

Environment Research and Technology Development Fund

環境研究総合推進費 終了研究成果報告書

1-1802 原子力事故データの総合解析による事故時の有害物質大気中動態評価法の高度化
(JPMEERF20181002)
平成30年度～令和2年度

Improvement of Assessment Methods for Atmospheric Behavior of Hazardous Materials by Comprehensively Analyzing Nuclear Accident Data

〈研究代表機関〉
名古屋大学

〈研究分担機関〉
東京都立大学
東京大学
日本原子力研究開発機構
気象庁気象研究所
国立環境研究所

〈研究協力機関〉
北海道大学
リモート・センシング技術センター

令和3年5月

目次

I. 成果の概要	1
1. はじめに（研究背景等）	
2. 研究開発目的	
3. 研究目標	
4. 研究開発内容	
5. 研究成果	
5-1. 成果の概要	
5-2. 環境政策等への貢献	
5-3. 研究目標の達成状況	
6. 研究成果の発表状況	
6-1. 査読付き論文	
6-2. 知的財産権	
6-3. その他発表件数	
7. 国際共同研究等の状況	
8. 研究者略歴	
II. 成果の詳細	
II-1 モデル比較検証及び大気拡散モデル防災利用法の検討 （名古屋大学、北海道大学）	17
要旨	
1. 研究開発目的	
2. 研究目標	
3. 研究開発内容	
4. 結果及び考察	
5. 研究目標の達成状況	
6. 引用文献	
II-2 SPM計ろ紙の核種分析によるプルーム動態の解析 （東京都立大学、一般財団法人リモート・センシング技術センター、東京大学）	32
要旨	
1. 研究開発目的	
2. 研究目標	
3. 研究開発内容	
4. 結果及び考察	
5. 研究目標の達成状況	
6. 引用文献	
II-3 数値モデルとの統合のための1F事故観測データの総合解析 （東京大学、一般財団法人リモート・センシング技術センター）	48

要旨

1. 研究開発目的
2. 研究目標
3. 研究開発内容
4. 結果及び考察
5. 研究目標の達成状況
6. 引用文献

- II-4 放出源推定手法の改良及び1F事故の放出源情報の再推定
(国立研究開発法人日本原子力研究開発機構) 64

要旨

1. 研究開発目的
2. 研究目標
3. 研究開発内容
4. 結果及び考察
5. 研究目標の達成状況
6. 引用文献

- II-5 気象場の再現及びその不確かさの検討
(気象庁気象研究所) 80

要旨

1. 研究開発目的
2. 研究目標
3. 研究開発内容
4. 結果及び考察
5. 研究目標の達成状況
6. 引用文献

- II-6 メソスケール物質輸送モデルの高度化
(国立研究開発法人国立環境研究所) 94

要旨

1. 研究開発目的
2. 研究目標
3. 研究開発内容
4. 結果及び考察
5. 研究目標の達成状況
6. 引用文献

- III. 研究成果の発表状況の詳細 107

- IV. 英文Abstract 117

I. 成果の概要

課題名 1-1802 原子力事故データの総合解析による事故時の有害物質大気中動態評価法の高度化

課題代表者名 山澤 弘実 (名古屋大学大学院工学研究科総合エネルギー工学専攻 教授)

重点課題 主: 【重点課題④】 災害・事故に伴う環境問題への対応に貢献する研究・技術開発

副: 【重点課題⑮】 大気・水・土壌等の環境管理・改善のための対策技術の高度化及び評価・解明に関する研究

行政要請研究テーマ (行政ニーズ) 非該当

研究実施期間 平成30年度～令和2年度

研究経費

(千円)

	契約額	実績額 (前事業年度繰越分支出額含む)
平成30年度	25,047	24,712
令和元年度	27,659	26,776
令和2年度	21,125	17,090
合計額	73,831	68,578

本研究のキーワード 福島第一原子力発電所事故、大気拡散モデル、緊急時防災、大気中濃度、湿性沈着、放出源情報、気象場、Cs-137、I-131、内部被ばく

研究体制

- (サブテーマ1) モデル比較検証及び大気拡散モデル防災利用法の検討 (名古屋大学)
- (サブテーマ2) SPM計ろ紙の核種分析によるブルーム動態の解析 (東京都立大学)
- (サブテーマ3) 数値モデルとの統合のための1F事故観測データの総合解析 (東京大学)
- (サブテーマ4) 放出源推定手法の改良及び1F事故の放出源情報の再推定 (国立研究開発法人日本原子力研究開発機構)
- (サブテーマ5) 気象場の再現及びその不確かさの検討 (気象庁気象研究所)
- (サブテーマ6) メソスケール物質輸送モデルの高度化 (国立研究開発法人国立環境研究所)

研究協力機関

北海道大学、一般財団法人リモート・センシング技術センター

1. はじめに (研究背景等)

東京電力福島第一原子力発電所 (1F) 事故時、地震・津波との複合災害により放射性物質の大気中濃度測定が困難であったことが原因となって、大気放出された放射性物質による周辺住民の内部被ばく線量の評価について濃度実測値に基づく手法の代替として大気拡散モデルを用いる手法が使われてきた。

申請者らの研究（課題番号5-1501）により、大気環境測定局SPMフィルタの分析による事故初期プルーム飛来時のCs-134、137及びI-129大気中濃度の評価、大気拡散モデルの相互比較・改良等により、プルームの性状及び時空間分布についての新たな知見が得られ、それに基づく現実的な線量評価が可能となった。これらの研究は、原子放射線の影響に関する国連科学委員会（UNSCEAR）の2017年報告書においても、我が国の主要な研究として取り上げられている。しかし本課題1-1802開始時点では、1)大気中濃度の分析が未了でプルーム動態が十分解明されていないこと、2)大気拡散計算に用いる放出源情報及びその推定方法と事故当時の気象場に関するデータに不確かさが残されていること、3)国内外の先端的大気拡散モデルであっても拡散計算や沈着過程モデルに大きな不確かさが残されていることが課題である。また、1F事故の環境データは、点源放出物質の降水を伴う複雑地形上気象場での約200km範囲の移行動態を反映した国内唯一のデータであり、内部被ばく線量評価等の1F事故影響解析に加えて、点源から放出された大気中有害物質の動態解明の基礎データとして拡充・整備し、大気拡散モデルの検証等に用いられることが期待されている。

これらの1F事故内部被ばく評価等で残された課題の解決は、放射性物質の大気中移行動態のさらなる解明に繋がるとともに、今後の原子力事故やその他の有害物質放出事故での影響及びリスクの評価の不確かさを低減する上で不可欠であり、この認識はUNSCEAR2017年報告書にも述べられている。特に、大規模自然災害に伴い発生することが危惧される原子力事故を含む有害物質大気中放出事故初期の緊急時においては、大気拡散モデル計算が唯一の迅速かつ合理的な影響評価方法となることが想定される。しかし、大気拡散モデル及びその入力データに大きな不確かさがあることが、緊急時でのモデル利用の大きな制約となっており、モデル予測結果の不確かさの低減と不確かさを踏まえた緊急時利用法の検討が必要である。

2. 研究開発目的

本課題では、有害物質放出事故時の大気中動態を評価するために必要な要素技術の高度化を目的として、大気中濃度データ等から放出源情報を推定する方法の改良と、特にデータ同化を用いた気象場再現方法及び粒子化や沈着過程に着目した大気拡散モデルの検証・改良を行う。また、1F事故時の大気環境測定局SPM計フィルタ（ろ紙）の分析により大気中濃度データを整備し、放出源情報推定法構築および大気拡散モデル検証の基礎データとする。さらに、検証された複数の大気拡散モデルによる計算結果と測定値を総合化して災害対策に資する情報提供法枠組みのプロトタイプを提案する。

3. 研究目標

全体目標	<p>東電福島第一原発（1F）事故時の大気中濃度をSPMろ紙分析および放射線データ解析により取得してデータを公開するとともに、主要プルームの動態を明らかにする。また、線量率データを用いた大気拡散モデル評価法を提案する。放出源推定法の改良により不確かさ評価を含んだ放出源情報を得るとともに、気象場計算法の改良・精細化により格子間隔0.5km以下の気象場を作成することにより、改良された1F事故大気拡散計算入力データを得る。これらを踏まえて放射性核種の大気中挙動を考慮したモデル改良を行う。国内外の大気モデル計算結果を集約し、モデルの性能評価、不確かさ提示法の考案、および防災目的アンサンブル評価法のプロトタイプを提示する。さらに、得られた成果から、先行テーマによる内部被ばく線量推計結果の妥当性を評価する。</p> <p>これらにより、大気中濃度を主対象にした1F事故実測データセットを完成するとともに、大気拡散モデルの精度向上および評価法提案により防災応用および1F事故内部被ばく評価に貢献する。</p>
------	--

サブテーマ 1	モデル比較検証及び大気拡散モデル防災利用法の検討
サブテーマリーダー /所属機関	山澤弘実 / 名古屋大学
目標	大気拡散モデル比較試験の解析を行い、参加モデル（6-8個程度を想定）の性能を解析し、国内ワークショップを開催して研究組織内外のモデル開発に還元する。他サブテーマで改良された入力データを用いた比較試験を行い、これらの不確かさとモデル再現性の関係を解析し、国際ワークショップによりその結果を集約する。放射線監視データを用いた1F事故初期茨城県内大気中濃度を解析し、公開する。防災利用のため複数モデル結果のアンサンブル計算処理利用法の基本設計を行い、アンサンブル計算の精度検証と不確かさを含めた防災利用上の結果処理・提示方法のプロトタイプを作成する。

サブテーマ 2	SPM 計る紙の核種分析によるプルーム動態の解析
サブテーマリーダー /所属機関	大浦泰嗣 / 東京都立大学
目標	1F事故直後に捕集された浮遊粒子状物質(SPM)の核種分析により、大気中放射性Cs濃度を評価し、プルームの同定と時空間分布を得る。全体で約80地点の分析により、分析割合を課題着手前の25%から約40%とする。放射性Cs大気中濃度データセットを整備・公開し、他サブテーマに提供する。初年度は首都圏約30地点を分析し、関東地方に到達した主なプルームの詳細な空間構造と輸送経路を得る。2年度目は高濃度の可能性がある2011年3月29～31日について福島県東部・関東地方を対象に、未知プルームの有無と輸送過程を解明する。3年度目は、400 km 範囲の東北地方・中部地方を対象にプルームの輸送過程を明らかにする。

サブテーマ 3	数値モデルとの統合のための1F事故観測データの総合解析
サブテーマリーダー /所属機関	森口祐一 / 東京大学
目標	他サブテーマで改良された入力データを用いた大気拡散モデルの計算結果について、大気中濃度、地表沈着量、空間線量率の三者の観測値との整合性を再検証するとともに、気象条件、とくに降水の有無に留意して、これら三者の相互関係を整理する。また、一連の総合解析の結果から、事故後初期の吸入被ばく線量について、先行研究で提示した線量推計結果の妥当性の再検証を行う。

サブテーマ 4	放出源推定手法の改良及び1F事故の放出源情報の再推定
サブテーマリーダー /所属機関	寺田宏明 / 日本原子力研究開発機構
目標	有害物質の大気放出を伴う事故時の放出源情報推定手法をベイズ推計の導入により改良し、複数空間スケールの大気拡散計算と、大気中濃度、沈着量等の複数種の環境測定データを総合的に用いた放出率の逆推定を可能とする。また、他のサブテーマから提供される大気中濃度データ等を用いて1F事故の放出率の再推定を行い、その不確かさ評価を加えた放出源情報を得る。

サブテーマ5	気象場の再現及びその不確かさの検討
サブテーマリーダー /所属機関	関山剛／気象庁気象研究所
目標	データ同化システムと気象予報モデルの改良により、降水量と霧の再現精度を改善する。気象予報モデルの高解像度化（格子間隔1kmおよび0.5km以下）により、1F事故気象場を作成し、他サブテーマに提供する。また、複雑地形上での乾性沈着過程の高精度化を実現する。これらにより、放射性物質の湿性／乾性沈着量の再現精度を向上させ、降水再現性と沈着再現性の量的関係を解明する。

サブテーマ6	メソスケール物質輸送モデルの高度化
サブテーマリーダー /所属機関	五藤大輔／国立環境研究所
目標	線形最小分散推定によるアンサンブル手法の導入を行い、モデル高度化による再現性向上が必要な期間・領域を把握する。その上で、粒子状Cs-137およびガス・粒子状I-131に対して、サブテーマ5によって提供された気象場を用いて、2つの大気拡散モデル（WRF-CMAQ、NICAM）により、特に高ばく露の可能性があるが依然としてよく再現できていない高濃度プルームに着目して、モデルで設定可能な各パラメータ（I-131ガス粒子変換速度等）の違いによるCs-137とI-131の濃度場・沈着場のばらつき（各パラメータに対する不確かさ）の範囲を定量化する。

4. 研究開発内容

課題全体の研究内容の構成を図0.1に示す。本研究は、1) 1F事故大気中濃度データの整備と解析（サブテーマ2、3）、2) 放出源情報推定法の改良と再推定（同4）、3) 気象場再現法及び大気拡散数値モデルの高度化（同5、6）と、4) 大気中濃度解析結果を参照データとするモデル比較試験及び緊急時利用法プロトタイプ構築（同1、3）から構成される。

【サブテーマ1】では、名古屋大学を主催機関としてサブテーマ4の放出源情報及びサブテーマ5の気象データ

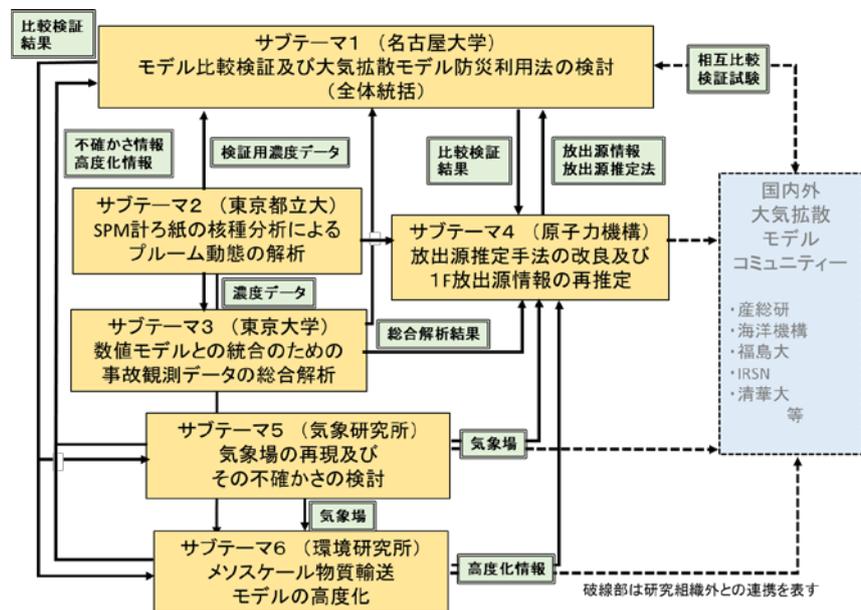


図0.1 課題全体の研究内容の構成。

に基づき計算シナリオを作成し、国内外のモデル開発者を候補として参加を募ったところ、本課題での第1回比較試験（以下、MIP-2と呼ぶ：公開論文等での名称）に想定1.5倍の12モデル、第2回（MIP-3）に9モデルの参加者を得た。本課題実施前に行われた比較試験では参加モデルが独自の放出源情報等の入力データを用いたことにより、モデル自体の比較が困難であったことを踏まえ、本比較試験では入力データに加えて水平格子等の条件を統一して行った。参加モデルから提出された計算結果に対して、大気中濃度及び沈着量の再現性を表す統計指標を用いた全般的な評価と、観測値が密に得られている特定

ブルームに関する詳細比較の二系統で行った。前者では、1Fから約200km範囲の東日本での各モデルのブルーム及び沈着量の空間分布の再現性等を主要評価対象とした。後者では、首都圏に到達した2011年3月15日のブルーム2（以下、P2）、16日のP4、及び21日のP9を対象に、緊急時利用での性能評価を想定して特定ブルームの位置、到達時刻、大気中濃度値等の再現性と不確かさを詳細に評価した。また、MIP-2での評価結果を国内ワークショップ、内部レポート及び共著論文執筆を介してモデル参加者に還元し、自己分析に基づくモデル改良を促した。これを受けMIP-3では、MIP-2からの結果の改善点にも着目した。緊急時における利用法の検討では、原子力災害を想定し、1) 原子力規制委員会の「原子力災害対策指針」（以下、原災指針）の事態分類に基づき、原子力防災の考え方を踏まえた全体スキームの検討、2) 事故初期の放出源情報が得られない場合での原子力発電所周辺のUPZ（緊急防護措置を準備する区域、概ね30km圏内）に対応するブルーム飛来予測法の検討と実測線量率データに基づく検証、3) 複数モデルのアンサンブル予測の優位性の確認と予測精度を確保するためのアンサンブルメンバー数の検討、及び4) アンサンブル予測及びモデル予測結果の不確かさを踏まえた粗視化による緊急時対策意思決定者・住民に対する情報提示方法の検討とその妥当性の検証を行った。これらの緊急時利用法検討では、相互比較試験で整備した計算結果を用いた。

【サブテーマ2】では、各自治体が1F事故初期に稼働していた大気汚染常時監視網の自動SPM測定装置（SPM計）で使用されたテープ状ろ紙を対象に、本課題開始時点で未分析の約420地点（全体の約74%）の試料の中で、主要ブルームが通過している地域で未分析の地点、放出が増加したことが指摘されている2011年3月終盤の期間、及びこれまでほとんど分析されていなかった遠方地点を主対象に分析を進めた。対象としたろ紙は、全て環境省を通して各自治体から分析実施及び分析結果の研究目的使用の了解を得たものとした。

試料の分析では、テープ状ろ紙上に1時間毎に捕集されたSPMの捕集日時を同定後、円盤状に捕集されたSPMを1つずつ切断し、 γ 線測定用試料を作成した。これを東京都立大学RI研究施設に設置されている自動試料交換機を備えたゲルマニウム半導体検出器にて約1時間測定し、Cs-137とCs-134を定量した。定量のための試料と同サイズのCs-134+Cs-137標準線源は自作した。テープ状ろ紙はロール状で保管されているため、SPMの捕集面の上に重なったろ紙の裏面に、捕集された放射性セシウムの一部が付着する可能性があることが分かっている。そこで、裏面への付着が予想される試料については、イメージングプレートを用いたオートラジオグラフィにより付着の有無を検討した。使用済みのろ紙の分析対象期間は、2011年3月12-31日で、全地点に共通な分析期間はブルームが広範囲に到達した3月15-16日と3月20-23日とした。

【サブテーマ3】では、多地点で得られている線量率データを用いてモデル検証を行うために、1) 環境中核種濃度の実測値と空間線量率の関係に関する予備的検討、2) 大気拡散モデル計算値からの空間線量率推計モデルの構築、及び3) 主要ブルーム再現性のモデル間比較を行った。1) では、先行研究5-1501で注力した大気中濃度の実測値に加え、空間線量率の実測値、地表沈着量の実測値も対象として、事故後初期の観測データの再整理を行うとともに、大気中に存在する核種の線量率寄与（クラウドシャイン）による空間線量率推計法の検討、地表沈着量に基づく空間線量率推計法の検討、及び実測データに基づく核種構成比の検討を行い、推計値と実測値の比較を行った。2) では大気拡散モデルによる1時間ごとの大気中Cs-137濃度の計算値、Cs-137地表沈着量の計算値を用いて空間線量率を推計する式を構築し、サブテーマ6の2種類のモデル及びサブテーマ1のモデル比較試験参加モデルの結果から空間線量率を推計・図示する手順をスプレッドシートソフトウェア(Excel)上で整備した。3) では、呼吸由来の初期被ばく評価、および広域への輸送・地表沈着という2つの観点から、上記の計算手順を延べ27セットの大気拡散計算結果に適用し、主要ブルームのピークの到達時刻、ピークの空間線量率を主な指標として、実測値に対するモデル再現性を考察した。さらに、初期被ばく線量の推計に用いられた2種の大気拡散モデルに関して、初期被ばくに寄与が大きいブルームの再現性の確認を行い、先行課題での避難シナリオごとの線量率推計結果の妥当性を再確認した。

【サブテーマ4】では、原子力施設等における事故時に放出される有害物質の放出源情報を推定する手法を高度化し、1F事故時の放出源情報の再推定結果を得るため、1) 放出源情報推定手法の改良、2) 1F事

故放出源情報の推定への適用、及び3)緊急時への応用可能性の検討を行った。1)では、予め準備する単位放出を仮定した大気拡散計算によるソース・レセプター行列（以下、拡散DB）を用いてベイズ推計に基づく放出率最適化手法を導入し、局地域規模から北半球規模で得られる大気中濃度、沈着量等の多種の測定データから放出率を客観的に推定する方法を整備した。2)では、北半球範囲、領域範囲（関東・南東北）、及び局地範囲（福島・北関東）の3つの範囲を対象として2011年3月を対象とした拡散DBを作成した。これと、国内測定データとしてサブテーマ2のSPMろ紙分析による大気中Cs-137濃度、その他の機関で得られた大気中濃度、航空機モニタリングによる地表沈着量、日降下量、半球範囲の測定データとして包括的核実験禁止条約機関（CTBTO）の国際観測ネットワークによる大気中濃度、欧州等で得られた大気中濃度を用いた。また、海洋拡散計算と比較するためのCs-137表層海水中濃度を使用した。ベイズ推計に用いる初期放出率は、既往研究の時間変化推定値に本研究で新たに近傍での大気中濃度測定値に基づき修正を加えたものとした。3)では、1F事故後の本研究で使用した国内の環境測定データ取得状況の進展に沿った放出率最適化試験を行った。試験では、事故から3月末までの期間をフェーズ①約2日後、フェーズ②約1週間後、及びフェーズ③約3週間後の3つに分け、各フェーズで利用可能な環境測定データを使用したCs-137放出率最適化を実施し、入手できる環境測定データが限定される条件下での推定放出率の合理性を検討し、本研究の推定方法の緊急時への応用可能性を検証した。

【サブテーマ5】では、気象観測データとモデル計算を融合する高度な気象場再現法(ensemble Kalman filter: ベイズ統計学に基づく最尤推定手法)により、2011年3月東日本領域の気象場を作成した。1F事故解析に用いる気象場では大気境界層を含む下層大気の流れ場が最も重要であるため、気象観測データ同化として通常の現業数値予報では用いない地上風観測データであるAMeDASデータを用いた。また、気象モデルとしては気象庁非静力学領域気象モデル(JMANHM)を用い、先行研究の水平格子間隔が3kmであったのに対して、本研究では1Fが海岸及び山地が複合した複雑地形上に立地していることを踏まえ周辺の地形再現性を高めるためネスティングにより1km及び0.25kmに高解像度化した。計算結果の気象場(風速場、乱流場及び降水場)について、サブテーマ1と協議して変数及びフォーマットを決定し、モデル比較試験の入力データとして提供した。また、この詳細な気象場の再現性を検証する気象観測データが十分得られないことから、気象庁メソスケール大気拡散モデルNHM-Chemにこの気象場を入力して大気中濃度及び沈着量の再現計算を行い、高解像度の地形に沿った風速場及び降水場の再現性の検証を行った。特に、阿武隈山地を越えて福島県中通りに達したプルーム及び関東北縁の山地での特徴的なホットスポット形状の沈着分布の再現性を検討した。

【サブテーマ6】では、2つの大気拡散モデル(WRF-CMAQ、NICAM)の検証を進め、現状モデルの問題点の把握を行った。WRF-CMAQは、気象モデル(WRF)と化学輸送モデル(CMAQ)をオフライン結合したモデルであり、NICAMは、全球非静力学正20面体モデルの特定領域のみを切り出したDiamond-NICAMと全球エアロゾル輸送モデルSPRINTARSのエアロゾルモジュール改良版をオンライン結合したモデルである。これら2モデルと地上観測を用いた線形最小分散推定法(実測値からの偏差に応じた重み付き平均を利用する方法)によるアンサンブル手法を用いて、Cs-137の空間分布の再現性について異なる気象場・放出量を用いた精度検証を行った。この中では、水平解像度の詳細化(3km→1km)、さらにNICAMに関しては鉛直解像度の詳細化(40層→58層、最下層高31m→14m)を行った。また、湿性沈着の再現性を検討するために、4種類エアロゾル雲内洗浄(Rainout)モジュールと複数のモデルパラメータによる9ケースの感度実験、及び雲微物理に関する6ケースの感度実験を行った。

5. 研究成果

5-1. 成果の概要

(1) サブテーマ1

2回実施した大気拡散モデルの国際比較試験では、プルーム位置、到達時刻、大気中濃度、沈着量等についてモデルの性能を評価した。その結果、全般的な評価結果として、沈着量分布については1F北西部の高沈着領域、関東北縁山地の沈着等の航空機サーベイで得られている実測値の特徴を概ね再現できる

ものの、福島県中通りでの過小評価、浜通り南部での過大評価はほとんどのモデルで共通する特徴であることが指摘された。中通りの沈着過小評価は参加モデルの拡散計算においてプルームの到達が遅れて計算され、沈着量が十分再現されなかったと結論され、これは入力気象場の基となる気象庁現業解析値の不確かさに起因するもので、大気拡散モデルのみでは解決できない問題であることが判明した。海岸沿いの沈着の過大評価は、MIP-2に比べてMIP-3では顕著に改善されており、本課題によるモデル参加者への比較結果還元の効果と考えられる。大気中濃度については、プルーム動態が概ね再現できていることの確認ができたことに加え、常に優れたモデルは存在せずプルーム毎に優れたモデルが異なること、アンサンブル評価（複数モデルの単純平均）が常により計算結果を示すこと、ラグランジュ型-オイラー型間及び独自気象モデルの有無で系統的に性能の差がないことが明らかとなり、モデルの緊急時応用で考慮すべき点として認識した。また、観測値が多く得られてるプルームについては、プルーム到達時刻、位置、濃度値の詳細な検証を行い、点状放出源からの200km範囲内での拡散現象に対する先端的モデル群（アンサンブル）の性能として、プルーム位置については30-40km（全周16方位中1方位程度）、プルーム到達時刻については2、3時間程度、濃度値についてはファクター3程度（降水なし）及び7程度（降水あり）と評価した。降水ありの場合に濃度値の不確かさが大きいのは、湿性沈着計算の不確かさによる。また、MIP-2に比べてMIP-3では、上記の湿性沈着の改善に加えて、プルーム位置及び濃度値も有意に改善されていることから、本課題によりモデル評価結果をワークショップ（国内、国際各1回開催）、内部レポート及び共著論文の執筆を介してモデルコミュニティに還元した効果と考える。

緊急時利用法の検討では、上記のモデル評価結果を踏まえて、従来の単一モデルによる大気中濃度の等値線図といった生の結果ではなく、モデルの不確かさを考慮して空間的・時間的に粗視化した情報として、不確かさも付加して提示する方法を考案した。この方法では、複数のモデル間及び粗視化時間・空間範囲内に存在する多数の計算結果のばらつきが計算結果の不確かさの指標になると考えており、実測値との比較によりその考えの妥当性が確認された。また、アンサンブル評価で必要となるモデル数を検討し、6-8個以上のモデルの計算結果があれば、安定した予測が可能であることを検証した。また、放出率が得られない場合のプルーム飛来の有無を予測する方法の精度を検証し、1F近傍でのプルーム飛来を現状のモデルは見逃し率（プルームが実際に来ている時間のうちモデルが来ないと計算した時間の割合）3%未満で評価できることを確認した。これらの要素技術を使い、緊急時応用法のプロトタイプを提案した（図0.2）。この中には、サブテーマ4の放出源情報推定法、サブテーマ5の詳細気象場計算法が含まれている。

（2）サブテーマ2

東日本の78地点の自動SPM計で使用されたテープ状ろ紙を新たに分析するとともに、先行研究で行なった19地点について未分析期間のろ紙を新たに分析して、1F事故直後の大気中放射性セシウム濃度を定量した（図2.1）。これまでの定量結果も合わせて、関東地方に到達した主なプルームの詳細な空間構造と輸送経路を明らかにし、2011年3月29-31日に福島県東部・関東地方にこれまで知られていなかったプルームが存在したこととその輸送過程を解明し、原発から約400kmまでの東北地方・中部地方を対象にプルームの長距離輸送過程を明らかにした。既往研究とこれら本課題の新規地点を合わせて226地点の大気

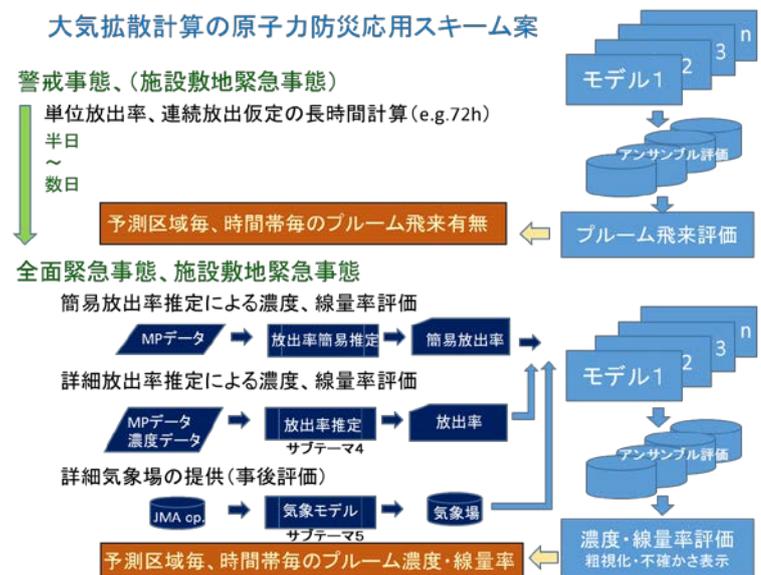


図0.2 大気拡散計算の原子力防災への応用スキーム案。図4.1の抜粋。

中濃度分析により、SPMろ紙が保存されていなかった関東地方北部を除く我が国の陸地に2011年3月中に影響を与えた主要プルームの全てを把握できた。1F事故による放射性物質放出開始の3月12日から31日までに全部で27個のプルームが東日本に運ばれたことがわかった。その中で、本課題によりこれまで分析されていなかった3月28日から31日に8つのプルームが存在したことが新たに発見された。これらの1時間毎の大気中濃度値は、1F事故放出放射能の大気中動態の全体像を捉えた唯一かつ最も信頼性の高いデータであり、公開論文としてデータの公表を準備している。

プルーム動態の解析では、関東地方に3月16日に到達したプルームの中心位置が明らかになり、陸上での移動の詳細が判明した。さらに、3月21日のプルームの幅が40～50kmと広いこと、また、その西側境界は明瞭であるのに対して東側境界の内部構造は複雑であったことが示された。その他に新たに明らかとなったプルーム動態として、関東・中部地方については、3月15日早朝に関東地方に到達した放射性プルームは、茨城県南部、東京都東部、神奈川県中部を通過し山梨県甲府盆地に到達した一方、一部は神奈川県中部を通過後、静岡県中部沿岸域を通過したが静岡県西部には到達しなかったこと、3月15日昼前に関東地方に到達した放射性プルームは東寄りの風で長野県東信地域まで移動したが、北信地域には到達しなかったこと、及び静岡県西部には3月21日午前中に関東地方に到達したプルームが3月21日午後には到達したことが明らかとなった。また、3月30日朝に茨城県東部沿岸地域に到達した放射性プルームは南西方向に移動し、その後埼玉県東部と東京都の中部に到達したことも判明した。東北地方についても複数のプルームが影響したことがわかり、3月12日夜間に宮城県中部に、3月13日午前中に岩手県内に、3月13日夜に宮城県中部に、3月15日午後から夜にかけて宮城県南部と中部に、3月19日午後宮城県南部と中部の沿岸域に、3月20日の午後宮城県南部に、3月20日の夜間から21日午前中に東北全域に放射性プルームが到達したことが判明した。これらの大気中濃度から判明した動態と、線量率及び地上風系を総合的に解析してプルーム動態を明らかにすることができた。

(3) サブテーマ3

放射性核種の大気中濃度に加えて地表沈着量や空間線量率の変化に着目し、事故後初期の主要なプルームの輸送・沈着事象の解明とこれらの事象の大気拡散モデル(ATDM)による再現性の検証を行った。Cs-137の大気中濃度と地表沈着量をもとに、核種構成比を乗じてクラウドシャインとグラウンドシャインの各々の寄与を計算する手法を構築し、濃度・沈着量の実測値にあてはめてその妥当性を確認したうえで、2種類のATDMに適用し、降水時と非降水時の差異も含め、プルームの再現性の検証に適用可能であることを確認した。さらに、ATDMの比較プロジェクトに参加した国内外のモデルおよび本課題への参画機関のモデルの最新バージョンを加えた延べ27種類の計算結果に本研究で構築した線量率推計手法を適用し、初期被ばくにおいて重視すべき3月12日夕刻の北方向へのプルーム(P1)、関東広域にまで輸送された3月15日の未明一日中のプルーム(P2)、1F北西方向に沈着域を形成した3月15日夕のプルーム(P3)など、主要なプルームについて、その到達のタイミングやピーク線量率のモデル間の比較を行った。図0.3のP1の解析結果例では、多くの計算がプルームの到達を良好に再現しているものの、ピーク線量率の大きさがモデル間でばらつくことが示されている。

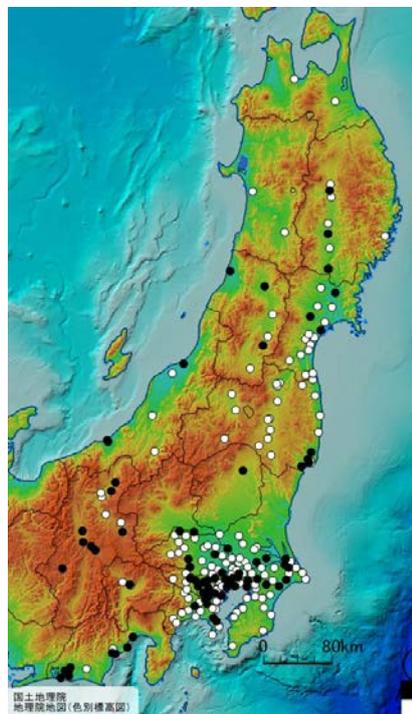


図2.1 大気中Cs-137濃度分析地点。

○：先行研究 ●：本研究

このような解析から、プルーム本体の高濃度（高線量率）部分の到達時刻では個々のモデルは概ね3, 4時間程度以内のずれで計算できること、モデルのアンサンブルでの飛来時刻のずれは3時間程度の場合もあるが、概ね0-1時間程度で計算できていること等のモデル群全体の計算精度の全体像が得られた。これら一連の研究により、大気拡散モデルの計算結果について、大気中濃度、地表沈着量、空間線量率の三者の観測値との整合性の再検証を行うことができた。さらに、従来の地上の大気中濃度だけでは検証できない、降水時に大気中濃度は低いが高空間線量率が高い状況（上空を輸送されるプルームからの湿性沈着が卓越する状況）について、本検証方法によりATDMで再現できることを確認できた。また、先行研究5-1501での初期被ばく線量推計に用いられた2種のATDMの計算結果をこの手法で検証した結果、最重要視すべきプルーム（P1）についての1F近傍での再現性が良好であることが確認でき、被ばく推計の信頼性が確認された。

（4）サブテーマ4

ベイズ推計に基づく最適化手法を導入して、空間スケールの異なる複数の大気拡散計算と大気中濃度や沈着量等の複数種の環境測定データの総合的放出源情報推定手法を改良した（図0.4）。この方法を用いて推定されたCs-137放出率を入力とした大気拡散計算結果と全測定値との相関が、最適化前の放出率を用いた計算結果に比べて向上することから、手法の妥当性が確認された。この方法により、国内外の大気中濃度、地表沈着量、及び日降下量の測定値から、I-131及びCs-137の放出率の最適化を行い、1F事故放出源情報の再推定結果を取得するとともに、その不確かさについて考察した。新たに求めたCs-137放出率では、これまでの推定値に比べ、3月12日の14-15時の1号機ベントに対応する放出率が0.21倍程度、15-16時の1号機水素爆発に対応する放出率が0.25倍程度に減少した。また、大量の放出が継続した3月14日夜-15日未明の放出率は低下し、最大ピークは15日1時から3時と2時間遅くなった。この結果を用いた大気拡散計算結果は、国内で実測された大気中濃度及び沈着量については以前より再現性が増しているが、北半球規模の実測データの影響でより低く推定された期間（3月13日、18-19日等）では北半球域大気拡散モデルの降水再現性に起因する放出率推定値の不確かさが大きいと考察された。ここで得られた放出源情報とその不確かさに関する知見は、今後の1F事故環境影響解析の基礎情報となるものである。

また、1F事故後の環境測定データ取得状況（空間線量率データは除く）に沿って、利用可能な実測デ

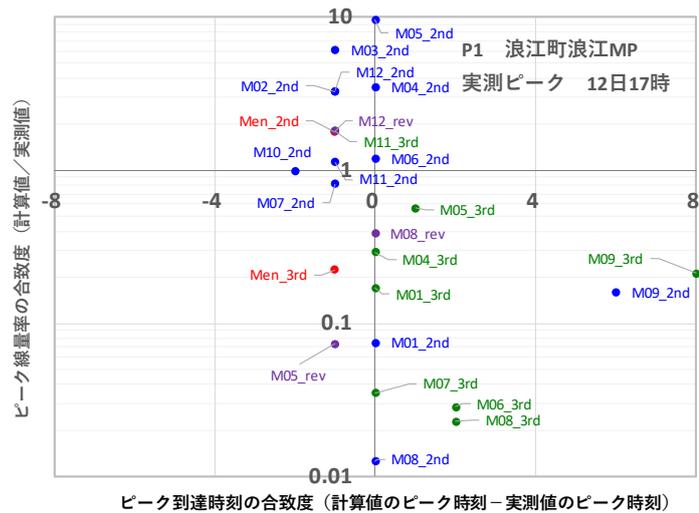


図0.3 浪江町浪江MPでのP1（2011年3月12日午後）の到達時刻とピーク値の合致度。図3.11からの抜粋。赤字がアンサンブル、他のM01等は個々のモデル。

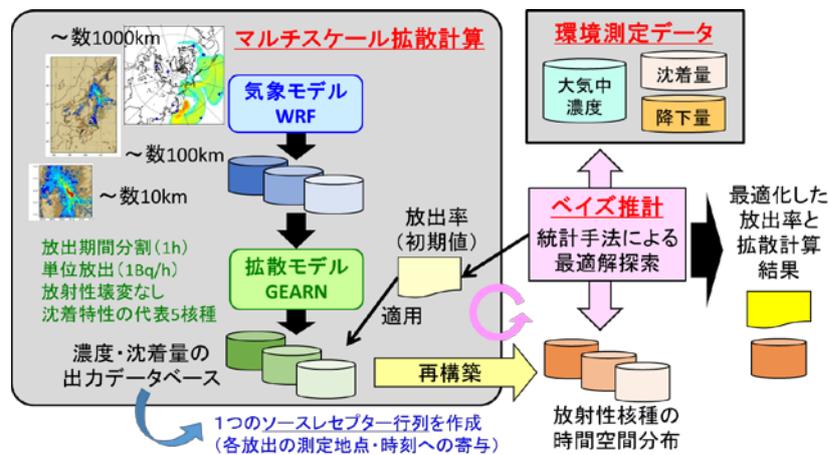


図0.4 改良したベイズ推計に基づく放出源情報推定手法

ータが制約される条件下での放出源情報推定の実施可能性を検討し、局地域の大気中濃度データしか得られない段階、及びそれ以降の航空機サーベイデータはないが比較的広域でのデータが得られる段階の何れにおいても、最終的に航空機サーベイデータ等の詳細なデータが得られた段階と整合性のある放出源情報が推定可能であることが示された。また、常時単位放出を仮定した大気拡散計算を実施し、本課題で採用した拡散DBを作成しておけば（予報値に基づき事前に作成可能）、緊急時においても事故影響の概況把握に有効な放出源情報を迅速に（計算時間のみでは数十分程度で）得られることを確認し、サブテーマ1の大気拡散モデルの緊急時応用スキームの中で利用可能であることが確認された。

(5) サブテーマ5

本課題では、独自の高解像度気象場解析値（2011年3月東日本域）を水平解像度1 kmと0.25 kmで作成した。この計算では、アンサンブルカルマンフィルタを用いた最新のデータ同化システムと気象予報モデルの組み合わせによりAMeDAS地上気象観測データを同化し、モデル内で詳細に再現された地形を反映した気象場を得ることができた。

この気象場を用いた拡散計算結果の例を図0.5に示す。従来の水平解像度3 kmの気象場では、1Fから北西方向に伸びたブルームが阿武隈山地の北部を通過し、福島県中通り地方に到達していることが示されている。しかし、浜通りのブルームが北上する部分では気流がやや西寄りのため浜通り北部の観測点に達しておらず、さらに中通りで南下する部分では先端部が観測で高濃度となった地点まで達していない。一方、水平解像度1 kmの計算ではこれらの点が明瞭に改善されており、何れの地点も気象予報モデルでの地形の詳細表現によって現実により近い風速場が再現されたものと判断された。また、東西風が卓越する状況下の1F近傍では、陸と海の傾斜や粗度の違いを反映して海岸線に沿って地上風の水平収束線が形成されることが多い。その位置がモデルの水平解像度により東西方向に大きく異なって再現されることが見出され、1F近傍での水平収束線の現実的な再現のためには水平解像度1kmもしくはより詳細な地形再現が必要であることが判明した。これは海岸域に存在する原子力発電所及びその他の工場等の大気質に影響する放出源からの大気拡散モデル計算での注意点であることが明らかとなった。また、この新しい気象場の降水分布を用いた湿性沈着分布計算結果では、関東北縁の山地上での沈着分布がより実測に近く、かつ詳細に再現されることが検証された。また、水平解像度3km計算で茨城県北部及び関東南西縁で生じていた実測より過大な湿性沈着が改善されていることが確認できた。これらの検証結果により、地形再現の詳細化によって地形性の雨や霧が正確に再現できるようになったことが分かった。

これらの気象場解析値をサブテーマ1のモデル比較試験の共通データとして提供した。このモデル比較試験により、上記の改善点は参加モデルにほぼ共通するものであることが確認された。また、この気象データは現時点において1F事故初期の気象場解析として最も信頼性が高いデータセットであり、今後の1F事故解析あるいは大気拡散モデル検証のためのデータとなる。

(6) サブテーマ6

これまでの研究で得られているCs-137の濃度と沈着量の測定データと2つの大気拡散モデル（WRF-CMAQ、NICAM）について、モデル再現性が低い期間及び空間範囲を特定した。これらについて、線形最小分散推定法によるアンサンブル手法を開発し、再現性向上が見られるか検討した結果、全体的な再現性は向上するものの一部改善されない期間・地域があること、及び異なる気象場等を用いてアンサンブル

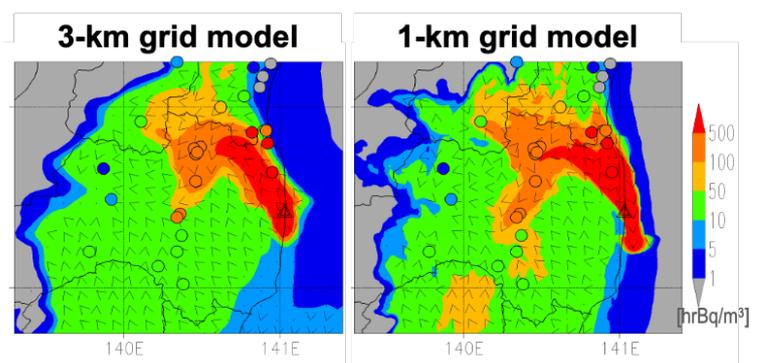


図0.5 2011年3月20日15時から21時（日本時間）までの福島県におけるモデル計算によるCs-137地上濃度積算値。○印は実測値。図5.6から一部抜粋。

数を増やすことで再現性が向上することをモデル性能に関する統計指標による評価で明らかにした。

これらの結果を受け、モデルの再現性に大きく寄与すると考えられるモデル解像度の改善（3kmから1km）と、I-131の粒子化パラメタリゼーションをNICAMに新しく導入することで、モデル高度化に取り組んだ。さらに、複数の異なる湿性沈着（特に雲内洗浄過程）モジュール、雲微物理モジュール、および関連パラメタに対するCs-137濃度変化を調べることで、モデルで設定可能な各パラメタの違いによるCs-137の濃度場・沈着場のばらつきの範囲を定量化した。その結果、大気中濃度の誤差は、一部大きく外れることもあるが、概ね±30%以内、相関係数は0.7以上であることが示された。また沈着過程については、図0.6に示した結果より、モデル間のCs-137濃度の差異の多くは雲内洗浄過程のモデル化の形式とそのモデル係数により生じており、雲微物理に関するモジュールの差は極めて軽微であることが示された。また、I-131ガス粒子変換速度に関する感度実験によれば、I-131ガス粒子変換速度が 0.2 h^{-1} よりも大きい場合にはI-131粒子濃度の結果には大きな差が生じたが、小さい場合には感度が相対的に小さく、I-131粒子の湿性沈着量の変化は雲内洗浄過程のモジュール差に伴う変化よりも小さいこともわかった。以上の結果は、本研究のサブテーマ1が主導している国際モデル比較試験参加機関および他サブテーマにワークショップ等を通して情報還元した。また、これらの結果は、今後の大気拡散モデル改良の指針となるものである。

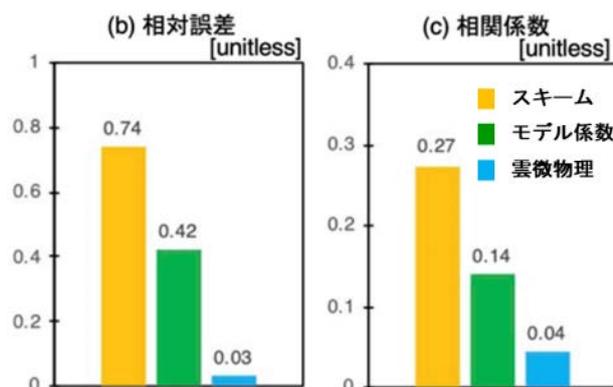


図0.6 湿性沈着過程に関する感度解析結果。値が大きいほど結果のばらつきが大きく、感度が高いことを表す。図6.9から一部抜粋。

(7) 1F事故初期大気環境データセット

本課題で整備された1F事故に関する大気環境データの一覧を先行研究で得られてものと合わせて表0.1に示す。気象場については、気象庁が一般公開している水平20km格子及び5km格子や、本課題開始時点で整備されていた1Fから約300km範囲を粗くカバーする水平3km格子に加えて、本課題により福島県域を詳細に再現した水平1km格子データ及びサイト周辺を詳細に再現した水平0.25km格子データが整備された。放出源情報については、局所域から北半球範囲までの実測データに基づいて従来の推定値を最適化したCs-137及びI-131の1時間毎の放出率推定値が得られた。大気中濃度の観測値については、先行研究での東日本域の全般的なデータに加え、本課題によりSPM観測点配置が密な首都圏でのブルーム動態を詳細に捉えたデータ、東海・甲信越及び東北地方の広域の動態を捉えたデータ、及び2011年3月下旬での新たに同定された福島県浜通りのブルームのデータ等が得られ、放射性物質放出が多かった3月中の主要ブルームを網羅するデータとなった。また、濃度値は1時間毎と時間分解能も高い。SPMデータがない茨城県中央部を通過した主要ブルームについては、放射線監視局γ線データからキセノン133、ヨウ素131を含む多核種の10分毎の詳細な時空間分布が得られた。また、大気中濃度の計算値については、モデル比較試験に参加した先端的モデルの計算結果をアーカイブ化したもので、今後のモデル改良の比較データとして有用であることに加え、I-131吸入内部被ばくの線量評価や防災スキーム検討の基礎資料として用いられることも想定される。

これらのデータは、気象・大気環境・環境放射能分野の学術的資料としてのみならず、事故の社会的影響検証のためのファクトデータとして事故後10年を経過した現時点において世界で最も完成度の高いものであり、事故当事国の当該研究分野の責務として将来に残すべきデータを整備することができたと考える。

表0.1 本課題及び先行研究において整備された福島第一原子力発電所事故に関する大気環境関連データ一覧。SPMは大気汚染常時監視網の大気浮遊粒子状物質測定局、MPは常設放射線監視局。「サブ」はサブテーマ番号で、*印は本課題以前の研究によるもの、括弧付きは本課題以外のフェンドの成果が主であるものを表す。

種別	概要（日付は2011年）	サブ	文献
気象場	水平3km格子、東日本域、3月11-31日、1時間毎 風向・風速、気温、湿度、気圧、降水量	*	Sekiyama et al., 2017
	水平1km格子、東日本域、同上期間・要素	5	Sekiyama, Kajino, 2020
	水平0.25km格子、関東・南東北、同上期間・要素	5	Sekiyama, Kajino, 2021
放出源情報	リバース法、3月12日-4月30日、不定時間間隔、 Cs-137、Cs-134、I-131、Te-132	*	Katata et al., 2015
	インバース法、3月12-31日、1時間間隔、同上核種	(4)	Terada et al., 2020
	インバース法、同上期間、1時間間隔、Cs-137、I-131	4	Terada et al., under preparation
大気中濃度 (観測値)	首都圏、東北SPM149地点、3月12-23日、1時間毎 Cs-134, 137	*	Oura et al., 2015 Tsuruta et al., 2014, 2018 推進費1-1501報告書
	上記に加え、東海・甲信越、78地点及び上記重複 19地点、3月24-31日	2	Under preparation
	茨城県中央部MP6地点、3月15, 16, 20-22日、10分毎 Xe-133, I-131, 132, 133, Te-132, Cs-134, 136, 137	*	Terasaka et al., 2016
	茨城県中央部MP15地点、3月15日、10分毎 Xe-133, I-131, 132, 133, Te-132	1	Moriizumi et al., 2020
	水平3km格子、3月12-31日、1時間毎、12モデル 大気中濃度、湿性沈着量、乾性沈着量、地上風	1	Sato et al., 2018
大気中濃度 沈着量 (計算値)	水平1km格子、3月12-24日、1時間毎、9モデル 同上データ項目	1	Sato et al., 2020

5-2. 環境政策等への貢献

<行政等が既に活用した成果>

UNSCEAR（原子放射線の影響に関する国連科学委員会）福島第一原子力発電所事故影響評価に関するタスクチームに大気中濃度（サブテーマ1、2）及び放出率（サブテーマ4）に関する成果を提供するとともに、報告書とりまとめの議論に参画（サブテーマ3、4）してUNSCEAR2020レポート作成に貢献した。

<行政等が活用することが見込まれる成果>

サブテーマ1がプロトタイプとして提案した原子力緊急時での大気拡散モデル利用法プロトタイプは、従来指摘されてきた大気拡散計算の不確かさに起因する緊急時におけるモデル予測情報使用の困難さ及び予測結果の不確かさを低減し、不確かさの大きさを予測情報と合わせて防護措置決定者及び住民にわかりやすく伝えることにより、大気拡散モデル緊急時利用の問題点を克服するもので、今後、実用化検討を経て原子力及びその他の有害物質に関する防災行政に活用できるものである。このプロトタイプの中にはサブテーマ4での放出源推定手法も含まれる。

福島第一原子力発電所事故の環境影響、特に事故初期の大気中ヨウ素131の吸入による内部被ばくは今後長期にわたり社会的に関心を持たれ、状況によっては住民、事業者及び行政の間の係争事案となり得る。ヨウ素131は半減期が短く、また大気中濃度は痕跡が残らないことから、ヨウ素131吸入による内部被ばくを確度高く推定する根拠は乏しい。このような背景の下で、サブテーマ1及び2で取得された福島第一原子力発電所事故初期の大気中濃度データは、将来にわたり同事故の環境影響評価、特に内部被ばく評価のための数少ない実測データの大きな部分を構成するものであり、本課題の遂行により、事故当事国として将来に残すべき大気中濃度実測データをほぼ整備できたものとする。

サブテーマ6で開発した線形最小分散推定法によるアンサンブル手法は、モデルと観測の融合によって導出された最も現実場に近いCs-137分布となり得るため、これによって導かれたCs-137の高時空間分布結果は放射性物質（セシウムやヨウ素）による被ばく評価に使用することが見込まれる。さらに、この手法は平時の大気汚染物質や漏洩事故時の化学物質による被ばく評価にも適用することが可能であり、大気環境行政の推進に貢献しうるものである。

課題全体で整備した福島第一原子力発電所事故に関する放出源情報、高分解能の気象場データ及び大気中濃度のデータは、国内唯一の水平200kmスケールの大気拡散データセットであり、行政目的で使われる点放出を対象とする大気拡散モデルの実地形上での性能検証のための参照データとなり得る。

5-3. 研究目標の達成状況

課題全体としては、福島第一原子力発電所事故時の大気中濃度をSPMろ紙分析および放射線データ解析により取得してデータを公開したことに加え、UNSCEARの事故評価活動にデータ提供した。また、2011年3月の日本の陸地に影響した主要プルーム全てを捉え、その経路等の動態を明らかにした。また、線量率データを用いた大気拡散モデル評価法を開発し、約30セットの大気拡散計算結果の大気中濃度及び沈着量の両者を含む濃度再現性とプルーム到達時刻再現性を評価した。放出源推定法については、局地規模から北半球規模の実測データから放出率を最適化する手法を開発し、現在得られている観測データのほとんどを用いた最適化放出率を推定した。また、その推定結果について不確かさを評価した。気象場計算については、アンサンブルカルマンフィルタ法を用いた計算法と水平格子の精細化により水平格子間隔1km及び0.25kmの気象場を作成し、その再現精度を検証した。さらに、湿性沈着過程を主対象としたモデルの感度解析及びパラメータ探索を行い、沈着過程モジュールの高精度化の指針を得た。これらの研究組織内の研究活動に加え、国際モデル比較試験を2回実施することにより国内外の大気モデル計算結果を集約し、モデルの性能評価を行い、これをモデル参加者に還元することにより開発者のモデル改良を促し、その進展が確認された。緊急時の防災目的利用法については、アンサンブル評価の優位性及びその要件を検証し、モデル計算結果の不確かさを加えた提示法を考案し、国際モデル比較試験で確認されたモデル計算結果の不確かさに応じた緊急時予測結果利用法のプロトタイプを提案した。先行テーマ1-1501の内部被ばく線量推計に用いられたモデルは、前述のモデル評価により現状先端モデルと同等の性能であることが確認され、同モデルによって推計された被ばく線量の妥当性を検証することができた。これらの研究により、1F事故の大気動態を捉えた実測データセットが完成したこと、課題の成果が日本気象学会の研究出版物である「気象研究ノート」の「点発生源からのメソスケール拡散シミュレーション-福島第一原子力発電所事故をふまえて-（査読中）」として取りまとめられたこと、日本原子力学会2021年秋の大会（9月8-10日）で本課題成果に関する企画セッション「大気拡散モデルの原発事故環境データによる評価とその応用」が開催されること等も含め、本課題では大気拡散モデルの精度向上、大気拡散モデルの防災応用法の構築及び1F事故内部被ばく評価に貢献した。

以上より、課題全体としては目標を高いレベルで十分に達成したものと考えられる。また、本課題により実施した国際比較試験は、国内外の主要モデル開発者が多く参加し、ワークショップ開催、国際会議時での討議を経て、研究組織内の情報交換の枠を超えて大気拡散モデル開発者コミュニティの中で本課題がコアの役割を果たせたことに加え、モデル改良のための世界で最も信頼性のある基礎データを研究組織内で取得・提供できたことで、関係研究分野及びUNSCEARに貢献できたことは特筆すべきものと考えられる。各サブテーマについては、以下のとおり全て目標を達成した。

サブテーマ1では、2回の大気拡散モデル国際比較試験を計画の6-8モデルを上回る12モデル及び9モデルの参加を得て実施し、国内及び国際ワークショップを各1回開催、参加者への内部レポートの配付及び共著論文2報の執筆を介して評価結果をモデル参加者に還元した。この結果、2回目の試験では、湿性沈着、プルーム位置、プルーム濃度値についてモデル間でより一貫性のある結果が得られることが確認された。大気拡散モデルの緊急時利用法プロトタイプとして全体スキームを提案し、それを構成する要素について1F事故データを用いて、複数モデルアンサンブル計算結果の優位性検証、プルーム飛来予測法の性能評価、粗視化による大気中濃度値及び不確かさ提示法検証等を行った。以上より、目標を十分達成した。さらに、放射線監視データを用いた大気中放射性核種濃度の解析では、茨城県中央部を対象に

新たに15地点の複数核種の濃度を評価し、モデル比較試験の参照データとして利用するとともに、論文及びUNSCEAR1F事故解析への提供によりデータを公表したことは、当初計画を上回る成果である。

サブテーマ2では、本研究で新たに78地点の分析を実施したことにより、先行研究の実施を含めて合計226地点の分析が終了し、各自治体から試料が提供された地点数のうち目標とする約40%を達成した。これらの定量結果をもとに東日本における1F事故直後の大気中放射性セシウム濃度の1時間ごとの時空分布図を作成し、1) 関東地方での詳細な放射性プルームの動態、2) 新規発見した2011年3月28日から31日の放射性プルームの動態、3) 原発から遠方に到達した放射性プルームの動態を明らかにすることができ、目標を達成した。

サブテーマ3では、代表的な放射性核種であるCs-137の大気中濃度と地表沈着量をもとに空間線量率を計算する手法を定式化し、多数の大気拡散モデル計算結果に適用・比較することができたことで、計算結果と大気中濃度、地表沈着量、空間線量率の三者の観測値との整合性を再検証するという目標を十分に達成した。主要なプルームにこの手法を適用し、非降水時のプルームの到達のタイミングやピークの線量率のモデル間比較を行うとともに、降水時に大気中濃度は低い線量率は高い状況がモデルで再現できることを確認することができ、気象条件、とくに降水の有無に留意して、これら三者の相互関係を整理するという点についても目標を達成した。先行研究5-1501での初期被ばく線量推計に用いられた2種のATDMについて、最重視すべきプルームについての1F近傍での再現性が確認できたことで、線量推計結果の妥当性の再検証を行うという目標も達成した。

サブテーマ4では、ベイズ推計に基づく最適化手法の導入により改良した放出源情報推定手法を1F事故に適用して、空間スケールの異なる複数の大気拡散計算と、複数種の環境測定データの総合的な比較による放出率の逆推定が可能であることを実証した。また、本手法を用いて国内外の大気中濃度、沈着量、及び日降下量の測定値と、局地から半球までの空間スケールの大気拡散計算を用いたI-131及びCs-137の放出率の最適化を行い、1F事故放出源情報の再推定結果を取得するとともに、その不確かさについて考察した。以上により、全ての実施項目を完了して本研究の目標を達成した。また、緊急時の利用可能データが制約される条件下での放出源情報推定手法の適用性を検証した成果は目標を上回るものである。

サブテーマ5では、データ同化システムと気象予報モデルの改良を行い、水平解像度1 km及び0.25 kmの高解像度気象場の再現計算を行い、データセットを作成した。これらの結果はサブテーマ1のモデル比較試験に提供するとともに、他サブテーマ及び関係するモデル開発者に提供した。作成した高解像度気象場の再現性・不確かさの検証を行い、高解像度化により地形性降雨や霧の再現性向上が確認された。高解像度化により湿性沈着量の再現性が向上すること、発電所・大規模工場等が立地する海岸複雑地形上での地上風の水平収束帯再現の重要性等の大気拡散把握のための気象場再現に関する新たな知見が得られた。これらにより、目標を上回る達成状況である。

サブテーマ6では、研究目標通り、線形最小分散推定によるアンサンブル手法の導入を行い、モデル高度化による再現性向上が必要な期間・領域を把握した。その上で、粒子状Cs-137およびガス・粒子状I-131に対して、サブテーマ5によって提供された気象場を用いて、2つの大気拡散モデル(WRF-CMAQ、NICAM)により、特に高ばく露の可能性があるが依然としてよく再現できていない高濃度プルームに着目して、モデルで設定可能な各パラメータ(エアロゾル湿性沈着の中でも特に重要な雲内洗浄過程およびI-131ガス粒子変換速度等)の違いによるCs-137とI-131の濃度場・沈着場のばらつき(各パラメータに対する不確かさ)の範囲を定量化した。以上のことから、研究目的を十分達成した。

6. 研究成果の発表状況

6-1. 査読付き論文

<件数>

23件

<主な査読付き論文>

- 1) Y. Sato, M. Takigawa, T.T. Sekiyama, M. Kajino, H. Terada, H. Nagai, H. Kondo, J. Uchida, D. Goto, D. Quelo, A. Mathieu, A. Quérel, S. Fang, Y. Morino, P. von Schoenberg, H. Grahn, N. Brännström, S. Hirao, H. Tsuruta, H. Yamazawa and T. Nakajima: *J. Geophys. Res. Atmos.*, 123 (2018) (IF: 3.82)
Model intercomparison of atmospheric ^{137}Cs from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident: Simulations based on identical input data.
- 2) Y. Sato, T.T. Sekiyama, S. Fang, M. Kajino, A. Quérel, D. Quélo, H. Kondo, H. Terada, M. Kadowaki, M. Takigawa, Y. Morino, J. Uchida, D. Goto and H. Yamazawa: *Atmos. Environ.*, X7, 100086 (2020) (IF: 4.039)
A model intercomparison of atmospheric ^{137}Cs concentrations from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, Phase III: Simulation with an identical source term and meteorological field at 1-km resolution.
- 3) J. Moriizumi, A. Oku, N. Yaguchi, Y. Kuwahara and H. Yamazawa: *J. Nucl. Sci. Technol.*, 57(5), 495-513 (2020) (IF: 1.564)
Spatial Distributions of Atmospheric Concentrations of Radionuclides on 15 March 2011 Discharged by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident Estimated from NaI(Tl) Pulse Height Distributions Measured in Ibaraki Prefecture.
- 4) 大浦泰嗣, 鶴田治雄, 海老原充, 大原利眞, 中島映至: *分析化学*, 69, 1-9 (2020)
浮遊粒子状物質自動測定機で使用されたテープろ紙を利用する大気中放射性セシウムの定量.
- 5) H. Tsuruta, Y. Moriguchi and T. Nakajima: *Sci. Rep.*, 9, 13240 (2019) (IF:3.998)
Dynamics of atmospheric ^{131}I in radioactive plumes in eastern Japan immediately after the Fukushima accident by analysing published data.
- 6) 森口祐一, 鶴田治雄, 大原利眞, 森野悠, 五藤大輔, 高木麻衣: *Proceedings of the 21st Workshop in Environmental Radioactivity*, 1-7, KEK Proceedings 2020-4, (2020)
1F事故由来核種の大气中濃度と地表沈着量の実測値・予測値を用いた空間線量率の再現.
- 7) T. T. Sekiyama and M. Kajino (2021), *J. Meteor. Soc. Japan*, 99, accepted. (IF:2.0)
Performance of a 250-m grid Eulerian dispersion simulation evaluated at two coastal monitoring stations in the vicinity of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant.
- 8) T. T. Sekiyama and M. Kajino: *J. Appl. Meteor. Clim.*, 937-952, doi:10.1175/JAMC-D-19-0241.1. (2020) (IF:2.5)
Reproducibility of surface wind and tracer transport simulations over complex terrain using 5-, 3-, and 1-km grid models.
- 9) D. Goto, Y. Morino, T. Ohara, T.T. Sekiyama, J. Uchida and T. Nakajima: *Atmos. Chem. Phys.*, 20, 3589-3607 (2020) (IF:5.414)
Application of linear minimum variance estimation to the multi-model ensemble of atmospheric radioactive Cs-137 with observations.
- 10) M. Takagi, T. Ohara, D. Goto, Y. Morino, J. Uchida, T.T. Sekiyama, S. Nakayama, M. Ebihara, Y. Oura, T. Nakajima, H. Tsuruta and Y. Moriguchi: *J. Environ. Radioactiv.*, 218, 106233 (2020) (IF: 2.161)
Reassessment of early ^{131}I inhalation doses by the Fukushima nuclear accident based on atmospheric ^{137}Cs and $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ observation data and multi-ensemble of atmospheric transport and deposition model.

