

マルチクラス懸濁質輸送モデルを用いた福島沿岸域における 河川由来懸濁質および懸濁態放射性核種の海洋分散について*

内 山 雄 介**

A Multi-class Sediment Transport Model for Oceanic Dispersal of River-derived Sediments and Associated Suspended Radionuclides off Fukushima

Yusuke Uchiyama

福島第一原発由来の放射性核種の沿岸域での懸濁質分散とそれに伴う懸濁態¹³⁷Csインベントリの精緻な評価に向けて、JCOPE2-ROMSダウンスケーリングによる3段ネスト高解像度領域懸濁質輸送モデルを開発した。本モデルでは、浅海域の再懸濁過程で重要となる波浪の効果を考慮するとともに、サイズ毎に異なる分散挙動を評価するためにマルチクラス粒子に対応させ、さらに河川由来の懸濁質や海底堆積層から再懸濁して海洋中を再循環する輸送過程を取り込んだ点に大きな特徴がある。水深200 m以深の沖合堆積物中に出現する高濃度の懸濁態¹³⁷Csの起源について評価した結果、予想されていた浅海域からの懸濁物輸送の寄与は小さく、有機物系粒子に吸着した¹³⁷Csが関与する可能性が示唆された。また、水深600 m程度の沖合海域では仙台湾沖をソースとする南向き細粒懸濁質フラックスが等深線に沿うように発達すること、河川からの懸濁質の再循環は水深30 m以浅の浅海域に限定されることなどが明らかとなった。

Fluvial discharge from rivers is viewed as a missing piece for the inventory of radionuclides in the ocean during the accident at the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. The land-derived input introduces a time lag behind the direct release through hydrological processes because these radionuclides mostly attach to suspended particles (sediments) that are transported quite differently to the dissolved matter in the ocean. We, therefore, developed a regional sediment transport model consisting of a multi-class non-cohesive sediment transport module, a wave-enhanced bed boundary layer model, and a two-layer stratigraphy model proposed by Blaas *et al.* (2007) based on ROMS. Misumi *et al.* (2014) estimated suspended ¹³⁷Cs concentration in the seabed using a mathematical model considering static adsorption and desorption of ¹³⁷Cs between seawater and the bed sediments. However, the inferred bed ¹³⁷Cs was substantially underestimated in the offshore area at depth deeper than 200 m. The reason attributed for this discrepancy was nearshore-originated seaward sediment transport, which was omitted in their model. Our model results reveal that although the land-derived or nearshore clay-class sediments reach the deeper area, the time-integrated deposition is only about $2.0 \times 10^{-3} \text{ kg m}^{-2}$, which is considered to be a minor fraction. It is suggested that debris from organic matters and biogenic opal rather than land-derived minerals are a likely cause of the offshore ¹³⁷Cs deposition. We further examine nearshore dispersal patterns and quantify the ¹³⁷Cs inventory in land-derived sediments through rivers.

キーワード：マルチクラス懸濁質輸送, 懸濁態¹³⁷Cs, 海底堆積層, ROMS, 多段ネスティング

1. はじめに

東京電力福島第一原子力発電所（以下、1F）は、2011年3月11日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う津波によって被災し、炉心融解に伴って大量の放射性物質が大気・海洋へと放出された。3月12日以降、海水や淡水を継続的に注入することによって炉心冷却が行われた

が、放射性物質によって汚染された冷却水の一部は1F施設内に溜まり続け、偶発的な漏洩や計画放水によって放射性核種が直接海洋へ放出された。事故直後の数ヶ月間における1Fから海洋へと直接漏洩した溶存態¹³⁷Csの海洋分散過程については、主に数値モデルによる再解析結果から理解が進んでいる。例えば、内山ほか(2013)¹⁾による高解像度（水平解像度約1 km）モデルによると、2011年春季の福島県沖陸棚域における流速変動には海上風と黒潮域に形成される負の中規模渦が関わっていたことが分かっている。すなわち、2011年3月26日から断続的に生じたと考えられる溶存態¹³⁷Csの漏洩開始か

* 2016年7月5日受領, 2016年8月15日受理

** 神戸大学大学院工学研究科市民工学専攻

連絡先: 内山雄介, 神戸大学大学院工学研究科

〒657-8501 兵庫県神戸市灘区六甲台町1-1

E-mail: uchiyama@harbor.kobe-u.ac.jp

ら同年5月下旬までは、海岸から30~90 km 程度沖合の shelf break (水深200~300 m) に沿って SSH (海面高度) の上昇域が北北東方向へ発達しながら停滞することで強い北向きの沿岸ジェットが形成され、それに伴って漏洩直後の ^{137}Cs の大部分は陸棚上に濃度重心を残したまま岸および等深線に沿って北北東方向へと輸送され、仙台湾沖を通過して牡鹿半島北部にまで分散した。この期間における南北方向の沿岸流速は、1週間程度を中心とした周期帯での南北風の変動と極めて高い相関があり、両者のコヒーレンスは岸でピークを有し、沖合約30 km 程度まで指数関数的に徐々に低減することから、強制波動的な性質を持つ陸棚波 (Kubota, 1985²⁾) の影響を強く受けて形成されたものであると推察された。Miyazawa *et al.* (2012)³⁾ も同様の考察を行っている。4月19日には低気圧の接近に伴い強い南向き風が一時的に強化され、 ^{137}Cs の南方向への輸送が強化されやすい状況となった。しかしながら、4月上旬から中旬にかけての期間中には、黒潮域で形成されたのちに切離された高気圧性の暖水渦が約3週間にわたって茨城沖に停滞していた。この中規模渦の時計回り循環流によって茨城県沿岸では北上流が発達し、低気圧に伴う沿岸南下流やそれに伴う ^{137}Cs の南方向輸送が抑制され、北方向へ偏在した分散パターンが維持された。その後、この中規模渦が消滅した5月30日に発達した温帯低気圧が海域を通過し、それに伴って強い南向き風が2日間にわたって連吹した。このとき、沖合で発達していた SSH 上昇域が接岸するとともに、浅海域において強い南向きの沿岸流が形成され、それまで北方向に偏在していた ^{137}Cs は茨城沖へと南方向へ輸送された。茨城沖に到達した ^{137}Cs は犬吠埼近傍で黒潮に捕捉され、黒潮続流によって速やかに北太平洋へと分散した。1F 近傍海域における溶存態 ^{137}Cs の収支解析結果 (例えば、内山ほか, 2012⁴⁾) によると、漏洩直後は北向き ^{137}Cs フラックスが卓越するものの、5月末の低気圧接近を契機として卓越輸送方向が反転して南向き流出 ^{137}Cs フラックスが経時的に増大し、10月末までの累積 ^{137}Cs 流出量に対しては南向き輸送量が最大となることが定量的に示された。2011年6月には北太平洋黒潮続流域において福島起源の放射性核種が観測され始めたことが報告されており (Buesseler *et al.*, 2012⁵⁾)、海洋モデルによる分散解析結果が妥当であることが裏付けられている。

以上のような過程を経て、溶存態 ^{137}Cs は事故から数ヶ月の間に沿岸方向に輸送・分散されたのち、黒潮続流に捕捉されて東方向へ広域的に分散することで、福島沿岸域における濃度は速やかに低下した。一方で、海底堆積層中の ^{137}Cs は比較的高濃度状態を維持していたこと

が事故直後から知られており (MEXT, 2011⁶⁾)、特に沿岸域における長期的な ^{137}Cs インベントリに対して継続的に影響を及ぼし続けていることが予想される。溶存態 ^{137}Cs は細粒懸濁粒子にほぼ不可逆的に強く吸着するという化学的な性質を有しており、堆積物や海水中に泥やシルトなどの細粒分粒子が多く含まれている場合は懸濁態核種濃度が上昇するという特性を持つ (Otosaka and Kobayashi, 2013⁷⁾; Kusakabe *et al.*, 2013⁸⁾; Otosaka and Kato, 2014⁹⁾)。1F の南方に位置するいわき沖約20 km の沿岸域には細粒分が多く含まれた海底堆積層が緯度方向 (北北東方向) に伸びた形で帯状に形成されているが、堆積物中の ^{137}Cs 分布に関する現地調査結果から、この海域を中心として高濃度の懸濁態 ^{137}Cs が残存する領域もまた帯状に分布していることが明らかにされている (例えば、Thornton *et al.*, 2013¹⁰⁾; Ambe *et al.*, 2014¹¹⁾)。これらのことから、事故直後に海底付近を輸送された溶存態 ^{137}Cs が堆積物中の細粒分に選択的に吸着し、高濃度帯状域が形成されたものと推察される。

したがって、海洋環境中での ^{137}Cs のインベントリに対しては、直接漏洩や大気沈着過程を通じて流入する溶存態 ^{137}Cs の寄与だけではなく、海水中の懸濁粒子へ吸着することにより溶存相と懸濁相間を移行する成分、懸濁態として海洋中を輸送されて海底に沈降し、それがさらに再懸濁して再輸送される成分などを総合的に評価することが必要となる。一方で、大気中へ放出されたのちに陸上に沈降して鉱物粒子や有機物粒子に吸着し、降雨等に伴い懸濁態核種として河川から海洋へ流入する水文過程を経た成分の評価も十分になされていない。懸濁態 ^{137}Cs の挙動は直接漏洩した溶存態 ^{137}Cs とは大きく異なり、陸域沈着、土壌表層への移行、表面流出を経て河川から海域へと輸送されるという複数のプロセスを経るため、直接漏洩に対してタイムラグがあることや、一旦海洋へ流入したあとも再懸濁・沈降を繰り返すため長期間にわたって沿岸域に滞留することが懸念され、 ^{137}Cs インベントリを正確に把握し、海洋生態系への影響を考えるためには、懸濁態粒子の分散評価は極めて重要な課題であることが理解される。また、海洋環境へ移行した核種の海水中での挙動は、流動に対して完全に能動的となる溶存態と、粒径や粒子密度に応じた沈降過程の影響を強く受ける懸濁態とは一般に大きく異なる。懸濁質は海底に沈降して堆積層に取り込まれても、その後の外的擾乱に応じて底面せん断応力が一定の閾値を超えると海水中へ再懸濁し、輸送・沈降を繰り返しながら広域へ分散する。この再懸濁過程を支配する底面せん断応力は、堆積層直上の海水の物理過程と密接に関連しており、海洋内部領域の流動の影響を受けて発達する海底

