

河川水系における放射性セシウム移行モデルの検証

清水 康行（北海道大学）

恩田 裕一、谷口 圭輔、脇山 義史、中村 典子（筑波大学）

難波 謙二（福島大学）

高橋 嘉夫、栗原 雄一（東京大学）

1. 調査目的

河川は陸域から海域にわたる物質移動の経路として重要であり、事故後の現地調査により、河川内の環境は長期にわたって土砂に付着した放射性物質の輸送や堆積といった移行の影響を受けることがわかっている。すなわち、陸域から河川へ流入する放射性セシウムは、土砂の堆積により一部河川に取り残され、残りが海域へ到達すると考えられる。このような土砂移動により生じる河川内の放射性セシウムの移行を把握することは、海域への放射性セシウム輸送量の試算や、将来的に放射性物質の付着した土砂の堆積に起因する河川での空間線量率がどのように変化する可能性があるのかを議論する際に重要となる。

平成 25 年度までの調査では、このような議論に資するために、1) 河川流域から長期的に海域へ流出するセシウム 137 量と平均的な河川への堆積量を解析する一次元モデル、2) 洪水時における河川へのセシウム 137 の堆積を計算する二次元モデルを開発し、河川における放射性セシウムの移行状況を検討してきた。まず、長期的な土砂移動を再現できる一次元モデルをもとに、土砂に付着したセシウム 137 の長期的な河川への堆積量と海域への流出量を試算した。また、洪水時のセシウム 137 の挙動を二次元モデルにより解析し、1) 洪水時に水位が上昇した際、高水敷への微細粒子の堆積とともにセシウム 137 が堆積し、セシウム 137 存在量が増大すること、2) 洪水の繰り返しにより、セシウム 137 がさらに堆積し、存在量が増大する可能性があることを示した。

しかしながら、現在までの現地調査により明らかになってきた事実や蓄積されたデータに対して、両モデルの検討には不十分な点があった。昨年度までの一次元モデルでは、各支川に流入する浮遊砂のセシウム 137 濃度の時間変化に、福島県内の河川流域全体を対象として求められた浮遊砂のセシウム 137 濃度減衰曲線を用いたが、流入浮遊砂のセシウム濃度は河川ごとに異なることが明らかとなってきた¹。また、実測されてきたセシウム 137 移行量に基づく検証が十分に行われていなかった。二次元モデルについては、無人ヘリにより測定した河川内の空間線量率² との比較によりモデルを検証した。しかし、無人ヘリの観測データは、1) 事故直後の初期沈着による存在量とその後の放射性セシウムの移行による存在量から影響を受けるため、洪水時の土砂移動によって堆積した正味のセシウム量が求められない、2) 空中からの測定のため、セシウムの土中の堆積状況が推定できない、3) 平面的な測定精度は 100 m 程度と十分な解像度でない、等の制約から、モデルの検証が困難であっただけでなく、適切なモデルパラメータの設定にも大きな影響があった。

本調査では、これまで明らかになってきた事実、観測データを最大限利用してモデルを精緻化し、検証する。まず現地調査で明らかになってきた各河川に流入する浮遊砂セシウム濃度の減少傾向の地域差と浮遊砂セシウム濃度に対する流量依存性を一次元モデルに反映させ、事故後から継続的に観測されているセシウム 137 流出量と計算で得られるセシウ

¹ 日本原子力研究開発機構, “平成 25 年度東京電力(株)福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の長期的影響把握手法の確立事業,” 成果報告書, (平成 26 年 3 月).

² 文部科学省 第 3 次分布状況等調査(平成 24 年 7 月～平成 25 年 3 月).

ム 137 流出量を比較することでモデルの検証を行う。さらに、二次元モデルの検証データの取得を目的とし、筑波大学、福島大学、東京大学と合同で河川敷における土壌サンプリングを行い、事故後の土砂移動により生じる放射性セシウムの堆積状況を把握する。この調査から得られる、洪水時に生じた正味のセシウム 137 堆積量と計算結果を比較しモデルを検証したうえで、阿武隈川において将来的に放射性セシウムがどのように移行する可能性があるのかについて議論を行う。

2. 調査内容

(1) 一次元モデルによるセシウム 137 移行解析法

モデルの適用範囲は、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）までの区間とし、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た（図-1a）。平成 24 年度の検討で、この区間の過去の水位、土砂移動量、河床変動量等から土砂移動量の再現性を確認した一次元モデルを用いて、セシウム 137 輸送特性を解析する。図-1 (b)、(c)に河床変動に伴うセシウム輸送解析の概念図を示す。計算には、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た³。

河川に流入する浮遊砂のセシウム 137 濃度は、事故後から減少していることが確認されており、その傾向は二重指数減衰関数を用いてモデル化できる。この浮遊砂のセシウム 137 濃度減衰曲線を一次元モデルに組み込むことで、浮遊砂セシウム 137 濃度の減少過程を反映させる。平成 25 年度の検討では、このセシウム減衰曲線に福島県内の河川流域の全体の傾向をとらえる曲線（図-2 中の曲線 A）を用いたが、後述するように本年度はこの曲線を河川ごとに設定し、また阿武隈川本川については流量が大きいときにセシウム 137 濃度が低下する流量依存性を考慮する。なお、以降の放射性セシウム 137 の濃度や堆積量に関する計算値については、物理減衰を含めた議論になっており、実測値は採取日に、予測値は予測日に減衰補正されたものとなっている。

本計算では浮遊砂のみならず様々な粒径粒子で構成される土砂の移動を計算するため、各粒径土砂のセシウム 137 濃度が必要である。これには、式(1)に示す He and Walling (1996)⁴ により報告されている比表面積とセシウム 137 の関係式を利用する。

$$G = \mu_n S_p^{\nu_n} \quad (1)$$

ここに、 G : 土砂セシウム 137 濃度 (Bq/kg)、 S_p (m^2/kg) : 浮遊砂の比表面積、 μ_n : セシウム 137 濃度を規定する係数 ($\text{Bq}/(\text{m}^{2\nu_n}\text{kg}^{1-\nu_n})$)、 ν_n : べき乗定数で阿武隈川においては 0.65 程度の値をとる⁵。式(1)の左辺に図-2 から求められるセシウム 137 濃度を、右辺 S_p に平成 23 年の浮遊砂量観測による流域毎の代表粒径（中央粒径 d_{50} ）から求まる比表面積を代入してセシウム 137 濃度の時間変化を考慮した各流域における μ_n を求める。この係数を用いて、式(1)が各粒径階層 k に対しても近似的に成立すると仮定し、次の式(2)を用いて各河川別に粒径ごとのセシウム 137 濃度の時間変化を考慮した。

³ 国土交通省東北地方整備局, 阿武隈川流砂系調査検討業務 (巻末資料), pp.12-67, 2012.

⁴ He, Q., Walling, D. E., Interpreting particle size effects in the adsorption of ¹³⁷Cs and unsupported ²¹⁰Pb by mineral soils and sediments, Journal of Environmental Radioactivity Vol. 30, pp. 117-137, 1996.

⁵ 環境省水環境課, 平成 24 年度 水環境中の放射性物質調査方法等検討業務, pp. 89-107, 2012.

$$G_k = \mu_n S_{pk}^{V_n} \quad (2)$$

(2) 平成 25 年度調査時からの一次元モデルの変更点

今年度調査では、阿武隈川からのセシウム 137 流出量の再現精度向上を図るため、平成 24 年度から平成 25 年度にかけて構築した一次元モデルを修正した。主な変更点は、浮遊砂のセシウム 137 濃度減衰曲線の変更とモデル上流端（信夫ダム直下）における流量 Q と流入土砂量 Q_s の関係式である Q - Q_s 式の変更の 2 点である。

1) 浮遊砂セシウム 137 濃度減衰曲線の変更

浮遊砂セシウム 137 濃度減衰曲線の変更については上述したとおり、河川ごとに求められた減衰曲線を用いる。阿武隈川本川については、流域全体の傾向をとらえる曲線（図-2(A)）から、阿武隈川本川の傾向をとらえる次式に変更する（図-2(B)）。

$$C(t) = (2.55e^{-4.88t} + 0.149e^{-0.694t}) C_{S_{inventory}} \quad (3)$$

ここで、 $C(t)$ (Bq/kg) : 浮遊砂のセシウム 137 濃度、 t (年) : 事故からの経過年数、 $C_{S_{inventory}}$ (Bq/m²) : 第三次航空機モニタリングによる流域平均セシウム 137 存在量である。さらに阿武隈川本川においては、これまでの継続観測から土砂セシウム濃度の流量依存性が明らかになっているため、図-3(a)の時間と流量に依存する減衰曲線を算定した。このような流量依存性を考慮することで、阿武隈川本川の流入浮遊砂セシウム 137 濃度は最終的に次式で計算される。

$$C_s(t, Q) = 2.75 \times 10^5 e^{-0.505t} e^{-0.00145Q} \quad (4)$$

ここで、 $C_s(t, Q)$ (Bq/kg) : 流量依存性を考慮したセシウム 137 濃度、 $Q(t)$ (m³/s) : 黒岩地点での実測河川流量である。また、支川へ流入する浮遊砂のセシウム 137 濃度については、阿武隈川より東側に位置する支川と西側に位置する支川で、以下のような二重指数関数が求められている⁶。

$$\text{阿武隈川より西側の河川} \quad C(t) = (1.02e^{-4.58t} + 0.141e^{-0.441t}) C_{S_{inventory}} \quad (5)$$

$$\text{阿武隈川より東側の河川} \quad C(t) = (0.202e^{-4.96t} + 0.0507e^{-0.410t}) C_{S_{inventory}} \quad (6)$$

阿武隈川より西側に位置する荒川、摺上川、松川には式(5)を、東側に位置する広瀬川には式(6)を用いることで、セシウム 137 移行量に対するセシウム流出状況の地域差の影響を考慮した。なお、各河川における浮遊砂のセシウム 137 濃度減衰傾向の違いは図-2に示す通りである。

