

平成 23 年度科学技術戦略推進費

「重要政策課題への機動的対応の推進

及び総合科学技術会議における政策立案のための調査」

「放射性物質による環境影響への対策基盤の確立」

東京電力株式会社福島第一原子力発電所
の事故に伴い放出された
放射性物質の分布状況等に関する
調査研究結果

平成 24 年 3 月

文部科学省 原子力災害対策支援本部

農林水産省 農林水産技術会議事務局

放射線量等分布マップの作成等
に関する報告書

(第1編)

文部科学省
原子力災害対策支援本部

第1編-目次

1. 背景	1-1
2. 実施内容等	1-3
2.1 放射線量等分布マップ作成の基本的な考え方	1-3
2.2 本調査における全国の研究機関等からの協力	1-3
2.3 調査概要	1-4
2.3.1 調査スケジュール	1-4
2.4 放射線量等分布マップの作成及び公表	1-5
3. 空間線量率マップ、土壌濃度マップの作成	1-15
3.1 本調査の対象範囲、調査箇所数	1-15
3.1.1 空間線量率の測定範囲、土壌採取範囲の考え方	1-15
3.1.2 メッシュ設定の考え方	1-15
3.1.3 調査箇所の設定	1-16
3.2 土壌の採取方法	1-19
3.2.1 土壌の採取方法の検討に向けた予備調査	1-19
3.2.2 土壌の採取方法	1-20
3.2.3 土壌採取場所の選定	1-20
3.3 土壌中の放射能濃度の測定	1-25
3.3.1 測定機関	1-25
3.3.2 土壌中の放射能濃度の測定	1-25
3.4 空間線量率の測定	1-26
3.4.1 土壌採取箇所における空間線量率の測定	1-26
3.4.2 走行サーベイによる連続的な空間線量率の測定	1-28
3.5 空間線量率の測定及び土壌採取の実施体制及び記録	1-31
3.5.1 空間線量率の測定及び土壌採取の実施体制	1-31
3.5.2 調査の記録	1-32
4. 空間線量率マップ及び土壌濃度マップの作成結果	1-40
4.1 空間線量率マップ及び土壌濃度マップの作成方針	1-40
4.2 空間線量率マップ	1-40
4.2.1 土壌採取箇所における空間線量率の測定結果	1-40
4.2.2 走行サーベイによる連続的な空間線量率の測定結果	1-44
4.2.3 考察	1-48
4.3 放射性セシウムの土壌濃度マップ	1-53
4.3.1 放射性セシウムの核種分析結果	1-53
4.3.2 放射性セシウムの土壌濃度マップの作成及び考察	1-53
4.4 ヨウ素 131 の土壌濃度マップ	1-65
4.4.1 ヨウ素 131 の核種分析結果とマップ化にあたってのデータの選択方法	1-65

4.4.2	ヨウ素 131 の土壌濃度マップの作成及び考察	1-66
4.5	テルル 129m 及び銀 110m の土壌濃度マップ	1-73
4.5.1	テルル 129m 及び銀 110m の核種分析結果とマップ化にあたってのデータの選択方法	1-73
4.5.2	テルル 129m 及び銀 110m の土壌濃度マップの作成及び考察	1-73
4.6	アルファ線放出核種及びベータ線放出核種の土壌濃度マップ	1-82
4.6.1	試料の選択及び分析方法	1-82
4.6.2	プルトニウム及び放射性ストロンチウムの土壌濃度マップの作成及び考察.....	1-82
4.7	総合的な考察	1-88
4.7.1	本調査で検出された放射性核種の影響	1-88
4.7.2	チェルノブイリ原発事故による放射性物質の影響との比較	1-90
4.7.3	将来的な影響	1-96
5.	放射線量等分布マップ拡大サイトの公開と放射線量等データベースの構築.....	1-97
5.1	データ公開の基本的考え方	1-97
5.2	放射線量等分布マップ拡大サイトの公開	1-97
5.2.1	放射線量等分布マップ拡大サイトのシステム構成	1-97
5.2.2	公開に向けた検討	1-97
5.2.3	公開状況と考察	1-98
5.3	データベースの構築	1-101
5.3.1	データベースの設計方針	1-101
5.3.2	格納データの設計	1-101
5.3.3	アクセス制限付きデータベースの構築	1-101
5.3.4	一般公開用データベースの構築	1-102
6.	まとめ	1-105

1. 背景

平成 23 年 3 月 11 日に太平洋三陸沖を震源として、マグニチュード 9.0 の東北地方太平洋沖地震が発生し、さらに東北地方から関東地方にかけての太平洋岸では津波の被害を受けた。東京電力株式会社福島第一原子力発電所（以下、「福島第一原発」という。）も被災し、運転中の 1～3 号機の原子炉は停止したが、津波により、6 号機を除いて全交流電源を喪失し、1～3 号機の原子炉については原子炉圧力容器への注水ができない事態が一定時間継続したため、炉心溶融に至った。また、停止中であった 4 号機においても、原子炉建屋で水素が原因と見られる爆発があり、原子炉建屋の上部が破壊されたほか、2 号機においても格納容器のサブプレッションチェンバー室付近と推定される場所で水素爆発が発生し破損が生じたと見られる。

その結果、福島第一原発の原子炉施設から環境中へ大量の放射性物質が放出された。本事故に伴う放射性核種ごとの放出量の推計値は、同年 4 月 12 日の原子力安全委員会の発表によると、ヨウ素 131(以下、「I-131」という。)は 1.5×10^{17} Bq、セシウム 137(以下、「Cs-137」という。)は 1.2×10^{16} Bq となり、国際原子力・放射線事象評価尺度 (INES)において、本事故は、1986 年に旧ソビエト社会主義共和国連邦キエフ州（現在のウクライナ）のチェルノブイリ原子力発電所（以下、「チェルノブイリ原発」という。）の 4 号炉で発生した爆発事故（以下、「チェルノブイリ原発事故」という。）と同様に最悪の「レベル 7」と評価された。

文部科学省等は、このような不測の事態を受け、事故発生直後から継続的に、福島第一原発の近隣を中心として、緊急的に放射線モニタリングを実施してきた。その結果、次第に、福島第一原発周辺を中心に、本事故による放射線の影響が明らかとなってきた。

このような状況を受け、原子力災害対策本部長である内閣総理大臣の指示により、同年 4 月 22 日、既に避難指示が出されていた福島第一原発から 20km 圏内が「警戒区域」となり、20km 圏外でも「計画的避難区域」、「緊急時避難準備区域（平成 23 年 9 月 30 日解除）」が設定された。

また、同日、政府原子力災害対策本部は、「環境モニタリング強化計画」を決定し、関係機関が実施する環境モニタリングの測定データの取りまとめ及び公表を一元的に実施する機関として、文部科学省を指定した。

文部科学省は、同年 5 月 11 日に本計画の決定を受けたモニタリングの強化策として、陸域モニタリングの測定点の追加及び適正化、航空機モニタリングの継続実施、及び海域モニタリングの広域化とともに、陸域モニタリングの結果に基づく放射線量等分布マップを作成することを示した。この中で、放射線量分布等マップの作成においては、本方針において、農林水産省、独立行政法人日本原子力研究開発機構（以下、「原子力機構」という。）、大学等と連携して、福島県を含む広域で土壌を採取、分析し、その結果に基づき、放射性物質の分布図を作成することとした。また、放射線量等分布マップの作成スケジュールとして、I-131 が物理的減衰（半減期 8.02 日）により測定が困難となる前に、平成 23 年 8 月初めを目途として暫定版を作成することを示した。

その後、政府原子力災害対策本部は、同年 5 月 17 日に公表した「原子力被災者への対応に関する当面の取り組み方針」で、被災者の安心・安全の確保のため、環境モニタリング等の充実（環境モニタリング強化計画）を改めて示した。本計画は、様々な手法を駆使し総合的な放射線モニタリングを実施することを示したものである。その中で、特に放射線量等分布マップを策定・公

表し、これとともに計画的避難区域等の重点的な測定を実施し、事故状況の全体像の把握や区域等の解除に向けて活用する方針が示されたところである。

一方、大学関係者の間においても、福島第一原発周辺の環境モニタリングに関する必要性を認識し、事故直後から放射線スクリーニング活動や各大学における環境モニタリング等、様々なボランティア的な活動を実施する研究者が多く存在した。この中で、原子核物理関係の研究者と地球惑星科学関係の研究者は、「環境放射線核物理・地球科学合同会議」を結成し、早期の大規模調査に向けて活動を開始した。並行して、同年4月4日に、日本学術会議は福島第一原発を中心に詳細な調査を実施することが必要である旨、緊急提言を取りまとめるとともに、日本学術会議の総合工学委員会の中の事故対応分科会の下に「原発事故による環境汚染調査に関する検討小委員会」を設置し、活動の必要性を訴えた。

以上のような背景から、総合科学技術会議は、同年5月19日に平成23年度科学技術戦略推進費「重要政策課題への機動的対応の推進及び総合科学技術会議における政策立案のための調査」によるプロジェクト（プロジェクト名：「放射性物質による環境影響への対策基盤の確立」）を発表した。

同プロジェクトにおいては、具体的な目標として、放射性物質の分布状況の把握等の調査研究、技術開発を行い、その基盤を確立して、これに引き続き関係府省による継続的な対策を可能とすることが設定された。また、放射性物質による住民の健康管理等に必要な将来にわたる継続的な調査分析を行う上では、空間線量率や陸域土壌等への放射性物質の沈着量の広範囲な分布状況について、緊急的なモニタリングに比して、格段に詳細かつ精緻に把握することが不可欠となっていること、観察が困難になってきていたI-131の影響の観察を梅雨を迎える前に早急を実施することという、調査の重要性、緊急性を示した。

文部科学省は、上記のような状況を踏まえ、放射線量等分布マップを早期に作成し、これを継続的に更新・充実していくことが必要と考え、「放射性物質の分布状況等に関する調査研究」を関係自治体や原子力災害現地対策本部等、関係府省、大学連合と連携し、実施することとなった。

この「放射性物質の分布状況等に関する調査研究」の実施内容は、これまでの陸上モニタリングや航空機モニタリングの結果を参考にして、新たに福島県及びその近隣県の空間線量率、陸地土壌等における放射性物質の分布状況等を詳細に把握することを目的にしたものである。

なお、その後、関係府省、関係自治体及び事業者が行うモニタリングの調整等を一元的に行う「モニタリング調整会議」が同年8月2日に決定した「総合モニタリング計画」においても、空間線量率の分布状況を提供する「空間線量率マップ」、福島第一原発から概ね100km圏内の地表面への放射性物質の沈着状況を確認する「土壌濃度マップ」、農地土壌における広域での放射性物質の濃度分布を把握するための「農地土壌中の放射性物質濃度分布図」の作成が位置づけられている。その他、政府原子力災害対策本部が同年8月9日に決定した「避難区域等の見直しに関する考え方」において、空間線量2kmメッシュ調査、土壌濃度マップの作成など徹底的なモニタリングを実施し、警戒区域及び計画的避難区域における線量の状況を詳細に把握・評価することが必要とされており、継続的な放射線量等分布マップの作成の必要性が掲げられてきている。

2. 実施内容等

本調査研究は、放射線量等分布マップの作成を通じて、事故状況の全体像の把握、避難区域等の解除に向けて活用するという基本的方針に基づき、関係府省や地方自治体等の関係機関からの協力を得て、

- ・空間線量率の測定、土壌試料の採取・核種分析等（事前の準備、検討を含む）を実施
- ・得られた測定結果を基に、放射線量等分布マップを作成（作成結果に基づく考察を含む）
- ・測定結果及び放射線量等分布マップについて、専門家で構成された検討会で妥当性の確認
- ・検討会で妥当性の確認後、公開

といったステップで進められた。表 2-1 に実施内容及び実施機関をまとめる。このうち、土壌試料の放射性核種分析は、表 2-2 に示した、全国の 21 の研究機関の協力を得て実施した。

2.1 放射線量等分布マップ作成の基本的な考え方

放射線量等分布マップは、住民の被ばく線量の指標となる「空間線量率マップ」、及び地表面における放射性物質の沈着状況を確認するための「土壌濃度マップ」（本書では、土壌表層近くに残留している単位面積当たりの放射エネルギーの分布状況についてイメージをつかみやすくため、便宜的に「土壌濃度マップ」と表現する）で構成され、現況における福島第一原発の事故（以下、「福島第一原発事故」という。）に伴い放出された放射性物質の影響の全体像を把握することを可能とするものである。

一方、放射性物質の物理的減衰に加え、自然現象による移行や、今後進められる除染作業等により、地表面における放射性物質の沈着状況が変化することが予見される。そのため、今後の継続的な放射線量等分布マップの作成を視野に入れ、事故後の初期段階における放射性物質の影響を確認するため、降雨により、放射性物質の沈着状況に影響を与える梅雨が本格化する前に空間線量率の測定、土壌の採取を実施することとした。また、事故直後の段階で被ばく線量に大きく寄与していたと考えられる I-131 は半減期が 8.02 日と短いため、可能な限り早い時期に放射能濃度を定量することとした。

2.2 本調査における全国の研究機関等からの協力

「空間線量率マップ」、及び「土壌濃度マップ」は、各調査箇所における空間線量率及び土壌（表層）中の放射能濃度の測定結果が基礎データとなる。本調査では、短期間で早急に土壌の採取、測定等を進める必要があり、多くの参加者を募り、協力を得る必要があった。この協力者の招集にあたっては、事故発生当初から、緊急被ばく医療におけるスクリーニング検査等において大学等の研究者を招集する実績を有しており、福島第一原発事故の発生当初から環境モニタリング調査の必要性を主張し、土壌採取に必要な資機材を準備していた大阪大学に依頼した。その結果、表 2-3 に示す全国 93 の大学等の研究機関（医療機関含む）及び三つの民間企業（各学会への協力要請を通じての参加）より 409 名の協力を得て、空間線量率の測定、土壌試料の採取が進められた。

なお、空間線量率が高く、立ち入りが制限されている、福島第一原発から 20km 圏内については、

東京電力株式会社を通じて、電気事業連合会（以下、「電事連」とする。）の現地支援チーム 31 名の協力を得て、空間線量率の測定、土壌試料の採取が進められた。

2.3 調査概要

放射線量等分布マップの作成にあたっては、測定精度を確保するため、土壌の採取、測定等の調査手法の統一化、効果的な調査体制のあり方について事前に検討した。特に、土壌の採取、空間線量率の測定に協力した者の多くが、実施期間全てを通じて調査に参加することが困難であり、途中で人員を交代する必要性があったため、調査手法を統一した上で、調査マニュアルを作成し、協力者に事前に周知した。また、将来的に放射線量等分布マップを作成する際のフィードバック等に活用できるよう、調査結果の記録方法についても事前に検討した。

これらの事前検討の結果を受けて、以下の測定を実施するとともに、各調査箇所について、全地球測位システム（Global Positioning System）（以下、「GPS」という。）で緯度、経度を測定し、位置情報を取得する等、放射線量等分布マップを作成するために必要なデータを取得した。

(1) 空間線量率

土壌を採取した場所において、校正済みの放射線測定器（以下、「サーベイメータ」という。）を用いて、地表面から 1m の高さの空間線量率を測定した。また、道路周辺における放射性物質の分布状況を詳細に把握するため、空間線量率の測定値と位置情報を同時に記録できる KURAMA システムを乗用車に搭載し、国道や県道を中心に走行サーベイを実施し、道路周辺において連続的に空間線量率を測定した。

(2) 土壌（表層）中の放射性核種の放射能濃度の測定

各調査箇所において、ポリプロピレン製またはポリスチレン製の容器（以下、「U-8 容器」という。）を用いて土壌表層から土壌試料を採取し、I-131、セシウム 134（以下、「Cs-134」という。）、Cs-137、テルル 129m（以下、「Te-129m」という。）及び銀 110m（以下、「Ag-110m」という。）等のガンマ線放出核種について、全国の 21 の研究機関により、各機関のゲルマニウム半導体検出器（以下、「Ge 半導体検出器」という。）を用いて、放射能濃度の測定が行われた。また、プルトニウム 238（以下、「Pu-238」という。）、プルトニウム 239+240（以下、「Pu-239+240」という。）、ストロンチウム 89（以下、「Sr-89」という。）、ストロンチウム 90（以下、「Sr-90」という。）のアルファ線放出核種及びベータ線放出核種については、財団法人日本分析センター（以下、「日本分析センター」という。）により、アルファ線放出核種についてはシリコン半導体検出器を用いて、ベータ線放出核種については低バックグラウンドベータ線測定装置を用いて、放射能濃度の測定が行われた。

2.3.1 調査スケジュール

本調査における空間線量率の測定及び土壌採取は以下のスケジュールで実施された。

（第一期調査：空間線量率測定・土壌採取、走行サーベイ）

- ・ 6月4日～6月14日
空間線量率測定・土壌採取：福島県（会津地方、いわき地方の一部を除く）、山形県、栃木県
- ・ 6月4日～6月13日
走行サーベイによる空間線量率測定：福島県、山形県、宮城県、栃木県、茨城県
※6月4日、5日は測定参加者に対する訓練を現地で実施

(第二期調査：空間線量率測定・土壌採取)

- ・ 6月27日～6月29日
空間線量率測定・土壌採取：宮城県、福島県（会津地方）
- ・ 6月28日～7月8日
空間線量率測定・土壌採取：福島県（いわき地方の一部）、茨城県

2.4 放射線量等分布マップの作成及び公表

全ての測定結果は、必要に応じて、実施記録を確認し、空間線量率の測定結果、採取した土壌表層の放射性核種ごとの放射能濃度の測定結果の妥当性を確認するとともに、GPSで得られた緯度・経度情報と実施記録に記載された場所の情報を照合した上で、測定結果を国土地理院提供の地図上に示した。その上で、作成した放射線量等分布マップに基づいて、放射性核種ごとの沈着状況、沈着原因、今後の影響等を考察した。

作成した放射線量等分布マップは、詳細に確認できるようにするため、閲覧用 Web システム「放射線量等分布マップ拡大サイト」を作成して公開することとした。また、測定データの一元管理を行うとともに、利用可能となるようデータベース化を進めた。

なお、各調査は、放射線量等分布マップ、農地土壌放射能濃度分布マップ作成及び放射性物質の移行状況の確認に係る技術的事項の検討を行うために文部科学省内に設置した、「放射線量等分布マップの作成等に係る検討会」（以下、「マップ検討会」という。）（構成委員は表 2-4 参照）に、適宜、進捗状況や調査結果を報告し、同マップ検討会の委員である専門家の意見を踏まえて実施した。

表 2-1 本調査における実施項目

調査段階	主な実施内容	実施・協力機関
事前の調査、準備	<ul style="list-style-type: none"> ・ 実地調査（空間線量率の測定、土壌採取）の人員の確保、アレンジ ・ メッシュの設定、種々の調査用マップの作成 ・ 土壌採取方法の事前調査、調査時の実施マニュアル作成 ・ 採取予定地の実地確認 ・ 土壌採取資材、器具の調達 ・ 宿舎の確保（二本松市） 	大阪大学、 日本原子力研究開発機構 日本地図センター 筑波大学、広島大学、大阪大学 福島大学 大阪大学 大阪大学
調査、測定	<ul style="list-style-type: none"> ・ 実地調査（空間線量率の測定、土壌採取） ・ KURAMA システムの提供、運用管理 ・ KURAMA システムの校正試験 ・ 土壌試料の測定等の取りまとめ ・ ガンマ線放出核種の放射能濃度測定（クロスチェック含む） ・ アルファ線、ベータ線放出核種の分析、放射能濃度測定 	協力者（大学、研究機関等） （表 2-3 参照） 京都大学、 放射線医学総合研究所 日本分析センター、 東京大学 表 2-2 参照 日本分析センター
マップ作成	<ul style="list-style-type: none"> ・ 測定データの取りまとめ、確認 ・ 測定データのマップ化 	日本原子力研究開発機構、 東京大学 日本地図センター
マップ公開	<ul style="list-style-type: none"> ・ 公開用 web システムの構築等 	日本原子力研究開発機構、 日本地図センター

表 2-2 土壌試料の放射性核種分析の協力組織一覧

大学・機関名	
大阪大学	核物理研究センター 大学院理学研究科・理学部 大学院工学研究科・工学部 大学院薬学研究科 安全衛生管理部
大阪電気通信大学	工学部基礎理工学科・大学院工学研究科
金沢大学	理工研究域物質化学系 自然科学研究科・理工学域物質化学類 医薬保健研究域保健学系 医学系研究科・医薬保健学域保健学類 学際科学実験センター
九州大学	大学院理学研究院
京都大学	原子炉実験所 大学院工学研究科 理学部
高エネルギー加速器研究機構	素粒子原子核研究所 加速器研究施設
甲南大学	理学部
佐賀大学	文化教育学部
首都大学	大学院理工学研究科・都市教養学部理工学系
信州大学	教育学部（理数科学教育講座）
筑波大学	大学院理学研究科
東京工業大学	大学院理工学研究科・理学部 バイオ研究基盤支援総合センター
東京大学	大学院理学系研究科附属原子核科学研究センター
東北大学	大学院理学研究科・理学部 電子光物理学研究センター
徳島大学	大学院ソシオ・アーツ・アンド・サイエンス研究部 大学院ヘルスバイオサイエンス研究部 総合科学部総合理数学科物質総合コース 医学部保健学科放射線技術科学専攻
新潟大学	理学部・大学院自然科学研究学科 機器分析センター
日本大学	文理学部・大学院総合基礎科学研究科
日本分析センター	放射能分析業務部
宮崎大学	工学部・大学院工学研究科
理化学研究所	仁科加速器研究センター 基礎基盤研究推進部
立教大学	理学部・大学院理学研究科

表 2-3 放射線量等分布マップの作成に向けた環境調査の協力組織一覧(1)

大学・機関名	
青山学院大学	理工学部 アイソトープ実験室
秋田大学	教育文化学部 自然環境講座
茨城県立医療大学	保健医療学部 放射線技術科学科
総合大雄会病院	技術放射科 核医学センター
名古屋放射線診断財団	名古屋放射線診断クリニック
今市病院	情報管理室
宇都宮大学	教育学部 理科教育専攻
愛媛大学	沿岸環境科学研究センター
大阪市立大学	工学部 応用物理学科
大阪大学	安全衛生管理部 大学院 医学系研究科 放射線基礎医学 核物理研究センター 大学院 工学研究科 環境・エネルギー工学専攻 大学院 理学研究科 化学専攻 大学院 理学研究科 物理学専攻 理学部 化学科 篠原研究室
岡山大学	自然生命科学研究支援センター 光・放射線情報解析部門鹿田施設
岡山理科大学	大学院理学研究科 理学部
海洋研究開発機構	地球内部ダイナミクス領域
金沢医科大学	総合医学研究所 RI センター
金沢大学	医薬保健研究域 保健学系 大学院 自然科学研究科 理工研究域 物質化学系 理工学域 物質化学類
亀田総合病院	放射線治療センター
関西学院大学	理工学部 化学科
佐賀県立 九州シンクロトロン光研究センター	ビームライングループ
九州大学	大学院 理学研究院 物理学部門 原子核実験グループ 大学院 理学府化学専攻 無機反応化学研究室 大学院 理学府化学専攻 無機反応化学講座 宇都宮研究室
京都教育大学	教育学部 理科領域専攻 高嶋研究室
京都女子大学	現代社会学部
京都大学	原子炉実験所 大学院 工学研究科 原子核工学専攻 大学院 理学研究科 物理学・宇宙物理学専攻 原子核・ハドロン物理学研究室 大学院 理学研究科 物理学第二教室 宇宙線研究室
群馬県立県民健康科学大学	診療放射線学部

表 2-3 放射線量等分布マップの作成に向けた環境調査の協力組織一覧(2)

大学・機関名	
群馬大学	大学院工学研究科 応用化学・生物化学専攻（共通講座） 重粒子線医学研究センター
高エネルギー加速器研究機構	加速器研究施設 加速器第一研究系 史料室 加速器研究施設 素粒子原子力研究所（短寿命ビーム R&D グループ他） 放射線科学センター
高知大学	教育研究部 医療学系 医学教育部門
甲南大学	大学院 自然科学研究科 物理学専攻 原子核研究室 理工学部 物理学科 原子核研究室 理工学部 物理学科 宇宙粒子研究室
神戸市立工業高等専門学校	一般科 理科
神戸常磐大学	保健科学部
国際医療福祉大学	三田病院 放射線科 保健医療学部 保健医療学部 放射線・情報科学科
国立環境研究所	地球環境研究センター
国立がん研究センター	粒子線医学開発部 粒子線生物学室
情報・システム研究機構	国立極地研究所
国立天文台	天文シミュレーションプロジェクト
国立病院機構	東京医療センター 三重中央医療センター
埼玉医科大学	国際医療センター 放射線腫瘍科
高輝度光科学研究センター	加速器部門 運転・軌道解析グループ
産業技術総合研究所	計測標準研究部門 量子放射科 放射線標準研究室 評価部
滋賀医科大学	物理学教室
渋川総合病院	診療技術部 放射線科
首都大学東京	健康福祉学部 放射線学科
純真学園大学	保健医療学部 放射線技術科学科
順天堂大学	医学部 物理学研究室
昭和薬科大学	基礎薬学教育研究センター
信州大学	工学部 電気電子工学科 阿部研究室 理学部 大学院 工学系研究科 電気電子工学専攻
聖マリアンナ医科大学	放射線医学講座
千葉大学	環境リモートセンシング研究センター 理学部 地球科学科
中部大学	生命健康科学研究所

表 2-3 放射線量等分布マップの作成に向けた環境調査の協力組織一覧(3)

大学・機関名	
筑波大学	研究基盤総合センター 応用加速器部門 (物理学専攻) 大学院 数理物質科学研究科 物理学専攻 大学院 生命環境科学研究科 大学院 生命環境科学研究科 環境科学専攻 大学院 生命環境科学研究科 生物圏資源科学専攻 大学院 生命環境科学研究科 生命共存科学専攻 生命環境学群 生物資源学類
帝京大学	医療技術学部 診療放射線学科
東海大学	大学院 理学研究科 物理学専攻 理学部 物理学科
東京医科歯科大学	医歯学研究支援センター アイソトープ部門
東京工業大学	大学院 総合理工学研究科
東京慈恵医科大学	アイソトープ実験研究施設
東京大学	医学部附属病院 放射線科 教養学部 広域科学科 原子核科学研究センター 素粒子物理国際研究センター 大気海洋研究所 気候システム研究系 大学院 医学系研究科 疾患生命工学センター臨床医工学部門 大学院 医学系研究科 放射線科 大学院 工学系研究科 原子力国際専攻 大学院 総合文化研究科 広域科学専攻 大学院 理学系研究科 地殻化学実験施設 大学院 理学系研究科 物理学専攻
東京都市大学	工学部 環境エネルギー工学科 放射線応用工学研究室
東京理科大学	理工学部 物理学科 千葉研究室
東邦大学	大学院 理学研究科 物理学専攻 基礎物理学教室 理学部
東北学院大学	工学部 電子工学科 大学院 理学研究科
東北公益文科大学	大学院 公益学研究科
東北大学	東北大学植物園 大学院 農学研究科 大学院 農学研究科附属複合生態フィールド教育研究センター 大学院 理学研究科 物理学専攻 加速器科学グループ 大学院 理学研究科 物理学専攻 原子核物理学講座 多元物質科学研究所 電子光理学研究センター ニュートリノ科学研究センター 農学部
獨協医科大学	RI センター 放射線管理部
名古屋市立大学	大学院 医学研究科 アイソトープ研究室

表 2-3 放射線量等分布マップの作成に向けた環境調査の協力組織一覧(4)

大学・機関名	
名古屋大学	医学部 保健学科 大学院 医学系研究科 大学院 環境学研究科 大学院 生命農学研究科 放射線安全管理室 太陽地球環境研究所 大学院 理学研究科
新潟大学	アイソトープ総合センター 旭町地区放射性同位元素共同利用施設 機器分析センター 環境安全推進室 工学部 大学院 自然科学研究科 農学部 理学部
日本原子力研究開発機構	システム計算科学センター 安全研究センター 先端基礎研究センター 原子力基礎工学研究部門 量子ビーム応用研究部門 核融合研究開発部門 地層処分研究開発部門 東濃地科学研究ユニット 東海研究開発センター 原子力科学研究所 東海研究開発センター 核燃料サイクル研究所 J-PARC センター 大洗研究開発センター 人形峠環境技術センター 福島支援本部 先端基礎研究センター ハドロン物理研究グループ
日本大学	文理学部 自然科学研究所 文理学部 情報科学研究所 文理学部 化学科 放射化学(永井研究室)
日本分析センター	分析業務部
沼津工業高等専門学校	物質工学科
兵庫県立粒子線医療センター	放射線物理科
広島国際大学	保健医療学部 大学院 医療・福祉科学研究科
広島大学	原爆放射線医科学研究所 大学院 工学研究科 大学院 理学研究科 大学院 理学研究科 地球惑星システム学専攻
福井大学	大学院 工学研究科 大学院 工学研究科 原子力・エネルギー安全工学専攻

表 2-3 放射線量等分布マップの作成に向けた環境調査の協力組織一覧(5)

大学・機関名	
福島県立医科大学	医学部 医学科 細胞統合生理学講座 附属病院 臨床腫瘍センター
福島大学	共生システム理工学類 大学院 共生システム理工学研究科
藤田保健衛生大学	医療科学部 放射線学科
防災科学技術研究所	地震・火山防災研究ユニット
放射線医学総合研究所	研究基盤センター 研究基盤技術部 放射線計測技術開発課 研究基盤センター 研究基盤技術部 放射線発生装置技術開発課 放射線防護研究センター 規制科学研究プログラム 自然放射線 防護研究チーム
北部地区医師会病院	放射線室
北海道大学	大学院 環境科学院 原子核反応データベース研究開発センター 大学院 工学研究院 量子理工学部門 大学院 地球環境科学研究院 知識メディアラボラトリ 工学研究院 環境循環システム部門
武蔵大学	人文学部
三重大学	生命科学研究支援センター 放射線化学・安全管理学部門
宮城教育大学	教育学部 理科教育講座
宮崎大学	工学部
山形大学	理学部 地球環境学科 理学部 物理学科
横浜国立大学	教育人間科学部
リアルタイム地震情報利用協議会	研究開発部
理化学研究所	仁科加速器研究センター 仁科加速器研究センター 安全業務グループ 仁科加速器研究センター イオン源開発チーム 仁科加速器研究センター 加速器基盤研究部 仁科加速器研究センター 超重元素分析装置チーム 仁科加速器研究センター 低速 RI ビーム生成装置開発チーム
立教大学	理学部
立正大学	地球環境科学部
立命館大学	総合理工学研究機構 SR センター
琉球大学	医学部附属病院 大学教育センター 農学部
早稲田大学	理工学術院 先進理工学部 応用物理学科

表 2-3 放射線量等分布マップの作成に向けた環境調査の協力組織一覧(6)

民間企業・施設	
荏原製作所	技術・研究開発企画室 基盤技術グループ
日本環境調査研究所	事業本部 営業一課
電気事業連合会「現地支援チーム」	
北海道電力	
東北電力	
中部電力	
北陸電力	
関西電力	
中国電力	
四国電力	
九州電力	
電源開発	
日本原子力発電	
日本原燃	
富士フィルム RI ファーマ	千葉工場管理部環境管理グループ

表 2-4 放射線量等分布マップの作成等に係る検討会の構成委員一覧

委員名	所属
池内 嘉宏	日本分析センター 理事
木村 秀樹	青森県 環境生活部 原子力安全対策課 副参事
小山 吉弘	福島県 生活環境部 原子力安全対策課 課長
斎藤 公明	日本原子力研究開発機構 福島支援本部 上級研究主席
柴田 徳思	日本原子力研究開発機構 J-PARC センター 客員研究員
下 道國 ^{※1}	藤田保健衛生大学 客員教授
杉浦 紳之	放射線医学総合研究所 緊急被ばく医療研究センター センター長
高橋 隆行	福島大学 副学長（研究担当）・附属図書館長
高橋 浩之	東京大学 原子力国際専攻 教授
高橋 知之	京都大学 原子炉実験所 原子力基礎工学研究部門 准教授
茅野 政道	日本原子力研究開発機構 原子力基礎工学研究部門 副部門長
長岡 鋭	高輝度光科学研究センター 安全管理室長
中村 尚司 ^{※2}	東北大学 名誉教授
長谷部 亮	農業環境技術研究所 研究統括主幹
久松 俊一	環境科学技術研究所 環境動態研究部 部長
村松 康行	学習院大学 理学部 化学科 教授
吉田 聡	放射線医学総合研究所 放射線防護研究センター 運営企画ユニット ユニット長

(敬称略、50音順)

※1：「放射線量等分布マップの作成等に係る検討会」副主査

※2：「放射線量等分布マップの作成等に係る検討会」主査

3. 空間線量率マップ、土壌濃度マップの作成

3.1 本調査の対象範囲、調査箇所数

3.1.1 空間線量率の測定範囲、土壌採取範囲の考え方

福島第一原発事故に伴い、土壌に沈着した単位面積当たりの放射性物質の放射エネルギー(以下、「沈着量」という。)及びその放射性物質による空間線量率について、調査範囲を設定した地図上に示すことで、避難区域の解除等の対策の基礎資料として、きめ細やかな情報を提供することが可能である。他方で、本調査で作成する放射線量等分布マップは、将来的に放射性物質の移行状況について確認するための初期データと位置付けられていた。このため、調査の実施にあたって、梅雨の降雨の影響により、土壌表面の状態が変化する前の短期間で、空間線量率の測定、土壌採取を完了させる必要性があった。また、本調査の詳細度と調査対象範囲の検討にあたって、日本学術会議より、調査対象範囲内に 2km×2km 以下のメッシュを設定して調査を進めるよう提案があった。

このような状況を踏まえ、マップ検討会において実現可能性を検討した結果、本調査では、それまでの陸上でのモニタリングや航空機モニタリングの結果から、空間線量率が比較的高く、土壌中の放射性セシウムの放射能濃度の量が多いことが確認されていた、福島第一原発から 80km 圏内について詳細な調査を実施することとした。

調査の詳細度として、福島第一原発から 80km 圏内についてを南北、東西方向ともに 2km×2km のメッシュ (以下、「2km メッシュ」という。) で分割し、各メッシュ当たり 1 箇所調査を実施することとした。

また、当時、航空機モニタリングを実施していた福島第一原発から 80~100km 圏内及びこの圏外の福島県についても調査を実施することとした。当該地域については、南北、東西方向ともに 10km×10km のメッシュ (以下、「10km メッシュ」という。) で分割し、各メッシュ当たり 1 箇所調査を実施することとした。その結果、調査範囲として、福島県その他、宮城県、山形県、栃木県及び茨城県の一部が含まれることになった。

3.1.2 メッシュ設定の考え方

放射線量等分布マップの作成対象としたメッシュの設定にあたっては、財団法人日本地図センター(以下、「日本地図センター」という。)の協力により、下記のように、JIS X 0410 地域メッシュコードに準じて、調査範囲の分割を行った。

- ① 福島第一原発から 80~100km 圏内及びその圏外の福島県は、JIS の第 2 次メッシュ (約 10km×約 10km) を本調査における「10km メッシュ」として設定した。なお、第 1 次メッシュは、国土地理院が刊行する地形図を、全国を経線及び緯線についてそれぞれ 1 度及び 40 分ごとに分割したもので、1/200,000 地形図の区画に相当する。第 2 次メッシュは、第 1 次メッシュを緯度・経度方向について、さらに 8 等分 (経線は 7 分 30 秒、緯線は 5 分) したもので、1/25,000 の地形図の区画に相当する。

- ② 福島第一原発から 80km 圏内は、①の 10km メッシュをさらに細分化して 2km×2km の「2km メッシュ」として設定した。これは、第 2 次メッシュの緯度・経度方向について、さらに 10 等分（経線は 45 秒、緯線は 30 秒）した、約 1km（福島では東西約 1.1km、南北で約 0.93km）の格子間隔を持つ第 3 次メッシュの一辺の長さを 2 倍したものに相当する。

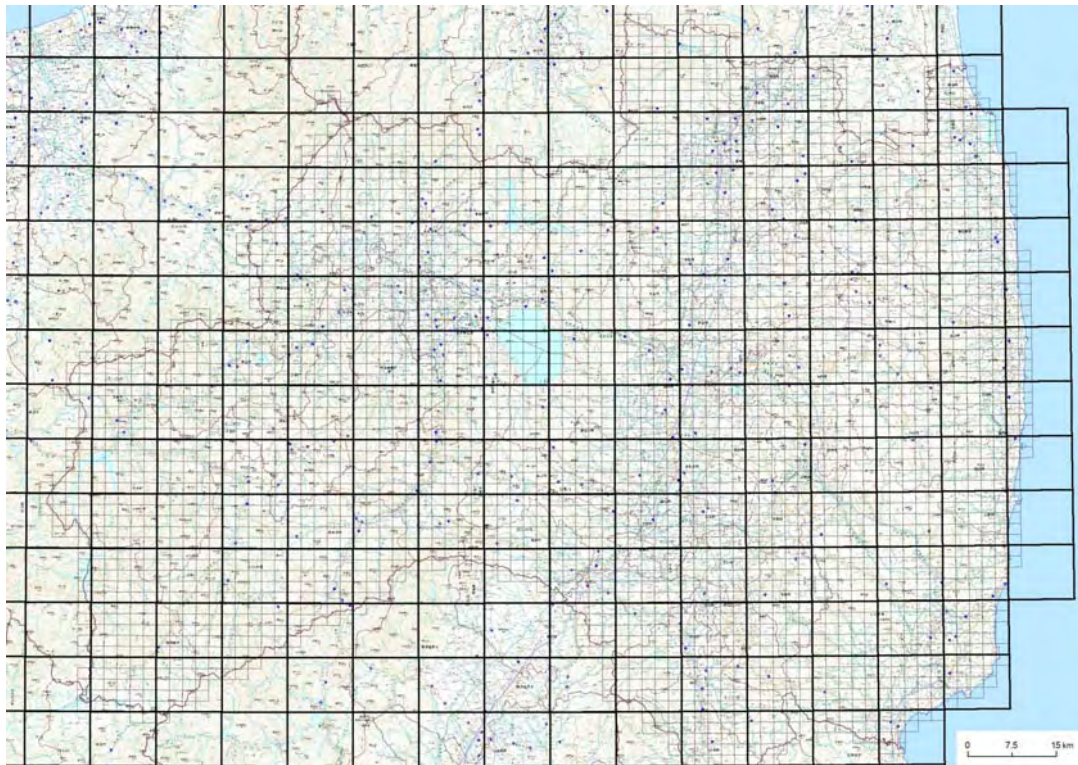
図 3-1(a)は、福島県内を 10km メッシュ（太線）、2km メッシュ（細線）で分割した地図である。調査箇所を決定するメッシュの設定に当たって、福島第一原発から 100km の境界線、80km の境界線及び福島県の県境にメッシュがかかった場合、図 3-1(b)に示すように、これらの地域もそれぞれ 10km メッシュ、2km メッシュに含めた。そのため、福島第一原発より 80km 圏外で 2km メッシュ、100km 圏外の福島県隣接県で 10km メッシュとしての調査が実施されるケースがあった。

また、調査対象とするメッシュごとに、福島第一原発からの距離及び位置関係に応じた ID 番号を付した。ID 番号の設定にあたっては、まず、福島第一原発から南北方向の距離に応じて、例えば、30km 北及び 50km 南にあるメッシュは全て 30N、50S と設定し、その後、福島第一原発から西方向の距離に応じて ID 番号をさらに設定した。これにより、例えば、福島第一原発から 30km 北、40km 西のメッシュは 30N40 とし、50km 南、20km 西の場合、50S20 とした。なお、宮城県東部で調査した 3 メッシュは、福島第一原発より東側に位置したため、末尾に E を付した。

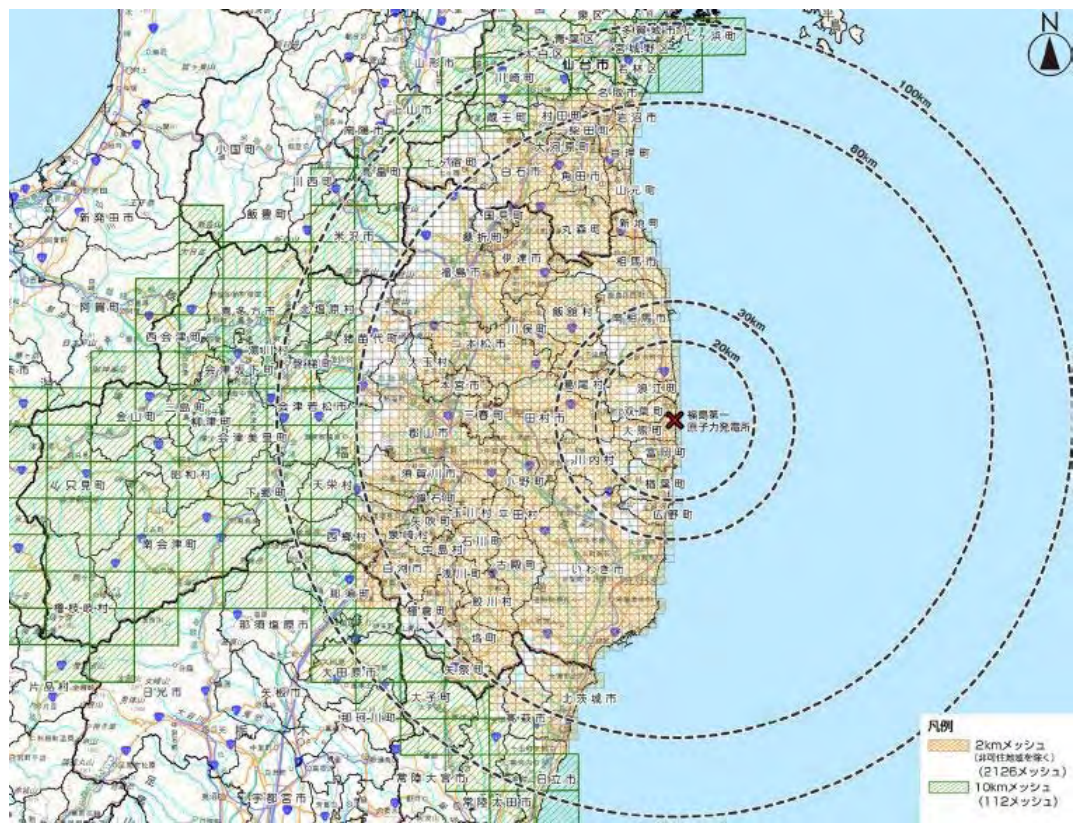
3.1.3 調査箇所の設定

各調査箇所は、分割した 2km メッシュ、10km メッシュ内から 1 箇所選定し、地表面から 1m の高さの空間線量率の測定及び土壌採取を実施することとした。一つのメッシュ内に複数の市町村が入る場合、原則として面積の大きな市町村側で調査を実施することとしたが、メッシュ内に各市町村の全域が含まれる場合等、それらの市町村についても調査箇所を設定した結果、一つのメッシュ内に複数箇所を調査を実施したメッシュもあった。また、各メッシュのうち、平成 17 年度の国勢調査を踏まえた国土地理院の地図情報より、山林などの非可住区域であることが確認されていたメッシュは、本調査の対象外とした。なお、福島第一原発から 20km 圏内については、空間線量率が高く、地震等の影響により、道路状況が悪く、調査箇所へのアクセスが困難な箇所も存在したため、東京電力株式会社を通じて、電事連の現地支援チームと情報を交換しつつ、調査箇所の検討を行った。

調査箇所の選定にあたっては、対象としたメッシュごとに、公共施設等を記した地図を作成し、これらの施設の中から調査予定箇所を選定した。その後、これらの箇所のうち、3.2.3 及び 3.4.2 の要件を満たす場所について各市町村と調整した上で、実際の調査箇所を決定した。選定にあたっては、土壌を採取するため、事前に調査の了解が得られた箇所を除き、私有地は調査箇所としなかった。なお、必要に応じて、福島大学の協力により、調査予定箇所について、事前に現地へ赴き、状況を確認したが、実際の調査にあたっては、道路事情等によりアクセスができずに調査が実施できなかった箇所もあった。その結果、本調査における調査箇所数は、表 3-1 にまとめたとおり、5 県 94 市町村で 2,183 箇所となった（表 3-1 において、仙台市については区名も標記）。この中には、測定器の不調により空間線量率の測定が実施できなかった箇所や土壌の状況により土壌採取が不可能だった箇所も含まれている。



(a) 福島県内の10kmメッシュ(太線)及び2kmメッシュ(細線)の設定



(b) 調査地点を選定するために最終的に設定したメッシュ

図 3-1 調査地点を選定するためのメッシュの設定

表 3-1 調査地点数 (合計 2,183)

市町村名	調査地点数		市町村名	調査地点数		市町村名	調査地点数	
	2km	10km		2km	10km		2km	10km
福島市	94	0	会津坂下町	0	2	高萩市	34	0
二本松市	82	0	湯川村	0	1	日立市	7	4
伊達市	60 ^{*1}	0	柳津町	0	2	常陸大田市	7	3
本宮市	20	0	三島町	0	1	常陸太宮市	0	1
桑折町	7	0	金山町	0	3	大子町	0	4
国見町	9	0	昭和村	0	2	七ヶ宿町	13	4
川俣町	38	0	会津美里町	0	2	白石市	55	0
大玉村	15	0	下郷町	0	3	丸森町	61	0
郡山市	118	0	檜枝岐村	0	2	角田市	36	0
須賀川市	57	0	只見町	0	4	山元町	19	0
田村市	109	0	南会津町	0	10	亘理町	18	0
鏡石町	9	0	相馬市	45	0	柴田町	13	0
天栄村	13	0	南相馬市	80 ^{*2}	0	大河原町	6	0
石川町	26	0	広野町	14	0	蔵王町	16	1
玉川村	11	0	檜葉町	16	0	村田町	17	0
平田村	22	0	富岡町	16	0	川崎町	3	3
浅川町	11	0	川内村	37	0	岩沼市	18	0
古殿町	40	0	大熊町	14	0	名取市	12	0
三春町	23	0	双葉町	9	0	仙台市若林区	0	1
小野町	31	0	浪江町	39 ^{*3}	0	仙台市太白区	0	2
白河市	69	0	葛尾村	18	0	仙台市宮城野区	0	1
西郷村	15	2	新地町	15	0	仙台市泉区	0	1
泉崎村	6	0	飯舘村	53	0	仙台市青葉区	0	1
中島村	7	0	いわき市	266	0	七ヶ浜町	0	1
矢吹町	15	0	山形市	0	1	塩竈市	0	1
棚倉町	29	0	上山市	0	1	多賀城市	0	1
矢祭町	18	1	南陽市	0	1	利府町	0	1
塙町	41	1	高島町	0	1	東松島市	0	1
鮫川村	32	0	米沢市	5	4			
会津若松市	0	8	那須町	15	4	福島県	1,673	62
喜多方市	0	8	那須塩原市	0	4	山形県	5	8
北塩原村	0	4	大田原市	0	2	栃木県	15	14
西会津町	0	3	那珂川町	0	1	茨城県	88	12
磐梯町	0	2	日光市	0	3	宮城県	287	19
猪苗代町	24	1	北茨城市	40	0	総数	2,068	115

*1：空間線量率が測定できなかった5地点を含む

*2：土壌採取ができなかった2地点を含む

*3：土壌採取ができなかった1地点を含む

3.2 土壌の採取方法

3.2.1 土壌の採取方法の検討に向けた予備調査

本調査以前に大学独自が実施していた土壌の深さ方向の放射能濃度の分布状況調査において、ほぼ全量の I-131 及び放射性セシウムが土壌表面から 5cm 以内に含まれていることが確認されていたことから、本調査で土壌採取を実施する期間（平成 23 年 6 月～7 月）においては、土壌表層部（地表面から 5cm 以内）に放射性核種が沈着しているものと考えた。他方で、本調査では、複数の機関の様々な Ge 半導体検出器を使用するため、使用する検出器による放射能濃度の測定方向の違いに依らず、偏りなく測定することが必要であった。そのため、校正用の線源が整備されている 100ml の U-8 容器内に、土壌中に含まれる放射性物質を可能な限り、均質に分布する手法を考案することとした。本調査では、Ge 半導体検出器を用いて、土壌に沈着した放射性核種の放射能濃度を正確に測定するため、以下に示す筑波大学、広島大学及び大阪大学が調査した 3 種類の方法について予備調査を実施し、土壌表層の採取方法を検討した（図 3-2 参照）。

(1) U-8 容器で土壌を採取した後、攪拌をしない場合

U-8 容器を表層土壌に差し込み、直接採取する。採取後は、攪拌等を行わず、そのまま放射能濃度を測定する。

(2) U-8 容器で土壌を採取した後、容器内で攪拌する場合

U-8 容器を表層土壌に差し込み、直接採取する。採取後は、使い捨てナイフにより容器内で土壌を攪拌し、さらに 150 回の振動攪拌を行う。その後、振動攪拌を行った土壌試料について、放射能濃度を測定する。

(3) U-8 容器と同じ容量の容器で採取した土壌を別に用意した袋内で攪拌後、U-8 容器に保管する場合

U-8 容器と同じ容量となる 100ml の採土用円筒管を表層土壌に差し込み、土壌を採取する。採取した土壌は、最初にポリエチレン袋へ入れて、団粒を揉みつぶしながら振動攪拌する。その後、振動攪拌を行った土壌試料を U-8 容器に移し替えて保管し、放射能濃度を測定する。

水田、牧草地の土壌について、以上の予備調査を実施した結果、(1)の土壌を攪拌しない場合、放射性核種の試料中における分布が不均一となり、校正用線源により値づけられた検出効率を使用したところ、求められた放射能濃度の結果に誤差が生じる可能性が確認された。他方で、(2)の U-8 容器内で攪拌した場合、容器内から土壌試料がこぼれ落ち、均一化が不十分になるという問題点が確認された。(3)のポリエチレン袋内で土壌を揉みながら攪拌した場合、求められた放射能濃度の結果のばらつきが小さくなることが確認され、U-8 容器内で十分に均一化されたと判断された。以上より、本調査では、(3)のポリエチレン袋の中で攪拌する手法を用いて、土壌を採取することとした。

3.2.2 土壌の採取方法

本調査は短期間で大量の土壌を採取する必要があったが、それに伴い、一定数の調査協力者を召集しなければいけなかったため、土壌の採取には多数の協力者が入れ替わり参加することとなった。そのため、土壌の採取方法に相違が生じないよう、複雑な手順を必要としない統一化した手法を提示する必要があった。また、本調査で採用した土壌採取方法は、土壌試料をポリエチレン袋で攪拌し、U-8 容器内へ保管するにあたって、容器への移し替え等、いくつかのステップを経ることが必要であった。そこで、土壌採取の方について、図 3-3 のように土壌の固さに応じて、マニュアルを定めた。

(1) 柔らかい土壌の採取方法（マニュアル：図 3-3(a)）

- ① U-8 容器の開口部を下に向け、差し込む。
- ② ショベルで、U-8 容器を周囲の土壌ごと掘り出す。
- ③ U-8 容器をひっくり返し、余分な土壌をナイフで削ぎ取る。
- ④ 残った土壌をポリエチレン袋へ開けて、袋の中で十分に攪拌する。攪拌した土壌は、U-8 容器へ戻して、蓋をする。（土壌をこぼさないよう、注意する。）
- ⑤ U-8 容器の外側に付着した土壌を拭き取り、採取した調査地点のメッシュ ID、試料番号を記入したラベルを貼り付け、ジッパー付きポリエチレン袋へ入れる。

(2) 固い土壌の採取方法（マニュアル：図 3-3(b)）

- ① 100ml 試料円筒管を採土補助器にセットし、ハンマーで試料円筒管を土壌に打ち込む。
- ② 試料円筒管ごと移植ゴテで掘り出す。
- ③ U-8 容器を 試料円筒管に乗せ、互いにずれないようにひっくり返し、U-8 容器からはみ出た土壌をナイフで削ぎ取る。
- ④ U-8 容器内に残った土壌をポリエチレン袋へ開けて、袋の中で十分に攪拌する。攪拌した土壌は、U-8 容器へ戻して、蓋をする。（土壌をこぼさないよう、注意する。）
- ⑤ U-8 容器の外側に付着した土壌を拭き取り、採取した調査地点のメッシュ ID、試料番号を記入したラベルを貼り付け、ジッパー付きポリエチレン袋へ入れる。

ただし、警戒区域内の作業では、被ばくを考慮して、空間線量率の低い地域に持ち出し、土壌が拡散しないよう万全の対策を講じた上で攪拌するなど、状況に応じて、採取方法を変更して行った。

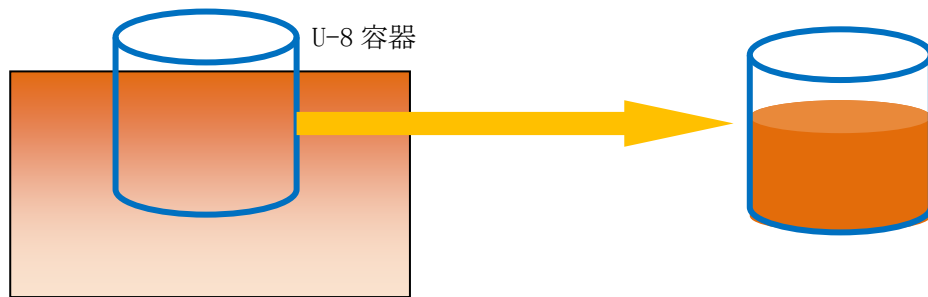
いずれの方法も、手袋、ナイフ、ポリエチレン袋等は使い捨てとして、また採土器具は頻繁に除染を行う等、放射性物質の蓄積状況が異なる調査地点で採取した土壌が互いに混合すること（クロスコンタミネーション）を防止した。

3.2.3 土壌採取場所の選定

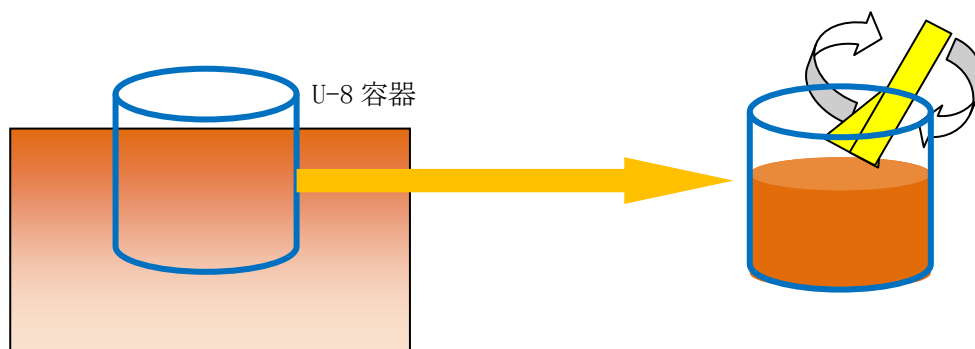
長期的に放射性物質の沈着状況の変化を継続的に確認するためには、同じ場所での土壌採取が必要である。そこで、本調査では、可能な限り、採取場所として長期的に攪乱がないと予想され

る場所を選定することとした。また、調査箇所が広範囲にわたって草等が生えていた場合、放射性物質の降下により、放射能濃度が高くなっている可能性もあったため、可能な限り、このような場所では土壌採取をしないこととした。ただし、同じ場所で空間線量率を測定するための要件（3.4.2 参照）を考慮した結果、調査メッシュ内に草地しか選定できないようなケースがあったため、このような場所では、土壌採取中に雑草、根系層が混在した場合、これらの植生を除去することなく U-8 容器内に含め、土壌試料として放射能濃度を求めた。

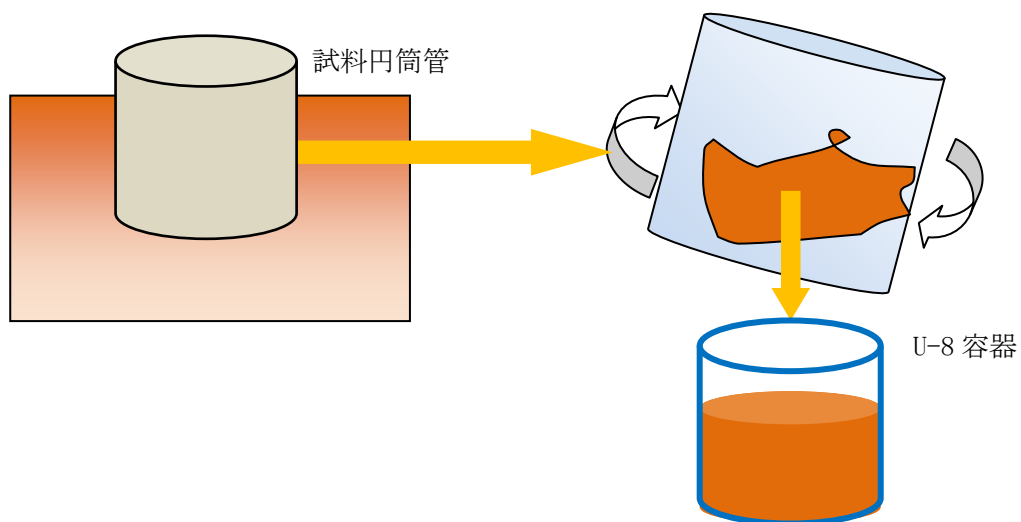
なお、選定した調査箇所において、土壌中の放射能濃度が場所により大きく変化している可能性があったため、一つの調査箇所につき 5 試料の土壌試料を採取した。各試料は、3m 四方を原則とした範囲の中で、土壌を採取した。その際、各試料の採取場所はできるだけ等間隔となるようにした。ただし、高線量域となる警戒区域内については、作業者の被ばくを考慮し、長時間の作業は困難であったため、各調査箇所につき、試料数を 1～3 個とした。



① U-8 容器で土壌を採取した後、攪拌をしない場合



② U-8 容器で土壌を採取した後、容器内で攪拌する場合



③ U-8 容器と同じ容量の容器で採取した土壌を別に用意した袋内で攪拌後、U-8 容器に保管する場合

図 3-2 予備調査で検討した土壌の採取方法



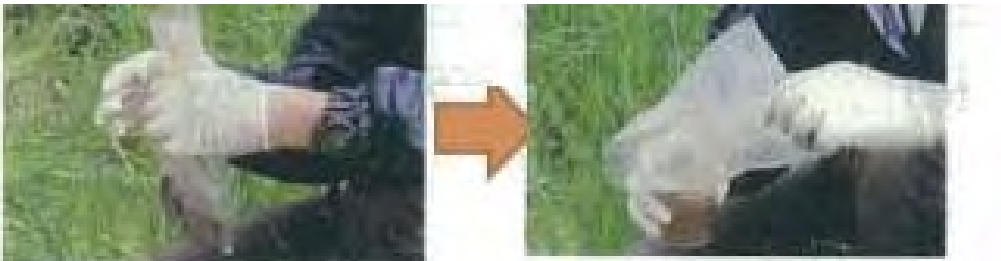
① U-8 容器を地面に差し込む。



② ショベルで、U-8 容器を周囲の土壌ごと掘り出す。



③ 容量より余分な土壌をナイフで削ぎ取る。



④ 袋の中で十分に攪拌し、土壌を U-8 容器へ戻す。



⑤ 付着した土壌を拭き取り、ポリエチレン袋（ジップロック）へ入れる。

図 3-3 (a) 柔らかい土壌の採取方法



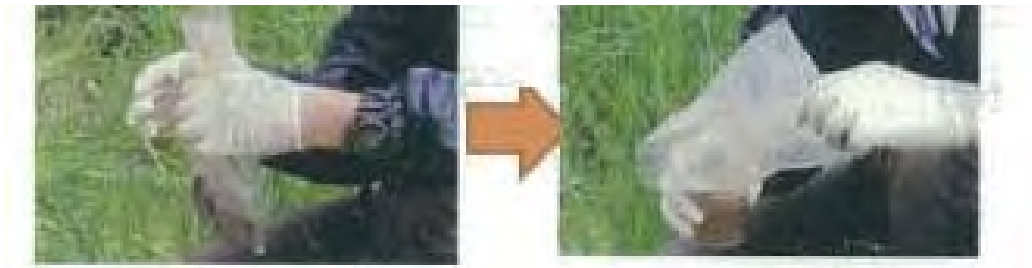
- ① 100ml 試料円筒管を採土補助器にセットし、ハンマーで試料円筒管を土壤に打ち込む。



- ② ショベルで、試料円筒管を周囲の土壤ごと掘り出す。



- ③ U-8 容器を使用して、容量より余分な土壤をナイフで削ぎ取る。



- ④ 袋の中で十分に攪拌し、土壤を U-8 容器へ戻す。



- ⑤ 付着した土壤を拭き取り、ポリエチレン袋（ジップロック）へ入れる。

図 3-3 (b) 固い土壤の採取方法

3.3 土壌中の放射能濃度の測定

3.3.1 測定機関

(1) ガンマ線放出核種の測定機関

本調査では、文部科学省が実施した、これまでの陸上モニタリングの測定結果やチェルノブイリ原発事故後の報告等の知見から、被ばく線量評価上、大きな影響を与えることが確認されていた、ガンマ線放出核種である I-131、Cs-134 及び Cs-137 を調査対象とした。

福島第一原発の事故の影響を詳細に把握するため、ガンマ線エネルギー分解能の良い Ge 半導体検出器を用いて、ガンマ線を放出する I-131(半減期 8.02 日)、Cs-134(半減期 2.06 年)及び Cs-137(半減期 30.2 年)の放射能濃度の正確な定量が期待された。他方で、本調査では調査箇所数が約 2,200 箇所あり、各調査箇所概ね五つの土壌試料を採取することとしたため、放射能濃度を測定する試料の総数は約 11,000 個となった。そこで、本調査では、日本国内で Ge 半導体検出器を有し、土壌試料の測定について信頼性のある結果を得ることが可能な研究機関のうち、協力が得られた 21 の(日本分析センター、東京大学ほか)研究機関において、ガンマ線放出核種の放射能濃度の測定を実施した。このうち、日本分析センターを除く 20 機関については、東京大学が取りまとめ機関となり、土壌試料の再配布、データの取りまとめ、分析結果の確認等を担当した。

(2) ベータ線放出核種及びアルファ線放出核種の測定機関

福島第一原発から放出された、ガンマ線放出核種以外のアルファ線放出核種やベータ線放出核種の沈着状況についても確認するため、約 2,200 箇所の土壌調査箇所のうち、100 箇所で代表的なアルファ線放出核種であるプルトニウムや代表的なベータ線放出核種であるストロンチウムについて核種分析を実施した。なお、測定は日本分析センター 1 機関が実施した。

試料の選択にあたっては、福島第一原発から 80km 圏内で採取された土壌において放射性物質の放射能濃度の量が多い箇所が集中していることが確認されたことから、本調査では、原則として、80 km圏内は 2km メッシュに 1 箇所の地点で土壌試料を採取しており、これらの試料の中から、Pu-238、Pu-239+240、及び Sr-89、Sr-90 の調査箇所を選定した。なお、Pu-238、Pu-239+240、及び Sr-89、Sr-90 は、放射性セシウムや I-131 等のガンマ線を放出する放射性核種に比べて、分析前の試料調整等に時間を要することから、下記の要領で核種分析を実施する調査箇所を選定し、それぞれの箇所で採取された複数の土壌から 1 試料選択して、核種分析を実施した。

- ・59 箇所については、福島第一原発から 80 km圏内の各市町村(59 市町村：(表 3-1 で 2km メッシュがある那須町、日立市及び川崎町は 80km 圏内に 2km メッシュがないため含まない)あたり調査箇所を 1 箇所選定した。選定にあたっては、土壌を採取可能であった場所のうち、市町村ごとに、人口分布と空間線量率の大きさを考慮し、選定した。
- ・残り 41 箇所については、警戒区域等の市町村の中から選定した。選定にあたっては、福島第一原発を中心に、全方向において一様に選定した。

3.3.2 土壌中の放射能濃度の測定

(1) ガンマ線放出核種の測定方法

ガンマ線放出核種の放射能濃度の測定は複数機関で実施することとなったため、土壌の採取方

法と同様に、放射能濃度の測定方法について統一化を図る必要があった。そこで、最初に、各機関で信頼性のある結果を得るため、各機関が所有する Ge 半導体検出器について、放射エネルギーが既知の標準線源を用いて、適切に校正されていることを確認することとした。ここでは、比較標準線源として IAEA の標準線源 (IAEA - 444 線源) あるいは日本分析センターが独自に作製した標準試料を用いて分析の精度を確認した。

計測時間については、リアルタイム (測定開始から終了までの実時間) とライブタイム (実時間から検出器の不感時間を差し引いた時間) が同程度の場合、測定時間を 1 時間とした。また、ライブタイムとリアルタイムに差が生じる場合、測定時間を 10 分間とした。ただし、一部の試料についての I-131 の検出のために、12 時間程度の測定を行った。エネルギースペクトルを確認した結果、上記の三つの放射性核種以外のエネルギーピークが確認された場合、その放射性核種についても可能な限り定量を行った。

採取された全土壌試料の約 3%については、日本分析センターとそれ以外の大学等の機関間で放射能濃度の測定結果を比較するクロスチェックを実施し、測定結果の妥当性を確認した。なお、大学等の研究機関におけるクロスチェックの取りまとめについても、東京大学が担当した。

なお、分析機関に土壌試料を輸送する前に、U-8 容器を完全に密封した上で、アルコール含浸ティッシュペーパーで容器表面を除染したほか、新しいプラスチックバックに入れて、測定に際してもこのバックを外さずに測定する等の処置を行い、Ge 半導体検出器の遮蔽体内の汚染を確実に防いだ。さらに、測定結果の妥当性の確認は、各測定機関の責任者が実施する体制を構築する等により、核種分析の信頼性を確保した。

(2) ベータ線放出核種及びアルファ線放出核種の測定方法

ベータ線放出核種及びアルファ線放出核種の核種分析にあたっては、本調査で Ge 半導体検出器を用いて、ガンマ線放出核種について定量をした後、それらの土壌試料について、ベータ線放出核種及びアルファ線放出核種の定量を行うこととした。各試料の核種分析にあたっては、文部科学省放射能測定法シリーズ「プルトニウム分析法 (平成 2 年改訂)」及び「放射性ストロンチウム分析法 (平成 15 年改訂)」に従い、測定を実施した。

Pu-238、Pu-239+240 については、U-8 容器で採取した土壌試料のうち、50g を放射化学分析し、シリコン半導体検出器を用いて、80,000 秒 (1,333 分) 程度測定することとした。

また、Sr-89、Sr-90 については、同じく U-8 容器で採取した土壌試料のうち、30g を放射化学分析し、低バックグラウンドベータ線測定装置を用いて、60 分 (3,600 秒) 程度測定することとした。

3.4 空間線量率の測定

本調査では、土壌の採取箇所における空間線量率の測定、及び走行サーベイによる道路周辺の連続的な空間線量率の測定を実施した。それぞれの測定方法は以下のとおり。

3.4.1 土壌採取箇所における空間線量率の測定

3.4.1.1 土壌採取箇所における空間線量率の測定方法

土壌採取箇所において空間線量率を測定するにあたって、多くの協力者が交代で測定に参加することを考慮し、汎用の放射線測定器を用いた統一的な測定方法を定めた。測定には、低い線量率でも正確な測定が可能である感度の高い NaI(Tl)シンチレーション式サーベイメータ（以下、「NaI サーベイメータ」という。）を基本的に用いて、1センチメートル線量当量率（単位； $\mu\text{Sv/h}$ ）を測定することとした。ただし、地表面から 1m の高さの空間線量率が $30\mu\text{Sv/h}$ を超える地域の場合、NaI サーベイメータの測定レンジを超えるため、電離箱式サーベイメータを使用した。なお、測定に使用するサーベイメータは、全て校正試験の経歴等を確認し、必要に応じて再び、校正試験を行うことで、精度の良い測定結果が得られるようにした。

測定にあたっては、屋外において検出部の高さを地表面から 1m の高さにメジャーを用いて正確に合わせた上で、空間線量率を測定した。測定中は、腕を伸ばしてプローブ等をセットし、地表から放射されるガンマ線が測定者により遮蔽されづらい幾何条件とした。時定数が設定可能なサーベイメータについては、10 秒に設定して、その 3 倍の 30 秒以上経過した後の指示値を測定値とした。時定数の設定ができないサーベイメータについては、指示値のふれが安定するまで待ち、数値を読み取った。空間線量率の測定箇所の位置情報は、GPS により緯度、経度を測定して取得した。

なお、警戒区域を除いて、地表面から高さ 5cm でも空間線量率を測定し、土壌試料の核種分析結果の妥当性確認のために使用することとした。

空間線量率マップは、上記の測定結果のうち、地表面から 1m の高さで測定した空間線量率の測定結果をマップ化して表示することとした。

3.4.1.2 土壌採取箇所における空間線量率の測定場所の選定

空間線量率の測定は、極力、地表面以外の放射性物質の影響を受けないよう、平坦な地形で、周囲 5m 程度の範囲に大きな障害物がない場所を選定した。また、土壌採取を行う箇所で空間線量率の測定を行う必要があったため、土壌の上で測定を行い、アスファルト等の舗装面上は避けた。なお、調査箇所のうち、森林周辺においては、樹体に放射性物質が付着していることが想定されたため、測定場所として避け、できるだけ植生の少ない場所を選定した。選定した場所では、測定位置を中心に 3m 四方の範囲でサーベイメータをゆっくりと移動させ、急激に空間線量率が変化する特異点が存在しないことを確認した。例えば、雨水の流れる雨樋下やその近くの土壌及び側溝は、放射性核種が溜まっている可能性もあり、このような場所では空間線量率を測定しないこととした。

測定場所の選定も含めて、測定実施者間で差異が生じないように、空間線量率の測定の方法について、下記のように土壌の採取と同様にマニュアルを定めた。

(1) 空間線量率の測定開始前の確認事項

- ① サーベイメータの型式及び識別番号等、校正定数（校正年月日、校正に用いた線源）を確認し、記録する。
- ② バッテリーチェックにより、電池残量が十分残っていることを確認する。
- ③ サーベイメータの検出部（センサ内臓部）周辺を、アルコールティッシュで拭くなどして除

染を行い、バックグラウンド値が異常値（指示が出ない、通常より指示が低い・高い）になっていないことを確認し、記録する。

- ④ サーベイメータの検出部にポリエチレン袋で覆うなど、汚染防止措置を施す。
- ⑤ 測定線種は γ 線とする。

(2) 空間線量率の測定の留意事項

- ① 測定位置の周囲 5m 程度までに大きな障害物（車、建物等）がないこと、平坦な地形であることを確認する。例えば、田畑、家屋や学校などの開かれた場所を選定し、できるだけ植生の少ない場所を選定する。
- ② 測定位置は、可能な限り、土壌の上で決定する。地面がアスファルトやコンクリートの上に測定位置を選ぶことは極力避ける。また、森林については、未だに樹体に多くの放射性降物が付着していることが想定されるため避けることが望ましい。
- ③ 測定位置を中心に 3×3m の範囲でサーベイメータをゆっくり走行させ、急激に空間線量率が高くなるような特異な場所が存在しないことを確認する。
- ④ 上記①の測定により特異な場所が存在しなければ、測定位置で測定を行い、その読み値を代表値とする。

3.4.2 走行サーベイによる連続的な空間線量率の測定

空間線量率の測定にあたっては、迅速かつ詳細に空間線量率を測定する方法を検討するため、土壌採取地点におけるサーベイメータでの空間線量率の測定のほか、走行サーベイによる道路周辺における連続的な空間線量率の測定を実施した。走行サーベイの実施にあたっては、京都大学原子炉実験所が開発した、緯度・経度情報と空間線量率の情報を同時に取得できる KURAMA システム (Kyoto Univ. RAdiation MApping System) を使用した。本システムは、京都大学原子炉実験所において開発されたもので、市販のサーベイメータのアナログ出力から空間線量率の測定データを取得し、同時に GPS による位置情報データを記録することができる機器である。また、得られた測定結果等のそのデータを携帯回線でサーバに送り、パーソナルコンピュータ (PC) 上に Google Map/Google Earth 等の地図情報を表示できるソフトウェアを用いて、測定結果を表示することで、ほぼリアルタイムに測定の状況を確認、表示できるという特徴を有する。

3.4.2.1 KURAMA システムによる走行サーベイの方法

KURAMA システムは、一般の乗用車に搭載可能なため、一般乗用車に搭載し、走行しながら位置情報と併せて、空間線量率データを取得した。使用する乗用車は、基本的に、各調査地域の地理情報について知見を有する地元タクシーを使用した。福島第一原発から 20 km 圏内については、電事連の現地支援チームの乗用車に搭載して測定を実施した。

サーベイメータは、車体によるガンマ線の遮蔽効果をなるべく低く抑えるために、サーベイメータの検出部を乗用車の後部座席の右側にある取っ手（扉の上部）に設置した。

空間線量率データは、NaI サーベイメータのアナログ出力から取得した。測定は 10 秒ごとに自動的に実施し（概ね 100m 間隔）、空間線量率のデータと同時に GPS による位置情報データを取

得した。また、毎日の走行の前後（朝と夕方）で、同じ地点で測定を実施し、放射性物質のタイヤ等への付着により測定値が高くなっていないことを確認した。なお、実施期間中、走行サーベイに使用した車両に汚染は生じなかった。さらに、走行ルート周辺の学校等で空間線量率を測定し、道路上で連続的に測定した空間線量率の測定結果と比較した。

走行ルートは、空間線量率の測定や土壌採取を行った調査箇所周辺を中心に設定した。このうち、福島第一原発の 80km 圏内については、国道、県道及び地方道を走行し、福島第一原発から 80～100km 圏内及びその圏外の福島県については、国道及び県道を走行することを原則とした。走行距離は約 20,000km を目標としたが、結果的に約 17,000km であった。

3.4.2.2 KURAMA システムを用いた走行サーベイの測定結果の校正試験

土壌採取箇所での空間線量率は、屋外の地表面から 1m の高さ位置で測定されている。一方、KURAMA システムによる走行サーベイでは、車内の一定の高さにサーベイメータの検出部を設置して空間線量率データを取得するため、両者の結果を同じマップ上で比較するためには、KURAMA システムで取得したデータを屋外の空間線量率の値に換算する校正定数を定めることが必要であった。そのため、全ての KURAMA システムについて、屋外の固定点で校正試験を実施した。その結果、高い空間線量率を示すような箇所を中心に、校正定数の空間線量率依存性を確認する必要があることが分かった。

そこで、独立行政法人放射線医学総合研究所（以下、「放医研」という。）の協力により、校正定数を求める試験を実施した。試験は、約 20m 四方が平坦な舗装面上で、調査箇所の周囲に樹木などが無い公共の場所で行った。周囲に物体が存在する等、良好な条件でない地点も含めて複数の試験を実施したが、校正定数を決定する際には理想に近い条件の地点の測定結果のみを用いた。

試験では、走行中と同様に校正済みの NaI サーベイメータを、高線量域の走行サーベイで主に使用された車種の後部右側座席の取っ手に設置した。車を停車させた上で、サーベイメータのある位置の近く（屋外）をマーキングし、その後、車両を 10m 以上離れた場所に移動した上で、マーキングした位置（屋外）の空間線量率を測定した。計測では、サーベイメータの時定数を 10 秒とし、30 秒ごとに 5 回線量率を読み取り、平均値を計測値とした。

その結果、測定場所の要件を多く満たした条件下での試験では、車内外で測定された空間線量率の測定結果において良い相関関係が確認され、その比は図 3-4 に示すとおり、1.3 であった。そこで、本調査では、走行サーベイで得た空間線量率データについて校正定数として 1.3 を乗じて、地表面から 1m の高さの空間線量率とし、マップ上に示すこととした。

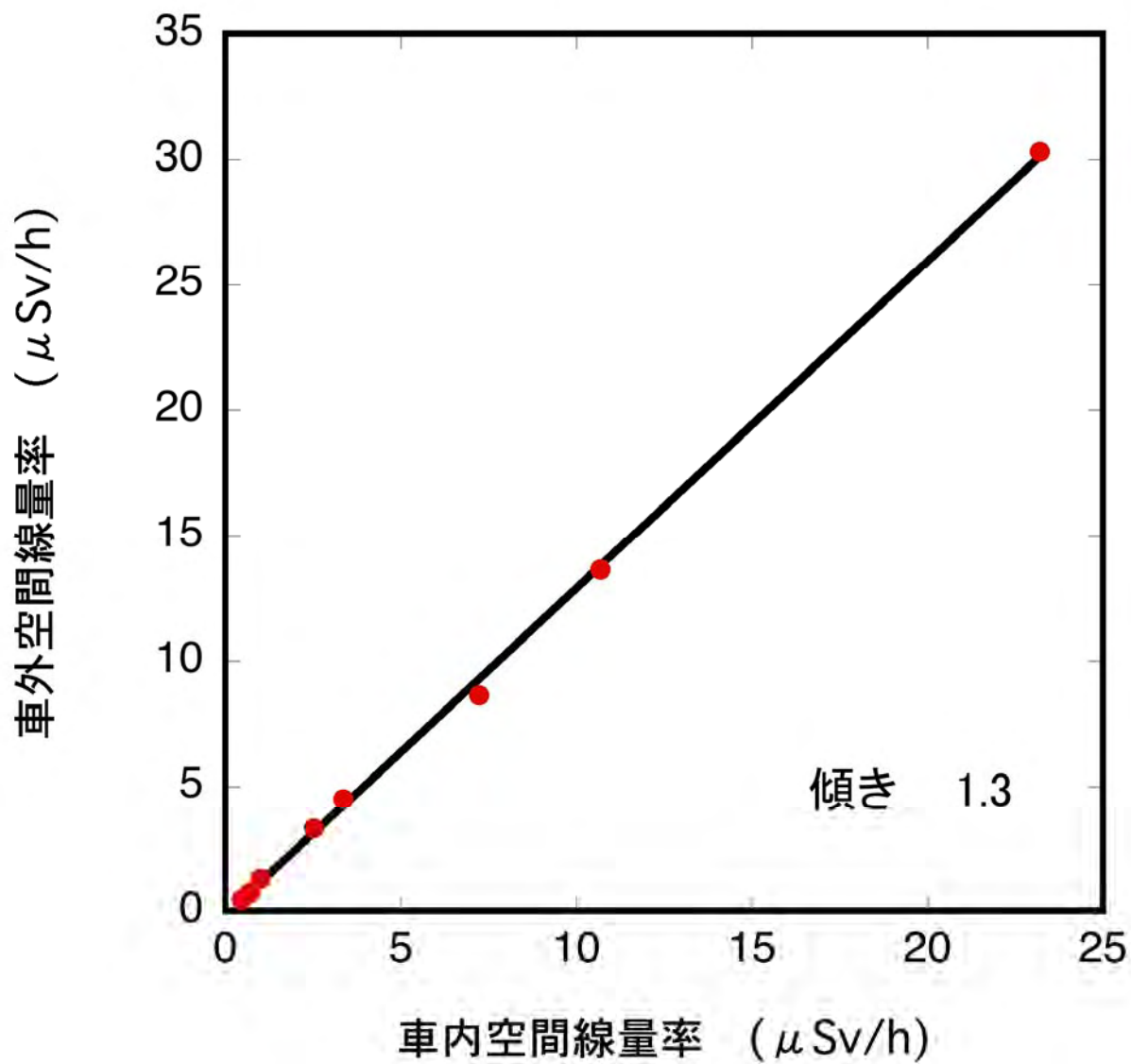


図 3-4 車内と車外で測定された空間線量率の相関関係

3.5 空間線量率の測定及び土壌採取の実施体制及び記録

3.5.1 空間線量率の測定及び土壌採取の実施体制

調査にあたっては、事前に運用マニュアルを用意し、必要な作業手順、放射線防護のための措置等の訓練を行った。また、1チーム当たり最低2名の編成とし、可能な限り、経験者を1名組み込む体制とした。各チームは、二本松市（岳温泉あだたらふれあいセンター）に設置した測定本部（6月28日～7月8日に実施した茨城県、福島県いわき地方等の土壌採取、空間線量率の測定においては、原子力機構東海研究開発センター原子力科学研究所）から、空間線量率の測定箇所及び土壌採取箇所に赴いた。

また、調査箇所の緯度、経度は、調査に持参したGPSにより世界測地系（60進法）で読み取り、2名以上によるダブルチェックで確認した。福島第一原発より80km圏内の調査では、日本地図センターの協力により作成した南北、東西方向に四つの2kmメッシュを含む地図（4×4=16の2kmメッシュを含む地図）を用意し、予め市町村より指定のあった地点、あるいは採取予定とした地点を各メッシュにマーキングし、現地へ空間線量率の測定、土壌採取に赴いた。

(1) 空間線量率の測定及び土壌採取

空間線量率の測定及び土壌採取は、2～3名で編成されたチーム単位で実施した。主な作業は、下記のとおりである。測定本部は、前日にチーム編成及び予定する調査地点の選定を行った。各チームの調査終了後に、採取した土壌試料の測定実施機関（日本分析センター及び東京大学）への発送、実施記録の電子ファイル化の確認及び保存、調査を終了した地点の確認を行った。作業全体のフローチャートを図3-5(a)に示す。

- ・土壌採取、空間線量率測定の用具の準備、用具の除染
- ・土壌採取、空間線量率の測定
- ・調査の記録（必要な写真撮影を含む）、記録の電子ファイル化

調査における被ばく線量管理は、1チームのうち、最低でも1名が電子式個人線量計を装着し、各調査地点で積算線量値を記録した。各チームは、以上の作業で必要となる表3-2①に示す携帯品を確認して、調査箇所に赴いた。

(2) 走行サーベイによる連続的な空間線量率の測定

乗用車で走行サーベイを実施するチームの体制は2名1組とし、1名が走行ルートのナビゲーション、測定本部との連絡を担当し、もう1名がKURAMAシステムの動作を確認した（図3-5(b)）

また、各システムが取得したデータは、ほぼリアルタイムで測定本部のPCで表示した。測定本部では、走行サーベイの実施状況を確認し、測定が正常に進められているかの監視、効率的に空間線量率の情報を取得できる走行経路の指示等の支援を行った。また、空間線量率の測定の他に、適切なスペースのある箇所で、車内での測定値を屋外の線量率値に換算するための係数を求める校正試験を実施した。（実際の校正定数として、3.5.3に示す方法で求めたものを採用した。）

なお、走行サーベイでも、1チームのうち、代表者1名が電子式個人線量計を装着し、調査日

ごとに線量値を読み取って記録し、被ばく線量管理を行った。各チームは、表 3-2②に示す携帯品を確認して、走行サーベイを実施した。

3.5.2 調査の記録

放射線量等分布マップの作成、及び今後に予想される放射線量等分布マップの作成時における比較検証を考慮し、調査に関する情報は記録として、残すこととした。

(1) 空間線量率の測定及び土壌採取

平成 23 年 6 月 4 日から 6 月 14 日の第一期調査では、各調査地点で、空間線量率の測定、土壌採取を実施した際に、以下の情報を図 3-6、図 3-7 に示す「作業実施記録」及び「土壌調査サンプリングシート」（以下、「サンプリングシート」という。）に手書きで記録した。

- ・ 作業を実施したチーム、構成員
- ・ 測定（採取）日時
- ・ 調査地点の位置情報として、GPS で測定された緯度・経度情報、住所、施設等
- ・ 空間線量率の測定については、使用したサーベイメータ（型式、製造番号、認識番号など）、測定した線量率、校正定数、天候
- ・ 土壌採取については、採取地点のメッシュの認識番号、採取者、土地の使用状況、各容器の表面線量率
- ・ 土壌を採取した場所について、目標となる目印（施設等）、目印からの距離等を特定できる略図

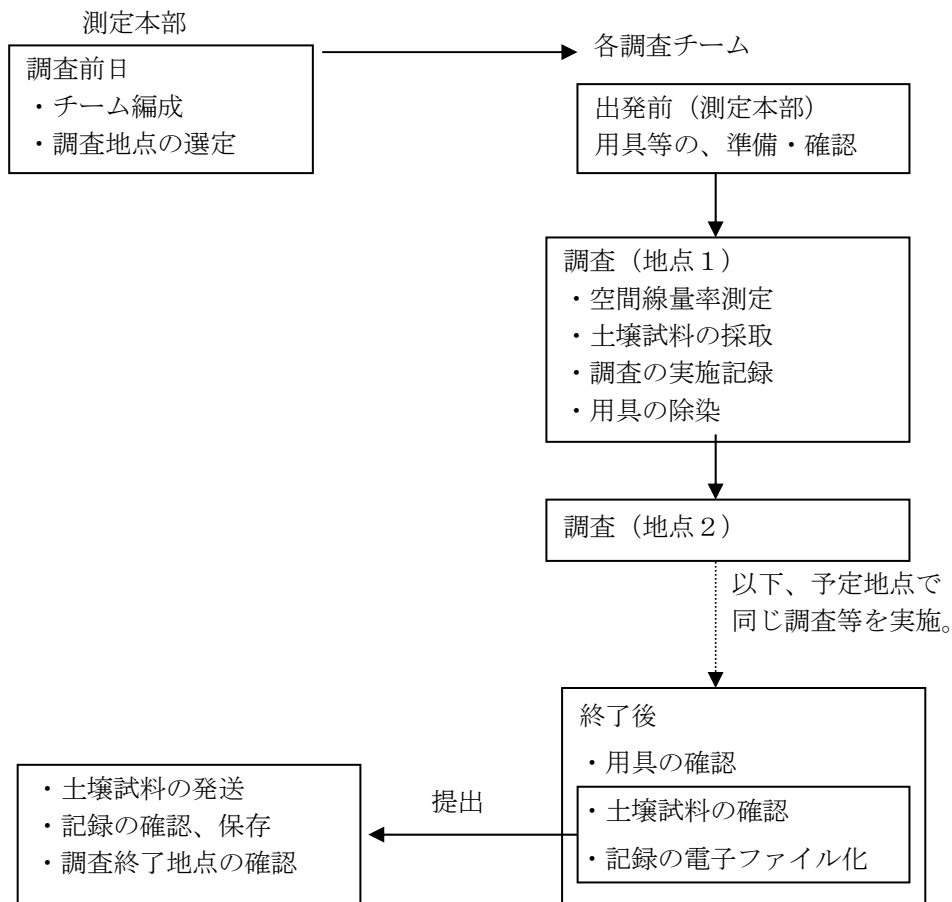
なお、作業実施記録は、各調査箇所の作業を記録するもので、サンプリングシートは各チームの調査日ごとの情報を取りまとめたものである。サンプリングシートは、調査終了後、測定本部において、電子ファイル化して保存した。手書きの作業実施記録についても、各調査の全日程が終了後に PDF ファイルとして電子化して保存した。

この他、空間線量率の測定及び土壌採取では、調査場所の状況確認も重要であったため、土壌採取地点の全景、土壌を採取した場所、地面の状態、採取した容器の写真を撮影した。撮影した画像は、サンプリングシートと同様に、図 3-8 のフォーマットで電子ファイル化して保存した。

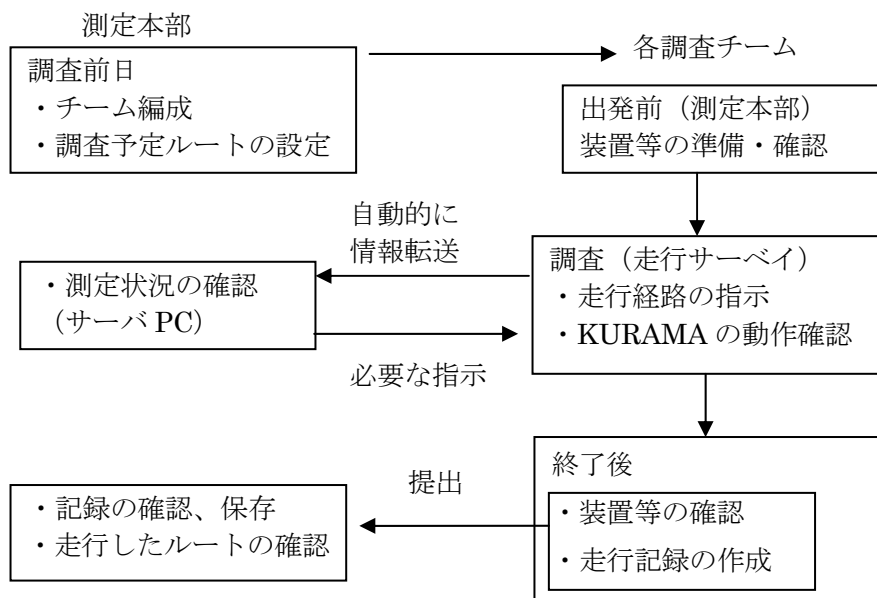
(2) 走行サーベイによる連続的な空間線量率の測定

走行サーベイでは、マップ化の基礎となるデータは、10 秒ごとに自動的に取得し、測定本部のサーバとした PC へ転送された。そこで、図 3-9 に示すフォーマットに下記の情報を記録した。

- ・ 作業を実施したチーム、構成員
- ・ 測定日時
- ・ 使用した車（車両ナンバー）、走行区域、走行サーベイコースの概略
- ・ 線量率の測定については、使用したサーベイメータ（型式、製造番号、認識番号など）、サーベイメータの校正定数
- ・ 車外の校正試験を実施した際には、校正ポイントにおける、車内外で測定した空間線量率の測定結果、両者の結果の比を記録



(a) 各調査地点での空間線量率の測定及び土壌の採取



(b) 走行サーベイ (KURAMA システムの使用)

図 3-5 空間線量率の測定、土壌採取のフローチャート

表 3-2 空間線量率の測定、土壌採取及び走行サーベイに必要な携帯品

①空間線量率の測定及び土壌採取の実施に必要な携帯品	
1. 位置情報の把握、確認に係る携帯品	<ul style="list-style-type: none"> ・ 調査地点を示す地図 ・ GPS
2. 土壌採取用具	・ U-8 容器
	・ 採土補助器
	・ 100cc 試料円筒管
	・ 移植ゴテ
	・ プラスチックナイフ (使い捨て)
	・ 木槌 (または金槌)
	・ 混合用ポリエチレン袋
	・ 試料を封入するポリエチレン袋 (ジップロック)
	・ ラベル (採取した調査地点のメッシュ ID を記入して貼付)
・ ダンボール (同一の調査地点で採取した試料を梱包)	
3. 深さ 30cm の土壌を採取する用具 (報告書 2 部参照)	・ 鉄パイプ (30cm)
	・ 鉄パイプ用キャップ、発砲スチール棒
	・ 木板
4. 汚染防止・除染用具	・ おしぼり (使い捨て)、ウェットティッシュ、濡らした紙ウエス
	・ 手袋 (綿、ゴム)
	・ マスク
	・ ゴミ袋 (使用済みの手袋、ポリエチレン袋を捨てる)
5. 線量測定機器	・ NaI (Tl) シンチレーション式サーベイメータ (校正済み)
	・ 電離箱式サーベイメータ (校正済み) (30 μ Sv/h 以上の空間線量率となる調査地点で測定を実施する可能性のあるチームのみ)
6. 高さ位置合わせ用の器材	・ 地表面から 1m の高さを測れるもの (カメラの三脚またはコンベックス、ロープなど)
	・ メジャー (50m 程度、測定位置の記録にも使用)
7. 被ばく線量管理	電子式個人線量計
②走行サーベイの実施に必要な携帯品	
1. 走行サーベイスystem	・ KURAMA システム一式
2. 地図	・ 地図
3. 汚染防止・除染用具	・ ウェットティッシュ、手袋
4. 被ばく線量管理	・ 電子式個人線量計

I. 空間線量率(1センチメートル線量等量率)の測定及び土壌試料の採取実施記録

記録シートID:

班名	班			測定(採取) 日時	年月日	年 月 日
構成員の氏名 (番号は確認者コード)	①				時刻	時
	②					
	③					
測定(採取)場所	緯度(北緯) <60進表記>			経度(東経) <60進表記>		
	度	分	秒	度	分	秒
	N °	'	"	E °	'	"
住所						
確認者						

注1) GPSは採取場所を60進表記で測定するよう設定し、秒は小数点以下1位まで記入(四捨五入しない)。

II. 空間線量率(1センチメートル線量当量率)測定記録

測定器の型式 及び識別番号等	<input type="checkbox"/> NaI(Tl)シンチレーション式	測定方法	γ線: サーベイ法
	<input type="checkbox"/> 電離箱式(30μ Sv/h以上の場合)	バックグラウンド値	(μ Sv/h)
	型式	校正定数 (校正年月日)	(平成 年 月 日)
	識別番号	(校正線源)	()
		(校正有効期限)	(平成 年 月 日)

読み値(μ Sv/h)	線量当量率(μ Sv/h)	天候・特記事項	確認者

注1) 測定位置は、地表から約1mの高さとし、カメラの三脚等で固定する、腕を伸ばすなどの状態で測定する。

注2) 線量当量率(μ Sv/h)は、読み値(μ Sv/h)×測定器の校正定数

III. 土壌試料採取状況記録

資料番号		採取者	
容器種別	<input type="checkbox"/> U-8型	土壌の種類 (容器の写真撮影)	<input type="checkbox"/> 済
線量当量率(μ Sv/h) (土壌試料採取容器表面)	①	②	③ ④ ⑤
地目 (土地の使用状況)	水田・畑・樹園地(果樹園・桑園・茶畑)・草地・荒地・裸地・ その他(): (土地の使用状況:)		

番号	チェック項目	確認者
1	測定点が私有地である場合について、事前に許可は得られているか。	
2	周囲約5mまでに大きな遮蔽物(車、建物等)がないこと。	
3	周囲約3×3mまでに急激な線量当量率の変化(数倍以上)がないこと。	
4	容器表面、封入袋への資料番号および採取年月日等の情報のラベリング	
5	土壌試料採取後の容器、採取器類の除染の実施	
6	土壌採取地点を含む周辺環境がわかる写真を撮影したか。	

図 3-6 空間線量率の測定及び土壌採取の記録用フォーマット(作業実施記録(その1))

IV. 土壤試料地点の略図


※目標となる目印、目印からの距離等、試料採取の場所が特定できるようにすること。
特記事項

図 3-6 空間線量率の測定及び土壌採取の記録用フォーマット(作業実施記録(その2))

採取日時(ex. 2011/06/27) 班名

土壌調査サンプリングシート

番号	標本識別コード	緯度方向 (N)	経度方向 (W)	測定点コード	測定日 年月日	採取時刻		採取座標(GPS) <60進表記>				GPS	空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$)	地表面線量率 ($\mu\text{Sv/h}$)	個人線量計	天候	測定点住所		備考	班名					
						時	分	北緯 (度)	北緯 (分)	北緯 (秒)	東経 (度)						東経 (分)	東経 (秒)			市・郡・町	大字・字			
記録例	20110622.0035	16	32		2011/6/27	13	38	36	50	42.3	140	25	1.4	002	1.6	3.2	2	天候	福島県	双葉郡大船町	大字〇字〇〇	高山公民館	この行は記入例です	3	
1																									
2																									
3																									
4																									
5																									
6																									
7																									
8																									
9																									
10																									
11																									
12																									
13																									
14																									
15																									

図 3-7 空間線量率の測定及び土壌採取の記録用フォーマット(土壌採取サンプリングシート)



NO.
全景



NO.
採取位置



NO.
表層の状態

図 3-8 土壌の採取場所の写真記録例

走行サーベイレ録用紙

I. 測定チーム

チーム名		測定日時	平成 年 月 日
構成員の氏名 (番号は確認者コード)	① (総括)		時 分 発
	②	時 分 着	
	③ (運転手)	車両ナンバー	
走行地域		確認者 (本部員)	

II. サベーター

測定器の型式 及び識別番号 等	<input type="checkbox"/> NaI(Tl)シンチレーション式 <input type="checkbox"/> 電離箱式 (30 μ Sv/h以上の場合) 型式 識別番号	測定方法	γ 線: サーベイ法
		バックグラウンド値	(μ Sv/h)
		校正定数 (校正年月日) (校正線源) (校正有効期限)	(平成 年 月 日) () (平成 年 月 日)
校正ポイントにおける線量率 (測定前) (車外) 測定値 _____ (μ Sv/h) x 校正定数 _____ = 空間線量率 _____ (μ Sv/h) (車内) 測定値 _____ (μ Sv/h) x 校正定数 _____ = 空間線量率 _____ (μ Sv/h) (遮蔽係数) 車内線量率 / 車外線量率 = _____			
校正ポイントにおける線量率 (測定後) (車内) 測定値 _____ (μ Sv/h) x 校正定数 _____ = 空間線量率 _____ (μ Sv/h)			

図 3-9 走行サーベイレ録用のフォーマット

4. 空間線量率マップ及び土壌濃度マップの作成結果

4.1 空間線量率マップ及び土壌濃度マップの作成方針

今回の調査では、空間線量率ならびに土壌に沈着した放射性核種の単位面積あたりの放射エネルギー（ここでは土壌濃度と呼ぶ）をマップ化したが、マップの作成にあたっては、マップ検討会での議論を踏まえ、以下の点を考慮することとした。

- ・ 2次元平面に離散的に分布するデータに関するマップ作成においては実測等で得られたデータ間の内挿や外挿を行い、等値線図の形でマップを表すことが広く行われている。
- ・ 等値線図は任意の地点での情報が得られるために便利なデータ表示方法であるが、データが存在しない地点のデータを内挿等により推定することが必要であり、推定された値が実際の値と大きく乖離することがあり得る。また、等値線図では実際にどの地点で測定が行われたのかも明確でない。

このような観点から、今回作成する空間線量率マップ及び土壌濃度マップは、測定結果が得られた調査箇所にて測定値をそのままプロットし、内挿等の処理を行わないこととした。

マップ作成には、インターネットで公開されている Google Map 等は使用せず、国内の正確な地理情報を有する国土地理院の地図を用いることとした。

空間線量率マップ及び土壌濃度マップは、調査箇所にて測定された GPS 情報から得られた地点を地図上にプロットし、プロットのマークの色を空間線量率あるいは放射性核種の放射能濃度の範囲により分類した。

走行サーベイによる空間線量率の測定結果については、10 秒ごとに取得した GPS 情報から得られた点を地図上にプロットし、プロットのマークの色を前後 3 秒間に測定された空間線量率の平均値の範囲により分類した。空間線量率あるいは放射性核種の放射能濃度の範囲の設定方法は、それまでに公表していた航空機モニタリングの測定結果の範囲に合わせることにした。

4.2 空間線量率マップ

4.2.1 土壌採取箇所における空間線量率の測定結果

3.6 節に記載したとおり、土壌採取箇所において、サーベイメータを用いて、地表面から 1 m の高さの空間線量率を測定するとともに、GPS からの緯度・経度情報を読み取り、これらのデータは記録用紙に手書きで記入した。空間線量率の測定、土壌採取より戻った後、測定を行った班員はこれらの情報をフォーマットの決まったサンプリングシートで PC に保存することが義務づけられた。このサンプリングシートを集約し、手書きの記録シートの記載内容を確認した上で、得られた測定結果を基にマップを作成した。なお、いくつかの調査箇所については、GPS の測定ミス、記載ミス等により、記録された緯度・経度情報が不適当な箇所が確認されたため、このような場合には、調査箇所の写真、測定地点名、調査時点に手書きで記した調査地点周辺の地図等を参考に、緯度・経度情報の数値データの修正を行った。

本調査で作成した空間線量率マップは、調査を実施した平成 23 年 6 月から 7 月において、

- ・ 空間線量率への寄与の大部分が放射性セシウム (Cs-134 及び Cs-137) によるものであること
- ・ 測定期間中 (平成 23 年 6 月 4 日～7 月 8 日) の放射性セシウムの物理的減衰に伴う空間線量

率の減少は2%程度であり、この数値は測定器の有する誤差（JIS 公証で-30%~+15%）よりも十分に低いこと

を考慮し、減衰を考慮した特定日への換算は行わず、測定した日の測定結果をそのまま使用することとした。

空間線量率マップを図 4-1 に示す。マップ上に示した空間線量率は、それまでに公表していた航空機モニタリングの測定結果と同様に0.1 μ Sv/h以下から19 μ Sv/hを超える範囲を9段階に分け、色別に表示した。その結果、福島第一原発から北西方向に空間線量率の高い地域があり、また福島県中央部の郡山盆地に沿って相対的に空間線量率が高い地域が存在することが確認された。

また、地図上にプロットしたデータは、異常値の確認のため、文部科学省において7月2日に測定した空間線量率の測定結果、及び同時期にモニタリングを実施していた第3次航空機モニタリングの測定結果（5月31日~7月2日モニタリングを実施）と重ねて比較を行い、結果の妥当性について確認を行った。その結果、図 4-2 に見られるように、土壌採取地点における地表面から1mの高さの空間線量率の測定結果は、航空機モニタリングや他のモニタリング手法で測定された結果と同様の傾向を示していることが確認された。加えて、詳細に調査を実施した結果、スポット的に高い箇所が新たにいくつか確認された。

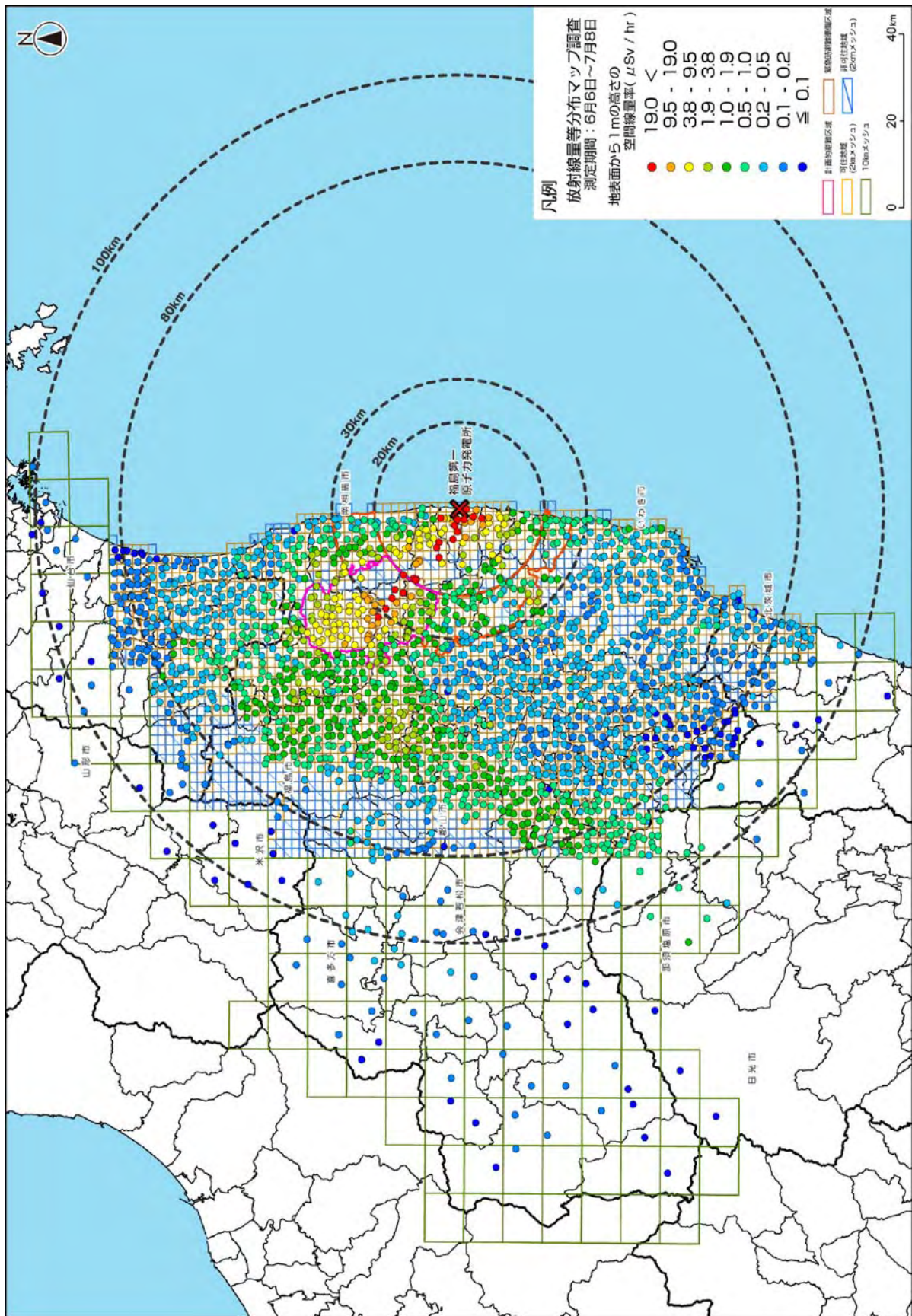


図 4-1 空間線量率マップ（土壌採取箇所における空間線量率の測定結果に基づく）

4.2.2 走行サーベイによる連続的な空間線量率の測定結果

KURAMA システムから携帯回線を通して自動的に集計され、サーバ上に電子ファイルとして記録された GPS 情報と空間線量率データを基にマップを作成した。マップ作成にあたって、空間線量率の測定結果は、車内で測定された空間線量率を車外の地表面から 1m の高さの空間線量率の値に換算するため、3.4.2.2 において示したように校正定数 1.3 を全てのデータに乗じた値を使用した。

異常値の確認のため、いくつかの異なる観点から測定結果を確認した。まず、空間線量率の時系列図を参考に異常値のチェックを行った。その結果、NaI サーベイメータのアナログ出力端子と KURAMA システムとの接触不良等により発生するノイズによる異常値がある場合には、ノイズ発生前後と極端に異なるスパイク状の空間線量率の変化（その地点の直前の地点と比較して測定値が急激に増加し、その直後の地点で測定値が急激に減少）が見られることが判明した。このため、ノイズ発生時において、周囲に極端な空間線量率の変化をもたらす要因がなく、明らかにノイズによる空間線量率の異常値が確認された場合、その結果を除外することとした。さらに、同じく空間線量率の経時変化図を参照しながら、トンネル内の測定結果を抽出する作業を行った。トンネル内は周囲の他の環境と比較して、走行ルート上の放射性核種の放射能濃度が相対的に小さくなり、その地域の代表的な沈着状況を反映しているとは言えないため、トンネル内の測定結果は除去することとした。その他、走行ルートを地図上にプロットし、想定したルートから大きく外れていないかをチェックした。GPS の異常により、測定地点が道路上から大きく外れ、走行箇所の特が困難な場合には、その箇所の測定結果を除外することとした。

図 4-3 に走行サーベイによる連続的な空間線量率の測定結果をマップ上にプロットしたものを示す。マップ上に示した空間線量率は、図 4-1 と同様に $0.1 \mu\text{Sv/h}$ 以下から $19 \mu\text{Sv/h}$ を超える範囲を 9 段階に分け、色別に表示した。得られた測定結果は基本的に地図上のポイントとして示したが、縮尺が小さな地図では、複数の測定値が近辺に存在するため、このような場合は、500 m 四方に区切った範囲内の平均値を表した。

また、走行サーベイによる連続的な空間線量率の測定結果と航空機モニタリングの測定結果を比較し、測定結果の妥当性について確認を行った。その結果、図 4-4 に見られるように、KURAMA システムを用いた走行サーベイで得られた地表面から 1m の高さの空間線量率の測定結果は、全体の傾向として航空機モニタリングの結果と良く一致しているものの、航空機モニタリングでは観察することが困難な数 10m～数 100m 程度の局所的な空間線量率の変化を観察するのに有効であることが確認された。

さらに、走行サーベイによる測定では道路上の空間線量率を測定しているが、その測定結果が道路周辺の空間線量率をどの程度反映しているか調べるため、本調査で実施した土壌採取箇所のうち、走行サーベイを実施した道路から 300m の範囲内にある土壌採取箇所でも測定された空間線量率の測定結果と走行サーベイによる空間線量率の測定結果を比較した。その結果、図 4-5 に示すとおり、走行サーベイを実施した道路から 300m の範囲で測定された結果と全体の傾向として、良く一致していることが確認された。このことは、走行サーベイの結果は道路上の値ではあるものの、道路周囲の空間線量率をある程度反映した結果が得られることを示唆するものである。



図 4-3 空間線量率マップ (走行サーベイによる連続的な空間線量率の測定結果に基づく)

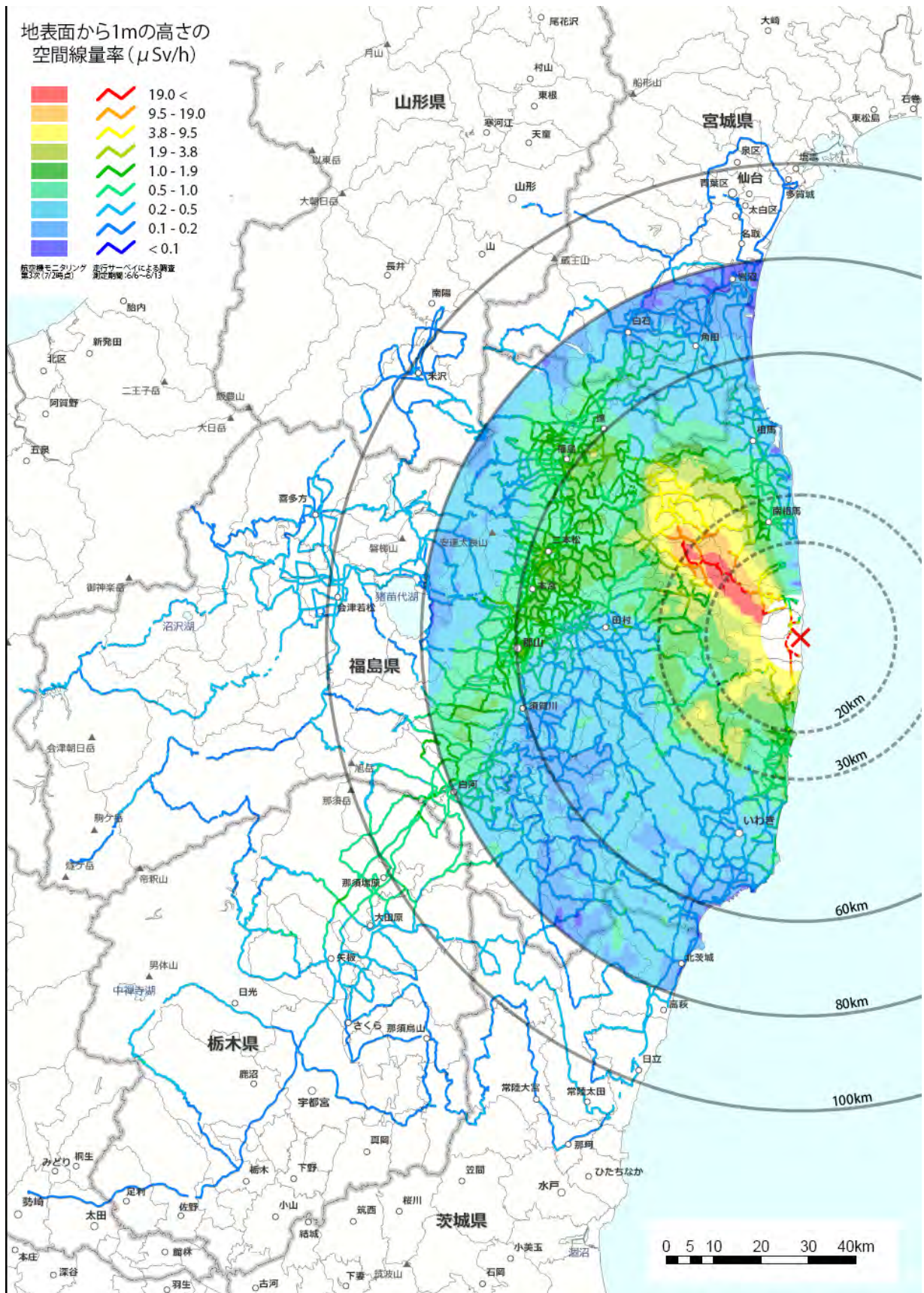
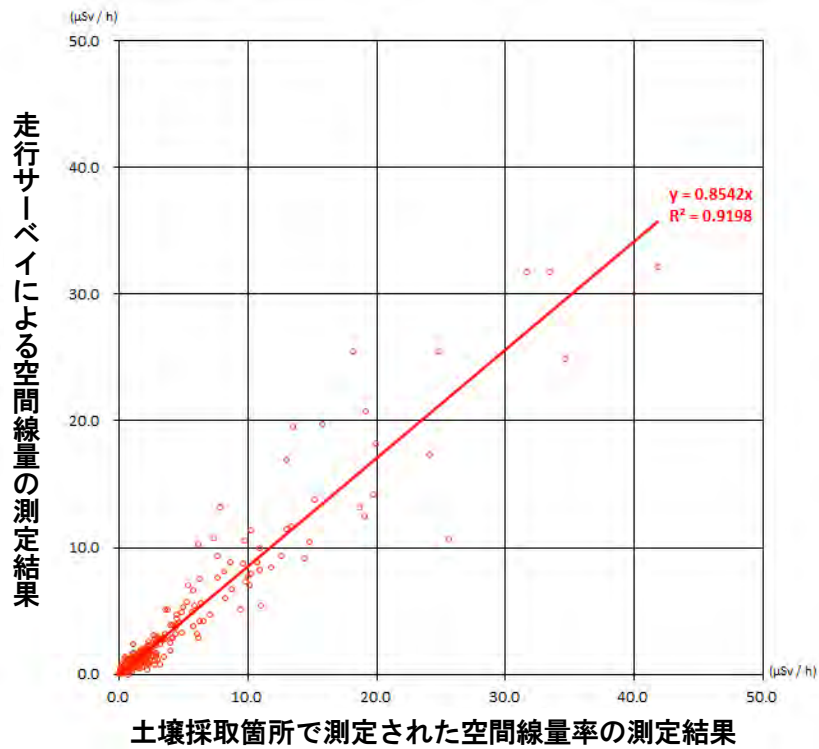


図 4-4 空間線量率マップ

(第 3 次航空機モニタリング結果と走行サーベイによる測定結果との比較)



(a) 走行サーベイによる空間線量率の測定結果を比較する土壌採取箇所の条件



(b) 道路周辺(走行サーベイを実施した道路から300mの範囲内)の土壌採取箇所で測定された空間線量率の測定結果と走行サーベイによる空間線量率の測定結果の比較結果

図4-5 走行サーベイによる空間線量率の測定結果と道路周囲で測定された空間線量率の測定結果の比較

4.2.3 考察

(1) 総括的な考察

本調査の前後で多くの空間線量率の測定が行われ、空間線量率の分布マップがいくつか示されてきたが、本調査のように、信頼性のある測定器のみを用いるとともに、標準化された方法により、短期間で、広域かつ詳細に空間線量率が測定された例は他に存在しない。このため、本調査の結果は、事故発生後の比較的初期の広域かつ詳細な空間線量率の分布状況を表す貴重な測定結果である。

土壌採取箇所における空間線量率の測定は、ある程度の広さを持った攪乱のない土地を選んで行われたものであり、6～7月時点の放射性物質の蓄積量を反映した空間線量率の分布について、広域かつ詳細に確認することができた。

また、走行サーベイによる空間線量率の測定は、6月時点における人の生活環境の空間線量率について、広域かつ詳細に確認することができた。そのため、被ばく線量評価や今後の放射性物質の蓄積量の経時変化を追跡するための貴重な初期データとなることが期待される。

(2) 土壌採取箇所における地表面から1mの高さの空間線量率の測定結果の考察

図4-3に見られるように、土壌採取地点における地表面から1mの高さの空間線量率の測定結果は、航空機モニタリングや他のモニタリング手法で測定された結果と同様の傾向を示していることが確認された。また、詳細に調査を実施した結果、スポット的に高い箇所が新たにいくつか確認された。

(3) 走行サーベイによる連続的な空間線量率の測定に対する考察

図4-4に見られるように、走行サーベイの測定値から評価された地表面から1mの高さの空間線量率の測定結果は、全体の傾向は航空機モニタリングの結果と良く一致しているものの、航空機モニタリングでは観察が困難な数10m～数100m程度の局所的な空間線量率の変化を観察するのに有効であることが確認された。

また、走行サーベイによる空間線量率マップのデータを地形図に重ね合わせてみると、いくつかの傾向が確認できる。図4-6は福島第一原発から北西方向を眺めた3次元画像に走行サーベイデータを重ねたものである。図4-6(1)に見られるように、赤色で示された高線量の地点が放射性プルームの流れた方向に連続して存在する一方、その近辺では放射性プルームから離れると空間線量率が急激に低下する様子が観察される。場所により空間線量率が大きく変化するという、事故時の放射性核種の沈着状況の特徴を顕著に表している。

また、3次元画像を重ねることで、放射線の影響と地形の関係についても知見が得られる。図4-6(2)は、福島第一原発から北西方向に位置する浪江町の山間地において走行サーベイを実施した結果であるが、山の尾根を境にしてその北側と南側で空間線量率が明らかに異なり、放射性プルームが尾根を北側に迂回して流れたことを推測させる結果となっている。また、図4-6(3)は、福島市及び二本松市から北西方向の山岳地帯を眺めた3次元地図に走行サーベイの測定結果を重ねた結果であるが、盆地から山に向かって高度が高くなるにつれて、空間線量率が徐々に減少する傾向が明確に観察できる。なお、この傾向は、図4-7において、郡山及び須賀川地区を挟んで

北西方向を眺めた3次元地図に、土壌採取地点の地表面から1mの高さの空間線量率測定データを重ねた結果においても、図中で左右に広い領域にわたって緑色の丸印がプロットされた郡山盆地から、手前ならびに奥側の山岳地帯に向かって高度が高くなるにつれて、空間線量率が減少する傾向が確認されている。

これらのデータは、今後、福島第一原発事故における放射性プルームの流れや沈着の経路を解析して行く上で、重要なデータである。

(4) 走行サーベイによる連続的な空間線量率の測定結果と航空機モニタリングの測定結果の比較に対する考察

走行サーベイの測定値から評価された地表面から1mの高さの空間線量率の測定結果は、全体の傾向は、同時期に実施していた第3次航空機モニタリングによる地表面から1mの高さの空間線量率の測定結果と良く一致しているものの、航空機モニタリングより詳細な空間線量率の分布傾向が確認された。