6 - 2. 知的財産権

特に記載すべき事項はない。

6-3. その他発表件数

査読付き論文に準ずる成果発表	0件
その他誌上発表（査読なし）	8件
口頭発表（学会等）	53件
「国民との科学・技術対話」の実施	7件
マスコミ等への公表・報道等	5件
本研究に関連する受賞	1件

7. 国際共同研究等の状況

1) 国際モデル相互比較試験（FDNPP Model Intercomparison 2 and 3: MIP-2及び3）

相手方：Sheng Fang（精華大学・中国）、D. Quelo, A. Mathieu, A. Quérel（放射線防護原子力安全研究所：IRSN・フランス）、Pontus von Schoenberg（ストックホルム大学）、Håkan Grahm（防衛研究所・スウェーデン）

連携内容等：相手方は、サブテーマ1が主催機関として行った大気拡散モデルの2回の相互比較試験の参加者である。計算結果の提供、解析方針及び結果へのコメント、ワークショップへの参加、共著論文（上記論文1及び2）の作成に参画した。放射性物質の大気拡散モデルについては国際的にも先端的な研究者（機関）であり、国内外の先端的モデルの性能及び課題を明らかにする上でこれらモデル開発者の参加は不可欠であった。

8. 研究者略歴

研究代表者

山澤 弘実

東北大学大学院理学研究科博士課程修了、理学博士、現在、名古屋大学大学院工学研究科教授

研究分担者

1) 大浦 泰嗣

金沢大学大学院自然科学研究科博士課程修了、博士（理学）、現在、東京都立大学理学部准教授

2) 森口 祐一

京都大学工学部卒業、博士（工学）、現在、国立環境研究所理事（東京大学工学系研究科教授：2021年3月まで）

3) 寺田 宏明

名古屋大学大学院工学研究科博士課程修了、博士（工学）、現在、日本原子力研究開発機構研究副主幹

4) 関山 剛

大阪大学理学部卒、博士（理学）、現在、気象庁気象研究所主任研究官

5) 五藤 大輔

東京大学大学院理学系研究科博士課程修了、博士（理学）、現在、国立環境研究所主任研究員

II. 成果の詳細

II-1 モデル比較検証及び大気拡散モデル防災利用法の検討

名古屋大学

大学院工学研究科 総合エネルギー工学専攻
同上（平成32年年度より北海道大学理学研究院）

山澤 弘実
佐藤 陽祐

【要旨】

本研究は、国内外の先端的大気拡散モデル群を対象として東電福島第一原子力発電所（以下、1F）事故で得られた実測データに基づくモデル検証を実施しモデル性能の把握と向上を図ること、及びモデル群のアンサンブル評価による緊急時応用法プロトタイプを提案を目的とする。2回の国際比較試験を実施し、国内外からそれぞれ12モデル及び9モデルの参加を得て、プルーム位置、到達時刻、大気中濃度、沈着量等についてモデルの性能を評価した。ワークショップ開催等により評価結果をモデル開発者に還元して自発的なモデル改良を促した結果、2回目の比較試験では1回目比べて湿性沈着過程、プルーム位置、プルーム本体の濃度、プルーム到達時刻についてモデル間でより一貫性のある結果が得られた。また、先端的大気拡散モデル群全体として、水平100から200 km範囲での点状放出源からの大気拡散現象に対する計算結果の不確かさとして、プルーム到達時刻で2, 3時間、プルーム本体位置で10-40 km、濃度値でファクター3程度（湿性沈着なしの場合）及び7程度（有りの場合）であることを明らかにした。また、全てのプルームに対して常に高い性能を示すモデルはなく、モデル群のアンサンブル評価（濃度の単純平均）が常に優れた結果を与えることを明らかにした。これらの検証結果を踏まえ、複数モデルのアンサンブル評価を用いる緊急時応用法の検討を行い、全体スキームのプロトタイプを提案し、その主要構成要素であるプルーム飛来予測法の性能、時間的・空間的粗視化による不確かさ情報を含めた予測情報提供法の妥当性を1F事故データにより検証した。さらに、茨城県中央部を対象に事故初期プルーム通過時の15地点の¹³¹I、¹³³Xeを含む複数核種の濃度を新たに評価し、モデル比較試験の参照データとして利用するとともに、論文公開及びUNSCEARへの提供により1F事故解析に貢献した。

1. 研究開発目的

大気拡散モデルは、1F事故のプルーム動態解析、放射性ヨウ素吸入内部被ばくの事後評価、放出量時間変化の推定等の事故解析の重要項目において大きな役割を担ってきた。また、事故の環境データを用いたモデル検証・評価及び改良が進められ、事故発生時に比べ、事故後数年年を経過した本課題開始時点では多くのモデルが淘汰・改良されてきた。一方、モデルには無視できない不確かさがまだ残されており、大気中に放射性核種をはじめとする有害物質が放出される緊急時におけるモデル利用の大きな足枷となっている。また、モデル予測結果が持つ不確かさの大きさ及びその緊急時における提示方法の検討も十分でない。一方、1F事故では¹³⁷Csを主とする放射性核種の大気中濃度、地表面沈着量、線量率等の実測データが得られており、さらに本課題の他サブテーマでは大気中濃度データのさらなる拡充、詳細な気象データの整備、及び放出源情報の詳細推定がなされる。これらは、点状放出源からの水平200 kmスケールでの過去に類例のない包括的かつ詳細な大気拡散データセットであり、沈着過程を含む大気拡散モデルの性能評価の好適な参照データとなるだけでなく、緊急時における大気拡散モデル利用法検討の生きた検討材料となる。

そこで、本サブテーマでは、国内外の先端的大気拡散モデル開発者に参加を呼びかけて共通の入力データに基づく1F事故データによる比較試験を実施し、モデルの性能評価を行うとともに比較試験参加者の自発的なモデル改良を促し、モデルコミュニティ全体としてのモデル性能を向上させることを目的とする。また、集められた計算結果を利用して、大気拡散モデル予測結果の緊急時利用法のプロトタイプを提案することにより緊急時対策の拡充に貢献することを目的とする。

2. 研究目標

大気拡散モデル比較試験の解析を行い、参加モデル（課題開始時点では6-8個程度を想定）の大気中濃度及び沈着量計算の性能を解析して各モデルの性能を評価し、国内ワークショップを開催して研究組織内外のモデル開発者に還元する。他サブテーマで改良された詳細気象入力データを用いた再度の比較試験を行い、前回比較試験とのモデル再現性の相違関係を解析し、国際ワークショップによりその結果を集約する。また、1F事故時のSPMろ紙がなく大気中放射性核種濃度が得られない茨城県中央部について、放射線監視データを用いた1F事故初期の大気中濃度を解析し、SPM局大気中濃度を補完するデータとして公開する。大気拡散モデルの緊急時利用のため、複数モデル結果のアンサンブル計算処理利用法の基本設計を行い、アンサンブル評価の精度検証と不確かさを含めた防災利用上の結果処理・提示方法のプロトタイプを作成する。

3. 研究開発内容

3.1 大気拡散モデル比較試験

大気拡散モデル比較試験では、名古屋大学を主催機関としてサブテーマ4の放出源情報及びサブテーマ5の気象データに基づき計算シナリオを作成し、共通の放出源及び気象入力データ、水平格子間隔、出力データ項目を指定してモデル参加機関に計算を依頼し、計算結果を主催機関で集約・解析して進めた。参加機関は、1F事故対象の水平数100km領域での計算実績がある国内外のモデル開発者を候補として参加を募り、本課題での第1回比較試験（以下、MIP-2と呼ぶ；本課題開始前に我が国で行われた比較試験MIP-1があるため、名称の一貫性を保つため論文等で用いている呼称を使用）に想定1.5倍の12モデル、第2回比較試験（MIP-3）に9モデルの参加者を得た（表1.1）。何れの回においても、入力データから独自気象モデルにより気象場を再計算するモデル（以下、ODモデル）と、入力気象場をそのまま拡散計算に用いるモデル（以下、NDモデル）が含まれている。また、拡散計算方式として、拡散方程式を差分法により計算するオイラー型（E）と、大気中放射能の移流・拡散を多数の模擬粒子の移動で表すラグランジュ型（L）が含まれている。また、鉛直座標系はモデルにより地形準拠 σ 座標系、地上気圧でスケールリングする σ 座標系、気圧座標系と σ 座標系の混合座標系（ η 座標系）が混在しているが、何れも地形が合理的に表現できる座標系である。モデル最下層の層厚は、モデルにより10~40 m程度と差があるが、一部モデルがMIP-2で120 m程度を用いていることを除けば何れも大気境界層を表現できる分解能である。また、一部モデル（表中のMIP-3欄●）は、MIP-2に比べて鉛直方向の格子数を大幅に増加させた。上記以外のモデル情報及び以下の比較内容の詳細及び結果については成果をとりまとめた論文^{1) 2)}に示されている。

表1.1 比較試験参加モデル。MIP-3欄：空欄のモデルはMIP-2のみに参加、○はMIP-2と同じ鉛直分解能での参加、●はMIP-2から鉛直分解の（格子数）を顕著に改善して参加。

No.	MIP-3	Model Name	Group/Institute	E/L	OD/ND
1	○	AIST-MM	AIST	E	OD
2		PELLO	FOI Sweden	L	ND
3		HIRAT	Fukushima U.	L	ND
4	○	ldX	IRSN	E	ND
5	○	GEARN	JAEA	L	OD
6	●	WRF-Chem-J	JAMSTEC	E	OD
7	●	NHM-Chem	MRI	E	ND
8	○	WRF-CMAQ	NIES	E	OD
9	●	SCALE	Nagoya U.	E	OD
10		Polyphemus	Tsinghua U.	E	ND
11	●	WRF-Chem-T	Tsinghua U.	E	OD
12	○	NICAM	U. Tokyo/NIES	E	OD

本課題以前に実施されたMIP-1では、各モデルがそれぞれ独自の放出源情報および入力気象データを用いたため、計算結果のモデル間の差異がモデル内部要因によるものか、入力データの差によるものか

の切り分けができず、実質的なモデル比較ができなかった。そこで本課題比較試験では、上述のとおり主催機関が入力データを提供する形とし、計算結果のモデル間差異へのモデル外要因の影響を極力低減することとした。MIP-2及び3の計算条件の概要を表1.2に示す。共通気象データとして、風速場、降水量、乱流拡散係数等の1時間毎の格子点データをモデル参加者に提供した。0Dモデルではそれを独自気象モデルの入力（初期条件、境界条件及び同化計算用入力）として再度気象場を計算した後、拡散計算を行う。従って、0Dモデルでは気象場はモデル間で完全に同一ではなく、気象条件の大枠は共通データで束縛されるものの、各気象モデルの再現性の差異が拡散計算に反映される。モデル参加者には表1.2に示す項目の格子点データの提出を求め、比較解析に用いた。但し、湿性沈着については雲中捕捉過程による沈着（in-cloud）と雲下捕捉過程による沈着（below-cloud）に分けた計算結果の提出を求めたが、モデル仕様により分割できない計算方式のモデルもあるため、比較解析では両者の合算を対象とした。

表1.2 モデル比較試験の仕様概要

	MIP-2	MIP-3
Calculation period	00UTC 11 Mar. to 00UTC 31 Mar., 2011 *(to 00UTC 24 Mar. for comparison with MIP-3)	Same as * in left column
Horizontal grid spacing	3 km	1 km
Horizontal domain	E-W ca. 500 km, N-S ca. 600 km	Almost same as MIP-2
Source term	Based on ¹³⁷ Cs release rate and height ³⁾	
Meteorological data	Wind, precipitation, turbulence diffusion coefficient 10 min interval NHM (operational forecast model of JMA) + LETKF (local ensemble Kalman filter) with 3 km horizontal grid ⁴⁾	Same as MIP-2 with 1 km horizontal grid ⁵⁾
Output data requested	1 h interval Atmospheric concentration (3-D), deposition (2-D) (dry, in-cloud, below-cloud), precipitation(2-D), wind(3-D), etc.	

モデル相互比較では、大気中濃度及び沈着量の再現性を表す統計量を用いた全般的な評価と、観測値が密に得られている特定プルームに関する詳細比較の二系統で行った。比較に用いた観測値は既往研究及びサブテーマ2で得られた1時間毎のSPM局の大気中Cs-137濃度⁶⁾⁷⁾、原子力規制庁が実施した航空機モニタリングによるCs-137沈着量分布及びγ線スペクトルデータから本サブテーマで独自に得た10分毎の大気中Cs-137濃度⁸⁾⁹⁾（3.3節及び4.3節に記載）を用いた。大気中濃度測定値が得られている地点を図1.1に示す。

大気中濃度再現性の全般的評価では、以下の指標を用いた（本報告書で用いるもののみ記載）。

$$\text{捕捉率 } \text{CAPTURE} = MO / (MO + XO)$$

$$\text{過大評価率 } \text{OVERESTIMATE} = MX / (MO + XO)$$

$$\text{ファクター2 } \text{FA2} = \text{計算値が実測値の1/2から2倍の範囲に入る割合}$$

ここで、*MO*は大気中濃度の計算値と実測値の両者が基準濃度を上回る格子点数、*XO*は観測値のみ上回る格子点数、*MX*は計算値のみ上回る格子点数である。基準濃度は10Bq/m³を用いた。また、総合的な指標として本研究で以下を定義した¹⁾²⁾。

$$\text{大気中濃度再現性に関する総合指標 } \text{RANK2} = \text{FA2} + \text{CAPTURE} + F \times (1 - \text{OVERESTIMATE})$$

ここで、*RANK2*は大きいほど良好なモデル性能であることを示す指標である。*F*は*OVERESTIMATE*が0の場合に0、それ以外では1である。

特定プルームの詳細比較では、大気拡散モデルの緊急時利用の観点から、プルームの位置、到達時刻、大気中濃度値を評価対象とした。特にプルーム本体を把握するため、図1.1(右)に示す本サブテーマで大気中濃度が密に得られた茨城県中央部と首都圏(図1.1中のTMA)を対象に評価線及び評価域を設定し、評価線上の濃度分布、最大濃度、濃度分布の重心位置をモデル計算値と実測値で比較した。評価対象プ

ームは、サブテーマ4の評価により大量放出があったと判明している2011年3月14日深夜～15日の放出に対応するプルーム2(以下、P2)と、湿性沈着の影響のあった16日のP4及び21日のP9とした。

3. 2 緊急時利用法の検討

緊急時における利用法の検討では、原子力災害を想定し、(1) 原子力防災の考え方を踏まえた全体スキーム、(2) 放出源情報が得られない場合でのプルーム飛来予測法、(3) 予測精度を確保するためのアンサンプルのモデルメンバー数、及び(4) 粗視化による予測情報提供方法の検討を行った

(1) 大気拡散予測計算を利用した防災スキーム検討では、原子力事故を想定して原子力規制委員会の「原子力災害対策指針」(以下、原災指針)の事態分類に基づき検討した。原災指針では、事故進展によっては施設外に放射性物質が放出される可能性のある状況に至った場合に警戒事態を宣言する。また、現に一定程度の放出があるか、あるいは不可避である場合に施設敷地緊急事態を宣言することになっている。また、大量の放出があった場合には全面緊急事態と分類される。各段階で得られる放出を捉えた実測データが異なることを踏まえ、大気拡散計算が果たすべき役割の枠組みを、本サブテーマに加えてサブテーマ4、5の成果を組み合わせることを想定して検討した。

(2) プルーム飛来予測法の検討では、原子力発電所周辺のUPZ(緊急防護措置を準備する区域、概ね30km圏内)に対応する1F近傍領域の2011年3月12日14時から24日8時を対象として、MIP-3の1km格子大気拡散計算結果の大気中Cs-137濃度を用いてプルーム飛来を判定し、その結果が放射線監視施設(以下、MP)での空間線量率観測値による実際のプルーム飛来をどの程度再現できるかを検討した。計算でのプルーム飛来判定は、濃度計算結果の時系列からピーク値を抽出し、濃度がピーク値の1/10を上回った時刻から下回った時刻をプルーム飛来時間帯と定義した。実測の線量率では同様にピーク値の1/10を上回った時刻から1/2を下回った時刻とした。1/2としたのは、線量率ではプルーム飛来時には沈着が生じ、プルームが去った後でも空間線量率のグラウンドシャイン成分(沈着核種からの放射線)が残るためである。また、飛来予測性能に対する複数モデルアンサンブル使用の効果と予測の信頼性確保の方法を検討した。

(3) アンサンブルメンバー数の検討では、濃度実測値の多いP2及びP3を対象として、まずアンサンブル評価の優位性を確認するため、参加モデル数の多いMIP-2の12モデルのアンサンブルと個々のモデルの大気中濃度計算値の捕捉率及びFA2の評価を行った。参照データはSPM局の大気中Cs-137濃度観測値とした。ここで、アンサンブルの濃度として、複数モデルの単純平均及び重み付き平均を試した結果、重み付き平均を用いることで良い計算値が得られる場合もあるが、明らかに劣る場合が増えることから、重み付き平均についての検討結果は本報告書では割愛し、単純平均についてのみ記載する。また、同じモデル母集団から4、8、10個のモデルを全ての組み合わせ選び、各組み合わせについて、上記の捕捉率を評価し、アンサンブルメンバー数への依存性を検討した。

(4) 粗視化による予測情報提供方法の検討では、大気拡散モデルアンサンブル計算結果の情報を緊急時対策意思決定者及び住民に提示する方法を検討した。提示方法について、図1.1に示す首都圏に設定した50km四方の領域一つの評価単(4.2節(1)参照)として、それぞれに多数存在するSPM局の大気中Cs-137濃度観測値の統計分布を評価し、妥当性を検証した。

3. 3 γ 線モニタリングデータからの大気中濃度評価

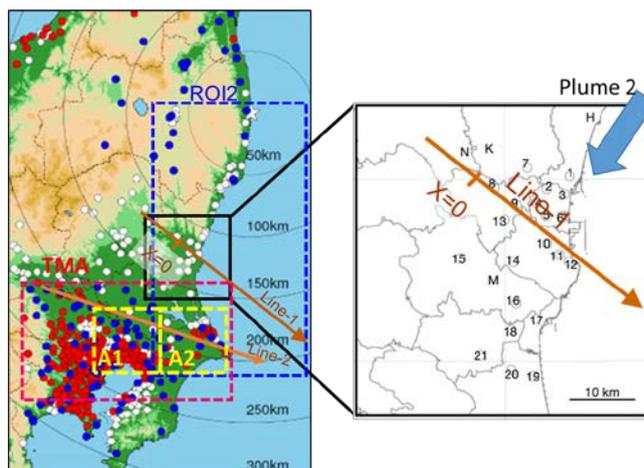


図1.1 詳細比較の対象領域。左図の○印はSPM測定局の位値で、白丸はろ紙が回収されていない地点、青丸は本課題開始前に既分析、赤丸はその一部が本課題サブテーマ2で解析された地点。右図中の番号、記号は大気中濃度が得られた γ 線モニタリング地点。

本課題開始時点でサブテーマ1担当者らは同地域に多数存在するMPで得られるスペクトルデータから放射性核種の大気中濃度を評価する方法を開発し、一部の地点（6地点）についての濃度評価に成功していた⁹⁾。この推定法は、MP設備周辺の幾何学的条件を再現した精密なモンテカルロ光子輸送計算によりMPで得られた γ 線波高分布（実際の γ 線スペクトルをNaI (T1) シンチレーション検出器で測定した結果の信号値）を再現する大気中濃度を探索することを原理とする。この方法の困難点は検出器に入射する γ 線のうち大気中放射性核種からの成分（クラウドシャイン：CS）を地表面に沈着した放射性核種からの成分（グラウンドシャイン：GS）から分離・評価することで、先行研究⁹⁾ではGSはCSに比べてコンプトン散乱成分が有意に多いことを利用した分離方法を開発し、MP周辺環境が比較的単純な6地点の濃度を得ていた。本研究ではこの分離方法に加え、ブルーム通過前後のGS成分の増加分を利用する方法を採用することとした。但し、この方法ではブルーム通過の明確な判断が困難なこと（線量率、計数率がブルーム通過時になめらかに変化するため通過時点の決定に誤差を生じること）により評価する濃度値の誤差が大きくなることが問題であった。そこで、散乱成分を用いる方法とのハイブリッド法を開発し⁸⁾、MP周辺環境が比較的複雑な未解析の15地点の大気中濃度を得た。

4. 結果及び考察

4. 1 大気拡散モデル比較試験

(1) 沈着量分布再現性の全般的評価

積算沈着量の分布では2021年3月24日00UTCまでの計算値を解析対象とした。参照値として用いる実測値は数ヶ月後の航空機モニタリングにより得られているが、上記日時以降の沈着はそれ以前に比べて極めて少なく、無視できることが確認されている(Sato et al., 2018)。図1.2にMIP-3の積算沈着量分布を示す(MIP-2のみ参加モデルは割愛)。モデルNo. 9(以下、M09)は全球エアロゾル輸送モデルの独自気象モデル(ODモデル)及び拡散モデルを対象領域にそのまま適用したもので、全般的に再現性は低い。その他のモデルは1Fから北西方向の高沈着領域(例えば、 10^6 Bq/m²を超える領域)を概ね再現している。参加モデルの単純平均であるアンサンブル(図1.2(k))では、この北西領域に加え、宮城-岩手県境付近の軽度の沈着、福島県中通りの沈着、関東北縁の山地での沈着、福島県浜通りから茨城県にかけての海岸線沿いの沈着、及び会津地方での沈着が再現されている。しかし、福島県中通りの沈着はモデル全体で過小評価であること、海岸線沿いの沈着は過大評価であることが指摘された。

福島県中通りの沈着は3月15日午後のブルーム(P3)により生じたものであることが解析で明らかとなっており、参加モデルの拡散計算においてはP3の中通りへの到達が遅れて計算され、沈着量が十分再現されなかったと結論された。これは、入力気象場の基となる広域気象場(気象庁解析値)の不確かさに起因するもので、メソスケール大気拡散モデルのみでは解決できない問題であることが判明した。海岸沿いの沈着の過大評価は、MIP-2に比べてMIP-3では改善されており、特に1F南部直近のMIP-2で見られた過大評価はMIP-3では大幅に改善された(図1.2(k), (1))。参加モデルの湿性沈着過程は、従来から多用されている降水強度のべき乗に比例する洗浄係数を用いるタイプ(M01, M04, M11等)から、化学輸送モデルでの詳細な取り扱いに準じてエアロゾルの特性を考慮した物理過程をモデル化したもの(M08, M09, M12等)が混在しており、本サブテーマの解析では、沈着モデルの詳細さの違いにより沈着量再現性に系統的な差はなく、何れのタイプでも用いるパラメータ値に大きく依存することが指摘された。これに関する詳細な議論は、本サブテーマが2021年3月にオンライン開催したモデル比較に関する国際ワークショップで議論されており、その一部はサブテーマ6の報告書で述べられている。会津地方での沈着は、MIP-2では再現できなかったもので、MIP-3で 10^4 Bq/m²を超える沈着が再現されたのは、主に水平格子間隔の詳細化による気象場計算での地形再現性の向上によるものと判断された。同様の再現性向上として、MIP-2では奥羽山脈を越えて山形県に沈着が生じている(3月20日夜のP8の寄与)のに対して、MIP-3では実測と同様に 10^4 Bq/m²を超える沈着がないことを再現できたことにも現れている。MIP-3でのこれらの改善は、本サブテーマでのMIP-2評価結果を各参加機関に内部レポート(3回)、国内ワークショップ(2019年1月)、及び論文¹⁾の共同執筆を通して還元したことにより促されたものであり、メソスケール大気拡散モデルコミュニティの実力向上に貢献したものと考える。但し、現状のモデルであっても1F事故の沈着

量再現は不十分であり、今後も改善が必要であることを指摘しなければならない。

Obs.	M01	M04	M05
M06	M07	M08	M09
M11	M12	Ensemble MIP-3	Ensemble MIP-2

図1.2 Cs-137積算沈着量の実測値分布の及び各モデルによる計算値分布。凡例の単位はBq/m²。

(2) 大気中濃度再現性の全般的評価

大気中Cs-137濃度の全般的な評価結果の総括を表1.3に示す。評価対象としたプルームは大気中濃度が得られている首都圏及び福島県浜通り及び中通りを通過したものである。濃度測定値が多数得られている首都圏に比べ、浜通り及び中通りでの濃度測定値の数は多くはないが、少なくとも数地点以上の観測点でのプルーム通過中の1時間毎の濃度時間変化を用いた評価である。モデルの再現性はプルームにより大きく異なり、P2及びP8はほとんどのモデルで良く再現されている。一方、P3、P4及びP7は一部のモデルでは比較的良好に再現されているものの、他のモデルの再現性は低い。また、P9の再現性は全モデルで低い。また、独自気象モデルを持つ0Dモデル及び持たないNDモデル間ではモデル再現性の有意な

表1.3 各プルームのRANK2値。最上段のP2等はプルーム番号と日付(2011年)。プルームの主要通過地域をTMA(首都圏)、Naka(中通り地方)、Hama(浜通り地方)で表記。影付きはモデル間の比較で再現性が高いことを表す。

Model	P2 Mar.15		P3 Mar.15		P4 Mar.16		P7 Mar.20		P8 Mar.20-21		P9 Mar.21	
	TMA	MIP-3	Naka	MIP-3	TMA	MIP-3	TMA	MIP-3	Hama, Naka	MIP-3	TMA	MIP-3
M01	0.93	1.25	0.12	0.00	1.07	0.39	1.08	0.00	0.81	1.13	0.00	1.01
M02	1.16	-	0.64	-	1.40	-	0.76	-	1.25	-	0.15	-
M03	1.50	-	0.48	-	0.00	-	0.70	-	1.43	-	0.00	-
M04	1.21	0.01	0.09	0.00	0.52	0.00	0.01	0.40	1.51	1.38	0.00	0.10
M05	1.31	1.40	0.34	0.00	1.31	0.00	0.79	0.79	1.71	1.56	0.35	0.18
M06	1.45	0.89	0.58	0.16	0.00	0.50	0.90	0.81	1.42	1.67	0.00	0.06
M07	0.92	1.28	0.37	0.18	1.72	0.00	0.45	0.08	1.64	2.00	0.00	0.14
M08	1.12	1.54	1.15	0.00	0.00	0.00	1.04	0.67	1.88	1.12	0.00	0.76
M09	1.06	1.17	0.50	0.26	0.00	0.00	0.00	0.00	1.18	0.45	0.00	0.00
M10	0.72	-	1.35	-	0.00	-	0.00	-	1.18	-	0.00	-
M11	1.52	1.28	0.25	0.03	0.00	0.00	0.00	0.67	2.15	2.01	1.37	1.12
M12	0.93	1.28	0.58	0.13	0.00	0.00	0.79	0.48	1.02	1.41	0.05	0.08
Ensemble	1.61	1.36	1.07	0.00	1.24	0.76	0.78	0.55	1.57	1.87	0.14	0.29

差はなく、拡散計算方式での差分法によるオイラー型及び仮想粒子の追跡によるラグランジュ型の間での有意な差もない。

図表等の詳細は一部省略するが、モデル群の各プルーム再現の概要は以下のA)からF)のとおりである。A)P2は最も大量の放出があった時間帯に対応するので、福島県から茨城県沿岸部を南下し関東平野に達したプルームで、降水の影響がほとんどなく、比較的単純な気象場での移流・拡散を経ている。後述の詳細解析で示すとおりこれらの特徴は全てのモデルで概ね再現されており、*RANK2*も全般的に高い。B)P3はP2に続くもので、風向の時計回りの変化に伴い阿武隈山地を越えて中通りに達した後、降水に遭遇したプルームで、全てのモデルでこの状況は概ね再現されているものの、入力気象場の風向変化が実際より2,3数時間遅れたことにより統計評価ではプルームの再現性が低い結果となった。MIP-3では特にその影響が顕著に現れた。C)P4は1 mm/h程度の弱い降水を伴ったプルームであり、*RANK2*が低いモデルは弱雨での湿性沈着を過大評価して大

気中濃度を過少評価したもの(M06, M08, M09)と、プルーム位置がやや沖合にずれたことによるもの(M07, M12)の二つの要因によるものである(図1.3)。ここで指摘すべき点は、MIP-2で大気中濃度を過大あるいは過少評価したいくつかのモデルが、MIP-3では大幅に改善されていることである。例えばM07は、MIP-2で大気中濃度を大幅に過大評価したが(計算上の湿性沈着が弱すぎる)、MIP-3ではプルーム位置は多少ずれたものの実測と近い濃度値となっている。D)P7はP2と近い状況で、降水の影響がなく湿性沈着の不確かさの影響がないが、風向変化の時刻のずれにより再現性が必ずしも高くないモデルが存在する。また、同様な気象場でありながら良好な計算結果を示したモデルがP2で良好なモデルと異なる点は興味深い。E)P8はP7の引き続き風向の時計回りの変化により1Fから北西-北の方角に輸送されたプルームで、輸送過程の後半に降水の影響を受けたプルームである点はP4と類似している。共通で用いた入力風速場の時間変化が実際と近く、ほとんどのモデルで良好な再現結果が得られている。また、MIP-3では気象場計算での地形の再現性向上が寄与したことが指摘されている²⁾(サブテーマ5報告書：II.5の図5.6)。これらの結果は、山地を越える複雑や移流・拡散現象であっても、計算対象領域を含む広域の気象場(対象領域の気象場計算の初期条件、境界条件として用いる)が適切に得られれば、現状の大気拡散モデルではその内部の気象場を合理的に計算し(ODモデル)、移流・拡散現象を良好に再現できる能力を有することを示している。F)P9はP4と類似して降水中を南方に輸送されたプルームで、P4との違いは中強度(5-10 mm/h)の降水であった点である。表1.3の*RANK2*が低いのは、プルーム位置のずれによるものが主要因であり、必ずしも湿性沈着過程の良否を表していない。図1.3で見たようにプルーム本体部分の濃度と観測値を全体的に比較すると(図省略)、各モデルの大気中濃度の過大あるいは過少評価傾向はP4の再現傾向とは必ずしも一致せず、湿性沈着の非線形性が現れているものと考えられる。P4との共通点は、MIP-2にみられた各モデルの過大あるいは過少評価傾向が、MIP-3ではある程度改善している点であり、特に顕著な

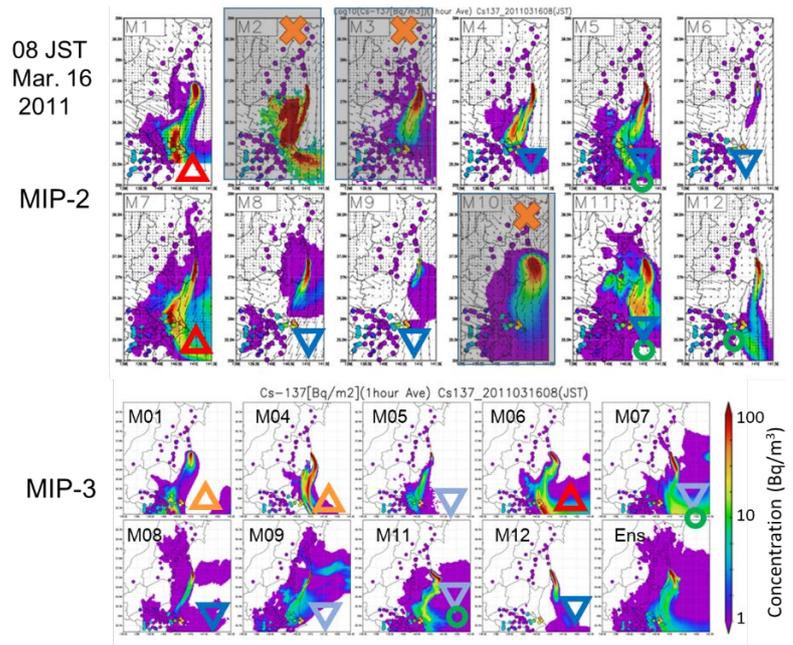


図1.3 P4の地上大気中Cs-137濃度のモデル計算値(2011年3月16日08JST)。上段はMIP-2の結果で、×印のモデルは下段に示したMIP-3には不参加。図中の△、○、▽印はそれぞれ大気中濃度の過大、適正及び過少評価を表し、暖色及び寒色の濃さによりその程度を定性的に表している。また、小さい○印はSPM測定局での濃度で、計算値の凡例に従う。

大気中濃度過小評価(湿性沈着の過大評価)が緩和されている(M01, M04, M09)。これは、本サブテーマによるMIP-2評価で、中強度以上の降水での湿性沈着をモデルでは過大に計算しているモデルが多いとの評価結果をモデル参加者に還元し、モデル改良を促した効果と考える。

表1.3に示した結果を全体的に見ると、再現性の高いモデル(M11, M05)はあるが、必ずしも何れのプルームに対しても再現性が高い訳ではなく、プルーム毎に最良の再現をするモデルが異なる。この点は示唆に富んだ結果である。検証に基づく個々のモデルの改良は重要ではあるものの、単一のモデルを特定プルームの再現性改善のために調整(チューニング)することだけでは必ずしもモデルの本質的改良に結び付かない可能性が高いことを示している。また、表1.3最下段のモデルアンサンブルの評価結果は、各モデルとの比較では必ずしも最上位ではないものの、常に上位3,4モデルと同程度であり、安定して良好な再現性を期待できることを示している。この点については、4.3節の緊急時応用の観点で後述する。本サブテーマでは、モデル個々の詳細な物理過程モデル内容にまで踏み込んだ解析は対象外であるが、本サブテーマが実施したMIP-2及び3と国際ワークショップ等による情報交換により、点状放出源からのメソスケール大気拡散を得意とするモデルコミュニティの実力向上、特に湿性沈着に関する不確かさ低減に効果的であったと考える。

(3) 特定プルームの詳細比較

前述の観測点での濃度値の単純比較・統計では、プルームの水平濃度勾配が大きいためプルーム位置の多少のずれが指標の大きな変化として現れ、プルームの再現性が十分評価できない場合がある。そこで、詳細比較の対象は図1.1に示す評価線1及び2を通過して大気中濃度観測値が多数得られている首都圏に達したP2とし、緊急時応用で重要な予測対象であるプルーム主要部の位置、濃度及び到達時刻の再現性を詳細に評価した。図1.4にP2が首都圏に達する時点での地上大気中濃度の水平分布を示す。MIP-2及び3の何れも、プルームの概略位置等の傾向はモデル間の差異は小さいが、高濃度のプルーム本体部分の範囲や先端部の到達位置はモデルにより異なる。この程度の差が、表1.3のRANK2の差となっている。MIP-2解析時点でプルーム幅にモデル間差異があることが判明し、鉛直格子間隔及び大気境界層過程(乱流による鉛直拡散過程)の違いによる鉛直方向の風向シアを介してプルーム位置及び水平方向広がり幅の差となっている可能性を詳細解析結果としてモデル参加者に全体に還元した。その

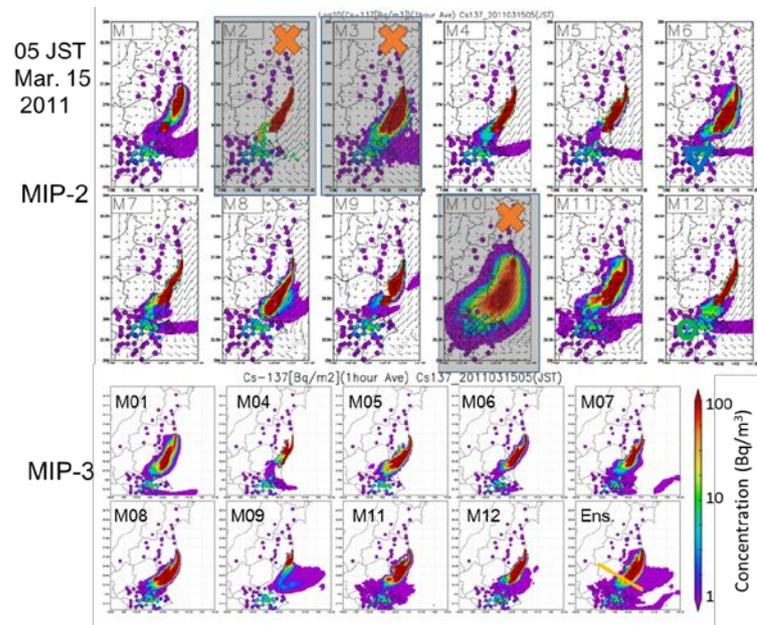


図1.4 P2の地上大気中Cs-137濃度のモデル計算値(2011年3月15日05JST)。湿性沈着評価がないことを除けば、図中の記号は図1.3と同じ。

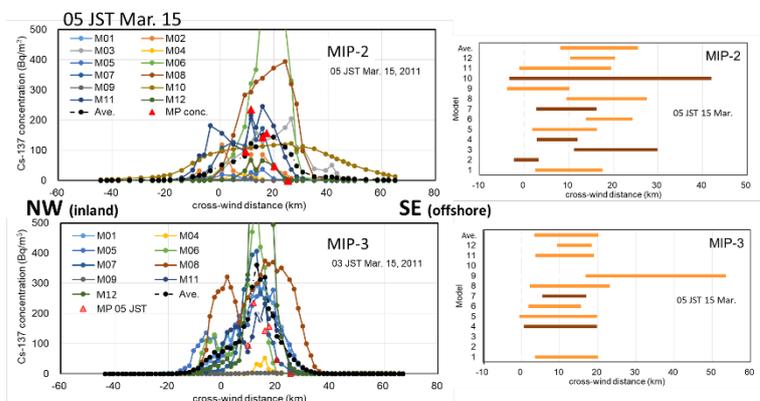


図1.5 左図: 評価線1上の濃度プロファイル。赤三角は濃度観測値。右図: 測線上の濃度分布重心±広がり標準偏差(分布の2次モーメントの平方根)の範囲。

結果、MIP-3では一部モデル（表1.1の●印）で鉛直格子の細密化が行われた。また、一部モデルでは境界層過程の改良が行われた可能性が有る。その効果は図1.4の地上濃度水平分布では明瞭には見えないが、図1.5のプルームを横断する評価線1上の濃度分布では明らかである。図1.5上段に示すMIP-2では、濃度測定値が得られている位置にプルームが計算されているものの、プルームの濃度値、位置及び幅のモデル間の差異が大きいものに対して、下段のMIP-3ではモデル間差異が顕著に縮小し、モデル全体として一貫性のある結果が得られた。例外はM09であり、前述の通りM09は全球エアロゾル輸送モデルをそのままメソスケールに適用したもので、全球モデルで用いられている簡単な大気境界層過程では、格子間隔を詳細化してもメソスケール拡散再現には不十分である可能性があることを示している。このような緊急時応用検討に必要なモデル評価・改善は、1F事故データのような点状放出源からの拡散現象を密に捉えたデータでなければできないことであり、4.3節に示す濃度実測値取得の効果と考える。

プルームを横断する評価線1上の最大濃度は、プルーム軸の濃度に相当する。その観測値及び各モデルの計算値の時系列を図1.6に示す。ここでは、評価線1近傍の観測点から評価線1に降ろした垂線の足の位置に観測濃度があるものとして評価した。上段に示したMIP-2の結果では、プルーム軸の濃度はほとんどのモデルで良好に再現されており、サブテーマ4の放出源情報及びサブテーマ5の気象場と各モデル組み合わせで実際の状況を矛盾なく再現できることが示された。また、下段のMIP-3では、M09を除きモデル間の濃度値のばらつきは明らかに小さく、今回の2回の比較試験を通して、モデルアンサンブルとしてより一貫性のある評価ができるようになった。プルーム高濃度部分が評価線を通過する4-9時の平均濃度のモデル間のばらつき（幾何標準偏差）は3.0であり、この値は位置の不確かさを除く大気拡散計算の不確かさ程度を表すものである。また、プルーム到達時刻についてモデル全体として1, 2時間程度の遅れがあり、入力気象場の不確かさに起因するものと考えられる。また、モデル間の到達時刻の差異はMIP-2では2, 3時間程度あるのに対して、MIP-3ではM09を除き1, 2時間程度と小さくなっている。

首都圏での実測濃度は多数の観測点により面的に得られており、P2の位置及び広がりについて評価を行った。結果を図1.7に示す。この図は濃度の水平分布の重心位置及び濃度分布の広がり標準偏差の時間経過を示しており、計算値はMIP-2のモデルアンサンブル（濃度の単純平均）で示している。早朝の北東風による首都圏への到達後、風向が東に変化し、全体的に重心位置が西に移動する様子がモデルにより再現されている。実測ではP2先端部の比較的低濃度部分分布が8時に到達した後、9時に高濃度部分がそれより約40km東に達した様子が示されているが、計算値では8時に達した後、単調に西に移動する形で再現されている。この部分は、1時間単位で見た際の放出源情報の不確かさと気象場に起因する濃度場再現の不確かさが主要因と考えられ、現状モデルでの再現性の限界を示しており、後述の緊急時応用で考慮すべき点と考える。1Fから約200km風下の首都圏でのプルーム重心位置の不確かさは9時には約39kmで、時刻とともに減少して12時には約9kmである。プルームの広がり幅は、観測で得られた9時での広がり再現できていないことを除くと、モデルは概ね観測を再現できている。図1.3に示す評価線2で前述と同様の解析を行った結果では（図省略）、プルーム本体の高濃度部分の到達時刻で計算は実測から2, 3時間程度のずれがあり、モデルアンサンブルの濃度値は実測に近く、モデル間のばらつきは（幾何標準偏差）は評価線1と同じく3.0であることが示された。なお、降水が影響したP4では、プルームの濃度観測値が得られている領域の端にかかっているため、P2と同様の実測値との比較による詳細な解析はできないものの、

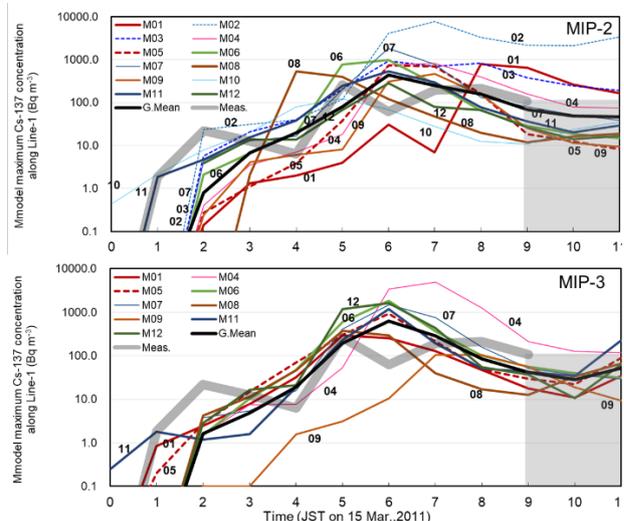


図1.6 評価線1上の最大濃度の時系列。灰色太線は実測値で、9時以降は約100 Bq/m³以下であることを表している。各線に付した番号はモデル番号。

モデル間での比較においての大気中濃度のモデル間のばらつきは7.7と評価され、モデルコミュニティとして湿性沈着の不確かさは本課題によって相当程度改善されたが未だに大きいという前述の(1)で述べた認識に至った。

4.2 緊急時利用法の検討結果

前節で述べたモデル評価結果から、大気拡散モデルを緊急時での防災情報を提供する手段として用いる際に考慮すべき計算結果が持つ特徴の重要事項として以下の点が明らかとなった。1) 湿性沈着がない場合であっても大気拡散モデルの内部要因に起因する不確かさ(モデル間ばらつき)がファクター3程度であること。2) プルーム位置計算結果の不確かさは短時間での急激な風向変動で生じるずれを除くと概ね全16方位中の1方位程度であること。3) プルームの到達時刻には2, 3時間の誤差が生じ得ること。4) 全てのプルームに対して常に優れた性能を示すモデルはなく、アンサンブル平均は常に上位モデルと同等の性能であること。このモデルアンサンブルが優れている点はサブテーマ3及び6の結果でも確認されている。以上より、a) 緊急時利用においては、単一モデルで生じる可能性のある大きな不確かさを回避して安定した信頼性を確保するために複数モデルのアンサンブルを用いること、b) モデル予測の不確かさの程度を踏まえて、時間・空間的に粗視化した予測情報を提供すること、及びc) それでも不可避である予測の不確かさを提示することを基本方針として、3.2節で記載した方法を用いて(1)全体スキーム、(2)プルーム飛来予測可能性、(3)アンサンブルメンバー数、及び(4)粗視化による予測情報提供方法の検討を行った。

計算時間については使用する計算機環境、領域設定、格子間隔・タイムステップに大きく依存し、実用システムとして整備する段階では考慮しなければならない項目であるが、ここでは放出開始から72時間先までの大気拡散予測情報を事故発生情報入手から6時間以内で得る設定(60時間以上先までの予測情報を得る設定)とすれば、多くのモデルは十分計算可能であるため、特段考慮しないこととした。その根拠は、今回のモデル比較のための格子設定で72時間分の計算は大学研究室単体で持っているワークステーション1ノードを用いて1,2時間程度で可能であることに加え、その前後の操作、データ転送、集約処理も2,3時間程度以内と想定されるからである。ただし、これは対象施設を予め想定して計算領域、地形等の計算に必要な固定データを準備してあることと、気象庁数値予報データ(GPVデータ)をオンライン入手する機能を整備・維持してある前提である。

(1) スキームの検討結果

スキームの検討では、原子力規制委員会の原災指針の事態分類に従ったモデル利用法とした。図1.8のスキームの全体概要を示す。警戒事態及び一部の施設敷地緊急事態においては、放出は起こっておらず炉内情報からの放出量等の放出源情報推定は不確かさが極めて大きく実質的に不可能である。従って、この段階では放出源情報がないものとして、最新の気象庁広域数値予報GPVデータ(1日2回更新、264時間先までの予報)を用いて、単位量放出が連続すると仮定した計算を72時間分の大気拡散予測計算を実施する。この予測方法は、サブテーマ4の研究チームが1F事故時にWSPEEDIを用いて同程度の長さの単位放出による予測計算を繰り返し行い、良好な予測結果を得た経験があることと、1F事故時のSPEEDI計算結果のレビューで単位放出率であっても連続放出仮定の計算結果がプルーム動態の実況を良好に捕捉していたことが指摘されたことに基づく¹⁰⁾¹¹⁾。

この段階の予測は単位放出仮定であるため、濃度・線量といった定量的予測ではなく、「もし放出された場合のプルーム飛来の有無及び時間帯の予測」とする。プルーム飛来の有無のみの予測であっても、図1.8の四角枠内に示すとおり、緊急時モニタリング計画立案や屋内退避等の防護対策に極めて有用な情報となる。1F事故を対象として、プルーム飛来予測が可能かどうかについて、モデル比較試験で集約

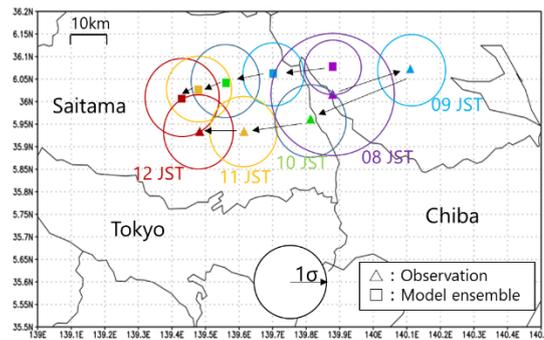


図1.7 2011年3月15日の首都圏でのプルーム濃度分布重心位置及び広がり標準偏差のモデル計算値(アンサンブル)と実測の比較。

した大気拡散計算結果を用いた検証結果は次節(2)で述べる。

施設敷地緊急事態及び全面緊急事態では放出が始まっており、空間線量率あるいは大気中濃度等の実測データが入手されるため、放出源情報推定が可能である。但し、最も確実にかつ多数入手されると想定される空間線量率は大気中放射性核種の組成が分からない限り各核種の大気中濃度の把握はできない。γ線スペクトルから3.3節で述べた方法により主要核種の濃度推定の可能性があるものの、緊急時での実時間に近い応用は困難と考えられる。そこで、第1段階として最も被ばく線量寄与が大きいI-131のみによって構成されるプルームを仮定して、保守的な(被ばく線量が大きくなる安全側の)放出率の簡易推定を行う。ここでは、警戒事態での単位放出での拡散計算結果と線量率測定値の比較により、放出率の推定が可能である¹²⁾。大気中放射性核種濃度を測定するための大気モニターデータが得られた場合は、サブテーマ4で開発・改良された放出源情報推定手法を利用した詳細推定が可能である(II-4参照)。但し、簡易推定及び詳細推定何れの場合も実測値が得られた時点までの放出率推定であり、それ以降は最新放出率(あるいは、それまでの最大放出率)の一定値を仮定した計算となる。

本課題での大気拡散モデル比較試験の結果から、予測結果の不確かさ低減及び予測結果のモデル間不整合の低減のためには、比較試験と同様に地上観測データを融合した信頼性の高い入力気象データの使用が望ましい。しかし、サブテーマ5のアンサンブルカルマンフィルタを用いた計算では、1km格子の1日分の計算(比較試験用データと同じ条件)で約1.5日のCPU時間を要するため緊急時での使用は困難であり、事後の詳細評価として用いる想定である。

以上の詳細計算でのモデル出力は大気中濃度及び沈着量である。これを線量率等の原子力防災で必要となる物理量に変換する方法は既に確立され、WSPEEDI等実装されているので検討対象としない。一方、従来の地図上にコンター図として表示する従来の方法のみでは、緊急時での住民防護措置の意思決定者が使用する資料として十分でないことが1F事故の経験で得られている¹¹⁾。そこで、時間・空間的粗視化して提示する方法とする。空間的に粗視化の単位は防護措置発令単位として想定される区域単位と対応させ、学区単位、あるいは事故サイトからの距離に応じて、市町村等の行政区単位、県(支庁区)単位が実用上有用であると考えた。また、時間に関する粗視化の単位は、モデル比較評価で示されたプルーム飛来時刻計算結果の不確かさ2, 3時間をふまえ、3時間を最小単位とする。これら粗視化による情報提示方法の検証結果は後述の(4)で述べる。

(2) プルーム飛来予測可能性の評価結果

1F南方約20kmの放射線監視施設(MP)二ツ沼でのプルーム飛来予測結果と実測との比較を図1.9に示す。単一モデルの例として、M05(原子力機構のWSPEEDI)の結果を示す。このモデルは、前述のモデル比較評価試験MIP-3の大気中濃度再現で最も優れた結果を示したモデルであるが、実測されたプルーム飛来時間帯の中で半分程度の時間を外す結果(false negative: FN)となっている。他のモデルはほぼ同様かさらに悪い結果である(図省略)。プルーム飛来予測では、このFNの結果を極力避けなければならない。一方、MIP-3参加9モデルのアンサンブル(9モデルの平均濃度)では、実測されたプルーム飛来はごく一部を除きほぼ予測できている。これは、プルーム位置計算結果がモデル毎にわずかに異なり、M05による計算

大気拡散計算の原子力防災応用スキーム案

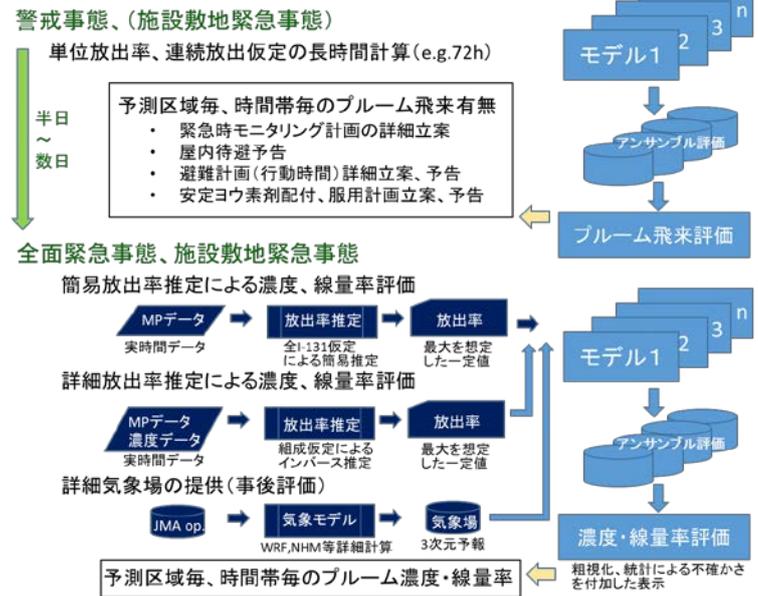


図1.8 大気拡散計算の原子力防災への応用スキーム案。

結果が対象地点を外した場合であっても、他のいくつかのモデルが外していなければ、アンサンブル評価ではブルーム飛来を予測できていることによるもので、アンサンブル評価の長所が現れている。一方、アンサンブル評価では実際にはブルームが来ていない時間帯にブルーム来るとの予測(false positive: FP)がより長時間生じている。できればFP予測が増加しないこと望ましいが、FN予測を低減させるためには許容できるトレードオフと考える。

前述の二ツ沼の他に3地点(浪江、大野、松館)を加えて、対象期間でのブルーム飛来予測性能をまとめた結果を表1.4に示す。表中の値は評価対象全時間に対するそれぞれケースの時間の割合である。モデルアンサンブルを用いたこの飛来予測では、FPの割合が28.0%と比較的高いがFNが3.3%と低い。但し、ブルームが実際に飛来した時間に対

しては9.6% (=3.3/(28.0+3.3):見逃し率)で飛来しないと予測していることになり必ずしも信頼性が高いとは言えない。前述のモデル比較試験では、モデル計算によるブルーム飛来時刻には2, 3時間

の誤差(多くは入力気象場の誤差に起因)があることが示されている。そこで、モデルアンサンブルにより予測された飛来時間帯の前後に安全裕度時間を設け、その時間帯もブルーム飛来があると評価することとし、適切な安全裕度時間の検討を行った結果を図1.10に示す。安全裕度時間の増加に伴いFN予測の割合は減少し、3時間以上では0.5%と一定値となっている。一方、FP予測は安全裕度時間とともに単調に増加する結果となった。この結果より、3時間の安全裕度時間を設定するのが適当であると判断される。この場合の飛来予測性能評価結果を表1.5に示す。FN予測の割合は0.5%(見逃し率2.7%)であり、安全裕度時間を設けない場合と比べ大幅な低減となっている。また、TN予測(有効な飛来なし予測)はUPZでの屋内退避期間中の屋外活動(一時移転、安定ヨウ素剤配布、食料調達等のその他の生活活動)時間を設定するために重要な予測であるが、安全裕度時間の設定により53.4%から36.3%に減少した。しかし、解析対象の138時間中約73時間から約50時間への減少であり、屋外活動時間を確保する観点からは特段大きな問題ではないと考える。

以上より、安全裕度時間を設定したアンサンブル評価により、事故原発近傍のUPZ内でのブルーム飛来予測が高い信頼性で実行可能であることが示された。この評価では、安全裕度時間が時間的な粗視化の役割を果たしている。一方、空間的粗視化については線量率の測定点が少ないため、この検討の中ではその信頼性を評価できなが、学区単位あるいは行政区単位での飛来予測であれば、その領域内での粗視化(平均化)がより安全側に作用し、上記の地点毎の評価より高い性能を示すものと考えられる。本予測手法の検証を行うとすれば、パーフルオロカーボンを用いた長期放出トレーサ実験が有用な手段となる。

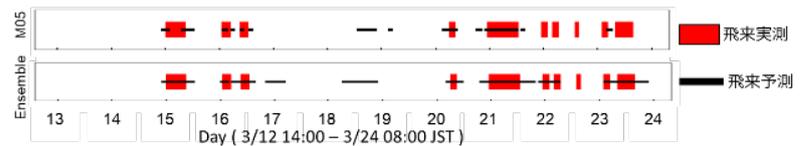


図1.9 二ツ沼での飛来予測と実測との比較。

表1.4 1F近傍30km圏内MPでの飛来予測性能の評価結果。表中の数値は解析対象時間に対する割合。

観測結果	モデル予測 (アンサンブル)	
	飛来あり	飛来なし
飛来あり	TP 0.152	FN 0.033
飛来なし	FP 0.280	TN 0.534

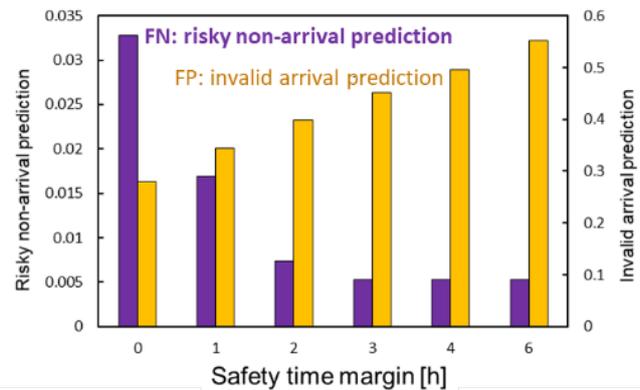


図1.10 FN予測及びFP予測の安全裕度時間依存性。

表1.5 表1.4と同じ。但し、安全裕度時間を3時間とした場合。

観測結果	モデル予測 (アンサンブル)	
	飛来あり	飛来なし
飛来あり	TP 0.180	FN 0.005
飛来なし	FP 0.452	TN 0.363

(3) アンサンブルメンバー数の検討

複数モデルのアンサンブル(単純平均)による大気中濃度計算結果が優れていることは表1.3に示されたとおりであるが、具体的内容を確認するために、P2及びP3について捕捉率及びFA2を評価した結果を図1.11に示す。P2及びP3の最上位のモデルはそれぞれM03及びM10であるが、アンサンブル平均(単純平均)はP2及びP3両方で、何れの統計指標でも最上位に近い結果を示し、大多数のモデルよりもブルームを良好に捕捉し、濃度値の精度も高い。P3では半数以上のモデルが捕捉率及びFA2ともに0となっているが、上位の少数モデルの寄与によりブルームの範囲がより現実に近い形で計算されていることが示されている。P2でも大多数の精度の劣るモデルの影響よりも、少数の(場合によっては1つの)優れたモデルの計算結果により、アンサンブルでは相応の精度が確保されていることが示されている。

図1.12に捕捉率のアンサンブルメンバー数依存性の評価結果を示す。単純平均では、メンバー数 N が4の場合、50パーセンタイル値が0.4以下であり、低い確率で高精度の評価が期待されるものの、モデルの組み合わせによってはかなり捕捉率が低い場合がある。 N の増加に従って、捕捉率が低いケースが顕著に減少し、 N が8以上では概ね $N=12$ の捕捉率と同等の評価が期待される。 $N=4$ の場合に見られる高い捕捉率は、精度の高いモデルの組み合わせの場合であるが、表1.3で見たとおりモデルの精度はブルームによって異なり、常に精度の高い特定のモデルはなかったことを踏まえると、少数の優れたモデルを予め選抜しておくという考え方は、精度の低い予測結果となる確率を極力下げて堅牢な計算結果を得るという緊急時応用の立場からは採用できない。一方、予測精度が全般的に低い少数のモデルを除外することは、図中の低パーセンタイル値(精度の低い予測)となる確率を下げる効果をもたらすと考えられる。参考として、重み付き平均の評価結果の一例(アンサンブルの平均値に近いモデルの重みを相対的に大きくする場合)を右図に示す。3.2節で述べたとおり、単純平均に比べ良い計算結果が期待される一方で、悪い結果も顕著に増えるため(精度の悪いモデルの組み合わせの場合にそれがより強調される形となる)、緊急時応用を検討する本研究でのアンサンブル評価では一貫して単純平均を用いることとした。

(4) 粗視化による予測情報提供方法の検討

時間的・空間的な粗視化は、4.1節で記載したモデル計算結果で不可避の不確かさの影響を緩和することに加え、緊急時防護策の意思決定者及び住民に分かりやすい情報を提供することを目的とする。モデルアンサンブルの大気中濃度を用いる場合、本節(1)で述べた行政区等の空間的粗視化単位内には、複数モデルの複数格子点の濃度計算値が存在し、その平均値はその粗視化単位の濃度の期待値と考えることができる。また、濃度計算値のばらつきの大きさは、その粗視化単位内の実際の濃度水平分布、モデルそれぞれの内部要因による不確かさ及び入力気象場の不確かさが反映されたものであり、濃度期待値の不確かさの大きさを表す指標と考えることができる。そこで、各粗視化単位毎に濃度期待値及びばらつきの大きさを提示することを本研究の提案とする。図1.13にその概念図を示す。ブルーム縁辺では濃度の水平勾配は大きく濃度は数桁に渡る値を持つため、期待値としては粗視化単位内のモデル毎及び格子点毎の濃度計算値の幾何平均、不確かさの大きさは濃度ばらつきの幾何標準偏差 σ_g の2乗とする。濃度の

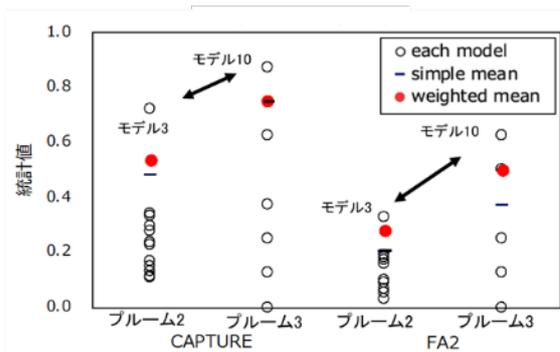


図1.11 アンサンブル平均と各モデルのブルーム再現性評価結果 (MIP-2)。丸印は個々のモデルの統計値。

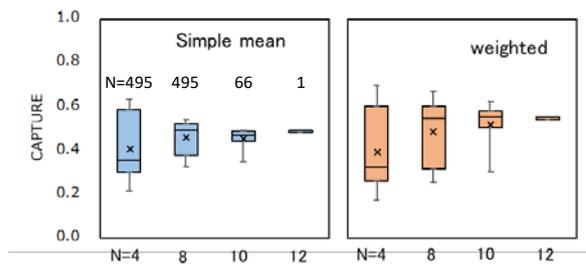


図1.12 捕捉率のアンサンブルメンバー数依存性 (MIP-2)。×は平均、横棒は中央値、箱は27-75パーセンタイル値、ひげは5-95パーセンタイル値。

ばらつきが対数正規分布に従うとするとこの不確かさの範囲は概略95パーセントイル値に相当する。さらに、時間的粗視化としてプルーム到達時刻の不確かさに相当する3時間の時間幅を設定し、その中に濃度分布が複数時刻得られる場合、例えば1時間単位の濃度分布が3時刻分得られる場合、それら全てを統計の母集団として評価することにより、プルーム飛来の時間的ずれを緩和できると考えた。この提示法では、図の計算結果の場合は「(xx県yy地方)では、午前9時から12時の間に放射性物質の大気中濃度が平均的には約10 Bq/m³となり、濃度が高い場合は5%の確率で約150 Bq/m³となることが予想される」といった予測情報を、アンサンブル濃度分布コンター図と併せて提供することになる。

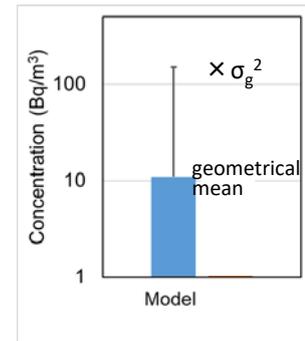


図1.13 予測情報提示法の概念図。

この提示方法が実際の濃度をどの程度再現しているかを図1.1の領域A1及びA2を粗視化単位として検証した結果を図1.14に示す。観測値は粗視化単位内に存在するSPM局での大気中Cs-137濃度の統計結果である。粗視化時間を3時間としたこの結果では、1時間毎のMIP-2参加12モデル全部のモデル計算値を用いた。A1の03-06時でP2前縁の低濃度部分がやや遅れて計算されているために多少の過小評価があることと、A1及びA2の06-09時でプルーム本体の高濃度部分の飛来を早めに計算したこと

による過大評価があることを除けば、粗視化単位内の濃度値統計分布を概ね良好に表現できていることが分かる。プルーム本体部分(実測の最大濃度)が到達したA1の09-12時での平均濃度及び不確かさ範囲は実際に近い。

従来の単一モデルによる計算値の各時刻の濃度コンター図だけの提供では、単一モデルの持つ不確かさが大きいこと、その不確かさを把握できないこと、及び濃度水平勾配が大きい箇所での値の読み取りが困難であるという問題があったが、多数モデルの参加を得て実施したモデル比較試験結果をふまえたこの提示方法では、これらの問題が解消されていると判断する。

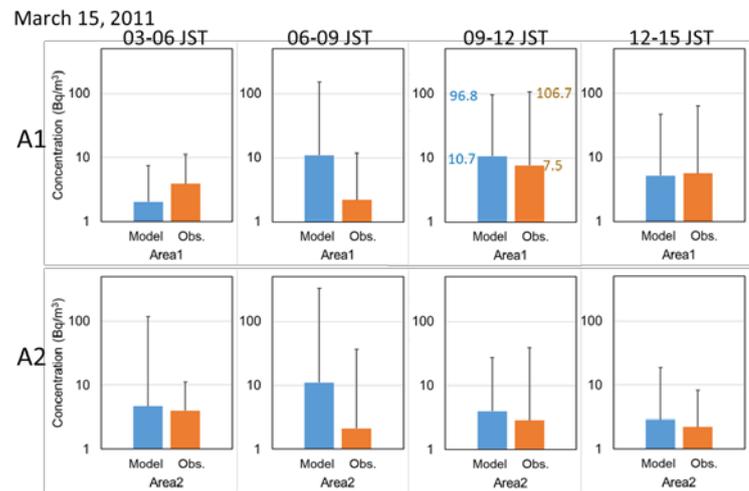


図1.14 P2を対象とした予測情報提示法による大気中濃度計算値との実測との比較(MIP-2)。

4.3 γ線モニタリングデータからの大気中濃度評価

濃度評価対象は2011年3月15日午前中に茨城県中央部を通過したP2であり、希ガスのXe-133、ヨウ素131、132、133、テルル132の10分毎の大気中濃度である⁸⁾。事故初期には空間線量率に対する放射性セシウムの寄与は小さく、γ線データからの大気中濃度評価は大きな誤差が伴う。従って、本課題でモデル検証に用いたCs-137濃度は近接地点で得られた核種比を用いてI-131濃度から換算されたものである。

得られた大気中I-131濃度の例を図1.15に示す。この解析では、5:00に内陸部の門部で5.4 kBq/m³が得られた。これは、従来の沿岸部で得られた茨城県内の最高濃度2~3 kBq/m³を上回る濃度であったことが判明した。また、P2は大きく分けて、前縁部分の比較的低濃度でXe-133割合の低い部分と、本体部分の高濃度でXe-133割合の高い二つの異なる部分から構成されていることが明らかとなった。前者は事故直後から放出が継続していた1号炉から、後者は14日以降に大量の放出があった2あるいは3号炉を起源とする考えられる。また、濃度分布は約100km風下の茨城県中央部においても、かなり急峻な水平濃度勾配を維持しており、さらにそれが短時間で移動する様子が捉えられた。プルーム本体部分は5:00の段階でかなり内陸側にあるのに対して、6:30以降は海岸線を南下しており、図の7:20の段階では1 kBq/m³を超

えるプルームが茨城県南部沿岸域に達している。このような微細な空間構造及び時間変化は、今回のモデル比較試験での1時間単位の濃度計算では十分表現できない特徴である。

この γ 線データからの濃度解析は当初計画には含んでいなかったが、SPM局Cs-137濃度が無い地域での最重要プルームの動態のモデルによる再現性評価に必要な情報として解析を行った。さらに、この解析では他研究では得られていないXe-133大気中濃度を初めて評価したことと、内部被ばく評価で必要となるI-131等の放射性ヨウ素の大気中濃度を評価できた点で、1F事故解析全般に対して貢献できたものとする。UNSCEAR（国連科学委員会）2020レポート¹³⁾においても、内部被ばく評価のための測定データ及び大気拡散モデル検証データとしてこの濃度評価研究が参照された。

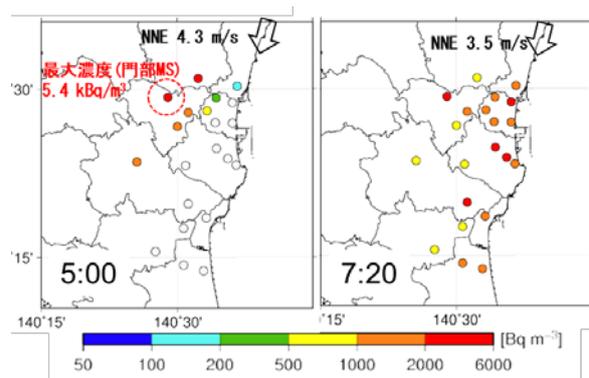


図1.15 茨城県中央部のMS γ 線データから評価した大気中I-131濃度(2011年3月15日)。

5. 研究目標の達成状況

大気拡散モデル比較試験については、水平格子間隔の異なる2回の試験（MIP-2、MIP-3）を行い、想定6-8モデルを上回る12モデル（MIP-2）及び9モデル（MIP-3）の参加を得た。2回の試験の性能評価結果については、国内ワークショップの開催、国際ワークショップの開催、参加者への内部レポートの配付及び共著論文2報の執筆を介してモデル参加者に還元した。MIP-3の比較試験ではMIP-2の評価結果に基づく改良を促すとともに、サブテーマ5が整備した詳細気象データを提供した結果、湿性沈着、プルーム位置、プルーム濃度値についてモデル間でより一貫性のある結果が得られた。MIP-3の結果については国際ワークショップにおいてモデル性能全般のMIP-2からの進展と、特に湿性沈着過程の詳細部分について議論した。放射線監視データを用いた大気中放射性核種濃度の解析では、茨城県中央部を対象に新たに事故初期プルーム通過時の15地点の複数核種の濃度を評価し、モデル比較試験の参照データとして利用するとともに、論文公開及びUNSCEAR 1F事故解析への提供によりデータを公表した。大気拡散モデルの緊急時利用法プロトタイプとして全体スキームを提案し、それを構成する要素について1F事故データを用いて、単一モデルとの比較での複数モデルアンサンブル計算結果の優位性の検証、プルーム飛来予測法の性能の評価、必要となるアンサンブルメンバー数の評価、及び粗視化による大気中濃度値及び不確かさ提示法の検証を行った。以上より、目標を十分達成したものとする。

6. 引用文献

- 1) Sato, Y. et al., 2018: J. Geophys. Res.: Atmospheres, 123, 11748-11765.
- 2) Sato, Y. et al., 2020: Atmospheric Environment-X 7 100086.
- 3) Katata, G., et al., 2015: Atmos. Chem. Phys., 15, 1029-1070.
- 4) Sekiyama, T. T., 2017: J. Meteor. Soc. Japan, 95, 447-454.
- 5) Sekiyama, T. T., 2020: J. Appl. Meteor. Climatol., 59, 937-952, d.
- 6) Oura, Y., 2015: J. Nucl. Radiochem. Sci., 15, 15-26.
- 7) Tsuruta, H., 2018: Geochem. J., 52, 103-121.
- 8) Moriizumi et al., 2020: J. Nucl. Sci. Technol. 57, 495-513.
- 9) Terasaka Y, et al., 2016: J. Nucl. Sci. Technol. 53, 1919-1932.
- 10) 山澤弘実, 2013: 日本原子力学会誌, 55(12), 707-711.
- 11) 山澤弘実, 2018: 学術の動向, 2018. 3, 30-34.
- 12) Chino, M., et al., 2011: J. Nucl. Sci. Technol., 48, 1129-1134.
- 13) UNSCEAR, 2020: <https://www.unscear.org/unscear/en/publications/2020b.html>.