Ekman 境界層の影響に加え、特に波浪の影響を強く受ける浅海域（概ね表面波の半波長程度の水深以下）では波動境界層の影響が重畳するため、波-流れ共存場としてせん断応力を評価することが根幹的に重要となる（例えば、Warner *et al.*, 2008¹²⁾, 2010¹³⁾; Harris *et al.*, 2008¹⁴⁾）。

懸濁態 ¹³⁷Cs の分散解析を行うためには、溶存態 ¹³⁷Cs とは異なるモデル化を行う必要がある。福島原発事故を対象とした懸濁態 ¹³⁷Cs に関するモデル解析例は、溶存態 ¹³⁷Cs モデルと比べて著しく少ない。その中で、Misumi *et al.* (2014)¹⁵⁾ は、海底堆積物と海水中の溶存態の ¹³⁷Cs の静的な吸脱着過程に関するモデル化を行い、事故直後に海洋底層付近を通過した高濃度溶存態 ¹³⁷Cs が静的に底質に吸着することによる堆積層表層における ¹³⁷Cs 濃度変化を定量的に評価した。吸脱着率が粒径に強く依存するため、堆積層 ¹³⁷Cs の再現結果もまた底質粒径の空間分布に依存し、これを適切に設定することによってモデルは浅海域での堆積層 ¹³⁷Cs 濃度を精度よく再現することに成功した。一方で、水深200 m 以深の沖合海域では堆積層 ¹³⁷Cs 濃度を過小評価する傾向があり、その原因として、堆積層からの再懸濁に伴う懸濁態 ¹³⁷Cs の発生と海水中での再輸送過程が考慮されていないことを挙げ、懸濁粒子輸送の重要性を示唆した。Choi *et al.* (2013)¹⁶⁾ は、Periáñez (2000)¹⁷⁾, Periáñez and Elliott (2002)¹⁸⁾, Kobayashi *et al.* (2007)¹⁹⁾ と同様の Lagrange 粒子追跡モデルを用いて LPM (large particulate matter; 粒子粒径15 μm のシルトを仮定) およびそれに吸脱着する ¹³⁷Cs 濃度の移流分散、底質との機械的な交換（沈降と再懸濁）および化学的な吸脱着過程の解析を行った。懸濁態 ¹³⁷Cs の分散パターンは溶存態のそれとは大幅に異なっており、事故後約1ヶ月間に生じた沿岸域底質への吸着によって堆積層中の ¹³⁷Cs 分布が決定されることを示した。Higashi *et al.* (2015)²⁰⁾ は Periáñez (2008)²¹⁾ をベースとした Euler 型移流拡散モデルにより、Choi *et al.* (2013)¹⁶⁾ と同様の解析を行った。ただし、堆積層を多層で表現し、堆積層内における生物攪乱などの効果を鉛直拡散モデルで近似することにより、海水と堆積層間の機械的・化学的交換および履歴効果を同時に評価した。その結果、いわき沖に形成される底質中の高濃度 ¹³⁷Cs 分布を再現することに成功するとともに、海上風と潮流によって形成される底面せん断応力分布と堆積層 ¹³⁷Cs 分布とがよく対応することを示した。なお、Higashi *et al.* (2015)²⁰⁾ のモデルでは懸濁質は単一粒径粒子で代表し、LPM の再懸濁に対する限界せん断力や比例係数には粒径15 μm 程度のシルトに対する値を用いる一方で、沈降速度はチューニングの結果0.05 mm s⁻¹ を

採用している。粒径4 μm の泥分の沈降速度が0.1 mm s⁻¹ 程度であることから、LPM の沈降は大幅に抑制されて広域的に分散するように調整されている。また、堆積層からの再懸濁にシルトに対するモデルを用いるということは、粘土質粒子と比べて底面せん断力が大きくなる浅海域で再懸濁が生じ、再懸濁フラックス値も大きくなるように調整されているものと解釈される。懸濁質輸送を考慮した Choi *et al.* (2013)¹⁶⁾, Higashi *et al.* (2015)²⁰⁾ のモデルでは、ともに浅海域での再懸濁を支配する波浪、河川から流入する懸濁質、粒径別の分散挙動などの影響が考慮されておらず、精度向上の余地が残されている。

以上のような背景の下に、本研究では、JCOPE2-ROMS 多段ネスティング3次元海洋流動モデルを用いて福島原発事故直後の海洋中での懸濁質移流分散過程の高解像度再解析を実施した結果を紹介する。本モデルの特徴としては、既往の研究では十分に評価されていなかった懸濁質の粒度組成、波浪、河川の影響に着目した点にある。まず、Blaas *et al.* (2007)²²⁾ による Euler 型マルチクラス懸濁質輸送モデルおよび多層堆積層モデルにより、細砂、シルト、粘土（泥）の三画分粒子を同時に考慮し、粒径クラス毎の分散・再懸濁過程を解析した。また、気象庁広域波浪推算モデル再解析値である GPV-CWM にネスティングさせたスペクトル波浪推算モデル SWAN (Booij *et al.*, 1999²³⁾; Ris *et al.*, 1999²⁴⁾) を用いて、浅海域において重要となる底面せん断応力評価に対して波浪の効果を考慮した。さらに、溶存態 ¹³⁷Cs 分散解析を含むこれまでの海洋モデル解析で十分に考慮されていなかった河川の影響を可能な限り精緻に扱うために、1F を中心とした宮城・福島・茨城県沿岸に流入する全ての1級および2級河川からの淡水流入として表面流出モデル HYDREEMS (豊田ほか, 2009²⁵⁾) による日平均推算値を与えるとともに、それに伴う粒径別の懸濁質の海洋への流入を同時に考慮した。本研究は懸濁質の海洋中での挙動と分散機構を物理学的な面から定量的に評価することを主たる目的としており、懸濁態 ¹³⁷Cs 濃度については粒子比表面積と懸濁態 ¹³⁷Cs 濃度に関する経験的な関係式を組み込むことにより簡易的に評価した。したがって、溶存相、懸濁相、堆積相間での吸脱着などについては考慮していない。解析期間は、福島沿岸域における溶存態 ¹³⁷Cs 濃度が十分に低下し、堆積層での ¹³⁷Cs 濃度分布がほぼ定常状態になる期間を包含するように設定し、1F 事故直後から2011年7月上旬までの約4ヶ月間とした。

2. 多段ネスティング高解像度沿岸流動モデル

本研究では、領域海洋循環モデル ROMS (Regional

Oceanic Modeling System; Shchepetkin and McWilliams, 2005²⁶⁾; 2008²⁷⁾) をベースとした3段ネスティング3次元海洋分散モデルを用いた。最外側方境界条件には、3次元変分同化を組み込んだ日本沿岸中規模渦解像海洋再解析値である JCOPE2 (Miyazawa *et al.*, 2009²⁸⁾) による水平流速2成分、海面高度 (SSH)、水温、塩分日平均値鉛直分布を ROMS モデル境界上の全ての格子点において時空間内挿して与えることにより、ROMS による沿岸域ダウンスケールモデル内で黒潮や親潮等の広域海洋動態を考慮した。Mason *et al.* (2010)²⁹⁾による特性曲線法をベースとした1-way offline ネスティングを用い (例えば, Uchiyama *et al.*, 2014³⁰⁾; Kamidaira *et al.*, 2016³¹⁾), JCOPE2 (水平解像度 1/12° : 約10 km) → ROMS-L1 (同 3 km) → ROMS-L2 (同 1 km) → ROMS-L3 (同250 m) へと順次ダウンスケーリングした (Fig. 1)。各モデルの計算条件は Table 1 に示す通りである。すなわち、海底地形は L1, L2 モデルでは JODC の J-EGG500 データ (水平解像度500 m), L3 モデルでは内閣府中央防災会議地形データ (同50 m) を基本とし、細密地形データが存在しない沖合海域などは SRTM30_PLUS (同30秒 : 約 1.1 km) により補完した。海上風には気象庁 GPV-MSM 再解析値 (1 時間毎), その他の海面フラックスは NOAA COADS 月平均気候値、海面熱フラックス補正のための SST データには NASA-JPL の AVHRR Pathfinder 月平均気候値をそれぞれ用いた。ROMS モデルではそれぞれの親領域モデルの結果を初期条件として与え、データ同化は一切行わず、境界条件のみにより制御した forward 計算を行った。河川からの淡水流入については、L1, L2 モデルでは日本河川協会による雨量・流量データベースから求めた月平均気候値を与え、計算領域内に河口を有する14本 (L1 領域)、8本 (L2 領域) の一級河川からの流入を考慮した。L3 モデルでは、河川流出モデル HYDREEMS (豊田ほか, 2009²⁵⁾) による日平均推定値を計算領域内に河口が存在する6本の一級河川、14本の

二級河川に対して与えた。潮汐の影響は L3 モデルでのみ考慮し、TPXO 7.0 (Egbert *et al.*, 1994³²⁾) による主要10分潮の調和定数を空間的に内挿し、L3 開境界における順圧潮汐を与えた。流動モデルの再現精度については、衛星データとの比較などを通じて概ね良好であることが内山ほか (2012⁴⁾; 2013¹⁾) によって示されている。

ROMS-L1, L2, L3 の各モデルでは, Tsumune *et al.* (2012)³³⁾の方法によって海洋への直接漏洩量を考慮することで、1F を点源とする溶存態 ¹³⁷Cs の Euler 型移流分散モデルを流動モデルと同時に解いた。つまり、直接漏洩として2011年3月26日から4月6日まで単位濃度フラックス (1 Bq s⁻¹) で溶存態 ¹³⁷Cs を放出し、¹³¹I/¹³⁷Cs 比をもとに推定された模式的な淡水流出時間変動モデルを用いて4月6日以降は1 Bq s⁻¹ を順次低減させなが

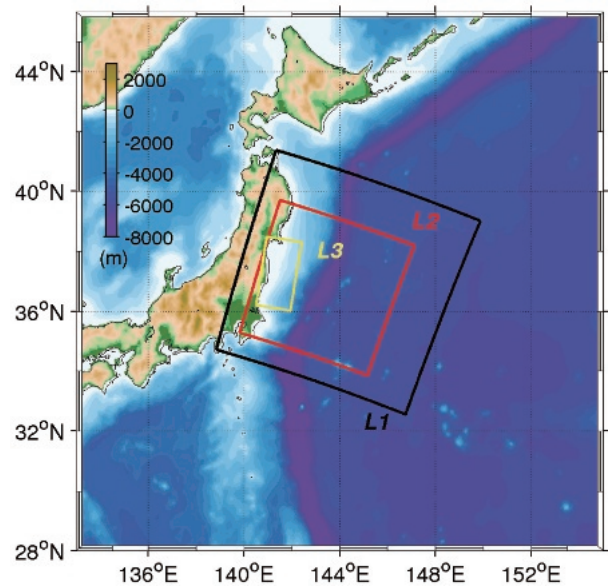


Fig. 1 Computational domains of the three ROMS models with depth in color for ROMS-L1 (black), ROMS-L2 (red) and ROMS-L3 (yellow) (Yamanishi *et al.*, 2015).