なお、航空機モニタリングによる空間線量率の測定結果と走行サーベイによる空間線量率の測定結果の違いについて確認するため、走行サーベイによる空間線量率の測定結果に対する航空機モニタリングによる空間線量率の測定結果の比率と各比率の頻度(左側)及び累積頻度割合(%) (右側)の関係を調べたところ、図4-8のように、走行サーベイによる空間線量率の測定結果は、航空機モニタリングで測定された空間線量率の測定結果の1/3から2倍を超えるような箇所も確認されているが、測定結果の大部分は3割程度のずれで良く一致していることが確認された。

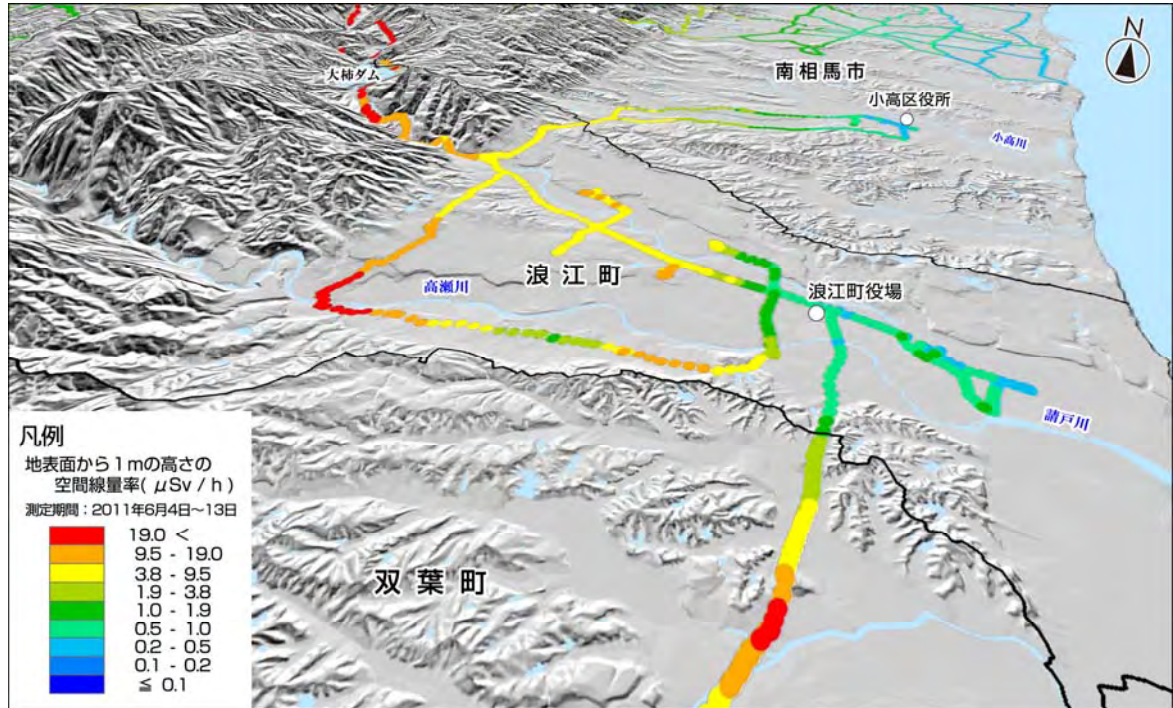


図 4-6(1) 走行サーベイによる測定結果の3次元画像表示
 - 福島第一原発より北西方向を眺める -

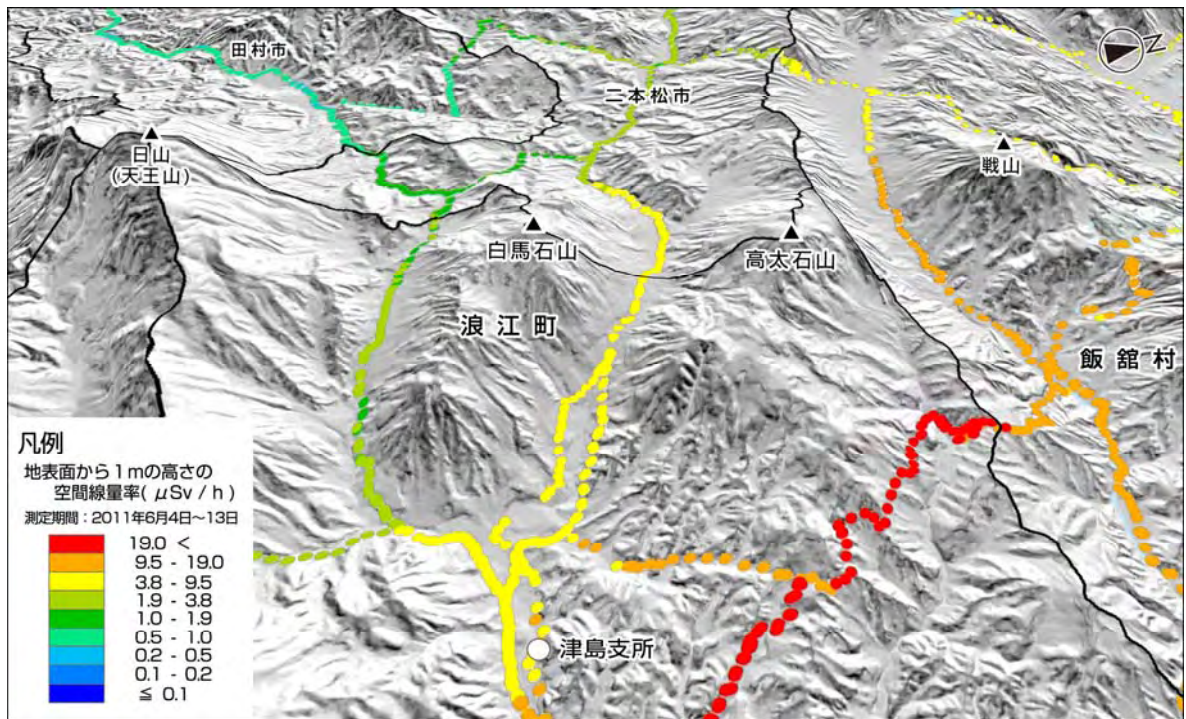


図 4-6(2) 走行サーベイによる測定結果の3次元画像表示
 - 浪江町の山間部を眺める -

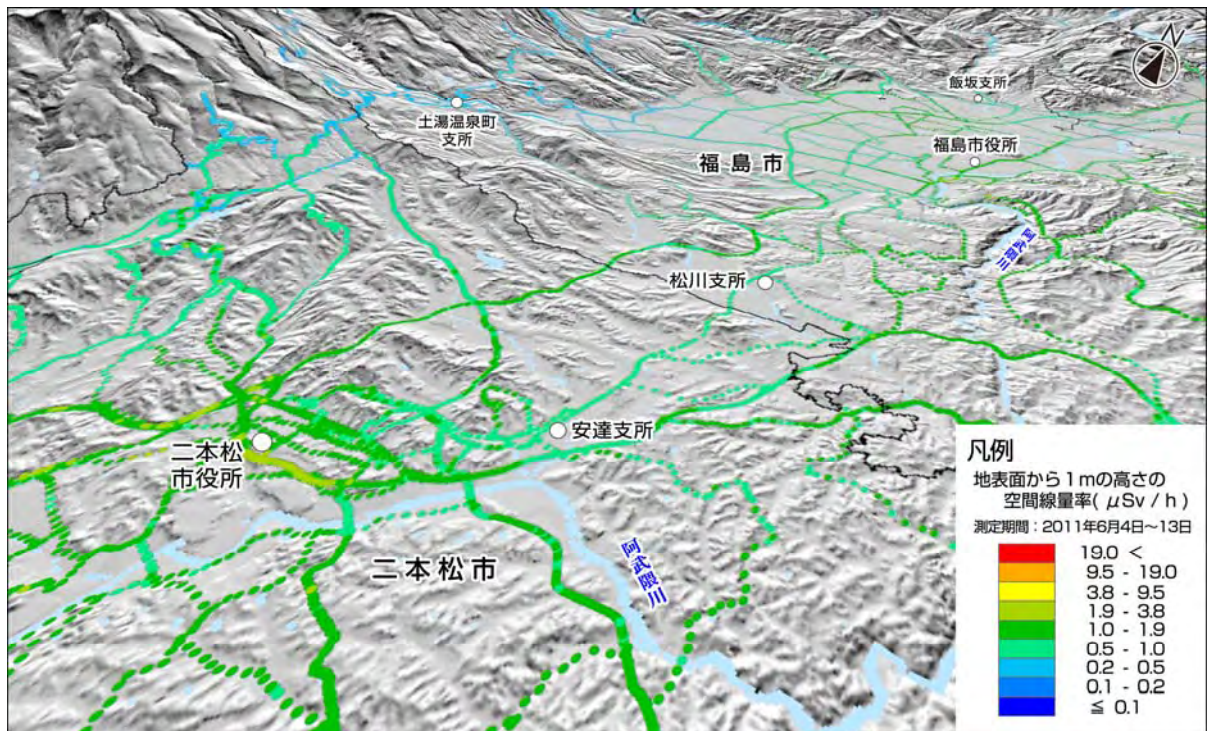


図 4-6(3) 走行サーベイによる測定結果の3次元画像表示
 - 福島市及び二本松市から北西方向を眺める -

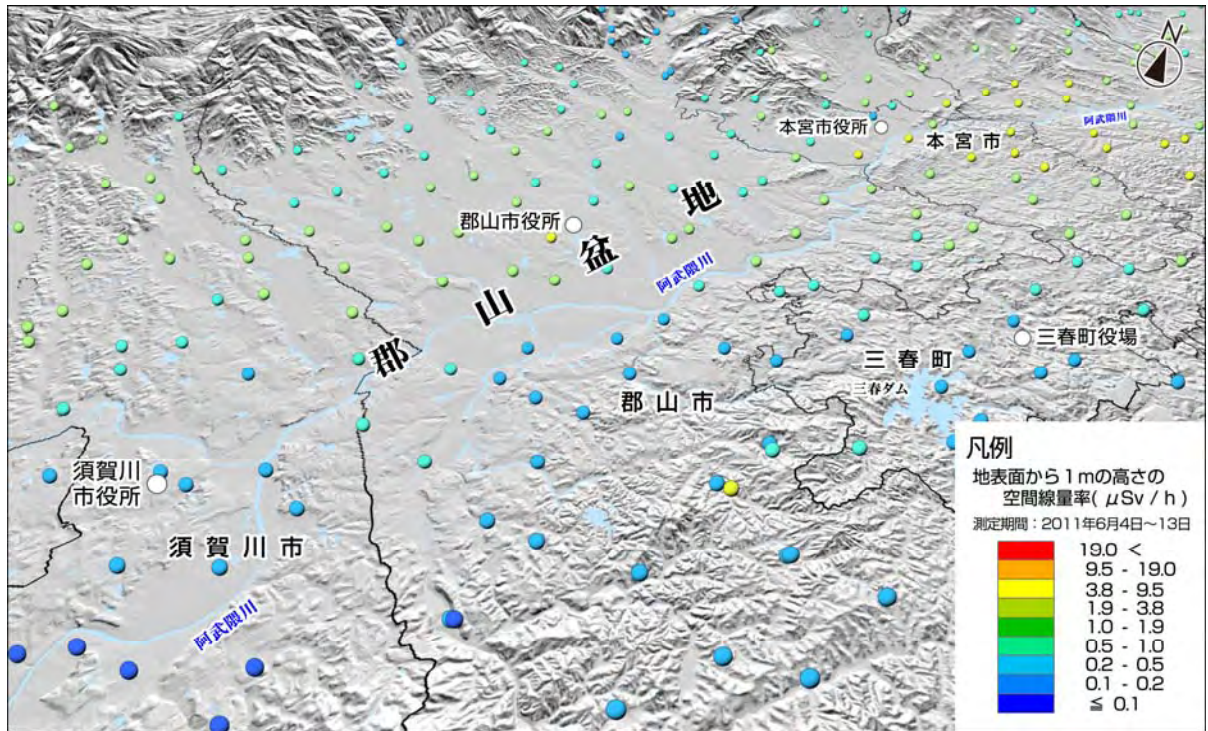


図 4-7 土壌採取箇所での空間線量率の測定結果の3次元画像表示
 - 郡山及び須賀川地区を挟んで北西方向を眺める -

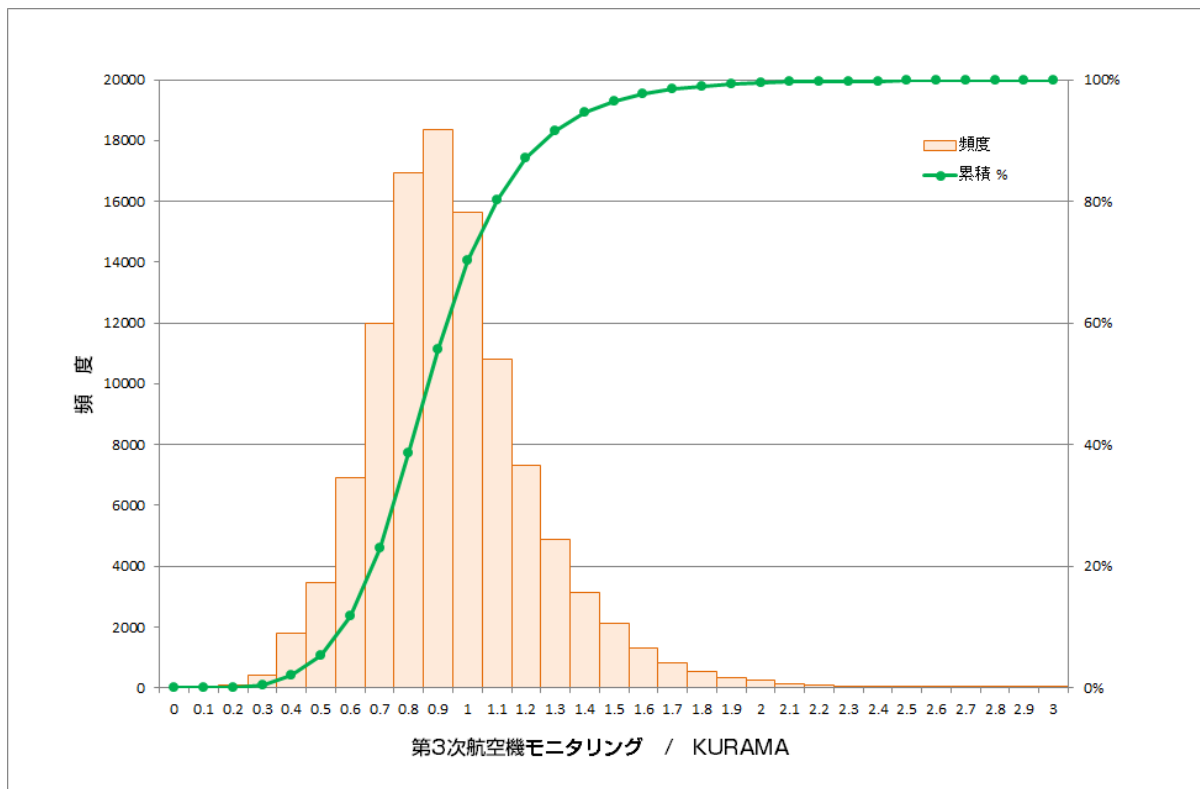


図 4-8 第 3 次航空機モニタリングにおける空間線量率の測定結果 ($\mu\text{Sv/h}$) と KURAMA システムを用いた走行サーベイによる空間線量率の測定結果 ($\mu\text{Sv/h}$) の比較

4.3 放射性セシウムの土壤濃度マップ

4.3.1 放射性セシウムの核種分析結果

21 の分析機関が Ge 半導体検出器を用いて、約 2,200 箇所の調査箇所で採取された土壤試料約 11,000 試料の放射核種分析を行った結果を基に、放射性セシウムの土壤濃度マップを作成した。

それぞれの測定結果は、試料ごとの測定により得られた Ge 半導体検出器のスペクトルのピーク値から、検出器ごとに評価した検出効率校正曲線を用いて、攪拌した土壤試料の全放射エネルギーを測定し、約 100ml の U-8 容器の上部の表面積 (19.6cm^2 : 5cm ϕ の円) を考慮して換算することで、土壤濃度マップの基礎データとなる沈着量 (放射性セシウムの単位面積あたりの放射エネルギー (Bq/m^2)) を得た。

なお、定量にあたっては、土壤試料の自己吸収補正ならびにサムピーク効果の補正を実施した。また、Ge 半導体検出器のスペクトル解析において、バックグラウンド計数誤差の 3 倍以上に相当するカウントを該当ピークが持つ場合に、統計的に有意な測定値が得られたと判断した。

事前調査により、地表面に沈着した放射性セシウムと I-131 は、地表面上層の数 cm 以内にほとんどが含まれていることが確認されており、この結果を基に U-8 容器を用いて深さ 5cm 強の土壤を採取することで土壤に沈着した放射性物質の総放射エネルギーを評価することが可能であると判断した。測定にあたっては、土壤試料中の放射能濃度の分布の不均一性が誤差に繋がることを考慮して、前述したように、よく攪拌した試料を分析することを原則とした。

また、測定日が異なるため、土壤採取及び空間線量率測定を実施した期間のほぼ中間となる、第 1 回調査の最終日である平成 23 年 6 月 14 日時点で放射能濃度を換算した。

4.3.2 放射性セシウムの土壤濃度マップの作成及び考察

(a) Cs-134 及び Cs-137 の土壤濃度マップの作成

本調査における放射性セシウムの核種分析結果に関しては、全ての土壤試料について、統計的に有意な測定結果が得られた。そこで、放射性セシウムの土壤濃度マップの作成にあたっては、各調査箇所における土壤に沈着した放射性セシウムのばらつきの影響を少なくするため、各調査箇所で採取された最大 5 試料の Cs-134 と Cs-137 の沈着量をそれぞれ算術平均して、各調査箇所の土壤に沈着した放射性セシウムの沈着量とした。なお、警戒区域内での作業等の事情により採取試料が 5 試料より少ない測定箇所が存在したが、これらの調査箇所の測定結果は、採取された全ての試料の核種濃度の平均値を用いた。

各調査箇所の位置情報は、4.2.1 の空間線量率の測定結果をプロットした箇所と同一箇所に、単位面積あたりの放射エネルギーの範囲に応じて色分けしてプロットした。

図 4-9 に Cs-134 と Cs-137 の土壤濃度マップをそれぞれ示す。マップ上に示した沈着量は、それまでに公表していた航空機モニタリングの測定結果と同様に沈着量が $10\text{kBq}/\text{m}^2$ 以下から $3,000\text{k Bq}/\text{m}^2$ を超える範囲で 9 段階に分け、色別に表示することとした。Cs-134 と Cs-137 の分布状況は非常によく一致しているとともに、4.2 における空間線量率の分布とも良く似た様相を示していることが確認された。

また、同時期に実施していた第 3 次航空機モニタリングの測定結果と放射性セシウムの土壤濃度マップの結果を比較したところ、図 4-10 に見られるように、本調査で測定された放射性セシウ

ムの沈着量は、局所的には測定結果の違いはあるものの、全体の傾向としては、航空機モニタリングで測定された結果と同様の傾向を示していることが確認された。

(b) Cs-134 と Cs-137 の放射能濃度の相関関係

土壌試料から定量された Cs-134 と Cs-137 の放射能濃度の相関を図 4-11 に示す。本図は全ての分析機関の測定結果を重ねて示したものがあるが、Cs-134 と Cs-137 の放射能濃度は全般に良い相関を示しており、測定機関による核種分析結果の変動、地点による Cs-134 と Cs-137 の放射能濃度の変動も小さいことが確認された。この結果は Cs-137 と Cs-134 の事故後の挙動が同様であることを裏付けるものである。なお、本調査の結果、6 月 14 日時点における Cs-137 の放射能濃度に対する Cs-134 の放射能濃度の比率の平均値は 0.92 であり、Cs-137 の放射能濃度がわずかに大きいという結果が得られた。

(c) 測定結果の妥当性の確認

採取した全土壌試料の中から 3%程度の土壌試料 (275 試料) をランダムに選択し、それらの試料について、日本分析センターと測定に参加した各大学、あるいは東京大学と各大学で核種分析結果の比較 (以下、「クロスチェック」という。) を実施した。このうち、IAEA が主催する proficiency test において、IAEA が提供した土壌試料等を精度良く分析した実績があり、高い精度で分析する能力があることが示されている、日本分析センターの測定結果に対する、その他の分析機関の測定結果の比率のばらつきを図 4-12 に示す。

その結果、個々の試料に対する測定結果を比較したところ、日本分析センターの測定結果に対する他の機関の測定結果の平均比率は Cs-134、Cs-137 双方とも 0.98、標準偏差は Cs-134 で 0.16、Cs-137 で 0.18 であった。また、各調査箇所 で採取された 5 試料の測定結果の平均値を比較したところ、日本分析センターの測定結果に対する他の機関の測定結果の平均比率は Cs-134 で 0.97、Cs-137 で 0.98 であり、標準偏差は Cs-134 で 0.12、Cs-137 で 0.11 であった。一部の箇所の 5 試料の平均値は最大 30%程度の違いはあるものの、標準偏差は概ね 0.1 程度の範囲内であり、全ての分析機関間で相互に信頼のおける測定が行われたことを確認できた。また、図 4-11 に示したように、Cs-134/Cs-137 の放射能濃度の比率が測定機関によって変化しないことも、測定結果の信頼性を示すものである。

なお、本測定結果の妥当性の検証のため、土壌採取箇所から、空間線量率が比較的広い範囲を含むように選定した 7 箇所において、Ge 半導体検出器による in situ 測定 (以下、「in situ 測定」という。) を実施し、各箇所について Ge 半導体検出器で得られた放射能濃度の測定結果を比較した。その結果、in situ 測定から評価した土壌中の放射性セシウムの放射能濃度と、土壌試料から定量した放射能濃度とを比較したところ、表 4-1 に示すとおり、各調査箇所 で採取された 5 試料間の放射能濃度のばらつきが小さい調査箇所 (A, D, E, F, G) においては、数十%以内の誤差で濃度が一致した。

(d) 同一箇所 で採取した試料間の放射能濃度の変動の確認

同一箇所 で採取・測定した 5 試料間での放射能濃度の変動を確認するため、3.2.3 で記す条件

を満たす 3m×3m の範囲にある同一の調査箇所内において採取された 5 試料の放射能濃度の平均値に対する標準偏差の比率（変動係数）について頻度分布を示した結果を図 4-13 に示す。

その結果、変動係数の平均値は 36% で、中には 100% を越える場合もあり、全体に大きな変動があることが確認された。これは、事故時に地表面に降下した放射性物質の分布は、降下状況の違い、採取した土質の違い、及び土壌内に含まれる有機物の存在等の要因により、数 m 以内の狭い範囲内でも相当に不均一に分布したことを示唆するものである。

(e) 土壌に沈着した放射性セシウムの沈着量から算出される空間線量率の評価

核種分析結果に基づく放射性セシウムの沈着量（単位面積あたりの放射能量 (Bq/m²)）から、換算係数を用いて地表面から地 1m の高さの周辺線量率を評価し実測値と比較した。本時点では、空間線量率への寄与は Cs-134 と Cs-137 が支配的であるため、この二つの放射性核種のみを考慮した。評価にあたっては、以下の 3 種類の土壌の放射能濃度から周辺線量当量率への換算係数を用いた（表 4-2）。

①IAEA-TECDOC-955 及び IAEA-TECOC-1162 に記載された換算係数

国際原子力機関(IAEA)の二つの技術報告書 IAEA-TECDOC-955「原子炉事故中の防護行為の決定のための一般的評価手順」及び IAEA-TECOC-1162「放射線緊急事態時の評価及び対応のための一般的手順」に示された換算係数。放射性セシウムの地中分布条件は文献からは不明である。

②本調査の結果のために新たに設定した換算係数 (Saito 1)

Saito 1 は地中の 0.5 g/cm² 深さにある無限平面線源を想定して、モンテカルロ法を用いて算出した換算係数。

③本調査の結果のために新たに設定した換算係数 (Saito 2)

Saito 2 は、土壌中に放射性物質は浸透しておらず、平面線源が地表面にあることを想定して Saito 1 の値に土壌の厚さ（表層から深さ 0.5 g/cm²）での減弱効果を補正する値 1.6 を乗じた換算係数。

これらの 3 種類の異なる換算係数を用いて評価した空間線量率と地表面から 1m の高さで実際に測定された空間線量率の測定結果（以下、「実測値」という。）との比較を表 4-3 に示す。IAEA-TECDOC-1162 にある換算係数並びに Saito 1 の換算係数を用いた場合、実測値のほうが換算係数から算出された評価値より高くなる傾向にあった。Saito 2 の換算係数を用いた場合、逆に評価値が実測値より高くなる傾向にあった。このことから、現状では、地中の平面線源で近似すると 0 と 0.5 g/cm² の間の深さに線源があると見なせる状態にあると判断できる。

他方で、図4-14に示したように、調査箇所ごとの空間線量評価値と実測値の評価値との関係を見ると、IAEA-TECDOC-1162あるいはSaito 1の換算係数を用いた場合、実測値より評価値が大きいものの、空間線量率と放射能濃度の間の相関が確認された。従って、条件に合った適切な空間線量率の換算係数を用いれば、空間線量率と土壌の放射能濃度の関係付けを行うことは可能であると考えられる。なお、本調査の結果、各調査箇所所で測定された放射性セシウムの放射能濃度と空間線量率との関係においては、図4-15に示すとおり正の相関性が確認されている

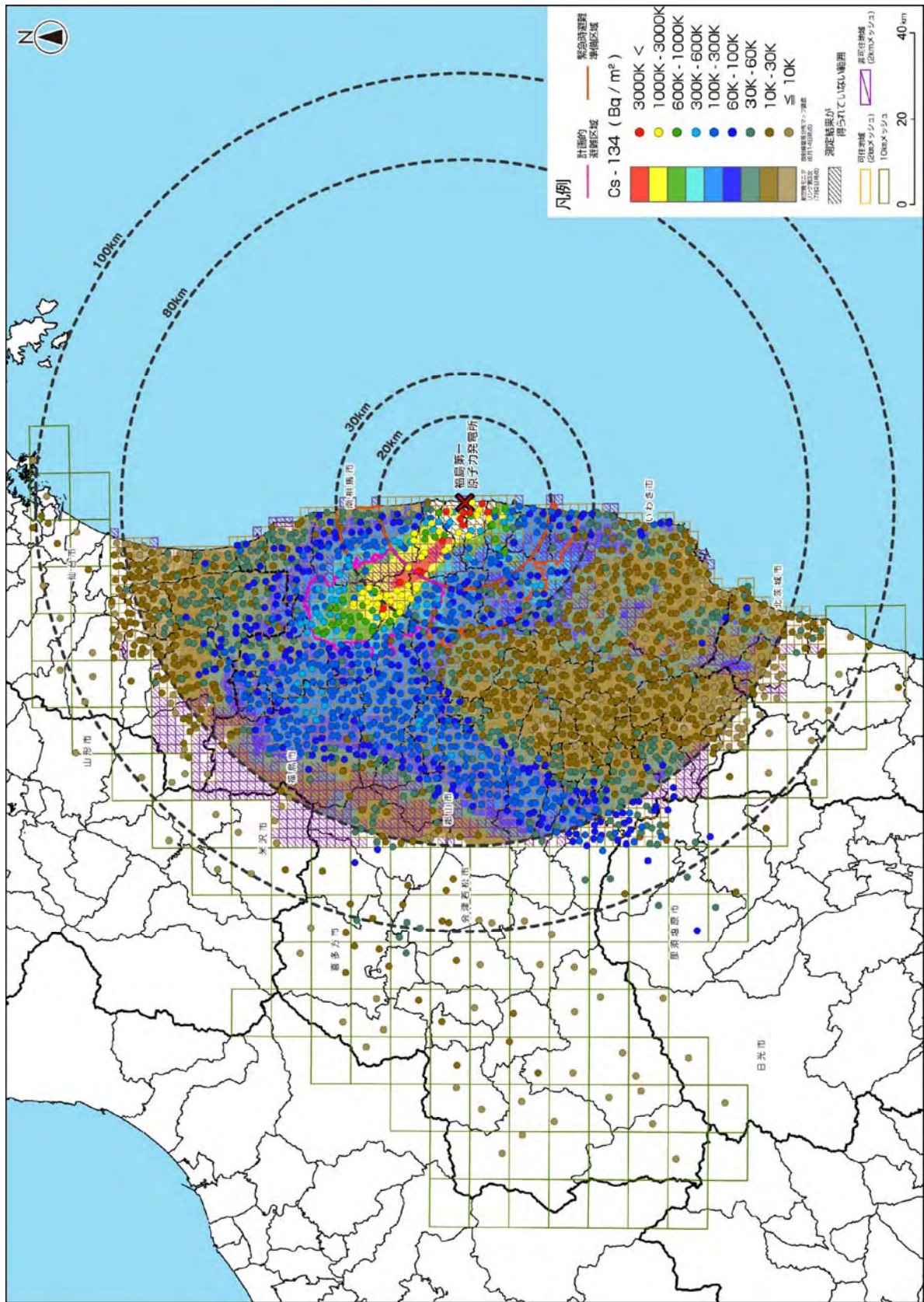


図 4-10(a) セシウム 134 の土壌濃度マップ (第 3 次航空機モニタリングの測定結果との比較)

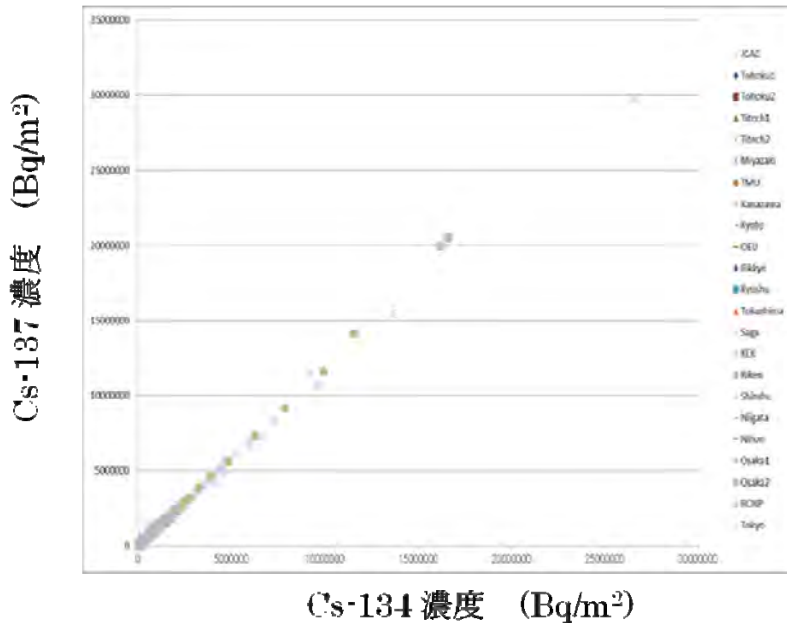
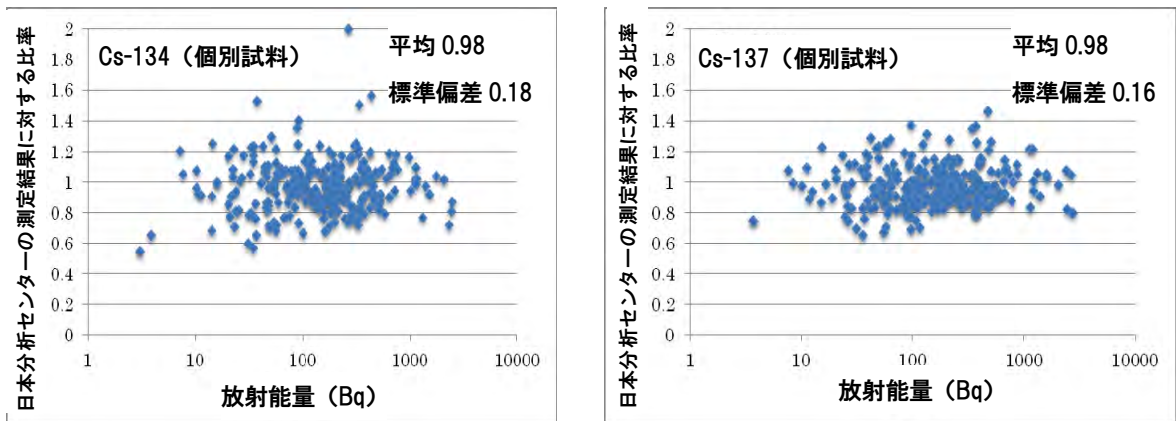
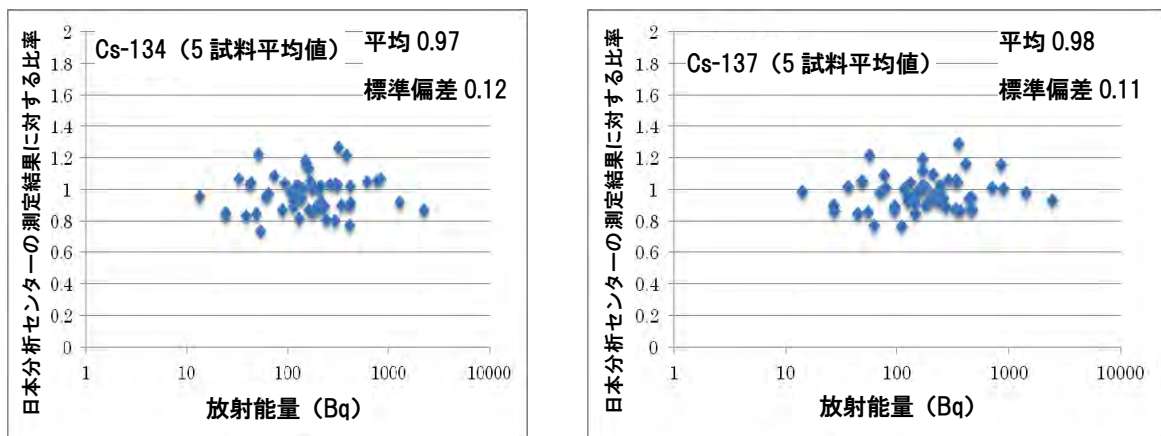


図 4-11 セシウム 134 とセシウム 137 の測定結果 (Bq/m²) の相関関係
(異なる分析機関による測定結果を全て重ねて表示)



(a) 日本分析センター及びその他の分析機関で同一試料を測定した結果の比較



(b) 日本分析センター及びその他の分析機関による同一箇所 5 試料の測定結果の平均値の比較

図 4-12 日本分析センターとその他の分析機関の土壌の核種分析結果
(放射性セシウムの放射エネルギー) のクロスチェックの結果

表 4-1 土壤試料の核種分析結果とゲルマニウム半導体検出器を用いた in situ 測定の結果の比較
 (土壤採取箇所 (約 2,200) のうち、7 箇所を選定し、土壤試料のセシウム 134 及びセシウム 137
 の沈着量 (単位面積あたりの放射エネルギー) と、in situ 測定の結果を比較した。)

調査地点 (カッコ内の数値は当該箇所の空間線量率の測定値)	試料番号	放射性セシウムの各地点における沈着量(Bq/m ²)		in situ 測定による測定結果(Bq/m ²) (下記のカッコ内の数値は、in situ 測定結果に対する 5 試料の沈着量の平均値の比率)	
		Cs-134	Cs-137	Cs-134	Cs-137
A (1.52 μSv/h)	試料 1	2.12×10 ⁵	2.18×10 ⁵		
	試料 2	2.16×10 ⁵	2.17×10 ⁵		
	試料 3	1.40×10 ⁵	1.41×10 ⁵		
	試料 4	1.58×10 ⁵	1.61×10 ⁵		
	試料 5	1.60×10 ⁵	1.64×10 ⁵		
	平均	1.77×10⁵	1.80×10⁵	1.93×10⁵ (0.92)	2.10×10⁵(0.86)
B (2.15 μSv/h)	試料 1	5.92×10 ⁵	6.82×10 ⁵		
	試料 2	2.09×10 ⁵	2.43×10 ⁵		
	試料 3	1.96×10 ⁵	2.22×10 ⁵		
	試料 4	6.23×10 ⁵	7.12×10 ⁵		
	試料 5	2.97×10 ⁵	3.53×10 ⁵		
	平均	3.83×10⁵	4.42×10⁵	2.03×10⁵ (1.89)	2.20×10⁵(2.10)
C (1.44 μSv/h)	試料 1	1.71×10 ⁵	1.64×10 ⁵		
	試料 2	2.21×10 ⁵	2.17×10 ⁵		
	試料 3	6.83×10 ⁴	5.88×10 ⁴		
	試料 4	2.12×10 ⁵	2.01×10 ⁵		
	試料 5	1.58×10 ⁵	1.50×10 ⁵		
	平均	1.66×10⁵	1.58×10⁵	2.11×10⁵ (0.79)	2.29×10⁵(0.69)
D (0.24 μSv/h)	試料 1	3.57×10 ⁴	4.00×10 ⁴		
	試料 2	3.79×10 ⁴	4.02×10 ⁴		
	試料 3	3.04×10 ⁴	3.34×10 ⁴		
	試料 4	3.08×10 ⁴	3.26×10 ⁴		
	試料 5	3.39×10 ⁴	3.69×10 ⁴		
	平均	3.37×10⁴	3.66×10⁴	3.42×10⁴ (0.99)	3.66×10⁴(0.97)
E (0.30 μSv/h)	試料 1	3.47×10 ⁴	3.83×10 ⁴		
	試料 2	3.95×10 ⁴	4.20×10 ⁴		
	試料 3	3.15×10 ⁴	3.38×10 ⁴		
	試料 4	3.77×10 ⁴	4.01×10 ⁴		
	試料 5	2.42×10 ⁴	2.85×10 ⁴		
	平均	3.35×10⁴	3.65×10⁴	3.52×10⁴ (0.95)	3.83×10⁴(0.95)
F (0.56 μSv/h)	試料 1	8.20×10 ⁴	9.04×10 ⁴		
	試料 2	6.96×10 ⁴	7.72×10 ⁴		
	試料 3	8.89×10 ⁴	9.65×10 ⁴		
	試料 4	6.48×10 ⁴	7.32×10 ⁴		
	試料 5	1.05×10 ⁵	1.21×10 ⁵		
	平均	7.84×10⁴	9.17×10⁴	7.84×10⁴ (1.05)	8.53×10⁴(1.07)
G (0.44 μSv/h)	試料 1	4.37×10 ⁴	5.28×10 ⁴		
	試料 2	4.10×10 ⁴	4.64×10 ⁴		
	試料 3	3.69×10 ⁴	4.15×10 ⁴		
	試料 4	4.22×10 ⁴	4.80×10 ⁴		
	試料 5	5.88×10 ⁴	6.94×10 ⁴		
	平均	4.45×10⁴	5.16×10⁴	4.09×10⁴ (1.09)	4.43×10⁴(1.17)

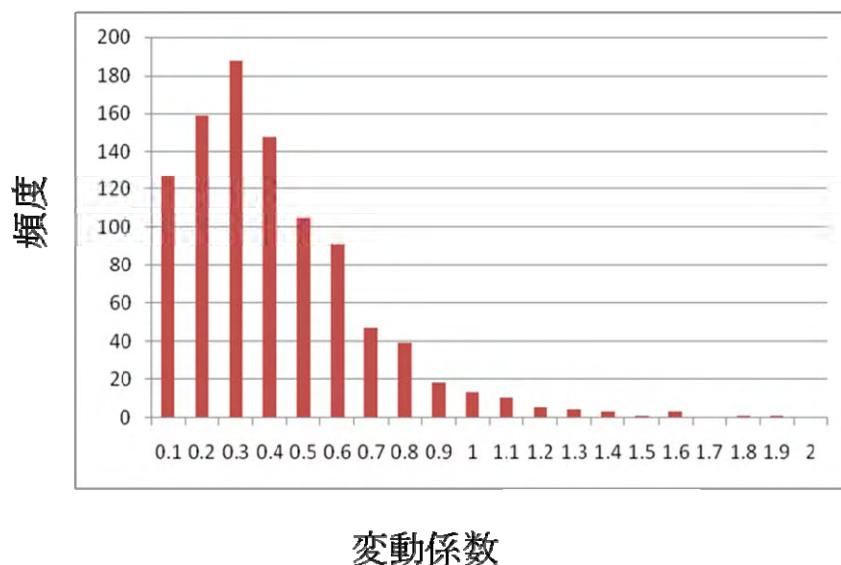


図 4-13 同一箇所にて採取した 5 試料間の放射能濃度の変動係数の頻度
 (変動係数は、同一箇所にて採取された 5 試料の放射能濃度の標準偏差を
 5 試料の放射能濃度の平均値で割った値)

表 4-2 放射能濃度から空間線量率（周辺線量当量率）への換算係数
 (単位：(μSv/h)/(Bq/m²))

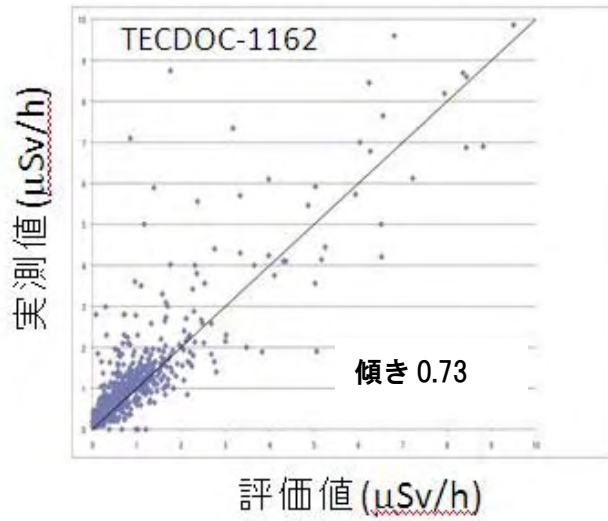
出典	Cs-134	Cs-137
IAEA-TECDOC-1162	5.4×10^{-6}	2.1×10^{-6}
Saito 1	5.88×10^{-6}	2.16×10^{-6}
Saito 2	9.41×10^{-6}	3.46×10^{-6}

※ Saito 1：地中 0.5 g/cm² の深さの平面線源を想定（文献 3 の結果を基に評価）

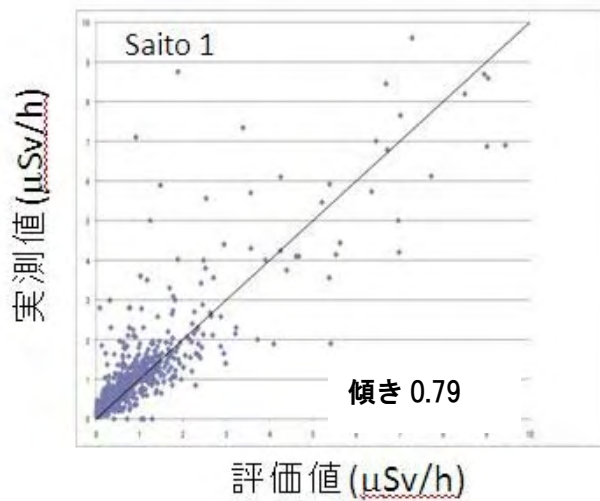
※ Saito 2：地表面の平面線源を想定（文献 3 の結果を基に評価）

表 4-3 評価した空間線量率に対する本調査で測定された実測値の比率の平均値
 (表 4-2 に示した換算係数を用いて評価した値に対する、本調査で測定された、約 2,200 箇所の
 空間線量率の測定結果（実測値）の比率を全地点に対して計算し、算術平均した。)

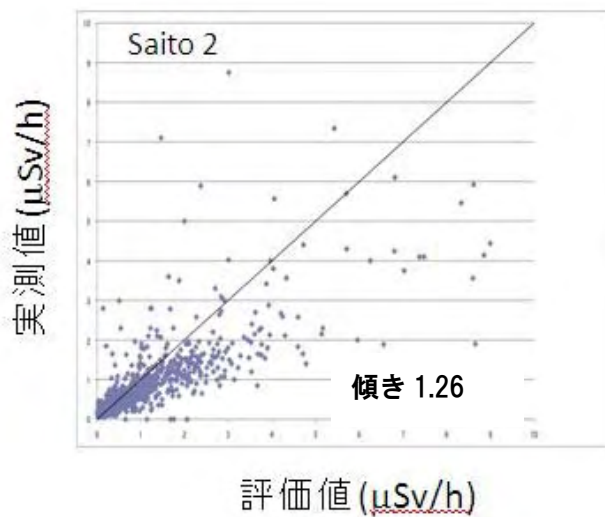
出典	評価値/実測値
IAEA-TECDOC-1162	0.73
Saito 1	0.79
Saito 2	1.26



(a) IAEA-TECDOC-1162



(b) Saito 1



(c) Saito 2

図 4-14 本調査で得られた沈着量から換算係数を用いて算出した空間線量率と土壌採取箇所測定された空間線量率の測定（実測値）との比較
(Saito 1 は深さ 0.5 g/cm² の平面線源を Saito 2 は地表面の平面線源を想定した係数である。)

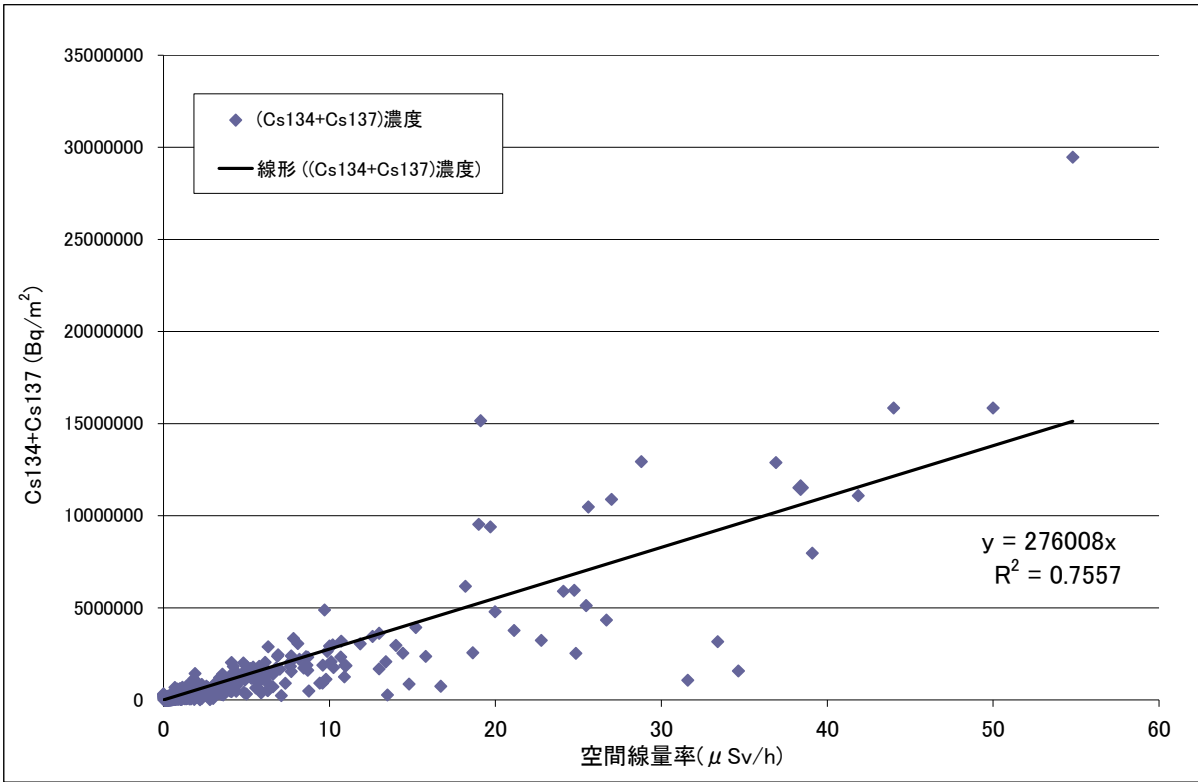


図 4-15 空間線量率と土壌の核種分析結果の関係

4.4 ヨウ素 131 の土壤濃度マップ

4.4.1 ヨウ素 131 の核種分析結果とマップ化にあたってのデータの選択方法

I-131 を効率よく検出するため、土壤試料の Ge 半導体検出器による測定時間は、原則として最大で 1 時間までとしたが、いくつかの試料についてはさらに長い時間の測定を実施した。しかし、I-131 の半減期が 8.02 日と短いことから、今回の調査では統計的に有意な測定結果が得られた土壤試料の数は限定された。調査を開始したのが 6 月 4 日であり、採取直後に分析した場合でも、半減期の 10 倍となる約 80 日間の時間が経過し、放射エネルギーが 1,000 分の 1 程度 ($2^{10}=1,024$) に減衰していることが予想されることから、統計的に有意な測定結果を得ることが難しかったと考えられる。

また、ガンマ線スペクトル上では、大量に含まれる放射性セシウムのコンプトン連続部分が I-131 のバックグラウンドとなるため、検出下限値が引き上げられることも重なり、I-131 の検出された試料の数は限定された。

放射性セシウムの場合には全ての試料に関して検出下限値以上の測定値が得られたために、単純に 5 試料の平均値を求めてその箇所のセシウム濃度とすることができたが、I-131 の土壤濃度マップの作成にあたっては、検出下限値以下の値が多数存在したため、以下のような考え方でマップ上にプロットする測定結果を整理することとした。

- ① 同一箇所で採取した 5 試料の土壤試料のうち、最低 1 試料でも検出下限値以上の有意な測定結果が得られた場合、その箇所で I-131 が検出されたと判断し、各調査箇所の放射能濃度の値について最も確からしい平均値を算出することを念頭に置いて、検出下限値以下の値を参考値として、参考値も含めて 5 試料の放射能濃度を算術平均することとした。

また、統計的なばらつきにより、バックグラウンドを差し引くことによりマイナスの参考値が得られている場合は、その地点の測定結果を「0 (ゼロ)」として各調査箇所の平均値を算出する際に使用した。

さらに、検出下限値以下の値の場合において、参考値を記載していない場合も同様に、その地点の測定結果を「0 (ゼロ)」として扱った。なお、同一箇所で採取した核種分析結果が全て検出下限値以上の場合、それらの値を算術平均した値を使用した。

- ② 同一箇所で採取した複数の土壤試料の核種分析結果が全て検出下限値以下の値の場合、その箇所では、統計的に有意な値を一つも得ることができなかつたことから、その箇所の測定結果は不検出と判断することとした。

なお、Cs-134、Cs-137 と同様に、減衰を考慮することにより、第 1 期調査の最終日である 6 月 14 日の値に換算した。

一部、警戒区域内で作業時間を考慮した場合等、土壤採取にあたって、1 箇所における採取試料数が 5 試料に満たないケースが存在するため、その場合は、総試料数の中で同じ処理を行った。

4.4.2 ヨウ素 131 の土壤濃度マップの作成及び考察

(a) ヨウ素 131 の土壤濃度マップの作成

図 4-16 に I-131 の土壤濃度マップを示す。全ての試料が検出下限値以上の測定値を持つ場合の平均値は○印で、検出下限値未満の測定値を含む場合の平均値は△印で地図上に示した。その結果、I-131 が検出されたと判断された箇所は 415 箇所であった。放射性セシウムに比べて地図上のポイント数はかなり少ないが、I-131 の分布状況が分かる程度の結果が得られた。

(b) ヨウ素 131 とセシウム 137 の放射能濃度の比率

図 4-17 は、I-131 と Cs-137 の放射能濃度の比率を計算してマップ化したものである。これを見ると、他地域と比べて I-131 の比率が高い地域が福島第一原発の南側に存在することがわかる。この地域と他地域における I-131 の沈着の経緯が異なる可能性を示唆している。

図 4-18 は、福島第一原発より緯度的に北に位置する調査地点（北方）、緯度的に南でかつ経度方向で福島第一原発から 34 km 以西に位置する調査地点（南方内陸部）、緯度的に南でかつ経度方向で福島第一原発から 34 km 以内に位置する調査地点（南方沿岸部）を分けて、I-131 と Cs-137 の放射能濃度の比率を示したものである。北方及び南方内陸部に比べて南方沿岸部の I-131 の比率が高くなっている。なお、測定数は少ないが、3 月 21 日～23 日の時期に文部科学省が行った土壤の核種分析結果においても表 4-4 に見られるように、同様の傾向が示されており、発電所から南方向（広野町下北迫）で採取された土壤試料について、放射性セシウムに対する I-131 の放射能濃度の比率が高くなる傾向が示されていた。また、原子力機構東海研究開発センターにおいて実施した、ダストサンプラー等を用いた空気中の放射性核種の測定結果においても、図 4-19 に見られるように、同時期に I-131 の放射能濃度は高くなり、Cs-137 の放射能濃度に対する I-131 の放射能濃度に対する比率もそれまでの時期に比べて約 10～100 倍程度にあがっていたことが確認されている。今回の結果は、これらのデータとも矛盾しないものである。

図 4-18 を詳しく観察すると、I-131 の濃度は北方も南方も 2,000 Bq/m² 以下の範囲に相当数のデータが収まっているのに対し、北方では南方に比べて Cs-137 の濃度が明らかに高めに出ている傾向であることが確認された。このことは、南方で多量の I-131 の沈着があったというよりも、北方で多量の放射性セシウムの沈着があったことに起因して比率が変化したと考えられる。

I-131 と Cs-137 の放射能濃度比率が地域により異なることの解釈として、放射性プルームが放出された時期の違いにより I-131 と Cs-137 の比率が異なり、南方へ流れたプルーム中の Cs-137 に対する I-131 の放出量の比率が相対的に多かったとする説明、地域により沈着の仕方が異なり北方で降雨沈着が顕著であったため、北方で土壤に沈着した Cs-137 の放射能濃度が増えたとする説明等が考えられるが、今後、解析を進めこの原因を明らかにすることが必要である。

(c) 今後の方針

I-131 の放射能濃度の分布状況は、事故直後の影響評価を行う上で重要な基礎データであるため、本調査で得られた I-131 の土壤濃度マップをさらに精緻化していくことが重要である。今後、I-131 の土壤濃度マップの精緻化を図るために考えられる方法の一つは、文部科学省等が事故直後に土壤試料を採取して I-131 の濃度の測定を行った複数のデータの利用である。土壤の採取方

法や分析方法が本プロジェクトと異なるため、そのままデータを重ねることはできないが、条件の違いを検討しつつ今回のデータと統合したマップを作成できないか検討することが必要である。

また、I-131は短半減期のために現在は、直接Ge半導体検出器で測定することはほぼ不可能であるが、その時同時に放出されたヨウ素の同位体で半減期の長いI-129（半減期： 1.57×10^7 年）を定量し、この放射能濃度からI-131の放射能濃度を推定できる可能性がある。同位体は化学的な性質はほぼ同様であるため、I-129とI-131の原子炉からの放出比が時間であまり変化しなければ、I-129の定量結果からI-131の量を推定できると考えられる。今回、一部の試料に対して加速器質量分析法（AMS）を利用したI-129の定量を行ったが、試料数が少ないこともありI-131濃度との関係は明らかではなかった。今後、これまでに比較的高いI-131の放射能濃度が検出されており、同一調査箇所における各地点の放射能濃度の変動が小さい調査箇所の土壌試料について、試料数を増やしてI-129とI-131の放射能濃度の関係を明らかにし、本手法が有効であることが確認された場合には、I-129測定によるI-131の放射能濃度分布の推定を実施する。

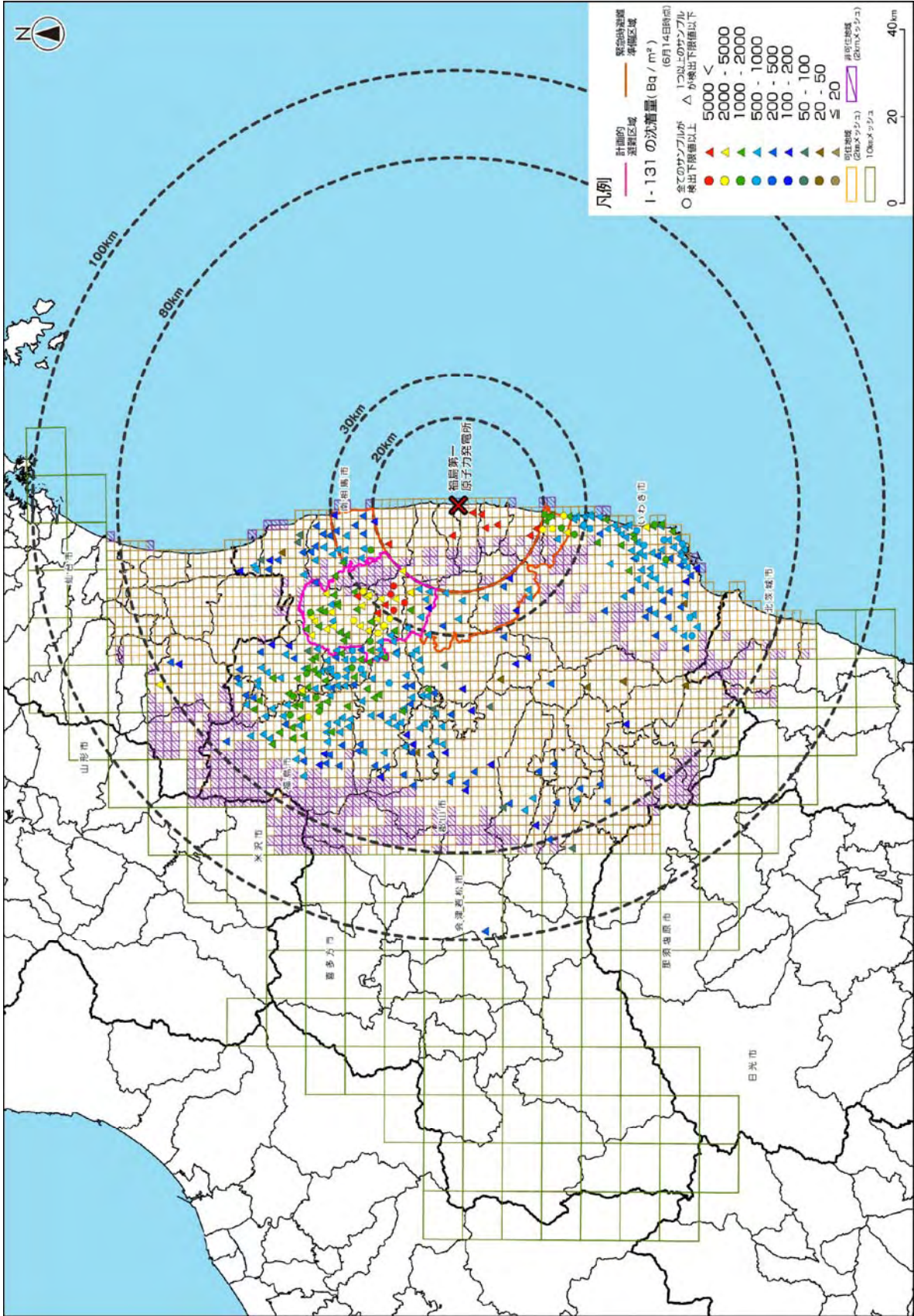


図4-16 ヨウ素131の土壤濃度マップ
 (平成23年6月14日時点に放射能濃度を換算)

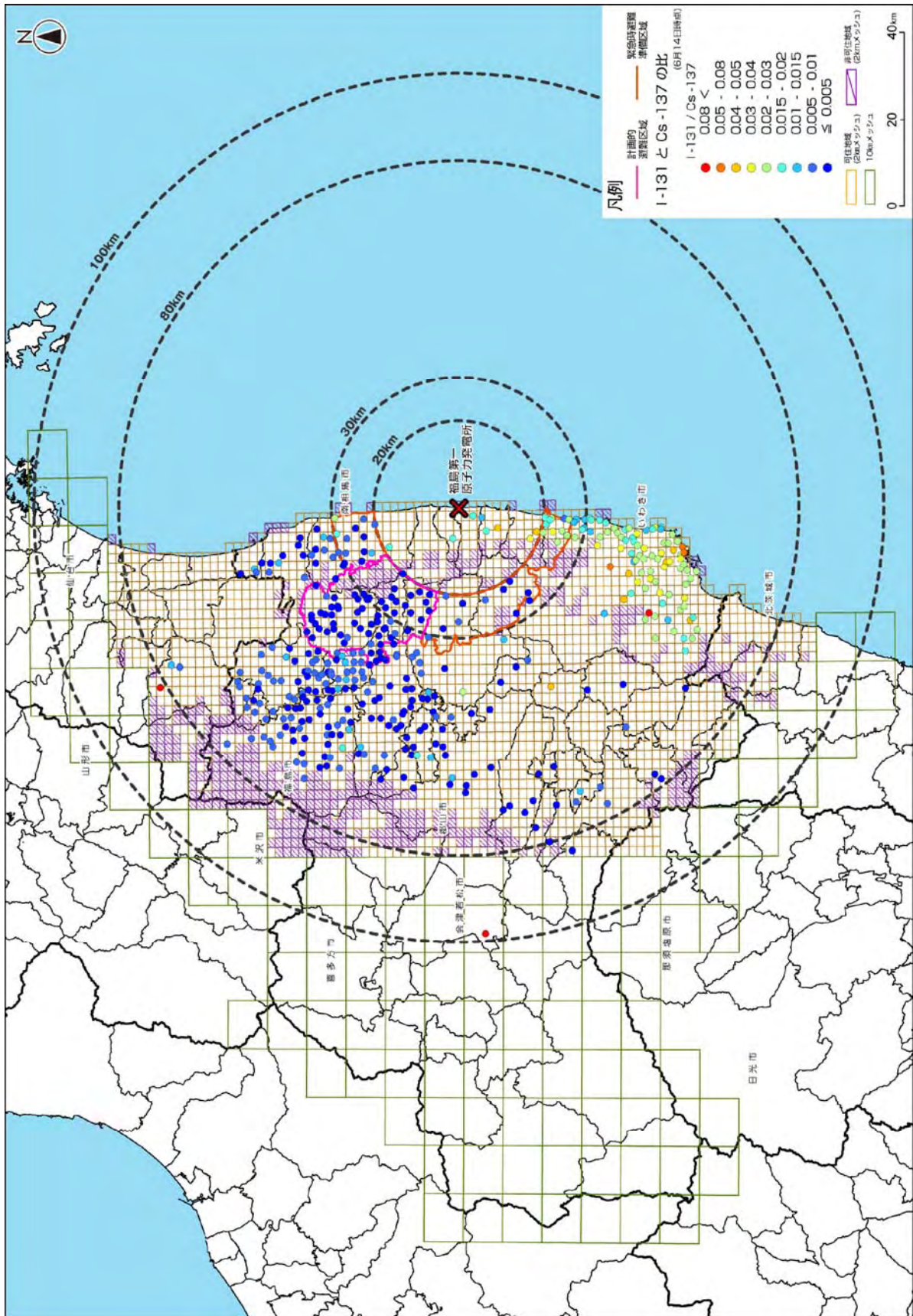
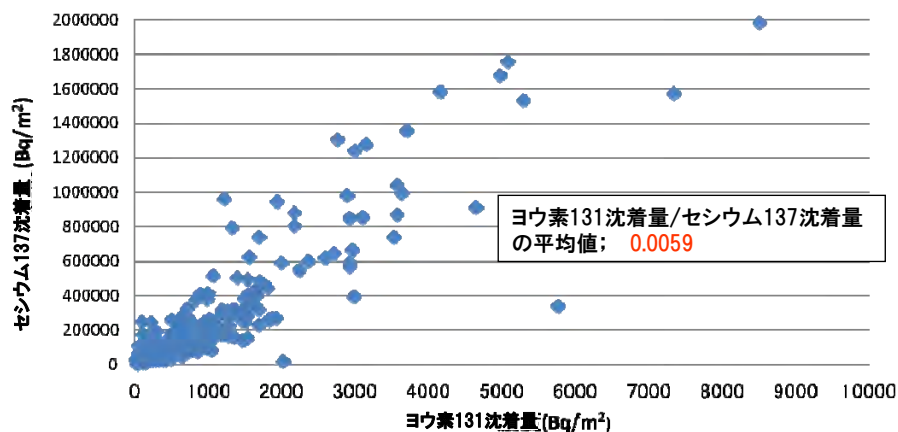
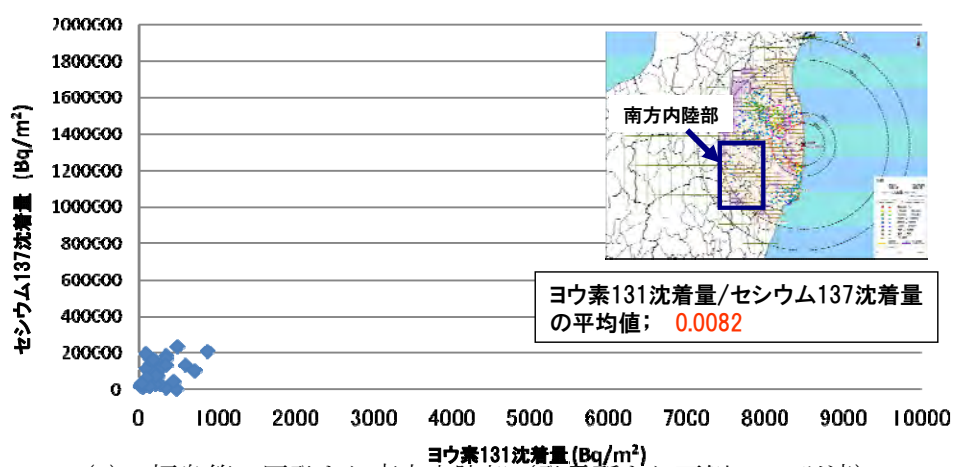


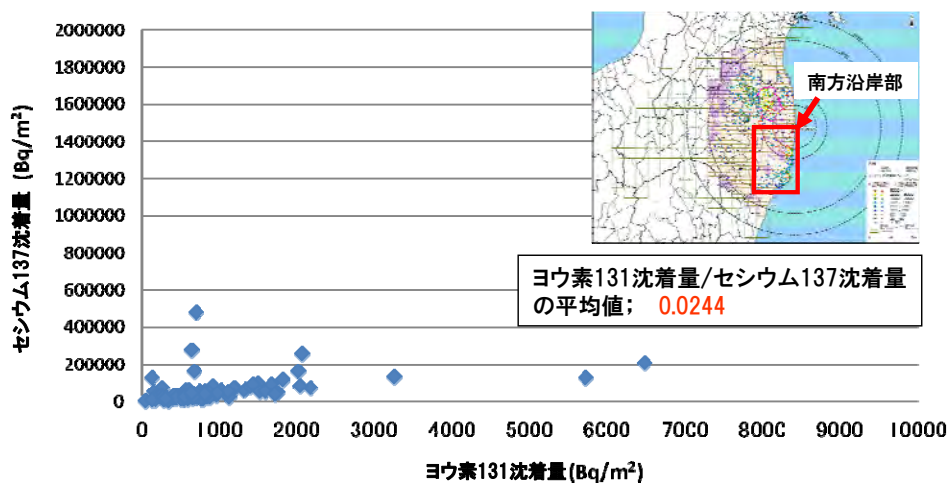
図 4-17 セシウム 137 の沈着量に対するヨウ素 131 の沈着量の比率の分布状況



(a) 福島第一原発より北方におけるヨウ素 131 とセシウム 137 の沈着量の関係



(b) 福島第一原発より南方内陸部（発電所より西側 34km 以遠）におけるヨウ素 131 とセシウム 137 の沈着量の関係

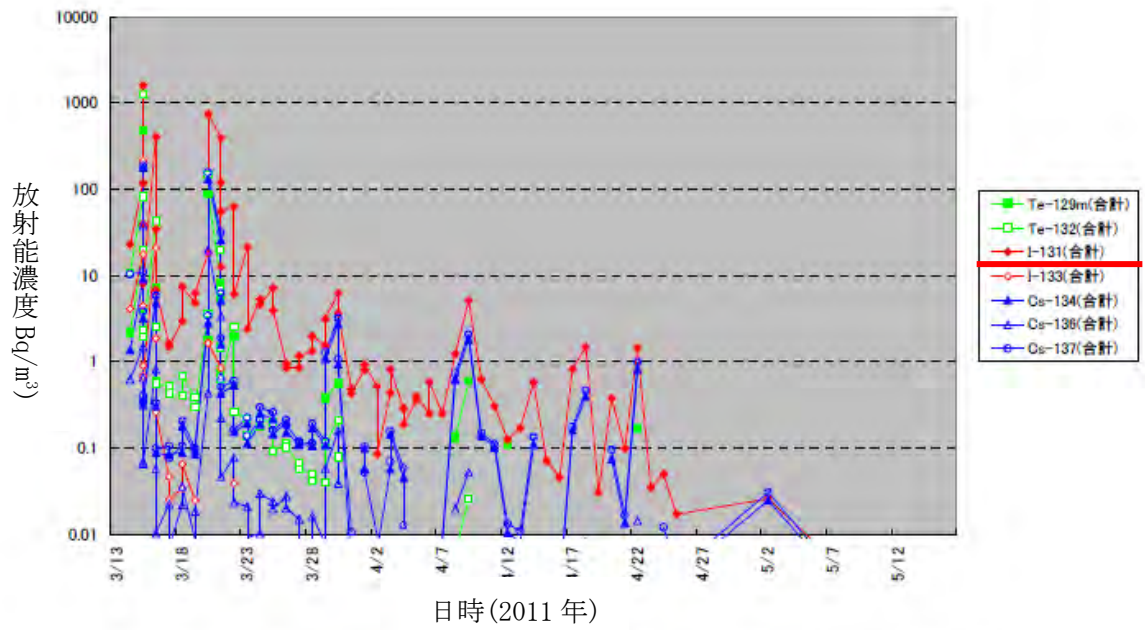


(c) 福島第一原発より南方沿岸部（発電所より西側 34km 未満）におけるヨウ素 131 とセシウム 137 の沈着量の関係

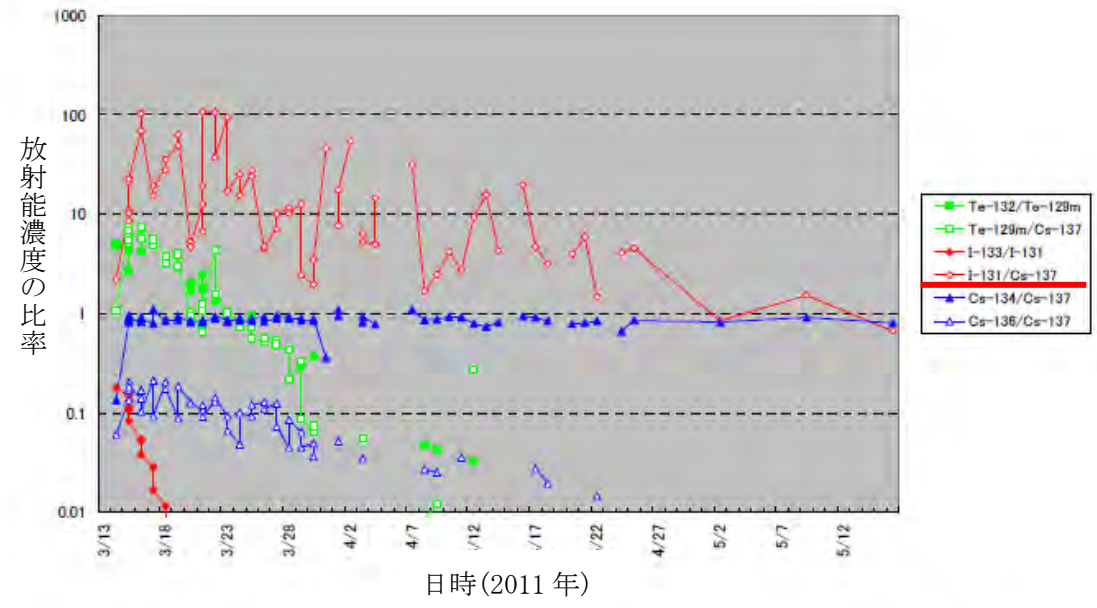
図 4-18 各エリアにおけるヨウ素 131 とセシウム 137 の放射能濃度の相関関係

表 4-4 文部科学省及び福島県による土壌の放射能濃度の測定結果
(平成 23 年 3 月 21 日～23 日までの測定結果)

測定試料採取点		測定日時	放射能濃度 (Bq/kg)		I-131/Cs-137	測定者
			I-131	Cs-137		
【2-4】(24km北)	南相馬市原町区高見町	3月21日 14:07	83,200	8,660	9.6	福島県
【2-4】(24km北)	南相馬市原町区高見町	3月22日 13:35	21,300	4,230	5.0	福島県
【2-4】(24km北)	南相馬市原町区高見町	3月23日 14:10	16,600	1,720	9.7	福島県
【3-1】(33km北西)	相馬郡飯館村長泥	3月21日 9:45	43,000	4,700	9.1	文科省
【3-1】(33km北西)	相馬郡飯館村長泥	3月22日 10:11	48,000	5,400	8.9	文科省
【3-1】(33km北西)	相馬郡飯館村長泥	3月23日 11:10	200,000	45,000	4.4	文科省
【2-1】(36km北西)	相馬郡飯館村八木沢	3月21日 12:32	207,000	39,900	5.2	福島県
【2-1】(36km北西)	相馬郡飯館村八木沢	3月22日 12:00	256,000	57,400	4.5	福島県
【2-1】(36km北西)	相馬郡飯館村八木沢	3月23日 12:25	135,000	32,200	4.2	福島県
【2-2】(45km北西)	伊達郡川俣町	3月21日 12:10	157,000	16,500	9.5	福島県
【2-2】(45km北西)	伊達郡川俣町	3月22日 11:00	38,900	4,720	8.2	福島県
【2-2】(45km北西)	伊達郡川俣町	3月23日 11:30	44,600	6,010	7.4	福島県
【3-5】(47km北西)	伊達郡川俣町	3月23日 10:30	4,200	770	5.5	文科省
【3-6】(32km西北西)	双葉郡葛尾村上野川	3月23日 14:00	70,000	12,000	5.8	文科省
【35】(37km西北西)	二本松市田沢	3月21日 11:51	16,000	1,400	11.4	文科省
【35】(37km西北西)	二本松市田沢	3月22日 12:28	36,000	3,200	11.3	文科省
【3-14】(40km西北西)	伊達郡川俣町山木屋	3月21日 9:45	43,000	4,700	9.1	文科省
【3-14】(40km西北西)	伊達郡川俣町山木屋	3月22日 10:11	48,000	5,400	8.9	文科省
【3-4】(43km西北西)	二本松市太田	3月23日 11:08	33,000	8,600	3.8	文科省
【2-3】(41km西)	田村市船引町船引	3月21日 12:30	3,000	390	7.7	福島県
【2-3】(41km西)	田村市船引町船引	3月22日 11:30	7,290	1,290	5.7	福島県
【2-5】(39km西南西)	田村郡小野町小野新町	3月21日 13:40	4,830	910	5.3	福島県
【2-5】(39km西南西)	田村郡小野町小野新町	3月22日 11:40	3,220	466	6.9	福島県
【2-5】(39km西南西)	田村郡小野町小野新町	3月23日 12:50	6,430	1,590	4.0	福島県
【2-6】(43km南南西)	いわき市平字梅本	3月21日 15:10	30,700	1,220	25.2	福島県
【2-6】(43km南南西)	いわき市平字梅本	3月22日 13:50	1,960	23	85.2	福島県
【2-6】(43km南南西)	いわき市平字梅本	3月23日 14:20	32,600	840	38.8	福島県
【3-7】(23km南)	双葉郡広野町下北迫	3月23日 13:00	69,000	2,600	26.5	文科省
【3-8】(23km南)	双葉郡広野町下北迫	3月23日 16:22	140,000	2,900	48.3	文科省



(a) 日本原子力研究開発機構東海研究開発センターで測定された
 空気中に含まれる（ガス状、粒子状）放射性物質の放射能濃度の経時変化



(b) 日本原子力研究開発機構東海研究開発センターで測定された
 空気中に含まれる各放射性物質の放射能濃度の比率の経時変化

図 4-19 日本原子力研究開発機構東海研究開発センターにおける
 事故発生初期にダストサンプラー等を用いて測定された空気中の放射能濃度の測定結果

4.5 テルル 129m 及び銀 110m の土壌濃度マップ

4.5.1 テルル 129m 及び銀 110m の核種分析結果とマップ化にあたってのデータの選択方法

本調査の開始時点では、土壌濃度マップ作成の直接の対象とした放射性核種は Cs-137、Cs-134、I-131 の 3 核種であったが、これらの核種以外にも、相当数の試料で Te-129m (半減期 33.6 日) あるいは Ag-110m (半減期 250 日) が検出されたため、これらについても土壌濃度マップを作成することとした。

Te-129m あるいは Ag-110m については、半減期が短いかあるいは放出量が少ないために、統計的に有意な結果が得られた試料の数は限定された。そのため、なるべく多くの地点のデータを基にマップを作成することを目的に、I-131 と同様の考え方でデータの処理と選択を行った。当初、検出下限値以下の参考値が記入されていない測定結果が多く存在したため適切な平均値が得られないと判断し、相当数の試料に対してエネルギースペクトルを見直し参考値を評価し直したため、土壌濃度マップの完成が I-131 に比べて遅れた。

結果として、Te-129m について 798 箇所、Ag-110m については 349 箇所で測定結果を得ることができた。土壌濃度マップの作成にあたっては、減衰を考慮することにより第一期調査の最終日である 6 月 14 日に濃度を換算した。

4.5.2 テルル 129m 及び銀 110m の土壌濃度マップの作成及び考察

(a) テルル 129m 及び銀 110m の土壌濃度マップの作成

図 4-20 に Te-129m の土壌濃度マップを示す。これを見ると、Te-129m は、放射性セシウム、I-131 などの放射性核種と同様、北西方向に放射能濃度の高い地域があり、また郡山盆地と福島第一原発から南方方向にも分布が広がっていることが確認された。

また、図 4-21 に Ag-110m の土壌濃度マップを示す。その結果、有意な測定結果が得られたのは 349 地点と少ないが、全体の分布傾向は放射性セシウム、I-131、Te-129m などの放射性核種と同様の傾向で分布していることが確認された。

(b) テルル 129m、銀 110m とセシウム 137 の放射能濃度の比

図 4-22 は、Te-129m と Cs-137 の放射能濃度の比率を計算してマップ化したものである。これを見ると、Cs-137 に対する Te-129m の放射能濃度の比率の分布状況は、Cs-137 に対する I-131 の放射能濃度の比率の分布状況と近い傾向、すなわち南の方向に高い比率の地域が広がっていることが分かる。

図 4-23 (a) に、Te-129m と Cs-137 の放射能濃度の相関図を示すが、Te-129m と Cs-137 の放射能濃度には一定の相関関係がある傾向が確認できる。

また、図 4-23 (b)～(d)において、福島第一原発より緯度が北の地域 (北方)、緯度が南かつ海岸から 28km 以内の地域 (南方沿岸部)、緯度が南かつ海岸から 28km 以遠 (南方内陸部) の 3 地域に区分した相関図も示したところ、Cs-137 に対する Te-129m の放射能濃度の平均比率を比較すると、南方沿岸部の比率が他の地域に比べて高い値を示す傾向がある。

さらに、南方沿岸部の相関図をよく観察すると、比率の高い部分と低い部分が混在しており、この結果として南方沿岸部の比率を引き上げていることがわかる。そこで、図 4-23 (e) では、南

方沿岸部のうちCs-137に対するTe-129mの放射能濃度の比率が高い地域の測定結果をさらに抽出して示した。その結果、Te-129mは、南方沿岸部内でも明らかに他の地域と異なる傾向で分布していることが示している。これらの事実は、放射性プルームの起源が北方、南方内陸部と南方沿岸部で異なることを示唆するとともに、南方沿岸部内においても起源の異なる複数の放射性プルームにより沈着が生じた可能性を示している。

南方沿岸部の高い比率の地域（沿岸側）を除くと、Cs-137に対するTe-129mの放射能濃度の比率はほぼ0.2であり、北方、南方内陸部におけるCs-137に対するTe-129mの放射能濃度の比率とほぼ等しく、良い相関が見られることが分かる。このことは、放射性セシウムとTe-129mの挙動がよく似ていることを示している。

Cs-137に対するAg-110mの比率を測定地点上にプロットしたマップを図4-24に示す。300地点とポイント数が少ないため確かなことは言えないものの、Te-129mとI-131の場合は南方のみに高い比率の地域が存在するのに対し、Ag-110mについては、沿岸部分全体に高い比率が観測されているように見受けられる。ただし、図4-25にAg-110mとCs-137の濃度の相関図を示すが、Ag-110mの放射能濃度の値がTe-129mと比較して低いこともあり、Cs-137との相関関係は確認できなかった。

(c) テルル-129mと銀-110mの挙動について

チェルノブイリ原発事故時に関する報告書においては放射性セシウムに対するその他の放射性核種の放射能濃度の比率は、概ね原子炉から遠方になるにつれて小さくなる傾向が確認されているが、Te-129mについては、距離に関係なくほぼ一定の比率で沈着しているという報告がある。今回の測定値でも、Cs-137とTe-129mの濃度は、図4-23に示すように、一部の地域を除いて全般に良い相関を示すことが確認できる。放射性セシウム(沸点:671℃)とTe-129m(沸点:988℃)はともに揮発性の元素であり、似た挙動で沈着したものと考えられる。

他方で、Te-129mが大量に放出されたと評価されているのに対し、Ag-110m放出量に関する公式な評価は報告書にはほとんどない。チェルノブイリ事故後に環境中でAg-110mが観測されたという報告があるため、放出があったことはほぼ確かであると考えられるが、放出量の評価は行われていない。

また、原子力安全・保安院が平成23年6月6日に公表した「東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故に係る1号機、2号機及び3号機の炉心の状態に関する評価について」における放出量推定値の中にもAg-110mに関するデータはない。従って、今回得られたAg-110mの土壤濃度マップは、Ag-110mの放出源情報を推定する上で、また線量評価の観点からも重要なデータとなることが予想される。

他方で、図4-25に見られるように、Cs-137に対するAg-110mの放射能濃度の比率を見ると、大きくばらついていることから、放射性セシウムとは異なる挙動で沈着していることがわかる。この理由としては、銀の沸点は2164℃であるため、仮に銀が本事故において気体状で放出されたとしても、それらは低温の大気に触れて急速に粒子化し、粒子状で環境に放出されたと考えられるほか、銀が炉内から放出された際の各原子炉におけるイベントの違いに伴い、Cs-137やTe-129mとは挙動が異なったものと考えられる。

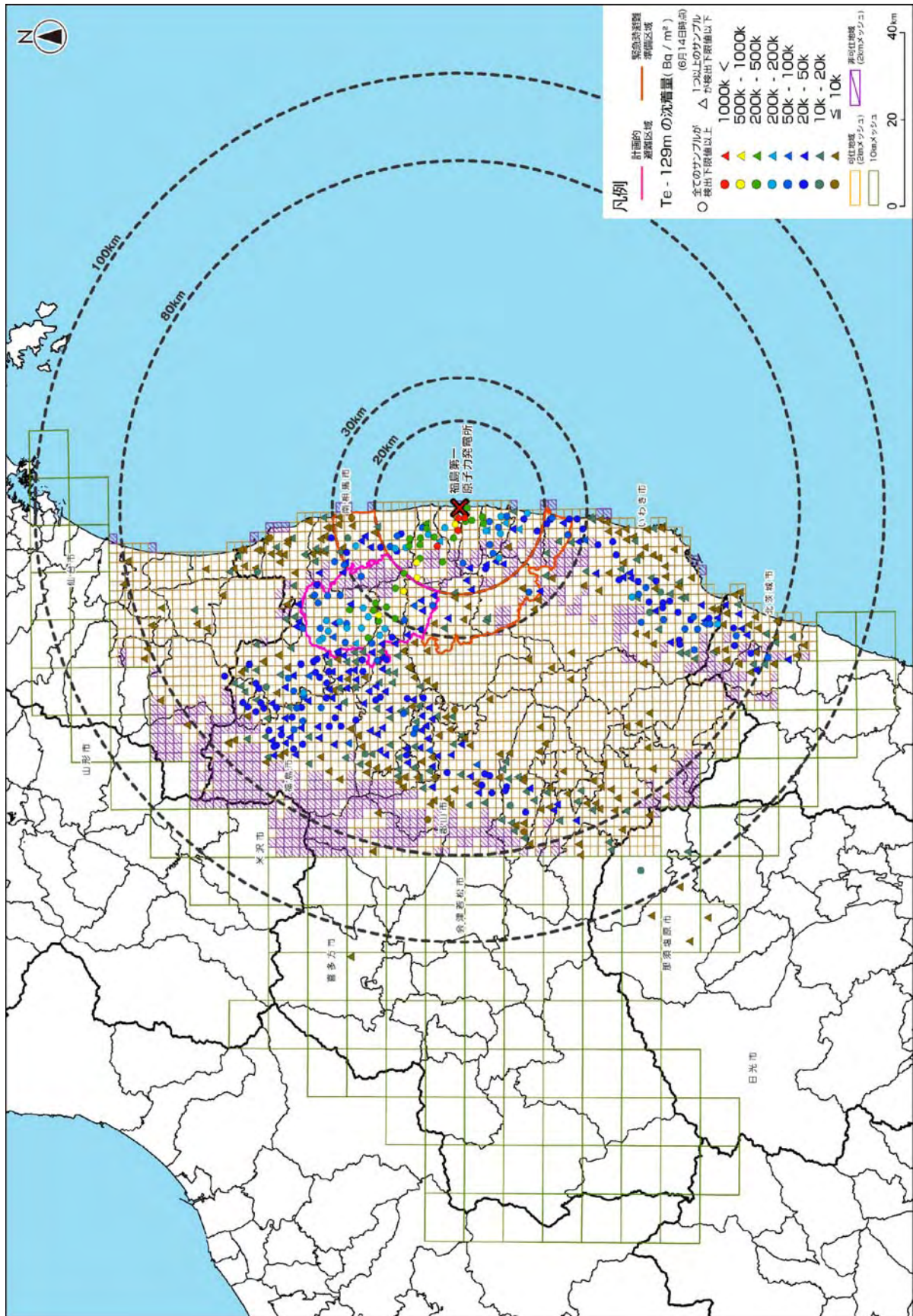


図 4-20 テルル 129m の土壌濃度マップ
 (平成 23 年 6 月 14 日時点に放射能濃度を換算)

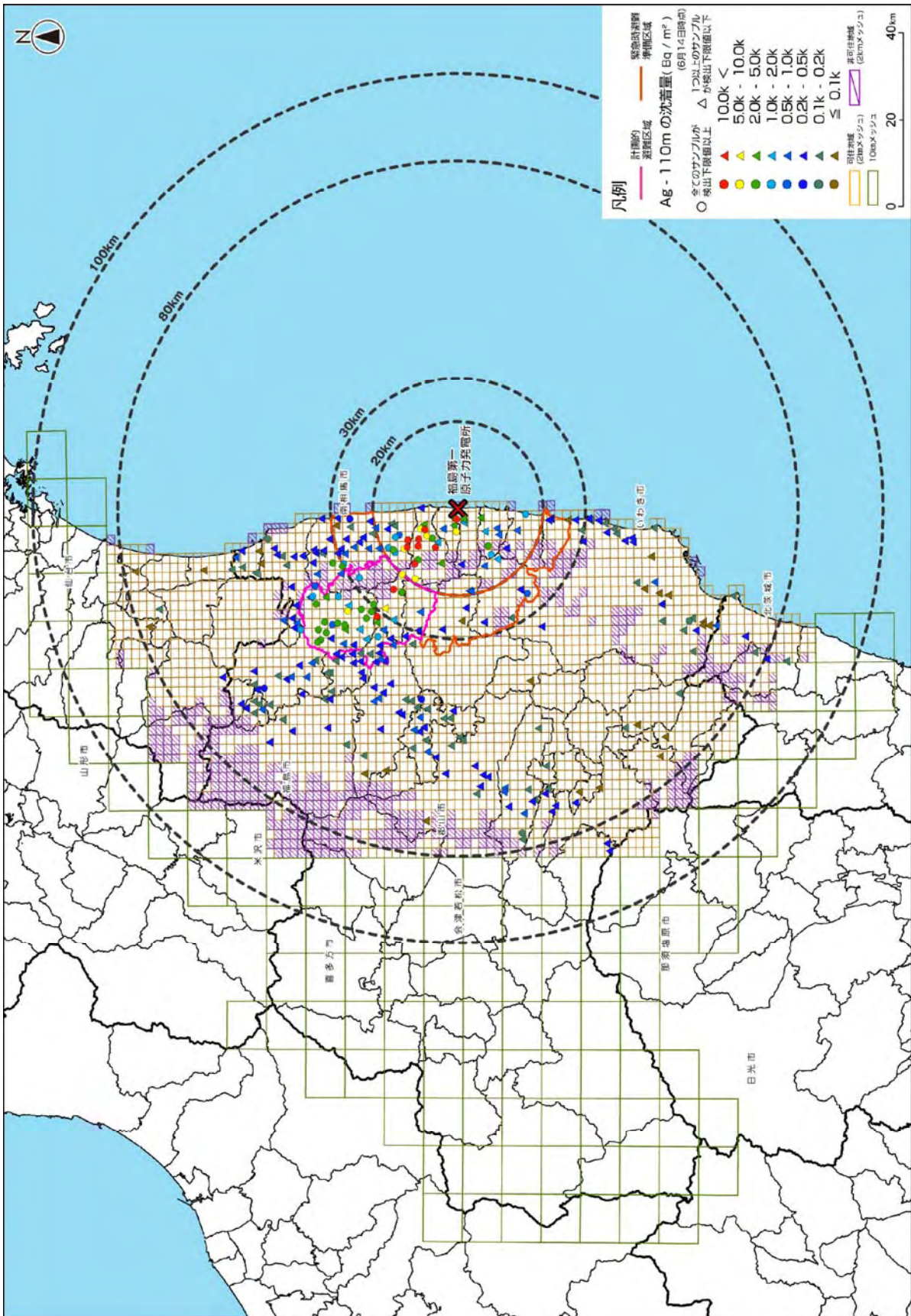


図 4-21 銀 110m の土壤濃度マップ
(平成 23 年 6 月 14 日時点に放射能濃度を換算)

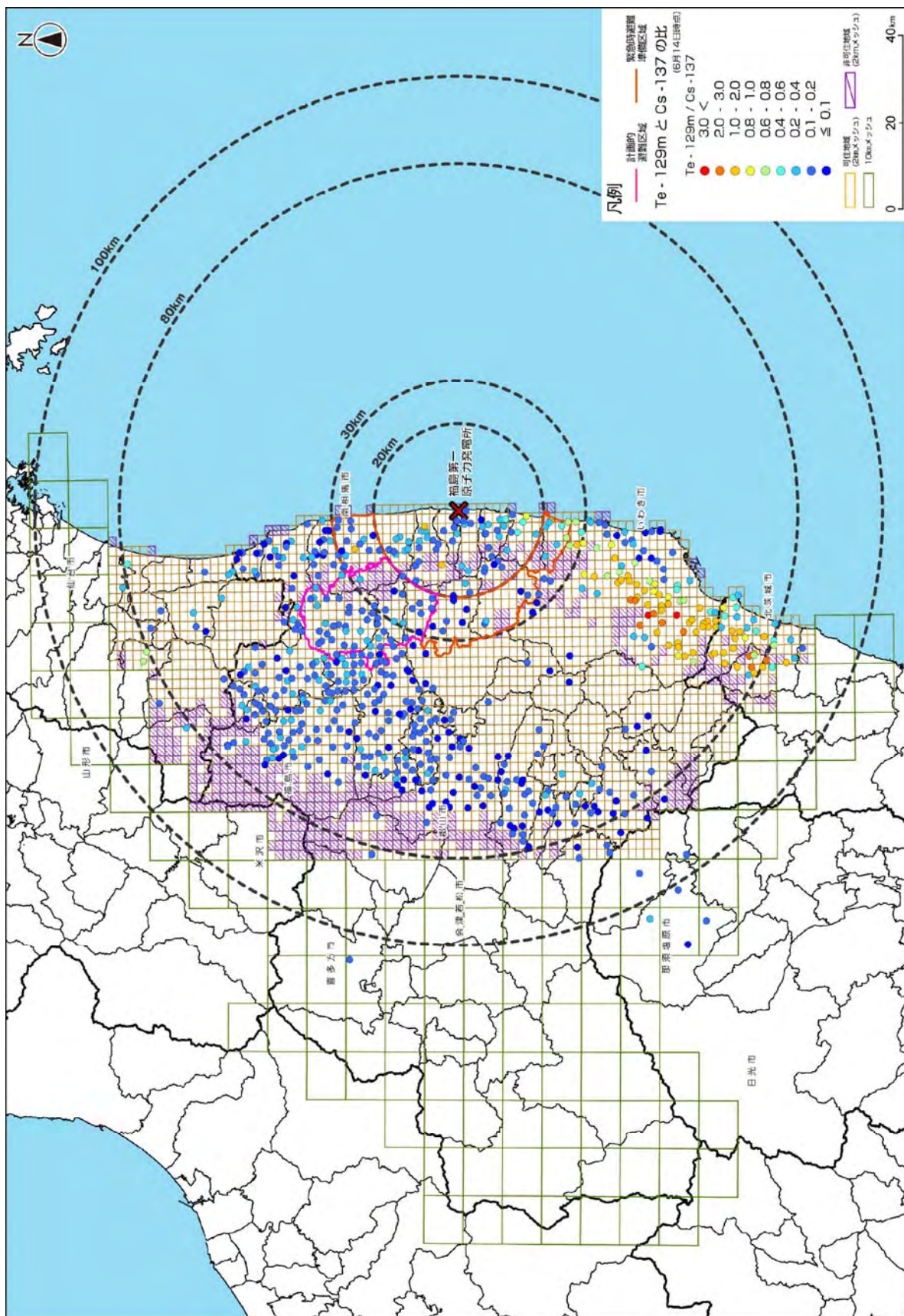


図 4-22 セシウム 137 に対するテルル 129m の土壤濃度の比率

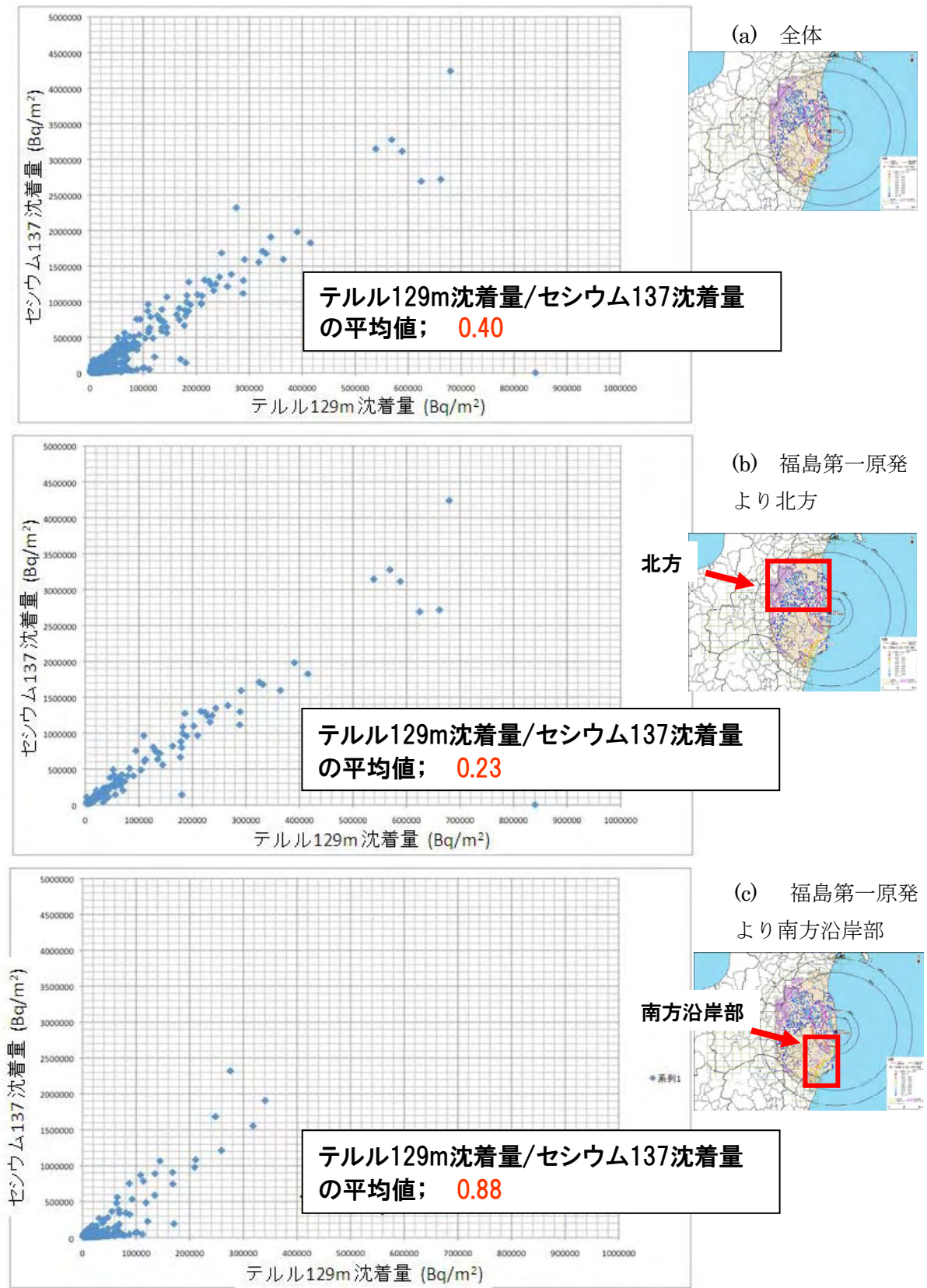


図 4-23 セシウム 137 とテルル 129m の土壤濃度の相関関係 (その 1)

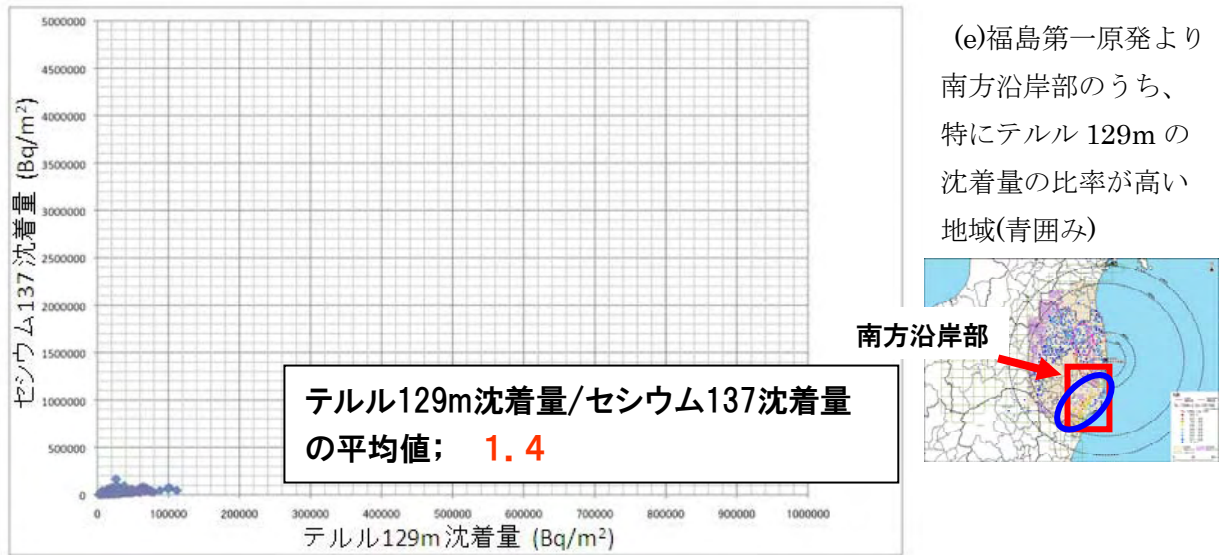
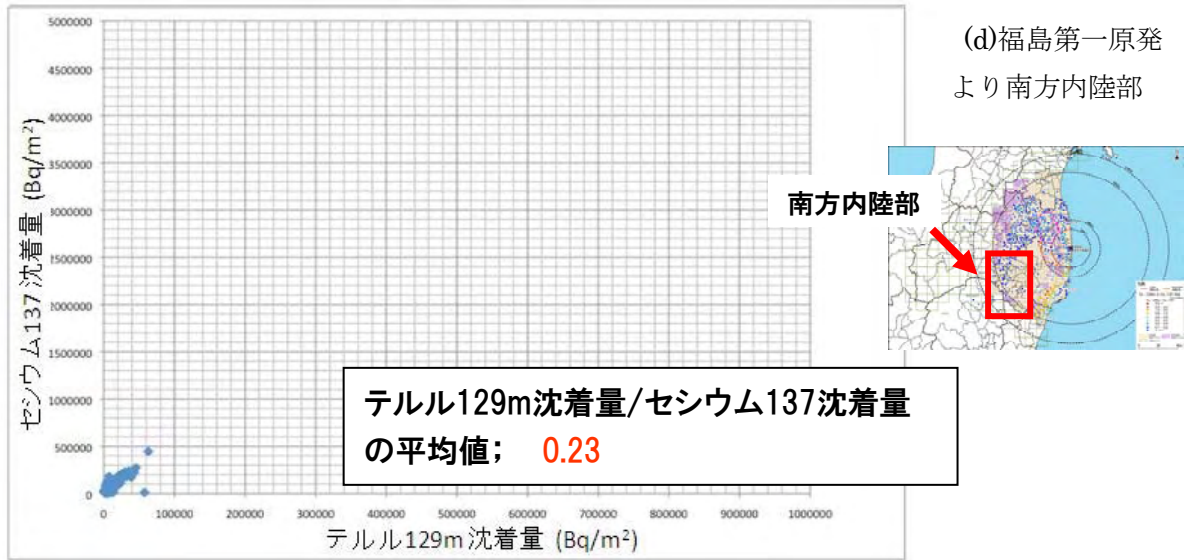


図 4-23 セシウム 137 とテレル 129m の土壤濃度の相関関係 (その 2)

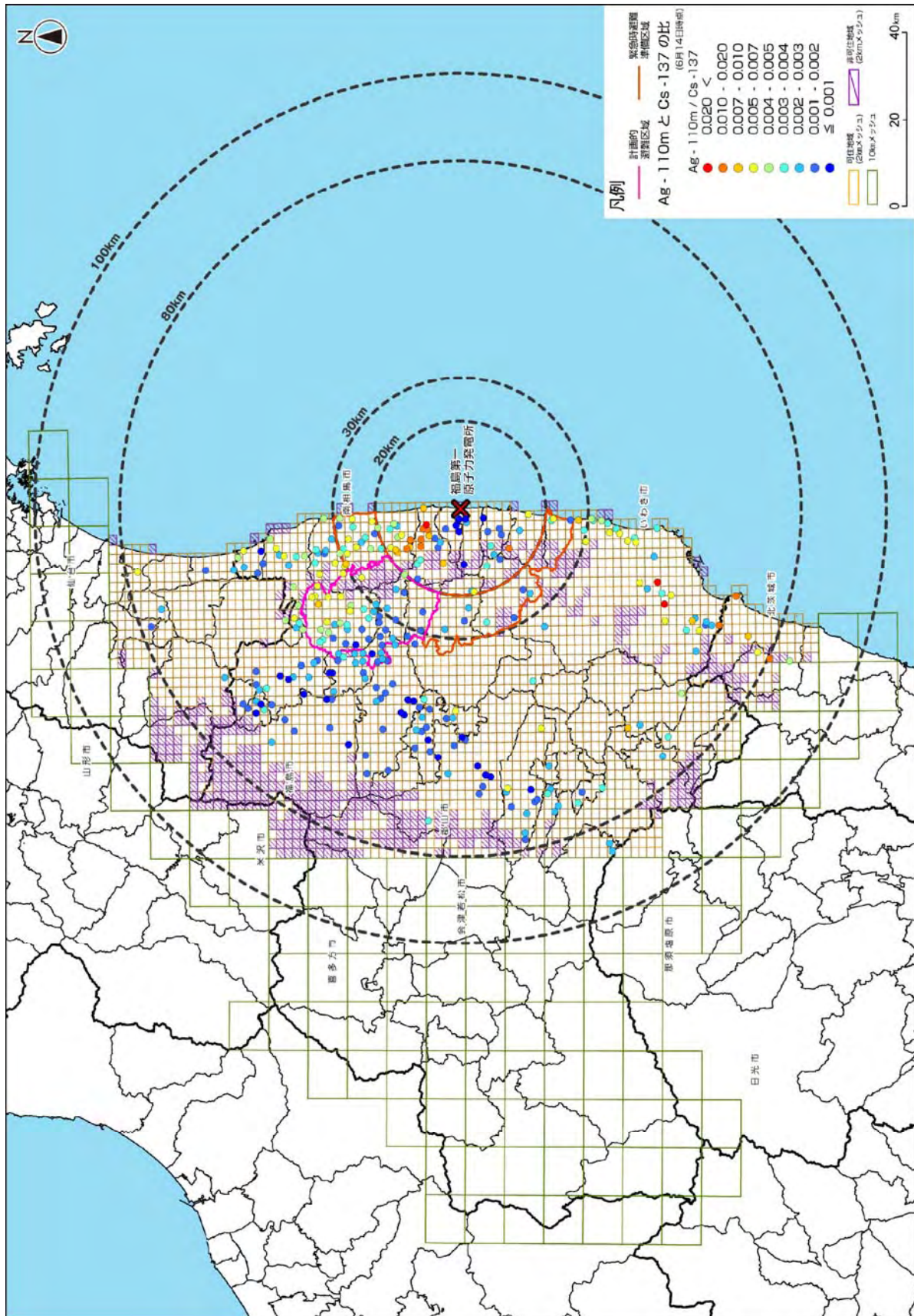


図 4-24 セシウム 137 に対する銀 110m の放射能濃度の比率の分布状況

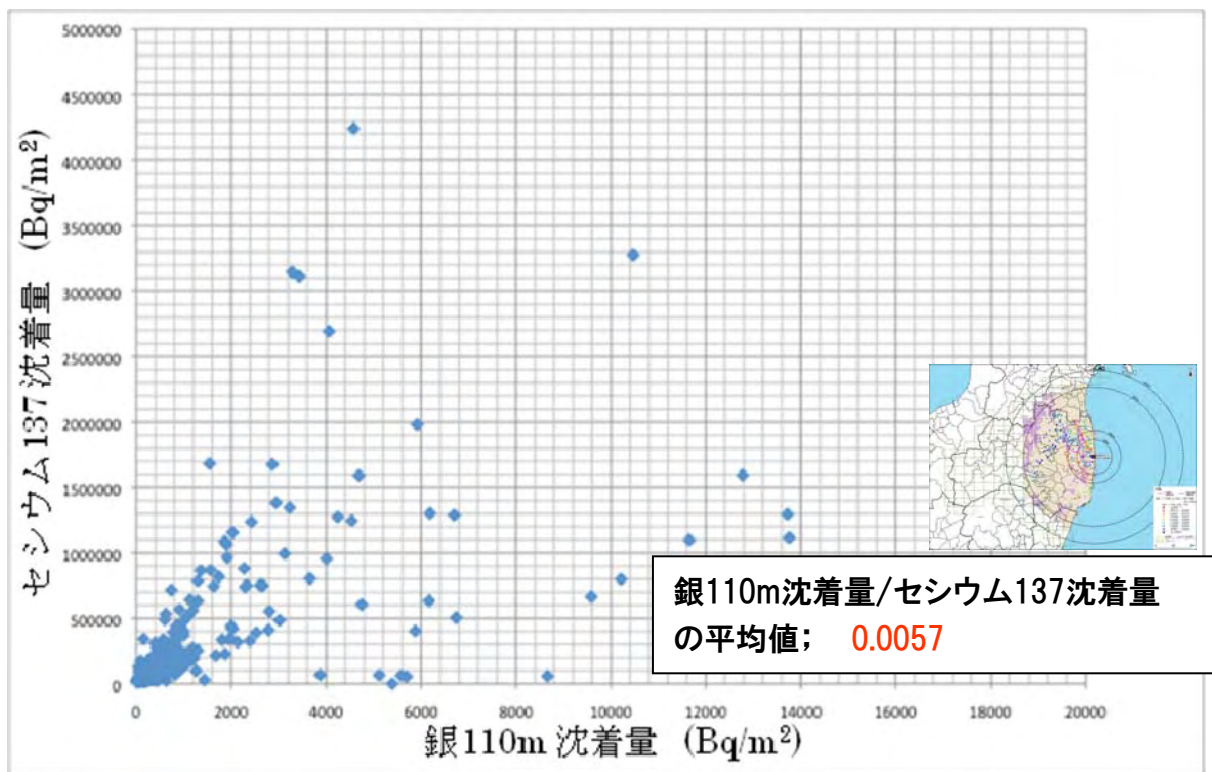


図 4-25 各エリアにおけるセシウム 137 と銀 110m の土壌濃度の相関関係

4.6 アルファ線放出核種及びベータ線放出核種の土壌濃度マップ

4.6.1 試料の選択及び分析方法

福島県、その周辺地域で平成23年6月4日から7月8日までに採取した土壌試料100試料について、日本分析センターがアルファ線放出核種であるPu-238、Pu-239+240及びベータ線放出核種であるSr-89、Sr-90について放射化学分析を実施した結果を基に、Pu-238、Pu-239+240及びSr-89、Sr-90の土壌濃度マップを作成した。

それぞれの測定結果は、Pu-238、Pu-239+240については、U-8容器で採取した土壌試料のうち、50gを放射化学分析し、シリコン半導体検出器を用いて測定し、分析に使用した試料の重量とU-8容器の上部の表面積を用い換算して、単位面積あたりの放射エネルギー（Bq/m²）を求めた。検出下限値はPu-238、Pu-239+240ともに、0.5Bq/m²程度である。

また、Sr-89、Sr-90については、同じくU-8容器で採取した土壌試料のうち、30gを放射化学分析し、低バックグラウンドベータ線測定装置を用いて測定し、分析に使用した試料の重量とU-8容器の上部の表面積を用い換算して、単位面積あたりの放射エネルギー（Bq/m²）を求めた。検出下限値はSr-89で300Bq/m²程度、Sr-90で40Bq/m²程度である。

土壌濃度マップの作成にあたっては、放射性セシウム等のガンマ線放出核種の土壌濃度マップと同様に、第一期調査の最終日である平成23年6月14日に放射エネルギーを換算した。

4.6.2 プルトニウム及び放射性ストロンチウムの土壌濃度マップの作成及び考察

(a) Pu-238、Pu-239+240及びSr-89、Sr-90の土壌濃度マップの作成

図4-26にPu-238、Pu-239+240が検出された箇所の放射エネルギー濃度をマップ化して示す。放射性セシウムの放射エネルギー濃度が高かった福島第一原発から北西方向においてPu-238、Pu-239+240双方が検出された箇所が存在する。

本調査で検出されたPu-238、Pu-239+240の放射エネルギー濃度の最大値は、Pu-238で4.0Bq/m²（浪江町）、Pu-239+240で15Bq/m²（南相馬市、20km圏内の箇所）で、いずれも避難区域等に指定された福島第一原発に比較的近い箇所で観測された値である。なお、Pu-238、Pu-239+240の最大濃度は、文部科学省の「環境放射エネルギー水準調査」において、福島第一原発事故の発生前（平成11～21年度）に全国47都道府県において観測されている土壌表層（0～5cm）における測定値の範囲（過去の大気圏内核実験の影響の範囲：過去のPu-238の最大濃度8.0Bq/m²、過去のPu-239+240の最大濃度：220Bq/m²）に入るレベルであった。

しかしながら、平成11～21年度までの環境放射エネルギー水準調査で土壌表層において観測されているPu-239+240（Pu-239の半減期：2.41×10⁴年、Pu-240の半減期：6564年）に対するPu-238（半減期：87.7年）の放射エネルギー濃度の比率は、図4-27に示すとおり、全国平均で0.026程度であるのに対して、本調査においてPu-238、Pu-239+240双方が検出された5箇所の調査箇所は0.33～2.2程度であり、事故発生前より比率が大きいことから、これらの5箇所については、今回の事故に伴い、新たに沈着したものと考えられる。

また、Pu-239+240は検出されていないものの、Pu-238が検出された1箇所の調査箇所についても、Pu-239+240の検出下限値（約0.5Bq/m²）に対して、Pu-238の放射エネルギー濃度が大きいことから、今回の事故に伴い、新たに沈着したものと考えられる。

図 4-28 に Sr-89、Sr-90 が検出された箇所放射能濃度をマップ化して示す。放射性ストロンチウムも放射性セシウムと同様に、福島第一原発から北西方向に高い濃度の箇所が存在している一方、福島県の中通りならびに福島第一原発から南方向にも Sr-89、Sr-90 が検出された箇所が存在する。

本調査で検出された Sr-89、Sr-90 の放射能濃度の最大値は、Sr-89 で 22,000Bq/m²(浪江町)、Sr-90 で 5,700 Bq/m² (双葉町、20km 圏内の箇所) で、いずれも避難区域等に指定された発電所に比較的近い箇所で観測された値である。

しかしながら、Sr-89 は半減期が 50.5 日 (Sr-90 は半減期 28.8 年) であるため、本調査において Sr-89 が検出された箇所は、事故前の大気圏内核実験のフォールアウトの影響ではなく、今回の事故に伴い、新たに沈着したものと考えられる。なお、本調査において、Sr-89 は不検出であったものの、Sr-90 が検出された調査箇所において検出された Sr-90 の測定値は、事故発生前 (平成 11~21 年度) の「環境放射能水準調査」において、全国で観測されている土壌表層 (0~5cm) における Sr-90 の測定値の範囲 (2.3~950Bq/m²) 内に入るレベルであった。

(b) 放射性ストロンチウムと放射性セシウムの放射能濃度の比率

Sr-89、Sr-90 双方が検出された土壌試料について、Sr-90 に対する Sr-89 の放射能濃度の比率を計算したところ、1.9~6.5 (平均 4.0) であり、概ね両核種の比率は一定であった。

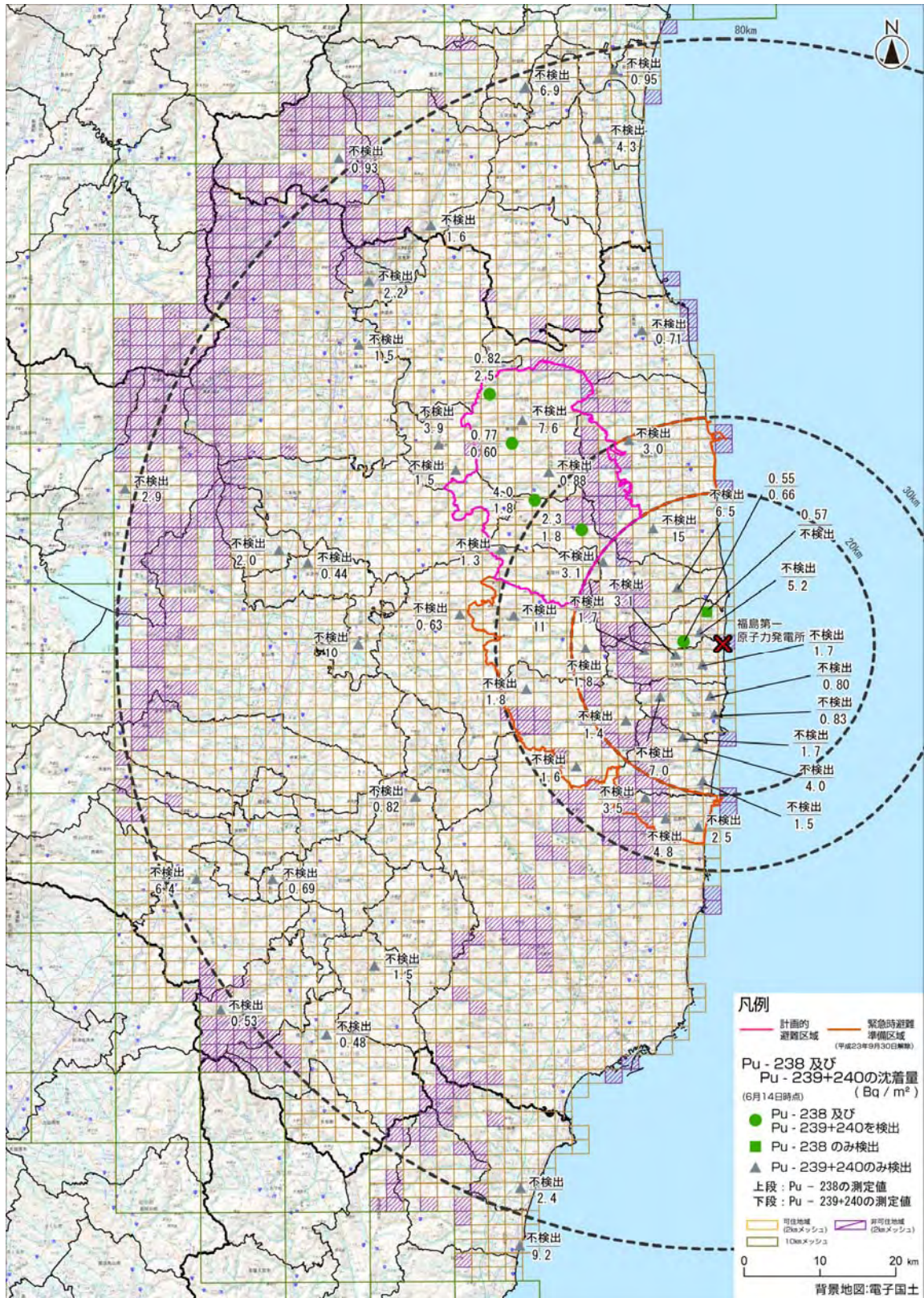
他方で、Sr-89 が検出された土壌試料について、Cs-137 に対する Sr-89 の放射能濃度の比率について計算したところ、1/1,800 (川内村) ~1/5.3 (相馬市) (平均: 1/66) と大きくばらついていた。