II-2 SPM計ろ紙の核種分析によるブルーム動態の解析

東京都立大学

理学部化学科

大浦泰嗣

<研究協力者>

リモート・センシング技術センター

鶴田治雄

東京大学

先端科学技術研究センター

宮坂貴文・中村尚

[要旨]

東電福島第一原子力発電所(1F)事故当時の大気中放射性セシウム濃度を推定し、大気中の汚染気塊が1Fから広範囲にどのように運ばれたかをより明らかにするために、大気汚染常時監視網に設置されている自動SPM測定装置で事故直後に使用されていたテープ状ろ紙に1時間ごとに捕集されたCs-134とCs-137の放射能を定量した。本研究で78地点、先行研究を含めると合計226地点での放射性セシウムのデータを得た。これは、各自治体から提供されたテープ状ろ紙の総捕集地点数の約40%に相当する。これらの結果より1F事故直後の大気中放射性セシウム濃度の時空間分布が得られ、先行研究での結果を含めて27の放射性ブルームの存在が明らかとなった。事故後初期の2011年3月中に関東地方北部を除く陸地に影響を与えた主要なブルームはすべてとらえられたと考えられる。そして、次のような放射性ブルーム(以下、ブルームと記す)の動態が解明された。1)福島原発から放出された放射性物質を含む8つの汚染気塊が3月29日から31日に存在したことが新たにわかり、3月12日から31日までに27もの放射性ブルームが東日本に輸送されたことがわかった、2)関東地方に3月16日に到達したブルームの中心の位置が明らかになり、陸上での移動の詳細がわかった。また、3月21日のブルームの幅が40~50kmと広いこと、また、その境界についての様子が分かった。3)関東地方において、3月30日朝に茨城県東部沿岸地域に到達したブルームは南西方向に移動し、その後埼玉県東部と東京都の中部に到達した。4)3月15日早朝に関東地方に到達したブルームは、茨城県南部、東京都東部、神奈川県中部を通過し、山梨県甲府盆地に到達した。一方、一部は神奈川県中部を通過後、静岡県中部沿岸域を通過したが、静岡県西部には到達しなかった。静岡県西部には、3月21日午前中に関東地方に到達したブルームが、北東~東寄りの風により3月21日午後後に到達した。5)3月15日昼前に関東地方に到達したブルームは東寄りの風で長野県東信地域まで移動したが、北信地域には到達しなかった。6)東北地方においては、3月12日夜間に宮城県中部に、3月13日午前中に岩手県内に、3月13日夜に宮城県中部に、3月15日午後から夜にかけて宮城県南部と中部に、3月19日午後宮城県南部と中部の沿岸域に、3月20日の午後宮城県南部に、3月20日の夜間から21日午前中に東北全域にブルームが到達した。

1. 研究開発目的

2011年3月11日の東日本大震災によって引き起こされた東京電力福島第一原子力発電所(以下、1Fと記す)事故によって大量の放射性核種が環境中に放出された。今なおその健康への影響が議論されているが、事故当時の測定データが非常に不足しており、被ばく線量等のリスク評価の不確実性は大きい。

東京都立大学(旧首都大学東京)、東京大学、国立環境研究所の共同研究グループは、各自治体が運用している大気汚染常時監視網の自動SPM測定装置(SPM計)で使用されたテープ状ろ紙に注目した。この装置は大気中の粒径 $10\mu\text{m}$ 以下の浮遊粒子状物質(SPM)を1時間ずつろ紙上に捕集し、その大気中濃度を自動的に測定する装置で、1F事故当時も稼働しており、事故直後のSPMが捕集されていた。そして、環境省を通じて各自治体から提供された約570地点における事故後の使用済みテープろ紙を、東京都立大学で保管した。共同研究グループはこのろ紙に捕集されたSPMを分析することにより、事故直後の大気中放射性セシウム(長半減期のCs-134とCs-137)濃度を定量できることを示し、東日本の99地点の事故直後の大気中の放射性セシウムの濃度を定量して¹⁾、その時空間分布を初めて明らかにした²⁾。これらのデ

ータは気象研究者による大気輸送モデル計算との比較に使用され、モデルの向上に寄与した。共同研究グループはその後分析を継続し、さらに48地点での事故直後の大気中放射性セシウム濃度を明らかにした。それにより先行研究では合計149地点での分析が行われた³⁾が、全体の26 %の分析が終えたにすぎなかった。

本研究では、この先行研究をふまえて、引き続きテープろ紙上の放射性セシウムを定量し、40 %の地点の分析の終了を目指し、また、この定量結果から、より詳細な放射性プルームの福島原発からの移流の詳細を明らかにすることを、最終目標とした。

2. 研究目標

1F事故直後に捕集された浮遊粒子状物質(SPM)の核種分析により、大気中放射性Cs濃度を評価し、プルームの同定と時空間分布を得る。全体で約80地点の分析により、分析割合を課題着手前の25%から約40%とする。放射性Cs大気中濃度データセットを整備・公開し、他サブテーマに提供する。初年度は首都圏約30地点を分析し、関東地方に到達した主なプルームの詳細な空間構造と輸送経路を得る。2年度目は高濃度の可能性がある2011年3月29～31日について福島県東部・関東地方を対象に、未知プルームの有無と輸送過程を解明する。3年度目は、400 km範囲の東北地方・中部地方を対象にプルームの輸送過程を明らかにする。

3. 研究開発内容

毎年度の研究目標を達成するために、次のように地点と測定対象日を選択した。i)初年度:関東地方の39局, 3月15-16日ならびに20-23日, ii)第2年度:福島県浜通りならびに関東地方の33局, 3月29-31日, iii)第3年度:岩手県、宮城県、山形県、新潟県、山梨県、長野県、ならびに静岡県の31局, 3月15-16日ならびに20-23日, 東北地方については3月12-23日。

これらのSPM計で使用されたテープ状ろ紙上に1時間毎に捕集されたSPMの捕集日時を同定後、円盤状に捕集されたSPMを1つずつ切断し、 γ 線測定用試料を作成した⁴⁾。これを東京都立大学RI研究施設に設置されている自動試料交換機を備えたゲルマニウム半導体検出器にて、Cs-137の定量下限が 0.1 Bq m^{-3} 程度になるように約1時間測定し、Cs-137とCs-134を定量した。定量のための試料と同サイズの標準線源(Cs-134 + Cs-137)は自作した。テープ状ろ紙はロール状で保管されているため、SPMの捕集面の上に重なったろ紙の裏面に、捕集された放射性セシウムの一部が付着する場合があることが分かっている。そこで、裏面への付着が予想される試料については、イメージングプレートを用いたオートラジオグラフィにより付着の有無を検討した。なお、これ以後は、例えば、5時から6時の間にSPMを捕集したろ紙で評価した1時間平均濃度を、6時の濃度と表記する。

4. 結果及び考察

4. 1 放射性セシウム濃度データセットの整備

自動SPM計で使用されたテープ状ろ紙を用いて、東日本の新たな78地点、ならびに先行研究で行なった19地点での新たな捕集日での事故当時の放射性セシウム濃度を定量した(表2.1)。先行研究と合わせて226地点の分析を実施し(図2.1)、保管しているテープ状ろ紙の39.5 %の分析が終了した。なお、分析の対象期間は3月12-31日であるが、主に3月15-16日と3月20-23日を中心に分析して、空間線量率や風向などのデータから高濃度にならないと判断した地点と時期は分析しなかった。

表2.2に示すように、先行研究を含めて東日本の16都県における226地点で計38466試料の測定を行なうことにより、3月12日から31日までの1時間ごとの大気中放射性セシウム濃度を得て、これらのデータセットを整備した(一部は公表済み^{1,6)})。今後、テープ裏面への放射性セシウムの付着を評価したデータ

表2.1 本研究で放射性セシウムを定量したSPM試料

県名	コード	緯度 [度]	経度 [度]	測定対象日	県名	コード	緯度 [度]	経度 [度]	測定対象日	
岩手県	03-01*	39.66	141.16	3/19	千葉県	12-111	35.67	140.31	3/15~3/16, 3/20~3/23	
	03-02	39.72	141.14	3/12~3/16, 3/19~3/25		12-113	36.05	139.81	3/15~3/16, 3/20~3/23, 3/29~3/31	
	03-04*	39.39	141.12	3/19		12-119	35.85	140.60	3/15~3/16, 3/20~3/23, 3/29~3/31	
	03-05	39.29	141.11	3/12~3/16, 3/19~3/25		12-121	35.66	140.48	3/15~3/16, 3/20~3/23	
	03-08	38.93	141.12	3/16, 3/19~3/25		12-135	35.79	139.96	3/15~3/16, 3/20~3/23, 3/29~3/31	
	03-09*	39.27	141.85	3/19		東京都	13-08*	35.68	139.72	3/29~3/31
03-12*	39.78	141.14	3/19	13-15	35.69		139.83	3/15~3/16, 3/20~3/23		
宮城県	04-18	38.32	141.02	3/12~3/16, 3/19~3/23	13-18		35.65	139.81	3/15~3/16, 3/20~3/23, 3/29~3/31	
	04-35	38.45	140.89	3/14~3/16, 3/19~3/23	13-23*		35.62	139.68	3/16, 3/23	
	04-39	38.55	141.17	3/14~3/16, 3/19~3/23	13-25*		35.62	139.68	3/29~3/31	
山形県	06-09	37.92	140.11	3/15~3/16, 3/20~3/23	13-26		35.56	139.74	3/15~3/16, 3/20~3/23	
	06-10	38.76	140.30	3/15~3/16, 3/20~3/23	13-42	35.73	139.79	3/15~3/16, 3/20~3/23, 3/29~3/31		
福島県	06-12	38.16	140.28	3/15~3/16, 3/20~3/23	13-47	35.74	139.65	3/15~3/16, 3/20~3/23		
	07-06*	37.41	140.36	3/24~3/26	13-51	35.74	139.88	3/15~3/16, 3/20~3/23		
	07-15	36.91	140.78	3/23~3/31	13-61	35.71	139.41	3/15~3/16, 3/20~3/23		
	07-18	36.95	140.87	3/28~3/31	13-62	35.71	139.56	3/15~3/16, 3/20~3/23		
	07-19*	36.95	140.90	3/24~3/31	13-70	35.70	139.50	3/15~3/16, 3/20~3/23		
	07-20*	36.96	140.89	3/24~3/31	13-72	35.66	139.43	3/15~3/16, 3/20~3/23		
	07-28	37.05	140.89	3/25~3/31	13-78	35.74	139.33	3/14~3/16, 3/20~3/23		
	07-29	36.99	140.85	3/25~3/31	13-79	35.64	139.57	3/15~3/16, 3/20~3/23		
	07-30*	37.12	140.22	3/24~3/26	神奈川県	14-19	35.47	139.55	3/15~3/16, 3/20~3/23	
	07-31*	37.64	140.95	3/24~3/31		14-21	35.52	139.53	3/15~3/16, 3/20~3/23	
	07-40*	37.27	140.99	3/26~3/31		14-28	35.54	139.57	3/15~3/16, 3/20~3/23	
	07-42*	37.44	141.01	3/26~3/30		14-37	35.58	139.66	3/15~3/16, 3/20~3/23	
茨城県	08-09*	36.07	140.19	3/24~3/31		14-43	35.59	139.50	3/15~3/16, 3/20~3/23	
	08-14	35.91	140.19	3/23~3/31		14-45	35.59	139.59	3/15~3/16, 3/20~3/23	
	08-22*	35.91	140.05	3/29~3/31	14-47	35.28	139.67	3/15~3/16, 3/20~3/23		
	08-23*	36.10	140.02	3/29~3/31	14-48	35.32	139.63	3/15~3/16, 3/20~3/23		
	08-38	35.94	140.57	3/28~3/31	14-87	35.45	139.39	3/15~3/16, 3/20~3/23		
	08-39	35.95	140.32	3/23~3/26, 3/28~3/31	新潟県	15-23	37.17	138.27	3/15~3/16	
栃木県	09-26	36.87	140.02	3/15~3/16		15-26	37.97	139.25	3/15~3/16, 3/20~3/23	
	埼玉県	11-10	35.80	139.75		3/15~3/16, 3/20~3/23, 3/29~3/31	15-31	37.18	138.27	3/15~3/16
11-12*		35.87	139.61	3/29~3/31	山梨県	19-02	35.67	138.55	3/20~3/23	
11-31		35.85	139.33	3/15~3/16, 3/20~3/23		長野県	20-08	36.24	137.94	3/15~3/16, 3/20~3/23
11-33		36.24	139.20	3/15~3/16, 3/20~3/23	20-15		36.03	138.11	3/15~3/16, 3/20~3/23	
11-37*		35.97	139.75	3/29~3/31	20-16		36.65	138.32	3/15~3/16	
11-57*		35.78	139.62	3/29~3/31	20-19		36.74	138.37	3/15~3/16, 3/20~3/23	
11-60*		36.06	139.66	3/29~3/31	20-22		36.23	138.46	3/15~3/16, 3/20~3/23	
11-64*		35.84	139.88	3/29~3/31	20-23		35.84	137.69	3/15~3/16, 3/20~3/23	
11-65		35.99	139.65	3/15~3/16, 3/20~3/23	20-26		36.12	137.96	3/15~3/16, 3/20~3/23	
11-69		35.94	139.31	3/15~3/16, 3/20~3/23	20-27		36.07	138.06	3/15~3/16, 3/20~3/23	
11-74		36.22	139.38	3/15~3/16, 3/20~3/23	静岡県		22-03	34.94	138.37	3/15~3/16, 3/20~3/23
千葉県		12-26	35.65	140.07			3/15~3/16, 3/20~3/23	22-08	34.95	138.33
	12-30	35.75	139.95	3/15~3/16, 3/20~3/23		22-12	34.76	137.77	3/15~3/16, 3/20~3/23	
	12-57*	35.95	139.87	3/29~3/31		22-13	34.68	137.66	3/15~3/16, 3/20~3/23	
	12-59	35.89	140.55	3/15~3/16, 3/20~3/23		22-14	34.69	137.77	3/15~3/16, 3/20~3/23	
	12-61*	35.77	140.30	3/29~3/31		22-15	34.76	137.72	3/15~3/16, 3/20~3/23	
	12-63	35.73	140.21	3/15~3/16, 3/20~3/23		22-16	34.72	137.76	3/15~3/16, 3/20~3/23	
	12-66	35.72	140.58	3/15~3/16, 3/20~3/23		22-22	35.00	138.52	3/15~3/16, 3/20~3/23	
	12-91	35.72	140.08	3/15~3/16, 3/20~3/23		22-55	34.79	137.79	3/15~3/16, 3/20~3/23	
	12-109	35.66	139.91	3/15~3/16, 3/20~3/23, 3/29~3/31		22-63	35.12	138.60	3/15~3/16, 3/20~3/23	

*先行研究で分析した地点で、本研究で新たな捕集日を分析した。

表2.2 放射性セシウムを定量した全SPM試料

都県名	地点数	測定対象日*	測定試料数		
			先行研究	本研究	合計
青森県	2	3月12-25日	660		660
岩手県	9	3月12-25日	1338	645	1983
宮城県	15	3月12-23日	2198	557	2755
秋田県	2	3月12-25日	672		672
山形県	6	3月12-23日	530	456	986
福島県	25	3月11-31日	4095	1629	5724
茨城県	13	3月15-16日, 3月20-31日	1500	854	2354
栃木県	1	3月15-16日		51	51
埼玉県	25	3月15-16日, 3月20-23日, 3月29-31日	2610	1323	3933
千葉県	40	3月15-16日, 3月18-31日	4312	2265	6577
東京都	28	3月14-16日, 3月20-23日, 3月29-31日	2388	2077	4465
神奈川県	26	3月15-16日, 3月20-23日	2240	1311	3551
新潟県	6	3月15-16日, 3月20-23日	434	253	687
山梨県	3	3月15-16日, 3月20-23日	304	101	405
長野県	12	3月15-16日, 3月20-23日	600	1101	1701
静岡県	13	3月15-16日, 3月20-23日	446	1516	1962

*地点により異なる。最も長い期間を示す

セットを整備するとともに、環境省及び関係自治体の了承を得て、論文等で公表する予定である。

4. 2 福島県浜通りと関東地方におけるSPM地点の2011年3月29-31日のCs-137濃度の時系列解析

これまでに、東京電力福島第一原子力発電所(以下、原発(図ではFD1NPP)と記す)から放出された放射性物質の輸送過程を、東日本のSPM局のテープろ紙上に採取されたSPM中の放射性セシウム(Cs-134とCs-137)の定量により、2011年3月12-23日(一部では3月25日まで)のCs-137濃度の時空間分布と19の放射性プルームの存在を明らかにして、その輸送過程などの動態を論文にまとめた^{1,2,5,6)}。一方、原発からのCs-137とI-131の放出率は、3月30-31日にも増加したと推定されている^{7,8)}。そこで、3月23日(あるいは25日)以後の高濃度の放射性プルームの動態解明を目的として、福島県東部の浜通りに位置する原発近傍のSPM局と浜通り南部のいわき市内のSPM局におけるCs-137濃度の経時変化を解析した。

原発から北西方向の約3.2 kmと北方25 kmおよび南方17.5 kmに位置する双葉局と原町局および楡葉局では、2011年3月12日から25日までにp1からP11'までプルームが観測されたことはすでに報告した⁶⁾。これら3局でその後に分析されたデータ(図

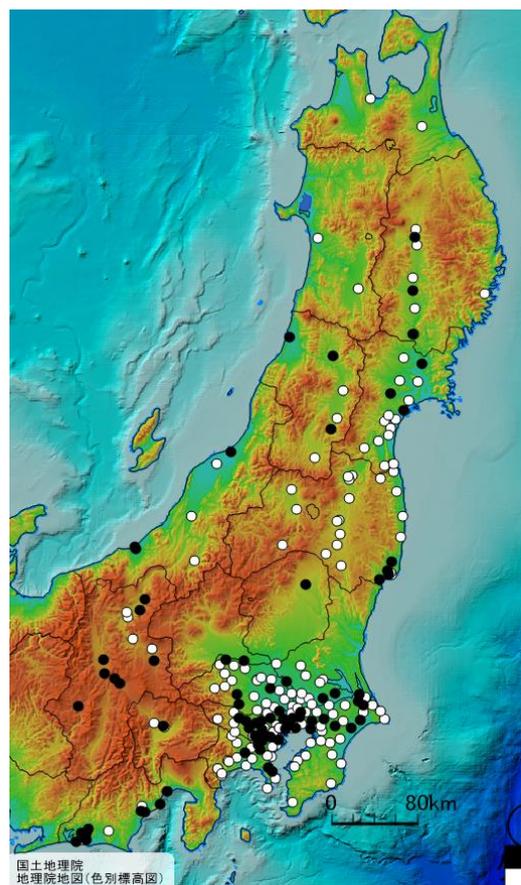


図2.1 分析地点. ○: 先行研究 ●: 本研究

2.2)を解析した結果、3月28-31日の期間に新たに7つのプルームが存在したことを、初めて明らかにした。双葉で3月28日の10時にプルームP12のピーク(Cs-137濃度が90.1 Bq m⁻³)が観測された。双葉では、翌日の3月29日の7時と10時にP13のピーク(各1,846と1,900 Bq m⁻³)が、また16時から18時にかけてP13'のピーク(1,271-1,940 Bq m⁻³)が観測された。これらの高濃度は、3月20日14時に

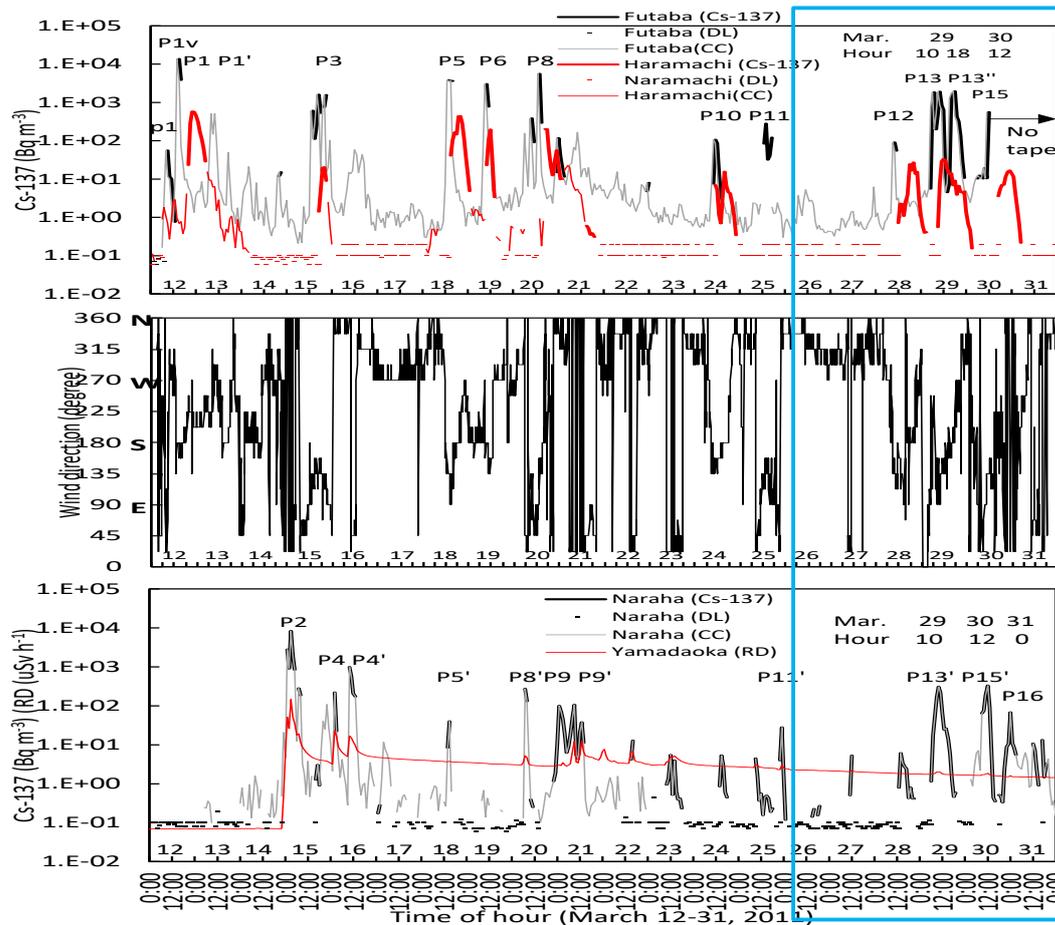


図2.2 (a) 双葉と原町の大気中Cs-137濃度の経時変化(2011年3月12-31日)。DLは検出下限値未満のデータ。CCは裏面への影響などによる不確実なデータ。p1-P16はプルームの番号。(b) 福島第二原子力発電所の排気塔(高度120 m)での風向の経時変化。(c) 檜葉といわき市のSPM地点(I-0)でのCs-137濃度と福島県によるモニタリングポスト(山田岡)の空間線量率の経時変化。青枠で囲った部分が本推進費での分析結果。

測定されたプルーム P8 ($5,530 \text{ Bq m}^{-3}$) 以来の高濃度だった。なお、双葉では、3月30日12時にもプルーム P15 (559 Bq m^{-3}) が観測されたが、その後のテープろ紙は存在しなかったため、Cs-137濃度がその後さらに増加したかどうかは不明である。第二原発(FD2NPP)で測定された風向(図2.2)によれば、前述した双葉のピーク時は南東から南寄りの風で、原発から輸送されたプルームと推定された。なお、原発からさらに北方の原町では、双葉で観測されたプルーム P12、P13 および P15 のあとに高濃度がそれぞれ、3月28日18-22時、29日10-16時、および30日17時-31日2時(Cs-137の最高濃度は17-38 Bq m^{-3})に観測された。これらの高濃度の放射性物質が、双葉を通過したプルームが到達したのかあるいは原発から直接到達したのかは、今後の検討課題である。

一方、南方の檜葉では、3月29日10時にプルーム P13' (306 Bq m^{-3}) が、さらに翌日の3月30日には9時ごろから増加して12時にはプルーム P15' (330 Bq m^{-3}) が観測された。檜葉付近でのこれらのピーク時は東寄りの風だったので、その前に原発から一旦海上に運ばれたプルームが東寄りの風で陸上に運ばれたと推定された。一方、さらに南方のいわき市内(I-0)では、29日の日中は低濃度だったが、30日は檜葉と同時刻の10-13時でCs-137濃度が増加した(最高は12時に19.5 Bq m^{-3})。これら2日間での濃度の違いは、第二原発の風向(図2.2)やAmEAS小名浜での同時間帯の風向が、3月29日は一般場が南寄りだったが、3月30日は東寄りだったため、プルーム P15'の一部が到達したと推測された。さらに、檜葉では、3月31日0時にプルーム P16 (67.5 Bq m^{-3}) が、いわき市内では2時に高濃度(27.2 Bq m^{-3}) が観測された。これらの夜中から未明のピーク時は小名浜や第二原発での風向が北寄りだったので、原発から直接輸送されたプルームと推定された。

つぎに関東地方では、すでに茨城県東海村のJAEA原子力科学研究所および東京都世田谷区の東京都立産業技術センター旧駒沢支所での連続測定により、Cs-137濃度が3月30日前後に再び増加したが(各12および8時間平均で2.8および1.9 Bq m⁻³)^{9,10)}、その輸送過程は不明だった。そこで関東地方中部付近のSPM局における3月29-31日のCs-137濃度から、広範囲に濃度が増加して3月30日8時に最高濃度(14.1 Bq m⁻³)を示したことが明らかになった。気象モデル(関山、私信)によれば、3月30日6時に茨城県東部沿岸地域に北東風の最前線が到達したが、その付近で、図2.3に示すように、Cs-137濃度が上昇し始めた。同日8-9時には汚染気塊中の高濃度地域はさらに南西側に移動し、11-12時には東寄りの風により、埼玉県東部と東京都の中部に高濃度域が移動した。前方流跡線解析結果によれば、3月29日23時ごろに原発を出発した気塊が海上を輸送された後に、3月30日7時頃に茨城県東部沿岸地域に到達して8時ごろには高濃度を示した霞ヶ浦付近に到達したと推察された(図は省略)。そこで本課題により、この汚染気塊を関東地方に到達した6番目のあらたなブルームP14と同定し、その動態を明らかにした。

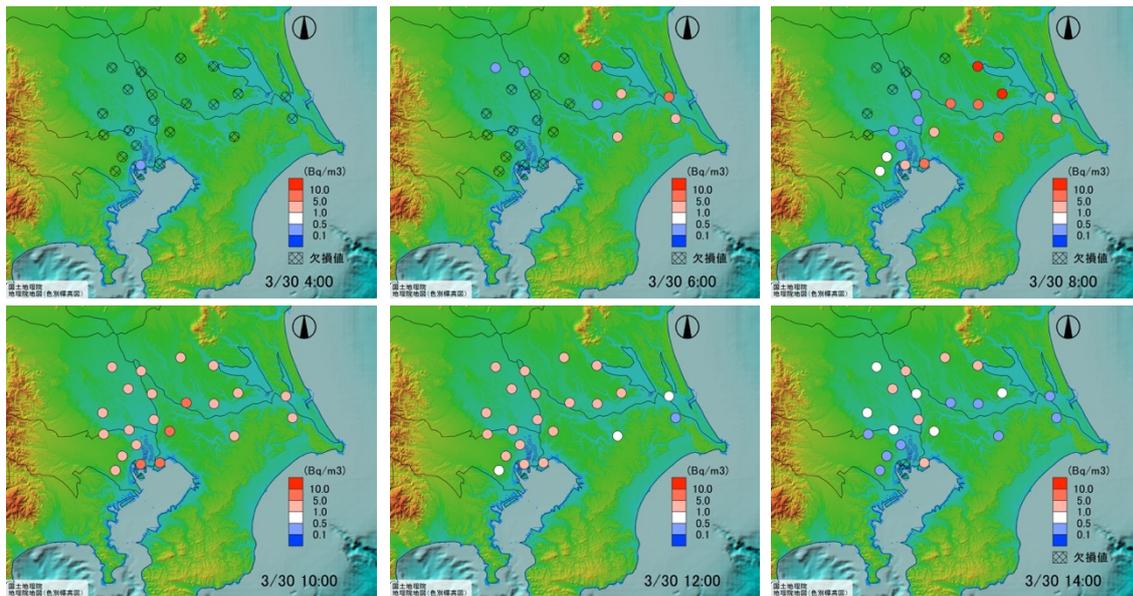


図2.3 関東地方東部のSPM地点における3月30日4時から14時までのCs-137濃度の空間分布

この3月29-31日に観測されたCs-137高濃度の時刻は、2号機で3月28日から31日にかけて注水量が急激に減少して崩壊熱を吸収できなくなり急激に炉内温度が上がった時期^{11,12)}と良く一致したので、このCs-137は2号機からの放出と推測されたが、今後詳細な検討が必要である。また、この期間のCs-137の放出率は3月20日前後の放出率よりも多いと推定されていた^{7,8)}ので、内部被ばく評価への影響が懸念されたが、先行研究による3月12日に測定された最高濃度よりも一桁以上も低かったことが本課題で明らかになったので、Cs-137による影響は小さいと推測される。

4.3 原発近傍の3地点における3月12-31日のブルームの特徴

これまでの19に加えて本課題であらたに8つのブルーム(P12-P16)が同定されたので、3月12-31日の間に福島県と関東地方で観測されたブルームを、一覧にして表2.3にまとめた。次に、主に福島県東部の浜通りにおける3月12-31日に観測されたブルームの特徴を次に記す。

- (1) 一般場により近い第二原発の高度120mでの風向と双葉と楢葉のブルームとの関係は、図2.2に示すように、南寄りの風の時は双葉で日中にブルームが観測され、北寄りの風の時には楢葉で未明にブルームが観測された。
- (2) また、楢葉では日中に北東ないし東寄りの風のときに、しばしばブルームが観測された。これは、原発から放出されたブルームが西ないし北寄りの風で一旦東の海上に運ばれた後に、風向が時計回りに変化して、風下の沿岸域に到達したためと推測される。
- (3) 双葉と楢葉での3月29-31日のブルーム中の高濃度は、3月21日以前のブルーム中の高濃度に近いが、その原因が新たな炉内事象によると推測され、今後の検討課題である。

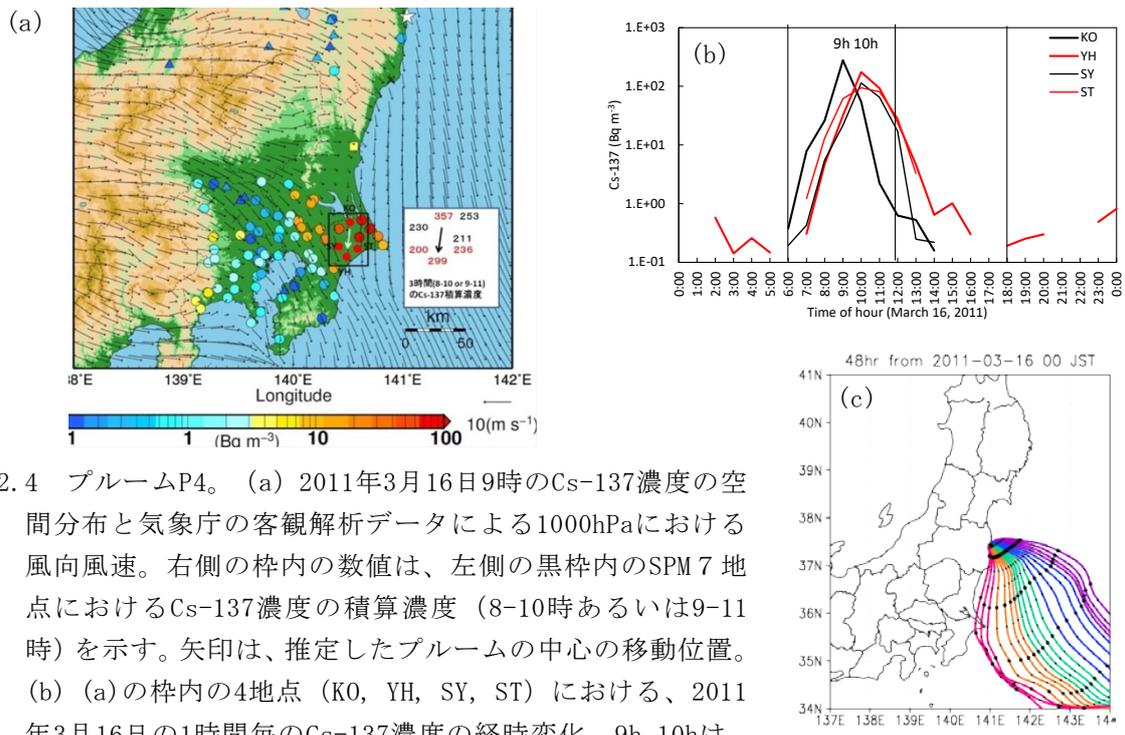


図2.4 プルームP4。(a) 2011年3月16日9時のCs-137濃度の空間分布と気象庁の客観解析データによる1000hPaにおける風向風速。右側の枠内の数値は、左側の黒枠内のSPM7地点におけるCs-137濃度の積算濃度（8-10時あるいは9-11時）を示す。矢印は、推定したプルームの中心の移動位置。(b) (a)の枠内の4地点（K0, YH, SY, ST）における、2011年3月16日の1時間毎のCs-137濃度の経時変化。9h, 10hは、Cs-137最高濃度の時刻を示す。(c) 前方流跡線解析結果。3月16日0時に原発を出発した気塊は9時過ぎに千葉県北部沿岸域に到達した。小さな黒丸と大きな黒丸は、それぞれ1, 3時間毎の気塊の位置。

127 Bq m⁻³の高濃度のプルームが、茨城県南部のTHに到達し、また茨城県と千葉県の県境沿のKS、K0、NN、SA等の地点に到達していたことがわかった。これらの地点での濃度時系列から、最初に最高濃度を示した地点は、茨城県東部沿岸域のKSと千葉県北東部のK0とNNで、7時にそれぞれ68、181、148 Bq m⁻³だった(図2.5(b)のY)。その後、これらより西側の地点では最高濃度が遅く現れ、SAでは8時、AKでは9時に各138、111 Bq m⁻³であった。一方、茨城県南部のTHでは前述したように最高濃度は8時で309 Bq m⁻³と他の地点より高かった(図2.5(b)のX)。これらから、収束帯Zの北側に存在した高濃度のプルームが収束帯の南下に伴って移動したことが示された。これは、SPMなどの大気汚染物質の高濃度域の海風前線に伴う移動などと同様な現象と推測された。しかし、これらの高濃度域のXとYでの風向に直角な方向の中は40-50 kmもあり、プルームP9の中心のXの前面にYが存在していたか、あるいは、XとYの二つのプルームが前後して到達したと考えられる。なお、両方の地点の間に観測データがないので、今後は気象モデルによるシミュレーションで比較検討していく必要がある。一方、プルームP9の西側の境界は、SPM地点での10時の空間分布(図2.5(c))の濃度差が大きく明瞭であり、図2.5(d)に示すように、8時にはTHで濃度が309 Bq m⁻³だったのに対し、わずか15 km西側のTKでは3 Bq m⁻³と濃度差が大きかった。それと比べて東側の内部構造は非常に複雑であることが、初めて明らかになった。

このように、関東地方に到達したP4とP9のプルームの内部構造が大きく異なっていたことが、本課題で初めて明らかになり、今後は気象モデルとの比較検討が期待される。

4. 5 福島原発から遠方に到達した放射性プルームの動態

これまでの解析では、原発に近く大きな影響を受けた福島県と関東地方を中心に解析を進めてきたが、大気中放射性物質はさらに遠方にまで輸送されて農作物などの被害も報告されていた。先行研究では、特に東北地方への長距離輸送を知るために、複数のSPM地点で測定を行ってきたが、中部地方の東部や南部ではわずかな地点で測定を行ったので、その地域への輸送過程はほとんど解明されていなかった。

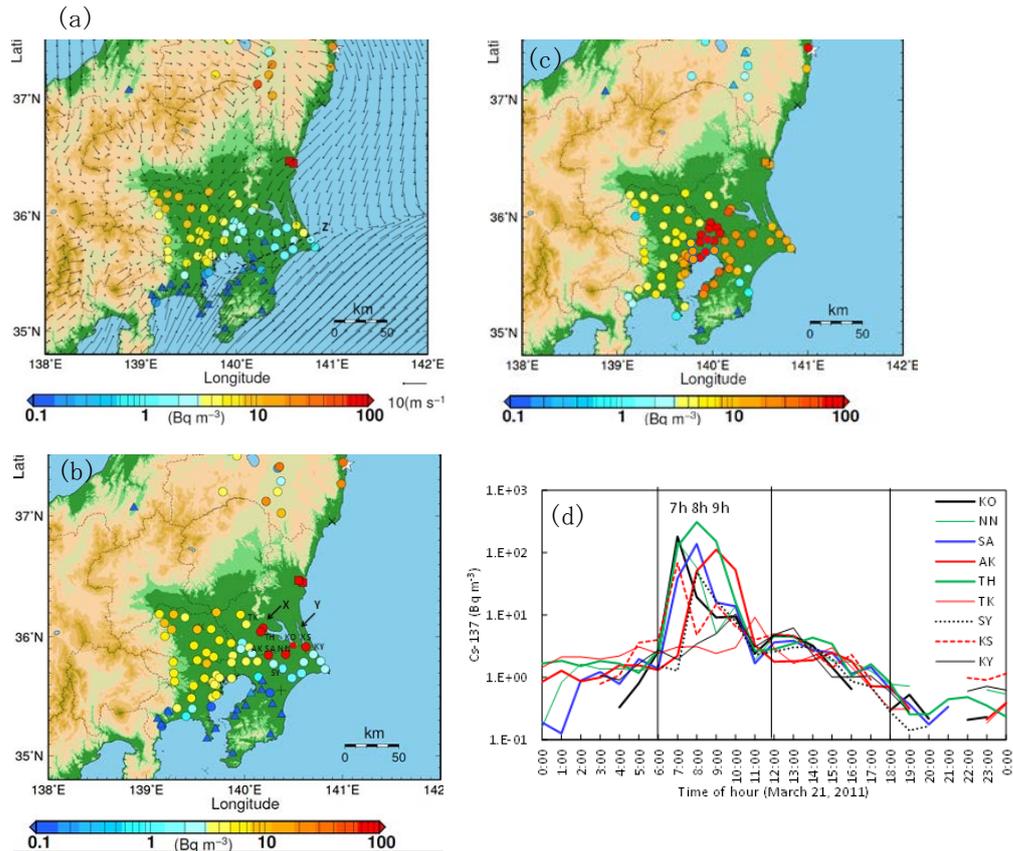


図2.5 プルームP9。(a) 2011年3月21日6時におけるCs-137濃度の空間分布と1000hPaでの風向風速。Zは風の収束帯を示す。(b) (a)に同じ。但し3月21日7時。XとYとは本文を参照のこと。(c) (a)に同じ。但し3月21日10時。(d) (b)に示した9地点における1時間毎のCs-137濃度の経時変化。7h, 8h, 9hは各地点の最高濃度の時刻を示す。

そこで、本研究では、これまでよくわからなかった放射性物質の長距離輸送も解明するため、関東地方西部に隣接する中部地方東部の長野県と山梨県、中部地方南部の静岡県での放射性セシウム濃度の定量、および福島県以北の東北地方で測定地点と測定期間を密にして放射性セシウム濃度の定量を行い、これらのCs-137のデータを解析した。

(1) 中部地方東部への放射性プルームの輸送

図2.6に示すように、3月15日15時では関東地方北西部とその西側の東信地域では東寄りの風が吹いていたので、関東地方に到達したプルームP2の一部がさらに西側にも輸送されたと推測された。一方、図2.7(a)に示すように、長野市内の空間線量率は15日20時頃から増加し始めて23時に最大 $0.11 \mu\text{Sv h}^{-1}$ を示したがその後は減少し、再び16日の11時と12時に $0.10 \mu\text{Sv h}^{-1}$ と上昇してその後は減少した。図2.7(b)に示すように、長野県の東信地域のSPM局(図のK, U)では、大気中Cs-137濃度は3月15日13時と14時から上昇し始め、17時に22及び33 Bq m^{-3} と最高を示した。東信地域のAMeDAS軽井沢では10時ごろから東寄りの風

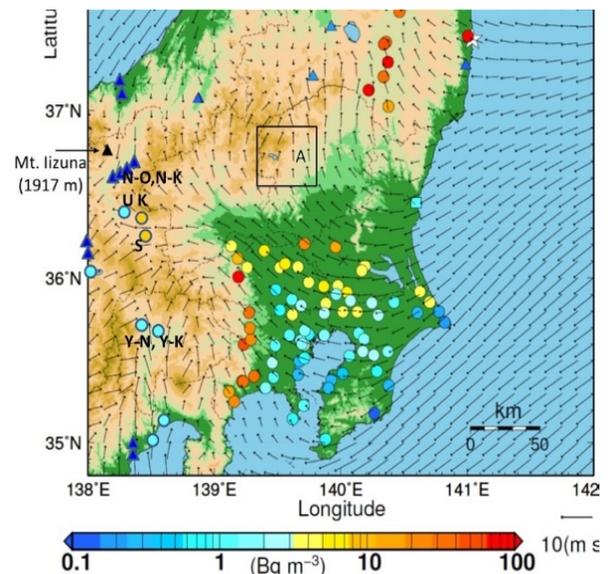


図2.6 2011年3月15日15時の関東地方と中部地方東部のCs-137濃度の空間分布と1000hPaでの風向風速。AはHososhima and Kaneyasu¹⁶⁾による日光周辺の調査地域。

が吹き始め、13時には関東側の大気が到達したと推定された。後方流跡線解析結果(図2.7(c))によれば、K地点を16時に出発した気塊は15日未明に原発を通過しており、関東地方では3月15日の午前中にプルームP2が到達してCs-137濃度が高くなったので、そのプルームP2が東寄りの風で東信地域にも運ばれたと推測した。なお北信地域の長野市内でのSPM局(図2.7(b)のN-0, N-K)では3月15日-16日の2日間、Cs-137濃度は検出されず($<0.1 \text{ Bq m}^{-3}$)プルームは到達しなかった。なお、長野県内の土壌調査^{13,14)}によれば、放射性Csの沈着量は、東信・北信地域が中信・南信地域に比べて多く、長野市北西に位置する飯綱山(標高1,917m; 図2.6)で空間線量率と放射性Csの高度分布(600-1,900m)を測定した結果、高度1,100-1,200mで最大値を示したと報告している。一方、Hososhima & Kaneyasu¹⁵⁾は、関東北部の日光連山で空間線量率の高度分布を測定し(図2.6のA)、雲/霧に覆われた900-1,500m付近で最大となったので、放射性物質が雲粒/霧粒に取り込まれ、その後これらが接触した地/植生表面に沈着したためと推測した。飯綱山での測定結果はこれらとよく対応しており、関東地方からの放射性物質が東信から北信地域に進むにつれて雲/霧の層にとりこまれ、北信地域では下層の北寄りの風系の上層に運ばれ、降水などにより沈着したと推測されるが、さらに詳細な考察が必要である。なお、関東地方には3月20-21日にもプルームP7とP9が到達したが、長野県内のSPM地点の3月20-23日のCs-137濃度は全地点で不検出だった。

なお、このテープろ紙を用いて放射性Cs含有微粒子が東信地域に到達したことがすでに報告¹⁶⁾されているが、本課題で初めて、関東平野から中部山岳地帯東部への放射性セシウムの詳細な実態とその輸送過程を明らかにした。

つぎに山梨県甲府盆地のSPM局では、図2.8(a)に示すように、Cs-137濃度は3月15日12時と13時

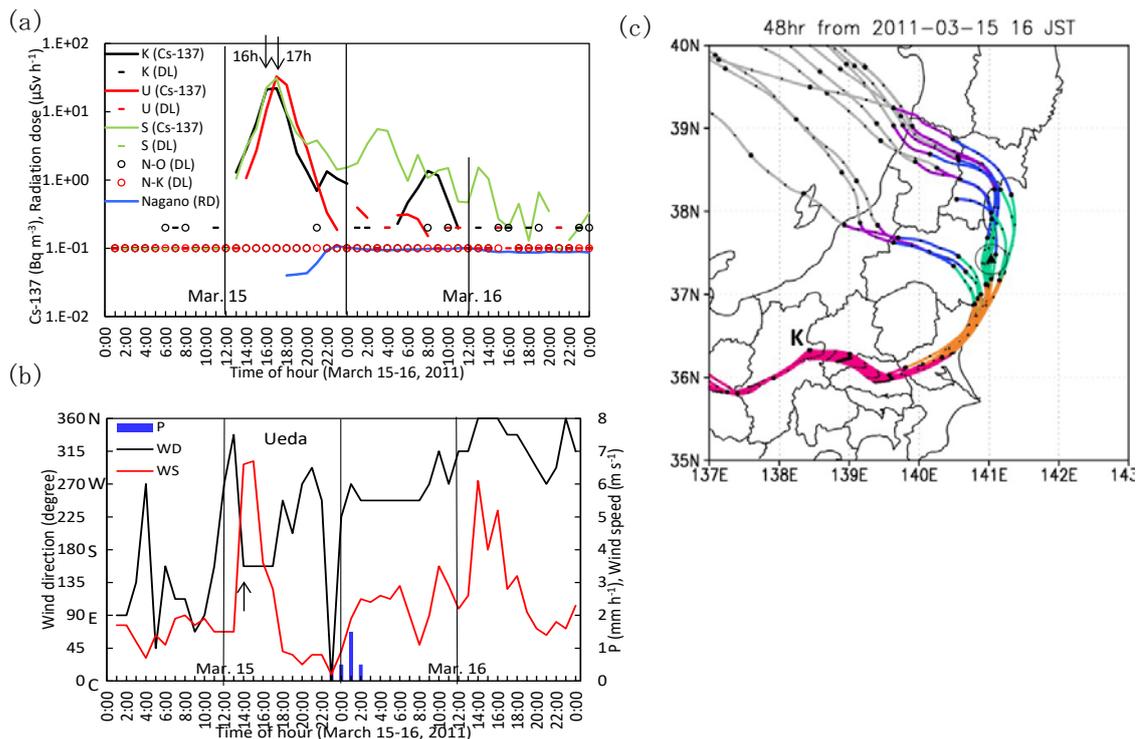


図2.7 (a) 長野県東信地域(K, U, S)と長野市内(N-0, N-K)のCs-137濃度と空間線量率RD(N-K)の経時変化。(b) AMeDAS上田の風向風速と降水量の経時変化(3月15-16日)。(c) 後方流跡線解析結果。長野県東信地域のK地点を3月15日16時に出発した気塊は15日未明に原発を通過。

から上昇し始め、16時に3.4及び2.2 Bq m⁻³と最高を示した。甲府盆地の空間線量率は、3月15日12時から増加し始め16時に最大値0.069 μSv h⁻¹を示したが、その後は急速に減少した(図2.8(a))。また、AMeDAS甲府では、11時から南東よりの風が吹き始め、15-17時は南西風だった(図2.8(b))。図2.8(c)に示すように、後方流跡線解析結果によれば、甲府盆地の午後にCs-137濃度の上昇をもたらした大気塊は、3月14日21時前後に原発を出発した気塊と推定された。この気塊は3月15日5-8時に、茨城南

部、東京東部、神奈川中部を通過したブルーム p2⁵⁾と推測された。なお3月21日の夜間に Cs-137 濃度はわずかに増加した(最高 0.38 Bq m⁻³)が、その輸送経路は不明である。同時に空間線量率はわずかに増加し(0.062 μSv h⁻¹)¹⁷⁾その後ゆっくり減少しており、この間に降水が観測されたので、この空間線量率の増加は、到達した汚染気塊中の放射性物質の一部が降水により地表に主に湿性沈着したためと推測された。

(2) 中部地方南部への放射性セシウムの長距離輸送

図2.8(c)の後方流跡線解析結果によれば、3月15日の午後に山梨県に到達したブルームp2は、その前の午前中に静岡県中部沿岸域を通過しており、静岡県中部の静岡市内の空間線量率は、3月15日10時ごろから12時にかけて少し上昇した。それらに対応して、図2.9(a)に示す静岡県中部沿岸域のSPM地点(S-M, S-S)では、3月15日10時と13時に最高(約3 Bq m⁻³)を示した(図2.8(a))。なお、この時間帯に降水は観測されなかった。一方、静岡県西部では、3月15-16日のCs-137濃度はすべて検出限界以下で、関東地方を通

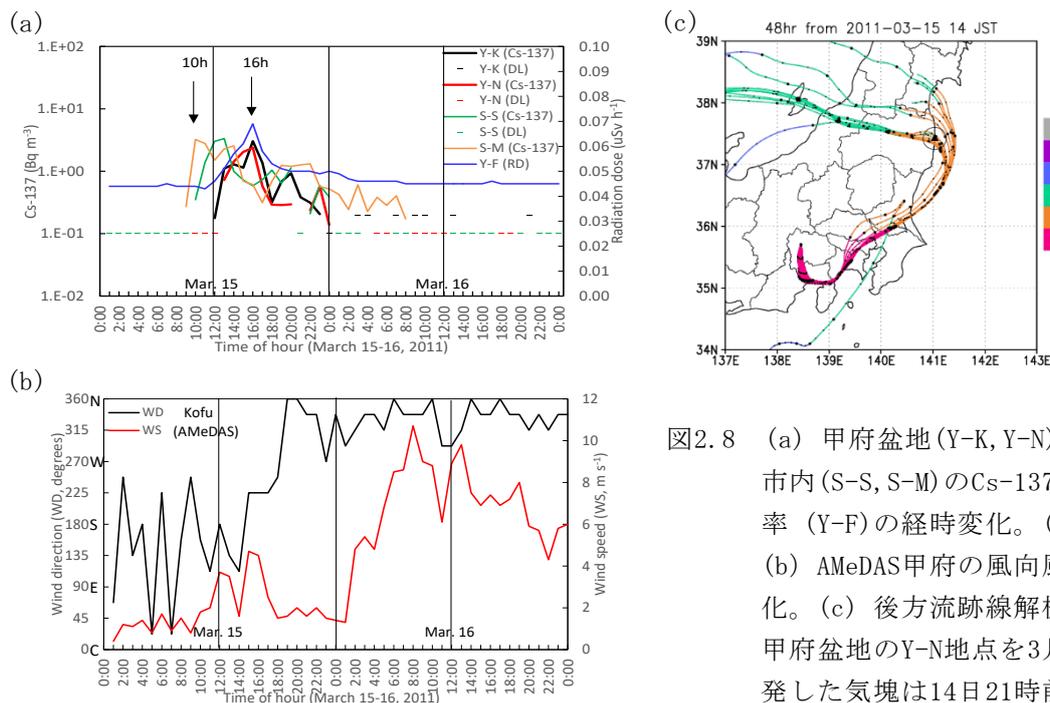


図2.8 (a) 甲府盆地(Y-K, Y-N)と静岡県清水市内(S-S, S-M)のCs-137濃度と空間線量率(Y-F)の経時変化。(3月15-16日)。(b) AMeDAS甲府の風向風速の経時変化。(c) 後方流跡線解析結果。山梨県甲府盆地のY-N地点を3月15日14時に出発した気塊は14日21時前後に原発を通

過したブルームp2とP2は到達しなかった。静岡県西部では、3月15日午後から南寄りの風が吹き続けており、これがこの未到達の原因と考えられる。その後、静岡県中部と西部でのSPM地点(図2.9(a))で濃度が増加した時期は3月21日の午後からで、図2.9(c)に示すように、ピーク濃度の時間は中部のS-M, S-S局では15時頃に(最高1.2 Bq m⁻³)、さらに南西側のS-K局では18時頃、その西側のS-H局では20時ごろで、西側になるほど濃度はゆっくり減少した。これらの地点で濃度が上昇し始めた時は、風向が西寄りから東寄りに変化した時期とほぼ一致していた。たとえば、AMeDAS浜松では18時から、それまで西寄りの一定な風が南東から東寄りに変化して、20時ごろから降水も観測された(図2.9(d))。一方、この汚染気塊は、後方流跡線解析結果によれば、3月21日の6-7時ごろに原発を出発した汚染気塊が午前中に首都圏に到達して(ブルームP9)、その後の北東～東寄りの風で静岡県西部まで輸送されたと推定された(図2.9(b))。なお静岡県では事故後初期に西部まで広範囲に茶葉に基準値以下の放射性セシウムが含まれていたが¹⁸⁾、その原因は、このブルーム時に観測された降水による湿性沈着により放射性Csが付着したと推定されたことが、本課題によって初めて明らかになった。

(3) 東北地方への輸送

宮城県と山形県では、3月20-21日にSPM数地点でCs-137濃度の明瞭なピークが観測され、その解析はすでに報告⁵⁾したが、東北地方全域における事故後初期の放射性物質の動態は、まだ解明はされていなかった。そこで、すでに公開された空間線量率の3月12-31日のデータ¹⁹⁻²¹⁾(図2.10)を参考にして、東北地方5県(宮城県、山形県、岩手県、秋田県、青森県)のSPM地点(図2.11)で、本推進費だけでなく先行研究

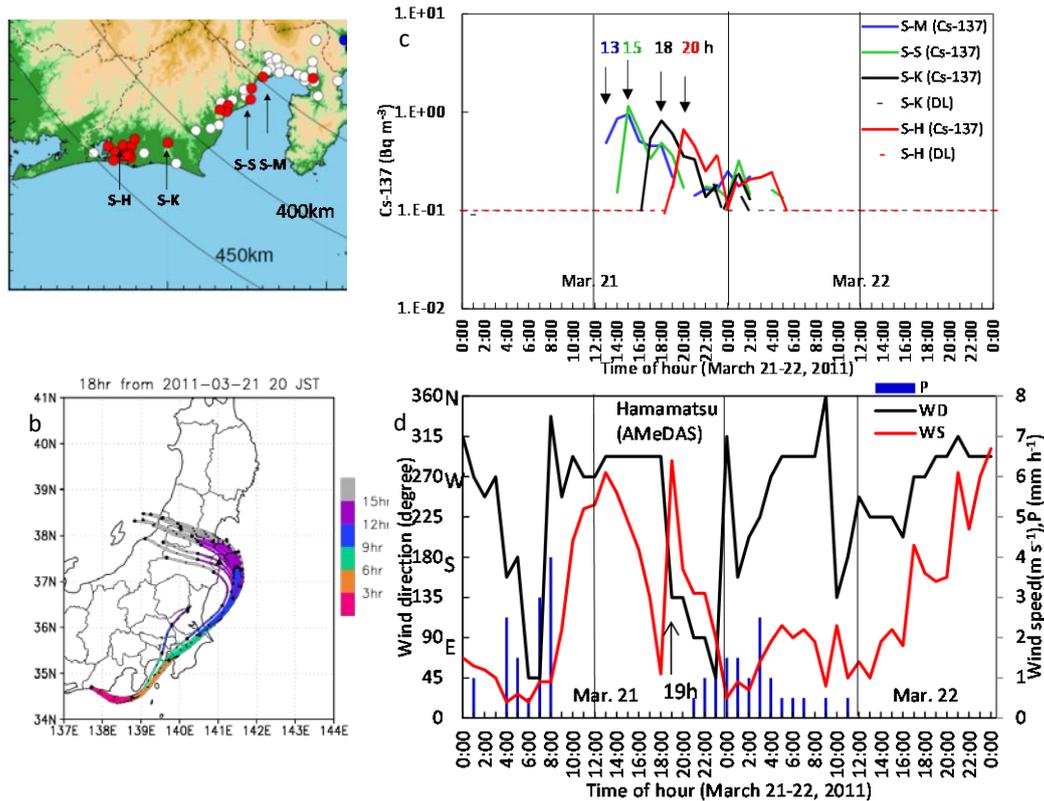


図2.9 (a) 中部地方南部のSPM地点(S-M, S-S, S-K, S-H)の位置。(b) 後方流跡線解析結果。S-H地点を3月21日20時に出発した気塊は3月21日6-7時ごろに原発を通過。(c) 中部地方南部の4SPM局におけるCs-137 濃度の経時変化(3月21-22日)。(d) AMeDAS浜松の風向風速と降水量の経時変化。

で分析された3月12-25日における全データをまとめて解析した。その結果、つぎのような全体像が初めて明らかになった。この期間にCs-137が高濃度になった日時と地域は、3月12日の夜間に宮城県中部、13日午前中に岩手県内、13日夜に宮城県中部、15日午後から夜にかけて宮城県南部と中部、19日午後宮城県南部と中部の沿岸域、20日の午後に宮城県南部、20日の夜間から21日午前中に東北全域、であった。なお、東日本大震災の影響で稼働していなかった地点もあったので、これらはいくまでも分析されたSPM地点のデータからわかったことに限定されていることに注意していただきたい。このなかで、3月12-13日と20-21日のデータを中心に、解析結果を示す。

(a) 3月12-13日：図2.12に示すように、宮城県中部では、3月12日20時から13日10時ごろまでCs-137濃度が増加した(最高は2時に 5.3 Bq m^{-3})。また、仙台市内の空間線量率は19時ごろから上昇し始めて0時に最大を示した。AMeDAS仙台では、15時から20時まで南寄りの風で、その後は13日10時まで西寄りあるいは南寄りの風だった。一方、仙台市内から約60 km南の福島県北部沿岸域のSPM地点では、12日21時からプルームP1によるCs-137濃度が上昇し始めた²⁾。これらから、12日に原発から放出されたプルーム(p1, Pv1, P1)のどれかあるいは複数)が、宮城県中部に12日夜間に到達したと推測される。その後、図2.13に示すように、岩手県では、3月13日6時から12時までCs-137濃度が増加した(最高は9時に 3.7 Bq m^{-3})。AMeDAS盛岡では、12日19時ごろから南寄りの風となり、その後13日9時まで $4-6 \text{ m s}^{-1}$ の南風が吹き続けた。第2原発での高さ120 mの排気塔での風向は、12日13

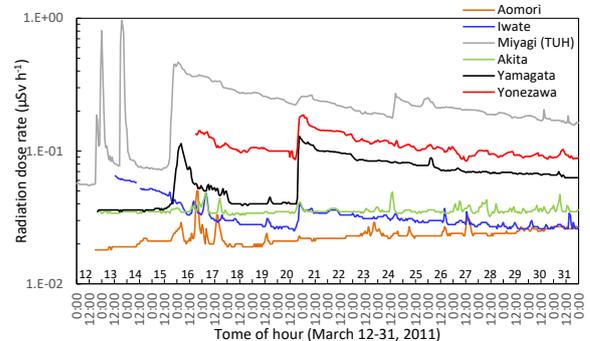


図2.10 青森県、岩手県、秋田県、山形県(山形市、米沢市)、宮城県(東北大学病院)における空間線量率の経時変化(2011年3月12-31日)。

時に西寄りから南寄りに変化して、強風(風速4-9 $m s^{-1}$)が18時ごろまで吹き続けた。仮に東北地方上空を平均4-5 $m s^{-1}$ の南寄りの風が一様に吹き続けたとすると、岩手県中部に13日9時に到達した大気塊は直線距離で約275 km南の原発を14-18時頃に出発したと計算された。従って、3月12日15時前の1号機のベントかその後の水素爆発後のプルームが到達した可能性がある。なお前方流跡線解析によれば、原発を12日7時に出発した気塊は13日7時に盛岡付近に到達した(図省略)。これらの結果については、気象モデルによる結果との比較検討など、さらに検討すべき課題である。

(b) 3月13日夜、15日午後、19日午後:図2. 12に示すように、宮城県中部の3地点では3月13日15時から24時頃まで濃度が増加した(最高は20時に0.86 $Bq m^{-3}$)。AMeDAS相馬では10時ごろから西寄りの風(4 $m s^{-1}$)の風が17時半ごろまで吹き続けたが、仙台平野は午後1時に南東の海風が吹いていたので、プルームP1'あるいはそれ以後に放出された放射性物質が南寄りの風で北方の沿岸海上に輸送され、その一部が海風で宮城県東部沿岸域に輸送されたと推定された。また、15日19時から23時にかけて宮城県南部と中部でCs-137濃度が上昇した(図は省略; 最高は21時に中部で1.9 $Bq m^{-3}$)。仙台市内の空間線量率は、17時ごろから上昇し始めて22時に最大となってその後は非常にゆっくりと減少した(図2. 10)。AMeDAS仙台では、15日9時から23時まで南東よりの風が吹き続き、15時から16日3時まで雨が降り

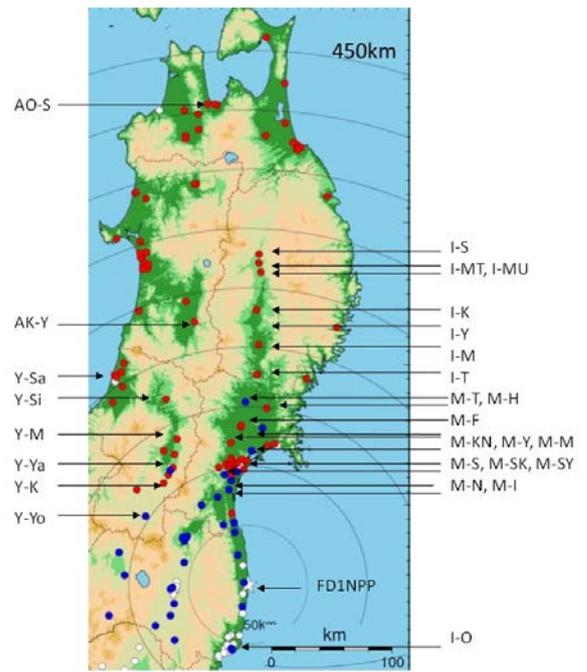


図2. 11 東北地方のSPM局でテープろ紙中の放射性Csを分析して解析した主な地点

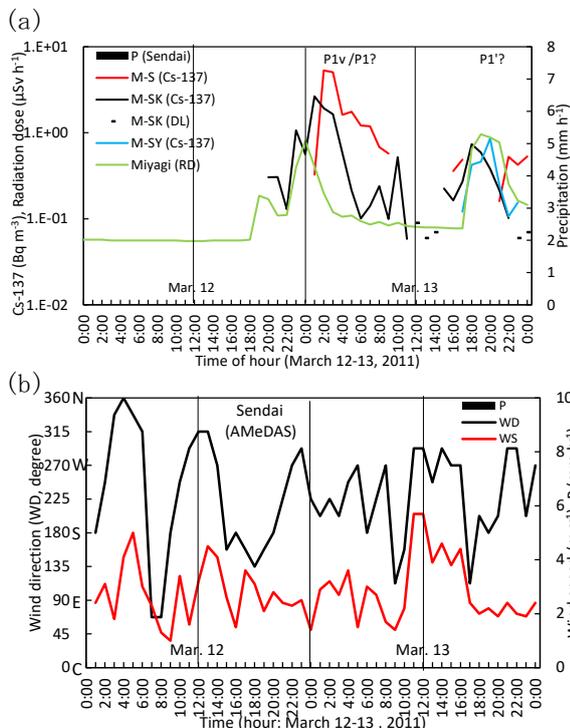


図2. 12 (a) 宮城県のSPM地点でのCs-137濃度と空間線量率²²⁾の経時変化(2011年3月12-13日)。(b) AMeDAS仙台の風向風速の経時変化。