Table 1 Numerical configuration of the triple nested ROMS models.

	ROMS-L1	ROMS-L2	ROMS-L3
Computational period	10/1/2010-10/31/2011	1/1/2011-10/31/2011	2/2/2011-7/19/2011
Grid cells	256 × 256 × 32 vertical	512 × 512 × 32 vertical	1024 × 512 × 32 vertical
Lateral grid resolution	3 km	1 km	250 m
Lateral boundary condition	JCOPE2 (daily)	ROMS-L1 (12-hourly)	ROMS-L2 (bihourly)
Bottom topography	J-EGG500 + SRTM30	J-EGG500 + SRTM30	CDMC 50 m data
Sea surface wind	JMA GPV-MSM (hourly)		
Sea surface fluxes	NOAA COADS (monthly climatology)		
Sea surface temperature	NASA AVHRR Pathfinder SST (monthly climatology)		
Tides	Not considered	Not considered	TPXO7.0 (10 constituents)
Waves	Not considered	Not considered	CWM-SWAN (3-hourly)
River discharge	Japan River Association Database (monthly climatology)		HYDREEMS (daily)
Number of rivers	14 major rivers	8 major rivers	6 major + 14 minor rivers

J-EGG500: JODC-Expert Grid data for Geography-500m, CDMC: Central Disaster Management Council

ら放出した。分散シミュレーション結果を用いて、1F 前面の海洋表層における溶存態 ^{137}Cs 観測値にフィッティングさせるように線形的に濃度調整を行うことにより直接漏洩を評価した。例えば、L2 モデルによる単位濃度 ^{137}Cs フラックスに対する補正倍率は、3月26日から5月13日までの観測データを用いて 5.54×10^9 と見積もられ、2011年5月末までの溶存態 ^{137}Cs の直接漏洩総量は約 7.6 PBq と推定された。この値は Tsumune *et al.* (2012)³³⁾ の約2.2倍、Miyazawa *et al.* (2012³³⁾ ; 2013³⁴⁾ の約1.4倍であるが、本モデルでは大気沈着による海洋表層濃度増加分を考慮していないため、実際の直接漏洩量を若干過大評価している可能性がある。Inomata *et al.* (2014)³⁵⁾ は、NNSA 航空機モニタリングによって2011年4月18日9時 (UTC) に計測された海洋表層の空間線量に対して採水データ (Guss, 2011³⁶⁾) を用いて各放射性核種の濃度に換算した。Figure 2 は1F 沖海洋表層における溶存態 ^{137}Cs 濃度分布の推定値と、同時刻におけるL2 モデルによる濃度分布の比較を示している。1F から放流された ^{137}Cs は一旦南下したあと、沖合10 km 地点に濃度重心を持ちながら沿岸域に張り付いた形で北北東方向へ輸送され、1F 前面海域に戻りつつある状況を精度よく再現することに成功している。また、両者による表層溶存態 ^{137}Cs 濃度は最大で $4 - 5 \times 10^5 \text{ Bq m}^{-3}$ 程度であり、定量的にも良好に評価されていることが分かる。

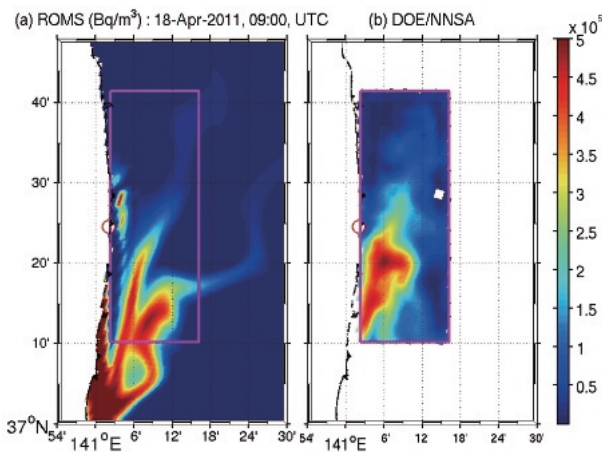


Fig. 2 Comparison of the computed dissolved ^{137}Cs concentration in Bq m^{-3} at surface from the ROMS-L2 model (left panel) with the observed data (right panel) at 9:00 UTC on April 18, 2011. The observation was conducted as an aerial monitoring in gross count rate response (cps) by NNSA (Guss, 2011). The cps is converted in accordance with Inomata *et al.* (2014) into ^{137}Cs concentration with *in-situ* sampled data.

3. マルチクラス懸濁質輸送モデル

3.1 高解像度 ROMS-L3 モデルの概要

ROMS-L3 モデルでは、L2 モデルと同様の1F を点源とする溶存態 ^{137}Cs 分散モデルに加え、海底境界層モデル・マルチクラス懸濁質輸送モデル・海底堆積層モデル (Blaas *et al.*, 2007²²⁾) を組み込んだ。懸濁質輸送モデルでは沈降速度を持った active トレーサとして sand, silt, clay の三つのサイズ画分を考慮し、河口部を始めとする任意の地点を点源として濃度もしくはフラックスとして供給が行えるように設計した。海底地形には内閣府中央防災会議データ (最小解像度50 m) を、海上風には気象庁 GPV-MSM データを、波浪条件には気象庁 GPV-CWM 再解析値に1-way でネスティングさせたスペクトル波浪推算モデル SWAN (Booij *et al.*, 1999²³⁾ ; Ris *et al.*, 1999²⁴⁾) による3時間平均推算値 (水平解像度約1 km, 海上風には GPV-MSM を使用) を用いた。初期の海底堆積層の粒径組成には、宮城県水産試験場および福島県水産試験場による観測値 (1991および2013) を用い、最適内挿法で空間補間した。放射性核種としては溶存態放射性セシウム137 (^{137}Cs , 半減期約30年) のみを対象とし、懸濁質粒子への ^{137}Cs の吸脱着 (懸濁態 ^{137}Cs) は直接的には考慮しない。

3.2 3次元マルチクラス懸濁質輸送モデル

懸濁質輸送モデルは、Blaas *et al.* (2007)²²⁾ による2クラス懸濁質モデルをベースに、これを多粒径へと拡張することにより新たに構築した。基礎方程式は懸濁質の粒径に応じた沈降速度を考慮した Euler 型の3次元浮遊懸濁質移流拡散方程式である。サイズクラス間の移行、凝集性粒子によるフロック化、底面における掃流輸送は考慮しない。したがって非凝集性懸濁質の輸送方程式は、懸濁質サイズ画分 j に対し、

$$\frac{\partial c_j}{\partial t} + \frac{\partial u_i c_j}{\partial x_i} - \frac{\partial}{\partial x_i} \left(K_i \frac{\partial c_j}{\partial x_i} \right) - w_{sj} \frac{\partial c_j}{\partial x_3} = Q_j \quad (1)$$

で定式化される。ただし、テンソル表記は総和規約に従う。ここに、 i : 座標方向 (x_3 は鉛直上向き), c_j : 懸濁質濃度, K_i : 渦動粘性係数, w_{sj} : 沈降速度 (ただし、サイズ画分のみ依存させて定数で与え、濃度や波の状態などには依存しないと仮定), Q_j : 懸濁質のシンクもしくはソース項である。

3.3 波一流れ共存場としての海底面境界層・堆積層モデル

堆積層からの懸濁質の再懸濁や沈降過程を支配する底面せん断応力 τ_b の評価には、Soulsby (1995)³⁷⁾ による波一流れ共存場に対するモデルを用いる。

$$\tau_b = \tau_c \left[1 + 1.2 \left(\frac{\tau_w}{\tau_c + \tau_w} \right)^{3.2} \right] \quad (2)$$

$$\tau_c = \rho \left(\frac{\kappa}{\ln(z_a/z_0)} \right)^2 u^2|_{z=z_a} \quad (3)$$

$$\tau_w = \frac{1}{2} \rho f_w u_b^2 \quad (4)$$

τ_c : 流れによる底面せん断応力, ρ : 水の密度, κ : カルマン定数 (=0.4), z_0 : Nikuradse 粗度高さ, $u|_{z=z_a}$: 高さ z_a における底層流速, τ_w : 波による底面せん断応力, $f_w = 1.39(\sigma z_0/|u_b^w|)^{0.52}$, u_b^w : 軌道流速, σ : 波の角振動数である. u_b^w と σ は, SWAN による波浪推算値 (有義波高, 平均周期) から外的に与えられる.

海底堆積層は, 水塊と海底中の懸濁物混合を許容する厚さ 3 mm の交換層と, その直下の海底基層 (初期厚さ 10 m) からなる二層モデル (例えば, Reed *et al.*, 1999³⁸) によって表現する. 基層の厚さは時間とともに変化し, 海底 (交換層) が浸食された場合, 基層の懸濁質粒子が交換層へと供給され, 逆に堆積した場合は交換層の懸濁質粒子が基層へと混入され, 交換層は常に 3 mm を維持すると仮定する.

再懸濁フラックス E_j は交換層内の懸濁質粒度構成と底面摩擦に依存しており, 底面せん断応力がサイズ画分 j に対する限界せん断 (表皮) 応力を超えた場合, 再懸濁 (巻き上げ) が発生するとしてモデル化する (例えば, Ariathurai and Arulanandan, 1978³⁹).

$$E_j = E_{0,j} (1 - \lambda) f_j \left(\frac{\tau_b}{\tau_{cr,j}} - 1 \right) \quad (\tau_b > \tau_{cr,j}) \quad (5)$$

$$E_j = 0 (\tau_b \leq \tau_{cr,j}) \quad (6)$$

ここに, λ : 間隙率, f_j : 体積分率, $\tau_{cr,j}$: 限界せん断応力, $E_{0,j}$: 混合粒径の懸濁物に対する再懸濁率であり, 次式にしたがう (Garcia and Parker, 1991⁴⁰; Walgreen *et al.*, 2003⁴¹).

$$E_{0,j} = \left(\frac{d_j}{d_{50}} \right)^{1.0} \lambda_E^5 E_{u,j} \quad (7)$$

ただし, d_j : 懸濁質画分 j の直径 (粒径), d_{50} : 中央粒

径, $E_{u,j}$: 単一サイズ画分に対する再懸濁率, λ_E : 交換層での張力パラメータ ($\lambda_E = 1 - 0.29\sigma_\varphi$), σ_φ : φ スケールでの懸濁質分布の標準偏差である. 本研究では, 懸濁質物性パラメータは Blaas *et al.* (2007)²², Wang (2001)⁴² を参考に Table 2 のように与えた. つまり, 粒径が 125, 24, 4 μm の 3 つのサイズクラスを考慮することとし, 特記なき限りそれぞれ単に「sand (細砂)», 「silt (シルト)», 「clay (泥, 粘土)」と呼ぶ. 懸濁質輸送モデル・海底堆積層モデルに関するさらなる詳細については, Blaas *et al.* (2007)²² およびその参考文献を参照されたい.

3.4 河川からの流出懸濁質濃度の推定法

各河川の河口を通じて海洋中へ流入する懸濁質フラックスは以下のように推定した. まず, 懸濁質の粒度組成を考慮せずに, 河川流出モデル HYDREEMS による日平均淡水流量 Q に対して全国平均 $L'-Q'$ 式 (武川・二瓶, 2013⁴³) および浮遊懸濁質量と流量の相関式 (武田, 2001⁴⁴) を用いて, 全サイズクラス懸濁質の平均合計断面濃度 \bar{c} (mg L^{-1}) を算出し, 河川流量を乗じることで推定する.

$$\bar{c} = a' \frac{Q^{b'-1}}{A^{b'-1}} \quad (8)$$

ここに, Q : 河川流量 ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), A : 流域面積 (km^2), a' , b' : 係数 ($a' = 13.83$, $b' = 1.62$) である. 河川水中の粒度組成比は USLE 準拠モデルを用いた河川流出解析結果 (JAEA, 2014⁴⁵) による各河口付近での粒径比を参考に, 浜通り河川・福島県東部域を流域とする河川に対しては sand : silt : clay を 4 : 5 : 2 とし, その他の河川では 1 : 4 : 2 とした. 全サイズクラス合計フラックスを上記の粒度組成比で分配することにより, サイズ毎の流入フラックスとして評価した.

3.5 懸濁態 ^{137}Cs 濃度の推定モデル

本 L3 モデルでは ^{137}Cs 濃度の溶存相, 懸濁相, 堆積相間の吸脱着による相変化は考慮しない. しかしながら, 河川から海洋へ流入する懸濁物については河口に至るまでに相変化が平衡状態に達しているものと仮定し, 懸濁質粒径ごとに懸濁態 ^{137}Cs 濃度を与えることとした. つ

Table 2 Sediment properties of each of three size classes.

Size class name	d_j (μm)	ρ_s (kg/m^3)	w_s (mm/s)	E_u ($\text{kg/m}^2\text{s}$)	τ_{cr} (N/m^2)
sand	125	2650	9.4	2.5×10^{-3}	0.15
silt	24	2650	0.4	1.0×10^{-4}	0.07
clay	4	1100	0.1	1.0×10^{-4}	0.02

Note that d_j : grain size, ρ_s : sediment dry density, w_s : settling velocity, E_u : resuspension rate per unit bottom area, τ_{cr} : critical (minimal) bed shear stress for resuspension, $\delta_a = 3 \text{ mm}$: thickness of the surface active layer with the initial substrata depth of 10 m, $\lambda = 0.4$: sediment porosity (no dimension).

まり、恩田 (2014)⁴⁶⁾による阿武隈川河口における河川流入懸濁質に吸着した¹³⁷Cs量と土粒子の比表面積との関係式：

$$C_{sed} = 4386.2 \left(\frac{6}{\rho_j d_j} \right)^{1.1509} \quad (9)$$

により懸濁態¹³⁷Cs濃度を推定した。ここに、 ρ_j ：懸濁質画分 j の密度、 C_{sed} ：懸濁態¹³⁷Cs濃度である。具体的にはROMS-L3領域内20本の河川から海域に流入する各懸濁質画分に式(9)を適用し、2011年3月26日から7月1日までの河川由来懸濁態¹³⁷Csの海洋での堆積量の定量化を行った。

4. 懸濁質輸送再解析

4.1 clay 粒子の分散メカニズム

ROMS-L3モデル領域内での懸濁質の分布パターンを把握するために、漏洩開始直後の2011年3月26日から2011年6月17日までの期間に対して2週間ごとに時間平均された底層clayクラス懸濁質濃度および底面流速分布の経時変化をFig.3に、同じ期間に対する2週間平均底面せん断応力の時間経過をFig.4に示す。図示した全期間において高濃度のclayはせん断応力の大きな岸近傍海域に集中して発生しているが、仙台湾内ではより沖合まで高濃度領域が広がっていることが分かる。沖合海域では高濃度のclayは発達しにくいのが、5月下旬以降

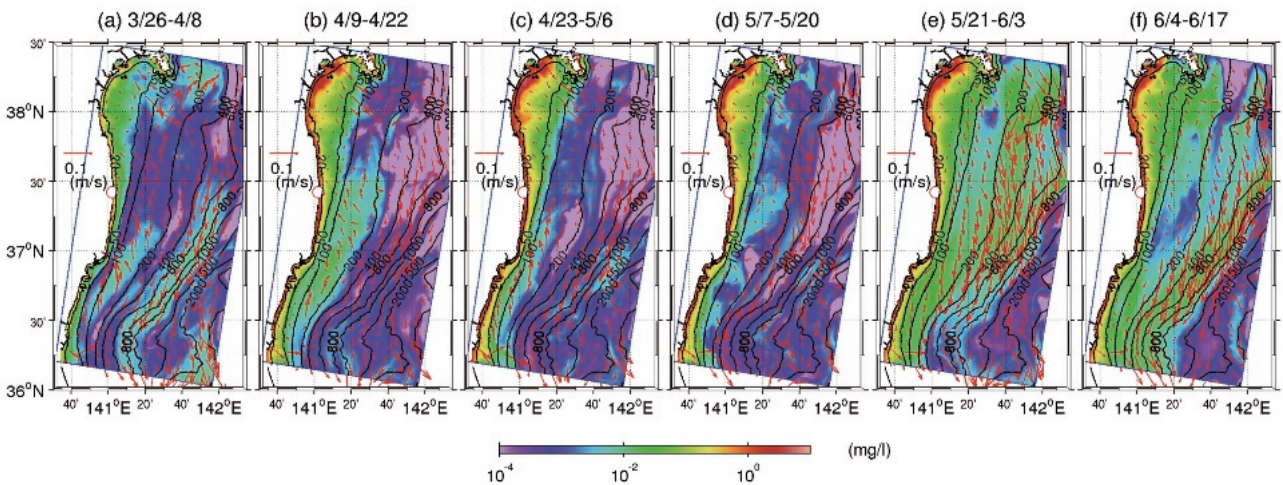


Fig. 3 Near-bed (bottom-most grid-averaged), \log_{10} -based, clay-class particulate concentration averaged for every 2 weeks since March 26, 2011 (color) with the corresponding 2 week-averaged near-bed velocity vectors. Black solid curves are selected isobaths of the labeled depths (Uchiyama *et al.*, 2014).

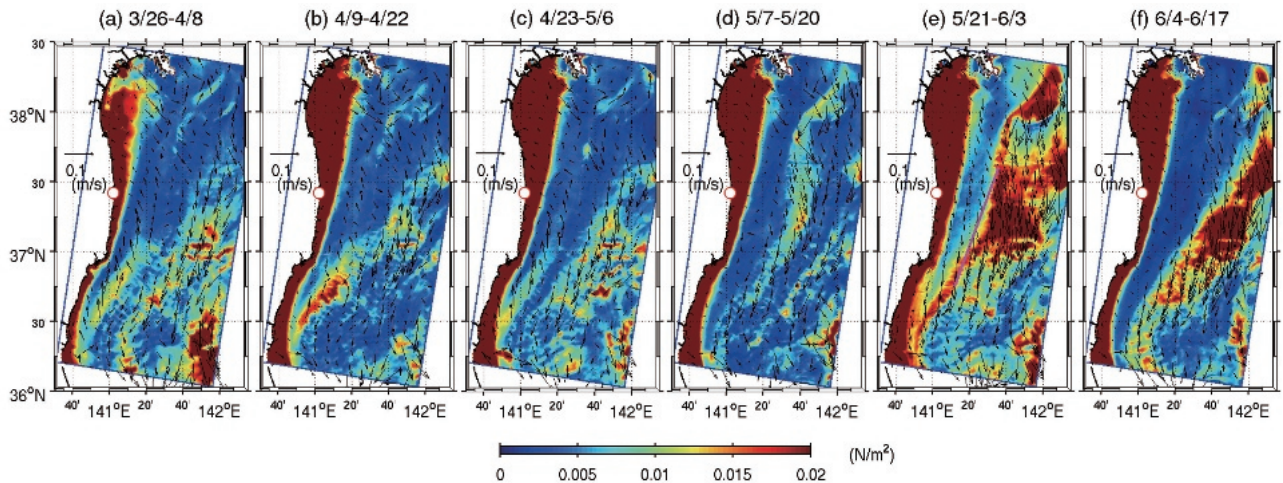


Fig. 4 Same as Figure 3, but 2 week-averaged combined wave-current bed skin shear stress in color. The panel (e) also shows a magenta line about 20-30 km off the Fukushima coast, which demonstrates the approximate offshore limit of the low (bluish colors) bed shear stress area (Uchiyama *et al.*, 2014).

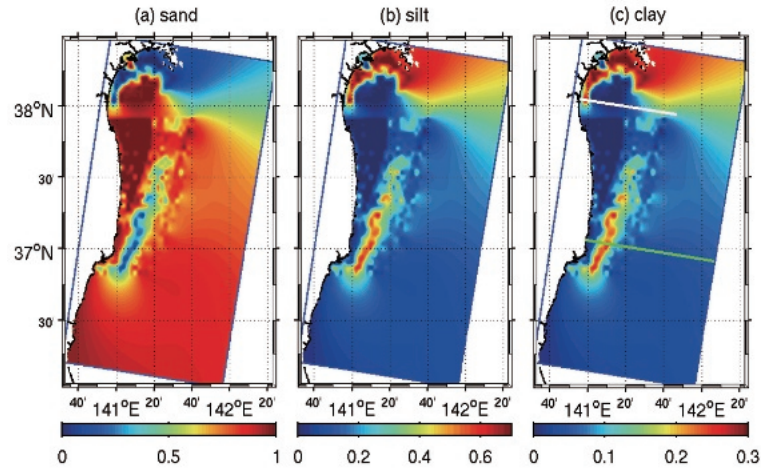


Fig. 5 Initial distribution of the bed surface sediments of (a) sand, (b) silt, and (c) clay class sizes. In panel (c), the white line off Sendai Bay and the green line off Fukushima are displayed (Uchiyama *et al.*, 2014).

(Fig. 3 e, f) において陸棚斜面周辺に相当する沖合約 60 km 周辺 (水深約 600 m) に見られる強い底層南下流に沿う形で clay 濃度の上昇が生じている。底面せん断応力分布 (Fig. 4) を見ると、高濃度 clay 分布域に対応して全期間において岸近傍で高い値を示しているが、特に仙台湾では広範囲にわたってせん断応力が大きい。5 月下旬以降では沖合陸棚斜面周辺で clay の限界せん断応力 (0.02 Nm^{-2}) を超える値 (赤) を示しており、この沖合海域で観測される高濃度の clay は、岸近傍で再懸濁して移流されたものというよりは、局所的な再懸濁によるものである可能性が高いことが示されている。

2011年4月19日と5月30日には低気圧の通過に伴い、極めて強い南下流が発生した (1.章参照) にもかかわらず、1F 沖合約 20 km の福島県いわき沖海域では、解析期間中を通じて底面せん断応力がほとんど発達しない領域が帯状に発達していることが分かる (Fig. 4 e のマゼンダ線岸側海域)。この領域の底質組成は silt, clay の細粒分が卓越しており (Fig. 5)、周辺海域と比較して懸濁質の発生・輸送特性が大きく異なっていることが予想される。

Figure 4 e に見られるような二分化されて形成される底面せん断応力極大域は、岸近傍の水深 50 m 以浅の浅海域および沖合 60 km 程度の陸棚斜面周辺海域で発達し、その傾向は福島県沿岸を中心とした解析領域全体に共通して見られる。期間全体を通じて、底面せん断応力は岸近傍で常に clay 粒子の限界せん断応力である 0.02 Nm^{-2} を超えており、絶え間なく clay を再懸濁させていたことが分かる。また、福島沖海域検査線 (Fig. 5 c 緑線) での底面せん断力の発達特性を調べたところ、波による底面軌道流速は岸近傍でのみ高い値を示し、平均流

(海流や吹送流などの非波動成分) による底層流速は主に沖合陸棚斜面周辺でのみ増大することから、せん断応力の発達主要因が浅海域と陸棚斜面域では大きく異なることが明らかとなった (詳細については、内山ほか, 2014⁴⁷⁾; 図-5~8 参照)。すなわち、岸近傍における強いせん断応力の発生域の分布は底面軌道流速の発達範囲と一致しており、沖での分布は底層流速が発達している範囲と一致していた。式(2)に示したように、底面せん断応力は軌道流速に起因する波の底面摩擦と底層平均流に起因する流れの底面摩擦の関数として評価され、福島沿岸域では岸近傍では波浪、沖合の陸棚斜面域では流速の影響を強く受けてせん断応力が発達していたものと理解される。反対に、沖合 15~25 km では軌道流速と底層流速の両者が小さいことから、波浪も底層流も弱く、せん断応力が発達しないため、河川からの供給懸濁質や他の浅海域から移流分散された細粒懸濁質が堆積しやすい構造となっているものと解釈される。¹³⁷Cs は比表面積の大きな細粒懸濁質 (特に粘土) によく吸着するため (例えば、Otosaka and Kobayashi, 2013⁷⁾)、この帯状領域では細粒分が堆積して懸濁態 ¹³⁷Cs 濃度が高くなったものと考えられる。実際に Ambe *et al.* (2014)¹¹⁾ は、帯状領域周辺の海底堆積物中の ¹³⁷Cs 濃度は周囲と比較して明らかに高いことを報告しており、本計算結果はそれと矛盾しない傾向を示している。なお、阿武隈川前面海域検査線 (Fig. 5 c 白線) を中心とした仙台湾内における底面せん断応力の発達特性を調べたところ、福島沖と同様に浅海域でのせん断応力の増大には平均流というよりは波浪の影響が極めて強いことが確認された。阿武隈川沖から牡鹿半島先端に向かって仙台湾の浅海域では底質組成は明らかに clay 成分が多くなっており (Fig. 5 c)、せ

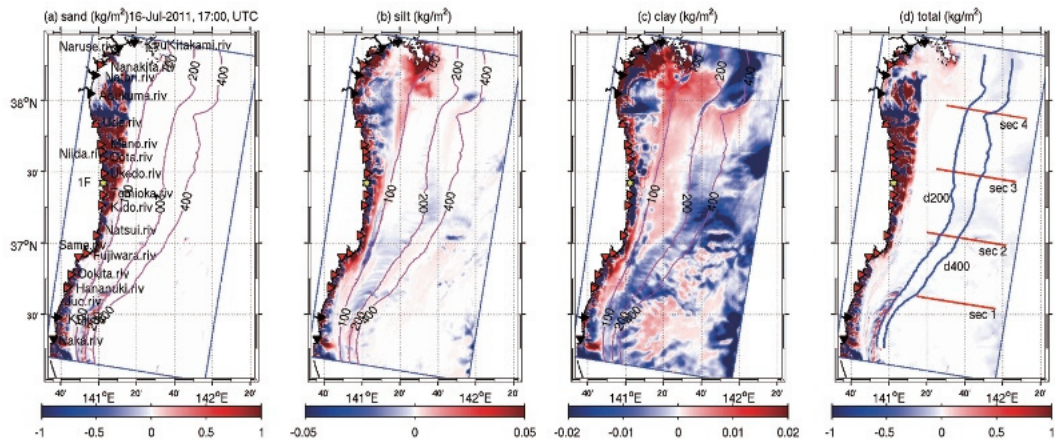


Fig. 6 Spatial distributions of sediment deposition integrated from March 26 until July 16, 2011. Reddish colors are deposition while bluish colors are erosion (negative deposition) of (a) sand, (b) silt, (c) clay class size fractions, and (d) the total of (a)-(c) with isobaths of the labeled depths. Triangle marks indicate the locations of the river mouths considered (black : major, red : minor rivers). Yellow star marks the Fukushima Dai-ichi Power Plant (1F). Transects sec 1-4, d200 and d400 in (d) are used for the subsequent analysis shown in Figure 7 (Yamanishi *et al.*, 2015).

ん断応力の小さな海域 (Fig. 4 a 参照) に細粒分が堆積しやすいことなどが確認された。

4.2 各サイズ画分粒子の分散傾向

2011年3月26日から7月16日までの3つのサイズ画分粒子および全画分粒子の堆積量の時間積分値を Fig. 6 に示す。ただし正值 (赤系) は堆積, 負値 (青系) は浸食を表す。全サイズ画分による堆積・浸食域 (Fig. 6 d) は, 量的には概ね sand 画分 (Fig. 6 a) と同程度であることから, 堆積・浸食の総量は主に sand 画分によって決定されている。堆積・浸食量の絶対値は岸近傍および仙台湾内で高くなっており, sand の堆積・浸食は水深100 m 以深では全く見られず, 岸近傍において沿岸方向に波長約5 km のパッチ状の浸食域と堆積域が交互に形成されている。仙台湾内ではパッチ構造を保ちながら南から舌状に浸食・堆積域が延伸しており, 北上するにしたがって徐々に岸沖方向に拡大している。仙台湾内は本解析領域内の他の海域と比較して遠浅であり, 前節で述べたように沖合約20 km (水深50 m 程度) まで波浪による底面せん断応力が発達することがある。したがって, 最も高い限界せん断応力を持つ sand 画分であっても容易に再懸濁可能な環境下にあることが堆積・浸食域形成の原因であると考察される。岸近傍においては silt (Fig. 6 b) および clay 画分 (Fig. 6 c) は類似したパターンで浸食・堆積域を形成するが, clay では計算領域ほぼ全域で浸食または堆積が生じている。

Misumi *et al.* (2014) のモデルによる海底堆積物中の ^{137}Cs 濃度に関する沖合 (水深200 m 以深) での過小評価の原因として, 彼らの静的吸脱着モデルでは考慮さ

れていない高濃度の ^{137}Cs が吸着した浅海域起源懸濁質の沖合海域への輸送が影響していた可能性が指摘されていた。しかしながら, 本モデルによる広域懸濁質輸送評価の結果からは, 水深200 m 以深の海域はほぼ浸食域 (clay 画分) となっており, パッチ状にわずかに形成される堆積域においても, 平均堆積量はおよそ 2.0×10^{-3} (kg m^{-2}) と非常に小さい値となった。1F 東方の沖合約100 km 地点でのセジメントトラップによる沈降懸濁粒子観測結果から, 沈降粒子中には鉍物系粒子以外にも高い割合で有機物や biogenic opal が含まれていたことが報告されている (Otosaka *et al.*, 2014⁴⁸)。したがって, 沖合の海底で見られた高濃度の ^{137}Cs を含む粒子は, 粘土鉍物系の懸濁質 (土砂) ではなく, 有機物等に吸着した状態で輸送, 堆積したものであった可能性が高い。

4.3 沖合海域における clay サイズ画分懸濁質粒子の輸送特性

懸濁質粒子による海底での浸食・堆積域 (Fig. 6) の形成機構, 粒子のシンク・ソース構造, 懸濁質輸送経路を定量的に評価するために, 福島沖に50 km 間隔で岸沖方向検査線を4本 (sec 1-4; Fig. 6 d 赤線), 水深200 m, 400 m の等深線断面を2本 (d200, d400; Fig. 6 d 青線) 定義し, 各断面を通過する clay 画分濃度フラックス解析を行う。任意の時刻 t まで時間積分, 断面積分された累積通過フラックス F は, 断面法線方向流速を u_n , clay 濃度を c として次式のように定義される。

$$F(\cdot) = \int_A \int_0^t c u_n dt dA \quad (10)$$

ただし, A : 検査線断面積である。

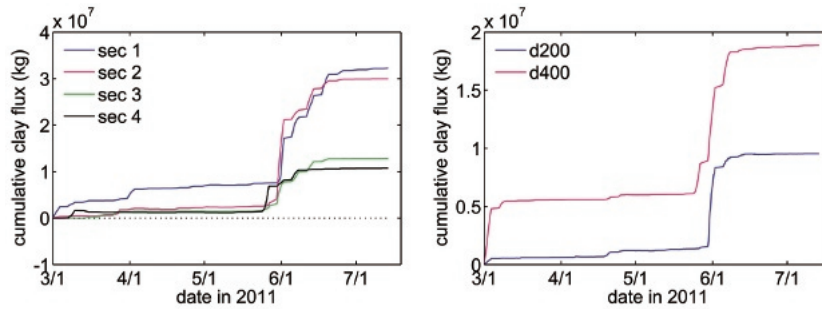


Fig. 7 Cross-section integrated, temporally cumulative clay-class sediment fluxes at the transects shown in Figure 6d. Left: along-shelf transport normal to the sections sec 1-4 (southward positive), right: cross-shelf transport normal to the isobaths d200 and d400 (offshore positive) (Yamanishi *et al.*, 2015).

2011年3月1日から7月16日における sec 1~4 断面での断面積分累積 clay フラックス F の時系列 (Fig. 7 左) を見ると、全ての断面において途中で減少することなく増加していることから、沖合海域では clay 粒子は常に南方向へ輸送されていたことが分かる。最も南に位置する sec 1 断面では、3月初頭と4月初頭に他の3断面よりも顕著な南向き輸送が生じている。南側に位置する sec 1, 2 断面では、5月末から6月上旬にかけての輸送量が北側の2断面 (sec 3, 4) を大きく上回り、7月16日での累積通過フラックスの大きさは sec 1 > sec 2 > sec 3 > sec 4 と、南から順に大きな値となる。特に南側の sec 1, 2 で clay 輸送量が大きくなる要因の一つとして、sec 2 岸側端付近に相当する岸から約20 km 沖合地点の海底に clay の組成比と懸濁態 ^{137}Cs 濃度の両者が高いホットスポットがバンド状に存在しており (Fig. 5), その海域が Fig. 3 e, Fig. 4 e に見られる5月末の荒天時の clay 輸送 (および高濃度の懸濁態 ^{137}Cs) のソースとなった可能性が考えられる。一方で、通過フラックスの鉛直構造を調べたところ、粒子フラックスは主に水深150~200 m 以深で生じ、陸棚斜面に沿って水深1,000 m 程度の下層にまで分布していた。その値は常に正であり、全断面で表層から底面まで南向き輸送が生じていたが、その最大値は概ね水深600 m 程度の層に現れることなどが確認された (山西ら, 2015⁴⁹; 図-4 参照)。

次に、水深200 m および400 m の等深線に沿った断面 (d200, d400) における断面積分累積沖向き輸送量 F の時系列を Fig. 7 右に示す。全般的に両断面ともに正の沖方向輸送が卓越しており、その値は沿岸方向輸送量 (Fig. 7 左) よりは少ないが、同オーダーとなっている。岸寄りの d200 断面よりも沖合の d400 断面の方が2倍以上の輸送量を示しており、より水深の大きい沖合領域で clay の沖向き輸送が卓越することが示されている。

d200, d400 両断面の通過フラックスでは5月末に見られる低気圧イベントによる輸送が大半を占めており、平穏時での通過量は相対的に非常に小さい。なお、岸沖方向輸送量には南方向に卓越する沿岸方向 clay 輸送 (Fig. 7 左) が岸沖方向に凹凸を有する等深線を横切る際に生じる成分を含んでいることに注意する必要がある。

5. 河川から流入する懸濁質および懸濁態 ^{137}Cs の分散特性

懸濁態粒子のうち陸域起源のものだけを取り出し、沿岸域での分散を解析することで河川供給懸濁物の挙動を評価する。ここでは、河川からの懸濁質流入と海洋中での再懸濁・沈降・分散過程を考慮した数値実験と、河川からの流入を考慮しない数値実験の2通りの計算を行い、両ケースによる海底堆積量などの各変量の差を取ることで河川から流入した懸濁質粒子の輸送範囲の定量化を行った。まず、阿武隈川日平均流量が $620 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ であった出水時 (2011年5月14日) の阿武隈ライン (Fig. 5 c, 白線) における海水密度および各粒径別の濃度分布を一例として調べたところ、河口域海洋表層に強い沖方向の流れが生じ、それに伴って表層付近では clay 粒子が沖方向へ輸送され、沖合15 km 程度まで広がることが分かった (詳細は内山ら, 2014⁴⁷; 図-9, 10 を参照)。フラックス解析で示したように、2011年7月1日までの累積堆積量分布 (Fig. 8 b) から、河川から流入する懸濁質は水深200 m 以深の沖合にはほとんど堆積せず、流入量の多い一級河川の河口付近で堆積量が大きくなる事が分かる。河川からの流入懸濁質量の多い阿武隈川河口で特に大きな堆積量が確認され、仙台湾内や久慈川近傍では沖合約15 km 程度まで堆積が見られるが、1F 近傍では5 km 程度までしか堆積が見られないことなどが示されている。河川からの懸濁質の堆積の大半は水深50 m 以浅で生じており、水深200 m を超えるも

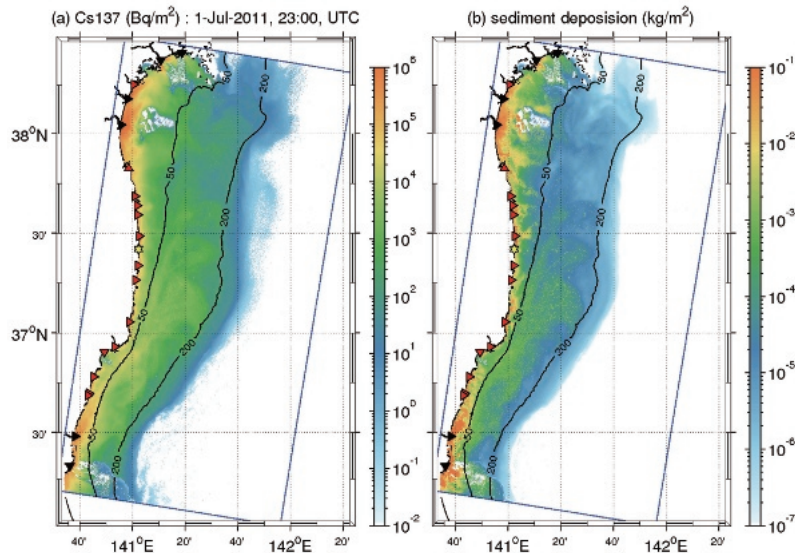


Fig. 8 Right : temporally cumulated land-derived sediment deposition for the three size class particulate matters, left : suspended ^{137}Cs absorbed to the bed sediments illustrated in the right panel. Black curves : isobaths of the labeled depths (Yamanishi *et al.*, 2015).

のはほとんどない。ただし、本節での解析は海底面での再懸濁を無視しているが、懸濁質は沈降して一度堆積した後も再懸濁して移流分散されることがあるため、実際には沖合海域を含むより広域へと分布するものと考えられる。

次に、ROMS-L3 領域内20本の河川から海域に流入する各サイズ画分懸濁質粒子に式(9)を適用し、2011年3月26日から7月1日までの河川由来懸濁態 ^{137}Cs の海洋での堆積量の定量化を行った。 ^{137}Cs 堆積量 (Fig. 8 a) は懸濁質堆積量 (Fig. 8 b) と同様な分布を示し、1F 南東沖合約20 km にバンド状に存在する堆積層表層の ^{137}Cs 濃度が高いホットスポット領域 (Ambe *et al.*, 2014¹¹) 付近で比較的大きい。また、河川からの流入懸濁質に吸着した懸濁態 ^{137}Cs のうち海底に堆積した量の水深毎割合を求めたところ、水深30 m より浅い領域に約9割が堆積し、水深200 m 以上の領域で堆積したものは1%未満であったと見積もられた。河川から海洋への放射性核種の流入開始を2011年3月26日と仮定すると、2011年7月1日までの ^{137}Cs の海洋への総流入量は約 1.7×10^{11} Bq と見積もられ、このうち領域内に堆積したものは約5割の 8.7×10^{10} Bq であり、残りの大部分は領域外へ輸送された。ただし、2011年9月18日～27日の高出水時における阿武隈川からの ^{137}Cs 流入量は、本モデルに適用した流入懸濁質量推定値が0.11 TBq であるのに対し、同期間における観測値は5.94 TBq であり (JAEA, 2014⁴⁵)、出水時の流入量をかなり過小評価する結果となっている。この原因として、河川流入量として日平均値を与え