⁶ 本報告書（“平成 26 年度放射性物質測定調査委託費（東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の分布データの集約及び移行モデルの開発）事業” 成果報告書）の「河川水系における放射性セシウムの移行状況調査」を参照のこと。

2) モデル上流端の流入土砂量の変更（モデル上流端の Q-Qs 式の変更）

平成 25 年度の Q-Qs 式は上流端の供給土砂量算定式を平成 23 年 9 月の出水時に行われた浮遊砂量調査結果から作成していたため、図-3 (b) に示すように平常時の供給土砂量を過小評価する傾向にあった。今年度の調査においては、平常時を含めたセシウム 137 流出量の再現性向上を図るため、黒岩地点における平成 24 年 10 月から平成 25 年 11 月の平常時を含む Q-SS 濃度観測値を基に Q-Qs 式を作成した⁷。今回設定した Q-Qs 式は大流量時の傾向だけでなく、全体の傾向を示す式となっており、その妥当性は、洪水時を含む事故後約 3 年間のセシウム 137 流出量の計算値を観測値と比較することで検証した。

(3) 二次元モデル検証データ取得のための合同調査

調査地点は、宮城県角田市内の阿武隈川左岸側の河川敷（河口から 25.6 km 付近）とした。本地点は、平成 25 年度報告書の二次元モデルの計算により、繰り返し洪水による放射性セシウム堆積域と予測されている上、上下 2 段に分かれた高水敷を持っているため、繰り返し洪水の履歴が残る可能性が高い。繰り返し洪水の影響の有無を調べるため、16 のサンプリング地点を上下 2 段の高水敷に跨るよう格子状に配置した（図-4 (a)）。

繰り返し洪水の影響を評価するため、調査地点内にあるパークゴルフ場の管理者に洪水時の浸水状況聞き取り調査を行うとともに、洪水出水時の水位上昇に水面勾配の効果を加えたシミュレーションを行い、平成 23 年度 9 月出水、平成 24 年以後の出水の際の浸水分布マップを作成した。さらに、長期的な観測データがある笠松地点（国土交通省の水位観測地点）の水位変化（図-5 (a)）との対応付けることにより、調査地点の過去の水位変化を推定し、上段の高水敷への浸水が予想される 5 回の出水と、下段の地点のみが浸水したと見られる 5 回の出水の計 10 回の出水について、各回の浸水範囲を地図上に描画した。それらを重ね合わせることで、平成 23 年 9 月から調査実施日までの、各サンプリング地点の浸水回数を推定した（図-5 (b)）。

調査日程は平成 26 年 9 月 23-24 日で、以下に示すように空間線量測定及び土壌サンプリングを実施した。

(a) 空間線量率測定

土壌サンプリング開始直前に NaI シンチレーションサーベイメーターにより地面から 1 m の高さにおける空間線量率を計測した。1 地点 4 回の測定を行い、その平均値を測定結果とした。

(b) 土壌コア採取

筒状のコアサンプラーを土層に挿し込み、不攪乱の土壌試料を採取した。小型（直径 5 cm）と大型（直径約 30 cm）の 2 種類のサンプラーを用い、地表から深度 20-50 cm までの土壌を採取した。採取した土壌試料は、厚さ 1-5 cm 間隔で分割し、深度別の放射性セシウム濃度を分析した。

(c) スクレーパープレートによる土壌採取

スクレーパープレートは、15×30 cm の長方形の範囲の土壌を、地表面から順にはぎ取って採取する土壌採取器具である。0~5 cm 深は 0.5 cm 間隔で、5~10 cm 深では 1 cm 間隔で、10 cm より以深では 5 cm 間隔で土壌試料の採取を行った。

⁷ 国土交通省東北地方整備局, 阿武隈川流砂系調査検討業務（巻末資料）, pp. 12-67, 2012.

(d) 放射性セシウム濃度等の解析

土壌コア・スクレーパープレート試料とともに、試料を乾燥させた後、礫・粗大有機物（植物根など）を取り除き、2 mm 篩でふるった後の試料をゲルマニウム半導体検出器にかけ、セシウム 134 とセシウム 137 の濃度 (Bq/kg) を測定した。各深度の放射性セシウム濃度に試料の乾燥重量を乗じ、採取面積で除することで単位面積当たりの沈着量を得た。これを同一地点の全ての深さについて積算することで、その観測点における放射性セシウム沈着量（インベントリー）を算出した。

(4) 合同調査結果との比較による二次元モデルの検証

二次元モデルの検証計算における対象範囲は、合同調査地点含む図-4 (b) の領域に設定した。計算モデルは、平成 25 年度に開発した平面二次元モデルを用いたセシウム 137 輸送モデルを用いる。計算の概念について図-6 に示す。モデルでは、計算された流速、水深などから土砂移動を計算し、この土砂移動量に応じたセシウム 137 濃度変化を土中の層ごとに求め、河川内に堆積するセシウム 137 量を計算する。このモデルに対して、現地調査において明らかとなった実態に基づく条件を可能な限り与えることでモデルを最適化し、昨年度モデルの改善を図る。

計算に必要な情報は、1) 河川地形、2) 流量、3) 浮遊砂濃度、4) 浮遊砂のセシウム 137 濃度、5) 粗度係数、6) 土砂の堆積層厚である。河川地形については、平成 23 年、震災後に測定された 1 m の空間精度の LiDAR DEM データより作成した⁸。流量については、計算上流端の近傍の流量観測点である丸森における観測値を与える⁹。調査地点の高水敷まで達したと考えられる洪水は、図-5 に示すように事故後から調査日までに 5 回あるため、この 5 回の洪水を計算対象とする。このうち平成 23 年 9 月 22 日の洪水は、流量観測が開始されて以来最大近い規模である。上流端の浮遊砂濃度は、流量とのべき乗関係を仮定して丸森地点において導出された次式を用いる¹⁰。

$$SS = 7.79 \times 10^{-8} Q^{1.02} \quad (7)$$

ここに、SS：浮遊砂濃度（体積濃度で、単位は m^3/m^3 ）、 Q ：流量 (m^3/s) である。また、粒径分布については、丸森地点で平成 23 年度 9 月洪水時に測定された分布を六つの粒径階層に分けて与えた⁸。浮遊砂のセシウム 137 濃度については、表-1 に示すように、これまでの調査において丸森で測定された値を設定した¹¹。

対象とする洪水期間が浮遊砂のセシウム 137 測定期間の欠損時期にあたっている場合は、直近もしくは近傍の値とした。粗度係数については、平成 24、25 年度モデルと同様に、昭和 61 年時の洪水水位から逆算した値を用いた¹²。なお、この粗度係数から相対粗度高さを逆算し、土砂移動の計算に用いている。土砂の堆積層厚は、合同調査結果より得られたセシウムの土中深度分布より少なくとも数 cm 程度とする必要があると判断したため、交換層、堆積層とともに、2 cm と設定した。なお、高水敷における土砂堆積は浮遊砂による影響が

⁸ 阿武隈川・名取川危険水位検討業務（国土交通省東北地方整備局仙台河川国道事務所）。

⁹ 水文水資源データベース、(<http://www1.river.go.jp/>)。

¹⁰ 阿武隈川流砂系調査検討業務 報告書、日本工営株式会社、2012。

¹¹ 本報告書（“平成 26 年度放射性物質測定調査委託費（東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の分布データの集約及び移行モデルの開発）事業” 成果報告書）の「河川水系における放射性セシウムの移行状況調査」を参照のこと。

¹² 平成 18 年度 阿武隈川下流河川整備計画検討業務 報告書、(株)建設技術研究所、2007。

大きい¹³ため、計算領域に流入する土砂は浮遊砂のみとした。また、ここでは事故後の洪水によって堆積するセシウム 137 量に注目するため、土砂移動はこの流入浮遊砂のみ計算し、初期河床は浸食しないとした。この時、計算中に堆積した土砂については再度浸食されるものとした。また、現地調査時に得られた土壌サンプルにより計算した平均河床空隙率が 0.75 程度であったため、モデルにおいても同様に設定した。

(5) 阿武隈川下流域への適用

本計算のモデルの適用範囲は、図-4(c)に示す阿武隈川下流域、合同調査地点から亘理大橋までの区間とする。対象とする区間は阿武隈川の中でも勾配が緩いため、勾配が急な上流側の河川から多量に輸送される浮遊砂が堆積しやすい区間であると考えられる。加えて、緩勾配であること、河口付近では海面の影響を受けることから、河道断面は比較的広くとられており、上流域と比較して高水敷が広い。つまり、対象領域は、土砂移動に由来する放射性セシウムが堆積する空間が相対的に広い領域であり、阿武隈川の中でも特に検討を要する地点であると考えられる。

本計算では計算条件、パラメータは検証計算と同一とし、区間を亘理大橋まで拡大した検討を行う。下流端には、亘理大橋地点で測定された実測水位を与えている⁷。上流端の流量については二つのシナリオを考える。まず、検証計算と同じ 5 回の洪水を与えた場合で、この計算により現状の把握と中規模程度の洪水の繰り返しの影響を検討する。さらに将来的な予測という側面から、今後平成 23 年 9 月洪水と同程度の大規模出水があった場合を考え、流量として平成 23 年 9 月 22 日洪水を二回与える。その際の浮遊砂のセシウム 137 濃度は、第一回洪水時は観測値である 10,000 Bq/kg とし、二度目の洪水時は、洪水発生日を平成 27 年 10 月 1 日と仮定し、式(3)を用いてセシウム 137 濃度 823 Bq/kg を与える。

3. 結果と考察

(1) セシウム 137 流出量による一次元モデルの検証

一次元モデルにより阿武隈川を流下するセシウム 137 流出量を算出し、観測値と比較した。計算期間は事故後の平成 23 年 3 月から平成 25 年 12 月までの約 3 年間とした。

まず、十分な観測データが得られている平成 23 年 9 月～平成 24 年 4 月、及び平成 24 年 8 月～平成 25 年 10 月の期間について観測値と計算値を比較する。阿武隈川河口に近い岩沼地点（河口から約 8 km）におけるセシウム 137 総流出量は、観測値 6,410 GBq に対して計算値は 6,360 GBq となり、観測値と概ね一致した。平成 25 年度に検討した流域全体の傾向によるセシウム 137 濃度減衰曲線を使用した場合の計算結果が 2,950 GBq（観測値の 5 割）であるのに比べ、精度向上が見られた。大規模出水のあった平成 23 年 9 月のセシウム 137 流出量についても、観測値 3,410 GBq に対して、計算値 3,650 GBq であり、観測値が良好に再現されている（図-7）。なお、平成 25 年度に行った解析では、平成 23 年 9 月出水時の計算セシウム 137 流出量は 2,540 GBq であり、平成 23 年 9 月の観測値 3,410 GBq に対して過小評価となっていた。阿武隈川本川に流入する浮遊砂量（ $Q-Q_s$ 式）の精査、河川ごとの土砂セシウム濃度減衰傾向及び流量依存性を考慮することで、セシウム 137 流出量の再現性が向上したことがわかる。

(2) 河川敷での土壌採取により得られた二次元モデルの検証データ

図-8 に、NaI シンチレーションサーベイメーターで測定した空間線量率（図-8(a)）と、土

¹³ 藤田光一, John A. Moody, 宇多高明, 藤井政人: ウォッシュロードの堆積による高水敷の形成と川幅縮小, 土木学会論文集, 第 551 号/II-37, pp. 47-62, 1996.