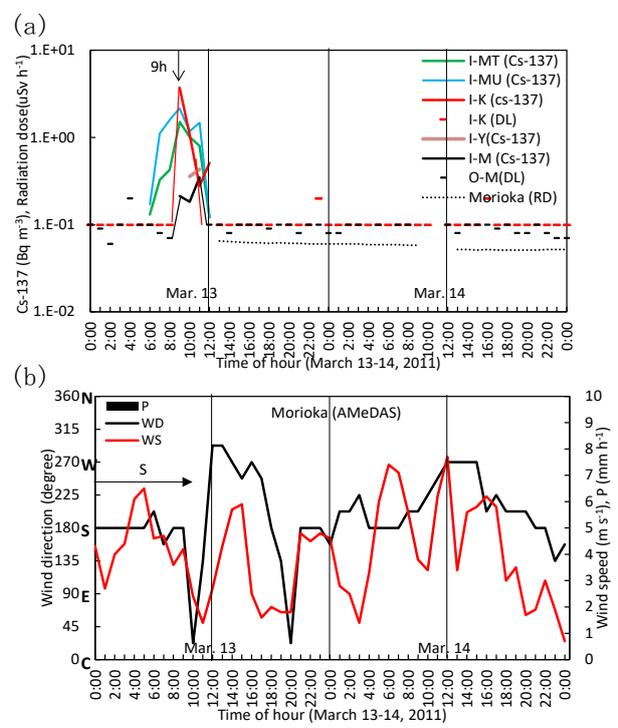


図2. 13 (a) 岩手県のSPM地点でのCs-137濃度と空間線量率の経時変化(2011年3月13-14日)。(b) AMeDAS盛岡の風向風速の経時変化。

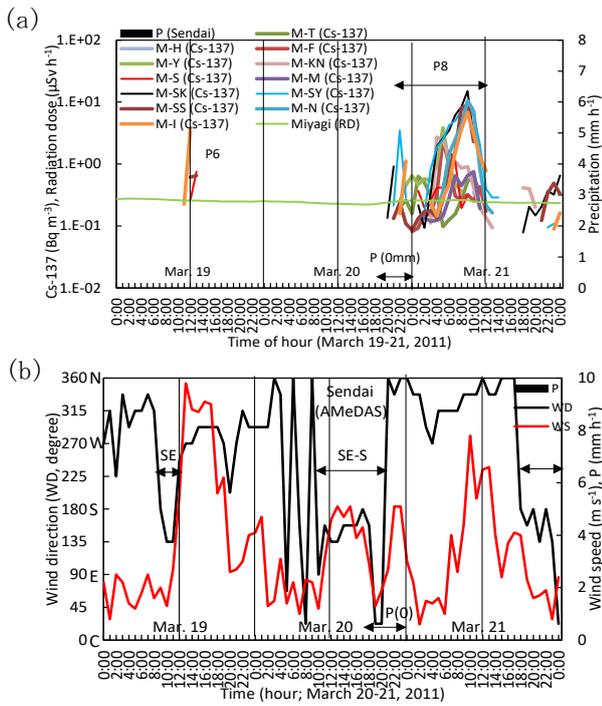


図2.14 (a)宮城県でのSPM地点でのCs-137濃度と空間線量率の経時変化(2011年3月19-21日)
(b) AMeDAS仙台の風向風速と降水量の経時変化。

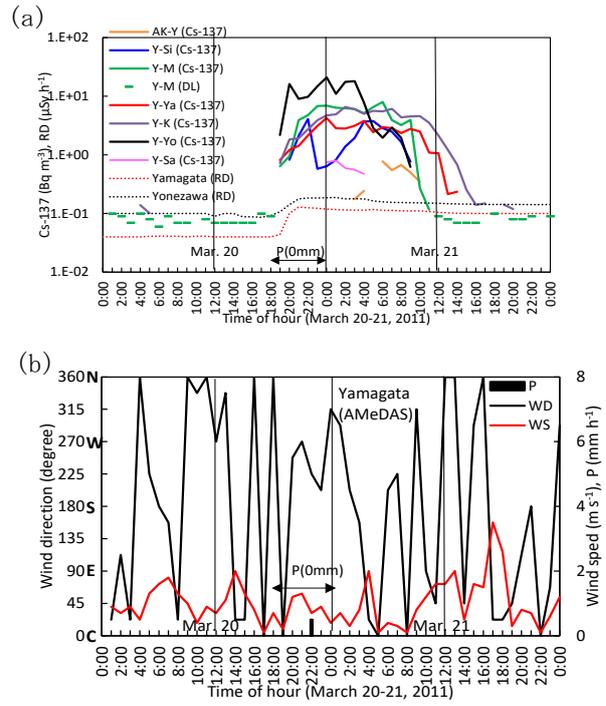


図2.15 (a)山形県のSPM地点でのCs-137濃度と空間線量率の経時変化(2011年3月20-21日)。
(b) AMeDAS山形の風向風速と降水量の経時変化。

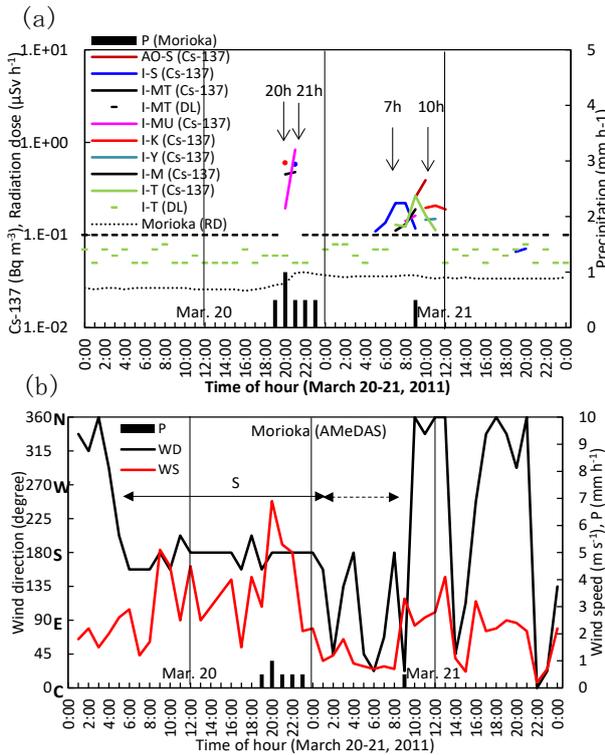


図2.16 (a)岩手県のSPM地点でのCs-137濃度と空間線量率(RD)の経時変化(3月20-21日)。(b) AMeDAS盛岡の風向風速と降水量の経時変化。(c) 後方流跡線解析結果。岩手県盛岡市(M)を3月20日22時に出発した気塊は3月20日13-14時に原発を通過。

続いた。上空は南寄りの風で、原発から放出された放射性物質は北方に輸送され、その一部は降水により沈着したと推定される。さらに、図2.14に示すように、宮城県南部と中部沿岸域では、3月19日11時から13時にかけて南側から北側に順に増加した。その南側の福島県のSPM地点では10時から増加し始めたので、そのプルームP6が次第に北方に輸送されて宮城県沿岸域に運ばれた可能性がある。

(c) 3月20-21日：宮城県南部山麓地帯では、南東寄りの風でプルームP8の到達により15時に25.5 Bq m⁻³と高濃度となり、さらに他の地点では19時に100 Bq m⁻³以上の高濃度になった⁵⁾。しかし、図2.14に示すように宮城県中部では夜まで増加せず、プルームP8は地表付近には直接輸送されなかった。一方、山

形県南部では、図2.15に示すように、19時から濃度が上昇し始め、20時と21日0時に各16、21 Bq m^{-3} と高濃度を示した。これは、福島盆地を15時(最高は53 Bq m^{-3})に通過したプルームP8がさらに北西方向に輸送されたものと推定された。なお、その北側の山形盆地内のSPM地点でも、同時刻の19時に上昇し始めて0時頃に最高濃度(6.9 Bq m^{-3})となったので、南部に到達したプルームが北方に輸送されたのではなく、プルームP8の一部が奥羽山脈を越えて直接西側に輸送されたと推測された。さらにその北側の秋田県南部(AK-Y)でも21日0時以降に上昇した(最高は6時に0.77 Bq m^{-3})ので、山形盆地に輸送された汚染気塊がさらに北方に輸送されたためと推測された。なお、これらの盆地内では21日午前中にかけて高濃度が継続したが、これは風速が弱まって大気が安定したので、汚染気塊が滞留したためと推測される。

奥羽山脈東側の宮城県中部では、図2.14に示すように空間線量率が3月20日18時ごろからわずかに上昇し始め、中部と北部の数地点で20-22時頃に最初の濃度増加が観測された(最高は22時の3.5 Bq m^{-3})。AMeDAS仙台では、日中は南東から南寄りの海風が広範囲に吹き続け、その間宮城県中部ではCs-137濃度が不検出だったが、その後21時から地上風が北寄りに変化した頃にCs-137濃度が増加した。なお18時から0時まで降水が観測されたが0 mm h^{-1} だった。岩手県中部の数地点でも、図2.16(a)に示すように、20日の20-21時にCs-137濃度が増加した(最高は0.84 Bq m^{-3})。AMeDAS盛岡での風向(図2.16(b))は20日朝から南風が吹き続け、風速が急に6-7 m s^{-1} と強まった20-21時頃とCs-137濃度増加時期とはよく対応した。なお、この時間帯には降水が観測された。図2.16(c)に示すように、後方流跡線解析結果によれば、20日22時に岩手県中部のM地点を出発した気塊は、20日13-14時ごろに原発を通過したので、プルームP8が午後に宮城県の海風層の上空を北方に輸送され、その一部が岩手県中部の地上に運ばれたと推測される。

次のCs-137濃度増加は3月21日午前中で、広範囲で観測された。宮城県では図2.14(a)に示すように、4時ごろと9時ごろに最高(4, 15 Bq m^{-3})となり、どちらも北寄りの風で、後者のほうが風速は強かったが(図2.14(b))、降水は観測されなかった。図2.16(a)に示すように、岩手県では4時から12時にかけて、また、原発から約400 km北方の青森県(AO-S)でも9-10時に濃度が増加し(最高はそれぞれ、0.56と0.39 Bq m^{-3})、南寄りの風から北寄りの風に変わる前後だった。これらから、原発から放出されたプルームP8は、宮城県の海風層の上層を強い南寄りの風で北方に輸送され、その後北寄りの風が変わったところに、強い大気の上下混合により上層の濃度の高い汚染気塊の一部が地上に運ばれた、と推測された。

文部科学省の航空機モニタリング調査²²⁾によれば、宮城県北部と岩手県南部の地域に放射性物質の地表面への沈着量が相対的に多い地域(いわゆるホットスポット)が存在した(図2.17のZ)。宮城県中部と北部の地域のSPM局におけるCs-137濃度は、前述したように、3月20日日中から夜間にかけて低い或不検出だった(図2.17のY)ので、プルームP8は海風層より上空の強い南寄りの風で北方に輸送されて、その一部が降水により湿性沈着して、ホットスポットが形成されたと推測された。なお、3月21日の午前中は降水が観測されなかったので、乾性沈着量は20日夜の湿性沈着量より少なかったと推測される。東北地方では、事故後に広範囲に牧草や稲わらが放射性物質に汚染されたが²³⁾、その主な原因は、福島県と宮城県南部では3月15日の降水による沈着で、宮城県北部から岩手県では前述した3月20日夜間の降水による湿性沈着と推測されるので、さらに詳細な検討が必要である。

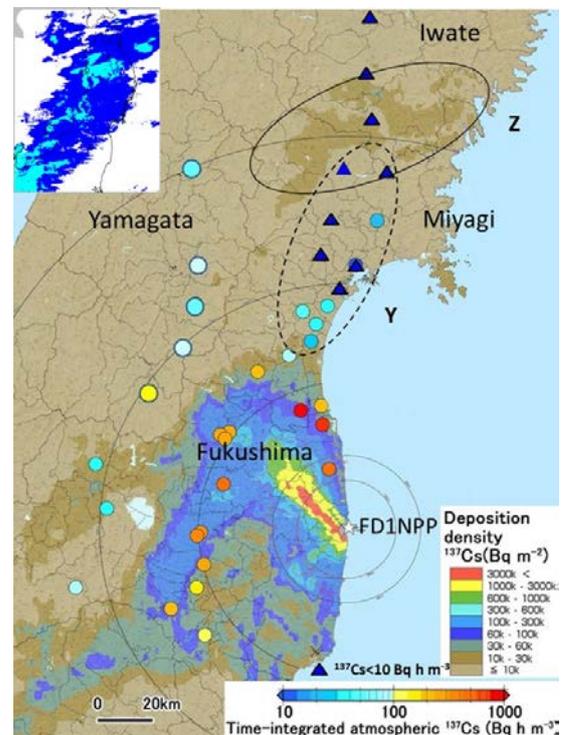


図2.17 東北地方における3月20-21日の大気中Cs-137積算濃度(Bq h m^{-3})と文科省の航空機モニタリング調査²³⁾によるCs-137の地表面沈着量(Bq m^{-2}) (2011年11月5日時点)。左上は気象庁解析雨量による3月20日21時の降水量分布。YとZは本文を参照。

これらの遠方の3地域での測定と解析から、次の内容が初めて明らかになった。(1)遠方での大気中のCs-137濃度は低くなった(地点によっては1Bq m⁻³以下)が、検出下限値より高い明らかに有意なデータが得られた。(2)流跡線解析結果から、有意なデータが得られた地点に到達した汚染気塊/プルームがいつ頃原発を出発してどのような経路をたどったのかが明瞭に示された。(3)農作物などへの汚染は遠方まで広範囲に影響が及んだ主な要因は、長距離輸送により汚染気塊/プルームが遠方にまで到達し、同時帯に降水が観測されたので、到達した放射性物質の一部が主に湿性沈着したため、と推測した。

5. 研究目標の達成状況

本研究で新たに77地点のテープ状ろ紙の分析を実施したことにより、先行研究の実施を含めて合計225地点の分析が終了した。これは、各自治体から提供されたテープ状ろ紙の総捕集地点数の39.5%に相当し、目標としていた約40%を達成することができた。東日本の広い地域での、2011年3月12日から3月31日までの1時間ごとの大気中放射性セシウム濃度の実測値を整備することができた。これは、今後、住民の内部被ばく線量の評価や大気輸送沈着モデルによるシミュレーション結果の検証に重要な役割を果たすものと期待される。また、これらの結果をもとに東日本における1F事故直後の大気中放射性セシウム濃度の1時間ごとの時空分布図を作成し、1)関東地方での詳細な放射性プルームの動態、2)2011年3月29日から31日における放射性プルームの動態、3)原発から遠方に到達した放射性プルームの長距離輸送の動態を明らかにすることができ、目標を達成することができた。

6. 引用文献

- 1) Oura, Y., et al., 2015: J. Nucl. Radiochem. Sci., 15, 15-26.
- 2) Tsuruta, H., et al., 2014: Sci. Reports, 4, 6717.
- 3) 環境研究総合推進費(5-1501 終了研究成果報告書 (2018)).
- 4) 大浦泰嗣 他, 2020: 分析化学, 69, 1.
- 5) 鶴田治雄 他, 2017: エアロゾル研究, 32, 244-254.
- 6) H. Tsuruta, et al, 2018: Geochemical J., 52, 103-121.
- 7) Katata, G., et al., 2015: Atmos. Chem. Phys. 15, 1029-1070.
- 8) Terada, H., et al., 2019: J. Environ. Radioact., 213, 106104.
- 9) Ohkura, T., et al., 2012: JAEA-Data/Code 2012-010.
- 10) Nagakawa, Y., et al., 2015: J. Nucl. Sci. Technol. 52, .
- 11) Tanabe, F., 2012: J. Nucl. Sci. Technol., 49, 18-36.
- 12) Hidaka, A. & H. Yokoyama, 2017: J. Nucl. Sci. Technol., 54, 819-829
- 13) 斉藤憲洋 他, 2013: 長野県環境保全研究所研究報告、9, 41-46.
- 14) 松尾海 他, 2015: Proc. of the 16th Workshop on Environmental Radioactivity, KEK, 277-284.
- 15) Hososhima, M. & N. Kaneyasu, 2015: Environ. Sci. Technol., 45, 3341-3348.
- 16) Abe et al., 2021: Progress in Earth and Planetary Science, 8, 13
- 17) 堀内雅人, 2012: 山梨衛環研年報, 56, 73-75.
- 18) 静岡県, 2011: http://www.pref.shizuoka.jp/sangyou/sa-340/cha-housyanoukekka_h23.html.
- 19) 原子力規制庁(旧文部科学省), 2011: <https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/224/list-201103.html>.
- 20) 山形県: <https://www.pref.yamagata.jp/020072/bosai/kochibou/bousaijouhou/houshasen/mpkotei.html>.
- 21) 阿部養悦, 2012: Isotope News, 700, 62-65.
- 22) 文部科学省(MEXT), 2011: http://radioactivity.nsr.go.jp/en/contents/4000/3179/24/1270_1216.pdf.
- 23) 農林水産省生産局畜産部, 2013: <https://www.maff.go.jp/j/council/seisaku/tikusan/bukai/h2401/pdf/data6.pdf>.

II-3 数値モデルとの統合のための1F事故観測データの総合解析

東京大学

大学院工学系研究科都市工学専攻

森口 祐一

研究協力者 リモート・センシング技術センター

鶴田 治雄

[要旨]

先行研究課題5-1501において、浮遊粒子状物質採取ろ紙の測定と大気拡散沈着モデル（ATDM）をもとに東電福島第一原発（1F）事故後初期の内部被ばく線量推計に関する研究を実施する中で得た着想をもとに、放射性核種の大気中濃度に加えて地表沈着からの寄与を含む空間線量率の変化に着目し、事故後初期の主要なプルームの輸送・沈着事象の解明とこれらの事象のATDMによる再現性の検証を行った。代表的な放射性核種であるCs-137の大気中濃度と地表沈着量をもとに、核種構成比を乗じてクラウドシャインとグラウンドシャインの各々の寄与を計算する手法を構築し、濃度・沈着量の実測値にあてはめてその妥当性を確認したうえで、2種類のATDMに適用し、降水時と非降水時の差異も含め、プルームの再現性の検証に適用可能であることを確認した。さらに、ATDMの比較プロジェクトに参加した国内外のモデルおよび本課題への参画機関のモデルの最新バージョンを加えた延べ27種類の計算結果に本研究で構築した線量率推計手法を適用し、初期被ばくにおいて重視すべき3月12日夕刻の北方向へのプルーム、関東広域にまで輸送された3月15日の未明一日中のプルーム、1F北西方向に沈着域を形成した3月15日夕のプルームなど、主要なプルームについて、その到達のタイミングやピーク線量率のモデル間の比較を行った。これら一連の研究により、大気拡散モデルの計算結果について、大気中濃度、地表沈着量、空間線量率の三者の観測値との整合性を再検証するという研究目標は達せられた。降水時に線量率は高いが大気中濃度は低い状況がATDMで再現できることを確認し、また、先行研究での初期被ばく線量推計に用いられた2種のATDMについて、最重視すべきプルームについての1F近傍での再現性が良好であることが確認できたことで、初期被ばく線量推計結果の妥当性の再検証を行うという目標も達成することができた。

1. 研究開発目的

本サブテーマ代表者が課題代表者を務めた先行研究5-1501では、SPMろ紙上に捕集された放射性物質測定という独自の手法の活用を交えながら、大気中核種濃度から被ばく線量分布推計を行うのがゴールで、所与の排出量情報や気象データのもとで、移流・拡散・沈着モデルを適用してきた。本課題では、先行研究5-1501で力点をおいた大気中濃度に加え、地表沈着量や空間線量率の変化にも着目し、また、線量評価の不確実性の要因でありながら、直接の研究対象としていなかったソースタームや気象場の研究者と連携することで、事故後初期の環境中での事象の全体像の解明とモデルの検証を進める。事故・災害時の環境中での物質動態評価手法の高度化を行うという課題全体の目的に貢献するため、東電福島第一原発事故の観測データの総合解析を行い、その結果を用いて大気拡散モデルの再検証を行うことが、本サブテーマの目的である。

2. 研究目標

他サブテーマで改良された入力データを用いた大気拡散モデルの計算結果について、大気中濃度、地表沈着量、空間線量率の三者の観測値との整合性を再検証するとともに、気象条件、とくに降水の有無に留意して、これら三者の相互関係を整理する。また、一連の総合解析の結果から、事故後初期の吸入被ばく線量について、先行研究で提示した線量推計結果の妥当性の再検証を行う。

3. 研究開発内容

3. 1 事故後初期の環境中核種濃度の実測値と空間線量率の関係に関する予備的検討

大気移流拡散沈着モデル (ATDM) による計算結果との比較を交えて、事故後初期のブルームの到達状況や沈着状況の総合的な解析に用いるため、先行研究5-1501で注力した大気中濃度の実測値に加え、空間線量率の実測値、地表沈着量の実測値も対象として、事故後初期の観測データの再整理を行った。

空間線量率の経時変化の実測値が1 F 近傍も含め多地点で得られていることが、事故後初期の呼吸由来の内部被ばく線量の不確実性低減にとって特に有用な情報と考え、大気中濃度の実測値やATDMによる再現値と想定した核種構成比をもとに、大気中に存在する核種の寄与 (クラウドシャイン) による空間線量率を推計する手法を構築し、まず、大気中濃度の実測値に適用して、空間線量率の実測値と比較した。一方、地表沈着量に基づく空間線量率推計の先行研究のレビューを踏まえて土壌試料の実測値を用いて核種構成比の解析を行い、沈着量の実測値と核種構成比に基づく空間線量率の推計を行って実測線量率と比較した。

3. 2 ATDMによる計算値をもとにした空間線量率推計モデルの構築と多数のATDMへの適用

上記の予備的検討をもとに、ATDMによる1時間ごとの大気中Cs-137濃度の計算値、Cs-137地表沈着量の計算値を用いて空間線量率を推計する式を構築し、まず、2種類のATDMの計算結果に適用して実測値との比較を行い、地表沈着の寄与も含めた線量率の比較可能性を確認した。次いで、本課題のサブテーマ1の担当機関が中心となって実施されてきた多数のATDM間の相互比較プロジェクトへの参加研究者の協力を得て、ATDM計算結果から主要ブルームの到達先の空間線量率実測地点の大気中濃度、地表沈着量の計算結果の抽出結果の提供を受けた。構築した推計式と抽出された計算結果を用いて、実測地点の空間線量率を推計して図化する計算手順を汎用のスプレッドシートソフトウェア (Excel) 上で整備した。

3. 3 主要ブルームの再現状況のモデル間比較と初期被ばく線量推計結果の妥当性の検証

呼吸由来の初期被ばく評価、および広域への輸送・地表沈着という2つの観点から、ATDMの再現性の検証で重点をおいて解析すべきブルームとその到達先を選び、上記3.2の計算手順を延べ27種類のATDMの計算結果にあてはめた。主要なブルームのピークの到達時刻、ピークの空間線量率を主な指標として、実測値に対する多数のATDMの再現性の比較を行うとともに、グラウンドシャインの寄与について、主要な沈着事象について、ATDMの再現性について考察した。

さらに、多数のATDMのうち、本課題実施中に改良したうえで初期被ばく線量の推計に用いられた2種のATDMに関して、初期被ばくにおいてとくに重視すべきブルームの再現性の確認を行い、先行課題で構築された初期被ばく線量の推計手法を用いた避難シナリオごとの線量率推計の妥当性を再確認した。

これら各研究開発内容で用いた手法の詳細は、4. 結果及び考察において記載する。

4. 結果及び考察

4. 1 事故後初期の環境中核種濃度の実測値と空間線量率の関係に関する予備的検討

(1) 事故後初期の観測データの再整理

ATDMによるCs-137等の大気中核種濃度の計算結果の検証に用いられてきた大気中濃度の実測データとして、先行研究5-1501の報告書に掲載された表をもとに再整理した結果を表3.1に示す。

また、本研究での解析、ATDMとの比較に利用した空間線量率の主なデータセットを表3.2に示す。

(2) 大気中核種濃度の実測値、ATDMによる予測値から推計した空間線量率と実測値の比較

1) 初期内部被ばく線量評価の観点からとくに再現性の検証が重要なブルームの抽出

大気汚染常時監視測定局の浮遊粒子状物質 (SPM) 測定機で使用されていたテープ状ろ紙の測定を活用した先行研究^{1),2)}によって、事故後初期の放射性Cs濃度の時空間分布の再現が進み、とくに、新たに測定された1 F 20km圏の2測定局 (双葉町双葉局、檜葉町檜葉局) および先に測定されていた南相馬市原町局の3地点が、1 F 近傍での高濃度の放射性Csを含むブルームの断続的な通過の把握においてとくに重要な意味をもつ。2011年3月12日15時36分に1号機水素爆発が起きたが、1 F 北西約3kmの双葉局でのSPMろ紙の測定では、これより早い14~15時に一連の測定での最大値 $13,600\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ のCs-137が検出され、福島県原子力センターの上羽鳥モニタリングポスト (以下MPと略記、1 F 北西約6km) でも、14時台前半から

推計に適用する核種構成比については、先行課題で予備的な検討に着手していたが、放射性物質の環境中への放出量の推計値（ソースターム）に関する研究における設定値⁴⁾、MPにおけるγ線スペクトルの波高分析の結果⁵⁾、事故後初期の大気中試料の実測値等の結果について再整理し、原子炉停止時点の表中の8核種の構成比のデフォルト値を表3.3のように設定した。

なお、大気中試料の実測値の解析から、核種構成比、とくに初期被ばくの観点から注目されるI-131とCs-137の比は、日時、場所によって大きく変動したことが知られており⁶⁾、代表的なソースターム⁴⁾においても、I-131/Cs-137比の日時による変化が設定されている。後述する計算プログラムでは、日時によって、I-131/Cs-137比やTe-132/Cs-137を変化させることができる設定としたが、核種構成比の実測値は極めて限られており、比をデフォルト値以外に客観的に設定することは容易ではない。本研究では、デフォルト値から構成比を変化させることで、実測値との定量的な合致度が向上するか否かの半定量的な検討にとどめ、多数モデル、多地点での比較では、一貫してデフォルトの核種構成比を適用した。

設定した核種構成比をもとに、核種ごとの半減期に応じた物理的減衰を考慮したうえで、SPMろ紙などによる大気採取試料中のCs-137濃度実測値やATDMによる計算値に乗じて各核種の濃度を推計し、これらに大気中濃度から線量率への換算係数⁷⁾（表3.3に掲載）を乗じて、核種からの寄与を合算した空間線量率を推定した。定式化の詳細については、グラウンドシャインの推計手法とともに後述する。

3) 1F近傍の大気中濃度の実測値からの推計線量率と実測線量率の比較

ATDMの計算結果への適用に先立ち、大気中Cs-137濃度の実測値に対して線量率の推計手法を適用し、近隣の空間線量率の実測値との比較を1F南側、北側各1地区で行った。1Fから南～南南西方向に約18km離れた檜葉町内のSPM檜葉測定局と福島県の山田岡MPは、1km弱の距離で近接し、かつ1Fからの方位がほぼ同一である。この2地点の組み合わせについては、先行研究で予備的検討に着手していたが、本課題で一部更新した短寿命核種の構成比の設定値をもとに、SPM檜葉局の大気中Cs-137濃度から推計した空間線量率の推定結果と山田岡MPの実測結果を比較した（紙幅の制約から図は掲載省略）。

3月15日未明の2つのピークについて到達時刻はよく一致したが、SPM中のCs-137濃度からの推計値は、空間線量率の実測値に対してやや過小であった。その要因として、I-131または他の短半減期核種とCs-137の比が実際には表3-3の設定値より大きかった可能性が考えられ、仮にXe-133*/Cs-137比（*は、原子炉停止時に半減期補正した値の意）をデフォルト設定の3倍に設定すると、線量率もよく一致した。但し、このブルームの風下での到達先である、15日午前0時の茨城県東海村付近のMPに関する解析結果⁵⁾では、15日午前0時のXe-133/I-131比は50～60（減衰補正した比は約68）であり、むしろ、デフォルト設定値に近い。また、茨城県東海村の日本原子力研究開発機構原子力科学研究所(JAEA/NSRI)で大気試料を捕集して測定されたI-131/Cs-137比は8前後⁸⁾、減衰補正するとデフォルト測定値の10と整合的であった。これら2地点は1Fからみてほぼ同一の方角にあるとはいえ同一の地点ではなく、ファクター2程度の差異に収まっていることで、定量的な一致度は良好と評価すべきであろう。

この2地点では、16日の未明～午前にも2つのピークがみられる。このうち、1-2時の1つめのピークは、仮にXe-133の比をデフォルトの3倍としても実測値に対してなお過小であり、このブルームは核種構成比が他とかなり異なる可能性がある。このブルームが後に到達するJAEA/NSRIでの実測結果⁷⁾では、I-131*/Cs-137比はデフォルト値の数倍であった。Katataらのソースターム⁴⁾では、15日20時～16日6時の放出分について、当該時刻におけるI-131/Cs-137比として30としており、原子炉停止時点に半減期補正するとI-131*/Cs-137比は約44となる。さらに、Whole Body Counterによる測定で16日朝のいわき市の滞在者のI/Cs比が高かったことが報告されていること⁹⁾とも整合する。

次に、相双方部南相馬合同庁舎のほぼ真西約2kmにSPM原町局が位置することから、この2地点の対に

表3.3 設定した放射性核種構成比と換算係数

Radio-nuclides	Default assumed ratio to Cs-137	Conversion factor ((mSv·h ⁻¹)·(kBq·m ⁻²) ⁻¹) [Soil]	Conversion factor ((mSv·h ⁻¹)·(kBq·m ⁻³) ⁻¹) [Air]
Cs-137	1	2.1E-06	1.3E-04
Cs-134	1.03	5.4E-06	3.4E-04
Cs-136	0.31	7.4E-06	4.8E-04
I-131	10	1.3E-06	8.1E-05
Te-132	20	8.0E-07	4.4E-05
I-132		7.8E-06	5.2E-04
I-133	21	2.1E-06	1.3E-04
Xe-133	800	Excluded	7.4E-06

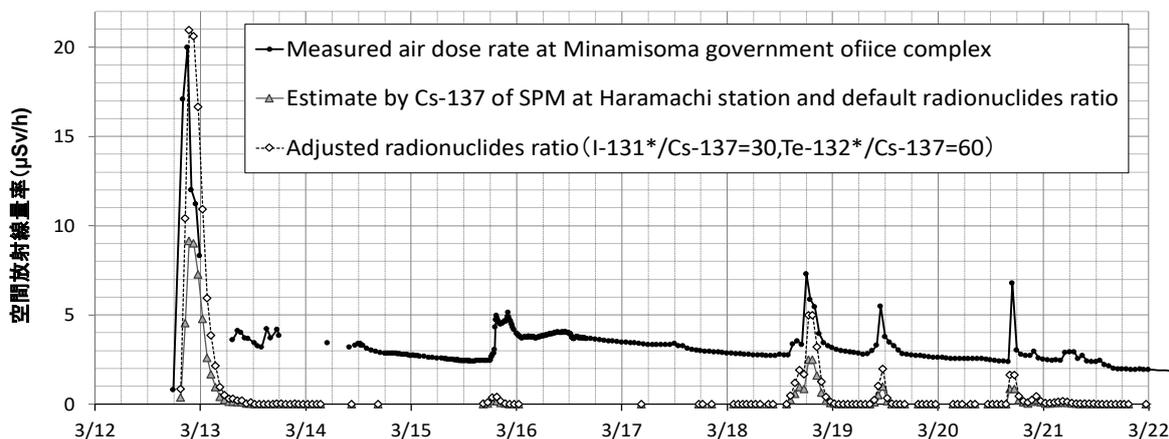


図3.1 原町局でのSPM測定値からの空間線量率の推計値と南相馬合同庁舎での実測値の比較

ついて、SPMのCs-137実測値と核種構成比から推定した値を、空間線量率の実測値と比較した。

図3.1に示すとおり、3月12日夜をはじめ複数回のプルームの到達時刻は両測定データではほぼ一致しているが、SPMからの推計値と実測値の大小関係は上記の檜葉町のケースと同様、プルームごとに異なる。12日夜についてみると、デフォルトの核種構成比では、線量率の推計値は実測より過小であった。先行研究で、SPMろ紙のI-129実測値とI-131のガス：粒子比の仮定から、このプルームのI-131/Cs-137を30と推計したことを用い、Te-132*/I-131*比は2で不変と仮定して線量率を推計したところ、ピークの線量率は約 $20 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ で実測値とよく一致した。但し、檜葉町のケースで試算したように、Xe-133との比を大きく設定することによっても推計値と実測値の差異は小さくなることに注意が必要である。

(3) 地表沈着量の実測値をもとにしたグラウンドシャインの推計と空間線量率実測値との比較

核種の地表沈着密度に基づく空間線量率推計の先行研究の代表例として、Endo et al.¹⁰⁾が挙げられる。この研究では、2011年3月15～30日に、原発5km～60km圏で土壌を採取して10核種の放射能を測定し、これと換算係数を用いて空間線量率への核種別寄与の変遷を示すとともに、空間線量率の推計結果を近傍の地点での空間線量率の実測結果と比較した。この結果から、線量率への寄与の大きな核種ごとの地表沈着密度が得られれば、ATDMの計算結果からも同様の空間線量率推計が期待できると考えた。

短寿命核種の土壌沈着量に関して、事故後数日スケールでの実測値は極めて限られているのに対し、事故後数週間のスケールでは多くの情報がある。文部科学省による100地点以上での調査結果¹¹⁾では、I-131、Cs-134、Cs-137、Te-129m、Te-132、Cs-136、La-140の7核種についての土壌試料中濃度($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)と採取地点での空間線量率が報告されており、本研究の重要な参照データとなる。このデータセットを用いて、土壌に沈着した核種構成比、土壌沈着量から推定した空間線量率と実測値の相関、の二つの観点から解析を行った。核種構成比に関しては、先行研究で大気中濃度の解析と同様、I-131*/Cs-137比とTe-132*/Cs-137比に着目した。なお、Te-132は、その壊変でできるI-132の空間線量率への寄与が大きい核種であるが、事故から数週間経過した後のデータでは検出されない場合が多い。このため、Tagamiら¹²⁾の成果をもとに、Te-129mの実測値を採用し、Te-132*/Te-129m*=14.5としてTe-132濃度を推計した。

I-131*/Cs-137比とTe-132*/Cs-137比の関係を図3.2に示す。浜通り南部などでI-131*/Cs-137が表3.3で設定したデフォルト値の10より高い値をとる場合があるが、このとき、Te-132*/Cs-137が比例的に高くなる場合と、デフォルト値の20前後の値をとる場合があることは、先行研究での大気中濃度についての解析結果でも見られた傾向である。Te-132は壊変核種I-132からの寄与により、空間線量率に大きく影響するため、さらに詳細な解析が必要であるが、先に設定した核種構成比のデフォルト値は、概ね妥当な値と判断し、土壌沈着量についても同じ構成比の値を採用した。

前述の文部科学省による調査結果は、土壌質量あたりの放射能($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)で示されているため、採取深さ5cm、土壌密度 $1.3\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ と仮定して、面積あたりの放射能($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$)に変換した後に換算係数¹²⁾を適用して空間線量率を推計した。土壌中核種濃度測定と併せて行われた空間線量率の実測値との関係をプロットした結果を図3.3に示す。全体としてみれば、推計された線量率は、実測値に比べて2倍余り過大評価であった。表層に沈着したと仮定した換算係数を適用しているが、実際には下方にも移行しており、

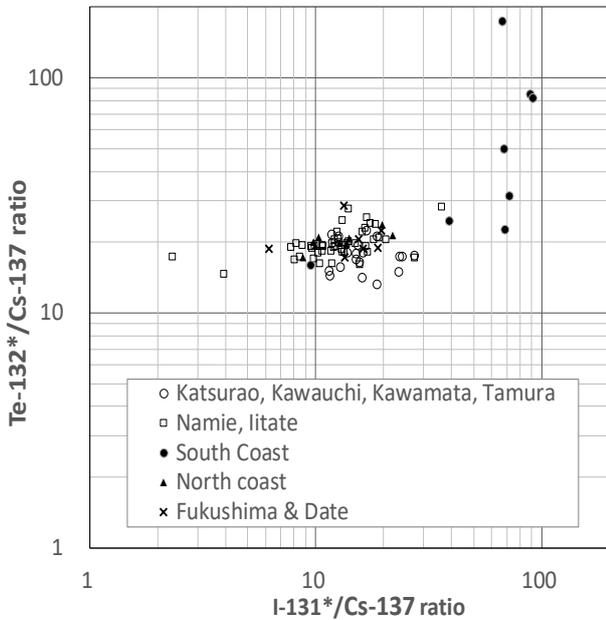


図3.2 福島県内各地の表層土壌における I-131/Cs-137比とTe-132/Cs-137比の関係

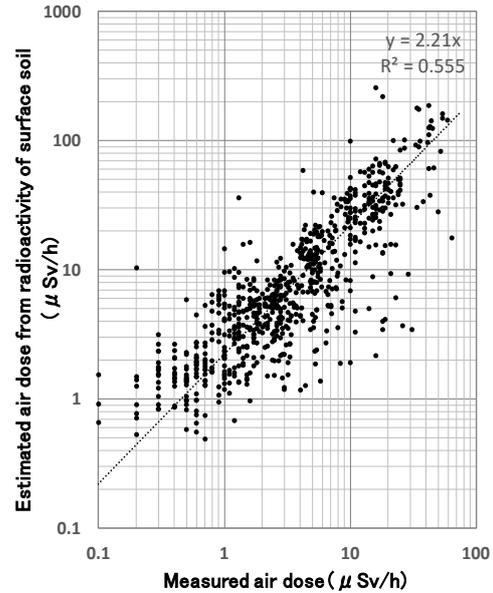


図3.3 表層土壌中濃度から換算した地表沈着量をもとに推計した空間線量率と実測値との比

採取深さや密度の仮定値が過大であれば、線量率は過大推計となる。一方、線量率が過少推計となった地点も存在するが、ある地点の空間線量率は、地表面の沈着密度だけでなく、周辺の樹木などへの沈着物や土壌表面の不均一性などの影響を受けていると考えられる⁵⁾。

4. 2 ATDMによる計算値をもとにした空間線量率推計モデルの構築と多種のモデルへの適用

(1) 定式化

上記の一連の予備的検討により、Cs-137についての大気中濃度および地表沈着量の実測値と本研究で設定した核種構成比を用い、さらに大気中濃度・地表沈着量から線量率への換算係数を適用することで推計した空間線量率が、線量率の実測値と比較可能との見通しが得られたことから、次にATDMによる空間線量率と地表沈着量の計算値をもとに、空間線量率を推計した。推計の考え方は、4.1(2)1)、2)に概略を記述したが、以下に定式化する。

まず、クラウドシャイン分について、IAEA-TECDOC1162手順書E7(空気イメージョン)を参照した。

$$E_a = \sum_{i=1}^n C_{a,i} \cdot CF_{a,i}$$

E_a : 大気中核種による空間線量率、いわゆるクラウドシャイン ($\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$)

i : 放射性核種の種類 (核種構成比のベースとしたCs-137を $i=1$ とする)

$C_{a,i}$: 核種 i の大気中濃度 ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$)

$CF_{a,i}$: 核種 i の大気中濃度から空間線量率への換算係数 ($\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}\cdot(\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$)

ここで、各核種の大気中濃度 $C_{a,i}$ はCs-137濃度 $C_{a,1}$ に対する核種 i の放射能(Bq)単位での濃度比 R_i を乗じて求めるが、時刻とともに核種固有の半減期 $T_{1/2,i}$ に応じて減衰するため、核種比は時間とともに変化する。先に設定した核種構成比は炉の停止時点 t_0 の値であり、 R_i^* と添字*を付した。一方、炉からの放出事象の変化や核種による沈着挙動の相違等のため、 R_i は日時、場所によってデフォルト値と異なる値をとりうる。このため、定式化においては t に依存する変数での表現とした。4.1の予備的検討で、 R_i^* を変化させた場合について考察したが、後の計算では、全時間帯においてデフォルト値を充てた。特定の時間帯や到達地点で R_i を変化させる場合には、停止時 t_0 時点の比 R_i^* として設定したうえで、減衰補正を行えばよい。時刻 t における半減期 T_i の核種 i の濃度は以下で計算される。基準とした核種Cs-137の半減期は約30年で、短寿命核種の半減期に比べて十分長いため、Cs-137自身の壊変は定式化および計算の簡略化のため無視した。

$$C_{a,i}(t) = C_{a,1}(t) \cdot R_i^*(t) \cdot \left(\frac{1}{2}\right)^{\left(\frac{t-t_0}{T_{1/2,i}}\right)}$$

右辺最後の項は半減期に沿った核種ごとの減衰を表す項である。

同様にグラウンドシャイン分については、IAEA-TECDOC1162手順書E3（土壌汚染）を参照した。

$$E_g = \sum_{i=1}^n C_{g,i} \cdot CF_{g,i}$$

E_g ：地表沈着した核種による空間線量率、いわゆるグラウンドシャイン（ $\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ ）

$C_{g,i}$ ：核種*i*の地表沈着密度（ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ）

$CF_{g,i}$ ：核種*i*の地表沈着密度から空間線量率への換算係数（ $\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}\cdot(\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2})^{-1}$ ）

ここで、 $C_{g,i}$ は事故以降の各時刻*t*の大气から地表への核種*i*の沈着フラックスの積算値である。核種構成比 R_i^* が時間に対して不変であれば、時刻*t*までのCs-137の積算沈着量 $C_{g,i}$ に対して R_i^* を乗じればよいが、 R_i^* が時刻とともに変化する場合、構成比の変化を考慮した時刻ごと、核種ごとのフラックスを積分する必要がある。したがって減衰による変化を半減期補正した R_i^* 自身の時刻依存性を考慮して、

$F_{g,i}(t)$ ：Cs-137の時刻*t*における地表沈着フラックス（ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ）

を用いて、以下のように定式化される。

$$C_{g,i} = \int_{t_0}^t F_{g,i}(t) \cdot R_i^*(t) \cdot \left(\frac{1}{2}\right)^{\left(\frac{t-t_0}{T_{1/2,i}}\right)} dt$$

但し、クラウドシャインと同様に、後の計算では全時間帯でデフォルト値を充てた。

（2）2種のATDMによる予備的検討：SPMろ紙からの推計、ATDMからの推計、実測値の三者の比較

まず、予備的検討として、本課題サブテーマ6を担当する国立環境研究所が先行研究での内部被ばく線量推計¹⁴⁾に適用した2種類のATDM（WRF-CMAQ、NICAM）の計算結果の提供を受けて線量率推計を行った。これらは、後に述べる多モデルの比較のM08rev、M12revに相当し、いずれも解像度は3kmである。多モデルの比較と同様、同一のソースターム⁴⁾、同一の気象場¹⁵⁾を入力データとしている。

4.1（2）3）で解析対象とした檜葉町、南相馬市原町区に加え、福島県中通り地方（福島市、郡山市）についてもSPMろ紙によるCs-137実測値と核種構成比からの線量率の推計を行い、これらの地点について、SPMろ紙からのクラウドシャインの推計結果、ATDMによる空間線量率（クラウドシャインおよびグラウンドシャイン）の推計結果、空間線量率の実測結果の三者の比較を行った。また、SPM測定点ないし測定試料がないため大気中Cs-137濃度の実測値はないが、空間線量率が実測されていた地域として、いわき市と飯舘村を取り上げてATDMによる空間線量率の推計手法を適用し、空間線量率の時系列変化について、実測値とATDMによる推計値の二者の比較を行った。

SPM檜葉局と近接する山田岡MPでの実測値との比較の結果を図3.4に示す。MPでの実測、SPMろ紙の測定値に基づく推計値とも、プルーム通過による最大のピークは3月15日午前3時であるのに対し、2種のATDMの結果は1-2時間ずれがあった。ATDMの計算値とデフォルトの核種構成比から計算したピークの空間線量率は、SPMろ紙の実測値からの推計値と同様、実測値よりやや過小であったが、ファクター2以内に収まっていた。16日のプルームの到達後の沈着由来のグラウンドシャインの寄与がモデルの計算結果で明瞭に表れている。但し、沈着量をモデルが過大評価したため線量率は大幅な過大推計であり、沈着量に0.2を乗じて下方修正した結果も図に示した。

次に南相馬市原町区に立地するSPM原町局での推計値および南相馬合同庁舎での線量率実測値（図3.1に既掲載）とATDMによる推計値（後の図3.9(b)に記載）を用いて三者を比較した。先にSPM原町局との比較結果を示した12日夜のプルームについて、南相馬合同庁舎の実測値では20時に $17\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ 、21時に $20\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ が観測されたのに対し、ATDMは2種とも3時間早い17~18時にピークがあった。ピーク線量率の定量性に関しては、NICAMはデフォルト核種比のままではほぼ合致し、WRF-CMAQはファクター5近く過小であった。原町局のSPMろ紙からの推計ではファクター2程度過小だったが、線量率の測定点とは約2km離れており、ピークの到達時刻も少しずれていた。これら一連の推計値とMPでの線量率の実測値の大小関係

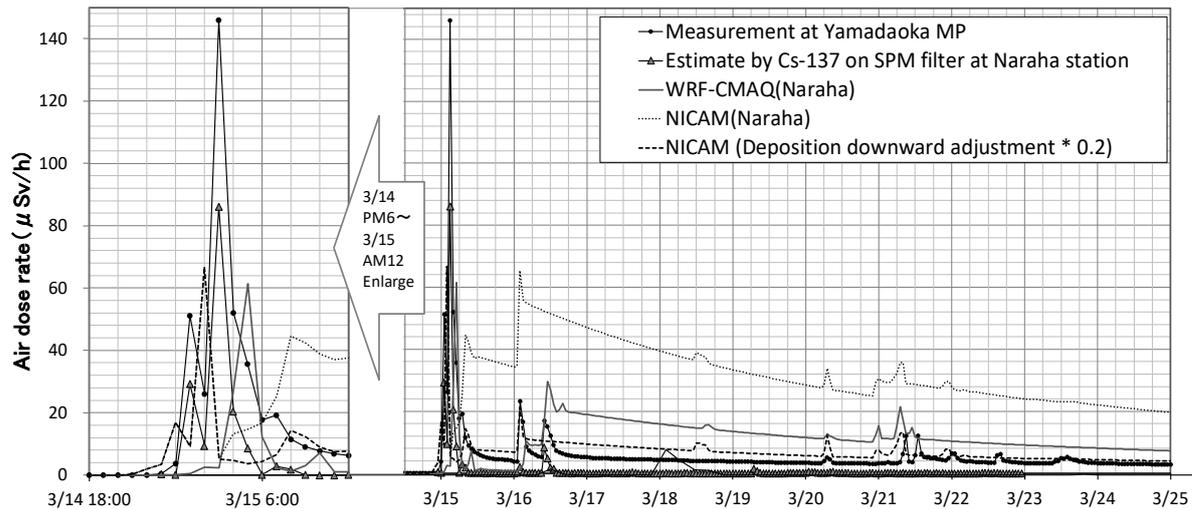


図3.4 榎葉町における線量率実測値、Cs-137大気中濃度の実測値および2種のATDMからの推計値の比較
 だけから、核種構成比について議論を深めることは困難である。なお、この12日のプルーム到達後、15日の次のプルーム飛来までのグラウンドシャインについて、NICAMは定量的にもよく再現していた。

次に新たに解析対象とした中通りの福島市の結果（図3.5）について考察する。福島市では、3月15日16時台から空間線量率が急上昇し、17時に約 $20 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ に達した後、20時に約 $24 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ で最高値となった。これに対し、SPMろ紙によるCs-137の大気中濃度の最大値は、19時、20時の $20\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 程度で、これと核種構成比から求めたクラウドシャインの寄与は約 $0.2 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ で実測された線量率よりも2桁も小さい。一方、2種のATDMは、空間線量率の上昇とその後の減衰パターンを概ね再現していた。とくに、NICAMは、線量率の急上昇する時刻、ピークの線量率をよく再現した。15日午後～夕刻の北西方向へのプルーム中の放射性核種は、福島市に達した段階では雲、霧粒、雨粒に取り込まれるなど、大部分がSPM計では捕集されにくい形態であったと考えられる。こうした湿性のプルームの場合、地上の大気中濃度では到達がとらえにくい、クラウドシャイン、グラウンドシャインの両方をATDMの計算結果から線量率を推計したことで、ATDMが移流拡散と沈着を的確に再現できていたことが確認できた。

県中部の郡山市での15日午後の比較結果を図3.6に示す。SPMろ紙のCs-137の大気中濃度の最大値は14-15時の約 $21 \text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 、相当するクラウドシャインの寄与は約 $0.2 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ であるが、線量率の実測では、14時台に最大で $8 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ を超える値が観測されている。その後、 $3 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ 前後で、物理的減衰パターンとは異なる不規則な変動があり、測定における局所的な影響があった可能性もあるが、プルーム到達時間帯に降雨は記録されていないものの、沈着が起きやすい気象条件であったことが窺われる。NICAMはプルームの到達時刻はほぼ再現しているが、到達時点での線量率は両モデルとも大幅に過小予測である。WRF-CMAQでは、累積の沈着由来の線量率で見れば、その後到達したプルームの沈着の影響で実測値とファクター2程度に収まっているが、プルームの到達のタイミングには実測とずれがみられる。

SPMろ紙による大気中濃度の測定値は得られていないが、プルーム通過による空間線量率の顕著な変化が観測されていた地域として、いわき市（平地区）と飯舘村（村役場）について、空間線量率の実測値とATDMからの推計値の推移を比較した。いわき市平地区では、15日未明と16日昼前の2度、 $20 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ 前後の高い空間線量率を記録したが、いずれも短時間で線量率が低下するパターンであり、沈着は限定的であったと考えられる。15日4時に実測でみられた線量率のピークについては、両モデルとも定量的にもよく一致し、とくにNICAMは時刻も合致していた。一方、16日午前にみられた2つのピークについて、WRF-CMAQは時刻、定量性の両面で良好であったが、NICAMではピークが現れていない。なお、両モデルとも沈着については過大評価であった。飯舘村役場（図3.7）では、15日午後にプルームが到達し、ピークの18時台では $40 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ を超えた。ピーク到達後の線量率の減衰パターンは、先に述べた福島市内のパターンと類似しており、到達時点から沈着が支配的であったと考えられる。ATDMの結果では、NICAMはプルーム到達の時刻はほぼ合致したが、線量率はファクター5以上、過小であった。WRF-CMAQでは到達時刻は実測より遅れ、16日朝に見られた第2のプルーム到達分との累積でも沈着由来の線量率は過小である

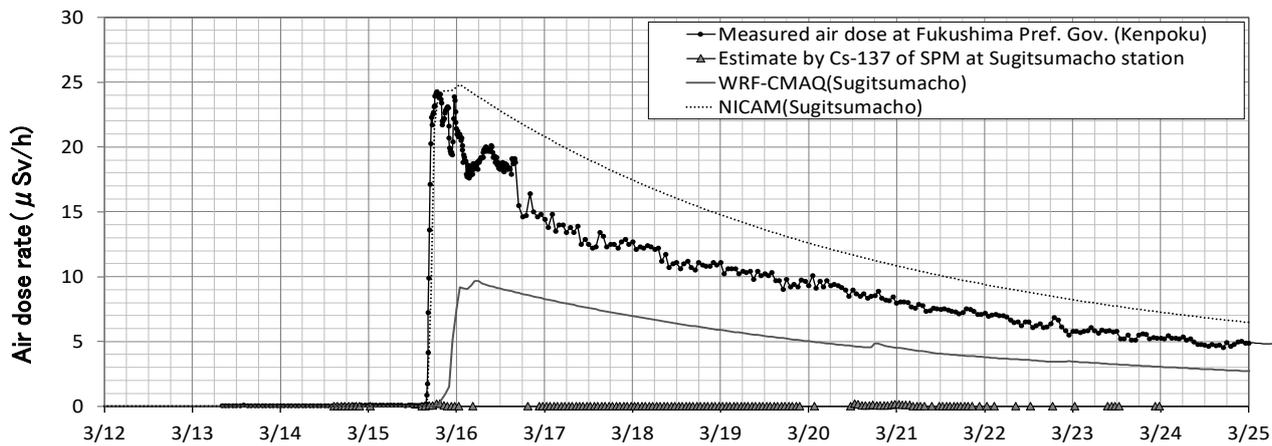


図3.5 福島市における線量率実測値、Cs-137大気中濃度の実測値および2種のATDMからの推計値の比較 at

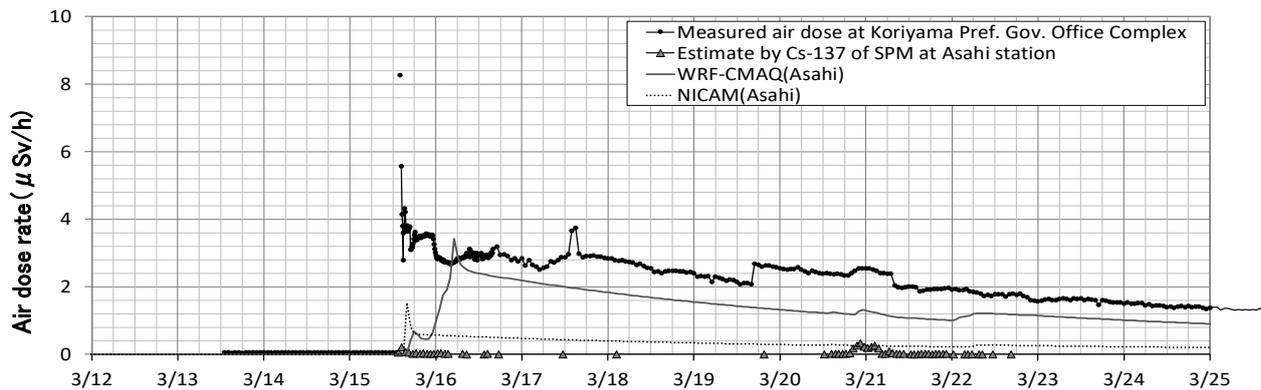


図3.6 郡山市における線量率実測値、Cs-137大気中濃度の実測値および2種のATDMからの推計値の比較

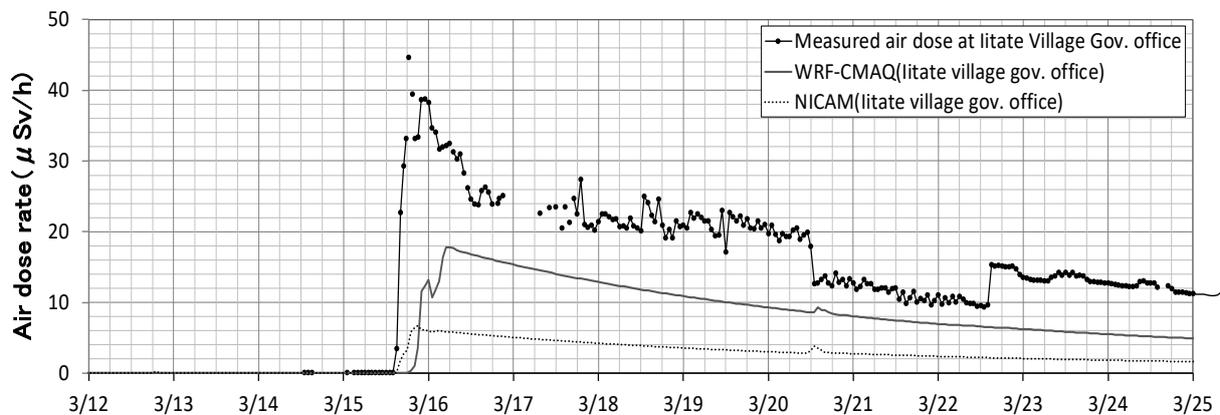


図3.7 飯舘村役場における線量率実測値と2種のATDMからの推計値の比較

が、実測値とファクター2程度に収まっていた。

(3) 空間線量率推計手法の多種のATDMへの適用

上記(2)で空間線量率推計手法を2種のATDMに適用し、主要なプルームのATDMによる再現性に関して有用な知見が得られる見通しを得たことから、より多くのATDMに本手法を適用し、ATDMによる事故後初期の事象の再現性の検証をさらに進めた。

対象としたATDMは、サブテーマ1担当機関が中心となって実施されてきたATDMの国際相互比較プロジェクト(MIP: Model Intercomparison Project)に参画したモデル、および本課題への参画機関のATDMの最新の計算結果である。MIPでは、第二次比較(2ndMIP、格子間隔3km)に12種のモデルが参画し、そのうち9種が第三次比較(3rdMIP、格子間隔1km)に参画した。各々のアンサンブル平均を加えると2ndMIPが13種、3rdMIPが10種で、このほか、本課題に参画する3機関4種のモデルについて、2ndMIP,

表3.4 比較対象としたMIPへの参加モデル

No.	Model Name	Group/Institute	E/L	OD/ND	2nd	3rd	rev
M01	AIST-MM	AIST	E	OD	○	○	
M02	PELLO	FOI	L	ND	○		
M03	HIRAT	Fukushima U.	L	ND	○		
M04	IdX	IRSN	E	ND	○	○	
M05	GEARN	JAEA	L	OD	○	○	○
M06	WRF-Chem-J	JAMSTEC	E	OD	○	○	
M07	NHM-Chem	MRI	E	ND	○	○	○
M08	WRF-CMAQ	NIES	E	OD	○	○	○
M09	SCALE	Nagoya U. / Hokkaido U.	E	OD	○	○	
M10	Polyphemus	Tsinghua U.	E	ND	○		
M11	WRF-Chem-T	Tsinghua U.	E	OD	○	○	
M12	NICAM	U.Tokyo/NIES	E	OD	○	○	○
E:Eulerian model, L:Lagrangian model							
OD: Model with Own Dynamical cores to calculate meteorological fields							
ND:Model Without OD							



図3.8 計算結果の抽出対象地点

3rdMIPとは異なる条件下での最新の計算結果の提供を受けた。これらの一覧を表3.4に示す。

ATDMとの比較対象とする空間線量率の実測地点として、1F周辺のモニタリングポスト(MP)18地点、福島県七方部7地点、20-50km圏調査対象の6地点、環境放射能水準調査など福島県以外の10都県による測定地点11地点を選び、このほか、研究機関等での独自の測定が行われた6地点、これらの地点に近接する、SPMろ紙による大気中Cs-137濃度データが利用可能な地点16地点の計64地点(図3.8)を選定した。これらの地点の緯度経度をもとに、各ATDMの最も近い格子点の計算結果の抽出を提供者に個別に依頼、または許諾を得てMIPに提供されたデータセットから抽出した。抽出したのは大気中濃度の1時間値、乾性沈着量、湿性沈着量の1時間値で、全体を通じて、時刻の表記は1時間の平均化ないし積算期間の終了時刻で表記している。提供される沈着量の計算値はフラックスであり、先に示した式により積算して累積沈着量を求めたうえで、定式化した推計手法をもとに空間線量率を推計した。ATDMからの計算結果の抽出後の一連の計算はExcel上で実施しており、グラフ化など一部の処理はVBAでプログラム化した。

4. 3 主要プルームの再現状況のモデル間比較と初期被ばく線量推計結果の妥当性の検証

12日夕の北西-北へのプルーム(P1)、15日未明以降の南方向へのプルーム(P2)、15日午後から夜にかけての重大な沈着を伴う北西方向へのプルーム(P3)を中心に、各プルームが通過したと考えられる複数の地点について、ATDMによるプルーム到達の再現性を、ピークの到達時刻の実測との合致度、ピークの線量率の値の合致度を主な指標として定量的に比較し、沈着によるグラウンドシャインの状況についても適宜考察に加えた。以下、これら主要プルームが到達した地点ごとに結果と考察を示す。

(1) 12日の北西-北へのプルーム(P1)

まず、予備的検討でも取り上げた南相馬市原町区の南相馬合同庁舎における線量率の実測値と延べ27種のATDMの計算結果から推計した線量率のグラフを図3.9(a)に、3月12日正午-13日正午の拡大図を図3.9(b)に示す。図3.9(a)の実測線量率(凡例最下行の濃桃色で表示)の推移から、この地点には12日夜の最大のピークのほか、15日夜、18-20日に複数のプルームが到達したことが読み取れ、一部で時刻のずれがみられるが、ほぼこれに対応したピークがATDMの結果でも再現されている。12日夜のピークから次の15日のピークまでの間、15日夜のピークから18日のピークまでの間について、ATDMからの推計値の減衰の傾きは、実測値の減衰の傾きとほぼ一致しており、本推計手法で設定した核種構成比のもとでは、傾きはTe-132の壊変による減衰に強く影響される状況が表現されていると考えられる。既に予備的検討でも述べたとおり、拡大図(b)に表された実測線量率のピークが12日20-21時であるのに対し、3時間程度早くピーク到達を再現したATDMが少なくなく、また過大推計傾向にある。

このプルームは避難が進行中の地域を通過してきた可能性があり、初期被ばくの推計の不確実性の観点からは、1Fにより近い地域でのATDMの再現性が重視される。そこで、浪江町の中心部に位置する福

島県の浪江MPについて、同様の比較を図3.10(a)、(b)に示す。実測値では、16時に線量率が既に $100 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ を超えているが、ピークは17時の $134 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ であるのに対し、ATDMの計算結果では、16時がピークでその後低下しているものも多く、到達がやや早い。

こうした到達時刻、ピークの線量率の合致度について、多種のATDM間の差異を概観するため、横軸にピーク到達時刻の合致度（プラス方向が実測より遅れて到達）、縦軸に計算値と実測値の比をとってプロットした散布図を図3.11に示す。モデル間での差異がかなり大きいですが、両地点とも、総じてみれば2ndMIPのほうがピーク線量値の合致度は高く、全モデルのアンサンブル平均でファクター2以内であった。原町へのピークの到達が早いATDMでは多いが、3rdMIPではモデル間の差異が大きい。浪江MPでは、時刻、ピーク値とも合致度の良い単一のモデルがあるが、原町については、どのモデルも合致

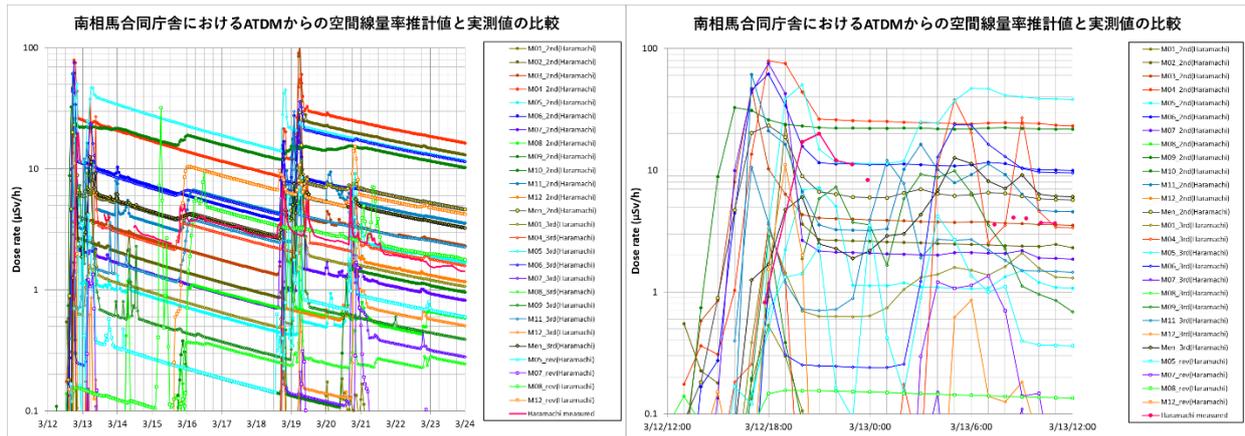


図3.9 (a) ATDMによる推計値と実測線量率の比較（南相馬合同庁舎） (b) 3月12日-13日の拡大図

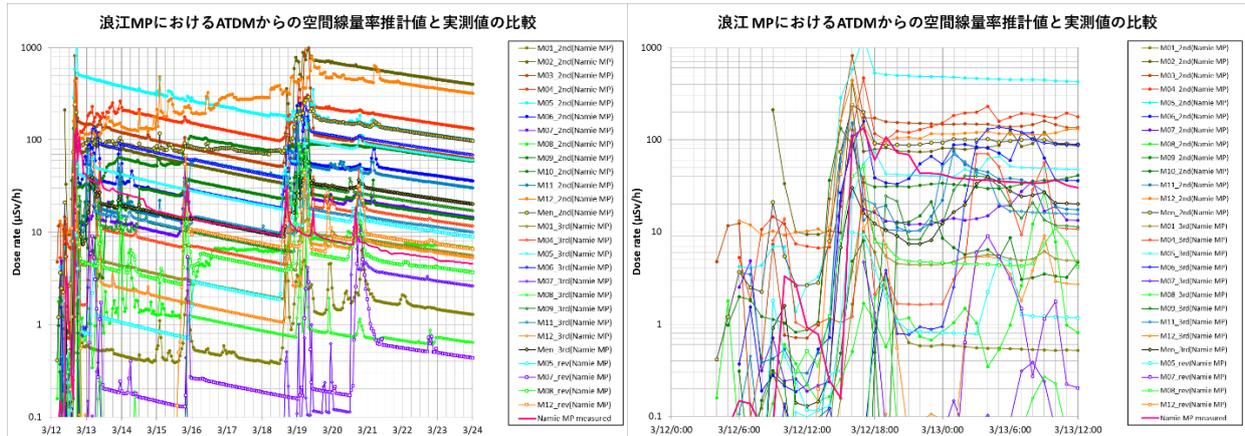


図3.10 (a) ATDMによる推計値と実測線量率の比較（浪江MP） (b) 3月12日-13日の拡大図

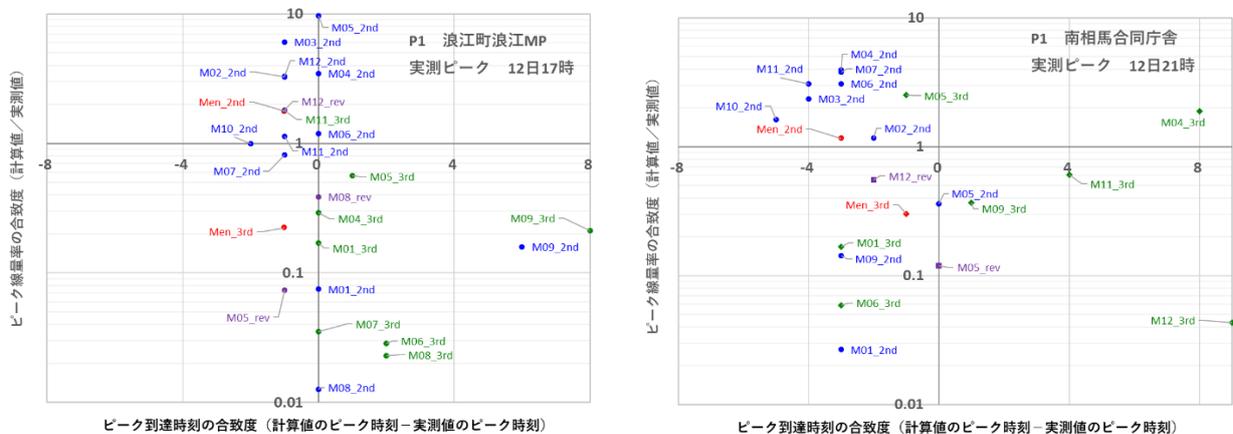


図3.11 プルームP1の到達時刻とピーク値の合致度 (a) 浪江町浪江MP (b) 南相馬合同庁舎

度が十分とは言えない。

(2) 15日未明から早朝にかけてのプルーム (P2) の福島県内の南下

次に15日未明のP2を取り上げる。このプルームが通過した檜葉町の山田岡MPは、SPM檜葉局に近接しており、本研究の着想時点から最初の解析対象としてきた地点である。P2は浜通りを南下しており、2種のモデルに関する予備的検討と同様、平地区での福島県七方部の線量率測定データを用いて、比較を行った。これらの2地点について、15日のP2および翌16日のP4を含む時間帯の拡大図を図3.12(a)、(b)に、ピーク到達時刻、ピーク値の合致度の散布図を図3.13(a)、(b)に示す。