同様に、Sr-90 が検出された土壌試料について、Cs-137 に対する Sr-90 の放射能濃度の比率について計算したところ、1/6,300 (浪江町) ~最大値は 1/17 (相馬市) (平均: 1/389) と大きくばらついていた。

なお、図 4-29 に測定箇所ごとの Cs-137 に対する Sr-90 の放射能濃度の比率をマップ化したものを示す。その結果、20km 圏内及び発電所の北西方向は、その比率は小さいが、30 から 80km 圏内で比が大きいところも存在する。20km 圏内に限って計算すると、平均値は 1/2,700 で、最大値は 1/160 (楡葉町)、最小値は 1/5,700 (大熊町) と比較的、比率のばらつきが小さくなっている。

本結果より、放射性セシウムに対する放射性ストロンチウムの比率は、福島第一原発の北方において最大値が確認され、20km 圏内及び放射性セシウムの放射能濃度が高くなる福島第一原発から北西方向において比率が小さくなる傾向が確認された。放射性ストロンチウム及び放射性セシウムの放射能濃度の分布は一樣ではないことが確認された。

次回の調査において、放射性セシウムに対する放射性ストロンチウムの放射能濃度の比率が大きな箇所を中心に追加調査を行うとともに、放射性物質の移行状況調査や放射性プルームが原子炉から放出した際の炉内状況の検証結果を通じて、放射性ストロンチウムの挙動について詳細に検討する。



※ ●■: 福島第一原発事故に伴い、新たにプルトニウム238、239+240が沈着したものと考えられる箇所

図4-26 プルトニウム238、プルトニウム239+240の土壌濃度マップ
(平成23年6月14日時点に放射能濃度を換算)

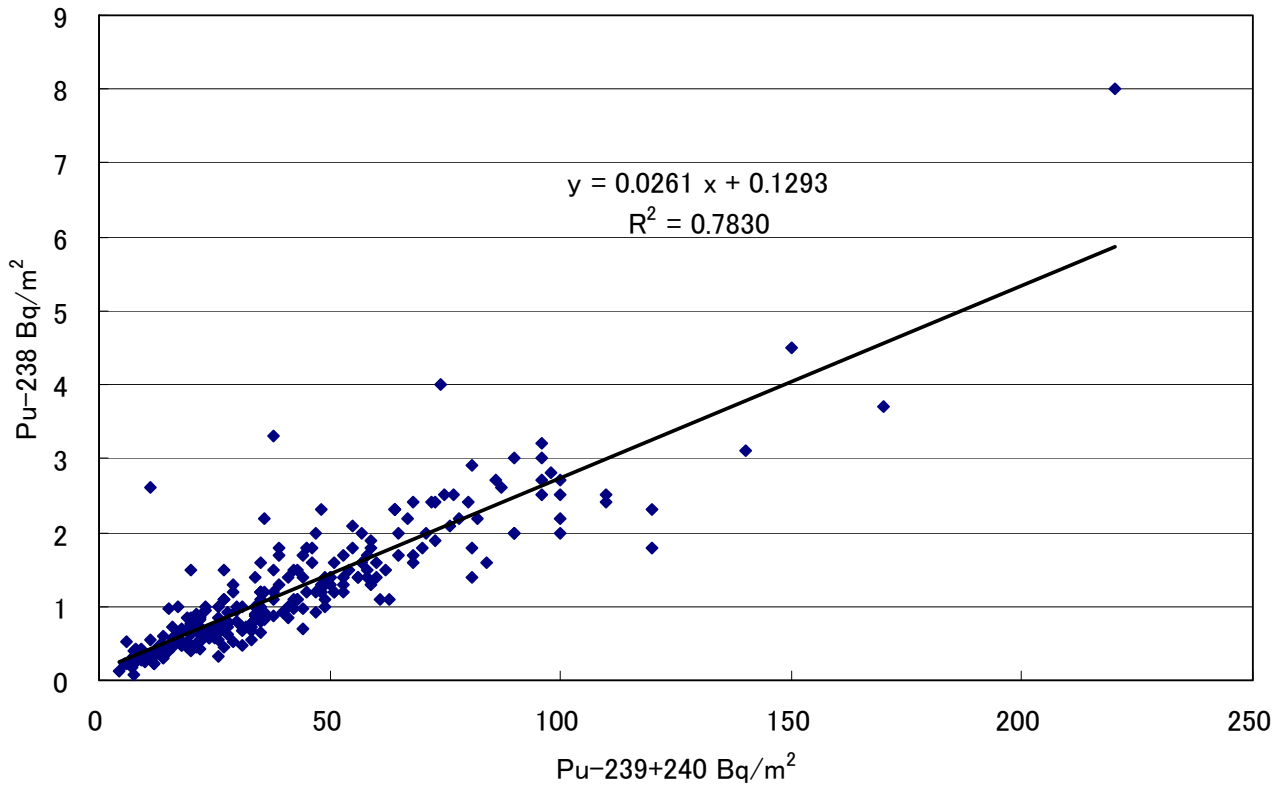


図 4-27 平成 11～21 年度までの環境放射能水準調査の結果（プルトニウム 238 とプルトニウム 239+240 の沈着量の関係）

（平成 11 年～21 年までに採取された土壌 1,054 試料のうち、プルトニウム 238、プルトニウム 239+240 が検出された 252 試料の測定結果を比較）

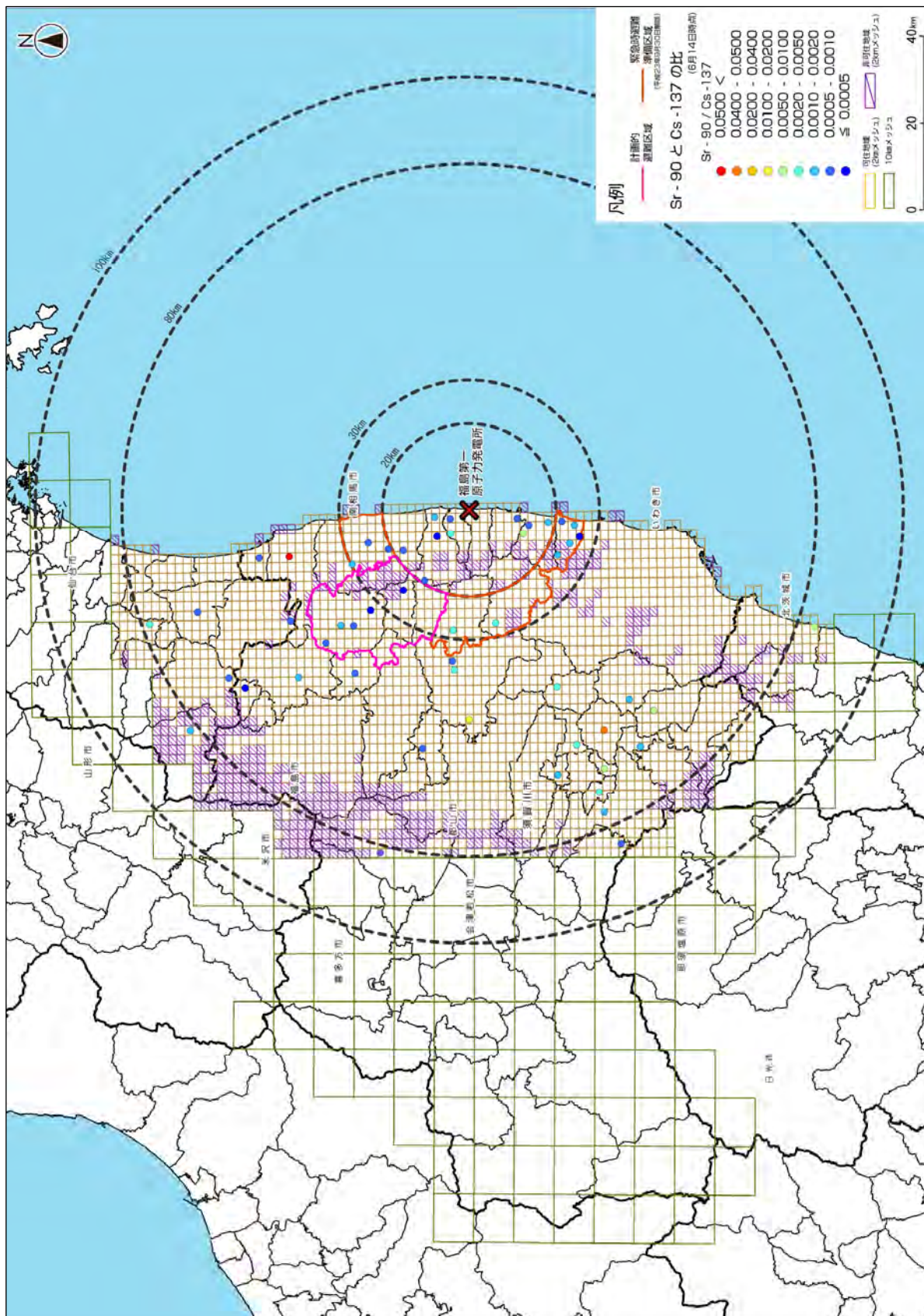


図 4-29 セシウム 137 に対するストロンチウム 90 の放射能濃度の比

4.7 総合的な考察

4.7.1 本調査で検出された放射性核種の影響

4.7.1.1 IAEA-TECDOC-1162 の換算係数を用いた放射性核種ごとの 50 年間積算実効線量

本調査で検出された各放射性核種の被ばく影響について確認するため、IAEA-TECDOC-1162 に定められた換算係数を用いることで、平成 23 年 6 月 14 日から 50 年間、放射性核種が沈着した地表面上に人間が留まると想定し、その期間における外部被ばく線量及び再浮遊に起因する預託実効線量（以下、「50 年間積算線量」という。）を算出した。結果は表 4-5 のとおりである。なお、50 年間積算線量の算出に当たっては、放射性核種の崩壊、核変換ならびにウェザリングの効果が考慮されている。加えて、放射性核種の再浮遊による吸入被ばくを安全側に評価するため、実際の事故時において観測されているよりも安全側の再浮遊係数として 10^{-6}m^{-1} を用いている。

(a) IAEA-TECDOC-1162 の換算係数を用いた放射性セシウムの最大濃度が検出した箇所の 50 年間積算実効線量

本調査で検出された、平成 23 年 6 月 14 日時点における Cs-137 及び Cs-134 の最大濃度は $15,500,000 \text{ Bq/m}^2$ と $14,000,000 \text{ Bq/m}^2$ であり、この放射能濃度が検出された箇所に 50 年間滞在した場合の 50 年間積算実効線量はそれぞれ $2,000 \text{ mSv}$ と 71 mSv であった。

なお、Cs-134 及び Cs-137 の放射能濃度が等しいと仮定した場合、表 4-2 に示す IAEA-TECDOC-1162 にある周辺線量率への換算係数から、空間線量率への寄与の比は Cs-134 と Cs-137 でおよそ 7:3 となる。これは、Cs-137 では 1 回の崩壊で 662 keV のガンマ線を 85% の割合で放出するのに対し（正確には放射平衡にある Ba-137m が放出）、Cs-134 では約 600 keV から約 $1,370 \text{ keV}$ のエネルギーを有する複数のガンマ線を総計で 200% 以上の割合で放出することに起因する。しかし、半減期は、Cs-134 が約 2 年であるのに対し、Cs-137 は約 30 年であるため、50 年間積算線量の値は Cs-137 の方が高くなる。

(b) IAEA-TECDOC-1162 の換算係数を用いたヨウ素 131 の最大濃度が検出した箇所の 50 年間積算実効線量

本調査で検出された、平成 23 年 6 月 14 日時点における I-131 の最大放射能濃度は $55,000 \text{ Bq/m}^2$ であったが、沈着時からの物理的な減衰により、本調査時では I-131 の沈着量は放射性セシウムの沈着量に比べて著しく低い放射能濃度となった。

なお、I-131 の最大濃度が検出された箇所に 50 年間滞在した場合における 50 年間積算実効線量を計算したところ、 0.015 mSv であった。

(c) IAEA-TECDOC-1162 の換算係数を用いたテルル 129m、銀 110m の最大濃度が検出した箇所の 50 年間積算実効線量

本調査で検出された、平成 23 年 6 月 14 日時点における最大濃度は Te-129m で $2,660,000 \text{ Bq/m}^2$ 、Ag-110m で $83,200 \text{ Bq/m}^2$ であったが、これらはいずれも発電所から数 km 以内で観測された値である。この最大濃度と IAEA-TECDOC-1162 に示された線量換算係数を用いて、50 年間積算実効線量を計算したところ、この放射能濃度が検出された箇所に 50 年間滞在した場合の 50 年間積算実効

線量はそれぞれ 0.6 mSv 及び 3.2 mSv であった。

(d) IAEA-TECDOC-1162 の換算係数を用いたプルトニウム 238、プルトニウム 239+240、ストロンチウム 89、及びストロンチウム 90 の最大濃度が検出した箇所の 50 年間積算実効線量

本調査で検出された、平成 23 年 6 月 14 日時点における最大濃度は、Pu-238 で 4.0Bq/m²、Pu-239+240 で 15 Bq/m²であり、Sr-89 で 22,000Bq/m²、Sr-90 で 5,700 Bq/m²であった。

このプルトニウム及び放射性ストロンチウムの最大濃度と IAEA-TECDOC-1162 に示された線量換算係数を用いて 50 年間積算実効線量を計算したところ、この放射能濃度が検出された箇所に 50 年間滞在した場合の 50 年間積算実効線量は、Pu-238 及び Pu-239+240 では 0.027 mSv、0.12 mSv、Sr-89 及び Sr-90 では 0.00061 mSv、0.12 mSv であった。

表 4-5 各放射性核種の最大濃度が検出された箇所に 50 年間滞在した場合の外部被ばく線量及び吸入被ばくによる預託実効線量の合計値

核種名	半減期	最大濃度*1 (Bq/m ²)	50 年間の積算実効線量	
			換算係数 (μ Sv/h) / (Bq/m ²)	計算結果(mSv)
Cs-134	2.065 年	1.4×10^7	5.1×10^{-3}	71
Cs-137	30.167 年	1.5×10^7	1.3×10^{-1}	2000(2.0Sv)
I-131	8.02 日	5.5×10^4	2.7×10^{-4}	0.015
Sr-89	50.53 日	2.2×10^4	2.8×10^{-5}	0.00061(0.61 μ Sv)
Sr-90	28.79 年	5.7×10^3	2.1×10^{-2}	0.12
Pu-238	87.7 年	4.0	6.6	0.027
Pu-239+240	2.411×10^4 年	15.0	8.5	0.12
Ag-110m	249.95 日	8.3×10^4	3.9×10^{-2}	3.2
Te-129m	33.6 日	2.7×10^6	2.2×10^{-4}	0.6

*1：平成 23 年 6 月 14 日時点に換算

4.7.1.2 各放射性核種による現状の空間線量率、及び50年間積算実効線量への寄与度合い

全調査地点のうち空間線量率が $0.1\sim 5\mu\text{Sv/h}$ の範囲で、かつ測定した空間線量率と土壌濃度から評価した空間線量率が比較的良好に一致する地点43箇所を選び、平成23年6月14日時点での空間線量率へのガンマ線放出放射性核種ごとの寄与度合いをIAEA-TECDOC-1162の線量換算係数を用いて評価したところ、Cs-134が約70%、Cs-137が約30%を占め、Te-129m、Ag-110mの寄与は1%以内であることが明らかになった。

また、先の表4-5に示したように、これらの放射性核種について50年間の積算実効線量を評価したところ、Cs-137が全体の96%を占め、Cs-134が4%、その他の核種の寄与は1%以下であった。ちなみにプルトニウム及びストロンチウムに関しては、今回観測された最大濃度を想定してみても、50年間の積算線量はCs-137の1%以下であり、放射性セシウムに比べて、経口摂取による内部被ばくを無視すると、大きな問題にならない程度であることが確認された。

4.7.2 チェルノブイリ原発事故による放射性物質の影響との比較

(1) 福島第一原発事故に伴う大気中への放射性物質の放出量に関する考察

放射性物質が、大量かつ広範囲に放出された過去の事例として、チェルノブイリ原発事故がある。本調査では放射能濃度のみ測定しているが、事故の影響範囲の比較のため、IAEA及びUNSCEARの報告書に記されているチェルノブイリ原発事故時の大気中へのI-131及びCs-137の放出量と原子力安全委員会及び原子力安全・保安院が発表している福島第一原発からの両核種の推定放出量について比較した。その結果、表4-6のように、福島第一原発事故による放出量は、

- ・ I-131 では 1.3×10^{17} (Bq) または 1.5×10^{17} (Bq)
- ・ Cs-137 では 1.1×10^{16} (Bq) または 1.2×10^{16} (Bq)

となっており、チェルノブイリ原発事故におけるUNSCEAR及びIAEAの報告書に示されている数値I-131： 1.8×10^{18} (Bq)、Cs-137： 8.5×10^{16} (Bq)と比較すると、I-131は概ね1/11、もしくは1/14、Cs-137は1/6、1/8程度であったと推定されている。

(2) 土壌に沈着した放射能濃度に関する考察

IAEA及びUNSCEARによるチェルノブイリ原発事故の報告書においては、チェルノブイリ原発周辺におけるI-131の土壌への沈着状況を示す詳細なマップが掲載されていないため、本調査の測定結果と比較できないが、Cs-137の放射能濃度については、図4-30のように、チェルノブイリ原発の周辺の旧ソ連3カ国（ロシア連邦、ベラルーシ共和国、ウクライナ）やヨーロッパ全域について、事故発生後から3年8ヶ月後における沈着量を沈着量の範囲ごとに四つに区切って表示された土壌濃度マップが公開されている。

その他、Sr-90及びPu-239+240についても、Cs-137と比較して対象地域は狭い範囲であるが、図4-30(c)及び(d)のように土壌濃度マップが公開されている。

そこで、公開されているチェルノブイリ原発の周辺地域の土壌濃度マップと本調査で測定された放射性核種ごとの放射能濃度の分布状況を比較した。

1) セシウム137の沈着状況に関する考察

Cs-137 の放射能濃度については、チェルノブイリ原発事故では図 4-30(a)に見られるように、Cs-137 の沈着量が $1,480\text{kBq}/\text{m}^2$ を超える範囲（朱色の部分）が、チェルノブイリ原発から 30km 圏内の他、チェルノブイリ原発から 250km 程度離れた地域でも確認されている。

他方で、本調査における当該範囲の放射能濃度は、福島第一原発周辺の 34 箇所を確認されており、福島第一原発から最も遠い箇所は、福島第一原発から 32.5km 程度離れた箇所（浪江町）であった。

また、チェルノブイリ原発事故では図 4-30(b)に見られるように、Cs-137 の沈着量が $40\text{kBq}/\text{m}^2$ を超える範囲（濃いオレンジ色の部分）がチェルノブイリ原発から 1,700km 程度離れたノルウェーでも確認されているが、平成 23 年 11 月 5 日の放射能濃度に換算した東日本全域における航空機モニタリングの測定結果（図 4-31）においては、 $40\text{kBq}/\text{m}^2$ より多少低い放射性セシウムの沈着量が $30\text{kBq}/\text{m}^2$ を超える範囲（灰色の部分）が福島第一原発から 250km 程度の圏内にしか確認されていない。

以上から、Cs-137 の沈着状況についてチェルノブイリ原発事故と本事故を比較したところ、発電所近傍における Cs-137 の放射能濃度はチェルノブイリ原発事故と比べて小さいとは言い切れないものの、チェルノブイリ原発事故による環境中への放出及び影響範囲は、福島第一原発事故の影響範囲に比べてはるかに大きいことが確認された。

なお、図 4-31 の航空機モニタリングの測定結果から、チェルノブイリ原発事故後にマップ化した $40\text{kBq}/\text{m}^2$ とほぼ近い値となる $30\text{kBq}/\text{m}^2$ 以上の沈着量を示す地域が、群馬県、栃木県、茨城県、千葉県等でも航空機モニタリングより確認されている。そこで、今後、このような地域についても詳細な放射性物質の影響を確認するため、土壤に沈着した放射性セシウムの放射能濃度の測定及び空間線量率の測定を実施することが必要となる。

2) ストロンチウム 90、プルトニウム 239+240 の沈着状況に関する考察

本調査の結果、Sr-90 の沈着量の最大値 ($5.7\text{kBq}/\text{m}^2$) は、福島第一原発から 4.9km と発電所近傍で確認された。また、Pu-239+240 の放射能濃度の最大値 ($15\text{Bq}/\text{m}^2$) は福島第一原発から 18km で確認された。

他方で、チェルノブイリ原発事故時においては、図 4-30(c)及び(d)に見られるように、Sr-90 の放射能濃度が $111\text{kBq}/\text{m}^2$ を超える地域、Pu-239+240 の放射能濃度が $3.7\text{kBq}/\text{m}^2$ を超えている地域は発電所から 30km 境界付近でも確認されている。

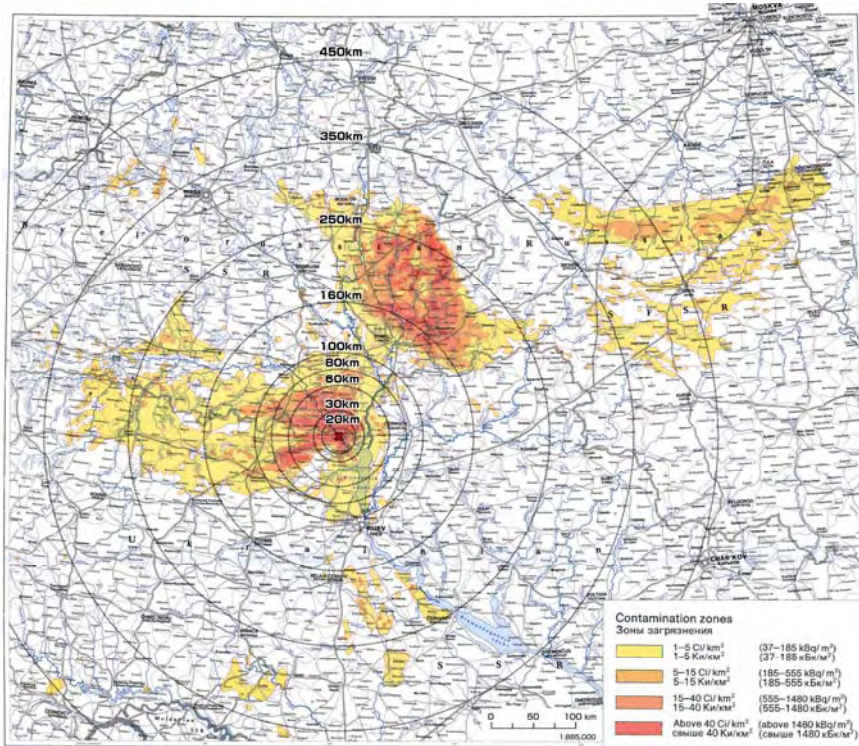
以上から、福島第一原発の事故による Sr-90、Pu-239+240 の環境中への放出及び影響については、チェルノブイリ原発事故と比較して限定的であったと考えられる。

表 4-6 福島第一原発事故とチェルノブイリ原発事故における I-131 及び Cs-137 の大気放出量

放射性核種	福島第一原発の事故での推定放出量 (Bq)		チェルノブイリ原発事故での放出量 (Bq)
	原子力安全・保安院*1	原子力安全委員会*2	
I-131	1.6×10^{17}	1.3×10^{17}	1.8×10^{18}
Cs-137	1.5×10^{16}	1.1×10^{16}	8.5×10^{16}

*1：東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故に係る 1 号機、2 号機、3 号機の炉心の状態に関する評価について（平成 23 年 6 月 6 日（平成 23 年 10 月 20 日一部修正）

*2：原子力安全委員会発表（平成 23 年 8 月 24 日）



(a)チェルノブイリ事故に伴う、ロシア連邦、ベラルーシ共和国、ウクライナのセシウム137の沈着状況（1989年12月換算）



(b)チェルノブイリ事故に伴うヨーロッパ全域におけるセシウム137の沈着状況（1989年12月換算）

図 4-30 IAEA の作成したチェルノブイリ原発事故の影響による放射性核種の土壤濃度マップ（事故発生後 3 年 8 ヶ月後の土壤濃度マップ）（その 1）

[ATLAS of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. EUR 16733]



(c) チェルノブリ原発周辺のストロンチウム 90 の沈着状況



(d) チェルノブリ原発周辺のプルトニウム 239+240 の沈着状況

図 4-30 IAEA の作成したチェルノブイリ原発事故の影響による放射性核種の土壤濃度マップ (事故発生後 3 年 8 ヶ月後の土壤濃度マップ) (その 2)

[The International Chernobyl Project. Assessment of radiological consequences and evaluation of protective measures. Technical Report. IAEA, Vienna (1991).]

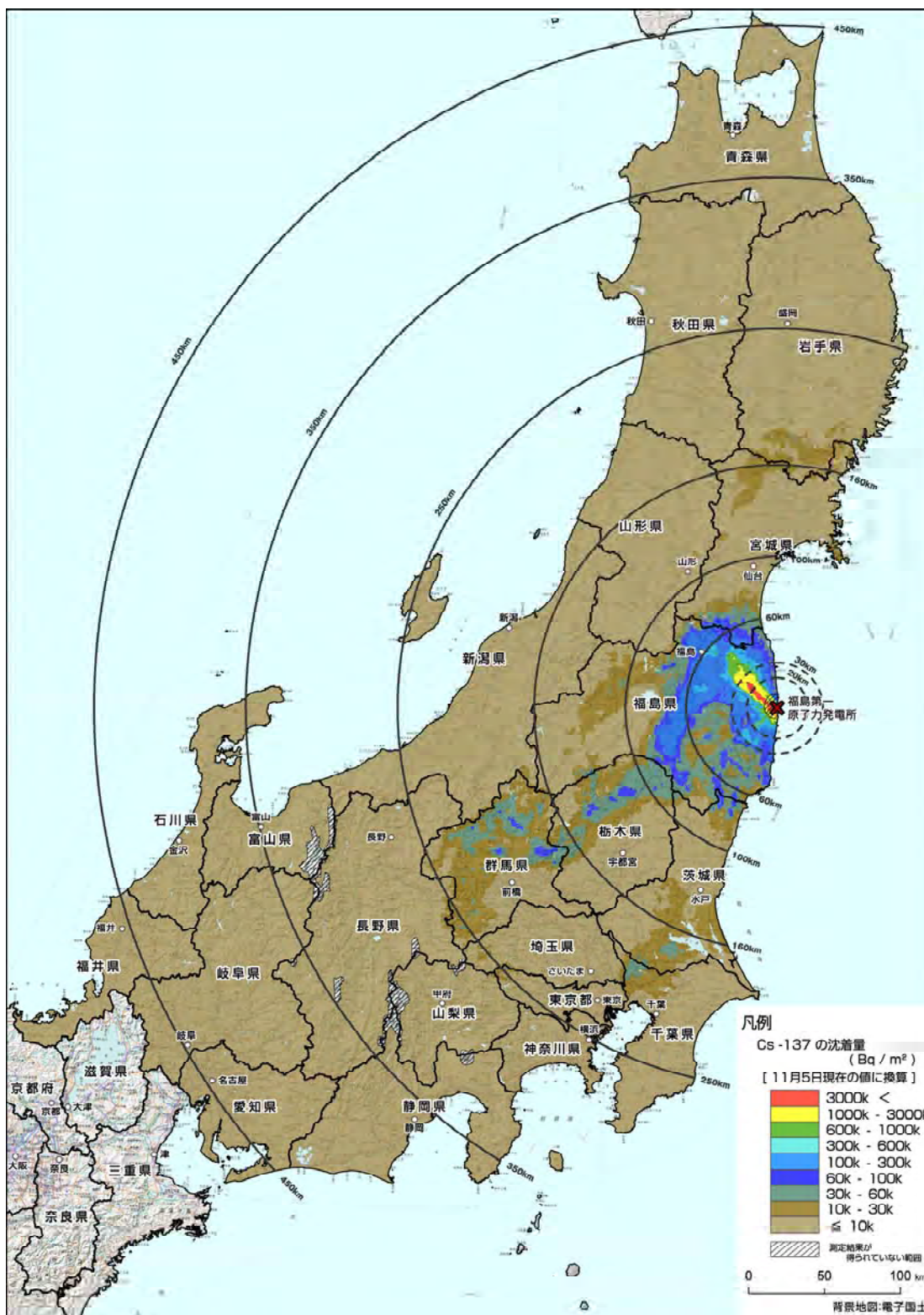


図 4-31 東日本全域における航空機モニタリングの測定結果
(地表面に沈着したセシウム 137 の放射能濃度) について (11 月 5 日換算)

4.7.3 将来的な影響

土壌濃度マップの作成において、物理的な減衰を考慮し、放射能濃度の換算の基準日とした平成23年6月14日時点では、放射性セシウムのCs-134とCs-137の放射能濃度の比率はほぼ等しかった。また、4.7.1で前述したように、この時点における土壌に沈着した放射性核種ごとの空間線量率への寄与は、Cs-134が7割、Cs-137が3割程度であることが確認されている。

そこで、今後のCs-134とCs-137の物理的減衰に着目し、両核種の物理的半減期、IAEA-TECDOC-1162に定められた空間線量率（周辺線量当量率）への換算係数より、将来の放射性物質の影響について試算することとした。

その結果、平成23年6月14日時点でCs-134とCs-137の放射能濃度が等しいと仮定した場合、図4-32に示すとおり、放射能濃度と空間線量率の減衰傾向は、若干異なると予想される。例えば、平成23年6月中旬時点の値の半減値となるのは、空間線量率では3～4年後、放射能濃度では約6年後となる。

なお、図4-32に示す傾向は、風雨等の自然現象あるいは除染による放射性物質の沈着状況の変化による効果を含んでいない。

除染活動に伴う放射線量の減少は、モニタリングによる除染効果の調査等で確認できるが、自然現象に伴う放射性核種の移行については、今後、福島第一原発事故の影響を受けた地域での実地調査、研究により解明していく必要がある。

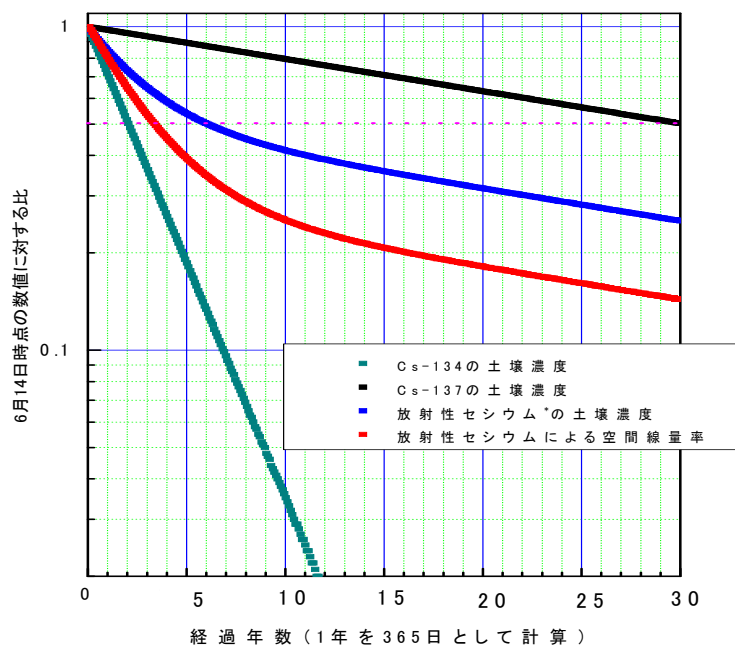


図4-32 放射性セシウムによる放射能濃度、空間線量率の将来予測

(*: グラフ中の放射性セシウムは、起算日の段階でセシウム134とセシウム137の放射能濃度の数値が等しいと仮定)

5. 放射線量等分布マップ拡大サイトの公開と放射線量等データベースの構築

5.1 データ公開の基本的考え方

福島第一原発から放出された放射性物質による各調査箇所における空間線量率、放射性核種の沈着状況等の影響を詳細に確認できるようにすることを目的として、作成した放射線量等分布マップ及び走行サーベイマップ並びに、文部科学省が実施している様々なモニタリングの結果を広く公開することとした。

公開データの利用者は、空間線量率、放射性核種の放射能濃度等の状況を定性的に把握したい多くの一般的な利用者、及び数値データを用いて放射性物質の影響の解析、予測等を実施したい研究者の二つに分類されると推定される。

そこで、空間線量率、放射性核種の放射能濃度等を文部科学省のHPや放射線量等分布マップ拡大サイトで公開すると同時に、数値データをデータベースから利用可能な状態で公開することにより、いずれの利用者のニーズにも対応できるよう、データベースの構築を検討した。

5.2 放射線量等分布マップ拡大サイトの公開

5.2.1 放射線量等分布マップ拡大サイトのシステム構成

放射線量等分布マップ拡大サイトは、福島第一原発から放出された放射性物質の影響を詳細に確認することを目的として、計測・分析データをマップ化した結果を提供するものである。そのため、放射性物質の影響を詳細に確認することを可能とするため、空間線量率や放射能濃度の分布状況を自在に拡大して表示できるマップ拡大表示機能を提供している。

また、本サイトは、図 5-1 に示すように、背景地図データを提供する背景地図サーバ、放射性物質の影響を提供する放射線量等分布マップサーバ、及び両者の情報の重ね合わせに必要なマップ作成情報を提供する重ね合わせサーバという三つのサーバにより構成されている。これらのサーバが連携して処理することにより、マップ拡大表示機能を実現している。

5.2.2 公開に向けた検討

公開時には本サイトに対する高い関心が予想されたことから、公開に先駆けて負荷テストを実施した。負荷テストの内容は、日本地図センターサイト、原子力機構柏サイト、原子力機構東海サイト、マップサイト運用担当者サイトの四つのサイトからマップサイトに対し、サーバに負荷をかけるツールである Siege を用いて一斉にアクセスを行うこととした。

負荷テストでは、1日に最大 50,000 人のアクセスが発生することを想定し、20 分間にわたり、四つのサイトから一斉にアクセス負荷をかけた。その結果、地図と分布マップの重ね合わせ処理を行う重ね合わせサーバの負荷過多により 20%程度のアクセスにおいて接続が切れる障害が発生することが判明した。

そこで、本課題を解決するために、これまで動的に実施していた背景地図と放射線量等分布マップの重ね合わせ処理をやめ、事前に重ね合わせ処理を行っておくことで、重ね合わせサーバの負荷を軽減することとした。同時に、マップ拡大表示機能だけではなく、マップを PDF ファイル化し、ダウンロード可能とする PDF ダウンロード機能も提供することで、マップ拡大表示機能に

対する負荷の分散を試みた。

その結果、前回と同様に四つのサイトから本サイトに対して一斉にアクセスを行う負荷テストを実施し、1日に最大100,000人のアクセスが発生することを想定して20分間のアクセス負荷を実施したところ、表5-1にあるように、エラーの発生は、わずか0.0001%に抑えられ、事前に重ね合わせ処理を行っておくという対策の有効性を確認できた。また、PDFファイルをダウンロードする際に発生する通信トラフィックの検証も実施し、1日最大10万件のダウンロードが発生してもネットワーク的に問題ないことを確認した。

5.2.3 公開状況と考察

本サイトは平成23年10月18日に公開した(図5-2参照)。(http://ramap.jaea.go.jp/map/) 公開後10日間で30万人を超えるアクセスがあり、サーバに対する総リクエスト数は1億1千万を超えたが、サイトは問題なく稼働した。なお、最もアクセスが集中したのは公開後3日目(平成23年10月20日)であり、98,644人のアクセスが記録された。10日間の利用者の内訳は、拡大サイト利用者が約22万人、PDFダウンロードサイト利用者が約11万人で、1/3の利用者がPDFのダウンロードを行っていることが確認された。アクセスログ詳細を解析したところ、当初想定されたPCからのアクセスだけではなく、スマートフォンやスマートパッド等、多様なメディアからのアクセスが記録されており、これらのメディアからPDFをダウンロードし、結果を表示して分布状況を確認したことが推定される。

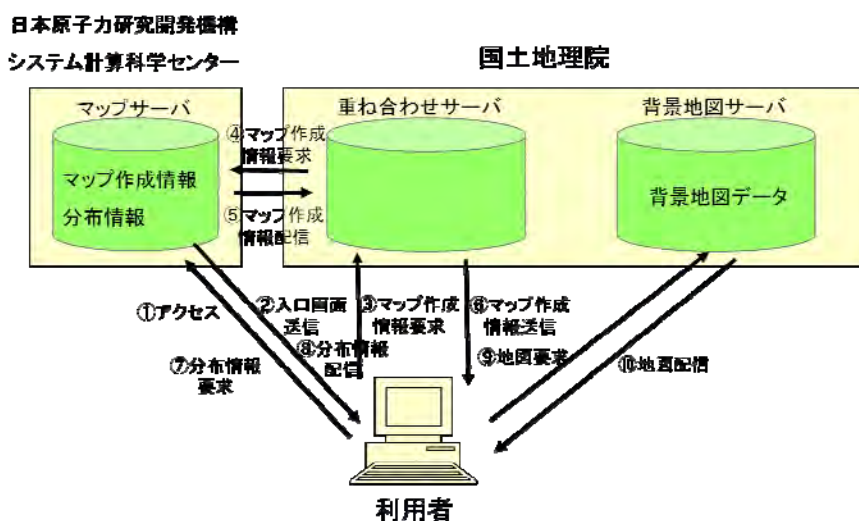
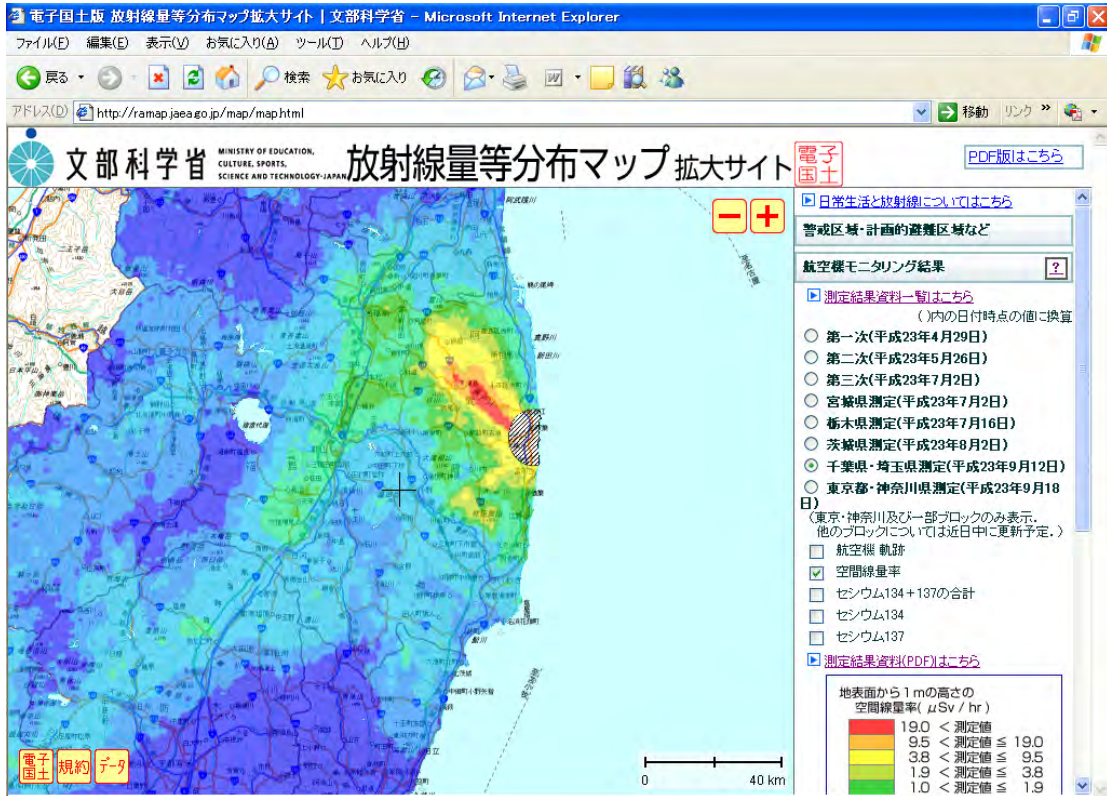


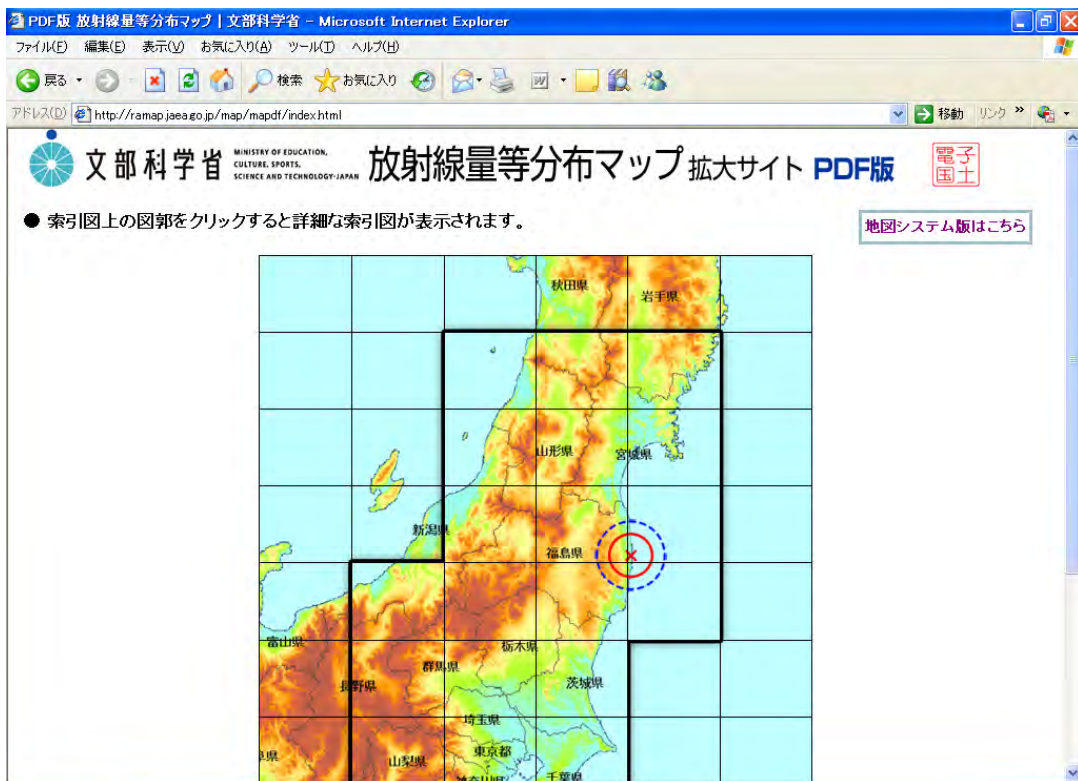
図5-1 放射線量等分布マップ拡大サイトシステム構成

表5-1 負荷テスト実施結果

	総リクエスト数	成功数	失敗数
改修前テスト	417,259	330,165	87,094
改修後テスト	739,331	739,330	1

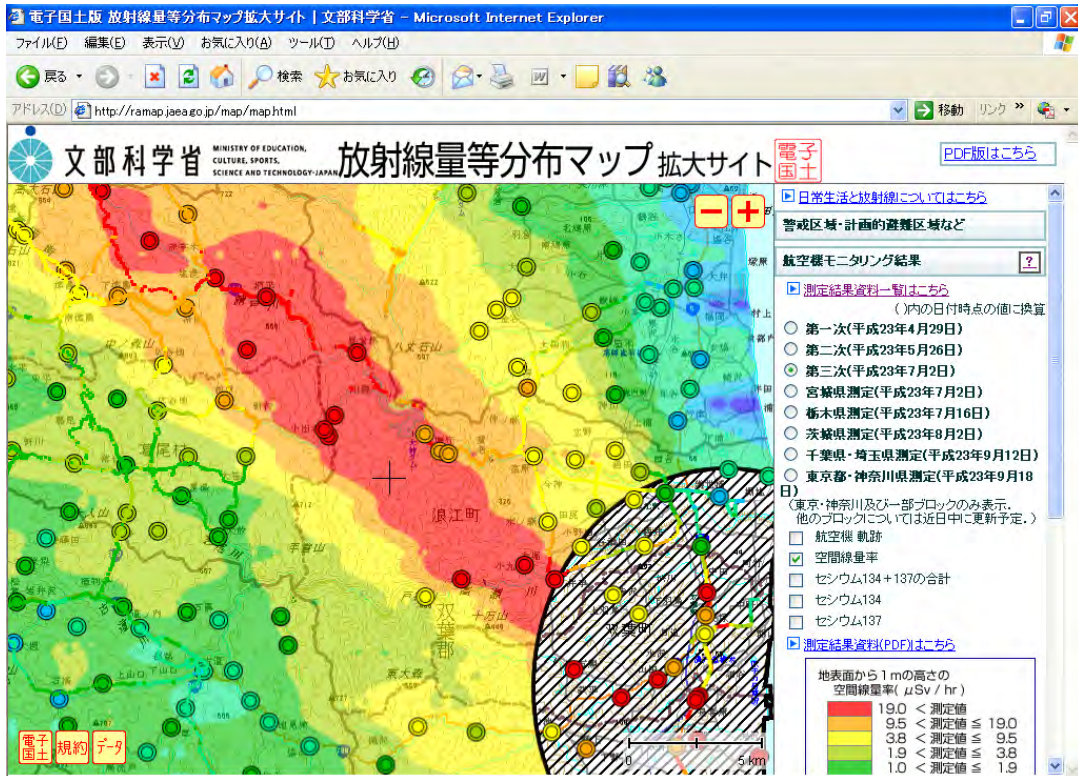


(a) 放射線量等分布マップ拡大サイト (トップページ)



(b) 放射線量等分布マップ拡大サイト PDF 版 (トップページ)

図 5-2 放射線量等分布マップ拡大サイトについて (その 1)



(c) 放射線量等分布マップ拡大サイトの測定結果の重ね合わせ機能
(第3次航空機モニタリングの測定結果及び本調査の測定結果(土壌採取箇所での空間線量率の測定結果、走行サーベイの測定結果)を重ね合わせている)

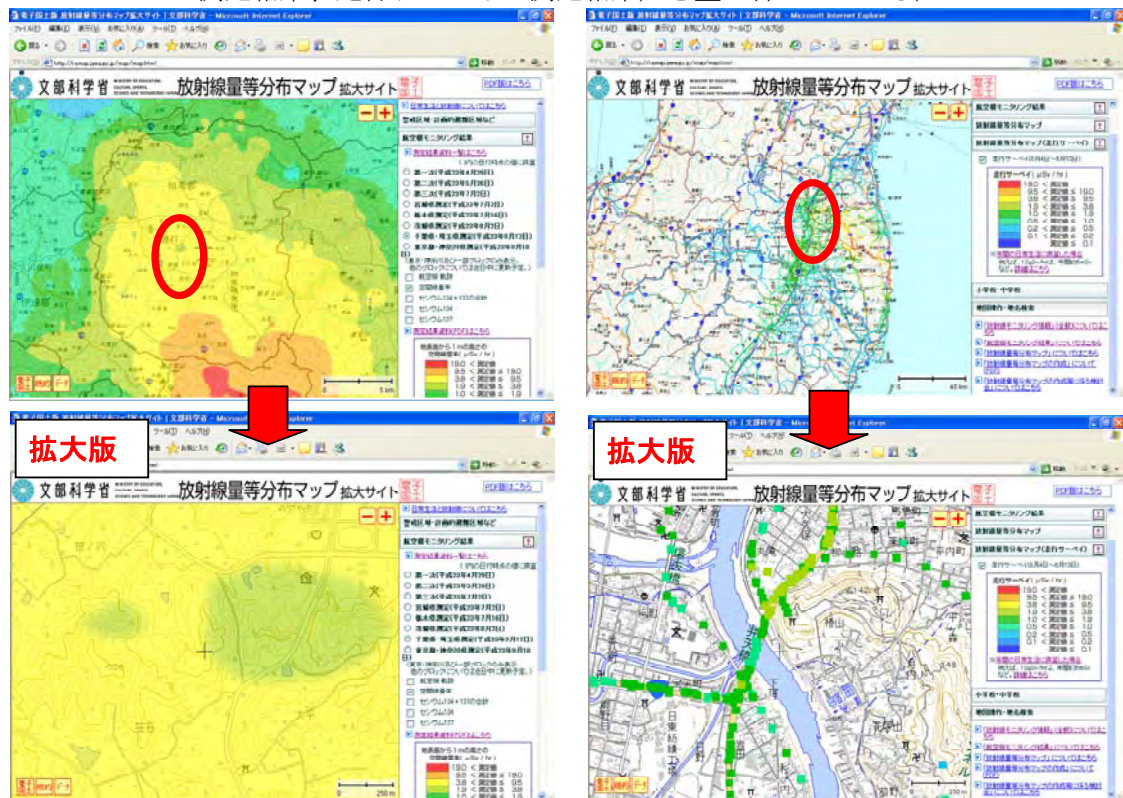


図 5-2 放射線量等分布マップ拡大サイトについて (その 2)

5.3 データベースの構築

5.3.1 データベースの設計方針

本データベースに格納される測定結果は、放射性物質の分布状況の把握や今後の除染活動計画等にとって重要であるばかりでなく、社会的にも大きな影響を与えうるものである。したがって、データ公開に先駆けて、限られたメンバーによる測定結果等の精査が必要であり、公開前のデータが漏洩することがあってはならない。一方、公開後は広く一般にデータを利用可能にすべきであるが、その際にもデータが改竄されたり、遺失したりするようなことがあってはならない。

そこで、図 5-3 に示すように、これらの要求を満足するために、事業参画機関や自治体等が公開前のデータを確認、検証するためのアクセス制限付きデータベース、及び広く一般にデータを配信する一般公開データベースの2種類のデータベースを開発した。

アクセス制限付きデータベースは、電子認証技術を用いることにより、公開前のデータの漏洩を防ぎつつ、十分に入力する測定結果を確認できるようなシステムとした。電子認証技術は、公開鍵暗号化方式を利用したセキュリティ基盤を基にした方式により、電子商取引などに用いられているほか、指紋、虹彩など生体情報を利用した方式があるが、本データベースへのアクセス制限に際しては、セキュリティ技術に不慣れな者がアクセス主体となることから、利用が容易である Secure ID 認証トークンによるワンタイムパスワード発行方式を採用することとした。

一方、公開データベースにおいては、広く一般に情報を公開する必要があることから認証機構は特に設けない代わりに、データの改竄、遺失を防ぐため、データベース本体に直接アクセスさせないよう、公開データをデータベースから切り出してファイルとして格納しておき、ファイルをダウンロードすることによりデータを取得する方式を採用した。

5.3.2 格納データの設計

データベースに格納されるデータの設計においては、(1) 走行サーベイによる連続的な空間線量率の測定結果及びその付帯情報、(2) 土壌試料採取箇所における空間線量率の測定結果及びその付帯情報、(3) 土壌試料の核種分析結果及びその付帯情報、(4) 河川、井戸水等の試料の核種分析結果及びその付帯情報の4種類のデータを対象として作業を実施した。

設計にあたっては、今後も種々の測定・分析データが格納されることが予想されるため、データベースの拡張性を重視して設計を行った。格納されるデータは、空間線量率、放射能濃度の測定結果及びその両者に共通する日時/座標データを基本データとして定義し、上記4種類のデータを基本データに関連付けられた派生データとして定義した。このような方針で測定・分析データを設計することにより、今後、例えば航空機モニタリングによる空間線量率の測定結果等を登録する際にも、他のデータに影響を及ぼすことなく比較的容易に設計が可能となるばかりでなく、空間線量率や放射能濃度に関するデータ形式が共通化されるため、異なる手段による測定結果の比較が容易になる。

5.3.3 アクセス制限付きデータベースの構築

アクセス制限付きデータベースでは、5.3.1で前述した Secure ID を用いた認証機構を活用して公開前データの漏洩や遺失を防止する一方、図 5-4 に示すように、ウェブブラウザを用いて放

射線量等測定・分析結果データベースに格納されている詳細なデータを検索する機能、検索結果を表示する機能、及びそれらをダウンロードする機能を提供することとした。

検索機能においては、ユーザが使用しやすい総合検索画面を設計し、8種類のカテゴリに分類した詳細な検索条件（福島第一原発からの距離指定、対象地域の指定、測定結果の範囲指定等）を基に、容易に検索できるようにした。

検索結果の表示においては、本調査の測定結果等の情報量に加え、入力するデータ項目自体が膨大になるため、収集されたデータの実装に際しては、利用者が必要に応じて表示するデータ項目を制御できる表示項目設定機能を実装した。

検索結果のダウンロードにおいては、データ圧縮などネットワークを介して結果を転送する処理に適したファイル形式である PDF フォーマット、及びプログラムを用いたデータ解析に適したファイル形式である CSV フォーマットの2種類の形式のファイルを自動生成し、ダウンロード可能とする機能を実現した。

5.3.4 一般公開用データベースの構築

一般公開用 Web システムは、アクセス制限付きデータベースを用いて精査されたデータを広く一般に公開するためのデータベースと位置付け、図 5-5 に示すように、ブラウザを用いて本データベースにアクセスすることにより、特にアクセス制限を課すことなく自由にデータの閲覧、ダウンロードを可能とする機能を提供した。

また、本データベースは、放射性物質の分布状況等の解析のためにデータをダウンロードすることが主たる利用形態の一つであると想定されることから、プログラムを用いたデータ解析に適したファイル形式である CSV フォーマットに加え、複雑なデータが柔軟に解析可能であることから最近のデータ処理において主流となりつつある XML フォーマットのファイルも作成し、目的に応じて、それらをダウンロード可能とする機能を実現した。

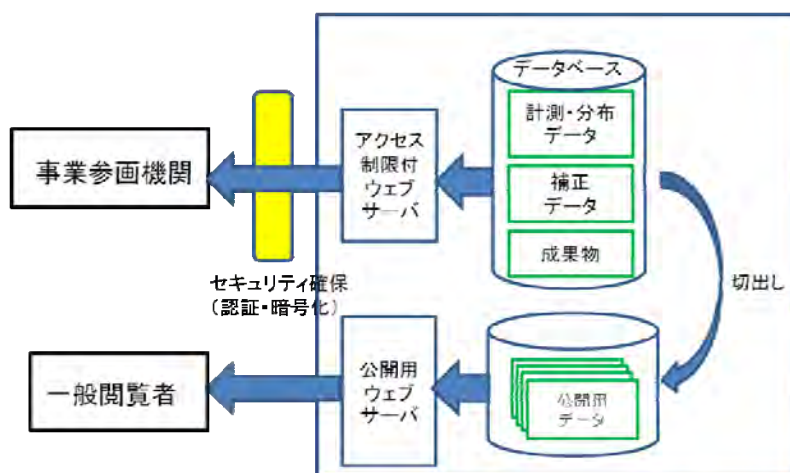


図 5-3 データベースシステム構成

総合検索

<p>データソース</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> カモニタリングによる空間線量率</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> 土壌試料採取地点における空間線量率</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> 土壌試料中核種濃度分析</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> 降水試料中核種濃度分析</p>	<p>採取および測定日による抽出</p> <p>指定期間:</p> <p>初日: <input type="text"/></p> <p>最終日: <input type="text"/></p> <p>日付は以下のフォーマット(W3C-DTF)で記入ください 例: 2011-03-12</p> <p><input type="checkbox"/> 有効</p>	<p>行政区界による抽出</p> <p>県名: <input type="text"/></p> <p>市区町村名: <input type="text"/></p> <p><input type="checkbox"/> 有効</p>
<p>避難区域による抽出</p> <p>避難指示図: <input type="text"/></p> <p><input type="checkbox"/> 有効</p>	<p>福島第一原子力発電所からの距離による抽出</p> <p>福島第一原子力発電所からの距離(km):</p> <p>上限値: <input type="text"/></p> <p>下限値: <input type="text"/></p> <p><input type="checkbox"/> 有効</p>	<p>矩形領域による抽出</p> <p>北緯緯度 北緯(°): <input type="text"/></p> <p>西経経度 東経(°): <input type="text"/> 東経経度 東経(°): <input type="text"/></p> <p>南緯緯度 北緯(°): <input type="text"/></p> <p><input type="checkbox"/> 有効</p>
<p>空間線量率による抽出</p> <p>空間線量率:</p> <p>上限値: <input type="text"/> $\mu\text{Sv/h}$</p> <p>下限値: <input type="text"/> $\mu\text{Sv/h}$</p> <p>カモニタリングおよび土壌試料採取地点の空間線量率に対する絞り込みを行います</p> <p><input type="checkbox"/> 有効</p>	<p>核種による抽出 (土壌試料中核種濃度分析)</p> <p>核種: <input type="text"/></p> <p>濃度:</p> <p>上限値: <input type="text"/> Bq/m^2</p> <p>下限値: <input type="text"/> Bq/m^2</p> <p>土壌試料中核種濃度分析に対する絞り込みを行います</p> <p>減衰補正 指定日: <input type="text"/></p> <p>減衰補正指定日の指定がない場合、2011年6月14日へ減衰補正します</p> <p><input type="checkbox"/> 有効</p>	<p>核種による抽出 (降水試料中核種濃度分析)</p> <p>核種: <input type="text"/></p> <p>濃度:</p> <p>上限値: <input type="text"/> Bq/kg</p> <p>下限値: <input type="text"/> Bq/kg</p> <p>降水試料中核種濃度分析に対する絞り込みを行います</p> <p>減衰補正 指定日: <input type="text"/></p> <p>減衰補正指定日の指定がない場合、2011年6月14日へ減衰補正します</p> <p><input type="checkbox"/> 有効</p>

図 5-4 放射線量等データベース（アクセス制限付きデータベース）における総合検索画面

放射線量等データベース 公開Webシステム

トップ > 測定データ選択 > 土壌試料中核種濃度分布結果 [福島県相馬郡飯館村]

一覧表示：土壌試料中核種濃度分布結果 [福島県相馬郡飯館村]

表示測定期間： 2011/06/04 から 2011/07/21 まで

補正日： 2011/11/01 に補正

表示

53 件中 1 ~ 10
表示件数： 10

試料管理番号	試料採取日時	住所	緯度	経度	原発からの距離 (km)	補正済み核種濃度 (Bq/m ²) ¹³¹ I	補正済み核種濃度 (Bq/m ²) ¹³⁴ Cs	補正済み核種濃度 (Bq/m ²) ¹³⁷ Cs
03201106130503	2011-06-13 12:30:00	福島県 相馬郡 飯館村	37°38'17.0"	140°47'53.4"	31.7	3.0E-2	1.2E+6	1.5E+6
03201106120601	2011-06-12 10:55:00	福島県 相馬郡 飯館村	37°37'31.4"	140°48'37.9"	29.9	2.1E-2	1.1E+6	1.4E+6
03201106110506	2011-06-11 15:30:00	福島県 相馬郡 飯館村	37°41'23.3"	140°43'12.3"	40.6	2.0E-2	8.8E+5	9.9E+5
03201106120502	2011-06-12 11:00:00	福島県 相馬郡 飯館村	37°38'44.7"	140°44' 6.1"	36.2	1.9E-2	5.8E+5	7.3E+5
03201106120506	2011-06-12 14:20:00	福島県 相馬郡 飯館村	37°37'43.7"	140°46'23.2"	32.4	1.8E-2	9.7E+5	1.3E+6
03201106110705	2011-06-11 15:03:00	福島県 相馬郡 飯館村	37°42'15.8"	140°48'20.7"	37.2	1.7E-2	3.2E+5	3.9E+5
03201106120401	2011-06-12 12:35:00	福島県 相馬郡 飯館村	37°37'59.0"	140°43'15.1"	36.1	1.7E-2	6.7E+5	8.4E+5
03201106120403	2011-06-12 11:10:00	福島県 相馬郡 飯館村	37°36'57.3"	140°42'29.0"	35.8	1.7E-2	5.2E+5	6.5E+5
03201106110701	2011-06-11 10:33:00	福島県 相馬郡 飯館村	37°41'37.1"	140°45'26.8"	38.7	1.6E-2	7.1E+5	8.4E+5
03201106120603	2011-06-12 12:20:00	福島県 相馬郡 飯館村	37°36'48.8"	140°48' 0.9"	29.6	1.6E-2	7.9E+5	9.7E+5

53 件中 1 ~ 10

CSV保存

図 5-5 放射線量等データベース（一般公開用データベース）におけるデータ表示例

6. まとめ

文部科学省は、平成 23 年度 科学技術戦略推進費によるプロジェクト「放射性物質による環境影響への対策基盤の確立」の一環として、福島第一原発事故の影響を確認するため、地表面から 1m の高さの空間線量率マップ、及び土壌に沈着した放射性核種ごとの放射能濃度の分布状況を示した土壌濃度マップを作成することとした。本マップは、文部科学省からの委託により、原子力機構を中心に多くの大学や研究機関の協力のもと調査された結果を基に、文部科学省に設置した「放射線量等分布マップの作成等に係る検討会」の委員による妥当性確認を経た上で作成された。

本調査は、福島第一原発事故により相当量の放射性物質が大気中に放出されことに伴い、本事故による被ばく線量の評価、環境への影響評価、避難した住民の帰還の判断、除染の判断等に用いる信頼性の高い基礎データを早急に取得することを目的に実施した。

そのため、統一した信頼性のある試料採取方法、測定方法、分析方法を定めた上で、福島第一原発の周辺における詳細かつ広域の調査を行うこととした。また、事故初期の被ばくにおいて重要な核種であるが、短半減期のため測定が困難になることが予想された I-131 を検出すること、また、梅雨の降雨に伴い、地表面からの放射性物質の流出が起きる前の初期状態を把握することを目的として、平成 23 年 6 月 4 日～7 月 8 日と短期間で調査を実施した。

調査対象範囲は、それまでに実施していた航空機モニタリングやその他の環境モニタリングの結果を参考にして、福島第一原発から 80km 圏内を 2km メッシュに、80～100km の範囲 及びその範囲外の福島県内を 10km メッシュに分割し、各メッシュ内で調査箇所を 1 箇所定め、それぞれの箇所で原則 5 個の土壌試料を採取するとともに、同箇所で地表面から 1m の高さの空間線量率の測定を行った。

調査にあたっては、大阪大学及び筑波大学が中心となり現地調査の基盤整備を行ったこと、及び大阪大学の呼びかけにより、全国から 94 の大学等の研究機関から 409 名の調査参加者が集まったことが調査実施の原動力となった。

その結果、本調査では、福島第一原発から 100km 圏内及びその圏外の福島県において、約 2,200 箇所約 11,000 個の土壌試料を採取することができた。

採取した土壌試料は、日本分析センター、東京大学他、全 21 機関において、Ge 半導体検出器を用いて、ガンマ線放出核種の核種分析が行われた。日本分析センター以外の分析機関における測定に関しては、東京大学が試料の分配から測定結果の取りまとめまで一貫して統括するとともに、核種分析の統計的考察を担当した。この分析結果を基に Cs-134、Cs-137、I-131、Te-129m、Ag-110m の五つのガンマ線放出核種の沈着量（単位面積当たりの放射能量）をプロットした土壌濃度マップを完成した。放射性セシウムに関しては全ての調査箇所で統計的に有意なデータが得られたが、その他の核種については統計的に有意なデータが得られないケースが存在したため、一定の整理のもと、放射性核種が検出されたと判断された箇所について最も確からしい放射能濃度を求めてマップ化することとした。

いずれの核種についても、福島第一原発から北西方向に高い放射能濃度の沈着が認められたが、郡山盆地周辺の地域にも相対的に高い放射能濃度の地域が存在した。Cs-134、Cs-137 の放射能濃度の比率はどの箇所においてもほぼ一定であり、両核種の挙動が同様であることを示す結果が得

られている。

一方、その他の放射性核種の放射性セシウムに対する放射能濃度の比率はそれぞれ特徴があり、放射性核種による挙動の違い、沈着の経緯の違い等を示唆する結果となっている。I-131 と Te-129m は福島第一原発から南の方向の沿岸地域において、放射性セシウムに対する放射能濃度の比率が高い地域が存在するが、Te-129m については、南方向沿岸地域内に比率の高い地域と低い地域が存在することが分かった。また、Ag-110m については、南方向に加えて北方向においても放射性セシウムに対する放射能濃度比率の高い地域があるように見受けられる。

このように、放射性セシウムの放射能濃度に対する各核種の沈着量の比率の分布状況が核種ごとに異なる理由としては、土壌への放射性核種の沈着の経緯が地域ごとに異なることを示唆するものである。福島第一原発からの放射性物質の放出イベントは複数回あったと考えられており、また、放出された放射性プルームが放出時期により方向を変えて複雑に流れたことが大気拡散計算等により推測されている。本調査で得られた、広域にわたる複数の放射性核種の沈着量の分布状況の結果は、今後、放射性プルームの挙動や土壌への放射性物質の沈着の経路を解明するための重要な基礎データとなることが期待される。

その他、約 2,200 箇所の調査箇所のうち、100 箇所について、ベータ線放出核種である Sr-89、Sr-90、及びアルファ線放出核種である Pu-238、Pu-239+240 の核種分析を実施した。その結果、事故前で観測された Pu-238 の Pu-239+240 に対する放射能濃度の比率の違いや半減期が短い Sr-89 が検出されたことから、明らかに福島第一原発事故に起因すると考えられる測定値が、本調査範囲で確認された。しかし、その測定結果は大きなものではなく、プルトニウムに関しては、事故前に観測された大気圏内核実験によるフォールアウトの Pu-238、239+240 の放射能濃度に比べても小さく、また、Sr-90 の Cs-137 に対する比率も平均で 1/300 以下と大きな値ではなかった。

また、IAEA の技術報告書 IAEA-TECDOC-1162 に示された線量換算係数を用いて、検出された放射性核種が今後 50 年に与える外部被ばく線量と再浮遊による吸入による内部被ばく線量を評価した。その結果、Cs-137 が被ばく評価において最も影響が大きく、続いて Cs-134 が影響が大きいものの、その他の放射性核種による被ばく線量は、放射性セシウムに比べて十分に小さいと評価された。また、現在の空間線量率への各核種の寄与について 50 地点程度をランダムに選んで評価した結果、6月14日現在で Cs-134 による線量が平均で約 70%、Cs-137 による線量が約 30%で、その他の核種による線量は 1%以下であることが分かった。以上の結果から、今後の線量評価、除染活動等は放射性セシウムを対象に行うことが重要であることが確認された。

空間線量率に関しては、土壌試料を採取した全ての箇所で測定した地表面から 1m の高さの空間線量率、ならびに、走行サーベイによる広域線量率分布の 2 種類のマップを作成した。双方とも、基本的に NaI サーベイメータを使用した。前者に関しては 30 μ Sv/h 以上の高線量率地域では電離箱式サーベイメータを用いた。いずれの検出器に関しても校正が適切に行われていることを確認するとともに、調査の直前にメーカーによる機器のチェックを行い、信頼性の高い測定値が得られることを確認してから測定を実施した。

走行サーベイに関しては、乗用車内で測定された空間線量率データを車外の地表面から 1m の高さにおける空間線量率の測定値に換算するために、空間線量率の異なる理想的な地点で測定された校正定数を使用した。また、道路上の測定結果が周辺地域の空間線量率の分布状況をどの程度

反映しているか、福島県が実施した校庭の空間線量率との比較・検討を行い、走行サーベイにより空間線量率の測定結果が周囲の空間線量率を反映していることが確認された。

得られた2種類の空間線量率マップは、セシウムの土壌濃度マップと同様の分布傾向を示した。地表面から1mの高さの空間線量率の測定結果は平均2km程度の間隔で、また、走行サーベイデータは数100mの間隔での詳細な空間線量率の分布状況に関する情報を取得できた。これらのマップにより、今回の事故による放射性物質の影響に関するいくつかの知見が得られた。福島第一原発に近い高い空間線量率の箇所においては、数100m程度の近い距離においても空間線量率が急激に変化する場合があります、チェルノブイリ原発事故と同様に、空間線量率についても事故に伴う放射性物質に特有の分布状況を示していることが確認できた。

また、空間線量率の測定結果を三次元地図上に測定結果を重ねて観察することにより、地形と汚染状況の関係も明らかになった。福島第一原発から北西の山岳地帯においては、尾根を挟んで空間線量率が顕著に異なる部分があり、放射性プルームが山頂を迂回して流れた様子が確認できた。また、郡山盆地における空間線量率は、両側の山岳地帯に向かって海拔高度が高くなるにつれて低くなる傾向を示している。詳しくは今後の解析が必要であるが、この結果は放射性プルームが盆地内の比較的低い高度を通過したか、あるいは盆地内でのみ強い降雨があった可能性を示唆するものである。

本事故とチェルノブイリ原発事故による放射性物質の影響を比較するため、公開されている情報を基に、Cs-137の沈着量についてチェルノブイリ原発事故と本事故を比較したところ、発電所近傍におけるCs-137の放射能濃度はチェルノブイリ原発事故と比べて小さいとは言い切れないものの、チェルノブイリ原発事故による環境中への放出及び影響範囲は、福島第一原発事故の影響範囲に比べてはるかに大きいこと（約7～8倍）が確認された。また、Sr-90とPu-239+240に関しても、チェルノブイリ原発事故に比べて、沈着量が明らかに小さいことが確認された。なお、チェルノブイリ原発事故では、I-131、Te-129m及びAg-110mに関する詳細な土壌濃度マップが公開されていないため、比較できなかった。

本調査においては、福島第一原発から100km及びその圏外の福島県の信頼性の高い空間線量率ならびに土壌濃度マップを作成することができた。これらは、福島第一原発事故による被ばく線量の評価、環境影響の評価、住民の帰還の判断、除染の判断等を行うための基礎的なデータの一つとして、有用に使用されていくことが期待される。チェルノブイリ原発事故においても同様に詳細な土壌濃度マップが公表されたが、公表は事故から5年経過した1991年であったこと、チェルノブイリ原発事故において公開されたI-131の土壌濃度マップは、放射性セシウムとの比率等から推定したと考えられる間接的なマップであること、及びTe-129mやAg-110mの土壌濃度マップはチェルノブイリ原発事故では公表されていないこと等を考えると、本調査では、事故の影響を把握するために必要な情報を全て得られたわけではないものの、短期間の限られた時間のなかで相当量の情報を得ることができたと評価される。

その後の航空機モニタリングの結果から、本調査で調査対象とした地域の外側でも、栃木県北部、群馬県北部あるいは千葉県北部等、相当量の放射性セシウムが沈着したと考えられる地域が存在することが明らかになっており、今後、これらの地域を対象とした同様の詳細調査を行うことが必要である。また、将来被ばく線量に寄与する主要な放射性核種は放射性セシウムであり、

長期的には Cs-137 に注目することが重要である。従って、放射性セシウムの地中への移行あるいは水や空気を通じた他地域への移行について詳細に調べることが必要である。福島県及びその周辺地域には森林地帯が多く存在し、ここに多量の放射性セシウムが蓄積されていると考えられる。今後、森林から居住環境をはじめとする様々な環境間の放射性セシウムの移行の状況を明らかにすることが重要である。

今後、自然環境中における放射性核種の移行に加えて、多くの地域で除染活動が行われることにより、各箇所の放射性物質の影響は変化していくことが予想される。本調査の主な目的は、攪乱のない土壌等において土壌濃度マップと空間線量率マップを作成することであり、このような場所について、今後の自然環境中における放射性核種の移行（沈着量の経時変化）状況を確認するためには、今後も継続的に調査することが必要である。一方、除染活動やウェザリング等に伴う居住環境の空間線量率の低減を的確に追うことも被ばく線量評価や影響評価の観点から重要であり、このような情報を得る活動も進めて行く必要がある。

参考文献

IAEA 閣僚会議報告書（平成 23 年 6 月 7 日）

原子力安全委員会発表（平成 23 年 4 月 12 日）

IAEA: Generic assessment procedures for determining protective actions during a reactor accident. IAEA-TECDOC-955 (1997).

IAEA: Generic procedures for assessment and response during a radiological emergency. IAEA-TECHDOC-1162 (2000).

K. Saito, N. Petoussi-Henss, M. Zankl : Calculation of the effective dose and its variation from environmental gamma ray sources. Health Physics, 74, 698-706 (1998).

De Cort, M., G. Dubois, Sh. D. Fridman et al. Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. EUR 16733 (1998).

International Advisory Committee. The International Chernobyl Project. Assessment of radiological consequences and evaluation of protective measures. Technical Report. IAEA, Vienna (1991).

謝辞

本調査は、本報告書に掲載のない方々も含めて非常に多くの組織及び協力者の尽力により完成したものです。調査の準備、実施、放射線量等分布マップの作成、公表、及びデータベースの作成に至るまで、限られた時間の中で、多くの大学等の研究機関や財団法人、民間企業、地方自治体、東京電力株式会社ほか電力事業者等からの多くの協力者による有形無形の協力により本調査を完遂することができました。ご協力いただいた全ての方に対し、ここに深く感謝の意を表します。

検討会の経緯

文部科学省は、「環境モニタリング強化計画」（平成 23 年 4 月 22 日 原子力災害対策本部）及び「原子力被災者への対応に関する当面の取組方針」（平成 23 年 5 月 17 日 原子力災害対策本部）に基づき、事故状況の全体像の把握や区域等の解除に資する放射線量等分布マップを作成するため、以下の構成委員からなる「放射線量等分布マップの作成等に係る検討会」を設置し、調査内容について適宜確認し、報告書を取りまとめた。また、調査の進捗にあたっては、構成委員のほか以下に示す検討会外の有識者からも広く意見を求めた。

当検討会は、平成 23 年 5 月 26 日に第 1 回会合を開催して以降、報告書の取りまとめまで合計で 15 回開催され、平成 24 年 1 月 24 日の第 15 回検討会において、報告書の取りまとめにあたって最終の方向性を決定した。

＜構成委員＞

池内 嘉宏	財団法人 日本分析センター 理事
木村 秀樹	青森県 環境生活部 原子力安全対策課 副参事
小山 吉弘	福島県 生活環境部 原子力安全対策課 課長
齋藤 公明	独立行政法人 日本原子力研究開発機構 福島支援本部 上級研究主席
柴田 徳思	独立行政法人 日本原子力研究開発機構 J-PARC センター 客員研究員
下 道國	藤田保健衛生大学 客員教授
杉浦 紳之	近畿大学 原子力研究所 教授
高橋 隆行	福島大学 副学長（研究担当）・附属図書館長
高橋 浩之	東京大学 原子力国際専攻 教授
高橋 知之	京都大学 原子炉実験所 原子力基礎工学研究部門 准教授
茅野 政道	独立行政法人 日本原子力研究開発機構 原子力基礎工学研究部門 副部門長
長岡 鋭	財団法人 高輝度光科学研究センター 安全管理室長
中村 尚司	東北大学 名誉教授
長谷部 亮	独立行政法人 農業環境技術研究所 研究統括主幹
久松 俊一	財団法人 環境科学技術研究所 環境動態研究部 部長
村松 康行	学習院大学 理学部 化学科 教授
吉田 聡	独立行政法人 放射線医学総合研究所 放射線防護研究センター 運営企画ユニット ユニット長

（敬称略、50 音順）

＜検討会外の有識者＞

石橋 一房	株式会社	ヴィジブルインフォメーションセンター	
林 圭佐	株式会社	ヴィジブルインフォメーションセンター	
津澤 正晴	財団法人	日本地図センター 地図研究所 理事 兼 地図研究所長 兼 研究第一部長	
牧野 敏彦	財団法人	日本地図センター ネットサービス部 主幹	
竹村 和広	財団法人	日本地図センター ネットサービス部 主査	
百成 了一	財団法人	日本地図センター ネットサービス部 部長	
田中 圭	財団法人	日本地図センター 研究員	
高橋 悠	財団法人	日本地図センター 研究員	
北村 清司	財団法人	日本分析センター 精度管理室長	
齊藤 敬	大阪大学	安全衛生管理部 核燃料物質管理室	
谷畑 勇夫	大阪大学	核物理研究センター 教授	
藤原 守	大阪大学	核物理研究センター 準教授	
恩田 裕一	筑波大学	大学院生命環境科学研究科 生命共存科学専攻 教授	
大塚 孝治	東京大学	大学院理学系研究科原子核科学研究センター センター長 教授	
下浦 淳	東京大学	大学院理学系研究科原子核科学研究センター 教授	
村松 健	独立行政法人	日本原子力研究開発機構 システム計算科学センター センター長	
関 暁之	独立行政法人	日本原子力研究開発機構 システム計算科学センター 高度計算機技術開発室	
武宮 博	独立行政法人	日本原子力研究開発機構 システム計算科学センター 高度計算機技術開発室	
坂場 成明	独立行政法人	日本原子力研究開発機構 経営企画部 研究主幹	
青木 和弘	独立行政法人	日本原子力研究開発機構 地層処分研究開発部門 幌延深地層研究ユニット 研究主席	
木内 伸幸	独立行政法人	日本原子力研究開発機構 福島支援本部 環境支援部 技術主幹	
高橋 史明	独立行政法人	日本原子力研究開発機構 福島支援本部 福島技術本部 福島環境安全センター	
佐藤 哲朗	独立行政法人	日本原子力研究開発機構 福島支援本部 福島技術本部	
中原 由紀夫	独立行政法人	日本原子力研究開発機構 福島支援本部 福島技術本部	
松田 規宏	独立行政法人	日本原子力研究開発機構 福島支援本部 福島技術本部	
三上 智	独立行政法人	日本原子力研究開発機構 福島支援本部 福島技術本部	
高田 祐介	独立行政法人	農業環境インベントリーセンター 研究員	
谷山 一郎	独立行政法人	農業環境技術研究所 研究統括主幹	
内堀 幸夫	独立行政法人	放射線医学総合研究所 研究基盤センター 研究基盤技術部 放射線計測技術開発課 課長	
難波 謙二	福山大学	共生システム理工学類 教授	
遠藤 光義	福島県	生活環境部 原子力安全対策課	

(敬称略、順不同)

放射線量等分布マップの作成等に係る検討会について

1. 開催の目的

「環境モニタリング強化計画」（平成 23 年 4 月 22 日 原子力災害対策本部）及び「原子力被災者への対応に関する当面の取組方針」（平成 23 年 5 月 17 日 原子力災害対策本部）に基づき、事故状況の全体像の把握や区域等の解除に向けて活用するため、放射線量等分布マップを作成する。

当該マップの作成にあたり、技術的検討を行うことを目的として「放射線量等分布マップの作成等に係る検討会」を開催する。

2. 検討内容

- 放射性物質の分布状況を把握するための「線量測定マップ」作成に係る技術的事項
- 土壌表層中の放射性物質の蓄積状況を把握するための「土壌濃度マップ」作成に係る技術的事項
- 農地土壌における放射性物質の蓄積状況を把握するための「農地土壌放射能濃度分布マップ」作成に係る技術的事項
- 地表面からの放射性物質の移行状況（河川、地下水等の水圏への移行、地表面等からの巻き上げ、土中への移行等）の確認に係る技術的事項

3. 庶務

委員会の庶務は、科学技術・学術政策局原子力安全課において処理する。

土壌採取・空間線量率の測定に参加した研究者一覧

氏名	所属	身分
木村幹	青山学院大学	名誉教授
川見吏司	青山学院大学	理学修士
永田恭子	青山学院大学 理工学部 アイソトープ実験室	職員
斎藤裕子	青山学院大学 理工学部 アイソトープ実験室	職員
岩田吉弘	秋田大学 教育文化学部 自然環境講座	教授
佐藤斉	茨城県立医療大学 保健医療学部 放射線技術科学科	准教授
高田麻里子	茨城県立医療大学 保健医療学部 放射線技術科学科	B4
成石将平	茨城県立医療大学 保健医療学部 放射線技術科学科	B4
根本宏美	茨城県立医療大学 保健医療学部 放射線技術科学科	共同研究員
藤田元春	茨城県立医療大学 保健医療学部 放射線技術科学科	B4
今大輔	医療法人 亀田総合病院 放射線治療センター	医学物理士
小林貴博	医療法人 大雄会 総合大雄会病院 技術放射線科 核医学センター	診療放射線技師
山本新一	医療法人 大雄会 総合大雄会病院 技術放射線科	診療放射線技師
小林敏樹	医療法人 名古屋放射線診断財団	学術局長
手塚郁夫	医療法人 明倫会 今市病院	情報管理室長
佐藤禎宏	宇都宮大学 教育学部 理科教育専攻	教授
板井啓明	愛媛大学 沿岸環境科学研究センター	助教
杉田歩	大阪市立大学 工学部 応用物理学科	准教授
大坪久夫	大阪大学	名誉教授
馬場宏	大阪大学	名誉教授
齊藤敬	大阪大学 安全衛生管理部	講師
榎本瞬	大阪大学 核物理研究センター	D2
王恵仁	大阪大学 核物理研究センター	助教
郡英輝	大阪大学 核物理研究センター	特任助教
坂口治隆	大阪大学 核物理研究センター	協同研究員
嶋達志	大阪大学 核物理研究センター	助教
谷畑勇夫	大阪大学 核物理研究センター	教授
藤原守	大阪大学 核物理研究センター	准教授
松宮亮平	大阪大学 核物理研究センター	教務補佐員
中島裕夫	大阪大学大学院 医学系研究科 放射線基礎医学	助教
真鍋勇一郎	大阪大学大学院 工学研究科 環境・エネルギー工学専攻	助教
笠松良崇	大阪大学大学院 理学研究科	助教
松多健策	大阪大学大学院 理学研究科	准教授
吉村崇	大阪大学大学院 理学研究科	准教授
田中純貴	大阪大学大学院 理学研究科 (核物理研究センター谷畑グループ)	M2
池田 隼人	大阪大学大学院 理学研究科 化学専攻 篠原研究室	D4
表利樹	大阪大学大学院 理学研究科 化学専攻 篠原研究室)	M2
菊谷有希	大阪大学大学院 理学研究科 化学専攻 篠原研究室	M2
小森有希子	大阪大学大学院 理学研究科 化学専攻 篠原研究室	D2
中塚和人	大阪大学大学院 理学研究科 化学専攻 篠原研究室	M2
横北卓也	大阪大学大学院 理学研究科 化学専攻(篠原研究室)	M2
城山辰己	大阪大学大学院 理学研究科 化学専攻 放射化学研究室	M1
塩原直也	大阪大学 理学部 化学科 篠原研究室	B4
中村宏平	大阪大学 理学部 化学科 篠原研究室	B4
安田勇輝	大阪大学 理学部 化学科 篠原研究室	B4
永松知洋	岡山大学 自然生命科学研究支援センター 光・放射線情報解析部門鹿田施設	安全管理責任者(技術専門職員)
花房直志	岡山大学 自然生命科学研究支援センター 光放射線情報解析部門鹿田施設	助教
佐藤文寛	岡山理科大学大学院 理学研究科	M2
豊田新	岡山理科大学 理学部	教授
川口慎介	海洋研究開発機構	ポストドクトラル研究員
仙田量子	海洋研究開発機構	技術研究員
佐藤佳子	海洋研究開発機構 地球内部ダイナミクス領域	技術研究副主任
井上雅雄	金沢医科大学 RIセンター	協力研究員
石垣靖人	金沢医科大学 総合医学研究所	准教授
中西孝	金沢大学	名誉教授

土壌採取・空間線量率の測定に参加した研究者一覧

氏名	所属	身分
鷲山幸信	金沢大学 医薬保健研究域 保健学系	助教
武田勇樹	金沢大学大学院 自然科学研究科	M2
南 大地	金沢大学大学院 自然科学研究科	M2
山田 記大	金沢大学大学院 自然科学研究科	D3
小野遼平	金沢大学 理工学域 物質化学類	B4
島田 昌英	金沢大学 理工学域 物質化学類	B4
中井美希	金沢大学 理工学域 物質化学類	B4
前田英太	金沢大学 理工学域 物質化学類	B4
横山明彦	金沢大学 理工研究域 物質化学系	教授
原川裕章	株式会社 荏原製作所 技術・研究開発企画室 基盤技術グループ	研究員
佐々木博之	株式会社 日本環境調査研究所	営業一課
宮崎一郎	株式会社 ワカイダエンジニアリング	元社員
角拓也	関西学院大学 理工学部 化学科	B4
壺井基裕	関西学院大学 理工学部 化学科	准教授
原川朋矢	関西学院大学 理工学部 化学科	B4
岡島敏浩	九州シンクロトロン光研究センター	主任研究員
岩崎諒	九州大学大学院 理学研究院 物理学部門 原子核実験グループ	M1
坂口聡志	九州大学大学院 理学研究院 物理学部門 原子核実験グループ	助教
藤田訓裕	九州大学大学院 理学研究院 物理学部門 原子核実験グループ	助教
若狭智嗣	九州大学大学院 理学研究院 物理学部門 原子核実験グループ	准教授
岩田孟	九州大学大学院 理学府 化学専攻 無機反応化学研究室	M1
金子誠	九州大学大学院 理学府 化学専攻 無機反応化学宇都宮研究室	M1
高嶋隆一	京都教育大学	准教授
辻本遼二郎	京都教育大学 教育学部 理科領域専攻	B4
津留昌彦	京都教育大学 教育学部 理科領域専攻	B4
西村龍太郎	京都教育大学 教育学部 理科領域専攻	B4
盛武翔	京都教育大学 教育学部 理科領域専攻	B4
水野義之	京都女子大学 現代社会学部	教授
齊藤真弘	京都大学	名誉教授
沖雄一	京都大学 原子炉実験所	准教授
柴田誠一	京都大学 原子炉実験所	教授
佐々木隆之	京都大学大学院 工学研究科 原子核工学専攻	准教授
市川裕大	京都大学大学院 理学研究科 物理学・宇宙物理学専攻 原子核・ハドロン物理学研究室	D1
身内賢太郎	京都大学大学院 理学研究科 物理学第二教室 宇宙線研究室	助教
下瀬川正幸	群馬県立県民健康科学大学 診療放射線学部	教授
石崎梓	群馬大学 重粒子線医学研究センター	研究員
相澤省一	群馬大学大学院 工学研究科 応用化学・生物化学専攻 (共通講座)	教授
安達利一	高エネルギー加速器研究機構	准教授
海老原清一	高エネルギー加速器研究機構	講師
川久保忠通	高エネルギー加速器研究機構	研究員
齊藤直人	高エネルギー加速器研究機構	教授
末武聖明	高エネルギー加速器研究機構	講師
岩下大器	高エネルギー加速器研究機構 加速器研究施設	研究員
坂本裕	高エネルギー加速器研究機構 加速器研究施設	講師
佐藤皓	高エネルギー加速器研究機構 加速器研究施設 加速器第一研究系	非常勤研究員
吉見弘道	高エネルギー加速器研究機構 史料室	非常勤
氏家宣彦	高エネルギー加速器研究機構 史料室	研究支援職員
石山博恒	高エネルギー加速器研究機構 素粒子原子核研究所 短寿命核ビームR&Dグループ	研究機関講師
片山一郎	高エネルギー加速器研究機構 素粒子原子核研究所	非常勤
三原智	高エネルギー加速器研究機構 素粒子原子核研究所	准教授
宮武宇也	高エネルギー加速器研究機構 素粒子原子核研究所	教授
三好敏喜	高エネルギー加速器研究機構 素粒子原子核研究所	特別助教
高橋一智	高エネルギー加速器研究機構 放射線科学センター	技師
月出章	高知大学 医療学系医学教育部門	教務補佐員 (再雇用職員)
石田亮太	甲南大学大学院 自然科学研究科 物理学専攻 原子核研究室	M1

土壌採取・空間線量率の測定に参加した研究者一覧

氏名	所属	身分
楠瀬幸一	甲南大学大学院 自然科学研究科 物理学専攻 原子核研究室	M1
吉田賢司	甲南大学大学院 自然科学研究科 物理学専攻 原子核研究室	M1
秋宗秀俊	甲南大学 理工学部 物理学科	准教授
宇都宮弘章	甲南大学 理工学部 物理学科	教授
山本常夏	甲南大学 理工学部 物理学科 宇宙粒子研究室	准教授
一瀬昌嗣	神戸市立工業高等専門学校 一般科 理科	准教授
田中正義	神戸常盤大学 保健科学部	教授
前原正義	国際医療福祉大学 三田病院放射線科	診療放射線技師
橋本光康	国際医療福祉大学 保健医療学部	教授
山本智朗	国際医療福祉大学 保健医療学部 放射線・情報科学科	准教授
野尻幸宏	国立環境研究所 地球環境研究センター	上級主席研究員
西尾禎治	国立がん研究センター / 立教大学 / 東京大学	客員 / 客員教授 / 客員研究員
菊池麻希子	国立極地研究所	日本学術振興会特別研究員 (PD)
大嶋晃敏	国立天文台 天文シミュレーションプロジェクト	専門研究職員
加藤融	国立病院機構 東京医療センター	診療放射線技師
菅原崇	国立病院機構 東京医療センター	診療放射線技師
原田高行	国立病院機構 三重中央医療センター	診療放射線技師
中村讓	埼玉医科大学 国際医療センター 放射線腫瘍科 / 放射線医学総合研究所	非常勤講師 / 名誉研究員
伊達伸	財団法人 高輝度光科学研究センター	主幹研究員
富樫茂子	産業技術総合研究所 評価部	招聘研究員
森下雄一郎	産業技術総合研究所 計測標準量子放射科放射線標準	研究員
中西章夫	滋賀医科大学 物理学教室	助手
伊藤拓也	渋川総合病院 診療技術部放射線科	医学物理士
清水秀雄	首都大学東京 健康福祉学部 放射線学科	大学院生
福土政広	首都大学東京 健康福祉学部 放射線学科	教授
新井正一	純真学園大学 保健医療学部 放射線技術科学科	教授
井手口忠光	純真学園大学 保健医療学部 放射線技術科学科	教授
亀塚昌彦	純真学園大学 保健医療学部 放射線技術科学科	学科長教授
川路康之	純真学園大学 保健医療学部 放射線技術科学科	講師
河村誠治	純真学園大学 保健医療学部 放射線技術科学科	教授
佐藤幸光	純真学園大学 保健医療学部 放射線技術科学科	教授
堀川彌太郎	順天堂大学	客員教授
瀧澤誠	昭和薬科大学	講師
阿部克也	信州大学 工学部 電気電子工学科	准教授
坂口優也	信州大学大学院 工学系研究科 電気電子工学専攻	M2
長谷川庸司	信州大学 理学部	准教授
今村恵子	聖マリアンナ医科大学 放射線医学講座	客員教授
近藤昭彦	千葉大学 環境リモートセンシング研究センター	教授
下条亮介	千葉大学 理学部 地球科学科	B4
大沼章子	中部大学 生命健康科学研究所	客員教授
笹公和	筑波大学 研究基盤総合センター 応用加速器部門(物理学専攻)	准教授
松村亮	筑波大学 生命環境学群 生物資源学類	B4
伊藤由太	筑波大学大学院 数理物質科学研究科 物理学専攻	D2
原和彦	筑波大学大学院 数理物質科学研究科 物理学専攻	講師
森口哲朗	筑波大学大学院 数理物質科学研究科 物理学専攻	D3
恩田裕一	筑波大学大学院 生命環境科学研究科	教授
田村憲司	筑波大学大学院 生命環境科学研究科 生物圏資源科学専攻	准教授
佐藤志彦	筑波大学大学院 生命環境科学研究科 環境科学専攻	M1
小沢顕	筑波大学 物理学系	准教授
古徳純一	帝京大学 医療技術学部 診療放射線学科	講師
中村史彦	東海大学大学院 理学研究科 物理学専攻	M1
河内明子	東海大学 理学部 物理学科	准教授
能登昭雄	東京医科歯科大学 医歯学研究支援センター アイソトープ部門	技術専門職員
原正幸	東京医科歯科大学 医歯学研究支援センター アイソトープ部門	准教授
吉田尚弘	東京工業大学大学院 総合理工学研究科	教授

土壌採取・空間線量率の測定に参加した研究者一覧

氏名	所属	身分
箕輪はるか	東京慈恵会医科大学 アイソトープ実験研究施設	助教
芳賀昭弘	東京大学 医学部附属病院 放射線科	助教
添盛晃久	東京大学 教養学部 広域科学科	B4
久保野茂	東京大学 原子核科学研究センター	教授
角野秀一	東京大学 素粒子物理国際研究センター	助教
水野和恵	東京大学大学院 医学系研究科 疾患生命工学センター 臨床医工学部門	特任研究員
作美明	東京大学大学院 医学系研究科 放射線科	特任助教
西島陽祐	東京大学大学院 工学系研究科 原子力国際専攻	M1
小豆川勝見	東京大学大学院 総合文化研究科 広域科学専攻	助教
竹内誠	東京大学大学院 総合文化研究科 広域科学専攻	助教
松尾基之	東京大学大学院 総合文化研究科 広域科学専攻	教授
鍵裕之	東京大学大学院 理学系研究科 地殻化学実験施設	教授
西隆博	東京大学大学院 理学系研究科 物理学専攻	M2
橋本直	東京大学大学院 理学系研究科 物理学専攻	D1
鶴田治雄	東京大学 大気海洋研究所 気候システム研究系	特任研究員
塚本篤	東京都市大学 工学部 環境エネルギー工学科 放射線応用工学研究室	B4
西川珠美	東京都市大学 工学部 環境エネルギー工学科 放射線応用工学研究室	B4
高橋竜太	東京理科大学 理工学部 物理学科 千葉研究室	奨励研究員
田所大樹	東京理科大学 理工学部 物理学科 千葉研究室	B4
保高寿也	東京理科大学 理工学部 物理学科 千葉研究室	B4
小川了	東邦大学 理学部	教授
石田拓運	東邦大学大学院 理学研究科 物理学専攻 基礎物理学教室	D2
土田勇介	東邦大学大学院 理学研究科 物理学専攻 基礎物理学教室	M2
長島福太郎	東北学院大学大学院	M2
星善元	東北学院大学 工学部 電子工学科	教授
大歳恒彦	東北公益文科大学	教授
大内匠	東北大学植物園	技術一般職員
秋田和則	東北大学大学院 農学研究科 附属複合生態フィールド教育研究センター	D1
東純子	東北大学大学院 農学研究科 附属複合生態フィールド教育研究センター	M1
齋藤雅典	東北大学大学院 農学研究科 附属複合生態フィールド教育研究センター	教授
山本岳彦	東北大学大学院 農学研究科 附属複合生態フィールド教育研究センター	研究支援職員
加藤新一	東北大学大学院 理学研究科 物理学専攻 加速器科学グループ	M2
鶴養美冬	東北大学大学院 理学研究科 物理学専攻 原子核物理学講座 (田村裕和グループ)	助教
細見健二	東北大学大学院 理学研究科 物理学専攻 原子核物理学講座 (田村裕和グループ)	D3
本多良太郎	東北大学大学院 理学研究科 物理学専攻 原子核物理学講座	D1
山本剛史	東北大学大学院 理学研究科 物理学専攻 原子核物理学講座 (田村裕和グループ)	D2
桐島陽	東北大学 多元物質科学研究所	助教
菊永英寿	東北大学 電子光理学研究センター	助教
須田利美	東北大学 電子光理学研究センター	教授
末包文彦	東北大学 ニュートリノ科学研究センター	准教授
末包玉衣		
清水利規	東北大学 農学部	B4
高橋克彦	獨協医科大学 RIセンター 放射線管理部	主任
石原正司	名古屋市立大学大学院 医学研究科 アイソトープ研究室	技術職員
田中剛	名古屋大学	名誉教授
緒方良至	名古屋大学 医学部 保健学科	助教
濱田信義	名古屋大学大学院 医学系研究科	助手
杉谷健一郎	名古屋大学大学院 環境学研究科	教授
杉本和弘	名古屋大学大学院 生命農学研究科 放射線安全管理室	技術職員
鈴木建	名古屋大学大学院 理学研究科	准教授
伊藤好孝	名古屋大学 太陽地球環境研究所	教授
三塚岳	名古屋大学 太陽地球環境研究所	研究員
泉川卓司	新潟大学 アイソトープ総合センター	准教授
後藤淳	新潟大学 アイソトープ総合センター	助教
平山繁	新潟大学 旭町地区放射性同位元素共同利用施設	技術員

土壌採取・空間線量率の測定に参加した研究者一覧

氏名	所属	身分
藤井邦彦	新潟大学 環境安全推進室	特任助手
後藤 真一	新潟大学 機器分析センター	准教授
上松和義	新潟大学 工学部	技術専門職員
笠原翔悟	新潟大学大学院 自然科学研究科	M1
刈屋佳樹	新潟大学大学院 自然科学研究科	M1
小嶋貴幸	新潟大学大学院 自然科学研究科	M2
富塚知博	新潟大学大学院 自然科学研究科	M1
村上昌史	新潟大学大学院 自然科学研究科	D1
大竹憲邦	新潟大学 農学部	准教授
原田直樹	新潟大学 農学部	准教授
工藤久昭	新潟大学 理学部	教授
黒木良太	(独) 日本原子力研究開発機構 量子ビーム応用研究部門	
安達基泰	(独) 日本原子力研究開発機構 量子ビーム応用研究部門	
大野 豊	(独) 日本原子力研究開発機構 量子ビーム応用研究部門	
澤田真一	(独) 日本原子力研究開発機構 量子ビーム応用研究部門	
榊 泰直	(独) 日本原子力研究開発機構 量子ビーム応用研究部門	
熊田高之	(独) 日本原子力研究開発機構 量子ビーム応用研究部門	
齋藤寛之	(独) 日本原子力研究開発機構 量子ビーム応用研究部門	
三井隆也	(独) 日本原子力研究開発機構 量子ビーム応用研究部門	
岡本芳裕	(独) 日本原子力研究開発機構 量子ビーム応用研究部門	
初川雄一	(独) 日本原子力研究開発機構 量子ビーム応用研究部門	
武田全康	(独) 日本原子力研究開発機構 量子ビーム応用研究部門	
栗原和夫	(独) 日本原子力研究開発機構 量子ビーム応用研究部門	
伊藤洋昭	(独) 日本原子力研究開発機構 地層処分研究開発部門	
佐藤稔紀	(独) 日本原子力研究開発機構 地層処分研究開発部門	
藤原健壯	(独) 日本原子力研究開発機構 地層処分研究開発部門	
濱 克宏	(独) 日本原子力研究開発機構 地層処分研究開発部門	
北村 暁	(独) 日本原子力研究開発機構 地層処分研究開発部門	
山田国見	(独) 日本原子力研究開発機構 地層処分研究開発部門	
岩田敏之	(独) 日本原子力研究開発機構 人形峠環境技術センター	
村下信二	(独) 日本原子力研究開発機構 人形峠環境技術センター	
高田正晴	(独) 日本原子力研究開発機構 人形峠環境技術センター	
徳田靖彦	(独) 日本原子力研究開発機構 人形峠環境技術センター	
山脇弘幸	(独) 日本原子力研究開発機構 人形峠環境技術センター	
川崎 悟	(独) 日本原子力研究開発機構 人形峠環境技術センター	
吉次雄一	(独) 日本原子力研究開発機構 人形峠環境技術センター	
根本俊行	(独) 日本原子力研究開発機構 大洗研究開発センター	
会田秀樹	(独) 日本原子力研究開発機構 大洗研究開発センター	
芳賀哲也	(独) 日本原子力研究開発機構 核燃料サイクル研究所	
杉本直行	(独) 日本原子力研究開発機構 核燃料サイクル研究所	
内藤信一	(独) 日本原子力研究開発機構 核燃料サイクル研究所	
加藤淳也	(独) 日本原子力研究開発機構 核燃料サイクル研究所	
福島昌宏	(独) 日本原子力研究開発機構 原子力基礎工学研究部門	
中野純一	(独) 日本原子力研究開発機構 原子力基礎工学研究部門	
大場正規	(独) 日本原子力研究開発機構 原子力基礎工学研究部門	
小河浩晃	(独) 日本原子力研究開発機構 原子力基礎工学研究部門	
本岡隆文	(独) 日本原子力研究開発機構 原子力基礎工学研究部門	
辻本和文	(独) 日本原子力研究開発機構 原子力基礎工学研究部門	
高峰潤	(独) 日本原子力研究開発機構 原子力基礎工学研究部門	
木村敦	(独) 日本原子力研究開発機構 原子力基礎工学研究部門	
山田佑典	(独) 日本原子力研究開発機構 原子力科学研究所	
鈴木和博	(独) 日本原子力研究開発機構 原子力科学研究所	
光岡真一	(独) 日本原子力研究開発機構 先端基礎研究センター	
白鳥昂太郎	(独) 日本原子力研究開発機構 先端基礎研究センター	
千葉敏	(独) 日本原子力研究開発機構 先端基礎研究センター	

土壌採取・空間線量率の測定に参加した研究者一覧

氏名	所属	身分
豊嶋厚史	(独) 日本原子力研究開発機構 先端基礎研究センター	
大江一広	(独) 日本原子力研究開発機構 先端基礎研究センター	
藤井健太郎	(独) 日本原子力研究開発機構 先端基礎研究センター	
伊藤孝	(独) 日本原子力研究開発機構 先端基礎研究センター	
髭本亘	(独) 日本原子力研究開発機構 先端基礎研究センター	
神戸振作	(独) 日本原子力研究開発機構 先端基礎研究センター	
松田達磨	(独) 日本原子力研究開発機構 先端基礎研究センター	
若林泰夫	(独) 日本原子力研究開発機構 先端基礎研究センター	
太田憲一	(独) 日本原子力研究開発機構 システム計算科学センター	
坂本健作	(独) 日本原子力研究開発機構 システム計算科学センター	
室井敏之	(独) 日本原子力研究開発機構 システム計算科学センター	
神成政明	(独) 日本原子力研究開発機構 システム計算科学センター	
久野哲也	(独) 日本原子力研究開発機構 システム計算科学センター	
庄司誠	(独) 日本原子力研究開発機構 システム計算科学センター	
青木和久	(独) 日本原子力研究開発機構 システム計算科学センター	
平山孝	(独) 日本原子力研究開発機構 システム計算科学センター	
宮本 幸博	(独) 日本原子力研究開発機構 J-PARCセンター	
関 一成	(独) 日本原子力研究開発機構 J-PARCセンター	
佐藤 浩一	(独) 日本原子力研究開発機構 J-PARCセンター	
飯田 芳久	(独) 日本原子力研究開発機構 安全研究センター	
山口 義仁	(独) 日本原子力研究開発機構 安全研究センター	
三原 武	(独) 日本原子力研究開発機構 安全研究センター	
森山 清史	(独) 日本原子力研究開発機構 安全研究センター	
端 邦樹	(独) 日本原子力研究開発機構 安全研究センター	
春日井敦	(独) 日本原子力研究開発機構 核融合研究開発部門	
荒木政則	(独) 日本原子力研究開発機構 核融合研究開発部門	
坂本宣照	(独) 日本原子力研究開発機構 核融合研究開発部門	
木内伸幸	(独) 日本原子力研究開発機構 福島支援本部	
斎藤公明	(独) 日本原子力研究開発機構 福島支援本部	
三枝純	(独) 日本原子力研究開発機構 福島支援本部	
高橋史明	(独) 日本原子力研究開発機構 福島支援本部	
永井尚生	日本大学 文理学部	教授
山形武靖	日本大学 文理学部 自然科学研所	研究員
小林貴之	日本大学 文理学部 情報科学研究所	准教授
天野光	日本分析センター 放射能分析業務部	
福嶋浩人	日本分析センター 放射能分析業務部	
橋本丈夫	日本分析センター 放射能分析業務部	
中山一成	日本分析センター 放射能分析業務部	
虻川成司	日本分析センター 放射能分析業務部	
落合政昭	日本分析センター 放射能分析業務部	
吉田和弘	日本分析センター 放射能分析業務部	
竹友祥平	日本分析センター 放射能分析業務部	
宮嶋優希	日本分析センター 放射能分析業務部	
住永圭	日本分析センター 放射能分析業務部	
守屋聡一	日本分析センター 放射能分析業務部	
藤原昭彦	日本分析センター 放射能分析業務部	
坂口真澄	日本分析センター 放射能分析業務部	
栗原龍	日本分析センター 放射能分析業務部	
山本なぎさ	日本分析センター 放射能分析業務部	
向山高志	日本分析センター 放射能分析業務部	
矢島慧	日本分析センター 放射能分析業務部	
中村光晴	日本分析センター 放射能分析業務部	
楠政治	日本分析センター 放射能分析業務部	講師
木下浩二	日本分析センター 放射能分析業務部	放射線物理科主査
藁科知之	沼津工業高等専門学校 物質工学科	M2

土壌採取・空間線量率の測定に参加した研究者一覧

氏名	所属	身分
東明男	兵庫県立粒子線医療センター	講師
金本賢司	広島国際大学大学院	准教授
前田浩志	広島国際大学 保健医療学部	教授
Zhumadilov Kassya	広島大学 原爆放射線医科学研究所	教授
星正治	広島大学 原爆放射線医科学研究所	特任准教授
大瀧慈	広島大学 原爆放射線医科学研究所	教授
裕隆太	広島大学大学院 工学研究院	D3
高橋嘉夫	広島大学大学院 理学研究科	准教授
勝部亜矢	広島大学大学院 理学研究科 地球惑星システム学専攻	M2
小川泉	福井大学大学院 工学研究科	D2
井須良麦	福井大学大学院 工学研究科 原子力・エネルギー安全工学専攻	D1
柏貴子	福井大学大学院 工学研究科 原子力・エネルギー安全工学専攻	大学院生
佐々木孔英	福井大学大学院 工学研究科 原子力・エネルギー安全工学専攻	大学院生
松山源基	福井大学大学院 工学研究科 原子力・エネルギー安全工学専攻	准教授
村上清貴	福井大学大学院 工学研究科 原子力・エネルギー安全工学専攻	助教
原孝光	福島県立医科大学	助教
三宅将生	福島県立医科大学 医学部 細胞統合生理学講座	教授
小林大輔	福島県立医科大学 医学部 細胞統合生理学講座	B4
小山純正	福島大学 共生システム理工学類	特任准教授
今野浩平	福島大学 共生システム理工学類	M1
高瀬つぎ子	福島大学 共生システム理工学類	M2
大内拓哉	福島大学大学院 共生システム理工学研究科	M2
加納晋太郎	福島大学大学院 共生システム理工学研究科	特任教授
岸波晃代	福島大学大学院 共生システム理工学研究科	D2
佐藤一男	福島大学大学院 共生システム理工学研究科	特任教授
鈴木健司	福島大学大学院 共生システム理工学研究科	M1
中馬教允	福島大学大学院 共生システム理工学研究科	准教授
半谷尚之	福島大学大学院 共生システム理工学研究科	製造部長代理
横山須美	藤田保健衛生大学 医療科学部 放射線学科	環境管理グループ長
五十嵐隆	富士フイルムR Iファーマ株式会社	一般職
河内杉雄	富士フイルムR Iファーマ株式会社 千葉工場管理部環境管理グループ	主任研究員
吉原章	富士フイルムR Iファーマ株式会社 千葉工場管理部環境管理グループ	診療放射線技師
山田隆二	防災科学技術研究所 地震・火山防災研究ユニット	教授
関口智子	北部地区医師会病院 放射線室	准教授
合川正幸	北海道大学 原子核反応データベース研究開発センター	D3
藤吉亮子	北海道大学大学院 工学研究院 量子理工学部門	D3
佐々木隆浩	北海道大学大学院 環境科学研究院	教授
三原義広	北海道大学大学院 環境科学研究院	准教授
田中俊逸	北海道大学大学院 地球環境科学研究院	准教授
豊田和弘	北海道大学大学院 地球環境科学研究院	研究員
渡邊豊	北海道大学大学院 地球環境科学研究院	助教
牧永あや乃	北海道大学 知識メディアラボラトリー	教授
西泰明	三重大学生 命科学研究支援センター 放射線化学・安全管理部門	助教
玉木洋一	宮城教育大学 教育学部 理科教育講座	教授
前田幸重	宮崎大学 工学部	教授
葉袋佳孝	武蔵大学 人文学部	教授
齋藤 和男	山形大学 理学部 地球環境学科	B4
岩田高広	山形大学 理学部 物理学科	B4
高橋功	山形大学 理学部 物理学科	准教授
糠塚元気	山形大学 理学部 物理学科	上席研究員
津野宏	横浜国立大学 教育人間科学部	研究員
松田達生	リアルタイム地震情報利用協議会	前任研究員
水井良暢	リアルタイム地震情報利用協議会	客員主管研究員
西村俊二	理化学研究所	特別嘱託職員
小川建吾	理化学研究所 仁科加速器研究センター	出向契約職員

土壌採取・空間線量率の測定に参加した研究者一覧

氏名	所属	身分
藤田新	理化学研究所 仁科加速器研究センター 安全業務グループ	特別嘱託職員
向井弘樹	理化学研究所 仁科加速器研究センター 安全業務室	特別嘱託職員
影山正	理化学研究所 仁科加速器研究センター イオン源開発チーム	チームリーダー
池上九三男	理化学研究所 仁科加速器研究センター 加速器基盤研究部	仁科センター研究員
森本幸司	理化学研究所 仁科加速器研究センター 超重元素分析装置チーム	チームリーダー
園田哲	理化学研究所 仁科加速器研究センター 低速R I ビーム生成装置開発チーム	ポストドクトラル研究員
和田道治	理化学研究所 仁科加速器研究センター 低速R I ビーム生成装置開発チーム	大学院生
的場史朗	立教大学 理学部	准教授
村井大地	立教大学 理学部	大学院生
村田次郎	立教大学 理学部	大学院生
吉田周平	立教大学 理学部	研究生
渡邊健太郎	立教大学 理学部	B4
楠野葉瑠香	立正大学 地球環境科学部	教授
澁木俊希	立正大学 地球環境科学部	客員教授
福岡孝昭	立正大学 地球環境科学部	教授
渡辺巖	立命館大学 総合理工学研究機構 SRセンター	非常勤講師(名誉教授)
廣瀬康行	琉球大学 医学部附属病院	准教授
大森保	琉球大学 大学教育センター	助教
金城和俊	琉球大学 農学部	
中森健之	早稲田大学 理工学術院 先進理工学部 応用物理学科	

Ge半導体検出器を用いた核種分析に参加した研究者一覧

氏名	所属	身分
小池武志	東北大学大学院理学研究科	助教
田村裕和	東北大学大学院理学研究科	教授
鶴養美冬	東北大学大学院理学研究科	助教
細見健二	東北大学大学院理学研究科	D4
山本剛史	東北大学大学院理学研究科	D2
佐々木昭雄	東北大学大学院理学研究科	M1
石川泰佑	東北大学理学部	B3
大野真夫	東北大学理学部	B3
菅野湧貴	東北大学理学部	B3
小島章寛	東北大学理学部	B3
斉藤みく	東北大学理学部	B3
佐藤春樹	東北大学理学部	B3
塩川裕太	東北大学理学部	B3
塩崎健弘	東北大学理学部	B3
白石健一郎	東北大学理学部	B3
須藤貴史	東北大学理学部	B3
高崎慎平	東北大学理学部	B3
千葉貴司	東北大学理学部	B3
新田光	東北大学理学部	B3
芳賀大樹	東北大学理学部	B3
日比野剛太	東北大学理学部	B3
本間康平	東北大学理学部	B3
松田卓也	東北大学理学部	B3
松村裕二	東北大学理学部	B3
南敦	東北大学理学部	B3
山田洋輝	東北大学理学部	B3
大槻勤	東北大学電子光物理学研究センター	准教授
菊永英寿	東北大学電子光物理学研究センター	助教
山崎寛仁	東北大学電子光物理学研究センター	助教
中村隆司	東京工業大学（大岡山）大学院理工学研究科	教授
實吉敬二	東京工業大学（すずかけ台）バイオ研究基盤支援総合センター	准教授
川崎克則	東京工業大学（大岡山）大学院理工学研究科	助教
近藤洋介	東京工業大学（大岡山）大学院理工学研究科	助教
伊藤誠	東京工業大学（すずかけ台）大学院理工学研究科	D1
佐古貴行	東京工業大学（大岡山）大学院理工学研究科	M2
堤一樹	東京工業大学（大岡山）大学院理工学研究科	M2
永井遼	東京工業大学（大岡山）大学院理工学研究科	M2
寄林侑正	東京工業大学（大岡山）大学院理工学研究科	M2
岸田拓也	東京工業大学（大岡山）大学院理工学研究科	M2
松原吉彦	東京工業大学（すずかけ台）大学院総合理工学研究科	M2
横山真之介	東京工業大学（大岡山）大学院理工学研究科	M1
伊藤歩	東京工業大学（大岡山）大学院理工学研究科	M1
田中隆己	東京工業大学（大岡山）大学院理工学研究科	M1
川上孝介	東京工業大学（大岡山）大学院理工学研究科	M1
鈴木隆介	東京工業大学（すずかけ台）大学院理工学研究科	M1
南方亮吾	東京工業大学（大岡山）理学部	B4
本橋和貴	東京工業大学（大岡山）理学部	B4
小林大	東京工業大学（大岡山）理学部	B4
宮武裕和	東京工業大学（大岡山）理学部	B4
白井葉月	東京工業大学（大岡山）理学部	B4
松田達郎	宮崎大学工学部	教授
前田幸重	宮崎大学工学部	助教

Ge半導体検出器を用いた核種分析に参加した研究者一覧

氏名	所属	身分
宮迫洋之	宮崎大学大学院工学研究科	M2
元田貴浩	宮崎大学大学院工学研究科	M2
宮原一平	宮崎大学大学院工学研究科	M2
海老原充	首都大学東京(宇宙化学研究室)大学院理工学研究科	教授
大浦泰嗣	首都大学東京(宇宙化学研究室)大学院理工学研究科	准教授
白井直樹	首都大学東京(宇宙化学研究室)大学院理工学研究科	助教
日高義浩	首都大学東京(宇宙化学研究室)大学院理工学研究科	D2
麻生和弥	首都大学東京(宇宙化学研究室)大学院理工学研究科	M2
熊谷和也	首都大学東京(宇宙化学研究室)大学院理工学研究科	M2
佐々木雄飛	首都大学東京(宇宙化学研究室)大学院理工学研究科	M2
山中遼	首都大学東京(宇宙化学研究室)大学院理工学研究科	M1
和田彩佳	首都大学東京(宇宙化学研究室)大学院理工学研究科	M1
井手神志	首都大学東京(宇宙化学研究室)都市教養学部理工学系化学コース	B4
岩下和樹	首都大学東京(宇宙化学研究室)都市教養学部理工学系化学コース	B4
大塚紗恵	首都大学東京(宇宙化学研究室)都市教養学部理工学系化学コース	B4
久富木志郎	首都大学東京(同位体化学研究室)大学院理工学研究科	准教授
秋山和彦	首都大学東京(同位体化学研究室)大学院理工学研究科	助教
濱野達行	首都大学東京(同位体化学研究室)大学院理工学研究科	M2
岩沼準	首都大学東京(同位体化学研究室)大学院理工学研究科	M1
竹内絵里奈	首都大学東京(同位体化学研究室)大学院理工学研究科	M1
増田一瞳	首都大学東京(同位体化学研究室)大学院理工学研究科	M1
坂本慶太	首都大学東京(同位体化学研究室)都市教養学部理工学系化学コース	B4
芝野幸也	首都大学東京(同位体化学研究室)都市教養学部理工学系化学コース	B4
田口優佳	首都大学東京(同位体化学研究室)都市教養学部理工学系化学コース	B4
横山明彦	金沢大学理工研究域物質化学系	教授
佐藤涉	金沢大学理工研究域物質化学系	准教授
鷺山幸信	金沢大学医薬保健研究域保健学系	助教
中西孝	金沢大学学際科学実験センター	名誉教授(研究補助員)
上杉正樹	金沢大学自然科学研究科	研究補助員
山田記大	金沢大学自然科学研究科物質科学専攻	D3
灘村崇裕	金沢大学医学系研究科保健学専攻量子医療技術学講座	M2
武田勇樹	金沢大学自然科学研究科物質化学専攻	M2
南大地	金沢大学自然科学研究科物質化学専攻	M2
鈴木卓也	金沢大学自然科学研究科物質化学専攻	M1
礪光貴	金沢大学自然科学研究科物質化学専攻	M1
戸田光祐	金沢大学自然科学研究科物質化学専攻	M1
水内理映子	金沢大学自然科学研究科物質化学専攻	M1
小野遼平	金沢大学理工学域物質化学類化学コース	B4
木村元	金沢大学理工学域物質化学類化学コース	B4
重吉祐生	金沢大学理工学域物質化学類化学コース	B4
島田昌英	金沢大学理工学域物質化学類化学コース	B4
中井美希	金沢大学理工学域物質化学類化学コース	B4
前田英太	金沢大学理工学域物質化学類化学コース	B4
鶴野いづみ	金沢大学医薬保健学域保健学類検査技術科学専攻	B4
太田朱音	金沢大学医薬保健学域保健学類検査技術科学専攻	B4
辻井陽香	金沢大学医薬保健学域保健学類放射線技術科学専攻	B4
大西一幸	金沢大学医薬保健学域保健学類放射線技術科学専攻	B4
辻内孝文	金沢大学医薬保健学域保健学類放射線技術科学専攻	B4
沖雄一	京都大学原子炉実験所	准教授
長田直之	京都大学大学院工学研究科	D
鈴木啓仁	京都大学大学院工学研究科	M
秋宗尚弥	京都大学大学院工学研究科	M