ているため高出水の流入ピークを過小評価していること、全国平均 $L'-Q'$ 式が高出水時の流入懸濁質量を過小評価する傾向にあること (阿武隈川では洪水時の懸濁質流入量を1桁以上過小評価することがあることを確認している)、阿武隈川における流砂組成比の仮定 (sand : silt : clay = 1 : 4 : 2) が高出水時の実際の組成比と異なっていたことなどが挙げられる。これらの点に関する評価精度の向上は、河川工学や水文学分野と協力しながら今後取り組むべき課題の一つであると考えている。

6. おわりに

JCOPE2-ROMS ダウンスケーリングシステムによる3段ネスト高解像度海洋流動再解析モデルをベースに、波浪の影響と多粒径粒子を考慮したマルチクラス懸濁質輸送モデル、海底堆積層モデル、懸濁質への ^{137}Cs 吸着モデルを連成させることにより懸濁質海洋分散解析モデルを開発し、福島第一原発事故直後の数ヶ月間に生じた懸濁質輸送解析を実施した。本モデルによる計算結果と海底堆積層の粒径組成の観測値は整合しており、モデルによる懸濁質輸送は大局的には良好な再現性を有していることが示された。懸濁質の海中濃度分布は、岸近傍では波浪の効果による再懸濁と河川からの流入に影響を受けて形成され、陸棚斜面周辺における沖合域では強い底層水平流速を受けて再懸濁が生じていた。1F 前面沖合約15～25 km の海域では、波浪と底層流速の影響が小さく底面せん断が小さい領域が存在し、そこでの堆積層では細粒懸濁質が卓越して粒子に吸着した ^{137}Cs 濃度が高い

領域が形成されていた。河川から流入した clay サイズ画分粒子は、出水時の阿武隈川河口では最大約15~20 km 沖まで輸送されていた。その一方で、Misumi *et al.* (2014)¹⁵⁾が示唆した浅海域起源懸濁質の水深200 m 以深の沖合海域への輸送はほとんど見られなかった。沖合約100 km 地点における Otsaka *et al.* (2014)⁴⁸⁾のセジメントトラップ観測結果と合わせて考えると、沖合堆積物中に出現する高濃度¹³⁷Csの形成に対しては、有機物等に吸着した¹³⁷Csの寄与が大きかったものと推察された。福島県沖合の水深600 mの底層では、2011年5月末以降、陸棚斜面に沿う強い南下流が発生し、大量の clay 粒子が南方向へと輸送されていた。この沖合 clay 粒子は仙台湾沖海域の600 m 水深地点周辺をソースとしているが、事故直後における仙台湾沖底層への溶存態¹³⁷Cs供給がそれほど大きくなかったことから、実際には懸濁態¹³⁷Csの輸送量は小さかったものと考えられる。また、河川由来の放射性核種は主に水深30 m 未満の浅海域にその約9割が留まり続け、沖合への輸送はほとんど見られなかった。

謝辞

本研究は科学研究費補助金・新学術領域研究 (ISET-R 公募研究：課題番号25110508, 15H00977) の援助を受けて、神戸大学と下記関係各署との共同研究として実施された研究成果の一部を取りまとめたものである。ISET-R 参画研究者および関係者との議論、情報交換は常に有用であった。解析モデルの中核を構成する JCOPE2-ROMS ダウンスケーリングシステムの開発においては JAMSTEC の宮澤泰正氏、放射性核種分散計算モデルの開発および評価方法については電力中央研究所の津旨大輔氏に数々の貴重な情報と助言をいただいた。海底堆積層への¹³⁷Cs吸着過程については電中研の三角和弘氏、河川起源粒子への¹³⁷Cs吸着モデルについては筑波大学の恩田祐一氏、セジメントトラップにおける懸濁質の出現特性については JAMSTEC の本多牧生氏と JAEA の乙坂重嘉氏、河川流量と懸濁質フラックスの関係については東京理科大学の二瓶泰雄氏に教示いただいた。航空機モニタリングデータ解析値は金沢大学の猪股弥生氏と福島大学の青山道夫氏に提供いただいた。福島海域循環モデリングの実施と解析では当時神戸大の学生であった山西琢文氏 (現・NEXCO 中日本) と石井倫生氏 (現・東京電力) の献身的な協力を得た。また、匿名査読者による建設的な意見は非常に有用であった。ここに記して深甚なる謝意を申し上げます。

注：本稿は以下2編の内容をベースに大幅に加筆・再構成したものである。(再利用した図面にはキャプションに引用元を明記している。)

内山雄介・山西琢文・津旨大輔・宮澤泰正 (2014)：福島沿岸域における放射性核種の海域移行定量化を目的とした領域土砂輸送モデルの開発。土木学会論文集 B2 (海岸工学), **70**, pp. I_571-I_575.

山西琢文・内山雄介・津旨大輔・三角和弘 (2015)：統合型河川・浅海域土砂輸送モデルを用いた河川由来懸濁態放射性核種の海洋分散解析。土木学会論文集 B2 (海岸工学), **71**, I_565-I_570.

参考文献

- 1) 内山雄介・山西琢文・津旨大輔・宮澤泰正・石井倫生 (2013)：福島第一原発からの放射性核種の初期分散に及ぼす沿岸ジェットとメソスケール渦の影響。土木学会論文集 B2 (海岸工学), **69**, I_1051-I_1055.
- 2) Kubota, M. (1985)：Continental Shelf Waves off the Fukushima Coast Part 3. Numerical Experiments. Journal of Oceanographical Society of Japan, **38**, 323-330.
- 3) Miyazawa, Y., Y. Masumoto, S. M. Varlamov and T. Miyama (2012)：Transport simulation of the radionuclide from the shelf to open ocean around Fukushima. Continental Shelf Research, **50/51**, 16-29.
- 4) 内山雄介・石井倫生・津旨大輔・宮澤泰正 (2012)：福島第一原発発電所を放出源とする放射性セシウム137の沿岸域での分散特性。土木学会論文集 B2 (海岸工学), **68**, p. I_931-I_935.
- 5) Buesseler, K., S. R. Jayne, N. S. Fisher, I. I. Rypina, H. Baumann, Z. Baumann, C. F. Breier, E. M. Douglass, J. George, A. M. Macdonald, H. Miyamoto, J. Nishikawa, S. M. Pike and S. Yoshida (2012)：Fukushima-derived radionuclides in the ocean and biota off Japan. Proceedings of the National Academy of Science USA, **109**, 5984-5988, doi: 10.1073/pnas.1120794109.
- 6) MEXT (Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology) (2011)：Monitoring Information of Environmental Radioactivity Level. <http://radioactivity.nsr.go.jp/en/>.
- 7) Otsaka, S. and T. Kobayashi (2013)：Sedimentation and remobilization of radiocesium in the coastal area of Ibaraki, 70 km south of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. Environmental Monitoring and Assessment, **185**, 5419-5433, doi: 10.1007/s10661-012-2956-7.
- 8) Kusakabe, M., S. Oikawa, H. Takata and J. Misono (2013)：Spatiotemporal distributions of Fukushima-derived radionuclides in nearby marine surface sediments. Biogeosciences, **10**, 5019-5030, doi: 10.5194/bg-10-5019-2013.
- 9) Otsaka, S. and Y. Kato (2014)：Radiocesium derived from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident in seabed sediments: initial deposition and inventories. Environmental Science: Processes & Impacts, **16**, 978-990, doi: 10.1039/c4em00016a.
- 10) Thornton, B., S. Ohnishi, T. Ura, N. Odano, S. Sasaki, T. Fujita, T. Watanabe, K. Nakata, T. Ono and D. Ambe (2013)：Distribution of local ¹³⁷Cs anomalies on the seafloor near the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. Marine Pollution Bulletin, **74**, 344-350, doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.06.031.
- 11) Ambe, D., H. Kaeriyama, Y. Shigenobu, K. Fujimoto, T. Ono, H. Sawada, H. Saito, S. Miki, T. Setou, T. Morita and T. Watanabe

