

多媒体環境モデリング
(平成 24 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	大気シミュレーションの不確実性評価	1
1-4	ナッジングを利用した WRF 気象シミュレーションの結果	3
1-5	再飛散過程のモデル化	3
	引用文献	4
2	陸域モデル	13
2-1	概要	13
2-2	G-CIEMS モデルの概要	13
2-3	福島県および周辺広域の陸域環境での放射性物質の多媒体動態の長期予測	14
2-3-1	シミュレーションの対象地域と対象核種	14
2-3-2	大気沈着量の計算結果の活用	15
2-3-3	設定した環境条件と計算条件	16
2-3-4	分配係数と土壌流出係数の感度解析	17
2-4	結果と考察	18
2-4-1	セシウム 137 濃度と存在量	18
2-4-2	土地利用区分ごとの土壌中セシウム 137 存在量とその経年変化	19
2-4-3	河川・湖沼中のセシウム 137 存在量の経年変化	20
2-4-4	観測結果とモデル予測の比較	22
2-4-5	セシウム 137 の河川から海洋への流出傾向の予測と感度解析結果	23
2-4-6	航空機モニタリング結果の詳細解析	24
2-5	結論	25
	引用文献	25
3	海域モデリング	25
3-1	研究目的	25
3-2	解析手法	25
3-3	解析結果	33
3-4	海域モデリングのまとめ	41
	参考文献	42

1 大気

1-1 はじめに

放射性物質の大気シミュレーションモデルを精緻化するに当たり、放出量推計や気象モデルの精緻化、及び湿性沈着計算手法の検討や再飛散過程に起因する放射性物質の動態調査などが必要な課題である。本業務では、航空機モニタリングで測定された、東日本におけるセシウム 137 の沈着量分布(MEXT, 2011)などを比較対象データとして、下記 4 点の調査研究を実施した。

- 放出量推計や湿性沈着計算モジュールに起因する、大気シミュレーション計算結果の不確実性評価 (1-3 節)
- 気象モデルのデータ同化による大気シミュレーションの精緻化(1-4 節)
- 地表面からの再飛散過程に起因する放射性物質の動態調査(1-5 節)

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汚染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、Cs-137 は全て粒子と設定した(Skamarock et al. 2008)。計算期間は 2011 年 3 月 11 日から 4 月 20 日、計算領域は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)を中心とした 711 x 711 km²の範囲(図 1-2、水平格子間隔 3km)とした。

1-3 大気シミュレーションの不確実性評価

本節では、表 1-1 に記した 6 事例の感度実験を基にした大気シミュレーションの不確実性評価の結果について述べる。

時間ごとのセシウム 137 の放出量データとして、これまで日本原子力研究開発機構(以後、「JAEA」と呼ぶ)(Chino et al. 2011; Katata et al. 2012; Terada et al. 2012)、ノルウェー大気研究所(以後、「NILU」と呼ぶ)(Stohl et al. 2012)、東京電力(以後、「TEPCO」と呼ぶ)(Tepco, 2012)の推計値が公開されている(図 1-3)。これらは、いずれも観測データと数値モデルを基にした逆解析によって推計されているが、JAEA は東日本に分布する観測データを基にした領域規模モデルを用いた推計、NILU は主に北半球に分布する観測データを基にした全球規模モデルを用いた推計、TEPCO は福島県東部の観測データを基にしたローカル規模モデルを用いた推計である点が異なる。

湿性沈着モジュールとして、CMAQ では式 1-1、式 1-2 を基に、プロセスベースの計算

をしている。

$$\frac{dQ_i}{dt} = Q_i \left(\frac{\exp(-\tau_{\text{cld}} / \tau_{\text{washout}}) - 1}{\tau_{\text{cld}}} \right) \quad (1-1)$$

$$\tau_{\text{washout}} = \frac{W_T \Delta z}{\rho_{\text{H}_2\text{O}} p_0} \quad (1-2)$$

ここで、 Q_i は物質 i の雲中濃度、 τ_{cld} は雲の時定数、 τ_{washout} は湿性除去の時定数、 W_T は雲中の平均水分量、 Δz は雲の厚み、 $\rho_{\text{H}_2\text{O}}$ は水の密度、 p_0 は降水量を表す。

それに対して、SPEEDI などのモデルでは、式 1-3、式 1-4 を基に、経験的なパラメタ(A と B)を基に除去係数(A)を用いて湿性沈着を計算している。

$$\frac{dQ_i}{dt} = -A_i Q_i \quad (1-3)$$

$$A_i = A p_0^B \quad (1-4)$$

本研究では、 $A=5 \times 10^{-5}$ 、 $B=0.8$ を利用したが、この数字の不確実性については Morino et al. (2013)を参照されたい。また、乾性沈着の支配要因である粒子直径を、Morino et al. (2011)では $1 \mu\text{m}$ と設定したが、本業務では、Kaneyasu et al. (2012)を参考に、平均粒子直径($0.65 \mu\text{m}$)と標準偏差(1.35)を設定しての計算も実施した。

計算結果は、STD 計算が最もよく実測されたセシウム 137 の沈着量分布を良く再現していた(図 1-4、図 1-5)。特に、福島第一原発の北西方向・福島県中通り・北関東 3 県・茨城県南部から千葉県北西部・宮城県南部と北部・埼玉県と東京都の西部など、沈着量の高い地域は実測とモデルで一致していることが分かる。また、上記の地域を除くと、東北地方や関東地方でのセシウムの沈着は概ね 10 kBq/m^2 以下と低い傾向も実測とモデルで一致している。モデルは、セシウム 137 沈着量の高沈着量地域において、概ね一桁の範囲で積算沈着量を再現していた。一方、NILU の放出量を用いた EM2 計算ではセシウム 137 沈着量を顕著に過大評価し、TEPCO の放出量を用いた EM3 計算ではセシウム 137 沈着量を顕著に過小評価していた。日本陸上への総沈着量は(表 1-2)、実測値(2.4PBq)と比較して STD 計算ではよく再現していたが(2.2PBq)、EM2 計算では過大評価(5.0PBq)、EM3 計算では過小評価(0.95PBq)していた。

湿性沈着モジュールの比較結果を見ると、WD2 計算では例えば高沈着量地域が実測よりも広範囲に広がっており、沈着速度を過小評価していることが示唆された。試みに、湿性沈着の除去係数(A)を 10 倍した感度実験(WD3 計算)を実施したところ、実測値や STD 計算とよく似た計算結果を示した。この結果は、SPEEDI の湿性沈着モジュールが湿性沈着速度を過小評価していること、及び除去係数を用いた湿性沈着モジュールには経験的パラメタに起因する不確実性が大きく CMAQ で用いられているようなプロセスベースの湿性沈着モジュールを用いる必要があることを示唆する。

なお、乾性沈着の寄与は小さいため、粒径の変化に起因するセシウム 137 沈着量の変化は限定的であった。

1-4 ナッジングを利用した WRF 気象シミュレーションの結果

本業務において使用した気象モデル WRF では、より高精度な気象シミュレーションを行うために、客観解析値だけでなく、観測データもナッジングすることが可能となっている。ここで、ナッジングとは解析値や観測値の情報を気象モデルに同化し、解析値や観測値の持つ有効な情報を引き出してシミュレーション結果に反映させるシミュレーション手法の一つである。

本節では、観測データナッジングを利用して気象シミュレーションを行った結果と、利用しなかった結果との比較を行い、本シミュレーション領域におけるナッジング有効性の評価を行った。なおナッジングに関しては、気象庁アメダスデータ及び、福島第一及び第二原発が提供している気象データを利用して行った。

図 1-6 にアメダスの各観測点における風速・風向の観測とシミュレーションの比較結果を示した。今回の設定では、風速・風向や気温など気象要素の再現性向上に与えるナッジングの影響は限定的であった。今後、よりナッジング係数などの詳細な検討が必要である。

1-5 再飛散過程のモデル化

前章で示した放射性物質大気シミュレーション結果と観測結果の不一致の原因として、再(2次)飛散過程(一度地面に沈着したものが強風などにより再び舞い上がる過程)がシミュレーション中で考慮されていないことが挙げられる。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} ($g/m^2/s$) 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、

$$F_{dust} = C * C_{snow} * C_{wet} * u_*^4 * (1 - u_{*,th}/u_*) \quad (1-5)$$

で与えている。ここで、 C は発生源定数($g/m^2/s^3$)、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、 $C_{radioer}$ (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 $F_{radioer}$ (Bq/m²/s)は、

$$F_{radioer} = C_{radioer} * F_{dust} \quad (1-6)$$

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 ($0.265\text{m}^3/\text{m}^3$) 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、WRFモデル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、Sandy clay、loam、Clay loam、Organic) の土壌の分布を提供するデータである。

$C_{radioaer}$ については、茨城県での放射性物質の観測から、2011年の4月8-10日に得られた大気濃度が、気象条件などから考慮すると、再飛散によるものの可能性が高いという北ら (2011) の報告を受けて、観測された大気濃度と同地点、同時刻の F_{dust} との関係から、推計した。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、沈着が起こ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。なお、本事業においては、簡単のために $C_{radioaer}$ を一定値として与えたが、本来は積算沈着量を基に逐次変化を考慮する必要があり、今後は推計手法の精緻化が必要である。

図1-7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(kBq/m^2)を示す。再飛散は、沈着が多い発生源地点に加えて、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。なお、この再飛散量を基に大気シミュレーションの試行計算を実施した。その結果、2011年3月の関東地方において、セシウム137の大気濃度に対する再飛散過程の寄与は0.06-0.56%と推計された。

このように、本業務でのシミュレーション結果では、再飛散過程は、観測とシミュレーションの不一致を低減する効果は小さいと推計された。ただ、再飛散による巻き上がりは、風速や地表面状態などに支配されるため複雑であり、その推計の不確実性は現状とても大きい。再飛散による巻き上がりのフラックスなど、今後観測データが蓄積するに伴って、より精緻な検証を進めていく予定である。また、様々な計算条件を与えた感度実験を実施して、再飛散シミュレーションの不確実性評価を進めることも今後の重要な課題である。

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

1. Byun D et al. (2006) Appl. Mech. Rev., 59, (1-6), 51-77.
2. Chino M et al. (2011) J. Nucl. Sci. Technol., 48, (7), 1129-1134.
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. Kaneyasu N et al. (2012) Environ. Sci. Technol., 46, (11), 5720-5726.
6. Katata G et al. (2012) J. Environ. Radioactiv., 111, 2-12.

7. Marticorena B et al. (1997) *J. Geophys. Res.*, 102, 23277–23287.
8. Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology (MEXT): Tokyo, Japan, 2011; http://radioactivity.nsr.go.jp/en/contents/4000/3179/24/1270_1216.pdf
9. Morino Y et al. (2011) *Geophys. Res. Lett.*, 38, L00G11.
10. Morino, Y et al. (2013) *Environ. Sci. Technol.* 2013, 47, 2314-2322.
11. Skamarock W et al. (2008) NCAR/TN-475+STR; Natl. Cent. for Atmos. Res., : Boulder, Co.
12. Stohl A et al. (2012) *Atmos. Chem. Phys.*, 12, (5), 2313-2343.
13. Terada H et al. (2012) *J. Environ. Radioactiv.*, 112, 141-54.
14. Tokyo Electric Power Company (Tepco) (2012): Tokyo, Japan;
http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/betu12_e/images/120524e0205.pdf

表 1-1 本業務で実施した感度実験。設定の詳細は本文を参照のこと。

計算事例	放出量	湿性沈着モジュール	粒子直径
STD	JAEA	CMAQ ¹¹	1 μm
EM2	NILU	CMAQ	1 μm
EM3	TEPCO	CMAQ	1 μm
WD2	JAEA	除去係数	1 μm
WD3	JAEA	除去係数を 10 倍	1 μm
DD2	JAEA	CMAQ	Kaneyasu et al. [11]

表 1-2 シミュレーションと航空機モニタリングの比較結果

航空機モニタリングとの比較 (実測値が 10 kBq m ⁻² 以上の地点)							
	STD	EM2	EM3	WD2	WD3	DD2	
実測値と 1/2-2 倍の範囲で 一致した割合 (%)	57.0	34.6	40.0	44.9	54.9	56.8	
実測値 1/10-10 倍の範囲で 一致した割合 (%)	95.6	87.8	88.9	98.7	99.6	95.5	
相関係数	0.663	0.526	0.308	0.639	0.720	0.663	
収支解析(PBq)							
	STD	EM2	EM3	WD2	WD3	DD2	観測
放出量	8.79	36.63	10.04	8.79	8.79	8.79	
陸上への沈着量	2.21	4.98	0.95	2.03	3.19	2.19	2.40
海上への沈着量	1.81	3.48	1.63	2.22	3.00	1.80	
計算領域からの流出	4.75	28.09	7.46	4.50	2.58	4.78	