Ge半導体検出器を用いた核種分析に参加した研究者一覧

氏名	所属	身分
新井良典	京都大学大学院工学研究科	M
西村一樹	京都大学大学院工学研究科	M
宇多健詞	京都大学大学院工学研究科	M
福田共和	大阪電気通信大学工学部・基礎理工学科	教授
溝井浩	大阪電気通信大学工学部・基礎理工学科	講師
宮本琢士	大阪電気通信大学大学院工学研究科	M1
吉信圭悟	大阪電気通信大学大学院工学研究科	M1
上野陽平	大阪電気通信大学工学部・基礎理工学科	B4
梅田政行	大阪電気通信大学工学部・基礎理工学科	B4
尾崎光洋	大阪電気通信大学工学部・基礎理工学科	B4
島田美德	大阪電気通信大学工学部・基礎理工学科	B4
福原裕斗	大阪電気通信大学工学部・基礎理工学科	B4
藤井健也	大阪電気通信大学工学部・基礎理工学科	B4
向井雄耶	大阪電気通信大学工学部・基礎理工学科	B4
村田次郎	立教大学理学部	准教授
家城和夫	立教大学理学部	教授
栗田和好	立教大学理学部	教授
柳町朋樹	立教大学理学部	准教授
的場史朗	立教大学理学部	PD
中谷祐輔	立教大学大学院理学研究科	M2
小林航太	立教大学大学院理学研究科	M2
戸塚祐実	立教大学大学院理学研究科	M1
吉田周平	立教大学大学院理学研究科	M1
村井大地	立教大学大学院理学研究科	M1
松下慶一郎	立教大学大学院理学研究科	M1
富田大輝	立教大学大学院理学研究科	M1
志賀慶明	立教大学大学院理学研究科	M1
浦野恭輔	立教大学大学院理学研究科	M1
田沼良介	立教大学理学部	B4
田中佐季	立教大学理学部	B4
井栗威	立教大学理学部	B4
村上遥菜	立教大学理学部	B4
作田友美	立教大学理学部	B3
齋場俊太郎	立教大学理学部	B3
石川きえ	立教大学理学部	B3
千野遙	立教大学理学部	B3
岩渕あづさ	立教大学理学部	B3
林佑	立教大学理学部	B3
成川玲也	立教大学理学部	B3
前田憲吾	立教大学理学部	B3
山口璃恵	立教大学理学部	B3
鳥井優	立教大学理学部	B3
染谷隆史	立教大学理学部	B3
岡宮朋裕	立教大学理学部	B3
古市祐貴	立教大学理学部	B3
奥村裕	立教大学理学部	B3
菊池隼仁	立教大学理学部	B3
尾崎早智	立教大学理学部	B3
安藤寛晃	立教大学理学部	B1
寺西高	九州大学大学院理学研究院	准教授
相良建至	九州大学大学院理学研究院	教授
野呂哲夫	九州大学大学院理学研究院	教授

Ge半導体検出器を用いた核種分析に参加した研究者一覧

氏名	所属	身分
若狭智嗣	九州大学大学院理学研究院	准教授
藤田訓裕	九州大学大学院理学研究院	助教
坂口聡志	九州大学大学院理学研究院	助教
山口祐幸	九州大学大学院理学研究院	M2
木村駿太郎	九州大学大学院理学研究院	M1
田中翔基	九州大学大学院理学研究院	M1
三鼓達輝	九州大学大学院理学研究院	M1
中山信太郎	徳島大学大学院ソシオ・アーツ・アンド・サイエンス研究部	教授
阪間稔	徳島大学大学院ヘルスバイオサイエンス研究部	准教授
坂口由貴子	徳島大学総合科学部総合理数学科物質総合コース	B4
関貫夏希	徳島大学総合科学部総合理数学科物質総合コース	B3
馬庭早希	徳島大学総合科学部総合理数学科物質総合コース	B3
南志保	徳島大学総合科学部総合理数学科物質総合コース	B3
橋本己代	徳島大学医学部保健学科放射線技術科学専攻	B4
大隅秀晃	佐賀大学文化教育学部	教授
宮武宇也	高エネルギー加速器研究機構素粒子原子核研究所	教授
片山一郎	高エネルギー加速器研究機構	研究支援員
石山博恒	高エネルギー加速器研究機構素粒子原子核研究所	研究機関講師
渡辺裕	高エネルギー加速器研究機構素粒子原子核研究所	助教
岡田雅之	高エネルギー加速器研究機構加速器研究施設	技師
山口香奈子	筑波大学大学院理学研究科	D
延與秀人	理化学研究所 仁科加速器研究センター	センター長
渡邊康	理化学研究所 仁科加速器研究センター延與放射線研究室	前任研究員
四日市悟	理化学研究所 仁科加速器研究センター延與放射線研究室	専任研究員
渡邊寛	理化学研究所 仁科加速器研究センター櫻井R I 物理研究室	リサーチアソシエイト
西村美月	理化学研究所 仁科加速器研究センター櫻井R I 物理研究室	リサーチアソシエイト
岸田隆	理化学研究所 仁科加速器研究センター櫻井R I 物理研究室	前任研究員
大津秀暁	理化学研究所 仁科加速器研究センター櫻井R I 物理研究室	専任研究員
大西宏明	理化学研究所 仁科加速器研究センター岩崎先端中間子研究室	専任研究員
多田司	理化学研究所 仁科加速器研究センター岩崎先端中間子研究室	副主任研究員
大関和貴	理化学研究所 仁科加速器研究センター森田超重元素研究室	協力研究員
森田浩介	理化学研究所 仁科加速器研究センター森田超重元素研究室	准主任研究員
加治大哉	理化学研究所 仁科加速器研究センター森田超重元素研究室	仁科センター研究員
羽場宏光	理化学研究所 仁科加速器研究センター応用研究開発室R I 応用チーム	チームリーダー
金谷淳平	理化学研究所 仁科加速器研究センター応用研究開発室R I 応用チーム	テクニカルスタッフ I
池沢英二	理化学研究所 仁科加速器研究センター加速器基盤研究部リアックチーム	チームリーダー
前山拓哉	理化学研究所 仁科加速器研究センター加速器基盤研究部運転技術チーム	特別研究員
長瀬誠	理化学研究所 仁科加速器研究センター加速器基盤研究部運転技術チーム	特別嘱託職員
池上九三男	理化学研究所 仁科加速器研究センター加速器基盤研究部低温技術チーム	特別嘱託職員
吉田敦	理化学研究所 仁科加速器研究センター実験装置運転・維持管理室R I ビーム分離生成装置チーム	専任研究員
堀利匡	理化学研究所 仁科加速器研究センター実験装置開発室R I ・電子散乱装置開発チーム	客員主管研究員
山口由高	理化学研究所 仁科加速器研究センター実験装置開発室短寿命核質量測定装置開発チーム	協力研究員
園田哲	理化学研究所 仁科加速器研究センター実験装置開発室低速R I ビーム生成装置開発チーム	仁科センター研究員
伊藤由太	理化学研究所 仁科加速器研究センター実験装置開発室低速R I ビーム生成装置開発チーム	大学院生リサーチ・アソシエイト
上糞義朋	理化学研究所 仁科加速器研究センター安全業務室	室長
向井弘樹	理化学研究所 仁科加速器研究センター安全業務室	出向契約職員
藤田新	理化学研究所 仁科加速器研究センター安全業務室	特別嘱託職員
藤縄雅	理化学研究所 仁科加速器研究センター加速器施設業務チーム	嘱託職員
坂田芳子	理化学研究所 仁科加速器研究センター共用促進・産業連携部	アシスタント
神原正	理化学研究所 仁科加速器研究センター共用促進・産業連携部	特別嘱託職員
山田鏡司	理化学研究所 基礎基盤研究推進部加速器研究推進課	調査役
村松久和	信州大学教育学部 (理数科学教育講座)	教授

Ge半導体検出器を用いた核種分析に参加した研究者一覧

氏名	所属	身分
工藤久昭	新潟大学理学部	教授
後藤真一	新潟大学機器分析センター	准教授
村上昌史	新潟大学大学院自然科学研究科	D1
小嶋貴幸	新潟大学大学院自然科学研究科	M2
刈屋佳樹	新潟大学大学院自然科学研究科	M1
富塚知博	新潟大学大学院自然科学研究科	M1
笠原翔悟	新潟大学大学院自然科学研究科	M1
斉藤辰宏	新潟大学理学部	B4
佐藤大輔	新潟大学理学部	B4
高橋駿介	新潟大学理学部	B4
田口司	新潟大学理学部	B4
永井尚生	日本大学文理学部	教授
山形武靖	日本大学文理学部	研究員
井上慶祐	日本大学大学院総合基礎科学研究科	M2
佐藤正教	日本大学大学院総合基礎科学研究科	M2
熊谷一葉	日本大学文理学部	臨時職員
篠原厚	大阪大学大学院理学研究科	教授
高橋成人	大阪大学大学院理学研究科	講師
池田隼人	大阪大学大学院理学研究科	D3
小森有希子	大阪大学大学院理学研究科	D2
表利樹	大阪大学大学院理学研究科	M2
藤原一哉	大阪大学大学院理学研究科	M2
菊谷有希	大阪大学大学院理学研究科	M2
中塚和人	大阪大学大学院理学研究科	M2
横北卓也	大阪大学大学院理学研究科	M2
江口舞	大阪大学大学院理学研究科	M1
木野愛子	大阪大学大学院理学研究科	M1
城山辰己	大阪大学大学院理学研究科	M1
塩原直也	大阪大学理学部	B4
張子見	大阪大学理学部	B4
中村宏平	大阪大学理学部	B4
安田勇輝	大阪大学理学部	B4
齋藤敬	大阪大学安全衛生管理部	講師
下田正	大阪大学大学院理学研究科	教授
小田原厚子	大阪大学大学院理学研究科	准教授
田尻邦彦	大阪大学大学院理学研究科	D3
高津淳	大阪大学大学院理学研究科	D2
見目庸	大阪大学大学院理学研究科	D2
西畑洸希	大阪大学大学院理学研究科	D1
濱谷紀彰	大阪大学大学院理学研究科	D1
中島諒	大阪大学理学部物理学科	B4
西村昇一郎	大阪大学理学部物理学科	B4
八木彩祐未	大阪大学理学部物理学科	B4
石濱龍一	大阪大学理学部物理学科	B3
鍵村亜矢	大阪大学理学部物理学科	B3
鈴木麻由	大阪大学理学部物理学科	B3
鈴木麻由	大阪大学理学部物理学科	B3
田所篤	大阪大学経済学部	B2
石垣綾香	大阪大学理学部物理学科	B2
井口智絵	大阪大学理学部物理学科	B2
伊田拓浪	大阪大学理学部物理学科	B2
桂川美穂	大阪大学理学部物理学科	B2

Ge半導体検出器を用いた核種分析に参加した研究者一覧

氏名	所属	身分
松多健策	大阪大学大学院理学研究科	准教授
福田光順	大阪大学大学院理学研究科	准教授
三原基嗣	大阪大学大学院理学研究科	助教
上西秀和	大阪大学大学院理学研究科	M2
岩元昂大	大阪大学大学院理学研究科	M1
若林優	大阪大学大学院理学研究科	M1
矢口雅貴	大阪大学大学院理学研究科	研究生
大野淳一	大阪大学理学部	B4
上庄康斗	大阪大学理学部	B4
森田祐介	大阪大学理学部	B4
谷畑勇夫	大阪大学核物理研究センター	教授
坂口治隆	大阪大学核物理研究センター	共同研究員
青井考	大阪大学核物理研究センター	教授
民井淳	大阪大学核物理研究センター	准教授
鈴木智和	大阪大学核物理研究センター	助教
堀田智明	大阪大学核物理研究センター	助教
王恵仁	大阪大学核物理研究センター	助教
松宮亮平	大阪大学核物理研究センター	教務補佐員
榎本瞬	大阪大学核物理研究センター	D2
金子博美	大阪大学核物理研究センター	D2
笠松勇斗	大阪大学核物理研究センター	M2
田中純貴	大阪大学核物理研究センター	M2
鎌倉恵太	大阪大学核物理研究センター	M1
浜谷紀彰	大阪大学核物理研究センター	M1
濱野博友	大阪大学核物理研究センター	M1
山本哲也	大阪大学核物理研究センター	M1
石原広恵	大阪大学大学院工学研究科	M1
石原凌河	大阪大学大学院工学研究科	M2
岡田裕史	大阪大学大学院工学研究科	M2
奥野貴裕	大阪大学大学院工学研究科	M1
川住亮太	大阪大学大学院工学研究科	M1
岸宏憲	大阪大学大学院工学研究科	M1
杉本絵里	大阪大学大学院工学研究科	M1
焦 凝、	大阪大学大学院工学研究科	M1
首藤将彰	大阪大学大学院工学研究科	M1
高村しおり	大阪大学大学院工学研究科	M2
田上愛子	大阪大学大学院工学研究科	M2
塚本祥太	大阪大学大学院工学研究科	M1
成川隆文	大阪大学大学院工学研究科	M1
長谷川愛	大阪大学大学院工学研究科	M1
服部勇紀	大阪大学大学院工学研究科	M1
濱田啓一	大阪大学大学院工学研究科	M1
早田格	大阪大学大学院工学研究科	M1
福ヶ迫久仁衛	大阪大学大学院工学研究科	M1
三輪恵美子	大阪大学大学院工学研究科	M2
松本昌也	大阪大学大学院工学研究科	M1
山本恵	大阪大学大学院工学研究科	M2
横山高史	大阪大学大学院工学研究科	M1
村上慶介	大阪大学工学部	B4
赤木亮輔	大阪大学工学部	B3
佐々木嗣門	大阪大学工学部	B2
鈴木慎司	大阪大学工学部	B1

Ge半導体検出器を用いた核種分析に参加した研究者一覧

氏名	所属	身分
矢原愛子	大阪大学大学院薬学研究科	D2
壽賀正城	大阪大学大学院医学研究科	D1
中山小太郎純友	大阪大学大学院医学研究科	M1
塩田朋陽	大阪大学人間科学部	B3
宮崎稜太	大阪大学人間科学部	B2
秋宗秀俊	甲南大学理学部	准教授
嶋村直也	甲南大学理学部	B4
立花和貴	甲南大学理学部	B4
西嶋翔	甲南大学理学部	B4
村本智之	甲南大学理学部	B4
宮下司	甲南大学理学部	B4
津村美保	京都大学理学部	B4
古野達也	京都大学理学部	B4
村上洋平	京都大学理学部	B4
米田繁弘	京都大学理学部	B4
下浦享	東京大学大学院理学系研究科	教授
大塚孝治	東京大学大学院理学系研究科	教授
井手口英治	東京大学大学院理学系研究科	講師
大田晋輔	東京大学大学院理学系研究科	助教
中嶋大輔	東京大学大学院理学系研究科	学術支援職員
田中雅彦	東京大学大学院理学系研究科	学術支援職員
吉野亮	東京大学大学院理学系研究科	学術支援職員
笹本良子	東京大学大学院理学系研究科	学術支援職員
野地俊平	東京大学大学院理学系研究科	学術支援職員
郷慎太郎	東京大学大学院理学系研究科	D1
高木基伸	東京大学大学院理学系研究科	M2
木佐森慶一	東京大学大学院理学系研究科	M2
横山輪	東京大学大学院理学系研究科	M1
藤井俊彦	東京大学大学院理学系研究科	M1
久保田悠樹	東京大学大学院理学系研究科	M1
斎藤隆介	立教大学理学部	B4

放射線量等分布マップ関連研究
に関する報告書

(第2編)

文部科学省
原子力災害対策支援本部

第2編 -目次

1. 目的	2-1
2. 放射線量等分布マップ関連研究の実施内容	2-2
3. 土壤狭域内における放射性物質の分布状況の確認	2-3
3.1 本調査の目的	2-3
3.2 調査方法	2-3
3.2.1 試料採取及び土壤試料前処理	2-3
3.2.2 放射能測定及び土壤特性分析	2-7
3.2.3 選択的抽出法	2-7
3.2.4 粘土鉱物測定	2-8
3.3 調査結果	2-9
3.3.1 2km 四方内での放射性セシウムの蓄積状況のばらつき	2-9
3.3.2 放射性セシウムの分布状況に影響を与える因子	2-13
3.3.3 放射性セシウムの存在状態とその影響因子	2-19
3.4 考察	2-22
4. 土壤中深さ方向における放射性物質の放射能濃度の分布状況の確認	2-25
4.1 ジオスライサーを用いた、土壤中深さ方向における放射性物質の放射能濃度分布状況の確認調査	2-25
4.1.1 調査の目的	2-25
4.1.2 実施概要	2-25
4.1.3 調査地点	2-26
4.1.4 調査方法	2-31
4.1.5 調査結果	2-35
4.1.6 本調査結果における課題	2-57
4.1.7 本調査のまとめ	2-59
4.2 鉄パイプ（円筒管）を用いた土壤中深さ方向における放射性物質の放射能濃度の分布状況の確認調査	2-62
4.2.1 本調査の目的	2-62
4.2.2 本調査の概要	2-62
4.2.3 土壤コア試料の採取方法	2-64
4.2.4 深さ方向の放射性物質の放射能濃度の分布の測定法	2-66
4.2.5 土壤深さ方向の放射性セシウムの計数率の測定結果	2-74
4.2.6 今後について	2-78

5.	河川中（河川水、河底土、及び浮遊砂）及び井戸水における	2-79
5.1	調査の目的	2-79
5.2	本調査の実施概要	2-79
5.2.1	試料の採取期間	2-79
5.2.2	調査項目	2-79
5.2.3	調査地点	2-80
5.2.4	試料の採取方法	2-82
5.2.5	本試料の核種分析等の方法	2-84
5.3	調査結果	2-85
5.3.1	河川水の核種分析結果	2-85
5.3.2	河底土の核種分析結果	2-96
5.3.3	浮遊砂の核種分析結果	2-96
5.3.4	河底土の放射性セシウムの放射能濃度の粒度補正	2-102
5.4	考察	2-106
5.4.1	全体的な考察	2-106
5.4.2	本測定結果に関する考察	2-106
5.4.3	井戸水の放射能濃度の測定結果に対する考察	2-107
5.4.4	河川水の放射能濃度の測定結果に対する考察	2-108
5.4.5	河川水、河底土及び浮遊砂中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度と流域内の土壌の放射性セシウムの放射能濃度の関係	2-108
5.4.6	河川水に含まれる放射性セシウムの放射能濃度と河底土及び浮遊砂中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の関係	2-114
6.	放射性物質の包括的移行状況調査	2-118
6.1	調査目的	2-118
6.2	実施内容	2-120
6.2.1	調査概要	2-120
6.2.2	本調査の実施期間	2-121
6.2.3	調査地点	2-122
6.3	各調査の詳細	2-128
6.3.1	森林、土壌等の自然環境中における放射性物質の移行状況調査	2-128
6.3.2	土壌水、河川水、湖沼、地下水等の水循環に伴う放射性物質の移行状況調査	2-165
6.3.3	大気-土壌-河川等の自然環境における放射性物質の動態解析	2-191
6.4	まとめ及び今後の課題	2-209
7.	まとめ	2-211

1. 目的

報告書第 I 編で報告した放射線量等分布マップの作成においては、福島第一原発の周辺から 100km 圏内及び 100km 圏外の福島県において、福島第一原発から 80km 圏内は 2 km メッシュに、その他の地域は 10km メッシュに分割し、それぞれのメッシュにおける調査箇所での空間線量率を測定するとともに、土壌の採取・核種分析を実施し、単位面積あたりの放射エネルギーを求めた。その後、空間線量率の測定結果及び土壌の核種分析結果を空間線量率マップ、土壌濃度マップとして示した。

他方で、放射性核種の土壌中における分布は、2km メッシュ内でも土壌の性質等様々な要因により変化すると考えられる。チェルノブイリ原発事故による、土壌における放射性核種の分布状況においても、空間線量率や土壌中の放射性核種の放射能濃度が、狭い地域において顕著に変化する様子が観察されている。

また、土壌や森林等に沈着した放射性核種は、地中に移行するとともに水や風等の動きに伴い、環境中を様々な形で移行すると考えられる。チェルノブイリ原発事故においても、自然環境中の異なる媒体を通して多様な移行が行われる可能性が示唆されている。

そこで、本調査では、放射線量等分布マップに関連する研究（以下、「放射線量等分布マップ関連研究」という。）として、以降で取り上げる、それぞれの重要な個別研究テーマについて調査研究を実施した。

本編では、以下の研究テーマに関する専門の研究者がまとめた研究結果を基に、文部科学省において編纂し、放射線量等分布マップの作成において得られた、放射性核種の地表面における分布状況と自然環境の関係性について報告書として取りまとめた。

- ・土壌狭域内における放射性物質の分布状況の確認とその要因の検討
- ・土壌の深さ方向また水平方向における放射性物質の分布状況の確認とその要因の検討
- ・河川中（河川水、河底土、及び浮遊砂）、及び井戸水における放射性物質の放射能濃度の変化傾向の確認
- ・モデル地域における放射性物質の包括的な移行状況の確認

2. 放射線量等分布マップ関連研究の実施内容

本研究では、土壤表面及び地中における放射性物質の分布状況、河川・井戸水等における放射性物質の分布状況、放射性物質の土壤浸食、水循環、大気への飛散による移行状況、森林内外での放射性物質の移行状況について詳細に確認するために、以下の研究を実施した。それぞれの研究内容は以下のとおりである。

土壤狭域内における放射性物質の分布状況を確認するため、2kmメッシュ内で複数の異なる条件の地点を選び、生態系による放射性セシウムの放射能濃度の違い、放射性セシウムの存在状態、土壤特性とセシウムの分布状態の関係、梅雨の前後の分布の違い等を明らかにする研究を実施した。

また、土壤深さ方向の放射性物質の分布状況を確認するため、二つの異なる手法を用いて土壤深さ方向の放射性物質の分布状況の確認を行った。一つはジオスライサーと呼ばれる装置を用いて地面を幾層にも削り取りながら深度分布を明らかにする手法、もう一つは、30cmの鉄パイプを地中に打ち込み土壤を採取し、遮蔽体でコーティングして非破壊で放射性物質の深度分布を調べる方法である。それぞれの調査研究により、比較的事故発生初期の6月における、土壤深さ方向の放射性物質の分布状況について確認を行った。

さらに、福島県内における河川中（河川水、河底土及び浮遊砂）、及び井戸水における放射性物質の放射能濃度の変化傾向を確認するため、6月から10月までの期間で2回試料を採取し、各調査箇所における放射性物質の放射能濃度の状況を確認するとともに、調査期間内での変化傾向について確認を行った。

その他、福島県伊達郡川俣町をモデル地域として、当該地域における様々な自然環境による放射性物質の移行状況を包括的に調査するため、森林内における放射性核種の分布状況と移行状況の確認、土壤・森林に降下した放射性核種の大気中への飛散状況、土壤水、地下水及び溪流水等への放射性核種の移行状況、水田からの放射性核種の移行状況、様々な土地利用区画からの土壤浸食による放射性核種の移行、河川から河口への放射性核種の移行状況等について調査を実施した。

3. 土壌狭域内における放射性物質の分布状況の確認

永井晴康（日本原子力研究開発機構）

佐藤 努（北海道大学）

長尾誠也（金沢大学）

3.1 本調査の目的

本調査と並行して、福島第一原発から 100km 圏内及び 100km 圏外の福島県の約 2,200 箇所ですら土壌の採取、核種分析が実施され、放射性セシウムの土壌濃度マップが作成され、広域における放射性セシウムの蓄積状況の把握がなされた。本マップの作成では、JIS 地域メッシュに基づいて、福島第一原発から 80km 圏内の範囲において、ほぼ 2km 四方あたりに 1 調査地点が設けられた。

他方で、チェルノブイリ原発事故後の調査においては、土壌表面に沈着した放射性セシウムの蓄積状況は、生態系間の植生や土壌の質の違いにより異なることが確認されている。

そこで、本研究では、2km 四方内のある 1 地点の測定結果がもつ意義・位置付けを確認するため、福島市内のある 2km 四方区画内において、生態系の異なる場所の土壌を採取・分析することで、地表面における放射性物質の蓄積状況のばらつきを確認するとともに、そのばらつきに影響を及ぼしうる土壌の物理・化学的特性を把握し、蓄積状況との関連性を調査した。

調査内容は以下の 3 項目である。

- ① 2km 四方内の 15 地点において、放射性セシウムの蓄積状況の違いについて、土壌深度分布を考慮して調査し、地点間のばらつきを確認するとともに、土壌濃度マップで実施した 5cm 深さまでの土壌採取の妥当性を確認する。また、梅雨前後の放射性セシウムの蓄積状況の変化を確認する。
- ② 各土壌採取地点の土壌特性及び粘土鉱物の種類と量を調査し、放射性セシウムの分布状況に影響を与える因子を明らかにする。
- ③ 選択的抽出法により放射性セシウムの存在状態（移動性、生物利用性に関わる因子）を明らかにし、土壌特性及び粘土鉱物の種類と量との関連を見いだす。

3.2 調査方法

3.2.1 試料採取及び土壌試料前処理

(1) 土壌採取日 : 1 回目（梅雨前）平成 23 年 6 月 18 日～6 月 20 日

2 回目（梅雨後）平成 23 年 7 月 19 日～7 月 20 日及び

8 月 1 日～8 月 2 日

(2) 調査地点及び試料採取方法

本調査は福島市南西部、福島第一原発からの直線距離が約 73km の 2km 四方区画内において実施した（区画番号：34N54）（図 3-1）。土地利用形態の異なる生態系（以下、「生態系」という。）3 群（農耕地、草地、森林）に着目し、農耕地 6 地点（畑 3 地点、水田 1 地点、果樹園 2 地点）、草地 4 地点（牧草地 3 地点、芝生 1 地点）、森林 5 地点（広葉樹優占 3 地点、針葉樹優占 2 地点）の合計 15 地点を選出した。調査地点概要及び緯度経度を表 3-1 に示す。各地点において、梅雨前

と梅雨後の2回、土壌及び表層の植生（農耕地、草地）又はリター（森林：地表面の枯葉・枝等）を採取した。土壌は、表層の植生及びリターを取り除いた後、直径9.5cm、深さ25cmのコアサンプラー（HS-25L、藤原製作所製）を使用して深さ20cmまでの土壌を採取した。コアサンプラーによる土壌採取では土壌の深部への引きずりが生じる可能性があるが、比較的大きな直径のコアサンプラーを使用することで、採取土壌の縮みや引き摺り効果を低減できるように配慮した。また、この手法は、森林で見られる細根マット（細根がマット状に張りめぐった層）を含む表層土壌層を、容易かつ最小限の擾乱で採取できるメリットを備えている。1回目は各地点6本、2回目は各地点4本～12本のコアを採取した。表層の植生及びリターは30cm×30cm（又は50cm×50cm）の範囲を各地点1試料採取した。

また、放射性セシウムが集中する表層5cm層を一体と見なし、ここからの放射性セシウムの溶出性を知る試験として一括型水抽出試験を行った。この試験には、2回目の採取時に調査全体15地点の中から9地点（各生態系3地点ずつ）を選んで土壌コアを各1本採取した。

(3) 試料処理（図3-2）

採取した土壌コアは凍結後、0～1、1～3、3～5、5～10、10～20cmに切断し、各層ごとに混合して風乾した後、2mmメッシュで篩った。1回目試料については、放射能測定、土壌特性測定及び選択抽出用試料に分割し、2回目の試料については、放射能測定と粘土鉱物測定試料に分割した。また、上記土壌試料の一部を分取し、さらに細かい根を取り除いた後に粉碎し、炭素量測定試料とした。植生及びリターは、風乾した後に粉碎し、放射能測定を行った。

一括型水抽出試験においては、表層の0～5cmを切断し、生のまま2mmメッシュで篩った後、乾燥重量約70g相当の生試料をその5倍量の純水と混合した。一定温度下（5℃）で振とう（約200回）と静置を1日間かけて10回繰り返し、3,500rpmで30分の遠心分離及び0.45μmのメンブランフィルターによるろ過で抽出水と土壌を分離した。放射性セシウムと有機物との結び付きやすさを調査する目的で、抽出水について放射能測定、溶存炭素量測定、溶存有機物特性試験を行った。

表 3-1 調査地点の詳細

調査地点	地点概要	緯度 (10進法)	経度 (10進法)	高度 (m)
畑 1	事故後に耕している。 まばらにソバが生えている。	37.71408333	140.3671417	224
畑 2	1回目採取時未耕地。2回目までに耕した。	37.71488889	140.3665917	224
果樹園 1	リンゴ。クローバーの下草が密集。	37.70891477	140.3735161	232
果樹園 2	リンゴ。まばらに雑草が生えている。	37.71132778	140.3695833	229
畑 3	事故後に耕している。ネギ等を栽培。 畝と畝の間に採取	37.71561389	140.3524167	249
水田	事故後に耕している。1,2回目とも湛水。	37.71573889	140.3523861	248
草地 1	牧草。事故後に刈り取りしている。	37.70479722	140.3645472	290
草地 2	芝生。短く刈り込んでいる。	37.71268333	140.3629306	230
草地 3	牧草。事故後に刈り取りしている。	37.70267222	140.3531028	301
草地 4	牧草。事故後に刈り取りしている。	37.70630278	140.3598944	277
森林 1	広葉樹多い。アカマツ、ナラ、シデ、 ケヤキ、ブナ等	37.71325	140.3607472	245
森林 2	広葉樹多い。アカマツ、ナラ、シデ、 ケヤキ、ブナ等	37.71528333	140.3618306	257
森林 3	針葉樹多い。ゴヨウマツ、クロマツ、 ケヤキ等	37.70367756	140.3654105	308
森林 4	針葉樹多い。モミ、スギ等	37.7026462	140.3651261	356
森林 5	広葉樹多い。アカマツ、ナラ、シデ、 ケヤキ、ブナ等	37.70877047	140.3581309	256

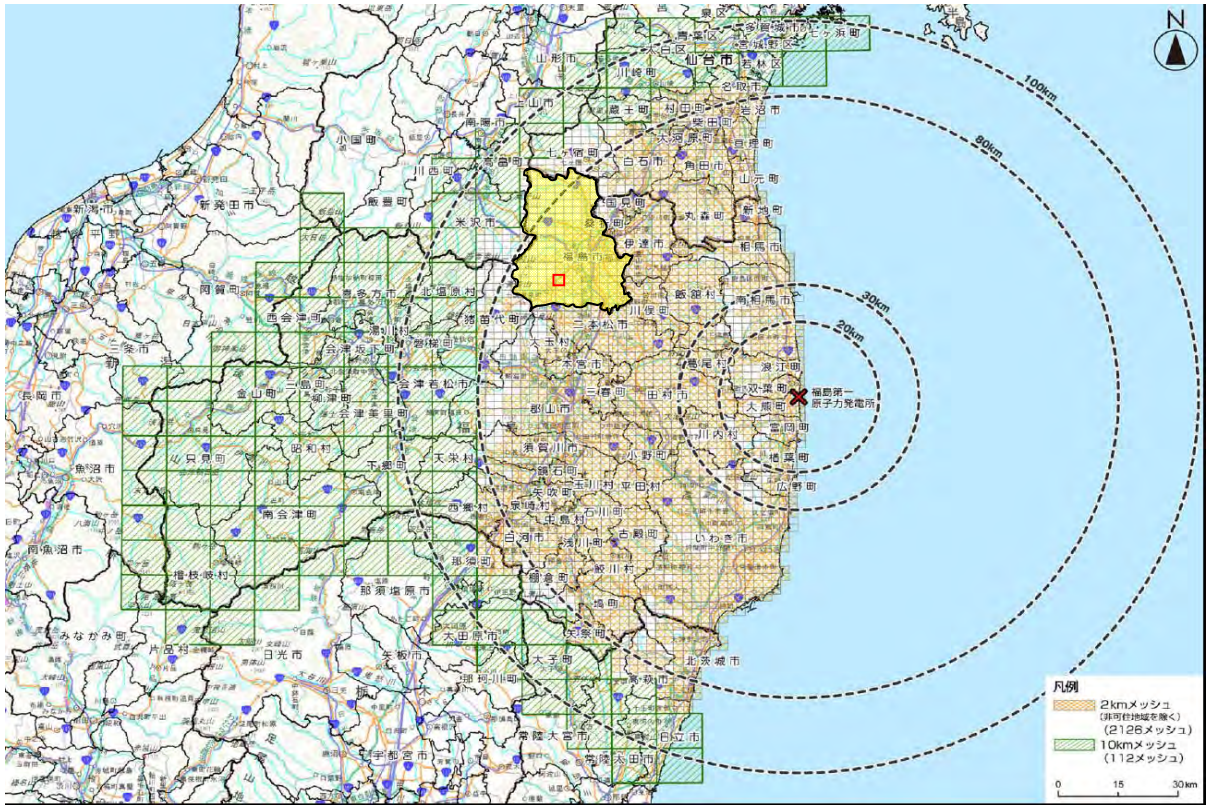


図 3-1 調査を実施した 2km 四方区画の位置

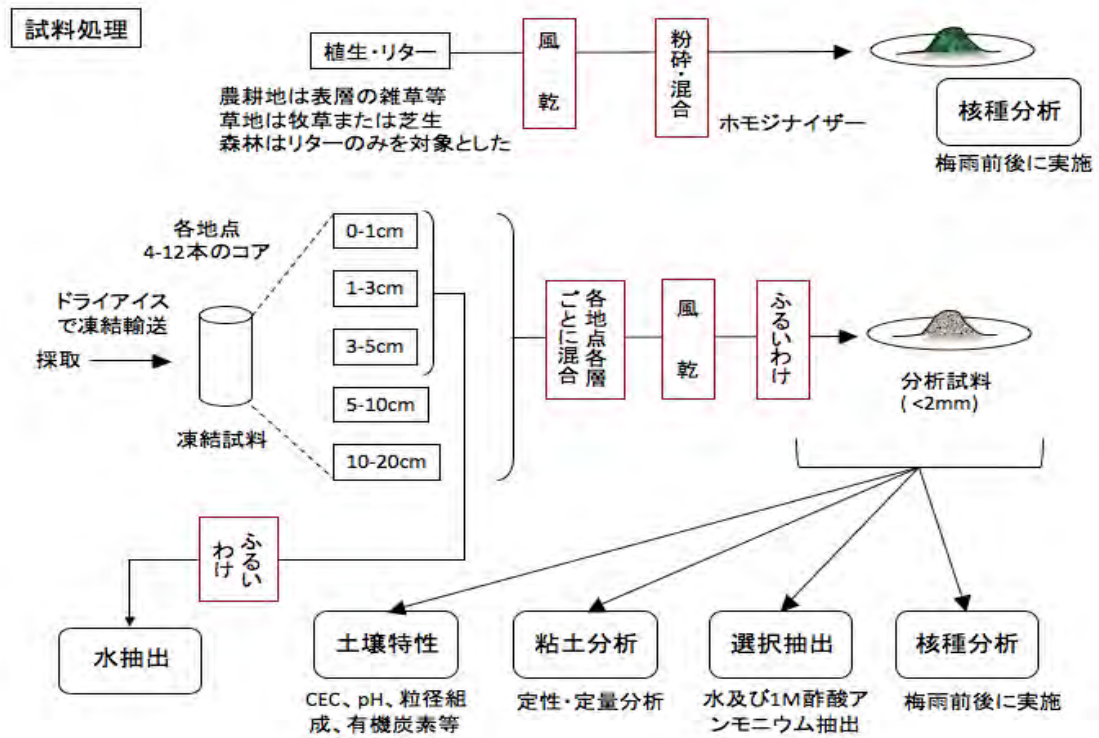


図 3-2 試料処理方法

3.2.2 放射能測定及び土壌特性分析

以下に分析項目を示す。

- ・ 放射能測定：Ge 半導体検出器を使用したガンマ線スペクトロメトリー（文部科学省放射能測定法シリーズ No.7）。放射能の測定結果は全て平成 23 年 6 月 14 日時点の値になるように核種ごとの半減期を考慮して換算した。
- ・ 有機炭素量測定：有機炭素量測定装置（TOC-5000, SSM-5000A、島津製作所製）
- ・ 溶存有機物特性試験（高速液体クロマトグラフィー）
- ・ 土壌粒子密度：「JIS A 1202」¹⁾に基づいて実施
- ・ 間隙率：「JIS A 1225」²⁾に基づいて実施
- ・ 粒度分布：「JIS A 1204」³⁾に基づいて実施。粒径分布の測定後、粒径加積曲線か国際土壌学会の粒径区分に従い、下記のとおり各区分の割合を計算した。
Coarse Sand (2~0.2mm)、Fine Sand (0.2~0.02mm)、Silt (0.02~0.002mm)、Clay (<0.002mm)
- ・ pH (H₂O)：「土壌標準分析・測定法」⁴⁾の第 12 章に基づいて実施。
- ・ 陽イオン交換容量 (CEC)：「土壌標準分析・測定法」⁴⁾の第 25 章に基づいて実施。
- ・ 交換性陽イオン (Ca²⁺、Mg²⁺、K⁺、Na⁺)：「土壌標準分析・測定法」⁴⁾の第 26 章に基づいて実施。

3.2.3 選択的抽出法

土壌中の放射性セシウムの存在状態を知るために、2 段階の逐次選択抽出を行った。最も溶出性の高い存在状態である水抽出画分（第 1 段階：水溶態）と、作物の吸収と関連が深いとされる置換態として比較的多くの研究報告がある 1 M 酢酸アンモニウム溶液抽出画分（第 2 段階：置換態）を得て、それぞれについて放射能の定量を行った。試料は 3 群の生態系から各 2 地点を、未耕作で未攪乱であること等の特徴をもとに選択し、セシウムの蓄積の多い表層 0~1cm、1~3cm、3~5cm の 3 層を対象とした。抽出方法及び分析方法は次のとおりである。

①抽出方法

土壌の水抽出は、秤量した 2 g の乾燥土壌を 50mL の遠心管に入れ、メスシリンダーで測った 20mL のミリ Q 水（高純度精製水）を注入し、キャップをした後に振とう器にセットした。振とう器は 25°C に設定し 760rpm で 2 時間振とうした。その後、3,000rpm で遠心分離により上澄み液を分離して測定用試料とした。抽出残渣の土壌試料には 20mL の 1 M 酢酸アンモニウム溶液（pH 7）を添加し、懸濁させた後に振とう器にセットし、上記と同じ条件で抽出実験を行った⁵⁾。振とう後に 3000rpm で遠心分離により上澄み液を分離した。土壌試料にはさらに 5mL のミリ Q 水を添加し、攪拌再懸濁させた後に遠心分離を行い、上澄み液を回収した。酢酸アンモニウム溶液の上澄み液と上記の 5mL のミリ Q 水を混合し放射性セシウムの放射能濃度測定用試料とした。各抽出実験は試料の土壌層ごとに 2 回行い、Cs-134 と Cs-137 放射能濃度と抽出割合はその平均値として表した。なお、各画分の抽出割合は、水抽出、酢酸アンモニウム抽出、及び残渣の測定値の合計を 100% として、それぞれの画分の割合を見積もった。

②分析方法

土壌試料は 2 g を秤量し、ビニール袋に封入し放射能濃度の測定用試料とした。抽出に用いたミリ Q 水は金沢大学環日本海域環境研究センター低レベル放射能実験施設の Ge 半導体検出器により 1~2 日間計測した。酢酸アンモニウム溶液も同様に測定を行った。実験終了後、抽出に用いた土壌試料は風乾後に混合し、Ge 半導体検出器により測定した。土壌試料の測定に用いた標準試料は NBS42-2U を、溶液の標準試料については IAEA 443 を用いた。

3.2.4 粘土鉱物測定

放射性セシウムは、特定の粘土鉱物と結びつき、その結果として移動性、生物利用性が多様に変化することが知られている。そこで、土壌表層に沈着した放射性セシウムの動態の多様性を考察するために、粘土鉱物の同定分析と存在量評価を行った。なお、乾燥土壌の全岩定性・定量分析は不定方位法で、粘土画分の定性及び存在量評価はランダムオリエンテーション法により実施した。それぞれの分析は以下の方法で実施した。

①不定方位法

乾燥土壌 (0~1cm 層試料) をメノウ乳鉢で粉砕して定量分析に適した粒径 (10 μ m 以下) に調整し、粉砕後の試料をガラスセルにマウントして XRD (X 線回折) 分析に供した。測定で得られた XRD プロファイルに対して、ハナワルト法 (回折線の出現反射角度と強度の組をデータベースと参照して鉱物を同定する手法) にて定性分析を行い含有鉱物の同定を行った。測定で得られた XRD プロファイルに対して、解析ソフト SIROQUANT を用いてリートベルト解析を行い、含有鉱物の定量分析を行った。二次元結晶である粘土鉱物に対するリートベルト法の適用は、粘土鉱物の定方位性を正當に評価する必要があり、一般的にはその定量的評価は難しいとされる。北海道大学では、数々の試料に対する定量評価の経験を有し、それに対するノウハウを使って解析した。

②ランダムオリエンテーション法

分析に供した土壌試料は、蒸留水に懸濁させると凝集する性質があり、粘土画分の分画は困難であった。しかし、上記の乾燥土壌全岩を用いた不定方位法では、主成分鉱物である石英と長石の回折ピークの強度が強く、含有粘土鉱物に帰属される回折ピークに関する情報に乏しく、含有粘土鉱物の同定分析と存在量評価は困難であることが判明した。そこで、粘土画分を分画せずかつ粘土分の XRD 回折ピークを強調するランダムオリエンテーション法を採用した。ランダムオリエンテーション法による XRD 分析のための試料は、以下のように作成した。

- i) 粉砕後の乾燥土壌試料を葉さじにより 10mg 分取し、ピペットを用いてあらかじめ pH 9.0 に調整した水酸化ナトリウム水溶液 200 μ L と混合した。
- ii) 超音波分散処理を 30 分を行い、ピペットにより上澄み液を吸い取りガラス板に塗布した。
- iii) 自然乾燥後、XRD 分析に供した。

測定機器は、北海道大学環境地質学研究室が有する粉末 X 線回折装置 (リガク製 RINT1200) を使用した。測定条件は、不定方位法が管電圧-管電流 : 30kV~20mA、速度 : 2 秒/0.02°、DS スリ

ット：1/2°、SS スリット：1/2°、RS スリット：0.15 mm、ランダムオリエンテーション法が管電圧—管電流：30kV～20mA、走査速度：1°/min、DS スリット：1/2°、SS スリット：1/2°、RS スリット：0.15mm の条件で行った。なお、膨潤性粘土鉱物（スメクタイト、パーミキュライト等）の同定の際は、エチレングリコール飽和法、あるいは相対湿度制御下での XRD 分析（北海道大学独自保有のシステム）も実施した。

3.3 調査結果

3.3.1 2km 四方内での放射性セシウムの蓄積状況のばらつき

各地点における深さ 20cm までの放射性セシウムの蓄積量を図 3-3 (Cs-137)、図 3-4 (Cs-134) に示す。地点の違いによる蓄積量の相違に関して Cs-137 と Cs-134 は同様の傾向を示しており、6 月 14 日時点の Cs-137/Cs-134 の比はいずれの地点でも約 1.1 であった。梅雨前の Cs-137 及び Cs-134 の蓄積量の平均値は、それぞれ 58.9kBq/m²、53.2kBq/m² であり、土壌濃度マップの対象地点の測定値 (Cs-137 で 76.151kBq/m²、Cs-134 で 66.149kBq/m²) よりもわずかに低いが、同レベルの値を示した。対象とした 2km 四方内での蓄積量のばらつきは、Cs-137 は変動係数で 0.163、Cs-134 は 0.169 であった。各生態系群の平均値は、Cs-137 で農耕地 61.2kBq/m²、草地 56.3kBq/m²、森林 58.0kBq/m²、Cs-134 で農耕地 55.7kBq/m²、草地 51.5kBq/m²、森林 51.7kBq/m² であり、3 群とも同レベルの値を示した（分散分析、有意水準 5% で有意差なし）。

梅雨後の 2 回目の調査では、Cs-137 及び Cs-134 の平均値は、57.2kBq/m²、52.2kBq/m² であり、梅雨前との違いはみられなかった。各生態系群の平均値は、Cs-137 で農耕地 63.4kBq/m²、草地 48.1kBq/m²、森林 57.2kBq/m²、Cs-134 で農耕地 58.1kBq/m²、草地 44.2kBq/m²、森林 51.7kBq/m² であり、草地でわずかながら低下が見られた（ただし、t 検定、有意水準 5% で有意差なし）。

図 3-5 に Cs-137 の深度分布を示す。図の横軸に土壌深さを示す。深さ 0cm の点は、植生又はリターを意味する。図の縦軸に、ある土壌深さに対して、その深さより上の層に存在する放射能が全放射能に占める割合を示す。図中の縦の点線は深さ 5cm を示している。農耕地で採取前に耕している地点（畑 1、畑 3、水田）では、深い層まで放射性セシウムが達している、5cm 深さまでに全体の 45～71% しか存在しなかった。それ以外の地点（未攪乱土壌）では、沈着した放射性セシウムの多くが地表面に留まっており、1 回目採取試料では低い地点でも 91% 以上が、2 回目では 83% 以上が 5 cm までの地表面に存在した。

放射性セシウムの蓄積状況のばらつきに関する直接的な結果を以下にまとめる。

- 2km 四方に存在する様々な生態系を対象として深さ 20cm までの放射性セシウムの蓄積量を測定したところ、生態系の違いにかかわらず、蓄積量は同程度であった。
- 蓄積量のばらつきの程度（変動係数）は、Cs-137 で 0.163、Cs-134 で 0.169 であった。
- 梅雨前後の放射性セシウムの蓄積状況の変化はほとんどみられなかった。
- 未攪乱土壌で深さ 5cm までに存在する放射性セシウムの割合は、低い地点でも梅雨前で 91%、梅雨後で 83% であり、蓄積している放射性セシウムの多くが表層に存在していた。

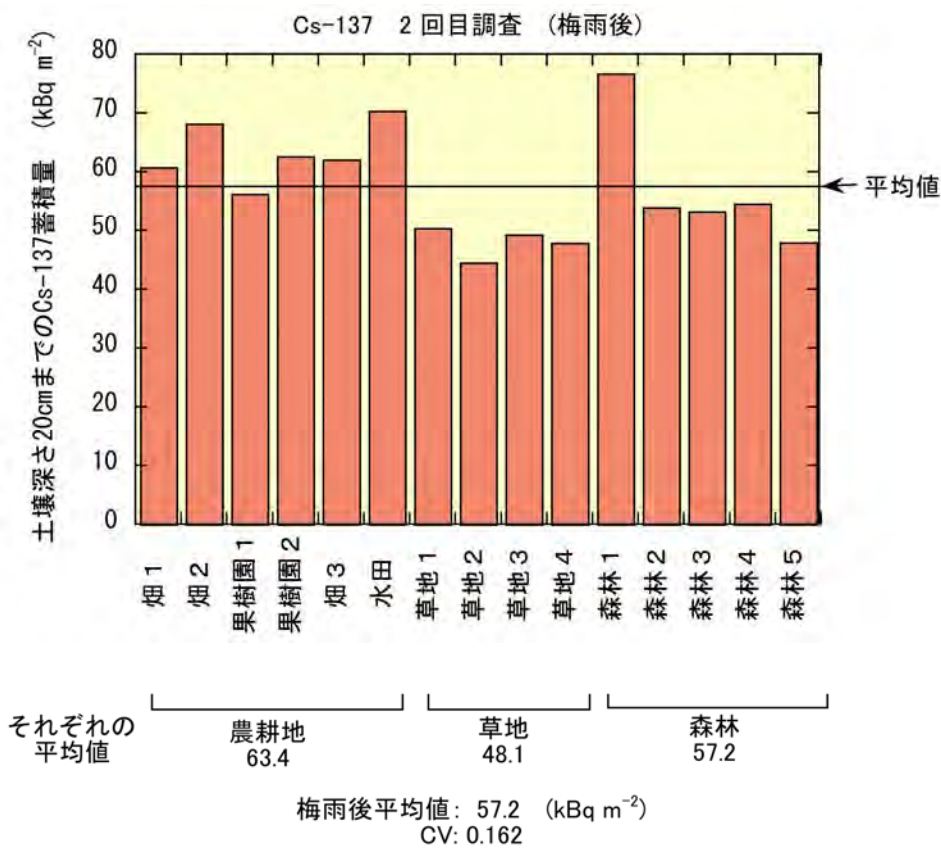
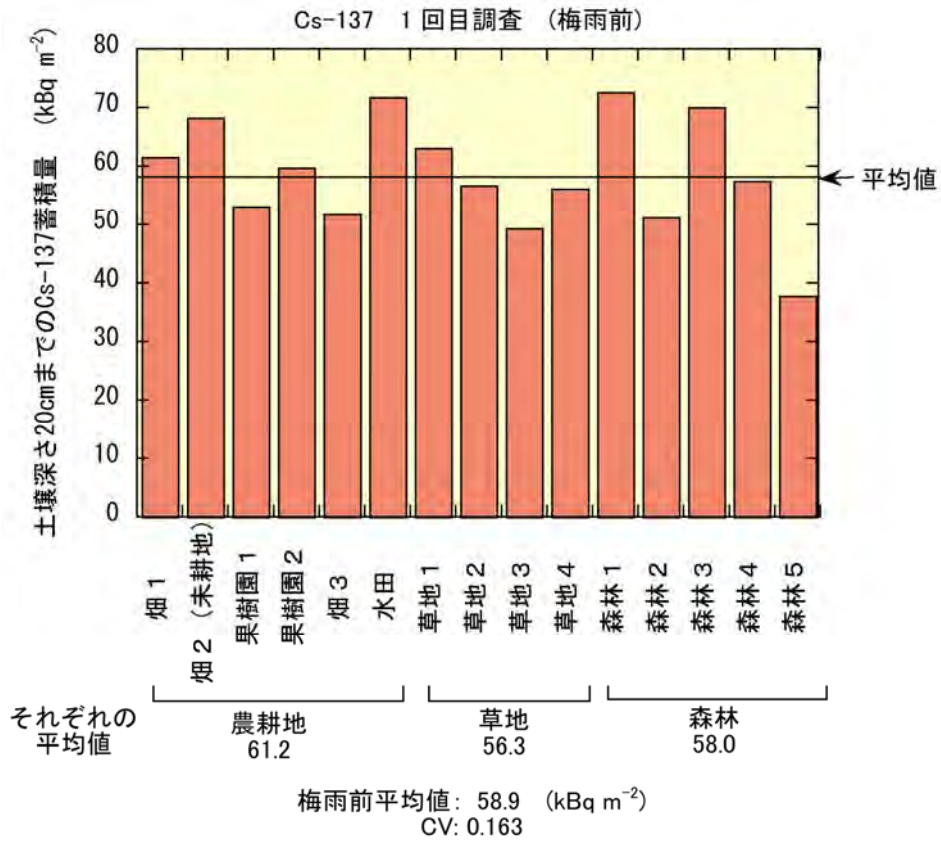


図 3-3 表層の植生・リターを含む深さ 20cm までのセシウム 137 の蓄積量 (平均値は算術平均)

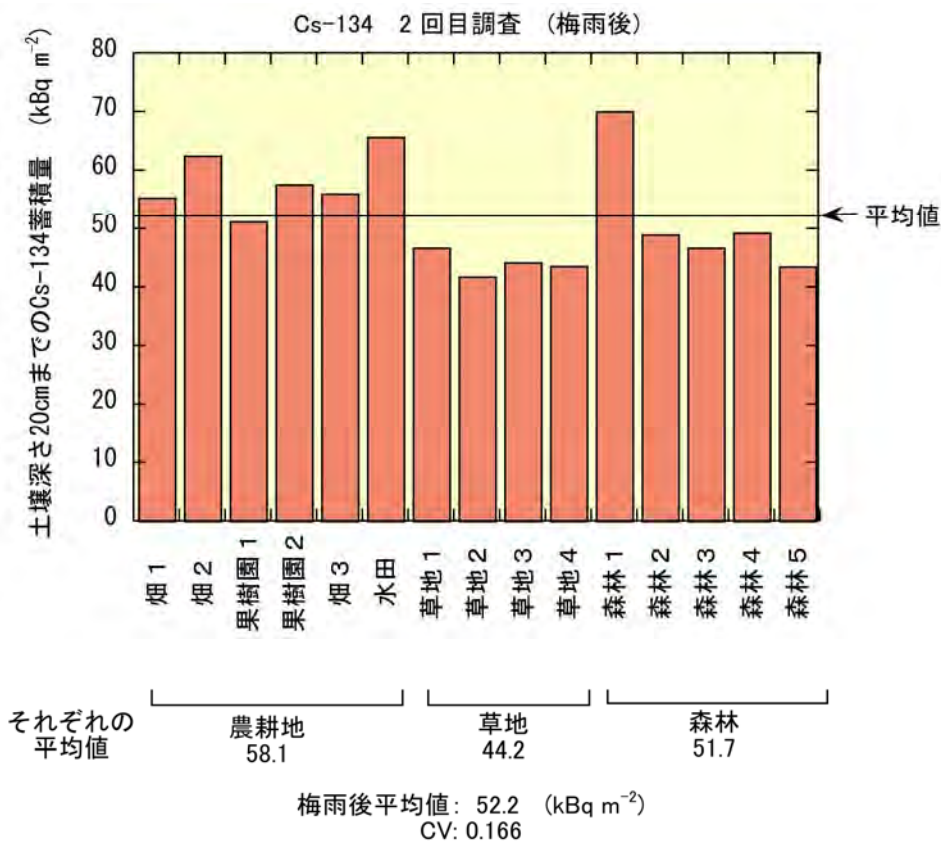
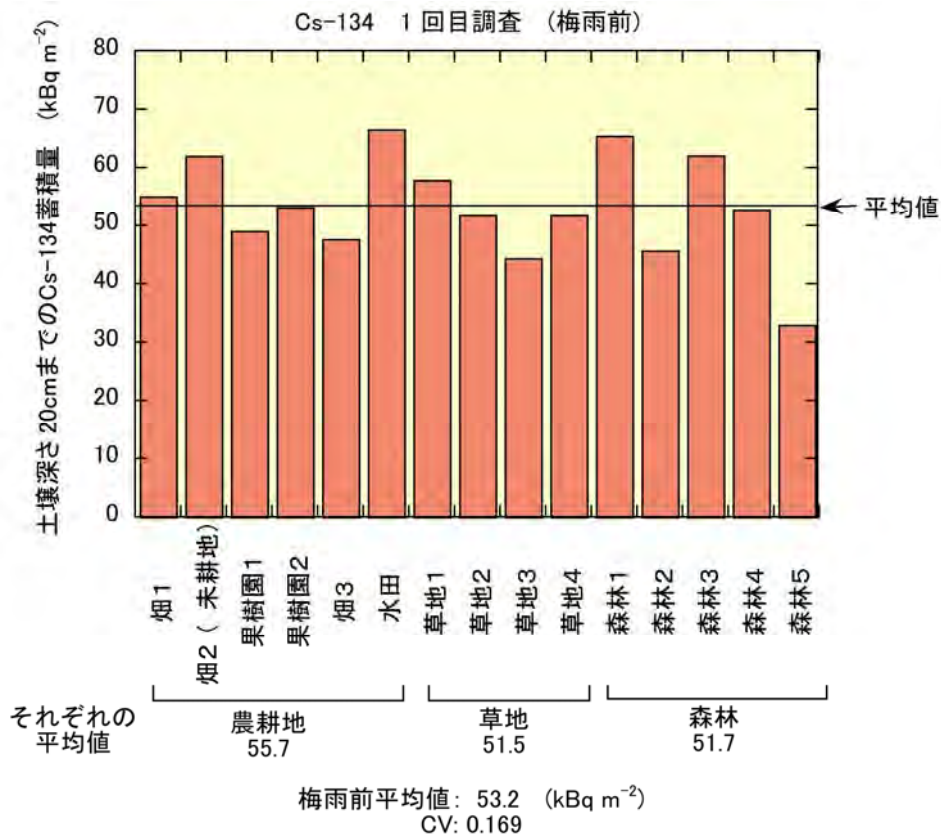


図 3-4 表層の植生・リターを含む深さ 20cm までのセシウム 134 の蓄積量 (平均値は算術平均)

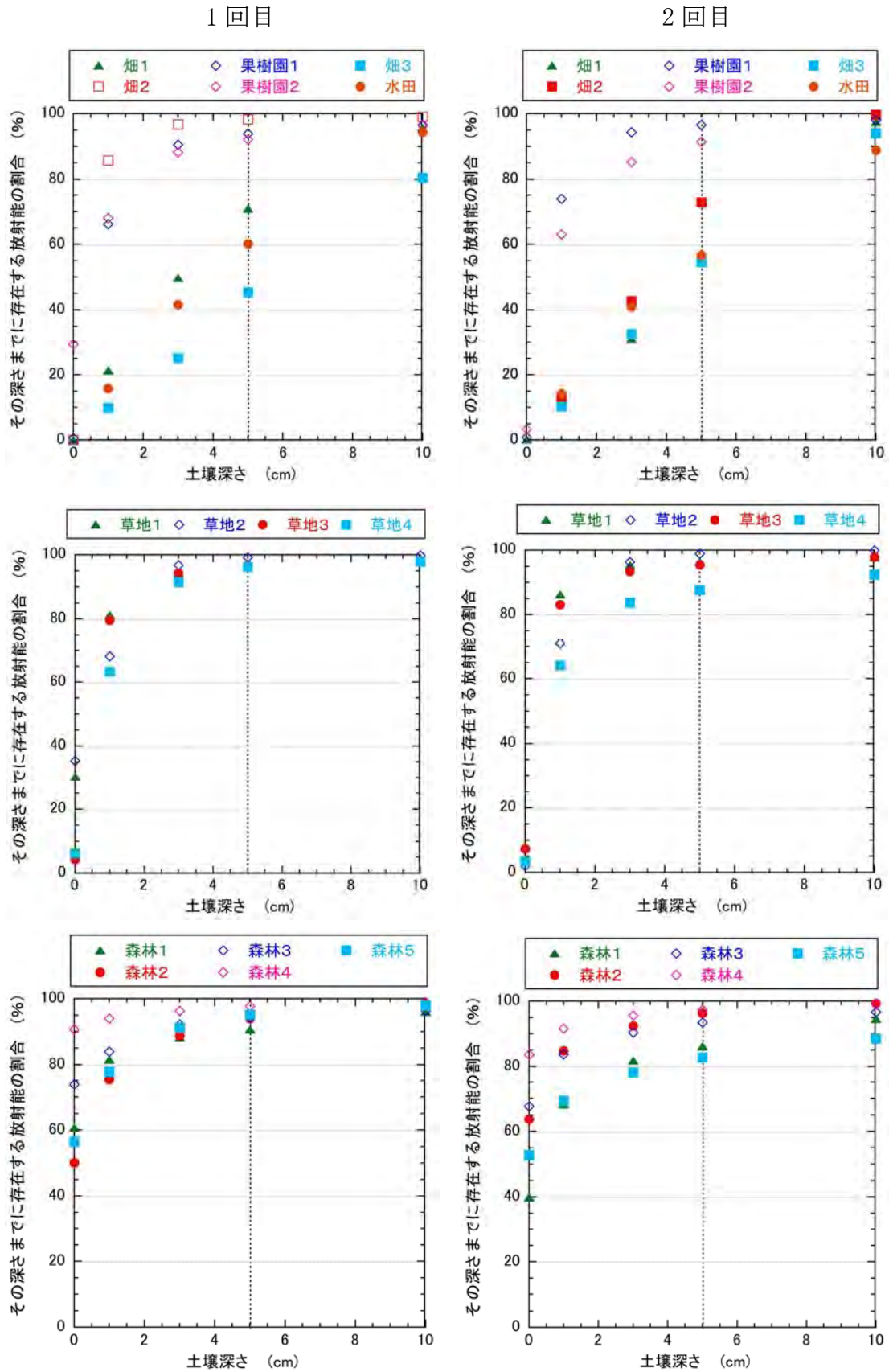


図 3-5 セシウム 137 の深度分布 (ある土壌深さに対して、その層より上に存在する放射能の全放射能に占める割合 : 深さ 0cm は表層の植生・リター)

3.3.2 放射性セシウムの分布状況に影響を与える因子

図 3-5 に示した深度分布をさらに詳細に検討すると、植生（農耕地、草地）及びリター（森林）層に存在している放射性セシウムの割合（すなわち深さ 0cm に記した割合）は地点ごとに大きく異なり、森林>草地>農耕地であった。図 3-6 は植生又はリター層の量とその層に存在する Cs-137 の割合の関係を示す。植生又はリター層の量が多いほど Cs-137 がその層に多く沈着し留まっている傾向がみられる。2 回目には草地の植生の量及び Cs-137 の割合の両方が低下しており（図 3-6(b)）、植生の刈り込みが Cs-137 の植生での存在量を低下させている可能性がある。

土壌中の放射性セシウムのみを対象として、土壌の 0~1cm の層に存在する放射性セシウムが土壌全体（0~20cm）の放射性セシウム量に占める割合（%）を、0~1cm 層への放射性セシウムの残留率と定義し、土壌層へ到達した放射性セシウムの動きにくさの指標とした。図 3-7 に 2 回の調査における Cs-137 の 0~1cm 層への残留率と、2 回とも又はどちらかで相関関係のみられた影響因子との関係を示す。図 3-7(a) は、植生及びリターを含めた全蓄積量のうち土壌に存在する Cs-137 の割合（%）との関係を示したものである。図 3-6 で示したとおり、森林ではリターへの沈着量が大きく、リターから土壌層へ浸出した Cs-137 量が少なかった。一方、リターから土壌層へ浸出した Cs-137 に着目すると、森林では、リター層を透過することで移動性が変化する可能性も考えられるが、その他の生態系と比較して、0~1cm 層への残留率が小さく（図 3-7(a)）、深さ 1cm より下層へ移動した割合が高いことを意味している。

上で触れた森林土壌層での放射性セシウムの深さ方向分布の結果に関連し、土壌の単位粘土成分量（粒度分布から求めた粘土成分（粒径<0.002mm）の量）あたりの有機物量及び水溶性有機物量との関係をそれぞれ図 3-7(b)、(c) に示す。これらの有機物量の指標と Cs-137 の残留率との間には負の相関が見られ、有機物量の多い森林土壌で残留率が低いこと（図 3-7(a)）と対応している。一方で、粘土成分量と残留率との関係は（図 3-7(d)）、粘土成分量の高い地点で残留率が高い傾向が多少みられるが、相関関係は明確ではなかった。一般的に放射性セシウムの土壌中での分布と関連のあると考えられるその他の土壌特性（陽イオン交換容量、pH 等）については、0~1cm 層への残留率との関係はみられなかった。

土壌表層土（0~1cm 層）の構成鉱物分析結果を、農耕地、草地、森林についてそれぞれ図 3-8(a)、(b)、(c) に示す。分析した全ての土壌において、最も多く含まれるのは長石で、次に石英、クリストバライト、粘土鉱物であった。全体的特徴として長石が大量に残存していることから、比較的風化の進んでいない“若い”土壌であることがうかがえる。粘土鉱物としては、全ての生態系の土壌において層電荷の高いスメクタイトが含まれていた。その他の粘土鉱物としては、農耕地において雲母粘土鉱物、カオリン鉱物が見いだされた。草地では、草地 2 で雲母粘土鉱物が卓越していた。森林土壌では、カオリン鉱物が一部の試料で認められたが、雲母粘土鉱物を含有する土壌はなかった。

放射性セシウムの分布状況に影響を与える因子に関する結果を以下にまとめる。

- 植生（農耕地、草地）及びリター（森林）層に存在している放射性セシウムの割合は植生又はリターの量に比例して増加し、森林>草地>農耕地であった。2 回目の調査時には、草地の植生の刈り込みが放射性セシウムの蓄積量を低下させた可能性がある。

- 未攪乱土壌を対象として、植生・リターを除く深さ 0~1cm の層に存在する放射性セシウムが土壌全体 (0~20cm) の放射性セシウム量に占める割合(%)を、0~1cm 層への放射性セシウムの残留率と定義し、土壌中での放射性セシウムの動きにくさの指標とした。0~1cm 層への残留率は、リターへの沈着量が大きく、土壌へ到達した放射性セシウム量の少ない森林において低かった。すなわち、森林土壌では、土壌へ到達した放射性セシウムが他の生態系と比較して下層へ移動していることが明らかとなった。
- 0~1cm 層への残留率と土壌中の有機物量との間に負の関係がみられ、有機物が土壌中での放射性セシウムの移動に影響を与えている可能性が示唆されたが、他の土壌特性とは明確な関係はみられなかった。
- 土壌の鉱物分析の結果、調査地点の土壌は(阿武隈)花崗岩が風化したものであり、風化進行の程度は比較的小さいことが分かった。主要な粘土鉱物として雲母粘土鉱物、カオリン鉱物、層電荷の高いスメクタイトを特定した。

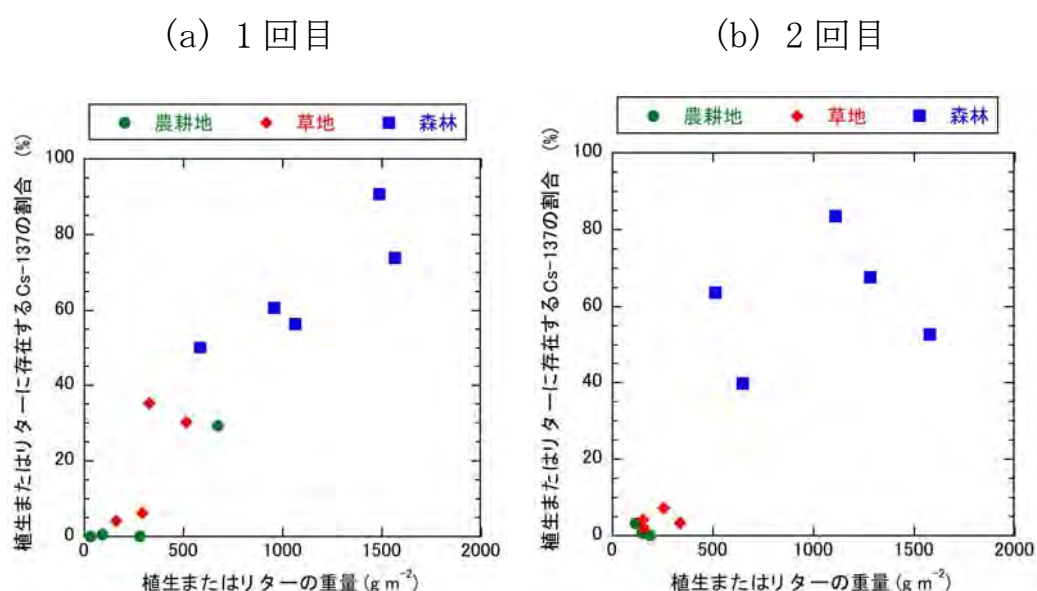


図 3-6 植生又はリター層の重量とその層に存在するセシウム 137 の割合の関係

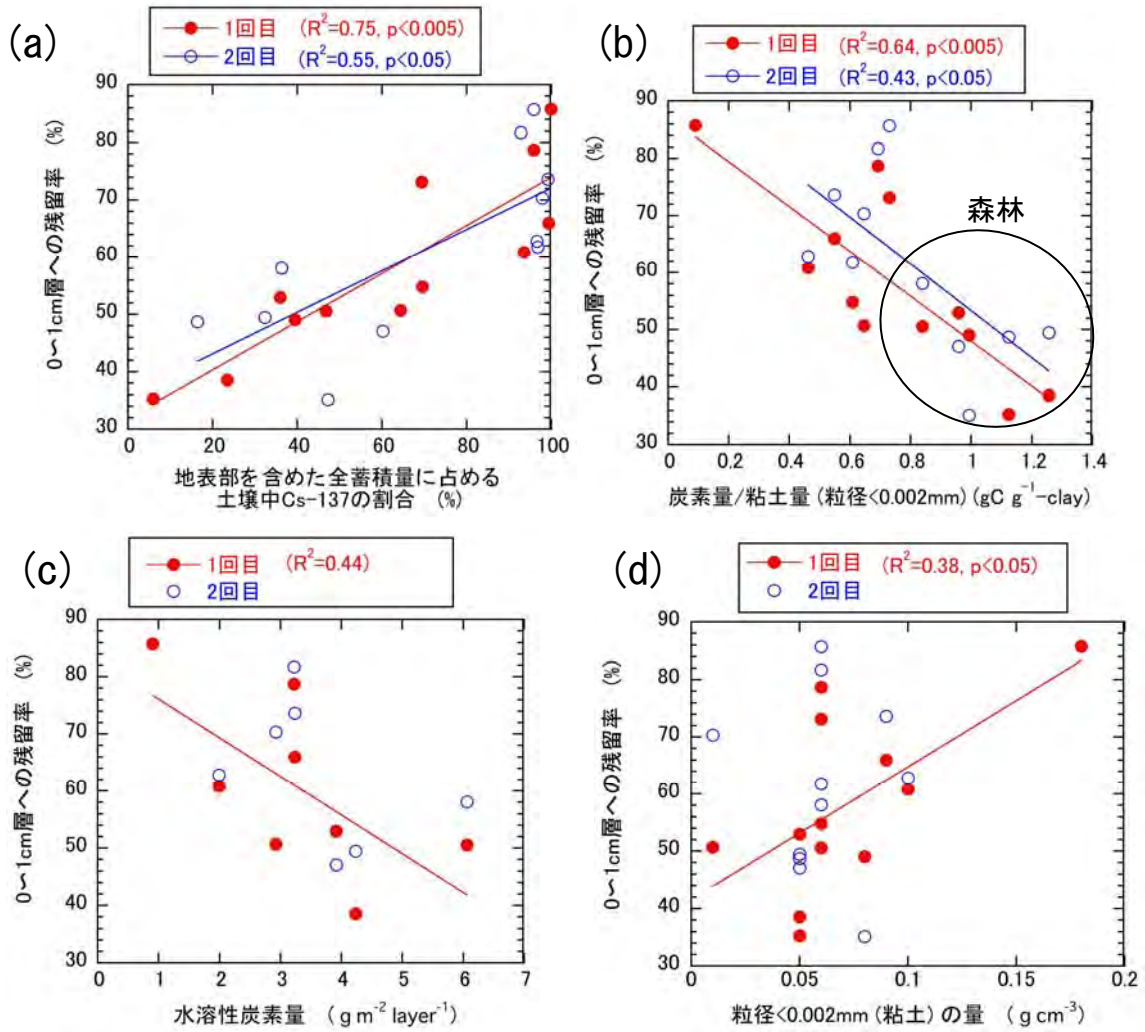


図 3-7 植生・リターを含まない土壌全体 (0~20cm) に対する 0~1cm 層へのセシウム 137 の残留率と影響因子との関係 (未攪乱土壌のみを対象、(a) 地表部はリター、植生箇所)

(a) 農耕地

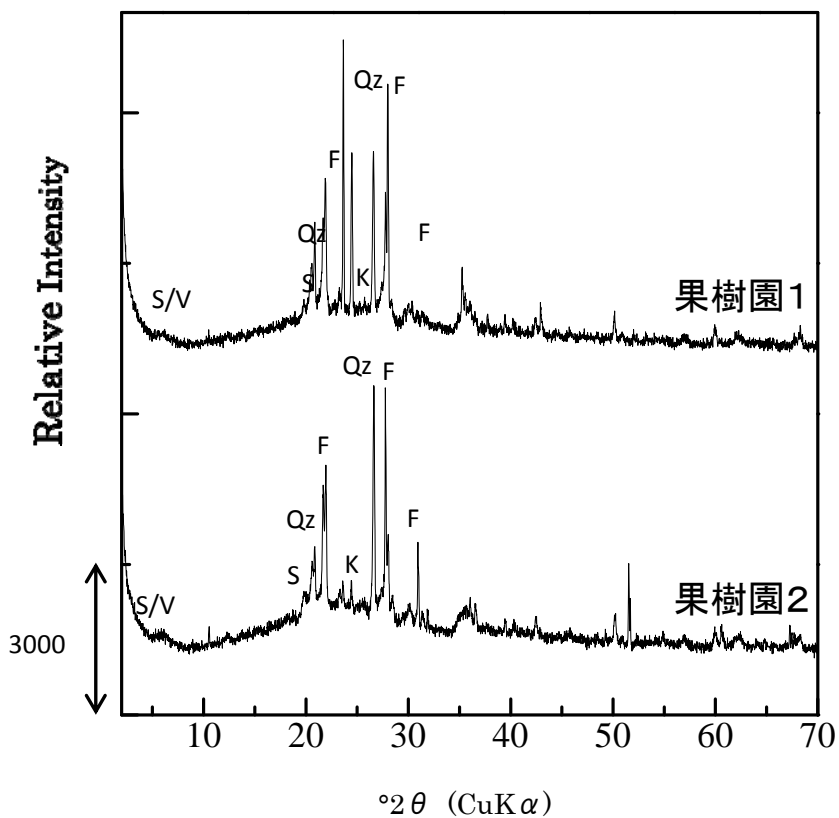
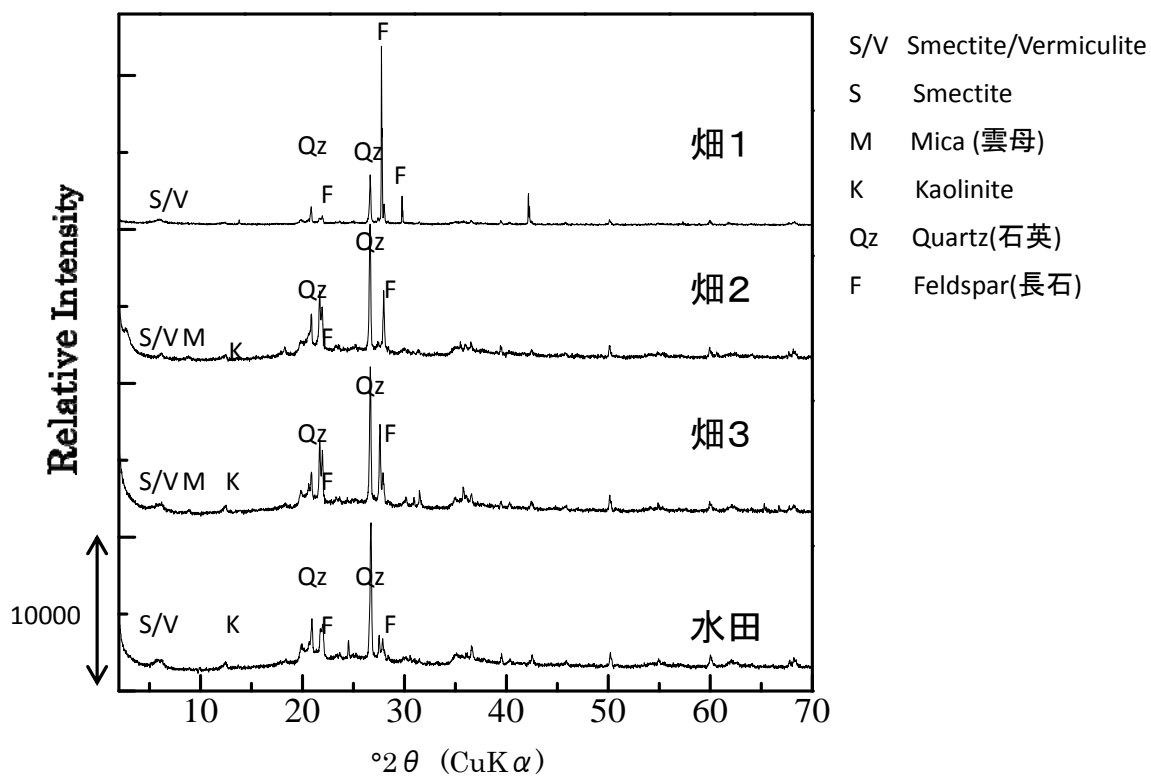


図 3-8 鈣物の主成分分析結果 (a) 農耕地

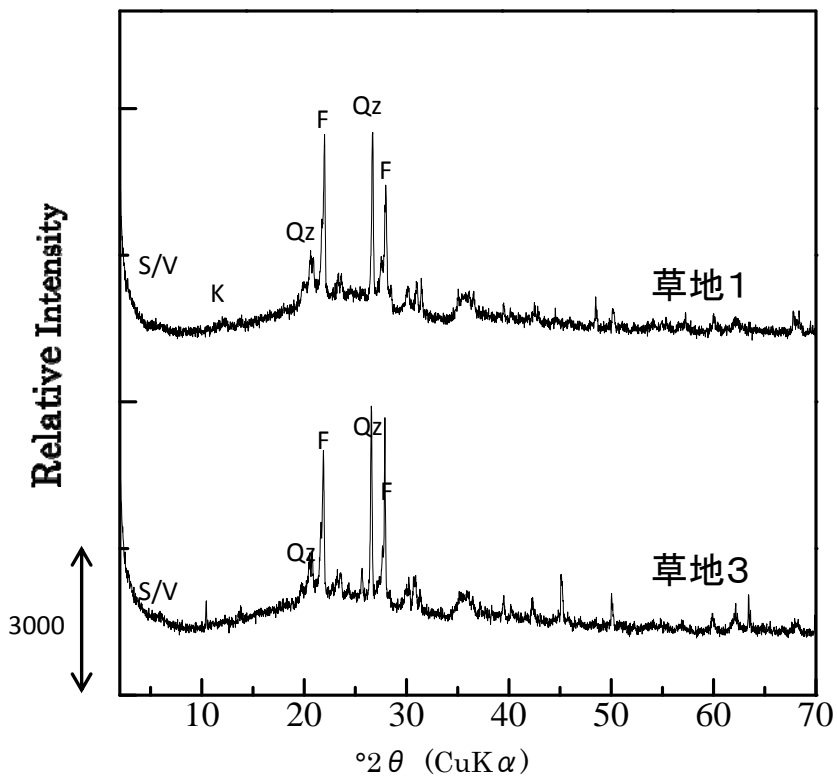
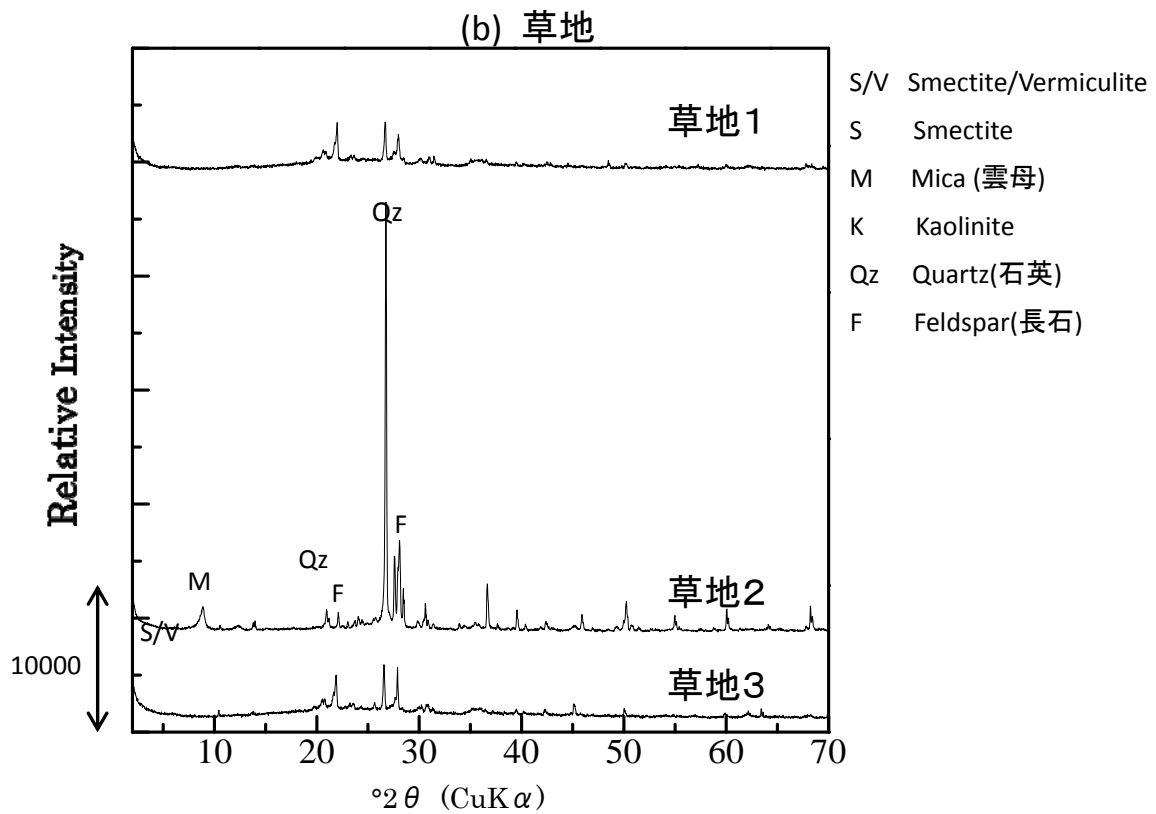


図 3-8 鈳物の主成分分析結果 (b) 草地

(c) 森林

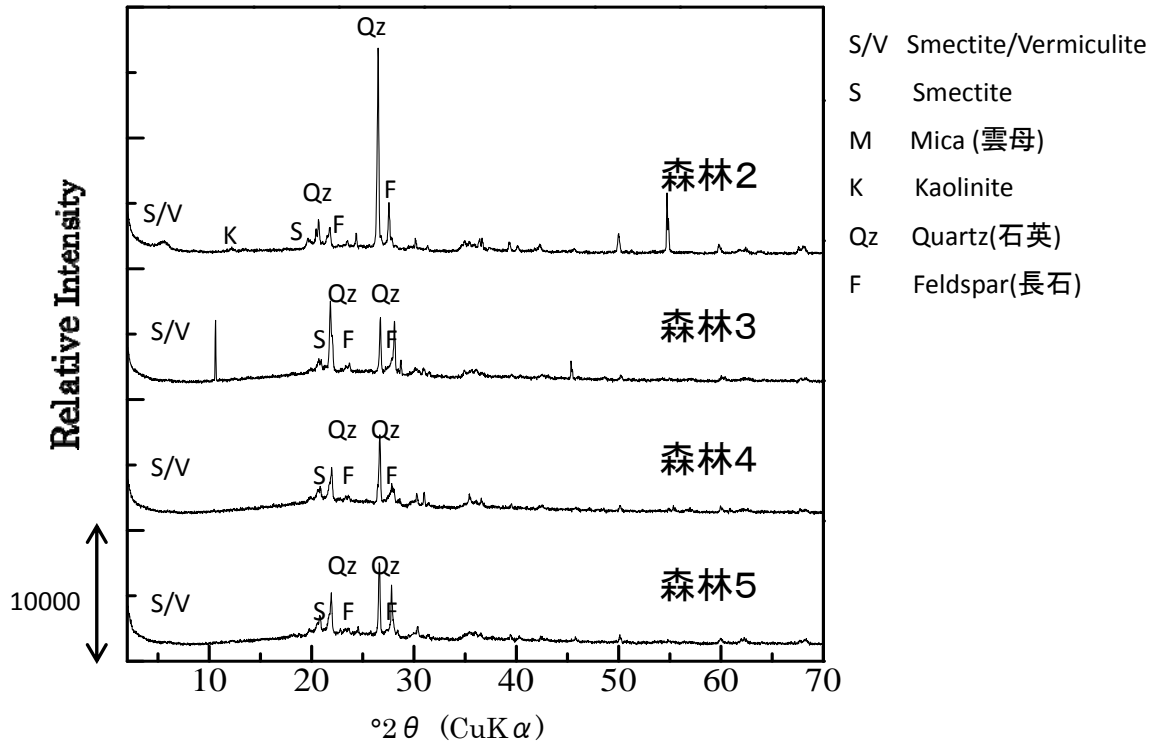


図 3-8 鉱物の主成分分析結果 (c) 森林

3.3.3 放射性セシウムの存在状態とその影響因子

(1) 放射性セシウムの抽出試験

土壌中に存在している放射性セシウムの移動性及び生物利用性を調べるために選択抽出の手法を用いた。本調査では、最も溶出性の高い存在状態である水抽出画分（水溶態）、次に作物の吸収と関連が深いとされる 1M 酢酸アンモニウム溶液抽出画分（置換態）の定量を行った。また、より実際に近い状態での移動性を知る意図で、0～5cm 深さの土壌（一括試料）について未乾燥試料の水抽出試験を行った。

選択抽出について、0～5cm 層の結果を図 3-9 に示した。水溶態は高い地点でも全 Cs-137 量に対して 1.5%と低く、土壌表層へ沈着したセシウムの移動性の低さが示された。置換態の割合は、草地 2 で特異的に低く 1.4%であり、それ以外では 7～15%であった。土壌中で最も放射性セシウムが蓄積している、0～1cm 層の選択抽出結果と土壌特性の関連を調べた結果、図 3-10 に示す通り、粒径分布、pH との関連が示唆された。

さらに、より実際に近い状態での移動性を知る意図で行った 0～5cm の深さ土壌を混合した未乾燥試料についての水抽出試験の結果では、抽出水中の放射性セシウムは Cs-134、Cs-137 とともにほとんどが検出限界以下であった。検出された地点でも Cs-137 で全量の 0.6%以下、Cs-134 で全量の 0.3%以下であり、移動性が低いことが確認された。用いた操作による土壌試料からの有機炭素溶出比率は約 0.1～0.4%であった。有機物としての特性は試料により大きく異なっていた。その特性と放射性セシウムの溶出への関与については、水抽出された放射性セシウムが多くの試料で検出限界以下であり、明確な関係は得られていない。

(2) 粘土鉱物の関与

草地 2 の置換態の放射性セシウムが特異的に少ないことに関しては、粘土鉱物が関与している可能性がある。まず、草地 2 は他の地点とは粒径組成が異なり粘土成分が 5%と少なく、粗砂成分が 67%と高い。そして、草地 2 の土壌には、他の土壌試料と異なり、雲母の強い回折ピークが認められた（図 3-11）。風化した雲母の端面にはセシウムとの高い親和性を示すサイトがあることが知られており、放射性セシウムが特異的に低い移動性を示すのは粗粒の雲母の含有量が高いことに因るものと考えられる。また、森林土壌に関しては、現時点では放射性セシウムの大部分はリターにあり、その下部土壌の粘土鉱物組成の放射性セシウムの分布に対する影響が表れるまでに至っていない。

放射性セシウムの存在状態とその影響因子に関わる結果を以下にまとめる。

- 選択抽出の結果、対象とした土壌に存在する放射性セシウムは、0～5cm 層において水溶態で 1.5%以下、置換態で 15%以下であった。
- 土壌中セシウム全量に対する置換態の割合は、粒径分布、pH との関連がみられた。
- より実際に近い状態での移動性を知る意図で行った 0～5cm 深さの土壌について水抽出試験の結果は、検出された地点でも全量の 0.7%以下であり、移動性が低いことが示された。
- 置換態の放射性セシウムの割合が草地地点の一つで特異的に小さい理由として、セシウムとの親和性の高い雲母の含有に因ることが考えられる。

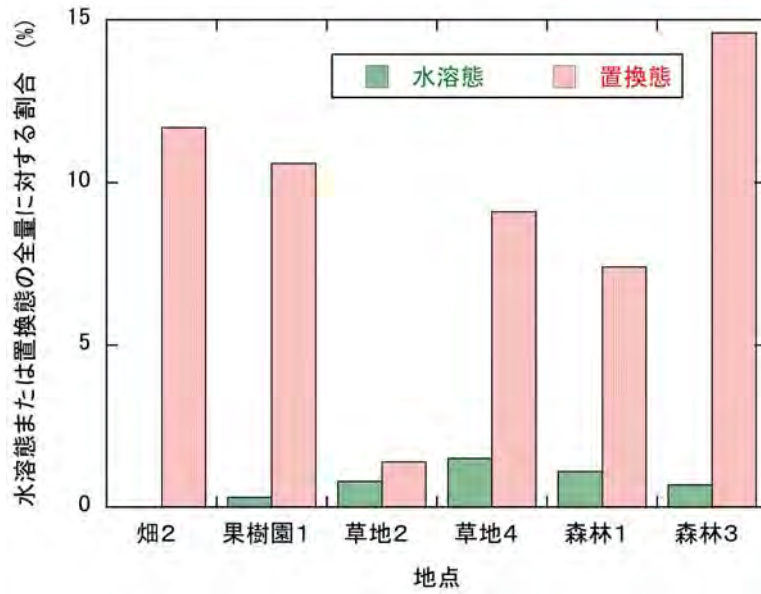


図 3-9 0~5cm 層の選択抽出結果 (Cs-137)

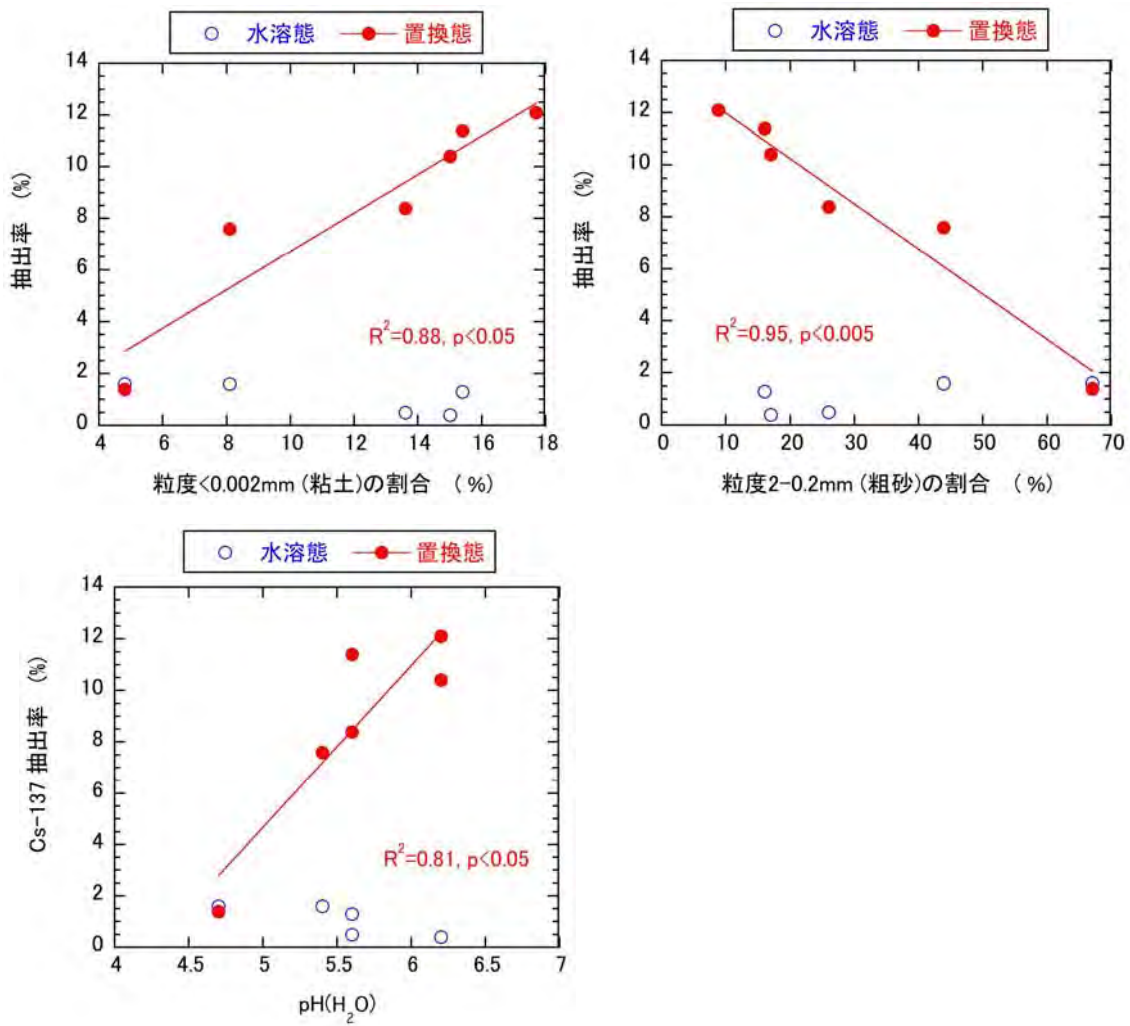


図 3-10 0~1cm 層の選択抽出率 (Cs-137) と土壌特性の関係

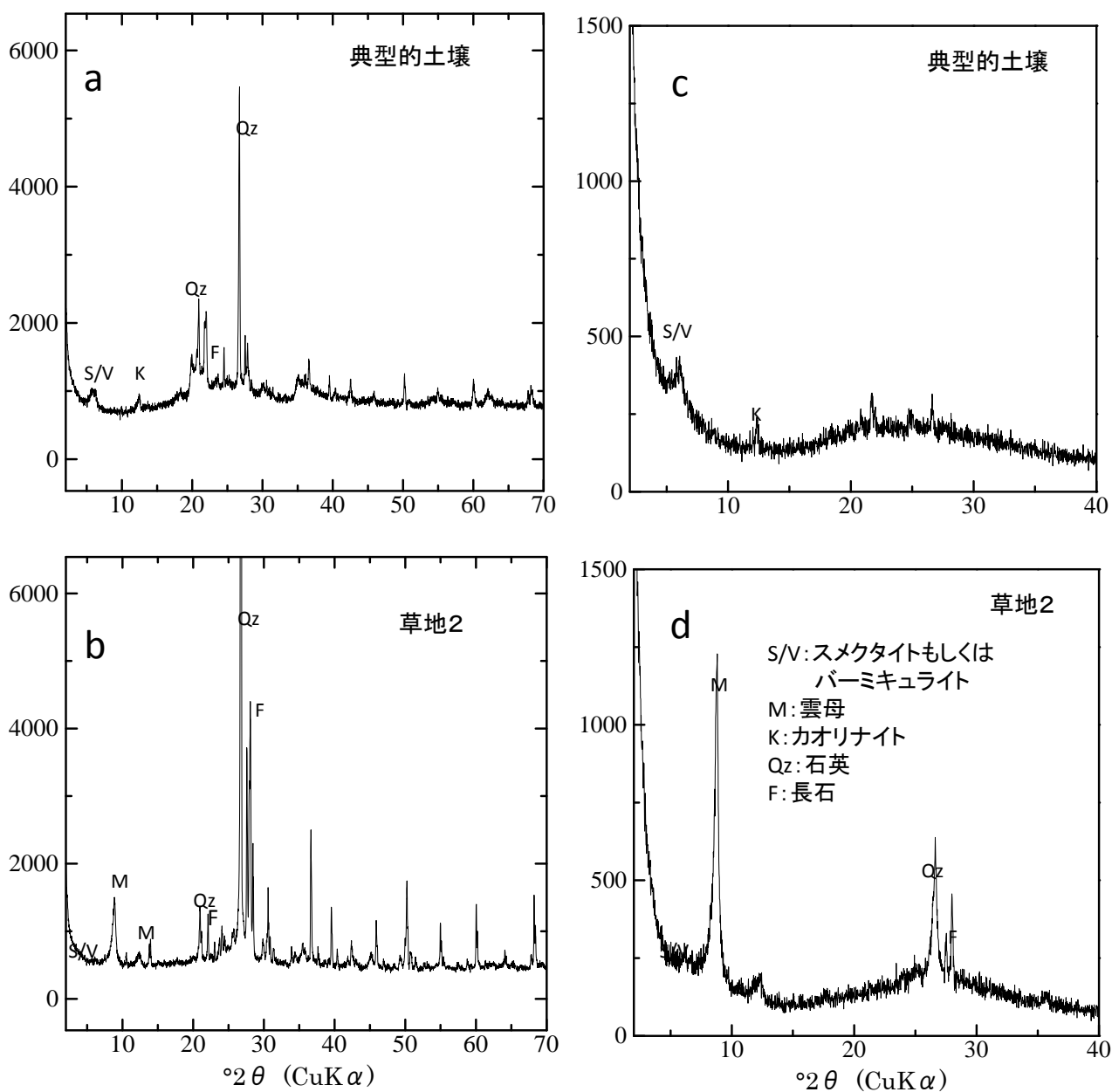


図 3-11 典型的な土壌のXRD (X線回折) パターンと粗砂成分と雲母含有量が高い草地2のXRD (X線回折) パターンの比較

左側のXRDパターン(a,b)は不定方位法 (粉末試料に混在する鉱物の判定や各回折線の正確な強度の測定をするとき、広い範囲の回折角度について回折パターンを得る手法) により測定された全岩試料のもの、
 右側のパターン(c,d)はランダムオリエンテーション法 (粘土画分を分画せずかつ粘土分のXRD回折ピークを強調する手法) により測定されたもの。

3.4 考察

本調査の結果、放射性セシウムの土壌への蓄積量は 2km 四方内で同じレベルであり、変動係数は約 0.17 であった。ただし、本調査は、森林における樹木などの植生を対象としていないため、樹木に沈着した放射性セシウムの量を含んでいない。文部科学省が実施した森林内における放射性物質の移行調査（本報告書 6.3.1.2 節参照）によると、針葉樹では樹冠に多くの放射性セシウムが沈着していることから、樹冠を含む森林生態系全体への放射性セシウムの蓄積量は、他の生態系よりも大きいと考えられる。本調査では梅雨前後で森林の地表面の放射性セシウム蓄積量の増加はみられなかったが、落葉に伴い今後増加する可能性がある。

蓄積している放射性セシウムは、攪乱された農耕地土壌でない場合は、そのほとんどが植生やリター層を含む土壌深さ 5cm までに存在していた。表層に植生が存在する場所や森林内で採取する場合は、雑草や落葉への放射性セシウムの沈着があるため、土壌のみの採取では蓄積量が低く見積もられる可能性があることに留意すべきである。土壌濃度マップ作成では、ある程度の広さを持った攪乱のない土地で植生を含み 0~5cm までの深さで試料が採取された。本調査の結果は、その採取手法が合理的であることを裏付けている。さらに、放射性セシウムの全蓄積量のうち、最大で 94%が植生（農耕地、草地）及びリター（森林）層に存在していることが明らかになった。その割合は地点ごとに大きく異なり、森林>草地>農耕地であった。他の生態系と比較して、森林では、リター層の除去によって極めて高い除染効果が得られることが示唆された。

植生やリター層を含まない土壌中での放射性セシウムの鉛直分布は、土壌の粘土成分量に対する有機物存在量が高いほど表層への残留率が低い傾向を示した。セシウムは土壌中で 1 価の陽イオンとしてふるまうことから、負に帯電している土壌粒子や粘土鉱物に引きつけられるが、有機物がこれらの土壌鉱物に吸着したり、土壌鉱物を覆ったりすることで、土壌鉱物の吸着サイトへのセシウムイオンの接近を阻害している可能性がある。有機物含有量の高い森林土壌については、リターから浸出する放射性セシウムの下層への浸透割合が他の生態系と比較して高いことが想定されることから、今後、降雨やリターの分解に伴い土壌への放射性セシウム浸出量が増加した場合、他の生態系よりも比較的深い層に放射性セシウムが分布する可能性がある。

選択抽出法による存在状態の調査結果より、現在、土壌に分布している放射性セシウムについては、土壌中で放射性セシウムのほとんどが存在している 0~5 cm 層において水溶態と置換態を合わせても 15%以下であった。大気圏内核実験起源の Cs-137 について、日本の畑土壌で調査した結果では、Cs-137 全量に対する水溶性+置換態の割合は平均 18%と示されており⁶⁾、本調査で対象とした土壌の置換態の割合が同レベルであることが示された。チェルノブイリ原子力発電所から放出された放射性セシウムの結果と比較すると、チェルノブイリ原子力発電所近傍の草地土壌について、事故の 4.5 年後に採取し 1M 酢酸アンモニウム溶液による抽出実験を行った結果では、Cs-137 の抽出割合は 4~16%で、今回の抽出結果と同程度の抽出量であった⁵⁾。ベラルーシの庭の土壌、ドイツの森林土壌、イタリア北西部の土壌に関する抽出結果でも、同様な抽出割合が報告されている^{7), 8), 9)}。これらの結果は、今回実験した福島の上層土壌の抽出結果とほぼ一致する。また、Andersson and Roed は 0~8.4cm 間で酢酸アンモニウム抽出の Cs-137 の抽出割合が深さに対して増加した結果を報告しているが、今回の福島の上層土壌については顕著には表れていない⁵⁾。以上の結果より、福島土壌の場合、事故後 3 ヶ月程度においてすでに抽出性・移動性の低い吸着形

態となっていることが示唆される。

土壌中でもっとも放射性セシウム存在率の高い0～1cm層における置換態の割合は粒径分布と関連があり、粘土成分（粒径<0.002mm）及びシルト成分（粒径 0.02～0.002mm）と正の相関が、粗砂成分（粒径 2～0.2mm）と負の相関がみられた。それ以外の土壌特性とは、pHと正の関係がある以外は明確な関係はみられなかった。土壌が放射性セシウムを引きつける強さは、セシウムを強く又は緩く固定できる場所の数と、その場所へのセシウムの接近を阻害する物質の量とのバランスで決まる。本調査地点における土壌の粘土鉱物は、すべての地点で高い層電荷を有するスメクタイトを含むことが示されており、多くの放射性セシウムは粘土鉱物に強く固定されていると考えられる。一方で、粒径の小さい粘土及びシルト成分は、その大きな比表面積によって緩く固定できる場所も多く提供することで、置換態の割合が高くなっていると考えられる。

草地で粗砂成分が多く、粘土成分が少なく、雲母が大量に確認された土壌（草地2）では、置換態セシウムの割合が他の土壌と比べて特異的に低く、2%にも満たなかった。これは粗粒の雲母の含有量が高いことに因るものと考えられる。通常、放射性セシウムは土壌中の細粒分の粘土鉱物に分配され、その分画の除去により効率的な除染が達成されるものと考えられているが、除染の際には粗粒の雲母に分配された難移動性の放射性セシウムにも注意を払う必要がある。

本調査で得られた結果より、対象とした2 km四方内の土壌では、土壌中の放射性セシウムの分布が生態系ごとに異なる特徴を示すとともに、その深度分布や存在形態が有機物や粒径分布、粘土鉱物の存在などの土壌特性と関連があることが明らかとなった。放射性セシウムの分布を生態系ごとに調査すること、ならびにこれらの土壌特性とともに調査していくことは、効果的な除染方針の検討や今後の汚染の変化の推定に有効である。

広域における放射性セシウムの蓄積マップでは、森林や農耕地ではない用地で、放射性セシウム等の蓄積量が計測された。この広域計測地点の測定結果がもつ意義・位置付けとして、用地の種別の違いによる蓄積量の違いは本報告の調査地域では小さいこと、また用地の種別の違いは深度分布の違い、そして深さ方向移動性の違いとして表れる可能性があることが示唆された。

引用文献

- 1) 日本工業規格 JIS A 1202: 土粒子の密度試験.
- 2) 日本工業規格 JIS A 1225: 土の湿潤密度試験.
- 3) 日本工業規格 JIS A 1204: 土の粒度試験.
- 4) 土壌標準分析・測定法、日本土壌肥料学会監修、土壌標準分析・測定法委員会編、博友社、(2004).
- 5) K. G. Andersson and J. Roed : “The behaviour of Chernobyl ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{106}Ru in undisturbed soil: implications for external radiation” , J. Environ. Radioact., 22, p.183-196 (1994)
- 6) 駒村美佐子・津村昭人・山口紀子・藤原英司・木方展治・小平潔：“わが国の米、小麦および土壌における ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度の長期モニタリングと変動解析” , 農業環境技術研究所報告, 24, p.1-20 (2006)
- 7) K. Bunzl, W. Kracke, W. Schmmack, L. Zelles: “Forms of fallout ^{137}Cs and $^{239+240}\text{Pu}$ in successive horizons of a forest soil” , J. Environ. Radioact., 39, p.55-68 (1998)
- 8) A. Facchinelli, L. Gallini, E. Barberis, M. Magnono, A. S. rsthouse: “The influence of clay mineralogy on the mobility of radiocaesium in upland soils of NW Italy” , J. Environ. Radioact., 56, p.299-307 (2001)
- 9) X. L. Hou, C. L. Fogh, J. Kucera, K. G. Andersson, H. Dahlgard, S. P. Nielsen: “Iodine-129 ad Caesium-137 in Chernobyl contaminated soil and their chemical fractionation” , Sci. Total Environ., 308, p.97-109 (2003)

4. 土壌中深さ方向における放射性物質の放射能濃度の分布状況の確認

4.1 ジオスライサーを用いた、土壌中深さ方向における放射性物質の放射能濃度分布状況の確認調査

佐藤治夫・青木和弘（日本原子力研究開発機構）

4.1.1 調査の目的

福島第一原発の事故に伴い放出された放射性物質の分布状況等に関する調査研究（放射線量等分布マップの作成）に資する測定結果を提供するため、本調査研究では以下を目的とした現地調査、試料分析及び解析を実施した。

- (1) 福島第一原発事故に伴い放出され、土壌に沈着した放射性物質の深さ方向の分布状況を調査把握することにより、現状の様々な土壌中における放射性物質の深度分布のデータを提供する。
- (2) 放射性物質の土壌中における深度分布とその深度まで到達するまでの経過時間（文部科学省等の放射線量に関する公表データにおいて示されている、福島第一原発事故に伴い放出された放射性物質が土壌表面に沈着したと推定される平成23年3月15日17:00頃からの調査時までの経過時間）と放射性物質の半減期、更には土壌の土質分布データ等から、土壌中の放射性物質の拡散係数（見掛けの拡散係数）ないし分散係数（見掛けの分散係数）と地表面での初期濃度を求めることにより、事故発生直後の地表面での放射性物質の放射能濃度を推定する。

なお、本調査研究により得られた、

- ・事故発生直後の地表面での放射性物質の濃度
- ・土壌中の放射性物質の拡散係数（見掛けの拡散係数）
- ・土壌中の放射性物質の分散係数（見掛けの分散係数）

に加えて、土壌への放射性物質の収着特性や土壌の土質分布データ、放射性物質の半減期等を考慮することにより、今後の土壌中の放射性物質の移行や物理的減衰に伴う放射能濃度の分布状況の経時変化についても予測することが可能である。また、得られた結果に土壌自身の遮蔽効果を考慮することにより、土壌中の放射性物質の移行と物理的減衰に伴う地表面からの空間線量率の経時変化（減少）についても推定できると期待される。

4.1.2 実施概要

調査期間：平成23年6月7日～19日（現地調整、現地調査、撤収）

現地調査：平成23年6月10日～16日

調査内容：

- (1) ジオスライサー（図4-1参照）を用いた、土壌中深さ方向の放射性物質分布状況調査数（全29試料）
 - ① ワイドジオスライサー（幅1.1m×深さ1.2m×厚さ10cm）調査：1地点1本
 - ② ハンディジオスライサー（幅10cm×深さ1.0m×厚さ2cm）調査：11地点28本

表 4-1 に調査地点名及びジオスライサー試料と調査項目の対比表を示す。

(2) 調査項目

- ① 土壌調査（土壌観察・土壌記載（地表面からの土壌の構成等））：29 本 29 試料（全試料）
地表面からの土壌の構成、土壌の腐植状況（有機物、根の有無等）、乾湿状況（水の浸み出し等）、粘土質分、土壌や堆積物等の粒径（土壌、泥、砂等の区分）、及び土壌表面の色（黄褐色、赤褐色等）の調査を実施。
- ② GM サーベイメータを用いた土壌深さ方向への放射能分布の測定：15 本 15 試料
地表面から深さ方向に 5cm 間隔でベータ線、ガンマ線（以下、「 $\beta \cdot \gamma$ 線」という。）の全計数率の測定を実施。
- ③ イメージングプレートによる放射能分布の測定：5 本 5 試料
露光時間：12 時間、解像度：200 μm で、土壌試料の放射能分布（アルファ線、ベータ線、ガンマ線等由来の発光信号）の測定を実施。
- ④ 土質試験：12 本 24 試料（各地点 1 本以上、各本代表 2 深度）
土壌の含水比、湿潤密度、乾燥密度、間隙率、真密度（土壌粒子密度）の測定を実施。
- ⑤ 収着試験：12 本 24 試料
④の土質試験と同一の深度区間で、各試料につき、代表 2 深度について、バッチ式収着試験（原子力学会（2002 年 10 月）標準測定法^[1]に準拠）を実施。対象核種は空間線量率の経時変化や化学形態の違いによる挙動の代表性の観点から、セシウム（以下、「Cs」という。）及びヨウ素（以下、「I」という。）とした。
- ⑥ 核種分析：16 本 259 試料
地表面からの深さ 10cm までは 2cm 間隔、深さ 10~30cm まで 4cm 間隔、深さ 30cm 以深は 10cm 間隔で試料を採取し、Ge 半導体検出器で 60 分間、放射能濃度の測定を実施。

4.1.3 調査地点

調査地点は、図 4-2 において丸印で示した箇所である。調査地点は、以下の条件を考慮して選定を行った。

- I-131 の半減期は 8.02 日と短く、これまでの研究から、土壌への収着性が低い^[3, 4]と考えられることから、土壌中の I-131 の放射能濃度の分布状況を把握することは、本調査研究を実施する上で考慮すべき重要事項の一つである。
- 本調査時点における空間線量率への寄与は概ね Cs-134 と Cs-137 に起因すると考えられるが、土壌表面への沈着初期においては I-131 も相当量を占めていたことは、これまでの文部科学省や福島県の土壌の放射能濃度の測定結果からも明確に示されている。

従って、調査対象地域の候補の選定にあたっては、上記のような状況を考慮し、Cs-134 や Cs-137 と共に初期の I-131 の濃度が比較的高く、物理的減衰による消散を考慮しても残留していると想定される比較的空間線量率の高い地域（浪江町（半径 20km 圏内を除く）、飯舘村、川俣町等）を主な調査対象地域とした。なお、調査箇所の選定にあたって、当時、文

部科学省が公表している「東京電力株式会社福島第1及び第2原子力発電所周辺のダストサンプリング、環境試料及び土壌モニタリングの測定結果」^[5]のうちの「環境試料の測定結果（陸土）」においてI-131が検出されていた地点を含む地域も調査対象地域の候補とした。

- その上で、調査対象地域の候補から実際の調査地点を選定するにあたっては、平成23年5月6日、文部科学省から公表されていた、福島第一原発から80 km圏内における「文部科学省及び米国エネルギー省(DOE)航空機による航空機モニタリングの測定結果について」^[2]の空間線量率及び放射性物質(Cs-134、Cs-137)の地表面への蓄積量分布(平成23年4月29日現在に換算)、及び文部科学省が随時公表している「東京電力株式会社福島第1及び第2原子力発電所周辺のダストサンプリング、環境試料及び土壌モニタリングの測定結果」^[5]の空間線量率や土壌モニタリング結果(土壌の核種分析結果)を踏まえると共に、環境試料の採取マニュアル^[6]や土壌地理学の教科書的な文献^[7]に示された調査地点選定の考え方を参照し、①土地の利用状況、②水文地形(斜面、平坦地、及び地下水面等)、及び③土壌の種類等の概要について地図類(地形図、土地利用現況図、地形分類図、土壌図等)や文献(土地分類基本調査等)による予備調査及び現地調査によって把握することで、以下の観点から調査地点を選定することとした。

① 土地の利用状況

- ・ 民有地ではなく町有地或いは村有地であること(地元自治体と相談の上で選定)。
- ・ 周囲に構造物及び最近の人為的攪乱の痕跡が無い地点であること。
- ・ 未耕地であり、草本類等の小植物による植被があること。

② 水文地形

- ・ 平坦地であり、表面流出・流入による土壌の侵食や堆積等の可能性が小さいこと。
- ・ 湧水の痕跡が認められず、地下水面が極端に高くないこと。

③ 土壌の種類

- ・ ジオスライサーを適用できる程度の軟弱な地盤であること(硬岩では適用不能)。
- ・ 敷石用の砂利が厚く盛土されていないこと。
- ・ 必要な測定や試験を実施できる程度の重量及び体積の土壌試料が採取できること。



(a) ワイドジオスライサー（幅 1.1m×深さ 1.2m×厚さ 10cm）による掘削調査
（ユニックによるワイドジオスライサーの地中への押込み状況）



(b) ハンディジオスライサー（幅 10cm×深さ 1m×厚さ 2cm）による掘削調査
（振動機によるハンディジオスライサーの地中への押込み状況）

図 4-1 ジオスライサーを用いた土壌中深さ方向の放射性物質分布状況調査の状況
（(a)ワイドジオスライサー、(b)ハンディジオスライサー）

表 4-1 調査地点名及びジオスライサー試料と調査項目の対比表

調査地点名	ジオスライサー 試料番号※1	調査日時		サン プル 深度 [cm]	調査項目※2			
		日付	土壌の抜き 取り時刻		G	γ	S	I
NH-KN (二本松市金色：二本松市役所 駐車場)	HGS-4	2011/6/12(日)	10:00	50	○	○		
	HGS-5		11:00	68			○	
	HGS-6		11:30	56	○			
	HGS-7		12:00	60	○			
KW-YMo (川俣町山木屋大清水： 山木屋駐在所)	HGS-1	2011/6/11(土)	10:30	59	○	○		
	HGS-2		14:00	50			○	
KW-YMk-1 (川俣町山木屋小塚： 国道脇)	HGS-27	2011/6/16(木)	14:15	68			○	
	HGS-28		15:00	74	○	○		
KW-YMk-2 (川俣町山木屋小塚：山木屋公 民館)	WGS-1	2011/6/10(金)	10:45	120	○	○	○	
	HGS-3	2011/6/11(土)	16:10	100	○	○		○
	HGS-26	2011/6/16(木)	14:00	74			○	
NM-TS (浪江町津島水境：高太石山登 山道入口)	HGS-19	2011/6/15(水)	13:30	120	○	○		
	HGS-20		14:15	124		○		○
	HGS-21		15:00	140			○	
NM-AKt (浪江町赤宇木手七郎： 手七郎集会所)	HGS-17	2011/6/15(水)	10:30	107	○	○		
	HGS-18		11:10	115			○	
NM-STs-1 (浪江町下津島松木山：津島活 性化センター)	HGS-8	2011/6/13(月)	10:10	133	○	○		
	HGS-9		10:45	130			○	
	HGS-10		11:15	125	○	○		○
NM-STs-2 (浪江町下津島松木 山：中ノ森山登山道入口)	HGS-24	2011/6/16(木)	11:00	77			○	
	HGS-25		11:30	120	○	○		
NM-AKs (浪江町赤宇木塩浸)	HGS-22	2011/6/16(木)	10:00	120	○	○		
	HGS-23		10:30	160			○	
NM-AKk (浪江町赤宇木柵平：熊之森山 登山道入口)	HGS-14	2011/6/14(火)	14:00	80			○	
	HGS-15		14:30	73		○		○
	HGS-16		15:15	125	○	○		
NM-HR (浪江町昼曾根尺石)	HGS-11	2011/6/14(火)	10:16	165	○	○		
	HGS-12		10:45	156		○		○
	HGS-13		11:30	145			○	

※1 ジオスライサー試料番号

WGS：ワイドジオスライサー

HGS：ハンディジオスライサー

※2 調査項目

G：GMサーベイメータによる放射能分布（β・γ線）の測定

γ：Ge半導体検出器によるγ線放出核種分析用土壌試料の採取

S：土質試験・収着試験用サンプル採取

I：イメージングプレートによる放射能分布、デジタルサーベイメータによる表面線量率の測定及びガンマ線放射能分布の測定

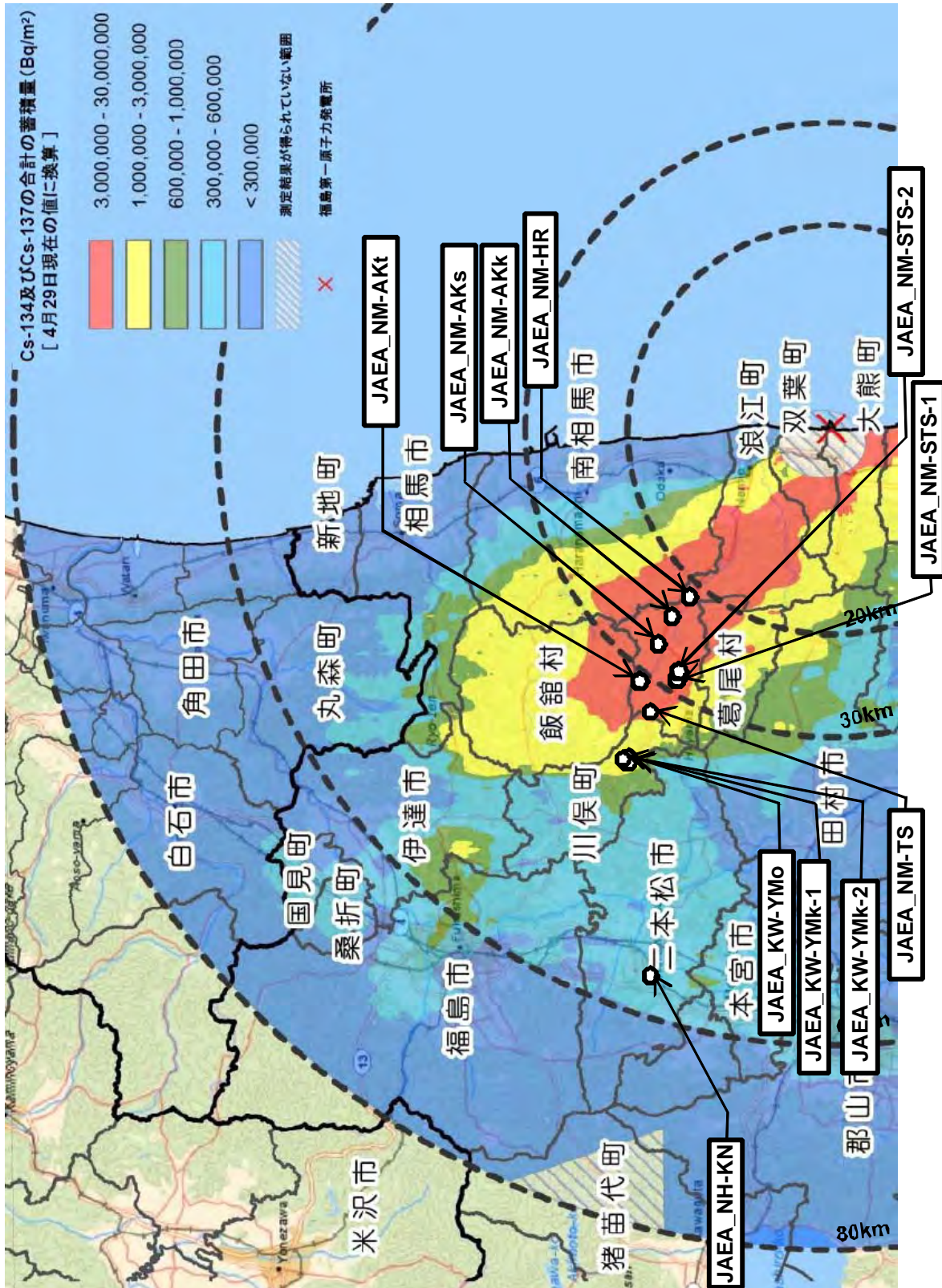


図 4-2 調査地点の位置図

文部科学省及び米国エネルギー省 (DOE) 航空機による航空機モニタリングの測定結果 (平成 23 年 5 月 9 日公表)^[2]の線量測定マップ上に、本調査研究の調査地点を記号と共に○印で表示。