壤コアサンプルの分析によって得た各地点のセシウム 137 沈着量(図-8(b))の値を示した。但し、角田 2-3 地点のみ、スクレーパープレートによる深度 30 cm までの測定結果を用いている。上段・下段の高水敷の間に、帯状に空間線量率とセシウム 137 沈着量が多い地点が存在している。二次元モデルの検証データとするため、第 3 次航空機モニタリングによる沈着量の値(平成 23 年 7 月 2 日時点の値)を、平成 23 年 9 月以降の洪水堆積を受ける前の初期沈着量と仮定し、測定されたセシウム 137 沈着量から差し引くことにより洪水起源のセシウム 137 沈着量を求めた(図-8(c))。また、コア・スクレーパー試料の測定結果を元に、各観測地点における放射性セシウムの鉛直分布を算出した(図-9~10)。

セシウム 137 沈着量と空間線量率の関係を調べてみると、浸水回数 1 回の地点と複数回の浸水を経験した地点との間で異なる傾向が見られた。前者では、両者の間に正の相関がみられ、放射性セシウムの沈着量が多いほど空間線量率が高かった。後者では、放射性セシウムの沈着量が多いのに空間線量率が頭打ちになる事例が見られた(図-11(a))。これは、繰り返し洪水により、より放射性セシウム濃度が低い土砂が上に堆積することによるものと考えられる。この傾向は、図-9 及び図-10 に示した放射性セシウム沈着量の鉛直分布(たとえば角田 3-3・4-4 地点など)からも確認できる。図-11(b)に、土壤中の放射性セシウム(134+137)の分布から推定¹⁴した 1 m 空間線量率と実測値の関係を示す。浸水回数によらず、推定値と実測値の間には高い正の相関が見られていることから、上記の特徴は繰り返し洪水の効果であるといえる。測定地点が河道に近い場合、河川水による遮蔽が影響する可能性があるが、合同調査日の阿武隈川の水位が非常に低く(笠松地点の水位が 8.9 m 程度)、採取地点と水際の距離が離れていたことなどから、河川水による遮蔽の影響は小さいと考えられる。

洪水起源のセシウム 137 沈着量を、浸水回数ごとに分類し、それぞれの特徴を図-11(c)に示す。浸水回数 1 回の地点では、比較的一様に放射性セシウムが堆積していることが分かる。一方、浸水回数 2-5 回の地点では、値のばらつきは増えるものの、浸水 1 回の地点よりも多くの放射性セシウムが堆積しており、繰り返し洪水によるセシウム 137 の堆積が確認できる。浸水回数 5-10 回の地点では、平均値は浸水回数 1 回の地点よりも大きい値を示すものの、沈着量の空間的なばらつきは増した。洪水で運ばれる浮遊砂中の放射性セシウムの濃度は経時的に減少するため、古い堆積物の侵食が少なくその上に新しい堆積物がたまる場合には沈着量が増加するが、繰り返し出水により古い堆積物が侵食される地点では沈着量が減少している可能性がある。堆積が起きやすい場所は、角田 3-3, 2-3 地点付近にある窪地や、平成 24 年度以降の中規模洪水の際に、最大水深時に水際にあたる場所である。

実測値をもとに、16 の観測地点で囲まれた調査区域における洪水起源セシウム 137 沈着量の分布を推定した(図-13(a))。図中のカラーコンターは、各サンプリング地点の沈着量をもとに、浸水回数、地形の起伏の影響を考慮して Natural Neighbor 法により作成した。これをもとに、調査区域内の洪水起源のセシウム 137 沈着量を約 107 kBq/m²、全沈着量を 6.5 GBq と推定した。これら、調査区域内での洪水起源セシウム 137 沈着量の空間分布と増加量の情報を、二次元モデルの検証用データとして提供した。

(3) 河川内のセシウム 137 堆積結果による二次元モデルの検証

図-12 は、対象とした 5 回の洪水がそれぞれ終了した時点の計算されたセシウム 137 存在量(ここでの「存在量」は洪水起因のセシウム 137 存在量をさす。)を示している。また図-13 は、計算と観測から得られたセシウム 137 存在量分布の比較である。これらの比較

¹⁴ Saito, K., Petoussi-Henns, N. (2014) Ambient dose equivalent conversion coefficients for radionuclides exponentially distributed in the ground. Journal of Nuclear Science and Technology, 51(10), 1274-1287.

より、モデルによって局所的にセシウム 137 が堆積する様子がよく再現されていることがわかる。また、合同調査実施範囲における総セシウム 137 堆積量は、観測値が 6.5 GBq であるのに対し、計算値は 9.8 GBq、範囲内の存在量の最大値は観測値 377 kBq/m² に対し計算値 326 kBq/m² であり、十分な精度で河川におけるセシウム 137 堆積量を再現できている。計算モデルは、セシウム 137 堆積域を多少過大評価する傾向にあるが、計算に採用している流砂量推定式の精度が流砂量を桁が合う程度で評価していることを考えると、観測で得られた分布、堆積量は、本数値計算モデルによって概ね再現できたといえる。

(4) 阿武隈川下流域への適用

再現性のある程度確認したモデルを用いて、合同調査地点から亘理大橋までの計算を実施した。まず、検証計算と同様に 5 回の洪水が繰り返し作用した場合の結果を示す。図-14 の各図は、各洪水が作用した後のセシウム 137 存在量である。洪水間の存在量を明確にするために、図-15 で第一洪水後の存在量と第五洪水後の存在量を比較する。図より、全体として存在量が減少傾向だが、二回目の洪水以降も浸水する高水敷の一部、特に図-15(b) の矢印で示す地点でセシウム 137 存在量が上昇していることがわかる。この上昇箇所は、比較的中規模な洪水である二回目以降の洪水における最大水位付近（水際）である。また、第一洪水後から第五洪水後までの存在量の上昇割合は、およそ 50% 以下であった。この高水敷におけるセシウム 137 の堆積量を、本年度行った一次元計算の結果と比較したものを表-2 に示す。表より、1 km あたりのセシウム 137 堆積量は両者で同程度である。二次元モデルのセシウム 137 堆積量は現地調査との比較よりある程度現実を再現していると考えられるため、両者の値が近くなることは一次元モデルにおいても河川におけるセシウム 137 の断面平均的な堆積量を計算可能であることを意味している。すなわち、いずれのモデルにおいても現地の状況を再現できるモデルであることを示すことができた。

(5) 既往最大程度の洪水の繰り返しの影響

次に、平成 23 年 9 月 22 日の洪水と同程度の規模の出水があった場合、過去に堆積したセシウム 137 はどのようになるのかについて検討する。図-16 は、各洪水が作用した後の計算されたセシウム 137 存在量である。また、どの程度増加したかについて比較したものを図-17 に示す。これらの図より、存在量の変化範囲が中規模出水の場合と異なることがわかる。まず、中規模出水の場合では、低水路よりの高水敷（図-15(b) の矢印地点）で存在量が上昇している。この場所は、中規模出水のピーク流量時では水深が小さく流速も遅いため、水位上昇時の土砂再移動が起きづらいが、水位低下時に土砂が堆積するため、存在量が上昇すると考えられる。これは合同調査によって得られている繰り返し洪水の影響と同様な傾向である。この傾向が、大規模出水が繰り返した場合どうなるかをみるために、図-17(b) においても図-15(b) と同じ位置に矢印を示した。図-17(b) からわかるように、中規模出水で存在量が増加した低水路に近い高水敷では、存在量は反対に低下している。このような地点では、大規模出水時には水位の上昇により水深が深くなり、流量ピーク時の流速も速くなる。従って、一度目の洪水時に堆積した土砂が再浮遊し、その後水位低下時に新たな土砂が堆積することで、洪水ごとに土砂の交換が起きると考えられる。一方で、大規模出水の影響のみしか受けない堤防に近い部分では、洪水ピーク時でも土砂を再輸送するだけの流れが生じず、新たに土砂が堆積することで存在量が上昇している。

図-18 に示すように窪地や地形の変化点になっている地点や、低水路に形成される蛇行流の内側のように流速が遅くなる地点においても存在量が上昇している地点が認められる。ただし、図-17(a) に示すように第二洪水による存在量の上昇割合が顕著なのは、第一洪水における存在量が比較的少ない地点であり、存在量の絶対値が著しく上昇したわけではな

い。

土壌採取及び空間線量測定を行った各地点において、モデルにより得られた放射性セシウムの鉛直分布をもとに、1 m 空間線量率を算出した¹¹(図-19)。計算の際には、初期沈着量分の放射性セシウムの鉛直分布をモデル計算結果の下方に付加して計算を実施している。値のばらつきは大きいものの、近似式の傾き(1.00)に注目すると、実際の洪水履歴を反映したシミュレーションの結果は、ほぼ実測値と同程度の値となった。一方、既往最大規模の洪水が繰り返される条件のシミュレーションでは、近似式の傾きが0.65となり、空間線量は概ね低下すると予測される。