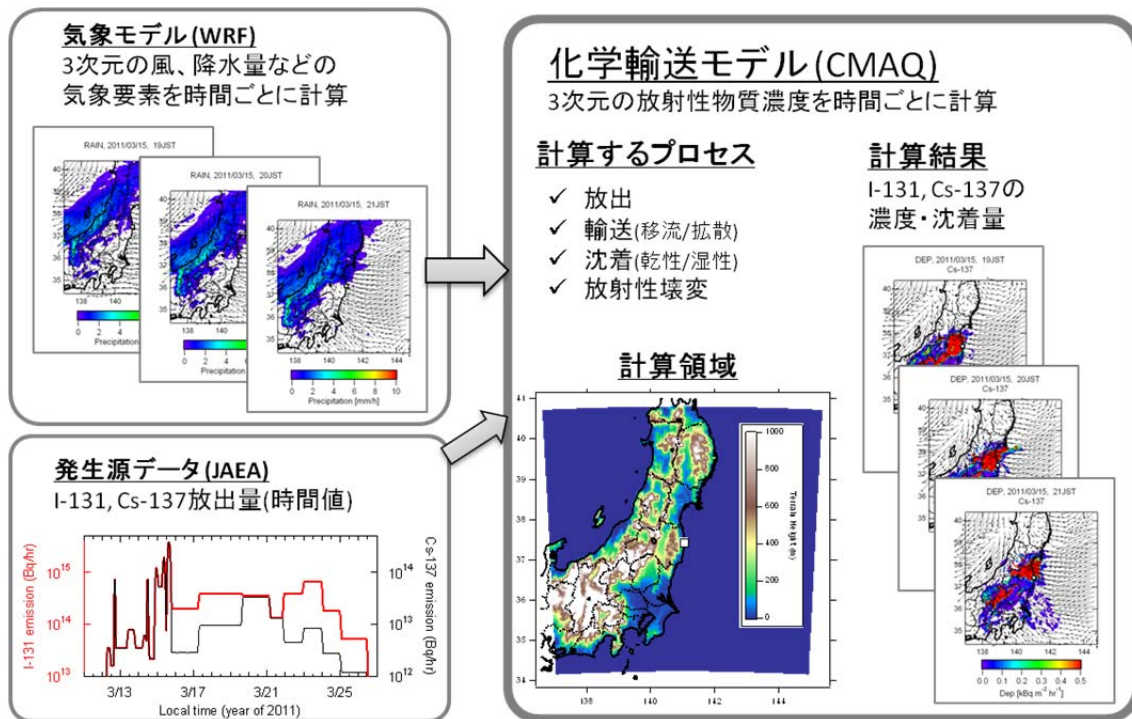


図 1-1 大気シミュレーションシステムの概略図

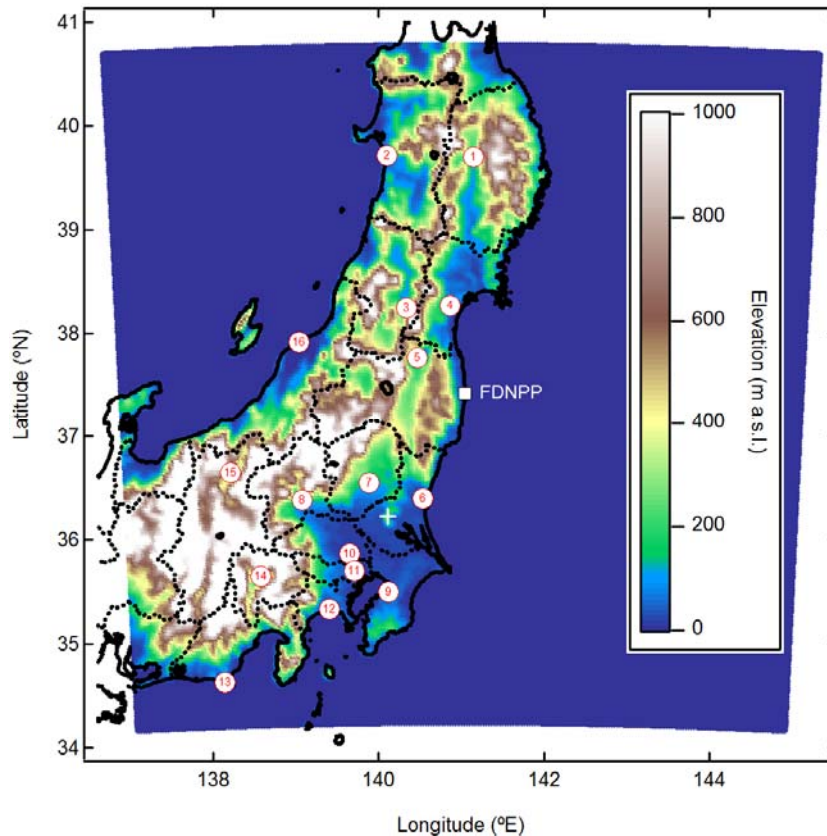


図 1-2 大気シミュレーションシステムの計算領域

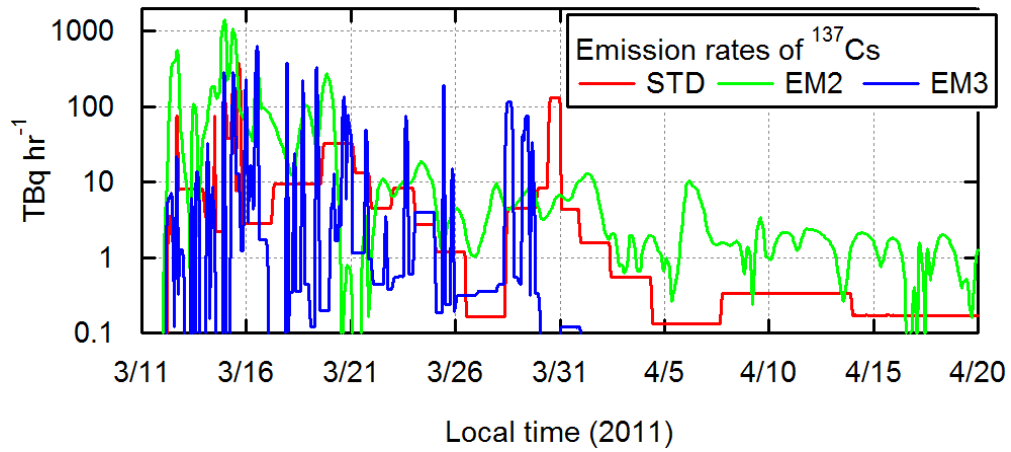


図 1-3 本研究の大気シミュレーションで用いた、セシウム 137 の放出量

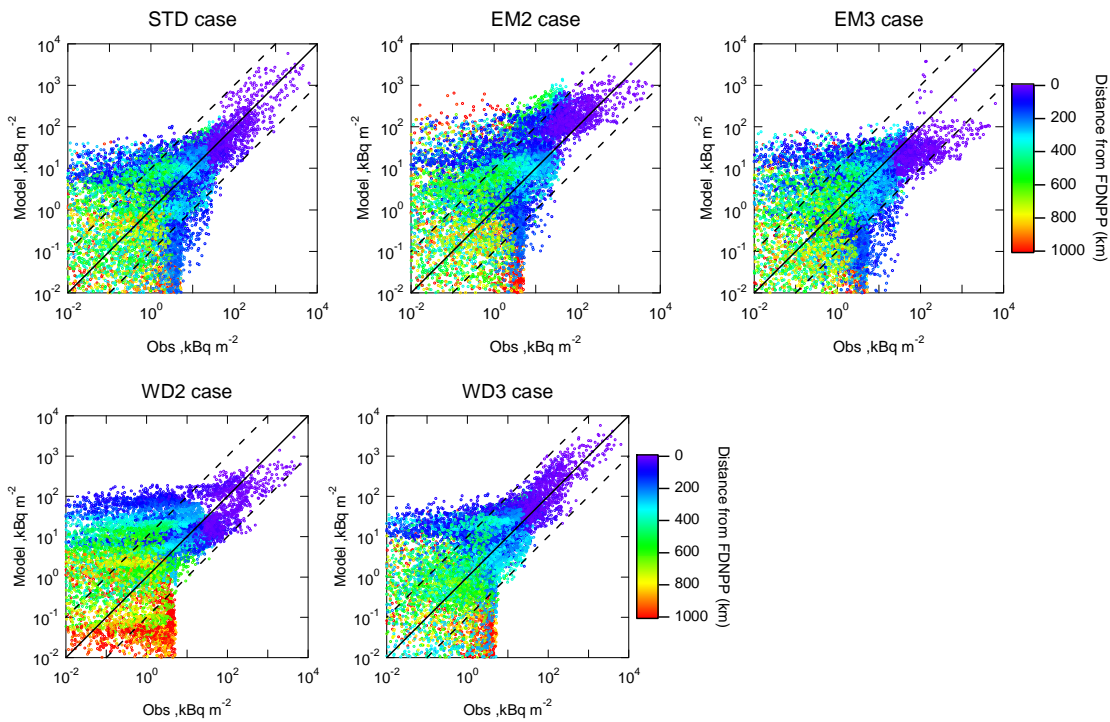


図 1-4 計算対象期間での各モデルグリッドにおけるセシウム 137 沈着量の航空機モニタリング測定結果 (横軸) と大気シミュレーション結果 (縦軸) の比較

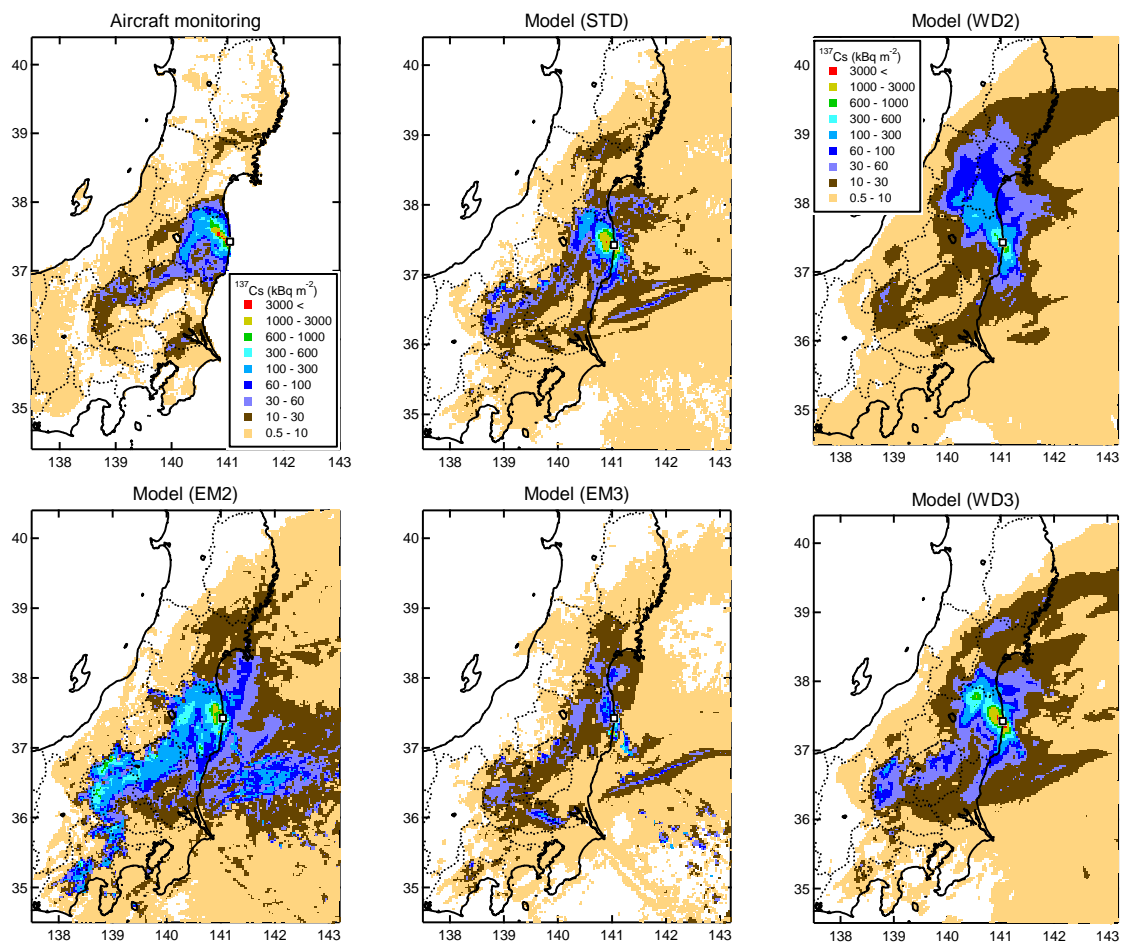


図 1-5 計算対象期間でのセシウム 137 沈着量の航空機モニタリング測定結果と大気シミュレーション結果

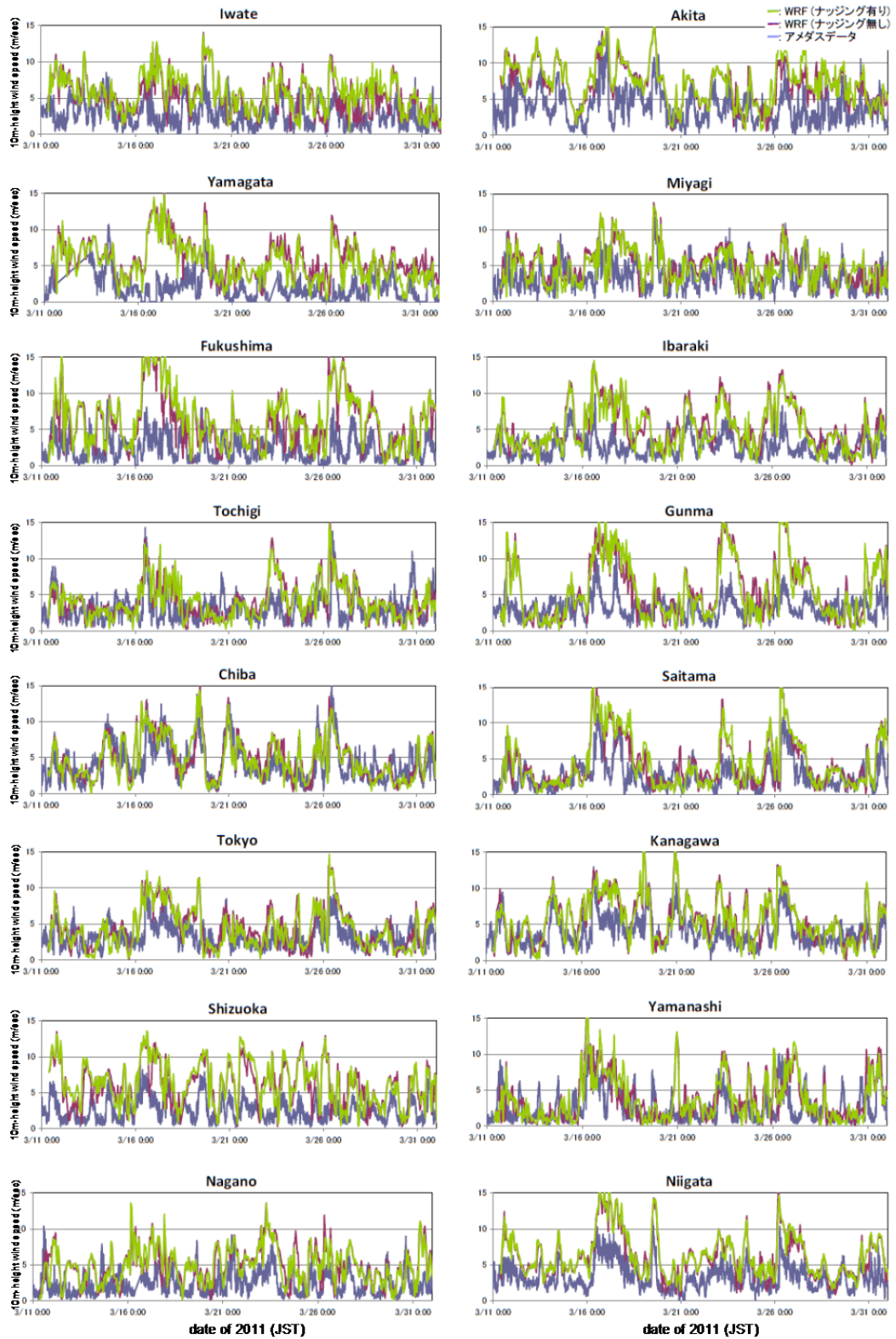


図 1-6a 各地点における風速 (m/s) の時間変化

(WRF ナudging有り: 緑線、WRF ナudging無し: 赤線、アメダス: 青線)

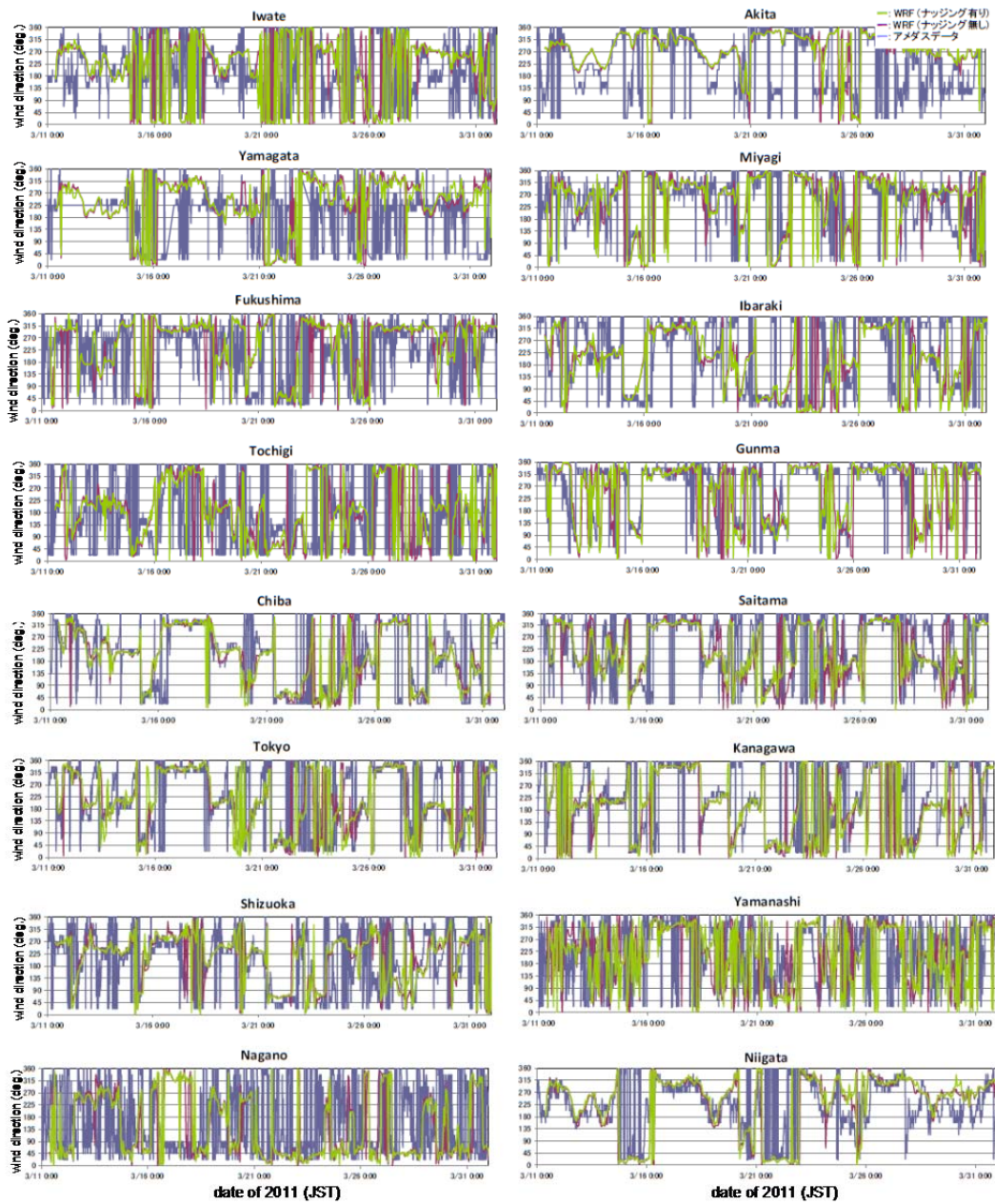


図 1-6b 各地点における風向(度)の時間変化

(WRF ナudging有り:緑線、WRF ナudging無し:赤線、アメダス:青線)

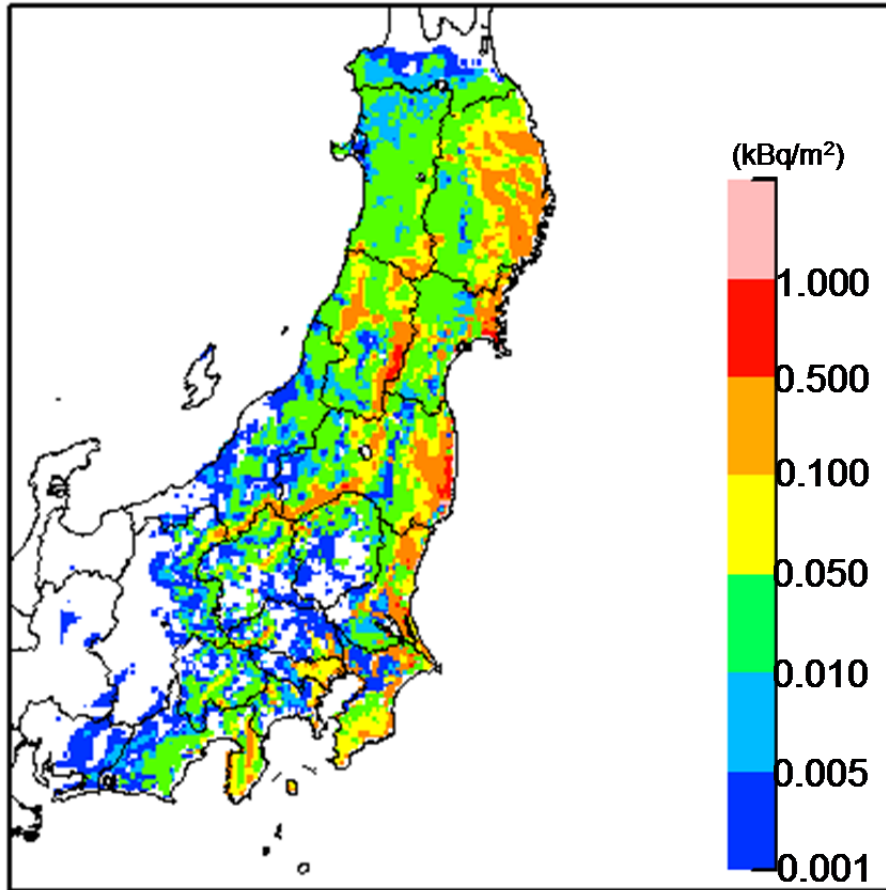


図 1-7 再飛散による発生量 (kBq/m²) の水平面分布 (左) と、総沈着量に対する再飛散総発生量の割合 (2011/03/11-04/20 の積算値)