4.1.4 調査方法

- (1) 調査の実施にあたって、事前に、調査の候補地点において検土杖を用いて地盤の硬さ等を調査し、ジオスライサーによる掘削が可能かどうかを検討した上で調査地点を決定した。
- (2) 調査地点では、GM サーベイメータを用いて、掘削地点周辺（数 m から 10m 四方程度）のベータ線、ガンマ線の全計数率を地表面から約 1m の高さで測定し、周辺土壌と同程度の計数率であることを確認した。次いで、線量計（NaI 式ポケットサーベイメータ）により掘削地点での空間線量率を地表面から 1m の高さで測定し、事前調査で把握しているガンマ線による空間線量率と比較することにより、調査地点周辺の空間線量率を確認した。更に、GPS を用いて調査地点（掘削）の位置情報を取得した。
- (3) 次に、ジオスライサーによる掘削を行い、地表面から深さ約 50cm～1m の平板状の土壌サンプルを採取した。ジオスライサーは、ワイドジオスライサーとハンディジオスライサーの 2 種類を行い、前者は 1 地点（1 本）、後者は 11 地点（28 本）の合計 11 地点 29 本のジオスライサー調査を実施した。
- (4) 両ジオスライサーにより採取した土壌試料は、表面土壌をねじり鎌や刷毛等で丁寧に剥ぎ取る（深い位置から浅い位置に、深度方向に対して垂直方向に実施）ことで平滑な土壌表面を露出させ、土壌境界を明瞭にすると共に、掘削の際の表層土壌の下への引き込みによるコンタミネーション（汚染）を除去し、土壌観察・土壌記載を行った。その際、ベニヤ板等で直射日光を遮りつつ、カラスケールと共に土壌表面の写真撮影を行った。土壌記載においては、地表面からの土壌の構成、腐植状況（有機物、根の有無など）、乾湿状況、粘土質分、土壌や堆積物等の凡その粒径（土壌、泥、砂などの区分）、土色（黄褐色、赤褐色など）に着目し、土壌の記載と区分を実施した。

なお、土地利用がかつて田畑の場合には有機質な黒色土壌（農耕土）が分布し、森林に隣接する地点は赤色、褐色、黄褐色の粘土質土壌や黒ボク土が分布する。一方、谷底平野と山麓緩斜面の多くはかつて田畑に利用され、黒色砂質土壌が分布する。これらの土壌構成と現在の土地の利用状況を考慮し、放射性物質が分布すると考えられる地表面付近の土壌に着目して、土地利用状況に基づく土壌区分を元農地と推定される土壌と地表面土壌とに分類した。

- (5) その後、ハンディジオスライサーについては、トラックの荷台に設置した、厚さ 10mm の遮蔽板（鉛板）上に運搬し、GM サーベイメータにより試料の中心部分に沿って地表面から深さ方向のベータ線、ガンマ線の全計数率の測定を 5cm 間隔で実施した。ワイドジオスライサーについては、遮蔽板上に運搬することが困難であったため、土壌表面に敷いたビニールシート上で β 、 γ 線の全計数率の測定を行った。その際の測定は、ハンディジオスライサーと同様に深さ方向は 5cm 間隔、水平方向は 20cm 間隔を基本とした。
- (6) イメージングプレートによる放射能分布を測定する試料は、試料表面からの水分の蒸発や形状崩壊等を防止するため、土壌試料の入っているハンディジオスライサーごとラップフィルムで保護した後、バックグラウンドの空間線量率が低い福島市に搬送し、鉛遮蔽板（厚さ 4mm）上でデジタルスペクトルサーベイメータ（NaI 式）による表面線量率の分布を測定した後、イメージングプレートによる放射能分布測定（感光時間 12 時間）を行った。

- (7) イメージングプレートによる放射能分布の測定後、ジオスライサーから、土質試験及び収着試験、並びに Ge 半導体検出器で分析する土壌試料を採取した。土質試験及び収着試験試料については、採取場所の土壌観察結果に基づいて、代表的な 2 区間（深度 50cm 以浅で浅い部分と深い部分が基本）から採取した。土質試験のうち、間隙率、湿潤密度、乾燥密度を測定するための試料は、塊状の試料が必要なため、U 字型容器を用いて採取した。U 字型容器の開口した部分を下にして土壌表面から押し込み、容器内が土壌で満たされるように採取した。他の土質試験及び収着試験、並びに Ge 半導体検出器で分析する土壌試料については、粉末試料で良いため、ポリエチレン容器（広口、100ml）に採取した。

なお、Ge 半導体検出器による分析用試料は、両ジオスライサーで採取した土壌試料の中心部分を対象とし、コンタミネーションを防止するため、放射能濃度が低いと考えられる深い方から採取を行うと共に、ジオスライサーからの土壌試料の採取に使用したスクレイパーやスプーン等の器具は試料採取毎に水で洗浄した。採取した分析試料は、ポリエチレン容器（広口、100ml）が満たされるまでを基本とし、試料採取毎に試料重量を測定した。

- (9) 採取した土壌試料を入れた容器と蓋の間は、全てビニールテープを巻いて固定した後、試料容器毎にチャック付のポリエチレン袋に入れ、試料の送付は、放射線障害防止法における L 型輸送物の基準^[8]に準拠した取扱いとした。分析に際しては、土壌試料の重量を測定した後、U-8 容器に詰め替えて測定した。Ge 半導体検出器による分析は、財団法人日本分析センターに依頼した。

- (10) 土質調査では、土壌の含水比、浸潤密度、乾燥密度、間隙率、真密度（土壌粒子密度）を決定した。真密度（土壌粒子密度）については、日本規格協会「土壌粒子密度試験方法（JIS A 1202）」^[9]に従い、ピクノメータを用いて測定した。その他のパラメータについては、U 字型容器で採取した塊状試料を用いて、試料の体積や乾燥重量、湿潤重量、水飽和重量を測定する、水中飽和法^[10]により測定した。

なお、土壌試料に対するこれらのパラメータは、土壌中の放射性物質の濃度分布の算出や、移行・遅延の解釈や解析等に使用した。

- (11) 収着分配係数は、放射性物質を含有する溶液と土壌が接触する場合、単位重量当たりの土壌に収着した放射性物質の量と溶液中の放射性物質の濃度の比（分配比という）で表される。収着分配係数は、土壌の放射性物質の保持能力を表すパラメータであり、収着分配係数が大きい程、その土壌は放射性物質の保持能力が高いことを意味する。また、土壌中に放射能濃度の分布がある場合、その濃度勾配に従って放射性物質は移動するが、収着分配係数が大きい程、放射性物質の移動速度（単位時間に単位面積を通過する量）は小さくなり、同じ距離を移動するために要する時間が長くなる。収着分配係数の測定方法は複数あるものの、標準的には、バッチ式収着試験法で測定される。この方法は、放射性物質を含有する溶液を土壌と接触させ、接触前後の溶液中の濃度差から単位重量当たりの土壌への収着量を決定し、接触後の溶液中の放射性物質の濃度との比から収着分配係数を求める標準的な方法である。

バッチ式収着試験法における収着分配係数は次の関係から求めることができる。

$$K_d = \frac{C_s}{C_L} = \frac{C_o - C_i}{C_i} \frac{V_L}{M_{soil}} \quad (\text{式 4-1})$$

ここで、

K_d : 収着分配係数

C_s : 固相（土壌）の単位重量あたりに収着している放射性物質の量

C_L : 液相（溶液）中の放射性物質の濃度

C_o : 反応開始時の液相中の放射性物質の濃度

C_i : 反応終了時（7日経過後）の液相中の放射性物質の濃度

V_L : 液相の体積

M_{soil} : 固相（土壌）の重量

本測定では、原子力学会（2002年10月）標準測定法^[1]に準拠した、バッチ式収着試験法により収着試験を実施し、セシウムイオン（ Cs^+ ）とヨウ素イオン（ I^- ）に対して収着分配係数を測定した。

図4-3に、GMサーベイメータによる $\beta \cdot \gamma$ 線計数率分布の測定、土質試験及び収着試験、並びにGe半導体検出器で分析する土壌試料の採取状況を示す。



(a) GM サーベイメータによる $\beta \cdot \gamma$ 線計数率分布測定



(b) 土質試験試料の採取 (U字型容器) (左側写真) と採取試料例 (右側写真)



(c) 収着及び Ge 半導体検出器による分析試料の採取

図 4-3 GM サーベイメータによる $\beta \cdot \gamma$ 線計数率分布の測定、土質試験及び収着試験、並びに Ge 半導体検出器で分析する土壌試料の採取状況

((a)GM サーベイメータによる測定、(b)土壌試料の採取、(c)収着及び分析試料の採取)

4.1.5 調査結果

(1) 土壌中深さ方向における放射性物質の放射能濃度分布について

図 4-4 に土壌観察の記載例 (HGS-10, 25 : 浪江町下津島松木山地) を示す。また、図 4-5 と 4-6 に、それぞれ地表面土壌と元農地と推定される土壌に対する深度方向の放射性物質の濃度分布を示す。

- 図 4-4 に見られるように、両者共に表層に堆積有機質層が見られるものの、HGS-10 の試料は褐色土壌が支持層として分布しており、地表面土壌に分類される。一方、HGS-25 の試料は黒色土壌(農耕土)が支持層として分布しており、元農地と推定される土壌に分類される。

なお、後者の調査地点における現在の土地の利用状況は登山道入口であり、過去に農耕地だったことが示唆される。

- 今回の調査から検出された放射性物質は Cs-134、Cs-137、Te-129m、Ag-110m であった。今回の調査から得られた各放射性物質の深度方向の濃度分布は、図 4-5～4-6 に見られるように、多くの地点で表層数 cm 程度であったものの、濃度分布の形状や深度は調査地点によって様々であり、コンタミネーションが明らかに有ると判定される試料を除いて、複数の試料 (HGS-1, 3, 4, 8, 17, 22, 25, 28) において移流の痕跡と考えられる濃度のピークないし肩が 5cm 以深で見られた。

- 土壌観察結果と照合したところ、濃度分布の高い表層付近には有機質層が存在しており、土壌中の放射性物質の保持能力は有機質層の存在と関係があると考えられる。

- 深度別の放射性物質の濃度分布を取得するために掘削した 16 本のジオスライサー試料について、得られた濃度分布に対して、土質試験結果、土壌観察結果、イメージングプレートによる放射能分布の測定結果に基づいて、図 4-7～4-9 のようにコンタミネーション (ジオスライサーの押込み時の引き摺り、スクレーピング、その他、浸食等の物理的運搬) の有無について詳細に検討したところ、

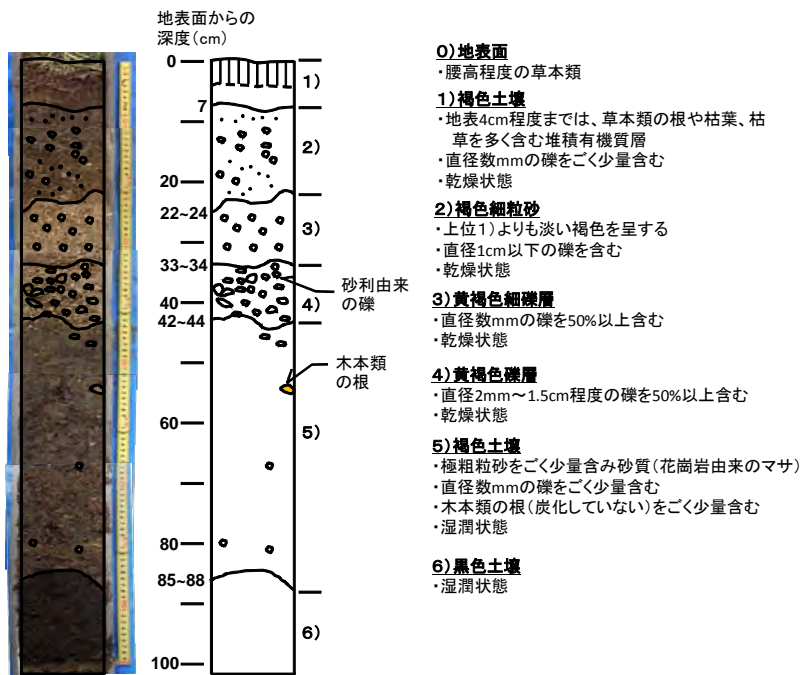
- ①コンタミネーションが明らかに無いと判定できる試料は 4 本 (WGS-1, HGS-3, 10, 25)、
- ②コンタミネーションが明らかに有るとされる試料が 6 本 (HGS-11, 12, 15, 16, 19, 20)、
- ③コンタミネーションが有る可能性を否定できない試料が 1 本 (HGS-17)、
- ④本調査ではコンタミネーションの有無の判別が困難な試料が 5 本 (HGS-1, 4, 8, 22, 28) が確認された。

- コンタミネーションの影響が明らかに無いと判定できた①の 4 本の試料のうち、WGS-1、HGS-3、10 の試料から得られた地表面土壌の濃度分布は、図 4-5 に示すとおり、土壌表層から深度 5cm 以内にほぼ全ての放射性物質が留まっていることが確認された。また、土壌観察結果から、調査した場所の土地利用状況が、花壇 (HGS-1, 15, 16)、元水田あるいは元畑地と思われる原野 (HGS-19, 20, 25)、道路と農地との境界部 (HGS-28) と見なせる場所が 5 地点 7 試料有り、コンタミネーションの影響は一部の試料であるものの、これらの地点における土壌については、深い位置まで放射性物質が検出される傾向が見られた。

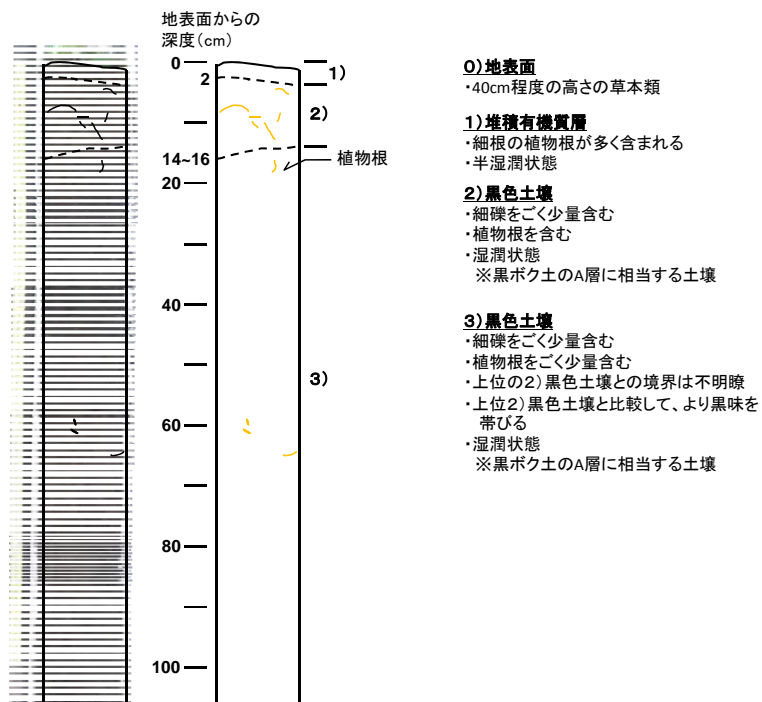
- しかしながら、現状におけるジオスライサーの押込み時の外側引き摺りなどに起因するコンタミネーションによる不確実性はあるものの、元農地と推定される土壌についても、全ての

場所で深度 14cm 以内にほぼ全ての放射性物質が存在していることが判明した。

- なお、土質試験結果と深度方向の土壌観察結果に基づいて、得られた深度別の放射性物質の濃度分布の内、特に地表面から 5cm 以深の深部での移流の痕跡と考えられる濃度ピークの発現位置については、定性的ではあるものの深度方向に対する土壌（有機質土壌、砂質土壌、粘土質土壌など）の構造や、間隙率や飽和度などの土質分布データに基づいて、全ての試料に対して説明することができる。しかしながら、上述したように、深部における放射性物質の濃度分布については定量的な議論をするには本調査結果だけでは不確実性が大きいと判断せざるを得ない。そこで、次回調査では、上述のコンタミネーションを低減させる必要性がある。



(a) 土壌観察記載 (HGS-10)



(b) 土壌観察記載 (HGS-25)

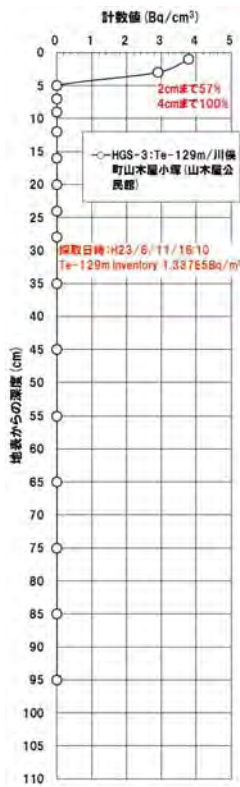
図 4-4 土壌観察の記載例 (HGS-10, 25)



コンタミネーション無し



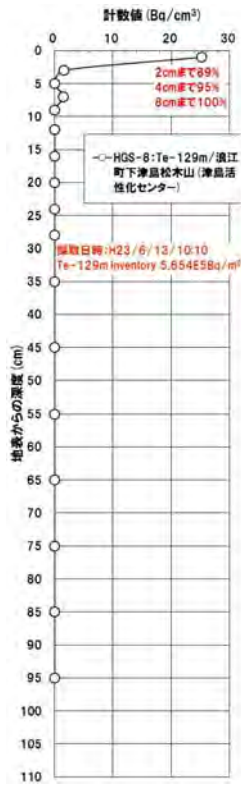
コンタミネーション無し



コンタミネーションの判別困難



コンタミネーションの判別困難



コンタミネーション無し

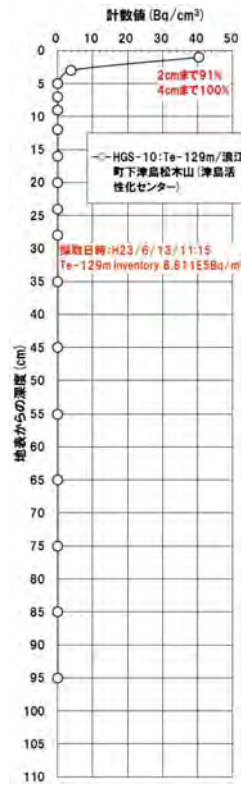
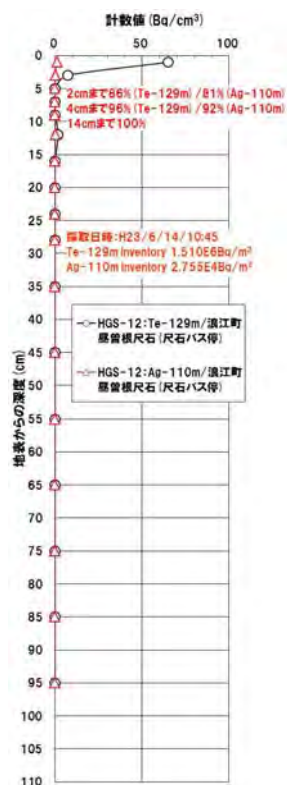
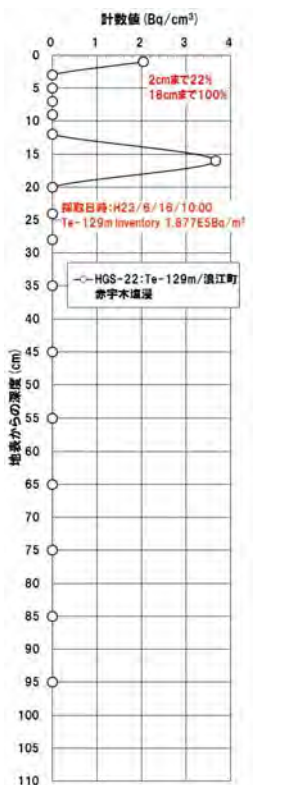
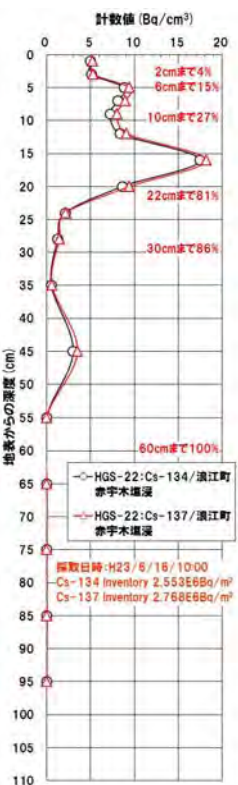


図 4-5 (a) 地表面土壌の深さ方向における放射性物質の濃度分布 (WGS-1, HGS-1, 3, 4, 8, 10)



コンタミネーション有り

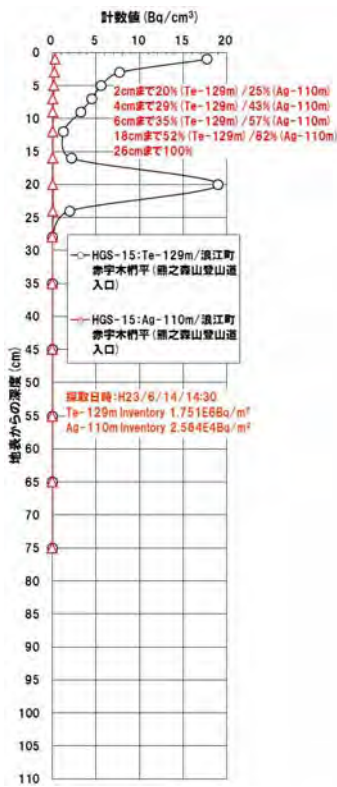
コンタミネーション有り



コンタミネーションを否定できず

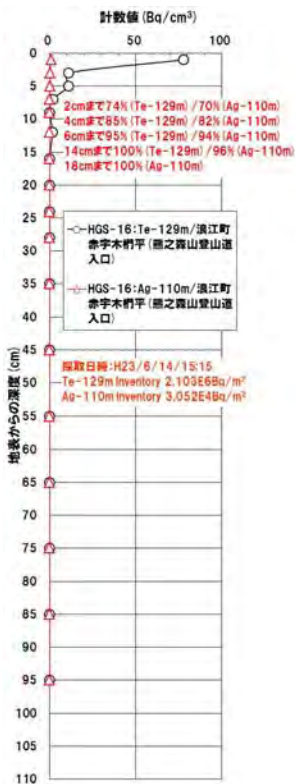
コンタミネーションの判別困難

図 4-5 (b) 地表面土壌の深さ方向における放射性物質の濃度分布 (HGS-11, 12, 17, 22)



コンタミネーションの判別困難

コンタミネーション有り



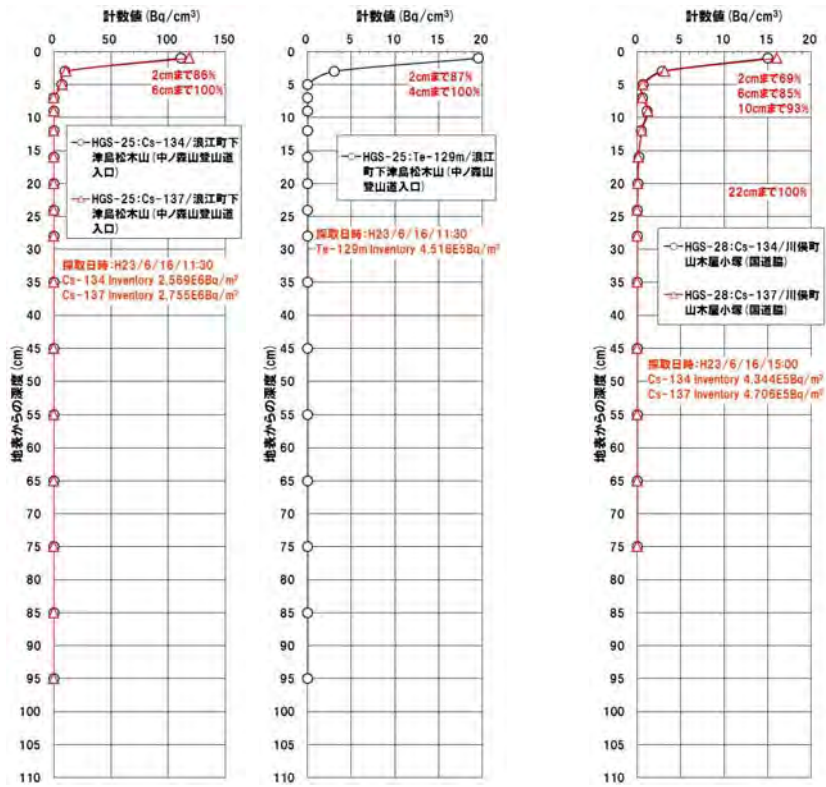
コンタミネーション有り



コンタミネーション有り

図 4-6(a) 元農地と推定される土壌の深さ方向における放射性物質の濃度分布

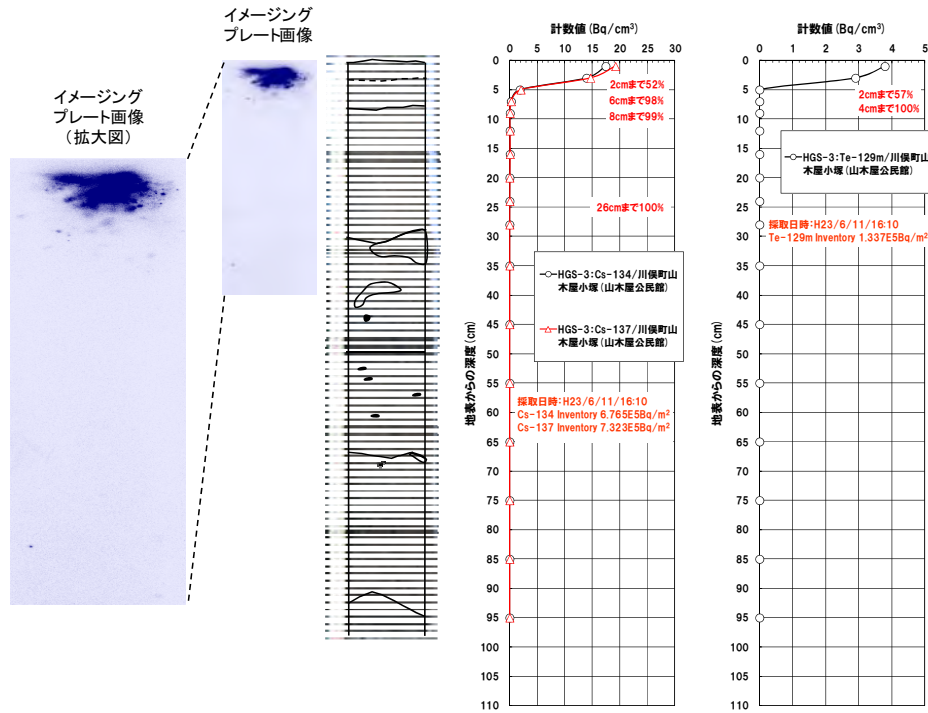
(HGS-1, 15, 16, 19, 20)



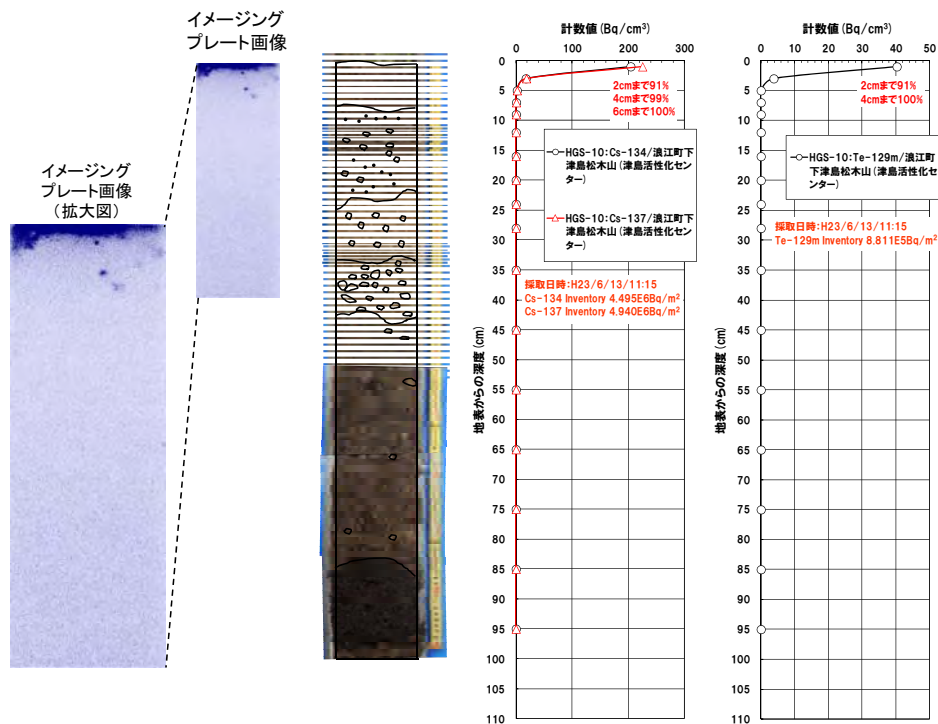
コンタミネーション無し

コンタミネーションの判別困難

図 4-6(b) 元農地と推定される土壌の深さ方向における放射性物質の濃度分布 (HGS-25, 28)

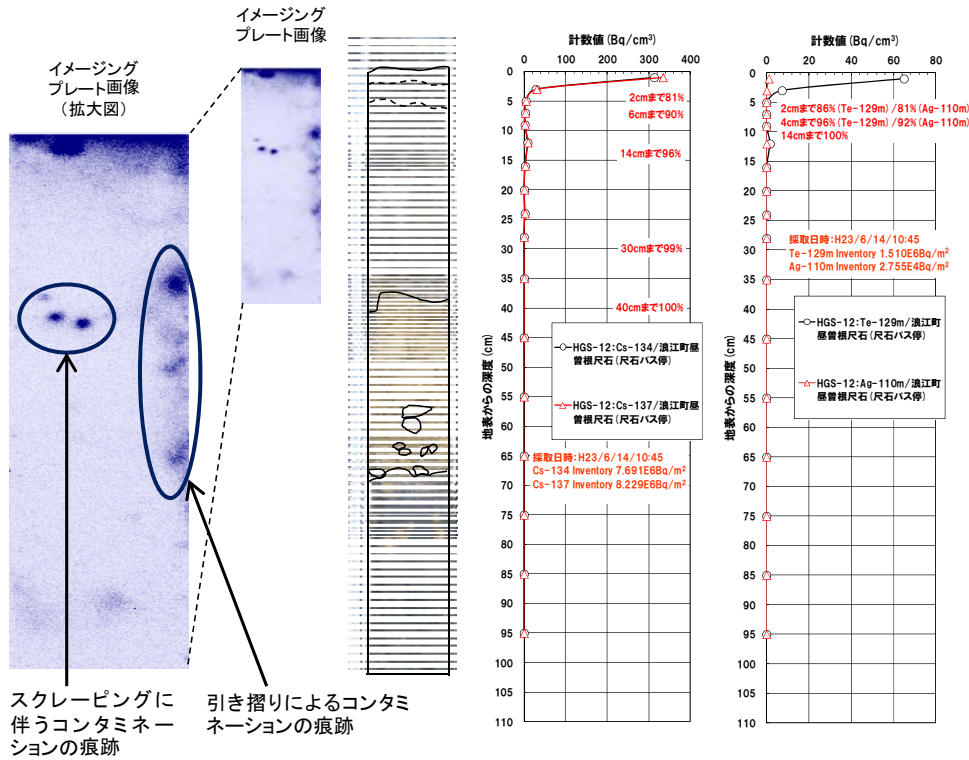


(a) イメージングプレート画像と濃度分布 (HGS-3)

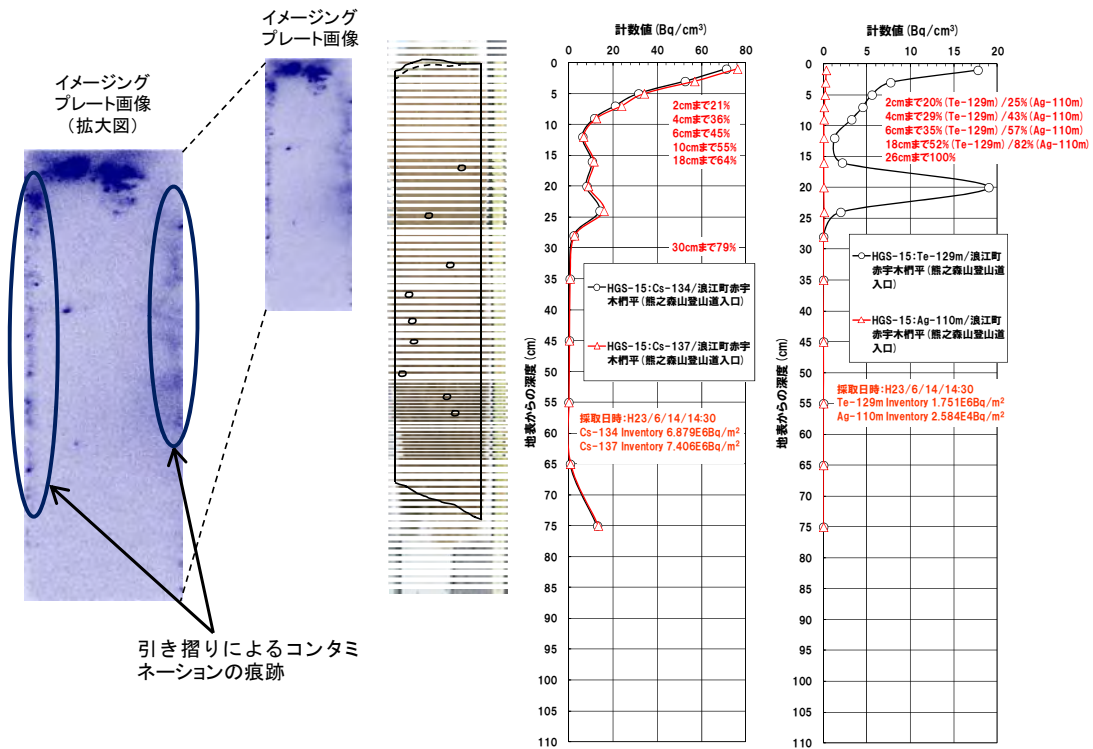


(b) イメージングプレート画像と濃度分布 (HGS-10)

図 4-7 イメージングプレートによる土壤中の放射性物質のコンタミネーション検討例 (スライサー壁面での引き摺りやスクレーピングに伴うコンタミネーションは見られない)



(a) イメージングプレート画像と濃度分布 (HGS-12)



(b) イメージングプレート画像と濃度分布 (HGS-15)

図 4-8 イメージングプレートによる土壤中の放射性物質のコンタミネーション検討例 (スライサー壁面での引き摺りやスクレーピングに伴うコンタミネーションが見られる)

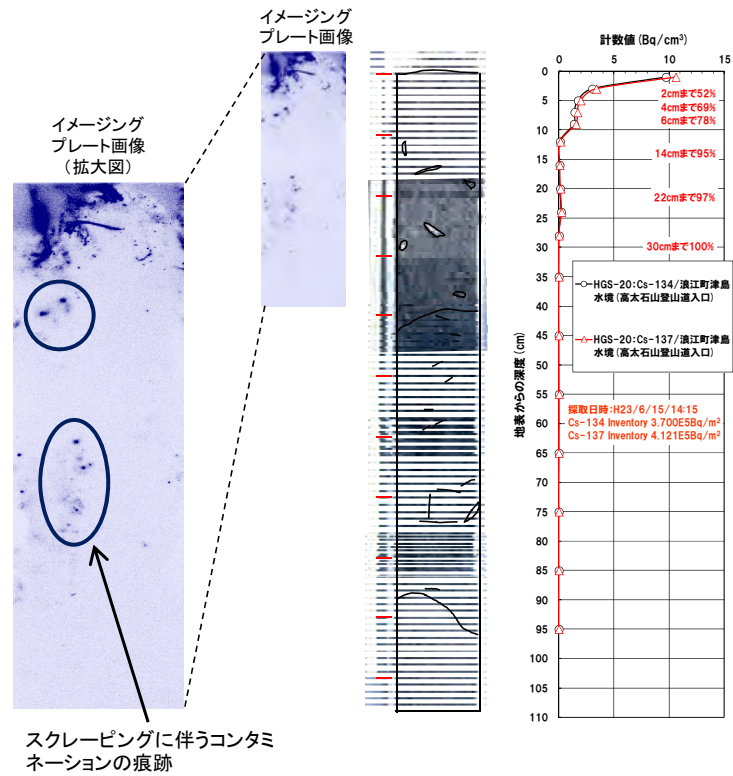


図 4-9 イメーシングプレートによる土壤中の放射性物質のコンタミネーション検討例
(スクレーピングに伴うコンタミネーションが見られる)

(2) 収着分配係数について

表 4-2 に、バッチ式収着試験により得られた土壌に対する Cs^+ と I^- の収着分配係数の測定結果を示す。

- バッチ式収着試験の結果、表 4-2 に示すように、土壌への Cs^+ の収着分配係数 K_d は、2,080～61,000 (ml/g) と幅広いデータが得られたものの、多くの K_d は概ね 2,000～20,000 (ml/g) の範囲であり、本調査で採取した土壌は全体的にかなり収着性の高い土壌であることが確認された。この結果は、本調査で対象とした土壌が Cs に対して高い保持能力を有していることを示している。一方、 I^- の収着分配係数 K_d は 0.55～142 (ml/g) と幅広いデータが得られたものの、多くの K_d は概ね 20～30 (ml/g) の範囲であり、 Cs^+ と比較して収着性は低いものの、陰イオンであっても一定量は土壌に収着されることを示している。
- なお、本調査において収着分配係数がばらついた理由としては、土壌構成鉱物（粘土鉱物等）の種類やその含有量、有機物含有量等が土壌の収着特性に影響を及ぼすことによって生じたものと考えられる。

表 4-2 全 11 地点での土壌（代表 2 区間の深度）に対するセシウム 137 とヨウ素 131 の収着分配係数の測定結果

場所	ジオスライサー 試料番号	サンプル番号	採取深度 区間 (cm)	代表深度 (cm)	収着分配係数 (K _d) 測定結果							
					Cs-137				I-131			
					pH	K _d (ml/g)	誤差 (±)	試料数	pH	K _d (ml/g)	誤差 (±)	試料数
JAEA KW-YMk-2 (川俣町山木屋小塚)	WGS-1	JAEA H-01-20	15-20	17.5	5.8	1.87E+04	6.68E+03	3	5.8	4.44E+00	1.66E-01	3
		JAEA H-01-23	35-40	37.5	6.4	8.67E+03	1.63E+03	3	6.2	2.84E+01	2.92E-01	3
JAEA KW-YMo (川俣町山木屋大清水)	HGS-2	JAEA H-03-20	5-15	10.0	6.8	1.51E+04	6.52E+03	2	6.6	1.25E+00	8.73E-02	3
		JAEA H-03-23	33-41	37.0	7.3	4.31E+04	4.14E+04	3	7.1	5.52E-01	1.25E-01	3
JAEA NH-KN (二本松市金色)	HGS-5	JAEA H-06-20	4-12	8.0	6.2	3.30E+03	2.38E+02	3	6.1	1.36E+00	1.34E-01	3
		JAEA H-06-23	21-38	29.5	6.5	6.10E+04	9.75E+04	3	6.5	9.24E-01	1.31E-01	3
JAEA NM-STs-1 (浪江町下津島松木山)	HGS-9	JAEA H-10-20	8-19	13.5	6.7	4.01E+03	3.56E+02	3	6.6	1.20E+01	1.90E-01	3
		JAEA H-10-23	55-65	60.0	6.2	2.17E+04	1.60E+04	3	6.2	1.31E+01	1.54E-01	3
JAEA NM-HR (浪江町昼曾根尺石)	HGS-13	JAEA H-14-20	10-25	17.5	6.5	2.16E+03	1.08E+02	3	6.6	2.08E+01	3.16E-01	3
		JAEA H-14-23	33-46	39.5	6.5	3.53E+04	4.79E+04	2	6.5	2.58E+00	1.47E-01	3
JAEA NM-AKk (浪江町赤字木捫平)	HGS-14	JAEA H-15-20	10-15	12.5	6.0	2.08E+03	9.85E+01	3	6.1	1.19E+01	1.00E-01	3
		JAEA H-15-23	30-35	32.5	6.0	2.86E+03	1.85E+02	3	6.1	1.03E+01	1.86E-01	3
JAEA NM-AKt (浪江町赤字木手七郎)	HGS-18	JAEA H-18-20	7-15	11.0	6.5	2.98E+03	1.92E+02	3	6.4	9.81E+01	6.53E-01	3
		JAEA H-18-23	29-36	32.5	6.1	7.43E+03	1.25E+03	3	6.2	5.99E+01	5.18E-01	3
JAEA NM-TS (浪江町津島水境)	HGS-21	JAEA H-20-20	8-18	13.0	5.8	2.24E+03	1.19E+02	3	5.8	3.08E+01	5.13E-01	3
		JAEA H-20-23	40-50	45.0	5.5	2.37E+03	1.26E+02	3	5.5	2.33E+01	4.12E-01	3
JAEA NM-AKs (浪江町赤字木塩浸)	HGS-23	JAEA H-24-20	10-23	16.5	5.8	2.16E+03	1.10E+02	3	5.7	1.42E+02	1.47E+00	3
		JAEA H-24-23	31-44	37.5	5.7	2.18E+03	1.07E+02	3	5.6	1.67E+01	3.08E-01	3
JAEA NM-STs-2 (浪江町下津島松木山)	HGS-24	JAEA H-25-20	5-15	10.0	5.6	2.84E+03	1.86E+02	3	5.6	8.78E+00	1.35E-01	3
		JAEA H-25-23	20-30	25.0	5.6	2.97E+03	2.03E+02	3	5.6	1.30E+01	1.65E-01	3
JAEA KW-YMk-2 (川俣町山木屋小塚)	HGS-26	JAEA H-27-20	5-15	10.0	6.1	2.88E+03	1.73E+02	3	6.2	1.84E+01	2.08E-01	3
		JAEA H-27-23	21-30	25.5	7.5	3.37E+03	2.40E+02	3	6.4	2.76E+01	2.53E-01	3
JAEA KW-YMk-1 (川俣町山木屋小塚)	HGS-27	JAEA H-28-20	10-20	15.0	6.5	1.30E+04	5.15E+03	3	7.6	1.76E+01	1.85E-01	3
		JAEA H-28-23	32-43	37.5	6.2	4.24E+04	8.75E+04	3	6.1	2.37E+01	2.25E-01	3

誤差 (±) : 計数率誤差に基づく誤差で、標準偏差に相当。

(3) 土壌表層付近の見掛けの拡散係数について

表 4-3 に、全 11 地点での表層付近の各放射性物質 (Cs-134、Cs-137、Te-129m、Ag-110m) の放射能濃度の分布より求めた見掛けの拡散係数、試料採取時点 (平成 23 年 6 月 10~16 日) における各調査地点での地表面への単位面積当たりの放射性物質の沈着量(インベントリー)及び事故発生直後 (平成 23 年 3 月 15 日 17:00) における各調査地点での地表面への単位面積当たりの放射性物質の沈着量(インベントリー)の推定結果を示す。

- 土壌表層の見掛けの拡散は、各放射性物質の収着や土壌の幾何学的な遅延を含んだ非定常状態の拡散係数である。本調査で得られた土壌表層付近の濃度分布に対して、放射性物質の減衰を考慮した Fick の第 2 法則に基づいた非定常の拡散方程式を最小二乗適合させて、各放射性物質に対する見掛けの拡散係数を決定した。

次式に Fick の第 2 法則と、初期条件及び境界条件に対する解析解を示す。

$$\frac{\partial C(x,t)}{\partial t} = D_a \frac{\partial^2 C(x,t)}{\partial x^2} - \lambda C$$

初期条件

$$C(x,t) = 0, \quad t = 0, \quad x \neq 0$$

境界条件

$$C(x,t) = 0, \quad t > 0, \quad |x| = \infty$$

$$M = \int_0^{\infty} C(x,t) dx$$

$$C(x,t) = \frac{M}{\sqrt{\pi D_a t}} \exp\left(-\frac{x^2}{4D_a t}\right) \exp(-\lambda t) \quad (\text{式 4-2})$$

ここで、

$C(x,t)$: 時刻 t 、地表面からの距離 x における濃度 (単位体積当たりの放射性物質の放射能)

M : 初期の単位面積当たりの放射性物質の放射能

t : 時間 (沈着した時からの経過時間)

D_a : 見掛けの拡散係数

x : 距離 (地表面から深度方向の距離)

λ : 崩壊定数 (0.693 を半減期で除した値)

縦軸に濃度（土壌の単位体積中の放射能）の対数、横軸に深度方向の距離の二乗を取って図 4-5、4-6 から得られた深度別の放射能濃度分布の結果をプロットし、上記の解析解を最小二乗適合させることにより、その傾きと経過時間（3月15日17時から土壌を採取した時間までの経過時間）から式 4-2 と比較して、見掛けの拡散係数を決定した。

- その結果、表 4-3 に記載したように、本調査において得られた土壌表層付近の見掛けの拡散係数 D_a は、放射性物質の種類に関わらず、 $6.5 \times 10^{-12} \sim 1.5 \times 10^{-10} (\text{m}^2/\text{s})$ の範囲にあり、元農地と推定される土壌(HGS-1, 15, 16, 19, 20, 25, 28)の5地点7試料を除けば、多くの土壌の D_a は $1 \times 10^{-11} (\text{m}^2/\text{s})$ 付近であった。
- また、見掛けの拡散係数を整理した結果、表 4-3 に示すように元農地と推定される土壌に対する拡散係数 D_a ($1.0 \times 10^{-11} \sim 1.5 \times 10^{-10} (\text{m}^2/\text{s})$) の方が、それ以外の土壌に対する拡散係数 D_a ($6.5 \times 10^{-12} \sim 4.4 \times 10^{-11} (\text{m}^2/\text{s})$) よりも大きい傾向が見られた。
- 一方、土壌に対する収着分配係数と土壌の幾何学因子を総合して見積られる見掛けの拡散係数 D_a は、 Cs^+ や銀イオン (Ag^+) 等の陽イオンに対しては、本調査で得られた収着分配係数の平均値 ($K_d=10,000 (\text{ml}/\text{g})$ 程度) を用いると、 $1 \times 10^{-14} \sim 1 \times 10^{-13} (\text{m}^2/\text{s})$ 程度であった。また、テルル(以下、「Te」という)等の陰イオン (HTeO_3^- ないし TeO_3^{2-}) に対しても同様に、本調査で得られた収着分配係数の平均値 ($K_d=20 (\text{ml}/\text{g})$ 程度) を用いると、見掛けの拡散係数 D_a は $1 \times 10^{-12} \sim 1 \times 10^{-11} (\text{m}^2/\text{s})$ 程度と算出されることから、陽イオンと陰イオンでは 1~3 桁程度拡散係数が異なるものと考えられる。

Cs や Ag 等の陽イオンがこの拡散係数で平均的に土壌中を移動したとすれば、事故発生から3ヶ月後の放射性物質の放射能濃度分布は、上述の放射性物質の減衰を考慮した Fick の第2法則(式 4-2)に基づけば、地表面から1~3mm程度、また、Te等の陰イオンがこの拡散係数で移動したとすれば、3ヶ月後の濃度分布は地表面から1~3cm程度と見積られ、土壌中の放射能濃度の濃度勾配に伴う拡散の影響が小さいことが確認された。

- しかしながら、本調査では、表 4-3 に示すように、放射性物質の種類に関わりなく、即ち、陽イオンと陰イオンに関わりなく同程度の拡散係数 ($D_a=6.5 \times 10^{-12} \sim 1.5 \times 10^{-10} (\text{m}^2/\text{s})$)、平均： $D_a=2.7 \times 10^{-11} (\text{m}^2/\text{s})$) であったことから、これらの土壌表層付近の濃度分布から導出された拡散係数は、雨が降った際、雨水が土壌表面へ浸み込む際に生じる移流（水の流れ）による分散の効果が支配的であると考えられる。

表 4-3 全 11 地点での表層付近の核種の見掛けの拡散係数、試料採取時 (H23 年 6/10~16 日) 及び事故発生直後 (H23 年 3/15 日 17:00) の単位面積当たりの沈着量

調査地点	ジオスラサー 試料番号	土地利用状況に 基づく土壌区分	採取日時	放射性物質	見掛けの拡散 (分散)係数D _a (m ² /s)	試料採取時点で の単位面積当 たりのインベ ントリ(Bq/m ²)	試料採取時点で の単位面積当 たりのMAP 上の範囲(Bq/m ²)	H23/3/15/17:00時 点での単位面積 当たりのインベ ントリ(Bq/m ²)	H23/3/15/17:00時点 での単位面積 当たりのMAP上 の範囲(Bq/m ²)
KW-YMk-2(川俣町 山木屋小塚(山木屋 公民館駐車場))	WGS-1	地表面土壌	H23/6/10/10:45	Cs-134	1.70E-11	1.01E+05	100K-300K	1.10E+05	100K-300K
				Cs-137	1.71E-11	1.13E+05	100K-300K	1.14E+05	100K-300K
KW-YMo (川俣町山木屋大清水 (山木屋駐在所))	HGS-1	農耕地相当土壌	H23/6/11/10:30	Cs-134	1.04E-11	5.71E+05	300K-600K	6.19E+05	600K-1000K
				Cs-137	1.05E-11	5.98E+05	300K-600K	6.01E+05	600K-1000K
KW-YMk-2(川俣町 山木屋小塚(山木屋 公民館))	HGS-3	地表面土壌	H23/6/11/16:10	Cs-134	4.43E-11	6.77E+05	600K-1000K	7.34E+05	600K-1000K
				Cs-137	4.31E-11	7.32E+05	600K-1000K	7.36E+05	600K-1000K
				Te-129m (Te-129)	9.85E-11	1.34E+05	100K-300K	8.20E+05	600K-1000K
NH-KN (二本松市金色(二 本松市役所駐車 場))	HGS-4	地表面土壌	H23/6/12/10:00	Cs-134	3.00E-11	8.61E+05	600K-1000K	9.34E+05	600K-1000K
				Cs-137	3.05E-11	9.42E+05	600K-1000K	9.47E+05	600K-1000K
NM-STS-1 (浪江町下津島松木 山(津島活性化セ ンター))	HGS-8	地表面土壌	H23/6/13/10:10	Cs-134	7.36E-12	2.88E+06	1000K-3000K	3.13E+06	3000K <
				Cs-137	7.42E-12	3.91E+06	3000K <	3.11E+06	3000K <
				Te-129m (Te-129)	9.23E-12	1.34E+05	100K-300K	3.60E+06	3000K <
	HGS-10		H23/6/13/11:15	Cs-134	1.05E-11	4.50E+06	3000K <	4.88E+06	3000K <
Cs-137		1.03E-11		4.94E+06	3000K <	4.97E+06	3000K <		
NM-HR (浪江町屋曽根尺石 (尺石バス停))	HGS-11	地表面土壌	H23/6/14/10:16	Cs-134	6.52E-12	1.19E+07	3000K <	1.29E+07	3000K <
				Cs-137	6.52E-12	1.25E+07	3000K <	1.26E+07	3000K <
				Te-129m (Te-129)	6.69E-12	2.43E+06	1000K-3000K	1.58E+07	3000K <
	HGS-12		H23/6/14/10:45	Ag-110m	6.70E-12	4.51E+04	30K-60K	5.80E+04	30K-60K
Cs-134		1.90E-11		7.69E+06	3000K <	8.36E+06	3000K <		
NM-AKk (浪江町赤宇木柵平 (熊之森山登山道入 口))	HGS-15	農耕地相当土壌	H23/6/14/14:30	Cs-134	1.45E-10	6.88E+06	3000K <	7.49E+06	3000K <
				Cs-137	1.47E-10	7.41E+06	3000K <	7.45E+06	3000K <
				Te-129m (Te-129)	3.05E-11	1.75E+06	1000K-3000K	1.14E+07	3000K <
	HGS-16		H23/6/14/15:15	Ag-110m	1.11E-10	2.58E+04	10K-30K	3.33E+04	30K-60K
Cs-134		1.64E-11		9.29E+06	3000K <	1.01E+07	3000K <		
NM-AKt (浪江町赤宇木手七 郎(手七郎集会所))	HGS-17	地表面土壌	H23/6/15/10:30	Cs-134	8.39E-12	5.22E+06	3000K <	5.68E+06	3000K <
				Cs-137	8.36E-12	5.71E+06	3000K <	5.75E+06	3000K <
				Te-129m (Te-129)	8.16E-12	9.51E+05	600K-1000K	6.31E+06	3000K <
				Ag-110m	5.41E-11	3.05E+04	30K-60K	3.93E+04	30K-60K
NM-TS (浪江町津島水境 (高太石山登山道入 口))	HGS-19	農耕地相当土壌	H23/6/15/13:30	Cs-134	1.31E-11	6.41E+05	600K-1000K	6.97E+05	600K-1000K
				Cs-137	1.29E-11	7.07E+05	600K-1000K	7.11E+05	600K-1000K
	HGS-20		H23/6/15/14:15	Cs-134	2.17E-11	3.70E+05	300K-600K	4.03E+05	300K-600K
NM-AKs (浪江町赤宇木塩 浸)	HGS-22	地表面土壌	H23/6/16/10:00	Cs-134		2.55E+06	1000K-3000K	2.78E+06	1000K-3000K
				Cs-137		2.77E+06	1000K-3000K	2.78E+06	1000K-3000K
				Te-129m (Te-129)		1.88E+05	100K-300K	1.27E+06	1000K-3000K
				Cs-134	1.03E-11	2.57E+06	1000K-3000K	2.80E+06	1000K-3000K
NM-STS-2 (浪江町下津島松木 山(中ノ森山登山道 入口))	HGS-25	農耕地相当土壌	H23/6/16/11:30	Cs-137	1.05E-11	2.76E+06	1000K-3000K	2.77E+06	1000K-3000K
				Te-129m (Te-129)	1.35E-11	4.52E+05	300K-600K	3.06E+06	3000K <
				Cs-134	2.46E-11	4.34E+05	300K-600K	4.73E+05	300K-600K
KW-YMk-1 (川俣町山木屋小塚 (国道脇))	HGS-28	農耕地相当土壌	H23/6/16/15:00	Cs-134	2.46E-11	4.34E+05	300K-600K	4.73E+05	300K-600K
				Cs-137	2.46E-11	4.71E+05	300K-600K	4.73E+05	300K-600K

(4) 試料採取時点（平成 23 年 6 月 10～16 日）及び事故発生直後（平成 23 年 3 月 15 日 17:00）の単位面積当たりの沈着量の推定結果について

図 4-10～図 4-13 において、各調査地点での試料採取時点の Cs-134、Cs-137、Te-129m、及び Ag-110m の地表面への沈着量について、図 4-14～図 4-17 において、事故発生直後における Cs-134、Cs-137、Te-129m、及び Ag-110m の地表面への沈着量の推定値について、平成 23 年 6 月 16 日に文部科学省から公表された「文部科学省及び米国エネルギー省による第 2 次航空機モニタリングの測定結果について」^[11]の地表面における Cs-134、Cs-137 蓄積量（平成 23 年 5 月 26 日現在に換算）の分布状況を示したマップ上にプロットしたものを示す。

- 各地点における地表面への放射性物質の沈着量（単位面積当たりの放射能）は、試料採取時点については、各地点で得られた深度方向の濃度分布（単位体積中の放射能）を積算することで求め、事故発生直後については、それらを半減期補正することで求めた。
- 図 4-10～図 4-17 によれば、航空機モニタリングの結果^[11]から放射性セシウムの沈着量が多いと評価されている地域では、本調査において評価された試料採取時点及び事故発生直後の単位面積当たりの沈着量の推定結果においても同様に高い傾向であり、全体的に整合していることが確認された。
- また、図 4-18 から見られるように、放射性物質の通り道となったと考えられる、請戸川に沿って走る国道 114 号線を川俣町から浪江町へ向かうにつれて、放射性物質の沈着量も増加していることが確認された。なお、放射性物質の沈着量が多く、空間線量率が高い浪江町昼曾根尺石、赤宇木柵平、赤宇木下津島松木山などの地区では Te-129m も検出された。更に、Ag-110m は空間線量率が高く、放射性物質の沈着量が多い赤宇木柵平地区と昼曾根尺石地区でのみ確認された。
- 事故発生直後の放射性物質の沈着量を試算した結果、表 4-3 に記載したとおり、二本松市金色の市役所前の調査地点では、Cs-134 で約 930kBq/m²、Cs-137 で約 950kBq/m²であり、川俣町山木屋地区（Cs-134 と Cs-137 共に 110～740kBq/m²）や浪江町津島水境地区（Cs-134 と Cs-137 共に 400～710kBq/m²）と同程度か若干多目の放射性物質の沈着量であったと推定される。なお、現状において、山木屋地区や津島水境地区の空間線量率が二本松市の調査地点よりも高くなっている理由は、
 - ・ 放射性セシウムの沈着量が広がっている面積が二本松市の方が狭く局地的であること
 - ・ 周辺において、その地点より高い放射性セシウムの沈着量が広がっている地区（下津島松木山地区等）に山木屋地区や津島水境地区が隣接していること
 - ・ 山木屋地区や津島水境地区は狭い谷状の地形であるため、周囲からの放射線の影響を受け易いこと

により、山木屋地区や津島水境地区は、二本松市よりも空間線量率が高くなっているものと推定される。更に、二本松市の調査地点が、駐車場と空き地（草地）の境界部で窪地であるため、駐車場や隣接住宅地からの表層水が流れ込みやすい構造となっており、放射性物質が表層水と共に集まり、その過程で土壤に沈着したことも局地的に放射性物質の沈着量を押し上げた一因として推定される。

平面的な広がりを持つ線源に対する空間線量率は、周囲からの放射線の影響を受けた結果として測定されるため、局地的に放射性物質が沈着したとしても、局地的に沈着した場所の面積や線源の強さによっても依存するが、周囲からの影響によって打ち消され、低い空間線量率となることがある。従って、逆に局地的な沈着の影響を受けて高い空間線量率を示す場合もある。二本松市の調査地点は前者の影響と考えられる。

文部科学省及び米国DOEによる航空機モニタリング結果

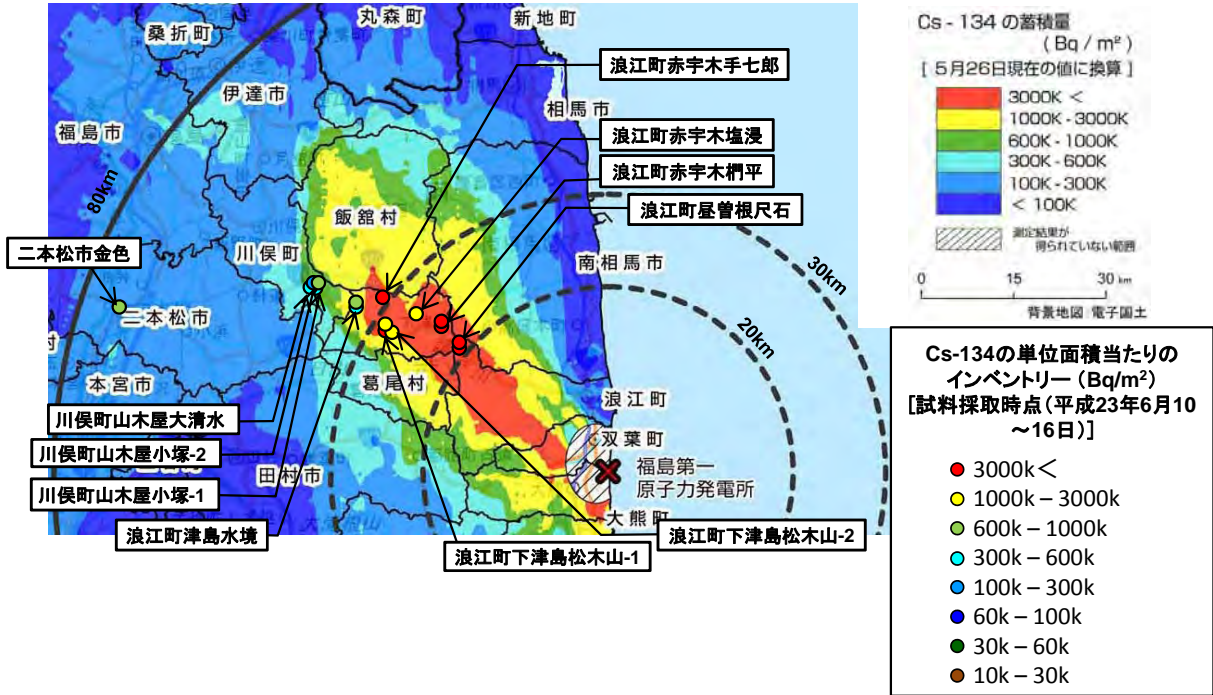


図 4-10 試料採取時点における各地点での地表面への沈着量の推定結果 (セシウム 134)

文部科学省及び米国DOEによる航空機モニタリング結果

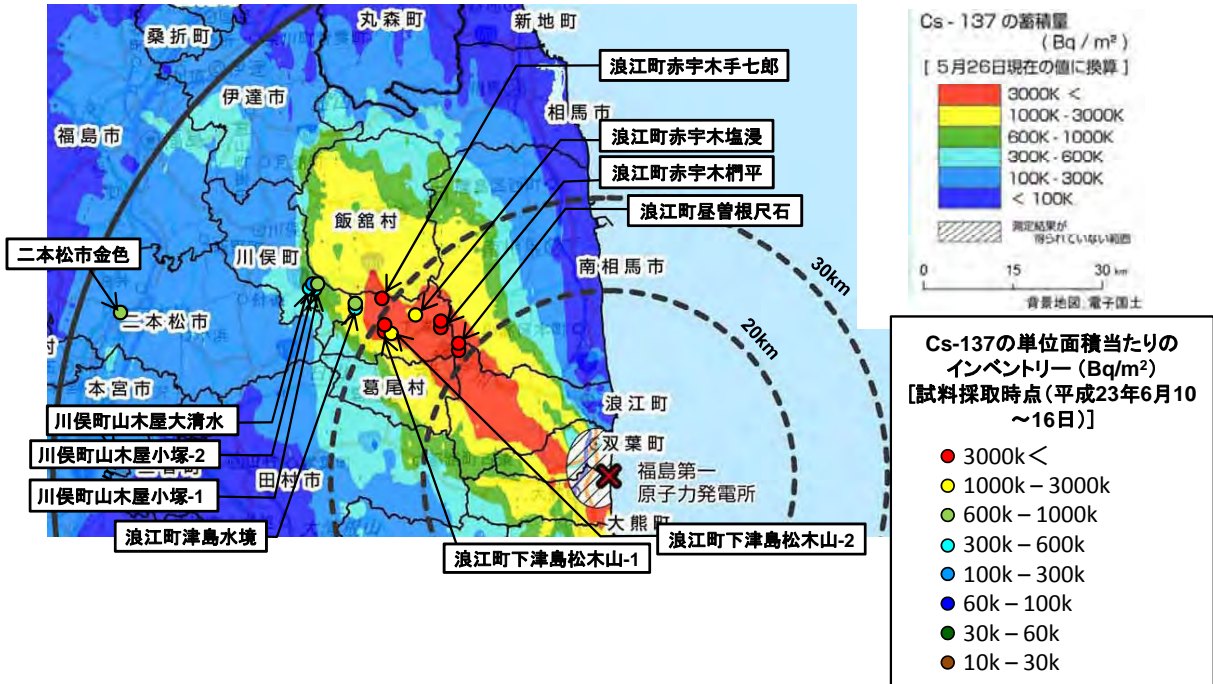


図 4-11 試料採取時点における各地点での地表面への沈着量の推定結果 (セシウム 137)

文部科学省及び米国DOEによる航空機モニタリング結果

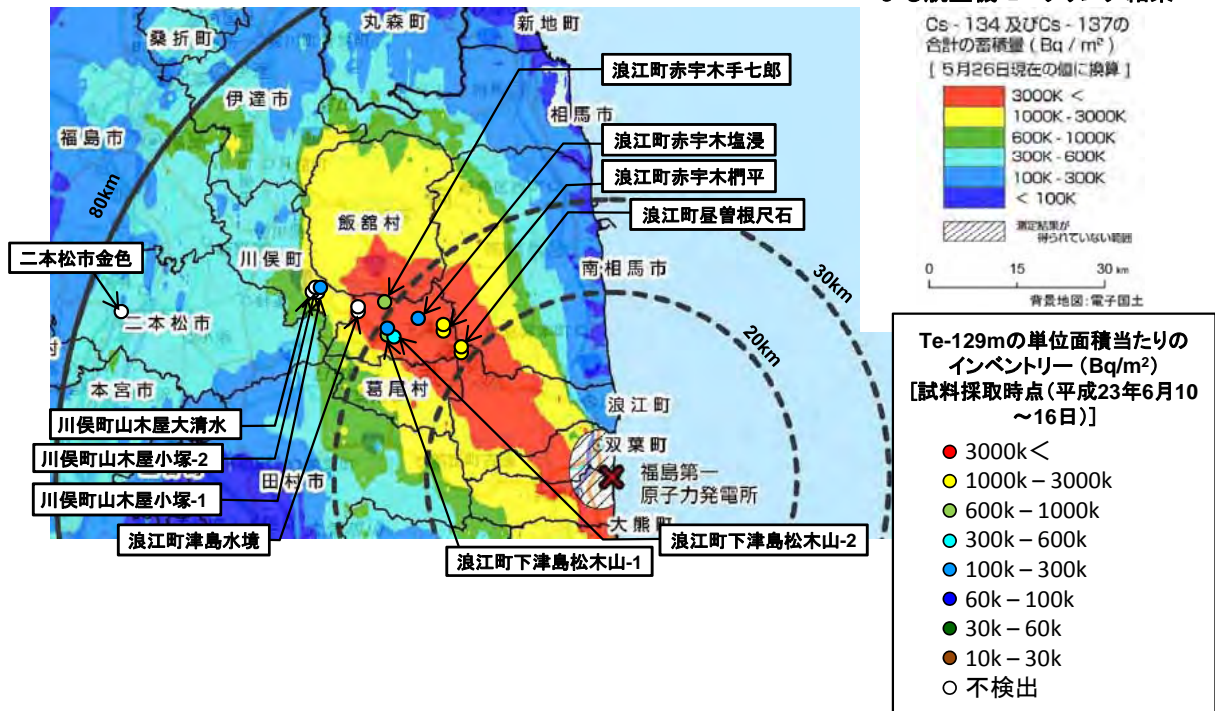


図 4-12 試料採取時点における各地点での地表面への沈着量の推定結果 (テルル 129m)

文部科学省及び米国DOEによる航空機モニタリング結果

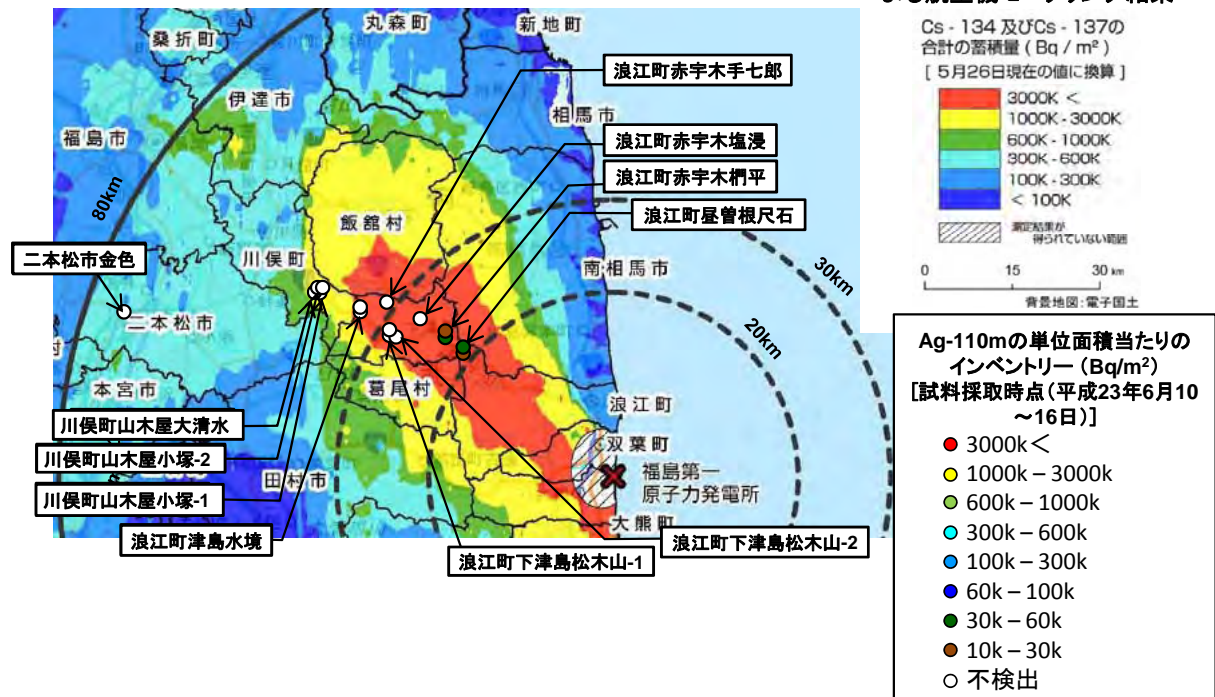


図 4-13 試料採取時点における各地点での地表面への沈着量の推定結果 (銀 110m)

文部科学省及び米国DOEによる航空機モニタリング結果

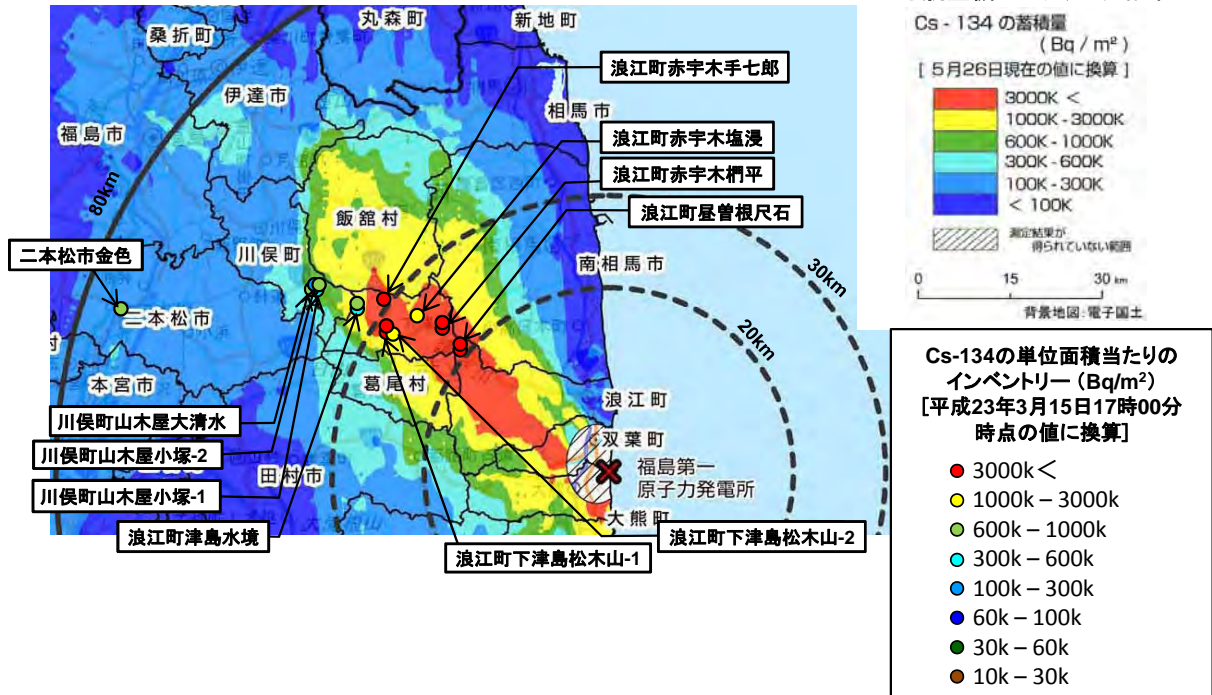


図 4-14 事故発生直後における各地点での地表面への沈着量の推定結果 (セシウム 134)

文部科学省及び米国DOEによる航空機モニタリング結果

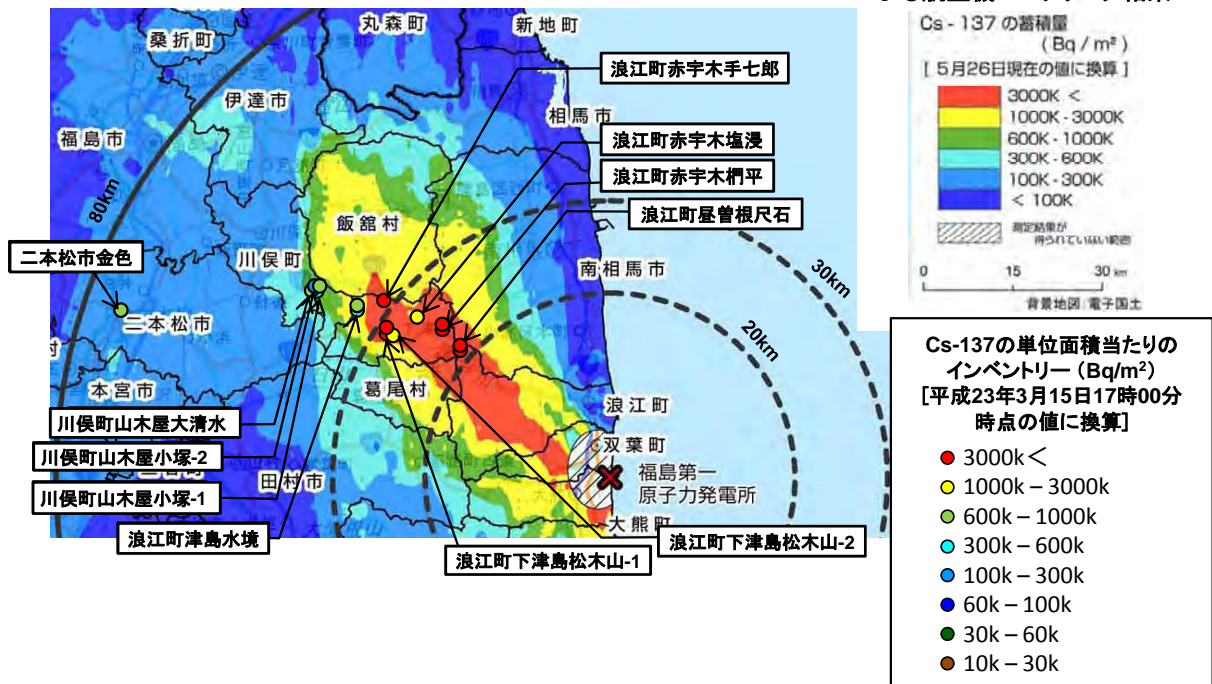


図 4-15 事故発生直後における各地点での地表面への沈着量の推定結果 (セシウム 137)

文部科学省及び米国DOEによる航空機モニタリング結果

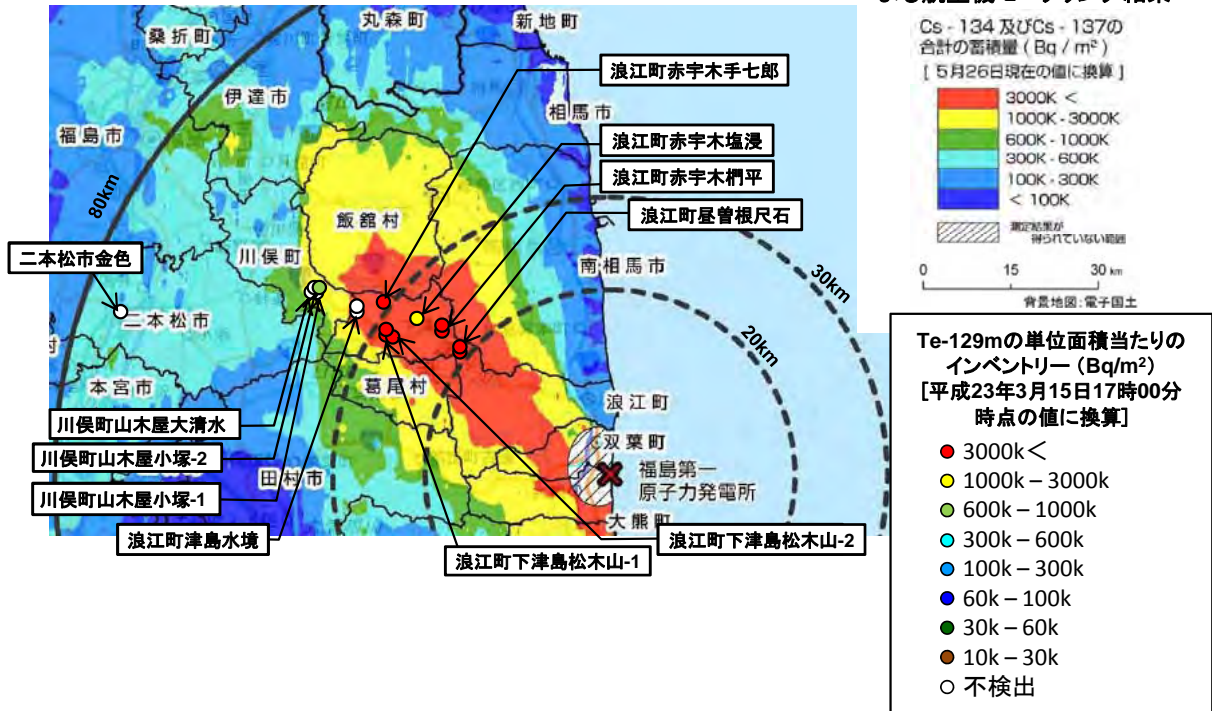


図 4-16 事故発生直後における各地点での地表面への沈着量の推定結果 (テルル 129m)

文部科学省及び米国DOEによる航空機モニタリング結果

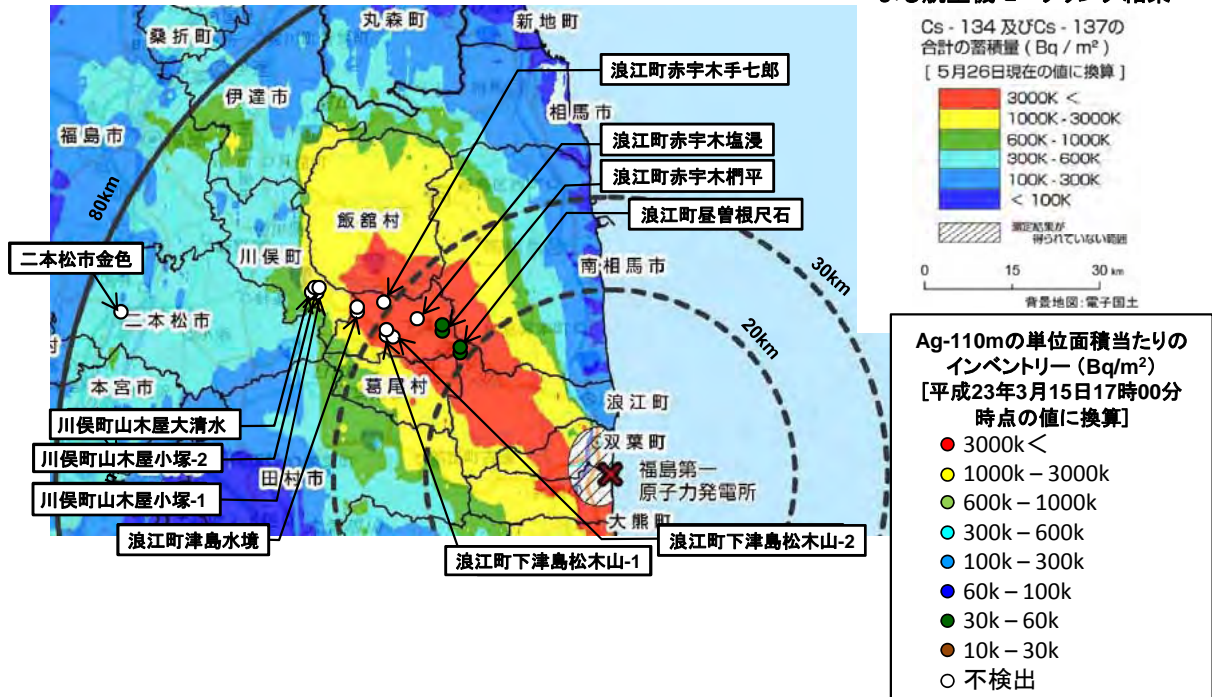
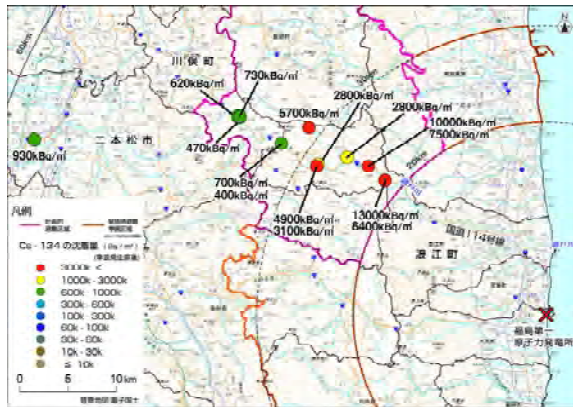
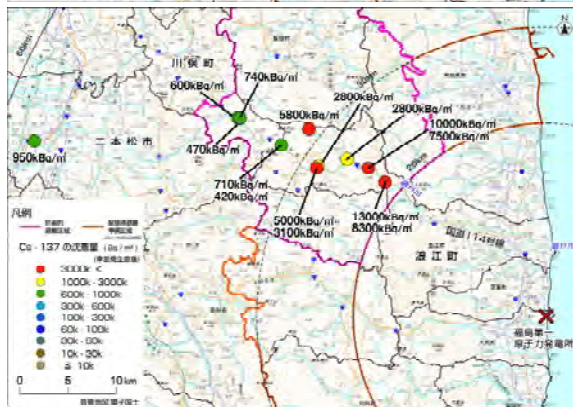


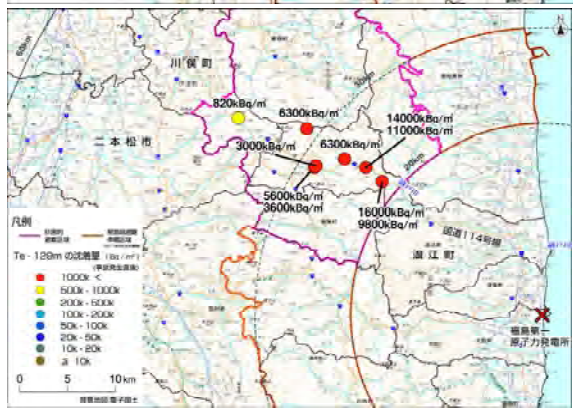
図 4-17 事故発生直後における各地点での地表面への沈着量の推定結果 (銀 110m)



(A) 事故発生直後の各調査地点での放射性物質の沈着量の推計結果（セシウム134）



(B) 事故発生直後の各調査地点での放射性物質の沈着量の推計結果（セシウム137）



(C) 事故発生直後の各調査地点での放射性物質の沈着量の推計結果（テルル129m）



(D) 事故発生直後の各調査地点での放射性物質の沈着量の推計結果（銀110m）

図 4-18 事故発生直後の各調査地点での放射性物質の沈着量

4.1.6 本調査結果における課題

(1) 収着分配係数について

- 本調査では、土壌に対する放射性物質の収着分配係数にバリエーションが見られる。これは、土壌構成鉱物（粘土鉱物等）の種類やその含有量、有機物含有量等が土壌への収着特性に影響を及ぼしたためと考えられる。
- 今後、土壌表層付近での土壌中における放射性物質の収着現象及び移行挙動を解明し、放射性物質の移行量を定量的に解析するためには、土壌構成鉱物の種類やその含有量、有機物含有量等の分析、各構成鉱物や土壌の基本特性（CEC（陽イオン交換容量）や AEC（陰イオン交換容量）等）の把握、それらと収着分配係数との関係の他、構成鉱物や土壌からの放射性物質の脱離挙動等について調査し解明する必要がある。特に CEC と AEC は、それぞれ、陽イオンと陰イオンがどの程度イオン交換によって土壌に取り込まれ得るかを表す指標（100g 当たりの試料に対する当量で表す）であり、陽イオンが支配的である Cs や陰イオンが支配的である I に対する土壌の保持能力（収着能力）や収着メカニズムを見極める重要なパラメータであると共に、脱着メカニズム（剥れるメカニズム）を理解する上でも重要である。また、土壌の湿潤状態や乾燥状態は、固相（土壌）と液相（間隙水）の割合に影響を及ぼすことから、放射性物質の移行経路や収着分配係数に影響を及ぼす可能性があり、解析や解釈する場合においてはこれらの影響を考慮する必要がある。

(2) 土壌表層付近の見掛けの拡散係数について

- 本調査においては、土壌表層付近の放射性物質の見掛けの拡散係数を導出し、その結果から、事故発生から 3 ヶ月経過した 6 月中旬時点における放射性物質の濃度分布は、基本的に土壌表層から概ね 5cm 以内に分布していること、元農地と推定される土壌に対しては表層 14cm 以内に分布していることが確認された。また、本結果に加え、ジオスライサー調査による実際の土壌の深度別の放射性物質の分布状況の結果を総合すると、現時点においては、放射性物質は地表土壌に対しては地表面から概ね 5cm 以内、元農地と推定される土壌に対しては地表面から概ね 15cm 以内にほぼ全量が存在していることが確認された。
- しかしながら、本調査で導出した拡散係数で平均的に移動するならば、時間の経過に伴い徐々に深部へ移動することも予想されるため、時間の経過に合わせて調査深度を深くする必要があるが生じてくる可能性を示している。
- 一方で、これらの移行メカニズムについては、今回の 1 回の調査では収着の可逆性ないし不可逆性等が明らかになっていないため、本調査研究で導出した拡散係数で平均的に放射性物質が移動するかどうかについては不確実性が残る。そこで、データやメカニズムの信頼性向上の側面から、複数回の経過調査に基づく必要がある。
- また、本調査における、多くの深度別の放射性物質の濃度分布は、土壌表層付近ないし土壌中の堆積有機質層の存在と関係があると考えられた。これらの関係は土壌への放射性物質の収着分配係数と密接に関係することから、放射性物質の収着・固定化、脱離、移行の観点から長期的側面で移行を予測評価する場合は、これらの関係について定量的に調査する必要がある。

(3) ヨウ素 131 の沈着量の推定について

- 今回の調査研究では、I-131 は検出下限値以下であったため、直接、沈着量を評価することはできなかったが、事故に伴って発電所から放出された推定放出量を見ると Cs-134 や Cs-137 を遥かに上回っており、I-131 の空間線量率（1cm 線量当量率係数）に及ぼす寄与の程度を考えると、初期の空間線量率に及ぼす影響は放射性セシウムをしのぐ程大きいものと考えられる。
- 現在、文部科学省では、I-129 と I-131 の沈着量の比率から試算する手法やこれまでの文部科学省による測定結果から試算する手法が検討されているが、ある時点での土壌中の Cs-134 や Cs-137 と I-131 の放射性物質の濃度比を調査（文部科学省公開土壌データ等）し、その比を現地調査の実施日（ないし指定換算日）に半減期補正して統計的な比を算出し、それに現地調査から得られた Cs-134 と Cs-137 の放射性物質の濃度を考慮することで統計的に推定することは可能であると考えられる。
- 具体的には、平成 23 年 3 月 15 日以降実施されている土壌中の放射性物質の内、Cs-134 と Cs-137 の単位重量当たりの蓄積量と I-131 の単位重量当たりの蓄積量の比を調査し、統計的な比を算出する（測定日時毎に整理）。これを各現地調査実施日（ないし指定換算日）に放射性物質毎に半減期補正し、その時点での比（統計的な比）を算出する。現地調査からは Cs-134 と Cs-137 の単位面積当たりの沈着量を取得できることから、その比に基づいて各現地調査実施日（ないし指定換算日）時点での I-131 の単位重量当たりの沈着量を算出できる。更に、初期（平成 23 年 3 月 15 日 17:00 時点）の I-131 の単位面積当たりのインベントリーについては、現地調査実施日（ないし指定換算日）における単位重量当たりの沈着量を初期の時点まで半減期補正し、それに土壌の湿潤密度を考慮することで推定できる。
但し、両 Cs と I-131 の単位重量当たりの蓄積量の比について、ある一定日時への換算値が統計的に相関しない場合、即ち、一定の比率に収束しない場合やばらつきが大きい場合は誤差が増幅されるなど、取扱いに注意が必要である。このような場合、条件により比率が異なることを意味しているが、地域や条件を限定することなどによりグルーピングできる可能性もある。
- その他の方法として、I-131 の場合、ある時点での地表面からの定量的な濃度分布データが存在すれば、初期の時点からその時点までの濃度分布に合うような初期のインベントリーを逆解析で導出することもできる。
- I-131 の初期の単位面積当たりの沈着量については、今後上記のデータについて調査し、算出することとする。

(4) ジオスライサー押込み時の外側引き摺りやスクレーピングに伴うコンタミネーションについて

- 本調査においては、ジオスライサー押込み時の外側引き摺りに伴うコンタミネーションが複数試料において見られたことから、深部における濃度分布の定量的な評価については不確実性が発生する原因となり、放射性物質の深部別の濃度分布について、定量的な解析ができなかった。

- 他方で、現状の方法では、深度方向において、ボーリング掘削を含めてロッドやスライサー壁面と土壌との間に摩擦が発生するため、この影響を完全に払拭することはできない。そこで、今後の調査では、ボーリングの孔径やスライサーの厚さを大きくし、ロッドやスライサー壁面付近の土壌を除去するないしは採取しない等、コンタミネーションを除去することにより、それらの課題を改善する必要がある。

4.1.7 本調査のまとめ

本調査においては、福島第一原発の事故に伴い放出された放射性物質の分布状況等に関する調査研究（放射線量等分布マップの作成）に資する測定結果を提供するため、土壌中の放射性物質（Cs-134、Cs-137、I-131 等の空間線量率に影響を及ぼす核種）の深度方向の分布状況等について調査した。調査は、平成 23 年 6 月 10～16 日（事故発生以来約 3 ヶ月経過）にかけて、福島県の全 11 地点において土壌中の放射性物質の深度方向の分布状況等に関する現地調査を実施した。その結論は以下の通りである。

- (1) 調査を実施した 6 月中旬時点においては、Cs-134 と Cs-137（両核種共ほぼ同程度の放射能）が空間線量率を決定する支配的な核種であった。今後の空間線量率評価においては Cs-134 と Cs-137 が重要な核種であると言える。
- (2) 調査から求められた、土壌表層付近の収着分配係数は陽イオンと陰イオンで大きく異なるにもかかわらず、見掛けの拡散係数が同程度であったことから、表層付近の拡散係数は、雨が降った際、雨水が土壌表面へ浸み込む際に生じる移流による分散の効果が支配的であると考えられる。また、これらの拡散係数から計算される濃度分布は、事故発生から 3 ヶ月経過した 6 月中旬時点で表層 4～15cm 程度と見積られる。
- (3) ジオスライサーで採取された土壌の放射能濃度の測定結果と上記で説明した拡散係数から計算される深度方向の放射能濃度分布の結果を総合すると、事故発生から 3 ヶ月経過時点での放射性物質の深度分布は、地表面土壌及び元農地と推定される土壌においても 15cm 程度であると言える。
- (4) 深度方向の濃度分布から求めた事故発生直後（平成 23 年 3 月 15 日 17:00）の単位面積あたりの放射性物質の沈着量は、放射性プルームが通過したと考えられる、請戸川沿いの国道 114 号線を福島第一原発方面へ向かうにつれて増加し、その程度もこれまでの土壌モニタリング結果とも整合した。

今後の課題として、以下のことが挙げられる。

- (1) 土壌に対する核種の収着分配係数にばらつきが見られた。今後、土壌表層付近での土壌構成鉱物の種類やその含有量、有機物含有量等の分析、各構成鉱物や土壌の基本特性（CEC（陽イオン交換容量）や AEC（陰イオン交換容量）等）の把握、それらと分配係数との関係の他、構成鉱物や土壌からの放射性物質の脱離挙動等について調査し解明する必要がある。
- (2) 移行メカニズムについて、収着・遅延の可逆性ないし不可逆性等が明らかとなっていないため、現状 1 回の調査では不確実性が残る。このため、複数回の経過調査が必要である。また、

移動遅延現象が不可逆な現象か可逆な現象かについても調査し確認する必要がある。

- (3) 検出下限値以下であった I-131 については、事故に伴って発電所から放出された推定放出量を見ると Cs-134 や Cs-137 を遥かに上回っている。直接的な分析データが無い場合においても他の方法により推定することが可能であることから、今後、データを調査し、初期の空間線量率を評価する必要がある。
- (4) ジオスライサー押込み時の外側引き摺りに伴うコンタミネーションが不確実性の原因となった。今後の調査では、ボーリングの孔径やスライサーの厚さを大きくし、ロッドやスライサー壁面付近のコンタミネーションの原因となる土壌を除去するないしは採取しない等、それらの課題を改善する必要がある。

引用文献

- [1] (社) 日本原子力学会：(社)日本原子力学会標準 収着分配係数の測定方法—浅地中処分のバリ
ア材を対象としたバッチ法の基本手順：2002, AESJ-SC-F003：2002(2002).
- [2] 文部科学省：文部科学省及び米国エネルギー省航空機による航空機モニタリングの測定結果に
ついて、平成 23 年 5 月 6 日.
- [3] 武部慎一、阿部昌義：分配係数に関するデータベースの開発 (1)分配係数データの収集、
JAEA-Data/Code 2001-005、日本原子力研究所技術報告書(2001).
- [4] 日本原子力研究開発機構：SDB (Sorption Database)、
” <http://migrationdb.jaea.go.jp/>” .
- [5] 文部科学省：東京電力株式会社福島第 1 及び第 2 原子力発電所周辺のダストサンプリング、環
境試料及び土壌モニタリングの測定結果.
“http://www.mext.go.jp/a_menu/saigaijohou/syousai/1304006.htm” <アクセス日時
2011-7- 19、9:00>
- [6] 文部科学省：環境試料採取法(1983).
- [7] 松井健：土壌地理学序説、築地書館(1988).
- [8] アイソトープ輸送ガイド：“<http://www.jiras.or.jp/index.cfm/6,0,133,163html>” .
- [9] 日本規格協会：JIS A 1202:1999 土壌粒子の密度試験方法(1999).
- [10] 例えば、佐藤治夫：堆積岩系岩石マトリクス中の拡散移行過程に関する研究：砂岩微細間隙
中での Cs 及び I の拡散移行挙動と固液界面モデル、核燃料サイクル開発機構技術報告書 JNC
TN1400 2002-022(2003).
- [11] 文部科学省：文部科学省及び米国エネルギー省による第 2 次航空機モニタリングの測定結果
について、平成 23 年 6 月 16 日.

4.2 鉄パイプ（円筒管）を用いた土壤中深さ方向における放射性物質の放射能濃度の分布状況の確認調査

谷畑勇夫、藤原 守、斉藤 敬（大阪大学）

4.2.1 本調査の目的

福島第一原発事故による放射性物質は、原子炉から放出された後、大気中を拡散し、相当部分が土壤に降り注いだ。中でも放出された放射性物質は、特に降雨がある場合にその沈着が顕著であると考えられる。空気中では粉じん等に付着していた放射性物質が土壤の上に水滴等とともに接触し、その一部は土壤に吸着され、またその一部は土壤に浸透していく。放射性核種によっては、土壤中への水の浸透に伴い放射性物質も地中深くに運ばれる可能性がある。また、初期の沈着と浸透に加えその後の降雨などの影響により、水分が土中に浸透するため放射性物質がさらに地中深く運ばれる可能性もある。このように土壤中に放射性物質の浸透が進み、地下水に放射性物質が運ばれる可能性があるかどうかを知ることは、今後の放射性物質の影響を評価する上で重要である。

また、福島第一原発事故による、放射性物質の大量の放出が終わっている現在、生活圏での空間放射線量は土壤中の放射性物質（主に放射性セシウム）が放射するガンマ線、森林などの木に付着している放射性物質から放射されるガンマ線、及びその他の人工構造物に沈着した放射性物質から放射されるガンマ線が主要因として挙げられる。中でも土壤から放射されるガンマ線の影響については、空間線量率が放射性物質の深さ方向の分布と明確な関係があるため、今後、生活圏での放射線量の変化を理解するためには土壤中での放射性物質の平面的な沈着分布に加えて深さ方向の立体的な情報が重要になる。さらに、放射性物質の深さ分布が時間とともにどのように変化するかを調べることにより、放射性物質の地中への移行状況が明らかになり、将来の放射性物質の分布を予測する上でも重要な知見が得られることになる。

4.2.2 本調査の概要

このような観点から、土壤中深さ方向における放射性物質の放射能濃度の分布状況を確認するため、本調査では、平成23年6月期に鉄パイプを用いて、土壤コア試料を採取し、土壤深さ方向の放射性物質の計数率を測定した。4.2.1に述べたように、放射性物質の深さ方向の分布は降雨などの影響を受けて今後変化する可能性があるため、本調査で得られたデータは今後の浸透状況を理解するための初期値を与えることになる。チェルノブイリ原発事故等に関するこれまでの例では、地表に沈着した放射性物質は時間とともに地中に移行し、深さ方向に指数関数に従って濃度が減少する分布を示すことが多い。今回の事故の場合も同様な傾向がみられるのか、また、地中への浸透の程度がどの程度あるのかを知ることは、線量評価や将来予測の観点から重要である。

本調査では、深さ方向に十分な余裕を持って初期値を知るため、土壤深さ方向に20cm程度の深さの土壤試料を採取できるように、30cmの鉄パイプを用いて土壤コア試料の採取を行った。

採取した土壤コア試料は、大阪大学の核物理研究センターのゲルマニウム半導体検出器（以下、「Ge半導体検出器」という）を用いて、5mmまたは10mmの間隔でガンマ線のスペクトルを測定し、セシウム134（以下、「Cs-134」という）とセシウム137（以下、「Cs-137」という）から放出され

るガンマ線のピークの数率から深さ方向への浸透分布を決定した。今回採取した土壌試料ではヨウ素 131（以下、「I-131」という）のエネルギースペクトルのピークは見られるものがあったが、深さ分布が得られる程度の結果は測定できなかった。他方で、図 4-11 で示す予備調査のデータでは、一部の試料で I-131 も検出されているが、その深さ分布に放射性セシウムとの大きな違いは見られなかった。

そこで、長期的な放射性物質の移動を知るのが目的であることも考慮し、放射性セシウムについてのみ詳細測定を行うこととした。

なお、本調査の前の 5 月初旬に予備調査により得られた、土壌深さ方向での放射性物質の放射能濃度の分布状況調査の結果では、図 4-12 に示すように、福島第一原発事故により沈着した主な放射性物質である I-131 や Cs-137 は土壌表層から 5cm 以内の深さにほぼ 100% がとどまっていることが確認された。このような深さ方向の基礎的なデータを用いて、平成 23 年 6 月期に実施した土壌濃度マップの作成においては、土壌採取の深さを 5cm としている。

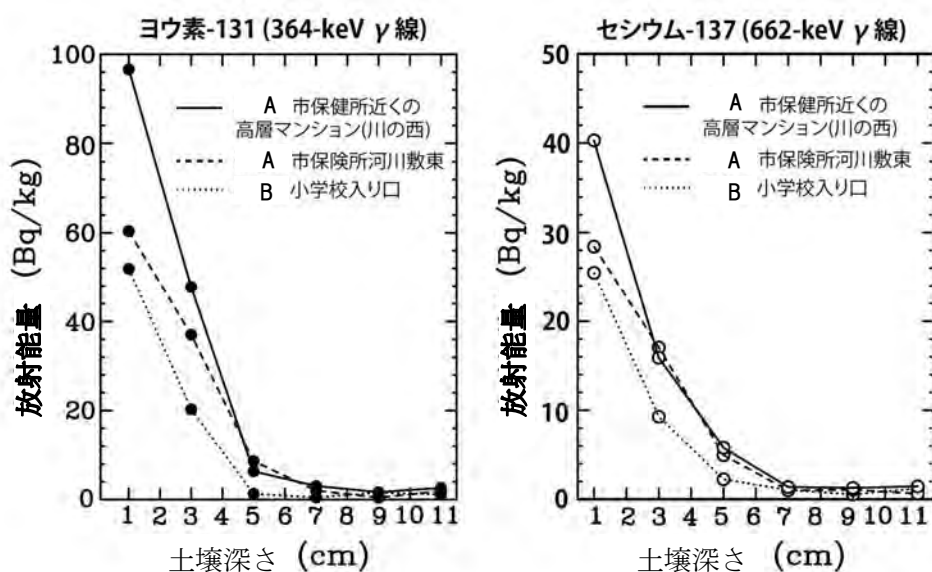


図 4-11 5 月初旬に実施した「予備調査時の土壌深さ方向の放射能濃度分布の測定結果

4.2.3 土壌コア試料の採取方法

1) 土壌コア試料の採取場所

本調査では、土壌濃度マップの作成のために採取した、約 2200 箇所の土壌調査箇所のうち、約 300 箇所の柔らかくて石の少ない場所を選定し、鉄パイプを用いて深度分布測定用の試料を採取した。このうち、放射性セシウムの沈着量が少ないような調査箇所では、土壌に含まれる放射性セシウムの放射エネルギーが少なく、計測が困難であったため、本調査の結果、深さ方向の放射能濃度の分布状況を確認できたのは 77 試料であった。なお、本調査では、事故直後でもあり、高い被ばく線量を作業者が受ける可能性もあることが予想されたことから、放射線防護上の配慮により、福島第一原発から 20km 圏内では円筒管による土壌の採取は行わなかった。

2) 土壌コア試料の採取方法

土壌コア試料の採取には、長さ 300mm、外径 60mm、内径 56mm の鉄パイプ（円筒管）を用いた。鉄パイプの表面は防蝕処置がなされており、採取した土壌コア試料が輸送中にこぼれないように残りの空間を発泡スチロールで埋め、さらに両端をプラスチックキャップにより、固定した（図 4-12 参照）。

また、土壌コア試料の採取は、以下の方法で実施した。（詳細は図 4-13 参照）

- ① 円筒管を地面に対して垂直に立て（写真①）、ハンマーで徐々に打ち込む（写真②）
- ② 円筒管を土壌に打ち込んだ後、打ち込んだ箇所の周辺の土壌を一部除去した後、ひねりながら引き抜く（写真③）
- ③ 円筒管の底まで土壌が採取されていることを確認し（写真④）、プラスチックの蓋をする。また、反対側（土の表面側）の隙間には発砲スチロールで詰め物をし、その上からプラスチックの蓋をする。円筒管の表面を濡れたタオルできれいに拭き取り、その後ポリエチレン袋に入れる。
- ④ この試料を再びポリエチレン袋に入れ、それを小さな段ボール箱に入れて測定場所へ送付する。このポリエチレン袋は開けないで放射能濃度を測定する。

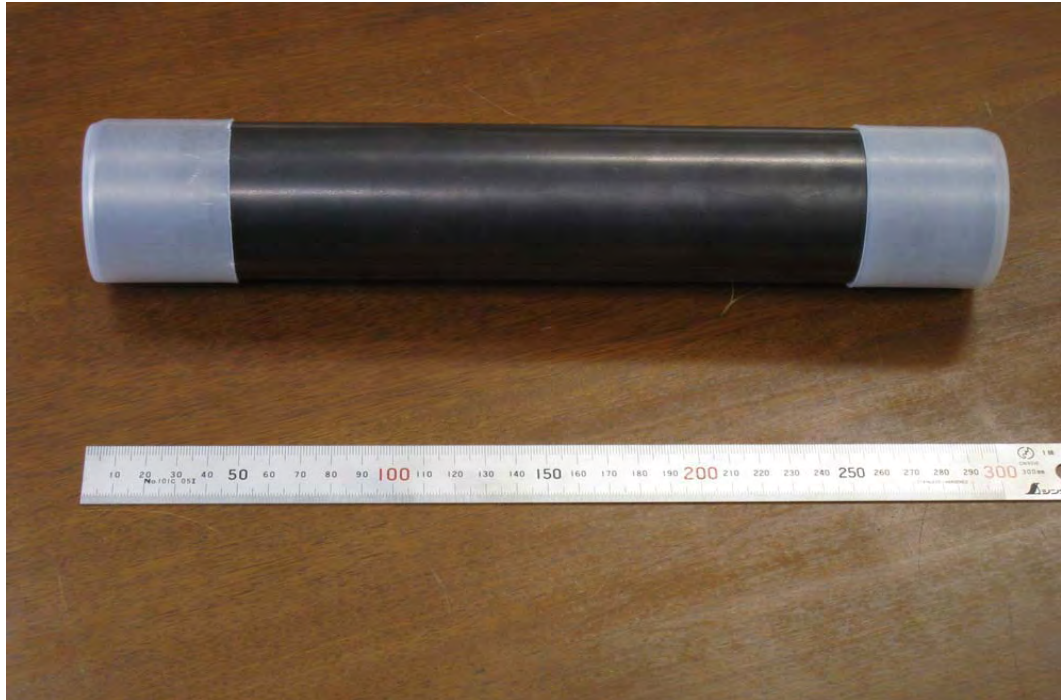


図 4-12 土壌採取に使用された鉄パイプ（円筒管）と両端のプラスチックキャップ



写真①



写真②



写真③



写真④



写真⑤

図 4-13 土壌コアサンプルの採取方法

4.2.4 深さ方向の放射性物質の放射能濃度の分布の測定法

深さ方向の放射性物質の放射能濃度の分布の測定は、キャンベラ社製の Ge 半導体検出器（相対効率 25%）3 台を用いて行った。測定の原理を図 4-14、測定装置の配置状況を図 4-15、図 4-16 に示す。

本測定法は、Ge 半導体検出器の直前に厚さ 5cm の鉛のコリメータを設置し、スリットは 5mm の開口とし、図 4-14 に示す配置で、土壌コア試料を深さ方向に移動させながら、放射性セシウムからのガンマ線を計数することで、土壌深さごとの放射性セシウムの計数率の分布状況を確認する。

計数するガンマ線は Cs-134 からの 605keV 及び 796keV、Cs-137 からの 662keV である。

コリメータの素材である鉛の吸収を考慮すると、600 keV のガンマ線はコリメータで 8.6×10^{-4} 、800 keV のガンマ線は 6.7×10^{-3} 、に減衰するため、本測定では、コリメータを透過するガンマ線は無視できることから、コリメータ間のスリットを通過するガンマ線のみ測定できており、位置分解能と方向の選択は非常に良いと考える。

また、本測定では、土壌中の放射性セシウムから放射され、鉄パイプ壁を透過して Ge 半導体検出器に達するガンマ線を計数するが、鉄パイプ壁中での放射性セシウムのガンマ線の吸収は、放射性セシウムのエネルギー領域において鉄の質量吸収係数が 10%程度であるため、鉄パイプ壁によるガンマ線の減衰は測定に大きな影響は与えない。さらに、鉄パイプ壁あるいは土壌自身によるガンマ線の吸収の割合は土壌コア試料の深さ方向でほぼ同じであるため、深さ方向の放射能セシウムの計数率の分布状況を確認する上で影響を与えない。

さらに、本測定における位置分解能がどの程度かを知るため、モンテカルロ法を用いてシミュレーションを行った。図 4-17 は、円筒管の中に Cs-137 が一様な分布をしている場合において、Ge 半導体検出器の検出部の中心とコリメータ間のスリットの中心を結ぶ線をゼロとし、その点から左右にずらした長さ（実際の土壌では深さ方向に対応）から放出されるガンマ線がどれ程度検出されるかについて、測定位置の関数として計算したものである。この結果が示すように、全半値幅で 5mm、すなわち深さ方向の位置分解能 5mm での測定が可能であることが確認されている。

なお、円筒管内での放射性物質の分布は一様とは限らないので、円筒管をその中心軸に対して回転させ、異なる方向からの測定も行い、測定結果に大きな変化がないことも確認した。

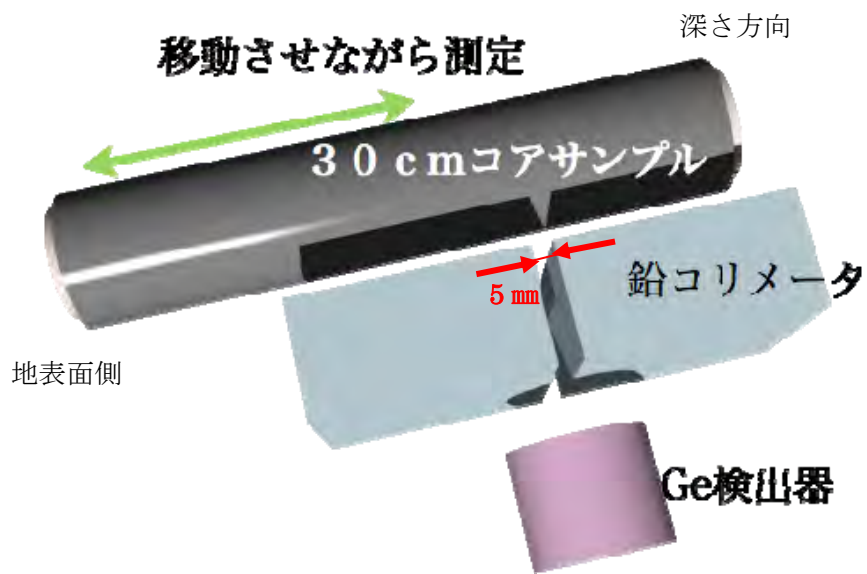


図 4-14 本測定の実験原理図

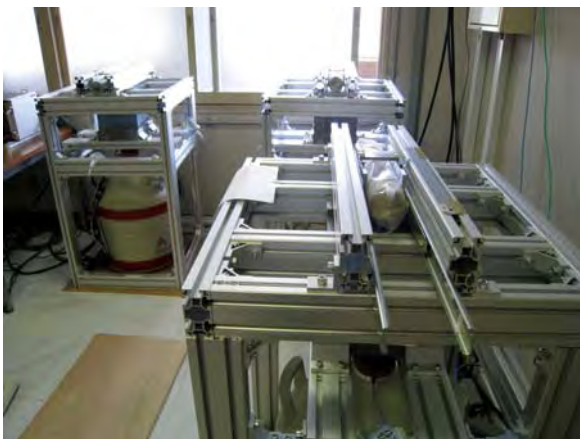


図 4-15 測定装置の全体図
3 台の Ge 半導体検出器を利用

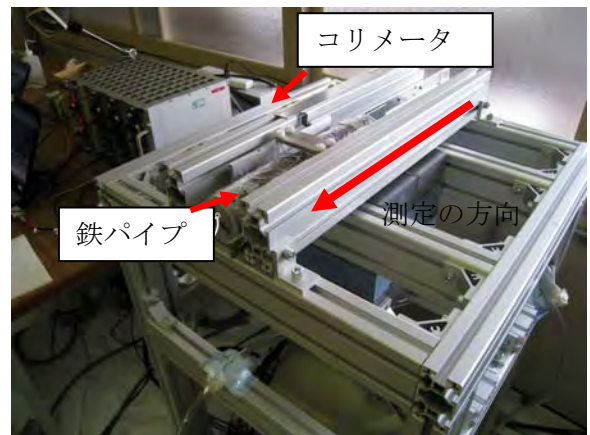


図 4-16 円筒管をセットした状況

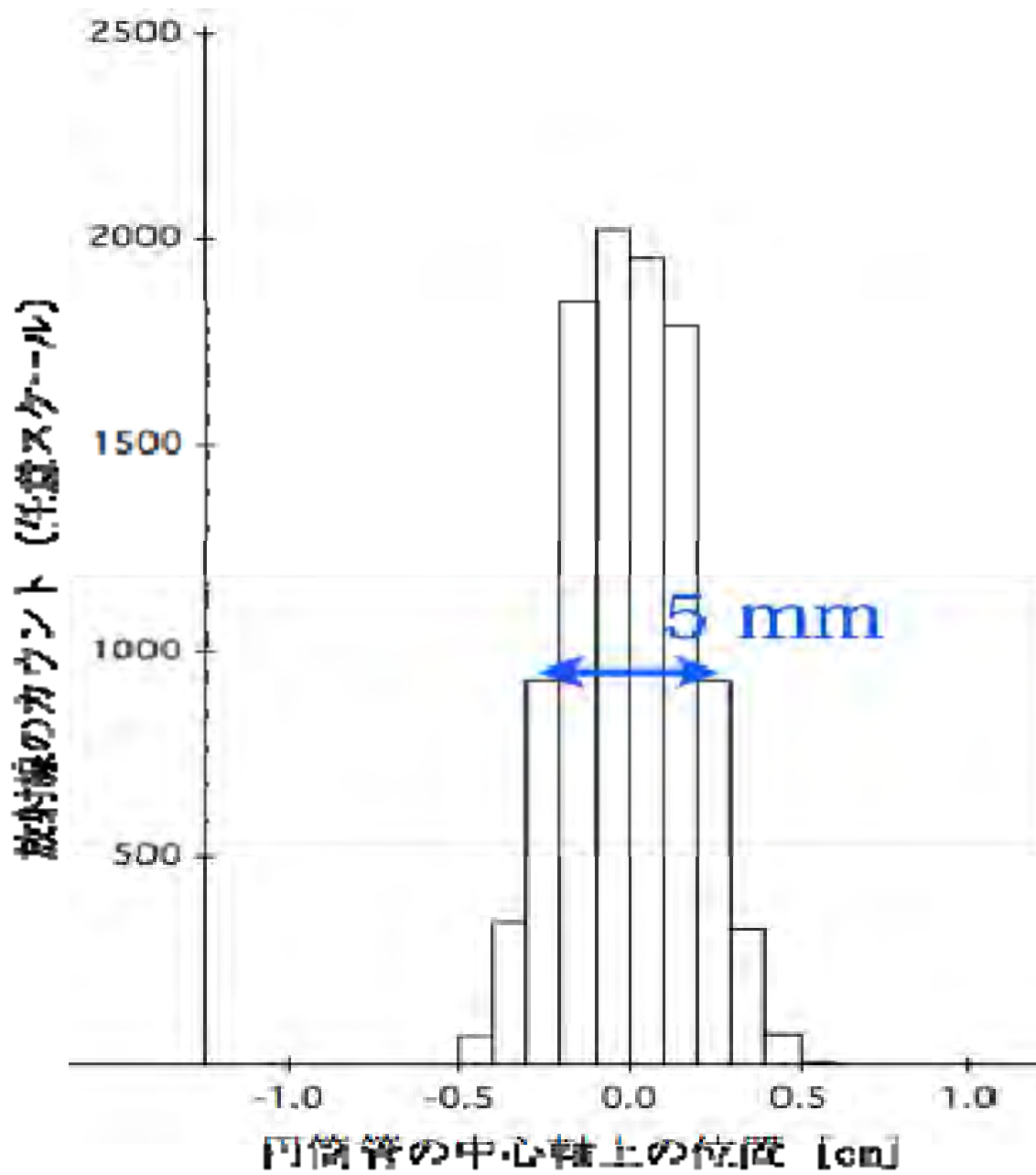


図 4-17 放射線の位置分布測定レスポンス

4.2.4.1 円筒管内への放射能物質の引き摺り込み等の検証

土壌を採取する際、下記の2種類の要因により、高い放射能濃度の放射性物質が低い放射能濃度の部分に移動して測定に影響を与える引き摺り込みが発生する可能性がある。そこで、本調査では、土壌の引き摺り込みの影響を確認するため、下記の検証を行った。

- ① 本調査では、土壌コア試料を採取するため、円筒管を土壌表面に打ち込んでいく。そのため、土壌表面付近の土壌が円筒管の内面を這っていく形で円筒管内に採取されていく。図4-11に示したように、放射性物質は地表面付近に多いことは既知であり、地表面の土壌が管壁を伝って深さ方向に移動すると正しい放射性物質の深さ分布は得られなくなる。
- ② 円筒管を地面に打ち込む際、土壌には圧力がかかる。仮に打ち込む側の円筒管の端がナイフのように土を小さな圧力で切りながら採取していけば良いが、本調査では、円筒管を打ち込む手法を採用したため、土壌にはかなりの力がかかることが予想される。そのため、円筒管内の土壌全体に上からの押す力がかかり、土壌が押し詰められてしまう可能性がある。もし大きく押し詰められてしまうと深さ方向の距離が変化することになり、正しい放射性物質の深さ分布が測定できなくなる。

図4-18は土壌深さ方向の放射能セシウムの計数率の測定結果の一例である。円筒管の先端から測定位置までの長さとその位置におけるCs-134の計数率(604 keVのガンマ線の計数率、計数率の軸は対数表示)の関係を示している。円筒管の先端から測定位置までの長さが0となる位置は、円筒管の両端のうち、土壌を採取していない側の円筒管の先端を示す。そのため、採取された土壌は先端から22mmの所から始まっており、それより小さな値の所には土壌は存在しない。

誤差棒付きの点は、Cs-134の796keVのガンマ線の計数率(毎秒あたりのカウント数)である。仮に、検出器の位置分解能が無限に良い場合、放射性物質が土壌に一様に含まれているとすると、この計数率は土壌が含まれ始める箇所から急に測定され始め、赤の実線で示したような分布が得られるはずであるが、先に示したように、位置の分解能があるため、鈍った形になっている。

また、円筒管の先端から測定位置までの長さが長くなる(土壌表面からの深さが深くなる)につれて、計数率が下がっているのは、その深さでは放射性物質の量が減少していることを示している。注意しないといけないのは、本手法では、表面に最も高い放射能濃度の放射性物質があったとしても、実際の測定データでは土壌が始まった箇所でも最大の計数率が計測されるわけではなく、計数率が半分程度になることである。この要因は、土壌表面に近い箇所を測定する場合、測定箇所より右半分には土壌があるが、左半分は空になっているため、計数率は半分程度しか計測されていないためである。