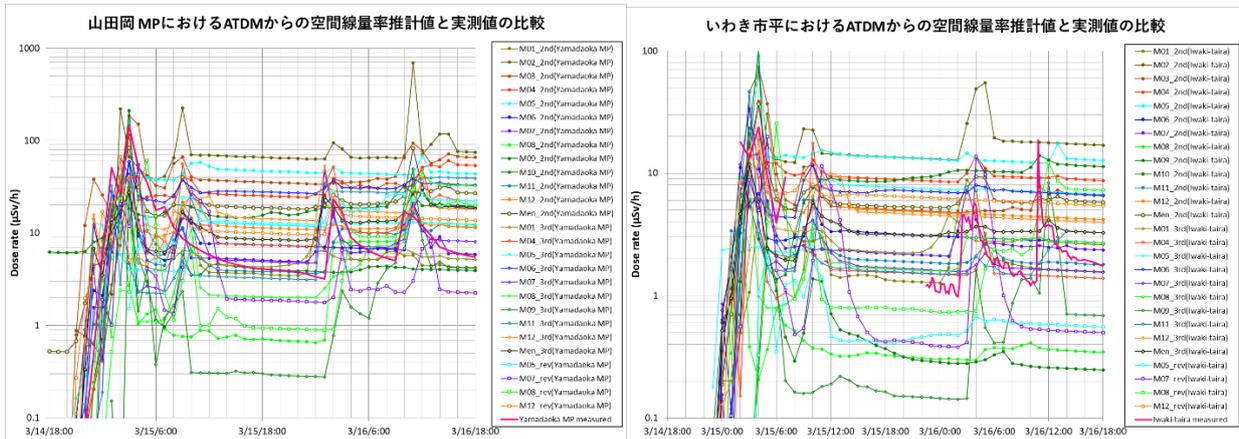


図3.12 ATDMによる推計値と実測線量率の比較 (a) 檜葉町山田岡MP (b) いわき市平

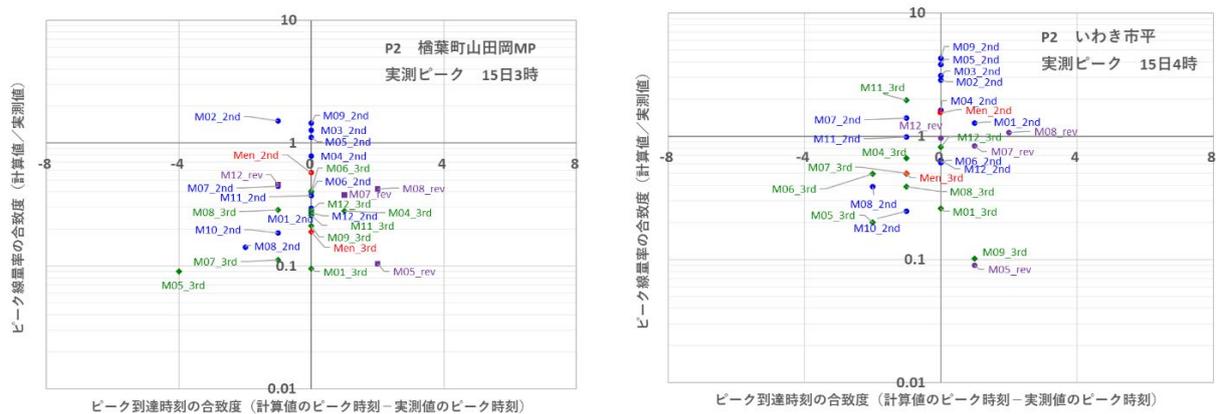


図3.13 プルームP2の到達時刻とピーク値の合致度 (a) 檜葉町山田岡MP (b) いわき合同庁舎

図3.12から、山田岡MPでは、15日未明の最大のピーク、16日未明、16日午前の計3つのピークのタイミングを多くのモデルが再現していることが読み取れる。これら3つのピークは、いわき市平での実測値でも山田岡MPから1時間程度の遅れで見られる。15日未明のプルームP2の到達のタイミング、ピーク値の合致度をまとめた図3.13から、これら2地点への到達のタイミングを半数前後のATDMが正確に再現している。先に行ったSPMろ紙の実測値からの線量率推計において過小予測であったことから、短寿命核種の比がより高かった可能性について触れていたが、ATDMの予測値でも檜葉では過小だが、いわき市平では逆にやや過大予測であった。2ndMIPのアンサンブル平均では、2地点ともに到達時刻は合致し、ピーク値もファクター2の範囲に収まっていた。解像度の高い3rdMIPのほうが必ずしも合致度が高いと言えないのはP1と共通であるが、地点のピンポイントでの比較であるため、解像度が高いがゆえにプルームの軸の僅かなずれが結果に顕著に表れやすいことが影響している可能性がある。

(3) 15日午前から午後にかけてのプルームの広域拡散

(2) で述べた15日朝のプルームP2はさらに南下して関東広域に達したことが知られているが、北関東3県においては、SPMろ紙が利用可能なのが茨城県南部に限られており、ATDMの検証に制約があった。そこで次に、茨城県東海村のJAEA/NSRI、茨城、栃木、群馬3県の環境放射能水準調査地点において、ATDM

からの推計結果との比較を行った。これらについては、各ATDMの線量率ピークの到達時刻、ピーク値の合致度について、これら地点の風上側にあたる福島県の2地点も含めて図3.14に示した。先に示した福島県浜通りの2地点、北関東の4地点を通して、到達時刻、ピーク値の両面で良好な再現性を示すATDMとして、M01_2nd、M03_2nd、M04_2ndがあり、2ndMIPのアンサンブル平均Men_2ndも良好であった。茨城県東海村、水戸へのプルーム到達が多くモデルで2~3時間早く、宇都宮ではモデル間の差が大きく、さらに西の前橋のほうが宇都宮より合致度が高い。

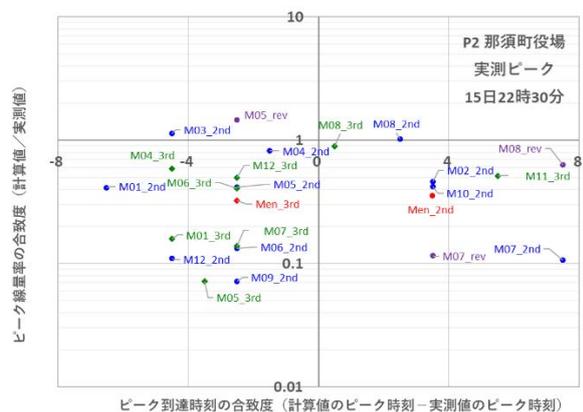
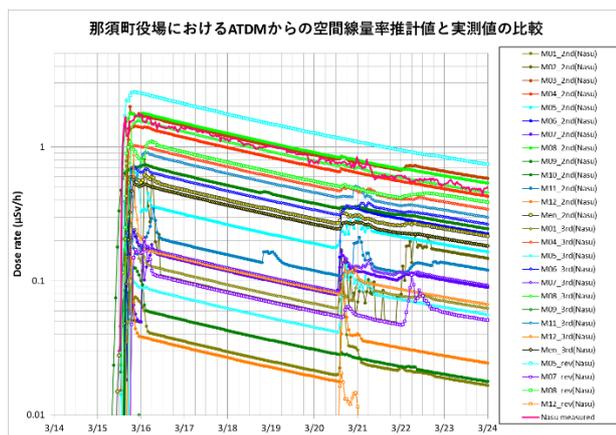
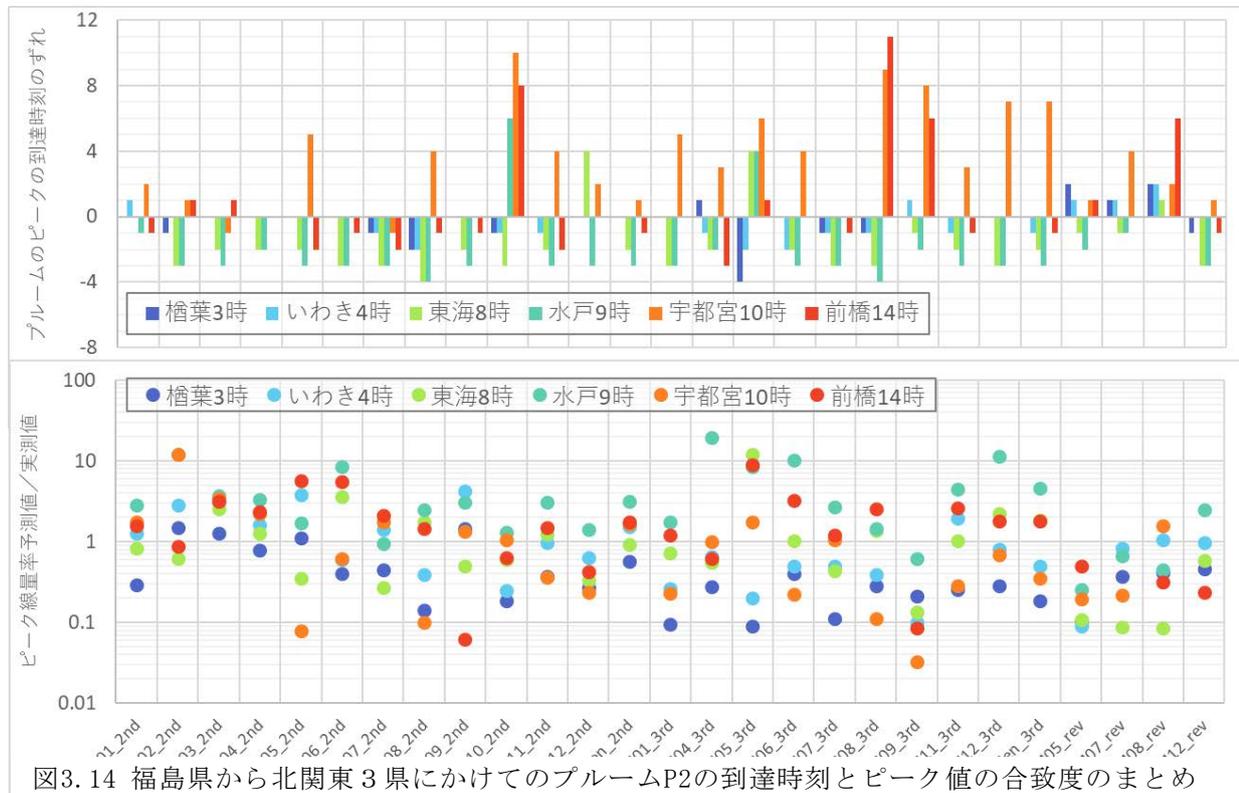


図3.15 ATDMによる推計値と実測線量率の推移の比較、および両者の合致度 (栃木県那須町)

南下して関東地方に達したP2は、その後、西進するとともに北上したと考えられるが、宇都宮へのP2到達の再現性が他地点よりもやや劣っていることは、北上した経路の再現が困難であることを窺わせる。上述のとおり栃木県内にはSPMろ紙データがなく、経路の詳細な検証は困難であるが、北上した先の栃木県北部の那須町で線量率実測が行われていたことから、ここでの結果の比較を図3.15に示す。航空機モニタリングの結果から、那須町周辺は、関東の中で沈着量が多かったことが知られている。15日午後から深夜にかけての沈着の再現はATDM間の差異が大きく、全体としては過小予測傾向であったが、定量的に的確に再現したATDMもあった。実測値がピークに達する7時間前の15日15:30にはピークに近い水準ま

で実測線量率が上昇しており、ピーク到達を数時間早く予測したATDMが多いことは、強ちずれているとはいえない。ここに至るまでのP2の1Fからの総輸送距離は長く、途中の輸送経路で風向変化を伴い、さらに降水を伴う複雑な事象であるが、それでも多くのATDMが沈着に主に寄与したプルームと沈着のタイミングの再現には成功していると思われる。

(4) 15日午前から午後にかけての福島県中通り方面へのプルームの輸送

予備的検討において、郡山市で15日14時台に観測された線量率実測値に対し、SPMろ紙測定データから推定したクラウドサインでは大幅に過小であり、降雨は観測されていないが沈着が示唆されることを述べた。線量率の実測開始時点の線量率が最大であり、プルームの真のピーク到達時刻はこれよりさらに早い可能性もあるが、図3.16(a)に示したとおり、15日午後の早い時間帯のプルーム到達のATDMによる再現は良好とはいえない。実際より遅れて到達した後の沈着量がファクター2程度の範囲内で再現できているATDMは複数あるが、全体としては過小予測傾向である。到達時刻からみて、このプルームは先に示した栃木県内など関東北部から北上したのではなく、1Fから西方に輸送されたと考えられることから、郡山への輸送経路の風上にあたる、1F西方の川内村診療所における比較を図3.16(b)に示した。ここでの実測のピークは15日11時であるのに対し、多くのATDMでは、2~3時間程度、遅れてピークが再現されている。郡山に比べて、遅れの幅は小さいが、ソースタームで15日7-11時の放出量が高く設定されていることとの関係でいえば、この放出はATDMが再現しているよりも早く西方に輸送され、中通りに達した可能性がある。さらに西方の会津若松での実測線量率のピークは15日22時台の $2.5 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ であるが、18時前には $1 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ を既に超えており、到達のタイミングはATDMでの再現では遅れ気味である。この15日の日中に福島県内を横断する方向に輸送されたプルームは、湿性沈着を伴っており、ATDMの再現性の検証という点で、さらなる精査に適したものと考えられる。

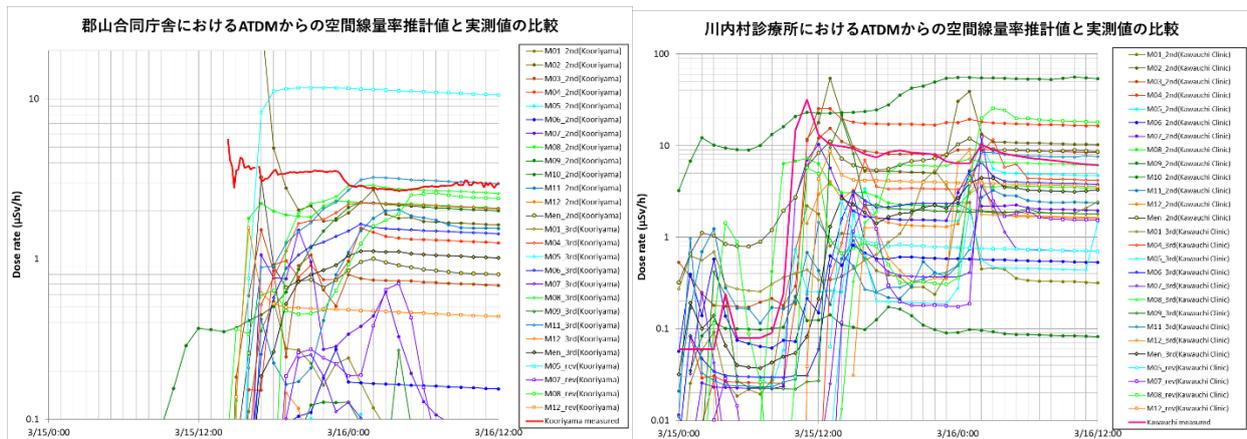


図3.16 ATDMによる推計値と実測線量率の推移の比較 (a) 郡山合同庁舎 (b) 川内村診療所

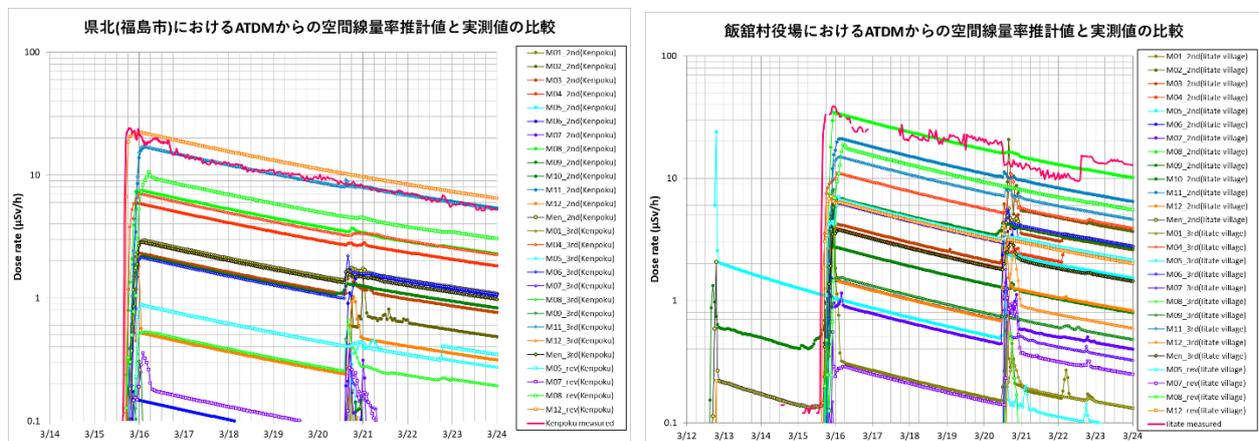


図3.17 ATDMによる推計値と実測線量率の推移の比較 (a) 県北保健福祉事務所 (b) 飯舘村役場

(5) 15日午後から夜にかけての北西方向へのプルーム(P3)の輸送

予備的検討の図3.8(福島市)、図3.10(飯舘村)において、1F事故で最も顕著な沈着域を形成したとされる15日午後以降の北西方向へのプルームについて既に述べた。これら2地点についての線量率の推移の実測値とATDMによる推計値の比較を図3.17に示す。

図3.17(a)から、沈着由来の線量率の推移、ピークの到達のタイミングの両方をよく再現するATDMがあることが読み取れ、うち1つは既に予備的検討で言及したNICAM(M12_rev)である。多くのATDMが過小予測傾向で、アンサンブル平均では、2nd、3rdともに1桁程度過小であるが、これら両地点の再現性が比較的優れたATDMは共通している。降水による顕著な沈着を伴ったプルームであるため、降水がありながらも、すべてが地表沈着せず一部は福島市まで輸送されたことを表現できたATDMが、良好な再現性を示したと考えられる。予備的検討において、福島市内でSPMろ紙の大気中濃度からのクラウドシャインによる推計線量は、実測線量率2桁程度乖離があったが、輸送、沈着計算に基づく推計線量が実測値の推移と定量的にもよく一致するATDMが複数あり、県庁所在地福島市で15日夜に $20 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ を超えた際の、降水時に大気中濃度は低い線量率は高いという事象の本質をよく表現していると考えられる。

(6) 事故後初期の内部被ばく線量評価に関する考察

プルーム別の再現状況の考察の最後にとりあげた15日夕～夜のプルームでは、線量率の高さのわりには、呼吸由来の内部被ばくは小さかったと考えられる。12日夕のP1や、15日未明のP2での解析から得られたように、非降水時の空間線量率変動は、大気中の放射性核種濃度の変動とほぼ連動しているが、降水時の両者の関係は非降水時と大きく異なる。15日のP3に関しては、降水による地表沈着が、飲食物経路での内部被ばくに寄与していないかどうかの確認のほうにより重点が置かれるべきであろう。

既に触れたとおり、先行課題5-1501での中心的な研究対象であった呼吸由来の初期内部被ばくについては、避難の時期との関係も含め、3月12日の北西-北方向へのプルームP1が、最も重視される。図3.10-図3.12を用いて論じたとおり、解像度の高いATDMのほうが再現性が良いとは言えないなど、気象場の再現にさらなる課題があるが、プルームの通過経路である浪江町浪江MPのプルーム通過は比較的良好に再現されていた。先行課題の成果をもとに発表された初期被ばく線量のATDMによる推計結果¹⁵⁾で用いられたのはM08_revとM12_revの線形分散最小推定によるアンサンブル平均¹⁶⁾であり、これらの浪江MPでの再現性は良好であることから、避難指示の境界であった10km圏付近での線量推計は概ね妥当であったと考えられる。但し、さらに北上して20km圏外に至る輸送過程については、ATDMの再現性が十分ではない。このプルームのI-131/Cs-137比が高かった可能性という観点も含め、初期被ばく線量評価の不確実性の課題が解消しきれたとはいえない。

5. 研究目標の達成状況

大気拡散モデル(ATDM)の計算結果について、大気中濃度、地表沈着量、空間線量率の三者の観測値との整合性を再検証するという目標に関しては、代表的な放射性核種であるCs-137の大気中濃度と地表沈着量をもとに、核種構成比を乗じてクラウドシャインとグラウンドシャインの各々の寄与を計算する手法を定式化し、濃度・沈着量の実測値にあてはめてその妥当性を確認したうえで、多数のATDMに適用・比較することができたことで、目標を十分に達成した。比較対象としたATDMには、他のサブテーマで得られた最新の気象場やソースタームの最新の成果を反映したものが含む点も目標に沿ったものである。複数の主要なプルームにこの手法を適用し、非降水時のプルームの到達のタイミングやピークの線量率のモデル間比較を行うとともに、降水時に大気中濃度は低い線量率は高い状況がATDMで再現できることを確認することができ、気象条件、とくに降水の有無に留意して、これら三者の相互関係を整理するという点についても、目標を達成した。先行研究5-1501での初期被ばく線量推計に用いられた2種のATDMについて、最重視すべきプルームについての1F近傍での再現性が確認できたことで、線量推計結果の妥当性の再検証を行うという目標も達成することができた。

6. 引用文献

- 1) Oura, Y. et al: Journal of Nuclear and Radiochemical Sciences 15, 15-26 (2015).
- 2) Tsuruta, H. et al: Geochemical Journal 52, 103-121 (2018)
- 3) Sato et al.: JGR Atmospheres, 123. (2018)
- 4) Katata, G. et al. : Atmos. Chem. Phys. 15, 1029-1070. (2015):
- 5) Terasaka, Y. et al: J. Nucl. Sci. Tech., 53, 1919-1932. (2016)
- 6) Tsututa, H. et al. : Sci. Rep. 9:13240. (2019)
- 7) IAEA : IAEA-TECDOC-1162, TABLE E14. (2000)
- 8) Ohkura, T. et al.: JAEA-Data/Code 2012-010. (2012)
- 9) Morita, N. et al.: Radiation Research, 180, 299-306. (2013)
- 10) Endo, S. et al. : J. Environ. Radioact., 111, 18-27. (2012)
- 11) 文部科学省: 土壌モニタリングの測定結果 (平成 23 年 5 月 31 日まで)、平成 24 年 9 月 12 日現在.
(2012) (原子力規制委員会 HP より公開)
- 12) Tagami, K. et al.: Environ. Sci. Technol., 47, 5007-5012. (2013)
- 13) IAEA : IAEA-TECDOC-1162, TABLE E3. (2000)
- 14) Takagi, M. et al.: J. Environ. Radioact., 218, 106233. (2020)
- 15) Sekiyama, T. T. et al.: J. Meteorol. Soc. Jpn., 93, 49-64. (2017)
- 16) Goto, D. et al.: Atmos. Chem. Phys., 20, 3589-3607. (2020)

II-4 放出源推定手法の改良及び1F事故の放出源情報の再推定

国立研究開発法人 日本原子力研究開発機構

原子力基礎工学研究センター	環境動態研究グループ	寺田 宏明
原子力基礎工学研究センター	環境動態研究グループ	門脇 正尚
原子力基礎工学研究センター	環境動態研究グループ	都築 克紀
原子力基礎工学研究センター	環境動態研究グループ	古野 朗子（平成30～令和元年度）

【要旨】

原子力施設等における事故時に放出される有害物質の大気中動態評価に必要な放出源情報を推定する手法を高度化するため、ベイズ推計を導入して機能拡張することで、空間スケールの異なる複数の大気拡散計算と、大気中濃度、沈着量、及び降下量という複数種の環境測定データの総合的な比較が可能な放出率最適化手法を構築した。この手法を用いて、東電福島第一原子力発電所（以下、1F）事故時の放出源情報の再推定結果を得るため、国内外の大気中濃度、航空機モニタリングによる沈着量分布、及び日降下量の環境測定データと、局地、領域、及び半球スケールの大気拡散計算出力のデータベースを整備し、既往研究によるI-131及びCs-137の放出率に最新の環境測定値を用いて検討を加えた初期放出率の最適化を行った。この最適化結果を用いた大気拡散計算を大気中濃度と地表沈着量の測定値と比較したところ、再現性の向上が見られ最適化が有効であることが示された。しかしながら、北半球スケールの大気拡散計算の再現性と最適化に使用した測定値に起因する推定精度の課題が指摘された。この再推定結果の不確かさについて、ベイズ推計における不確かさ設定値が推定結果に与える影響や、使用した測定データと拡散計算の再現性に基づき考察した。以上により、放出源情報推定手法を改良し、これを用いて1F事故の放出率の再推定を行い、その不確かさ評価を加えた放出源情報を得るという目標を達成できた。さらに、1F事故後の環境測定データ取得状況に沿った試験解析により本手法の緊急時への応用可能性を検討したところ、本手法により、緊急時において事故影響の概況把握に有効な放出源情報を迅速に取得することが可能であることが示された。

1. 研究開発目的

1F事故では、地震と津波に起因する電源喪失等により、事故直後に放出源情報の実測値を得ることができなかった。そこで、様々な機関により大気輸送・沈着モデル（以下、ATDM）による拡散シミュレーションと環境モニタリングデータを用いた放出源情報の逆推定が実施された。この放出源情報の推定手法について、日本原子力研究開発機構（以下、JAEA）により事故直後から実施された放出源情報推定ではリバース法が用いられた¹⁾⁻⁶⁾。リバース法では、単位放出率（ 1 Bq h^{-1} ）を仮定した大気拡散計算による大気中濃度を環境モニタリングデータと比較し、ある地点・時刻に測定された大気中濃度を計算値で除することで放出時刻の放出率が求められる。この推定手法では、対象とする放射性プルームに対して、基本的に1つの測定値と計算値の比較から放出率を求める。また、この時に使用する大気拡散計算による放射性物質の時間空間分布には不確かさがある。そのため、拡散計算の補正と比較に使用するデータの選定を専門的知見と経験に基づく主観的評価により行う必要があり、客観性に課題がある。一方、より多くの測定値と大気拡散計算を客観的な統計解析手法に基づき総合的に比較して推定する推定手法がインバース法である。これは1F事故に対しても適用されてきた⁷⁾⁻¹⁰⁾が、これらの研究は、局地、領域、全球のいずれかの空間スケールの大気拡散計算と環境モニタリングデータの比較による推定であり、推定結果に差異が見られることが課題となっていた。

そこで、本サブテーマでは、原子力施設等における事故時に放出される有害物質の大気中動態評価に必要な放出源情報をインバース法により推定する手法を高度化するとともに、これを用いて1F事故時の放出源情報の再推定結果を得ることを目的とする。

2. 研究目標

有害物質の大気放出を伴う事故時の放出源情報推定手法をベイズ推計の導入により改良し、複数空間スケールの大気拡散計算と、大気中濃度、沈着量等の複数種の環境測定データを総合的に用いた放出率の逆推定を可能とする。また、他のサブテーマから提供される大気中濃度データ等を用いて1F事故の放出率の再推定を行い、その不確かさ評価を加えた放出源情報を得る。

3. 研究開発内容

3. 1 放出源情報推定手法の改良

インバース法による放出源情報推定手法を構築して改良するため、ベイズ推計に基づく放出率最適化手法を導入した。この解析手法は、Bayesian synthesis method¹¹⁾を用いたCO₂放出量推定手法¹²⁾を参考にしたものである。このベイズ推計に基づく放出率最適化手法の原理は、予め一定の根拠をもって与えられた放出率時系列の事前推定値（先験情報）からの修正量と、大気拡散計算結果（大気中濃度、沈着量等）の実測値からの偏差で評価されるコスト関数（ J 、式1）を最も小さくする放出率 s を求めるものである。

$$J = [(Ms - d)^T C(d)^{-1} (Ms - d) + (s - s_0)^T C(s_0)^{-1} (s - s_0)]/2 \quad (1)$$

ここで、変数の定義は以下のとおりである。

M ：1時間間隔の放出区分に対するソース・レセプター行列（単位放出条件（1 Bq h⁻¹）の大気拡散計算結果から作成）

s ：1時間間隔の放出率ベクトル

s_0 ：放出率の先験情報

d ：測定値ベクトル

$C(x)$ ：ベクトル x に関する不確かさの共分散行列（ $C(x) = \sigma x(i)^2 \delta(i, j)$ 、）

J が最小となる放出率 s は、以下により求められる¹³⁾。

$$s = s_0 + [M^T C(d)^{-1} M + C(s_0)^{-1}]^{-1} M^T C(d)^{-1} (d - Ms_0) \quad (2)$$

この最適化手法の原理として、測定値ベクトルとソース・レセプター行列には、異なる種類の観測値や大気拡散計算結果をそれぞれ1つの行列の構成要素として混在させることができる。そこで、放出地点近傍から全球まで様々な地点で測定された複数の種類の観測値と、計算領域や格子解像度が異なる複数の空間スケールの大気拡散計算結果から、それぞれ1つの測定値ベクトルとソース・レセプター行列を作成し、これらを用いて上記の最適化を行うものとした。これにより、多種多数の環境測定値と、複数の異なるスケールの大気拡散計算の総合的な比較に基づく放出源情報の推定を可能とした。

3. 2 1F事故放出源情報の推定への適用

先述した放出率最適化手法を1F事故に適用し、本手法の妥当性を検証するとともに、放出源情報の再推定を行った。以降、日時は特に必要がない場合、2011年を省略して日本標準時で記す。

1) 大気拡散シミュレーション

ベイズ推計で使用するソース・レセプター行列作成のため、ATDMにより放出期間を一定期間で分割して単位放出条件（1 Bq h⁻¹）で計算した大気中濃度と地表沈着量のデータベース（以下、拡散DB）を整備した。ATDMには、JAEAで開発した大気拡散データベースシステムWSPEEDI-DB¹⁴⁾を使用した。WSPEEDI-DBでは、米国大気研究センターを中心に開発されたメソスケール気象モデルWeather Research and Forecasting model（以下、WRF）¹⁵⁾により気象場を計算する。WRFは、標高や土地利用等の地形データと気象予報・解析データを入力として、運動量3成分、熱エネルギー、水蒸気量、雲水量等についての保存式を解くことにより、対応する風速や気温、降水量等の気象要素を計算する三次元非静力学気象予測モデルである。局地から全球までの幅広いスケールの気象計算が可能であり、大気放射、地表面熱収支、大気境界層乱流、雲・降水などの物理過程を考慮できる。放射性物質の大気拡散計算は、JAEAで開発した大気拡散モデルGEARN¹⁶⁾により、WRFで計算した気象場を用いて計算する。GEARNは、放射性物質を模擬

した多数の仮想粒子の移流と拡散過程による移動を追跡することで放射性物質の大気輸送を計算するラグランジュ型粒子拡散モデルである。沈着過程として、乱流により地表面へ直接落下する乾性沈着と、降水による湿性沈着を考慮している。WRFのネスティング計算による各計算領域の気象場に基づき、高解像度狭域計算と低解像度広域計算

を、領域間の仮想粒子の流入・流出情報を交換しながら実行することで、両領域について整合的・連続的な大気拡散計算が可能である。

本研究では、局地、領域、半球の3つの空間スケールの拡散DBを整備した。全てのスケールの拡散DBに共通の条件として、放出分割時間間隔及び出力時間間隔は1時間とした。また、放出高度・形態ケースとして、20 m及び120 mの点状放出のほか、水素爆発時を想定した $100 \times 100 \times 100 \text{ m}^3$ 及び $100 \times 100 \times 300 \text{ m}^3$ （それぞれX、Y、Z方向の長さ:m）の体積源による拡散DBを作成した。局地及び領域スケールの拡散DBには、Terada et al. (2020)¹⁷⁾により構築された拡散DBを用いた。以下に概要を記す。対象領域は、1F周辺190 km四方（図4.1左のDomain3、格子解像度：1 km）及び東日本域570 km四方（図4.1左のDomain2、格子解像度：3 km）であり、これら2領域についてGEARNのネスティング計算により拡散DBが作成された。対象期間は、3月12日00時－3月31日24時である。WRF気象計算の初期・境界条件には、気象庁GPV（MSM）が使用された。Domain1に対して、1F、福島第二原子力発電所（以下、2F）、福島県モニタリングポスト大野局の風向風速、及び計算領域内の気象官署とアメダス観測地点の地上気象観測値により4次元変分法（4D-Var）によるデータ同化が実施された。さらにアンサンブル気象計算とベイズ推計を組み合わせた解析手法により再現性が向上されている。GEARN拡散計算の沈着計算には、精緻な沈着モデル⁶⁾が使用された。この沈着モデルでは、ガス態・粒子態の化学形の違いが区別されている。乾性沈着では、地表面粗度、風速、粒径等の影響を考慮して乾性沈着速度を計算している。湿性沈着では、雲内・雲下洗浄を区別して雲凝結核活性化や固相・液相を含む雲の微物理過程等を考慮して除去速度を計算しており、放射性物質が霧水に取り込まれて地表面に沈着する霧水沈着過程も考慮している。Cs-137計算用には粒子態、I-131計算用には有機ガス態（ CH_3I ）、無機ガス態（ I_2 ）、及び粒子態（CsI）の3種のデータベースが作成された。半球スケールの拡散DB（核種：粒子態）は、北極点を中心とした北半球約16500 km四方（図4.1右）を対象範囲とした大気拡散計算を実施して作成した。半球スケールの拡散DBの期間は、領域スケールより長期間の拡散の影響を考慮するため3月12日00時－4月20日24時とした。局所・領域スケール拡散DB作成で使用されたKatata et al. 2015)⁶⁾の沈着モデルは、数kmの格子解像度の計算で実証されているが、半球スケールの数十kmの格子解像度の計算に対する妥当性は確認されていない。そこで、半球スケール拡散DB作成のための拡散計算では、低格子解像度計算で検証されたTerada and Chino (2008)¹⁶⁾の沈着モデルを使用した。その他の主な計算条件を表4.1にまとめた。

本研究で最適化した放出源情報の妥当性検証のため、半球スケールのATDM計算から得られたCs-137の

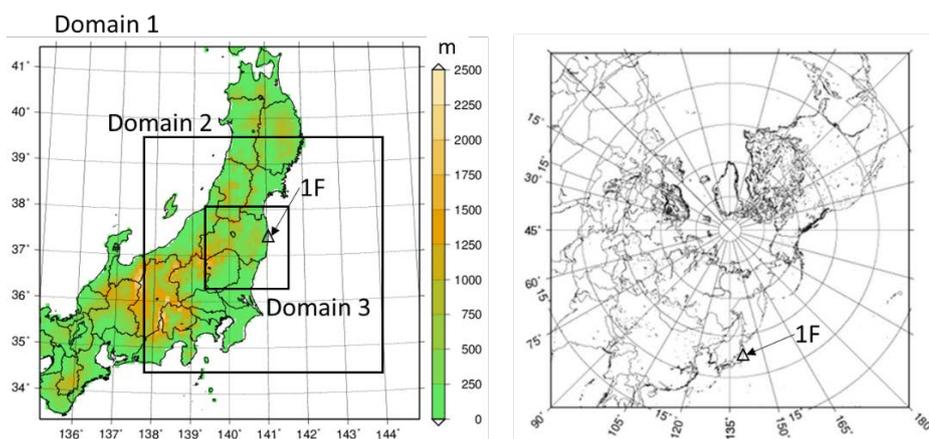


図4.1 ATDM計算領域（左：局地・領域スケール（色塗り分けは標高）、右：北半球スケール）

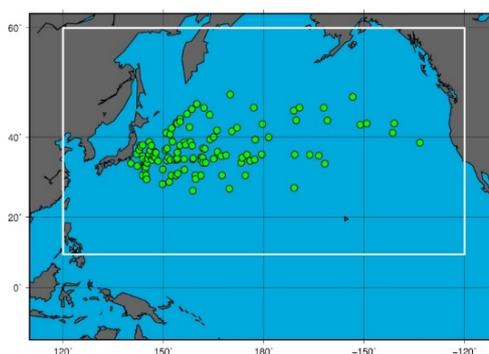


図4.2 Cs-137表層海水中濃度計算のための計算領域（白枠）。緑点はCs-137表層海水中濃度観測地点²⁰⁾。

大気中濃度を観測値（詳細は、2）環境測定データ参照）と比較した。さらに、ATDM計算による海表面へのCs-137沈着量を入力値とした海洋拡散計算を実施して、Cs-137の表層海水中濃度を観測値²⁰⁾と比較することで、半球スケールのATDM計算によるCs-137沈着量の再現性を確認した。海洋拡散計算では、JAEAが開発した海洋拡散モデルSEA-GEARN-FDM^{21, 22)}を使用し、2011年3月11日—2012年4月1日を計算期間、北緯10.1° - 60.1° 及び東経120.1° - 240.0° の北太平洋を計算領域（水平格子解像度0.1°、時間ステップ360 s）とした（図4.2）。海況場の初期条件及び境界条件は、気象庁気象研究所のMOVE/MRI.COM²³⁾で計算された海況場を使用した。海洋拡散計算と同じ北太平洋を計算領域としたATDM計算で計算した3月中のCs-137の沈着量を、海洋拡散計算の入力値として用いた。このATDM計算は、2011年3月11日—4月1日を計算期間とし、その他の計算条件は表4.1と同様である。1Fから海洋へのCs-137の直接放出として、Kawamura et al. (2017)²²⁾の放出源情報を使用した。

表4.1 半球スケール拡散DB作成のためのATDM計算条件

水平格子解像度	54 km
時間ステップ (WRF)	60 s
時間ステップ (GEARN)	30 s
水平拡散係数 (GEARN)	Gifford (1982) ¹⁸⁾ modified by Terada et al. (2013) ¹⁹⁾
初期条件・境界条件 (WRF)	気象庁GPV (GSM全球域)
データ同化 (WRF)	解析値ナッジング
物理スキーム (WRF)	
境界層過程	Mellor-Yamada-Nakanishi-Niino Level 2.5
微物理過程	Morrison double-moment scheme
積雲対流過程	Betts-Miller-Janjic scheme
短波放射過程	Rapid Radiative Transfer Model
長波放射過程	Dudhia scheme
地表面過程	Five-layer thermal diffusion scheme

2) 環境測定データ

環境測定データとしては、国内外で測定された複数種のデータを使用した。まず、Cs-137については、領域スケールの拡散DBとの比較による最適化には、浮遊粒子状物質 (SPM) 計る紙分析による大気中濃度の1時間間隔データ（以下、SPM濃度）（100地点）^{24, 25)}、福島県内²⁶⁾、茨城県のJAEA²⁷⁻²⁹⁾と高エネルギー加速器研究機構 (KEK)³⁰⁾、千葉県の日本文学センター (JCAC)³¹⁾、東京都の産業技術研究センター (TIRI)³²⁾、1F³³⁾、及び2F³⁴⁾等でのダストサンプリングによる大気中濃度（以下、ダストサンプリング濃度）（48地点）、茨城県モニタリングポストにおけるNaI波高分布解析濃度³⁵⁾（6地点）、東日本における日降下量（13地点）³⁶⁾、及び航空機モニタリングによる地表沈着量（3523格子）³⁷⁾を用いた。なお、SPM濃度は、ブルーム通過時刻の拡散DBと現実のずれを吸収するため、6時間平均値で計算値と比較した。SPM双葉局のデータは、測定地点が1Fの近傍（西北西3.2 km）に位置し、現在の拡散計算の格子解像度（1km）が十分でないためベイズ推計には使用せず、後述する初期放出率の検討に使用した。半球スケール拡散DBと比較する測定データとしては、包括的核実験禁止条約機関 (CTBTO) の国際観測ネットワークによる大気中濃度（以下、CTBT濃度）（24地点）³⁸⁾のほか、欧州（170地点）³⁹⁾、台湾及びチベット（5地点）⁴⁰⁾、及び米国シアトル（1地点）⁴¹⁾で測定された大気中濃度を使用した。また、海洋拡散計算と比較するためのCs-137表層海水中濃度はAoyama et al. (2013)²⁰⁾によって報告された値を使用した。測定値の不確実性の共分散行列 $C(d)$ の値としては、SPM濃度とCTBT濃度については測定地点ごとに全測定値の標準偏差を与えた。他のデータについては、各データの全測定値に対する標準偏差を基に一定の不確実性（航空機モニタリング沈着量：300000 Bq m⁻²、日降下量：1000 Bq m⁻² day⁻¹、国内ダストサンプリング濃度：70 Bq m⁻³、NaI波高分布解析濃度：70 Bq m⁻³、国外ダストサンプリング濃度（欧州：10⁻⁴ Bq m⁻³、台湾チベット：7×10⁻⁴ Bq m⁻³、米国：2×10⁻⁴ Bq m⁻³）を与えた。I-131については、一定の化学形組成比「無機ガス：有機ガス：粒子=2:3:5」を仮定し、全ヨウ素放出率を最適化した。測定データ d としては、福島県内²⁶⁾、JAEA²⁷⁻²⁹⁾、KEK³⁰⁾、JCAC³¹⁾等で行われたダストサンプリングによる大気中濃度濃度（47地点）、NaI波

高分布解析濃度^{35, 42)} (21地点)、日降下量³⁶⁾ (13地点)、及び航空機モニタリングによる沈着量⁴³⁾ (4126格子)を用いた。SPM濃度は、Cs-137大気中濃度^{24, 25)} (100地点)に、ダストサンプリング濃度を基に求めたI-131/Cs-137比率¹⁷⁾を適用することで、I-131大気中濃度に換算して利用した(3月12日から16日まで)。I-131の国外データは、拡散計算における化学形とその輸送中の変化や、化学形組成比の取り扱いの不確かさが与える影響が大きいと考えられることから使用しなかった。測定値の不確か性の共分散行列 $C(d)$ の値として、各データの全測定値に対する標準偏差を基に一定の不確か性(航空機モニタリング沈着量: $1700000 \text{ Bq m}^{-2}$ 、日降下量: $10000 \text{ Bq m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 、ダストサンプリング濃度: 700 Bq m^{-3} 、NaI波高分布解析濃度: 700 Bq m^{-3} 、SPM濃度については測定地点ごとに全測定値の標準偏差にI-131/Cs-137比率を適用)を与えた。なお、ベイズ推計による最適化において、これらの測定地点の各時刻における拡散計算値の不確か性として、測定地点を含む格子点とその周辺の格子点(東、南、西、北の4点)の計算値の差の絶対値の和を5格子の平均値で除した値を、測定値の不確か性の値に乘じることで考慮した。また、最適化により放出率が負の値となった場合は、 $0 \text{ (Bq h}^{-1}\text{)}$ を与えた。

3) 初期放出率の検討

放出率の先験情報として用いる初期放出率は、Katata et al. (2015)⁶⁾による推定結果をChino et al. (2016)⁴⁴⁾に基づき改訂し、1時間間隔に整理したものを基本データとした。これを、Tsuruta et al. (2018)²⁵⁾で公開されたSPM双葉局のCs-137濃度観測値とガウスプルームモデルによる拡散解析値の比較に基づき、一部期間の放出率を変更した。Tsuruta et al. (2018)²⁵⁾では、SPM双葉局のCs-137大気中濃度測定値から9回(p1, p1v, P1', P3, P5, P6, P8, P10, P11)のプルーム到達が指摘された。そこで、これら9プルームについて、大気中濃度測定値(最大値)を、風速 1 m s^{-1} 、放出率 10^9 Bq h^{-1} を設定条件としたガウスプルームモデル解析値と比較して放出率を算出した。Katata et al. (2015)⁶⁾においてP3の後半ピーク期間(3月15日20-21時)の放出率は空間線量率の測定値を用いて推定されており不確かさが比較的大きいと考えられることから、本手法による推定値を採用し、Cs-137については $7.6 \times 10^{13} \text{ Bq h}^{-1}$ から $4.2 \times 10^{12} \text{ Bq h}^{-1}$ に、I-131(シャットダウン時換算)については元の 3.3×10^{15} から、修正後のCs-137放出率とI-131/Cs-137比(30)⁶⁾を用いて算出した $1.8 \times 10^{14} \text{ Bq h}^{-1}$ に変更した。一方、P3後半以外のプルームについては、使用した1F敷地内または2Fスタックにおける観測値の風向が、1Fから双葉局の方角(北北西)に対して大きくずれていることから、本手法による放出率推定値は使用しないこととした。ベイズ推計における放出率の不確か性の共分散行列 $C(s_0)$ の値としては、各時刻の放出率の100%を与えた。

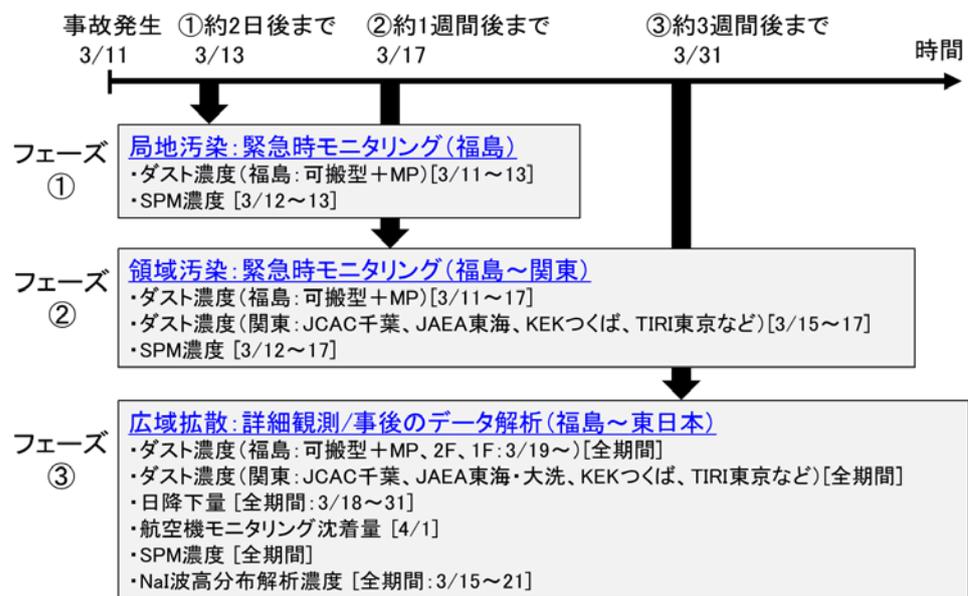


図4.3 緊急時応用試験で使用した環境測定データ

3.3 緊急時への応用可能性の検討

本推定手法の緊急時への応用可能性を検討するため、1F事故後の環境測定データ取得状況の進展に沿った放出率最適化試験を行った。試験では、事故から3月末までの期間をフェーズ①: 約2日後、フェーズ②: 約1週間後、及びフェーズ③: 約3週間後の3つに分け、各フェーズで利用可能な環境測定データを使用したCs-137放出率最適化を実施した。緊急時には迅速性が重視されることから、対象期間の長い半

球スケール大気拡散計算と国外の環境測定データの比較は行わず、3.2で述べた局地及び領域スケールの拡散DBと国内測定データのみを用い試験を実施した。①-③の各フェーズで利用した環境測定データを図4.3に示す。SPM濃度、NaI波高分布解析濃度、及び航空機モニタリング沈着量は、実際には事故から3週間以内には得られたデータではないが、理想的条件を想定して使用することとした。放出開始時刻は、施設敷地内モニタリングポストの空間線量率データ等から設定可能と仮定して、3.2で設定した初期放出率と同じ（3月12日5時）とした。

具体的な解析手順を述べる。フェーズ①では、一定放出率（ 10^{13} Bq h⁻¹）による連続放出を初期放出率として設定し、3月13日までの測定データを使用してベイズ推計により最適化した。フェーズ②では、3月13日までの放出率をフェーズ①の結果、それ以降を 10^{13} Bq h⁻¹で一定とした初期放出率を、3月17日までの測定データを使用して最適化した。フェーズ③では、3月17日までの放出率をステップ②の結果、それ以降を 10^{13} Bq h⁻¹で一定とした初期放出率を、3月31日までの観測データを使用して最適化した。最適化により放出率が0 Bq h⁻¹となった場合は、 10^{10} Bq h⁻¹を最低値として与えて次ステップの初期放出率として使用した。ベイズ推計における不確実性設定は、初期放出率については上記の設定値の不確実性は大きいと考えられることから初期放出率の10倍としたが、その他は3.2と同様とした。本試験におけるベイズ推計による最適化の実行に用いた計算機のスペックは、CPU：Intel Xeon G 6136（3.0 GHz）、コア数：24（ただし最適化解析コードは並列化していない）、メモリ：96 GBである。

4. 結果及び考察

4. 1 1F事故への適用による放出率最適化試験

本研究で改良したベイズ推計による放出率最適化手法の試験として、測定値について全てのデータと種類を限定したケースの放出率最適化を行った。測定値は、ダストサンプリング濃度、SPM濃度、NaI波高分布解析濃度、日降下量、航空機モニタリング沈着量、及び国外ダストサンプリング濃度の6種類に分け、国外ダストサンプリング濃度を除く全データを国内データとした。図4.4は、各ケースの放出率最適化結果である。国内ダストサンプリング濃度は、初期放出率の推定で既に使用されているデータを含むことから最適化への影響は小さかった。SPM濃度は、時間解像度が高く地点数が多いことからブルームが陸上に輸送された期間の最適化に大きく寄与した。特に3月15日未明-早朝、3月15日夜-深夜、3月18日早朝-19日早朝、3月20日昼-21日午前、3月22日朝と夜、及び3月23日の影響が大きかった。NaI波高分布解析濃度は、特に3月20日夜-21日未明の放出率低下に寄与した。日降下量は、測定値が存在する3月18日以降のうち、特に3月20日昼-21日午前及び22日午前への影響が大きかった。航空機モニタリング沈着量は、複数の放出期間が寄与する積算量であるのと空間的に密なデータであることから、陸上への沈着が発生した多くの期間に影響した。特に3月12日午後、3月15日-16日未明、3月18日昼-19日早朝、3月20日朝-21日朝、3月30日午後で影響が大きかった。国外ダストサンプリング濃度は、3月12日午後、3月12日夜-14日未明、3月16日午前-17日早朝、3月18日早朝-19日午後、3月23日への影響が大きく、3月24日以降は大きな影響は見られなかった。今回の対象期間ではないが4月2-7日にも大きく影響した。全測定データを使用したケースについて、初期放出率とベイズ推計値を用いた拡散計算結果と観測値の散布図を図4.5及び図4.6に示す。散布図には大気中濃度、降下量、沈着量を全てプロットし、相関係数（Cor）を合わせて示した。これより、計算値と観測値の相関が最適化により向上していることが分かる。以上の結果から、使用する測定値に応じた放出率最適化が適切に行われており、本手法が妥当であることが確認できた。

4. 2 1F事故放出源情報の再推定

1) 放出率最適化結果

4.1で示した全てのスケールの拡散DBと環境測定データを使用したベイズ推計により得られた1時間ごとの放出率推計値を、初期放出率の区間ごとに平均化して最適化放出率を作成した。Cs-137とI-131の最適化結果をそれぞれ図4.7及び図4.8に示す。Cs-134の放出率は、環境モニタリングにおいてCs-134/Cs-

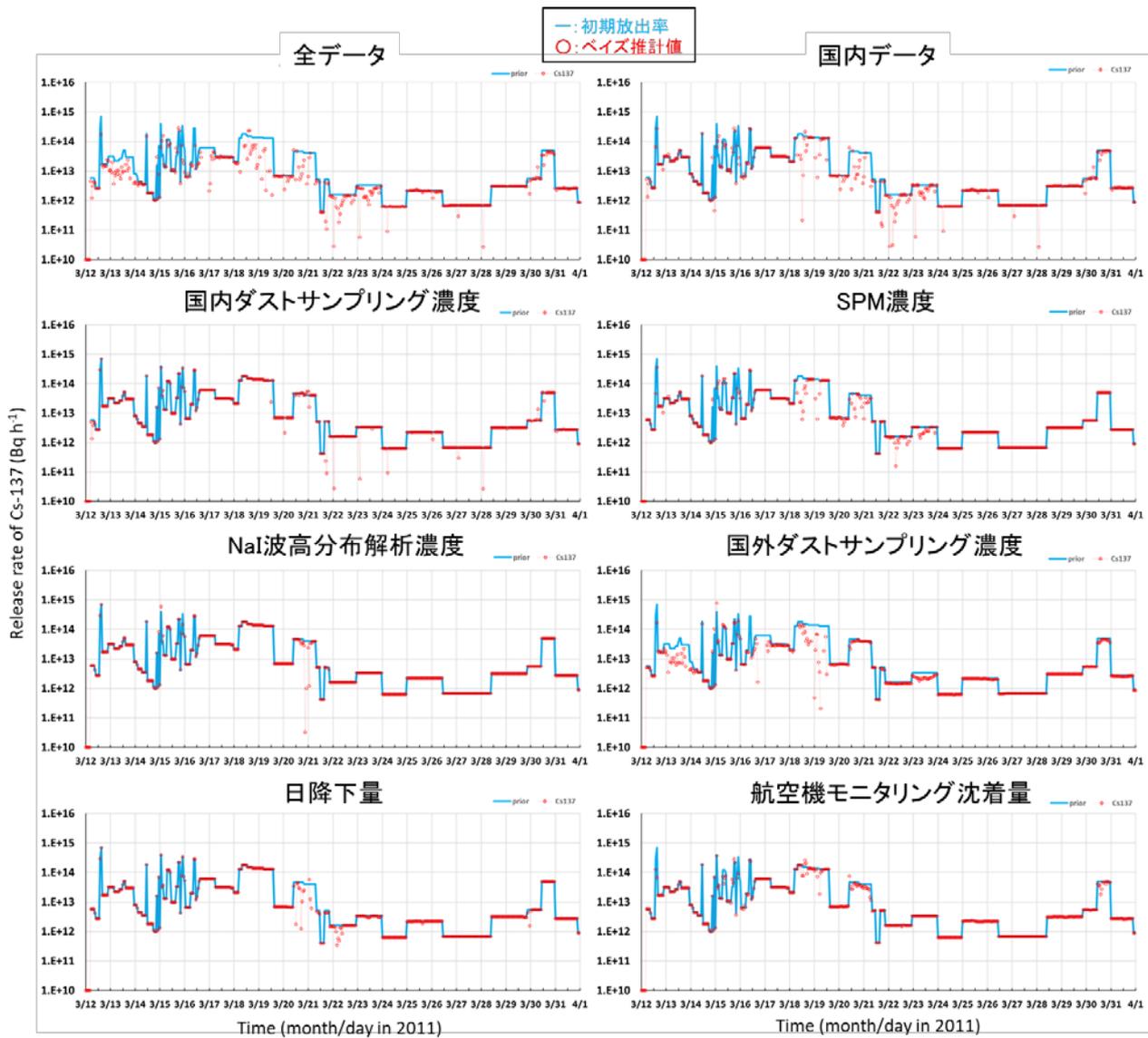


図4.4 各測定値使用ケースのCs-137放出率最適化結果（シャットダウン時換算）。

137の比率がほぼ1であることからCs-137と同等とみなせるため、Cs-137の結果のみを示す。最適化の結果、3月12-23日の多くの期間で放出率に有意な変化が見られたが、3月24日以降の変化は小さい結果となった。これは、特に国内の測定値の数が限られているためと考えられる。以下に期間別の放出率初期値からの変化を記す。Cs-137については、3月12日の14-15時の1号機ベントに対応する放出率が0.21倍程度、15-16時の1号機水素爆発に対応する放出率が0.25倍程度に減少した。3月14日夜-15日未明の放出率は低下し、15日1時であった最大のピークは15日3時と2時間遅くなった。その他、3月12日夜-14日未明、3月15日午前、3月15日夜-16日未明、3月16日午前、3月16日午後-17日朝、3月18日朝-19日午後、3月20日朝-21日午前、3月21日夕方-23日深夜で放出率が低下した。I-131については、国外データと半球スケール拡散DBの比較を行っていないため、Cs-137より最適化された期間は限られている。Cs-137同様、3月24日以降はほとんど最適化されていない。3月12日14-15時の1号機ベントに対応する放出率が1.9倍程度に増加し、15-16時の1号機水素爆発に対応する放出率が0.54倍程度に減少した。3月14日夜-15日未明の放出率は、Cs-137とは異なり3月14日23時のピークの放出率は増えたが、3月15日1時のピークの放出率はCs-137と同様に低下してピーク時刻が3時に遅れた。その他、3月15日夜、3月16日9-10時、3月18日夜-19日未明、3月20-23日の放出率が低下した。

2) 局地・領域スケールATDM計算の再現性

この最適化放出率を用いた局地・領域スケールの拡散計算結果を、大気中濃度と沈着量の測定値と比較して拡散計算の再現性を検証した。ここでは、従来研究として Katata et al. (2015)⁶⁾ (以下、K15) 及び Terada et al. (2020)¹⁷⁾ (以下、T20) との比較を行う。

K15は、本研究で初期放出率に用いた放出率が推定された際の結果である。T20は、本研究と同様のベイズ推計手法による最適化結果であるが、半球スケール拡散DBと国外測定データは使用されていない(初期放出率と使用した環境測定データも一部異なる)。Cs-137大気中濃度について、拡散計算結果とSPM濃度測定値の6時間平均値の比較による統計値を表4.2に示す。

FA2、FA5、FA10は、計算値が観測値のそれぞれ1/2-2倍、

1/5-5倍、1/10-10倍に入る割合である。本研究の計算結果は、K15に対して全体的に再現性が向上しており、T20と同程度の再現性を有することが分かる。次に、Cs-137及びI-131の沈着量分布について、航空機モニタリングによる測定値と計算結果の比較を図4.9及び図4.10に、統計値を表4.3及び表4.4に示す。NMSEはnormalized mean square error、FBはfractional biasである。Cs-137の比較では、K15に対して本研究の結果は、原発北西方向の高い沈着分布と茨城県の過大評価が改善されており、栃木県北部の分布形状も測定値に近づいている。T20との比較では茨城県南東部の過大評価の改善が見られる。一方、福島県北部や岩手県南部ではK15に比べて過小評価が見られる。統計値からは、本研究の結果のK15に対する改善は明確ではないものの、T20と同程度のスコアを示している。しかしながら、計算領域内の陸上における総沈着量は、観測値から見積もられた2.4 PBqに対して1.8 PBqと大きく過小評価している。I-131の比較では、分布図からは、本研究の結果はT20と同等の分布であり、1F近傍では過小評価しているものの北西方向の高沈着エリアの方向はCs-137同様の改善が見られる。統計値からも、T20と同様の再現性を示している。これは、I-131の最適化では国外測定データと北半球拡散DBの比較を行っておらず、T20との違いが初期放出率と環境測定データの違いにとどまるためである。

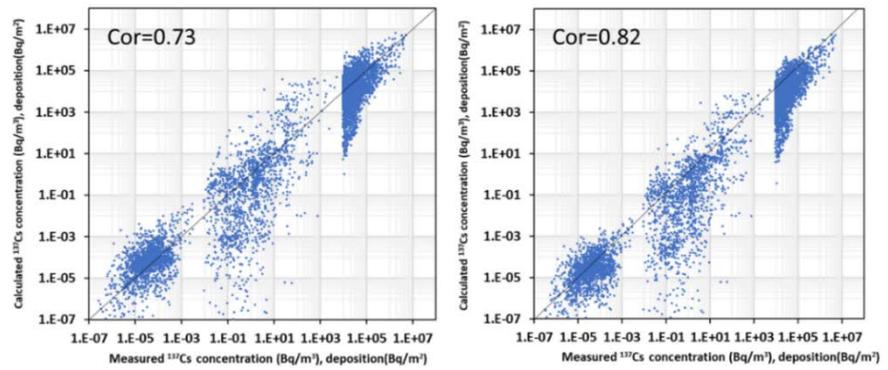


図4.5 Cs-137の全データの観測値と拡散計算値の散布図
(左：初期放出率、右：ベイズ推計値)

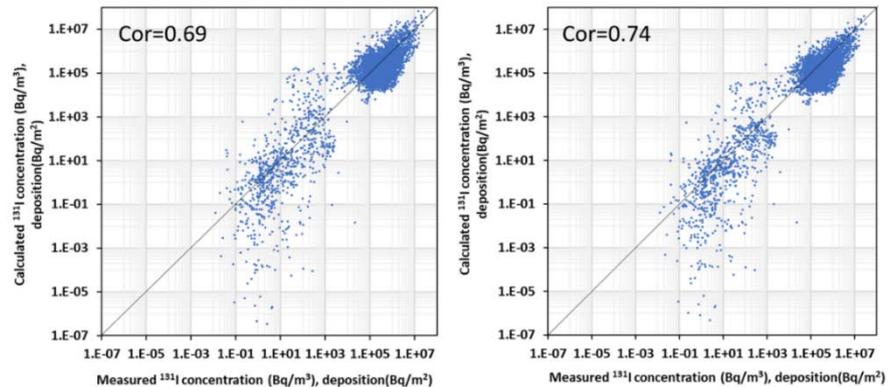


図4.6 I-131の全データの観測値と拡散計算値の散布図
(左：初期放出率、右：ベイズ推計値)

表4.2 拡散計算結果とSPM濃度測定値のCs-137大気中濃度6時間平均値の比較による統計値

	FA2 (%)	FA5 (%)	FA10 (%)	対数相関係数
Katata et al. (2015) ⁶⁾	12.9	29.4	35.9	0.54
Terada et al. (2020) ¹⁷⁾	22.7	39.7	47.3	0.60
本研究	19.6	38.3	46.6	0.61

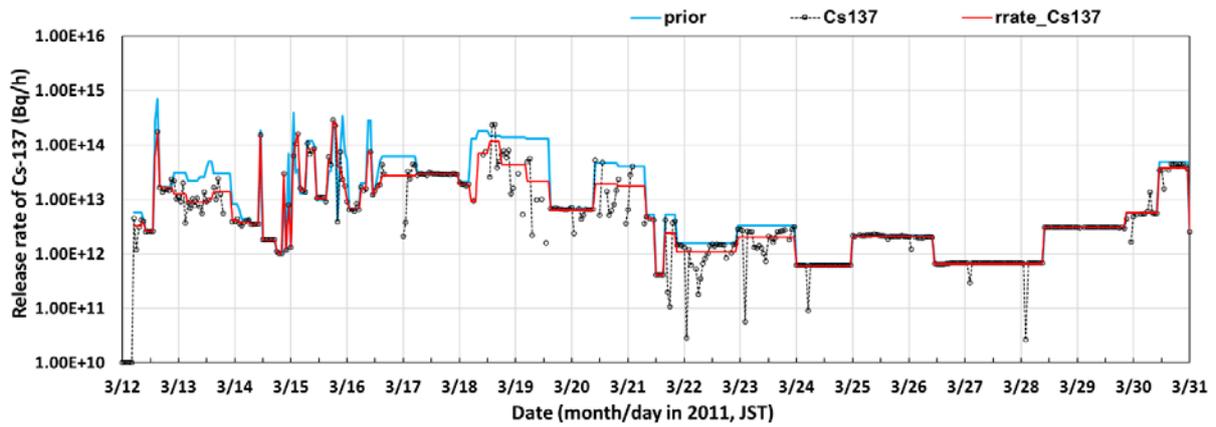


図4.7 Cs-137放出率時間変化（シャットダウン時換算）。青線は初期放出率、○は1時間ごとのベイズ推計値、赤線は最適化放出率（初期放出率の区間ごとに平均化）。

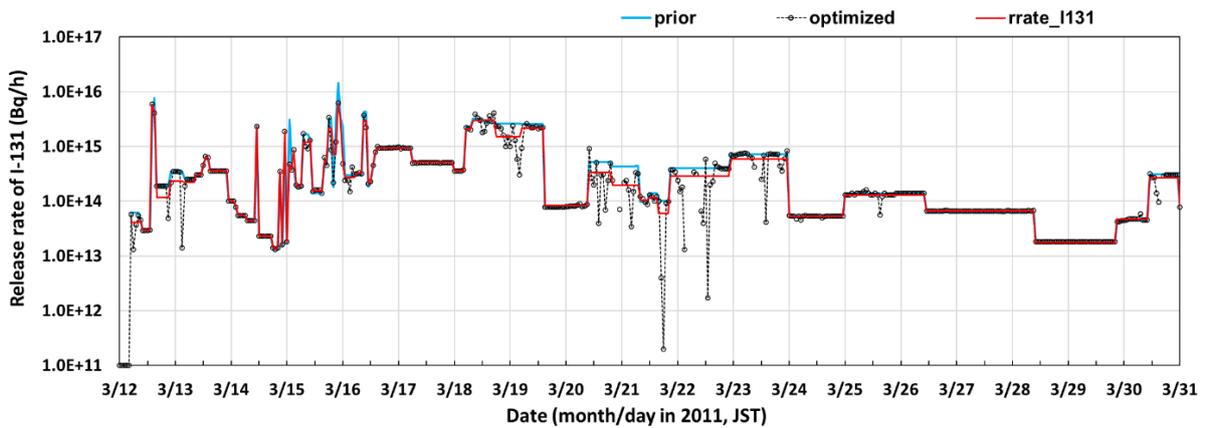


図4.8 I-131放出率時間変化（シャットダウン時換算）。青線は初期放出率、○は1時間ごとのベイズ推計値、赤線は最適化放出率（初期放出率の区間ごとに平均化）。

表4.3 Cs-137地表沈着量の計算値と航空機モニタリング観測値の統計比較

	FA2 (%)	FA5 (%)	FA10 (%)	相関係数	NMSE	FB	総沈着量 (PBq)
Katata et al. (2015) ⁶⁾	41.3	78.2	91.8	0.63	31.9	0.25	3.7
Terada et al. (2020) ¹⁷⁾	35.1	66.8	80.8	0.78	7.8	-0.22	2.1
本研究	37.6	67.6	81.3	0.80	7.7	-0.32	1.8