2 陸域モデル

2-1 概要

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、これまで有機汚染物質を中心に開発を進めてきた G-CIEMS (Grid-Catchment Integrated Modeling System) 多媒体モデル(Suzuki et al. 2004)を基礎として放射性物質の動態に対応させる検討を行った。本検討では、事故直後の一ヶ月程度までの短期間に放出された放射性物質の大気沈着量を入力とし(Morino et al. 2011)、その後 20 年程度までの長期間の動態、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とした。

大気輸送モデルによって得られた沈着量を入力値として福島県周辺流域のセシウムの多媒体動態予測を行った。土壌層厚や降雨量などの環境条件の検討を進め、特に重要な因子と考えられる分配係数と土壌流出係数に関する感度解析を実施した。モデルの検証や高度化に資するために、セシウムの環境モニタリング調査や航空機モニタリング調査の解析を進めた。また、詳細な土壌流出モデルの構築に向けた予備的検討を進め、構築に必要なモデル式を検討し、入力データを作成した。

2-2 G-CIEMS モデルの概要

G-CIEMS (Grid-Catchment Integrated Modeling System)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。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、ここに 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。

G-CIEMS モデルの基本構造を図 2-1 に示す。

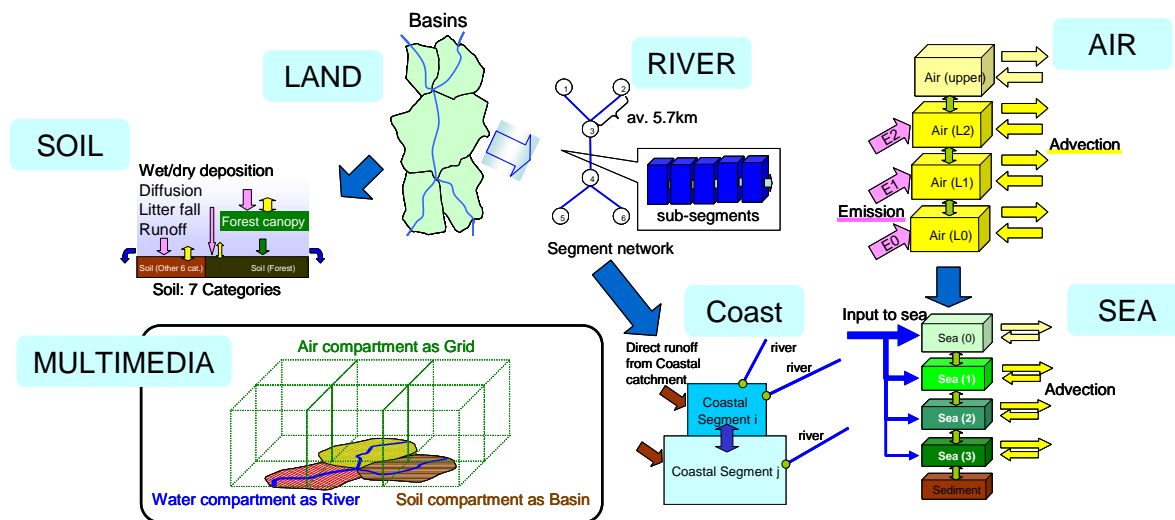


図 2-1 G-CIEMS モデルの基本構造

2-3 福島県および周辺広域の陸域環境での放射性物質の多媒体動態の長期予測

2-3-1 シミュレーションの対象地域と対象核種

G-CIEMS モデルでは河川については、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、阿武隈川流域と関東北部、利根川水系までを含めた 15 水系とした (図 2-2)。対象地域内には 3,532 個の小流域 (一つの面積がおおよそ 10km^2) が含まれる。

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。

計算対象とした流域は、図 2-2 に示すとおり、阿武隈川水系、久慈川水系、那珂川水系、利根川水系、荒川水系などを含む。福島県の太平洋沿岸には上記のような大きな水系はなく、夏井川水系、鮫川水系ほか多数のやや小規模な水系が含まれ、これらと上記の合計で 15 水系となる領域を計算対象水系として設定した。なお、流域データの構造から、データ上同一水系として処理される小さな水系がいくつか含まれる。図 2-2 の通り、これらの小さな水系がいくつか飛び地のよう存在する。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を行った。

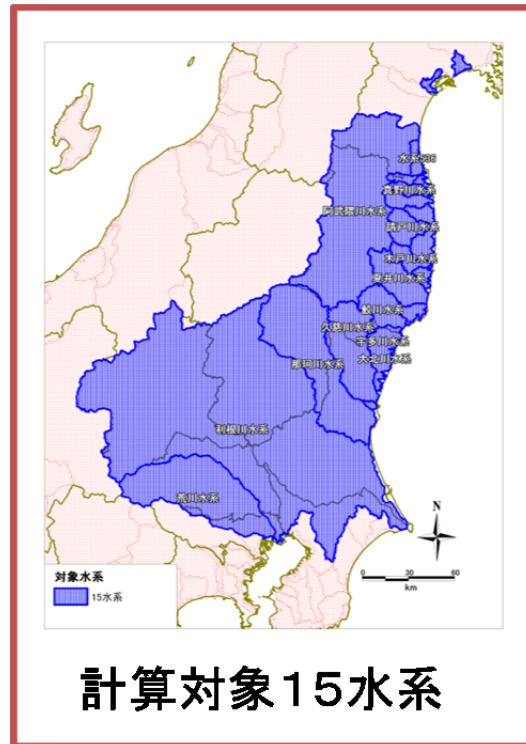


図 2-2 計算対象とした 15 水系

2-3-2 大気沈着量の計算結果の活用

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。

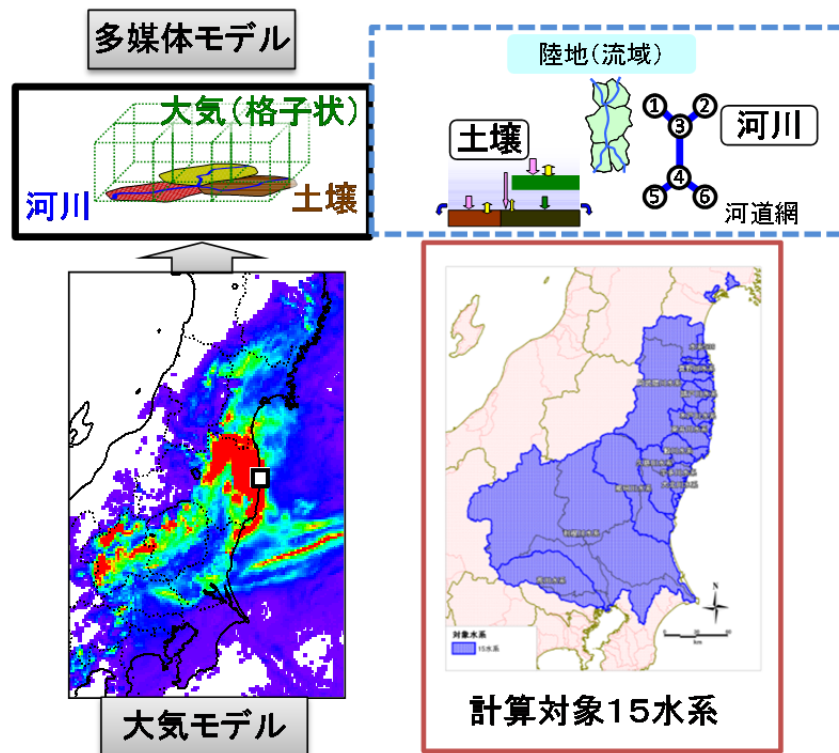


図 2-3 本検討での大気モデル-G-CIEMS 計算のスキーム

2-3-3 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、渇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。

2-3-4 分配係数と土壌流出係数の感度解析

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(図 2-4)。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 (K_d : 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 (2010)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(表 2-1)。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(表 2-2)。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。市街地の高い土壌流出係数の設定根拠およびその考察は 0 にて詳述する。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- K_d を、土壌流出係数として Case 3 の条件を用いている。

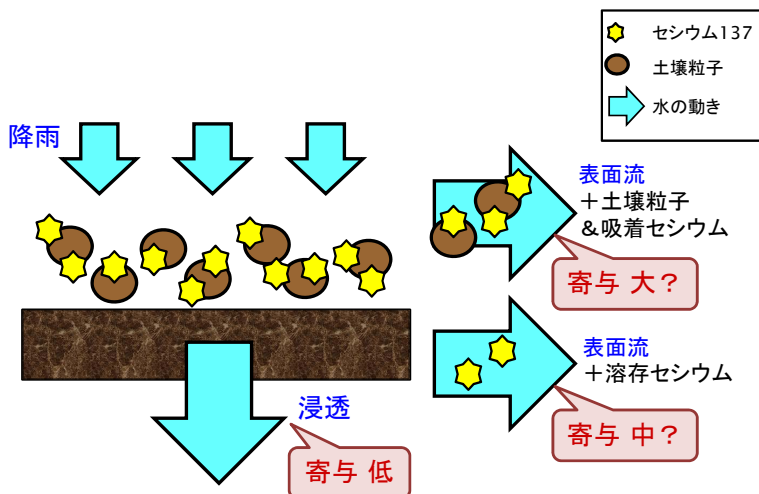


表 2-1 各条件における分配係数

K_d (L/kg)	高吸着 High- K_d	中間値 Cent- K_d	低吸着 Low- K_d
土壌中	6.0×10^3	1.2×10^3	2.4×10^2
表流水&底質	1.45×10^5	2.9×10^4	5.8×10^3

表 2-2 各条件における土壌層厚および土壌流出係数

	土壌層厚 (cm)	土壌流出係数 (mm/y)			
		Case 1	Case 2	Case 3	Case 4
森林・低木	5	0.17	0.17	0.17	0.17
農地	30	1	0.2	1	0.2
市街地	3.5	4.6	4.6	0.05	0.05
裸地・その他	5	0.05	0.01	0.05	0.01

2-4 結果と考察

2-4-1 セシウム 137 濃度と存在量

図 2-5 に土壌と河川水中のセシウム 137 濃度分布の推定結果を示す。また、図 2-6 に計算対象地域の事故直後の 3 月末および 2 年後の媒体間の存在比の推定結果を示す。

直後の 3 月末、2 年後いずれにおいても、大域的には土壌中の存在が大部分を占め、他の媒体中の存在量はわずかである。推定結果は現時点で十分に検証されていないが、セシウム 137 に土壌吸着性が強いと指摘されることを踏まえれば極端に非常識な結果ではないように思われる。今後の検証を継続して検討する。

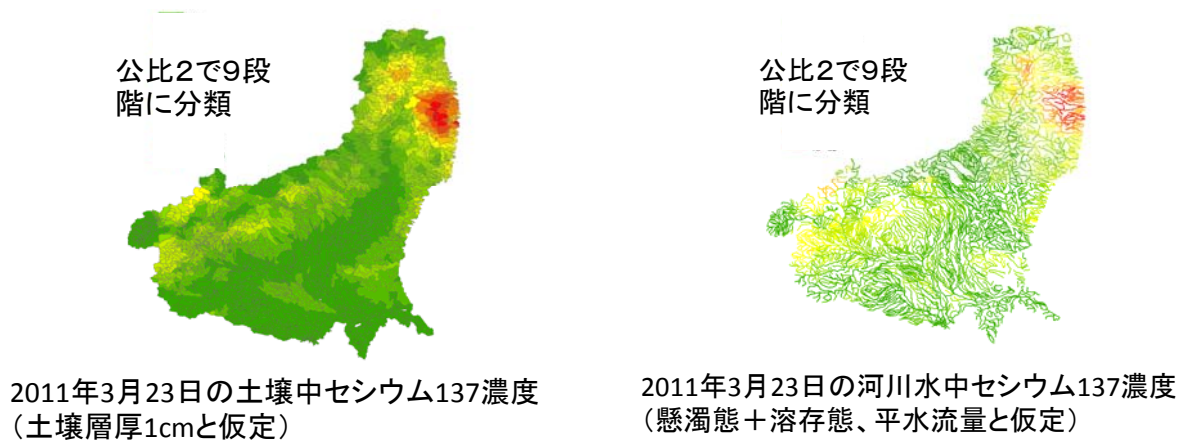


図 2-5 土壌中および河川水中のセシウム 137 濃度の推定結果

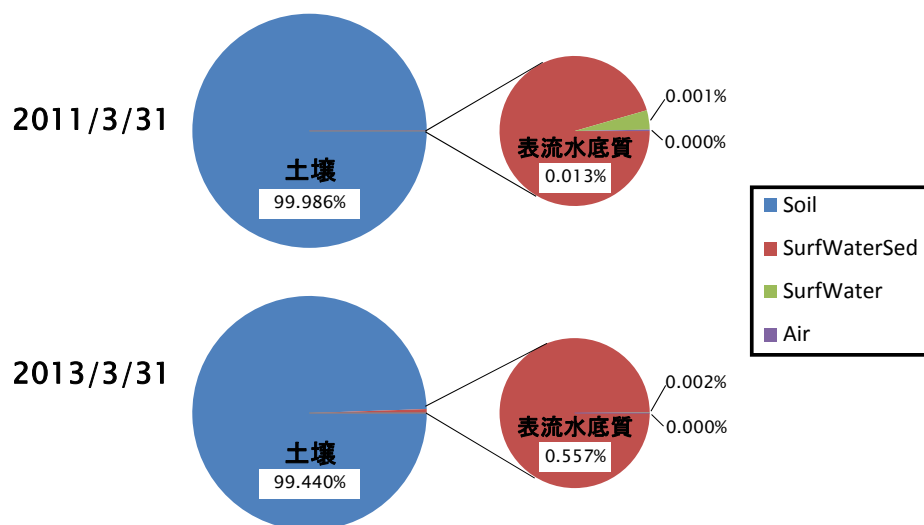


図 2-6 2011 年 3 月 31 日（上）、2013 年 3 月 31 日（下）時点における各媒体中セシウム 137 の存在比

2-4-2 土地利用区分ごとの土壌中セシウム 137 存在量とその経年変化

土地利用区分ごとのセシウム 137 の存在量、およびその経年変化の予測結果を図 3-7 に示す。

事故直後の 2011 年 3 月末時点において、土壌中のセシウム 137 の大部分は森林土地利用に存在したと推定された。対象地域の多くは森林が占めているため、セシウム 137 の多くが森林区分に存在することはある程度当然であるが、高濃度の気塊が通過した地域により森林が多かったために、土地利用面積比以上に森林中のセシウム 137 存在量が多く推定されたと考えられる。

土壌の各土地利用区分に存在するセシウム 137 の今後の減少傾向については、土壌からの流出諸過程の存在を反映して、今後長期の減少傾向は物理崩壊による減少よりやや早くなる可能性があるように推定された。ただし、これらの推定結果についてはまだ詳細な検証と改良が必要であり、得られた結果は正確でない可能性がある。流出諸過程は 0 の感度解析で示すとおり非常に不確実であり、今後も実態を正確に反映するモデルとパラメータの検討を進める必要がある。

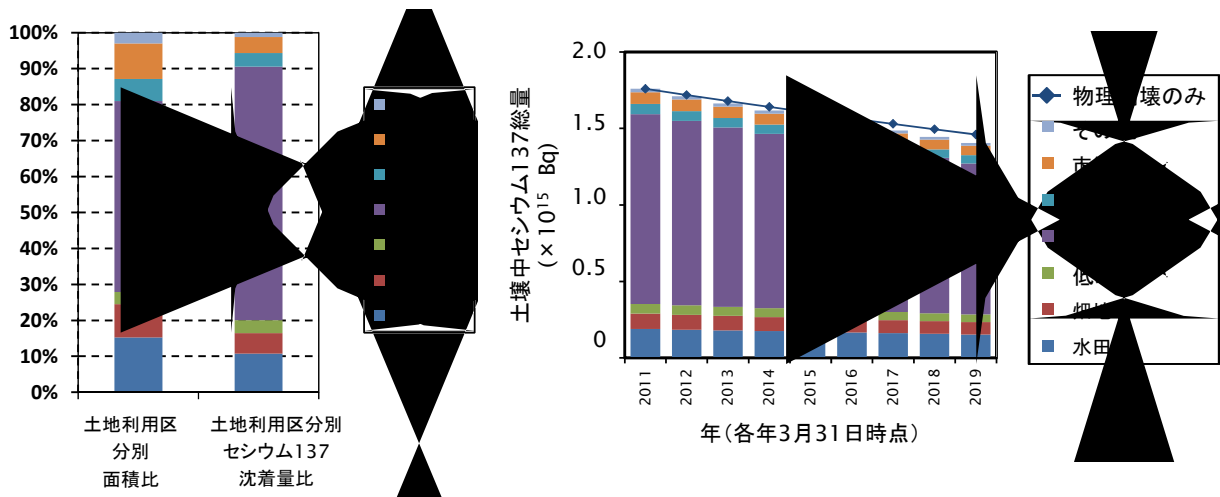


図 2-7 (左) 土地利用別面積比と土壤中セシウム 137 存在比 (2011 年 3 月 31 日時点) およびその残留量の経年変化 (右)

