

**多媒体環境モデリング**  
**(平成 25 年度)**

## 目次

1	大気	1
1-1	はじめに	1
1-2	シミュレーション手法	1
1-3	ブルームモデルを用いた大気シミュレーション	3
1-3-1	計算手法	3
1-3-2	結果と考察	3
1-4	地表面からの再飛散量推計の初期評価	5
1-4-1	再飛散モデルの計算手法	5
1-4-2	放射性セシウムの大気濃度・沈着量の観測値との比較	7
1-4-3	再飛散係数を用いた再飛散推計の検討	13
1-5	まとめ	16
	引用文献	16
2	陸域モデル	18
2-1	はじめに	18
2-2	G-CIEMS モデル	18
2-2-1	概要	18
2-2-2	陸域環境での放射性物質の多媒体動態の長期予測	19
2-2-3	予測結果	22
2-3	モデル高度化に向けた空間線量率観測データの解析	24
2-3-1	概要	24
2-3-2	空間線量率の環境調査の概要	24
2-3-3	空間データの解析手法	25
2-3-4	解析結果と考察	26
2-4	モデル高度化に向けた土壌流出過程の詳細化	29
2-4-1	概要	29
2-4-2	土壌流亡予測式 (USLE) について	29
2-4-3	G-CIEMS への適用方法の検討	29
2-4-4	降雨係数 R の試算	30
2-4-5	勾配係数について	33
2-5	結論	35
	引用文献	35
3	海域	36
3-1	研究目的	36
3-2	海底における堆積・巻上げを考慮した高解像度 Cs-137 海洋拡散シミュレーション	36
3-3	LES による粒子状物質の海水中における沈降・鉛直混合に関する詳細検討	45

3-4  まとめ .....	51
引用文献 .....	51

## 1 大気

### 1-1 はじめに

東京電力福島第一原子力発電所(以後、「福島第一原発」と呼ぶ)の事故によって、大量の放射性物質が大気中に放出され、重大な環境汚染を引き起こした。放射性物質による環境への影響を見積もる上では、拡散状況を正確に把握する事が不可欠であり、観測データと大気シミュレーションを組み合わせた解析が有用である。今回の事例に対しても、様々な空間スケールを対象とした大気シミュレーションが実施されて、放射性物質の動態予測・動態把握・放出量推計・被ばく量推計などに貢献した。一方で、今回の事故に起因する放射性物質の動態把握において、沈着場推計、中長期被ばく量推計、初期被ばく量推計などの精緻化のために様々な課題が残されている。

本業務では、これらの課題に取り組むために、プルームモデルを用いた大気シミュレーション(1-3節)、および地表面からの再飛散量推計の初期評価(1-4節)を実施した。

### 1-2 シミュレーション手法

今回の大気シミュレーションでは、米国環境保護庁で開発された三次元化学輸送モデル CMAQ (Byun et al. 2006) を利用した。このモデルは、光化学スモッグや酸性沈着などの大気汚染現象の予測や動態把握を目的としたモデルであり、筆者らが放射性物質を計算するために改変して利用した(Morino et al. 2011, Morino et al. 2013)。今回の大気シミュレーションに利用したシステムの概要を図 1-1 に示した。このモデルシステムは、気象モデルと化学輸送モデルから成っている。化学輸送モデルでは、放射性物質の放出・風の流れや空気の乱れによる物質輸送(それぞれ移流と拡散と呼ぶ)・物質の地表面への直接沈着(乾性沈着)・降水による沈着(湿性沈着)・放射性壊変の過程を計算する。また、化学輸送モデルは、気象モデルで計算された気象場(風系や降水量など)と放出量データ(後述)を入力条件としている。放射性物質のガス・粒子比や粒子直径などは、沈着速度を決める重要な要素であるが、今回の計算では、 $^{137}\text{Cs}$  は全て粒子と設定した(Skamarock et al. 2008)。計算領域は福島第一原発を中心とした  $711 \times 711 \text{ km}^2$  の範囲(図 1-2、水平格子間隔 3km)とした。

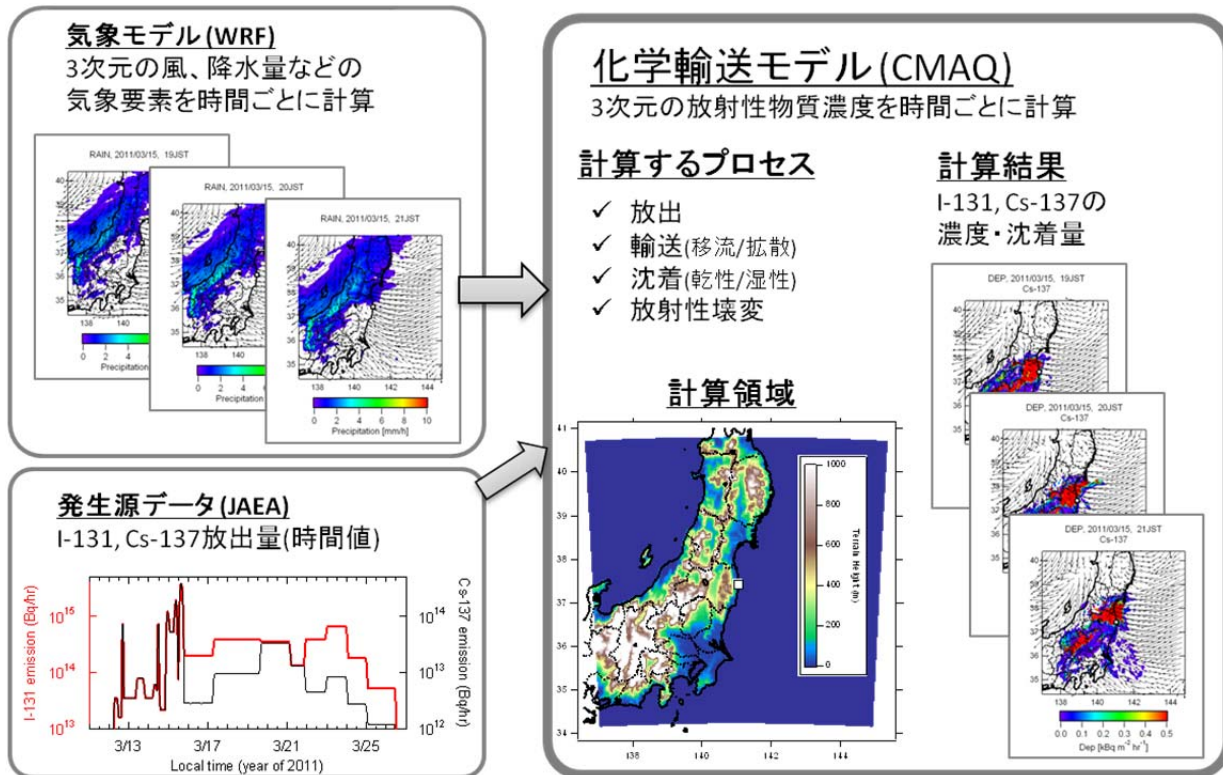


図 1-1 大気シミュレーションシステムの概略図

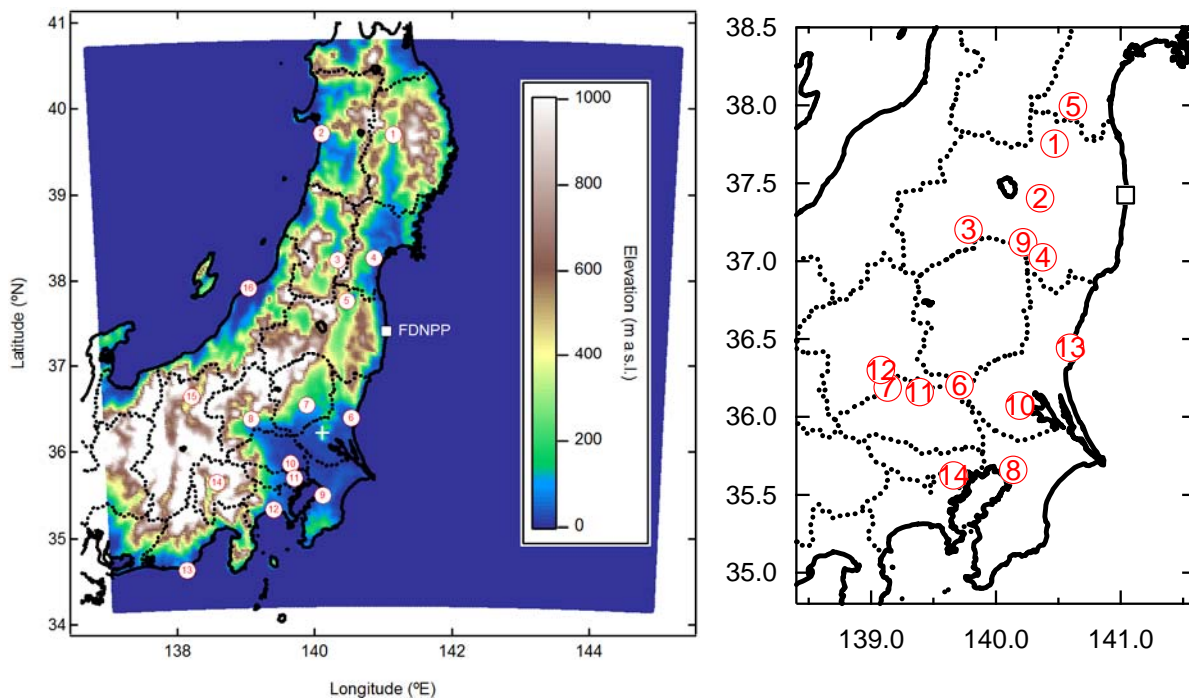


図 1-2 大気シミュレーションモデルの計算領域(左)、及び観測地点(右)

### 1-3 プルームモデルを用いた大気シミュレーション

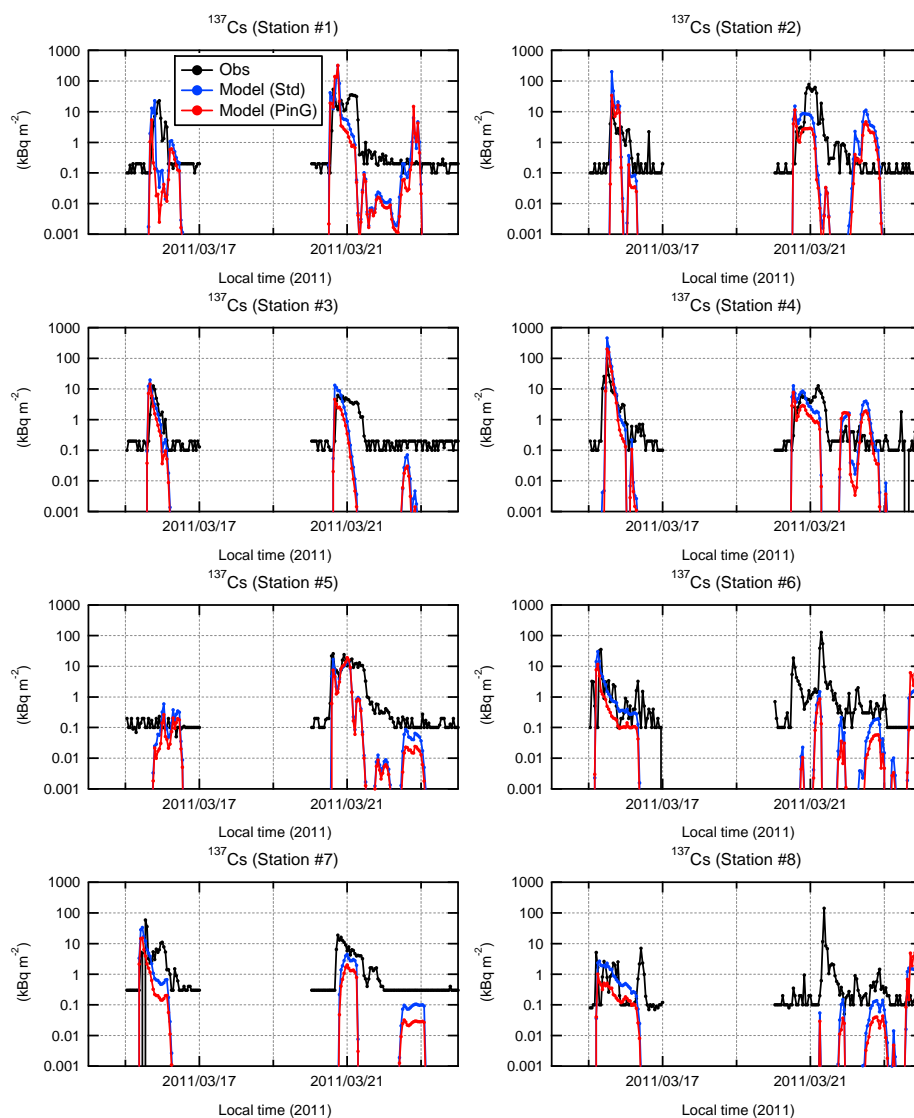
大気モデルを用いた沈着量推計や初期の内部被ばく量推計の際に、放射性物質の大気濃度や沈着量の微細な空間分布を再現する上では、放射性物質が大気中に放出された直後のプルームの再現が重要となる可能性があり、そのため初期拡散の取り扱いに注意が必要である。本業務で利用しているオイラー型の化学輸送モデルでは、放射性物質は放出後に即座に放出地点を含む計算グリッド内に拡散すると扱われている。本年度の業務では、化学輸送モデルにプルームモデルを導入して、サブグリッドスケールでの初期拡散の影響を評価した。ラグランジュ型のプルームモデルでは、点源から放出されたプルームを追跡することで、初期の数値拡散の影響を除いている。以下に、プルームモデルの計算手法とその解析結果を示す。

#### 1-3-1 計算手法

本業務では、CMAQ v4.6 に含まれる Plume-in-Grid(PinG)モジュールの計算コードを一部改良してプルームモデルを構築した。また、このモデルを用いて、本業務では PinG を考慮した事例と考慮していない事例を計算した。PinG において、吐出高度は Terada ら(Terada et al. 2012) の Table 2 に示された放出高度を基にしており、吐出口の直径、吐出速度、吐出温度は、それぞれ 1(m)、5(m/s)、283(K)と設定した。また、放出量も Terada ら(Terada et al. 2012) の Table 2 に示された値を設定した。

#### 1-3-2 結果と考察

図 1-2 の観測地点における放射性物質の濃度を図 1-3 に示す。ここで、実測データを黒、PinG を適用したシミュレーション結果を赤線、PinG を適用していないシミュレーション結果を青線で示した。3 月 15 日から 16 日にかけて、および 3 月 20 日から 22 日にかけて  $^{137}\text{Cs}$  大気濃度の実測値が増大していたが、概ね大気シミュレーションもこの  $^{137}\text{Cs}$  大気濃度が増大したタイミングを捉えていた。PinG を適用した場合、大気中のセシウム濃度は減少する傾向を示し、実測値により近づいた。なお、PinG の適用有無による濃度差は、福島第一原発付近で顕著にみられ、発生源の北から北西側では、PinG を導入することにより濃度や沈着量は増加した。ただ、プルームモデルの導入による  $^{137}\text{Cs}$  の大気濃度・沈着量の変化は限定的であった。



**図 1-3  $^{137}\text{Cs}$  の大気濃度の実測値 (黒)、及び標準事例 (青) とプルームモデルを導入した事例 (赤) のシミュレーション結果**

観測地点は、1: 杉妻町 (福島県福島市)、2: 朝日 (福島県郡山市)、3: 南会津 (福島県会津市)、4: 棚倉 (福島県棚倉町)、5: 白石 (宮城県白石市)、6: 守谷 (茨城県守谷市)、7: 本庄児玉 (埼玉県本庄市)、8: 山王小学校 (千葉県千葉市)。

#### 1-4 地表面からの再飛散量推計の初期評価

放射性物質の移行過程において、大気経由の再飛散による寄与の評価はこれまで不十分である。一方で、これまでの大気濃度や沈着量のモデル計算において、低濃度・低沈着量時の再現性が悪く、再飛散過程の寄与推計が必要とされている Morino et al. (2013)。これまで、地表面からのダスト飛散シミュレーションは、黄砂など砂漠起源に限られ、今回必要とされる森林・畑地などからのダスト飛散計算の先行研究は非常に限られている。また、現地観測を基にしたマイクロスケールでの再飛散影響評価研究は開始されているが、マクロスケールにおいて再飛散が放射性物質の移行過程に与える影響はこれまで殆ど評価されていない。マクロな推計には大気モデルの利用が不可欠であるため、本研究では、大気モデルへ再飛散過程を導入して、その影響を評価する。

##### 1-4-1 再飛散モデルの計算手法

地表面の土壌性粒子(砂粒など)は、強風によって大気中に舞い上がることが知られており、地表面に沈着した放射性物質の再飛散過程においても、同様のメカニズムが作用していると考えられる。そこで、土壌性粒子の同過程による放出をモデル化した Gillete et al. (1988)のモデルを参考に、放射性物質の再飛散による大気中への放出量を計算するモデルの開発を行った。

Gillete et al. (1988)では、強風によって舞い上がる土壌性粒子の質量フラックス： $F_{dust}$  (g/m<sup>2</sup>/sec) を、摩擦速度がその地点の土壌・土地の特性から決められた臨界摩擦速度を上回った場合に、

$$F_{dust} = C \times C_{snow} \times C_{wet} \times u_*^4 \times (1 - u_{*,th}/u_*) \quad (1-1)$$

で与えている。ここで、 $C$ は発生源定数(g/m<sup>2</sup>/s<sup>3</sup>)、また $C_{snow}$ は積雪被覆率による係数、 $C_{wet}$ は土壌の水分含水率による係数、 $u_*$ は摩擦速度、 $u_{*,th}$ は臨界摩擦速度である。これから、舞い上げられた土壌性粒子1gあたりに、 $C_{radioaer}$  (Bq)の放射性物質が含まれていると仮定して、再飛散による放射性物質の発生 $F_{radioaer}$ (Bq/m<sup>2</sup>/sec)は、

$$F_{radioaer} = C_{radioaer} \times F_{dust} \quad (1-2)$$

と定義した。なおGillete et al. (1988)に従い、本シミュレーションでは、発生源定数 $C=1$ と設定している。また積雪被覆率による係数については、積雪が被覆している地表面からの土壌性粒子の発生を考えた場合、 $C_{snow}=0$ となる。しかし、再飛散を考えている本シミュレーションにおいては、雪の上に落ちた粒子が再度舞い上がる可能性もあることから、 $C_{snow}=1$ と設定し、雪の有無に関係なく、舞い上がるように設定した。積雪のない地表面において、土壌性粒子の発生は、土壌の水分量変化に大きく依存する。ここでは、Gillete et al. (1988)に基づき、土壌水分量がその臨界値 (0.265m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>) を超えた場合に $C_{wet}=0$ とし、それ以下の場合には土壌水分量に応じて質量フラックスが線形に増加するように設定した。

上記発生フラックスの計算において、臨界摩擦速度の設定は、その値を決定する重要な要素の一つである。臨界摩擦速度は地表面粗度で変化することから、まず既存の土壌分類・土地利用データから地表面粗度長を見積りGillete et al. (1982)、見積もった地表面粗度長から臨界摩擦速度を推定した Marticorena B et al. (1997)。なお計算領域の土壌分類は、気象モデルのWRF(Weather Research and



Forecasting Model)にデフォルトで含まれているUSDA(United States Department of Agriculture; 米国農務省)のデータを利用している。このデータは全球の種類別(Loamysand、Sandyloam、Loam、Sandyclay、loam、Clay loam、Organic)の土壌の分布を提供するデータである。

$C_{radioaer}$ は、モデルで計算された $^{137}\text{Cs}$ 沈着量と単位面積当たりの表層土壌量(Yasunari et al. 2011)の比から求めた。再飛散による発生可能領域は、その沈着分布に従って定義され、沈着が起っていない領域では上記条件を満たしていても発生は起こらないように設定した。また再飛散による発生は、その地点の沈着量を超えて発生しないものと設定している。

図1-4に前節での計算結果をもとに算出した再飛散による発生量( $\text{kBq}/\text{m}^2$ )を示す。再飛散は、高沈着量地域に加えて、強風頻度の高い山の尾根や太平洋側を中心に分布していることがわかる。

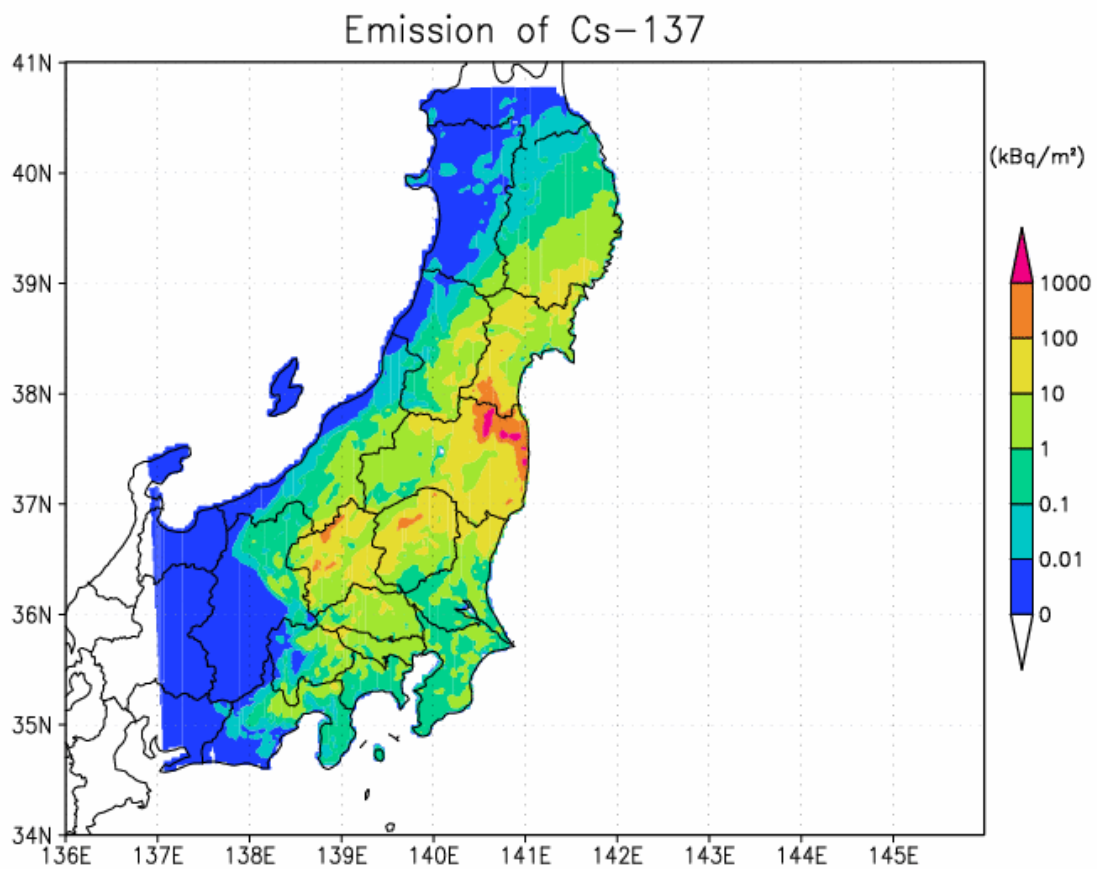


図1-4 3月11日から4月20日まで積算した、再飛散による $^{137}\text{Cs}$ 発生量 ( $\text{kBq}/\text{m}^2$ )の水平面分布

#### 1-4-2 放射性セシウムの大気濃度・沈着量の観測値との比較

図1-5に2011年3月11日から3月31日にかけての群馬県高崎市、茨城県つくば市、茨城県東海村、東京都世田谷区、千葉県千葉市の5地点における $^{137}\text{Cs}$ 大気濃度の観測値とシミュレーション結果を示した。1-3節でも示したとおり、3月15日から16日および3月20日から23日にかけて観測地点での $^{137}\text{Cs}$ 大気濃度が増大しており、大気モデルはその様子を再現していた。なお、これら $^{137}\text{Cs}$ 大気濃度が増大した期間以外でも、世田谷を除いた地点で $0.001 \sim 0.1\text{Bq/m}^3$ 程度の放射能濃度が測定されている。再飛散を考慮しない計算では、これらの期間の $^{137}\text{Cs}$ 大気濃度はゼロであったのに対して、再飛散を考慮したシミュレーションでは、これらの期間に、実測値と同オーダーの $^{137}\text{Cs}$ 大気濃度が計算されていた。このことから、地表面からの再飛散によって $0.001 \sim 0.1\text{Bq/m}^3$ 程度の放射能濃度を説明しうることが示唆された。