表4.4 I-131地表沈着量の計算値と航空機モニタリング観測値の統計比較

	FA2 (%)	FA5 (%)	FA10 (%)	相関係数	NMSE	FB
Katata et al. (2015) ⁶⁾	52.1	86.7	95.1	0.67	21.4	0.22
Terada et al. (2020) ¹⁷⁾	32.6	71.1	88.7	0.68	5.2	-0.55
本研究	33.4	71.6	88.8	0.67	5.0	-0.46

3) 半球スケールATDM計算の再現性

次に、最適化放出率による半球スケールのCs-137大気拡散計算の再現性を確認するために、FA10及びBIASを用いて3月11日－31日の計算結果のCs-137大気中濃度をCTBT濃度（観測地点は図4.11参照）と比較した。BIASは n ：比較した観測データ数、 C_S ：計算値、 C_M ：観測値とすると、以下で計算される。

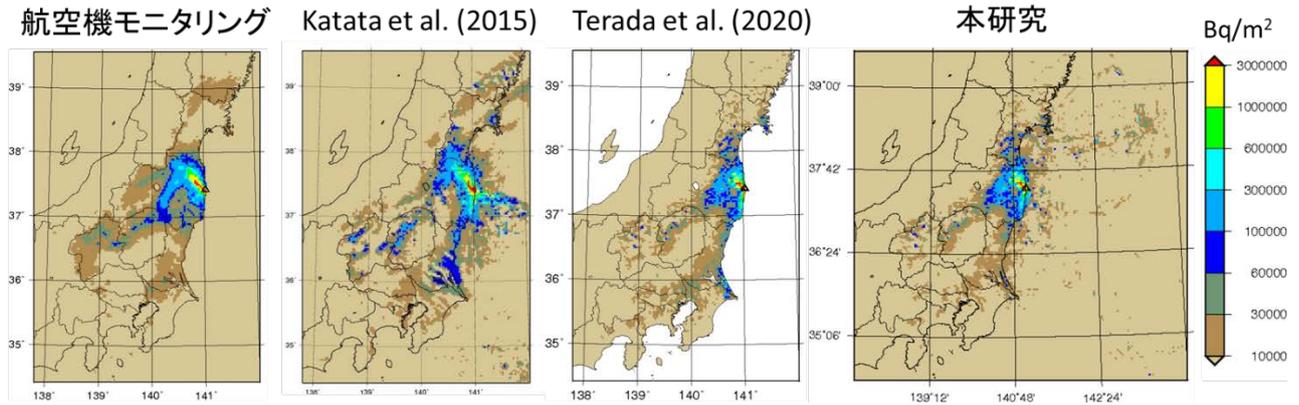


図4.9 航空機モニタリングによるCs-137沈着量分布と計算結果の比較

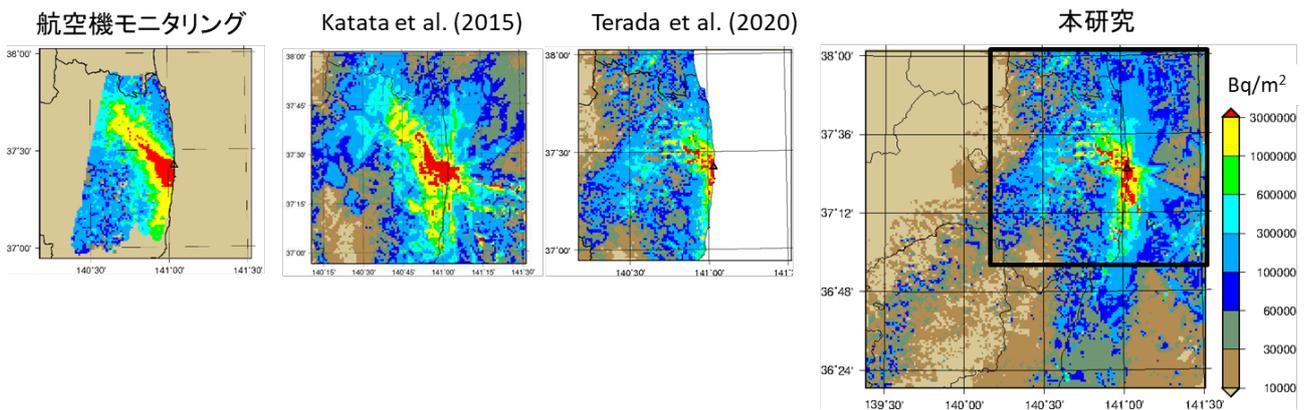


図4.10 航空機モニタリングによるI-131沈着量分布と計算結果の比較

$$BIAS = \frac{1}{n} \sum \log_{10} \left(\frac{C_S}{C_M} \right) \quad (3)$$

全ての観測サイトの測定値との比較においては (図4.12a)、計算結果は観測結果を良好に再現した (FA10=0.80、BIAS=0.00)。環太平洋及び北米の観測サイトとの比較においても (図4.12b)、計算結果が観測結果を僅かに過大評価しているものの (BIAS=0.07)、計算結果は観測結果を良好に再現した (FA10=0.79)。一方で、欧州や北極域、中央アジアなどの1Fから遠方の観測サイトとの比較においては (図4.12c)、計算結果は高い再現性を示すものの (FA10=0.84)、明瞭な過小評価 (BIAS=-0.26) が見られた。さらに、ATDMにより計算されたCs-137沈着量を入力値とした海洋拡散計算結果のCs-137表層海水中濃度を観測結果と比較したところ (図4.13)、全ての経度において計算結果は観測結果を過小評価していた。1Fから海洋へ直接放出されたCs-137は、事故後1年以内に北太平洋東部に輸送されないことが既往研究によって報

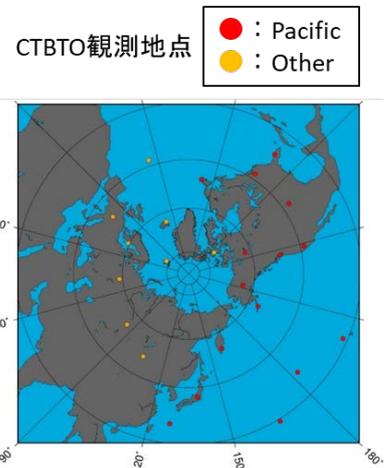


図4.11 CTBT濃度の観測点

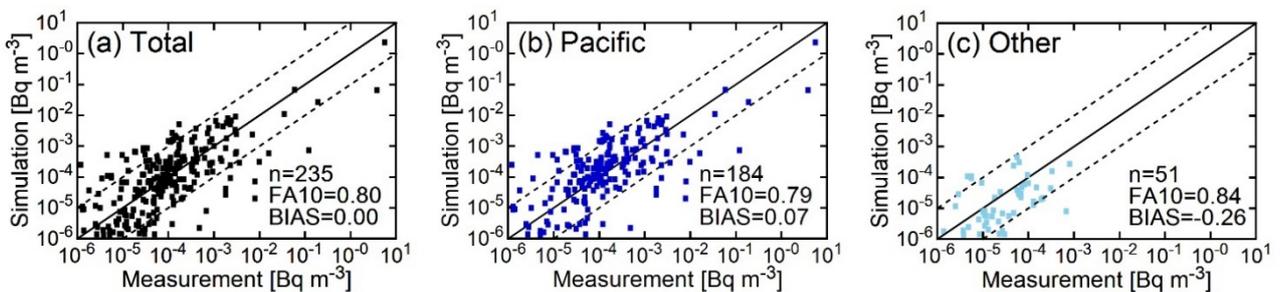


図4.12 Cs-137の日平均大気中濃度(Bq m⁻³)の観測値と計算値の散布図 (a: 全観測地点、b: 環太平洋及び北米、c: その他地域。地域区分 (Pacific、Other) は図4.11参照。

告されており²²⁾、この計算結果の過小評価は、大気からの沈着量の過小評価に起因する可能性が高い。ここで、先述した局地・領域スケール拡散DBと国内測定データの比較のみにより最適化した放出率¹⁷⁾を用いた大気拡散計算結果について同様の比較を行う。Cs-137の大気中濃度及び表層海水中濃度の観測結果との比較を図4.14及び図4.15にそれぞれ示す。全観測サイトの比較結果から計算結果のCs-137大気中濃度は過大評価となった(図4.14a)。環太平洋及び北米の観測サイトの比較においても、計算結果は観測結果を過大評価した

(図4.14b)。欧州や北極域、中央アジアなどの観測サイトでは計算結果が観測結果を過小評価したものの(図4.14c)、図4.12のそれと比べると、観測との差は小さかった(BIAS=-0.09)。さらに、Cs-137表層海水中濃度の計算結果(図4.15)は観測結果を過小評価しているものの、中央値に着目すると表層海水中濃度の計算結果と観測結果の差は図4.13のそれと比較して小さかった。

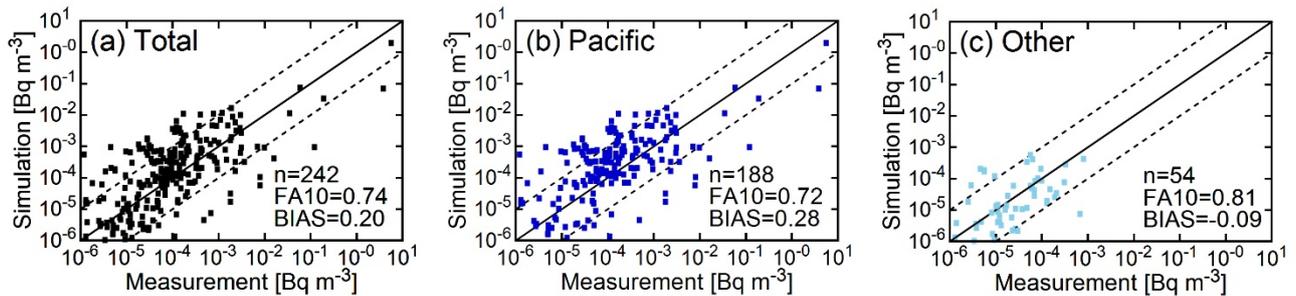


図4.14 図4.12と同様。ただし計算値はTerada et al. (2020)¹⁷⁾の放出源情報を使用した結果。

この大気中濃度の過大評価と表層海水中の過小評価の原因を調べるために、北太平洋における降水の再現性を確認した(図4.16)。3月中に大気放出されたCs-137は、北太平洋中緯度を通過して北米や欧州に輸送された。図4.16のX及びYの領域では、計算結果の積算降水量が再解析データを過小評価した。この結果は、半球スケールのATDM計算において、Cs-137プルームが北太平洋を通過する際の湿性沈着による大気からの除去量が過小評価されている可能性が高いことを示している。この結果、環太平洋及び北米におけるCs-137大気中濃度は観測値を過大評価し(図4.14b)、北太平洋のCs-137の表層海水中濃度は観測値を過小評価したと考えられる(図4.15)。半球スケールについては、この現実を過大評価していると考えられる大気中濃度計算値とCTBT濃度を含むCs-137大気中濃度の観測値のみの比較により放出率最適化を行った。このため、半球スケールの比較による最適化の影響が比較的大きい期間においては、この過大評価している大気中濃度が観測値を再現するよう放出

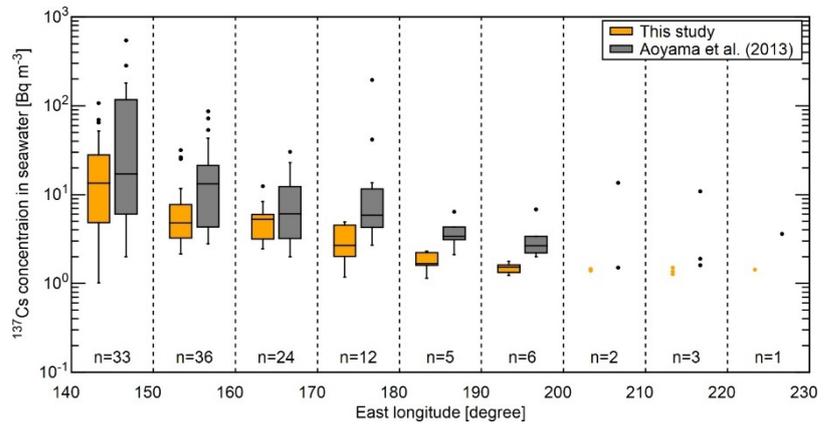


図4.13 Cs-137表層海水濃度の観測値(灰色)と計算値(橙色)の箱ひげ図。箱内の水平線、ひげ、点は中央値、25%-75%のパーセンタイル値、外れ値をそれぞれ示す。バックグラウンド値として 1 Bq m^{-3} ⁴⁵⁾を計算結果に加算した。

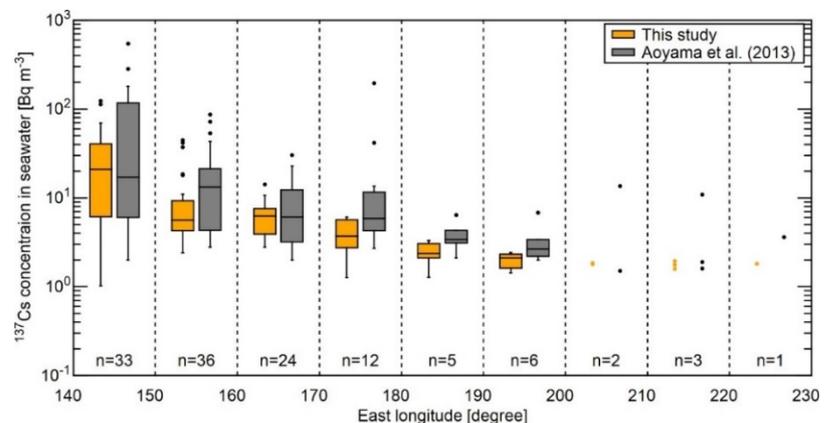


図4.15 図4.13と同様。ただし計算値(橙色)はTerada et al. (2020)¹⁷⁾の放出源情報を使用した結果。

率を過剰に低下させたことが考えられる。したがって、北太平洋での降水の再現性を向上させることで、この期間の放出率が増加する可能性がある。

以上の結果から、本研究で実施した放出源情報の再推定により、国内の大気中濃度、沈着量、及び日降水量及び国外の大気中濃度の多数の観測データを総合的に再現する放出源情報を得ることができた。しかしながら、拡散計算の再現性の問題からその推定精度には課題が残されている。大気中濃度は沈着計算の影響を受けるため、拡散計算による大気中濃度と沈着量の両方の再現性と、両方の測定値を用いた最適化が重要である。

4) 最適化結果の不確かさ

放出率最適化結果は、大気拡散計算、測定値、及び最適化手法に起因する不確かさを有している。まず、ベイズ推計における測定値と初期放出率の不確実性設定値の影響について考察する。3.2で述べたように1F事故再推定では、測定値の不確実性は各データの標準偏差 (1σ) に基づき設定し、初期放出率の不確実性は各時刻の放出率の100% ($1S_0$) と設定した。これをコントロール設定として、それぞれの不確実性設定値を変化させたCs-137放出率の最適化を行うことで感度解析を行った。感度解析では、測定値の不確実性のみを 2σ と 0.5σ に変更した2ケース、初期放出率の不確実性のみを $10S_0$ と $0.1S_0$ に変更した2ケースの計4ケース実施した。各ケースの最適化結果を図4.17に示す。また各ケースの最適化放出率による拡散計算結果を全測定データと比較した相関係数を表4.5に示す。測定値の不確実性が小さいほど測定値の影響を強めることになるため、最適化による初期放出率からの修正量及びコスト関数Jの値が大きくなっている。相関係数も、測定値の不確実性が小さいほど高くなっている。初期放出率の不確実性については、大きくするほど初期放出率からの大きな修正を許容する結果となり、 $10S_0$ に変更した結果では他のケースでは見られない大きな放出率の上方修正が見られる。コスト関数は逆にコントロールより大きくなっているが、相関係数は不確実性が大きいほど高くなっている。測定値と初期放出率の両方で比較すると、後者の不確実性設定値の影響がより大きい(図4.17)。期間別では、3月12日-14日未明、14日夜-17日午前、18日-19日午前、20日午後-23日、30日で不確実性設定値の影響が大きい。

次に、使用した測定データと拡散計算の再現性に基づき考察する。領域スケール拡散DBは、Terada et al. (2020)¹⁷⁾においてSPM濃度との比較により再現性が向上されたが、特に3月15-16日においては気象場の改善に余地が残されており、最適化結果の不確かさの要因となっている。3月15日までの初期放出率の推定⁶⁾では、大気中濃度測定値が得られなかったことから空間線量率が使用されており、使用した核種構成比と沈着計算に起因する不確かさが大きかったが、本研究の最適化でSPM濃度を使用したことで不確実性は低下したと考えられる。他の期間についても、SPM濃度に加えて日降水量と航空機モニタリング沈着量の測定値を複合的に利用したことで、不確かさは低減していると考えられる。国外ダストサンプリング濃度との比較により大きく低下した3月12-13日、16日及び18-19日の放出率は、4.2で述べた通り半球スケール拡散計算の再現性に問題があるため不確かさは大きいと考えられる。I-131の放出率については、3月16日までの最適化にCs-137のSPM濃度が使用されたことで空間線量率による推定に比べて不確かさは低減されたが、I-131/Cs-137比の設定に起因する不確かさが残されている。また、I-131の放出時の化学形組成比は一定と仮定していることと、大気輸送中のガス態から粒子態への変化をATDM計算で考慮していないことが不確かさの要因となっている。さらに、拡散DBを作成する際に設定した放出

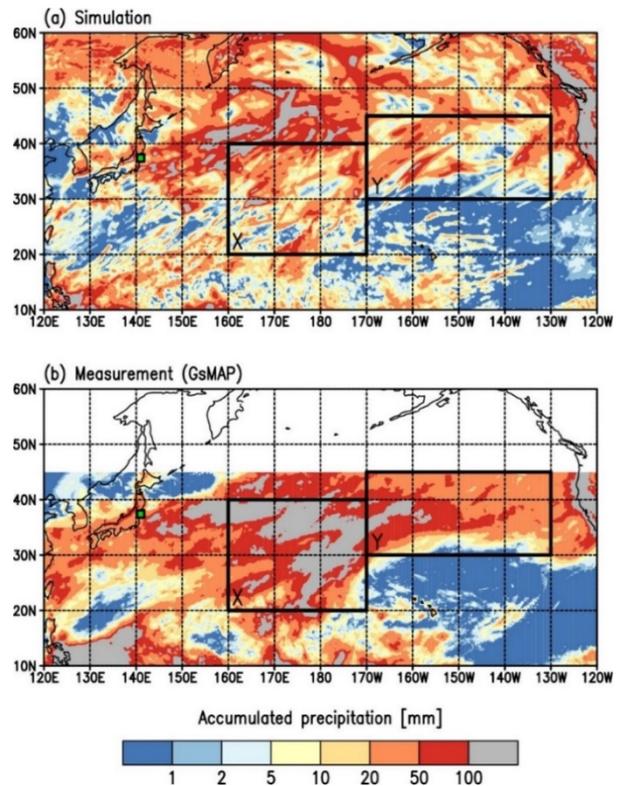


図4.16 2011年3月12-31日の積算降水量

(a: WRF計算結果、b: GsMAP再解析データ⁴⁶⁾)

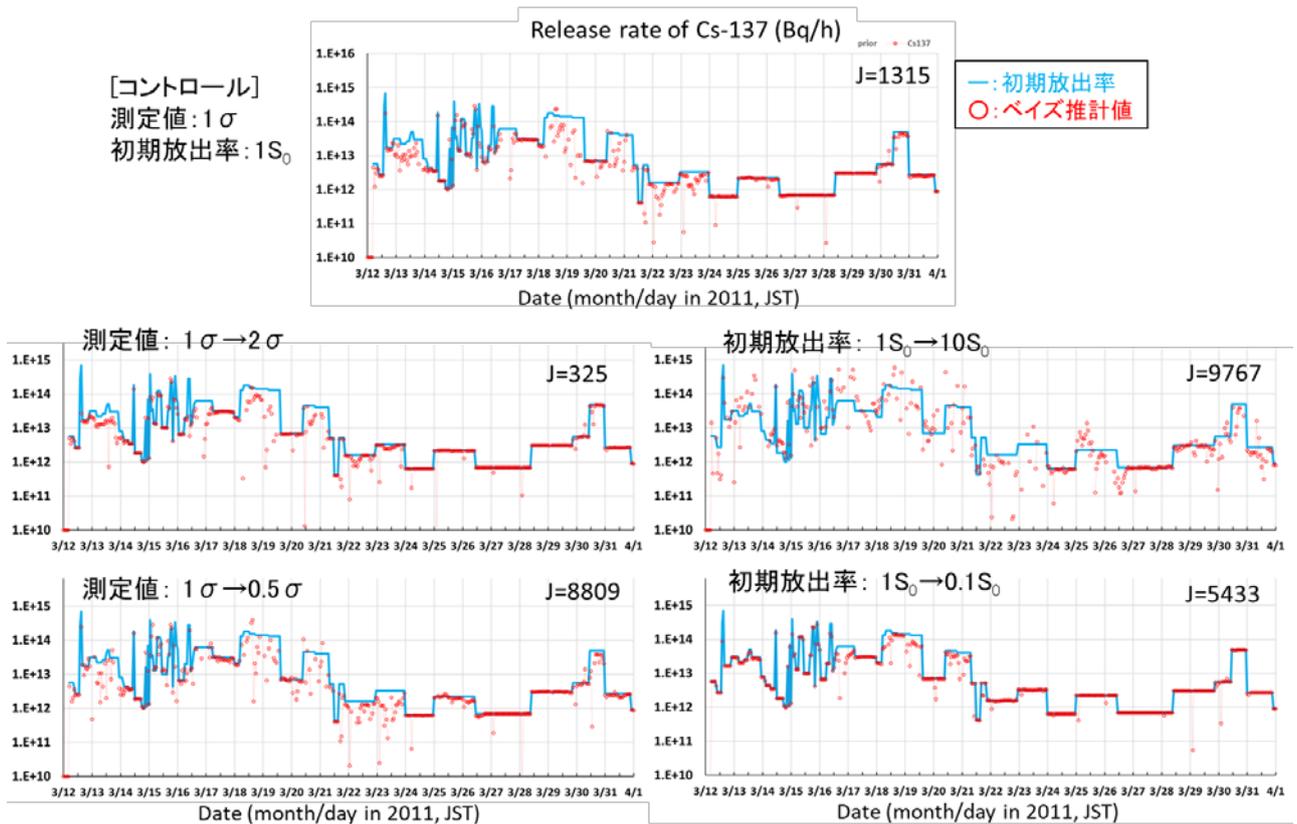


図4.17 測定値と初期放出率の不確か設定値の感度解析結果。各図右上のJはコスト関数。

高度や放出率変動のタイミングは、初期放出率として使用した推定結果を使用しており、本研究における最適化の対象とはしていない。これらの不確かさの低減には、ATDM計算のさらなる再現性向上、今後公開される予定のSPM濃度（I-129、Cs-137追加分）や空間線量率等の測定データの追加、及び炉内事故進展解析による新たな知見が必要と考えられる。

表4.5 最適化放出率（ベイズ推計値）による拡散計算結果と全測定データの相関係数

ケース	コントロール 測定値：1σ 初期放出率：1S ₀	測定値： 1σ → 2σ	測定値： 1σ → 0.5σ	初期放出率： 1S ₀ → 10S ₀	初期放出率： 1S ₀ → 0.1S ₀
相関係数	0.82	0.81	0.84	0.85	0.78

4.3 緊急時への応用可能性の検討

図4.18に、1F事故時の環境測定データ取得状況の進展に沿った試験で得られた放出率の最適化結果を示す。フェーズ①では、3月12日14時～16時及び3月13日2～3時に放出率の増加が推定された。フェーズ②では、フェーズ①の放出率増加が 10^{14} Bq h⁻¹以上とさらに高くなり、3月14日夜～15日午前中に高い放出率（3月15日3時の 3.4×10^{14} Bq h⁻¹が期間中最大値）が推定された。フェーズ③では、これまでの推定で放出率が増加した多くの期間の放出率が維持あるいはさらに上昇し、3月15日午後～15日夜及び3月16日午前の放出率も増加した。3月18日以降では、3月18日午後、3月20～21日午前、3月25日午前、3月31日午前に放出率増加が推定され、その他の期間で放出率の低下が推定された。この放出率の推移を、4.1で国内データのみ利用した最適化結果（図4.4）と比較すると、変動の特徴に良好な対応が見られる。フェーズ③の最適化結果の総放出量（6.8 PBq）は、4.1の国内データのみ利用結果の9.9 PBqより21%少ないものの同オーダーである。フェーズ③の推定放出率を用いた拡散計算と全ての測定値を比較した相関係数は、4.1で国内データのみを用いた推定値を利用した場合（0.79）と比べて高い値（0.85）を示した。この各フェーズで得られた放出率最適化結果を用いた拡散計算によるCs-137沈着量分布を図4.19に示す。また、それらの計算値を航空機モニタリングによる観測値と比較した散布図と統計値を図4.20に示す。

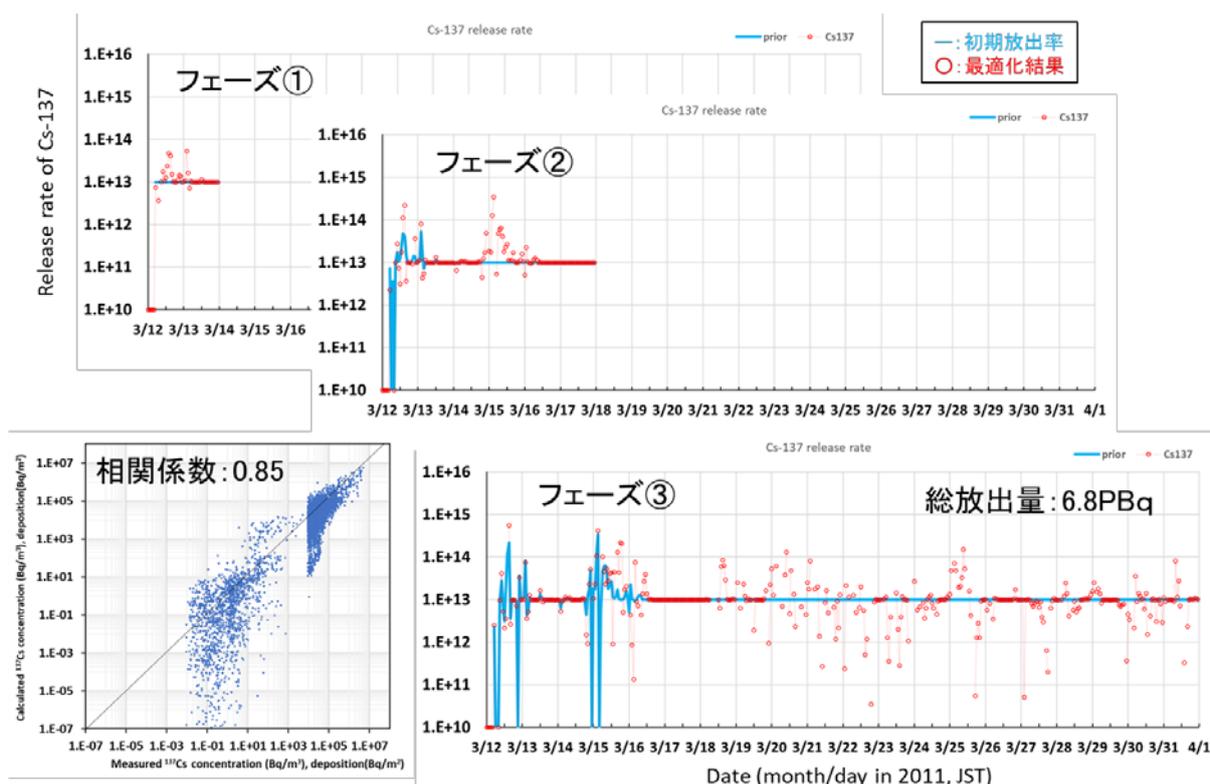


図4.18 緊急時適用試験結果。左下散布図は、大気中濃度、沈着量、及び日降下量の全データについての観測値と拡散計算値（フェーズ③の最適化結果使用）の比較結果。

フェーズ①と②についてはそれぞれの推定対象期間以降は初期放出率 (10^{13} Bq h^{-1}) が継続するとした。図4.19から、航空機モニタリング結果に見られる1F近傍の高い沈着量(図4.9)は計算されていないものの、フェーズ②の結果により観測された沈着量分布の特徴は良好に再現されていることが分かる。Cs-137沈着量の統計比較結果(図4.20)から、フェーズ②の時点で初期値利用結果に対してFA2、FA5、FBに比較的大きなスコア向上が見られ、フェーズ③では全ての統計値について大幅に向上した。これらの結果から、降下量や沈着量の測定データを利用しない事故早期でも、地表汚染(沈着量分布)の概況の把握に有効な推定値を取得することが可能であり、それらの測定データが得られると、計算結果の再現性は飛躍的に高くなることが分かった。また、フェーズ③の推定結果から算出した総放出量から、事故規模の概況を把握することが可能であることが分かった。

緊急時への応用において、放出率推定に要する時間は重要な要素である。今回の試験において、ベイズ推計による最適化に要した時間は、フェーズ①は1分28秒、フェーズ②は4分3秒、フェーズ③は18分9秒であった。この時間には、拡散DB作成のための大気拡散計算に要する時間は含まれていないが、WSPEEDI-DB¹⁴⁾を用いて毎日定期的に配信される気象解析データの更新に合わせて気象・拡散計算を自動実行することで、拡散DBを連続的に蓄積しておくことが可能である。したがって、本試験で用いた環境測定データがリアルタイムで取得できることを前提条件とした場合、本推定手法により環境測定データ入手後迅速に放出率推定結果を取得することが可能と考えられる。

放出率推定値の精度は、利用可能な測定データに大きく依存する。4.1の最適化試験結果に基づくと、特にSPM濃度のような大気中濃度の多地点連続データや航空機モニタリングによる地表沈着量分布は、放出率最適化への影響が大きく重要なデータである。しかしながら、こういった測定データを事故後迅速に取得することは困難であることが想定される。一方で、本研究では用いていない空間線量率データは、時間・空間的に密な測定値がリアルタイムで得られることが期待されるため、緊急時における放出源情報推定への活用が有効と考えられる。この空間線量率の利用には核種構成比が必要であり、また、ATDM計算の再現性には粒子態の粒径や化学形等の核種の物理化学的性状の設定が影響する。これらを適切に考慮するには、原子炉圧力や温度等の各種プラントパラメータや炉内事故進展解析から得られる情

報を活用し、ATDM計算や初期放出率に反映させることが重要であろう。さらに、ATDM計算において気象場の再現性は極めて重要であり、気象観測データをリアルタイムで取得してデータ同化を行うことでATDM計算による拡散DBを定期的に更新することも必要となる。

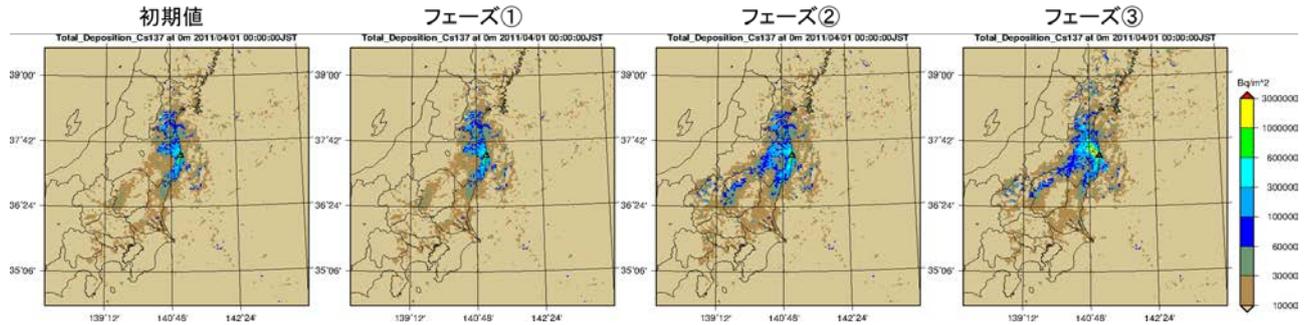
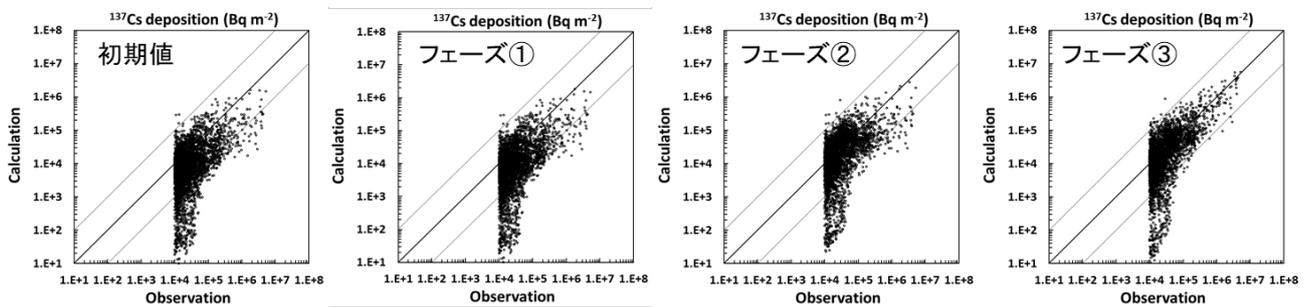


図4.19 各フェーズのCs-137地表沈着量分布計算結果



フェーズ	FA2 (%)	FA5 (%)	FA10 (%)	相関係数	FB	NMSE
初期値	30.3	61.0	78.0	0.54	-0.96	34.0
①	30.4	61.1	78.1	0.53	-0.96	33.8
②	43.7	78.0	88.4	0.50	-0.57	20.8
③	46.9	80.4	89.7	0.85	-0.15	5.0

図4.20 各フェーズのCs-137沈着量計算値と航空機モニタリング測定値の比較

5. 研究目標の達成状況

バイズ推計に基づく最適化手法の導入により改良した放出源情報推定手法を1F事故に適用して、事故時の有害物質の大気放出に対して、空間スケールの異なる複数の大気拡散計算と、大気中濃度や沈着量等の複数種の環境測定データの総合的な比較による放出率の逆推定が可能であることを実証した。また、本手法を用いて、サブテーマ2の先行研究で得られたSPMデータを含む国内外の大気中濃度、沈着量、及び日降下量の測定値と、局地から半球までの3つの空間スケールの大気拡散計算を用いたI-131及びCs-137の放出率の最適化を行い、1F事故放出源情報の再推定結果を取得するとともに、その不確かさについて考察した。以上により、全ての実施項目を完了して本研究の目標を達成することができた。さらに、1F事故後の環境測定データ取得状況に沿った試験解析により、本手法が、緊急時において事故影響の概況把握に有効な放出源情報を迅速に取得するための基盤技術となり得るという知見を得た。これは、サブテーマ1で検討された大気拡散計算の原子力防災応用スキームにも利用可能である。

6. 引用文献

- 1) Chino, M., et al., 2011: J. Nucl. Sci. Technol., 48, 1129-1134.
- 2) Katata, G., et al., 2012: J. Environ. Radioact., 111, 2-12.
- 3) Katata, G., et al., 2012: J. Environ. Radioact., 109, 103-113.
- 4) Terada, H., et al., 2012: J. Environ. Radioact., 112, 141-154.
- 5) Kobayashi, T., et al., 2013: J. Nucl. Sci. Technol., 50, 255-264.

- 6) Katata, G., et al., 2015: *Atmos. Chem. Phys.*, 15, 1029-1070.
- 7) Hirao, S., et al., 2013: *J. Nucl. Sci. Technol.*, 50, 139-147.
- 8) Saunier, O., et al., 2013: *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 11403-11421.
- 9) Winiarek, V., et al., 2014: *Atmos. Environ.*, 82, 268-279.
- 10) Stohl, A., et al., 2012: *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 2313-2343.
- 11) Enting I.G., 2002: Cambridge University Press, Cambridge, U. K, 392pp.
- 12) Gurney, K.R., et al., 2003: *Tellus* 55B, 555-579.
- 13) Tarantola, A., 1987: Elsevier, Amsterdam, 600pp.
- 14) Terada, H., et al., 2020: *J. Nucl. Sci. Technol.*, 57, 745-754.
- 15) Skamarock, W.C., et al., 2008: NCAR Tech. Note, NCAR/TN-475STR, National Center for Atmospheric Research, Boulder, Colorado, USA, 113pp.
- 16) Terada, H. and Chino, M., 2008: *J. Nucl. Sci. Technol.*, 45, 920-931.
- 17) Terada, H., et al., 2020: *J. Environ. Radioact.*, 213, 106104.
- 18) Gifford, F.A., (1982): *Atmos. Environ.*, 16, 505-512.
- 19) Terada, H., et al., (2013): *J. Nucl. Sci. Technol.*, 50, 1198-1212.
- 20) Aoyama, M., et al., 2013: *Biogeosci.*, 10, 3067-3078.
- 21) Kawamura, H., et al., 2014: *J. Environ. Radioact.*, 136, 64-75.
- 22) Kawamura, H., et al., 2017: *J. Environ. Radioact.*, 180, 36-58.
- 23) Usui, N., et al., 2006: *Adv. Space Res.*, 37, 806-822.
- 24) Oura, Y., et al., 2015: *J. Nucl. Radiochem. Sci.* 15, 15-26.
- 25) Tsuruta, H., et al., 2018: *Geochem. J.*, 52, 103-121.
- 26) 文部科学省, 2011: http://radioactivity.nsr.go.jp/en/contents/4000/3156/24/dust%20sampling_All%20Results%20for%20May%202011.pdf
- 27) 古田ほか, 2011: JAEA-Review 2011-035, 日本原子力研究開発機構, 89pp.
- 28) Ohkura, T., et al., 2012: JAEA-Data/Code 2012-010, Japan Atomic Energy Agency, 37pp.
- 29) 山田ほか, 2013: JAEA-Data/Code 2013-006, 日本原子力研究開発機構, 100pp.
- 30) 高エネルギー加速器研究機構, 2011: <http://www.kek.jp/ja/Research/ARL/RSC/Radmonitor/>
- 31) Amano, H., et al., 2012: *J. Environ. Radioact.*, 111, 42-52.
- 32) 東京都, 2011: <http://www.sangyo-rodo.metro.tokyo.jp/topics/measurement/past/pdf/keisoku-0323-0315.pdf>.
- 33) 経済産業省, 2011: <http://warp.ndl.go.jp/info:ndljp/pid/6086248/www.meti.go.jp/press/2011/06/20110603019/20110603019.html>
- 34) 東京電力, 2011a: <https://www.tepco.co.jp/cc/press/index1103-j.html>
- 35) Terasaka, Y., et al., 2016: *J. Nucl. Sci. Technol.*, 53(12), 1919-1932.
- 36) 文部科学省, 2011: <https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/195/list-9.html>
- 37) 文部科学省, 2012: https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5847/24/203_0727.pdf
- 38) CTBTO (Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty Organization), 2011: <http://www.ctbto.org/press-centre/highlights/2011/fukushima-related-measurements-by-the-ctbto>.
- 39) Masson, O., et al., 2011: *Environ. Sci. Technol.*, 45, 7670-7677.
- 40) Hsu, S.C, et al., 2012: *Geophys. Res. Lett.*, 39, L00G22.
- 41) Diaz-Leon, J., et al, 2011: *J. Environ. Radioact.*, 102, 1032-1038.
- 42) Moriizumi et al., 2019: *J. Nucl. Sci. Technol.*, 57, 495-513.
- 43) Torii, T., et al., 2013: *Health Phys.*, 105, 192-200.
- 44) Chino, M., et al., 2016: *Sci. Rep.*, 6, 31376.
- 45) Aoyama, M., et al., 2006: *J. Environ. Monitor.*, 8, 431-438.
- 46) Kubota, T., et al., 2020: *Satellite Precipitation Measurement*, Springer, 355-373.

II-5 気象場の再現及びその不確かさの検討

気象庁気象研究所

全球大気海洋研究部 第三研究室 関山 剛
 全球大気海洋研究部 第三研究室 足立 光司

<研究協力者>

気象庁気象研究所

全球大気海洋研究部 第三研究室 梶野 瑞王

[要旨]

大気拡散モデルを動かすためには気象場解析データが必須であり、その気象場の再現性に大気拡散モデルの性能は大きく依存している。そこで福島第一原子力発電所事故における物質動態をさらに高い精度で解明することを目的として、本研究計画独自の高精度気象場解析データの作成を試みた。この作成には最新のデータ同化システムと(気象庁現業予報よりも遙かに)高解像度な気象予報モデルを使った。水平解像度1 kmと0.25 kmの気象場解析データの作成に成功し、その精度をアメダス地上風観測値およびCs-137地上観測値によって検証した。2011年3月当時に気象庁から入手できたプロダクトは水平解像度が5 kmであり、先行研究でも水平解像度3 kmのデータが公開されているのみであった。本研究で作成した気象場解析データの風速分布は複雑地形上においてこれら既存のデータを凌ぐ高い精度を示し、さらに地形性の弱雨や霧が正確に再現されていることが分かった。本研究で作成した水平解像度1 km気象場解析データは大気拡散モデル相互比較の共通入力データとして使うため、他サブテーマグループのみならず国内・国外の大気拡散モデル研究グループへ配布され、様々な大気拡散モデルの検証と改良に広く使われた。本サブテーマの当初目標は全て達成することができた。

1. 研究開発目的

2011年3月に起きた福島第一原子力発電所(1F)事故では大量の放射性物質が大気に放出された。その観測データが収集されるとともに、放射性物質の大気拡散シミュレーションが世界各国で数多く実施され、収集された観測データによって詳細にシミュレーションの精度が検証された。その検証作業によって様々な大気拡散モデルの改良が進んだことは間違いないが、事故から10年を経てもなお、1F事故を再現する大気拡散モデルの不確かさは大きく、さらなるモデル改良が切望されている。一方で、大気拡散モデルの誤差は、外部から所与の情報として入力される気象場解析値(特に風向風速および降水の分布)の再現誤差に起因するところも大きい。

そこで本サブテーマではアンサンブルカルマンフィルタを用いた最新のデータ同化計算を独自に実施することによって、気象庁の現業解析値よりも高解像度な気象場解析値を作成し、それによってより高精度な風向風速および降水分布の再現を目指す。その気象場解析値を大気拡散モデルの入力値として利用することによって、放射性物質の濃度分布の再現精度向上を目指す。また、単独の大気拡散モデルによって濃度分布の誤差を検証するだけでなく、数多くの大気拡散モデル(本研究課題のサブテーマに参加している各研究機関の保有するモデル)に共通の入力データとして本サブテーマ独自計算の気象場解析値を提供し、相互検証を実施できるようにする。それにより大気拡散モデルの誤差要因を気象場由来のものと大気拡散モデル自体に由来するものに切り分けることを可能とする。

2. 研究目標

アメダス地上風観測も含めた気象観測データを用いるデータ同化(観測値と気象予報モデルの計算値とを融合する数学的手法)システム及び気象予報モデルの改良により、降水量と霧の再現精度を改善する。気象予報モデルの高解像度化(格子間隔1kmおよび0.5km以下)により、福島県を中心とするメソスケールの1F事故気象場を作成し、他サブテーマに提供する。また、風速場・乱流場の高解像度化・高精度化によって、複雑地形上での乾性沈着過程の高精度化を実現する。これらにより、放射性物質の湿性

／乾性沈着量の再現精度を向上させ、降水再現性と沈着再現性の量的関係を解明する。

3. 研究開発内容

[概要]

- ・ 2011年3月東日本領域の気象場解析値を作成した。気象庁現業の水平格子間隔5 kmや先行研究の水平格子間隔3 kmに対して、本研究では1 kmの水平格子間隔（解像度）を達成した。
- ・ 上記1 km解像度気象場の水平格子間隔をネスティングにより0.25 kmに高解像度化し、気象場解析値のさらなる精度向上を達成した。
- ・ 気象研究所メソスケール大気拡散モデルNHM-Chemの湿性沈着計算を改良し、上記1 km解像度の気象場解析値を使うことによって、霧雨によるCs-137の湿性沈着を再現した。

[詳細]

大気拡散シミュレーションの精度は気象場解析値の解像度に大きく依存するため、本来は再現しようとする拡散現象の空間スケールに逐次合わせてモデル解像度が設定されるべきである。例えば、大陸から日本へ飛来する黄砂を大まかに再現するだけならば水平解像度は20 km程度で十分だが、日本国内の光化学スモッグを詳細に再現するには水平解像度は最低限5 km（気象庁の現業解析値に相当）は必要となる。ところが気象場解析値の作成には膨大な計算機資源と気象観測データを用意し、データ同化システムを駆動する必要がある。そのため、各研究者らが自由に水平解像度を調整して気象場解析値を作成することは一般には難しく、通常は気象庁などが用意した既製の気象場解析値が使われることが多い。2011年3月当時、気象庁は5 km解像度の気象場解析値を現業で外部に提供するのみであり、そのため1 F事故由来の放射性物質大気拡散シミュレーションには当初、水平解像度5kmの気象庁解析値が使われることが多かった^{1,2)}。

原子力発電所事故のような点源放出の事象では汚染物質は濃度不連続性が大きく幅の狭いプルーム状となって大気中を蛇行する。また、福島県は山岳や盆地の多い複雑な地形である。気象モデルの水平解像度が粗ければ、急峻な地形がモデルの中ではなだらかになってしまうため、現実世界とモデルの乖離が大きくなる。すでに本サブグループ参加者による先行研究³⁾により、気象庁現業の5 km解像度に比べて3 km解像度の気象場解析値を使えば福島県の複雑地形におけるCs-137プルームの拡散再現性は向上することが示されていた。しかし3 km解像度ではまだ不十分であることも分かっており、気象場解析値のさらなる高解像度化が必要とされてきた。

そこで、本サブテーマでは気象庁非静力学領域気象モデル (JMANHM)⁴⁾ とアンサンブルカルマンフィルタ (ベイズ統計学に基づく最尤推定手法) を組み合わせて気象データ同化システムを構築し、多種の気象観測データを同化して水平解像度1kmの気象場解析値を作成した。この計算には気象研究所スーパーコンピュータ (21TFLOPS相当) を用いて約6カ月間を要した。この解析値の検証を行い、当初見込み以上に大

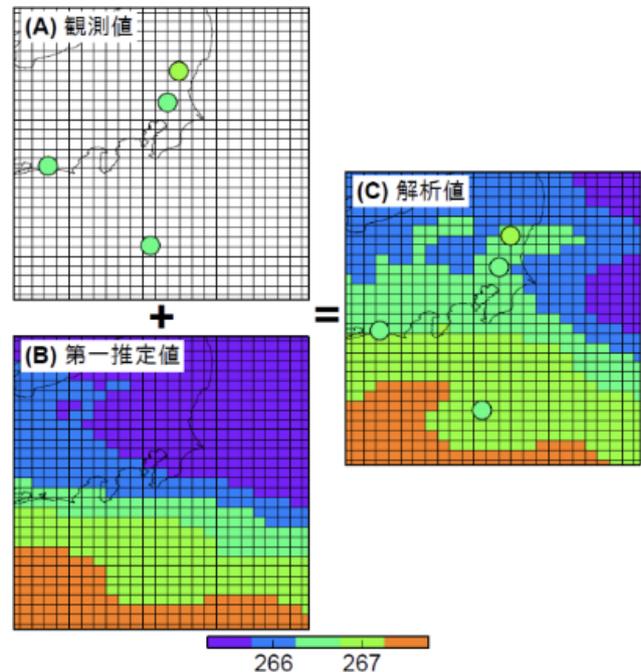


図5.1 データ同化の概略図。例として気温を示す。

(A) モデル計算範囲内で4地点だけしか得られていない観測値、(B) 気象予報モデルの計算による第一推定値、(C) 観測値Aを踏まえて第一推定値Bを物理学的・統計学的に矛盾のないよう修正して得られた解析値(=最尤推定値)。

気の再現精度が高いことが確認できた。これまで再現が困難であった2011年3月12日の1 F 周辺プルーム動態の再現が可能となる見込みが得られた。また、本来3年度目に実施を計画していた降水量再現精度の向上にもこの時点でかなりの成功を収めた。

データ同化とは観測と数値シミュレーションの情報を組み合わせて最も尤もらしい大気の状態を推定する解析技術である(図5.1参照)。本研究では気象庁のJMANHM(気象庁が業務用に開発した気象予報シミュレーションモデル)⁴⁾と局所アンサンブル変換カルマンフィルタ⁵⁾(LETKF; アンサンブルカルマンフィルタの一種で、最新のデータ同化スキームの一つ)を組み合わせて気象データ同化システムを構築した。データ同化計算に入力する気象観測データとして現業データセット(気象庁が気象予報計算に用いている気球・航空機・船舶・レーダー・人工衛星の広範囲な観測データ)を使い、さらに加えて東日本域数百地点のアメダス(気象庁地上気象観測網)が観測した地上風データも利用した。アメダスの地上風データは気象庁の5 km水平解像度気象場解析値の作成では利用されていないが、本研究のように水平解像度が非常に細かく(格子間隔がおおよそ3 km以下のモデルが最低限必要と言われている)、境界層(地上からおおよそ1000 m上空までの大気と地表が近接している領域)の移流拡散を扱う場合は、アメダスの地上風を追加的にデータ同化した方が気象場の再現精度は向上することが先行研究で分かっている⁶⁾。

このデータ同化計算の水平解像度は、気象庁が作成している解析値の解像度5kmを大きく上回る1 kmとし、解析値の作成範囲は、他サブグループにおける大気拡散モデル相互比較の入力データとして用いる際の対象領域である長野県以東岩手県以南のおおよそ本州東半分を覆う領域とした。その領域の外側(外部境界)の情報は先行研究³⁾で作成した3 km解像度気象場解析値から得た。解析値の計算期間は事故直前の2011年3月10日から3月31日までとした。作成した1 km解像度気象場解析値はモデル相互比較の共通入力データとして利用できるように、関係サブグループと協議して必要な変数抽出・時空間補間・フォーマット変換処理を加えてアーカイブした。

この1 km解像度気象場解析値が大気拡散シミュレーションに与える影響を評価するため、気象庁大気拡散モデル(NHM-Chem)^{7,8)}を使い、1 F事故由来Cs-137の大気移流拡散を計算した。Cs-137発生量の時系列データはJAEAのKatata et al.⁹⁾を利用した。この計算結果を先行研究の計算結果(5 kmおよび3 km水平解像度; すべて同じ大気拡散モデルNHM-Chemを計算に使用)と比較し、相違点を調査した。特に福島県内陸部(中通り)の谷地形におけるプルームの流れる方向と北関東山岳部の特徴的なホットスポット形状の再現を詳細に検証した。

さらにこの1 km解像度気象場解析値を外部境界として使い、水平解像度を0.25 kmに高めた気象モデル(JMANHM)の計算を行った¹⁰⁾。このような手法をモデルネスティング(モデルの内側にさらにモデルを組み込んで動かす様子が入れ子構造[ネスト]を想起させるため)あるいは力学的ダウンスケーリングと呼ぶ。そのため0.25 km解像度のJMANHMは1 km解像度のJMANHMよりも計算範囲(解析値の作成範囲)が少し狭くなり、宮城県以南、茨城県以北、栃木県以東となった。解析値の作成時期は1 km解像度と同じく2011年3月10日から31日までである。計算面積は1/4程度に狭くなったが解像度が4倍(すなわち格子点数では16倍)となったので、必要な計算量はむしろ増えた。また、気象モデルは解像度が4倍になれば力学計算の時間ステップ数を4倍にしなければならないため(流体力学計算におけるCFL条件)、全体の計算量は1 km解像度の計算の10倍以上に増えた。並列型のスーパーコンピュータは計算量が増えると並列効率が低下するため、実際の計算量は理論値のさらに2倍以上になった。この0.25 km解像度気象場解析値もモデル相互比較の共通入力データとして使用できるよう、他サブテーマへ提供した。

この0.25 km解像度気象場解析値が大気拡散シミュレーションに与える影響を評価するため、1 km解像度気象場の時と同じく大気拡散モデルNHM-Chemを使い、1 F事故由来Cs-137の大気移流拡散を計算した¹¹⁾。この計算結果を先行研究の計算結果(3 kmおよび1 km水平解像度)と比較し、相違点を調査した。特に1 F 近傍の海岸沿いのCs-137濃度変化の再現を検証した。

4. 結果及び考察

4. 1 水平解像度1 km風速場の検証

図5.2に水平解像度が5 kmの気象庁解析値、3 kmの先行研究解析値^{3,6)}、本研究で新規作成した1 km解析値¹⁰⁾の地形（標高）と地上風（高度10 m風向風速）を示す。それぞれのマップの中央部分に阿武隈山地の北半分が描かれており、右側は太平洋である。阿武隈山地の左側は中通りであり、中通りの上端（図の左上の標高が低い部分）が福島市および伊達市の市街地にあたる。福島第一原子力発電所の位置は黒丸で示してある。一見して、それぞれの解像度でずいぶんと地形の印象が違うことが分かる。5 km解像度の地形はまるでタイル細工のようであり、かろうじて阿武隈山地が表現され中通り（谷地形）が出現している。3 km解像度では阿武隈山地の再現性が向上しており、本研究で作成した1 km解像度では阿武隈山地における峰の細かな連なりや峠の数々が明瞭に判別可能である。さらに、5 km解像度では1 km解像度に比べて山頂の高さがかなり低い。モデルの中ではサブグリッドスケールの構造はすべてグリッドごとに平均化されてしまうからである。これらの地形解像度の違いは風速場に大きな違いを生むため、その観点から大気拡散の再現性を検討する必要がある。その検討結果を以下に示す。

図5.2では2011年3月12日15時の風（瞬間値）を例示しているが、この時間帯（14:50～15:10）に1 F敷地内（図中●）では南南東から南の風が観測されていた。しかし5 km解像度解析値では1 F付近の風向は南東であり、残念ながら現実大気と異なっている。3 km解像度解析値と1 km解像度解析値は風向については現実大気とほぼ一致している。しかし詳細に見ると、地上風の収束帯の位置がそれぞれ全く異なっていることが分かる。5 km解像度では収束帯が内陸に位置し、阿武隈山地の峰々とほぼ重なっている。それに比べると3 km解像度では収束帯が海岸に近づいているが、それでもなお阿武隈山地の裾野上空（1 Fよりも西側）に位置している。1 km解像度では収束帯がほぼ海岸線と重なっており、海岸の陸地側と海側で風向がほぼ逆になっている。これは、地形解像度が粗いと山岳が低く滑らかになり、現実には内陸に侵入できない海風が容易く侵入するためと考えられる¹²⁾。この日時の例に限らず、海岸線は陸地（粗面）と海（滑面）の境界であるため地上風の収束帯が発生しやすく、大気拡散シミュレーションで「ものがどちら側に流れていくのか」を正確に計算することが難しい。日本の原子力発電所や大規模な火力発電所・化学プラントはすべて海岸に建設されているため、そこを発生源とする大気汚染物質が海側・陸側の何れへ流れるのかを計算することが本質的に難しく、再現性はモデル解像度に強く依存することが示唆される。

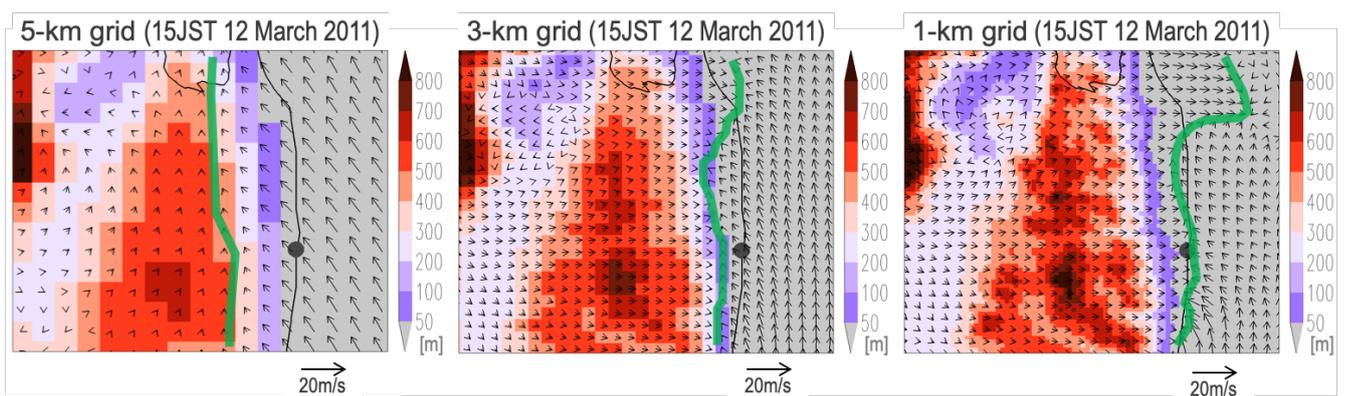


図5.2 福島県北東部（マップ上端に宮城県との県境があり、左側に中通り、右側に太平洋）のモデル内での標高（紫色～赤色の陰影）と高度10 m風向風速（矢印）。海岸線上の黒丸●は福島第一原子力発電所の位置を示す。風向風速は2011年3月12日15時（日本時間）の瞬間値。マップ中央の標高が高い領域は阿武隈山地である。3枚のマップはそれぞれ水平解像度が5 km（気象庁現業解析）、3 km（先行研究）、1 km（本研究で独自作成）の計算結果。緑色の線はそれぞれのモデル水平解像度で再現されている地上風収束帯（局地前線）の位置を表す。

次に、収束帯の位置が異なる3 km解像度解析値と1 km解像度解析値のどちらが現実大気を精度良く再現しているのかを検証した。図5.3に先ほどの気象場解析値の時刻の1時間後におけるCs-137地上濃度（瞬間値）と地上風を示す。先行研究によるとこの時間帯に双葉町観測地点（図中×印）では汚染プルームが到達し、Cs-137濃度が急上昇している¹³⁾。観測では濃度上昇は14時過ぎに始まり、15～16時に最高濃度を記録している。これは1 km解像度解析値を用いた大気移流モデルの結果と完全に一致する。図5.3(下)を見るとプルームの縁が風の収束帯の曲線にほぼ一致して分布しており、プルームの縁のすぐ内側に双葉が位置していることが分かる。一方で3 km解像度解析値を用いた大気移流モデルでは濃度上昇の観測時刻よりも前にプルームの縁が双葉へ到達し、そのままプルームが内陸へ大きく侵入している（図5.3(上)；これは空間線量率の測定値と不整合）。この大気移流計算精度の著しい改善は、1 Fが海岸沿いに立地していることが原因であり、そこでは気象場解析値の高解像度化の恩恵が大きいために達成できたものである。収束帯が放出

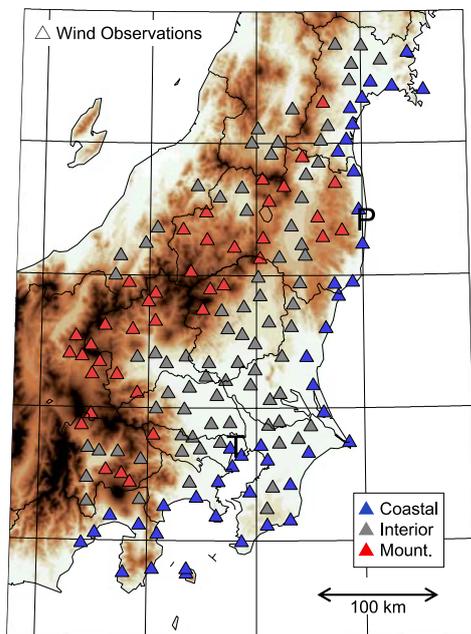


図5.4 地上風の検証に用いたアメダス観測点。Pは福島第一原子力発電所、Tは東京都区部の位置を示す。青色は海岸エリア、灰色は内陸エリア、赤色は山岳エリアの観測点を表している。

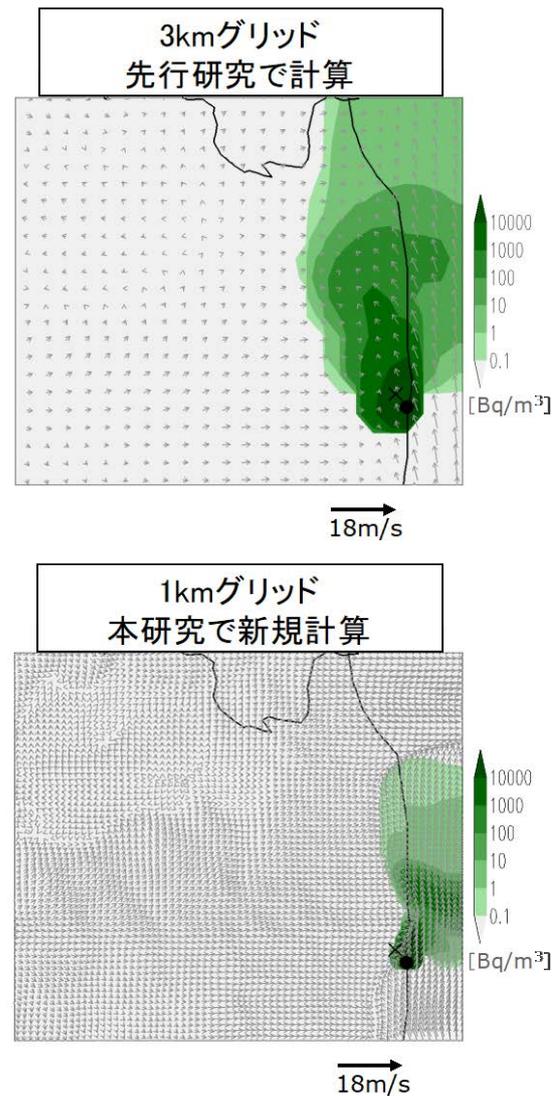


図5.3 福島県北東部（マップで示された領域は図5.2と一致）におけるモデルで計算された地上Cs-137濃度（緑色の陰影）と高度10 m風向風速（矢印）。上図は水平解像度3 km、下図は1 kmの気象場解析値を用いている。すべて2011年3月12日16時（日本時間）の瞬間値。丸印●（福島第一原子力発電所）のすぐ左上にある×印は双葉モニタリングサイトの位置を表す。

源近傍に位置している場合、放出された直後の放射性物質が左右どちらへ流れるのかでその後の移流計算の再現性は全く異なってしまう。

以下ではさらに、1 F 事故当時の地上風速場再現性についてより広範囲にアメダス地上風観測を使い比較検証した結果を説明する。気象庁はアメダス観測所を平均して約20 kmおきに設置している。本検証ではアメダスによって取得された地上風観測値（地上高さ10mで測定）のうち、図5.4で示した地点における毎

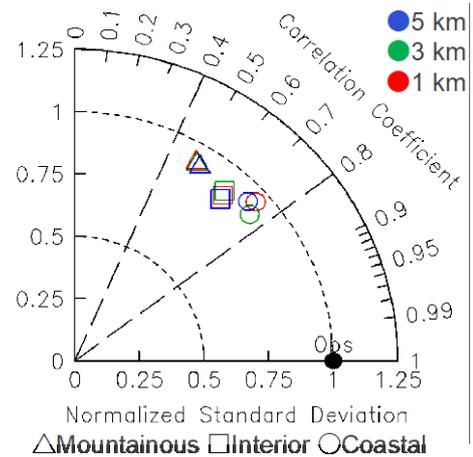
正時前5分平均値を利用した。また、風は東西成分と南北成分に分けて統計を取り、合わせて平均値を計算した。

1 F 事故は北西からの季節風の影響が強い冬期に起こったため、Cs-137プルームが陸上で捉えられたのは2011年3月11日から31日までの3週間のうちわずか50時間程度である^{14,15)}。風速場の検証ではその中から2つの時間帯を抜き出して統計を取った。一つはCs-137プルームが(1 F 近傍のみで観測され)ほぼ外洋へ流れていた時間帯、もう一つはCs-137プルームが内陸方向へ深く流れていた時間帯である。各時間帯の合計の継続時間はそれぞれ24時間と18時間であった(詳細はNakajima et al.¹⁴⁾ およびSekiyama and Kajino¹⁰⁾参照)。さらに、アメダス観測地点を周囲の地勢によって3つの地形カテゴリーに分類し、それぞれの地形毎に正規化標準偏差とピアソン相関係数を算出した。地形分類のカテゴリーは図5.4に示したとおり、海岸エリア、内陸エリア、山岳エリアである。

以上の3つの水平解像度/2つの時間帯/3つの地形における気象場データ地上風の統計値をテイラーダイアグラム¹⁶⁾で図5.5に示す。この図では地上風の再現誤差(中央二乗平均平方根誤差CRMSEで表す)は、図中黒丸で示された観測値(正規化標準偏差=1、相関係数=1の状態)からの直線距離で表され、黒丸に近ければ誤差が小さく高精度なことを示す。図5.5から言えることは、(1)どの水平解像度でも、Cs-137プルームがどちらの方向へ流れていても、気象場データ地上風の誤差は山岳エリア>内陸エリア>海岸エリアの順となる、(2)水平解像度ごとの誤差のばらつき(=解像度依存性)はCs-137プルームが外洋へ流れている時よりも内陸へ流れている時の方が大きい、(3)Cs-137プルームが外洋へ流れている時は解像度依存性がほとんど見られないが、内陸へ流れている時はどの地形カテゴリーにおいても誤差の大きさが5 km解像度>3 km解像度>1 km解像度の順となる、である。