2-4-3 河川・湖沼中のセシウム 137 存在量の経年変化

図 2-8 に、河川湖沼中のセシウム 137 存在量の 2 年間の経年変化の予測結果を示す。

河川湖沼中の存在量の予測には、土壤中の存在量の経年変化の予測に関わるほぼすべての不確実性に加えて、河川流に関わる水文学的あるいは水理学的な不確実性が付与されることとなり、より難しい予測となる。また、事故直後の大気から直接河川や湖沼に沈着したセシウムの寄与は考慮していない。そのため、図 2-8 に示した予測結果はあくまで試行的なものである。

また、実測調査の結果から環境中の中長期的な変動を把握するために、環境省による河川底質中のセシウム 137 実態調査(Ministry of the Environment, 2011)から、第一次調査から第 4 次調査まで全ての調査でセシウム 137 が検出された観測地点の結果のみ抜粋し解析した。その結果、全体の幾何平均としては、大きく減少または増加するという傾向は見られなかった(図 2-9)。ただし、個別の観測地点に着目し、その濃度変動を調べると短期間に濃度が増減していること傾向がみられた(図 2-10)。この傾向の原因としては、セシウム 137 濃度が高いまたは低い土壌粒子が流入したり、逆に流出したりといった単発の流出イベントの影響や、粒径の小さなまたは大きな土壌粒子が溜まりやすくなったり、逆に流出しやすくなったりといった流動状況の変化などが挙げられる。また、同様に環境省による湖沼底質中のセシウム 137 実態調査についても解析し、河川底質と同様に、全体の幾何平均として大きな変動は見られないものの、個別の観測地点においては短期間に濃度の増減が起きていることが明らかになった(図 2-11)。

その上で予測結果について考察すると、河川水中の経年変化は 2 年間では減少傾向とはならず、いったん増加したまま直ちには低下しない状態であることが推定されている。上述のように河川水中の存在量予測には大きな不確実性は伴うものの、おそらくは、流出および河川中の動態の双方の物質収支の結果、このような濃度が低下しない状況が予測されているものと思われる。今後更に検討を進める必要がある。

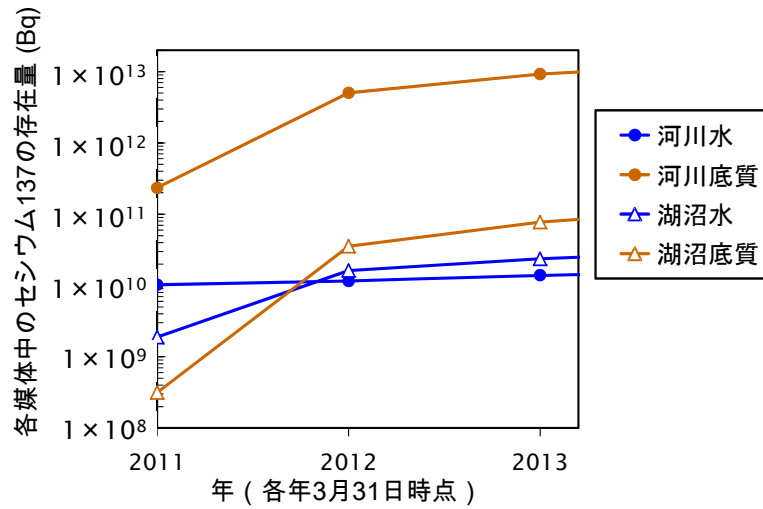


図 2-8 河川湖沼中のセシウム 137 の存在量と経年変化の予測結果

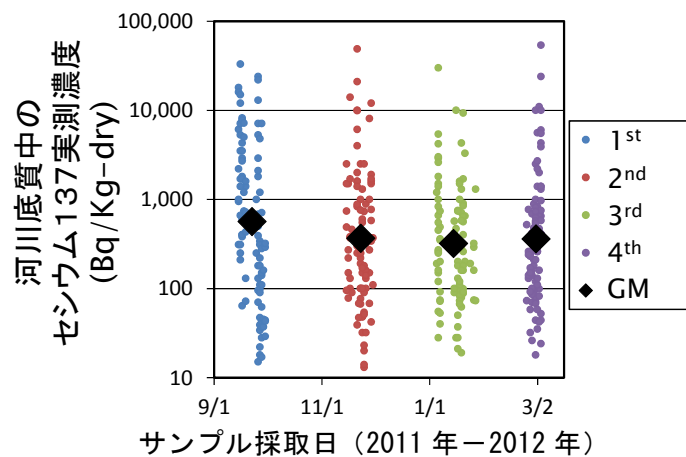


図 2-9 河川底質中のセシウム 137 実測濃度

(環境省による環境実態調査、第一次から第4次まで全調査で検出された地点のみ抜粋した。GM:各回の幾何平均濃度)

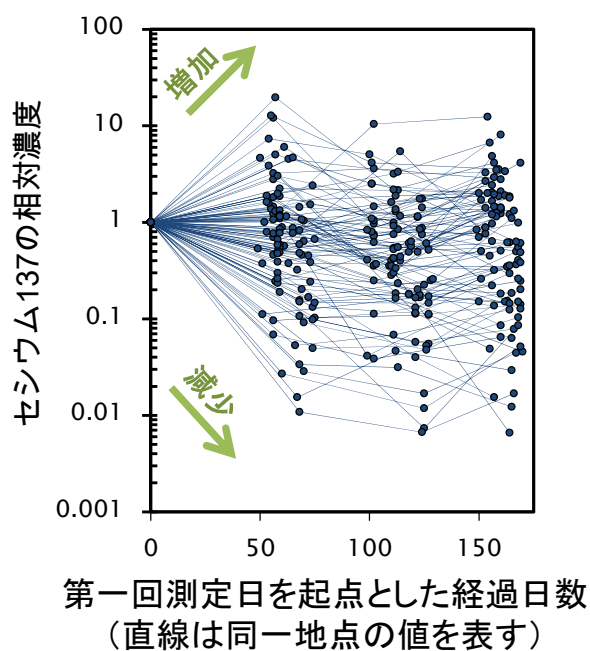


図 2-10 第一回測定日（概ね 2011 年 9 月）を起点とした各観測地点における河川底質中セシウム濃度の相対的な変化（図 2-9 と同じ調査結果）

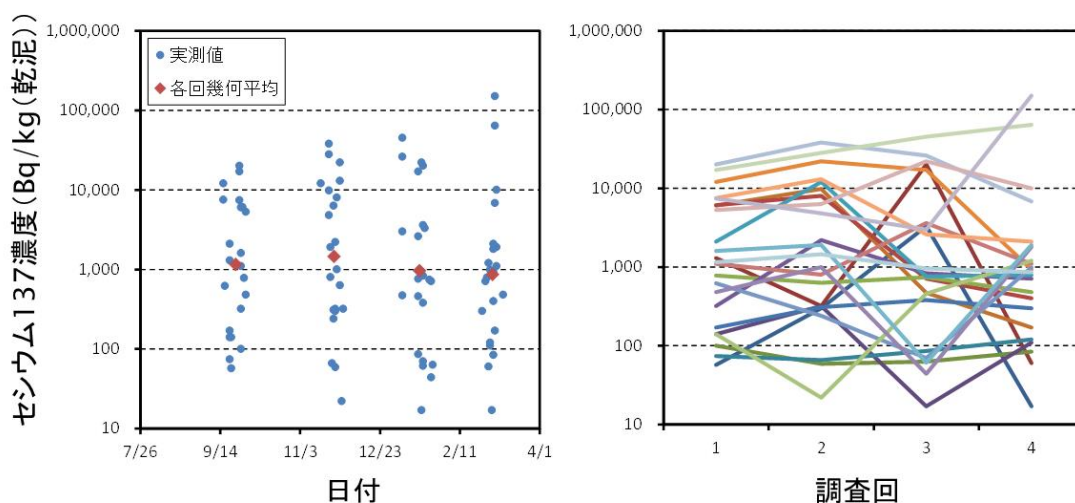


図 2-11 （左）福島県内の湖沼底質中セシウム 137 濃度（第一次～第四次）と各回の幾何平均濃度、（右）同調査結果の各観測地点を同一色で結んだ結果

2-4-4 観測結果とモデル予測の比較

環境省が 2011 年度に実施した計算対象地域の河川調査結果のうち、G-CIEMS モデルの計算対象河道網と観測地点との対応を同定出来た 773 サンプル分の観測値（深さの違いに関する補正済み）に関して、観測結果とモデル予測結果とを比較した図 2-12 に示す。モデル予測結果は計算上 2012 年 3 月 31 日時点の値を用いた。なお、前述までの議論で、モデル計算上は時間変動が緩や

かであり、今回の比較に関しては、モデル計算上の設定日時の違いは比較の精度に影響を及ぼさないと考えられる。予測値と観測値の間には2オーダーほどの開きがあり、現時点で十分に正確な予測は出来ていない。濃度分布の範囲全体としては特に過小あるいは過大な傾向にはなっておらず、濃度分布の範囲全体としては概ね一致していると考えられる。今後、より詳細な検証や他の媒体での検証が必要である。

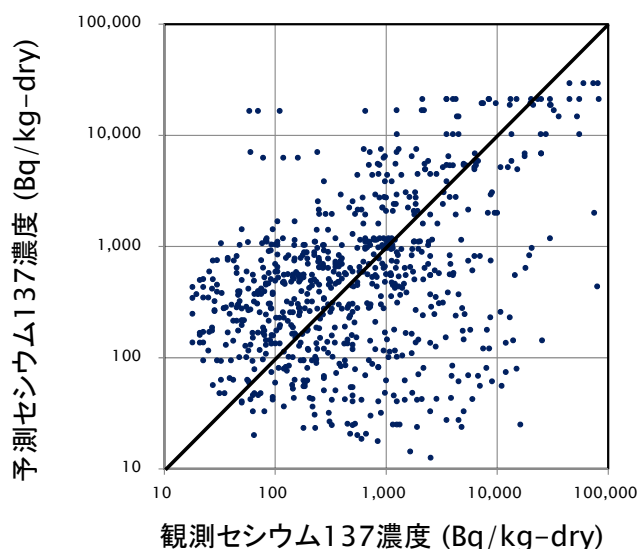


図 2-12 河川底質中のセシウム 137 濃度のモデル予測結果と観測濃度の比較
 (モデル計算は Cent-Kd, Case 3 の条件で実施. 観測結果は個別観測値を用いている)

2-4-5 セシウム 137 の河川から海洋への流出傾向の予測と感度解析結果

海洋への流出傾向は、これまでの土壌からの流出、河川中動態のすべての不確実性が更に加算されてくる結果であるため、推定された傾向の不確実性はいっそう大きいものと考えられる。図 2-13 は、セシウム 137 の海洋への年間流出率が各設定条件によってどのように変わるかを示している。セシウム 137 の土壌との分配係数が中間値の場合 (CntKd-Case 3) と、高吸着 (HighKd-Case 3) または低吸着 (LowKd-Case 3) の場合を比べると、分配係数の違いがセシウム 137 の海洋への流出量に影響を及ぼす可能性があることが示唆される。また、いずれの場合でも流出傾向の変化は比較的ゆるやかな時間変動となる傾向が予測される。同様に土壌流出係数の違いがセシウム 137 の海洋への流出量に影響を及ぼす可能性があることが示唆される。これらの結果は、モデルの不完全性あるいは不確実性、パラメータの不備や不確実性に起因している可能性が高く考察の基礎とするにはまだ不十分であるため、一連のモデル、パラメータ、推定方法の検討を更に進める必要がある。

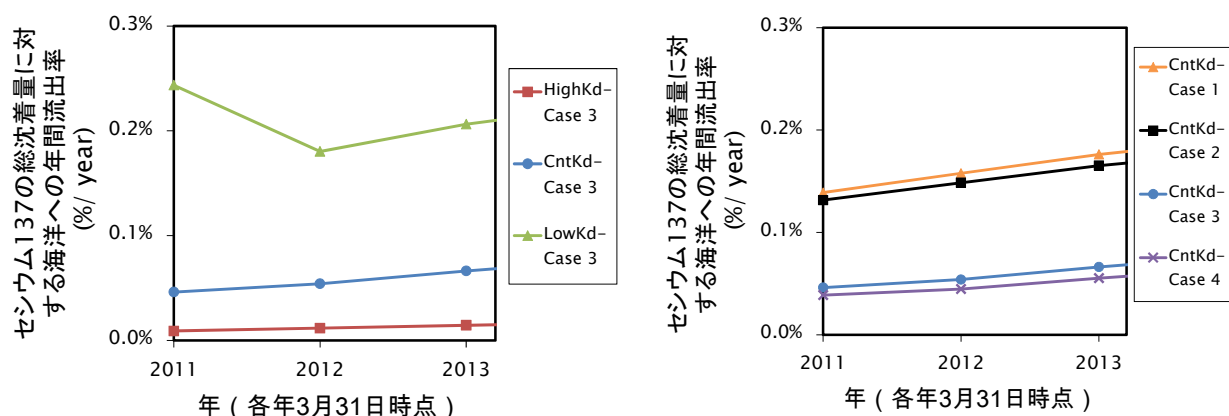


図 2-13 セシウム 137 の対象地域への総沈着量に対する海洋への年間流出率
 (左図：分配係数 Kd の感度解析、右図：土壌流出係数の感度解析)

2-4-6 航空機モニタリング結果の詳細解析

土壌流出係数を設定する根拠として航空機モニタリング結果の詳細解析を実施した。航空機モニタリングでは、ヘリコプターで測定した放射線量およびそれらから換算したセシウム 137 等の表面存在量の詳細測定結果として、航空機軌跡上の測定データを空間補完して得られた解析結果を地図情報として公開している(MEXT, 2011)。福島第一原発 80km 圏内を対象に実施された第一次、第三次、第四次の航空機モニタリングの結果に関して、国土地理院で公表されている詳細土地利用データ (100m メッシュ) (MLIT, 2006)を基に、ArcGIS 10 を活用して、各土地利用区分でのセシウム 137 沈着量を整理した (図 2-14)。なお、第一次航空機サンプリングは、第三次、第四次とは異なる軌跡での測定結果のため、後述する考察では第三次、第四次の結果を用いることとする。また、森林など植生の被覆率が比較的高い土地利用区分では樹木の成長や落葉落枝の影響で航空機モニタリングの結果から純粋な土壌流出量を推定することは困難と考え、ここでは特に市街地 (建物用地) に着目してセシウム 137 の減衰速度を解析した。

特に市街地での減衰速度を解析するために、14 市村から目視により建物用地が密集した市街地 21 箇所 (面積 9-280 ha) を抜粋し、各地域でのセシウム 137 濃度減衰速度を解析した。減衰速度が一次式で表現可能と仮定し、その平均減衰率から自然崩壊寄与分を引いた値として年率 42.7% という結果を得た (図 2-15)。

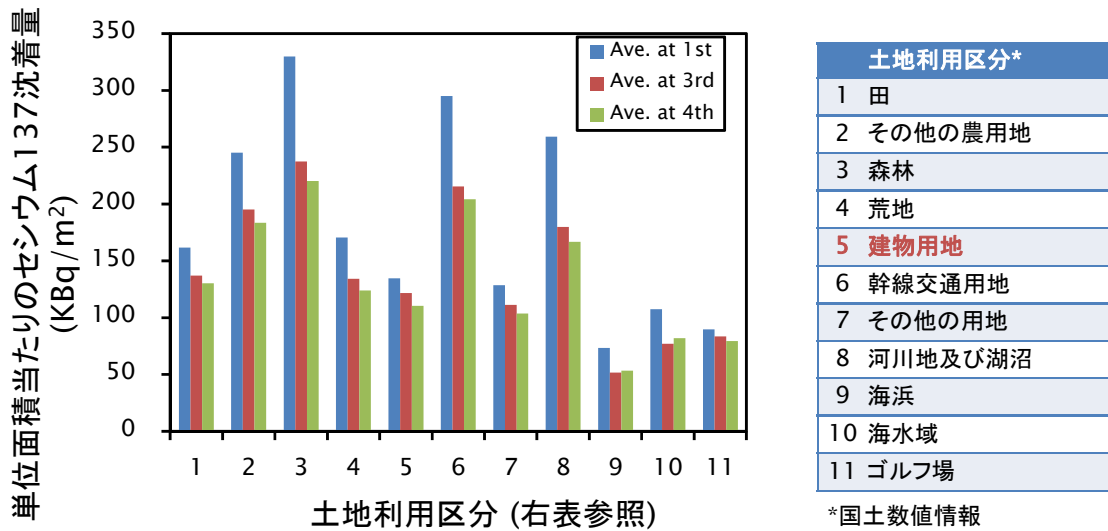


図 2-14 土地利用区別の単位面積当たりのセシウム 137 沈着量
(第一次、第三次、第四次航空機モニタリングより)