4. まとめ

本報告では、平成25年度までに開発してきた一次元、二次元モデルを現地観測データからより精査し、モデルを検証したうえで、河川におけるセシウム137移行過程を検討した。

一次元モデルについては、上流端流入土砂量条件を事故後に観測された流量と浮遊砂量の関係式へ変更するとともに、河川ごとの浮遊砂のセシウム137濃度減衰傾向及び流量が大きい時にセシウム137濃度が低下する流量依存性を考慮した。このモデルを用いて、平成23年3月～平成25年12月の期間について解析を行い、セシウム137流出量の実測値による検証を行った。その結果、計算セシウム137総流出量は、観測期間(平成23年3月～平成25年12月の期間のうち、平成23年9月～平成24年4月、及び平成24年8月～平成25年10月)のセシウム137総流出量を良好に再現可能であり、月毎のセシウム137流出量の変化傾向も概ね再現することができた。

二次元モデルについては、まず現地調査により得られた知見を導入することでモデルを精緻化した。その結果、観測で得られた高水敷におけるセシウム堆積量とその空間分布を概ね再現できた。このように検証されたモデルを阿武隈川下流域に適用した結果、中規模の出水の繰り返しにより、低水路に近い高水敷の一部でセシウム137が堆積するが、大規模出水により浸食されて再輸送される可能性が明らかとなった。また、二次元モデルにより得られた河川1 kmあたりのセシウム堆積量は、一次元モデルで推定された値と同程度であり、一次元モデルでも概ね正しいセシウム堆積量が推定されていることが確認できた。さらに、計算結果より、大規模出水が繰り返される場合には、中規模出水の繰り返しの場合には堆積域となっていた低水路に近い高水敷ではむしろ放射性セシウムの存在量が減少することが示唆された。洪水ごとに前洪水時に堆積した土砂が再輸送され、新たな土砂と置き換わるためとみられる。

表-1 対象洪水ごとの浮遊砂のセシウム 137 濃度
(丸森地点での実測値)

対象洪水	H23/9/22	H24/5/4	H24/6/20	H25/10/16	H26/7/9
浮遊砂の Cs-137 濃度 (Bq/kg)	10,000	2,880	2,880	1,360	2,060

表-2 モデルによる河川への 137 セシウム堆積量の比較

	一次元計算	二次元計算
期間	平成 23 年 3 月から 平成 25 年 12 月	事故後から調査日のうち の 5 回の出水
区間	信夫ダムから河口まで 83 km (1.6km~26.2 km までの 24.6 km の区間)	河口から 1.6 km から 26.2 km までの 24.6 km
総 Cs-137 堆積量 (GBq)	660 (254)	356
1 km あたりの Cs-137 堆積量 (GBq/km)	7.95 (10.3)	14.5

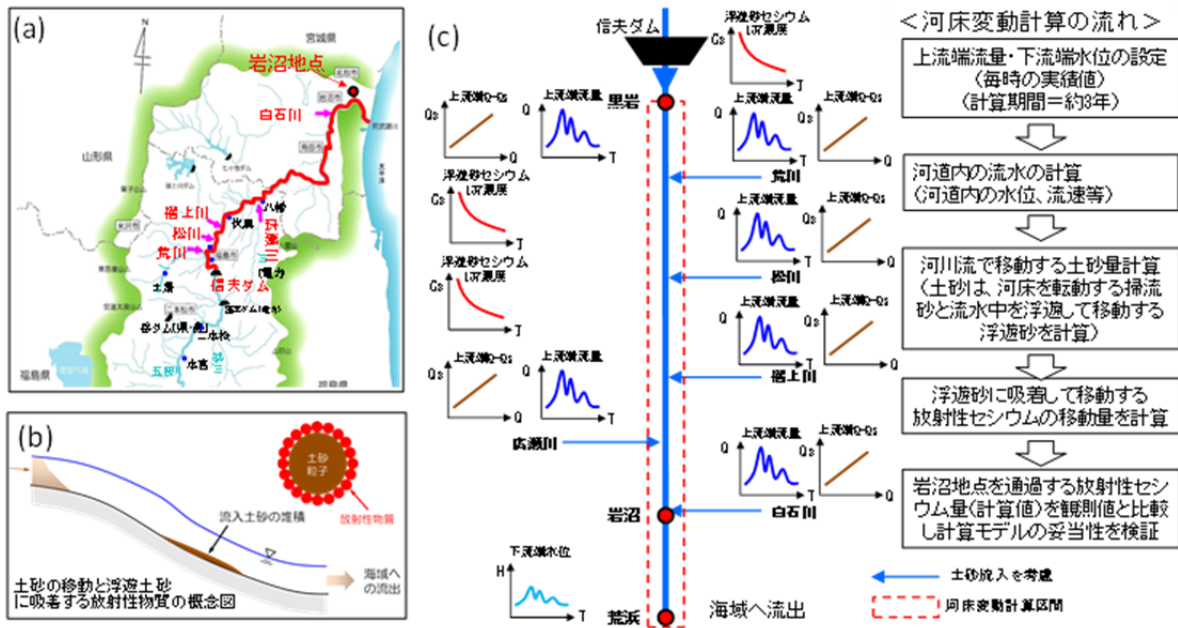


図-1 (a)一次元モデルにおける計算対象河川及び範囲区間。(b)土砂・放射性物質移動の概念図。(c)一次元モデル計算の流れ図。

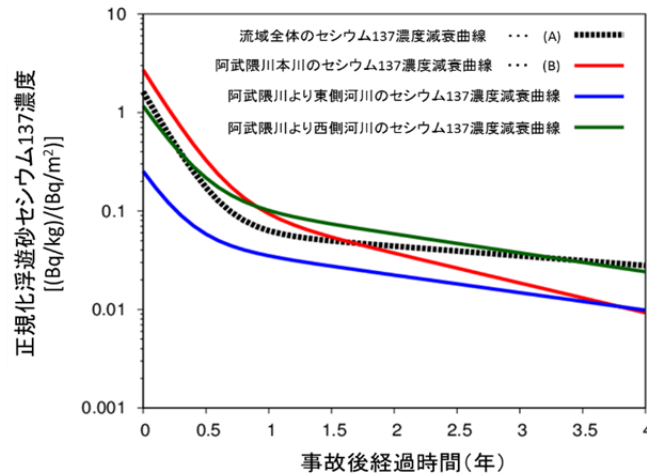


図-2 阿武隈川流域河川の正規化セシウム 137 濃度減衰曲線

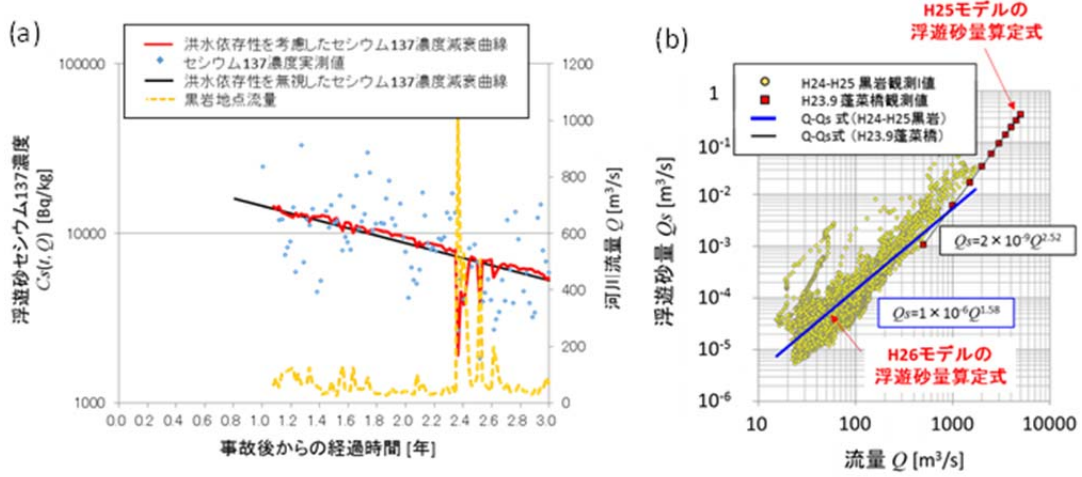


図-3 1次元モデルに用いた、(a)黒岩地点における時間と流量の変化に依存するセシウム137濃度式、(b)上流端浮遊砂量算定式。

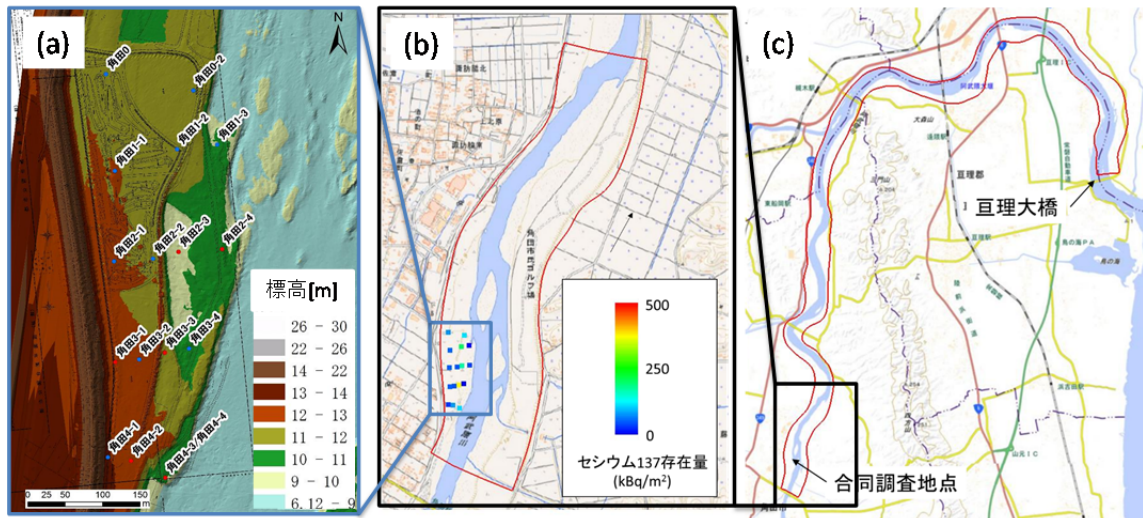


図-4 二次元モデル対象地域

((a) 土壌試料の採取地点。(b) 二次元モデルの検証計算の対象範囲。(c) 阿武隈川下流域全体を対象とした計算範囲)