(①の引き摺り込みの検証)

図4-18の測定結果を見ると、円筒管の先端から測定位置までの長さが30mmを超える箇所では指数関数的に計数率が減少していることがわかる。この傾向は、本調査で得られたほぼ全ての測定結果で同様の傾向を示している。

土壌コア試料全体の放射性セシウムの計数率の分布が土壌表面から指数関数的に減少していると仮定し、計数率が指数関数的に減少しはじめた箇所を越えた測定位置を越える箇所の測定結果を指数関数でフィットすると、円筒管内で土壌コア試料からのガンマ線が計測され始める箇所（土壌表面）の測定結果は、先に述べたように計数率が半分程度しか計測されていないため、フィットされた関数値の半分となる。つまり、図 4-18 を例にとると、円筒管の先端から測定位置までの長さが 30mm を超える箇所の測定結果を指数関数にフィットして得られた黒の実線において、半分の計数率を検出した箇所（＝長さで 22mm の箇所）が土壌表面ということになる。（赤の実線で表示）

本結果から考えると、仮に上記の原因 1 による土壌の引き摺り込みがあったとすると、土壌表面からの深さが深い箇所（円筒管先端から測定位置までの長さが長い箇所）の放射性セシウムの濃度が本来の値よりも高くなるはずである。本調査においては、実測された計数率の値が深さ方向に常に指数的に減少していることから、このような土壌の引き摺り込みは生じていない事を示している。

（②の引き摺り込みの検証）

原因 2 の引き摺り込みが起こった場合、円筒管を打ち込んだ際に円筒管内での土壌表面の位置と円筒管の外側にある地面がずれて、円筒管の中が沈んでいるということになる。それ故、土壌採取の際に鉄パイプ内外の地面の高さの測定を行うことで、引き摺り込みによる変化量は測定できると想定されるが、本調査の要領では、このような指示を含んでいなかったため、引き摺り込みの影響について測定しなかった。

そこで、この引き摺り込みの大きさを見積るため、実際の採取場所ではないものの、採取に使用した円筒管を要領どおりに地面に打ち込み、地表面の落ち込みを測定した。その結果、円筒管内への落ち込みは 5mm 程度以下であった。そのため、採取した土壌の深さが 20cm 程度であることから、5mm 程度圧縮されたとしても、深さの変化は 3% 以下であり、放射能濃度の深さ分布の測定には大きく影響しないことが確認された。特別な土壌、例えばピートモス土壌などのように密度が低い土壌においては圧縮の影響が発生する可能性はあるが、今回採取した土壌では影響が少ないと考えられる。

以上から、本調査では、引き摺り込みの影響は少ないものと考えられる。

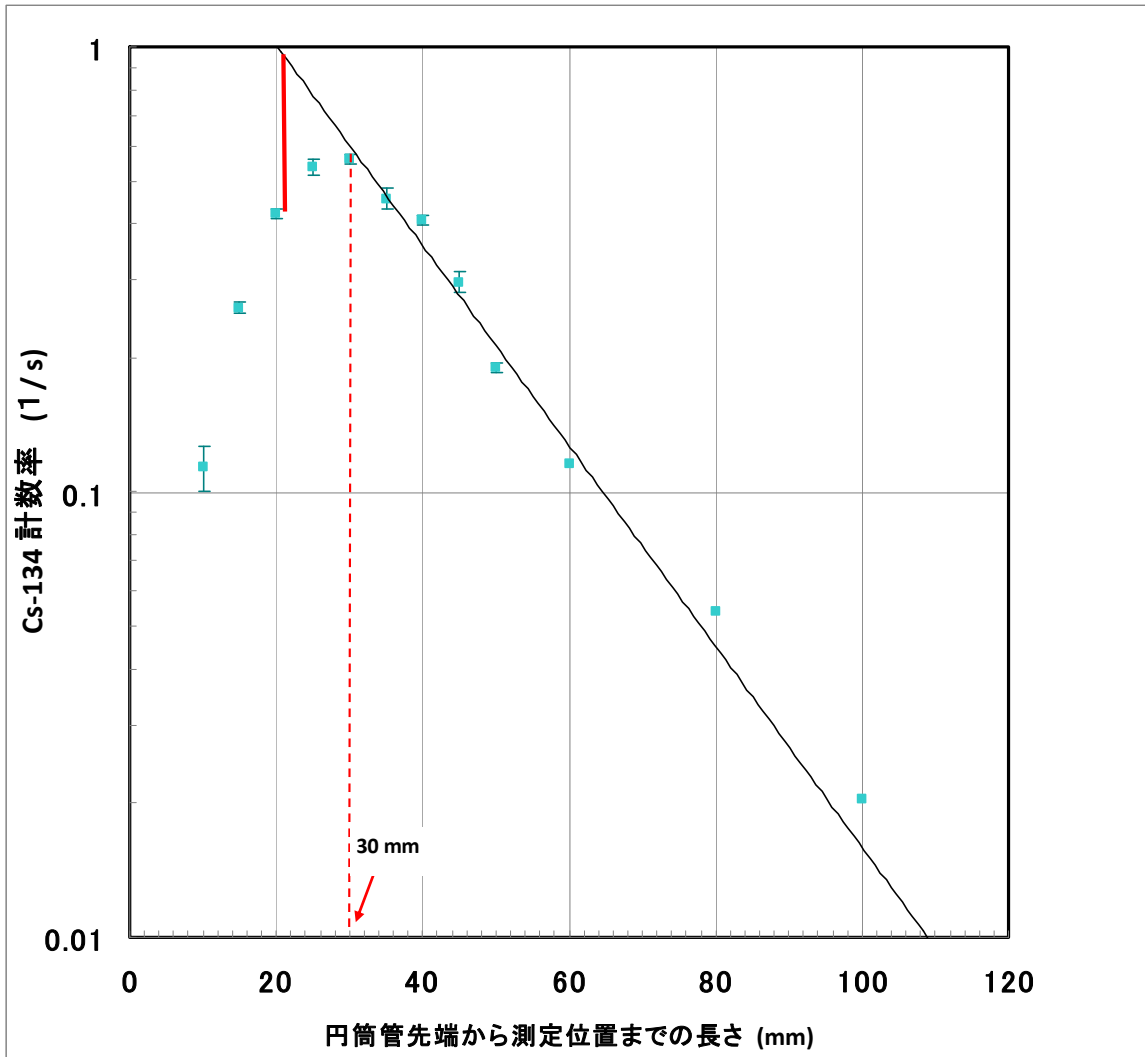


図 4-18 土壌コア試料の深さ方向の放射能セシウムの計数率の分布例

(土壌採取箇所：26N26 の例)

(誤差棒付きの点は測定結果であり、直線は深さ方向に指数関数的に計数率が減少すると仮定して、決定した減衰線である。)

4.2.4.2 円筒管内での採取土壌の表層部の崩れの問題の検証

4.2.2 に示したように、円筒管内では土が移動しないように、発砲スチロールで詰めものをして輸送したが、いくつかの試料では、発砲スチロールによる固定が場合によっては不完全なケースがあった。発砲スチロールによる固定が不完全であった場合における土壌コア試料中の放射性セシウムの計数率の測定結果を図 4-19 に示す。この場合、円筒管先端から約 60mm の箇所に土壌表面があると推定され、これより深い側では計数率がほぼ指数関数的に減少している。赤丸のデータと青丸（誤差付き）のデータは円筒管を回転させて違う方向から測定したものである。これらの二つの測定結果は、ほぼ同じであるため、円筒管内での放射性物質の円周方向の分布はほぼ一様であるとわかる。

他方で、本図における問題は、通常であれば土壌表面があると推定される 60mm より浅い（＝円筒管先端から測定位置までの長さが短い箇所）では、位置分解能による広がり分だけガンマ線が計測され、計数率の減少は顕著であるが、本図では 40mm より浅いところで計数率が減少せず一定になり、0mm に近いところでは逆に増加していることである。

この結果は円筒管の浅い箇所（＝円筒管先端から測定位置までの長さが短い箇所）に通常は存在しない放射性物質が存在する事を示している。そこで、本試料について、プラスチックの蓋を外し、内部を観察した。その結果、図 4-20 のように、明らかに土壌の表面が崩れて、管の内壁に広がっていることが確認された。詳しく見たところ、この土壌は非常に細かい粉のような砂でできており、詰め物にした発砲スチロールと管壁の間に輸送中の振動で砂が広がったものと考えられる。

なお、詰め物があったために土全体が崩れたわけではなく、広がった砂の量から見ても、土壌表面のごく一部の土壌（数 mm 程度以下）が広がったものと思われる。浸透分布が指数関数的である場合には、その関数形だけで土壌への放射性セシウムの浸透の深さが決定できるため、表面の崩れは問題にならないと考える。それ故、この土壌試料においても表面位置の正確な同定はできないものの、放射性セシウムの深さ方向の分布の測定結果には大きな影響はないものと考えた。

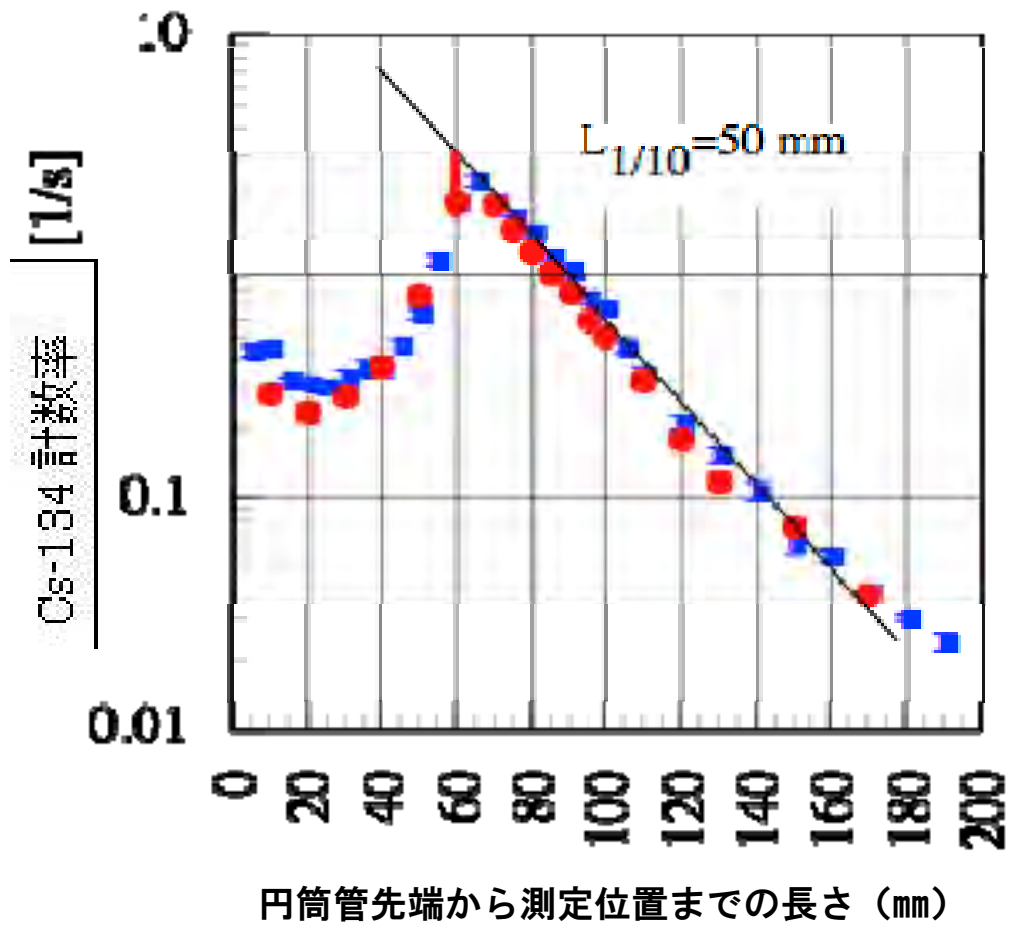


図 4-19 土の表面が崩れた土壌コア試料における放射性セシウムの深さ分布の結果



図 4-20 円筒管内で土壌の表面が崩れた土壌コア試料

4.2.5 土壌深さ方向の放射性セシウムの計数率の測定結果

約 300 箇所のサンプルを採取したが、そのうち可能な時間内で放射性セシウムの計数率の深さ方向の分布を測定できた土壌コア試料は 77 箇所となった。

図 4-21 に例として、特徴的な 3 箇所（16N18、6S54、28N26）で採取した土壌コア試料の土壌深さ方向のガンマ線計数率の分布を示した。その結果、いずれの試料も深さに対して指数関数的な減少を示していることが確認された。28N26 の土壌コア試料では土壌から深さが深くなるにつれて急激に計数率が減少しており、深さ 18mm で 1/10 になっていることから、放射性セシウムの浸透が浅いことがわかる。一方、16N18 の土壌コア試料では計数率が 1/10 になるのは深さ 48 mm である。

いずれの試料についても、Cs-134 と Cs-137 の深さ分布はほぼ同じであり、有意な違いは確認されなかった。Cs-134 と Cs-137 は同位元素であり化学的な性質は同じなので浸透の振る舞いが同じであることは合理性がある。

全ての土壌コア試料について、指数関数的に放射性セシウムが 1/10 になる深さ（浸透指数 $L_{1/10}$ ）を算出した結果を表 4-4 に示した。

その結果、図 4-22 に示すように、浸透指数 $L_{1/10}$ の頻度分布は、概ね全ての土壌コア試料で浸透指数は 50mm 以下であることが確認された。

なお、指数関数による放射性物質の深さ分布は、

$$I(x) = I(0) * e^{-x/\lambda}$$

で表される。ここで $I(x)$ は深さ x [mm]における放射性物質の放射能濃度である。 λ は強度が $1/e=1/2.72$ になる深さ、すなわち放射性セシウム濃度が $1/e$ になる深さであるが、直感的に理解しやすくするために $1/10$ になる深さ $L_{1/10}$ を使うこととした。 $L_{1/10} = \lambda \ln 10 = 2.30\lambda$ である。

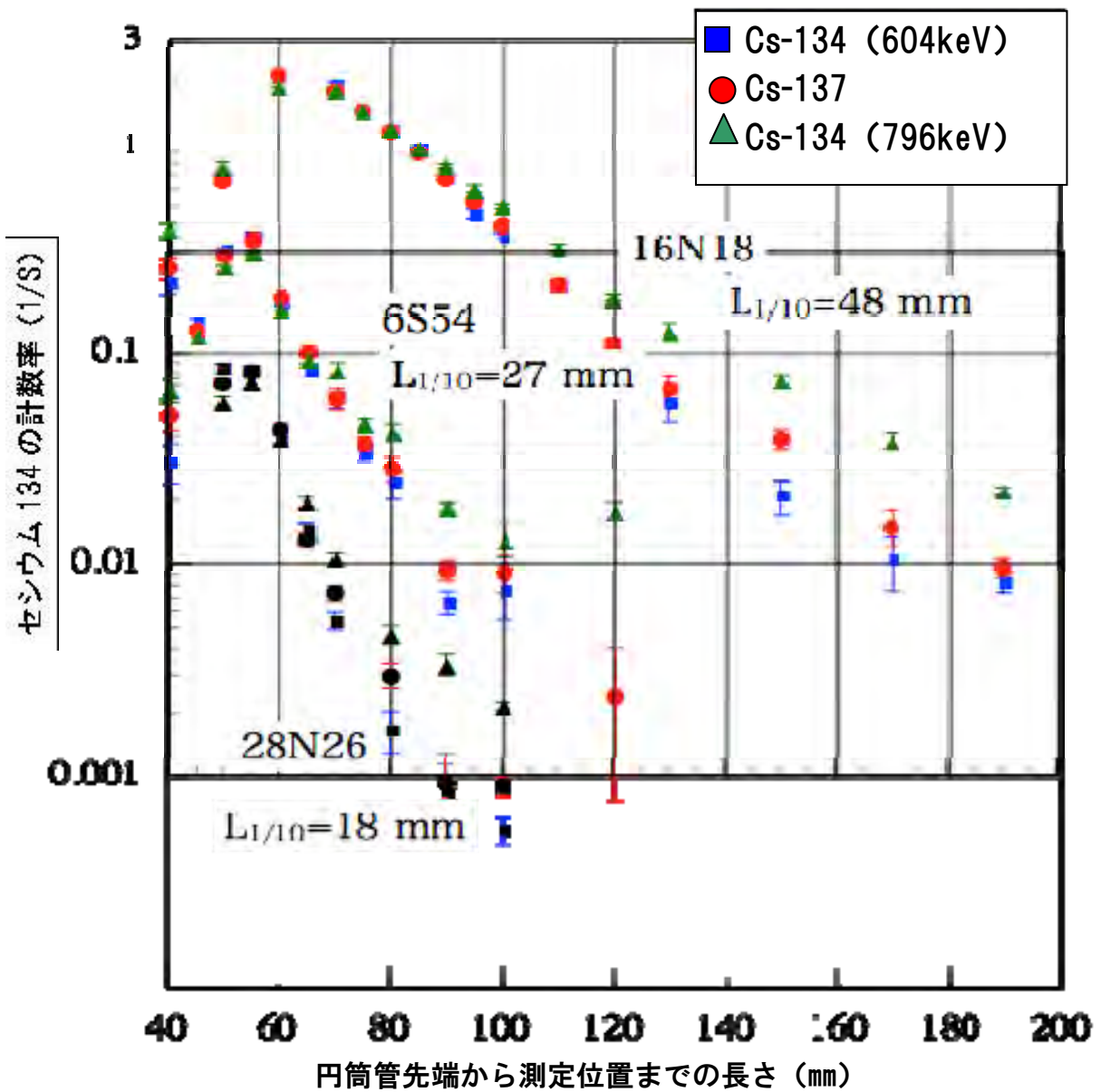


図 4-21 3 箇所（16N18、6S54、28N26）における土壌深さ方向の放射性セシウムの計数率の分布状況
 （各箇所における Cs-134(605keV)、795keV) Cs-137(662 keV) の 3 本のガンマ線についてそれぞれの分布を表示。）

表 4-4 本調査の測定結果一覧（浸透指数 $L^{1/10}$ ）

NS	ID	EW	浸透指数 (1/10)	土壌採取地点 の市町村	緯度				経度				空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$)
					度	分	秒	10進	度	分	秒	10進	
82	N	16	17	岩沼市	38	6	24.80	38.106889	140	50	40.60	140.844611	0.14
66	N	18	23	角田市	37	58	8.00	37.968889	140	48	17.00	140.804722	0.49
62	N	32	39	白石市	37	56	59.94	37.949982	140	38	26.89	140.640802	0.62
60	N	12	29	山元町	37	55	7.00	37.918611	140	53	35.50	140.893194	0.25
56	N	42	48	国見町	37	53	19.53	37.888759	140	31	26.97	140.524159	1.22
52	N	30	33	伊達市	37	51	21.00	37.855833	140	39	58.00	140.666111	0.60
52	N	40	48	桑折町	37	51	40.60	37.861278	140	32	10.80	140.536333	1.40
46	N	30	30	伊達市	37	48	36.80	37.810222	140	39	4.40	140.651222	0.50
46	N	36	59	伊達市	37	48	10.40	37.802889	140	35	16.40	140.587889	1.45
46	N	42	32	伊達市	37	48	52.00	37.814444	140	30	59.00	140.516389	1.10
44	N	44	26	福島市	37	47	52.70	37.797972	140	29	16.10	140.487806	0.85
40	N	56	37	福島市	37	45	18.90	37.755250	140	19	47.10	140.329750	0.36
38	N	36	30	伊達市	37	44	48.00	37.746667	140	35	52.00	140.597778	1.40
38	N	48	34	福島市	37	44	50.50	37.747361	140	26	20.60	140.439056	0.88
36	N	40	33	福島市	37	43	36.10	37.726694	140	32	7.40	140.535389	1.71
34	N	10	30	南相馬市	37	42	37.00	37.710278	140	55	14.30	140.920639	1.15
34	N	18	27	飯館村	37	42	15.80	37.704389	140	48	20.70	140.805750	3.42
34	N	24	28	飯館村	37	42	25.20	37.707000	140	44	28.10	140.741139	5.70
34	N	28	36	飯館村	37	42	56.50	37.715694	140	41	41.00	140.694722	5.92
34	N	34	20	伊達市	37	42	57.50	37.715972	140	36	13.00	140.603611	1.40
34	N	38	33	川俣町	37	42	9.40	37.702611	140	33	43.80	140.562167	1.00
34	N	48	24	福島市	37	42	20.40	37.705667	140	26	42.70	140.445194	1.26
32	N	30	24	飯館村	37	41	4.20	37.684500	140	39	33.60	140.659333	1.60
32	N	42	25	福島市	37	41	4.40	37.684556	140	30	58.50	140.516250	1.30
32	N	44	29	福島市	37	41	25.70	37.690472	140	29	16.80	140.488000	1.35
30	N	20	30	飯館村	37	40	52.40	37.681222	140	46	48.70	140.780194	6.10
30	N	48	39	福島市	37	40	39.83	37.677731	140	26	40.43	140.444565	1.10
28	N	24	23	飯館村	37	39	51.20	37.664222	140	43	58.10	140.732806	4.71
28	N	26	18	飯館村	37	39	50.50	37.664028	140	43	15.70	140.721028	7.00
28	N	46	20	福島市	37	39	31.40	37.658722	140	27	31.40	140.458722	0.87
26	N	26	37	飯館村	37	37	58.98	37.633050	140	43	15.13	140.720871	8.70
26	N	30	28	川俣町	37	38	57.00	37.649167	140	39	26.00	140.657222	1.50
26	N	38	28	川俣町	37	38	53.10	37.648083	140	34	4.50	140.567917	1.08
24	N	12	38	南相馬市	37	37	43.20	37.628667	140	53	53.70	140.898250	4.38
24	N	18	34	飯館村	37	37	31.40	37.625389	140	48	37.90	140.810528	14.42
24	N	56	38	二本松市	37	37	30.50	37.625139	140	20	39.90	140.344417	0.60
22	N	44	31	二本松市	37	36	40.90	37.611361	140	29	15.10	140.487528	1.70
20	N	10	36	南相馬市	37	35	43.40	37.595389	140	54	31.60	140.908778	3.27
20	N	24	40	浪江町	37	35	48.50	37.596806	140	44	17.60	140.738222	10.71
20	N	32	72	川俣町	37	35	27.30	37.590917	140	38	33.30	140.642583	1.22
20	N	40	41	二本松市	37	35	39.94	37.594429	140	32	27.64	140.541012	2.11
16	N	18	45	浪江町	37	33	37.90	37.560528	140	49	25.70	140.823806	41.86
16	N	40	24	二本松市	37	33	40.31	37.561196	140	31	50.41	140.530669	2.86
14	N	20	28	浪江町	37	32	15.95	37.537765	140	46	48.84	140.780232	8.10
14	N	42	35	二本松市	37	32	32.70	37.542417	140	30	19.00	140.505278	2.30
14	N	46	30	二本松市	37	32	57.00	37.549167	140	28	7.10	140.468639	2.30
14	N	50	30	大玉村	37	32	23.80	37.539944	140	24	23.20	140.406444	2.04
10	N	24	22	葛尾村	37	30	16.90	37.504694	140	44	33.50	140.742639	1.95
8	N	20	31	葛尾村	37	29	37.50	37.493750	140	47	16.50	140.787917	1.76
8	N	58	35	郡山市	37	29	9.50	37.485972	140	18	18.40	140.305111	0.36
6	N	20	27	葛尾村	37	28	54.90	37.481917	140	46	40.30	140.777861	2.67
6	N	50	33	郡山市	37	28	32.20	37.475611	140	25	11.40	140.419833	1.32
6	N	56	44	本宮市	37	28	54.50	37.481806	140	19	51.70	140.331028	0.63
4	N	24	23	田村市	37	27	18.70	37.455194	140	43	50.80	140.730778	0.48
4	N	44	26	三春町	37	27	25.00	37.456944	140	29	15.30	140.487583	1.00
0	N	58	30	郡山市	37	25	34.70	37.426306	140	18	24.80	140.306889	1.22
6	S	54	25	郡山市	37	22	29.00	37.374722	140	22	2.40	140.367333	1.52
8	S	62	23	郡山市	37	21	34.70	37.359639	140	15	32.30	140.258972	1.00
10	S	60	37	郡山市	37	20	50.10	37.347250	140	17	10.90	140.286361	0.80
16	S	22	21	いわき市	37	17	33.30	37.292583	140	45	29.60	140.758222	0.76
16	S	36	20	小野町	37	17	21.30	37.289250	140	35	24.50	140.590139	0.30
18	S	54	20	鏡石町	37	16	19.00	37.271944	140	21	21.30	140.355917	0.48
22	S	10	34	広野町	37	14	21.20	37.239222	140	54	42.20	140.911722	1.00
22	S	26	18	いわき市	37	14	49.50	37.247083	140	43	24.90	140.723583	0.70
22	S	52	17	鏡石町	37	14	12.52	37.236810	140	23	7.57	140.385435	0.27
22	S	64	24	天栄村	37	14	35.00	37.243056	140	13	50.00	140.230556	1.52
24	S	2	25	広野町	37	13	32.80	37.225778	141	0	12.00	141.003333	0.89
26	S	16	60	いわき市	37	12	51.40	37.214278	140	50	49.20	140.847000	1.13
26	S	32	28	小野町	37	12	40.79	37.211330	140	37	35.41	140.626502	0.20
34	S	2	33	いわき市	37	8	43.00	37.145278	141	0	9.00	141.002500	0.71
48	S	6	25	いわき市	37	1	32.40	37.025667	140	58	10.20	140.969500	0.59
50	S	12	28	いわき市	37	0	6.40	37.001778	140	53	42.60	140.895167	0.29
56	S	48	36	塙町	36	57	23.50	36.956528	140	26	24.00	140.440000	0.20
56	S	52	40	塙町	36	57	48.70	36.963528	140	23	42.60	140.395167	0.11
72	S	26	17	北茨城市	36	49	36.30	36.826750	140	42	32.40	140.709000	0.32
74	S	26	17	北茨城市	36	48	42.20	36.811722	140	43	9.00	140.719167	0.19
84	S	26	39	高萩市	36	43	22.30	36.722861	140	42	58.70	140.716306	0.15

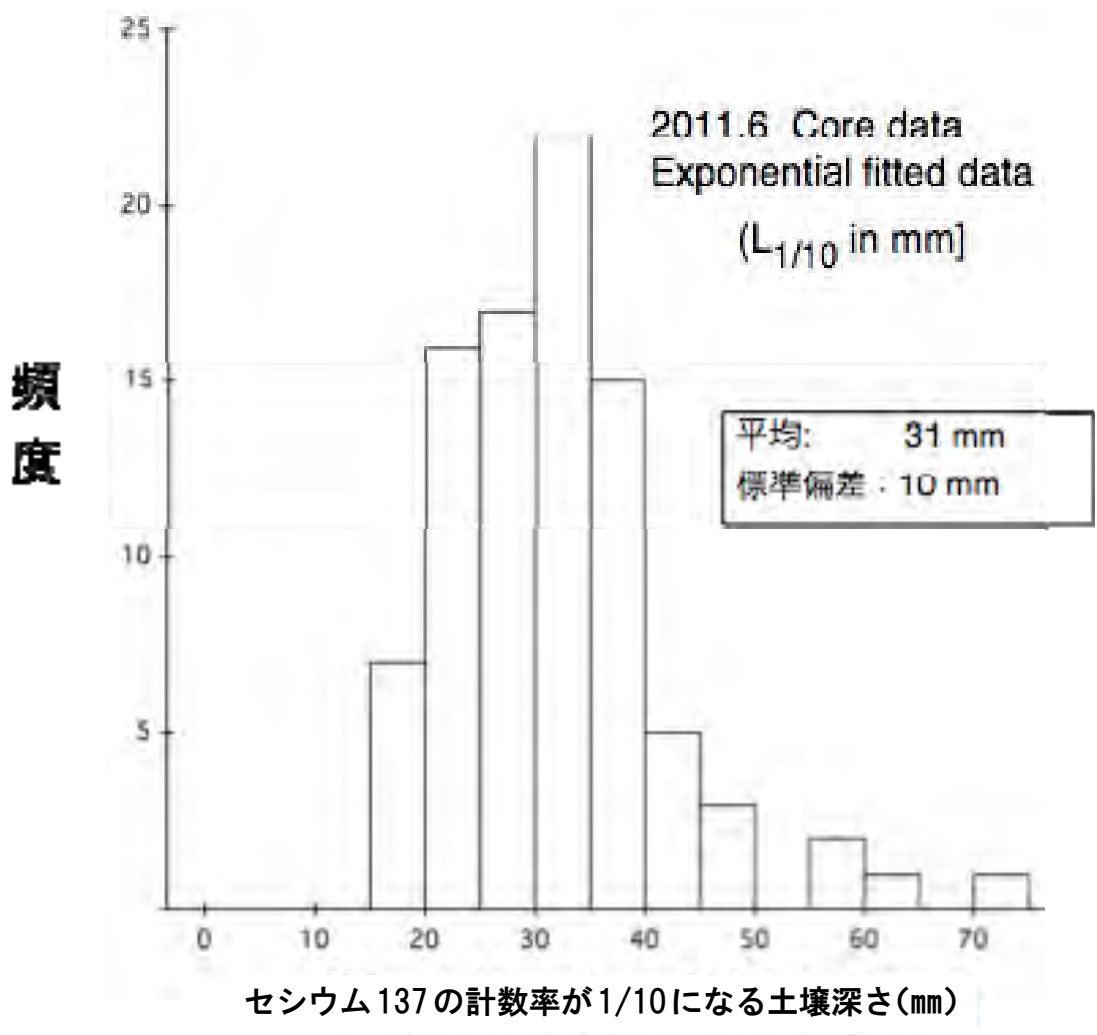


図 4-22 本調査における土壌コア試料の浸透係数(セシウム 137 の放射能濃度が 1/10 になる深さ $L_{1/10}$ (mm)) の頻度)

4.2.6 今後について

本調査では、土壌深さ方向の放射性物質の分布状況の初期値が以上の測定で得られたが、今後どのように分布傾向が変化していくかは年単位での継続的に測定を実施する必要がある。チェルノブイリでは、現在でも表層 5～10cm に 90%以上の Cs-137 が滞留していると言われている。これは降水よりも土壌粒子への吸着の効果が挙動を支配していることを示している。他方で、我が国は降水量が多いこと、また短時間に激しい降水があることなど特殊な事情にあり、放射性物質の深さ方向の分状況の確認を継続に実施していくことが必要である。

なお、放射性物質の浸透が浅い間に土壌の削り取りをする方が、土壌廃棄物の量は少ないことになる。土壌の密度を $1.7 \text{ (g/cm}^3\text{)}$ とすると、 $20 \times 20 \text{ km}^2$ の範囲では、放射性物質の浸透が 1cm 深くなるにつれて、放射性物質を含む土壌の量は 680 万トン増えると試算されるため、早急な除染が効率的である。

5. 河川中（河川水、河底土、及び浮遊砂）及び井戸水における放射性物質の放射能濃度の変化傾向の確認

池内嘉宏（日本分析センター）

5.1 調査の目的

文部科学省は、福島第一原発から放出された放射性物質の河川や井戸中への移行状況を確認するため、福島県内の河川（河川水、及び河底土、並びに浮遊砂）、及び井戸（井戸水）中における梅雨前後での放射性物質の放射能濃度の変化について調査を実施した。

5.2 本調査の実施概要

5.2.1 試料の採取期間

① 河川水の採取期間

- ・ 第1回調査期間（6月29日～6月30日）
福島県内の50箇所において河川水を採取
- ・ 第2回調査期間（8月1日～8月2日）
第1回調査と同一箇所（50箇所）の河川水を採取

② 河底土の採取期間

- ・ 第1回調査期間（6月29日～7月1日）
河川水採取箇所（50箇所）のうち10箇所において河底土を採取
- ・ 第2回調査期間（8月1日～8月2日）
河川水採取箇所（50箇所）のうち10箇所において河底土を採取

③ 浮遊砂の採取期間

- ・ 第1回調査期間（8月31日～9月1日）
河川水採取箇所（50箇所）のうち10箇所において浮遊砂を採取
- ・ 第2回調査期間（9月26日～9月27日、10月18日）
河川水採取箇所（50箇所）のうち10箇所において浮遊砂を採取

④ 井戸水の採取期間

- ・ 第1回調査期間（7月1日～7月2日）
福島県内の51箇所の井戸において井戸水を採取
- ・ 第2回調査期間（8月3日～8月5日）
第1回調査と同一箇所（51箇所）のうち50箇所で井戸水を採取

5.2.2 調査項目

① 河川水

河川水中のガンマ線放出核種（放射性セシウム、I-131、及びアルファ線放出核種（Pu-238、Pu-239）

+240)、並びにベータ線放出核種 (Sr-89、Sr-90) の放射能濃度の測定

② 河底土

河底土中のガンマ線放出核種 (放射性セシウム、I-131) の放射能濃度の測定

③ 浮遊砂

浮遊砂中のガンマ線放出核種 (放射性セシウム、I-131) の放射能濃度の測定

④ 井戸水

井戸水中のガンマ線放出核種 (放射性セシウム、I-131)、及びベータ線放出核種 (Sr-89、Sr-90) の放射能濃度の測定

5.2.3 調査地点

本調査において、河川試料(河川水、河底土及び浮遊砂)を採取した箇所、及び井戸水を採取した箇所は、図 5-1 のとおりである。

調査地点の選定にあたっては、これまでの陸上モニタリングや航空機モニタリングの結果を参考に、放射性セシウムの蓄積量が比較的高い箇所から河川試料及び井戸水の採取箇所候補を選定した。

その上で、それぞれの試料については、以下のような条件で調査地点を選定した。

- ・河川水、河底土及び浮遊砂の採取箇所の選定にあたっては、将来的に放射性物質の移行状況を詳細に把握することを視野に入れ、定期的に河川の流量観測を行うことが可能な箇所であることも選定条件とした。なお、このうち、河底土及び浮遊砂については、調査・測定期間を考慮し、50 箇所中 10 箇所を福島県から一様に選定した。
- ・井戸水の採取箇所の選定にあたっては、地下水を通じた井戸への放射性物質の移行状況を確認するため、井戸が蓋等で覆われており、外部から放射性物質が混入しないような箇所であることも選定条件とした。

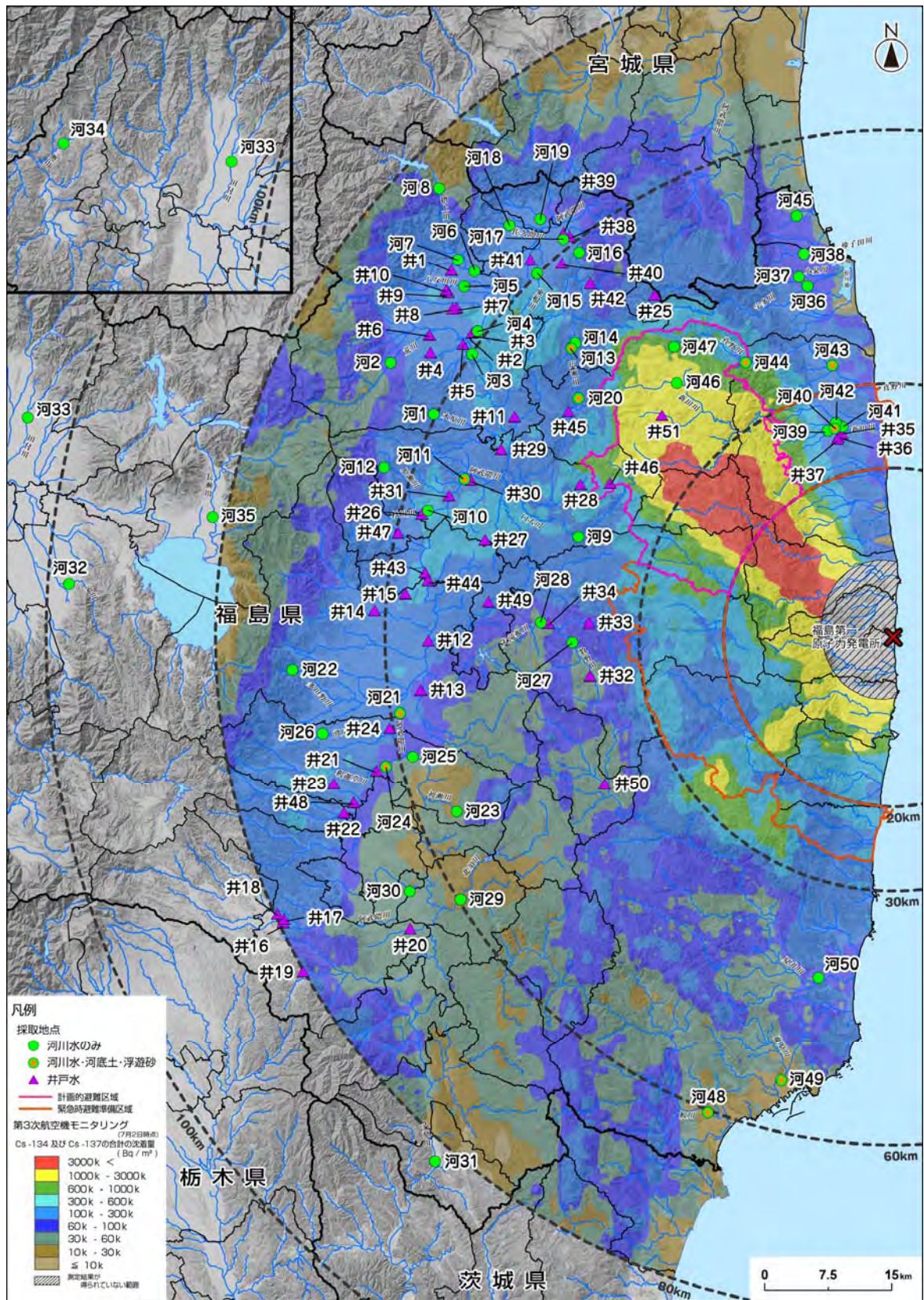


図 5-1 河川試料、井戸水の採取箇所

5.2.4 試料の採取方法

本調査は、梅雨前後の放射性物質の放射能濃度変化を確認するため、6月下旬～7月初旬及び8月初旬にそれぞれ同様の調査を実施した。なお、試料の採取にあたっては、以下の方法で採取した。

① 河川水

雨が降っていない日に、河岸から、河川水をひしゃく状の採取器ですくって、キュービティナー（容量：20L）にロートを用いて移した。河岸に降りられない場合は、橋の上から、バケツにロープをつけて、投げ込み採水し、キュービティナー（容量：20L）にロートを用いて移した。

② 河底土

200gの試料を採取可能な移植ごてにより、河底土の表面を約1cm採取した。

③ 浮遊砂

浮遊土砂に含まれる放射性物質の放射能濃度を測定するためには、通常、10g以上の浮遊土砂試料が必要である。しかしながら、10g以上の浮遊土砂試料を回収するためには、出水期間中に現地に赴いて大量の濁水を採取した上で、吸引ろ過して濁度成分を抽出しなければならない。濁水の採取に自動採水器が用いられることが多いが、装置自体が高価であるほか、採取量が不十分である場合が多く、現実的でない。

そこで、本調査では、英国のフィリップスらが開発した、浮遊土砂の堆積現象を利用した浮遊土砂サンプラー（Time-integrated suspended sediment sampler）（Phillips et al. 2000）を利用した。本サンプラーは流域の溪流における出水時を含む一定の期間の浮遊土砂を採取することを目的としている。

本サンプラーは、内径98mm、長さ1mの塩化ビニルパイプを用い、両端の蓋部に内径4mmのチューブを取り付けた簡易な装置であり、安価での製作が可能である（図5-2）。本装置は直接、河底に流向と平行になるよう設置することで、上流部のチューブから流入した濁水の流速が急激に低下し、濁度成分が沈降・堆積するものである。本装置の浮遊土砂採取効率を水路実験で検証した結果、流速が速いほど、また濁水の土砂濃度が高いほど、採取効率が高いことが明らかになっており、出水時の流速が速い状況を表すことができるものである（古賀ら2004；小山内ら2005）。

④ 井戸水

井戸水試料は、基本的に井戸水の蛇口から採取した。調査対象とした井戸に蛇口がない所は、バケツにロープをつけて、投げ込んだ上で採水し、キュービティナー（容量：20L）にロートを用いて移した。



図 5-2 浮遊土砂サンプラーの採取口の構造（上）、河床に設置したサンプラー（中）、浮遊土砂の回収状況（下）

5.2.5 本試料の核種分析等の方法

① 河川水・井戸水試料の核種分析の方法

雨が降っていない日に濁っていない水（河川水：50 試料、井戸水：51 試料）を河川及び井戸から採取し、文部科学省の放射能測定法シリーズに準じて、試料は濾過せずに、直接、核種ごとの放射能濃度を測定した。なお、河川水及び井戸水の全ての水試料について、I-131、Cs-134、Cs-137 の放射能濃度の測定を実施した。そのうち、河川水は、10 試料について Pu-238、Pu-239+240、Sr-89、及び Sr-90 の放射能濃度の測定を実施した。また、井戸水については、6 試料について Sr-89、Sr-90 の放射能濃度の測定を実施した。なお、Pu-238、Pu-239+240、及び Sr-89、Sr-90 の核種分析の実施にあたっては、採取箇所の間線量率が比較的高い箇所から採取された水試料を中心に選定した。

また、現状における河川水、井戸水中の放射性核種の移行状況を確認するため、以下に示すような検出下限値で核種ごとの放射能濃度を測定した。

・河川水及び井戸水におけるガンマ線放出核種の放射能濃度測定

河川水、井戸水を容量が 2L のマリネリピーカーを用いて採取し、そのまま Ge 半導体検出器を用いて 8 時間程度核種分析を行い、ガンマ線放出核種である I-131、Cs-134、Cs-137 の放射能濃度を測定した。検出下限値は、それぞれ、0.10Bq/kg 程度である。

・河川水におけるアルファ線放出核種の放射能濃度測定

100L の水について、シリコン半導体検出器を用いて 80,000 秒（22.2 時間）程度放射化学分析を行い、アルファ線放出核種である Pu-238、Pu-239+240 の放射能濃度を測定した。検出下限値は、Pu-238、Pu-239+240 とともに、 8×10^{-6} Bq/kg 程度である。

・河川水及び井戸水におけるベータ線放出核種の放射能濃度測定

40L の水について、低バックグラウンドベータ線測定装置を用いて 60 分程度核種分析を行い、ベータ線放出核種である Sr-89、Sr-90 の放射能濃度を測定した。検出下限値は Sr-89 で 4.0×10^{-3} Bq/kg 程度、Sr-90 で 6.0×10^{-4} Bq/kg 程度である。

② 河底土、浮遊砂の核種分析の方法

河底土、浮遊砂から試料を採取し、分析機関に持ち帰った後、傾斜法により試料から水分を除去し、ポリプロピレン製の U 型容器（U-8 容器）に移した上で Ge 半導体検出器により 1 時間、ガンマ線放出核種である I-131、Cs-134、Cs-137 の放射能濃度を測定した。なお、河底土、浮遊砂に含まれる放射性セシウムの放射能濃度とそれぞれの試料の粒径の関係を確認するため、JIS 規格に従い、粒度分布も測定した。

5.3 調査結果

5.3.1 河川水の核種分析結果

① 河川水及び井戸水におけるヨウ素 131、セシウム 134、セシウム 137 のガンマ線放出核種の放射能濃度の測定結果

1) ヨウ素 131 の放射能濃度の測定結果

河川水及び井戸水における I-131 の放射能濃度はいずれも検出下限値以下であった（河川水の核種分析結果は表 5-1 参照、井戸水の核種分析結果は表 5-2 参照）。

2) 放射性セシウムの放射能濃度の測定結果

河川水においては、Cs-134 の放射能濃度は最大で 1.9Bq/kg（平均：0.54Bq/kg）、Cs-137 の放射能濃度は最大で 2.0Bq/kg（平均：0.58Bq/kg）であった（表 5-1 参照）。

また、井戸水においては、Cs-134 の放射能濃度は最大で 0.85Bq/kg（平均：0.44Bq/kg）、Cs-137 の放射能濃度は、最大で 1.1Bq/kg（平均：0.49Bq/kg）であった（表 5-2 参照）。

第 1 回、第 2 回それぞれの河川水の調査で Cs-134、Cs-137 が検出された箇所について、Cs-134、Cs-137 の放射能濃度の変化を確認したところ、図 5-3、図 5-4 に見られるように、いくつかの地点において、梅雨前後で放射能濃度の増加、減少が見られるものの、採取箇所に共通した傾向は確認されなかった。なお、第 1 回、第 2 回とも、河川水の放射性セシウムの放射能濃度は福島第一原発に近いほど比較的高い傾向であった。

② 河川水におけるプルトニウム 238、プルトニウム 239+240 の放射能濃度測定の結果

河川水における Pu-238、Pu-239+240 の放射能濃度はいずれも検出下限値以下であった（表 5-3 参照）。

③ 河川水・井戸水におけるストロンチウム 89、ストロンチウム 90 の放射能濃度測定の結果

河川水及び井戸水における放射性ストロンチウムの放射能濃度は、

- ・河川水においては、Sr-89 の放射能濃度は最大で、 5.5×10^{-2} Bq/kg（平均： 2.0×10^{-2} Bq/kg）、Sr-90 の放射能濃度は最大で 1.8×10^{-2} Bq/kg（平均 4.6×10^{-3} Bq/kg）であった（表 5-4 参照）。
- ・井戸水においては、1 箇所のみで Sr-90 が検出され、放射能濃度は 0.0014Bq/kg であった（表 5-5 参照）。

また、第 1 回、第 2 回それぞれの河川水の調査で Sr-89、Sr-90 が検出された箇所について、Sr-89、Sr-90 の放射能濃度の変化を確認したところ、図 5-5、5-6 に見られるように、多くの地点において、梅雨前後で微量ながら放射能濃度は減少傾向にあることが確認された。なお、第 1 回、第 2 回とも、河川水の放射性ストロンチウムの放射能濃度は福島第一原発に近いほど、比較的高い傾向であった。

表 5-1 河川水中のヨウ素 131、セシウム 134、セシウム 137 の放射能濃度測定結果について
(その1)

No.	市町村名	マップ上の表記	6月29、30日採取			8月1、2日採取		
			¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
1	福島市	水原川 ※1	不検出 (検出下限値:0.099)	不検出 (検出下限値:0.16)	0.13	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.12)
2		荒川 土湯 ※1	不検出 (検出下限値:0.092)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.090)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.093)
3		黒岩 榎平 ※2 [福島(国)]	不検出 (検出下限値:0.092)	0.25	0.26	不検出 (検出下限値:0.11)	0.49	0.43
4		渡利 川岸町 ※2	不検出 (検出下限値:0.11)	1.4	1.5	不検出 (検出下限値:0.12)	0.58	0.94
5		六ツ長 ※2 [冲高]	不検出 (検出下限値:0.11)	0.85	0.90	不検出 (検出下限値:0.095)	0.58	0.63
7		上中川原 ※2 [西根下堰取水]	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.10)	不検出 (検出下限値:0.11)	0.43	0.33
8		稲子沢 ※1 茂庭 ※2	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.087)	不検出 (検出下限値:0.096)	不検出 (検出下限値:0.095)
6		瀬ノ上 ※1	不検出 (検出下限値:0.11)	0.17	0.27	不検出 (検出下限値:0.11)	0.22	0.24
9	二本松市	百目木 ※1	不検出 (検出下限値:0.11)	0.20	0.23	不検出 (検出下限値:0.096)	0.21	0.27
10		杉田 ※1	不検出 (検出下限値:0.11)	0.76	0.88	不検出 (検出下限値:0.090)	不検出 (検出下限値:0.12)	0.21
11		二本松 ※1	不検出 (検出下限値:0.089)	0.50	0.60	不検出 (検出下限値:0.091)	0.16	0.17
12		岳 ※1	不検出 (検出下限値:0.092)	不検出 (検出下限値:0.16)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.097)	0.10	0.11
13	伊達市	月館(県) ※1	不検出 (検出下限値:0.096)	0.26	0.29	不検出 (検出下限値:0.091)	不検出 (検出下限値:0.092)	不検出 (検出下限値:0.11)
14		月館(国) ※1	不検出 (検出下限値:0.099)	0.31	0.32	不検出 (検出下限値:0.11)	0.31	0.37
15		保原 ※1	不検出 (検出下限値:0.11)	0.94	1.1	不検出 (検出下限値:0.13)	1.4	1.9
16		大関 ※1	不検出 (検出下限値:0.11)	0.33	0.30	不検出 (検出下限値:0.096)	0.13	0.15
17	伊達市	東土橋 ※1	不検出 (検出下限値:0.10)	0.50	0.57	不検出 (検出下限値:0.12)	0.52	0.78
18	桑折町	佐久間川 ※3 [南半田]	不検出 (検出下限値:0.099)	0.80	0.90	不検出 (検出下限値:0.11)	1.6	1.9
19	国見町	滝川 ※3 [森山]	不検出 (検出下限値:0.096)	0.92	1.1	不検出 (検出下限値:0.093)	0.42	0.45
20	川俣町	川俣 ※1	不検出 (検出下限値:0.11)	0.25	0.43	不検出 (検出下限値:0.095)	0.17	0.26
21	郡山市	御代田 ※1	不検出 (検出下限値:0.11)	0.14	0.23	不検出 (検出下限値:0.085)	0.15	0.15
22		多田野 ※1 [多田野(県)]	不検出 (検出下限値:0.094)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.094)	不検出 (検出下限値:0.092)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.11)
23	須賀川市	大栗 ※1	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)	0.21	不検出 (検出下限値:0.11)	0.16	0.24
24		西川 ※1 [西川(県)]	不検出 (検出下限値:0.090)	0.16	0.15	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.13)
25		須賀川 ※1	不検出 (検出下限値:0.11)	0.23	0.21	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.12)	0.20
26		岩瀬 ※1(今泉橋 ※2)	不検出 (検出下限値:0.089)	0.14	0.13	不検出 (検出下限値:0.11)	0.16	不検出 (検出下限値:0.11)
27	田村市	牧野 ※1	不検出 (検出下限値:0.098)	不検出 (検出下限値:0.15)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.11)	0.18	0.26
28		中島 ※1	不検出 (検出下限値:0.093)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.099)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.13)
29	石川町	石川 ※1 [石川(国)]	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.15)	不検出 (検出下限値:0.098)	不検出 (検出下限値:0.092)	不検出 (検出下限値:0.088)
30	中島村	清津 ※1	不検出 (検出下限値:0.098)	不検出 (検出下限値:0.14)	0.13	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.11)
31	矢祭町	滝ノ沢 ※1 [滝ノ沢(県)]	不検出 (検出下限値:0.093)	不検出 (検出下限値:0.13)	0.13	不検出 (検出下限値:0.082)	不検出 (検出下限値:0.096)	不検出 (検出下限値:0.095)
32	会津若松市	会津若松 ※1	不検出 (検出下限値:0.093)	不検出 (検出下限値:0.18)	0.19	不検出 (検出下限値:0.12)	0.17	0.26
33	喜多方市	喜多方 ※1	不検出 (検出下限値:0.091)	不検出 (検出下限値:0.089)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.13)
34	西会津町	飯沢 ※1	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.16)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.093)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.12)
35	猪苗代町	猪苗代 ※1	不検出 (検出下限値:0.090)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.11)	0.12	0.14

単位:Bq/kg

表 5-1 河川水中のヨウ素 131、セシウム 134、セシウム 137 の放射能濃度測定結果について
(その2)

No.	市町村名	マップ上の表記	6月29、30日採取			8月1、2日採取		
			¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
			不検出 (検出下限値:0.097)	0.37	0.25	不検出 (検出下限値:0.097)	0.16	0.22
36	相馬市	天明 ^{※1}	不検出 (検出下限値:0.097)	0.37	0.25	不検出 (検出下限値:0.097)	0.16	0.22
37		高池 ^{※1}	不検出 (検出下限値:0.094)	0.19	0.19	不検出 (検出下限値:0.11)	0.13	不検出 (検出下限値:0.11)
38		塚部 前田 [塚部]	不検出 (検出下限値:0.097)	0.4	0.30	不検出 (検出下限値:0.096)	0.22	0.20
39	南相馬市	水防助常 ^{※1}	不検出 (検出下限値:0.11)	0.71	0.83	不検出 (検出下限値:0.11)	0.85	0.92
40		水無川 北町 ^{※1}	不検出 (検出下限値:0.12)	0.74	0.88	不検出 (検出下限値:0.12)	0.60	0.71
41		原町 ^{※1}	不検出 (検出下限値:0.11)	1.1	1.1	不検出 (検出下限値:0.11)	0.44	0.60
42		新田川 原町 [原町]	不検出 (検出下限値:0.12)	1.2	1.2	不検出 (検出下限値:0.12)	1.0	1.3
43		小島田堰 ^{※1}	不検出 (検出下限値:0.11)	0.73	0.58	不検出 (検出下限値:0.12)	0.35	0.52
44		真野 ^{※1}	不検出 (検出下限値:0.12)	1.9	2.0	不検出 (検出下限値:0.12)	0.93	0.94
45	新地町	砂子田 ^{※1}	不検出 (検出下限値:0.099)	0.20	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.092)	不検出 (検出下限値:0.10)	不検出 (検出下限値:0.097)
46	飯館村	飯館村(気象) [飯館]	不検出 (検出下限値:0.11)	1.2	1.3	不検出 (検出下限値:0.10)	0.51	0.79
47		前乗 ^{※1}	不検出 (検出下限値:0.13)	1.3	1.6	不検出 (検出下限値:0.091)	0.72	0.72
48	いわき市	松原 ^{※1}	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.14)	0.17	不検出 (検出下限値:0.089)	不検出 (検出下限値:0.10)	不検出 (検出下限値:0.087)
49	いわき市	小名浜 ^{※1}	不検出 (検出下限値:0.12)	1.6	1.8	不検出 (検出下限値:0.095)	0.52	0.60
50		中神谷 ^{※1}	不検出 (検出下限値:0.093)	0.15	0.24	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.11)

※1 及び□内は、観測所名

※2は、地点名

※3は、河川名

注) No.8「瀬ノ上」については、当該観測所周辺の福島市内の地点で採取。

表 5-2 井戸水中のヨウ素 131、セシウム 134、セシウム 137 の放射能濃度測定結果について
(その1)

単位:Bq/kg

No.		7月1日、2日			8月3日～5日			
		¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	
1	福島市	飯坂町	不検出 (検出下限値:0.092)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.090)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.093)
2		渡利	不検出 (検出下限値:0.090)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.093)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.12)
3		渡利 八幡	不検出 (検出下限値:0.094)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)
4		上烏渡	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.086)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.11)
5		郷野目	不検出 (検出下限値:0.089)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.11)
6		佐倉下	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.088)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.079)
7		火焼津	不検出 (検出下限値:0.095)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.090)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.099)
8		泉	不検出 (検出下限値:0.091)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.097)	不検出 (検出下限値:0.15)	不検出 (検出下限値:0.13)
9		笹谷	不検出 (検出下限値:0.088)	不検出 (検出下限値:0.15)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.11)
10		笹谷中屋敷	不検出 (検出下限値:0.097)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.10)	不検出 (検出下限値:0.087)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.11)
11		飯野町明治	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.15)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.11)
12	郡山市	富久山町福原	不検出 (検出下限値:0.089)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.094)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.088)
13		外河原	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.15)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.094)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.11)
14		喜久田町	不検出 (検出下限値:0.092)	不検出 (検出下限値:0.17)	0.11	不検出 (検出下限値:0.097)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.11)
15		日和田町	不検出 (検出下限値:0.091)	不検出 (検出下限値:0.15)	不検出 (検出下限値:0.15)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.13)
16	白河市	円明寺	不検出 (検出下限値:0.084)	不検出 (検出下限値:0.17)	不検出 (検出下限値:0.15)	不検出 (検出下限値:0.088)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.11)
17		横町	不検出 (検出下限値:0.088)	不検出 (検出下限値:0.10)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.12)
18		昭和町	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.16)	不検出 (検出下限値:0.085)	不検出 (検出下限値:0.098)	不検出 (検出下限値:0.090)
19		表郷内松	不検出 (検出下限値:0.11)	0.67	0.72	不検出 (検出下限値:0.085)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.11)
20	東下野出島	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.095)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.12)	
21	須賀川市	横山田	不検出 (検出下限値:0.089)	不検出 (検出下限値:0.099)	不検出 (検出下限値:0.093)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.12)
22		保土原	不検出 (検出下限値:0.091)	不検出 (検出下限値:0.15)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.088)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.13)
23		木之崎	不検出 (検出下限値:0.082)	不検出 (検出下限値:0.15)	不検出 (検出下限値:0.15)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.11)
24		滑川	不検出 (検出下限値:0.083)	不検出 (検出下限値:0.11)	0.11	不検出 (検出下限値:0.091)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.11)
25	相馬市	玉野	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.096)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.12)
26	二本松市	住吉	不検出 (検出下限値:0.091)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.093)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.13)
27		成田	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.15)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.084)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.11)
28		戸沢	不検出 (検出下限値:0.093)	不検出 (検出下限値:0.098)	不検出 (検出下限値:0.094)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.11)
29		下川崎	不検出 (検出下限値:0.093)	不検出 (検出下限値:0.15)	不検出 (検出下限値:0.16)	不検出 (検出下限値:0.088)	不検出 (検出下限値:0.098)	不検出 (検出下限値:0.092)

表 5-2 井戸水中のヨウ素 131、セシウム 134、セシウム 137 の放射能濃度測定結果について
(その2)

No.		7月1日、2日			8月3日~5日		
		¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
30	安達ヶ原	不検出 (検出下限値:0.082)	不検出 (検出下限値:0.17)	不検出 (検出下限値:0.15)	不検出 (検出下限値:0.087)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.11)
31	宮戸	不検出 (検出下限値:0.090)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.098)	不検出 (検出下限値:0.094)	不検出 (検出下限値:0.15)	不検出 (検出下限値:0.12)
32	上大越	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.11)
33	田村市 久保	不検出 (検出下限値:0.10)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.095)	不検出 (検出下限値:0.084)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.11)
34	船引	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.14)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.11)
35	南相馬市 大町	不検出 (検出下限値:0.094)	不検出 (検出下限値:0.15)	不検出 (検出下限値:0.15)	不検出 (検出下限値:0.093)	不検出 (検出下限値:0.096)	不検出 (検出下限値:0.086)
36	大町	不検出 (検出下限値:0.086)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.092)			
37	大町	不検出 (検出下限値:0.079)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.097)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.087)
38	伊達市 梁川町本町	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.091)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.13)
39	南本町	不検出 (検出下限値:0.092)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.092)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)
40	細谷	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)
41	柏町西町	不検出 (検出下限値:0.097)	不検出 (検出下限値:0.10)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.11)
42	大石	不検出 (検出下限値:0.089)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.092)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.094)
43	本宮市 糠沢	不検出 (検出下限値:0.099)	0.85	1.1	不検出 (検出下限値:0.091)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.093)
44	糠沢	不検出 (検出下限値:0.091)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.097)	不検出 (検出下限値:0.090)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.12)
45	川俣町 八反田	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.10)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.12)
46	山木屋	不検出 (検出下限値:0.085)	不検出 (検出下限値:0.13)	0.10	不検出 (検出下限値:0.092)	0.12	不検出 (検出下限値:0.12)
47	大玉村 玉井	不検出 (検出下限値:0.086)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.095)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.089)
48	天栄村 高林	不検出 (検出下限値:0.096)	0.13	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.10)	不検出 (検出下限値:0.13)	0.32
49	三春町 御祭	不検出 (検出下限値:0.091)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.094)	不検出 (検出下限値:0.088)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.11)
50	小野町 夏井	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.12)
51	飯館村 飯樋	不検出 (検出下限値:0.086)	不検出 (検出下限値:0.13)	不検出 (検出下限値:0.11)	不検出 (検出下限値:0.091)	不検出 (検出下限値:0.12)	不検出 (検出下限値:0.12)

単位:Bq/kg

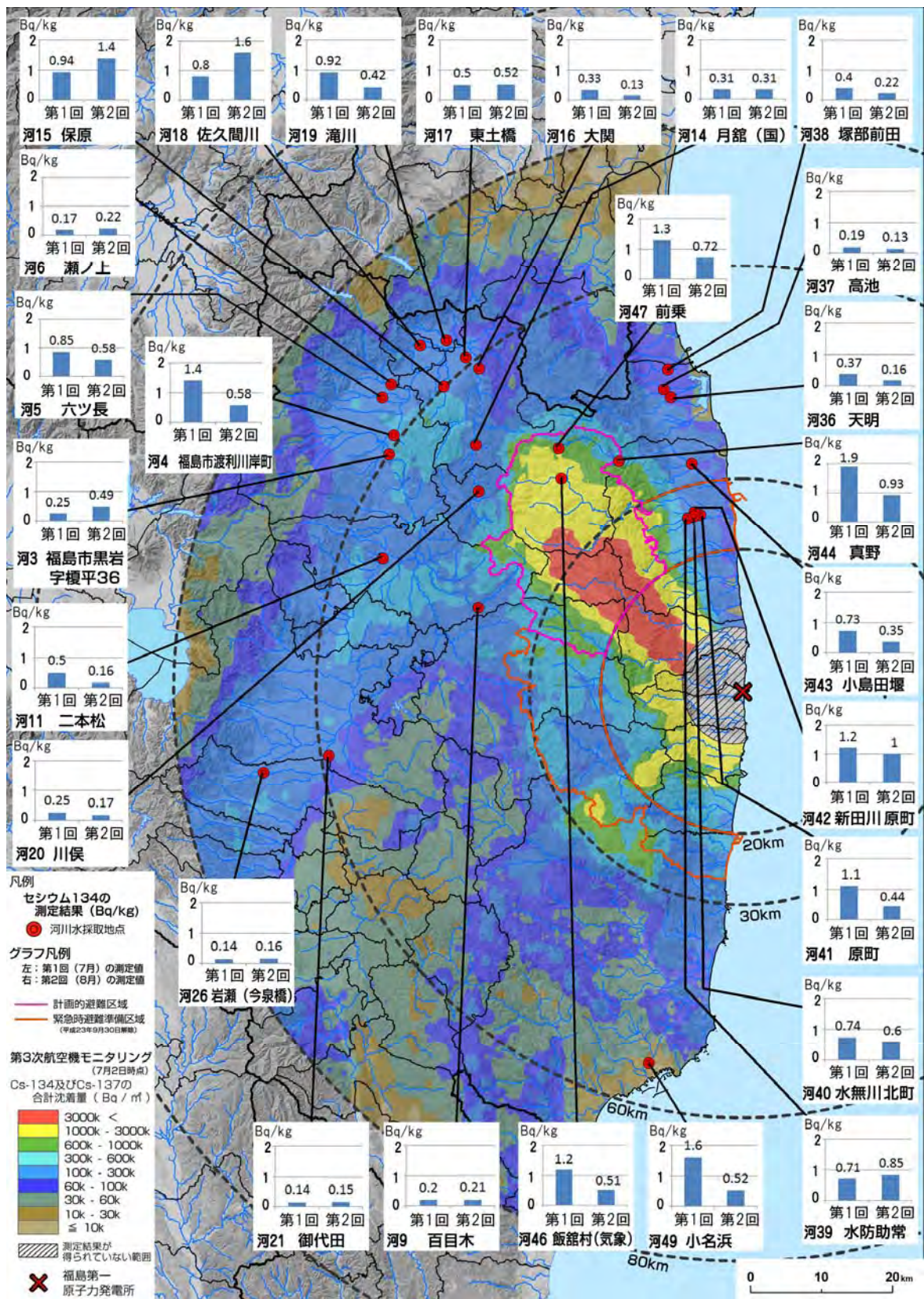


図 5-3 河川水の採取試料中のセシウム 134 の放射能濃度の変化

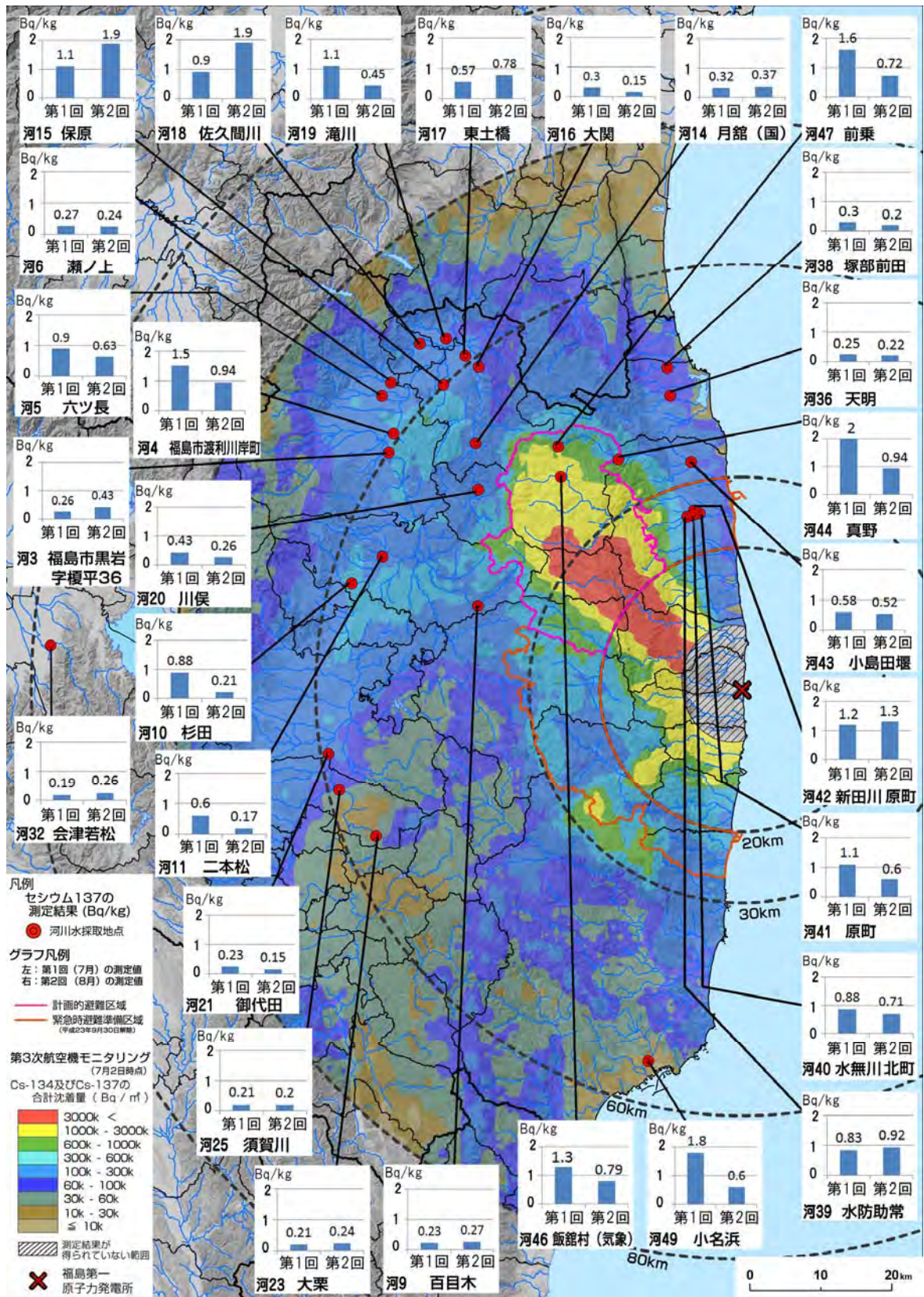


図 5-4 河川水の採取試料中のセシウム 137 の放射能濃度の変化

表 5-3 河川水中のプルトニウム 238、プルトニウム 239+240 の放射能濃度測定結果について

単位: Bq/kg

No.	市町村名	地点名	6月29日、30日		8月1日、2日	
			²³⁸ Pu	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²³⁸ Pu	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
11	二本松市	二本松 ※1	不検出 (検出下限値: 7E-06)	不検出 (検出下限値: 6E-06)	不検出 (検出下限値: 8E-06)	不検出 (検出下限値: 6E-06)
13	伊達市	月館 (県) ※1	不検出 (検出下限値: 7E-06)	不検出 (検出下限値: 6E-06)	不検出 (検出下限値: 6E-06)	不検出 (検出下限値: 5E-06)
20	川俣町	川俣 ※1	不検出 (検出下限値: 6E-06)	不検出 (検出下限値: 6E-06)	不検出 (検出下限値: 4E-06)	不検出 (検出下限値: 4E-06)
21	郡山市	御代田 ※1	不検出 (検出下限値: 6E-06)	不検出 (検出下限値: 6E-06)	不検出 (検出下限値: 6E-06)	不検出 (検出下限値: 5E-06)
24	須賀川市	西川 [西川 (県)]	不検出 (検出下限値: 7E-06)	不検出 (検出下限値: 7E-06)	不検出 (検出下限値: 6E-06)	不検出 (検出下限値: 6E-06)
40	南相馬市	水無川 北町 ※1	不検出 (検出下限値: 7E-06)	不検出 (検出下限値: 7E-06)	不検出 (検出下限値: 5E-06)	不検出 (検出下限値: 5E-06)
43	南相馬市	小島田堰 ※1	不検出 (検出下限値: 8E-06)	不検出 (検出下限値: 8E-06)	不検出 (検出下限値: 5E-06)	不検出 (検出下限値: 5E-06)
44	南相馬市	真野 ※1	不検出 (検出下限値: 6E-06)	不検出 (検出下限値: 6E-06)	不検出 (検出下限値: 6E-06)	不検出 (検出下限値: 6E-06)
48	いわき市	松原 ※1	不検出 (検出下限値: 6E-06)	不検出 (検出下限値: 6E-06)	不検出 (検出下限値: 8E-06)	不検出 (検出下限値: 8E-06)
49	いわき市	小名浜 ※1	不検出 (検出下限値: 6E-06)	不検出 (検出下限値: 6E-06)	不検出 (検出下限値: 7E-06)	不検出 (検出下限値: 7E-06)

※1及び[]内は、観測所名

表 5-4 河川水中のストロンチウム 89、ストロンチウム 90 の放射能濃度測定結果について

単位: Bq/kg

No.	市町村名	マップ上の表記	6月29日、30日		8月1日、2日	
			⁸⁹ Sr	⁹⁰ Sr	⁸⁹ Sr	⁹⁰ Sr
11	二本松市	二本松 ※1	不検出 (検出下限値: 0.004)	0.0020	不検出 (検出下限値: 0.003)	0.0016
13	伊達市	月館 (県) ※1	不検出 (検出下限値: 0.004)	0.0027	0.0035	0.0020
20	川俣町	川俣 ※1	不検出 (検出下限値: 0.004)	0.0018	0.0037	0.00095
21	郡山市	御代田 ※1	不検出 (検出下限値: 0.004)	0.0020	不検出 (検出下限値: 0.003)	0.0014
24	須賀川市	西川 [西川 (県)]	不検出 (検出下限値: 0.003)	0.0016	不検出 (検出下限値: 0.003)	0.00087
40	南相馬市	水無川 北町 ※1	0.038	0.012	0.015	0.0054
43	南相馬市	小島田堰 ※1	0.021	0.0061	0.0071	0.0044
44	南相馬市	真野 ※1	0.032	0.0095	0.013	0.0054
48	いわき市	松原 ※1	不検出 (検出下限値: 0.003)	0.0018	0.013	0.0043
49	いわき市	小名浜 ※1	0.055	0.018	0.014	0.0079

※1及び[]内は、観測所名

注) 分析結果は、試料採取日に減衰補正した。

表 5-5 井戸水中のストロンチウム 89、ストロンチウム 90 の放射能濃度測定結果について

単位: Bq/kg

No.	市町村名	地点名	7月1日、2日		8月3日～8月5日	
			⁸⁹ Sr	⁹⁰ Sr	⁸⁹ Sr	⁹⁰ Sr
1	福島市	飯野町	不検出 (検出下限値:0.002)	不検出 (検出下限値:0.0005)	不検出 (検出下限値:0.002)	不検出 (検出下限値:0.0006)
12	郡山市	富久山町	不検出 (検出下限値:0.002)	不検出 (検出下限値:0.0005)	不検出 (検出下限値:0.002)	不検出 (検出下限値:0.0006)
26	二本松市	住吉	不検出 (検出下限値:0.002)	不検出 (検出下限値:0.0005)	不検出 (検出下限値:0.002)	不検出 (検出下限値:0.0006)
35	伊達市	梁川町本町	不検出 (検出下限値:0.002)	不検出 (検出下限値:0.0006)	不検出 (検出下限値:0.002)	不検出 (検出下限値:0.0006)
46	川俣町	山木屋	不検出 (検出下限値:0.002)	不検出 (検出下限値:0.0006)	不検出 (検出下限値:0.002)	不検出 (検出下限値:0.0006)
51	飯舘村	飯樋	不検出 (検出下限値:0.004)	0.0014	不検出 (検出下限値:0.003)	0.0013

注) 分析結果は、試料採取日に減衰補正した。

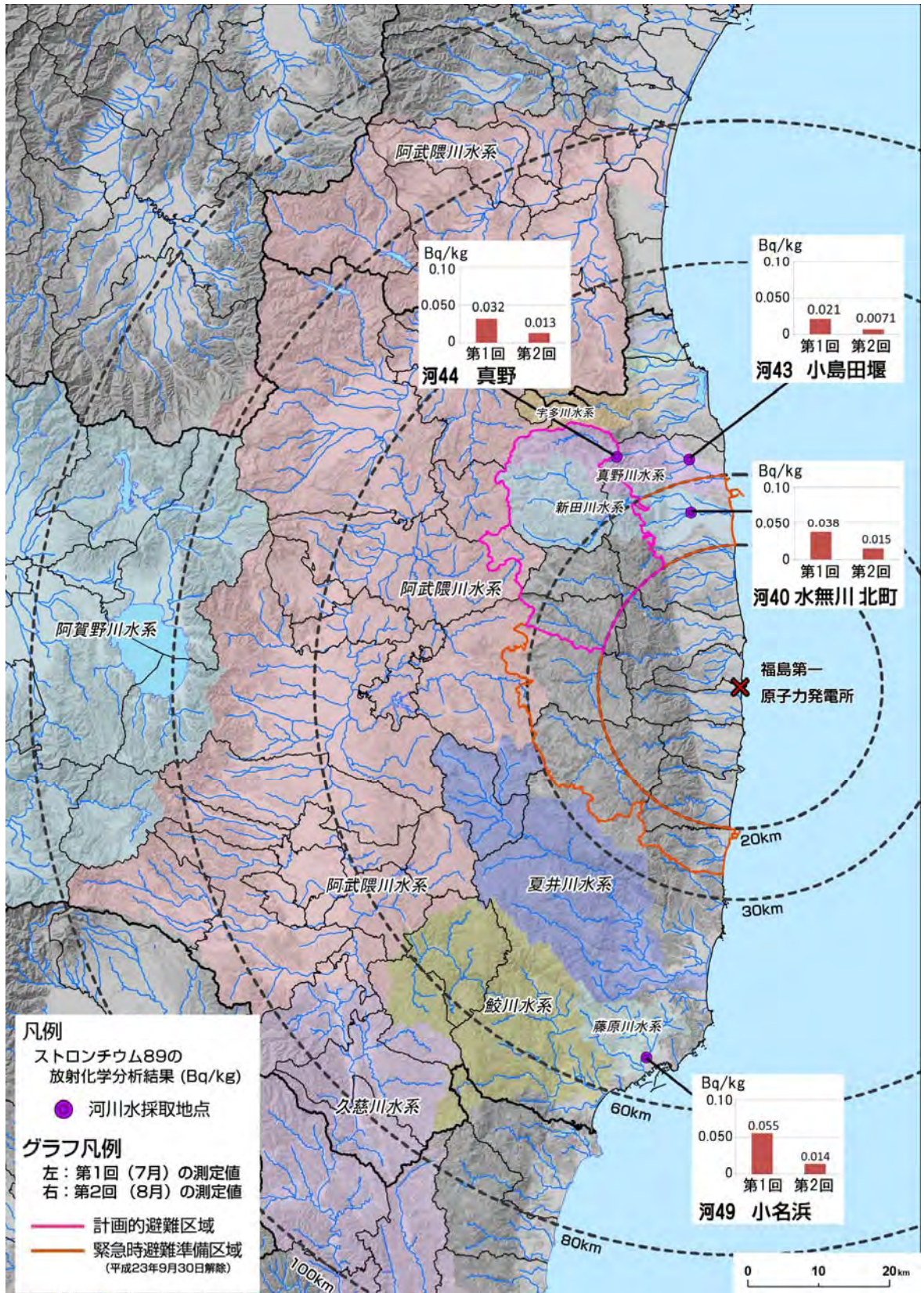


図 5-5 河川水の採取試料中のストロンチウム 89 の放射能濃度の検出値と採取位置

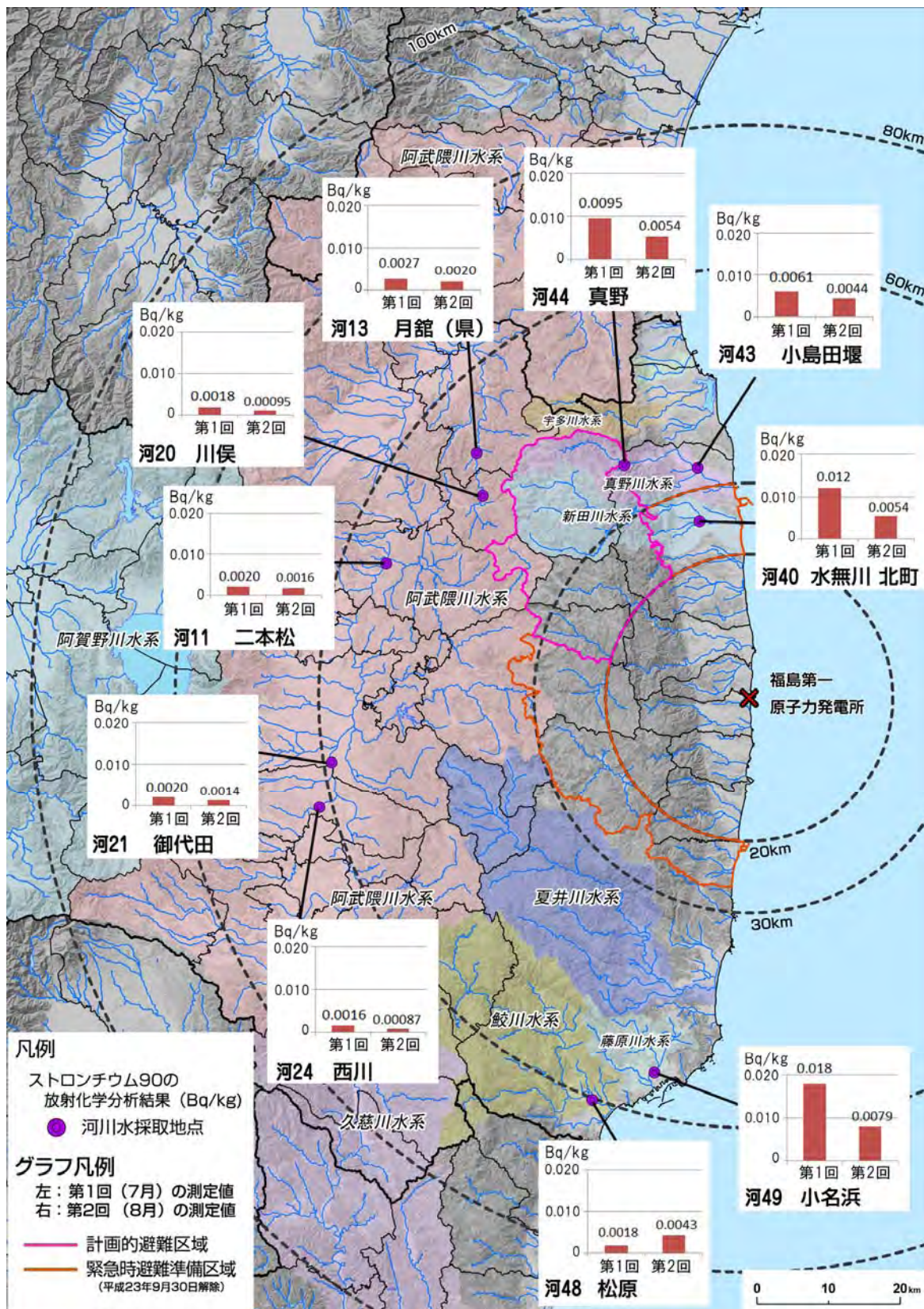


図 5-6 河川水の採取試料中のストロンチウム 90 の放射能濃度の検出値と採取位置

5.3.2 河底土の核種分析結果

① 河底土におけるヨウ素 131、セシウム 134、セシウム 137 等のガンマ線放出核種の放射能濃度の測定結果

1) ヨウ素 131 の放射能濃度の測定結果

河底土における I-131 の放射能濃度はいずれも検出下限値以下であった（表 5-6 参照）

2) 放射性セシウムの放射能濃度の測定結果

河川底においては、Cs-134 の放射能濃度は最大で 14,000Bq/kg（平均：3,005Bq/kg）、Cs-137 の放射能濃度は最大で 15,000Bq/kg（平均：3,230Bq/kg）であった（表 5-6 参照）。

第 1 回、第 2 回それぞれの河底土の調査で Cs-134、Cs-137 が検出された箇所について、Cs-134、Cs-137 の放射能濃度の変化を確認したところ、いくつかの箇所において、梅雨前後で放射能濃度の増加、減少が見られるものの、採取箇所に共通した傾向は確認されなかった。なお、河川水と同様に、河底土についても、第 1 回、第 2 回とも福島第一原発に近いほど、放射性セシウムの放射能濃度は比較的高い傾向であった。

3) ヨウ素 131、放射性セシウム以外のガンマ線放出核種の放射能濃度の測定結果

河底土からは、放射性セシウム以外に本調査と並行して調査された福島第一原発から 100km 圏内及び圏外の福島県で採取された土壌（約 2,200 箇所）の核種分析の結果からも検出されていた、Te-129m、及び Ag-110m が放射性セシウムの放射能濃度に比べて放射能濃度は低いが、第 1 回、第 2 回とも検出されていた。なお、これらの放射性核種は、本調査で河底土中から高い放射性セシウムの放射能濃度が検出された調査箇所である真野の試料等から検出されていた。

②河底土の粒径分布の測定結果

河底土については、試料に含まれる放射性セシウムの放射能濃度と各試料の粒径の関係を確認するため、JIS 規格に従い、粒度分布を測定した。測定結果は図 5-7 のとおりである。

5.3.3 浮遊砂の核種分析結果

①浮遊砂におけるヨウ素 131、セシウム 134、セシウム 137 等の放射能濃度の測定結果

1) ヨウ素 131 の放射能濃度の測定結果

浮遊砂における I-131 の放射能濃度はいずれも検出下限値以下であった（表 5-7 参照）

2) 放射性セシウムの放射能濃度の測定結果

浮遊砂においては、Cs-134 の放射能濃度は最大で 21,000Bq/kg（平均：5,176Bq/kg）、Cs-137 の放射能濃度は最大で 24,000Bq/kg（平均：8,206Bq/kg）であった（表 5-7 参照）。

第 1 回、第 2 回それぞれの河底土の調査で Cs-134、Cs-137 が検出された箇所について、Cs-134、Cs-137 の放射能濃度の変化を確認したところ、いくつかの箇所において、梅雨前後で放射能濃度の増加、減少が見られるものの、採取箇所に共通した傾向は確認されなかった。なお、河川水と同様に、河底土についても、第 1 回、第 2 回とも福島第一原発に近いほど、放射性セシウムの放

射能濃度は比較的高い傾向であった。

3) ヨウ素 131、放射性セシウム以外のガンマ線放出核種の放射能濃度の測定結果

浮遊砂からは、放射性セシウム以外に本調査と並行して調査された福島第一原発から 100km 圏内及び圏外の福島県で採取された土壌(約 2,200 箇所)の核種分析の結果からも検出されていた、Ag-110m が放射性セシウムの放射能濃度に比べて放射能濃度は低いが、第 1 回、第 2 回とも検出されていた。なお、これらの放射性核種は、本調査で浮遊砂中から比較的高い放射性セシウムの放射能濃度が検出された調査箇所である水無川北町の試料等から検出されていた。

②浮遊砂の粒径分布の測定結果

浮遊砂については、試料に含まれる放射性セシウムの放射能濃度と各試料の粒径の関係を確認するため、JIS 規格に従い、粒度分布を測定した。測定結果は図 5-8(a)、図 5-8(b)のとおりである。

表 5-6 河底土中のヨウ素 131、セシウム 134、セシウム 137 の放射能濃度測定結果について

単位：Bq/kg

No.	市町村名	マップ上の表記	6月29、30日採取				8月1、2日採取			
			¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	その他	¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	その他
11	二本松市	二本松 ※1	不検出 (検出下限値：17)	3100	3500		不検出 (検出下限値：9.7)	830	930	
13	伊達市	月館 (県) ※1	不検出 (検出下限値：11)	1000	1100		不検出 (検出下限値：11)	920	1000	
20	川俣町	川俣 ※1	不検出 (検出下限値：16)	2300	2600		不検出 (検出下限値：9.9)	920	1100	
21	郡山市	御代田 ※1	不検出 (検出下限値：21)	4200	4700		不検出 (検出下限値：11)	1000	1200	
24	須賀川市	西川 [西川 (県)]	不検出 (検出下限値：14)	2100	2300		不検出 (検出下限値：7.1)	400	480	
40	南相馬市	水無川 北町 ※1	不検出 (検出下限値：27)	7800	9000		不検出 (検出下限値：20)	4200	4800	^{110m} Ag : 25
43		小島田堰 ※1	不検出 (検出下限値：16)	2600	2900		不検出 (検出下限値：19)	3600	4200	
44		真野 ※1	不検出 (検出下限値：37)	14000	15000	^{110m} Ag : 93 ^{129m} Te : 1800	不検出 (検出下限値：30)	6000	6700	
48	いわき市	松原 ※1	不検出 (検出下限値：20)	3900	4400	^{129m} Te : 3100	不検出 (検出下限値：9)	740	830	^{129m} Te : 270
49		小名浜 ※1	不検出 (検出下限値：4)	55	64		不検出 (検出下限値：7.5)	440	510	

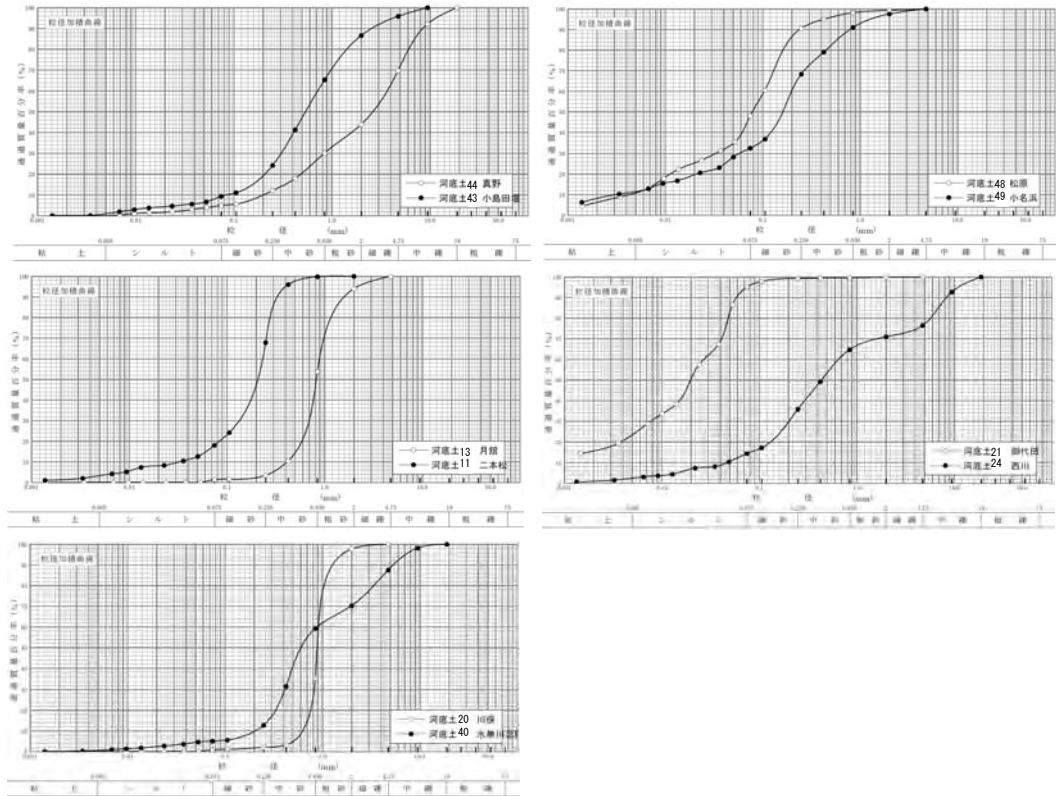
※1 及び [] 内は、観測所名

表 5-7 浮遊砂中のヨウ素 131、セシウム 134、セシウム 137 の放射能濃度測定結果について

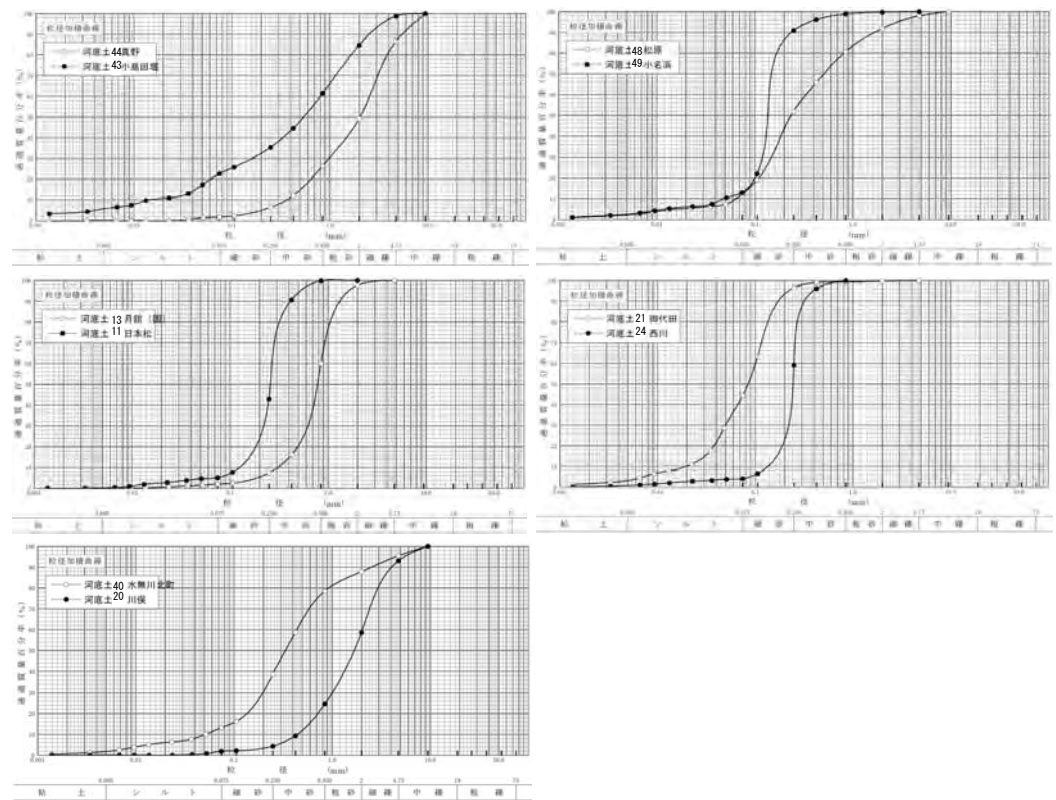
単位：Bq/kg

No.	市町村名	マップ上の表記	8月31日、9月1日採取				9月26日、27日、10月18日採取			
			¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	その他	¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	その他
11	二本松市	二本松 ※1	不検出 (検出下限値：40)	11000	13000		不検出 (検出下限値：32)	6400	7800	
13	伊達市	月館 (県) ※1	不検出 (検出下限値：37)	9000	11000		不検出 (検出下限値：25)	4000	4700	
20	川俣町	川俣 ※1	不検出 (検出下限値：34)	7800	9300	^{110m} Ag : 22	不検出 (検出下限値：29)	4900	5900	
21	郡山市	御代田 ※1	不検出 (検出下限値：21)	4800	5600		不検出 (検出下限値：16)	1600	2000	
24	須賀川市	西川 [西川 (県)]	不検出 (検出下限値：33)	6100	7200					
40	南相馬市	水無川 北町 ※1	不検出 (検出下限値：47)	21000	24000	^{110m} Ag : 66	不検出 (検出下限値：39)	13000	16000	^{110m} Ag : 86
43		小島田堰 ※1	不検出 (検出下限値：32)	9600	11000	^{110m} Ag : 59	不検出 (検出下限値：36)	8100	9900	^{110m} Ag : 61
44		真野 ※1	不検出 (検出下限値：89)	12000	13000		不検出 (検出下限値：41)	9300	11000	^{110m} Ag : 60
48	いわき市	松原 ※1	不検出 (検出下限値：20)	1000	1200		不検出 (検出下限値：12)	670	810	
49		小名浜 ※1	不検出 (検出下限値：17)	960	1100		不検出 (検出下限値：16)	1200	1400	

※1 及び [] 内は、観測所名



河底土試料の粒度試験（第1回）



河底土試料の粒度試験（第2回）

図 5-7 河底土試料の粒度分布の状況

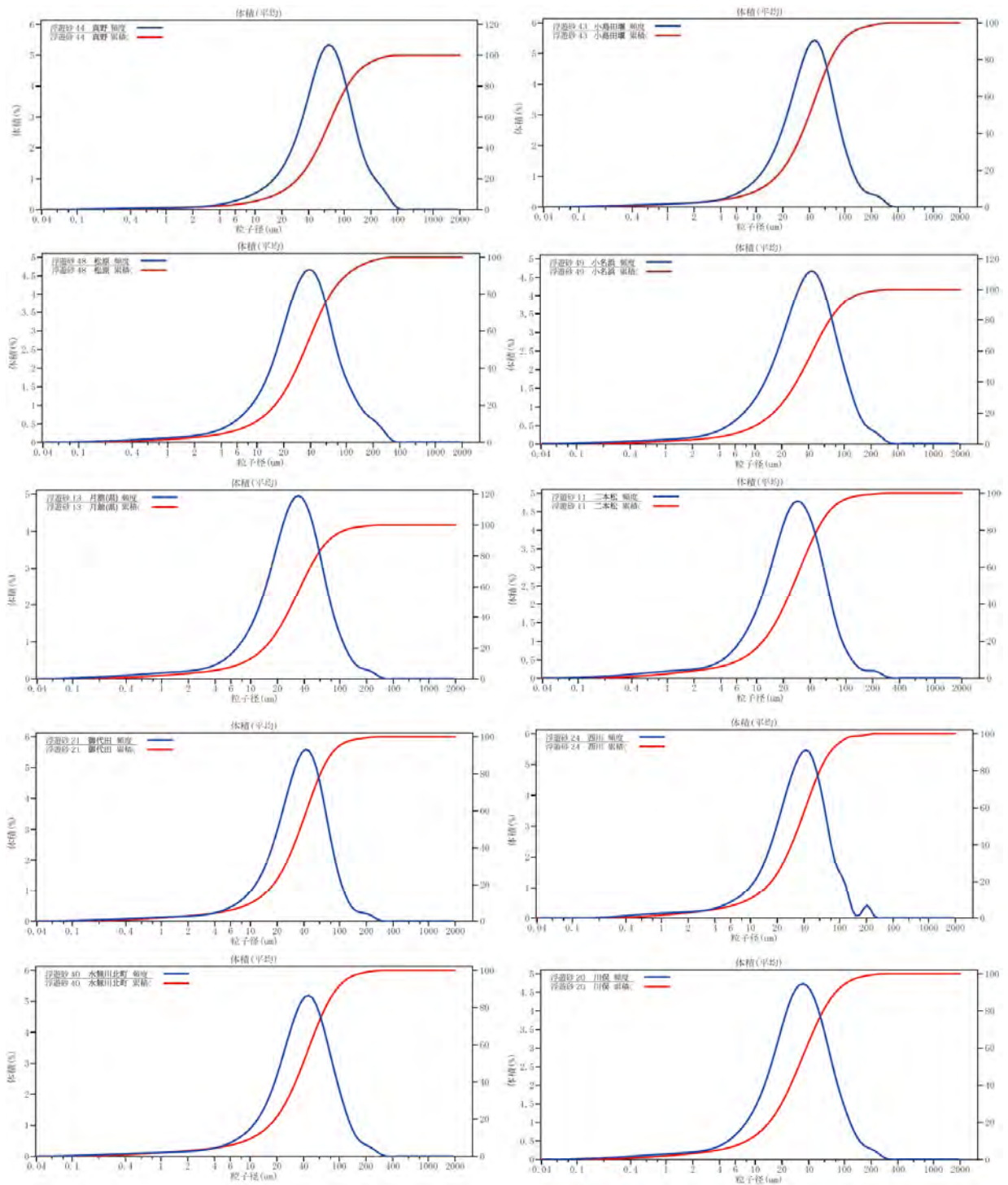


図 5-8(a) 浮遊砂試料の粒度分布の状況 [浮遊砂試料の粒度試験 (第 1 回)]

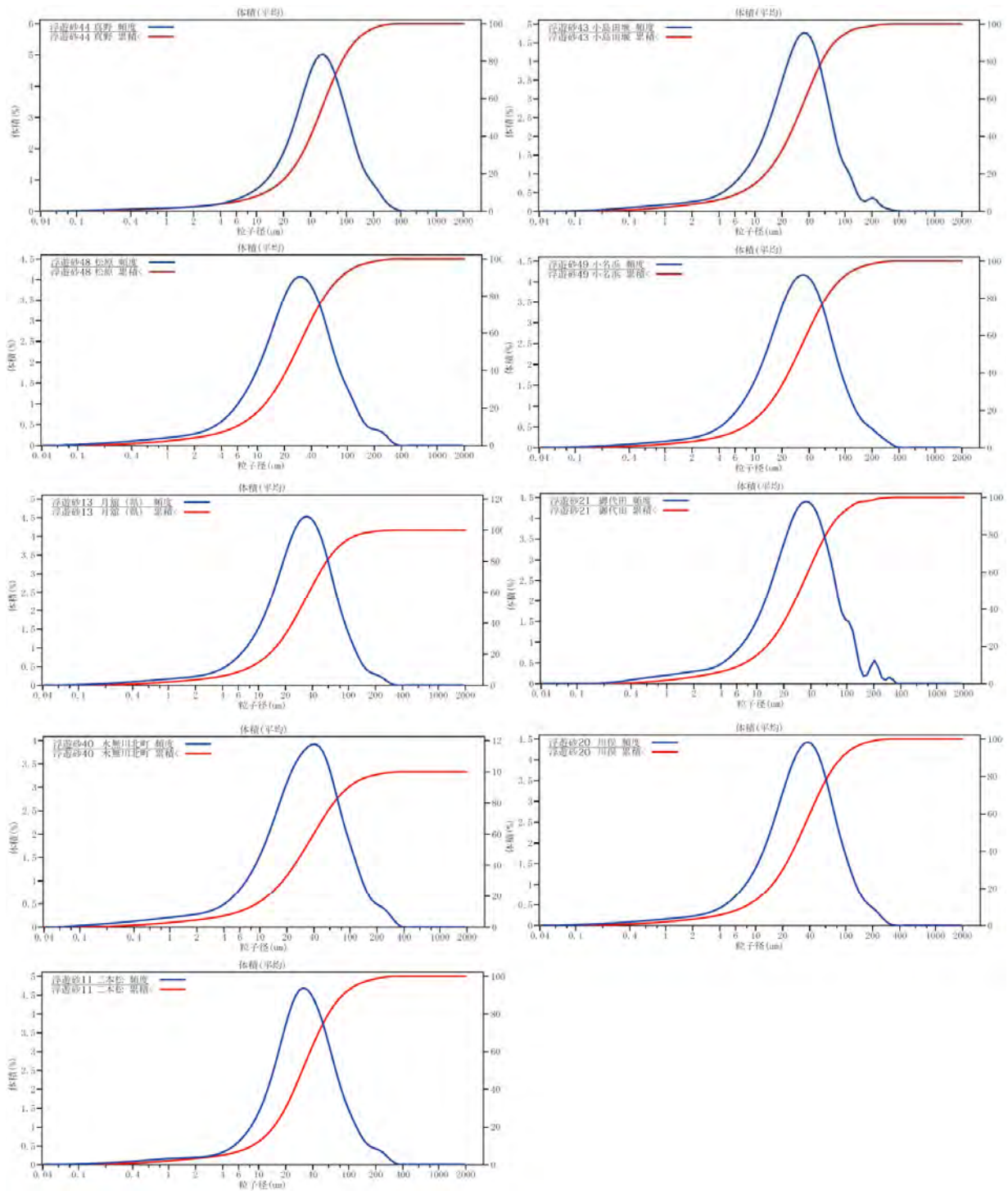


図 5-8(b) 浮遊砂試料の粒度分布の状況 [浮遊砂試料の粒度試験 (第 2 回)]

5.3.4 河底土の放射性セシウムの放射能濃度の粒度補正

大気から降下した Cs-137 は、土壤表層の微細な土壤粒子や有機物など表面積が大きな対象物や細かい粒子に吸着しやすいことが He and Walling(1996)により、報告されている。これは、土壤においては、細粒な土壤粒子ほど、土壤粒子の重量あたりの表面積（比表面積）が大きくなるため、放射性セシウムが吸着しやすいことによるものである。したがって、本調査においても、粒度組成の異なる河底土試料の放射性セシウムの放射能濃度を比較するためには、河底土の粒径の違いによる放射性セシウムの放射能濃度の違いを補正する必要がある。

He and Walling はイギリスのデボン州の河川において、Cs-137 と吸着する土壤粒子の粒径との関係について調査し、土壤試料の比表面積（土壤粒子 1g あたりの表面積）が大きくなるにつれて、Cs-137 の放射能濃度が比表面積の 0.65 乗で増加することを示している（図 5-9 参照）（He and Walling 1996）。

そこで、本調査では、河底土の粒径による放射性セシウムの放射能濃度の違いを補正するため、ある特定の箇所では採取された河底土の比表面積と各調査箇所では採取された河底土の比表面積の比を用いた、下記の式を用いることとした。

$$P = \left(\frac{S_{ms}}{S_{s1}} \right)^{\nu} \quad (\text{式 5-1})$$

ここで、 P は粒径補正係数、 S_{ms} 及び S_{s1} はそれぞれ各調査箇所では採取された河底土の比表面積、及びある特定の箇所では採取した河底土の比表面積である。なお、ここでいう比表面積は、河底土が球形の粒子で構成されていると仮定して、図 5-9 に示した河底土の粒度分布から算出した見かけ上の比表面積である。 ν はべき乗の関数で、He and Walling の調査結果から 0.65 である。この粒径補正係数 P を各河底土試料の放射性セシウムの放射能濃度に乗じることで、土壤試料の粒径の違いによる放射性セシウムの放射能濃度の違いを補正することが可能である（Mizugaki et al. 2008）。

この方法を用いて、地点番号 1 「真野」における河底土試料の比表面積を S_{s1} として、粒径の組成の違い（比表面積の違い）ごとに河底土の放射能濃度を規格化した。結果は表 5-8 のとおりである。

なお、 S_{s1} の箇所の決定にあたっては、以下のような基準で選定した。

S_{s1} の箇所の選定に当たっては、河川中の放射性物質の移行状況を確認することを目的として、土壤粒子の流速と粒径の関係から河川中の土壤粒子の状況を表している、ユルストローム図（図 5-10 参照）を用いて選定することとした。ユルストローム図における A の線は、土壤が侵食するときの土壤粒子の粒径と流速関係を示しており、A の線より上方で土壤粒子の粒径と流速が存在するようであれば、土壤が侵食されていることを示す。他方で、B の線は土壤粒子が運搬する限界流速を示す。

この図によれば、河川の平均流速が 1cm/s というきわめて遅い流速であれば、0.1mm の粒径の土砂粒子は堆積しないことがわかる。したがって、粒径 0.1mm 以下の粒径の土壤粒子は途中で堆積せず、基本的に海に流れるものと考えられる。口太川に設置した浮遊砂サンプラーで測定され

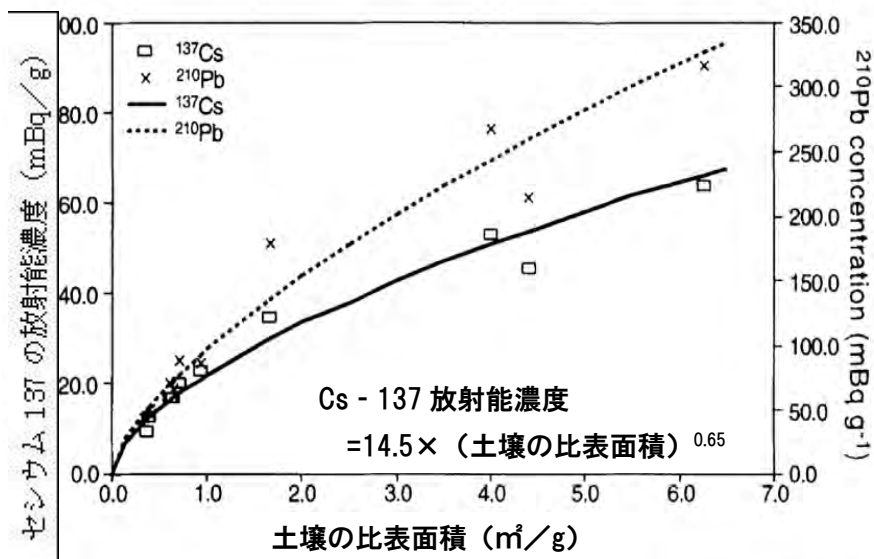
た浮遊砂の土壌粒子は、図 5-11(a)に示すように粒度分布の中央値は $30\mu\text{m}$ であり、土壌粒子の最大の粒径が 0.1mm で構成され、河川中を流れていることが確認されている。本結果からも、ユルストローム図の結果が適用できることを示している。

他方で、ユルストローム図によれば、土壌粒子の粒径が 0.1mm 以上の粒子は、川において堆積と運搬を繰り返していると考えられる。そこで河川中の放射性物質の移行を調査するため、河底土の代表的な土壌を選定するための基準として、土壌粒子の直径が 0.1mm 以上の土壌粒子が大半を占める箇所として「調査箇所(44)の真野」を選択した。

なお、図 5-11(b)は、調査箇所(44)の真野で採取された河底土の粒度分布である。これを見ると本調査箇所では、中央値も 0.5mm であり、土壌粒子の多くが粒径 0.1mm 以上となっている。

他方で、調査箇所(43)の小島田堰と調査箇所(21)の御代田の放射性セシウムの放射能濃度を比較すると、補正前は小島田堰では Cs-134、Cs-137 の放射能濃度は $2,600(\text{Bq/kg})$ 、 $2,900(\text{Bq/kg})$ であるのに対して、御代田では、 $4,200(\text{Bq/kg})$ 、 $4,700(\text{Bq/kg})$ であったが、図 5-7 の各調査箇所採取された河底土の粒度分布を見ると、小島田堰で採取された河底土の土壌粒子の粒度分布は、中央値が 0.5mm であり、 0.1mm 以下の土壌粒子が 10% 以上となっているのに対して、御代田で採取された河底土の土壌粒子の粒度分布は、中央値が 0.02mm であり、 0.1mm 以下の土壌粒子が 90% 以上となっており、御代田で採取された河底土の方が細かい土壌粒子で構成されていることが確認されている。そこで、式 5-1 を使用して、粒度補正をしたところ、小島田堰で採取された河底土の比表面積は $0.021(\text{m}^2/\text{g})$ であるのに対して、御代田で採取された河底土の比表面積は $0.459(\text{m}^2/\text{g})$ であり、御代田で採取された土壌の比表面積の方が小島田堰で採取された土壌の比表面積よりの大きくなることから、御代田の粒度補正後の Cs-134、Cs-137 の放射能濃度は $325(\text{Bq/kg})$ 、 $364(\text{Bq/kg})$ であるのに対して、小島田堰粒度補正後の Cs-134、Cs-137 の放射能濃度は $1,475(\text{Bq/kg})$ 、 $1,650(\text{Bq/kg})$ となり、小島田堰の方が粒度補正後の放射性セシウムの放射能濃度は高くなっている。

比表面積と放射性同位体濃度の関係



He and Walling (1996) Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 30, pp. 117-137.

