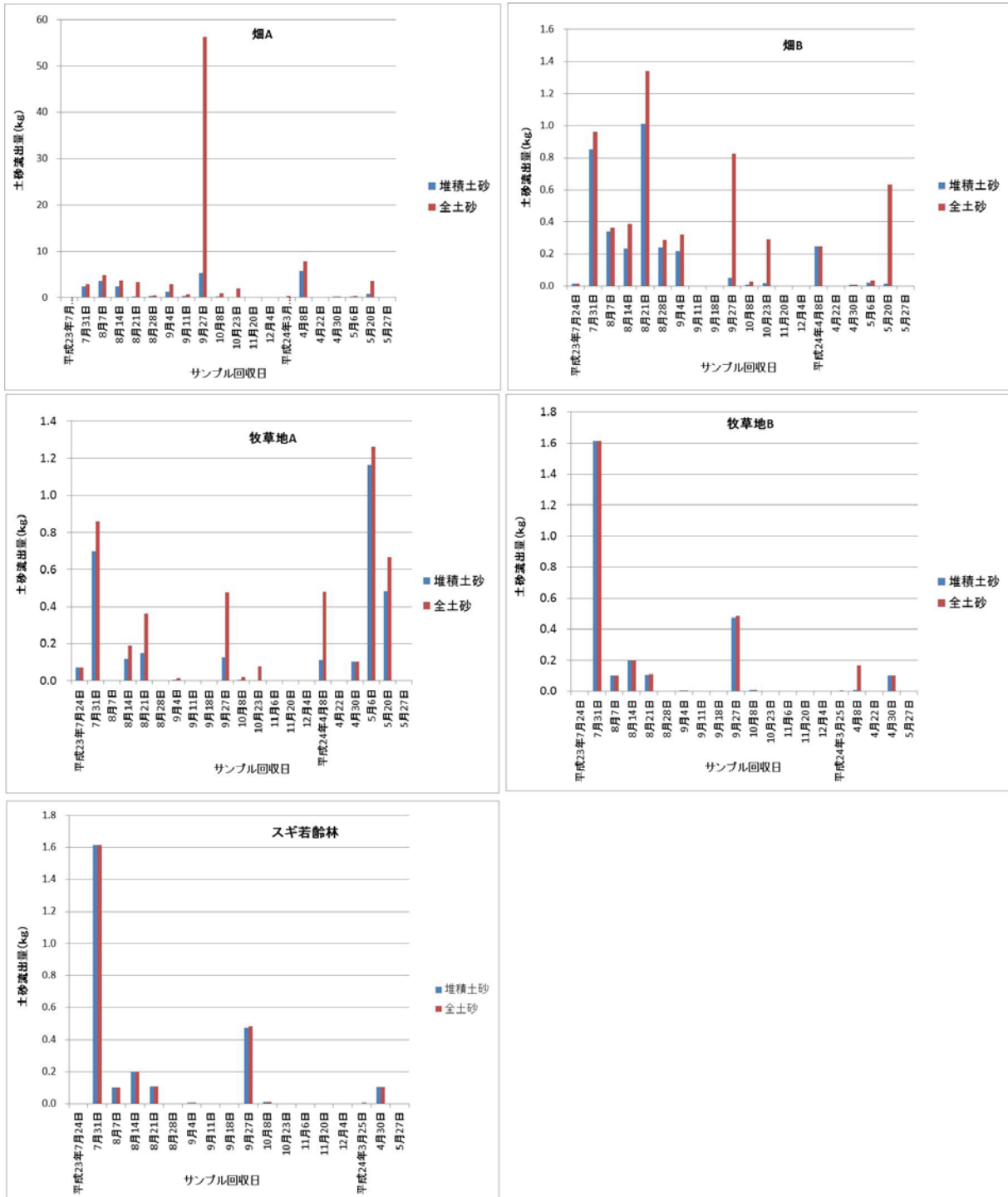


図 5.3.2.1-2 堆積土砂及び全土砂としての流出土砂量（浮遊砂を考慮した場合（全土砂）としない場合（堆積土砂））の比較
 （第1次分布状況等調査時（平成23年7月～平成24年5月）の測定結果を含む）

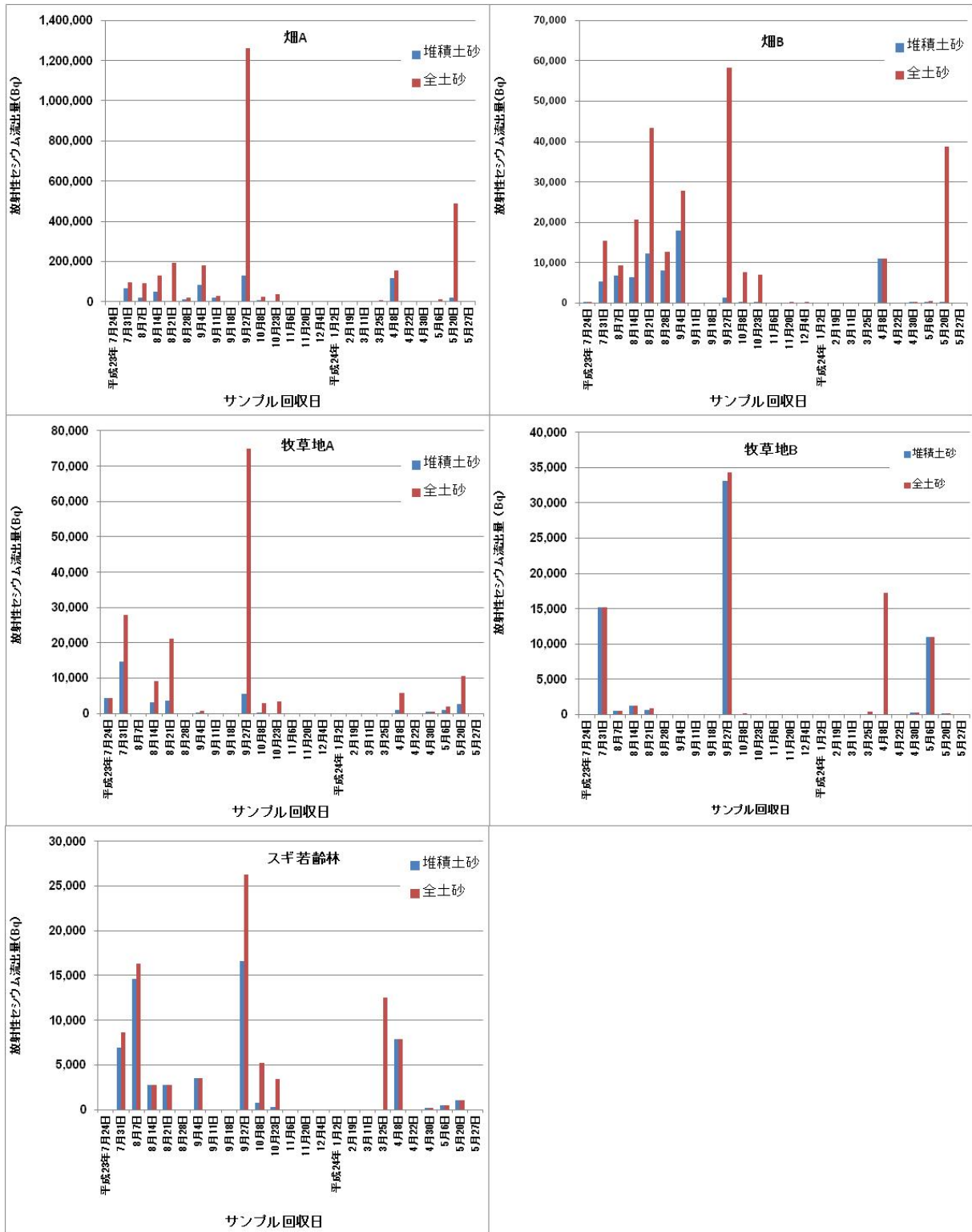


図 5.3.2.1-3 堆積土砂及び全土砂としての放射性セシウム流出量（浮遊砂を考慮した場合（全土砂）としない場合（堆積土砂））の比較
（第 1 次分布状況等調査時（平成 23 年 7 月～平成 24 年 5 月）の測定結果を含む）

b) 土砂、放射性セシウムの流出率

本調査の結果を表 5.3.2.1-3~7 に示す。放射性セシウムの流出率は、セシウム 137 の積算流出量（平成 23 年 7 月 17 日～平成 24 年 5 月 27 日で積算）を、セシウム 137 の沈着量（平成 23 年 7 月時点、Bq）で除して求めた。なお、大気からの初期沈着時にプロットから流出した放射性セシウムの量は少ないと仮定した。これは、前述した 5.2.1-（1）1）の森林、畑地及び草地等における、土壌中深さ方向の放射性セシウムの深さ方向の分布状況調査の結果において、各土地利用区画における放射性セシウムのインベントリが増加していない事からも妥当と考えられる。

その結果、平成 23 年 6 月 5 日から平成 24 年 5 月 27 日にかけてセシウム 137 の流出率は畑 A で 3.45%、畑 B で 0.24%、牧草地 A で 0.21%、牧草地 B で 0.04%、スギ若齢林で 0.2%であった。流出率は裸地として管理した畑 A で最も高い値であったが、その他の土地利用区画では流出率は非常に小さいことから、土壌侵食による放射性物質の流出は軽微であると考えられる。

また、今回の調査期間におけるプロットから流出した全土砂の積算量（流出全土砂積算量）を図 5.3.2.1-4 に示す。その結果、流出全土砂積算量は、畑 A（緩勾配のタバコ畑）で顕著に多く、勾配の異なる畑地 2 か所においては、緩斜面である畑 A で高い流出量であった。さらに、各プロットから流出した全土砂に含まれる放射性セシウム量（すなわち放射性セシウムの流出量。以下、流出放射性核種積算量）について確認したところ、図 5.3.2.1-5 に示すとおり、畑 A（緩勾配のタバコ畑）が最も高い値を示した。

表 5.3.2.1-3 畑 A の堆積土砂・浮遊砂の放射性物質の流出量の測定結果
（平成 23 年 7 月～平成 24 年 5 月）

緩勾配のタバコ畑① [畑A]	雨量 ΣR (mm)	流出率 (%)	堆積土砂						浮遊砂						全土砂										
			土砂量		Cs-134		Cs-137		Cs-134		Cs-137		Cs-134		Cs-137		土砂量		Cs-134		Cs-137				
			M (kg)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	M (kg)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	M (kg)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	M (kg)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	流出率 (%)	流出率 (%)	
平成23年 7月17日～7月24日	22.4	0.0	0.01	4,713	121	5,270	100	0.00		0		0		0	121	100	0.01	0.00	0.00						
平成23年 7月24日～7月31日	60.0	0.1	2.37	12,916	30,594	15,321	36,292	0.53	24,742	12,999	35,012	18,395	43,593	54,686	2.89	0.12	0.12								
平成23年 7月31日～8月7日	17.2	0.5	3.55	2,556	9,085	3,087	10,975	1.20	24,742	29,790	35,012	42,155	38,875	53,130	4.76	0.10	0.12								
平成23年 8月7日～8月14日	18.6	0.5	2.45	9,722	23,808	11,373	27,852	1.29	24,742	31,991	35,012	45,271	55,799	73,123	3.74	0.15	0.16								
平成23年 8月14日～8月21日	74.0	0.3	0.16	12,240	2,017	14,461	2,383	3.17	24,742	78,546	35,012	111,150	80,563	113,533	3.34	0.22	0.25								
平成23年 8月21日～8月28日	23.0	0.0	0.31	19,468	6,101	22,933	7,187	0.12	24,742	2,933	35,012	4,151	9,034	11,337	0.43	0.02	0.03								
平成23年 8月28日～9月4日	46.0	0.3	1.26	30,730	38,573	36,611	45,954	1.63	24,742	40,370	35,012	57,127	78,943	103,081	2.89	0.21	0.23								
平成23年 9月4日～9月11日	16.5	0.0	0.38	22,805	8,689	27,469	10,466	0.18	24,742	4,564	35,012	6,458	13,253	16,924	0.57	0.04	0.04								
平成23年 9月11日～9月18日	0.0	0.0	0.00			0	0	0.00		0		0	0	0	0.00	0.00	0.00								
平成23年 9月18日～9月27日	227.0	0.4	5.34	10,950	58,495	13,292	71,006	25.43	19,880	505,630	24,603	625,765	564,125	696,771	30.78	1.52	1.54								
平成23年 9月27日～10月8日	58.0	0.4	0.21	13,402	2,761	16,684	3,437	0.37	19,442	7,238	25,707	9,571	9,999	13,008	0.58	0.03	0.03								
平成23年 10月8日～10月23日	40.0	0.4	0.09	13,687	1,259	16,846	1,550	0.54	26,758	14,515	33,470	18,156	15,774	19,706	0.63	0.04	0.04								
平成23年 10月23日～11月6日	7.0	0.0	0.00			0	0	0.00		0		0	0	0	0.00	0.00	0.00								
平成23年 11月6日～11月20日	41.5	0.0	0.02	9,596	202	11,618	244	0.01	23,220	289	31,186	388	491	632	0.03	0.00	0.00								
平成23年 11月20日～12月4日	26.0	0.0	0.00			0	0	0.00	24,585	7	30,859	9	7	9	0.00	0.00	0.00								
平成23年 12月4日～1月2日	3.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND								
平成24年 1月2日～2月19日	25.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND								
平成24年 2月19日～3月11日	74.0	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND								
平成24年 3月11日～3月25日	57.0	1.4	0.00			0	0	0.18	18,477	3,281	26,652	4,733	3,281	4,733	0.18	0.01	0.01								
平成24年 3月25日～4月8日	44.0	0.2	5.77	8,397	48,425	11,890	68,570	1.04	15,320	15,914	23,019	23,912	64,339	92,481	6.81	0.17	0.20								
平成24年 4月8日～4月22日	15.5	0.0	0.00			0	0	0.00		0		0	0	0	0.00	0.00	0.00								
平成24年 4月22日～4月30日	20.5	0.0	0.24	9,337	2,222	13,282	3,161	0.00		0		0	2,222	3,161	0.24	0.01	0.01								
平成24年 4月30日～5月6日	63.0	0.1	0.17	5,806	981	8,356	1,412	0.17	18,733	3,094	29,817	4,925	4,076	6,338	0.33	0.01	0.01								
平成24年 5月6日～5月20日	68.0	0.3	0.81	9,647	7,785	14,123	11,397	2.77	67,793	187,455	102,360	283,036	195,240	294,434	3.57	0.52	0.65								
平成24年 5月20日～5月27日	28.5	0.0	0.03	6,369	172	9,195	248	0.03	13,210	896	22,445	673	568	922	0.06	0.00	0.00								
合計	1,076.7	—	23.16	—	241,290	—	302,233	38.67	—	939,014	—	1,255,876	1,180,304	1,558,109	61.83	3.17	3.45								

表 5.3.2.1-4 畑 B の堆積土砂・浮遊砂の放射性物質の流出量の測定結果
(平成 23 年 7 月～平成 24 年 5 月)

急勾配の畑①[畑B]	雨量		堆積土砂				浮遊砂				全土砂						
	ΣR	流出率	Cs-134		Cs-137		Cs-134		Cs-137		Cs-134		Cs-137				
	(mm)	(%)	M (kg)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	M (kg)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	M (kg)	流出率 (%)	流出率 (%)		
平成23年 7月17日～7月24日	22.4	0.0	0.02	9,328	157	10,913	184	0.00	43,752	0	50,372	0	157	184	0.02	0.00	0.00
平成23年 7月24日～7月31日	60.0	0.1	0.85	2,859	2,439	3,344	2,853	0.11	43,752	4,696	50,372	5,406	7,135	8,259	0.96	0.01	0.01
平成23年 7月31日～8月7日	17.2	0.5	0.34	9,283	3,142	10,794	3,654	0.03	43,752	1,177	50,372	1,355	4,319	5,008	0.37	0.01	0.01
平成23年 8月7日～8月14日	18.6	0.5	0.24	12,269	2,887	14,478	3,407	0.15	43,752	6,678	50,372	7,689	9,565	11,096	0.39	0.02	0.02
平成23年 8月14日～8月21日	74.0	0.3	1.01	5,654	5,721	6,460	6,536	0.33	43,752	14,466	50,372	16,654	20,186	23,191	1.34	0.04	0.04
平成23年 8月21日～8月28日	23.0	0.0	0.24	15,479	3,737	18,351	4,430	0.05	43,752	2,085	50,372	2,401	5,822	6,831	0.29	0.01	0.01
平成23年 8月28日～9月4日	46.0	0.3	0.22	37,404	8,126	44,863	9,747	0.11	43,752	4,652	50,372	5,356	12,778	15,103	0.32	0.03	0.03
平成23年 9月4日～9月11日	16.5	0.0	0.00		0		0	0.00		0		0	0	0	0.00	0.00	0.00
平成23年 9月11日～9月18日	0.0	0.0	0.00		0		0	0.00		0		0	0	0	0.00	0.00	0.00
平成23年 9月18日～9月27日	227.0	0.2	0.05	12,094	617	14,581	744	0.77	31,896	24,688	41,607	32,205	25,305	32,949	0.83	0.05	0.06
平成23年 9月27日～10月8日	58.0	0.2	0.01	9,255	74	11,202	90	0.02	167,380	3,537	189,330	4,001	3,611	4,090	0.03	0.01	0.01
平成23年 10月8日～10月23日	40.0	0.2	0.02	7,791	140	9,573	172	0.27	10,946	2,981	13,766	3,749	3,121	3,921	0.29	0.01	0.01
平成23年 10月23日～11月6日	7.0	0.0	0.00		0		0	0.00		0		0	0	0	0.00	0.00	0.00
平成23年 11月6日～11月20日	41.5	0.0	0.00		0		0	0.00	24,203	82	31,034	106	82	106	0.00	0.00	0.00
平成23年 11月20日～12月4日	26.0	0.0	0.00		0		0	0.00			33,940	0	0	0	0.00	0.00	0.00
平成23年 12月4日～1月2日	3.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
平成24年 1月2日～2月19日	25.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
平成24年 2月19日～3月11日	74.0	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
平成24年 3月11日～3月25日	57.0	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
平成24年 3月25日～4月8日	44.0	0.3	0.25	18,386	4,560	25,870	6,416	0.00		0		0	4,560	6,416	0.25	0.01	0.01
平成24年 4月8日～4月22日	15.5	0.0	0.00		0		0	0.00		0		0	0	0	0.00	0.00	0.00
平成24年 4月22日～4月30日	20.5	0.0	0.01	2,347	21	3,254	29	0.00		0		0	21	29	0.01	0.00	0.00
平成24年 4月30日～5月6日	63.0	0.0	0.02	6,610	159	9,151	220	0.01	3,565	50	5,050	71	209	291	0.04	0.00	0.00
平成24年 5月6日～5月20日	68.0	0.2	0.02	4,917	79	7,051	113	0.62	24,522	15,159	37,874	23,414	15,238	23,527	0.63	0.03	0.04
平成24年 5月20日～5月27日	28.5	0.0	0.00		0		0	0.00		0		0	0	0	0.00	0.00	0.00
合計	1,076.7	—	3.29	—	31,859	—	38,594	2.47	—	80,251	—	102,406	112,110	141,000	5.76	0.23	0.24

表 5.3.2.1-5 牧草地 A の堆積土砂・浮遊砂の放射性物質の流出量の測定結果
(平成 23 年 7 月～平成 24 年 5 月)

採草地 [牧草地A]	雨量		堆積土砂				浮遊砂				全土砂						
	ΣR	流出率	Cs-134		Cs-137		Cs-134		Cs-137		Cs-134		Cs-137				
	(mm)	(%)	M (kg)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	M (kg)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	M (kg)	流出率 (%)	流出率 (%)		
平成23年 7月17日～7月24日	22.4	0.0	0.07	29,070	2,054	34,292	2,423	0.00		0		0	2,054	2,423	0.07	0.01	0.01
平成23年 7月24日～7月31日	60.0	0.1	0.70	9,580	6,696	11,348	7,931	0.16	35,695	5,746	47,368	7,625	12,441	15,556	0.86	0.03	0.04
平成23年 7月31日～8月7日	17.2	0.5	0.00		0		0	0.00		0		0	0	0	0.00	0.00	0.00
平成23年 8月7日～8月14日	18.6	0.5	0.12	12,379	1,443	14,450	1,684	0.07	35,695	2,612	47,368	3,466	4,054	5,150	0.19	0.01	0.01
平成23年 8月14日～8月21日	74.0	0.3	0.15	11,554	1,730	12,859	1,926	0.21	35,695	7,548	47,368	10,016	9,278	11,942	0.36	0.02	0.03
平成23年 8月21日～8月28日	23.0	0.0	0.00		0		0	0.00		0		0	0	0	0.00	0.00	0.00
平成23年 8月28日～9月4日	46.0	0.3	0.01	12,436	70	14,227	80	0.01	35,695	298	47,368	396	368	476	0.01	0.00	0.00
平成23年 9月4日～9月11日	16.5	0.0	0.00		0		0	0.00		0		0	0	0	0.00	0.00	0.00
平成23年 9月11日～9月18日	0.0	0.0	0.00		0		0	0.00		0		0	0	0	0.00	0.00	0.00
平成23年 9月18日～9月27日	227.0	0.1	0.13	20,169	2,521	24,532	3,067	0.35	84,924	29,816	112,800	39,603	32,337	42,670	0.48	0.09	0.10
平成23年 9月27日～10月8日	58.0	0.3	0.01	21,785	131	25,792	155	0.01	83,025	1,160	107,550	1,503	1,291	1,657	0.02	0.00	0.00
平成23年 10月8日～10月23日	40.0	0.0	0.00		0		0	0.00	18,988	1,492	24,094	1,894	1,492	1,894	0.08	0.00	0.00
平成23年 10月23日～11月6日	7.0	0.0	0.00		0		0	0.00		0		0	0	0	0.00	0.00	0.00
平成23年 11月6日～11月20日	41.5	0.0	0.00		0		0	0.00		0		0	0	0	0.00	0.00	0.00
平成23年 11月20日～12月4日	26.0	0.0	0.00		0		0	0.00		0		0	0	0	0.00	0.00	0.00
平成23年 12月4日～1月2日	3.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
平成24年 1月2日～2月19日	25.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
平成24年 2月19日～3月11日	74.0	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
平成24年 3月11日～3月25日	57.0	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
平成24年 3月25日～4月8日	44.0	0.4	0.11	3,801	418	5,314	585	0.37	5,634	2,076	7,644	2,816	2,494	3,401	0.48	0.01	0.01
平成24年 4月8日～4月22日	15.5	0.0	0.00		0		0	0.00		0		0	0	0	0.00	0.00	0.00
平成24年 4月22日～4月30日	20.5	0.0	0.10	1,734	179	2,540	262	0.00		0		0	179	262	0.10	0.00	0.00
平成24年 4月30日～5月6日	63.0	0.8	1.16	398	463	544	633	0.10	4,118	396	5,787	557	860	1,190	1.26	0.00	0.00
平成24年 5月6日～5月20日	68.0	0.9	0.48	2,244	1,082	3,354	1,617	0.18	17,483	3,199	26,333	4,819	4,281	6,435	0.66	0.01	0.01
平成24年 5月20日～5月27日	28.5	0.0	0.00		0		0	0.00		0		0	0	0	0.00	0.00	0.00
合計	1,076.7	—	3.03	—	16,786	—	20,361	1.55	—	54,343	—	72,694	71,129	93,055	4.58	0.19	0.21

表 5.3.2.1-6 牧草地 B の堆積土砂・浮遊砂の放射性物質の流出量の測定結果
(平成 23 年 7 月～平成 24 年 5 月)

放牧地 [牧草地B]	雨量 ΣR (mm)	流出率 (%)	堆積土砂				浮遊砂				全土砂							
			Cs-134		Cs-137		Cs-134		Cs-137		Cs-134		Cs-137					
			土砂量 M (kg)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	土砂量 M (kg)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	土砂量 M (kg)	流出率 (%)	流出率 (%)			
平成23年 7月17日～7月24日	22.4	0.0	0.00		0		0	0.00		0		0	0	0.00	0.00	0.00		
平成23年 7月24日～7月31日	60.0	0.1	1.62	4,295	6,938	5,133	8,292	0.00	37,695	4	51,070	6	6,942	8,298	1.62	0.01	0.01	
平成23年 7月31日～8月7日	17.2	0.5	0.10	2,257	230	2,871	293	0.00			0	230	293	0.10	0.00	0.00		
平成23年 8月7日～8月14日	18.6	0.5	0.20	2,878	567	3,288	647	0.00			0	567	647	0.20	0.00	0.00		
平成23年 8月14日～8月21日	74.0	0.3	0.11	3,083	327	3,585	381	0.00	37,695	109	51,070	147	436	528	0.11	0.00	0.00	
平成23年 8月21日～8月28日	23.0	0.0	0.00		0		0	0.00	37,695	10	51,070	14	10	14	0.00	0.00	0.00	
平成23年 8月28日～9月4日	46.0	0.3	0.01	6,301	50	7,504	59	0.00			0	50	59	0.01	0.00	0.00		
平成23年 9月4日～9月11日	16.5	0.0	0.00		0		0	0.00			0	0	0	0.00	0.00	0.00		
平成23年 9月11日～9月18日	0.0	0.0	0.00		0		0	0.00			0	0	0	0.00	0.00	0.00		
平成23年 9月18日～9月27日	227.0	0.0	0.48	31,073	14,760	38,557	18,315	0.01	57,884	583	64,935	654	15,343	18,969	0.49	0.02	0.02	
平成23年 9月27日～10月8日	58.0	0.0	0.01	5,526	50	6,939	62	0.00	20,763	16	26,610	20	65	82	0.01	0.00	0.00	
平成23年 10月8日～10月23日	40.0	0.0	0.00		0		0	0.00	27,577	50	36,641	66	50	66	0.00	0.00	0.00	
平成23年 10月23日～11月6日	7.0	0.0	0.00		0		0	0.00			0	0	0	0.00	0.00	0.00		
平成23年 11月6日～11月20日	41.5	0.0	0.00		0		0	0.00			0	0	0	0.00	0.00	0.00		
平成23年 11月20日～12月4日	26.0	0.0	0.00		0		0	0.00			0	0	0	0.00	0.00	0.00		
平成23年 12月4日～1月2日	3.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
平成24年 1月2日～2月19日	25.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
平成24年 2月19日～3月11日	74.0	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
平成24年 3月11日～3月25日	57.0	0.1	0.00		0		0	0.01			0	65,259	454	0	454	0.01	0.00	0.00
平成24年 3月25日～4月8日	44.0	0.0	0.01	5,869	47	8,071	65	0.16	44,556	7,195	61,906	9,997	7,242	10,062	0.17	0.01	0.01	
平成24年 4月8日～4月22日	15.5	0.0	0.00		0		0	0.00			0	0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	
平成24年 4月22日～4月30日	20.5	0.0	0.10	1,097	113	1,584	163	0.00			0	113	163	0.10	0.00	0.00		
平成24年 4月30日～5月6日	63.0	0.0	1.16	3,923	4,566	5,503	6,405	ND	ND	ND	ND	ND	4,566	6,405	1.16	0.01	0.01	
平成24年 5月6日～5月20日	68.0	0.0	0.03	2,322	72	2,910	90	ND	ND	ND	ND	ND	72	90	0.03	0.00	0.00	
平成24年 5月20日～5月27日	28.5	0.0	0.00		0		0	0.00			0	0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	
合計	1,076.7	—	3.82	—	27,719	—	34,773	0.18	—	7,967	—	11,358	35,686	46,131	4.00	0.04	0.04	

表 5.3.2.1-7 スギ若齢林の堆積土砂・浮遊砂の放射性物質の流出量の測定結果
(平成 23 年 7 月～平成 24 年 5 月)

スギ若齢林	雨量 ΣR (mm)	流出率 (%)	堆積土砂				浮遊砂				全土砂						
			Cs-134		Cs-137		Cs-134		Cs-137		Cs-134		Cs-137				
			土砂量 M (kg)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	土砂量 M (kg)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	核種濃度 (Bq/kg)	核種量 (Bq)	土砂量 M (kg)	流出率 (%)	流出率 (%)		
平成23年 7月17日～7月24日	22.4	0.0	0.00		0		0	0.00		0		0	0	0.00	0.00	0.00	
平成23年 7月24日～7月31日	60.0	0.0	0.28	11,259	3,194	13,090	3,713	0.00	647,458	943	857,850	1,249	4,137	4,962	0.29	0.02	0.02
平成23年 7月31日～8月7日	17.2	0.0	0.26	25,459	6,689	30,194	7,934	0.00	647,458	953	857,850	1,263	7,643	9,196	0.26	0.04	0.04
平成23年 8月7日～8月14日	18.6	0.0	0.06	20,559	1,287	23,913	1,497	0.00			0	1,287	1,497	0.06	0.01	0.01	
平成23年 8月14日～8月21日	74.0	0.0	0.02	54,496	1,284	64,456	1,519	0.00			0	1,284	1,519	0.02	0.01	0.01	
平成23年 8月21日～8月28日	23.0	0.0	0.00		0		0	0.00			0	0	0	0.00	0.00	0.00	
平成23年 8月28日～9月4日	46.0	0.0	0.07	23,913	1,593	28,490	1,897	0.00	647,458	3	857,850	4	1,596	1,901	0.07	0.01	0.01
平成23年 9月4日～9月11日	16.5	0.0	0.00		0		0	0.00			0	0	0	0.00	0.00	0.00	
平成23年 9月11日～9月18日	0.0	0.0	0.00		0		0	0.00			0	0	0	0.00	0.00	0.00	
平成23年 9月18日～9月27日	227.0	0.0	0.32	23,398	7,511	28,358	9,103	0.02	223,243	4,580	249,040	5,110	12,091	14,213	0.34	0.06	0.05
平成23年 9月27日～10月8日	58.0	0.0	0.01	26,628	346	31,636	411	0.00	875,351	1,963	1,114,200	2,498	2,309	2,910	0.02	0.01	0.01
平成23年 10月8日～10月23日	40.0	0.0	0.01	30,051	150	37,125	186	0.00	524,906	1,349	666,160	1,712	1,500	1,898	0.01	0.01	0.01
平成23年 10月23日～11月6日	7.0	0.0	0.00		0		0	0.00			0	0	0	0.00	0.00	0.00	
平成23年 11月6日～11月20日	41.5	0.0	0.00		0		0	0.00			0	0	0	0.00	0.00	0.00	
平成23年 11月20日～12月4日	26.0	0.0	0.00		0		0	0.00			0	0	0	0.00	0.00	0.00	
平成23年 12月4日～1月2日	3.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
平成24年 1月2日～2月19日	25.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
平成24年 2月19日～3月11日	74.0	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
平成24年 3月11日～3月25日	57.0	0.1	0.00		0		0	0.01	966,334	4,523	1,402,000	7,997	4,523	7,997	0.01	0.02	0.03
平成24年 3月25日～4月8日	44.0	ND	0.10	32,049	3,301	44,616	4,595	ND	ND	ND	ND	ND	3,301	4,595	0.10	0.02	0.02
平成24年 4月8日～4月22日	15.5	ND	0.00		0		0	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.00	ND	ND
平成24年 4月22日～4月30日	20.5	0.0	0.01	10,708	86	14,084	113	0.00			0	86	113	0.01	0.00	0.00	
平成24年 4月30日～5月6日	63.0	ND	0.02	12,199	207	16,656	283	ND	ND	ND	ND	ND	207	283	0.02	0.00	0.00
平成24年 5月6日～5月20日	68.0	ND	0.03	25,953	456	34,085	652	ND	ND	ND	ND	ND	456	652	0.03	0.00	0.00
平成24年 5月20日～5月27日	28.5	0.0	0.00		0		0	0.00			0	0	0	0.00	0.00	0.00	
合計	1,076.7	—	1.20	—	26,104	—	31,903	0.03	—	14,315	—	19,833	40,418	51,736	1.23	0.19	0.20

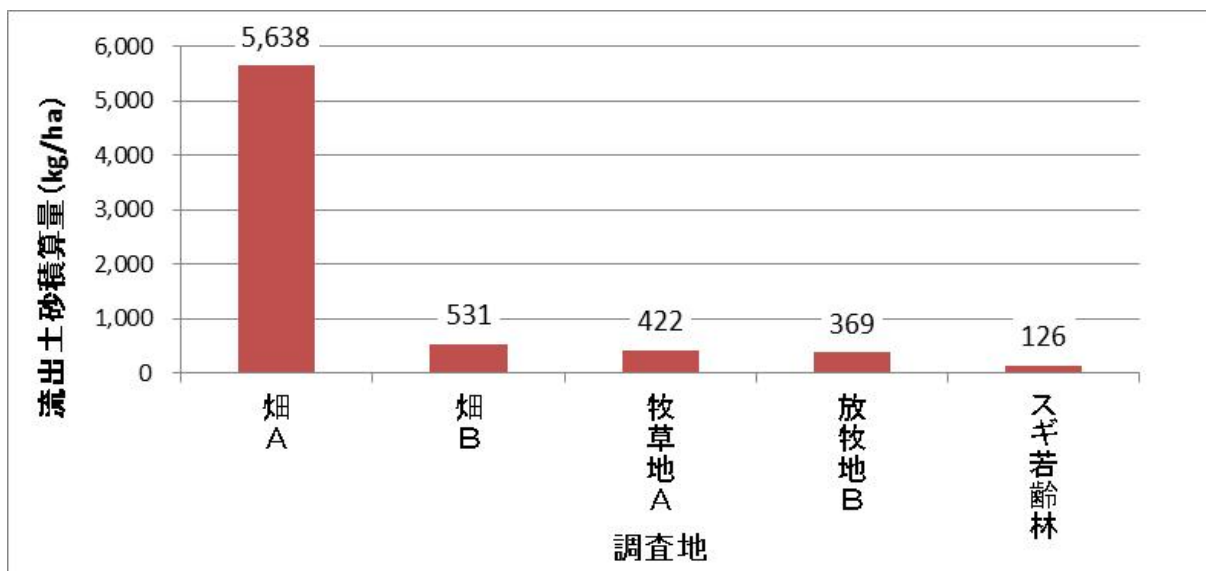


図 5.3.2.1-4 全土砂の調査期間（平成 23 年 7 月～平成 24 年 5 月）における流出積算量（第 1 次分布状況等調査時（平成 23 年 6 月～11 月）の流出量含む）

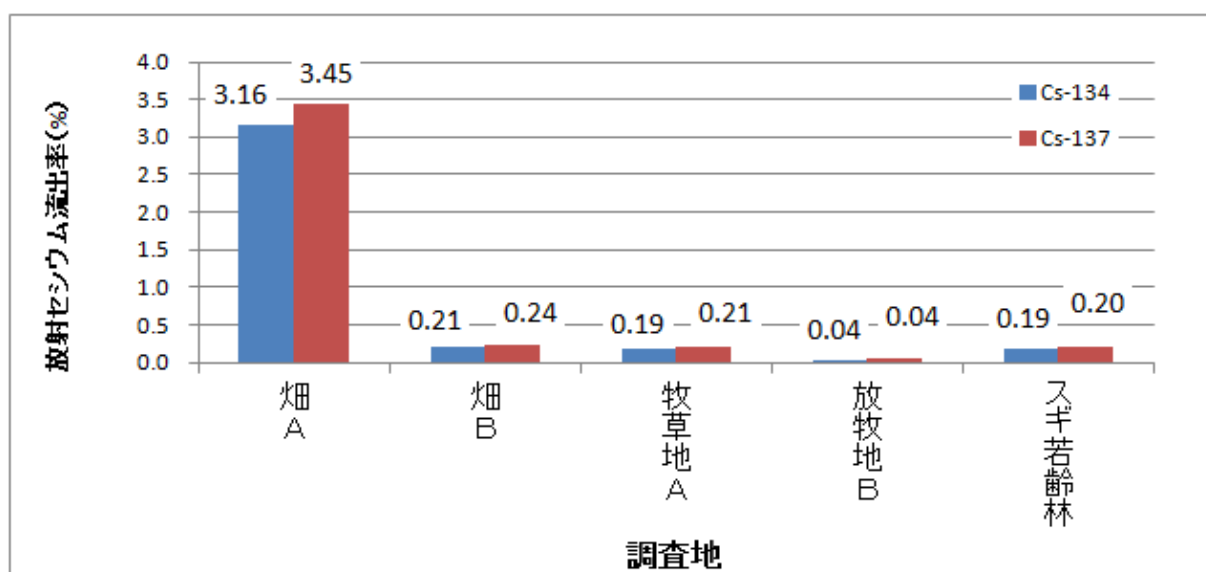


図 5.3.2.1-5 流出放射性セシウムの土壌プロットからの流出率（流出した全土砂とそれに含まれる放射性セシウムの比率）（第 1 次分布状況等調査時（平成 23 年 6 月～11 月）の流出含む）

c) 土壌の侵食に伴う放射性セシウムの移行に寄与する要因の確認

・土砂流出量、放射性セシウムの流出量と降雨との関係の確認

土砂流出量と降雨との関係を確認するため、各調査個所における降雨あたりの土砂流出量を確認した。その結果、図 5.3.2.1-6 に示すとおり、畑 A（緩勾配のタバコ畑）では、平成 23 年 8 月 7 日、14 日、9 月 27 日、平成 24 年 4 月 8 日に降雨あたりの土砂流出量が高い値であったことが確認された。

また、降雨あたりの放射性セシウム（セシウム 134）流出率を確認した。その結果、図 5.3.2.1-7(a) に示すとおり、畑 A（緩勾配のタバコ畑）では、降雨あたりの土砂流出量と同様に、平成 23 年 9 月 27 日、平成 24 年 4 月 8 日、5 月 20 日に高い値が確認された。降雨あたりのセシウム 137 流出量を図 5.3.2.1-7(b) に示すが、全体的に降雨あたりのセシウム 134 流出量と同様の傾向が得られた。

・土砂流出量、放射性セシウムの流出量と調査箇所の被覆率との関係の確認

8 月期の流出土砂量を推定し、各調査箇所における植生による土地の被覆率との関係を解析した。被覆率は、プロット内において、植生により覆われている面積の割合であり、被覆率の算定にあたっては、調査地ごとにプロットの上方向から写真撮影したプロット全体の写真を基に目検討により求めた。その結果、図 5.3.2.1-8 に示すとおり、流出土砂量は、被覆率の増加に伴い減少した。また両者の関係は、指数関数でよく近似できた。なお、当該期間を用いた理由は、植物の成長が著しい一方、草刈も一定期間ごとに行っていることから、草刈前後の被覆率の変動が大きく、広いレンジで被覆率と流出量の関係を評価できるためである。

また、8 月期の放射性セシウムの流出量と被覆率との関係を解析した（図 5.3.2.1-9）。流出土砂量と被覆率の関係と同様、被覆率の増加に伴う、放射性セシウムの流出量の減少が確認され、指数関数でよく近似できた。

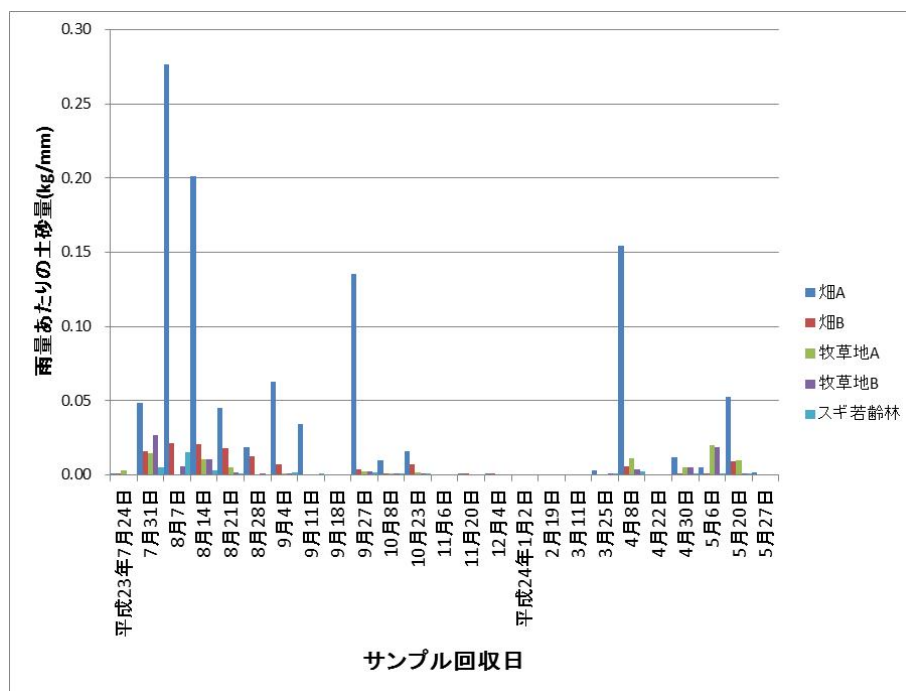


図 5.3.2.1-6 各調査個所における降雨量あたりの土砂流出量（平成 23 年 7 月 24 日～平成 24 年 5 月 27 日）

（第 1 次分布状況等調査時（平成 23 年 6 月～11 月）の測定結果を含む）

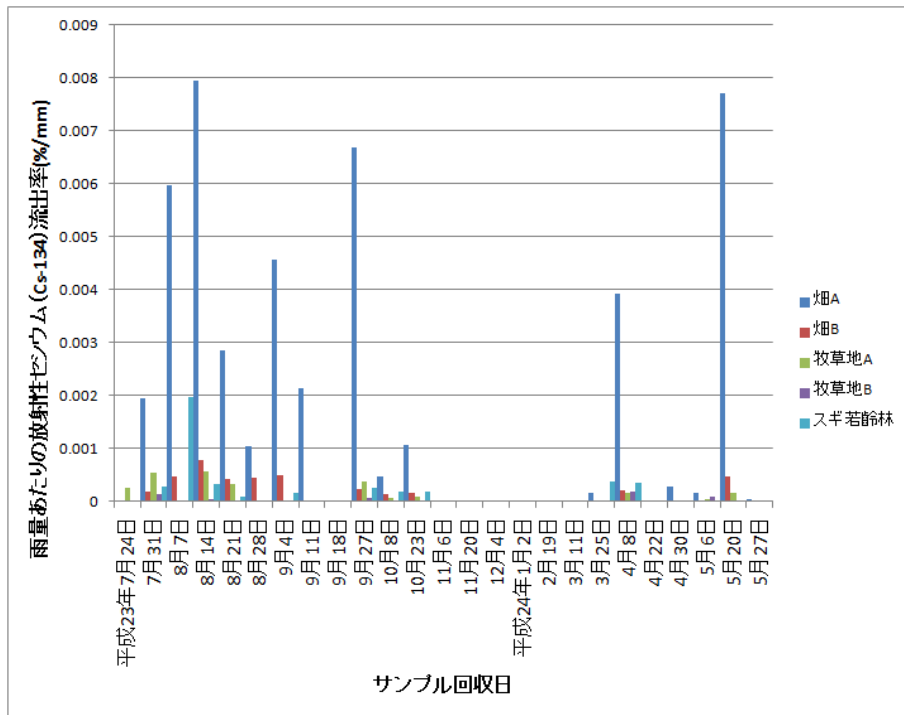


図 5.3.2.1-7(a) 各調査個所における降雨あたりのセシウム 134 流出率（その地域のセシウムの沈着量と流出量の関係）（平成 23 年 7 月 24 日～平成 24 年 5 月 27 日）（第 1 次分布状況等調査時（平成 23 年 6 月～11 月）の測定結果を含む）

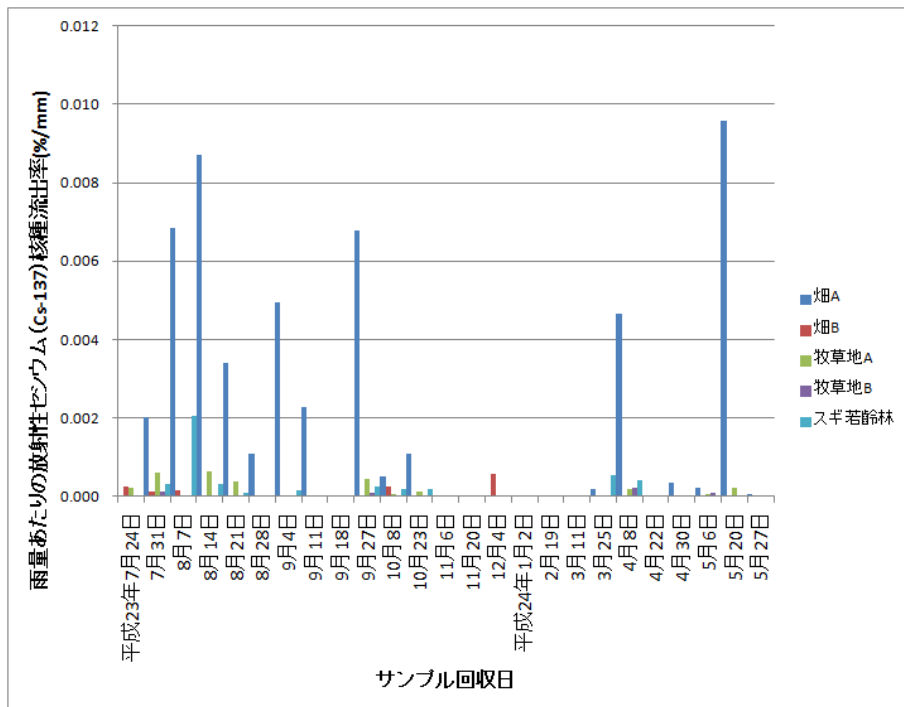


図 5.3.2.1-7(b) 各調査個所における降雨量あたりのセシウム 137 の流出率（その地域のセシウムの沈着量と流出量の関係）（平成 23 年 7 月 24 日～平成 24 年 5 月 27 日）（第 1 次分布状況等調査時（平成 23 年 6 月～11 月）の測定結果を含む）

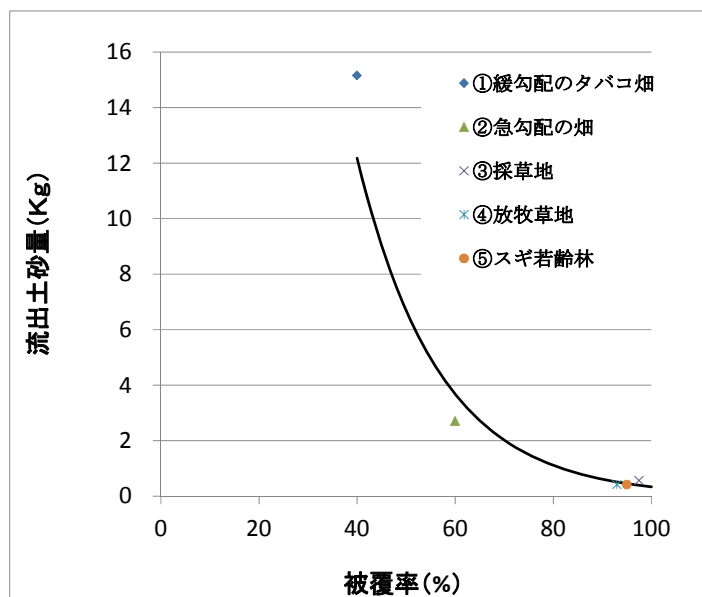


図 5.3.2.1-8 平成 23 年 8 月期の流出土砂量と被覆率
(植生により覆われている面積の割合)

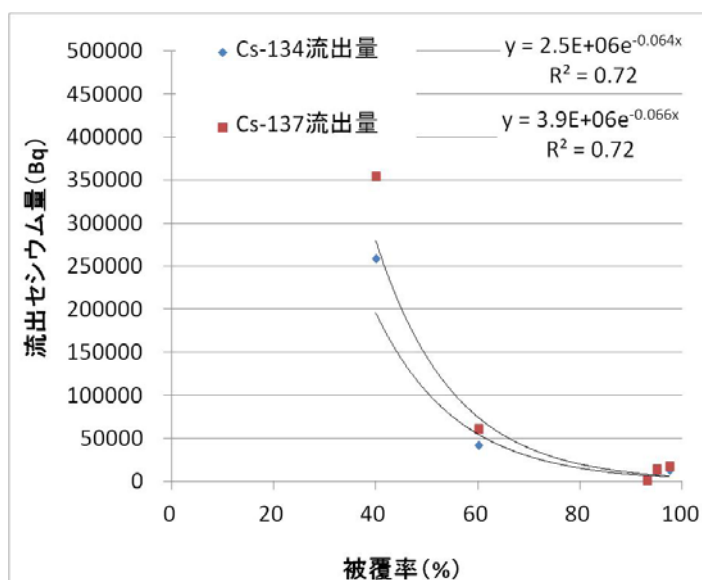


図 5.3.2.1-9 平成 23 年 8 月期の流出セシウム量と被覆率の関係
(植生により覆われている面積の割合)

⑤ 考察及びまとめ

今回の調査結果から、流出土砂量、流出放射性セシウム量に対し、浮遊砂の寄与は非常に大きいことが確認された。この結果は、沈降速度の遅い、微細な浮遊砂が、土壌侵食とそれに伴う放射性セシウムの動態に大きく影響する事を示している。今後、土壌侵食に伴う放射性セシウムの動態を解明するには、堆積し易い土砂のみならず、沈降速度の遅い浮遊砂についても、評価する必要があることが確認された。

また、今回の調査対象とした畑 A、B、採草地、放牧草地、及びスギ林若齢林の 5 箇所の植生の違いにより、土砂量、放射性セシウムの流出量に明確な違いが確認され、植生量が多い調査箇所(牧草地 A、牧草地 B など)では放射性セシウムの積算流出量が少ないことが確認された。さらに、下層植生が少ないものの、土壌がリターで覆われているスギ若齢林においても、積算流出量が少ないことが確認された。これらの結果から、土壌の表層状況(被覆状況)は、土壌侵食や放射性セシウムの流出において、重要な要因であることが示唆された。

そのほか、各調査箇所における降雨あたりの土砂流出量、及び放射性セシウム流出量は、裸地として管理された畑 A (緩勾配のタバコ畑) が顕著に高かった。また、調査日ごとに値が変動した。平成 23 年 9 月 27 日については、台風 15 号による、強度の大きな降雨が影響したと考えられる。また平成 24 年 3 月 25 日については、雪解けにより土壌の表面がやわらかくなり、土壌侵食が起こり易くなったと考えられる。

上記イベントと、土壌や放射性セシウムの流出のし易さについては、今後の検討課題である。今後、季節ごとの流出土砂量と放射性セシウムの流出量に対する、降雨や土壌植生の影響を明らかにするため、継続的な調査、解析が必要である。

2) リル・ガリーが発達する耕作地における土壌侵食による放射性セシウムの移行状況

① 実施目的

上記の 1) では、様々な土地利用区画における土砂及び放射性セシウムの流出状況の違い、及びその要因について評価・解析を行った。

他方で、地表に降り積もった放射性セシウムは、主に土砂の運搬とともに斜面下方へ移動し、河道ネットワークを通して河川の下流域へと拡散してゆくため、河川流域内の放射性セシウムの移行状況を長期的に予測するためには、斜面スケールの土壌侵食に伴う放射性セシウムの移行プロセスを解明し、様々なスケールにおける移行フラックスを定量的に明らかにすることが必要である。そこで、本調査では、福島県伊達郡川俣町に典型的な農耕地を調査対象地として、斜面スケールの土壌侵食に伴う放射性セシウムの移行状況の調査結果を報告する。

② 調査対象地の概要

調査対象地は、前述の 1) で調査対象とした緩勾配のタバコ畑 (畑 A ; 図 5. 2-2(a)の地点⑩) である。タバコ畑 (畑 A) 全体の耕作地面積は 0.66 ha で、土壌は発達したマサ土を含む砂質ロームからなり、侵食されやすい土壌となっている。また、平成 23 年 3 月の時点では、タバコの作付け準備がされていたが (写真 5. 3. 2. 1-6)、福島第一原発の事故以降は、耕作放棄地となっている。平成 23 年 5 月からは、耕作地周辺部から自然植生が徐々に侵入し、同年 8 月には全体が自然植生によって被覆された (写真 5. 3. 2. 1-7)。地表面が植生によって被覆されるまで、降雨時には土壌が流水による侵食を受けていたと考えられた。そのほか、本調査地では、面的なインターリル侵食 (リルは水で浸食された溝を差し、インターリルはリルとリルの間を削られるものを指す) と線的なリル・ガリー侵食 (表流水によって土壌が下刻された溝のうち、深さが 30cm 以上のものをガリー

一と呼ぶ)の痕跡が見られ(写真 5.3.2.1-8)、この二つの土壌侵食プロセスによって土壌移動が発生していると考えられた。具体的には、農耕機械の車輪の間の苗床ではインターリル侵食が、車輪の通った窪みに沿ってリル・ガリー侵食が発生しており、後者では深さが 47.6 cm にも達するガリーが発達していた(写真 5.3.2.1-9)。どちらの侵食プロセスについても、放射性セシウムを吸着した土壌粒子の剥離と運搬が発生し、それによって地表面からの放射性セシウムの損失と、耕作地外への流亡が発生していると考えられる。

なお、本調査では、タバコ畑(畑 A)内のリル・ガリーの分布を調査するために、地表面のレーザー測量を行った。測量は平成 23 年 6 月 30 日に行った。GLS 1500 3 次元レーザーキャナーを使用して、ガリーフィールド近傍の 18,000,000 地点で地表面の色を撮影し、位置座標を自動記録した。レーザー測量によるポイント群は、地表面だけでなく地表植生や観測機材等を含んでいるため、QT Modeler や Cloud Compare のソフトウェアを用いてそれらの地点を除去した。地表面以外の障害物を除去した。



写真 5.3.2.1-6 タバコ畑(畑 A)地表面
(H23.03)



写真 5.3.2.1-7 植生に被覆された地表面
(H23.08)

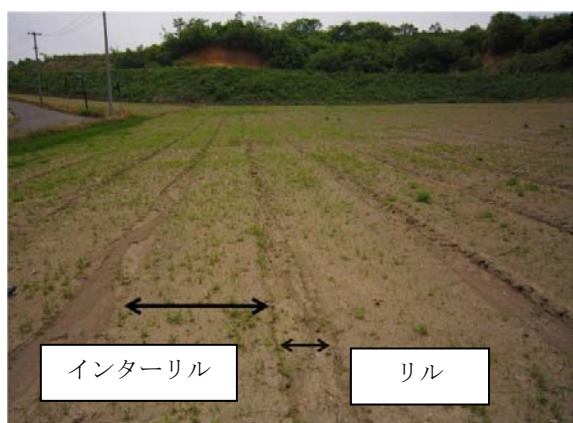


写真 5.3.2.1-8 リルとインターリルの概観



写真 5.3.2.1-9 ガリーの発達状況

a) リル・ガリー土砂トラップによる流出土砂量の観測

様々なスケールにおける土壌侵食による放射性セシウムの流出量を明らかにするために、2本のガリー(降水による集約した水の流れによって地表面が削られてできた地形)の合流点に1つ、ま

たリルに沿って 8つの土砂トラップを設置した(図 5.3.2.1-10)。リルに設置した土砂トラップのサイズを表 5.3.2.1-8 に示す。ガリーの土砂トラップの大きさは幅 5 m×長さ 5 m×深さ 0.6 m である。なお、重機で土砂トラップを作ると、その轍が新たな流水路となってしまうので、リル土砂トラップは人力で土を掘ることで行った(写真 5.3.2.1-10、11)。すべてのリル土砂トラップの流入口に、三角堰と水位計を設置し(写真 5.3.2.1-12)、水の流出量を測定した。また、土砂トラップの上にビニールシートを敷き(写真 5.3.2.1-13)、水・土砂が漏水しないようにした。一方、ガリー土砂トラップへの流入口にはパーシャルフリューム量水堰と水位計を設置した(写真 5.3.2.1-14)。

降雨中に土砂トラップ内に溜まった流出水と土砂(写真 5.3.2.1-15、16、19)は、まず電動のウォーターポンプを用いて流出水を排水し(写真 5.3.2.1-17、18)、ガリー土砂トラップの底に堆積した全ての土砂の湿重量を計測した。なお、土砂トラップ内に多量の土砂が堆積していた場合(写真 5.3.2.1-20、21)は、堆積土砂の厚さを簡易測量で求めることで土砂量を推定した。なお、堆積土砂の一部を実験室に持ち帰り、105℃で 12~24 時間乾燥させ、含水率を求めた。

平成 23 年 7 月 18 日から 9 月 8 日の期間で、水・土砂流出の観測を 4 回行った(平成 23 年 7 月 18 日~8 月 1 日、平成 23 年 8 月 2 日~8 月 11 日、平成 23 年 8 月 12 日~8 月 30 日、平成 23 年 9 月 1 日~9 月 8 日)。

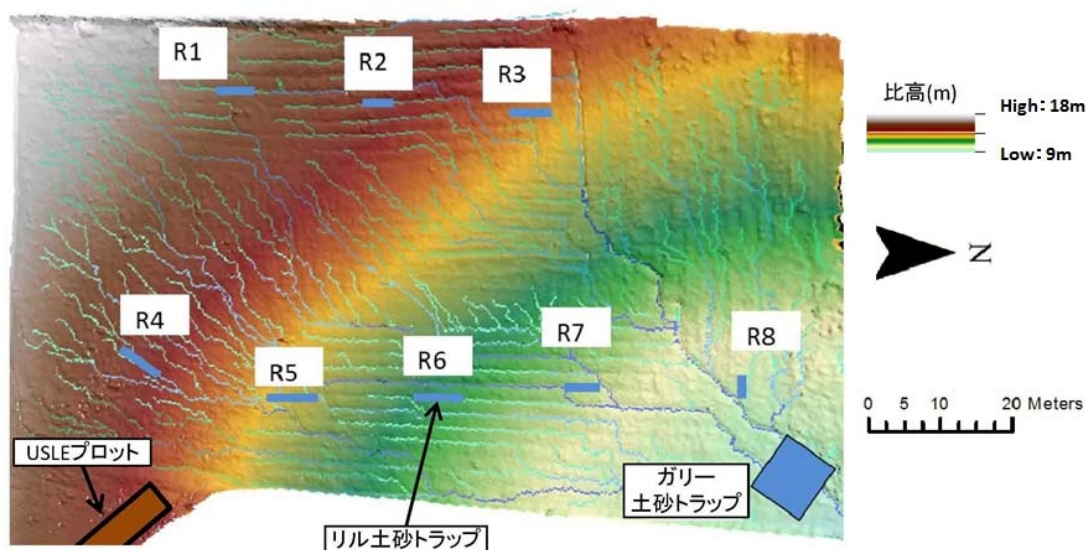


図 5.3.2.1-10 ガリーフィールドにおけるリルに設置した土砂トラップの位置

表 5.3.2.1-8 ガリーフィールドにおけるリル土砂トラップのサイズ一覧

土砂トラップ	水路長 (m)	集水面積 (m ²)	設置日	土砂トラップサイズ (長さ×幅×深さ) (m)	容積 (m ³)
R1	25	57	H23.06.08	1.0×2.0×0.7	1.4
R2	50	104	H23.06.09	2.2×1.0×0.8	1.8
R3	75	129	H23.06.14	2.2×1.8×0.9	3.6
R4	25	21	H23.06.08	2.0×1.3×0.8	2.1
R5	50	39	H23.06.15	2.2×2.0×0.9	4.1
R6	75	76	H23.06.15	2.2×2.0×0.9	4.0
R7	100	125	H23.06.16	2.2×2.0×1.0	4.4
R8	40	346	H23.06.15	2.1×1.7×1.0	3.6
ガリートラップ	140	6,266	H23.06	5.0×5.0×0.6	15



写真 5.3.2.1-10 R8 土砂トラップの設置風景
(掘削)



写真 5.3.2.1-11 R6 土砂トラップ の設置風景
(測量)



写真 5.3.2.1-12 土砂トラップに設置
した三角堰と水位計



写真 5.3.2.1-13 土砂トラップの概観



写真 5.3.2.1-14 ガリー土砂トラップに
設置したパーシャルフリューム量水堰



写真 5.3.2.1-15 水土砂が流入する
土砂トラップ



写真 5.3.2.1-16 濁水で満たされた
土砂トラップ



写真 5.3.2.1-17 ウォーターポンプ



写真 5.3.2.1-18 流出水を排水したトラップ



写真 5.3.2.1-19 満杯のガリートラップ



写真 5.3.2.1-20 排水したガリートラップ



写真 5.3.2.1-21 ガリー土砂トラップでのサンプリング

b) タバコ畑（畑 A）の土壌中の放射性セシウム濃度の深度分布

畑 A 敷地内の土壌に含まれる放射性セシウム濃度と存在量を調査するために、7 地点で土壌サンプリングを行った（図 5.3.2.1-11）。そのうちの 6 地点は畑 A 敷地内に位置し、残りの 1 地点はリファレンスサイト（侵食も堆積も受けていない地点）としてガリーフィールド外の平坦な場所を選定した。スクレーパープレートを用いて、表層から 5 cm 深までは 0.5 cm 間隔で、5 cm から 10 cm は 1 cm 間隔で層別に土壌を採取した（写真 5.3.2.1-22）。土壌サンプルは筑波大学の実験室に持ち帰り、105°C で乾燥させた後、ガンマ線スペクトロメーターによってセシウム 137 の放射能濃度を測定した。

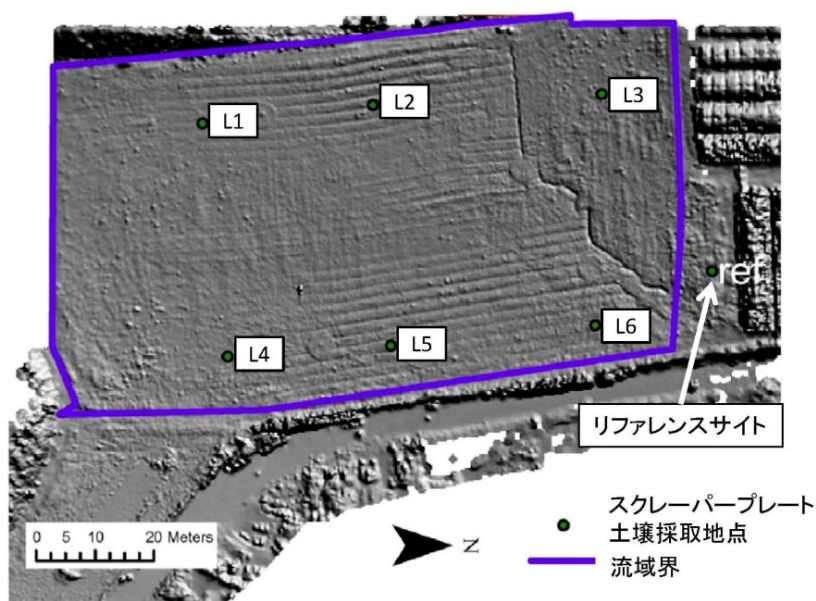


図 5.3.2.1-11 土壌を層別に採取する装置（スクレーパープレート）による土壌採取地点

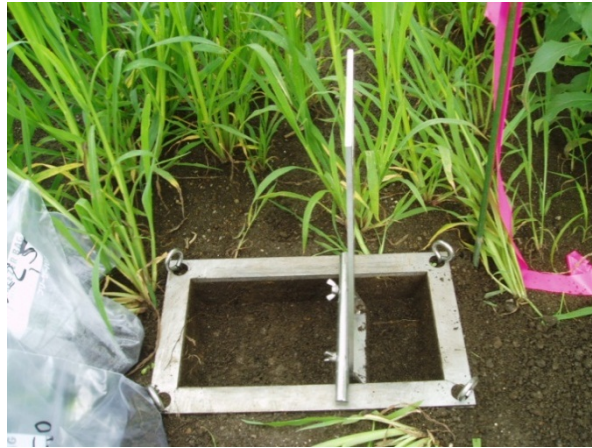


写真 5.3.2.1-22 土壌を層別に採取する装置（スクレーパープレート）による層別の土壌採取方法

③ 調査結果

a) タバコ畑（畑 A）におけるリル・ガリー網の発達状況について

畑 A 内のガリー及びリル網の発達状況を、簡易測量とレーザー測量によるデジタル標高モデル（DEM）の地形解析によって調査した。図 5.3.2.1-12 に、レーザー測量により作成した周辺部の地形の特徴を写真と合成した鳥瞰図にして示した。また、図 5.3.2.1-13 に、レーザー測量による座標データより作成した DEM（地形標高モデル）を基に、ガリーフィールド内の微地形を示す。これらの図から、ガリーフィールドの下方に 2 本のガリーが発達しており（図 5.3.2.1-14）、そこから畝に沿って 4 本のリルが発達していることが確認された（図 5.3.2.1-15）。簡易測量の結果から、リルの深さは、例えば R3-2 地点では最も深い場所でおおよそ 12.5cm（図 5.3.2.1-16）、リル内には土砂の堆積が見られた（写真 5.3.2.1-23）。リル及びガリーの形状の一覧を表 5.3.2.1-9 及び表 5.3.2.1-10 に示した。

レーザー測量による 0.1 m メッシュの DEM データ（図 5.3.2.1-13）を基に、GIS ソフトウェア（ArcGIS）を使用して多項式平滑化を行った後に 1 m メッシュデータに出力した。多項式平滑化を行った DEM データを侵食発生前の初期状態としてレーザー測量 DEM との差分を採ることで、地表面の変化量に基づいて各地点の侵食深を算出した（図 5.3.2.1-17）。

福島第一原発事故以降、ガリーフィールドは地表面が裸地の状態で放棄された。レーザー測量結果から、調査期間（4.5 ヶ月間）の土壌侵食深は 7.7 mm と推定された。放射性セシウムの大部分は表層数 cm の土壌に吸着しているため、リファレンスサイトにおける放射性セシウムの深度分布と前述の侵食深から流失した放射性セシウム量を推定すると、土壌における放射性セシウムの全存在量のおおよそ 33.8% が流出したものと考えられた。しかし、現状ではガリーフィールドの全域は植生で完全に被覆されており、今後、放射性セシウムの流出量は減少すると考えられる。

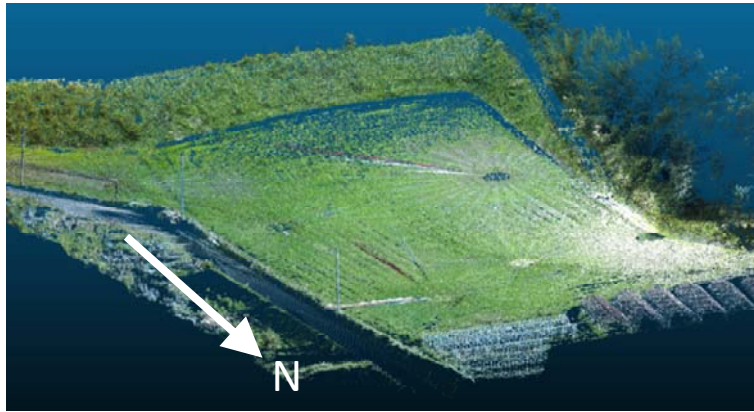


図 5.3.2.1-12 レーザー測量により作成した南東方向の鳥瞰図

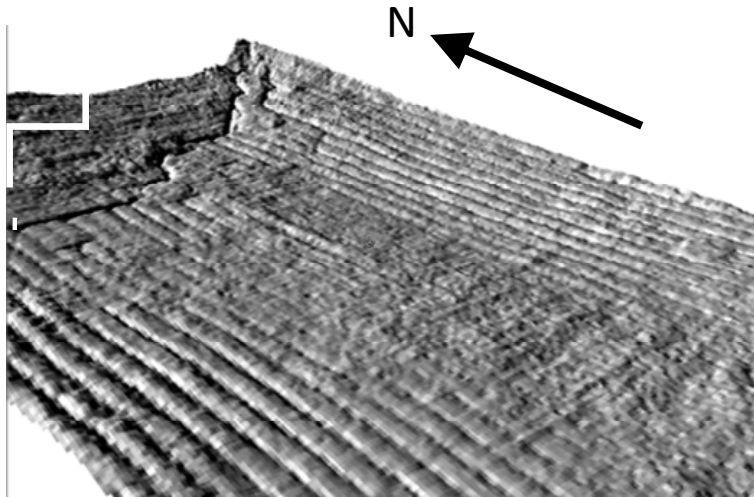


図 5.3.2.1-13 レーザー測量による地表面のデジタル標高モデル (DEM)

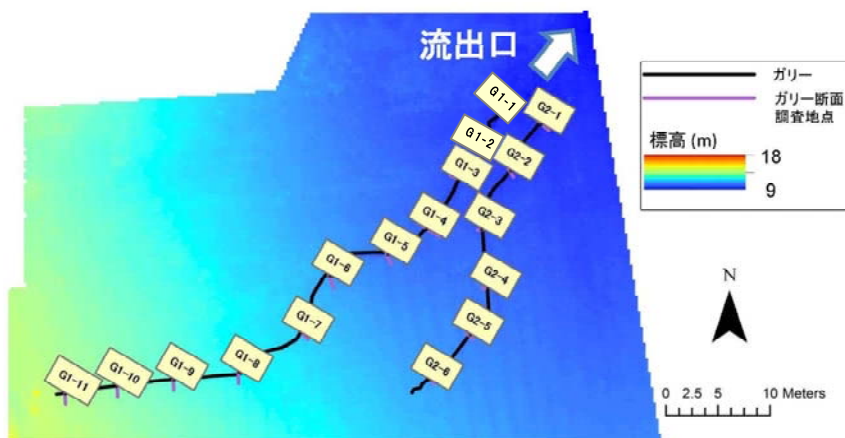


図 5.3.2.1-14 タバコ畑におけるガリーの位置と断面調査地点

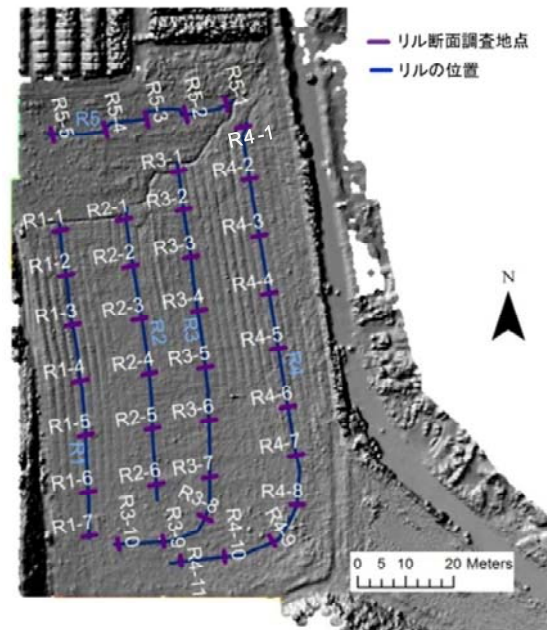


図 5.3.2.1-15 タバコ畑におけるリルの発達状況と断面調査地点

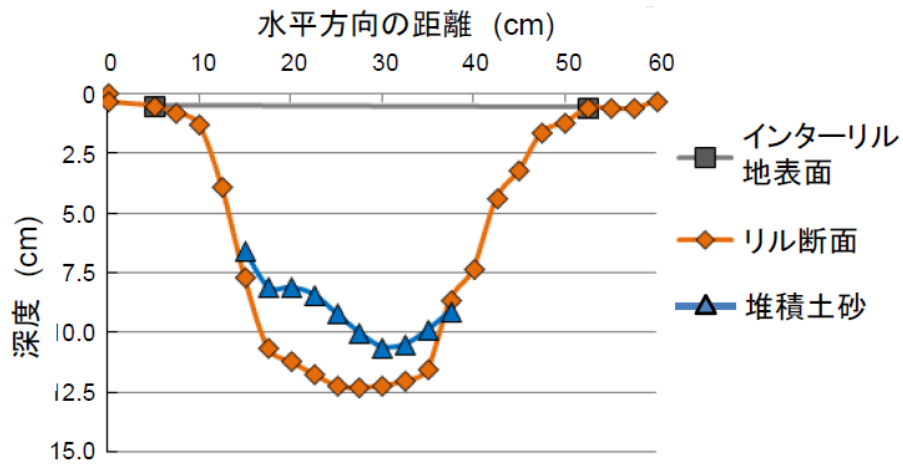


図 5.3.2.1-16 R3-2 地点のリルの断面図

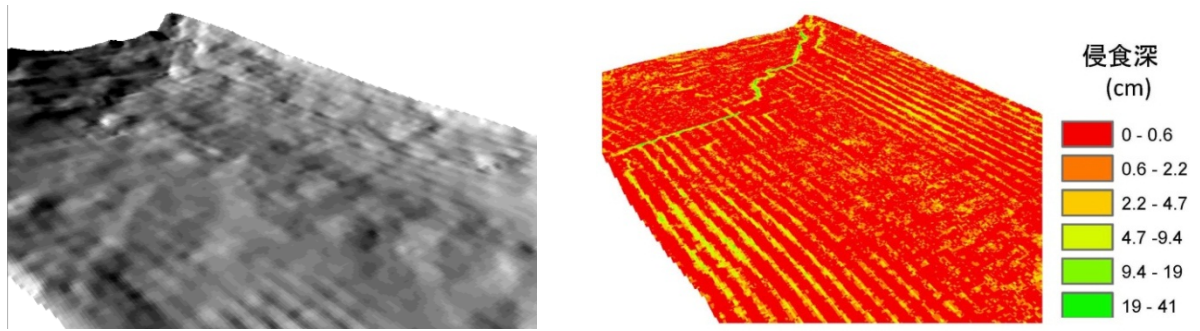


図 5.3.2.1-17 多項式平滑化を行ったレーザー測量 DEM (左) と土壌の侵食深の空間分布 (右)



写真 5.3.2.1-23 リルの断面

表 5. 3. 2. 1-9 タバコ畑に発達するリルの形状の一覧

リル断面調査 地点名	パラメータ				
	最大幅 (cm)	最大深度 (cm)	平均深度 (cm)	断面積 (cm ²)	形状係数 (最 大幅/最大深)
R1-1	32.5	17.3	8.3	143	3.9
R1-2	35.0	9.3	5.6	52	6.3
R1-3	19.0	13.3	6.6	87	7.3
R1-4	25.0	5.6	3.5	20	7.2
R1-5	32.5	4.7	2.8	13	11.5
R1-6	27.5	5.9	4.0	23	6.9
R1-7	32.5	1.0	0.7	1	0.4
R2-1	40.0	12.0	5.6	67	7.1
R2-2	32.5	9.2	5.4	49	6.1
R2-3	30.0	8.9	4.3	38	7.0
R2-4	25.0	9.6	4.5	43	5.6
R2-5	20.0	7.8	4.2	33	4.8
R2-6	22.5	4.5	2.8	13	7.9
R3-1	40.0	26.8	11.8	316	3.4
R3-2	52.5	11.8	6.0	70	8.8
R3-3	47.5	16.0	8.0	128	5.9
R3-4	47.5	11.6	6.7	78	7.1
R3-5	37.5	12.1	5.1	62	7.3
R3-6	30.0	9.5	6.1	58	5.2
R3-7	42.5	11.2	4.5	50	9.5
R3-8	30.0	9.6	4.0	39	7.5
R3-9	22.5	3.6	1.8	7	12.2
R3-10	22.5	6.3	3.0	19	7.5
R4-1	22.5	11.5	7.1	82	3.2
R4-2	52.5	6.0	4.2	25	12.5
R4-3	35.0	4.8	3.6	17	9.8
R4-4	55.0	6.1	4.6	28	11.9
R4-5	40.0	9.0	5.2	47	7.7
R4-6	17.5	10.6	6.2	66	2.8
R4-7	22.5	6.1	3.2	20	7.0
R4-8	20.0	6.2	3.8	24	5.3
R4-9	30.0	6.7	3.3	22	9.2
R4-10	17.5	6.5	3.2	21	5.4
R4-11	17.5	3.5	2.3	8	7.7
R5-1	40.0	20.3	11.4	232	3.5
R5-2	27.5	14.1	8.7	123	3.2
R5-3	27.5	13.0	7.8	102	3.5
R5-4	22.5	8.6	5.5	47	4.1
R5-5	35.0	8.1	3.6	29	9.6

表 5.3.2.1-10 タバコ畑に発達するガリー形状の一覧

ガリー断面 調査地点名	パラメータ				形状係数 (最大幅/最大深)
	最大幅 (cm)	最大深度 (cm)	平均深度 (cm)	断面積 (cm ²)	
G1-1	80.0	28.4	12.7	361	6.3
G1-2	92.5	33.1	14.7	487	6.3
G1-3	80.0	31.7	17.2	544	4.7
G1-4	77.5	32.2	16.6	533	4.7
G1-5	87.5	46.0	21.6	993	4.1
G1-6	72.5	31.0	12.6	392	5.7
G1-7	77.5	29.6	14.0	415	5.5
G1-8	70.0	34.6	16.6	574	4.2
G1-9	52.5	27.2	11.0	300	4.8
G1-10	52.5	26.8	11.1	297	4.7
G1-11	40.0	14.7	8.0	118	5.0
G2-1	87.5	23.0	9.8	226	8.9
G2-2	72.5	19.6	9.3	183	7.8
G3-3	75.0	23.3	9.6	224	7.8
G2-4	60.0	19.6	9.4	184	6.4
G2-5	37.5	19.3	9.6	185	3.9
G2-6	47.5	11.8	5.1	60	9.4

b) ガリーフィールドから流出した土砂に含まれるセシウム 137 濃度の測定結果

リル・ガリーのネットワークが発達する圃場からの土砂流出を確認するため、観測期間にガリーフィールドから流出した土砂量を調査した。その結果、表 5.3.2.1-11(a)、(b)に示すとおり、降雨時に表流水とともに土砂流出が発生することが確認された。また、斜面長が異なる集水域からの土砂流出量の違いを確認するため、集水面積と土砂生産量との関係を確認した。集水面積は、地上レーザ測量の結果から求め、土砂生産量は、ガリーフィールド内に設置した土砂トラップに捕捉された土砂量を指す。その結果、すべての土砂トラップについて、集水面積が大きくなるほど土砂生産量が多くなる傾向が確認された(図 5.3.2.1-18)。なお、R8 地点のリルトラップは集水面積が大きいにもかかわらず、そのほかの二つのリル(R1~R3、R4~R7)と比べて土砂生産量が少なかった。この要因としては、表流水が多かったために、流出土砂を土砂トラップに捕捉しきれなかったことによるものと考えられる。また、ガリートラップへの土砂堆積量が最も多く、その量は最も堆積量が多かったリルトラップにおける土砂堆積量の 100 倍程度であることから、ガリーの発達によって土壌侵食量が飛躍的に増加することが確認された。

土砂トラップに捕捉された堆積土砂のセシウム 137 濃度を図 5.3.2.1-19 及び表 5.3.2.1-12 に示す。その結果、ガリーフィールドの上部(R1、R4)に位置するリルトラップで捕捉された土砂における放射性セシウムの放射能濃度が高く、最表層の土壌が流出していることが示唆された。また、斜面長と土壌侵食プロセスの関係を確認するため、集水面積と土砂トラップにおける放射性セシウムの放射能濃度との関係を確認した。その結果、集水面積が大きくなるに従って、堆積土砂の放射

性セシウムの放射能濃度が低くなる傾向が確認された（図 5.3.2.1-20）。

これらのことから、ガリーフィールドの斜面上部では、リル間（インターリル）の最表層の土壌が雨滴や表流水により侵食され、ガリー網によって運搬されていると考えられる。一方、ガリーフィールドの下部では地表流が集中し、流水によって土壌が下刻されることで土壌侵食量が増加したと考えられる。また、その結果として、深い層の土壌が侵食されたために比較的濃度の低い土砂が生産されたと考えられた（図 5.3.2.1-21）。

各土砂トラップの集水面積とその範囲からの単位面積当たりのセシウム 137 流出量の関係を図 5.3.2.1-22 に示した。平成 23 年 7 月 18 日～8 月 1 日及び平成 23 年 8 月 2 日～8 月 11 日の観測期間では、R1～R3 地点では集水面積が変わっても流域からのセシウム 137 流出量はほとんど変わらなかったが、R4～R7 地点では集水面積が大きくなるに従って単位面積当たりのセシウム 137 流出量が減少する傾向が見られた。他方、平成 23 年 8 月 12 日～8 月 30 日及び平成 23 年 9 月 1 日～9 月 8 日の観測イベントでは、集水面積が小さい地点でのセシウム 137 流出量が減少し、集水面積が大きくなるほど単位面積当たりのセシウム 137 流出量が多くなる傾向が見られた。このことについて、8 月以降では地表面が植生によってほぼ完全に被覆され、雨滴侵食などのインターリル侵食が卓越していた斜面上部での表面侵食が減少したため、見かけ上の関係として、集水面積が大きくなるほどセシウム 137 流出量が大きくなるという現象が得られたと考えられる。

表 5.3.2.1-11(a) 土砂トラップに捕捉された土砂量 (g) (4 期間の観測値)

土砂 トラップ	観測期間中の流出土砂量 (g)			
	H23.7.18 - 8.1	H23.8.2 - 8.11	H23.8.12 - 8.30	H23.9.1 - 9.8
R1	37	112	390	55
R2	95	326	1,145	129
R3	129	490	1,685	582
R4	311	411	80	19
R5	470	578	359	39
R6	680	876	785	130
R7	1,167	1,220	1,541	293
R8	570	750	639	240
ガリー	163,583	134,365	データなし	データなし

表 5.3.2.1-11(b) 土砂トラップに捕捉された土砂量 (kg/ha) (4 期間の観測値)