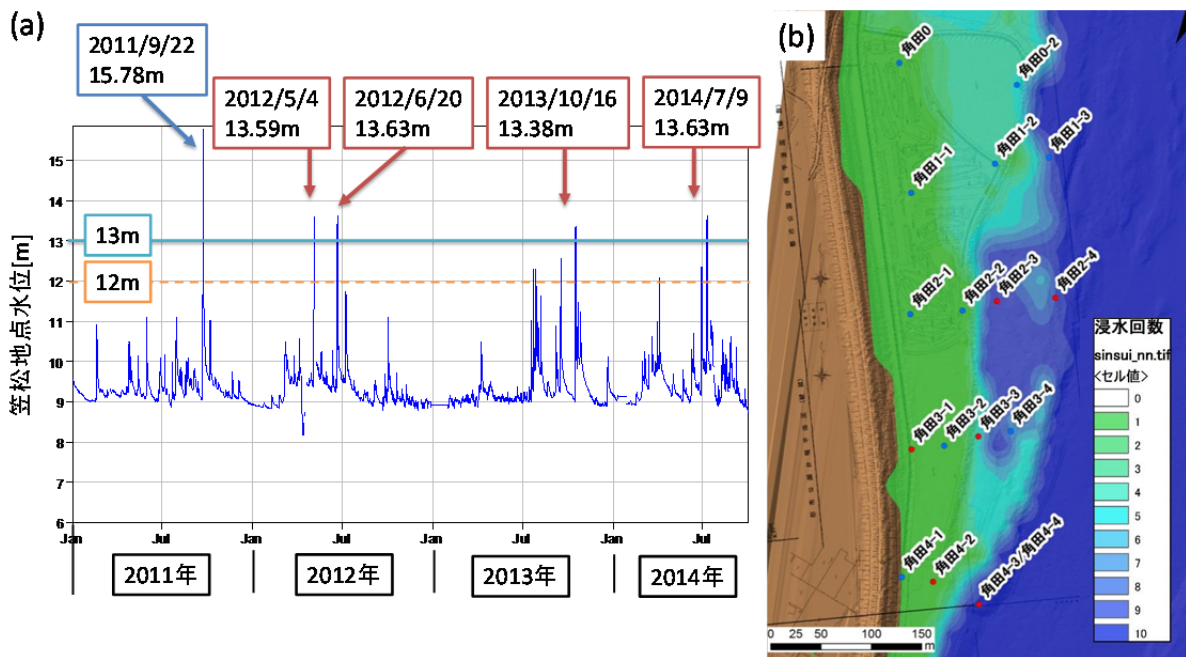


図-5 (a) 笠松地点における水位変化。水位が 13m に達する洪水でサンプリング地点の上段の高水敷に、最大水位が 12m 台の出水では、標高の低い観測点のみが影響を受ける。(b) 聞き取り調査と笠松地点の水位から算出した、合同調査地点の浸水回数。

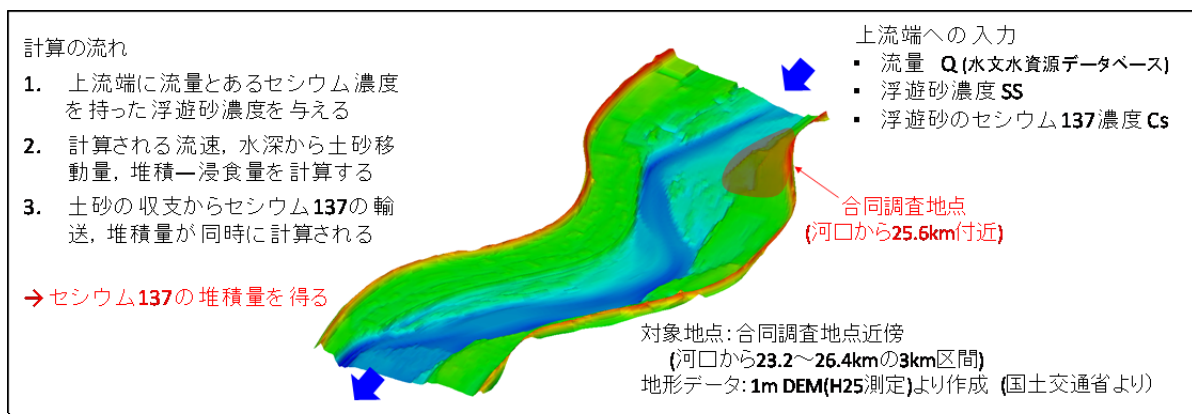


図-6 二次元モデルの土砂輸送・放射性セシウム堆積計算の概念図

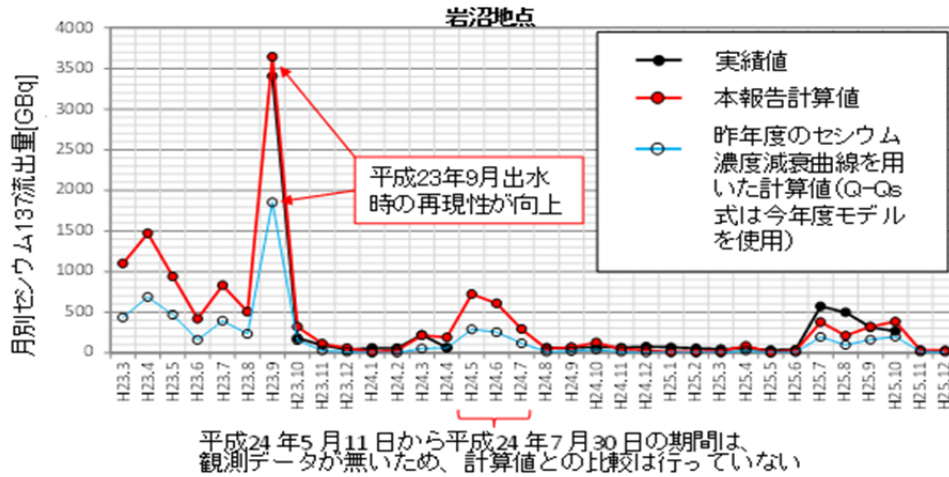


図-7 セシウム 137 流出量の観測値と一次元モデルによる計算値の月別比較

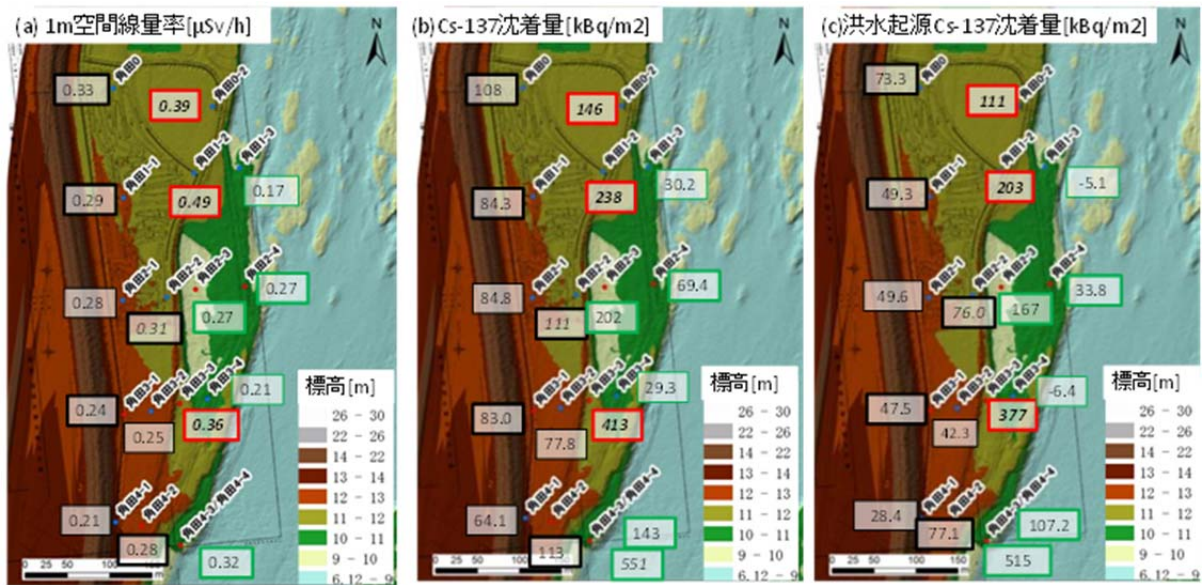


図-8 合同調査の測定結果一覧

(各数値の枠の色は浸水回数 (1回=黒、2-5回=赤、6-10回=緑) を表す。(a)NaI サーベイメーターによる 1 m 空間線量率、 (b)セシウム 137 の沈着量、 (c) 実測の沈着量から第 3 時航空機モニタリングの沈着量を減じて算出した、洪水起源のセシウム 137 沈着量)