図 5-9 土壌の比表面積 (m^2/g) とセシウム 137 の放射能濃度の関係 (He & Walling, 1996)

表 5-8 河底土の放射性セシウムの放射能濃度 (第 1 回) と粒径補正後の放射能濃度 (単位 Bq/kg)

試料採取日	地点番号	測定日	比表面積 (m^2/g)	P	測定結果(河底土) (単位 Bq/kg)			
					Cs-134	Cs-137	Cs-134 (粒度補正済)	Cs-137 (粒度補正済)
23.6.30	44 真野	23.7.9 09:21	0.009	1.0	14000 ± 50	15000 ± 50	14000 ± 50	15000 ± 50
23.6.30	43 小島田 堰	23.7.9 10:31	0.020	1.8	2600 ± 20	2900 ± 20	1480 ± 11	1700 ± 11
23.6.30	48 松原	23.7.9 11:38	0.21	7.7	3900 ± 30	4400 ± 30	500 ± 4	570 ± 4
23.6.30	49 小名浜	23.7.9 12:52	0.22	8.0	55 ± 4.0	64 ± 3.6	7 ± 0	8 ± 0
23.6.29	13 月館 (県)	23.7.9 14:01	0.004	0.60	1000 ± 20	1100 ± 20	1700 ± 34	1900 ± 34
23.6.30	11 二本松	23.7.9 15:10	0.067	3.7	3100 ± 20	3500 ± 20	840 ± 5	950 ± 5
23.6.29	21 御代田	23.7.9 16:17	0.460	13.0	4200 ± 30	4700 ± 30	330 ± 2	360 ± 2
23.6.29	24 西川	23.7.9 17:23	0.048	3.0	2100 ± 20	2300 ± 20	710 ± 7	770 ± 7
23.7.1	40 水無川 北町	23.7.11 09:19	0.015	1.4	7800 ± 40	9000 ± 40	5600 ± 28	6400 ± 28
23.6.30	20 川俣	23.7.11 10:35	0.003	0.49	2300 ± 20	2600 ± 20	4700 ± 41	5400 ± 41

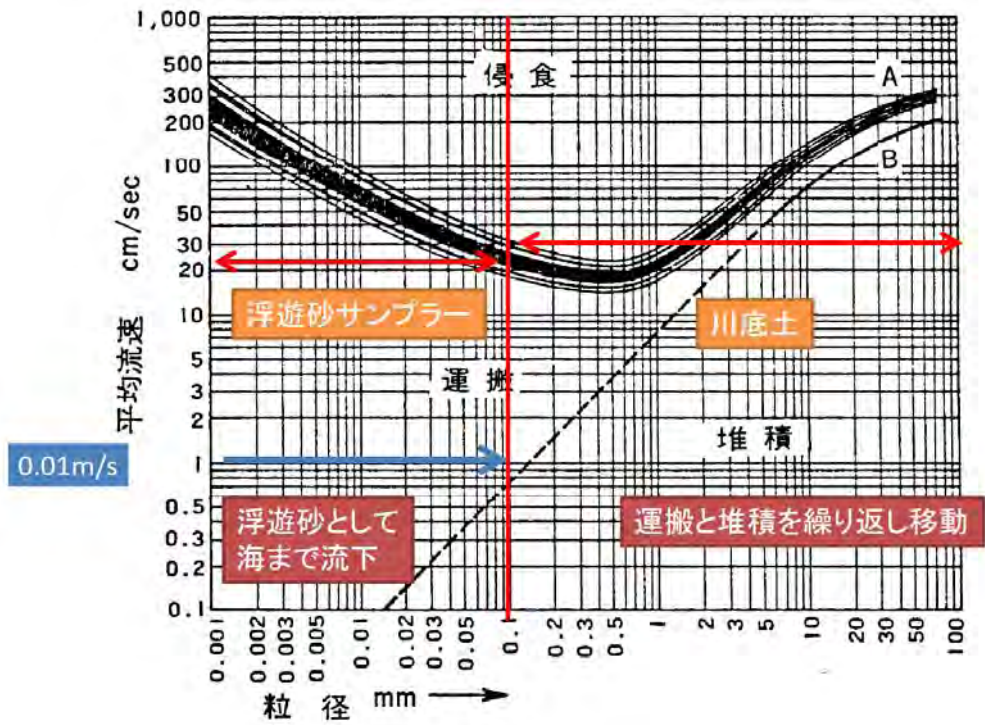


図 5-10 ユルストローム図

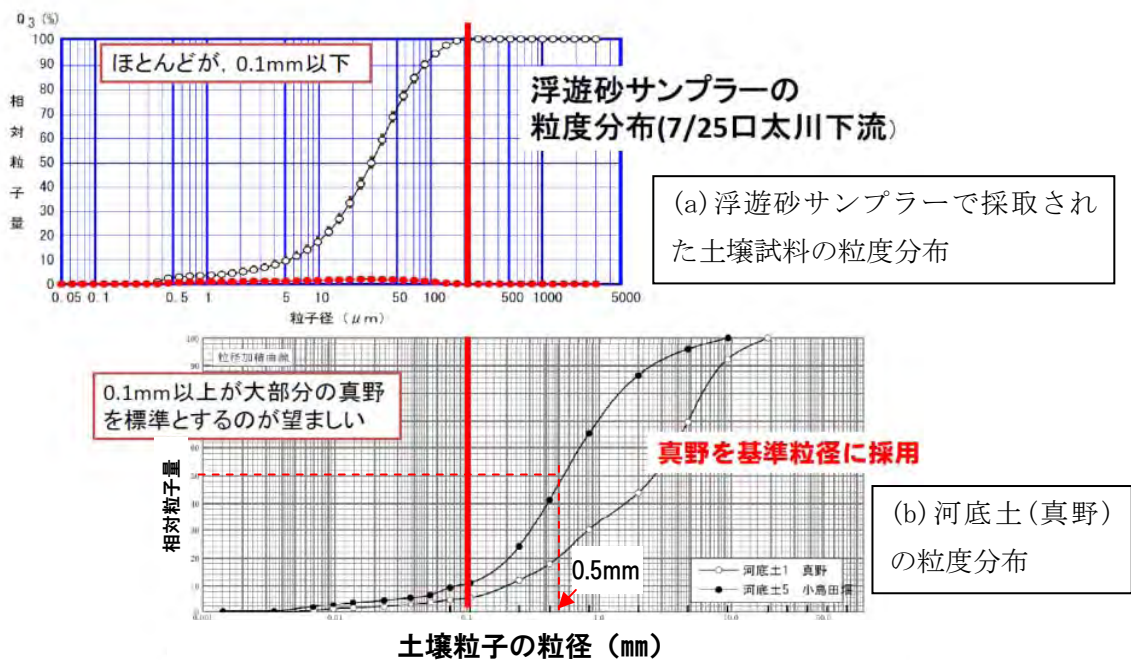


図 5-11 浮遊砂サンプラーで採取された、浮遊砂の粒度分布、及び河底土の粒度分布

5.4 考察

5.4.1 全体的な考察

本調査は、福島県において、これまでの陸上モニタリングや航空機モニタリングの結果を参考にして、福島第一原発の北西方向を中心に、放射性物質の蓄積量が比較的高い箇所にある河川及び井戸を選択した上で放射能濃度を測定したものであり、地点数は限られているものの、本調査期間においては、梅雨前後で河川試料(河川水、河底土、及び浮遊砂)、及び井戸水における放射能濃度に大幅な変化傾向がないことを確認することができた。

他方で、調査期間が短いこともあり、河川試料(河川水、河底土、及び浮遊砂)、及び井戸水における放射性物質の放射能濃度の変化を詳細に確認するためには、今後も長期的に調査を実施することが必要である。

5.4.2 本測定結果に関する考察

(河川水、井戸水中の放射性セシウムの放射能濃度に関する考察)

本調査で検出された、河川水及び井戸水の放射性セシウムの放射能濃度は、河川水においては、Cs-134 の放射能濃度は最大で 1.9Bq/kg、Cs-137 の放射能濃度は最大で 2.0Bq/kg であり、また、井戸水においては、Cs-134 の放射能濃度は最大で 0.85Bq/kg、Cs-137 の放射能濃度は最大で 1.1Bq/kg であった。いずれも飲食物摂取制限に関する暫定規制値 200Bq/kg よりも非常に小さいことが確認された。

(参考) 飲食物摂取制限の暫定規制値に対する本調査の最高値の比率

- ・河川水における Cs-134、Cs-137 : 2.0×10^{-2}
- ・井戸水における Cs-134、Cs-137 : 9.8×10^{-3}

(河川水、井戸水中の放射性ストロンチウムの放射能濃度に関する考察)

本調査で検出された、井戸水の Sr-90 の放射能濃度 (1.4×10^{-3} Bq/kg) は、事故前の全国の蛇口水等の Sr-90 の放射能濃度 (検出下限値 $\sim 2.3 \times 10^{-3}$ Bq/kg (平均 : 1.0×10^{-3} Bq/kg) : 平成 21 年度調査結果) の範囲内であった。なお、井戸水では、Sr-89 が検出されていないことから、井戸水においては、今回の事故の影響は確認できなかった。

本調査において、放射性ストロンチウムの放射能濃度の最高値が検出された河川水を 1 年間飲み続けた場合に生じる内部被ばく量について、1 日の水分の摂取量は、ICRP Publication 23 で使用している成人の水分の摂取量 (1 日当たり 2.65 リットル) とし、「核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律」において、実用発電用原子炉など、原子力施設の形態ごとに定められた線量限度等を定める告示の第 3 欄「経口摂取した場合の実効線量係数 (mSv/Bq)」(Sr-89 : 2.6×10^{-6} mSv/Bq、Sr-90 : 2.8×10^{-5} mSv/Bq、Cs-134 : 1.9×10^{-5} mSv/Bq、Cs-137 : 1.3×10^{-5} mSv/Bq) を用いて計算したところ、放射性セシウムの放射能濃度の最高値が検出された河川水を 1 年間飲み続けた場合に生じる内部被ばく線量と比べて、非常に低いことが確認された。なお、本調査で試料を採取した井戸は飲用には使用していないが、本傾向は、井戸水についても同様であった。

放射性セシウムが含まれる河川や井戸水を 1 年間飲み続けた場合の放射性セシウムによる内部

被ばく線量に比べて、放射性ストロンチウムが含まれる河川水や井戸水を1年間飲み続けた場合の放射性ストロンチウムによる内部被ばく線量は非常に小さく、河川水にプルトニウムが検出されていないことから、今後の被ばく線量評価においては、河川水、井戸水についても土壌と同様に、放射性セシウムの放射能濃度に注目していくことが適切であると考えられる。

(参考 1)

本調査においてストロンチウム 89、ストロンチウム 90 の最高値が検出された河川水を1年間飲み続けた場合に生じる内部被ばく線量

①河川水中の Sr-89 : 1.4×10^{-4} mSv

②河川水中の Sr-90 : 4.9×10^{-4} mSv

(参考 2)

本調査においてセシウム 134、セシウム 137 の最高値が検出された河川水を1年間飲み続けた場合に生じる内部被ばく線量

③河川水中の Cs-134 : 3.5×10^{-2} mSv

④河川水中の Cs-137 : 2.5×10^{-2} mSv

(参考 3)

本調査においてセシウム 134、セシウム 137、ストロンチウム 90 のそれぞれの最高値が検出された井戸水を1年間飲み続けた場合に生じる内部被ばく線量

⑤井戸水中の Cs-134 : 1.6×10^{-2} mSv

⑥井戸水中の Cs-137 : 1.4×10^{-2} mSv

⑦井戸水中の Sr-90 : 3.8×10^{-5} mSv

5.4.3 井戸水の放射能濃度の測定結果に対する考察

放射性セシウムが検出された全ての井戸は、以下のような要因により、放射性セシウムが混入したものと推定され、現時点では、土壌に蓄積した放射性セシウムが地下水を通じて井戸水に移行していないものと考えられる。

- No. 14 の井戸水から放射性セシウムが検出された要因はわからないものの、8月の調査では放射性セシウムは検出されていないことから、放射性セシウムは地下水を通じて移行していないものと推定される。
- No. 19 の井戸水は、井戸の開口部が地表面から高さ 10cm と他の井戸に比べて低い位置にあったため、蓋をしているものの、雨水等に含まれる放射性セシウムが混入した可能性がある。
- No. 24 の井戸水は、外部に設置されたタンクに井戸水をためており、タンクに雨水等の降下物により放射性セシウムが混入した可能性がある。
- No. 43 の井戸水は、7月調査時に採取した水が濁っていたこともあり、7月の調査直前に井戸を修理した際に、外部から放射性セシウムが混入したと思われる。
- No. 46 の井戸水は、沢の水を引いているため、沢の水を通じて放射性セシウムが混入した可能

性がある。

- ・No. 48 の井戸水は、ビニールシートで覆っているだけの蓋のない井戸であったため、周辺の土壌等の巻き上げによる、放射性セシウムは混入したものと推定される。

5.4.4 河川水の放射能濃度の測定結果に対する考察

河川水中に含まれる放射性セシウム、放射性ストロンチウムは、放射能濃度は低いものの、第1回、第2回それぞれにおいて一定量検出されていることから、土壌等に沈着した放射性セシウムや放射性ストロンチウムは河川に移行していることが確認された。なお、河川水に含まれるCs-137の放射能濃度に対するSr-90の放射能濃度の比率が、土壌試料における比率に比べて3倍程度高くなっているが、これは、要因の一つとして、放射性ストロンチウムが放射性セシウムに比べて土壌から水に溶出しやすいことによるものと考えられる。

(参考)

- ・本調査における河川水中のCs-137の放射能濃度に対するSr-90の放射能濃度の比率： $3.3 \times 10^{-3} \sim 2.3 \times 10^{-2}$ (平均： 8.7×10^{-3})
- ・土壌試料におけるセシウム137の放射能濃度に対するストロンチウム90の放射能濃度の比率： $1.6 \times 10^{-4} \sim 5.8 \times 10^{-2}$ (平均： 2.6×10^{-3}) (本年9月30日公表済み)

5.4.5 河川水、河底土及び浮遊砂中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度と流域内の土壌の放射性セシウムの放射能濃度の関係

本調査で得られた河川水中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の結果からは、図5-3、図5-4を見る限り、規則性は見出せなかった。

他方で、土壌表面に沈着した放射性セシウムが河川へ移行していることは事故前の調査結果から明らかであることから、本調査と並行して実施された、福島第一原発から100 km圏内及びその圏外の福島県で採取された約2,200箇所の土壌の放射性セシウムの放射能濃度と河川水、河底土及び浮遊砂中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の関係について検討した。

図5-12、図5-13は、本調査で測定された河川水の放射能濃度の各採水箇所ごとの測定結果を、採水箇所の上流域の土壌の放射性セシウムの放射能濃度の平均値を放射能濃度の範囲ごとに色分けにした図にプロットした図である。この図を見ると、全般的に採水箇所の上流の土壌中の放射線セシウムの放射能濃度の平均値が高い方が、河川水中の放射性セシウムの放射能濃度が高い傾向が見受けられる。

そこで、本調査箇所中のうち、河川水中の放射性セシウムの放射能濃度の測定結果が検出下限値(約0.2Bq/L)以下となっている箇所を除き図示した(図5-14参照)。図示する際、採水箇所の上流域において土壌を4箇所以下でしか測定していない場合、代表性が乏しいと判断し、解析から除外した。また、小名浜地域は、海水の混入が認められることから、同様に解析から除去した。また、図5-14(a)に見られるように、流域面積が非常に広い阿武隈川本川の渡利地区において、河川水中の放射性セシウムの放射能濃度が他の箇所に比べて高い箇所が確認されたが、渡利地区は土壌に沈着した放射性セシウムの放射能濃度が比較的高く、そのすぐ下流側でも渡利地区の高い放射性セシウムの放射能濃度の影響を受けていると考えられるが、図5-14(a)の横軸の土

壤の放射性セシウムの放射能濃度においては、阿武隈川上流全体で平均化しているため、このようなプロットとなったと考えられる。このため、このような箇所での測定結果を除去して相関関係を確認した。

その結果、図 5-14(b)に見られるように、各河川の上流域内で採取された土壌の放射性セシウムの放射能濃度の平均値と河川水中の放射性セシウムの放射能濃度の関係において、上流域の土壌の放射性セシウムの放射能濃度が高いと河川水中の放射性セシウムの放射能濃度が高くなることが確認された。ただし、阿武隈川本川において部分的に河川中の放射性セシウムの放射能濃度が高くなったような箇所については、今後の調査において傾向を確認していく必要がある。

また、河底土中の放射性セシウムの放射能濃度と上流域内で採取された土壌の放射性セシウムの放射能濃度の関係を確認した。確認にあたっては、河川内で土壌粒子が流速の違いにより分離されていることを考慮し、粒度補正後の河底土中の放射性セシウムの放射能濃度を使用した。その結果、この傾向は、図 5-15に見られるように、上流域内で採取された土壌の放射性セシウムの放射能濃度の平均値と粒度補正後の河底土中の放射性セシウムの放射能濃度(第1回:6月30日、第2回:8月2日)においても、同様に正の相関が確認された。

さらに、浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度と上流域内で採取された土壌の放射性セシウムの放射能濃度の関係を確認した。浮遊砂については、粒度補正の影響が少なかったことから粒度補正をしていない浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度を使用した。その結果、図 5-16に見られるように、上流域内で採取された土壌の放射性セシウムの放射能濃度の平均値と浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度(第1回:8月31日、第2回:9月26日)においても弱いながら正の相関が認められた。

以上から、河川水、河底土、及び浮遊砂中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は、採取地点の上流域の放射性セシウムの沈着量と一定の比例関係があることが示された。この関係は、他の地域においても原理的に適用可能であると考えられるため、任意の地点で、採水箇所の上流域に沈着している放射性セシウムの平均の放射能濃度がわかれば、河川水、河底土、及び浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度を推定することができる可能性がある。

本調査では、放射性セシウムの放射能濃度の補正をするために、河底土、及び浮遊砂の粒径分布のみ調べて補正したが、Mizugaki et al(2008)によれば、河川内の流出物質中の Cs-134 及び Cs-137 の放射能濃度は、有機物の含有量等にも依存している可能性が示されている。このような有機物に付着した放射性セシウムは藻類、魚類等に移行する可能性があり、放射性セシウムの移行メカニズムを確認する上で、今後、河底土、及び浮遊砂に含まれる有機物の含有量に着目した調査が重要である。

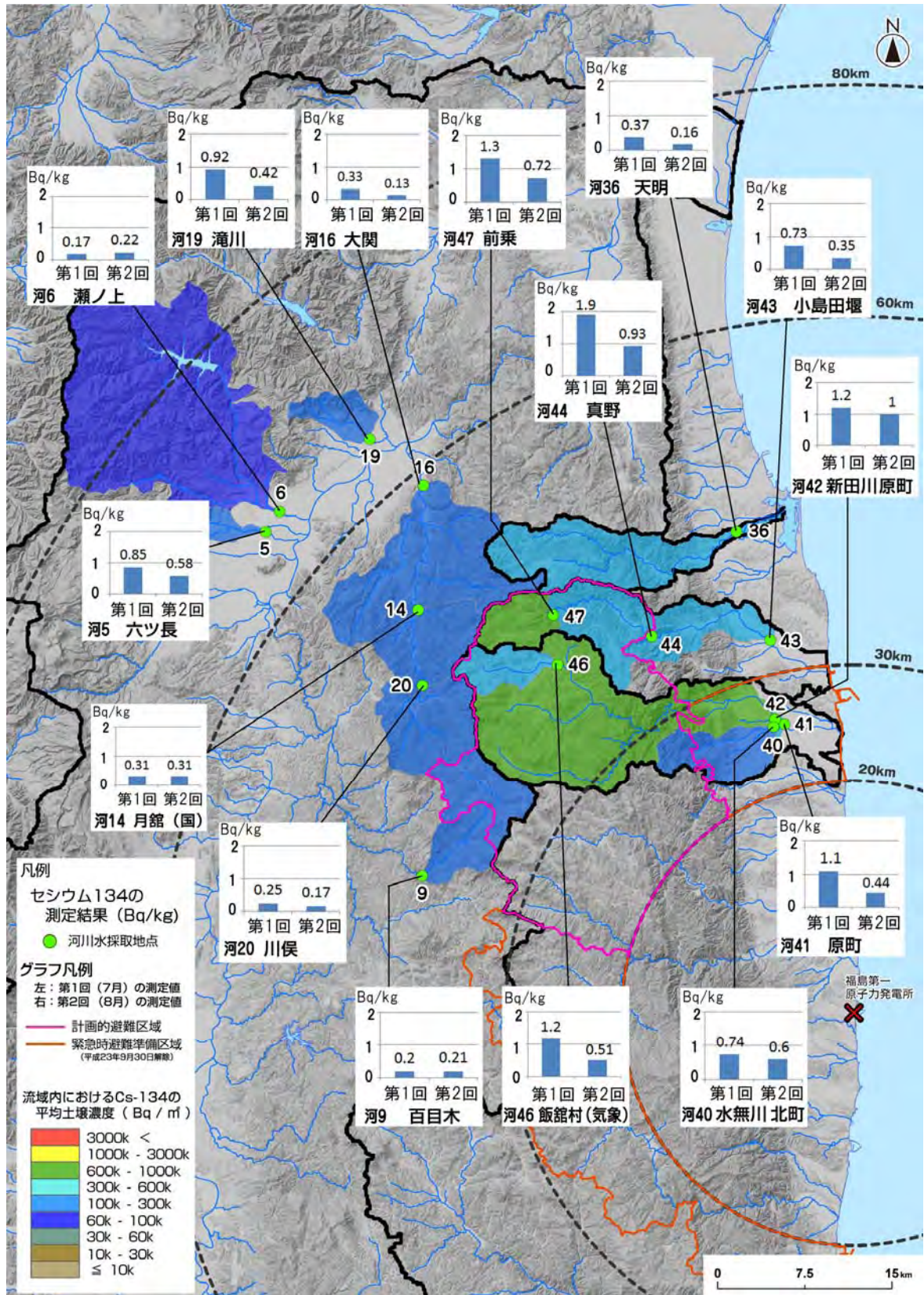


図 5-12 採水箇所の上流域の土壌のセシウム 134 の放射能濃度の平均値を放射能濃度の範囲で色分けした図に河川水中のセシウム 134 の放射能濃度の測定結果をプロットした図

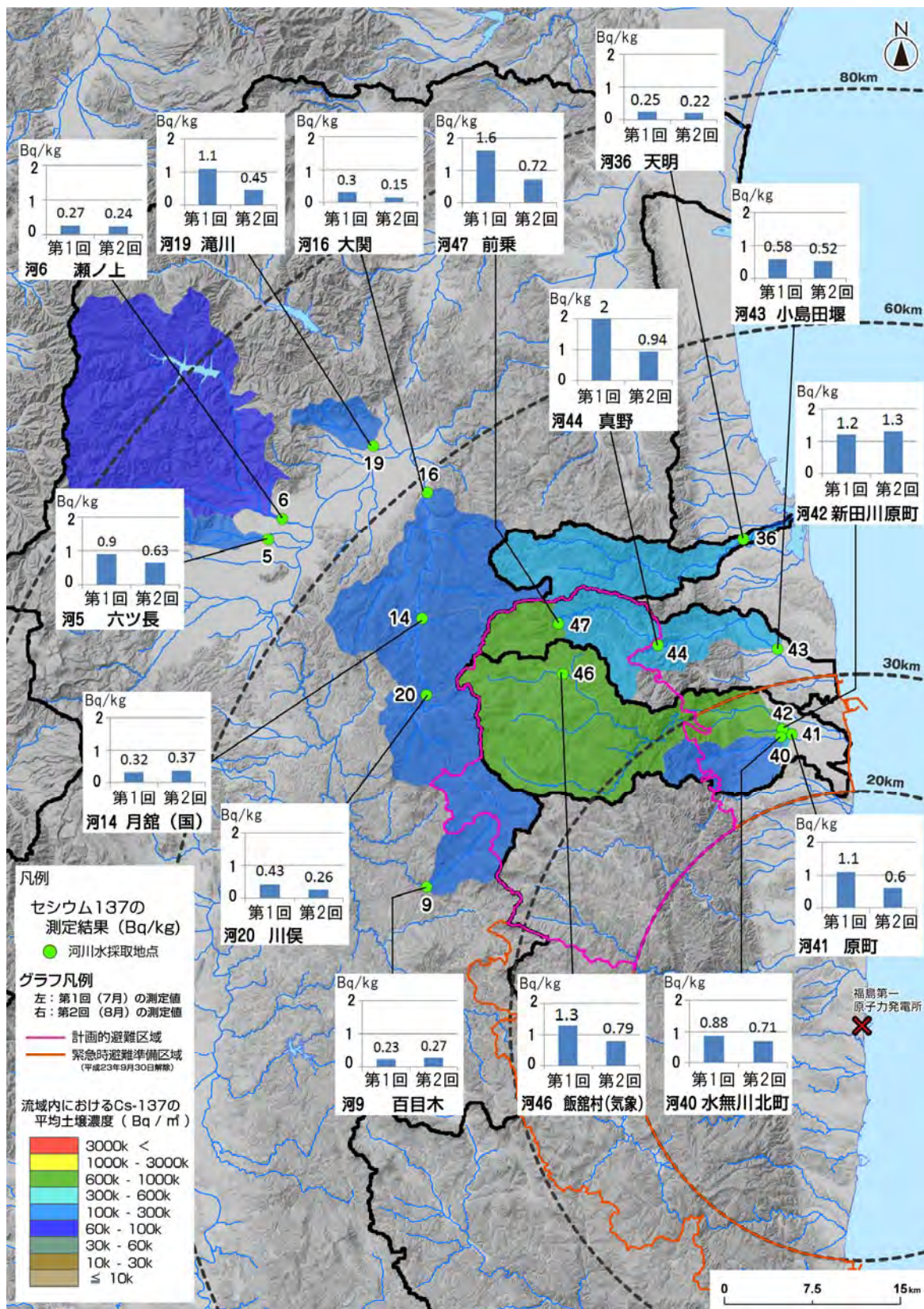


図5-13 採水箇所の上流域の土壌のセシウム137の放射能濃度の平均値を放射能濃度の範囲で色分けした図に河川水中のセシウム137の放射能濃度の測定結果をプロットした図

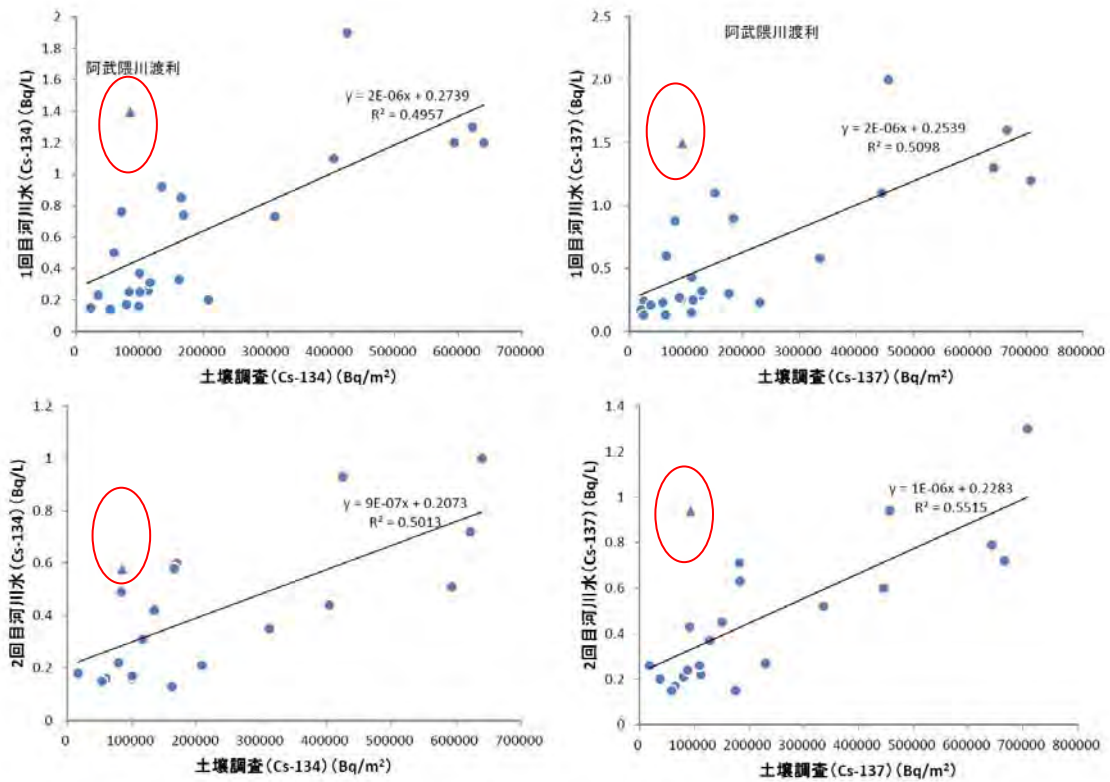


図 5-14(a) 上流域の土壤中の放射性セシウムの放射能濃度 (Bq/m²) の平均値と採水箇所における河川中の放射性セシウムの放射能濃度 (Bq/m²) の関係

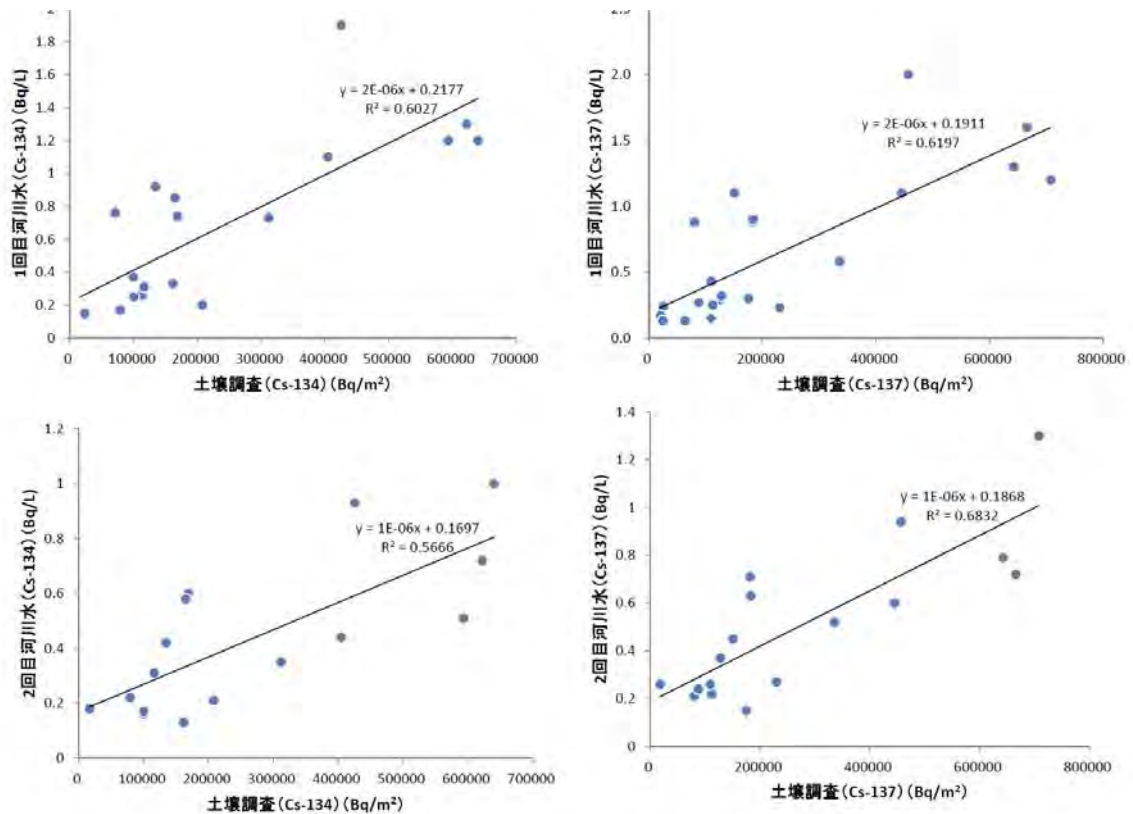


図 5-14(b) 上流域の土壤中の放射性セシウムの放射能濃度 (Bq/m²) の平均値と採水箇所(阿武隈川本川を除く)における河川中の放射性セシウムの放射能濃度 (Bq/m²) の関係

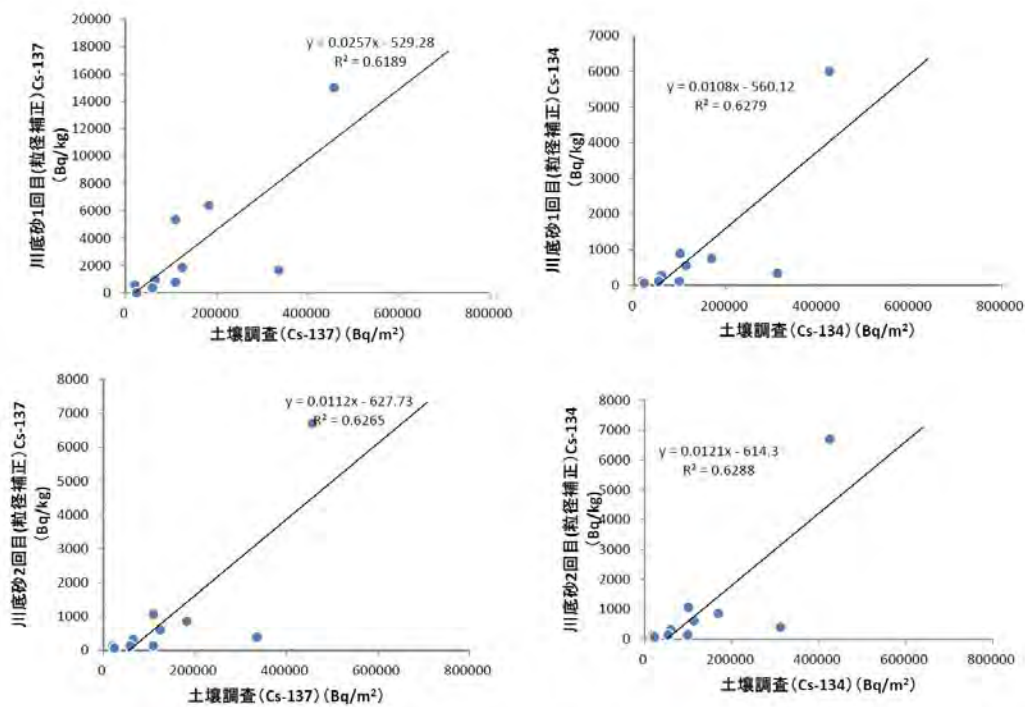


図 5-15 上流域の土壌中の放射性セシウムの放射能濃度 (Bq/m²) の平均値と採水箇所における河底土の放射性セシウムの放射能濃度 (Bq/m²) の関係

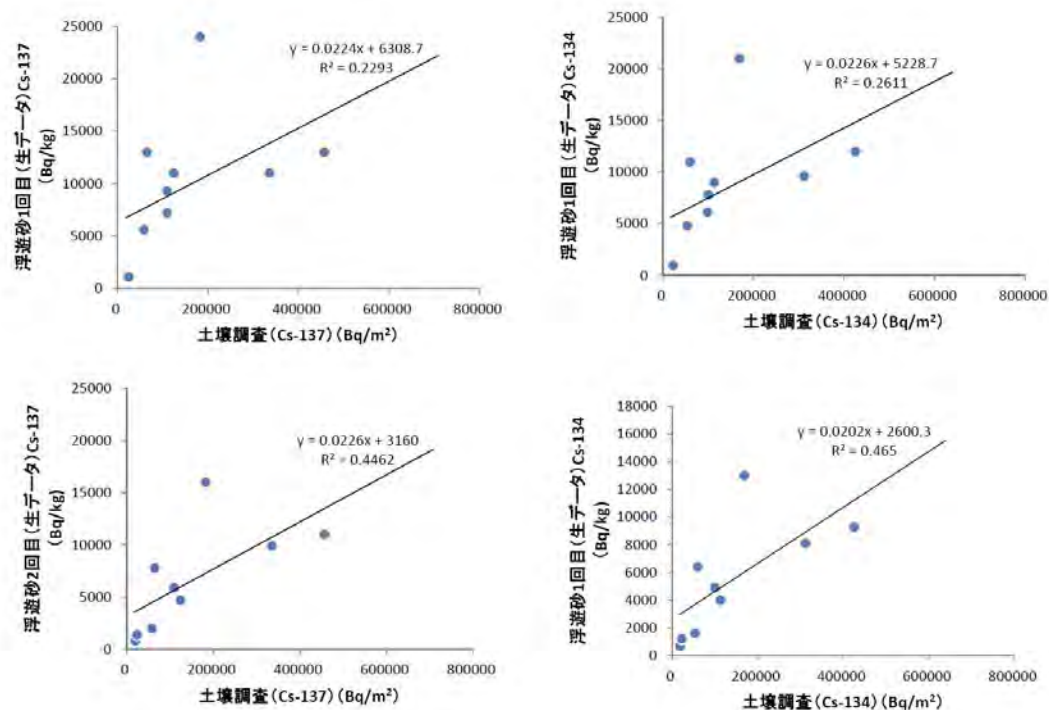


図 5-16 上流域の土壌中の放射性セシウムの放射能濃度 (Bq/m²) の平均値と採水箇所における浮遊砂の放射性セシウムの放射能濃度 (Bq/m²) の関係

5.4.6 河川水に含まれる放射性セシウムの放射能濃度と河底土及び浮遊砂中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の関係

図5-17は、河川中の放射性セシウムの放射能濃度 (Bq/m^3) と河底土の放射性セシウムの放射能濃度 (Bq/m^2) の関係である。第1回(6月30日)と第2回(8月2日)とも、河川水と粒径補正した河底土のCs-134及びCs-137濃度との間に相関が見られた。

河底土の粒径補正前後の放射性セシウムの放射能濃度と河川水の放射性セシウムの放射能濃度の関係を図5-18に示す。この図から、粒径補正によって、河底土の放射性セシウムと河川水の放射性セシウムの相関が改善していることがわかる。したがって、様々な粒径特性を持つ異なった地点において、河底土の放射性セシウムの放射能濃度の測定結果から河川水の放射性セシウムの放射能濃度を推定する場合、He and Wallingの方法によって粒度補正を行うことが、福島県の河川においても有効であると考えられる。

今後の課題としては、福島県の河底土の粒度別の放射性セシウム濃度を詳細に測定することにより、より予測精度の向上につながると期待される。

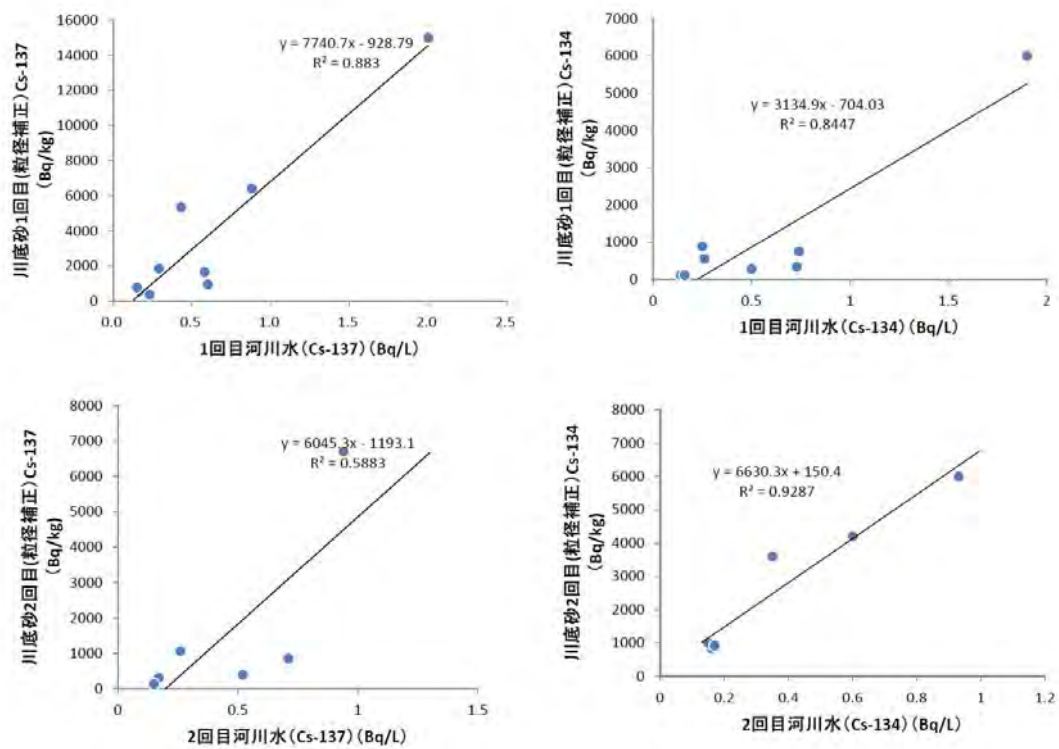


図 5-17 河川中の放射性セシウムの放射能濃度 (Bq/m²) と河底土の放射性セシウムの放射能濃度 (Bq/m²) の関係

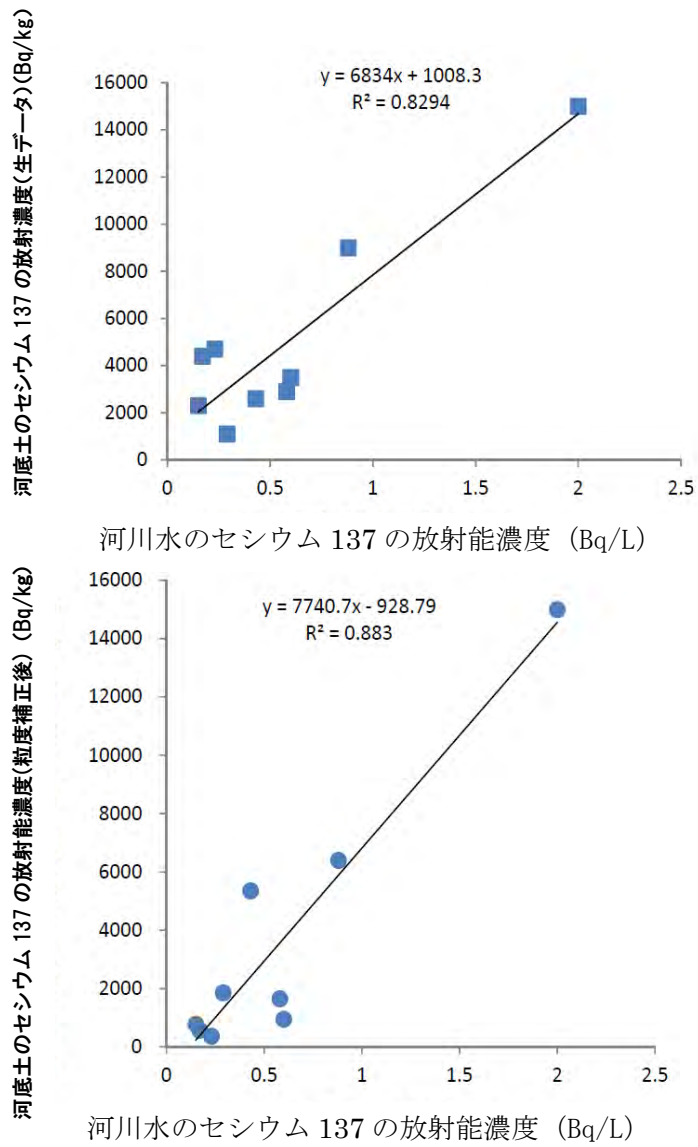


図 5-18 河底土の粒径補正前後の放射性セシウムの放射能濃度と河川水の放射性セシウムの放射能濃度の関係

引用文献

- (1) Fukuyama, T., Onda, Y., Gomi, T., Yamamoto, K., Kondo, N., Miyata, S., Kosugi, K., Mizugaki, S., Tsubonuma, N. (2010) Quantifying the impact of forest management practice on the runoff of the surface-derived suspended sediment using fallout radionuclides. *Hydrological Processes*, 24(5), 596-607.
- (2) He Q, Walling DE. 1996. Interpreting particle size effects in the adsorption of Cs-137 and unsupported Pb-210 by mineral soils and sediments. *Journal of Environmental Radioactivity* 30: 117-137.
- (3) 古賀聡子・恩田裕一・飯島英夫. 2004. 長期浮遊砂サンプリングのための簡易サンプラーの実験的検証. 筑波大学陸域環境研究センター報告 5: 109-114.
- (4) Mizugaki, S., Onda, Y., Fukuyama, T., Koga, S., Asai, H., Hiramatsu, S. (2008) Estimation of suspended sediment sources using ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pbex in unmanaged Japanese cypress plantation watersheds in southern Japan. *Hydrological Processes* 23, 4519-4531.
- (5) 恩田裕一. 2007. 森林の荒廃による表面流出の発生および細粒土砂の河川への流出. 地盤工学会誌 55: 16-19.
- (6) 小山内信智・水野秀明・沖中健起・原楨利幸. 2005. Time-integrated sampler の浮遊砂採取効率に関する水路実験. 国土技術政策総合研究所資料 266: 74 pp.
- (7) Phillips JM, Russell MA, Walling DE. 2000. Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment: A simple methodology for small catchments. *Hydrological Processes* 14: 2589-2602.
- (8) Wallbrink PJ, Murray AS. 1993. Use of fallout radionuclides as indicators of erosion processes. *Hydrological Processes* 7: 297-304.
- (9) Wallbrink PJ, Roddy BP, Olley JM. 1997. Quantifying the redistribution of soils and sediments within a post-harvested forest coupe near Bombala, New South Wales, Australia. CSIRO Land and Water Technical Report No. 7/97
- (10) Wallbrink PJ, Roddy BP, Olley JM. 2002. A tracer budget quantifying soil redistribution on hillslopes after forest harvesting. *Catena* 47: 179-201.

6. 放射性物質の包括的移行状況調査

恩田裕一・田村憲司・辻村真貴・若原妙子・福島武彦・谷田貝亜紀代（筑波大学）
北 和之（茨城大学）、山敷庸亮（京都大学）、吉田尚弘（東京工業大学）
高橋嘉夫（広島大学）

6.1 調査目的

これまでのチェルノブリ原発事故等の経験から、地表面に降り積もった放射性物質は、その後、土壌や河川等の自然環境を通じて移行することが確認されている。したがって、今後の放射性物質の蓄積量の変化を予測するためには、森林、土壌、地下水、河川水における放射性物質の移行状況、及び樹木や土壌からの巻き上げ状況等による放射性物質の移行状況の確認が必要である。しかしながら、これまでのところ、森林、土壌、地下水、河川を通じた包括的な移行調査は行われてこなかった。そこで、本調査では以下のような調査を包括的に実施し、現時点における土壌や河川等の自然環境を通じた放射性物質の移行状況について確認することとした。（全体像は図6-1参照）

(1) 森林、土壌等の自然環境中における放射性物質の移行状況調査

- 1) 森林、畑地及び草地等における、土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布状況調査
- 2) 森林における放射性物質の分布状況の確認及び移行状況調査
- 3) 様々な土地利用区画からの土壌侵食による放射性物質の移行状況調査
- 4) 森林、土壌等の自然環境からの放射性物質の飛散量の測定

(2) 土壌水、河川水、湖沼、地下水等の水循環に伴う放射性物質の移行状況調査

- 1) 様々な土地利用区画からの土壌水、地下水、渓流水、湧水を通じた放射性物質の移行状況調査
- 2) 水田から河川への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査
- 3) 河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査
- 4) 湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認

(3) 大気-土壌-河川等の自然環境における放射性物質の動態解析

- 1) 土壌への放射性物質の沈着状況と降水量との関係の確認
- 2) 土壌や森林表面から大気に移行する放射性物質とエアロゾルの関係の確認
- 3) 森林内を降下する雨に含まれる放射性物質の有機物質への付着状況の確認
- 4) 土壌及び河川の浮遊砂中に含まれる放射性セシウムの化学特性の確認

6.2 実施内容

6.2.1 調査概要

調査概要は以下のとおりである。

(1) 森林、土壌等の自然環境中における放射性物質の移行状況調査

1) 林、畑地及び草地等における、土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布状況調査

自然環境の違いによる放射性物質の土壌中の深度分布の違いを明らかにするため、福島県伊達郡川俣町内の森林（スギ若齢林、スギ壮齢林及び広葉樹混合林）畑（タバコ畑、畑地）、水田、草地（採草地）、及び牧草地の8地点において深度別に土壌を採取し、それぞれの土壌について、核種分析を実施。また、事故発生直後に調査した土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布状況の結果と本調査の結果を比較し、土壌下方方向の放射性セシウムの分布状況の変化を確認。

2) 森林における放射性物質の分布状況の確認及び移行状況調査

福島第一原発から放出された放射性物質の森林環境への蓄積と移行の状況を確認するため、ポータブルゲルマニウム半導体検出器を用いて、スギ若齢林、スギ壮齢林及び広葉樹混合林内外の高度別の空間線量率の傾向の確認、及び林床表面の放射性セシウムの沈着量の傾向を確認。また、高度別に葉、林内雨、樹幹流、落葉等に付着した放射性セシウムの放射能濃度を測定し、森林内の放射性セシウムの分布状況と移行状況の調査を実施。

3) 様々な土地利用区画からの土壌侵食による放射性物質の移行状況調査

様々な土地利用区画からの土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況を確認するため、緩勾配のタバコ畑、急勾配の畑地、採草地、牧草地、及びスギ若齢林の任意の傾斜地5地点に、ステンレス板による境界区分を設置するとともに、境界区分の下流側に三角堰（流量計測）及びタンク（土砂溜め）を設置し、土砂の流出量、及び放射性セシウムの流出量について測定を実施。

4) 森林、土壌等の自然環境からの放射性物質の飛散量の測定

土地利用の違いに伴い、地表面や森林等に降下した放射性物質の大気への飛散（再浮遊）状況の違いを確認するため、裸地（小学校グラウンド）、畑（タバコ畑、畑地）、水田、採草地、放牧草地、スギ若齢林及び広葉樹混合林の8地点において、集塵器（エアサンプラ）を用いて、放射性セシウムを対象に飛散（再浮遊）量の測定を実施。

(2) 土壌水、河川水、湖沼、地下水等の水循環に伴う放射性物質の移行状況調査

1) 土壌水、地下水、渓流水、湧水を通じた放射性物質の移行状況調査

土壌水、地下水、渓流水、湧水の水循環プロセスに伴う、地表面に沈着した放射性物質の環境中への移動・循環状況を確認するため、牧草地、草地、採草地、畑地、スギ壮齢林、及びスギ若齢林の6地点から土壌水、地下水、湧水、渓流水を採取し、放射性セシウムの分布状況と移行状況の調査を実施。

2) 水田から河川への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査

水田耕作を通じた集水域から河川に移行する放射性物質の移行状況を確認するため、耕作方法が異なる二つの水田から流出する浮遊土砂量を測定するとともに、浮遊土砂中の放射性セシウムの放射能濃度の測定を実施。

3) 河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査

河川を通じた流域から海洋への放射性物質の輸送量（フラックス）を明らかにするため、口太川及び下流の阿武隈川本川の6地点で水位、流量観測を行い、浮遊砂サンプラを用いて土壌流出量の観測を実施するとともに、同位置で採水し、浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度を測定。

4) 湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認

河川に流出した放射性物質が河川の下流にある湖沼や貯水池への移行状況を確認するため、農業用貯水池（以下、「貯水池」という。）4箇所及びダム湖1箇所から、土壌コア採取器を用いて底泥を採取し、底泥深さ方向の放射性セシウムの放射能濃度の分布状況を確認。

(3) 大気-土壌-河川等の自然環境における放射性物質の動態解析

1) 土壌への放射性物質の沈着状況と降水量との関係の確認

降水量分布と放射性物質の沈着量の関係について確認するため、福島県及び周辺におけるレーダメダスデータ、雨量計データ（気象庁・国土交通省テレメータ雨量計・福島大学）、及び福島大学降雨レーダ（以下、「Xバンド」という。）を解析し、放射性物質の沈着状況が確認されている山木屋地区の降水時系列、降水パターンと比較を実施。

2) 土壌や森林表面から大気に移行する放射性物質とエアロゾルの関係の確認

土壌や森林表面から大気に飛散する放射性セシウム等がどのような粒径（粒子の大きさ）のエアロゾルに付着し、飛散しているか確認するため、集塵器（エアサンプラ）を用いて土壌や森林等から飛散した大気浮遊塵を採取し、放射性セシウム等の放射能濃度を測定するとともに、放射性セシウム等のエアロゾルへの付着状況の確認を実施。

3) 森林内を降下する雨に含まれる放射性物質の有機物質への付着状況の確認

森林に付着した放射性物質の降雨を通じた移行状況を確認するため、森林内を降下する雨水（以下、「林内雨」という。）を林内雨捕集器（林内雨サンプラ）、樹幹流捕集器（樹幹流サンプラ）を用いて採水し、林内雨に含まれる植物由来の有機酸（ギ酸、酢酸、シュウ酸）、及び各種無機陰イオンの測定することで、林内雨及び樹幹流に含まれる放射性セシウムがどのような森林植生由来の有機物質に付着しているか確認。

4) 土壌及び河川の浮遊砂中に含まれる放射性セシウムの化学特性の確認

土壌及び河川の浮遊砂中に含まれる放射性セシウムの化学特性の確認のため、土壌中の放射性セシウムの水溶解性、X線吸収微細構造法による粘土鉱物中のセシウム局所構造の解明、土壌・浮遊砂（河川懸濁粒子）中の放射性セシウムの分布状態を確認。

6.2.2 本調査の実施期間

本調査は、森林から土壌への放射性物質の移行状況調査、土壌中の放射性物質の分布状況の確認と下方移動の確認、土壌水、地下水、渓流水の水循環系における放射性物質の移行状況調査、森林や様々な土地利用の土壌からの放射性物質の巻き上げ状況の確認、土壌侵食による放射性物質の流出状況の確認、湖沼・ため池における放射性物質の堆積状況の確認について、大学等が連合して調査を実施した。これらの調査は、6月6日より可能な限り早く計測機器の設置を行い、放射性物質降下後の初期移行状況の把握に努めた。なお、いずれの調査についても8月31日まで実施した。

6.2.3 調査地点

本調査では、調査結果が環境への放射性物質の影響の把握や今後の住民帰還のための基礎データとして重要となることを考慮し、比較的、放射性物質の沈着量が高く、計画的避難区域内であり、阿武隈川水系口太川上流地域である伊達郡川俣町山木屋地区を選定した。

山木屋地区は、図 6-2 に示すとおり、同時期に測定された文部科学省による第 3 次航空機モニタリング、及び文部科学省が同時期に福島第一原発から 100km 圏内及び圏外の福島県の土壤を約 2,200 箇所採取・核種分析した測定結果において、Cs-137 の蓄積量が 300 kBq/m² 以上を示している箇所である。Cs-137 の沈着量は北東ほど高い傾向を示し、山木屋地区東部の水境付近では、Cs-137 の沈着量は 1,000kBq/m² 程度となっている。

本調査では、山木屋地区を中心に、以下のような調査箇所それぞれの調査を実施した。

(1) 森林、土壤等の自然環境中における放射性物質の移行状況調査

1) 森林、畑地及び草地等における、土壤中深さ方向の放射性セシウムの分布状況調査

調査地点として、福島県伊達郡川俣町内の 8 地点（畑地（図 6-3(a)⑧）、タバコ畑（図 6-3(a)⑩）、採草地（図 6-3(a)④）、水田（図 6-3(a)③）、放牧草地（図 6-3(a)⑥）スギ壮齢林（図 6-3(a)⑦）、スギ若齢林（図 6-3(a)⑦）、広葉樹林（図 6-3(a)②））を選定した。また、時間の経過に伴う、放射性セシウムの深度分布の違いを確認するため、平成 23 年 4 月 28 日の事前調査を実施した箇所（図 6-3(b)の白丸箇所⑫：川俣町小綱木においても、再度、土壤を採取した。

2) 森林における放射性物質の分布状況の確認及び移行状況調査

調査地点として、福島県伊達郡川俣町内から、針葉樹林として、スギ壮齢林（樹齢 40～50 年）1 地点（図 6-3(a)⑦）及びスギ若齢林（樹齢 18 年）1 地点（図 6-3(a)⑦）を選定し、広葉樹林として、ナラガシワ等が生育している広葉樹混合林 1 地点（図 6-3(a)②）を選定した。それぞれの森林にタワー（やぐら）（8m：1 本、12m：2 本）を建立し、高度別の放射性物質の分布状況等を調査した。

3) 様々な土地利用区画からの土壤侵食に伴う放射性物質の移行状況調査

調査地点として、川俣町山木屋地区内において、緩勾配のタバコ畑（図 6-3(a)⑩）、急勾配の畑地（図 6-3(a)⑧）、草地（疣石山）（図 6-3(a)⑪）、放牧草地（図 6-3(a)⑥）、及びスギ若齢林（図 6-3(a)⑦）を選定した。それぞれの地点に、土壤侵食の影響を確認するために設定されている、USLE 標準サイズ（幅 5m、長さ 22.1 m）の「ステンレス板による境界区分」を設置し、下流末端に三角堰（流量計測）及びタンク（土砂溜め）を設置することで、区画内からの土砂及び放射性物質の流出量を把握することとした。

4) 森林、土壤等の自然環境からの放射性物質の飛散量の測定

調査地点として、川俣町山木屋地区内において、裸地（山木屋小学校のグラウンド）（図 6-3(a)①）、畑（図 6-3(a)⑧、⑩）、水田（図 6-3(a)③）、採草地（疣石山）（図 6-3(a)⑪）、放牧草地（図 6-3(a)⑥）、スギ若齢林（図 6-3(a)⑦）、及び広葉樹混合林（図 6-3(a)②）を選定した。それぞれの地点に、集塵器（エアサンプラ）を合計 9 機設置し、土壤に沈着した放射性物質の飛散量について測定した。なお、図中の Hi はハイボリュームサンプラ、Low はローボリュームサンプラを示す。（電源のある箇所では、ハイボリュームサンプラを使用した。）

さらに、放射性セシウムの巻き上げ状況の詳細観測を行うため、山木屋小学校（図 6-3(a)①）

及び、畑地（図 6-3(a)⑧）、スギ若齢林（図 6-3(a)⑦）に気象測器一式を配置し、グラウンド上からの再飛散量の観測を行った。

(2) 土壌水、河川水、湖沼、井戸水等の水循環に伴う放射性物質の移行状況調査

1) 土壌水、地下水、渓流水、湧水を通じた放射性物質の移行状況調査

調査地点として、川俣町山木屋地区内において、放牧草地（図 6-3(a) ⑥）、採草地（図 6-3(a) ④、⑪）、スギ壮齢林（図 6-3(a)⑦）、及びスギ若齢林（図 6-3(a)⑦）を選定した。

なお、牧草地及び草地では、土壌水、地下水（図 6-3(a)⑥、図 6-3(a)⑪）、湧き水（草地では図 6-3(a)⑪のみ）、渓流水を採取した。スギ壮齢林、及びスギ若齢林では土壌水を採取し、放射性セシウムの放射能濃度を測定した。

2) 水田から河川への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査

調査地点として、川俣町山木屋地区内において、水田（図 6-3(a)③）を選定し、耕作方法（通常耕作水田、表面をはぎ取った水田（以下、「表面剥ぎ取り水田」という。）に流量測定装置（パーシャルフリューム）、濁度計、及び浮遊砂採取器（浮遊砂サンプラ）を設置し、それぞれの水田から流出する浮遊土砂量、及び浮遊土砂に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を連続的に測定した。

3) 河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査

調査対象河川として、口太川及び下流の阿武隈川本川を選定した。口太川は、山木屋地区からの水・土砂の流出口となっており、阿武隈川に流下するため、その影響調査が重要であると考えられる。

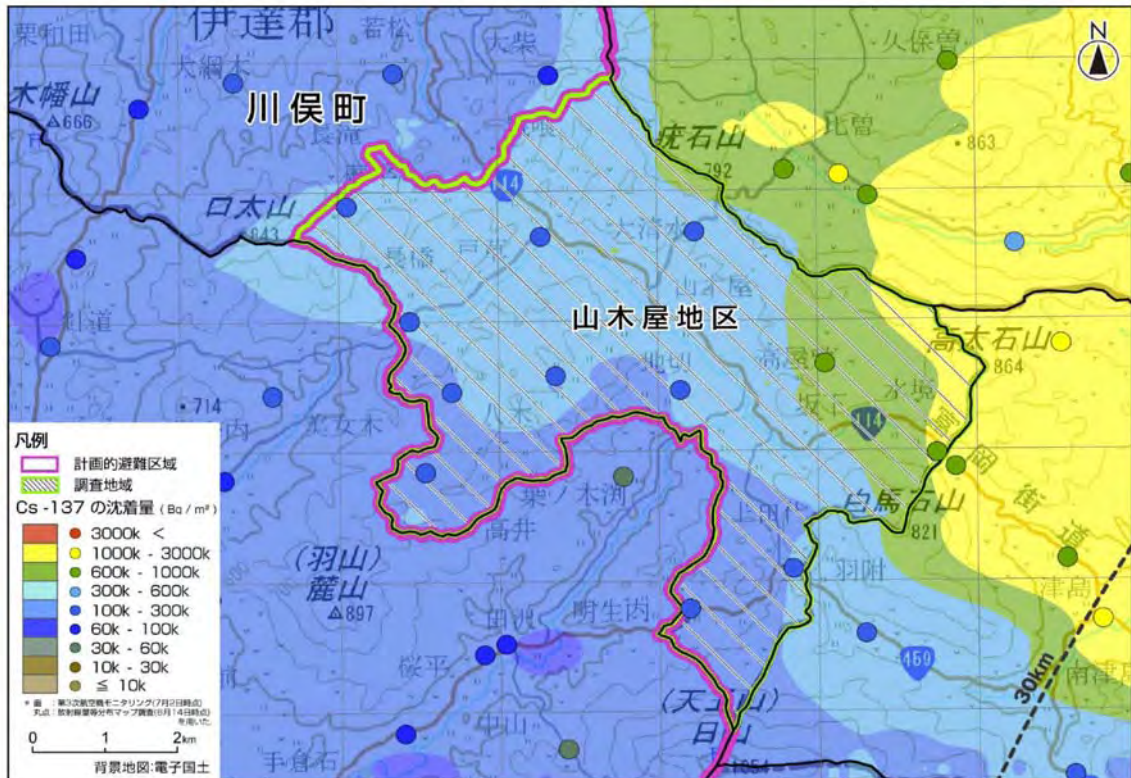
そこで、調査地点として、河川における放射性物質の移行状況調査として、口太川流域に合計 4 地点（図 6-3(b)⑳：地点名：水境川、㉑地点名：口太川上流、㉒地点名：口太川中流、㉓地点名：口太川下流）、及び阿武隈川本川に 2 地点（図 6-3(b)㉔地点名：阿武隈川本川伏黒、㉕：地点名阿武隈川本川岩沼）において、流量観測を行い、浮遊砂サンプラを用いて採水した。

4) 湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認

調査対象箇所として、阿武隈川本川の貯水池に加え、比較的、放射性物質の沈着量が多いことが確認されていた二本松市内の貯水池も調査箇所も含めることとした。

その結果、調査地点として、阿武隈川の蓬莱ダム湖（図 6-3(b)㉖）とし、口太川流域内の三つの貯水池（図 6-3(b) ㉗鼠喰池、㉘大屋戸、㉙高屋敷）、広瀬川流域内の二本松市内の一つの貯水池（図 6-3(b) ㉚松沢池）を選定した。

それぞれの調査地点における調査内容を整理したものを表 6-1 に示す。



※背景地図；第3次航空機モニタリング結果（7月2日換算）、及び福島第一原発から100 km圏内及びその圏外の福島県の約2,200箇所採取した土壌の核種分析結果（6月14日換算）

図6-2 福島県伊達郡川俣町山木屋地区における放射性セシウムの沈着量

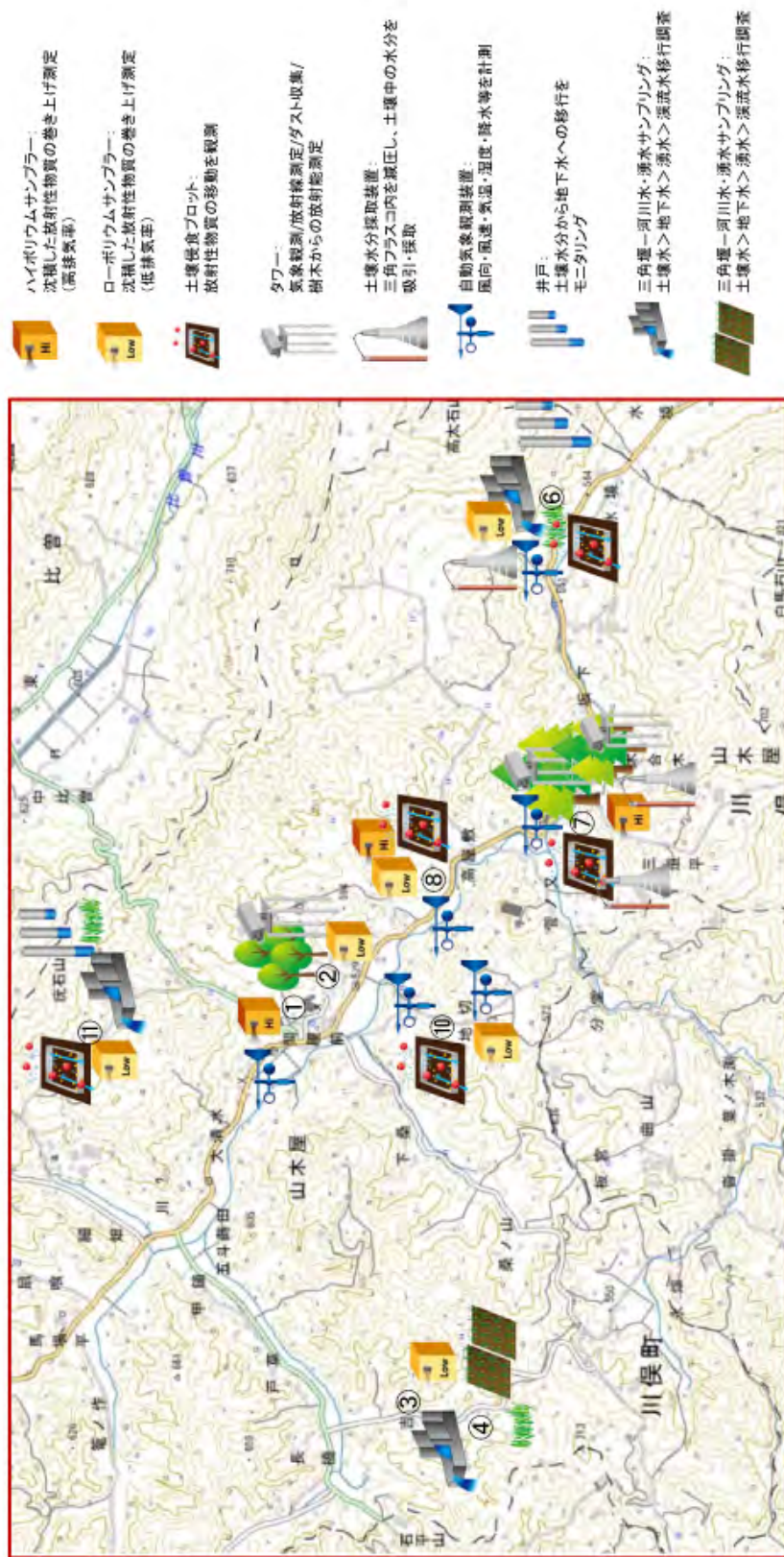
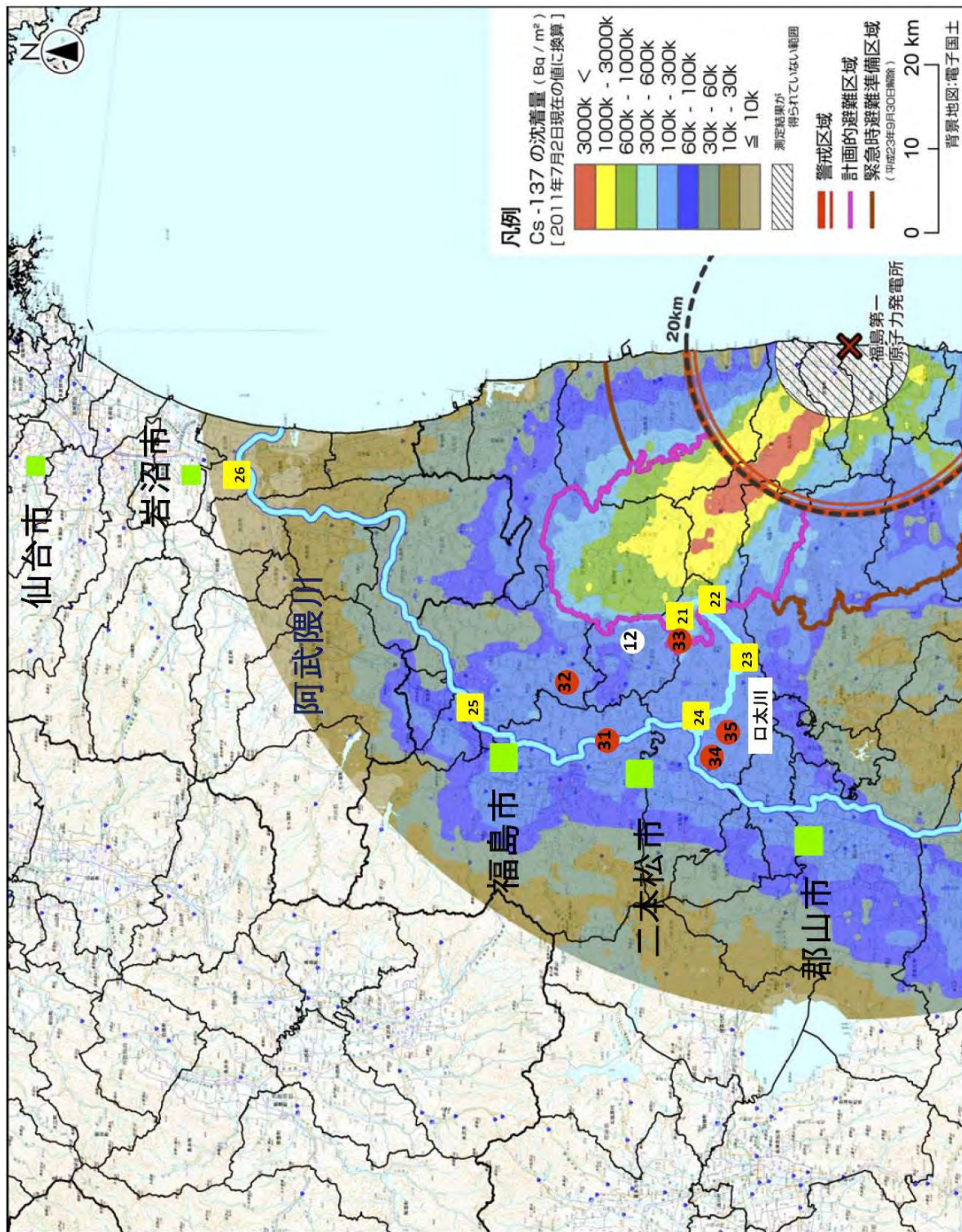


図 6-3 (a) 放射性物質の包括的移行状況調査の概要（地図中の番号は河川、貯水池、及びダム湖の調査箇所以外の本調査箇所の番号を示す。）



- 河川調査箇所 (21~26)
- 貯水池調査箇所 (32、33、34、35)、ダム湖 (31) 調査箇所

(※○については、本調査前 (平成23年4月28日) に実施した土壌採取箇所)

図6-3 (b) 放射性物質の包括的移行状況調査の概要
(地図中の番号は河川、貯水池、及びダム湖の調査箇所の番号)

表 6-1 本調査の実施箇所一覧

地点番号	調査地点	調査内容
図 6-3(a)①	裸地（山木屋小学校）	・放射性物質の飛散量の測定
図 6-3(a)②	広葉樹混合林	・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査 ・森林における放射性物質の分布状況の確認 ・放射性物質の飛散量の測定
図 6-3(a)③	水田	・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査 ・放射性物質の飛散量の測定 ・河川への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査
図 6-3(a)④	採草地	・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査 ・土壌水、地下水、渓流水、湧水の放射性セシウムの放射能濃度測定 ・放射性物質の飛散量の測定
図 6-3(a)⑥	放牧草地	・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査 ・土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況調査 ・放射性物質の飛散量の測定 ・土壌水、地下水、渓流水、湧水の放射性セシウムの放射能濃度測定
図 6-3(a)⑦	スギ若齢林、スギ壮齢林	・森林における放射性物質の分布状況の確認 ・放射性物質の飛散量の測定 ・土壌水、地下水、渓流水、湧水の放射性セシウムの放射能濃度測定
図 6-3(a)⑧	急勾配の畑地	・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査 ・土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況調査 ・放射性物質の飛散量の測定
図 6-3(a)⑩	緩勾配のタバコ畑	・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査 ・放射性物質の飛散量の測定 ・土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況調査 ・土壌水、地下水、渓流水、湧水の放射性セシウムの放射能濃度測定
図 6-3(a)⑪	採草地（禿石山）	・土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況調査
図 6-3(b)⑳	水境川	・河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査
図 6-3(b)㉑	口太川上流	・河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査
図 6-3(b)㉒	口太川中流	・河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査
図 6-3(b)㉓	口太川下流	・河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査
図 6-3(b)㉔	阿武隈川本川伏黒	・河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査
図 6-3(b)㉕	阿武隈川本川岩沼	・河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査
図 6-3(b)㉖		
図 6-3(b)㉗	蓬萊ダム湖	・湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認
図 6-3(b)㉘	松沢池（貯水池）	・湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認
図 6-3(b)㉙	鼠喰池、（貯水池）	・湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認
図 6-3(b)㉚	大屋戸（貯水池）	・湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認
図 6-3(b)㉛	高屋敷（貯水池）	・湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認

6.3 各調査の詳細

それぞれの調査方法、及び調査結果、考察は以下のとおりである。

6.3.1 森林、土壌等の自然環境中における放射性物質の移行状況調査

6.3.1.1 森林、畑地及び草地等における、土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布状況調査

(1) 調査内容

森林、畑地及び草地など、自然環境の違いによる放射性物質の土壌中の深度分布の違いを明らかにするため、福島県伊達郡川俣町内の8地点（畑地、タバコ畑、採草地、水田、牧草地、スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林（図6-4参照）において、環境ごとに土壌を深度別に採取し、それぞれの地点における土壌深さ方向の放射性セシウムの放射能濃度分布の確認を実施した。

また、川俣町小綱木の地点（37° 38' 47.28" N、140° 38' 6.18" E）では、平成23年4月28日に独自に調査を実施していたことから、同地点の平成23年8月17日の調査結果とともに放射性セシウムの土壌深さ方向への移行を確認した。

さらに、He and Walling (1996)によれば、放射性セシウムは粒子が細かい土壌粒子に選択的に吸着すると言われている。そこで、放射性セシウムが付着した様々な自然環境の土壌表層部の土壌粒子の粒度組成の違いを調査するとともに、土壌の粒度組成と土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布状況の関係を調査した。

(2) 深度別の土壌の採取・分析方法及び土壌の性質（比表面積・粘土含有率）の確認方法

土壌の採取には、IAEAが土壌断面中の放射性核種を測定するために標準的に使用している手法である、土壌を採取する装置（スクレーパープレート）を用いて地表面から深さ方向に5mm間隔で土壌を採取した（図6-5参照）。地表面から深さ0～5cmの土壌は5mm（0.5cm）間隔で、深さ5～30cmの土壌は1.0cm間隔で採取した。土壌表面が植物や枯れ葉などで覆われている場合には、土壌とは別に採取し、これらの試料をリター（森林において地表面に落ちたままの状態、土壌生物によってほとんど分解されていない葉・枝・果実・樹皮・倒木などが堆積している層）として定義した。その後、これらの試料を、摂氏110℃で24時間乾燥した後、リターについてミキサで粉砕して、土壌についてはそのまま、U-8容器に移し替え、Ge半導体検出器を用いて、放射エネルギーを定量し、それぞれの試料について放射性セシウムの存在量を求めた。

また、土壌粒子の細さと土壌深さ方向の放射性セシウムの分布状況の関係を確認するため、土壌の比表面積及び粘土含有率について、ふるい分析法とレーザー回折式粒度分布測定装置により、測定した。具体的には、粒径が425 μ m以上の土壌粒子についてはふるい分析法で、それ以下の粒径についてはレーザー回折式粒度分布測定器を用いて粒径ごとの重量百分率を測定した。粒径階ごとに比表面積を算出し、重量百分率で重み付けを行い、平均化することで、各土壌採取地点の土壌を代表する比表面積を求めた。

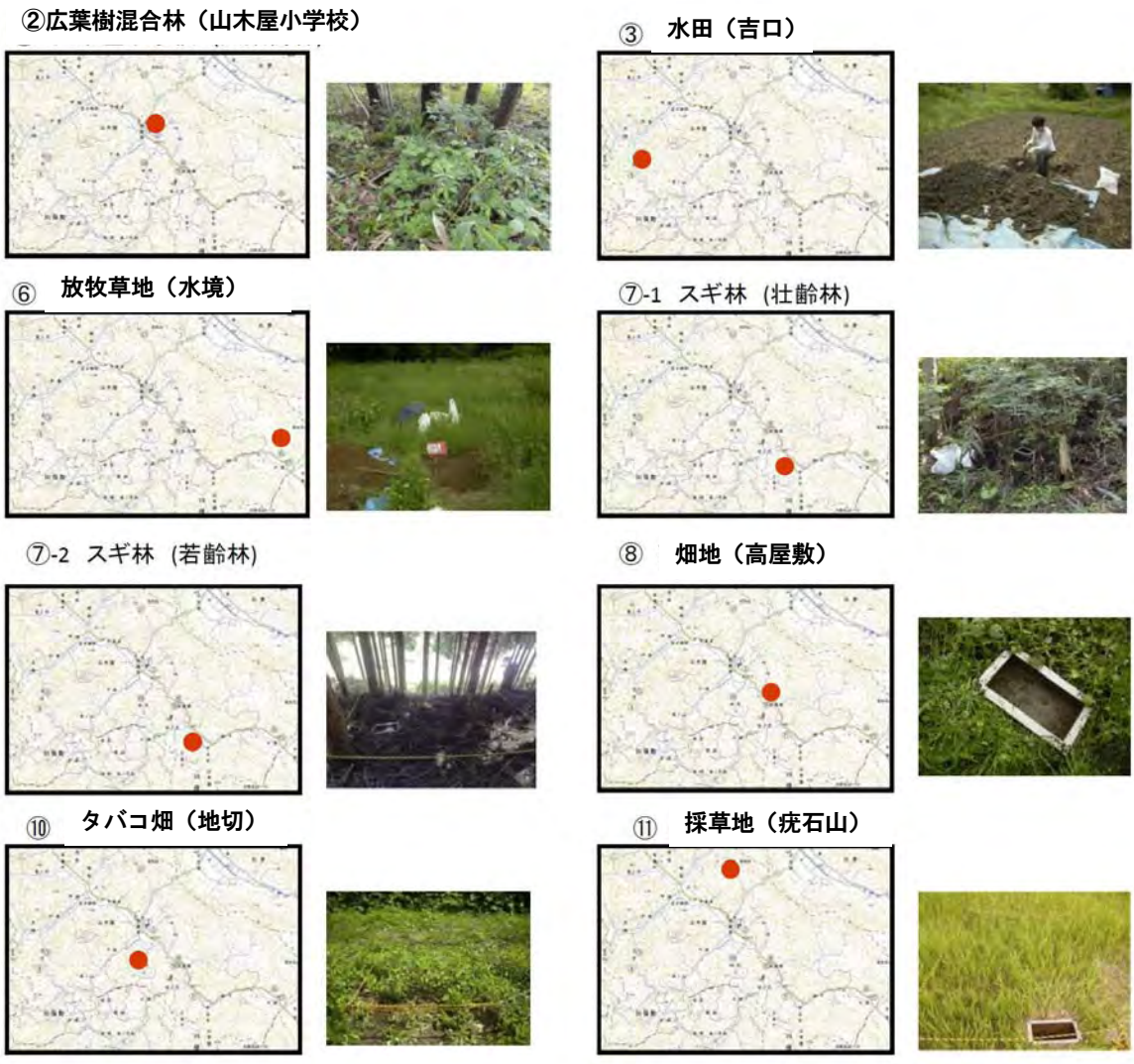


図 6-4 放射性セシウムの土壌深度分布の調査箇所（8 箇所）の状況



図 6-5 スクレーパープレートによる土壌採取風景

(3) 調査結果と考察

① 8地点（畑地、タバコ畑、採草地、水田、牧草地、スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林）の土壌中深さ方向の放射性セシウムの放射能濃度分布

本調査を実施した、8地点（畑地、タバコ畑、採草地、水田、牧草地、スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林）における土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布状況の結果を図6-6に示す。

その結果、放射性セシウムの存在量は、Cs-134では205～892kBq/m²、Cs-137では251～1,037kBq/m²の範囲であった。また、いずれの地点においても、土壌中の放射性セシウムは表層2cmの土壌にその大部分が吸着されていたが、地点により下記の違いが認められた。

- ・ リター層と土壌を分別して測定したところ、スギの壮齢林では、地表面に沈着した放射性セシウムの総存在量の約50%が、スギの若齢林、及び広葉樹林では約90%が地表に集積したリター層などに吸着されていることが確認された。
- ・ リター層と土壌を分別して測定したところ、畑地や採草地では、地表面に沈着した放射性セシウムの総存在量（インベントリー）の約40～70%が地表のリター層に吸着していることが確認された。
- ・ タバコ畑では、草木、枯れ草に放射性セシウムが10%程度しか吸着しておらず、放射性セシウムの大部分（90%以上）が土壌に吸着していることが確認された。
- ・ 水田では、土壌表層よりもやや深い深度（深さ0.5～1.0cm）において、放射性セシウムの放射能濃度が最も高かった。
- ・ 放牧草地では、およそ深さ4.0cmまで放射性セシウムの放射能濃度は比較的高く、他の地点と比べて、放射性セシウムが深部まで浸透していることが確認された。放牧家畜による表土のかく乱の可能性が考えられる。

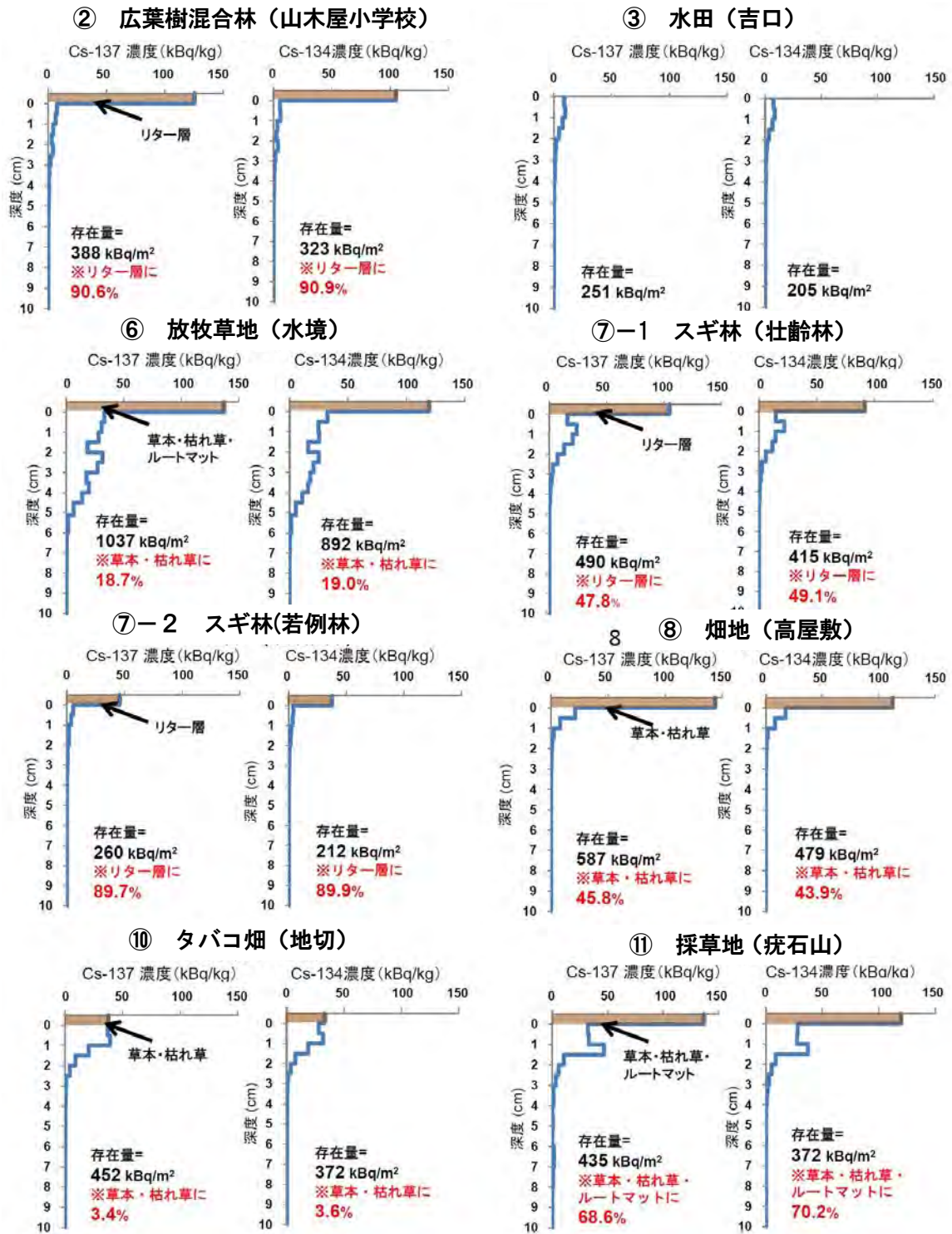


図 6-6 各調査箇所における土壤中の放射性セシウムの放射能濃度の分布

② 放射性セシウムの土壌深さ方向への移行（小綱木地点における深度分布特性）

小綱木地区においては、平成23年4月28日に続いて、本調査（平成23年8月17日）により、2回の放射性セシウムの深度プロファイルを得たため、土壌深さ方向への放射性セシウムの分布状況の変化について解析を実施した。解析には、土壌の深さ方向の放射性セシウムの分布を指数分布に近似した際に、どれほど深く放射性セシウムが分布しているかを示すパラメータである h_0 値を算出した（図6-7、6-8）。

$$A'(x) = A_{ref} (1 - e^{-x/h_0}) \quad (6.3.1) \text{式}$$

ここで、 $A'(x)$ は、深度 x より上部の土壌中に含まれる放射性物質の存在量 (Bq/m^2)、 A_{ref} は土壌プロファイル中にある放射性物質の存在量（インベントリー (Bq/m^2))、 x は重量深度 (kg/m^2) である。 h_0 は放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ (kg/m^2) で、 h_0 の値が大きいほど、土壌の深部まで浸透している事を表している。 h_0 値の決定には、放射性セシウムの深度分布の結果から、最小二乗法を用いて算出した。

その結果、平成23年4月28日の深度プロファイルでは、Cs-134とCs-137の h_0 値はいずれも $9.1\text{kg}/\text{m}^2$ であり、平成23年8月17日の h_0 値はそれぞれ $10.4\text{kg}/\text{m}^2$ と $10.2\text{kg}/\text{m}^2$ であった。このように、Cs-134とCs-137は h_0 値がほぼ等しく、どちらも深度分布特性が同じであることを示している。

また、4月28日と8月17日の h_0 値を比較すると、Cs-134とCs-137のどちらも8月17日の h_0 値の方が大きな値を示した。平成23年4月28日から8月17日までの総降雨量は387mm（山木屋雨量観測所、国土交通省）であり、雨水の地中浸透に伴い、土壌表層の放射性セシウムが深さ方向に若干移行したが、その速度はきわめて遅いものであることが確認された。他方で、事故前のフォールアウト時の放射性セシウムの移行状況の研究から、土壌の性質や有機物の存在などにより、この速度は変わると言われていることから、他の8地点においても、今回の結果と比較するため、放射性セシウムの深度分布の長期的なモニタリングを行っていくことが必要である。

さらに、放射性セシウムの浸透しやすさと土壌特性との関係を確認するため、 h_0 の値と、最表層（0～0.5cm）、及び表土（0～5.0cm）の土壌の比表面積・粘土含有率の関係について確認した。なお、放牧草地については、放射性セシウムの深度分布から放牧家畜による表土のかく乱の可能性が考えられたため、回帰分析の対象外とした。

その結果、図6-9に見られるように、土壌最表層（表層から深さ0～0.5cm（5mm））においては、比表面積、及び粘土含有率と h_0 値の間には高い相関が確認された。他方で、表層土壌5cmにおける土質特性と h_0 には関係が確認されなかった。

このことは、地表面に降下した放射性物質が最初に接触する最表層5mmの土壌の粒度組成が、放射性セシウムの土壌深さ方向への浸透しやすさに影響を与えることを示唆しているものである。通常の土壌においては、比表面積が大きいほど、土壌粒子に放射性セシウムが吸着しやすいため、土壌深さ方向への浸透しやすさは低下すると思われるが、本調査における最表層5mmの土壌では逆の結果が確認された。今後、その原因解明に向けた継続調査が必要である。

【引用文献】

He Q, Walling DE. 1996. Interpreting particle size effects in the adsorption of ^{137}Cs and unsupported ^{210}Pb by mineral soils and sediments. *Journal of Environmental Radioactivity* 30-2: 117-137.

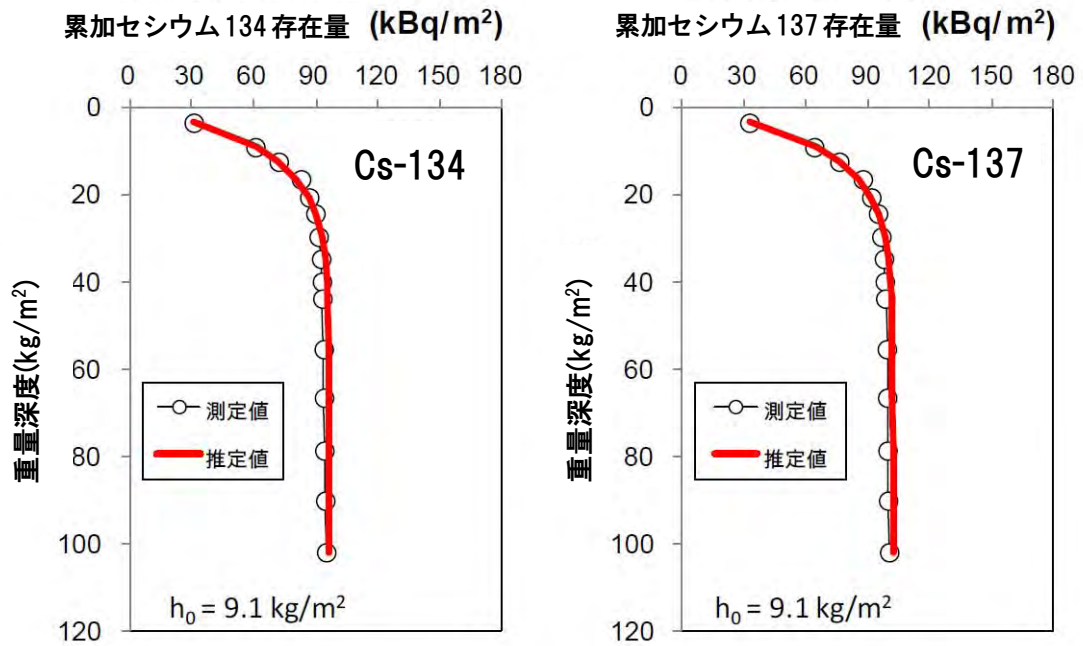


図 6-7 小綱木地点の平成 23 年 4 月 28 日の放射性セシウムの深度分布と指数関数をフィッティングした結果 (h_0 は放射性セシウムの土壌深部までの浸透状況)

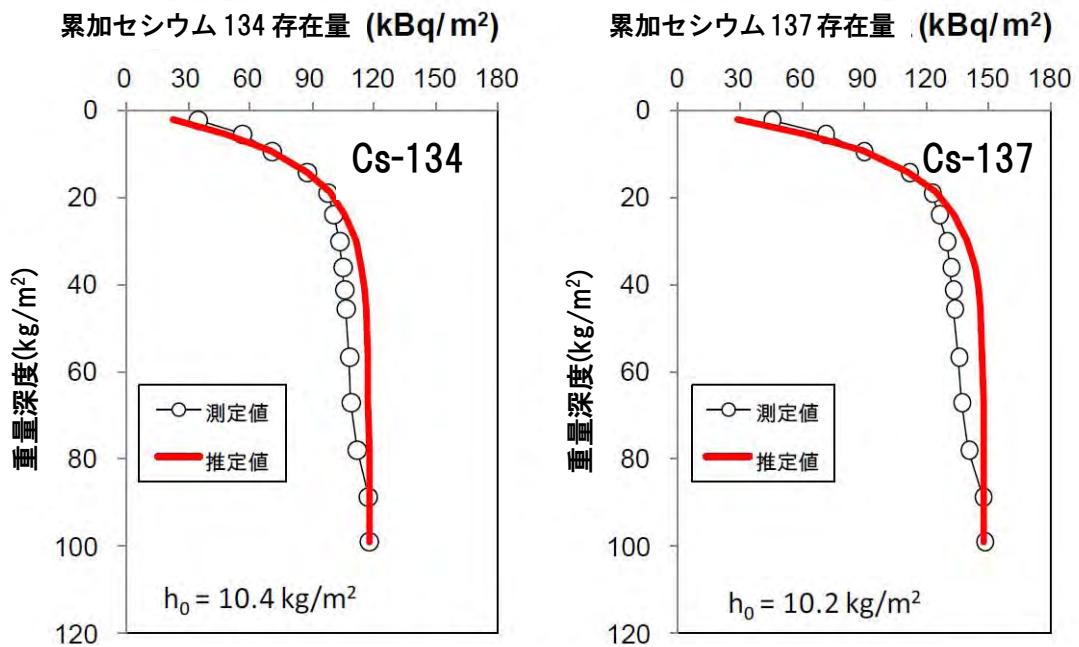


図 6-8 小綱木地点の平成 23 年 8 月 17 日の放射性セシウムの深度分布と指数関数をフィッティングした結果 (h_0 は放射性セシウムの土壌深部までの浸透状況)

③ 土壤物理特性と深度分布特性の相関関係

He and Walling(1996)により、放射性セシウムは粒子が細かい土壌粒子に吸着されやすいことが確認されている。確認されている。これは、粒子が細かい土壌粒子ほど比表面積が大きいため、放射性セシウムが吸着しやすいことによる。図 6-9、及び図 6-10 は、Cs-137 の分布の深度を表わす

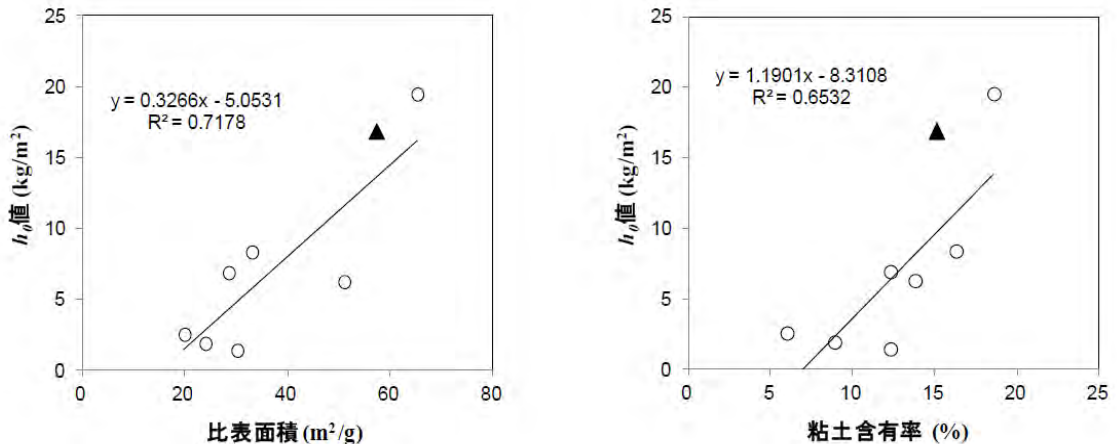


図 6-9 セシウム 137 の深度分布に基づく h_0 値（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ）と土壤最表層（0~0.5cm 深）の土壤特性との関係（黒塗りの三角形で示した放牧草地の測定結果は回帰分析から除外した。）

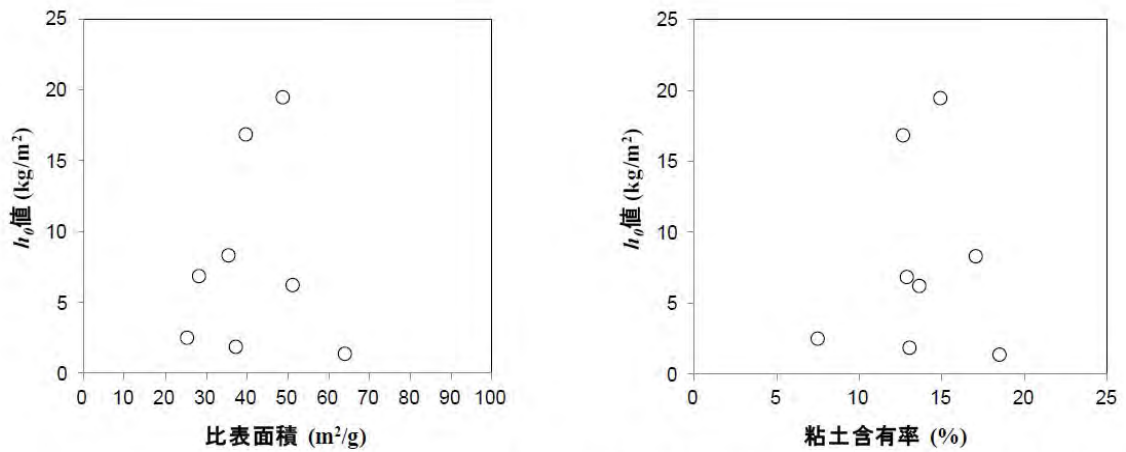


図 6-10 セシウム 137 の深度分布に基づく h_0 値（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ）と 0~5cm 深の土壤特性の関係

6.3.1.2 森林における放射性物質の分布状況の確認及び移行状況調査

(1) 本調査の実施目的

福島第一原発から放出された放射性物質の森林環境への蓄積状況と移行状況を確認するため、福島県伊達郡川俣町の山木屋地区をモデル地域として、スギ若齢林、スギ壮齢林及び広葉樹混合林内外の高さ別の空間線量率の傾向の確認と、林床表面の放射性セシウムの沈着量の測定を実施した。また、高度別に葉、林内雨、樹幹流、落葉等の放射能濃度を測定し、森林内の放射性セシウムの分布状況と移行状況の調査を実施した。

(2) 本調査の詳細

本調査では、ポータブルゲルマニウム半導体検出器を用いて、森林内外の高さ別の空間線量率の傾向を確認するとともに、林床表面の放射性セシウムの存在量を測定した。また、森林内にタワー（やぐら）を設置し、森林の高さ別の葉を採取するとともに、林内雨、樹幹流、及び落葉等を採取し、森林内の放射性物質の分布状況と時間の経過に伴う放射性物質の移行状況について調査を実施した。調査内容の詳細は以下のとおりである。

① 調査対象地点

調査対象地点として、福島県伊達郡川俣町の山木屋地区のスギ林からなる針葉樹林サイト2地点と、ナラガシワ等が生育している広葉樹林1地点を選定した。本調査地点は、図6-11に示すように、文部科学省の航空機モニタリング（第3次航空機モニタリング）の測定結果から、調査対象地点のCs-137の沈着量は300～600kBq/m²であることが確認されている。



図6-11 調査地点の位置とタワー（やぐら）の設置状況

② 樹冠内の放射性セシウムの分布

森林の形態による違いと、樹冠中の放射性セシウムの高さ別の分布状況を確認するため、各調査地点の森林内にタワー（やぐら）を設置し、ポータブルゲルマニウム半導体検出器を用いて、3期間（平成23年7月25日、9月9日、10月21日）の空間線量率、及び放射性セシウムの計数率を高度別に測定した。測定は、スギ若齢林においては、地表面から10.6mまでの6高度（1.6m、4.2m、6.9m、7.7m、10.6m）で、スギ壮齢林では地表から14.2mまでの9高度（0.9m、3.7m、5.7m、7.2m、9.0m、10.6m、14.2m）で、広葉樹林混合林では地表から13.9mまでの9高度（0.6m、3.3m、5.1m、6.7m、8.5m、10.3m、12.0m、13.9m）で斜面上方と下方に測定器を向けて、1分間測定を実施した。これに加えて、ポータブルゲルマニウム半導体検出器による空間線量率の測定を実施した高度において、樹木に生えている葉のサンプル（生葉・枯葉）を採取した。葉のサンプルは実験室に持ち帰り、乾燥後、破砕した上で、Ge半導体検出器を用いて、乾燥重量あたりの放射性セシウムの放射能濃度を求めた。

③ 林床の放射性セシウムの分布

森林内の地表面（林床）の放射性セシウムの空間分布と時間変化を明らかにするため、それぞれの森林内に約10m×10mの区画を選定し、その中の49地点において、ポータブルゲルマニウム半導体検出器を用いて地表面の放射性セシウムの存在量を測定した。測定区画49地点は7列×7列の格子状に配置し、各地点はプラスチック製のペグで印を付けた。地表面の放射性セシウムの存在量の測定は、平成23年7月25日、9月9日、10月21日の3期間に実施した。なお、本測定においては、ポータブルゲルマニウム半導体検出器をゲルマニウム結晶の下部と地表面の距離が5cmになるように設置し、1地点の測定時間は1分間とした。

④ 雨水・落葉に含まれる放射性セシウムの放射能濃度

森林内を降下する林内雨を採取するため、スギ壮齢林、スギ若齢林及び広葉樹混合林の近傍の開けた場所に各地点3個の雨水サンプリャを設置した。設置場所としては、スギ壮齢林とスギ若齢林では7地点、広葉樹混合林では5地点に設置した。（図6-12参照）いずれの林内雨サンプリャも、樹幹からの距離に偏りが生じないように配置した。

樹幹流については、スギ壮齢林、スギ若齢林及び広葉樹混合林のそれぞれの森林の樹木3本に集水装置を取り付け、樹幹流を90Lのバケツ（樹幹流タンク）に導水した。（図6-12参照）林内雨サンプリャ及び樹幹流タンクに捕捉された水試料は水量を計測した後、2Lの容器に移した。その後、水試料を実験室に持ち帰り、開き目が100 μ mのステンレス製のふるいを通させて、水試料に混入した葉の破片等の粗大粒子を除去した上で、放射性セシウムの放射能濃度を測定した。

落葉を採取するために、スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林サイトに3個のリタートラップを設置した。リタートラップは、1m×1mの枠に目の細かいメッシュを取り付け、林床に落下する落葉を捕捉する構造になっている。メッシュに捕捉された落葉は乾燥させた後、放射性セシウムの放射能濃度を測定した。

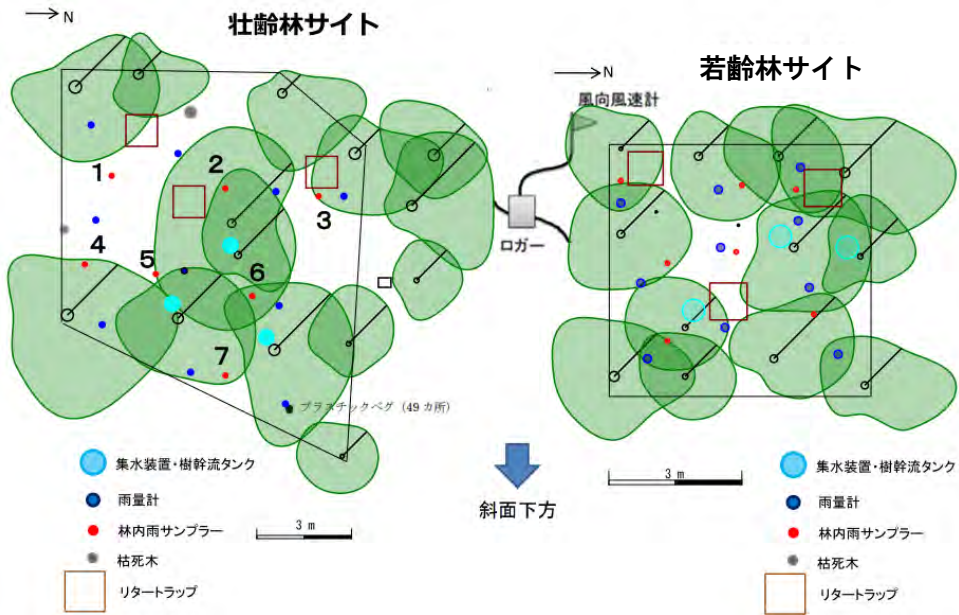


図 6-12(a) スギ壮齢林、スギ若齢林サイトの状況



図 6-12 (b) 広葉樹混合林サイトの状況

(3) 本調査の結果

① 森林内の高度別の空間線量率、セシウム 134、セシウム 137 の計数率（ガンマ線）の調査結果

森林内の高度別の空間線量率、及び Cs-134、Cs-137 の計数率の分布傾向、3 期間における変化傾向は図 6-13、図 6-14 のとおりである。

- ・スギ若齢林では、樹冠中央部において、空間線量率、及び Cs-134、Cs-137 の計数率（cps）が高いことが確認された。
- ・スギ壮齢林では、樹冠上部で空間線量率、Cs-134、Cs-137 の計数率が最も高く、樹冠の下端に向かって減少していることが確認された。また、これらの値は地表面付近に近づくにつれて再び高くなる傾向が確認された。
- ・広葉樹混合林では、樹冠の空間線量率、及び Cs-134、Cs-137 の計数率はほぼ一定で、地表に近づくにつれて高くなる傾向が確認された。

また、斜面方向の空間線量率、及び放射性セシウムの計数率の傾向を斜面上方側と下方側で比較したところ、同じ高度でも斜面上方側の方においてが高い空間線量率及び Cs-134、Cs-137 の計数率が確認された。

さらに、3 期間における空間線量率、及び放射性セシウムの計数率の変化傾向をそれぞれの森林について比較したところ、スギ林（若齢林・壮齢林）では、樹冠上部において、9 月と 10 月の空間線量率、及び Cs-134、Cs-137 の計数率が減少しているが、地表面付近では変化が無い、やや増加傾向であることが確認された。また、広葉樹混合林においては、時間が経過するにつれて、樹冠部で空間線量率、及び Cs-134、Cs-137 の計数率が減少し、地表面付近で増加している傾向が確認された。

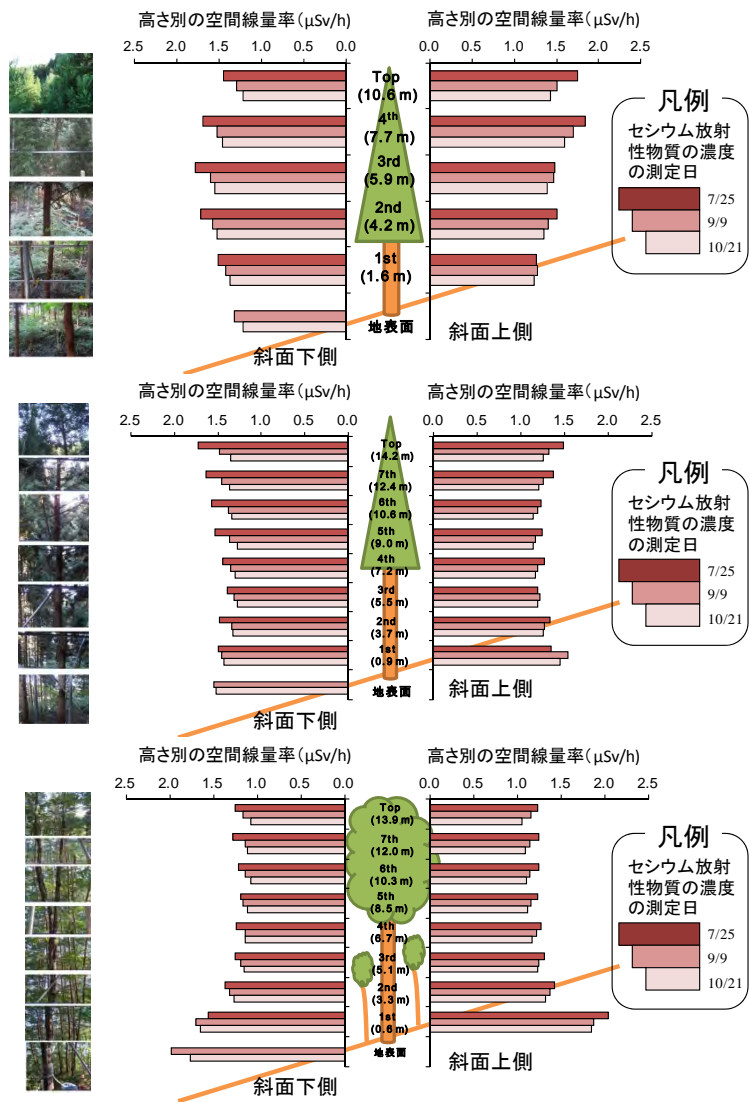


図 6-13 ポータブルゲルマニウム半導体検出器による林内の空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$) の垂直分布 (スギ若齢林 (上)、スギ壮齢林(中)、広葉樹混合林 (下))

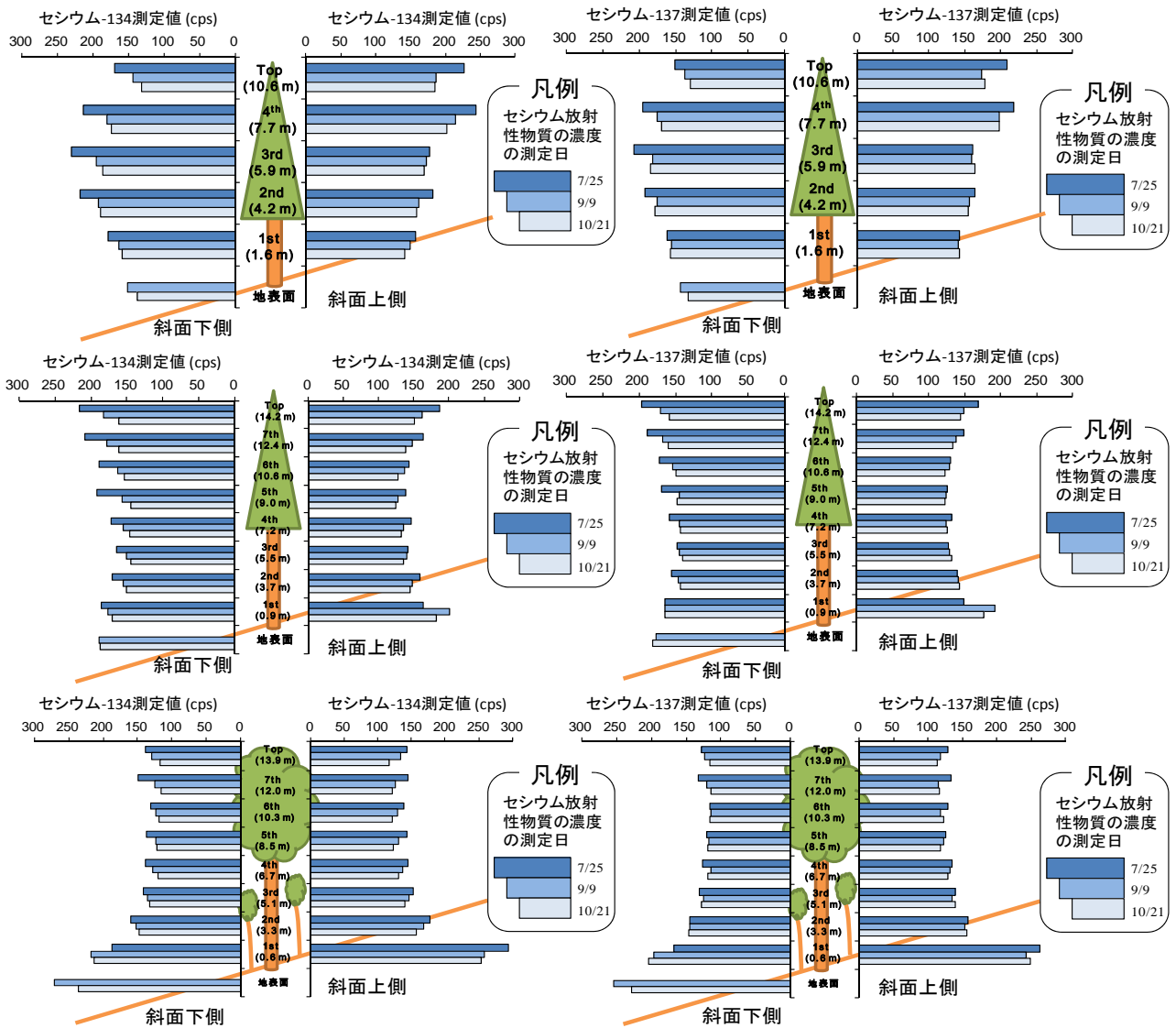


図 6-14 (a) ポータブルゲルマニウム
半導体検出器によるセシウム 134
の計数率 (cps) の垂直分布
(スギ若齢林(上)、スギ壮齢林(中)、
広葉樹混合林(下))

図 6-14 (b) ポータブルゲルマニウム
半導体検出器によるセシウム 137 の計数率
(cps) の垂直分布
(スギ若齢林(上)、スギ壮齢林 (中)、
広葉樹混合林(下))

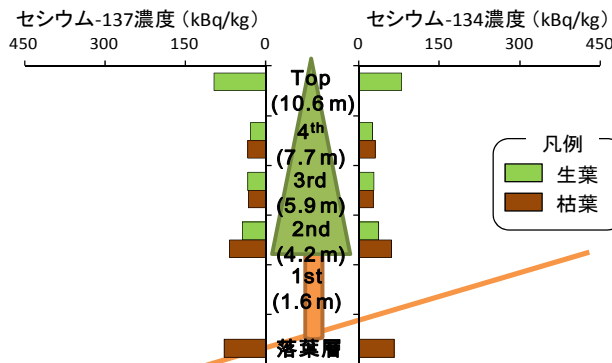
② 高さ別の葉の放射性セシウムの放射能濃度

森林内の樹木に生えている生葉について、Ge 半導体検出器を用いて、放射性セシウムの放射能濃度を求めた結果は次のとおりである。(図 6-15 参照)

- ・広葉樹混合林では、生葉の Cs-134 の放射能濃度は平均で 14.3kBq/kg であり、Cs-137 の放射能濃度は平均で 15.4kBq/kg であった。
- ・スギ若齢林において、生葉の Cs-134 の放射能濃度は平均で 42.8kBq/kg であり、Cs-137 の放射能濃度は平均で 50.9kBq/kg であった。また、スギ壮齢林では、Cs-134 の放射能濃度は平均で 39.6kBq/kg であり、Cs-137 の放射能濃度は平均で 46.3kBq/kg であった。
- ・スギ林は、広葉樹混合樹林に比べて、生葉に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は平均で 3 倍程度高い傾向であることが確認された。

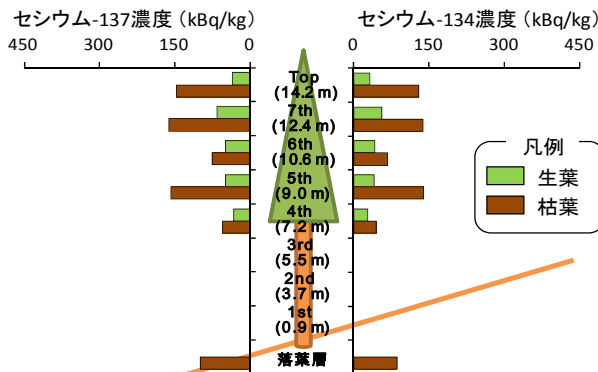
また、スギ林の枯葉について、放射性セシウムの放射能濃度を測定した結果は次のとおりである。

- ・スギ若齢林では、枯葉の Cs-134 の放射能濃度は平均で 39.3kBq/kg であり、Cs-137 の放射能濃度は平均で 44.9kBq/kg であった。スギ壮齢林では、Cs-134 の放射能濃度は平均で 103.9kBq/kg であり、Cs-137 の放射能濃度は平均で 119.1kBq/kg であった。
- ・スギ若齢林では、生葉と枯葉で放射性セシウムの放射能濃度に大差はなかったが、スギ壮齢林では全ての高度において、枯葉の放射能濃度が生葉に比べて 2 倍程度高いことが確認された。
- ・スギ若齢林とスギ壮齢林では、落葉層（リター層）の放射性セシウムの放射能濃度がほぼ同程度で、概ね 100kBq/kg 以下であった。一方、広葉樹混合林では、生葉の放射性セシウムの放射能濃度は、いずれの高度においても、概ね 40kBq/kg 以下であったが、落葉層（リター層）の放射性セシウムの放射能濃度は約 350kBq/kg と特に高い値を示した。



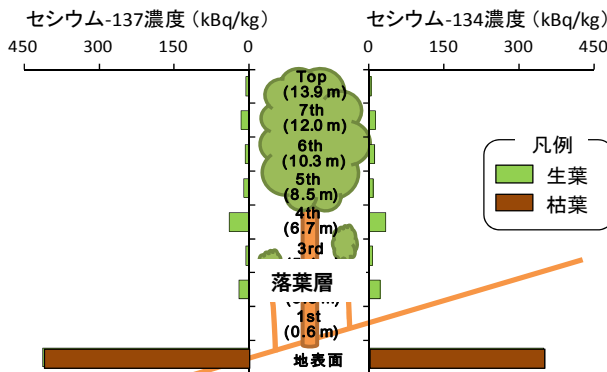
樹高 からの距離 (m)	Cs-137				Cs-134				
	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	
トップ	10.6	57.5	3.0	検出なし	検出なし	80.1	2.5	検出なし	-
4階目	7.7	28.5	1.6	33.8	1.8	25.8	1.4	30.2	1.6
3階目	5.9	33.7	1.6	33.3	2.3	28.5	1.4	25.5	1.9
2階目	4.2	44.1	2.8	67.6	3.7	36.7	2.4	61.3	3.2
1階目	1.6	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-
落葉	0.0	検出なし	-	77.4	3.2	検出なし	-	65.7	2.7
平均				44.9		42.8		39.3	

*落葉は平均に含まれていない



樹高 からの距離 (m)	Cs-137				Cs-134				
	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	
トップ	14.2	34.9	2.0	146	4.2	31.0	1.8	129	3.7
7階目	12.4	65.4	2.6	161	5.3	56.4	2.3	136	4.7
6階目	10.6	49.4	2.2	75.4	3.9	41.8	1.9	67.4	3.4
5階目	9.0	49.0	1.9	157	4.5	40.7	1.6	139	4.0
4階目	7.2	32.8	2.2	56.0	3.2	27.5	1.9	45.5	2.7
3階目	5.5	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-
2階目	3.7	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-
1階目	0.9	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-
落葉	0	検出なし	-	39.4	2.6	検出なし	-	86.0	2.4
平均				48.3		119.1		59.6	

*落葉は平均に含まれていない



樹高 からの距離 (m)	Cs-137				Cs-134				
	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	
トップ	13.9	6.4	1.0	検出なし	-	4.6	0.8	検出なし	-
7階目	12.0	34.4	0.2	検出なし	-	13.3	1.4	検出なし	-
6階目	10.3	7.7	1.2	検出なし	-	10.8	1.3	検出なし	-
5階目	8.5	10.3	1.4	検出なし	-	9.3	1.3	検出なし	-
4階目	6.7	39.3	1.7	検出なし	-	33.4	1.5	検出なし	-
3階目	5.1	7.0	0.7	検出なし	-	7.0	0.6	検出なし	-
2階目	3.3	20.7	2.0	検出なし	-	22.0	1.9	検出なし	-
1階目	0.6	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-
落葉	0	-	-	47.3	6.7	-	-	349	5.8
平均				15.4		14.3			

*落葉は平均に含まれていない

図 6-15 高さ別で採取した生葉・枯葉及び落葉層の放射性セシウムの放射能濃度 (Bq/kg)
(スギ若齢林(上)、スギ壮齢林(中)、広葉樹混合林(下))

③ 森林外の高さ別の空間線量率の調査結果

森林外において、高所作業車を使用して、ポータブルゲルマニウム半導体検出器を用いて高度別の空間線量率を測定し、地表面からの距離と空間線量率の関係を調査した。調査地点は平坦な耕作地で、周囲 200m の範囲内に森林がないような箇所を選択した。その結果、図 6-16 に示すように、空間線量率は地表面から高さ 5m までは高度が上がるにつれて減少し、それ以上の高度ではほぼ一定であった。

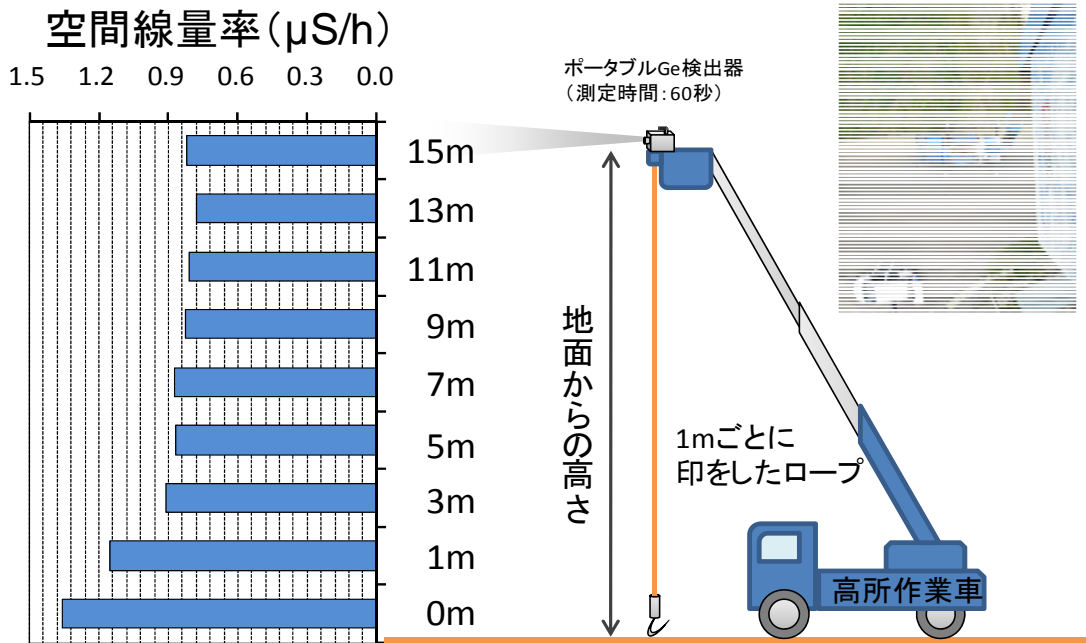


図 6-16 林外の空間線量率の垂直分布

④ 林床の放射性セシウムの空間分布と時間変化

それぞれの森林における林床の放射性セシウムの空間分布を図 6-17 に示す。図中の白抜きの円は樹幹の位置を、不定形の図形は樹冠の輪郭を表している。

スギ若齢林においては、樹冠下で測定された放射性セシウムの計数率は、樹冠の隙間（以下「ギャップ」という。）で測定された放射性セシウムの計数率の値に比べて低い傾向が確認された。3 期間の比較においては、ギャップにおける放射性セシウムの計数率は減少傾向を示していたが、樹冠下における放射性セシウムの計数率は増加傾向であることが確認された。

スギ壮齢林においても、樹冠下の放射性セシウムの計数率は、ギャップで測定された放射性セシウムの計数率の値に比べて低い傾向であることが確認された。3 期間の比較では、全体的に放射性セシウムの計数率が増加傾向にあるものの、樹冠下においては特に、放射性セシウムの計数率が増加する傾向が確認された。

広葉樹混合林においても、樹冠下の放射性セシウムの計数率は、ギャップで測定された放射性セシウムの計数率の値に比べて低い傾向が確認された。3 期間の比較では、全体的に放射性セシウムの計数率が減少傾向にあることが確認された。

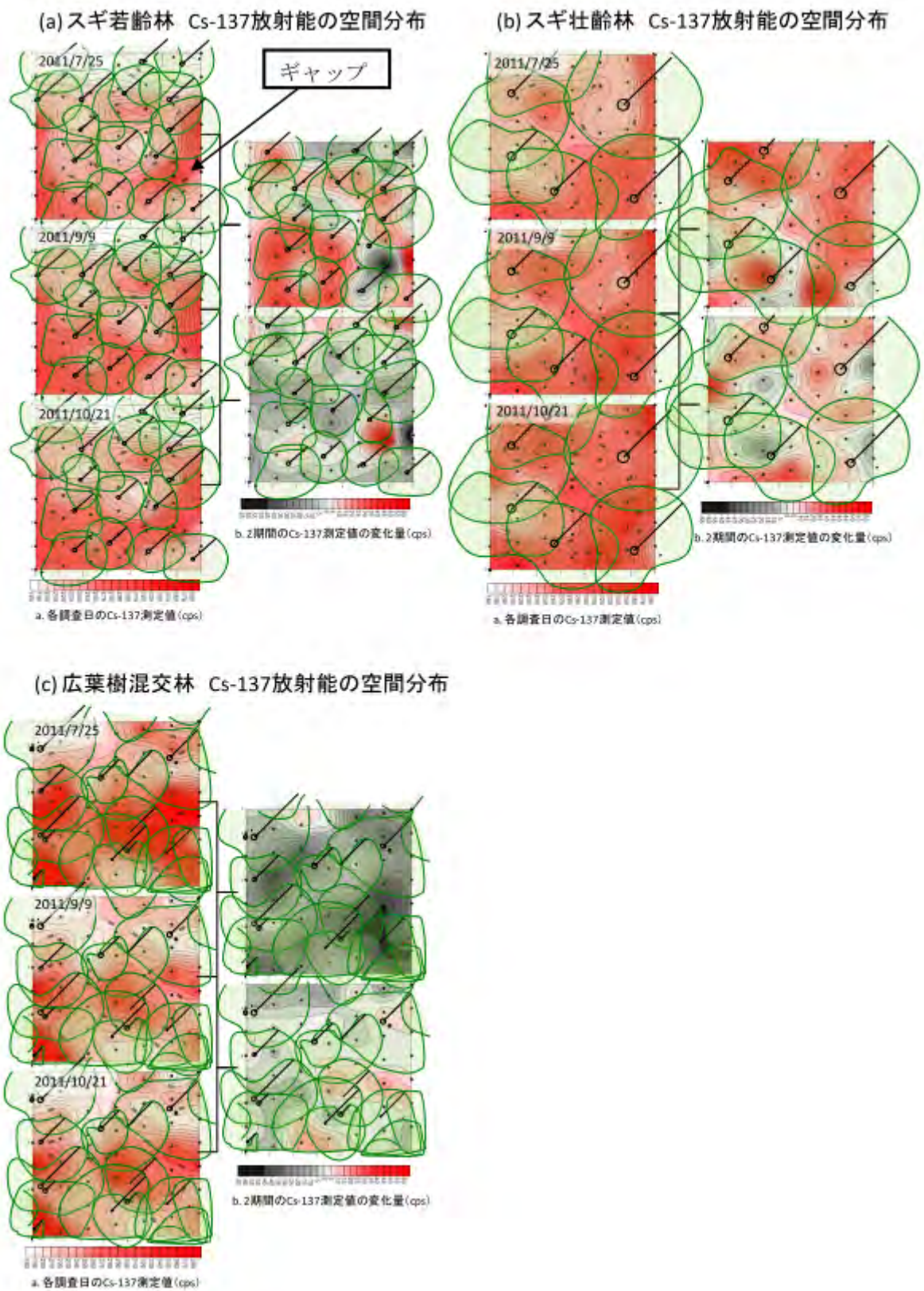


図 6-17 林床におけるセシウム 137 の計数率の空間分布と時間変化（測定値は黒に近づくにつれて、測定値は減少し、赤に近づくほど、増加することを示している。測定日は 7 月 25 日、9 月 9 日、10 月 21 日）