図1-2で示した地点(杉妻町、朝日、白河、土浦保健所、熊谷肥塚、山王小学校)における $^{137}\text{Cs}$ 大気濃度の観測値とシミュレーション結果を図1-6に示した。福島県とその隣接県でも、3月15日から16日午前にかけて、および3月20日から21日にかけての放射性プルームをシミュレーション結果は良く再現していた。ただ、福島県内(杉妻町、朝日、白河)において、3月16日から17日にかけて、および3月21日から23日にかけて、実測では $^{137}\text{Cs}$ 大気濃度が増大していない期間に、時に $10\text{Bq/m}^3$ 以上の再飛散の寄与を予測している期間があった。このような顕著な過大評価の一方で、3月16日の熊谷肥塚など、再飛散を考慮することで観測値の再現性が向上している地点も見られる。

図1-7に、各都県の観測地点(図1-2)における $^{137}\text{Cs}$ 沈着量の観測結果とシミュレーション結果を示した。通常の計算で3月20日から23日、30日から31日などにおける、 $^{137}\text{Cs}$ 沈着量の増大をモデルは適切に再現していた。一方、プルームによって $^{137}\text{Cs}$ 沈着量が増大した期間以外にも、東北及び関東の各都県(山形、福島、茨城、栃木、群馬、千葉、埼玉、東京、神奈川)でバックグラウンド的に $0.01\text{-}0.1\text{Bq/m}^2$ 程度の沈着量が観測されていた。これらの期間において、シミュレーションモデルでも再飛散に起因して $^{137}\text{Cs}$ の沈着が起こると計算されていた。ただ、シミュレーション結果は実測値を過小評価しており、その計算手法をさらに精査する必要がある。

なお、再飛散量は、土地利用・土壌分類・気象条件など支配要因が複雑であり、ここまでの初期計算結果を見ても、全地域に適用可能な一般的な計算式を導出するのは困難だと考えられる。また、低濃度・低沈着量の観測値を基に評価しているため、測定のコタミネーションの影響を分離するのが困難という問題もある。このような不確実要因はあるものの、今後の中長期的な放射性物質の移行過程を調査する上では、このようなマクロスケールでの再飛散量の評価は重要であり、引き続きモデルの精緻化と検証に取り組む必要がある。

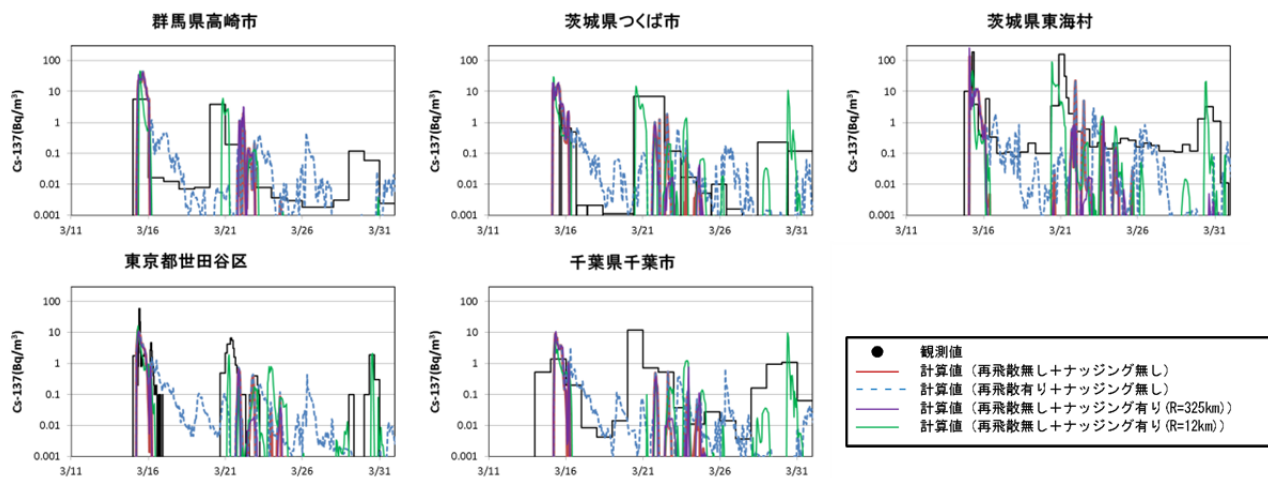


図 1-5  $^{137}\text{Cs}$  大気濃度 ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ) の時間変化

黒線は観測結果、赤線、青破線、紫線、緑線はそれぞれ、再飛散過程無しかつ観測データナッジング無し、再飛散過程有しかつ観測データナッジング無し、再飛散過程無しかつ観測データナッジング有り(影響半径は 325km)、再飛散過程無しかつ観測データナッジング有り(影響半径は 12km)によるシミュレーションの結果を示す。観測地点は、図 1-2 の右図の下記番号に対応(12:高崎、10:つくば、13:東海村、14:世田谷、8:千葉)。

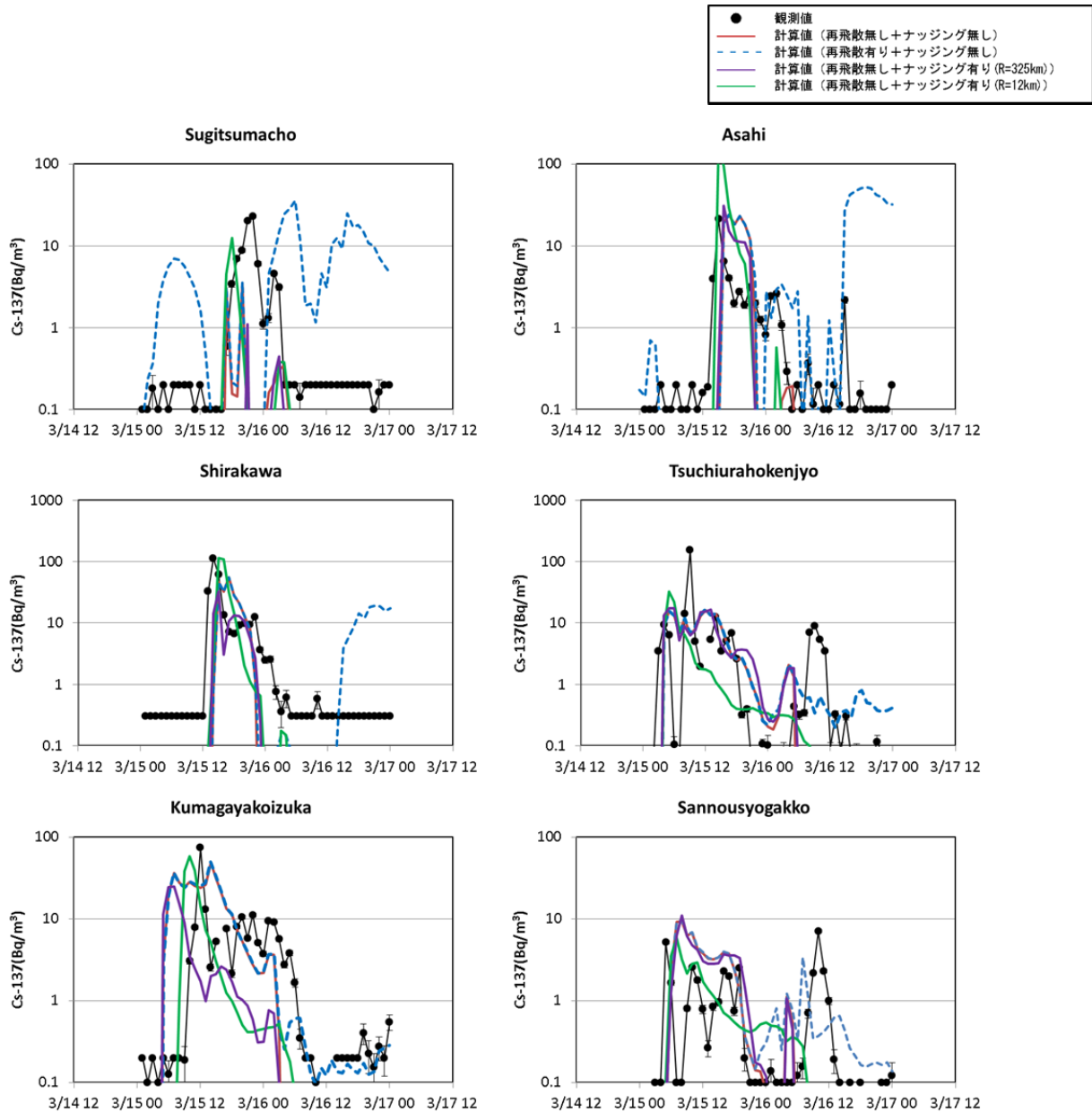


図 1-6a  $^{137}\text{Cs}$  大気濃度 ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ) の時間変化

黒線は観測結果、赤線、青破線、紫線、緑線はそれぞれ、再飛散過程無しかつ観測データナudging無し、再飛散過程有しかつ観測データナudging無し、再飛散過程無しかつ観測データナudging有り(影響半径は 325km)、再飛散過程無しかつ観測データナudging有り(影響半径は 12km)によるシミュレーション結果を示す。観測地点は、図 1-2 の右図の下記番号に対応(1: 杉妻町(福島県福島市)、2: 朝日(福島県郡山市)、9: 白河(福島県白河市)、10: 土浦保健所(茨城県土浦市)、11: 熊谷肥塚(埼玉県熊谷市)、8: 山王小学校(千葉県千葉市))。

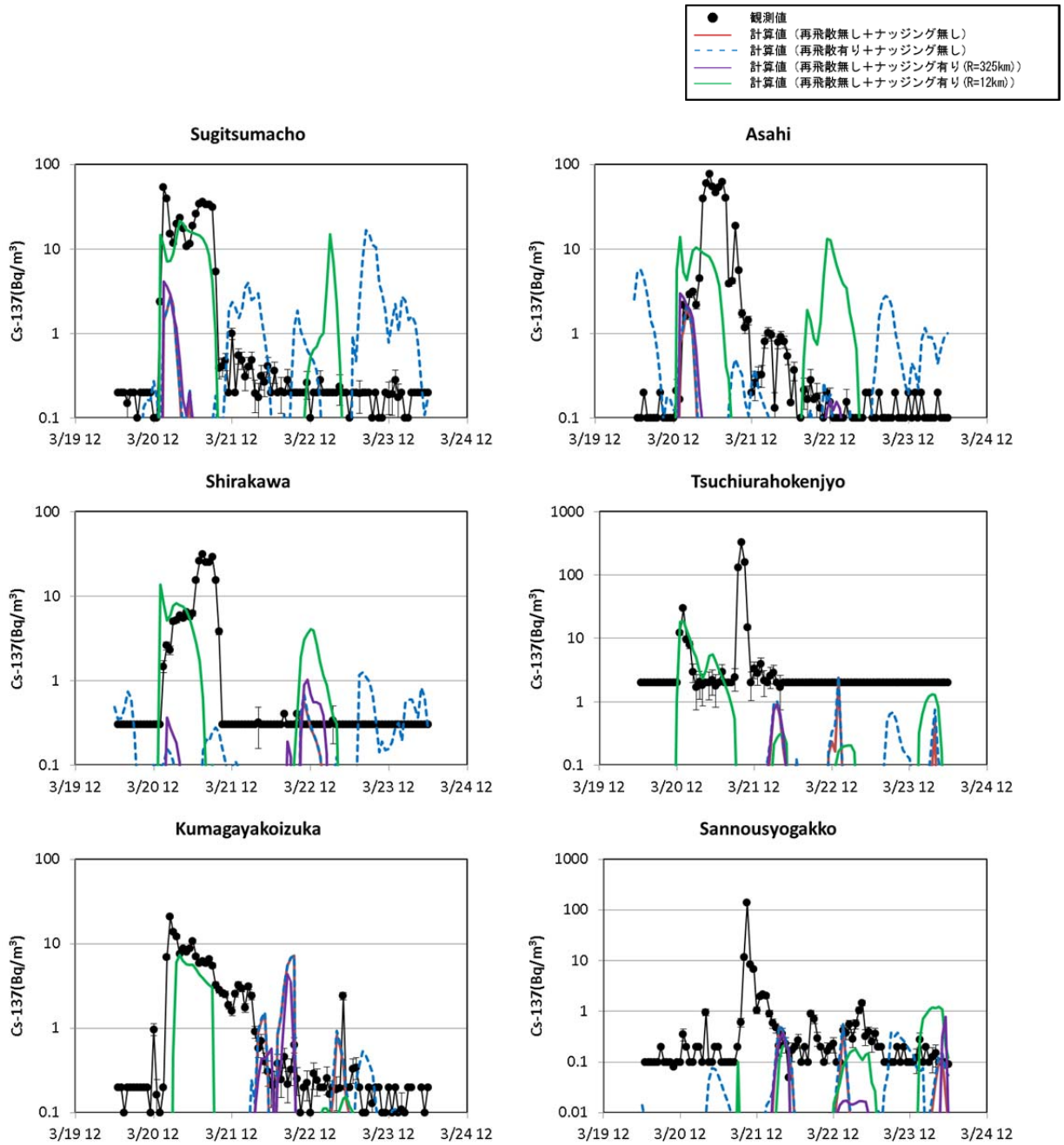


図 1-6b  $^{137}\text{Cs}$  大気濃度 ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ) の時間変化

黒線は観測結果、赤線、青破線、紫線、緑線はそれぞれ、再飛散過程無しかつ観測データナudging無し、再飛散過程有しかつ観測データナudging無し、再飛散過程無しかつ観測データナudging有り(影響半径は 325km)、再飛散過程無しかつ観測データナudging有り(影響半径は 12km)によるシミュレーション結果を示す。観測地点は、図 1-2 の右図の下記番号に対応(1: 杉妻町(福島県福島市)、2: 朝日(福島県郡山市)、9: 白河(福島県白河市)、10: 土浦保健所(茨城県土浦市)、11: 熊谷肥塚(埼玉県熊谷市)、8: 山王小学校(千葉県千葉市))。

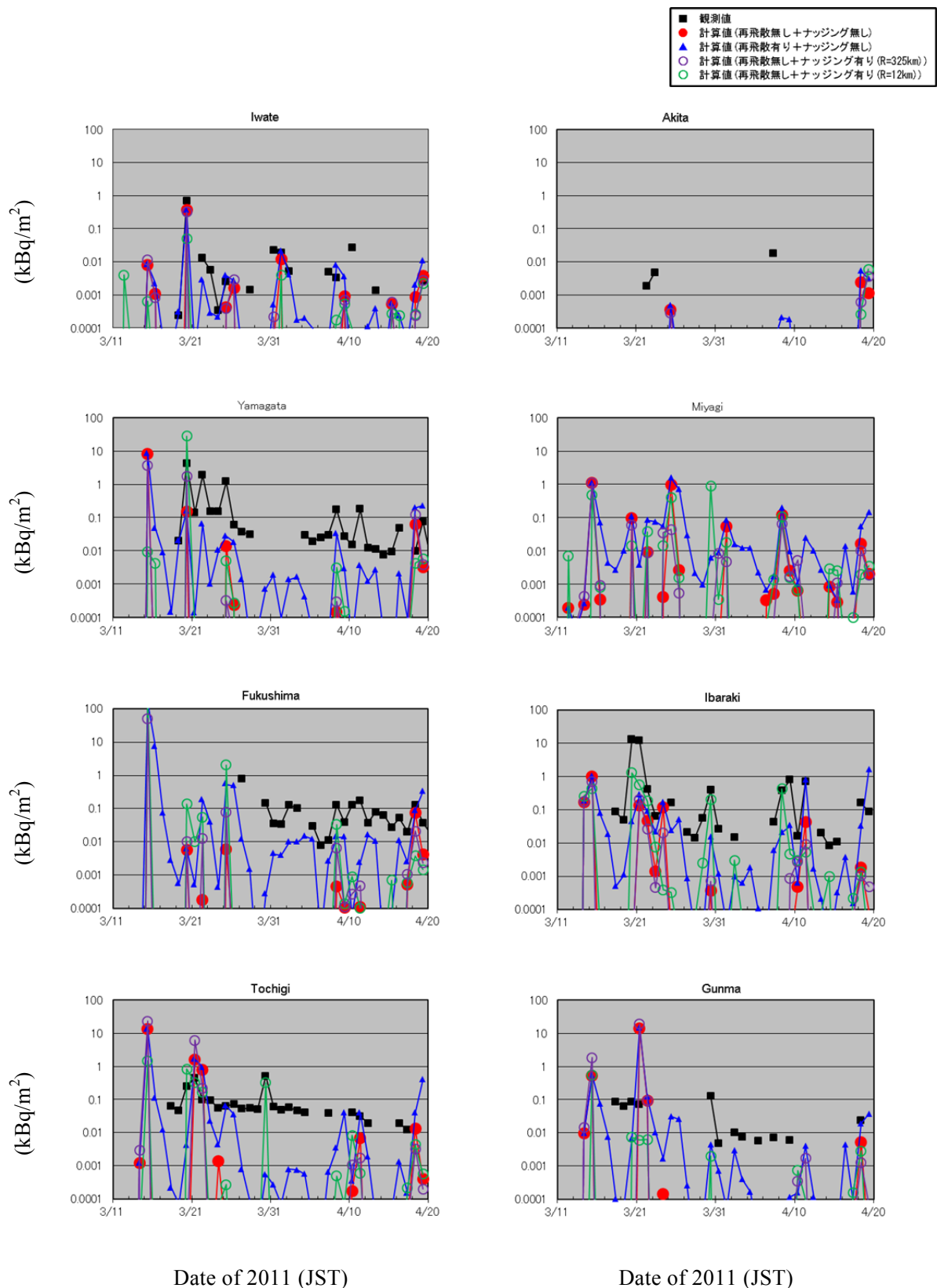


図1-7a  $^{137}\text{Cs}$ 総沈着量の時間変化

黒四角は観測結果、赤丸と青三角はそれぞれ、再飛散過程無し、有りのシミュレーションの結果を示す。紫丸と緑丸は再飛散過程無しかつ観測値のナッジングを考慮(影響半径は325kmと12km)した気象データによるシミュレーション結果を示す。

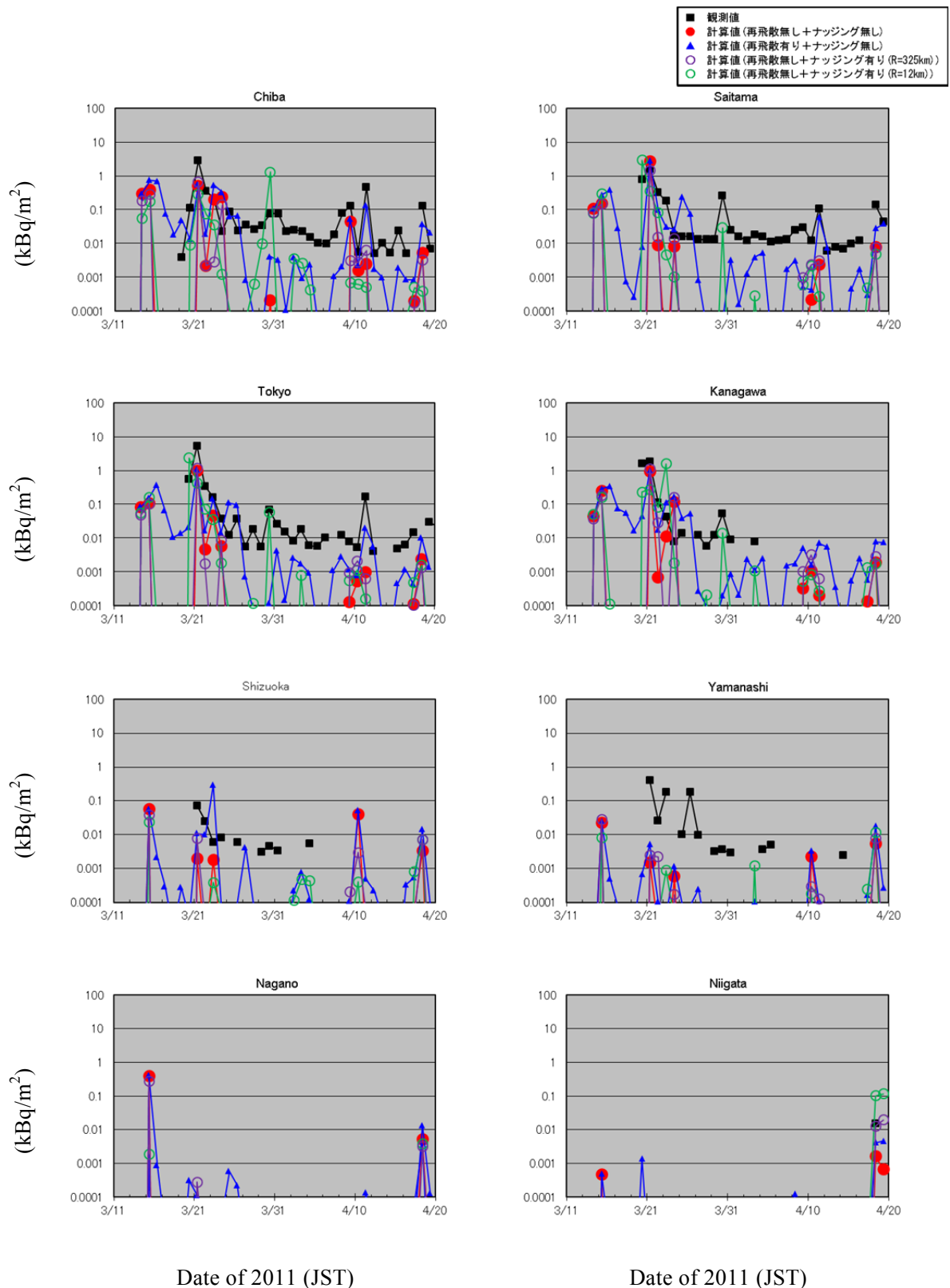


図 1-7b  $^{137}\text{Cs}$  総沈着量の時間変化

黒四角は観測結果、赤丸と青三角はそれぞれ、再飛散過程無し、有りのシミュレーションの結果を示す。紫丸と緑丸は再飛散過程無しかつ観測値のナッジングを考慮(影響半径は 325km と 12km)した気象データによるシミュレーション結果を示す。

### 1-4-3 再飛散係数を用いた再飛散推計の検討

チェルノブイリ原子力発電所の事故後の放射性物質の動態把握において、経験的な係数を基にした再飛散の寄与評価が実施されてきた(Garland et al. 1994)。本業務でも、初期検討として、再飛散係数を用いた大気シミュレーションを実施して、再飛散の寄与を評価した。ここでは、放射性物質の濃度( $\text{Bq}/\text{m}^3$ )と沈着量( $\text{Bq}/\text{m}^2$ )の比で定義した再飛散係数( $K$ , 単位は  $1/\text{m}$ )を用いる。この再飛散係数の特性として、初期沈着後に時間とともに減衰することや沈着量が高い地域で低いこと(Garland et al. 1994) などが報告されている。

5 地点(群馬県高崎市、茨城県つくば市、茨城県東海村、東京都世田谷区、千葉県千葉市)における再飛散係数の観測結果を図 1-8 の左図に示した。いずれの地点でも時間とともに再飛散係数が減少しており、先行研究(Garland et al. 1994) と整合的な結果が得られている。この結果は、沈着後初期に再飛散しやすい粒子が再飛散して、時間の経過とともに再飛散しにくい粒子が地表面に残るためと説明される。モデルに再飛散過程を導入するために、べき乗関数( $K=A \exp(-B t)$ )にフィッティングした( $A$ と $B$ はフィッティング係数、 $t$ は初期沈着後の時間)。福島第一原発からの直接放出の影響を除くために事故後 30 日後以降のデータを用い、 $B=0.08[1/\text{month}]$ に固定してフィッティングした場合の  $A$  を図 1-8 の右図に示した。その結果、沈着量が高い地点ほど  $A$  値が高いというチェルノブイリ事故後の研究結果(Garland et al. 1994) と整合的な結果が得られた。ただ、全般にチェルノブイリ事故後の推計値と比べて今回推計した  $A$  値は1桁から3桁ほど高い。本業務では、福島の事例とチェルノブイリの事例のそれぞれのデータに対して再飛散係数を沈着量と初期沈着後の時間の関数としてフィッティングすることで、2通りの計算式を得た。