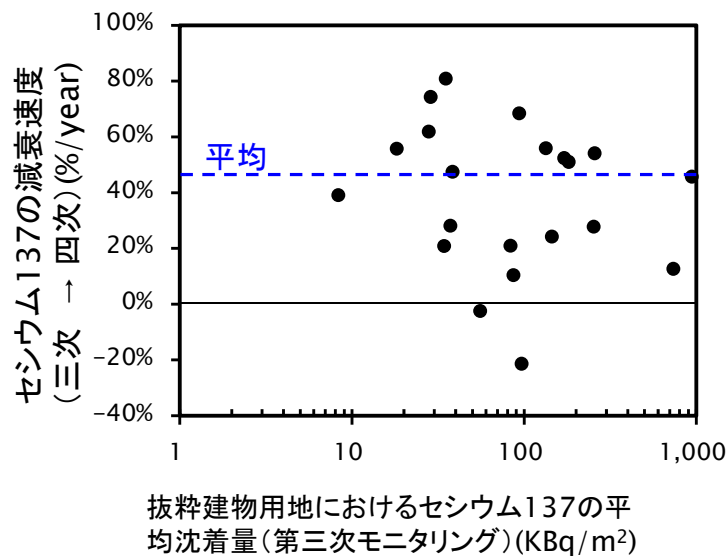


図 2-15 抜粋した各建物用地におけるセシウム 137 の平均沈着量 (第三次モニタリング) と第三次と第四次との間のセシウム 137 の減衰速度

なお、平均はセシウム 137 の減衰を一次式で近似した場合の減衰速度係数の算術平均値である。

2-5 結論

福島県周辺流域における放射性セシウムの環境動態を G-CIEMS モデルを活用して予測した。多媒体濃度分布やその経年変化などの予測の可能性を示すとともに、分配係数や土壌流出係数などいくつかの因子に関して感度解析を実施し、それらの因子がセシウムの動態に影響を及ぼす可能性を示した。

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 (2012) available from <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>; accessed on 7 June, 2012.
4. Japan River Association (2006) *Statistical yearbook of river discharge (in Japanese)* : Tokyo.
5. Matsunaga T et al. (1991) *Appl. Geochem.*, 6(2), 159-167.
6. Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology of Japan (MEXT) (2011) available from http://radioactivity.mext.go.jp/old/en/1840/2011/07/1304797_0708e.pdf; accessed on 26 Oct., 2012.
7. Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism of Japan (MLIT) (2006) *National Land Numerical Information: Land utilization segmented mesh Data, L03-b*.
8. Ministry of the Environment of Japan (2011) available from http://www.env.go.jp/jishin/monitoring/result_pw111116.pdf; accessed on 15 Nov., 2011.
9. Morino Y et al. (2011) *Geophys. Res. Lett.*, 38, L00G11.

3 海域モデリング

3-1 研究目的

福島第一原発事故によって放出された放射性物質は、東日本太平洋沿岸域の広域にわたって海洋環境・生態系に深刻な影響をもたらし、事故発生後1ヶ月ほど経た2011年4月には茨城県沖で漁獲されたコウナゴ（イカナゴ）より高濃度の放射性物質が検出された(水産庁, 2011)。その後、比較的浅いところに生息している浮魚・稚魚からは2011年秋以降放射性物質の検出は概ねなくなったが、それに代わって海底に生息している底魚や貝・甲殻類など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った(水産庁, 2013)。この事実は、水中の沈降や生態系の食物連鎖を介して、放射性物質が海面から深いところに次第に移っていることを示唆している。

本研究では、海洋に放出された放射性物質の動態・生態系への影響を定量的に評価する数理モデルを構築し、次のシミュレーションを行った。

1. 放射性物質の広域海洋拡散(広域シミュレーション)
2. 東日本太平洋沿岸域における放射性物質の海洋拡散・海底堆積(沿岸域シミュレーション)
3. 二枚貝による放射性物質の取込・蓄積(生態系シミュレーション)

1. 広域シミュレーションでは東日本太平洋沿岸域において形成された放射性物質のホットスポットを抽出すること、2. 沿岸域シミュレーションでは放射性物質の海底への堆積量・空間分布を把握すること、3. 生態系シミュレーションでは放射性物質の底生生物による取込・蓄積の将来予測をすることが主な目的である。

3-2 解析手法

(1) 放射性物質海洋拡散モデルの概要

本研究の流動シミュレーションには、これまで東京湾(国立環境研究所, 2010)・伊勢湾(東ほか, 2011)・東シナ海(環境省, 2012)の研究において赤潮・貧酸素水塊の発生や二枚貝のバイオマスを予測・評価する際に用いられた流動モデルを適用した。本流動モデルは一般によく用いられている連続式、静水圧・ブシネスク近似の運動方程式、及び塩分・熱輸送方程式で構成された3次元モデルである。数値解法にはレベル座標(デカルト座標)系の有限差分法を用い、鉛直混合スキームには Mellor (2001)のレベル 2.5 クロージャーモデル、海面フラックスの算定には Kondo (1975)の手法、自由水面の追跡には VOF 法 (Hirt et al., 1981)を採用している。

放射性物質の海洋拡散は熱・塩分輸送方程式と同様の移流拡散方程式を用い、大気からの沈着および福島第一原発からの直接漏出をソース条件として解析する。放射性物質の海洋中における輸送過程は、自由水面における連続式を考慮すると、式 3-1 で表わされる。

$$\frac{\partial \phi M}{\partial t} + \frac{\partial u \phi M}{\partial x} + \frac{\partial v \phi M}{\partial y} + \frac{\partial (w + w_M) \phi M}{\partial z} = F_M - \phi \frac{0.693}{T_{half}} M + S_M \quad (3-1)$$

ここに、 M : 放射性物質の濃度(Bq L^{-1})、 t : 時間(s)、 x, y, z : 直交座標系における位置座標(m)、 ϕ : VOF 法で用いる計算格子における海水が占める体積の割合、 u, v, w : それぞれ x, y, z 方向の流速(m s^{-1})、 w_M : 放射性物質の沈降速度(m s^{-1})、 F_M : 水平・鉛直渦拡散項($\text{Bq L}^{-1} \text{s}^{-1}$)、 T_{half} : 放射性物質の半減期(s)、 S_M : 大気沈着および直接漏出による放射性物質 M の濃度増加量($\text{Bq L}^{-1} \text{s}^{-1}$)である。

(2) 放射性物質海洋拡散のシミュレーション条件

a) 解析対象領域・期間

広域・沿岸域シミュレーションの解析領域を図3-1に示す。広域シミュレーションでは東経138.0°～148.0°、北緯33.5°～40.5°を、沿岸域シミュレーションでは東経140.5°～144.5°、北緯では35.0°～40.0°を対象とし、それぞれ1/16°(南北方向6.9 km、東西方向5.6 km)、1/20°(南北方向5.5 km、東西方向4.8 km)の水平解像度で解析を行った。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1000 mまでを30層の変格子(層厚2～100 m)で格子分割した。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、広域シミュレーションでは3月12日～4月30日、沿岸域シミュレーションでは3月12日～7月31日を対象にした。

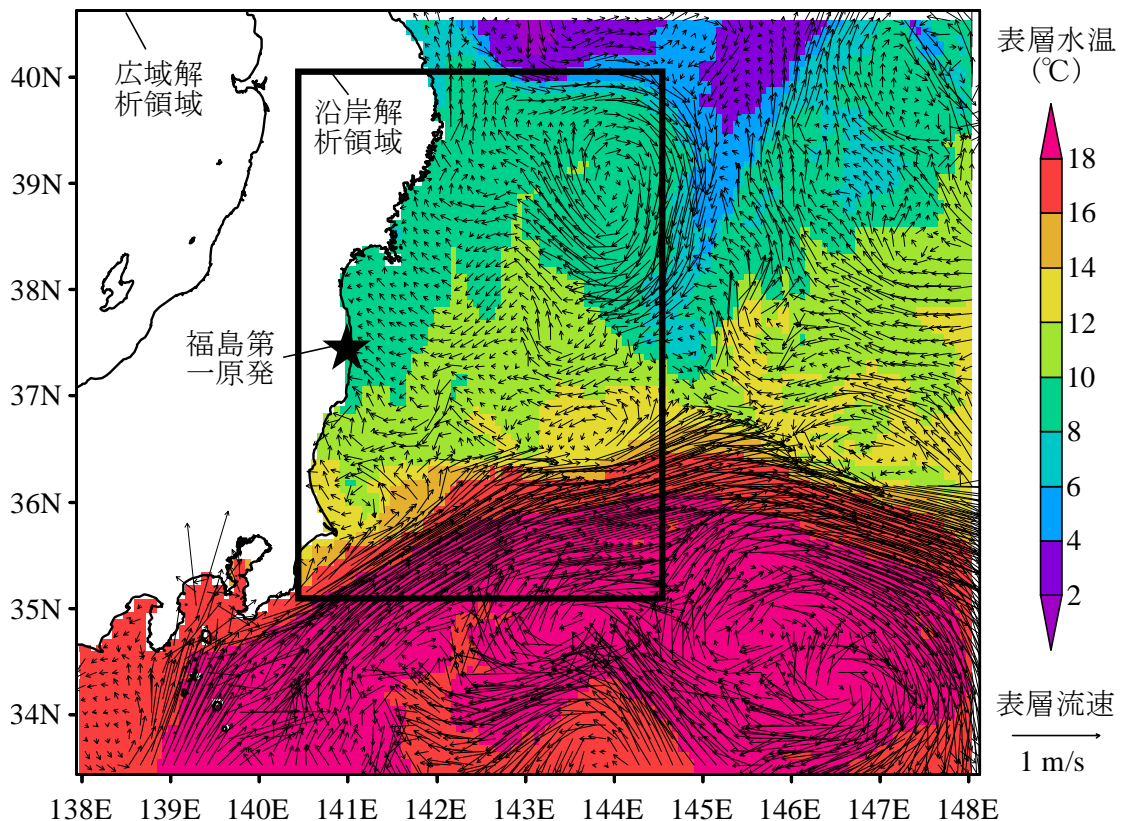


図3-1 解析対象領域と初期条件の表層流速・水温

b) 流動場の初期・境界条件および気象条件

流動場(水位・流速・塩分・水温)の初期条件および解析対象期間中の境界条件には、JAMSTECによるFRA-JCOPE2(Miyazawa et al. 2009)の再解析シミュレーション結果を内挿補間して与えた。初期条件として与えた3月1日における表層の流速と水温を図3-1に併示する。なお、図3-1に示してある流速ベクトルは、FRA-JCOPE2の再解析結果の水平解像度を2倍粗くして描画したものである(以降の本シミュレーションおよびFRA-JCOPE2の流速ベクトル図も同様)。また、本シミュレーションでは、安定で現実的な黒潮流路変動を得るためにFRA-JCOPE2の水温・塩分の10日間平均値を用いて3次元的に同化(ナッジング)を行った(nudging strength = 1/20 day⁻¹)。海面における熱・運動量フラックスを算定するために用いる気象条件には、気象庁のJCDASによる再解

析シミュレーション結果を内挿補間して与えた。

c) 放射性物質の大気沈着量・直接漏出量

大気からの放射性物質沈着量については、WRF/CMAQによる大気シミュレーションの出力値(Morino et al. 2011)を与えた。事故発生から3月30日におけるCs-137の大気から海洋への沈着量は0.9 PBqである。大気からの沈着は、福島第一原発より放射性物質が放出された3月12日以降から始まっており、後述する海洋への直接漏出が始まったと推定されている3月26日(東京電力発表では4月2日)までは海洋拡散の支配的要因になっていると考えられる。なお、本シミュレーションでは、大気沈着が顕著だと目された期間3月12~29日の大気沈着量を与えて計算を行ったが、後述のとおり4月以降も海域では大気沈着が無視できないことが後に判明している。

福島第一原発より直接海洋に漏出した放射性物質量は、これまでに多くの研究者がその推定を試みている(宮澤, 2012; 津旨ほか, 2012; 小林ほか, 2012)。本研究では、津旨ら(2012)のCs-137直接漏出量推定式を参考にして式3-2、図3-2を用いた。

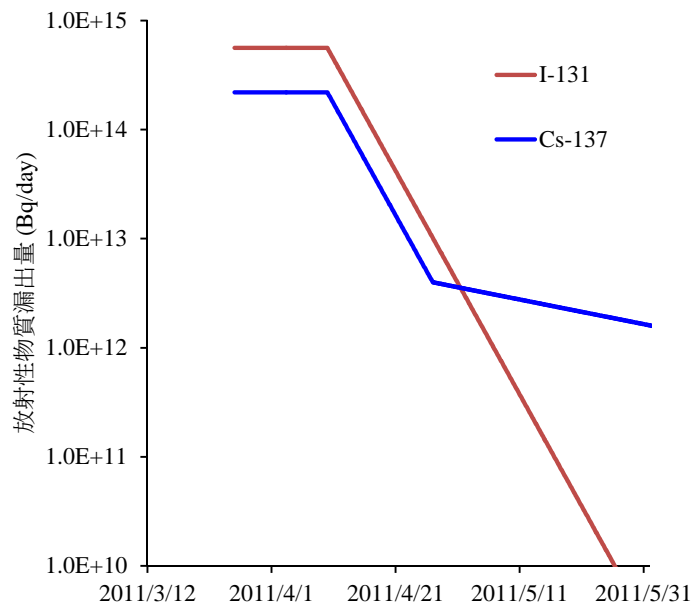


図3-2 解析に用いた福島第一原発から直接海洋に漏出した放射性物質量

$$\begin{aligned}
 S'_{Cs137} &= 2.2 \times 10^{14} && (2011/3/26 \sim 4/9) \\
 &= 2.2 \times 10^{14} \exp\{-0.236(t-t_1)/86400\} && (2011/4/10 \sim 4/26) \\
 &= 2.2 \times 10^{12} \exp\{-0.026(t-t_2)/86400\} && (2011/4/27 \sim 5/31) \quad (3-2)
 \end{aligned}$$

ここに、 S'_{Cs137} : Cs-137 海洋漏出量(Bq day⁻¹)、 t_1 、 t_2 : それぞれ計算開始から2011年4月10日0時および4月27日0時までの経過時間(s)である。津旨ほか(2012)の推定式では初期の高濃度漏出期間を2011年3月26日~4月6日としているが、本研究のシミュレーションモデルでそれを用

いた場合には福島第一原発沖の Cs-137 濃度を過小評価する傾向があったため、本研究では 4 月 9 日まで引き延ばして用いることにした。その結果、事故発生から 4 月 30 日における Cs-137 直接漏出量は、津旨ほか(2012)では 3.6 PBq になるのに対し、本研究では 4.3 PBq になる。

I-131 については、小林ほか(2012)が推定した直接漏出量を参考にして、指数関数型の式 3-3、図 3-2 を用いた。

$$S'_{I131} = 5.6 \times 10^{14} \quad (2011/3/26 \sim 4/9)$$

$$= 5.6 \times 10^{14} \exp\{-0.236(t - t_1)/86400\} \quad (2011/4/10 \sim 5/31) \quad (3-3)$$

ここに、 S'_{I131} : I-131 海洋漏出量(Bq day⁻¹)である。事故発生から 5 月 31 日における I-131 直接漏出量は、小林ほか(2012)の 10.6 PBq になるのに対し、本研究では 10.8 PBq になる。

d) 放射性物質の沈降速度

海洋中における放射性物質は主として溶存態と粒子態に大別される。粒子態の放射性物質は土粒子や SS およびプランクトンなどの懸濁物表面に吸着・凝集したものや放射性物質を取込んだ動植物プランクトンのデトリタスなどで構成されており、海水中にて沈降し、海底に堆積する。また、放射性物質の下層への移行は、海洋生態系の食物連鎖によっても見かけ上発生する。

海水中における放射性物質の沈降速度については、過去の研究で詳細に検討された事例が少なく、定量的知見が乏しいが、本研究ではシミュレーションで試行錯誤を行った結果、1.0 m day⁻¹ に設定した。なお、本シミュレーションでは、放射性物質の溶存態と粒子態の分画は行わず、放射性物質はすべて沈降・堆積するものと仮定した。

(3) 二枚貝の放射性物質取込・蓄積モデルの概要

国立環境研究所では、これまでに伊勢・三河湾のアサリを対象として開発された二枚貝の個体数・個体成長モデルを開発している。本研究ではこの個体成長モデルの一部(濾食・蓄積・異化)を応用して、東日本太平洋沿岸域に生息するムラサキイガイ・ムラサキインコガイを対象とした Cs-137 取込・蓄積モデル(以後、「生態系モデル」と呼ぶ)を構築した。

図 3-3 に生態系モデルシミュレーションの概要を示す。単純化のために二枚貝の個体成長を無視し、放射性物質の体内収支のみを算定するモデル構造になっている。二枚貝の Cs-137 摂取量は、濾水管を通過する Cs-137 流量(=濾水量×海水 Cs-137 濃度)に摂取率を乗じた式 3-4 で求めた。

$$M_{in} = i'VC_w = i'V_f f_{VT} W_d^q C_w = i'V_f f_{VT} (\alpha W_b^\beta)^q C_w = iW_b C_w \quad (3-4)$$

ここに、 M_{in} : Cs-137 摂取量(Bq/day)、 V : 濾水量 (L/day)、 W_d 、 W_b : 軟体部の乾燥重量(kg-乾重)および湿潤重量(kg-湿重)、 C_w : 海水の Cs-137 濃度 (Bq/L)、 V_f : 最大濾水量(L/day/kg-乾重^q)、 f_{VT} : 濾水の温度関数(無次元)、 i' : 摂取速度(L/kg-湿重/day)、 i : 摂取率(無次元)、 q : 濾水定数(無次元)、 α 、 β : 軟体部湿潤重量－乾燥重量関係のアロメトリ一定数である。式 3-4 の V の定式化には、上記アサリのモデルと同様に、Solidoro et al. (2000)が提案したものをを用いている。

Cs-137 排出量は、排泄・排糞・擬糞などを一括化し、それに排出率を乗じた式 3-5 で求めた。

$$M_{out} = k'RC_b = k'R_f f_{RT} W_b C_b = kW_b C_b \quad (3-5)$$

ここに、 M_{out} : Cs-137 排出量(Bq/day)、 C_b : 軟体部の Cs-137 濃度(Bq/kg-湿重)、 R : 排泄・排糞・擬糞量 (kg-湿重/day)、 R_f : 最大排泄・排糞・擬糞率(1/day)、 f_{RT} : 排泄・排糞・擬糞の温度関数(無次元)、 k' : 排出率(無次元)、 k : 排出速度(1/day)である。

二枚貝の Cs-137 の蓄積量は式 3-6 で算定される。

$$\frac{dW_b C_b}{dt} = M_{in} - M_{out} \quad (3-6)$$

W_b を一定と見なし、式 3-4 および式 3-5 を代入すると式 3-6 は式 3-7 になる。

$$\frac{dC_b}{dt} = iC_w - kC_b \quad (3-7)$$

ある時刻 t_n とその Δt 後の時刻 t_{n+1} の区間において、時刻 t_n のときの体内 Cs-137 濃度を既知 $C_b(t_n)$ とし、 t_n から t_{n+1} までの海水の Cs-137 濃度 C_w と水温 T を一定、すなわち i および k を一定とすると、時刻 t_{n+1} の体内 Cs-137 濃度を既知 $C_b(t_{n+1})$ は式 3-8 で厳密に求められる。

$$C_b(t_{n+1}) = \left\{ C_b(t_n) - \frac{iC_w}{k} \right\} \exp(-k\Delta t) + \frac{iC_w}{k} \quad (3-8)$$

一般によく用いられる濃縮係数 CF (Concentration Factor) は式 3-7 の生物中と海水中で平衡に達したとき、すなわち C_w 、 C_b が定常状態のときの濃度比として定義されている。

$$CF = \lim_{t \rightarrow \infty} \frac{C_b}{C_w} = \lim_{t \rightarrow \infty} \frac{i}{k} = \lim_{t \rightarrow \infty} CF' \quad (3-9)$$

式 3-4 および式 3-5 を用いて式(3-9)の i 、 k を消去すると本モデルの動的な濃縮係数 CF' 式 3-10 が得られる。

$$CF' = \frac{i'V_f(\alpha W_w^\beta)}{k'R_f W_w} \frac{f_{VT}}{f_{RT}} \approx C' \frac{f_{VT}}{f_{RT}} \quad (3-10)$$

W_w の変動が無視できると仮定してすると C' は一定値になるが、温度関数の比 f_{VT}/f_{RT} は自然界では一定ではないため、本モデルの CF' の値は水温に依存して変動する。

(4) 二枚貝の放射性物質取込・蓄積シミュレーションの条件

温度関数 f_{VT} 、 f_{RT} はそれぞれ式 3-11、式 3-12 を用いた。

$$f_{VT} = \left(\frac{T_{Vm} - T}{T_{Vm} - T_{Vo}} \right)^{\beta_V(T_{Vm} - T_{Vo})} \exp\{\beta_V(T - T_{Vo})\} \quad (3-11)$$

$$f_{RT} = \left(\frac{T_{Rm} - T}{T_{Rm} - T_{Ro}} \right)^{\beta_R(T_{Rm} - T_{Ro})} \exp\{\beta_R(T - T_{Ro})\} \quad (3-12)$$

ここに、 T : 生息場の直上水温(°C)、 T_{Vm} 、 T_{Rm} : それぞれ成長、排泄・排糞・擬糞の最大(上限)温度、 T_{Vo} 、 T_{Ro} : それぞれ成長、排泄・排糞・擬糞の最適温度(°C)、 β_V 、 β_R : 温度関数の形状定数(°C⁻¹)である。

田中ほか(2012)が現地調査を行っている相馬市・南相馬市のムラサキイガイ(殻長 21 mm)を解析

対象として、事故発生から 2011 年 12 月 31 日までのシミュレーションを行った。本シミュレーションで用いた式 3-4~3-12 中のモデル定数を表 3-1 にまとめて記す。本モデルの入力条件は海水中の Cs-137 濃度 C_w および水温 T であるが、それぞれ沿岸域シミュレーション、FRA-JCOPE2 において生息場の最近傍の時系列データを用いた。なお、 C_w を算定する沿岸域シミュレーションは、事故発生後から 2011 年 7 月 31 日までを解析対象としているため、8 月 1 日から 12 月 31 日までの値は得られない。沿岸域シミュレーションの 6~7 月における Cs-137 濃度変動は直接漏出・大気沈着が終息して漸減状態になっていたため、各生息場における 8 月 1 日から 12 月 31 日までの Cs-137 濃度は、同地点の 6~7 月の計算値より求めた指数関数で外挿して与えた。

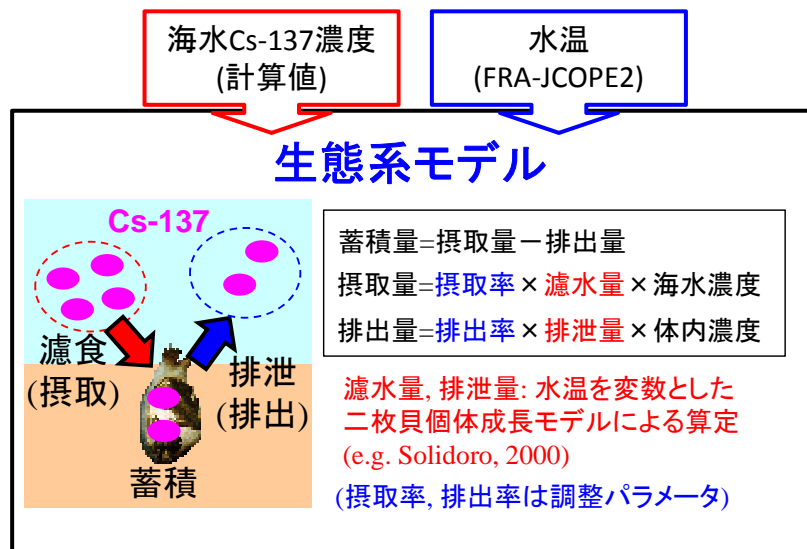


図 3-3 生態系モデルの概要

表 3-1 生態系モデルの定数

定数	定義 (単位)	値	参考文献
W_b	軟体部湿潤重量 (g-WW)	3.66	山元ほか(2011)
W_d	軟体部乾燥重量 (g-DW)	0.48	山元ほか(2011)
q	濾水定数 (無次元)	0.32	Solidoro et al. (2000)(アサリ)
V_f	最大濾水量 (kg-海水/day/kg-乾重 ⁹)	696	高木(2010)
i'	摂取率(無次元)	0.01	RWMC (1996)
$k'R_f$	排出率×最大排泄・排糞・擬糞率 (1/day)	500	(調整)
T_{Vm}	濾水の最大温度 (°C)	30	国立環境研究所(2013)
T_{Vo}	濾水の最適温度 (°C)	15	高木(2010)など
β_V	濾水温度関数の形状定数 (1/°C)	0.16	(調整)
T_{Rm}	排泄・排糞・擬糞の最大温度 (°C)	30	国立環境研究所(2013)
T_{Ro}	排泄・排糞・擬糞の最適温度 (°C)	20	北澤ほか(2004)など
β_R	排泄・排糞・擬糞温度関数の形状定数 (1/°C)	0.36	(調整)

3-3 解析結果

(1) 広域シミュレーションの流動場の再現性

放射性物質の海洋拡散シミュレーション結果について検討するに先立ち、本シミュレーションモデルの流動場の再現性について考察する。図3-4に広域シミュレーションとFRA-JCOPE2の表層水温・流速の比較を示す。水温が比較的高い領域(暖色)は黒潮、低い領域は親潮を示しているが、本シミュレーションの結果とFRA-JCOPE2の再解析結果を比較すると、表層水温については同化を行っているため当然ながら両者の結果はよく一致している。流速については、黒潮流軸については両者の結果は概ね一致しているが、その周辺においてFRA-JCOPE2では中規模渦が発達しているのに対し、本モデルの結果ではそれが形成されにくい。この原因については現在のところ不明であり、今後の課題であるが、海面の境界条件として用いた風速場の解像度不足や水平・鉛直渦粘性が本モデルでは過大評価されたことが原因ではないかと推察している。

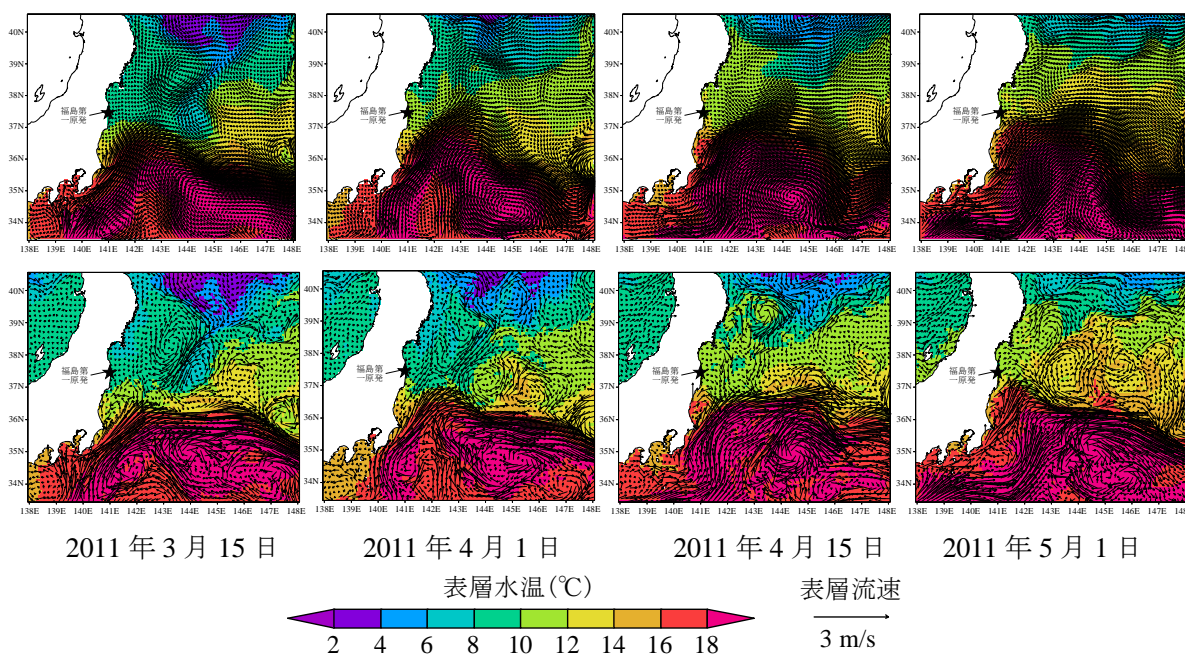
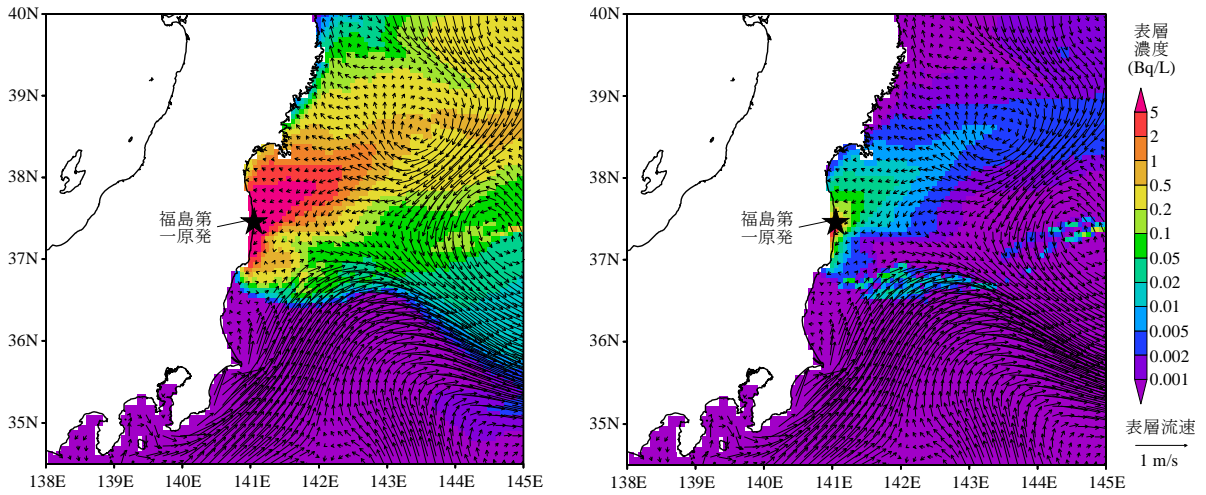


図3-4 本シミュレーション(上段)とFRA-JCOPE2(下段)における表層水温と流速の比較

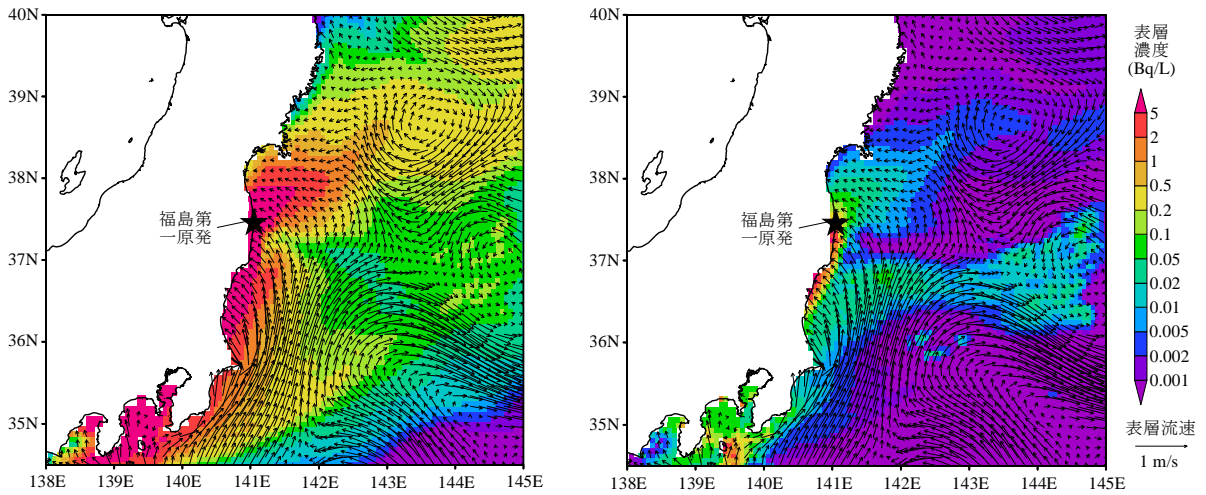
(2) 広域シミュレーションで得られた東日本太平洋沖のホットスポット

図3-5および図3-6にそれぞれ2011年3月15~16日、3月20~21日における表層I-131とCs-137の濃度の経時変化を示す。前述のとおり、福島第一原発から海洋への放射性物質の直接漏出は2011年3月26日以降であるため、それ以前の放射性物質の海洋拡散は大気からの沈着によるものである。3月12日には福島第一原発より南東方向に放射性物質が拡散しているが、その後は南風によって北方に輸送されている(図3-5(a))。