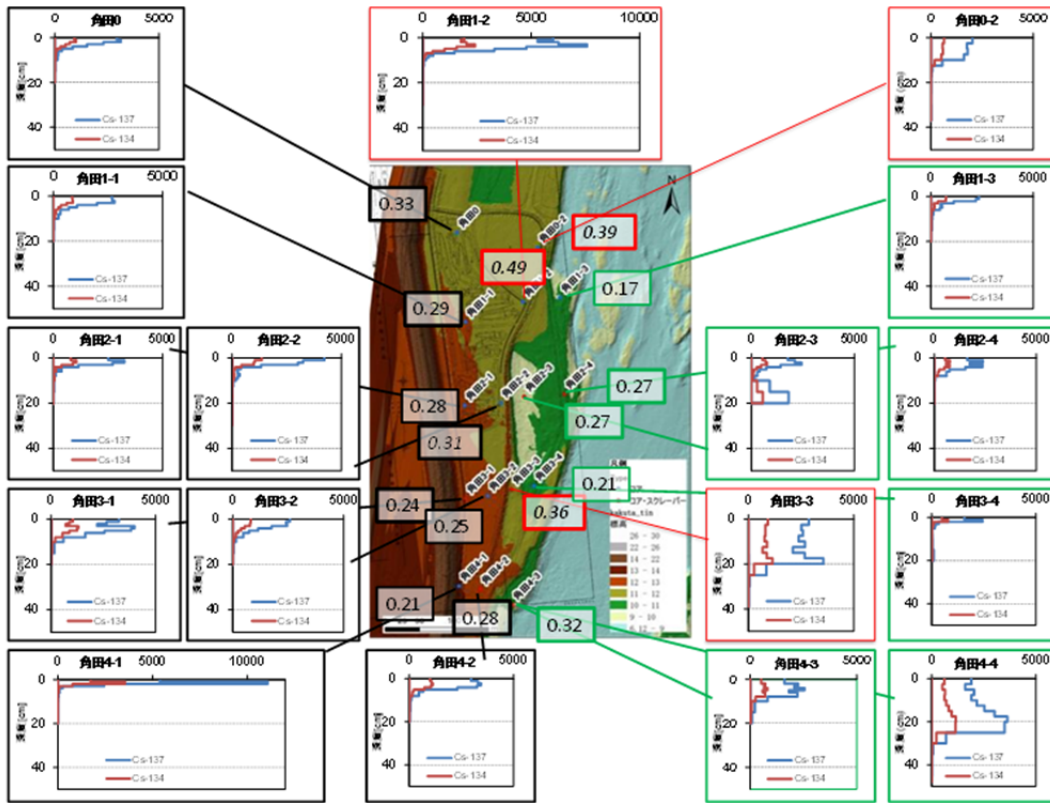


図-9 コア試料の放射性セシウム濃度鉛直分布。横軸が放射性セシウム濃度 (Bq/kg)、縦軸が深度 (cm)。枠の色は浸水回数 (1回=黒、2-5回=赤、6-10回=緑)。枠内の数値は1m空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$)。

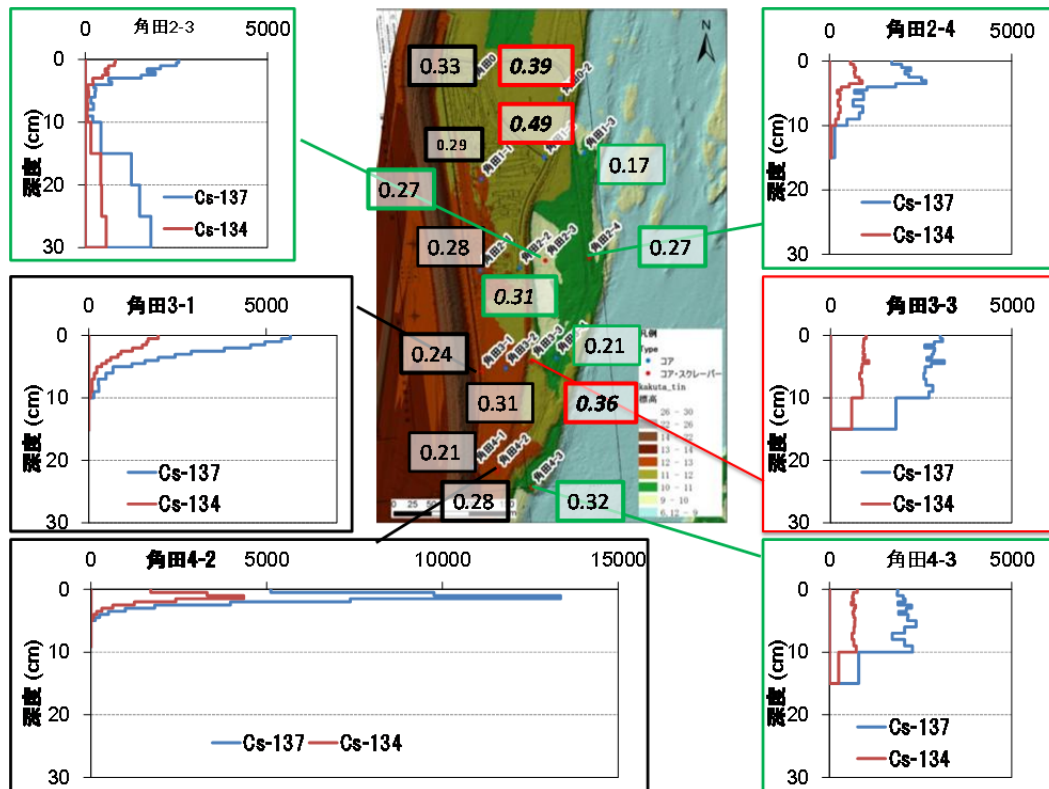


図-10 スクレーパー試料の放射性セシウム濃度鉛直分布。横軸が放射性セシウム濃度 (Bq/kg)、縦軸が実深度 (cm)。枠の色は浸水回数 (1回=黒、2-5回=赤、6-10回=緑)。枠内の数値は1m空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$)。

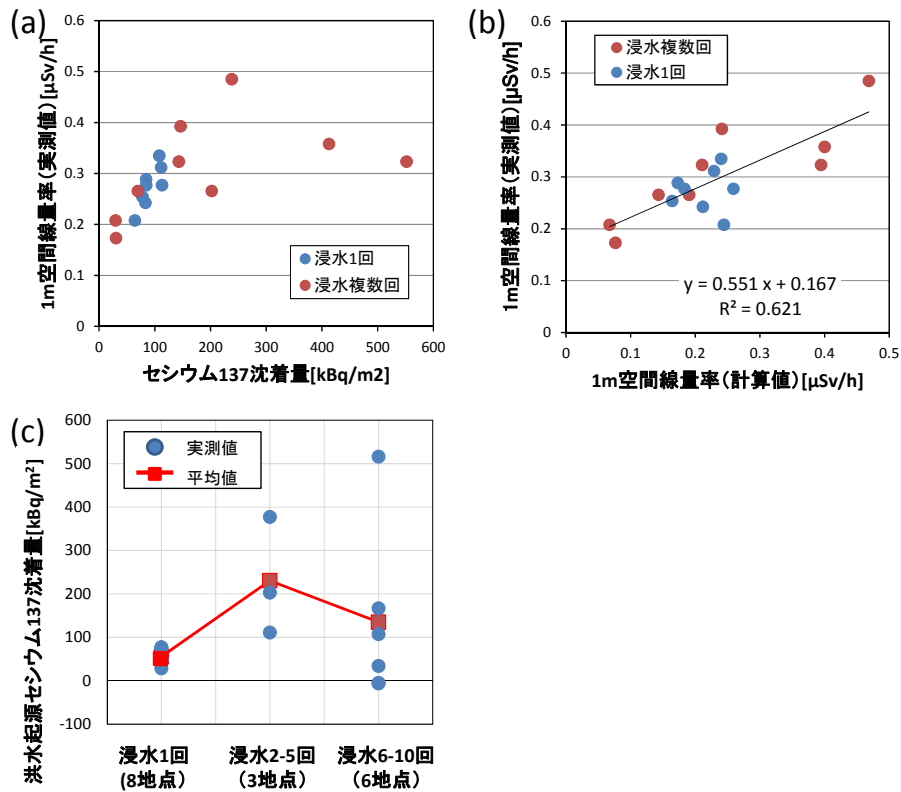


図-11 (a)セシウム 137 沈着量に対する実測の 1 m 空間線量率。複数回浸水した地点で空間線量が頭打ちとなる。(b) 土壌試料中の放射性セシウム (134+137) の鉛直分布から算出した 1 m 空間線量率と実測値。浸水回数によらず、よい相関が見られた。(c) 浸水回数と洪水起源のセシウム 137 沈着量の関係。浸水 1 回の地点に比べ、2-5 回の浸水を経験した地点では洪水起源のセシウム 137 沈着量が高かった。