土砂 トラップ	観測期間中の流出土砂量 (kg/ha)			
	H23.7.18 - 8.1	H23.8.2 - 8.11	H23.8.12 - 8.30	H23.9.1 - 9.8
R1	6.5	19.6	68.4	9.6
R2	9.1	31.3	110	12.4
R3	10.0	38.0	131	45.1
R4	148	196	38.1	9.0
R5	121	148	92.1	10.0
R6	89.5	115	103	17.1
R7	93.4	97.6	123	23.4
R8	16.5	21.7	18.5	6.9
ガリー	261	214	データなし	データなし

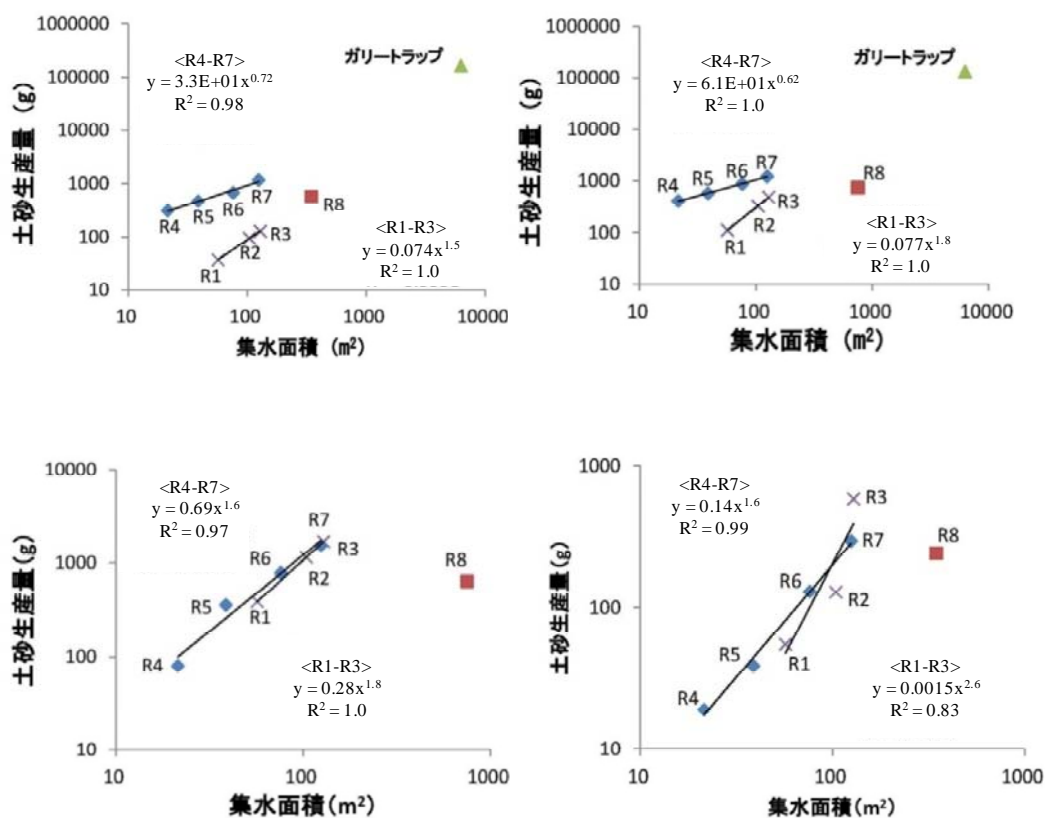


図 5.3.2.1-18 各土砂トラップにおける集水面積 (集水面積は降雨水を集水できる部分の水平投影面積から算出) と土砂生産量の関係 (4 期間の土砂流出イベントについて)

表 5.3.2.1-12 土砂トラップに捕捉された土砂のセシウム 137 濃度の一覧

土砂 トラッ プ	観測期間							
	H23.07.18 - 08.01		H23.08.02 - 08.11		H23.08.12 - 08.30		H23.09.01 - 09.08	
	濃度 (Bq/kg)	誤差	濃度 (Bq/kg)	誤差	濃度 (Bq/kg)	誤差	濃度 (Bq/kg)	誤差
R1	29,875	244	27,585	211	26,545	209	28,636	211
R2	24,586	342	22,142	351	22,256	266	24,545	230
R3	17,665	240	16,878	268	16,900	256	22,214	256
R4	27,565	199	25,788	214	25,660	222	26,558	222
R5	27,555	222	24,358	236	24,565	268	24,589	356
R6	23,156	198	24,565	253	25,655	245	24,468	268
R7	16,756	213	14,445	214	14,362	214	16,878	245
R8	15,545	211	16,545	242	13,325	132	17,785	188
ガリー	6,786	198	6,787	144	6,333	121	7,512	211

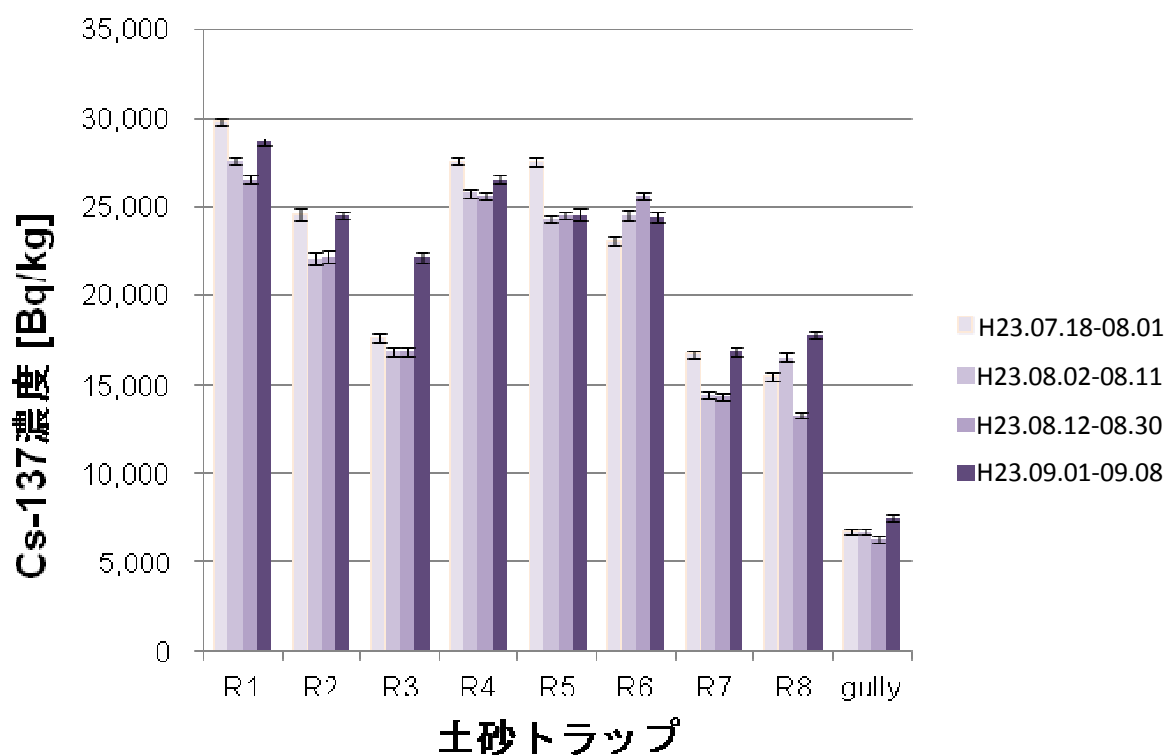


図 5.3.2.1-19 土砂トラップに捕捉された土砂のセシウム 137 濃度 (期間別)

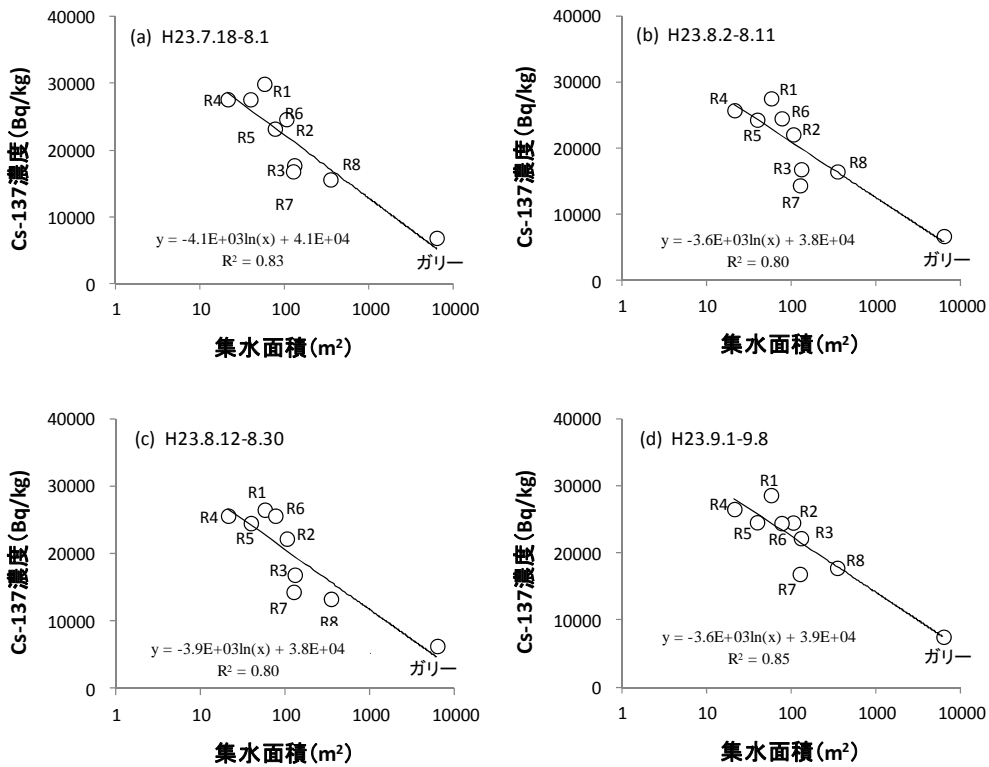


図 5.3.2.1-20 各土砂トラップにおける集水面積（集水面積は降雨水を集水できる部分の水平投影面積から算出）と土砂のセシウム 137 濃度の関係（4 期間の土砂流出イベントについて）

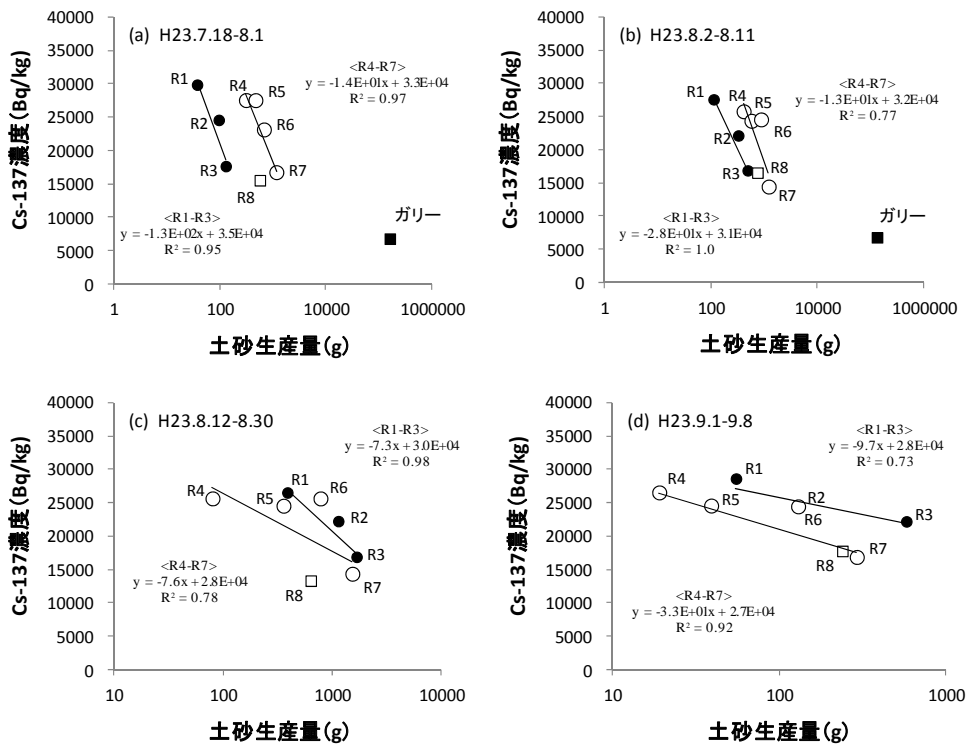


図 5.3.2.1-21 各土砂トラップにおける土砂生産量と土砂のセシウム 137 濃度の関係（4 期間の土砂流出イベントについて）

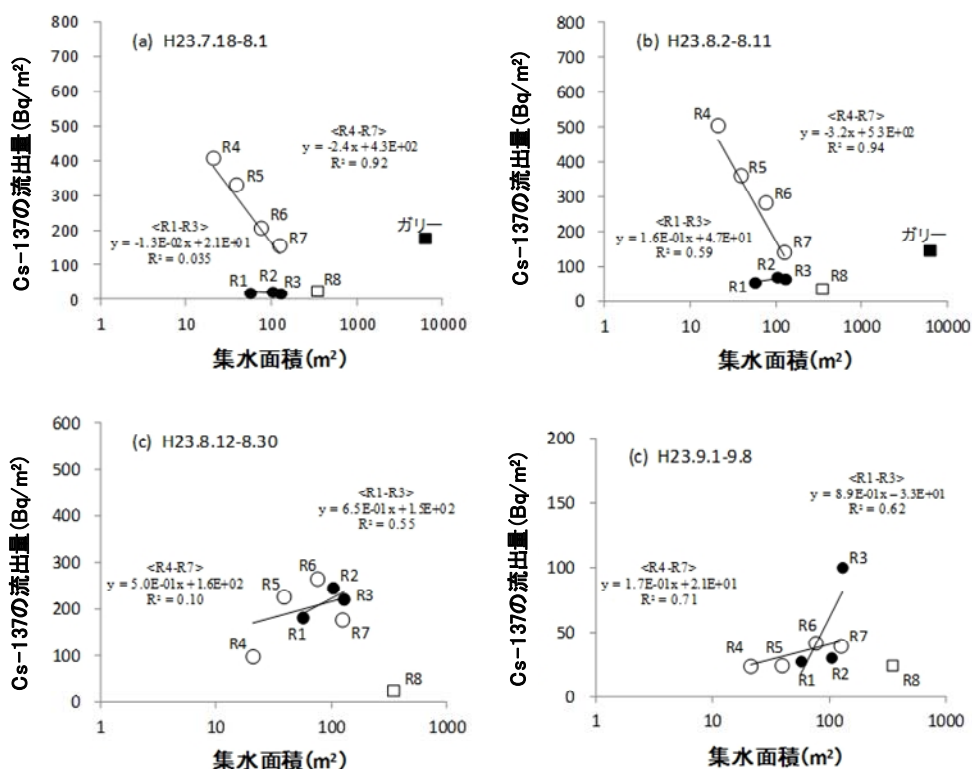


図 5.3.2.1-22 各土砂トラップにおける集水面積（集水面積は降雨水を集水できる部分の水平投影面積を指し、地上レーザー測定の結果から算出）と流域からのセシウム 137 流出量の関係（4 期間の土砂流出イベントについて）

c) 土壌中のセシウム 137 存在量

リファレンスサイト（侵食も堆積も受けていない地点）のセシウム 137 濃度の深度分布を図 5.3.2.1-23 に示す。その結果、セシウム 137 濃度の深度分布は、最表層土壌（0～0.5 cm）で濃度が最も高く、深さとともに指数関数的に濃度が減少していることが確認された。最表層土壌のセシウム 137 濃度は 44,268 Bq/kg と高い値を示し、地表面から 4.5 - 5.0 cm 深の土壌では 306 Bq/kg まで減少した。各深度について、土壌のセシウム 137 濃度を土壌重量に掛け合わせた後にスクレーパープレートの採取面積で除し、すべての深度の存在量を足し合わせることで単位面積当たりの放射性セシウムの存在量を算出した。その結果、リファレンスサイトのセシウム 137 の存在量は 400.5 kBq/m²であった。

また、ガリーフィールド内の 6 地点の放射性セシウムの深度分布を図 5.3.2.1-24 と表 5.3.2.1-13 に示す。どの地点でも最表層土壌（0～0.5cm）でセシウム 137 濃度が最も高く、深さとともに指数関数的に減少した。6 地点のセシウム 137 の存在量は、197.8 kBq/m² から 265.4 kBq/m² の範囲であった（表 5.3.2.1-14）。各地点のセシウム 137 の存在量について、リファレンスサイトの存在量に対する割合は 33.7～50.6%で、平均値は 41.2%であった。

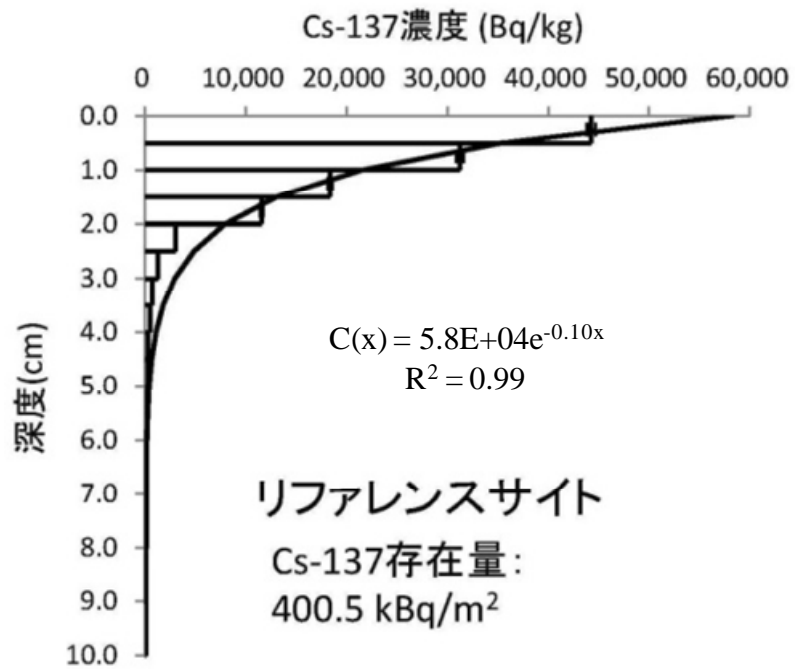


図 5. 3. 2. 1-23 リファレンスサイトにおけるセシウム 137 濃度の深度分布

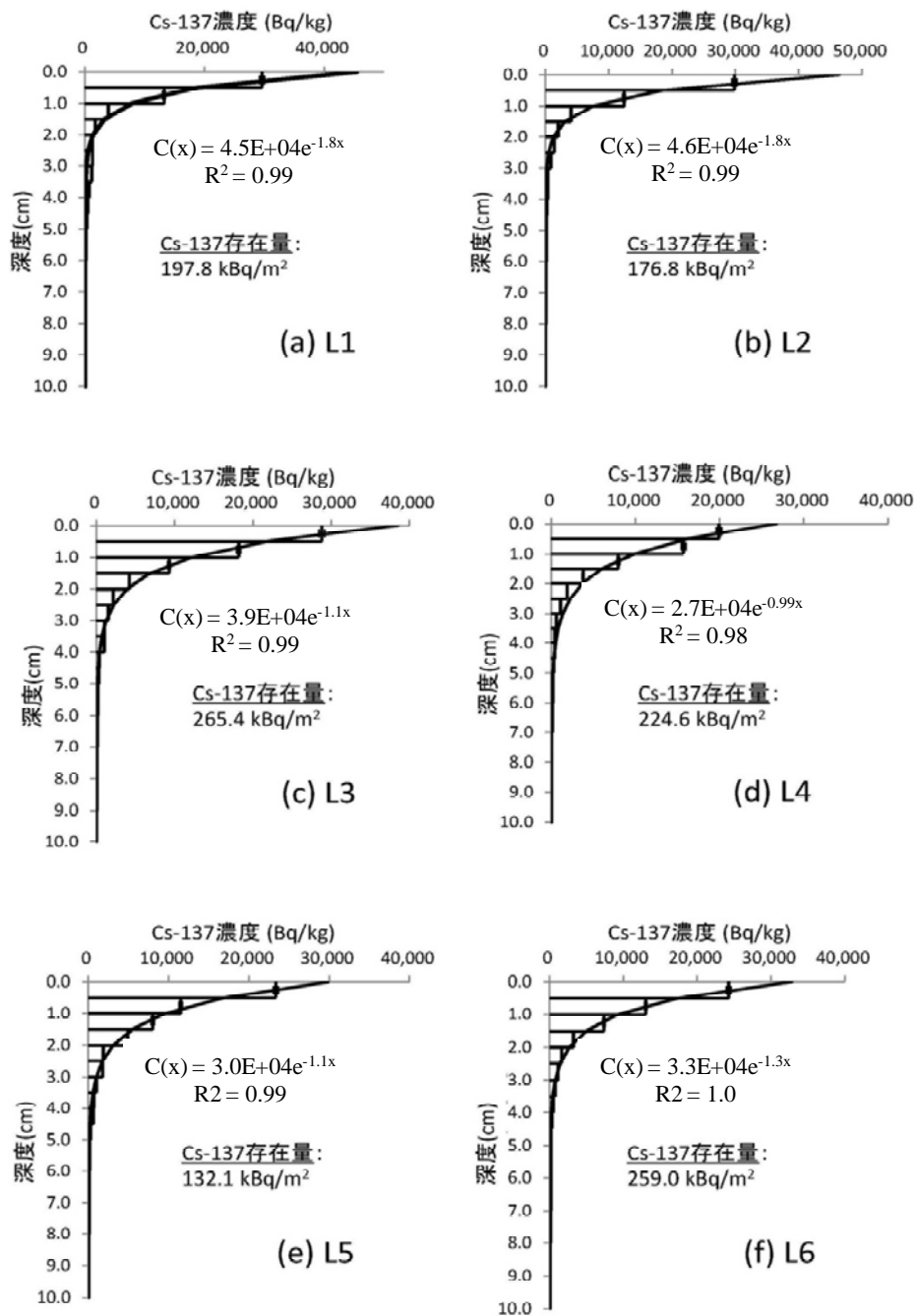


図 5.3.2.1-24 土壌を層別に採取する装置（スクレーパープレート）による
 土壌採取地点におけるセシウム 137 濃度の深度分布
 (L1~L6 地点)

表 5.3.2.1-13 土壌を層別に採取する装置（スクレーパープレート）による土壌採取地点のセシウム 137 存在量の深度分布

深度 (cm)	リファレンス サイト		L1		L2		L3		L4		L5		L6	
	濃度 (kBq/m ²)	誤差	濃度 (kBq/m ²)	誤差	濃度 (kBq/m ²)	誤差	濃度 (kBq/m ²)	誤差	濃度 (kBq/m ²)	誤差	濃度 (kBq/m ²)	誤差	濃度 (kBq/m ²)	誤差
0-0.5	90.3	0.9	114.1	1.7	134.2	1.6	73.7	1.0	116.7	1.9	11.3	1.4	143.9	1.7
0.5-1.0	115.2	1.4	43.3	0.7	0.1	1.0	99.0	1.4	38.5	0.6	33.5	0.6	34.8	0.4
1.0-1.5	83.8	1.2	14.7	0.4	18.6	0.5	36.2	0.6	32.1	0.7	29.9	0.6	35.1	0.7
1.5-2.0	68.5	1.0	5.9	0.2	6.8	0.2	19.7	0.5	13.4	0.4	20.8	0.5	13.7	0.4
2.0-2.5	17.0	0.5	4.1	0.1	4.1	0.1	10.3	0.3	6.8	0.2	7.4	0.2	8.1	0.3
2.5-3.0	7.6	0.3	3.3	0.1	3.5	0.1	5.1	0.2	4.4	0.2	8.5	0.2	5.5	0.2
3.0-3.5	3.5	0.2	3.7	0.1	1.4	0.1	5.4	0.2	3.2	0.1	4.9	0.2	5.0	0.2
3.5-4.0	3.0	0.1	2.2	0.1	1.7	0.1	6.0	0.2	2.3	0.1	4.4	0.2	3.1	0.1
4.0-4.5	1.8	0.1	1.9	0.1	1.6	0.0	2.4	0.1	1.9	0.1	4.1	0.1	1.9	0.1
4.5-5.0	1.9	0.1	2.0	0.1	0.9	0.1	1.8	0.1	1.6	0.1	1.9	0.1	1.0	0.1
5.0-6.0	2.9	0.1	1.5	0.0	1.8	0.1	2.2	0.1	1.7	0.1	2.0	0.1	1.8	0.1
6.0-7.0	1.8	0.1	0.5	0.0	0.8	0.0	1.4	0.1	1.0	0.0	1.4	0.0	2.1	0.1
7.0-8.0	1.5	0.0	0.3	0.0	0.6	0.0	0.9	0.0	0.5	0.0	0.9	0.0	1.4	0.0
8.0-9.0	1.0	0.0	0.3	0.0	0.5	0.0	0.9	0.0	0.3	0.0	0.7	0.0	0.9	0.0
9.0-10	0.7	0.0	0.2	0.0	0.4	0.0	0.5	0.0	0.2	0.0	0.4	0.0	0.6	0.0

表 5.3.2.1-14 土壌採取地点における最表層土壌（0 - 0.5 cm）のセシウム 137 の存在量とその損失率

土壌採取地点	濃度 (Bq/kg)	誤差	存在量 (kBq/m ²)	リファレンスサイトの 存在量に対する損失率 (%)
L1	28,632	571	197.8	50.6
L2	29,491	405	233.6	41.7
L3	28,924	455	265.4	33.7
L4	21,118	378	224.6	43.9
L5	23,176	385	232.1	42.0
L6	24,256	383	259.0	35.3
リファレンスサイト	44,977	544	400.5	-

6 地点の土壌採取地点のセシウム 137 の存在量から、ガリーフィールドにおけるセシウム 137 存在量の空間分布を推定した（図 5.3.2.1-25）。ガリーフィールドの下端（北側）に向かって放射性セシウムの存在量が多く、反対に上端（南側）では少なくなる傾向が見られた。これは、平成 23 年 7 月 18～8 月 1 日及び平成 23 年 8 月 2 日～8 月 11 日の観測期間の土砂トラップによる観測結果（集水面積が大きいほど単位面積当たりのセシウム 137 流出量が減少する）と調和的な結果であり、この時期のインターリル侵食の寄与率の空間的なばらつきを反映していることが示唆された。

一方で、この地域への放射性セシウムの降下沈着は主に降雪によって起きたと考えられ、積雪及び融雪の空間的な変動性の影響を受けている可能性がある。しかしながら、表 5.3.2.1-14 に見られるように、リファレンスサイトのセシウム 137 の存在量（400.5 kBq/m²）に対する各調査箇所のセシウム 137 の存在量の差の比率（損失率）を確認したところ、調査箇所とした 6 地点のセシウム 137 の損失率は地点差が小さいため、ガリーフィールド内の土壌はむしろ空間的に均一に侵食されているといえる。

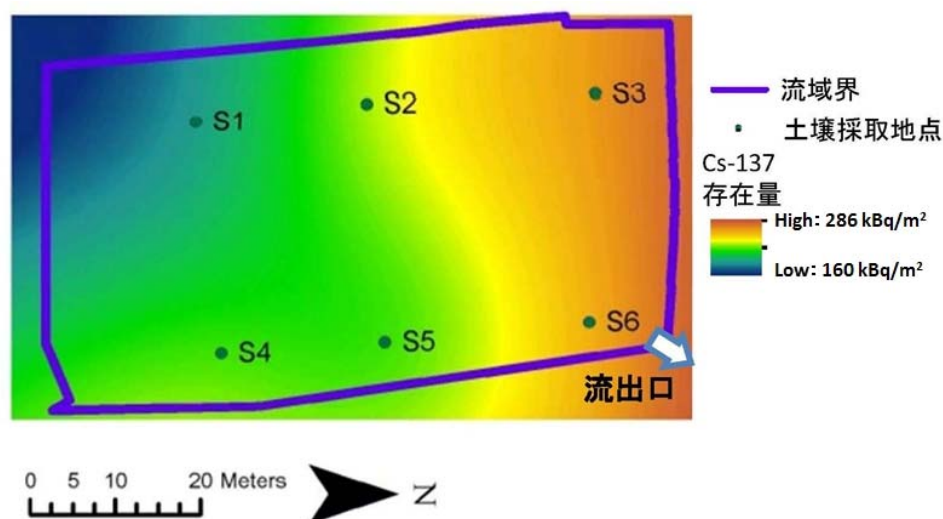


図 5.3.2.1-25 セシウム 137 の存在量の空間分布

④ 考察

ガリーフィールドからの土砂流出は、集水面積の大きい斜面下方で流出量が多いことが確認された。ガリーフィールド末端のガリーからの土砂流出量は、リルからの土砂流出の 100 倍以上であった。しかし、ガリーから流出した土砂のセシウム 137 濃度は、リルから流出した土砂のセシウム 137 の濃度の 2 分の 1 から 5 分の 1 程度と低い値を示した。このことから、斜面下方では、集中した地表流によりリル・ガリーの下刻が進み、セシウム 137 の濃度の薄い深部の土壌が侵食されていると考えられる。

一方、斜面上部では、インターリル侵食によって最表層の土壌が侵食され、リルに流入したため、リルトラップに捕捉された土砂のセシウム 137 の濃度が高い値を示したと考えられる。このように、同じ圃場内であっても、斜面位置によって土壌侵食プロセスが異なり、土砂移動に伴う放射性セシウムの流出量が異なることが確認された。今後、土壌侵食モデルを用いて土砂移動に伴う放射性セシウムの移行の予測を行う場合、異なる空間スケールでの土壌侵食プロセスの違いが地表面からの放射性セシウムの流出量に及ぼす影響を考慮することが必要であることが確認された。

3) 可搬型ゲルマニウム半導体検出器を用いた in-situ 測定による放射性セシウムの空間分布と
土壌侵食量の推定

① 実施目的

上記の1)では、様々な土地利用区画における土砂及び放射性セシウムの流出状況の違い、及びその要因について評価・解析を行った。本調査では、表面侵食によって流亡する放射性セシウム量を、試験区画からの土砂流出量を観測し、土砂の放射性セシウム濃度と合わせて見積もる手法を用いた。

一方で、本手法では微細なウォッシュロード（河床砂礫よりも細かい粒径の土砂で構成されている流砂）成分に吸着した放射性セシウムの流出量を正確に見積もることが難しい。そのため、可搬型ゲルマニウム半導体検出器またはNaIシンチレーション検出器を用いて、セシウム137の単位面積あたりの存在量を推定する in-situ 測定により、土壌中の放射性セシウムの存在量の時間変化を確認する手法が、例えばチェルノブイリ原発事故の影響を受けた地域などで適用された事例が報告されている。放射性セシウムの濃度が高い箇所では、可搬型ゲルマニウム半導体検出器を用いても測定時間が短くてすみ、多地点の測定が可能である。

そこで、本調査では、可搬型ゲルマニウム半導体検出器による in-situ 測定により、土壌中の放射性セシウム存在量の空間分布と時間変化を調査した。

② 調査方法

a) 調査対象地

調査対象地は、緩勾配のタバコ畑（畑A）の試験区画内である。（写真5.3.2.1-24）。



写真5.3.2.1-24 緩勾配のタバコ畑に設置した試験区画

b) 試験区画における測定項目

タバコ畑（畑A）試験区画に隣接する地点において、土壌中の、セシウム134とセシウム137の深度方向分布を調べるため、スクレーパープレートを使用して深度別（0～20mmは2mm間隔、20～50mmは0.5mm間隔、50～100mmは1cm間隔）の土壌サンプルを採取した。土壌採取地点は畑A試験区画の西側の地表面で、プロットに沿って最大傾斜方向に1.5m間隔で6地点設けた。採取した土壌は実験室に持ち帰り、105℃で乾燥させた後、放射性セシウム濃度をガンマ線スペクトロメトリによって測定した。

可搬型ゲルマニウム半導体検出器による in-situ 測定にあたっては、相対効率40%、ゲルマニウム結晶の大きさが6cm×5cmの可搬型ゲルマニウム半導体検出器（Ortec Detective-DX-100T、

Ortec 社製) を使用した。検出器は架台を用いて下向きに据え付け、地表面からゲルマニウム結晶中心までの距離が 10 cm になるよう調整した (写真 5.3.2.1-25)。可搬型ゲルマニウム半導体検出器の測定範囲は理論上無限であるので、測定範囲を推定するための現地実験を行った。具体的には、畑 A 試験区画の近傍の被覆が均一な地表面において、ゲルマニウム半導体検出器を用いて放射能を測定した。なお、測定条件として、検出部と地表面の距離は 10 cm とし、測定時間は 300 秒とした。次に、放射能測定を行った測定地点を中心に半径 80cm、深さ 5cm の土壌を除去し、その後、同じ地点で再度測定を行った。このとき、放射性セシウムのほぼ 100% は表層 5cm より浅い土壌に含まれているので、表層 5cm の土壌を取り除くことにより、除去した範囲から入射する放射線を除去することができる。その結果、表層土壌を除去したあとの計数率は、除去前のおよそ 33% であった。このことから、キャリブレーションを行った条件において、測定地点を中心とした半径 80cm の地表面からの寄与率は 67% であることが確認された (図 5.3.2.1-26)。

畑 A 試験区画内の 80 箇所において、可搬型ゲルマニウム半導体検出器による in-situ 測定を行った。測定誤差が 2% より小さく、放射性セシウムのピーク計数が 5,000 カウントより大きくなるように、測定時間は 60 秒にセットした。放射性核種の同定に用いたスペクトルピークの γ 線エネルギーはセシウム 134 では 604 keV、セシウム 137 では 662 keV である。なお、検出器の特性により、測定時間中のデッドタイムは約 20% である。in-situ 測定は、平成 23 年 8 月 12 日、9 月 8 日、10 月 8 日の 3 回行った。



写真 5.3.2.1-25 環境中での測定 (in-situ 測定) に用いた可搬型ゲルマニウム半導体検出器

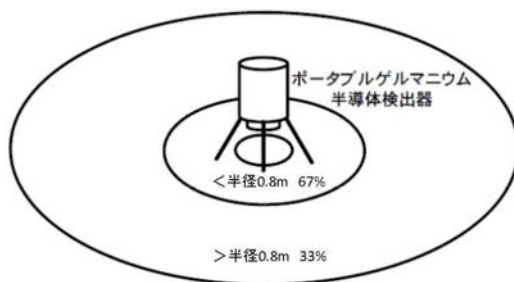


図 5.3.2.1-26 実験によって推定した可搬型ゲルマニウム半導体検出器の測定範囲

c) 土壌侵食量及び土砂堆積量の推定

本調査における可搬型ゲルマニウム半導体検出器による in-situ 測定で求められたセシウム 137 の存在量は、福島第一原発の事故後の湿性沈着の日付である平成 23 年 3 月 15 日の値に減衰補正されている。侵食率の計算には、Profile-Distribution model (Walling and Quine、1990)⁽¹⁾ を使用した。このモデルは、非攪乱土壌におけるセシウム 137 の深度分布を以下の式で表す。

$$A'(x) = A_{ref} \left(1 - e^{-\frac{x}{h_0}} \right) \quad (1) \text{式}$$

x が土壌表層からの重量深度 (kg/m^2) とすると、 $A'(x)$ は深度 x より上部の土壌に含まれるセシウム 137 量 (Bq/m^2) で、 h_0 は深度分布を表す係数 (kg/m^2) である。

各地点の土壌侵食量 R (kg/m^2) は、リファレンスサイトの単位面積当たりの存在量 (A_{ref} ; Bq/m^2) に対する各地点の存在量の減少率 (X) から次式で計算される。

$$R = 10h_0 \ln(1 - X/100) \quad (2) \text{式}$$

一方、土砂堆積量 R' (kg/m^2) は次式で表される。

$$R = \frac{A_{u,ex}}{C_d} \quad (3) \text{式}$$

ここで、 $A_{u,ex}$ はリファレンスサイトのセシウム 137 の存在量に対する堆積地点のセシウム 137 の存在量の増加量 (Bq/m^2) を差し、 C_d (Bq/kg) は堆積土砂のセシウム 137 の濃度を差し、これらの値は斜面上部の侵食土砂の濃度の平均値から算出する。

③ 調査結果

a) 土壌中の放射性セシウムの深度分布の測定結果

スクレーパープレート法による土壌中のセシウム 137 の深度分布を測定した。測定結果を図 5.3.2.1-27 に示す。その結果、リファレンスサイト（福島第一原発の事故後、侵食も堆積も起きていない地点）(S1) でセシウム 137 の存在量が最も多く ($326 \text{ kBq}/\text{m}^2$)、侵食の痕跡が見られた 3 地点 (S2、S4、S5) では放射性セシウムの存在量が少なかった。土砂の堆積が見られた残りの 2 地点 (S3、S6) では、リファレンスサイトよりも存在量が多かった。リファレンスサイトと、侵食の痕跡が見られた 3 地点 (S2、S4、S5) では、深度とともに指数関数的にセシウム 137 の濃度が減少する傾向が見られ、 β 値は $0.7 \text{ kg}/\text{m}^2$ であった。

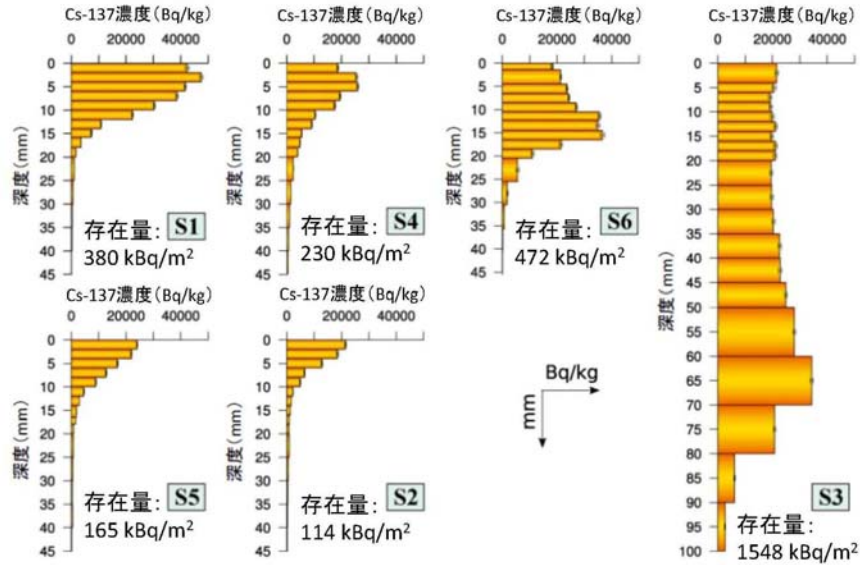


図 5.3.2.1-27 侵食地及び堆積地における放射性セシウム の深度分布

b) 放射性セシウム計数率と存在量の関係

放射性セシウムの深度分布が類似している地点では、可搬型ゲルマニウム半導体検出器による計数率と単位面積あたりの放射性セシウムの存在量の関係を直線で表すことができる。同様に、本調査サイトにおいても、侵食サイト（S2、S4、S5）（単位面積あたりのセシウム 137 の存在量がリファレンスサイトよりも少ない地点）と堆積サイト（S3、S6）（単位面積あたりのセシウム 137 の存在量がリファレンスサイトよりも多い地点）について、リファレンスサイトを接合点として、計数率と単位面積あたりの存在量の関係を 2 本の近似直線で表すことができた（図 5.3.2.1-28）。

そこで、計数率について、含水率による影響、減衰を考慮して補正を行った上で、図 5.3.2.1-28 に示す式を用いて、計数率から単位面積あたりの放射性セシウム存在量に変換した。

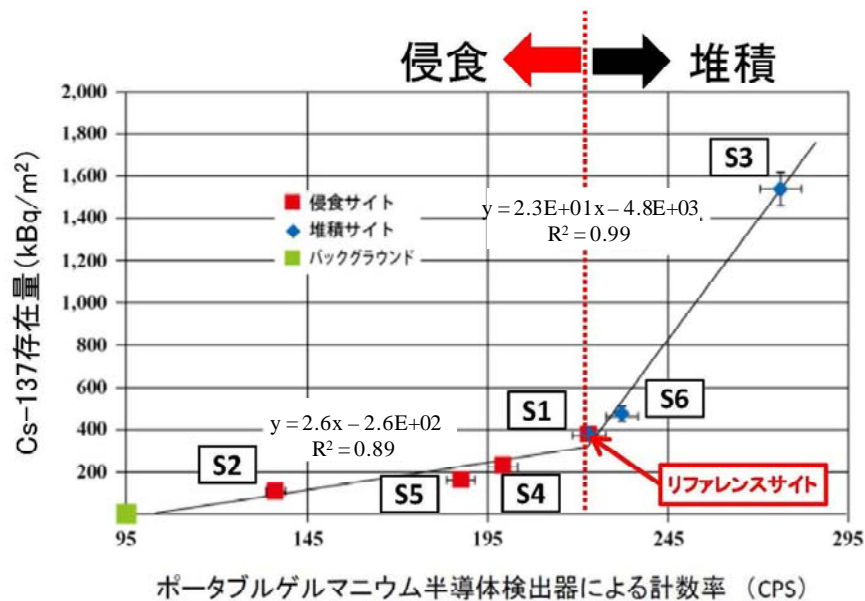


図 5.3.2.1-28 可搬型ゲルマニウム半導体検出器による計数率と単位面積あたりの放射性セシウム存在量の関係

c) 試験区画内の放射性セシウムの空間分布と3期間の放射性セシウムの流出量について

試験区画内の放射性セシウムの空間分布と3期間の放射性セシウムの流出量を確認するため、可搬型ゲルマニウム半導体検出器を用いて求めたセシウム137の存在量を基に、セシウム137の存在量の時空間変化の状況を確認した。まず、土壌侵食に伴う放射性セシウムの流出量に影響を与える降雨の状況を確認するため、調査期間中の累積降雨量を確認した。調査期間中の累積降雨量を図5.3.2.1-29に示す。その上で、可搬型ゲルマニウム半導体検出器を用いて求めたセシウム137の存在量を基に、セシウム137の存在量の時空間変化の状況を確認したところ、本調査区画（USLEプロット）のセシウム137存在量の分布は、空間変動が大きく、時間の経過とともに変化していることが確認された（図5.3.2.1-30）。本調査区画（USLEプロット）の左側の下端では、土砂の堆積により、時間の経過とともに、単位面積あたりのセシウム137の存在量が多くなっており、特にリルS3（流水によって削られた浅い窪み）に沿って侵食と堆積が発生していることが確認された。一方、本調査区画（USLEプロット）の上部では、時間経過とともに、単位面積あたりのセシウム137の存在量が少なくなっていることが分かる。

次に、図5.3.2.1-30に示した期間ごとの試験プロット内のセシウム137の存在量空間分布の結果を基に、2つの観測期間（平成23年8月12日から9月8日、及び平成23年9月8日から10月8日）のセシウム137の存在量の変化を求め、本調査区画（USLEプロット）から流亡したセシウム137の流出量を算出した（表5.3.2.1-15）。その結果、平成23年3月15日～8月12日の期間では33.3 kBq/m²、8月12日～9月8日の期間では9.2 kBq/m²、9月8日～10月8日の期間では20.1 kBq/m²であった。また、同じ3期間について、2つの観測期間の各測定値点のセシウム137存在量の損失率から土壌侵食量を推定し、本調査区画（USLEプロット）からの土壌流出量を算出すると、それぞれ9.4 kg、2.8 kg、6.4 kgの土壌が侵食によって調査区画外に流亡したと見積もられた。

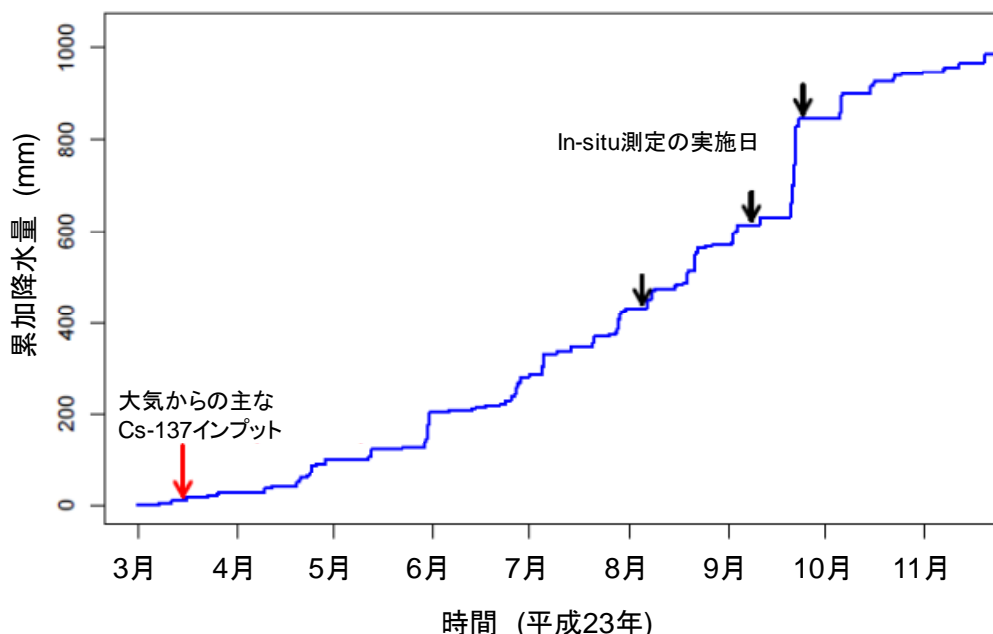


図5.3.2.1-29 調査期間中の累加雨量と可搬型ゲルマニウム半導体検出器による環境中での測定（in-situ測定）の実施時期

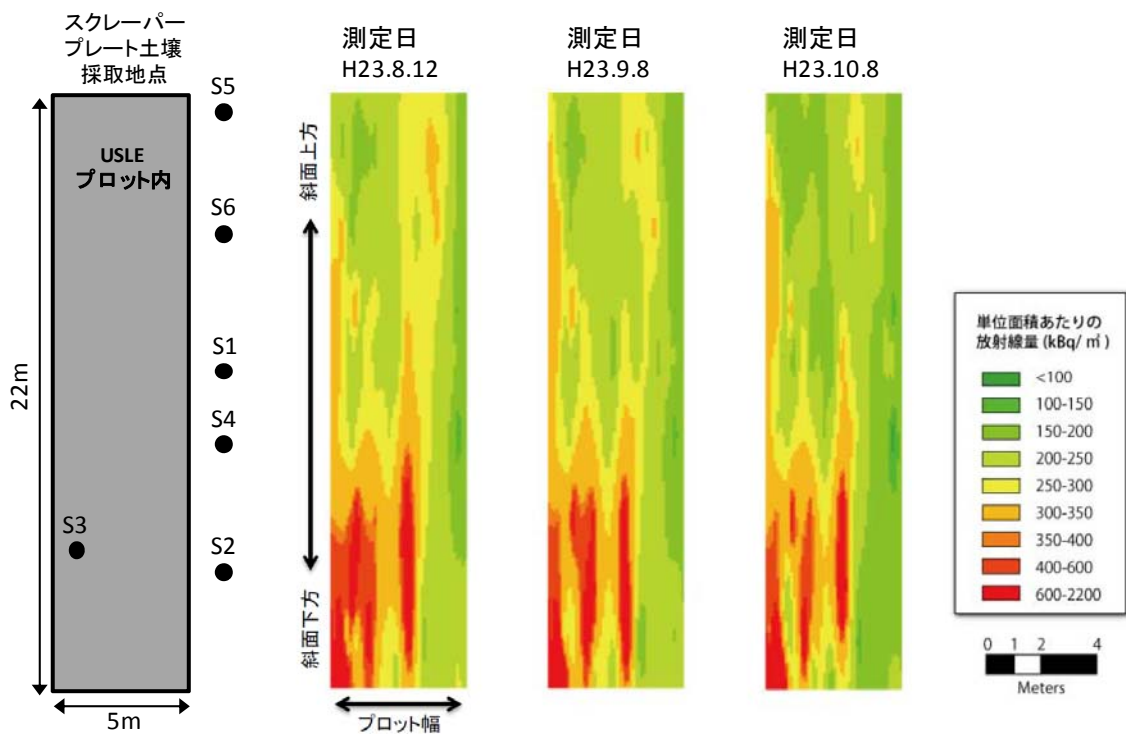


図 5.3.2.1-30 可搬型ゲルマニウム半導体検出器による環境中での測定 (in-situ 測定) による USLE プロット内の放射性セシウム存在量の時空間変化

図 5.3.2.1-30 に示した試験プロット内のセシウム 137 存在量空間分布をもとに、2 つの観測期間中に USLE プロットから流亡したセシウム 137 量を算出した (表 5.3.2.1-15)。その結果、平成 23 年 3 月 15 日～8 月 12 日の期間では 33.3 kBq/m²、8 月 12 日～9 月 8 日の期間では 9.2 kBq/m²、9 月 8 日～10 月 8 日の期間では 20.1 kBq/m²であった。また、同じ期間について、各測定値点のセシウム 137 存在量の損失率から土壌侵食量を推定し、USLE プロットからの土壌流出量を算出すると、それぞれ 9.4 kg、2.8 kg、6.4 kg であった。

表 5.3.2.1-15 可搬型ゲルマニウム半導体検出器による環境中での測定 (in-situ 測定) による推定値と観測値の比較

観測期間	in-situ 測定による推定値		実測値	
	土砂流出量 (kg)	Cs-137 流出量 (kBq/m ²)	土砂流出量 (kg)	Cs-137 流出量 (kBq/m ²)
H23.8.12 - 9.8	2.8	9.2	1.7	0.50
H23.9.8 - 10.8	6.4	20.1	17.2	2.46

④ 考察

平成 23 年 8 月 12 日～9 月 8 日の期間及び、平成 23 年 9 月 8 日～10 月 8 日の 2 期間について、現地観測により、本調査区画 (USLE プロット) からの土砂流出量とセシウム 137 の流出量を実測した。その結果は、それぞれ 0.50 kBq/m^2 (土壌流出量: 1.7 kg)、 2.46 kBq/m^2 (土壌流出量: 17.2 kg) であり、可搬型ゲルマニウム半導体検出器による in-situ 測定から推定したセシウム 137 の流出量と比べておよそ 10 分の 1 から 20 分の 1 程度と少なかった。平成 23 年 8 月 12 日～9 月 8 日の期間の土壌流出量 (1.7 kg) は、現地観測と可搬型ゲルマニウム半導体検出器による in-situ 測定の結果より推定される土砂流出量 (2.8 kg) とほぼ同程度の値が得られた (表 5.3.2.1-15)。他方で、平成 23 年 9 月 8 日～10 月 8 日の期間について、現地観測による土砂流出量は in-situ 測定の結果より推定される土砂流出量 (6.4 kg) のおよそ 3 倍多かった。これについては、平成 23 年 9 月 8 日～10 月 8 日の期間の土砂流出量の実測値は、水の総流出量に土砂トラップ内の濁水の濃度を掛け合わせたため、実際の土砂流出量を過大評価している可能性がある。

セシウム 137 の流出量については、どちらの観測期間についても in-situ 測定による推定値のほうが多く、現地観測によるセシウム 137 の流出量と比較して、8 倍～18 倍であった。この原因として、USLE プロットからの土砂流出の観測では、放射性セシウムを吸着しやすい微細なウォッシュロード成分が土砂トラップに沈降堆積せずに流亡してしまうため、本調査では、本調査区画 (USLE プロット) から流失する放射性セシウム量を過小評価している可能性が考えられた。このことから、今後の課題として、濁度計を設置することにより土砂トラップに捕捉されにくいウォッシュロード成分を正確に把握することが必要である。また、放射性セシウム流出量の現地観測結果に合わせて、可搬型ゲルマニウム半導体検出器によるセシウム 137 存在量の原位置測定と、異なる時期の LiDAR 測量データに基づく侵食深のマッピングによるクロスチェックを行うことが必要である。

参考文献

- (1) Walling, D.E., Quine, T.A. (1990). Calibration of caesium-137 measurements to provide quantitative erosion rate data. *Land Degradation and Rehabilitation*, 2, 161-175.

5.3.2-(2) 様々な土地利用区画からの土壌水、地下水、渓流水、湧水等を通じた放射性物質の移行状況

今回の調査（第2次分布状況等調査）では、第1次分布状況等調査の結果も含め、平成23年6月から平成24年5月までに採取したデータを取りまとめるとともに、結果の評価を実施した。

1) 本調査の目的

地表面に沈着した放射性物質は、土壌水、地下水、渓流水、湧水という水循環プロセスに伴い、環境中を移動・循環することが予想される。先の平成23年6月期の第1次分布状況等調査においては、これらの水循環プロセス上では、有意な放射性物質の循環状況は確認されなかったが、時間経過に伴い、変化が生じている可能性がある。

そこで、現状における地表面に沈着した放射性物質について、土壌水、地下水、渓流水、湧水を通じた環境中の移行・循環状況を確認するため、土壌水、地下水、渓流水、湧水のサンプリングを2週間に1回実施した。得られた試料について、放射性セシウムの放射能濃度の測定を実施した。なお、先の第1次分布状況等調査において不検出が多かったため、試料の濃縮、及び試料の再測定を実施した。

2) 本調査地の概要及び試料採取方法

本調査では、放牧地、採草地、森林内の土壌水、地下水、湧水、渓流水における放射性セシウムの移行状況を、平成23年6月期の第1次分布状況等調査に引き続き、平成23年6月から平成24年5月までの期間において調査した。

調査地点として、第1次分布状況等調査時と同様に、山木屋地区の放牧地、採草地（疣石山）、畑地（石平山）、森林を選定し（図5.3.2.2-1及び表5.3.2.2-1）、それぞれの地域から以下のように試料を採取した。

- ・放牧地、及び採草地においては、土壌水（深度10～50 cm）、地下水（深度3～30 m）、湧水、渓流水を採取した。
- ・畑地においては渓流水を採取した。
- ・森林地においては、スギ壮齢林、壮齢林の土壌水（深度10～50 cm）を各々採取した。

土壌水については、複数深度に埋設したポーラスカップを通じ、ハンドポンプにより減圧したフラスコ内に土壌水を吸入する方法により採取を行った（表5.3.2.2-2）。ポーラスカップとは、直径約18 mm、長さ約5 cmの素焼きの陶製カップで、土壌と同程度の透水性を有している。フラスコとポーラスカップ内とは、チューブで接続されており、フラスコ内を減圧することにより、ポーラスカップ内も減圧され、周囲の土壌に含まれる水分を吸引することができる。概ね、数日から1週間程度かけて吸入・採水を行った。また併せて、100 cm³の土壌を現地で採取し、遠心分離器により土壌水分を抽出する方法でも試料採取を行った。遠心分離器に土壌サンプルをセットする際には、土粒子が抽出水中に混入しないよう、土壌試料の底部に0.45 μmの濾紙を装着した（写真5.3.2.2-1）。

地下水については放牧地、採草地に各々、複数深度の井戸を掘削した（表5.3.2.2-3及び図5.3.2.2-2及び図5.3.2.2-3）。口径2インチのPVC管を、放牧地では深度3 m（スクリーン深度：2～3 m）、6 m（スクリーン深度：3～6 m）、20 m（スクリーン深度：12～20 m）に、草地では、深度5 m（スクリーン深度：3～5 m）、深度15 m（スクリーン深度：5～15 m）、深度30 m（スクリーン深度：20～30 m）に埋設し、小型電動ポンプにより採水を実施した。スクリーンとは、井戸にお

ける水の取り込み口のことを指し、直径 1 mm 未満、長さ数 10 cm の切れ込みが複数箇所、井戸壁面に施され、周辺土壌から地下水が井戸管内に入る。

湧水については、採草地（疣石山）において直接採取した（図 5.3.2.2-4）。

渓流水については、採草地、放牧地、畑地において、量水用に設置されているパーシャルフリーユーム等から、直接採取した（図 5.3.2.2-4、図 5.3.2.2-5、図 5.3.2.2-6）。パーシャルフリーユームとは、鉄製の樋状の構造物で、渓流水を樋内に通過させことにより、比較的安定した水流を維持し、その水位等を測定するものである。

各試料の採取は、基本的に無降雨時を中心として実施した。

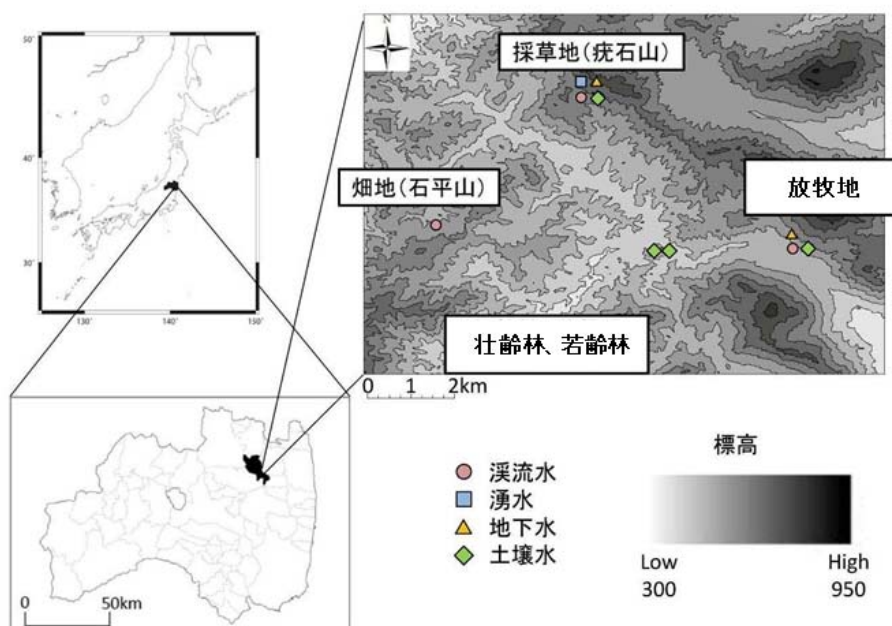


図 5.3.2.2-1 調査対象地域の概要

表 5.3.2.2-1 各地点の緯度、経度

地点名	種類	北緯 (度)	東経 (度)
採草地	渓流水	37.61598	140.6736
	湧水	37.61637	140.6736
	地下水	37.61792	140.6744
	土壌水	37.61662	140.6734
放牧地	渓流水	37.58527	140.7171
	地下水	37.58553	140.7170
	土壌水	37.58562	140.7173
畑地	渓流水	37.59067	140.6433
若齢林	土壌水	37.58517	140.6907
壮齢林	土壌水	37.58585	140.6906

表 5.3.2.2-2 土壌水の深度

地点名	深度		
	10cm	30cm	50cm
採草地	10cm	30cm	50cm
放牧地	10cm	20cm	30cm
若齢林	10cm	30cm	50cm
壮齢林	10cm	30cm	50cm



(1) 濾紙とステンレス網



(2) 土壌サンプル底部に濾紙とステンレス網を装着する様子

写真 5.3.2.2-1 遠心分離法による土壌水抽出の状況



(3) 土壌サンプルを遠心分離用容器にセットした状況



(4) 遠心分離器槽内に4つの土壌サンプルをセットした状況



(5) 遠心分離後、土壌サンプルから抽出された土壌水を集める様子

写真 5.3.2.2-1 遠心分離法による土壌水抽出の状況 (続き)

表 5.3.2.2-3 地下水の深度

地点名	深度		
採草地	5m	15m	30m
放牧地	3m	6m	20m

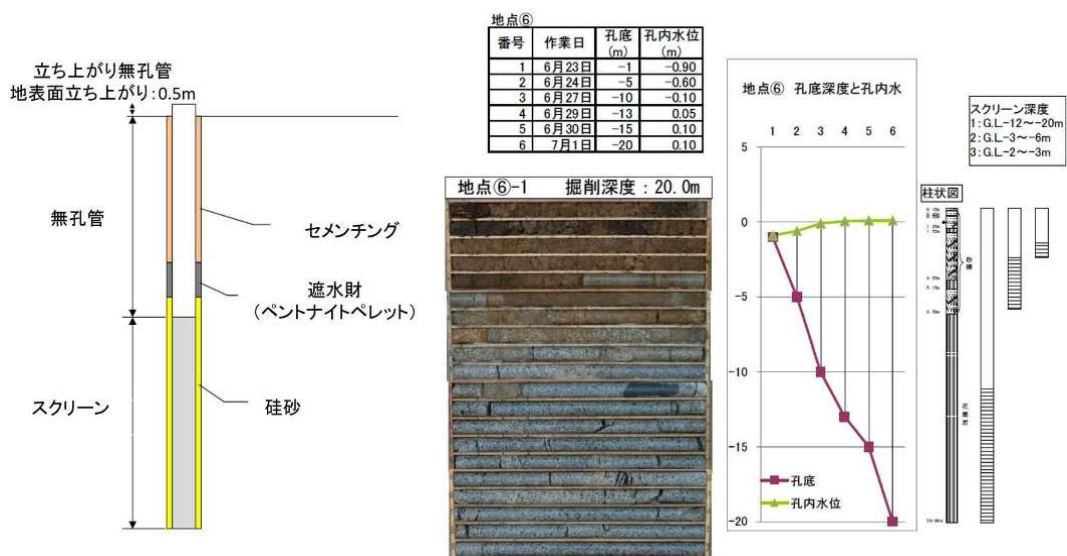


図 5.3.2.2-2 放牧地観測地点における観測用井戸掘削時の状況

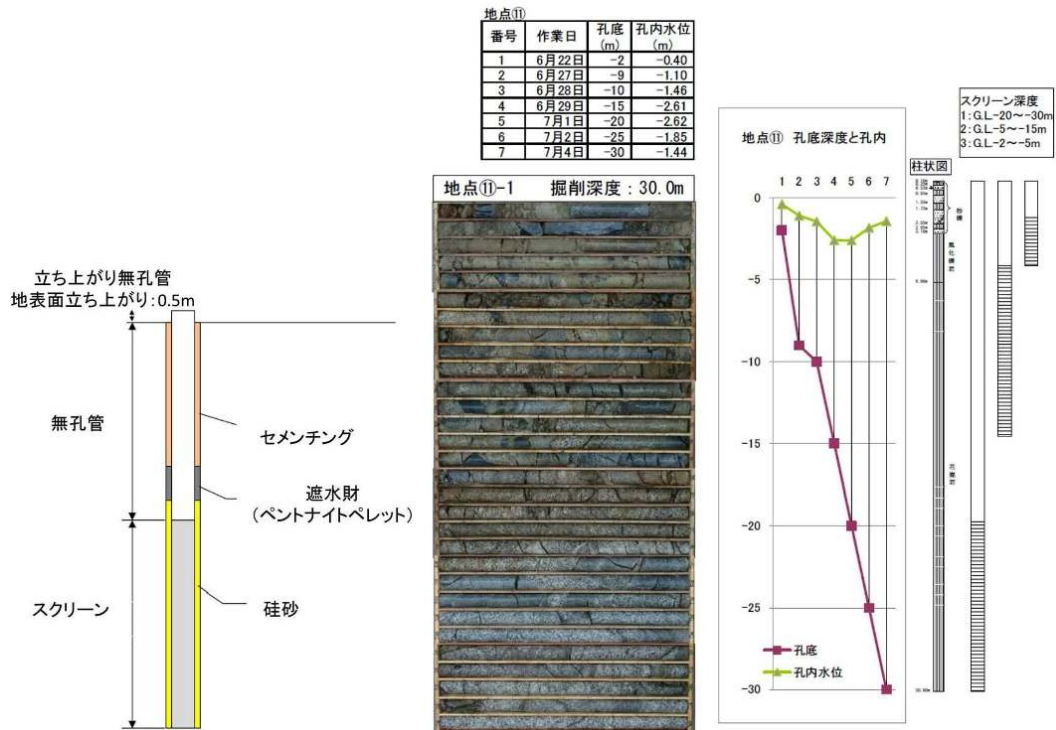


図 5. 3. 2. 2-3 採草地 (疣石山) 観測地点における観測井戸掘削時の状況

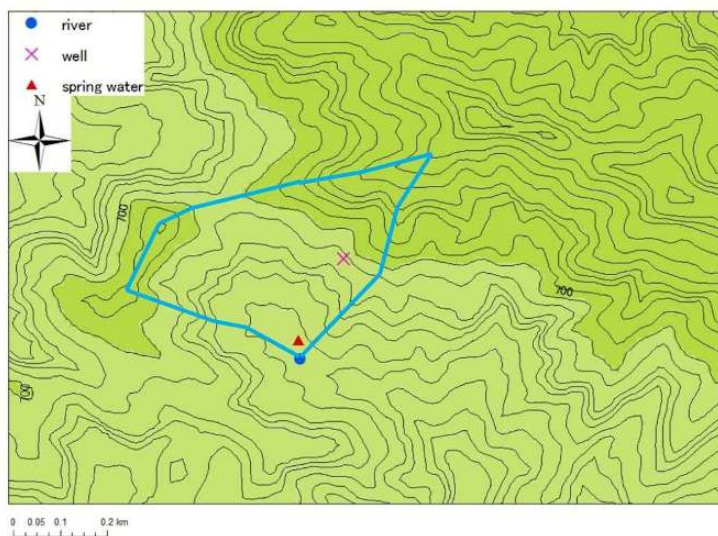


図 5. 3. 2. 2-4 採草地 (疣石山) 観測地点における地形及び量水堰等の状況

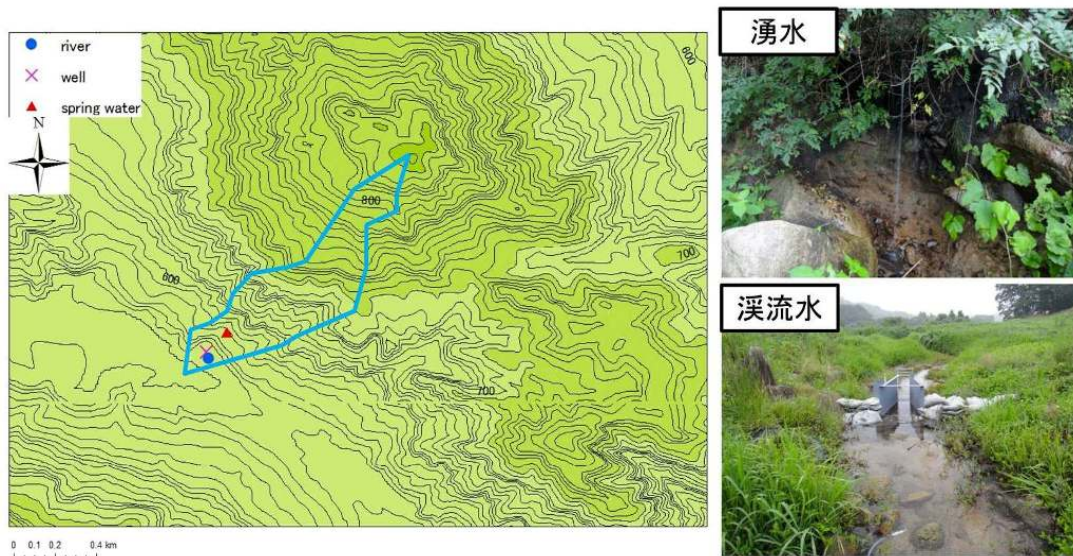


図 5.3.2.2-5 放牧地観測地点における地形及び量水用パーシャルフレーム、湧水の状況

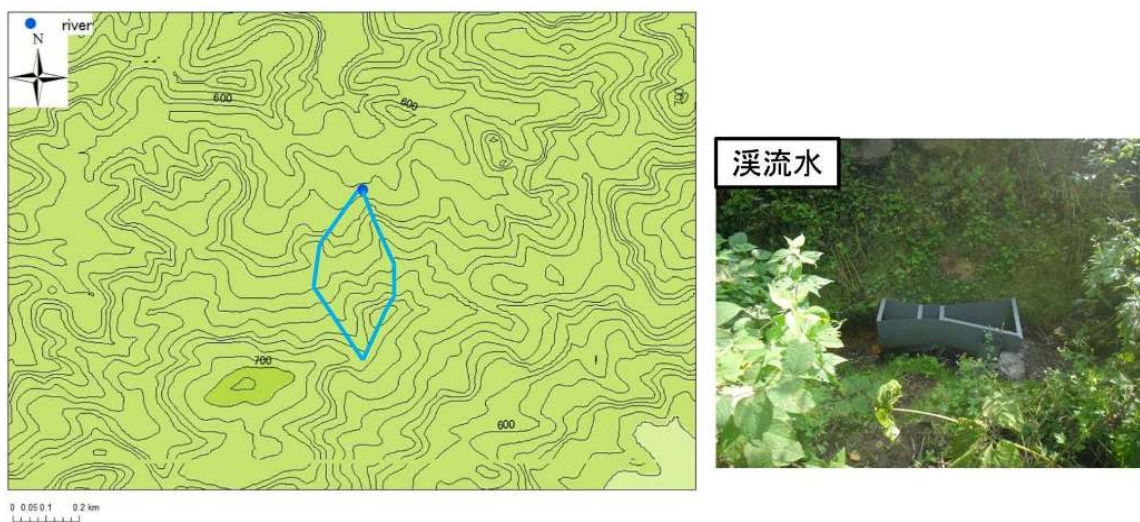


図 5.3.2.2-6 畑地（石平山）観測地点における地形及び量水用パーシャルフレームの状況

3) 土壌水、地下水、渓流水、湧水等の放射性セシウムの放射能濃度の測定方法

渓流水については、孔径 $0.45\ \mu\text{m}$ メンブランフィルターを用いてろ過を行った後、約 500mL の試料を用い、金沢大学においてゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリーを行い、試料中のセシウム 134 及びセシウム 137 を定量した。測定結果は採水日にさかのぼり減衰補正を行った。また、効率補正は標準試料 IAEA445 を使用し効率曲線を求めた。ただし、このうち、検出限界以下であった試料の一部は、500mL の試料をすべて蒸発濃縮し塩酸 200mL 添加後、再度、放射性セシウムの濃度の測定を行った。

地下水試料及び渓流水の一部については、 $0.45\ \mu\text{m}$ メンブランフィルター用いたろ過を行った後、広島大学において 10L の水試料から後述するリンモリブデン酸アンモニウム法 (AMP) によりセシウムを共沈させ、金沢大学において放射性セシウムの濃度を測定した。測定時間は 28,800s ~ 86,400s である。

土壌水、渓流水、湧水の一部については、気象研究所において $0.45\ \mu\text{m}$ メンブランフィルター用いたろ過を行った後、放射性セシウムの濃度を測定した。

一部の渓流水についてはろ過後、10L の試料を AMP による共沈濃縮処理をし、測定を行った。濃縮処理を行わなかった渓流水、湧水については約 500mL、土壌水は約 20~500mL とした。測定時間は 30,000s ~ 280,000s とした。

土壌水及び渓流水の一部については、筑波大学において放射性セシウム濃度を測定した。測定試料量について、渓流水は 2,000mL、土壌水は約 20~200mL とした。測定時間は 43,200s とした。

結果の表に示される誤差は計数誤差を計算しているが、系統誤差も含まれる。

大量水試料からのセシウム濃縮法として用いたリンモリブデン酸アンモニウム濃縮法を以下に示すと共に、図 5.3.2.2-7 にスキームを示す。

1. 試料水に化学収率測定用のセシウム 133 (安定セシウム) を加え、濃硝酸で pH 1 (気象研究所では pH1.6~2.0) に調整後、しばらく攪拌する。
2. 正確に量り取ったリンモリブデン酸アンモニウム (4.0 g) を試料水に入れ約 1 時間攪拌後、約 12 時間静置する。
3. サイホンで上澄み (廃液) をある程度除き、残りの試料を $0.45\ \mu\text{m}$ メンブランフィルターでろ過し完全に廃液と分離する。
4. 回収したリンモリブデン酸アンモニウムをフィルターごと、12 時間 90°C で乾燥する。(気象研究所においては、乾燥機で 1~2 日 40°C 以下で乾燥した。)
5. リンモリブデン酸アンモニウムを秤量後、一部は回収率測定用に採取し (約 100 mg) 残りを測定容器に入れてゲルマニウム半導体検出器で放射性セシウム測定を行う。
6. 分取したリンモリブデン酸アンモニウムを 1.25% TMAH 溶液に溶解し、希釈後 ICP-MS でセシウム 133 を定量する。内部標準には Re (レニウム) を用いる。

なお、セシウム 134 測定においては $604\ \text{keV}$ のガンマ線を用いカスケード補正を行ったものを定量値とした。

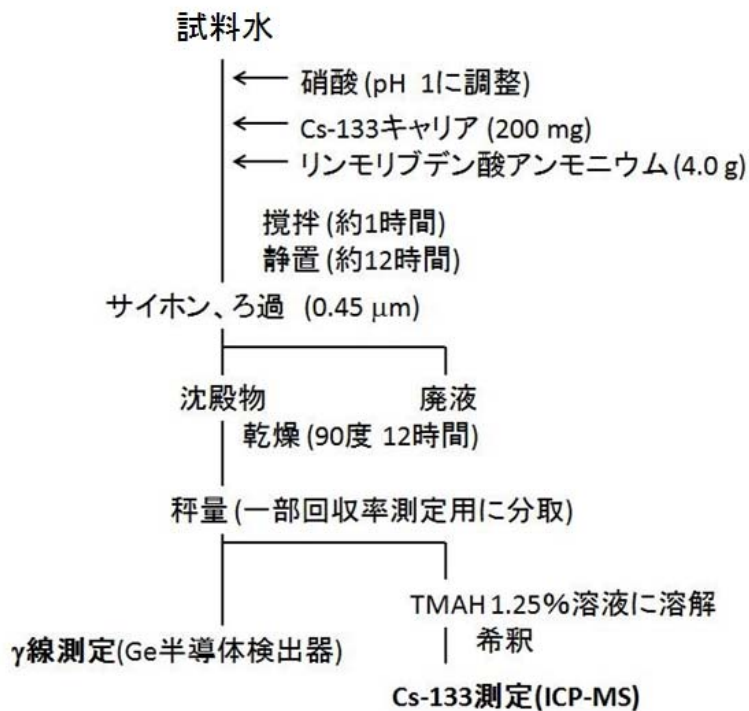


図 5.3.2.2-7 リンモリブデン酸アンモニウムによるセシウム濃縮法

4) 調査の結果

① 渓流水中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の測定結果

平成 23 年 9 月 7 日～12 月 5 日に採水された渓流水中の放射性セシウム濃度は、畑地においてセシウム 134 が不検出～0.056 Bq/L、セシウム 137 が不検出～0.175 Bq/L であった (表 5.3.2.2-4 及び図 5.3.2.2-8)。放牧地においては、セシウム 134 が不検出～0.027 Bq/L、セシウム 137 が不検出～0.042 Bq/L であった (表 5.3.2.2-5 及び図 5.3.2.2-9)。採草地においては、セシウム 134 が不検出～0.180 Bq/L、セシウム 137 が不検出～0.270 Bq/L であった (表 5.3.2.2-6 及び図 5.3.2.2-10)。平成 23 年 9 月～12 月に採取された渓流水中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は、いずれの地点においても、平成 23 年 6 月～8 月の第 1 次分布状況等調査時に比べて、より低い値であった。

採草地における渓流水について、降雨時に採水した 8 月 6 日において、セシウム 134 は 0.820 Bq/L、セシウム 137 は 1.180 Bq/L と放射性セシウムの濃度が高かった。降雨出水時の渓流水において、セシウム濃度が比較的高い値を示す傾向がみられることから、今後、降雨出水時のデータを増やす必要がある。

② 地下水に含まれる放射性セシウム濃度

10L の水試料を AMP により共沈させ、さらに低バックグラウンドの環境 (金沢大学 低レベル放射能実験施設) で測定を行ったため、低い濃度の測定が有意であったと考えられる (表

5.3.2.2-7)。

放牧地において、セシウム濃度は深度 3m で不検出、深度 6m では 4 月 13 日のみ検出されセシウム 134 は 0.0009 Bq/L、セシウム 137 は 0.0008 Bq/L であった。深度 20m では 9 月、10 月、4 月とも検出され、セシウム 134 は 0.00027~0.011 Bq/L、セシウム 137 は 0.0037~0.013 Bq/L であった。深度 6m では 4 月のみ検出されたが、深度 20m においては 4 月に最も低い値であった (図 5.3.2.2-11)。

採草地において、セシウム濃度は深度 5m で不検出、深度 15m では平成 24 年 4 月 13 日のみ検出されセシウム 134 は 0.0013 Bq/L、セシウム 137 は 0.0009 Bq/L であった。深度 30m では 9 月、10 月、4 月とも検出され、セシウム 134 は 0.0023~0.032 Bq/L、セシウム 137 は 0.0040~0.039 Bq/L であった。セシウム 134、セシウム 137 の両方において、最も深い 30m で濃度が高いという結果が得られた。深度 15 m では 4 月のみ検出されたが、深度 30 m においては 4 月に最も低い値であった (図 5.3.2.2-12)。

放牧地、採草地とも、深度 20 m 及び 30 m において他の深度に比べて比較的高いセシウム濃度が検出されたことに関し、現時点では、水試料採取時における揚水ポンプへの土壌粒子の混入等の可能性も否定できず、今後さらなる検証が必要である。

③ 土壌水中に含まれる放射性セシウム濃度

土壌水については、異なる 2 種の方法で採水し、放射性セシウム濃度の比較を行った (表 5.3.2.2-8)。

データに限りがあるものの、平成 23 年 9 月に採取された土壌水について、セシウム 134、セシウム 137 とも、サンプルの採取法による有意な比較は困難であった。同一地点・深度における繰り返しサンプリングが可能という点からすると、吸引法によるサンプリングが適していると思われる。また、図 5.3.2.2-13~5.3.2.2-16 に示されるように、平成 23 年 7 月と平成 24 年 5 月の各地点の土壌水における放射性セシウムの濃度を比較すると、平成 24 年 5 月における放射性セシウムの濃度が顕著に低くなっている特徴が認められた (表 5.3.2.2-9)。

しかしながら、平成 24 年 5 月に採取した土壌水サンプルでは、セシウム 134 は検出されたが、セシウム 137 は検出されない場合が 2 例あり、土壌水に含まれる放射性セシウムの濃度が検出器の検出下限値に近い濃度であることが原因と考えられる。したがって、土壌水に含まれる放射性セシウムについてさらに詳細な議論を行うには、低バックグラウンドの検出器を用いて放射性セシウムの濃度を定量する必要がある。

表 5.3.2.2-4 畑地の溪流水における放射性セシウム濃度の測定結果

地点名	採水日 (年/月/日)	Cs-134 (Bq/L)			Cs-137 (Bq/L)			測定 機関
		濃度	誤差	検出下 限值 3σ	濃度	誤差	検出下 限值 3σ	
畑地	H23/06/19	0.270	0.060	0.180	0.150	0.040	0.120	2
	H23/06/25	ND	-	0.340	ND	-	0.370	2
	H23/07/04	0.240	0.007	0.021	0.340	0.008	0.024	1
	H23/07/09	0.350	0.070	0.210	ND	-	0.210	2
	H23/07/14	2.320	0.090	0.270	1.500	0.080	0.240	2
	H23/07/23	0.470	0.080	0.240	0.270	0.080	0.240	2
	H23/08/05	0.190	0.004	0.012	0.260	0.005	0.015	1
	H23/08/17	0.220	0.110	0.330	0.560	0.150	0.450	2
	H23/09/08	ND	-	0.144	0.140	0.042	0.130	1
	H23/09/23	ND	-	0.226	ND	-	0.192	1
	H23/10/08	ND	-	0.195	ND	-	0.186	1
	H23/10/21	ND	-	0.213	0.175	0.055	0.165	1
	H23/11/05	ND	-	0.216	ND	-	0.180	1
	H23/12/05	0.056	0.003	0.009	0.082	0.004	0.012	1
	H24/02/17	ND	-	0.093	ND	-	0.088	3
	H24/03/08	ND	-	0.098	0.062	0.019	0.041	3
H24/04/13	ND	-	0.086	ND	-	0.137	3	

ND：不検出

測定機関 1：金沢大学、2：気象研究所、3：筑波大学

表 5.3.2.2-5 放牧地の渓流水における放射性セシウム濃度の測定結果

地点名	採水日 (年/月/日)	Cs-134 (Bq/L)			Cs-137 (Bq/L)			測定機関
		濃度	誤差	検出下 限值 3σ	濃度	誤差	検出下 限值 3σ	
放牧地	H23/06/19	ND	-	0.440	0.310	0.040	0.130	2
	H23/06/25	1.590	0.090	0.270	1.060	0.090	0.270	2
	H23/07/04	ND	-	0.300	ND	-	0.380	2
	H23/07/09	0.180	0.050	0.140	0.210	0.020	0.070	2
	H23/07/15	0.100	0.007	0.021	0.150	0.007	0.021	1
	H23/07/23	ND	-	0.180	ND	-	0.120	2
	H23/08/06	0.220	0.010	0.030	0.290	0.011	0.033	1
	H23/08/17	ND	-	0.180	ND	-	0.150	2
	H23/09/07	ND	-	0.219	ND	-	0.189	1
	H23/09/23	ND	-	0.144	ND	-	0.123	1
	H23/10/08	ND	-	0.270	ND	-	0.255	1
	H23/10/21	ND	-	0.144	ND	-	0.138	1
	H23/11/05	ND	-	0.147	ND	-	0.156	1
	H23/12/05	0.027	0.002	0.006	0.042	0.002	0.006	1
	H24/02/18	ND	-	0.093	ND	-	0.094	3
	H24/03/08	ND	-	0.102	ND	-	0.089	3
H24/04/13	ND	-	0.085	ND	-	0.084	3	