一般的にプルームが外洋へ流れている時は冬型の安定した気圧配置になっており、風向風速の変化が少ない。逆にプルームが内陸へ流れている時は安定した冬型の気圧配置が崩れ、移動性擾乱(低気圧)が日本列島近辺を通過しているため、風向風速は目まぐるしく変化する。図5.5bによると擾乱通過時には5 km解像度と3 km解像度においては気象場データの地上風再現性が大きく低下するが、1 km解像度ではほとんど低下が見られない。これは重要な知見であり、福島県のような山岳地形を多く含む地域においてプルームが内陸部に流れ込む気象条件下では、気象場データの品質を維持するためには(5 kmでは全く足りず)1 km程度の水平解像度が必要であることを示している。

(a) Plume Category: Outer Sea



(b) Plume Category: Interior

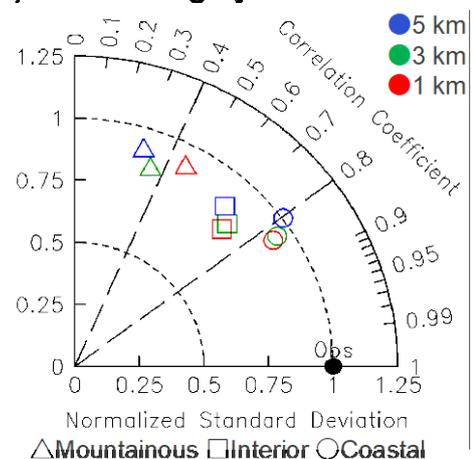


図5.5 各解像度の気象解析値とアメダス観測の地上風を比較したテイラーダイアグラム。Cs-137プルームが主に(a)外洋へ流れていた時間帯と(b)内陸へ流れていた時間帯に分けてダイアグラムを描画している。○は海岸エリア、□は内陸エリア、△は山岳エリアのアメダス観測点での統計を示す。青色、緑色、赤色はそれぞれ気象場データの解像度を表す。●は観測値そのもの(正規化標準偏差=1、相関係数=1)を示す。

興味深いことに、海岸エリアでは（山岳エリアとは反対に）擾乱が通過すると気象場データの地上風再現性が向上する。しかしその際も1 km解像度は5 km解像度よりも優れている（＝誤差が小さい）状況は維持される。ただし、解像度による違いは山岳エリアほどには大きくない。とはいえ、大気拡散シミュレーションの誤差は物質の流路に沿って時々刻々蓄積するため、逆に僅かに風速場の再現性が向上するだけで大気濃度分布の再現性が劇的に向上することが知られている^{6,17)}。そのため、図5.5bで示されている程度の改善が得られるならば、気象場データの水平解像度は5 kmではなく積極的に1 kmを選ぶべきであろう。

4. 2 水平解像度1 km濃度分布の検証

図5.5のテイラーダイアグラムでは地形カテゴリー毎に（Cs-137プルームが内陸方向へ流れていた）合計18時間の平均的な統計量が示されており、実際の地形上での大気の流れをイメージしづらい。そこでこの気象場解析値を使ってCs-137の大気拡散を計算した結果の一例をマップ表示にして図5.6に示す。福島県において複雑地形上でのモデル解像度依存性が最も明瞭に現れるのはCs-137プルームが中通り（谷地形）に流れ込む時である。1 F事故では2度、中通りへの大規模な流入が起きた（2011年3月15日と20日）。本報告書では（大規模な湿性沈着が起きなかったため）移流拡散現象に集中して議論のできる3月20日の例を挙げることにする。

図5.6で大気拡散モデルの結果と一緒にプロットされている観測値はTsuruta et al.¹⁸⁾およびOura et al.¹⁹⁾によって各都県のSPMサンプリングフィルターテープ残留放射能から推定されたCs-137地上濃度である。ここでCs-137プルーム到達時刻の僅かなずれによる検証誤差を避けるため、濃度は（モデルと観測共々）瞬間値ではなく15時から21時（日本標準時）までの6時間積算値を用いている。また、図中の矢印は6時間積算したCs-137の地表面質量フラックス¹⁵⁾（＝濃度と風速ベクトルの積）を表しており、この6時間にCs-137が主にどの方向へ流れていったのか容易に判別できる。

この例において、水平解像度5 km（図5.6a）の大気拡散シミュレーションでは水平解像度3 km（図5.6b）や水平解像度1 km（図5.6c）に比べてCs-137プルームが北西方向へより広がっている。これは大気の数値拡散の影響だけでなく、地形解像度が粗いことによって奥羽山脈が低くならなくなってしまう、プルームを山岳が効率的にブロックできなくなったこと

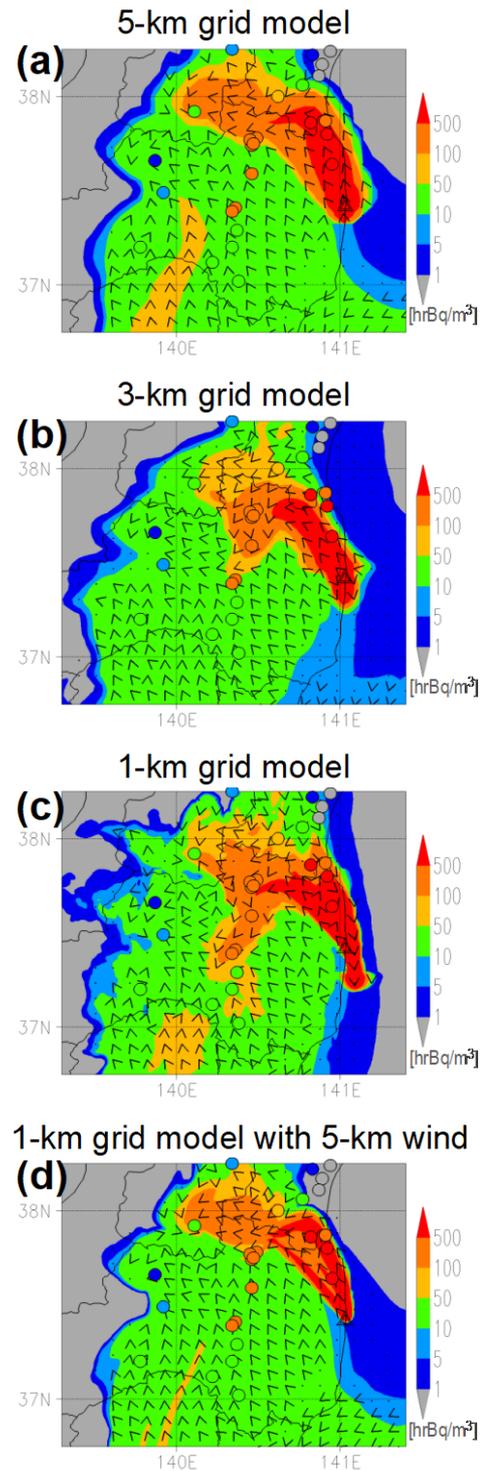


図5.6 2011年3月20日15時から21時（日本時間）までの福島県におけるCs-137地上濃度積算値を示す。気象場解析値と大気拡散モデルの水平解像度は(a)5 km、(b)3 km、(c)1 kmであり、(d)のみが気象場解析値5 kmかつ大気拡散モデル1 kmである。図中に複数プロットされている○印はTsuruta et al.¹⁸⁾およびOura et al.¹⁹⁾による観測値。矢印はモデルで計算されたCs-137の6時間積算地表面質量フラックスを示す。

が要因である。一方、水平解像度1 kmではCs-137プルームが中通りに沿ってUターンしており、南東方向へ長く流れている。水平解像度3 kmはこれらの中間的な分布となっている。観測の値と比較すると、明らかに水平解像度1 kmが最も良い再現性を示している。モデルが計算した中通りの質量フラックスの方向を見ると水平解像度5 kmでは北寄りの流れが全く存在しないのに対し、水平解像度1 kmでは北寄りと南寄りの2つの流れが谷地形の中央部分でぶつかっている。その北寄りの流れの中では観測濃度が高い値を示し、南寄りの流れの中では低い値を示しており、その様子を水平解像度1 kmモデルは正確に再現していることが分かる。これによって分かるのは、水平解像度を1 kmにすることによってやっと阿武隈山地と奥羽山脈に挟まれた中通りの谷地形が十分に表現されることである。

ところで図5.6dは気象場解析値については水平解像度5 kmのものを使う一方で（したがって風は解像度5 kmの地形に沿って流れる）、大気拡散モデルの力学的な計算は水平解像度1 kmに設定した特殊な実験結果である（水平解像度5 kmの気象場解析値を水平解像度1 kmのモデルに入力する際は線形内挿で高解像度化）。これは地形再現の解像度と力学計算の解像度のどちらが大気拡散シミュレーションの解像度依存性を決めているのか確認するために実施した。結果は（Cs-137プルームの流れや形状が）水平解像度5 km（図5.6a）と極めて類似しており、Cs-137濃度観測値を全く再現できていない。これは大気拡散シミュレーションの性能に与える地形解像度の重要性を改めて示すこととなった。

1 F 事故当時稼働していた緊急時迅速放射能影響予測ネットワークシステム（SPEEDI）の入力気象データは気象庁が現業で作成していたものであり（すなわち水平解像度5 km）、その地形解像度と気象場精度がCs-137プルームの挙動を計算するには全く足りていないことが判明したことは、本研究の大きな成果の一つである。これは、本研究が気象庁の現業と同じ気象観測データセットを流用し、気象庁の現業に匹敵する性能のデータ同化システムを構築し、気象庁現業モデルを遙かに凌ぐ高解像度（1 km）モデルを動かして、独自の気象場解析値を作成したことにより初めて示すことができた成果だと誇ることができる。なお、この水平解像度1 km気象場解析値を使った大気拡散計算の再現性改善は、サブテーマ1の比較試験参加モデル全体でも確認されている²⁰。

4. 3 湿性沈着量分布の検証

本研究で作成した1 km解像度の気象場解析値について、上記の風速場だけでなく降水や霧の分布の検証も試みた。ただし降水や霧の分布の直接的な検証は極めて難しい。特に大気汚染物質の動態では、雨量計の検出限界である0.5 mm/hを下回る降水量による湿性沈着の役割が極めて大きい（ちなみに0.5 mm/hの降水はいわゆる小雨であり、多くの人が傘を差し始めるレベルである）。雨量計の検出限界が0.5 mm/hであるため、雨量計データによって校正されているレーダー解析雨量も0.5 mm/h以下の雨に関しては精度が極めて悪い（それだけでなく、そもそも0.1~0.2 mm/h程度の降水はレーダーに映らない可能性が高い）。さらに霧に至っては目視やレーザー光による局所的観測しか存在せず、広範囲な定量的観測が不可能である。天気予報の研究開発の現場においては防災に直結する激しい雨（通常は10 mm/h以上）の再現と検証に重点が置かれ、汚染物質の環境動態把握に重要な0.5 mm/h以下の小雨・霧雨にはほとんど関心が持たれていない。

本研究では降水分布の検証において、強い雨の分布に関しては5 km、3 km、1 km解像度の気象場解析値で再現精度の違いはあまり見られなかった。降水分布は第一に総観規模の前線や低気圧の位置で決まる部分が多い（特に1 F 事故の起きた冬期はその傾向が強い）ためだと考えられる。弱い雨についてはレーダー解析雨量の精度が信用できないため（観測された弱い雨の分布が不自然）、解析値の検証を断念した（霧については空間代表性の広い観測データが存在しないため断念）。しかし一方で、山の斜面に発生する小雨や霧の再現性はモデルの地形解像度に強く依存し、1 F 事故においてはそのような小雨や霧がCs-137の沈着分布に極めて大きな影響を与えたと考えられる。そこで、本研究では弱い雨を直接検証することを避け、大気拡散モデルによって再現されたCs-137沈着量の分布を検証することにした。その結果が図5.7である。

図5.7で示されているのはCs-137の総沈着量であるが、乾性沈着については1 F から北西へ直線状に延びる高沈着領域のみで影響が大きく、気象場解析値の解像度が高くなるにつれモデルで計算した沈着

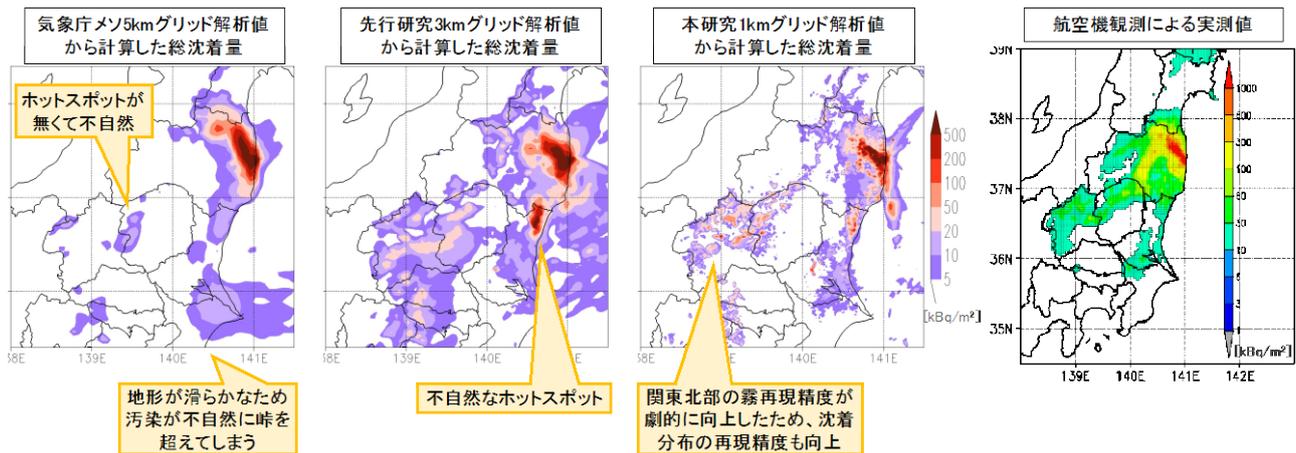


図5.7 Cs-137の総沈着量の分布。乾性沈着と湿性沈着の合計を表す。モデル計算結果は2011年3月の総積算値であり、航空機観測²¹⁾は2011年夏期に観測したものである。

量分布が観測値のようにシャープになっている。また、残念ながらモデルでは中通りの汚染が上手く再現されていない（この問題は極めて深刻であるが、他サブグループの研究成果あるいは将来的な研究に改善を期待したい）。ここで注目したいのは、地形性の弱い雨や霧雨によってCs-137の湿性沈着が起きた関東北部の山岳地域南側斜面（栃木県や群馬県の北部）である。霧による沈着を全く考慮しない大気拡散モデルも世の中には存在するが、本サブグループで開発改良を行ったモデルNHM-Chemでは発生した霧の量に合わせてエアロゾル粒子の水滴（霧粒）への取り込みと粒子沈着を計算し、可能な限り霧や霧雨の影響を正確に再現できるよう改良した。

航空機観測で示されているとおり（図5.7右のマップ）、関東北部の山岳地域には高濃度かつ広範囲なCs-137沈着エリア（いわゆるホットスポット）が発生した。これは2011年3月15日夜の霧あるいは霧雨が原因で生成したと考えられているが、多くの大気拡散モデルは再現できずにいる。我々の計算でも気象庁現業の気象場解析値（5 km）を使った場合は関東北部のホットスポットを全く再現できなかった（図5.7左のマップ）。それに対し、1 km解像度の気象場解析値を使った場合には、このホットスポットが観測と極めて類似した分布で再現された（図5.7右から2枚目のマップ）。この沈着が山岳南側斜面に集中していることは、ホットスポットの分布が県境（＝山岳の稜線）で明瞭に区切られていることから見て取れる。この沈着はモデルの中で確かに3月15日の弱い雨と霧によって生成したことが確認できた。一般的に地形が高解像度化するとモデル内の山岳が急峻になり、その山肌を大気が滑昇することによって発生する地形性降雨や霧の発生が気象モデルでより正確に計算できるようになる。そのため1 km解像度で気象場を作成すれば（山岳域での）雨や霧の再現性が若干は向上するだろうと研究計画段階から期待されていた。ここに示した関東北部の湿性沈着量改善はその当初見込みを大きく上回る成果であり、モデルの高解像度化の効用は風速だけでなく雨や霧にも大きく及ぶことが分かった。

1 F事故の再現に限らず、福島県のような複雑地形上では（そして日本の多くの地域が同様に複雑地形であろう）、大気中での拡散に限らず湿性沈着・乾性沈着においても、気象場解析値の水平解像度が重要なファクターであることが分かった。Cs-137沈着量分布の再現においても気象庁現業解析値の5 km解像度では全く足りず、1 km解像度程度は必要であろうと結論できる。そもそも水平解像度が5 kmでは安達太良山（福島市内からその雄大な姿が眺められる）は山岳として十分に表現できず、ただの緩やかな丘になってしまう。そのような地形では空気塊の正確な動きや霧雨の発生など正確に再現できようもないだろう。

4. 4 水平解像度0.25 km濃度分布の検証

次に、水平解像度0.25 kmのモデルシミュレーション結果を示す。水平解像度0.25 kmという極めて細

かい格子間隔での大気拡散を検証するため、Cs-137発生源である1F近傍に注目する。ただし1F近傍のアメダス観測所のほとんどは事故当時観測機器が停止していたため、入手可能な最寄りの観測点が20 km以上も離れており、風速場の直接的な検証は難しい。事故当時1F敷地内で地上風観測は行われていたが、正確な観測箇所が不明な上、風速計設置高度がWMO推奨の地上10mよりもかなり低いことから定

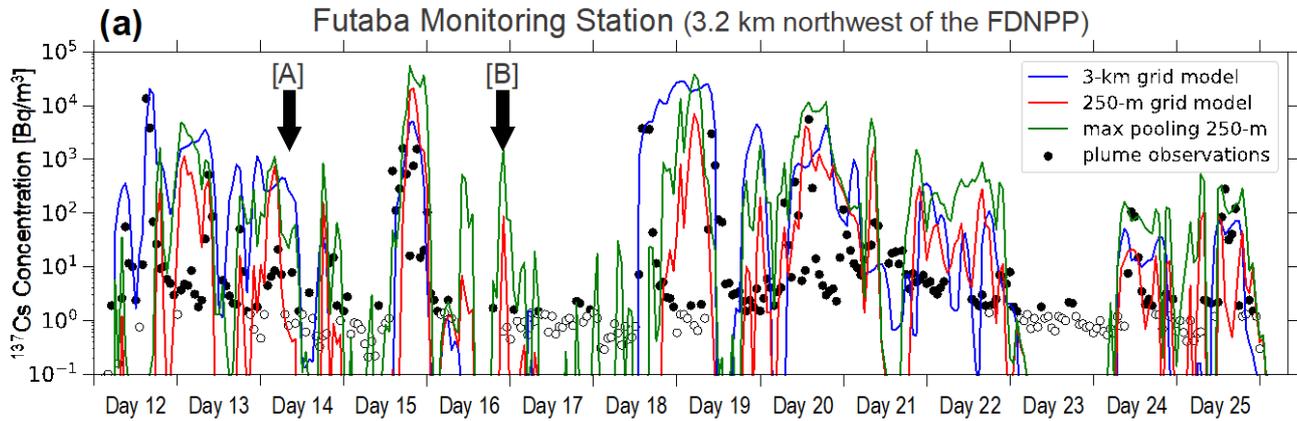


図5.8 大気拡散モデルが計算した双葉町観測地点（福島第一原子力発電所から3.2 km）における2011年3月のCs-137濃度時系列。[A]と[B]は図5.9aおよび図5.9bで描画されている時間帯をそれぞれ示す。●はプルームが通過中と判断された時の観測値（閾値は1.5 Bq/m³）、○はプルーム通過とは判断されなかった時の観測値。

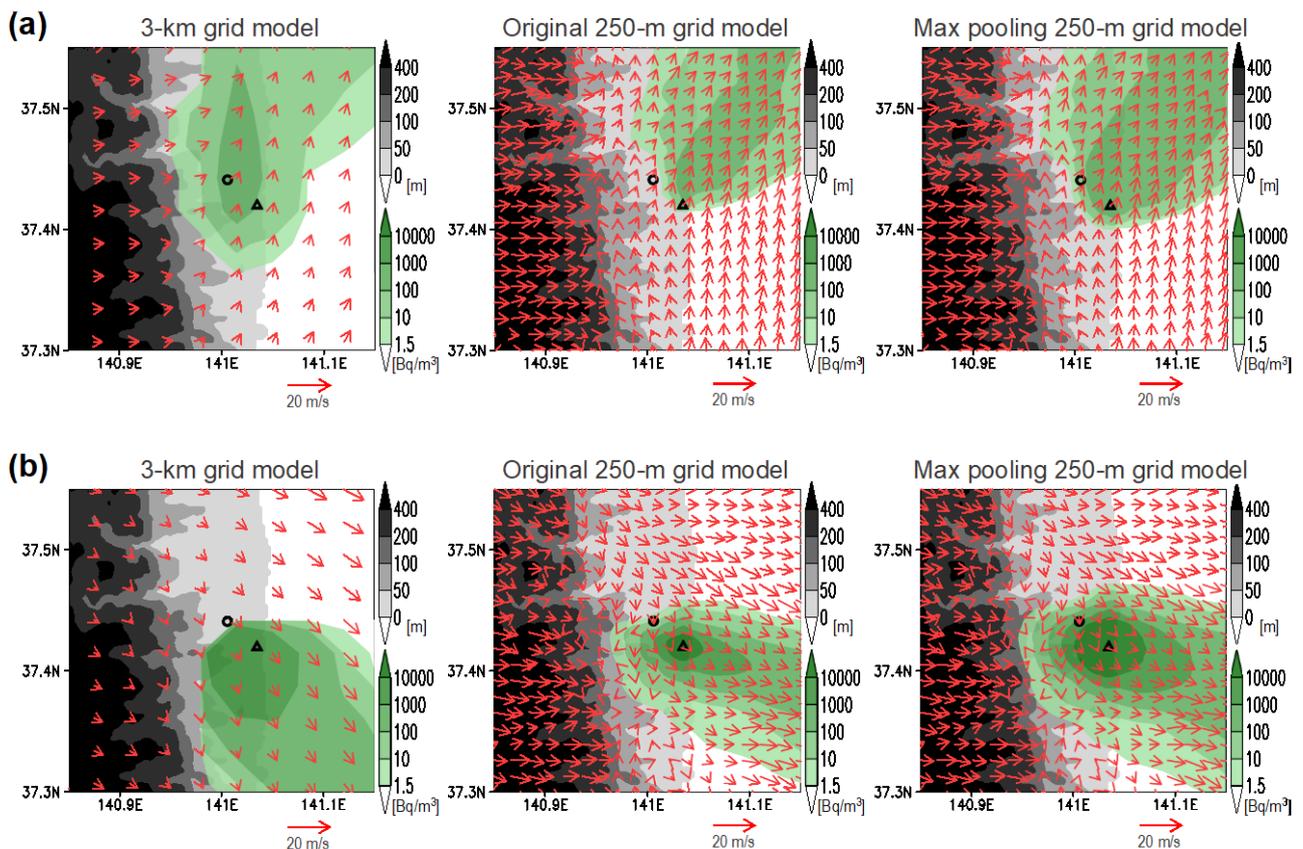


図5.9 大気拡散モデルで計算した双葉町観測地点近くのCs-137地上濃度の時別値（緑色）と地上風（赤色矢印）。時刻は図5.8において（a）[A]と示された2011年3月14日午前8時～9時、（b）[B]と示された2011年3月16日午後9時～10時（どちらも日本時間）。黒色～灰色の等高線は水平解像度0.25 kmのモデル地形、○は双葉町観測地点、△は福島第一原子力発電所の位置を表す。

量性に欠けると判断して解析値の検証には使用しなかった。Cs-137濃度の観測値については1 Fから北西に3.2 km離れた双葉町のSPM観測地点のデータがサブグループ2から入手できたため¹³⁾、これを利用してCs-137プルームが双葉町観測地点を通過するタイミングを検証することで間接的に風速場の精度を調べることにした。以下、水平解像度3 kmと0.25 kmの2種類のモデル計算結果を観測値と比較した結果を示す（水平解像度1 kmのモデル結果はここには示していないが、成績はおおよそ3 kmと0.25 kmの中間的なものであった）。水平解像度3 kmのモデルにおいては1 Fと双葉町観測地点は斜め隣同士のグリッドに位置する。

図5.8は双葉町の観測地点における2011年3月12日から25日までのCs-137地上濃度の変化である。観測値は汚染閾値の1.5 Bq/m³を超えていれば●（プルーム通過有り）、超えていなければ○（プルーム通過無し）とプロットした。本来観測値の検出限界は0.1 Bq/m³程度であるが事故当時は測器やフィルタテープが汚染されていたため、バックグラウンド濃度を1.5 Bq/m³以下と設定した。図5.8では3 km解像度モデルを表す青色の折れ線と0.25 km解像度モデルを表す赤色の折れ線は多くの場合同期して上下しており、おおよそどちらのモデルも観測のプルーム到達タイミングをよく再現している（ただし濃度の絶対値に関してはかなりの誤差がある；この誤差は移流拡散計算の誤差と放出量推定値の誤差の両方を含んでいる）。ところが詳細に図5.8を見ると、3 km解像度の方が濃度スパイクは幅広い傾向があり、0.25 km解像度よりも長い時間プルームが居座っていることが分かる。これは低解像度モデルでは数値拡散誤差

表5.1 福島第一原子力発電所近傍（距離3.2 km）の双葉町観測地点における大気拡散モデルのCs-137プルーム到達時刻再現性に関する統計スコア。1時間値を1個のサンプルとした。モデルの水平解像度は3 kmおよび0.25 km、さらに解像度0.25 kmの結果にマックスプーリング（Max pooling；プーリングサイズは幅3 km）処理を施した結果を示す。

	FO	XO	FX	XX	Proportion Correct	False Alarm Ratio	Undetected Error Rate	Bias Score	Threat Score
3 km-grid model	140	48	41	122	0.75	0.23	0.26	0.96	0.61
250 m-grid model	104	84	35	128	0.66	0.25	0.45	0.74	0.47
Max pooling 250 m-grid model	139	49	67	96	0.67	0.33	0.26	1.10	0.55

注) 統計スコアに関する解説：

FOはモデルも観測もプルーム有り判定、XOは観測のみがプルーム有り判定、FXはモデルがプルーム有り判定したが観測ではプルーム無し判定、XXはモデルも観測もプルーム無し判定した回数（1時間平均値で比較）。Proportion Correct（的中率）は0から1の値を取り、全体的中すると1になる。False Alarm Ratio（空振り率）はモデルが全く空振りしなければ0、全て空振りすれば1となるため値が小さい方が良い。空振り率が高い状態はいわゆる「オオカミ少年」である。Undetected Error Rate（見逃し率）はモデルが一度も災害を見逃さなければ0、全て見逃してしまえば1となり、値が小さいほど良い。一般的には空振り率を下げようとするが見逃し率が上がってしまうが、防災の観点からいうと見逃し（Undetected Error）はあってはならないことであり、オオカミ少年になることを恐れず見逃し率を下げる努力が必要である。Bias Score（バイアススコア）は現象の当たり外れ自体には関係なく、現象（この場合はCs-137プルームの到来）の回数の比である。モデルと観測で現象の起きる頻度が同じならば値は1、モデルが頻度を過小評価すれば値は1より小さく、過大評価すれば1より大きくなる。オオカミ少年はバイアススコアが1よりもかなり大きくなる傾向がある。Threat Score（スレットスコア）は稀な災害（極端現象）のモデル再現性能を表す数値で、0から1の値を取る。極端現象を全く再現できない時は0、全ての極端現象を完璧に再現できれば1となる。気象庁の大雨予報（>10 mm/h）のスレットスコアは0.3から0.5程度である。

が大きいためであり、特に放出源近くではモデル解像度による差が顕著になる。

図5.8で示されている範囲での統計スコアを表5.1に示す（統計値の意味については注釈を参照）。この統計では濃度の絶対値は無視してブルームの到来の有無（閾値を超えたかどうか）の再現だけで成績を計算している。期待に反して、3 km解像度モデルの方がProportion Correct（的中率）が高い。これは3 km解像度と0.25 km解像度でFalse Alarm Ratio（空振り率）にあまり違いが無いにも関わらずUndetected Error Rate（見逃し率）が3 km解像度でかなり低い値（＝良い値）になっているからである。見逃し率が低い原因は低解像度モデルの欠点であるはずの大きな数値拡散にある。少々ブルームの到達時刻がズレていても、ブルームの中心位置がズレていても、数値拡散によってブルームが太くなり見逃し率を下げているのである。一般に超高解像度モデル（ここでは解像度が1 kmを切るようなモデル）は僅かな誤差でブルームの通過の有無が変わるため見逃し率が高くなる。しかし防災において見逃し率が高いことは痛恨の欠点となる。そこで0.25 km解像度モデルの計算結果にマックスプーリング処理を施した結果を図5.8の緑色の折れ線として示す。またその統計スコアは表5.1に掲載されている。

マックスプーリング（Max Pooling）は機械学習などの画像処理で頻繁に使われる技術であり、濃い色の領域を目立たせたり太い線をより太くしたりする効果がある。本研究ではCs-137ブルームの境界部分を1.5 kmほど外側へ広げるよう（すなわちブルームの幅が3 kmほど太くなるよう）濃度分布データを処理した。これをプーリング幅3 kmのマックスプーリング処理と呼ぶ。

マックスプーリング処理した結果は元の0.25 km解像度モデルに比べて濃度のスパイク幅が明らかに広く高くなっている。その結果、見逃し率が著しく改善し、Threat Score（スレットスコア）が向上した（ただし空振り率が若干悪化したための中率の向上はあまり見られなかった）。3 km解像度モデルやマックスプーリング処理モデルのスレットスコアは0.5以上あり、この値は気象庁の現業3時間降雨予報（10 mm/h超）の平均的なスレットスコアを超えている¹¹⁾。

粗いモデルが細かいモデルよりも成績が良いケース、あるいは細かいモデルがマックスプーリング処理によって成績が向上するケースの具体例を図5.9にマップ表示した。時刻[A]では3 km解像度モデルはブルームの到来を再現していたが0.25 km解像度モデルは再現できていなかった。しかし図5.9を見ると3 km解像度では数値拡散が大きいおかげでたまたま双葉町上空をブルームが覆っていただけであり、一方0.25 km解像度では非常に惜しいところでブルームが双葉町上空を避けていることが分かる。そのためマックスプーリング処理で僅かにブルーム幅を広げただけで双葉町が覆われ、統計スコアが上昇した。時刻[B]では3 km解像度モデルは1 F周辺の複雑な地形に沿った地上風（乱流）を全く再現できておらず、均一な卓越風が双葉町と反対側へ向かって吹いている。一方、0.25 km解像度モデルでは再現された乱流のおかげで卓越風向と反対側の双葉町にもブルームの端が流れている。ただ残念なことに双葉町へブルームが覆い被さるタイミングが1時間あるいは数時間ほどズレていたために統計では「はずれ」判定されてしまっていた。それがマックスプーリング処理によってカバーされ、統計スコアの上昇につながった。超高解像度のシミュレーションではブルームの僅かな位置ズレが深刻な精度低下に繋がるといえよう。

これらの結果から分かったことは、0.25 km解像度の気象場（風速場）は複雑地形を反映した「より正確な」大気を再現しているのかもしれないが、検証方法としてCs-137濃度の変化を追跡している限り粗い解像度の気象場との違い（卓越性）を見ることは難しいことである（しかし本研究の究極的な目標は有用な濃度情報の提供であるから、差が見えないこと自体は意味のある情報である）。この検証では放出源に極めて近接した地点で観測とモデルを比較したため、一般的な期待とは異なり、粗い解像度のモデルが統計スコアにおいて優れる結果となった（とはいえマックスプーリング処理によって細かい解像度のモデルもスコアは改善した）。原子力事故のような環境緊急対応（EER）で最もモデル予測が必要とされるのは発生源近傍の地域であり、そこではモデル的中率の高さだけでなく見逃し率の低さも要求される。その点ではモデルの解像度は高ければ高い方が良いというわけではなく、放出源からの距離と地形の複雑さ（および大気拡散モデルの数値拡散誤差の大きさ）によって適切な解像度が存在することが判明した意義は大きい。本研究が実施される以前はどの程度のモデル水平解像度が1 F事故の再現に必要な十分であるのかは気象学界でも全く分かっていなかった。しかし本研究が終了した今ならば、複

雑地形の再現には1 kmの解像度が必要、ただし1 Fの極近傍では超高解像度プルームの僅かなズレに注意が必要だと言い切ることができる（これらの結果は全て英語原著論文として公開済み）。

これらの成果は1 km及び0.25 km解像度モデルの計算があってこそ実現したが、その計算負荷は極めて大きく（単位領域当たり気象庁現業5 km天気予報モデルのそれぞれ125倍及び8,000倍の計算資源が必要）、手軽に実験できるものではない。その困難を超えて本研究が検証を実現したことは誇るべき成果だと言える。本サブテーマでは複雑地形及び放出点近傍を検証の対象としたことにより、高い水平分解能の優位性を明らかにすることができた。一方で、この検証結果が他サブテーマでの広域な平野部での大気拡散再現性の検証結果と一部異なるように見える部分があったとしても必ずしも矛盾するものではない。それは着目する地形の複雑さとプルームの移動距離が異なるからである。

最後に、本サブテーマで作成した気象場解析値ファイルは、放出源情報や大気中濃度計算結果と共にデータベース化されて将来にわたって研究コミュニティに提供され続ける予定である。誰でも大気拡散を計算したければ、この気象場解析値と放出源情報を使うことができ、その計算結果を我々の大気中濃度計算結果と比較する事が可能である。すなわち日本及び世界において、今後の大気拡散モデルの開発・改良・検証のために、これらのファイルが極めて信頼性の高い、精度検証済みの、貴重なパブリックデータセットとなる。

5. 研究目標の達成状況

計画どおり、最先端気象予報モデルの高解像度化を成し遂げ、アンサンブルカルマンフィルタを用いた高精度データ同化の改良を行うことができた。その結果、2011年当時の気象庁現業解析値の水平解像度5 kmを大幅に超える水平解像度1 kmの気象場解析値を初年度に作成できた。この気象場解析値作成においてはアメダス地上風観測データを同化計算に取り入れ、モデル高解像度化と合わせて風速場の精度向上に繋げた（気象庁の現業5 km解析データ同化ではモデル解像度が低すぎてアメダス地上風は利用できない）。それにより観測と比較した風向風速の統計スコアが明瞭に向上しただけでなく、谷地形においてプルームの進行方向が全く変わる（もちろん観測と一致するように変わる）という劇的な精度向上を達成することができた。

また、この水平解像度1 km気象場解析値ではモデルの地形解像度が向上したことにより（水平方向の解像度が増すと鉛直方向の地形の陰しさも再現性が増すため）、地形性の弱い降雨や霧の発生を詳細かつ高精度に再現することができるようになった（水平解像度5 kmでは全く出現していなかった山岳部における弱雨や霧が発生するようになった）。その結果、關東北部におけるCs-137の湿性沈着分布（ホットスポット）を明瞭に再現できるようになった。乾性沈着の再現性向上には1 F近傍における風速場の精度改善が直結したため、合わせて全沈着量の再現性が向上した。地形性降雨や霧の再現性向上は3年度目の達成目標であったが、幸いこのように初年度のモデル高解像度化作業によって達成することができた（検証作業自体は2年度目に実施）。

ここで独自に作成した水平解像度1 km気象場解析値（およびその外部境界条件として使った水平解像度3 km気象場解析値）は大気拡散モデル相互比較に使うための共通入力データとして他サブテーマに提供された。それだけでなく、本研究課題が中心となって進めたモデル相互比較プロジェクト（MIP-2およびMIP-3）^{20,22)}の参加チームへ広く配られ、国内チームのみならず外国チームでも大気拡散モデルの新たな検証と改良を促した^{23,24)}ことは特筆すべきことである。

さらに、研究申請時に予定していた水平解像度0.5 kmの気象場作成（計画採択時に0.33 kmへ上方修正）について、それらの計画を上回る水平解像度の0.25kmで達成することができた（2年度目から3年度目の作業）。気象予報モデルをこの解像度で計算すること自体が世界的に見ても滅多に行われておらず（現業予報では皆無；竜巻やゲリラ豪雨の研究で僅かに行われている程度）、それを大気拡散シミュレーションのために実施したことは極めて先進的であった。その結果、1 F近傍でのプルーム再現性について貴重な研究を進めることができ¹¹⁾、1 F事故の再現のみならず環境緊急対応（EER）システムの開発改良に必要な知見を得ることができた。以上、研究目標は全て十分に達成された。

6. 引用文献

- 1) 日本学術会議, 2014: 報告「東京電力福島第一原子力発電所事故によって環境中に放出された放射性物質の輸送沈着過程に関するモデル計算結果の比較」, 103 pp., 日本学術会議.
- 2) 斉藤和雄ほか, 2015: 気象研究所技術報告, 76, 230 pp., 気象庁気象研究所.
- 3) Sekiyama, T. T. et al., 2015: J. Meteor. Soc. Japan, 93, 49-64.
- 4) Saito, K. et al., 2006: Mon. Wea. Rev., 134, 1266-1298.
- 5) Miyoshi, T. and K. Aranami, 2006: SOLA, 2, 128-131.
- 6) Sekiyama, T. T. et al., 2017: J. Meteor. Soc. Japan, 95, 447-454.
- 7) Kajino, M. et al., 2012: Atmos. Chem. Phys., 12, 11833-11856.
- 8) Kajino, M. et al., 2019: J. Geophys. Res., 124, 1823-1845.
- 9) Katata, G. et al., 2015: Atmos. Chem. Phys., 15, 1029-1070.
- 10) Sekiyama, T. T. and M. Kajino, 2020: J. Appl. Meteor. Climatol., 59, 937-952.
- 11) Sekiyama, T. T. and M. Kajino, 2021: J. Meteor. Soc. Japan, 99, accepted.
- 12) Suzuki, K. et al., 2021: J. Meteor. Soc. Japan, 99, 27-47.
- 13) Tsuruta, H. et al., 2018: Geochem. J., 52, 103-121.
- 14) Nakajima, T. et al., 2017: Prog. Earth Planet. Sci., 4:2.
- 15) Sekiyama, T. T., and T. Iwasaki, 2018: Tellus B, 70(1), 1-11.
- 16) Taylor, K. E., 2001: J. Geophys. Res., 106, 7183-7192.
- 17) Nachamkin, J. E. et al., 2007: J. Appl. Meteor. Climatol., 46, 1967-1980.
- 18) Tsuruta, H. et al., 2014: Sci. Rep. 4, 6717.
- 19) Oura, Y. et al., 2015: J. Nucl. Radiochem. Sci., 15, 15-26.
- 20) Sato, Y. et al., 2020: Atmos. Environ. X, 7, 100086.
- 21) Torii, T. et al., 2012: JAEA-Technology 2012-036, Japan Atomic Energy Agency, 182 pp.
- 22) Sato, Y. et al., 2018: J. Geophys. Res., 123, 11,748-11,765.
- 23) Iwasaki, T. et al., 2019: Atmos. Environ., 214, 116830.
- 24) Mathieu, A. et al., 2018: Appl. Geochem., 91, 122-139.

II-6 メソスケール物質輸送モデルの高度化

国立研究開発法人国立環境研究所

地域環境研究センター 大気環境モデリング研究室 五藤 大輔・森野 悠

<研究協力者>

国立研究開発法人国立環境研究所

企画部 大原 利眞

地域環境研究センター 大気環境モデリング研究室 打田 純也

[要旨]

本サブテーマでは、大気中放射性物質の輸送・変質・沈着サブモデルを検証・改良することを通じて、モデルの高度化を図ることを主な目的とした。

まず、これまでの研究で得られているCs-137の濃度と沈着量の測定データを用いて、本サブテーマで利用した2つの領域スケール大気輸送沈着モデル（WRF-CMAQ、NICAM）で再現性が低い期間及び空間範囲を特定するために、これら2つのモデルと地上観測を用いた線形最小分散推定法によるアンサンブル手法を用いて、Cs-137の空間分布を再推定した。その結果、アンサンブル結果は単独モデル結果よりも観測に近く、モデル再現性を確かめることができた。また、線形最小分散推定法によるアンサンブル手法が有効であることが確かめられ、アンサンブルメンバー数を増やすことで、バイアスや不確実性が軽減し、相関や精度は向上することがわかった。さらにこのアンサンブル結果は、最も高精度な時空間データの1つとして、避難経路に沿ったI-131の吸入内部被ばく評価にも使用された。

次に、モデル解像度を3kmから1kmに上げると共に、WRF-CMAQに搭載されたI-131の粒子化パラメタリゼーションをNICAMに新しく導入し、モデル高度化を進めた。その結果、I-131の観測データは限られているものの、Cs-137プルームが到来している時空間では、モデルのI-131(粒子)/Cs-137濃度比は観測結果を概ね再現することがわかった。しかし、本サブテーマの結果では、解像度1kmよりも3kmの方が全体的なモデル再現性は良かった。それでも高解像度化によって、モデルでは非常に弱い雨でも湿性沈着量が多くなることが明らかとなり、今後のモデル改良の検討事項が具体化された。

一方で、大気輸送沈着モデルで設定可能な各パラメータの違いによるCs-137の濃度場・沈着場のばらつきを定量化するために、NICAMを母体として、複数の異なるモジュールおよびパラメータに対するCs-137濃度変化を調べた。特に、モデル相互比較研究でも重要性が示唆された粒子の湿性沈着（特に雲内洗浄過程）に着目した。モデルの降水過程を決定づけている雲微物理モジュールの感度実験も行った。その結果、概ね誤差は±30%以内とかなり良く、相関係数は0.7以上と良い相関があり、不確実性や精度は過去のモデル比較の結果と同程度であった。また陸上におけるCs-137の沈着量は観測に対して少なくとも20%程度の過小評価となった。また、感度実験を行ったところ、雲微物理に関するモジュールを変えることによるCs-137濃度のばらつきは、Rainoutのモジュールを変えることによるCs-137濃度のばらつきよりも小さいことも明らかとなった。このことから、モデル相互比較で生じている各モデル間のCs-137濃度のばらつきは、雲微物理モジュールを統一化しても改善されないことが示唆され、Rainoutの高度化がより重要であることが示唆された。

その他、I-131ガス粒子変換速度に関する感度実験も行ったところ、I-131ガス粒子変換速度が 0.2 hr^{-1} よりも大きい場合にはI-131粒子濃度の結果には大きな差が生じたが、小さい場合には感度が相対的に小さく、I-131粒子の湿性沈着量の変化はRainoutのモジュール差に伴う変化よりも小さいこともわかった。このことは不確実性の高いガス粒子変換速度を推定する上での1つの知見となった。

本サブテーマで得られた結果は、本研究のサブテーマ1が主導している国際モデル相互比較およびサブテーマ3の事象解析に役立てた。

以上のことから、研究目標にしたがって、本研究の目的を十分達成できたと判断している。

1. 研究開発目的

本研究のサブテーマ1による大気拡散沈着モデル (ATDM: Atmospheric transport and deposition model) 比較検証結果を利用し、大気中放射性物質の輸送・変質・沈着サブモデルを検証・改良することを通じて、ATDMの高度化を図る。この際、サブモデルの中でも結果の差に大きな影響を与え、ATDM間でのばらつきの主要因となり得る湿性沈着過程を重点的に着目する。また、得られたATDM結果およびATDM高度化情報を本研究のサブテーマ1やサブテーマ4等にフィードバックする。以上のことを目的とする。

2. 研究目標

線形最小分散推定によるアンサンブル手法の導入を行い、モデル高度化による再現性向上が必要な期間・領域を把握する。その上で、粒子状Cs-137およびガス・粒子状I-131に対して、サブテーマ5によって提供された気象場を用いて、2つの大気拡散モデル (WRF-CMAQ、NICAM) により、特に高ばく露の可能性があるが依然としてよく再現できていない高濃度ブルームに着目して、モデルで設定可能な各パラメータ (I-131ガス粒子変換速度等) の違いによるCs-137とI-131の濃度場・沈着場のばらつき (各パラメータに対する不確かさ) の範囲を定量化する。

3. 研究開発内容

3. 1 線形最小分散推定法によるモデル結果の把握

これまでの研究で得られているCs-137の濃度と沈着量の測定データ^{1,2)}を用いて、本サブテーマで利用した2つの領域スケール大気輸送沈着モデル (WRF-CMAQ、NICAM) の検証を進め、現状モデルの問題点の把握を行った。WRF-CMAQは、気象モデルWRF (Weather Research and Forecast) と化学輸送モデルCMAQ (Community Multiscale Air Quality) をオフライン結合したモデル³⁾であり、本研究ではCs-137を対象とするために改良を加えたもの⁴⁾を使用した。一方NICAMは、全球非静力学正20面体モデル⁵⁾であるが、特定領域のみを切り出したDiamond-NICAM⁶⁾を用いており、エアロゾルモジュールはSPRINTARS (Spectral Radiation-Transport Model for Aerosol Species) ⁷⁾に改良を加えたもの⁸⁾を使用した。その他の条件は、第二回国際モデル相互比較研究 (MIP-2) ⁹⁾で利用された条件と同じであり、モデル水平解像度は3km程度、気象場はJMANHMで計算されたもの¹⁰⁾、1F事故によって大気中に放出されたCs-137量は信頼性の高い推計結果¹¹⁾である。

WRF-CMAQとNICAMで再現性が低い期間及び空間範囲を特定するために、これら2つのモデルと地上観測を用いた線形最小分散推定法によるアンサンブル手法¹²⁾を用いて、Cs-137の空間分布を再推定した。ある時刻tのグリッドjにおいて、アンサンブル推定濃度 $C_{ensemble}(j, t)$ 及びモデルiと観測の分散値 $\sigma_i(j, t)$ はそれぞれ次の式で表される。

$$C_{ensemble}(j, t) = \sum_{i=1}^N a_i(j, t) C_i(j, t), \quad (1)$$

$$a_i(j, t) = (1/\sigma_i^2) / \sum_{k=1}^N (1/\sigma_k^2), \quad (2)$$

$$\sigma_i^2 = \sum_{ds, at} (C_i - C_{obs})^2, \quad (3)$$

分散値は99地点のSPM局濃度¹⁾および東海村 (36.45° N, 140.59° E) で観測された結果¹³⁾を用いて毎時の値を計算した。観測データのない時空間グリッドにおける分散値は時空間線形補間によって計算した。アンサンブル数Nは2以上の任意の数をとることができ、モデル数や感度実験数によって自由に拡張することができる。本研究ではN=2 (WRF-CMAQとNICAMの2モデル結果) の結果と、この2モデルを用いて行った複数の感度実験結果 (異なる気象場・放出量) を用いた $N \leq 6$ に対する結果¹²⁾を示す。

3. 2 モデル高度化

モデル解像度を上げることで、モデル高度化を試みた。具体的には、WRF-CMAQとNICAMのモデル解像度を3kmから1kmにした。さらにNICAMでは、鉛直解像度も40層から58層に増やし、最下層高も31mから14mに引き下げた。用いた気象場は本研究のサブテーマ5によって提供された気象場である¹⁴⁾。ここで設定した新しいモデル高解像度の結果は、第三回モデル相互比較研究でも利用した¹⁵⁾。さらに、WRF-CMAQに搭載されたI-131の粒子化パラメタリゼーションをNICAMに新しく導入し、特に第二回と第三回モデル相互

比較研究のモデル設定において、I-131(粒子)の結果がどのように異なるかをNICAMの結果を用いて比較検証した。

3.3 エアロゾルの雲内洗浄 (Rainout) のモジュールに関する感度実験

大気輸送沈着モデルで設定可能な各パラメータの違いによるCs-137の濃度場・沈着場のばらつきの範囲を定量化するために、NICAMを母体として、複数の異なるモジュールおよびパラメータに対するCs-137濃度変化を調べた。具体的には、モデル相互比較研究でも示唆された粒子の湿性沈着に着目し、本研究サブテーマ6で用いているモデルであるWRF-CMAQ^{3,4)}および本研究サブテーマ4で用いられているGEARN¹⁶⁾の湿性沈着モジュールをNICAMに組み込んだ。なお、本研究サブテーマ1で用いられているSCALEはNICAMに搭載されたものと非常に近い型であり、本研究サブテーマ5で用いられているNHM-Chemの型はWRF-CMAQに近い形であるので、両モジュールの組み込みは省略をした。以上により、本プロジェクトで利用されている全モジュールに関する相互比較が実現可能となった。そして、粒子の湿性沈着の過程の中でも、粒子が雲に取り込まれた後、その雲が降水となって大気中から粒子を除去する過程である雲内洗浄 (Rainout) のモジュールに関する感度実験を行った。Rainoutに関しては、式(3)にあるような大気中濃度に対する擬一次近似を用いるのが古くからの手法¹⁷⁾であり、現在でも広く利用されている。

$$\frac{dC_i}{dt} = -\beta C_i, \quad (3)$$

β は除去係数であり、 C_i は対象とする物質*i*の大気中濃度である。NICAM、WRF-CMAQ、GEARNでは式(3)でモデル化されているが、除去係数 β の計算方法が異なっている。まずNICAMの場合は、母体となるエアロゾルモジュールSPRINTARSの定式(4)を採用している。

$$\beta = 1 - \frac{P}{P+C_w} f_{inc} C_f, \quad (4)$$

P は生成された降水フラックス、 C_w は雲水量、 C_f はグリッドで定義される雲量、 f_{inc} はエアロゾル気候モデルで多く利用される実質的なチューニング係数であり、0から1の値をとる¹⁸⁾。式(4)を用いたモジュールでは、 P と C_f に関しては用いる母体モデルによって値が大きく異なる。元々気候モデルベースで開発されてきたSPRINTARSでは P と C_f は診断変数であるのに対し、近年開発をしてきた雲解像モデルNICAMで用いる場合には P は予報変数であり、 C_f は0か1をとることができる^{19,20)}。本報告書では前者のタイプをGCM-typeと呼び、後者のタイプをCRM-typeとする。

GEARNでは、除去係数 β は伝統的な表現方法を採用しており、式(5)で表すことができる。

$$\beta = A \times P_{sfc}^B, \quad (5)$$

P_{sfc} は地表面降水フラックスであり、 A と B は定数である。本報告書ではConventionalと表す。具体的な値は表6.1に掲載した。

WRF-CMAQでは、除去係数 β は式(6)のような複雑な形で表される。

$$\beta = \frac{1 - \exp(-\tau_{cld}/\tau_{washout})}{\tau_{cld}}, \quad (6)$$

$$\tau_{washout} = \frac{C_w dz}{\rho_{cld} P'}, \quad (7)$$

τ_{cld} は雲のタイムスケールで、モデルタイムステップと同じと仮定する⁴⁾。 dz は雲の厚さ、 ρ_{cld} は雲水密度、 C_w は雲水量である。また、 P' は降水の起こる高度での降水フラックスであるが、NICAMで計算を行う際には、WRF-CMAQと同様に、地表面降水フラックスと雲・雨水量から換算した。本研究で行った感度実験については表6.1および表6.2にまとめた。表6.2は、Cs-137濃度が降水過程に大きく影響されることを考え、モデルの降水過程を決定づけている雲微物理モジュールに関する感度実験である。

表6.1 本研究サブテーマ6で行ったRainoutに関する感度実験

名前	Rainout	感度のある変数 ^a	利用モデル
GCM1	GCM-type	$f_{inc} = 0.8$	MIROC-SPRINTARS ^{7, 18)}
GCM2	GCM-type	$f_{inc} = 0.1$	MIROC-SPRINTARS ^{7, 18)}
GCM3	GCM-type	$f_{inc} = 0.99$	MIROC-SPRINTARS ^{7, 18)}
CRM1	CRM-type	$f_{inc} = 0.01$	NICAM-Chem ^{19, 20)}
CRM2	CRM-type	$f_{inc} = 0.8$	NICAM-Chem ^{19, 20)}
CONV1	Conventional	$f_{inc} = 1, A = 5 \times 10^{-6}, B = 0.08$	GEARN ¹⁶⁾
CONV2	Conventional	$f_{inc} = 1, A = 5 \times 10^{-5}, B = 0.8$	GEARN ¹⁶⁾
CONV3	Conventional	$f_{inc} = 1, A = 5 \times 10^{-4}, B = 8$	GEARN ¹⁶⁾
CTM	CTM-type	$f_{inc} = 1$	CMAQ ^{3, 4)}

^a f_{inc} は式(4)で定義されたものであり、AとBは式(5)で定義されたものである。

表6.2 本研究サブテーマ6で行った雲微物理に関連する感度実験

名前	Rainout	雲微物理	雲-雨変換効率
標準実験	CRM1	NSW6 ²¹⁾	Berry-type ²³⁾
感度実験1a	CRM1	NDW6 ²²⁾	Berry-type ²³⁾
感度実験1b	CRM1	NSW6 ²¹⁾	KK-type ²⁴⁾
感度実験2a	CTM	NSW6 ²¹⁾	Berry-type ²³⁾
感度実験2b	CTM	NDW6 ²²⁾	Berry-type ²³⁾
感度実験2c	CTM	NSW6 ²¹⁾	KK-type ²⁴⁾

4. 結果及び考察

4.1 線形最小分散推定法によるモデル結果の把握

100地点について大気中Cs-137濃度の再現性の検討を行い、その中で特徴的な例として図6.1にモデル計算と観測によって得られた濃度の時系列変化を示す。(a)は福島県相馬市における2011年3月20-21日までの2日間の結果であり、(b)は茨城県土浦市における2011年3月15-16日までの2日間の結果である。この図によると、2つのモデルと地上観測データによるマルチアンサンブル結果は単独モデル結果よりも観測に近く、線形最小分散推定法によるアンサンブル手法の有効性が確かめられた。しかしこの方法では、用いたモデルの双方が観測とかけ離れた場合には、アンサンブル結果も観測との差が大きいままである。例えば、福島県相馬市における3月20日のピークや土浦における3月16日のピークは、アンサンブルを行っても再現性は向上しなかった。図6.2に、単独モデルとアンサンブルの結果に関して、2011年3月20日における東日本のCs-137日積算濃度分布を示した。これによると、例えば、NICAMで過大評価していた福島県中通りや茨城県南部、あるいはWRF-CMAQで過大評価していた宮城県仙台市周辺では、アンサンブルの結果が観測分布に近づくことが示された。線形最小分散推定法によるアンサンブルによって得られた結果は、モデルと観測の融合によって導出された最も現実場に近いCs-137分布となり得る。しかし前述のように、線形最小分散推定法によるアンサンブル結果が観測に近づかない時空間が存在する。これを解消するためには、WRF-CMAQおよびNICAMで、異なる気象場・放出量を用いた追加感度実験を行うことで、最大6個のアンサンブルメンバーとした。図6.3にはアンサンブルメンバー数の変化に対するモデルと観測との統計的検証結果を示した。これによって、アンサンブル数を増やすことでモデルバイアスが軽減し、RMSEで表される不確実性も軽減し、相関は良くなり、FA2で表される精度が向上することがわかった¹²⁾。本手法ではアンサンブル数が少なくても精度の良い推定を行えることが最大の利点である。

以上のように、本サブテーマで開発をしたアンサンブル手法によって、アンサンブルメンバー数を増やして、観測データとATDMとの結果の誤差を最小とし、より高精度なCs-137濃度空間場が得られた。そしてこのアンサンブル結果は最も高精度な時空間データの1つとして、避難経路に沿ったI-131の吸入内部被ばく評価にも使用された²⁵⁾。

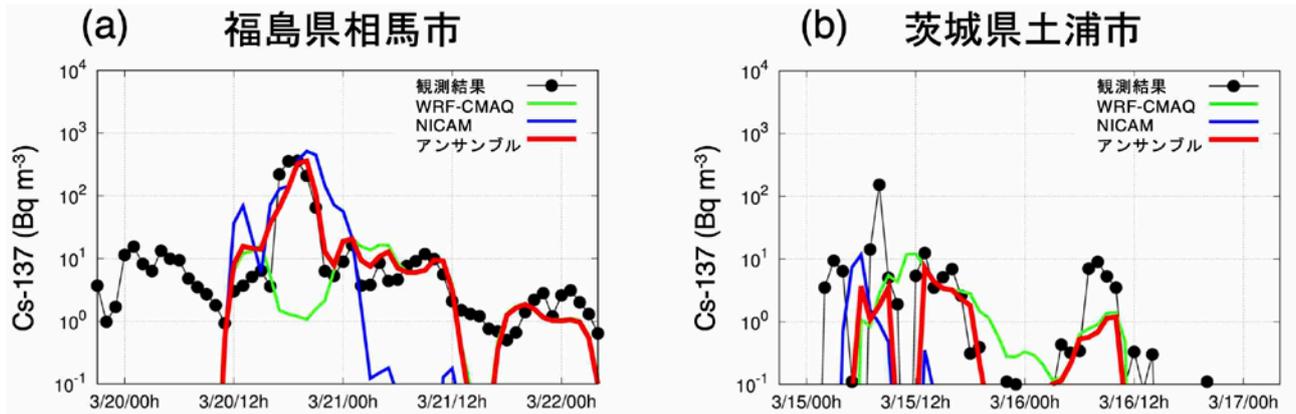


図6.1 (a) 福島県相馬市と (b) 茨城県土浦市におけるCs-137地上濃度の時系列変化。黒が観測結果で、色がついた結果が大気物質輸送モデルの結果である。

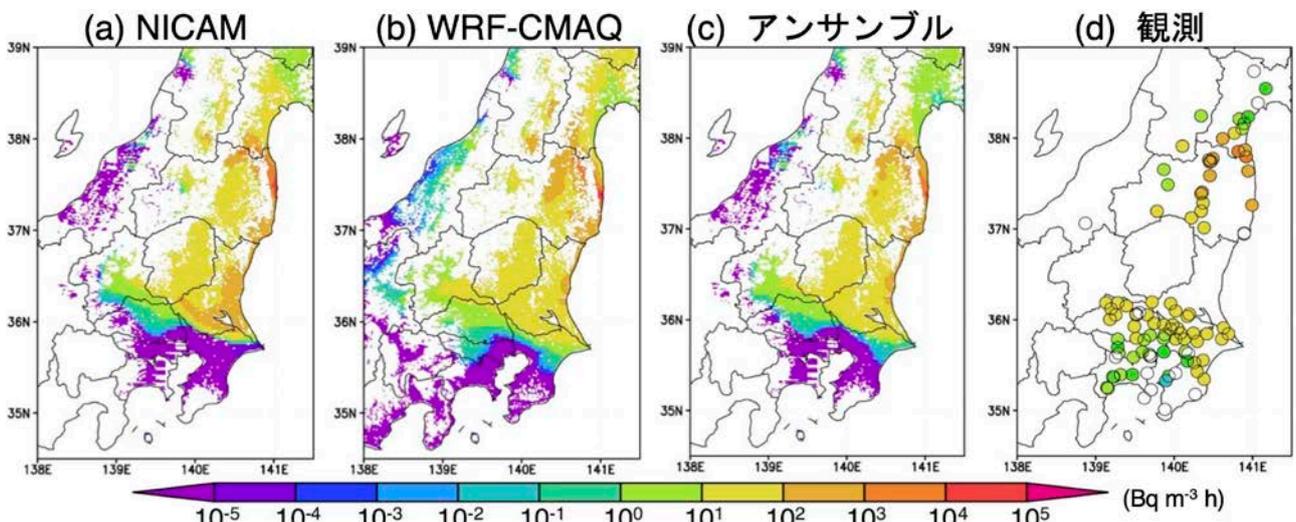


図6.2 2011年3月20日におけるCs-137地上濃度の日積算値の空間分布

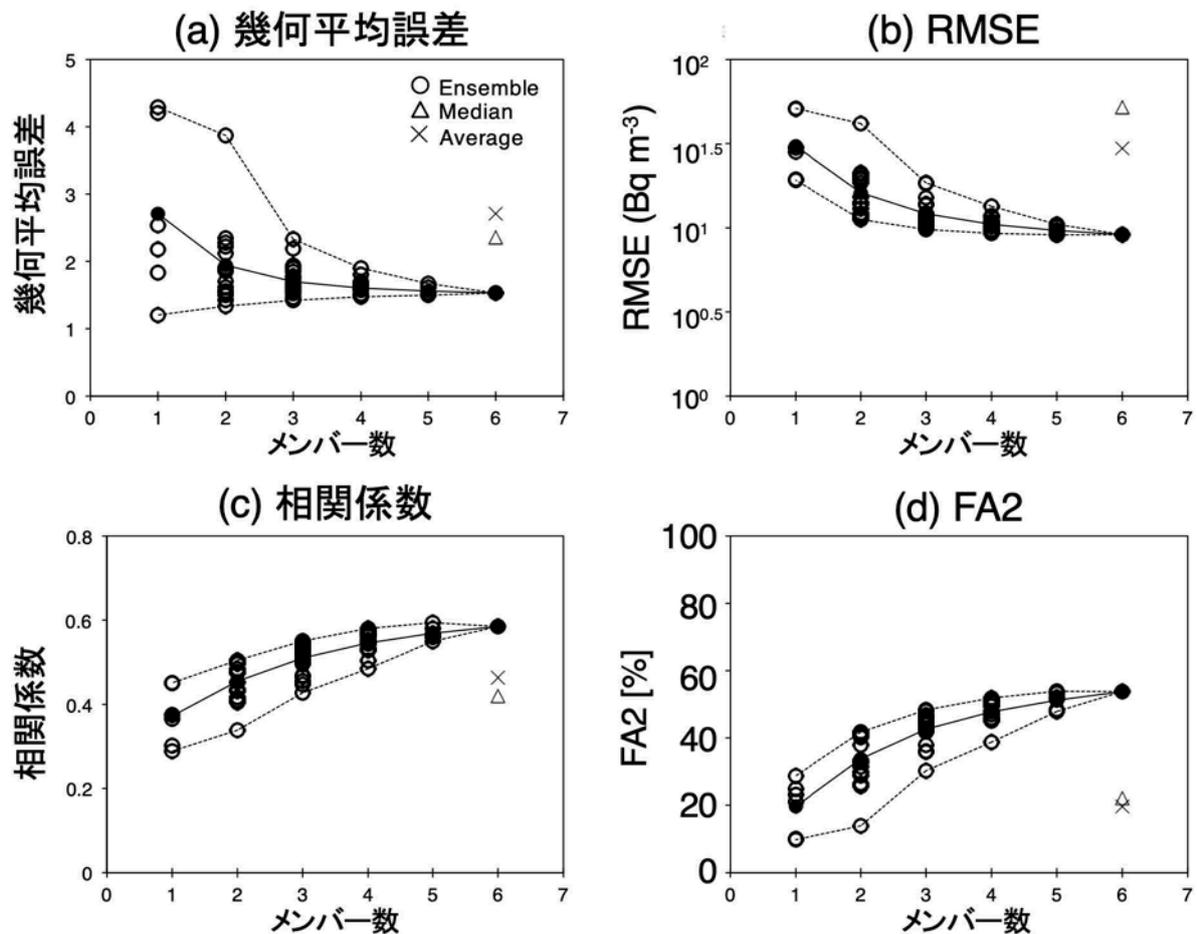


図 6.3 2011 年 3 月におけるモデルと観測の統計的な比較結果を示し、(a) 幾何平均誤差 ($\exp(\log(\text{観測濃度})\text{の平均値} - \log(\text{モデル濃度})\text{の平均値})$)、(b) 不確実性 (RMSE; Root-mean-square-error)、(c) 相関係数、(d) モデルと観測の差が 0.5-2 倍に入る値の割合 (FA2; Factor of 2) を表している。論文¹²⁾ 掲載の図を微修正した。

4. 2 モデル高度化

I-131 の観測データは限られているので、8 地点 (福島県楡葉、原町、二本松市、矢吹町、白河市、東海村、千葉市、東京都世田谷区) での比較を行った。これらの地点では、Cs-137 の結果^{1, 26, 27)} もあるので、Cs-137 と I-131 (粒子) の両方の比較を行った。まず、図 6.4 において、Cs-137 の時系列比較を行った。プルーム番号 (P) に関しては、観測解析²⁶⁾ で定義されたものを用いた。第三次国際モデル相互比較研究 (MIP-3) で用いた新しい高解像度の気象場を用いた結果が必ずしも良い結果をもたらしていないのは、相互比較¹⁵⁾ で得られた知見と整合的である。関東地方にある千葉市と東京都世田谷区では、MIP-2 でも MIP-3 でも大差はなく、P2 や P9 のプルームを概ね再現することができたが、どちらも P4 で見られた高濃度は再現できなかった。なお、マルチモデルによる統計解析¹⁵⁾ では、MIP-2 の結果の方が良かった。図 6.5 に示すように、MIP-2 と MIP-3 の違いが顕著に出た P7 における水平分布図を示している。これらの図から、モデルの高解像度化で阿武隈高地での濃度に顕著な差が見られ、MIP-3 では Cs-137 濃度が低かった。これは非常に弱い雨でも湿性沈着量が多くなることが要因であると考えられ、今後 ATDM を改良すべき具体的な点であることが明らかとなった。

福島第一原発から放出された放射性物質の詳細な解析を行うためには、最低限プルームの到来が再現できていなければ、議論が進められない。この観点から、各プルームの再現性を RANK2⁹⁾ によって判断を下した。その結果、NICAM を用いた詳細な解析は、P2 (楡葉、東海村、関東)、P3 (原町、中通り)、P7 (東海村)、P8 (原町、中通り) においてのみ、行なうことが可能と判断した。図 6.6 には各地点における、I-131 (粒子)/Cs-137 の比 (以下、I/Cs 比と呼ぶ) の時間変動を提示した。その結果、Cs-137 プルームが到来している時空間では、NICAM で計算された I/Cs 比は観測で得られた比と概ね一致していること

が新たにわかった。これにより、I-131モデリングもうまく稼働していることが確かめられた。ただ時空間によっては、モデルCs-137値が過小評価である場合は、I-131 (粒子)も過小評価しており、粒子の湿性沈着や輸送過程にまだ不確実性があることが示唆された。