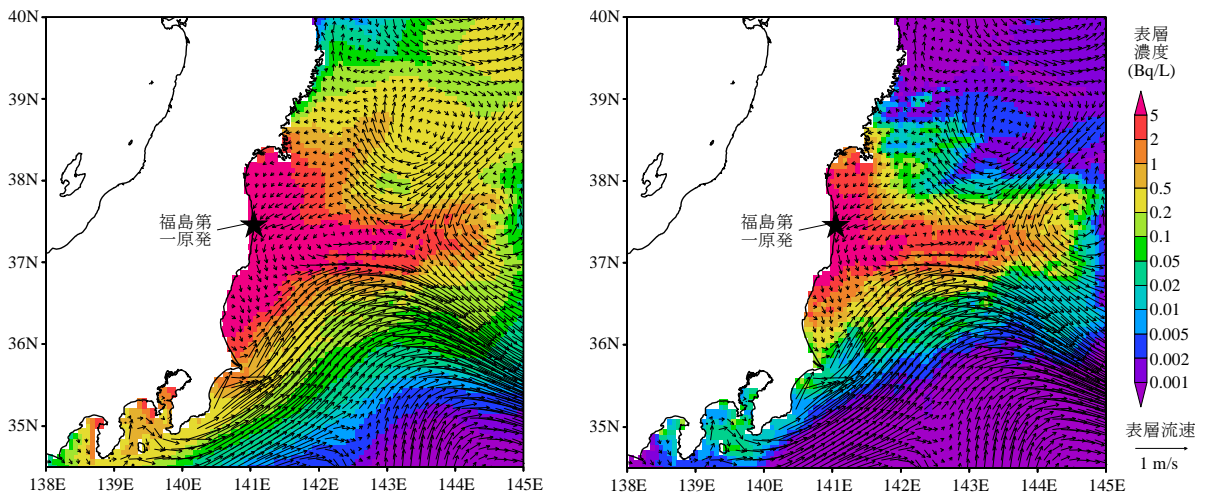
3月15日は北風が卓越し、15日夕方から16日朝にかけて降水が生じたため、3月16日の結果において茨城県沿岸部~東京湾・相模湾にかけて放射性物質の高濃度汚染域が形成されている。その後は南風に戻ったため、黒潮による希釈によって房総沖では放射性物質濃度が少し低下しているが、その一方で福島第一原発より北方に位置する仙台湾沿岸部に高濃度汚染域(とくにCs-137)が広がっている。



(a) 2011年3月15日0時

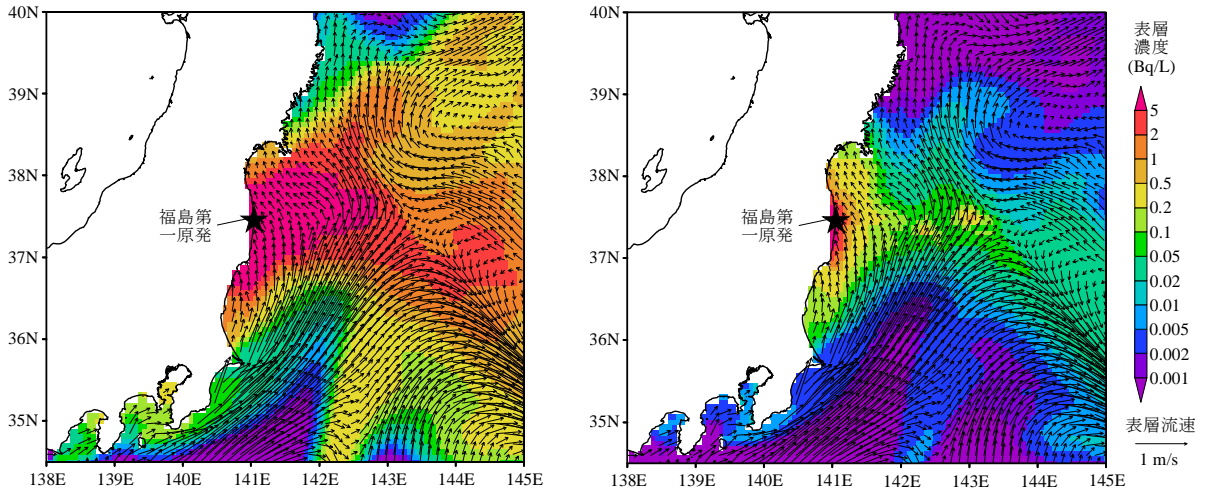


(b) 2011年3月15日12時

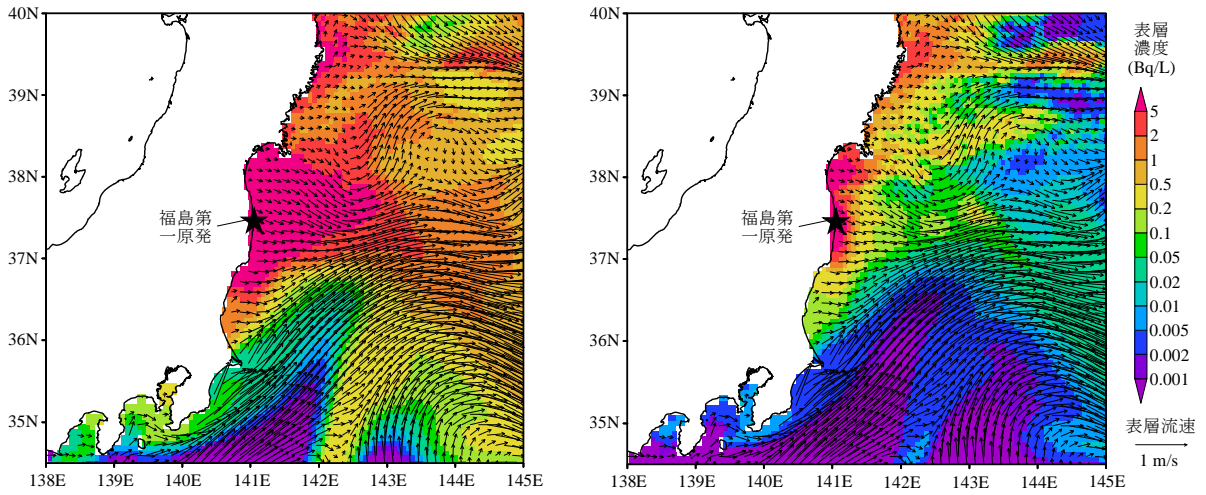


(c) 2011年3月16日3時

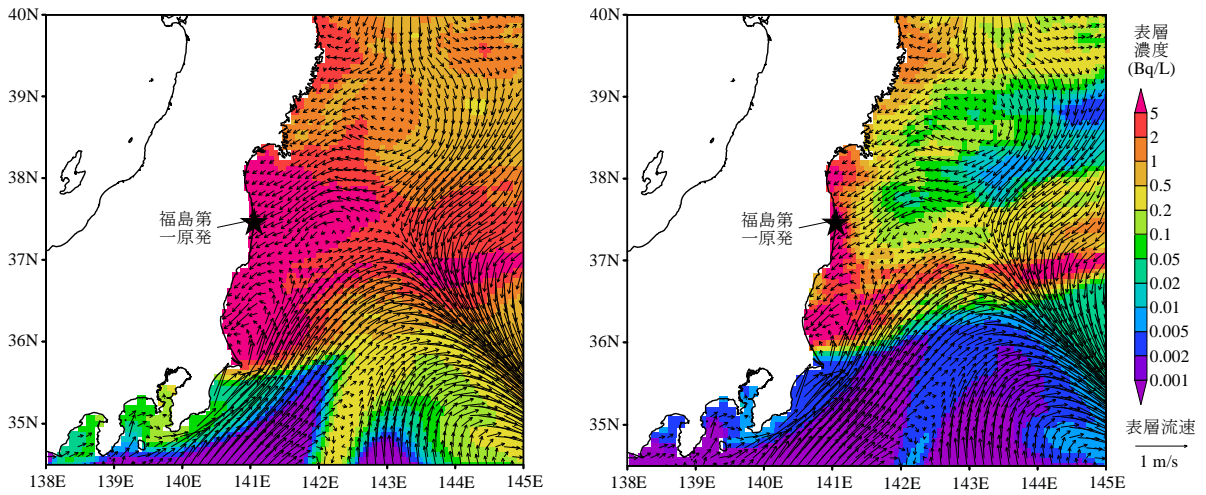
図3-5 広域シミュレーションによる2011年3月15~16日の表層I-131(左)とCs-137(右)の分布および表層流速



(a) 2011年3月20日15時



(b) 2011年3月21日0時



(c) 2011年3月21日9時

図 3-6 広域シミュレーションによる 2011 年 3 月 20~21 日の表層 I-131(左)と Cs-137(右)の分布および表層流速

3月20～21日にかけて降水イベント・北風の卓越があり、再び仙台湾から茨城県沿岸部にかけて高濃度汚染が発生している。3月20日の降水イベントでは三陸沖にも比較的高濃度の汚染域が形成されているが、東京湾・相模湾および房総沖ではこの期間に放射性物質の濃度上昇は顕著には見られなかった。

以上の結果をまとめると、福島第一原発事故発生直後の東日本太平洋沖におけるホットスポット形成は次のとおりである。

- ・仙台湾～茨城沖では2011年3月15～16日、3月20～21日における降水イベントによる沈着によって高濃度汚染域が形成された。それ以降は後述する福島第一原発からの直接漏出も加わり、常に高濃度状態が維持された。
- ・東京湾・相模湾・房総沖では3月15～16日の北風・降水、三陸沖では3月20～21日の降水によってホットスポットが形成されたが、それ以降は希釈等によって次第に濃度が低下した。

(3) 沿岸域シミュレーションによる海水中の放射性物質濃度の再現精度

図3-7に文部科学省が実施した「福島第一原子力発電所周辺の海域モニタリング」(文部科学省, 2013)の観測点の位置を、図3-8および図3-9にStn 3・4・7・10の表層・底層におけるI-131およびCs-137濃度の観測値と沿岸域シミュレーションによる計算値の比較を示す。なお、図3-8および図3-9では観測値が不検出の場合には0Bq L⁻¹にプロットしてある。上記のモニタリングでは、3月から4月上旬においては比較的低濃度の観測値でも公表されているが、それ以降は検出限界がI-131、Cs-137ともに約10Bq L⁻¹と高くなっていることに注意が必要である。

図4-7および図4-8の結果を見ると、I-131・Cs-137ともに4月上旬までは本モデルは表層・底層の観測値の変動を概ね良好に再現していることが分かる。4月10日頃以降については観測値と計算値の差が大きくなり、とくに福島第一原発の東・南東測点Stn4・7のCs-137では表層の濃度ピークを再現できていない。この原因は前述したように4月以降の大気沈着を考慮していないためであり、今後再計算を実施する予定である。

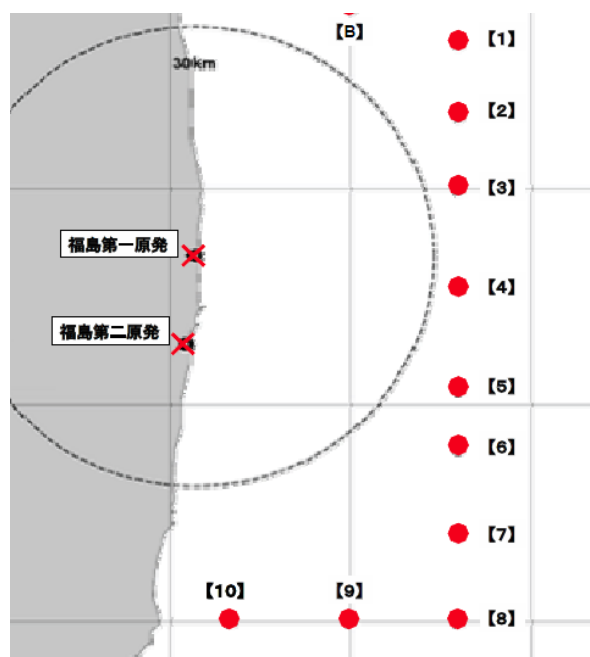
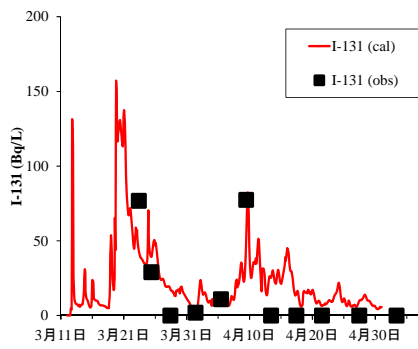
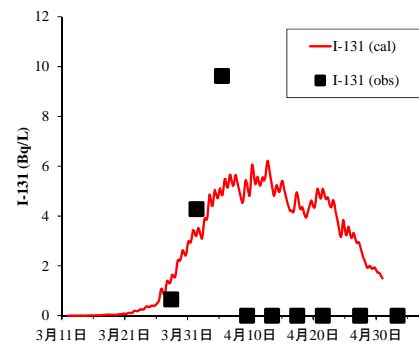


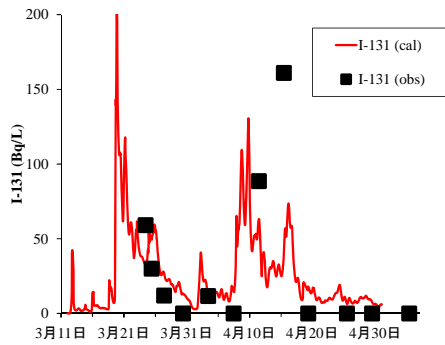
図3-7 2011年4月の文部科学省(2013)の観測点



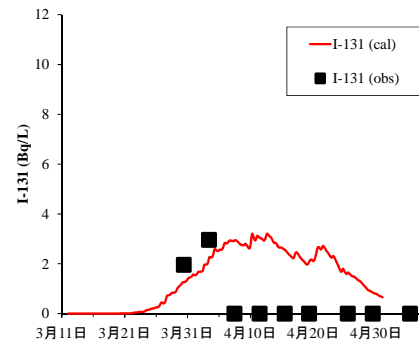
Stn 3 表層



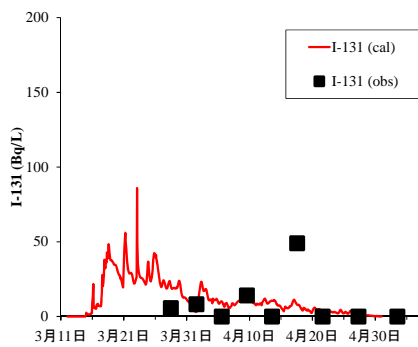
Stn 3 底層



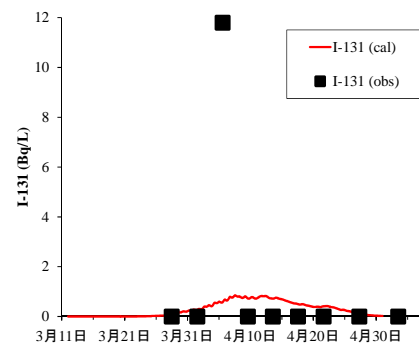
Stn 4 表層



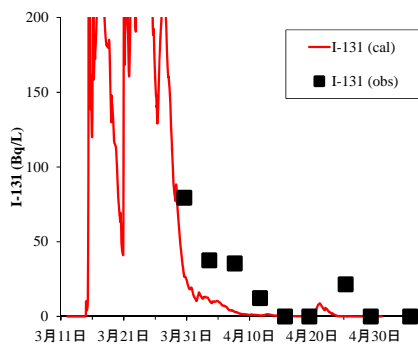
Stn 4 底層



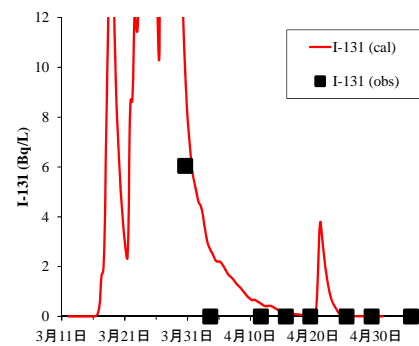
Stn 7 表層



Stn 7 底層

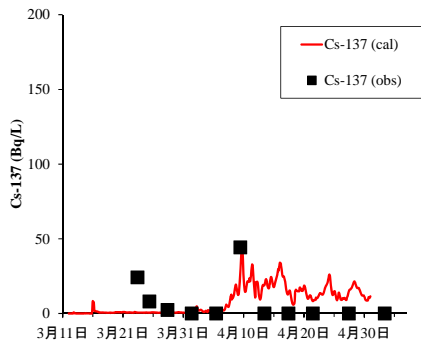


Stn 10 表層

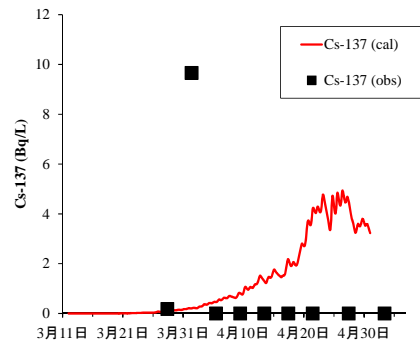


Stn 10 底層

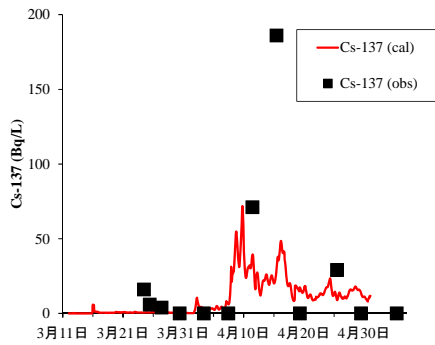
図 3-8 表層・底層における I-131 濃度の観測値と 5 種類の沈降速度による計算値の比較（観測値は文部科学省 (2013)、測点の位置は図 3-7 参照。）