ND：不検出

測定機関 1：金沢大学、2：気象研究所、3：筑波大学

表 5.3.2.2-6 採草地の渓流水における放射性セシウム濃度の測定結果

地点名	採水日 (年/月/日)	Cs-134 (Bq/L)			Cs-137 (Bq/L)			測定 機関
		濃度	誤差	検出下 限值 3σ	濃度)	誤差	検出下 限值 3σ	
採草地	H23/06/19	ND	-	0.390	ND	-	0.450	2
	H23/06/25	0.420	0.140	0.420	0.500	0.160	0.480	2
	H23/07/04	0.460	0.070	0.210	0.510	0.050	0.150	2
	H23/07/09	ND	-	0.320	ND	-	0.370	2
	H23/07/14	ND	-	0.350	ND	-	0.390	2
	H23/07/23	0.180	0.004	0.012	0.260	0.005	0.015	1
	H23/08/05	0.220	0.004	0.012	0.300	0.004	0.012	1
	H23/08/06	0.820	0.170	0.510	1.180	0.220	0.660	2
	H23/08/17	0.360	0.070	0.210	ND	-	0.240	2
	H23/09/08	ND	-	0.084	0.120	0.041	0.120	1
	H23/09/23	ND	-	0.135	ND	-	0.102	1
	H23/10/08	ND	-	0.199	ND	-	0.200	1
	H23/10/22	0.180	0.039	0.120	0.270	0.040	0.120	1
	H23/11/05	0.073	0.004	0.012	0.098	0.004	0.012	1
	H23/12/05	0.063	0.003	0.009	0.084	0.003	0.009	1
	H24/02/17	ND	-	0.099	0.062	0.019	0.041	3
	H24/03/08	ND	-	0.090	ND	-	0.124	3
	H24/04/13	ND	-	0.083	ND	-	0.085	3

ND：不検出

測定機関 1：金沢大学、2：気象研究所、3：筑波大学

表 5. 3. 2. 2-7 地下水における放射性セシウム濃度の測定結果

地点名	深度 (m)	採水日 (年/月/日)	Cs-134 (Bq/L)			Cs-137 (Bq/L)		
			濃度	誤差	検出下限値 3σ	濃度	誤差	検出下限値 3σ
採草地	5	H23/09/08	ND	-	0.0029	ND	-	0.0022
		H23/10/08	ND	-	0.0074	ND	-	0.0053
		H24/04/13	ND	-	0.0013	ND	-	0.0036
	15	H23/09/08	ND	-	0.0072	ND	-	0.0046
		H23/10/08	ND	-	0.0071	ND	-	0.0054
		H24/04/13	0.0013	0.0003	0.0009	0.0009	0.0003	0.0009
	30	H23/09/08	0.0080	0.0016	0.0048	0.0090	0.0013	0.0039
		H23/10/08	0.0316	0.0084	0.0252	0.0393	0.0078	0.0234
		H24/04/13	0.0023	0.0005	0.0015	0.0040	0.0005	0.0015
放牧地	3	H23/09/07	ND	-	0.0035	ND	-	0.0031
		H23/10/08	ND	-	0.0102	ND	-	0.0080
		H24/04/13	ND	-	0.0074	ND	-	0.0052
	6	H23/09/07	ND	-	0.0058	ND	-	0.0042
		H23/10/08	ND	-	0.0076	ND	-	0.0096
		H24/04/13	0.0009	0.0003	0.0009	0.0008	0.0002	0.0006
	20	H23/09/07	0.0103	0.0018	0.0054	0.0102	0.0015	0.0045
		H23/10/08	0.0108	0.0013	0.0039	0.0131	0.0013	0.0039
		H24/04/13	0.0027	0.0005	0.0015	0.0037	0.0005	0.0015

ND：不検出

測定： 金沢大学

表 5.3.2.2-8 土壌水における放射性セシウム濃度の採水方法による違い

地点	採水日	深度 (cm)	Cs-137 (Bq/Kg)						Cs-134 (Bq/Kg)					
			吸引法			遠心分離法			吸引法			遠心分離法		
			濃度	誤差	検出下限値 σ	濃度	誤差	検出下限値 σ	濃度	誤差	検出下限値 σ	濃度	誤差	検出下限値 σ
採草地	H23/ 09/07	10	ND	-	0.88	ND	-	2.09	ND	-	0.90	ND	-	1.65
		30	ND	-	0.87	ND	-	2.33	ND	-	0.89	ND	-	2.28
		50	ND	-	0.87	ND	-	1.97	ND	-	0.89	ND	-	1.95
放牧地	H23/ 09/07	10	ND	-	0.92	ND	-	3.32	ND	-	0.93	ND	-	3.23
		20	ND	-	0.86	ND	-	3.85	ND	-	0.87	5.97	3.53	3.73
		30	ND	-	0.89	ND	-	2.76	1.30	0.86	0.9	ND	-	2.62
若齢林	H23/ 09/07	10	1.63	1.23	1.52	ND	-	1.52	ND	-	1.27	ND	-	1.47
		30	ND	-	1.21	ND	-	1.69	ND	-	1.19	1.75	1.54	1.63
		50	ND	-	1.35	ND	-	1.39	ND	-	1.41	ND	-	1.35
壮齢林	H23/ 09/07	10	ND	-	1.24	ND	-	1.51	ND	-	1.24	ND	-	1.49
		30	ND	-	1.24	ND	-	1.44	ND	-	1.22	1.59	1.31	1.40
		50	ND	-	1.20	ND	-	1.60	ND	-	1.18	ND	-	1.56

ND：不検出

測定：筑波大学

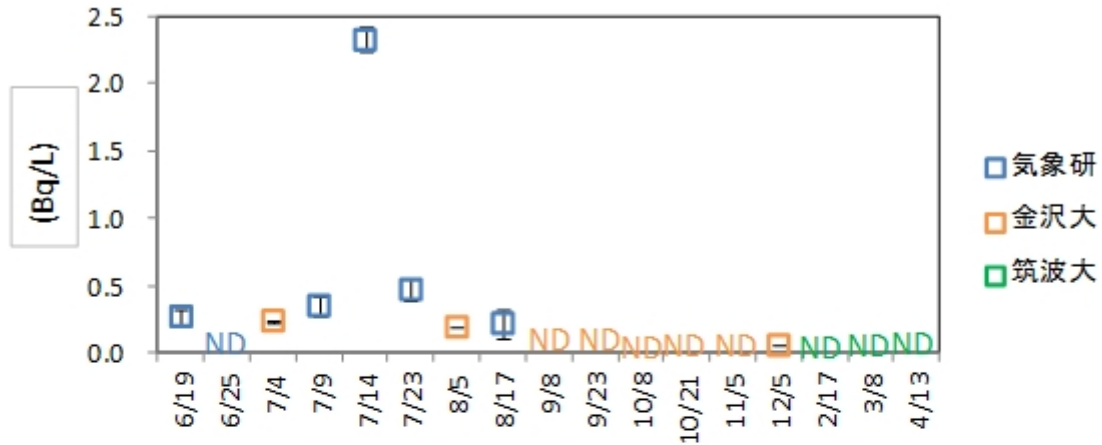
表 5.3.2.2-9 土壤水における放射性セシウム濃度の測定結果

地点	採水日	深度 (cm)	Cs-137 (Bq/L)			Cs-134 (Bq/L)		
			吸引法			吸引法		
			濃度	誤差	検出下 限值 σ	濃度	誤差	検出下 限值 σ
採草地	H24/05/17	10	ND	-	1.00	ND	-	0.83
		30	ND	-	0.99	1.85	0.78	0.81
		50	ND	-	0.99	ND	-	0.85
放牧地	H24/05/17	10	ND	-	7.02	ND	-	5.76
		20	ND	-	0.98	ND	-	0.82
		30	ND	-	7.76	ND	-	7.15
若齡林	H24/05/17	10	ND	-	1.38	ND	-	1.14
		30	ND	-	1.96	ND	-	2.08
		50	ND	-	2.20	ND	-	2.08
壮齡林	H24/05/17	10	ND	-	1.55	ND	-	1.3
		30	ND	-	1.57	ND	-	1.38
		50	ND	-	0.47	0.82	0.77	0.80

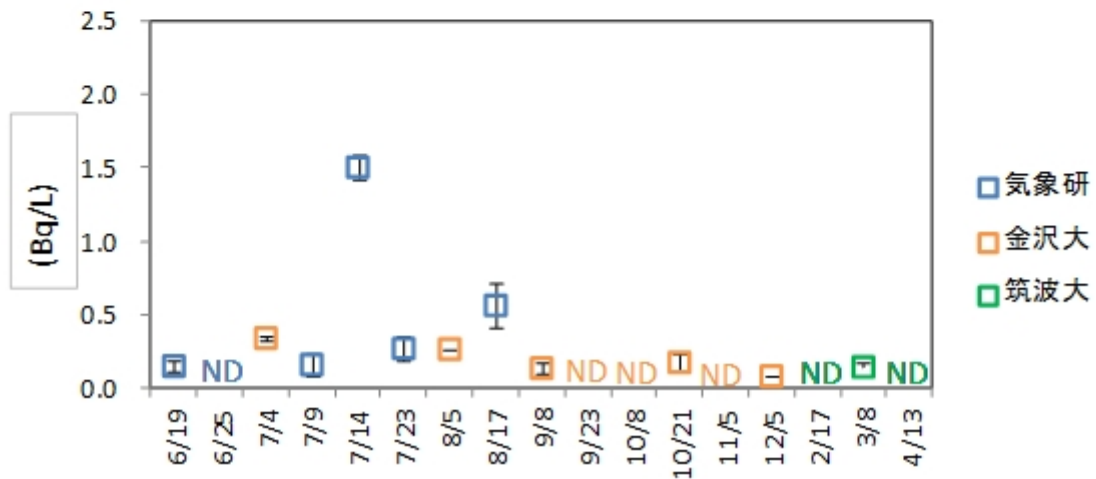
ND：不検出

測定： 気象研究所

渓流水 畑地 Cs-134



渓流水 畑地 Cs-137

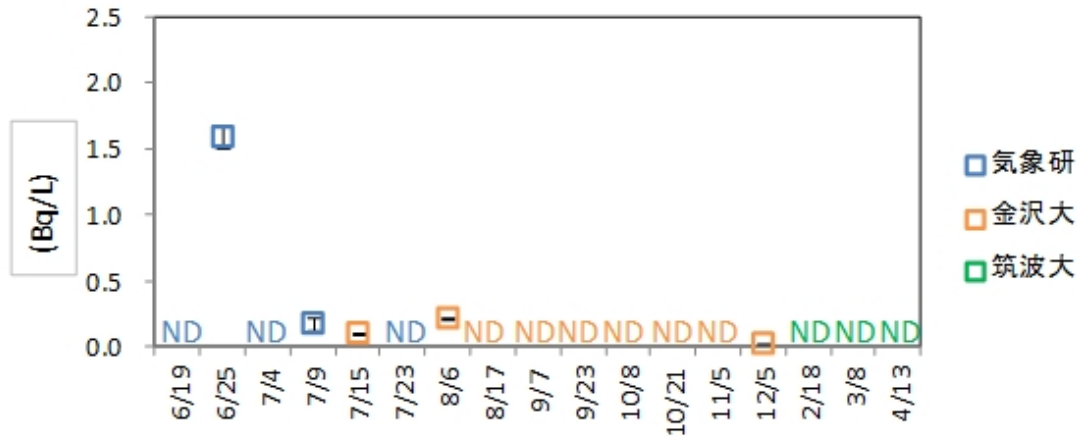


凡例 気象研：43, 200s 測定、一部 AMP により共沈させての測定
 金沢大：AMP により共沈させて、超低バックグラウンド測定
 筑波大：マリネリ容器での測定、低バックグラウンド

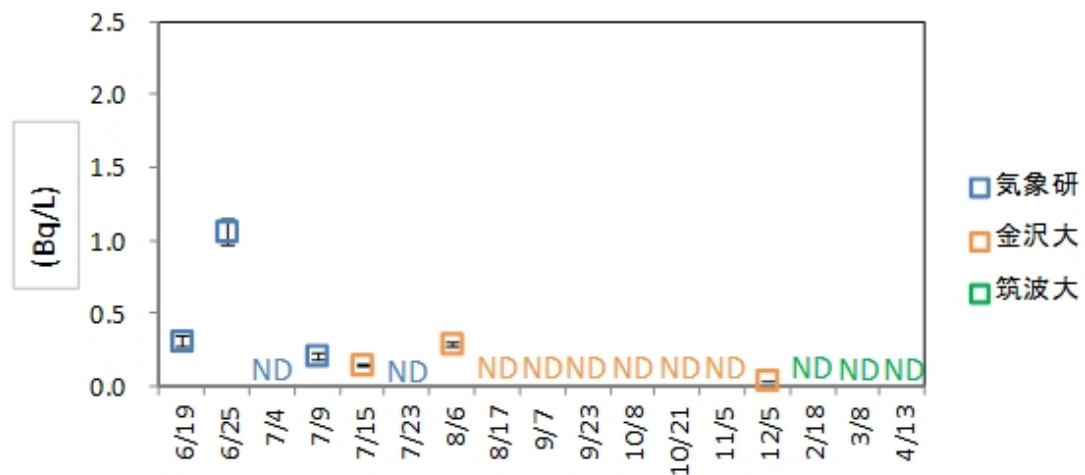
測定対象試料の放射性セシウム濃度が検出限界付近、または以下のため、各機関でそれぞれの試料測定環境を考慮し、最適な試料前処理をおこなった。

図 5.3.2.2-8 畑地の渓流水における放射性セシウム濃度変化

渓流水 放牧地 Cs-134



渓流水 放牧地 Cs-137

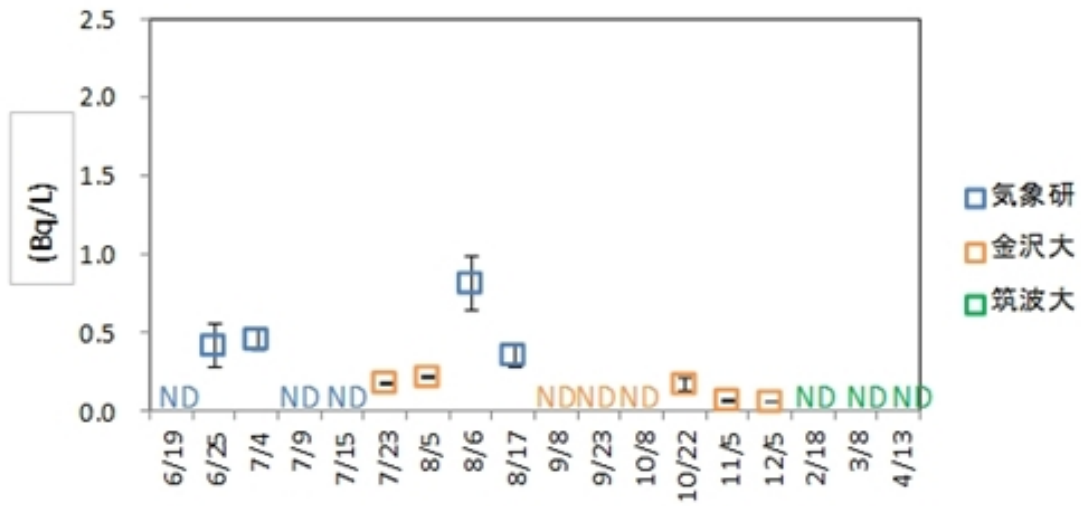


凡例 気象研：43, 200s 測定、一部 AMP により共沈させての測定
 金沢大：AMP により共沈させて、超低バックグラウンド測定
 筑波大：マリネリ容器での測定、低バックグラウンド

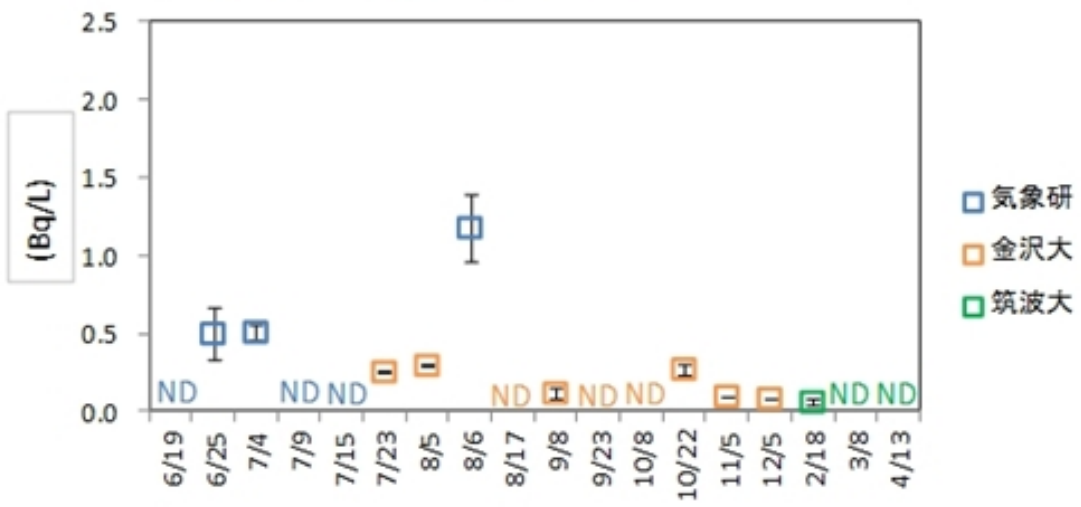
測定対象試料の放射性セシウム濃度が検出限界付近、または以下のため、各機関でそれぞれの試料測定環境を考慮し、最適な試料前処理をおこなった。

図 5.3.2.2-9 放牧地の渓流水における放射性セシウム濃度変化

渓流水 採草地 Cs-134



渓流水 採草地 Cs-137

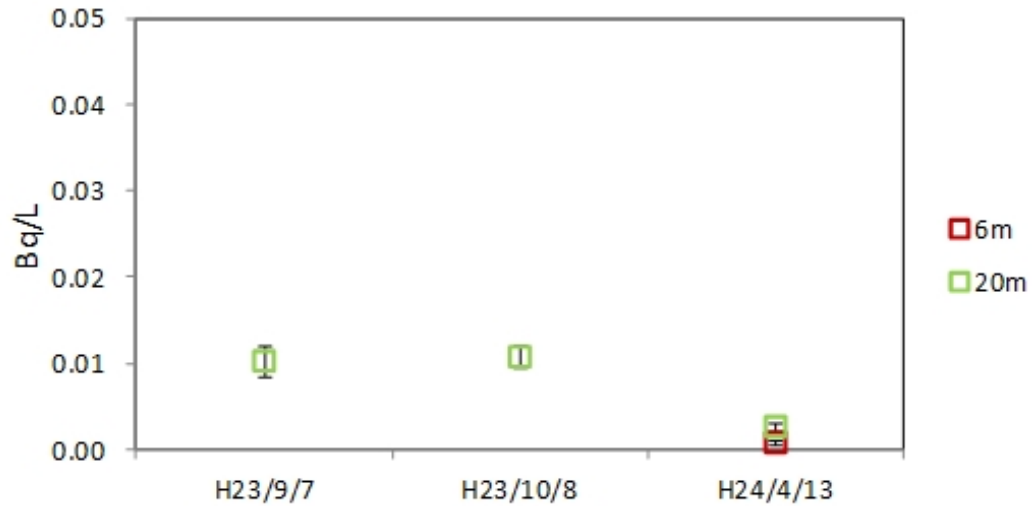


凡例 気象研：43, 200s 測定、一部 AMP により共沈させての測定
 金沢大：AMP により共沈させて、超低バックグラウンド測定
 筑波大：マリネリ容器での測定、低バックグラウンド

測定対象試料の放射性セシウム濃度が検出限界付近、または以下のため、各機関でそれぞれの試料測定環境を考慮し、最適な試料前処理をおこなった。

図 5.3.2.2-10 採草地の渓流水における放射性セシウム濃度変化

地下水 放牧地 Cs-134



地下水 放牧地 Cs-137

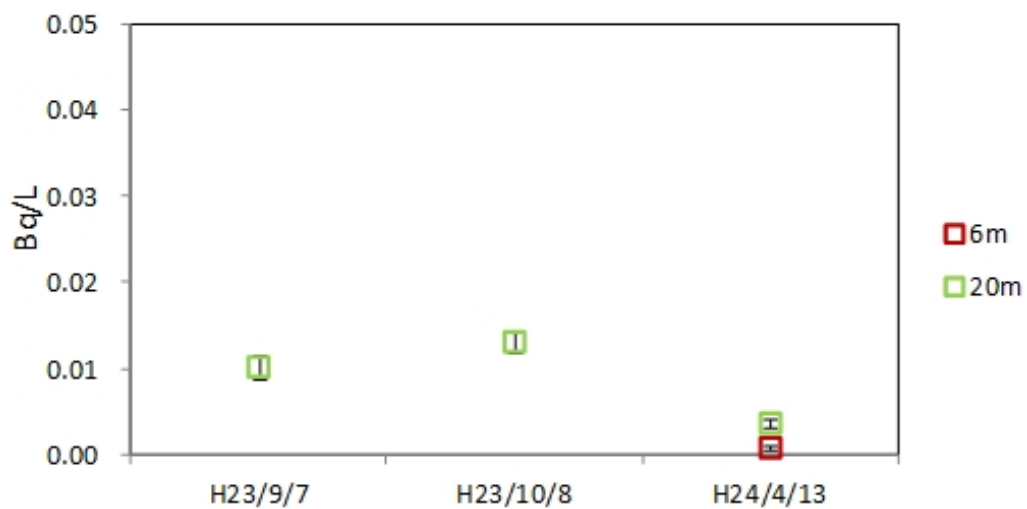
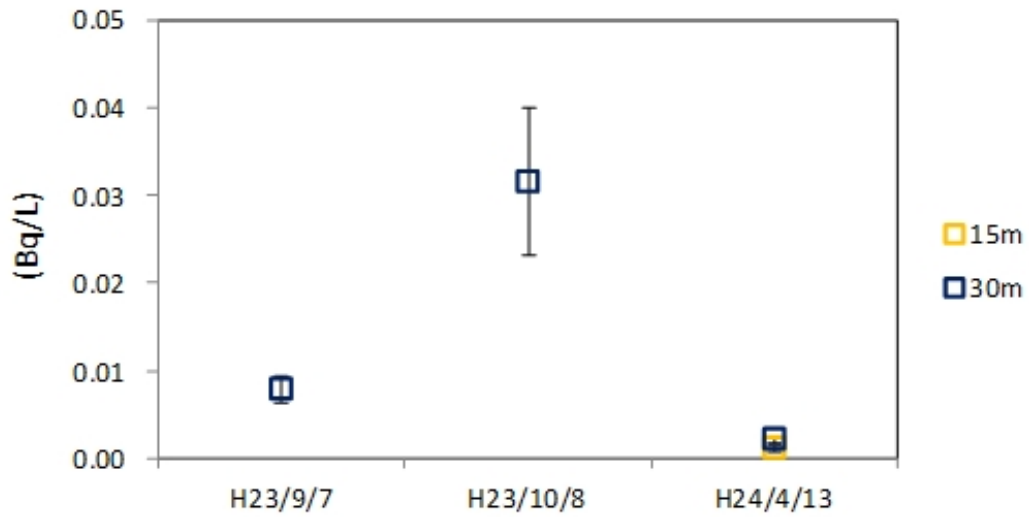


図 5.3.2.2-11 放牧地の地下水における放射性セシウム濃度変化

(深度 3m はすべて不検出。深度 6m は 9 月と 10 月は不検出)

測定：金沢大：AMP により共沈させて、超低バックグラウンド測定

地下水 採草地 Cs-134



地下水 採草地 Cs-137

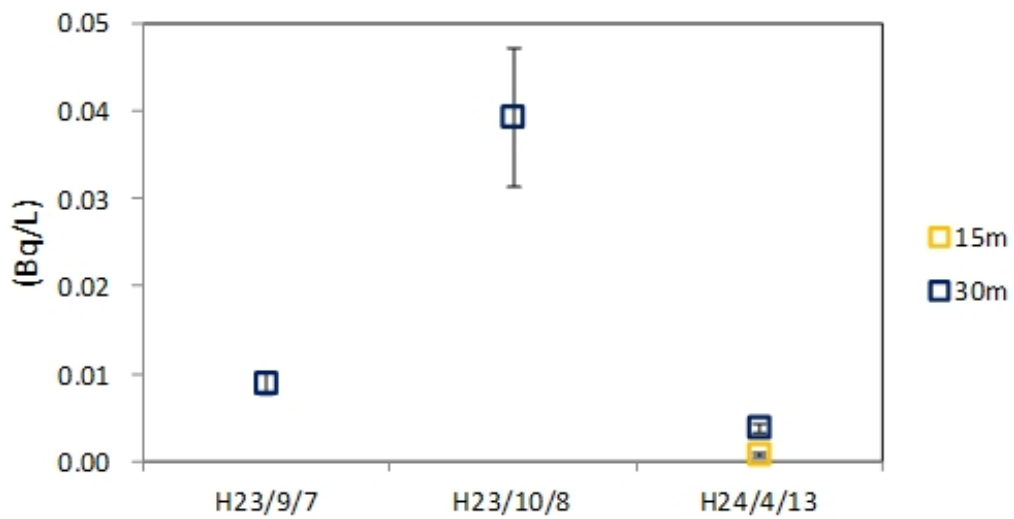


図 5.3.2.2-12 採草地の地下水における放射性セシウム濃度変化

(深度 5m はすべて不検出。深度 15m は 9 月と 10 月は不検出。)

測定：金沢大：AMP により共沈させて、超低バックグラウンド測定

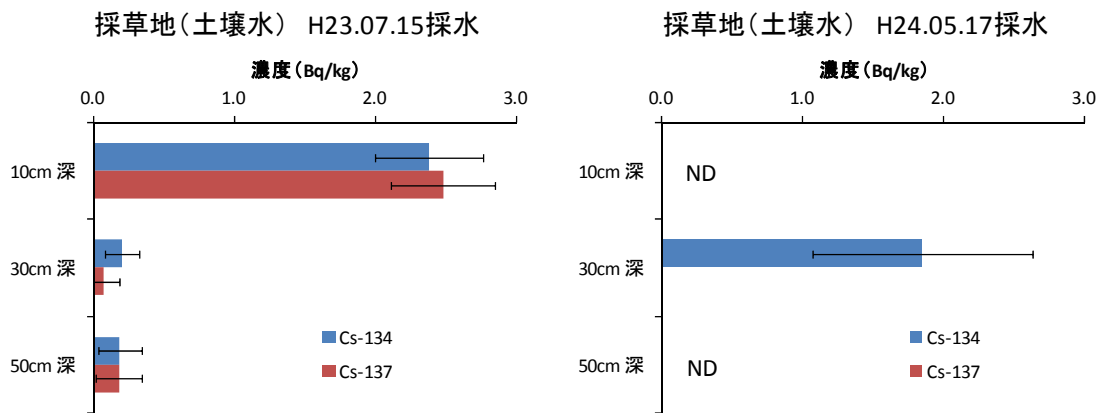


図 5.3.2.2-13 採草地の土壌水における放射性セシウム濃度（平成 23 年 7 月と平成 24 年 5 月）
 (ND (非検出) 時の検出下限値は核種、深さごとに異なる：表 5.3.2.2-9 を参照)

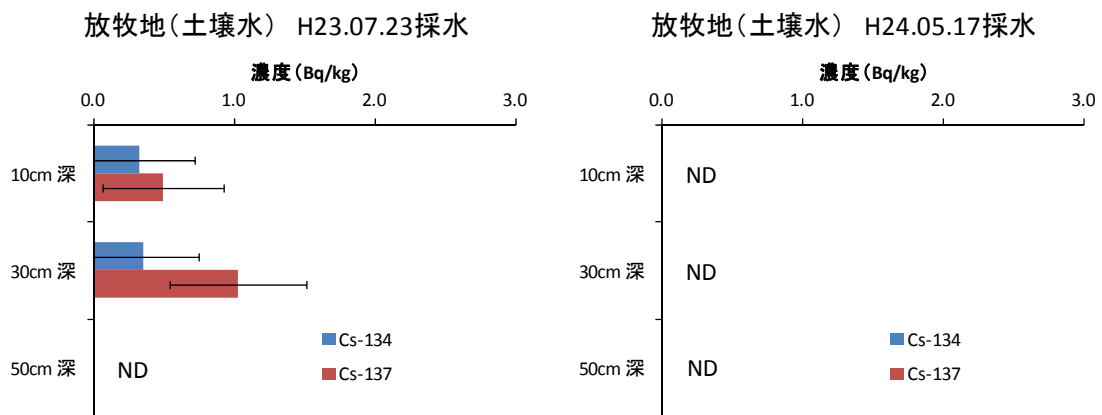


図 5.3.2.2-14 放牧地の土壌水における放射性セシウム濃度（平成 23 年 7 月と平成 24 年 5 月）
 (ND (非検出) 時の検出下限値は核種、深さごとに異なる：表 5.3.2.2-9 を参照)

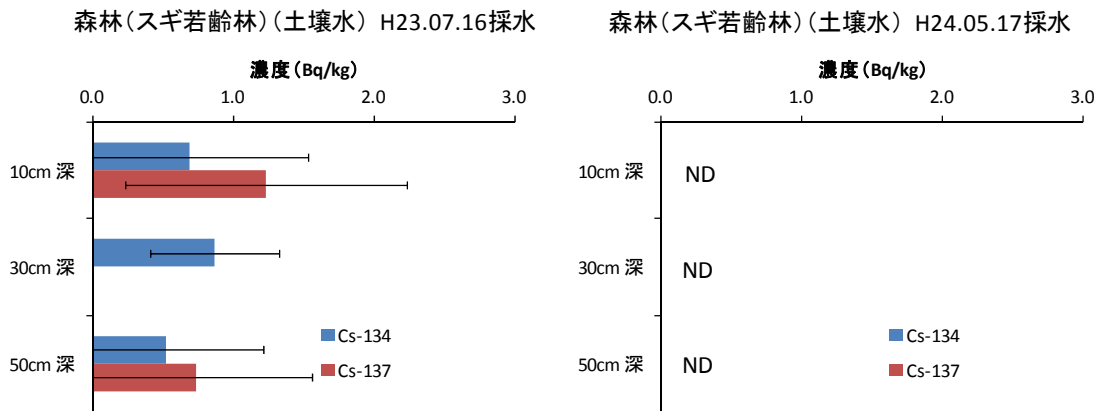


図 5.3.2.2-15 森林（スギ若齢林）の土壌水における放射性セシウム濃度（平成 23 年 7 月と平成 24 年 5 月）
 (ND (非検出) 時の検出下限値は核種、深さごとに異なる：表 5.3.2.2-9 を参照)

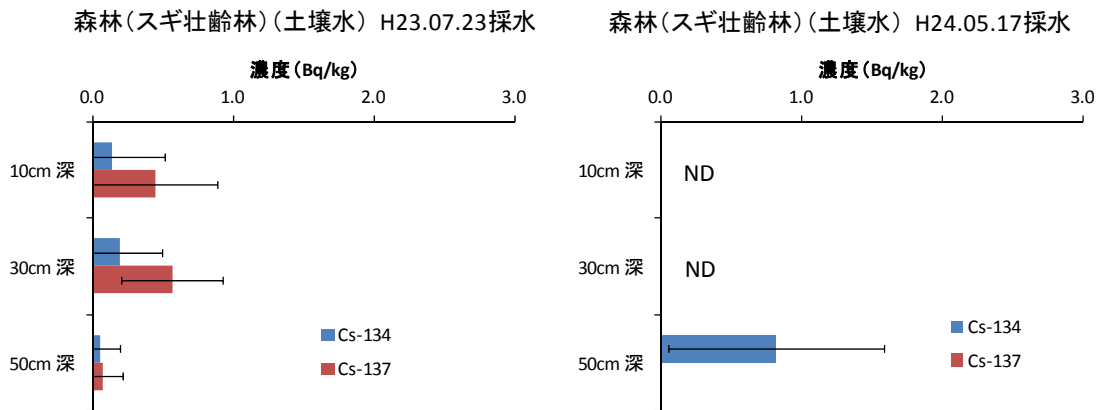


図 5.3.2.2-16 森林（スギ壮齢林）の土壌水における放射性セシウム濃度（平成 23 年 7 月と平成 24 年 5 月）
 (ND (非検出) 時の検出下限値は核種、深さごとに異なる：表 5.3.2.2-9 を参照)

5.3.3 大気中における放射性物質の移行状況調査

5.3.3-(1) 森林、土壌等の自然環境からの放射性物質の再浮遊量の測定

第2次分布状況等調査では、第1次分布状況等調査の結果を含めて、平成23年6月から平成24年5月までに採取したデータを取りまとめるとともに、結果の評価を実施した。

1) 実施目的

福島第一原発の事故に伴い環境に放出され、土壌や植生に沈着した放射性物質のその後の移行・拡散形態の一つとして、土壌や植生から大気に巻き上げられ再浮遊する形態があげられる。そこで、本調査では、先の第1次分布状況等調査に引き続き、秋季～春季にかけて、土壌や森林等からの再浮遊に伴う放射性セシウムの濃度を測定し、大気中における放射性セシウムの変動を明らかにするとともに、その変化要因から大気巻き上げ過程の推定を行った。

2) 調査箇所及び調査内容

本調査では、表5.3.3.1-1に示すように山木屋地区の4ヶ所で、ハイボリュームエアサンプラーもしくはローボリュームエアサンプラーを用いて総大気エアロゾルを採取し、放射性セシウムの放射能強度を測定するとともに、山木屋小学校、及び広葉樹混合林の林床、スギ若齢林の林床の3箇所においてはハイボリュームエアサンプラーにカスケードインパクトを付加して粒径別の大気エアロゾルを採取し、放射性セシウムの放射能強度を測定し、単位体積あたりの放射性セシウムの大気中放射能濃度を求めた。各地点では、表5.3.3.1-2に示すように、風向風速などの気象要素及び土壌水分を測定すると共に、1月よりNaIシンチレーション検出器によりガンマ線スペクトル及びパーティクルカウンタによるスギ花粉の放射能濃度も計測した。

表 5.3.3.1-1 大気中への放射性物質の巻き上げ観測一覧

地点名 [地表Cs-134/Cs-137存在量]	サンプリング高さ	サンプリング内容・備考
裸地 (山木屋小学校グラウンド)	1.5 m	ハイボリュームエアサンプラー ハイボリュームエアサンプラー＋ カスケードインパクト
広葉樹混合林 林床 [323/384 kBq/m ²]	1 m (ローボリュームエアサ ンプラー) から 1.5 m (ハイ ボリュームエアサンプラー ＋カスケードインパクト) に 変更	ローボリュームエアサンプラーか らハイボリュームエアサンプラー ＋カスケードインパクトに変更 (H23/年12月末)
広葉樹混合林 樹冠部	12 m	ローボリュームエアサンプラー
急勾配の畑地 (高屋敷) [479/587 kBq/m ²]	1.5 m	ハイボリュームエアサンプラー
スギ若齢林 林床 [212/260 kBq/m ²]	1.5 m	ハイボリュームエアサンプラー＋ カスケードインパクト
スギ若齢林 樹冠部	8 m	ローボリュームエアサンプラー

表 5.3.3.1-2 気象要素、土壌水分及び飛砂飛散等測定項目一覧

(a) 裸地（山木屋小学校グラウンド）

測定項目	測器	単位	測定高度 (負値は地下)	測定間隔
風速 1	三杯式風速計	m/s	36.5cm	10分平均
風速 2	三杯式風速計	m/s	70.0cm	10分平均
風速 3	三杯式風速計	m/s	154cm	10分平均
気温 1	通風式白金抵抗温度計	℃	36.5cm	10分平均
気温 2	通風式白金抵抗温度計	℃	70.0cm	10分平均
気温 3	通風式白金抵抗温度計	℃	154cm	10分平均
湿度 1	通風式湿度計	%	36.5cm	10分平均
湿度 2	通風式湿度計	%	70.0cm	10分平均
湿度 3	通風式湿度計	%	154cm	10分平均
地温 1	白金抵抗温度計	℃	5cm	10分平均
地温 2	白金抵抗温度計	℃	5cm	10分平均
地温 3	白金抵抗温度計	℃	5cm	10分平均
地温 4	白金抵抗温度計	℃	5cm	10分平均
地温 5	白金抵抗温度計	℃	10cm	10分平均
土壌水分 1-4	TDR 式土壌水分計	m ³ m ⁻³	-5cm	10分平均
土壌水分 5	TDR 式土壌水分計	m ³ m ⁻³	-10cm	10分平均
雨量	転倒ます雨量計	mm		10分積算
感雨	電気抵抗式感雨計	秒		10分積算
U 成分風速	超音波風速温度計	m/s	264cm	30分統計値
V 成分風速	超音波風速温度計	m/s	264cm	30分統計値
W 成分風速	超音波風速温度計	m/s	264cm	30分統計値
音仮気温	超音波風速温度計	℃	264cm	30分統計値
摩擦速度	超音波風速温度計	m/s	264cm	30分統計値
摩擦温度	超音波風速温度計	℃	264cm	30分統計値
飛砂飛散量	飛砂計数器 (SPC)		二高度	1秒値
飛砂輸送量	サンドトラップ		10~20cm	積算量

(b) 他の地点

地点名	測定項目
広葉樹混合林 樹冠部	風速・風向・温度・湿度・雨量・土壌水分(-5cm)
高屋敷休耕畑	風速・風向・温度・湿度・雨量・土壌水分(-5cm)・気圧・日射量
スギ若齢林 樹冠部	風速・風向・温度・湿度・雨量

3) 観測結果

① 放射性セシウムの大気中放射能濃度の変化

表 5.3.3.1-3 は、それぞれハイボリュームエアサンプラー及びローボリュームエアサンプラーによって採取された試料から計測された総大気エアロゾル中のセシウム 134、セシウム 137 の大気中放射能濃度の一覧である。また、カスケードインパクトによるエアロゾル粒径別の放射性セシウムの放射能濃度の測定結果については、5.3.1-(3)項で示す。

表 5.3.3.1-3 平成 23 年秋季から平成 24 年春季にかけて測定された大気中放射能濃度一覧
(放射能濃度及び誤差の単位は Bq/m³、ND は検出限界以下であることを示す)

(1) 裸地 (小学校グラウンド)

採取開始日	採取終了日	Cs-137	誤差	Cs-134	誤差	Te-129m	誤差
H23/10/7	H23/10/14	0.00024	0.000008	0.00018	0.000006	N. D.	—
H23/10/14	H23/10/21	0.00022	0.000007	0.00017	0.000006	0.00008	0.000054
H23/10/21	H23/10/28	0.00016	0.000005	0.00012	0.000003	0.00011	0.000056
H23/10/28	H23/11/4	0.00014	0.000012	0.00011	0.000012	N. D.	—
H23/11/4	H23/11/10	0.00010	0.000002	0.00010	0.000003	N. D.	—
H23/11/10	H23/11/16	0.00011	0.000003	0.00011	0.000004	N. D.	—
H23/12/9	H24/12/16	0.00018	0.000020	0.00014	0.000016	N. D.	—
H23/12/16	H23/12/26	0.00034	0.000003	0.00027	0.000003	N. D.	—
H23/12/26	H24/1/6	0.00016	0.000003	0.00012	0.000002	N. D.	—
H24/1/6	H24/1/13	0.00017	0.000003	0.00013	0.000003	N. D.	—
H24/1/13	H24/1/20	0.00011	0.000001	0.00009	0.000001	N. D.	—
H24/1/20	H24/1/27	0.00019	0.000002	0.00015	0.000001	N. D.	—
H24/1/27	H24/2/3	0.00029	0.000003	0.00022	0.000004	N. D.	—
H24/2/3	H24/2/10	0.00018	0.000004	0.00013	0.000003	N. D.	—
H24/2/24	H24/3/2	0.00016	0.000003	0.00012	0.000004	N. D.	—
H24/3/2	H24/3/9	0.00009	0.000003	0.00007	0.000004	N. D.	—
H24/3/9	H24/3/16	0.00021	0.000006	0.00015	0.000008	N. D.	—
H24/3/16	H24/3/23	0.00028	0.000003	0.00020	0.000004	N. D.	—
H24/3/23	H24/4/6	0.00041	0.000004	0.00032	0.000003	N. D.	—
H24/4/6	H24/4/13	0.00029	0.000003	0.00021	0.000004	N. D.	—
H24/4/13	H24/4/19	0.00019	0.000004	0.00014	0.000004	N. D.	—

表 5.3.3.1-3 平成 23 年秋季から平成 24 年春季にかけて測定された大気中放射能濃度一覧
(放射能濃度及び誤差の単位は Bq/m³、ND は検出限界以下であることを示す)

(2) 急勾配の畑地 (高屋敷)

採取開始日	採取終了日	Cs-137	誤差	Cs-134	誤差	Te-129m	誤差
H23/9/30	H23/10/14	0.000379	0.000009	0.000295	0.000006	0.000202	0.000051
H23/10/14	H23/10/21	0.000339	0.000008	0.000261	0.000006	0.000471	0.000082
H23/10/21	H23/10/28	0.000357	0.00001	0.000264	0.000008	0.000167	0.000054
H23/10/28	H23/11/4	0.00024	0.000012	0.000197	0.000012	N. D.	—
H23/11/4	H23/11/10	0.000392	0.000016	0.000312	0.000015	N. D.	—
H23/11/10	H23/11/16	0.000247	0.000005	0.000236	0.000011	N. D.	—
H23/11/16	H23/12/9	0.000324	0.000003	0.00032	0.000003	N. D.	—
H23/12/2	H23/12/9	0.000276	0.000014	0.000236	0.000015	N. D.	—
H23/12/9	H24/12/16	0.000553	0.000008	0.00043	0.000008	N. D.	—
H24/12/16	H24/12/21	0.001233	0.000007	0.000958	0.000008	N. D.	—
H24/12/21	H24/12/26	0.000268	0.000004	0.000208	0.000004	N. D.	—
H23/12/26	H24/1/6	0.000316	0.000004	0.000222	0.000004	N. D.	—
H24/1/13	H24/1/20	0.00018	0.000002	0.000126	0.000002	N. D.	—
H24/1/20	H24/1/27	0.000168	0.000003	0.000114	0.000003	N. D.	—
H24/1/27	H24/2/3	0.000385	0.000008	0.000287	0.000006	N. D.	—
H24/2/3	H24/2/10	0.000306	0.000006	0.000227	0.000005	N. D.	—
H24/2/10	H24/2/17	0.000321	0.000007	0.000232	0.000006	N. D.	—
H24/2/17	H24/2/24	0.000466	0.000006	0.000354	0.000008	N. D.	—
H24/2/24	H24/3/2	0.000409	0.000006	0.000319	0.000008	N. D.	—
H24/3/2	H24/3/9	0.000221	0.000006	0.000153	0.000005	N. D.	—
H24/3/9	H24/3/16	0.000447	0.000013	0.000329	0.000011	N. D.	—
H24/3/16	H24/3/23	0.000396	0.000008	0.000282	0.000009	N. D.	—
H24/3/23	H24/4/6	0.000681	0.000003	0.000529	0.000005	N. D.	—
H24/4/6	H24/4/13	0.000353	0.000004	0.00027	0.000006	N. D.	—

表 5.3.3.1-3 平成 23 年秋季から平成 24 年春季にかけて測定された大気中放射能濃度一覧
 (放射能濃度及び誤差の単位は Bq/m³、ND は検出限界以下であることを示す)

(3) 広葉樹混合林林床

採取開始日	採取終了日	Cs-137	誤差	Cs-134	誤差
H23/10/7	H23/10/14	N. D.	-	0.000089	0.000026
H23/10/14	H23/10/21	N. D.	-	0.000092	0.000019
H23/10/21	H23/10/28	N. D.	-	N. D.	-
H23/10/28	H23/11/4	0.000108	0.000018	0.000087	0.000028
H23/11/4	H23/11/10	0.000088	0.000033	0.000096	0.000036
H23/11/10	H23/11/16	0.000060	0.000022	0.000074	0.000025
H23/11/16	H23/11/25	0.000100	0.000020	0.000115	0.000024
H23/11/25	H23/12/2	N. D.	-	0.000113	0.000028
H23/12/2	H23/12/9	0.000115	0.000022	0.000136	0.000030
H23/12/9	H24/12/16	0.000097	0.000018	0.000088	0.000019
H24/12/16	H24/12/21	0.000640	0.000032	0.000647	0.000040
H24/12/21	H24/12/26	0.000073	0.000031	0.000158	0.000036
H23/12/26	H24/1/6	0.000163	0.000018	0.000155	0.000019
H24/1/6	H24/1/13	0.000128	0.000032	0.000204	0.000045
H24/1/13	H24/1/20	0.000063	0.000018	0.000083	0.000022
H24/1/20	H24/1/27	0.000057	0.000002	0.000068	0.000003
H24/1/27	H24/2/3	0.000556	0.000039	0.000525	0.000053
H24/2/3	H24/2/10	0.000342	0.000055	0.000280	0.000059
H24/2/10	H24/2/17	0.000212	0.000040	0.000183	0.000064
H24/2/17	H24/2/24	0.000176	0.000025	0.000106	0.000018
H24/2/24	H24/3/2	0.000251	0.000073	0.000236	0.000149
H24/3/2	H24/3/9	0.000125	0.000031	0.000066	0.000030
H24/3/9	H24/3/16	0.000146	0.000009	0.000089	0.000008
H24/3/16	H24/3/23	0.000571	0.000080	0.000466	0.000154
H24/3/23	H24/4/6	0.000108	0.000009	0.000049	0.000006
H24/4/6	H24/4/13	0.000220	0.000026	0.000165	0.000018
H24/4/13	H24/4/19	0.000130	0.000000	0.000173	0.000000

表 5.3.3.1-3 平成 23 年秋季から平成 24 年春季にかけて測定された大気中放射能濃度一覧
(放射能濃度及び誤差の単位は Bq/m³、ND は検出限界以下であることを示す)

(4) スギ若齢林樹冠部

採取開始日	採取終了日	Cs-137	誤差	Cs-134	誤差
H23/10/7	H23/10/14	0.000100	0.000031	0.000110	0.000029
H23/10/14	H23/10/21	0.000180	0.000037	0.000210	0.000025
H23/10/21	H23/10/28	0.000150	0.000038	0.000081	0.000025
H23/10/28	H23/11/4	0.000019	0.000022	N. D.	—
H23/11/4	H23/11/10	0.000212	0.000091	0.000213	0.000092
H23/11/10	H23/11/16	0.000036	0.000076	0.000101	0.000079
H23/11/16	H23/11/25	0.000206	0.000070	0.000258	0.000085
H23/11/25	H23/12/2	0.000076	0.000067	0.000116	0.000067
H23/12/2	H23/12/9	0.000994	0.000119	0.000730	0.000117
H23/12/9	H24/12/16	0.000371	0.000085	0.000288	0.000089
H24/12/16	H24/12/21	0.000069	0.000083	0.000099	0.000087
H24/12/21	H24/12/28	0.000517	0.000026	0.000418	0.000029
H23/12/28	H24/1/6	0.000117	0.000018	0.000133	0.000020
H24/1/6	H24/1/13	0.000078	0.000021	0.000120	0.000026
H24/1/13	H24/1/20	0.000040	0.000016	0.000073	0.000018
H24/1/20	H24/1/27	0.000040	0.000016	0.000062	0.000017
H24/1/27	H24/2/3	0.000126	0.000020	0.000140	0.000024
H24/2/3	H24/2/10	0.000437	0.000026	0.000358	0.000029
H24/2/10	H24/2/17	0.000305	0.000037	0.000176	0.000046
H24/2/17	H24/2/24	0.002590	0.000052	0.001890	0.000076
H24/2/24	H24/3/2	0.000305	0.000034	0.000139	0.000042
H24/3/2	H24/3/9	0.000139	0.000036	0.000062	0.000046
H24/3/9	H24/3/16	0.000173	0.000038	0.000082	0.000046
H24/3/16	H24/3/23	0.000280	0.000034	0.000145	0.000042
H24/3/23	H24/4/6	0.000285	0.000017	0.000268	0.000019
H24/4/6	H24/4/13	0.000191	0.000017	0.000154	0.000018

図 5.3.3.1-1 は、平成 23 年 7 月以降の (a) 裸地 (小学校グラウンド)、(b) 急勾配の畑地 (高屋敷)、(c) 広葉樹混合林林床及び (d) スギ若齢林樹冠において測定されたセシウム 134、セシウム 137 及びテルル 129m による大気中放射能濃度の変動を示す。ヨウ素 131 は平成 23 年 8 月以降、テルル 129m は同じく 10 月以降、検出されていない。

裸地において、平成 23 年 7、8 月には、セシウム 134、セシウム 137 とともにしばしば 10^{-3} (Bq/m³) を超える比較的高い放射能濃度が測定されていた。これは、次節で述べるようにこの時期は気温が高く、しばしば他の時期に比べ表面の土壌水分が低くなり、再浮遊が比較的起こりやすい状況であったためと考えられる。また、南よりの風の時に比較的高い放射能濃度が測定され、西寄りになる

と減少したことから、福島第一原発から放出された放射性物質が直接輸送されてきた可能性も考えられる。平成 23 年 10 月と 11 月は、放射性セシウムの大気中放射能濃度も 3.0×10^{-4} (Bq/m³) と低い値が続いている。同年 12 月以降については、降雪期に入ったが、しばしば放射性セシウムの大気中放射能濃度が増加し 5×10^{-4} (Bq/m³) を超える時期が間欠的に見られた。このような時間的変化は、他の畑地、広葉混合樹林樹冠、スギ若齢林樹冠でも同様である。但し、スギ若齢林樹冠においては、他の地点に比べ変動の振幅が大きく、時折大きな濃度が観測されたがその原因はまだわかっていない。

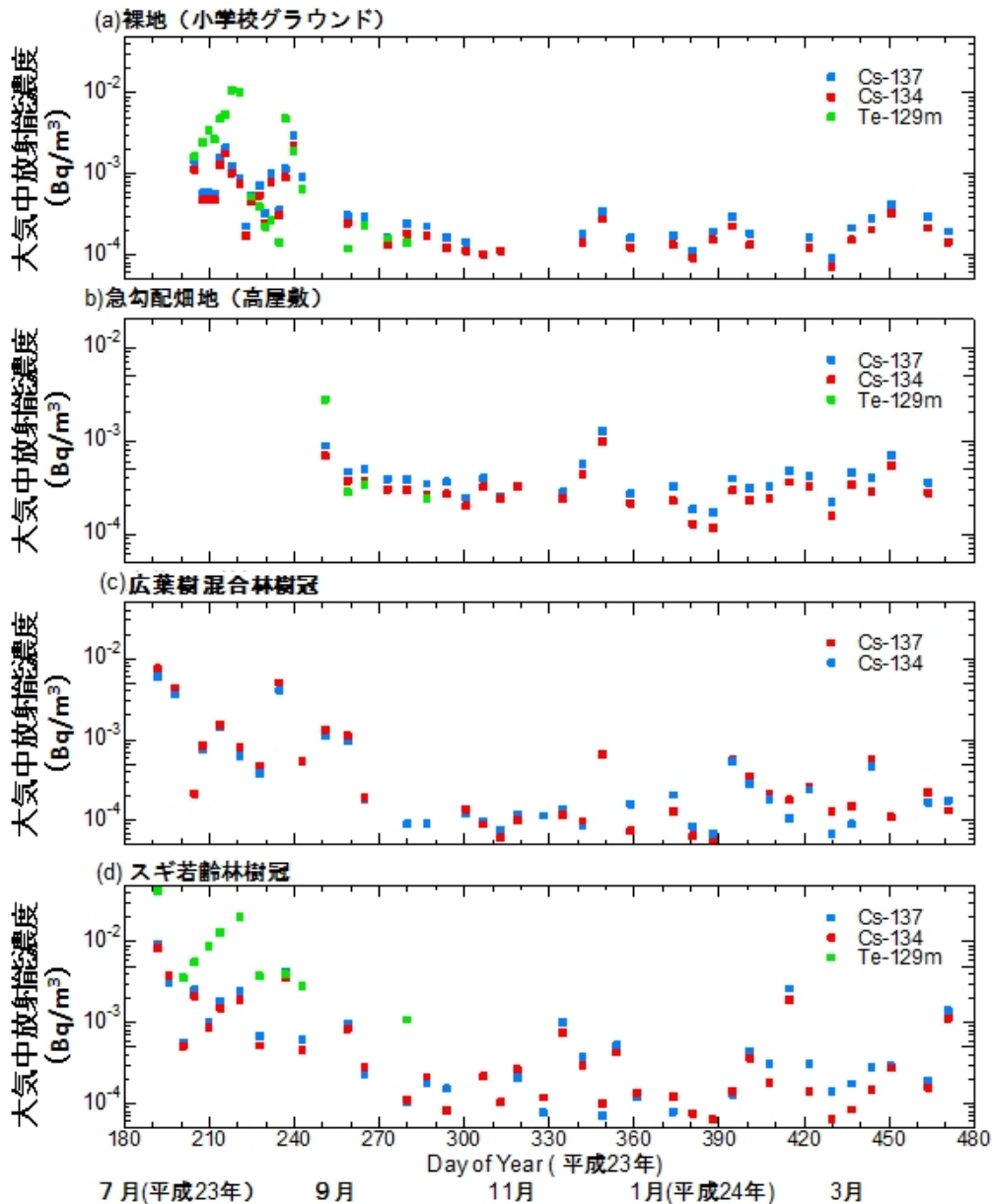


図 5.3.3.1-1 (a)裸地 (小学校グラウンド)、(b)急勾配の畑地 (高屋敷)、(c)広葉混合樹林樹冠及び(d)スギ若齢林樹冠におけるセシウム 134、セシウム 137 及びテルル 129m による大気中放射能濃度の変動

図 5.3.3.1-2 は、上記 4 地点でのセシウム 137 による大気中放射能濃度について、平成 23 年 7～9 月、10～12 月、及び平成 24 年 1～3 月の各 3 ヶ月間の平均値を比較したものである。7～9 月で急勾配畑地での大気中放射能濃度が小さいのは、この地点では比較的濃度が高い 7～8 月の大気中放射能濃度の測定結果が含まれていないためである。スギ若齢林の樹冠と 10 月以降の急勾配畑地では、裸地及び広葉樹混合林の樹冠よりセシウム 137 の大気中放射能濃度が系統的に高い。また、観測時期によりセシウム 137 の大気中放射能濃度があまり変化しない急勾配畑地を除き、他の 3 箇所では 7～9 月に比べ 10～12 月は大きく濃度が低下し、1～3 月は 10～12 月に比べるとやや濃度が高くなっていることが確認された。

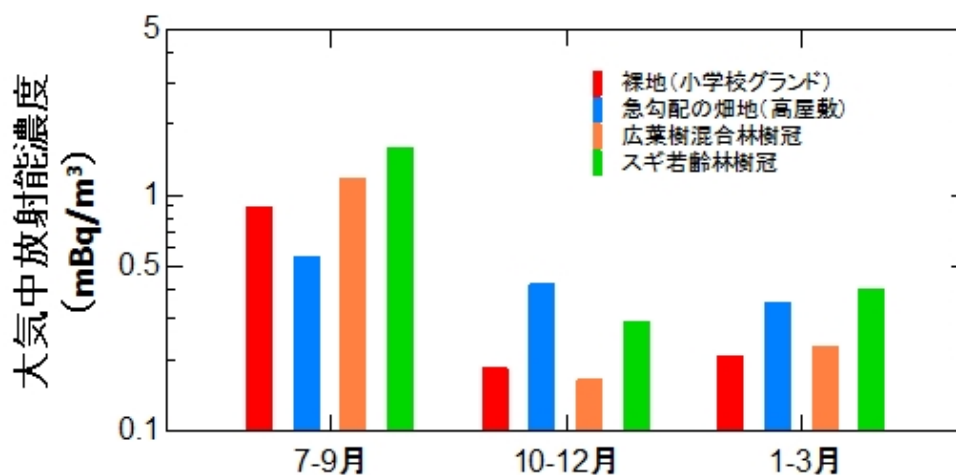


図 5.3.3.1-2 本研究で連続的に大気中放射能濃度を測定した 4 地点における平成 23 年 7～9 月、10～12 月及び平成 24 年 1～3 月のセシウム 137 大気中放射能濃度の 3 ヶ月平均値の変化

次に、各サイトの大気放射濃度変動の共通性を確認するため、図 5.3.3.1-3(1)の(a)～(c)において、平成 23 年 10 月～平成 24 年 4 月における裸地と急勾配畑地、広葉樹混合林の樹冠部とスギ若齢林の樹冠部の 4 箇所測定されたセシウム 137 の大気中放射能濃度について、相関関係を確認した。図 5.3.3.1-3(2)では平成 24 年 1～4 月のみの相関関係を示しているが、図 5.3.3.1-3(1)で示した関係が季節によらず見られることを示す。結果として、裸地及び急勾配畑地でのセシウム 137 の大気中放射能濃度は、相関係数が 0.68 及び 0.85 と比較的良い正相関関係を示しており、変動要因が共通していることを示唆する。畑地でのセシウム 137 大気中放射能濃度は裸地の 1.9 あるいは 1.5 倍となっているが、裸地（隣接する広葉樹混合林林床での値で代用）における地表面でのセシウム 137 存在量が 384 kBq/m²、畑地における地表面でのセシウム 137 存在量が 587 kBq/m² であり、畑地が裸地に比べて約 1.5 倍沈着量が多いことを考慮すると、これらの土地では、同じプロセスで地表から粒子状物質が巻き上げられた時に、セシウム 137 の大気中放射能濃度が地表面でのセシウム 137 の存在量に比例して増加することを示唆する。

一方、裸地でのセシウム 137 の大気中放射能濃度と広葉樹混合林の樹冠部とスギ若齢林の樹冠部でのセシウム 137 の大気中放射能濃度は、正の相関関係はあるものの、相関係数は 0.3～0.5 と低く、大気中放射能濃度を変動させる要因が裸地や畑地とはやや異なることを示唆する。図 5.3.3.1-

3(1)の(d)は、広葉樹混合林の樹冠部とスギ混合林の樹冠部でのセシウム 137 の大気中放射能濃度の関係を示したものであるが、測定結果によっていくつか大きく外れたデータ点があるものの、それ以外ではむしろコンパクトな正相関を示す傾向があった。これらのことを考慮すると、森林樹冠部でのセシウム 137 の放射能濃度を変化させる要因が2地点で共通するものと異なるものの両方があることが考えられる。特に平成 24 年 1~4 月 (図 5.3.3.1-3(2)-(d)) では、広葉樹混合林樹冠とスギ若齢林樹冠でのセシウム 137 の大気中放射能濃度は一部を除くと非常に良い正の相関を示すことがわかる。落葉した平成 23 年 10 月以降の広葉樹混合林の樹冠部でのセシウム 137 の大気中放射能濃度は、裸地での値とほぼ同程度であり土地利用は異なるが隣接しており土壌沈着した放射性セシウム量が同程度であることと矛盾しない。スギ若齢林の樹冠部でのセシウム 137 の大気中放射能濃度は、幾つかの飛び離れた値を除くと、広葉樹混合林の樹冠部でのセシウム 137 の大気中放射能濃度の約 1.25 倍と系統的に大きいが地表の放射性セシウム存在量とは大小関係が逆になっている。落葉しないスギ林では植物体からの放出の寄与が大きくなっているなど特有の大気再浮遊過程があると考えられるので、今後明らかにしていく必要がある。

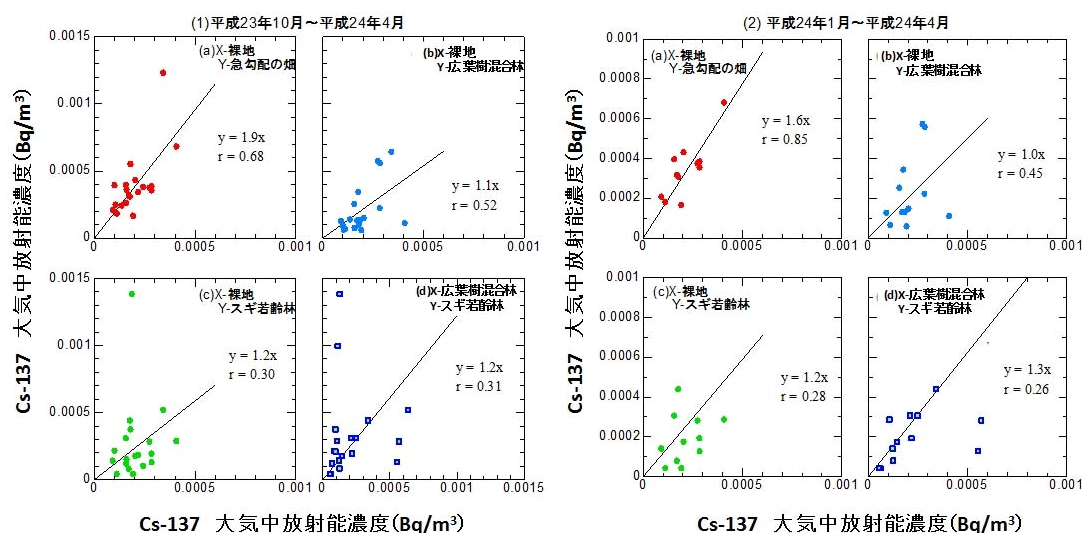


図 5.3.3.1-3 (1)平成 23 年 10 月から平成 24 年 4 月及び(2)平成 24 年 1 月から平成 24 年 4 月における裸地で測定されたセシウム 137 大気中放射能濃度と(a)急勾配畑地、(b)広葉樹混合林樹冠、及び(c)スギ混合林樹冠において同じ期間に測定されたセシウム 137 大気中放射能濃度の関係 ((d)は広葉樹混合林樹冠とスギ混合林樹冠において同じ採取期間に測定されたセシウム 137 大気中放射能濃度の関係)

② 風による土壌粒子巻き上げの可能性

強風による、土壌粒子の舞い上がりは、直径およそ数十 μm ~数百 μm 前後の粒径を持つ微小な砂粒子が地表面付近の強風に伴う風応力により地面から飛びだし、重力により再び地表面に落下・衝突する際に、地表面の微細な砂塵粒子 (直径およそ数 μm) が大気中に飛び出し、乱流輸送により上空に飛散すると言う複雑な過程により生じることが知られている。大気中に放出された放射性核種は、重力や雨滴による捕捉により、地表面に沈着するが、その少なくない部分が土壌粒子 (砂

粒子や砂塵粒子)の表面に付着し、土壌粒子の舞い上がりと共に移動すると考えられるため、放射性核種の移動を理解する上で、強風に伴う土壌粒子の舞い上がり過程を理解することは重要である。そこで、本調査では、裸地(小学校グラウンド)で平成23年6月から地上付近の風速の強さ(摩擦応力)を超音波風速温度計によって継続的に測定し、また飛砂(直径数十 μm ~数百 μm)のモニタリングも行った。

地表面からの土壌粒子の飛散は、これまで砂漠乾燥域での観測や風洞実験により、風の強さ(摩擦速度 u_*)がある臨界値(臨界摩擦速度)を越えたところで発生し、舞い上がり量は摩擦速度 u_* の3~4乗のべき乗に比例することが知られている。図5.3.3.1-4に示すように、平成23年6月24日に小規模な飛散イベントが観測され、風の応力(摩擦速度)がある閾値(臨界摩擦速度 u_*^T)を超え始めると砂の飛散が発生し始め、その後は摩擦速度が大きくなるにつれて急激に飛散量が増大する関係が明らかとなった。これは砂漠乾燥域で観測される飛散量と摩擦速度の関係と同じであり、今回の観測でも裸地面では同様のプロセスが発生することを示している。臨界摩擦速度 u_*^T は、飛散量のモデル式において最も重要なパラメータであるが、裸地(小学校グラウンド)では、 $u_*^T=0.55\text{ m/s}$ 程度であることが明らかとなった。

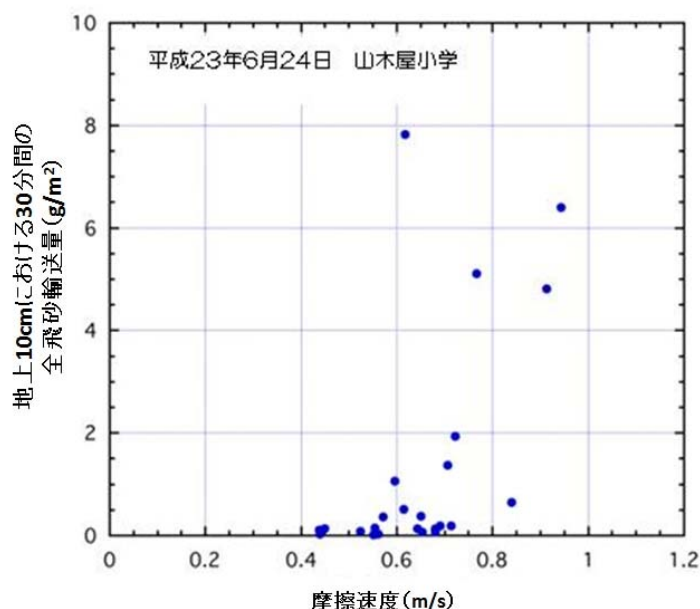


図 5.3.3.1-4 平成23年6月24日に山木屋小学校グラウンドで観測された摩擦速度 (m/s) と地上10cmにおける飛砂の輸送量 (g/m²) の関係

しかしながら、本調査期間中においては、組織だった土壌粒子の飛散イベントは、6月24日以降、見いだせなかった。これまでの研究により、臨界摩擦速度は地表面近傍の土壌水分や植生の影響を強く受け、強風に伴う土壌粒子の飛散は、地表面近傍の土壌水分量(体積含水率)がある閾値(数%)を超えて湿潤になると、土壌粒子間の粒子間結合力が土壌粒子表面を覆う水の表面張力により急激に増大するため、飛散が起きない事が実験的に確かめられている(Fecan et al., 1999)⁽¹⁾。図5.3.3.1-5に示す、裸地(小学校グラウンド)で測定された摩擦速度と地上付近深さ5cmの体積含水率の時系列によれば、平成23年9月以降、摩擦速度が0.55m/sを超える強風がしばしば

発生しているが、土壌水分量は、平成 24 年 1 月～3 月までの冬季の比較的乾燥していた時期も含め、常に 17%を超える高い水分量を示していた(体積含水率値を 100 倍すると土壌水分量(%)となる)。今回、一時的に強風を伴う気象条件が発生しても組織的な土壌粒子の舞い上がりが起こらなかったという観測事実は、この土壌水分量の長期変動と整合的である。

土壌水分量の変化は、降水による水分供給と排水及び蒸発による水分減少の兼ね合いで決まると考えられる。図 5.3.3.1-6 に示す山木屋小学校における雨量の変化を見ると、平成 23 年 10 月まではしばしば 3mm 以上のまとまった降雨が観測されている。この時期の土壌水分量の鋸歯状の変動(図 5.3.3.1-5)は、降水によって土壌水分が上昇した後、排水及び蒸発により徐々に土壌水分量が低下していることを示す。それに対し、平成 23 年 11 月から翌年 2 月末にかけては、まとまった降水は観測されていない(降雪は正しく測定できていない可能性がある)。にもかかわらず平成 23 年 12 月中旬までは土壌水分量が 30%前後と極めて高い水準を維持しており、鋸歯状の変化の振幅も小さい。観測場所となっている小学校グラウンドは、地下およそ 30cm 以下に排水性をよくするために砂利の層が埋設してあり、その上に表土層がある。しかし、この表土は通常のグラウンドで使用されている水はけの良い sand が中心の層では無く、粘土 (clay) やシルト (silt) を多く含む土壌で構成されていると考えられ、いったん雨季に地層中に滞留した土壌水分が地下浸透で抜けにくくなっていると考えられる。そのため、気温が低下し蒸発が不活発となった 10 月以降、雨があまりふらなくても土壌水分量の値はほとんど変化していない。図 5.3.3.1-7 は、地温と土壌水分の変化を示すが、地中温度が平均 10℃以下となった平成 23 年 11 月には土壌水分が継続的に 30%以上になっていることがわかる。平成 23 年 12 月後半以降は急激に土壌水分量が減少(30%から 17%)し、その傾向が翌年 3 月末まで持続していたが、この時期には地表面付近の地温(地下 5cm)が 0 度以下を示しており、地表面付近の土壌水は凍結していたためと考えられる。凍結した土壌水は、土壌粒子を結合する役割を果たすため、この時期は図 5.3.3.1-2 に示すように比較的強風が頻発した時期であったにもかかわらず、土壌粒子の舞い上がりが発生しなかったと考えられる。

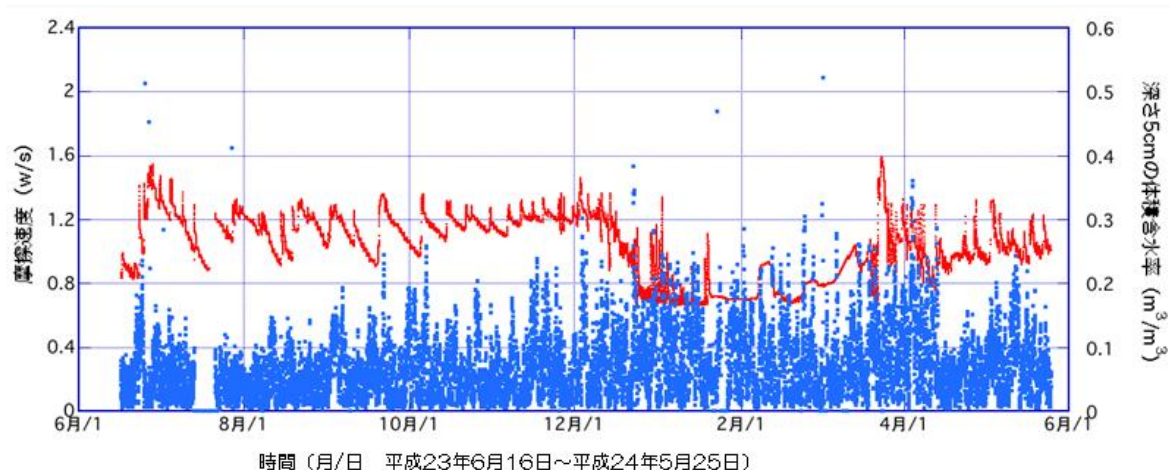


図 5.3.3.1-5 裸地(小学校グラウンド)における摩擦速度 (m/s) (青)と深さ 5cm における土壌水分量(4 地点の平均値、体積含水率) (赤)の時系列
(平成 23 年 6 月 16 日～平成 24 年 5 月 25 日)

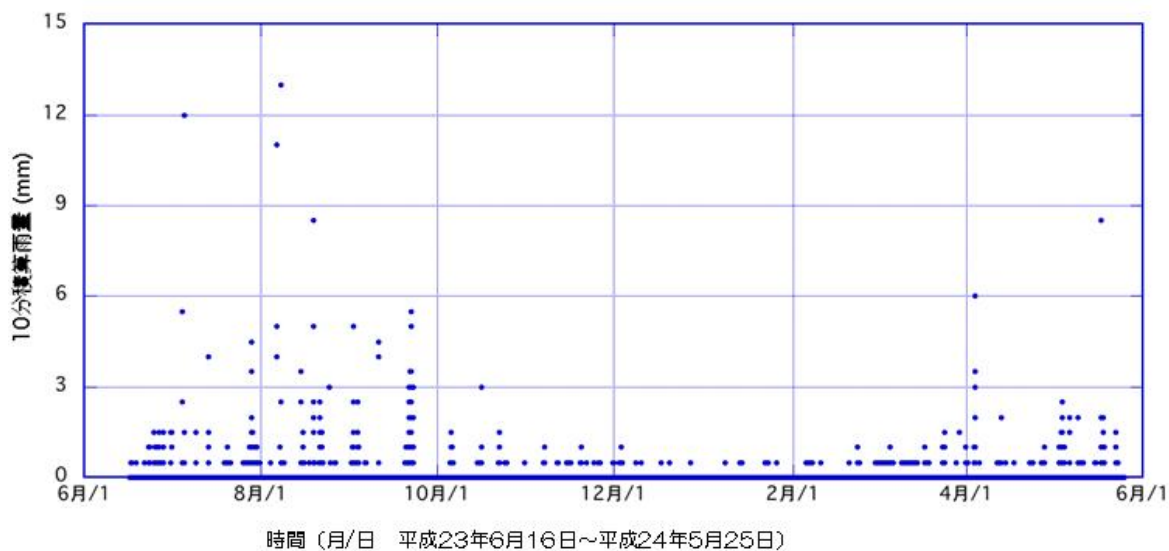


図 5.3.3.1-6 川俣町山木屋小学校グラウンドにおける 10 分積算雨量の時系列
(平成 23 年 6 月 16 日～平成 24 年 5 月 25 日)

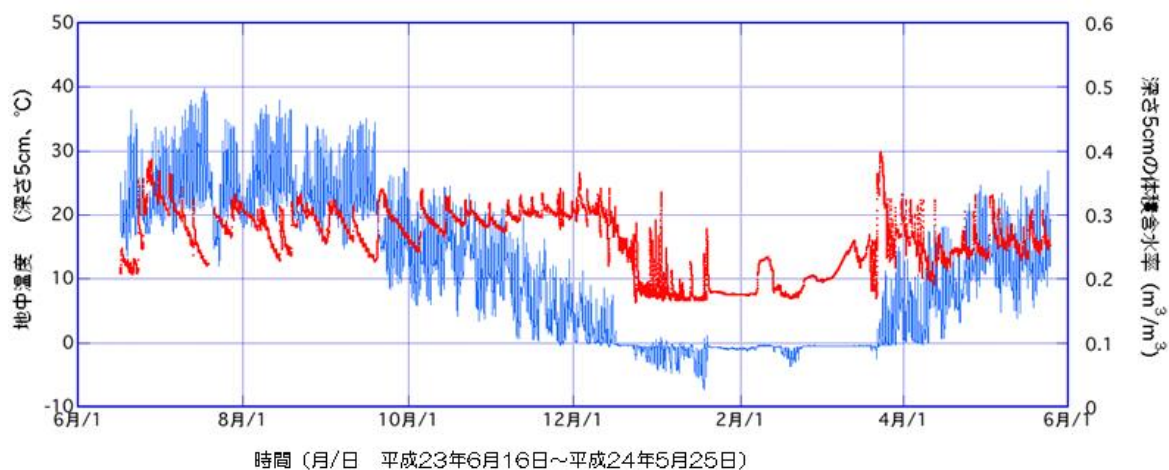


図 5.3.3.1-7 川俣町山木屋小学校グラウンドにおける深さ 5cm における地温 (4 地点の平均値)
(青) と土壌水分量 (4 地点の平均値、体積含水率) (赤) の時系列
(平成 23 年 6 月 16 日～平成 24 年 5 月 25 日)

図 5.3.3.1-1 に示す、放射性セシウム及びテルル 129m の大気中放射能濃度の変化と図 5.3.3.1-5 に示す摩擦速度及び土壌水分との対応を見ると、平成 23 年 9 月まで見られていた大気中放射能濃度の増加状況は土壌水分の低下とともに発生する傾向があり、深さ 5cm における土壌水分量(ここ

では、体積含有率が 20%以上あり、組織的な土壌粒子の巻き上げが起こらずとも、地表面のごく表面では蒸発により乾燥した部分が部分的に発生し、いくらか土壌粒子が舞い上がった可能性がある。また、今まで述べてきた大きな砂粒子の飛散に伴って発生するものばかりではなく、直径数 μm の極めて微細な土壌粒子が比較的弱い風でも直接地表面から舞い上がるプロセスも実験的に知られている (Shao, 2008) ⁽²⁾。このような微細な土壌粒子と内部混合した放射性物質が、土壌粒子の舞い上がりに伴って移動する可能性があると考えられる。こうした比較的乾燥したグラウンドなどの裸地面から、微細な粒子の強風による舞い上がりに伴う放射性核種の再浮遊は、粒径の小さな土壌粒子において滞留時間が長く (数時間以上) 長距離を輸送されることから、引き続き注視すると共に、その評価のための調査が必要である。このような飛散も含め、長距離輸送される土壌粒子と混合した放射性物質の移動の実態とメカニズム解明のためには、砂粒子の飛散だけではなく、直接数 μm の土壌粒子の鉛直プロファイルを粒径毎に測定し、その鉛直傾度から時々刻々の鉛直輸送量を評価する必要がある。本調査でも、このために、新たに粉塵計 (DustTrak CDT-8533) を 2 高度 (20cm と 1m) に設置し、平成 24 年 3 月末より観測を開始したところである。放射性核種を含む土壌粒子の舞い上がり過程のメカニズム解明のためには、粉塵計と飛砂計数器並びに気象要素の同土集中観測による長期モニタリングが必須である。今後、データの集積に努め、強風による舞い上がりメカニズムの定量的解明に結びつけたい。

③ 土壌水分及び降雪と放射性核種の大気中放射能濃度との関係

図 5.3.3.1-8 (上) は、図 5.3.3.1-1 に示した山木屋地区の急勾配畑地及びスギ若齢林樹冠部でのセシウム 137 の大気中放射能濃度を福島大によりサンプリングされた福島市でのセシウム 137 の大気中放射能濃度と比較したものである。図 5.3.3.1-3 に示したように、裸地及び広葉樹混合林の樹冠部でのセシウム 137 の大気中放射能濃度は、それぞれ急勾配畑地及びスギ若齢林の樹冠部でのセシウム 137 の大気中放射能濃度とよく正相関する変化を示す。福島市及び山木屋地区で積雪が始まった平成 23 年 12 月中旬までは、スギ若齢林で変化が大きいものの、福島市及び山木屋地区ではでのセシウム 137 の大気中放射能濃度の増減の傾向はおおよそ一致していることがわかる。図 5.3.3.1-5 及び図 5.3.3.1-7 と比較すると、平成 23 年 10~11 月のセシウム 137 の大気中放射能濃度の低い時期は、土壌水分の高い時期に一致しており、すでに報告した土壌水分と大気中放射能濃度との反相関関係と整合的である。平成 23 年 12 月以降、福島市では 10 月、11 月に比べセシウム 137 の大気中放射能濃度が増加し、しばしば 10^{-3} (Bq/m³) を超える。それに対し、山木屋地区では特に平成 24 年 1 月に大気中放射能濃度が減少し、それまで福島市より濃度が高かった畑地では逆に福島市より大気中放射能濃度が低くなり、大気への放射性物質の巻き上げが抑制されていることを示す。

図 5.3.3.1-8 (下) に気象庁により観測された福島市における最深積雪量を示す。福島市では平成 23 年 12 月以降しばしば積雪があり平成 24 年 3 月中旬まで継続していた。この時期の福島市でのセシウム 137 の大気中放射能濃度の増減は、積雪の多かった平成 24 年 2 月下旬~3 月上旬及び積雪が継続した 1 月下旬~2 月上旬にかけて 10^{-4} (Bq/m³) 程度まで低下しているなど、最深積雪量と反相関する傾向があり、積雪が大気巻き上げを抑制していることを示唆している。それに対し、風向 (流跡線) との関係はほとんど見られず、福島第一原発から大気移流による影響は見られなかった。これらの結果から、この時期については、土壌等からの大気再飛散が大気への放射性物質の主な供給源となっており、それは積雪によって有意に抑制されることが示された。

山木屋地区では積雪量記録データはないが、平成 23 年 11 月下旬より 4 月上旬まで積雪が目視されている。山間部の山木屋地区では比較的積雪が多いと考えられ、前述したセシウム 137 の大気中放射能濃度が福島市に比べ低下する原因も、積雪による巻き上げの抑制と考えられる。図 5.3.3.1-8

(下)には、裸地の2高度(20cmと1m)及び畑地、広葉樹混合林樹冠部でNaIシンチレーション検出器により測定された空間線量も示してある。空間線量は裸地、畑地、広葉混合樹林樹冠ともに1月下旬～3月中旬にかけて有意な減少を示し、積雪量が増加したことによる遮蔽効果のためと考えられる。この時期の空間線量と大気中放射能濃度の増減が類似していることは、積雪により大気中への放射性セシウムの巻き上げが抑制されていることと整合的である。しかし、空間線量率の減少より山木屋地区での大気中放射能濃度低下が先行しており、地表面からのガンマ線を十分に遮蔽する効果が生じない程度の薄い積雪でも大気中への放射性セシウムの巻き上げを有意に抑制できることを示していると考えられる。

積雪や土壤凍結によって大気中への放射性セシウムの巻き上げが抑制されているにもかかわらず、平成23年12月以降も10～11月と同等の放射性セシウムの大気中放射能濃度が維持され、福島市ではむしろ大気中放射能濃度が高くなっていることは、何らかの大気巻き上げ過程がこの時期にも働いている可能性がある。図5.3.3.1-5に示すように摩擦速度がしばしば0.8(m/s)を超えるほど風速が強いことから、凍結乾燥した土壤の風による飛散の影響の可能性もある。特に福島市では自動車など人為的な活動が巻き上げを起こしている可能性もあると考えられる。他に、大気安定度の増加による希釈率の低下などの影響も考えられ、原因の特定についてはより詳細な検討が必要になる。