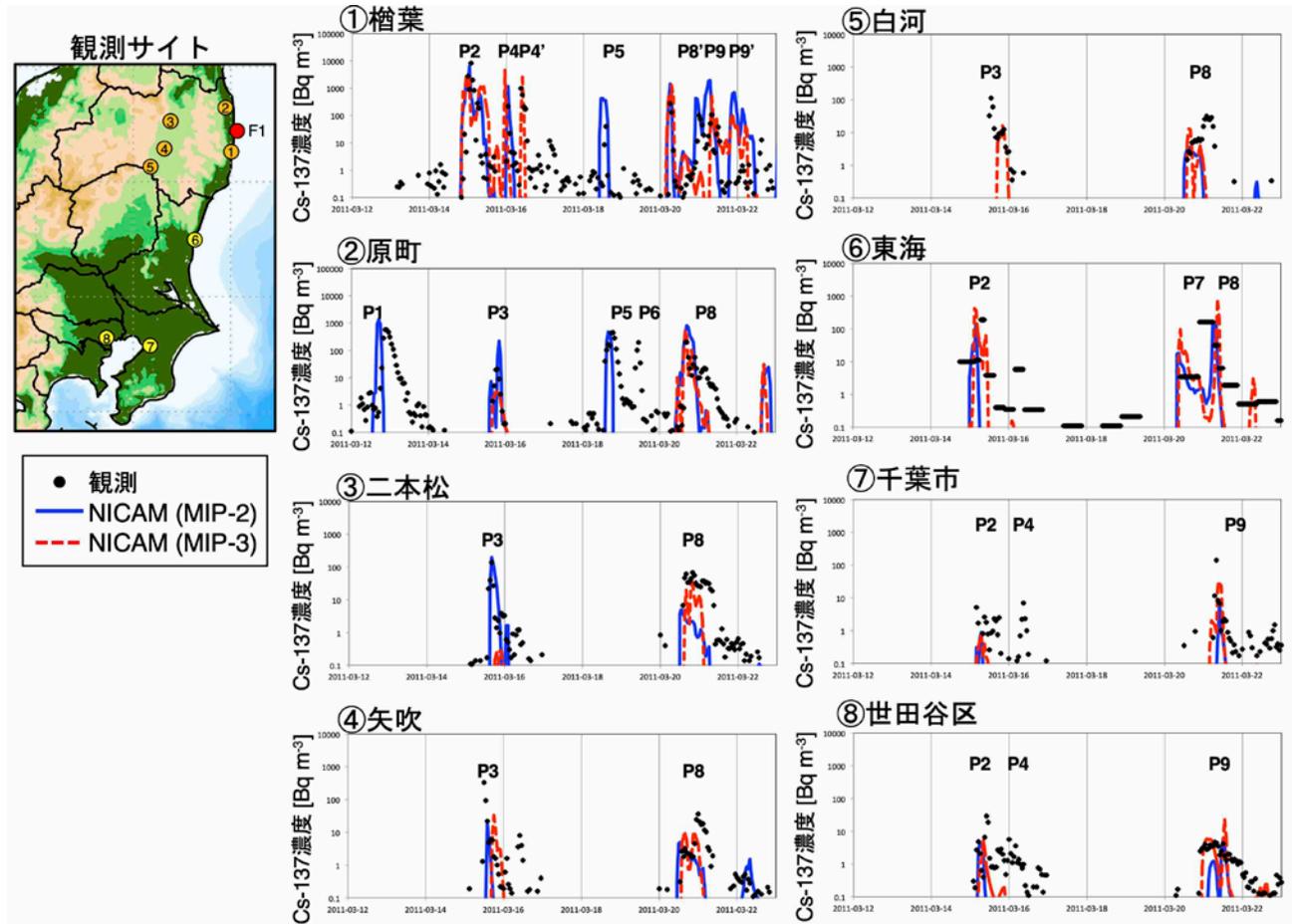


図6.4 2011年3月におけるCs-137大気濃度 $\log_{10}([Cs-137] [Bq m^{-3}])$ の対数表示の時系列変化。モデル結果は2つあり、MIP-2に提出したNICAMの3km解像度結果、MIP-3に提出したNICAMの1km解像度結果である。比較した観測サイトは、①檜葉（福島県檜葉町）、②原町（福島県南相馬市）、③二本松（福島県二本松市）、④矢吹（福島県西白河郡矢吹町）、⑤白河（福島県白河市）、⑥東海（茨城県那珂郡東海村）⑦千葉市（千葉県千葉市）⑧世田谷区（東京都世田谷区）の8つの地点である。

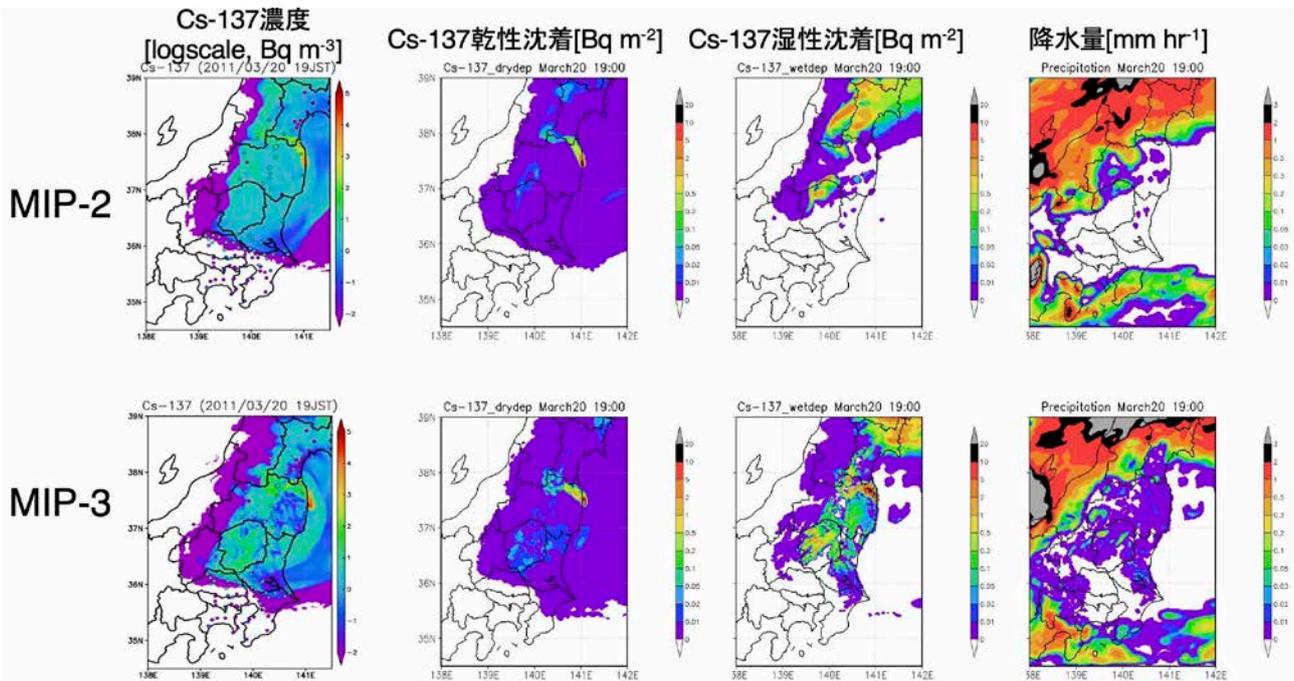


図6.5 2011年3月20日9時（日本時間）におけるCs-137大気濃度 ($\log_{10}([Cs-137 \text{ (Bq m}^{-3})])$) の対数表示、Cs-137乾性沈着量 (Bq m^{-2})、Cs-137湿性沈着量 (Bq m^{-2})、降水量 (mm hr^{-1}) に関するNICAMの3km解像度結果 (MIP-2) およびNICAMの1km解像度結果 (MIP-3) の水平分布図。

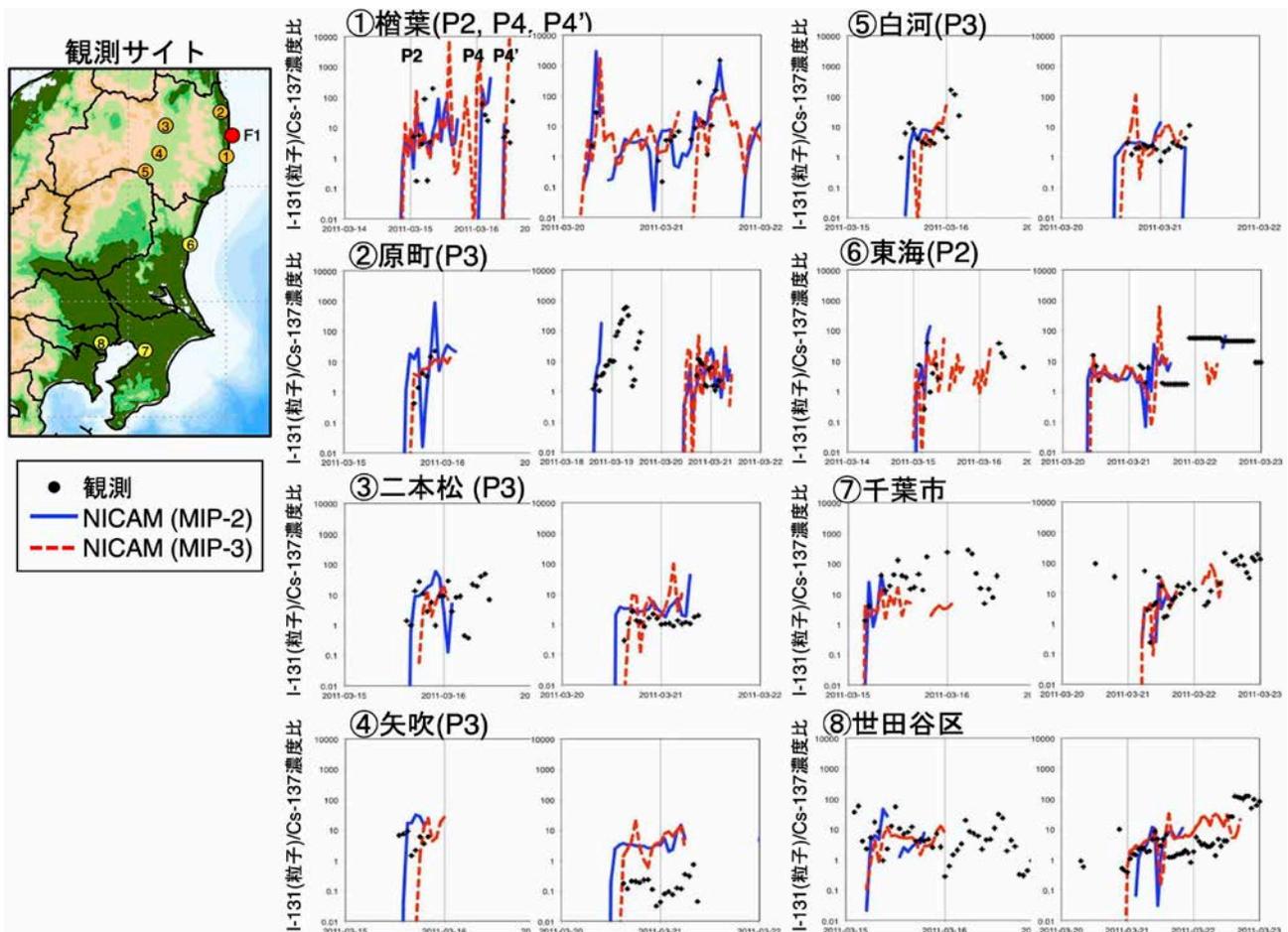


図6.6 図6.4と同じだが、2011年3月15日-16日および2011年3月20-21日におけるI-131(粒子)/Cs-137濃度比の時系列変動を示している。

4. 3 エアロゾルの雲内洗浄 (Rainout) のモジュールに関する感度実験

表6.1の実験設定でCs-137の大気中濃度を計算したところ、例えば、図6.7(2011年3月15日日本時間午前9時)のような水平分布の違いを生じた。観測¹⁾では関東地方に高濃度領域が見られ、ATDMの結果でも概ねそのような高濃度が再現できたが、ATDMの結果では濃度がやや過小評価であり、高濃度域が観測とは少し異なる位置に存在した。これは利用した気象場などの様々なATDMの不確実性を示唆している。ATDMの結果を詳しく見ると、GCM2とGCM3では、 f_{inc} 値の違いによって濃度が1桁も変わることがわかった(CRM1とCRM2も同様の变化傾向がある)。また、CRM1とCRM2はあまり違わなかった。その他、GCM-typeで f_{inc} 値を調整すれば、CRM-typeで得られた結果に近づいた。その一方で、Conventional-typeはCRM1の結果に近かった。式(5)から検討すると、NICAMで雲水から降水への変換効率が大きいことが示唆された。また、CTM-typeはNICAMで計算される雲降水場では、Cs-137濃度をかなり過小評価した。なお、この時刻におけるNICAMの降水場再現性は悪くなかったため、降水場のATDMと観測との誤差がCs-137濃度再現性に与える影響は小さいと考えられる。

図6.7(2011年3月15日日本時間午前9時)で示した時刻前後におけるCs-137濃度の時系列比較を図6.8で行った。これは、観測データ¹⁾を解析した上で、プルーム濃度が 10 Bq m^{-3} 以上で3時間以上継続する事例を取り出し、観測場所が比較的近いものをまとめて、1つの図にしたものである。関東圏の3月15日の結果は図6.8aに、宮城県・山形県の3月20日の結果は図6.8bにある。図6.8aの事例を見ると、湿性沈着過程の違いが大きな影響を与えていることが顕著であった。図6.8aはどの実験結果も観測を十分に再現することができず、観測で得られた3時間後の高濃度を再現できなかった。このことは、図6.7で示唆されたNICAMでの雲・雨の変換効率が大きいため、Cs-137濃度を過小評価したことと整合的である。それでも図6.8aと図6.8bから、GCM-typeもCRM-typeと同程度の再現性を得ることができ、またConventional-type(例えばCONV2)もかなり再現性が良かった。なお、図6.8bの結果では、CTM-type以外の結果は概ね観測値を再現することができていた。

全期間における100個の観測地点での大気中濃度データ¹⁾を用いた統計的比較を行ったところ、例外的な結果があるものの、概ね誤差は±30%以内とかなり良く、相関係数は0.7以上と良い相関があり、RMSEは $67\text{--}112 \text{ Bq m}^{-3}$ 程度、精度を示すFA2あるいはFA10(1/2倍以上2倍以下に存在する割合をFA2とし、1/10以上10倍以下に存在する割合をFA10とする)にあるデータ数は、13%以下(FA2)あるいは41%以下(FA10)であった。

また、陸上におけるCs-137の沈着量は、観測では $2.65 \text{ PBq}^2)$ であるのに対し、ATDMの結果は $1.5\text{--}2.1 \text{ PBq}$ 程度となり、最も多く計算されたケースでも20%程度の過小評価となった。陸上と海上におけるCs-137沈着量の比を調べると、図6.7や図6.8の比較で得られた結果から観測値に近いものだけ取り出すと35-45%程度となり、MIP-2⁹⁾のマルチモデル平均40%と同程度であった。

全ての結果および設定の適切性から判断すると、GCM2, CRM1, CONV2の結果は比較的良い再現性が得られた。ここで、Cs-137濃度は降水過程に大きく影響されることを考えると、モデルの降水過程を決定づけている雲微物理モジュールに対するCs-137濃度の感度を調べる必要がある。そこで表6.2で記した感度実験を行い、Rainoutのモジュール差、Rainoutモジュールで利用するパラメータ感度の差、および雲微物理に関するモジュール差をCs-137統計量(平均値差、相対誤差、相関係数、規格化平均誤差、RMSE、FA2およびFA10)で比較を行った(図6.9)。その結果、Rainoutのモジュール差がもたらす各統計量のばらつき(例えば平均値差では 5.98 Bq m^{-3})が最も大きく、雲微物理に関するモジュール差がもたらす統計量のばらつき(例えば平均値差では 0.24 Bq m^{-3})は比較的小さいことが明らかとなった。Rainoutモジュールで利用するパラメータの違いによってもたらされる統計量のばらつき(例えば平均値差では 3.41 Bq m^{-3})は、Rainoutのモジュール自体の差がもたらす統計量のばらつきよりも小さいことがわかった(ただし、FA2やFA10例外)。ただし正確性(FA2やFA10)に関しては、Rainoutモジュールで利用するパラメータの違いによってもたらされる統計量のばらつきと、Rainoutのモジュール自体の差がもたらす統計量のばらつきが近い値をとった。以上のことから、モデル相互比較で生じている各モデル間のCs-137濃度のばらつきは、雲微物理モジュールを統一化しても改善されないことが示唆された。また、本研究で行った多数のATDM実験結果ではCs-137の輸送再現性が不十分な事例がまだ存在した。したがっ

て、基本気象場の再現性を向上させるために、少なくとも高解像度計算が必要であることが示唆された。しかし、既にかなり高解像度計算であるため、より高精度の分布を得るためにはサブテーマ1で報告されたようなモデルアンサンブル^{9, 12, 15)}を活用する必要があると考えている。エアロゾルの雲内洗浄に関する感度実験の内容は現在投稿中である²⁸⁾。

最後に、I-131に関する感度実験も行ったが、比較できる観測データに限りがあるため、観測結果を用いずにモデル感度実験結果のばらつきを議論したい。図6.10にはI-131(粒子)の乾性・湿性沈着量とその合計沈着量の結果を示している。感度実験は表6.1に加えて、I-131ガス粒子変換速度の違いによる感度実験結果 (Small decay timeとLarge decay time) も2つ含まれる。標準実験ではI-131ガス粒子変換速度は、WRF-CMAQの先行研究²⁹⁾で得られた結果と同程度の値である 0.2 hr^{-1} としたが、感度実験のSmall decay timeでは $1 \times 10^{-10} \text{ hr}^{-1}$ とし、Large decay timeでは $1 \times 10^{10} \text{ hr}^{-1}$ とした。その結果、I-131ガス粒子変換速度が大きくなると、I-131(粒子)の湿性沈着量の変化が特に大きかった。したがって、I-131ガス粒子変換速度が 0.2 hr^{-1} よりも小さい場合には、I-131(粒子)濃度の結果には大きな差が生じないことが示唆され、I-131(粒子)の湿性沈着量の変化はRainoutのモジュール差に伴う変化よりも小さいこともわかった。

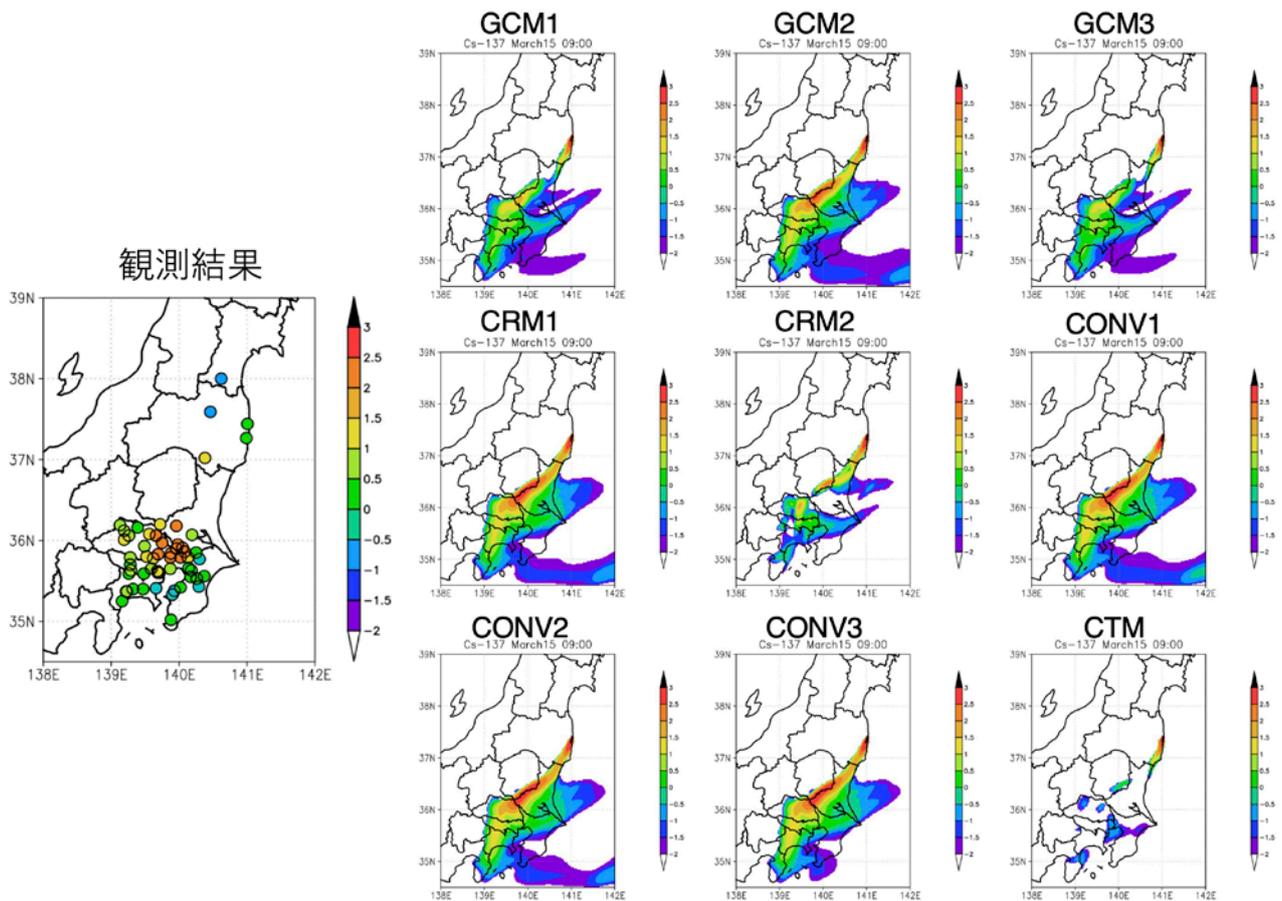


図6.7 2011年3月15日日本時間午前9時におけるCs-137濃度 ($\log_{10}([\text{Cs-137} (\text{Bq m}^{-3})])$) の対数表示)

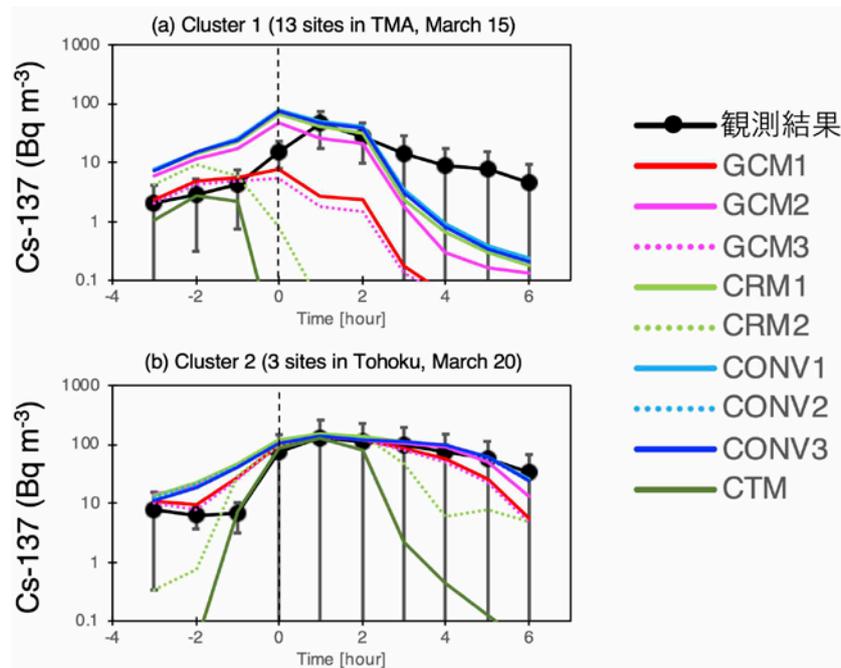


図6.8 (a) 2011年3月15日において 10 Bq m^{-3} 以上の高濃度が3時間以上観測された関東地方の地点における大気中Cs-137濃度と、(b) 2011年3月20日において 10 Bq m^{-3} 以上の高濃度が3時間以上観測された宮城県・山形県の地点における大気中Cs-137濃度の時系列変化。色の違いは表6.1で示した感度実験の名前に対応しているが、黒線は観測結果¹⁾を解析したものの²⁸⁾である。

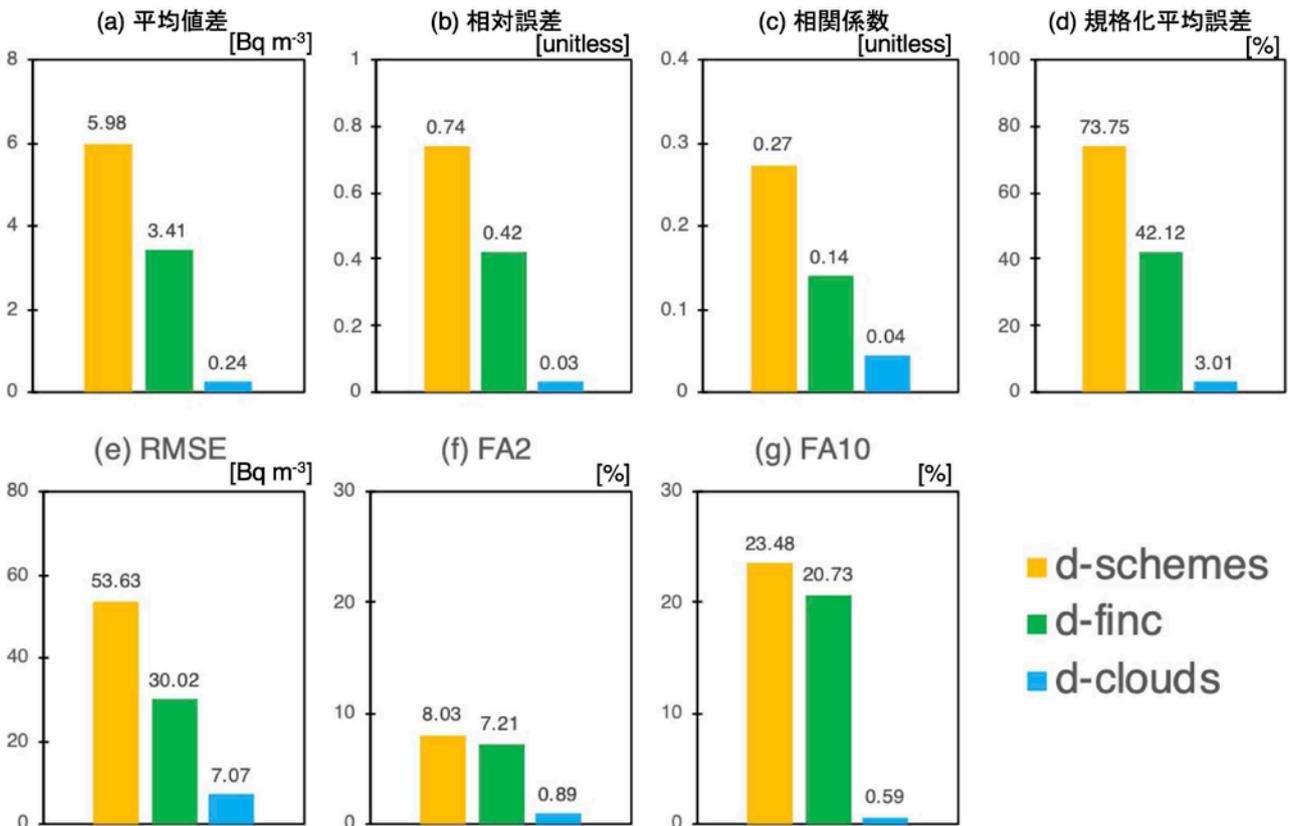


図6.9 本研究で行った感度実験結果から計算した (a) 平均値差、(b) 相対誤差、(c) 相関係数、(d) 規格化平均誤差、(e) RMSE、(f) FA2、(g) FA10を表しており、色の違いは各感度実験を分類したものである。黄色はRainoutに関する感度実験、緑はチューニング係数 f_{inc} に対する感度実験、青は雲過程に対する感度実験、から得られた結果のばらつきを表している。

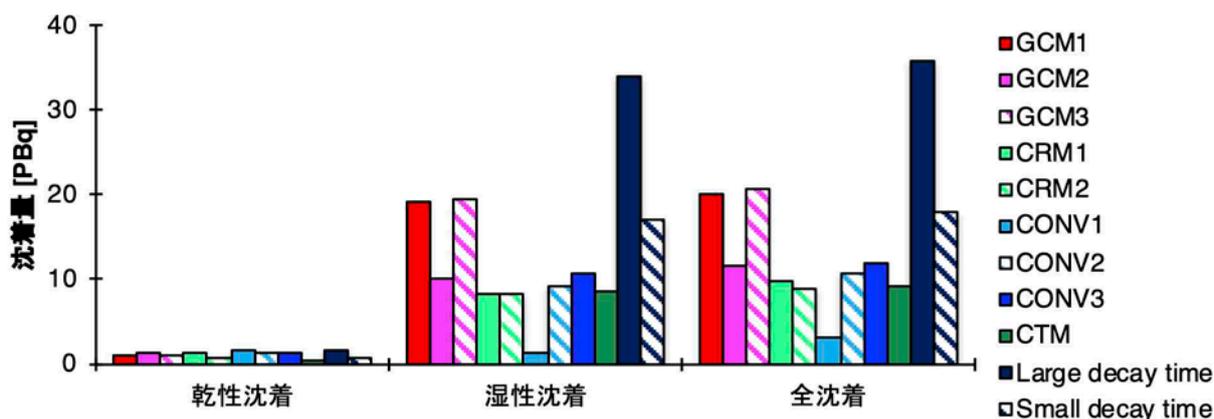


図6.10 本研究で行ったI-131(粒子)に関する感度実験で得られた乾性・湿性沈着量とその合計沈着量の結果。表6.1に加えて、I-131ガス粒子変換速度の違いによる感度実験結果 (Small decay time とLarge decay time) も2つ含まれる。

5. 研究目標の達成状況

研究目標通り、線形最小分散推定によるアンサンブル手法の導入を行うことができ、限られた個数のモデルアンサンブル数であっても観測データとATDMとの結果の誤差が最小となる最適解を見つけることが可能となった。この結果、モデル高度化による再現性向上が必要な期間・領域を把握できたと共に、このアンサンブル結果は最も高精度な時空間データの1つとして、避難経路に沿ったI-131の吸入内部被ばく評価にも使用された。また、粒子状Cs-137およびガス・粒子状I-131に対して、サブテーマ5によって提供された気象場を用いたシミュレーションを行うことで、非常に弱い雨でも湿性沈着量が多くなることが明らかとなり、ATDMを改良する際の検討事項が具体化された。そして、本研究の他のサブテーマでも利用されている粒子の湿性沈着過程に関する感度実験を行い、特に高ばく露の可能性があるが依然としてよく再現できていない高濃度プルームに着目して、Cs-137の濃度場・沈着場のばらつきを定量化することができた。さらに、I-131ガス粒子変換速度に関する感度実験も行うことで、I-131ガス粒子変換速度が 0.2 hr^{-1} よりも大きい場合にはI-131粒子濃度の結果には大きな差が生じたが、小さい場合には感度が相対的に小さく、I-131粒子の湿性沈着量の変化はRainoutのモジュール差に伴う変化よりも小さいこともわかった。このことは不確実性の高いガス粒子変換速度を推定する上での1つの知見となった。また、得られたモデル結果は本研究のサブテーマ1が主導している国際モデル相互比較に提供するとともに、サブテーマ3にも提供して事象解析に役立てた。以上のことから、研究目的を十分達成できたと判断している。

6. 引用文献

- 1) Oura, Y., et al., 2015: J. Nucl. Radiochem. Sci. 15, 15-26.
- 2) Nuclear Regulation Authority, 2012: Airborne monitoring results in each prefecture. Retrieved from <https://radioactivity.nsr.go.jp/en/list/203/list-1.html> (last access: 8 April 2021).
- 3) Binkowski, F. S., Rossell, S. J., 2003: J. Geophys. Res., 108, D6, 4183, doi:10.1029/2001JD001409.
- 4) Morino Y., et al, 2013: Environ. Sci. Technol., 47, 2314-2322.
- 5) Satoh, M., et al., 2014: Prog. Earth Planet. Sci., 1, 18-49.
- 6) Uchida, J., et al., 2017: Mon. Weather Rev., 145, 12, 5059-5082.
- 7) Takemura, T. et al., 2005: J. Geophys. Res., 110, D02202.
- 8) Nakajima T., et al., 2017: Prog. Earth Planet. Sci., 4, 2.
- 9) Sato, Y., et al., 2018: J. Geophys. Res.: Atmospheres, 123(20), 11748-11765.

- 10) Sekiyama, T. T., et al., 2015: J. Meteor. Soc. Japan, 93, 49-64.
- 11) Katata, G., et al., 2015: Atmos. Chem. Phys. 15(2), 1029-1070.
- 12) Goto, D., et al. 2020a: Atmos. Chem. Phys., 20, 3589-3607.
- 13) Furuta, S., et al. 2011: JAEA-Review, 2011-035.
- 14) Sekiyama, T. T., et al., 2017: J. Meteo. Soc. Jpn., 93 (1), 49-64.
- 15) Sato, Y., et al., 2020: Atmos. Environ., X7, 100086.
- 16) Terada, H., Chino, M., 2005: J. Nucl. Sci. Technology, 42(7), 651-660.
- 17) Giorgi, F., Chameides, W. L., 1986: J. Geophys. Res., 91, D13, 14367-14376.
- 18) Takemura, T., et al., 2000: J. Geophys. Res., 105, 17853-17873.
- 19) Goto, D., et al., 2019: Atmos. Res., 217, 93-113.
- 20) Goto, D., et al., 2020b: Geosci. model Dev., 13, 3731-3768.
- 21) Tomita, H., 2008: J. Meteorol. Soc. Jpn., 86A, 121-142.
- 22) Seiki, T., Nakajima, T., 2014: J. Atmos. Sci., 71.
- 23) Berry, E. X., 1968: American Meteorological Society paper presented at 1st National Conference on Weather Modification, April 28-May 1, pp. 81-85.
- 24) Khairoutdinov, M., Kogan, Y., 2000: Mon. Weather Rev., 128, 229-243.
- 25) Takagi, M., et al., 2020: J. Environ. Radioact., 218, 106233.
- 26) Tsuruta, H., et al., 2014: Sci. Rep., 4(1), 6717.
- 27) Tsuruta, H., et al., 2018: Geochem. J. 52, 103-121.
- 28) Goto, D., Uchida, J. 2021: submitted
- 29) 森口祐一ほか, 2018:, 環境研総合推進費終了研究成果報告書(5-1501).

Ⅲ. 研究成果の発表状況の詳細

(1) 誌上発表

<査読付き論文>

【サブテーマ1】

- 1) Y. Sato, M. Takigawa, T.T. Sekiyama, M. Kajino, H. Terada, H. Nagai, H. Kondo, J. Uchida, D. Goto, D. Quelo, A. Mathieu, A. Quérel, S. Fang, Y. Morino, P. von Schoenberg, H. Grahn, N. Brännström, S. Hirao, H. Tsuruta, H. Yamazawa and T. Nakajima: Journal of Geophysical Research Atmosphere, 123 (2018) (IF: 3.82), Model intercomparison of atmospheric ¹³⁷Cs from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident: Simulations based on identical input data. (サブテーマ2, 4, 5, 6共著)
- 2) Y. Sato, T.T. Sekiyama, S. Fang, M. Kajino, A. Quérel, D. Quélo, H. Kondo, H. Terada, M. Kadowaki, M. Takigawa, Y. Morino, J. Uchida, D. Goto and H. Yamazawa: Atmospheric Environment, X7, 100086 (2020) (IF: 4.039), A model intercomparison of atmospheric ¹³⁷Cs concentrations from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, Phase III: Simulation with an identical source term and meteorological field at 1-km resolution. (サブテーマ2, 4, 5, 6共著)
- 3) 山澤弘実, 五十嵐康人, RADIOISOTOPES, 69, 19-30 (2020) 福島第一原発事故に伴う放射性核種の長期環境動態と将来予測: 放射性核種の大気放出と大気中動態の理解の現状.
- 4) J. Moriizumi, A. Oku, N. Yaguchi, Y. Kuwahara and H. Yamazawa: Journal of Nuclear Science and Technology 57(5), 495-513 (2020) (IF: 1.564), Spatial Distributions of Atmospheric Concentrations of Radionuclides on 15 March 2011 Discharged by the Fukushima Dai-Ichi Nuclear Power Plant Accident Estimated from NaI(Tl) Pulse Height Distributions Measured in Ibaraki Prefecture.

【サブテーマ2】

- 1) 小野崎晴佳, 阿部善也, 中井泉, 足立光司, 五十嵐康人, 大浦泰嗣, 海老原充, 宮坂貴文, 中村尚, 末木啓介, 鶴田治雄, 森口祐一: 分析化学, 68, 757-768 (2019), 福島第一原子力発電所事故により1号機から放出された放射性エアロゾルの物理・化学的性状の解明. (サブテーマ3共著)
- 2) 大浦泰嗣, 鶴田治雄, 海老原充, 大原利眞, 中島映至: 分析化学, 69, 1-9 (2020), 浮遊粒子状物質自動測定機で使用されたテープろ紙を利用する大気中放射性セシウム定量. (サブテーマ6共著)

【サブテーマ3】

- 1) 森口祐一, 鶴田治雄, 大原利眞, 森野悠, 高木麻衣: Proceedings of the 20th Workshop in Environmental Radioactivity, 61-66, KEK Proceedings 2019-2 (2019), 初期期内部被ばく線量評価で着目すべきブルーム通過時の実測値・推計値の総合解析. (サブテーマ2, 6共著)
- 2) 森口祐一: Proceedings of the 20th Workshop in Environmental Radioactivity, 1-7, KEK Proceedings 2019-2, (2019), 東電福島第一原発事故由来の環境問題の調査研究の進展と課題—事故後初期の事象の解析と放射性物質の環境動態を中心に—.
- 3) 森口祐一, 鶴田治雄, 大原利眞, 森野悠, 五藤大輔, 高木麻衣: Proceedings of the 21st Workshop in Environmental Radioactivity, 1-7, KEK Proceedings 2020-4, (2020), 1F事故由来核種の大気中濃度と地表沈着量の実測値・予測値を用いた空間線量率の再現. (サブテーマ2共著)
- 4) Abe, Y., S. Onozaki, I. Nakai, K. Adachi, Y. Igarashi, Y. Oura, M. Ebihara, T. Miyasaka, H. Nakamura, K. Sueki, H. Tsuruta, and Y. Moriguchi: Progress in Earth and Planetary Science 8, 13 (2021), Widespread distribution of radiocesium bearing microparticles over the greater Kanto Region resulting from the Fukushima nuclear accident. (サブテーマ2共著)

著)

- 5) H. Tsuruta, Y. Moriguchi and T. Nakajima: *Sci. Rep.*, 9, 13240 (2019) (IF:3.998), Dynamics of atmospheric ^{131}I in radioactive plumes in eastern Japan immediately after the Fukushima accident by analysing published data. (サブテーマ2共著)

【サブテーマ5】

- 1) T. T. Sekiyama, M. Kajino, and M. Kunii: *Atmosphere*, accepted. (2021) (IF:2.4), Ensemble dispersion simulation of a point-source radioactive aerosol using perturbed meteorological fields over eastern Japan.
- 2) T. T. Sekiyama and M. Kajino: *J. Meteor. Soc. Japan*, 99, accepted. (2021) (IF:2.0), Performance of a 250-m grid Eulerian dispersion simulation evaluated at two coastal monitoring stations in the vicinity of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant.
- 3) M. Kajino, K. Adachi, Y. Igarashi, Y. Satou, M. Sawada, T. T. Sekiyama, Y. Zaizen, A. Saya, H. Tsuruta and Y. Moriguchi: *J. Geophys. Res.*, 126, e2020JD033460, doi:10.1029/2020JD033460. (2021) (IF:2.8), Deposition and dispersion of radio-cesium released due to the Fukushima nuclear accident: 2. Sensitivity to aerosol microphysical properties of Cs-bearing microparticles (CsMPs). (サブテーマ2, 3, 6共著)
- 4) Y. Abe, S. Onozaki, I. Nakai, K. Adachi, Y. Igarashi, Y. Oura, M. Ebihara, T. Miyasaka, H. Nakamura, K. Sueki, H. Tsuruta and Y. Moriguchi: *Progress in Earth and Planetary Science*, doi:10.1186/s40645-020-00403-6. (2021) (IF:2.5), Widespread Distribution of Radiocesium-bearing Microparticles over the Greater Kanto Region Resulting from the Fukushima Nuclear Accident. (サブテーマ2, 3, 6共著)
- 5) T. T. Sekiyama and M. Kajino: *J. Appl. Meteor. Clim.*, 937-952, doi:10.1175/JAMC-D-19-0241.1. (2020) (IF:2.5), Reproducibility of surface wind and tracer transport simulations over complex terrain using 5-, 3-, and 1-km grid models.
- 6) T. Kinase, Adachi, K., Sekiyama, T.T., M. Kajino, Y. Zaizen and Y. Igarashi: *Sci. Rep.*, 10, 21627 (2020) (IF:4.0), Temporal variations of ^{90}Sr and ^{137}Cs in atmospheric depositions after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident with long-term observations.
- 7) T. Iwasaki, T. T. Sekiyama, T. Nakajima, A. Watanabe, Y. Suzuki, H. Kondo, Y. Morino, H. Terada, H. Nagai, M. Takigawa, H. Yamazawa, D. Quélo and A. Mathieu: *Atmos. Environ.*, 214, 116830 (2019) (IF:4.0), Intercomparison of numerical atmospheric dispersion prediction models for emergency response to emissions of radionuclides with limited source information in the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. (サブテーマ1, 2, 3, 4, 6共著)
- 8) M. Kajino, T. T. Sekiyama, Y. Igarashi, G. Katata, M. Sawada, K. Adachi, Y. Zaizen, H. Tsuruta and T. Nakajima: *J. Geophys. Res.*, 124, 1823-1845 (2019) (IF:2.8), Deposition and dispersion of radio-cesium released due to the Fukushima nuclear accident: Sensitivity to meteorological models and physical modules. (サブテーマ2共著)
- 9) M. Kajino, M. Deushi, T. T. Sekiyama, N. Oshima, K. Yumimoto, T. Tanaka, J. Ching, A. Hashimoto, T. Yamamoto, M. Ikegami, A. Kamada, M. Miyashita, Y. Inomata, S. Shima, A. Takami, A. Shimizu, S. Hatakeyama, Y. Sadanaga, H. Irie, K. Adachi, Y. Zaizen, Y. Igarashi, H. Ueda, T. Maki and M. Mikami: *J. Meteor. Soc. Japan*, 97, 337-374 (2019) (IF:2.0), NHM-Chem, the Japan Meteorological Agency's Regional Meteorology-Chemistry Model: Model Evaluations toward the Consistent Predictions of the Chemical, Physical, and Optical Properties of Aerosols.

- 10) T. T. Sekiyama and T. Iwasaki: *Tellus B*, 70(1), 1-11 (2018) (IF:2.3), Mass flux analysis of ^{137}Cs plumes emitted from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant.

【サブテーマ6】

- 1) D. Goto, Y. Morino, T. Ohara, T.T. Sekiyama, J. Uchida and T. Nakajima: *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20, 3589-3607 (2020) (サブテーマ5共著) (IF:5.414), Application of linear minimum variance estimation to the multi-model ensemble of atmospheric radioactive Cs-137 with observations.
- 2) M. Takagi, T. Ohara, D. Goto, Y. Morino, J. Uchida, T.T. Sekiyama, S. Nakayama, M. Ebihara, Y. Oura, T. Nakajima, H. Tsuruta and Y. Moriguchi: *Journal of Environmental Radioactivity*, 218, 106233 (2020) (サブテーマ2, 3, 5共著), (IF: 2.161), Reassessment of early ^{131}I inhalation doses by the Fukushima nuclear accident based on atmospheric ^{137}Cs and $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ observation data and multi-ensemble of atmospheric transport and deposition model.

<査読付論文に準ずる成果発表>

特に記載すべき事項はない。

<その他誌上発表(査読なし)>

【サブテーマ1】

- 1) H. Yamazawa (Ed. T. Nakajima, T. Ohara, M. Uematsu, Y. Onda): *Environmental Contamination from the Fukushima Nuclear Disaster*, Cambridge University Press 219-242, (2019)
 “Chap.7 Monitoring” and “Chap.8 Dispersion modelling of Radioactive materials”
- 2) 山澤弘実, 学術の動向2020.6, 60-65, 原子力環境防災の科学技術.

【サブテーマ2】

- 1) H. Tsuruta, Y. Oura, M. Ebihara and D. Goto (Ed. T. Nakajima, T. Ohara, M. Uematsu, Y. Onda): *Environmental Contamination from the Fukushima Nuclear Disaster*, Cambridge University Press, 91-98 (2019)
 “3.7 Atmospheric Radionuclides Concentrations Just after the Fukushima Accident”

【サブテーマ6】

- 1) Y. Morino, M. Takigawa and H. Nakamura (Ed. T. Nakajima, T. Ohara, M. Uematsu, Y. Onda): *Environmental Contamination from the Fukushima Nuclear Disaster*, Cambridge University Press, 63-73 (2019)
 “3.2 Estimating the distribution of radiocesium deposition”
- 2) T. Nakajima, T. Ohara, M. Uematsu and Y. Onda (Ed. T. Nakajima, T. Ohara, M. Uematsu, Y. Onda): *Environmental Contamination from the Fukushima Nuclear Disaster*, Cambridge University Press, 5-10 (2019)
 “1.1 Overview of the Fukushima Accident”
- 3) H. Nakamura, Y. Morino and M. Takigawa (Ed. T. Nakajima, T. Ohara, M. Uematsu, Y. Onda): *Environmental Contamination from the Fukushima Nuclear Disaster*, Cambridge University Press, 5-10 (2019)
 “3.1 The atmospheric transport process for radioactive materials and effects of

meteorological conditions. 3.4 Possible accident scenarios for different seasons or different power plants?”

- 4) T. Ohara (Ed. T. Nakajima, T. Ohara, M. Uematsu, Y. Onda): Environmental Contamination from the Fukushima Nuclear Disaster, Cambridge University Press, 262-267 (2019)
“10.2 The Need for Interdisciplinary Research”
- 5) M. Takigawa, Y. Morino and H. Nakamura (Ed. T. Nakajima, T. Ohara, M. Uematsu, Y. Onda): Environmental Contamination from the Fukushima Nuclear Disaster, Cambridge University Press, 82-84 (2019)
“3.5 Factors contributing to uncertainty of atmospheric diffusion models”

(2) 口頭発表 (学会等)

【サブテーマ1】

- 1) 佐藤陽祐, 滝川雅之, 関山 剛, 梶野瑞王, 寺田宏明, 永井晴康, 近藤裕昭, 打田純也, 五藤大輔, D. Quelo, A. Mathieu, N. Evangeliou, I. Pisso, A. Stohl, F. Sheng, 森野 悠, P. von Schoenberg, H. Grahn, N. Brannstrom, 平尾茂一, 鶴田治雄, 中島映至, 山澤弘実: 日本気象学会2018年度春季大会, つくば (2018)
「統一気象場と放出源を用いた福島第一原子力発電所起源の¹³⁷Csを対象としたモデル間比較プロジェクト」
- 2) 山澤弘実, 佐藤陽祐: 日本原子力学会2018年秋の大会, 岡山 (2018)
「原子力事故を対象とした大気拡散モデルの特性評価」
- 3) 山澤弘実, 大浦泰嗣, 森口祐一, 寺田宏明, 関山 剛, 五藤大輔, 鶴田治雄: 第59回大気環境学会年会, 春日 (2018)
「原子力事故データの総合解析・事故時の有害物質大気中動態評価法の高度化」
- 4) 佐藤陽祐, 滝川雅之, 関山剛, 梶野瑞王, 寺田宏明, 永井晴康, 近藤裕昭, 打田純也, 五藤大輔, D. Quélo, A. Mathieu, A. Quérel, S. Fang, 森野悠, P. von Schoenberg, H. Grahn, N. Brännström, 平尾茂一, 鶴田治雄, 中島映至, 山澤弘実: 第59回大気環境学会年会, 春日 (2018)
「統一気象場・放出源情報を用いた福島第1原子力発電所事故起源のセシウム(¹³⁷Cs)を対象とした大気拡散モデルのモデル間比較プロジェクト」
- 5) H. Yamazawa, A. Oku, N. Yaguchi, J. Moriizumi, Y. Sato: 9th Int. Conf. on High Level Environmental Radiation Areas (ICHLERA 2018), Hirosaki (2018)
“Evaluation of Atmospheric Concentrations of Fukushima Daiichi NPP 1-131 and Other FP Nuclides from Nai Pulse Height Distribution Data”
- 6) 足立振一郎, 浅野大将, 佐藤陽祐, 森泉 純, 山澤弘実: 日本原子力学会2019年春の年会, 水戸 (2019)
「原子力事故環境データを用いた大気拡散モデルの性能評価(1)首都圏でのプルーム2の再現性」
- 7) 山澤弘実, 足立振一郎, 浅野大将: 日本原子力学会2019年春の年会, 水戸 (2019)
「原子力事故環境データを用いた大気拡散モデルの性能評価(2)茨城県中央部でのプルーム4の再現性」
- 8) 森智之, 佐藤陽祐, 森泉純, 山澤弘実: 日本気象学会2019年度春季大会, 水戸 (2019)
「原子力事故環境データを用いた大気拡散モデルの性能評価(3)感度解析による沈着過程再現性の検討」
- 9) 山澤弘実, 矢口直樹, 森泉純, 桑原雄宇: 日本原子力学会2019年秋の大会, 富山 (2019)
「2011年3月15日早朝に南下したプルームの大気中濃度分布と核種組成の特徴」
- 10) 足立振一郎, 中村真隆, 佐藤陽祐, 山澤弘実: 日本原子力学会2019年秋の大会, 富山 (2019)

「原子力事故環境データを用いた大気拡散モデルの性能評価(4)福島県中通りおよび首都圏での大気中濃度再現性の評価」

- 11) 紙田峻輔, 山澤弘実, 森泉純: 日本原子力学会2019年秋の大会, 富山 (2019)
「福島原発事故起因の大気中ヨウ素131の性状別動態解析」
- 12) 山澤弘実, 足立振一郎, 中村真隆, 森泉純: 日本保健物理学会第52回研究発表会, 仙台 (2019)
「大気拡散モデルによる福島原発事故大気中濃度・沈着量分布再現性の検討」
- 13) 西山暉, 紙田峻輔, 山澤弘実, 森泉純: 日本原子力学会中部支部研究発表会, 名古屋 (2019)
「東電福島原発事故での大気中I-132及びTe-132の動態解析」
- 14) 山澤弘実, 足立振一郎, 中村真隆, 森泉純: 日本原子力学会2020年春の年会, (対面中止, 発表扱い) (2020)
「原発事故対象大気拡散計算のアンサンブル評価」
- 15) 佐藤陽祐, 関山剛, Sheng Fang, 梶野瑞王, Denis Quélo, Arnaud Quérel, 近藤裕昭, 寺田宏明, 門脇正尚, 滝川雅之, 森野悠, 打田純也, 五藤大輔, 山澤弘実: 日本気象学会2020年度春季大会 (誌上開催) (2020)
「福島第一原子力発電所事故起源の ^{137}Cs を対象とした第3次モデル間比較プロジェクト」
- 16) 中村真隆, 山澤弘実, 足立振一郎, 森泉純: 日本原子力学会2020年秋の大会 オンライン (2020)
「原発事故対象大気拡散計算の大気中濃度実測値を利用した事後アンサンブル評価」
- 17) 西山 暉, 紙田峻輔, 山澤弘実, 森泉純: 日本原子力学会2020年秋の大会 オンライン (2020)
「東電福島原発事故放出I-132及びTe-132の大気中動態解析」
- 18) 藤原拓也, 山澤弘実, 森泉純: 日本原子力学会2020年秋の大会 オンライン (2020)
「福島原発近傍のCs-137沈着量分布を用いた放出形態の推定」
- 19) H. Yamazawa and Y. Sato: Internat. Workshop on Model Intercomparison Project (Online) (2021)
“Detailed comparison on specific features of atmospheric model results”
- 20) Y. Kiriya, H. Yamazawa, M. Nakamura and J. Moriizumi: Internat. Workshop on Model Intercomparison Project (Online) (2021)
“Performance evaluation of atmospheric dispersion model ensemble for plume prediction performance near the nuclear power plant”
- 21) Y. Sato, H. Yamazawa, et al. (16 authors): Internat. Workshop on Model Intercomparison Project (Online) (2021)
“Overview of the Model intercomparison project of FDNPP”
- 22) 西山暉, 紙田峻輔, 山澤弘実, 森泉 純, 第22回「環境放射能」研究会 オンライン (2021)
「福島第一原子力発電所事故放出 ^{131}I , ^{132}I 及び ^{132}Te の大気中挙動モデルを用いた実測値に基づく性状別動態の解析」
- 23) 桐山勇作, 山澤弘実, 森泉純, 中村真隆, 第22回「環境放射能」研究会 オンライン (2021)
「大気拡散モデルアンサンブルの原発近傍プルーム飛来予測性能の評価」
- 24) 山澤弘実, 中村真隆, 佐藤陽祐, 第22回環境放射能研究会 オンライン (2021)
「福島原発事故データを用いた大気拡散モデルの性能評価と緊急時利用方の検討」

【サブテーマ2】

- 1) 鶴田治雄, 渡邊 明, 長林久夫, 篠原 厚, 二宮和彦, 張 子見, 横山明彦, 檜垣正吾, 滝川雅之, 梶野瑞王, 北 和之, 中島映至: 第60回大気環境学会年会, 府中 (2019)
「福島第一原子力発電所事故後の東北地方南部における大気中放射性セシウム濃度の長期変動」
- 2) 鶴田治雄, 大浦泰嗣, 海老原充, 森口祐一, 大原利眞, 中島映至: 第61回大気環境学会年会 オンライン (2020)
「PMテーパー紙の分析による福島原発事故後初期における放射性物質の関東地方から中部地方

- への輸送過程の解明」
- 3) 鶴田治雄, 大浦泰嗣, 海老原充, 森口祐一, 大原利眞, 中島映至: 第61回大気環境学会年会「放射性物質動態分科会」, 誌上開催 (2020)
「SPMテープろ紙の分析からわかった事故後初期の大気中放射性物質の動態」
 - 4) 鶴田治雄, 大浦泰嗣, 海老原充, 森口祐一, 大原利眞, 中島映至: 第61回大気環境学会年会, 講演要旨集, 0-E-005, 誌上発表 (2020)
「SPMテープろ紙の分析による福島原発事故後初期における放射性物質の関東地方から中部地方への輸送過程の解明」
 - 5) Tsuruta, H., Y. Oura, M. Ebihara, T. Ohara, Y. Moriguchi, T. Nakajima: An Online International Workshop on "Fukushima Dai-ichi and the oceans-10 years of study and insights"(2021)
"Retrieval of hourly atmospheric radiocesium in the early period of the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident by analyzing used filter-tapes of operational air pollution monitoring stations."
 - 6) 阿部善也, 小野崎晴佳, 石川真帆, 中井泉, 北和之, 五十嵐康人, 大浦泰嗣, 鶴田治雄, 森口祐一: 日本放射化学会第64回討論会, オンライン (2020)
「福島第一原発事故由来の放射性Cs微粒子の蛍光特性」
 - 7) 鶴田治雄, 大浦泰嗣, 海老原充, 大原利眞, 森口祐一, 山澤弘実, 中島映至, 第22回環境放射能研究会, オンライン (2021)
「東電福島第一原子力発電所事故後初期(2011年3月12-31日)の放射性セシウムのプルームの全体像」
 - 8) H. Tsuruta, Y. Oura, M. Ebihara, T. Ohara, Y. Moriguchi, H. Yamazawa, T. Nakajima: International Workshop on "Model Intercomparison Project for Better Understandings of Present Status of Meso-scale Atmospheric Transport Models ", On-line (2021)
"Overview of these three years' analysis of hourly atmospheric radiocesium collected on used SPM filter-tapes in the early period of the Fukushima accident on March 11, 2011."
 - 9) 鶴田治雄, 大浦泰嗣, 海老原充, 森口祐一, 大原利眞, 中島映至: 第61回大気環境学会年会「放射性物質動態分科会」(誌上発表) (2020)
「SPMテープろ紙の分析からわかった事故後初期の大気中放射性物質の動態」
 - 10) 鶴田治雄, 大浦泰嗣, 海老原充, 森口祐一, 大原利眞, 中島映至, 第61回大気環境学会年会(誌上発表) (2020)
「SPMテープろ紙の分析による福島原発事故後初期における放射性物質の関東地方から中部地方への輸送過程の解明」

【サブテーマ3】

- 1) 森口祐一: 第20回「環境放射能」研究会, 依頼講演-1. つくば (2019)
「東電福島第一原発事故由来の環境問題の調査研究の進展と課題—事故後初期の事象の解析と放射性物質の環境動態を中心に—」
- 2) 森口祐一, 鶴田治雄, 大原利眞, 森野悠, 高木麻衣: 第20回「環境放射能」研究会, つくば (2019)
「初期期内部被ばく線量評価で着目すべきプルーム通過時の実測値・推計値の総合解析」
- 3) 森口祐一, 鶴田治雄, 大原利眞, 森野悠, 五藤大輔, 高木麻衣: 第21回「環境放射能」研究会, (対面開催中止, 要旨論文集で発表成立) (2020)
「1F事故由来核種の大気中濃度と地表沈着量の実測値・予測値を用いた空間線量率の再現」
- 4) 森口祐一, 佐藤陽祐, 森野悠, 五藤大輔, 関山剛, 滝川雅之, 寺田宏明, 鶴田治雄, 山澤弘実:

第22回「環境放射能」研究会，オンライン開催（2021）

「大気中濃度と沈着量に基づく空間線量率推計値を用いた事故後初期のATDMの再現性検証」

【サブテーマ4】

- 1) 寺田宏明，永井晴康，都築克紀，門脇 正尚：日本原子力学会2018年秋の大会，岡山（2018）
「任意の期間と放出源情報に対する大気拡散計算結果を即座に提供可能な大気拡散データベース計算手法の開発」
- 2) 寺田宏明：第186回環境研セミナー，六ヶ所（2018）
「大気拡散予測モデルの開発と適用：福島第一原発事故の放出量推定と再処理施設起源核種の移行解析」
- 3) 寺田宏明，永井晴康，都築克紀，門脇正尚，古野朗子：日本原子力学会2020年秋の大会，オンライン（2020）
「マルチスケール大気拡散計算とベイズ推定に基づく放出源情報推定手法の開発」
- 4) H. Terada, H. Nagai, K. Tsuduki, M. Kadowaki: Internat. Workshop on Model Intercomparison Project (Online) (2021)
“Source term estimation of the radioactive materials released into the atmosphere during the Fukushima Daiichi nuclear power station accident”

【サブテーマ5】

- 1) 関山剛：iCACGP-IGAC 2018 サイエンスカフェ，サンポートホール高松，高松（2018）
「原子力発電所事故の大気汚染シミュレーション」
- 2) 梶野瑞王：第59回大気環境学会年会，春日（2018）
「福島原発由来の放射性セシウムの沈着と拡散：気象モデルと物理過程への感度」
- 3) 梶野瑞王：気象学会2018年度春季大会，つくば（2018）
「放射性セシウムの沈着と拡散への感度：気象モデルとエアロゾル特性」
- 4) 関山剛：第24回大気化学討論会，蒲郡（2019）
「高解像度モデルによる複雑地形上での移流拡散シミュレーションの再現特性について」
- 5) 梶野瑞王，石塚正秀，五十嵐康人，北和之，財前祐二，木名瀬健，渡邊明：第60回大気環境学会年会，府中（2019）
「放射性セシウムの再飛散・再沈着モデリング」
- 6) 梶野瑞王：平成30年度エアロゾル・雲・降水の相互作用に関する研究集会，立川市（2019）
「大気エアロゾルの環境動態シミュレーション」

【サブテーマ6】

- 1) J. Uchida and D. Goto: AGU 2018 fall meeting, Washington (2018)
“Error analysis on Regional and Global atmospheric transport model”
- 2) 大原利眞，高木麻衣，森野悠，五藤大輔，中山祥嗣，大浦泰嗣，海老原充，鶴田治雄，森口祐一：第59回大気環境学会年会，春日（2018）
「大気輸送沈着・ばく露評価統合モデルを用いた事故初期の甲状腺被ばく線量推計」
- 3) 大原利眞，森口祐一，高木麻衣，森野悠，五藤大輔，中山祥嗣，大浦泰嗣，海老原充，鶴田治雄：第77回日本公衆衛生学会総会シンポジウム：福島県住民における放射線被ばくによる甲状腺がんリスク評価とリスクコミュニケーション，福島（2018）
「大気輸送沈着・ばく露評価統合モデルを用いた呼吸由来の甲状腺被ばく線量推計と課題」
- 4) D. Goto, Y. Morino, T. Ohara, T.T. Sekiyama, J. Uchida and T. Nakajima: AGU 2019 fall meeting, San Francisco (2019)
“Development of multi-model ensemble method for radionuclides from Fukushima nuclear

accident”

- 5) D. Goto, Y. Morino, T. Ohara, T.T. Sekiyama, J. Uchida and T. Nakajima: SNA+MC2020, Japan (only proceeding) (2020)
 “Multi-model ensemble simulation constrained by measurement datasets of atmospheric radioactive cesium released from the Fukushima accident”

(3) 「国民との科学・技術対話」の実施

【サブテーマ1】

- 1) テクノフェア名大（名古屋大学の一般公開アウトリーチ活動）（2019年10月19日）でのポスター、動画展示と解説「大気中有害物質の動態評価法の高度化」

【サブテーマ4】

- 1) 日本原子力研究開発機構 原子力科学研究所施設公開（2018年12月2日，参加者約50名）にて放射性物質の大気拡散シミュレーション体験イベント実施及び成果紹介
 2) 第31回CCSEワークショップ（JAEAの一般公開アウトリーチ活動）（2020年2月21日，東海村産業・情報プラザ，聴講者約60名）にて講演「放射性物質の大気拡散予測モデルの開発と応用」

【サブテーマ6】

- 1) NIESレターふくしま2020年12月号「数値シミュレーション結果は，モデルごとにどのくらい異なるの？」， https://www.nies.go.jp/fukushima/jqjm1000000a3pas-att/NIES_letter_fukushima-31.pdf
 2) 国立環境研究所夏の大会公開（平成30年7月21日），PM2.5に関する展示における成果紹介・見学対応，参加者約100名）
 3) 森野悠，エアロゾル学会若手フォーラム「はじめてのエアロゾルシミュレーション」における講演「PM2.5の大気シミュレーションー手法とその活用」（平成31年2月4日，参加者約30名）
 4) 森野悠，TBSラジオ「アシタノカレッジ」におけるスタジオ出演「空気はキレイになったのか？大気汚染の今と未来。」（2020）

(4) マスコミ等への公表・報道等>

【サブテーマ1】

- 1) TBS「サンデーモーニング」（2021年3月7日，1F事故時の大気拡散計算結果動画提供）（サブテーマ4と同一案件）

【サブテーマ2】

- 1) NHKサイエンスゼロ「被ばく量解明への挑戦」（2018年10月28日）
 2) 日本経済新聞 電子版「解明進む原発事故の放射能拡散 初期に高濃度放出も」（2019年6月3日）
 3) 朝日新聞「(科学の目)東日本大震災へ 放射性雲，どう流れたか」（2020年11月23日）（サブテーマ3と同一案件）

【サブテーマ3】

- 1) 朝日新聞：「(科学の扉)東日本大震災10年へ 放射性雲，どう流れたか」（2020年11月23日）（サブテーマ2と同一案件）

【サブテーマ4】

- 1) TBS「サンデーモーニング」（2021年3月7日，1F事故時の地表汚染形成過程についてコメント）

(サブテーマ1と同一案件)

(5) 本研究費の研究成果による受賞

【サブテーマ2】

2018年度堀内賞，日本気象学会，2018年10月30日，鶴田治雄

IV. 英文Abstract

Improvement of Assessment Methods for Atmospheric Behavior of Hazardous Materials by Comprehensively Analyzing Nuclear Accident Data

Principal Investigator: Hiromi YAMAZAWA

Institution: Nagoya University, Nagoya, 464-8603 JAPAN

Tel: +81-52-789-3781 / Fax: +81-52-789-3782

E-mail: yamazawa@nagoya-u.jp

Cooperated by: Tokyo Metropolitan University, University of Tokyo, Japan Atomic Energy Agency, Meteorological Research Institute, National Institute for Environmental Studies

[Abstract]

Key Words: Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, Atmospheric dispersion model, Emergency disaster prevention, Atmospheric concentration, Wet deposition, Source term, Meteorological field, Cs-137, I-131, Internal dose

A comprehensive set of atmospheric environment data dedicated for the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident was compiled, which was mainly comprised of the atmospheric radiocesium concentrations analyzed for more than 200 locations in the eastern part of Japan, the source terms of radiocesium and radioiodine and the three-dimensional meteorological fields with horizontal resolution of 3 and 1 km. Most of these data are available at 1 h interval for the period from March 12 to 31, 2011. The atmospheric concentration data obtained in this study revealed eight radioactive plumes in the end of March, 2011 in addition to 19 plumes that had been previously found. Precise atmospheric migration behaviors were also analyzed for major plumes.

Two series of atmospheric dispersion model intercomparison projects were conducted to examine performance of the state-of-the-art models with common input data of the source term and the meteorological input data. The first project with the 3 km horizontal grid demonstrated that all the twelve models calculated the atmospheric concentrations reasonably although the wet deposition calculation was the largest source of uncertainty. It was also found that there was no single model that was superior to the other models in the performance for all the plumes and that the model ensemble was always comparable to the best performing models for each plume. The second project with the 1 km grid, in which nine models participated, revealed that the refinement in the terrain representation in the meteorological calculation substantially improved the evolution of plume over mountainous areas. The model-to-model discrepancies in plume locations and atmospheric concentrations were substantially reduced. A newly developed comparison method using the dose rate data was successfully applied to quantitatively evaluate the plume arrival time and both the atmospheric concentration and the deposition amount. Several types of wet deposition schemes and model parameters were tested by using the data set to find that the calculation results were most sensitive to the choice of scheme followed by the values of model parameters and much less sensitive to schemes of cloud microphysics.

By integrating the ensemble of atmospheric dispersion models and the newly developed

method of source term estimation method, a prototype of emergency response scheme was proposed. Its performance was favorably tested with the data set for predictability of plume arrival and concentration levels and for feasibility of source term estimation.