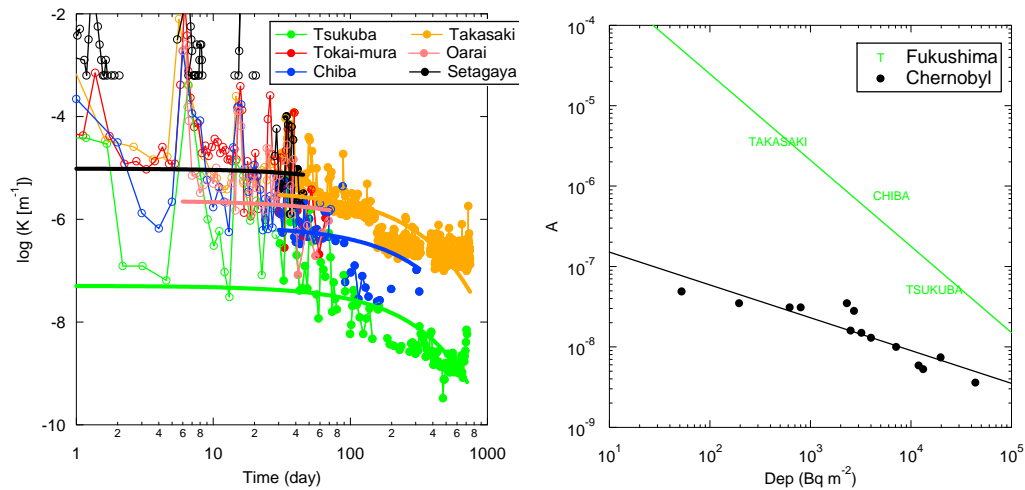


図 1-8 5 地点 (群馬県高崎市、茨城県つくば市、茨城県東海村、東京都世田谷区、千葉県千葉市) における再飛散係数の観測結果(左)、および  $A$  値 (本文参照) と沈着量の関係(右)



大気モデルで再飛散過程を計算するためには、再飛散係数を再飛散フラックス( $A$ )に変換する必要がある。ここでは、以下の変換式[11]を用いて  $K$  を  $A$  に変換した。

$$A = \frac{1}{D_0} \frac{\partial D}{\partial t} = \frac{1}{D_0} F = u^* \kappa p K. \quad (1-3)$$

$$p = \frac{V_d \varphi}{u^* \kappa}. \quad (1-4)$$

ここで、 $D_0$  は初期沈着量、 $D$  は沈着量、 $F$  は乱流フラックス、 $u^*$  は摩擦速度、 $\kappa$  はフォンカルマン係数、 $\varphi$  は断熱影響関数である。 $p$  値は先行事例(Loosmore 2003)を参考に、0.25 と設定した。

再飛散係数を用いた計算結果を図 1-9 に記した。ここでは  $^{137}\text{Cs}$  粒子を微小粒子(直径  $1\mu\text{m}$ )、および粗大粒子(直径  $10\mu\text{m}$ )と仮定した場合の計算結果をそれぞれ示した。観測結果を見ると、いずれの関東の測定地点でも  $10^{-1}\sim 10^{-3}\text{Bq/m}^3$  程度の大气濃度が測定されている。地点ごとに多少傾向は異なるものの、福島の前データに対してフィッティングした  $A$  を用いた計算では、粒子直径の与え方に起因する不確実性の範囲で、実測された  $^{137}\text{Cs}$  の大气濃度が再現された。一方、チェルノブイリのデータに対してフィッティングした  $A$  を用いた計算でも  $^{137}\text{Cs}$  粒子を微小粒子と仮定した場合に、高崎・世田谷・つくばで実測値が再現された。これまで示した通り、再飛散量は空間的な不均一性が大きく、地点ごとに傾向が異なるため一般的な評価は困難であるが、 $^{137}\text{Cs}$  の大气濃度を評価する上で地表面からの再飛散が無視できないことが示唆される。

微小粒子を仮定した再飛散計算での、計算領域内の  $^{137}\text{Cs}$  の収支を図 1-10 に示した。福島第一原発事故後のデータにフィッティングさせた計算結果では、陸上に沈着した  $^{137}\text{Cs}$  の大半が、初期沈着から1か月ほどで再飛散されると推計される。航空機モニタリングの結果で地表面の  $^{137}\text{Cs}$  濃度が数ヶ月であまり変わらないことなどから考えても、この再飛散量は非現実的な過大評価である。一方、チェルノブイリ事故後のデータにフィッティングさせた場合では、初期沈着から2か月での再飛散量が 1%以下であった。この結果からも、再飛散量の推計結果に含まれる不確実性は非常に大きいことが分かる。今後、再飛散フラックスの推計を精緻化するとともに、様々な地点の観測データを収集して、モデルを用いた再飛散の寄与評価の精緻化に取り組む必要がある。

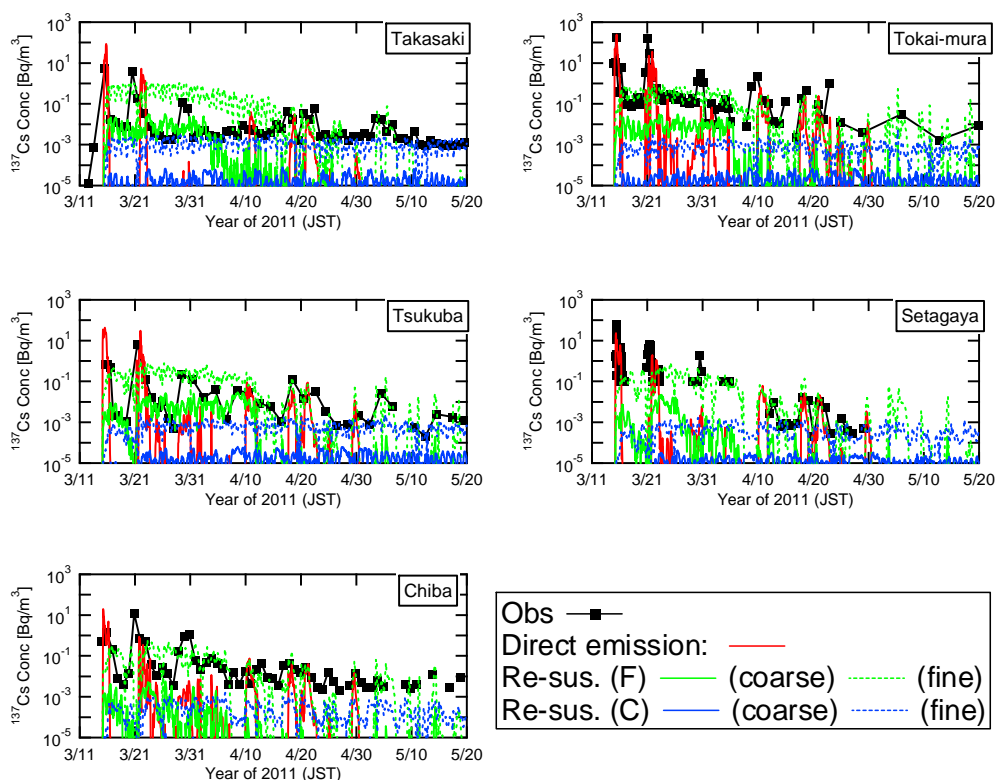


図 1-9 5 地点（群馬県高崎市、茨城県つくば市、茨城県東海村、東京都世田谷区、千葉県千葉市）における  $^{137}\text{Cs}$  大気濃度の観測値(黒)とシミュレーション結果

福島第一原発からの直接排出分(赤)と再飛散分(福島第一原発事故後のデータにフィッティングした場合(緑)とチェルノブイリ原発事故後のデータにフィッティングした場合(青)。再飛散分は、 $^{137}\text{Cs}$  粒子を微小粒子と仮定した場合(実線)と粗大粒子を仮定した場合(点線)をそれぞれ示した)

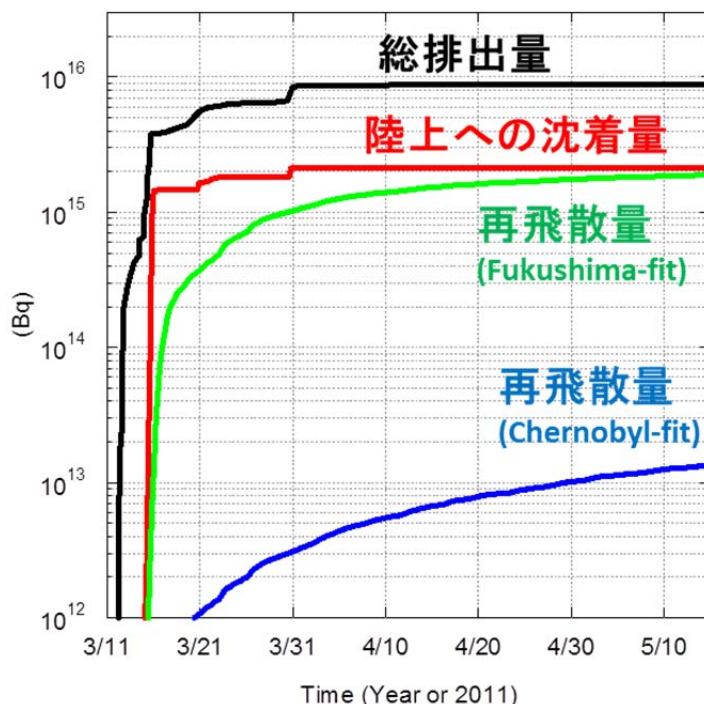


図 1-10 計算領域における  $^{137}\text{Cs}$  の収支

福島第一原発からの放出量(黒)、日本の陸上への沈着量、福島とチェルノブイリの原発事故後のデータにフィッティングさせて導出した計算式を基にした再飛散量(それぞれ緑と青)。

### 1-5 まとめ

本業務では、大気シミュレーションモデルに対して、プルームモデルと再飛散過程の計算モジュールを導入して、その効果の評価した。プルームモデルを導入したところ  $^{137}\text{Cs}$  の大気濃度・沈着量の計算結果は変化したものの、その影響は限定的であった。

再飛散過程について、原発からの直接排出の影響がない期間(プルームが観測点に到達していない期間)においてその寄与は大きいと考えられる。ダスト飛散モデルや再飛散係数を用いた初期検討の結果、再飛散を考慮することによってプルームが到達していない期間の  $^{137}\text{Cs}$  の大気濃度・沈着量の再現性が顕著に向上する可能性が示された。ただ、今回の初期検討から、その推計結果にとっても大きな不確実性が含まれることは明らかである。今後、再飛散フラックスの推計を精緻化するとともに、様々な地点の観測データを収集して、再飛散モデルの精緻化に取り組む必要がある。

### 引用文献

1. Byun D et al. (2006) Appl. Mech. Rev., 59, (1-6), 51-77.
2. Garland JA et al. (1994) J Aerosol Sci, 1994, 25, 793-806.
3. Gillette D et al. (1982) J. Geophys. Res., 87, 903-905.
4. Gillette D et al. (1988) J. Geophys. Res., 93, 14233-14242.
5. Loosmore GA (2003) Atmos Environ, 2003, 37, 639-647.
6. Marticorena B et al. (1997) J. Geophys. Res., 102, 23277-23287.

7. Morino Y et al. (2011) *Geophys. Res. Lett.*, 38, L00G11.
8. Morino, Y et al. (2013) *Environ. Sci. Technol.* 2013, 47, 2314-2322.
9. Skamarock W et al. (2008) NCAR/TN-475+STR; Natl. Cent. for Atmos. Res., : Boulder, Co.
10. Terada H et al. (2012) *J. Environ. Radioactiv.*, 112, 141-54. Yasunari T et al. (2011) *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 2011, 108, 19530–19534.

## 2 陸域モデル

### 2-1 はじめに

大震災に伴う福島第一原発の事故によって大気と海水中に排出された放射性物質は、大気の流れにより輸送され、湿性・乾性の沈着によって地表に落下したと考えられる。地表面に落下した放射性物質は、土壌や植生に残存し、そこから河川等への流出、底質等への沈降や分配を経て、下流に向けて流下するプロセスをたどる。このような多媒体間にまたがる放射性物質の環境動態プロセス全体をモデル化することにより、現在から将来にわたる放射性物質の動態、流出などの予測を可能にすることが出来れば、将来にわたる放射線被曝量の予測や除染などの対策効果の推定などの有効な手段となると考えられる。

本節では、福島県周辺地域における放射性物質の多媒体動態モデルのうち、特に陸域の動態を中心とするモデル検討の結果について報告する。具体的には、事故直後から20～30年程度の長期間の動態、特に土壌、河川、底質、湖沼や海洋への流出などの予測手法を構築することを目標に、これまで有機汚染物質を中心に開発を進めてきた環境多媒体モデル G-CIEMS (Grid-Catchment Integrated Modeling System) (Suzuki et al. 2004) を基礎として放射性物質の動態予測モデルの構築のための検討を進めた。本検討では、昨年度の検討結果を踏まえて、モデルを高度化するために必要となる陸域観測データの解析、表面流出過程の高度化、表流水中の粒子挙動予測のための検討を実施した。

陸域の観測データとして、広域に実施されている空間線量率の観測結果に着目し、その時間変動の面的分布や土地利用状況との関係を解析した。その結果、調査の種類による傾向の違いを明らかにし、また森林では空間線量率の減少が遅く、都市域では減少が早いことを明らかにした。地表面からの土壌粒子の流出現象をより詳細に予測するために、広く利用されている土壌流亡予測式を本モデルに適用するための検討を進めた。特に土壌粒子の流出量の時間変動に強く寄与する降雨係数(R 係数)に着目し、その空間的分布などを算出した。河川中の土砂粒子の挙動をより詳細に予測するためには、既存の G-CIEMS ではなくその前段として新たなモデルを構築する必要があり、そのモデル構築のための基礎的設計を実施した。

### 2-2 G-CIEMS モデル

#### 2-2-1 概要

環境多媒体モデル G-CIEMS は、大気、水(河川、湖沼、海域)、土壌(7 土地利用区分)、森林、また各水媒体の底質中に存在する物質の媒体間および媒体内の移動を記述する多媒体モデルである(図 2-1)。本モデルは本来、有機汚染物質の多媒体動態を扱うことを目標に構築されたため、本検討では、有機物に対して設計された物性値関係の扱い方をセシウムなど放射性物質(無機元素)の扱いに適用可能とすべく検討を行った。

本モデルの概念は、各媒体内での局所的な平衡分配(例えば土粒子と間隙水、間隙空気、あるいは水中での溶解・粒子吸着態の分配、底質中での粒子と間隙水の分配など)と、大域的な輸送(例えば土壌粒子の流出、水から底質への沈降、河川流下に伴う輸送など)を結合するものである。放射性セシウムの動態(IAEA 2010)に関して予備的な調査を行い、現モデルの定式化との比較検証を行った結果、分配と輸送を記述する基本的な定式化の構造はセシウムなど無機元素の扱いにおいても基本的には同等に適用可能と考えられた。このため、本検討においては、まず現モデル構造に対して、放射性セシウム動態を記述するよう物性パラメータの設定を変更することで対応し、CMAQ シミュレーションより得られた大気沈着量を入力することにより、推定を行うこととした。

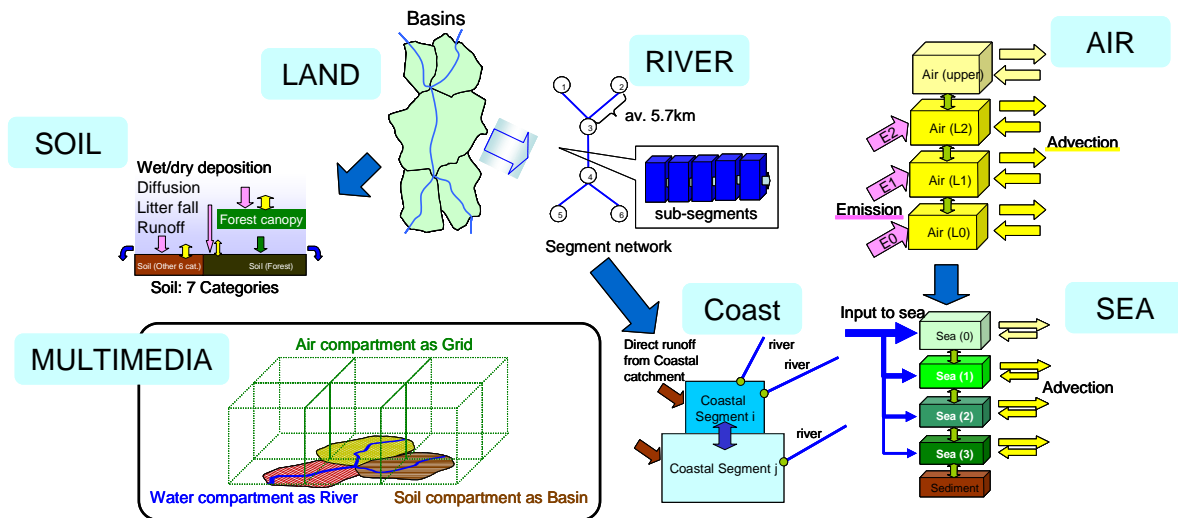


図 2-1 G-CIEMS モデルの基本構造

## 2-2-2 陸域環境での放射性物質の多媒体動態の長期予測

以下、昨年度報告済みの結果から本年度の報告に関係する部分を抜粋して記載する。

### (1) 対象核種

計算対象核種としては、まず始めにセシウム 137 を対象とした。セシウム 137 は半減期が約 30 年と長く、長期間残留する可能性があることから、本検討における長期の放射性物質の動態の検討においては明らかに重要と考えられることからまず本核種を対象とした。なお、実際の環境中ではセシウム 134 も重要であると考えられる。セシウム 134 の環境中での挙動は、セシウム 137 と類似の特徴を示すと考えられることから、並行して検討を進めているが、現時点ではまだ予備検討の段階である。

### (2) 対象地域

G-CIEMS モデルでは、陸域に関して河川流域を単位として計算領域を設定する。計算対象地域は福島県の太平洋沿岸の阿武隈川水系や久慈川水系、那珂川水系、利根川水系、荒川水系を含む 15 水系 (約 3.4 万 km<sup>2</sup>) とした (図 2-2)。モデル計算上最小単位となる小流域 (一つの面積がおよそ 10km<sup>2</sup>) は計算対象地域内に 3,532 個存在する。福島県の浜通り (太平洋沿岸側) には前述した大きな水系はなく、夏井川水系、鮫川水系などの中規模水系および多数の小規模水系が存在する。流域データの管理上、いくつかの小規模水系をデータ上同一水系として処理しており、それらを含めた 15 水系である。そのため、これらのいくつかの小規模水系が飛び地のように存在する。本検討では、これら飛び地となる水系についても形式的には計算を行うこととなるが、実質的には図 2-2 に示す相互に連続した水系に関して考察した。

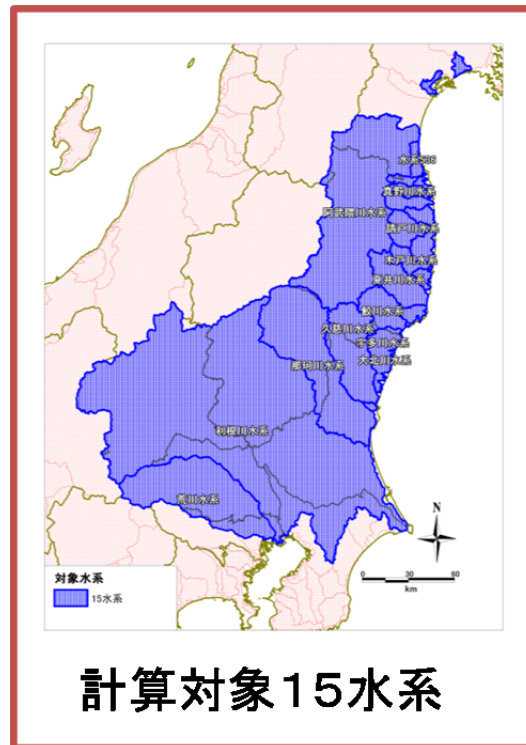


図 2-2 計算対象とした 15 水系

### (3) 大気モデルによる沈着量計算結果の活用

G-CIEMS モデル自身によって大気輸送と沈着の計算を行うことは可能ではあるが、本検討の対象となる事故の直後は短期間の放出と大気輸送が問題となるため、時間単位での短期の排出と大気輸送を正確に再現することが必要である。G-CIEMS モデルではこのような時間単位の大気動態の再現性は十分に検討されていないため、本検討では大気の輸送モデルを用いたより正確な大気輸送の推定によって得られた大気沈着量を入力として放射性物質の地上蓄積以降の計算を行った。具体的には、共著者の検討結果(Morino et al. 2011)より沈着量を設定し、これを計算対象とする流域の土壌区分への直接的な排出量と計算上設定し、推定に利用した。計算全体のスキームを図 2-3 に示す。G-CIEMS モデルでは大気も対象媒体に含まれ、大気媒体のみ計算から排除することは難しい。また、多媒体モデルの性質上、大気中濃度がゼロになるような条件で計算することは出来ないため、ほぼ無視出来る程度大気に拡散するという便宜的な物性値を用いて計算を実施している。

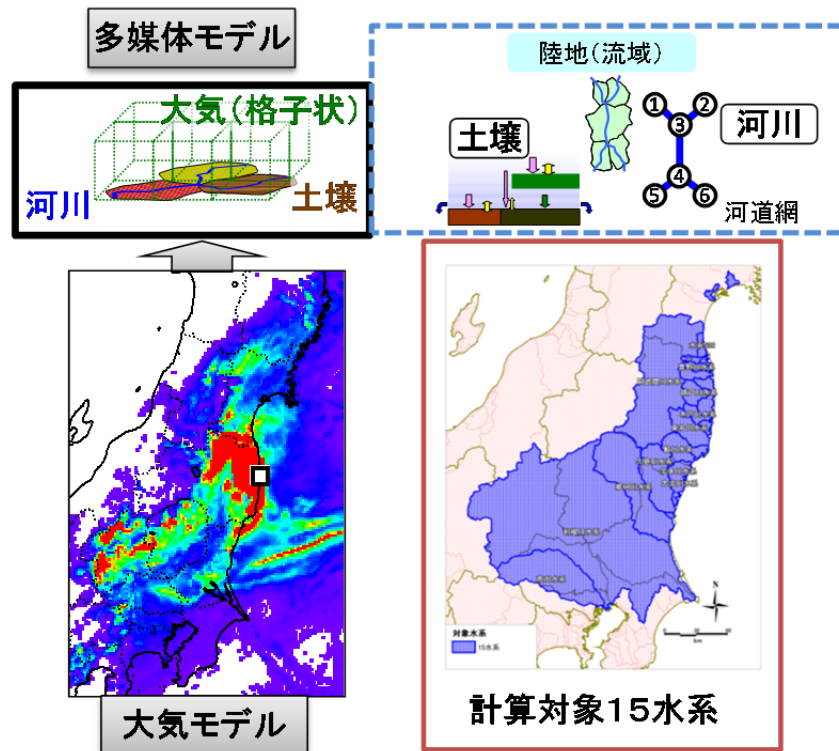


図 2-3 本検討での大気モデル-G-CIEMS 計算のスキーム

#### (4) 設定した環境条件と計算条件

セシウムは、土壌中では粘土鉱物と強固な結合をしているという報告(Comans et al. 1992)がある一方、強熱減量と浮遊粒子中セシウム濃度との間に相関があるという報告(Matsunaga et al. 1991)もあり、その化学形態は複雑に変化していると考えられる。本検討では、複数の化学形態の相互変換に関する十分な知見が得られていないため、環境中のセシウムの化学形態の変化は考慮しないこととした。また、河川流量は平水流量として計算を実施した。

気象条件の中でセシウムの環境中挙動に特に影響を及ぼすと考えられるのは降水時の表面流出である。G-CIEMSでは一定の降雨、一定の表面流出が起きている状態を計算するモデルであるため、降水量に関係なく地表面に存在している対象物質との間で平衡関係に達した状態の表流水が河川に流入するという仮定で計算している。そこで、表流水に対するモデルの精緻化として、地表面での表面流が発生する降水量の限界値を外部入力条件として設定する構造に改良した。その際、地表面での表面流内への物質の流れは、対象物質の溶出量が縦方向の濃度勾配に比例して制限されるよう計算式を変更した。

本来、降水量は時空間的に大きく変動している。しかし、本研究の目的は数年～数十年のレンジでの濃度変動予測であることから、単純に一年間を降水期と無降水期に分ける条件とした。降水期は、6、7月の梅雨と10、11月の秋雨を想定し、一年間に降水期2回に設定し、それぞれほぼ同じ日数になるように調整とした。降水期の日数を設定するために、2006年の一年間の降水データ(Japan Meteorological Agency, 2012)のうち、対象地域とほぼ重なる福島、栃木、茨城、群馬、埼玉の5県の計128観測地点から、一日も欠測がない50観測地点を対象に、無降水日数の平均値を求め、これらより62日間の降水期が2回あると設定した。

河川へ流入する水は主に表面流水と湧水に大別できる。ここでは、湧水時には全てが湧水であり、そ



れ以上の流量分は表面流水だと仮定して、無降水期には表面流出がゼロ、降水期に表面流水が一定量流れると設定した。表面流の水量を求めるために、計算対象地域の流量データ(Japan River Association, 2006)のうち、人工的な取水排水の影響が少ないと考えられる流域面積が小さい5観測所の結果を用いて、渇水時比流量の平均値および年間の総比流量の平均値より、一年間の河川への流入水量と収支が合うように条件設定した。

セシウムの陸域での動態に影響を及ぼす因子としては特にセシウムが吸着した土壌粒子の表面流出と溶存態セシウムの表面流出である。それら二つの因子に関しては、単一条件の設定が困難であり、また感度解析によってその因子の寄与を把握することがより重要になるため、いくつかの条件を設定し、各条件に関して計算を実施した。土壌粒子へのセシウムの吸着に関わる分配係数(Kd:土壌粒子に吸着したセシウム濃度(Bq/kg)／溶存態セシウム濃度(Bq/L))に関しては IAEA の報告書を参考に中間値として多数の報告値のばらつきの中での中間的な値(報告値の幾何平均値)を設定し、高吸着条件、低吸着条件をそれぞれ中間値の5倍、1/5倍に設定した。G-CIEMS 内で7区分に分類されている土地利用区分に関しては、4区分に大別し、それぞれ土壌層厚および土壌流出係数を設定した。特に市街地での土壌流出係数に関しては設定が困難だったため、値を幅広く設定した。なお、以降の議論では特に言及していない場合、分配係数として Cent-Kd を、土壌流出係数として Case 3 の条件を用いている。

### 2-2-3 予測結果

昨年度の報告書からの抜粋を参考として以下に示す。

#### (1) 媒体別・残留状況

陸域に沈着したセシウム 137 の大部分が土壌(地表面)に存在する結果となった(図 2-4)。

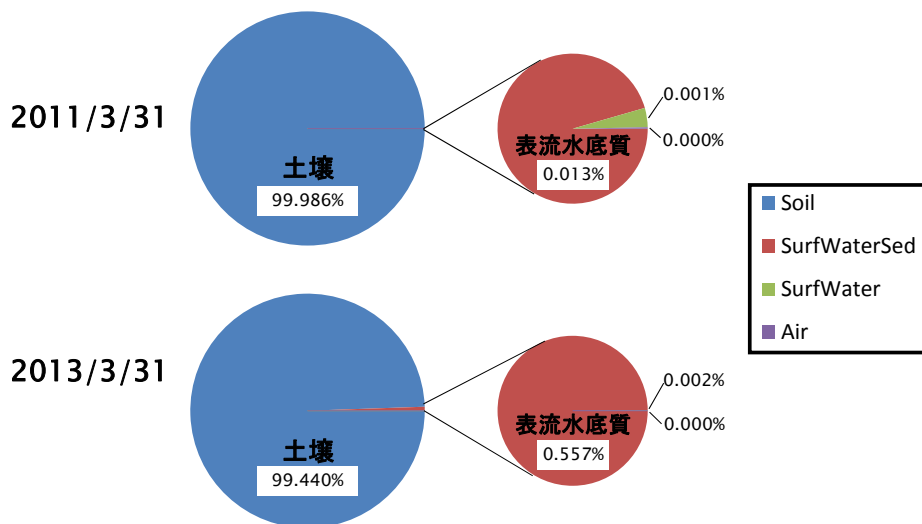


図 2-4 2011 年 3 月 31 日 (上)、2013 年 3 月 31 日 (下) 時点における各媒体中セシウム 137 の存在比

#### (2) 長期経年変化

事故直後、約7割が森林に沈着した。その後、土壌中セシウム 137 は流出現象により物理崩壊よりもやや早く減少する可能性が示された(図 2-5)。

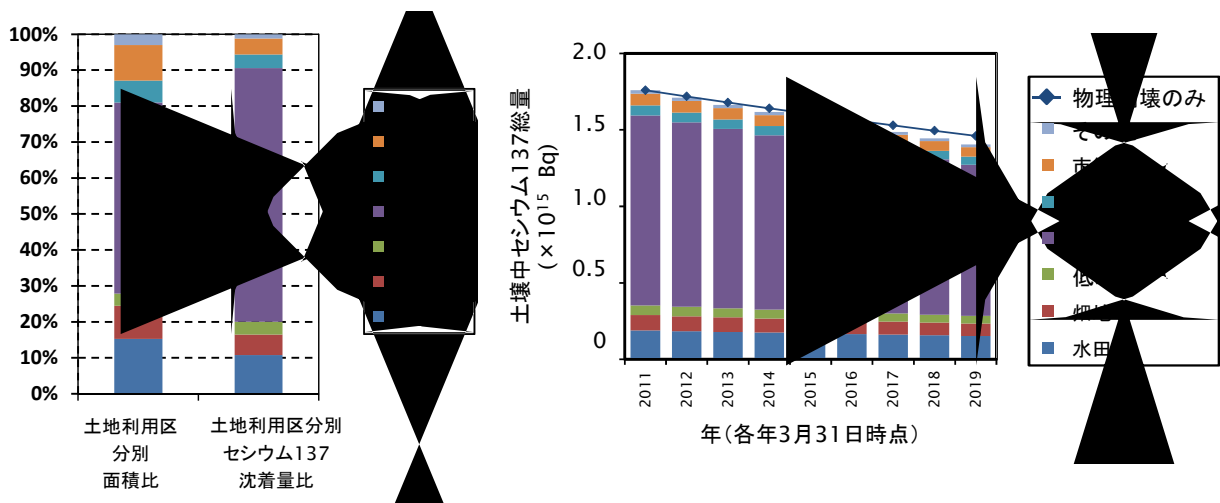


図 2-5 (左) 土地利用別面積比と土壤中セシウム 137 存在比 (2011 年 3 月 31 日時点) および  
その残留量の経年変化 (右)

### (3) 分配係数と土壤流出係数の影響

土壤粒子と水との間のセシウムの分配係数や地表面からの土壤流出係数が重要な因子であることを示した(図 2-6)。

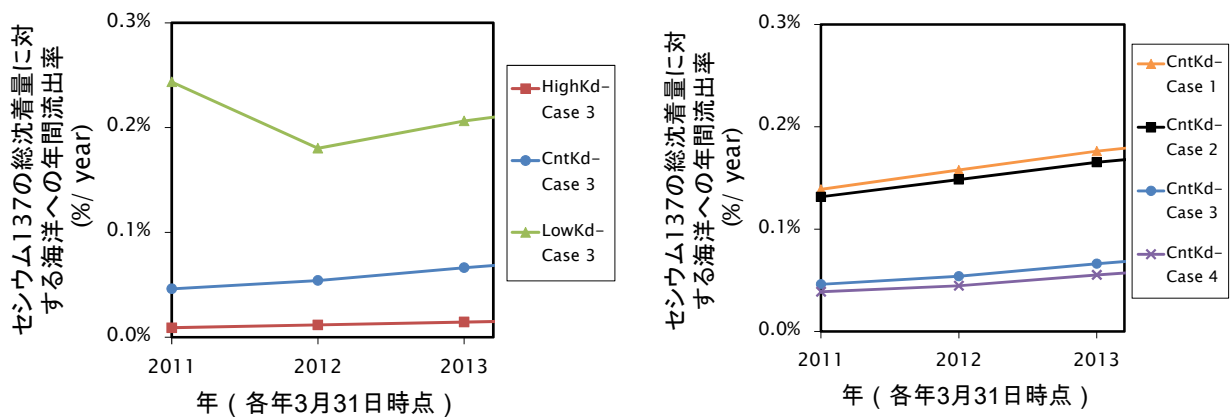


図 2-6 セシウム 137 の対象地域への総沈着量に対する海洋への年間流出率  
(左図：分配係数 Kd の感度解析、右図：土壤流出係数の感度解析)

## 2-3 モデル高度化に向けた空間線量率観測データの解析

### 2-3-1 概要

放射性物質が沈着した地域では、文部科学省による航空機モニタリングや走行サーベイ、分布状況等調査(以後、「地点観測」と呼ぶ)など様々な環境調査が実施されてきた(Nuclear Regulation Authority of Japan)。その中で、多様な土地利用状況を踏まえた地域代表性のある調査としては、地点観測が最も信頼性の高い調査だと考えられる。しかし、地域属性の影響を考慮する必要があり、解析が難しい点があった。また、除染作業が実施されているものの、環境観測データを用いて、その効果を定量的に把握する試みは十分になされていない。そこで、空間解析手法を用いて、離散的かつ不連続な環境観測データから面的データを構築し、空間線量の分布状況およびその経時変化を捉えることを目的として、GIS(地理情報システム)による空間解析手法を用いて地点観測および走行サーベイデータの空間補間を行って地域全体の面的データを構成し、これに基づき地域をカバーする解析を実施した。また、空間線量の地域的な傾向と、土地利用状況や除染作業との関連性についても検討した。

### 2-3-2 空間線量率の環境調査の概要

文部科学省は様々な空間線量率の環境調査を実施している(図 2-7)。

#### (1) 航空機モニタリング

ヘリコプター(一部小型飛行機)によって計測されており、航空機下部の直径約数百 m 程度の範囲の平均値である。面的な観測ではあるが差分を解析するほどの精度は期待できない状況である。

#### (2) 走行サーベイ

測定器を搭載した車で道路を走行して空間線量率を測定し、走行中の3秒間での平均値を記録する。一部の調査結果については 100m メッシュ代表値を算出している。広い範囲を効率的に測定できることが利点である。しかし、道路上のみ、あるいは少なくとも道路を中心とする近傍での値であり、その取扱・解釈については注意が必要だと考えられる。

#### (3) 地点観測

放射線量等分布マップ作成等に係る調査として、第1次調査は2,200箇所(福島東部周辺)、第2次調査は1,000箇所(東日本広域)、第3次調査は6,500箇所(福島東部周辺)で実施された。空間的に均等に調査地点を選択し、調査が進められており、地域代表性が高い調査だと言える。ただし、同一地点での複数回の観測結果が少ないため、地点ごとの経時変化を解析することが難しい面もある。

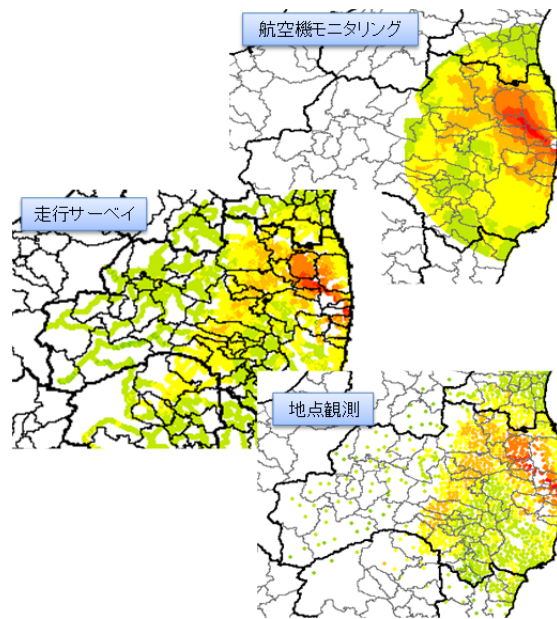


図 2-7 3 種類の空間線量率調査結果の例示

### 2-3-3 空間データの解析手法

各環境調査はそれぞれ複数回実施されているが、各回ともに測定地点の密度や範囲、またその偏り方が異なるため、直接比較することが困難である。そこで、各環境調査に対して、複数回の観測データが十分存在する領域に限定して、データが十分に存在する調査のみを対象に解析を実施した(図 2-8)。なお、減少速度の算出においては、セシウム 134 とセシウム 137 の事故直後のベクレルベースの比を1:1とし、バックグラウンド値として航空機モニタリングの補正時に用いられた値(0.0687 $\mu$ Sv/h)(Nuclear Regulation Authority of Japan)を用い、セシウム 134 とセシウム 137 以外で事故により放出された核種の影響を無視できるものと仮定し解析を進めた。地理空間情報(GIS)の解析ソフトである ArcGIS 10 $\text{\textcircled{R}}$ を用いて以下の手順で空間解析を実施した。

#### 1. 計算範囲の作成

走行サーベイ、地点観測それぞれにおいて経時変化の計算が可能な観測結果が十分に存在する範囲のポリゴンデータを作成する。

#### 2. 空間補間によりラスタデータ作成

空間線量率を対数値に変換し空間補間の演算を実施する。空間補間法の一つであるクリギング法によりポイントデータからラスタデータ(画像データ)を作成する。なお、空間補間の計算条件は ArcGIS の default 設定のままとした。

#### 3. 計算範囲のデータ切り出し

1. で作成した範囲内のデータのみ切り出す。

#### 4. メッシュごとの幾何平均値算出

1km メッシュごとに空間線量率の幾何平均値を算出する。

#### 5. メッシュごとの空間線量の減少速度算出

MS Excel $\text{\textcircled{R}}$ を用いて、近似指数関数により一次減少速度係数を算出する。

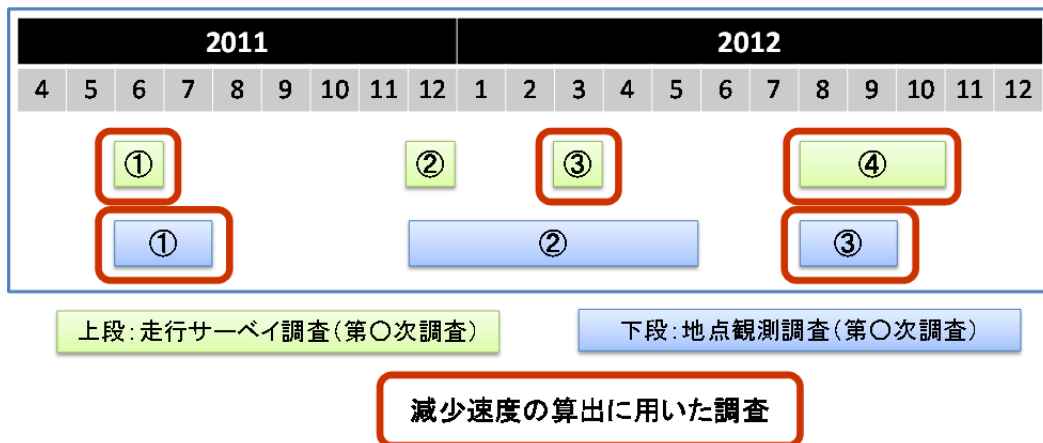


図 2-8 調査実施時期と解析に用いた調査

### 2-3-4 解析結果と考察

#### (1) 空間補間後のメッシュ空間線量率

走行サーベイと地点観測に関して、各メッシュの空間線量率を算出した結果の一部を図に示す(図 2-9)。なお、両者はデータの存在範囲が異なったため、結果的に解析対象範囲も異なっている。全体傾向としては、概ね同じであり、空間線量率の分布図として認知できるほどの傾向の違いは見られなかった。

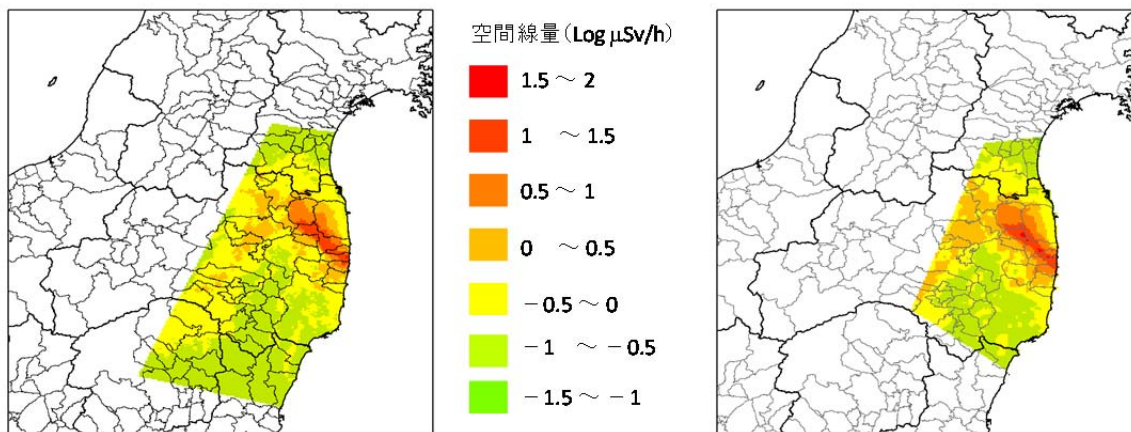


図 2-9 メッシュ空間線量率(左図: 第一次走行サーベイ、右図: 第一次地点観測)

#### (2) メッシュ空間線量率

走行サーベイと地点観測に関して、各メッシュの空間線量率の減少速度係数を算出した結果を図に示す(図 2-10)。なお、減少速度係数が負の赤いメッシュは空間線量率が増加している地域を意味する。走行サーベイは、地域的な大きな傾向の違いは見られず、局所的に増加している地点が見られた。一方、地点観測では、地域的な大きな傾向が観察された。具体的には中通り地方の北部は減少傾向であり、福島南東部は増加傾向であった。

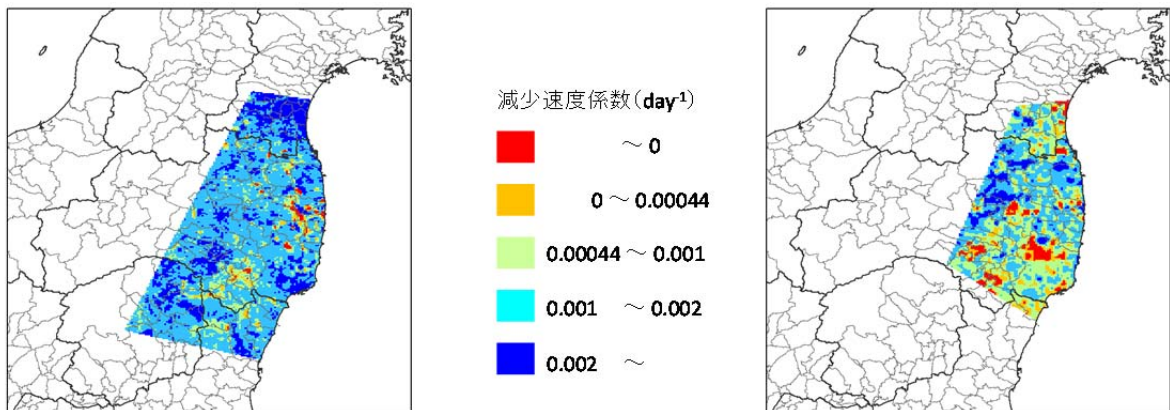


図 2-10 減少速度係数の面的分布（左図：走行サーベイ、右図：地点観測）

(3) 各メッシュでの空間線量率と減少速度の関係

走行サーベイと地点観測に関して、各メッシュの第一次調査での空間線量率と減少速度係数の関係を図に示す(図 2-11)。走行サーベイの結果では空間線量と減少速度の関連性が低いことを明らかにした。減少速度係数の中央値は $0.0016(\text{day}^{-1})$ 、標準偏差は $0.0006$ 、物理崩壊のみの減少速度( $0.00044$ )の約 4 倍であった。一方、地点観測の結果では、物理崩壊以外の要因での減少速度が、物理崩壊と比べて 1 ~ 2 倍程度であることを明らかにした。減少速度係数の中央値は $0.0009 \text{ day}^{-1}$ 、標準偏差  $0.0008$ 、物理崩壊のみの減少速度の約 2 倍であった。中汚染地域( $1 \sim 5 \mu\text{Sv/h}$ )に減少速度が大きい地域が存在し、低汚染地域( $0.1 \sim 0.5 \mu\text{Sv/h}$ )に空間線量率が増加している地域が存在した。除染等の影響や再飛散の影響が関係している可能性もあり、今後さらなる検討を進める必要がある。走行サーベイの結果に比べ地点観測では減少速度が大きく分散しており、土地利用や地域特性の違いを反映しているためと考えられる。また、地点観測においては、図中 c の  $20\text{mSv/年}$  を境により高線量率のメッシュとより低線量率のメッシュではその減少速度のバラツキや分布範囲が異なる傾向を示した。

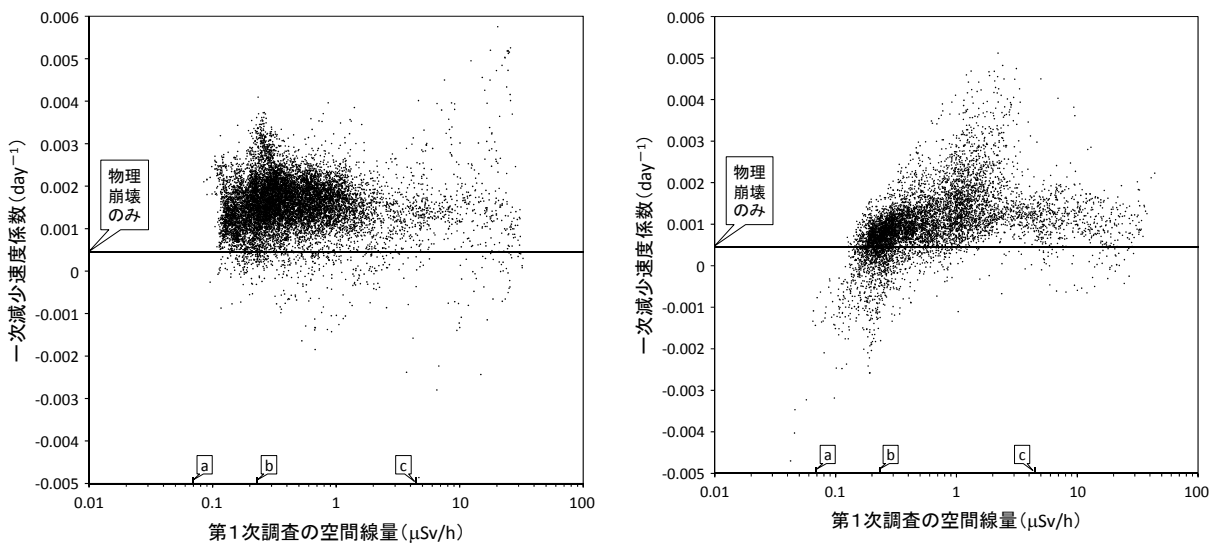


図 2-11 空間線量率と減少速度の関係

(左図：走行サーベイ、右図：地点観測、a：バックグラウンド線量率、b： $1\text{mSv/年}$ 、c： $20\text{mSv/年}$ )

#### (4) 土地利用との関係

土地利用状況との関係を調べるために、地点観測の結果を用いて、森林、農地、市街地の陸域面積に対する比率と空間線量率の減少速度の関係を解析した。各メッシュにおける特定の土地利用状況(森林または農地、市街地)の面積率に応じて 0、0-0.2、0.2-0.4、0.4-0.6、0.6-0.8、0.8-1 の6グループに分類し、それぞれのグループにおける平均減少速度係数を算出した(図 2-12)。空間線量率の減少速度は、森林が多いほど遅く、市街地が多いほど早い傾向にあった。農地に関してははっきりとした傾向がみられなかった。また、図 2-11 の結果を踏まえ、全データを用いて算出した値と 20mSv/年以下の範囲だけのデータで算出した値を比較した結果、減少速度の大きさの違いはあるものの、その相対的傾向に関しては両者に大きな違いはなかった。

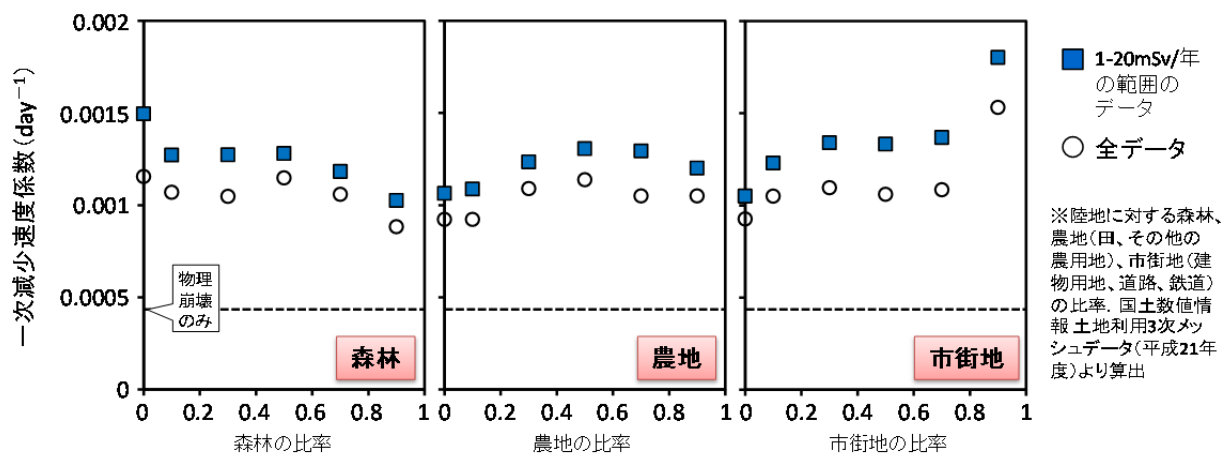


図 2-12 各メッシュの土地利用状況の違いと空間線量率の減少速度の関係

## 2-4 モデル高度化に向けた土壌流出過程の詳細化

### 2-4-1 概要

予備的検討より地表面からの土壌粒子の流出現象がセシウム 137 の移行に大きく寄与していると考えられる。そこで、地表面からの土壌流出の予測に広く利用されている USLE 式 (Universal Soil Loss Equation) (Wischmeier et al. 1978; Kinnel 2010) に着目し、我々の予測モデルに適用するための検討を進めた。

### 2-4-2 土壌流亡予測式 (USLE) について

地表面からの土壌の流出現象のモデル化に関しては、農地の保全・管理を目的として U.S. Department of Agriculture において作成された USLE 式 (式 2-1) が良く利用される。

$$A = R K L S C P \quad (2-1)$$

ここで、 $A$ : 年間土壌流出予測量 (t/ha/年)、 $R$ : 降雨係数、 $K$ : 土壌係数、 $LS$ : 地形係数、 $C$ : 作物係数、 $P$ : 保全係数である。降雨係数  $R$  は、当該地点の一連降雨ごとの降雨エネルギーとその降雨の 30 分間ピーク降雨強度の積の年間合計値であり、降雨による土壌流出力を表す係数である。土壌係数  $K$  は、土壌の流出しやすさを表す係数で、土質の違いを反映している。地形係数  $LS$  は、斜面長係数 ( $L$ ) と勾配係数 ( $S$ ) で表される係数で、地形の違いを反映している。作物係数  $C$  は当該農地の作物の違いを反映する係数であり、保全係数  $P$  は当該農地の営農方法や管理方法の違いを反映する係数である。

### 2-4-3 G-CIEMS への適用方法の検討

USLE 式 (Wischmeier et al. 1978; Kinnel 2010) やそれを日本の土地に適用した研究例 (Ogawa et al. 2005; Kitahara et al. 2000; 細山田ほか, 1984) を参考に検討した結果、暫定的に以下の計算方法を用いることとする。なお、引き続き入力情報の詳細化や係数の検討を進めることとする。

#### (1) 降雨係数 $R$

元々の USLE 式では 30 分間のピーク降雨強度を入力条件として設計されているが、そこまで詳細な降雨強度データを広域に整備することは困難なため、細山田ほか (1984) を元に 60 分単位の降雨強度データを前提に設計することとする。まず、降雨エネルギーは式 2-2 で定義される。

$$E_k = (916 + 331 \text{ Log } I) \times 0.753 \quad (2-2)$$

ここで、 $E_k$ : 1 inch の降雨の運動エネルギー ( $\text{m} \cdot \text{tonf}/\text{hectare}/\text{inch}$ , 1 tonf = 1,000kg 重)、 $I$ : 降雨強度 ( $\text{inch}/\text{hour}$ ) である。ある区間の降雨エネルギーは式 2-3 で定義される。

$$E_i = E_k \times r \quad (2-3)$$

ここで、 $E_i$ : 区間降雨エネルギー ( $\text{m} \cdot \text{tonf}/\text{hectare}$ )、 $r$ : 区間降雨量 ( $\text{inch}$ ) である。一連降雨の降雨係数は一連降雨の総降雨エネルギーと区間最大降雨強度から式 2-4 で定義される。

$$R = \sum E_i \times I_{60} / 100 \quad (2-4)$$

ここで、 $R$ : 一連降雨の降雨係数 ( $\text{m}^2 \cdot \text{tonf}/\text{hectare}/\text{hour}$ )、 $I_{60}$ : 一連降雨中の 60 分間ピーク降雨強度 ( $\text{cm}/\text{hour}$ ) である。なお、1 mm 以下の降雨あるいは無降雨が 1 時間以上続く場合、一連降雨と見なさないとし、一連降雨を定義する。さらに、一連降雨の総降雨量が 13 mm 未満の場合には土壌粒子の流出



は起きないものとする

## (2) 土壌係数 K

土壌係数 $K$ は土壌の質を反映させた係数であり、詳細に設定するためには、土壌図と土壌毎の係数が必要になる。土壌図に関しては地力保全土壌図データ(Japan Soil Association, 2009)が GIS で扱えるデータ形式になっており利用できる。また、土壌分類ごとに代表 R 係数を求めた研究(Taniyama 2003)を参考にすれば各土壌の R 係数を設定できる。

## (3) 地形係数 LS

斜面長係数 $L$ は式 2-5 で表される。

$$L = (d/22.1)^m \quad (2-5)$$

ここで、 $d$ : 斜面の長さ(m)、 $m$ : 勾配に応じて変化する 0.2–0.5 まで変化する係数(勾配が 2.9 度以上の時に  $m = 0.5$ となる。また、勾配係数 $S$ は式 2-6 で表される。

$$S = 65.41 \sin^2 \theta + 4.56 \sin \theta + 0.065 \quad (2-6)$$

ここで、 $\theta$ : 勾配(度)である。元々は農地の斜面長や勾配から算出する係数であり、森林や都市域に拡張する際には注意を要する。今後、森林への適用例(Kitahara et al. 2000)などを参考に係数の設定方法を検討する。

## (4) 作物係数 C および保全係数 P

作物別に被覆率などから設定する作物係数 $C$ および営農方法などの管理方法の違いによって決定する保全係数 $P$ は、土地利用区分ごとに設定する係数とする。なお、作物係数 $C$ は既に予備的検討において土地利用区分ごとの土壌流出係数の違いを設定する際に根拠として用いている。

### 2-4-4 降雨係数 R の試算

#### (1) 詳細降雨データの作成

USLE 式を導入するためには詳細な降雨データを作成する必要がある。そこで、気象庁が公表しているアメダス観測データ(Japan Meteorological Agency, 2012)の一時間降水量から空間補間することによりメッシュ別時間別降水量を推計した。なお、計算対象領域として、前述の 15 水系に宮城県内の 4 水系を加えた 19 水系について検討した。

補間方法は逆距離加重法を用いることとし、距離の乗数は $(1/d)^2$ 、検索範囲は固定半径 20 km とし、補間サンプルは補間対象メッシュの近い方から最大 4 局までとする。ただし、補間の際に時間値に欠測が存在し有効な値がない場合においては、検索半径を 50km に広げ、補間対象メッシュの近い方から最大 10 局までとして補間する。ただし、距離算出に用いるメッシュの位置はメッシュ中心点で代表する。以下、本手法で求めた詳細降雨データを AMeDAS-IDW とする。

特に、東日本大震災直後は多くの観測地点で観測ができずデータが欠測となった。データ欠測はモデル計算上では降水量ゼロと同義となるため、補完方法を工夫して欠測のないデータセットを構築した。面的に降雨量データとしては、気象庁の解析雨量(Japan Meteorological Agency (2011) (以後、「Radar-AMeDAS-Analysis」と呼ぶ)がある。これは AMeDAS データとレーダーによる雲の情報により降雨量の面的分布の時間変動を計算したデータである。実際の降雨量データではないため、必ずしも信頼性

が高いとは言えない。AMeDAS-IDW と Radar-AMeDAS-Analysis のどちらを使うべきかの判断は難しいため、両者を比較することにより(図 2-13)、推計データの妥当性・信頼性を考察することが可能になり、より信頼性の高いモデルを構築することができる。

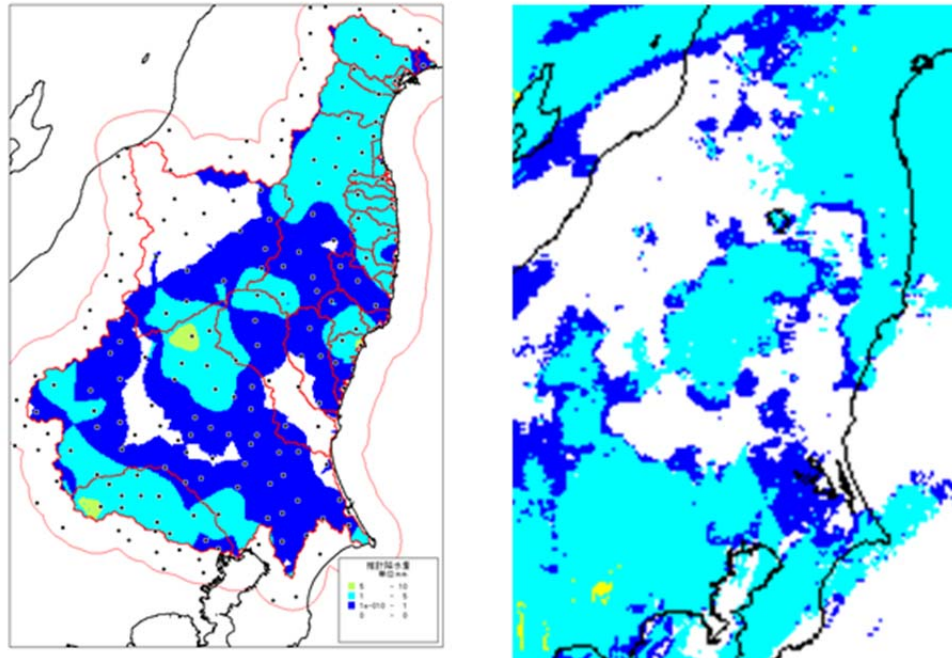


図 2-13 AMeDAS-IDW (左図) と Radar-AMeDAS Analysis (右図)  
(2011 年 5 月 30 日 02 時)

## (2) 降雨係数 R の地理的分布

二種類の推計方法による降雨データを用いて、式 2-2～2-4 に従って各メッシュの日別の R 係数を求めた。各月の R 係数の合計値を、二種類の推計方法の比較として図に示す(図 2-14)。R 係数の合計値は月によって大きく異なり、7月と9月が特に高い値を示した。これは、数回の降雨イベントが土壌粒子流出量に大きく寄与する可能性があることを示唆している。また地点による土壌流出量の違いも大きいことが予想された。二種類の推計方法による R 係数の違いは小さく、全体の傾向としてはほぼ同じであった。ただし、詳細な地点を比較すれば両者の違いが大きい地点も存在した。ここから、ある程度中規模の流域全体として評価の場合はどちらの推計方法でも同じ程度の流出量が算出されると考えられる一方、より小規模な流域の評価の際には注意が必要であるといえる。

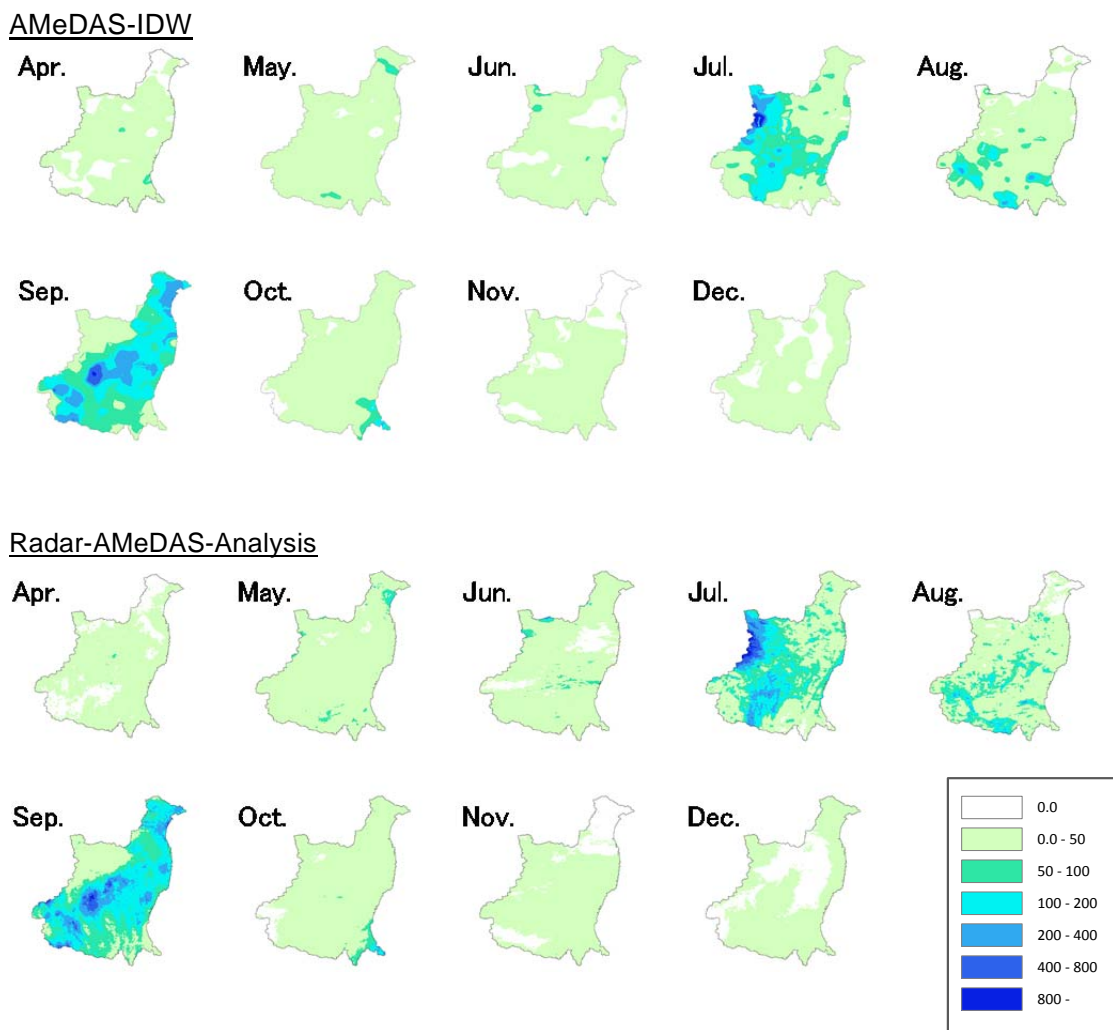


図 2-14 月別の R 係数累積値の面的分布 (2011 年 4 月-12 月)

### (3) 降雨係数 R の累積値の比較

R 係数の時間変動を比較するために、筑波山付近のメッシュおよび宇多川上流域のメッシュ(ともに本研究における森林からの流出量実態調査の地点付近)について、事故直前からの R 係数の累積値を比較した(図 2-15)。二つの推計方法ではどちらかが高いもしくは低いということはなく、降雨イベントごとに異なる傾向であることを明らかにした。

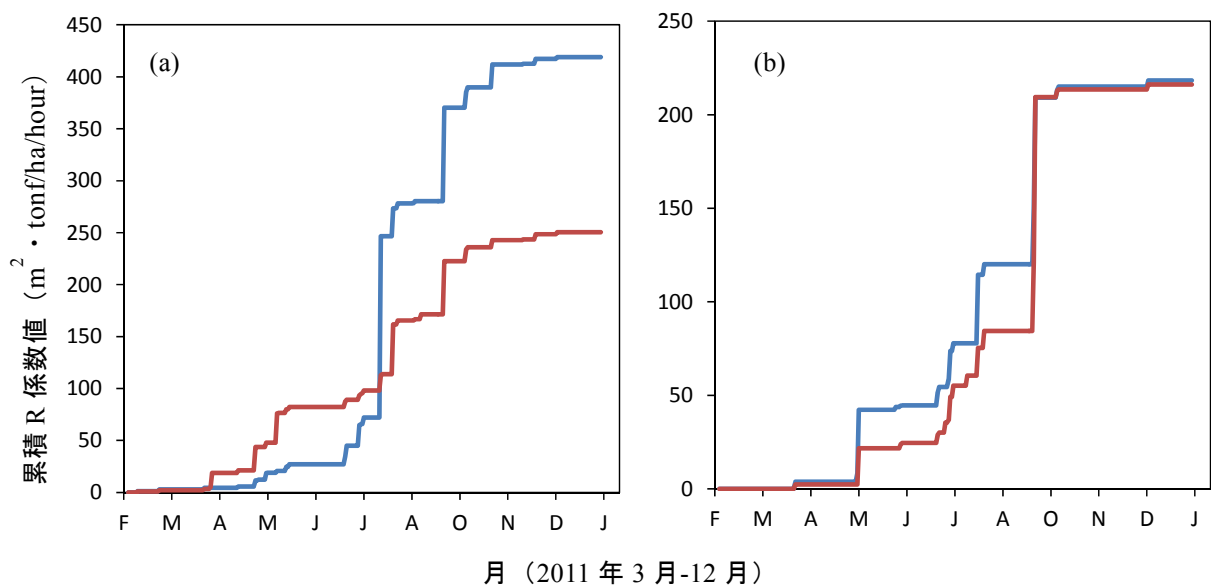


図 2-15 降雨係数 R の比較

(2011 年 3 月～12 月、青線：AMeDAS-IDW、赤線：Radar-AMeDAS Analysis、a：筑波山付近のメッシュ (54402130)、b：宇多川上流域のメッシュ (56405660) )

#### 2-4-5 勾配係数について

勾配係数が予測土壌粒子流出量に及ぼす影響を調べるために、対象地域の中で特に高汚染地域であり、流出によるセシウムの移行について関心が高い福島県浜通り地域を中心に勾配の分布状況を調べた(図 2-16)。なお、標高および勾配データは基盤地図情報数値標高モデル (DEM) (10m メッシュ) より、ArcGIS 10®を用いて算出し描画した。福島浜通り地方は、下流域に平坦な平野部が広がり、中流域に高勾配の山地部、さらに上流域に比較的低勾配の山地部が存在するという特徴を有している。特に平野部と山地部との境界は明確であり、モデル化において留意する必要がある。

勾配と勾配係数の関係は正比例に近く(図 2-17)、仮に各単位流域の平均勾配からその単位流域における勾配係数を算出しても、勾配データの最小単位ごとに勾配係数を算出して求めた平均勾配とそれほど違いがないといえる。この傾向は、勾配を求める元データの空間分解能の粗細が、各単位流域の勾配係数に及ぼす影響が比較的小さいことを意味している。厳密には、山頂部や谷底などの極大部分、極小部分を含んでいる場合には値の過小評価は起こりえる。しかし、本件のように 10m メッシュ程度の分解能であれば、全体の勾配係数を求めるには十分であると考えられる。

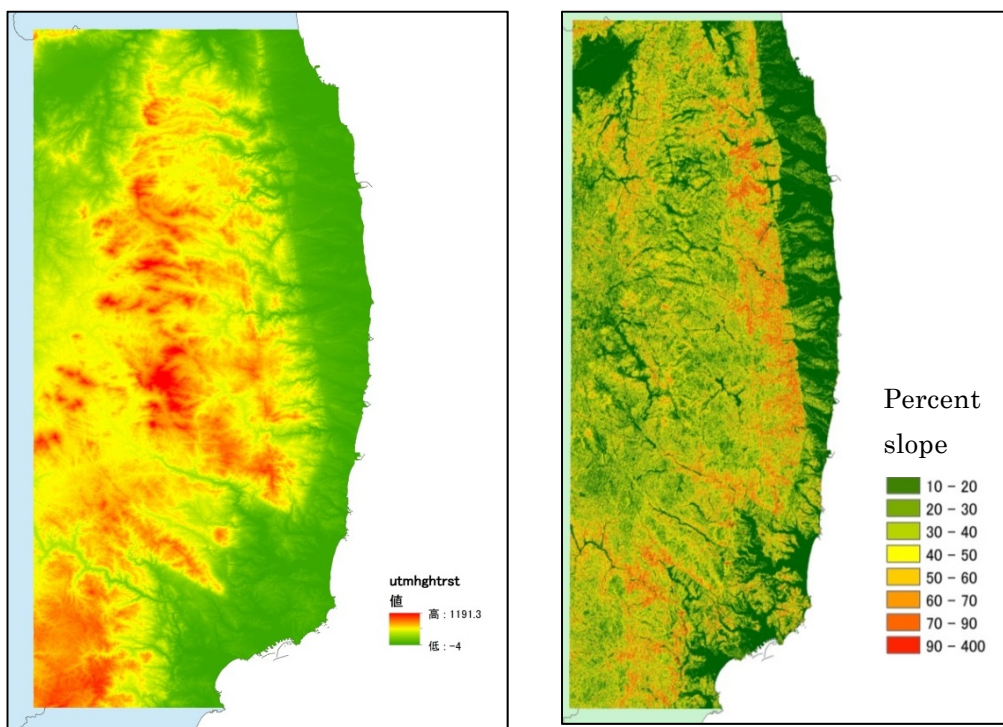


図 2-16 福島浜通り地方の標高（左図）および勾配（右図）

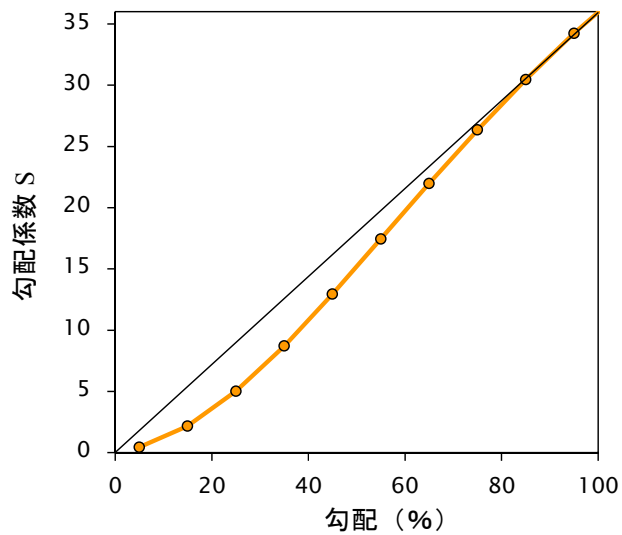


図 2-17 勾配と勾配係数 S の関係

## 2-5 結論

福島県周辺流域を中心とした広域を対象に陸域の放射性セシウムの環境動態を予測した。さらに、予測精度を向上させるためにモデルの高度化の検討を進めた。具体的には、陸域での空間線量率の観測結果を解析し、その減少速度の面的分布を明らかにした。また、セシウムの挙動に及ぼす影響が大きいと考えられる土壌粒子の表面流出過程および河川水中土砂粒子の挙動過程のモデル化のために、USLE式の導入方法の検討と入力データ作成を進めた。

引用文献 (なお、web は 2014 年 11 月 10 日にチェックした。)

1. Comans RNJ et al. (1992) *Geochim. Cosmochim. Acta*, 56(3), 1157-1164.
2. IAEA (2010) *Technical Reports Series no. 472*.
3. Japan Meteorological Agency (2011) *Radar-AMeDAS Precipitation Analysis (in Japanese)*.
4. Japan Meteorological Agency (2012) available from <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>; accessed on 7 June, 2012.
5. Japan River Association (2006) *Statistical yearbook of river discharge (in Japanese)* : Tokyo.
6. Japan Soil Association (2009) *Digital soil map base on survey for soil fertility conservation (in Japanese)*.
7. Kinnell PIA (2010) *J Hydrol.*, 385(1-4), 384-397.
8. Kitahara H et al. (2000) *J. Forest. Res.* 5(4), 231-236. Matsunaga T et al. (1991) *Appl. Geochem.*, 6(2), 159-167.
9. Morino Y et al. (2011) *Geophys. Res. Lett.*, 38, L00G11.
10. Nuclear Regulation Authority of Japan (2013) available from <http://radb.jaea.go.jp/mapdb/>; accessed on 15 April, 2013. (moved to <http://ramap.jaea.go.jp/map/>)
11. Ogawa S et al. (2005) *Technical report of the National Institute for Rural Engineering (in Japanese)*, 203, 139-146.
12. Suzuki N et al. (2004) *Environ. Sci. Technol.* 38, 5682-5693.
13. Taniyama I (2003) *Agriculture Forestry and Fisheries Research Council Secretariat*, 149-152.
14. Wischmeier WH et al. (1978) *Agriculture Handbook No.537*, United States Department of Agriculture, Washington, DC. p.58
15. 細山田健三ほか(1984) *農業土木学会誌*, 52(4), 315-321.

### 3 海域

#### 3-1 研究目的

福島第一原発の事故によって漏出した放射性物質は、大気拡散・沈着や陸域からの流出などのプロセスを介して沿岸海域に流入し、福島県沖を中心に東日本太平洋沿岸域の広域にわたる海洋環境汚染を引き起こした。その影響は海洋生態系にも及び、事故発生直後(2011年4月)には茨城県沖のコウナゴ(イカナゴ)など浮魚・表層生物相より高濃度の放射性物質が検出されたことは周知のとおりである(水産庁, 2014)。その後、放射性物質、とくに放射性セシウムは移流・拡散しつつ徐々に底層に移行し、2011年6月以降になると、福島第一原発周辺を除く東日本太平洋沿岸海域では表層海水より高濃度の放射性物質が検出されなくなっている(原子力規制委員会, 2014)。一方、沈降・堆積した海底の放射性セシウムは、事故発生以降長期間にわたって底質濃度が上昇し続け、3年を経過した現在も依然として広範囲の各所で高濃度検出が確認されている(Thornton et al. 2013)。生態系への影響についても同様の傾向があり、2011年秋以降、底魚や貝・甲殻類などの底生生物から暫定規制値を超える放射性物質が検出されるようになり(水産庁, 2013)、その状況は長期間に及んでいる。

数値モデル等で沿岸海域に漏出した放射性物質の底生生物相への移行・影響を将来予測するためには、生息場環境における放射性物質の動態を高精度に予測する手法の開発、すなわち放射性物質の海洋拡散、海水中の沈降・鉛直混合、および海底堆積・巻上げ等の素過程を定量的に解明し、適切にモデル化することが必要である。中でも放射性セシウムは鉱物や有機物への吸着性が強く、その吸脱着過程および放射性セシウムが吸着した粒子状物質の海域における挙動・動態については未解明の点が多く残されている。これらについては、多くの研究者がこれまでに、東日本大震災後以降においてはとくに活発に現地観測等に基づく研究が実施されている(例えば、Otosaka et al. 2012; Thornton et al. 2013)。その成果により、海洋中における放射性セシウムの挙動・動態は次第に明らかになりつつあるが、定量的な評価・予測手法はいまだ確立されていないといっても過言ではない。

上記を踏まえて本研究では、福島第一原発事故によって放出された放射性セシウム 137(Cs-137)の海洋環境中の動態および底生生物相への移行を将来予測するための基礎研究として、次の2つの研究を主に実施した。

(1) 海底における堆積・巻上げを考慮した高解像度 Cs-137 海洋拡散シミュレーション

(2) Large Eddy Simulation による粒子状物質の海水中における沈降・鉛直混合に関する詳細検討

(1)については、昨年度構築した放射性物質の海洋拡散モデルにおいて、既存の知見・モデルを活用して潮汐条件の導入や放射性セシウムの粒子状物質への吸脱着および海底における堆積・巻上のモデル化などの改良を試み、改良モデルの精度検証や課題抽出を行った。(1)で明らかになった問題を踏まえて(2)では、海底混合層内における粒子状物質の沈降、鉛直拡散、巻上げ過程、それらの効果を広域数値モデルに組み込むためのパラメータ化手法の妥当性に関して Large Eddy Simulation (LES)を用いて詳細な検討を行った。

#### 3-2 海底における堆積・巻上げを考慮した高解像度 Cs-137 海洋拡散シミュレーション

(1)放射性物質の海洋拡散モデルの概要

前年度と同様に本研究において放射性物質の海洋拡散シミュレーションに用いたモデルは、海洋の水質・底質環境、とくに閉鎖性海域や陸棚域における富栄養化現象の定量評価・予測を目的として、国立環境研究所がこれまで研究に取り組んできた海洋流動・水質・底質・生態系予測モデル(Higashi et al.

2012)を放射性物質の解析用に改良したものである。本モデルの流動モデルは、静水圧・Boussinesq 近似を施したプリミティブ方程式を支配方程式とするコロケート格子系・レベル座標系モデルであり、VOF 法 (Hirt et al. 1981)により自由海面の追跡を行っている。鉛直混合および水平混合スキームには Mellor (2001)のレベル 2.5 乱流クロージャーモデルおよび Smagorinsky (1963)の手法を、海面における運動・熱フラックスの算定には Kondo (1975) の手法をそれぞれ採用している。

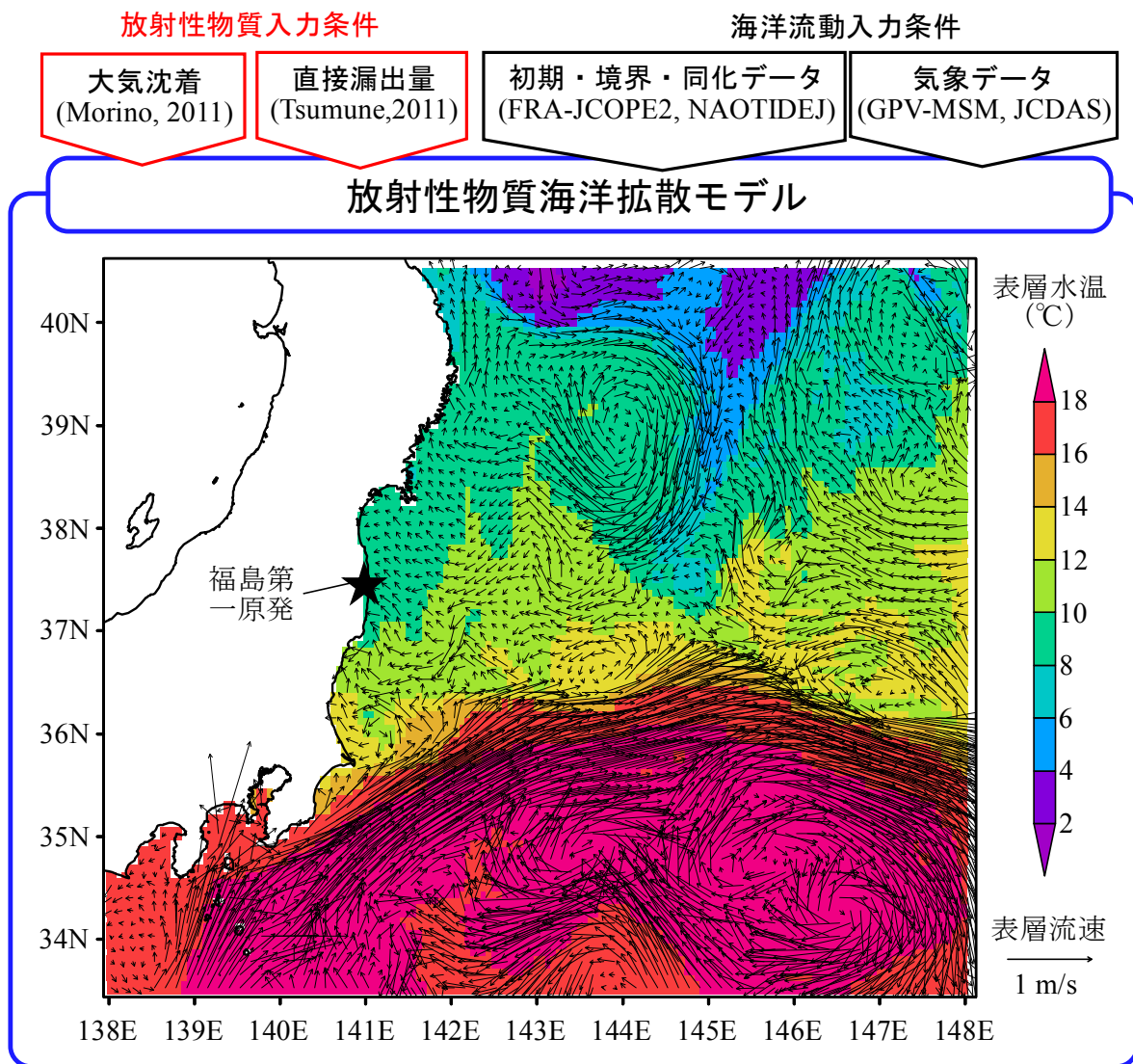


図 3-1 本シミュレーションモデルの解析条件の概要と解析対象海域、および初期条件(2011年3月1日)に用いた FRA-JCOPE2 の表層流速・水温

本研究における放射性物質の海洋拡散シミュレーションの対象海域と解析条件の概要を図 3-1 に示す。本解析で対象とする放射性物質は I-131 と Cs-137 である。放射性物質の海洋拡散シミュレーションは、水温や塩分輸送と同様に移流拡散方程式を支配方程式として、水平解像度  $2.2 \times 2.2$  km で解析を行った。鉛直方向については広域・沿岸域シミュレーションともに海面から深さ 6000m までを 40 層の可変格子 (層厚 2~500m) で格子分割した。放射性物質の海洋への流入条件には次に示す福島第一原発からの



直接漏出と大気からの沈着の2つを考慮した。放射性物質の直接漏出量については、前年度と同様に、Tsumune et al. (2012)の推定結果と同じもの(図 3-2)を用いた。大気沈着量の時空間分布については、Morino et al. (2011)の WRF-CMAQ モデルによる  $^{137}\text{Cs}$  大気拡散再現結果(水平解像度  $3 \times 3 \text{ km}$ )を使用した。

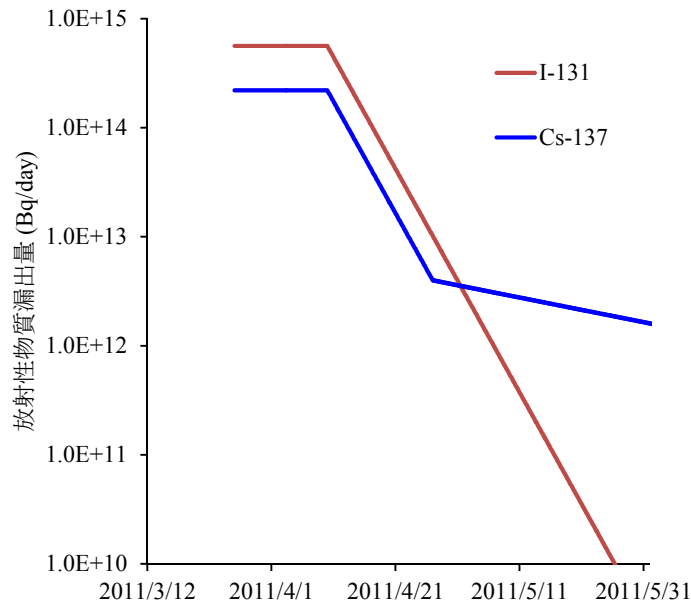


図 3-2 解析に用いた福島第一原発からの放射性物質直接漏出量

本研究のモデルと前年度モデルで大きく異なるところは次のとおりである。まず、解析対象である Cs-137 については溶存態と粒子態の2つに大別し、海水中における両者間の移行については Kobayashi et al. (2007)を参考にして、化学平衡過程をモデル化した。粒子態については海水中を沈降(沈降速度は  $1 \text{ m/day}$  と仮定)するように設定し、海底における堆積・巻上を村上ほか(1989)のモデルを用いて解析した。海底における堆積・巻上には潮汐の影響を考慮する必要があるため、郭ら(2010)の方法を用いて潮汐条件を考慮した。

流動場の計算に必要な入力条件には以下のデータを使用した。大気条件のうち風速、気温、湿度、海面気圧についてはメソ数値予報モデル(GPV-MSM、気象庁)の予測データ(水平解像度  $5 \text{ km}$ 、時間解像度  $1 \text{ 時間}$ )を用い、短波放射量と長波放射量については気象庁気候データ同化システム(JCDAS)の再解析データ(水平解像度  $110 \text{ km}$ 、時間解像度  $6 \text{ 時間}$ )を用いた。また、FRA-JCOPE2 (Miyazawa et al. 2009)による海洋流動の再解析データ(水平解像度  $1/12^\circ$ 、時間解像度  $1 \text{ 日}$ )を活用して、流動場の開境界条件を与えるとともに、水温・塩分の3次元同化(ナッジング)を行った。また、開境界における潮汐については国立天文台の日本周辺海洋潮汐モデル NAOTIDEJ(Matsumoto et al. 2000)を補間して与えた。解析期間については、2011年3月1日～11日をモデルのスピンアップ期間として3月12日～12月31日を対象にした。なお、本シミュレーションの計算は NIES が保有するスーパーコンピュータ(NEC SX-8R/128M16)を用いて行われた。

(2) 解析結果と考察

a) 海洋表層の放射性物質濃度の計算値と観測値の比較

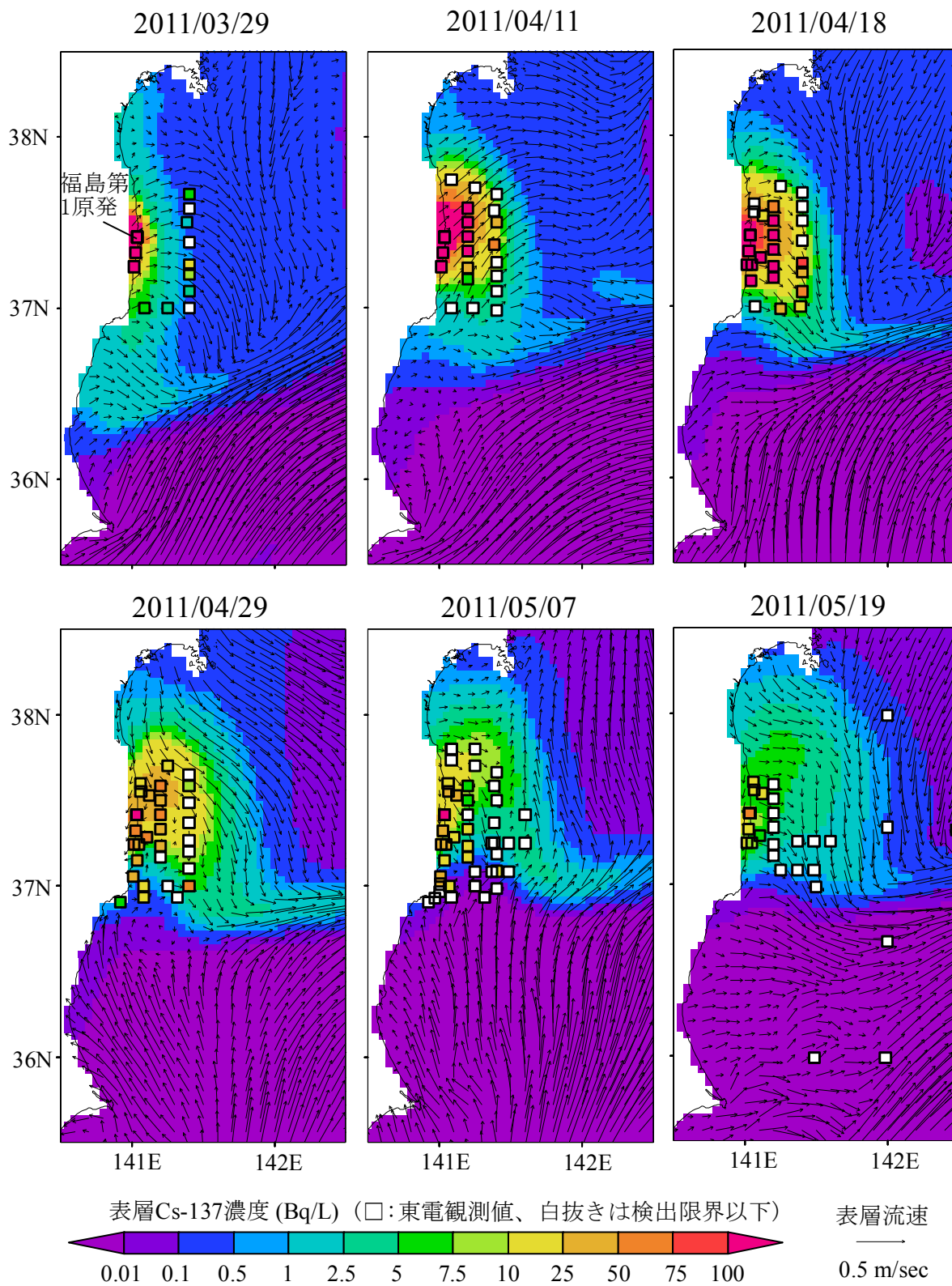
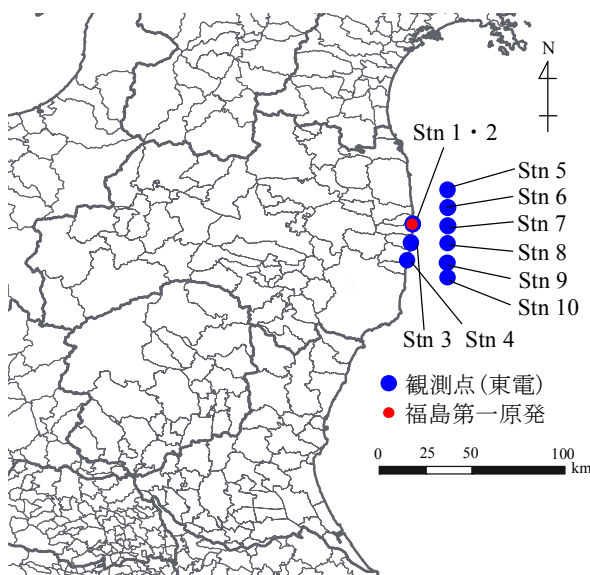


図 3-3 表層 Cs-137 濃度のシミュレーション結果と東京電力観測値の比較

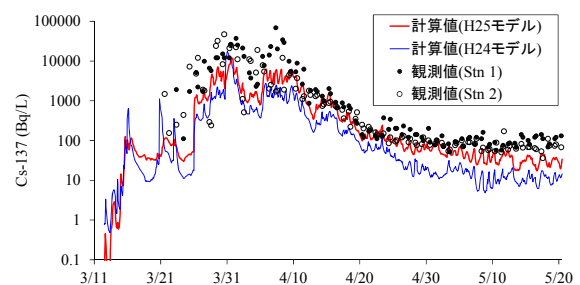
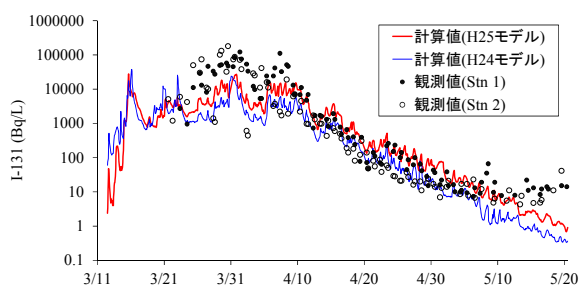
図 3-3 に福島沖の表層における Cs-137 濃度のシミュレーション結果と東京電力による観測値(以後、「東電観測値」と呼ぶ)の比較を示す。まず観測値を見ると、福島沖における Cs-137 濃度は 2011 年 4 月中旬をピークとして次第に減少傾向になり、5 月の初・中旬には沿岸から 15km 以上離れた沖合ではほとんどの測点で検出限界を下回っている。シミュレーション結果についても観測値と同様の傾向を示しており、福島沖の Cs-137 は黒潮に乗って沖合に輸送されている様子が窺える。観測値と計算値の Cs-137 濃度分布を比較すると、いずれの日においても両者はよく一致しており、本モデルによる表層 Cs-137 濃度の再現性は全体的に良好であるといえる。

次に福島県沖表層における放射性物質濃度の経時変化の再現精度について考察する。図 3-4 に東電が実施した海洋表層における放射性物質濃度の観測点の位置を、図 3-5 に各測点における表層 I-131 および Cs-137 濃度の計算値と観測値の比較をそれぞれ示す。なお、Stn1 と 2 については、どちらも福島第一原発敷地内にあり、同一の計算グリッドにあること、参考のため改良前の前年度モデルの計算結果を図 3-5 に併示してあること、図 3-5 の観測値において検出限界を下回ったときはすべて 0.1Bq/L にプロットしてあることを付記する。



	東電観測名称
Stn 1	1F5~6 放水口北側
Stn 2	1F 南放水口付近
Stn 3	2F 北放水口付近
Stn 4	2F 岩沢海岸付近
Stn 5	南相馬市沖合 15km
Stn 6	請戸川沖合 15km
Stn 7	1F 敷地沖合 15km
Stn 8	2F 敷地沖合 15km
Stn 9	岩沢海岸沖合 15km
Stn 10	広野町沖合 15km

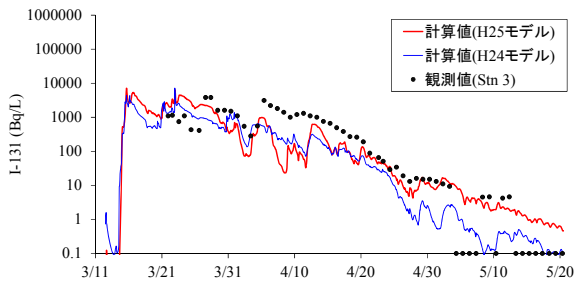
図 3-4 東京電力が実施した福島県沖合の放射性物質濃度の観測点の位置



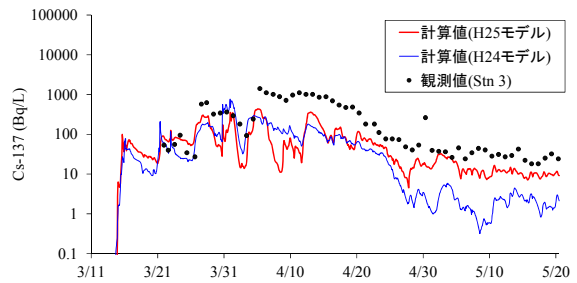
(a) Stn 1・2 における表層 I-131 濃度

(b) Stn 1・2 における表層 Cs-137 濃度

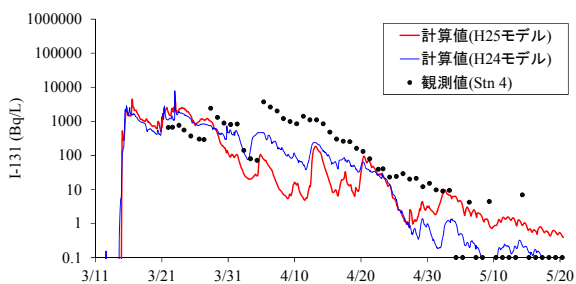
図 3-5 各観測点の表層 I-131 および Cs-137 濃度経時変化の計算値と観測値の比較