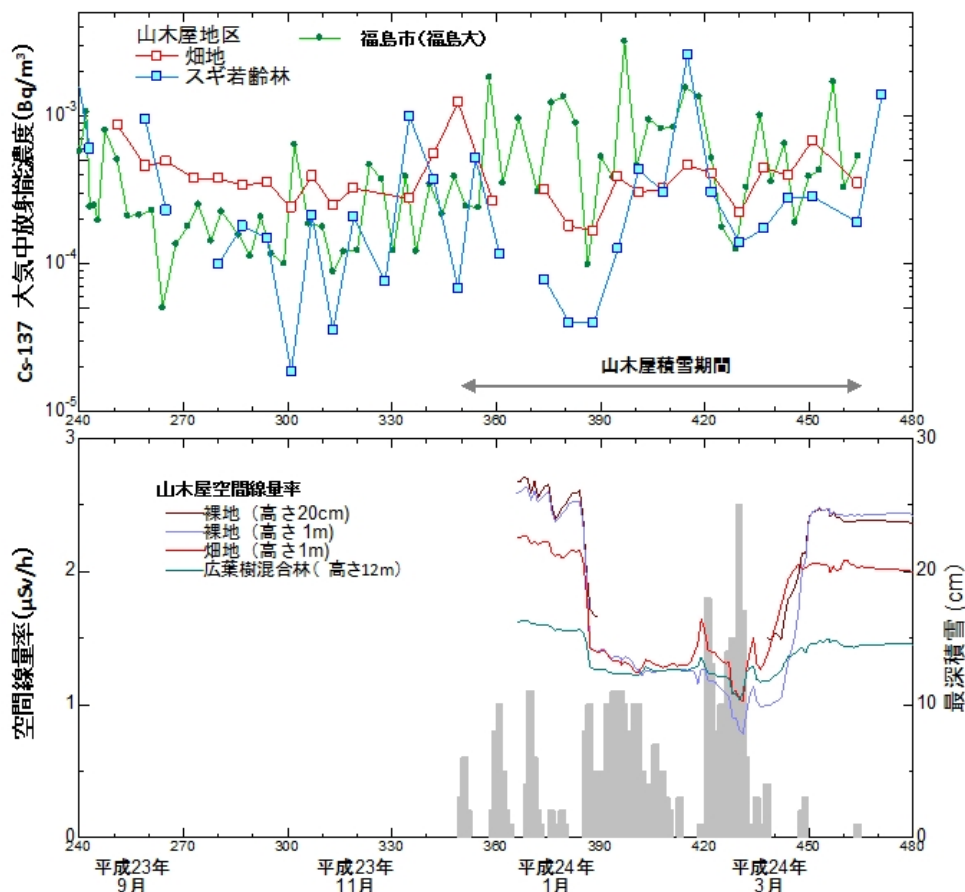


図5.3.3.1-8 (上)平成23年10月から平成24年4月までの、川俣町山木屋地区2ヶ所でのセシウム137大気中放射能濃度と福島市で観測されたセシウム137大気中放射能濃度との比較 ((下)山木屋地区3ヶ所でのNaIシンチレータによる空間線量率測定値及び気象庁による福島市での最深積雪量(灰色)の変化)

④ 花粉飛散の影響

常緑樹であるスギには、5.3.2-(1)項で示したように平成23年3月に放出された放射性セシウムが付着しており、それが花粉にも移行していることが林野庁の調査により明らかにされた(林野庁、2011)⁽³⁾。また、前述したとおり、地表面への放射性セシウムの沈着量が多い地域ではスギ林の花粉への放射性セシウムの移行係数が大きいことが確認されている。したがって、放射性セシウムの沈着が多い地域ではスギ花粉の飛散により有意な大気放射能増加が見られる可能性がある。そこで、本調査では、大気中放射能濃度に対するスギ花粉の影響を調査した。図5.3.3.1-9は、裸地(小学校グラウンド)、急勾配畑地、広葉樹混合林の樹冠部及びスギ若齢林の樹冠部で測定されたスギ花粉の日積算飛散数を示したものである。平成24年は、例年より遅く3月20日頃以降からスギ花粉の本格飛散が見られ、3月下旬～4月上旬、4月中旬及び4月下旬～5月上旬の3回全観測点でまとまった飛散が見られたことがわかる。図5.3.3.1-10は、裸地、急勾配畑地、及びスギ若齢林の樹冠部で測定されたセシウム134及びセシウム137の大気中放射能濃度と、各大気サンプリング期間中のスギ花粉積算飛散数の変化を比較したものである。スギ花粉による放射性セシウムの飛散状況については、直接的には5.3.1-(3)項で示すスギ花粉粒径に対応する粒子の放射能濃度の測定値を基に議論する必要があるが、有意なスギ花粉の飛散が見られる3月20日以降の放射性セシウムの大気中放射能濃度がほぼ3月20日以前の変動範囲にあり、花粉の飛散数との相関も見られないことから、花粉による放射性セシウムの大気中放射能濃度への影響は有意でない可能性が高いことが確認された。なお、スギ花粉の大気中放射能濃度への影響が明確に見られないのは、平成24年1月より全般に大気中放射能濃度が増加しており、地表からの巻き上げとその積雪等の影響による変動が大きく、調査時期においては、それに比べ花粉による放射性セシウムの飛散の影響が小さいためと考えられる。林野庁の調査結果に基づき、スギ花粉のセシウム137の放射能濃度を最大145,000Bq/kg、スギ花粉の重量を12ngと仮定すると、スギ若齢林の樹冠部で測定された花粉の最大積算数は約62,000個/m³であり、スギ花粉による放射能濃度は、0.1Bq/m³と計算できる。本調査では、実際にはその1/1,000程度の大気中放射能濃度であったので、本調査期間においては、スギ若齢林の観測点周辺から飛散したスギ花粉にはあまり放射性セシウムは含まれていなかった可能性が高いことが示唆された。

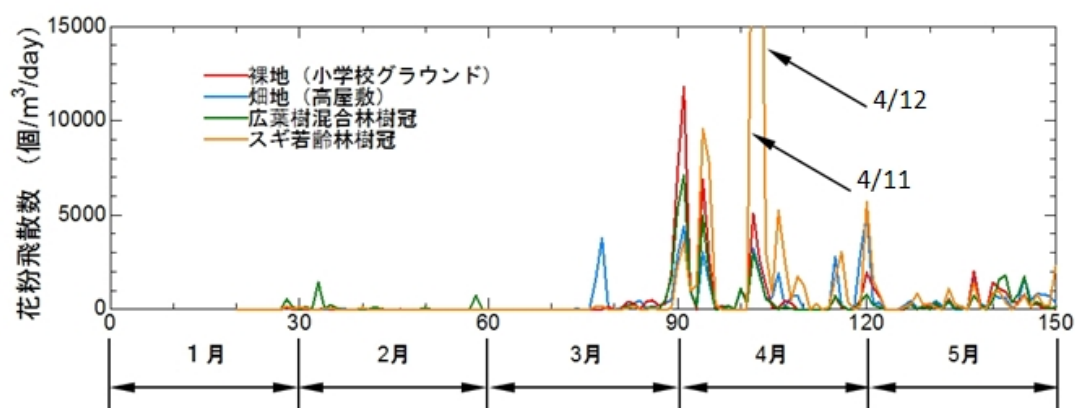


図5.3.3.1-9 山木屋地区の4ヶ所で測定されたスギ花粉飛散数の変化(平成24年4月11、12日にはスギ若齢林で27,100及び32,800(個/m³/日)の多量の花粉が観測されている)

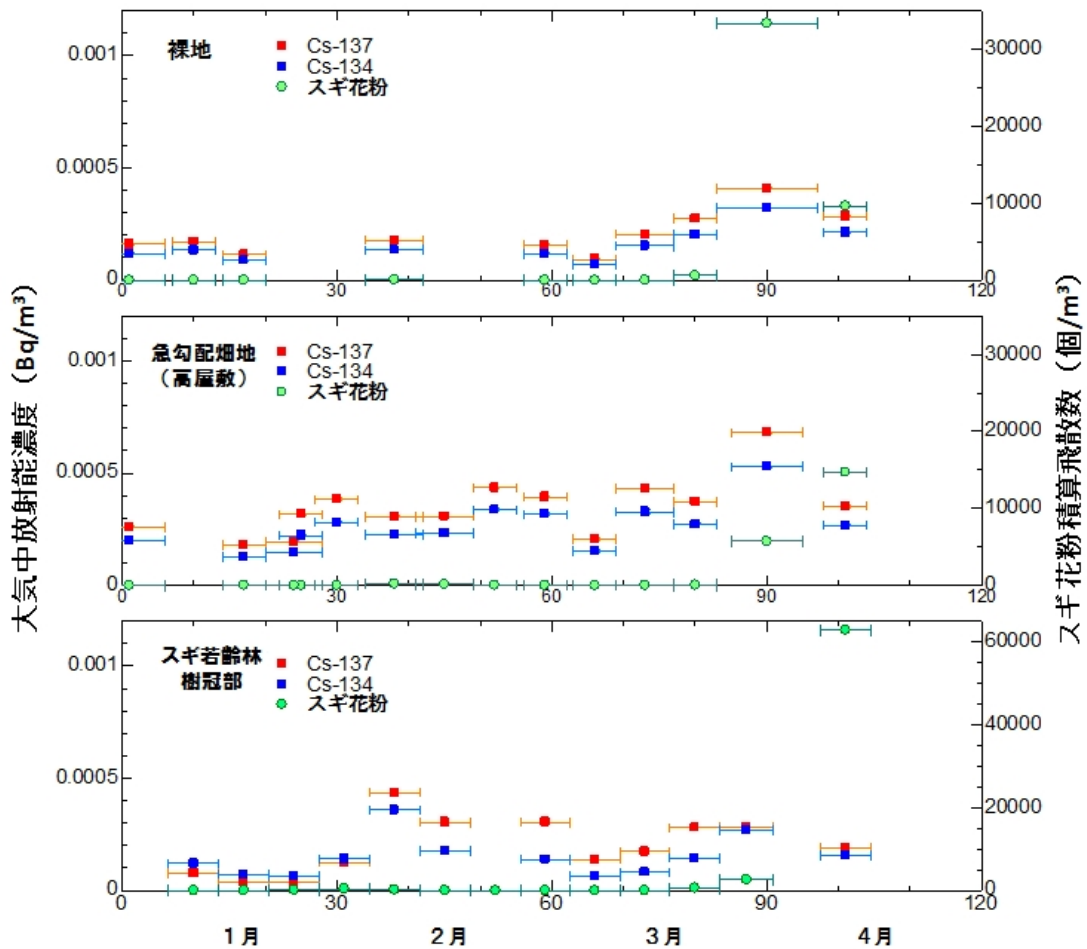


図 5.3.3.1-10 (上) 裸地 (小学校グラウンド)、(中) 急勾配畑地 (高屋敷) 及び (下) スギ若齢林樹冠部で観測された平成 24 年 1 月から 4 月のセシウム 134、137 の大気中放射能濃度と、各大気サンプリング期間中のスギ花粉積算飛散数

参考文献：

- (1) F. Fecan, B. Marticorena and G. Bergametti, Parametrization of the increase of the aeolian erosion threshold windfriction velocity due to soil moisture for arid and semi-arid areas, Ann. Geophysicae 17, 1999, 149-157.
- (2) Shao, Yaping, Physics and Modeling of Wind Erosion -2nd revised and expanded edition-, Springer, 2008, 452pp.
- (3) 林野庁、スギ雄花に含まれる放射性セシウムの濃度の調査結果について (中間報告)、プレスリリース、<http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/111227.html>

5.3.3-(2) 地表面からの巻き上げによる放射性物質の存在形態の確認

今回の調査（第2次分布状況等調査）では、先の第1次分布状況等調査の結果も含め、平成23年7月から平成24年4月までに採取したデータを取りまとめるとともに、結果の評価を実施した。

1) 実施目的

福島第一原発から放出された放射性物質が地表面や森林等の環境からどのように移行しているか確認するため、山木屋地区における、土壌・森林表面から大気へ飛散する放射性セシウムと放射性セシウムの移動媒体であるエアロゾルの粒径の関係について調査した。

2) 調査箇所及び調査方法

調査地点として、学校グラウンド（中央）1地点、畑1地点（急勾配のトウモロコシ畑）、及び森林としてスギ若齢林（樹齢18年）1地点を選定した（図5.3.3.2-1）。



図 5.3.3.2-1 調査地点（福島県伊達郡川俣町）（□が調査箇所、背景地図は第3次航空機モニタリング結果（平成23年7月2日時点）、及び福島第一原子力発電所から80km圏内の約2,200箇所での土壌調査結果（平成23年6月14日時点）を示している）

各調査地点に、エアロゾル（浮遊粒子）を採取するための装置で高速で大気を吸引するハイボリューム型の大気サンプラーを設置した。毎分約550Lの速度で4～9日間（平成23年8月末まで）、または14日間（平成23年9月以降）連続的に空気を吸引し、石英繊維フィルターにより大気エアロゾルに付着している放射性物質を、さらに活性炭素繊維フィルターによりガス状の放射性物質を採取した（東京工業大学が茨城大学及び東京大学と共同で実施）。なお、放射性物質がどのような粒径（粒子の大きさ）のエアロゾルに付着しているのかを同時に調べるため、分級採取装置（カスケードインパクト：さまざまな太さのスリット（溝）のついたフィルターを、吸引する大気の流れに沿って徐々にスリットが細くなるように複数並べることにより、粒径別にエアロゾルを採取する装

置)を大気サンプラーに装着して、7枚の石英繊維フィルターに粒径別にエアロゾルを採取した。

放射性物質を採取したフィルターは持ち帰り、予察的試料は筑波大学において、その後の試料は東京工業大学においてゲルマニウム半導体検出器を用いて放射性セシウム等の放射能を核種ごとに測定し、単位体積あたりの大気中放射能濃度を求めた。

3) 結果及び考察

平成23年7月からの第1次分布状況等調査の結果を含め、今回の調査までに、各調査地点で採取された粒径別のエアロゾル及びガス状物質からは、ヨウ素131、セシウム137、セシウム134及びテルル129mが検出された。ただし、ヨウ素131が検出されたのは7、8月に各地点で1、2例のみである。図5.3.3.2-2~4に各調査地点におけるエアロゾルの全粒子についての大気中放射能濃度を測定した結果の経日変化を示す。図5.3.3.2-5~7にはセシウム137、セシウム134及びテルル129mの粒径分布(全粒子についての濃度に対する相対値として表現した)を示す。

その結果、放射能濃度は、テルル129mが最も高く、次いでセシウム137、セシウム134の順番であった。観測された放射能濃度の最大値はテルル129mで 26mBq/m^3 、セシウム137で 5.6mBq/m^3 、セシウム134で 4.9mBq/m^3 であった(7月18日、スギ若齢林)。ただし、いずれの放射能濃度も3月30日に山木屋地区において文部科学省が実施したダストサンプリングの測定結果(セシウム137の放射能濃度： 140Bq/m^3)と比較しても非常に低くなっていることや、図5.3.3.2-2~4に示したように7月以降、徐々に減少していることが確認された。また、5.3.3-(1)項でも述べられているように、花粉が飛散した春における放射性セシウムの放射能濃度と花粉飛散量との関係は特に認められなかった。

放射性セシウムについてエアロゾル粒径別の分布状況を確認した結果、図5.3.3.2-5a及び図5.3.3.2-6aに示したように、平成23年夏~秋におけるセシウム137とセシウム134についてのエアロゾル粒径分布はほぼ一致しており、スギ若齢林と学校グラウンドでは $4.2\sim 10.2\mu\text{m}$ の粒径範囲の粒子にこれら核種が最も多く含まれ、全粒子についての放射性セシウムの放射能濃度の割合は約30%を占めていた。また、 $0.39\mu\text{m}$ 以下にも分布のピークがみられ、全粒子についての放射性セシウムの放射能濃度の割合は15~20%を占めていた。

一方、畑に関しては、この微小粒子側のピークが他の2地点と比べやや大きく、セシウム137では粗大粒子側のピークよりも大きかった。粗大粒子側と微細粒子側にそれぞれピークが現れる傾向は地表面が積雪で覆われた冬及び花粉が飛散していた春でも見られたが、春は微細粒子側のピークの方が粗大粒子側のピークよりもやや大きかった(図5.3.3.2-5b、図5.3.3.2-5c、図5.3.3.2-6b、図5.3.3.2-6c)。

大気中に存在するエアロゾルの質量(体積)濃度分布は $10\mu\text{m}$ 付近と $0.1\sim 1\mu\text{m}$ 付近にピークをもつことが知られている(笠原、1996)⁽¹⁾。観測された放射性セシウムの粒径分布はこの傾向と似ている。 $2.1\mu\text{m}$ 以上の粗大粒子は主に土壌粒子や海塩粒子から成るので、放射性セシウムはこれらの粒子に吸着していると考えられる。

$1\mu\text{m}$ 以下のエアロゾルは、人為起源粒子として車や工場から排出されるばいじんや、 SO_2 、 NO_x からの硫酸、硝酸エアロゾルが挙げられ、自然起源粒子としては、生物活動由来の揮発性有機化合物、硝酸からなるエアロゾルなどがある(笠原・東野、2007)⁽²⁾。また、Chlou(1986)⁽³⁾は揮発性のある元素は気体同士でエアロゾルを作るとを報告しており、揮発性のある放射性セシウムが気体として存在している場合、それらが凝集してエアロゾルを作ることもある。今回の分析結果からは、セシウムが単独でエアロゾルを作っているのか、あるいは大気中のエアロゾルと凝集しているのかについては明らかにすることはできない。また、春に微細粒子についての濃度が相対的に高かった原因については、フィルター上に、他の時期には見られなかった黄色い粒子が付着していたこ

とから、花粉粒子（ $10\mu\text{m}$ 以上の粒径をもつと考えられる）がインパクター上で粉碎されて微細粒子として捕集された可能性がある。

一方、テルル 129mについてエアロゾル粒径別の分布状況を確認した結果、図 5.3.3.2-7 に示したように、テルル 129mが含まれるエアロゾルの粒径分布は放射性セシウムの粒径分布とは異なり、いずれの調査地点においても $0.39\mu\text{m}$ 以下のエアロゾルに最も多く含まれ、全粒子についての濃度の40～60%を占めていた。この原因として、テルルの揮発性が考えられる。Chlou(1986)⁽³⁾は、大気中に存在する（非放射性）テルルのエアロゾルは気体が凝集して生成しており、 $2\mu\text{m}$ 以下のエアロゾルを主に作ることを報告している。さらに、気体が凝集して生成するエアロゾルは $1\mu\text{m}$ 以上の粒径には成長できないということも知られている（笠原・東野、2007）⁽²⁾。

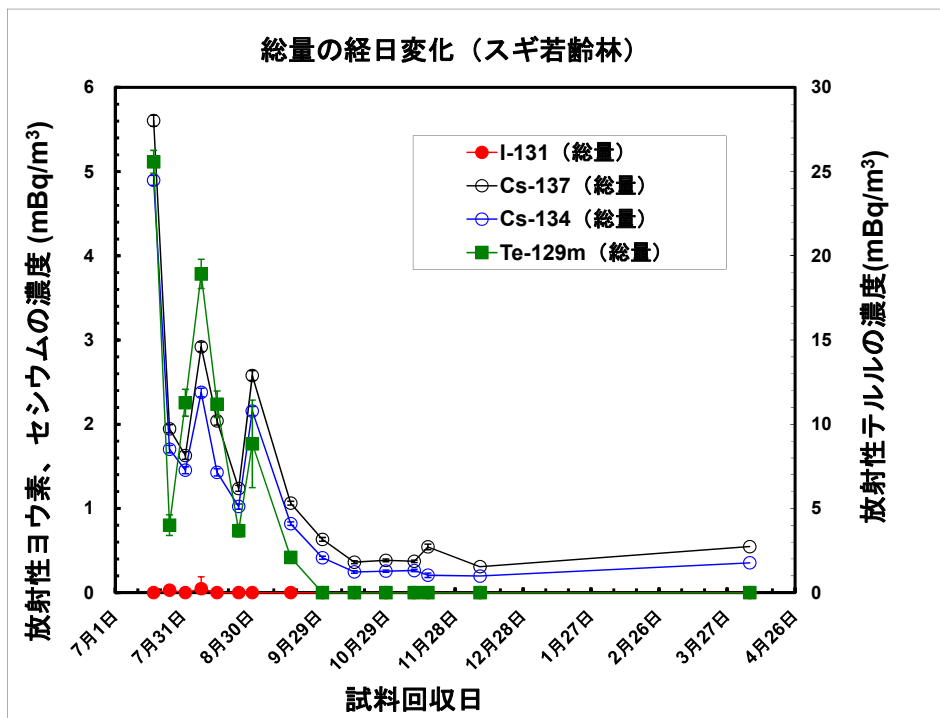


図 5.3.3.2-2 スギ若齢林で捕集したエアロゾル及び気体状物質に含まれる放射性核種の
大気中放射能濃度（粒径別濃度の総和）の経日変化
（平成 23 年 7 月～平成 24 年 4 月）

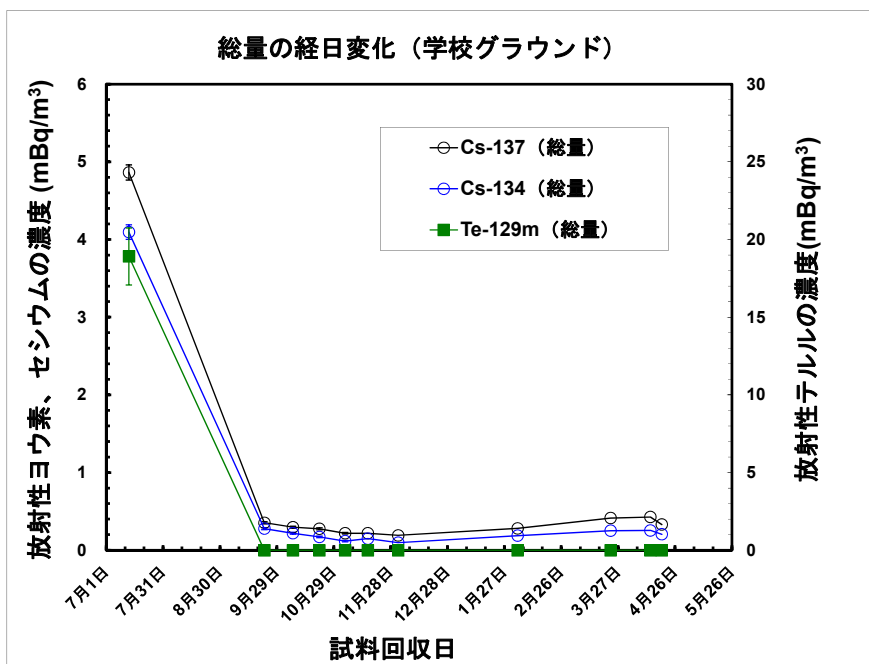


図 5.3.3.2-3 学校グラウンドで捕集したエアロゾル及び気体状物質に含まれる放射性核種の大気中放射能濃度（粒径別濃度の総和）の経日変化（ヨウ素 131 はすべての試料で不検出）（平成 23 年 7 月～平成 24 年 5 月）

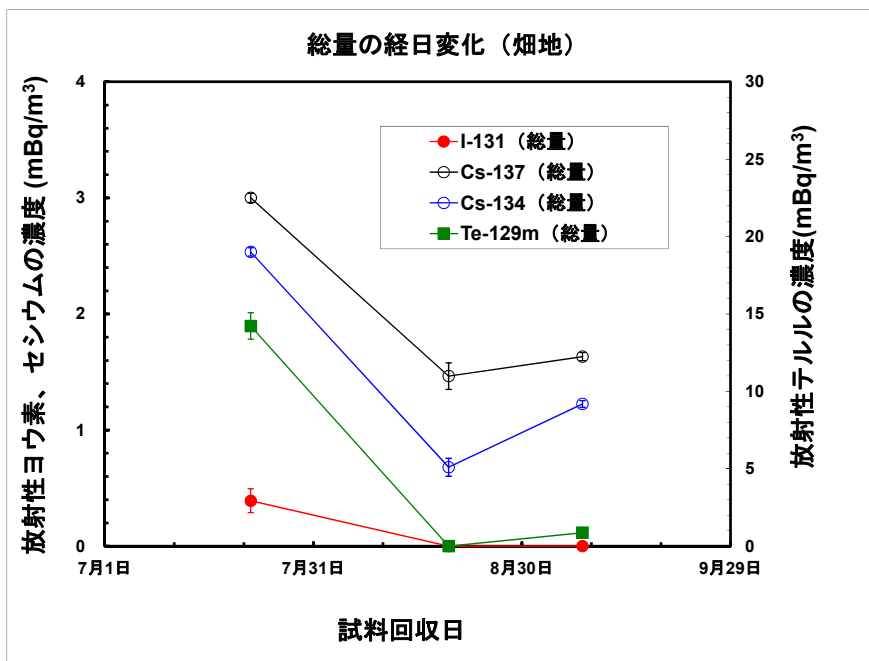


図 5.3.3.2-4 畑地で捕集したエアロゾル及び気体状物質に含まれる放射性核種の大気中放射能濃度（粒径別濃度の総和）の経日変化（平成 23 年 7 月～9 月）

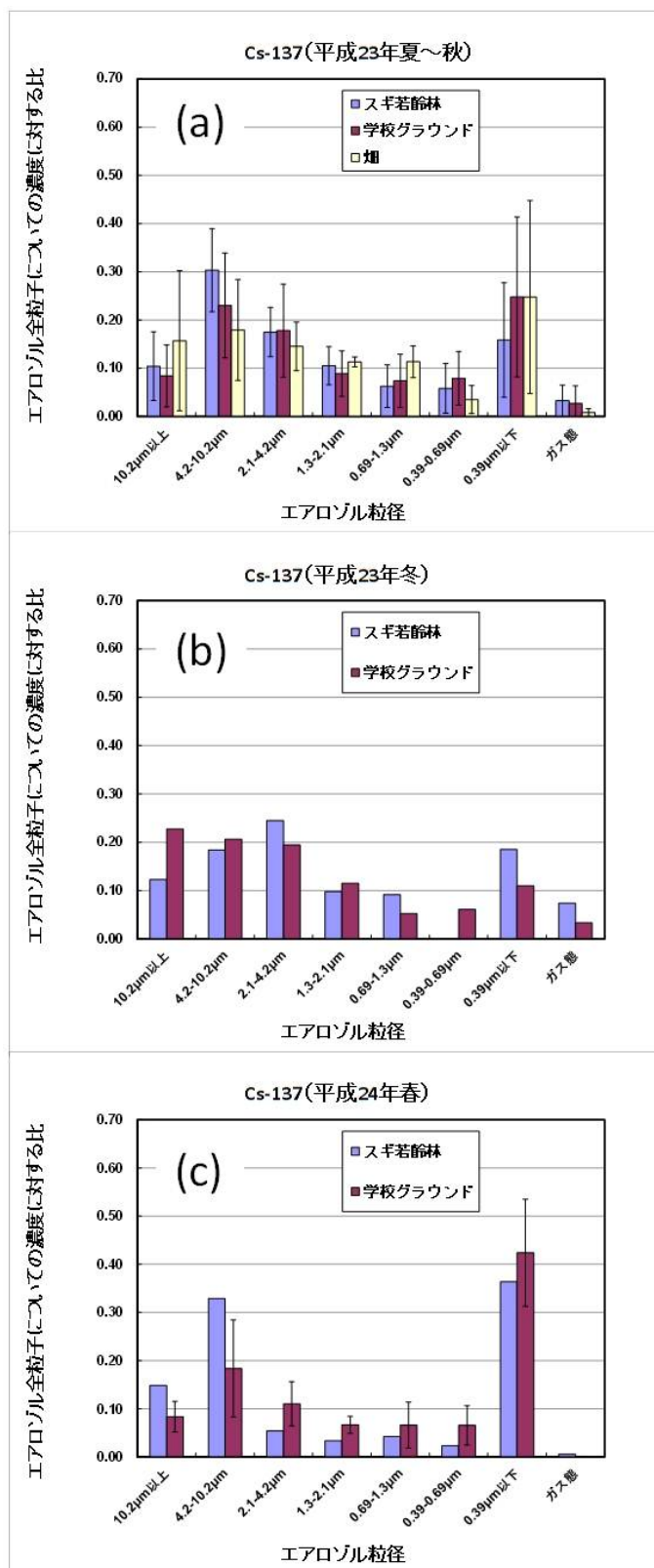


図 5.3.3.2-5 セシウム 137 の大気中放射能濃度の粒径別分布 ((a)夏～秋(平成 23 年 7-11 月) (b)冬(平成 23 年 12 月) (c)春(平成 24 年 2-3 月)) (図 5.3.3.2-2~4 に示した各試料の分析から得られた結果の平均値と標準偏差(1σ、ただし冬、春は n=1 のデータもある)を示した)

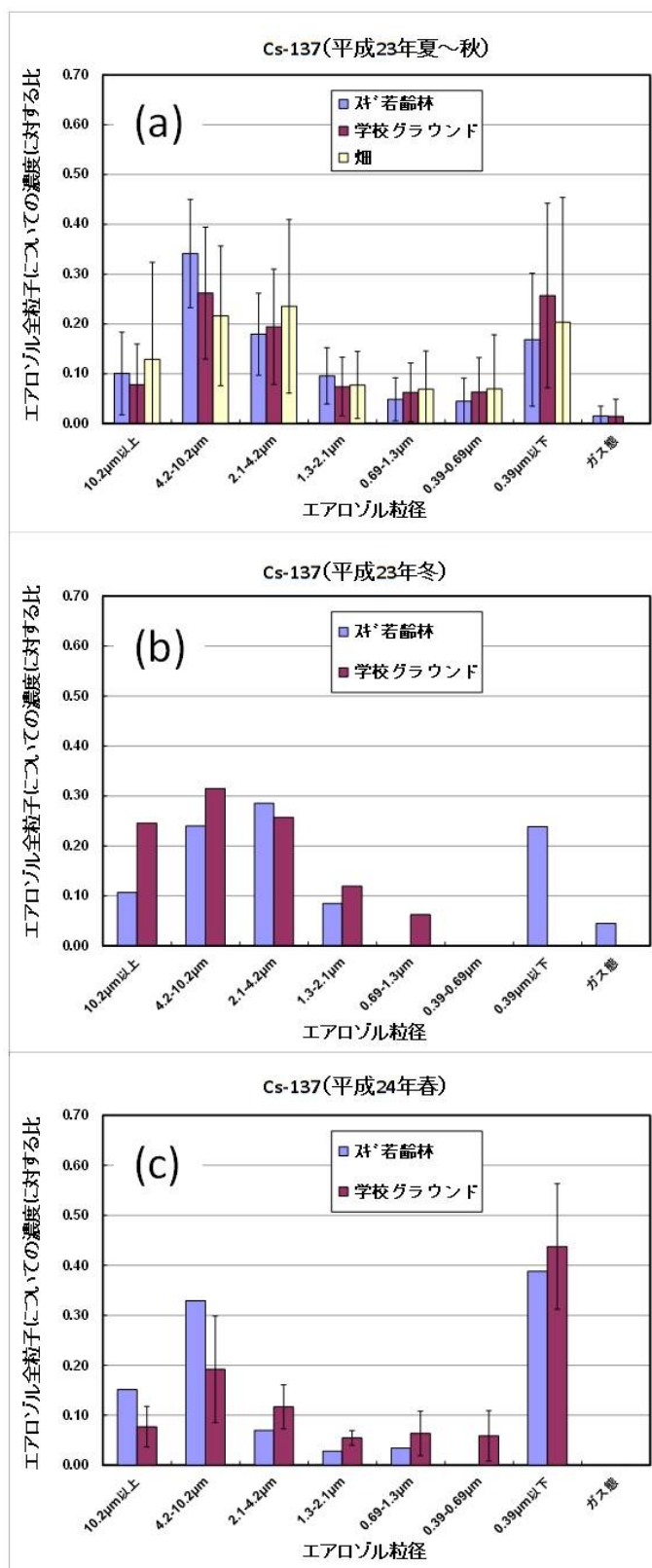


図 5.3.3.2-6 セシウム 134 の大気中放射能濃度のエアロゾル粒径別分布 ((a)夏～秋(平成 23 年 7-11 月) (b)冬(平成 23 年 12 月) (c)春(平成 24 年 2-3 月)) (図 5.3.3.2-2～4 に示した各試料の分析から得られた結果の平均値と標準偏差(1σ、ただし冬、春は n=1 のデータもある)を示した)

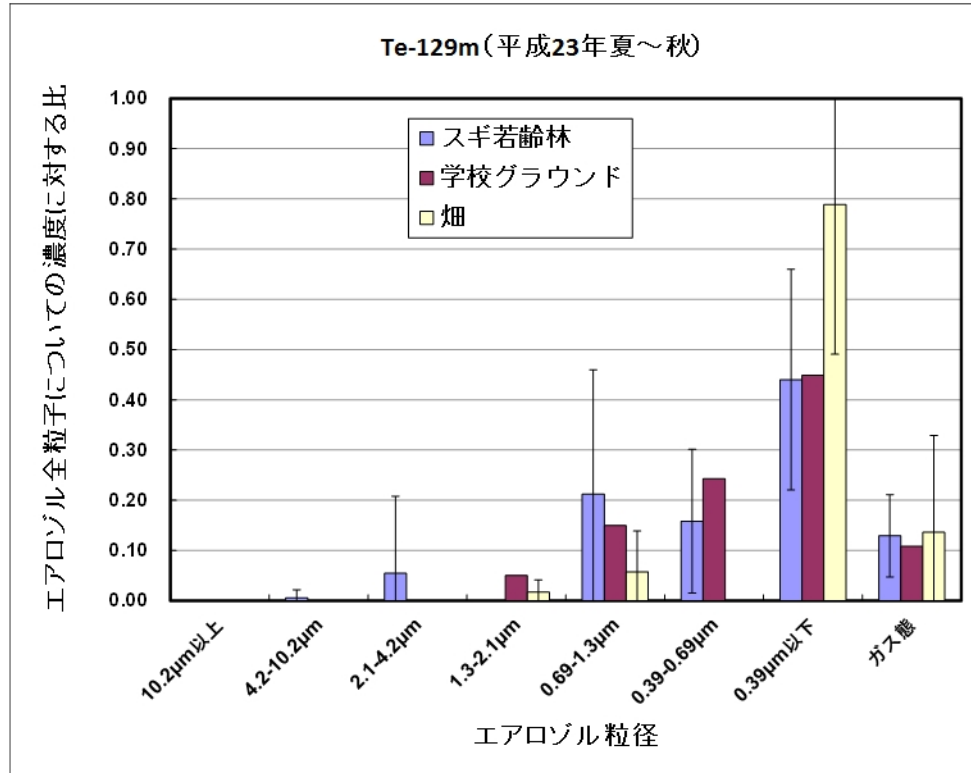


図 5.3.3.2-7 テルル 129m の大気中放射能濃度のエアロゾル粒径別分布 (スギ若齢林と畑についてはそれぞれ8試料、2試料の分析から得られた結果の平均値と標準偏差(1 σ)を示した。学校グラウンドでテルル 129m が検出されたのは一例のみであった。テルル 129m は平成 23 年冬以降には検出されていない。)

4) まとめ

本調査結果は、今回の調査対象地域・期間中のみのエアロゾル粒径別の放射性核種の大気中放射能濃度の分布状況を示したものであり、他の地域・他の期間では同様の傾向であるかどうか更なる調査が必要である。また、放射性核種を含むエアロゾルが地表面からの巻き上げを主要因としているかどうかについては、本観測のみからは断定することは難しい。今後、本調査は、放射性物質の移行や、大気放射性物質の呼吸による体内取り込みに伴う内部被ばく量の推定などの基礎情報として活用可能であることから、更なる調査の実施が必要である。

参考文献

- (1) 笠原三紀夫, 大気中におけるエアロゾル生成, エアロゾル研究 3, 23-28, 1988.
- (2) 笠原三紀夫, 東野達, エアロゾルの大気環境影響, 京都大学学術出版会(第1版), 2007.
- (3) Chlou, K. Y., Manuel, O. K., Tellurium and Selenium in aerosol, Environmental Science Technology, 20, 987-991, 1986.

5.3.4 河川水等、水系による放射性物質の移行状況調査

5.3.4-1) 河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査

今回の調査（第2次分布状況等調査）では、先の第1次分布状況等調査の結果も含め、平成23年6月から平成24年5月までに採取したデータを取りまとめるとともに、結果の評価を実施した。

1) 実施目的

本調査では、山木屋地区から流下する口太川流域及びその下流の阿武隈川本川において、複数地点で水位・流量観測、浮遊砂サンプラー及び濁度計を用いた土砂流出観測、さらにこれらの地点での採水を実施し、セシウム137及びセシウム134の水文流出過程を通じた輸送量を推定する。またこれにより、河川と通じた流域から海洋への放射性物質の輸送量を明らかにし、これらを表現する数値予報手段についてのモデルを提案することを目指す。

2) 調査の詳細

本調査は、平成23年6月期に行った第1次分布状況等調査（平成23年6月21日～9月30日）から継続した調査であり、平成23年10月1日～平成24年5月10日の期間に行った。また、第1次分布状況等調査時に報告書をまとめるにあたって、結果が記載されていなかった平成23年9月1日～9月30日までの観測データについても本報告書に示す。

本調査では、放射性セシウムが高濃度かつ広範囲に拡散した福島県中通りから太平洋に流れる一級河川の阿武隈川と、その支流で特に高い線量地域を含む口太川流域を対象河川として選定し、調査地点として口太川流域4地点と、阿武隈川本川の中流地点（伏黒）及び下流地点（岩沼）を選定した。観測地点を図5.3.4.1-1に示す。

図5.3.4.1-1に示した各調査地点において、以下の機器を設置し、水位・流量観測及び浮遊砂量の流出観測を行った。また、河川水位を河川流量に変換するために河川横断面の測量と河川流の流速測定を必要に応じて実施した。設置機器は図5.3.4.1-2に示したとおり(A)圧力式水位計 Rugged TROLL、(B)濁度計、(C)浮遊砂サンプラー、(D)雨量計、(E)データロガー+大陽光パネルである。濁度計は、オーストラリアのMaVan社 NEP9500（特注）で、ワイパー付きで3000 NTUまで安定して計測可能である。浮遊砂サンプラーは、内径98 mm、長さ1 mの塩化ビニールパイプを用い、両端の蓋部に内径4 mmのチューブを取り付けた簡易な装置であり、現地に設置しておくことで、出水中の浮遊砂を採取することが可能である。濁度データ及び雨量計データは10分おきにEME SYSTEM社（アメリカ）のOWL2eに記録される。また電源は、ソーラーパネルによりデータロガーに供給されるため、外部電源なしの運転が可能である。

本調査の調査期間は平成23年10月1日～平成24年5月10日までとしたが、途中平成23年の台風15号による増水やそれに伴うセンサー回収、その後の動作不良などがあり、観測期間中盤での測定値の欠損が多くみられることとなった。濁度データの欠測期間については、それぞれの観測地点毎の流量と濁度との関連性を用いて、また流量データの欠損期間があった口太川下流地点についてはその上流観測地点（口太川中流地点）との相関を用いて可能な限り欠損期間のデータの推定を行った。口太川での4つの観測地点では、圧力式水位センサーでの水深の計測値に大気圧補正を施すとともに、河川流速の観測結果と横断面測量結果を用いて H （水深・m）- Q （河川流量・ m^3/s ）曲線を作成し、これらを用いて河川流量を求めた。阿武隈川本川の流量推定には国土交通省東北地方整備局による平成22年までの水位流量データを用いて作成された H - Q 曲線を国土交通省より入手し、これを用いて流量を算定した。

濁度計の計測値(mV)は実測した浮遊砂濃度との関係で得られた換算式を用いて浮遊砂濃度への換算を行なった。その際、地点毎にセンサーの感度が異なるため、別々の換算式を利用した。浮遊

砂測定地点近傍に、転倒マス式雨量計を用いて雨量を記録した。ただし、欠損値に関しては他の雨量測定点での値を用いて置き換えた。またノイズなどの異常値を取り除いた。各地点における、流量／浮遊砂濃度の経時変化を比較した結果、流量のピーク時に浮遊砂濃度が増加しており、その変動が良く一致していた。このため、今回のような濁度計、浮遊砂サンプラーを用いた手法は、放射性物質の輸送量を算定するために有効であると考えられる。



図 5.3.4.1-1 河川調査箇所



図 5.3.4.1-2 設置機器

濁度計の計測値(mV)と筑波大学で行なわれた実際の浮遊砂濃度との関係で得られた換算式を用いて浮遊砂濃度への換算を行なった。地点毎にセンサーの感度が異なるため、別々の換算式を利用した。換算式の利用にあたっては、以下の微修正も行なった。すなわち、換算式は低濃度から高濃度まで直線上にのっているが、低濃度域では濁度計の計測値から懸濁物質濃度を求めると負の値が発生する場合がある。その場合は、その地点の全調査期間の測定データを確認し、最低濁度時にマイナスの値が出ないように換算式の定数項を微修正し、低濃度域に適用した。

実験室での検量線（於筑波大学）と実際の計測結果の解析により、各測定地点における濁度計計測値から浮遊砂濃度への換算には以下の換算式を用いた。

A) 水境川

$$C \text{ (g/L)} = 0.0016 \text{ mVavg (mv)} - 0.02$$

C (g/L): 換算後の懸濁物質濃度、mVavg: 10分平均された濁度計の計測値(mV)の平均値

B) 口太川上流

$$C \text{ (g/L)} = 0.0016 \text{ mVavg (mv)} - 0.017$$

C) 口太川中流

$$C \text{ (g/L)} = 0.0017 \text{ mVavg (mv)} - 0.03$$

D) 口太川下流

$$C \text{ (g/L)} = 0.0016 \text{ mVavg (mv)} - 0.0172$$

E) 阿武隈川伏黒地点

$$C \text{ (g/L)} = 0.0013 \text{ mVavg (mv)} - 0.0055$$

F) 阿武隈川岩沼地点

$$C \text{ (g/L)} = 0.0014 \text{ mVavg (mv)} + 0.002$$

3) 調査結果及び考察

① 各地点の期間毎の放射性物質の輸送量の変化

各地点の浮遊砂量及び浮遊砂中の放射性セシウムの濃度の期間毎の変化について表 5.3.4.1-1(a)～(f)にまとめた。浮遊砂サンプラーにおける採取期間は、それぞれの地点での表上段記載の設置日から採取日までの期間であり、その後、その採取日から次の採取日までの期間が採取期間となる（例えば表 5.3.4.1-1(a)の採取期間は最初のサンプルは平成 23 年 6 月 21 日～6 月 27 日であり、次に平成 23 年 6 月 27 日～7 月 6 日、以下同様に続く）。また、表に示された浮遊砂量(g)はこの採取期間中に浮遊砂サンプラーに捕獲された浮遊砂の総量(g)である。なお、全地点において平成 23 年 9 月 17 日～平成 23 年 12 月 8 日前後まで採取日に時間があくが、その間、浮遊砂サンプラーは長期継続設置されており、平成 23 年 12 月 8 日の土砂量が他のサンプル日に比較して増加している。測定期間内に浮遊砂サンプルにおけるセシウム 137 の放射能濃度の最高値は 66 kBq/kg（平成 23 年 6 月 27 日 水境川）であったが、平成 23 年 12 月 8、9 日に回収したサンプル中での濃度は 7 kBq/kg（伏黒）～18kBq/kg（水境川）（セシウム 137）であり、低下がみられた。平成 24 年に採取した試料については分析がまだ終了していないものがある。また測定期間内に浮遊砂サンプルにおけるセシウム 134 の放射能濃度は、平成 23 年 6 月 27 日 口太川上流で 60 kBq/kg の高濃度を示していたが、平成 23 年 12 月 8/9 日に回収したサンプルにおいては 5 kBq/kg（伏黒）～14 kBq/kg（水境川）となり、同じく低下がみられた。

浮遊砂サンプラーで採取された浮遊砂の中央粒径は、それぞれの地点において 10 μm ～ 50 μm 前後となっており、水境川及び口太川下流地点においてはおよそ 40 μm 、阿武隈川流域ではおよそ 15 μm 前後となっていた。浮遊砂サンプラーに捕獲された粒子状の放射性セシウム含有量はトラップされた期間毎に異なる値を示す。今回のフラックス計算においては、それぞれ採取された期間毎の放射性セシウム濃度がそれぞれの浮遊砂サンプラー設置期間中継続したと仮定した。ただし、台風 15 号の影響を受けた期間中には浮遊砂サンプラーで浮遊砂を捕捉できなかったため、平成 23 年 9 月 10 日～17 日の設置期間及びそれ以降から 12 月 8 日までの設置期間の浮遊砂の放射性セシウム含有量の平均値を、台風通過期間中（～9 月末まで）に流出した浮遊砂の放射性セシウム濃度と仮定して使用した。

輸送量計算に用いた河川水の放射性セシウムの濃度は、第 1 次分布状況等調査の期間（平成 23 年 6 月 21 日～9 月 30 日）については、阿武隈川については、黒岩で平成 23 年 8 月 1 日及び 2 日に採取した浮遊砂の濃度（セシウム 134 : 0.49 Bq/L、セシウム 137 : 0.43Bq/L）を、口太川については百目木にて同日に採取された浮遊砂の濃度（セシウム 134 0.21 Bq/L、セシウム 137 0.27Bq/L）を用いた。

一方、第 2 次分布状況等調査の期間（平成 23 年 10 月 1 日～平成 24 年 5 月 10 日）の解析については、阿武隈川ではセシウム 134 濃度が 0.25 Bq/L、セシウム 137 濃度が 0.22 Bq/L、口太川については、セシウム 134 濃度が 0.21 Bq/L、セシウム 137 濃度が 0.27 Bq/L を用いた。なお、第 1 次分布状況等調査期間のデータは、河川水の濾過を行っていないデータなので、微細な浮遊物質が含まれる可能性を有している。

濁質中における懸濁粒子中の放射性セシウム濃度については、それぞれサンプリング期間毎に浮遊砂サンプラー（サンプリング期間中の平均的な浮遊砂サンプルを採取できる）に捕捉された浮遊砂の濃度を用いた。一方、河川水については、試料のサンプリングが観測期間中のある 1 時点であることや、濃度が非検出のデータが含まれることなどから、観測期間中の河川水中の放射性セシウム濃度が大きく変化しないという仮定を設け、全観測期間中の河川水の放射性セシウム濃度の平均値をフラックスの計算に用いた。

表 5.3.4.1-1(a) 調査地点における浮遊砂量と浮遊砂中の放射性セシウム濃度の測定結果
(口太川水境川)

場所	H23/6/20 設置 採取日	浮遊砂量 (g)	Cs-137		Cs-134	
			kBq/kg	±誤差	kBq/kg	±誤差
口太川水境川⑦	H23/6/27	1.00	66	4.8	51	4.1
口太川水境川⑦	H23/7/6	180.00	14	0.5	12	0.4
口太川水境川⑦	H23/7/12	0.70	43	3.9	43	3.7
口太川水境川⑦	H23/7/20	1.10	18	0.8	15	0.8
口太川水境川⑦	H23/7/25	0.6	35	2.1	35	0.2
口太川水境川⑦	H23/8/1	4.40	61	4.4	47	3.8
口太川水境川⑦	H23/8/9	19.00	35	0.5	31	0.4
口太川水境川⑦	H23/8/16	1.40	41	2.1	36	1.9
口太川水境川⑦	H23/8/24	28.10	40	0.7	32	0.6
口太川水境川⑦	H23/8/30	0.70	11	0.3	10	0.3
口太川水境川⑦	H23/9/10	3.40	25	1.0	25	1.3
口太川水境川⑦	H23/9/17	0.90	35	2.1	29	2.7
口太川水境川⑦	長期継続設置					
口太川水境川⑦	H23/12/8	47.80	18	0.2	14	0.1
口太川水境川⑦	H23/12/22	0.64	12	0.5	6.7	0.4
口太川水境川⑦	H24/1/14	0.88	26	0.4	15	0.3
口太川水境川⑦	H24/1/28	0.82	25	1.1	14	1.0
口太川水境川⑦	H24/2/11	0.68	25	0.7	13	0.6
口太川水境川⑦	H24/2/21	0.46	25	1.2	13	1.0
口太川水境川⑦	H24/2/25	0.9	25	0.2	14	0.1
口太川水境川⑦	H24/3/9	3.404	20	0.2	11	0.2
口太川水境川⑦	H24/3/20	1.338	15	0.5	7.9	0.5
口太川水境川⑦	H24/3/29	6.038	13	0.6	7.0	0.5

表 5.3.4.1-1(b) 調査地点における浮遊砂量と浮遊砂中の放射性セシウム濃度の測定結果
(口太川上流)

場所	H23/6/20 設置 採取日	浮遊砂量 (g)	Cs-137		Cs-134	
			kBq/kg	±誤差	kBq/kg	±誤差
口太川上流	H23/6/27	1.2	62	4.3	60	4.1
口太川上流	H23/7/6	16.00	42	1.4	38	1.3
口太川上流	H23/7/12	6.10	41	1.5	39	1.5
口太川上流	H23/7/20	10.00	46	0.5	40	0.5
口太川上流	H23/7/25	4.10	53	1.4	49	1.3
口太川上流	H23/8/1	10.00	51	1.5	39	1.3
口太川上流	H23/8/9	22.0	38	0.5	32	0.5
口太川上流	H23/8/16	12.00	45	0.8	39	0.7
口太川上流	H23/8/24	40.0	22	0.3	18	0.3
口太川上流	H23/8/30	8.40	27	0.9	22	0.8
口太川上流	H23/9/10	8.50	39	0.7	31	0.6
口太川上流	H23/9/17	0.30	33	1.1	28	1.5
口太川上流	長期継続設置					
口太川上流	H23/12/8	120.00	9.5	0.1	7.1	0.1
口太川上流	H23/12/22	0.86	9.6	0.5	5.9	0.5
口太川上流	H24/1/14	0.64	6.8	0.2	3.9	0.2
口太川上流	H24/1/27	0.12				
口太川上流	H24/2/11	4.5	8.5	0.07	4.8	0.05
口太川上流	H24/2/21	0.24	23	0.6	14	0.5
口太川上流	H24/2/25	2.26	29	0.7	17	0.5
口太川上流	H24/3/9	13.18	14	0.4	7.8	0.3
口太川上流	H24/3/20	4.758	13	0.1	7.2	0.1
口太川上流	H24/3/29	16.16	13	0.4	7.0	0.3

表 5.3.4.1-1(c) 調査地点における浮遊砂量と浮遊砂中の放射性セシウム濃度の測定結果
(口太川中流)

場所	H23/6/20 設置 採取日	浮遊砂量 (g)	Cs-137		Cs-134	
			kBq/kg	±誤差	kBq/kg	±誤差
口太川中流	H23/6/27	1.60	38	2.9	29	2.5
口太川中流	H23/7/6	180.00	14	0.3	13	0.3
口太川中流	H23/7/12	13.00	16	0.6	14	0.5
口太川中流	H23/7/20	4.10	16	0.6	14	0.5
口太川中流	H23/7/25	0.50	27	3	20	2.6
口太川中流	H23/8/1	11.0	20	1.3	18	1.2
口太川中流	H23/8/10	32.00	12	0.3	10	0.2
口太川中流	H23/8/16	0.40	28	2.2	19	1.8
口太川中流	H23/8/24	9.5	12	0.5	12	0.8
口太川中流	H23/8/30	0.44	11	0.3	11	0.4
口太川中流	H23/9/10	0.08	7.4	0.3	7.4	0.4
口太川中流	H23/9/17	0.76	11	0.7	11	1.0
口太川中流	長期継続設置					
口太川中流	H23/12/8	78.0	9.6	0.2	7.1	0.1
口太川中流	H23/12/22	0.28	3.0	0.1	1.9	0.1
口太川中流	H24/1/14	0.24	4.2	0.3	2.6	0.2
口太川中流	H24/1/28	0.08	2.8	0.1	1.7	0.1
口太川中流	H24/2/11	0.08	5.6	0.2	3.2	0.2
口太川中流	H24/2/21	0.06	3.3	0.2	2.8	0.2
口太川中流	H24/2/25	0.52	12	0.8	8.3	0.8
口太川中流	H24/3/20	1.152	1.8	0.7	0.8	0.05
口太川中流	H24/3/29	6.86	7.1	0.2	3.7	0.1

表 5.3.4.1-1(d) 調査地点における浮遊砂量と浮遊砂中の放射性セシウム濃度の測定結果
(口太川下流)

場所	H23/6/21 設置 採取日	浮遊砂量 (g)	Cs-137		Cs-134	
			kBq/kg	±誤差	kBq/kg	±誤差
口太川下流	H23/6/27	29.00	55	0.9	49	0.8
口太川下流	H23/7/6	61.00	36	0.7	32	0.7
口太川下流	H23/7/12	17.00	35	1.3	30	1.2
口太川下流	H23/7/19	4.00	25	0.7	22	0.6
口太川下流	H23/7/25	11.00	29	0.5	25	0.4
口太川下流	H23/8/1	28.00	32	1.1	26	0.9
口太川下流	H23/8/10	45.00	25	0.4	21	0.3
口太川下流	H23/8/16	3.10	26	1.4	19	1.2
口太川下流	H23/8/24	26.00	16	0.5	12	0.4
口太川下流	H23/8/30	14.00	9.5	0.3	7.9	0.2
口太川下流	H23/9/10	6.50	13	0.5	13	0.7
口太川下流	H23/9/17	7.20	13	0.7	16	1.2
口太川下流	長期継続設置					
口太川下流	H23/12/8	140	9	0.12	6.8	0.09
口太川下流	H23/12/22	2.46	10	0.04	6.1	0.04
口太川下流	H24/1/14	0.14	12	0.6	8.8	0.6
口太川下流	H24/1/28	0.1	10	0.3	6.3	0.3
口太川下流	H24/2/11	2.2	18	0.1	10	0.09
口太川下流	H24/2/21	1.84	14	0.3	7.4	0.2
口太川下流	H24/2/25	2.02	25	0.3	14	0.3
口太川下流	H24/3/10	11.04	11	0.4	6.2	0.3
口太川下流	H24/3/20	1.802	12	0.2	6.8	0.1
口太川下流	H24/3/29	23.14	8	0.3	4.7	0.3

表 5.3.4.1-1(e) 調査地点における浮遊砂量と浮遊砂中の放射性セシウム濃度の測定結果
(阿武隈中流伏黒)

場所	H23/7/4 設置 採取日	浮遊砂量 (g)	Cs-137		Cs-134	
			kBq/kg	±誤差	kBq/kg	±誤差
阿武隈中流伏黒	H23/7/11	12.00	69	2.7	63	2.4
阿武隈中流伏黒	H23/7/19	1.30	44	0.3	38	0.2
阿武隈中流伏黒	H23/7/25	0.70	56	2.5	56	2.4
阿武隈中流伏黒	H23/8/9	20.00	47	0.7	40	0.6
阿武隈中流伏黒	H23/8/16	0.30	52	4.6	44	4.2
阿武隈中流伏黒	H23/8/24	2.50	30	0.8	29	1.1
阿武隈中流伏黒	H23/8/31	0.48	22	0.4	20	0.6
阿武隈中流伏黒	H23/9/10	0.36	33	1.4	32	1.9
阿武隈中流伏黒	H23/9/17	0.42	36	1.3	32	1.8
阿武隈中流伏黒	長期継続設置					
阿武隈中流伏黒	H23/12/9	130	7.0	0.1	5.3	0.1
阿武隈中流伏黒	H23/12/21	0.34	6.6	0.3	4.1	0.2
阿武隈中流伏黒	H24/1/13	0.06	13	0.7	7.3	0.6
阿武隈中流伏黒	H24/1/27	0.08	4.9	0.2	3.1	0.2
阿武隈中流伏黒	H24/2/10	0.02	2.7	0.4	3.6	0.5
阿武隈中流伏黒	H24/2/20	0.02	3.9	0.4	3.8	0.4
阿武隈中流伏黒	H24/2/26	0.02	8.9	0.5	6.8	0.5
阿武隈中流伏黒	H24/3/21	2.138	13	0.4	6.2	0.4
阿武隈中流伏黒	H24/3/30	0.812	16	0.1	8.5	0.1

表 5.3.4.1-1(f) 調査地点における浮遊砂量と浮遊砂中の放射性セシウム濃度の測定結果
(阿武隈下流岩沼)

場所	H23/7/4 設置 採取日	浮遊砂量 (g)	Cs-137		Cs-134	
			kBq/kg	±誤差	kBq/kg	±誤差
阿武隈下流岩沼	H23/7/12	0.40	35	3.2	25	2.7
阿武隈下流岩沼	H23/7/19	3.00	42	1	38	1.0
阿武隈下流岩沼	H23/7/26	6.40	35	0.9	31	0.9
阿武隈下流岩沼	H23/8/10	0.80	25	1.8	18	1.5
阿武隈下流岩沼	H23/8/17	0.70	50	2.7	40	2.4
阿武隈下流岩沼	H23/8/25	0.04	18	1.1	22	1.7
阿武隈下流岩沼	H23/8/31	0.08	22	0.8	19	1
阿武隈下流岩沼	H23/9/10	1.50	27	0.4	23	0.4
阿武隈下流岩沼	H23/9/17	0.12	31	1.8	26	2.4
阿武隈下流岩沼	長期継続設置					
阿武隈下流岩沼	H23/12/9	29.00	11	0.2	8.1	0.2
阿武隈下流岩沼	H23/12/21	0.88	6.4	0.2	3.8	0.2
阿武隈下流岩沼	H24/1/13	0.2	4.1	0.1	2.5	0.1
阿武隈下流岩沼	H24/1/27	0.4	7.4	0.2	4.1	0.2
阿武隈下流岩沼	H24/2/10	0.2	8.5	0.3	5.1	0.3
阿武隈下流岩沼	H24/2/20	0.32	8.3	0.4	4.6	0.3
阿武隈下流岩沼	H24/2/27	0.08	3.8	0.2	2.6	0.2
阿武隈下流岩沼	H24/3/21	0.092	15	0.7	7.6	0.6
阿武隈下流岩沼	H24/3/30	0.048	25	1.0	12	0.8

② 平成 23 年台風 15 号通過時の濁度データ損失時の補間手法について

平成 23 年台風 15 号通過時において、堤内地に設置した濁度計ロガー等の浸水の恐れがあったため、これらの機材を撤収した。そのため、河川流量が増加し始めた時点の濁度データは観測されたが、最大流量時における濁度のデータは欠測であった。そこで本調査では、これをどのように補間するかを検討を行った。

平成 23 年台風 15 号通過時の最大流量時における濁度を推定するため、調査箇所における流量と濁度の関係から検討を行った。台風 15 号通過に伴う増水時（平成 23 年 9 月 19 日 22:00～9 月 20 日 11:40）の流量と濁度の関係を図 5.3.4.1-3 と図 5.3.4.1-4 に示す。その結果、流量と濁度には明確な関係が見られた。また、台風 15 号通過時の懸濁物質の濃度の変化を推定するために、直線回帰(図 5.3.4.1-3)と指数補間(図 5.3.4.1-4)の両者を比較検討した結果、図 5.3.4.1-4 の指数補間の方が流量と濁度に高い相関係数が見られた。そこで、本調査では、流量の増加にともなって濁度の増加率がわずかに減少する指数回帰式(図 5.3.4.1-4)を用いて欠測データの推計を行った。

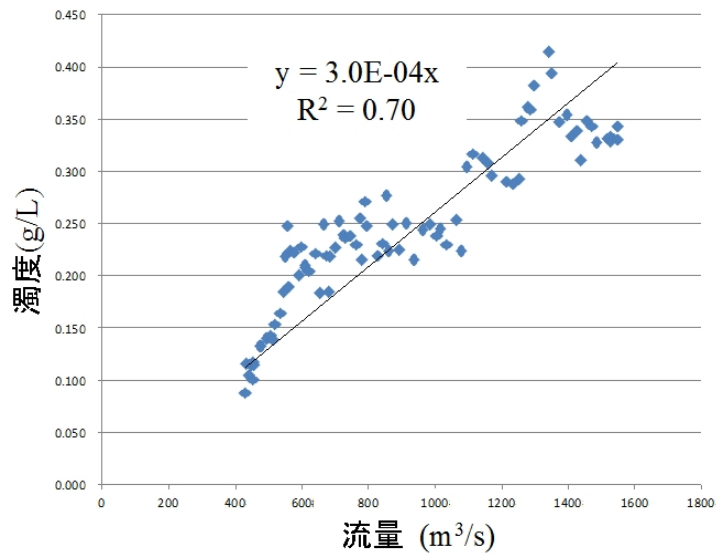


図 5.3.4.1-3 阿武隈川増水時における流量と濁度の線形回帰式

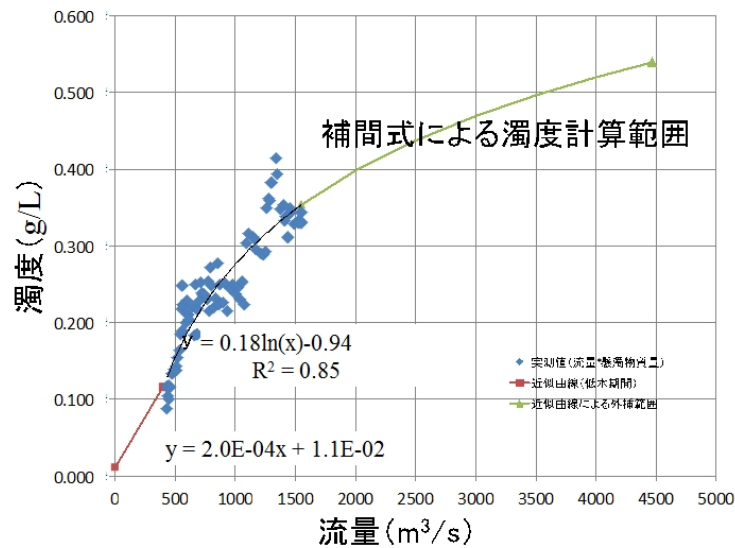
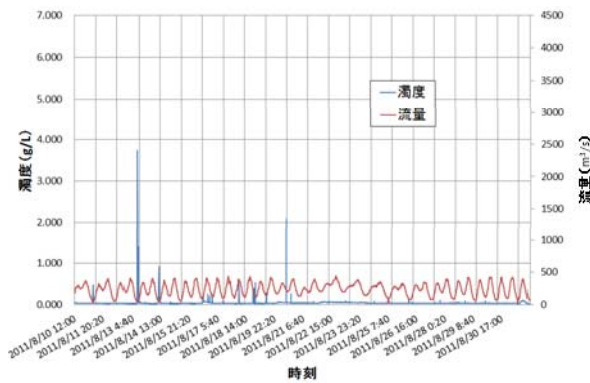


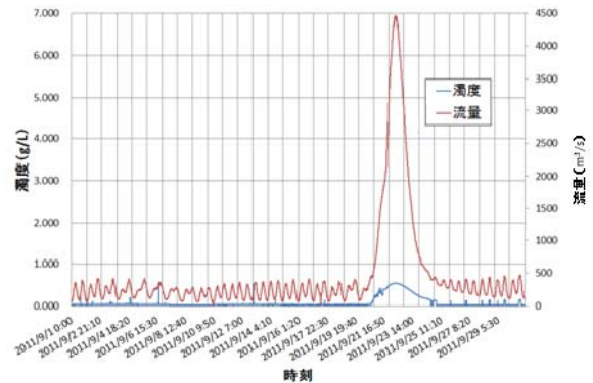
図 5.3.4.1-4 阿武隈川増水時における流量と濁度の指数回帰式と外挿線を入れたもの

③ 放射性セシウム輸送量の推定

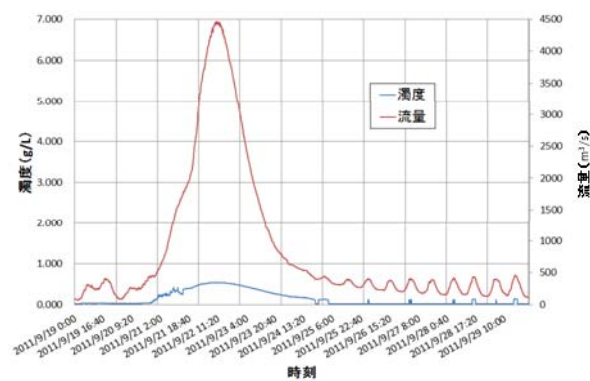
阿武隈川本川、岩沼地点において平成 23 年 8 月 10 日 12:00～平成 24 年 5 月 10 日 12:00 (274 日間) を推定期間とした。河川を流下する放射性セシウム輸送量の計算の元となる浮遊砂中や水中のセシウム 137 及びセシウム 134 の放射能濃度の測定値は、筑波大学及び気象研究所により実施された平成 23 年 6 月～12 月の分析結果を用いた。図 5.3.4.1-5～図 5.3.4.1-10 に放射性セシウム輸送量の算定に用いた 10 分ごとのそれぞれの調査地点の濁度と河川流量データ及び放射性セシウム輸送量を示す。



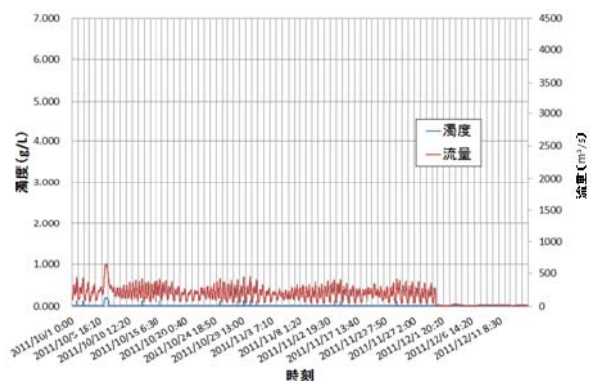
H23年8月10日から8月31日



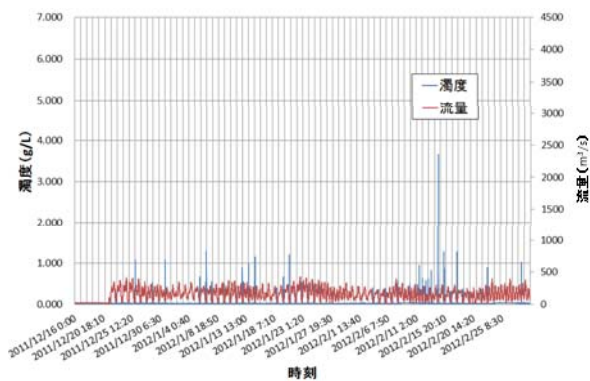
H23年9月1日から9月30日



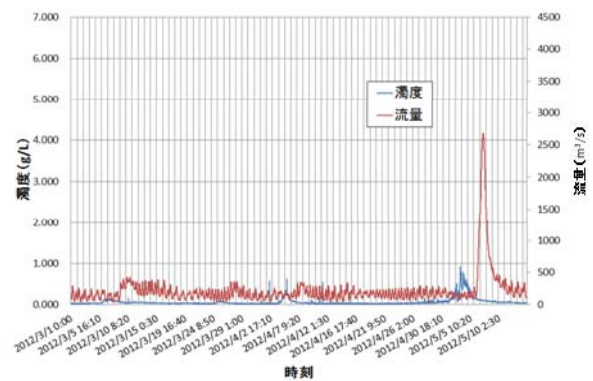
H23年9月19日から9月30日
(台風15号通過時)



H23年10月1日から12月15日

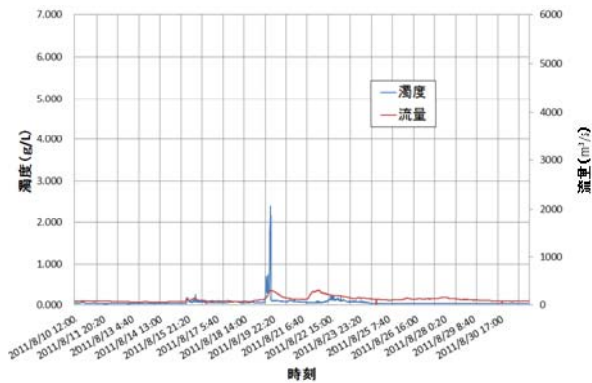


H23年12月16日からH24年2月29日

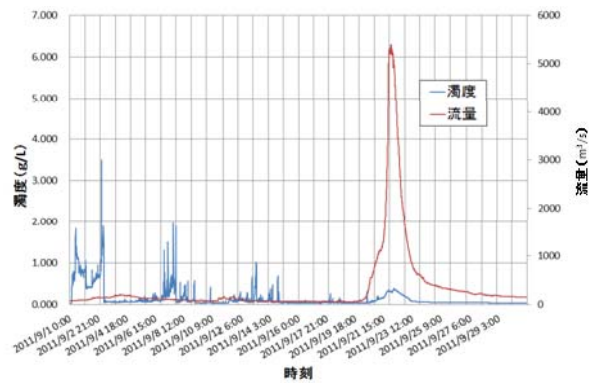


H24年3月1日から5月10日

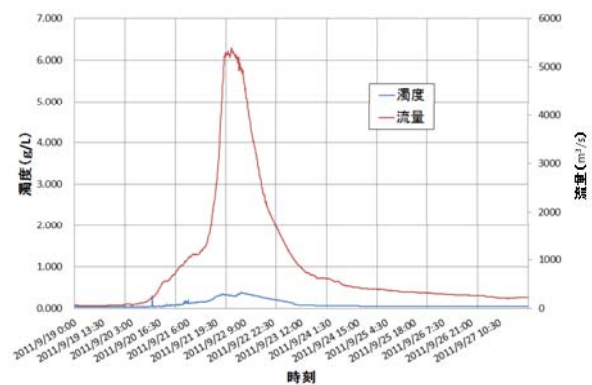
図 5.3.4.1-5 阿武隈川岩沼地点における流量・濁度（懸濁物質濃度）の時系列変化
(平成23年8月10日-平成24年5月10日)



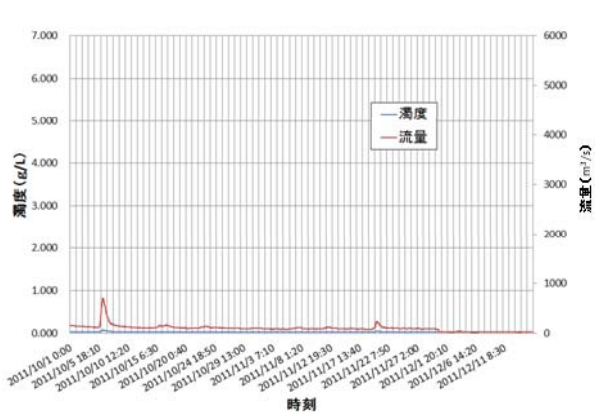
H23年8月10日から8月31日



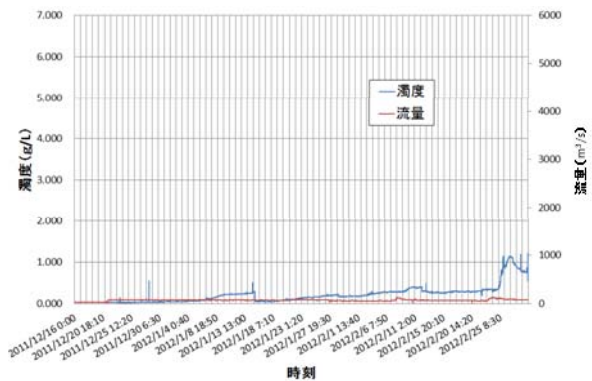
H23年9月1日から9月30日



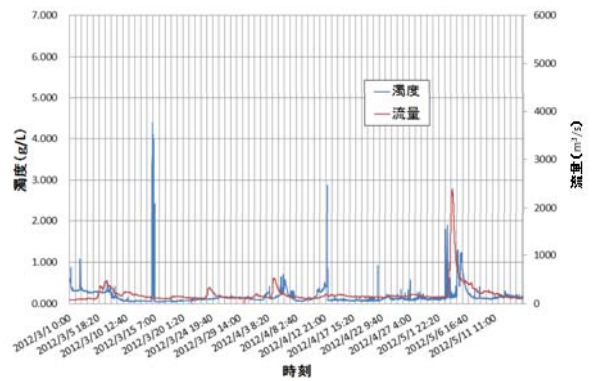
H23年9月19日から9月30日
(台風15号通過時)



H23年10月1日から12月15日

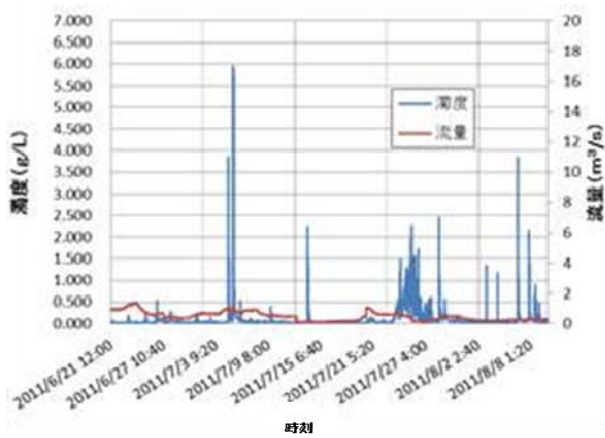


H23年12月16日からH24年2月29日

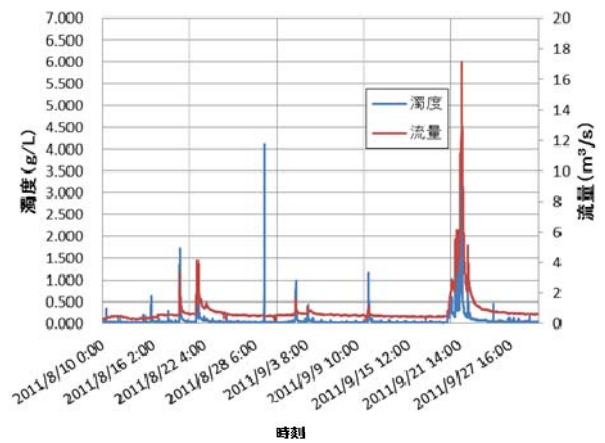


H24年3月1日から5月10日

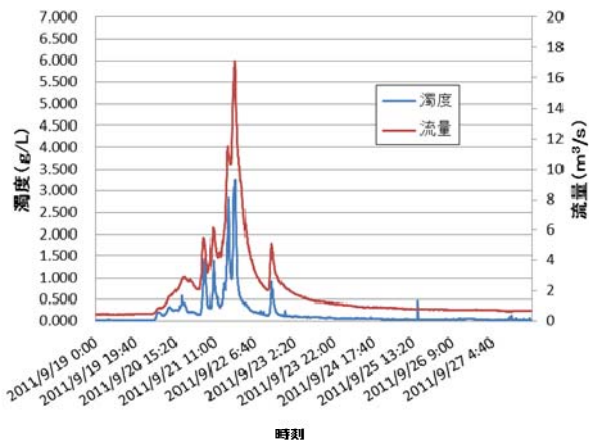
図 5.3.4.1-6 阿武隈川伏黒地点における流量・濁度（懸濁物質濃度）の時系列変化
(平成23年8月10日-平成24年5月15日)



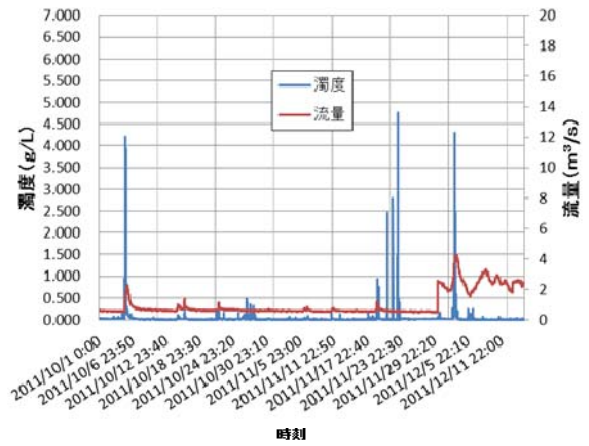
H23年6月21日から8月9日



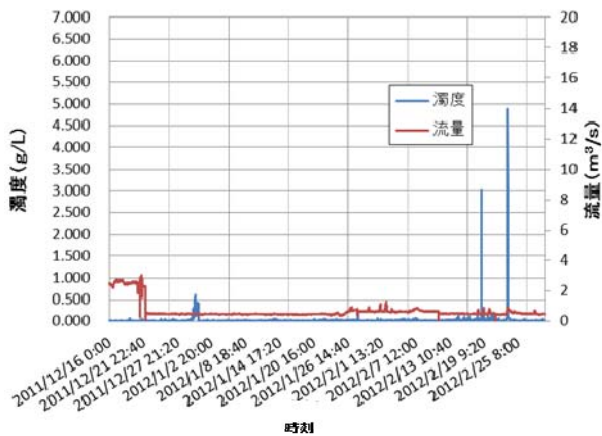
H23年8月10日から9月30日



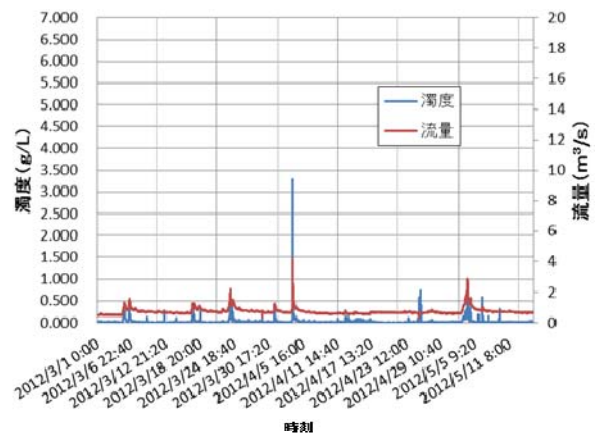
H23年9月19日から9月30日
(台風15号通過時)



H23年10月1日から12月15日

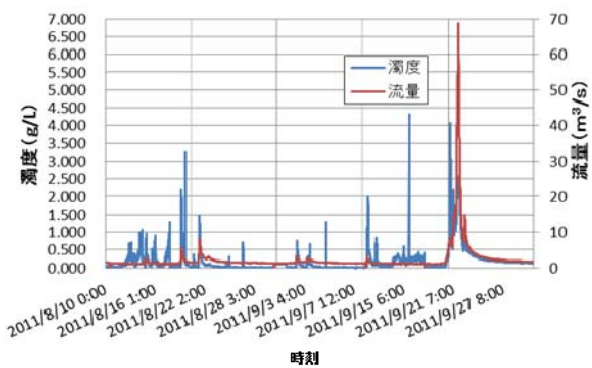


H23年12月16日からH24年2月29日

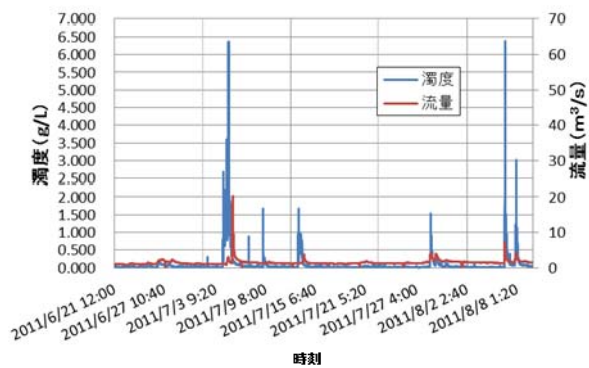


H24年3月1日から5月14日

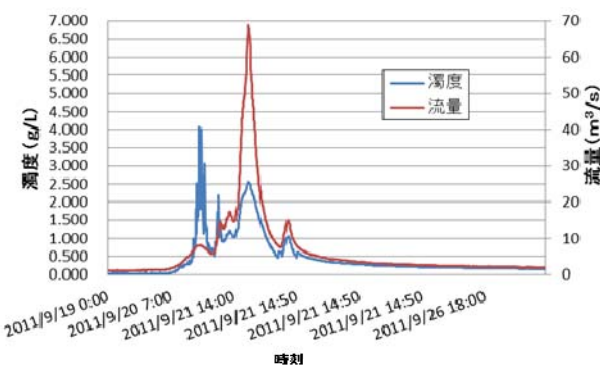
図 5.3.4.1-7 口太川上流地点における流量・濁度（懸濁物質濃度）の時系列変化
(平成23年6月21日-平成24年5月14日)



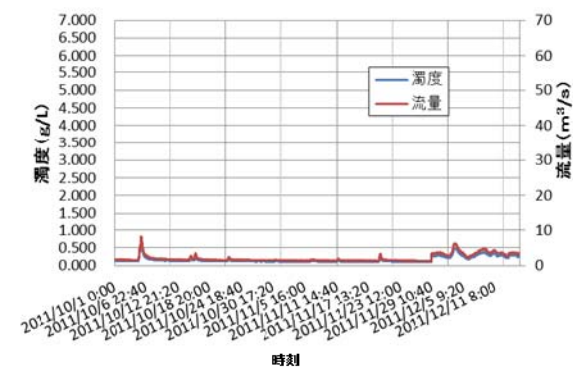
H23年6月21日から8月9日



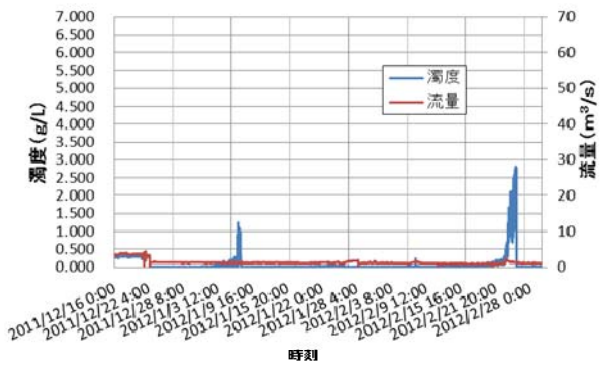
H23年8月10日から9月30日



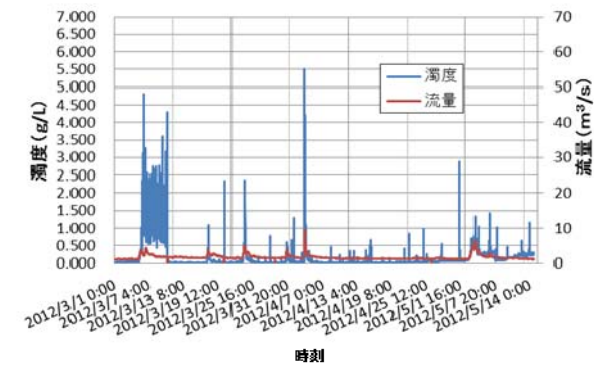
H23年9月19日から9月30日
(台風15号通過時)