- (2014) : Five-minute resolved spatial distribution of radionuclides in sea sediment derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *Journal of Environmental Radioactivity*, **138**, 264-275, doi : 10.1016/j.jenvrad.2014.09.007.
- 12) Warner, J. C., C. Sherwood, R. P. Signell, C. K. Harris and H. G. Arango (2008) : Development of a three-dimensional, regional, coupled wave, current, and sediment-transport model. *Computers & Geosciences*, **34**, 1284-1306.
- 13) Warner, J. C., B. Armstrong, R. Heb and J. B. Zambon (2010) : Development of a Coupled Ocean-Atmosphere-Wave-Sediment Transport (COAWST) Modeling System. *Ocean Modelling*, **35**, 230-244, doi : 10.1016/j.ocemod.2010.07.010.
- 14) Harris, C. K., C. R. Sherwood, R. P. Signell, A. Bever and J. C. Warner (2008) : Sediment dispersal in the northwestern Adriatic Sea. *Journal of Geophysical Research*, **113**, C11S03, doi : 10.1029/2006JC003868.
- 15) Misumi, K., D. Tsumune, T. Tsubono, Y. Tateda, M. Aoyama, T. Kobayashi and K. Hirose (2014) : Factors controlling the spatiotemporal variation of ^{137}Cs in seabed sediment off the Fukushima coast : implications from numerical simulations. *Journal of Environmental Radioactivity*, **136**, 218-228, doi : 10.1016/j.jenvrad.2014.06.004.
- 16) Choi, Y., S. Kida and K. Takahashi (2013) : The impact of oceanic circulation and phase transfer on the dispersion of radionuclides released from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *Biogeosciences*, **10**, 4911-4925, doi : 10.5194/bg-10-4911-2013.
- 17) Periañez, R. (2000) : Modelling the tidal dispersion of ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ in the English Channel. *Journal of Environmental Radioactivity*, **49**, 259-277.
- 18) Periañez, R. and A. J. Elliott (2002) : A particle-tracking method for simulating the dispersion of non-conservative radionuclides in coastal waters. *Journal of Environmental Radioactivity*, **58**, 13-33.
- 19) Kobayashi, T., S. Otsuka, O. Togawa and K. Hayashi (2007) : Development of a Non-conservative Radionuclides Dispersion Model in the Ocean and its Application to Surface Cesium-137 Dispersion in the Irish Sea. *Journal of Nuclear Science and Technology*, **44**, 238-247.
- 20) Higashi, H., Y. Morino, N. Furuichi and T. Ohara (2015) : Ocean dynamic processes causing spatially heterogeneous distribution of sedimentary caesium-137 massively released from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Biogeosciences*, **12**, 7107-7128, doi : 10.5194/bg-12-7107-2015.
- 21) Periañez, R. (2008) : A modelling study on ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$ behaviour in the Alborán Sea, western Mediterranean. *Journal of Environmental Radioactivity*, **99**, 694-715.
- 22) Blaas, M., C. Dong, P. Marchesiello, J. C. McWilliams and K. D. Stolzenbach (2007) : Sediment-transport modeling on Southern Californian shelves : a ROMS case study. *Continental Shelf Research*, **27**, 832-853.
- 23) Booij, N., R. C. Ris and L. H. Holthuijsen (1999) : A third-generation wave model for coastal regions, Part I, Model description and validation. *Journal of Geophysical Research*, **C4**, **104**, 7649-7666.
- 24) Ris, R. C., N. Booij and L. H. Holthuijsen (1999) : A third-generation wave model for coastal regions, Part II, Verification. *Journal of Geophysical Research*, **C4**, **104**, 7667-7681.
- 25) 豊田康嗣, 平口博丸, 杉本聡一郎, 橋本篤 (2009) : 気象予測モデルと連携した出水予測手法の開発. <http://criepi.denken.or.jp/jp/kenkikaku/report/detail/N08058.html>
- 26) Shchepetkin, A. F. and J. C. McWilliams (2005) : The Regional Oceanic Modeling System : A split-explicit, free-surface, topography following coordinates oceanic model. *Ocean Modelling*, **9**, 347-404.
- 27) Shchepetkin, A. F. and J. C. McWilliams (2008) : Computational kernel algorithms for fine-scale, multiprocess, longtime oceanic simulations. In : Temam, R., Tribbia, J. (Eds.). *Handbook of Numerical Analysis : Computational Methods for the Ocean and the Atmosphere*. Elsevier, Amsterdam, 119-181.
- 28) Miyazawa, Y., R. Zhang, X. Guo, H. Tamura, D. Ambe, J.-S. Lee, A. Okuno, H. Yoshinari, T. Setou and K. Komatsu (2009) : Water mass variability in the western North Pacific detected in a 15-year eddy resolving ocean reanalysis. *Journal of Oceanography*, **65**, 737-756, doi : 10.1007/s10872-009-0063-3.
- 29) Mason, E., J. Molemaker, A. F. Shchepetkin, F. Colas, J. C. McWilliams and P. Sangra (2010) : Procedures for offline grid nesting in regional ocean models. *Ocean Modelling*, **35**, 1-15.
- 30) Uchiyama, Y., E. Idica, J. C. McWilliams and K. D. Stolzenbach (2014) : Wastewater effluent dispersal in Southern California Bays. *Continental Shelf Research*, **76**, 36-52.
- 31) Kamidaira, Y., Y. Uchiyama and S. Mitarai (2016) : Eddy-induced transport of the Kuroshio warm water around the Ryukyu Islands in the East China Sea. *Continental Shelf Research*, doi : 10.1016/j.csr.2016.07.004 (available online)
- 32) Egbert, G. D., A. F. Bennett and M. G. G. Foreman (1994) : Topex/Poseidon tides estimated using a global inverse model. *Journal of Geophysical Research*, **99**, 24821-24852.
- 33) Tsumune, D., T. Tsubono, M. Aoyama and K. Hirose (2012) : Distribution of oceanic ^{137}Cs from Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant simulated numerically by a regional ocean model. *Journal of Environmental Radioactivity*, **111**, 100-108.
- 34) Miyazawa, Y., Y. Masumoto, S. M. Varlamov, T. Miyama, M. Takigawa, M. Honda and T. Saino (2013) : Inverse estimation of source parameters of oceanic radioactivity dispersion models associated with the Fukushima accident. *Biogeosciences*, **10**, 2349-2363, doi : 10.5194/bg-10-2349-2013.
- 35) Inomata, Y., M. Aoyama, K. Hirose, Y. Sanada, T. Torii, T. Tsubono, D. Tsumune and M. Yamada (2014) : Distribution of radionuclides in surface seawater obtained by an aerial radiological survey. *Journal of Nuclear Science and Technology*, **51** : **9**, 1059-1063, doi : 10.1080/00223131.2014.914451
- 36) Guss, P. (2011) : DOE response to the radiological release from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, DOE/NV/25946-1236. In : *Proceeding of the NEI RETS/REMP Workshop*, Oak Brook, IL, 30 June 2011.
- 37) Soulsby, R. L. (1995) : Bed shear-stresses due to combined waves and currents. In : Stive, M., Fredsøe, J., Hamm, L., Soulsby, R., Teisson, C., Winterwerp, J. (Eds.). *Advances in Coastal Morphodynamics*, Delft Hydraulics, Delft, The Netherlands, 420-423.
- 38) Reed, C. W., A. W. Niederoda and D. J. P. Swift (1999) : Modeling sediment entrainment and transport processes limited by bed armoring. *Marine Geology*, **154**, 143-154.

- 39) Ariathurai, R. and K. Arulanandan (1978) : Erosion rates of cohesive soils. *Journal of the Hydraulic Division ASCE*, **104**, 279-282.
- 40) Garcia, M. and G. Parker (1991) : Entrainment of bed sediment into suspension. *Journal of Hydraulic Engineering*, **117**, 414-435.
- 41) Walgreen, M., H. E. De Swart and D. Calvete (2003) : Effect of grain size sorting on the formation of shoreface-connected sand ridges. *Journal of Geophysical Research*, **108**, (C3), 3063, doi : 10.1029/2002JC001435
- 42) Wang, X. H. (2002) : Tide-Induced Sediment Resuspension and the Bottom Boundary Layer in an Idealized Estuary with a Muddy Bed. *Journal of Physical Oceanography*, **32**, 3113-3131.
- 43) 武川一樹・二瓶泰雄 (2013) : 日本の河川における浮遊土砂輸送量と流量の相関関係. *土木学会論文集 B2 (海岸工学)*, **69**, p. I_1221-I_1225.
- 44) 武田育郎 (2001) : 水と水質環境の基礎知識. オーム社, 158-164.
- 45) JAEA 日本原子力研究開発機構福島研究開発部門 (2014) : 放射性物質の包括的移行状況調査. <http://fukushima.jaea.go.jp/initiatives/cat01/pdf05/02-05.pdf>
- 46) 恩田裕一 (2014) : 森林および河川における放射線の長期モニタリングと放射性物質の移動との関連. http://fukushima.jaea.go.jp/initiatives/cat01/pdf1402/data_07.pdf
- 47) 内山雄介・山西琢文・津旨大輔・宮澤泰正 (2014) : 福島沿岸域における放射性核種の海域移行定量化を目的とした領域土砂輸送モデルの開発. *土木学会論文集 B2 (海岸工学)*, **70**, pp. I_571-I_575.
- 48) Otsuka, S., T. Nakanishi, T. Suzuki, Y. Satoh and H. Narita (2014) : Vertical and lateral transport of particulate radiocesium off Fukushima. *Environmental Science and Technology*, **48**, 12595-12602.
- 49) 山西琢文・内山雄介・津旨大輔・三角和弘 (2015) : 統合型河川・浅海域土砂輸送モデルを用いた河川由来懸濁態放射性核種の海洋分散解析. *土木学会論文集 B2 (海岸工学)*, **71**, I_565-I_570.

質 疑 応 答

問：シミュレーションで懸濁態粒子に付着したセシウムが深い場所に行きにくいという状況を改善するためには、NPZDモデルのような低次生態系モデルも考慮してデトリタスの挙動もシミュレートする必要もあるのか？

(JAMSTEC, 宮澤 泰正)

答：本研究では懸濁態粒子として鉱物系土砂を想定したため、主な発生源は浅海域、河川、一部の陸棚斜面海底に限定され、水深200 m以上の深い海域に到達する成分が少ないという結果となった。有機物系粒子は海洋表層および亜表層において広域的に発生して沈降するため、鉱物系粒子とは発生源が全く異なる。このような状況を再現するためには（低次）生態系・物質循環モデルによってデトリタスの発生、沈降、分解過程を解くことは重要な方向性の1つとなる。懸濁態核種濃度を評価するためには、生態系モデルにより評価されるデトリタスへの核種の吸脱着過程を別途考慮することにより対応可能であるほか、より簡易的には、Periáñez (2000), Kobayashi *et al.* (2007) によるLagrange粒子追跡モデルで一般的に行われるように、海洋環境中で一様な微細粒子（デトリタス）時空間分布を与えることにより有機物系粒子の効果を考慮することも1つの方法である。

問：福島県いわき沖の放射性Csの高濃度領域は、同水深帯に広がる細粒底質領域に対応しており、この領域は底面せん断力が小さい領域に対応していると説明している。ということはせん断力が小さく粒子が移動しにくいいため、将来的な濃度変化も小さいと考えてよいのか。

(防衛大, 八木 宏)

答：いわき沖の帯状高濃度域では、せん断力の大きい海域と比較すると底質堆積物は再懸濁しにくい構造にあるため、いったん沈降、堆積した粒子は相対的に長期間にわたって当該海域にとどまる可能性が高く、インベントリとしての変化量は小さいものと予想される。しかしながら、他の海域から（事故から時間が経過するにつれて懸濁態Csとしては低濃度化した）懸濁態粒子が継続的に輸送されて沈降するため、事故当初に堆積した高濃度の懸濁態Csは堆積層下部へと移動していくことになる。したがって、実際の堆積層表層濃度としては漸次低下していくものと考えている。