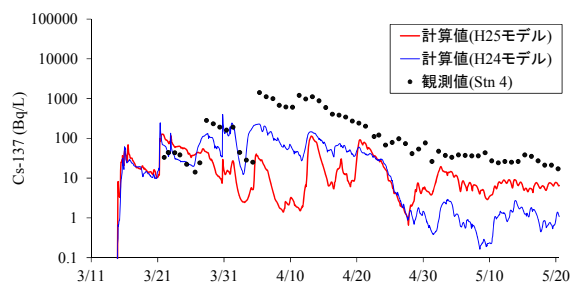
(c) Stn 3 における表層 I-131 濃度



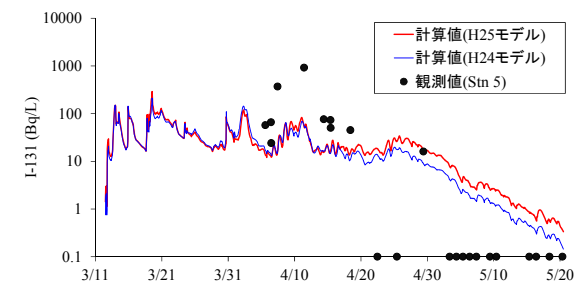
(d) Stn 3 における表層 Cs-137 濃度



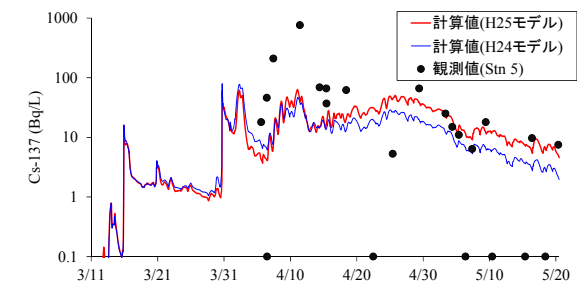
(e) Stn 4 における表層 I-131 濃度



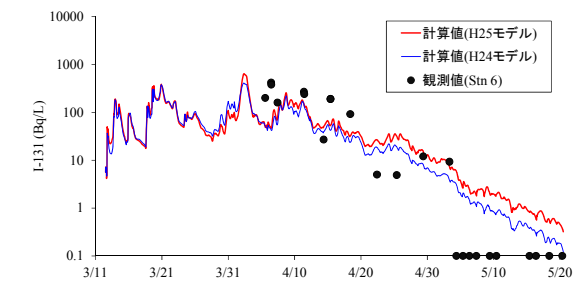
(f) Stn 4 における表層 Cs-137 濃度



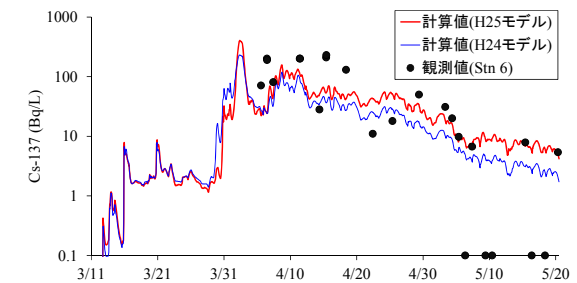
(g) Stn 5 における表層 I-131 濃度



(h) Stn 5 における表層 Cs-137 濃度

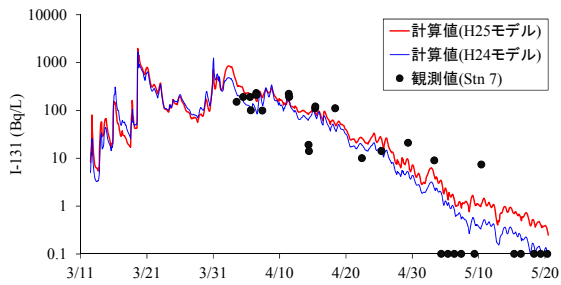


(i) Stn 6 における表層 I-131 濃度

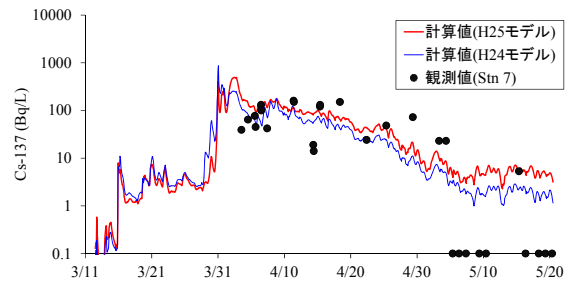


(j) Stn 6 における表層 Cs-137 濃度

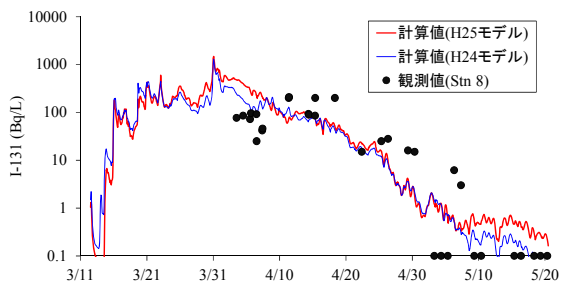
図 3-5(続き) 各観測点の表層 I-131 および Cs-137 濃度経時変化の計算値と観測値の比較



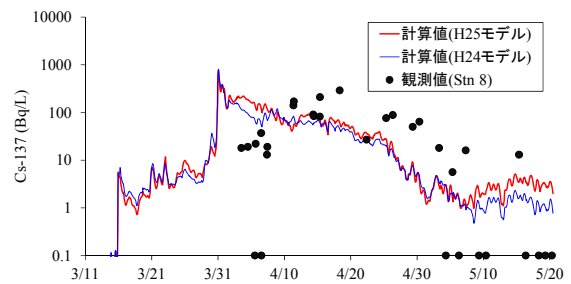
(k) Stn 7 における表層 I-131 濃度



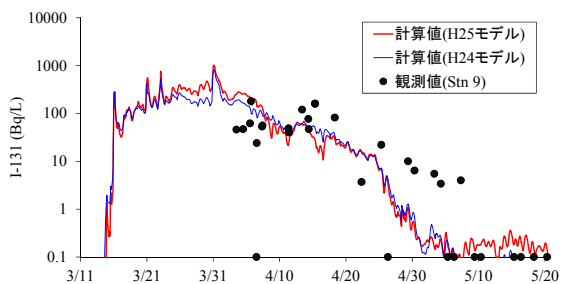
(l) Stn 7 における表層 Cs-137 濃度



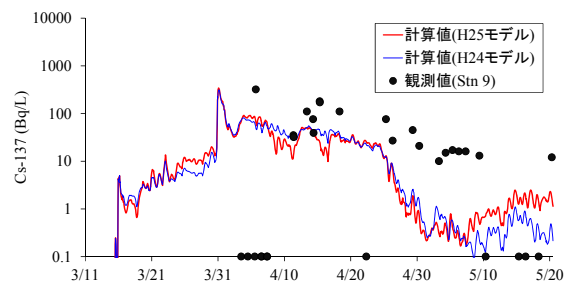
(m) Stn 8 における表層 I-131 濃度



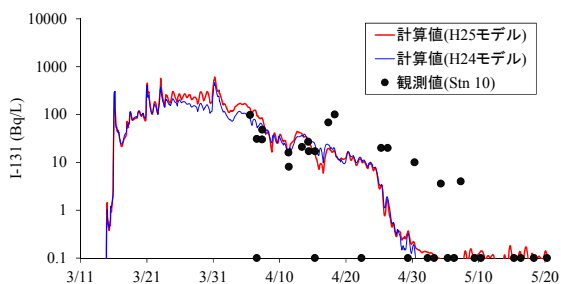
(n) Stn 8 における表層 Cs-137 濃度



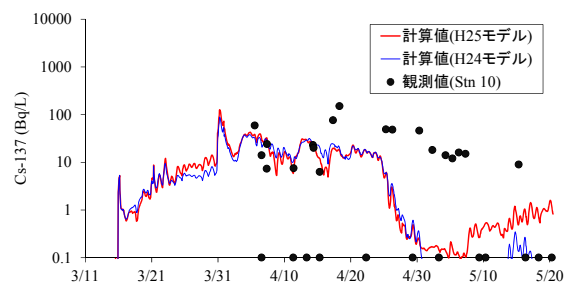
(o) Stn 9 における表層 I-131 濃度



(p) Stn 9 における表層 Cs-137 濃度



(q) Stn 10 における表層 I-131 濃度



(r) Stn 10 における表層 Cs-137 濃度

図 3-5(続き) 各観測点の表層 I-131 および Cs-137 濃度経時変化の計算値と観測値の比較

本モデル(H25モデル)と前年度モデル(H24モデル)の再現精度を比較すると、海岸線に近い観測点については4月以降の放射性物質濃度に差が見られ、I-131、Cs137ともにH24モデルよりもH25モデルの方が観測値に近いことが分かる。すべての観測点において、H25モデルの計算値は観測値を概ね再現しているが、福島第一原発よりも南側の沿岸測点(Stn3、4、9、10)において放射性物質濃度を過小評価する傾向にある。これについてはH24モデルにも見られ、H25モデルの計算値はH24モデルよりも若干観測値に近づいているものの、図3-3の4月18日および4月29日の計算結果を見ると明らかなように、本モデルは福島第一原発よりも南側沿岸域に見られる高濃度観測値をうまく再現できていない。この傾向については、黒潮を主とする流動の再現精度の問題、あるいは大気沈着量が実際よりも過小であったこと、もしくは河川による放射性物質の流入を考慮していないことが原因として考えられ、今後の課題といえる。

b) 海底堆積物中における放射性物質濃度の計算値と観測値の比較

図3-6(a)に2011年5月における海底堆積物中のCs-137濃度の計算値と観測値(文部科学省実施の「宮城県・福島県・茨城県沖における海域モニタリング(海底土)」、平成25年度より原子力規制委員会が実施)の比較を示す。堆積物中のCs-137濃度の計算値と観測値を比較すると、仙台湾の観測点において過小評価の傾向が見られるものの、全体的には計算値は観測値の分布傾向をよく再現していると考えられる。

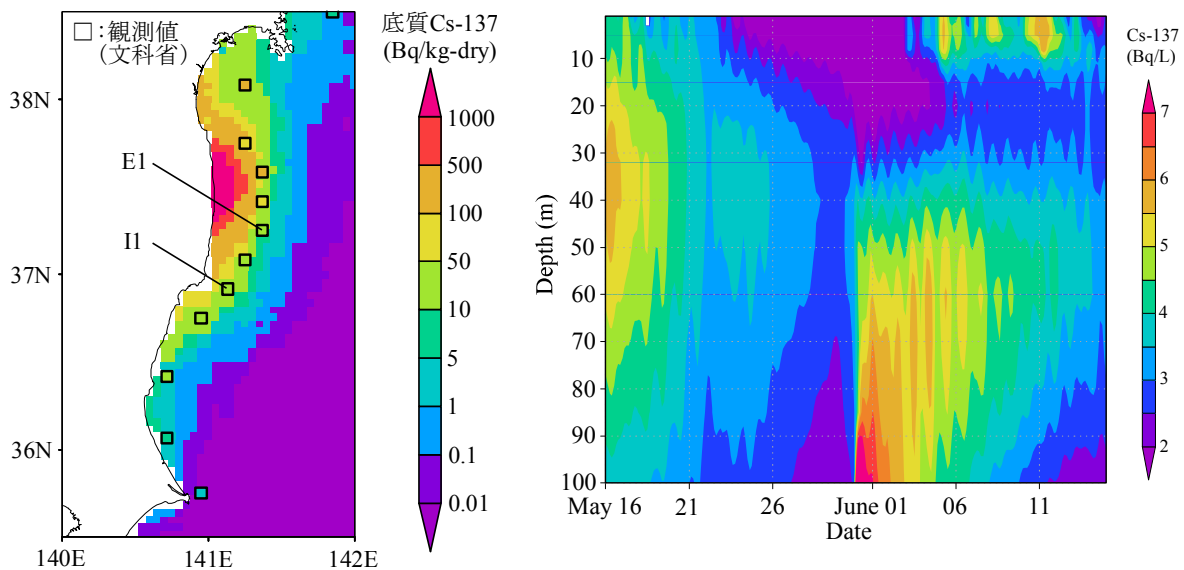


図3-6 (a)2011年5月における海底堆積物中のCs-137濃度の計算値(10cm深)と文科省が実施した海底表層観測値(観測深度不明)、および(b)観測点I1の台風201102号通過前後における海水中的鉛直Cs-137濃度分布の変化(右)

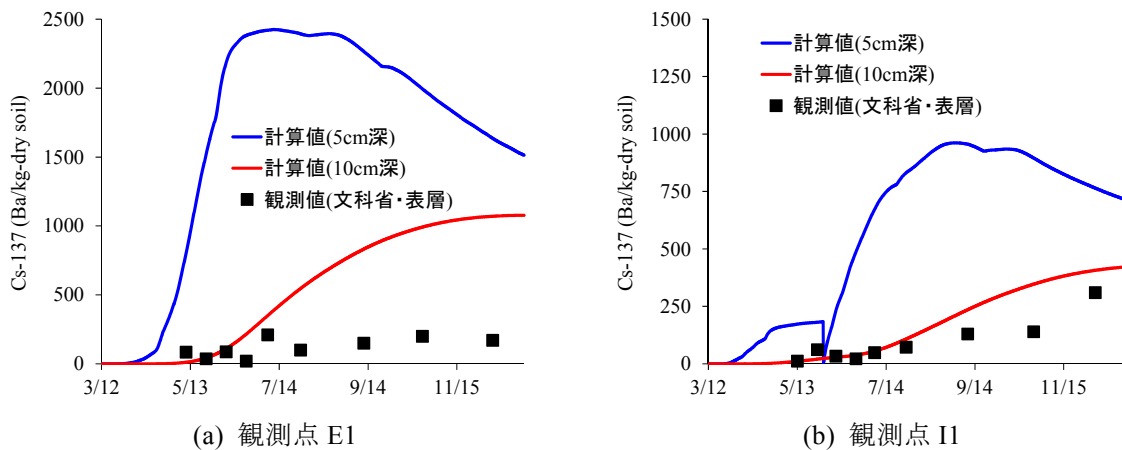


図 3-7 観測点 E1 と I1 における堆積物中の Cs-137 濃度経時変化の計算値と観測値の比較

図 3-6(b)に観測点 I1 の台風 201102 号通過前後における海水中の鉛直 Cs-137 濃度分布の変化を示す。図 3-6(b)を見ると、台風 201102 号は 5 月 30 日に当該海域に接近・通過しているが、その際に大量の Cs-137 が海底より巻き上がり、底層海水中的 Cs-137 濃度が顕著に上昇している様子が窺える。放射性物質の海底への堆積・巻上は台風など強風イベントによる海底直上水の流れの急変に大きく左右されることが明らかになり、放射性物質の将来予測を行う際の重要な鍵になるものと考えられる。

図 3-7 に観測点 E1 と I1 における堆積物中の Cs-137 濃度経時変化の計算値と観測値の比較を示す。上述のように 2011 年 5 月における堆積物中の Cs-137 濃度の計算値(10cm 深)は表層観測値と概ね一致しているが、5 cm 深の結果および 10cm 深の 7 月以降の計算値においては観測値よりも著しく過大に評価する傾向にある。本モデルでは、既存の吸脱着モデル、沈降速度、堆積・巻上モデルを用いて解析を行ったが、それぞれの妥当性についてはまだ十分に検証できていないことが原因と考えられる。また、Thornton et al. (2013)などの最新の研究成果によると、海底堆積物中の放射性物質濃度は粒径分布などの底質の特性や局所的な海底地形の変化に大きく依存していることが明らかにされており、これらの影響をどうモデルで表現し、モデルの再現精度を向上させるかが今後の課題であるといえる。

### 3-3 LESによる粒子状物質の海中における沈降・鉛直混合に関する詳細検討

#### (1) 解析手法

##### a) LES 数値モデル

図 3-8 (左) に示すように、海中では風や潮汐などによって様々な物理過程が発生しており、特に海底混合層における乱流過程は、運動場のみならず海底からの栄養塩溶出や粒子状物質の堆積・巻上げなど物質動態においても重要な役割を果たしていると考えられる。通常、広域の海洋流動モデルで扱うグリッドスケールでは、これらの現象を直接表現することができず、鉛直混合スキームのようにその効果をパラメータ化している。そのパラメタリゼーションの妥当性の検証・改良のため、近年では LES モデルによる研究が進められている。

本研究で用いる基礎方程式は  $f$  面上のブシネス近似を施した 3 次元 Navier-Stokes 方程式である。Furuichi et al. (2012) による海洋表層の LES 研究と同様に、格子下スケールの乱流フラックスを Ducros et al. (1996) の手法に従って求めた。

LES 実験の初期条件として、当研究所の重点プログラム「広域人為インパクトによる東シナ海・日本近海の生態系変調の解明」で実施された夏季の東シナ海における乱流過程の現場観測結果に基づき (古市ら, 2013)、約 20m の海底混合層をもつ水温場を仮定した。簡単のため塩分は一定と仮定し (34.0psu)、慣性周波数は 30.5°N における値とした。外力条件として、長軸および短軸方向の振幅がそれぞれ約  $0.8 \text{ ms}^{-1}$  および約  $0.4 \text{ ms}^{-1}$  である  $M_2$  半日周期の潮汐流を再現するように背景圧力勾配を仮定した。海底摩擦の効果は水平流速の最深値に壁法則を適用することで与えた。モデル海洋は水平方向が 100m、水深が 50m の矩形領域で、解像度は  $\Delta x = \Delta y = \Delta z = 0.25 \text{ m}$  である。計算は 26h 行った。

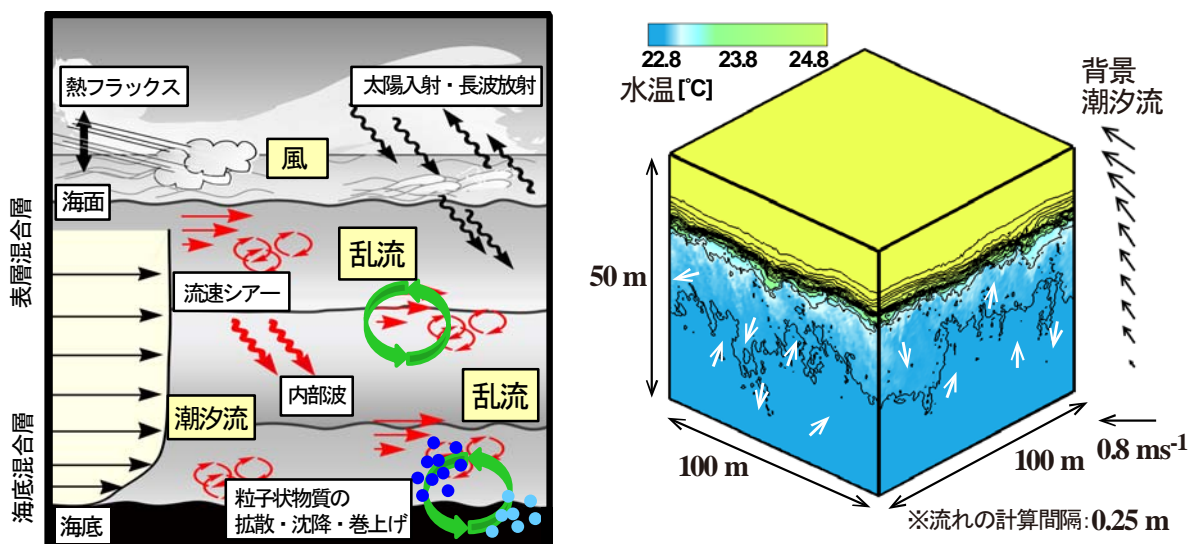


図 3-8 (左) 海洋内部における様々な物理過程の概念図 (右) LES 実験から得られた潮汐流に伴う海底混合層の発達に関する瞬間図。

陰影及び等値線は海水温分布を (等値線の間隔は  $0.25 \text{ }^{\circ}\text{C}$ )、図中の白矢印は流れの擾乱成分の大まかな方向を示す。



図 3-8(右)に LES から得られた水温場の 3 次元分布の瞬間図、図 3-9 に LES から得られた長軸方向の流速、水温、乱流エネルギーの消散率  $\varepsilon$ 、および、乱流熱フラックス  $w'\theta'$  の時間変化を示す ( $w'$  と  $\theta'$  はそれぞれ流速擾乱および水温擾乱)。潮汐流変動にตอบสนองして海底乱流が発達し、その結果、混合層上端付近で暖かい(冷たい)水が下方(上方)に輸送され、水温場が次第に混合されていく様子がみてとれる。

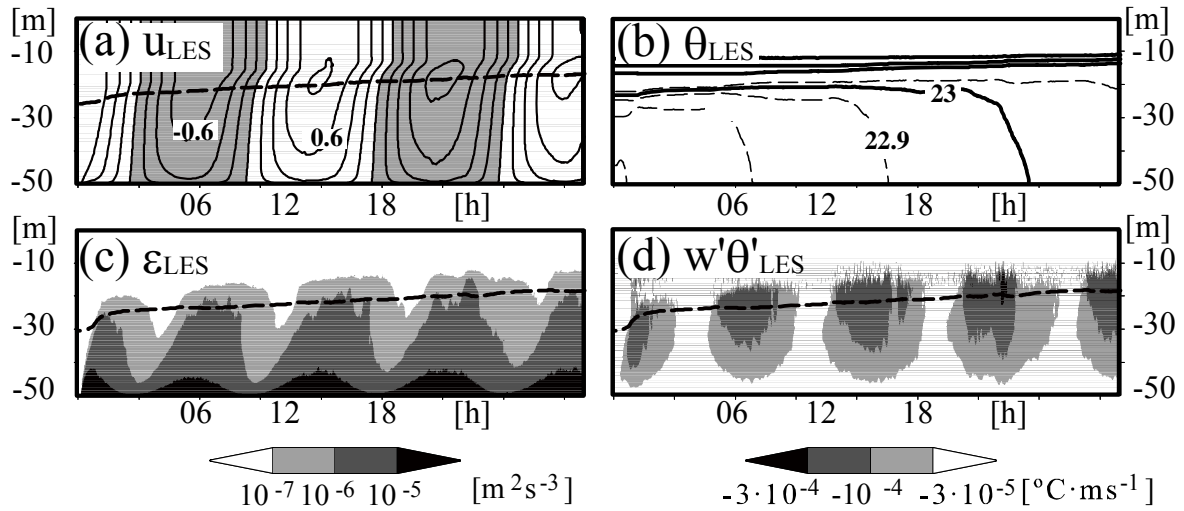


図 3-9 LES から得られた長軸方向流速 (a, 等値線間隔:  $0.2 \text{ ms}^{-1}$ )、水温 (b, 等値線間隔: 実線および破線の間隔は  $1^\circ\text{C}$  と  $0.1^\circ\text{C}$ )、乱流エネルギー消散率  $\varepsilon$  (c) および乱流熱フラックス  $w'\theta'$  (d) の水平平均値。(a), (c), (d) 内の破線は海底混合層の上端を示す (水温が最深値より  $0.1^\circ\text{C}$  高い深度で定義した)。