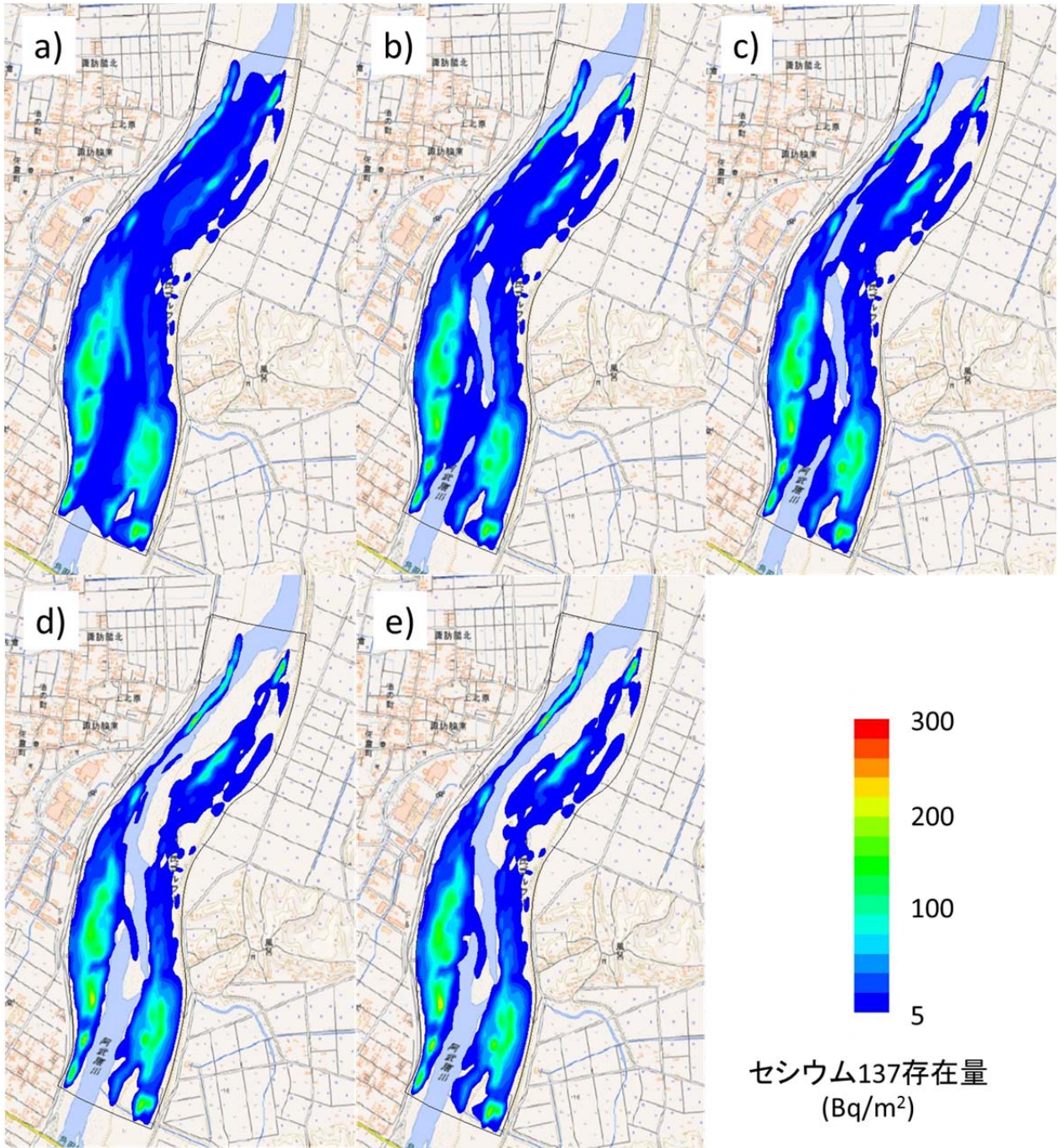


図-12 セシウム 137 存在量計算結果
 (a)～e)はそれぞれ第一から第五洪水後の結果である)

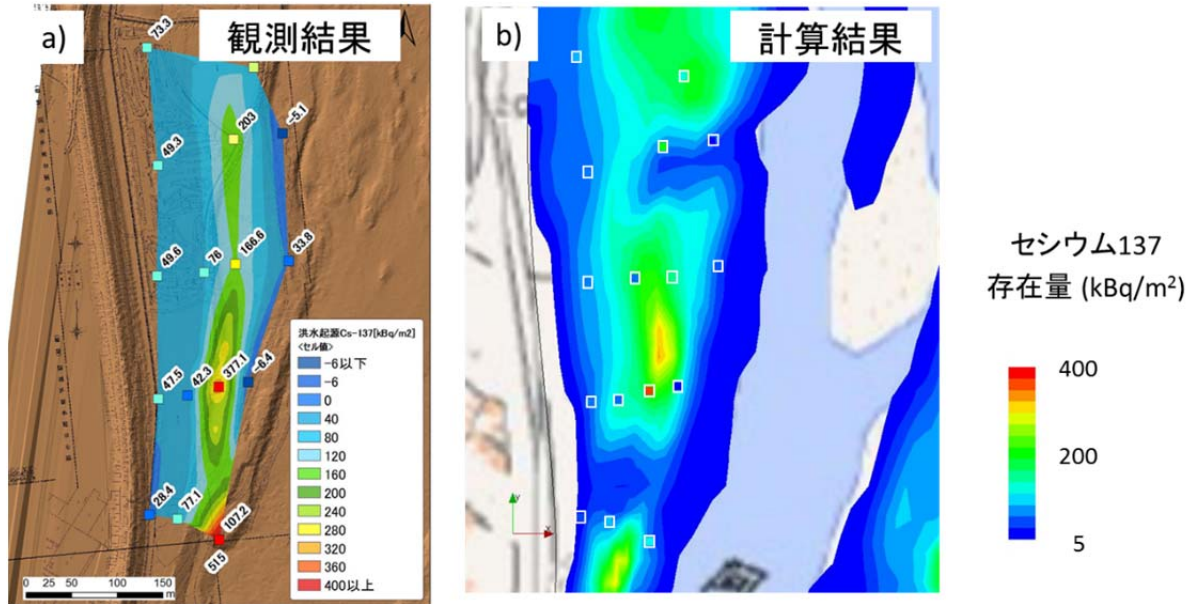


図-13 セシウム 137 存在量の比較
(a) 観測結果、b) 計算結果 (第五洪水終了後))

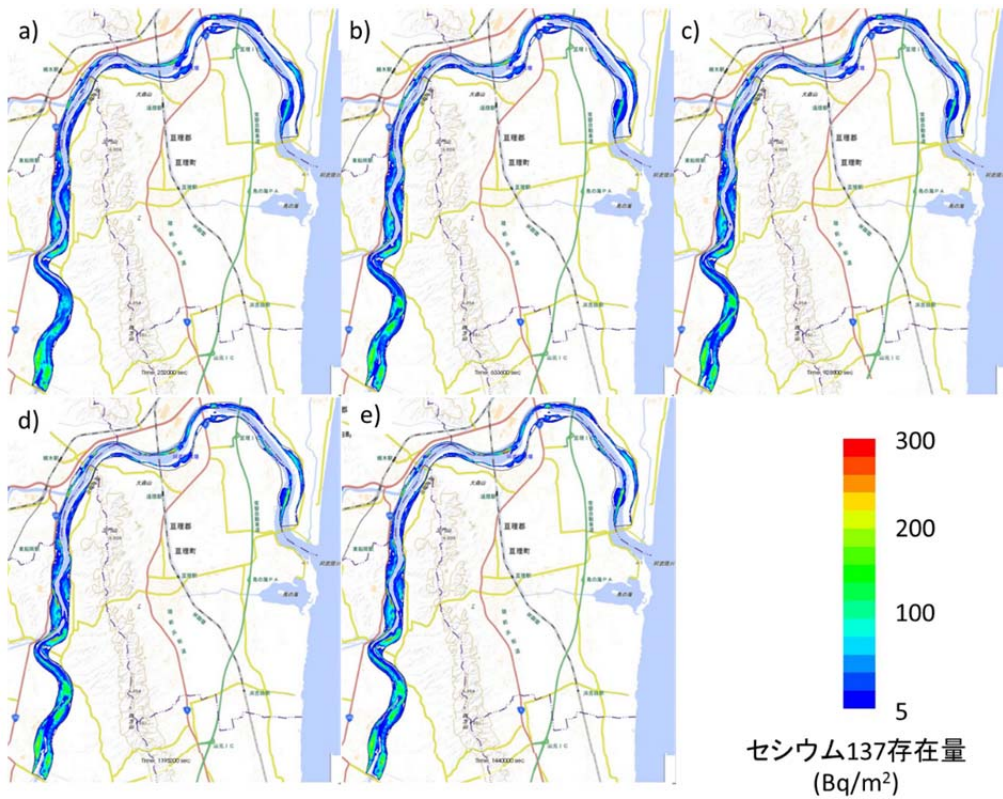


図-14 阿武隈川下流域におけるセシウム 137 堆積結果
(a) ~e) はそれぞれ第一から第五洪水が作用した時点での存在量を意味している)

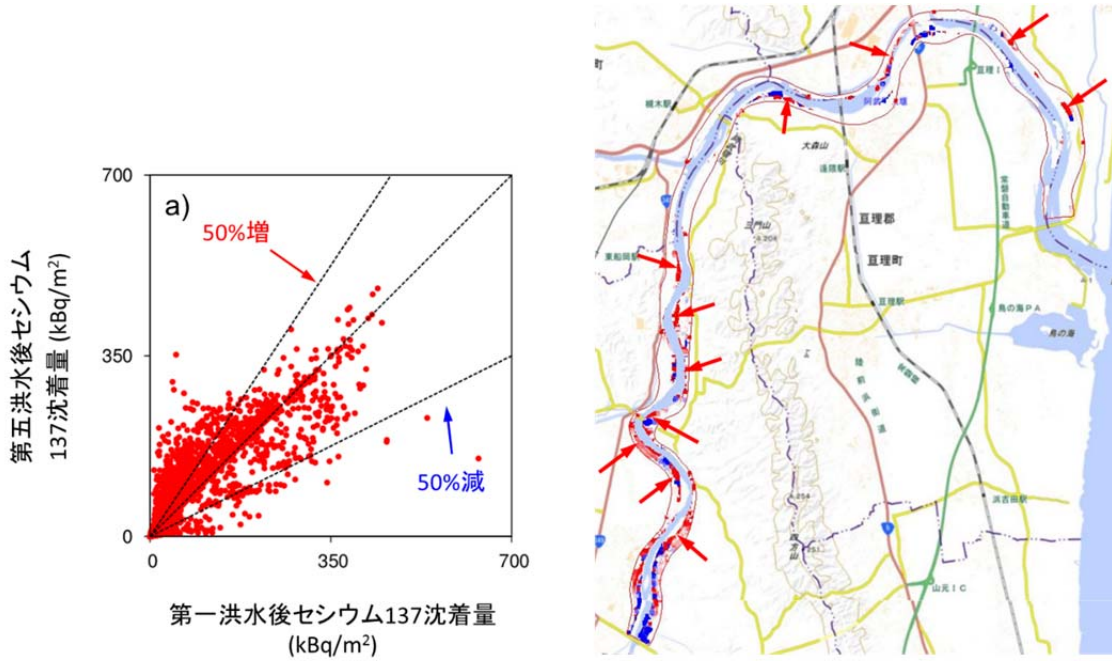


図-15 阿武隈川下流域の計算における、第一、第五洪水後のセシウム 137 存在量の比較 (a)地点ごとの比較、b)その平面分布)