H23年10月1日から12月15日

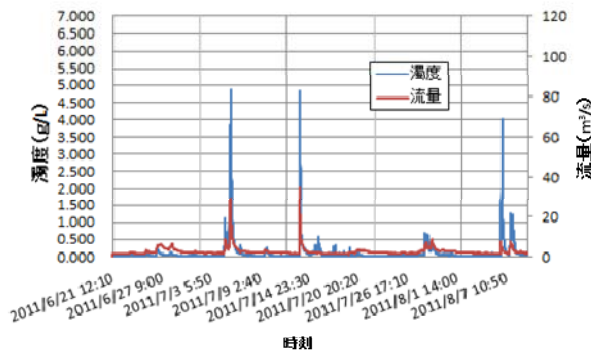


H23年12月16日からH24年2月29日

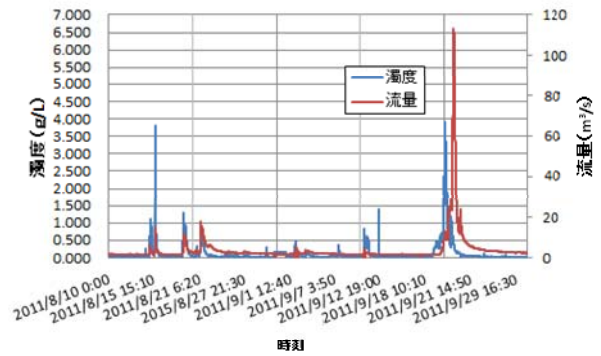


H24年3月1日から5月14日

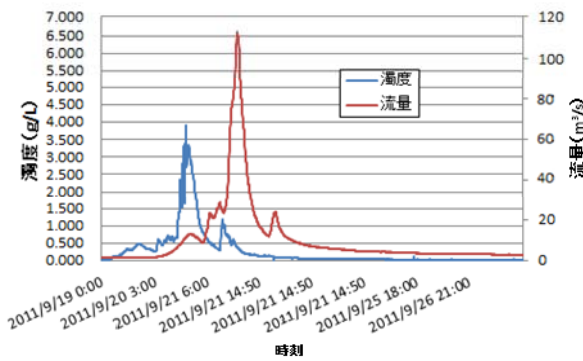
図 5.3.4.1-8 口太川中流地点における流量・濁度（懸濁物質濃度）の時系列変化
(平成23年6月21日-平成24年5月14日)



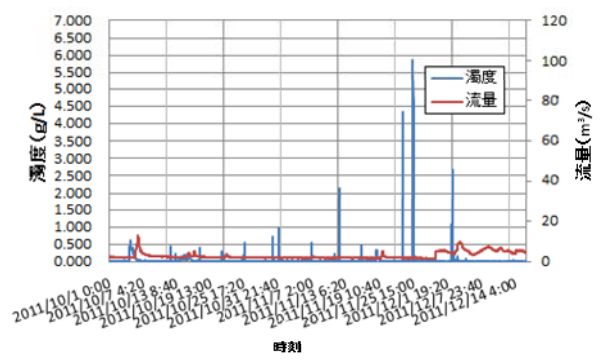
H23年6月21日から8月9日



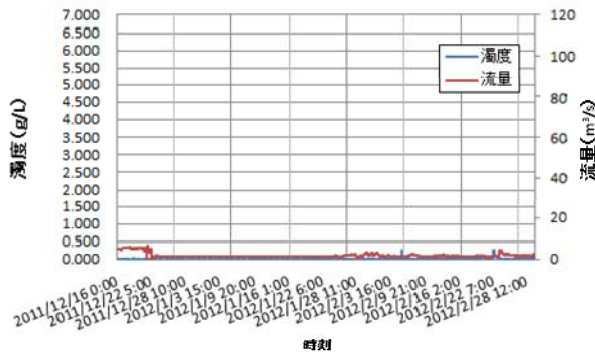
H23年8月10日から9月30日



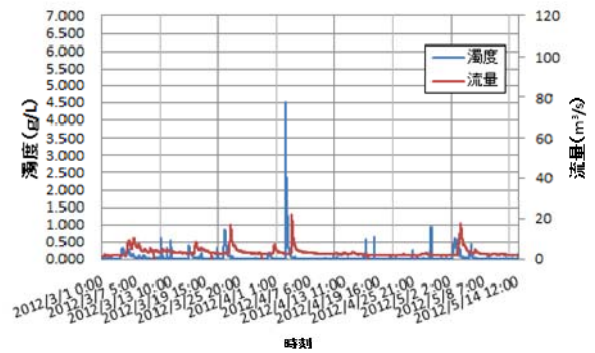
H23年9月19日から9月30日
(台風15号通過時)



H23年10月1日から12月15日

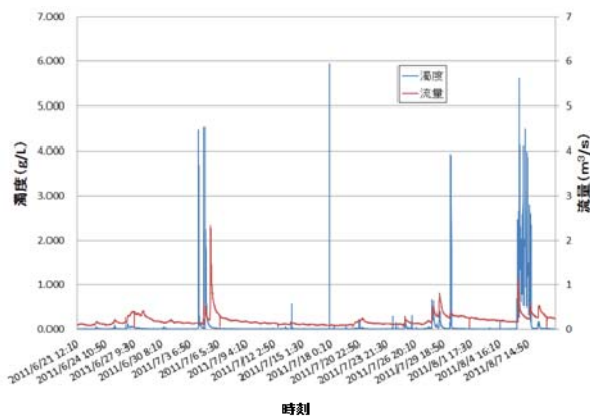


H23年12月16日からH24年2月29日

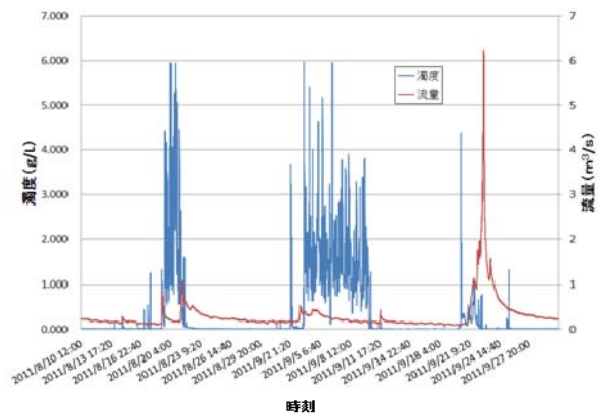


H24年3月1日から5月14日

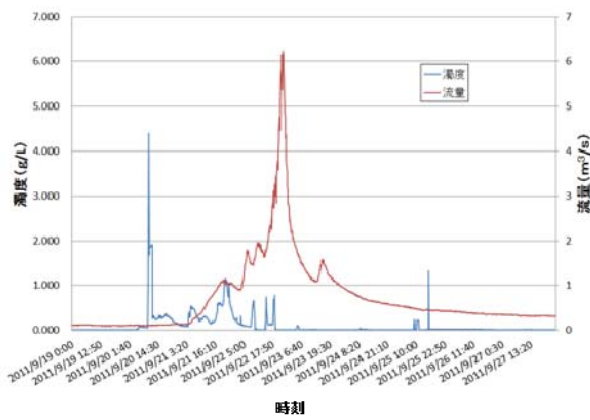
図 5.3.4.1-9 口太川下流地点における流量・濁度（懸濁物質濃度）の時系列変化
(平成23年6月21日-平成24年5月14日)



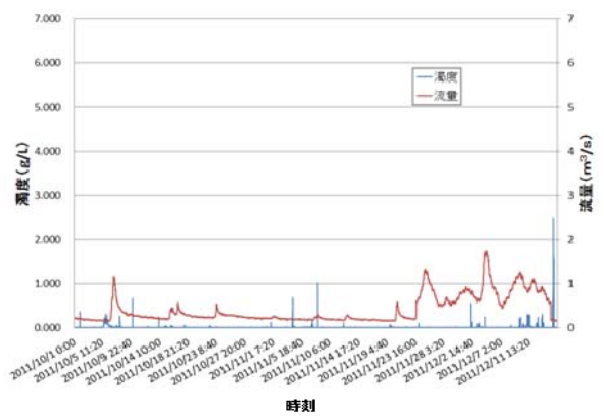
H23年6月21日から8月9日



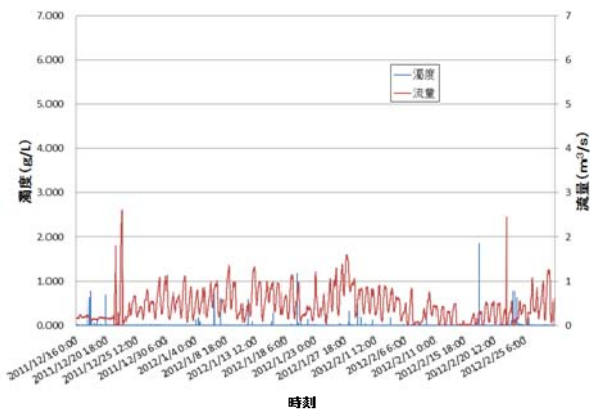
H23年8月10日から9月30日



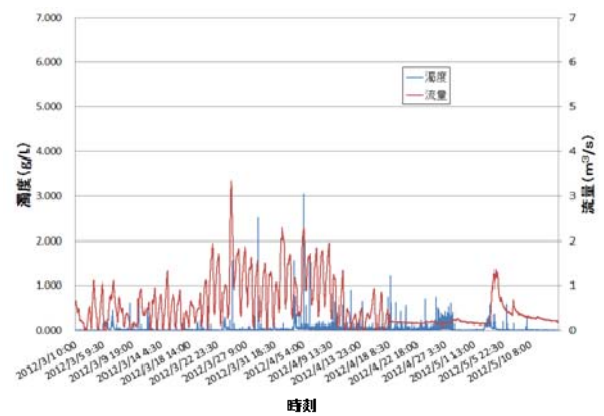
H23年9月19日から9月30日
(台風15号通過時)



H23年10月1日から12月15日



H23年12月16日からH24年2月29日



H24年3月1日から5月14日

図 5.3.4.1-10 水境川における流量・濁度（懸濁物質濃度）の時系列変化
(平成23年6月21日-平成24年5月14日)

図 5.3.4.1-5～図 5.3.4.1-10 までのデータをもとに、月毎にまとめた放射性セシウム輸送量を図 5.3.4.1-11 に示す。図中には平成 23 年 9 月に通過した台風 15 号の出水による放射性セシウム輸送量も示している。月毎の輸送量はそれぞれ月初め(1 日 0:00 (平成 23 年 6 月のみ 6 月 21 日 12:00))から月末(月末日 24:00、ただし平成 24 年 5 月は 10 日 12:00)までの積算輸送量を示している。「H23.9 (台風)」と記載された台風期間は平成 23 年 9 月 19 日～9 月 27 日の 8 日間であり、月毎の平成 23 年 9 月の総流出量にも含まれる。

次に、河川測定地点における総放射性セシウム輸送量の推定値と、それぞれの地点における総放射性セシウム輸送量中の浮遊砂(SS)による放射性セシウム輸送量を、以下の通り定義した寄与率により示した。

$$\text{寄与率(\%)} = \text{浮遊砂による放射性セシウム輸送量} / \text{総放射性セシウム輸送量 (水+浮遊砂)} (\%)$$

これによると、平成 23 年 8 月 10 日 12:00～平成 24 年 5 月 10 日 12:00 の間の海洋へのフラックス推定量と考えられる岩沼地点における放射性セシウム輸送量はセシウム 137 で 9.11×10^{12} Bq/274 日、セシウム 134 で 6.81×10^{12} Bq/274 日となった。平成 23 年 9 月 19 日 0:00～平成 23 年 9 月 27 日 0:00 の間の海洋へのフラックス推定量と考えられる岩沼地点における放射性セシウム輸送量はセシウム 137 で 5.94×10^{12} Bq/8 日(全期間の 65%)、セシウム 134 で 4.85×10^{12} Bq/8 日(全期間の 71%)となっており、調査期間における放射性セシウムの輸送量のほとんどは平成 23 年 9 月 19 日～9 月 27 日の間の台風 15 号通過時による出水期に発生しているといえる。

本推定においては、濁度計の生値を用いて実験室における SS(g/L)値とのキャリブレーションを行い、懸濁物質(SS)量の値を得た。ただし、直接懸濁物質量を測定しているわけではない。そのため、本報告書においては、濁度(g/L)と記している。

本推定に関して、考えられる誤差は濁度計データ欠測時の濁度の補間と、高水流量の推定であるが、濁度に関しては、図 5.3.4.1-4 で用いた指数回帰式を用いた。増水時の濁度の過剰評価を避けることができると考えられるが、同時に濁度がこれ以上あがっている可能性も残されている。また本フラックス計算において洪水期の放射性セシウム含有量は最も間近に測定した 9 月 17 日の値を用いた。なお、放射性セシウム含有量をその後の測定値である 12 月 19 日の濃度や、平均値を用いると台風時期のフラックスの割合はやや減少する。台風時期を終えてのフラックスについては、雪解け水に関する増水期におけるフラックスが増加しているといえる。セシウム 137 の輸送における浮遊砂の寄与率は岩沼地点で 88.4%であったが、台風期に関しては寄与率が 94.0%まで上昇した。セシウム 134 では岩沼地点で 86.1%であったが、台風期に関しては寄与率が 95.3%まで上昇した。

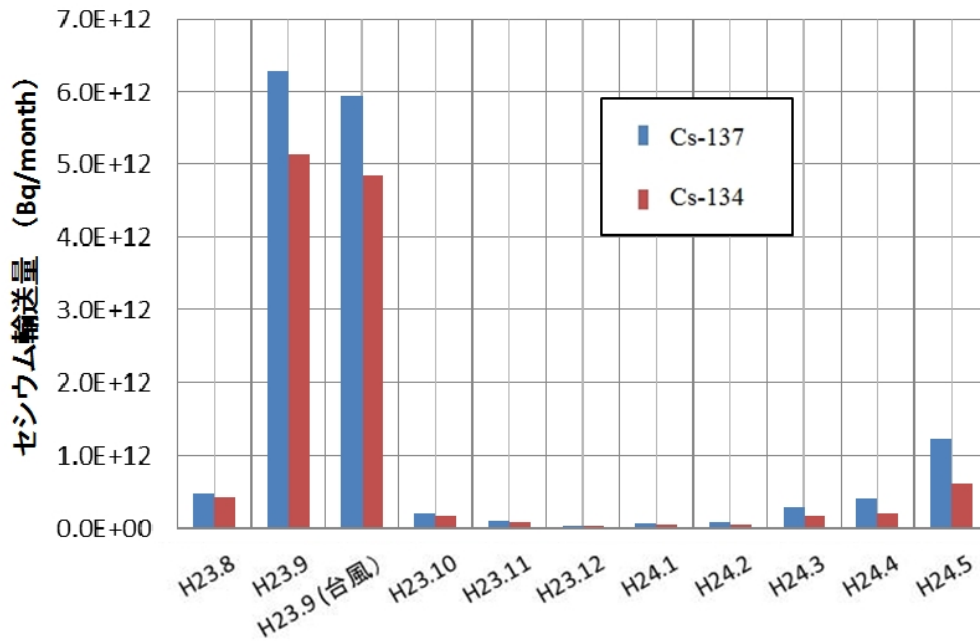


図 5. 3. 4. 1-11(a) 月毎の放射性セシウム輸送量（岩沼地点）の時間変化（横軸は年、月を示す）

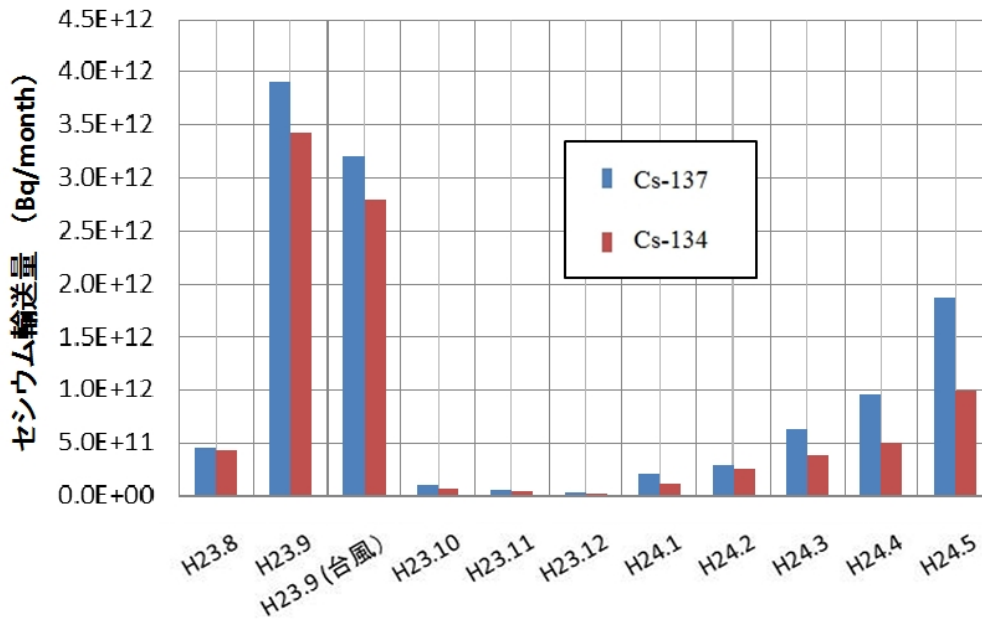


図 5. 3. 4. 1-11(b) 月毎の放射性セシウム輸送量（伏黒地点）の時間変化（横軸は年、月を示す）

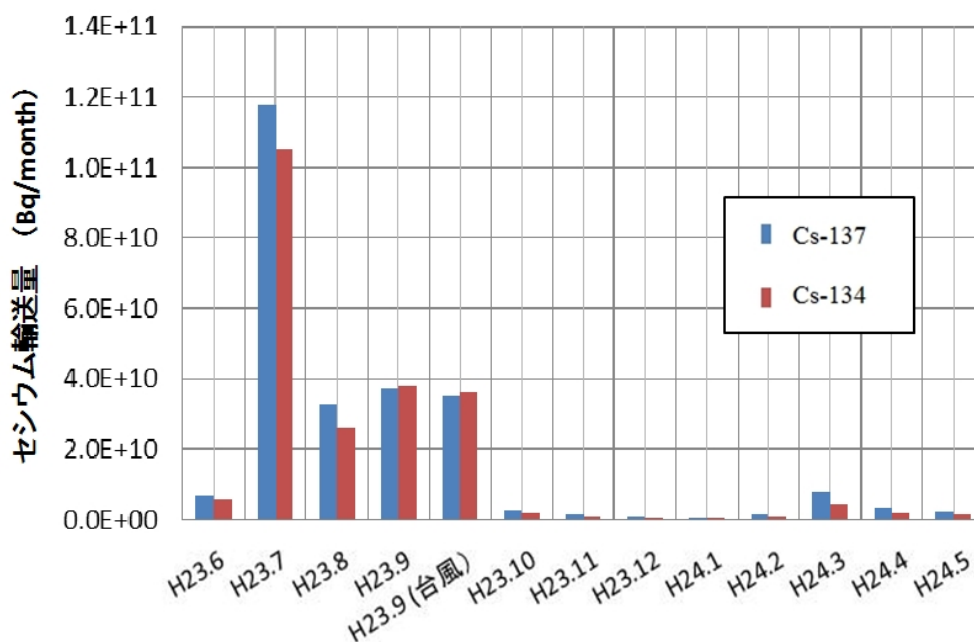


図 5. 3. 4. 1-11 (c) 月毎の放射性セシウム輸送量（口太川下流地点）の時間変化（横軸は年、月を示す）

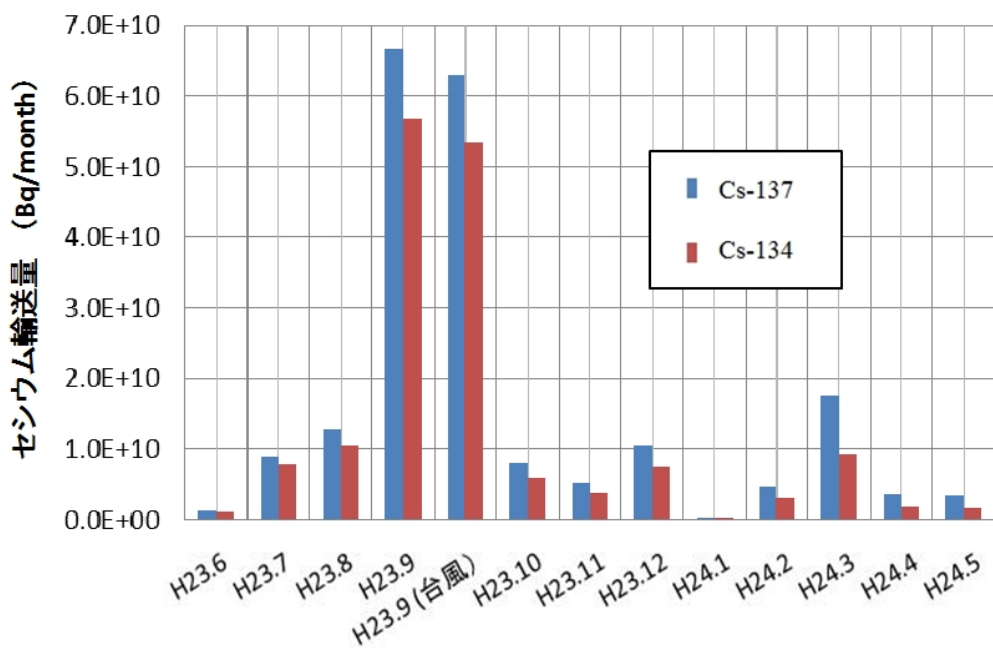


図 5. 3. 4. 1-11 (d) 月毎の放射性セシウム輸送量（口太川中流地点）の時間変化（横軸は年、月を示す）

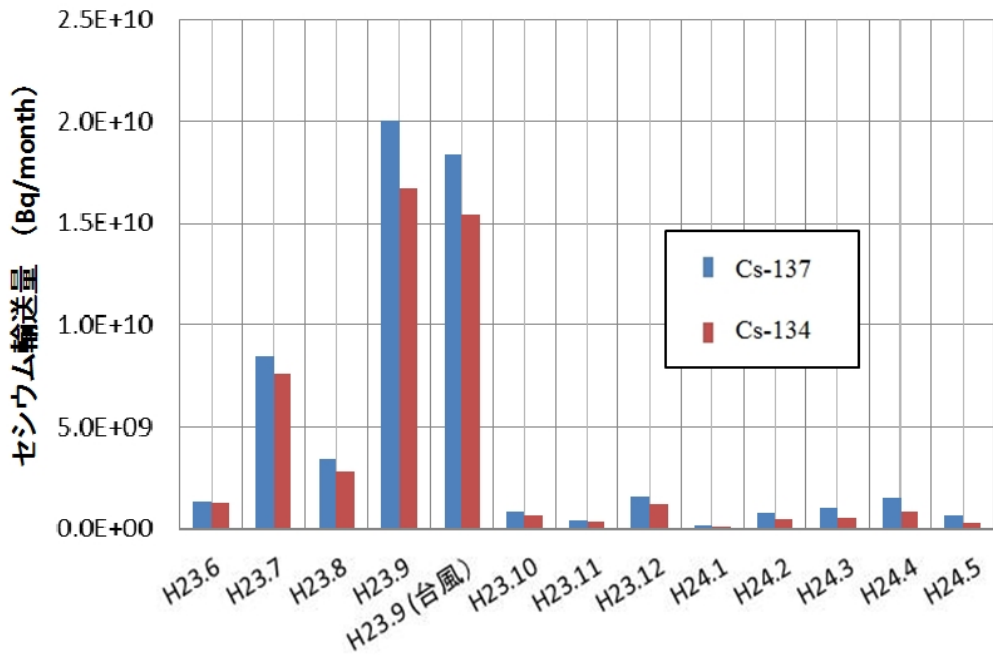


図 5. 3. 4. 1-11 (e) 月毎の放射性セシウム輸送量（口太川上流地点）の時間変化（横軸は年、月を示す）

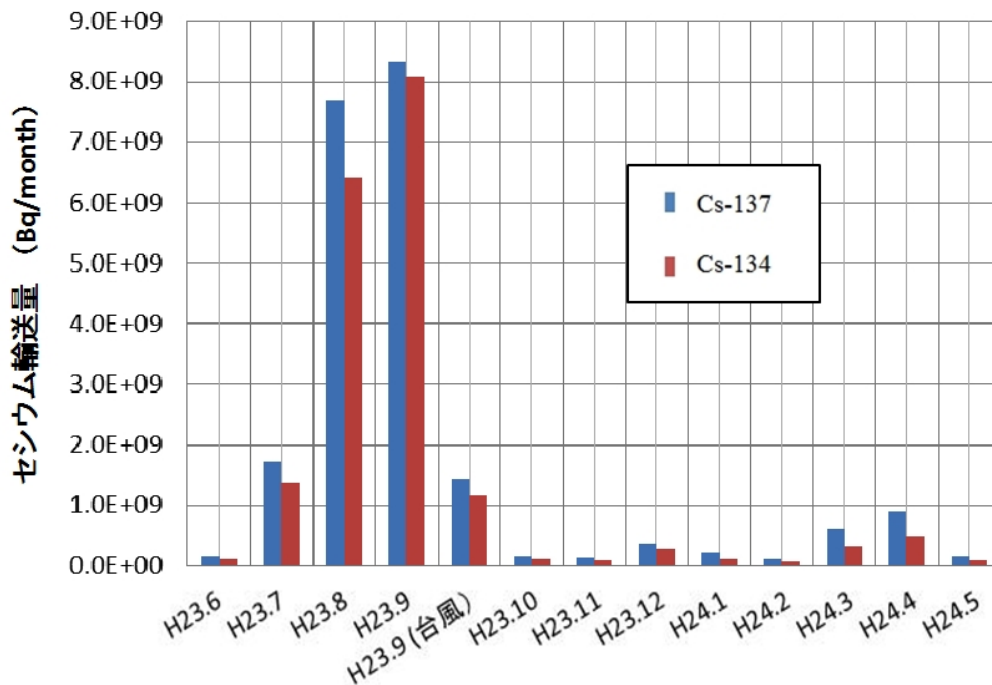


図 5. 3. 4. 1-11 (f) 月毎の放射性セシウム輸送量（水無川地点）の時間変化（横軸は年、月を示す）

4) まとめと今後の課題

今回の調査で、濾過後の水中に溶存している放射性セシウムと浮遊砂として流下している放射性セシウムを比較すると、岩沼地点において 80%程度が浮遊砂の形で、流下していることが確認された。また、岩沼地点の総負荷量の 6 割以上が台風 15 号時期においてもたらされており、その量は平成 23 年 9 月 19 日～9 月 27 日の 8 日間でセシウム 137 で 5.94×10^{12} Bq/8 日(全期間の 65%)、セシウム 134 で 4.85×10^{12} Bq/8 日(全期間の 71%)という非常に大きな値であることが示唆された。

今回は、河底を流れる土砂(掃流砂)による放射性セシウムの輸送についての調査を行なっておらず、これらを考慮すると輸送量は今回の推定より高い値になると考えられる。そのため、底質の観測を含めて長期的なモニタリングが必要である。

また、現在の結果においては、観測された河川試料の放射性セシウムの濃度を全期間一定と仮定してフラックスを計算したが、前述した第 4 章の河川試料の放射性セシウムの放射能濃度の測定結果においても、河川試料中の放射性セシウムの放射能濃度は様々な水文過程により変化すると考えられる。

そこで、本調査では、これらを再現する為に分布型流出モデルを用いた河川流域全体の放射性セシウム輸送の分析を行なった。結果は 5.3.5-(2)で後述するが、例えば岩沼地点における推定値は広い河川断面に対して 1 点での計測結果を元としているため、将来的には複数地点や断面推定などを元に、フラックス推定精度を向上させることが必要である。また、岩沼地点より下流においては潮汐の影響が大きいため、これらの浮遊砂が海洋に流入してどのような挙動を示すのかについても観測を継続する必要があると考える。

5.3.4-(2) 湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の解明

今回の調査では、第1次分布状況等調査の結果を含め、平成23年7月から平成24年4月までに採取したデータを取りまとめるとともに、結果の評価を実施した。

1) 目的

福島第一原発の事故に伴い陸上に降下した放射性セシウムは、大部分が土砂粒子に吸着する。土砂粒子は雨水・地表水によって運搬され、貯水池(ため池)やダム湖といったリザーバーに到達する。リザーバーでは水の流れが遅く、地表水によって流れ込んだ土砂粒子が沈降・堆積するため、集水域の放射性セシウムは、時間の経過とともにリザーバーに蓄積することが予想される。

そこで、本研究では、貯水池やダム湖といったリザーバーにおける放射性セシウムの堆積状況を把握するため、貯水池やダム湖の底泥中における放射性セシウムの濃度、及び深度分布を評価すると共に、9~10ヶ月スパンでの放射性セシウム濃度の変動を調査した。

2) 調査方法

調査地点は口太川流域内の3つの貯水池(大屋戸、高屋敷、鼠喰池)、及び広瀬川流域内の松沢上池、さらに阿武隈川ダム湖の蓬莱湖内の4地点の、計8地点とした(図5.3.4.2-1(a)~(e))。底泥の採取地点名、採取日を表5.3.4.2-1に示す。なお、蓬莱湖中流の採取地点St.2については7月8日の測定のみであり、第2次分布状況等調査時の測定は行っていない。

また、貯水池である大屋戸、高屋敷、鼠喰池及び松沢上池の満水時面積は、それぞれ約800 m²、670 m²、2,400 m²、9,400 m²である。外観を写真5.3.4.2-1に示す。

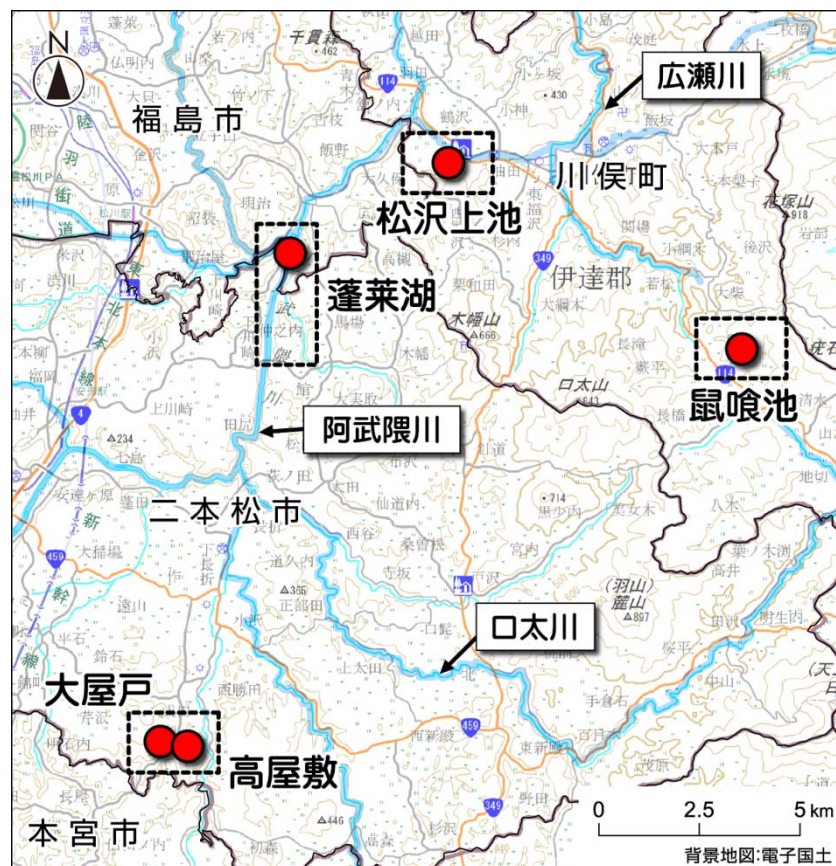


図5.3.4.2-1(a) 貯水池、ダム湖における底泥採取地点



図 5.3.4.2-1(b) ダム湖（蓬萊湖）における底泥採取地点



図 5.3.4.2-1(c) 貯水池（大屋戸、高屋敷）の位置詳細図



図 5.3.4.2-1(d) 貯水池（鼠喰池）の位置詳細図



図 5.3.4.2-1(e) 貯水池（松沢上池）の位置詳細図

表 5.3.4.2-1 貯水池、ダム湖における底泥の採取地点名、採泥日

蓬莱湖 St.0 (上流)	蓬莱湖 St.1 (中流)	蓬莱湖 St.2 (中流)	蓬莱湖 St.3 (下流)	貯水池 (大屋戸)	貯水池 (高屋敷)	貯水池 (鼠喰池)	貯水池 (松沢上池)
	平成 23 年 7 月 8 日	平成 23 年 7 月 8 日	平成 23 年 7 月 8 日	平成 23 年 7 月 8 日	平成 23 年 7 月 8 日	平成 23 年 8 月 4 日	平成 23 年 8 月 4 日
						平成 23 年 11 月 25 日	平成 23 年 11 月 25 日
平成 24 年 4 月 19 日	平成 24 年 4 月 19 日		平成 24 年 4 月 19 日	平成 24 年 4 月 20 日	平成 24 年 4 月 20 日	平成 24 年 4 月 20 日	平成 24 年 4 月 20 日



写真 5.3.4.2-1 貯水池の外観

(左上：大屋戸、右上：高屋敷、左下：鼠喰池、右下：松沢上池)

蓬莱湖の底泥は、投下型コアサンプラー、またはダイバー潜水により、直径 10~11cm の柱状底泥（コアサンプル）1 本を湖内の各地点で採取した。得られたコアサンプルの深さは、6~50cm であった。

また、貯水池の底泥は、投下型コアサンプラー、または差し込み型コアサンプラーを用いて、直径 4 cm、深さ 15-20 cm のコアサンプル 4 本を各貯水池で採取した。採取したコアサンプルは、2cm ごとにスライスした。

各貯水池で得た 4 本のコアサンプルは、スライスした後 1 つにまとめ、以後の実験に用いた。スライスしたコアサンプルは湿重量を測定後、乾燥機で乾燥（110℃、24 時間）させ、乾燥重量を測定した。乾燥試料中の凝集体は、乳鉢を用いて破碎し、均一な粉体試料とした。試料中の放射性セシウム濃度はゲルマニウム半導体検出器により測定した。測定時間は、試料の放射能強度に応じて、5 分～2 時間とした。放射性セシウム濃度は、試料回収時から測定時までの放射性セシウムの壊変を考慮し、減衰補正（底泥採取日と測定日間の日数と半減期から、その間の放射性物質の減衰量を推測し、減衰前の数値に補正）を行った。底泥の粒径は光散乱式粒径測定器により測定した。

3) 結果

① 蓬萊湖底泥中の放射性セシウム

蓬萊湖底泥中の放射性セシウム濃度を表 5.3.4.2-2(a)～(d)に、放射性セシウム濃度の深度分布を図 5.3.4.2-2(a)～(d)に示す。結果として、放射性セシウム濃度の深度分布は、平成 24 年 4 月 19 日の St. 0 及び St. 1 でそれぞれ深さ 40 cm、36 cm まで調査したが、最深層（St. 0 で 38-40 cm、St. 1 で 34-36 cm）においても、それぞれセシウム 137 の濃度として 11.1、1.8 kBq/kg と、相当量の放射性セシウムが検出された。また、セシウム 134、セシウム 137 ともに、不均一な深度分布を示しており、St. 0 では深さ 34-36 cm に、St. 1 では 22-24 cm に最も高い放射性セシウム濃度（それぞれセシウム 137 濃度として 13.3、22.5 kBq/kg）が確認された。

表層（0-6 cm）の放射性セシウム濃度に着目すると、平成 23 年 7 月 8 日に採取された底泥では、平成 24 年 4 月 19 日に採取された底泥に比べて、セシウム 134、セシウム 137 の放射能濃度はいずれも高い値を示した。

また、St. 1 及び St. 3 において平成 24 年 4 月 19 日に採取された放射性セシウムの濃度は、深度に関係なく、平成 23 年 7 月 8 日の値よりも明らかに低かった。

次に、放射性セシウムの蓄積状況を確認するため、単位面積当たりの蓬萊湖底泥中の放射性セシウム積算量（インベントリ）を求めた。結果を表 5.3.4.2-3 に示す。分析誤差は 7 kBq/m² 以下であったため、表中の値は一の位で四捨五入した。その結果、St. 1 において、放射性セシウム積算量（インベントリ）を求めた深度は、平成 23 年 7 月 8 日で 20cm、平成 24 年 4 月 19 日で 36cm であり、平成 24 年 4 月 19 日により深い層まで放射性セシウム量を積算したが、平成 24 年 4 月 19 日の放射性セシウム積算量（インベントリ）は、セシウム 134 で平成 23 年 7 月 8 日の約 40%、セシウム 137 で約 50%と、顕著に低い値になっていることが確認された。

② 貯水池の底泥中の放射性セシウム

貯水池の底泥中の放射性セシウム濃度を表 5.3.4.2-4(a)～(d)に、放射性セシウムの深度分布を図 5.3.4.2-3(a)～(d)に示す。また、表 5.3.4.2-5 では、平成 23 年夏季（7 月 8 日、8 月 4 日、ないしは 11 月 25 日）と平成 24 年 4 月 20 日の値についてまとめた。表中の N.S. は採取しなかった試料であり、N.D. は検出下限値以下であった試料である。その結果、貯水池の底泥中の放射性セシウム濃度は、大屋戸を除いたいずれの地点においても、平成 24 年 4 月 20 日に採取した試料で高い値が得られた。放射性セシウム濃度の鉛直分布は、いずれの貯水池でも底泥表層において放射性セシウムの濃度が高く、深度の増加に伴い減少していることが確認された。特に、高屋敷を除いた地点では、10cm 以浅に分布しており、10cm 以深では検出されなかった。

各貯水池で得られた放射性セシウムのインベントリを表 5.3.4.2-5 にまとめた。なお、表中の

NS は、採泥しなかった地点・日付を示す。平成 24 年 4 月 20 日の値は、底泥中の放射性セシウム濃度の経時的な変化を反映しており、夏季（平成 23 年 7 月 8 日、及び 8 月 4 日）の値よりも大屋戸で底泥中の放射性セシウムのインベントリは低く、他の貯水池で高いインベントリの値を示した。なお、平成 23 年 7 月 8 日、及び 8 月 4 日の底泥中の放射性セシウムのインベントリは、採泥カラム断面積の見直しに伴い、採取したコアサンプルの面積が大きくなったため、第 1 次分布状況等調査時の報告書に記載した値よりも低くなっている。

③ 底泥の粒度分布

平成 24 年 4 月 19 日において、蓬莱湖（St. 0、1）で採取した各深度 0~2 cm、10~12 cm、20~22 cm のコアサンプルの粒度分布を図 5.3.4.2-4 に、貯水池で採取した深度 0-2 cm、10-12 cm のコアサンプルの粒度分布を図 5.3.4.2-5 に示す。

蓬莱湖では、底泥の粒度分布の積算体積比率（底泥の全粒子量に対する、ある粒径までの粒子量の累積比率）が 50%となる粒径は、10 μm から 100 μm の範囲で変動しており、同じ地点であっても、深度によって粒径の異なる粒子が底泥を形成することが確認された。

他方、貯水池の底泥の粒度分布の積算体積比率が 50%となる粒径は、全て 10 μm から 30 μm の範囲におさまり、いずれの貯水池でも非常に微細な粒子が底泥を構成していること、深度による粒径の変動が少ないことが確認された。

また、粒度分布の経時的な変化を評価するため、蓬莱湖 St. 1 と貯水池（大屋戸、高屋敷）の 0~6cm の層について、平成 23 年夏季及び平成 24 年 4 月における積算体積比率が 50%となる粒径を比較した（図 5.3.4.2-6）。その結果、粒度分布の積算体積比率が 50%となる粒径は、いずれの地点においても表層底泥では、十数 μm から二十数 μm であり、表層底泥の粒度分布に、時期による大きな変動は確認されなかった。

表 5.3.4.2-2(a) 蓬莱湖 (St.0) の放射性セシウム濃度

深さ (cm)	Cs-134		Cs-137	
	平成 24 年		平成 24 年	
	4 月 19 日		4 月 19 日	
	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差
0-2	4.7	0.2	6.4	0.2
2-4	0.8	0.0	1.1	0.1
4-6	0.4	0.0	0.5	0.0
6-8	0.3	0.0	0.5	0.0
8-10	0.3	0.0	0.4	0.0
10-12	0.2	0.0	0.3	0.0
12-14	0.2	0.0	0.3	0.0
14-16	0.3	0.0	0.4	0.0
16-18	0.2	0.0	0.4	0.0
18-20	0.3	0.0	0.5	0.0
20-22	0.3	0.0	0.4	0.0
22-24	0.3	0.0	0.5	0.0
24-26	0.5	0.0	0.6	0.1
26-28	3.4	0.2	4.5	0.2
28-30	1.2	0.1	1.8	0.1
30-32	0.5	0.0	0.7	0.1
32-34	8.0	0.4	10.5	0.5
34-36	9.4	0.3	13.3	0.4
36-38	6.7	0.1	9.6	0.2
38-40	8.0	0.3	11.1	0.4

表 5.3.4.2-2(b) 蓬萊湖 (St.1) の放射性セシウム濃度

深さ (cm)	Cs-134				Cs-137			
	平成 23 年 7 月 8 日		平成 24 年 4 月 19 日		平成 23 年 7 月 8 日		平成 24 年 4 月 19 日	
	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差
0-2	50.8	1.6	7.2	0.2	58.6	1.8	9.8	0.2
2-4	57.6	1.3	4.8	0.3	62.4	1.4	7.1	0.3
4-6	44.3	0.8	4.9	0.2	48.8	0.9	6.2	0.3
6-8	42.9	1.4	4.8	0.2	47.6	1.5	7.1	0.3
8-10	41.3	1.3	4.5	0.1	48.0	1.5	6.5	0.2
10-12	50.5	0.4	5.8	0.3	56.4	0.4	8.4	0.4
12-14	47.8	0.4	7.8	0.4	54.0	0.4	11.0	0.5
14-16	50.8	0.4	3.8	0.1	56.4	0.4	5.5	0.2
16-18	55.3	0.4	5.2	0.2	61.0	0.4	7.4	0.2
18-20	56.1	0.5	10.3	0.3	62.3	0.5	15.1	0.4
20-22			14.9	0.3			21.3	0.4
22-24			15.8	0.4			22.5	0.5
24-26			15.2	0.3			21.6	0.4
26-28			13.2	0.3			19.8	0.4
28-30			13.0	0.2			18.4	0.3
30-32			8.9	0.2			12.5	0.2
32-34			4.2	0.1			5.5	0.1
34-36			1.1	0.1			1.8	0.1

表 5.3.4.2-2(c) 蓬萊湖 (St.2) の放射性セシウム濃度

深さ (cm)	Cs-134		Cs-137	
	平成 23 年 7 月 8 日		平成 23 年 7 月 8 日	
	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差
0-2	48.2	2.1	60.6	2.5
2-4	50.8	1.6	56.7	1.8
4-6	47.2	1.8	54.7	2.0

表 5.3.4.2-2(d) 蓬萊湖 (St. 3) の放射性セシウム濃度

深さ (cm)	Cs-134				Cs-137			
	平成 23 年 7 月 8 日		平成 24 年 4 月 19 日		平成 23 年 7 月 8 日		平成 24 年 4 月 19 日	
	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差
0-2	47.5	2.3	6.6	0.2	54.9	2.6	9.0	0.2
2-4	56.7	2.1	7.1	0.2	58.3	2.2	9.8	0.2
4-6	46.3	1.7	2.4	0.1	52.6	1.9	3.3	0.1

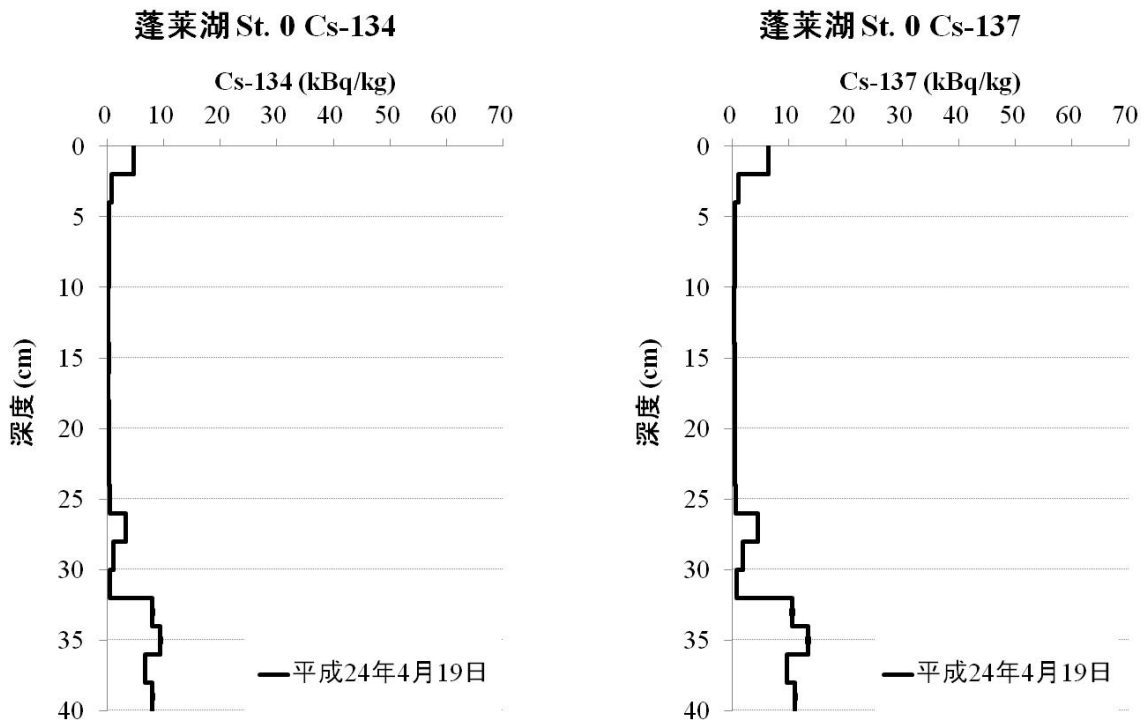


図 5.3.4.2-2(a) 蓬萊湖 (St. 0) 底泥中の放射性セシウムの深度分布
(図中の濃度は、採泥日 (H24. 4. 19) の値への減衰補正を行った値である)

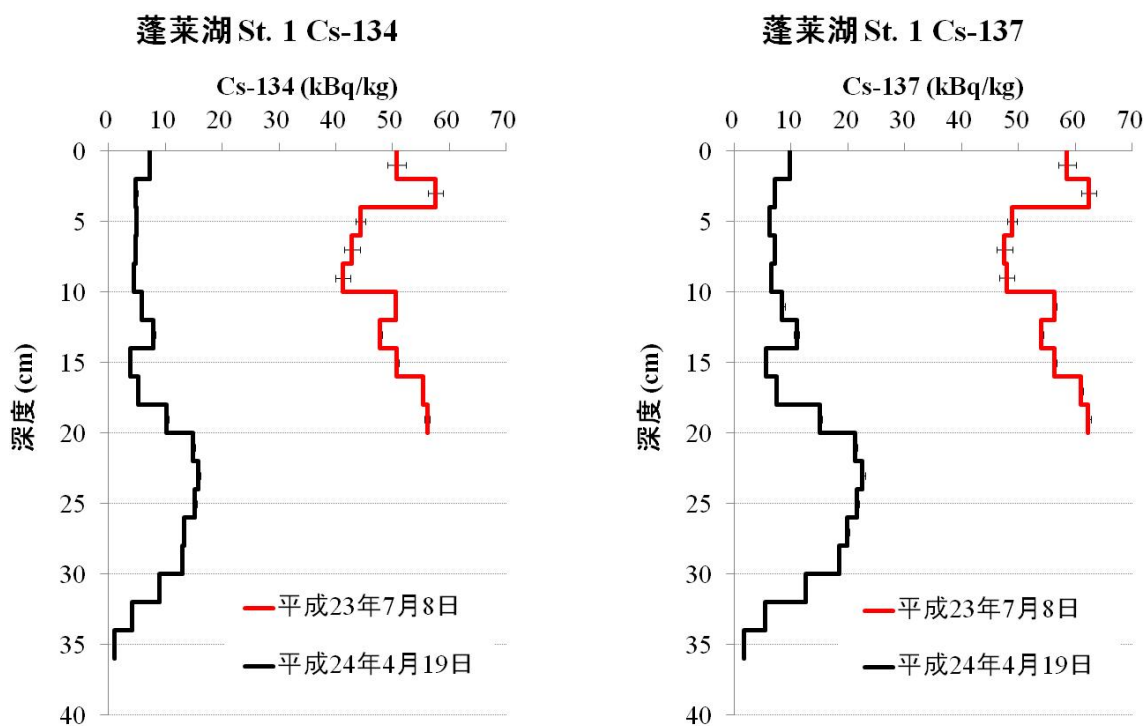


図 5. 3. 4. 2-2(b) 蓬萊湖 (St. 1) 底泥中の放射性セシウムの深度分布
(図中の濃度は、採泥日 (H23. 7. 8 及び H24. 4. 19) の値への減衰補正を行った値である)

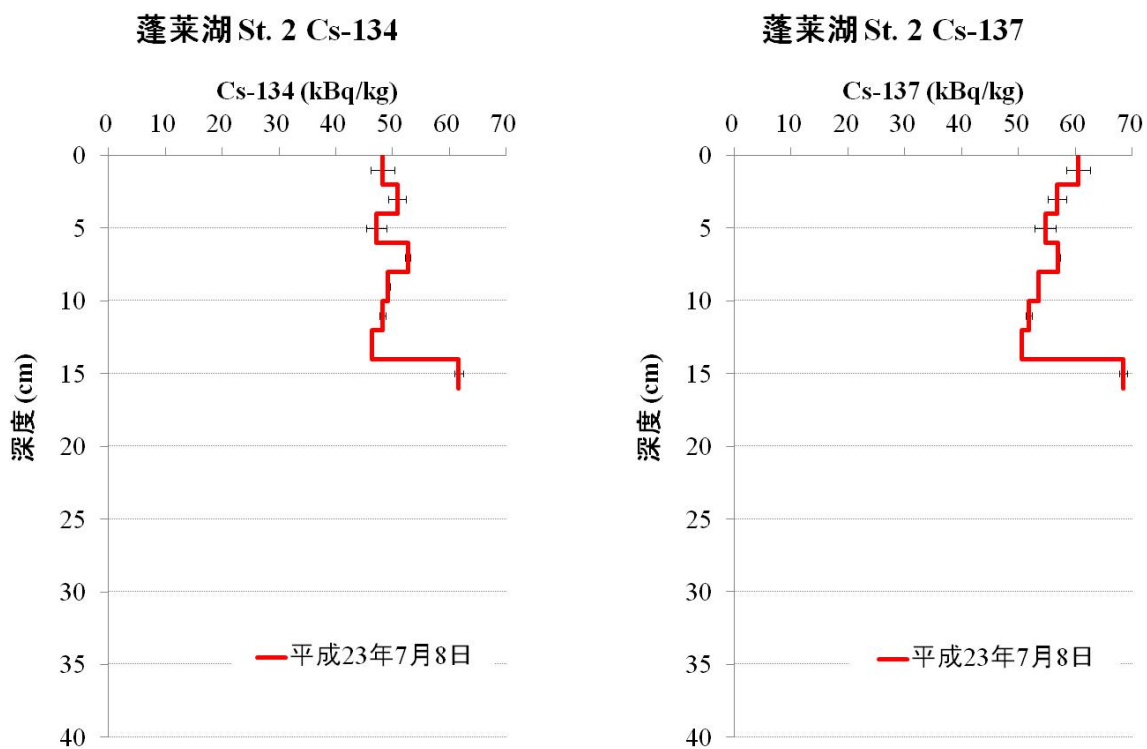
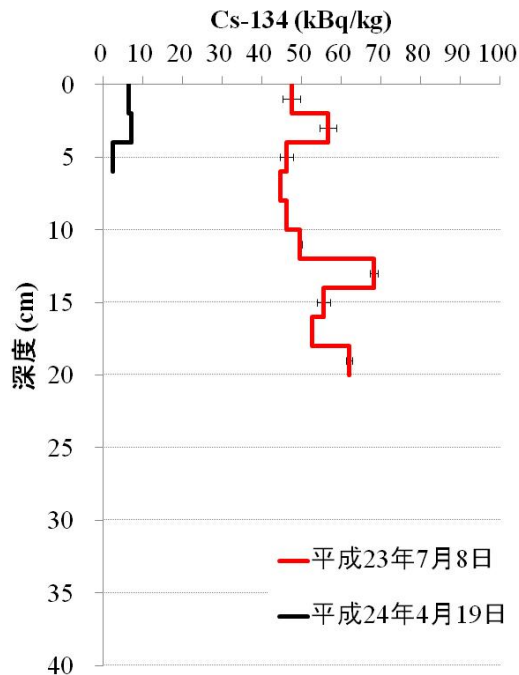


図 5. 3. 4. 2-2(c) 蓬萊湖 (St. 2) 底泥中の放射性セシウムの深度分布
(図中の濃度は、採泥日 (H23. 7. 8) の値への減衰補正を行った値である)

蓬萊湖 St. 3 Cs-134



蓬萊湖 St. 3 Cs-137

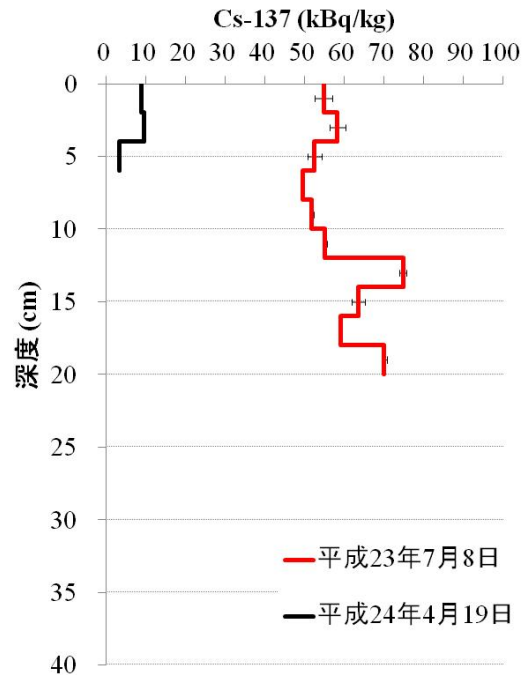


図 5. 3. 4. 2-2(d) 蓬萊湖 (St. 3) 底泥中の放射性セシウムの深度分布
(図中の濃度は、採泥日 (H23. 7. 8 及び H24. 4. 19) の値への減衰補正を行った値である)

表 5. 3. 4. 2-3 蓬萊湖底泥中の単位面積当たりの放射性セシウムの積算量

地点	Cs-134 (kBq/m ²)		Cs-137 (kBq/m ²)	
	平成 23 年	平成 24 年	平成 23 年	平成 24 年
	7 月 8 日	4 月 19 日	7 月 8 日	4 月 19 日
St. 0	NS	570 (0-40 cm)	NS	800 (0-40 cm)
St. 1	2,900 (0-20cm)	1,170 (0-36 cm)	3,200 (0-20cm)	1,680 (0-36 cm)
St. 2	500 (0-6cm)	NS	590 (0-6cm)	NS
St. 3	670 (0-6cm)	120 (0-6 cm)	730 (0-6cm)	160 (0-6 cm)

括弧内の深度は、積算量の算出に用いた深度を示す。NS は採泥しなかった地点・日付である。なお、分析誤差は 7 kBq/m² 以下であったため、一の位を四捨五入した値を示す

表 5.3.4.2-4(a) 貯水池（大屋戸）の放射性セシウム濃度

深さ (cm)	Cs-134				Cs-137			
	平成 23 年 7 月 8 日		平成 24 年 4 月 20 日		平成 23 年 7 月 8 日		平成 24 年 4 月 20 日	
	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差
0-2	32.3	1.4	13.3	1.1	34.9	1.4	20.0	1.3
2-4	12.0	0.5	3.5	0.3	13.1	0.5	5.0	0.4
4-6	4.7	0.2	0.4	0.0	5.0	0.3	0.6	0.0
6-8			0.1	0.0			0.1	0.0
8-10			0.0	0.0			0.0	0.0
10-12			N. D.				N. D.	
12-14			N. D.				N. D.	
14-16			N. D.				N. D.	

(ND は、検出されなかった試料を示す)

表 5.3.4.2-4(b) 貯水池（高屋敷）の放射性セシウム濃度

深さ (cm)	Cs-134				Cs-137			
	平成 23 年 7 月 8 日		平成 24 年 4 月 20 日		平成 23 年 7 月 8 日		平成 24 年 4 月 20 日	
	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差
0-2	14.6	0.8	18.9	0.9	17.7	0.9	24.4	1.1
2-4	4.2	0.3	16.4	0.7	5.3	0.4	22.4	0.9
4-6	0.5	0.0	11.6	0.7	0.6	0.1	17.5	0.9
6-8			4.3	0.4			7.3	0.5
8-10			3.1	0.2			4.9	0.3
10-12			1.8	0.1			2.4	0.2
12-14			0.6	0.1			0.6	0.1
14-16			0.4	0.1			0.8	0.1

(ND は、検出されなかった試料を示す)

表 5.3.4.2-4(c) 貯水池（鼠喰池）の放射性セシウム濃度

深さ (cm)	Cs-134				Cs-137			
	平成 23 年 8 月 4 日		平成 24 年 4 月 20 日		平成 23 年 8 月 4 日		平成 24 年 4 月 20 日	
	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差
0-2	5.5	0.4	3.9	0.3	6.4	0.5	4.9	0.4
2-4	1.2	0.1	4.2	0.4	1.4	0.1	5.4	0.4
4-6	0.2	0.0	2.8	0.3	0.3	0.0	4.0	0.3
6-8			1.0	0.1			1.1	0.1
8-10			N. D.				N. D.	
10-12			N. D.				N. D.	
12-14			N. D.				N. D.	
14-16			N. D.				N. D.	

(ND は、検出されなかった試料を示す)

表 5.3.4.2-4(d) 貯水池（松沢上池）の放射性セシウム濃度

深さ (cm)	Cs-134				Cs-137			
	平成 23 年 8 月 4 日		平成 24 年 4 月 20 日		平成 23 年 8 月 4 日		平成 24 年 4 月 20 日	
	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差	放射能濃度 (kBq/kg)	誤差
0-2	10.1	0.7	14.2	0.7	10.9	0.8	21.1	0.9
2-4	0.9	0.1	2.5	0.2	1.0	0.1	3.2	0.2
4-6	0.1	0.0	0.3	0.0	0.1	0.0	0.5	0.0
6-8			0.1	0.0			0.2	0.0
8-10			0.0	0.0			0.0	0.0
10-12			N. D.				N. D.	
12-14			N. D.				N. D.	
14-16			N. D.				N. D.	
16-18			N. D.				N. D.	

(ND は、検出されなかった試料を示す)

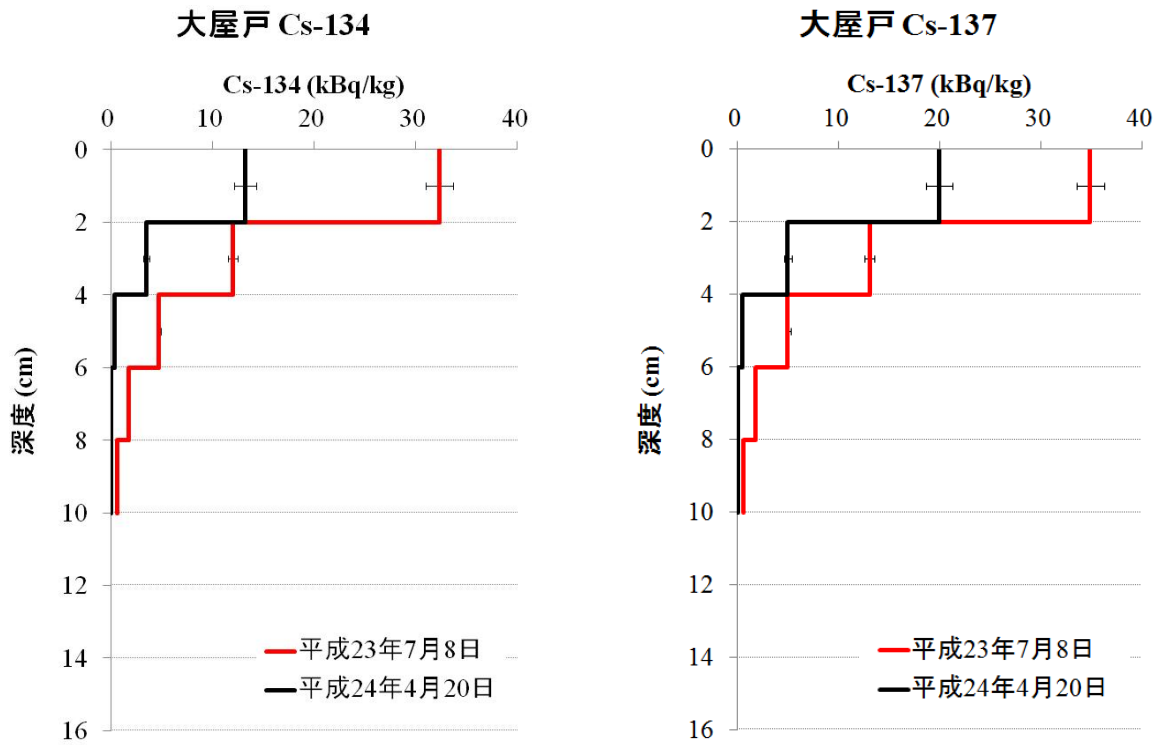


図 5. 3. 4. 2-3(a) 貯水池（大屋戸）の底泥中放射性セシウムの深度分布
 (図中の濃度は、採泥日（H23. 7. 8 及び H24. 4. 20）の値への減衰補正を行った値である）

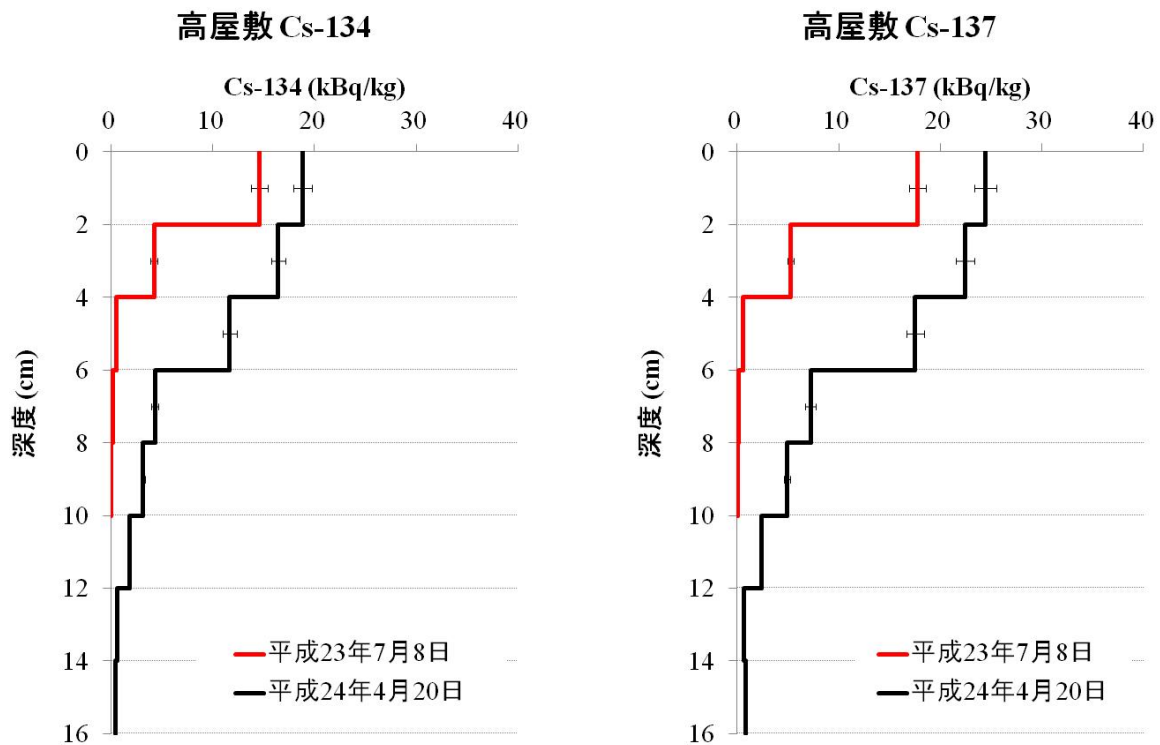


図 5. 3. 4. 2-3(b) 貯水池（高屋敷）の底泥中放射性セシウムの深度分布
 (図中の濃度は、採泥日（H23. 7. 8 及び H24. 4. 20）の値への減衰補正を行った値である）

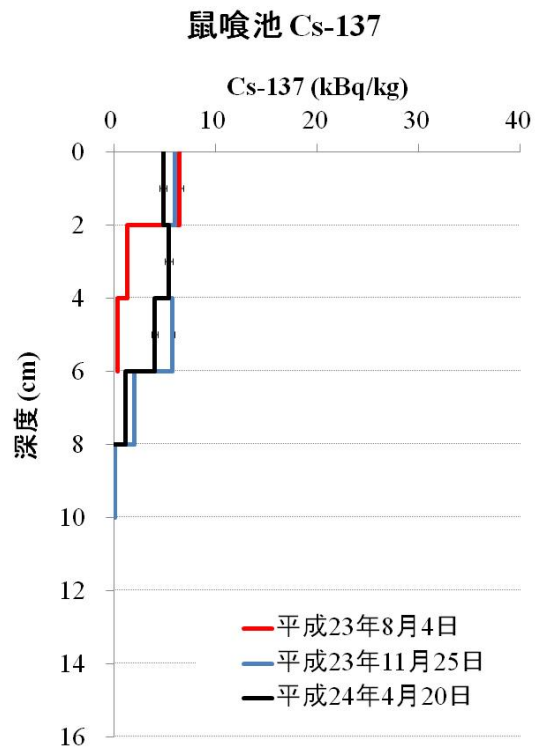
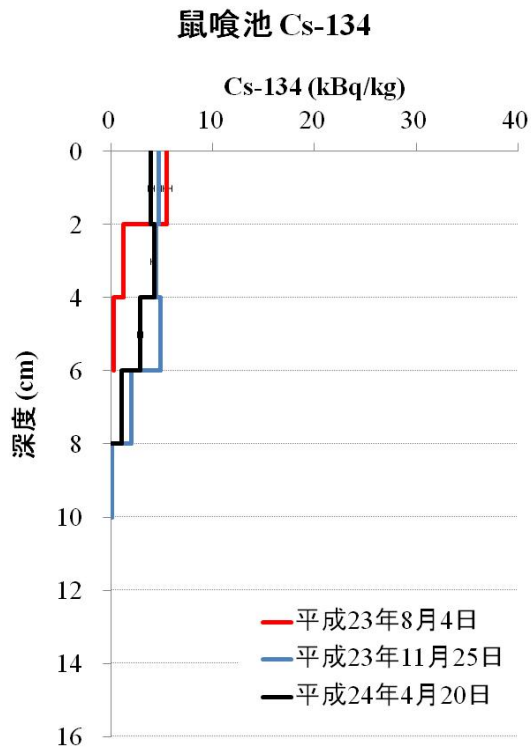


図 5. 3. 4. 2-3(c) 貯水池（鼠喰池）の底泥中放射性セシウムの深度分布
 (図中の濃度は、採泥日 (H23. 8. 4、H23. 11. 25、H24. 4. 20) の値への減衰補正を行った値である)

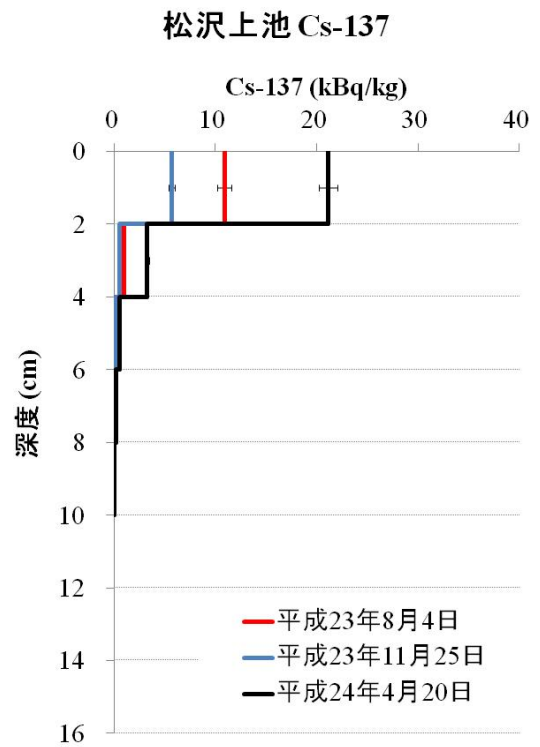
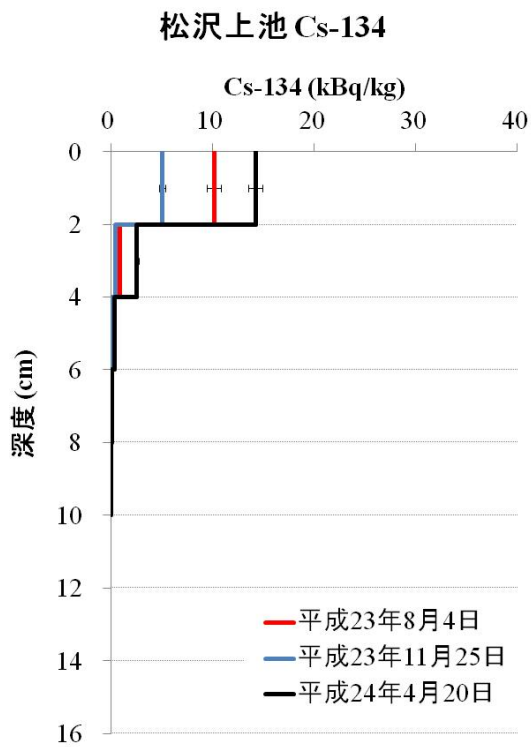


図 5. 3. 4. 2-3(d) 貯水池（松沢上池）の底泥中放射性セシウムの深度分布
 (図中の濃度は、採泥日 (H23. 8. 4、H23. 11. 25、H24. 4. 20) の値への減衰補正を行った値である)

表 5.3.4.2-5 貯水池底泥中の放射性セシウムのインベントリ

Cs-134 (kBq/m ²)				
地点	平成 23 年 7 月 8 日	平成 23 年 8 月 4 日	平成 23 年 11 月 25 日	平成 24 年 4 月 20 日
大屋戸	370 (0-6cm)	NS	NS	60 (0-10cm)
高屋敷	70 (0-6cm)	NS	NS	530 (0-16cm)
鼠喰池	NS	60 (0-6cm)	110 (0-10cm)	100 (0-8cm)
松沢上池	NS	70 (0-6cm)	50 (0-10cm)	80 (0-10cm)

Cs-137 (kBq/m ²)				
地点	平成 23 年 7 月 8 日	平成 23 年 8 月 4 日	平成 23 年 11 月 25 日	平成 24 年 4 月 20 日
大屋戸	400 (0-6cm)	NS	NS	80 (0-10cm)
高屋敷	80 (0-6cm)	NS	NS	760 (0-16cm)
鼠喰池	NS	70 (0-6cm)	130 (0-10cm)	130 (0-8cm)
松沢上池	NS	80 (0-6cm)	60 (0-10cm)	120 (0-10cm)

なお、分析誤差は 7 kBq/m² 以下であったため、一の位を四捨五入した値を示す

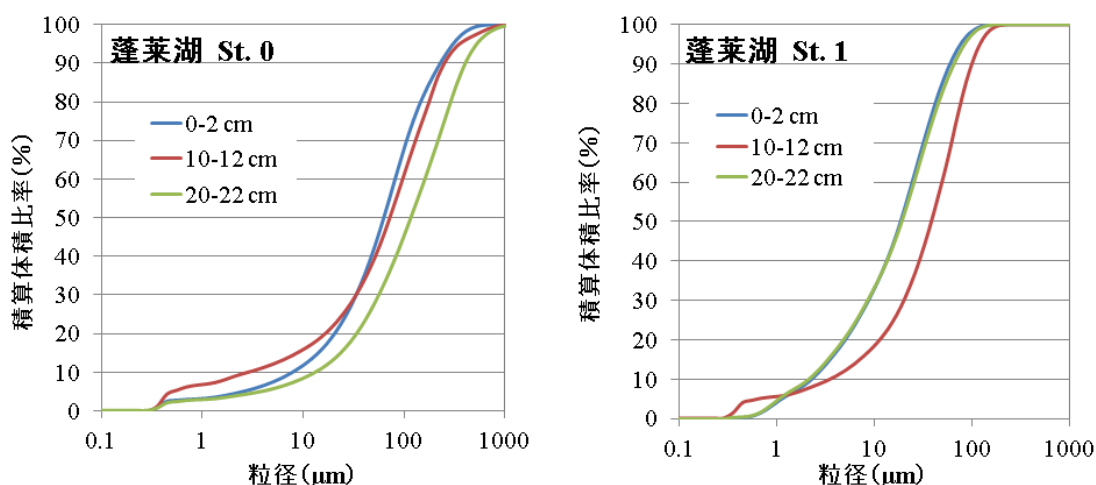


図 5.3.4.2-4 蓬萊湖 (St. 0、1) の深度 0-2cm、10-12cm、20-22cm のコアサンプルの粒度分布 (平成 24 年 4 月 19 日に測定)

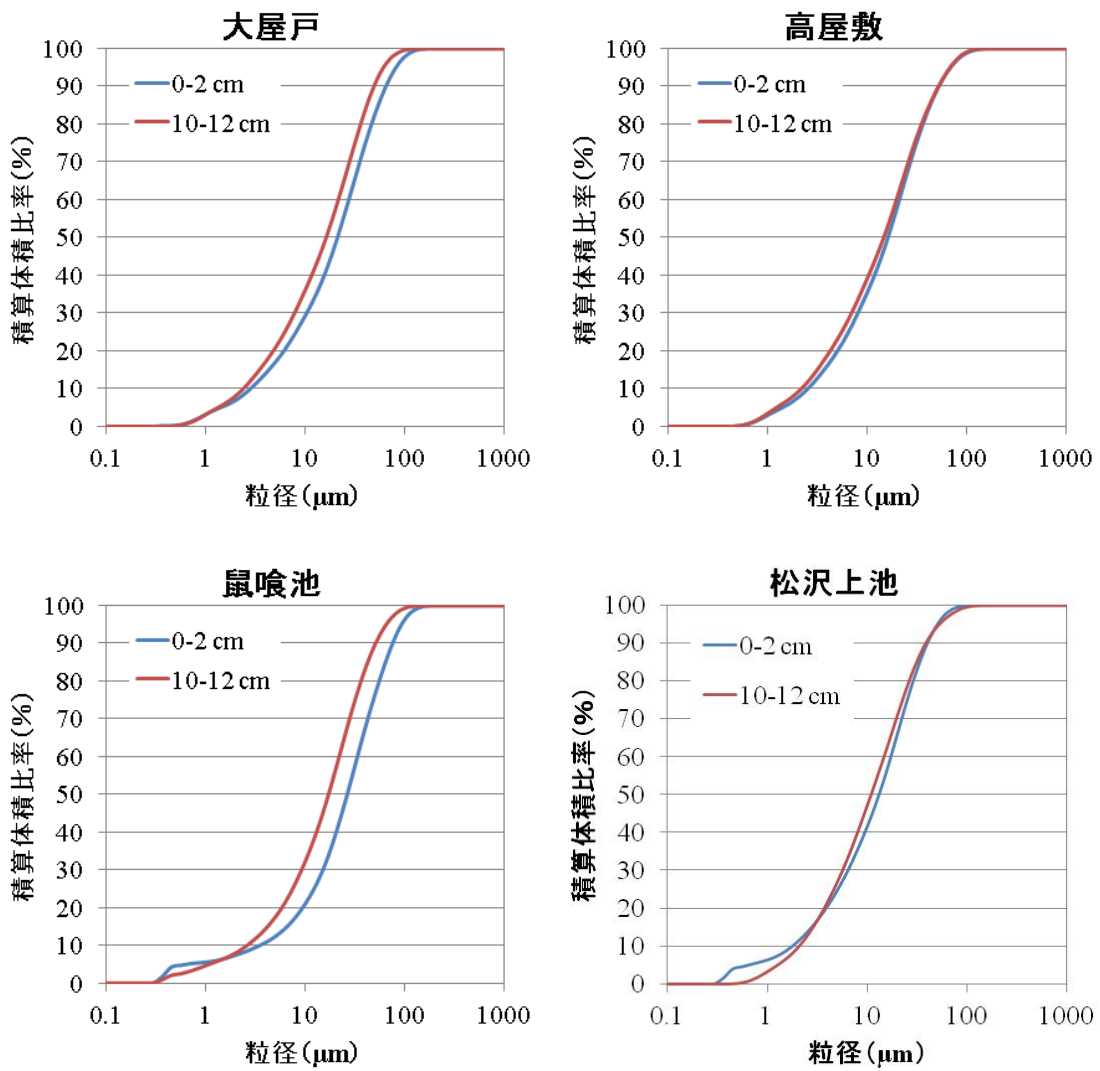


図 5.3.4.2-5 貯水池における深度 0-2cm、10-12cm のコアサンプルの粒度分布
(平成 24 年 4 月 19 日に測定)

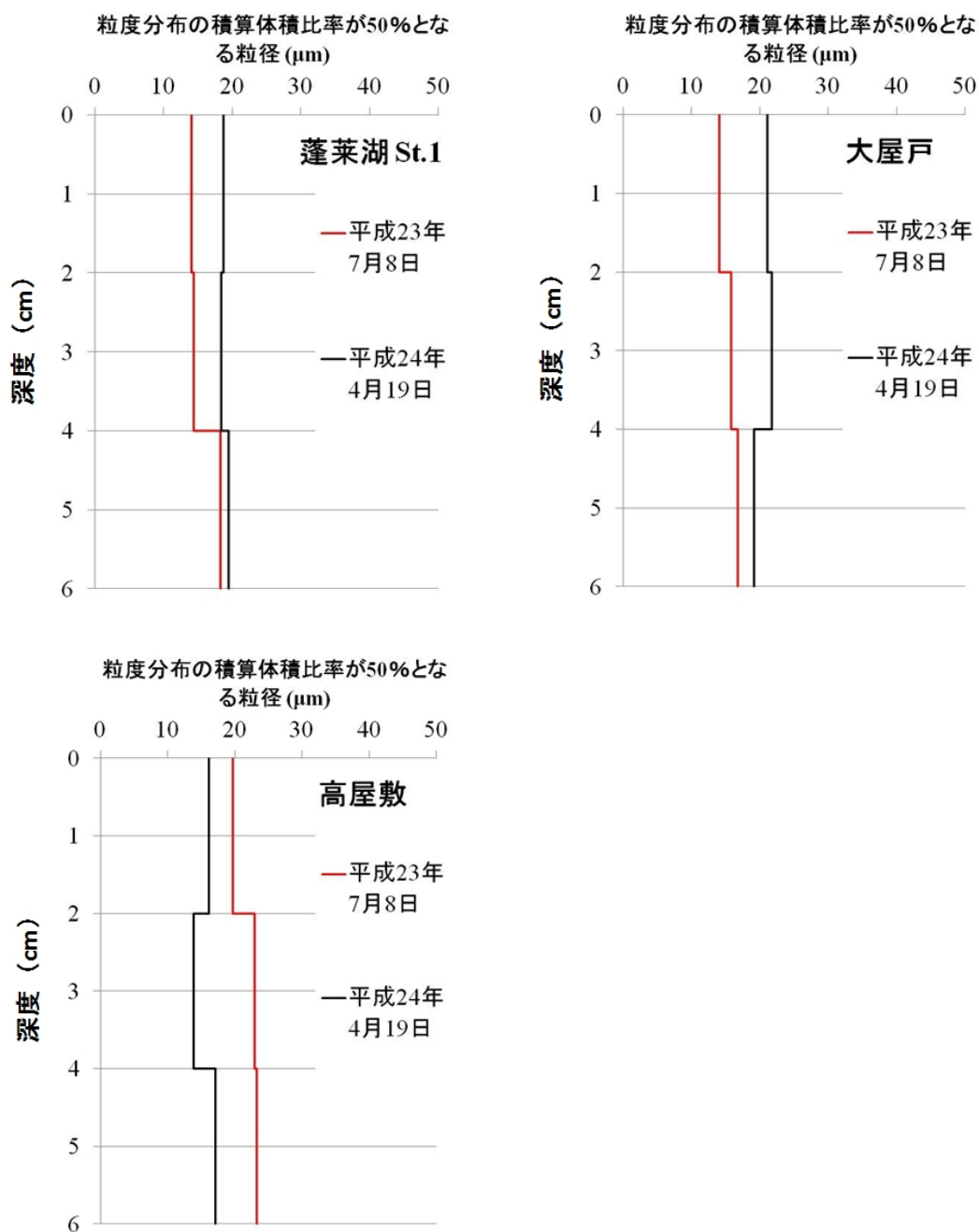


図 5.3.4.2-6 蓬萊湖 (St. 1) と貯水池 (大屋戸、高屋敷) の表層底泥における
粒径の時期による変化

4) 考察

① 蓬萊湖底泥中の放射性セシウムの堆積状況

本調査では、蓬萊湖の底泥中の放射性セシウムは、底泥表層から 40cm ほどの深層においても相当な濃度が検出された。この結果から、蓬萊湖においては、放射性セシウムを含んだ粒子の非常に大きな堆積速度、堆積物中の放射性セシウムの深層への移行、及び大きな底泥の攪拌が示唆された。

しかしながら、上述したとおり、底泥中の放射性セシウムは深度によって不均一な分布を示しており、平成24年4月19日のデータでは、20cm以上の深度で濃度ピークを示す一方、表層で低い濃度が得られた。底泥の攪拌が生じた場合、攪拌された深度までの放射性セシウム濃度は均一になると考えられる。そのため、大きな堆積速度と放射性セシウムの深層への移行が、蓬萊湖の底泥深層にまで至る放射性セシウムの深度分布に寄与したと考えられる。今後、放射性セシウムの蓬萊湖における堆積状況を明らかにし、河川を通じた放射性セシウムの蓬萊湖における移行状況を評価するため、放射性セシウムの堆積速度と底泥深層への放射性セシウムの移行要因を明らかにする必要がある。

なお、本調査結果から、底泥表層（0～6 cm）中の放射性セシウム濃度は、平成23年7月8日より平成24年4月19日の方が低いことが確認された。平成23年7月8日と平成24年4月19日で、底泥の粒径に大きな変動がなかったことから、放射性セシウム濃度の減少は、底泥粒径の変化ではなく、底泥への沈降粒子中の放射性セシウム濃度の減少に由来することが示唆される。

また、底泥に含まれる、単位面積当たりの深度方向へ放射性セシウムの積算値（インベントリ）は、平成24年4月19日で顕著に低かったが、これは堆積した放射性セシウムの大半が、下流へ流出していることを示している。堆積物の流出過程には、洪水やダムからの放水といったイベントが影響したと考えられる。蓬萊ダムはストーニーゲート式を採用しており、ダム湖のゲートが下から開く。そのため、蓬萊ダムは通常、発電のために放水しているが、増水時には、放出水量が増加し、底泥を巻き込んだ放水が生じる可能性がある。特に、平成23年9月には台風15号が東北を縦断しており、このような集中豪雨が、ダム湖からの放射性セシウムの放出に影響した可能性がある。放射性セシウムのダム湖への堆積状況と、ダムの放水に伴う底泥に堆積した放射性セシウムの放出状況についてその関連を明らかにするため、今後、ゲート開閉時の放出水、ダム湖水中の放射能や濁度、開門イベント前後の堆積物量を評価することが必要になる。

② 貯水池の底泥中の放射性セシウムの堆積状況

本調査では、貯水池底泥中の放射性セシウムは、底泥表層（10 cm以浅）に蓄積することが確認され、蓬萊湖における放射性セシウムの深度分布状況とは異なる傾向が確認された。これは、蓬萊湖に比べて、貯水池では、放射性セシウムを含んだ粒子の堆積速度が遅いことや底泥の攪拌や貯水池からの底泥に堆積した放射性セシウムの流出が少ないことを示唆している。

さらに、大屋戸の貯水池の底泥中の放射性セシウム濃度が平成24年4月20日に減少した理由としては、周辺集水域の上流域からの地表水・土砂の流入量、流入した土砂の放射性セシウム濃度の低下、底泥の攪拌の強さ、底泥の貯水池からの流出量が他の貯水池と異なることが理由として推測されるが、詳細は不明である。

貯水池の放射性セシウムのインベントリは、底泥中の放射性セシウム濃度を反映し、大屋戸を除き、平成23年夏季よりも平成24年4月20日に増加していることが確認された。これは、貯水池では蓬萊湖に比べ、貯水量に対する流入量が小さく、貯水池内での水の滞留時間が長いこと、台風による増水などの底泥を大きく攪拌・流出させるイベントの影響が小さいことによると考えられる。すなわち、蓬萊湖のような河川をせき止めたダム湖に比べ、貯水池では周辺集水域の放射性セシウムを捕集・蓄積する特性を有するものと考えられる。他方、大屋戸のように、時間の経過とともに放射性セシウムのインベントリが減少した貯水池もあることから、貯水池の構造、地表流の流入などにより、放射性セシウムの捕集・蓄積能力が異なることが示唆された。

5.3.4-(3) 河川水中の懸濁物質及び高水堆積物の放射性セシウムの濃度特性の確認

1) 実施目的

福島県等による平成 24 年度の調査により阿武隈川流域に生息する魚類から放射性セシウムが検出されており、河川内における放射性セシウムの移行経路に関心がもたれている。

一方、岸波・難波(2012)⁽¹⁾の結果から、阿武隈川では日照、降雨や気温の変化や代掻きなど人間活動によると考えられる水質の変化が観測されてきている。また、水質には藻類の量など魚類の餌など移行に係る指標が含まれている。

そこで、本研究では阿武隈川の河川水に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の変化と河川水の水質の季節的な変化との関連について確認するため、河川水中の懸濁物濃度及びその質の指標として比表面積と放射性セシウムの濃度との関係を確認することとした。

2) 調査内容

河川水中の放射性セシウムの量や濃度は、降雨や増水による陸からの土砂、及び森林堆積物を含む懸濁物の供給、その反対に緩やかな流れでの懸濁物の沈降、さらに河川水中の生物による除去過程などが関係している。これらの河川で発生している放射性セシウムの量や濃度の変化要因は河川の水質にも影響を与えることから、放射性セシウムの量・濃度は河川水の水質とも直接的または間接的な関係があると考えられる。

他方で、河川水中の放射性セシウムの形態は溶存態と懸濁態とに分けられる。このうち、懸濁態としての放射性セシウムは、懸濁物として有機物及び無機鉱物粒子に付着していると考えられる。この区分は放射性セシウムの植物による吸収やその後の移行を考える上で重要な区別であると考えられる。同様に、生物学的な放射性セシウムの移行の観点では、懸濁物に付着している放射性セシウムの吸着の強さが重要なファクタとして挙げられる。

懸濁物に付着した放射性セシウムの分画方法には、懸濁物から高い塩濃度の酢酸アンモニウムで溶出させ、交換性の放射性セシウムを求める手法、及び懸濁態有機物を過酸化水素と硝酸で分解することによって溶出させ、有機懸濁物に吸着した放射性セシウムを求める手法がある。なお、懸濁態に含まれる交換性放射性セシウム及び有機態放射性セシウムの分別分析には十グラム程度の懸濁物質を収集する必要がある。

河川を流れる放射性セシウムが、溶存、交換性懸濁態、有機懸濁態のそれぞれの形態にどのような割合で分布しているかは、河川流域の気象条件や耕作活動、さらには除草などの人間活動を含む様々な条件の変化によって影響を受けると考えられる。そのため、放射性セシウムの各形態の比率の変化と、それに影響を与える様々な条件の変化との関係の把握のため、連続的に試料を採取することが必要である。

そこで、本研究では、ほぼ一週間に一回の頻度で、2つの方法で河川内の懸濁物を採集した。一つは数立方メートルの河川水から連続遠心による回収であり、もう一つはプランクトンネット設置による回収である。この2つの手法を用いたのは、遠心では密度とサイズが回収に影響する一方、ネットではサイズの方が特に大きく影響するという懸濁物採集原理の差異による回収される懸濁物の性状が、含まれる放射能の濃度や形態にどのように影響するのかを確認するためである。いずれの回収された試料についても、懸濁物中の放射性セシウムの濃度を測定するとともに、水質指標や懸濁物の粒度分布との関連を調べた。また、連続遠心で得られた上澄みの放射能濃度を測定し、回収率を求めるとともに、潜在的な溶存態の放射性セシウムの濃度を求めた。河川で運搬された懸濁物は河川の下流域に堆積するため、河川上流域から流下する放射性セシウムも河川下流のどこかに堆積している。そこで、河岸における放射性セシウムの堆積状況を確認するため、高水敷堆積物

の深度別の放射性セシウムの放射能濃度の測定及び粒度分析を行った。

3) 調査日次及び調査箇所

福島県福島市黒岩(図 5.3.4.3-1)において平成 24 年 1 月 16 日～6 月 5 日の期間に 13 回、河川水中の懸濁物質を採取した。なお、6 月の調査については、調査期間外ではあるが、季節変化等時系列的な変化の把握を重視し、福島大学にて自主的に実施した。

調査箇所とした福島市黒岩は、福島県中通を流れる阿武隈川が、狭窄部の飯野ダム及び蓬萊ダムを経て達する福島盆地内の最上流部に位置する。平成 23 年 11 月 28 日及び平成 24 年 4 月 23 日に同地点で高水敷堆積物の採取を行った。

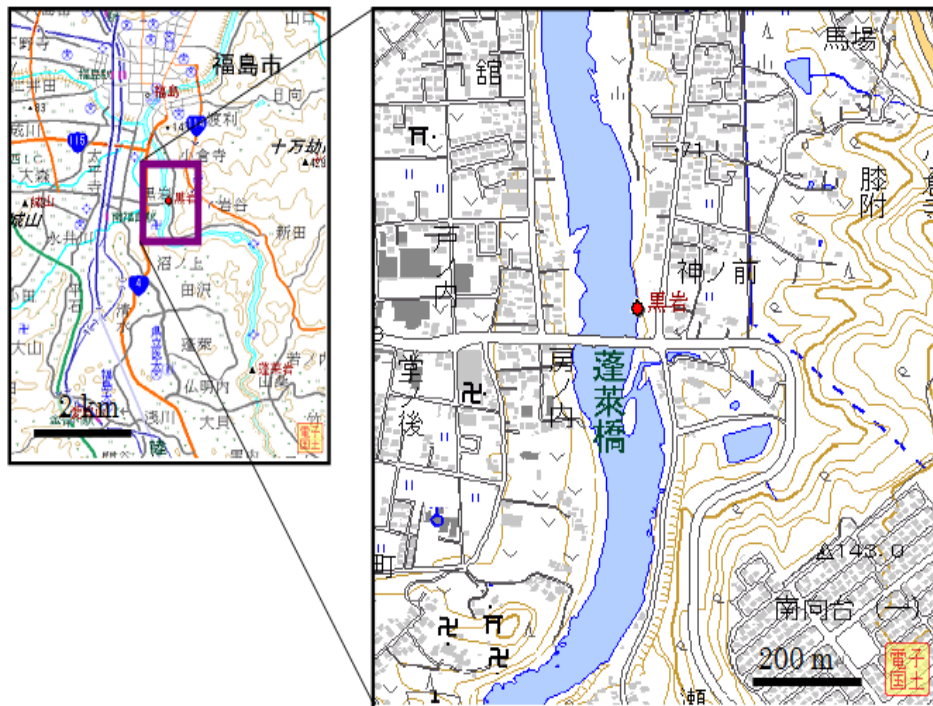


図 5.3.4.3-1 観測地点 (福島県福島市黒岩)

4) 方法

① 試料採取方法

河川水中の懸濁物質は連続遠心装置を用いた回収法とネットによる採取法の 2 通りの方法で採取した。

連続遠心装置を用いた回収法としては、河川水をポンプで汲み上げ、連続遠心装置(MAB 103B-24、Alfa Laval 写真 5.3.4.3-1)で連続遠心し、懸濁物質を回収した。メーカーの公表している性能によれば、回収ロータ(バケット)壁面の回転内径は 8 cm、回転速度は 8,570 rpm であり、およそ 6,600 (G) の相対加速度をもつ。

また、ネットによる採集法では、ナイロン製プランクトンネット(NY41HC、41 μ m オープニング目合、写真 5.3.4.3-2)を河川水中に 3-5 時間設置し、3-5 時間のうちにトラップされた懸濁物質を回収した。

そのほか、河川高水敷の堆積物の採集にあたってはコアサンプラーを用いた。内径 120 mm のコ

アンプラーを鉛直方向に約 40 cm の深さまで鉛直に挿入し堆積物を採取した。0～25 cm の深さまでは 2.5 cm 刻み、25～40 cm の深さでは 5 cm 刻みで深度毎に分け、袋に移して十分に攪拌した。このとき、試料の鉛直方向の混入を防ぐため、コアサンプラーの内面と接していた部分を 3～5 mm ほど剥いだ後、深度毎に切り分けた。



写真 5.3.4.3-1 連続遠心装置 (MAB 103B-24、Alfa Laval)



写真 5.3.4.3-2 プランクトンネット

② 測定方法

a) 放射性セシウムの放射能濃度の測定方法

採取した試料を蒸発皿に移し、40℃の乾燥機(三洋電機)で乾燥させ秤量した。連続遠心で回収した懸濁物試料は必要に応じてスウィングロータを備えた遠心機 (HITACHI) でさらに遠心し、懸濁物を濃縮したのち乾燥した。乾燥した試料を U-8 容器に移し、ゲルマニウム半導体検出器 (GC4020 または GC2020 キャンベラ) で 1,800～7,200 秒測定した。セシウム 134 と セシウム 137 について定量しているが、減衰補正が煩雑にならないよう、半減期の長い セシウム 137 の結果のみを試料乾重あたり Bq で示した。

b) 濁度

河川水を蛍光光度計(Trilogy, Turner Design)を用いて、850 nmの側方散乱で河川水内の濁度を測定した。

c) DMF抽出によるクロロフィル a の測定

本調査では、水中の有機懸濁物の主要な部分である微細藻類を定量するため、DMF抽出によるクロロフィル a の測定を行った。測定は、50 mLの水試料をガラス繊維濾紙(GF/F 有効粒子保持能 0.7 μm Whatman)で濾過し、濾紙を N,N-ジメチルホルムアミド(DMF)液 6 mLに浸し、 -20°C で 24 時間以上かけて色素を抽出した(Suzuki and Ishimaru, 1990)⁽²⁾。抽出液中のクロロフィル a を蛍光光度計(Trilogy, Turner Design)を使用し、励起 485 nm、発光 685 nm で蛍光発光強度を測定した。標準液はクロロフィル a 標品(ジュンテック製)を用いて DMF 溶液を調製し、試料と同様の測定でクロロフィル a 濃度と蛍光発光強度との関係を示す検量線を作成した。

d) 懸濁物質(SS)量と揮発性懸濁物質(VSS)量の測定

本調査では、水中の浮遊懸濁物量とその質を定量するため、懸濁物質(Suspended solid SS)量と、SSのうち、高熱により揮発する有機物からなる揮発性懸濁物質(Volatile suspended solid VSS)量を測定した。採水試料は直ちに持ち帰り、あらかじめ 500°C で 5 時間焼き、重さを測定しておいたガラス繊維濾紙(GF/F 有効粒子保持能 0.7 μm Whatman)を用いた濾過により SS を回収した。SS を保持した濾紙は、 105°C で 5 時間乾燥させた。SS は、この乾燥させた濾紙と濾過前の濾紙との重量差から求めた。また SS の定量にあたって用いた乾燥させた濾紙は、 500°C で 5 時間、有機物を燃焼した。燃焼による重量の減少を、VSS とした。

e) 粒度分布の測定と比表面積

懸濁物試料及び高水敷堆積物試料について、筑波大学で所有する粒子径分布測定装置(島津製作所)を用いて粒度分布の測定を行った。いずれの試料についても、含まれる粒子は、粒子密度 2,650 kg/m^3 の球であると仮定して比表面積を計算した。

5) 調査結果と考察

① 河川水懸濁物の放射性セシウムの放射能濃度の測定等

ネット及び連続遠心で回収された懸濁物質の全量を乾燥、秤量し、河川内から回収された懸濁物質とした(表 5.3.4.3-1)。連続遠心では遠心機にかけられた河川水体積を記録した(表 5.3.4.3-1)。上澄み液の濁度から遠心終了時でも、懸濁物が開始時同様に除けており、連続遠心中の回収効率の変化はほとんどないと考えられる。また、ネットで回収した試料ではネットを設置した時間を記録した(表 5.3.4.3-1)。懸濁物のネットでの回収にあたっては、十分に長い時間ネットを設置しているため、ネットが目詰まりを起こし、ネットを設置していた時間の長さが濾過量を反映していない可能性がある。従って、今回のネットで回収した懸濁物試料は、回収懸濁物あたりの放射性セシウムの放射能を求めることはできるが、これを河川水量に関連づけることはできないと考えるべきである。一方、連続遠心で回収された懸濁物試料は、遠心分離で発生する上澄み液の濁度にほとんど変化がなく、遠心機の懸濁物回収能力の範囲であることから、回収懸濁物あたりの放射能を河川水量あたりの放射性セシウムの放射能に関連づけることが可能と考えられる。

連続遠心装置を用いた懸濁物の回収は平成 24 年 3 月 2 日から行った。このときの運転時間は約 4 時間であったが、回収された懸濁物には液送システムの配管からの汚れの影響が試料に認められた。平成 24 年 3 月 2 日に回収された試料については、目視で認められた汚れの重量を考慮せずに、

後段の懸濁物における放射性セシウムの放射能濃度の測定を実施したため、実際の河川水懸濁物に含まれる放射性セシウム濃度の値からずれが生じている可能性がある。その後、通水洗浄によって翌週の試料に関しては、汚れの影響は認められなくなっていた。また、この連続遠心装置は本来液送ポンプを備えており、毎分約 10 L 程度の遠心が可能である。そこで、4月23日から液送ポンプを用いた連続遠心を開始した

連続遠心によってどの程度の懸濁物質あるいは放射性セシウムが回収できているか調べるため、遠心試料について、懸濁物が含まれていた原水と遠心後の上澄みのそれぞれの濁度から回収率を求めた（表 5.3.4.3-1）。濁度を指標として求めた懸濁物の回収率は約 50%から 85%である（表 5.3.4.3-1）。さらに、5月8日、29日及び6月5日については、原水と上澄みそれぞれの放射性セシウムの放射能濃度の測定値から、懸濁物として回収された放射性セシウムの放射能濃度の割合を求めた（表 5.3.4.3-2）。その結果、懸濁態放射性セシウムの回収率は、5月8日及び5月29日については濁度を指標として求めた懸濁物濃度の回収率に近い値であるが、6月5日は懸濁物の回収率である 85%に比較し、放射性セシウムは 52%の回収率にとどまるという結果になった。6月5日の濁度を指標として求めた懸濁物の回収率と放射性セシウムの放射能濃度の測定値から、懸濁物として回収された放射性セシウムの放射能濃度の割合との間に乖離があることに関しては、測定された放射性セシウムの放射能濃度が低いため、測定誤差が寄与している可能性がある一方、放射性セシウムが溶存イオンであること、もしくは密度が小さいまたは粒径がきわめて小さい土壌粒子に放射性セシウムが付着していることから、連続遠心で回収されない画分に存在していたことも要因として考えられる。今後も生物への移行性が異なると考えられる懸濁態と溶存態とについて観測を継続する一方、これらそれぞれの画分についてもさらに詳細な存在形態を明らかにする手法が望まれる。

表 5.3.4.3-1 河川の水質と 41 μm ネット及び連続遠心装置による懸濁物の回収量等の測定結果

採取日 (平成 yyymmdd)	河川水 質	41 μm ネット		連続遠心			
	a. 濁度 (NTU)	b. 設置時間 (h)	c. 回収量 (g dw)	d. 遠心水量 (L)	e. 回収量 (g dw)	f. 上澄濁度 (NTU)	g. 回収率 (a-f)/a*100
240116	3.74	-	0.11	-	-	-	-
240124	6.33	-	0.52	-	-	-	-
240130	9.16	-	0.27	-	-	-	-
240131	9.16	-	1.41	-	-	-	-
240302	4.32	-	-	500	1.77	-	-
240313	4.98	-	6.63	1,000	1.56	1.20	75.9
240423	4.65	2.5	1.62	4,200	17.50	1.27	72.6
240501	7.00	5	1.73	6,000	32.80	3.56	49.2
240508	52.70	5.5	78.50	4,250	107.20	20.00	62.0
240514	26.10	4.75	5.83	4,000	52.60	11.10	57.4
240522	12.96	4.5	3.00	4,400	33.70	4.73	63.5
240529	134.86	3.5	4.67	2,120	179.40	19.67	85.4
240605	8.80	5.5	5.96	3,800	80.10	1.32	85.0

※表中の dw は乾重量を意味する

表 5.3.4.3-2 連続遠心装置による放射性セシウムの回収率

試料採取日 (平成 yymmdd)	原水/ 上澄み	放射能濃度 (Bq/kg)			Cs 回収率 (%)	測定時間 (S)
		Cs-134	Cs-137	合計		
240508	原液	0.121	0.176	0.297	55.21	60,000
	上澄み	0.058	0.075	0.133		200,000
240529	原液	0.507	0.766	1.273	89.63	60,000
	上澄み	0.066	0.066	0.132		160,000
240605	原液	0.057	0.083	0.14	52.15	140,000
	上澄み	<0.028	0.039	0.067		300,000

本調査では、懸濁物中の放射性セシウムの濃度が採取方法の違いにより異なることが確認された(図 5.3.4.3-2(f))。3月13日には、遠心で採取した懸濁物中のセシウム137濃度が25kBq/kgで測定結果中最高値であったのに対し、ネットで採取したものでは5kBq/kgで比較的低い値であり、最大の違いがあった。この日を除くと概ね同様の傾向が見られた(図 5.3.4.3-2(f))。

次に、放射性セシウムは粒子表面に付着することから、懸濁物の放射性セシウム濃度と懸濁物粒子の表面積との関係を確認するため、遠心及びネットで採取した懸濁物について粒度分布分析を行い、懸濁物重量あたりの比表面積を求めた。遠心とネットの採取の違いは、粒度分布に現れており、ネットの試料では比表面積の値が概ね200~320m²/kgの範囲であるのに対し、遠心試料ではこの範囲よりも高い値(350~810m²/kg)であった(図 5.3.4.3-3(e))。これは、ネットによる採取法では、ネットの開口のめあい(41μm)よりも小さい粒子が捕捉されないこと、もしくは十分には捕捉されない一方、遠心では小さな粒径の粒子も捕捉され、これらの表面積への寄与が大きいと考えられる。

さらに、水田の代掻きにもなう河川水中の懸濁物の状況を把握するため、水の濁度、SSおよびVSSを確認した。その結果、平成24年の代掻き・田植えは例年より遅めの5月上旬から中旬がピークであり、このころ福島市内の水田地帯を流れる大森川や濁川は常時濁りが見られた。本研究で観測した5月8日及び5月14日は阿武隈川の濁度、SS、VSSにおいても高めの値が観測された(図 5.3.4.3-2(a)、図 5.3.4.3-2(b)、図 5.3.4.3-2(d))。このとき、比表面積が前後の週と比較すると高めの値になっていた(図 5.3.4.3-2(e))が、この上昇は代掻きによる水田からの粒子径が小さい(比表面積が大きい)粘土分の流出の影響が考えられる。

一方、懸濁物中のセシウム137の濃度は、連続遠心で回収された懸濁物試料もネットで回収された懸濁物試料も比表面積の大きさとは異なり、比較的低い値となっていた(図 5.3.4.3-2(f))。この要因としては、代掻きにより水田から河川に流出した懸濁物により放射性セシウムの放射能濃度が希釈されたものと推定される。すなわち、連続遠心で回収された懸濁物試料のうち比表面積の値の大きさの割にセシウム137の濃度が低い試料(図 5.3.4.3-3(e))は、平常時には懸濁物の比表面積が高いため、セシウム137の濃度も高くなるが、今回の調査時では、代掻きによる平常時とは異なる由来の懸濁物が流出することで、放射性セシウムの濃度を希釈したものと考えられる。

また、阿武隈川黒岩での河川水の試料から、4月23日及び5月1日において微細藻類の存在量の指標であるクロロフィルaの値の上昇が見られた(図 5.3.4.3-2(c))。これは河川内及び流域で春期ブルームによって増殖した微細藻類によるものと考えられる。クロロフィルa濃度の上昇は濁度の大きな上昇を伴ってはいなかった。4月23日及び5月1日は、遠心・ネット両方とも懸濁物中のセシウム137の値は低くはなかったが(図 5.3.4.3-2(f))、この観測の範囲では、河川での

微細藻類の季節的な消長は河川懸濁物中の放射性セシウム濃度に影響を与えているとは言えない。

懸濁物濃度及びその質の指標となるSS、VSS、濁度、クロロフィルa、比表面積のうち（図5.3.4.3-3）、比表面積は連続遠心で回収された懸濁物試料中のセシウム137の濃度と正の相関が見られた（図5.3.4.3-3e）。ネットで採取した懸濁物中のセシウム137の濃度はクロロフィルa濃度と正の相関が見られるが（図5.3.4.3-3(d)）、これは4月23日の突出して高いクロロフィルa濃度の値とセシウム137濃度の値の影響が大きく（図5.3.4.3-2(c)、図5.3.4.3-2(f)）、一貫した傾向ではない。

また、本調査では、クロロフィルa濃度の値とセシウム137濃度の値とが正の相関が見られないことは、水中の藻類が放射性セシウムを吸収してはいないことを示している。また、比表面積と放射性セシウムの濃度との間に正の相関があることから、放射性セシウムは表面電荷などに関連した物理化学的な作用で付着している一方、生物に付着している可能性もあるが、生物の活性や生物活動によって付着しているわけではないことを示している。

しかし、本調査研究で対象としている阿武隈川を始め、河川及び淡水湖沼の魚類から放射性セシウムが検出されている。魚類筋肉への放射性セシウムの移行経路は、鰓や消化管からの直接的な吸収と餌生物消化に伴った吸収とが考えられる。アユは主として河床に増殖した微細藻類を摂食する。食物連鎖を通じて移行する可能性が想定されるが、平成23年度に比較して平成24年度は濃度が低下していることが福島県のモニタリング検査から読み取れる。その一方で、肉食性の魚類からは平成24年に平成23年と同等の放射性セシウムが検出されている。これらのことは、アユの餌となっている付着性の微細藻類には顕著な放射性セシウムの集積がないことを示唆する一方、肉食魚類には食物連鎖を通じて放射性セシウムが移行する経路があることを示唆している。本研究では懸濁態の放射性セシウムの吸着マトリクスとして無機粒子と河川内や流域湖沼で生産された微細藻類の有機物を想定しているが、これらの他に陸起源の有機物も考えられる。これは、山間地での水田でのイネへの移行と森林域から引いた灌漑水との関係が指摘されていることとも関係する。今後、これらを視野に入れた河川水中の放射性セシウムの存在形態の解明に、本研究で採取した懸濁物試料が分析対象として役立つと思われる。

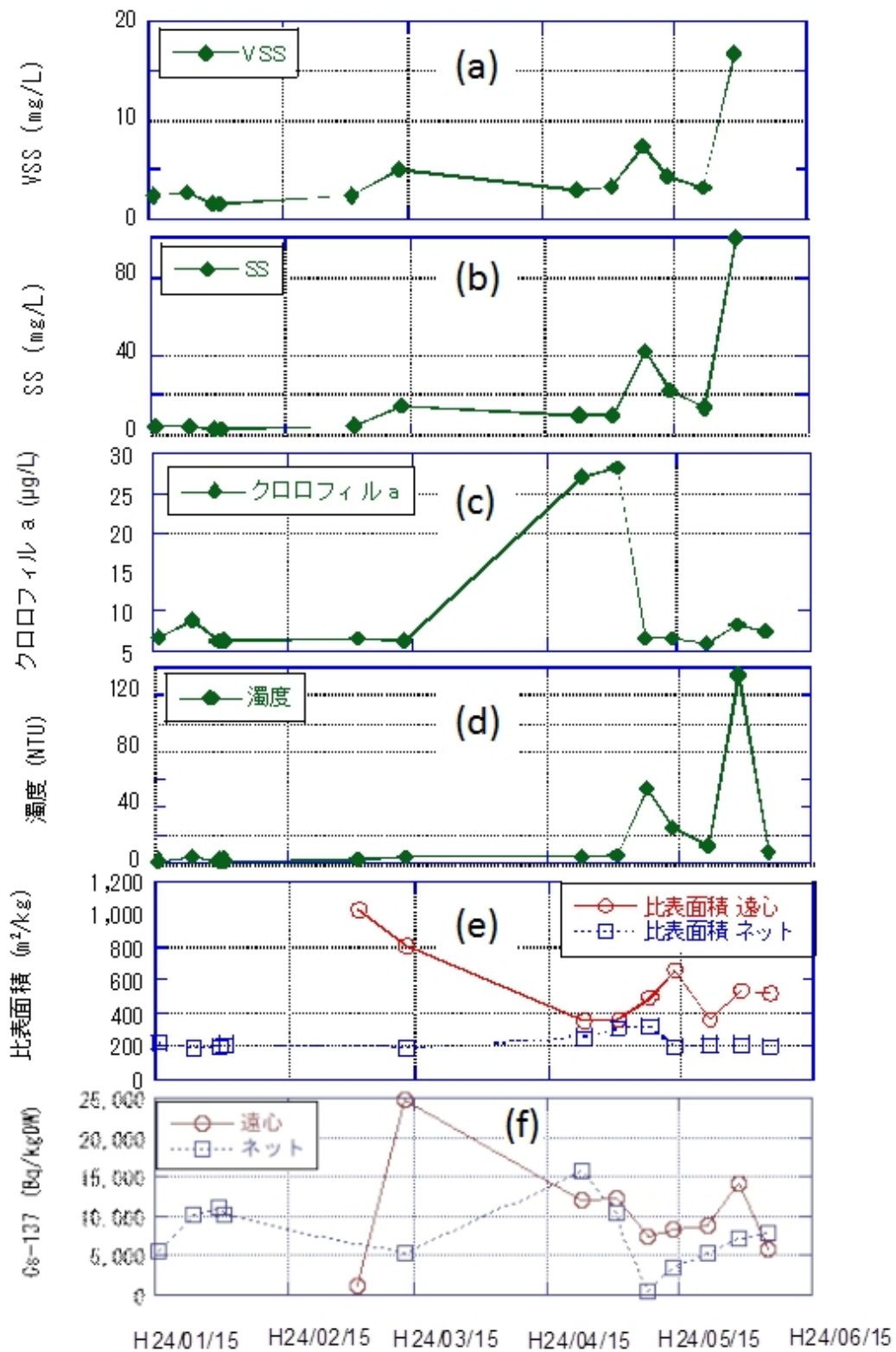


図 5.3.4.3-2 懸濁物中のセシウム 137 濃度と懸濁物量及び水質の指標値の観測値
 ((a)は揮発性懸濁物質 (VSS) の測定結果、(b)は懸濁物質 (SS) の測定結果、(c)はクロロフィル a の測定結果、(d)は濁度の測定結果、(e)は採取方法の違いによる比表面積の測定結果、(f)は採取方法の違いによるセシウム 137 の濃度の測定結果を示す)

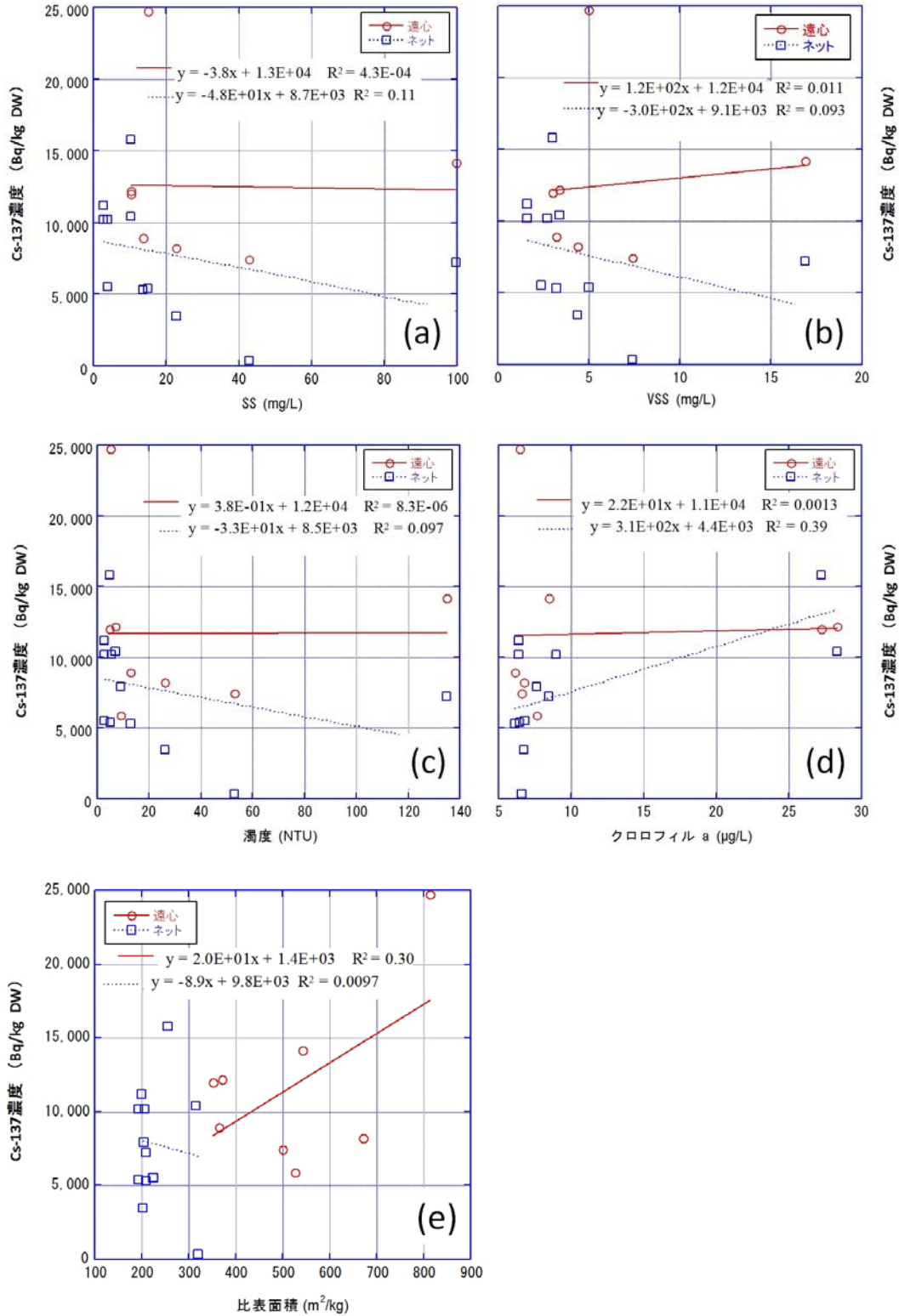


図 5.3.4.3-3 セシウム 137 と懸濁物の指標値との関係

((a)は懸濁物質(SS)との関係、(b)は揮発性懸濁物質(VSS)との関係、(c)は濁度との関係、(d)はクロロフィルa中の濃度とセシウム137の濃度との関係、(e)は懸濁物質重量あたりの比表面積とセシウム137の濃度との関係を示す)

② 高水敷堆積物の放射性セシウムの濃度特性の確認

黒岩の蓬莱橋右岸には砂がたまる場所がある。平成 23 年 9 月の高水位時に明らかな堆積があった。黒岩の水位基準で 2~3 m の高さであり、年に数回くらいの頻度で水位が到達する位置である。平成 24 年 6 月現在のこの場所の表層の様子は、一部には草が繁茂している場所と砂が露出している場所がある。この場所で、平成 23 年 11 月 28 日及び平成 24 年 4 月 23 日にコア試料を採取し、放射性セシウムの深度分布を測定するとともに、それぞれの深度における土壌粒子の粒度分布を測定し、セシウム 137 の濃度と比表面積との関係を確認した。なお、コア試料の採取地点は、4 月 23 日の方が約 7 m ほど下流側である。

コア試料の半切試料を観察すると、多くの深度に水平な縞があり、堆積過程による淘汰が確認された(図 5.3.4.3-4(a))。4 月の試料は写真を示していないが同様の構造が認められた。

結果としては、セシウム 137 の放射能濃度が最も高い深度は、地表面から 12.5~15 cm (平成 23 年 11 月)、及び 15~17.5 cm (平成 24 年 4 月)であった(図 5.3.4.3-4(b)、図 5.3.4.3-4(c))。これは、堆積時の淘汰によって、比表面積の大きい粒径の小さい粒子からなる層と大きい粒子の層とができ、それぞれの層に含まれる放射性セシウムの量が異なることから、比表面積の大きい(粒径の小さい粒子)層において高い放射性セシウムの濃度になるという推定も可能だが、深度別の比表面積の測定結果においては、セシウム 137 の放射能濃度が高い深度において必ずしも比表面積が大きくはないことが確認された(図 5.3.4.3-4(b)、図 5.3.4.3-4(c))。このことから、高水堆積物の放射性セシウムの深度方向の濃度の高低は堆積時の淘汰によるものではないことが示唆された。

また、高水堆積物において地表面から 15 cm 前後においてセシウム 137 の高い放射能濃度が確認された原因としては、以下のことが考えられる。4 月 23 日のコア試料では、地表面から 15~20 cm 付近に植物根が多く認められた。しかし、それより上位には植物根は認められなかった。このことから、平成 23 年 3 月中旬の放射性物質沈着時には、この 15 cm 付近が表層であり、これより浅においてはその後の堆積物であると考えられる。平成 23 年 11 月に採取した試料についても、放射性セシウムの濃度が最も高かった深度が平成 23 年 3 月には表層であったと考えられるが、この場所には植生がないか少ない場所であったものと考えられる。

阿武隈川黒岩右岸の高水敷堆積物の 2 本の試料はいずれも 15 cm 付近より下位ではセシウム 137 の濃度が低くなっており、放射性セシウムの浸透はあまり進んでいないことが示唆される。逆に上位では 200~400 Bq/kg 程度であり、下位における放射性セシウムの放射能濃度に比べて高い値であり、高水位時から水位が低下するときの堆積によってもたらされたものと考えられる。しかし、この値は河川水から遠心によって得られた懸濁物の値の十分の一にも満たない。比表面積を比較すると、堆積物の比表面積が 200~300 m²/kg であるのに対し(図 5.3.4.3-4(b)、図 5.3.4.3-4(c))、懸濁物ではこれより高く 350~800 m²/kg 以上である(図 5.3.4.3-2(e)、図 5.3.4.3-3(e))。このことから、黒岩の高水敷においては、小さい粒径の粒子(比表面積が小さい)は堆積しにくく、新たな堆積物に伴う放射性セシウムの放射能濃度の影響は比較的低いものと考えられる。

参考文献

- (1) 岸波晃代、難波謙二、水圏の生産力解析：漁業による三陸の復興に向けて。阿武隈川の微細藻類群集組成の季節変化。月刊海洋 44(6):305-313、(2012)
- (2) Suzuki, R., Ishimaru, T., An improved method for the determination of phytoplankton chlorophyll using N,N-Dimethylformamide. J. Oceanogr. Soc. Jap., 46: 190-194. (1990)

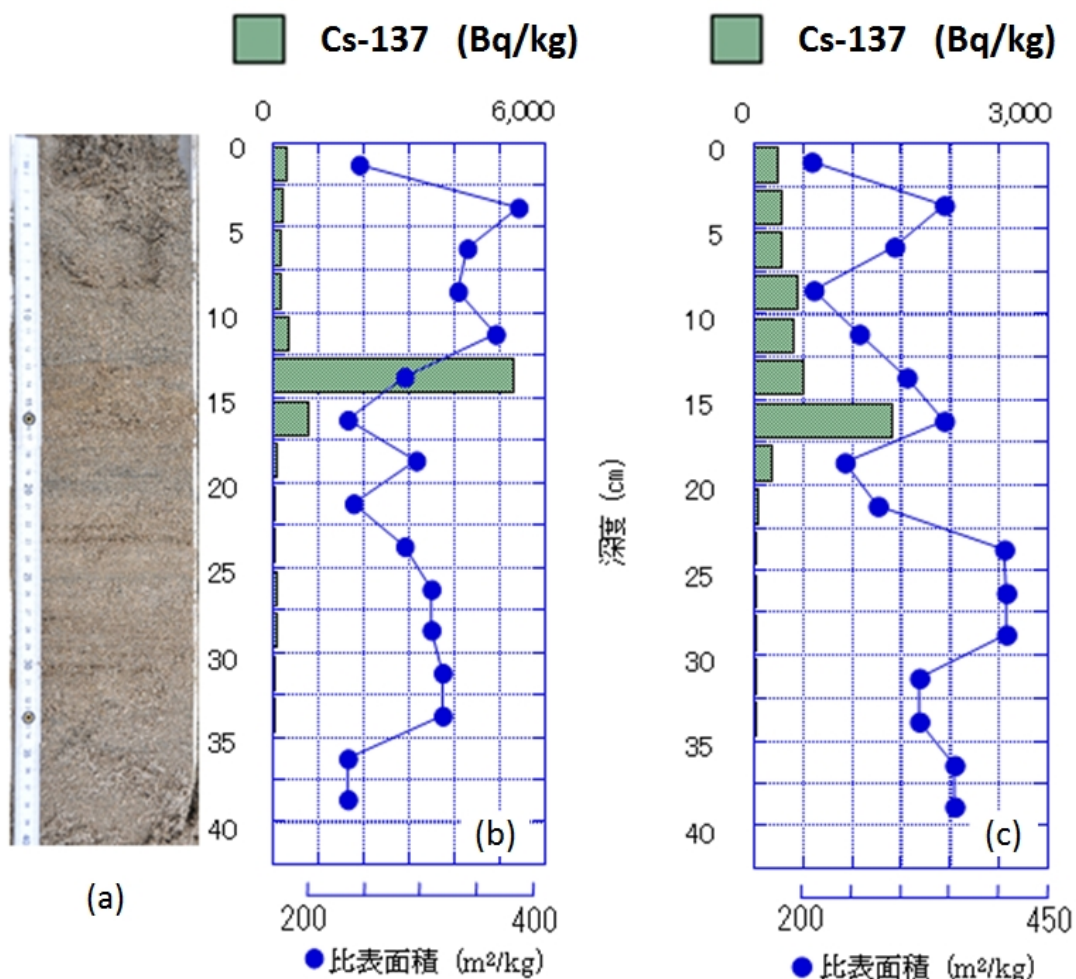


図 5.3.4.3-4 福島市黒岩の高水敷堆積物中のセシウム 137 とその比表面積
 (a)は平成 23 年 11 月 28 日に採取したコアの写真、(b)は平成 23 年 11 月 28 日に採取した試料のセシウム 137 の濃度分布と比表面積の鉛直分布、(c)は平成 24 年 4 月 23 日採取試料のセシウム 137 の深度分布と比表面積の鉛直分布を示す)

5.3.4-(4) 土壌－河川系における放射性セシウムの動態解析

本調査（第2次分布状況等調査）では、第1次分布状況等調査の結果を含めて、平成23年7月から平成24年4月までに採取したデータを取りまとめるとともに、結果の評価を実施した。

1) 実施目的

福島第一原発から放出された放射性セシウム（主にセシウム134、セシウム137）の土壌・河川における挙動とその移行過程を明らかにするため、阿武隈川水系と同流域にて土壌－河川系における放射性セシウムの動態解析に関する調査を実施した。河川系試料として阿武隈川とその支流の口太川にて河川水、浮遊砂及び河床堆積物を採取し、土壌系試料として山木屋地区にて土壌及び落葉類を採取し、それぞれの分析・検討をおこなった。特に粒径分析、選択的溶出法によるセシウム137のホスト相の同定、EXAFS法によるセシウム137の局所構造の決定などを進めた。なお、以下で紹介する本調査の項目は以下のとおり。

- ・河川水中に含まれる放射性セシウムの濃度分布及び動態確認
- ・浮遊砂の粒径による放射性セシウムの濃度分布及び粒径効果の確認
- ・土壌及び浮遊砂の溶出実験（土壌及び浮遊砂との放射性セシウムの吸着特性）
- ・河床堆積物の粒径による放射性セシウムの濃度分布
- ・河床堆積物の粒径による放射性セシウムの濃度分布
- ・XAFS法による粘土鉱物中のセシウムの局所構造の解明
- ・植物体表面の放射性セシウム分布とその付着強度

2) 河川水中に含まれる放射性セシウムの濃度分布及び動態確認

① 調査箇所

阿武隈川は、福島県及び宮城県を北流し、太平洋へと注ぐ流域面積5,400 km²の一級河川であり、その流域には郡山市、福島市、岩沼市などの主要都市が位置し、治水・利水・環境についての意義が大きい（国土交通省東北地方整備局、2007）⁽⁴⁾。本調査は、阿武隈川及びその支流の口太川を対象とし、河川水中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度と存在形態について検討した。なお、口太川の上流は平成23年5月より計画的避難区域に指定されており、図5.3.4.4-1に示すように放射性セシウムの沈着量の大きい地域である。

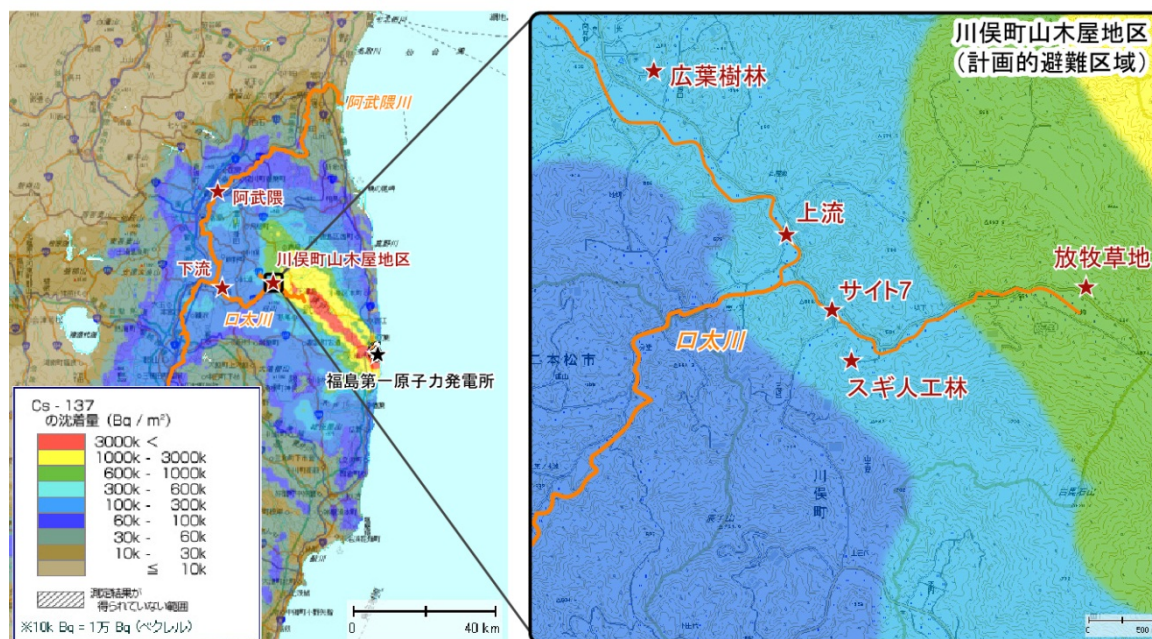


図 5.3.4.4-1 試料採取地点位置図及びセシウム 137 の沈着量分布図

(セシウム 137 の沈着量は、第 4 次航空機モニタリングの結果 (平成 23 年 11 月 5 日時点の値を使用)、地形図は電子国土より引用)

② 試料の採取方法及び調査方法

試料は、阿武隈川中流地点と、口太川流域の 3 地点 (下流、上流及びサイト 7) の計 4 地点から採取した (図 5.3.4.4-1、表 5.3.4.4-1)。口太川サイト 7 及び阿武隈川での採水は、それぞれ平成 23 年 11 月 14 及び 15 日に、口太川下流及び上流での採水は、平成 23 年 12 月 12 日に行った。河川水試料は、河床堆積物を巻き上げないように注意して河川表層からバケツにて汲み取った。

採取した各河川水は、孔径 $63\mu\text{m}$ の標準ふるいに通し、極細粒砂以上 ($> 63\mu\text{m}$) の浮遊懸濁物質を回収したのち、孔径 $3\mu\text{m}$ 及び $0.45\mu\text{m}$ フィルターにて逐次ろ過をし、シルト画分 ($3\text{--}63\mu\text{m}$)、粘土画分 ($0.45\text{--}3\mu\text{m}$)、溶存態画分 ($< 0.45\mu\text{m}$) に分画した。放射性セシウムの溶存態画分の試料は、さらに 200kDa 及び 10kDa (Da : 排除限界分子量) の限外ろ過フィルターにて逐次ろ過をし、高分子量画分、低分子量画分に分画した。

ふるい及びフィルター上に回収された各画分の浮遊懸濁物質 ($0.45\text{--}3$ 、 $3\text{--}63$ 及び $> 63\mu\text{m}$) は、乾燥させた後、ゲルマニウム半導体検出器を用い放射性セシウム (セシウム 137) の放射能濃度を求めた。ろ過水試料 ($< 10\text{kDa}$ 、 $< 200\text{kDa}$ 及び $< 0.45\mu\text{m}$) は、放射性セシウム濃度が低いことが予測されたため、リンモリブデン酸アンモニウムにより前濃縮処理した後、据置き型ゲルマニウム半導体検出器を用いその放射能濃度を求めた。

表 5. 3. 4. 4-1 河川水中に含まれるセシウム 137 の放射能濃度の測定結果

地点名	採水日	水温 (°C)	pH	試料名	粒径間隔	試料量 (L)	Cs-137濃度測定結果		
							測定日	Cs-137 (Bq/L)	各画分の寄与(%)*
口太川, サイト7	平成23年11月 14日	10.8	7.54	K7W_Nov_63	> 63 μm	130	H24.01.26	0.011 ± 0.001	9.97
				K7W_Nov_3f	3-63 μm	60	H24.02.24	0.042 ± 0.002	39.01
				K7W_Nov_045f	0.45-3 μm	56	H24.02.24	0.002 ± 0.000	2.12
				K7W_Nov_045	< 0.45 μm	11.4	H24.01.13	0.053 ± 0.004	48.89
				K7W_Nov_10kDa	< 10 kDa	9.1	H24.02.08	0.048 ± 0.002	44.69
				総濃度*				0.108 ± 0.007	
阿武隈川	平成23年11月 15日	13.7	6.99	AbW_Nov_63	> 63 μm	83	H24.01.25	0.009 ± 0.001	7.75
				AbW_Nov_3f	3-63 μm	30	H24.02.24	0.078 ± 0.004	68.31
				AbW_Nov_045f	0.45-3 μm	30	H24.02.24	0.002 ± 0.001	2.05
				AbW_Nov_045	< 0.45 μm	13.3	H24.01.12	0.025 ± 0.003	21.89
				AbW_Nov_10kDa	< 10 kDa	7.7	H24.02.08	0.022 ± 0.001	18.93
				総濃度*				0.114 ± 0.008	
口太川上流	平成23年12月 12日	6.0	6.20	K9W_Dec_63	> 63 μm	60	H24.01.26	0.011 ± 0.000	3.99
				K9W_Dec_3f	3-63 μm	60	H24.02.08	0.218 ± 0.007	78.27
				K9W_Dec_045f	0.45-3 μm	40	H24.02.08	0.009 ± 0.000	3.32
				K9W_Dec_045	< 0.45 μm	20.3	H24.01.12	0.040 ± 0.003	14.43
				K9W_Dec_200kDa	< 200 kDa	4	H24.01.13	0.043 ± 0.004	15.53
				K9W_Dec_10kDa	< 10 kDa	6.1	H24.01.13	0.039 ± 0.004	13.91
総濃度*				0.279 ± 0.011					
口太川下流	平成23年12月 12日	8.1	6.46	KDW_Dec_63	> 63 μm	90	H24.01.26	0.032 ± 0.001	42.65
				KDW_Dec_3f	3-63 μm	90	H24.02.08	0.031 ± 0.002	40.83
				KDW_Dec_045f	0.45-3 μm	60	H24.02.10	0.008 ± 0.000	10.09
				KDW_Dec_045	< 0.45 μm	21.21	H24.01.12	0.005 ± 0.001	6.43
				KDW_Dec_200kDa	< 200 kDa	3.1	H24.02.08	0.005 ± 0.002	6.98
				KDW_Dec_10kDa	< 10 kDa	7.2	H24.01.25	0.005 ± 0.001	6.89
総濃度*				0.076 ± 0.004					

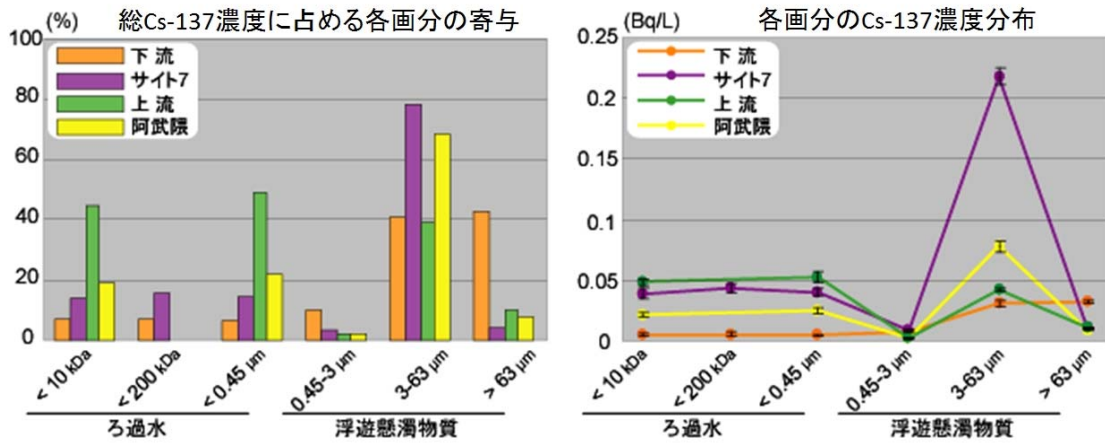


図 5. 3. 4. 4-2 河川水中のセシウム 137 の放射能濃度の粒径分布

③ 結果と考察

表 5. 3. 4. 4-1 に、懸濁物試料及びろ過水試料中のセシウム 137 濃度を示す。表中の値は全て測定日の値を記している。河川水中に含まれるセシウム 137 の放射能濃度は、口太川上流、阿武隈川、サイト 7、口太川下流の順に高い値が検出された。河川水中の総セシウム 137 濃度に占める各画分の寄与*は、全体としてシルト画分 (3-63 μm) で高く、粘土画分 (0.45-3 μm) で低い傾向が認め

られた (図 5.3.4.4-2、左)。

また、ろ過水中のセシウム 137 の放射能濃度は、10 kDa、200 kDa、0.45 μm のそれぞれのろ過孔径で差が認められず、誤差の範囲内で一定の値を示した (図 5.3.4.4-2、右)。

さらに、限外ろ過後の河川水からはセシウム 137 の検出が認められたが、ろ過をおこなった限外ろ過フィルターからは検出されなかった。

従って、河川水中に含まれるセシウム 137 は、粒子態としてはシルト画分に多く存在し、粘土画分以下では溶存態として存在する可能性が示唆された。特に限外ろ過により、ろ過されたセシウム 137 が殆どみられなかったことは、河川水においては、腐植物質などの溶存有機物と結合しているセシウム 137 が殆どないことを示唆している。

なお、いずれのサイトにおいても平成 23 年 11、12 月に採取した河川試料は、同年の 6~8 月に採取した河川試料と比較して有意に濃度が低く、平成 23 年 11~12 月には事故直後の表層土壌に比べて放射能濃度の低い表層土壌の流出が主に起きていた可能性が高い。今回の測定では、上記の通り懸濁物の重量が測定できていないため、上記の結論は今後さらに検討が必要ではあるが、以下に示す浮遊砂試料の分析からも、流出している土壌の放射能濃度は減少していることが示唆される。

※ 河川水中の総放射性セシウム濃度は、極細粒砂画分 ($> 63 \mu\text{m}$)、シルト画分 (3-63 μm)、粘土画分 (0.45-3 μm) 及び溶存態画分 ($< 0.45 \mu\text{m}$) の放射性セシウム濃度の総和とした。また、 $< 200 \text{ kDa}$ 画分及び $< 0.45 \mu\text{m}$ 画分のろ過水試料中には、それぞれ $< 10 \text{ kDa}$ 画分及び $< 10 \text{ kDa}$ 、 $< 200 \text{ kDa}$ 画分が含まれることに注意されたい。

3) 浮遊砂の粒径による放射性セシウムの濃度分布及び粒径効果の確認

口太川内で採取された浮遊砂に含まれる放射性セシウムの放射能濃度とその粒径効果について検討した。

① 試料と採取方法と測定方法

筑波大学グループにより、口太川下流 (平成 23 年 8 月 10 日、12 月 8 日) 及び口太川上流 (平成 23 年 8 月 24 日、12 月 8 日) にて採取された浮遊砂を分析試料として用いた (図 5.3.4.4-1)。天然における放射性セシウムの挙動を調査するため、有機物の除去は行わなかった。

下流サイトの試料は、孔径 63 μm の標準ふるいに通し、極細粒砂以上 ($> 63 \mu\text{m}$) の浮遊懸濁物質を回収したのち、重力沈降法により 5 つの粒径画分 (< 2 、2-10、10-20、20-40、40-63 μm) に分画した。それぞれの画分に対する沈降時間は、粒子の比重を 2.6 (=カオリナイト) と仮定し、水温 20°C の条件下でストークスの法則により求めた。ストークスの法則は、粒径に加え粒子の比重にも依存するため、交差点検として上流サイトの試料は、標準ふるい及びフィルター上で水洗し、6 つの粒径画分 (< 0.2 、0.2-3、3-20、20-63、63-125、 $> 125 \mu\text{m}$) に分画した。

分画した試料は、ゲルマニウム半導体検出器を用い放射性セシウムの放射能濃度を求め、高精度比表面積・細孔分布測定装置を用いた窒素ガス吸着法 (BET 法) により、各画分の比表面積を測定した。上流サイトの < 0.2 及び 0.2-3 μm 画分は、回収量が少なかったため比表面積の測定を行うことができなかった。さらに、下流サイトの試料は、レーザー回折式粒度分布測定装置により、粒度分析をおこなった。分析の結果得られた積算値に対し図解法 (Folk and Ward, 1957)⁽²⁾ を用い、それぞれの画分及び浮遊砂全体の中央粒径及び淘汰度を算出した。それぞれの測定結果を表 5.3.4.4-2 にまとめた。

② 結果と考察

浮遊砂を粒径分画した結果、それぞれの画分の割合は試料ごとに大きく異なり、特定の傾向は認められなかった（図 5.3.4.4-3）。地勢の違いや採取期間中の河川流量や浮遊砂供給量の変動などの影響を受けたものと考えられる。粒度分析の結果、口太川下流サイトの浮遊砂は、8月、12月ともに、中程度の淘汰度のシルトからなることが明らかになった（表 5.3.4.4-2）。

セシウム 137 の放射能濃度を測定した結果、8月に採取された口太川上流の 0.2~3 μm 画分を除き、すべての試料からの検出が認められた（表 5.3.4.4-2）。口太川上流の浮遊砂中のセシウム 137 濃度は、8月の値が 12.6±0.16 Bq/g であり、12月の値が 6.18±0.20 Bq/g であった。口太川下流の浮遊砂のセシウム 137 濃度は、8月の値が 17.7±0.42 Bq/g であり、12月の値が 2.61±0.06 Bq/g であった。結果として、両地域ともに12月の濃度が8月と比較して低いことが確認された（図 5.3.4.4-4）。浮遊砂は、新たに堆積した堆積物のみ捕集しているため、新たに流出した土壌粒子の放射性セシウム濃度が、8月に比べて12月で下がっていることがここでも確認された。また、とくに下流試料では粗粒画分のセシウム 137 濃度と比較して細粒画分の濃度が著しく減少している。これは、粒子径に依存した選択的な運搬作用の影響を捉えている可能性がある。

表 5.3.4.4-2 浮遊砂中に含まれるセシウム 137 濃度と比表面積測定結果

地点名	採取日	試料名	粒径間隔 (μm)	乾燥重量 (g)	頻度分布 (%)	Cs-137濃度測定結果			比表面積測定結果		粒度分析結果	
						測定日	測定重量 (g)	Cs-137 (Bq/g)	測定重量 (g)	BET (m ² /g)	中央粒径 (μm)	淘汰度 (μm)
口太川上流	平成23年8月 24日	KUS_Aug_125	> 125	0.78906	14.5	H24.01.25	0.70836	11.3 ± 0.37	0.0807	11.6		
		KUS_Aug_63	63-125	1.35178	24.8	H24.01.25	1.21948	11.7 ± 0.39	0.1323	10.7		
		KUS_Aug_20	20-63	1.92229	35.2	H24.01.25	1.80879	14.2 ± 0.46	0.1135	20.2		
		KUS_Aug_3	3-20	1.3781	25.2	H24.01.25	1.3388	18.8 ± 0.61	0.0393	27.4		
		KUS_Aug_02f	0.2-3	0.0029	0.05	H24.02.11	0.0029	ND				
		KUS_Aug_sus	< 0.2	0.0142	0.26	H24.02.07	0.0142	10.7 ± 0.96				
		KUS_Aug_bulk	全粒径	0.8039		H24.03.06	0.159	12.6 ± 0.16				
		Total		6.26223	100.0							
口太川上流	平成23年12月 8日	KUS_Dec_125	> 125	4.1443	32.5	H24.01.25	4.0017	6.21 ± 0.18	0.1426	8.6		
		KUS_Dec_63	63-125	3.1157	24.4	H24.01.25	2.9566	4.78 ± 0.12	0.1591	8.6		
		KUS_Dec_20	20-63	2.5329	19.8	H24.01.25	2.4153	4.72 ± 0.14	0.1176	12.5		
		KUS_Dec_3	3-20	2.9579	23.2	H24.01.27	2.8746	12.9 ± 0.16	0.0833	29.7		
		KUS_Dec_02f	0.2-3	0.006	0.05	H24.02.10	0.006	19.8 ± 1.94				
		KUS_Dec_sus	< 0.2	0.0121	0.09	H24.02.06	0.0121	2.05 ± 0.49				
		KUS_Dec_bulk	全粒径	9.1944		H24.03.06	1.724	6.18 ± 0.20				
		Total		21.9633	100.0							
口太川下流	平成23年8月 10日	KDS_Aug_63	> 63	0.5285	9.9	H24.02.21	0.5252	13.9 ± 0.37	0.05612	7.6	65.94	1.23
		KDS_Aug_40-63	40-63	3.7492	70.3	H24.02.21	3.7492	13.8 ± 0.37	0.10644	17.9	20.09	1.57
		KDS_Aug_20-40	20-40	0.571	10.7	H24.02.21	0.5687	12.0 ± 0.34	0.065	20.5	13.65	1.57
		KDS_Aug_10-20	10-20	0.3264	6.12	H24.02.21	0.3136	15.7 ± 0.29	0.0063	25.1	10.48	1.49
		KDS_Aug_2-10	2-10	0.1189	2.19	H24.02.22	0.10387	46.3 ± 0.41	0.01303	19.3	7.68	1.17
		KDS_Aug_2	< 2	0.0427	0.80	H24.02.22	0.0427	77.0 ± 1.81	0.0422	26.9	5.79	1.47
		KDS_Aug_bulk	全粒径	2.8406		H24.02.21	2.8406	17.8 ± 0.42				21.50
		Total		8.1753	100.0							
口太川下流	平成23年12月 8日	KDS_Dec_63	> 63	21.9027	61.8	H24.02.21	6.6212	1.85 ± 0.08	0.2093	6.5	74.97	1.44
		KDS_Dec_40-63	40-63	8.6763	24.5	H24.02.21	5.1139	4.82 ± 0.13	0.108	15.4	23.91	1.77
		KDS_Dec_20-40	20-40	2.0851	5.89	H24.02.21	2.0791	6.49 ± 0.21	0.0717	20.3	18.23	1.63
		KDS_Dec_10-20	10-20	1.4056	3.97	H24.02.21	1.358	5.56 ± 0.26	0.0476	20.1	12.43	1.54
		KDS_Dec_2-10	2-10	1.1168	3.15	H24.02.21	1.06381	9.87 ± 0.33	0.05299	22.9	7.96	1.47
		KDS_Dec_2	< 2	0.243	0.69	H24.02.22	0.243	16.5 ± 0.39	0.04806	32.8	5.15	1.46
		KDS_Dec_bulk	全粒径	15.8695		H24.02.21	7.9451	2.61 ± 0.06				38.04
		Total		51.299	100.0							

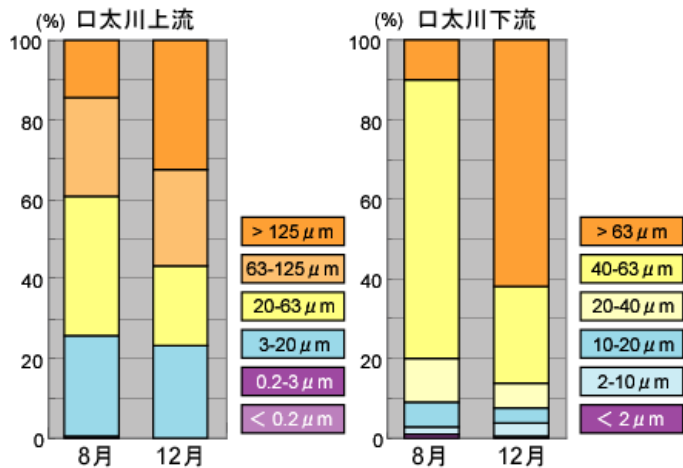


図 5.3.4.4-3 各画分の浮遊砂中における頻度
(平成 23 年 8 月、12 月)

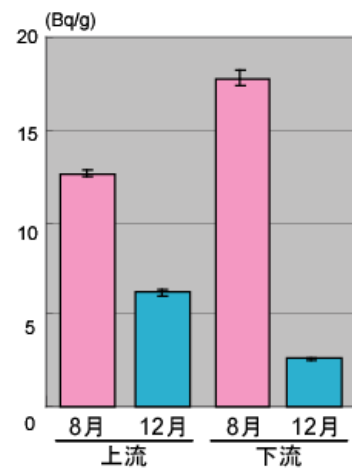


図 5.3.4.4-4 浮遊砂中のセシウム 137 濃度
(平成 23 年 8 月、12 月)

粒径画分とセシウム 137 濃度の分布を比較した結果、重力沈降法により粒径を分けた口太川下流の試料は、粒径が小さくなるに従い濃度は増加するという粒径依存性が認められた(図 5.3.4.4-5)。これは、土壌や堆積物中のセシウム 137 に報告されている傾向と調和的な結果である(例えば、He and Walling, 1996)⁽³⁾。セシウムは、粘土鉱物である 2:1 型層状ケイ酸塩の層間に対して強い選択吸着性を示すことが報告されている(Komarneni and Roy, 1988; McKinley et al., 2001; 塚田, 2011)^{(5), (6), (10)}。今回、認められた粒径依存性は、画分の粒径が細くなるに伴い粘土鉱物の存在量が増え、その層間に吸着されたセシウム 137 も増加することを示唆する可能性がある。なお、ここでの粒径は、粒度分析により算出した中央粒径を用いた。

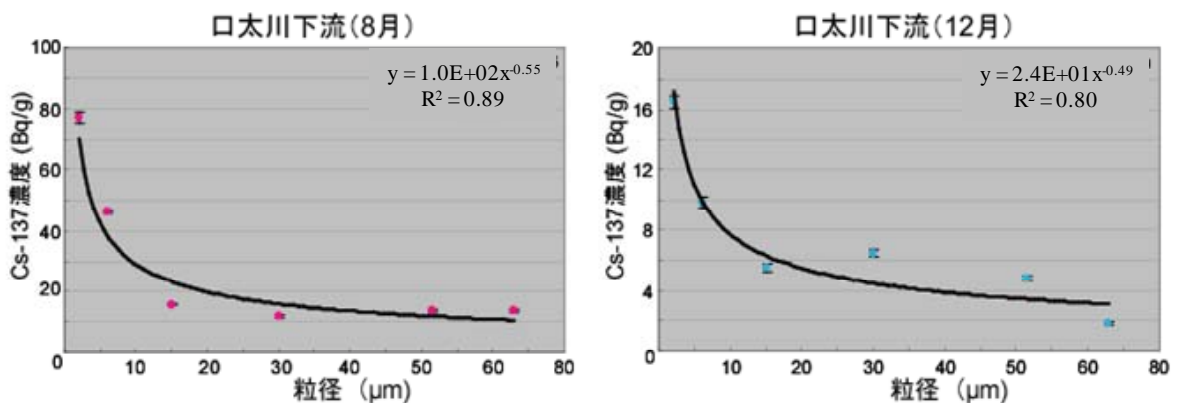


図 5.3.4.4-5 口太川下流における浮遊砂中のセシウム 137 濃度の粒径分布
(重力沈降法による分画) (平成 23 年 8 月、12 月)

一方、ふるいとフィルターにより粒径分けした口太川上流の浮遊砂試料は、全体としては粒径の減少に伴い、セシウム 137 の放射能濃度は増加する傾向があるようにみえるが、8月の浮遊砂は0.2～3 μ m画分で検出が認められず、12月は<0.2 μ m画分で極小値を示し、微小粒径画分においてはばらつきがみられる(図5.3.4.4-6)。なお、ここでの粒径は、<0.2 μ m及び>125 μ m画分は、それぞれ0.2及び125 μ mとし、0.2-3、3-20、20-63、63-125 μ m画分は、それぞれの粒径間隔の平均値を用いた。

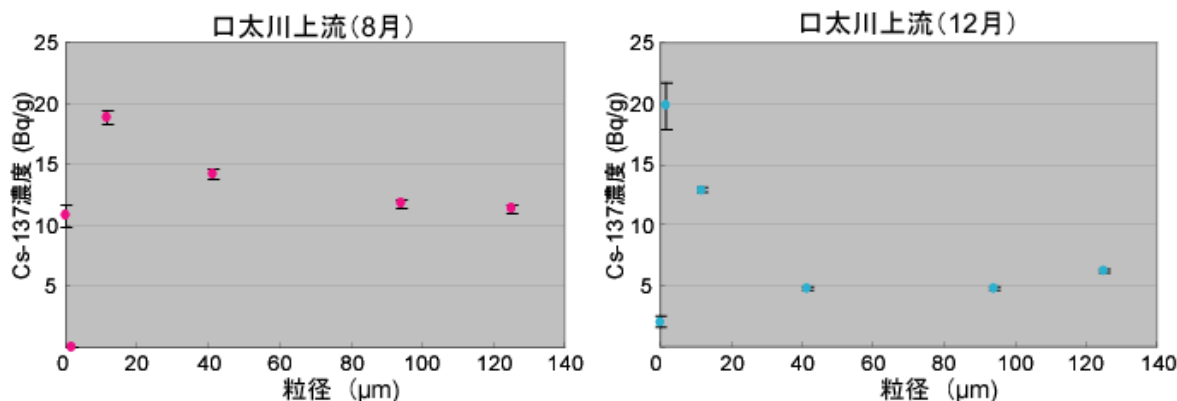


図 5.3.4.4-6 口太川上流における浮遊砂中のセシウム 137 濃度の粒径分布 (ろ過法による分画) (平成 23 年 8 月、12 月)

各画分の比表面積を測定した結果、口太川上流の 8 月の浮遊砂は 10.7 から 27.4 m^2/g 、12 月は 8.60 から 29.7 m^2/g の値を示し、口太川下流の 8 月の浮遊砂は 7.60 から 26.9 m^2/g 、12 月は 6.50 から 32.8 m^2/g の値を示した(表 5.3.4.4-2)。各試料の比表面積は、粒径が小さくなるに伴い大きくなる傾向が認められた(図 5.3.4.4-7)。

比表面積と浮遊砂試料のセシウム 137 の放射能濃度との関係を検討した結果、概括的な傾向として比表面積が大きくなるに従い、セシウム 137 の放射能濃度は増加するという相関が認められた(図 5.3.4.4-8、図 5.3.4.4-9)。

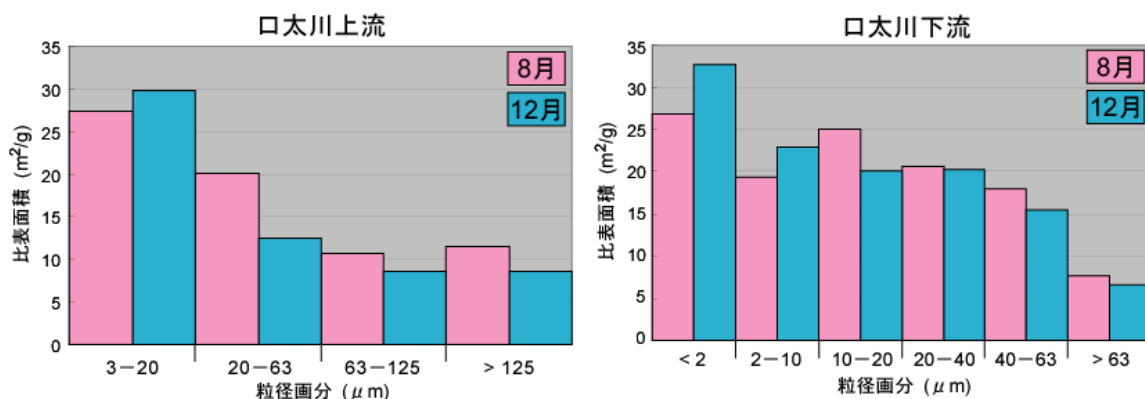


図 5.3.4.4-7 口太川における浮遊砂の比表面積分布 (平成 23 年 8 月、12 月)

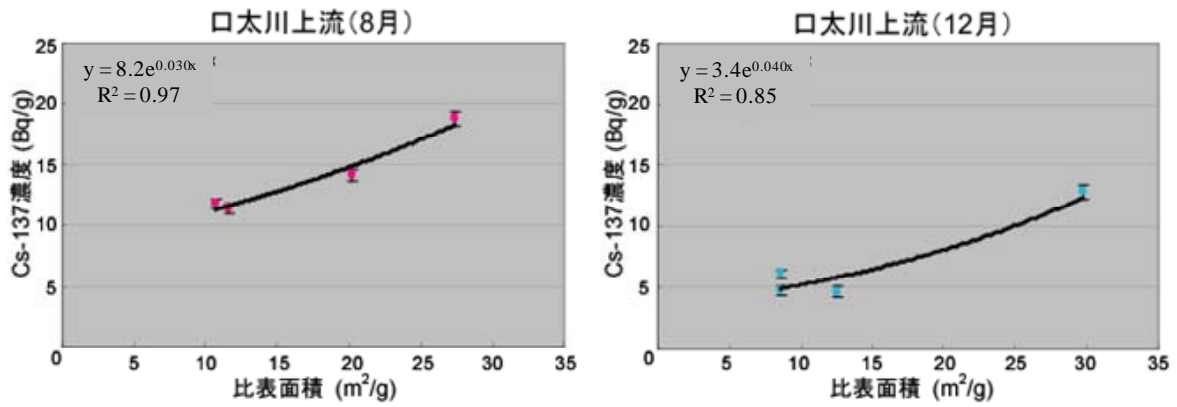


図 5. 3. 4. 4-8 口太川上流における浮遊砂の比表面積とセシウム 137 濃度の関係 (平成 23 年 8 月、12 月)

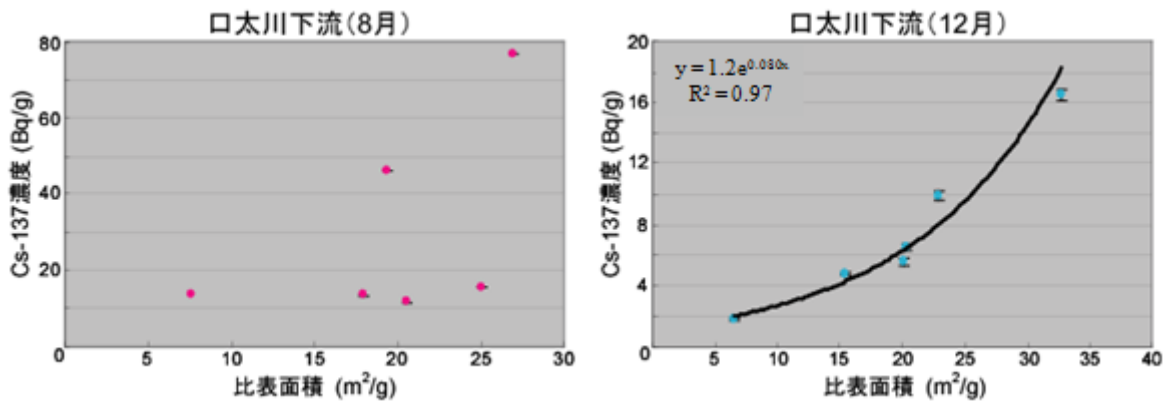


図 5. 3. 4. 4-9 口太川下流における浮遊砂の比表面積とセシウム 137 濃度の関係 (平成 23 年 8 月、12 月)

4) 土壌及び浮遊砂の溶出実験

浮遊砂に含まれる放射性セシウムのホスト相を特定するため、BCR 逐次抽出法(Rauret et al., 1999)⁽⁸⁾ によるセシウム 137 の溶出実験を試みた(表 5. 3. 4. 4-3)。また、既存の研究により放射性セシウムは粘土鉱物に選択的に吸着されることが報告されているため、塩化アンモニウムによる抽出段階を加えた。アンモニウムイオンは、イオン交換により粘土鉱物に保持されたセシウムイオンと一部置き換わり、粘土鉱物からセシウムが溶出しやすくなるとされる(Evans et al., 1983)⁽¹⁾。

表 5. 3. 4. 4-3 各抽出液中のセシウム 137 濃度と総濃度に対する寄与

地点名	採取日	試料名	土相	総Cs-137濃度 (Bq/g)	測定重量 (g)	Cs-137濃度測定結果			
						抽出液A	抽出液B	抽出液C	抽出液D
放牧草地	平成23年5月29日	6-1	花崗岩質土壌	30.3 ± 1.0	1.034	濃度 (Bq/g) 1.87 ± 0.06 寄与 (%) 6.17	濃度 (Bq/g) 0.05 ± 0.00 寄与 (%) 0.16	濃度 (Bq/g) 0.40 ± 0.01 寄与 (%) 1.32	濃度 (Bq/g) 1.05 ± 0.03 寄与 (%) 3.46
		6-2	花崗閃緑岩質土壌	13.0 ± 0.4	1.0168	濃度 (Bq/g) 0.60 ± 0.02 寄与 (%) 4.61	濃度 (Bq/g) 0.02 ± 0.00 寄与 (%) 0.18	濃度 (Bq/g) 0.23 ± 0.01 寄与 (%) 1.78	濃度 (Bq/g) 0.24 ± 0.01 寄与 (%) 1.88
		6-3	表層土壌	32.0 ± 1.3	1.0074	濃度 (Bq/g) 1.35 ± 0.05 寄与 (%) 4.20	濃度 (Bq/g) 0.09 ± 0.00 寄与 (%) 0.29	濃度 (Bq/g) 0.40 ± 0.01 寄与 (%) 1.25	濃度 (Bq/g) 0.70 ± 0.02 寄与 (%) 2.17
口太川上流	平成23年12月8日	KUS_Dec_bulk	浮遊砂	6.2 ± 0.2	0.9492	濃度 (Bq/g) 0.13 ± 0.01 寄与 (%) 2.10	濃度 (Bq/g) 0.01 ± 0.00 寄与 (%) 0.09	濃度 (Bq/g) 0.05 ± 0.00 寄与 (%) 0.85	濃度 (Bq/g) 0.04 ± 0.00 寄与 (%) 0.66

① 調査に用いた試料及び測定方法の詳細

放牧草地（図 5.3.4.4-1）から採取した花崗岩質土壌（6-1）及び花崗閃緑岩質土壌（6-2）、表層土壌（6-3）、口太川上流で 12 月に採取された浮遊砂を用いて、試料は乾燥してメノウ製のグラインダーで細粒・均質化した後、以下の手順で溶出実験をおこなった。

Step-1（アンモニウムイオンによるイオン交換画分）：土壌あるいは浮遊砂試料を 1 g 分取し、40 mL の塩化アンモニウム溶液（1 mol/L）を添加した。抽出液は 16 時間振とうした後、遠心分離により上澄み A と残渣 a に分け、それぞれを回収した。

Step-2（酸可溶性画分）：次に 40 mL の酢酸溶液（0.11 mol/L）を残渣 a に添加した。抽出液は 16 時間振とうした後、遠心分離により上澄み B と残渣 b に分け、それぞれを回収した。

Step-3（還元性画分）：次に 40 mL の塩酸ヒドロキシアンモニウム（0.5 mol/L）を残渣 b に加え、16 時間振とうした後、遠心分離により上澄み C と残渣 c に分け、それぞれを回収した。

Step-4（酸化分解画分）：次いで残渣 c に pH を 2-3 に調整した過酸化水素水を加えホットプレート上で加熱した後、40 mL の酢酸アンモニウム（1.0 mol/L）水溶液を添加し 16 時間振とうした後、遠心分離により上澄み D を回収した。

回収した各抽出液（A、B、C、D）は、0.45 μm のフィルターを用いてろ過した後、ゲルマニウム半導体検出器により放射能濃度を測定した。抽出液 A、B、C 及び D は、それぞれイオン交換画分、酸可溶性画分、還元性画分及び酸化分解画分に相当する。イオン交換画分は、粘土鉱物からの溶出を示唆し、酸可溶性画分は炭酸塩態、還元性画分は鉄・マンガン水和酸化物結合態、酸化分解画分は硫化物態や有機物態からの溶出を意味する（毛利・貫上 2009）⁽⁷⁾。

② 調査結果と考察

全体として、Step1-4 による総抽出割合は 10% 以下と低く、浮遊砂及び堆積物中に取り込まれた放射性セシウムの水溶性は低いことが示唆された（図 5.3.4.4-10）。

また、イオン交換画分の放射性セシウムの放射能濃度が最も高く、次いで還元性画分、酸化分解画分であり、酸可溶性画分が最も低い値となった（図 5.3.4.4-10）。従って、浮遊砂及び土壌堆積物に含まれるセシウム 137 は、相対的に粘土鉱物からの寄与が大きいことが示唆された。

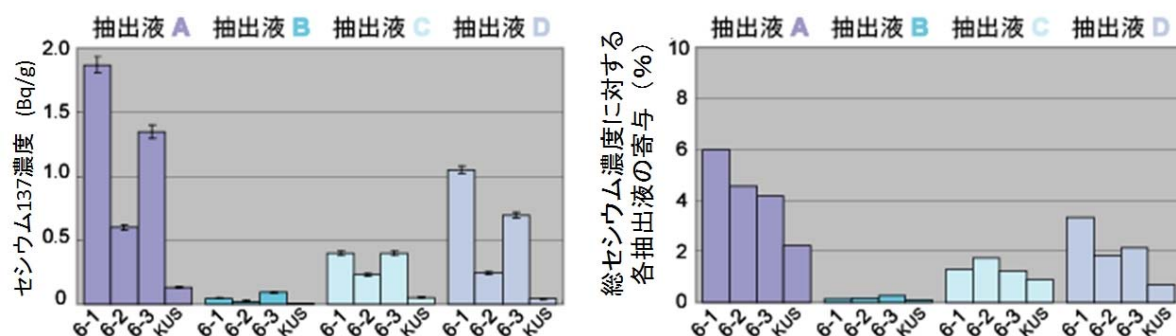


図 5.3.4.4-10 各抽出液中のセシウム 137 濃度（左）と総濃度に対する寄与（右）
（抽出液 A:イオン交換画分、抽出液 B:酸可溶性画分、抽出液 C:還元性画分、
抽出液 D:、酸化分解画分）

5) 河床堆積物の粒径による放射性セシウムの濃度分布

口太川の河床堆積物に含まれる放射性セシウムの放射能濃度とその粒径効果について検討した。調査地域周辺の表層地質図によると、口太川流域には古第三系の（黒雲母）花崗岩が広く分布する（鈴木・吉田、1988）⁽⁹⁾。口太川の河床堆積物は、この花崗岩由来のマサを多く含み、水際には雲母類の濃集が認められた。

① 調査に使用する試料及び調査方法の詳細

平成24年4月14日、口太川下流及び放牧草地内の細流にて採取された河床堆積物を分析試料として用いた（図 5.3.4.4-1）。天然における放射性セシウムの挙動を検討するため、有機物の除去は行わなかった。河床堆積物は、標準ふるいに通し、細礫以上 (>2,000 μm)、極粗粒砂 (850-2,000 μm)、粗粒砂 (500-850 μm)、中粒砂 (250-500 μm)、細粒砂 (125-250 μm)、極細粒砂 (63-125 μm)、シルト粒子以下 (< 63 μm) の7つの画分に分画した。

さらに、シルト粒子以下の画分を3)-①と同様の条件で重力沈降法により5つの粒径画分 (<2、2-10、10-20、20-40、40-63 μm) に分画した（表 5.3.4.4-4）。分画した試料は、ゲルマニウム半導体検出器を用い放射性セシウムの放射能濃度を求めた。

表 5.3.4.4-4 河床堆積物に含まれるセシウム 137 の放射能濃度の測定結果

地点名	採取日	試料名	Wentworthおよび Friedman and Sandersの粒度区分	粒径間隔 (μm)	Cs-137濃度測定結果		
					測定日	測定重量(g)	Cs-137 (Bq/g)
放牧草地	平成24年4月14日	TKH_2000	細礫以上	> 2000	H24.05.02	16.34	0.50 ± 0.02
		TKH_850-2000	極粗粒砂(1000-2000 μm)	850-2000	H24.05.02	11.10	0.87 ± 0.03
		TKH_500-850	粗粒砂(500-1000 μm)	500-850	H24.05.02	10.54	1.22 ± 0.04
		TKH_250-500	中粒砂	250-500	H24.05.02	10.20	2.57 ± 0.09
		TKH_125-250	細粒砂	125-250	H24.05.02	7.80	8.04 ± 0.18
		TKH_63-125	極細粒砂	63-125	H24.05.02	4.69	12.77 ± 0.37
		TKH_40-63		40-63	H24.05.02	1.13	20.92 ± 0.70
		TKH_20-40	シルト	20-40	H24.05.02	1.10	21.33 ± 0.72
		TKH_10-20		10-20	H24.05.02	1.00	27.45 ± 0.94
		TKH_2-10		2-10	H24.05.02	0.88	30.74 ± 1.03
		TKH_2		粘土以下	< 2	H24.05.02	0.24
		口太川下流	平成24年4月14日	KRD_2000	細礫以上	> 2000	H24.05.02
KRD_850-2000	極粗粒砂(1000-2000 μm)			850-2000	H24.05.02	11.92	0.28 ± 0.01
KRD_500-850	粗粒砂(500-1000 μm)			500-850	H24.05.02	11.37	0.37 ± 0.02
KRD_250-500	中粒砂			250-500	H24.05.02	8.92	0.78 ± 0.03
KRD_125-250	細粒砂			125-250	H24.05.02	4.54	3.27 ± 0.10
KRD_63-125	極細粒砂			63-125	H24.05.02	6.92	3.00 ± 0.09
KRD_40-63				40-63	H24.05.02	1.52	8.48 ± 0.29
KRD_20-40	シルト			20-40	H24.05.02	2.24	7.04 ± 0.22
KRD_10-20				10-20	H24.05.02	1.19	8.34 ± 0.25
KRD_2-10				2-10	H24.05.02	1.24	12.52 ± 0.42
KRD_2				粘土以下	< 2	H24.05.02	1.11

② 調査結果と考察

結果として、放牧草地から採取した河床堆積物では、口太川下流と比べて、放射性セシウム濃度が高いことが確認された（図 5.3.4.4-11）。これは、セシウム 137 の沈着量分布と調和的な結果である。それぞれの粒径画分とセシウム 137 の濃度分布を比較した結果、粒径が小さくなるにつれ放射性セシウムの濃度が高くなるという粒径依存性が認められた。

また、両地域ともに、シルト画分から放射性セシウム濃度が急増し、とくに粘土粒子以下の画分で高い放射性セシウム濃度が認められた。これは、浮遊砂で認められた粒径依存性と同様の傾向であり、河川系の碎屑物は細粒な粒子に高濃度のセシウム 137 が濃集していることが明らかになった。なお、ここでの粒径は、2 μm 以下及び 2,000 μm 以上の画分は、それぞれ 2 μm 及び 2,000 μm とし、その他の画分は、それぞれの粒径間隔の平均値を用いた（図 5.3.4.4-12）。

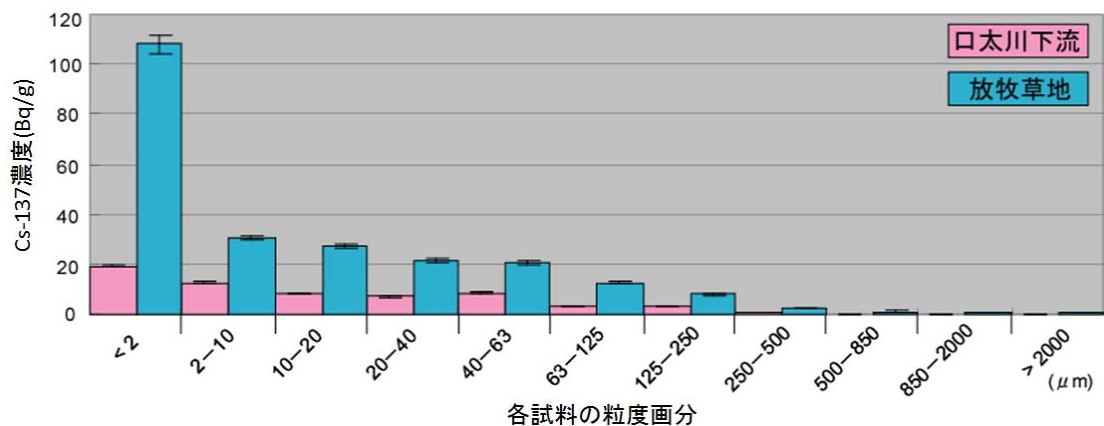


図 5.3.4.4-11 口太川下流と放牧草地とのセシウム 137 濃度の比較

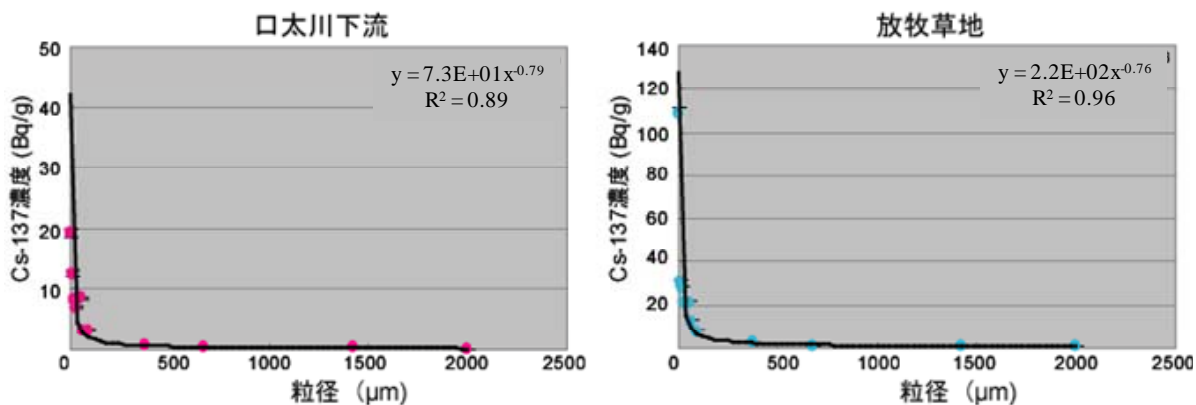


図 5.3.4.4-12 河床堆積物中のセシウム 137 濃度の粒径分布

また、既存の研究により堆積物中の放射性セシウム濃度は、堆積物粒子の比表面積が増加するに従い高くなることが報告されているため (He and Walling, 1996) ⁽³⁾、河床堆積物の放射性セシウムの濃度分布と比表面積との比較をおこなった (図 5.3.4.4-14)。なお、ここでの比表面積は、堆積物粒子の形状を球体、密度をカオリナイトと同じ (=2.6) と仮定し算出した。結果として、比表面積が大きくなるに従い放射性セシウム濃度が高くなるという関係が得られた。本調査で得られた比表面積とセシウム 137 濃度の関係は、両者の関係を表す回帰式のべき指数を 0.6~0.8 と報告した He and Walling (1996) ⁽³⁾ と整合的な結果であった。

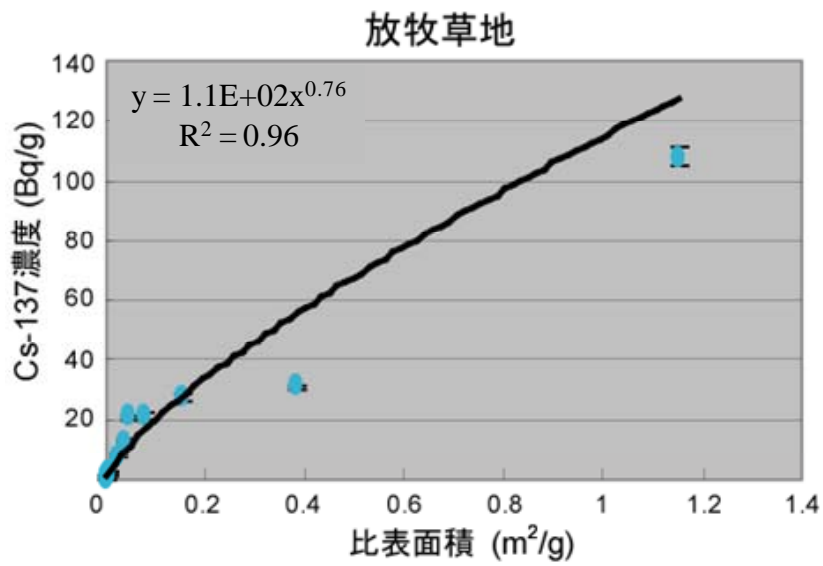
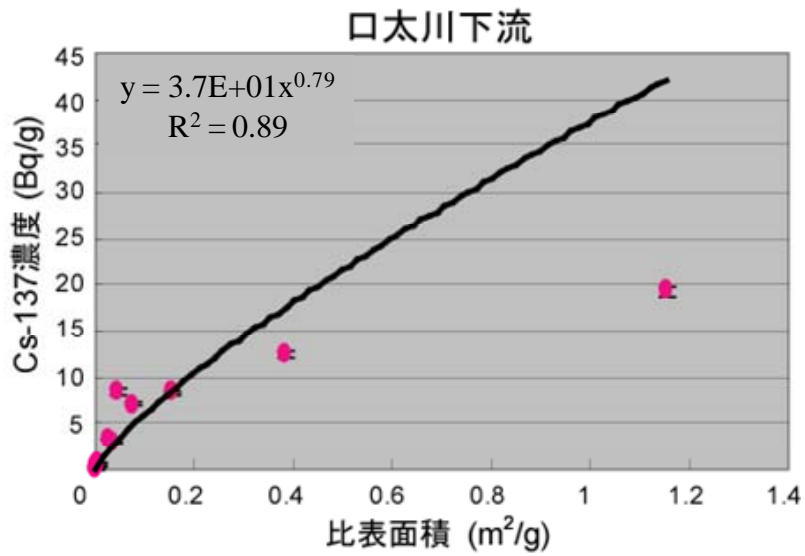


図 5.3.4. 4-14 河床堆積物の比表面積とセシウム 137 濃度の関係

6) XAFS 法による粘土鉱物中の Cs 局所構造の解明

福島で採取された土壌（風化花崗岩）及び河川堆積物に含まれる放射性セシウムのホスト相を解明するために、広域 X 線吸収微細構造（EXAFS）法による検討を行った。

① 調査に使用した試料及び調査方法の詳細

山木屋地区の放牧草地（図 5.3.4.4-1）にて採取した花崗岩質土壌(6-1)及び 4 の浮遊砂試料（12 月採取分）を本実験に用いた。土壌試料あるいは標準試料として用いたバーミキュライトを固液比 1:25 で次に示すような溶液中に懸濁させた。まず 0.5 mol/L 塩化セシウム溶液に 1 時間懸濁させ、遠心分離機で液相を取り除いた後で、0.10 mol/L 塩化セシウム溶液に 1 時間懸濁させた。さらに 0.050 mol/L の塩化セシウム溶液に 6 時間懸濁させ、最終的に土壌あるいはバーミキュライトをろ過により回収し、MQ 水で十分に洗浄し、EXAFS 測定に用いた。EXAFS スペクトルの測定は高エネルギー加速器研究機構の Photon Factory BL-9A あるいは BL-12C にて行った。

② 調査結果と考察

粘土鉱物（バーミキュライト、モンモリロナイト）に安定同位体のセシウムを吸着させたところ、水和 Cs^+ とは異なる位置 ($R + \Delta R = 4.1-4.3 \text{ \AA}$) に $Cs-O$ の結合がみられた（図 5.3.4.4-15）。これは、セシウムが粘土鉱物の層間にあり、底面の SiO_4 面体の酸素と結合を持つことを示す。このような固相表面への吸着種のことを内圏錯体という。一方、 Na^+ や Ca^{2+} では、このような結合を持って粘土層間に取り込まれることはない（外圏錯体）。これらの構造的情報は、セシウムが粘土鉱物から脱着しにくい Na^+ や Ca^{2+} は容易にイオン交換されるというこれまでの知見と整合的である。

他方、福島で採取された土壌・堆積物に吸着させたセシウムも同様に、 $R + \Delta R = 4.1-4.3 \text{ \AA}$ 付近にピークを持ち、これらの試料中でセシウムは粘土鉱物の層間に吸着されることを示唆する（図 5.3.4.4-15）。

この実験は、添加した安定同位体セシウムの構造情報を示しているが、より微量に存在していた放射性セシウムでは、安定同位体セシウムが示す化学種よりもさらに安定に結合することが予想される。そのため、添加した安定同位体セシウムでさえ粘土鉱物層間への内圏錯体の生成が確認されたことは、これら土壌や堆積物中での放射性セシウムの化学種として粘土鉱物の層間への内圏錯体が重要であることを示す。

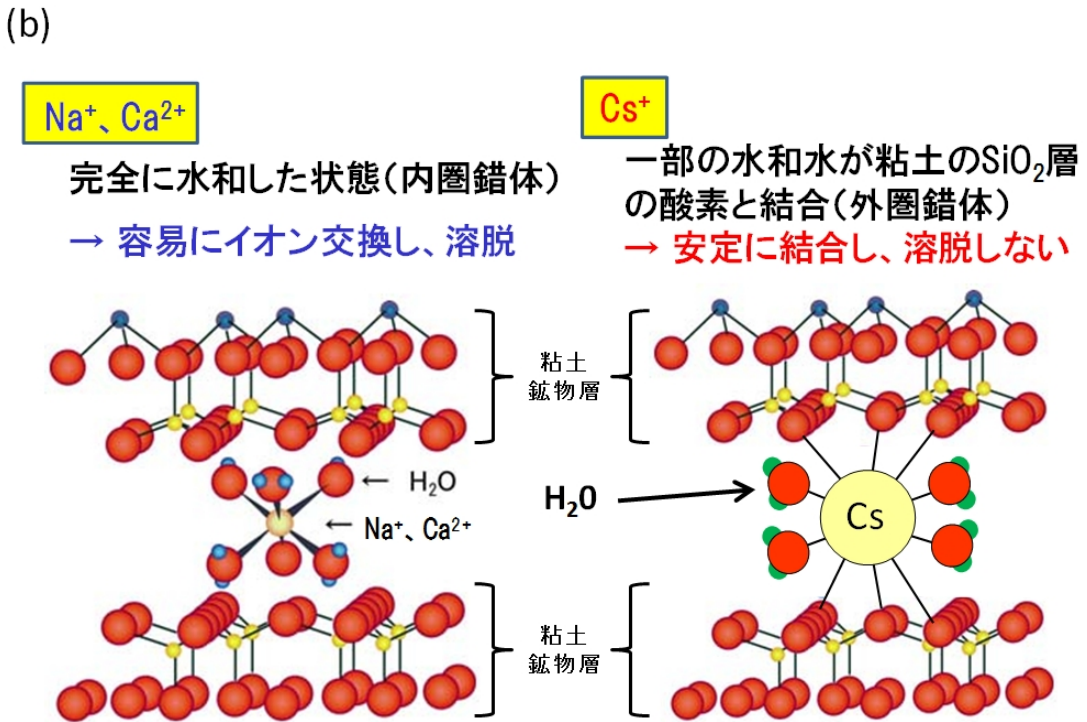
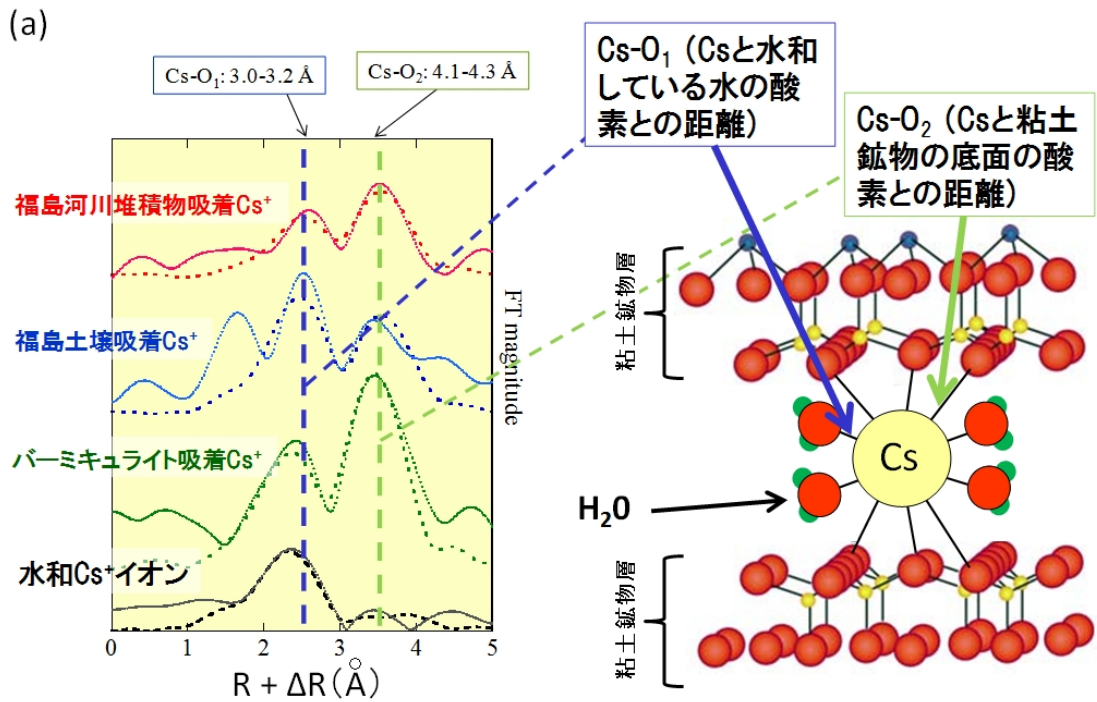


図 5.3.4.4-15 セシウムの水和イオン、パーミキュライト、土壌・堆積物への吸着種の R 空間の広域エックス線吸収微細構造 (EXAFS) スペクトル (a) 及び内圏錯体と外圏錯体の概念図 (b)

7) 植物体表面の放射性セシウム分布とその付着強度

土壌の生成因子として重要な落葉類中の放射性セシウムについて検討した。計画的避難区域内の山木屋地区から採取した植物体に付着した放射性セシウムの分布及びその相対的濃度を明らかにするため、オートラジオグラフ分析をおこなった。また、植物体表面の放射性セシウムの付着強度を明らかにすることを目的として、抽出実験をおこなった。

① 調査に使用した試料及び調査方法の詳細

平成 23 年 12 月 15 日に山木屋地区のスギ人工林サイトにて、杉若齢木の生葉、雄花及び落葉を採取し、ナラガシワ等が生育する広葉樹林サイトにて広葉樹類の落葉を採取した。

採取された試料は、MQ 水、石鹼水（脂肪酸カリウム）、アセトンの順に、30 分間超音波抽出をおこない、それぞれの洗浄段階でオートラジオグラフを作成することにより、放射性セシウムの分布状態と洗浄による除去の効果を検討した（図 5.3.4.4-16）。

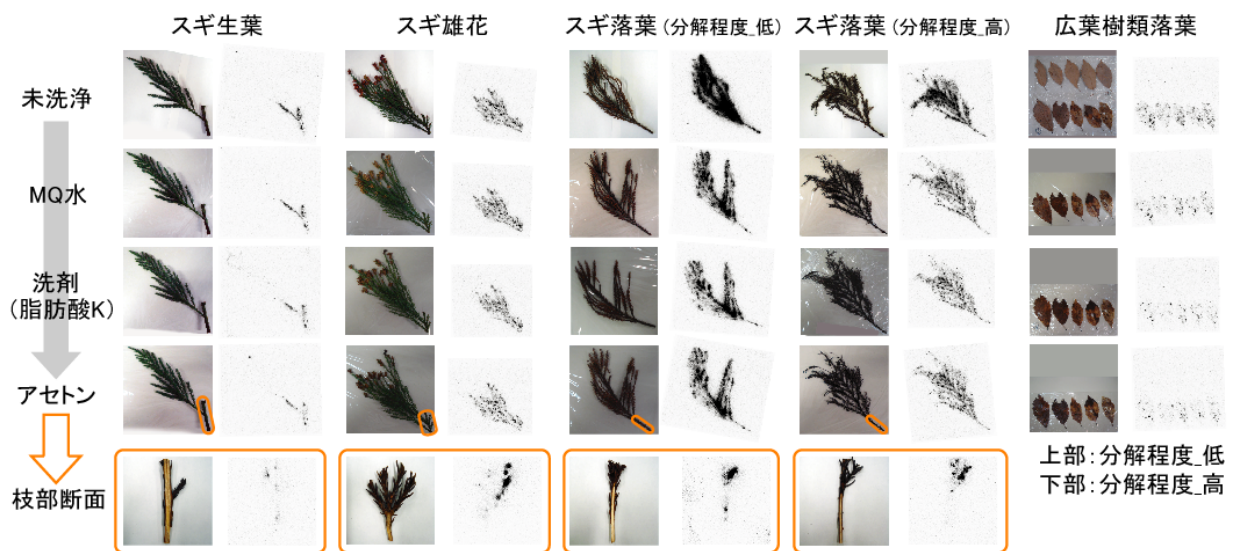


図 5.3.4.4-16 試料写真（右）とそのオートラジオグラフ（左、曝露時間は全て 24 時間）

② 調査結果と考察

福島第一原発の事故以前にすでに存在していたすべての葉から放射性セシウムが検出された。一方、事故後に成長した葉からは有意な放射性セシウムが検出されなかった。MQ 水による抽出では 5～40%の放射性セシウムが取り除かれた。これは葉の表面の水溶性成分が取り除かれたこと及び表面に付着したホットパーティクルが物理的に取り除かれたためであると考えられる。水により一定量の放射性セシウムが取り除かれた結果は、森林の樹冠にトラップされた放射性物質が、その後の降雨によって徐々に林床に移行するとして本報告書『5.3.1-(2) 森林における放射性物質の分布状況の確認及び移行状況の調査』と調和的な結果である。

また、MQ 水による抽出後においても放射性セシウムが検出されることは、葉の表面に付着した放射性セシウムが葉の組織内に取り込まれていることを示している。さらに、脂肪酸カリウム溶液を用いて抽出したところ、10～30%程度の放射性セシウムが取り除かれた。これは葉の表面のワックス成分に含まれている放射性セシウムが取り除かれたためであると考えられる。さらに、アセト

ンを用いて抽出を行ったが、ほとんど放射性セシウムの溶出は認められなかった。

さらに、洗浄実験後のスギ枝部を切断し、断面のオートラジオグラフを作成した結果、表面と比較して内部の放射性セシウムの濃度分布は低いことが示唆された。しかしながら、全ての抽出段階により取り除かれた放射性セシウムは全体の 20~50%であり、葉の組織内に取り込まれた残りの放射性セシウムはかなり安定であり、容易には溶出しないことが示された。

8) まとめ

河川水中の放射性セシウムは、粘土粒子サイズ以下の画分に溶存態として存在する可能性が示唆された。また、浮遊砂及び河床堆積物中では粒径が小さくなるに従い濃度は増加し、シルト粒子以下の画分でとくに高濃度に濃集するという粒径依存性が認められた。溶出実験及び EXAFS 法により、浮遊砂や堆積物中の放射性セシウムのホスト相として、粘土鉱物が重要であることが改めて示された。

引用文献

- (1) Evans D. W., Alberts J. J., and Clark R. A. (1983) Reversible ion exchange fixation of cesium-137 leading to mobilization from reservoir sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 47, 1041-1049.
- (2) Folk, R.L. and Ward, W.C., (1957) Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *Jour. Sediment. Petrol.*, 27, 3-26.
- (3) He, Q., Walling D. E., (1996) Interpreting particle size effects in the adsorption of ¹³⁷Cs and unsupported ²¹⁰Pb by mineral soils and sediments, *J. Environ. Radioact.*, 30, 117-137.
- (4) 国土交通省東北地方整備局 (2007) 阿武隈川水系河川整備計画, 129 p.
- (5) Komarneni, S., Roy, R., (1988) A cesium-selective ion sieve made by topotactic leaching of phlogopite mica, *Science*, 239, 1286-1288.
- (6) McKinley, J. P., Zeissler, C. J., Zachara, J. M., Serne, R. J., Lindstrom, R. M., Schaef, H. T., Orr, R. D. (2001) Distribution and retention of ¹³⁷Cs in sediments at the Hanford Site, Washington, *Environ. Sci. Technol.*, 35, 3433-3441.
- (7) 毛利光男・貫上佳則 (2009) 改良 BCR 逐次抽出法による鉛・フッ素汚染土壌の酸洗浄の処理特性解析, *土木学会論文集*, 65, 246-259.
- (8) Rauret, G., López-Sánchez, J. F., Sahuquillo, A., Rubio, R., Davidson, C., Ure, A. Quevauviller, P. (1999) Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. *J. Environ. Monit.* 1, 57-61.
- (9) 鈴木敬治・吉田 義 (1988) 5 万分の 1 川俣表層地質図, 土地分類基本調査 (福島県).
- (10) 塚田祥文・鳥山和伸・山口紀子・武田 晃・中尾 淳・原田久富美・高橋知之・山上 睦・小林大輔・吉田 聡・杉山英男・柴田 尚 (2011) 土壌-作物系における放射性核種の挙動, *日本土壌肥料学雑誌*, 82, 408-418.

5.3.4-(5) 阿武隈川流域における濁度データの調査・収集

第2次分布状況等調査では、平成23年7月（第1次分布状況等調査時）から平成24年4月までに採取したデータを取りまとめるとともに、結果の評価を実施した。

1) 目的

本研究では、河川内での放射性物質の移行状況を把握するために、阿武隈川及び2次支川口太川の合計6地点に浮遊砂サンプラー・濁度計・水位計などの観測機器を設置し、一定期間の浮遊砂量や河川の濁度、水位・流量等を観測した。

あらかじめ測定された濁度-懸濁物質（SS）量の関係式から、濁度データにより河川内での懸濁物質量を推定し、別途測定された懸濁物質（浮遊砂）に含まれる放射性物質より阿武隈川での放射性物質の輸送量を推定した。

この手法を用いることにより、河川内の放射性物質の輸送量を推定することが可能であることが確認されたが、詳細な地区単位での放射性物質輸送量の推定には濁度データの観測地点が不足していると考えられ、今後、阿武隈川流域内の詳細な放射性物質輸送量を把握するためには、より多くの濁度データの収集及び計測が必要となる。

そこで、本節では本研究により設置された濁度観測地点以外での、阿武隈川流域内での濁度観測地点の把握、及び濁度データの収集を行った。

2) 調査の詳細

阿武隈川流域内における河川・貯水池・上下水道など水域での水質観測地点から、連続的に濁度を計測している観測地点を抽出し、それらの濁度観測地点における福島第一原発事故発生以降の濁度データの収集を行った。

また、収集した濁度データの流域全体からの浮遊砂量及び放射性物質濃度の推定への適用性について検討した。

3) 調査結果

① 水質観測地点の把握

阿武隈川流域内に存在する水質観測地点を抽出し、各観測地点における観測項目について把握した。阿武隈川流域内の水質観測地点は、表5.3.4.5-1に示す所管官庁毎に水質観測地点が確認された^{(1)~(6)}。なお、各上水道に関する濁度データは原水及び供給水の濁度を観測したデータである。

表 5.3.4.5-1 阿武隈川水系の水質観測地点一覧

分類	所管官庁	出典	抽出された水質観測地点数	備考
河川	国土交通省	水文水質データベース	61地点	
ため池	農林水産省 (福島県)	東北農政局 報道発表資料	76地点、86地点	第1回調査地点:76地点 第2回調査地点:86地点
公共用水域	環境省	国立環境研究所 環境数値データベース	41地点	宮城県・福島県内のうち阿武隈川流域を抽出
下水道	福島県	福島県下水道公社 維持管理年報	4地点	阿武隈川水系に放流する処理場を抽出
下水道	宮城県	中南部下水道事務所 4浄化センターの水質データ	1地点	ただし阿武隈川流域を処理区とする 県南処理センターは海域に放流している
上水道	流域市町村	各市町村の統計資料等	配水場数分	多くの市町村が供給水の濁度データを公開
上水道	日本水道協会	水道水質データベース (原水の水質)	10地点(宮城県内) 9地点(福島県内)	阿武隈川水系を原水とする浄水場を抽出

② 既存水質観測地点における観測項目と観測データ公開の有無

上記の地点における、福島第一原発事故発生以降の濁度データの観測状況は以下のとおりである。

a) 水質観測地点における観測項目

抽出された水質観測地点では、すべての観測地点で懸濁物質（SS）量は観測されているが、濁度自体を直接観測している地点は少ない。

観測されている濁度データも連続観測されているものは少なく、採水による水質調査と同時に実施されたデータが大部分を占める。

b) 公開されている観測データの有無

濁度を現在も自動観測しており、かつ、東日本大震災当時からの濁度データが公開されている水質観測地点は、国土交通省所管の水質観測地点であり、阿武隈川水系摺上川の「稲子沢（いなごさわ）」地点（図 5.3.4.5-1）と「秋庭（あきにわ）」地点（図 5.3.4.5-2）である。また、平成 23 年 3 月 24 日までの濁度データが存在している水質観測地点としては、「黒岩（くろいわ）」「南小泉（みなみこいずみ）」「沼ノ平（ぬまのたいら）」の 3 地点が存在する。なお、「丸森（まるもり）」地点は東日本大震災以降の濁度データは公開されていないが、平成 22 年 10 月 8 日までの濁度データが公開されている。

平成 24 年 5 月末時点まで連続して濁度データが公開されている 2 地点及び平成 23 年 3 月 24 日までの濁度データが公開されている 3 地点について濁度データを整理した（図 5.3.4.5-3～図 5.3.4.5-5）。また、丸森地点についても公開されている平成 22 年 10 月 8 日までの濁度データを参考として整理した（図 5.3.4.5-6）。

整理した濁度データのなかでは、濁度が頭打ち状態になる現象が確認された。このような現象の要因としては、現地に設置している濁度計の観測上限値を上回る濁度が発生していることが考えられる。また、一部の濁度データが 0 となっているものや、同じ値を一定期間示しているデータもあり、これらは濁度計もしくはデータロガーの不具合により、正確な濁度が観測・記録されていないことに起因すると考えられる。

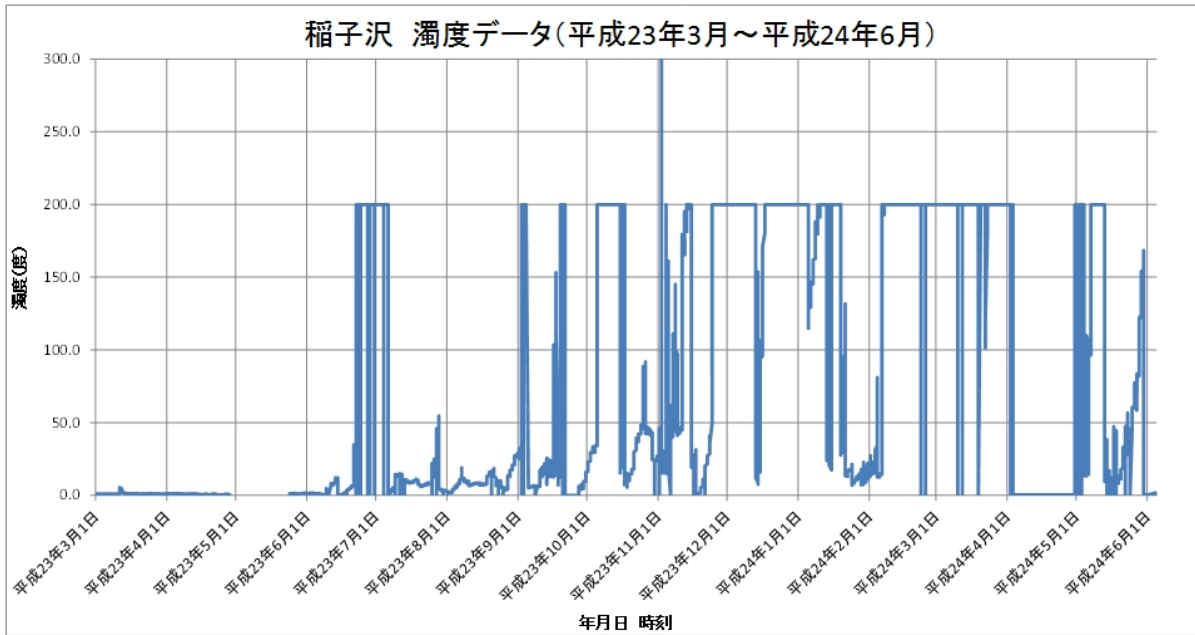


図 5.3.4.5-1 稲子沢地点 濁度自動観測データ
(平成 23 年 3 月～平成 24 年 6 月)

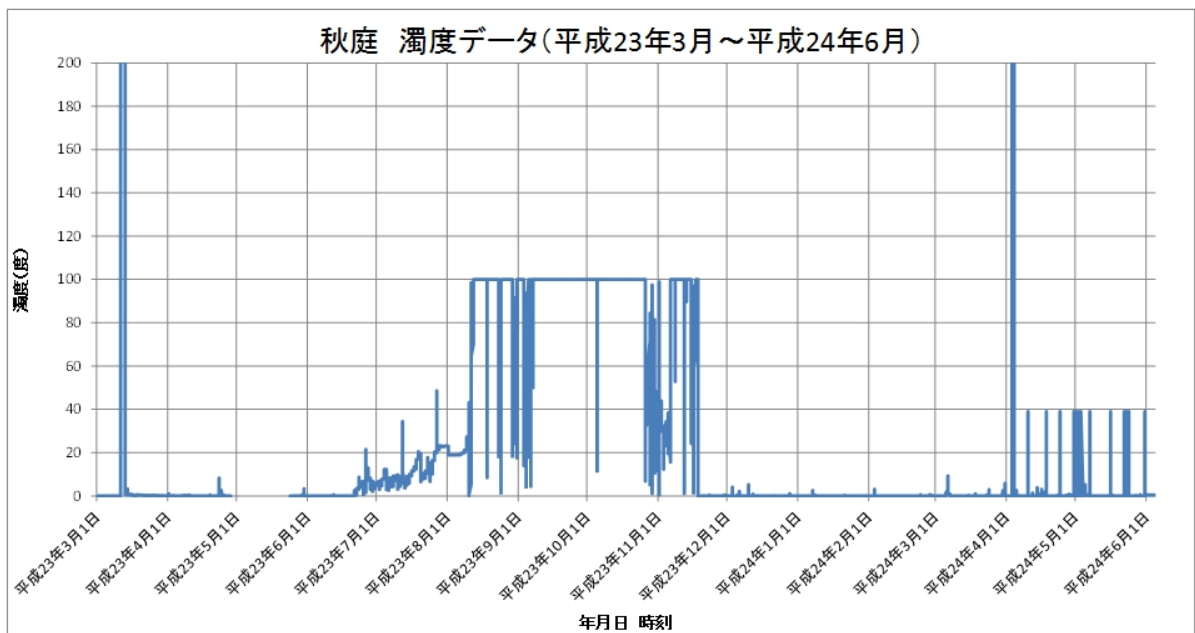


図 5.3.4.5-2 秋庭地点 濁度自動観測データ
(平成 23 年 3 月～平成 24 年 6 月)

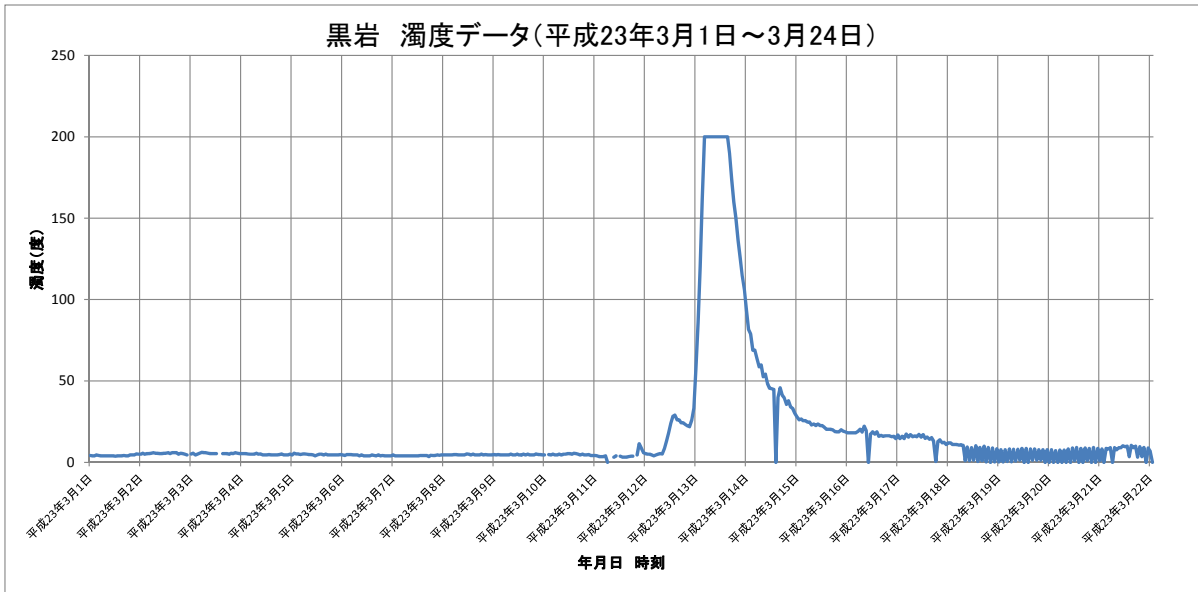


図 5.3.4.5-3 黒岩地点 濁度自動観測データ
(平成 23 年 3 月 1 日～3 月 24 日)

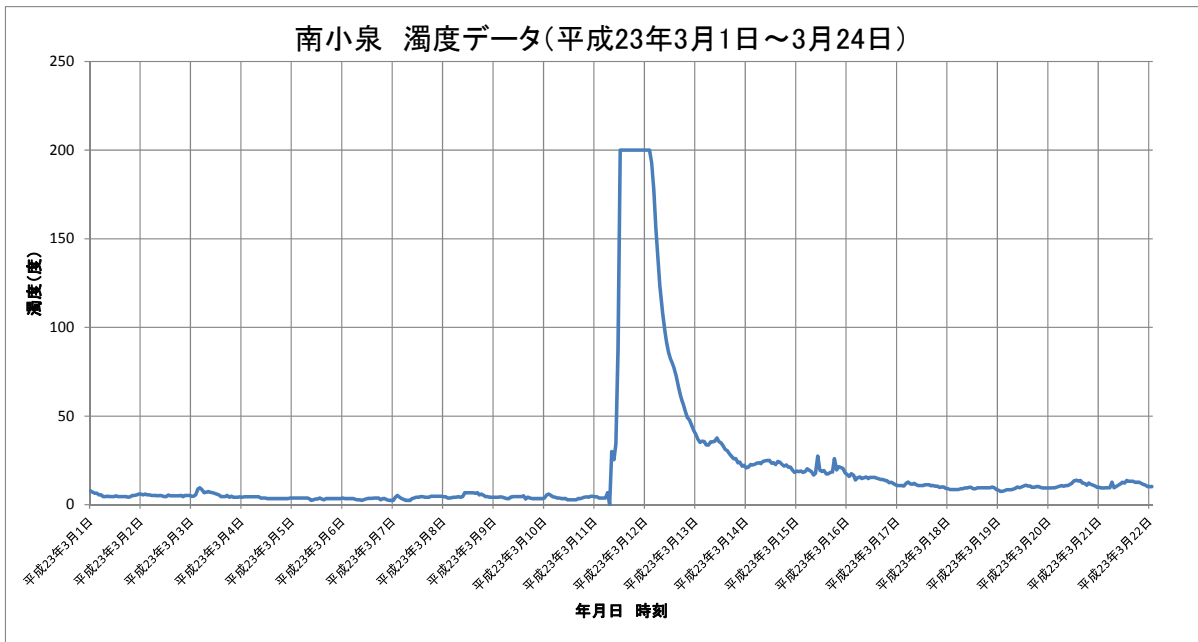


図 5.3.4.5-4 南小泉地点 自動観測濁度データ
(平成 23 年 3 月 1 日～3 月 24 日)

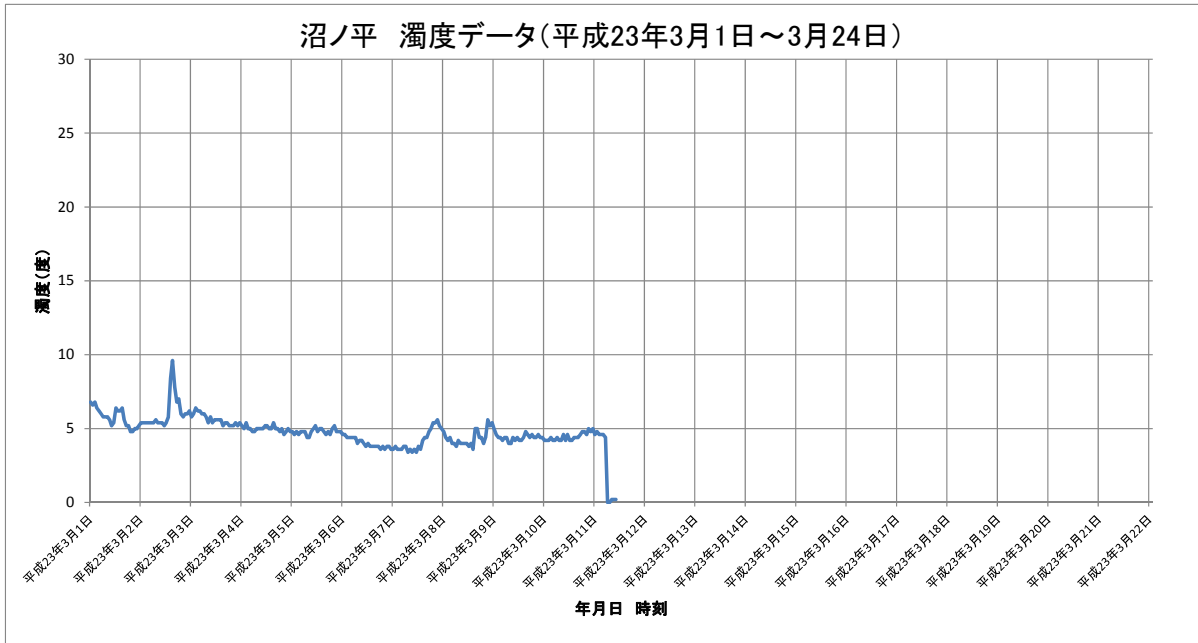


図 5.3.4.5-5 沼ノ平地点 自動観測濁度データ
(平成 23 年 3 月 1 日～3 月 24 日)

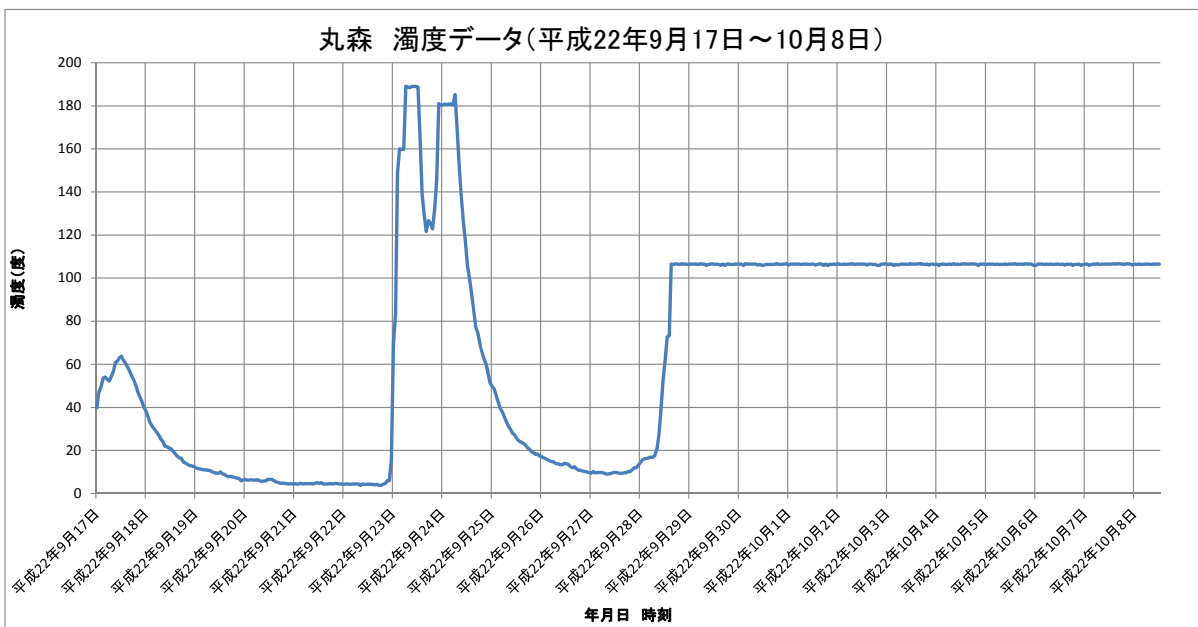


図 5.3.4.5-6 丸森地点 自動観測濁度データ
(平成 22 年 9 月 17 日～10 月 8 日)

4) まとめ

福島第一原発事故以降の阿武隈川流域における濁度観測状況及び濁度データ存在状況を調査した。阿武隈川流域内には、多数の水質観測地点が存在しているものの、福島第一原発事故発生以降で連続的に濁度を継続して観測し、かつ観測データが公開されている地点は国土交通省所管の水質観測所2地点のみである。

また、これらの2地点はともに支川の上流域に位置し、濁度データを基にした流域全体からの浮遊砂量及び放射性物質濃度の推定には不適であると考えられる。そこで、支川の流域から阿武隈川本川への移行過程（支川からの流入量）を推定する上では、本川合流点付近などに浮遊砂量及び濁度データの観測地点を新たに設置し、継続して調査することが望ましい。なお、濁度計を設置する際には、既存の観測地点で見られた、ある一定値で頭打ちとなる状況を回避するために、新設する濁度計は高濁度まで計測可能な機器を採用することが必要である。

引用文献

- (1) 国土交通省：水文水質データベース
<http://www1.river.go.jp/>
- (2) 農林水産省 東北農政局：報道関連資料
<http://www.maff.go.jp/tohoku/press/seibi/suiriseibi/pdf/120402-01.pdf>
<http://www.maff.go.jp/tohoku/press/seibi/suiriseibi/pdf/120426.pdf>
- (3) 国立環境研究所：環境数値データベース
<http://www.nies.go.jp/igreen/index.html>
- (4) 公益財団法人福島県下水道公社：維持管理年報 平成20年版、平成21年版、平成22年版
<http://www.fspc.or.jp/kousya/ijikanrinenpo.html>
- (5) 宮城県 中南部下水道事務所：4 浄化センターの水質データ
<http://www.pref.miyagi.jp/senen-wwt/deta/suisitu.htm>
- (6) 日本水道協会：水道水質データベース 原水の水質
http://www.jwwa.or.jp/mizu/or_up.html

5.3.5 放射性物質の主な移行モデルの開発

5.3.5-(1) 土壌侵食による放射性セシウム移行モデルの開発

1) 本調査の概要

平成 23 年度の第 1 次分布状況等調査の結果として、様々な土地利用区画からの土壌侵食による放射性物質の移行状況が調査された⁽¹⁾。本調査の中で、放射性物質の移行要因として、陸域では土壌侵食に伴う放射性セシウムの移行が大きいことが確認された。また、この成果を用いて経験的に土壌侵食量を推定する USLE 式 (Universal Soil Loss Equation) による、対象地域全体における放射性セシウムの侵食に伴う移行量を推定することが可能である。そこで、本調査では、福島第一原発 80km 圏を対象として、提示された USLE 式と地表面の属性に関する地理情報 (空間情報) を組み合わせることにより、広域の土壌侵食量及び放射性物質の流出量を推定することとした。調査にあたっては、複数の地理情報 (主題図情報) を収集し、グリッド (メッシュ) ごとに USLE 式を計算することにより、プロットスケールの成果の広域への拡張を試みた。ただし、現場における侵食現象に対する理解はまだ不十分である。今後の現象認識の深化に伴いモデルの精緻化を図るためのプロトタイプとして、本調査ではグリッドベースの USLE 式計算コードを作成し、侵食量及び放射性物質 (セシウム) 流出量を試算した結果を報告する。

2) USLE 式計算方式

① 地理情報 (空間情報) の整備

グリッドデータ (メッシュデータあるいはラスターデータ) として整備されている地理情報を収集し、投影変換を行った。投影変換は航空機モニタリングによる放射性セシウムの沈着量マップで採用されている UTM (ユニバーサル横メルカトル) 図法の第 54 帯、空間分解能 25m、領域の左上基準座標 (Easting:412959.27m、Northing:4222129.86m)、東西 3302 ピクセル、南北 6245 ラインに準拠した。

a) 放射性セシウムの沈着量に関する入力データ

本調査では、第 3 次 (平成 23 年 7 月 2 日) 及び第 4 次 (平成 23 年 11 月 5 日) 航空機モニタリングで測定された放射性セシウムの沈着量の結果を基に、土壌侵食に伴う放射性セシウムの移行量を計算した。航空機モニタリングデータは、25m グリッドに内挿されて格納されているセシウム 134 及びセシウム 137 の沈着量 (Bq/m²) と複数の地理情報を重ね合わせて解析を行うことができる。なお、USLE 式の決定に使うデータの観測期間が 7 月 16 日から 9 月 4 日であるので、第 3 次航空機モニタリングの成果を用いた。

b) 土地利用状況に関する入力データ

現状では空間分解能 25m の土地利用図は存在しない。そこで、環境省による自然環境保全基礎調査成果である第 2 回～第 5 回植生調査集約シェープファイルを生物多様性センターホームページよりダウンロードして利用した。作成年度は平成 6～10 年度であり、最新の成果ではないが、広域を対象とした場合には植生・土地利用変化域の割合は小さく、データがベクター形式で提供されているため、任意の分解能のグリッドデータに変換して用いることができる。そこで、このデータから UTM54 帯、空間分解能 25m のグリッドデータを作成して解析に利用した。

山木屋地区で行われている侵食量観測結果に基づき、植生図の分類カテゴリーを i) 森林、ii) 水田、iii) 畑、iv) 草地、v) 水域、vi) その他、に集約した。解析対象地域には 126 のカテゴリー (群落、土地利用) が現れるが凡例を参照しながら統合した。なお、今後の侵食量観測結果の蓄積によ

り土地利用項目は細分化することができる。図 5.3.5.1-1 に山木屋地区、口太川流域を含む範囲の土地利用図を示す。今後は衛星リモートセンシングにより作成された土地利用図等の複数のデータソース使用を試みる予定である。

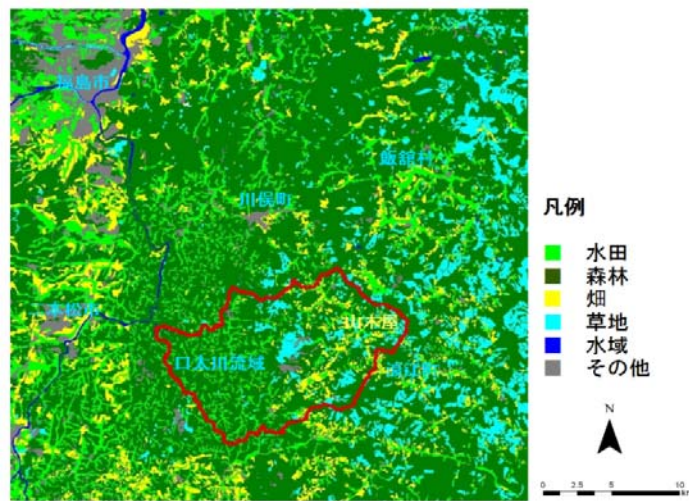


図 5.3.5.1-1 計算に用いた土地利用図（口太川流域を含む部分）

c) 地形に関する入力データ

国土地理院が提供している 10m 分解能 DEM(Digital Elevation Model)を利用し、航空機モニタリングマップと同じ UTM54 帯、空間分解能 25m のグリッドデータに変換した。リサンプリングはバイリニア法を用いた。USLE 式で使用するパラメータとしてグリッドごとの傾斜を DEM から計算し、グリッドベースの USLE 式に入力した。図 5.3.5.1-2 に DEM を示す。

また、DEM から落水線、水系、等の 2 次情報を作成し、放射性物質の下流方向への移動（ルーティング）計算を行う準備を行い、今後の移行モデルの精緻化に使う予定である。

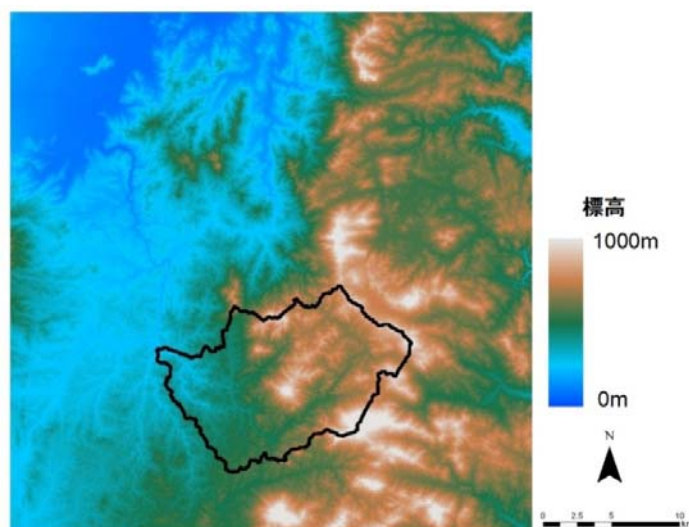


図 5.3.5.1-2 計算に用いた DEM（口太川流域を含む部分）

d) 植被率に関する入力データ

植被率に関する入力データとして、米国の地球観測衛星 Terra に搭載された MODIS センサーによる 250m 分解能 NDVI (正規化植生指標: Normalized Difference Vegetation Index) から植被率を計算した。使用した MODIS/NDVI は東京情報大学 (千葉市若葉区) で受信された MODIS を幾何補正し、5 日ごとの MVC (Maximum Value Composit) でコンポジットし雲域を除去し、さらに、TWO (Temporal Window Operation) 法 (朴ら、1999) ⁽²⁾ によるスムージングで NDVI の季節変化を抽出したデータセットである。山木屋地区における侵食量観測期間 (7 月 16 日～9 月 4 日) について平均 NDVI を計算し、経験的に NDVI=0.1～0.8 を植被率 0～100% に対応させた。図 5.3.5.1-3 に得られた植被率のマップを示す。山地域では植被率は 100% に近いため、植被率 60～100% の範囲でカラー表示した。

なお、現状では MODIS による 250m 空間分解能の NDVI データセットが時系列データとしては最も詳細なデータである。今後、ASTER 等の回帰日数は長いですが、空間分解能が小さいデータセットの利用を試みる予定である。

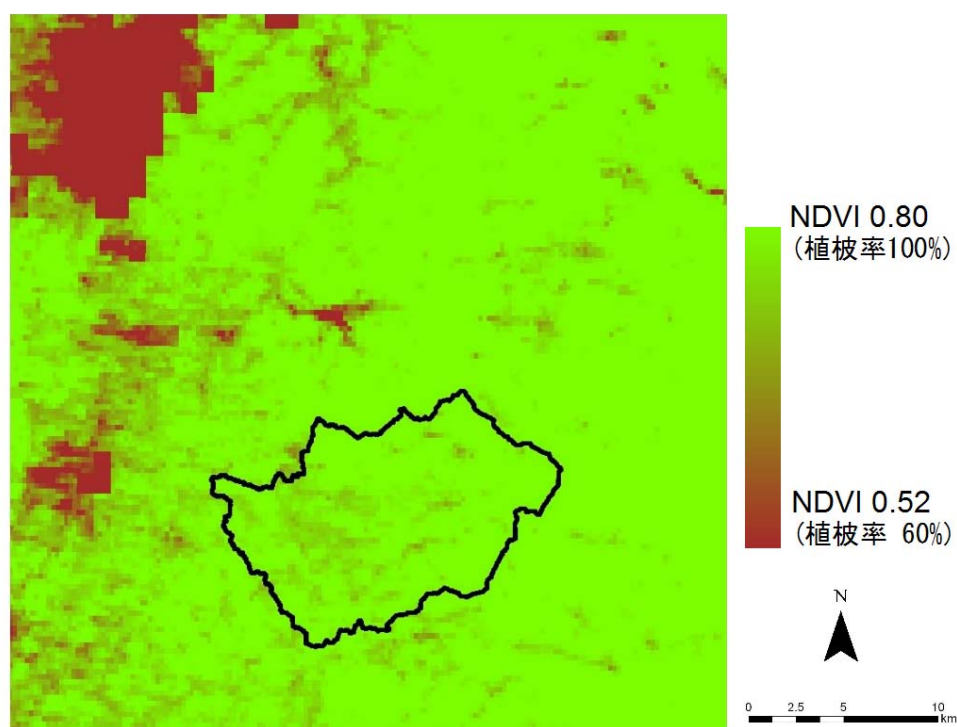


図 5.3.5.1-3 地球観測衛星 TERA に搭載された MODIS センサーから求めた観測期間平均正規化植生指標 (NDVI) 及び植被率 (%) の状況

② USLE 計算式

USLE 式による侵食量 (ton/ha/year) は次式で計算できる。

$$A=RKLSCP$$

ここで、

A : 年間土壌侵食量 [ton ha⁻¹ year⁻¹]

R : 降雨流出の侵食力ファクタ (Erosivity factor) [MJ mm ha⁻¹ hour⁻¹ year⁻¹],

K : 土壌の受食性ファクタ (Erodibility factor) [ton ha MJ⁻¹ mm⁻¹],

L : 斜面長ファクタ (Slope length factor) [無次元],

S : 斜面勾配ファクタ (Slope steepness factor) [無次元],

C : 被覆管理ファクタ (Cover management factor) [無次元],

P : 保全対策ファクタ (Conservation practice factor) [無次元]

R、K、L、C は山木屋地区における観測に基づき、下記の定数を与え、S 及び P を地理情報を用いてグリッドごとに計算した。

$$R=134.1\text{MJmmha}^{-1}\text{hr}^{-1}$$

$$K=0.01\text{thMJ}^{-1}\text{mm}^{-1}$$

$$L=1.0$$

$$C=1.0$$

今回の試行計算で分布パラメータとして与えるのは斜面勾配と植被率のみであるため、水田以外の土地被覆の違いを反映できないが、プログラムではカテゴリーごとに関数を作成してあるため、侵食量観測結果の蓄積を待ち、カテゴリーごとの侵食特性を考慮することが容易にできる。

a) 斜面勾配ファクタ S の計算

斜面長 $l > 4\text{m}$ の条件における次式を用いた。

$$S=10.8\sin\theta+0.03 \quad (\text{斜面勾配} < 9\%)$$

$$S=16.8\sin\theta-0.50 \quad (\text{斜面勾配} \geq 9\%)$$

斜面勾配 θ はグリッドごとに与えることができるため、地形による侵食量の違いを反映できる。

b) 保全対策ファクタ P の計算

観測によって得られた P 値と植被率の関係式である次式を用いて P 値を計算した。

$$P=9E+06x^{-4.424}$$

ここで、 x は MODIS/NDVI から求めた植被率(0~100%)である。グリッドごとに値を与えることができるため、場所ごとの植被率の違いを侵食量計算結果に反映できる。

③ 放射性セシウム流出量の計算

前述した 5.3.2-(1)の「様々な土地利用区画からの土壌侵食による放射性物質の移行状況調査」における結果から、山木屋地区の試験プロットにおける放射性セシウムの残存量 (Bq/m^2) と放射性セシウム流出量 (Bq/kg) との間の係数を求め、各グリッドにおける第3次航空機モニタリングによる放射性セシウムの沈着量との積として流出量を推定した。なお、ここでは、実験田で求められたセシウム 137 インベントリ (Bq/m^2) と代掻き濁水濃度 (Bq/kg) との関係から 0.032 の係数を与えた。

3) 本調査の結果

① 土壌侵食量の計算結果

計算に使用した NDVI は MODIS の 250m 空間分解能のバンドを用いたため、リサンプリングは 25m となっているが、植被率データセットの実質的空間分解能は 250m である。そのため、都市域と森林の境界で、土地利用カテゴリーは森林であるが、都市域の影響で植被率が低い画素が出現し、大きな侵食量の異常値を出力することとなった。NDVI データセットは 250m 空間分解能が現状で得られる最も詳細な時系列データセットであるので、今後、土地利用を考慮した NDVI のリサンプリング方法を検討する必要がある。

図 5.3.5.1-4 に山木屋地区、口太川流域周辺地域における土壌侵食量の計算結果を示す。計算領域では概ね約 4 ヶ月間で最大 0.2 ton/ha 程度の侵食量を示している。今回使用した NDVI 値は観測期間の平均 NDVI を用いたため、山地域の植被率が全域にわたって高い。よって P ファクタの計算式により侵食量が過小評価されている可能性もある。今後、年間のフェノロジーを考慮した平均植被率の与え方により改善の可能性はある。

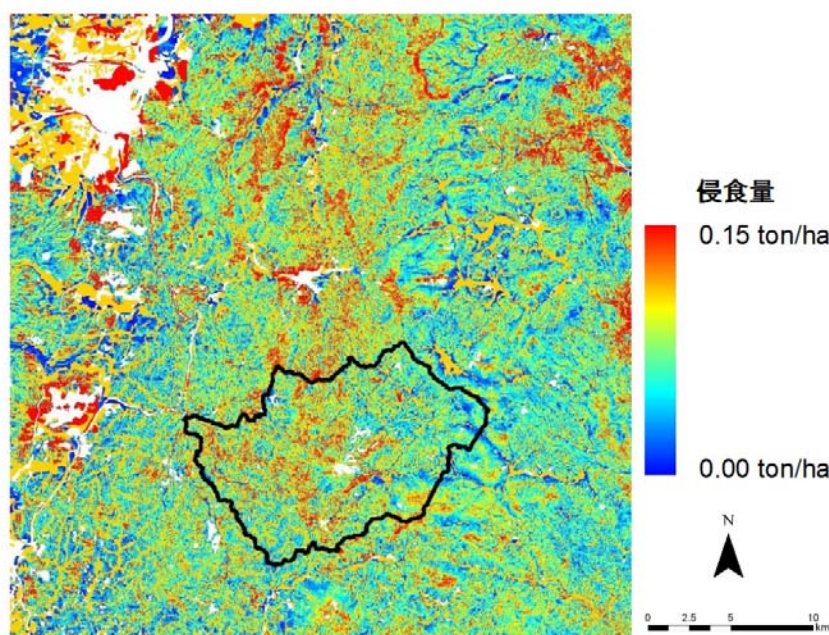


図 5.3.5.1-4 分布型 USLE モデルによる川俣町周辺地域の侵食量の分布状況

② 放射性セシウム流出量の計算結果

図 5.3.5.1-5 に放射性セシウム流出量(Bq/m^2)の計算結果を示す。また、図 5.3.5.1-6 に水田部分のみを抽出した放射性セシウム流出量分布を示す。浮遊土砂濃度を考慮し(5.3.5-(2)参照)、2)③における計算結果を 2.71 倍して示している。これは試算の結果であり、精度に関する検討は今後行う必要があるが、グリッドベースで放射性セシウム流出量の計算が可能であり、今後の観測による推定式の精緻化により精度向上の可能性がある。

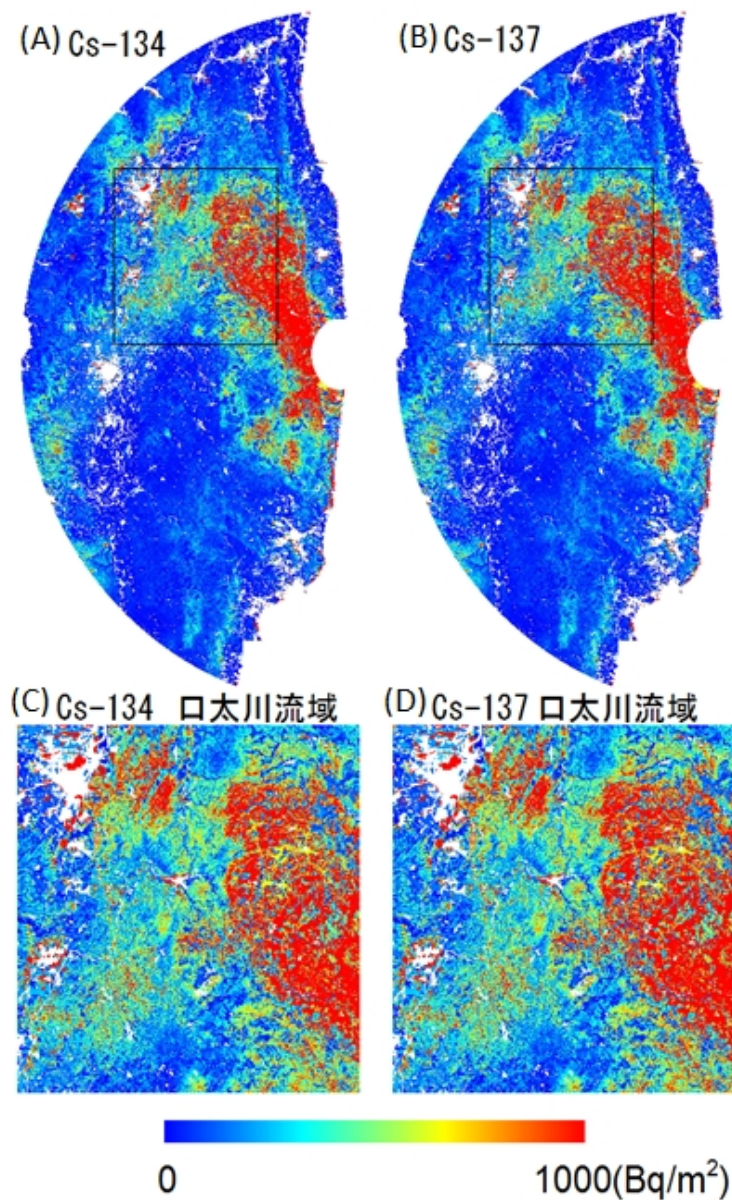


図 5.3.5.1-5 放射性セシウム流出量計算結果
(平成 23 年 7 月 16 日～9 月 4 日までの土壌浸食量を基に計算)

- (A) 福島第一原子力発電所から 80km 圏内におけるセシウム 134 の USLE 式による流出量の計算結果
- (B) 福島第一原子力発電所から 80km 圏内におけるセシウム 137 の USLE 式による流出量の計算結果
- (C) 口太川流域周辺地域における USLE 式によるセシウム 134 の流出量の計算結果
- (D) 口太川流域周辺地域における USLE 式によるセシウム 137 の流出量の計算結果

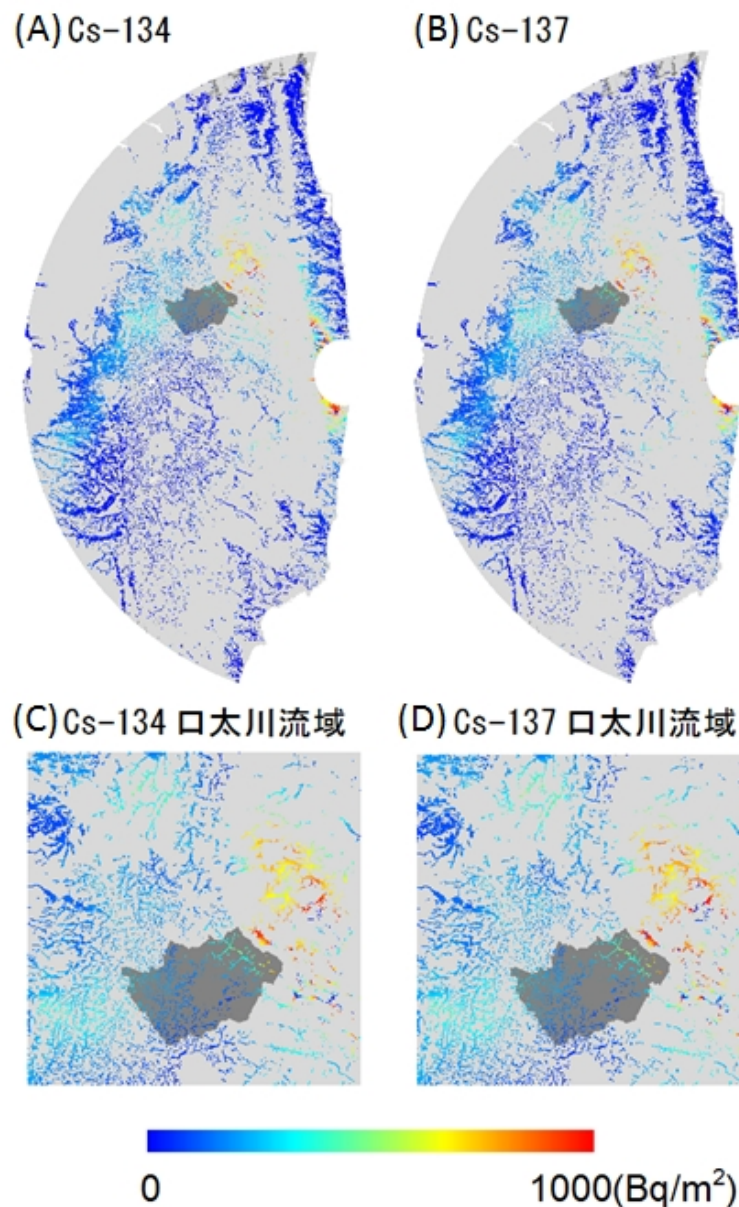


図 5.3.5.1-6 水田のみを抽出した放射性セシウム流出量計算結果
(平成 23 年 7 月 16 日～9 月 4 日までの土壌浸食量を基に計算)

- (A) 福島第一原子力発電所から 80km 圏内におけるセシウム 134 の USLE 式による流出量の計算結果
(水田部分のみを抽出)
- (B) 福島第一原子力発電所から 80km 圏内におけるセシウム 137 の USLE 式による流出量の計算結果
(水田部分のみを抽出)
- (C) 口太川流域周辺地域における USLE 式によるセシウム 134 の流出量の計算結果
(水田部分のみを抽出)
- (D) 口太川流域周辺地域における USLE 式によるセシウム 137 の流出量の計算結果
(水田部分のみを抽出)

表 5.3.5.1-1 に口太川流域（図中に示した阿武隈川合流点より上流域の範囲）における各観測値及び計算値を示す。なお、口太川の流域面積は 137.6km² である（GIS による計算値）。

第 3 次航空機モニタリング（平成 23 年 7 月 2 日時点）及び第 4 次航空機モニタリング（平成 23 年 11 月 5 日時点）の放射性セシウムの沈着量の差分と、本調査で USLE 式を基に計算した放射性セシウムの流出量の結果を比較したところ、分布状況は同様であるものの、第 3 次航空機モニタリング及び第 4 次航空機モニタリングの放射性セシウムの沈着量の差分は、USLE 式で計算された値に比べて二桁大きくなった。これは計算の精度の問題もあるが、夏期間における草本、落葉樹の展葉と放射性セシウムの地中への移行、といった現象を原因として挙げることができる。

表 5.3.5.1-1 口太川流域における計算 USLE 侵食量、第 3 次及び第 4 次航空機モニタリングによる沈着量とその差分、分散型 USLE モデルにより求められた土壌侵食量を基に計算した放射性セシウムの流出量

		平均値	標準偏差	最小値	最大値
USLE侵食量	(ton/year)	0.081	0.037	0.001	0.326
第3次航空機モニタリング（平成23年7月2日時点）					
Cs-134	(Bq/m ²)	255,969.7	157,635.1	76,953.3	1,303,328.6
Cs-137	(Bq/m ²)	269,155.2	165,756.3	80,918.3	1,370,482.3
第4次航空機モニタリング（平成23年11月5日時点）					
Cs-134	(Bq/m ²)	214,409.6	128,701.2	59,337.1	1,026,726.0
Cs-137	(Bq/m ²)	251,356.3	150,880.1	69,562.8	1,203,664.6
第3次航空機モニタリングー第4次航空機モニタリング					
Cs-134	(Bq/m ²)	41,560.1	28,933.9	17,616.2	276,602.6
Cs-137	(Bq/m ²)	17,798.9	14,876.2	11,355.5	166,817.7
放射性セシウム流出量（分散型USLEモデルにより求められた土壌侵食量を基に計算）					
Cs-134	(Bq/m ²)	391.9	331.2	0.5	3,786.1
Cs-137	(Bq/m ²)	411.9	348.2	0.5	3,981.3

表 5.3.5.1-2 に口太川流域における土地利用項目別の侵食量と放射性セシウムの計算流出量を示す。各土地利用項目の面積は森林が 96.3km²、水田が 16.7km²、畑が 9.7km²、草地在 12.3km² であり（GIS による計算値）、森林面積が圧倒的に大きい。平均傾斜は同じ順番で、16.5°、9.9°、12.1°、16.4° であり、山地斜面を占める森林域の傾斜が大きい。草地の傾斜が大きいのは、なだらかな山地斜面を造成した牧草地を含むためである。平均植被率は四つの土地利用項目すべてで 98% 以上であった。

今回の計算における水田の侵食量は実験水田（通常耕作田）からの代掻き期を除く浮遊砂量を与えているための定数である。侵食量は森林より水田が大きかったが、放射性セシウム流出量は森林が大きかった。これは図 5.3.5.1-5 に示したように口太川上流域の山木屋地区の森林域においてセシウム沈着量が大きいことによると考えられる。

本報告書において口太川下流地点における浮遊砂による放射性セシウムの平均輸送量はセシウム 134 で 2.28E+09 Bq/day、セシウム 137 で 2.62E+09 Bq/day であった（5.3.4-(4)参照）。USLE 式

で計算されたグリッドごとのセシウム 134 とセシウム 137 の流出量が直ちに溪流から口太川下流に到達すると仮定し、日量に換算すると（表 5.3.5.1-1 の放射性セシウム流出量に流域面積を掛け、365 日で除する）、それぞれ 0.15E+09 Bq/day、0.16 E+09 Bq/day となり、実測フラックスと比較すると過小評価となる。

また、今回の計算は、植生被覆ごとの土壌侵食効果を評価したものの、都市域からのファーストフラッシュ（降雨イベント直後の高濃度の汚染物質の流出）の効果が考慮できていないことが過小評価の原因かも知れない。また USLE 式の精緻化等、対応すべき課題も残している。今後の現地観測やモデルの精緻化で精度を上げていく必要がある。

表 5.3.5.1-2 口太川流域における土地利用項目別の USLE 侵食量及びセシウム 134 とセシウム 137 の計算流出量

	土地利用	平均値	標準偏差	最小値	最大値
USLE 侵食量 (ton/year)	森林	0.079	0.038	0.001	0.326
	水田	0.109	0.000	0.109	0.109
	畑	0.054	0.034	0.001	0.252
	草地	0.075	0.036	0.001	0.256
Cs-134 流出量 (Bq/m ²) (GIS を基に 計算)	森林	180.7	125.8	0.9	1397.1
	水田	78.1	37.9	29.9	331.5
	畑	32.0	25.7	0.2	252.2
	草地	41.9	32.1	0.6	274.5
Cs-137 流出量 (Bq/m ²) (GIS を基に 計算)	森林	190.0	132.3	0.9	1,469.1
	水田	82.1	39.9	31.5	348.6
	畑	33.6	27.1	0.2	265.2
	草地	44.1	33.7	0.6	288.6

今回の計算は極めてラフなものであり、今後改善を継続する必要があるが、放射性セシウム流出量の空間分布については概ね再現しているといえる。図 5.3.5.1-7 に第 3 次及び第 4 次航空機モニタリングによるセシウム沈着量の差(7 月 2 日と 11 月 5 日間の観測値の差) と USLE 式による試算結果を示す。表 5.3.5.1-1 で示したように絶対値の差はあるが、空間分布としてはかなり近似した傾向を示している。福島第一原発の南西部の田村市付近で航空機モニタリングによる沈着量変化量が大きい領域があるが、今後の検討課題である。土地被覆マッピングの精度向上、及び土地被覆ごとの USLE 式の再検討を行うことにより精度を高めていくことが可能と考えられる。

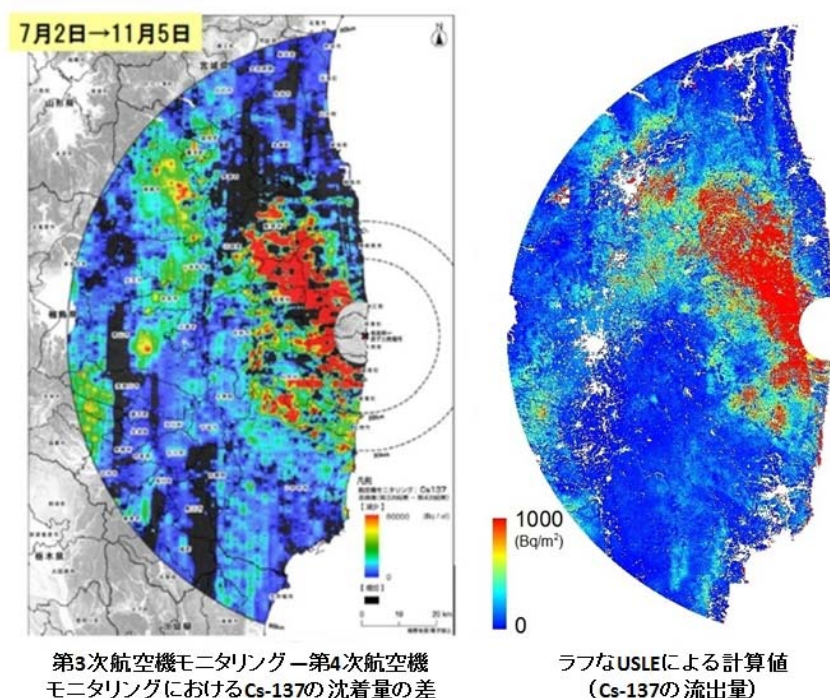


図 5.3.5.1-7 第3次(7月2日)及び第4次(11月5日)航空機モニタリングによる放射性セシウム沈着量の差とUSLE式による試算結果(平成23年7月19日～9月4日)の比較

4) まとめと今後の課題

福島第一原発の事故に伴い放出された放射性物質が地表面に沈着した後の侵食による移行量を推定するためのグリッドベースのUSLE式による土壌侵食量マップ計算モデルのプロトタイプを構築した。その結果を実測値と比較するとモデルから求められた放射性セシウムの流出量は過小評価していると思われる。上記の3)における検討によるとフラックスでは3オーダーの過小評価となったが、このことから放射性セシウムは流域全体で均一に動いているのではなく、移行しやすい場所で動き、また集中が生じていることが予想される。表5.3.5.1-2によると土壌侵食量が大い土地被覆は水田であるが、流出量は森林が大きい。これは初期の放射性セシウム沈着量が大いためである。森林域における侵食は崩壊現象を除くと谷頭における表面流(主に飽和地表流)及び溪岸崩壊によって引き起こされ、水流により運搬されると考えられる。予測し難い現象ではあるが、地形情報による侵食寄与域の抽出の可能性はあると考えられ、今後の検討課題である。

また、平成23年は7月下旬(新潟・福島豪雨)、8月中下旬に纏まった降水があり、口太川流域でも各所で土砂の流出が認められた。このような気象イベントも実測値と静的なモデル(今回のモデルには降水量の効果は含まれていない)の結果を比較する際には考慮する必要がある。

福島第一原発の事故後の短期間の現地観測で得られた侵食パラメータは極めて貴重な情報であるが、広域の放射性セシウム流出量を評価するには未だ不十分である。モデルの出力はまだ絶対値の精度を議論する段階にはないが、自然の多様性を認識した上で、継続して現地観測を継続することで精度を高めていく必要がある。

他方で、実測値と計算結果による分布状況が良くあっていることから、本調査では、今後、ここで作成したモデルを初期モデルとして、パラメータ計算アルゴリズムの精緻化を図ることにより、

放射性セシウムの広域の移行量を計算できる可能性が示された。今回の計算ではグリッドからの放射性物質の移動量を求めたが、流域下流へのルーティングモジュールを追加することにより、放射性物質の移行及び集中の過程の時間変化を計算することができる。そのための基礎データセットも作成することができた。

なお、本調査で得られたプロトタイプモデルは、今後、下記の項目の検討を行うことにより精度を向上させることができると考えられる。

① 保全対策ファクタ P を計算するための植被率あるいは NDVI データセットの高分解能化

この点が解決しなければならない大きなハードルである。今回は航空機モニタリングの成果に合わせて 25m メッシュで計算を行ったが、移行する放射性セシウムのソースとしての水田の一般的な大きさを考慮すると分解能を荒くすることは得策とはいえない。また、USLE 式で用いる斜面勾配は DEM の分解能に依存し、空間分解能が大きくなると平均傾斜が緩くなり、侵食量に直接影響する。次のステップにおける課題としたい。

② 精度の高い土地利用・被覆マップの作成

事故発生時の平成 23 年現在の精度の高い土地利用・被覆マップの作成はモデルの精度向上に直接的に寄与することができる。今回は現状で最も確からしい土地（利用）被覆情報として環境省の植生図シェープファイルを利用したが、衛星データによる土地被覆分類の精度が向上すれば、USLE モデルへの新たな入力データとして用いることができる。

③ USLE 式の適用対象土地利用項目の追加

これまでに明らかにされてきた植生、土地利用項目における放射性物質の移行の実態に基づき、USLE パラメータを設定できる土地利用項目を追加する必要がある。よって、現場における侵食量観測が重要となる。

④ 大縮尺モデルの構築

小縮尺モデルの成果は政策としての方針の策定に利用することができるが、除染事業の単位となる地区単位の詳細モデルにより、成果を地域に実装することが必要である。

謝辞

雲によるノイズが除去された MODIS/NDVI データセットについては東京情報大学から提供を受けた。記して謝意を表す。

引用文献

- (1) 文部科学省原子力災害対策支援本部・農林水産省農林水産技術会議事務局（2012.3）：東京電力株式会社福島第一原発の事故に伴い放出された放射性物質の分布状況等に関する調査研究結果、平成 23 年度科学技術戦略推進費「重要政策課題への機動的対応の推進及び総合科学技術会議における政策立案のための調査」、「放射性物質による環境影響への対策基盤の確立」
- (2) 朴鍾杰・建石隆太郎・松岡真如(1999)：AVHRR NDVI 時系列データの高周波ノイズ除去のための TWO 法の提案．写真測量とリモートセンシング、38(5)、36-47.

5.3.5-(2) 河川から海洋への放射性物質の移行モデルの開発

1) 本調査の目的

本調査では、前述した、口太川流域及びその下流の阿武隈川本川における放射性セシウムの輸送量の推定結果等を基にして、河川と通じた流域から海洋への放射性物質の輸送量を明らかにし、これらを表現する数値予報手段についてのモデルを提案することを目指す。

2) 流域及び対象とする事例の概要

モデル計算の対象とする河川は福島県を主に流れる阿武隈川とその支流である口太川である。対象流域として阿武隈水系全体 (5,390km²) と、その一部である口太川流域 (139km²) の2つを対象とした。平成23年7月1日～8月30日までの雨量データを用いて、口太川流域を代表して上流、中流及び下流に設けた観測点1点ずつを選び放射性セシウムの移行量を計算した。また阿武隈川流域に対しては8月15日～8月30日までに放出された放射性セシウムの移行量を伏黒と岩沼の2箇所に対して計算した。調査地点及び口太川の流域地形モデルを図5.3.5.2-1に示す。

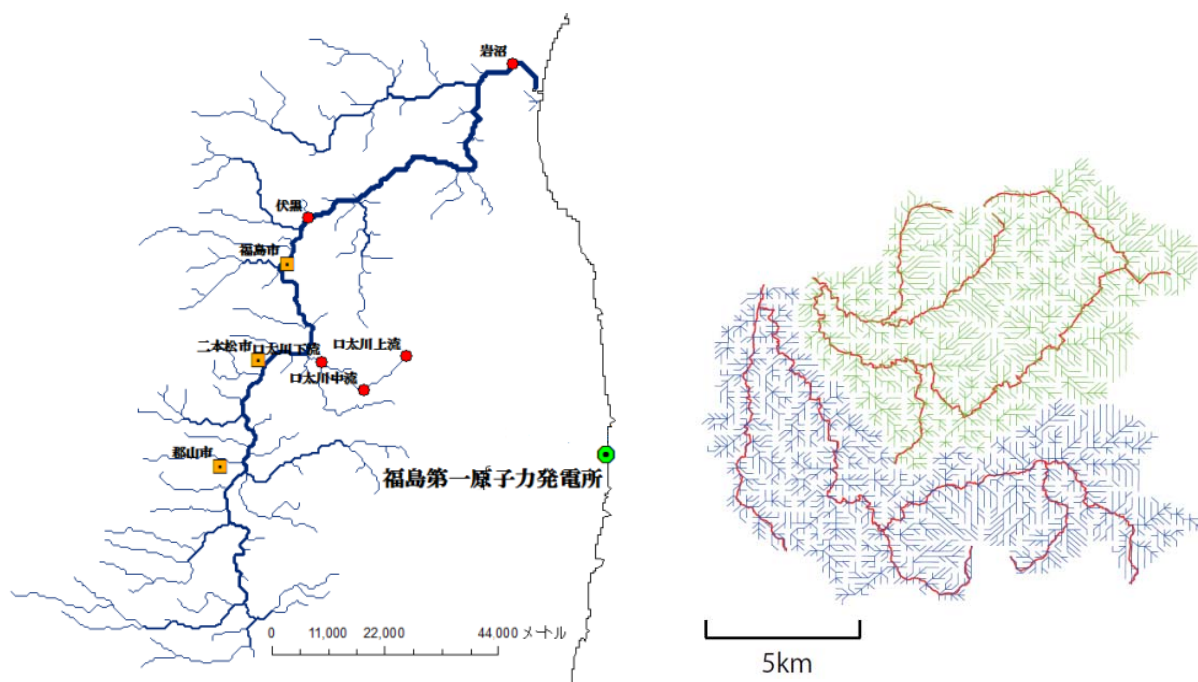


図 5.3.5.2-1 左図：阿武隈川全流域、右図：口太川流域(緑)と移川(青)の流域地形モデル

3) セル分布型降雨土砂流出モデル

① モデル概要

土砂は局所的に生産されるのではなく、表面流出に強く起因していると考え、地理的条件の空間的分布を考慮したセル分布型土砂流出モデル⁽¹⁾を構築した。

まず、数値標高データを用いて最急勾配方向に流れ方向を決定する。図5.3.5.2-1(右)は口太川(139km²)及びそれに隣接する移川(120km²)の流域地形モデルである。次に飽和不飽和流れを考

慮した流量・流積関係式⁽²⁾を導入したセル分布型モデル⁽³⁾を構築して、それに雨滴の衝撃力による表層土の剥離と山腹斜面での表面流出によって土砂生産が生じるとして^{(4)、(5)}、土砂生産・流出過程を表現するモデルを加える。斜面セルで生産された土砂は落水方向に従い河道セルに流出し、河道セルでは流砂量計算を行う。以下、セル分布型降雨土砂流出モデルの概要を述べる。

a) 降雨流出過程のモデル化

セル分布型流出モデル⁽⁷⁾では、流域にメッシュをかけ、そのメッシュのひとつひとつの正方形区間(矩形セル)に降った雨を最急勾配方向に追跡する。それぞれのセルが森林、農地、都市域、河川などを含む単位領域を表すもので、各セルにおいて雨水が流下し、その直下のセルに流出すると考える。各セルではセル内で一様な有効降雨を入力し、上流側セルからの流出を合計して上流端流入量とし、kinematic waveによって流出量を計算する。すなわち単一要素の(表面流のみの)斜面流の基礎式は次式で表される。

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial q}{\partial x} = r \quad (1 \text{ 式})$$

$$q = \begin{cases} v_m d_m \left(\frac{h}{d_m}\right)^\beta, & 0 \leq h \leq d_m \\ v_m d_m + v_a (h - d_m), & d_m < h \leq d_a \\ v_m d_m + v_a (h - d_m) + \frac{\sqrt{i}}{n} (h - d_a)^m, & d_a < h \end{cases} \quad (2 \text{ 式})$$

ここで、 q は単位幅流量、 h は水深、 r は降雨強度、 m は定数(5/3)である。 i は斜面勾配、 n は等価粗度、 D は土層厚、 d_m はマトリックス部の最大水分量を水深で表した値、 d_a は重力水を含めて表層土壌中に存在し得る最大水深と考える⁽⁶⁾。このモデルのモデルパラメータは、全空隙に相当する層厚 d_a 、マトリックス部の層厚 d_m 、等価粗度 n 、大空隙の飽和透水係数 k_a 、大空隙の飽和透水係数 v_a とマトリックス部の飽和透水係数 v_m の比 β であり、 $v_a = k_a t$ 、 $v_m = v_a / \beta$ である。

b) 土砂流出過程のモデル化

上記のセル分布型流出モデルにおいて表面流が発生した場合に土砂生産が発生すると考え、土砂輸送要素を加える。土壌侵食に関しては雨滴の衝撃力による表層土の侵食と表面流の底面せん断力による侵食を考慮^{(8)、(9)}し、土砂流出は表面流が存在するときのみに起こる事とする。土壌の侵食、残留、そして輸送に関する連続式は以下である。

$$\begin{cases} \frac{\partial(h_{ws} c)}{\partial t} + \frac{\partial(q_{ws} c)}{\partial x} = e(x, t) \\ e(x, t) = d_r + d_f \end{cases} \quad (3 \text{ 式})$$

ここで h_{ws} は表面流の水深、 c は土砂濃度、 q_{ws} は表面流の単位幅流量、 e は土壌侵食量、 d_r は雨滴の衝撃力による表層土の侵食量、 d_f は表面流の底面せん断力による表層土の侵食量である。雨滴による土壌侵食量 d_r は雨滴が表層土に与えるエネルギーの関数として表される。雨滴の運動エネルギーは、小型降雨レーダーで観測された雨の粒径分布と沈降速度との関数として計算された結果、

降雨強度と線形な相関関係があることが分かっている⁽⁸⁾。それを踏まえ経験則として雨滴による表層土の浸食量を以下の式として考えた。

$$\begin{cases} k_e = a r = 56.48r \\ d_r = \mu k k_e = \mu k 56.48r \end{cases} \quad (4 \text{ 式})$$

ここで k_e は雨滴の運動エネルギー、 a は観測結果による勾配係数、 r は降雨強度、 μ は土壌浸食能、 k は表層土の季節的状态変化を表すパラメータであり、大石らの観測結果から $a=56.48$ とし、表層土の季節的状态変化はないと考え $k=1.0$ とした⁽⁸⁾。表面流による土砂生産過程と土砂堆積過程は輸送可能土砂濃度(土砂浸食と土砂堆積の割合とが平衡となる土砂濃度)に着目して

$$d_f = \alpha(T_c - c)h_{ws} \quad (5 \text{ 式})$$

とした。ここで α は有効係数、 T_c は表面流の最大土砂輸送能力濃度であり、 $T_c \geq c$ ならば土壌浸食が上回って土砂流出が発生し、 $T_c \leq c$ ならば土壌沈降が上回り土壌流出は起こらないとする。 T_c は表面流の流速と斜面勾配の積から定義された Unit Steam Power (USP) 理論を元に計算し T_c (ppm) は次式で推定した。

$$T_c = \log\{\xi + \eta \log[(v_i - v_{cri}) / \omega]\} \quad (6 \text{ 式})$$

ただし v_i は USP (v は表面流の流速、 i は斜面勾配)、 v_{cri} は初期動作が起こるための限界 USP、 a と b は流れと土壌の特性を示す無次元パラメータで実験によって決定される以下の式である。

$$\begin{cases} \xi = 5.435 - 0.386 \log(\omega d_{50} / \nu) - 0.457 \log(U^* / \omega) \\ \eta = 1.799 - 0.409 \log(\omega d_{50} / \nu) - 0.314 \log(U^* / \omega) \end{cases} \quad (7 \text{ 式})$$

$$\omega = F \left[g d_{50} \left(\frac{\rho_s}{\rho_w} - 1 \right) \right]^{1/2}, \quad F = \left[\frac{2}{3} + \frac{36\nu^2}{(\rho_s / \rho_w - 1) g d_{50}^3} \right]^{1/2} - \left[\frac{36\nu^2}{(\rho_s / \rho_w - 1) g d_{50}^3} \right]^{1/2}$$

ただし ω は土砂沈降速度 (Rubey の式)、 ρ_s は土壌の単位体積重量、 ρ_w は水の単位体積重量、 g は重力加速度、 d_{50} は平均粒径、 ν は水の粘性係数、 U^* は平均せん断速度である。

c) セル分布型土砂流出モデル中での放射性物質の取り扱い

地表面に沈着した放射性セシウムは、①物理崩壊に伴う濃度減衰、②土壌中の移動、③風雨による飛散・流出、④植物等による吸収、等によりその濃度を变化させ環境媒体中を移動する。物理崩壊に伴う濃度減衰は、放射性物質の半減期により支配される。他方、半減期が長いセシウム 134 (約 2 年) とセシウム 137 (約 30 年) は大きな減少傾向は見られず、今後は土壌中の放射性セシウムが大きな課題となることが確認できる。そこで、ここでは放射性セシウムを中心に議論をすすめる。

土壌中で放射性セシウムは主に一価の陽イオン (Cs^+) として存在する。例えば井上・森沢 (1976)⁽⁶⁾

に推定された 17 種類の土壌の放射性セシウムの分配係数から土壌への吸着能が非常に高いとわかった。この性質は今回の事故により土壌に沈着した放射性セシウムにおいても同様であり、国立環境研究所が実施した放射性セシウムを含む 2 種類の土壌を用いた溶出試験の結果⁽⁷⁾、土壌から水への溶出率は約 1%未満であることから、水に容易に溶け出さないことが確認されている。また塩沢ら⁽⁸⁾の放射性セシウムの鉛直分布調査によると一般的に地表面に沈着した放射性セシウムの大部分は土壌表面付近に残存していると推察される。

本研究では、以上のことを踏まえ、次のように考え放射性セシウム量を推定した。まず調査期間と将来的な自然界での影響力を考慮して、半減期が比較的長い放射性セシウムのみ注目する。このとき放射性セシウムの半減期は考慮しないことにした。次に降着した放射性セシウムの大半は表層土に存在し、それらの放射性セシウムは土粒子に強く吸着していることから、放射性セシウムの鉛直方向への浸透や移流の際の水への溶解は考慮しない。ただし、対象流域を流出する水に含まれる溶存態放射性セシウムは考慮し、土砂中の放射セシウム濃度と溶存態放射性セシウム濃度は調査結果に基づく換算式を用いる。換算式は、浮遊砂サンプラーに捕獲された懸濁物質を土砂流出と見なして作成された。これらの換算式に分布型土砂流出モデルから推定された流出土砂量、河川流量を乗じることで放射性セシウムの流出量を推定することとした。なお、本モデルにおいては、掃流砂量のモデル化を行っていないため、計算された懸濁物質 (SS) 量を土砂流出量と見なした。表 5.3.5.2-1 に放射性セシウム輸送の推定に用いた浮遊砂及び河川水中の溶存態放射性セシウムの濃度を示す。

表 5.3.5.2-1 推定に用いた浮遊砂及び河川水中の放射性セシウムの濃度

	浮遊砂中の放射性セシウムの濃度		河川水中の溶存態放射性セシウムの濃度	
	Cs-137	Cs-134	Cs-137	Cs-134
	濃度 (Bq/kg)	濃度 (Bq/kg)	濃度 (Bq/kg)	濃度 (Bq/kg)
口太川上流	47,000	42,000	0.27	0.21
口太川中流	21,000	17,000	0.27	0.21
口太川下流	33,000	28,000	0.27	0.21
伏黒	53,000	49,000	0.43	0.49
岩沼	37,000	30,000	0.43	0.49

② 計算条件

空間分解能は 500m とし、国土数値情報の土地利用図から各セルの等価粗度を決定した。各セルに入力する雨量は口太川上流、中流地点で観測された雨量データを基に阿武隈川流域及び口太川流域をティーセン分割して各セルに割り当て各セルでの観測雨量とした。セル分布型流出モデルのモデルパラメータは、口太川流域を対象として、対象期間の推定流量及び推定土砂流出量の積算値が観測値に近くなるように試行錯誤的に決定した。阿武隈川流域全体のモデルパラメータを同定することは容易ではないため、ここでは口太川流域で同定したパラメータを用いて各観測地点での斜面土砂流出量、河道流砂流出量を推定し、表 5.3.5.2-1 を用いて単位体積当たり土壌に含まれる放射性セシウム量を推定した。

③ 結果と考察

a) 結果

表 5.3.5.2-2 にセル分布型降雨土砂流出モデルのパラメータの値を示す。各パラメータのうち n_f から n_{rv} は各土地利用の等価粗度を表す。順に森林、水田、農地、都市域、河川を表している。代表的な地点として、口太川下流地点、阿武隈川伏黒地点、阿武隈川岩沼地点での累積河川流量と累積流出土砂量を再現した結果を図 5.3.5.2-2～図 5.3.5.2-4 に示す。口太川流域で用いたパラメータを用いて阿武隈川流域の伏黒と岩沼での累積河川流量、総流出土砂量を求めた。表 5.3.5.2-3 に計算期間の総流出流量及び総流出土砂量を示す。阿武隈川にはいくつかのダムが整備されているが、ここではダムによる堆積効果は導入していないので流量や土砂濃度の再現性は十分ではない。本報告書では試算のため、ダム湖における暫定的な効果として 90%の流出土砂がダムの存在する地点で捕捉されると仮定した。つまりダムのあるセルに到達した流出土砂量の 10%が次のセルに流入するとした。また、岩沼地点では潮汐の影響を受け観測流量が激しく増減しているが、今回の計算では潮汐を考慮していない。

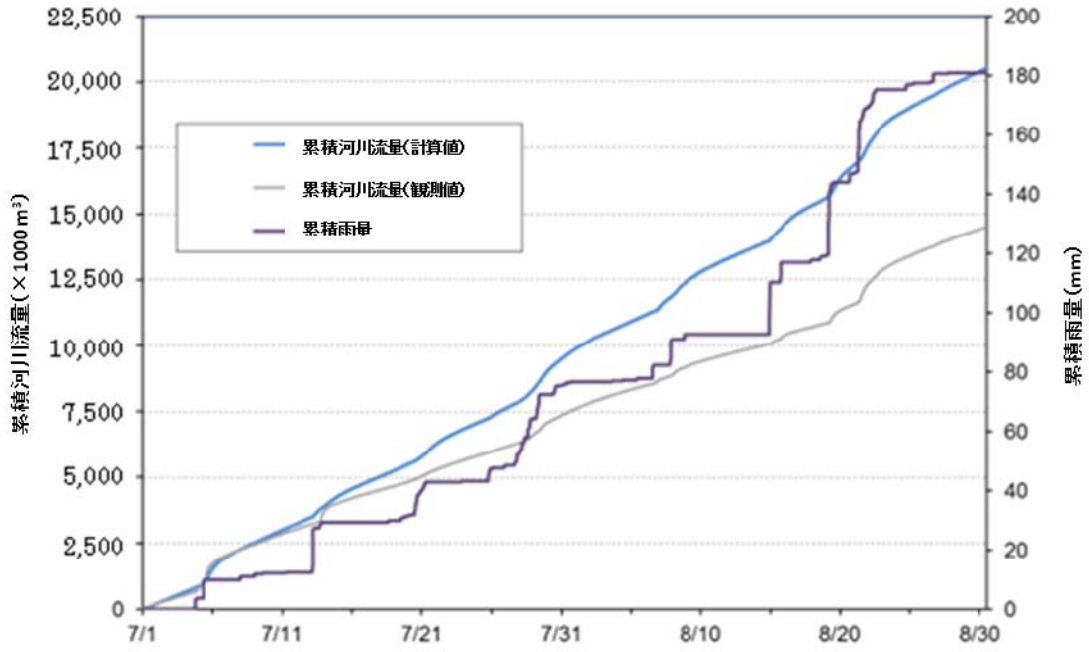
計算した土砂流出量から導かれる各地点での放射性セシウム量の推定値を表 5.3.5.2-4 に示す。表 5.3.5.2-4 は各地点から流出した放射性セシウム量を表したもので、表 5.3.5.2-3 の各値と表 5.3.5.2-1 の対応する値とを掛け、合わせた値を表にしたものである。表 5.3.5.2-4 は各地点から流出した一日当たりの放射性セシウム量を観測期間の平均値として示した表である。

表 5.3.5.2-2 口太川流域及び阿武隈川流域の解析におけるモデルパラメータ

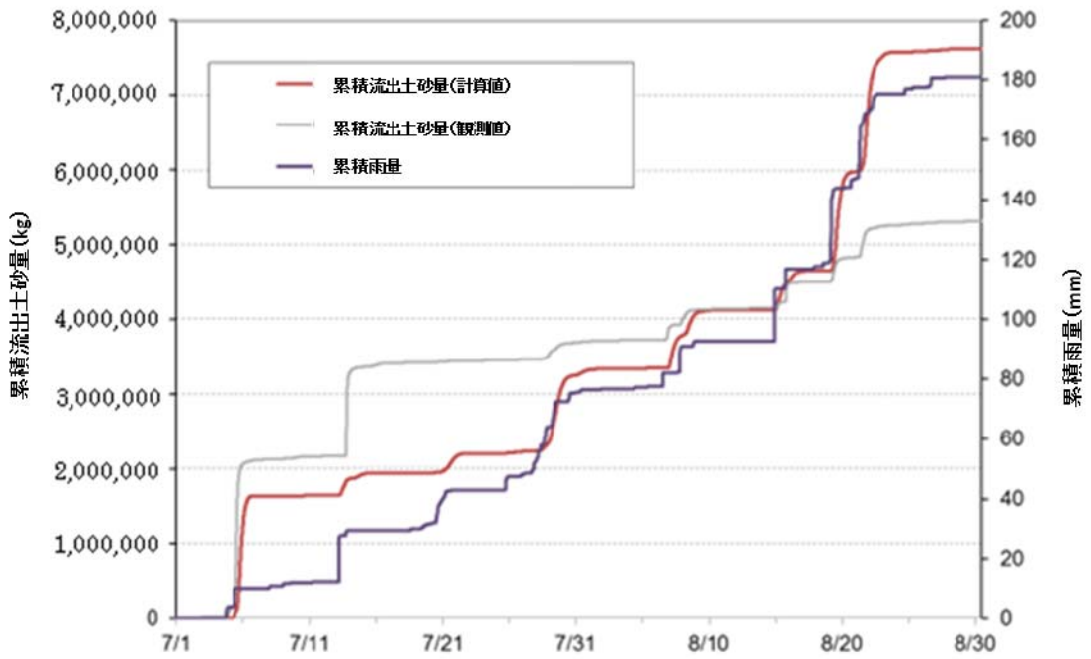
パラメータ	単位	値	内容
D	(mm)	2,000	土層厚
k_a	(m/s)	0.0007	大空隙の飽和透水係数
β	(-)	2	体積含水率の減少に伴う透水係数の減少の程度を表すパラメータ (大空隙の飽和透水係数飽和透水係数とマトリックス部の飽和透水係数の比)
D_{50}	(mm)	0.09	平均粒径
μ	(-)	0.0008	土壌浸食能
n_f	($m^{-1/3}s$)	0.8	森林における等価粗度
n_p	($m^{-1/3}s$)	0.4	水田における等価粗度
n_{fr}	($m^{-1/3}s$)	0.3	農地における等価粗度
n_u	($m^{-1/3}s$)	0.2	都市域における等価粗度
n_{rv}	($m^{-1/3}s$)	0.008	河川における等価粗度

表 5.3.5.2-3 各地点での計算期間中の総流出流量及び総流出土砂量（口太川流域は平成 23 年 7 月 1 日から 8 月 30 日、伏黒及び岩沼地点は平成 23 年 8 月 15 日から 8 月 30 日の総量）

	河川流量の計算 値 (×1000m ³)	河川流量の観測 値 (×1000m ³)	浮遊砂量 の計算値 (kg)	浮遊砂量 の観測値 (kg)
口太川上流	1.96E+03	1.96E+03	2.44E+05	2.07E+05
口太川中流	8.85E+03	8.14E+03	2.62E+06	1.41E+06
口太川下流	2.05E+04	1.45E+04	7.61E+06	5.31E+06
伏黒	1.47E+05	2.86E+05	1.38E+08	3.31E+07
岩沼	2.12E+05	3.37E+05	2.24E+08	1.25E+07



時間 (平成 23 年 7 月 1 日～8 月 30 日)



時間 (平成 23 年 7 月 1 日～8 月 30 日)

図 5. 3. 5. 2-2 口太川下流における累積河川流量及び累積流出土砂量の再現結果

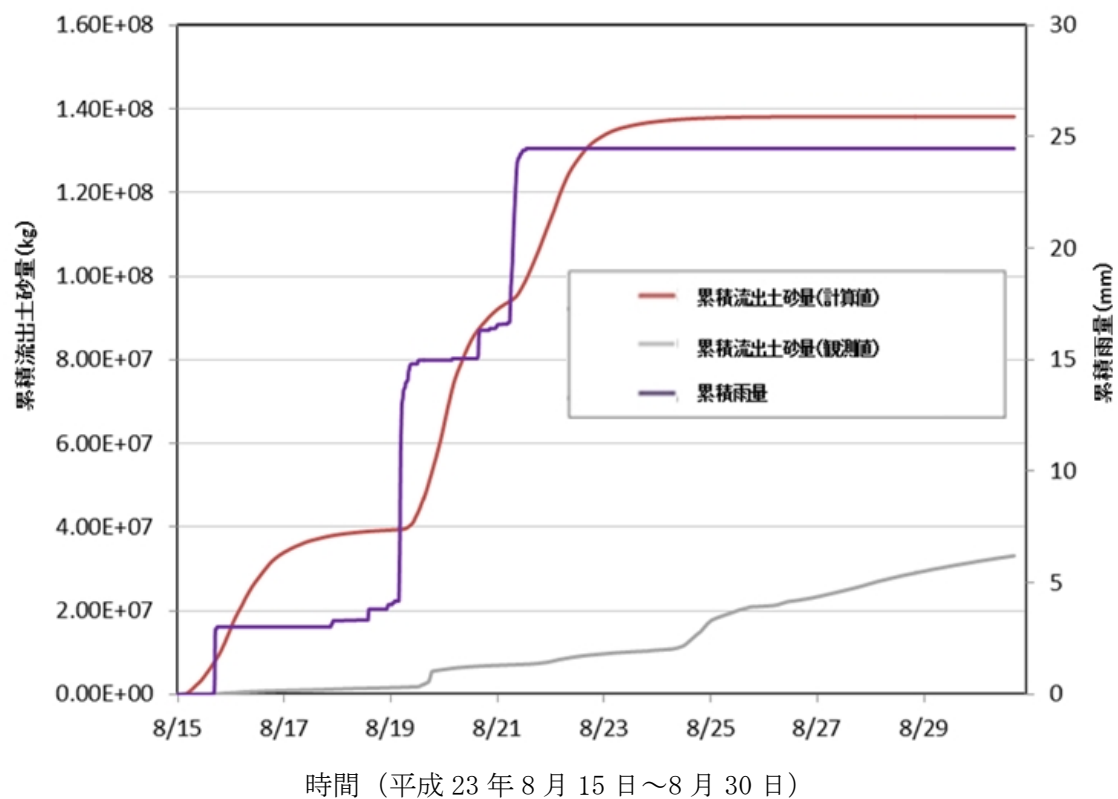
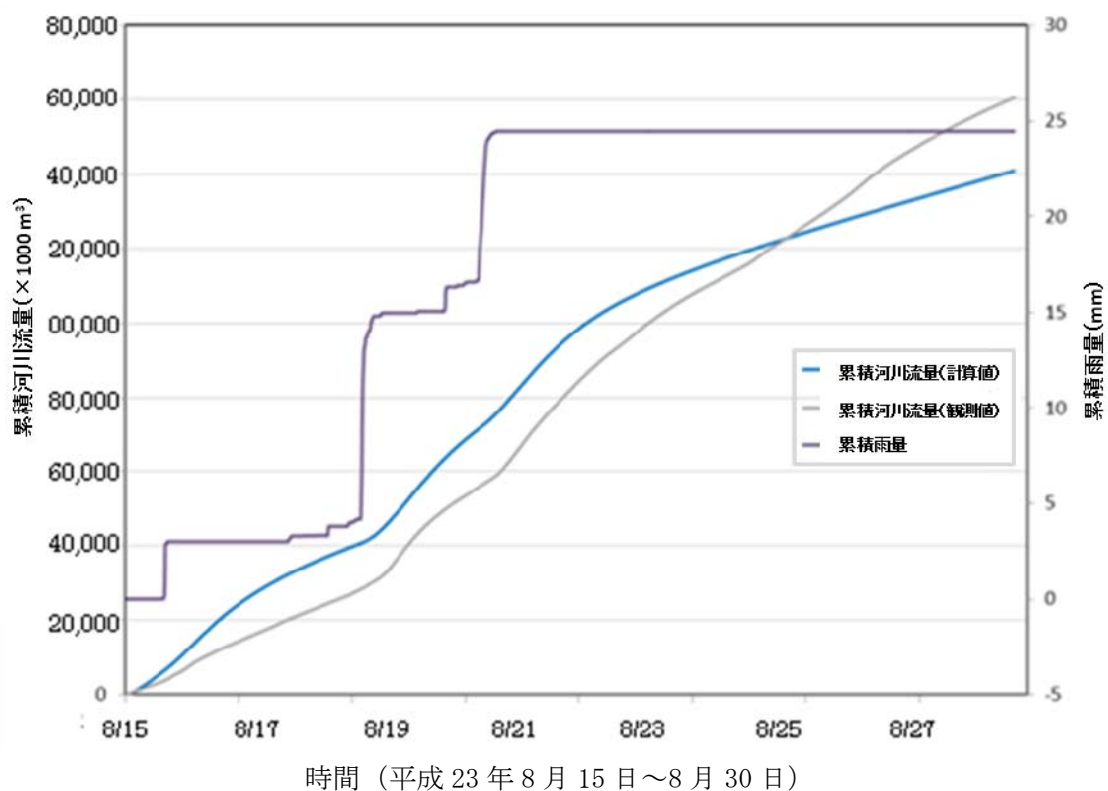


図 5.3.5.2-3 伏黒における累積河川流量及び累積流出土砂量の再現結果

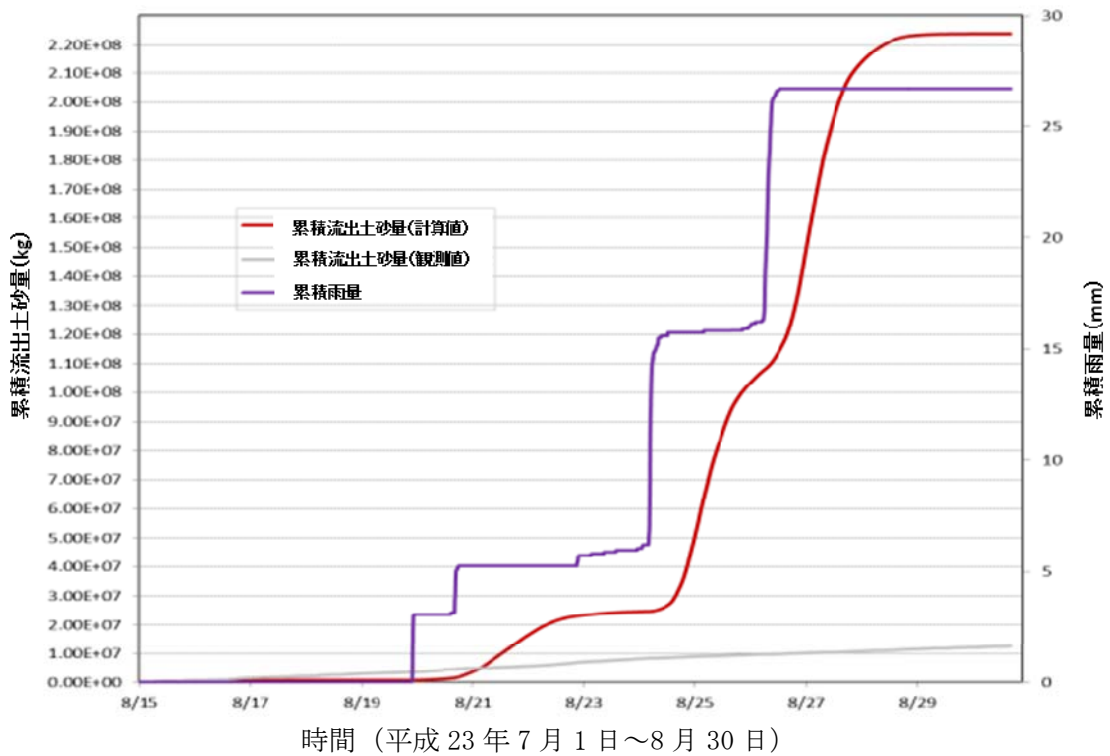
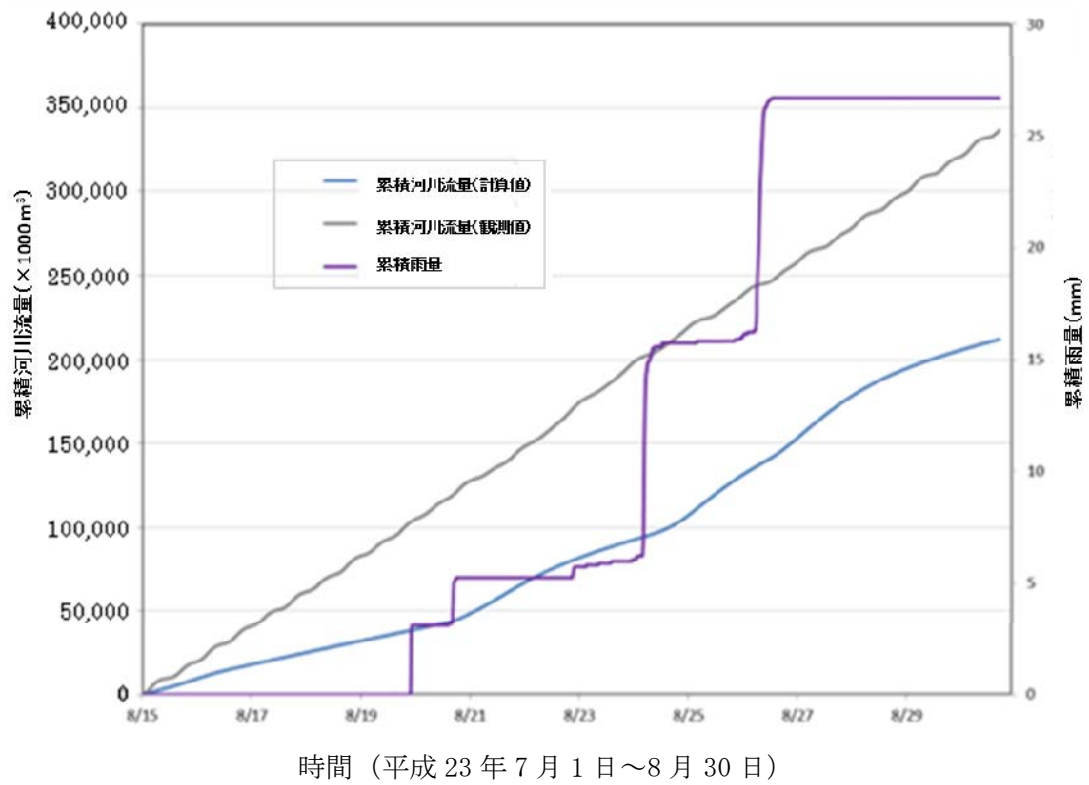


図 5. 3. 5. 2-4 岩沼における累積河川流量及び累積流出土砂量の再現結果

表 5.3.5.2-4 左：各地点での放射性セシウムの流出量の積算値、右：一日あたり平均の放射性セシウムの流出量（口太川流域は平成 23 年 7 月 1 日から 8 月 30 日、伏黒及び岩沼地点は平成 23 年 8 月 15 日から 8 月 30 日の積算値及び日平均値）

流出量の積算値	Cs-134 流出量の計算値 (Bq)	Cs-134 流出量の観測値 (Bq)	Cs-137 流出量の計算値 (Bq)	Cs-137 流出量の観測値 (Bq)
口太川上流	1.07E+10	9.09E+09	1.20E+10	1.02E+10
口太川中流	4.64E+10	2.56E+10	5.74E+10	3.17E+10
口太川下流	2.17E+11	1.52E+11	2.57E+11	1.79E+11
伏黒	6.84E+12	1.75E+12	7.38E+12	1.87E+12
岩沼	6.82E+12	5.42E+11	8.37E+12	6.09E+11

一日あたりの放射性セシウム流出量の平均値	Cs-134 流出量の計算値 (Bq/day)	Cs-134 流出量の観測値 (Bq/day)	Cs-137 流出量の計算値 (Bq/day)	Cs-137 流出量の観測値 (Bq/day)
口太川上流	1.78E+08	1.52E+08	2.00E+08	1.71E+08
口太川中流	7.73E+08	4.27E+08	9.57E+08	5.28E+08
口太川下流	3.62E+09	2.53E+09	4.28E+09	2.98E+09
伏黒	4.56E+11	1.17E+11	4.92E+11	1.25E+11
岩沼	4.55E+11	3.61E+10	5.58E+11	4.06E+10

b) 考察

口太川における流量再現ハイドログラフは土砂濃度再現ハイドログラフと比べて精度がよかった。その理由の一つとして流量は土砂濃度に比べて計算、観測共に平均降雨に反応して規則的に増減をしているのに対し、土砂濃度の観測結果は雨の有無に関わらず急激に増大する地点や、有効雨量に相関することなく増減をする地点があった。それらの要因はいくつか考えられる。まず平均降雨、土砂濃度の観測誤差のため正確な相関が見られなかった可能性がある。平均降雨、土砂濃度共に手動で観測されているため多少の誤差は否めない。また、東日本大震災による余震のため濁度が急激に増大した可能性も考えられる。観測期間に余震がどの程度頻繁に起こっていたのかを検討する必要がある。流量は雨が強くなれば、敏感に反応し増大するのに対し、土壌が雨を浸透させ流出土砂をある程度防いだため、土砂濃度は流量程敏感に降雨に反応しなかったと考えられる。また土砂濃度の観測結果が全体的に計算結果を上回る傾向があり、計算式等を検討しなおす必要がある。特に 7 月 21 日頃において、口太川全観測地点で観測値が計算値を大きく上回った。この現象に対して再検討が必要である。口太川における水と土砂の累積流出量を示した図に関して、累積河川流量は下流を除いて良く再現できていた。土砂濃度は計算値と観測値で数倍の差が出る点がどの観測地点でも少なくとも 1 点は存在し、その影響で土砂流出量を示すグラフにも大きな差が見受けられた。この点を改善するためには観測地点での土砂流出に関して物理的な挙動を見なおし、周囲の観測データを豊富にする、または分解能をあげて再計算をする必要がある。口太川上流、中流では最終的な総河川流量が近く再現できた。しかし土砂濃度に関しては最終的な総流出土砂量も大きく違い、その過程も再現されてなかったことからスケールを小さくして検討しなおす必要がある。

阿武隈川 2 地点の再現性は口太川に比べて低いものとなったが、その理由としてまず正確なキャリブレーションを行っていないことがあげられる。また観測データもアメダスの雨量データを用いれば 2 か所の雨量データで阿武隈川全流域の平均降雨を求めていたものが改善され、モデルの精度も上げると考えられる。また、ダムの影響や、潮汐の影響を考慮しモデルに応用する必要が考えられる。また、本研究では川底を流れる土砂（掃流砂）による放射性セシウムの輸送についての調査を今回は行なっておらず、これらを考慮すると輸送量は今回の推定とより高い値になると考えられる。そのため、底質の観測を含めて長期的なモニタリングが必要である。

4) OhyMoS⁽⁹⁾ を用いた分布型流出モデルによる放射性物質の移行モデル化

① モデル概要

流域規模での土砂動態を検討するためには、本項 2) のセル分布型モデルで示したように、地理的条件の空間分布を考慮し、降雨流出過程と土砂流出過程を導入した降雨流出モデルを考える必要がある。これらの水文プロセスを数理モデルとして表現する場合、早い流出が支配的である降雨流出過程は kinematic wave モデルによって現象を再現することができるが、土砂流出過程は広域での土砂生産観測を高い時空間分解能で実施することが困難であるため未解明の点が多い。そのため、土砂生産のモデル化には様々な手法を用い、それらの計算結果を相互に照査する必要がある。そこで、降雨流出過程は本項 2) と同様のモデル⁽¹⁰⁾を用い、土砂生産過程には異なるモデルを導入して水文モデル構築システム OHyMoS⁽⁹⁾ を用いた分布型流出モデル⁽¹¹⁾ を構築し、口太川（139km²）に適用した。適用期間は平成 23 年 6 月 21 日～8 月 30 日である。

② 口太川流域の流域地形モデル

流域地形は 250m 分解能の数値地図 250m メッシュ（標高）を用い、図 5.3.5.2-1(右)に示すように、最急勾配方向に雨水は流れるものとする。流域地形は矩形形状の斜面が上流から下流に向けて接続したものとして表現し、最終的に河道に接続させる⁽¹²⁾。

③ 降雨流出・土砂流出のモデル化

雨水流出の流出計算には個々の矩形斜面に kinematic wave を適用する。連続式と流量流積関係式は(1)式、(2)式を用いた。表土層上に表面流が発生すると流水の作用により表面の土が剥離し下流に流送されると考える。表土層内の微細粒子の重量百分率を p_i とすると、掃流力によって浸食される微細粒子の単位時間単位面積当たりの質量 m_f は次式で表される。

$$m_f = \rho_s E(1 - \gamma)p_i \quad (8 \text{ 式})$$

ここで、 ρ_s は土砂礫の密度、 E は浸食速度、 γ は空隙率である。浸食速度 E について芦田・田中（1974）⁽¹³⁾ は粘土成分を含有する土壌の浸食実験を行い、浸食速度 E と摩擦速度 u_* の比 E/u_* と、掃流力 τ と土粒子が移動し始めるときの掃流力(限界掃流力) τ_c の比 τ/τ_c の関係を調べている。それによると、 τ/τ_c が 1 に近いところでは、掃流力の増加に伴って浸食速度が急増するが、 τ/τ_c が 5 程度を越えると、 E/u_* は一定値をとることを明らかにしている。この実験結果を参考にして、以下の浮遊砂流出モデルを考えた。

$$\frac{\partial(CBh)}{\partial t} + \frac{\partial(CBq)}{\partial x} = R_E \quad (9 \text{ 式})$$

$$R_E = m_f B = \rho_s E (1 - \gamma) p_f B \quad (10 \text{ 式})$$

$$E = \xi u_*^\zeta \quad (11 \text{ 式})$$

$$u_* = \begin{cases} \sqrt{g(h - d_s)} i, & h > d_s \\ 0, & h < d_s \end{cases} \quad (12 \text{ 式})$$

ただし、 h は流積、 q は単位幅流量、 B は斜面幅、 C は浮遊砂濃度、 R_E は単位時間単位長さ当たりの土砂浸食量、 ξ は浸食速度と摩擦速度の比例定数、 ζ は浸食速度と摩擦速度の関係を表すべき定数、 i は斜面勾配、 d_s 全空隙に相当する土壌層厚である。表面流の単位幅流量 q 及び単位幅あたりの流積 h は降雨流出モデルから求めることができる。また、 u_* についても h から計算することができる。これらの4式を斜面ごとに適用し、浮遊砂濃度 C を求める。

(2)のセル分布型モデルで考えた土砂生産の違いは、(5式)と(10式)の違いにある。ここでは雨滴による表層土の浸食量は考慮せず、降雨流出によって生じる土砂生産を、摩擦速度の関数として表現する。なお、一旦発生した浮遊砂は沈降することなく河道に到達するものとする。河道では浮遊砂の発生や沈降は考慮せず、斜面から提供された浮遊砂を kinematic wave で輸送するモデルを考えた。

④ モデルパラメータの同定と降雨流出計算

口太川流域では流域下端近くの西谷観測所(福島県)による水位観測は実施されているが、流量観測記録はない。平成23年6月以降、同流域では流量計測が実施されたが、低水時のデータしか存在しない。そこで、降雨流出計算に関するパラメータは、口太川流域(139km²)に隣接し流域面積が口太川とほぼ同じである移川流域(120km²)の流量観測データ(国土交通省)を用いて、SCE-UA法⁽¹⁴⁾によって最適となるパラメータを用いた。図5.3.5.2-5は平成16年の台風23号を用いた場合の移川流域での流量の再現計算結果である。土砂流出計算に関するパラメータについては測定流量と計算流量が一致した期間で試行錯誤的に計算を繰り返し、 $\xi=1.0$ 、 $\zeta=11.0$ 、 $p_f=1.0$ 、 $\rho_s=2750\text{kg/m}^3$ とした。同定したモデルパラメータの一覧を表5.3.5.2-5に示す。

図5.3.5.2-6は、口太川流域下流地点での平成23年6月21日～8月30日までの流量及び土砂流出量の再現計算結果である。この再現計算の降雨データは、国土交通省の百目木地点、山木屋地点及び福島県の西谷地点の時間雨量データを用いてティーセン法によって作成した。また、蒸発散量は期間を通じて0.2 mm/hとした。比較対象とした流量は、今回の観測によって作成された水位流量曲線(HQ曲線)による推定流量である。図5.3.5.2-5に示すように、平成16年の台風23号データを用いて隣接する移川で得られたパラメータを口太川流域に用いたが、7月前半のピーク流量を除き、計算流量と測定流量はおおむね一致した。

表 5.3.5.2-5 降雨流出量計算及び土砂量出に用いるモデルパラメータ値

パラメータ	単位	値	内容
n	($s\ m^{-1/3}$)	0.51	等価粗度
m	(m)	1.667	定数
k_a	($m\ s^{-1}$)	0.46	大空隙の飽和透水係数
d_a	(m)	0.344	大空隙部での最大水分量
d_m	(m)	0.2875	マトリックス部の最大水分量
β	(-)	6.35	体積含水率の減少に伴う透水係数の減少の程度を表すパラメータ (大空隙の飽和透水係数飽和透水係数とマトリックス部の飽和透水係数の比)
γ	(-)	0.344	空隙率
ζ	(-)	11.0	浸食速度と摩擦速度の関係を表すべき定数
ξ	(-)	1.0	浸食速度と摩擦速度の比例定数
P_f	(-)	1.0	表土層内の微細粒子の重量百分率
p_s	($kg\ m^{-3}$)	2,750	土粒子の密度

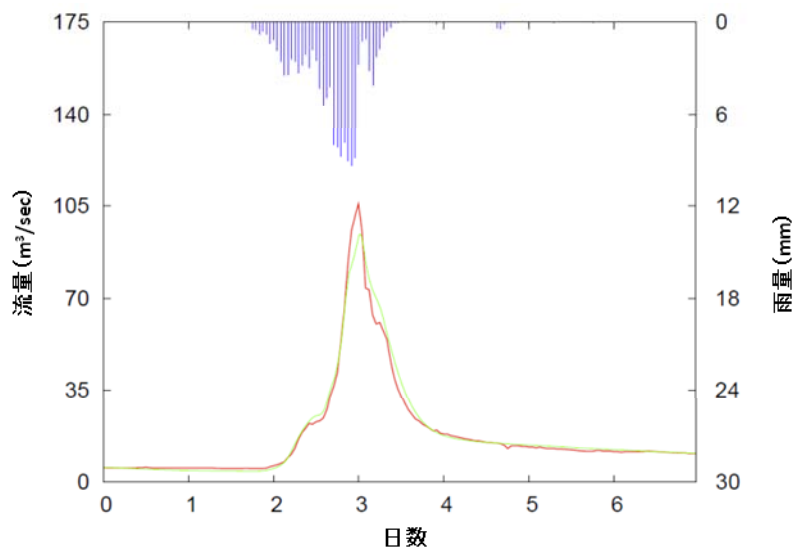


図 5.3.5.2-5 平成 16 年台風 23 号の洪水を用いた移川流域での河川流量の再現計算結果
(赤線：国土交通省による観測流量、緑線：再現計算流量、青線：時間降水量)

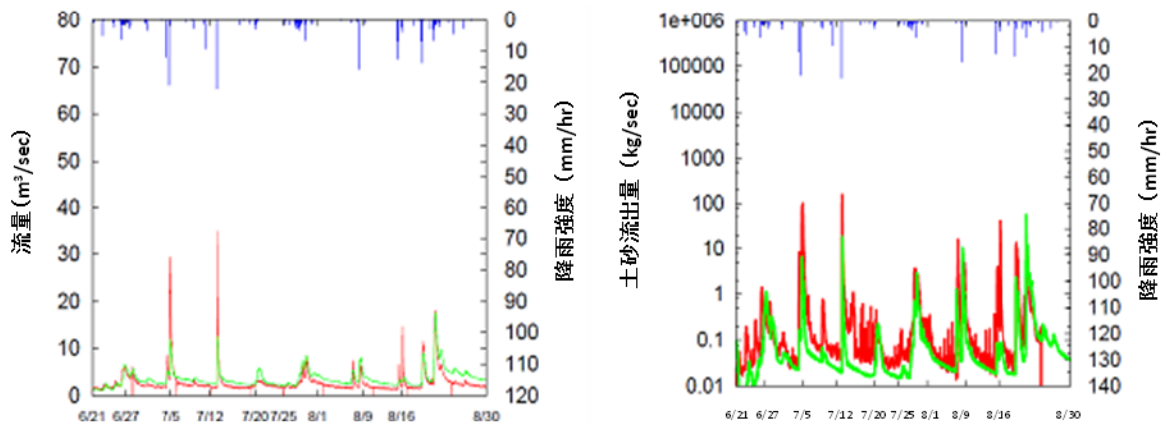


図 5.3.5.2-6 平成 23 年 6 月 21 日から 8 月 30 日の口太川下流域での河川流量及び土砂流出量の再現計算結果（左、赤線：HQ 換算による推定流量、緑線：再現計算流量、青線：時間降水量）と浮遊砂流出の再現計算結果(右、赤線：観測値、緑線：再現計算値、青線：時間降水量)

⑤ 土砂流出計算結果と放射性セシウムの移行計算結果

上記のシミュレーションモデルで得た浮遊砂流出量の計算値に、平成23年6月21日～8月16日にかけて、筑波大学・京都大学によって測定された浮遊砂単位質量あたりの放射性セシウム含有量を乗じて、放射性セシウム輸送量を計算した。表5.3.5.2-6は、上記の測定期間の放射性セシウム濃度の平均値に平成23年7月1日～8月30日間の浮遊砂量を乗じて、この期間の放射性セシウムの移行量を推定した結果を示したものである。

(2)の分布型流出モデルで得た土砂流出量及び放射性セシウム流出量の期間積算値の計算結果及び測定結果（表5.3.5.2-3及び表5.3.5.2-4）と表5.3.5.2-6の値を比較すると、ここでの浮遊砂量の計算値は、口太川上流と下流では半分、中流域ではここでのモデルの計算値が1.1倍となった。その結果として、放射性セシウム移行量の計算値も浮遊砂量と同様の違いとなった。この違いは、土砂流出モデルのパラメータの違いが計算結果として現れており、現有の観測データからは、どちらのモデルの精度が高いかを評価することは難しい。モデルパラメータについては土砂流出プロセスのモデル化の違いが計算結果の違いとして現れており、この違いは予測の不確かさとして考慮すべきであると考えられる。

表5.3.5.2-6 土砂（浮遊砂）流出量と放射性セシウム流出量の計算結果
(平成23年7月1日から8月30日)

	浮遊砂の流出量 の計算値 (kg)	Cs-134 流出量 の計算値 (Bq)	Cs-137 流出量 の計算値 (Bq)
口太川上流	1.28E+05	5.38E+09	6.05E+09
口太川中流	2.99E+06	4.89E+10	6.19E+10
口太川下流	3.58E+06	1.00E+11	1.17E+11

5) 結論

本研究では東日本大震災に伴い発生した福島第一原発事故によって高濃度、かつ広域に拡散した放射性セシウムを追跡するために、土壤に放射性セシウムが吸着しているとし、セル分布型土砂流出モデル及び OHyMoS を用いた分布型土砂流出モデルを用いて海洋へと続く河川へ流出した放射性セシウム量を計算した。ただし、その流出過程は観測、モデル化とも不十分な点が多く、特に土砂流出の過程では再現性が低かった。土砂の物理的挙動を細かく考慮する必要がある。今後は放射性セシウムの植物への移行や、半減期をも考慮して新たなモデルにより再現していく必要がある。

参考文献

- (1) APIP, T. Sayama, Y. Tachikawa, and K. TAKARA: The spatio-temporal predictions of rainfall-sediment-runoff based on lumping of a physically-based distributed model, *Annals of Disas. Prev. Res. Inst., Kyoto Univ.*, No. 50B, 2007, pp. 79-94.
- (2) 立川康人, 永谷 言, 寶 馨: 飽和不飽和流れの機構を導入した流量流積関係式の開発, *水工学論文集*, 第48巻, pp. 7-12, 2004.
- (3) 児島利治, 寶 馨, 岡 太郎, 千歳知礼: ラスター型空間情報の分解能が洪水流出解析結果に及ぼす影響, *水工学論文集*, 第42巻, pp. 157-162, 1998.
- (4) 大石 哲, 佐山敬洋, 中川 一, 里深好文, 武藤裕則, Dian Sisanggih, 砂田憲吾: 雨滴粒径分布を考慮した雨滴衝撃エネルギー算出方法の開発と局所的土砂生産量との関係に関する研究, *水工学論文集*, 第49巻, pp. 1087-1092, 2005.
- (5) 平野宗夫: 表面流出発生域を考慮した流出解析, 土砂生産に関する研究, 土木学会水理委員会「土砂生産」に関する研究小委員会, pp. 1-4, 1990.
- (6) 井上頼輝, 森沢眞輔: 放射性核種の土壤と水との間の分配係数値, *日本原子力学会誌*, pp.524-534, 1976.
- (7) 資源循環・廃棄物研究センター: 国, 放射性物質の挙動からみた適正な廃棄物処理処分(技術資料) 平成 23 年 12 月 2 日第一版, 2011
- (8) 塩沢昌, 田野井慶太郎, 根本圭介, 吉田修一郎, 西田和弘, 橋本健, 桜井健太, 中西友子, 二瓶直登, 小野勇治: 福島県の水田土壤における放射性セシウムの深度別濃度と移流速度, *RADIOISOTOPES*, 60(8), pp. 323-328, 2011
- (9) 京都大学大学院工学研究科 社会基盤工学専攻 水工学講座 水文・水資源学分野: 水文モデル構築システム OHyMoS, <http://hywr.kuciv.kyoto-u.ac.jp/ohymos/>
- (10) 市川温・村上将道・立川康人・椎葉充晴: 流域地形の新たな数理表現形式に基づく流域流出系シミュレーションシステムの開発, *土木学会論文集*, No. 691/II-57, pp. 43-52, 2001.
- (11) 市川温・藤原一樹・中川勝広・椎葉充晴・池淵周一: 沖縄地方における赤土流出モデルの開発, *水工学論文*, 第47巻, pp. 751-756, 2003.
- (12) 椎葉 充晴・市川 温・榊原 哲由・立川 康人: 河川流域地形の新しい数理表現形式, *土木学会論文集*, pp. 1-9, 1999, No. 621/II-47.
- (13) 芦田和夫・田中健二: 粘土分を含有する砂れき床の浸食と流砂機構に関する研究, *京都大学防災研究所年報*, 第17号B, pp. 571-5846, 1974.
- (14) Duan, Q., Sorooshian, S. and Gupta, V. K.: Optimal use of the SCE-UA global optimization method for calibrating watershed models, *Journal of Hydrology*, Vol. 158, pp. 265-284, 1994.

5.4 まとめ

本調査では、福島第一原発事故後の放射性物質の大気、森林、土壌、水系における放射性物質の存在・移行状況を評価するため、第1次分布状況等調査に引き続き、山木屋地区、及び阿武隈川水系を主な調査対象地域とし、現地でのモニタリング調査を実施するとともに、その物理・化学特性を評価した。

その結果、以下に示すように、土壌、地下水、河川水等の自然環境における、放射性物質の移行状況、樹木や土壌からの巻き上げ状況等について、重要なデータを得ることができた。

森林では放射性セシウムの樹冠から林床への移行過程、樹木内における動態を評価し、樹冠に沈着している放射性セシウムが降下している実態が把握された。土壌に吸着された放射性セシウムの下方・斜面方向への移行とその移行要因を評価するとともに、土壌粒子中の放射性セシウムの存在形態や溶解性、サイズ分布特性を示した。

大気中の粒子状物質の巻き上げと大気中放射能濃度の関係の調査から、大気中への放射性セシウム巻き上げ量の減少傾向があきらかとなった。

水系では、陸水及び湖沼底泥中の放射性セシウムをモニタリングするとともに、阿武隈川を介した放射性セシウムの移行について、フラックス算定と観測結果を示した。

これらの結果は、土壌侵食に伴う放射性セシウム流出モデル及び環境中に沈着した放射性核種の移行モデリングのための重要なデータとなるとともに、除染のための基礎情報や住民の帰還への対応への活用が期待される。

(図 5.4-1 参照)。

(1) 森林や様々な土地利用区画の土壌における放射性物質の分布と移行状況調査

1) 森林、畑地及び草地等における、土壌中の放射性セシウムの深さ方向の分布状況調査

放射性セシウムの、土壌深さ方向への移行と、土壌物理特性との関連について解析し、放射性セシウムの深度方向への移行を支配する要因について評価した。福島県伊達郡川俣町内の森林(スギ若齢林、スギ壮齢林及び広葉樹混合林)、畑(タバコ畑、畑地)、水田、草地(採草地)、及び牧草地の8地点において採取した土壌サンプルについて、土壌中の深さ方向の放射性セシウムの分布状況の変化を評価した。ガンマ線スペクトロメトリーによる放射性同位体分析を行った。放射性セシウムの斜面方向への流出量は、可搬型ゲルマニウム半導体検出器を用いた in-situ 測定、ならびに USLE プロットでの現地観測により評価すると共に、その移行特性(季節や雨量、堆積土砂・浮遊砂)について評価を行った。

スギ林では、リター層から土壌層への放射性セシウムの下方浸透が著しいこと、水田やタバコ畑では、土壌深部への下方移動量が少ないことが確認された。また、広葉樹林、壮齢林、若齢林では、草原や畑に比べて透水係数が高く、透水係数の違いが放射性セシウムの下方への移動速度に強く影響を及ぼしている可能性が考えられる。

2) 森林における放射性物質の分布状況の確認及び移行状況の調査

高度別に葉、林内雨、樹幹流、落葉等に付着した放射性セシウムの連続モニタリングにより、定性・定量的評価を行うことで、森林の種類によって異なる放射性セシウムの林床への移行過程と、夏季から冬季にかけての樹冠内の放射性セシウムの減少を明らかとした。森林内における雨・樹幹流・落葉による、林床への放射性セシウムの沈着量は、年間を通じた増加・減少等の顕著な傾向を

示さなかったが、時期により、顕著に高い値を示した。樹冠で計測したセシウム 137 計数率は冬季になると大幅に減少した。樹冠に吸着した放射性セシウムの降雨による流出、落葉による林床への移行によって、放射性セシウムの蓄積量が減少したと考えられる。

樹冠、林床、林内雨、及びリターフォールの放射性セシウム連続モニタリングにより、樹冠による初期遮断と、その後の林床への移行プロセスについて、定性・定量的評価を行うことで、森林の種類によって異なる放射性セシウムの林床への移行過程と、夏季から冬季にかけての樹冠内の放射性セシウムの減少を明らかとした。森林内における雨・樹幹流・リターによる、林床への放射性セシウムの沈着量は、年間を通じた増加・減少等の顕著な傾向を示さなかったが、時期により、顕著に高い値を示した。樹冠で計測したセシウム 137 計数率は冬季になると大幅に減少した。スギ林の観測タワーにおいて、高さ別で採取した生葉・枯葉のセシウム 137 濃度は、夏季と比べて冬季の濃度は半分以下であった。このことから、樹冠に吸着した放射性セシウムの降雨による流出、落葉による林床への移行によって、放射性セシウムの蓄積量が減少したと考えられる。

3) 樹体内における放射性物質の移行調査

放射性セシウムの樹体内での葉、花粉などへの移行を調査するため、福島県内のスギ林 6 地点において月に 1 回、スギの旧葉、当年葉と雄花を採取した。雄花からは花粉を分離し、それぞれの試料について放射性セシウムの測定を行った。また、電子顕微鏡及び電子線マイクロアナリシス法によりスギ花粉形成の形態観察と元素分布の解析を行い、スギ花粉成熟に伴う放射性セシウムの花粉への移行過程を調査した。

樹木内の放射性セシウムの動態を確認するため、杉の枯葉、当年葉、雄花、及び花粉中の放射性セシウム濃度をモニタリングした結果、花粉への明らかな放射性セシウムの移行が認められた。土壌中の放射性セシウム濃度 (Bq/m^2) と、雄花や花粉中放射性セシウム濃度 (セシウム 134+セシウム 137) は有意に相関し、高濃度汚染地域ではスギの花粉への移行が低レベル地域よりも起こりやすいことが示唆された。また、面積当たりの雄花中のセシウム 137 濃度と、土壌中のセシウム 137 濃度の関係式から、花粉に伴う放射性セシウム飛散量の推定に有用なパラメータを得た。

(2) 土壌侵食による放射性物質の移行状況調査

1) 様々な土地利用区画からの土壌侵食による放射性物質の移行状況調査

山木屋地区に位置する利用形態の異なる土地区画 (畑地、牧草地、森林) を対象に、試験区画からの土砂流出量を観測するとともに、可搬型ゲルマニウム半導体検出器を用いた土壌中の放射性セシウム存在量の測定に基づき、放射性セシウムの流出量を評価した。

セシウム 137 流出量については、どちらの観測期間についても in-situ 測定による推定値のほうが多く、現地観測によるセシウム 137 流出量の 8 倍～18 倍も大きな値を示した。この原因として、USLE プロットからの土砂流出の観測では、放射性セシウムを吸着しやすい微細なウォッシュロード成分が土砂トラップに沈降堆積せずに流亡してしまうため、USLE プロットから流失する放射性セシウム量を過小評価している可能性が考えられた。このことから、今後の課題として、濁度計を設置することにより土砂トラップに捕捉されにくいウォッシュロード成分を正確に把握することが必要である。また、放射性セシウム流出量の現地観測結果に合わせて、可搬型ゲルマニウム半導体検出器によるセシウム 137 存在量の原位置測定と、異なる時期の LiDAR 測量データに基づく侵食深のマッピングによるクロスチェックを行うことが必要である。

2) 様々な土地利用区画からの土壌水、地下水、渓流水、湧水等を通じた放射性物質の移行状況

地表面に沈着した放射性物質について、土壌水、地下水、渓流水、湧水を通じた環境中の移行・循環状況を確認するため、土壌水、地下水、渓流水、湧水のサンプリングを2週間に1回実施した。得られた試料について、放射性核種分析を実施。非検出が多いため放射性核種の濃縮、及び再測定を実施した。土壌水、地下水、渓流水の放射性セシウム濃度はいずれも0.5 Bq/L以下であり、土壌水中に含まれる溶存態セシウム濃度は顕著に低いと言え、土壌そのものから土壌水へのセシウムの移行は、きわめて小さいものと判断される。

渓流水に関しては、経時的な放射性セシウム濃度の減少が見られた。一方で、降雨出水時の渓流水において、放射性セシウム濃度が比較的高い値を示す傾向がみられることから、今後、降雨出水時のデータを増やす必要がある。また、地下水中の放射性セシウム濃度は、20m、30mと、深い試料で高い値を示す傾向にあったが、現時点では、水試料採取時における揚水ポンプへの土壌粒子の混入等の可能性も否定できず、今後さらなる検証が必要である。また、地下水の滞留時間等といった水循環プロセスに関わる時間情報とともに検討することが必要と思われる。

(3) 大気中における放射性物質の移行状況調査

1) 森林、土壌等の自然環境からの放射性物質の再浮遊量の測定

裸地、畑、水田、採草地、放牧草地、スギ若齢林及び広葉樹混合林の8地点において、放射性セシウムの再浮遊量を測定した。風向風速などの気象要素及び土壌水分を測定すると共にスギ花粉濃度を計測した。また、大気中放射能濃度を求めた。スギ樹木内では花粉へ明らかに放射性セシウム濃度の移行が認められた。また、面積当たりの雄花中のセシウム137濃度と、土壌中のセシウム137濃度の関係式から、花粉に伴う放射性セシウム飛散量の推定に有用なパラメータを得た。裸地及び急勾配畑地での放射性セシウムの変動要因が共通していること、また、同じプロセスで地表から粒子状物質が巻き上げられた時に、大気中放射能濃度は地表の放射性物質存在量に比例して増加することが示唆された。一方、裸地と林樹冠では、大気中放射能濃度の支配要因が異なることが示唆された。放射性セシウムを吸着した土壌粒子の飛散について、風応力、土壌水分の関係を解析した結果、臨界摩擦速度を超える風力でも土壌粒子の飛散が認められないことがあった。大気中放射能濃度の増加は、土壌水分の低下とともに発生する傾向が認められた。積雪が大気巻き上げを抑制していることが示唆された。また、風向(流跡線)は大気中放射能濃度と因果関係はなかった。大気移流による影響よりも、土壌等からの大気再飛散が大気への放射性物質の主な供給源となっており、それは積雪によって有意に抑制されることが示された。

2) 地表面からの巻き上げによる放射性物質の存在形態の確認

山木屋地区の3地点(山木屋小学校グラウンド、急勾配畑地及びスギ若齢林林床)で粒径別エアロゾルサンプリングを実施した。得られた試料について、放射性核種分析を行い、大気中の放射性核種濃度を評価すると共に、放射性核種の移動媒体であるエアロゾルの粒径に着目して、地表からの巻き上げのプロセスについて解析を行った。大気中のエアロゾル及びガス状物質からは、セシウム137、セシウム134及びテルル129mが検出され、その濃度はテルル129m、セシウム137、セシウム134の順番であった。また、いずれの放射能濃度も7月以降徐々に減少していることが確認された。花粉が飛散した春における放射能濃度と花粉飛散量との関係は特に認められなかった。大気中のセシウム137とセシウム134は、4.2~10.2 μm の粒径範囲の粒子に、テルル129mは0.39 μm 以下のエアロゾルに最も多く含まれることが確認された。2.1 μm 以上の粗大粒子は主に土壌粒子

や海塩粒子から成るので、放射性セシウムはこれらの粒子に吸着していると考えられた。今回の分析結果からは、セシウムが単独でエアロゾルを作っているのか、あるいは大気中のエアロゾルと凝集しているのかについては明らかにすることはできない。またテルルは気体が凝集して $2\mu\text{m}$ 以下のエアロゾルを形成していると考えられた。

(4) 河川水等、水系による放射性物質の移行状況調査

1) 河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査

河川から海洋への放射性セシウムの輸送量(フラックス)を明らかにするため、複数地点で水位・流量観測並びに、浮遊砂サンプラー及び濁度計を用いた土砂流出観測、さらにこれらの地点での採水を実施した。その結果、渓流水及び河川水中の放射性セシウム濃度は経時的な減少傾向が認められた。一方、降雨時には平常時よりも放射性セシウム濃度が増加した。また、台風時には大量の放射性セシウムが、河川を通じで流れたことが示された。河川水中の放射性セシウムは、大半が溶存態ではなく浮遊砂として流下していたことから、降雨イベントに伴う土砂の流入により、河川を介した放射性セシウムの輸送量が増加することが示された。

2) 湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の解明

河川に流出した放射性物質の、湖沼や貯水池への移行状況を確認するため、農業用貯水池4箇所及びダム湖1箇所から底泥を採取し、放射性セシウム濃度及び粒度分布を測定し、底泥深さ方向の放射性セシウム濃度分布・堆積状況を調査した。蓬莱湖の底泥中の放射性セシウムは、40cmほどの深層においても相当な濃度が検出された。放射性セシウムは底泥中で不均一な分布を示しており、底泥の攪拌が生じた場合、攪拌された深度までの放射性セシウム濃度は均一になる。大きな堆積速度と放射性セシウムの深層への移行が、放射性セシウムの深度分布に寄与したと考えられる。放射性セシウム濃度の減少は、底泥粒径の変化ではなく、沈降粒子中の放射性セシウム濃度の減少に由来する事が示唆される。

貯水池底泥中の放射性セシウムは、底泥表層(10 cm以浅)に蓄積することが確認された。貯水池の放射性セシウムインベントリは、大屋戸を除いて平成23年夏季よりも平成24年4月20日に増加した。すなわち、貯水池では周辺集水域の放射性セシウムを捕集・蓄積する特性を有する。これは、貯水池では水の滞留時間が長く、台風による増水などの底泥を大きく攪拌・流出させるイベントの影響が小さいためである。他方、時間の経過とともにインベントリが減少した貯水池もあることから、貯水池の構造、地表流の流入などにより、放射性セシウムの捕集・蓄積能力が異なることが示唆された。

3) 河川水中の懸濁物質及び高水堆積物の放射性セシウムの濃度特性

河川水中の懸濁物に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の変化を確認するため、連続遠心分離器とプランクトンネットによって河川内の懸濁物を採取した。阿武隈川河川水中の濁度、クロロフィルa濃度及び懸濁物質の放射能濃度を測定し、河川水中の放射性物質の含有量と、濁度及びクロロフィルa濃度との関係性を調査した。また、高水敷堆積物の深度別放射能濃度を測定した。河川水懸濁物中の放射性セシウムの濃度は、採取方法で異なっていた。遠心分離器で採取した懸濁物中のセシウム137濃度が高かったのに対し、ネットで採取したものでは比較的低い値であった。比表面積が高めの値になっていたが、この上昇は代掻きによる水田からの粘土分の流出の影響が考えられる。春期にクロロフィルaの値の上昇が見られたが、これは河川内及び流域で春期ブルームに

よって増殖した微細藻類によると考えられる。比表面積と放射性セシウム濃度との間に正の相関があることから、放射性セシウムは表面電荷などに関連した物理化学的な作用で付着している一方、生物に付着している可能性もある。平成 23 年 9 月の高水位時に黒岩の蓬萊橋右岸に明らかな堆積があった。高水敷では比表面積になるような小さい粒径の粒子は堆積しにくく、新たな堆積物の放射能濃度も比較的低いのであろう。

4) 土壌－河川系における放射性セシウムの動態解析

土壌から河川への移行過程における放射性セシウムの動態を明らかにするために、河川水中の懸濁物質をガラスフィルターと限外ろ過フィルターによって逐次ろ過し、高分子量画分と低分子量画分に分画した後、各画分ごとにゲルマニウム半導体検出器を用いて放射性セシウムの放射能濃度を求めた。口太川および阿武隈川の河川水中のセシウム 137 は、全体としてシルト画分に多く存在し、粘土画分以下では溶存態として存在することが示唆された。一方、阿武隈川下流の試料では、粗粒画分と比較して細粒画分のセシウム 137 濃度が著しく減少していたことから、河川流域を流下する土砂は、粒子径に依存した選択的な運搬作用の影響を受けている可能性が示された。浮遊砂及び河床堆積物に含まれるセシウム 137 の放射能濃度は、比表面積が大きく（粒径が小さく）なるに従い濃度が増加し、シルト粒子以下の画分で特に高濃度に凝集するという粒径依存性が認められた。また、溶出実験及び XAFS 法によって浮遊砂及び河床堆積物への放射性セシウムの吸着形態の確認した結果から、放射性セシウムのホスト相として粘土鉱物が重要であることが示された。

これらの結果は、土砂移動に伴う放射性セシウムの流出モデル及び環境中に沈着した放射性核種の移行モデリングにおいて、土砂流出量から放射性セシウムの移行量への変換においての重要な係数を与えうるため、今後は、場所による違いと、時間経過に伴う変化傾向の確認を行ってゆくことが必要である。

5) 阿武隈川流域における濁度データの調査・収集

福島第一原発の事故以降の阿武隈川流域における濁度観測状況及び濁度データ存在状況を調査した。阿武隈川流域内には、多数の水質観測地点が存在しているものの、福島第一原発事故の発生以降で連続的に濁度を継続して観測し、かつ観測データが公開されている地点は国土交通省所管の水質観測所 2 地点のみである。また、これらの 2 地点はともに支川の上流域に位置し、濁度データを基にした流域全体からの浮遊砂量及び放射性物質濃度の推定には不適であると考えられる。そこで、支川の流域から阿武隈川本川への移行過程（支川からの流入量）を推定する上では、本川合流点付近などに浮遊砂量及び濁度データの観測地点を新たに設置し、継続して調査することが望ましい。なお、濁度計を設置する際には、既存の観測地点で見られた、ある一定値で頭打ちとなる状況を回避するために、新設する濁度計は高濁度まで計測可能な機器を採用することが必要である。

(5) 放射性物質の主な移行モデルの開発

1) 土壌浸食による放射性セシウム移行モデルの開発

GIS を用いた空間情報データの解析に基づいて、河川水等採取地点より上流の流域面積を算出するとともに、流域の地形及び地表面（植生被覆）分類を行った。また、第 3 次航空機モニタリング結果に基づいて、福島県内の 50 地点について、河川水中の放射性セシウムの濃度と流域における放射性セシウムの沈着量の関連性を調査した。さらに、土壌侵食による放射性セシウムの移行量を推定するため、グリッドベースの USLE 式による土壌侵食量マップ計算モデルのプロトタイプを構

築した。得られた侵食量マップから単位時間における放射性セシウムの移行量を試算した。モデルによる推定結果は、移行量を過小評価していたが、これは放射性セシウムの流域内における不均一な動態や、台風や大雨といったイベントリーな気象イベントが影響したと考えられる。以上の課題は残されているが、本調査では、このモデルを初期モデルとして、パラメータ計算アルゴリズムの精緻化を図ることにより、放射性物質の広域の移行量を計算できる可能性を示した。この計算結果を河川水と浮遊砂の観測による河川系を通じた放射性セシウム移行量と比較すると 1 桁少ない値を示し、また、航空機モニタリングの変化傾向と比較してみたところ、変化傾向は似通っているのに対し、セシウム流出量は 3 桁少ない値を示した。

今後は、プロトタイプ of 土壌侵食量と放射性セシウム流出モデルについて、①保全対策ファクタ P を計算するための植被率あるいは NDVI データセットの高分解能化、②精度の高い土地利用・被覆マップの作成、③USLE 式の適用対象土地利用項目の追加、④大縮尺モデルの構築、をすることにより、精度を向上させることができると考えられる。

2) 河川から海洋への放射性物質の移行モデルの開発

高濃度、かつ広域に拡散した放射性セシウムを追跡するために、土壌に放射性セシウムが吸着しているとし、河川から海洋への放射性物質の輸送量(フラックス)を表現する数値予測手段として、セル分布型土砂流出モデル及び OHyMoS を用いた分布型土砂流出モデルを検討した。ただし、その流出過程は観測、モデル化とも不十分な点が多く、特に土砂流出の過程では再現性が低かった。土砂の物理的挙動を細かく考慮する必要がある。今後は放射性セシウムの植物への移行や、半減期をも考慮して再現していく必要がある。また現在の結果においては、観測された濃度を全期間一定と仮定して輸送量(フラックス)を計算したが、実際は濃度が様々な水文過程により変化すると考えられる。これらを再現する為に分布型流出モデルを用いた流域全体の放射性セシウム輸送の分析を行なう必要がある。将来的には複数地点や断面推定などを元に、フラックス推定精度を向上させたいと考えている。岩沼地点より下流においては潮汐の影響が大きい為、これらの浮遊砂が海洋に流入してどのような挙動を示すのか今後観測を継続する必要があると考えられる。また、各観測地点での正確な放射性セシウム量を推定することができれば、モデルから逆計算を行いどれほど放射性セシウムがどの地域から流出しているのかを推定することも可能になる。

これらを踏まえ、今後も複数地点での計算が必要とされる。

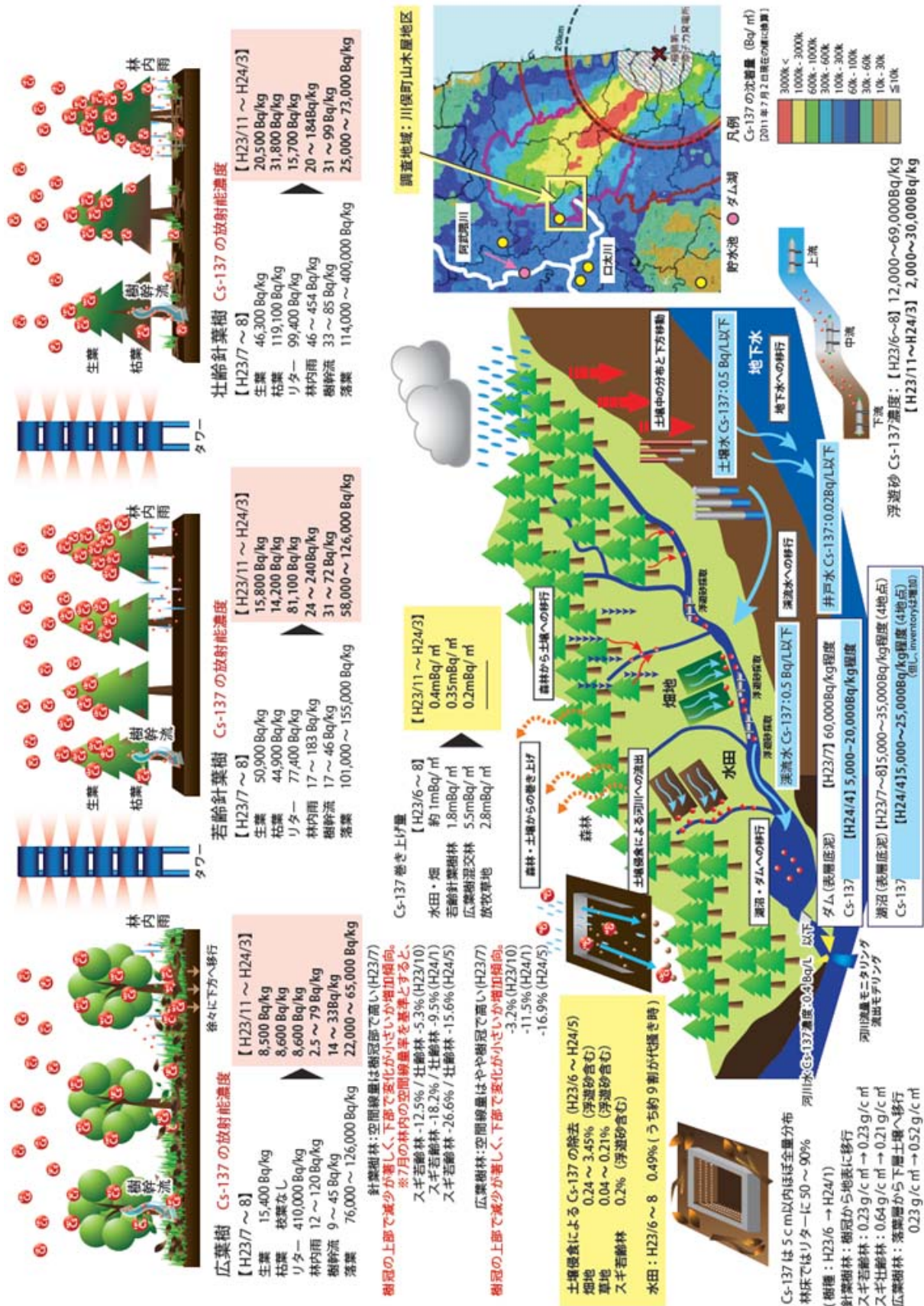


図 5.4-1 本調査箇所における放射性セシウムの放射能濃度の状況