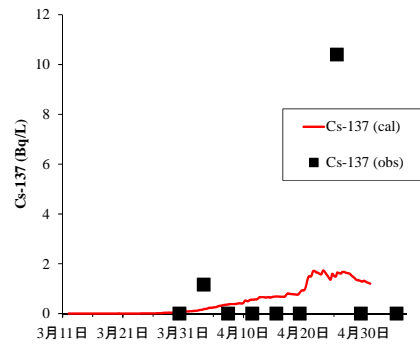
Stn 3 表層



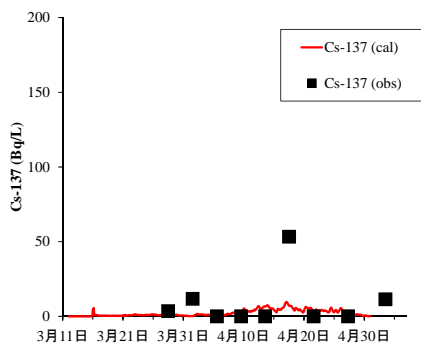
Stn 3 底層



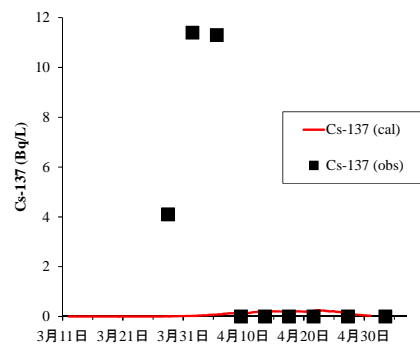
Stn 4 表層



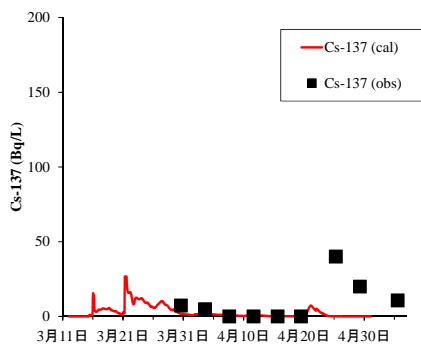
Stn 4 底層



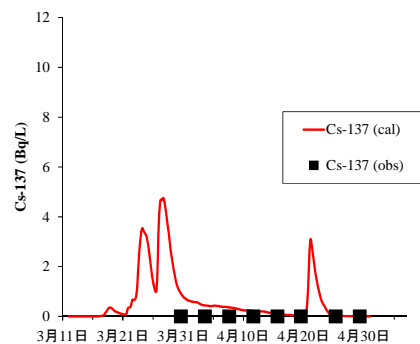
Stn 7 表層



Stn 7 底層



Stn 10 表層



Stn 10 底層

図 3-9 表層・底層における Cs-137 濃度の観測値と 5 種類の沈降速度による計算値の比較（観測値は文部科学省（2013）、測点の位置は図 3-7 参照。）

(4) 放射性物質の海底堆積量

図 3-10 に 2011 年 5 月 1 日における Cs-137 の海底堆積量のシミュレーション結果を示す。同図には 5 月 9 日に文部科学省により実施された「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）」の観測結果(文部科学省, 2013)を併示してある。なお、海底堆積量の単位について、計算値は Bq m^{-2} であるのに対し、観測値は Bq kg^{-1} 乾土という違いがある。観測で採取された海底土の物理特性(間隙率や土粒子比重など)は現時点では公表されていないため、計算値と観測値の単純な比較はできないが、仮に海底土の間隙率を 0.6、土粒子比重を 2.7、堆積層厚を 20 cm とした場合の 1Bq kg^{-1} 乾土は約 200Bq m^{-2} に相当する。図 3-10 の計算値はこの関係を用いて単位を変換している。

Cs-137 の海底堆積量の計算値と観測値を比較すると、福島県北部の沿岸域の測点で両者に大きな差がある点があるものの、全体的には計算値は観測値の堆積量およびその分布傾向をよく再現していると考えられる。ただし、本モデルでは堆積した放射性物質の巻き上がりや生態系への取込、底質中での沈降・拡散を考慮しておらず、将来予測を行うにはこれらの素過程をモデルに考慮する必要があり、今後の課題である。

(5) 二枚貝の Cs-137 取込・蓄積シミュレーションの結果

図 3-11 および図 3-12 にそれぞれ相馬市および南相馬市の沿岸域における生態系シミュレーションの結果を示す。両図には生態系モデルの計算に用いた沿岸域シミュレーション結果の海水 Cs-137 濃度と FRA-JCOPE2 の水温を併示してある。現時点ではモデル構造に不確実な点が多く残されているものの、本モデルで得られた二枚貝の Cs-137 体内濃度は観測値等を概ね再現していると考えられる。

相馬市・南相馬市ともに海水の Cs-137 濃度が 10Bq/L を上回る 6 月初旬までの期間においては軟体部の Cs-137 濃度が現在の出荷規制値である 100Bq/kg-WW を超えているが、それ以降は出荷規制値を超えることはなく漸減していることが分かる。とくに南相馬市では 4 月下旬から 5 月初旬にかけて体内濃度が 2000Bq/kg-WW を超える推定結果になっているが、その後は急激に減少していることが分かる。これらの結果は、二枚貝においては、海水から Cs-137 が取込まれて一時的に高濃度に体内濃縮されるものの、蓄積時間はそれほど長くはなく、比較的短時間で体外に Cs-137 が排出されることを示唆していると考えられる。実際に本モデルを用いて Cs-137 の生物学的半減期を求めたところ 26 日と算定された。この結果は、他種の二枚貝(エゾアワビやウバガイ)の実測データからの推定値 50~100 日(農林水産省, 2013)よりも短い値であるが、いずれにしてもこれらの二枚貝では、海水中の Cs-137 が比較的高濃度で存在しない限り、長期間にわたって Cs-137 が高濃度で体内蓄積されることはないと思定される。

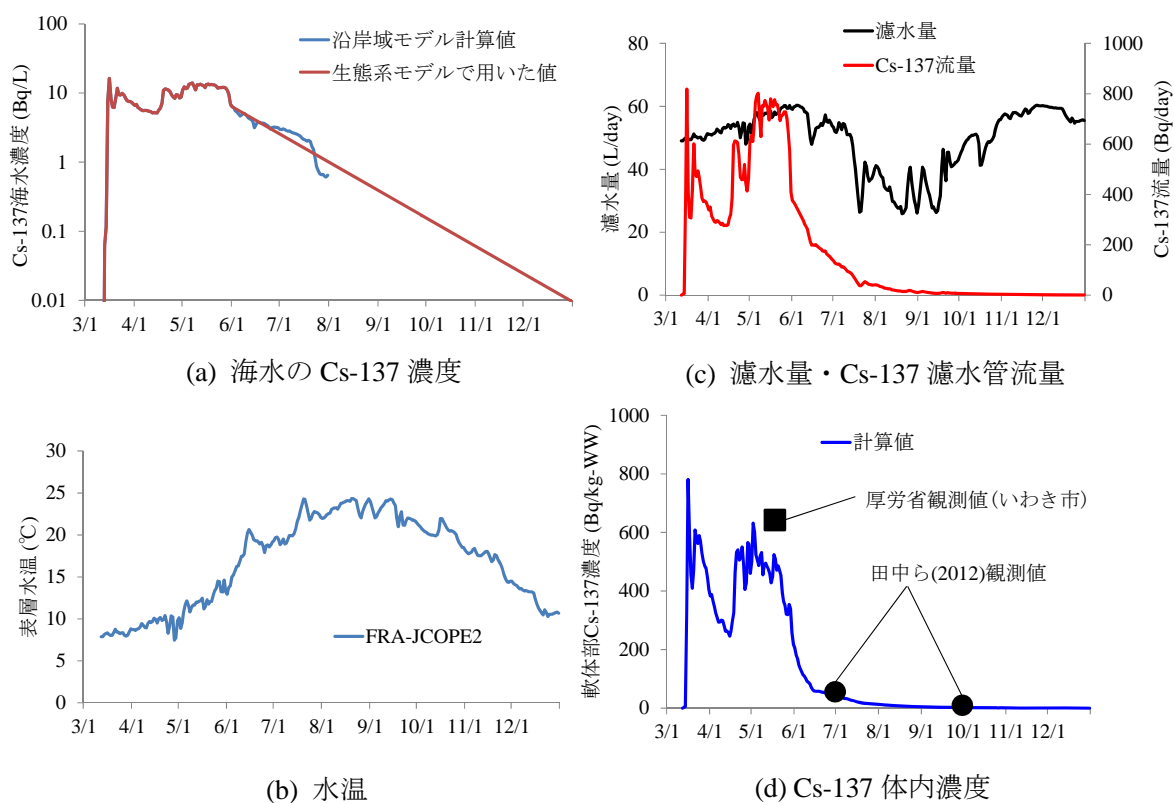


図 3-11 福島県相馬市沿岸域(東経 141.00°、北緯 37.75°)における生態系モデル(ムラサキインコガイ)の計算結果

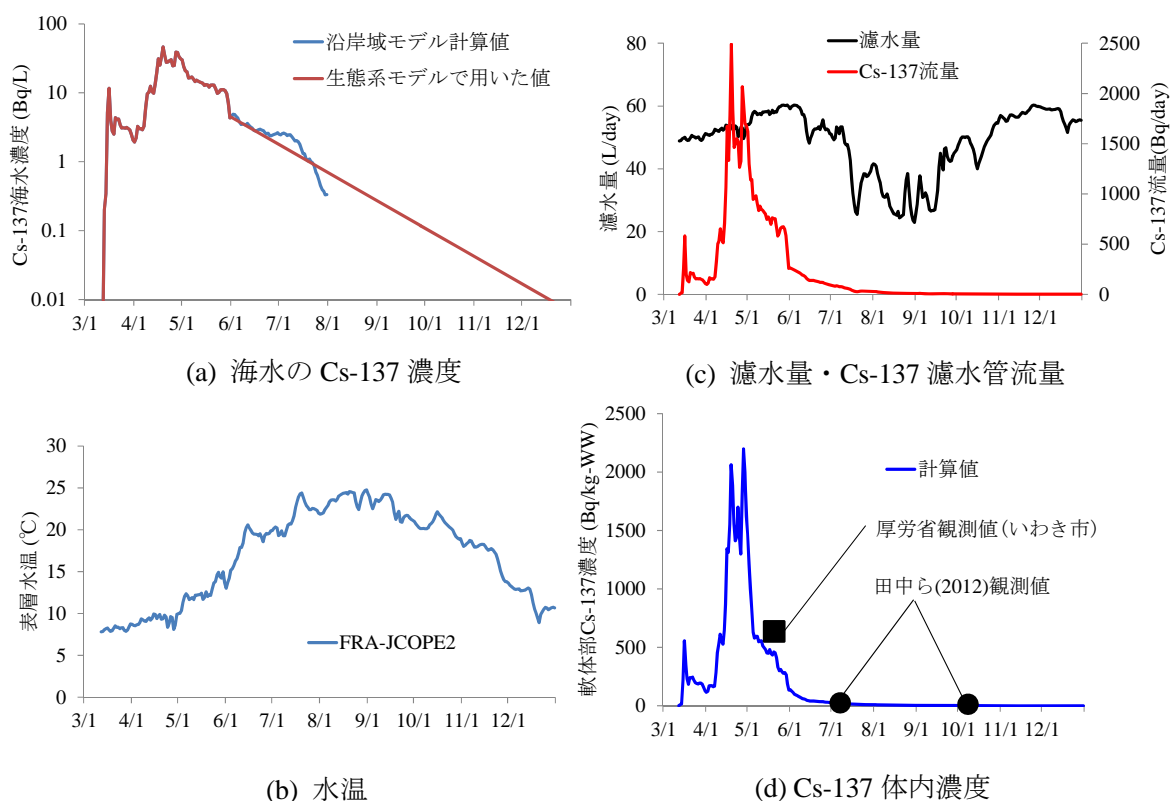


図 3-12 福島県南相馬市沿岸域(東経 141.00°、北緯 37.68°)における生態系モデル(ムラサキインコガイ)の計算結果

田中ら(2012)は現地観測で得た海水濃度と体内濃度を用い、平衡状態であると仮定して求めた濃縮係数 CF は 12~59 であると報告している。本シミュレーションのモデル定数を用いて式(3-10)より水温依存の CF' を求めたところ、10、15、20、25°Cにおいてそれぞれ 47、25、14、12 であり、田中ら(2012)の CF と概ね一致した。また、 CF' は水温が低いほど高い値になる傾向があり、同じ海水濃度でも比較的水温が低い時期である 4~5 月は体内で Cs-137 が濃縮されやすいと考えられる。図 3-11(d)および図 3-12(d)では 4~5 月初旬に著しく高い体内濃度が推定されているが、海水の Cs-137 濃度が高いのみでなく、体内濃縮されやすい低水温であったことも一因として考えられる。

3-4 海域モデリングのまとめ

本研究では、福島第一原発事故によって海洋に放出された放射性物質の動態・生態系への影響を定量的に評価する数理モデルを構築し、放射性物質の海洋拡散および二枚貝による放射性物質の取込・蓄積シミュレーションを行った。本研究により得られた結果をまとめると次のとおりである。

- 放射性物質の広域海洋拡散シミュレーションを行ったところ、仙台湾~茨城沖は 2011 年 3 月 15~16 日および 20~21 日にかけて、東京湾・相模湾・房総沖は 3 月 15~16 日、三陸沖では 3 月 20~21 日の風・降水イベントによる大気沈着で比較的高濃度のホットスポットが形成されたことが明らかになった。

- ・ 東日本太平洋沿岸域における放射性物質の海洋拡散シミュレーションの計算値と観測値を比較したところ、4月以降の大気沈着を考慮していないため4月10日以降の計算値は観測値との差が大きく、とくに福島第一原発の東・南東側のCs-137では表層の濃度ピークを再現できていないが、4月上旬まではI-131・Cs-137ともに本モデルの計算値は表層・底層の観測値の変動を概ね良好に再現していることが分かった。
- ・ Cs-137の海底堆積量の計算値は、福島沖北部では観測値より過大になる傾向にあるものの、全体的には2011年5月初旬の観測値の堆積量分布をよく再現した。現時点の本モデルでは、堆積した放射性物質の巻き上がりや生態系への取込、底質中での沈降・拡散を考慮しておらず、将来予測を行うにはこれらの素過程をモデルに考慮する必要がある。
- ・ 二枚貝によるCs-137の取込・蓄積モデルを構築し、東日本太平洋沿岸域に生息するムラサキイガイ・ムラサキイコガイを対象としてシミュレーションを行った。現時点ではモデル構造に不確実な点が多く残されているものの、Cs-137体内濃度の計算値は観測値等を概ね再現した。
- ・ 2011年4～6月は海水のCs-137濃度が高いこと、体内濃縮されやすい低水温の時期であることが原因で、二枚貝軟体部のCs-137濃度が他期間よりも顕著に高くなることが分かった。しかし、二枚貝においては、海水からCs-137が取込まれて一時的に高濃度に体内濃縮されるものの、蓄積時間はそれほど長くはなく、比較的短時間で体外にCs-137が排出されることが明らかになった。

参考文献 (なお、webは2014年11月10日にチェックした。)

1. Hirt CW et al. (1981) J. Comput. Phys., 39, 201-225.
2. Kondo J (1975) Bound.-Layer Meteor., 9, 91-112.
3. Mellor GL (2001) J. Phys. Oceanogr., 31(3), 790-809.
4. Miyazawa Y et al. (2009) J. Oceanogr. 65, 737-756.
5. Morino Y et al. (2011) Geophys. Res. Lett., 38(7), L00G11.
6. Solidoro C. et al. (2000) Marine Ecology Progress Series, 199, 137-148.
7. 北澤大輔ほか(2004) 日本造船学会論文集, 195, 1-13.
8. 国立環境研究所 (2010) 国立環境研究所特別研究報告 SR-93-2010, 35p.
9. 国立環境研究所 (2013) 侵入生物データベース,
<http://www.nies.go.jp/biodiversity/invasive/index.html> (参照 2013-03-15).
10. 環境省 (2012) 環境研究総合推進費終了研究等成果報告書、B-0906.
11. 原子力環境整備センター(RQMC) (1996) 海洋生物への放射性核種の移行, 397p.
12. 小林卓也ほか (2012) 発表資料,
<http://nsed.jaea.go.jp/ers/environment/envs/FukushimaWS/jaea3.pdf> (参照 2012-03-30).
13. 水産庁 (2011) 水産復興マスタープラン, 平成23年6月28日策定.
14. 水産庁 (2013) 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 2013-01-21).
15. 高木稔 (2010)平成21年度岩手県水産試験研究成果等報告会要旨,

- <http://www2.pref.iwate.jp/~hp5507/ivent/seikahoukoku/21seika/21-4.pdf> (参照2013-03-15)
16. 田中敦ほか (2012) 第21回環境化学討論会要旨集, 130-131.
 17. 津旨大輔ほか (2012) 発表資料,
<http://nsed.jaea.go.jp/ers/environment/envs/FukushimaWS/kaiyou2.pdf> (参照 2012-03-30).
 18. 農林水産省 (2013)農林水産技術会議 3-(6) 水産生物が取り込んだ放射性セシウムの排出を早める畜養技術の開発」http://www.s.affrc.go.jp/docs/nogyo_gizyutu/pdf/3_6.pdf (参照 2013-01-21).
 19. 東博紀ほか (2011) 土木学会論文集 B2(海岸工学), 67(2), I_1046-I_1050.
 20. 宮澤泰正 (2012) 発表資料, <http://nsed.jaea.go.jp/ers/environment/envs/FukushimaWS/kaiyou1.pdf> (参照 2012-03-30).
 21. 文部科学省 (2013) 文部科学省による海域モニタリングの結果,
<http://radioactivity.mext.go.jp/ja/list/238/list-1.html> (参照 2013-01-21).
 22. 山元憲一ほか (2011) 水産大学校研究報告, 59(4), 227-231.