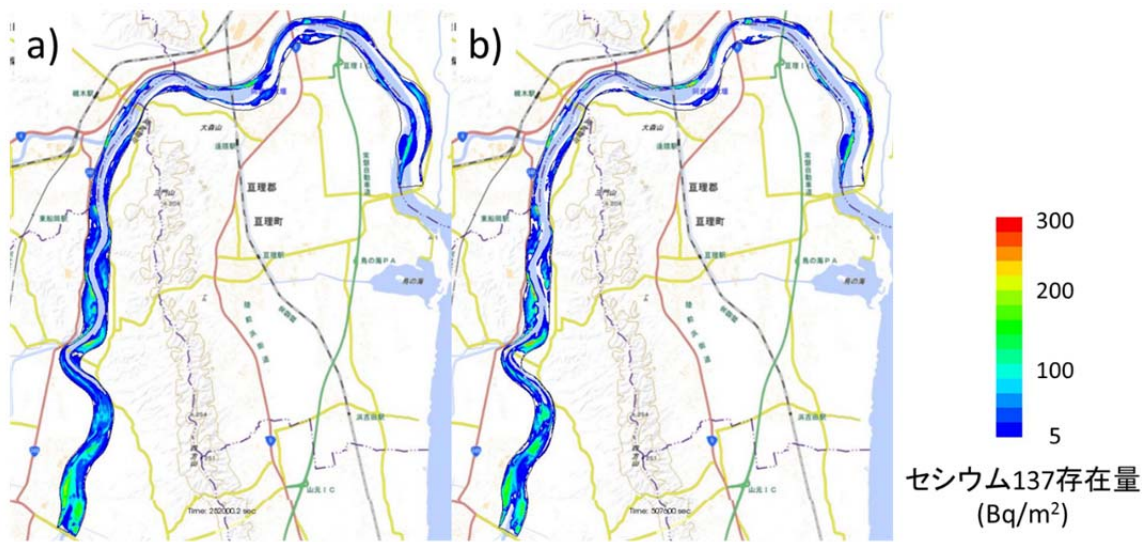


図-16 平成 23 年 9 月洪水規模の出水の繰り返し洪水の影響
 (a)第一洪水 (浮遊砂のセシウム 137 濃度 : 10,000 Bq/kg) 後の存在量、b)第二洪水 (浮遊砂のセシウム 137 濃度 : 823 Bq/kg) 後の存在量)

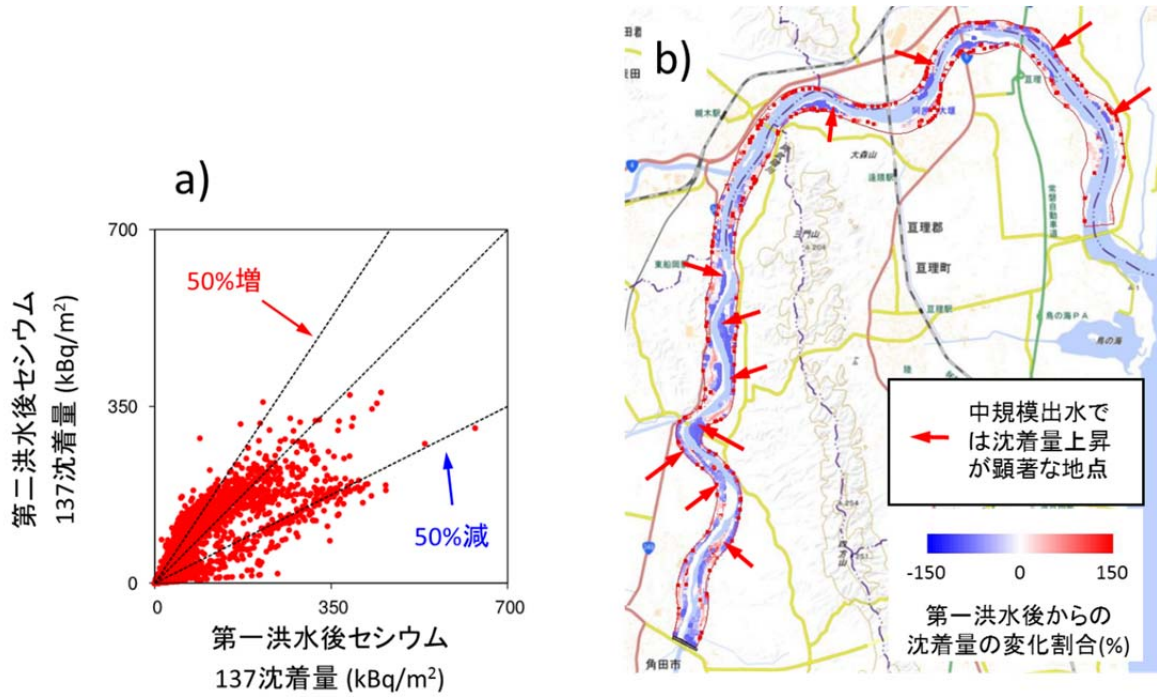


図-17 大規模洪水が繰り返す場合の影響
(第一、第二洪水後のセシウム 137 存在量の比較。a) 地点ごとの比較、b) その平面分布)

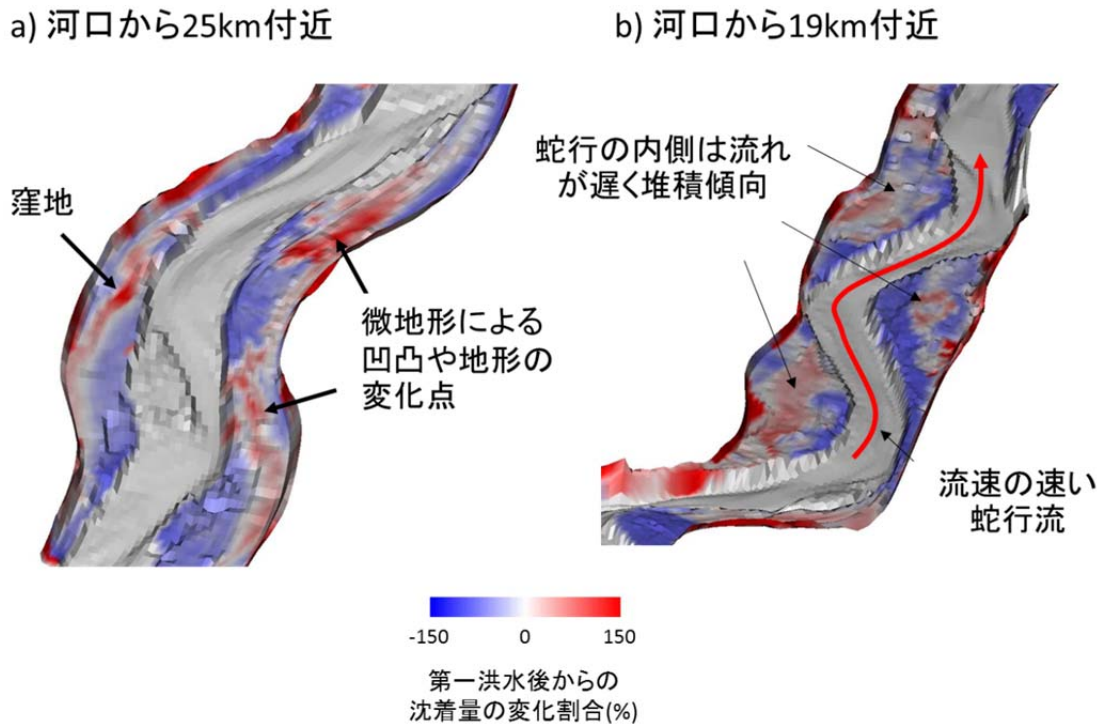


図-18 大規模洪水が繰り返す場合の第一洪水と第二洪水後の存在量の比
(a) 河口から 25 km 付近、b) 河口から 19 km 付近の拡大図)

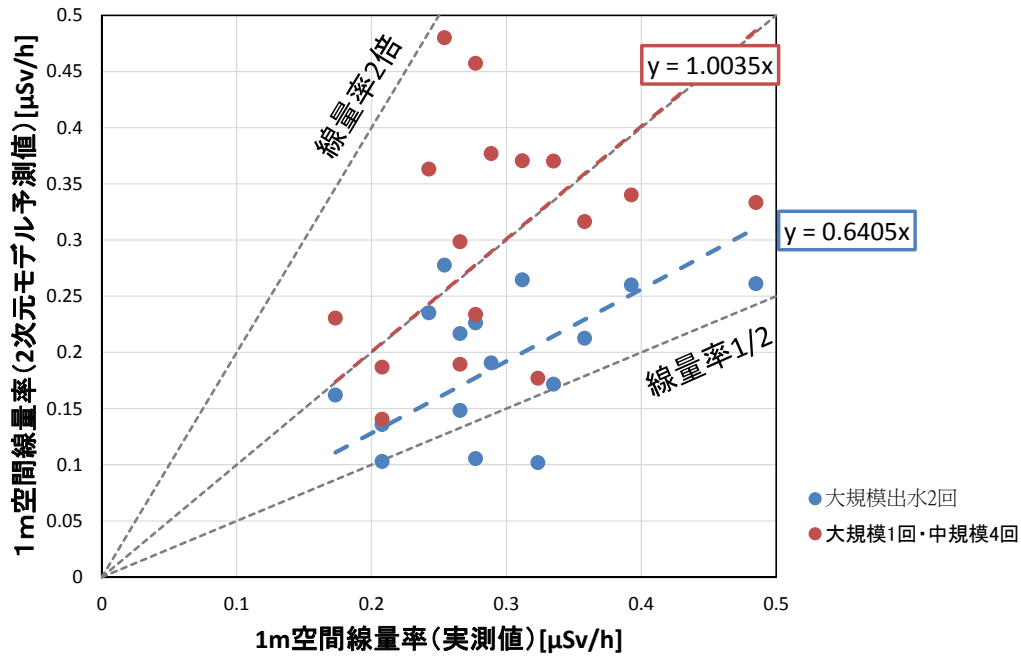


図-19 二次元モデルの計算結果から予測される1 m空間線量率と
合同調査時の実測値との比較

(計算条件として、大規模洪水2回を与えた場合(青丸)の方が、実際の洪水履歴と同じ繰り返し洪水(大規模洪水1回の後、中規模洪水4回)を与えた場合(赤丸)と比べて空間線量率が低くなる傾向を示した)