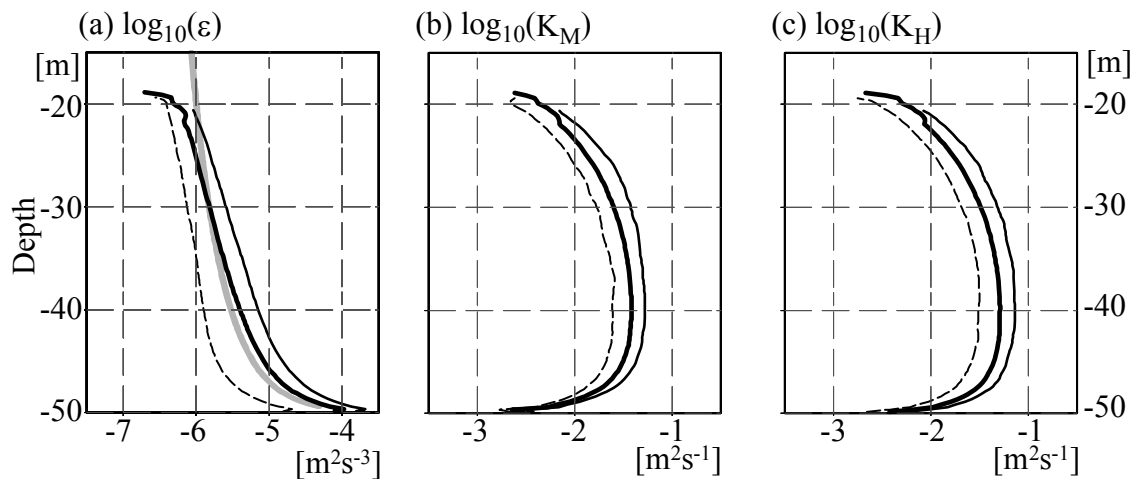


図 3-10 LES から得られた海底混合層内における乱流エネルギー消散率  $\varepsilon$  (a)、鉛直渦粘性係数  $K_M$  (b) および鉛直渦拡散係数  $K_H$  (c) の  $t = 12-24 \text{ h}$  (太実線; 約 1 潮汐周期)、 $t = 18.5-19.5 \text{ h}$  (細実線、および  $t = 21.5-22.5 \text{ h}$  (細破線) における平均値。(a)内の灰線は海底からの高さに比例する。

図 3-10a に示すように、1 潮汐周期で平均した  $\varepsilon$  の鉛直分布は  $z_a < \sim 10$  m ( $z_a$  は海底からの高さ) の範囲では  $\varepsilon \propto z_a^{-1}$  と非常によく合致しており、壁乱流理論と整合する。鉛直渦粘性係数  $K_M$  と鉛直渦拡散係数  $K_H$  を LES から得られた  $w'\theta'$  などの乱流諸量および流速や水温の水平平均値を用いて見積もったところ、その鉛直分布は海底付近 ( $z_a < \sim 7$  m) では  $z_a$  とともに増大する一方で、それ以上では  $z_a$  とともにゆるやかに減少した (図 3-10bc)。また、これらの値は長軸方向流速の最大時および最小時で 3-5 倍程度変動した。

現在、この LES 実験の妥当性を検証するため、当研究所で実施されている東シナ海や東京湾における乱流強度観測 (東ほか、2013, 古市ほか、2013) およびその他の観測研究との比較を進めているところである。

## b) 粒子追跡モデル

本研究では Eames et al. (2004) や Noh et al. (2010) などを参考に、以下のように粒子動態に関する支配方程式を定めた。

$$\frac{d\mathbf{x}}{dt} = \mathbf{v}_p \quad (3-1)$$

$$\begin{aligned} \frac{\pi}{6} d^3 \rho_p \frac{d\mathbf{v}_p}{dt} = & \frac{1}{8} \rho_f \pi d^2 C_D |\mathbf{v}_f - \mathbf{v}_p| (\mathbf{v}_f - \mathbf{v}_p) - (\rho_p - \rho_f) \frac{\pi}{6} d^3 g \mathbf{z} \\ & + \rho_f C_m \frac{\pi d^3}{6} \left( \frac{d\mathbf{v}_f}{dt} - \frac{d\mathbf{v}_p}{dt} \right) + \rho_f \frac{\pi d^3}{6} \frac{d\mathbf{v}_f}{dt} \end{aligned} \quad (3-2)$$

ここで  $\mathbf{x}$  は粒子の位置;  $d$  は粒径;  $\rho_p$  は粒子密度;  $\mathbf{v}_p = (u_p, w_p)$  は粒子の移動速度;  $\rho_f$  は海水密度;  $\mathbf{v}_f = (u_f, w_f)$  は海水流速;  $\mathbf{z}$  は鉛直方向の単位ベクトルである。式 3-2 の右辺第 1 項は流体による抵抗力を表しており、抵抗係数  $C_D$  は  $\text{Re}_p = d|\mathbf{v}_p - \mathbf{v}_f|/\nu$  ( $\nu$  は海水の動粘性係数) を用いて

$$C_D = \frac{24}{\text{Re}_p} f(\text{Re}_p) \quad (3-3)$$

ただし

$$f(\text{Re}_p) = 1 + 0.15 \text{Re}_p^{0.687}$$

のように求めた (Chang et al. 2006)。式 3-2 の右辺第 2、第 3、第 4 項は粒子に作用する浮力、付加質量力、慣性力をそれぞれ表している。本研究では粒子は全て球体と仮定し、付加質量係数  $C_m$  を 0.5 とした。式 3-3 を式 3-2 に代入することで、以下が得られる。

$$\frac{d\mathbf{v}_p}{dt} = \frac{\beta}{(\beta + C_m)\tau_p} \left\{ f(\text{Re}_p)(\mathbf{v}_f - \mathbf{v}_p) - w_s \mathbf{z} \right\} + \frac{1 + C_m}{\beta + C_m} \frac{d\mathbf{v}_f}{dt} \quad (3-4)$$

ここで  $\beta = \rho_p/\rho_f$ 、 $w_s = g(\beta - 1)d^2/18\nu$  はストークスによる沈降の終端速度、 $\tau_p = \beta d^2/18\nu$  は粒子の応答時間である。

本研究では、LES から得られた  $t=17$  h から  $t=22$  h までの 1 分毎の鉛直 2 次元流速、密度場データ ( $u_f, w_f, \rho_f$ ) を式 3-4 に組み込み、表 3-1 に示すような 4 種類の実験を行うことで粒子動態の粒径、粒子密

度に対する依存性を調べた(ただし、Exp4ではt=17hからt=19.5hまでのみ計算を実施した)。ここでExp1, 2( $\rho_p=1500\text{kg m}^{-3}$ )は懸濁物質粒子、Exp3, 4( $\rho_p=2700\text{kg m}^{-3}$ )は土粒子を想定している。各実験では初期にz=-49 m、-48m、-47m、-30m、-20m、-10mに配置された合計4000個の粒子についてその動態を調べた。簡単のため、海底に接触した粒子は海底から高さ0.25mの位置に直ちに再配置して計算を進めた。

表 3-1 粒子追跡実験で使用した各パラメータ

ただし表中の  $w_s$ 、 $\tau_p$  は  $\rho_f=1025\text{kg m}^{-3}$  を用いて計算した。

	$d$ ( $10^{-6}\text{ m}$ )	$\rho_p$ ( $1000\text{ kg m}^{-3}$ )	$w_s$ ( $\text{m day}^{-1}$ )	$\tau_p$ ( $10^{-5}\text{ s}$ )
Exp1	50	1.5	138	17.4
Exp2	20	1.5	23	2.7
Exp3	50	2.7	258	31.3
Exp4	20	2.7	41	5.0

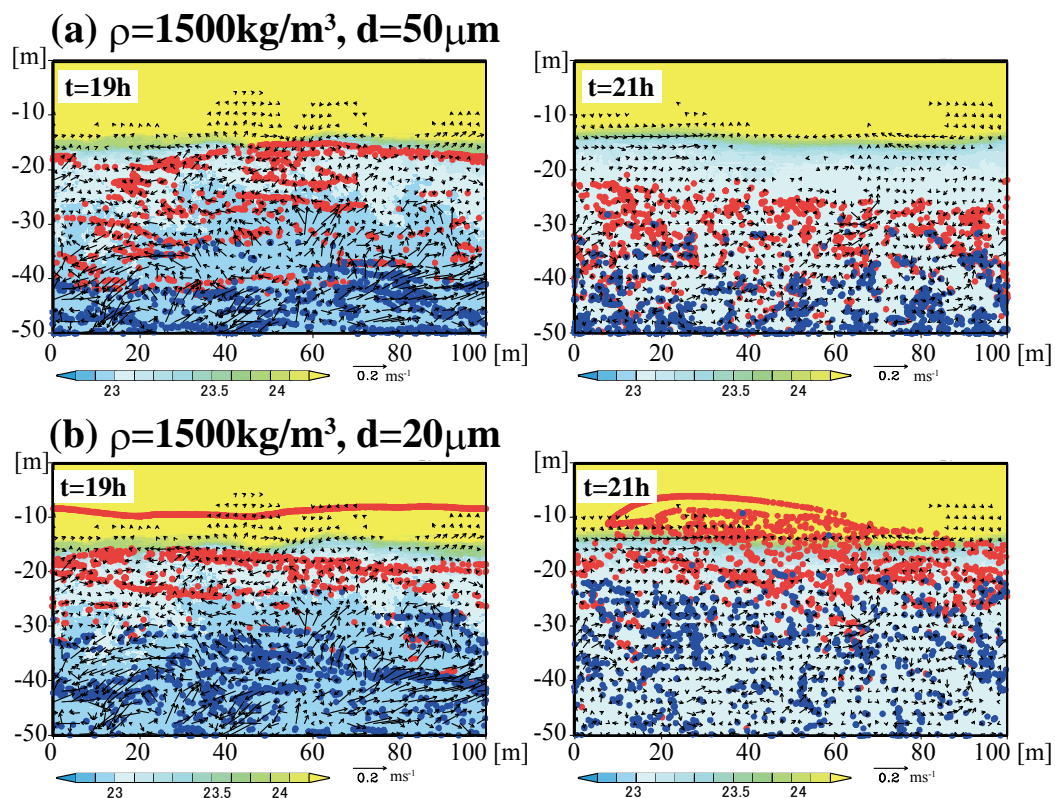


図 3-11 数値実験(a) Exp1 および(b) Exp2 から得られた粒子状物質の空間分布の時間変化  
赤丸(青丸)は深度-10m、-20m、-30m(-47m、-48m、-49m)から計算を開始した結果を示す。陰  
影および矢印はLES実験から得られた水温場及び流速擾乱場。

(1) 解析結果

図 3-11 に Exp1 および Exp2 のケースについての粒子の空間分布の時間変化を示す。粒径によって沈降の様子が大きく異なること、また図 3-11(b)に示されているように、海底混合層より上方の乱流擾乱がほとんど発達していない部分では粒子がほとんど拡散していない様子がみてとれる。

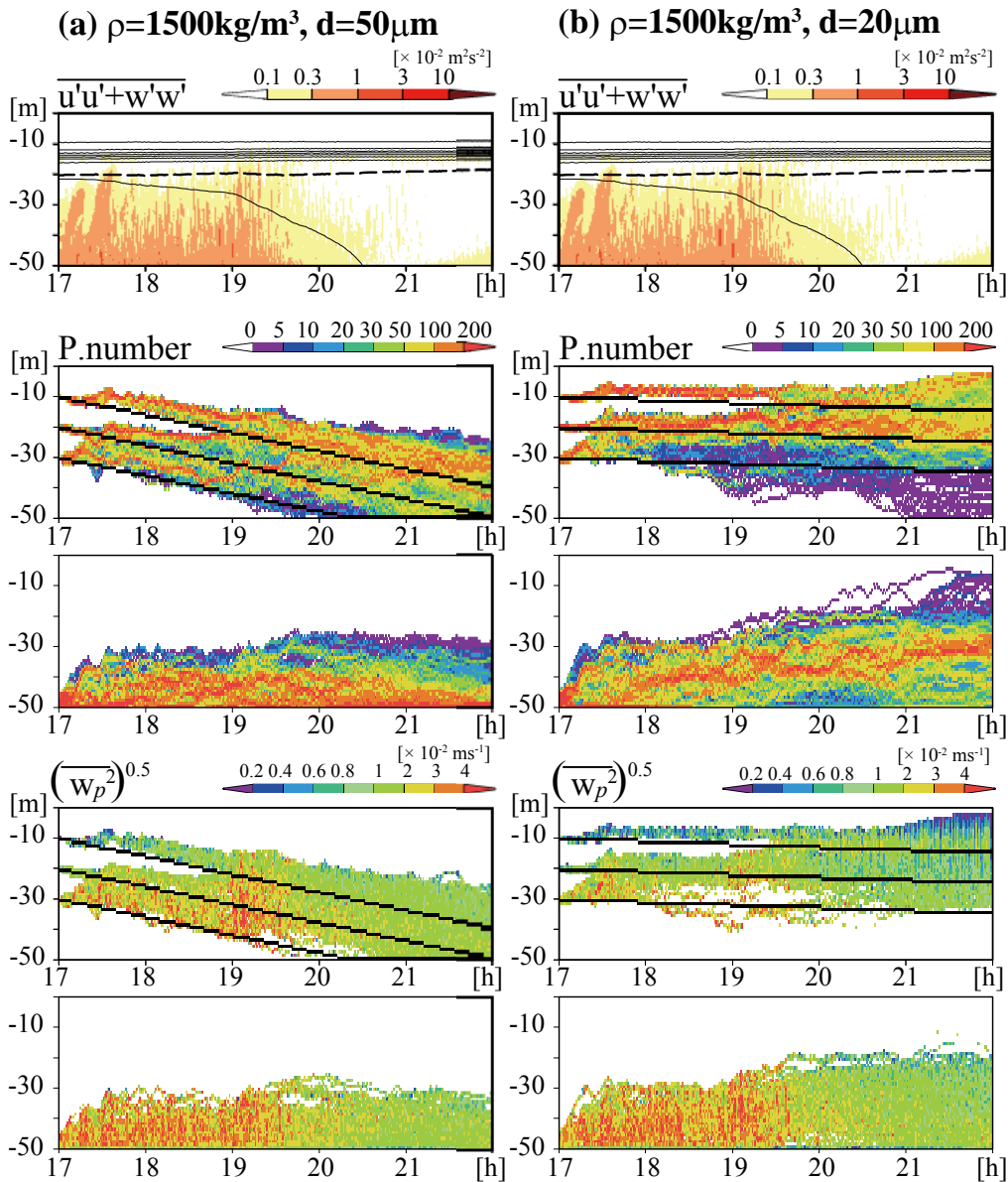


図 3-12 (最上段) LES 実験から得られた流速擾乱 (陰影)、水温 (等値線、 $0.5^\circ\text{C}$  毎)、および混合層の上端 (破線；水温の最深値より  $0.2^\circ\text{C}$  高い深度で定義) の時間変化。

(第 2-5 段) 数値実験(a) Exp1 および (b) Exp2 から得られた 1m 層毎の各層における粒子数および  $\text{rms}(w_p)$  ( $w_p$  の二乗平均平方根) の時間変化。第 2、4 段は深度-10m、-20m、-30m から計算を開始した場合を (黒線は背景流速がない場合の粒子沈降の様子を示す)、第 3、5 段は深度-47m、-48m、-49m から計算を開始した場合の結果を示す。第 4、5 段では粒子数が 10 未満の層は解析対象から除外した。

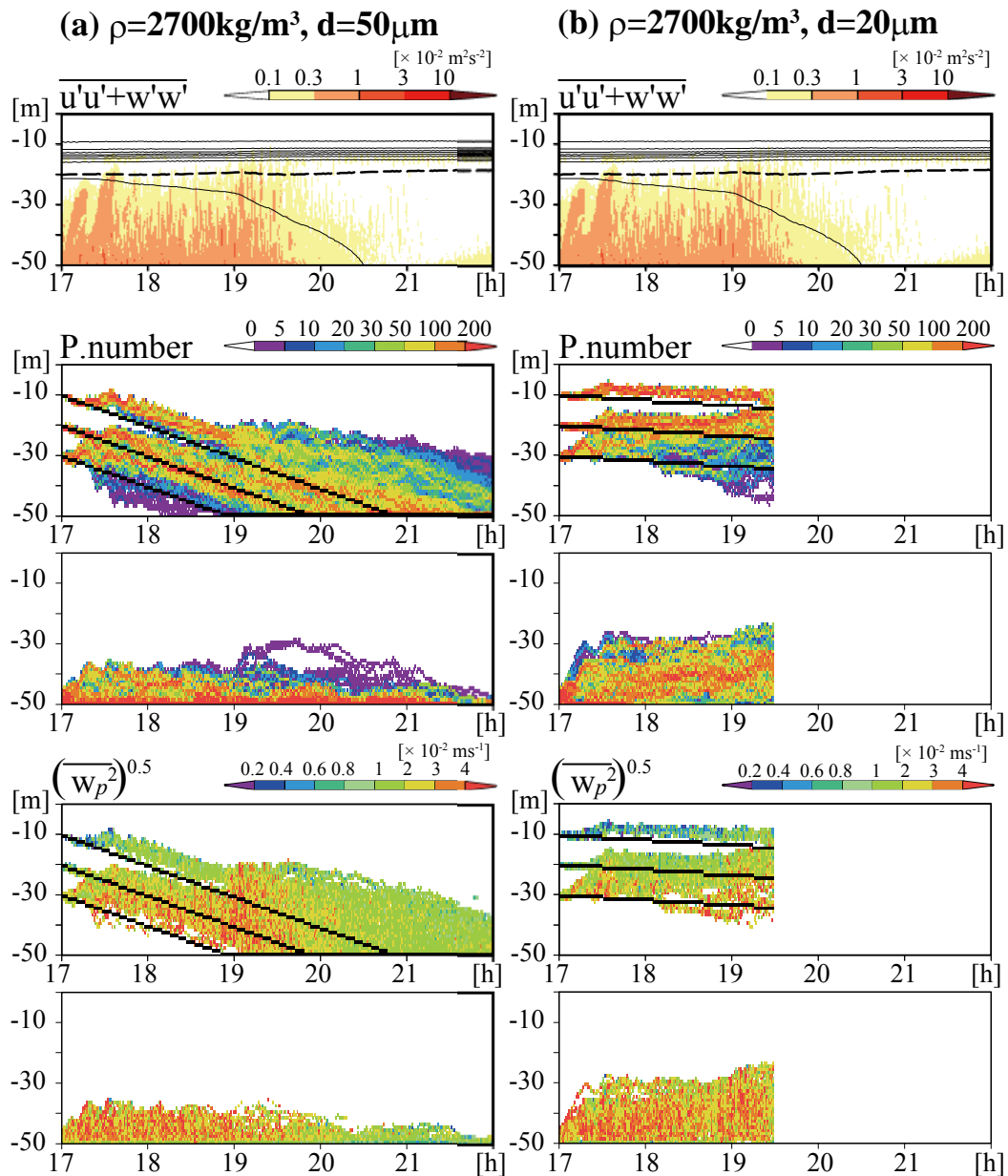


図 3-13 図 3-12 と同じ

ただし (a) Exp3、(b) Exp4 の場合

Exp1-4 から得られた 1m 層毎の各層における粒子数および  $\text{rms}(w_p)$  ( $w_p$  の二乗平均平方根) の時間変化 (図 3-12、3-13) からは粒子状物質の沈降や海底付近からの上昇の様子が粒径、粒子密度によって大きく異なることが確認できる。また図 3-12、3-13 からは以下のことを指摘できる:

- 初期に海底付近に配置した粒子であっても、粒径・粒子密度によっては 3 時間程度で海底混合層の上層または上端付近に到達する (特に図 3-12b の第 3 段目)
- すべての実験において LES から得られた流速擾乱 (図 3-12、3-13 の最上段) と  $\text{rms}(w_p)$  には良い対応関係があり、乱流が粒子動態に大きな影響を及ぼしている様子がみてとれる。
- 各々の実験から得られた  $\text{rms}(w_p)$  の値には顕著な違いがみられない。

本稿では潮汐流が強いことで知られる東シナ海の陸棚域を想定した LES 実験のデータを使用しており、その点は留意する必要がある。とはいえ、これまでに海洋における粒子状物質の動態に関して海底混合層内の乱流混合過程との詳細な関連付けを試みた研究はほとんどなく、本手法を通じて、海洋混合層内における粒子状物質動態のパラメータ化手法に関して「微視的」観点にまで踏み込んだ詳細な検討が可能になると期待される。今後の課題として (1) 粒子追跡実験に使用する LES データを 3 次元化する、(2) これまでの現場観測研究 (例えば和久ほか, 2011、矢野ほか, 2012) との比較を通じてこの粒子追跡の数値実験の妥当性を検証する、(3) 現実海洋における粒子状物質の粒径分布などを把握する、(4) 福島県沖の背景成層や外力などの条件を考慮した LES 実験を実施する、(5) 海洋広域数値モデルへ組み込むための粒子状物質の沈降、拡散、および巻上げ過程のパラメータ化手法を構築・高精度化し、これまでの鉛直 1 次元海洋物理-沈降粒子結合モデル研究 (例えば Souza et al. 2001) さらには 3 次元モデル研究と比較するなど、多岐にわたる内容が挙げられるが、各項目を着実に実施することで、放射性物質の生物・生態系への影響解明へ向けて科学的知見を蓄積し提供していきたい。

### 3-4 まとめ

本研究では、福島第一原発事故によって放出された放射性セシウム 137(Cs-137)の海洋における動態を再現・将来予測するための数値モデル開発・高精度化に関する研究を行った。前年度構築した放射性物質の海洋拡散モデルを改良し、海底における堆積・巻上げを考慮した高解像度シミュレーションを実施したところ、表層における放射性物質濃度の時空間変動については観測値を概ね再現することができたが、海底堆積量については過大評価する傾向にあり、今後の課題として残された。海底混合層内における粒子状物質の沈降、鉛直拡散、巻上げ過程のモデル改良に向けた一研究として、Large Eddy Simulation (LES)を行ったところ、海水中における粒子沈降・鉛直混合のパラメタリゼーションに関する基礎的知見が得られた。

### 引用文献 (なお、web は 2014 年 11 月 10 日にチェックした。)

1. Chang YS et al. (2006) J. Geophys. Res., 111, C07001, doi:10.1029/2005JC003240.
2. Ducros F et al. (1996) J Fluid. Mech., 326, 1-36.
3. Eames I et al. (2004) J. Fluid. Mech., 498, 183-203, doi:10.1017/S0022112003006888.
4. Furuichi N et al. (2012) J. Oceanogr., 68, 285-294, doi:10.1007/s10872-011-0095-3
5. Higashi H et al. (2012) Proceedings of 9th International Symposium on Ecohydraulics 2012, 13389.
6. Hirt CW et al. (1981) J. Comput. Phys., 39, 201-225.
7. Kobayashi T et al. (2007) J. Nucl. Sci. Technol., 44(2), 238-247.
8. Kondo J (1975) Bound.-Lay. Meteor., 9, 91-112.
9. Matsumoto K et al. (2000) J. Oceanogr., 56, 567-581.
10. Mellor GL (2001) J. Phys. Oceanogr., 31(3), 790-809.
11. Miyazawa Y et al. (2009) J. Oceanogr. 65, 737-756.
12. Morino Y et al. (2011) Geophys. Res. Lett., 38(7), L00G11.
13. Noh Y et al. (2010) J. Geophys. Res., 115, C05007, doi:10.1029/2009JC005669.
14. Otosaka S et al. (2012) Environ. Monit. Assess., DOI 10.1007/s10661-012-2956-7.
15. Smagorinsky, J. (1963) Mon. Weather Rev., 91, 99-164.

16. Souza A et al. (2001) J. Mar. Res., 59, 1021–1045.
17. Thornton B et al. (2013) Deep-Sea Res. PT I, 79, 10-19.
18. Tsumune D et al. (2012) J. Environ. Radioact., 111, 100-108.
19. 郭新宇ほか(2010) 沿岸海洋研究, 47(2),
20. 原子力規制委員会 (2014) 放射線モニタリング情報, <http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/> (参照 2014-03-17).
21. 水産庁 (2014) 水産庁ホームページ「水産物の放射性物質調査結果について」, <http://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html> (参照 2014-03-17).
22. 東博紀ほか(2013)土木学会論文集 B2(海岸工学), 69(2), 1066-1070.
23. 古市尚基ほか(2013) 2013 年度日本海洋学会春季大会予稿集, 109.
24. 村上和男ほか(1989)港湾技術研究所報告, 28(1), 43-76.
25. 矢野真一郎ほか(2012)土木学会論文集 B2(海岸工学), 68(2), 961- 965.
26. 和久光靖ほか(2011)海の研究, 20(1), 1-17.