⑤ 森林内の放射性セシウムの移行状況

1) 林内雨中の放射性セシウムの放射能濃度の測定結果

それぞれの森林について、林内の7地点（広葉樹混合林のみ5地点）で採取した林内雨の放射性セシウムの放射能濃度を捕捉水量によって加重平均した値を表6-2に示す。

その結果、スギ壮齢林について、7月3日～8月23日の期間に雨水サンプラで収集した林内雨中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は、Cs-134で34.5～243.2Bq/Lで、Cs-137で47.5～327.3Bq/Lであった。

スギ若齢林では、表6-2に示すように、林内雨中のCs-134の放射能濃度は14.8～145.4Bq/Lで、Cs-137の放射能濃度は17.0～183.8Bq/Lであった。

広葉樹混合林では、表6-2に示すように、Cs-134の放射能濃度は8.1～67.0Bq/Lで、Cs-137の放射能濃度は12.2～86.2Bq/Lであった。

2) 林内雨及び林外雨中の放射性セシウムの放射能濃度の測定結果

それぞれの森林において、3本の樹木から採取した樹幹流の放射性セシウムの放射能濃度を捕捉水量によって加重平均した値を表6-3に示す。

その結果、スギ壮齢林サイトに設置した、7月3日～23日、及び7月23日～8月19日の期間に雨水サンプラで得られた樹幹流中のCs-134の放射能濃度は27.4Bq/Lと33.8Bq/Lであり、Cs-137の放射能濃度は63.9Bq/Lと83.2Bq/Lであった。

スギ若齢林では、樹幹流中のCs-134の放射能濃度は27.5Bq/Lと29.7Bq/Lであり、Cs-137の放射能濃度は42.1Bq/Lと45.6Bq/Lであった。

広葉樹混合林では、樹幹流中のCs-134の放射能濃度は10.5Bq/Lと15.0Bq/Lであり、Cs-137の放射能濃度は40.2Bq/Lと44.4Bq/Lであった。

さらに、各森林に設置した3箇所の林外雨に含まれる放射性セシウムの放射能濃度について、捕捉水量によって加重平均したものを表6-2に示す。各サンプラで得られた林外雨に含まれるCs-137の放射能濃度は、スギ林の近傍では、0.34～0.76Bq/Lであり、広葉樹混合林の近傍では0.08～0.31Bq/Lと林外雨に比べて非常に放射能濃度は低く、林外雨に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は概ね1Bq/L以下であることが確認された。

なお、集中豪雨等により林内雨に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の変化を確認するため、およそ1週間ごとの林内雨の雨量と放射性セシウムの放射能濃度の関係を調査した。その結果、図6-18(a)に見られるように、林内雨に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は、一定期間に降下する雨量が多いほど、低くなる傾向があることが確認された。他方で、図6-18(b)のグラフを見ると、一定期間に降下する雨量の違いと林内雨に含まれる放射性セシウムの総量の明確な相関性は確認できなかった。

3) リターに含まれる放射性セシウムの放射能濃度の測定結果

また、表6-4に見られるように、7月3日～31日及び7月31日～8月19日に回収されたリターについて核種分析したところ、スギ壮齢林におけるCs-134の放射能濃度は98kBq/kgから331kBq/kgに増加しており、Cs-137の放射能濃度は114kBq/kgから398kBq/kgに増加していた。

また、若齢林では、Cs-134の放射能濃度は95kBq/kgから135kBq/kgに増加しており、Cs-137の放射能濃度が101kBq/kgと155kBq/kgであった。一方、広葉樹林サイトでは、Cs-134の放射能濃度が62kBq/kgから107kBq/kgに増加しており、Cs-137の放射能濃度が76kBq/kgと126kBq/kgに増加していた。

表 6-2 林外雨及び林内雨に含まれる放射性セシウムの放射能濃度

期間	スギ壮齢林の林内雨		スギ若齢林の林内雨		広葉樹混合林の林内雨		スギ林サイトの林外雨		広葉樹混合林サイトの林外雨	
	Cs-134濃度 (Bq/L)	Cs-137濃度 (Bq/L)	Cs-134濃度 (Bq/L)	Cs-137濃度 (Bq/L)	Cs-134濃度 (Bq/L)	Cs-137濃度 (Bq/L)	Cs-134濃度 (Bq/L)	Cs-137濃度 (Bq/L)	Cs-134濃度 (Bq/L)	Cs-137濃度 (Bq/L)
2011/07/03 ~ 07/10	34.5	47.5	14.8	17.0	37.3	49.2				
2011/07/10 ~ 07/23	242.2	327.3	145.4	183.8	24.5	29.5	0.7	1.4	0.3	0.3
2011/07/23 ~ 08/01	65.3	82.9	60.5	72.6	11.9	14.2	0.5	0.5	0.1	0.2
2011/08/01 ~ 08/06	73.4	87.6	77.5	98.1	30.8	39.1	0.4	0.3	0.3	0.3
2011/08/06 ~ 08/12	104.8	139.2	81.9	106.2	67.0	86.2				
2011/08/12 ~ 08/19	243.2	309.7	73.7	88.6	32.0	39.5				
2011/08/19 ~ 08/23	126.5	171.9	48.5	66.7	8.1	12.2				

表 6-3 樹幹流に含まれる放射性セシウムの放射能濃度

期間	スギ壮齢林の樹幹流		スギ若齢林の樹幹流		広葉樹混合林の樹幹流	
	Cs-134濃度 (Bq/L)	Cs-137濃度 (Bq/L)	Cs-134濃度 (Bq/L)	Cs-137濃度 (Bq/L)	Cs-134濃度 (Bq/L)	Cs-137濃度 (Bq/L)
2011/07/03 ~ 07/23	27.4	33.8	27.5	29.7	10.5	15.0
2011/07/23 ~ 08/19	63.9	83.2	42.1	45.6	40.2	44.4

表 6-4 リター（森林において地表面に落ちたままの状態、土壌生物によってほとんど分解されていない葉・枝・果実・樹皮・倒木などが堆積している層）に含まれる放射性セシウムの放射能濃度

期間	スギ壮齢林のリター		スギ若齢林のリター		広葉樹混合林のリター	
	Cs-134濃度 (kBq/kg)	Cs-137濃度 (kBq/kg)	Cs-134濃度 (kBq/kg)	Cs-137濃度 (kBq/kg)	Cs-134濃度 (kBq/kg)	Cs-137濃度 (kBq/kg)
2011/07/03 ~ 07/31	98	114	95	101	62	76
2011/07/31 ~ 08/19	331	398	135	155	107	126

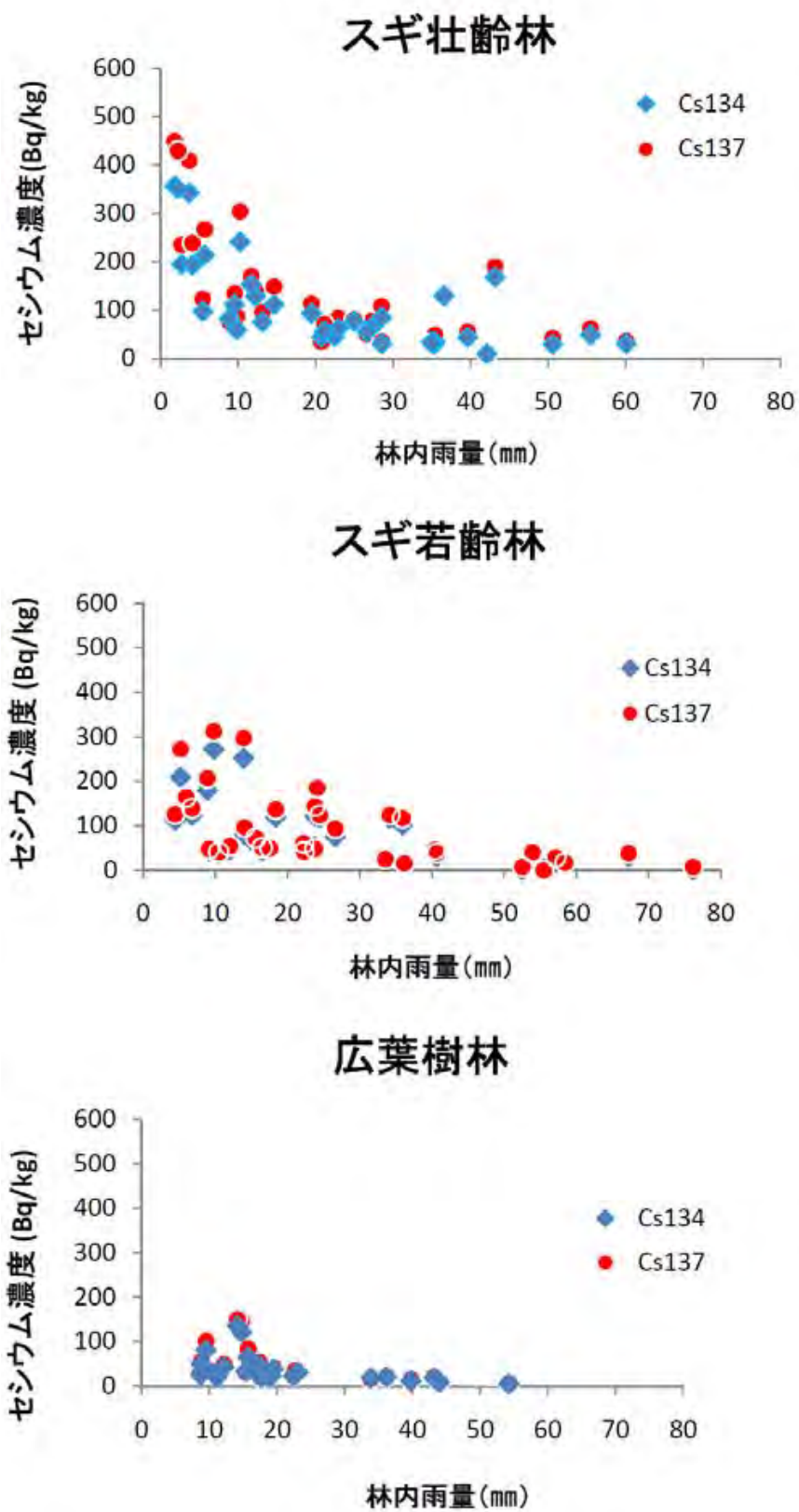


図 6-18 (a) 林内雨量と放射性セシウムの放射能濃度の関係

スギ壮齢林

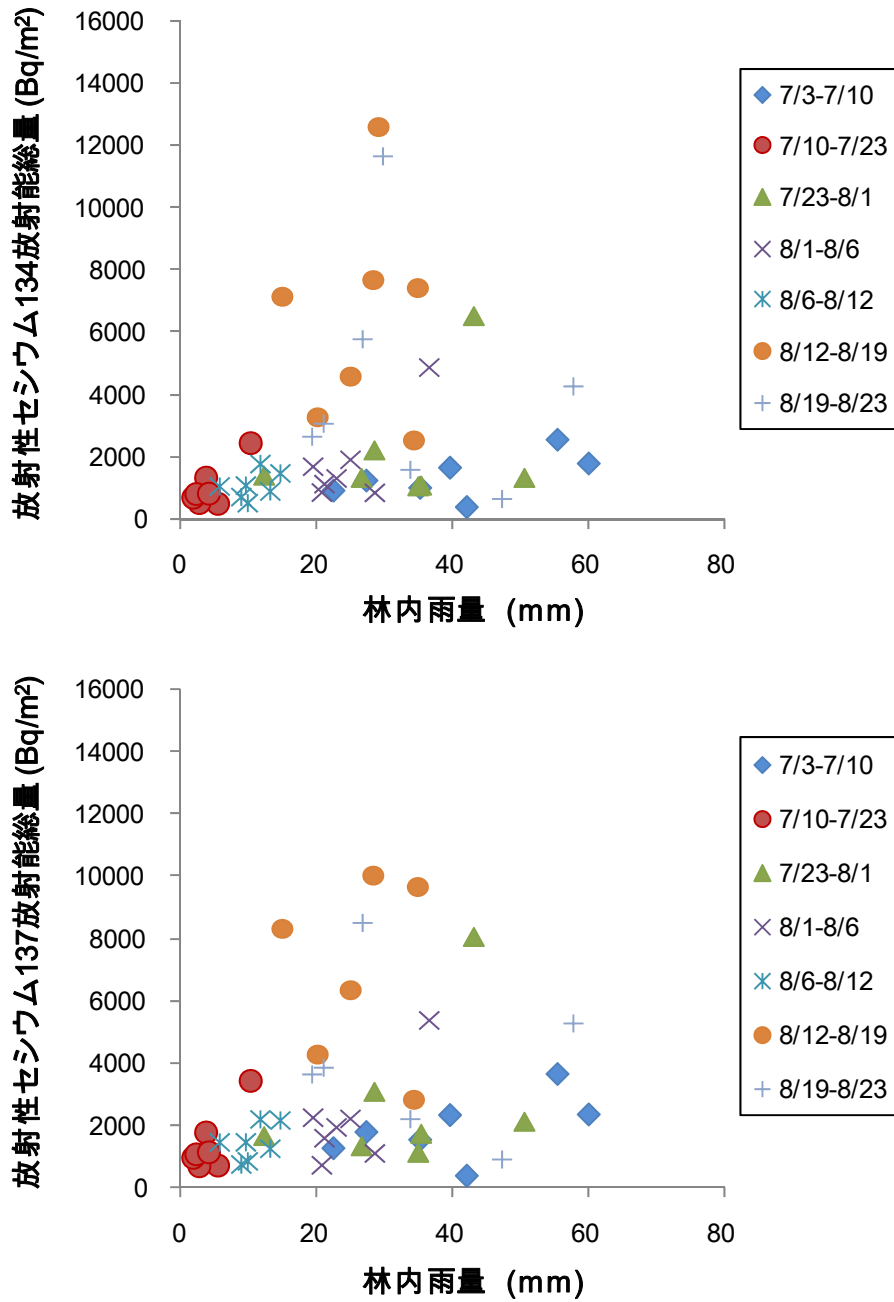


図 6-18(b-1) 各期間の林内雨量と林内雨に含まれる放射性セシウム総量との関係 (スギ壮齢林)

スギ若齢林

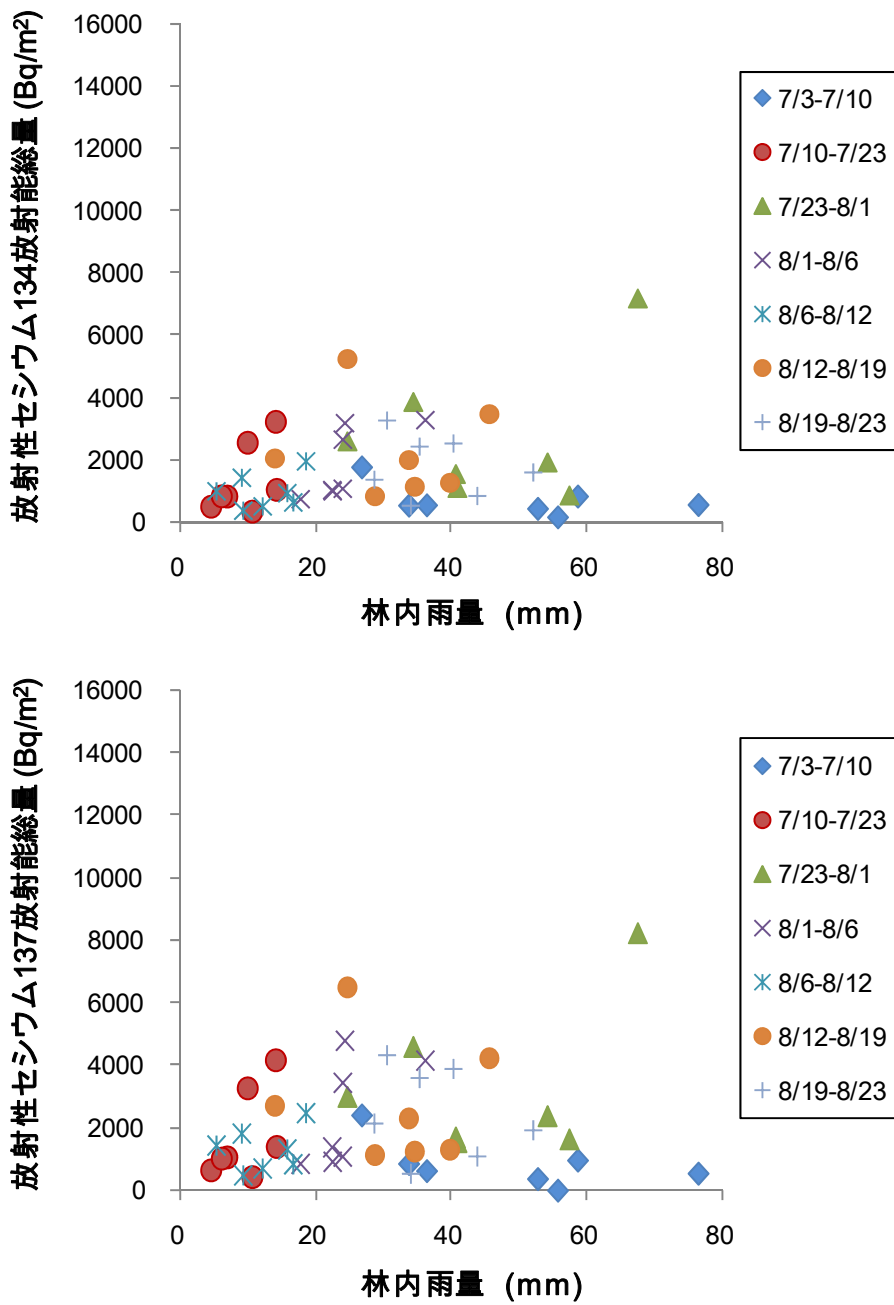


図 6-18(b-2) 各期間の林内雨量と林内雨に含まれる放射性セシウム総量との関係 (スギ若齢林)

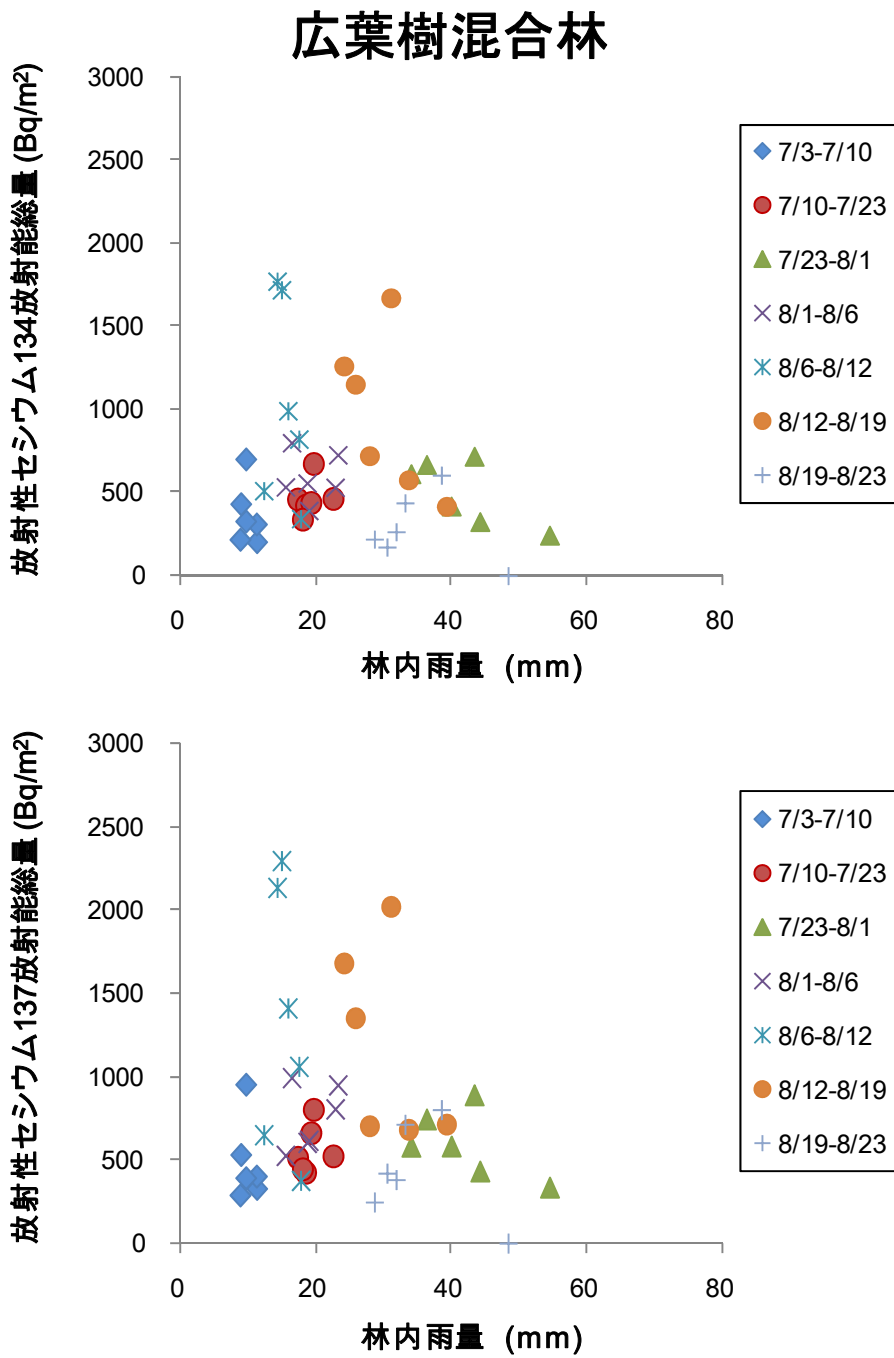


図 6-18(b-3) 各期間の林内雨量と林内雨に含まれる放射性セシウム総量との関係 (広葉樹混合林)

(4) 考察

本調査結果は、モデル地域における森林内の放射性セシウムの移行状況を示したものであり、植生が異なる森林内等において同様の傾向の有無を確認するためには、今後も継続的な調査が必要であるが、本モデル地域の森林内における放射性物質の移行状況について、一定の傾向を確認することができた。今後、同様の植生の森林内の除染対策に活用されることが期待される。

なお、本調査で得られた、それぞれの結果に関する考察は以下のとおりである。

① 森林内の放射性セシウムの分布と時間変化

- ・図 6-15 の結果に見られるように、樹木の根や葉から養分や水分とともに放射性セシウムを吸収する生葉が、これらを吸収しない枯葉に比べて放射能濃度が同程度、又は小さい傾向にあることから、現時点では、根や葉から放射性セシウムの吸収量は、葉への放射性セシウムの付着量に比べて非常に小さいものと考えられる。
- ・図 6-13 の結果に見られるように、地表面にしか放射線源がない場合、通常、空間線量率は高さが高くなるほど低くなる傾向にあるが、スギ林内は、図 6-15 の結果に見られるように、樹冠に顕著に放射性セシウムが付着しているため、樹冠に近いほど空間線量率が増加する傾向にあるものと考えられる。この理由としては、事故発生初期に放射性セシウムが放出された際、広葉樹林内の樹木の葉は生育途中であったことから、図 6-15 の結果に見られるように、降下した放射性セシウムは葉に蓄積されずに土壌表層の落葉等のリター層に直接付着したため、リター層への放射性セシウム量がスギ林に比べて大きくなり、地表面に近いほど、空間線量率が増加する傾向にあるものと考えられる。
- ・森林土壌中の放射性セシウムの存在量は、時間とともに変化していることが明らかになった。スギ林（若齢林お呼び壮齢林）では、図 6-17 に示したとおり、時間経過とともに林床の放射性セシウムの計数率が増加傾向であることが示されたが、広葉樹混合林においては放射性セシウムの計数率が減少傾向であることが確認された。この理由として、常緑のスギ林では、森林に降下した放射性セシウムの多くが樹冠に捕捉されており、その後の降雨に伴い、樹冠から林床への放射性セシウムの移行が継続的に起きていることが原因であると考えられた。一方、広葉樹混合林において、放射性セシウムの計数率が減少傾向であったことから、地表のリター層に吸着している放射性セシウムは、雨水の浸透に伴い土壌深部への移動を開始していることが示唆された。

② 森林内の放射性セシウムの移行状況

- ・表 6-2、表 6-3 の結果に見られるように、林内雨や樹幹流に一定の放射性セシウムが含まれていることから、葉や樹木の幹に付着した放射性セシウムは、森林内での降雨が林内雨や樹幹流として樹冠を通過する過程で樹冠にトラップされている放射性セシウムを洗い流すことにより、徐々に林床に移行しているものと考えられる。また、樹幹流より林内雨に含まれる放射性セシウムの放射能濃度が高いことから、森林内の地表面の放射性セシウムの存在量の増加要因は、葉に付着した放射性セシウムの降雨を通じた移行の寄与が大きいものと考えられる。
- ・図 6-18 に示すように、一定期間に降下する雨量によって、林内雨に含まれる放射性セシウム

の総量は大きく変化しない傾向が確認されていることから、林内では、雨量が多くても放射性セシウムの移行は促進されないものと考えられる。

これらの結果を踏まえると、スギ林内の土壌中における放射性セシウムの蓄積量は、落葉の堆積や、葉に付着した放射性セシウムが降雨により森林内の地表面に移行することなどに伴い、現状でも徐々に増加してきているものと考えられる。

また、広葉樹混合林では、最表層（特にリター層）に堆積していた放射性セシウムが、雨水の浸透や有機物の分解により下方浸透を始めていることが示唆された。森林内の放射性セシウムの分布と移行状況を定量的に把握するためには、継続的な林内雨及び樹幹流のモニタリングが必要であることが示された。

現状において森林内の空間線量率の低減化を図るためには、広葉樹混合林では、落葉等のリター層における放射性セシウムの存在量が多いことから、生態系への影響を考慮しつつ、表面に堆積しているリター層を除去することが効果的であることが確認された。他方で、スギ林では、樹冠付近の生葉や枯葉に付着した放射性セシウムの放射能濃度が高いことから、生葉や枯葉を除去することが効果的であることが確認された。なお、スギ壮齢林では、スギ若齢林や広葉樹混合林に比べて、地表面への放射性セシウムの蓄積量が多いことから、リター層の除去も効果的である。

6.3.1.3 様々な土地利用区画からの土壌侵食による放射性物質の移行状況調査

(1) 本調査の実施目的

様々な土地利用区画からの土壌侵食によるからの放射性物質の移行状況を確認するため、緩勾配のタバコ畑及び急勾配の畑地、採草地、放牧草地、及びスギ若齢林の任意の傾斜地5地点に、ステンレス板による境界区分(以下、「プロット」という。)を設置するとともに、境界区分の下流側に三角堰(流量計測)及びタンク(土砂溜め)を設置して、土砂及び放射性物質の流出量の測定を実施した。

(2) 本調査の詳細

① 調査内容

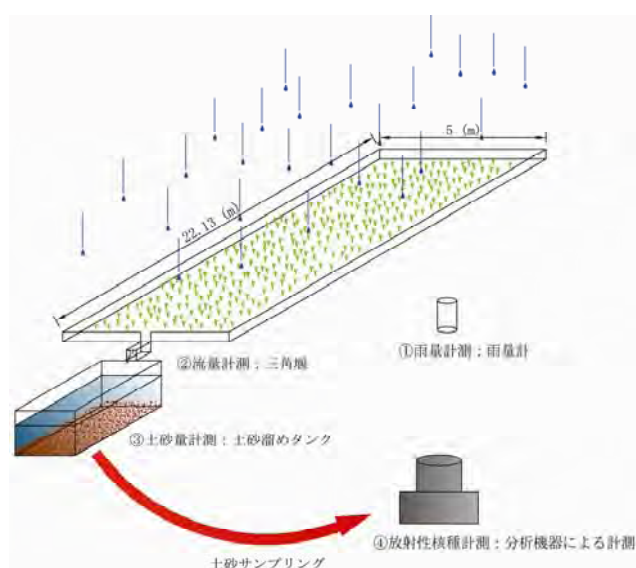
緩勾配のタバコ畑、急勾配の畑地、採草地、放牧草地、及びスギ若齢林における土砂移動に伴う放射性セシウムの移行状況について、以下の調査を実施した。なお、調査期間は、平成23年6月5日から9月4日である。

A) 放射性セシウムの移行状況調査

各プロットの出水口に三角堰を設置し、さらに水位計を設置した。毎週1回、三角堰及び土砂を溜める容器(プール)に溜まった土砂を回収し、実験室に持ち帰り乾燥させた後、Ge半導体検出器を用いて、土砂中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を求めた。(図6-19参照)

B) 各プロットにおける放射性セシウムの移行形態

土地利用の異なった各調査地において、植生と土砂の流出量、放射性物質の流出量との関係を調査し、土地利用の違いに伴う、降雨による土砂とともに移動する放射性セシウムの移行現象の違いについて検討した。



- ①雨量計：降雨量の計測
- ②三角堰：境界区分から流れ出る流量の計測
- ③土砂溜：境界区分から流れ出る土砂量を計測
- ④ゲルマニウム半導体検出器：土砂サンプルに含まれる放射性物質の測定

図6-19 土壌侵食による放射性セシウム移行調査、測定項目

② 調査地の概要

福島県伊達郡川俣町の山木屋地区において、傾斜の異なる畑地（緩勾配のタバコ畑及び急勾配の畑地）、採草地、放牧草地、及びスギ林若齢林の 5 箇所から流出する土砂に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を測定した。プロットを設置した 5 箇所の特徴は以下の図 6-20 のとおりである。

- ・緩勾配のタバコ畑（以下、「畑 A」という。）（写真 6.8.1）

福島第一原発事故の発生前にタバコを栽培していた畑地であり、調査当時は未耕作である。傾斜は緩く、過去の耕作に伴い、他の耕作地に比べて土壌が柔らかい。植生量が多いため、プロット内の草刈を毎週行い、土砂の流れを良くなるようにした。（植生量は非常に少ない）

- ・急勾配の畑地（以下、「畑 B」という。）（写真 6.8.2）

福島第一原発事故の発生前に使用していた畑地であり、調査当時は未耕作である。耕作していた作物は確認できなかった。土壌の地質は粘土質であり、地盤が非常に固い。植生量は比較的多く、プロット内の草刈は 2 週間に 1 回程度行った。（植生量は少ない）

- ・採草地（以下、「牧草地 A」という。）（写真 6.8.3）

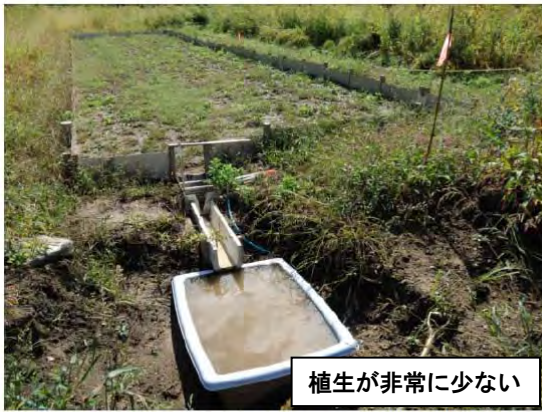
福島第一原発事故の発生前は牧畜用の飼料となる草を栽培していたが、現在は飼料として使えないため、雑草が茂っている。牛や車両等の立ち入りがあまりないため、土壌攪乱が少なく、植生根が密生している。植生量が多いが、採草地の状況を再現するため、プロット内の草刈は 1 ヶ月に 1 回程度行った。（植生量が多い）

- ・放牧草地（以下、「牧草地 B」という。）（写真 6.8.4）

福島第一原発事故の発生前は放牧草地であったため、土壌攪乱の機会が多く、植生根がまばらに密生している。植生量は非常に多いが、放牧地の状況を再現するため、プロット内の草刈は 1 週間に 1 回程度行った。（植生量は非常に多い）

- ・スギ若齢林（写真 6.8.5）

密生したスギの人工林であるため、日射量が少なく、林床には植生も少ない。ただし、スギの葉から供給されるリターは多い。（リターが多い）



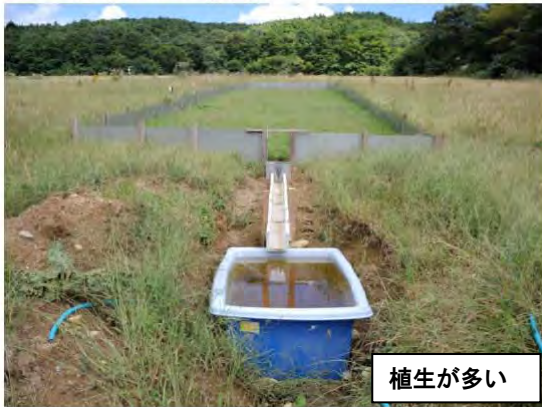
植生が非常に少ない

写真 6.8.1 : 緩勾配のタバコ畑 [畑 A]



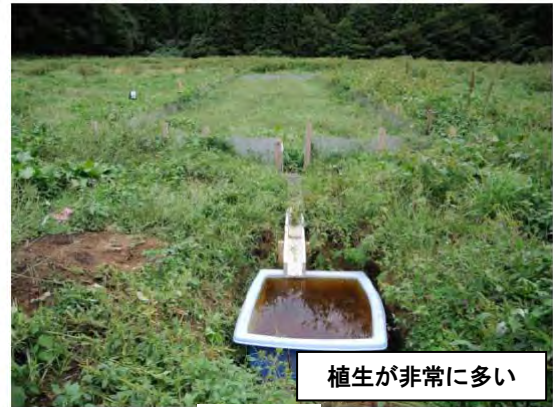
植生が少ない

写真 6.8.2 : 急勾配の畑 [畑 B]



植生が多い

写真 6.8.3 : 採草地 [牧草地 A]



植生が非常に多い

写真 6.8.4 放牧草地 [牧草地 B]



リターが多い

写真 6.8.5 : スギ若齢林

図 6-20 土壤侵食による放射性物質の移行状況調査箇所 (5 箇所) の状況

(2) 本調査の結果

本調査の結果を表 6-5 に示す。その結果、いずれの土地利用区画のプロットにおいても、本調査期間（1 ヶ月半）における土壌侵食による放射性セシウムの流出量は、放射性セシウムの残存量の 0.008%（牧草地 B）～0.26%（畑 A）であった。本調査期間中の降雨量は 260mm 程度と例年並みであったが、土壌侵食による放射性物質の移動は、緩やかであることが確認された。

また、本調査期間中の流出水の積算量を比較すると、図 6-21（a）に示すように、牧草地 A が最も多く、流出水量の積算量は 717m³/ha であり、続いて畑 A（緩勾配のタバコ畑）（604m³/ha）、畑 B（急勾配の畑）（372m³/ha）、スギ若齢林（10m³/ha）、放牧草地 B（5m³/ha）の順番であった。

さらに、流出土砂の積算量を比較すると、図 6-21（b）に示すように、畑 A（緩勾配のタバコ畑）が最も多く約 920kg/ha であり、続いて畑 B（急勾配の畑）（265kg/ha）、放牧草地 B（184kg/ha）、牧草地 A（95kg/ha）、スギ若齢林（64kg/ha）の順番であった。

また、図 6-22 に示すように、各区画から流出した放射性セシウムの流出量（以下、「流出放射性核種積算量」という。）を比較すると、畑 A（緩勾配のタバコ畑）が最も多く、Cs-134 は約 1.0kBq/m²（10MBq/ha）、Cs-137 は約 1.2kBq/m²（12MBq/ha）であり、続いて畑 B（急勾配の畑）（Cs-134：0.24kBq/m²（2.4MBq/ha）、Cs-137：0.28kBq/m²（2.8MBq/ha））、スギ若齢林（Cs-134：0.13 kBq/m²（1.3MBq/ha）、Cs-137：0.15kBq/m²（1.5MBq/ha））、牧草地 A（Cs-134：0.11 kBq/m²（1.1MBq/ha）、Cs-137：0.13kBq/m²（1.3MBq/ha））、放牧草地 B（Cs-134：0.07kBq/m²（0.7MBq/ha）、Cs-137：0.09 kBq/m²（0.9MBq/ha））、6.3.2.2 で後述する水田通常耕作（Cs-134：0.083kBq/m²（0.83MBq/ha）、Cs-137：0.087kBq/m²（0.87MBq/ha））の順番であった。代掻き時を除けば、水田より流出する流出放射性核種積算量は畑地に比べて少ない値であることが確認された。

なお、流出率は、流出量を雨量とプロットの面積（110.65m²）との積で除して算出した。プロットの大きさは、5m×22.13m=110.65m²である。

表 6-5（a） 畑 A の水・土砂・放射性物質の流出量

Cs-134 残存量：372kBq/m²

Cs-137 残存量：452kBq/m²

緩勾配のタバコ畑 [畑A]	雨量	流出量	土砂量	Cs-134			Cs-137		
	ΣR	ΣQ	M	核種濃度	核種量	流出率	核種濃度	核種量	流出率
	(mm)	(L)	(kg)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)
2011/07/17～07/24	22.4	0.0	0.008	9,671	81	0.000	4,358	36	0.000
2011/07/24～07/31	60.0	439.2	2.369	12,916	30,594	0.075	15,321	36,292	0.073
2011/07/31～08/07	17.2	1,006.5	3.555	2,556	9,085	0.022	3,087	10,975	0.022
2011/08/07～08/14	18.6	1,080.9	2.449	9,722	23,808	0.058	11,373	27,852	0.056
2011/08/14～08/21	74.0	2,653.8	0.165	12,240	2,017	0.005	14,461	2,383	0.005
2011/08/21～08/28	23.0	99.1	0.313	19,468	6,101	0.015	22,933	7,187	0.014
2011/08/28～09/04	46.0	1,364.0	1.255	30,730	38,573	0.094	36,611	45,954	0.092
合計	261.2	6,643.4	10.114		110,258	0.269		130,679	0.263

表 6-5(b) 畑 B の水・土砂・放射性物質の流出量

Cs-134 残存量：479kBq/m²

Cs-137 残存量：587kBq/m²

急勾配の畑[畑B]		雨量	流出量	土砂量	Cs-134			Cs-137		
		ΣR	ΣQ	M	核種濃度	核種量	流出率	核種濃度	核種量	流出率
		(mm)	(L)	(kg)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)
2011/07/17	～07/24	22.4	0.0	0.017	9,328	157	0.000	10,913	184	0.000
2011/07/24	～07/31	60.0	569.6	0.853	2,859	2,439	0.005	3,344	2,853	0.004
2011/07/31	～08/07	17.2	142.7	0.338	9,283	3,142	0.006	10,794	3,654	0.006
2011/08/07	～08/14	18.6	810.0	0.235	12,269	2,887	0.005	14,478	3,407	0.005
2011/08/14	～08/21	74.0	1,754.5	1.012	5,654	5,721	0.011	6,460	6,536	0.010
2011/08/21	～08/28	23.0	252.9	0.241	15,479	3,737	0.007	18,351	4,430	0.007
2011/08/28	～09/04	46.0	564.2	0.217	37,404	8,126	0.015	44,863	9,747	0.015
合計		261.2	4,094.0	2.914		26,210	0.050		30,811	0.048

表 6-5 (c) 牧草地 A の水・土砂・放射性物質の流出量

Cs-134 残存量：372kBq/m²

Cs-137 残存量：435kBq/m²

採草地 [牧草地A]		雨量	流出量	土砂量	Cs-134			Cs-137		
		ΣR	ΣQ	M	核種濃度	核種量	流出率	核種濃度	核種量	流出率
		(mm)	(L)	(kg)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)
2011/07/17	～07/24	22.4	0.0	0.071	29,070	2,054	0.005	34,292	2,423	0.005
2011/07/24	～07/31	60.0	2,795.5	0.699	9,580	6,696	0.016	11,348	7,931	0.017
2011/07/31	～08/07	17.2	0.0	0.000		0	0.000		0	0.000
2011/08/07	～08/14	18.6	1,270.8	0.117	12,379	1,443	0.004	14,450	1,684	0.004
2011/08/14	～08/21	74.0	3,672.3	0.150	11,554	1,730	0.004	12,859	1,926	0.004
2011/08/21	～08/28	23.0	0.0	0.000		0	0.000		0	0.000
2011/08/28	～09/04	46.0	145.1	0.006	12,436	70	0.000	14,227	80	0.000
合計		261.2	7,883.7	1.041		11,993	0.029		14,044	0.029

表 6-5 (d) 牧草地 B の水・土砂・放射性物質の流出量

Cs-134 残存量：892kBq/m²

Cs-137 残存量：1,037kBq/m²

放牧地 [牧草地B]		雨量	流出量	土砂量	Cs-134			Cs-137		
		ΣR	ΣQ	M	核種濃度	核種量	流出率	核種濃度	核種量	流出率
		(mm)	(L)	(kg)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)
2011/07/17	～07/24	22.4	0.0	0.000		0	0.000		0	0.000
2011/07/24	～07/31	60.0	2.0	1.615	4,295	6,938	0.007	5,133	8,292	0.007
2011/07/31	～08/07	17.2	0.0	0.102	2,257	230	0.000	2,871	293	0.000
2011/08/07	～08/14	18.6	0.0	0.197	2,878	567	0.001	3,288	647	0.001
2011/08/14	～08/21	74.0	50.1	0.106	3,083	327	0.000	3,585	381	0.000
2011/08/21	～08/28	23.0	4.7	0.000		0	0.000		0	0.000
2011/08/28	～09/04	46.0	0.0	0.008	6,301	50	0.000	7,504	59	0.000
合計		261.2	56.8	2.028		8,112	0.008		9,672	0.008

表 6-5 (e) スギ若齢林の水・土砂・放射性物質の流出量

Cs-134 残存量：213kBq/m²

Cs-137 残存量：260kBq/m²

スギ若齢林	雨量	流出量	土砂量	Cs-134			Cs-137		
	ΣR	ΣQ	M	核種濃度	核種量	流出率	核種濃度	核種量	流出率
	(mm)	(L)	(kg)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)
2011/07/17～07/24	22.4	0.0	0.000		0	0.000		0	0.000
2011/07/24～07/31	60.0	55.1	0.284	11,259	3,194	0.014	13,090	3,713	0.013
2011/07/31～08/07	17.2	55.8	0.263	25,459	6,689	0.029	30,194	7,934	0.028
2011/08/07～08/14	18.6	0.0	0.063	20,559	1,287	0.005	23,913	1,497	0.005
2011/08/14～08/21	74.0	0.0	0.024	54,496	1,284	0.005	64,456	1,519	0.005
2011/08/21～08/28	23.0	0.0	0.000		0	0.000		0	0.000
2011/08/28～09/04	46.0	0.2	0.067	23,913	1,593	0.007	28,490	1,897	0.007
合計	261.2	111.1	0.699		14,047	0.060		16,559	0.058

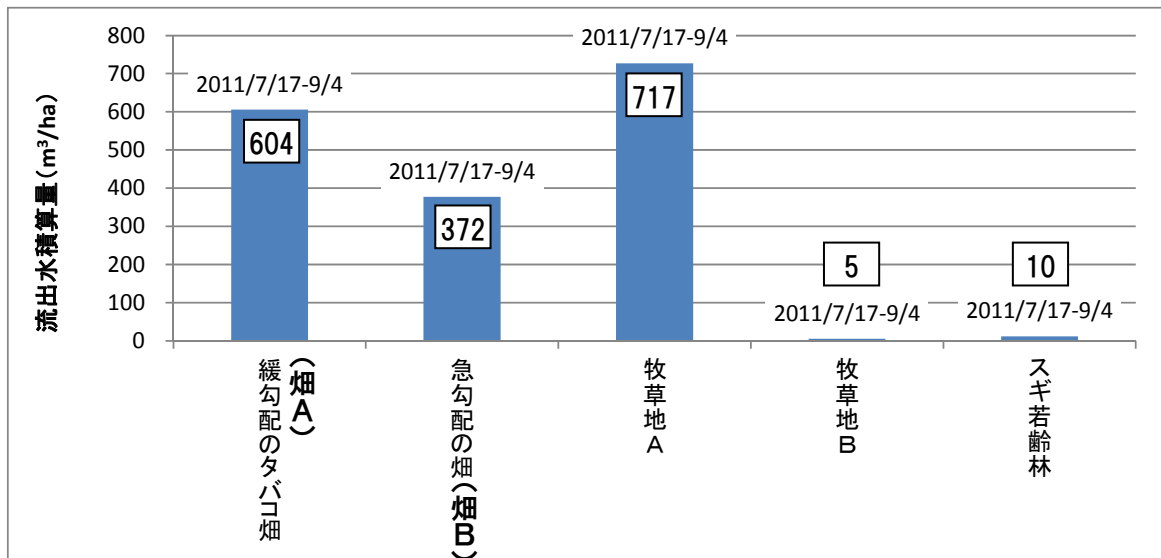


図6-21 (a) 各調査箇所における流出水の積算量 (四角囲いの数字は流出水積算量の値)

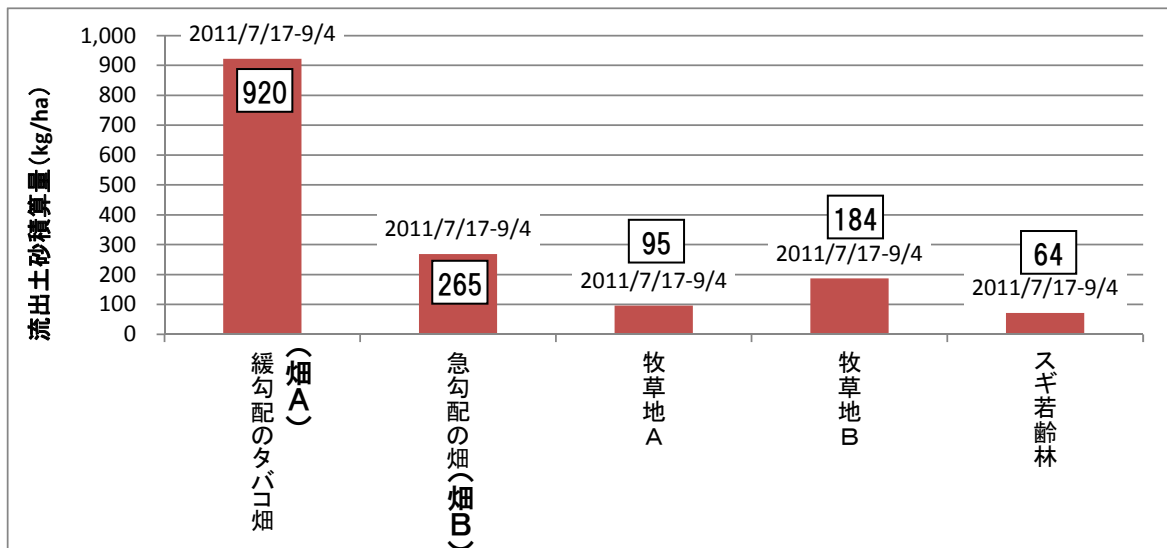


図6-21 (b) 各調査箇所における流出土砂の積算量 (四角囲いの数字は流出土砂積算量の値)

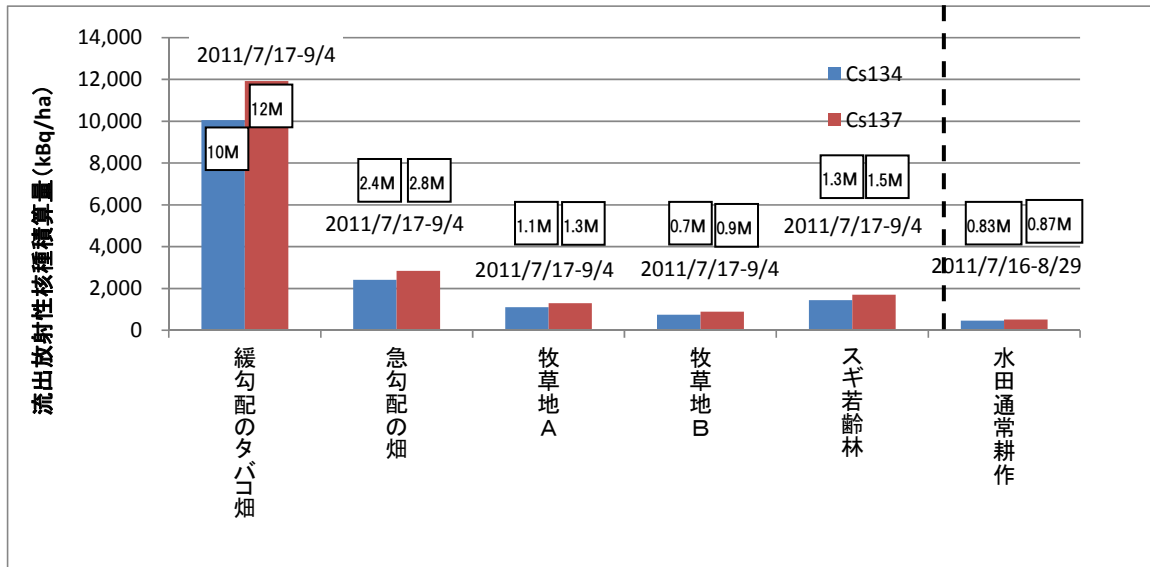


図 6-21(c) 各調査箇所における流出した放射性核種の積算量（四角囲いの数字はセシウム 134、セシウム 137 の流出積算量の値）

(3) 考察及びまとめ

上記の調査結果をまとめると表 6-6 のとおりである。この結果から考えると、傾斜の異なる畑地（緩勾配のタバコ畑及び急勾配の畑地）、採草地、放牧草地、及びスギ林若齢林の 5 箇所の植生の違いにより、土砂量、放射性核種流出量に明確な違いが確認され、植生量が多い調査箇所（牧草地 A、牧草地 B など）では放射性核種の積算流出量が少ないことが確認された。この理由としては、牧草地 A、放牧草地 B では、牧草等が土壌を表面被覆しており、放射性物質の移動を妨げていることが考えられる。なお、勾配の影響よりも植生の影響の方が、放射性セシウムの流出量に影響を与えることが確認された。

他方で、スギ若齢林では、下層植生が少ないものの、土壌がリターで覆われているため、雨水による土砂の流出を防止していると考えられる。

本調査期間内での土砂移動に伴う放射性物質の移行量は各調査箇所の放射性セシウムの存在量の最大でも約 0.3%未滿にとどまったが、これまでの Lal(1984)などの報告によれば、斜面の長さが長い場合、流水の集中に伴う、深掘れ(ガリ侵食)が発生すると言われている。そこで、今後、土壌浸食に伴う放射性核種の移行状況について詳細に確認するため、長い斜面について調査を実施し、ガリ侵食も含めた放射性物質の移行について、継続的な調査、解析が必要である。

表 6-6 植生と流出土砂量、流出放射性核種積算値の関係

	植生	流出土砂量	流出放射性核種積算値	
			Cs-134	Cs-137
畑 A (緩勾配のタバコ畑)	非常に少ない	非常に多い (920kg/ha)	非常に多い (10MBq/ha)	非常に多い (12MBq/ha)
畑 B (急勾配の畑)	少ない	多い (265kg/ha)	多い (2.4MBq/ha)	多い (2.8MBq/ha)
牧草地 A	多い	少ない (95kg/ha)	少ない (1.1MBq/ha)	少ない (1.3MBq/ha)
牧草地 B	非常に多い	少ない (184kg/ha)	少ない (0.7MBq/ha)	少ない (0.9MBq/ha)
スギ若齢林	リターが多い	非常に少ない (64kg/ha)	少ない (1.3MBq/ha)	少ない (1.5MBq/ha)

【引用文献】

Lal, R. (1984), Effects of slope length on runoff from alfisols in western Nigeria, Geoderma, 33, 181- 189.

6.3.1.4 森林、土壌等の自然環境からの放射性物質の飛散量の測定

(1) 本調査の実施目的

土地利用の違いにより、地表面や森林等に降下した放射性物質が、大気へと風によって巻き上げられ、飛散（再浮遊）する状況が異なってくるか確認するため、裸地（小学校グラウンド）、畑（タバコ畑、畑地）、水田、草地、放牧草地、スギ若齢林及び広葉樹混合林の8地点において、エアサンプラを用いて、放射性セシウムの飛散（再浮遊）量について測定を実施した。

(2) 本調査の詳細

① 調査内容

裸地（小学校グラウンド）、畑（タバコ畑、畑地）、水田、草地、放牧草地、スギ若齢林及び広葉樹混合林の8地点における、風による放射性セシウムの飛散量を測定するため、以下の調査を実施した。なお、調査期間は平成23年6月6日から8月31日である。

A) 学校グラウンド、畑、水田、及び放牧草地における地表付近の大気浮遊塵に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の測定

学校グラウンド、畑、水田、放牧草地において、地表面から約1mの高さに吸気口が来るようにエアサンプラ（学校グラウンドのみハイボリュームエアサンプラを使用し、その他の地点はローボリュームエアサンプラ）を設置し、大気浮遊塵に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を測定した。大気の採取には、各調査箇所の地表面付近の空気をポンプで吸引し、空気中の放射性物質を含む微粒子やガス状物質を石英繊維フィルタ、及び活性炭繊維フィルタで捕集した。大気吸引流量は560～700L/min（ハイボリュームエアサンプラ）の装置と30～40L/minの装置（ローボリュームサンプラ）の2種類を使用した。採取は2日～1週間連続で実施し、終了後、フィルタを回収し、Ge半導体検出器を用いて、放射性セシウムの放射能濃度の測定を実施した。

B) 針葉樹林、広葉樹林の樹冠部における、大気浮遊塵に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の測定

スギ若齢林、及び広葉樹混合林内に設置したタワー（それぞれ高さ8m、及び12m）の樹冠付近にローボリュームエアサンプラを設置し、大気浮遊塵に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を測定した。採取は2日～1週間連続で実施し、終了後、フィルタを回収し、Ge半導体検出器を用いて、放射性セシウム等の放射能濃度の測定を実施した。

C) 上記調査地点における放射性セシウムの飛散量と土壌水分量との関係の検証

土地利用の異なった各調査地点において、気象要素や土壌水分と大気浮遊塵に含まれる放射性セシウム等の放射能濃度の関係を調査し、土地利用の違いに伴う、大気へと飛散する放射性セシウム等の飛散現象の違いについて検証した。

(2) 調査結果と考察

① 各調査箇所における大気浮遊塵中の放射性セシウムの放射能濃度の測定結果

学校グラウンド、畑、水田、放牧草地において、大気浮遊塵に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を測定した。その結果、図6-23に見られるように、各調査地点の土壌に沈着したCs-134の沈着量が320～370kBq/m²、Cs-137の沈着量が440～450kBq/m²と沈着量が同程度であったタバ

コ畑、学校グラウンド、採草地においては、大気浮遊塵中の Cs-134 及び Cs-137 の放射能濃度の中央値は共に約 1 mBq/m³ と同程度の値であり、これらの調査地点では、6.3.2.2 の水田から河川への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査で後述する水田を除き、土地利用の違いによる、大気浮遊塵中の放射性セシウムの放射能濃度に有意な違いは確認されなかった。

他方で、土壌に沈着した Cs-134 の沈着量が 892kBq/m²、Cs-137 の沈着量が 1,037kBq/m² とタバコ畑、学校グラウンド、採草地より約 2～3 倍高い放牧草地では、大気浮遊塵中の Cs-134 及び Cs-137 の放射能濃度の中央値は、それぞれ 2.2mBq/m³、及び 2.8mBq/m³ とタバコ畑、学校グラウンド、採草地で測定された大気浮遊塵中の放射性セシウムの放射能濃度の約 2～3 倍、高い傾向が確認された。

本調査で実施した調査地点は近接しているものの、これらの地点で大気浮遊塵中の放射性セシウムの放射能濃度が土壌表面に沈着した放射性セシウムの沈着量に応じて変化することは、土壌表面に沈着した放射性セシウムが大気へと再浮遊していることを示している。

なお、本調査では、大気浮遊塵に含まれる放射性セシウムの放射能濃度が土壌表面に沈着した放射性セシウムの沈着量に比例する可能性が示唆されたが、今後、この傾向について一般化するため、調査地点数を増やなど、更なる調査が必要である。

また、スギ若齢林、及び広葉樹混合林の双方については、タバコ畑、学校グラウンド、採草地と比較して放射性セシウムの沈着量が同程度であるにも関わらず、大気浮遊塵中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度が高い傾向が確認された。このことは、樹木の樹冠からの放射性セシウムの飛散は、土壌からの飛散とは異なるメカニズムであることを示唆している。他方で、6.3.1.2 の森林における放射性物質の分布状況の確認及び移行状況調査で示したように、葉への放射性セシウムの付着が少ない広葉樹混合林においても、放射能濃度が高い放射性セシウムが飛散していることについては要因が確認されておらず、今後、発生源の特定、発生メカニズムの解明などの更なる調査が必要である。

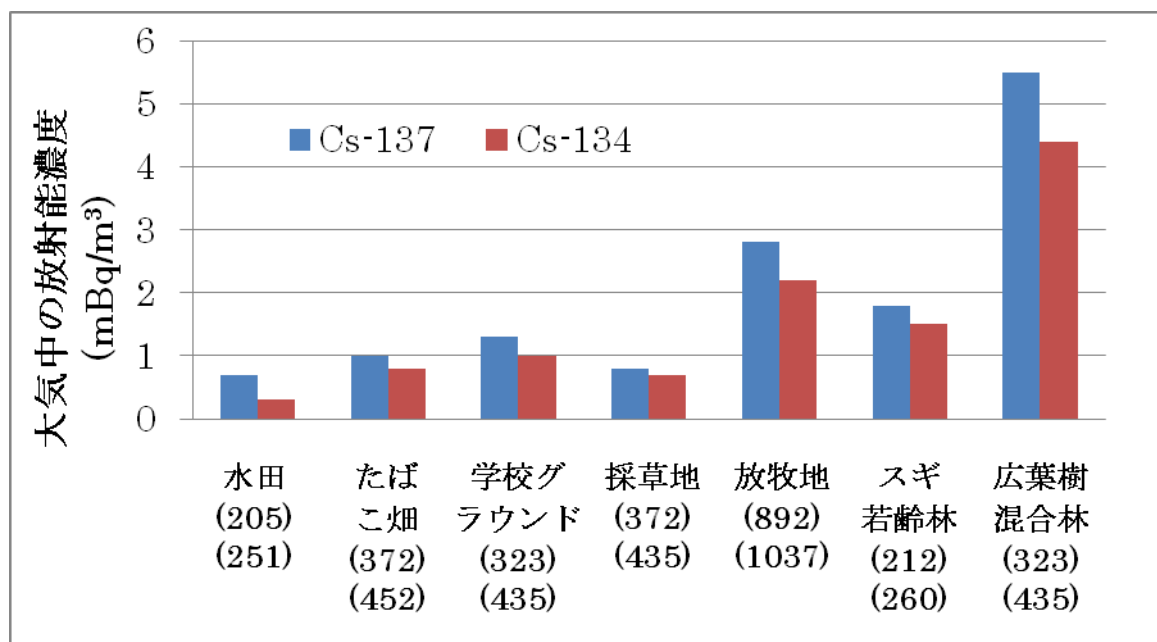


図 6-23 各調査地点での大気浮遊塵中の放射性セシウムの放射能濃度の中央値 (mBq/m³) (括弧内の数値は各調査箇所における土壌中の放射性セシウムの沈着量 (kBq/m²) (青色：セシウム 134、茶色：セシウム 137))

② 土壌水分量と放射性物質の飛散量との関係

土地利用の異なった各調査地点において、気象要素や土壌水分と大気浮遊塵に含まれる放射性セシウム等の放射能濃度の関係を調査した。その結果、本調査期間中、降雨による土壌に含まれている水分量(以下、「土壌水分量」という。)は5%程度であった。Fecan(1999)が風による土壌の侵食速度と土壌水分の関係、及びモデル計算からまとめた結果によると、土壌水分量が3~4%よりも低いと風によって土壌が飛散することが確認されている。(Fecan、1999)

他方で、本調査期間中(6月6日から8月31日)においては、飛砂カウンター(風により空气中に飛散した土壌粒子をレーザー光の散乱により検出し、その数をカウントする装置)を各調査地点に設置し、飛散した土壌粒子の数を測定したが、小学校グラウンドに設置した飛砂カウンターにおいて、6月23日に風による土壌粒子の飛散現象が1イベント観測されたのみであり、その他の地点では、観測されなかった。

このことから、本調査において、大気浮遊塵中から有意な放射セシウムの放射能濃度が検出されたことは、土壌から土壌粒子に付着した状態で放射性セシウムが風によって飛散する現象とは異なるメカニズムで放射性物質が飛散している可能性が示唆された。

また、土壌水分量と大気浮遊塵中の放射性セシウムの放射能濃度の関係を調査したところ、図6-24に示すように、多くの調査地点で、飛散した大気浮遊塵中の放射性セシウムの放射能濃度と土壌水分量は逆相関の関係であることが確認された。

さらに、先の図6-23においても、湛水した水田では、周囲の地点に比べて、飛散する放射性セシウムの放射能濃度が低いことが確認されている。以上から、放射性物質の飛散は、土壌水分により妨げられていることが示唆された。そのため、乾燥し季節風が強まる冬季に、土壌粒子飛散による再浮遊が活発化する可能性が考えられる。さらに調査地点数を増やすなど調査を継続し、放射性物質の再浮遊のメカニズムを理解することが必要である。

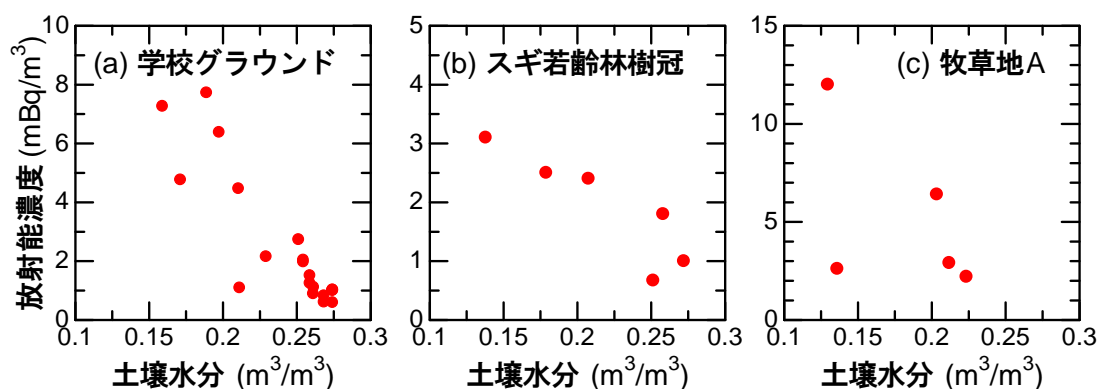


図6-24 (a)学校グラウンド、(b)スギ若齢林の樹冠部、(c)牧草地Aにおける土壌水分と大気浮遊塵中に含まれるセシウム137の放射能濃度の関係

【引用文献】

F. Fecan, B. Marticorena and G. Bergametti, Parametrization of the increase of the aeolian erosion threshold windfriction velocity due to soil moisture for arid and semi-arid areas, Ann. Geophysicae 17, 1999, 149-157.

6.3.2 土壌水、河川水、湖沼、地下水等の水循環に伴う放射性物質の移行状況調査

6.3.2.1 様々な土地利用区画からの土壌水、地下水、溪流水、湧水を通じた放射性物質の移行状況調査

(1) 本調査の実施目的

地表面に沈着した放射性物質は土壌水、地下水、溪流水、湧水という水循環プロセスに伴い、環境中を移動・循環することが予想される。そこで、本調査では、様々な土地利用区画からの土壌水、地下水、溪流水、及び湧水を通じた放射性物質の移行状況を確認するため、放牧草地、採草地（疣石山）、採草地、畑地、スギ壮齢林、及びスギ若齢林の6地点で土壌水、地下水、湧水、溪流水を採取し、放射性セシウムの分布状況と移行状況について調査を実施した。

(2) 本調査の詳細

① 調査内容

牧草地、草地、採草地、畑地、スギ壮齢林、及びスギ若齢林の6地点（図6-25参照）において、土壌水、地下水、湧水、溪流水を採取するため、以下の調査を実施した。なお、調査期間は、平成23年6月6日から8月31日である。

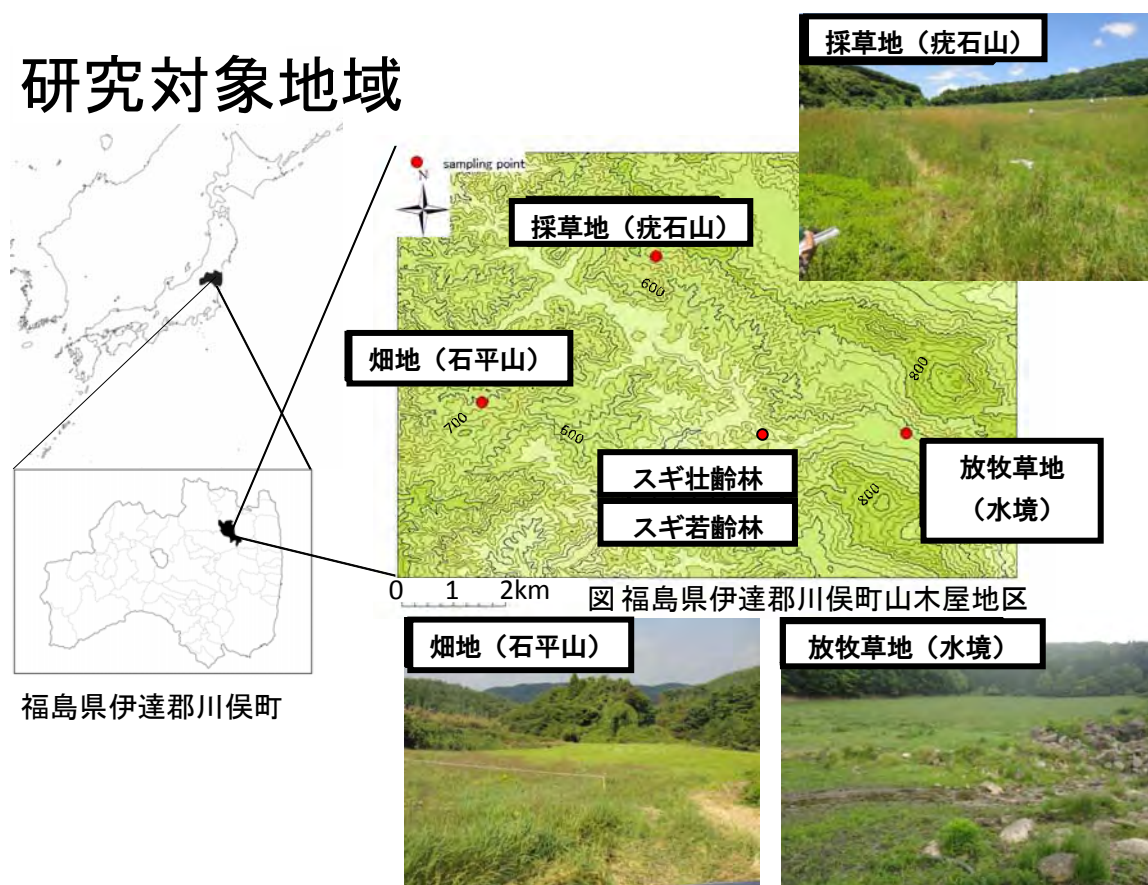


図 6-25 土壌水、河川水、湖沼、地下水等調査対象地域の概要

A) 土壌水、地下水、湧水、渓流水試料の採取

本調査では、調査箇所である、放牧草地、採草地（疣石山）では土壌水（深度 10～50cm）、地下水（深度 3～30m）、湧水、及び渓流水を採取した。

また、畑地（石平山）では渓流水を採取し、スギ若齢林及びスギ壮齢林においては、土壌水（深度 10～50cm）を採取した。

土壌水は、土壌の複数深度に埋設した、ポーラスカップを通じて、ハンドポンプにより減圧したフラスコ内に土壌水を吸入する方法により、採水した。ポーラスカップとは、直径約 18mm、長さ約 5cm の素焼きの陶製カップであり、土壌と同程度の透水性を有している。フラスコとポーラスカップはチューブで接続されており、フラスコ内を減圧することにより、ポーラスカップ内も減圧され、周囲の土壌中に含まれる水分を吸引することができる。本調査では、概ね数日から 1 週間程度かけて吸入・採水した。

地下水は、放牧草地、草地（疣石山）に各々複数深度の井戸を掘削し、調査地点ごとに一定の深さに口径 2inch のポリ塩化ビニル管を設置し、採水した。放牧草地では深度 3m（スクリーン深度：2～3m）、6m（スクリーン深度：3～6m）、20m（スクリーン深度：12～20 m）にポリ塩化ビニル管を設置し、草地では、深度 5m（スクリーン深度：3～5m）、深度 15m（スクリーン深度：5～15m）、深度 30m（スクリーン深度：20～30m）にポリ塩化ビニル管を設置し、小型電動ポンプにより採水した。スクリーンとは、井戸における水の取り込み口のことを示し、直径 1mm 未満、長さ数 10cm の切れ込みが複数箇所、井戸壁面に施され、周辺土壌から地下水が井戸管内に入る仕組みになっている。

湧水は、採草地（疣石山）で電動揚水ポンプを用いて、直接採取した。また渓流水は、放牧草地、採草地（疣石山）、畑地において、量水用に設置されているパーシャルフリューム等を用いて直接採取した。パーシャルフリュームとは、鉄製の樋状の構造物で、渓流水を樋内に通過させることで、比較的安定した水流を維持し、その水位等を測定するものである。

B) 試料の放射能測定

採取した試料水は実験室に持ち帰り、輸送容器の外側を洗浄して試料採取時の放射性物質の付着を除去した後、ろ過操作を実施した。ろ過にあたっては、含まれる土壌粒子等をグラスファイバ製のろ紙とポアサイズが $0.45\mu\text{m}$ のメンブランフィルターを重ねて丁寧にろ過した。その後、ろ過試料水約 500 ml を十分に洗浄したポリ容器に移し、電子天秤により測定を行い正確な重量を求めた。その上で、Ge 半導体検出器を用いて、試料の放射性セシウムの放射能濃度を求めた。測定時間は、一律 30,000 秒とした。検出下限値は、含まれる天然核種等の放射能濃度に影響されるため試料ごとに異なるが、検出下限値以下の試料については $0.28\sim 0.46\text{Bq/L}$ であった。なお、両核種について、検出下限値はほぼ同程度であった。

また、地下水試料については、試料のろ過後、放射性核種の検出率を上げるために、リンモリブデン酸アンモニウム（以下、「AMP」という。）による濃縮を行い、AMP を回収した上で、ポリ容器に封入して Ge 半導体検出器を用いて、試料の放射性セシウムの放射能濃度を求めた。試料濃縮をしているため、地下水試料については通常測定に比べ、1 桁程度検出下限値を下げることに成功したが、全ての試料で有意な放射性セシウムは検出されなかった。

(3) 本調査の結果及び考察

土壌水、地下水、湧水、渓流水試料の放射性セシウムの測定結果の一覧を表 6-7、及び表 6-8 に示す。土壌水中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は、予期していたよりも低かったため、放射性セシウムの放射能濃度は、最大で 2.48Bq/kg であり、多くの試料は不検出であった。また、

検出された箇所は、草地の深度 10cm で採水した土壌水においてのみ放射性セシウムが検出され、草地の深度 30cm、50cm、及びスギ壮齢林、牧草地のいずれの深度においても放射性セシウムは検出されなかった。

また、湧水、地下水においては、放射性セシウムは全く検出されなかった。

さらに、渓流水においても放射性セシウムはほとんど検出されなかったが、8月6日に草地(疣石山)で採取された渓流水からは、Cs-134 が 0.8Bq/kg、Cs-137 が 1.2Bq/kg と他の渓流水と比較して、明らかに高い放射能濃度が確認された。この理由としては、当該試料は降雨に伴い増水が生じた際に採取されたものであるため、降雨流出時に浮流土砂等とともに放射性セシウムが渓流水中に移行したことを示唆している。

以上から、本調査時点では、福島第一原発事故直後に渓流水の表面水等に放射性セシウムが検出されていた時とは状況が異なり、土壌水、地下水、湧水、渓流水を通じた水循環プロセスに伴う放射性セシウムの移行状況は確認できなかった。

しかしながら、事故発生前の河川水において、低レベルの Cs-137 が確認されていることから、今後、検出下限値を更に低くした上で調査を実施するとともに、降雨強度・規模に応じた放射性物質の移行量や堆積量を把握するためにも、継続してモニタリングを行う必要がある。

表 6-7 土壌水（採草地、針葉樹林、及び放牧草地）における放射性セシウムの放射能濃度の測定結果

土壌水									
地点名	深度(cm)	回収日	回収期間	Cs-134			Cs-137		
				濃度(Bq/L)	誤差(±Bq/L)	検出下限値3σ	濃度(Bq/L)	誤差(±Bq/L)	検出下限値3σ
	10	20110709	7/4~7/9	0.73	0.17	0.51	0.89	0.19	0.58
		20110715	7/9~7/15	2.39	0.37	1.11	2.48	0.37	1.11
		20110723	7/15~7/23	0.54	0.15	0.45	0.45	0.15	0.44
		20110805	7/23~8/5	不検出		0.35	不検出		0.38
採草地	30	20110710	7/4~7/10	不検出		0.34	不検出		0.40
		20110715	7/10~7/15	不検出		0.34	不検出		0.35
		20110723	7/15~7/23	不検出		0.30	不検出		0.37
	50	20110625	6/19~6/25	不検出		0.68	不検出		0.70
		20110709	7/4~7/9	不検出		0.33	不検出		0.33
		20110715	7/9~7/15	不検出		0.43	不検出		0.48
		20110723	7/15~7/23	不検出		0.32	不検出		0.34
針葉樹 若齢林	10	20110716	7/9~7/16	不検出		2.50	不検出		3.02
		20110806	7/23~8/6	不検出		1.01	不検出		1.48
		20110816	8/9~8/16	不検出		1.02	不検出		1.19
	30	20110716	7/9~7/16	不検出		1.33	不検出		1.19
		20110723	7/16~7/23	不検出		1.28	不検出		1.43
		20110716	7/9~7/16	不検出		2.05	不検出		2.47
	50	20110723	7/16~7/23	不検出		2.59	不検出		3.11
		20110715	7/9~7/15	不検出		1.09	不検出		1.29
		20110723	7/15~7/23	不検出		1.61	不検出		2.04
針葉樹 壮齢林	10	20110806	7/23~8/6	不検出		0.75	不検出		0.97
		20110816	8/9~8/16	不検出		1.64	不検出		2.15
		20110715	7/9~7/15	不検出		0.73	不検出		0.90
	30	20110723	7/15~7/23	不検出		0.84	不検出		1.06
		20110723	7/15~7/23	不検出		0.35	不検出		0.40
		20110723	7/16~7/23	不検出		1.14	不検出		1.30
放牧草地	10	20110816	8/9~8/16	不検出		1.39	不検出		1.80
		20110709	7/4~7/9	不検出		0.60	不検出		0.66
		20110716	7/9~7/16	不検出		1.23	不検出		1.29
	20	20110723	7/16~7/23	不検出		1.14	不検出		1.44
		20110709	7/4~7/9	不検出		0.78	不検出		1.00
		20110716	7/9~7/16	不検出		2.24	不検出		2.96

表 6-8 渓流水、湧水、井戸水（地下水）における放射性セシウム（Cs-134、Cs-137）の放射能濃度の測定結果

渓流水								
地点名	採水日	Cs-134			Cs-137			
		濃度(Bq/kg)	誤差(±Bq/kg)	検出下限値3σ	濃度(Bq/kg)	誤差(±Bq/kg)	検出下限値3σ	
	20110619	不検出		0.31	不検出		0.40	
	20110625	不検出		0.34	不検出		0.37	
	20110704	不検出		0.34	不検出		0.37	
畑地	20110709	不検出		0.36	不検出		0.38	
(石平山)	20110714	不検出		0.36	不検出		0.35	
	20110723	不検出		0.32	不検出		0.36	
	20110805	不検出		0.29	不検出		0.38	
	20110817	不検出		0.33	0.56	0.15	0.46	
	20110619	不検出		0.36	不検出		0.37	
	20110625	不検出		0.33	不検出		0.35	
	20110704	不検出		0.30	不検出		0.38	
放牧地	20110709	不検出		0.33	不検出		0.31	
(水境⑥)	20110715	不検出		0.32	不検出		0.35	
	20110723	不検出		0.30	不検出		0.38	
	20110806	不検出		0.31	不検出		0.36	
	20110817	不検出		0.25	不検出		0.37	
	20110619	不検出		0.39	不検出		0.45	
	20110625	0.42	0.14	0.42	0.50	0.16	0.49	
採草地	20110704	不検出		0.37	不検出		0.37	
(疣石山)	20110709	不検出		0.32	不検出		0.37	
	20110714	不検出		0.35	不検出		0.39	
	20110723	不検出		0.35	不検出		0.43	
	20110805	不検出		0.33	不検出		0.36	
	20110806	0.82	0.17	0.52	1.18	0.22	0.65	
	20110817	不検出		0.30	不検出		0.39	
湧水								
地点名	採水日	Cs-134			Cs-137			
		濃度(Bq/kg)	誤差(±Bq/kg)	検出下限値3σ	濃度(Bq/kg)	誤差(±Bq/kg)	検出下限値3σ	
	20110619	不検出		0.42	不検出		0.46	
	20110625	不検出		0.36	不検出		0.40	
採草地	20110704	不検出		0.38	不検出		0.43	
(疣石山)	20110709	不検出		0.33	不検出		0.39	
	20110714	不検出		0.33	不検出		0.39	
	20110723	不検出		0.29	不検出		0.40	
	20110805	不検出		0.28	不検出		0.36	
	20110816	不検出		0.29	不検出		0.35	
地下水								
地点名	深度(m)	採水日	Cs-134			Cs-137		
			濃度(Bq/kg)	誤差(±Bq/kg)	検出下限値3σ	濃度(Bq/kg)	誤差(±Bq/kg)	検出下限値3σ
採草地	5	20110729	0.078*	0.04	0.13	不検出		0.03
(疣石山)	15	20110729	不検出			不検出		
放牧地	6	20110729	不検出			0.006*	0.00	0.006
(水境⑥)	20	20110729	不検出			0.017*	0.00	0.011

* 井戸水試料は採取時、濃縮時のコンタミが否定できないため検証が必要である。

6.3.2.2 水田から河川への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査

(1) 本調査の目的

水田耕作を通じた集水域から河川に移行する放射性物質の移行状況を確認するため、耕作方法が異なる二つの水田から流出する浮遊土砂量を測定するとともに、浮遊土砂中の放射性セシウムの放射能濃度を測定した。

(2) 本調査の詳細

① 調査対象とした水田の設定

図 6-6 に示したような近接した二つの水田について耕作前の処理方法を変え、それぞれの水田（通常通り耕作した水田（以下、「通常耕作水田」という。） 510m^2 、図 6-27 に示すように表層土壌を 5~10 cm 剥ぎ取った後に耕作した水田（以下、「表面はぎ取り水田」という。） 731m^2 ）から流出する浮遊土砂量、及び浮遊土砂に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を代掻き等のイベント時の他、定期的に測定した。

耕作方法としては、両水田とも、乾燥した水田表土を深さ 10cm 程度鋤き返した。両水田における放射性セシウムの初期の沈着量を確認するため、通常耕作水田は耕作前（平成 23 年 6 月 5 日）、及び乾式耕作後（平成 23 年 6 月 12 日）に表層土壌を採取した。また表面はぎ取り水田については、耕作前（平成 23 年 6 月 5 日）（表面はぎ取り前）及び表面はぎ取り後（平成 23 年 6 月 12 日）に表層土壌を採取した。採取した土壌試料は、現地で袋に入れ良く攪拌した上で、 105°C 、24 時間で絶乾させた後、Ge 半導体検出器で放射性セシウムの放射能濃度を測定した。なお、乾式耕作後は両水田とも同様の管理（代掻き、田植え、施肥等）を行った。調査期間は平成 23 年 6 月 5 日から 8 月 29 日である。

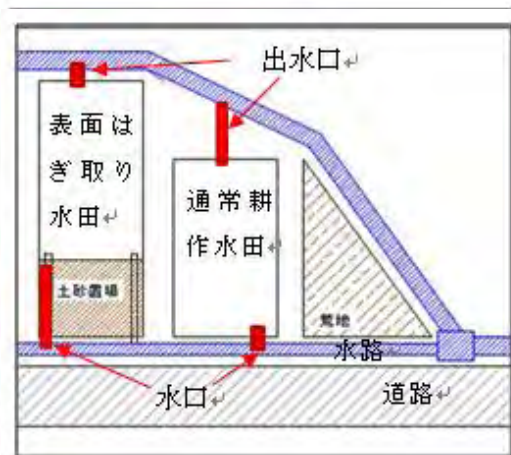


図 6-26 調査箇所（水田）の配置図



図 6-27 表面はぎ取り水田（表層土をはぎ取った水田）の状況

② 調査内容

A) 水田から流出した浮遊土砂を通じた、放射性セシウムの移行状況調査

本調査では、各水田の出水口に量水用のパーシャルフリューム（流量測定装置）を設置した。また、流量計、水位計、濁度計、及び浮遊土砂サンプラを水田出水口に設置し、水田耕作が行われる期間、常時観測を実施した。また、水口（取水口から水田へ水を引く水路）（図 6-26 参照）に浮遊土砂サンプラを設置し、1~2 週間に 1 回、それぞれの浮遊土砂サンプラ内に溜まった浮遊土砂を回収・乾燥後、Ge 半導体検出器で放射性セシウムの放射能濃度を求めた。

B) 水田から流出した浮遊砂を通じた、放射性セシウムの移行形態の解明

水田に水をはった状態で整地作業・代掻き(しろかき)作業を実施した際に、水田面から流出する泥水を測定機器が設置されている水田取水口でくみ上げ、バケツに採取した後、図 6-28 に示すように、泥水を溶存態(0.45 μm)、微小粘土(0.45 \sim 3 μm)、粘土(3 \sim 63 μm)、及び 極細砂以上(>63 μm)にサイズ分画を行った。泥水は 10L 採取し、標準篩、及びメンブレンフィルタを用いて、ろ過作業を実施した。

また、水田に導入する水を 20L 採取し、図 6-28 に示すように、溶存態(0.45 μm)、微小粘土(0.45 \sim 3 μm)、粘土(3 \sim 63 μm)にサイズ分画を行った。



図 6-28 粒度別試料及び水試料の採取風景

その後、それぞれのサイズ別の土壌試料を乾燥させ、Ge 半導体検出器を用いて、放射性セシウムの放射能濃度を求めた。水試料(0.45 μm)は、リンモリブデン酸アンモニウム試薬を用いて、放射性セシウムを濃縮・精製した後、Ge 半導体検出器を用いて、放射性セシウムの放射能濃度を求めた。

(3) 本調査の結果、及び考察

① 表面をはぎ取ったことに伴う水田の放射性セシウムの沈着状況の変化

表面はぎ取り水田における水田土壌に沈着した Cs-137 の沈着量は、表層土壌を剥ぎ取る前においては 280,000Bq/m²であったが、表層土壌を剥ぎ取ったところ、Cs-137 の沈着量は 7,700 Bq/m²に減少した。なお、期間中(6月13日 \sim 8月29日)に観測された降雨量の合計は約 370 mmであった。

② 表面はぎ取り水田及び通常耕作水田における放射性セシウムの流出状況

期間全体を通して灌漑期は水田に水が満たされているため、降雨時には放射性セシウムを含んだ浮遊土砂の流出が起こりやすい傾向が確認された(図 6-29 及び表 6-9 参照)。

また、観測期間を通じて水田から流出した浮遊土砂量は、表 6-9 に示すように、通常耕作水田では 16.5kg であり、表面はぎ取り水田では 73.1kg であった。両水田における降雨量と浮遊土砂

の流出量の関係を確認したところ、図 6-29 に見られるように、通常耕作水田では 30 分間の最大降雨量（以下、「最大 30 分間雨量」という。）が増加すると、30 分間に流出する浮遊土砂の流出量（以下、「最大 30 分間浮遊土砂流出量」という。）が増加する傾向が確認された。

さらに、浮遊砂サンプラで採取した浮遊土砂量と浮遊土砂に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を比較したところ、図 6-30 に示すように、通常耕作水田と表面はぎ取り水田では異なる傾向が確認された。通常耕作水田では、浮遊土砂中の放射性セシウムの放射能濃度は、浮遊土砂流出量の増加に伴い、放射性セシウムの放射能濃度は約 6,500Bq/kg から 18,000 Bq/kg に変化したが、表面はぎ取り水田では浮遊土砂の流出量に関わらず、放射性セシウムの放射能濃度は常に 3800 Bq/kg 以下の放射能濃度であった。この理由としては、土壌をはぎ取ったことにより流出する浮遊砂の放射能濃度が減ったことによるものと考えられる。

期間中に観測された土砂流出量及び浮遊砂サンプラに捕獲された浮遊土砂中の放射性セシウムの放射能濃度を用いて、観測期間を通じて流出した浮遊土砂全体に含まれる Cs-137 の総量を計算したところ、表 6-9 に示すように、通常耕作水田では約 700,000 Bq (1,400 Bq/m²) 流出しているのに対して、表面はぎ取り水田では約 190,000Bq (260 Bq/m²) 流出しており、通常耕作水田に対して表面剥ぎ取り水田からの流出量は約 1/5 程度であった。表面はぎ取り水田からの浮遊土砂の流出量(約 73 kg、100g/m²)は通常耕作水田からの浮遊土砂の流出量(約 17 kg、32g/m²)と比較して、単位面積あたりの重量は約 3 倍にも関わらず、表面はぎ取り水田から流出した Cs-137 の単位面積あたりの総放射性セシウム量が通常耕作水田の約 1/5 に軽減されていることが確認された。このことは、はぎ取りにより放射性セシウムが河川へ流出する量が減少することを示唆している。

③ 水田からオーバーフローする泥水中の放射性セシウムの移行形態

水田からオーバーフローしたことに伴い流出する泥水(以下、「田面水」という。)について、田面水に含まれる土壌粒子の粒径ごとに放射性セシウムの放射能濃度を分画したところ、図 6-31 に示すように、田面水中の土壌粒子の 98%以上が粒径 0.45 μ m 以上の粒子態として存在していることが明らかになった。通常耕作田面水中に含まれる 63 μ m 以上の極細砂に付着している割合は、3~63 μ m の粘土粒子に比べて約 2 倍であり、表面はぎ取り水田では 63 μ m 以上の極細砂、及び 3~63 μ m の粘土粒子中に放射性セシウムが付着している割合はほぼ同程度であった。一般的に細粒粒子に放射性核種が多く吸着していることが知られているが(He and Walling, 1996)、本調査において、粒径の大きな粒子中に存在する割合が多い、又は粒径によらず放射性セシウムの放射能濃度が同一であった理由として、粘土粒子が凝集している可能性、又は放射性セシウムが降下後、粘土粒子へ未分配/未吸着である可能性が示唆される。

また、代掻きによって水田から流出した浮遊土砂量について、濁度計による浮遊土砂濃度及び水位計による流量を積算して求めたところ、通常耕作水田では 216.4kg/ha、表面はぎ取り水田では 42.6kg/ha の浮遊土砂の流出に相当した。従来の研究から報告されている代掻き時の浮遊土砂排出量と比較すると、図 6-32 に示すように、表面はぎ取り水田からの浮遊土砂の流出量は若干少ないが、通常耕作水田では同オーダーであり、代掻き時の浮遊土砂排出量を代表する値と判断される。

さらに、表 6-9 に示すように、代掻きによって流出した浮遊土砂に含まれる Cs-137 の放射能濃度は通常耕作水田では、約 57,000Bq/kg であり、浮遊砂流出量と放射能濃度から計算すると、全流出量 630,000 Bq に相当する。同様に表面はぎ取り水田では Cs-137 の放射能濃度が約 8,000Bq/kg であり、全流出量は 25,000Bq であった。このように、剥ぎ取りを行うことで代掻き時に流出する放射性セシウムの放射能濃度は 1/7 になり、流出全量としては 1/25 にまで抑制されることが確認された。

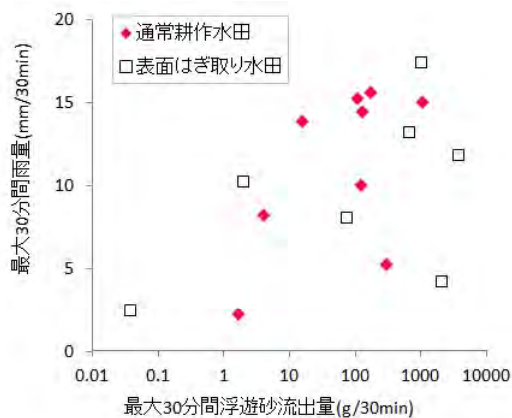


図 6-29 代掻き後（代掻き時を含まない）の最大 30 分間雨量及び最大 30 分間浮遊土砂流出量の関係

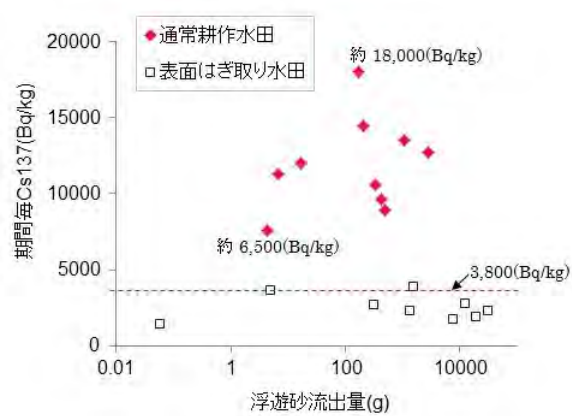


図 6-30 代掻き後（代掻き時を含まない）の期間毎浮遊土砂量及び Cs-137 の放射能濃度の関係

表 6-9 観測期間を通じて流出した降雨、流量、放射性セシウム濃度および総流出量、浮遊土砂採集器で回収された浮遊土砂量及び各期間の平均浮遊土砂濃度

（通常耕作水田の状況）

通常耕作 観測期間	雨量 (mm)	流量 (l)	浮遊土 砂量(g)	Cs-137 (Bq)	Cs-134 (Bq)	浮遊土サ ブ回収量(g)	浮遊土濃度 平均(mg/l)	Cs-137 (Bq/kg)	Cs-134 (Bq/kg)
2011/6/13*	0.0	2440	11000	630000	607000	2.97	4530	57100 ± 1590	55000 ± 1510
6/14-6/20	6.0	1.97	6.72	75.9	76.7	0.33	3420	11300 ± 1280	11400 ± 1280
6/21-7/3	72.0	1500	210	3030	2920.00	11.7	140	14400 ± 401	13900 ± 383
7/4	17.2	50.8	172.0	3100	2760	9.47	3380	18000 ± 418	16100 ± 381
7/5-7/15	64.2	7660	2840	36100	31800	23.4	371	12700 ± 281	11200 ± 250
7/16-7/22	21.0	-	-	-	-	11.9	-	9270 ± 272	8450 ± 248
7/23-7/31	66.0	23000	1050	14200	11900.0	4.72	45.5	13500 ± 220	11400 ± 195
8/1-8/6	12.2	5780	327	3470	2950	1.82	56.7	10600 ± 323	9010 ± 288
8/7-8/9	23.6	2750	430	4150	4810.00	3.62	156	9670 ± 394	11200 ± 432
8/10-8/18	15.6	3.95	4.25	32.3	26.4	5.54	1080	7590 ± 603	6210 ± 525
8/19	23.4	12.7	17.2	206	192	2.35	1350	12000 ± 843	11200 ± 779
8/20-8/29	49.0	14700	485	4320	3630	3.86	32.9	8920 ± 352	7490 ± 312
期間合計	370	57900	16500	699000	668000	81.7			
(Bq/ha)				13700000	13100000				
(Bq/ha/day)				178000	170000				

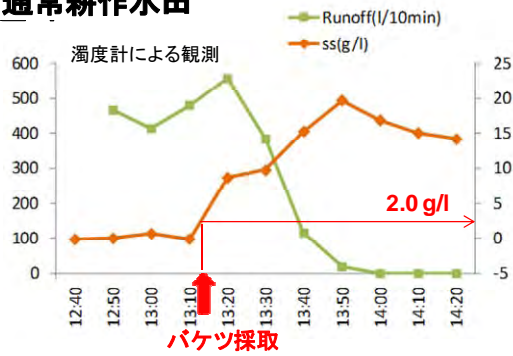
*代掻き日

（表面はぎ取り水田の状況）

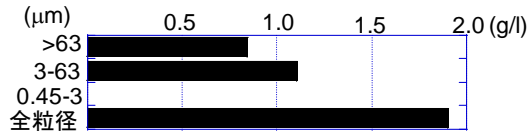
はぎ取り耕作 観測期間	雨量 (mm)	流量 (l)	浮遊土 砂量(g)	Cs-137 (Bq)	Cs-134 (Bq)	浮遊土サ ブ回収量(g)	浮遊土濃度 平均(mg/l)	Cs-137 (Bq/kg)	Cs-134 (Bq/kg)
2011/6/13*	0	955	3110	24800	19200	6.43	3260	7980 ± 387	6160 ± 332
6/14-6/20	6	1780	18200	34900	27000	50.3	10200	1920 ± 114	1490 ± 94
6/21-7/3	72	24200	29400	68900	50700	32.4	1220	2340 ± 114	1720 ± 93
7/4	18	-	-	-	-	17.0	-	1520 ± 115	1190 ± 98
7/5-7/15	67.4	-	-	-	-	9.16	-	1770 ± 133	1800 ± 128
7/16-7/22	23.2	1390	0.0573	0.0833	0.0735	16.9	0.0411	1460 ± 93	1280 ± 83
7/23-7/31	67.4	19900	1260	2930	2570	11.4	63.4	2320 ± 68	2040 ± 61
8/1-8/6	12.4	624	4.83	17.8	16.8	0.96	7.73	3680 ± 234	3490 ± 221
8/7-8/9	22.6	9450	1490	5820	5130	2.93	158	3900 ± 40	3430 ± 36
8/10-8/18	14.8	2720	298	825	585	3.35	110	2770 ± 242	1960 ± 202
8/19	20.6	6780	7200	12900	12100	5.31	1060	1790 ± 139	1680 ± 130
8/20-8/29	45.6	37600	12100	34200	28000	3.23	321	2840 ± 215	2330 ± 190
期間合計	370	105000	73100	185000	145000	159			
(Bq/ha)				2530000	1990000				
(Bq/ha/day)				32900	25800				

*代掻き日

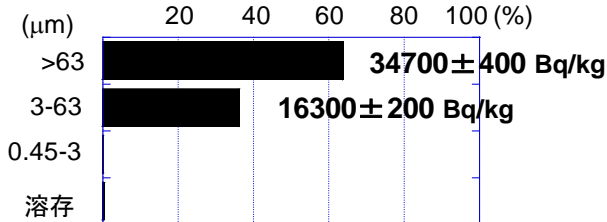
通常耕作水田



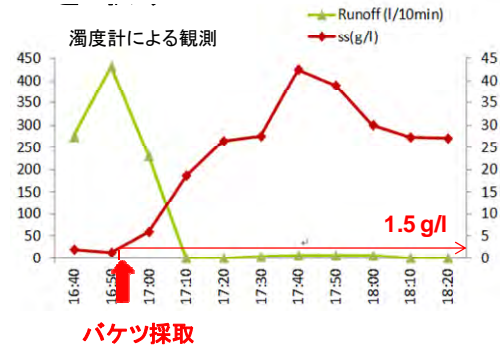
バケツ採取によるSS量



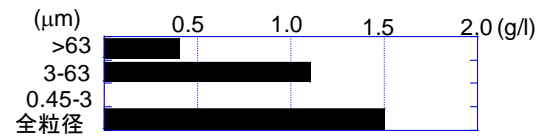
SS中のセシウム濃度(Bq/kg)と、水中に占める割合(%)



表面はぎ取り水田



バケツ採取によるSS量



SS中のセシウム濃度(Bq/kg)と、水中に占める割合(%)

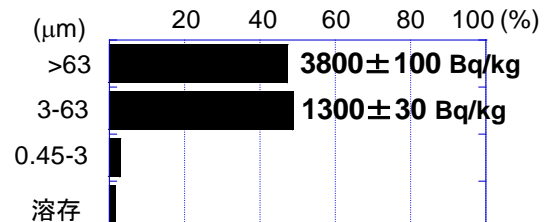


図 6-31 水田から流出する泥流出量(g/l)、及び粒径別の放射性セシウムの放射能濃度 (Bq/kg) と泥水中に占める割合(%)

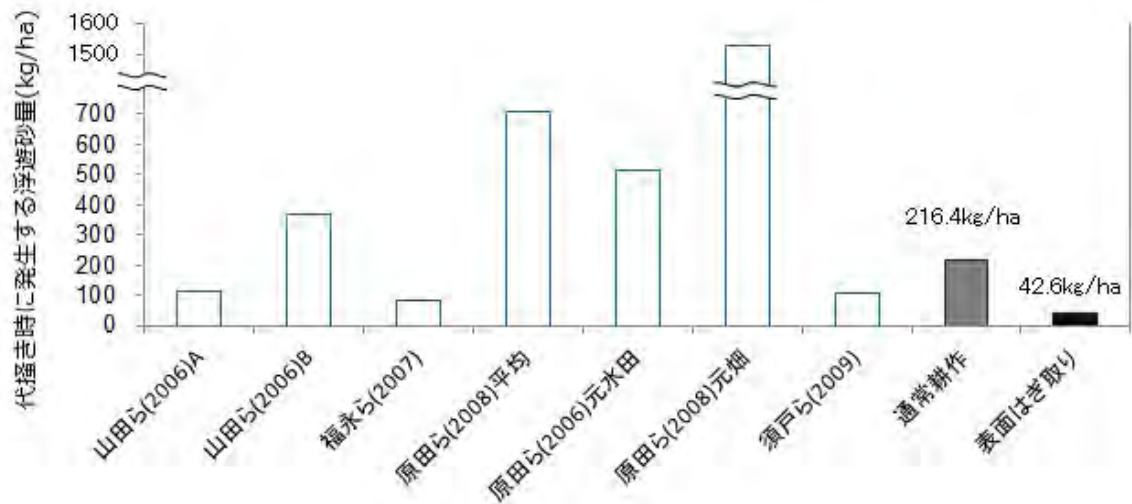


図 6-32 従来の研究における代掻き時に発生する浮遊砂量について

(4) まとめ

水田耕作を通して集水域から河川に移行する浮遊砂中の放射性セシウムの挙動を定量的に把握するため、福島県伊達郡川俣町の山木屋地区をモデル地区として6月から10月まで、観測を行った。

本調査では、仮に、田面水がオーバーフローするような降雨があった場合、水田からの放射性セシウムが河川に供給されることが確認された。そのなかで、水田耕作に伴うイベント、特に代掻きによって排出される浮遊土砂量及び放射性セシウムの放射能濃度は大きく、通常耕作水田では田面水がオーバーフローするような降雨によって生産された浮遊土砂量は期間中の浮遊土砂量の平均値の20倍、また期間中に流出した放射性セシウムの放射能濃度の5倍であることが確認された。したがって、耕作前に表土を剥ぎ取ることや、水田耕作における代掻き時に浮遊土砂の排出を抑制することにより、放射性セシウムの水田とつながる河川への流出を軽減することが可能であり、水田の除染に対して本手法は有効であると考えられる。

【引用文献】

- He Q, Walling DE. 1996. Interpreting particle size effects in the adsorption of ^{137}Cs and unsupported ^{210}Pb by mineral soils and sediments. *Journal of Environmental Radioactivity* **30-2**: 117-137.
- 山田 佳裕, 井桁 明丈, 中島 沙知, 三戸 勇吾, 小笠原 貴子, 和田 彩香, 大野 智彦, 上田 篤史, 兵藤 不二夫, 今田 美穂, 谷内 茂雄, 陀安 一郎, 福原 昭一, 田中 拓弥, 和田 英太郎(2006) しろかき期の強制落水による懸濁物, 窒素とリンの流出 : 圃場における流出実験 陸水学雑誌 67(2), 105-112.
- 福永 隆二, 松井 宏之 (2007) 現地観測に基づく水田の土砂収支-水田が赤土流出に果たす機能に関する研究(3)- 農業農村工学会全国大会講演要旨集 2007, pp. 818-819.
- 原田 久富美, 太田 健, 進藤 勇人, 小林 ひとみ, 伊藤 千春(2008) 八郎潟干拓地大区画水田における移植前落水に伴う水質汚濁負荷量とその特徴 日本土壌肥料学雑誌 79(1), 53-60.
- 須戸 幹, 三木 俊和, 増田 佳昭(2009) 代かき・移植時における水田からの濁水流出特性 : 滋賀県宇曾川流域の水田群を事例として 農業農村工学会論文集 77(2), 113-119.

6.3.2.3 河川から海洋へ放射性物質の移行状況調査

(1) 本調査の実施目的

河川から海洋への放射性物質の輸送量を確認するため、山木屋地区から流下する口太川流域、及びその下流の阿武隈川本川の複数地点で水位・流量を観測するとともに、浮遊砂サンプリング及び濁度計を用いて土砂流出量を観測した。さらにこれらの地点で採水し、Cs-134、及び Cs-137 の水文流出過程を通じた輸送量を推定した。

(2) 本調査の詳細

① 調査内容

河川から海洋への放射性物質の移行状況を調査するため、以下の調査を実施した。なお、本調査は、放射性物質が比較的高濃度かつ広範囲に沈着していることが確認されている、福島県中通りから太平洋に流れる一級河川の阿武隈川、及びその支流で特に高い線量域を通る口太川流域を対象に、図 6-33 に示すように、口太川流域四つの観測地点、及び阿武隈川本川の中流地点（伏黒）及び下流地点（岩沼）を観測地点とした。海洋への放射性物質の輸送量を推定するため、岩沼より下流の地点も検討したが、潮汐の影響が大きいため、本調査では、調査地点として採用しなかった。調査期間は、6月6日から8月31日である。

A) 降雨量、河川流量、及び浮遊砂量の関係

河川から海洋への放射性物質の流出量を推定するためには、河川流量及び浮遊砂濃度の時系列変化から、一定期間内の河川水の流出量、及び浮遊砂の流出量の積算値を求めることが必要である。そこで、降雨量の増加に伴う河川流量や浮遊砂量の増加傾向を確認するため、各調査地点に、図 6-32 に示すような、圧力式水位計、濁度計、雨量計、データロガー及び太陽光パネルを設置し、河川水位・流量観測、及び浮遊砂量の流出量を観測した。

(水位の測定)

水位の測定にあたっては、口太川での四つの観測地点では、圧力式水位センサで水深の計測値に大気圧補正を施すとともに、河川流速の観測結果と横断面測量結果を用いて H (水深 (m)) - Q (河川の流量 (m^3/s)) 曲線を作成し、水深から河川の流量を求めることとした。また、阿武隈川本川の流量の推定においては、国土交通省東北地方整備局による 2010 年までの水位流量データを用いて作成された H - Q 曲線から河川の流量を算定した。なお、河川水位から河川流量に変換するため、河川横断面の測量と河川の流速測定を必要に応じて実施した。

(浮遊砂量の測定)

浮遊砂量の測定にあたっては、予め、浮遊砂量と濁度計の校正を行い、濁度計の計測値 (mV) と浮遊砂濃度との関係で得られた換算式を用いて求めた。河川中の濁度は、濁度計を用いて、10 分間おきに測定した。濁度計は、長期間現地において測定することを考慮し、ワイパー付きで濁度を 3,000 (NTU) まで安定して計測可能な特注製を使用した。なお、各観測地点でセンサの感度が異なるため、観測地点ごとに別々の換算式を作成し、その式を利用した。

(降雨量の測定)

降雨量の測定にあたっては、浮遊砂測定地点近傍に、転倒マス式雨量計を設置し、雨量計データは 10 分おきに記録した。ただし、欠損値に関しては他の雨量測定点での値を用いて置き換えるとともに、本調査では、ノイズなどの異常値を取り除いた。

なお、濁度及び雨量のデータは、データロガーにデータが転送され、1 ヶ月以上のデータを取得することができた。なお、このデータロガーは、絶えず太陽光により、ソーラーパネルより電源が供給され、外部電源が不要となっている。

B) 浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度の測定

浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度を測定するため、図 6-34 の浮遊砂サンプラを用いた。浮遊砂サンプラは、5 章の河川中（河川水、河底土、及び浮遊砂）における放射性物質の移行状況調査で詳細を記載したとおり、出水期間全体の浮遊砂を採取することが可能な装置である。浮遊砂サンプラは、内径 98mm、長さ 1m の塩化ビニルパイプ管の両端の蓋部に内径 4mm のチューブを取り付けた簡易な装置であり、現地に設置しておくことで、出水中の全期間の浮遊砂を採取した。本調査では、1 週間ごとに浮遊砂を回収した。回収した浮遊砂は、炉乾燥し、筑波大学の Ge 半導体検出器にて、放射性セシウムの放射能濃度測定を実施した。

C) 放射性セシウム輸送量の推定

A) で得られた河川流量及び浮遊砂濃度の時系列変化から、一定期間内の河川水の流出量、及び浮遊砂流出量の積算値を求めた。河川水の輸送量については、一定期間内の河川水の流出量の積算値に河川水中の放射性セシウムの放射能濃度をかけることにより、河川水による放射性セシウムの輸送量を算出した。

また、採取された浮遊砂量と浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度をかけることにより、浮遊砂による放射性セシウムの輸送量を算出した。

なお、本調査では、河川調査本調査の調査期間は 6 月 6 日～8 月 30 日であるが、機器設置の関係で口太川での全観測点における開始は 6 月 21 日正午であり、阿武隈川本川での濁度を含めてのデータ収集が可能となったのが 8 月 10 日正午であるため、口太川流域において 6 月 21 日正午から 8 月 30 日正午までの 70 日間、阿武隈川本川において 8 月 10 日正午から 8 月 30 日正午までの 20 日間における放射性セシウムの総輸送量を推定することとした。



図 6-33 河川調査箇所

【観測機器設置の概要】

- 浮遊砂サンプラー
- 圧力式水位計
- 濁度計
- 雨量計
- データロガー＋太陽光パネル



写真1. 浮遊砂サンプラー



写真3. 濁度計センサー



写真2. 圧力式水位計



写真4. 浮遊砂サンプラー・濁度計センサー・水位計設置状況(口太川上流地点)



写真5. データロガー・太陽光パネル・雨量計設置状況(岩沼観測所地点)

図 6-34 観測機器の概要

(3) 調査結果及び考察

① 雨量と濁度の関係

各地点における、雨量及び河川の流量に対する浮遊砂濃度（濁度）換算値のグラフを図 6-35 に示す。この図に示すように、河川の流量にピークが見られた時のみ、河川の濁度が増加していることが確認された。このため、本調査のような濁度計、浮遊砂サンプラを組み合わせ、浮遊砂量を連続的に測定する手法は、放射性物質の輸送量を算定するために有効であると考えられる。

また、本結果から、特に上流地点において、降雨量が増加するとともに濁度が高くなることが調査結果から確認された。

そのほか、阿武隈川本川においては、上流地点で豪雨が発生した時から数時間から1日程度遅れて、濁度のピークが発生することが確認された



図 6-35 各観測地点における 雨量・流量と濁度（浮遊砂濃度）の時系列変化状況

② 各地点で測定された浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度の測定結果

各観測地点における浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度の期間毎の変化は表 6-11 のとおりである。その結果、全期間を通じて、Cs-137 の放射能濃度は 14,000～66,000Bq/kg であり、Cs-134 の放射能濃度は 12,500～60,000Bq/kg であり、いずれの観測地点においても、浮遊砂中から高い放射能濃度の放射性セシウムが検出された。

他方で、浮遊砂サンプラに捕獲された土壌粒子の放射性セシウムの放射能濃度は、浮遊土砂が採取された期間毎に異なる結果を示していた。この理由としては、浮遊砂サンプラが、流域における異なる土地・土層から放射性核種含有量の異なる土砂粒子がそれぞれの降雨イベントに従って各流域に流れてきた土砂をそれぞれの期間毎にトラップした結果であることを示唆している。

また、浮遊砂サンプラで採取した土壌粒子の中央粒径（粒度分布から求められる中央値）は、各観測地点において 10 μ m～50 μ m 前後となっており、水境川及び口太川下流地点においては約 40 μ m、阿武隈川流域では約 15 μ m 前後であった。

表 6-11 各観測地点における浮遊砂量と放射性セシウムの放射能濃度

場所	採取日	浮遊砂量(g)	Cs137		Cs134	
			Bq/kg	±誤差	Bq/kg	±誤差
口太川水境川⑦	2011/6/27	1.00	66,000	4,800	51,000	4,100
口太川水境川⑦	2011/7/6	180.00	14,000	510	12,000	440
口太川水境川⑦	2011/7/12	0.70	43,000	3,900	43,000	3,700
口太川水境川⑦	2011/7/20	1.10	18,000	890	15,000	800
口太川水境川⑦	2011/7/25	0.6	35,000	2,100	35,000	2,100
口太川水境川⑦	2011/8/1	4.40	61,000	4,400	47,000	3,800
口太川水境川⑦	2011/8/9	19.00	35,000	460	31,000	410
口太川水境川⑦	2011/8/16	1.40	41,000	2,100	36,000	1,900
口太川上流	2011/6/27	1.2	62,000	4,300	60,000	4,100
口太川上流	2011/7/6	16.00	42,000	1,400	38,000	1,300
口太川上流	2011/7/12	6.10	41,000	1,50	39,000	1,500
口太川上流	2011/7/20	10.00	46,000	590	40,000	530
口太川上流	2011/7/25	4.10	53,000	1,400	49,000	1,300
口太川上流	2011/8/1	10.00	51,000	1,500	39,000	1,300
口太川上流	2011/8/9	22.0	38,000	550	32,000	490
口太川上流	2011/8/16	12.00	45,000	810	39,000	720
口太川中流	2011/6/27	1.60	38,000	2,900	29,000	2,500
口太川中流	2011/7/6	180.00	14,000	330	13,000	290
口太川中流	2011/7/12	13.00	16,000	570	14,000	520
口太川中流	2011/7/20	4.10	16,000	550	14,000	500
口太川中流	2011/7/25	0.50	27,000	3,000	20,000	2,600
口太川中流	2011/8/1	11.0	20,000	1,300	18,000	1,200
口太川中流	2011/8/10	32.00	12,000	280	10,000	240
口太川中流	2011/8/16	0.40	28,000	2,200	19,000	1,800
口太川下流	2011/6/27	29.00	55,000	860	49,000	780
口太川下流	2011/7/6	61.00	36,000	720	32,000	650
口太川下流	2011/7/12	17.00	35,000	1,300	30,000	1,200
口太川下流	2011/7/19	4.00	25,000	690	22,000	630
口太川下流	2011/7/25	11.00	29,000	470	25,000	430
口太川下流	2011/8/1	28.00	32,000	1,100	26,000	940
口太川下流	2011/8/10	45.00	25,000	360	21,000	310
口太川下流	2011/8/16	3.10	26,000	1,400	19,000	1,200
阿武隈中流伏黒	2011/7/11	12.00	69,000	2,700	63,000	2,400
阿武隈中流伏黒	2011/7/19	1.30	44,000	270	38,000	240
阿武隈中流伏黒	2011/7/25	0.70	56,000	2,500	56,000	2,400
阿武隈中流伏黒	2011/8/9	20.00	47,000	650	40,000	570
阿武隈中流伏黒	2011/8/16	0.30	52,000	4,600	44,000	4,200
阿武隈下流岩沼	2011/7/12	0.40	35,000	3,200	25,000	2,700
阿武隈下流岩沼	2011/7/19	3.00	42,000	1,000	38,000	950
阿武隈下流岩沼	2011/7/26	6.40	35,000	910	31,000	850
阿武隈下流岩沼	2011/8/10	0.80	25,000	1,800	18,000	1,500
阿武隈下流岩沼	2011/8/17	0.70	50,000	2,700	40,000	2,400

③ 放射性セシウム輸送量の推定

河川流量及び浮遊砂濃度の時系列変化から、一定期間内の河川水の流出量、及び浮遊砂流出量の積算値を求めた。河川水の輸送量については、一定期間内の河川水の流出量の積算値に河川水中の放射性セシウムの放射能濃度をかけることにより、河川水による放射性セシウムの輸送量を算出した。なお、河川水の流出量、及び浮遊砂流出量の積算値、河川水中の放射性セシウムの放射能濃度、浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度は以下のように算出した。なお、阿武隈川上流の口太川流域の四つの観測地点においては、いずれの地点も平成 23 年 6 月 21 日 12:00～8 月 30 日 12:00 (70 日間) について、阿武隈川本川の二つの観測地点では、平成 23 年 8 月 10 日 12:00～8 月 30 日 12:00 (20 日間) について、放射性セシウムの輸送量を推定することとした。

(河川水及び浮遊砂の流出量)

浮遊砂量は表 6-11 から、各観測地点における測定結果の期間中の積算値を使用し、河川流量は図 6-35 に示したグラフにおける河川流量の期間中の積算値を使用した。表 6-12(a) に調査期間中に積算した各観測地点における浮遊砂量 (SS)、及び河川流量を示す。

(河川水及び浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度)

本調査では、放射性セシウムの輸送量の計算にあたって、全期間の各観測地点の放射能濃度の平均値を使用して、算出した。

河川水中の放射性セシウムの放射能濃度は、本調査と並行して実施された、福島県の 50 箇所採取された河川水中の放射性セシウムの放射能濃度の測定結果 (5.1.3 P86 表 5-1) を用いており、本結果では、阿武隈川については、表 5-1 の調査地点 3 の黒岩の 2 回目のデータ (8 月 1 日、2 日採取結果) (Cs-134 の放射能濃度 : 0.49Bq/kg、Cs-137 の放射能濃度 : 0.43Bq/kg)、口太川については同日に採取している調査地点 9 の百木木の 2 回目のデータ (Cs-134 の放射能濃度 : 0.21Bq/kg、Cs-137 の放射能濃度 : 0.27Bq/kg) を用いた。なお、本データは、現地で濾過を行っていないデータであるため、微量の浮遊砂物質が含まれている可能性を有する。

また、浮遊砂中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は、筑波大学において実施された 7 月及び 8 月の分析結果を用いた。試料採取期間毎の平均値を用いたが、河川水中の放射能濃度は測定結果が採取時の瞬間値であること、不検出の測手結果が一部で存在することから、全期間を通じて放射性セシウムの輸送量を算出するにあたっては、1 回の結果を用いた。

その結果、浮遊砂を通じた輸送量は表 6-12 (b) のとおりであり、河川水を通じた輸送量は表 6-12 (c) であった。これらの結果から、総輸送量を計算すると、平成 23 年 6 月 21 日～8 月 30 日までの期間における各観測測定地点での放射性セシウムの総輸送量の推定値は、放射性セシウムの輸送量の最大値が確認された地点は伏黒地点であり、Cs-137 で 1.86×10^{12} Bq (20 日)、Cs-134 で 1.74×10^{12} Bq (20 日) であった。また、海洋への輸送量の推定値を示すと考えられる岩沼地点における放射性セシウムの輸送量は Cs-137 で 7.43×10^{11} Bq (20 日)、Cs-134 で 6.62×10^{11} Bq (20 日) であった。

さらに、観測地点における放射性セシウムの移行状態を確認するため、観測地点ごとに総輸送量に占める河川水及び浮遊砂の輸送量の比率 (以下、「貢献率」という。) を確認した。各観測地点における放射性セシウムの総輸送量の推定値と、各観測地点における放射性セシウムの総輸送量中の浮遊砂(SS)による放射性セシウムの輸送量から、以下のように、貢献率を求めた。

貢献率(%)= 浮遊砂による放射性セシウムの輸送量/放射性セシウムの総輸送量(水+浮遊砂)

その結果、表 6-13 に示すように、Cs-137 の総輸送量に対する浮遊砂の貢献率が大きな観測地点としては、口太川下流で 97.6%、続いて水境川で 96.6%であり、最も貢献率が小さい観測地点は阿武隈下流岩沼で 75.7%であった。なお、本傾向は Cs-134 でも同様であり、Cs-134 の総輸送量に対する浮遊砂の貢献率が大きな観測地点としては、Cs-137 と同様に、口太川下流で 97.8%、続いて水境川で 96.9%であり、最貢献率が小さい観測地点は阿武隈下流岩沼で 68.9%であった。

表 6-12 (a) 調査期間中の各地点における浮遊砂量(SS)及び河川流量の積分値

場所	採取期間	浮遊砂量(kg)	総流出量 (L)
①水境川	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	251,000	1,290,000,000
②口太川上流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	223,000	2,560,000,000
③口太川中流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	1,450,000	9,200,000,000
④口太川下流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	5,440,000	16,700,000,000
⑤阿武隈中流伏黒	2011/8/10 12:00 - 2011/8/30 12:00	33,500,000	190,000,000,000
⑥阿武隈下流岩沼	2011/8/10 12:00 - 2011/8/30 12:00	15,200,000	420,000,000,000

表 6-12 (b) 調査期間中の各地点における浮遊砂を通じた放射性セシウム輸送量

	浮遊砂 (SS) 輸送量	Cs-134	Cs-137
場所	採取期間	(x 10 ⁹) