

3.2 自然環境中における放射性物質の移行メカニズム調査の結果（放射性物質の移行状況の確認結果）

3.2.1 陸域の様々な自然環境中における放射性セシウムの移行状況の調査

3.2.1(1) 様々な自然環境中における放射性セシウムの深度分布状況の確認調査： 広域調査

齋藤 公明（原子力機構）

1) 調査目的

福島第一原発の事故に伴い自然環境中に放出された放射性物質の土壌への移行状況を把握するため、IAEAの標準的手法であるスクレーパープレートを用いた土壌中における放射性セシウムの深度分布調査を実施した。

福島第一原発事故に伴い環境中に放出され土壌表面に沈着した放射性核種は、時間の経過と共に土壌中に浸透し、深さ方向に対し指数関数分布となることがチェルノブイリ原発事故の調査結果から明らかになっている。土壌に沈着した放射性物質の深度分布は、①地下水への移行状況、②外部被ばく線量の評価、③除染による土壌の剥ぎ取り深度の決定において重要な情報である。また本調査は、平成23年12月の調査に引き続き実施したものであり、福島第一原発から80 km圏内の広域における放射性セシウムの土壌中深度分布の経時変化は、長期的影響把握手法を確立するうえで有用なデータである。スクレーパープレートは土壌を表面から少しずつ剥ぎ取りながら採取するための器具で、これを用いた土壌採取法は、採取時のクロス・コンタミネーション（層外からの混入）が僅かで層中の正確な放射能濃度が測定できるため、IAEAにおいても標準的な採取法として認められている。

2) 調査内容

福島第一原発から80 km圏内を調査対象とし経時的な移行状況を把握するため、基本的に平成23年12月の調査と同一箇所において、スクレーパープレートを用いて深度別の土壌試料を採取した。放射性セシウムの深度分布調査における土壌試料の採取箇所（計85箇所）を図3.2.1(1)-1に示す。調査は、台風期前と台風期後における放射性セシウムの土壌中深度分布の変化傾向を把握するため、平成24年の8月末（平成24年8月21日～9月5日、9月26日）及び11月末（平成24年11月26日～12月7日、12月21日）の2週間程度で2回実施した。土壌の採取は、地表面（0 cm）～0.5、0.5～1.0、1.0～1.5、1.5～2.0、2.0～3.0、3.0～4.0、4.0～5.0、5.0～8.0 cmの計8層で実施し、各層で採取した土壌は重量を測定した後、ポリ袋で十分に攪拌し、その後既定量をU-8容器に封入した。U-8容器に封入した土壌（土壌試料）は、ゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトル解析により、セシウム134とセシウム137の定量を行った。ゲルマニウム半導体検出器を用いた土壌試料の分析は、環境科学技術研究所、東京大学、日本分析センターの3機関で分担し実施した。土壌深度の単位は g/cm^2 及びcmの2種類とし、それぞれの土壌深度における放射性セシウムの放射能濃度(Bq/kg)の分布から、放射性セシウムの深度分布特性（重量緩衝深度 β (g/cm^2)及び緩衝深度 α (cm)：放射性セシウムの地中への移行の程度を表すパラメータ)を解析により求めた。ほとんどの調査箇所では、土壌深度に対し放射能濃度が指数関数的に減少する分布をとるため、土壌の重量深度 ζ における放射能濃度 $A_m(\zeta)$ の近似曲線には下記(式1)の指数関数を仮定することができる。

$$A_m(\zeta) = A_{m0} \exp(-\zeta/\beta) \quad (\text{式1})$$

ここで、 $A_{m,0}$ は地表面における放射能濃度、重量緩衝深度 β は放射能濃度が地表面の $1/e$ ($\approx 1/2.7$) になる土壤の重量深度 (g/m^2) である。重量緩衝深度 β は、土壤中における放射性セシウムの深度分布を基に、各層の放射能濃度で重み付けをした (クロス・コンタミネーションを考慮して放射性セシウムの深度分布のうち放射能濃度が高い層の信頼度を上げた) 最小二乗法により算出した。また、緩衝深度 α は土壤の重量深度 ζ (g/cm^2) を土壤深度 z (cm) に置き換えて算出した。

一方、一部の調査箇所では、深い部分まで土壤中における放射性セシウムの放射能濃度がほぼ均一となる深度分布が確認された。このような調査箇所では、除染、耕作、小動物等何らかの要因により土壤に攪乱があったものと考えられ、近似曲線に指数関数を仮定することは適当でない。したがって、土壤に攪乱があったと考えられる調査箇所については、重量緩衝深度 β の解析対象から除外した。

3) 結果と考察

スクレーパープレートを用いた各調査箇所についての土壤中における放射性セシウムの深度分布の結果について、台風期前を Appendix 3.2.1(1)-図1に、台風期後を Appendix 3.2.1(1)-図2に示す。近似曲線として指数関数が適合する調査箇所については、深度分布と共に近似曲線を示した (土壤に攪乱があった調査箇所については、深度分布のみを示した)。解析により得られた台風期前 (平成24年8月末) 及び台風期後 (平成24年11月末) に実施した土壤中における放射性セシウムの深度分布特性 (重量緩衝深度 β) の頻度分布を図3.2.1(1)-2に、各調査箇所における重量緩衝深度 β (g/m^2) の一覧を Appendix 3.2.1(1)-表1に示す。土壤の重量深度 g/cm^2 で表した重量緩衝深度 β の平均値は、台風期前で $1.56(g/cm^2)$ 、台風期後で $1.80(g/cm^2)$ 、土壤深度 cm で表した緩衝深度 α の平均値は、台風期前で $1.25(cm)$ 、台風期後で $1.42(cm)$ であり、平成24年度の台風期前後での土壤中における放射性セシウムの深度分布に変化が見られた (図3.2.1(1)-2参照)。

緩衝深度 α (cm) と重量緩衝深度 β (g/cm^2) の比: $\beta(g/m^2)/\alpha(cm)$ から評価した実効土壤密度の分布を図3.2.1(1)-3に示す。ここで実効土壤密度は、土壤中における放射性セシウムの放射能濃度を指標とした平均的な土壤密度として解釈され、一般に表層部分の土壤密度に近い値となる。実効土壤密度は0.5から2.2まで全体に広がった分布となったが、1から1.5程度の密度がもっとも多く、地表面の平均的な土壤密度に近い値が得られている。実効土壤密度の分布を見ると、台風期前と台風期後の実効土壤密度で分布の中央値が異なることがわかる。この原因は、台風期前後における採取時の天候によるもので、台風期前は降雨日が少なく土壤は乾燥しており、台風期後では降雨・降雪日が多く土壤に水分が多く含まれていることを反映している。この傾向は、土壤の重量深度 g/cm^2 で表した重量緩衝深度 β の分布からも見る事ができる (図3.2.1(1)-2参照)。

重量緩衝深度の地域特性を明らかにするため、重量緩衝深度 β (g/cm^2) の値を地図上に記載した。その結果を図3.2.1(1)-4に示す。重量緩衝深度 β (g/cm^2) の分布地図を見ると、同程度の重量緩衝深度の値となる調査箇所は地域的に集まっている傾向がうかがえる。さらに、緩衝深度 α の値から土壤に沈着した放射性セシウムの大部分が含まれる土壤深度を評価することができる。ここでは、90%深度 (土壤に沈着した放射性セシウムの全量に対し90%が含まれる地表面からの土壤深度) を評価し、その値を地図上に記載した。その結果を図3.2.1(1)-5に示す。この地図を基に、除染作業における適切な土壤の剥ぎ取り深度が検討され、廃棄土壤の低減に貢献することを期待する。今回の評価結果によると、地表面から5cmの土壤剥ぎ取りで放射能濃度が10%以下になる地域が多くあることがわかった。

4) まとめ

福島第一原発の事故に伴い自然環境中に放出された放射性物質の土壌への移行状況を把握するため、スクレーパープレートを用いた土壌中における放射性セシウムの深度分布調査を実施した。今回の調査において、平成 24 年度の台風期前後での土壌中における放射性セシウムの深度分布に変化が見られた。第 2 次分布状況等調査からの重量緩衝深度 β の経時変化を図 3.2.1(1)-6 に示す。時間経過に伴って、土壌中放射性セシウムが深度分布に浸透の傾向が見られたものの、緩衝深度 α の解析から、現在においても、多くの調査箇所において地表面から 5 cm 以内にほとんどの放射性セシウムが存在していることがわかった（全調査箇所 85 箇所中 67 箇所が該当）。

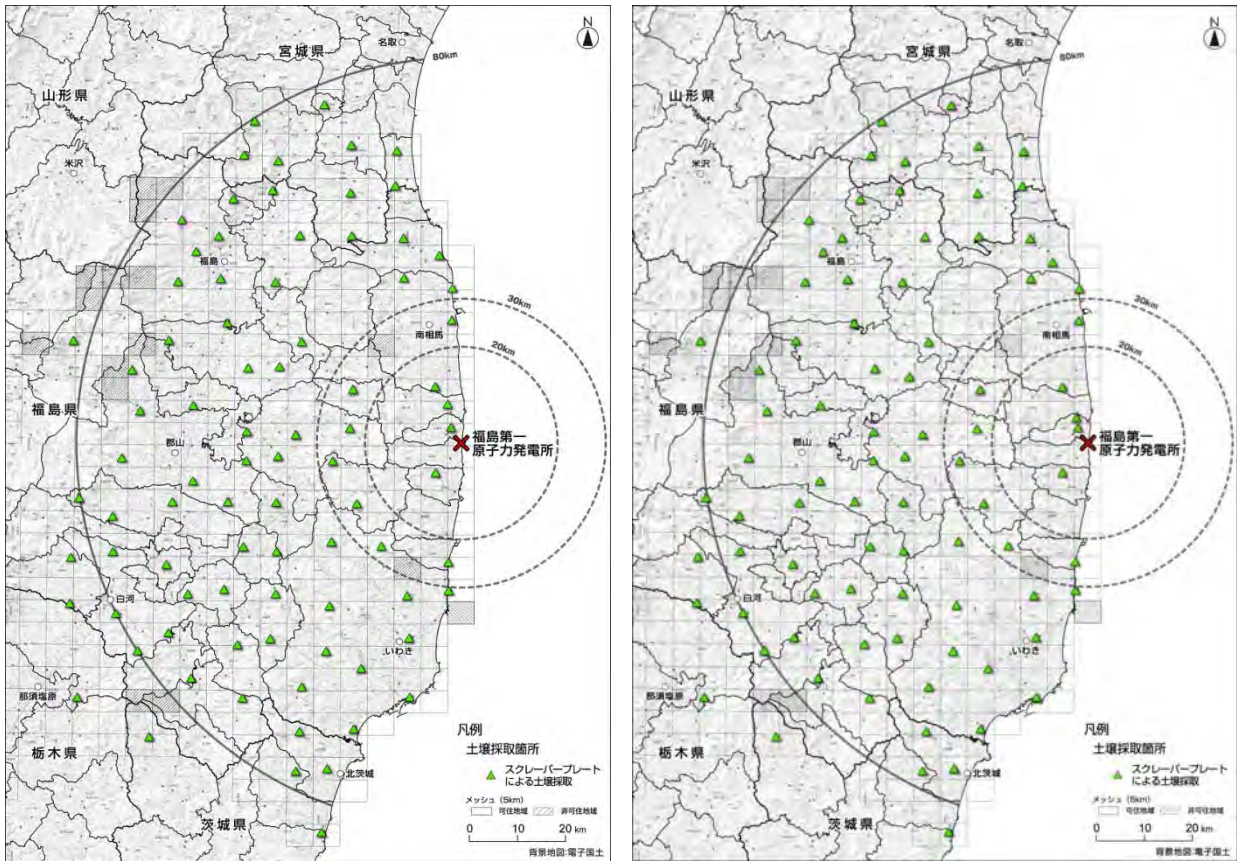


図 3.2.1(1)-1 放射性セシウムの土壌深度分布調査における土壌試料採取箇所
 (左：平成 24 年 8 月末、右：平成 24 年 11 月末に土壌試料を採取)

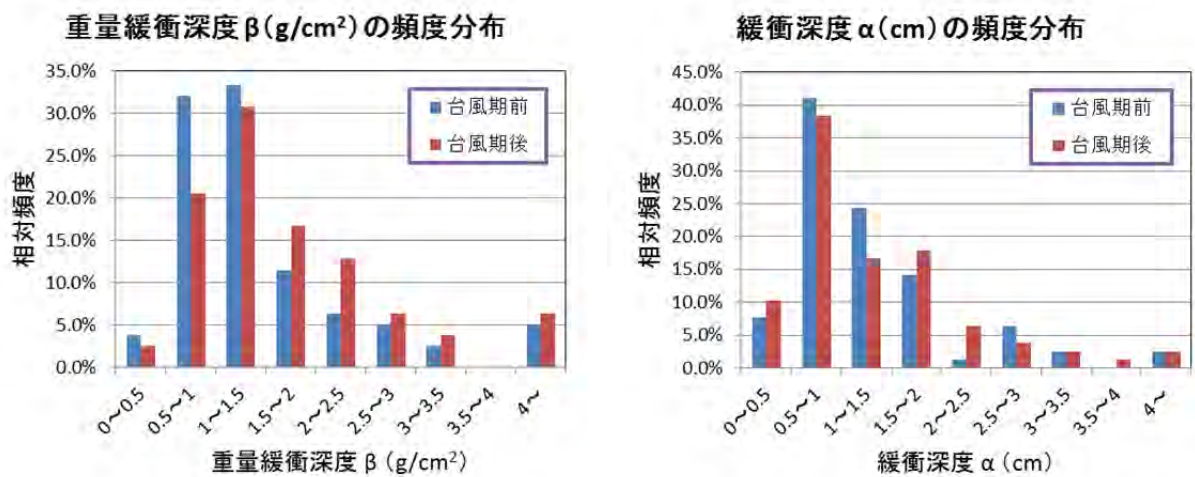


図 3.2.1(1)-2 土壌中における放射性セシウムの重量緩衝深度 β 及び緩衝深度 α の頻度分布
 (台風期前は平成 24 年 8 月末、台風期後は平成 24 年 11 月末に調査を実施)

実効土壌密度の頻度分布

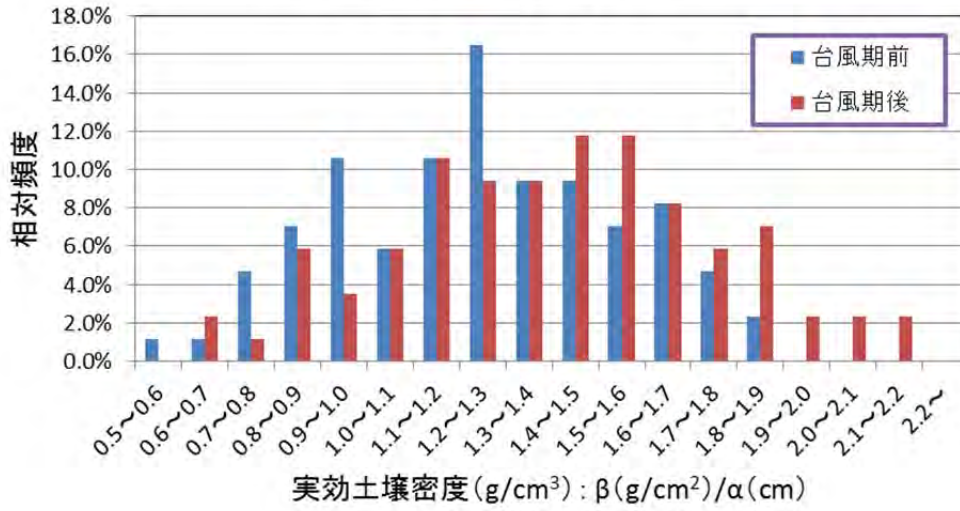


図 3.2.1(1)-3 緩衝深度 α (cm) と重量緩衝深度 β (g/cm²) の比から評価した実効土壌密度 (g/cm³)

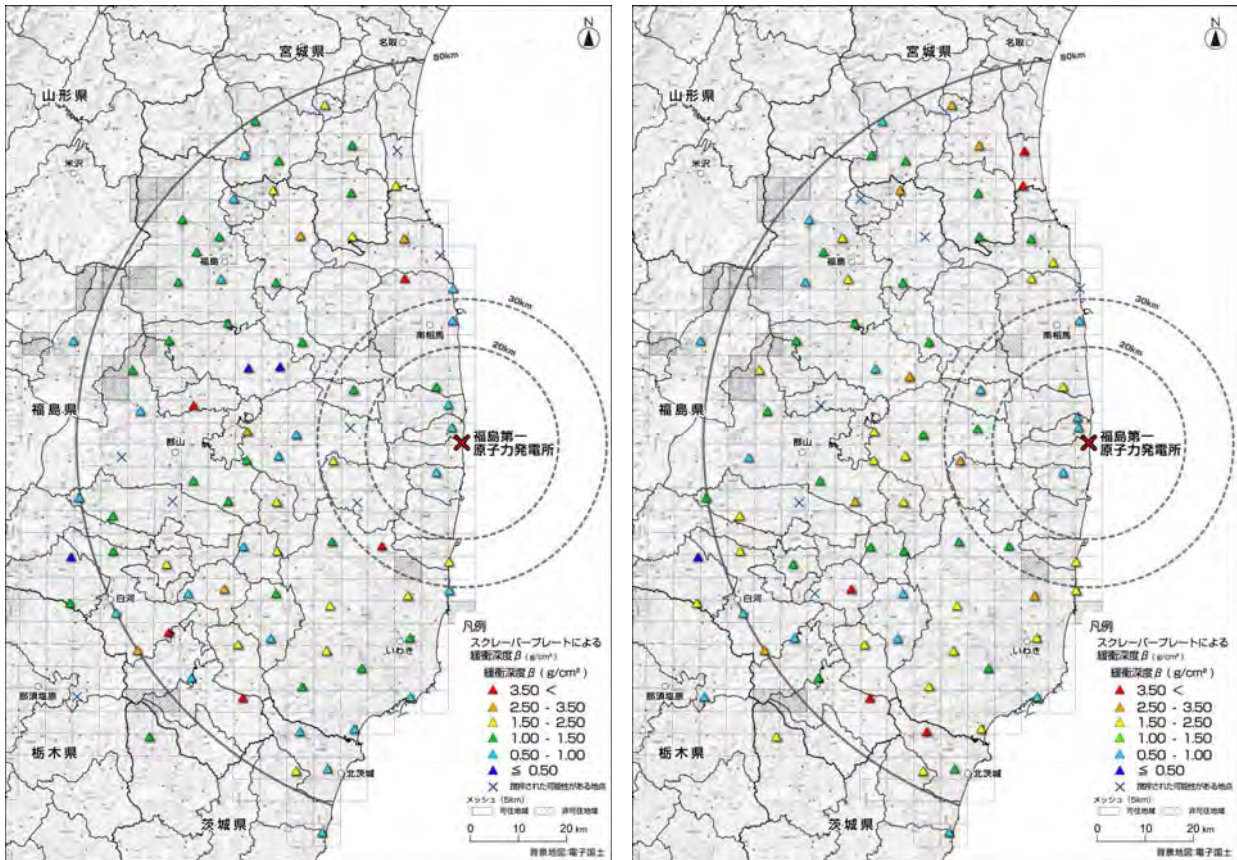


図 3.2.1(1)-4 福島第一原子力発電所から 80 km 圏内の放射性セシウム(セシウム 134 とセシウム 137 の平均値)の重量緩衝深度 (β : 放射能濃度が地表面の 1/e になる土壌深度)の分布状況 (左 : 平成 24 年 8 月末、右 : 平成 24 年 11 月末に土壌試料を採取)

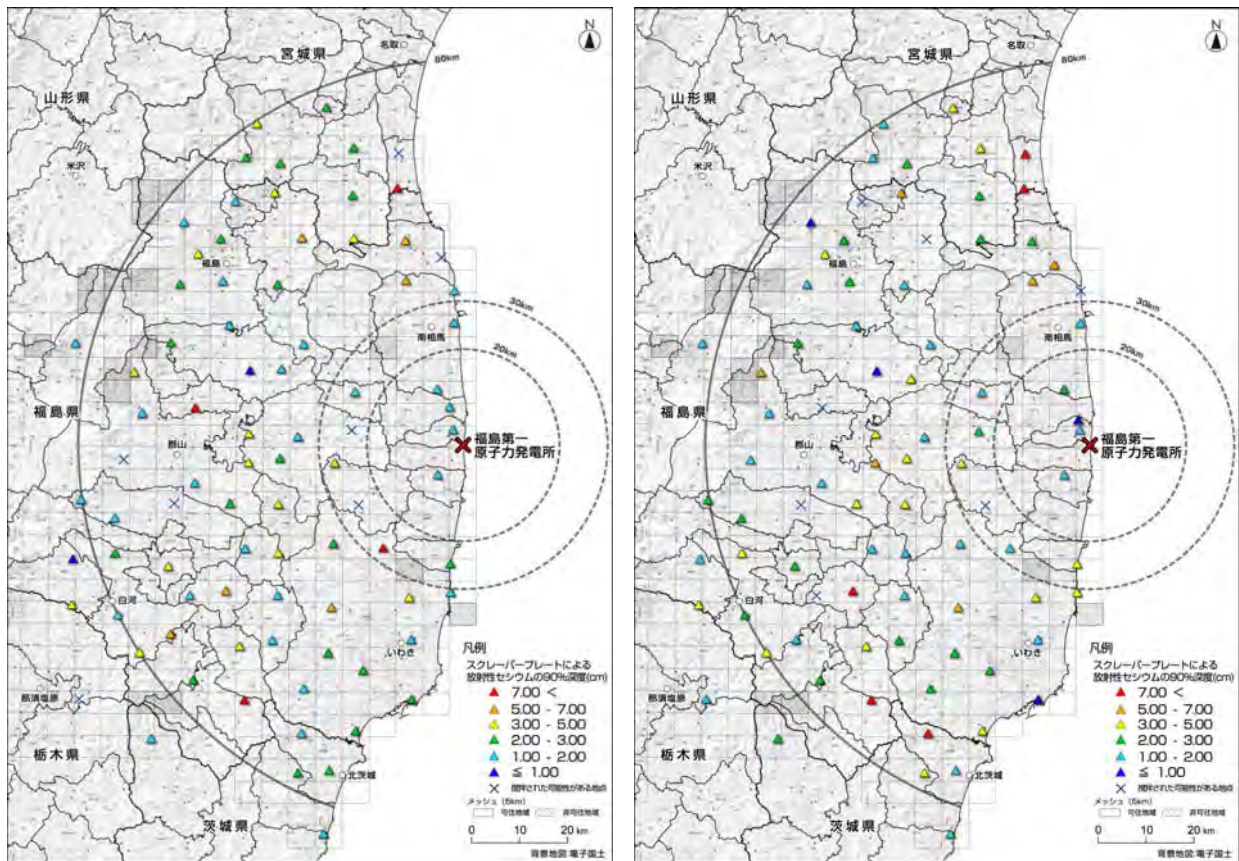


図 3.2.1(1)-5 福島第一原子力発電所から 80 km 圏内の放射性セシウム（セシウム 134 とセシウム 137 の平均値）の 90% 深度（土壌に沈着した放射性セシウムの全量に対し 90% が含まれる地表面からの土壌深度）の分布状況
 (左：平成 24 年 8 月末、右：平成 24 年 11 月末に土壌試料を採取)

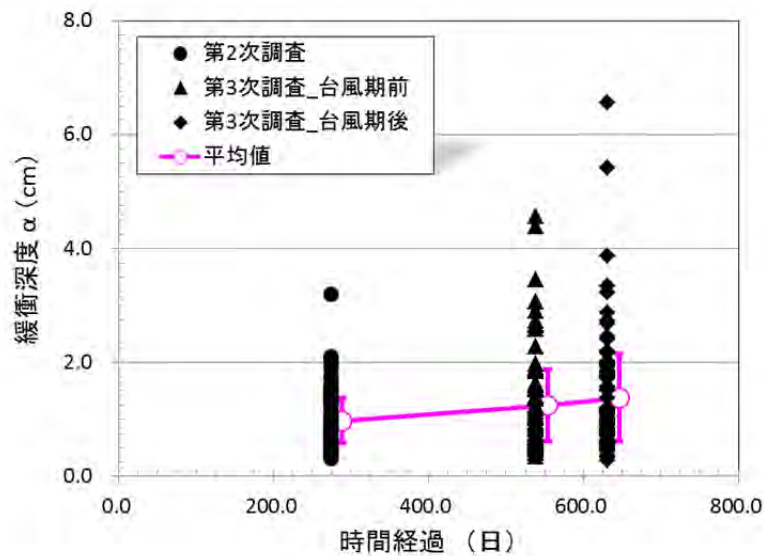


図 3.2.1(1)-6 緩衝深度 α の経時変化

3.2.1(2) 様々な自然環境中における放射性セシウムの深度分布状況の確認調査： 土地利用区画に着目した調査

① 土壌中における放射性セシウムの深度分布状況

田村 憲司、恩田 裕一（筑波大学）

1) 調査目的

原子力機構が開発する地表面及び河川流域での放射性物質の分布状況の変化モデルにおいて、森林、畑地及び草地等の土地利用形態を異にする土壌中の放射性物質の深度分布とその時間変化に関する情報は、流出・移行モデルへのインプット情報として不可欠である。そこで、本調査では、昨年度の調査に引き続き、川俣町内の8地点（広葉樹混合林、水田、放牧草地、スギ壮齢林、スギ若齢林、畑地、タバコ畑、採草地）において土壌試料を深度別に採取し、各地点の放射性セシウムの放射能濃度の深度分布と土壌の理化学性を調べ、放射性セシウム量の時間変化を示すとともに、放射性セシウムの深度分布特性に寄与する土壌の諸性質を明らかにすることを目的とした。

2) 調査内容

第1次分布状況等調査（平成23年6月～8月）（以下、「第1回調査」という。）及び第2次分布状況等調査（平成23年12月～平成24年1月）（以下、「第2回調査」という。）に引き続き、平成24年8月～9月（以下、「第3回調査」という。）及び平成24年12月（以下、「第4回調査」という。）に深度別土壌試料の採取を行った。これら4回の土壌採取は隣接した場所で行い、各地点の土壌試料は、IAEAの定める土壌を深度別に採取する装置（スクレーパープレート）を用いて採取した。なお、各土壌試料の採取深度は、地表面から深さ0～5 cmでは5 mm間隔、深さ5～10 cmでは1.0 cm間隔、深さ10～20 cmでは5.0 cm間隔とした。土壌表面の落葉落枝等のリター層（有機物層）については土壌とは別に採取し、森林を除く5地点については、生きた植物（草本類）についても採取を行った。

これらの深度別土壌試料について、一部を110℃で24時間乾燥させた後、リターについてはミキサで粉砕し、土壌試料についてはそのままU-8容器に移し替え、ゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトル解析によりセシウム134とセシウム137の定量を行った。

また、放射性セシウムの深度分布特性に関係する土壌の諸性質を明らかにするために、上記の残りの土壌試料について、風乾（自然乾燥）させた後、2 mmの篩に通して風乾細土とし、以下の分析に供試した。なお、分析は第3次分布状況等調査のスクレーパーサンプルを中心に行った。

(a) 比表面積： 風乾細土をさらに425 μm の篩に通し、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、各土壌採取地点の土壌を代表する比表面積及び粘土含有率を求めた。

(b) 全炭素量： 乾式燃焼法によりNCアナライザーを用いて定量を行った。

(c) 交換態カリウム及び交換態セシウム： 土壌1 gにpH7.0に調整した1M酢酸アンモニウム溶液20 mLを加えて1時間振とうさせた。その後、ろ液を回収し、カリウムについては蛍光光度計で、セシウムについてはNaIシンチレーションカウンタで定量を行った。

(d) RIP(Radiocaesium Interception Potential)： Wauters et al. (1996) [1] に準じ、土壌

にカルシウム - カリウム溶液を加えて2時間振とうを行った。振とう前に溶液を交換し、5日間で10回振とうを繰り返し平衡化させた後、キャリアフリーのセシウム 137 溶液を添加してさらに5日間平衡化させた。その上澄みのセシウム 137 濃度を NaI シンチレーションカウンタで測定し、セシウム吸着量を算出し、以下の(式 1)から RIP を求めた。

$$\text{RIP (mmol/kg)} = \frac{[\text{土壌に吸着したセシウム量}]}{[\text{溶液中のセシウム濃度}]} \times \text{溶液中のカリウム濃度} \quad (\text{式 1})$$

ただし、溶液中のカリウム濃度は 0.5 mmol/L である。

3) 結果と考察

(a) 各調査地点の放射性セシウム存在量及び放射性セシウム濃度の深度分布の特徴

各調査地点におけるセシウム 137 の放射能濃度の深度分布について、第 1 回調査から第 4 回調査までの分析結果を図 3.2.1(2)-1 に示した。土壌中の放射性セシウム濃度の深度分布は、第 3 回調査の採草地の結果等一部の例外を除いて表層ほど濃度が高く、深度に伴って指数的に減少する傾向が認められた。特に、リターを含む 1 cm までの深さにその存在量の 30~95%が、5 cm までの深さでは全ての調査地点においてその存在量の 95%以上が分布していることが明らかとなった。また、各層位の放射能濃度と土壌の仮比重(単位体積あたりの重量)から、リター及び草本を含む 10 cm までの土壌中のセシウム 137 の放射能量の合計を存在量として算出し、図 3.2.1(2)-1 に記した。その結果、セシウム 137 の存在量は全ての調査期間を通じて 215~1,216 kBq/m² の範囲となった。福島第一原発から直線距離約 33 km と最も近い放牧草地(水境)では、他の調査地点の約 2 倍(885~1,216 kBq/m²) と最も高く、直線距離約 40 km と最も遠い水田(吉口)では 251~368 kBq/m² と低い傾向にあった。

このように、大気から沈着した放射性セシウムが表層に蓄積する理由は、セシウムが土壌によって強く保持されるためである。山口ら(2012)[2]によると、セシウムは土壌中の粘土鉱物や腐植(有機物)の負電荷に静電的に弱く吸着される場合と、粘土鉱物中のフレイドエッジサイト^{*12}と呼ばれる部位に立体配置的に固定される場合がある。前者(交換態セシウム)はある程度の割合で土壌から溶出されるものの、後者(固定態セシウム)は一旦固定されると植物による吸収は不可能であり、他の陽イオンによるイオン交換反応でもほとんど溶出されない。すなわち、大気から新たに土壌中に供給されたセシウムは土壌の表層数 cm に保持され、時間とともに交換態から固定態に推移し、その固定量や固定の速度は土壌の性質に大きく影響される[2]。そこで、次にそれぞれの調査地点の移行状況の特徴を明らかにし、その違いに影響を与える要因について、(a)交換態セシウム量、(b)全炭素量、(c)RIP、(d)交換性カリウム量(図 3.2.1(2)-2)との関係を中心に考察した。交換態セシウムは、上述のように比較的移動性の高い形態であり、RIP はセシウムを固定するフレイドエッジサイト量の指標値である。全炭素、すなわち土壌有機物は、負電荷を持ち、セシウムを静電的に吸着する一方で、フレイドエッジサイトへのセシウムの固定を阻害するという報告もある(Dumat et al., 2000)[3]。また、セシウムと同族元素であるカリウムは、セシウムと類似した性質を持ち、特に土壌溶液中のカリウム濃度が低い場合に植物によるセシウムの吸収が促進される等、その移行に大きく影響することが知られている(例えば、Shaw, 1993)[4]。

^{*12} 雲母類の非膨潤層と風化によって生じる膨潤層の境界に位置する負電荷部分。セシウム選択性が極めて高く、一端保持したセシウムは容易に放出されない。

図 3.2.1(2)-1 ①より、広葉樹混合林の第 1 回調査では、リター層中に 90.6%のセシウム 137 が存在しており、福島第一原発事故当時の放射性セシウムは、樹木の展葉前であったために大部分がリター層に付着したものと予想される。第 2 回調査では、セシウム存在量が 388 kBq/m² から 457 kBq/m²へ増加していたものの、リター層中のセシウム存在量は 63.7%と減少しており、リター層から土壌への移行が認められた。平成 24 年 8 月の第 3 回調査では、その存在量は 309 kBq/m²まで減少し、融雪水や梅雨の豪雨による土壌侵食の影響が考えられた。平成 24 年 12 月の第 4 回調査ではリター層のセシウム 137 濃度が最も高い値を示したが、これはリターの分解が進んだことにより単位重量あたりのセシウム量が相対的に増加したためであり、絶対量としては減少していた。

図 3.2.1(2)-1 ⑦-1 及び図 3.2.1(2)-1 ⑦-2 より、スギ壮齢林とスギ若齢林は広葉樹林と異なり、福島第一原発事故当時の 3 月もスギの葉は展葉していたために放射性セシウムの大部分は樹冠に付着したものと推定される。第 2 回調査では、それが林内雨や樹幹流として土壌へ移行したために、表層土壌中のセシウム 137 濃度が著しく増加していた。さらにスギ壮齢林の第 3 回調査における最表層土壌中の交換態セシウム量は 34.0 kBq/kg と非常に高い値を示した(図 3.2.1(2)-2 (a))。交換態セシウムは植物の吸収可能な形態であるが、通常数%を占めるに過ぎず、およそ 20%を占めるこの値は極めて高いといえる。また、スギ若齢林では、第 4 回調査のリター層中の存在率がこれまでの 65.2~89.7%から激減し、18.2%となった。これは、第 4 回調査の測定地点のリター量が 0.7 kg/m²と極端に少なかったためであり、これまでの調査と同程度のリター量(2.0~2.9 kg/m²)があると仮定すると、その存在率は 38.8~47.9%となる。

図 3.2.1(2)-1 ⑧より、畑地では、第 1 回調査時にほぼ一面が草本で覆われており、セシウム 137 存在量の 45.8%が枯れ草や草本中に分布していた。一方、図 3.2.1(2)-1 ⑩のタバコ畑では第 1 回調査時はほぼ裸地であったため、枯れ草や草本中のセシウム 137 存在量は 3.4%と低く、最表層中のセシウム 137 濃度は高い値を示した。いずれも第 2 回調査時には枯れ草中のセシウム 137 存在量が 1.7%及び 0.2%まで減少しており、枯れ草から土壌への移行や土壌中での下方移行が確認された。日本の火山灰土壌の表層では、セシウムを吸着する負電荷を持つ土壌物質として有機物が重要であるが、畑地の全炭素量は最表層でも 14.0~42.4 g/kg と低く、腐植含量は少ない(図 3.2.1(2)-2 (b))。そのため、畑地は比較的土壌中での下方移行や、植物による吸収が生じやすい土地利用形態であると考えられた。

図 3.2.1(2)-1 ③より、水田については、第 1 回調査と比較して、第 2 回調査のほうが表層の放射性セシウム濃度が高く、存在量も多い結果となった。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。また、水田では、リター・草本中のセシウム 137 濃度が 10 kBq/kg 以下と低く、最表層の土壌中の交換態セシウム量も 0.19 kBq/kg と非常に低かったものの、深度 10 cm における土壌中のセシウム 137 濃度は比較的高く、特に第 4 回調査においては 8 調査地点中最も高い値となった。さらに、全炭素量やセシウムの土壌への固定のされやすさを表す RIP が 877 mmol/kg と低いことから、水田では土壌中の下方移行が生じやすいことが示唆された(図 3.2.1(2)-2 (c))。

図 3.2.1(2)-1 ①より、放牧草地では、セシウム 137 存在量が 885~1,216 kBq/m²と 8 地点中最も多く、図 3.2.1(2)-1 ⑪の採草地では、セシウム 137 濃度が 439.4 kBq/kg(第 2 回調査; 0~0.5 cm)と全調査試料中最も高い値となった。また、RIP も放牧草地で 4,043 mmol/kg、採草地で 9,122 mmol/kg とともに高い値を示した。Vandebroek et al. (2012)の報告[5]と比較すると、この地域の自然土壌である黒ぼく土に対応するアンドソルの RIP はおよそ 100~1,600 mmol/kg であり、世界的に見て低い傾向にある。草地の 2 地点で高い RIP の値が得られたのは、

おそらくこの地域では盛土によって人工的に草地を造成しているため、高いRIPを持つイライトやバーミキュライト等の粘土鉱物を多く含む鉱質土壌が地表に盛土されたためと考えられた。また、第3回調査では草地の2地点ともに根が密集するルートマットの厚さが約3cm確認され、特に放牧草地ではルートマットが存在する深度までセシウム137が高い濃度で分布していた。放牧草地では交換性セシウム量が14.5 kBq/kgと比較的高く、水に可溶して下方に移行した可能性もあるが、ルートマットの形成により、3cmまでの土壌の重量が減少していたことから、根の伸長により放射性セシウムが土壌粒子ごと下方へ移行した可能性が考えられた。

なお、本調査地における交換性カリウム量は196~1,470 mg/kgとなった(図3.2.1(2)-2(d))。本研究では、リターと生きた植物体を分けていないため、植物への吸収量の評価はできないが、ベラルーシの牧草地の研究例[6]によると、土壌中の交換性カリウムが約120 mg/kgを下回ると放射性セシウムの植物への吸収が促進されるといわれている。本調査地はいずれもこれらの値を上回っており、地点ごとの放射性セシウムの植物への吸収の違いに与える影響は小さいものと考えられた。

(b) 放射性セシウムの深度分布特性の評価

ほとんどの調査地点で土壌中の放射性セシウムの放射能濃度が指数関数的な深度分布を示すことが確認されたため、指数関数分布を仮定して放射性セシウムの深度分布特性を緩衝深度 β として解析した。緩衝深度 β は放射性セシウムの下方移行の程度を表すパラメータであり、放射能濃度が地表面の $1/e$ ($\approx 1/2.7$)になる深度(cmまたは重量深度g/cm²)を示す。すなわち、深度 t における放射能濃度 $A(t)$ は次の(式2)で表される。

$$A(t) = A(0) \exp(-t/\beta) \quad (\text{式2})$$

これに、観測された土壌深度分布データをもとに、各層の放射能濃度で重み付けをした最小自乗法により β を算出した。リター層を含めた計算結果を図3.2.1(2)-3に、リター層を含めない計算結果を図3.2.1(2)-4に示した。多くの場合、リター層に放射性セシウムが多く吸着しているため、リター層を含めた β 値が低くなる傾向が認められた。また、森林の3地点はいずれも約1.0以下と低く、水田や畑地・タバコ畑は高い傾向にあった。特に水田や畑地では時間に伴い β 値が増加する傾向が認められ、放射性セシウムの土壌中での下方移行が徐々に進行していることが明らかとなった。草地の2地点は異なる傾向を示し、放牧草地で高く、採草地で低い結果となった。採草地では、RIPが8地点の中でも著しく高いことから、放射性セシウムの下方移行が生じにくいことが予想される。

また、この β 値と土壌の諸性質の関係を調べたところ、最表層土壌の粘土含有率との間に正の相関が認められ、特に第1回調査で最も良い相関係数が得られた(図3.2.1(2)-5)。一般に、放射性セシウムは細粒な土壌粒子に吸着されやすく、移行しにくいと言われているが、本調査ではこれと逆の結果となった。その要因はまだ未解明であるが、日本の火山灰土壌に多く含まれる粘土鉱物は、酸性条件下では負電荷が少なく、セシウムの吸着への寄与が小さいこと等も考えられ、その粘土鉱物の組成を調べる必要がある。また、 β 値とRIPの間には、調査地点が少ないために有意ではないものの、いずれの調査においても負の相関が認められた。特に第4回調査では最も高い相関係数($r = 0.610$)となり、放射性セシウムが徐々にフレイドエッジサイトへ固定されている可能性が示唆された。これらのことから、初期の移行特性には土壌粒子サイズ等の物理的な要因が大きく寄与し、セシウムの吸着及び固定等の化学的な要因は長期の移行特性に影響する可能性も考えられるが、まだ不確実である。

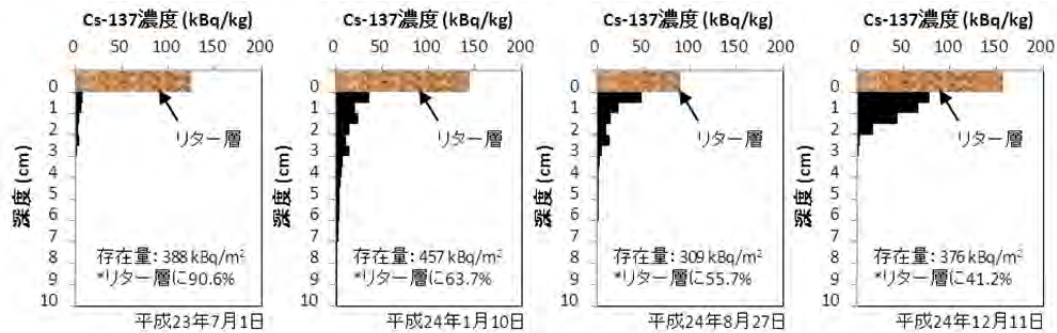
4) まとめ

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、森林の3地点ではリターから土壌への放射性セシウムの移行が認められ、水田や畑地では土壌中の放射性セシウムの下方移行が生じていることが明らかとなった。また、放射性セシウムの深度分布特性を表す β 値との相関分析から、土壌の粘土含有率が高いほど放射性セシウムが移行しやすく、RIPが高いほど移行しにくい傾向が認められた。しかしながら、その解釈についてはまだ未解明な点も多く、粘土鉱物組成や有機物含量との関係、交換態セシウム量の時間変化等さらなる解析が必要である。

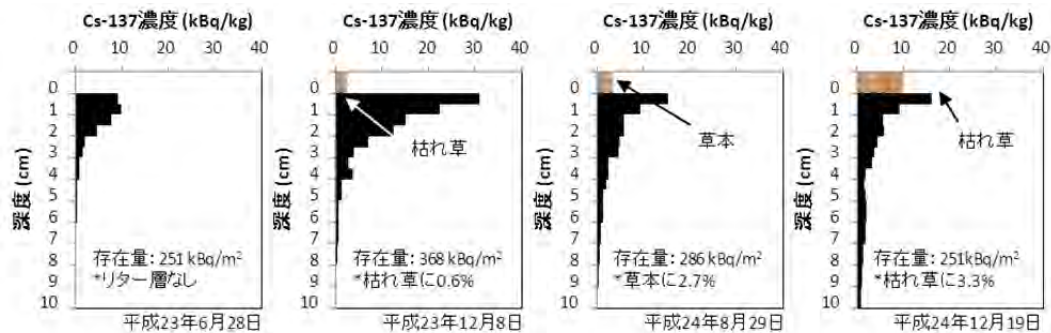
参考文献：

- [1] Wauters, J., Elsen, A., Cremers, A., “Prediction of solid / liquid distribution coefficients of radiocaesium in soils and sediments . Part one : a simplified procedure for the solid phase characterization” Applied Geochemistry 11, 589-594 (1996).
- [2] 山口紀子, 高田裕介, 林健太郎, 石川寛, 倉俣正人, 江口定夫, 吉川省子, 坂口敦, 朝田景, 和穎朗太, 牧野知之, 赤羽幾子, 平舘俊太郎, “土壌-植物系における放射性セシウムの挙動とその変動要因” 農環研報. 31, 75-129 (2012).
- [3] Dumat, C., Quiquampoix, H., Staunton, S., “Adsorption of Cesium by Synthetic Clay-Organic Matter Complexes: Effect of the Nature of Organic Polymers” Environmental Science & Technology 34, 2985-2989 (2000).
- [4] Shaw, G., “Blockade by fertilisers of caesium and strontium uptake into crops: effects on the root uptake process” Science of The Total Environment 137, 119-133 (1993).
- [5] Vandebroek, L., Van Hees, M., Delvaux, B., Spaargaren, O., Thiry, Y., “Relevance of Radiocaesium Interception Potential (RIP) on a worldwide scale to assess soil vulnerability to ^{137}Cs contamination” Journal of environmental radioactivity 104, 87-93 (2012).
- [6] IAEA, “Present and future environmental impact of the Chernobyl accident” IAEA-TECDOC-1240 (2001).

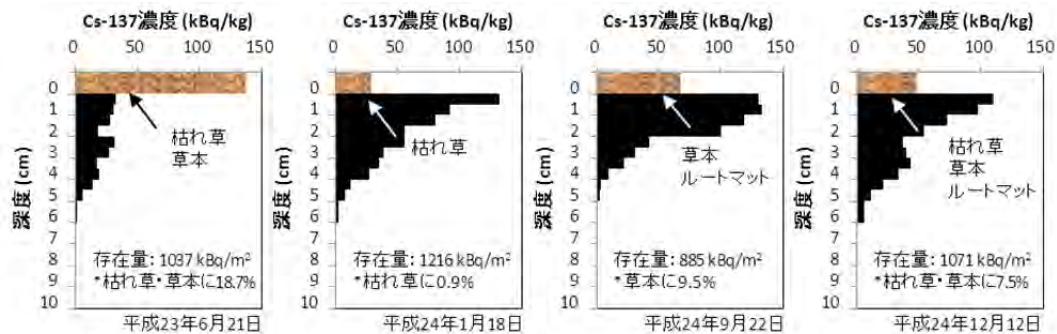
① 広葉樹混合林（山木屋小学校）



② 水田（吉口）



⑥ 放牧草地（水境）



⑦-1 スギ林（壮齢林）

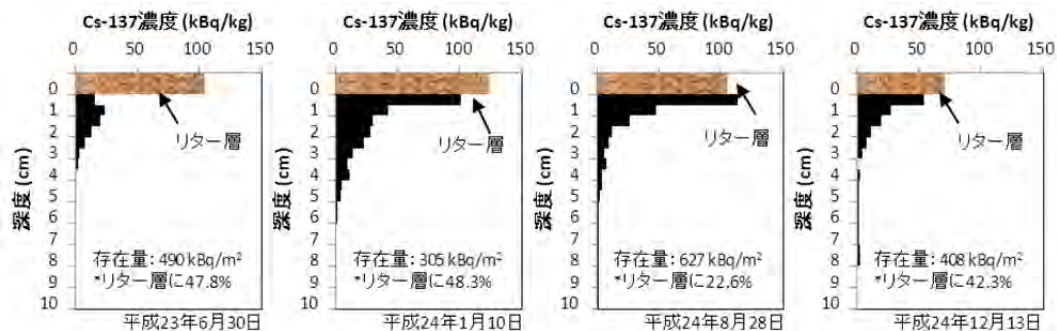
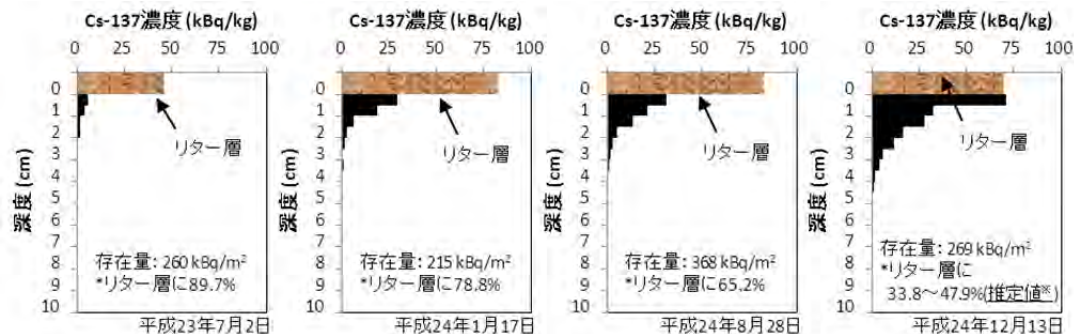
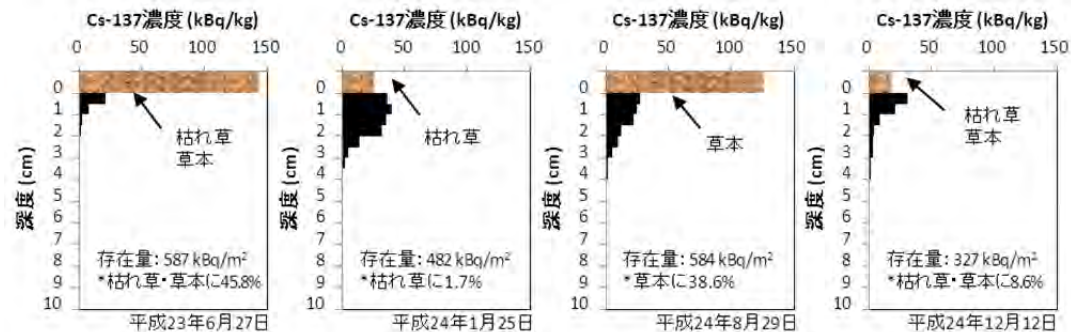


図 3. 2. 1(2)-1 各調査地点における土壤中のセシウム 137 の放射能濃度の深度分布及び単位面積あたりの放射性セシウム存在量の時間変化 (1)
(左から第 1 回、第 2 回、第 3 回、第 4 回の調査結果を示し、枠外の日付は採取日を表す)

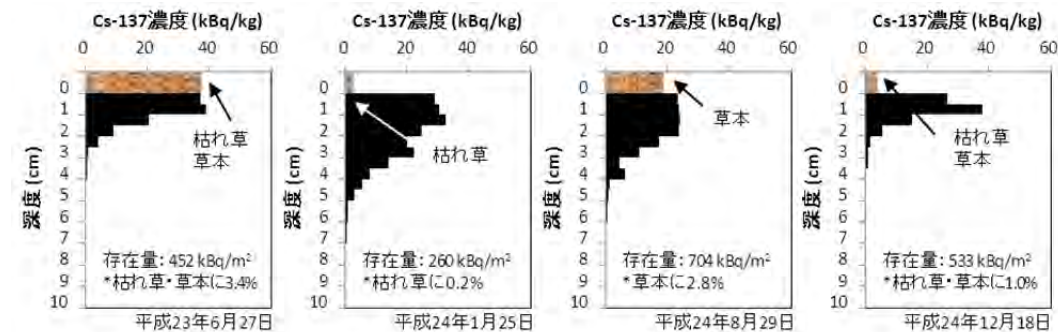
⑦-2 スギ林 (若齢林)



⑧ 畑地 (高屋敷)



⑩ タバコ畑 (地切)



⑪ 採草地 (疣石山)

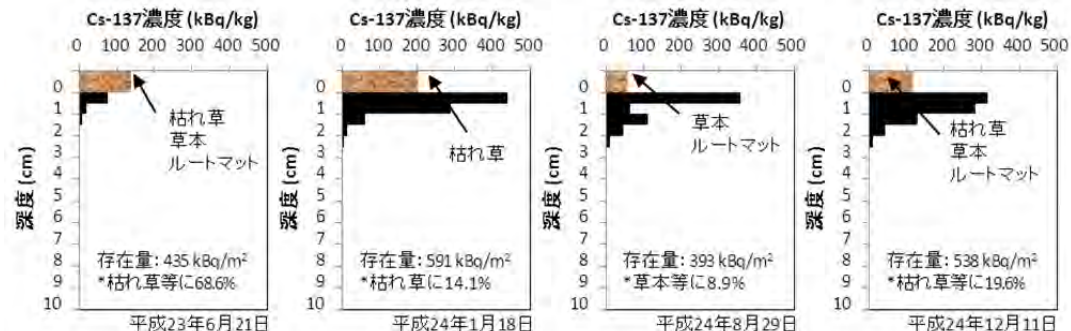


図 3.2.1(2)-1 各調査地点における土壤中のセシウム 137 の放射能濃度の深度分布及び単位面積あたりの放射性セシウム存在量の時間変化 (2)
 (左から第 1 回、第 2 回、第 3 回、第 4 回の調査結果を示し、枠外の日付は採取日を表す。
 ※はリター量を補正した推定値。)

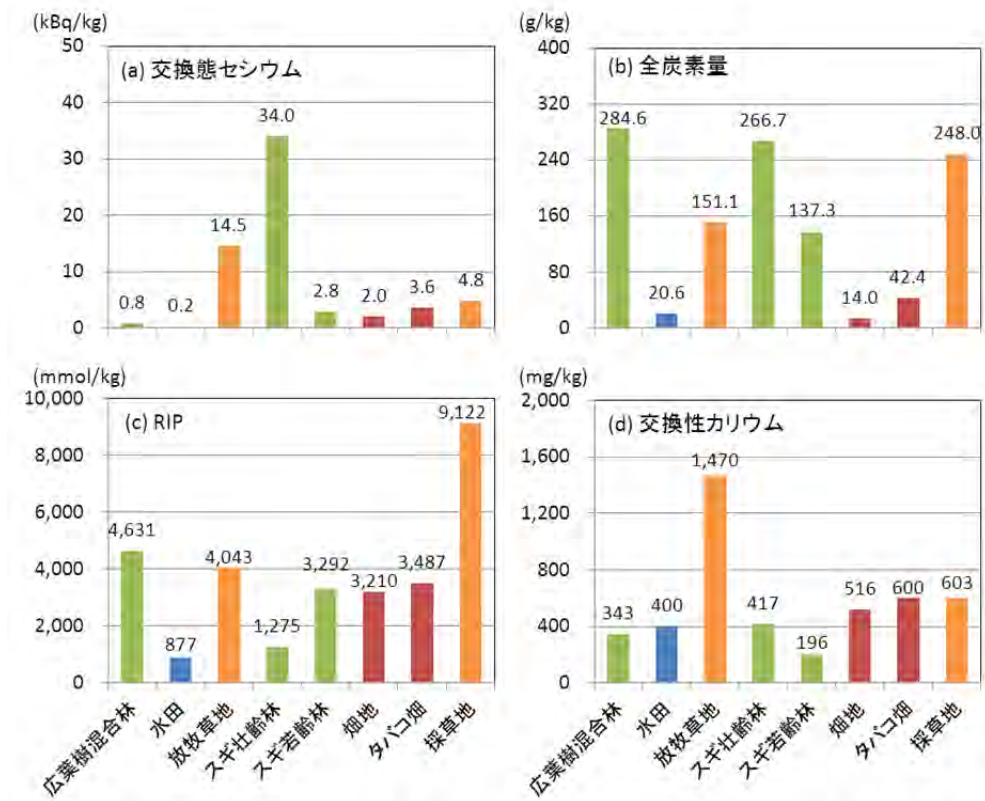


図 3.2.1(2)-2 各調査地点の第3次分布状況等調査における最表層土壌 (0-0.5 cm) の化学性 (凡例の緑は森林、青は水田、赤は畑、橙は草地の土地利用形態を示す)

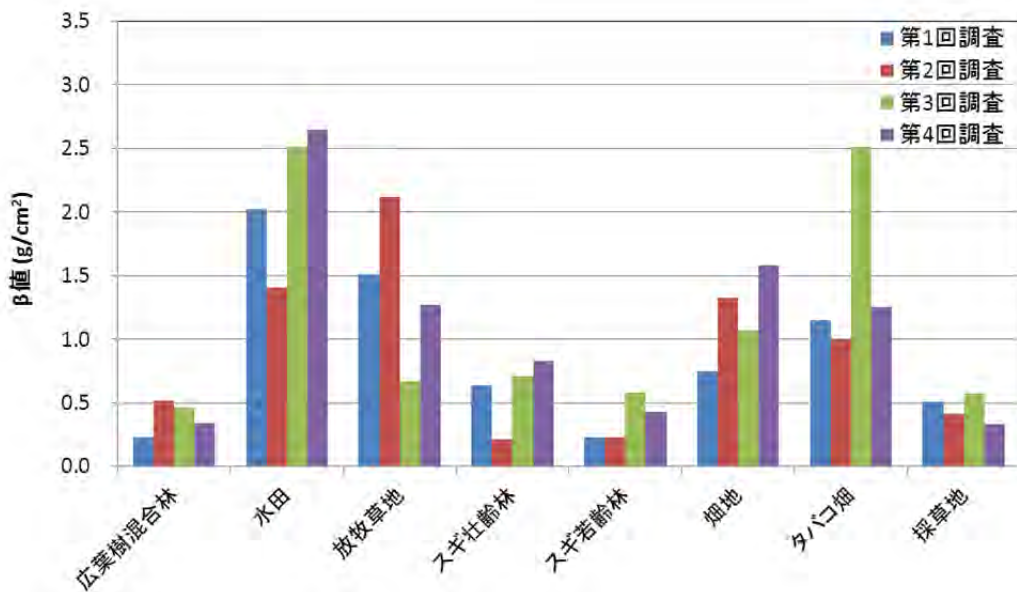


図 3.2.1(2)-3 土壌中のセシウム 137 の緩衝深度 β 値の時間変化 (リター層を含めた場合)

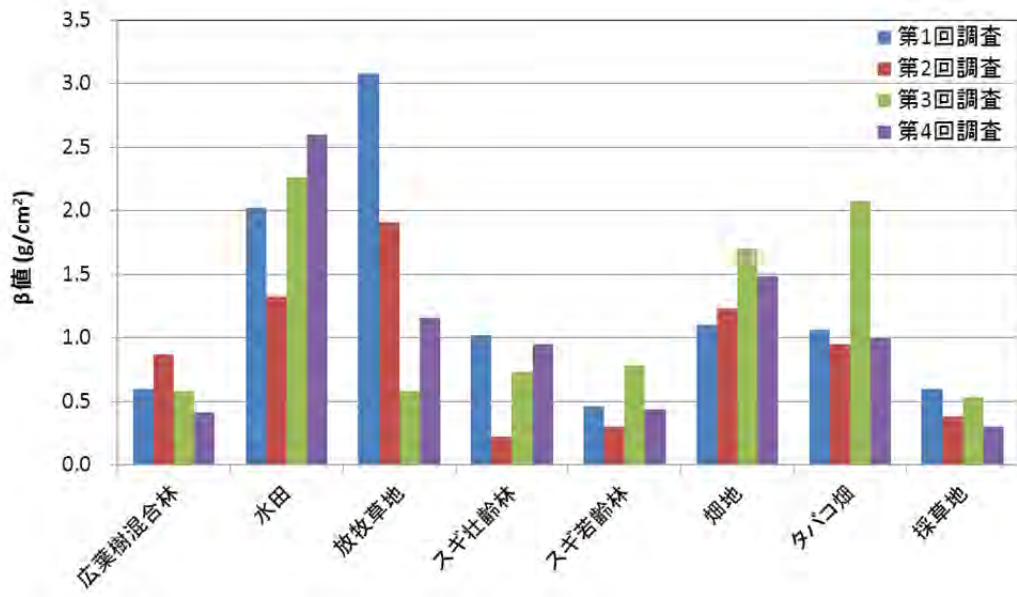


図 3.2.1(2)-4 土壌中のセシウム 137 の緩衝深度 β 値の時間変化
(リター層を含めない場合)

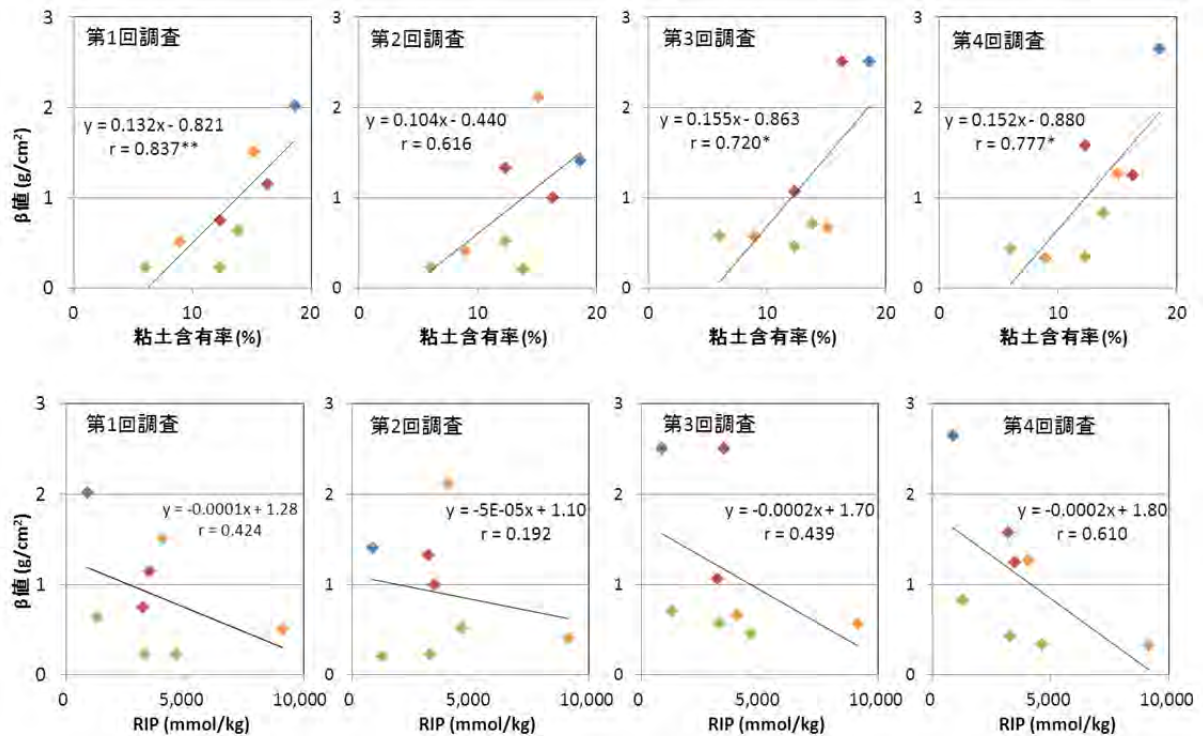


図 3.2.1(2)-5 第1回調査から第4回調査における緩衝深度 β 値と
粘土含有率（上）及びRIP（下）との関係
(凡例の緑は森林、青は水田、赤は畑、橙は草地の土地利用形態を示す)

② 土壌粒子への放射性セシウムの吸着状態の特性評価

高橋 嘉夫、範橋輝、岩谷 北斗、坂口 綾、値賀 晴香、門倉 彰伸、田中 万也（広島大学）

1) 調査目的

これまでの研究から、福島第一原発から放出され陸域に沈着した放射性セシウムは、土壌表面 5 cm 以内に強く固定されることが示されている。この現象は、土壌に広く存在する 2:1 型粘土鉱物や雲母の層間に放射性セシウムが安定に取り込まれるためだと考えられている。実際に除染を行う上でも、現象を分子レベルから理解できれば、より信頼できる対策が可能であると共に、どのような場合に土壌表面以外の寄与を考えねばならないかを判断する重要な根拠となる。そこで本調査では、異なる粘土鉱物・雲母に対する放射性セシウムの吸着構造を広域 X 線吸収微細構造法^{*13} (EXAFS 法: Extended X-ray Absorption Fine Structure) から調べ、その結果をこれまで知られている粘土鉱物・雲母の構造を考慮して解釈した。こうして EXAFS 法で得られる吸着構造と放射性セシウムの吸着態の安定性の関係を明確にできれば、EXAFS 法による分析が放射性セシウムの土壌中での移動性を評価するための指標として利用できると考えられる。また同様の指標として放射性セシウム捕捉ポテンシャル RIP (Relevance of Radiocaesium Interception Potential) が提案されており、RIP の本質的意味を EXAFS 法から明らかにし、土壌中での放射性セシウムの移動性の評価に資する。これらの指標は、土壌や堆積物からの放射性セシウムの移行モデルの精緻化に貢献する。

一方、土壌中の元素の挙動に大きな影響を与える土壌有機物（腐植物質）は、一般に金属イオンと結合しやすい。セシウムイオンと腐植物質も弱く相互作用はすると考えられるが、その錯体の安定性はカルシウムイオン等の 2 価のイオンに比べるとずっと小さい。そのため、腐植物質が土壌中の放射性セシウムの挙動に与える影響は、腐植物質との錯生成の効果よりも、腐植物質が粘土鉱物をコーティングすることで粘土鉱物への放射性セシウムの吸着を阻害する効果の方が大きいと考えられる。そこで本研究では、この腐植物質の影響をより明確にするために、EXAFS 法でセシウムの局所構造を調べながら、粘土鉱物（主にイライト）-セシウム-腐植物質の三元系で起きる化学プロセスを明確にすることも目的とした。

2) 調査内容

(a) 様々な粘土鉱物・土壌粒子へのセシウムの吸着

粘土鉱物試料として、イライト (IMt-1、米国 Silver Hill 産)、バーミキュライト (Verm、米国コネチカット州産)、モンモリロナイト (SWy-2、米国ワイオミング州産) の 3 試料をアメリカ粘土鉱物学会 (The Clay Minerals Society) から入手した。比較として、川俣町山木屋地区の放牧草地で採取した花崗岩質土壌と、平成 23 年 12 月に口太川上流で採取した堆積物も比較として用いた。粘土鉱物、土壌・堆積物の各試料 0.10 g を 0.76 mol/L の塩化セシウム (CsCl) 溶液に添加した。所定の時間振とうし、平衡になった後で、各試料をろ過により回収した。得られた各試料を超純水で 2 回洗浄し、残存している CsCl 溶液を除いた。得られたスラリー状の試料をポリエチレンバッグに封入し、セシウム L3 吸収端 EXAFS 測定用の試料とした。

^{*13} 広域 X 線吸収微細構造法 (EXAFS 法: Extended X-ray Absorption Fine Structure)

X 線吸収スペクトルは原理や解析法、得られる情報の違いによって広域 X 線吸収微細構造 (EXAFS)、X 線吸収端近傍構造 (XANES) の 2 つに分けられる。この内、EXAFS 領域からは、着目した原子まわりの局所構造 (配位数・原子間距離・温度因子) に関する情報を得ることができる。

(b) 腐食物質の影響に関する調査

腐植物質（フミン酸）としては、Aldrich 社製のフミン酸を常法により生成したものをを用いた。(a)のようなセシウム-粘土鉱物系の実験以外に、イライトと腐植物質（フミン酸）が共存する系でセシウムの吸着挙動を調べた。イライトの懸濁液にセシウムを吸着させた後でフミン酸を添加した実験（イライト-セシウム-フミン酸系）では、イライト 10.0 g/L、Cs⁺ 20 mg/L、イオン強度 0.010 M(NaCl)の懸濁溶液 20 mL を1週間振とうした後で、フミン酸 1,000 mg/L の溶液 0.80 mL を加え、さらに1週間振とうした。イライト懸濁液にフミン酸を添加した後でセシウムを加えた実験（イライト-フミン酸-セシウム系）では、イライト 10.0 g/L、イオン強度 0.010 M(NaCl)の懸濁溶液 20 mL にフミン酸 1,000 mg/L の溶液 0.80 mL を加えた。1週間振とうした後で、Cs⁺ を 20 mg/L となるように極少量の Cs 溶液を添加した。

(c) EXAFS 実験及び選択的抽出法

EXAFS の測定は高エネルギー加速器研究機構の Photon Factory BL12C において、19 素子半導体検出器を用いた蛍光法で行った。得られたスペクトルは、FEFF7.0^{*14} で得られたパラメータを用いて、REX2000 (Rigaku 社製) で解析した。

選択的抽出法では、固液比 40 mL/g の条件で、F1 画分として 1 mol/L の NH₄Cl 溶液 (pH 7) で 24 時間経過後に溶出する成分、F2 画分として 0.11 mol/L の酢酸溶液で 24 時間経過後に溶出する成分、F3 画分として 0.50 mol/L の塩酸ヒドロキシルアミン溶液で 24 時間経過後に溶出する成分、F4 画分として 8.8 mol/L の過酸化水素溶液 (硝酸で pH2 に調製) で 8 時間調製した後で 1 mol/L の酢酸アンモニウム溶液で溶出する成分、残渣を F5 画分とした。

3) 結果と考察

(a) 様々な粘土鉱物・土壌粒子へのセシウムの吸着

粘土鉱物、福島で採取した土壌・河川堆積物試料に添加したセシウムの周囲の構造を EXAFS で調べた。その結果の表現法の1つとして、測定されたスペクトルをフーリエ変換して得た動径構造関数 (RSF) がある。図 3.2.1(2)-6 は、中心元素であるセシウムから R の距離 (厳密には位相シフト ΔR を含む) にどのような元素が存在するかを表す。

まず、参照試料として用いた塩化セシウム溶液のスペクトル (図 3.2.1(2)-6) では、ピーク 1 が水和水の酸素とセシウムの結合を示す。一方、福島のと土壌や堆積物試料に吸着されたセシウムでは、ピーク 1 以外に新たなピーク 2 が出現する。これは、吸着されたセシウムとセシウムを吸着した鉱物中の酸素が直接結合していることを示し、このような吸着種のことを内圏型の表面錯体 (内圏錯体) と呼ぶ (図 3.2.1(2)-7)。セシウムはアルカリ金属であり、環境中では水に溶解易い 1 価の陽イオンとして存在する。しかし、セシウムは雲母や 2:1 型粘土鉱物に特異的に安定に結合することが知られている。これら粘土鉱物は、ケイ素やアルミニウムの酸化物が 2 次元に広がった層が積層した構造を持ち、層と層の間に隙間 (層間) に様々なイオンを吸着する。特にセシウムイオンは安定に吸着され、この高い安定性には、セシウムイオンの大きなサイズが関係している。

イライトに吸着されたセシウムには、上述のような $R+\Delta R = 2.8-3.0 \text{ \AA}$ と $R+\Delta R = 3.5-3.8 \text{ \AA}$ に 2 つのピークがみられる。これらは、前者が水和水の酸素とセシウムとの距離を表すが、後者は、セシウムがイライトと内圏錯体を形成して吸着していることを示す。またこれらの¹⁴

^{*14} EXAFS 解析に必要な後方散乱因子や位相シフト等のパラメータを計算するプログラムで、EXAFS 解析で頻繁に用いられる。

ークの強度は、第一義的にはセシウムに配位する内圏錯体あるいは外圏錯体の酸素の配位数を表す。そのため、内圏錯体の酸素の配位数 (Ni) に対する外圏錯体の酸素の配位数 (No) の比である Ni/No 比は、内圏錯体の寄与を表す指標として用いることができる。バーミキュライトでは、Ni/No 比は 3.7 以上と大きな値を示し、これらの粘土鉱物や水酸化鉄への吸着態として内圏錯体が重要であることを示している。一方、モンモリロナイトでは、Ni/No 比は 1.5 と低く、外圏錯体の寄与が大きいことが分かる。

福島 of 土壌・堆積物の RSF でも、上記に示したような特徴的な 2 つのピークがみられ、上記のような内圏錯体を形成する鉱物が土壌中のセシウムの主要なホスト相となっていることが示唆される。土壌中の Ni/No 比は 3.3 で、これは堆積物の 4.8 に比べてやや小さな値となった。この理由として、(i) 土壌中の有機物がセシウムの内圏錯体の生成を阻害している、(ii) 土壌や堆積物を構成している鉱物の違い、等が考えられる。特に(ii)については、例えば層間が広がらない黒雲母や白雲母では、吸着されたセシウムの Ni/No 比は小さくなると期待される。一方、層間がある程度フレキシブルに変化する膨潤性の高い鉱物 (バーミキュライト) 中ではセシウムの Ni/No 比は大きくなり、層間で内圏錯体を形成しやすいことが示唆される。

上記から分かるとおり、Ni/No 比はその土壌のセシウム固定能を反映している可能性がある。RIP が決定されている 4 つの土壌に対して EXAFS を測定して得た Ni/No 比に対して RIP をプロットした (図 3.2.1(2)-8)。その結果、この 2 つのパラメータは非常によく相関し、(i) EXAFS から得られる Ni/No 比は RIP と同様の情報を含むこと、(ii) 土壌の RIP は土壌中の内圏型の吸着サイトの割合を反映すること、(iii) 土壌の RIP は土壌中の鉱物組成を反映する可能性が高いこと、等が示唆された。これらの結果から、Ni/No 比や RIP は粘土鉱物・雲母等への内圏錯体の生成に由来し、それがセシウムイオンの移行挙動における顕著な不均一性を生み出していると解釈できる。こうした内圏錯体の生成は、河川水の分析でセシウムの多くが河川水中の懸濁粒子に吸着されて運搬されるというこれまでの結果とも整合的である。

この結果は、文部科学省が行った第 3 次～4 次航空機モニタリングの結果とも整合的である (文部科学省、2011)。平成 23 年 6 月と 11 月の文部科学省による第 3 次及び 4 次航空機モニタリングの結果から、我々が調査した阿武隈水系では、中流で盆地になっている宮城県角田市や河口域の岩沼市で放射性セシウムの量が 11 月に相対的に増加していることが示唆されている。こうした傾向も、放射性セシウムが粒子態で挙動するために、その再分布により生じたと考えられる。

(b) 腐植物質の影響に関する調査

イライト-セシウムの二元系でフミン酸が存在しない場合、今回の実験条件でのイライトへのセシウムの吸着は、pH 3～7 の範囲で 49-60%であった (図 3.2.1(2)-9)。また pH と共に吸着率が増加することは、イライトのような酸化物表面では pH の上昇と共に表面の負電荷が増加し、より陽イオンを引き付けるためと解釈される。

イライトにセシウムを添加した後でフミン酸を加えるイライト-セシウム-フミン酸系及びフミン酸、セシウムの順で加えるイライト-フミン酸-セシウム系の三元系においては、イライトとフミン酸は双方酸解離性の物質なので、pH が低くいずれの負電荷も小さい場合に、フミン酸の吸着は最も多かった。しかし pH の増加と共に 2 つの物質とも負電荷を帯びるため、イライトへのフミン酸の吸着割合は減少した。そのため、セシウムに与えるフミン酸の影響は、pH の増加と共に小さくなる。フミン酸が存在した場合について、イライト-セシウム-フミン酸系では、イライト-セシウム系に比べて吸着率に大きな変化はなかった。一方、フミン酸を先に添加した後でセシウムを加えた場合 (イライト-フミン酸-セシウム系)、pH 3 においてセシウ

ムの吸着率が減少した (図 3.2.1(2)-9)。これは、フミン酸がイライトに吸着した後でセシウムを添加したため、イライト層間へのセシウムの吸着がフミン酸によって阻害されたためと解釈できる。実際に pH の増加と共にこの阻害効果は減少しており、これはイライトへのフミン酸の吸着割合が pH と共に減少するためと考えられる。

二元系及びセシウムとフミン酸の添加順序が異なる 2 つの三元系 (イライト-セシウム-フミン酸系及びイライト-フミン酸-セシウム系) について、選択的抽出法を適用した。この方法は、吸着されたセシウムを複数の抽出溶液で順々に溶出させ、その溶液の性質に基づいてセシウムの吸着状態を調べるというもので、1970 年代より土壌への吸着種の化学状態を調べるために利用されてきた手法である。特に重要な溶出画分は、セシウムがイライトに弱く吸着されている場合に相当する F1 画分、セシウムにイライトが不可逆的に吸着された画分と考えられる F5 画分 (残渣) である。F1 に着目すると、セシウムの溶出割合は (イライト-セシウム-フミン酸系) < (イライト-セシウム系) < (イライト-フミン酸-セシウム系) の順になっていた。イライト-セシウム-フミン酸系では、フミン酸は後から添加するので、セシウムがイライトに吸着する際には影響は与えない。しかし、層間に吸着されたセシウムは、フミン酸がイライトの周りをコーティングした場合、イライトから溶出しにくくなることが予想される。そのために、イライト-セシウム-フミン酸系の F1 画分はイライト-セシウム系よりも小さな値になったと考えられる。一方、イライト-フミン酸-セシウム系では、F1 画分の割合がイライト-セシウム系よりも大きくなった。これは、先に添加したフミン酸が、イライトをコーティングし、その後で添加したセシウムがイライトの層間に入ることを妨げているためと考えられる。

図 3.2.1(2)-10 に、イライト-セシウム系、イライト-セシウム-フミン酸系、イライト-フミン酸-セシウム系のセシウムの L3 吸収端 EXAFS を示した。フミン酸を添加していない 2 元系では、 $R+\Delta R = 2.8-3.0 \text{ \AA}$ (ピーク 1) と $R+\Delta R = 3.8-4.0 \text{ \AA}$ (ピーク 2) に 2 つのピークがみられる。(a) で示した通り、前者が水和イオンの酸素とセシウムとの距離を、後者がセシウムと粘土鉱物の底面のケイ素や酸素との距離を表す。

以上のことを念頭において三元系の EXAFS の結果をみってみる。イライト-セシウム-フミン酸系では、二元系と同様の強度比でピーク 1 とピーク 2 がみられる。これは、フミン酸の添加によっても、層間における内圏錯体の生成が阻害されていないことを示しており、フミン酸よりも先にセシウムを添加したためだと考えられる。一方、イライト-フミン酸-セシウム系では、ピーク 2 の強度がピーク 1 に比べて相対的に減少している。これは、フミン酸がイライトをコーティングしたために、層間に入って内圏錯体を形成するセシウムの割合が相対的に減少したことを示す。このように、EXAFS の結果は、吸着実験及び選択的抽出法の結果からの推察を支持するものとなっており、これまで間接的手法から推定されてきた腐植物質によるイライト等の粘土鉱物へのセシウム吸着の阻害効果について、より直接的な証拠が得られたと考えられる。

4) まとめ

本実験で示されたように、EXAFS の RSF に表れる Ni/No 比は、RIP とも相関し、内圏錯体と外圏錯体の寄与の比較に用いることができる。その寄与の差は、これまで知られている様々な粘土鉱物の層間に吸着されたイオンの予想される構造や安定性と合致している。そのため、今後土壌に添加した放射性セシウムの EXAFS を測定することで、その土壌のセシウム保持力を評価することができる。この保持力は、セシウムの土壌中の移動のし易さと関連するため、EXAFS による土壌中の放射性セシウムの分析は、土壌中の放射性セシウムの挙動を予測する上で重要な指標になり得る。

また本実験では、フミン酸等の腐植物質とセシウムの錯体の安定性は低く、粘土鉱物と共存した系では、腐植物質がセシウムの挙動を直接支配することは少ないことも分かった。少なくとも実験

室系のセシウム-粘土鉱物-腐植物質で構成される 3 元系では、腐植物質の効果は間接的な効果、つまり腐植物質の粘土鉱物への吸着（コーティング）が、粘土鉱物へのセシウムの吸着を阻害する効果があることを示す。一方で、福島の実際のフィールドでは、リター層等有機物が豊富な土壌層にセシウムがとどまるといった、有機物とセシウムの濃度が相関する現象がみられる。本研究から推察すると、この現象は一般的に金属イオン-腐植物質間の相互作用である腐植物質の錯生成能によってもたらされるのではなく、何か別の要因を考える必要があることを示唆している。

これらの知見は、土質・鉱物組成・有機物含量等によって放射性セシウムの保持能力が異なることを明確に示している。そのため、今後の放射性セシウムの移行過程のモデル化において、土質・鉱物組成・有機物含量の違いによる放射性セシウムの固相への分配係数 K_d の変動を評価する必要があることを示し、その K_d の妥当性の評価のために N_i/N_o 比は有用であることが分かる。

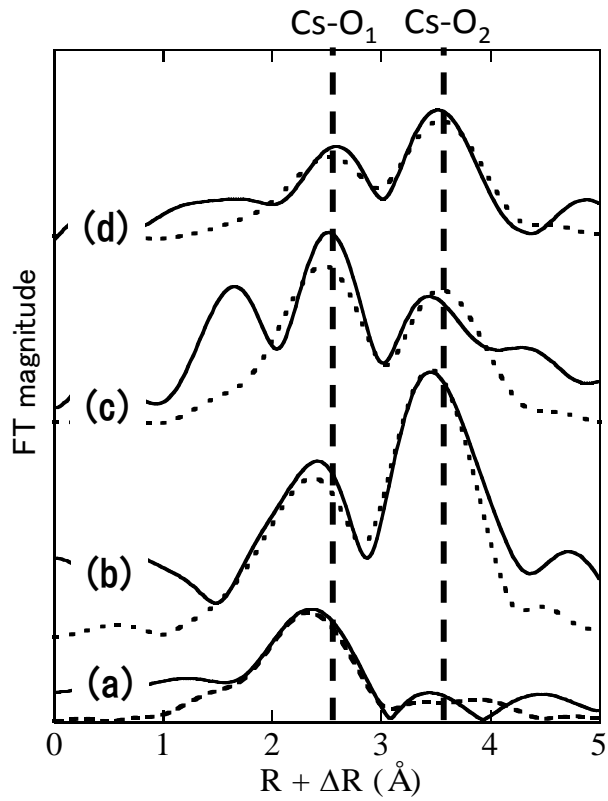


図 3.2.1(2)-6 水和セシウムイオン(a)、パーミキュライトに吸着されたセシウム(b)、福島で採取された風化花崗岩土壌(c)、堆積物(d)に吸着されたセシウムの EXAFS の動径構造関数

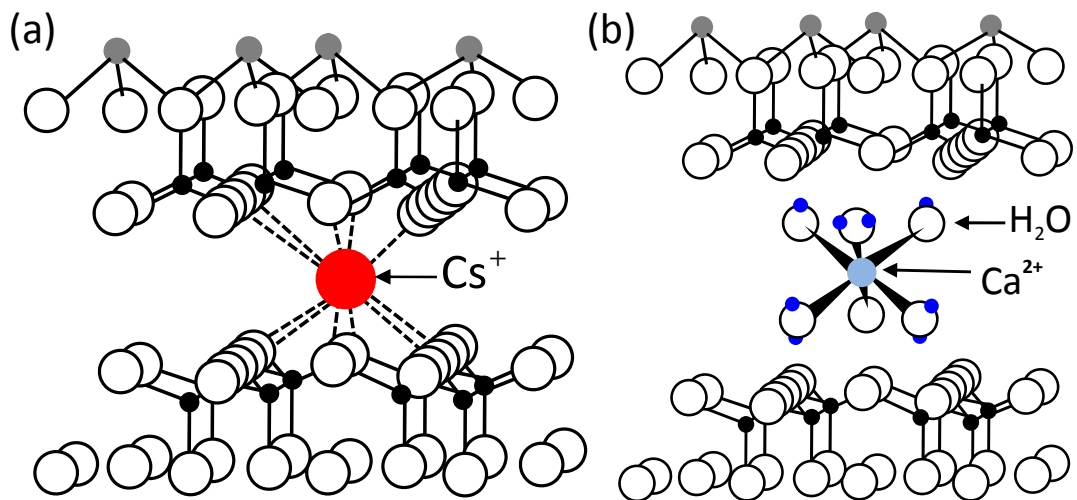


図 3.2.1(2)-7 2:1 型層状ケイ酸塩鉱物に吸着されたセシウムイオン(a)及びカルシウムイオン(b)の吸着構造 (前者は内圏錯体、後者は外圏錯体を生成する)

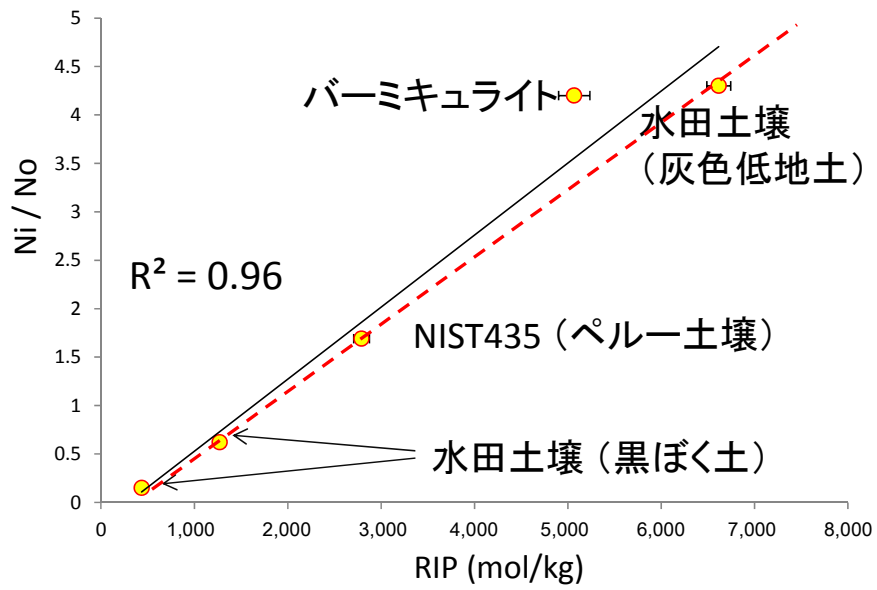


図 3.2.1(2)-8 様々な土壌の RIP と Ni/No 比の相関

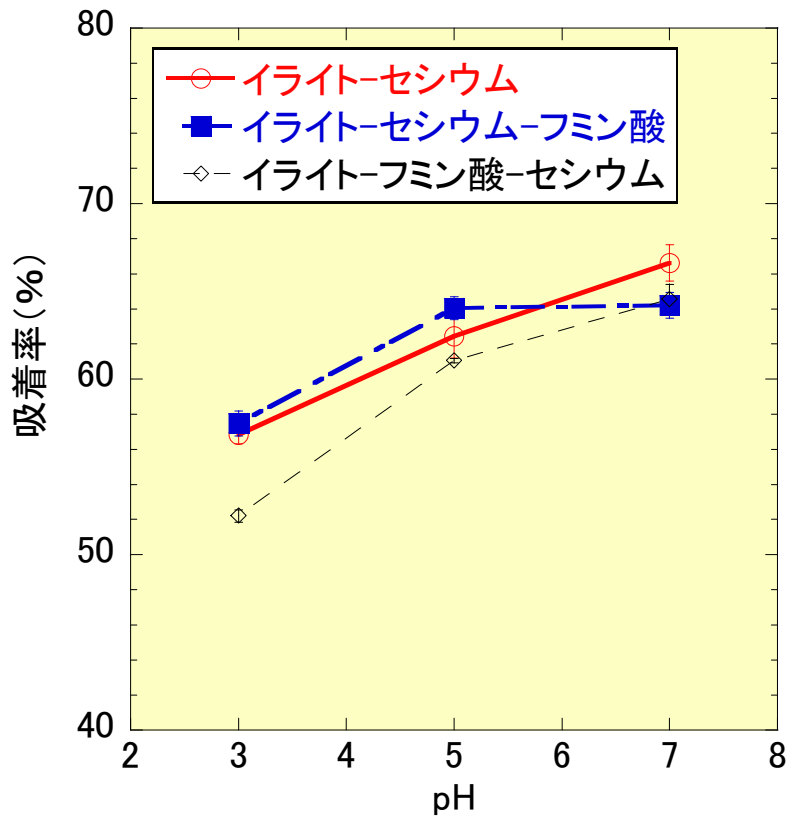


図 3.2.1(2)-9 イライトに対するセシウムの吸着率

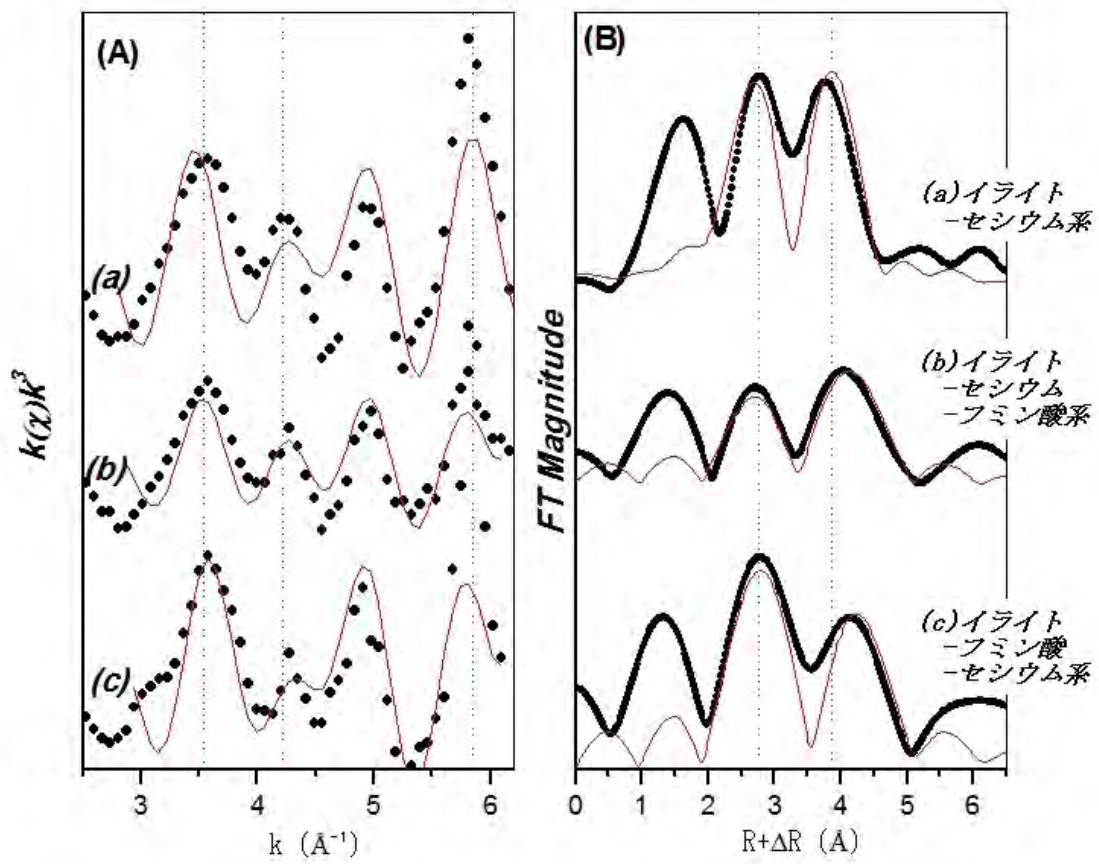


図 3.2.1(2)-10 イライトあるいはイライト-フミン酸複合体に吸着されたセシウムの L3 吸収端 EXAFS スペクトル

3.2.1(3) 森林内における放射性セシウムの移行状況調査、森林からの放射性セシウムの移行状況調査

恩田 裕一、加藤 弘亮（筑波大学）

1) 調査目的

放射性物質の包括的移行調査（第2次分布状況等調査）の調査結果から、森林に降下した放射性セシウムの多くが一旦樹冠に吸着し、その後の降雨や落葉によって徐々に林床に移行していることが明らかになった。しかし、樹冠から林床への移行速度は広葉樹林や針葉樹林で異なり、森林環境中での放射性セシウムの循環・流出モデルの作成には、森林内の放射性セシウムの分布状況及び樹冠から林床土壌への移行速度の時間変化を明らかにすることが必要であることが確認された。

そこで、本調査では、通年の樹冠から林床への放射性セシウムの移行量の観測と、可搬型ゲルマニウム半導体検出器による林床地表面の計数率の計測に基づいて、森林樹冠及び林床土壌における放射性セシウム存在量と時間変化の傾向を推定した。

2) 調査内容

(a) 調査対象地点

本調査では、川俣町の山木屋地区に位置するスギ林からなる針葉樹林サイト2地点（若齢林及び壮齢林）と、ナラガシワ及びアカマツ等が生息している広葉樹混合林サイト1地点を調査対象地点に選定した（図 3.2.1(3)-1）。各森林の立木密度は、スギ若齢林、スギ壮齢林及び広葉樹混合林でそれぞれ3,300本/ha、1,200本/ha、2,500本/haである。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）の測定結果から、調査対象地点のセシウム137の総沈着量は、針葉樹林サイトでは442 kBq/m²、広葉樹混合林サイトでは451 kBq/m²と評価されている。

(b) 調査方法

○ 森林の葉に含まれる放射性セシウムの濃度

各森林サイトにおいて、4時期（平成23年7月25日、11月18日、平成24年7月19日、9月29日）の生葉（当年葉）、枯葉（旧葉）及びリターを採取し、ゲルマニウム半導体検出器を用いて放射性セシウム濃度を測定した。なお、葉の放射性セシウム濃度については、森林内に建設した観測タワーを用いて、スギ壮齢林及び広葉樹混合林では8高度で、スギ若齢林では5高度で葉を採取し、全高度の葉の放射性セシウム濃度の平均値を用いた。

○ 樹冠から林床への放射性セシウム移行量の観測

水や植物体等の移動に伴って、樹冠から林床へ移行する放射性セシウムの移行量を測定するため、各森林サイトの試験プロット内に林内雨（7地点）、樹幹流（3本）、落葉等（3地点）のサンプラーを設置した。林内雨、樹幹流及び落葉等の採取は約2週間ごとに実施し、各サンプラーに捕捉された水量を現地で計測した後に、サンプルの全量を実験室に持ち帰った。林内雨及び樹幹流については、100 μmのステンレス製のメッシュを通過させて、水試料に混入した粗大粒子を除去した。落葉等については、観測期間にリタートラップに捕捉されたリターの総重量を計測し、全量を実験室に持ち帰った。リターは、105°Cで12～24時間乾燥させ、細かく粉砕した。林内雨、樹幹流及び落葉等に含まれる放射性セシウムの濃度をゲルマニウム半導体検出器により測定した。測定時間は、放射性セシウムの濃度によって

300～43,200 秒とし、検出器による測定誤差が 10%程度かそれ以下になる時間を基準とした。

○ 林床の放射性セシウム存在量の時間変化の観測

林床の放射性セシウムの空間分布と時間経過に伴う変化状況を明らかにするため、各調査対象の森林に約 10 m×10 m の試験区画を選定し、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放射能を測定した。本調査に使用した可搬型ゲルマニウム半導体検出器 (Detective-DX-100T、Ortec 社製) は、 $\phi 6.5 \times 5.0$ cm の大きさのゲルマニウム結晶を有しており、相対効率 は 40% である。林床の地表面の放射性セシウムの空間分布の測定においては、ゲルマニウム結晶の下端と地表面の距離が 10 cm になるように設置し、各地点のガンマ線の計測時間は 1 分間とした。なお、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、本調査で使用したゲルマニウム結晶と地表面の幾何学的な位置関係に設定した場合、検出器によって一定時間内に測定された計数率 (cps) の 67% が、ゲルマニウム結晶を中心とした半径 0.8 m の範囲内に存在する放射性物質から放出されたガンマ線に由来することが分かっている。試験区画内の 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。林床地表面の放射性セシウムの存在量の測定は、8 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、5 月 12 日、7 月 19 日、9 月 29 日) に実施した。

3) 結果と考察

(a) 森林の葉に含まれる放射性セシウムの濃度

スギ若齢林及び壮齢林では、生葉に含まれるセシウム 137 濃度が時間経過とともに低下する傾向を示した (図 3.2.1(3)-2)。一方、枯葉及びリターのセシウム 137 濃度については、スギ若齢林では濃度がほぼ同じ程度かわずかに増加する傾向を示し、スギ壮齢林では、平成 23 年 7 月から 11 月にかけて濃度が一旦低下した後に増加する傾向を示した。このことから、スギ林では、生葉のセシウム 137 濃度は新しい葉の展葉とともに濃度が低下するが、枯葉及びリターは、福島第一原発事故直後の放射性セシウム濃度が高い枯葉が落葉した後は、水や落葉によって移行する放射性セシウムを吸着することで時間とともに濃度が上昇していると考えられる。一方、広葉樹混合林では、調査期間中の生葉の濃度は同程度であったが、リターについてはスギ壮齢林と同様に一旦濃度が低下した後に増加する傾向が認められた。調査期間中の生葉のセシウム 137 濃度はほぼ一定の濃度を示したが、平成 24 年 7 月にはやや増加しており、植物表面あるいは根から取り込まれた放射性セシウムが葉へ移行している可能性が示唆された (参考までに、各森林の高さ別の葉 (生葉、枯葉及びリター) のセシウム 137 濃度を Appendix 3.2.1(3)-図 1 に示す)。

(b) 樹冠から林床へのセシウム 137 移行量の時間変化

林内雨、樹幹流、落葉等による、樹冠から林床への放射性セシウムの累積沈着量の時間変化を図 3.2.1(3)-3 に示した (参考までに、林内雨、樹幹流及び落葉等に含まれるセシウム 137 濃度の時間変化をそれぞれ Appendix 3.2.1(3)-表 1 及び表 2 及び Appendix 3.2.1(3)-図 2～図 4 に示す)。平成 24 年 12 月段階において、スギ林若齢林及び壮齢林では、大気から沈着したセシウム 137 の 61% と 74% が林床に沈着しており、広葉樹混合林では、93% が林床に沈着していることが確認された。スギ林では大気からのセシウム 137 の総沈着量のうちの 20～40% が依然として樹冠に吸着している (平成 24 年 12 月時点)。一方、広葉樹混合林では、樹冠に吸着しているセシウム 137 は大気からの総沈着量の 10% 以下となっている。

(c) 林床のセシウム 137 の存在量の時間変化

in-situ 測定に基づいて林床のセシウム 137 存在量を推定するため、可搬型ゲルマニウム半導体検出器によって測定されたセシウム 137 の計数率と、土壌中のセシウム 137 存在量の実測値（樹冠から林床への移行モニタリング結果）の関係に基づいて検出器の効率校正を行った。

平成 23 年 7 月から平成 24 年 9 月の 9 時期について、可搬型ゲルマニウム半導体検出器の測定を行った 49 地点のセシウム 137 存在量の範囲を図 3.2.1(3)-4 に示した。いずれの森林においても、時間とともに林床のセシウム 137 存在量が増加傾向を示すことが確認された。特にスギ壮齢林では林床のセシウム 137 存在量の増加が顕著で、49 地点のセシウム 137 存在量の範囲が大きくなっていることから、林床の放射性セシウムの空間的なばらつきが増大する傾向にあることが確認された。

(d) 樹冠中のセシウム 137 存在量の時間変化モデル

森林樹冠に吸着した放射性セシウムは、主に雨水によって洗い流され、ゆっくりと林床に移行することが分かっている (Kato et al., 2012) [1]。なお、調査対象の森林で実施した in-situ 測定の結果から、樹冠部の空間線量率及びセシウム 137 計数率が減少傾向にあることが認められている (Appendix 3.2.1(3)-図 5～図 6)。そのため、森林樹冠は林床に沈着する放射性セシウムの 2 次供給源としての機能を有しており、樹冠に残存する放射性セシウム存在量の時間変化を予測することができれば、林床に移行する放射性セシウム存在量の将来予測や、森林樹冠からの大気への再飛散のリスク評価に有用である。

樹冠に吸着した放射性物質の存在量の時間変化について、水文現象による樹冠からの洗脱・溶脱プロセスを仮定した指数関数モデルが提案されている（例えば、(式 1)（一重指数関数モデル）及び(式 2)（二重指数関数モデル）；Kinnersley et al., 1996; Madoz-Escande, et al., (2005) [2-3]）。

$$A(t) = A_0 \exp^{-\lambda t} \quad (\text{式 1})$$

ここで、 $A(t)$ は時間 t における樹冠中の放射性物質の残存率で、 A_0 は大気から降下した放射性物質の初期遮断率（初期遮断率＝樹冠に吸着された放射性物質の量/大気からの総沈着量）を表す。また、 λ は放射性物質の樹冠からの損失速度 (day^{-1}) を表す。

$$A(t) = A_f \exp^{-\lambda_f t} + A_s \exp^{-\lambda_s t} \quad (\text{式 2})$$

ここで、 A_f 及び A_s は樹冠に吸着した放射性物質のうち、樹冠からの除去が早い成分と遅い成分の初期遮断率を表す。 λ_f と λ_s (day^{-1}) は、樹冠からの除去が早い成分と遅い成分の樹冠からの損失速度を表す。Kinnersley et al. (1996) によれば、植物表面に沈着した放射性セシウムは、沈着後の乾燥期間が長くなると植物により強く吸着される傾向が報告されている。このことから、二重指数関数モデルは、大気から森林へ放射性核種が沈着した直後は主に樹冠からの除去が早い成分が林床に移行するが、時間経過とともに早い成分が減少するとその後は遅い成分によって徐々に樹冠から臨床に移行するようなプロセスを仮定している。なお、 A_f と A_s の和は、大気から降下した放射性物質の初期遮断率となる。

本調査対象地の樹冠中のセシウム 137 存在量の観測結果について、上記の指数関数モデルによるフィッティングを行った。しかし、本調査対象地での観測データは平成 23 年 7 月以降に限られるため、福島第一原発事故直後の大気から降下したセシウム 137 の樹冠遮断量と、初期の樹冠から林床への移行速度については知ることができない。そこで、福島第一原発事故直後に栃木県佐野市の東京農工大 FM 唐沢山演習林で観測されたデータ (Kato et al., 2012) [1] を用いて、福島第一原発事故直後のスギ林におけるセシウム 137 の初期遮断の解析を行った。

栃木県の試験プロット (以下、「栃木サイト」という。) は、FM 唐沢山演習林内のスギ人工林の斜面 (傾斜 30 度) に位置している。調査対象地の年降水量は 1,270 mm で、年平均気温は 14.2°C である。スギ林の林齢は 41 年生で、立木密度は 1,300 本/ha である。この立木密度は、本調査のスギ壮齢林試験プロットの立木密度 (1,200 本/ha) とほぼ同じである。福島第一原発事故後のこの地域のセシウム 137 沈着量は 10 kBq/m² 以下と評価されている。調査方法の詳細は、Kato et al. (2012) を参照されたい [1]。

栃木サイトの観測データについて、林外雨、林内雨及び樹幹流に含まれるセシウム 137 存在量に基づいて、大気からの初期沈着以降の樹冠中に残存するセシウム 137 存在量を算出し、一重指数関数モデルと二重指数関数モデルによるフィッティングを行った (図 3.2.1(3)-5)。ここで、横軸は福島第一原発事故からの経過日数で、縦軸は大気からの総沈着量のうち樹冠に残存するセシウム 137 存在量の割合を表す。一重指数関数モデルと二重指数関数モデルともに決定係数が 0.95 以上と良い結果が得られた。各パラメータの値を表 3.2.1(3)-1 に示した。どちらのモデルも、初期の樹冠中のセシウム 137 存在量の時間変化を良好に再現できているが、両モデルを比較すると、二重指数関数モデルの方が初期 (経過日数が 20 日以内) の樹冠中のセシウム 137 存在量の急速な減少を示した。二重指数関数モデルの方が、実際の樹冠中でのプロセス (早い成分と遅い成分の寄与) を考慮していると考えられるため、この後の解析では二重指数関数モデルを使用した。

次に、本調査のスギ若齢林、スギ壮齢林及び広葉樹混合林について、樹冠中のセシウム 137 存在量の時間変化を二重指数関数モデルでフィッティングを行った。なお、樹冠中のセシウム 137 存在量のモデル解析は、林内雨及び樹幹流による損失だけを考慮した場合と、落葉等による損失も考慮した場合について行った。各森林について、栃木サイトで得られた λ_f (0.011) の値を既知のパラメータとし、最小二乗法を用いて A_0 、 A_f 、 A_s 、 λ_s のパラメータを推定した (表 3.2.1(3)-2)。

スギ林及び広葉樹混合林について、樹冠中のセシウム 137 存在量の時間変化を二重指数関数モデルで良好に表すことができた (図 3.2.1(3)-6)。二重指数関数モデルは、水文現象 (林内雨や樹幹流) に起因する樹冠からの放射生物質の除去を再現するモデルであるが、常緑のスギ林については、落葉等の影響を考慮しても、樹冠中のセシウム 137 存在量の時間変化を良好に再現することができた。一方、広葉樹混合林でも、二重指数関数モデルを用いて、樹冠中のセシウム 137 存在量の時間変化を良好に再現できることが確認されたが、落葉が集中する秋季 (福島第一原発事故から 200 日前後) にモデル推定値と実測値の差が大きくなることが分かった。また、降雪時 (福島第一原発事故から 360 日前後) に、モデル推定値と実測値の差が大きくなっており、林内雪が樹冠から林床への放射性セシウムの移行量に及ぼす影響について今後解析を行う必要がある。

4) まとめ

福島第一原発事故から一年以上が経過し、森林の葉に含まれる放射性セシウムの濃度が徐々に低下する傾向を示している一方で、枯葉やリターの放射性セシウム濃度は徐々に増加する傾向が認め

られた。植物体内での放射性セシウムの転流及び根からの吸収の有無を調査するために、今後も林床への放射性セシウム移行量の経時変化のモニタリングと、葉のセシウム濃度の測定を継続して行うことが必要である。また、本調査では、樹冠内の放射性セシウム存在量の時間変化を二重指数関数モデルで表す事ができたが、今後は、林内雨及び樹幹流による移行量に加えて、落葉や林内雨等による樹冠から林床への移行量の時間変化傾向について解析を行うことで、モデルの高度化を図る必要がある。

参考文献：

- [1] Kato, H., Onda, Y., Gomi, T. 2012. Interception of the Fukushima reactor accident-derived ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs and ¹³¹I by coniferous forest canopies. *Geophysical Research Letters*, 39, L20403, doi:10.1029/2012GL052928.
- [2] Kinnersley, R.P., Shaw, G., Bell, J.N.B., Minski, M.J., Goddard, J.H. 1996. Loss of particulate contaminants from plant canopies under wet and dry conditions. *Environmental Pollution*, 91(2), 227-235.
- [3] Madoz-Escande, C., Garcia-Sanchez, L., Bonhomme, T., Morello, M. 2005. Influence of rainfall characteristics on elimination of aerosols of cesium, strontium, barium and tellurium deposited on grassland. *Journal of Environmental Radioactivity*, 84, 1-20.

表 3.2.1(3)-1 栃木県の試験プロットのスギ林における樹冠中のセシウム 137 の存在量の
時間変化モデルに係るパラメータの推定結果

パラメータ 種類	最小二乗法による パラメータ決定値
A_0	0.93
A_f	0.76
A_s	0.17
λ_f	0.011
λ_s	1.0E-05

表 3.2.1(3)-2 各森林における樹冠中のセシウム 137 の存在量の
時間変化モデルに係るパラメータ値

パラメータ	最小二乗法によるパラメータ決定値					
	落葉による損失を含まない場合			落葉による損失を含む場合		
	スギ若齢林	スギ壮齢林	広葉樹混合林	スギ若齢林	スギ壮齢林	広葉樹混合林
A_0	0.91	0.71	0.29	0.90	0.71	0.30
A_f	0.35	0.27	0.19	0.26	0.16	0.17
A_s	0.56	0.44	0.10	0.64	0.55	0.13
$\lambda_f(\text{day}^{-1})$	0.011	0.011	0.011	0.011	0.011	0.011
$\lambda_s(\text{day}^{-1})$	2.5E-04	9.0E-04	1.0E-05	9.5E-04	2.0E-03	1.7E-03
R^2	0.97	0.98	0.99	0.97	0.99	0.98

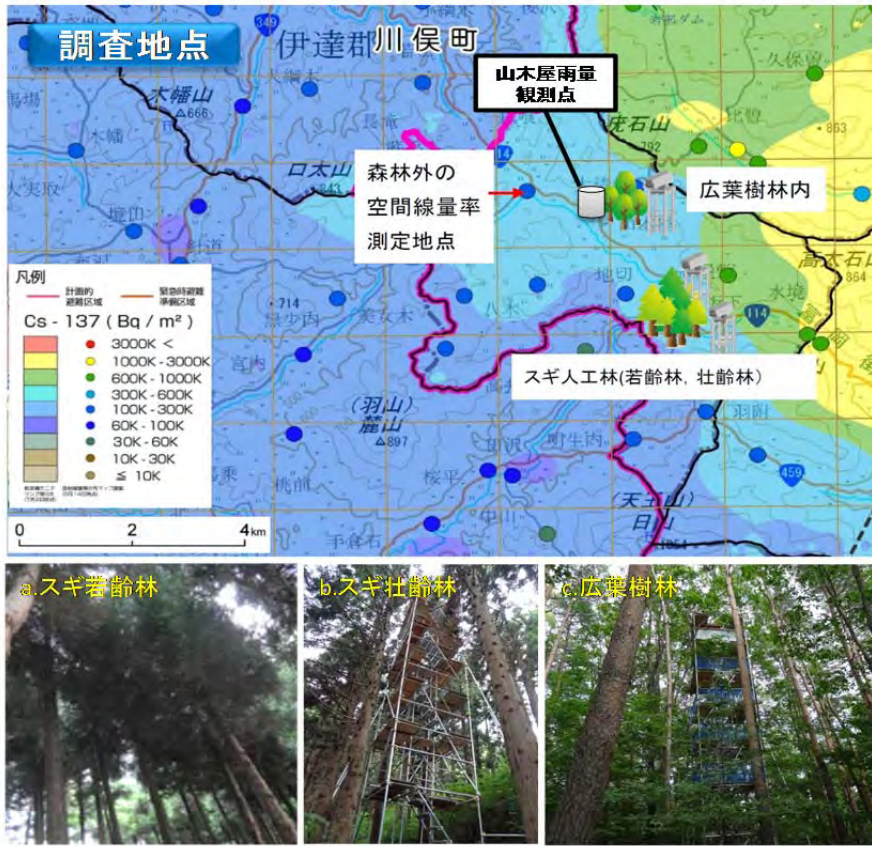


図 3.2.1(3)-1 調査地点の位置とタワー（やぐら）の設置状況
 (背景地図：文部科学省の第3次航空機モニタリングによるセシウム137沈着量マップ)

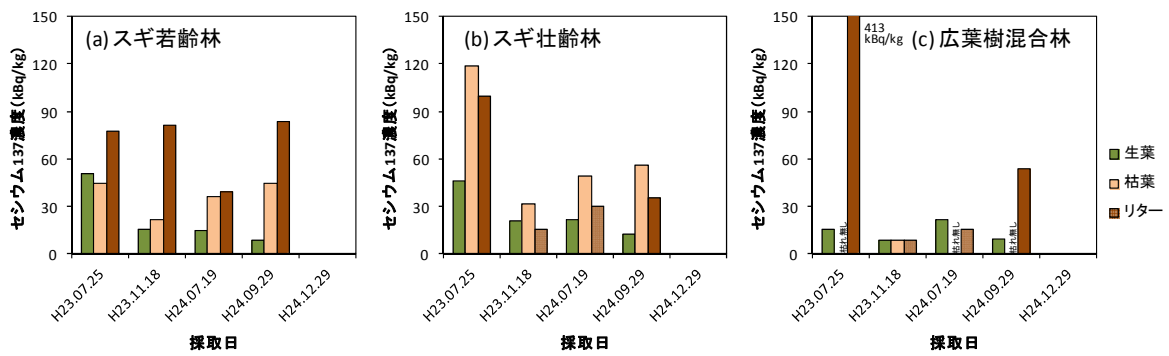


図 3.2.1(3)-2 生葉、枯葉、リターに含まれるセシウム137濃度の時間変化

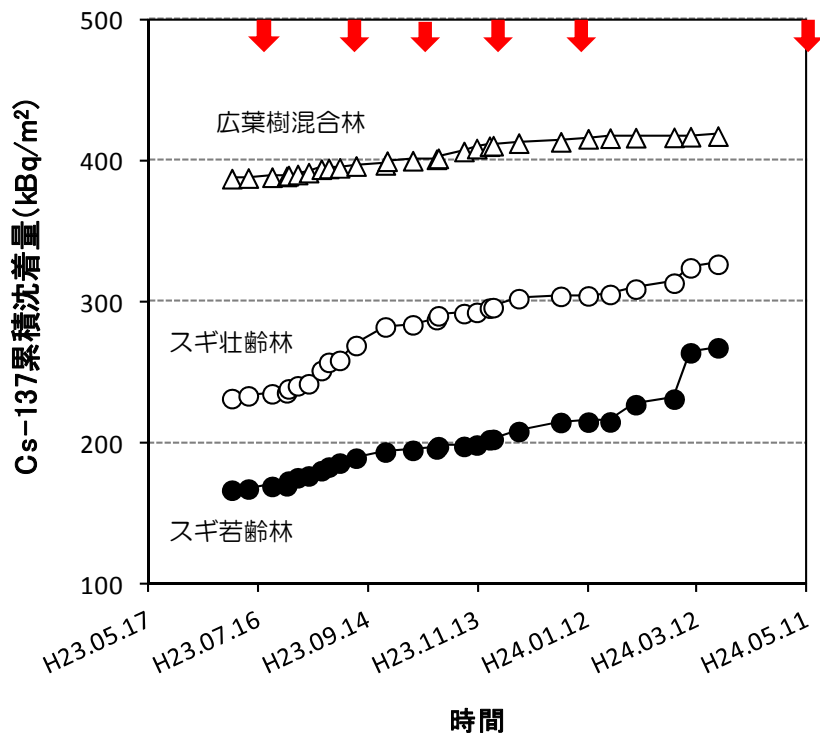


図 3.2.1(3)-3 林内雨、樹幹流、落葉等による林床へのセシウム 137 の累積沈着量の時間変化 (赤い矢印は可搬型ゲルマニウム半導体検出器による林床モニタリング実施時期)

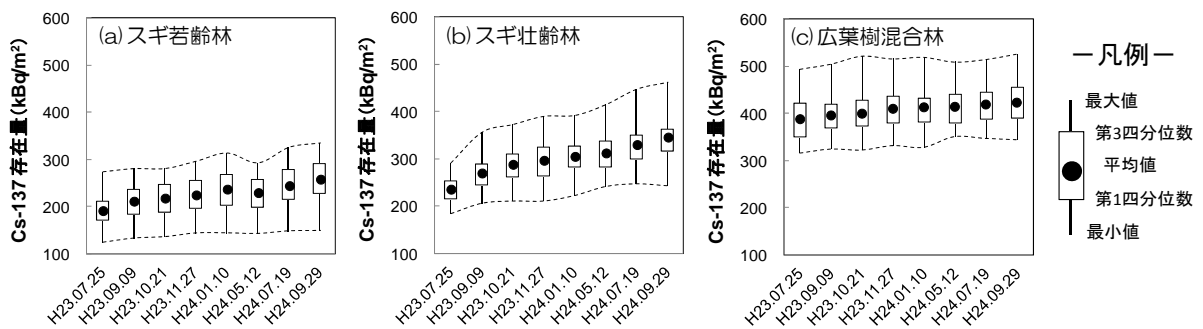


図 3.2.1(3)-4 可搬型ゲルマニウム半導体検出器による林床のセシウム 137 の存在量の時間変化 (試験プロット内の 49 地点について)

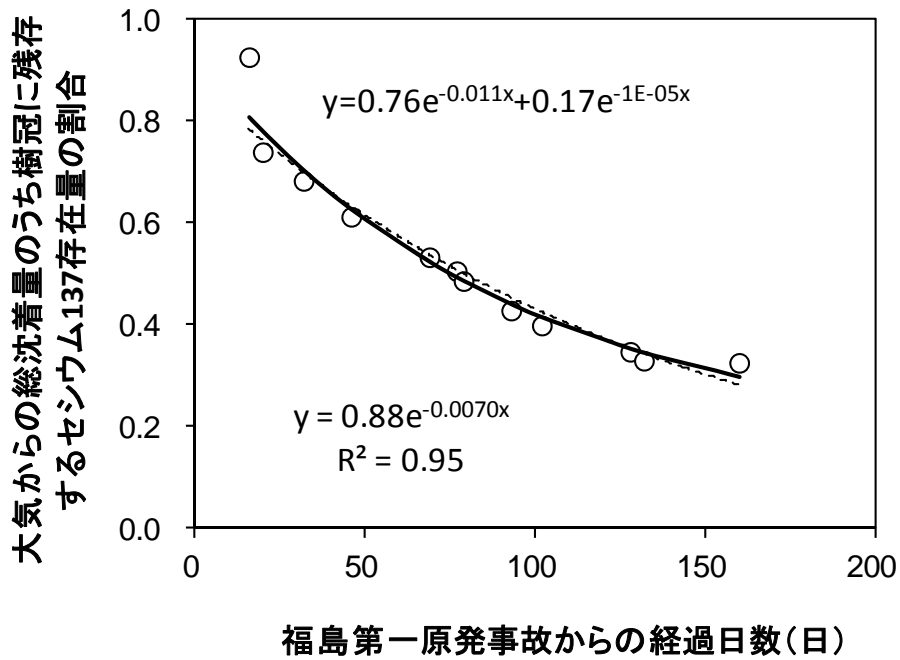


図 3.2.1(3)-5 栃木県の試験プロットのスギ人工林における樹冠中のセシウム 137 の存在量の時間変化

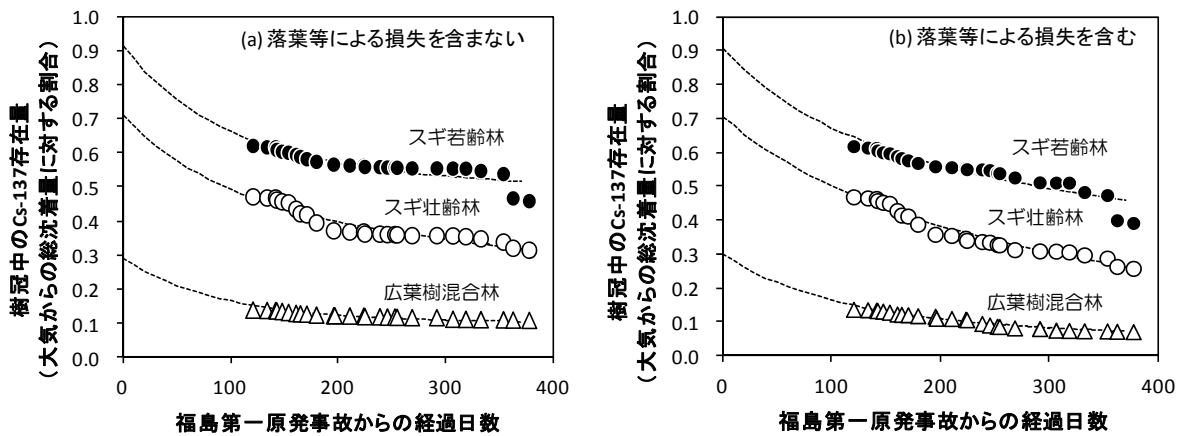


図 3.2.1(3)-6 二重指数関数モデルによる樹冠中のセシウム 137 の存在量の時間変化のフィッティング結果 ((a) 落葉等による樹冠からのセシウム 137 の損失を含まない、(b) 落葉等による樹冠からのセシウム 137 の損失を含む。(図中の図形は実測値を、破線はモデル推定値を表す。))

3.2.1(4) 放射性セシウムの移行状況調査： スギ花粉への放射性物質の移行調査

竹中 千里 (名古屋大学)

恩田 裕一 (筑波大学)

1) 調査目的

スギ林に沈着した放射性セシウムは、リター・土壌経由で地表面から流出するだけでなく、花粉を媒体として大気を通して拡散することが、平成 23 年度のモニタリングデータから明らかとなっている。その過程を定量的に把握することは、森林植生からの流出モデルの精緻化、及び大気中放射性物質のリスク評価に非常に重要である。また、スギ樹木体内での放射性セシウムの移行過程を、そのメカニズムとともに定量的に把握することにより、スギ林内における放射性セシウムの循環と流出に関する将来的な予測が可能となり、住民生活に密接に関わる森林域の除染や管理に必要な知見の提供につながる。本研究では、福島第一原発事故により放出されスギ林に沈着した放射性セシウムが表面吸収され、葉や花粉等に輸送され、蓄積、再拡散する過程の経年変化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の移行についての情報を蓄積することを目的とした。

2) 調査方法

本調査では、平成 24 年 12 月に、スギ林 113 地点から雄花のついたスギ枝を採取した。スギ枝は、雄花、当年葉 (平成 24 年展葉)、1 年葉 (平成 23 年展葉)、及び旧葉 (平成 23 年以前の葉) にわけ、乾燥、粉碎した。雄花については、一部の試料から花粉を分離し、花粉試料とした。12 月の雄花においては、内部で十分花粉が成熟している状態なので、雄花をカミソリで細かく切断し、雄花内の葯 (やく：花粉をつくる器官) から花粉を取り出し、100 μm のナイロンメッシュでふるうことによって、雄花ガラと花粉を分離した。本法で花粉のみを分離できたことは、電子顕微鏡観察により確認している。量の多い雄花試料については U-8 容器、花粉試料については U-9 容器に入れ、ゲルマニウム半導体検出器を用いて放射性セシウム濃度の測定を行った。

3) 結果と考察

セシウム 134 は半減期が 2 年と減衰が早いため、将来予測で重要だと思われるセシウム 137 のデータについて結果を示す。

(a) スギ枝におけるセシウムの移行

図 3.2.1(4)-1 に、福島県内 22 地点で採取したスギ枝における旧葉、平成 23 年展葉、平成 24 年展葉、及び雄花中のセシウム 137 の濃度を 22 地点について示す。ほとんどの試料において、平成 24 年に展開した葉から雄花へと濃度が高くなっている傾向が示された。これは平成 23 年度の当年葉と雄花のセシウム 137 の関係式 $y = 0.85x$ (y : 雄花中濃度、 x : 当年葉中濃度) とは異なる傾向である。また、双葉郡双葉町で採取したスギの当年葉から雄花にかけての放射性物質の分布を IP^{*15} 画像で見た結果、葉の先端部に放射能が強く見られ、先端の雄花を取り除いた後の葉の部分にも高い放射能が検出された (図 3.2.1(4)-2)。この分布を見ると、この

*15 イメージングプレート (IP: Imaging Plate)

X 線の二次元分布計測器。X 線のエネルギーを吸収させた後でレーザー光を照射すると蛍光を発生する物質を、プラスチック板などに塗布したもの。通常の X 線フィルムの 1,000 倍近い感度を有し、ダイナミックレンジも高く、繰り返し使用できる。

枝では放射性セシウムが先端部に集まっている傾向があるといえる。この理由としては、平成 23 年の新葉・雄花へのセシウム輸送が、旧葉における表面吸収と同時進行で行われていたのに対し、平成 24 年は、すでに平成 23 年の葉に輸送されやすい形態で蓄積されていたセシウムが新しい葉に輸送され、その先の生殖器官である雄花に重点的に輸送されたというメカニズムが働いたのではないかと推測される。

(b) スギ雄花中のセシウム濃度

平成 23 年に最も高い放射性セシウム濃度が観測された雄花（放射性物質で 253 kBq/kg、セシウム 137 として 142 kBq/kg）[1] の採取地点（双葉郡浪江町）で、平成 24 年に採取したスギの雄花中のセシウム 137 濃度は、47 kBq/kg であり、おおよそ三分の一程度に減少していた。同一スギ個体内でも、葉のついている高さや方位によってセシウムの沈着量にばらつきがあるため、必ずしもこの減少率が一般的ではないが、全測定地点における雄花中の放射性セシウム濃度を頻度分布で見ると（図 3.2.1(4)-3）、1 kBq/kg 以下の地点が増加し、低レベルのほうにシフトする傾向が確認された。

(c) 放射性セシウムの土壌への沈着量と雄花中濃度の関係

図 3.2.1(4)-4 にセシウム 137 の土壌への沈着量の地点データ（第 3 次航空機モニタリングデータ）と雄花中の濃度の関係を、平成 23 年と平成 24 年についてプロットした。回帰分析の結果からは、平成 24 年の回帰直線が下方にシフトしていることが示された。回帰直線の係数は、平成 23 年の 0.013 から平成 24 年は 0.006 になっており、約 1/2 になっている。このことから、平成 24 年における雄花に含まれるセシウム 137 濃度は減少したといえることができる。

(d) スギ雄花中の放射性セシウム濃度と花粉中濃度の関係

図 3.2.1(4)-5 にスギ雄花中の放射性セシウム濃度と花粉中濃度の関係を示す。平成 23 年は雄花中のセシウム 137 [1] と花粉中のセシウム 137 の放射能濃度(y)は $y = 0.70x$ ($R^2 = 0.92$) という一次関数で示された。しかし、平成 23 年のデータは数が少なかったため、平成 23 年と平成 24 年のデータを併せて関係式を求めると、 $y = 0.872x$ ($R^2 = 0.74$) という関数で表わされた。

(e) スギ林における花粉による飛散移行過程のモデル化にむけて

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、土壌への放射性セシウム濃度(Bq/m²)と雄花中セシウム濃度(Bq/kg)の関係（図 3.2.1(4)-4）、雄花中セシウムと花粉中セシウムの関係（図 3.2.1(4)5）、及び雄花の生産の年変動（豊凶）を考慮して、スギ雄花の生産量のモデル計算値の値を参考に[2]、雄花の面積当たりの生産量を 10 g/m² から 150 g/m² と変化させた場合の面積当たりで飛散する花粉中のセシウム 137 濃度を計算した（図 3.2.1(4)-6）。なお、この計算において、雄花中に含まれる花粉の量は重量で 30%と仮定した。その結果、単位面積当たり 150 g の雄花が形成される豊作年の場合、土壌中濃度が 5,000 kBq/m² の地点のスギ林からは、おおよそ単位面積あたり 870 Bq のセシウム 137 が花粉として飛散することが示唆された。

(f) 今春の花粉飛散に伴う放射性セシウム飛散について

環境省による平成 25 年春の花粉飛散予測[3]によれば、今年は、不作年であった昨年よりもかなり多く、また例年値（過去 10 年平均値）よりも多いと予測されている。福島県福島市

では花粉飛散量は6,590個/cm²となっており、これは昨年の298%、例年の130%の量にあたる。したがって、事故による放射性セシウムの沈着量が多かった地域では、大気中エアロゾル観測において放射性セシウムを含む花粉によるエアロゾル中の放射能上昇という影響が現れる可能性も考えられる。

4) まとめ

今後、スギ花粉による放射性物質の飛散予測をシミュレーションするためには、旧葉から新葉への移行、及び新葉から雄花への移行について、信頼性のある関係式が必要である。また、経根吸収による放射性セシウムの移行については、今後の課題として重要であると考えている。

参考文献：

- [1] <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
- [2] <http://www.ffpri.affrc.go.jp/research/project/sugiobana.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
- [3] <http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=16241>, 平成25年春の花粉総飛散量及び飛散開始時期の予測（第2報）について（お知らせ）

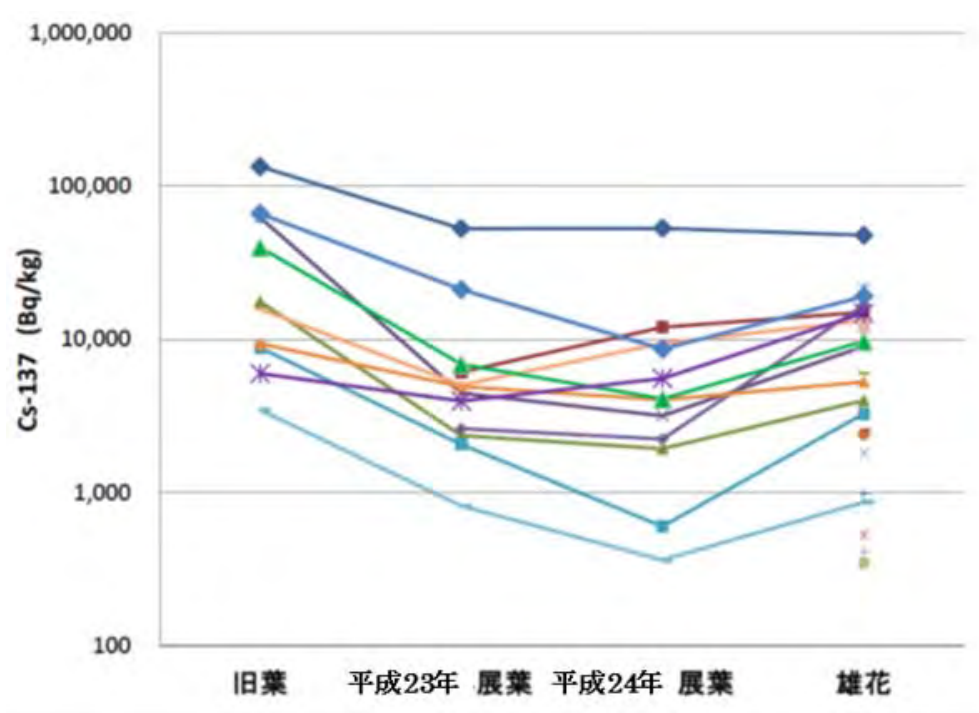


図 3. 2. 1(4)-1 福島県内 22 地点において採取したスギ枝葉のセシウム 137 分布

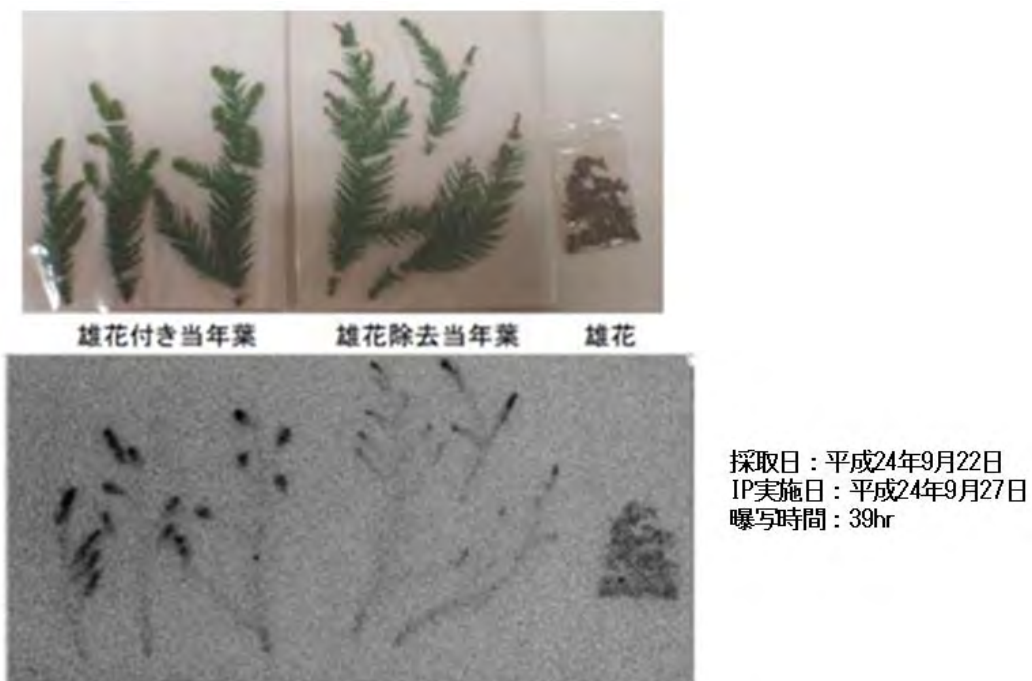


図 3. 2. 1(4)-2 平成 24 年の雄花付き当年葉の放射性物質の分布 (双葉町スギ)

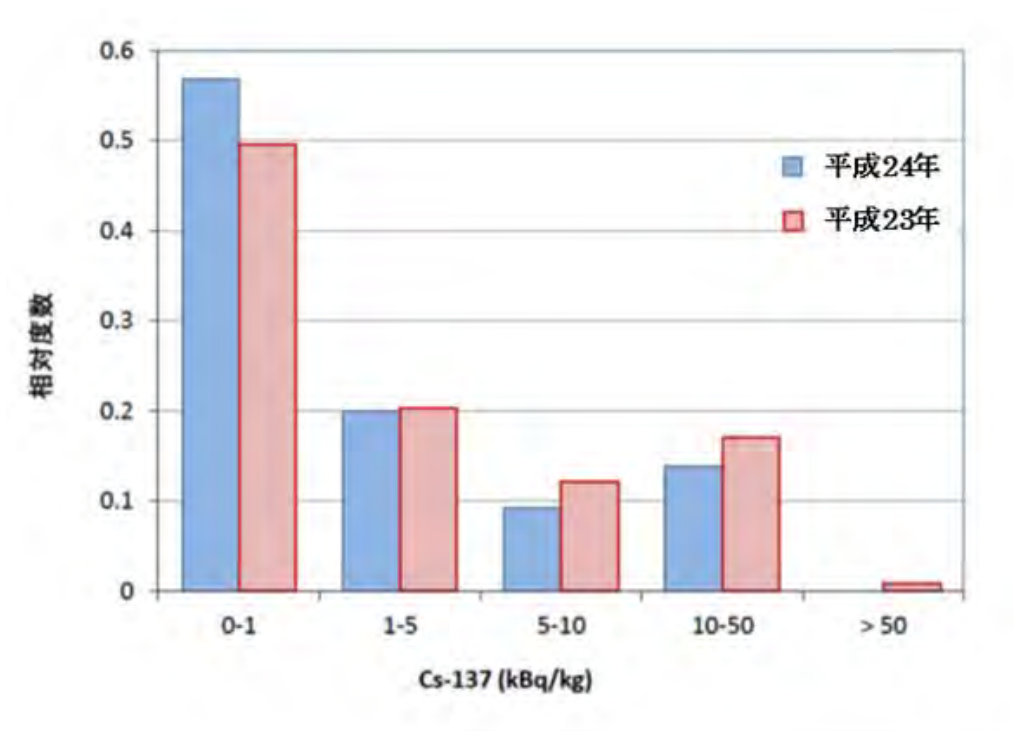


図 3.2.1(4)-3 雄花中のセシウム 137 濃度の分布箇所の頻度分布

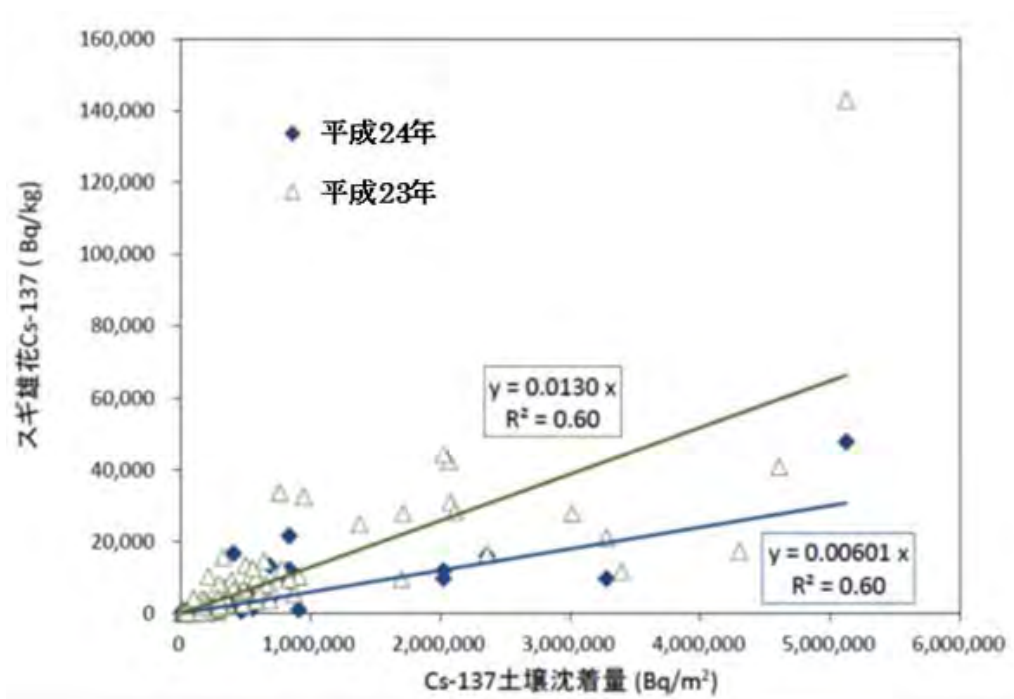


図 3.2.1(4)-4 土壌とスギ雄花のセシウム 137 濃度の関係 (平成 23 年及び平成 24 年)

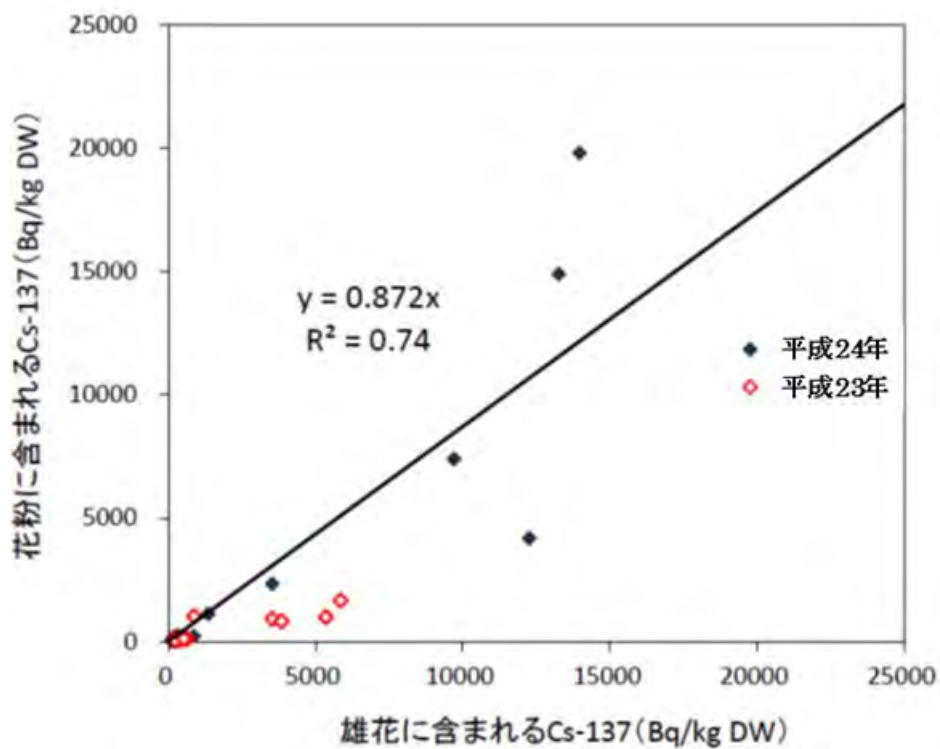


図 3.2.1(4)-5 スギ雄花と花粉におけるセシウム 137 濃度の関係

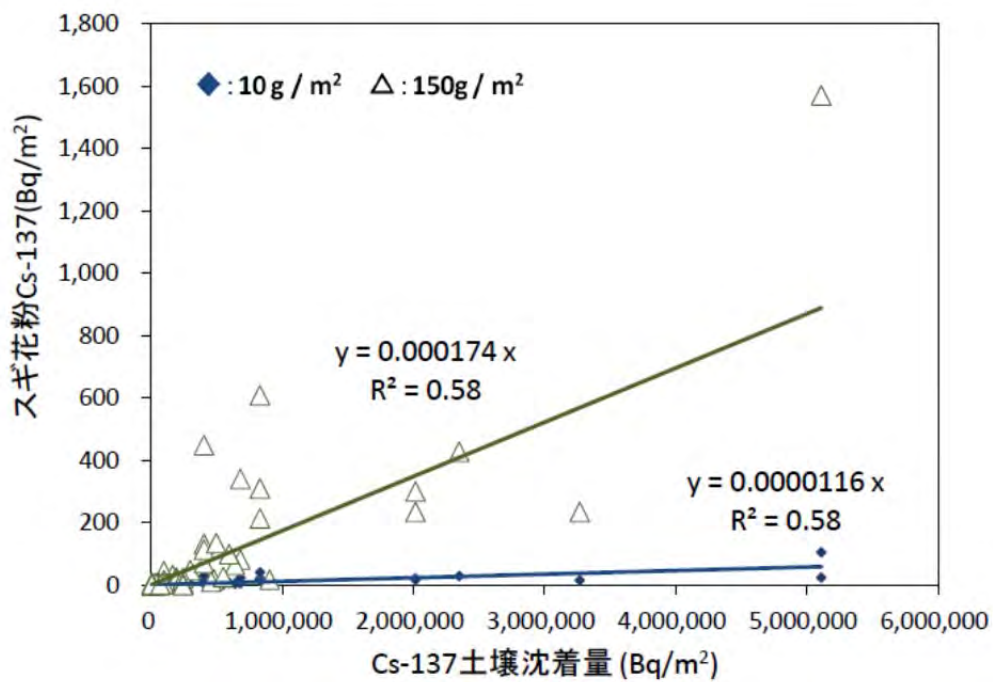


図 3.2.1(4)-6 異なるスギ雄花生産量において飛散する花粉中のセシウム 137 存在量と土壌への沈着量との関係

3.2.1(5) 様々な自然環境中における土壌侵食に伴う放射性セシウムの流出状況の確認調査

恩田 裕一、加藤 弘亮、トーマス パークナー、ジェレミー パティン、吉村 和也（筑波大学）

1) 調査目的

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を定量的に評価するため、土地利用ごとに経験的な土壌侵食モデルである USLE (Universal Soil Loss Equation) モデルの標準プロットを設置し、土砂及び放射性セシウムの流出量を観測した。本調査は、耕作、未耕作の対照プロットを設け、耕作が土砂及び放射性セシウムの流出に及ぼす詳細な情報を得るとともに、新たな土砂収集システムを導入し、出水時の微細土砂を効率的に捕捉することで、放射性セシウム流出量を正確に算定することを目的として実施した。

2) 調査方法

(a) 調査地の概要

調査地は、第1次分布状況等調査及び第2次分布状況等調査で選定した5カ所に、耕作を実施した2カ所を追加し計7カ所とした。調査箇所の特徴としては以下のとおりである（表3.2.1(5)-1）。

(b) 土砂及び放射性セシウムの流出量の計測方法

緩勾配のタバコ畑（未耕作（以下、「畑 A」 という。）・耕作（以下、「畑 A2」 という。））（図3.2.1(5)-1 及び図3.2.1(5)-2）、急勾配の畑（未耕作（以下、「畑 B」 という。）・耕作（以下、「畑 B2」 という。））、採草地（以下、「牧草地 A」 という。）、放牧草地（以下、「牧草地 B」 という。）、及びスギ若齢林の5地点7箇所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3.2.1(5)-3a）。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。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）（図3.2.1(5)-3b）を設置し土砂の採取を行っている。

(c) 斜面長が異なる集水域からの土砂及び放射性セシウムの流出量の観測

緩勾配のタバコ畑において、斜面長と土壌侵食による放射性セシウムの流出量の関係を調査するため、集水面積が異なる地点（集水面積が $21 \sim 6,270\text{ m}^2$ の9地点）において土砂及び放射性セシウムの流出量を計測した（図3.2.1(5)-4、表3.2.1(5)-2）。なお、各地点には、地表面を掘削して流出水の全量を捕捉できる土砂トラップを設置した（R1～R8の8つのリル^{*16} 流域及び最下流地点のガリー^{*17} 流域）。

3) 結果と考察

(a) 全流出土砂量・放射性セシウム量に占める浮遊砂の寄与率の評価

全土砂量に対する堆積土砂の割合は、畑 A で 42%、畑 A2 で 92%、畑 B で 40%、畑 B2 で 77%、牧草地 A で 56%、牧草地 B で 86%、スギ若齢林で 98%であった（図3.2.1(5)-5）。畑 A2・ス

*16 地表流が表土を侵食して形成された溝からなる線上構造で、深さは数 cm 程度である。

*17 リルがさらに下刻侵食されたもので、深さが 30 cm に及ぶものを指す。

ギ若齢林についてはほとんどが堆積土砂で占められていたものの、他5地点は浮遊土砂の締める割合が大きいことが確認された。また、堆積土砂による放射性セシウム流出量の割合は畑Aで26%、畑A2で80%、畑Bで17%、畑B2で67%、牧草地Aで17%、牧草地Bで67%、スギ若齢林で66%であり、浮遊砂に伴って流出する放射性セシウムの割合が大きいことが確認された。

(b) 土砂及び放射性セシウムの流出率

平成23年7月17日から平成24年11月18日の期間のセシウム137の流出率は、畑Aで7.05%、畑Bで0.51%、牧草地Aで0.18%、牧草地Bで0.05%、スギ若齢林で0.13%であった。平成24年9月30日から11月18日の期間では、畑B2（耕作）からの土砂流出量が畑Aを上回ったが、耕耘によって表層土壌の放射性セシウムの濃度が低下したため、流出率は0.04%と低い値を示した。畑Aを除く各土地利用区画からの流出率は1%未満と小さな値を示したが、半減期が長いセシウム137の長期的な動態という観点からすれば、土壌侵食に伴う放射性セシウムの移行量は必ずしも軽微であるとは言えない（図3.2.1(5)-6a及び6b）。

(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

○ 地表の被覆率と土砂流出量の関係

耕作地を除く各試験区画内の植生及びリターによる地表の被覆率を計測し、土砂流出量との関連性を確認したその結果、植被率の増加に伴い土砂流出量が有意に減少することが確認された。

○ 耕作地と未耕作地からの土砂及び放射性セシウム流出量の比較

耕作地と未耕作地の比較を行うにあたり、傾斜格の違いによる影響を除外するため、経験的な土砂侵食モデルであるUSLE式で用いられている斜面勾配ファクタSによる標準化を行った。

ここで、USLE式の斜面勾配ファクタSを以下の(式1~2)から算出した。

$$S = 10.8 \sin \theta + 0.03 \quad (\text{斜面勾配} < 9\%) \quad (\text{式1})$$

$$S = 16.8 \sin \theta - 0.50 \quad (\text{斜面勾配} \geq 9\%) \quad (\text{式2})$$

なお、各土地利用の侵食プロットの斜面勾配ファクタSは、畑Aでは0.8、畑A2では0.7、畑Bは2.5、畑B2は2.9、牧草地Aは2.5、牧草地Bは2.7、スギ若齢林では15である。

耕作及び未耕作の侵食プロットからの土砂流出量について、植被率との関係をプロットすると、先に示した非耕作地で得られた植被率被覆率と土砂流出量の関係性と同様の傾向を示した。このことから、耕作が土砂流出量に影響を及ぼすとすれば、主に植被率の変化の影響が大きい。

○ 流出土砂量と放射性核種濃度の関係

侵食プロットからの土砂流出量と流出土砂に含まれる放射性セシウム濃度には明瞭な関係は見られなかった。むしろ土砂流出量及び流出土砂の放射性セシウム濃度は土地利用形態の違いがあらわれており、耕作地及び未耕作地では、牧草地及びスギ若齢林と比べて流出量が多い傾向が認められた。畑A2及び畑B2は、他の未耕作地と比べて土砂流出量が多い傾向を示したが、セシウム137の流出率は畑Aのおよそ20%であった。その理由として、耕作

地では表層土壌 (< 15 cm 深) が耕作により攪乱されたため、土壌が侵食されやすくなり土砂流出量が増加したが、耕作によって表土が深部の土壌と混合されたことにより侵食土砂の放射性セシウム濃度が低下したため、放射性セシウムの流出量としては小さい値を示したと考えられる。

○ 斜面長が異なる集水域からの土砂及びセシウム 137 流出量について

本調査の観測結果について、R1～R3 流域及び R4～R7 流域では集水面積とともに土砂流出量が増加する傾向が認められたが、全体で見ると集水面積と土砂流出量に明瞭な関係は得られなかった (図 3. 2. 1(5)-7)。このことから、斜面長が土砂流出量に及ぼす影響については、斜面長の効果に加えて、リルの水路長の特徴や植被率の影響を考慮することが必要であることが示唆された。

畑 A (未耕作) USLE 標準プロットと同程度の斜面長を持つリル流域 (R1 及び R4 流域) について、植被率とセシウム 137 流出量の関係を見ると、植被率が 40%以上ではどの流域も同程度の土砂流出量を示した (図 3. 2. 1(5)-8)。これは、USLE 標準プロットの観測結果から確認された傾向と調和的であった。

土砂トラップを用いた観測方法は流域からの全土砂量 (微細土砂を含む) を捕捉できるため、この手法による土砂及び放射性セシウムの流出量のデータは信頼性が高いと考えられる。今後も観測データを増やして確認する必要があるが、緩勾配のタバコ畑における斜面長と土砂流出量及び放射性セシウム流出量の観測結果は、USLE モデル (3. 2. 4(2) 章を参照) に入力するパラメータとして利用することが可能であると考えられる。

4) まとめ

本調査の結果から、土砂及び放射性セシウムの流出において、沈降速度の遅い微細な浮遊砂の寄与が大きいことが確認された。今後、土壌侵食に伴う放射性セシウム流出量を定量的に評価するためには、浮遊砂として流出する土砂量をいかに評価するかが重要であることが明らかになった。

また、今回の調査対象とした観測プロット 7 箇所における被覆率と土砂量の間に関連性が確認された。また、流出土砂に含まれる放射性セシウムの濃度は土地利用状況や地表状況による影響が大きく、特に耕作を実施した畑 A2、畑 B2 では耕作の影響のため放射性セシウム濃度が小さいことが確認された。また、斜面長が異なる流域における観測結果から、土砂及び放射性セシウムの流出量においては、集水面積の影響に加えて、リル網の伸長の特徴や植被率の影響を考慮する必要があることが示された。

これらの結果を踏まえると、土壌表面の特徴 (被覆状況、リル網等) が、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確認された。また、耕作、未耕作地の比較から、地表の被覆率の変化が土砂流出量に及ぼす影響が大きいことが確認されたが、放射性セシウムの流出においては、耕作によって表層土壌の放射性セシウム濃度が低下するため、土砂流出量が増加しても放射性セシウムの流出率が減少することが確認された。

今期は耕作地の観測が秋季であったため、作付の主要期間である春季～夏季の観測結果を得る必要があり、同様に、浮遊砂採取のための分流施設設置が秋季であったため、降雨流出の主要期間である春季から夏季の観測結果を得る必要がある。これらの点も踏まえ、土砂流出の継続的な調査、解析が必要である。

表 3.2.1(5)-1 土砂及び放射性セシウム流出量を観測した試験区画の概要

	土地利用状況 他	斜面勾配 (°)	Cs-134 沈着量 (kBq/m ²)	Cs-137 沈着量 (kBq/m ²)
畑 A (未耕作)	当初は未耕作地であった H24.6.13 以前は植生が多かった H24.6.13 以降は裸地管理としている	4.4	353	372
畑 A2 (耕作)	畑 A 脇の耕作地、耕作深 0.151m 耕作は斜面に対し縦畝となっている 他地点から白菜株を移植している	4.2	353	372
畑 B (未耕作)	当初は未耕作地であった 植生量が多い 粘性土であり非常に地盤は固い	9.3	393	413
畑 B2 (耕作)	畑 B 脇の耕作地、耕作深 0.147m 耕作は斜面に対し縦畝となっている 他地点から白菜株を移植している	10.1	393	413
牧草地 A	当初は採草地であった 植生の背は低く、非常に多い 切土地盤のため、下層には礫が多い	9.5	529	557
牧草地 B	当初は放牧地であった 植生の背は高く、非常に多い 土壌表面の起伏が多い	9.7	957	110, 107
スギ若齢林	密生したスギの人工林 日射が少なく植生は非常に少ない リター層が形成されている	27.5	421	442

表 3.2.1(5)-2 各土砂トラップのサイズと集水域の水路長及び面積の一覧

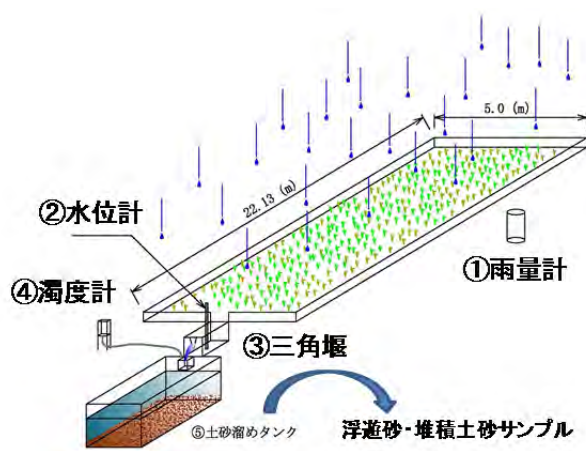
土砂トラップ	水路長 (m)	集水面積 (m ²)	設置日	土砂トラップサイズ (長さ×幅×深さ) (m)	容積 (m ³)
R1	25	57	2011/7/ 8	1.0×2.0×0.7	1.4
R2	50	104	2011/7/ 9	2.2×1.0×0.8	1.8
R3	75	129	2011/7/14	2.2×1.8×0.9	3.6
R4	25	21	2011/7/ 8	2.0×1.3×0.8	2.1
R5	50	39	2011/7/15	2.2×2.0×0.9	4.1
R6	75	76	2011/7/15	2.2×2.0×0.9	4.0
R7	100	125	2011/7/16	2.2×2.0×1.0	4.4
R8	40	346	2011/7/15	2.1×1.7×1.0	3.6
ガリートラップ	140	6,270	2011/7/14	5.0×5.0×0.6	15



図 3. 2. 1(5)-1 畑 A (未耕作)



図 3. 2. 1(5)-2 畑 A2 (耕作)



①雨量計：降雨量の計測、②水位計：水位の計測、③三角堰：流出流量の計測、④濁度計：流出土砂濃度の計測、⑤土砂溜：流出土砂量を計測、⑥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 3. 2. 1(5)-3a 土壌侵食による放射性物質移行調査に用いた装置及び測定項目

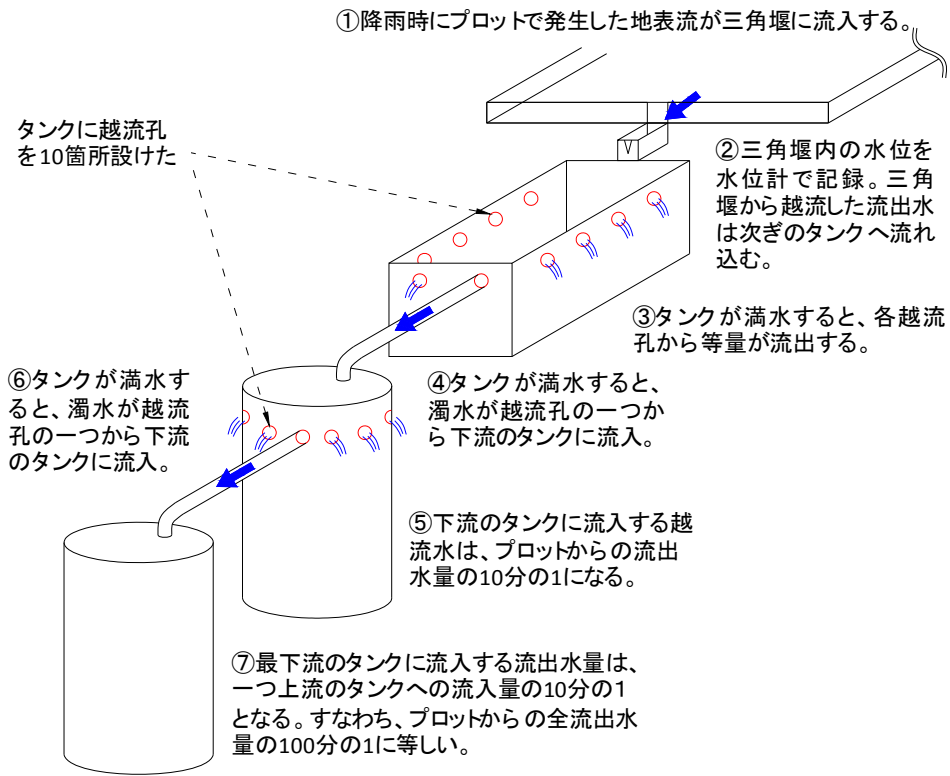


図 3. 2. 1 (5)-3b 浮遊砂の採取のための分流施設と回収タンクの位置

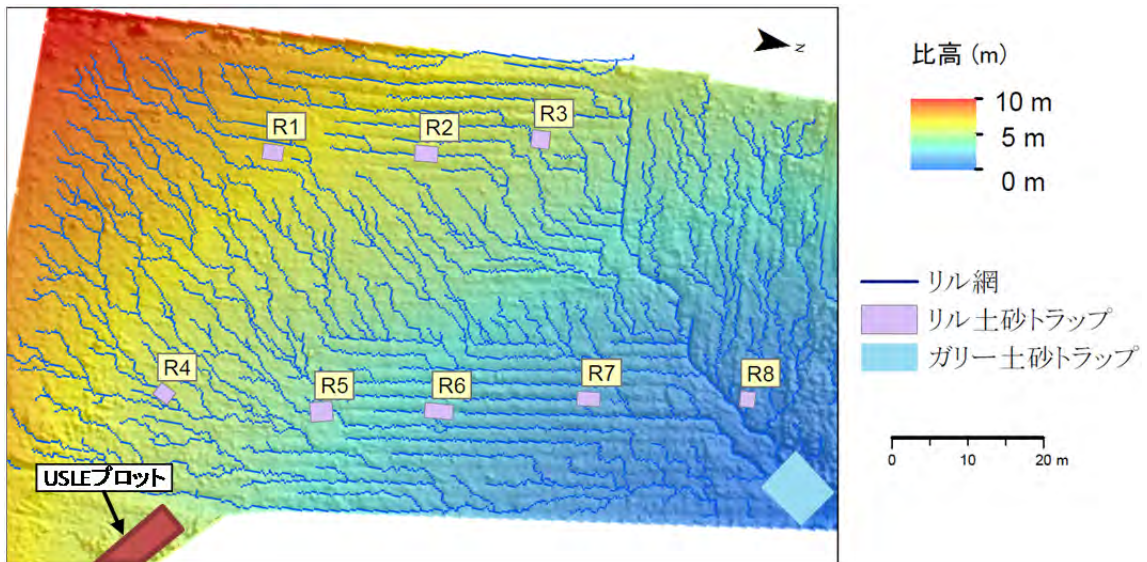


図 3. 2. 1 (5)-4 タバコ畑におけるリル土砂トラップ及びガリー土砂トラップの位置図

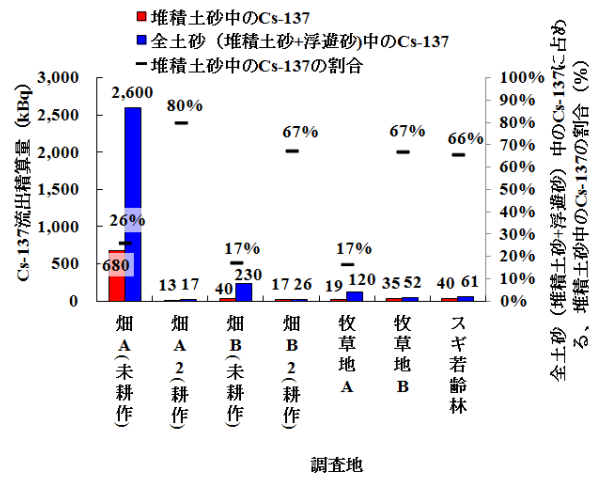
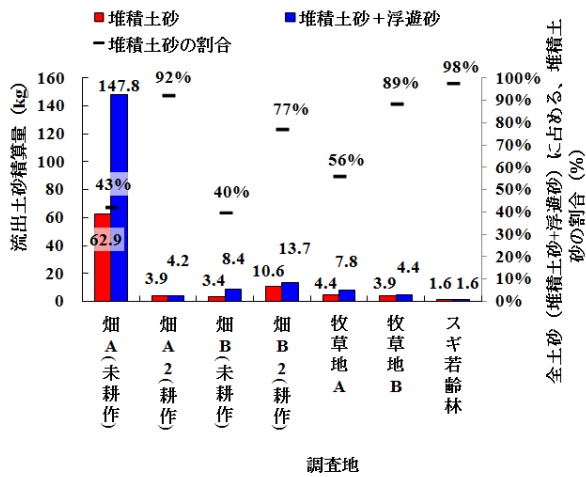


図 3.2.1(5)-5 調査期間中の堆積及び浮遊土砂量の比較

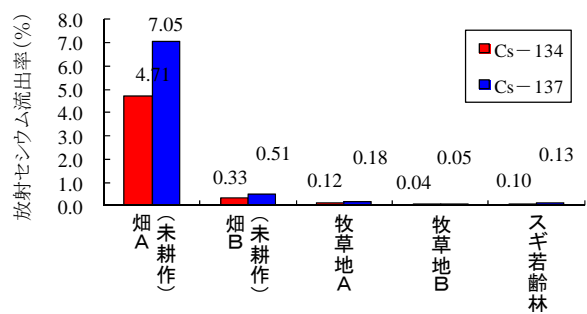
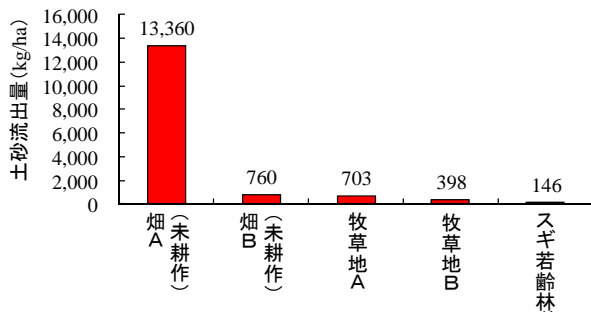


図 3.2.1(5)-6a 全調査期間における全流出土砂量及び放射性セシウムの流出率 (第1次分布状況等調査：平成23年7月17日～第3次分布状況等調査：平成24年11月18日)

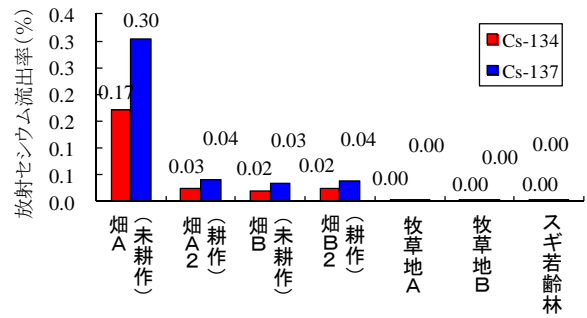
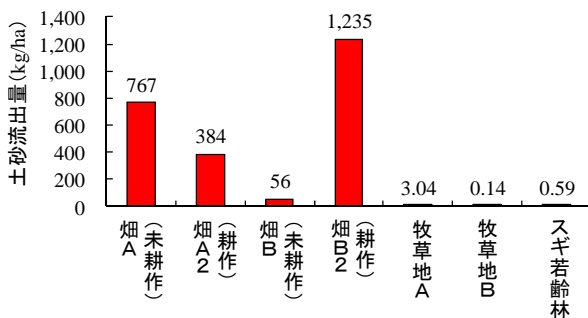


図 3.2.1(5)-6b 本調査期間における全流出土砂量 (左) 及び放射性セシウムの流出率 (右) (第3次分布状況等調査：平成24年9月30日～11月18日)

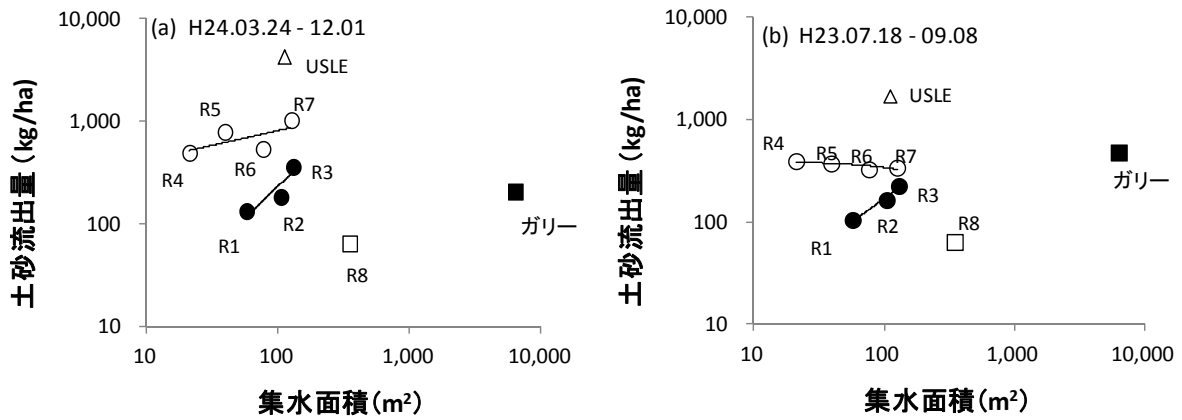


図 3.2.1(5)-7 集水面積、土砂流出量及び土砂のセシウム 137 流出量の関係
(図中のラベルは土砂トラップを設置した流域名、R1～R3 流域、R4～R7 流域、及び R8 流域)

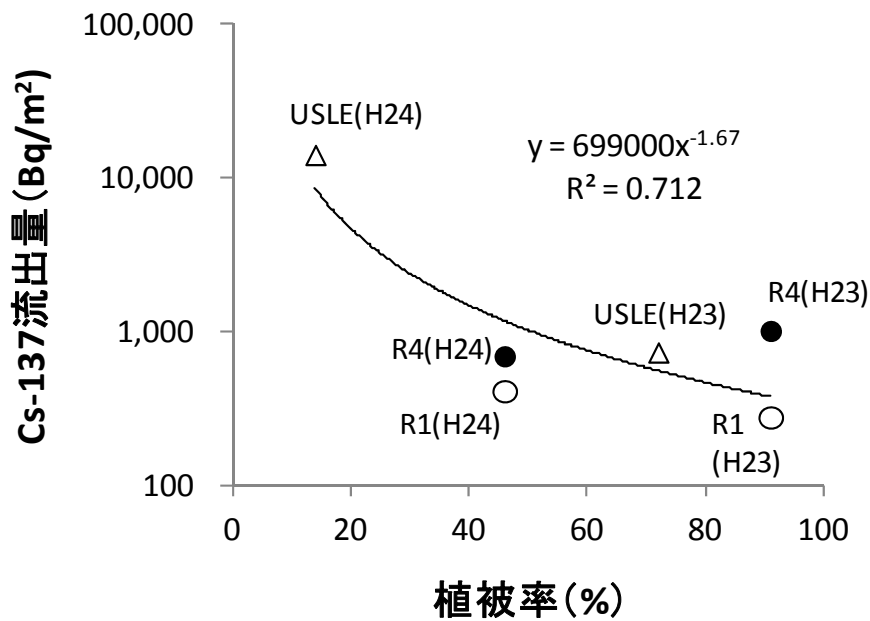


図 3.2.1(5)-8 植被率とセシウム 137 流出量の関係
(第 3 次分布状況等調査 (平成 24 年度) と第 2 次分布状況等調査 (平成 23 年度) による)

3.2.1(6) 水田から河川への浮遊砂を通じた放射性セシウムの移行状況調査

恩田 裕一、吉村 和也（筑波大学）

岩谷 北斗、高橋 嘉夫、坂口 綾、値賀 晴香、門倉 彰伸、田中 万也（広島大学）

① 水田からの土砂、放射性セシウムの流入・流出特性

1) 調査目的

水田から流入・流出する土砂、並びに放射性セシウムをモニタリングすると共に、流出特性に寄与する降雨量や耕作イベントといった要因との関係解析を行うことで、水田を介した放射性セシウムの動態を評価し、水域の放射性セシウム動態モデルに有用な係数を評価することを目的とする。第1次分布状況等調査（平成23年6月-9月）では、代かきによる多量の土壌・放射性セシウムの流出を観測すると共に、灌漑期について水田からの土壌、及び放射性セシウムの流出と、降雨強度の間で有意な関係を示した。

水田からの土壌・放射性セシウムの流出には、水管理や耕作スケジュール（灌漑期/非灌漑期）、放射性セシウム沈着量といった、様々な要因が寄与する。また、水田を介した放射性セシウムの動態において、取水時の流入も重要な要素である。そこで第3次分布状況等調査では、川俣町山木屋地区の試験水田にて第1次分布状況等調査の継続調査として、水管理を変え、灌漑期から非灌漑期を通じた放射性セシウムの流入・流出特性を評価した。また併せて、新規に沈着量や利水条件の異なる地域に試験水田を設置し、土砂と放射性セシウムの流入・流出モニタリングを行うと共に、各地の水田で代かき後の濁水を採取し、浮遊土砂中の放射性セシウム濃度と沈着量の関係を解析した。

2) 調査内容

(a) 調査対象地と調査機関

第1次分布状況等調査の継続調査として、川俣町山木屋地区の試験水田にて土砂、及び放射性セシウムの流入・流出を観測し、その流出特性を評価した。調査期間は平成24年5月18日から10月28日である。本試験水田は、通常の耕作をおこなった水田（通常水田）と、平成23年春の耕作前に、表層5-10cmの土壌をはいで除染した水田（除染水田）の2面からなる。流出部は第1次分布状況等調査で盛り土により堰き止めていたが、今回の調査では盛り土よりも高い堰板を設置した。代かきは平成24年5月18日に、田植えは5月20日に、収穫前の水抜きは9月29日に実施した。水抜き後は水田を乾かすため、流出口を開放してある。

新たな試験水田は、郡山市の農業総合センター内、福島市、本宮市の3地点、二本松市、相馬市の農業総合センター内の、計7地点に設置した。

代かき後の濁水は、浮遊砂中の放射性セシウム濃度と沈着量の関係解析のため、沈着量が大きく異なるよう福島市（2地点）、二本松市（4地点）、本宮市（2地点）、郡山市（1地点）、須賀川市（2地点）、矢吹町（1地点）、平田村（1地点）の計13地点より採取した。

(b) 観測及びサンプリング（放射性セシウムの流出・流入評価）

土砂、放射性セシウムの流入、流出観測は降雨量、取水・出水時の流量、及び土砂濃度について実施した。また取水、出水時の土砂に含まれる放射性セシウム濃度を求めるため、期間積算土砂サンプラーを設置し、流入・出土砂を定期的に回収した。郡山市、及び福島市のサイトでは、より広域を評価するため、複数の水田を挟んで流れる用水路について、観測機器を設置

した。また、二本松市の試験水田では、降雨及び脇にある山の滲出水を用水しているため、林内雨サンプラーを設置し、林内雨に含まれる放射性セシウム濃度を評価した。流入・流出土砂量は、流量と土砂濃度の積として求めた。

川俣町の試験水田では、水田土壌の放射性セシウム存在量を求めるため、耕作前の平成 24 年 4 月 21 日に各水田で 12 地点からアクリル採泥管を用いコア採取した。コア試料は、深度 16 cm まで 2 cm 厚でスライスし、分析に供した。

(c) 放射性セシウム濃度

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。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放射性セシウムの物理的半減期を考慮し、その間の放射性セシウムの減衰量を推測し、減衰前の数値に補正）を行った。放射性セシウムの流入・流出量は、流入・流出土砂量と土砂中の放射性セシウム濃度の積として求めた。

水田の放射性セシウム沈着量は、川俣町の試験水田を除き、第 3 次航空機モニタリングの結果より推定した。

3) 結果と考察

(a) 川俣町の試験水田における、土砂、放射性セシウムの動態

通常水田、除染水田における総降雨量と土砂流出量の関係を、灌漑期、非灌漑期それぞれについて解析した結果、いずれも総降雨量の増加に伴い、土砂流出量が増加した。非灌漑期の相関式の傾きは、両水田で灌漑期より高い値であり、非灌漑期で土砂流出が生じやすい傾向が見られた。総降雨量とセシウム 137 流出量の関係においても、総降雨量の増加に伴い流出量が増加し、非灌漑期で流出しやすい傾向にあった（図 3.2.1(6)-1）。以上の結果から、水田からの土壌、及び放射性セシウムの流出量は、灌漑期と非灌漑期に分けることで総降雨量から推定することが可能であること、非灌漑期の方が流出量が大きいことが示された。

総降雨量と土砂、及びセシウム 137 流出量の関係を第 1 次分布状況等調査と比較した結果、第 3 次分布状況等調査では土壌、及びセシウム 137 の流出量が小さかった。これは、本調査において、流出口に堰板を設けて流出水位を高くしたことによる。そのため、水管理の厳格化により放射性セシウムの水田から流域への負荷量を減少できることが示唆された。

セシウム 137 の収支は、流入量が流出量を下回り、水田の放射性セシウムが減少傾向にあることが確認された。そのため、水田における放射性セシウムの環境半減期は、壊変による半減期よりも早くなると考えられる。今後は稲への移行量を考慮すると共に、年間を通した収支を把握し、環境半減期を求める予定である。また、水田により土砂の流入量、流入する土砂の放射性セシウム濃度は異なるため、水源の場所や取水方法の異なる水田についても評価することが重要と思われる。

土砂、及び放射性セシウムの流出量は、第 3 次分布状況等調査では第 1 次分布状況等調査より低い値となった。これは第 3 次分布状況等調査では第 1 次分布状況等調査よりも高い堰板を流出口に設置し、土砂の流出量が低下したこと、第 1 次分布状況等調査では代かきの影響が大きいことによる。特に第 1 次分布状況等調査では、全流出量のうち約 90% が代かきに伴う流出であったことから、放射性セシウムの流出に対し、代かき時の濁水の影響が非常に大きいことが示唆された。

(b) 浮遊土砂中の放射性セシウム濃度と沈着量の関係

図 3.2.1(6)-2 に、土砂中の放射性セシウム濃度と沈着量の関係を示す。図中には、参考として放射性セシウムの流入・流出の観測サイトである、川俣町の水田の第 1 次分布状況等調査（平成 23 年）時の代かき時の流出水、ならびに平成 24 年の流出土砂で得た値も載せる。また、解析には本調査で得た川俣町、及び新規試験水田のデータを併せた。川俣町の第 1 次分布状況等調査で得た試料は、大きく外れた値を示しているが、他の試料のセシウム 137 濃度と沈着量の間には相関関係がみられ、沈着量が高いほど土砂中の放射性セシウム濃度が高いことが確認された。多少、相関式からばらついたデータも見られるが、図中の有意な相関関係は、今後、水田における放射性セシウム流出のモデル化において、土壌への沈着量から流出土砂中の放射性セシウム濃度を推定する有用性を示している。

(c) 水田を介した放射性セシウムの流入出の複数地点における調査

観測期間（平成 24 年 8 月 23 日～平成 25 年 1 月 9 日）を通じた新規試験水田の流入・流出水量、土砂量、及び浮遊砂としての放射性セシウム量を表 3.2.1(6)-1 に示す。放射性セシウムの収支は、地点によって異なり、郡山市、相馬市、本宮市 1、本宮市 2-2 では、流入量が流出量を上回った。なお、郡山市と福島市のサイトで顕著に大きな値が得られたが、これは「2）調査内容（b）観測及びサンプリング」にあるよう、水田の取水・出水口ではなく、水田群へ水を供給、ないしは水田群から排水される用水路について観測しているためである。溶存態の放射性セシウム濃度について評価した結果、浮遊砂中の放射性セシウム濃度が高いほど、溶存態放射性セシウム濃度が高いことが確認された。二本松の試験水田において、林内雨に含まれる放射性セシウム濃度を測定した結果、セシウム 134 濃度は 0.58-2.07 Bq/L、セシウム 137 は 0.99-3.26 Bq/L であり、その流入量は平成 24 年 8 月 23 日から 10 月 15 日にかけて、セシウム 134 が 269 Bq/m²、セシウム 137 が 452 Bq/m²であった。本調査は灌漑期の終わる直前に開始したことから、今後はモニタリングを継続し、取水する水源とその沈着量、流入・流出特性について、周年での評価をすると共に、溶存態/懸濁態放射性セシウム（懸濁物に吸着して流下する放射性セシウム）の分配係数等の評価を予定している。

4) まとめ

本調査により、水田から流出する土砂、放射性セシウムに対する、降雨量、水管理、耕作スケジュールの影響について評価できた。特に、放射性セシウムの流出に対して、代かき時の濁水の影響が非常に大きいことが確認された。以上から、水管理の厳格化により、放射性セシウムの水田から流域への負荷量を減少できることが示唆された。また、濁水中の土砂に含まれる放射性セシウム濃度は、放射性セシウムの沈着量から推定できることが示された。今後、モニタリングを継続し、さらに観測地点を増やすことで、上記、放射性セシウムの流出に関与する要因について、その影響をより定量的に評価し、改良 WEP モデルに用いる係数の精緻化に努める予定である。

表 3.2.1(6)-1 新規試験水田の流入・流出水量、土砂量、及び放射性セシウム量
 (観測期間：平成 24 年 8 月 23 日-平成 25 年 1 月 9 日)。郡山市、福島市の試験水田は、
 流入、流出側用水路で、その他は水田の流入、流出口にて観測した。

観測 地点	流入 水量 (m ³)	土砂 流入量 (g)	放射性セシウム 流入量(Bq)		流出 水量 (m ³)	土砂 流出量 (g)	放射性セシウム 流出量(Bq)	
			セシウム 134	セシウム 137			セシウム 134	セシウム 137
			郡山市	206,000			8,450,000	53,400,000
福島市	4,000	576,000	8,440,000	15,000,000	106,000	28,900,000	315,000,000	559,000,000
相馬市	80	137	580	957	ND	ND	ND	ND
本宮市 1	134	13,900	128,000	189,000	ND	ND	ND	ND
本宮市 2-1	0.071	0.045	0.77	1.46	37.3	1,360	1,760,000	2,950,000
本宮市 2-2	129	3,330	99,300	169,000	ND	ND	ND	ND

※ND は、流出が検出されなかったデータである。

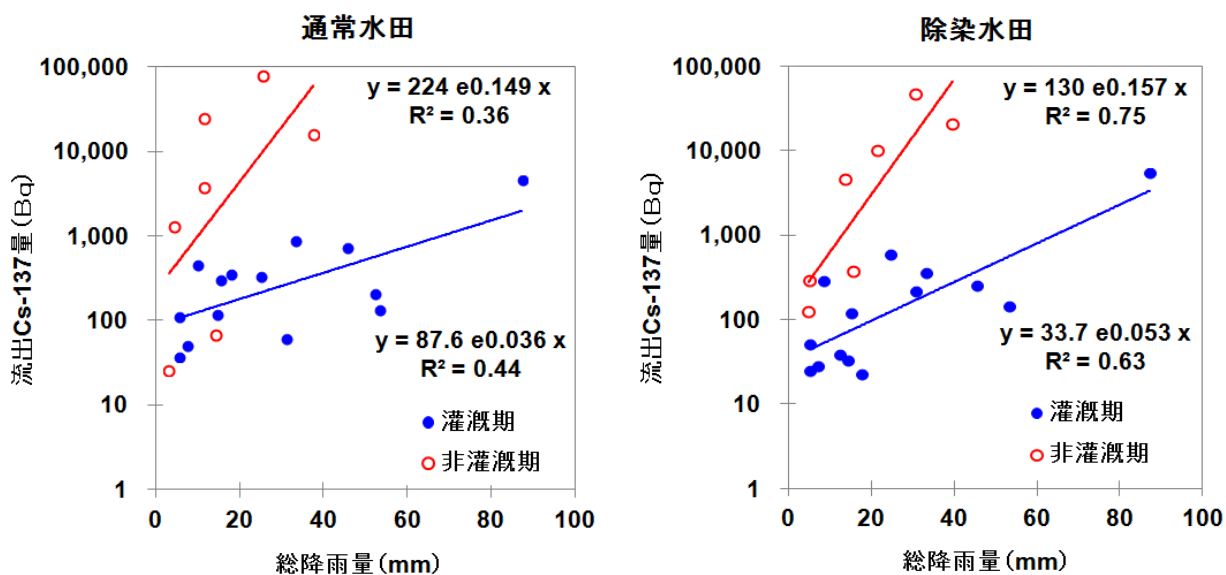


図 3. 2. 1 (6)-1 総降雨量とセシウム 137 流出量の関係
(縦軸は対数目盛を示す)

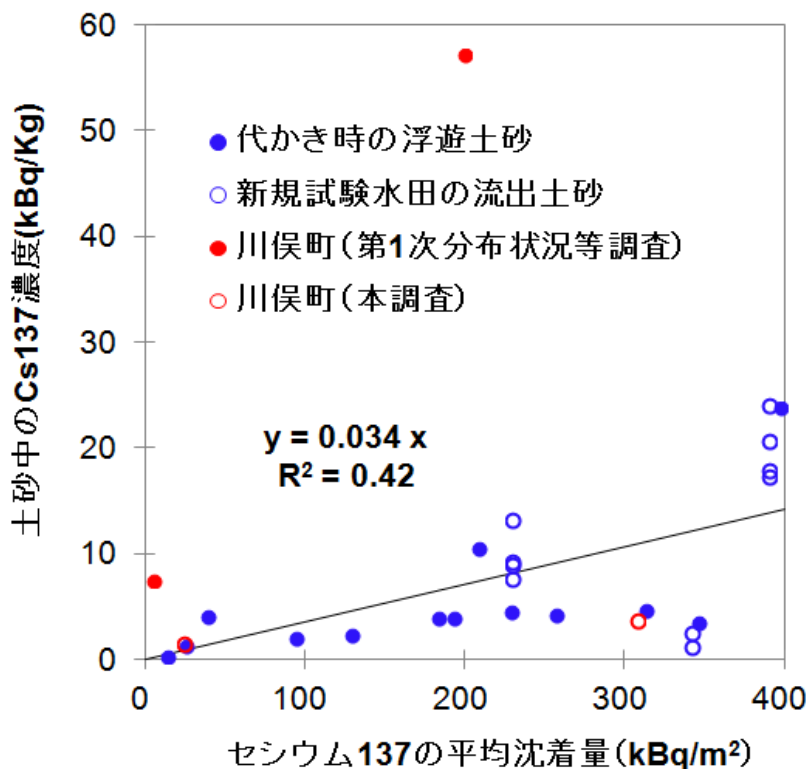


図 3. 2. 1 (6)-2 濁水中の土砂のセシウム 137 濃度と、セシウム 137 の沈着量の関係
(近似直線は、川俣町以外(第 1 次分布状況等調査)のデータについて得た式である。)

② 水田中の放射性セシウムの詳細分布状況

1) 調査目的

福島第一原発事故により大量の放射性物質が大気を経由して水田に沈着した。一方で、周囲の環境から高濃度の放射性セシウムを含む土壌粒子が河川を経由して水田に流入する可能性がある。このことは水田土壌中の放射性セシウム濃度が時間とともに増加し、結果として農作物に大きな影響を与える可能性を示している。そこで、本宮市の試験水田（本宮市 2-1）にて、表層土壌中の放射性セシウムの分布状況やその移行過程を明らかにすることを目的として調査を行った。

2) 調査内容

平成 24 年 8 月 31 日、本宮市の試験水田における水田の取水口にて水試料を採取した。水試料は現場にて、極細粒砂以上 ($> 63 \mu\text{m}$)、シルト画分 ($3\text{-}63 \mu\text{m}$)、粘土画分 ($0.45\text{-}3 \mu\text{m}$) の粒子態画分と溶存態画分 ($< 0.45 \mu\text{m}$) にサイズ分画した。溶存態画分はリンモリブデン酸アンモニウムを用いて放射性セシウムの前濃縮処理した。また、水田をグリッドに区切り、計 36 地点にて表層から約 5 cm の土壌試料 100 cc の採取を行った (図 3.2.1(6)-3)。それぞれの試料は、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。

3) 結果と考察

水田用水中の溶存態画分のセシウム 137 濃度は 0.07 Bq/L 、総濃度は 0.30 Bq/L であった。また、総セシウム 137 濃度に占める各画分の寄与は、シルト画分 ($3\text{-}63 \mu\text{m}$) で最も高く (45%)、河川水の濃度分布と調和的な傾向を示した (図 3.2.1(6)-4)。

水田土壌中のセシウム 137 放射能濃度は $1.10\text{-}3.32 \text{ Bq/g}$ 、平均で 2.04 Bq/g であった。また、水田土壌中のセシウム 137 放射能濃度の水平分布は、不均質かつ特定の傾向は認められなかった (図 3.2.1(6)-3)。土壌中のセシウム 137 放射能濃度は取水口付近だけが特に高いわけではなく、むしろ取水口に近い場所でも他に比べて濃度が低い場所が認められた (B-2)。これは、土壌表面の起伏の影響 (凹部に細粒粒子・凸部に粗粒粒子が堆積する等) や、土壌表層に沈着したセシウム 137 が、水田内の水流等の影響を受けても、水平方向へ再移行しにくいこと等の可能性が考えられる。

水田への灌漑水の総供給量は流入水量を 100,000 L (単位面積当たり 1,350 mm) と仮定し、粒子態を含むセシウム 137 濃度を 0.4 Bq/L (cf. 溶存態の最大値が 0.3 Bq/L) とすると、流入したセシウム 137 の総量は $40,000 \text{ Bq}$ となる。これを水田の面積 (740 m^2) で割ると、面積あたりに負荷したセシウム 137 濃度は 54 Bq/m^2 となる。水田の深さ 5 cm までのセシウム 137 の存在量は $7,500 \text{ Bq/m}^2$ なので、水田に流入したセシウム 137 の割合は 0.72% となり、出水時の懸濁物質を用水として水田に供給しない条件では、用水からの影響は少ないと考えられる。しかし、水田により土砂の流入量、流入する土砂の放射性セシウム濃度は場所によって異なるため、水源の場所や取水方法の異なる水田についても同様に評価することが重要と思われる。

4) まとめ

観測水田の土壌中のセシウム 137 放射能濃度の水平分布は、不均質かつ特定の傾向は認められず、用水からの影響は少ないことがわかった。

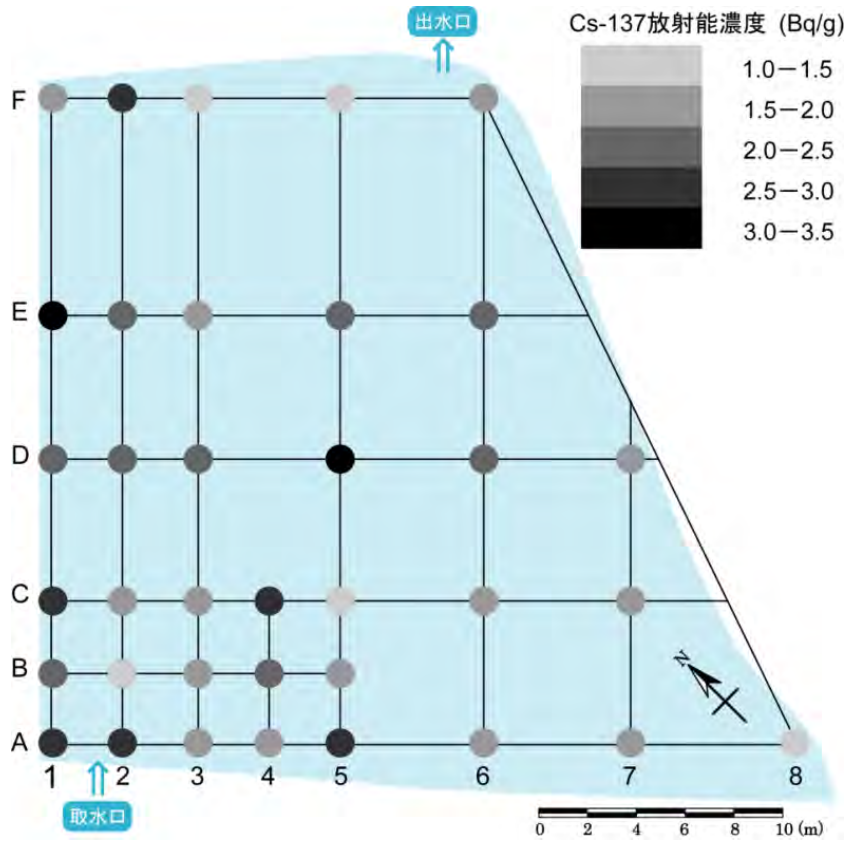


図 3. 2. 1(6)-3 本宮市水田観測サイトにおける表層土壌中のセシウム 137 放射能濃度分布

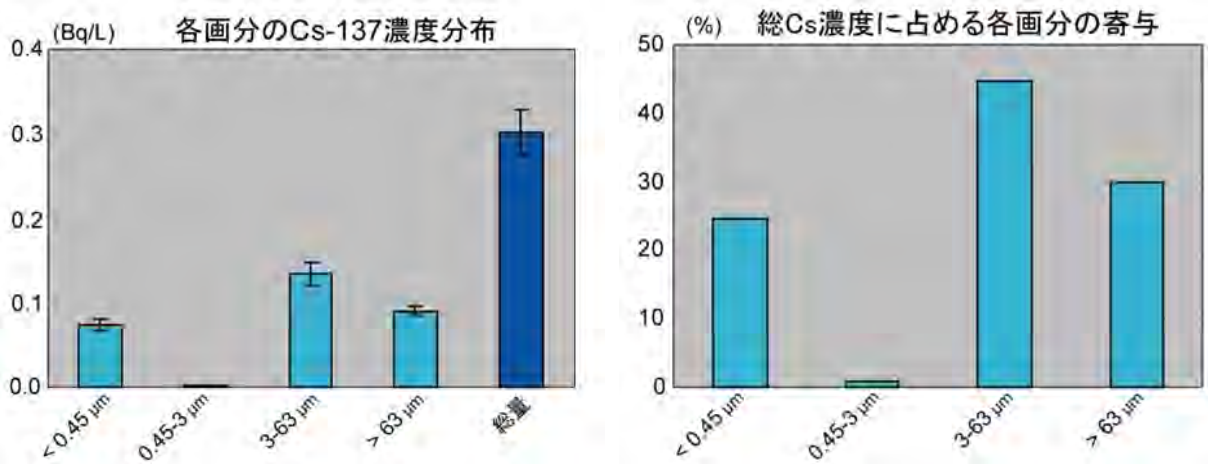


図 3. 2. 1(6)-4 水田用水中の溶存態画分のセシウム 137 濃度及び総セシウム 137 濃度に占める各画分の寄与

3.2.1(7) 土壌水・地下水・渓流水等を通じた放射性セシウムの移行状況調査

恩田 裕一、辻村 真貴、安部 豊（筑波大学）

1) 調査目的

原子力機構が開発する地表面及び河川流域での放射性物質の分布状況の変化モデルにおいて、森林の流域から放射性物質がどのような形態（葉や枝等の粗大有機物、懸濁態物質^{*18}（以下、「SS」という。）、溶存態等）で流出するかを定量的に把握すること、平水時及び降雨流出時における放射性物質の流出を把握することは、懸念されている森林からの放射性物質移行を示すデータとして重要であるとともに、流出・移行モデルのインプット情報としても必要である。

そこで本調査では、地下水、土壌水、渓流水の溶存態の放射性セシウム調査を継続的に行うとともに、粗大有機物、SSにおける放射性セシウムの濃度及び流出負荷量を把握する調査を実施した。また、台風等の降雨流出イベント時に集中的な観測を行った。

2) 調査内容

(a) 調査対象地域と調査内容

疣石山流域、石平山流域、高太石山流域、森林内の土壌水、地下水、渓流水における放射性セシウムの移行状況を、第1次分布状況等調査時の平成23年6月から平成25年1月において調査を行った。渓流水において流出負荷量を把握するために粗大有機物採取、SS採取、濁度計測等の観測を平成24年9月から始めた。対象地域を図3.2.1(7)-1に示す。また、各流域、観測地点における調査・観測内容を表3.2.1(7)-1に示す。

(b) 採取方法

土壌水、地下水、渓流水についてはなるべく降雨のない平水時において採取した。

粗大有機物の採取は、渓流水の川幅全体に4 mm及び15 mmメッシュの網を2重に固定し、渓流水を流れる物質を全量トラップした。ただし、疣石山流域においては4 mmメッシュの網にゲル状の付着物がつき、堰になり、水流を完全に止めて、採取や他の観測に支障があったため、15 mmメッシュのみ使用した。トラップされた流下物から泥や砂、小石等は取り除いた。すなわち、本調査における粗大有機物とは4 mm（石平山流域、高太石山流域）、15 mm（疣石山流域）以上で小石、砂等を取り除いた葉や枝等で主に構成される流下物である。

SSの採取はPhillips et al., (2000) [1] によるSSサンプラー（Time-integrated suspended sediment sampler）を用いた。SSサンプラーは内径98 mm、長さ1 mの塩化ビニルパイプの両端に内径4 mmのチューブを取り付け、渓流水内に設置し、濁度成分を沈降・堆積させ採取するものである。第2次分布状況等調査において河川中の浮遊砂調査に使用されている。

(c) 分析方法

採取したサンプルの分析方法を表3.2.1(7)-2に示す。採取した全ての水サンプル（渓流水、地下水、土壌水）は0.45 μmメンブランフィルター（孔径0.45 μm）でろ過し溶存態とSSを分離した。渓流水は気象研究所、金沢大学、筑波大学で測定したデータを併用した。地下水、

^{*18} 懸濁物質（SS : Suspended Substance）

水中に浮遊する粒径2 mm以下の不溶解性物質の総称であり、重量濃度(mg/L)で表される。水質指標の一つで、浮遊物質（Suspended Solids）とも呼ばれる。

土壌水については金沢大学で測定した。粗大有機物及び SS は 24 時間 105℃で炉乾燥し、均質にすりつぶした後、測定した。

3) 結果と考察

(a) 地下水、土壌水、渓流水の溶存態放射性セシウムの変化

地下水、土壌水、渓流水における溶存態放射性セシウムの経年変化（平成 23 年 6 月～平成 25 年 1 月）をそれぞれ図 3.2.1(7)-2～図 3.2.1(7)-4 に示す。

地下水の放射性セシウム濃度は、いずれの深度においても土壌水や渓流水に比べて 1/10～1/1,000 程度低い値を示し、減少傾向にあった。深度ごとに比較すると、両流域で最も深い地下水において高い値がほとんどの期間で観測されたが、最も高い平成 23 年 10 月の値でセシウム 134 が 0.031 Bq/L、セシウム 137 が 0.039 Bq/L であり、厚生労働省による浄水管理目標値 10 Bq/L に対して 1/100 以下の低い値であった。20 m や 30 m 等の深い地下水に関しては一般的に流動時間が長いことため検出された放射性セシウムが福島第一原発事故以外の要因である可能性もあるが、地下水のセシウム 134 がセシウム 137 と同程度のオーダーの濃度で検出されていることから、本調査で検出された地下水の放射性セシウムは福島第一原発の事故に由来するものであると考えられる。土壌水においては、スギ壮齢林において最も高い値を示した。地表面に近い 10～20 cm 深度において高い濃度を示す傾向にあり、平成 23 年から平成 25 年にかけてセシウム 137 濃度は減少傾向にある。渓流水においては各流域で大きなセシウム 137 濃度の違いは少ない。平成 23 年 6 月から 9 月にかけておおよそ 1～0.1 Bq/L の範囲の濃度であるが、その後は不検出や 0.1 Bq/L 以下の低い濃度に減少し、同等の値が続いている。

(b) 渓流水における形態別の放射性セシウムの移行量の比較

それぞれの流域の平水時における、溶存態として、SS として、有機物として移行する量を調査期間別（平成 24 年 9 月～12 月）に図 3.2.1(7)-5 に示す。各観測期間における季節変動はあるものの、各期間中の溶存態、SS、粗大有機物の比率はあまり変わらなかった。

図 3.2.1(7)-6 に平水時における放射性セシウムの溶存態、SS、有機物としての移行量の 3 調査期間^{*19} 総量及びその割合を示した。その結果、いずれの流域においても放射性セシウムの移行量は 90～98%が SS であり、第 2 次分布状況等調査における口太川や下流の本川における配分比と類似した結果を示した。

(c) 降雨流出イベント時における放射性セシウム濃度の変化

疣石山流域及び高太石山流域の渓流水において、台風 17 号（平成 24 年 9 月 30 日～10 月 2 日）と秋雨（10 月 17 日～18 日）による降雨流出について観測を行った。ここではデータがそろっている疣石山流域の結果を示す。両流出イベント時の渓流水及び地下水（10 月平水時）における溶存態放射性セシウムの濃度及び濁度の変化を図 3.2.1(7)-7 に示す。

疣石山流域における放射性セシウム濃度は、台風イベント時では流出ピークの前にセシウム 137、セシウム 134 とともに上昇し、流出ピーク時には低下した。秋雨イベントでは台風イベントと比較してなだらかに上昇した。台風イベントの放射性セシウムのピーク濃度は平成 23 年 6 月～8 月に観測された濃度と同等の値であった。（図 3.2.1(7)-4）

^{*19} 3 流域の比較可能な平成 24 年 10 月 1 日～10 月 9・10 日、10 月 22 日～11 月 3 日、11 月 29・30 日～12 月 18・19 日における調査期間（44～45 日間）を抽出し合計した。

(d) 森林流域からのセシウム 137 流出量とプロットからのセシウム 137 流出量の比較

単位面積当たりの各流域及びスギ侵食プロットにおける単位侵食力ファクタあたりのセシウム 137 流出率を表 3.2.1(7)-3 に示す。侵食力ファクタは降雨による土壌侵食のエネルギーを表す指標で、対象期間内の降雨の状況によって計算される。セシウム 137 流出率を侵食力ファクタで割ることで、異なる期間、流域での流出率の比較が可能になる。

各流域とスギ侵食プロットを比較したところ、疣石山流域では 10 の⁻⁴乗オーダーとやや大きな値を示したが、その他流域については、スギ林の侵食プロットでの観測結果と同じオーダー（10 の⁻⁵乗）であった。したがって、各流域からのセシウム 137 の流出量は、プロットにおいて測定されたセシウム 137 流出率を用いて推定し、モデル入力パラメータとして用いても大きな問題はない可能性が示唆された。

4) まとめ

平水時における溶存態放射性セシウムは、渓流水において平成 23 年 6 月から 9 月にかけておおよそ 1~0.1 Bq/L の範囲の濃度であるが、その後は不検出や 0.1 Bq/L 以下の低い濃度に減少し、同等の値が続いている。地下水、土壌水においても減少傾向にあり、地下水は渓流水、土壌水と比較して 1/10~1/1,000 程度低い値であった。降雨流出イベント時における溶存態放射性セシウム濃度のいずれのイベントにおいても上昇が確認された。渓流水における形態別の放射性セシウムの移行量は、90~98%が SS であった。土壌への沈着量及び侵食力ファクタに対するセシウム 137 の流出率を、森林流域とスギ林侵食プロットで比較したところ、同様のオーダーであった。

今後、より多くの降雨イベントでの観測を行うこと、安定同位体による流出成分分離（地下水起源か降雨起源か）等を行うことで、降雨流出機構を明確にすることや、濁度、流出量等との関係性についてより検討を深め、モデルの入力パラメータをより高度化することが必要となろう。

参考文献：

- [1] Phillips, J.M., Russell, M.A., Walling, D.E. 2000. Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment: a simple methodology for small catchment. Hydrological Processes, Vol.14, Issue 14, 2589-2602.

表 3.2.1(7)-1 調査・観測内容

	疣石山流域	石平山流域	高太石山流域	スギ壮齢林	広葉樹混合林
渓流水	採水、流量観測 有機物採取、SS 採取、濁度計測※	採水、流量観測 有機物採取、SS 採取、濁度計測※	採水、流量観測 有機物採取、SS 採取、濁度計測※	なし	なし
地下水	深度 5、15、30 m 採水、水位観測	なし	深度 3、6、20 m 採水、水位観測	なし	なし
土壌水	一部採水	一部採水	深度 10、20、30cm 採水、水分調査	深度 10、20、30 cm 採水、水分調査	深度 10、30、50 cm 採水、水分調査

※ 有機物採取、SS 採取、濁度観測は平成 24 年 9 月から始めた。その他の項目は平成 23 年から観測を始めている。

表 3.2.1(7)-2 サンプルの放射性セシウム測定手法

対象 サンプル	測定機関	放射性セシウムの測定方法概要
地下水 土壌水 渓流水	気象研究所	ゲルマニウム半導体検出器を用いて測定。一部の渓流水について水試料を AMP ^{*20} による共沈濃縮処理をし測定
	金沢大学	広島大学において水試料を AMP による共沈濃縮処理をし、金沢大学において極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測定
	筑波大学	ゲルマニウム半導体検出器を用いて測定。イベント時の渓流水サンプルについては沸騰させない程度の温度（80℃前後）で熱し、蒸発濃縮したのち、ゲルマニウム半導体検出器を用いて測定
粗大有機物 SS	筑波大学	炉乾燥したのち粉碎し、Well 容器を用いてゲルマニウム半導体検出器で放射性セシウム濃度を測定。

表 3.2.1(7)-3 単位面積当たりの各流域及びスギ侵食プロットにおける
単位侵食力ファクタあたりのセシウム 137 流出率

流域及びプロット	疣石山流域	石平山流域	高太石山流域	スギ侵食プロット
期間	3 調査期間※	3 調査期間※	3 調査期間※	H23 年 7 月 17 日～ H24 年 11 月 18 日
セシウム 137 の土壌への沈着量 (Bq/m ²)	544,000	298,000	916,000	442,000
セシウム 137 流出量(Bq/m ²)	87.4	26.3	20.5	548
土壌沈への着量に対する 流出率(%)	0.016	0.009	0.002	0.124
単位侵食力ファクタあたりの セシウム 137 流出率 (%)	1.39E-04	7.63E-05	1.93E-05	2.05E-05

※ 3 流域の比較可能な H24 年 10 月 1 日～10 月 9・10 日、10 月 22 日～11 月 3 日、11 月 29・30 日～12 月 18・19 日調査期間（44～45 日間）を抽出し合計した。

*20 AMP による共沈濃縮処理とは、低い放射性セシウム濃度の測定のためにリンモリブデン酸アンモニウムにセシウムを吸着させることで濃縮する処理である。

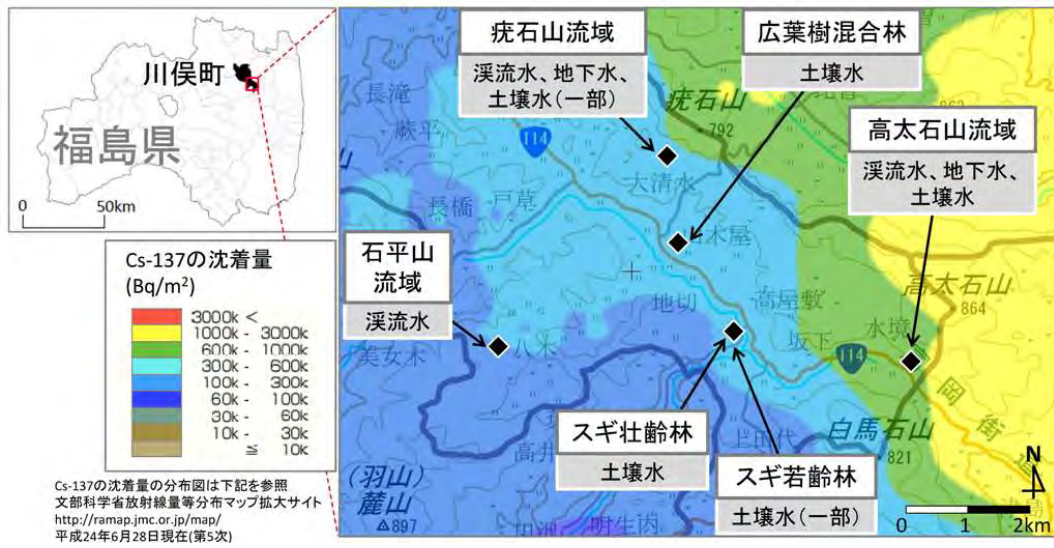
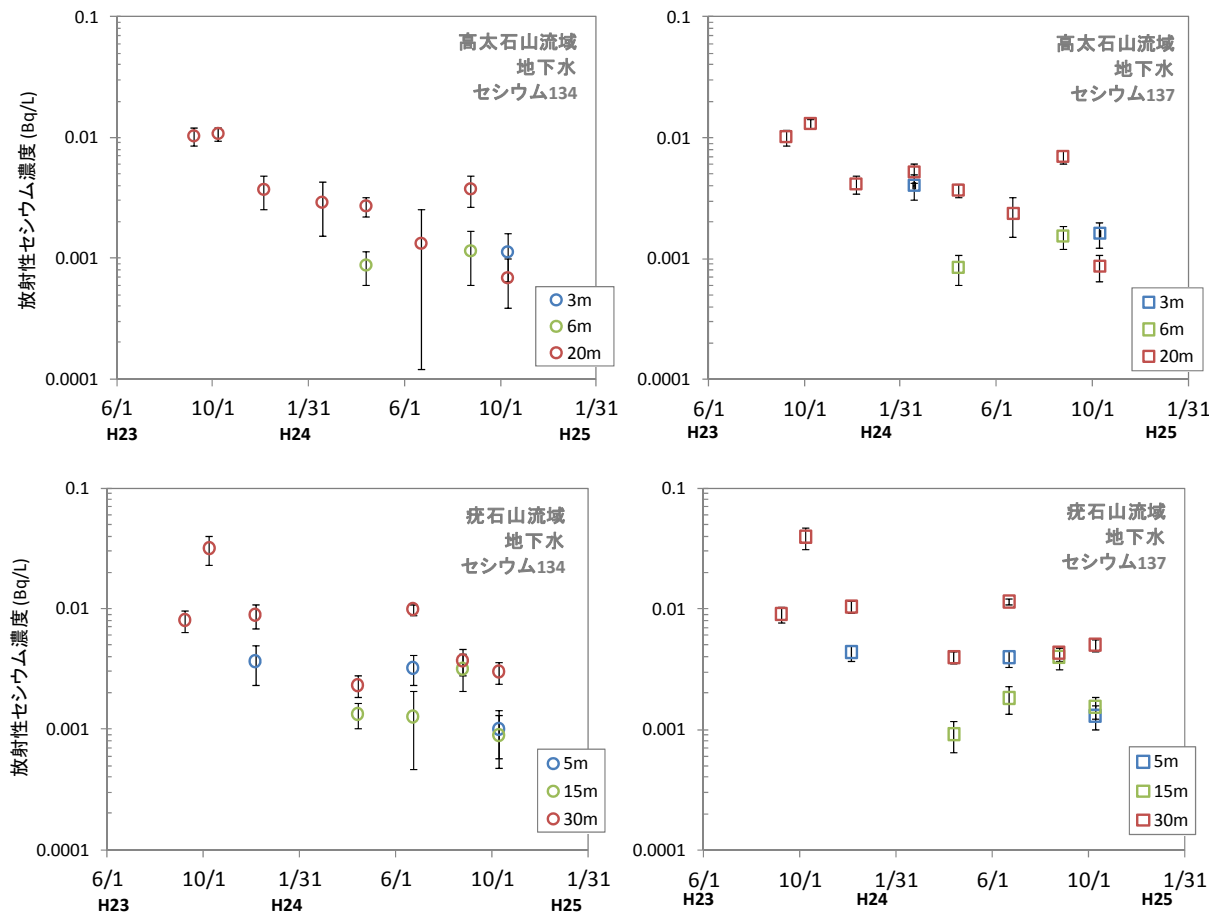
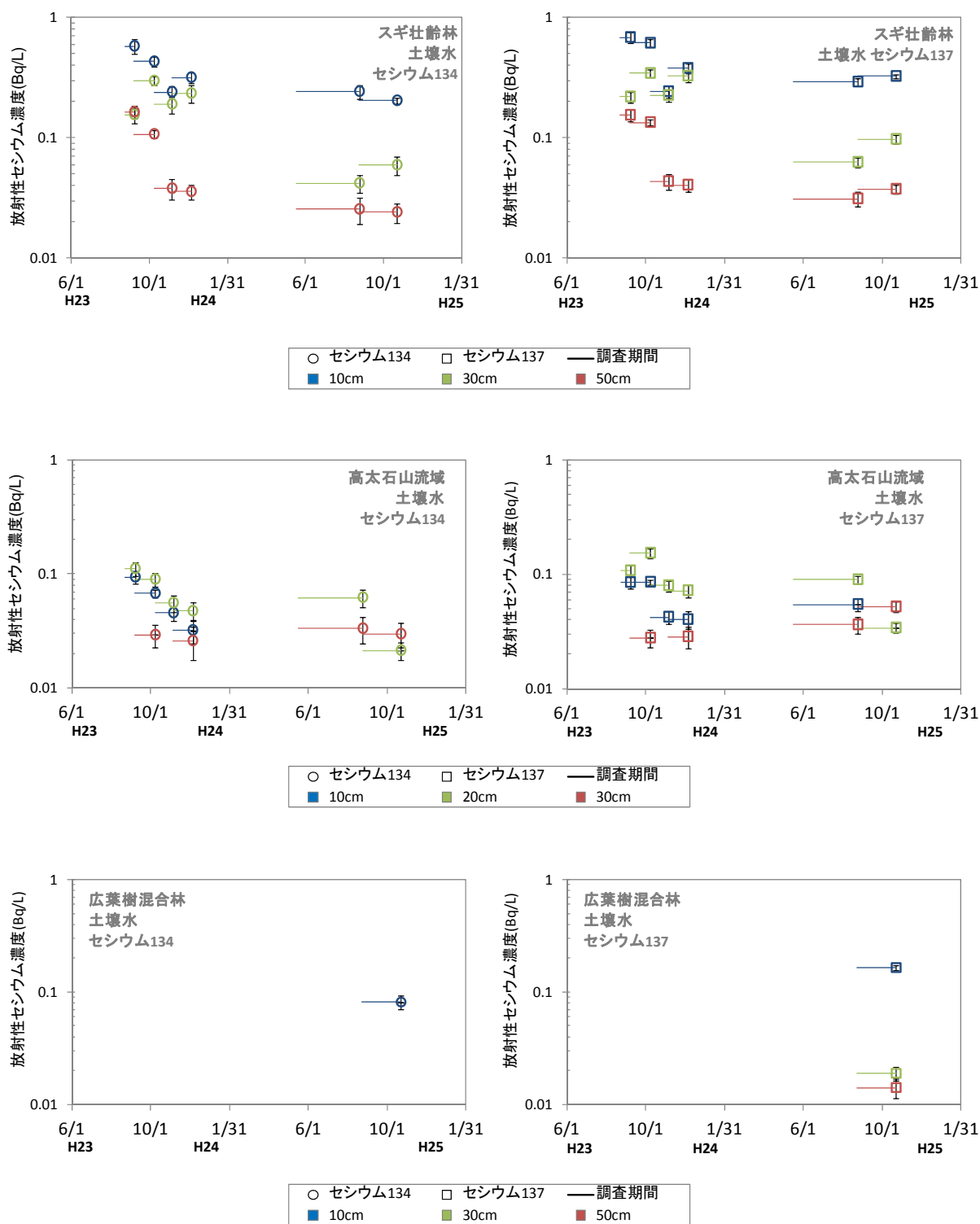


図 3. 2. 1 (7)-1 調査対象地域



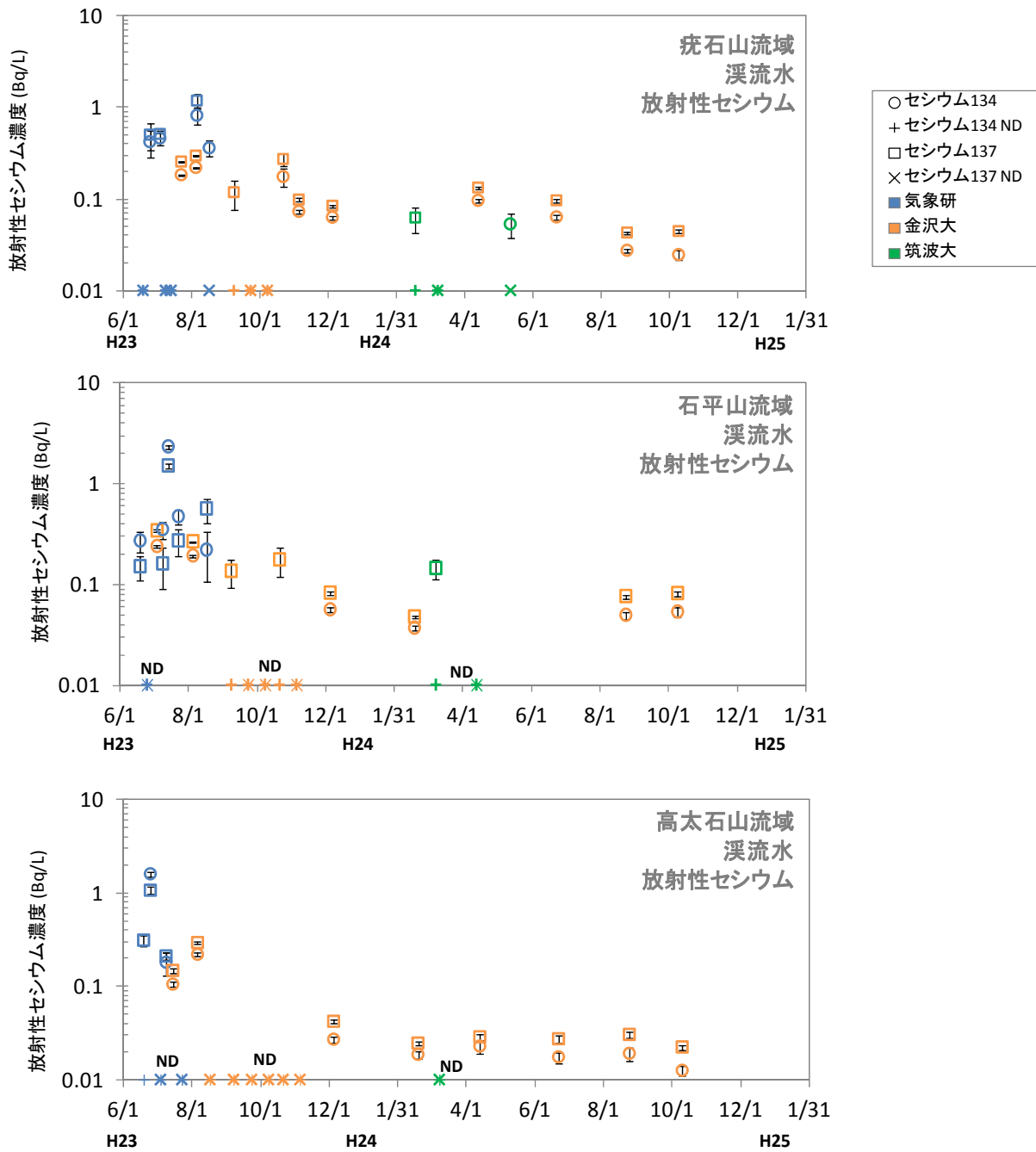
全サンプル：広島大にて AMP により共沈させたのち、金沢大の極低バックグラウンドで測定

図 3. 2. 1 (7)-2 各流域の地下水における放射性セシウム濃度



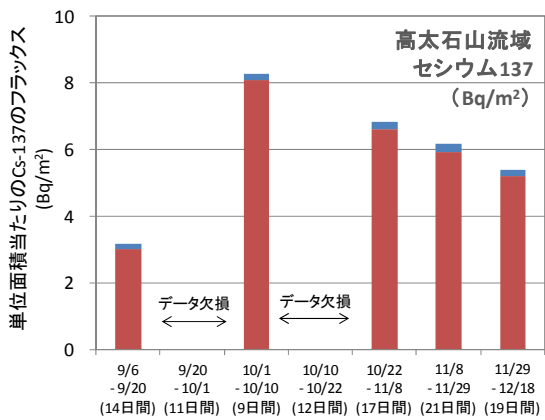
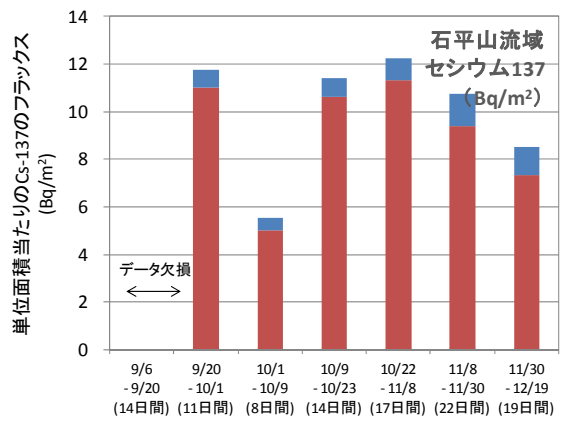
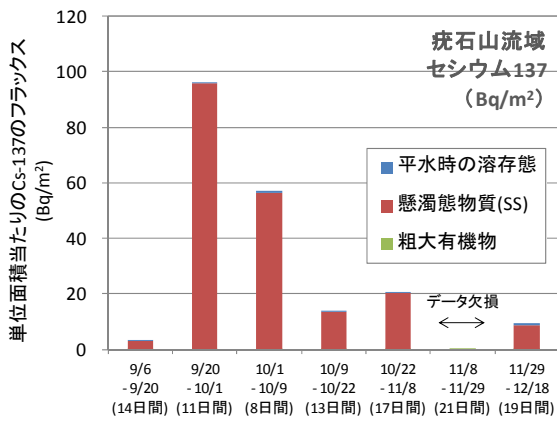
全サンプル：広島大にてAMPにより共沈させたのち、金沢大の極低バックグラウンドで測定

図 3. 2. 1(7)-3 各流域の土壌水における放射性セシウム濃度



凡例 気象研：一部 AMP により共沈させての測定
 金沢大：広島大にて AMP により共沈させて、金沢大の極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
 ND：グラフの下端に示していて、0.01 Bq/L の値ではない

図 3.2.1(7)-4 各流域の渓流水における放射性セシウム濃度



[計算方法]

溶存態：H24年8月、10月の平常時における溶存態放射性セシウム濃度を渓流水の流出量にかけた。

SS：SS サンプラーの放射性セシウム濃度を濁度計の連続データと流量から得られたSSの流出量にかけた。

粗大有機物：有機物の放射性セシウム濃度をトラップされた全量にかけた。

図 3.2.1(7)-5 平水時における放射性セシウムの溶存態としての移行量、SS としての移行量、有機物としての移行量の変化

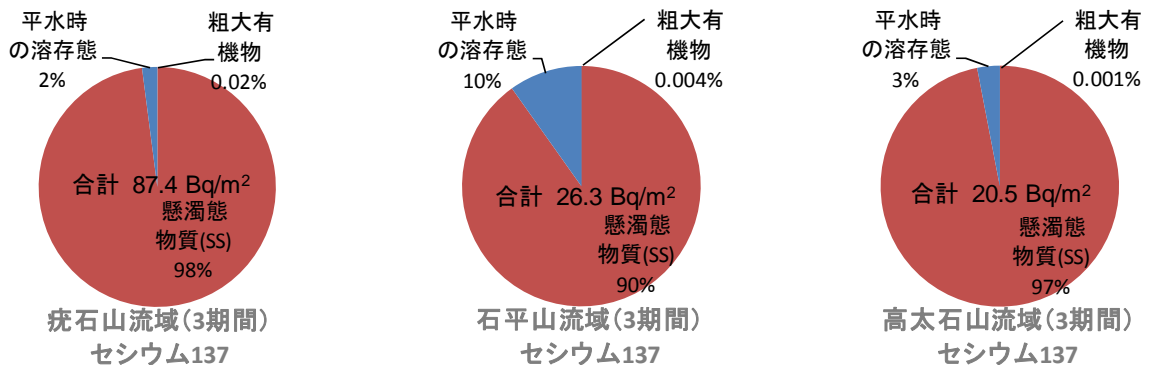
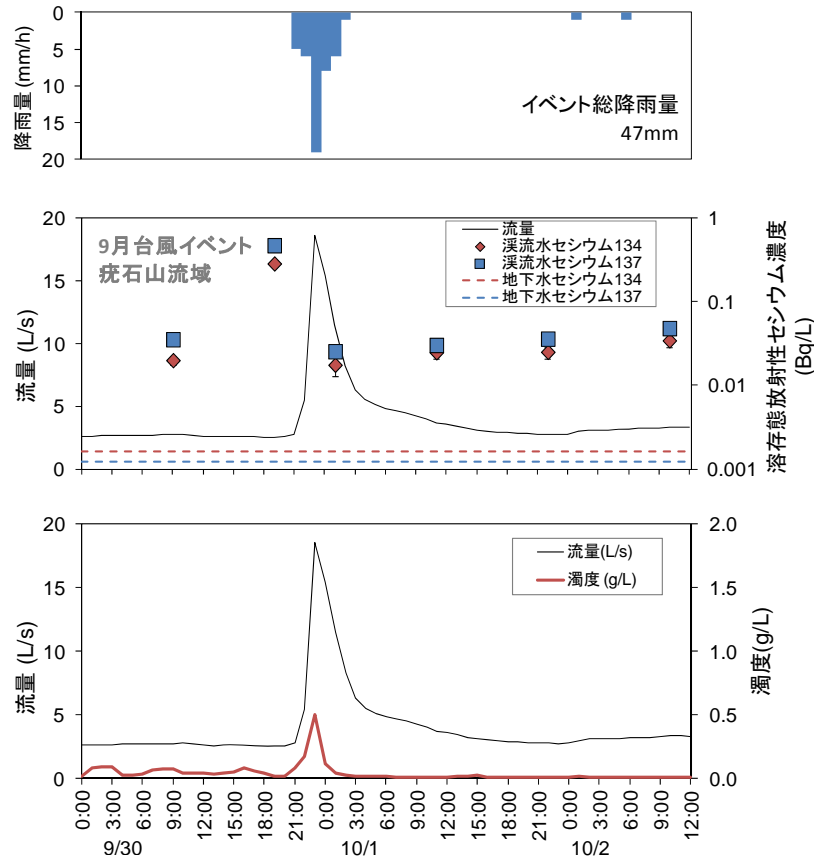


図 3.2.1(7)-6 平水時における放射性セシウムの溶存態、懸濁態物質(SS)、有機物としての移行量の3調査期間の※総量及びその割合

※ 3流域の比較可能なH24年10月1日～10月9・10日、10月22日～11月3日、11月29・30日～12月18・19日調査期間(44～45日間)を抽出し合計した。

平成 24 年 9 月台風イベント：疣石山流域



平成 24 年 10 月秋雨イベント：疣石山流域

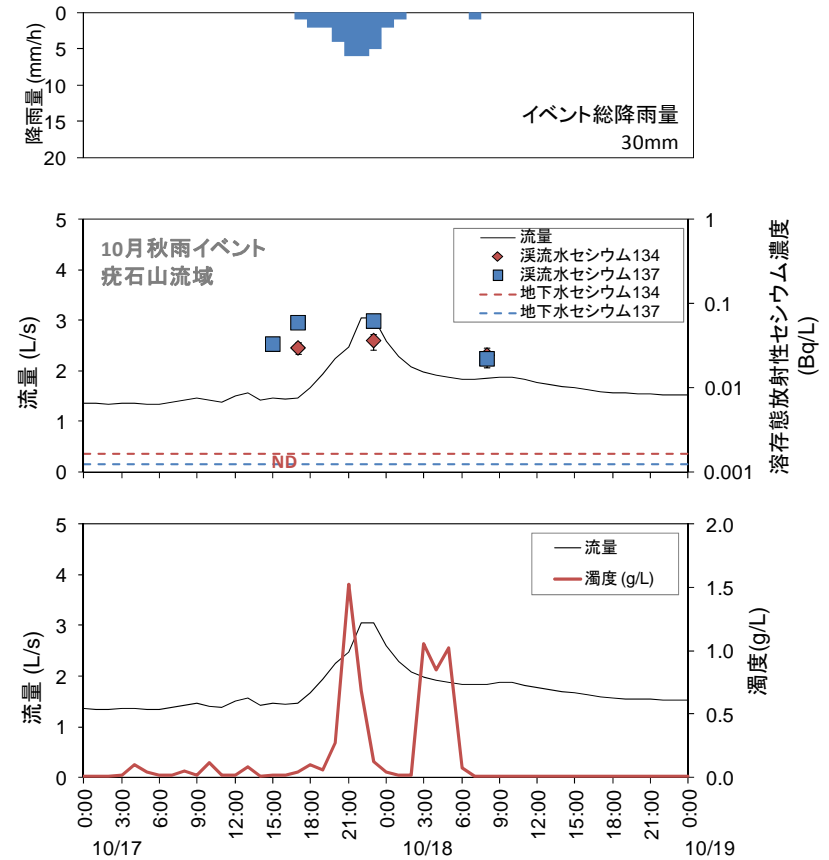


図 3. 2. 1(7)-7 疣石山流域及び高太石山流域の渓流水における降雨流出イベント中の溶存態放射性セシウムの流量及び濁度の変化

3.2.1(8) 放射性セシウムの飛散状況調査： 様々な土地利用区画からの放射性セシウムの飛散状況

北 和之（茨城大学）
吉田 尚弘（東京工業大学）

1) 調査目的

平成23年3月の福島第一原発事故により環境中に放出され、地表に沈着した放射性物質が今後どのように移行するか定量的に理解していくことが、今後の推移を予測し対応を考える上で重要である。地表にいったん沈着した放射性物質が再び大気中に巻き上げられる再飛散は、速く広範囲に移行を引き起こす可能性があるため、経路の一つとして重要である。本調査では、様々な土地利用の場所において大気中への放射性セシウムの飛散量を把握するとともに、その風速等飛散に影響する要因との関係を定量的に理解することを目的としている。

2) 調査内容

本調査は、平成23年7月より川俣町山木屋地区の裸地（以下、「学校グラウンド」という。）と休耕畑地（以下、「畑地」という。）及び2カ所の林地、広葉樹混合林、スギ若齢林において継続的に行われている。測定項目は、i)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によって大気微粒子（エアロゾル）とともに放射性物質を捕集し、ゲルマニウム半導体検出器によりガンマ線強度を測定することで求める、単位体積あたりの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。）、ii)パッシブサンプラー^{*21}により大気から地表に沈着する放射性物質を捕集し、ガンマ線強度を測定することで測定する平均沈着フラックス、iii)ハイボリュームエアサンプラーにインパクトを装着し大気エアロゾルを粒径別に捕集して、それぞれガンマ線強度を測定することで得られる粒径毎の大気中放射能濃度である。また、各調査地点には自動気象ステーションを配置し、風向、風速、気温、湿度さらに土壌水分量を連続測定している。さらに学校グラウンドでは、超音波風速計及び3つの高度での風速測定を行うことにより、風が地表に加える力を示す摩擦速度を推定するとともに、飛散する砂の量を飛砂カウンターにて測定している。

加えて、平成24年12月からは浪江町下津島地区にある裸地（以下、「津島グラウンド」という。）においても調査を開始した。7台のハイボリュームエアサンプラーによって放射性セシウムの大気中放射能濃度をサンプリング期間24時間の平均値として測定するとともに、カスケードインパクト1台によりエアロゾル粒径毎の大気中放射能濃度を測定している。また、パッシブサンプラーにより大気から地表への沈着フラックスを測定するとともに、自動気象ステーションと飛砂カウンターを学校グラウンドから移設し、またエアロゾル粒子の粒径別濃度を電子式陰圧インパクト（ELPI：Electric Low-Pressure Impactor）にて、黒色炭素エアロゾル濃度及び硫酸エアロゾル濃度をそれぞれブラックカーボンモニタ及びサルフェートモニタにて連続的に測定している。

3) 結果と考察

(a) 放射性セシウムの大気中放射能濃度の推移と風速との関係

図3.2.1(8)-1は、川俣町山木屋地区の4調査地点における調査開始から平成24年までのセシウム137の大気中放射能濃度の時間変化を示したものである。平成23年7月から8月にか

^{*21} 重力落下等乾性沈着及び降水等湿性沈着のいずれかのプロセスで大気中から降下した粒子状物質を捕集する上面が開いている金属容器のこと。

けて、4 地点ともに、それ以降の月に比べ高い大気中放射能濃度がしばしば観測された。この増大は、特に風向が東～南東方向のときに生じていたことから、福島第一原発から漏洩した放射性物質が輸送されてきたためと考えられる。平成 23 年 8 月から 10 月までに急速に大気中放射能濃度が減少していることは、福島第一原発で冷却システムが稼働し圧力容器等の温度が低下したことにより漏洩した放射性物質の量が減少していったことに対応しているものと考えられる。それ以降、放射能濃度は $0.0001 \sim 0.001 \text{ Bq/m}^3$ の間で増減を繰り返している。

図 3.2.1(8)-2 は、平成 23 年 11 月以降のデータについて、大気放射能サンプリング期間中の最大風速とセシウム 137 の大気中放射能濃度の関係を示したもので、両者に明瞭な正相関があることを示している。このことから、風によって放射性セシウムを含む粒子が巻き上げられ、大気中に飛散していることが示された。他の地点でも同様な関係がみられる。但し、相関係数は $R^2 = 0.5$ と高くはなく、風速以外にも大気中への飛散に影響する要因があると考えられる。

地表面からの土壌粒子の飛散は、風の強さ（摩擦速度）がある臨界値を越えたところで発生し、飛散量は摩擦速度の 3～4 乗に比例することが知られているが、図 3.2.1(8)-2 の関係は風が弱いときからほぼ風速に比例する形で飛散が起こっていることを示唆し、従来の知見と異なっている。また土壌中の水分は表面張力により土壌粒子の飛散を妨げることが知られており、土壌水分量が体積比で数%以上になると土壌粒子の飛散がほとんど起こらないと考えられていたが、学校グラウンドでは測定された土壌水分量はほぼ常に 10%以上であった。さらに、飛砂カウンターは、土壌粒子の飛散を検出していない。これらのことから、放射性セシウムの大気再飛散は、黄砂等の研究でこれまでに知られていた土壌粒子の飛散とは異なるメカニズムで起こっていると考えられる。

(b) 土地利用による大気中放射能濃度の違い

山木屋地区の 4 地点、学校グラウンドと畑地及び広葉樹混合林とスギ若齢林の樹冠部では、同じサンプリング期間で放射性セシウムの大気中放射能濃度を測定している。図 3.2.1(8)-3 は、セシウム 137 についてそれらを比較したものである。セシウム 134 についても同様の結果が得られる。学校グラウンドと畑地での大気中放射能濃度（図 3.2.1(8)-3 左）は互いによく正相関しており、両者の関係を示す回帰直線の相関係数の 2 乗は $R^2 = 0.67$ である。この直線の傾き 1.6 は、2 地点での地表の放射性セシウム沈着量の比 1.5 とほぼ一致しており、大気中放射能濃度と地表に沈着している放射性セシウムの割合が 2 地点でほぼ等しい。この結果は、飛散のメカニズムが何であれ、これらの 2 地点で地表から大気への放射性セシウムの飛散のメカニズムは同様であり、地表から大気への飛散の割合もほぼ同じであることを示唆する。但し、学校グラウンドで測定された大気中放射能濃度には、その周辺の草で覆われた場所で飛散した放射性セシウムが風に運ばれてきたものの寄与が含まれていると考えられ、裸地と畑地で飛散する放射性セシウムの割合が本当に等しいとは限らない。

林地での大気中放射能濃度の変動は、裸地や畑地と異なっている。図 3.2.1(8)-3(中)は、学校グラウンドと広葉樹混合林での大気中放射能濃度の関係を示している。この 2 地点は隣接しており地表に沈着した放射性セシウムの量はほぼ同じと考えられるが、大気中放射能濃度もばらつきは大きいものの平均的には両地点でほぼ同じであり、畑地と同様に 2 地点で地表から大気への放射性セシウムの飛散の割合が等しいことを示唆する。しかし、両者の間に正相関関係は認められるが相関係数の 2 乗は $R^2 = 0.29$ と低く、飛散量を変化させる要因が異なっていることを示唆している。学校グラウンドとスギ若齢林での大気中放射能濃度については、図 3.2.1(8)-3(右)に示すように明瞭な相関がみられない。また、スギ若齢林での地表セシウム 137 沈着量は学校グラウンドの 0.7 倍であるが、両地点の大気中放射能濃度は平均的にはほぼ等し

くスギ若齢林では何らかのメカニズムにより放射性セシウムの放出割合が大きくなっている可能性が高い。また、広葉樹混合林及びスギ若齢林それぞれにおいて、林床部と樹冠部での大気中放射能濃度を比較すると林床部での大気中放射能濃度が樹冠部の2倍程度あるときが多い。これは、林内で大気への再飛散が周囲より活発に生じている、もしくは林内で飛散した放射性セシウムが林外になかなか拡散しないため林内に蓄積していることを示している。

(c) 地表から大気への再飛散係数の推定

水平方向に放射性物質の分布がほぼ一様とみなせる狭い範囲においては、風による移流による変化が無視でき、大気中の放射性物質の量は地表からの再飛散による供給及び地表への沈着による除去のみによって変化していると考えてよい。この場合、大気中放射能濃度 R_A (単位 Bq/m^3) の時間変化は以下の連続の式で表すことができる。

$$dR_A/dt = (F_{rs} - F_{dp}) / H_{ML} = K_{rs} \cdot R_S / H_{ML} - K_{dp} \cdot R_A \quad (式 1)$$

ここで、 F_{rs} は地表から大気への放射能再飛散フラックス (単位 $Bq/m^2/s$)、 F_{dp} は大気から地表への沈着フラックス (単位 $Bq/m^2/s$)、 H_{ML} は大気乱流拡散により放射能濃度がほぼ一定と考えられる混合層の厚み (単位 m)、 R_S は地表に存在する放射性セシウムによる放射能濃度 (単位 Bq/m^2)、 K_{rs} は地表からの再飛散係数 (単位 $1/s$)、 K_{dp} は大気から地表への沈着係数 (単位 $1/s$) である。さらに、平均的な放射能濃度 R_A 及び R_S がほぼ一定と見なせる場合 (準定常状態) では、(式 1) の左辺が 0 と見なせるので沈着フラックスを決定する沈着係数 K_{rs} は、

$$K_{rs} = F_{dp} / R_S = K_{dp} \cdot R_A \cdot H_{ML} / R_S \quad (式 2)$$

と、本調査において測定された F_{dp} 及び R_S の値から推定することができる。大気への放射能再飛散フラックスは、この沈着係数から $F_{rs} = K_{rs} \cdot R_S$ として求められる。学校グラウンド及び畑地において測定された大気中放射能濃度と沈着フラックスの値から上の(式 1)、(式 2)により沈着係数 K_{dp} 及び再飛散係数 K_{rs} を求めた。図 3.2.1(8)-4 は、これらの時間的変化を示す。 K_{rs} はセシウム 134、137 ともにおおよそ $3 \sim 10 \times 10^{-11}$ (1/s) の範囲にあり、1月～3月にはやや高めである。その後 K_{rs} は減少し、平成 24 年 7 月～10 月は $0.5 \sim 2 \times 10^{-11}$ (1/s) の範囲にあった。典型的な値として、 $K_{rs} = 2 \times 10^{-11}$ (1/s) の場合、1 日あたり地表に存在するセシウムの 1.7×10^{-6} 、1 年あたりでは 0.06% が巻き上げられることになる。但し冬期には、その 5 倍以上に増加する場合もあった。

(d) 放射性セシウムの大気再飛散の担体となるエアロゾル成分

図 3.2.1(8)-5 は、学校グラウンドで測定された大気中のセシウム 137 による放射能濃度と、そのサンプリングと同じ期間で平均した粒子数密度、黒色炭素エアロゾル質量濃度及び硫酸エアロゾルの濃度を比較したものである。カスケードインパクトにより測定された大気エアロゾル粒径別の放射能濃度は、粒径 $4.2 \mu m$ 以上の比較的大きな粒子と粒径 $0.4 \mu m$ 以下の比較的小さな粒子で高くなっているが、図 3.2.1(8)-5 で大気中放射能濃度が比較的高くなっている 2 期間では、 $0.4 \mu m$ 以下の比較的小さな粒子で特に放射能濃度が高くなっており、この微小な粒子によって放射能増加が起こっていた可能性が高い。

粒子数密度は ELPI により直径を 14 段階に分けて測定しているが、図 3.2.1(8)-5 では 3 つの直径の粒子についてのみ示してある。どの粒径でも粒子数密度の時間的な変化は互いに似か

よっており、平成 24 年 12 月 22 日、12 月 28 日～30 日、平成 25 年 1 月 2 日、1 月 10 日～14 日に比較的高い値を取っている。しかし、大気中放射能濃度が 0.002 Bq/m^3 以上と高くなっているのは、12 月 22 日と 1 月 14 日のみであり、大気中放射能濃度がエアロゾル粒子数のみで決まるのではなく、エアロゾルの種類・組成によっても変化することが示された。この 2 日に共通している特徴として、黒色炭素エアロゾル濃度が比較的高くなっていることが上げられる。硫酸エアロゾル濃度がむしろ高くなっている 12 月 28 日～30 日には大気中放射能濃度は増加していない。黒色炭素エアロゾルは有機物等様々な物質を付着する性質があり、何らかの形で放射性セシウムを付着する可能性がある。しかし、黒色炭素エアロゾル濃度と大気中放射能濃度の相関は非常に高いとはいえず、他の要因の寄与も大きいと考えられる。気象要素や土壌水分、あるいは非常に細かい土壌粒子や有機炭素等他の成分についても調べる必要がある。

4) まとめ

本調査は、様々な土地利用の場所において大気中への放射性セシウムの飛散量を把握するとともに、その風速等飛散に影響する要因との関係を理解することを目的とし、川俣町山木屋地区の 4 カ所及び浪江町津島地区において、大気中の放射性セシウムによる放射能濃度と気象要素や関連する項目について測定を行った。その結果現時点では以下のことが明らかになった。

平成 23 年 10 月以降、大気中放射能濃度は $0.0001 \sim 0.001 \text{ Bq/m}^3$ の間で増減を繰り返している。この増減は、最大風速と正相関しており、風による放射性セシウムの再飛散によるものであることを示している。但し、土壌水分が高く飛砂も測定されなかったことから、放射性セシウムの再飛散は、従来黄砂等の研究で知られていたメカニズムによる比較的大きな土壌粒子の飛散に伴って発生したのではないことを示唆している。

学校グラウンドと、畑地及び広葉樹混合林での放射性セシウムの大気中放射能濃度の比は、それぞれの地点での地表セシウム沈着量の比と平均的に一致し、地表から大気へ飛散する割合はおおよそ一定していることを示唆している。小学校グラウンドや畑地と林地での放射能濃度の相関は悪く、林地では別のプロセスが関与している可能性を示す。スギ若齢林では、大気中放射能濃度の比が地表セシウム沈着量の比より大きく、放射性セシウムの飛散の割合が大きい可能性がある。

水平方向に放射性物質の分布がほぼ一様で、その時間変化は小さいと考えられるとき、大気中の放射性物質の量は地表からの再飛散による供給及び地表への沈着による除去のみによって変化していると考えられ、1-box モデルを適用し、地表沈着セシウム量の何%が飛散するかを示す再飛散係数を推定できる。再飛散係数はセシウム 134、137 ともにおおよそ $3 \sim 10 \times 10^{-11} (1/s)$ の範囲にあり、平成 24 年 1 月～3 月にはやや高めとなった。その後は減少し、平成 24 年 7 月～10 月には $0.5 \sim 2 \times 10^{-11} (1/s)$ の範囲にあった。1 年あたりにすると約 0.1%の放射性セシウムが巻き上げられることになる。

津島グラウンドにおいて比較的高い時間分解能で放射能濃度と関係する諸パラメータの同時測定を実施し、大気中放射能濃度の変動が主に直径 $0.41 \mu\text{m}$ 以下の比較的小きな粒子で生じていることがわかった。また、黒色炭素エアロゾル濃度と大気中放射能濃度の相関が比較的高く、それが放射性セシウムの飛散に寄与している可能性がある。

謝辞：

本研究の実施に際し、気象庁気象研究所 三上正男氏及び五十嵐康人氏は、気象要素の測定及び放射能計測を共同で実施した。また、茨城大学工学部技術部のスタッフ、特に出水宏幸氏は大気中放射能測定のための大気サンプリング作業の実行面で非常に大きな貢献をした。記して謝意を表す。

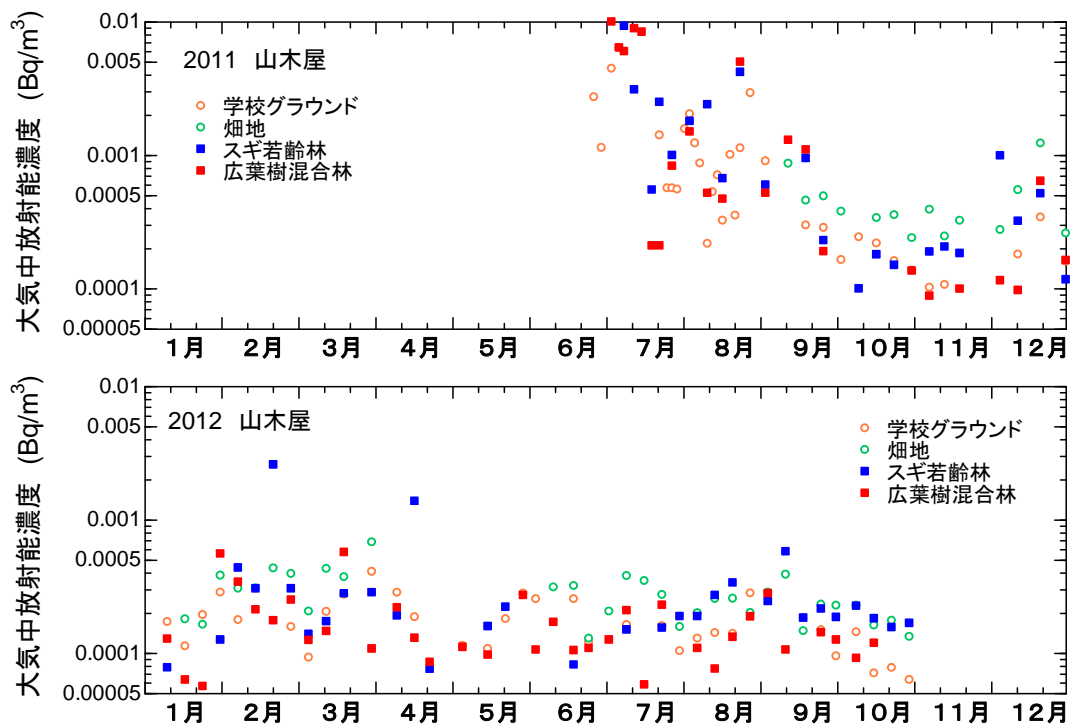


図 3.2.1(8)-1 山木屋地区学校グラウンド、畑地、スギ若齢林樹冠部及び広葉樹混合林樹冠部における大気中のセシウム 137 濃度の変化 ((上)平成 23 年、(下)平成 24 年)

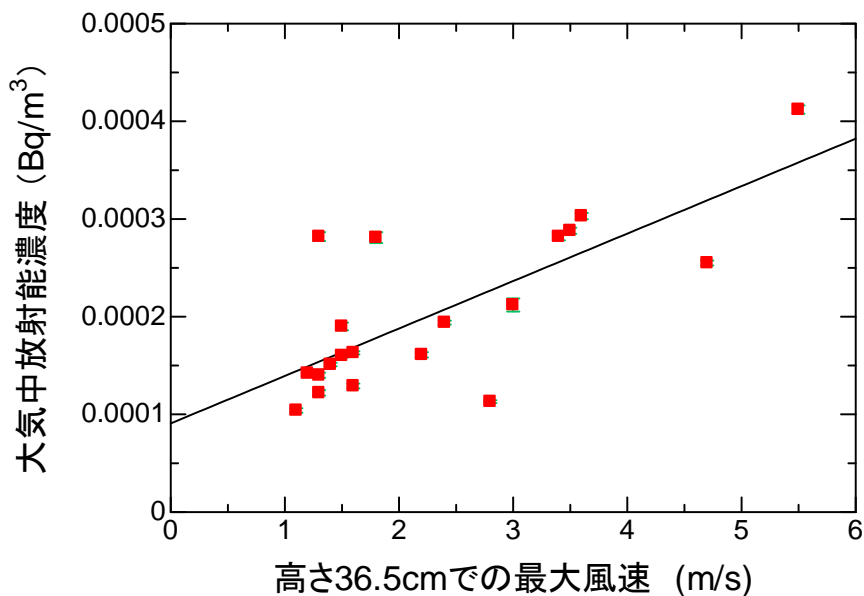


図 3.2.1(8)-2 学校グラウンドにおける地表から高さ 36.5 cm での風速とセシウム 137 の大気中放射能濃度との関係 (風速は、各大気中放射能濃度値を求めた大気サンプリング期間中の最大値で示した)

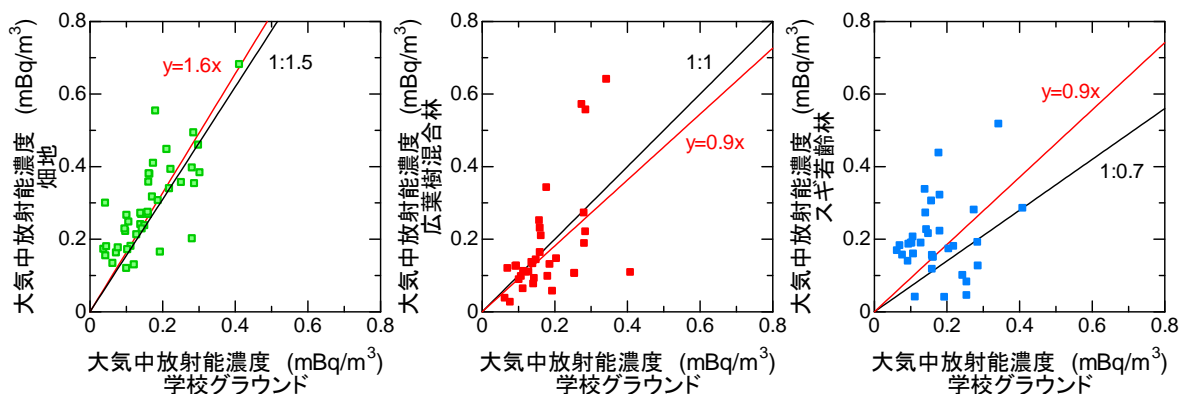


図 3.2.1(8)-3 異なる土地利用の地点における同じサンプリング期間のセシウム 137 の大気中放射能濃度の比較：(左)学校グラウンドと畑地、(中)学校グラウンドと広葉樹混合林、(右)学校グラウンドとスギ若齢林。黒線は2地点でのセシウム 137 の土壌への沈着量の比を示し、赤線は両地点での大気中放射能濃度の相関直線。

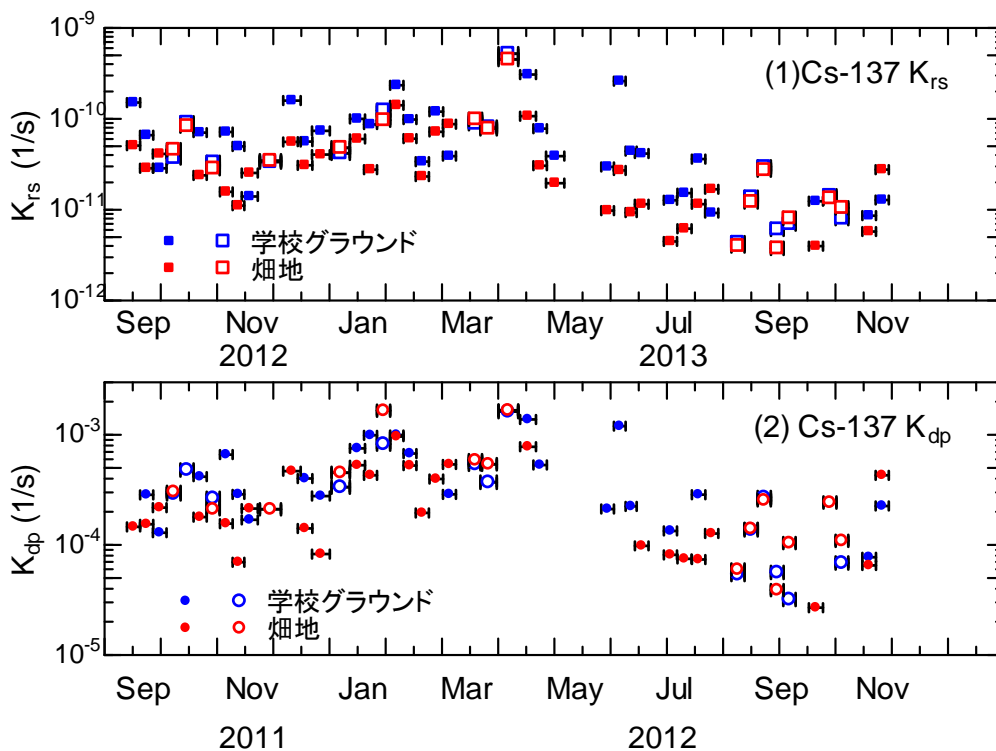


図 3.2.1(8)-4 山木屋小学校グラウンドと高屋敷について推定された地表から大気へのセシウム 137 の再飛散係数 K_{rs} (1/s) 及び沈着係数 K_{dp} (1/s) の時間変化 (白抜きマークは、畑地と学校グラウンドでの沈着フラックス比が 1.25~1.8 の範囲のデータを示す。)

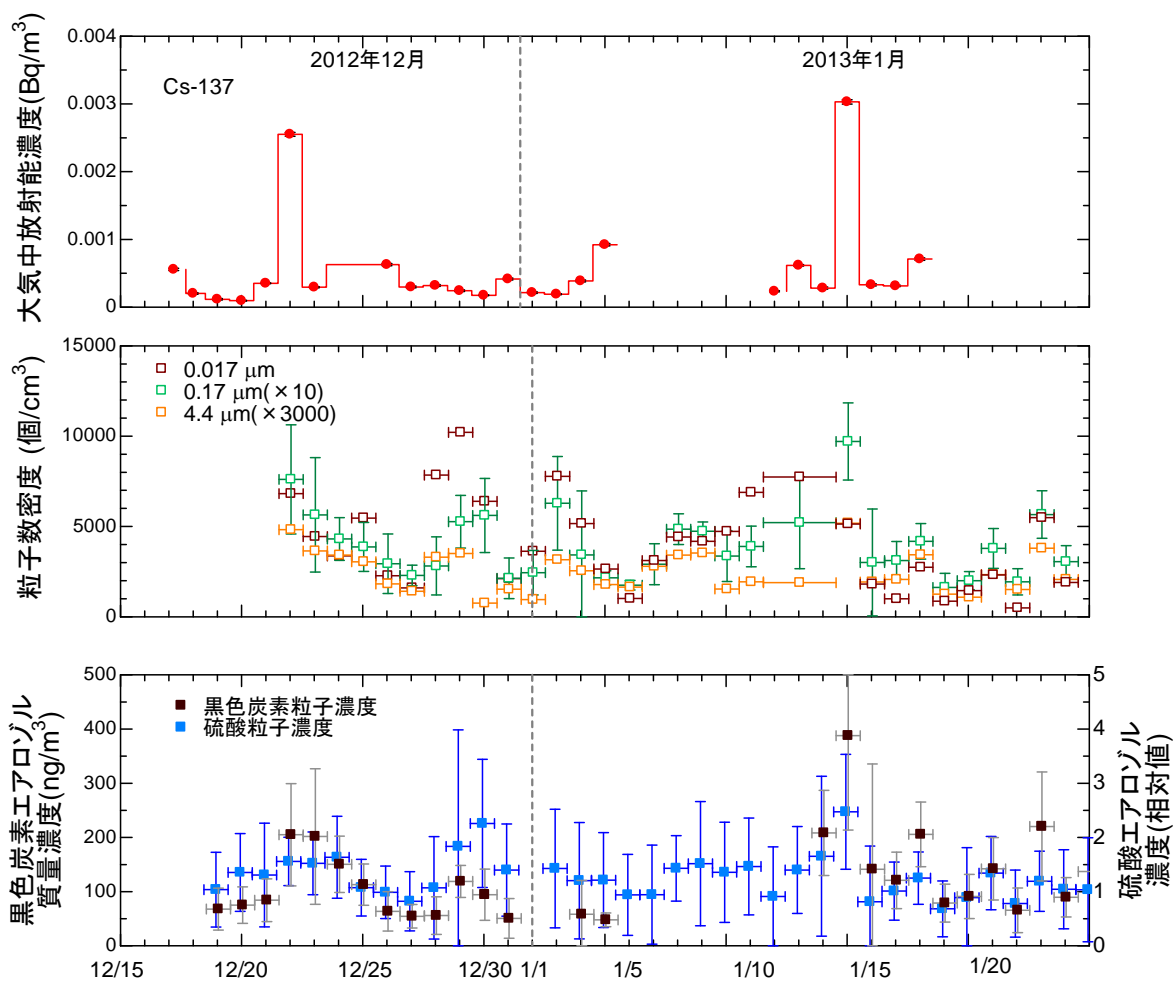


図 3. 2. 1(8)-5 津島グラウンドで測定された(上)大気中のセシウム 137 の放射能濃度、(中)0.017 μm 、0.17 μm 及び 4.4 μm の粒子数密度、(下)黒色炭素エアロゾル及び硫酸エアロゾルの濃度 (粒子数密度の変動範囲は、0.17 μm の粒子についてのみ示してある)

3.2.2 水系における放射性セシウムの移行状況の調査

3.2.2(1) 河川における放射性セシウム等の存在量の変化状況の確認調査

池内 嘉宏（日本分析センター）

1) 調査目的

日本分析センターは、原子力機構からの委託により、河川水の放射性物質の濃度が時間の経過とともに、どのように変化するかを把握するため、第1次分布状況等調査の第1回調査（以下、「第1回調査」という。）において、平成23年6月に50箇所の河川水等を採取、第1次分布状況等調査の第2回調査（以下、「第2回調査」という。）において、平成23年8月に同一の50箇所の河川水等を採取、第2次分布状況等調査（以下、「第3回調査」という。）において、平成23年12月に同一の50箇所の河川水等を採取し、放射性セシウム等の分析を行った。

本調査（第3次分布状況等調査）は、時間の経過による放射性物質の変化傾向を把握することを目的とし、平成24年8月（以下、「第4回調査」という。）と11月（以下、「第5回調査」という。）に第1次分布状況等調査及び第2次分布状況等調査と同一の50箇所を採取するとともに、今まで調査が行われなかった福島第一原発近辺の7箇所を追加した調査を実施した。

2) 本調査の実施概況

(a) 試料の採取期間

第4回調査（台風期前）

河川水の採取期間（平成24年8月22日～23日及び8月30日）

河底土の採取期間（平成24年8月22日～23日）

第5回調査（台風期後）

河川水の採取期間（平成24年11月27日～29日）

河底土の採取期間（平成24年11月27日～28日）

(b) 調査項目

• 河川水

河川水中のガンマ線放出核種（放射性セシウム、ヨウ素131）及びベータ線放出核種（ストロンチウム90）の放射能濃度の定量

• 河底土

河川水中のガンマ線放出核種（放射性セシウム、ヨウ素131）の定量

(c) 調査箇所

第1次分布状況等調査及び第2次分布状況等調査で河川試料（河川水、河底土）を採取した箇所と同一箇所（河川水試料：福島県内の50箇所、ストロンチウム90の分析対象：河川水試料採取箇所のうち10箇所、河底土：河川水試料採取箇所のうち10箇所）及び福島第一原発近辺の7箇所で採取した。調査箇所を Appendix 3.2.2(1)-図1 及び Appendix 3.2.2(1)-表1 に示す。

(d) 試料の採取方法

• 河川水

できる限り透明な河川水をひしゃく、またはバケツにロープをつけて採取し、キュービティ

ナー（容量：20 リットル）に移した。

- 河底土

移植ごてにより河底土の表面から約 1 cm を 200 g 程度採取した。

(e) 試料の分析方法及び検出下限値

- 河川水におけるガンマ線放出核種の放射能濃度測定

文部科学省の放射能測定法シリーズに準じて、より安全側に評価するため、試料は濾過せずに容量が 2 L のマリネリビーカー（底がくぼんでいて、ゲルマニウム検出器を包むようになっている容器）に移し、そのままゲルマニウム半導体検出器を用いて 8 時間程度測定を行い、セシウム 134、セシウム 137 等のガンマ線放出核種の放射能濃度を測定した。8 時間の測定で若干浮遊物がマリネリビーカーの底に沈む可能性はあるが、底がくぼんでいるため、必ずしも測定結果が高くなるとは考えられない。検出下限値は、それぞれ、0.10 Bq/kg 程度である。

- 河川水におけるベータ線放出核種の放射能濃度測定

河川水 40 L から放射化学分析により放射性ストロンチウムを分離し、ストロンチウム 90 の壊変生成物であるイットリウム 90 と放射平衡になる 2 週間後に、ベータ線放出核種であるストロンチウム 90 の放射能濃度を測定した。測定にあたっては、低バックグラウンドベータ線測定装置を用いて 60 分程度測定を行った。ストロンチウム 90 の検出下限値は、 6.0×10^{-4} Bq/kg 程度である。

- 河底土分析方法及び検出下限値

傾斜法により試料から水分を除去し、ポリプロピレン製の U-8 容器に移した上で、ゲルマニウム半導体検出器により 1 時間、セシウム 134、セシウム 137 等のガンマ線放出核種の放射能濃度を測定した。

3) 結果と考察

(a) 河川水におけるセシウム 134、セシウム 137 のガンマ線放出核種の放射能濃度の測定結果

- 放射性セシウムの放射能濃度の測定結果

第 4 回調査の河川水において、セシウム 134 の放射能濃度は最大で 0.56 Bq/kg（検出された試料の平均値：0.26 Bq/kg）、セシウム 137 の放射能濃度は最大で 1.1 Bq/kg（検出された試料の平均値：0.14 Bq/kg）であった（Appendix 3.2.2(1)-表 2 参照）。

第 5 回調査の河川水において、セシウム 134 の放射能濃度は最大で 0.49 Bq/kg（検出された試料の平均値：0.23 Bq/kg）、セシウム 137 の放射能濃度は最大で 1.0 Bq/kg（検出された試料の平均値：0.27 Bq/kg）であった（Appendix 3.2.2(1)-表 3 参照）。

なお、第 4 回調査及び第 5 回調査におけるセシウム 134、セシウム 137 の最大値は、本調査で福島第一原発近辺の追加した 7 箇所のうち、それぞれ 1 箇所であった。

第 1 回調査から放射能濃度が検出下限値以上であった箇所と、本調査の放射能濃度の変化状況を確認した。その結果、図 3.2.2(1)-1 及び図 3.2.2(1)-2 に見られるように、ほとんどの調査箇所において、第 1 回調査から第 3 回調査の測定結果に比べて、第 4 回調査及び第 5 回調査では、河川水中の放射性セシウムの放射能濃度が減少している傾向にあることが確認された。

なお、試料 No. 18 の佐久間川で採取された河川試料について、放射能濃度が第 1 回調査から徐々に増加している傾向にあったが、第 4 回調査及び第 5 回調査では急減している。他方、試料 No. 15 の保原、試料 No. 30 の滑津及び試料 No. 57 の昼曾根で、若干の増加がある。

河川試料の採取時の環境の違い等の要因もあり、今後も継続的に放射能濃度の変化傾向を確

認していくことが必要である。

なお、河川水中の放射性セシウムの放射能濃度が減少している傾向にあるため、検出下限値以下の結果が増えている。今後の調査では、河川水 40 L 程度を採取し、リンモリブデン酸アンモニウムを用いて放射性セシウムを集め、ゲルマニウム半導体検出器を用いて 22 時間程度測定することとする。検出下限値は 2 mBq/kg (0.002 Bq/kg) 程度となる。

(b) 河底土におけるガンマ線放出核種の放射能濃度の測定結果

• 放射性セシウムの放射能濃度の測定結果

第 4 回調査の河底土におけるセシウム 134 の放射能濃度は最大で 7,300 Bq/kg (平均: 1,200 Bq/kg)、セシウム 137 の放射能濃度は最大で 12,000 Bq/kg (平均: 1,900 Bq/kg) であった (Appendix 3.2.2(1)-表 4 参照)。

第 5 回調査の河底土におけるセシウム 134 の放射能濃度は最大で 1,500 Bq/kg (平均: 510 Bq/kg)、セシウム 137 の放射能濃度は最大で 2,700 Bq/kg (平均: 910 Bq/kg) であった (Appendix 3.2.2(1)-表 5 参照)。

また、第 1 回調査から放射能濃度が検出下限値以上であった箇所と、本調査の放射能濃度の変化状況を確認した。その結果、図 3.2.2(1)-3 及び図 3.2.2(1)-4 に見られるように、ほとんどの調査箇所において、第 1 回調査から第 3 回調査の測定結果に比べて、第 4 回調査及び第 5 回調査では、河底土中の放射性セシウムの放射能濃度が減少している傾向にあることが確認された。

なお、試料 No. 11 の二本松では、第 5 回調査で微量ではあるが増加している。また、試料 No. 44 の真野では、第 4 回調査で増加、第 5 回調査で減少している。

河川試料の採取時の環境の違い等の要因もあり、今後も継続的に放射能濃度の変化傾向を確認していくことが必要である。

(c) 河川水におけるストロンチウム 90 の放射能濃度測定の結果

第 4 回調査の河川水において、ストロンチウム 90 の放射能濃度は最大で 3.6×10^{-3} Bq/kg (平均 2.0×10^{-3} Bq/kg) であった (Appendix 3.2.2(1)-表 6 参照)。

第 5 回調査の河川水において、ストロンチウム 90 の放射能濃度は最大で 3.0×10^{-3} Bq/kg (平均 1.6×10^{-3} Bq/kg) であった (Appendix 3.2.2(1)-表 7 参照)。

第 1 回調査から放射能濃度が検出下限値以上であった箇所と、第 4 回調査及び第 5 回調査の河川水中のストロンチウム 90 の放射能濃度の変化状況を確認した。その結果、図 3.2.2(1)-5 に見られるように、ほとんどの調査箇所において、河川水中のストロンチウム 90 の放射能濃度が減少傾向にあるものの、微量の増減があることが確認された。第 1 回調査、第 2 回調査でストロンチウム 89 が検出された箇所 (Appendix 3.2.2(1)-表 8、図 3.2.2(1)-6 参照) は、今回の第 4 回調査及び第 5 回調査でも、ストロンチウム 90 の放射能濃度がやや高い傾向にあり、これは福島第一原発事故の影響と考えられる。

河川試料の採取時の環境の違い等の要因もあり、今後も継続的に放射能濃度の変化傾向を確認していくことが必要である。

(d) 河川水中の放射性セシウムの放射能濃度に関する考察

本調査の第 4 回調査及び第 5 回調査で検出された河川水の放射性セシウムの放射能濃度の最大はセシウム 134 が 0.56 Bq/kg、セシウム 137 が 1.1 Bq/kg であった。いずれも厚生労働省 告示第 370 号「食品、添加物等の規格基準」による基準値 10 Bq/kg よりも小さいことが確認さ

れた。

なお、セシウム 134 及びセシウム 137 の影響をより安全側に評価するため、仮にセシウム 134 及びセシウム 137 の放射能濃度の最大であるそれぞれ 0.56 Bq/kg、1.1 Bq/kg の水を 1 年間飲み続けた場合に生じる内部被ばく量について計算^{*22} したところ、それぞれ、0.012 mSv/年及び 0.014 mSv/年と低い値であることが確認された。

(e) 河川水中の放射性ストロンチウムの放射能濃度に関する考察

本調査において、それぞれ 10 箇所河川水試料から検出下限値以上のストロンチウム 90 が検出された。

なお、このストロンチウム 90 の影響をより安全側に評価するため、仮にこのストロンチウム 90 の放射能濃度の最大である 3.6×10^{-3} Bq/kg の水を 1 年間飲み続けた場合に生じる内部被ばく量について計算^{*22} したところ、 9.7×10^{-5} mSv/年と非常に低いことが確認された。また、放射性セシウム（セシウム 134 及びセシウム 137）の内部被ばく量と比べると、270 分の 1 程度であった。

4) まとめ

本調査までの 5 回の調査で、河川水の放射性セシウム及びストロンチウム 90 の存在量は、全体的には減少傾向にあることが把握できた。また、河底土の存在量も全体的には減少傾向にあることが把握できた。しかしながら、時間の経過とともに存在量が若干増加する箇所もあり、要因として河川水、河底土試料の採取時の環境の違い等も考えられ、今後も継続的に放射能濃度の変化傾向を確認していくことが必要である。

^{*22} 計算条件：1 日の水分の摂取量：2.65 L、経口摂取の線量 (mSv/Bq) は、ストロンチウム 90 は 2.8×10^{-5} mSv/Bq、セシウム 134 は 1.9×10^{-5} mSv/Bq、セシウム 137 は 1.3×10^{-5} mSv/Bq を用いた。

(出典：原子力安全委員会環境放射線モニタリング指針)

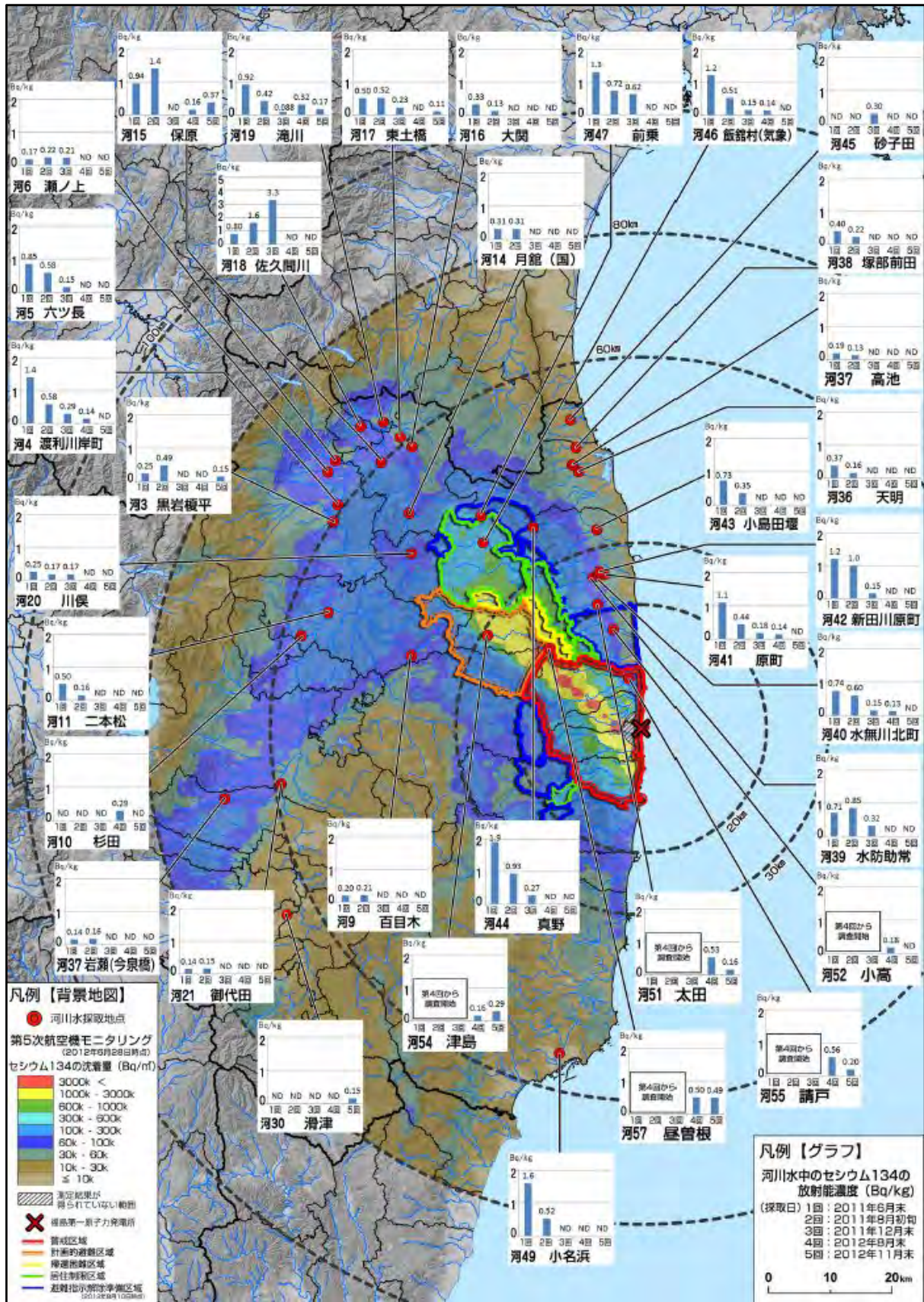


図 3.2.2(1)-1 河川水中の放射性物質の放射能濃度 (セシウム 134)

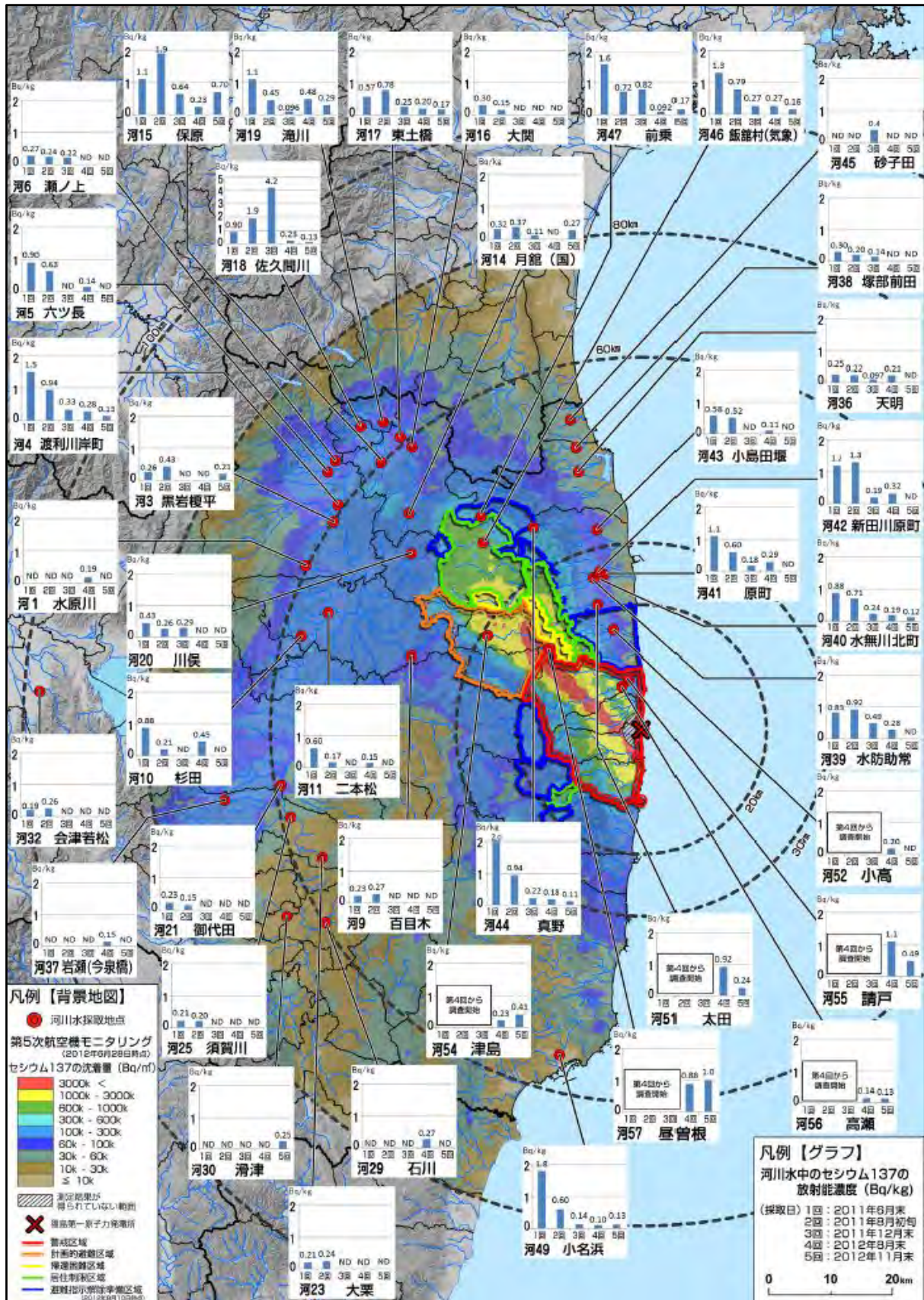


図 3.2.2(1)-2 河川水中の放射性物質の放射能濃度 (セシウム 137)

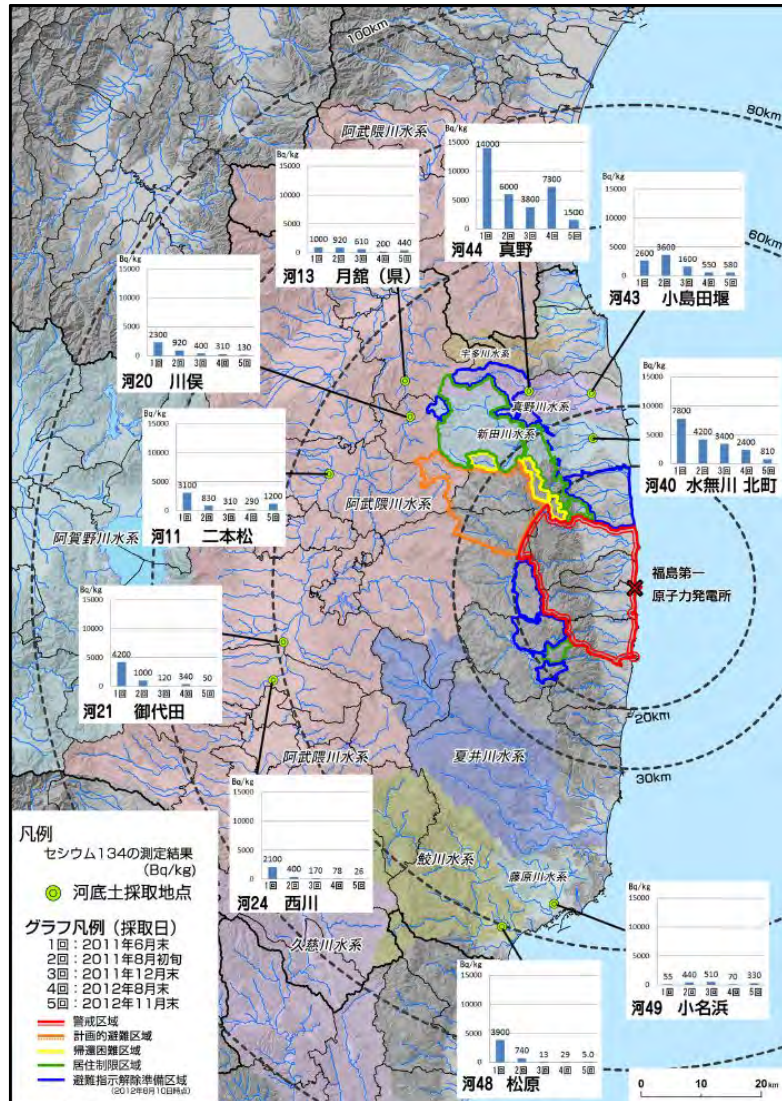


図 3. 2. 2(1)-3 河底土中の放射性物質の放射能濃度(セシウム 134)

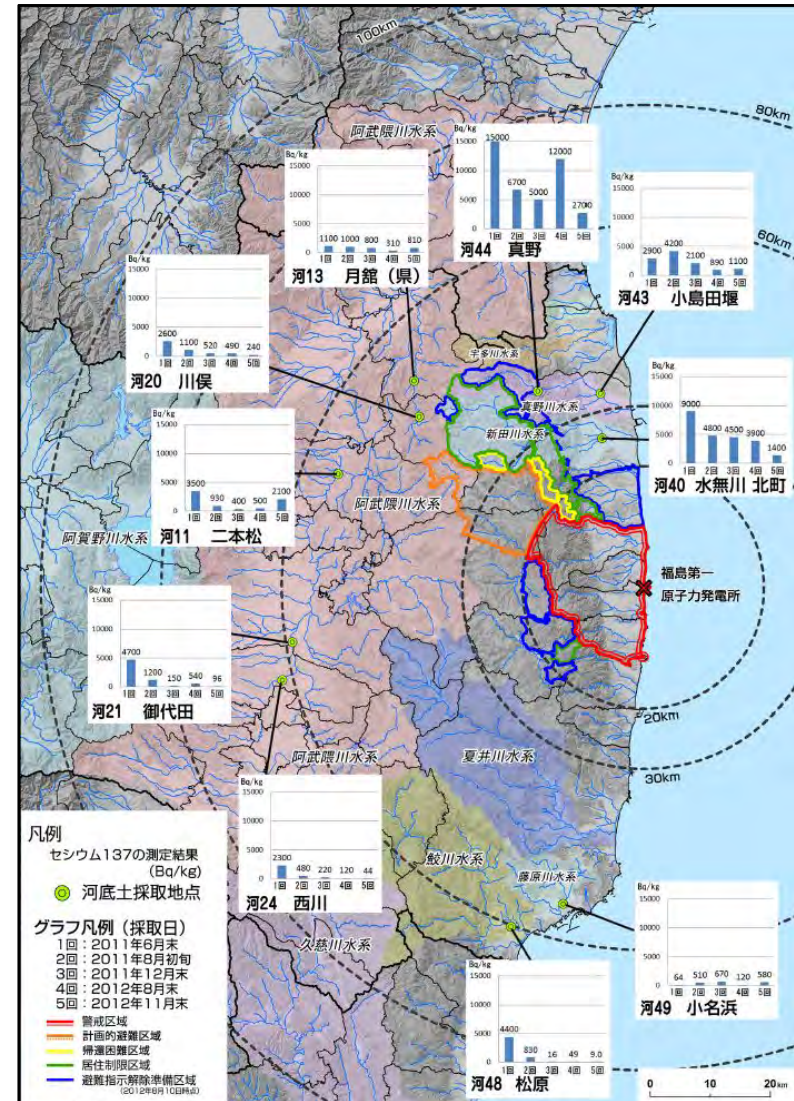


図 3. 2. 2(1)-4 河底土中の放射性物質の放射能濃度(セシウム 137)

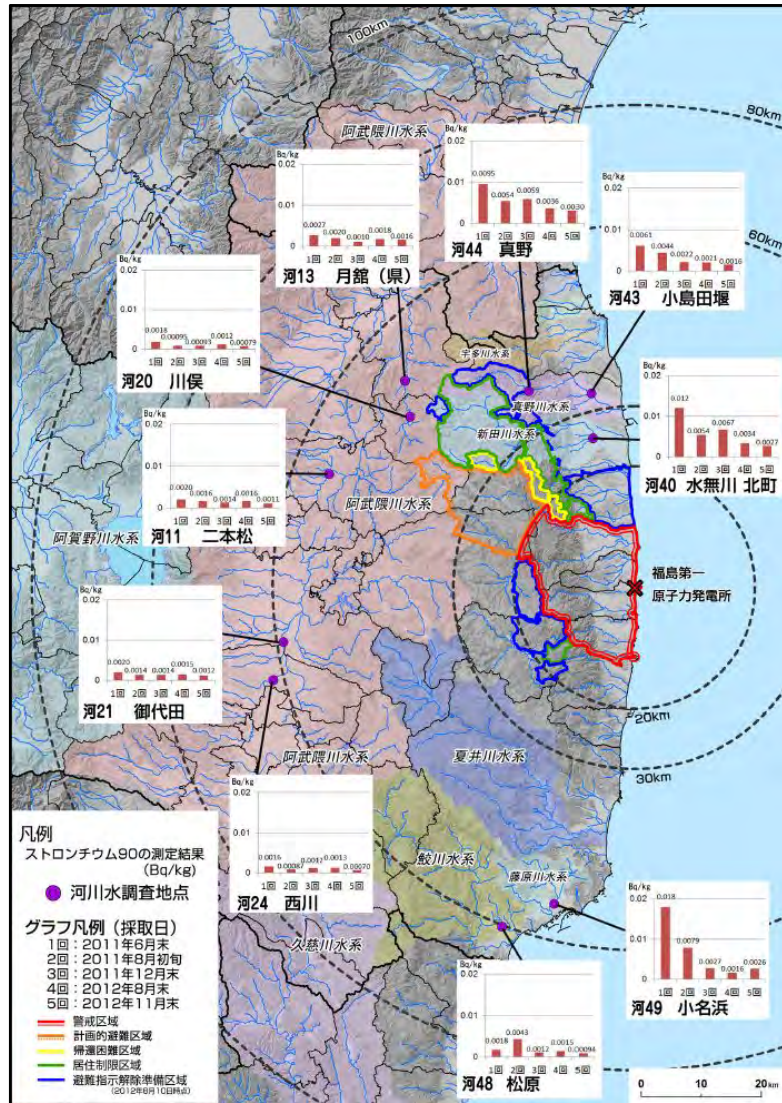


図 3. 2. 2(1)-5 河川水中の放射性物質の放射能濃度 (ストロンチウム 90)

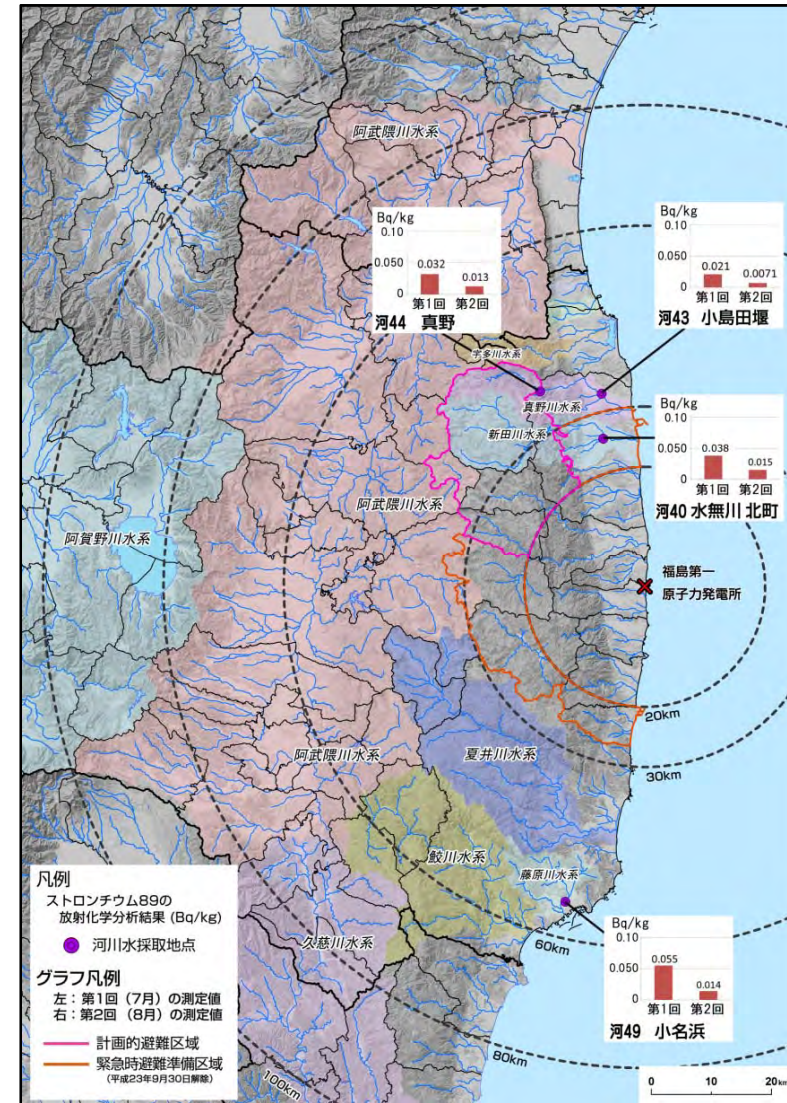


図 3. 2. 2(1)-6 河川水中の放射性物質の放射能濃度(ストロンチウム 89)

3.2.2(2) 河川水及び浮遊砂における放射性セシウム等の存在量の確認調査

恩田 裕一、吉村 和也（筑波大学）

1) 調査目的

河川から海洋にかけて放射性物質（特に放射性セシウム）の移行モデルを構築・検証するに当たり、河川中を浮遊砂として流出する放射性セシウムの移行量のモニタリングと、濁度及び雨量との関係を確認することが必要である。

本調査では、河川水中の浮遊砂による放射性セシウムの移行状況について確認するため、福島県をはじめとする30箇所の河川調査箇所において、河川水に含まれる浮遊砂を定期的に採取し、当該試料中の放射性セシウムの放射能濃度を測定した。また、浮遊砂に伴って河川を流下する放射性セシウムの移行量について、時間経過に伴う変化傾向を確認した。

2) 調査内容

第2次分布状況等調査では、阿武隈川水系・口太川流域を中心とした6地点において調査を実施した。本調査においては、福島県における浮遊砂の流下状況をより詳細に確認するため、第2次分布状況等調査の6地点を含む阿武隈川流域及び福島県浜通り地域の二級水系の計30地点で観測を実施した。追加した観測地点は、主に既存の水位観測所の近傍とし、観測地点の水位は国交省・福島県による観測データを利用することを前提とした。

調査地点には浮遊砂サンプラーと濁度計（Analite turbidity meter、MacVan社製、3000-NTU）を設置し、河川を流下する浮遊砂の回収と、その濃度の連続観測を実施した。河川水、浮遊砂、及びデータは、概ね2週間ごとに回収した。河川水試料（20L）は0.45 μm メンブレンフィルターでろ過した後、広島大学においてAMPによる共沈濃縮処理をし、金沢大学の極低バックグラウンドゲルマニウム半導体検出器で放射性セシウムの放射能濃度を測定した。浮遊砂試料の放射性セシウムの放射能濃度は、ゲルマニウム半導体検出器を用い、筑波大学で測定した。得られた放射性セシウム濃度は、試料採取日の値に減衰補正した。また、レーザー回折式粒度分析装置を用いて各試料の粒度分析を行った。

3) 結果と考察

(a) 浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度及び粒度分布の測定結果

各観測地点で採取した浮遊砂に含まれる放射性セシウムの濃度を表3.2.2(2)-1に示す。福島県中通り地域を流れる阿武隈川水系のセシウム134及びセシウム137の濃度は、それぞれ560～11,000 Bq/kg（平均3,400 Bq/kg）、990～21,000 Bq/kg（平均6,300 Bq/kg）である一方、浜通り地域を流れる二級水系でのセシウム134及びセシウム137の濃度は、それぞれ110～34,000 Bq/kg（平均11,000 Bq/kg）、210～65,000 Bq/kg（平均20,000 Bq/kg）であり、浜通りを流れる二級水系での放射性セシウム濃度が高い傾向であることが確認された。また、各観測地点で採取した浮遊砂の中央粒径（D50）は、12.1～46.3 μm であった。

第2次分布状況等調査報告書の「4. 河川中（河川水、河底土、及び浮遊砂）における放射性物質の濃度の変化傾向の確認」で報告されている第1回～第3回調査と、本調査（第4回調査）において同じ調査地点であったデータについて、浮遊砂中の放射性セシウム濃度の変化を比較した（図3.2.2(2)-1）。第4回調査では試料の含水量の影響を除くため、乾燥した試料で測定した一方、第1回～第3回調査では、試料を乾燥させずに放射性セシウム濃度を計っているため、実際の濃度は第4回調査よりも高くなる可能性がある。

(b) 浮遊砂中の放射性セシウム濃度と流域平均沈着量との関係

表 3.2.2(2)-1 に示した浮遊砂中の放射性セシウム濃度と、第 4 次航空機モニタリング調査による流域平均沈着量を比較した(図 3.2.2(2)-2)。図 3.2.2(2)-2 に示す通り、比較的良好な相関関係 ($R^2=0.76$ 以上) が認められ、流域の平均沈着量が高いほど、浮遊砂中の放射性セシウム濃度が高いことが確認された。

第 1 回調査から第 3 回調査(第 1 次分布状況等調査、及び第 2 次分布状況等調査)の結果について、浮遊砂中のセシウム 137 濃度と、第 3 次航空機モニタリング調査による流域平均沈着量の関係を比較した(図 3.2.2(2)-3)。その結果、関係式の傾きは、第 1 回調査から第 3 回調査にかけて小さくなる(時間の経過とともに流域平均沈着量に対する、浮遊砂中の放射性セシウム濃度が減少する)傾向を示したが、第 4 回調査の結果では再び傾きが大きな値を示した。しかし、第 1 回調査から第 3 回調査では、水分を含んだ試料について測定しており、濃度が過小評価されている可能性がある。今後、測定条件を統一(乾燥試料の測定)し、粒径の影響を考慮するとともに、長期に詳細な観測を継続することで、浮遊砂中の濃度変化を予測できるものと思われる。

(c) 溶存態放射性セシウム濃度

平成 24 年 12 月 17 日から 19 日にかけて採取した河川水試料について、溶存態放射性セシウム濃度を測定した(表 3.2.2(2)-2)。なお、第 2 次分布状況等調査と同様に、干潮の影響を受ける小名浜は、以後の解析より除いた。溶存態放射性セシウム濃度と流域の平均沈着量を比較した結果(図 3.2.2(2)-4)、流域の平均沈着量が高いほど、溶存態の放射性セシウム濃度が高い傾向がみられた。溶存態放射性セシウム濃度を、浮遊砂中の放射性セシウム濃度と比較した結果(図 3.2.2(2)-5)、浮遊砂中の放射性セシウム濃度が高いほど、溶存態の放射性セシウム濃度が高くなる傾向が見られた。

(d) 流出した放射性セシウムのフラックス

流量と浮遊砂濃度データを乗じて流出土砂フラックスを算出し、これに浮遊砂中の放射性セシウム濃度(表 3.2.2(2)-1)を乗じることで、各観測地点から下流に流出した放射性セシウムのフラックスを算出した(表 3.2.2(2)-3)。数地点で水位(流量)、浮遊砂濃度データに不良が認められたが、多くの地点で放射性セシウムのフラックスが得られた。

4) まとめ

河川を流下する浮遊砂を 30 地点で定期的に回収し、浮遊砂に含まれる放射性セシウム濃度と粒度組成について、重要なデータを得た。流域の沈着量と比較した結果、沈着量から浮遊砂中の放射性セシウム濃度が推定できることが示唆された。また、沈着量に対する浮遊砂の放射性セシウム濃度は、第 1 回調査から第 3 回調査で時間とともに減少したが、第 4 回調査で再び増加した。今後、浮遊砂における放射性セシウム濃度の粒径依存を考慮するとともに、より長期にわたって観測を継続し、データを蓄積することで、河川水中の浮遊砂濃度の推定精度が向上し、河川を通じた放射性セシウムの動態モデルの精緻化に大きく貢献するものと思われる。

表 3.2.2(2)-1 浮遊砂の放射性セシウム濃度と D50 (空欄は試料量がなかったデータ。
ND は試料量が少なく粒度分析ができなかったデータ。有効数字 2 桁とした。)

地点名	平成 24 年 12 月 5 日-8 日					平成 24 年 12 月 17 日-19 日					平成 25 年 1 月 9 日-11 日				
	Cs-134		Cs-137		D50 (μm)	Cs-134		Cs-137		D50 (μm)	Cs-134		Cs-137		D50 (μm)
	Bq/kg	±誤差	Bq/kg	±誤差		Bq/kg	±誤差	Bq/kg	±誤差		Bq/kg	±誤差	Bq/kg	±誤差	
水境川	3,500	220	6,500	240	24.6	4,900	400	8,500	420	37.8	7,300	260	14,000	290	27.1
上流	5,200	210	8,500	230	34.4	6,600	240	13,000	280	27.9	5,300	170	9,900	190	25.6
中流	3,300	200	6,800	250	30.9	2,800	220	2,500	200	46.3	3,300	130	5,700	140	35.3
西谷	4,800	290	8,000	310	27.3	4,800	270	9,400	310	35.9	2,500	120	4,300	130	21.3
伏黒	1,700	130	2,700	140	24.0										
岩沼						1,600	140	3,200	170	23.5	3,300	200	7,000	210	19.1
真野	15,000	770	30,000	830	33.0	17,000	760	31,000	760	ND	7,400	190	13,000	190	19.8
小島田堰	4,200	260	7,800	290	25.9	3,300	210	6,300	240	27.0	4,000	220	7,000	240	23.2
松原	600	45	1,100	53	15.4	110	10	210	11	14.1	220	17	430	19	16.3
小名浜	1,300	88	2,400	99	14.4	730	24	1,300	28	16.0	790	44	1,400	48	17.6
月舘						4,500	80	8,600	93	32.3	5,100	83	9,100	91	31.6
二本松	2,900	210	5,400	240	23.9	3,400	270	5,300	280	23.0	4,100	210	7,800	240	25.6
御代田	1,000	76	1,900	87	24.6	2,000	250	2,600	230	21.1	1,500	44	2,800	47	19.8
西川(県)						2,000	180	3,300	180	19.5	2,000	110	3,700	130	20.7
北町	16,000	920	27,000	950	24.6	11,000	260	21,000	300	25.4	13,000	700	23,000	770	26.8
川俣	3,900	290	7,400	320	32.2	6,300	150	13,000	170	31.5	3,700	250	6,500	260	37.9
丸森	2,600	190	5,300	230	26.6	2,600	130	4,900	140	18.5	1,600	140	3,200	160	33.0
船岡大橋															
瀬ノ上	2,800	240	5,000	260	22.2	2,200	130	4,000	140	24.7	1,900	140	3,200	130	21.0
八木田	1,600	180	2,800	190	28.8	1,600	120	3,100	130	25.9	720	46	1,500	50	32.0
黒岩	4,600	300	8,200	330	16.4	680	42	1,300	44	16.4	4,400	260	7,600	270	17.6
富田						11,000	420	21,000	480	41.2	8,300	340	17,000	380	37.8
太田	29,000	1,600	51,000	1,300	ND										
小高	8,700	680	16,000	750	22.2	4,100	300	7,900	320	17.6	7,900	350	14,000	360	19.8
浅見	2,700	180	4,900	190	20.8						3,100	160	5,600	160	19.2
津島	26,000	990	45,000	1,000	41.5	13,000	320	25,000	330	37.7	20,000	850	34,000	890	31.2
請戸						28,000	930	56,000	1,000	23.1	34,000	720	65,000	800	21.1
高瀬						14,000	320	28,000	360	25.2	12,000	410	20,000	460	29.8
原町	16,000	1,000	31,000	1,100	31.5	8,800	1,300	13,000	1,300	ND	15,000	490	27,000	520	22.4
赤沼						560	38	990	38	12.1	1,200	39	2,200	40	17.8

表 3.2.2(2)-2 河川水中の溶存態放射性セシウム濃度
(有効数字2桁とした。)

地点名	平成24年12月17日-19日				平成25年1月9日-11日			
	Cs-134		Cs-137		Cs-134		Cs-137	
	Bq/kg	±誤差	Bq/kg	±誤差	Bq/kg	±誤差	Bq/kg	±誤差
水境川	0.013	0.00089	0.023	0.00079	0.012	0.0020	0.017	0.0015
上流	0.0059	0.0013	0.013	0.0011	0.0063	0.00042	0.010	0.00030
中流	0.0029	0.00076	0.0037	0.00058	0.0021	0.00059	0.0048	0.00049
西谷	0.0023	0.00044	0.0042	0.00036	0.0018	0.00038	0.0028	0.00028
伏黒	0.0090	0.0027	0.020	0.0023	0.013	0.0023	0.020	0.0018
岩沼	0.0060	0.0014	0.014	0.0012	0.0086	0.0011	0.016	0.00095
真野	0.075	0.0072	0.14	0.0065	0.064	0.0018	0.10	0.0017
小島田堰	0.016	0.0020	0.030	0.0017	0.015	0.0027	0.027	0.0022
松原	0.0017	0.00053	0.0020	0.00045	0.0025	0.00045	0.0055	0.00039
小名浜	0.048	0.0054	0.069	0.0042	0.087	0.0039	0.16	0.0042
月館	0.0047	0.0012	0.0076	0.0010	0.0049	0.00089	0.0088	0.00074
二本松	0.0072	0.0013	0.011	0.0010	0.0074	0.00076	0.011	0.00064
御代田	0.0052	0.00093	0.011	0.00079	0.0037	0.00075	0.0069	0.00064
西川(県)	0.0054	0.0015	0.0074	0.0011	0.0026	0.00055	0.0047	0.00046
北町	0.060	0.0019	0.10	0.0020	0.050	0.0045	0.091	0.0040
川俣	0.0071	0.0013	0.012	0.0010	0.0078	0.0013	0.015	0.0011
丸森	0.011	0.0014	0.016	0.0011	0.015	0.0018	0.025	0.0013
船岡大橋	0.0029	0.00037	0.0050	0.00031	0.0020	0.00065	0.0040	0.00051
瀬ノ上	0.0026	0.00070	0.0048	0.00057	0.0023	0.00063	0.0048	0.00053
八木田	0.0098	0.0014	0.017	0.0012	0.0089	0.0020	0.023	0.0017
黒岩	0.0066	0.0012	0.014	0.0011	0.0069	0.0011	0.013	0.00091
富田	0.041	0.0037	0.061	0.0029	0.037	0.0046	0.067	0.0040
太田	0.18	0.0075	0.31	0.0079	0.13	0.0070	0.25	0.0060
小高	0.037	0.0036	0.072	0.0033	0.030	0.0025	0.056	0.0021
浅見	0.0045	0.00084	0.0088	0.00068	0.0055	0.0010	0.0082	0.00070
津島	0.028	0.0019	0.044	0.0017	0.020	0.0031	0.033	0.0026
請戸	0.18	0.013	0.33	0.012	0.14	0.0093	0.26	0.0089
高瀬	0.022	0.0023	0.036	0.0019	0.016	0.0032	0.029	0.0026
原町	0.034	0.0049	0.070	0.0041	0.026	0.0012	0.045	0.0011
赤沼	0.0023	0.00072	0.0032	0.00057	0.0016	0.00038	0.0024	0.00030

表 3.2.2(2)-3 放射性セシウムのフラックス

地点名	水域面積 (km ²)	観測対象期間		流量 (Ml/d)	流出土砂 フラックス (t/d)	放射性セシウム フラックス (MBq/d)	
		開始日	終了日			Cs-137	Cs-134
水境川	7.6	平成 23 年 6 月 21 日	平成 25 年 1 月 23 日	18	0.8	16	15
上流	21.5	平成 23 年 6 月 21 日	平成 25 年 1 月 23 日	54	4.9	70	64
中流	63	平成 23 年 6 月 21 日	平成 25 年 1 月 22 日	129	22	209	191
西谷	135	平成 23 年 6 月 21 日	平成 25 年 1 月 22 日	220	41	542	535
伏黒	3,513	平成 23 年 8 月 9 日	平成 25 年 1 月 21 日	9,796	1,312	8,423	7,066
岩沼 ^{*1}	5,172	平成 23 年 8 月 10 日	平成 25 年 1 月 21 日	18,259	1,468	11,654	10,209
真野	75.3	ND ^{*2}					
小島田堰	120	ND					
松原 ^{*1}	573	平成 24 年 11 月 10 日	平成 25 年 1 月 21 日	1,752	34	18	9.3
小名浜	72.9	平成 24 年 11 月 10 日	平成 25 年 1 月 21 日	53	0.7	1.3	0.7
月舘	83.7	平成 24 年 10 月 23 日	平成 25 年 1 月 23 日	98	2.5	21	12
二本松	2,249	ND					
御代田	1,144	平成 24 年 10 月 4 日	平成 25 年 1 月 22 日	2,000	111	262	144
西川(県)	289	平成 24 年 12 月 8 日	平成 25 年 1 月 22 日	121	3.7	14	7.5
北町	36.2	ND					
川俣	56.8	平成 24 年 10 月 23 日	平成 25 年 1 月 22 日	71	2.2	16	9
丸森	3,993	平成 24 年 10 月 5 日	平成 25 年 1 月 20 日	5,162	91	376	191
船岡大橋	777	ND					
瀬ノ上	315	平成 24 年 10 月 5 日	平成 25 年 1 月 21 日	599	19	82	47
八木田	173	平成 24 年 10 月 5 日	平成 25 年 1 月 21 日	186	5	12	6.8
黒岩	2,790	平成 24 年 10 月 4 日	平成 25 年 1 月 21 日	4,273	117	904	525
富田	73.3	平成 24 年 12 月 7 日	平成 25 年 1 月 22 日	114	4.7	82	41
太田	49.1	ND					
小高	50.7	平成 24 年 10 月 22 日	平成 25 年 1 月 22 日	33	0.3	3.6	2.1
浅見	24	ND					
津島	24.6	平成 24 年 10 月 23 日	平成 25 年 1 月 23 日	19	0.2	8.3	4.9
請戸	147	平成 24 年 12 月 4 日	平成 25 年 1 月 21 日	251	0.1	9.4	4.9
高瀬	259	平成 24 年 12 月 4 日	平成 25 年 1 月 21 日	157	0.6	12	6.9
原町	199	ND					
赤沼	243	ND					

*1 干潮の影響が含まれている可能性がある地点。

*2 ND; 水位、ないしは浮遊砂濃度データに不良が見つかった地点。

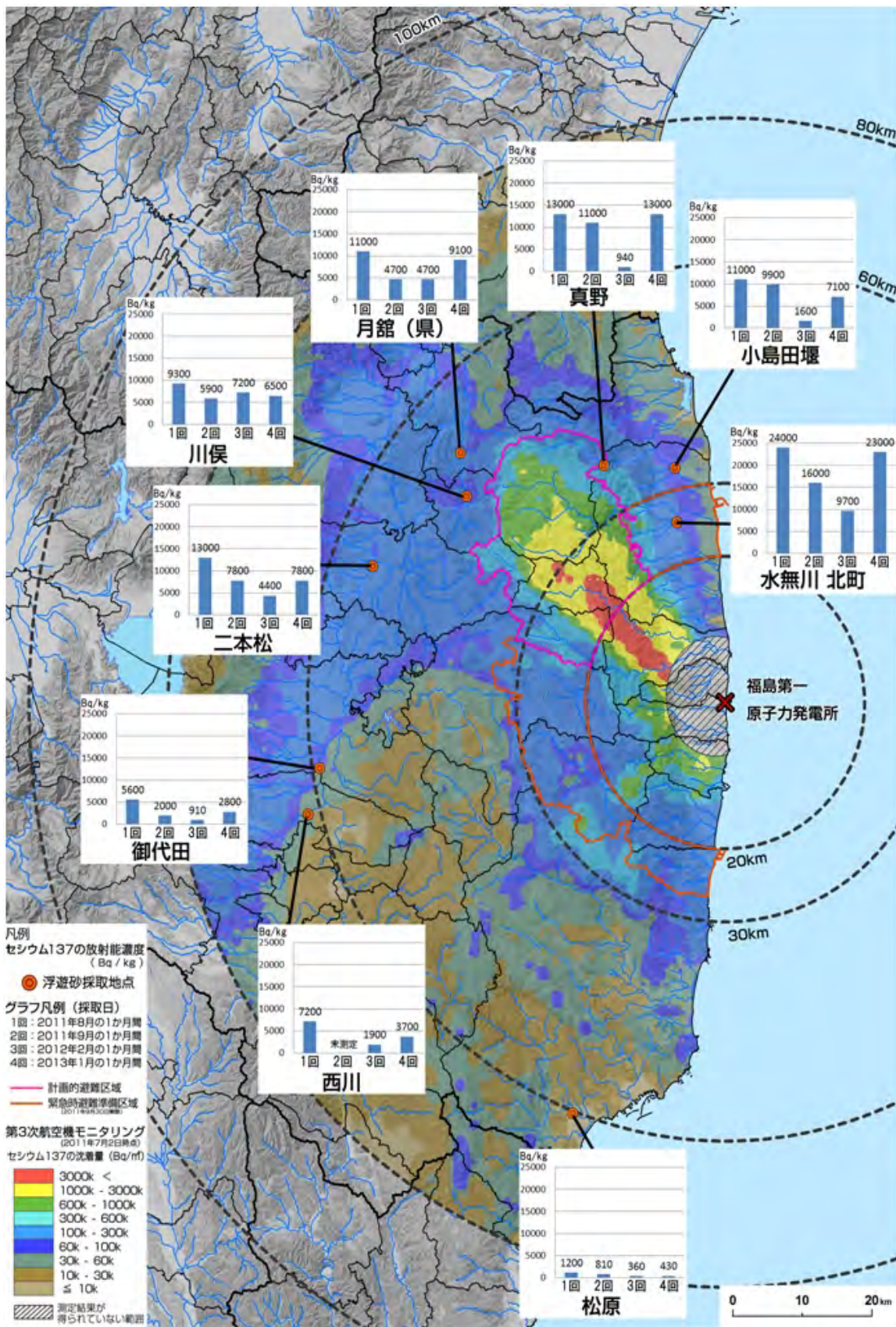


図 3.2.2(2)-1 観測地点位置

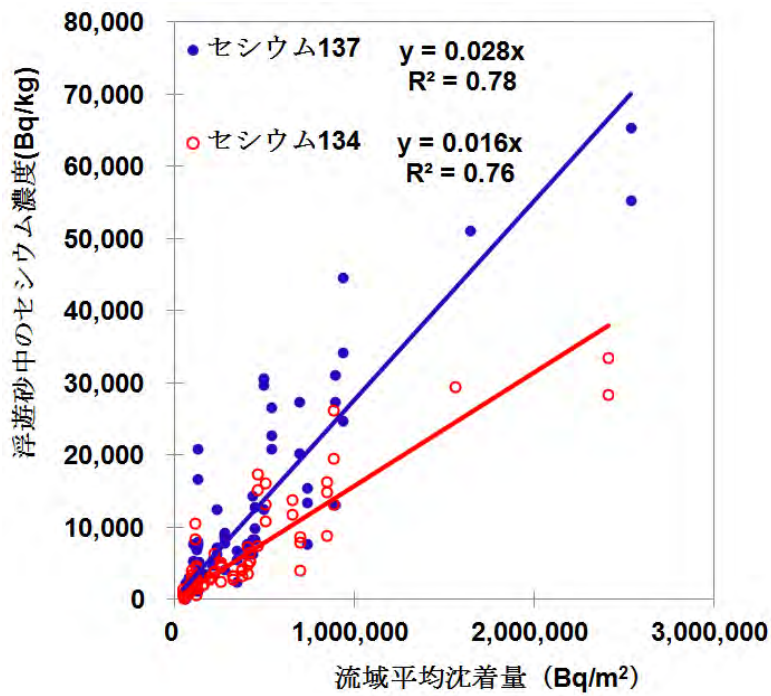


図 3. 2. 2(2)-2 第 4 回調査における浮遊砂中の放射性セシウム濃度と、第 3 次航空機モニタリング調査による流域平均沈着量との関係

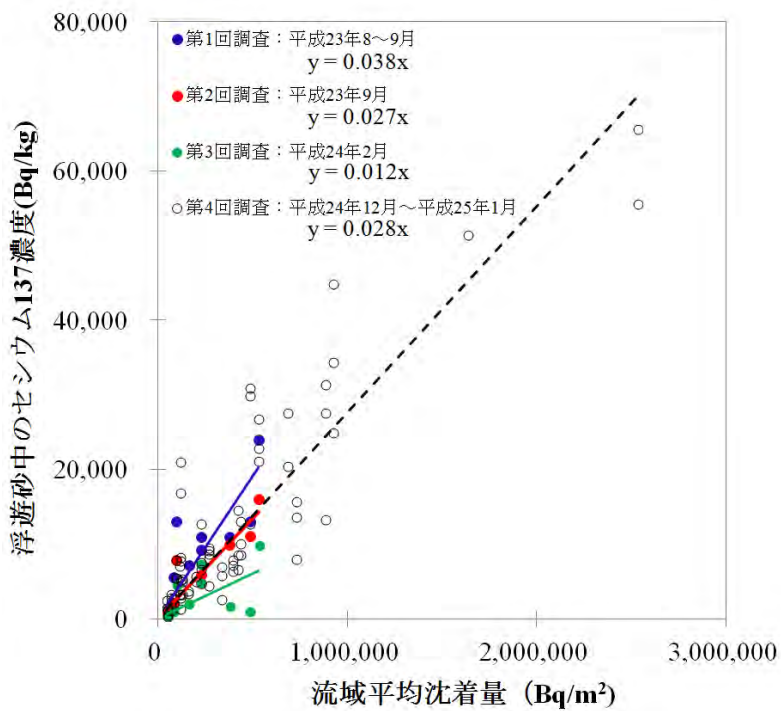


図 3. 2. 2(2)-3 浮遊砂中のセシウム 137 濃度と、第 3 次航空機モニタリング調査による流域平均沈着量との関係（過去の調査との比較）

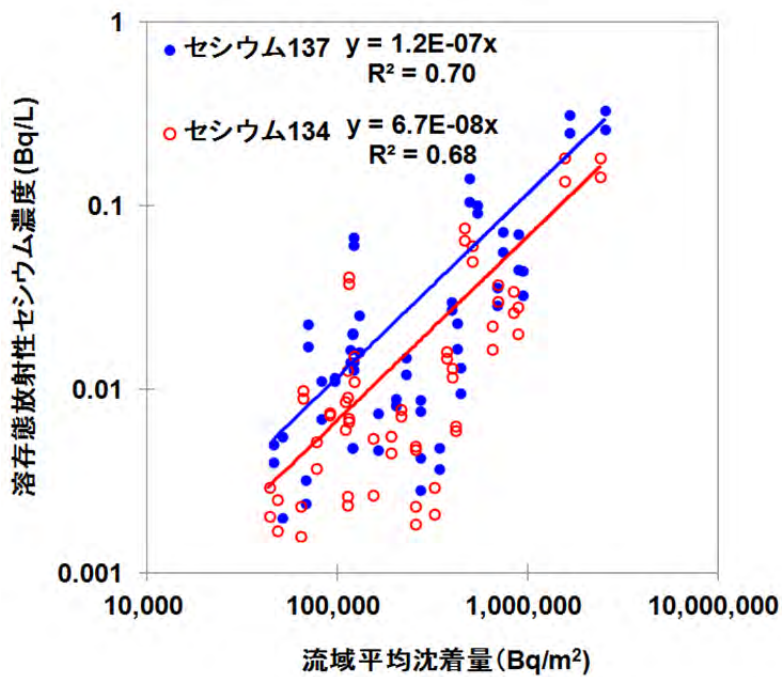


図 3.2.2(2)-4 溶存態放射性セシウム濃度と、第3次航空機モニタリング調査による流域平均沈着量との関係
 (平成24年12月17日-19日及び平成25年1月9日-11日に採取した試料について)

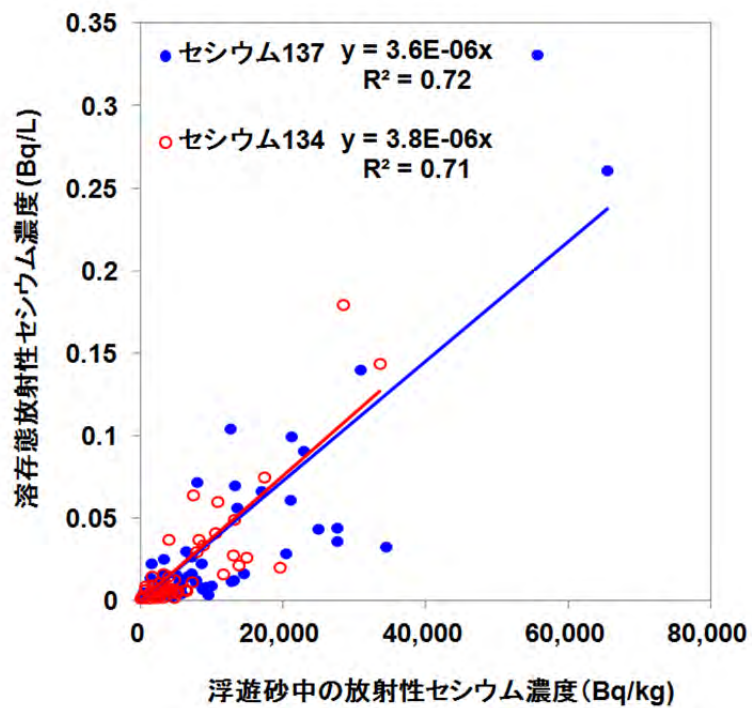


図 3.2.2(2)-5 浮遊砂中、及び溶存態の放射性セシウム濃度の関係
 (平成24年12月17日-19日及び平成25年1月9日-11日に採取した試料について)

3.2.2(3) 河川の懸濁粒子及び堆積物中の放射性セシウムの粒径依存性の評価

岩谷 北斗、高橋 嘉夫、坂口 綾、範橋輝、値賀 晴香、門倉 彰伸、田中 万也（広島大学）
恩田 裕一（筑波大学）

1) 調査目的

平成 23 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震を発端に、福島第一原発から放出された放射性セシウムの土壌・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調査を実施した（図 3.2.2(3)-1）。

河床堆積物中のセシウムの粒径依存性は、河川を介した放射性セシウムの流出に大きく影響する。そのため、本報告は、河床堆積物中におけるセシウム 137 の粒径効果について注目し、検討をおこなった。本調査により得られた実測データを WEP モデル及び河川総放射能流出モデルに提供し、河川を移行する土砂・セシウム流出の動態結果と融合させた解析を行う計画である。

2) 調査内容

平成 24 年 8 月、9 月、11 月に阿武隈川の 5 観測サイト（二本松、黒岩、伏黒、角田、亘理）から、平成 24 年 4 月、9 月、11 月に口太川流域の 3 観測サイト（下流、中流、放牧草地）から、全 19 試料の河床堆積物を採取した（図 3.2.2(3)-1）。それぞれの地点にて、表層約 5 cm、約 25 cm² の河床表層堆積物を試料として採取した。調査地域周辺の表層地質図によると、阿武隈川流域には古第三系の花崗岩類が広く分布する[1]。阿武隈川の河床堆積物は、この花崗岩由来の真砂土を多く含み、雲母類の濃集がしばしば認められた。

試料は、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、粒子を球形、その比重を 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。また、天然における放射性セシウムの挙動を検討するため、有機物の除去や分散剤の添加は行わなかった。

粒径別に分画した試料は、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。全 208 試料の処理及び測定を行った。

3) 結果と考察

図 3.2.2(3)-2a~2h に、各画分の頻度、セシウム 137 濃度及び堆積物 100 g 中におけるセシウム 137 の放射能を示す。図中の値は全て測定日の値を記している。全体として各画分の頻度は、極細粒砂以上の粒径から高くなる傾向を示した。また、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てセシウム濃度が高くなるという粒径依存性が認められた。特に、シルト粒子以下の画分で高いセシウム濃度が認められた。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[2]。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[3-4]。今回、認められた粒径依存性は、表面積の違いだけでなく、画分の粒径が細くなるに伴い、試料中の粘土鉱物の存在割合が増えることにより、その層間に吸着されたセシウム 137 も増加する可能性を示唆している。また、河川の浮遊懸濁物質中のセシウム 137 濃度の分布は、シルト径の粒子に極大が観測され（3.2.1(2)-②）、河床堆積物中のセシウム 137 濃度の分布と調和的な傾向を示す。したがって、河床

堆積物の再浮遊が、河川浮遊懸濁物質の供給源である可能性も示唆される。

河床堆積物中のセシウム 137 濃度は、阿武隈川本流と比較して口太川流域の濃度が高いことが明らかになった (図 3.2.2(3)-3 [5])。図 3.2.2(3)-1 に示したセシウム 137 の土壌濃度マップによると口太川上流域は、相対的に高濃度のセシウム 137 が沈着しており、河床堆積物中のセシウム 137 濃度分布もこれと調和的である。しかしながら、二本松観測サイトのセシウム 137 濃度は、口太川より上流に位置するにも関わらず、口太川より下流に位置する黒岩や伏黒等の地域に比べて高い値を示すため (図 3.2.2(3)-3)、口太川からの流入だけではなく、阿武隈川上流域から運搬される放射性物質の影響も大きいと考えられる。

環境省による公共用水域における放射性物質モニタリングの調査報告書[6-7]によると、黒岩及び伏黒観測サイト近傍の河床堆積物中のセシウム 137 濃度は、平成 24 年 8 月 28 日の値がそれぞれ 160 Bq/kg 及び 140 Bq/kg であり、11 月 13 日の値がそれぞれ 280 Bq/kg 及び 810 Bq/kg である。一方、本調査の結果は、黒岩及び伏黒の河床堆積物中のセシウム 137 濃度は、8・9 月の値がそれぞれ 290 Bq/kg 及び 490 Bq/kg であり、11 月の値がそれぞれ 930 Bq/kg 及び 1,670 Bq/kg である。両者を比較すると、採取場所や採取時期での相対的な変化は一致しているが、その放射能濃度の値は、採取時期の近い近傍地点であっても最大で 6 倍程度の差が認められる。この要因は、採取日の違いに加え、同調査報告書にも指摘されているように、放射性物質の放射能濃度は採取場所及び底質のわずかな違いによっても数値の上下変動にばらつきが見られることによると推測される。また、本調査は幅広い粒径画分を得ることを目的として、細粒堆積物が多く含まれる河川の淀みから試料採取を行った。こうした試料採取方法の違いも影響していると考えられる。

つぎに、河床堆積物 100 g 中の放射能を見積もったところ、概括的にシルトから細粒砂画分近傍にピークをもつことが明らかになった (図 3.2.2(3)-3)。従って、河川におけるセシウムの移行過程やそのモデリングを検討する際には、セシウムへの強い選択的吸着性をもつために着目されてきた極細粒粒子のみならず、存在量の多い粗粒粒子の挙動にも留意する必要があるといえる。

4) まとめ

阿武隈川水系にて採取した河床堆積物中のセシウム 137 放射能濃度は、粒径が小さくなるに従い増加するという粒径依存性が確かめられた。河床堆積物中のセシウム 137 放射能を見積もったところ、シルトから細粒砂画分近傍にピークをもつことが明らかになった。セシウムの移行過程やそのモデリングを検討する際には、極細粒粒子のみならず、存在量の多い粗粒粒子の挙動にも留意する必要がある。

参考文献：

- [1] 鈴木敬治・吉田 義, 5 万分の 1 川俣表層地質図, 土地分類基本調査 (福島県), (1988).
- [2] He, Q., Walling D. E., Interpreting particle size effects in the adsorption of ¹³⁷Cs and unsupported ²¹⁰Pb by mineral soils and sediments, J. Environ. Radioact., 30, 117-137 (1996).
- [3] Komarneni, S., Roy, R., A cesium-selective ion sieve made by topotactic leaching of phlogopite mica, Science, 239, 1286-1288, (1988).

- [4] McKinley, J. P., Zeissler, C. J., Zachara, J. M., Serne, R. J., Lindstrom, R. M., Schaef, H. T., Orr, R. D., Distribution and retention of Cs-137 in sediments at the Hanford Site, Washington, Environ. Sci. Technol., 35, 3433-3441, (2001).
- [5] 国土交通省, 河川整備基本方針・河川整備計画書(阿武隈川水系), p. 66, (2004).
- [6] 環境省, 福島県内の公共用水域における放射性物質モニタリングの測定結果について(7月-9月採取分), (2012).
- [7] 環境省, 福島県内の公共用水域における放射性物質モニタリングの測定結果について(9月-11月採取分), (2013).

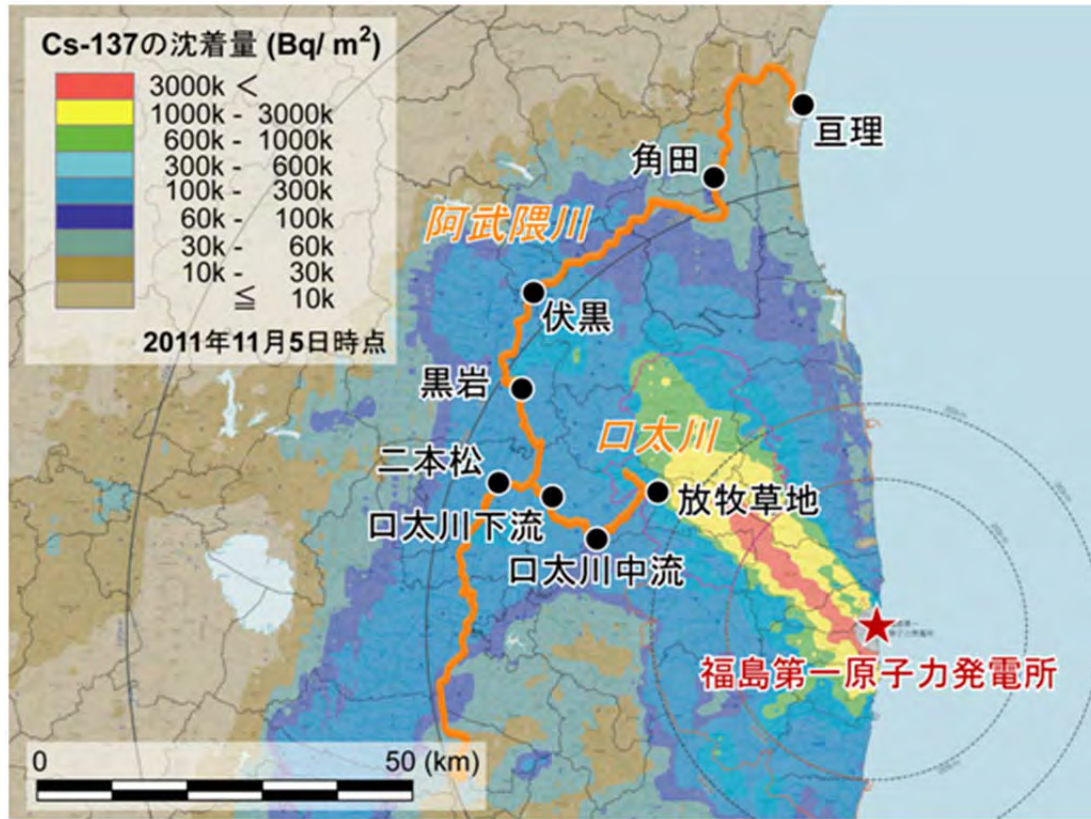


図 3. 2. 2(3)-1 試料採取地点位置図及びセシウム 137 の土壤濃度マップ
(セシウム 137 の土壤への沈着量は平成 23 年 11 月 5 日時点の値に換算)

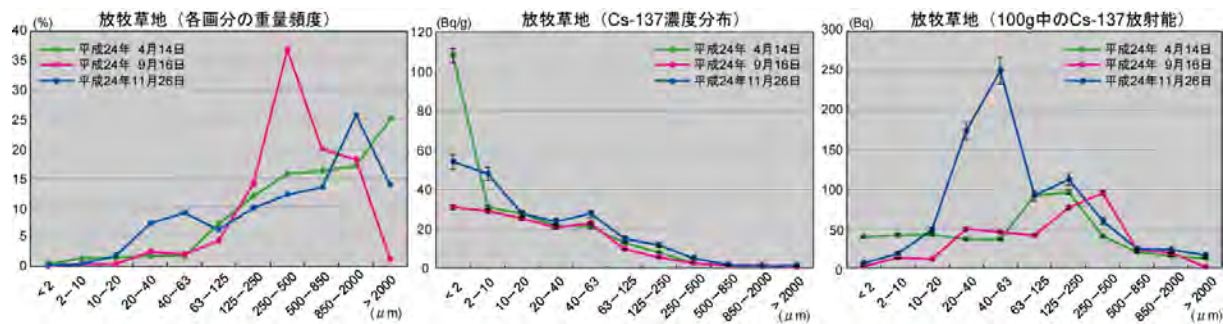


図 3.2.2(3)-2a 放牧草地観測サイトの各画分重量の頻度、セシウム 137 濃度分布変化及び堆積物 100 g 中におけるセシウム 137 の放射能分布

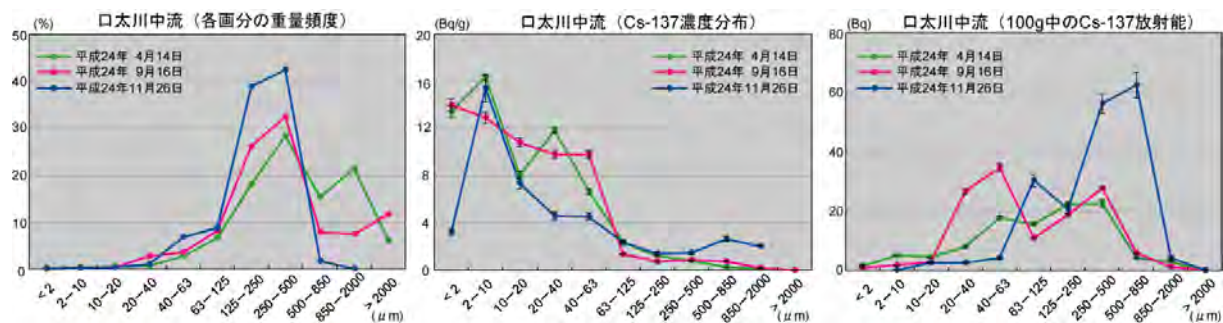


図 3.2.2(3)-2b 口太川中流観測サイトの各画分重量の頻度、セシウム 137 濃度分布変化及び堆積物 100 g 中におけるセシウム 137 の放射能分布

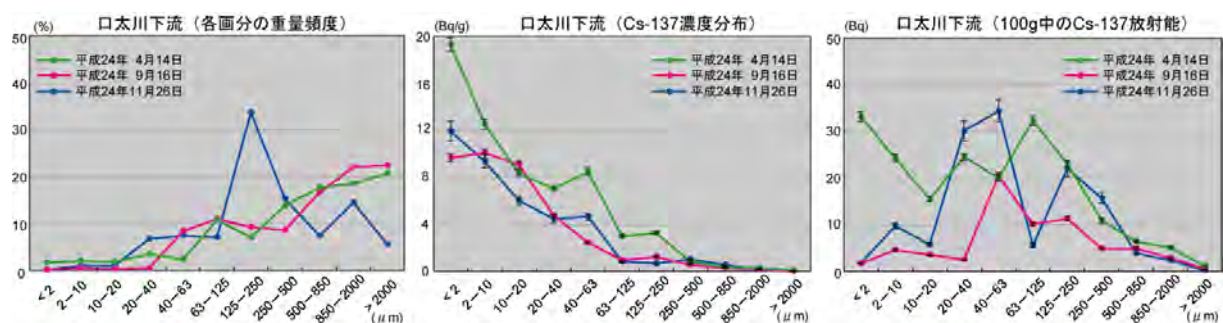


図 3.2.2(3)-2c 口太川下流観測サイトの各画分重量の頻度、セシウム 137 濃度分布変化及び堆積物 100 g 中におけるセシウム 137 の放射能分布

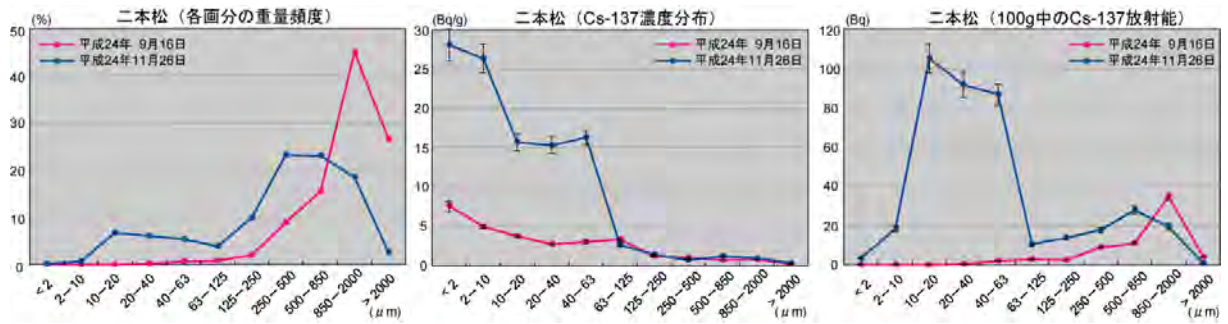


図 3. 2. 2(3)-2d 阿武隈川、二本松観測サイトの各画分重量の頻度、セシウム 137 濃度分布変化及び堆積物 100 g 中におけるセシウム 137 の放射能分布

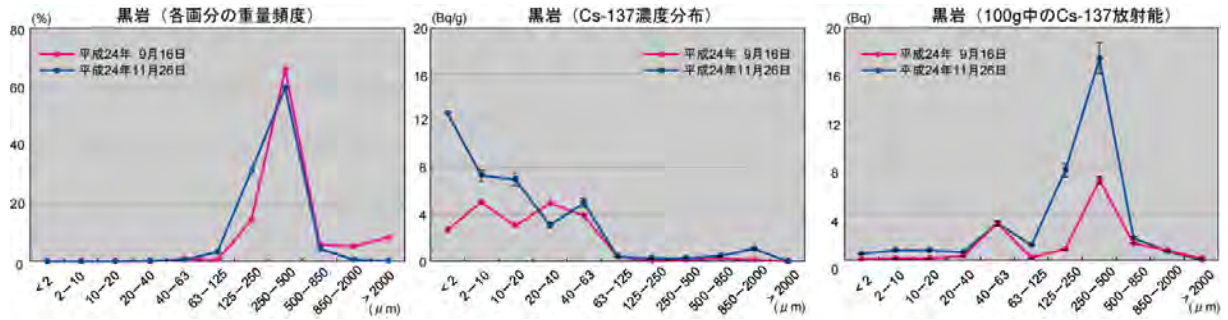


図 3. 2. 2(3)-2e 阿武隈川、黒岩観測サイトの各画分重量の頻度、セシウム 137 濃度分布変化及び堆積物 100 g 中におけるセシウム 137 の放射能分布

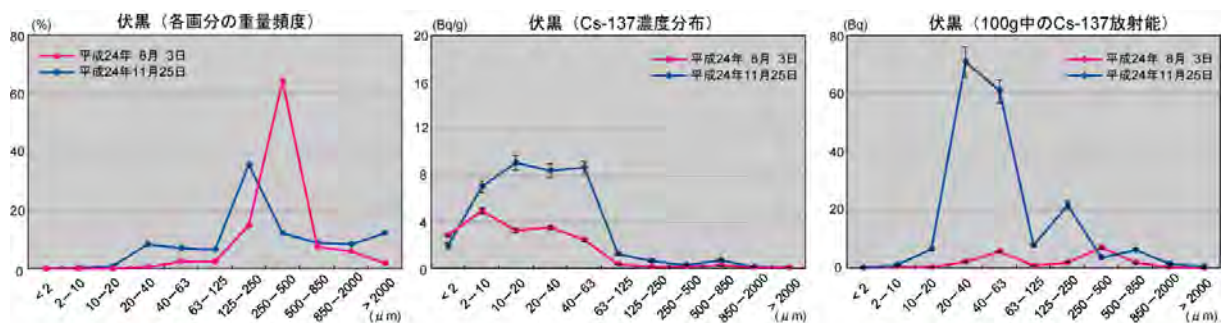


図 3. 2. 2(3)-2f 阿武隈川、伏黒観測サイトの各画分重量の頻度、セシウム 137 濃度分布変化及び堆積物 100 g 中におけるセシウム 137 の放射能分布

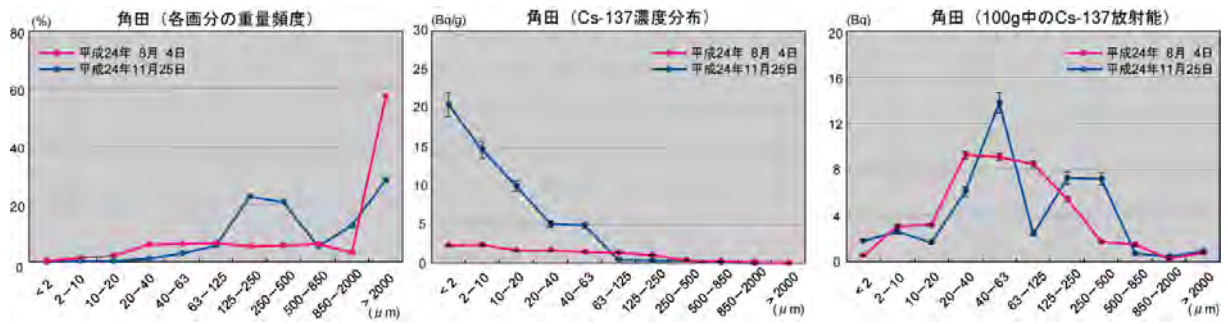


図 3.2.2(3)-2g 阿武隈川、角田観測サイトの各画分重量の頻度、セシウム 137 濃度分布変化及び堆積物 100 g 中におけるセシウム 137 の放射能分布

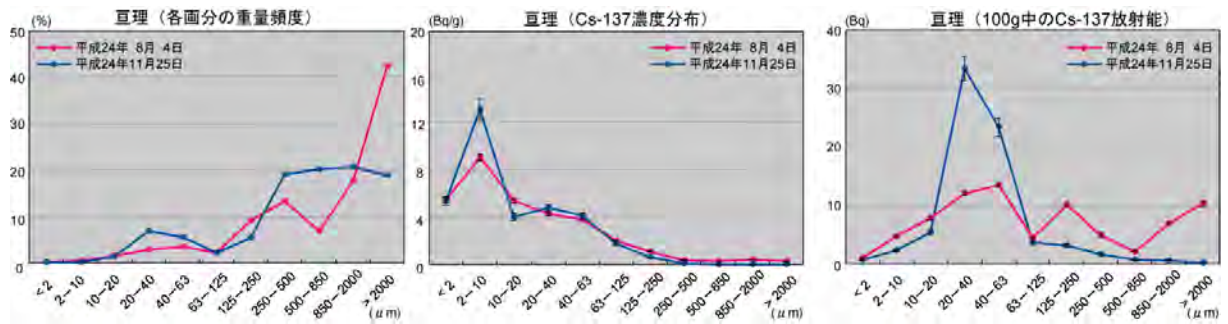


図 3.2.2(3)-2h 阿武隈川、亶理観測サイトの各画分重量の頻度、セシウム 137 濃度分布変化及び堆積物 100 g 中におけるセシウム 137 の放射能分布

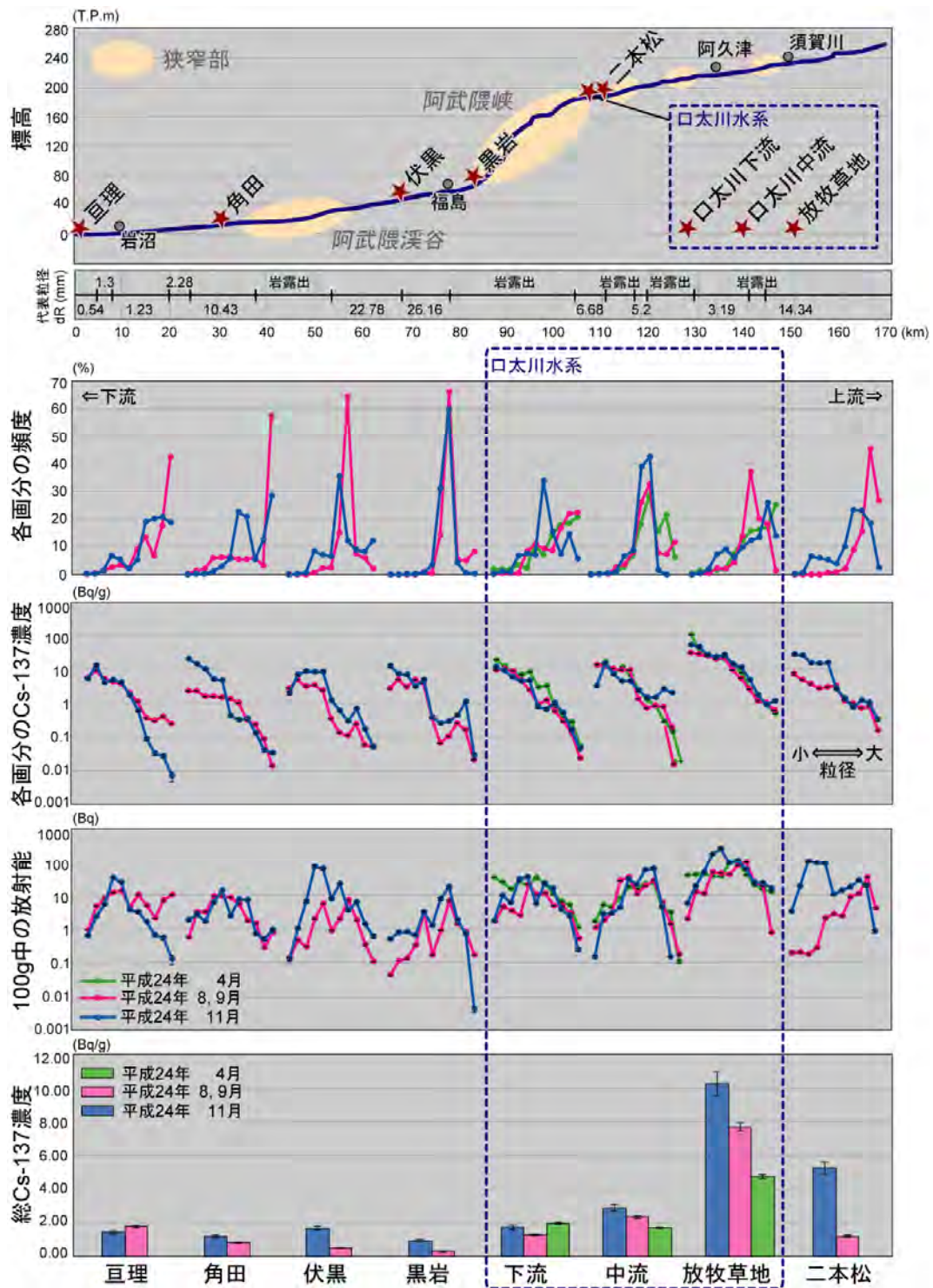


図 3.2.2(3)-3 阿武隈川の平均河床高縦断図（国交省、2004 [5]）及び河床の代表粒径と、各画面の頻度セシウム 137 濃度分布、堆積物 100 g 中のセシウム 137 の放射能、及び堆積物中の総セシウム 137 濃度（口太川下流及び放牧草地の試料は、第 2 次分布状況等調査報告書にて報告済み）

3.2.2(4) 浮遊有機物及び藻類試料中のガンマ線放出物質の調査

野上 崇史、岸波 晃代、難波 謙二（福島大学）
恩田 裕一（筑波大学）

1) 調査目的

福島県のモニタリング調査によると、阿武隈川及びその水系河川の魚類から 100 Bq/kg を超える濃度の放射性セシウムが平成 24 年も検出されている（福島県、2013）[1]。魚類の放射性セシウムは食物連鎖を通じて移行している可能性がある。河川水中の放射性セシウムのうち河川水中で無機態の懸濁物に付着したものは生物へ移行しにくい一方、藻類や陸起源の落ち葉等に付着したものはそれを餌とする生物に移行しやすいと考えられる。また、河川水中の溶存態の放射性セシウムは懸濁物に付着したものと異なる生物への移行メカニズムが存在する。セシウムの存在形態は、堆積・浮遊、生態系への移行といった河川を介した放射性セシウムの移行プロセスに大きく関係している。

本研究では、河川を流下する放射性セシウムの量の季節的な変動や長期的傾向を明らかにするとともに、河川環境中での放射性セシウムの移行動態予測に資するため、河川水中で懸濁物に付着して流下する放射性セシウムの化学的形態を明らかにしていくことを目的としている。

そのため、福島市内阿武隈川黒岩で平成 24 年 7 月初めからほぼ毎週、連続遠心機を用いた河川水からの懸濁物の採集を行い、上澄みに含まれる溶存態と懸濁物に含まれる懸濁態に分けて放射能分析を行った。また、懸濁物から有機物分解抽出し、懸濁物中の有機物に付着した放射能を分析した。さらに、懸濁物中の有機物が藻類であるのか陸起源有機物であるのかを推定するために有機態の炭素及び窒素の安定同位体比分析を行った。溶存態濃度に影響を与えることが知られているアンモニア態窒素成分及び濁度成分の量に関連する水質指標も分析し、放射能濃度との関連を調べた。

2) 調査内容

(a) 研究対象地域

福島市内黒岩付近の阿武隈川、蓬萊橋右岸にある国土交通省の水位観測所付近で観測を行った。水位のデータは国土交通省が公表している値を用いた。

(b) 河川水試料の採取と分析

連続遠心機（MAB 103B-24、Alfa Laval）で河川水 3~4 m³ から懸濁物を回収した。この遠心機はメーカーの公表している性能で 8,570 rpm の回転速度であり、懸濁物が回収されるローター（バケット）の内径は 8.0 cm これらから計算される遠心の加速度は 6,600 G である。バケットの容量が 1.2 L に対して、送液速度を 12.0 L/min に調節した。通常の鉱物の密度及び水温 25°C を仮定すると約 1.4 μm よりも大きい粒子を回収できる計算になる。もとの河川水と遠心後の上澄について濁度とクロロフィル濃度を測定し、これらを指標とした回収率を求めた。バケットに回収された懸濁物を実験室内で回収し、風乾（50°C の乾燥機）後にゲルマニウム半導体検出器を用いて放射性セシウムを定量した。懸濁物乾重量あたりの放射性セシウム濃度を求めるとともに、連続遠心にかけた河川水体積と得られた懸濁物重量とから河川水体積当たりの懸濁態放射性セシウム濃度を算出した。また、遠心分離で得られる上澄液 40 L に、40.0 g のゼオライト（SC-ZP01、東京シンコール）を添加し、よく攪拌したのちゼオライトを回収した。これに含まれる放射性セシウムを河川懸濁物と同様に定量し、上澄液に含まれる放射性セシウムとした。なお、2 L マリネリ容器による上澄みの測定と比較を一度行ったところ 72% の回収率であった。結果で示す値は回収率を使った補正は行っていない。黒岩での水位は国土交

通省の速報値を用い、水質は水質計を用いて現地で水温、電気伝導度、濁度を測定した。また実験室に持ち帰った採水試料を直ちに濾過し、サリチル酸一次亜塩素酸法でアンモニア態窒素を、サリチル酸ニトロ化法で硝酸態窒素を分析した (Alef & Nannipieri, 1995) [2]。

(c) 懸濁物の分析

懸濁態放射性セシウムのうち移行し易い存在形態のもの割合を求めるために有機物分解によって溶出する放射性セシウムを定量した。風乾試料 2 g を計り取り、過酸化水素を発泡が止まるまで徐々に添加し、液量 20 mL の 5%硝酸、1M 酢酸アンモニウム中で加熱し、有機物を分解した。遠心と濾過によって得られた上澄みをゲルマニウム半導体検出器で測定し、元の河川懸濁物重量あたりの懸濁有機態放射性セシウム濃度を算出した。なお、抽出操作で交換態も溶出するので、この方法で求められるのは正確には有機態と交換態との合計である。

炭素及び窒素の安定同位体比は河川水中で光合成生産された藻類由来か、森林等陸起源の有機物かで値が異なる (Hauer & Lamberti, 2007) [3]。そこで、放射性セシウムが何に付着しているかを推定するため、脱炭酸塩処理した懸濁物の窒素 15 及び炭素 13 同位体比をフラッシュ燃焼・質量分析法によって分析した。

3) 結果と考察

(a) 河川水中濃度の変化

いずれの測定でも放射性セシウムはセシウム 134 及び 137 について測定したが、比較的長半減期のセシウム 137 の試料採取日の値を主に示した。なお、対象期間を通じてセシウム-134 はセシウム 137 の 57~68%の値であった。懸濁態の河川水体積あたりのセシウム 137 濃度と上澄みから得られる溶存態の濃度とを合計して河川水中のセシウム 137 濃度を求めた。

平成 24 年 12 月 5 日に、およそ 0.63 Bq/L の河川水中のセシウム 137 濃度が観測された (図 3.2.2(4)-1b)。このときは水位が高く、濁度及び SS 値が高かった (図 3.2.2(4)-1a、図 3.2.2(4)-1c)。10 月 2 日は最も高い濁度であったが、セシウム 137 は 12 月 5 日より低い 0.29 Bq/L であった。また、11 月 6 日は高い濁度ではなかったがセシウム 137 は比較的高い濃度が観測された。水位が上昇し、濁度が 20 NTU を超えて高いときに河川水当たりのセシウム 137 は高い値がみられたが、20 NTU より低いときには相関はみられなかった (図 3.2.2(4)-2)。

(b) 遠心による回収と上澄

連続遠心による回収はクロロフィルを指標とした場合には概ね 70~90%が回収されていたが、濁度を指標とした回収率は 11 月下旬から低下傾向が見られ、60%程度まで低下することもあった (図 3.2.2(4)-1d)。上澄に含まれるセシウム 137 を上澄と懸濁態に含まれるセシウム 137 の合計との合計で割った値 (上澄率) は概ね 10-30%、つまり遠心によって懸濁態として回収された率は 70-90%であった (図 3.2.2(4)-1e)。しかし、放射性セシウムの懸濁態率 (1-上澄率) と濁度またはクロロフィルを指標とした回収率との間には正ではなく、むしろ負の相関が見られた (図 3.2.2(4)-3)。このことは、上澄中のセシウム 137 は、全期間を通じては、濁度成分やクロロフィル成分と関連して存在しているわけではないと考えられる。11 月下旬以降に限ると、濁度指標に現れる低い回収率は、高い上澄み率と関連していた (図 3.2.2(4)-1d、図 3.2.2(4)-1e)。この原因は、水温で水の粘性上昇による濁度成分回収率低下が考えられる。上澄からゼオライトによって回収されるセシウム 137 は遠心で回収しきれない小粒径または低密度の粒子及びイオンとして溶存してするものを含むと考えられる。懸濁物に付着した放射性セシウムが遊離し、溶解する条件として、カリウムやアンモニウムによる交換が考えられる。

しかし、溶存態セシウム 137 と電気伝導度 (EC) 及びアンモニウム濃度とは無関係に変化していた (図 3.2.2(4)-1f~図 3.2.2(4)-1g)。

(c) 懸濁物中の濃度の変化

懸濁物の起源は土壌粒子や陸域及び水圏で光合成によって生産された有機物等からなる。また、水中懸濁物が濾過食によってあるいは堆積後に小動物の餌料として摂取される結果、付着していた放射性セシウムの移行が起きる。これらの河川懸濁物に含まれる放射性セシウム移行の観点から、懸濁物に含まれるセシウム 137 を河川水量当たりではなく、懸濁物重量当たりで示すこととした。懸濁物乾重量あたりのセシウム 137 濃度は 5,200~30,000 Bq/kg の間で変動し、平成 24 年 7 月から 12 月の間でやや増加の傾向があった ($R = 0.38$; 図 3.2.2(4)-1h)。他方、濁度は 7 月から 12 月の間で一定の傾向で変化しているとは言えない (図 3.2.2(4)-1c)。懸濁物中のセシウム 137 濃度と濁度との間に一定した関係は見られず、濁度が高いとき放射性セシウム濃度が低い懸濁物で希釈されるわけではない。また、懸濁物中の放射性セシウム濃度は比表面積の大きさと関係していることが知られている。現在までの分析結果からは、研究期間を通じたこの二者に明瞭な関係はみられなかった (図 3.2.2(4)-1i)。これは、放射性セシウム濃度の程度が多様であるためと考えられる。

懸濁物中の有機態のセシウム 137 の濃度はほぼ 100-400 Bq/kg の範囲であり、懸濁物中のセシウム 137 の 0.5-3.3% の割合であった。有機物中炭素及び窒素の安定同位体比は 7 月から 12 月にかけて、炭素 ($\delta^{13}\text{C}$) は上昇 ($R = 0.49$)、窒素 ($\delta^{15}\text{N}$) は低下 ($R = 0.50$) の傾向がみられた (図 3.2.2(4)-1j)。また、C/N 比が、10 月末以降比較的高い値が高頻度にみられるようになった (図 3.2.2(4)-1k)。これらのことから、観測期間内に季節的な河川の有機物の起源組成に変化があることが示唆される。黒岩で平成 24 年 10 月 15 日に採集した付着藻類では $\delta^{13}\text{C} = -22.4$ 、 $\delta^{15}\text{N} = 17.5$ であり、平成 24 年 12 月 7 日に信夫ダム下流の河床堆積物として採集した落葉では、 $\delta^{13}\text{C} = -32.0$ 、 $\delta^{15}\text{N} = 4.5$ であった。 $\delta^{15}\text{N}$ の変化と、河川水中の微細藻類量の指標であるクロロフィル濃度が 7 月下旬から 8 月にかけて高く、その後は低い値で安定していること、C/N 比の変化を併せて考えると、藻類と落葉と比較して、秋以降には後者の河川懸濁物中の有機物への寄与が大きくなった可能性がある。しかしながら、懸濁物中の有機態セシウム 137 の 6 ヶ月間の変化には一定した傾向が見られないこと (図 3.2.2(4)-1l)、 $\delta^{13}\text{C}$ の上昇は落葉の寄与増大とは結びつかないこと等から、河川懸濁物中の有機物とそれに含まれる放射性セシウムの起源については今後も検討を進める必要がある。

4) まとめ

懸濁態と溶存態とを合計した河川水中のセシウム 137 濃度は観測期間中最高で 0.63 Bq/L であり、このときは比較的高い濁度だった。河川水中のセシウム 137 のうち溶存態は概ね 10-30% であった。懸濁態に含まれるセシウム 137 は懸濁物乾重量あたり 5,000-30,000 Bq/kg であり、懸濁物の比表面積と連動した変化は見られなかった。懸濁物中の有機態のセシウム 137 は懸濁物に数%程度含まれ、 $\delta^{15}\text{N}$ の変化等から藻類ではなく陸起源が示唆された。

参考文献：

- [1] 福島県 (2013) 福島県の水産物の緊急時モニタリング検査結果について
<http://www.pref.fukushima.jp/suisan/sinsai/housyanou-top.html>
- [2] Alef and Nannipieri (1995) Methods in applied Soil Microbiology and Biochemistry.
Academic Press, London. 576p.
- [3] Hauer and Lambertii (ed) (2007) Methods in Stream Ecology 2nd ed., Academic Press,
Burlington MA, 877p.

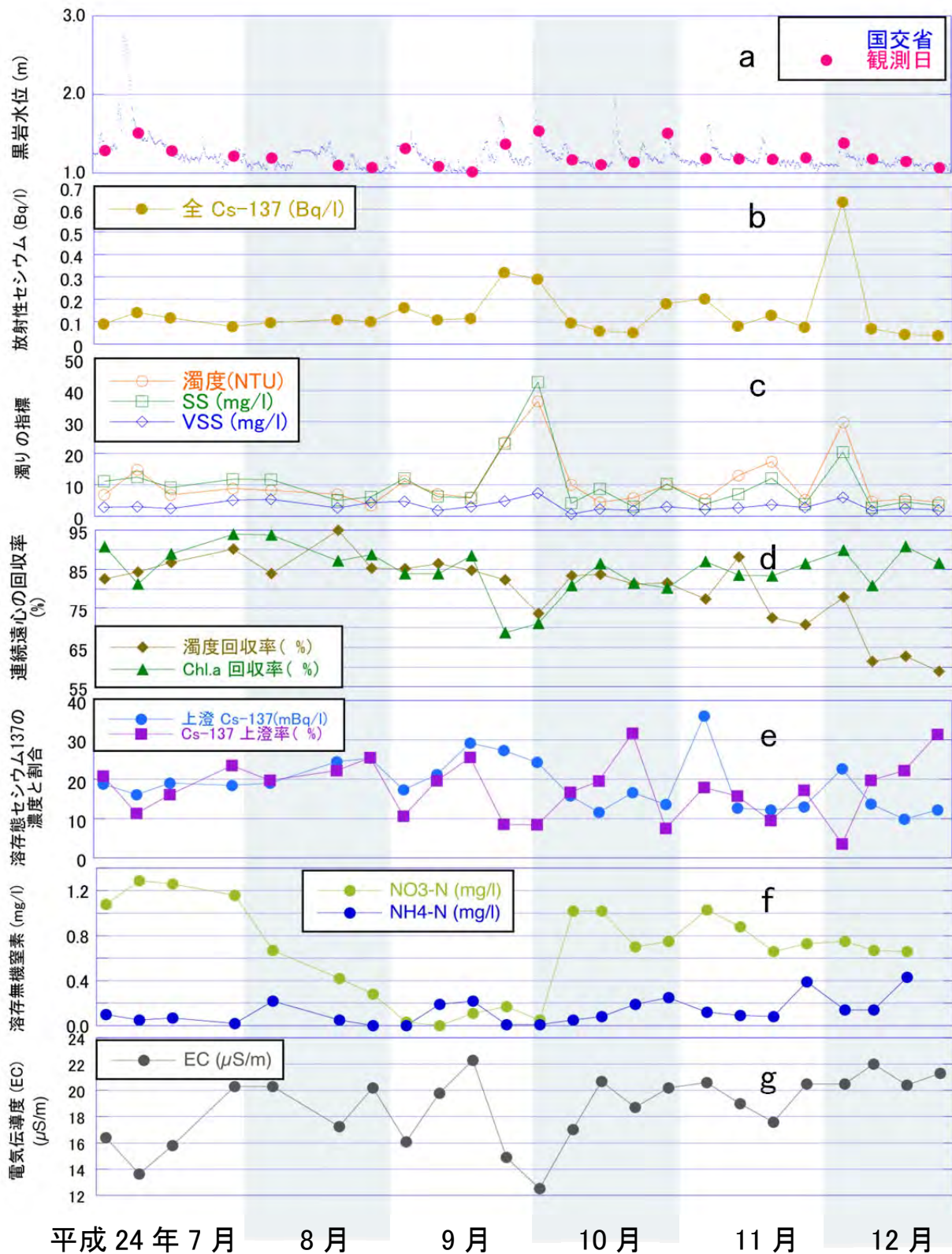


図 3.2.2(4)-1 阿武隈川黒岩での河川水の観測値

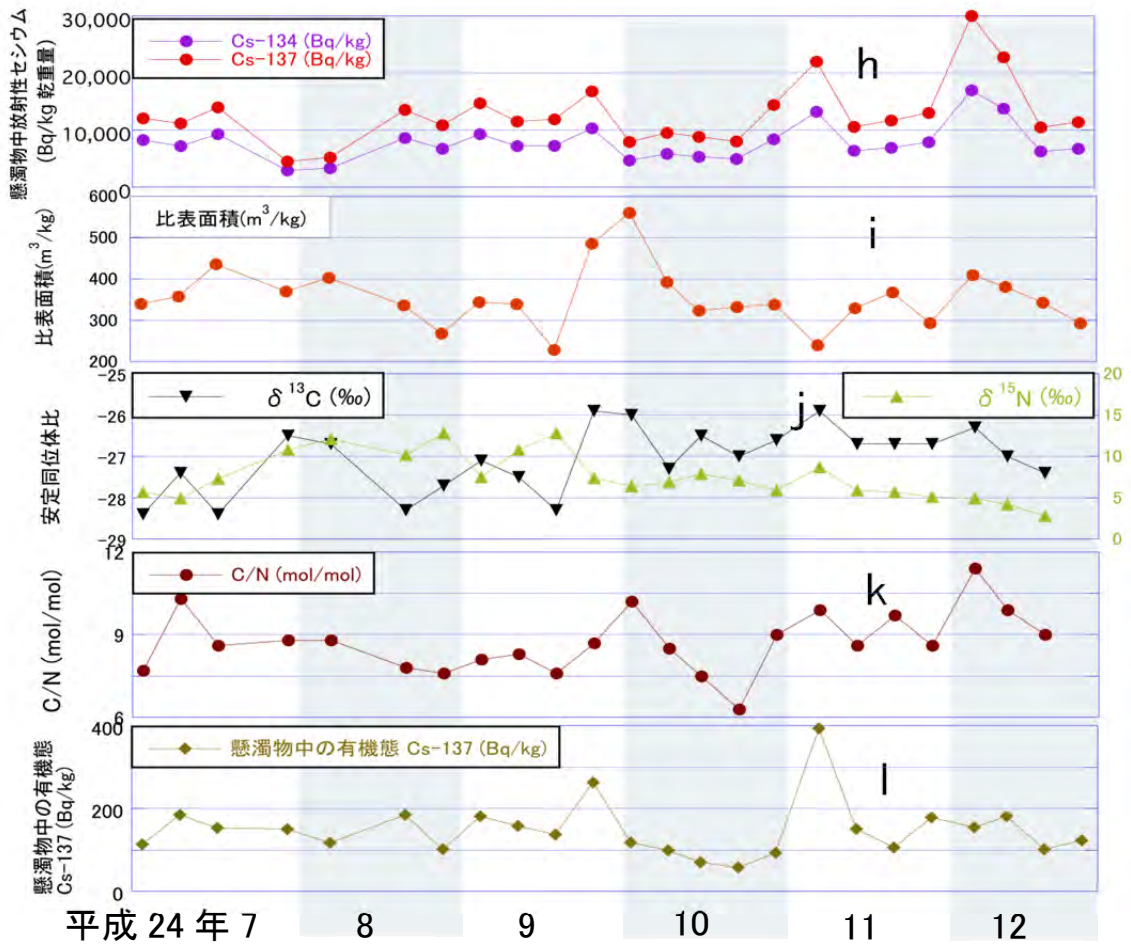


図 3.2.2(4)-1 阿武隈川黒岩での河川水の観測値 (続き)

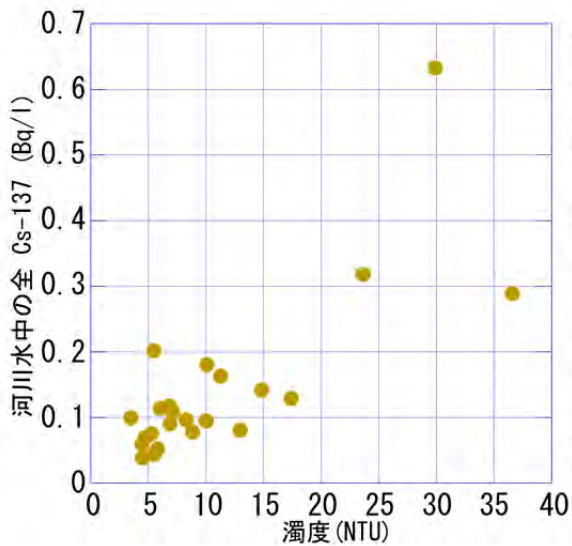


図 3.2.2(4)-2 河川水の濁度とセシウム 137

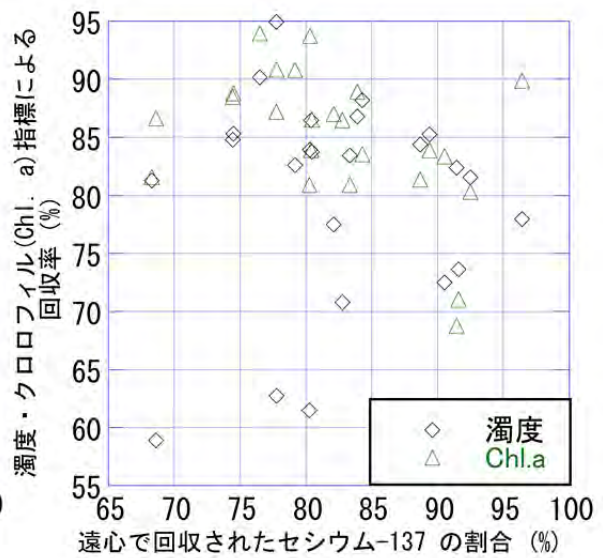


図 3.2.2(4)-3 セシウム 137 と濁り指標回収率

3. 2. 2(5) 湖沼及び貯水池における放射性物質の堆積状況調査

恩田 裕一、吉村 和也 (筑波大学)

1) 調査目的

福島第一原発事故に伴い放出され陸上に沈着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、河川に流入する。阿武隈水系には多くの貯水池やダム湖といったリザーバーが存在する。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、リザーバーは集水域の放射性セシウムの動態に大きく影響すると考えられる。そのためモニタリング調査を通じて、底泥の放射性セシウムの放射能濃度、存在量の変化傾向を捉えていくとともに、流域における土砂・放射性セシウムの動態モデルにおいて、リザーバーの影響をパラメータ化する必要がある。

第2次分布状況等調査では、平成23年夏季と平成24年春季の調査結果から、存在量が貯水池では増加、ダム湖では減少し、放射性セシウムの蓄積特性がリザーバーによって異なることが確認された。平成24年度の本調査においては、継続的にデータを取得するとともに、底泥におけるセシウムの濃度変化、存在量の変化要因の一つと考えられる粒度分布について評価した。あわせて、その蓄積速度、集水域に沈着した放射性セシウムの貯水池底泥への移行量を評価した。

2) 調査内容

(a) 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）、広瀬川流域内の松沢上池、本宮市にある田平池、阿武隈川蓬萊ダム湖内4地点の計9地点とした（図3.2.2(5)-1）。採取地点の概況を表3.2.2(5)-1に示す。貯水池のうち、大屋戸、高屋敷、鼠喰池は、岸の近傍を除く池の大部分で同様の水深を示しており、比較的フラットな湖底であった。底泥採取は平成23年夏季（7、8月）、平成24年4月19-20日、平成24年8月27-28日に1-3回実施した。

採泥は、蓬萊ダム湖で上流側からダムのある下流側に向け3地点の流芯で、貯水池で最大水深の観測された地点で実施した（図3.2.2(5)-1）。底泥は、投下型/差し込み型コアサンプラー、またはダイバー潜水により、柱状底泥（コアサンプル）として採取した。得られたコアサンプルの深さは、蓬萊ダム湖で6~50 cm、貯水池で15~20 cmであった。採取したコアサンプルは、2 cmごとにスライスし、湿重量を測定後、乾燥（110℃、24時間）し、乾燥重量を測定した。乾燥試料は乳鉢で凝集体をほぐし、細粒とした。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、セシウム134とセシウム137を対象に測定した。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。

(b) 解析

放射性セシウムの蓄積速度は、2回以上採泥した貯水池について以下に従い求めた（式1）。

$$\begin{aligned} \text{蓄積速度 (kBq/m}^2\text{/y)} \\ = \text{存在量の変化量 (kBq/m}^2\text{)} / \text{調査間隔 (day)} \times 365 \text{ (day/y)} \end{aligned} \quad (\text{式1})$$

また、集水域から貯水池への放射性セシウム負荷量を評価するため、単位流域面積当たりの放射性セシウム年間移行量を、以下の(式 2)より求めた。

$$\begin{aligned} & \text{単位流域面積当たりの放射性セシウム年間移行量 (kBq/m}^2\text{/y)} \\ & = \text{放射性セシウム変化量 (kBq/y) / 集水域面積 (m}^2\text{)} \quad \text{(式 2)} \end{aligned}$$

(式 2)で得た単位流域面積当たりの放射性セシウム年間移行量は、集水域の放射性セシウムの沈着量に依存する。集水域の放射性セシウムの沈着量について正規化するため、(式 2)で求めた単位流域面積当たりの年間放射性セシウム移行量 (kBq/m²/yr)を、単位面積当たりの放射性セシウム沈着量 (kBq/m²)で除し、集水域から貯水池底泥への放射性セシウム負荷率 (y⁻¹)をセシウム 137 について求めた(式 3)。

$$\begin{aligned} & \text{集水域からのセシウム 137 負荷率 (yr}^{-1}\text{)} \\ & = \text{単位流域面積当たりのセシウム 137 年間移行量 (kBq/m}^2\text{/y) / 集水域の} \\ & \quad \text{セシウム 137 平均沈着量 (kBq/m}^2\text{)} \quad \text{(式 3)} \end{aligned}$$

単位面積当たりの沈着量は、第 3 次航空機モニタリング結果より得た。(式 3)で得た値は、単位流域面積当たりの沈着量のうち、その流出過程でどの程度貯水池に蓄積するかを示す値である。

3) 結果と考察

(a) 放射性セシウムの堆積状況

セシウム 137 の深度分布、及び存在量を図 3.2.2(5)-2 に示す。なお、セシウム 134 はセシウム 137 と同様の傾向を示したため、セシウム 137 についてのみ報告する。蓬莱ダム湖のデータは 4 地点で得たが、いずれも同様の傾向が得られたため、代表データとして 1 地点 (St. 1) のデータを示す。蓬莱ダム湖では、放射性セシウムが不規則な深度分布を示した。また存在量、濃度ともに、平成 23 年よりも平成 24 年で顕著に低かった。蓬莱ダム湖の底泥は、表層に泥層が堆積し、深層は礫層で構成されていた。泥層の厚さは、平成 23 年 7 月 8 日で 20 cm 以上、平成 24 年 4 月 19 日で 40 cm 以上であったが、平成 24 年 8 月 28 日では僅か 4 cm であった。礫層の放射性セシウム濃度は顕著に低かったことから、礫層が河床を形成し、その上に放射性セシウムを吸着した粒子が沈降、堆積し、泥層を形成していると考えられる。また、泥層の厚さが観測日より大きく変動したことから、蓬莱ダム湖の泥層は、堆積と流出を繰り返す、非常に動的なものと推測されるが、今後、ダムによる蓄積能を明らかにするにはダムによる水位調整記録と、出水時の流出特性等の評価が必要であろう。

貯水池底泥中の放射性セシウムは、ほとんどが 10 cm 以浅に存在しており、また、その濃度は深度と共に減少した。以上から、貯水池では底泥の攪拌・流出が、蓬莱ダム湖に比べて非常に小さいことが確認された。放射性セシウムの存在量は、大屋戸を除いて増加傾向にあり、集水域から流入した放射性セシウムが蓄積していることが示された。

(b) 放射性セシウム濃度の変化と粒度分布

粒度分布において、積算分布が 50%となる粒径 (D50) の深度分布を図 3.2.2(5)-3 に示す。蓬莱ダム湖では、深度に伴う D50 の変動が確認された。粒径が小さいほど比表面積が増大し、放射性セシウム濃度が増加することが知られているが、10 cm 以深の粒径とセシウム 137 濃度

の変動はよく一致した。以上の結果は、堆積土砂のサイズにより、堆積物中の濃度が変動することを示す。一方、10 cm 以浅では粒子サイズが小さいが、セシウム 137 濃度は低かった。また、調査日ごとの濃度の変動と粒子サイズの間には、明確な関係性が見られなかった。以上の結果は、蓬莱ダムの堆積物中の放射性セシウム濃度に、粒子サイズのほか、土砂の起源が影響しているためと考えられる。今後、底泥中の放射性セシウム濃度の時期的な変動を評価する上で、土砂の起源についても考慮する必要があると考えられる。

貯水池底泥の粒子サイズは、深度、調査日にかかわらずほぼ一定の値を示し、セシウム 137 濃度の深度分布・時間的な増加傾向と一致しなかった。以上から、貯水池底泥における放射性セシウム濃度の鉛直・経時的変動は、放射性セシウムの下方拡散や、高濃度に放射性セシウムを含んだ土砂の流入が寄与していると考えられる。

(c) 貯水池における放射性セシウムの蓄積と、集水域との関係解析

表 3.2.2(5)-2 に、各貯水池で得られた放射性セシウムの蓄積速度、及び単位流域面積当たりの放射性セシウム年間移行量を示す。蓄積速度、単位流域面積当たりの放射性セシウム年間移行量は貯水池によって大きく異なる値を示し、放射性セシウムの貯水池に蓄積する速度、及び貯水池底泥中の放射性セシウムに対する集水域の寄与が、調査地によって大きく異なることが示された。以上の結果は、単位流域面積当たりの貯水池に流入する放射性セシウム量が、集水域内の放射性セシウムの沈着量に左右されることによる。

流域に沈着した放射性セシウムの貯水池底泥への寄与を貯水池間で比較するため、流域の沈着量で正規化した「集水域からのセシウム 137 負荷率」を表 3.2.2(5)-2 に併せて示す。流域に沈着したセシウム 137 の貯水池底泥への寄与は貯水池によって大きく異なり、貯水池により放射性セシウムの捕集・蓄積能が大きく異なることが確認された。放射性セシウムの捕集・蓄積能は、貯水池の構造やサイズ、集水域の特性によって異なると考えられる。今後はより長期の継続調査によって上記係数の精度向上を検討する予定である。また併せて、調査地点数を増やし、貯水池による放射性セシウムの捕集・蓄積能について多くの情報を得ることで、流域における放射性セシウムの動態に対する貯水池群の影響を評価する予定である。

4) まとめ

貯水池と蓬莱ダム湖で異なる放射性セシウムの蓄積能が確認され、蓬莱ダムでは年スケールで蓄積能がほとんどないこと、貯水池では多くの場合に流域から流出した放射性セシウムを捕集・蓄積することが確認された。また、貯水池間でも異なる放射性セシウムの蓄積能が確認された。今後、継続的にデータを取得し、これまでの調査結果を含め、湖沼・貯水池の放射性セシウムの蓄積能を詳しく評価することで、今後の河川中の放射性セシウムの移行モデルへの反映を検討する予定である。

底泥中の放射性セシウム濃度は、蓬莱ダムにおいて一部、粒径に依存することが確認されたが、濃度の変動に対して土砂粒子の起源が大きく寄与することが推測された。今後は、堆積土砂の起源についても、評価することが望ましい。

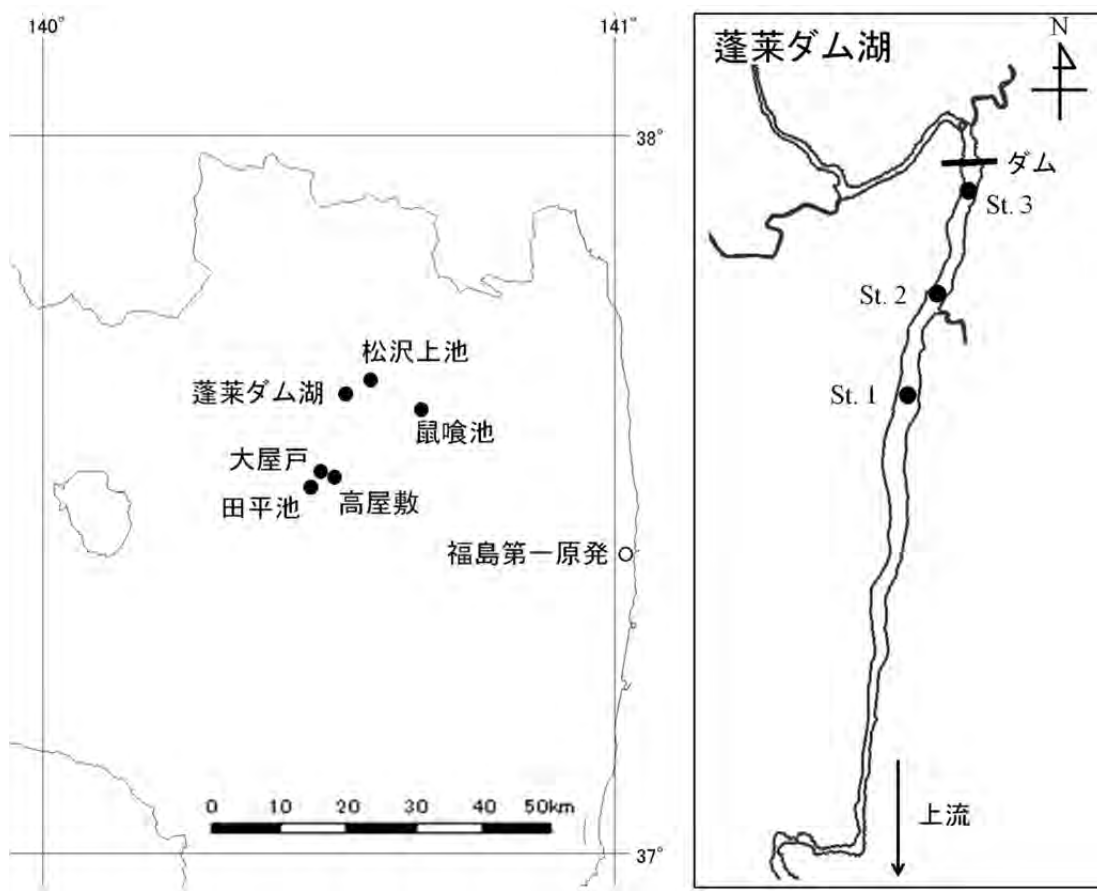
表 3.2.2(5)-1 採取地点概況

	蓬莱ダム湖	大屋戸	高屋敷	鼠喰池	松沢上池	田平池
灌水面積 (m ²)	520,000	804	673	2,400	8,720	5,008
最大水深 (m) (平成 23 年調査日時点)	St. 1; 7.2 St. 2; 10.3 St. 3; 9.8	0.7	0.3	1.0	2.0	2.3
集水面積 (ha)	275,600	3.6	1.6	20	9.8	9.7
周辺土壌での平均セシウム 137 沈着量 (kBq/m ²) ※	253	360	318	349	206	337
集水域の平均セシウム 137 沈着量 (kBq/m ²) ※	115	361	315	353	214	349

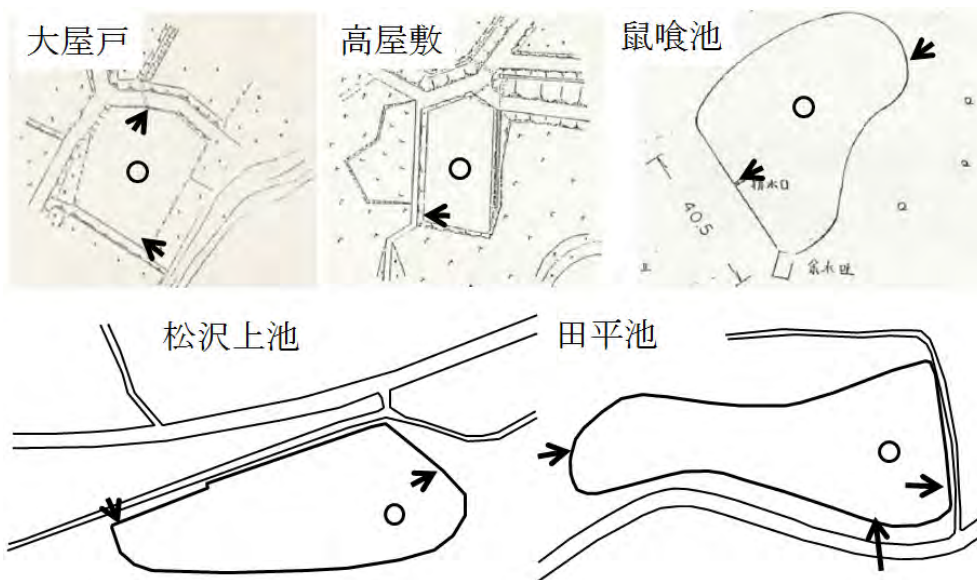
※周辺土壌、ならびに集水域の平均セシウム 137 沈着量は、第 3 次航空機モニタリング結果（平成 23 年 7 月 2 日時点）による。

表 3.2.2(5)-2 放射性セシウムの蓄積速度、及び集水域との関係を示す係数

	大屋戸		高屋敷		鼠喰池		松沢上池	
	Cs-134	Cs-137	Cs-134	Cs-137	Cs-134	Cs-137	Cs-134	Cs-137
蓄積速度 (kBq/m ² /yr)	-240	-210	587	850	44	79	20	72
単位集水域面積当たりの 底泥への放射性セシウム 移行量 (kBq/m ² /yr)	-5.4	-4.8	25.0	36.3	0.5	1.0	1.8	6.5
集水域からのセシウム 137 負荷率 (yr ⁻¹)		-0.013		0.115		0.003		0.030



(a) ダム湖の平面図



(b) 貯水池の平面図

(矢印は流入・出口を、白丸は採取地点を、貯水池周辺に引かれた線は道路を示す)

図 3.2.2(5)-1 調査地点

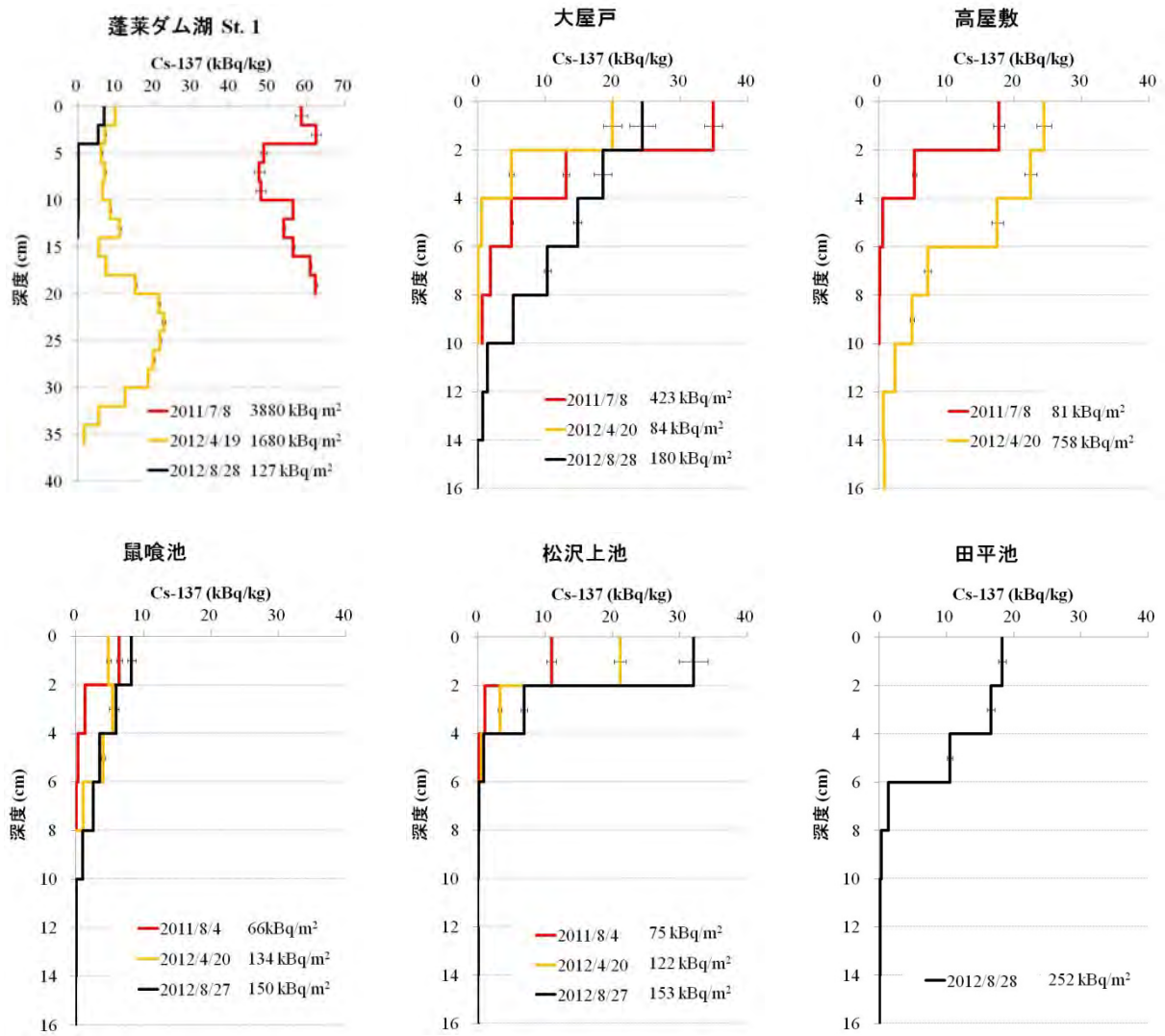


図 3.2.2(5)-2 セシウム 137 の深度分布と存在量

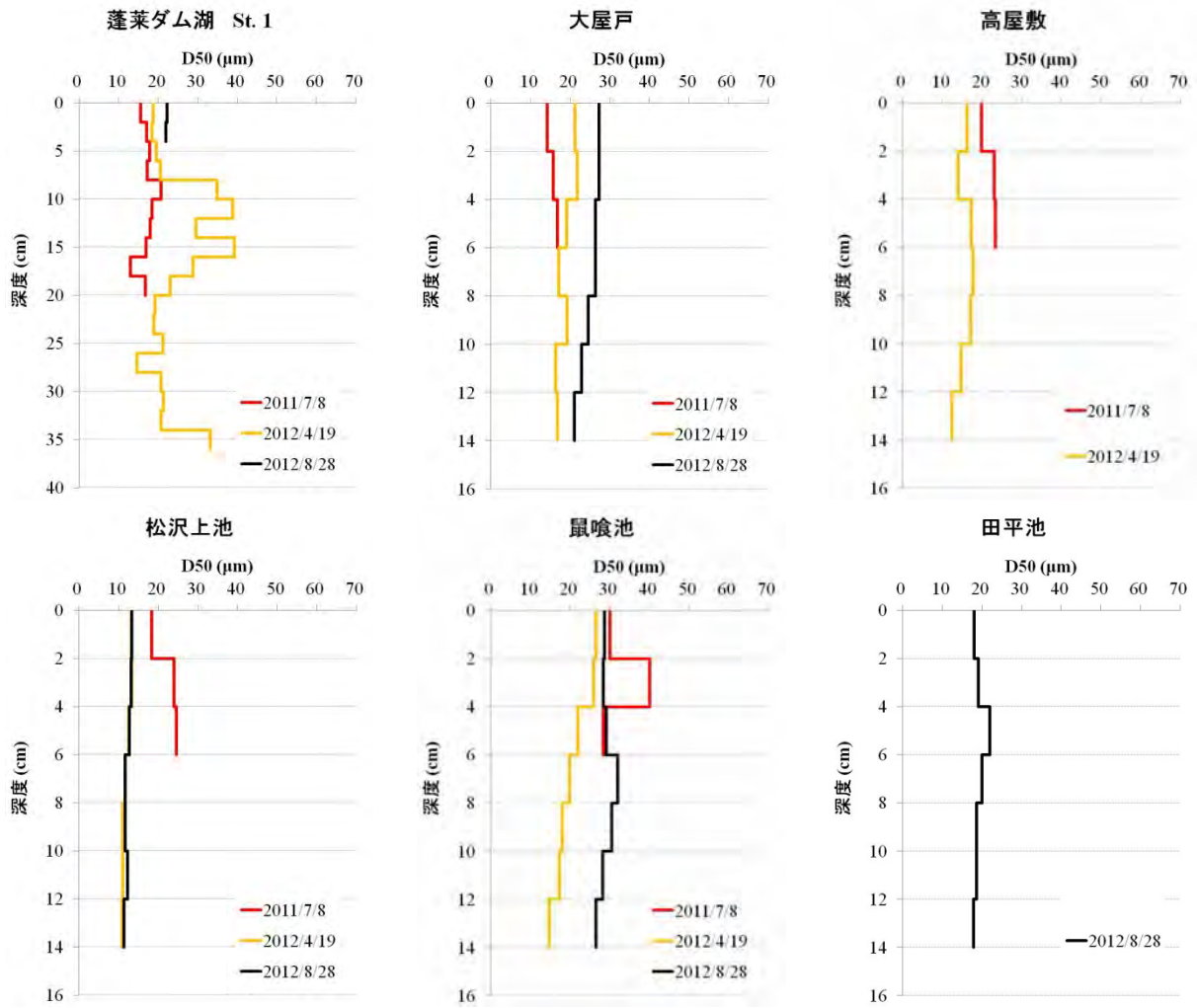


図 3.2.2(5)-3 D50 (粒度分布において積算分布が 50%となる粒径) 深度分布

3.2.2(6) 河川系における放射性セシウムの動態解析

坂口 綾、値賀 晴香、門倉 彰伸、岩谷 北斗、範橋輝、高橋 嘉夫、田中 万也（広島大学）
恩田 裕一（筑波大学）

1) 調査目的

福島第一原発から放出された放射性セシウムは、環境中において季節や時間と共に存在状態を変え、移行・拡散していくと考えられる。特に、広大な流域面積を持つ阿武隈川水系では、住民の貴重な水資源としての利用や、海洋への直接流出の面からも定量的な長期モニタリングが必須である。本調査研究では、阿武隈川水系における放射性セシウムの挙動とその移行過程を明らかにすることを目的とした観測を行った。実際に放射性セシウムがどのような形態（溶存態、コロイド態、懸濁態）で流出しているかを、サイズ別に時系列を追って定量的に把握することは、現在確立されつつある放射性セシウム移行流出モデルの正確性の評価や、実際のインプットパラメータとして必要不可欠である。さらに、動植物への取り込みや食物連鎖等、生態系における移行評価の際にも環境中での存在形態に関する知見は重要である。

ここでは、平成23年6月から平成24年12月の期間、阿武隈川とその支流の口太川にて河川水、河川懸濁物質を採取し、溶存態及び粒子態の放射性セシウムについて分析・検討した結果について報告する。

2) 調査内容

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 の一級河川である。その流域には郡山市、福島市、岩沼市等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（国交省、2007）。本調査では、阿武隈川及びその支流の口太川や水境川を対象とし、これまでの第1次分布状況等調査、第2次分布状況等調査に引き続き、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継続的な観測を行った。なお、口太川の上流及び水境川は平成23年5月より計画的避難区域に指定されており、図3.2.2(6)-1に示すように放射性セシウムの沈着量が比較的多い地域である。

平成23年6月から平成24年12月の期間、阿武隈川の支流である水境川（口太川上流地域）、口太川下流、及び阿武隈川伏黒地点で、定点観測として試料採取を行った。平成24年5月の試料採取時は、福島市内では1日83mmに及ぶ降水量を記録し、河川流量は大幅に増加していた。また、同年8月には、定点観測地点の他、阿武隈川下流の丸森、岩沼及び亘理にて同様に試料を採取した（図3.2.2(6)-1、表3.2.2(6)-1）。河川水試料はこれまで同様、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。浮遊懸濁物質の重量を測定するため、各試料ともに数10～約300Lの河川水を採取した。

採取した各河川水は、極細粒砂サイズ（125 μm、63 μm 以上）等の比較的大きな浮遊懸濁物質を標準ふるいを用いて回収したのち、孔径3及び0.45 μm フィルターにて逐次ろ過をし、シルト画分（3-63 μm）、粘土画分（0.45-3 μm）、溶存態画分（< 0.45 μm）に分画した。溶存態画分の試料は、100 k 及び10 kDa（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（0.45-3、3-63 及び > 63 μm）は、乾燥し秤量の後、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 kDa、< 100 kDa 及び < 0.45 μm）は、リンモリブデン酸アンモニウムにより濃縮した後、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。本項に関する濃

度記載は、すべて試料採取日に補正してある。

3) 結果と考察

(a) 定常観測

図 3.2.2(6)-2 に、これまでの定点観測地点における河川水中セシウム 137 濃度(Bq/L)の結果を示す。阿武隈水系では、チェルノブイリ周辺で観測されていた河川とは異なり、粒子態として存在するものが多く、全体の 6 割以上を占めていた。粒子態の中では、シルト画分 (3-63 μm) が高く、その傾向は福島第一原発事故後 1 年半を経過した現在でも変わらない。これまで観測した全ての結果の傾向としては、事故数ヶ月後の平成 23 年 6 月に観測して以降、濃度は急激に減少した。その後、定常時の観測では特に大きな濃度変化は観測されていないが、時間経過とともに減少傾向にある。

平成 24 年 5 月(春) のイベント時(豪雨)には、河川水中のセシウム 137 濃度は、通常時よりも 2 倍以上に増加していることが観測された。また、この時、発生源に近い口太川上流(水境川)のセシウム 137 濃度増加は、阿武隈川本流に比べて顕著であった。これは、放射性セシウム濃度が高い土壌の発生源に近い口太川では、豪雨により多量の高セシウム濃度土壌が流れ込み、それが河川懸濁粒子となって観測された一方、阿武隈本流では、放射性セシウム濃度が低い土壌粒子も多くの支流から阿武隈川に流入したため、このような違いが現れたものと推測される。実際、このイベント時には、阿武隈本流よりも上流の口太川や水境川において、セシウム 137 全量に占める粗大粒子の割合が多く、放射性セシウム濃度が高い表層土壌や準表層土壌が多量に侵食されて河川に流れこんだと考えられる。ただし、定常観測時及びイベント時に関わらず、シルト画分 (3-63 μm) が全体の濃度に占める割合は常に大きいことは変わらなかった。同様のことは、堆積物試料の粒径別の各画分が、堆積物全体の放射能に占める割合でみられた傾向でも同様であった[1]。

溶存フラクシオン(0.45 μm 以下)は、河川水全体のセシウム 137 濃度の約 3 割程度であり、難波(2012)らによる河川観測とも同様な結果である[2]。溶存セシウム 137 濃度は、事故数ヶ月後の平成 23 年夏季の口太川上流(水境川、下流)で 0.460、0.0200 Bq/L、阿武隈川で 0.248 Bq/Lであったのが、約 2 年後の平成 24 年 12 月には 1/10-1/100 以下の濃度(水境:0.00582 Bq/L、下流:0.00564 Bq/L、阿武隈川:0.0158 Bq/L)に減少していた(図 3.2.2(6)-2)。また、イベント時以外は、特に発生源近くの溶存濃度が時間経過とともに減少しており、すでに溶存しやすいセシウム 137 は土壌から洗い流され、現在は土壌中では溶存しやすい状態の少量のセシウムが出て来ているか、溶存しにくい状態のセシウムが少しずつ溶存して河川に出て来ている可能性が示唆された。また、溶存態のセシウム 137 濃度は、平成 24 年冬期の阿武隈川以外は、限外ろ過後も濃度が変わらなかったことから、有機物等のコロイド態として存在するセシウムは非常に少なく、完全に溶存していることが分かった(図 3.2.2(6)-3)。なお、平成 24 年冬期の阿武隈川では、完全に溶存しているセシウムフラクシオンは 0.45 μm 以下の濃度の約 1/7 であり(図中に丸・矢印で記載)、コロイド態として存在している可能性が示唆された(図 3.2.2(6)-3; 平成 24 年 12 月 阿武隈川 0.45 μm 以下と 10 kDa 以下の比較)。この試料採取時及び採取前に特別な気象イベントや降雨の有無は観測されていないので、現在のところこの理由については不明である。懸濁粒子 1 g 当たりのセシウム 137 濃度(Bq/g)を比較してみると、河川中で最も大きいフラクシオンを占める 3-63 μm の粒子では、イベント時はこれまでの観測の中で最も濃度が低く、放射性セシウム濃度が低い土壌による希釈効果が考えられる(図 3.2.2(6)-3)。また、口太川では 1 g 当たりのセシウム 137 濃度が高い粒子は、平成 23 年及び平成 24 年のいずれにおいても冬期に観測されており、特に平成 24 年の冬季試料採取には降雪、

積雪、融雪が一度に起こった日に採取したことから冬期限定の現象が関与している可能性もある。阿武隈川本流においては、このような増加は観測されなかったが、平成 24 年夏季から濃度は下がっていなかった。以上のことより、河川中セシウム 137 濃度(Bq/L)はあくまでも見掛けの濃度であり、浮遊懸濁粒子の増減により大幅に変動する可能性がある。さらに今回、河床堆積物調査[1] から、流れている河川の浮遊懸濁物質中セシウム 137 濃度(Bq/g)が河床堆積物とも同様な濃度範囲であることから(数 10 Bq/g)、河床堆積物の巻きあげ等からの供給の可能性も考慮が必要である。よって、正しいフラックスを見積もるためには今後も継続的な観測が必要となる。

なお、口太川下流調査地点においては、定点観測地点のすぐ上流で他地域を集水域とする河川からの流入がある。結果として、口太川上流(水境川)とは異なる変動が見えていると考えられる。

(b) 阿武隈川本流観測

平成 24 年 8 月(夏季)に、定点観測地点の他、阿武隈川下流の丸森、岩沼及び亘理にて定点観測と同様な試料採取を行った。阿武隈川支流である口太川及び本流における河川水中のセシウム 137 濃度(Bq/L)及び 1 g 当たりのセシウム 137 濃度をそれぞれ図 3.2.2(6)-4、図 3.2.2(6)-5 に示す。阿武隈川上流から下流に向けて、河川水中のセシウム 137 濃度(Bq/L)は特に顕著な差は見いだされなかったが、阿武隈川の河口(汽水域)の亘理では濃度の増加がみられた。亘理においては、粗大粒子の寄与が他の地点と比較して大きいことから、河川水の攪拌で堆積物が巻きあげられており、濃度が高くなった可能性がある。これは、亘理で同時に採取した河床堆積物と同様な濃度(Bq/g)範囲[1]であることから支持される。さらに、亘理では溶存態のセシウム 137 濃度が最大値を示したことから、粒子からの溶脱の可能性が示唆された。模擬河川水、汽水、海水で土壌を長期にわたり抽出した結果からも、汽水域では淡水域に比べて 10 倍以上セシウム 137 が溶脱することが我々の研究結果から示されており(未発表資料)、天然でも同様な溶脱が起こっていると結論づけられる。1 g 当たりのセシウム 137 濃度も上流から下流に向けて同様に減少傾向があり、多くの支流からのインプットにより、粒子中セシウム 137 が希釈されたと考えられる。ただし、河床堆積物においてはその限りではないので[1]、再浮遊した粒子の優勢時には、今回の観測結果とは異なった傾向が予想される。

4) まとめ

以上、本研究で得られた結果をまとめると、

- 定常時の観測では、河川水中のセシウム 137 濃度(Bq/L)は減少傾向がみられるものの、粒子 1 g 当たりに対するセシウム 137 濃度(Bq/g)に大きな変化がないことから、上記は見掛けの現象であり、粒子の量によって増減する可能性がある。
- イベント時(豪雨)には、セシウム 137 濃度の低い懸濁粒子が流出しているが、河川水中の粒子の絶対量が多いため、その河川水中セシウム 137 濃度は上昇する。
- 河口付近(亘理)では、溶存セシウム 137 濃度(Bq/L)が増加しており、汽水域での高塩分天然水による、粒子からのセシウム 137 溶脱の可能性が示唆される。

これらの結果は、実際に阿武隈水系の河川に流れているセシウム 137 濃度(Bq/L)や粒子当たりのセシウム 137 濃度(Bq/g)の時系列変化の情報として、今後流出モデルへの利用が進められる予定である。また、河床堆積物や浮遊懸濁物質の濃度に大きな減少傾向が見られないことから、より詳細

な流出フラックスを見積もるためには、今後も気象・環境情報を含めた河川系での観測・解析は必須である。

参考文献：

- [1] 岩谷北斗, 高橋嘉夫, 坂口綾, 範橋輝, 値賀晴香, 門倉彰伸, 田中万也, 第3次分布状況等調査の進捗状況（移行メカニズム調査関係）について-(1)河川の懸濁粒子および堆積物中のセシウムの粒径依存性の評価結果について(平成24年1月18日)
- [2] 難波謙二 (2012), 浮遊懸濁物および藻類試料中のガンマ線放出核種の評価について (平成24年12月10日)

表 3. 2. 2(6)-1 試料採取地点及び採取日時

	平成23年夏	平成23年冬	平成24年春	平成24年夏	平成24年冬
水境川(口太川上流)	6月25日 11:00-15:00	11月14日 13:00-14:30	5月4日 9:30-11:00	8月2日 9:30-11:00	12月1日 10:30-12:00
口太川下流	7月31日 10:00-12:00	12月12日 9:00-11:30	5月3日 9:30-11:00	8月2日 15:00-16:30	12月2日 10:30-12:00
阿武隈川(伏黒)	7月10日 09:30-11:00	11月15日 13:00-14:30	5月5日 9:30-11:00	8月3日 9:30-11:00	11月30日 16:00-17:30
阿武隈川(丸森)				8月3日 16:30-18:00	
阿武隈川(岩沼)				8月5日 9:30-10:30	
阿武隈川(亶理)				8月5日 14:30-16:00	

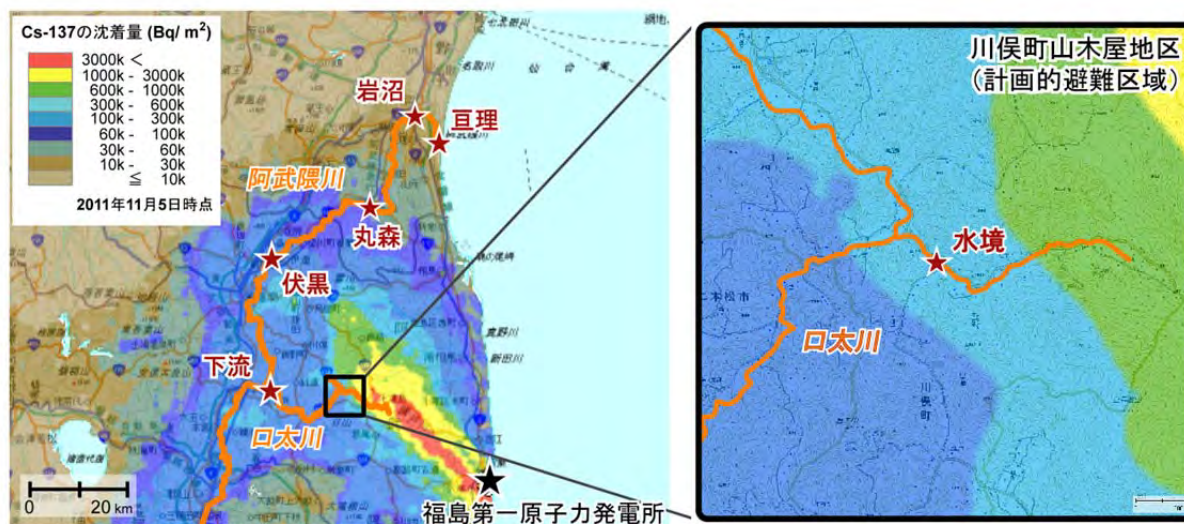


図 3. 2. 2(6)-1 試料採取地点位置図及びセシウム沈着量分布図 (★が今回の調査箇所)
(セシウム 137 の沈着量は、平成 23 年 11 月 5 日時点の値に換算)

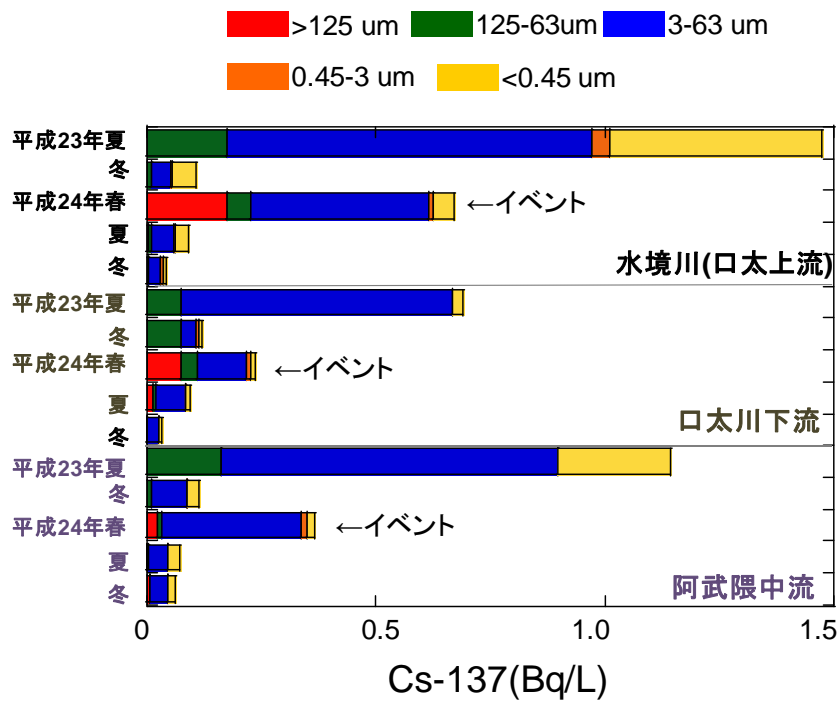


図 3.2.2(6)-2 河川水に占める溶存及び粒子状セシウム 137 の割合の経時変化 (水境、口太川下流、阿武隈川伏黒)

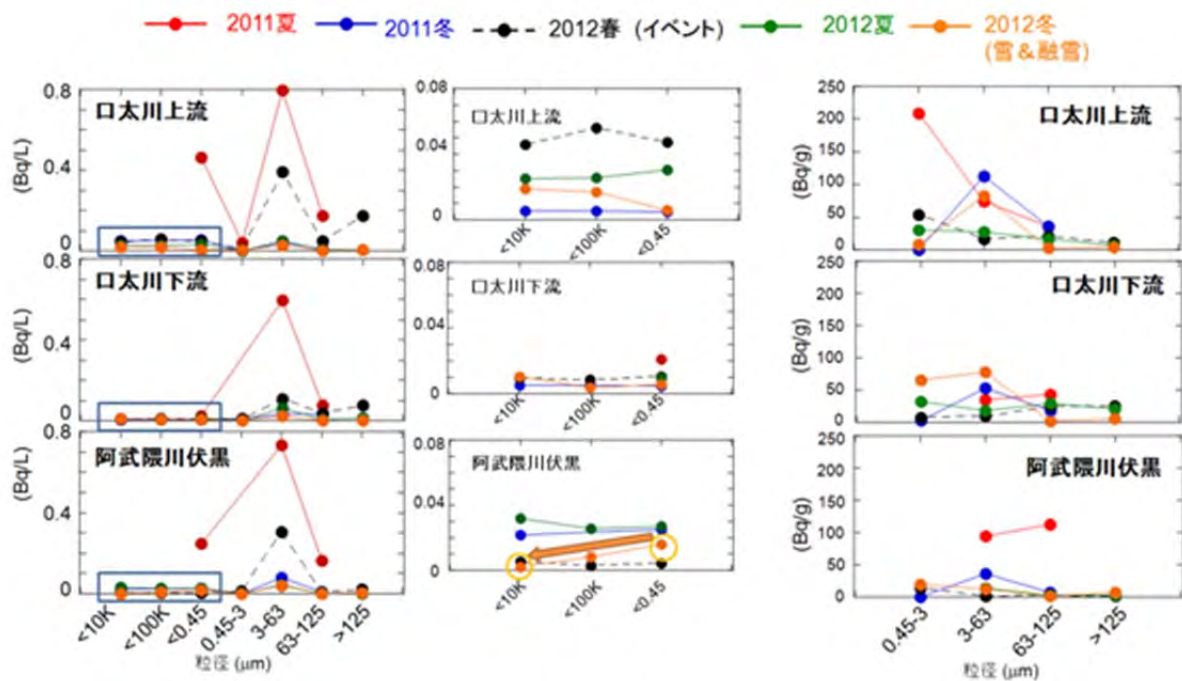


図 3.2.2(6)-3 河川水に示す溶存 (コロイド態) 及び粒子状セシウム 137 の割合の経時変化 (左図)、左図囲い部分(コロイド態)の拡大図(中図)、懸濁粒子 1 g あたりのセシウム 137 濃度の経時変化 (右図) (水境、口太川下流、阿武隈川伏黒)

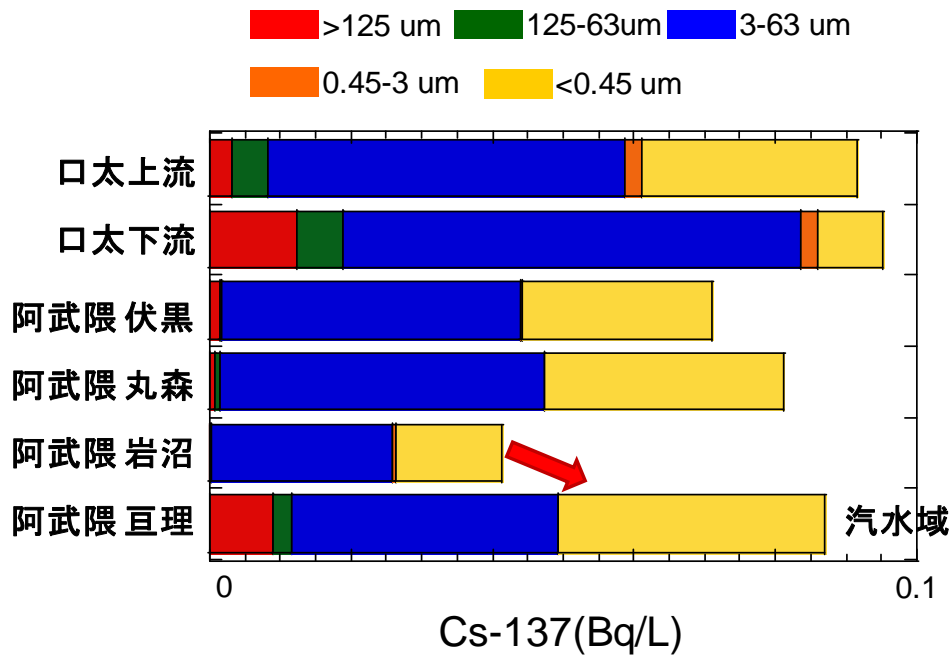


図 3. 2. 2(6)-4 口太川から阿武隈川下流域に占める溶存及び粒子状セシウム 137 の割合 (平成 24 年 8 月)

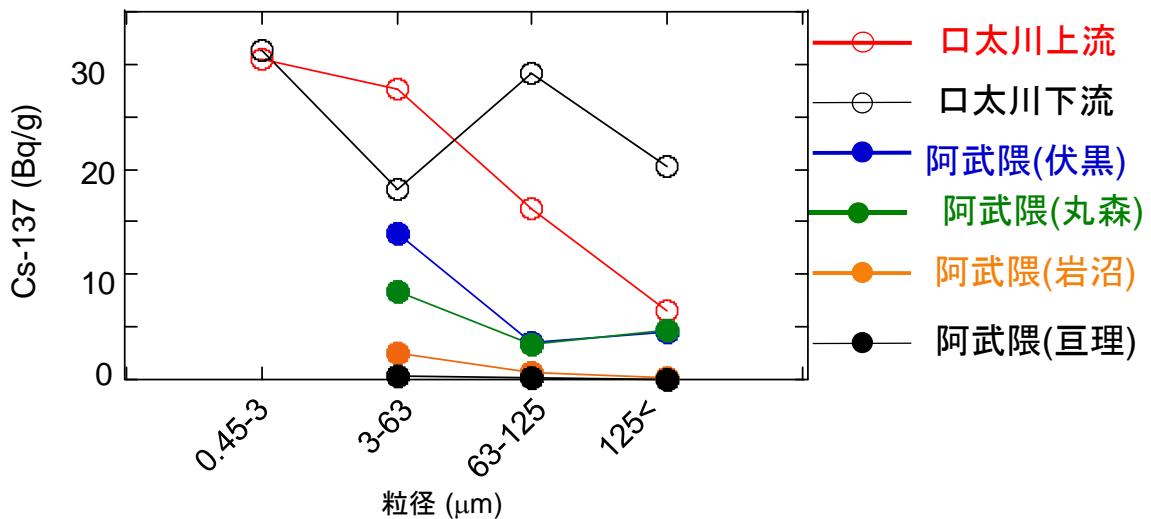


図 3. 2. 2(6)-5 阿武隈川上流域から下流域における懸濁粒子 1 g あたりのセシウム 137 濃度

3.2.3 農地における放射性セシウムの移行状況の調査

谷山 一郎（農業環境技術研究所）

(1) 調査目的

福島第一原発の事故由来の放射性セシウムは、福島県を中心とする広範囲の地域に降下後、表層の土壌粒子との吸脱着や固定等の反応を伴いながら、土壌侵食や浸透等に伴う輸送及び一時的な沈積を繰り返している。農地での放射性セシウム濃度分布の長期的な将来予測を行うためには、表流水による土壌粒子の輸送過程等を含めた流域スケールのモデル開発が必要である。本研究では、基本的なモデルとしてアメリカ農務省が開発した地表水、土壌粒子及び化学物質等の動態を流域スケールで予測する総合的な数値モデル SWAT (Soil and Water Assessment Tool) を用いる。福島第一原発から 80 km 圏内の流域の農地を対象として、SWAT モデルに必要な GIS (地理情報システム: Geographic Information System) 情報の収集・整備を行うとともに、SWAT を用いて、土壌中の放射性セシウム濃度及び空間線量率の変動について長期的な将来予測を行う。このモデルにおいて、土壌の性質等によって異なる固液分配係数等の変数 (パラメータ) の決定及びモデル有効性の検証のためには、現地における土壌侵食及び放射性セシウム濃度等のモニタリングデータが不可欠である。このため、福島第一原発から 80 km 圏内の農地や流域レベルでの放射性セシウムの収支を検証するための河川の流量や懸濁物質濃度等のモニタリングを実施した。

(2) 調査内容

福島第一原発から 80 km 圏内の農地 (表 3.2.3-1) を対象に、放射性セシウム動態のモニタリングを行う。また、農地で作付けが行われている作付け地として三春町樋渡地区と伊達市梁川地区、作付けが行われていない不作け地として飯舘村比曽地区をモニタリング地点とする (表 3.2.3-2)。さらに、不作付け地の農業用貯水池である浪江町の大柿ダムの流入河川 2 地点 (請戸川及び小出谷川) とダム放流地点 1 地点を測定地点とする。これらの調査地点の位置を図 3.2.3-1 に示す。

各地の降水 (転倒升式雨量計)、灌漑水 (三角堰、パーシャルフリューム、水道メータ)、表面排水 (三角堰)、暗渠排水 (水道メータ) 及び河川水 (水位計+流速計) の水量、流量及び濁度を 10~60 分間隔で自動観測を行う。これらの水試料は、月 1 回及び代かき・田植え期や中干し期等の落水イベント時等に 20 L 以上採取する。大気降下物は、内径 1 m² の大型パンに蒸留水を張った水盤に沈着するもの (落葉、虫等も含む) を、湿性・乾性降下物の含量とみなして月 1 回採取する。水試料中の放射性セシウムは、吸引濾過により孔径 0.025 μm のメンブレンフィルターを通過した画分 (ホットプレート上で蒸発乾固) を溶存態、フィルター上の残存物を懸濁態として、ガンマ線分析によりセシウム 134 及びセシウム 137 濃度を定量する。

各農地圃場では、観測開始時に、深さ 25 cm までの不攪乱コア (直径 80 mm) を採取し、深さ別 (深さ 2.5 または 5 cm 間隔の層別) の放射性セシウム濃度を測定する。水稻の収穫時には、部位別 (玄米、籾殻、穂軸、茎葉及び根) の放射性セシウム濃度を測定する。

(3) 結果と考察

1) 水試料中の溶存態及び懸濁態放射性セシウム濃度

SWAT モデルにおいて、放射性セシウムの水及び土壌中の溶存態 (水溶性)、交換性、固定態の分配率をパラメータとして入力することが必要であり、それらの値をモニタリングによって把握する必要がある。灌漑水、排水及び各水試料中の放射性セシウム濃度は灌漑水や排水で 70 Bq/L 未満であったが、代かき後の濁水では 1,000 Bq/L を超えることがあった。また、

放射性セシウム濃度は懸濁物質 (SS) 濃度のべき乗関数で近似できた (図 3.2.3-2)。従って、水試料中の SS 濃度を測定することによって水中の放射性セシウム濃度の推定が可能で、今後分析を急ぎ地域の違いを検証する必要がある。

水試料中の溶存態放射性セシウムは、作物の放射性セシウム吸収や溶脱等に伴う放射性セシウムの移動の指標として重要である。この放射性セシウム濃度は 0.01~0.4 Bq/L であり、懸濁物質濃度とは明確な関係は認められなかった。しかし、全放射性セシウム濃度に対する溶存態放射性セシウム濃度の割合は、懸濁物質濃度が上昇するとともに 40%から 0.001%まで低下した (図 3.2.3-3)。従って、特定の水系の懸濁物質濃度と放射性セシウム濃度の関係から、溶存態セシウム濃度を推定することが可能と考えられる。

放射性セシウムの固液分配係数は、土壌と土壌溶液または懸濁物質と溶存態の放射性セシウム濃度の関係を規定する重要なパラメータである。懸濁物質濃度の上昇とともに固液分配係数は低下する傾向があったが、代かきによる懸濁態土壌濃度の高い時期の固液分配係数は通常の灌漑・排水中の固液分配係数よりも高かった (図 3.2.3-4)。これは、懸濁物質濃度と固液分配係数の間には、単に水試料中の懸濁物質の放射性セシウム濃度との平衡だけでなく、他の要因が介在していると考えられる。

固液分配係数は水の電気伝導度 (EC) すなわちイオン強度とともに低下する傾向を示した (図 3.2.3-5)。さらに溶存態放射性セシウム濃度は、低 pH 及び pH7 を超えると上昇する傾向を示し (図 3.2.3-6)、カリウム 40 と類似した挙動を示した (図 3.2.3-7)。このことから、交換性放射性セシウムは、交換性カリウム等の交換性陽イオンと同様の挙動を示すと考えられる。

2) 大気からの放射性セシウムの沈着量

郡山市の水田圃場における大気由来の放射性セシウムの降下量は、福島第一原発事故後低下傾向にあり、平成 23 年 8 月~9 月や平成 23 年 12 月~平成 24 年 1 月の小雨期にやや増加した (図 3.2.3-8)。平成 23 年 5 月 16 日から平成 24 年 5 月 29 日までの約 1 年間の積算降下量は 769 Bq/m² であり、福島第一原発事故直後に沈着した量の 1/600 程度であった。また、降下物中の形態としての溶存態放射性セシウムは全量の 5~15%程度であった。

3) 土壌中の放射性セシウム濃度の分布

SWAT モデルでは土層中の放射性セシウムの濃度分布を入力する必要がある。郡山市日和田の平成 23 年 8 月 24 日の水田土壌中の放射性セシウム濃度は作土層内ではほぼ一定であったが、深さ 10~15 cm の層で濃度がやや低いところがあった (図 3.2.3-9)。下層で低いのは、耕起層が 15 cm に満たないため土壌採取の際に放射性セシウム濃度が希釈されたか、代かきの際に粒径の選択が起こり、放射性セシウム濃度が低い粒径が粗い部分が下層に沈殿したことが考えられる。

4) 水稲の部位別の放射性セシウム濃度

SWAT モデルでは、作物の放射性セシウム吸収量を入力する必要がある。郡山市日和田の水田圃場の放射性物質の排出量を抑制する節水区と慣行区の平成 23 年産玄米に含まれる放射性セシウム濃度は、それぞれ 3.6 及び 3.4 Bq/kg とほぼ同程度であった (表 3.2.3-3)。移行係数は、それぞれ 0.0008 と 0.0007 と低く、この土壌の放射性セシウム固定力が強く、カリウム肥料は十分に施用されていることがうかがわれた。また、水口の玄米の放射性セシウム濃度はやや高かったが、水稲のその他の部位では場所との関係は認められなかった。

5) 広瀬川における水質モニタリング

広瀬川流域の伊達市梁川町大関で測定された河川水位、濁度及び放射性セシウム濃度の推移を図 3.2.3-10 に示す。広瀬川流域の水田の代かきは通常 5 月初旬から始まるが、平成 24 年度はゼオライト散布等の農地における放射性物質の影響低減対策の実施のため、周辺の水田では営農作業には 10 日から 2 週間程度遅れが見られた。代かきは 5 月 10 日頃から始まり、5 月 18 日頃に田植えの最盛期を迎え、5 月 26 日にほぼ田植えが終了した。また、広瀬川流域では作付け制限により水稻栽培が見送られた地区も少なくない。

大関地点の放射性セシウム濃度は濁度とほぼ重なり、5 月 3 日～4 日の降雨増水時には、河川水位の上昇とともに濁度及び放射性セシウム濃度が上昇し、代かき・田植え期においても河川水の濁度及び放射性セシウム濃度が増加した。

図 3.2.3-11 に見られるように濁度と放射性セシウム濃度の相関は高く、流量と放射性セシウム濃度にも相関関係がみられた (図 3.2.3-12)。また、流量と放射性セシウム負荷量の関係を表す L-Q 式では非線形の $L=kQ^n$ 型がよく適合することが確認されたことから、流量を測定することによって、放射性セシウム濃度や負荷量を推定することが可能であることを明らかにした (図 3.2.3-13)。

6) 大柿ダムにおける水質モニタリング

大柿ダムにおける観測期間中の降雨は 343.5 mm (ダム地点) であったが、日雨量では 9 月 23 日の 67.0 mm が最大であった。このときの 3 地点における濁度の観測値から、濁度と SS 濃度の関係 (図 3.2.3-14) を用いて求めた SS の推移を図 3.2.3-15 に示す。降雨に対する濁度の応答は、大柿ダムに流入する主要 2 河川のうち流域面積が 15.3 km² と狭い小出谷川流域が一番早く、次いで 83.6 km² の請戸川流域、さらにはダム放流地点が続いた。降雨時の流入河川の懸濁物質濃度ピークは 65 mg/L (小出谷川) と 50 mg/L (請戸川) のとき、ダム放流地点の濃度ピークは 18 mg/L であり、降雨増水時には多くの懸濁物質がダム内に沈着している可能性が高い。

また、3 地点における平水時 (10 月 19 日) の放射性セシウム濃度は、小出谷川で 0.62 Bq/L、請戸川で 0.80 Bq/L、ダム放流地点で 0.67 Bq/L とほぼ同程度であった。

(4) まとめ

福島県内の 4 地点の水田における灌漑水、田面水及び排水の放射性セシウム濃度は 0.3～1,000 Bq/L の範囲にあり、溶存態放射性セシウム濃度はその 0.001～40% を占め、0.01～0.4 Bq/L であった。溶存態放射性セシウム濃度は水の電気伝導度や pH と関係し、懸濁物質の交換性放射性セシウムと平衡関係にあることが推定された。また、平成 23 年 5 月 16 日から平成 24 年 5 月 29 日までの約 1 年間の大気からの積算下量は 769 Bq/m² であり、福島第一原発事故直後に沈着した量の 1/600 程度であった。さらに、伊達市の広瀬川では流量と放射性セシウム負荷量の関係を表す L-Q 式では非線形の $L=kQ^n$ 型がよく適合することが確認されたことから、流量を測定することによって、放射性セシウム濃度や負荷量を推定することが可能であることを明らかにした。

表 3.2.3-1 農地における放射性セシウム動態調査地点

地目	場所	作目	作物・主な植物	栽培管理	観測期間
水田	郡山市日和田	水稲	イネ	節水区	2011年4月～
水田	郡山市日和田	水稲	イネ	慣行区	2011年4月～
水田	郡山市日和田	不作付け	裸地	代かき濁水試験区	2011年4月～2012年3月
水田	二本松市小浜	水稲	イネ	慣行栽培	2012年3月～
水田	福島市大波	水稲	イネ	慣行栽培	2012年4月～
水田	伊達市月舘	水稲	イネ	慣行栽培	2012年4月～
水田	飯舘村比曽	不作付け	イ	草刈り	2012年11月～
畑	郡山市日和田	野菜	キュウリなど	ビニールマルチ	2012年12月～
樹園地	郡山市日和田	果樹	ニホンナシ	傾斜ライシメータ	2012年12月～
草地	猪苗代町蚕養	採草地	チモシーなど	年2回刈り取り	2012年12月～

表 3.2.3-2 流域レベルでの調査地点

河川名	地域名	主な作物・植物	栽培管理など	観測期間
樋渡川	三春町樋渡	水稲、ダイズ、タバコなど	作付け、水田転換畑	2012年12月～
広瀬川	伊達市梁川	水稲、果樹など	作付け、ゼオライト散布など	2012年4月～
比曽川	飯舘村比曽	セイタカアワダチソウ、ヨシ、イ、ヨモギなど	不作付け、草刈りの有無	2012年12月～

表 3.2.3-3 郡山市における平成 23 年産水稲の部位別放射性セシウム濃度

	玄米		籾		穂		茎		根		土壌 [※]	
	平均	標準偏差	平均	標準偏差	平均	標準偏差	平均	標準偏差	平均	標準偏差	平均	標準偏差
	Bq/kg						kBq/kg					
慣行区(n=3)	3.4	(±1.0)	17	(±5)	31	(±15)	59	(±12)	2.81	(±1.68)	5.31	(±1.16)
節水区(n=3)	3.6	(±0.0)	32	(±20)	83	(±52)	111	(±59)	1.44	(±0.73)	4.54	(±0.33)
慣行区TF	0.0007	(±0.0002)	0.003	(±0.001)	0.006	(±0.002)	0.012	(±0.004)	0.59	(±0.41)	-	-
節水区TF	0.0008	(±0.0001)	0.007	(±0.005)	0.019	(±0.013)	0.025	(±0.015)	0.31	(±0.15)	-	-
水口(n=2)	4.1	(±0.7)	19	(±0)	32	(±1)	82	(±33)	2.77	(±0.88)	4.78	(±0.19)
中央(n=2)	3.2	(±0.5)	20	(±0)	63	(±24)	52	(±6)	1.21	(±0.40)	5.71	(±1.29)
水尻(n=2)	3.2	(±0.7)	33	(±31)	76	(±85)	122	(±72)	2.40	(±2.44)	4.29	(±0.17)
水口TF	0.0009	(±0.0001)	0.004	(±0.000)	0.007	(±0.000)	0.017	(±0.008)	0.58	(±0.16)	-	-
中央TF	0.0006	(±0.0002)	0.004	(±0.001)	0.012	(±0.007)	0.009	(±0.003)	0.23	(±0.12)	-	-
水尻TF	0.0007	(±0.0002)	0.008	(±0.008)	0.018	(±0.021)	0.029	(±0.018)	0.55	(±0.55)	-	-

※¹ 耕起前(2011年4月27日)の土壌(深さ~15 cm)

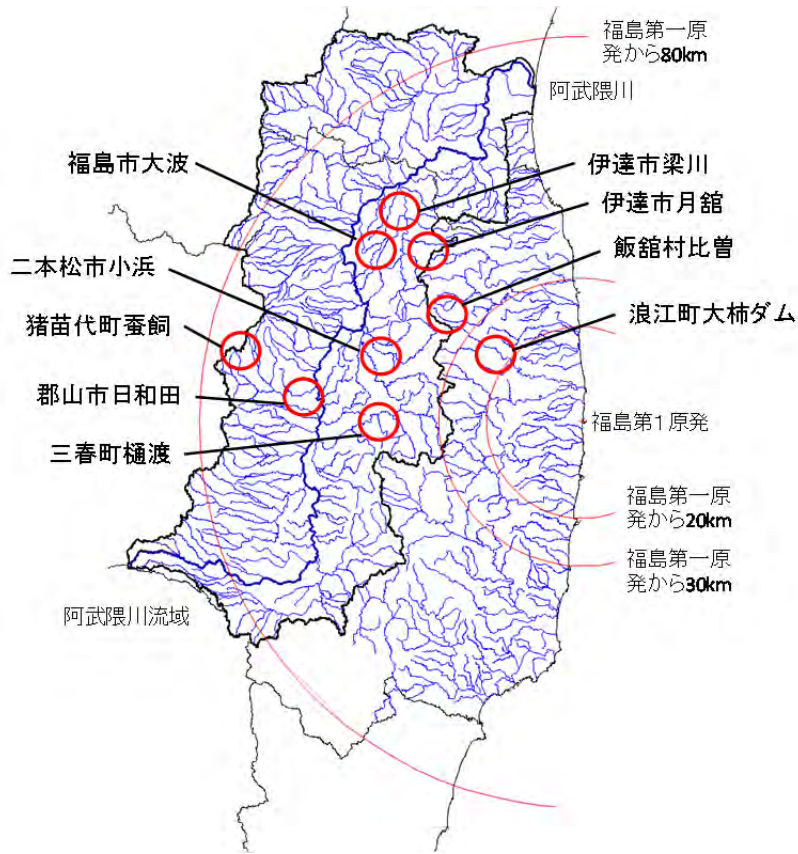


図 3. 2. 3-1 水系図上の調査地点

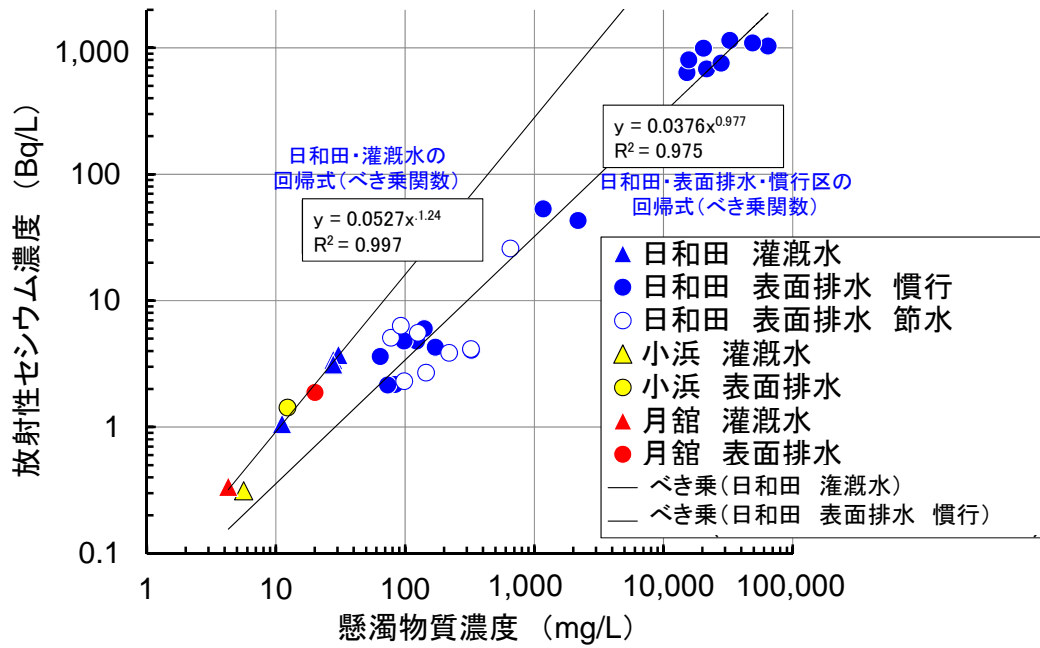


図 3. 2. 3-2 水試料中の懸濁物質濃度と放射性セシウム濃度の関係

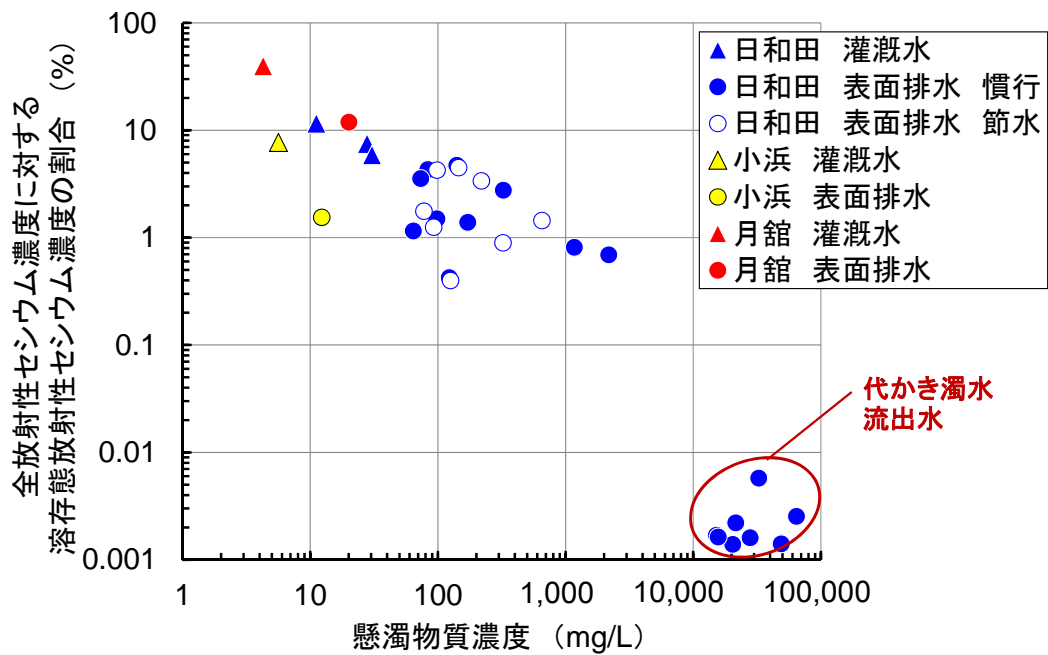


図 3. 2. 3-3 水試料中の懸濁物質濃度と全放射性セシウム濃度に対する溶存態放射性セシウム濃度の割合の関係

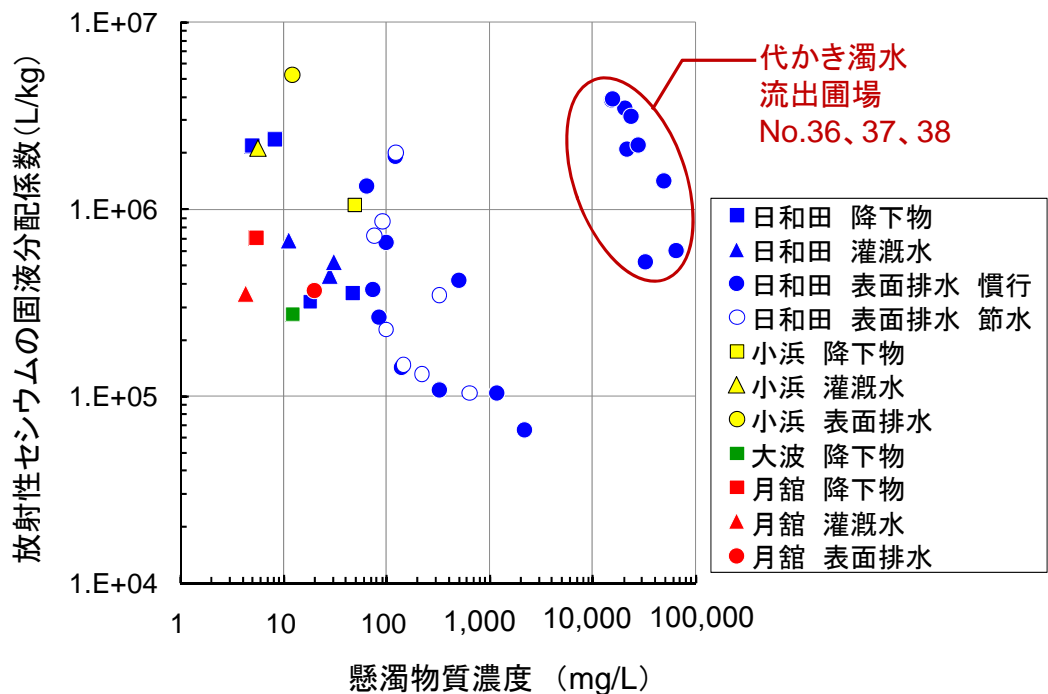


図 3. 2. 3-4 水試料中の懸濁物質濃度と放射性セシウムの固液分配係数の関係

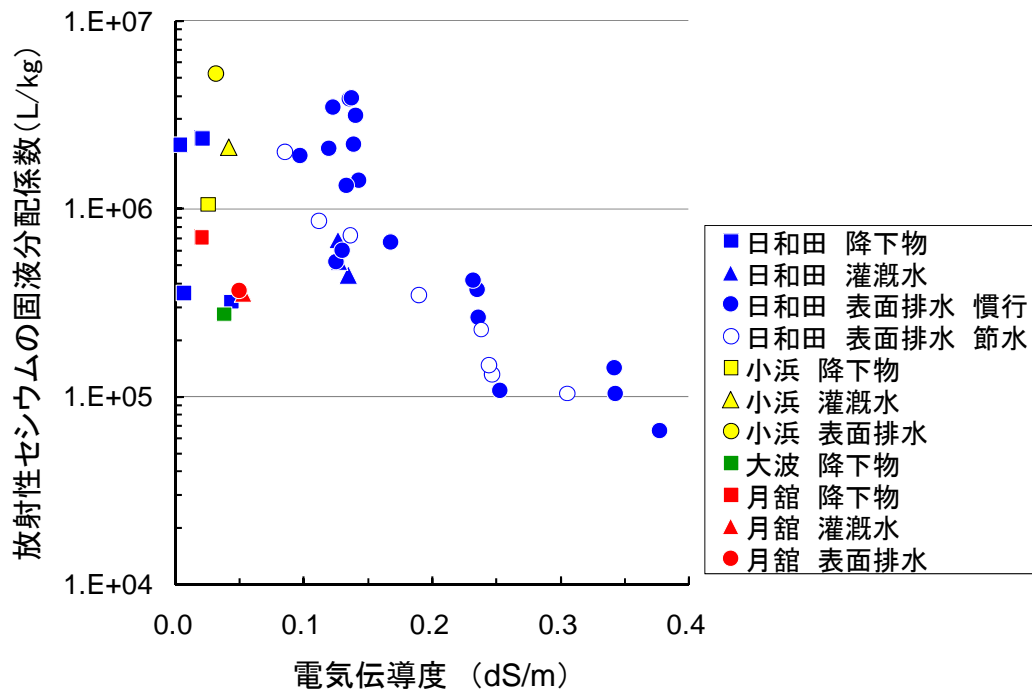


図 3. 2. 3-5 水試料の電気伝導度と放射性セシウムの固液分配係数の関係

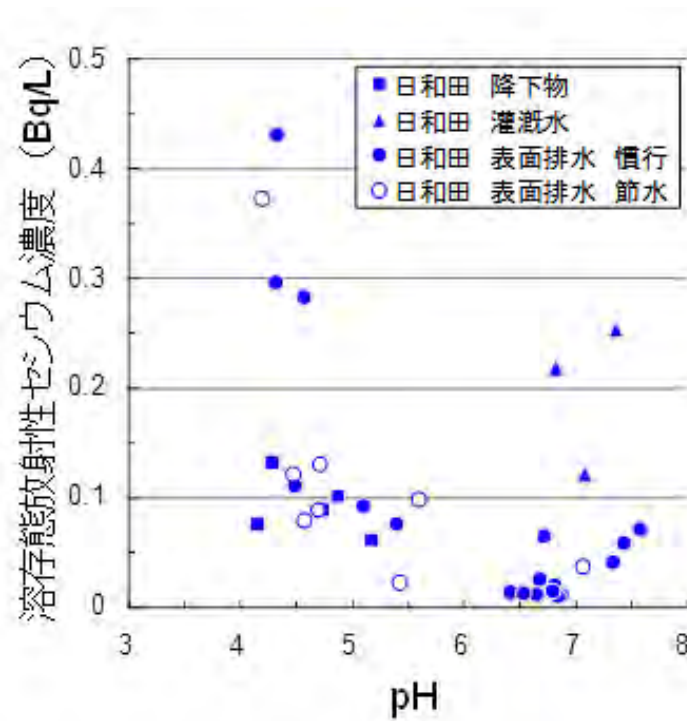


図 3. 2. 3-6 水試料中の pH と溶存態放射性セシウム濃度の関係

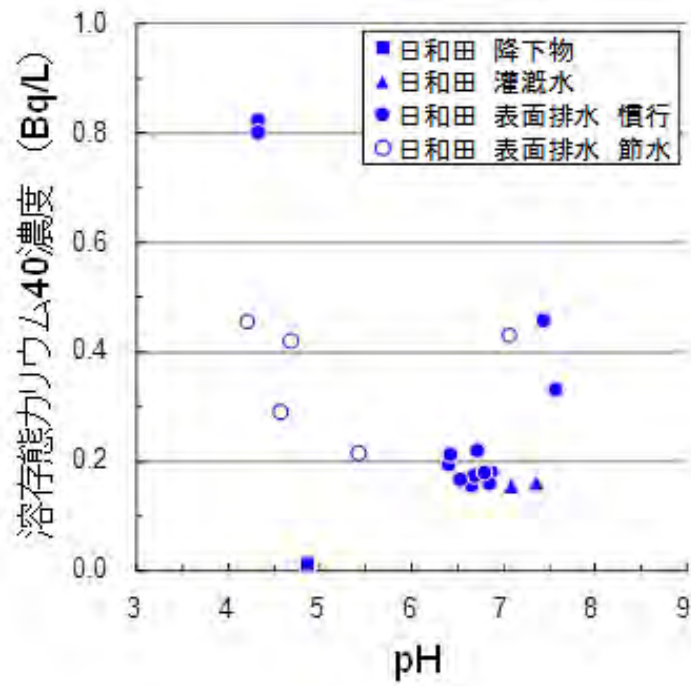


図 3.2.3-7 水試料中の pH と溶存態カリウム 40 濃度の関係

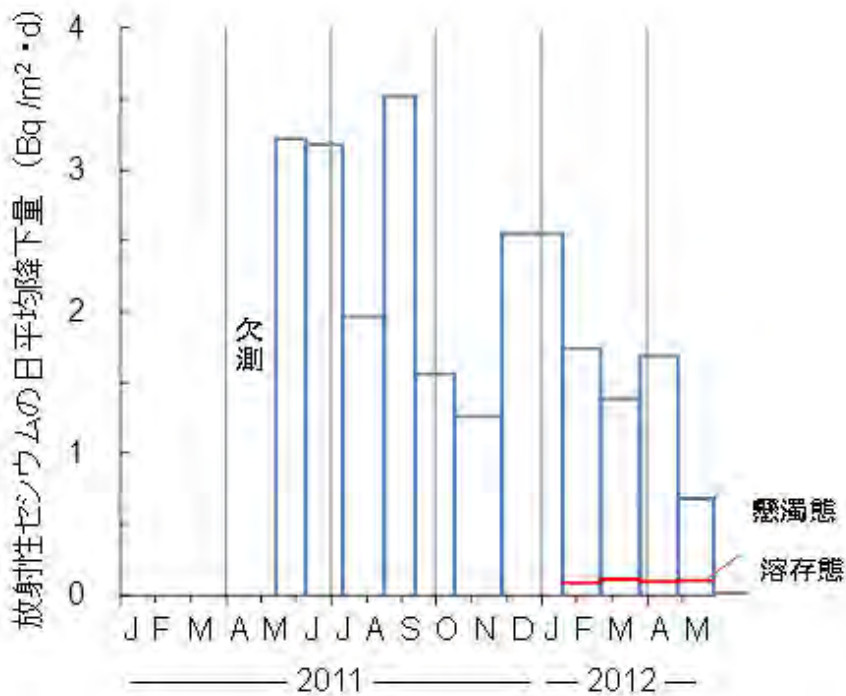


図 3.2.3-8 大気由来の放射性セシウムの日平均降下量 (郡山市日和田)

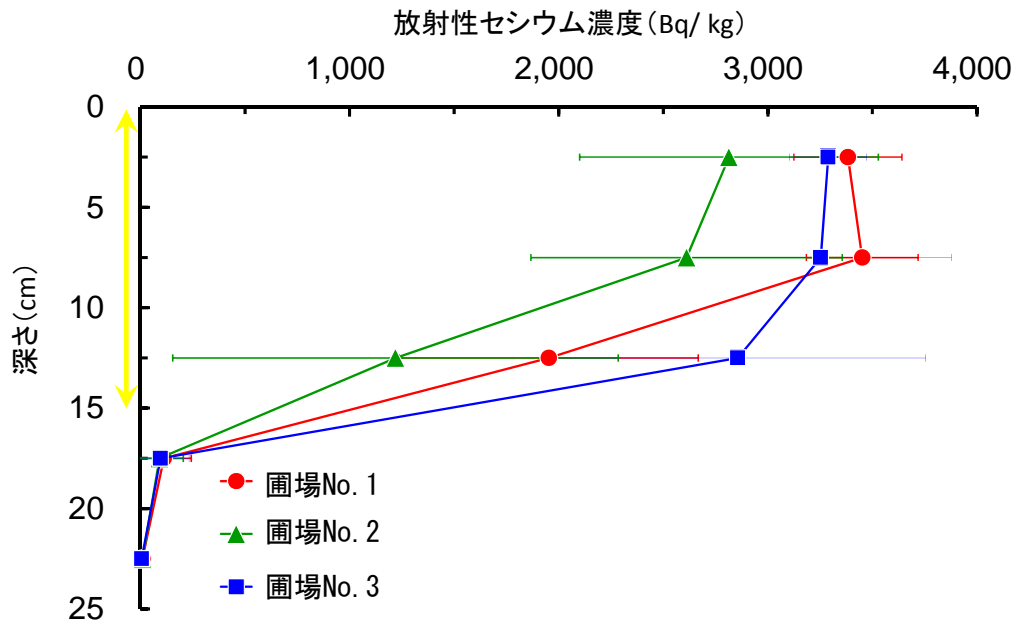


図 3.2.3-9 水田における放射性セシウムの土層内分布（郡山市日和田）

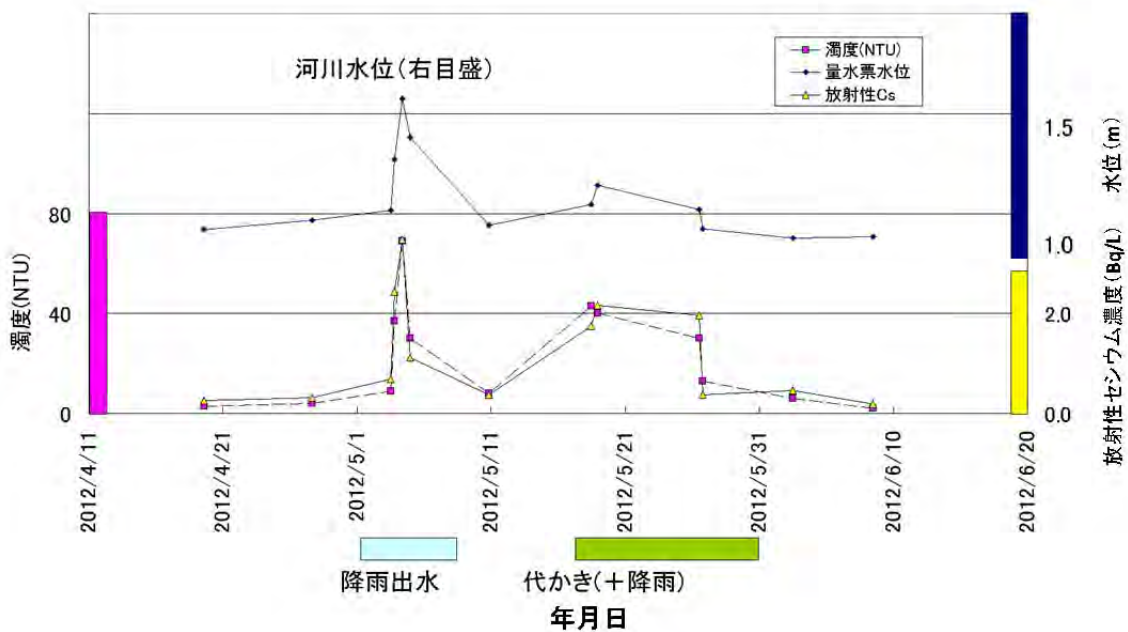


図 3.2.3-10 伊達市梁川町大関における広瀬川の水位、濁度及び放射性セシウム濃度の推移

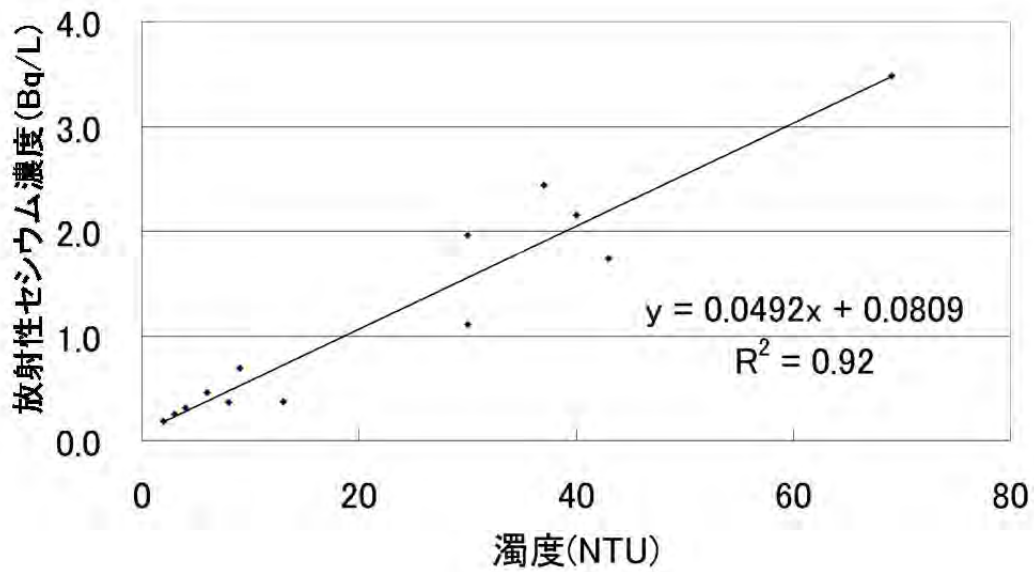


図 3. 2. 3-11 広瀬川の濁度と放射性セシウム濃度の関係

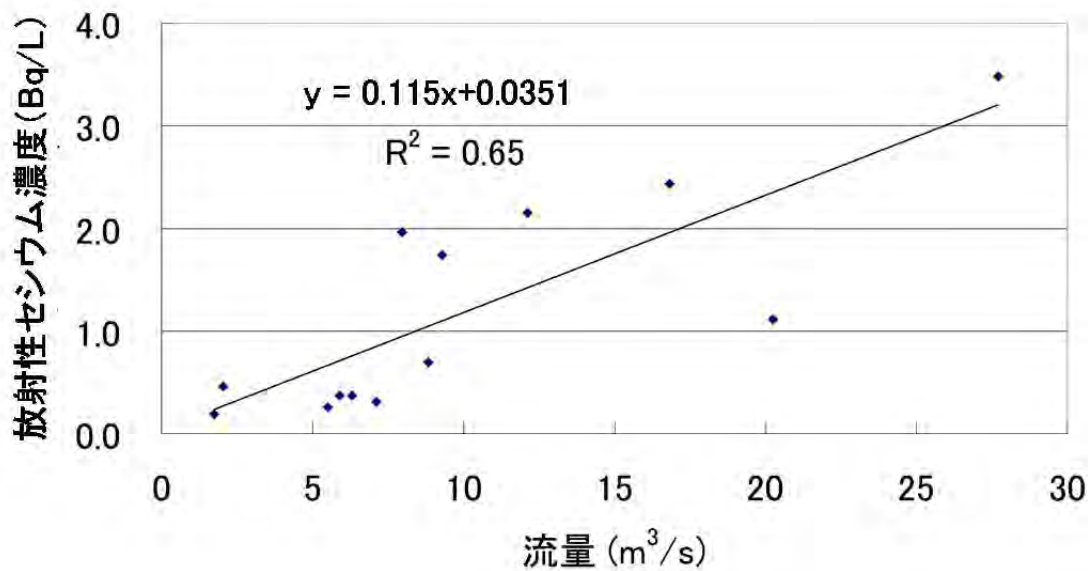


図 3. 2. 3-12 広瀬川の流量と放射性セシウム濃度の関係

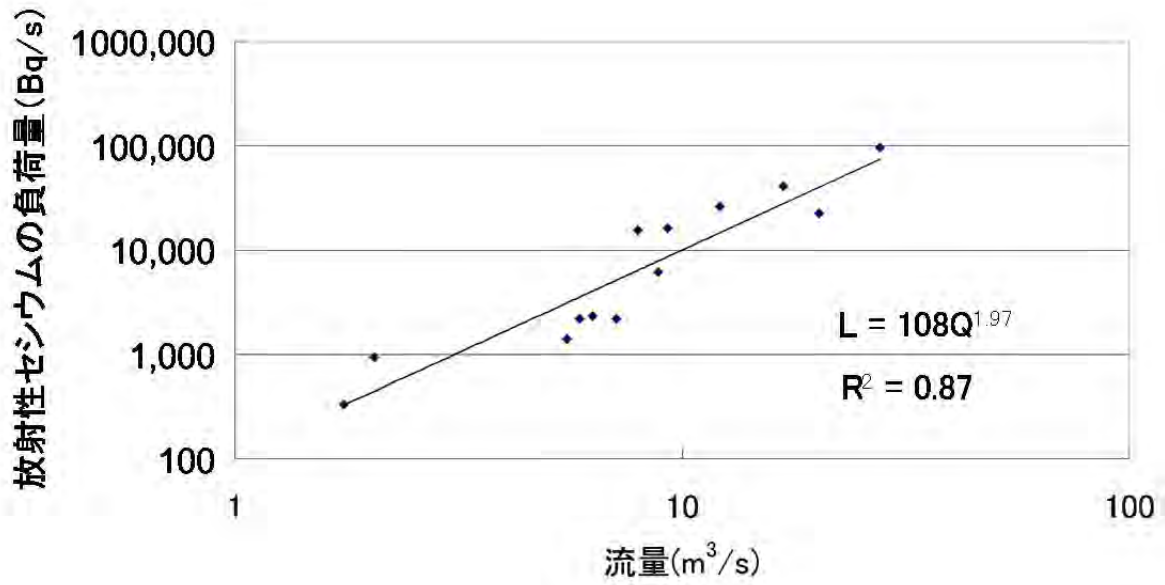


図 3.2.3-13 広瀬川の流量と放射性セシウム負荷量の関係

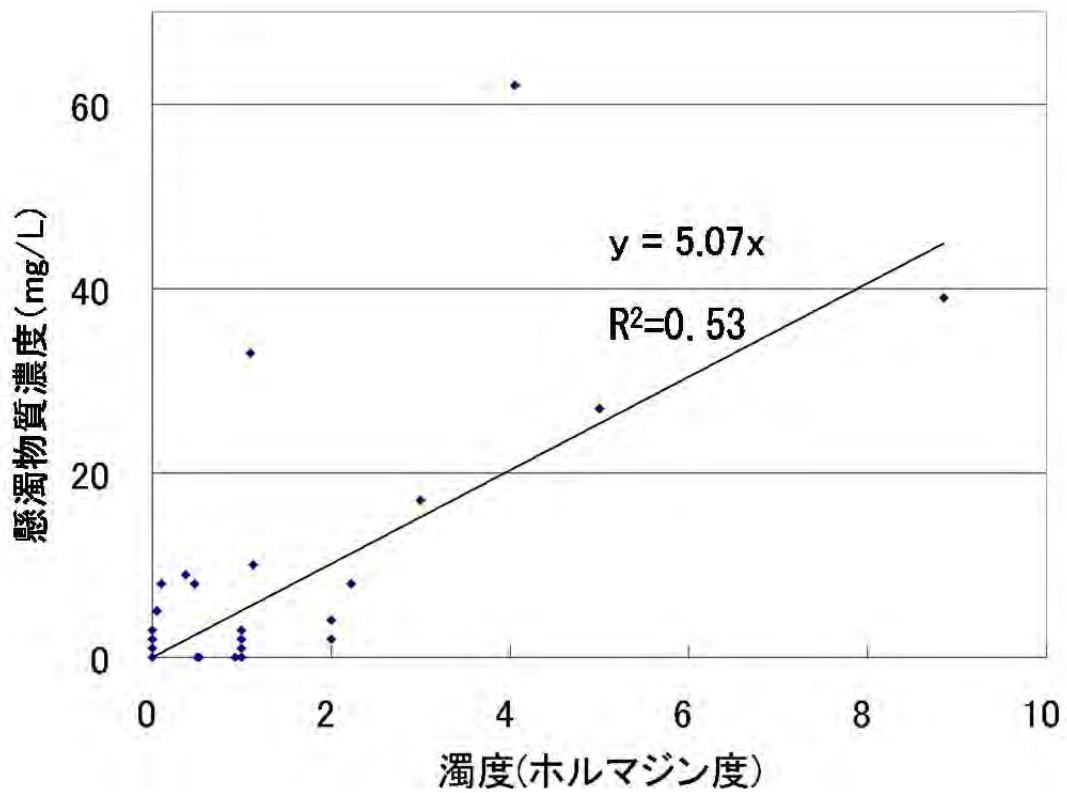


図 3.2.3-14 大柿ダム流域における濁度と懸濁物質濃度の関係

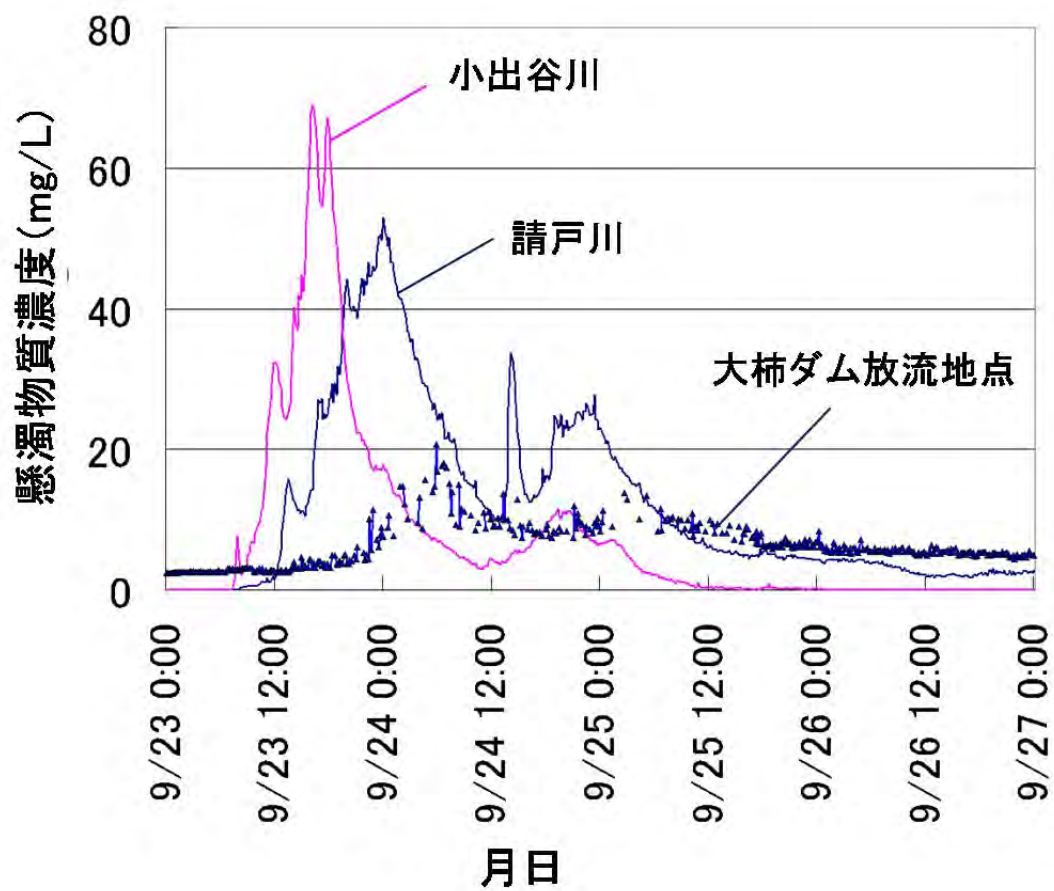


図 3.2.3-15 大柿ダム流域における懸濁物質濃度の推移

3.2.4 放射性セシウムの移行モデルの作成

恩田 裕一（筑波大学）

個々のモデル相互の関係を図 3.2.4-1 に示す。①放射性核種流出モデルにおいては、様々な土地利用条件下における土壌侵食量と放射性物質の関係のモデル化を行い、②分布型 USLE モデルにおいては、福島第一原発から 80 km 圏内における様々な土地利用からの土壌侵食量の推定と、それに基づく放射性核種の移行量の広域モデル化を行う。③改良 WEP モデル及び ④改良 SWAT モデルにおいては、様々な土地利用区分に応じて放射性物質の移行量を計算し、それに基づき降雨イベントごとの水系を通じた放射性移行モデルの作成を行うものである。最後に、⑤河川から海洋への放射性物質移行モデルにおいては、流砂量計算と放射性物質の粒度依存性の関係の計算に基づき、河川から海洋への移行モデルを構築する。

これらのモデルは、モニタリングデータを入力値としているため、ある時点においては精度の高い予測が可能である反面、長期的な放射性物質の移行状況の予測に資するモデル作成には直ちには結びつきにくい欠点もある。そのため、本モデル及びモニタリングで得られた結果を原子力機構が開発する放射性物質予測モデルの確認に活用することにより、放射性物質の変化傾向の長期予測を効率的に行うことが可能となろう。

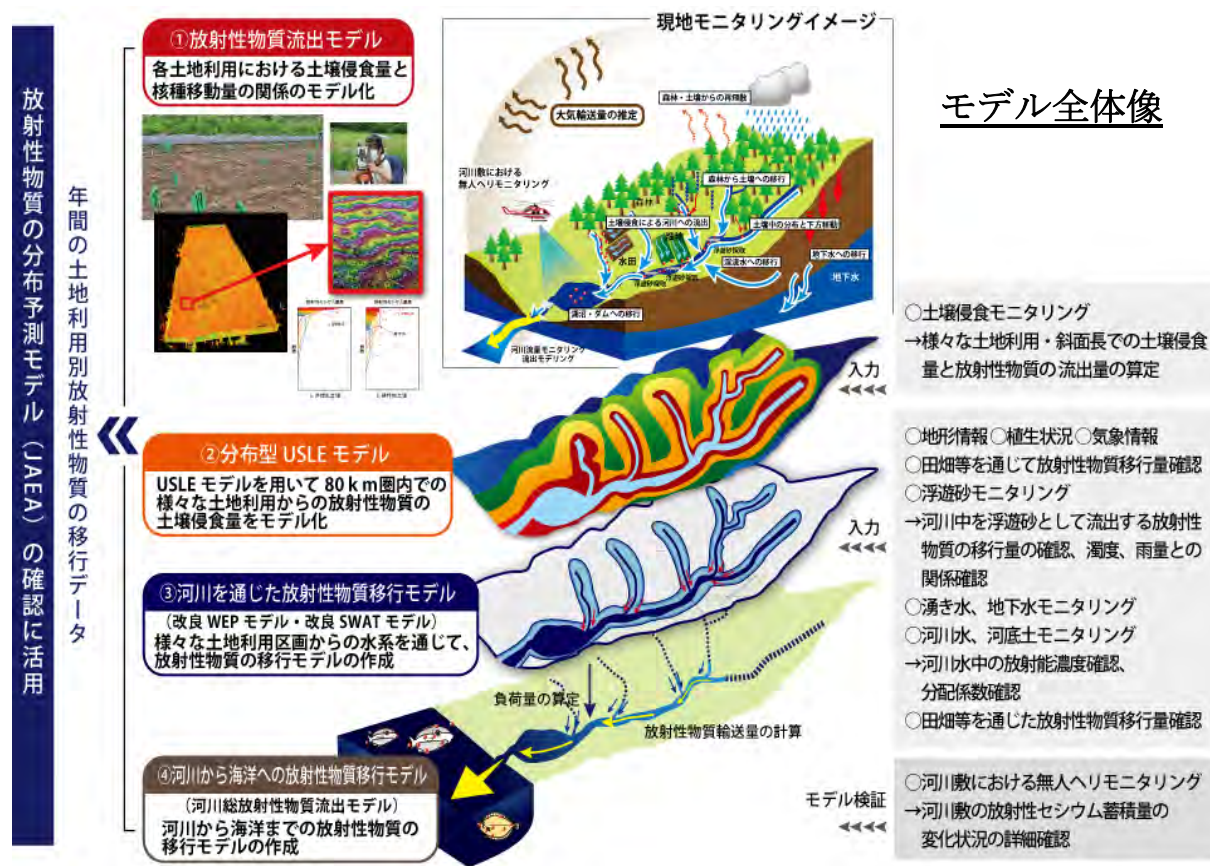


図 3.2.4-1 放射性セシウムの移行モデルの相互関係

3.2.4(1) 放射性核種流出モデルの作成

恩田 裕一、加藤 弘亮、吉村 和也 (筑波大学)

1) 調査目的

福島第一原発周辺の自然環境中における放射性核種の移行メカニズムの解明に向け、自然環境中に蓄積した放射性核種の森林内外の移行、土壌侵食による斜面から河川への移行について詳細に調査を実施してきた。ここで、放射性核種流出モデルは、各土地利用における土壌侵食量と流出土砂の放射性核種濃度の観測をもとに、土壌侵食による放射性核種の流出を経験的な土壌侵食モデルとして広く用いられている USLE 式 (Universal Soil Loss Equation: Wischmeyer and Smith, 1978[1]) で表すこととし、モデルのパラメータを実測値に基づいて決定した。

2) 調査方法

各土地利用からの土壌侵食による放射性核種の移行量を明らかにするために、土壌侵食試験区画と量水堰、土砂トラップを用いて、降雨流出に伴って各土地利用から流出する土砂量の観測を約 1 年半実施した。それに加え、第 3 次分布状況等調査においては、耕作を行い、耕作が農地の土壌侵食量と放射性核種の移行量に及ぼす影響を評価した。また、経験的な土壌侵食モデルとして広く用いられている USLE 式をベースとして、土壌侵食に起因する放射性核種の移行量のモデル化を行った。

USLE 式による侵食量 (ton/ha/year) は次式(式 1)で計算できる。

$$A = R K L S C P \quad (\text{式 1})$$

ここで、

A : 年間土壌侵食量[ton ha⁻¹ year⁻¹]

R : 降雨侵食力ファクタ (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]。

ここで、斜面勾配ファクタ S を以下の(式 2)及び(式 3)で求める。

$$S = 10.8 \sin \theta + 0.03 \text{ (斜面勾配} < 9\%) \quad (\text{式 2})$$

$$S = 16.8 \sin \theta - 0.50 \text{ (斜面勾配} \geq 9\%) \quad (\text{式 3})$$

また、降雨侵食力ファクタ R を以下の(式 4)で求めた。

$$R = E \times I_{30} \quad (\text{式 4})$$

ここで、 I_{30} は最大 30 分間降雨強度 (mm hour⁻¹)、 E は単位雨量及び面積当たりの降雨エネルギー (MJ mm ha⁻¹ year⁻¹) である。

調査地は川俣町山木屋地区に位置しており、土砂流出量の観測のための試験区画（以下、「侵食プロット」という。）を様々な土地利用及び被覆状態の地点に設置した。これらの侵食プロットは、斜面長（侵食プロットの上端から下端までの長さ）を USLE 式の標準プロットと同じ斜面長(22.1 m)に合わせたため、斜面長ファクタ L は 1 となる。侵食プロットは、下記の 7 カ所に設置した。

- 緩勾配のタバコ畑（畑 A）
タバコ畑として使用されていた耕作地で、斜面の勾配は 4.4 度である。平成 23 年 3 月以降は耕作放棄されている。平成 23 年度は、地表の被覆率が 30%程度であったが、平成 24 年度では、除草剤を散布したため、被覆率は 10%程度に保たれている。
- 耕作を実施した緩勾配のタバコ畑（畑 A2）
畑 A と同じ耕作地内に位置しており、侵食プロットの設置に伴って耕作を実施した。平均耕作深度は 0.15 m であり、他地点で育成した白菜株を移植した。植被率は 19%である。斜面の勾配は 4.2 度である。
- 急勾配の畑地（畑 B）
畑地として使用されていた耕作地で、斜面の勾配は 9.3 度である。地表の植被率は 89%である。
- 耕作を実施した急勾配の畑地（畑 B2）
畑 B と同じ耕作地内に位置しており、侵食プロットの設置に伴って耕作を実施した。平均耕作深度は 0.15 m であり、他地点で育成した白菜株を移植した。植被率は 20%で、斜面勾配は 10.1 度である。
- 採草地（牧草地 A）
土壌攪乱が少なく、表土は植物根が密生している。通常の採草地としての利用状況を再現するため、侵食プロット内の草の刈り取りを 1 ヶ月に 1 回程度実施した。高頻度の収穫を行ったが、草の生長は早く、地表の植被率は 95%と高かった。斜面の勾配は 9.5 度である。
- 放牧草地（牧草地 B）
表土に植生根がまばらに分布している。通常の放牧地としての利用状況を再現するため、侵食プロット内の草の刈り取りを 1 週間に 1 回程度行ったが、地表の植被率は 98%と高かった。斜面の勾配は 9.7 度である。
- スギ若齢林
高密度に植栽されたスギの人工林 (3,300 本/ha) に位置しており、林床が暗いため下層植生による地表被覆はほとんど無かったが、スギの落葉によって供給されるリターが多く、リター層を形成しており地表の被覆率は 95%と高かった。斜面の勾配は 27.5 度である。

3) 結果と考察

(a) 土地利用形態別の侵食土砂濃度係数

侵食プロットからの土砂流出量の観測結果及び流出土砂に含まれる放射性セシウム濃度の測定結果を表 3.2.4(1)-1 に示す。なお、水田では侵食プロットを用いた土砂流出量及び放射性セシウムの移行量の観測を行っていないが、他の農耕地との比較のために 3.2.1(6)章の調査結果を併せて記載した。なお、調査を行った水田の位置及び観測方法は、3.2.1(6)章①を参照されたい。

各試験区画ごとに調査期間が異なることから、調査期間中の降雨量の違いの影響を除去するために、土砂流出量を降雨侵食力ファクタ R で除することにより基準化を行った。また、流出

土砂に含まれる放射性セシウムの濃度は大気からの沈着量に影響されるため、流出土砂の放射性セシウム濃度を第3次航空機モニタリングによるセシウム137及びセシウム134の沈着量で除することによりその影響を除去した。このように、土砂流出量については、斜面勾配ファクターS及び降雨侵食力ファクターRによって標準化を行い、土壌侵食による放射性セシウムの移行量については、沈着量の違いを考慮して流出土砂の放射性セシウム濃度の標準化を行なった。それによって、単位沈着量、単位勾配、単位降雨侵食力ファクターあたりの土砂流出量及び放射性セシウム移行量を算出した。

降雨侵食力ファクターRあたりの土壌侵食量を図3.2.4(1)-1に示した。侵食プロットからの土砂流出量は畑地で多い傾向を示した。水田では灌漑期の土砂流出量は少なかったが、非灌漑期は大きくなるのが分かった。一方、牧草地及びスギ若齢林では、土砂流出量が少ない傾向を示した。このように、土地利用によって土砂流出量に大きな違いがあること観測によって明らかになった。

耕作地を除く各侵食プロットについて、植被率と土壌侵食量の関係を図3.2.4(1)-2に示した。単位斜面勾配ファクター、降雨侵食力ファクター、及び土壌の受食性ファクターK（農業環境研究所のGISデータを参考に一律0.039とした）あたりの植被率と土壌侵食量の関係は、既往の研究で行われているように（例えば、Loch, 2000[2]）、指数関数で近似すると図中に示したような係数が得られた。この結果を、GISによる広域の土壌侵食量の推定（USLE式に基づく）に用いるため、図3.2.4(1)-2に示した植被率と土壌侵食量の関係の係数を採用し、リモートセンシングにより推定したNDVI（正規化植生指標：Normalized Difference Vegetation Index）から推定した植被率を被覆管理ファクターCに換算した。

山木屋地区の各土地利用について、侵食プロットにおける土壌侵食量の観測結果に基づいてUSLE式の各パラメータを決定した（表3.2.4(1)-2）。保全対策ファクターPは、土壌侵食量（A）の観測値と、これまでに求めた既知の全ファクターの値（P値以外）を（式1）に代入することで求めた。その結果、牧草地において、P値が0.02と算定された。なお、スギ若齢林については、林地を代表するK値の既存データが存在しなかったため、被覆度の近い牧草地のP値を用いてK値を推定した。その結果、林地のK値として0.02という値が得られた。各土地利用について得られたパラメータを基準として、リモートセンシングデータによりC値を推定し、土壌係数（K）を農業環境研究所のGISデータを用いることにより、福島第一原発から80 km圏内の地域について、USLE式を用いて土壌侵食量の推定を行う（3.2.4(2)章参照）。

図3.2.4(1)-3に単位沈着量あたり（1 kBq/m²）の流出土砂中の放射性核種濃度を示す。これによると、畑（耕作・未耕作）の間に大きな違いが見られる。これは、耕作地では表土が混合されているため（この場合は15 cm深まで）、侵食深の土壌に含まれる放射性セシウムの濃度が低下したことが原因と考えられる。その結果として、同量の土壌侵食量に対するセシウム137の流出量は、非耕作地と比べて1/5-1/12程度であった。一方で、スギ若齢林の侵食プロットから流出した土砂について、単位沈着量あたりの放射性セシウム濃度が大きい値を示した。これについて、スギ若齢林から流出した土砂に有機物が多く含まれており、スギの枝葉やリター等を起源とする放射性セシウム濃度が高い有機物が含まれていたことが原因と考えられる。

観測期間中の各降雨イベントについて、降雨侵食力ファクターRと沈着量あたりのセシウム137濃度の関係を図3.2.4(1)-4に示す。これによると、どの土地利用についても、流出土砂のセシウム137濃度は1~2オーダーのばらつきがあるものの、降雨侵食力ファクターR、すなわち降雨強度によって変化しないことが分かる（降雨侵食力ファクターRの算出方法について、式4を参照）。このことから、沈着量が異なる地点から流出する土砂の放射性核種の濃度を推定するために、各土地利用について、図3.2.4(1)-3から得られた土地利用ごとの流出土砂のセシウム

ム 137 濃度を大気からの総沈着量で除することによって、単位沈着量あたりの濃度比（以下、「侵食土砂濃度係数 (Sc)」という。）を求めた（表 3.2.4(1)-3）。現時点においては、この土地利用形態別の侵食土砂濃度係数 (Sc) を USLE 式により計算された土壤侵食量に乘じ、さらにその地点の初期沈着量をかけることにより、ある地点における土壤侵食に伴う放射性核種移行量を算出可能な道筋を作ることができた。

(b) 侵食土砂の放射性セシウム濃度の時間変化傾向

土壤中の放射性セシウムは、時間とともに下方に移動することが知られており、移流拡散方程式を用いてその時間変化を表す試みがなされている [3-4]。これらの移流拡散方程式は、土壤中の放射性核種の深度分布の変化を物理化学的プロセスによるものと仮定しており、放射性核種の輸送のメカニズムとして移流及び拡散を想定している [4]。地表面から土壤深部への放射性セシウムの下方移動は、移流速度 V と拡散係数 D を用いて時間の関数として表される（例えば(式 5) : Bossew and Kirchner, 2004 [4])。

$$C(x, t) = J_0 e^{-\lambda t} \left\{ \frac{1}{\sqrt{\pi D t}} e^{-(x-v)^2/(4Dt)} - \frac{v}{2D} e^{vx/D} \operatorname{erfc} \left(\frac{v}{2} \sqrt{\frac{t}{D}} + \frac{x}{2\sqrt{Dt}} \right) \right\} \quad (\text{式 5})$$

ここで、 $C(x, t)$ は時間 t における深さ x の放射性核種濃度で、 J_0 は初期 ($t=0$) の時の放射性セシウムの沈着量 (Bq/cm^2)、 x は深度 (cm)、 D は拡散係数 (cm^2/y)、 v は移流速度 (cm/y)、 t は初期沈着からの経過時間 (y)、 λ は壊変定数である。移流速度 V 及び拡散係数 D は、放射性核種の移動に係る土壤の物理定数を表しており、また壊変定数は放射壊変による物理的な減少を表す。USLE プロットの設置地点であるタバコ畑における、侵食も堆積も受けていない植生に被覆された平坦な場所の土壤中のセシウム 137 の深度分布について、(式 5) を用いて最小二乗方により移流速度 V と拡散係数 D を推定した。その結果、 D 及び V の値はそれぞれ $0.3 \text{ cm}^2/\text{y}$ ($5.0 \text{ kg}^2/\text{m}^4/\text{y}$) と $0.06 \text{ cm}/\text{y}$ ($0.53 \text{ kg}/\text{m}^2/\text{y}$) で、移流拡散方程式によって推定されたセシウム 137 濃度の深度分布 ($t=0.5$ の時点) は実測値 ($t=0.444$) に近い傾向が得られた (図 3.2.4(1)-5)。

タバコ畑の表層 0.5 cm 深の土壤の放射性セシウム濃度について、侵食による土壤の損失が無いと仮定した場合、初期沈着から 1 ヶ月では $77,500 \text{ Bq}/\text{kg}$ であるのに対し、6 ヶ月後では $48,800 \text{ Bq}/\text{kg}$ 、1 年後では $35,500 \text{ Bq}/\text{kg}$ と変化してゆく。また、10 年後と 30 年後ではそれぞれ $7,800 \text{ Bq}/\text{kg}$ と $2,200 \text{ Bq}/\text{kg}$ となる。このように、時間の経過とともに表層土壤に含まれる放射性セシウム濃度が変化するため、土壤侵食による放射性セシウムの移行モデルを作成する場合には、時間経過による放射性セシウムの下方移動を考慮したパラメータの算出が必要とされる。また、表 3.2.4(1)-4 に示すように、土壤中の放射性セシウムの移流拡散状況を表すパラメータは場所や土地利用によって異なるため [3, 5-8]、実測値を入力して、土地利用別の深度分布の変化傾向を考慮した移行モデルを作成することが必要である。

4) まとめ

侵食プロットによる土砂流出量の観測結果から、土壤侵食に伴う放射性セシウムの移行量は土地利用によって異なることが示された。また、土壤侵食量は植被率によって変化するが、流出土砂のセシウム 137 濃度は降雨条件に大きく影響されないことが分かった。そこで、各土地利用形態につ

いて、流出土砂に含まれるセシウム 137 濃度を大気からの総沈着量（第 3 次航空機モニタリングの結果に基づく）により除することで、侵食土砂濃度係数を算出した。これにより、大気からの総沈着量が異なる地点でも、土地利用形態が同じであれば、総沈着量を考慮して流出土砂に含まれるセシウム 137 濃度を推定することが可能になった。また、リモートセンシングと GIS を活用して、USLE 式に基づいて推定した土壌侵食量にその濃度を乗ずることによって、土壌侵食による放射性核種の移行量を算出できる道筋が示された。一方で、土壌中の放射性核種の深度分布は時間とともに変化するため、今後移流拡散方程式に基づいて土地利用別の放射性核種の深度分布傾向を考慮した移行モデルを作成することが必要である。

参考文献：

- [1] Wischmeyer, W. H., Smih, D. D. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. Agriculture Handbook, 537, USDA (1978).
- [2] Loch, J. R. Effects of vegetation cover on runoff and erosion under simulated rain and overland flow on a rehabilitated site on the Meandu Mine, Tarong, Queensland. Australian Journal of Soil Research, 38, 299-312 (2000).
- [3] He, Q. and Walling, D. E. The distribution of fallout ^{137}Cs and ^{210}Pb in undisturbed and cultivated soils. Applied Radiation and Isotopes 48(5), 677-690 (1997).
- [4] Bossew, P. and Kirchner, G. Modeling the vertical distribution of radionuclides in soil. Part 1: the convection-dispersion equation revisited. Journal of Environmental Radioactivity 73, 127-150 (2004).
- [5] Kato, H., Onda, Y., Teramage, M. 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 (2012).
- [6] Kato, H., Onda, Y., Tanaka, Y. Using ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ measurements to estimate soil redistribution rate on semi-arid grassland in Mongolia. Geomorphology 114, 508-519 (2010).
- [7] Fukuyama, T., Onda, Y., Takenaka, C., Walling, D. E. Investigating erosion rates within Japanese cypress plantation using Cs-137 and $\text{Pb-210}_{\text{ex}}$ measurements. Journal of Geophysical Research 113, F02007 (2008).
- [8] Almgren, S., Isaksson, M. Vertical migration studies of ^{137}Cs from nuclear weapons fallout and the Chernobyl accident. Journal of Environmental Radioactivity 91(1-2), 90-102 (2006).

表 3. 2. 4(1)-1 土砂流出量と流出土砂の操車性セシウム濃度の観測結果
(対象期間：平成 23 年 7 月～平成 24 年 11 月 18 日)

土地利用	観測期間中の 降雨侵食力 ファクタR (MJ mm ha ⁻¹ hour ⁻¹)	Cs-134			Cs-137			土砂 流出量 kg	土壌侵食 量 ／侵食力 ファクタR (g/m ²)/R	CS-134	CS-137
		濃度	沈着量	濃度 ／沈着量	濃度	沈着量	濃度 ／沈着量			濃度／沈着量 ／土砂流出量	
		Bq/kg	kBq/m ²	(Bq/kg) / (kBq/m ²)	Bq/kg	kBq/m ²	(Bq/kg) / (kBq/m ²)			(Bq/kg) / (kBq/m ²) / kg	
畑A(未耕作) ～H24.6.13	3,210	14,500	353	41.20	18,800	372	50.70	64.00	0.18	0.64	0.79
畑A(未耕作) ～H24.11.18	2,830	9,900	353	27.90	16,400	372	44.10	84.00	0.27	0.33	0.53
畑A2(耕作)	445	2,430	353	6.89	3,930	372	10.60	4.25	0.09	1.62	2.49
畑B(未耕作)	6,040	17,300	393	43.90	25,200	413	60.90	8.41	0.01	5.22	7.24
畑B2(耕作)	445	1,110	393	2.82	1,890	413	4.57	13.70	0.28	0.21	0.33
牧草地A	6,040	9,240	529	17.50	12,900	557	23.20	7.78	0.01	2.24	2.98
牧草地B	6,040	7,920	957	8.27	10,300	1,010	10.20	4.41	0.01	1.88	2.32
スギ若齢林	6,040	28,500	421	67.70	36,400	442	82.20	1.62	0.00	41.80	50.70
通常水田(灌漑期) H24.5.18-9.28	9,712	1,290	207	6.23	1,990	308	6.47	4.27	0.00	1.46	1.51
通常水田(非灌漑期) H24.9.30-10.23	1,070	3,150	207	15.20	5,180	308	16.80	24.50	0.21	0.62	0.69
除染水田(灌漑期) H24.5.18-9.28	14,000	595	16	37.20	1,070	25	42.90	7.20	0.00	5.16	5.96
除染水田(非灌漑期) H24.9.30-10.23	2,100	549	16	34.30	937	25	37.50	88.30	0.38	0.39	0.42

表 3. 2. 4(1)-2 侵食プロットの観測結果と USLE パラメータ値

土地利用	観測期間	実測値		推定値					
		年間土壌侵食量A	植被率	降雨侵食力 ファクタ R	土壌の受食性 ファクタ K	斜面長 ファクタ L	斜面勾配 ファクタ S	被覆管理 ファクタ C	保全対策 ファクタ P
		(ton ha ⁻¹ year ⁻¹)	-	(MJ mm ha ⁻¹ hour ⁻¹ year ⁻¹)	(ton hour ⁻¹ MJ ⁻¹ mm ⁻¹)	-	-	-	-
畑A(未耕作)	～H24.6.13	5.8	0.33	3,210	0.039	1.0	0.80	0.058	1.0
	～H24.11.18	7.6	0.09	2,830	0.039	1.0	0.80	0.086	1.0
畑A2(耕作)		0.38	0.19	445	0.039	1.0	0.70	0.032	1.0
畑B(未耕作)		0.44	0.89	6,040	0.039	1.0	2.5	0.0010	1.0
畑B2(耕作)		1.2	0.2	445	0.039	1.0	2.9	0.025	1.0
牧草地A		0.70	0.95	6,040	0.039	1.0	2.6	0.057	0.020
牧草地B		0.40	0.98	6,040	0.039	1.0	2.7	0.031	0.020
スギ若齢林		0.15	0.95	6,040	0.020	1.0	15	0.0040	0.020

表 3. 2. 4(1)-3 土地利用形態別の侵食土砂濃度係数

土地利用形態	侵食土砂濃度係数 Sc (Bq/kg) / (kBq/m ²)
未攪乱地	51.9
耕作地	7.60
牧草地	16.8
森林	82.2
通常水田 (灌漑期)	6.47
通常水田 (非灌漑期)	16.8
除染水田 (灌漑期)	42.9
除染水田 (非灌漑期)	37.5

表 3. 2. 4(1)-4 様々な土壌中のセシウム 137 深度分布における D 値及び V 値

調査地域 (土地利用等)	D 値 (kg ² /m ⁴ /y)	V 値 (kg/m ² /y)
小綱木、川俣町 (家庭菜園) *	45	2.0
山木屋、川俣町 (タバコ畑)	5.0	0.53
モンゴル (花崗岩) (半乾燥草原) **	3.7	0.3
モンゴル (砂岩) (半乾燥草原) **	1.4	0.8
三重県 (ヒノキ人工林) ***	5.4	0.1
デボン, 英国① (牧草地) ****	38	0.4
デボン, 英国② (牧草地) ****	37	0.7
スウェーデンの土壌 (32 地点の中央値) *****	18	0.47

*Kato et al. (2012) [5]、 **Kato et al. (2010) [6]、
 Fukuyama et al. (2008) [7]、 *He and Walling (1997) [3]、
 *****Almgren and Isaksson (2006) [8] よりデータを引用

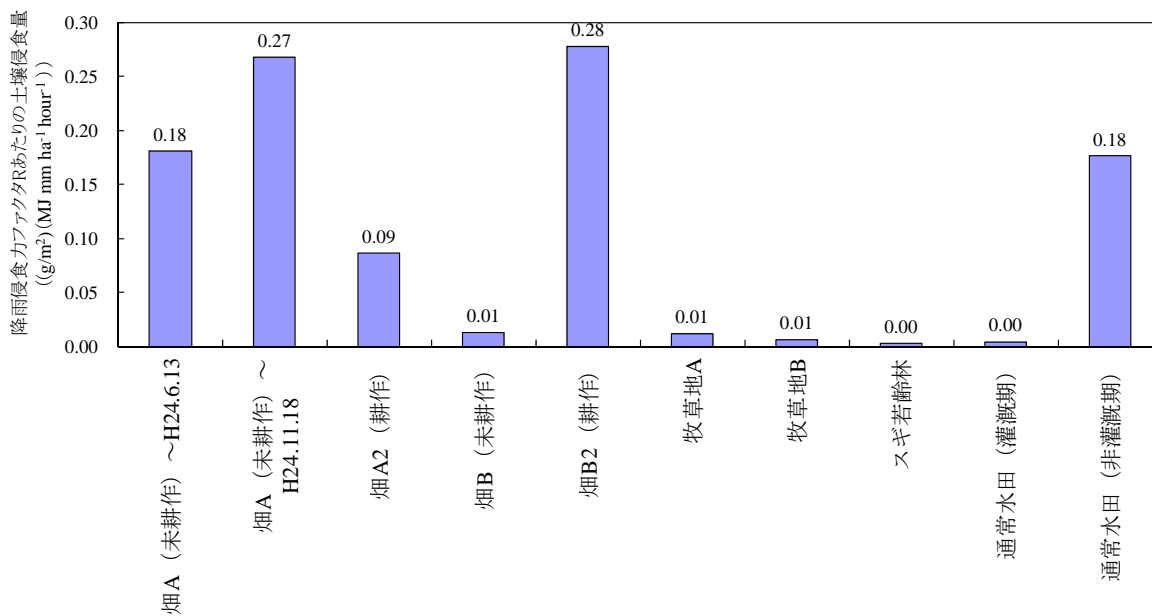


図 3.2.4(1)-1 各プロットの侵食力ファクタ、R、あたりの土壌侵食量

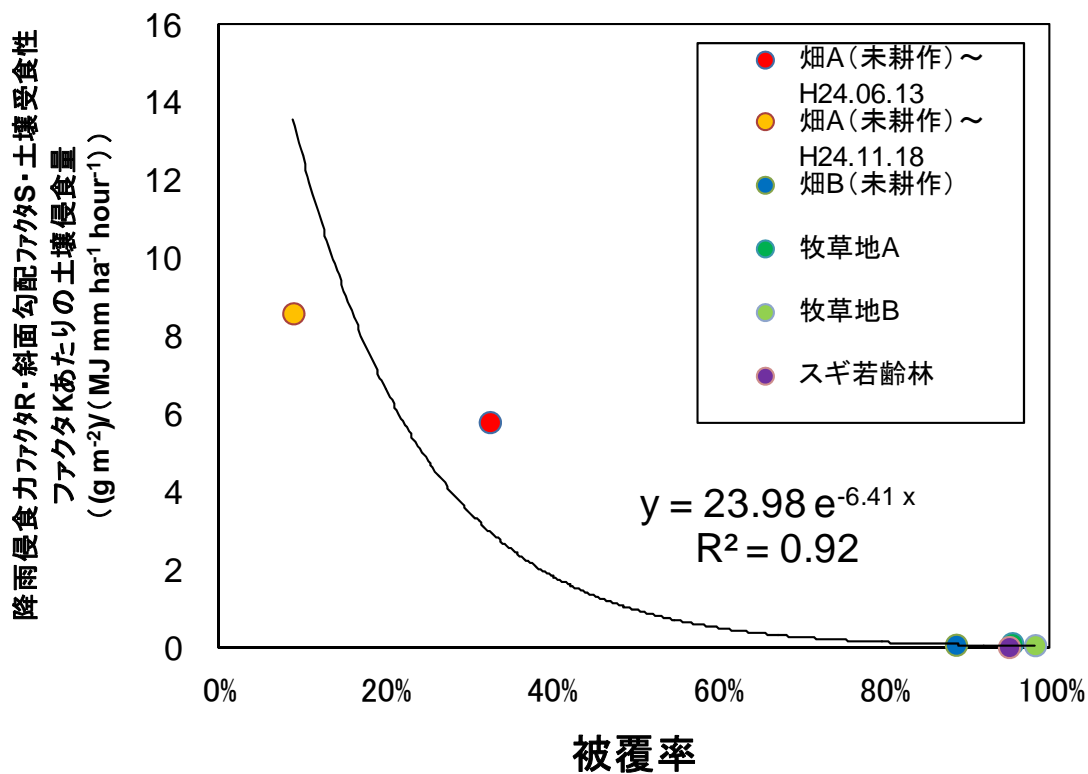


図 3.2.4(1)-2 各土地利用における植被率と降雨侵食力ファクタ R・斜面勾配ファクタ・土壌受食性ファクタ Kあたりの土壌侵食量の関係

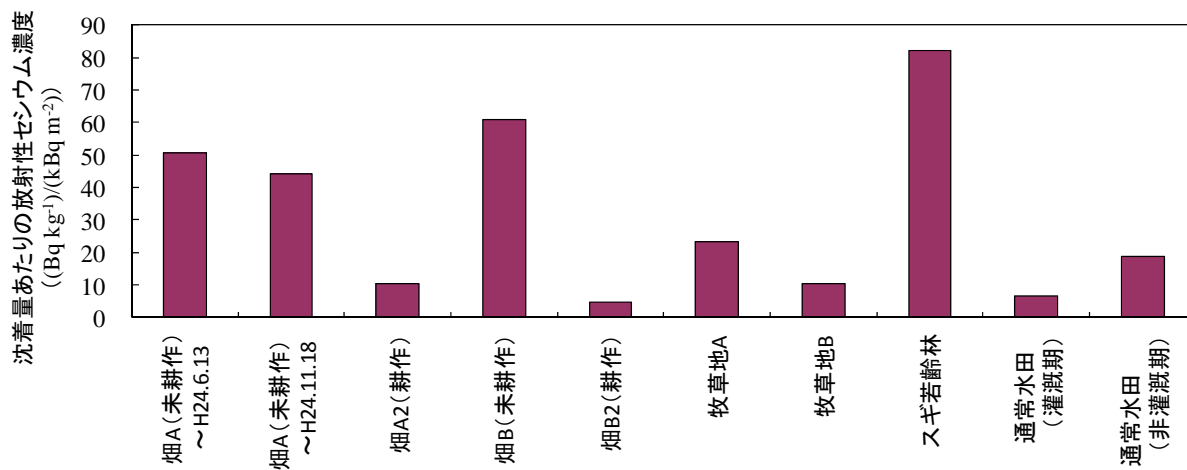


図 3.2.4(1)-3 各土地利用から流出した土砂の沈着量あたりのセシウム 137 濃度

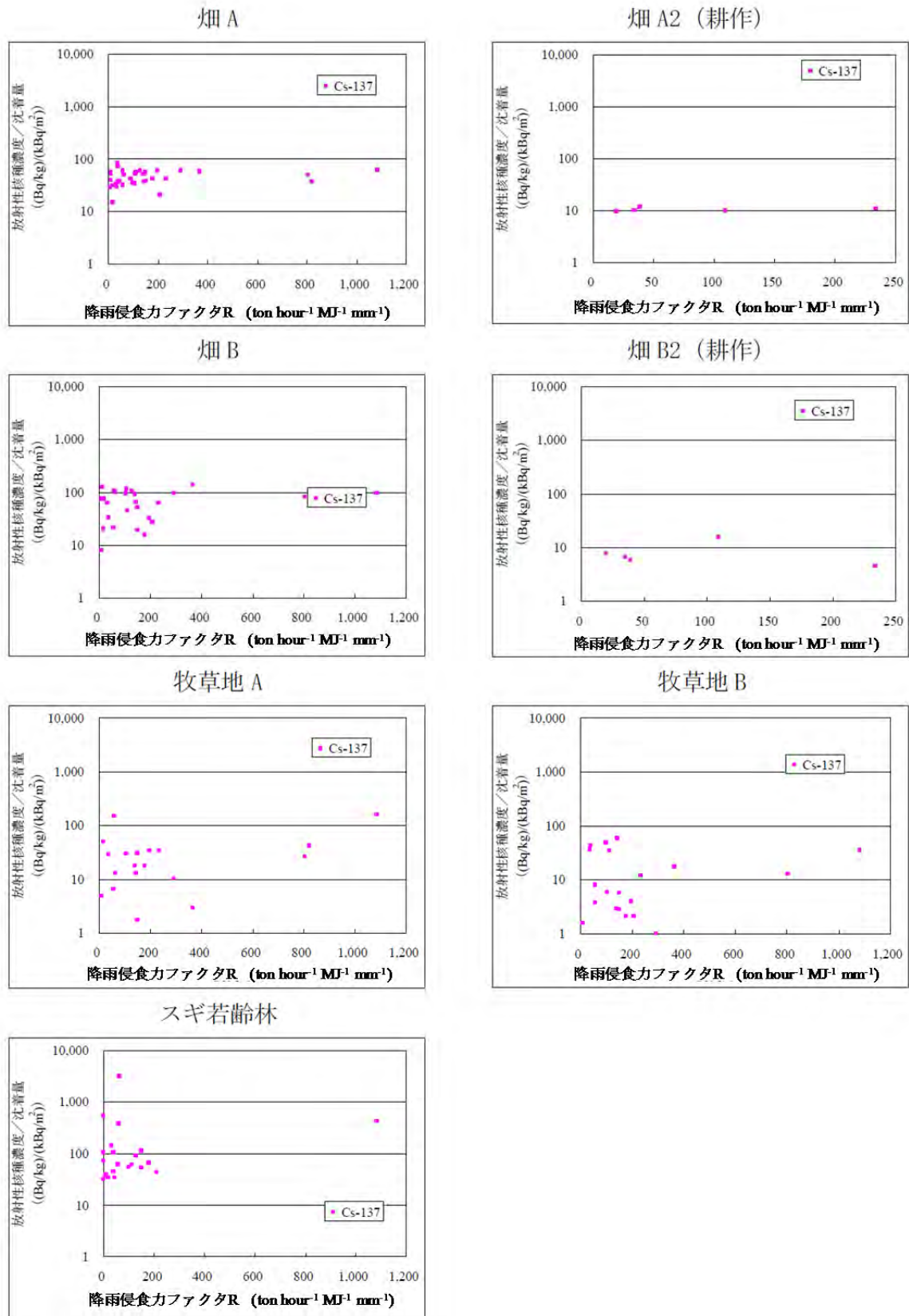


図 3.2.4(1)-4 各プロットの降雨ごとの流出土砂量あたりの沈着量に対する流出放射性核種濃度 (セシウム 137)

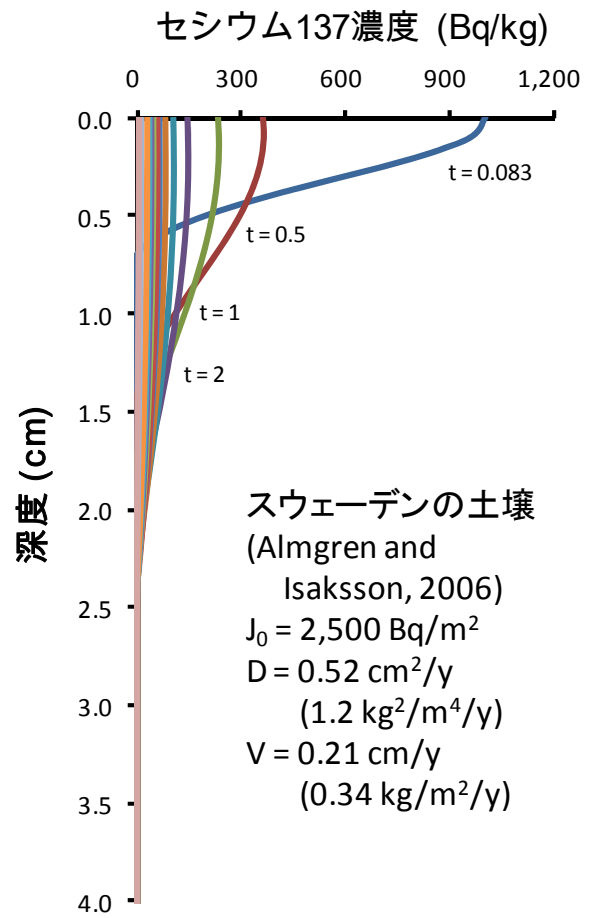
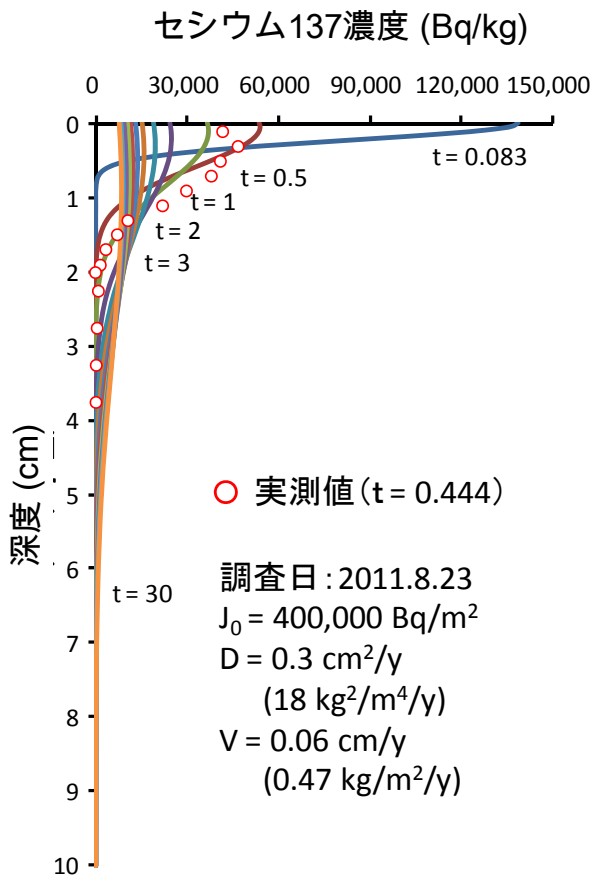


図 3. 2. 4(1)-5 土壌中のセシウム 137 深度分布の時間変化計算例
 (タバコ畑 (左)、スウェーデン (右))

3.2.4(2) 分布型 USLE モデルの作成

近藤 昭彦 (千葉大学)

恩田 裕一 (筑波大学)

1) 調査目的

平成 23 年より計画的避難区域である川俣町山木屋地区において、複数の異なる土地利用プロットにおいて土壌侵食量と侵食土砂を通じた放射性物質の移行状況調査が継続して実施されている[1]。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) の各項の計算式が前節にて提示された。デジタル化された土地の属性情報 (土地利用、地形等の地理情報) と USLE 式を組み合わせることにより、広域の侵食量計算が可能となり、モデルと組み合わせて侵食土砂を通じた放射性セシウム輸送量の流域スケールの定量化が可能となる。

そこで、複数の地理情報 (主題図情報^{*23}) を収集し、グリッド (メッシュ) ごとに USLE 式を適用することにより、プロットスケールの成果の広域への拡張、すなわち面的な侵食量分布マップの作成を試みた。そのプロトタイプは平成 23 年度の第 2 次分布状況等調査[2] においてプログラムのコーディングがされているが、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。第 3 次分布状況等調査では ①境界条件の精緻化と野外観測に基づき改良された新たな USLE 式の導入を行い、その成果に基づき ②福島第一原発 80 km 圏における侵食量分布の再計算、③口太川流域における土壌移動に伴うセシウム移行計算を行った。さらに開発した計算アルゴリズムの広域への拡張性を検証するために、阿武隈川流域を対象として侵食量分布及びセシウム移行計算を行った結果について報告する。

2) 調査内容

(a) 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。福島第一原発 80 km 圏の計算における投影法は航空機モニタリングによる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 25 m、領域の左上基準座標 (Easting:412,959.27 m, Northing:4,222,129.86 m)、東西 3,302 ピクセル、南北 6,245 ラインに準拠した。口太川流域を対象とした計算では、流域の範囲を切り出して使用した。新たに試みた阿武隈川流域を対象とした計算では、同じく UTM54 帯で空間分解能 500 m にリサンプリングされた地理情報を作成し、利用した。

① 航空機モニタリング成果

第 3 次航空機モニタリング、第 4 次航空機モニタリングの成果をセシウム移行計算の初期値として利用した。それぞれ平成 23 年 7 月 2 日及び平成 23 年 11 月 5 日を基準日として放射壊変による減衰を補正済みである。航空機モニタリング成果は 25 m グリッドに内挿されたセシウム 134 及びセシウム 137 の沈着量 (Bq/m²) データであり、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。第 3 次航空機モニタリングの成果は 80 km 圏の計算に用いたが、広域をカバーしていないため、阿武隈川を対象とした計算には第 4 次航空機モニタリングの成果を利用した。

^{*23} 利用目的に応じてある特定の主題を表現した地図を指す。また、地形の状態を縮尺に応じて正確に表した地図のことを一般図と言う。

② 植生及び土地利用

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年度～10年度(1994～1998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 25 m 及び 500 m のグリッドデータを作成して解析に利用した。

福島第一原発の 80 km 圏内には 106 種類の植生群落コードが格納されていたが、侵食現象に関わる植生の群系(常緑、落葉等)に合わせた 8 個のカテゴリーに再統合した。図 3.2.4(2)-1 に作成された植生・土地利用図を示す。なお、今後の再計算のために 14 個のサブ項目に分けて 1 バイト(0～255) データとして格納した。

③ 地形情報の抽出

国土地理院が提供している 10 m 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 25 m 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。阿武隈川流域を対象とした計算では国土地理院 250 mDEM から作成した 500 mDEM 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。

流域を単位とした土砂及びセシウム移行計算を行うために、DEM からさらに落水線図(FD:Flow Direction)、FA(Flow Accumulation)、地形指数 TPI(Topographic Index)を計算した。図 3.2.4(2)-2 に口太川流域の FD、FA、TPI マップを示す。

落水線は任意のグリッドの下流側グリッドの方向を表す。矩形グリッドで表現可能な 8 方向を東から時計回りに 1、2、4、8、16、32、64、128 の各コードを割り当てた(汎用地理情報システム ArcGIS の仕様に準拠したコード)。FA は任意のグリッドの上流側流域に存在するグリッド数を表し、閾値を設定することにより河川の本流を可視化することができる。

TPI は FA を用いて以下に示す(式 1)で定義できる。

$$TPI = A/\tan(\theta) = FA*S/\tan(\theta) \quad (\text{式 1})$$

ここで、A は任意のグリッドの上流側の流域面積、S を単位グリッドの面積とすると FA*S が流域面積となる。また、 θ はそのグリッドにおける勾配である。大きな TPI 値は集水性が大きく(流域面積が大きい)かつ緩勾配のため飽和帯が発生しやすいことを表し、降雨イベント時に水流による侵食が発生しやすい河道近傍、すなわち流出寄与域の抽出に利用することができる。

図 3.2.4(2)-2 に示した口太川流域の TPI 分布図では暖色系で表された TPI 値の大きな部分が口太川の主流水路、溪流に対応している。以下のセシウム移行計算では TPI 画像の目視による判読に基づき、TPI>15 の領域を流出寄与域として、このグリッドに到達したセシウムを流下させ、流域末端における積算値を求めた。

④ 植被率

米国の地球観測衛星 Terra に搭載された MODIS (中分解能撮像分光放射計: Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) センサーによる 250 m 分解能の NDVI (正規化植

生指標：Normalized Difference Vegetation Index) から植被率を計算した。現状ではこれより空間分解能が高い時系列 NDVI データは存在しない。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[3]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。

東日本大震災が発生した平成23年のNDVI画像を用いて年平均NDVI画像を作成した。ただし、計算で使用する土地利用・植生データセットが25m空間分解能であるため、両者を重ねた場合、NDVI値と土地利用・植生項目の間で齟齬が生じることがあり(例えば、NDVIの高い都市域、NDVIの低い森林域)、USLE式による侵食計算の誤差の要因になる。そこで、土地利用・植生データとNDVI画像を重ねてNDVI値の修正を行った。

(b) USLE 計算式

USLE式による侵食量(t/ha/year)は以下に示す(式2)で計算できる。

$$A = R K L S C P \quad (\text{式 2})$$

ここで、 A 、 R 、 L 、 S 、 P は前節(3.2.4(1)章)に準ずる。 K (土壌の受食性ファクタ(Erodibility factor)[$t \text{ ha MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$])は、農業環境技術研究所において整備された土壌統群(土壌分類における最小単位)ごとの K ファクタデータベースを使用した。なお、水田における侵食量は耕作様式が畑と異なるため、谷山(2002)[4]による日本各地の水田における土砂収支観測結果の平均値として0.97 t/ha/yearを用いた。 C :被覆管理ファクタ(Cover management factor)[無次元]は、NDVI値から換算した。

(c) 土砂移動に伴うセシウムの移行計算

斜面で発生した侵食土砂は斜面下方に向かって移動するが、その方向はDEMから作成した落水線図を参照することによって決定することができる。USLE式は1年単位の侵食量(t/ha/year)を計算するモデルであるが、すべての土砂が1年間で下流側に移動するとは限らない。そこで、SDR(Sediment Delivery Ratio)を導入した。SDRは生産された土砂のうち、下流側グリッドに移動する土砂の割合で、以下に示す(式3)で定義できる。

$$\text{SDR} = (\text{下流側へ移動する土砂量}) / (\text{USLE式で計算された侵食土砂量}) \quad (\text{式 3})$$

SDRは最大値が1であるが、その値は経験的に決定する必要がある。現状では日本における値は不明であるので、SDR=1を設定することにより土砂移動の最大値を計算することにした。今後観測によりSDRの経験値を決定していく必要があるが、モデルの中では自在に変更できるようにした。

流出土砂と同時に運搬されるセシウム量を計算するために、沈着量 Bq/m^2 と濃度 Bq/kg の関係を知らなければならない。山木屋における侵食観測の結果に基づき、侵食土壌濃度係数は前節(3.2.4(1)章)にて得られた値を用いた。

斜面を移動する土砂は崩壊が生じない限り、急速に移動することはまれである。しかし、斜面基部、谷底の飽和帯が発生しやすい領域に土砂が到達すると出水時に侵食、運搬される確率が高まる。そこで、TPIによって飽和帯発生域(流出寄与域)を特定し、この領域に土砂が到達すると全量が水流によって取り除かれるとした。

以上の計算はセシウム沈着量の初期条件として第3次航空機モニタリング（阿武隈川流域は第4次航空機モニタリング）の結果を用いて、1年を時間刻みとして計算を行った。放射壊変による減衰を考慮し、セシウム137について1年後の沈着量を求め、河川に流出したセシウム量を観測値と比較した。

3) 結果と考察

(a) 侵食量の分布

図3.2.4(2)-3に福島第一原発から80 km圏の侵食量(t/ha/year)の分布を示す。避難区域のマスク画像を重ね合わせて耕作地、耕作休止地を区別した。水田は前述（調査内容(b)）の通り、0.97 t/ha/yearの定数を与えている。畑における平均値は3.7 t/ha/yearとなったが、草地と森林は0.032 t/ha/year程度であった。口太川流域における平均侵食量は0.09 t/ha/year(最大値:1.59 t/ha/year)となった。山地における侵食量の測定事例は極めて少ないが、従来の結果の参照、及び花崗岩山地特有のなだらかな地形を勘案すると概ね容認できる値であると考えられる。なお、都市域・市街地では侵食量はゼロとしている。

(b) 口太川流域下流端におけるセシウム137輸送量

表3.2.4(2)-1に口太川流域下流端で観測された浮遊土砂によるセシウム137流出量と計算値を示す。観測値と計算値はオーダーが一致している。単純なモデルであるが両者が一致したのは、セシウムの河川への移行は河道近傍の流出寄与域における降雨イベント時の侵食現象によるとする従来の水文学における認識をモデルが良く再現しているためであると考えられる[2]。

(c) 阿武隈川流域下流端、岩沼におけるセシウム137流出量

阿武隈川流域を含む範囲の500 m空間分解能メッシュによるUSLE侵食量及びセシウム移行計算を行った。広域の計算に対応するために口太川流域を対象として計算で用いた地理情報を500 mメッシュで再構成し、阿武隈川流域に適用した。セシウム沈着量の初期値は広域の測定結果がある第4次航空機モニタリングの結果を用いた。

侵食量は水田を除いて25 mメッシュ計算値より過小評価となった。これはDEMの空間分解能が粗くなることに伴い、平均傾斜が小さくなるためである。セシウムの移行計算では、流出寄与域を $TPI > 20$ で定義して計算を行った。

表3.2.4(2)-2に示すように、口太川の場合と同様に観測値と計算値のオーダーは一致した。このことは河川を通じて移行するセシウムが河道近傍の流出寄与域からもたらされたものであることを意味している。

4) まとめ

福島第一原発から80 km圏を対象としてUSLE侵食量をグリッドごとに計算する分布型USLEモデルを開発し、侵食量(t/ha/year)の分布図を求めた。侵食量は水田、畑では3 t/ha/year程度であったが、山地域では ~ 0.1 t/ha/year程度の値であった。これは崩壊の少ない緩傾斜の山地としては妥当な値と考えることができる。

侵食による土砂移動に伴うセシウムの移行、河川を通じた移行を簡単な計算によって求めた。その結果、河川で観測されたセシウム流出量と計算値は概ね一致した。本報告で構築したモデルは経験モデルであり、様々な経験的なパラメタリゼーションを用いている。モデルの精度は現地における侵食現象の科学的な認識の程度に依存しているが、現場の多様性が大きいために現段階での認識

レベルは十分とはいえない。とはいえ、河道近傍の重要性等、モデル計算の試行からセシウムの移行の特徴についてわかってきたことも多い。今後、現地における観測、観察を継続し、現象の認識を深め、その成果をモデルの精緻化に活かし、両者の手法を組み合わせたセシウム移行実態の理解に努めることが重要である。

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。K 値分布データは農業環境技術研究所の成果を使用させて頂いた。また、500 mDEM は東京工業大学の木内豪教授から提供頂いた。記して謝意を表する。

参考文献：

- [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子力発電所の事故に伴い放出された放射性物質の分布状況等に関する調査研究結果，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] 独立行政法人日本原子力開発機構福島技術本部(2013.3)：「福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の第二次分布状況等に関する調査研究」成果報告書
- [3] 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.
- [4] 谷山一郎（2002）：農林地からの土砂流出に伴うリン流出をモニタリングする．長谷川周一・波多野隆介・岡崎正規編，環境負荷を予測する，127-142，博友社

表 3.2.4(2)-1 口太川流域下流端におけるセシウム 137 流出量

	観測値	計算値
セシウム 137 流出量 (Bq)	3.2×10^{11}	9.6×10^{11}

表 3.2.4(2)-2 阿武隈川流端、岩沼におけるセシウム 137 流出量

	観測値	計算値
セシウム 137 流出量 (Bq)	1.5×10^{13}	6.7×10^{13}

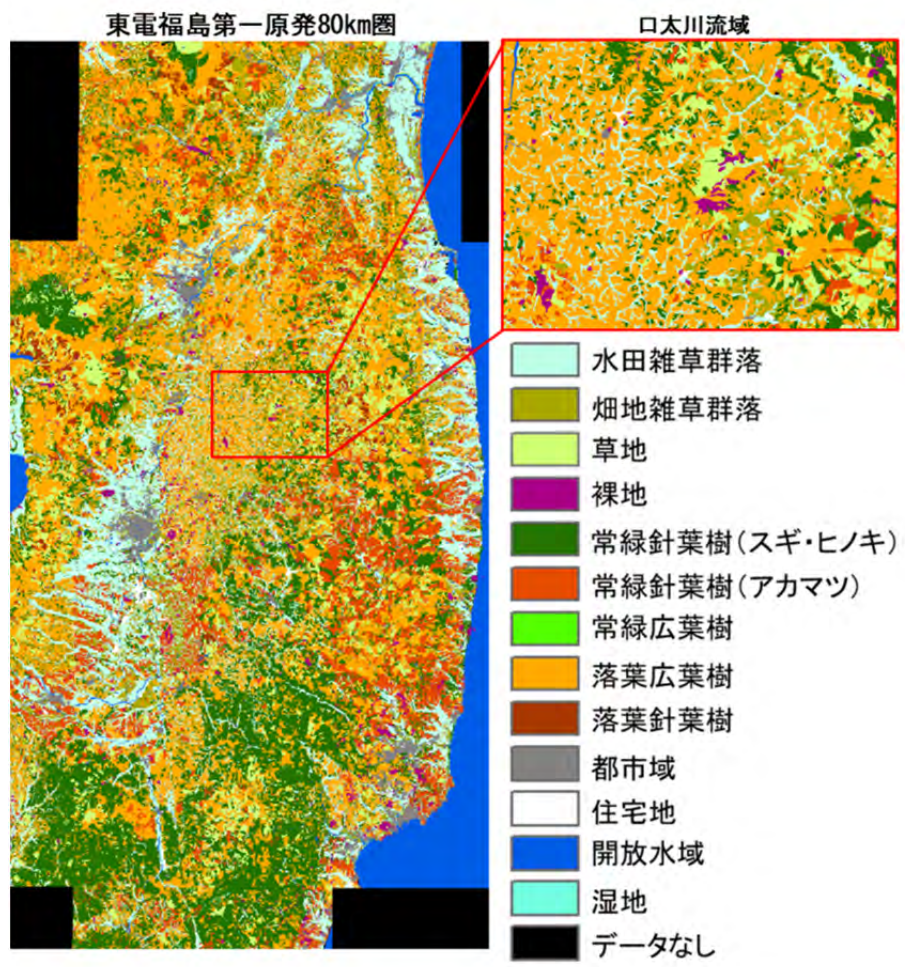


図 3. 2. 4(2)-1 環境省自然環境保全基礎調査成果による植生図

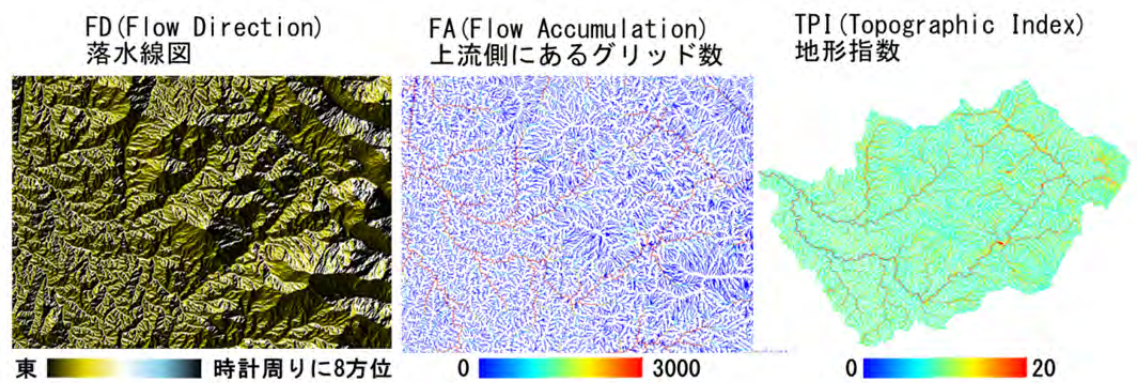


図 3. 2. 4(2)-2 DEM より作成した口太川流域の落水線図 FD (Flow Direction)、FA(Flow Accumulation)、地形指数 TPI(Topographic Index)

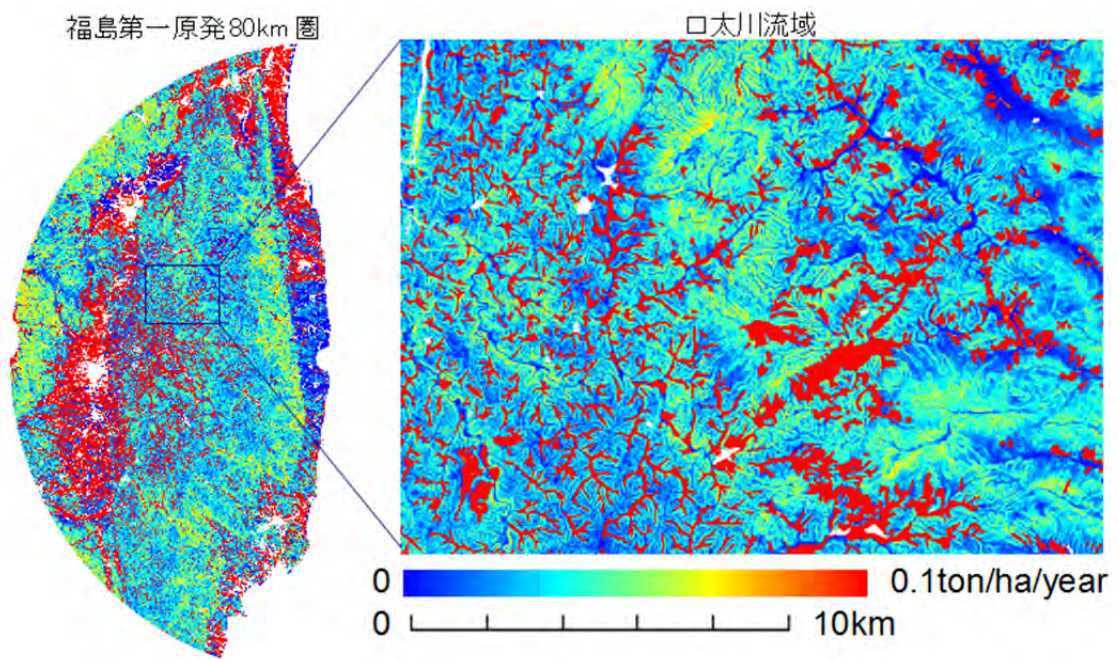


図 3. 2. 4(2)-3 福島第一原子力発電所 80 km 圏における土壌侵食量(t/ha/year)

3.2.4(3) 改良 WEP モデルの作成

木内 豪 (東京工業大学)

恩田 裕一 (筑波大学)

1) 調査目的

阿武隈川流域内に降下して地表の土壌や植物等に沈着した放射性セシウムは、降雨を起因とする侵食・掃流作用により各種土地被覆面から土砂や有機物とともに流出する。これらは洪水とともに水路・河川を流下し、一部は湖沼・貯水池等において一時的に沈降して、その後の水利用に伴い農地等へ移行するとともに、洪水時に再流出しながら、下流に輸送されていく。このような現象が長期間にわたって繰り返された場合にどのような環境への影響が起きるかを評価するには、小規模試験区画や大小の試験流域での調査を継続するとともに、これらの結果を活用しながら、水系における長期間の放射性セシウム移行現象を解析できるモデルの構築が必要となる。そこで本研究では、複雑な土地利用面を有する流域において、空間的に不均一に分布する放射性セシウムが、どのような降雨によって、どこから、どの程度流出し、下流域に移行していくのかを定量化できる数値モデルを構築する。そして、このモデルを用いて阿武隈川流域における降雨流出現象とそれに伴う土砂と放射性セシウムの輸送計算を行い、これまでの移行状況を再現するとともに、放射性セシウムの長期的な移行予測に際しての課題を整理する。

2) 調査内容

(a) 放射性物質流出モデルの構築

本研究で構築する放射性物質流出モデルは、水循環モデル、土砂輸送モデル、放射性物質輸送モデルの3つにより構成される。水循環モデルでは、降雨から河川への流出に至る流域内の水の循環を追跡するとともに河川中の洪水伝播を解析する。また、無降雨時の蒸発散や土壌水分変化、平常時の流量等の計算も行い、通年の流出現象を再現する。土砂輸送モデルでは、降雨の衝撃力に起因する土砂の侵食と表面流出に伴う侵食・沈降・輸送を解析対象とする。放射性物質輸送モデルでは、土砂に付着した放射性セシウムの濃度や流出量を解析できる。

(b) 水循環モデルの概要

水循環モデルには、阿武隈川流域での適用実績のある WEP (Water and Energy transfer Process) モデルを用いた[1]。本モデルは水循環モデルの分類上、分布型物理モデルと呼ばれているもので、流域を正方形メッシュに分割し、メッシュ内及びメッシュ間の水分の移動を物理法則に基づいて解析することができる。鉛直方向には、降雨に伴う表層土壌中の窪地貯留や不飽和・飽和浸透、植生による遮断蒸発、地下水への涵養が計算されるとともに、河川と地下水の相互作用、表層土壌からの中間流出等が計算される (図 3.2.4(3)-1)。また、地下水位が上昇して地表面に流出する復帰流や飽和超過現象^{*24} も解析上、考慮している。メッシュ間では地表面流が追跡されるとともに、それらが河道に到達して、河道内を流下する現象も解析される。地表面流の落水方向は国土地理院の数値地図 250 m メッシュ標高データを用いて最急勾配方向を 8 方位から予め定める。土砂及び放射性セシウムの輸送モデルとの関連では、流域における地被状態の取り扱い、特に、土壌裸地面や植生面の面積情報が重要となる。本モデルでは、

^{*24} 不圧地下水位が表層土壌にまで達した状態で降雨が続き、土壌が飽和状態に達すると表面流出が発生する。これは飽和超過流出と呼ばれる。

国土数値情報 (1/10 細分区画) に基づいて流域の土地利用分類を行い、さらに、各分類を水域・裸地・植生域 (水田、草地・農地、樹木)・不浸透域の 6 種類に再分類して (図 3.2.4(3)-2)、各メッシュ内におけるこれら 6 分類の地被面積を求めるとともに、各地被面上での水輸送現象を解析する。

(c) 土砂輸送モデルの構築

WEP モデルと組み合わせて用いる土砂輸送モデルを構築した。本モデルでは、降雨の衝撃力及び表面流出の掃流力に起因する土砂侵食と輸送ならびに土粒子に付着した放射性物質の移行を計算対象としている。地表面流れに伴う土砂輸送は (式 1) の移流方程式により表現する。

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t} + \frac{\partial(QC)}{\partial x} = e + q_L C_L \quad (\text{ただし、} C_L = C \text{ if } q_L < 0) \quad (\text{式 1})$$

ここで、 A : 流水断面面積 (m^2)、 Q : 流量 (m^3/s)、 q_L : 単位長さ当たりの流入量 ($\text{m}^3/\text{s}/\text{m}$) (メッシュ内の有効降雨量と隣接メッシュからの流入量)、 C : 流水中の土砂濃度 (g/m^3)、 e : 土壌表面の侵食量 ($\text{g}/\text{s}/\text{m}$)、 C_L : 流入水中に含まれる土砂濃度 (g/m^3) である。地表面流れは連続式と運動量則 (Manning の平均流速式) から成る kinematic wave モデルにより表される。土壌表面の侵食量は (式 2) のように、雨滴の衝撃に伴う侵食と流水の掃流力による侵食の和で表す。

$$e = e_s + e_h \quad (\text{式 2})$$

ここで、 e_s : 雨滴の衝撃に伴う侵食 ($\text{g}/\text{s}/\text{m}$)、 e_h : 流水の掃流力による侵食 ($\text{g}/\text{s}/\text{m}$) である。雨滴の衝撃に伴い侵食された土砂 e_s は (式 3)、(式 4) で表す [2]。この土砂は表面流出とともに移動を開始すると仮定しており、表面流出が起こらない場合 (降雨が全量、浸透や窪地貯留に変わる場合) は、降雨があっても侵食は起こらない。

$$e_s = B \rho_s c_f K(h) P R_q \quad (\text{式 3}), \quad K(h) = \exp(-c_h h) \quad (\text{式 4})$$

ここで、 B : 表面流の流水幅 (m)、 ρ_s : 土粒子の密度 (g/m^3)、 c_f : 土壌の侵食度合いを表すパラメータ (s/m) (表面被覆状態 (裸地・植生地等) や土壌特性に応じて異なる値を与える)、 $K(h)$: 湛水深 h (m) に応じた衝撃力の減衰度合い (無次元)、 P : 降雨量 (m/s)、 R_q : 流出高 (m/s)、 c_h : 減衰度合いを表すパラメータ ($1/\text{m}$) である。

表面流においては、表面流出に伴い輸送される浮遊土砂の最大輸送可能濃度に対して実際の濃度が低ければ土壌面から土砂が供給され、実際の濃度が高ければ、逆に、流水中の浮遊土砂が沈降するとして、(式 5) ~ (式 7) のようにモデル化する [3]。

$$e_h = c_g (C_m - C) A \quad (\text{式 5}), \quad C_m = \frac{0.05 \gamma_s \rho}{d (\gamma_s - 1)^2} \sqrt{\frac{h S_0}{g}} (\Omega - \Omega_c) \quad (\text{式 6})$$

$$\Omega = u S_0 \quad (\text{式 7})$$

ここで、 c_g : 輸送係数 ($1/\text{s}$)、 A : 流水の断面積 (m^2)、 C_m : 浮遊土砂の最大輸送可能濃度 (g/m^3)、 γ_s : 土粒子の比重 (無次元)、 ρ : 水の密度 (g/m^3)、 d : 土粒子の平均粒径 (m)、 S_0 : 地表面の勾配 (無次元)、 g : 重力加速度 (m/s^2)、 Ω : 流水による侵食エネルギーを表すパラメータ (unit stream

power) (m/s)、 Ω_C : これ以下では侵食が発生しない閾値 (0.004 m/s)、 u : 表面流の断面平均流速 (m/s) である。

河道については灌漑水の取排水に伴う濁質の流出入も考慮しつつ、連続式と(式8)の物質保存式を適用する。なお、現段階では侵食・沈降を表す項を無視している。

$$\frac{\partial(A_r C_r)}{\partial t} + \frac{\partial(Q_r C_r)}{\partial x} = q_{in} C_{in} - q_{out} C_r \quad (\text{式 8})$$

ここで、 A_r : 河道の流水断面積 (m²)、 Q_r : 河川流量 (m³/s)、 C_r : 河川水の浮遊土砂濃度 (g/m³)、 q_{in} : 単位長さ当たりの流入量 (m³/s/m) (メッシュ内の有効降雨量、隣接メッシュからの流入量及び支川からの流入量を含む)、 C_{in} : 流入水の浮遊土砂濃度 (g/m³)、 q_{out} : 単位長さ当たりの河川からの取水量 (m³/s/m) である。流れの状態 (水深・流水断面積・流量) は、地表面流と同様に kinematic wave モデルにより表される。

(d) 放射性物質輸送モデルの構築

表面流及び河道流による土砂輸送に伴って、土粒子表面に吸着された放射性セシウムも同時に輸送される。放射性セシウムの輸送現象も、土砂と同様に扱い、(式9)～(式11)のように定式化する。

$$\text{表面流 : } \frac{\partial(ACR)}{\partial t} + \frac{\partial(QCR)}{\partial x} = e_s r_s + e_h r_h + q_L C_L r_L \quad (\text{ただし、} C_L r_L = CR \text{ if } q_L < 0) \quad (\text{式9})$$

$$r_h = \begin{cases} r_s & \text{if } C_m > C \\ R & \text{if } C_m < C \end{cases} \quad (\text{式 10})$$

$$\text{河道流 : } \frac{\partial(A_r C_r R_r)}{\partial t} + \frac{\partial(Q_r C_r R_r)}{\partial x} = q_{in} C_{in} r_{in} - q_{out} C_r R_r \quad (\text{式11})$$

ここで、 R, R_r : 表面流及び河道流中の浮遊土砂の単位質量あたり放射性セシウム吸着量 (Bq/g)、 r_s, r_h : 侵食土壤中及び表面流の過程で沈降・堆積した浮遊土砂の放射性セシウム吸着量 (Bq/g)、 r_L, r_{in} : 表面流及び河道流における横流入水中に含まれる土砂に吸着されている放射性セシウム量 (Bq/g) である。

土壌の放射性セシウム吸着量は深度によって大きく異なり、表面下数 cm で急激に減少する。このような特徴を反映させるため、セシウム沈着時 (平成 23 年 3 月) 以降の侵食深に応じて、侵食された土壌に吸着されている放射性セシウム量を(式12)により与える。

$$r(z) = r_{top} \exp(-kz) \quad (\text{式12})$$

ここで、 $r(z)$: 地表面からの侵食深度 z (m) における土粒子の放射性セシウム吸着量 (Bq/g)、 r_{top} : 沈着当時の地表面 ($z=0$) における放射性セシウム吸着量 (Bq/g)、 k : 緩和係数 (1/m) である。緩和係数 k は土壌の分析結果から推定したおよその値を用いた。また、 r_{top} は空間線量率マップデータから(式13)により算出した。

$$r_{top} = \frac{kB_C}{\alpha\rho_s[1 - \exp(-kz_0)]} \quad (\text{式13})$$

ここで、 B_C ：放射性セシウム沈着量 (Bq/m^2)、 α ：土壤面積割合（緑被面も含む）、 ρ_s ：土壤の密度 (g/m^3)、 z_0 ：土壤分析深度 (0.05 m) である。これにより、各計算メッシュ (500 m 四方) における土壤中の放射性セシウム量が計算される。土壤以外の地被状態（不浸透面と水面）では沈着量をゼロとして扱う。

3) 結果と考察

本モデルの検証を行うため、口太川流域を対象に解析を行い、口太川下流地点における流量、浮遊土砂量、放射性物質濃度の実測結果と解析結果を比較した。解析は平成 23 年 1 月 1 日から平成 24 年 8 月 31 日までの期間で行い、1 時間ごとの出力値を比較に用いた。解析に必要な当該期間の気象条件（降水、気温、相対湿度、風速、日照時間）には、流域内外の国土交通省及び気象庁の観測データを利用した。土壤の透水係数や飽和含水率等の物理特性等の水循環に関わるパラメータには既往研究における値[1] を適宜補正しながら利用した。口太川の流量・浮遊土砂濃度の実測情報として、本調査の担当研究機関（筑波大学、京都大学、八千代エンジニアリング）によって取得・整理されたものを用いた[4]。平成 23 年 6 月と 9 月の洪水の規模が比較的大きかったので、これら 2 つのケースでパラメータを同定し、表 3.2.4(3)-1 に示すパラメータの値を得た。

口太川下流地点における洪水時の流量ハイドログラフと浮遊土砂量の結果を図 3.2.4(3)-3、図 3.2.4(3)-4 に示す。洪水流量の絶対値、時間変動ともに良好に再現されることが確認できた。浮遊土砂濃度に関しては、ピーク値は再現されたが、濃度の逓減部分で実測との差異が見られた。流量や土砂濃度の推定誤差はあるものの、累積の土砂流出量（＝流量×浮遊土砂濃度）は実測値を概ね良好に再現できることが確認された（図 3.2.4(3)-5）。放射性セシウム濃度（セシウム 137）については、広島大学による現地サンプリングデータとの比較を行ったところ、7 月の実測データは約 35 Bq/g であるのに対して、計算値はその約半分の 17 Bq/g と違いが大きかったが、その後は、両者の差が 0.5～5.0 Bq/g と比較的良好に再現されることが確認された（図 3.2.4(3)-6）。また、セシウム 137 濃度は一定ではなく、洪水時のピークを過ぎてから濃度が上昇するという特徴が見られた。

口太川下流地点における浮遊土砂及びセシウム 137 の流出量の時間変化を図 3.2.4(3)-7 に示す。降雨流出現象に対応した流出量のピークが見られるとともに冬期間は比較的流出量が少ないことがわかる。また、平成 23 年 6 月と 9 月の出水時における流出量は相対的に多いことがわかる。これらの計算結果から求まる平成 23 年 3 月から平成 24 年 8 月までの総流出は浮遊土砂量が約 2.4 万トン（1 日あたり約 44 トン）、セシウム 137 が約 419 GBq （1 日あたり約 0.78 GBq ）であった。これらの数値は、それぞれ既往の報告[4] の 35%（土砂）と 20%（セシウム 137）であった。

4) まとめ

本調査で構築したモデルを口太川流域に適用した結果、平成 23 年 6 月以降に実測されてきた流量、浮遊土砂濃度、セシウム濃度を再現することができた。さらなる解析精度の向上に向けて下記の検討が必要である。

(a) モデルの改良

地表面の地被状態・土壤特性を表すパラメータについては、USLE モデルのパラメータを取り入れる等の検討の余地がある。また、将来的には、浮遊土砂の粒径区分を考慮した流出モデル

へと改良をしていく必要がある。さらには、阿武隈川流域全体への適用を行っていく必要がある。

(b) 検証の充実と新規データの取得

現状、口太川下流での比較にとどまっているが、より多くの地点における検証を行う必要がある。また、粒径区別の浮遊土砂濃度データを取得し、粒径区分を考慮したモデルの構築と予測精度の向上につなげていく必要がある。

参考文献：

- [1] 木内豪、渡部康実、“地質・土壌・土地利用の空間分布を考慮した水循環解析手法の検討”，土木学会水工学論文集，Vol. 55（2011）。
- [2] Woolhiser, D. A., Smith, R. E., Goodrich, D. C., “KINEROS—a kinematic runoff and erosion model: documentation and user manual”. US Dept Agric., Agric. Res. Service, ARS-77（1990）。
- [3] Kalin, L. and Hantush, M. H., “Comparative assessment of two distributed watershed models with application to a small watershed”. Hydrol. Process., 20: 2285-2307（2006）。
- [4] “放射性物質の包括的移行研究（第2次）報告書”，2012。

表 3. 2. 4(3)-1 主な解析パラメータの値

パラメータ	c_f (s/m)	c_h (1/m)	d (μm)	c_g (1/s)	γ_s	k (1/m)
用いた値	裸地 0.5、高い植生 0.05、低い植生 0.08	150	20	5×10^{-9}	2.2	100

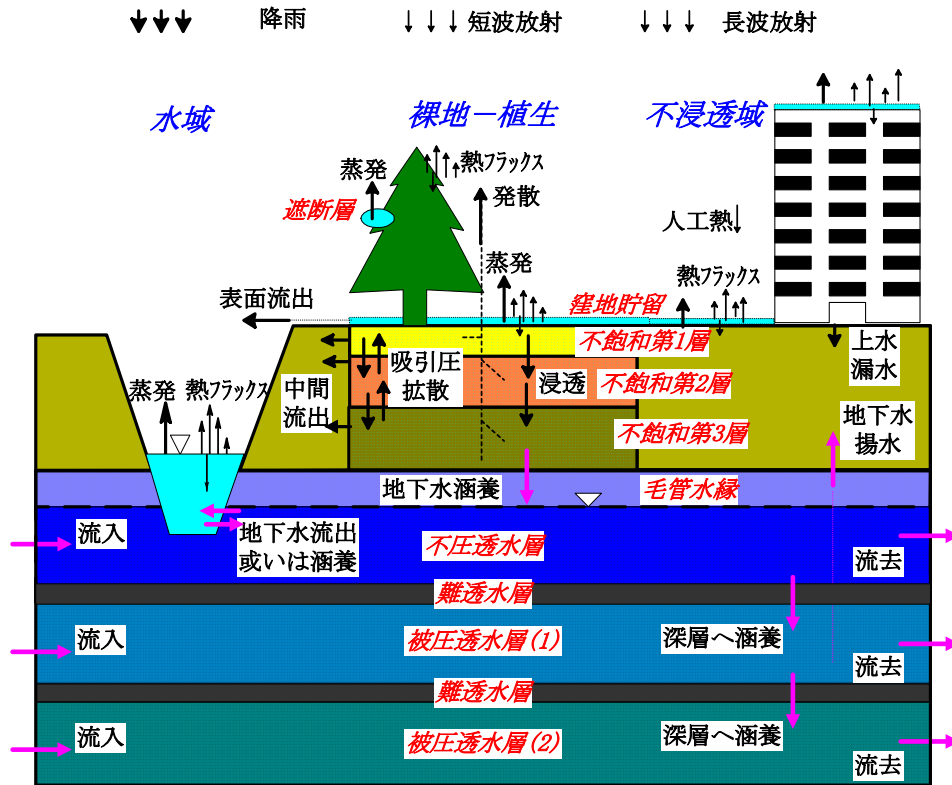


図 3. 2. 4(3)-1 モデルの鉛直構造

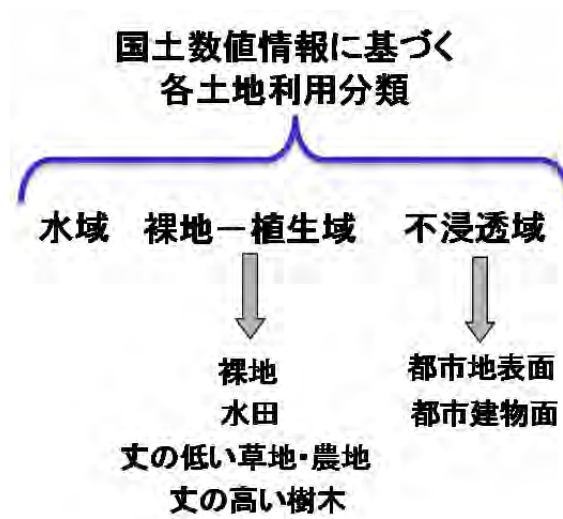


図 3. 2. 4(3)-2 土地利用の再分類

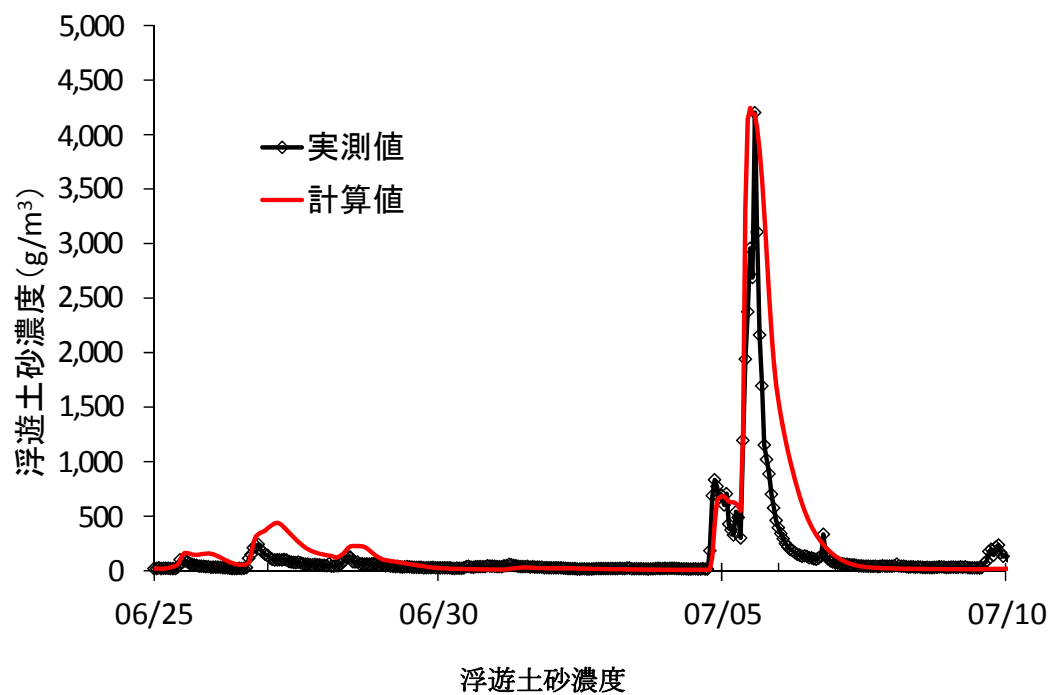
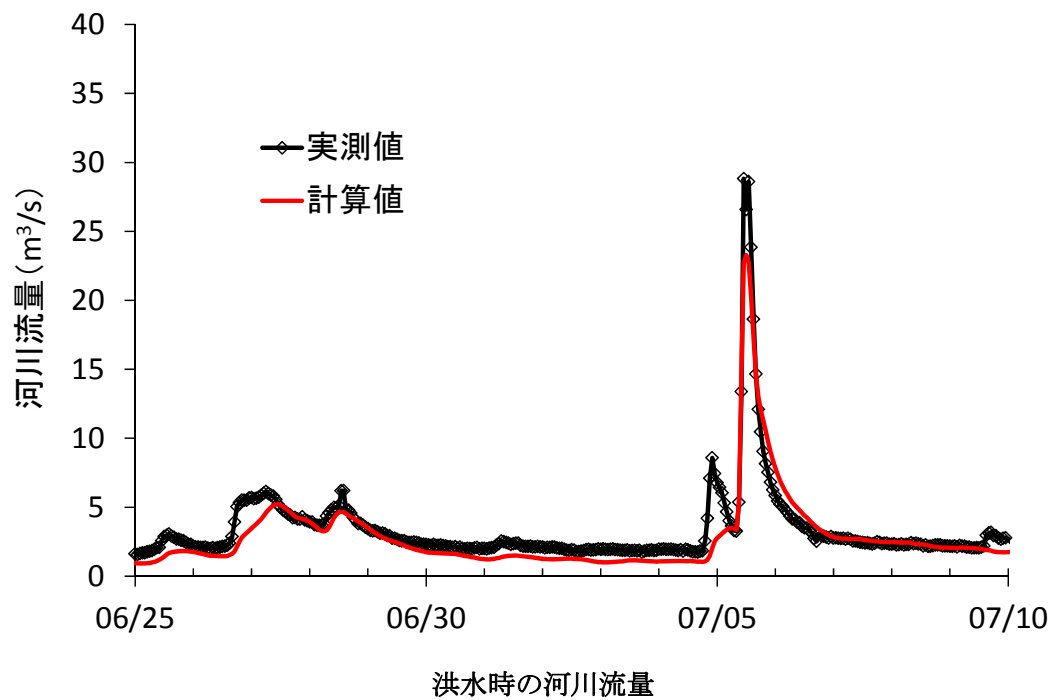


図 3.2.4(3)-3 洪水時の河川流量（上）と浮遊土砂濃度（下）の再現結果
（平成 23 年 6 月 25 日～7 月 10 日）

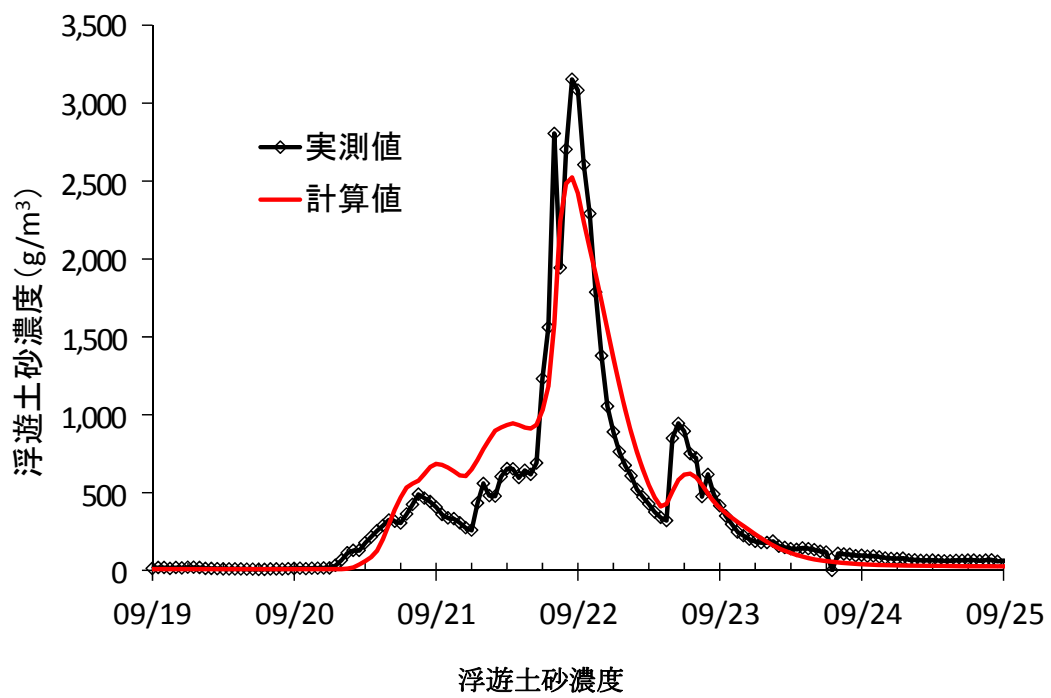
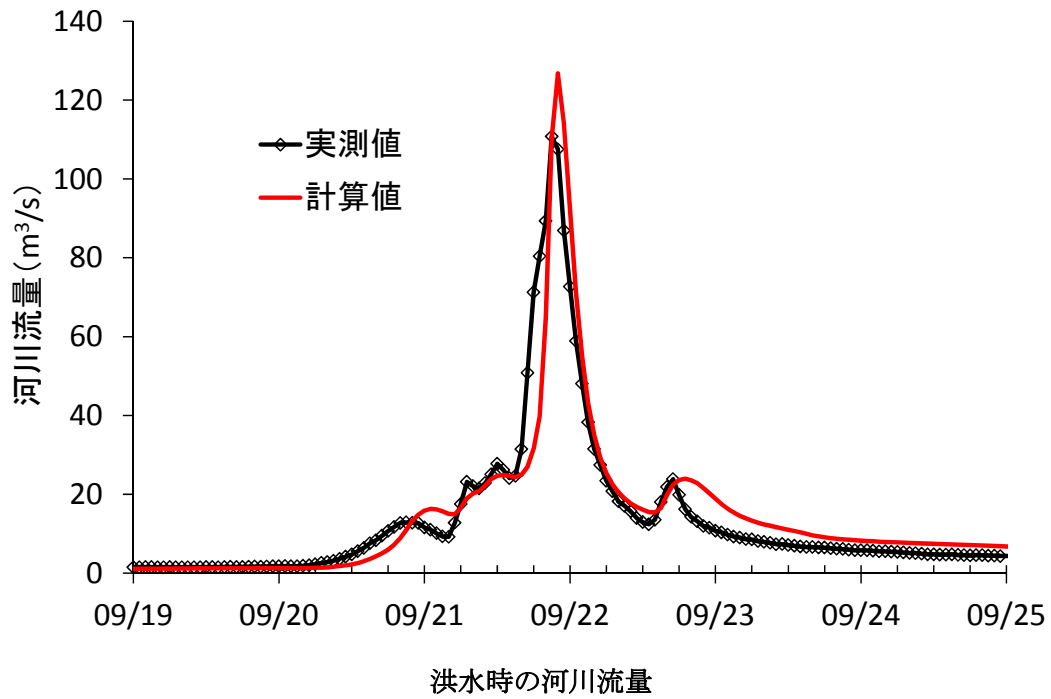


図 3.2.4(3)-4 洪水時の河川流量 (上) と浮遊土砂濃度 (下) の再現結果
(平成 23 年 9 月 19 日～9 月 25 日)

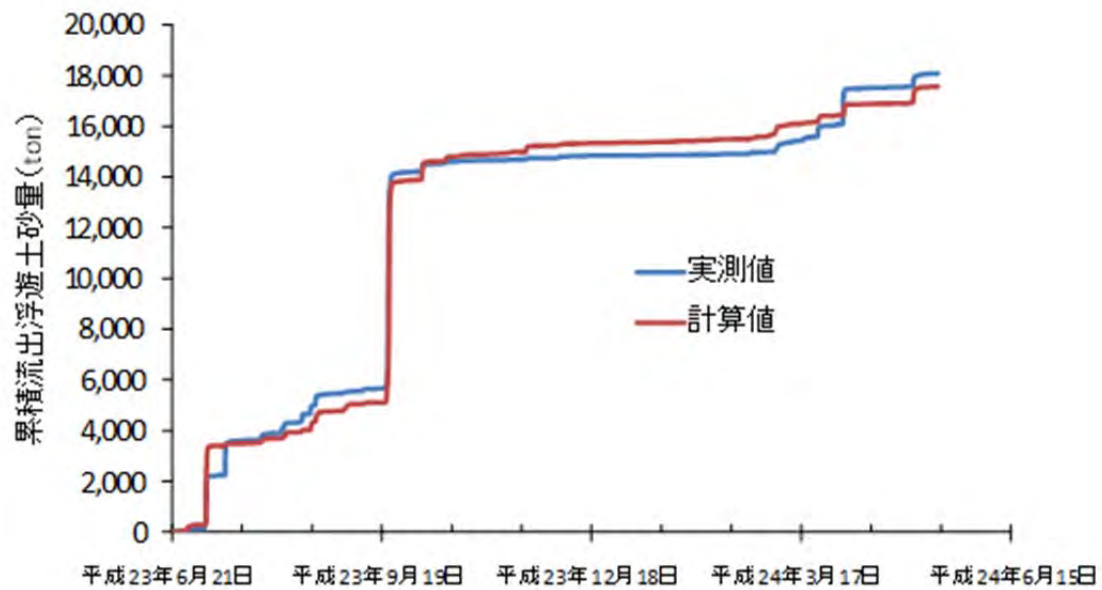


図 3. 2. 4 (3)-5 累積流出浮遊土砂量の比較

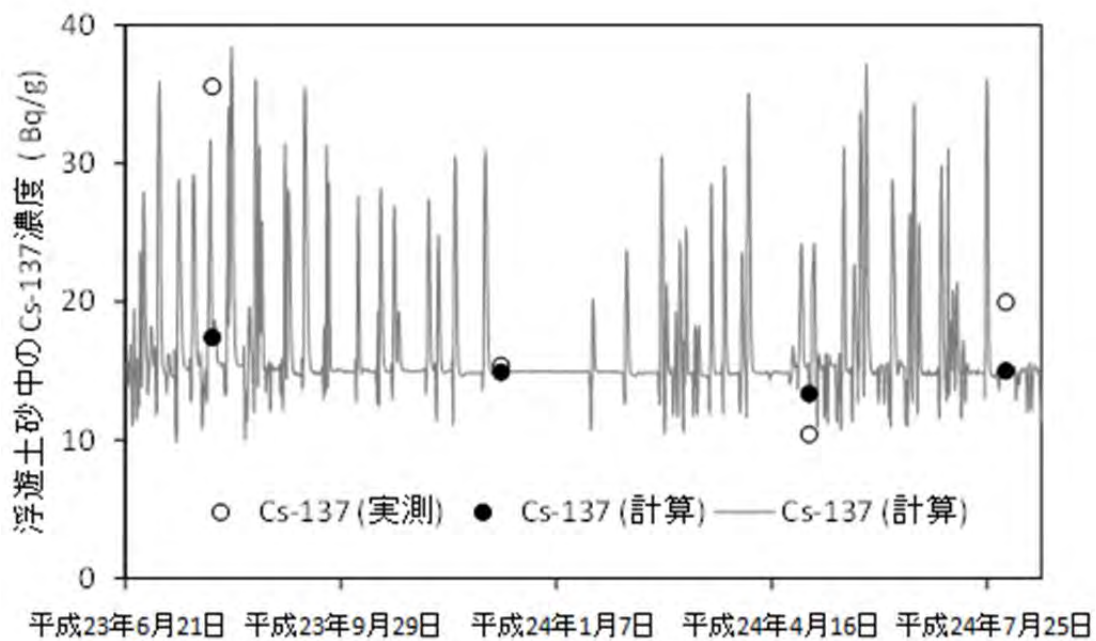


図 3. 2. 4 (3)-6 セシウム 137 の濃度比較

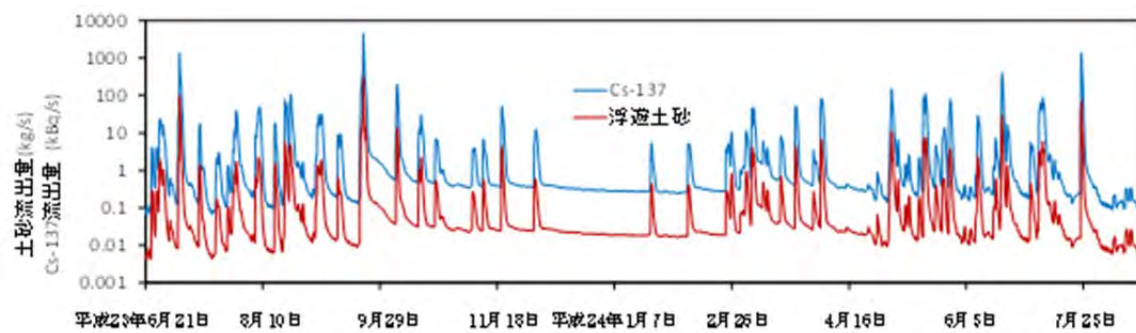


図 3.2.4(3)-7 浮遊土砂とセシウム 137 の流出量

3.2.4(4) 改良 SWAT モデルの作成

谷山 一郎（農業環境技術研究所）

1) 調査目的

福島第一原発事故由来の放射性セシウムは、福島県を中心とする広範囲の地域に降下後、表層の土壌粒子に強く吸着されたまま、土壌侵食等に伴う輸送と一時的な沈積を繰り返している。農地での放射性セシウム濃度分布の長期的な将来予測を行うためには、表流水による土壌粒子の輸送過程等をメカニスティックに表現する流域スケールのモデルが必要であり、そのモデルの各種の変数（パラメータ）の決定及びモデル有効性の検証のためには、現地における土壌侵食及び放射性セシウム輸送量等のモニタリングデータが不可欠である。本研究では、アメリカ農務省が開発した地表水、土壌粒子、栄養塩類等の動態を流域スケールで予測する総合的な数値モデル SWAT (Soil and Water Assessment Tool) を用いる。福島第一原発から 80 km 圏内の流域の農地を対象として、SWAT モデルに必要な地理情報システム (GIS) データの収集・整備を行うとともに、SWAT を用いて、農地の土壌中の放射性セシウム濃度及び空間線量率の変動について長期的な将来予測のため、この研究では SWAT の妥当性の検証を河川の流量や懸濁物質濃度を用いて行う。

2) 調査内容

(a) 改良 SWAT モデルに必要な GIS データ・パラメータの収集・整備

a) GIS データ

SWAT モデルの基礎データとするため、福島第一原発から 80 km 圏内のデジタル標高データ、水系網、土地利用、表層地質、土壌及び気象等の GIS 情報、農地管理情報、気象情報及び検証用の流量データの GIS 情報を収集し、SWAT モデルで実行可能なデータ形式に整備する。さらに、土壌図の各土壌型におけるアルベド（太陽光の反射率）、構成する土壌層の数と厚さ、各土層の理化学性（容積重、有効水分量、飽和透水係数、粒径組成、電気伝導度、炭素、窒素及び各種栄養元素の含有率）を整備する。

b) 植生データ

SWAT モデルにおける植被率等データの把握のため、飯舘村比曽地区（不作付け地区）及び三春町樋渡地区（作付け地区）で、以下の手順によって植生マップを作成する。

- ① 対象地における植生の現況について空中写真等を利用して植生界図を作成する。
- ② 得られた植生界図を現地調査にて検証し詳細な植生図を作成するとともに、植生タイプごとに野外植生調査を実施し、植物群落組成データを得る。
- ③ 植生データの解析から成立要因を明らかにする。
- ④ 対象地において過去に実施された植生調査地点の内、追跡調査が可能な場所で再調査を実施し、自然遷移に基づく植生動態の変化を把握する。
- ⑤ 対象地の植生タイプを決定し、GIS データとして構築する。

c) 放射性セシウム捕捉ポテンシャル (RIP)

灌漑水、田面水や排水中の懸濁態と溶存態放射性セシウム及び土壌中の水溶性、交換性及び固定態放射性セシウムの分配係数を決定するため、農地土壌の放射性セシウム捕捉ポテンシャル (RIP) と交換性セシウムを測定する。

平成 23 年に農業環境技術研究所と福島県農業総合センターによって採取された表層 0～15

cm の農地土壌 121 点を、60°C で数日間乾燥後、2 mm のふるいを通し分析試料とする。

① RIP の分析方法

- セルロース製半透膜（透析チューブ、ダイアライシスマンブレン）に土壌 1 g を入れ、5 ml の Ca-K 溶液（0.1 mol/L CaCl₂+ 0.5 mmol/L KCl）を加えて結ぶ。
- 上記試料を 100 mL の Ca-K 溶液に入れ振とうし、平衡に達するまで溶液を交換する。
- 平衡になった試料に Ca-K-セシウム 137 溶液（キャリアフリー）を加え、振とうする。
- 土壌と溶液間でセシウム 137 が十分に平衡に達した後、溶液の一部を取り出し NaI(Tl) 測定器で 1,000 s 計測し、セシウム 137 の分配係数 (Kd) を求める。RIP 値は、(式 1) により算出する。

$$\text{RIP (mmol/kg)} = \text{Kd(セシウム 137)} \times \text{溶液中 K 濃度 (mmol/L)} \quad (\text{式 1})$$

② 交換性放射性セシウム濃度の分析方法

- 土壌 20 g を容器に分取し、1M 酢酸アンモニウム溶液 200 mL を加え、固液比を 1:10 とし室温で 1 時間振とうする。
- 0.2 μm のメンブレンフィルターでろ過し、ろ液を 20 mL まで加熱濃縮する。
- 濃縮溶液を 20 mL 容器に移し、NaI(Tl) 測定器で 30,000 秒計測する。

(b) 改良 SWAT モデルの開発

SWAT モデルによる河川の水量、化学物質濃度及び懸濁物質 (SS) 濃度の予測精度を検証するため、これらのデータ及び計算に必要な GIS データが整備されている北海道標津川流域を対象とする。標津川流域 (679 km²) の土地利用は、森林 45.6%、農地 51.4%、市街地 1.4%、荒地 1.6% であり、農地の 95% 以上を牧草地が占める。年降水量は約 1,150 mm、年平均気温約 5°C である。土壌は、摩周岳火山灰由来の黒ボク土を主体とし、下流の低地帯には灰色低地土や一部に泥炭土が分布する。

SWAT のどのパラメータが結果に大きな影響を与えるかを評価するために感度分析を行う。その際、パラメータの組み合わせの選択のために 2 次元のラテン方格法を n 次元に拡張したラテン超方格法を使用し、一つのパラメータ値のみを変化させる方法 (Latin hypercube one-at-a-time (LH-OAT 法) : Van Griensven ら [1]) を用いる。

SS 流出の感度分析は、修正 USLE による地表面侵食に関連するパラメータ群及び流路と流路への堆積と流路の侵食に関するパラメータ群の中の代表的なパラメータのデフォルト値を 50% 増加させたときのモデルの出力の変化率を見る。

感度分析で選択されたパラメータを任意に選び、全パラメータについて反応性を検証して、最適化後、計算値と実測値を比較する。水、窒素及び土砂の流出について、1991 年 (平成 3 年) ~ 2002 年 (平成 14 年) の 12 年間をウォームアップ期間としてモデルを駆動させ、2003 年 (平成 15 年) ~ 2005 年 (平成 17 年) の 3 年間をキャリブレーション期間としてパラメータを最適化し、2006 年 (平成 18 年) ~ 2008 年 (平成 20 年) の 3 年間を確認期間として、実測値と比較する。実測値と計算値の関係の決定係数 (R²) 及び Nash and Sutcliffe [2] によるモデル有効性係数 (E_{NS}) で評価する。

さらに、阿武隈川水系の広瀬川流域において、SWAT モデルで計算した 2008 年 (平成 20 年) の流量が妥当であるかを評価するため、実測値と比較を行う。

3) 結果と考察

(a) 改良 SWAT モデルに必要な GIS データ・パラメータの収集・整備

a) GIS データ

福島県について、デジタル標高データ（ラスター形式）、集水域区分（ベクター形式）、水系網（ベクター形式）の GIS 情報を作成した。土地利用情報については既存の農地分布図、100 m メッシュ土地利用図、デジタル植生図を組み合わせて作成した。土地利用は水田、普通畑、草地、樹園地、高山・亜高山植生、常緑樹林、落葉樹林、人工植林、草本群落、荒地、市街地、水域の 12 区分とした（図 3.2.4(4)-1）。

土壌の放射性セシウム吸着を左右する粘土鉱物組成に関係する表層地質については、国土数値情報の表層地質のデータを用いて作成した（図 3.2.4(4)-2）。福島第一原発から 80 km 圏内の中で、浜通りは阿武隈山地を源とする河川による沖積層の低地と第三紀層の台地及び丘陵地からなっており、台地や丘陵地では砂岩や泥岩等の堆積岩が分布し、一部の海岸には海成の沖積地も見られる。中通りは阿武隈川流域の河川による沖積層の低地と洪積層の台地が多く、中北部では安山岩や第三紀の丘陵地となっている。中南部の台地は那須系火山灰、中北部の山麓は安達太良山や吾妻山系の火山灰が被覆している。阿武隈山間地域は、北部に一部第三紀層丘陵地が見られるが、大部分は古期または新規の花崗岩類からなっている。

土壌情報は国土調査土壌図をベースとし、これを農耕地土壌分類に対応させた（図 3.2.4(4)-3）。福島県の土壌は、地形、地質、母材が複雑なため、土壌の種類も多く、多様なのが特徴である。水田では、灰色低地土が最も多く 50% 近くを占め、グライ土、多湿黒ボク土の順となっている。その中で、灰色低地土やグライ土のうち 7 割近くが粘土を多く含む細粒土壌統群に区分されている。畑では褐色森林土が全体の半分近くを占め、次いで黒ボク土、褐色低地土、黄色土となっている。特に、褐色森林土は阿武隈山地に多く、細粒質で傾斜地が多いため、土壌侵食を受けやすい。特に中通り中南部の開発地では下層土が表土化され、粗粒質のものが多く、有機物含量も少ないため、土壌侵食の対策が必要と言われている。

SWAT モデルに必要な土壌属性データは土壌環境基礎調査や SolphyJ^{*25}（Agricultural soil-profile physical properties database, Japan）のデータセットを用いた。その一例として、土壌の透水性及び同じ粘土鉱物組成であれば土壌の放射性セシウムの吸着量の指標となる粘土含量の分布を示す（図 3.2.4(4)-4）。浜通りでは、河川沿いや海成の沖積地の農地の粘土含量は高く、台地や丘陵地の粘土含量は低い。また、中通りでも阿武隈川沿いの低地の粘土含量は多いが、丘陵地や阿武隈山地では一般に粘土含量は低くなっていた。

SWAT モデルにおいて基本となる土壌の放射性セシウム濃度の分布については、平成 23 年度放射能調査研究「農地土壌等の放射性物質の分布状況等の推移に関する調査」のデータ[3]を用いた。この調査において、地上 1 m 高さの空間線量率の分布は文部科学省から提供を受けた航空機モニタリングデータ（平成 23 年 11 月 5 日版）を用い、現地で測定した 1 m 高さの空間線量率とほぼ 1:1 の関係にあることを確認した（図 3.2.4(4)-5）。また、農地 1 m 高さの空間線量率と農地土壌の放射性セシウム濃度との間には、土壌や土地利用ごとに 10 に類型化した関係が認められたことから（図 3.2.4(4)-6）、航空機モニタリングの空間線量率から農地土壌の放射性セシウム濃度を推計した（図 3.2.4(4)-7）。

土壌の放射性セシウム濃度については、減衰していくため、それぞれの年ごとに推定する必要があり、平成 24 年度についても、福島県の約 300 地点で空間線量率と土壌放射性セシウ

^{*25} 農林水産省が実施した土壌環境基礎調査事業の定点調査データを用いて、土壌統群別・層位別・地目別に集計した農地土壌の物理的性質データベース。

ム濃度を測定し、両者の回帰式を修正する予定である。

また、農耕地以外の土壌を把握するための国土調査土壌図は現地の土壌特性を十分に把握していない可能性があるため、今後、包括土壌分類第1次試案の土壌図を用いて精度の向上をはかる必要がある。

さらに、気象情報は農環研が作成している作物気象データベースを用いて、阿武隈川流域及びその周辺の36地点における日別の気温、降水量、相対湿度、日射量、風速のデータをSWATモデルで利用可能な形式で整備した。一方、流量推定を検証するために阿武隈川流域の37地点において流量データを整備した。

b) 植生データ

飯館村比曾地区（不作付け地区）及び三春町樋渡川流域（作付け地区）において植生調査を実施した結果、以下のそれぞれの地域に特徴的な植物群落が成立していることが明らかになった。

① 飯館村比曾地区（不作付け地区）

地区内に成立する代表的な植生タイプを9タイプに分類した（表3.2.4(4)-1）。対象地では、草刈りによる管理がなされている圃場が多くあった。圃場の乾湿や管理の有無により成立する幾つかのパターンを有していた（図3.2.4(4)-8）。また、現地ではすでに休耕田へのヤナギ類の侵入が確認された。今後遷移が進行するとコストの上昇等により復田が困難になることが考えられる。将来の帰還や除染効率のためにも2～3年に一回程度の刈り取り管理が望まれる。主な植生タイプは以下の通り。

<イ群落>

飯館村の不作付け水田に成立する植生タイプでイ（イグサ）が優占する。圃場内の水分条件が湿潤であり、1年に数回の刈取りにより成立するタイプ。現地では手つかずの放棄ではなく、トラクターに装着する牧草用の草刈り機で管理が行われていた。このタイプで草刈りを実施しないとヨシ群落に移行すると考えられる。

<セイタカアワダチソウ群落>

飯館村の放棄水田に成立する代表的な植生タイプでセイタカアワダチソウが優占する。圃場内の水分条件が乾いた場所に生育する。草丈が2mを超す群落も多く見受けられる。高度な圃場整備がなされている乾田を手つかずの状態に放棄すると本植生タイプが成立する。

<ヨシ群落>

水分の多い湿った放棄水田に成立する植生タイプでヨシが優占する。草丈が3mを超す群落も見受けられる。高度な圃場整備がなされていない谷津田等を手つかずの状態に放棄すると本植生タイプが成立すると考えられる。事故以前から成立していたものが多いと考えられる。

<ヨモギーシロツメクサ群落>

飯館村の不作付け水田に成立する植生タイプでヨモギやシロツメクサが優占する。高度な圃場整備がなされている乾田で1年に数回の刈取りにより成立するタイプ。このタイプで草刈りを実施しないとセイタカアワダチソウ群落に移行すると考えられる。

<牧草群落>

カモガヤ、オニウシノケグサ及びコヌカグサ等の牧草群落が多く見受けられた。年に何回かの刈り取りが継続されていた。

② 三春町樋渡地区（作付け地区）

地区内に成立する代表的な植生タイプにおいて調査した概要を表 3.2.4(4)-2 に示す。調査区数は全 25 地点であり、調査された植生タイプは 9 タイプであった。農地の放棄率は低い、固定化されているため休耕直後の群落は認められず、少なくとも複数年以上経過した休耕・放棄されている植生タイプであった。以下に農耕地に成立する代表的な植生タイプを記載する。

<セイタカアワダチソウ群落>

放棄畑や乾性の放棄田に成立する代表的な植生タイプでセイタカアワダチソウが優占する。草丈が 2 m を超す群落も多く見られる。刈取管理等が行われない放棄地に成立する。

<ツル性植物群落>

放棄畑や乾性の放棄田に成立しクズやカナムグラが優占する。その下層にはセイタカアワダチソウやアズマネザサが混生することも多い。セイタカアワダチソウ群落よりもより放棄年数が経過した、刈取管理を行っていない環境に成立する。

<クズークワ群落>

放棄桑園に成立する。当時植栽されていた桑が散在するが、上述のつる性植物群落と近い群落構造であり、群落全体はクズにより被覆される。刈取管理を行っていない環境に成立する。少なくとも数年以上、10 年から数 10 年、放棄が継続していると思われる。

<ヨモギ群落>

耕作放棄畑に成立する植生タイプでヨモギやヒメムカシヨモギ等が優占する。比較的放棄初期に成立しやすい植生タイプでこの状態から放棄が続くとセイタカアワダチソウ群落にしばしば移行する。

過去に植生調査を実施した場所において再調査を行い遷移状況を検討した結果、概ね図 3.2.4(4)-8 の成立模式図と一致した。これについては次年度の検証も必要である。以上の結果を踏まえて詳細な植生図を作成し、GIS データをして構築した。飯館村比曽地区の例を図 3.2.4(4)-9 に示す。今後、SWAT モデルに植被率や乾物生産量等のデータを提供する予定である。

c) 放射性セシウム捕捉ポテンシャル (RIP)

福島第一原発から 80 km 圏内の農耕地から採取した土壌の放射性セシウム捕捉ポテンシャル (RIP) 値は 334~7,110 mmol/kg ($n=121$) であり、平均値は 1,920 mmol/kg、標準偏差は 1,130 mmol/kg であった。RIP 値が 3,000 mmol/kg 以上の放射性セシウムの強い固定能を有する土壌は郡山市周辺、福島市南部、浜通りに点在するが、特にまとまって存在していない。逆に、RIP 値 1,000 mmol/kg 以下の放射性セシウム固定能の低い土壌も各地に散在していた (図 3.2.4(4)-10)。

土壌分類と RIP 値に明確な関係はみとめられなかったが、Vandebroek ら [4] による土壌分類の異なる 88 サンプルの RIP 分析値よりも低い傾向であった (図 3.2.4(4)-11)。Vandebroek ら [4] は、RIP 値が非常に低い土壌の種類として、RIP 値 2,000 mmol/kg 以下のポトゾル (Podzol)、フェラソル (Ferralsol)、黒ボク土 (Andosol) を特記して示している。しかし、本調査による黒ボク土の RIP 値は、 $1,880 \pm 1,130$ mmol/kg (943~4,090 mmol/kg, $n=14$) であった。調査地点の黒ボク土では、風成塵 (黄砂) や母岩等に由来する雲母類が混入していたため RIP 値が高かったと考えられた。

福島第一原発から 80 km 圏内の土壤中交換性セシウム 137 濃度は、 57 ± 40 Bq/kg (n. d. ~ 167 Bq/kg, n = 40)、土壤中セシウム 137 濃度の $6 \pm 5\%$ (n. d. ~ 29%) だった。土壤中放射性セシウムのうち比較的動きやすい画分はごく一部であることが示された。一方、交換態として抽出されない土壤中放射性セシウムの大部分は粘土鉱物のフレイドエッジサイトに捕捉されていると考えられる。今後、土壤中の交換態放射性セシウムの割合と RIP や粘土鉱物組成等との関係を明らかにする必要がある。

(b) 改良 SWAT モデルの開発

SWAT モデルの河川の流量、化学物質及び懸濁物質 (SS) 流出に関する感度分析の結果、強く影響する上位 5 つのパラメータは、水量では土壤の有効水分、樹幹貯留、地下水位回復遅れ、積雪融解速度及び表面流去遅れ係数で、流れの抑制因子による変動が大きいことを示していた。化学物質としての $\text{NO}_3\text{-N}$ 流出では、易分解性有機物からの無機化速度、残渣分解係数、有機炭素含有率、陰イオン排除孔隙率、脱窒速度係数で、無機化と脱窒等の微生物反応及び移動速度の因子による変動が大きいことを示していた。SS 流出では、本流におけるピーク速度調整 (PRF)、土砂輸送係数 (SPCON)、土砂流路の同調化パラメータ (SPEXP)、流路受食係数 (CH_EROD)、流路被覆係数 (CH_COV) は、表面侵食に関するパラメータの変化が $\pm 0.2\%$ 未満であったのに対し、 $\pm 50\%$ 未満で、流路と流路への堆積と流路の侵食に関するパラメータの変化がより強くモデルの出力を変動させることを示した (図 3.2.4(4)-12)。すなわち、標津川流域のように牧草等によって周期的に植被に覆われている地域では、SS 流出には表面侵食等の SS の生産過程よりも流路と流出過程における堆積と侵食による変動が大きいことが示唆された。このような状況は、福島第一原発から 80 km 圏内の不作付け地域においても、農地はセイタカアワダチソウ等の雑草に覆われていることから、該当すると考えられる。また、放射性セシウムは粘土鉱物に強く吸着されることから SS 流出に伴う流出が最も懸念されており、SS がどのような流路で流出しているかの把握が欠かせないと思われる。

標津川流域の河川流量、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 及び SS の日流出の計算値は流出ピークのタイミングを良く再現していた。特に、水流出は流域外部からの地下水流入を考慮したときに良い一致をみせた ($R^2 = 0.85$, $E_{\text{NS}} = 0.85$) (図 3.2.4(4)-13)。 $\text{NO}_3\text{-N}$ でも、外部から流入する地下水の濃度を 0.5 mg/L とした場合に比較的良い一致を示した ($R^2 = 0.52$, $E_{\text{NS}} = 0.47$) (図 3.2.4(4)-14)。SS は外部からの地下水には含まれているとは考えにくく、また地下水流入に伴う侵食のメカニズムがわかっていないため、モデルにその影響を加えずに計算したところ、その適合度は著しく低かった ($R^2 = 0.12$, $E_{\text{NS}} = 0.11$) (図 3.2.4(4)-15)。

流域の年間の流出水量の計算値 ($1,120$ mm/y) は実測値 ($1,140$ mm/y) と良く一致し、降水量 ($1,200$ mm/y) とほぼ等しかった。流域外からの地下水流入 (563 mm/y) が 50% を占め、蒸発散量 (494 mm/y) を補う形になっていた。

流域の年間の $\text{NO}_3\text{-N}$ 流出の計算値 (6.08 kg/ha・y) は、実測値 (6.04 kg/ha・y) とよく一致した。その多くは地下水を経由しており (73%)、次いで表面流去 (23%) であった。また、流域土壤への年間の主要な窒素のインプットは化学肥料と堆肥によるもの (119 kg/ha・y) であったが、無機化窒素量 (181 kg/ha・y) の方が大きかった。流域土壤への年間の主要な窒素のアウトプットは植物吸収 (143 kg/ha・y) と脱窒 (61 kg/ha・y) であった。

年間の SS 流出の計算値 ($17,900$ t/y) は実測値 ($44,500$ t/y) より大幅に小さく、 40% でしかなかった。計算値の 78% は表面侵食由来 ($14,000$ t/y) であった。外部からの地下水流入に伴う SS 流出をどのように組み込むかが問題である。また、阿武隈川支流の広瀬川集水域で SWAT モデルによる流量推定を行った。対象集水域は約 230 km² で、農地が約 30% を占める。2008

年の流量を推定した結果、実測値とよく一致した流出パターンが得られた。4月17、18日(DOY=109、110)の降水(2日間で約100 mm)による流出も表現できた(図3.2.4(4)-16)。

4) まとめ

農地土壌の放射性セシウム濃度や空間線量率の予測のため改良SWATモデルに必要なGISデータやパラメータの収集・整備を行った。その結果、飯舘村等の不作付け地域の農地では、土壌水分や草刈り等の管理の状態によって優先植生が異なることや放射性セシウムの固液分配係数に係わる放射性セシウム捕捉ポテンシャルの分布状況等が明らかとなった。また、改良SWATモデルによって、河川流量や懸濁物質流出量等の実測値と予測値を比較し、地下水流動を組み込むことによって予測精度が向上することを明らかにした。

参考文献：

- [1] van Griensven, A., Meixner, T., Grunwald, S., Bishop, T., Diluzio, M., and Srinivasan, R. (2006) A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models, *Journal of Hydrology*, 324, 10-23.
- [2] Nash, J. E. and J. V. Sutcliffe (1970) River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles, *Journal of Hydrology*, 10, 282-290.
- [3] 農林水産省農林水産技術会議事務局：「農地土壌の放射性物質濃度分布図の作成について」(2012)<http://www.s.affrc.go.jp/docs/press/120323.htm>.
- [4] Vandebroek, L., Hees, M.V., Delvaux, B., Spaargaren, O., and Thiry, Y. (2012) Relevance of Radiocaesium Interception Potential (RIP) on a worldwide scale to assess soil sensitivity to ¹³⁷Cs contamination, *Journal of Environmental Radioactivity*, 104, 87-93.

表 3.2.4(4)-1 飯館村比叢地区における植生タイプの概要

土地利用	群落タイプ	状態	刈取り管理	水分条件	調査区数
森林	カスミザクラ-コナラ群集	コナラ林	—	—	3
	常緑針葉樹植林	スギ林	—	—	3
水田	イ群落	不作付け水田	有	湿	3
	セイタカ群落	放棄水田	無	乾	3
	ヨシ群落	放棄水田	無	湿	3
	ヨモギ-シロツメグサ群落	不作付け水田	有	乾	3
	クサヨシ群落	放棄水田	無		1
畑地	イネ科牧草群落	牧草地(放棄地含む)	有	乾	4
	クサヨシ(リードキャナリー)群落	牧草地	有	乾	1
				total	24

表 3.2.4(4)-2 三春町樋渡地区における植生タイプの概要

土地利用	群落タイプ	状態	刈取り管理	水分条件	調査区数
森林	ヤマザクラ-コナラ群落	コナラ林	—	—	3
	常緑針葉樹植林	スギ林	—	—	3
	モウソウチク群落	竹林	—	—	3
耕作地	ツル性植物群落	長期耕作放棄畑	刈取り無	乾	4
	セイタカアワダチソウ群落	耕作放棄(水田・畑)	刈取り無	乾	4
	クズ-クワ群落	長期クワ園放棄	刈取り無	乾	3
	ヨモギ群落	放棄畑	刈取り無	乾	3
	ススキ群落	放棄畑	刈取り無	乾	1
	ヨモギ-ヤマハギ群落	造成地群落	刈取り無	乾	1
				total	25

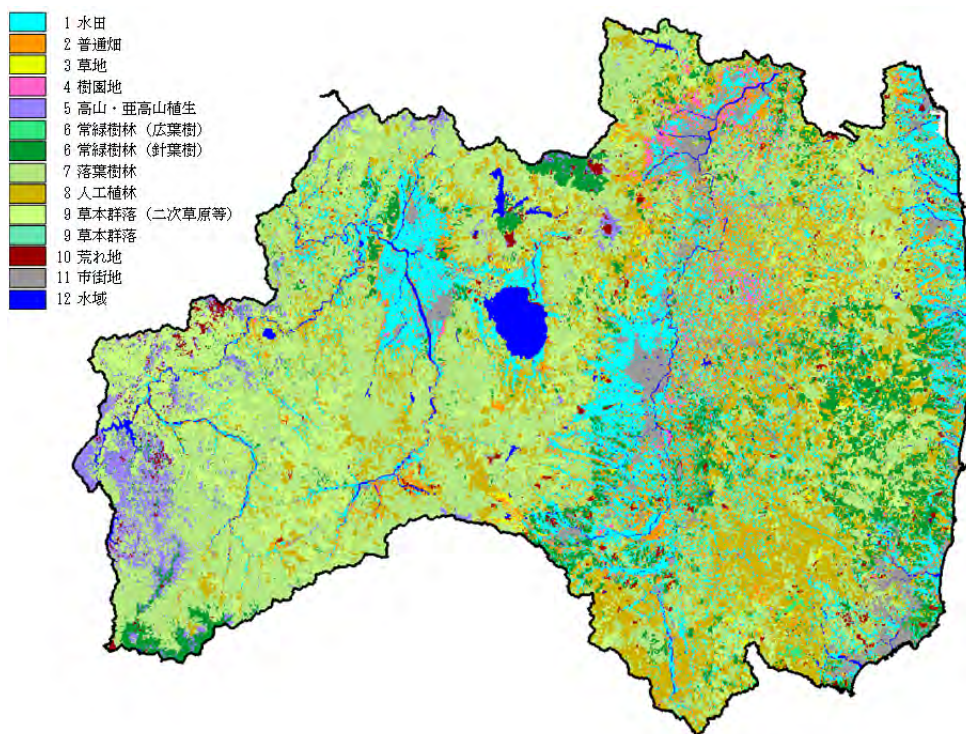


図 3.2.4(4)-1 福島県の土地利用図 (2009年(平成21年)現在)

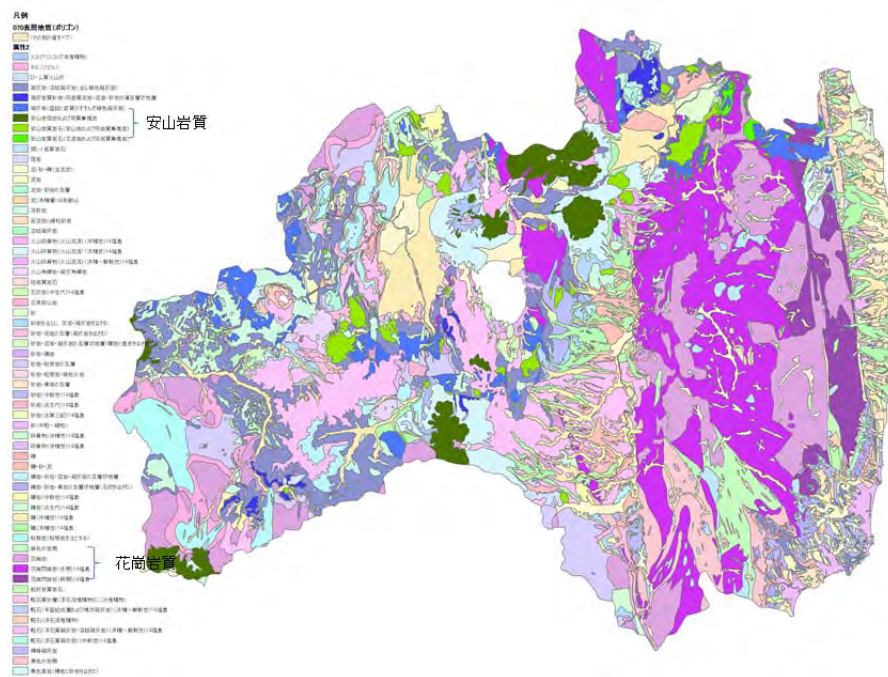


図 3.2.4(4)-2 福島県の表層地質 (1975年(昭和50年)現在)

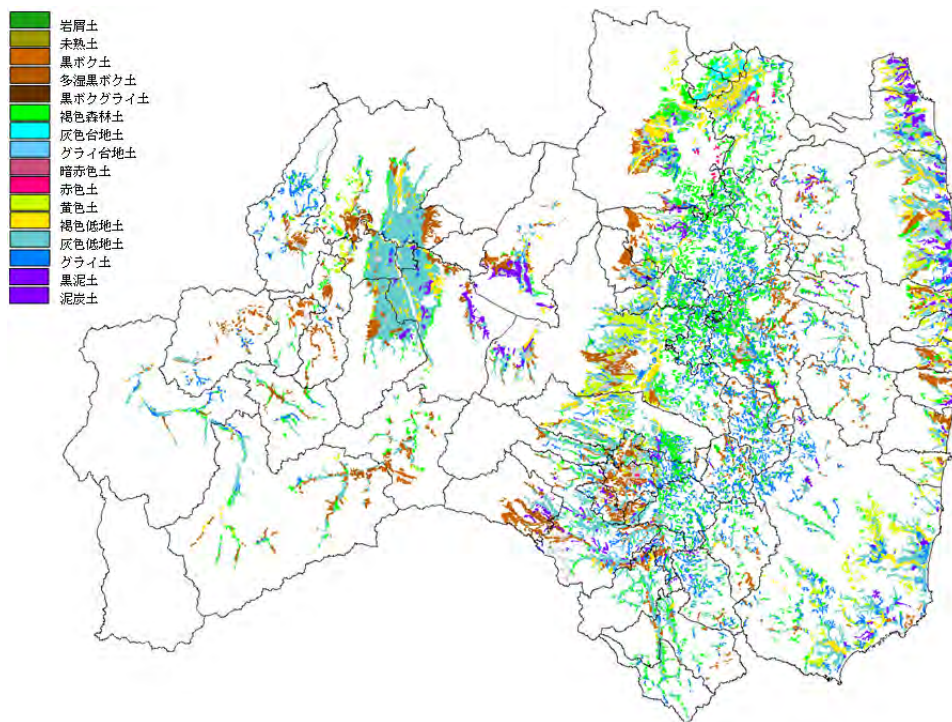


図 3. 2. 4(4)-3 福島県の農地土壌 (2001 年(平成 13 年)現在)

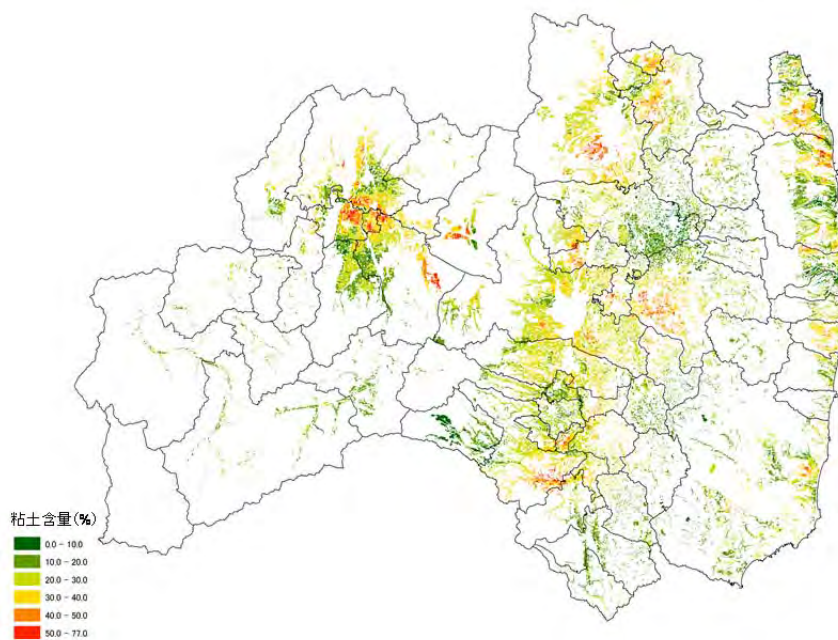


図 3. 2. 4(4)-4 福島県の農地土壌の粘土含量(2001 年(平成 13 年)現在)

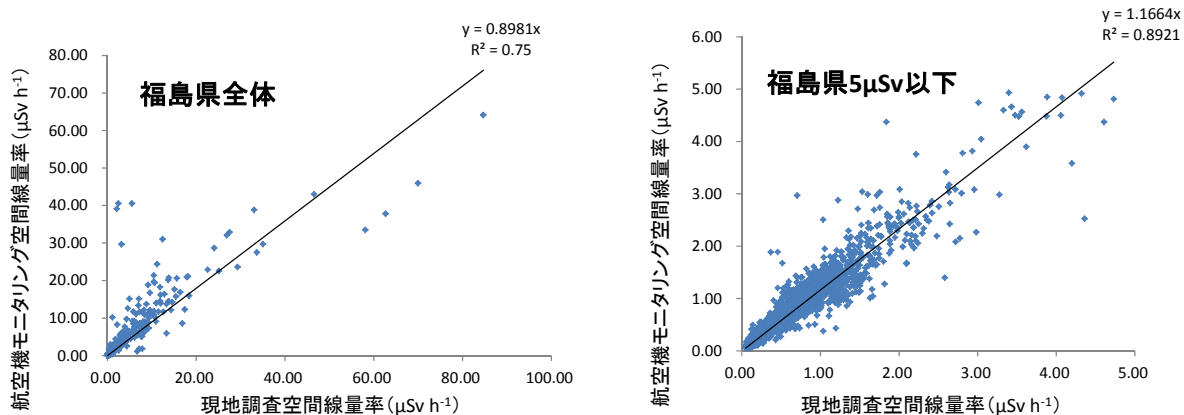


図 3.2.4(4)-5 福島県の農地における現地調査と航空機モニタリングの地上 1 m 高さ空間線量率の関係（平成 23 年 11 月 5 日現在：農林水産省，2012）

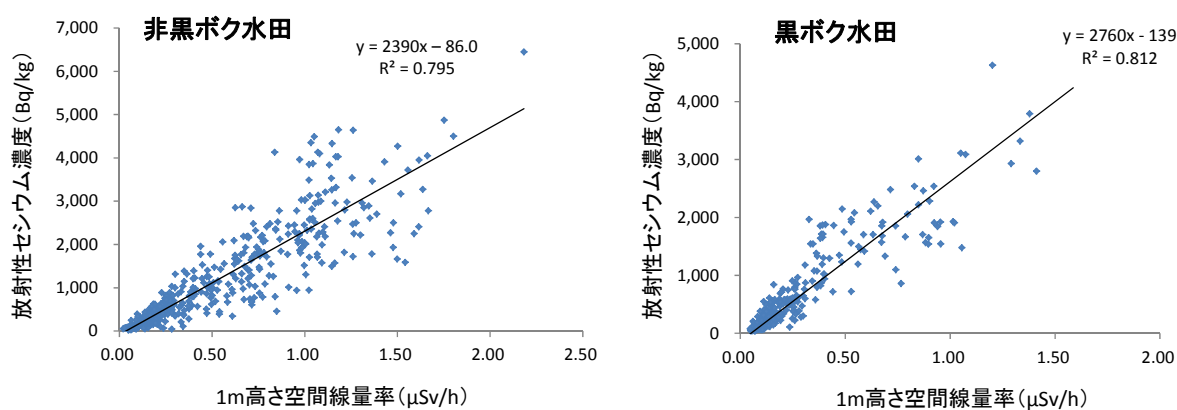


図 3.2.4(4)-6 福島県の耕起農地における地上 1 m 高さの空間線量率と土壌放射性セシウム濃度の関係（平成 23 年 11 月～平成 24 年 1 月：農林水産省，2012）

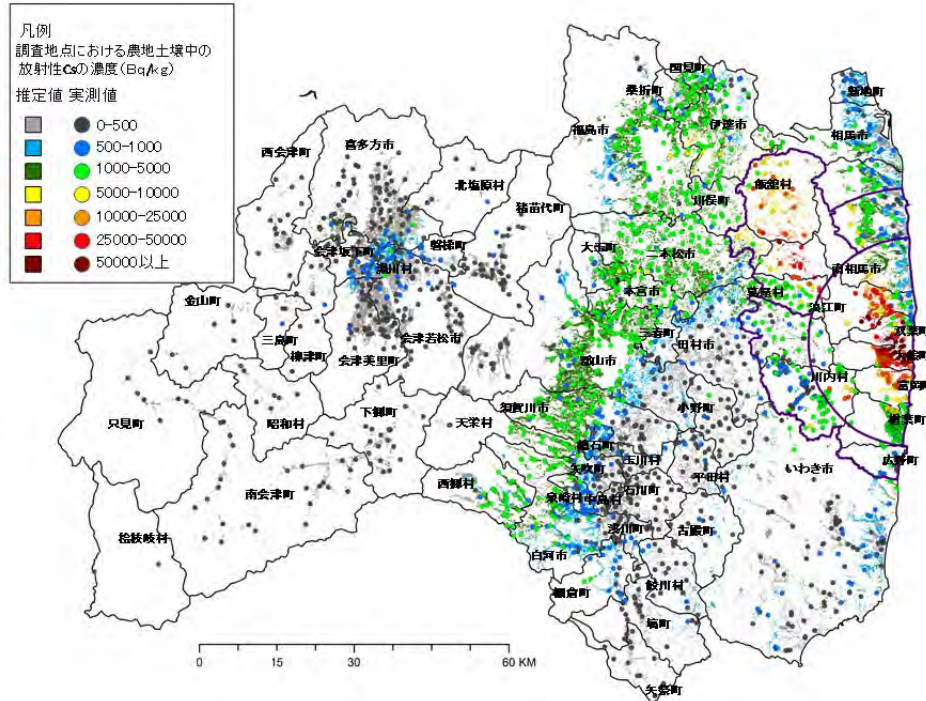


図 3.2.4(4)-7 福島県の農地土壌の放射性セシウム濃度の分布
(平成 23 年 11 月 5 日現在：農林水産省，2012)

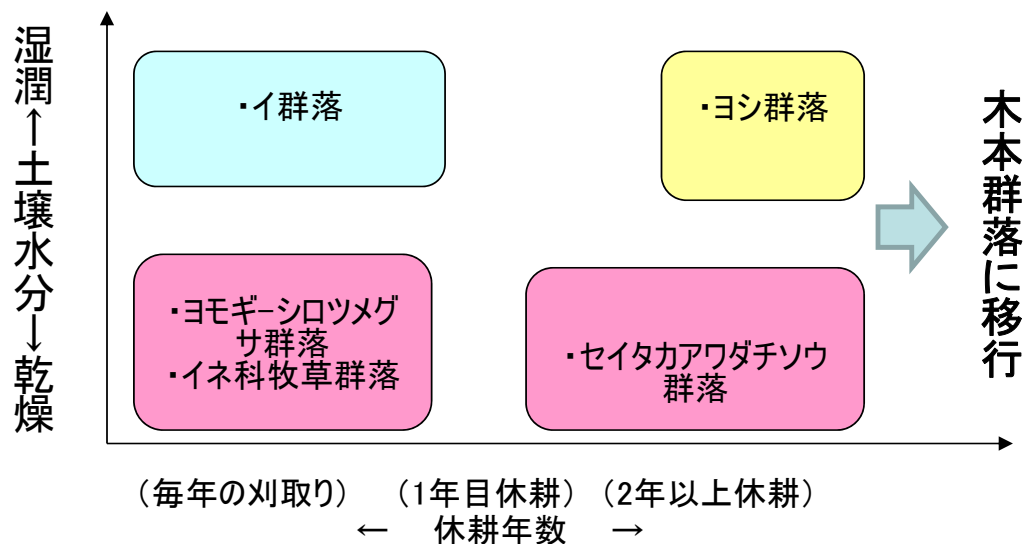


図 3.2.4(4)-8 比叢地区における植生タイプの成立模式図

- 凡例
 植生概要調査地点
 ●
- 植生タイプ
- セイタカアワダチソウ群落
 - ススキ群落
 - シロツメクサ・ヨモギ群落
 - ヒメムカシヨモギ・ヨモギ群落
 - イネ科牧草群落
 - イ群落
 - コガマ群落
 - ヨシ群落
 - コナラ林
 - ミズナラ林
 - その他

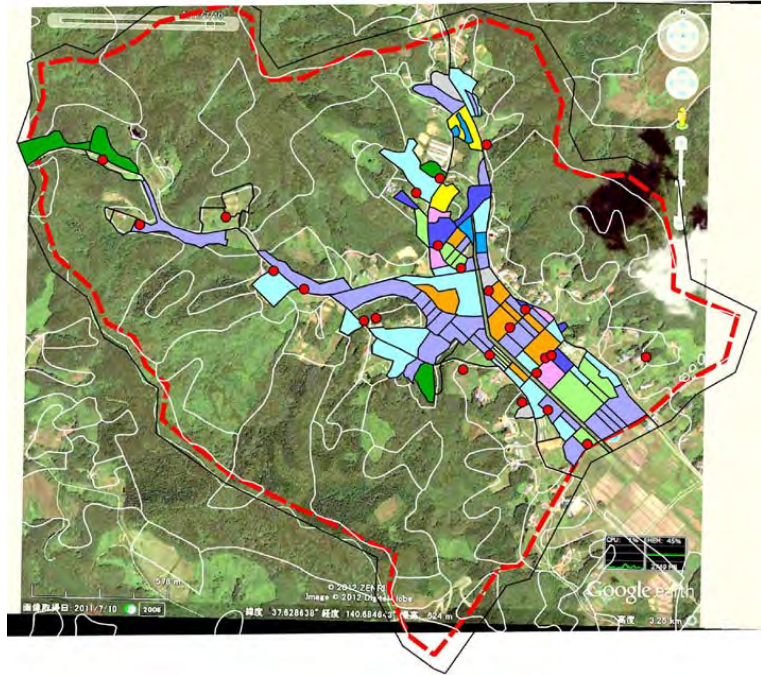


図 3. 2. 4 (4)-9 飯館村比曽地区の植生分布図

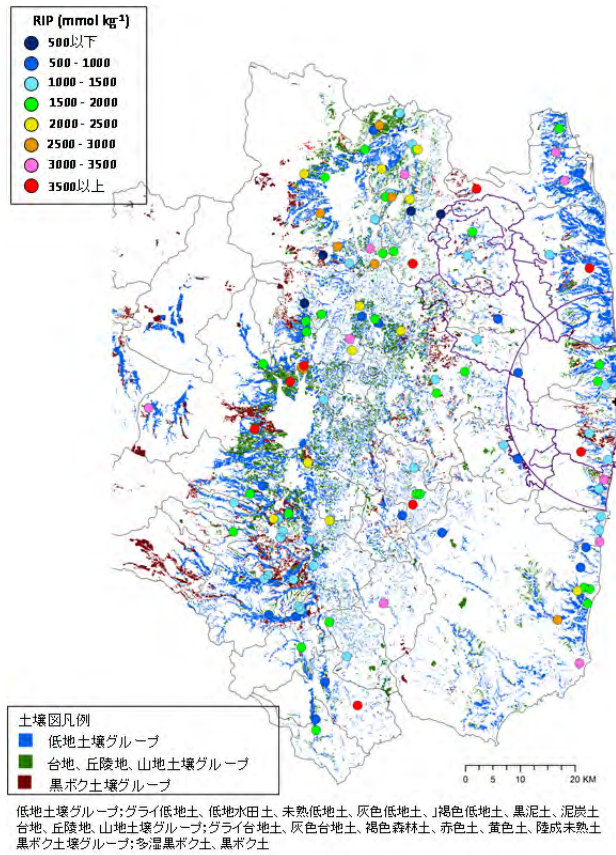


図 3. 2. 4 (4)-10 福島第一原子力発電所から 80 km 圏内の農地土壤の RIP 値

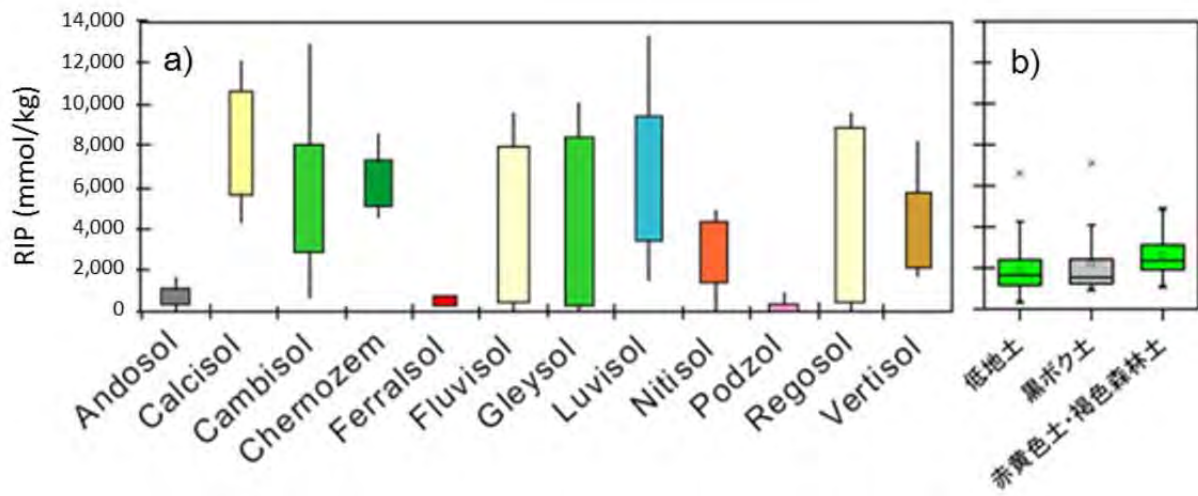


図 3. 2. 4 (4)-11 土壌分類ごとの RIP 値 (a)文献値、b)本調査結果)

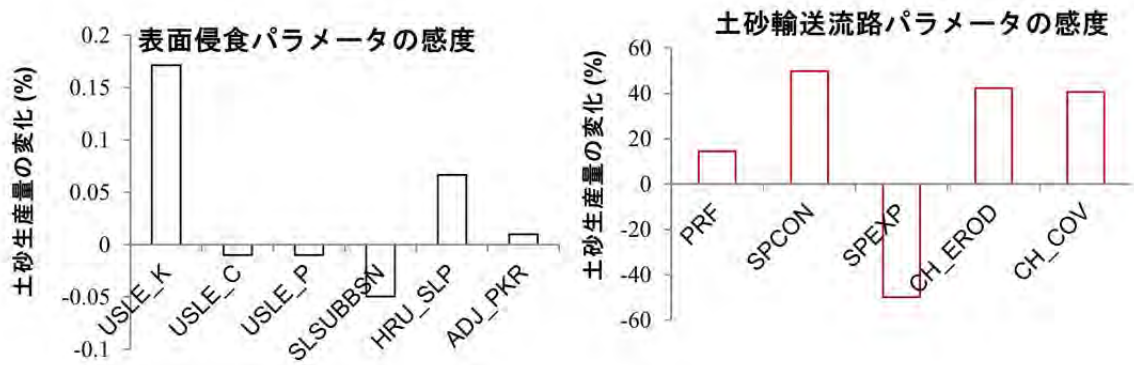


図 3. 2. 4 (4)-12 土砂流出パラメータの感度 (デフォルト値を 50%増加させた時の感度)

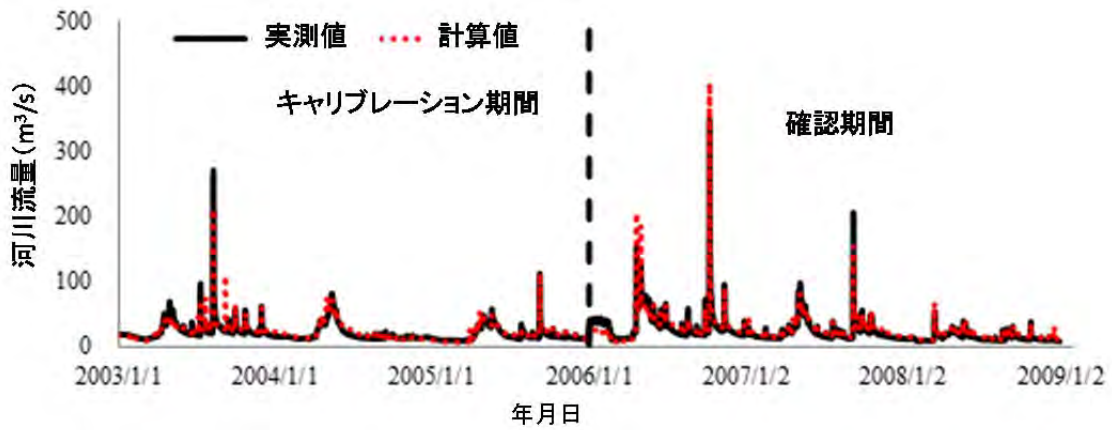


図 3. 2. 4(4)-13 分析対象流域における河川流量の実測値と計算値

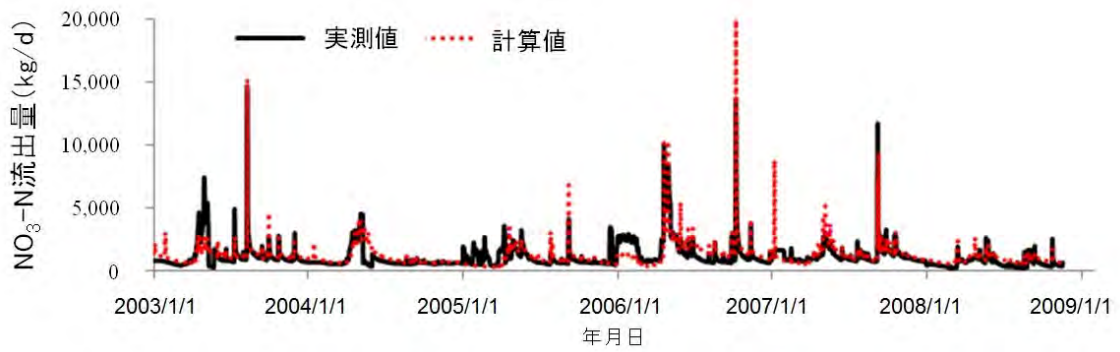


図 3. 2. 4(4)-14 分析対象流域における NO3-N 流出量の実測値と計算値

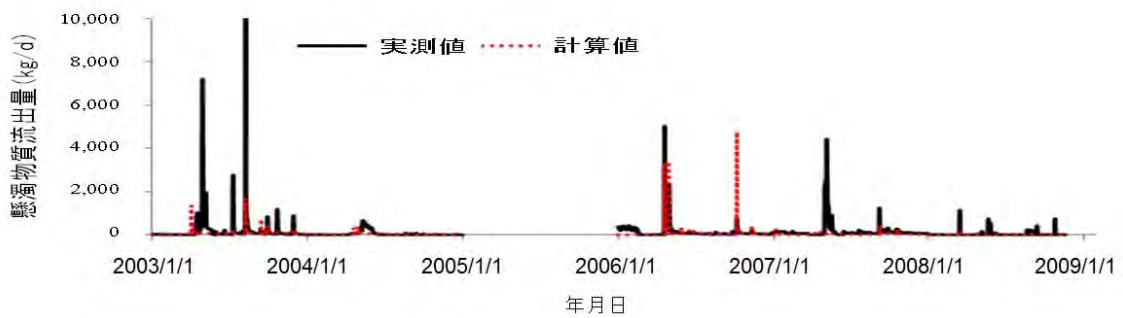


図 3. 2. 4(4)-15 分析対象流域における SS 流出量の実測値と計算値

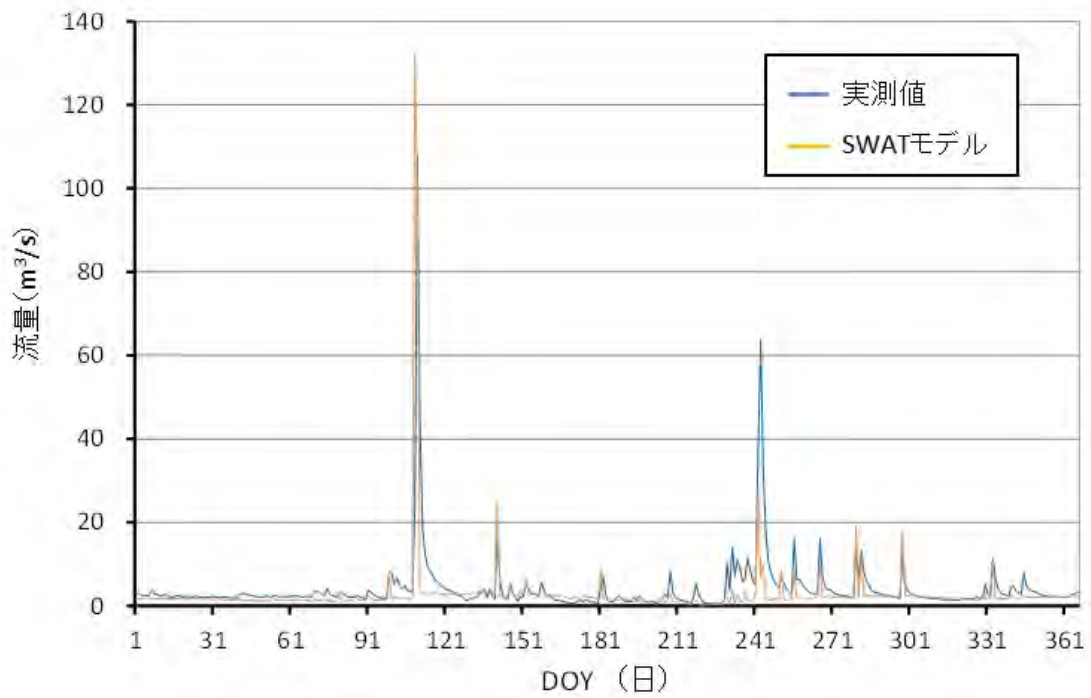


図 3.2.4(4)-16 広瀬川における流量の実測値と計算値

3.2.4(5) 河川総放射エネルギー流出モデルの作成

清水 康行（北海道大学）

恩田 裕一（筑波大学）

1) 調査目的

福島第一原発事故に伴い福島県内の広範囲に放射性物質が拡散し、その一部が地表へと沈着した。放射性物質を吸着した土壌は降雨や斜面崩落等により侵食され、下流側へと運搬される。これらは次第に河川に流入し、様々な移動形態で河川内を流下し最終的に海域まで到達する。河川を流下する土砂の移動形態には、川底近傍を這うように移動する掃流砂、河川水と川底との土砂交換を行いながら河川流により運ばれる浮遊砂、及び川底にはほとんど堆積せず上流から海域まで大部分が輸送されるウォッシュロードの三つがある。これらの移動速度は、ウォッシュロード、浮遊砂、掃流砂の順に遅くなるため、土砂に吸着した放射性物質の移動は、短・中期的にはウォッシュロードや浮遊砂、長期的にはこれらすべての移動に依存することが予想される。現在、このような過程で土壌に沈着した放射性物質が移動していると考えられるが、今後の除染作業等の対応を効果的に行うためには、これらの土砂移動に伴い将来起こりえる放射性物質の移動過程を理解する必要がある。本研究の最終的な目標は、山地流域から河川、海域にわたる長期的な土砂移動とそれに伴う放射性物質の移動過程を再現可能な数値計算モデルを構築し、その動態を予測することである。第3次分布状況等調査では、その目標に対する第一段階として、洪水等の短期的なイベント時に生じる平面的なウォッシュロードの移動とそれによる河床変動過程を計算可能な二次元モデルと、長期的な土砂移動・河床変動を解析可能な一次元モデルを開発する。開発したモデルを、福島県・宮城県を流れる阿武隈川に適用することで、土砂移動とそれに伴う放射性物質の移動について検討を行う。

2) 調査内容

(a) 長期間の土砂流出過程を把握する一次元モデルの構築

阿武隈川からの流出土砂量を算出するための一次元河床変動計算は、大きく分けて流れ場の計算と流砂量の計算によって構成される。流れ場の計算は、一次元不等流計算により行い、流砂量の計算は、芦田・道上の式を用いて算定する。なお、混合砂礫の限界掃流力は、一様砂礫に対する岩垣公式を用いて平均粒径に対する限界掃流力を算定し、エギアザロフ式（芦田・道上による修正式[1]）を通して粒径毎に設定した。浮遊砂量計算における浮遊砂の基準面濃度は平成14年7月洪水時における浮遊砂観測結果から、阿武隈川下流において芦田道上式(Upper Regime)の適合度が高い[2]とされているため、本検討でもこれを基本とした。

このように構築したモデルを、阿武隈川河口（1.0 km 地点の荒浜観測所）から本川ダムである信夫ダム（河口からの距離約 83 km）までの区間に適用した。主要支川である荒川、松川、摺上川、広瀬川、及び白石川を流入支川として考慮している。本年度は、(1)モデルの妥当性を示す再現計算、(2)流出土砂量の予測計算の二点について検討を行っている。

まず(1)については、河道横断測量や河床材料調査等の資料が整っており、戦後最大洪水である昭和61年8月洪水を含む期間である昭和50年1月1日から平成14年12月31日までの28年間を対象とした地形変化、流出土砂量の再現性から評価した。なお、再現計算においては、阿武隈大堰（河口から約 10 km）の洪水時の操作や、人為的な砂利採取の影響も考慮した。宮城県区間における初期河床の粒度分布は、昭和49年の調査結果を用い、福島県区間は平成13年の調査結果を用いた。上流端（信夫ダム地点）及び支川から流入する浮遊砂量とその粒度分布は最新の平成23年の浮遊砂量調査結果によるQ-Qs式で設定した。平成23年の浮遊砂量調

査は、平成 23 年 9 月の出水時に行われており、0.25 mm 以下の粒径が 99%とほぼ全体を占めていた。(2)については、平成 23 年 3 月の震災後に測量、調査された河道形状及び河床材料を用いて、阿武隈川から流出する土砂量の予測計算を行った。計算期間は、再現計算と同様に 28 年間とし、昭和 50 年から平成 14 年までの実績流量を用いた。河道形状及び河床材料は平成 23 年の横断測量結果、河床材料調査結果を用いた。ただし、阿武隈川の河口からの距離 16.2 km から 49.8 km の区間、及び白石川においては平成 23 年の河床材料調査が行われていないため、平成 14 年の調査結果を用いた。

(b) 短期的なイベント時に生じる土 y 細動・堆積を表現できる二次元モデルの構築

目的で述べたように、ウォッシュロード成分は一般に川底に堆積しないような微細な粒子であるものの、河川流量の増加と共にその濃度が増加するため、洪水時には大量の土砂が海域まで輸送される。一方で、放射性セシウムは微細な粒子に吸着しやすいことが知られている。そのため、高濃度の放射性セシウムが吸着しやすいと考えられるウォッシュロードの移動を理解することは、海域へ大量に放出される放射性物質量の算定はもとより、河川内への堆積分が持つ放射性物質量を見積もる際に重要となる。以下に本年度に構築した河川内の平面的な流れとそれに伴うウォッシュロードの輸送・堆積を解析可能な計算モデルの概要と解析対象について述べる。

解析モデルは、一次元モデルと同様流れのモデルと土砂輸送モデルから構成される。流れのモデルは、これまで河川や氾濫原の平面的な流れの解析に実績がある一般的な平面二次元浅水流方程式を用いる[3]。また、土砂輸送モデルについては、異なる粒径を持つ粒子の移動を扱える混合粒径モデルをベースとし、浮遊粒子の移動・堆積を計算可能なモデルとした[4]。なお、流入ウォッシュロードの堆積を計算するため、河床は初期河床高さ以下には侵食しないこととする。

計算対象区間は二つ設定した。一つ目は、福島県内の阿武隈川のうち、蓬莱橋地点を上流端とした 22 km にわたる区間である。ここには、主な支川として荒川、松川及び摺上川があり、これらの流入も考慮する。もう一つは、宮城県内阿武隈川の丸森地点より 3 km ほど下流の地点(34.3 KP)から河口近傍の亘理大橋までの区間とする。対象区間には、左岸より白石川が流入しているが、阿武隈川本川の影響が支配的であるとしてここでは無視することとした。初期地形は、両区間ともに低水路内を平成 23 年度に測定された 200 m 間隔の横断測量データ、高水敷を平成 23 年度に測定されたレーザープロファイラデータから作成した。対象とする洪水は、平成 23 年 9 月 21 日～24 日に発生した洪水とする。この洪水のピーク流量は阿武隈川福島地点で 3,714 m³/s (平成 25 年 1 月 31 日時点推定値)であり、戦後最大洪水における最大流量の 4,138 m³/s に近い大規模なものである。各河川に流入するウォッシュロード濃度は、平成 22、23 年に測定された結果を基に与えた。また、福島県内の計算ではウォッシュロードが持つ放射性セシウム濃度とその粒径には、平成 23 年 12 月 7 日に各河川で観測された値を用いる。なお、直接測定が行われていない松川の流入放射性セシウム濃度については、第 4 次航空機モニタリング結果から得られる流域平均沈着量から推定した。一方、宮城県側の計算では、ウォッシュロードの粒径は平成 23 年 12 月 7 日の観測値を用いるが、そのセシウム濃度については平成 23 年 12 月 9 日測定結果を基に 10,000 Bq/kg とした[5]。

3) 結果と考察

(a) 一次元モデルによる検証結果

a) 再現計算によるモデルの妥当性

再現計算による平成 14 年時点の河床高を平成 14 年の測量河床高と比較した結果、縦断的な河床変動傾向が再現された (図 3.2.4(5)-1)。また、戦後最大洪水の昭和 61 年 8 月の洪水における河口沖合の地形変化測量から算定された流出土砂量は、44.6 万 m^3 (底質: 砂、空隙込み) [6] であり、本調査で計算上求めた同年の流出土砂量は 40.8 万 m^3 と算定されたことから、流出土砂量の再現性も確認された。なお、昭和 61 年 8 月の洪水期間の計算流出土砂量は 40.7 万 m^3 となっており、8 月の洪水が年間流出土砂量の 99%以上を占めている。

b) 将来的な土砂流出量予測計算結果

河床変動計算の結果、阿武隈川から海域へ流出する土砂量は全粒径で 7.0 万 m^3 /年となった。浮遊・ウォッシュロード状態で移動すると考えられる 0.25 mm 以下の粒径については、阿武隈川に流入する土砂量 5.0 万 m^3 /年に対し、4.6 万 m^3 /年 (計算期間 28 年間の平均値) が海域へ流出する結果となった (図 3.2.4(5)-2)。なお、年間流出土砂量の最大は平成 10 年の流量による 36 万 m^3 /年である。平成 10 年 8 月洪水は、洪水期間が 5 日間に及んだため年間流出量が多くなっている。

(b) 二次元モデルによるセシウム 137 の堆積範囲と堆積量、流出量に関する計算結果

図 3.2.4(5)-3(A)～(C) は、福島県内阿武隈川において計算されたセシウム 137 堆積量の時間変化を示したものである。また、図 3.2.4(5)-3(D) は阿武隈川本川に与えた流量の時間変化である。流量最大時(A)では、図 3.2.4(5)-3 の①に示すように河川の左右に線状に放射性物質が堆積していることがわかる。この線状の位置は、河川堤防の位置と対応しており、堤防のごく近くに放射性セシウムが堆積する可能性を示している。水面と陸地の間の水際付近では、流れが遅いため、ウォッシュロードのような小さい粒径の粒子でも堆積することができる。そのため、水際近くでは放射線量が高くなると考えられる。流量が小さくなるにつれて、河川内の水位が低下し、水位よりも標高が高い部分が多くなる。流量低下時の(B)、(C)の時点では、図 3.2.4(5)-3 の②に示すような高水敷や砂州上にも同様に放射性セシウムが沈着している様子がわかる。また、図 3.2.4(5)-4(A)～(C)及び図 3.2.4(5)-5(A)～(C)は、宮城県側の阿武隈川において計算されたセシウム 137 堆積量の時間変化である。この結果も、福島県内阿武隈川の結果と同様に、流量減少時に高水敷へセシウム 137 が堆積する様子がわかる。このように、一部の高水敷や砂州上にはウォッシュロードの堆積によるセシウムが集積すると考えられるが、その放射性セシウムの沈着量は 10,000 Bq/ m^2 以下の部分がほとんどである。これは、流域における平均の土壌への沈着量よりもかなり小さい。表 3.2.4(5)-1 は、福島県内の阿武隈川を対象とした計算領域内に流入及び河川内に堆積する土砂とセシウム量の総量の関係を示したものである。表より、河川内に堆積するセシウム量は流入量の 0.15%程度であり、かなり小さいことがわかる。従って、ウォッシュロードに吸着して輸送される放射性セシウムは大部分が海域まで流下することが予想される。しかし、河川内においても常に放射性セシウムが蓄積しやすい地点があれば、洪水のたびに蓄積が進行することが予想される。

4) まとめ

本年度は、(1)長期的な土砂流出量を予測可能な一次元モデルと、(2)短期的なイベント時に生じ

るウォッシュロードの移動・堆積を計算する二次元モデルをそれぞれ構築し、阿武隈川に適用した。一次元モデルについては、再現計算より概ね阿武隈川における土砂移動量を再現可能であり、将来起こりうる土砂流出量の予測を行った。また、二次元モデルについてはウォッシュロードの堆積量と土砂に吸着しているセシウム137量に関連づけることで、河川内の高水敷や砂州上にセシウム137が蓄積する可能性を示した。今後は、流出土砂量とセシウム濃度を結びつけることで長期的な土砂移動とそれに伴う放射性物質の移行過程について、モデルの検証を踏まえてより詳細に検討していく必要がある。また、今回設定している計算条件は非常に単純なものであるが、今後現地調査等により現実的な条件設定が可能になると考えられる。すなわち、土砂の粒径とそれに吸着する放射性物質濃度の関係や、放射性濃度の時間的な変化や土砂に吸着している放射性濃度の洪水依存度等のより詳細なデータを踏まえて検討を行っていきたい。最終的には、一次元モデルと二次元モデルを組み合わせることにより、短期的・局所的な現象と長期間・広範囲の現象を同時に扱えるようなモデルの構築を行いたいと考えている。

参考文献：

- [1] 芦田和男，道上正規：移動床流れの抵抗と掃流砂量に関する基礎的研究，土木学会論文報告集，第206号，pp. 59-69，1972
- [2] 国土交通省東北地方整備局，阿武隈川土砂動態検討業務報告書，pp. 3-5 - 3-26(2002)
- [3] 田中甫幸，清水康行，Jonathan, M. Nelson，岩崎理樹：Mississippi River における Birds Point-New Madrid Floodway の治水効果の検証，水工学論文集，第56巻，pp. I_1033-I_1038、2012
- [4] 名久井孝史，清水康行，藤田隆保：釧路湿原における河川氾濫に伴う土砂堆積と乾燥化現象の関連性に関する研究，水工学論文集，第47巻，pp. 907-912、2003
- [5] 福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の第二次分布状況等に関する調査研究，pp. 2-283、2013
- [6] 澤本正樹，“阿武隈川および仙台湾海岸における総合土砂動態の評価”，科学研究費補助金基盤研究(c)(2) 研究成果報告書 課題番号 11650520，pp. 17 (2002)

表 3.2.4(5)-1 ウォッシュロード及び放射性セシウムの流入量と河川内への堆積量の関係
(平成 25 年 1 月 31 日時点の評価)

流入土砂量 (m^3)	堆積土砂量 (m^3)	セシウム 137 流入量 (GBq)	セシウム 137 堆積量 (GBq)	堆積量/流入量 (%)
1.26×10^5	183	2,415	3.36	0.15

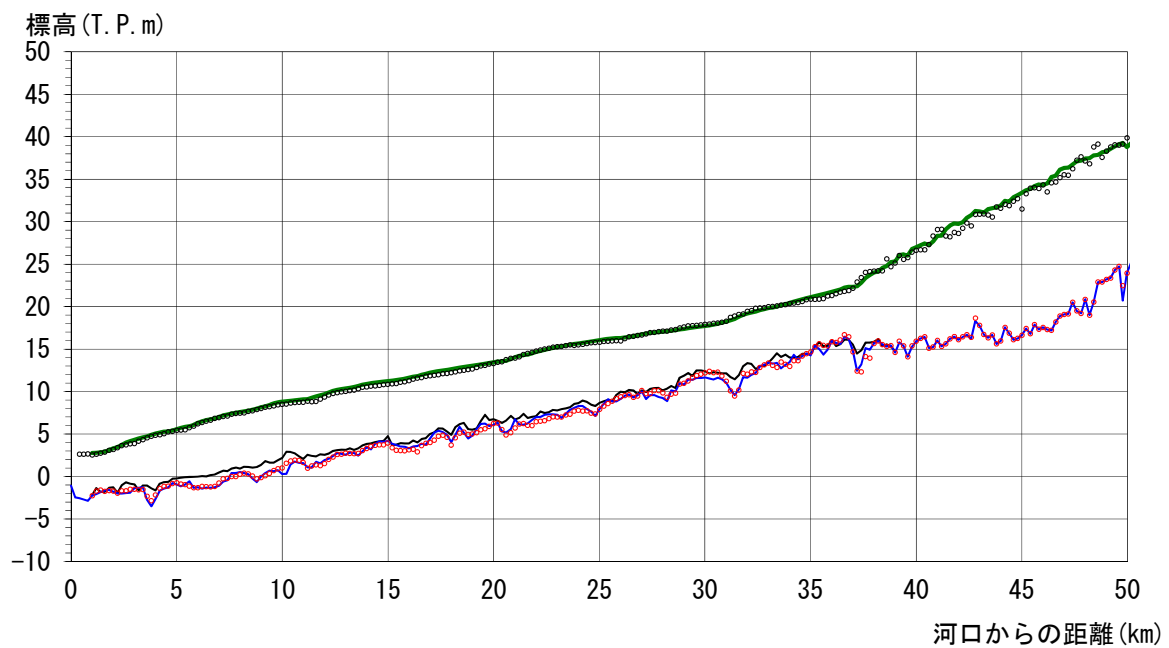


図 3.2.4(5)-1 河床高・水位の再現検証結果

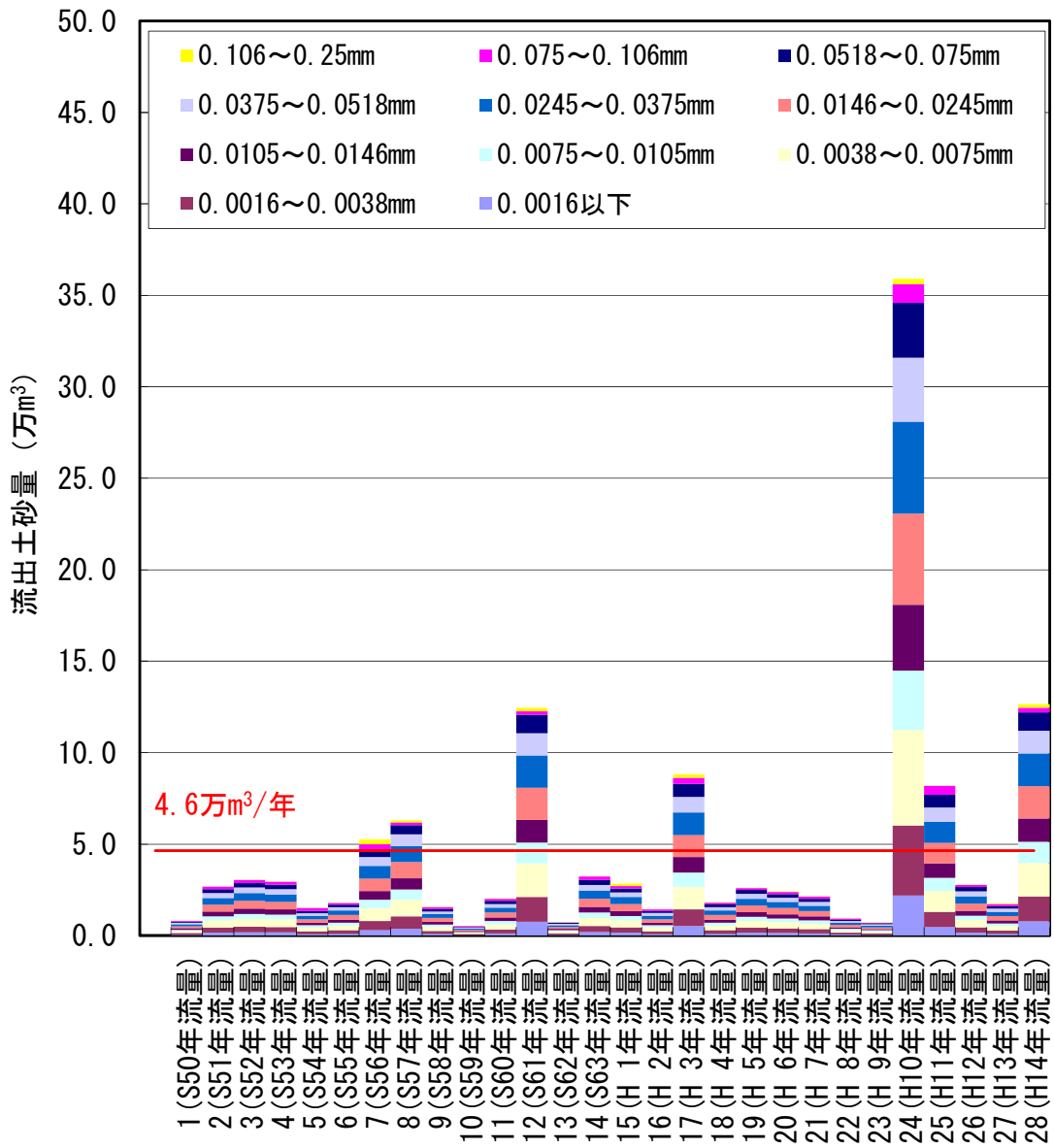


图 3.2.4(5)-2 流出浮遊砂量 河口部 1.0 km 地点 (予測計算値)

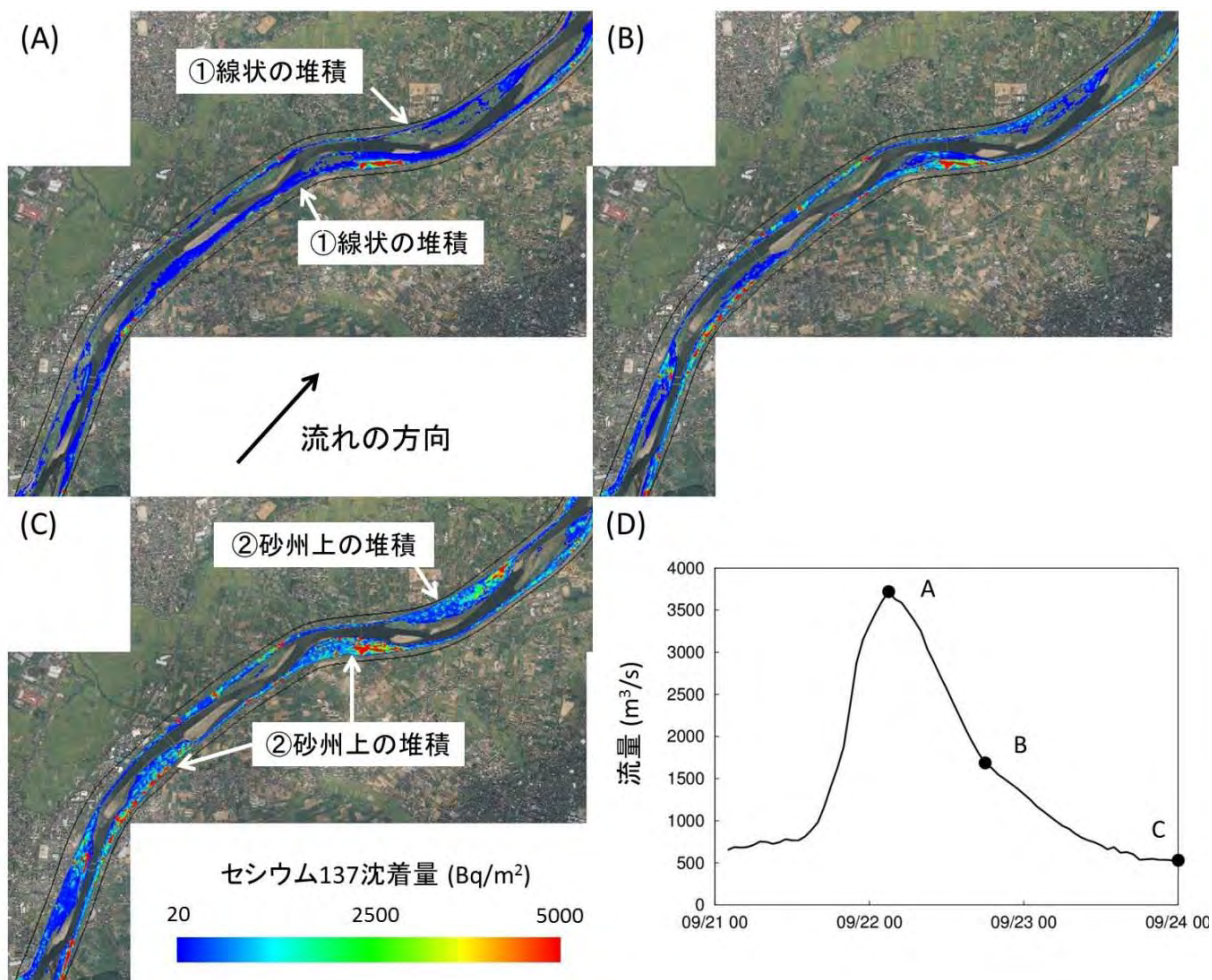


図 3.2.4(5)-3 (A)、(B)、(C)放射性セシウム沈着量の時間変化と(D)阿武隈川本川に与える河川流量の時間変化((A)、(B)、(C)は(D)に示す時間位置に対応している。解析期間は、平成 23 年 9 月 21 日午前 2 時から同 24 日午前 0 時である。(平成 25 年 1 月 31 日時点の評価))

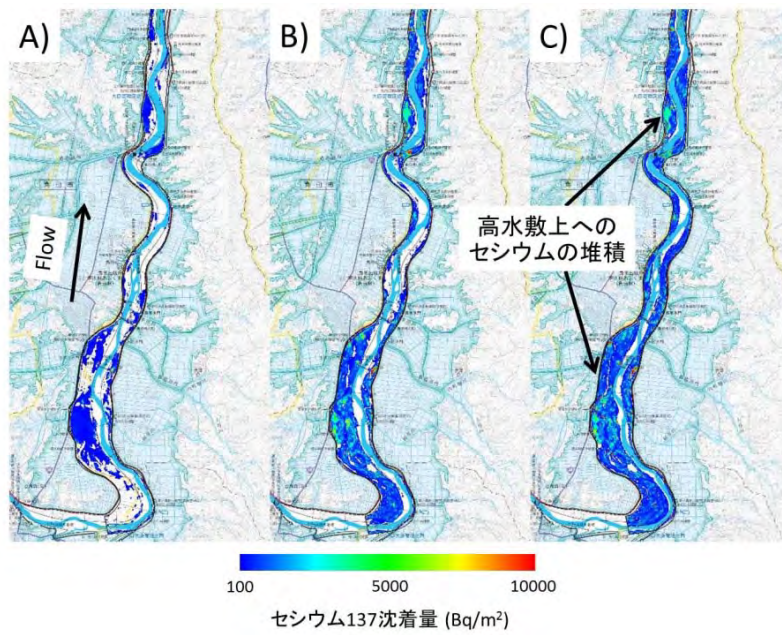


図 3.2.4(5)-4 宮城県側阿武隈川解析区間の上流側の放射性セシウム沈着量の時間変化
 ((A)、(B)、(C)は、図 3.2.4(5)-3(D)に示す時間位置に対応している。解析期間は、
 平成 23 年 9 月 21 日午前 2 時から同 24 日午前 0 時である。(平成 25 年 3 月 14 日時点の評価))

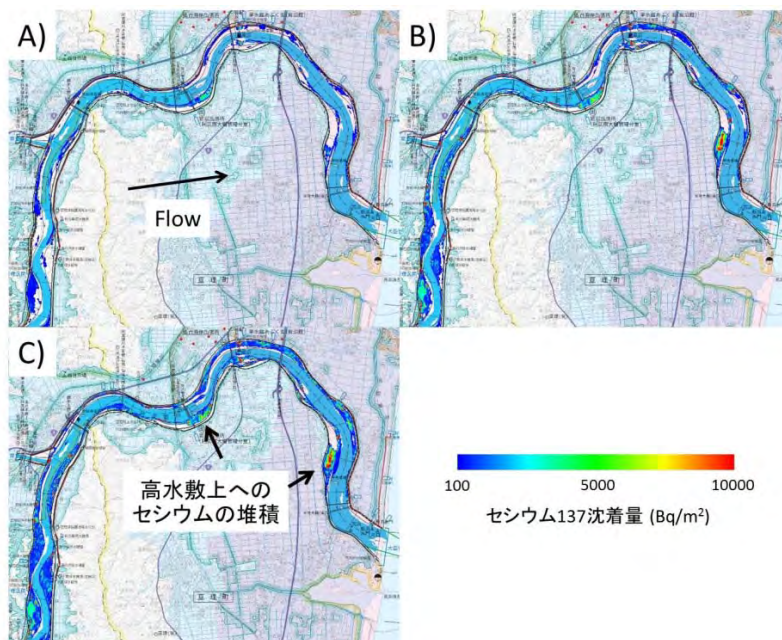


図 3.2.4(5)-5 宮城県側阿武隈川解析区間の下流側の放射性セシウム沈着量の時間変化
 ((A)、(B)、(C)は、図 3.2.4(5)-3(D)に示す時間位置に対応している。解析期間は、
 平成 23 年 9 月 21 日午前 2 時から同 24 日午前 0 時である。(平成 25 年 3 月 14 日時点の評価))

3.2.5 放射性セシウムの移行モデルのまとめ

恩田 裕一（筑波大学）

福島第一原発周辺の自然環境中における放射性物質の移行メカニズムの解明に向け、川俣町山木屋地区、浪江町、本宮市、福島市、郡山市をモデル地域として、自然環境中に蓄積した放射性物質の森林内及び系外への移行、土壌侵食による移行、土中での分布と下方移動、地下水への移行、河川への移行、河川から河口への移行の全体的な状況について詳細に調査を実施してきた。これらの結果を基に、様々な環境中における放射性物質の動態把握をすることで、土地利用に応じた「放射性物質の分布型移行モデル」の開発を行った。

平成24年度、平成25年度のモデル開発スケジュールを図3.2.5-1に示す。平成24年度のモデル開発においては、モデルの枠組みの設定及びモニタリングデータによる検証方法の確立を行うことができた。具体的には①放射性物質流出モデルにおいては、土壌侵食区画を用いた土壌侵食量及び放射性物質移行量の測定結果に基づいて、各土地利用における土壌侵食量と放射性物質の移行量の関係の把握を行った。②分布型USLEモデルにおいては、福島第一原発から80km圏内におけるグリッドごとのUSLE式に基づく土壌侵食量及び放射性物質移行量を計算することができた。③河川を通じた放射性物質移行モデル（WEPモデル）においては、口太川流域を対象にモデル計算値と実測データの比較を行うことができた。④河川から海洋への流出放射性物質の再現のための一次元モデル、河道中の堆積位置を予測するための二次元モデルを構築することができた。

今後は、これらのモデル開発を基盤として、モデル相互の比較及びモニタリングデータを本格的にパラメータとして入力することによって、モデルの骨格を完成させる予定である。それぞれのモデル出力結果の解析及びモニタリング結果との比較検討により、真に必要なモニタリングを選択したうえで継続することにより、モデルの精度を向上させ、今後30年の放射性物質の移行を予測するためのモデルの高度化がはかれることを期待される。

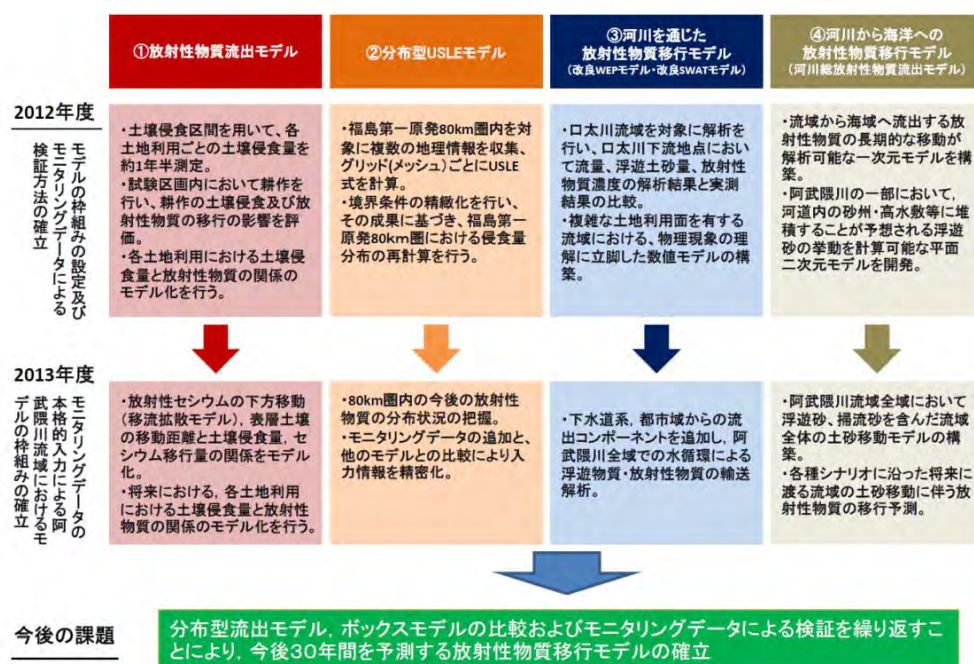


図 3.2.5-1 モデル開発スケジュール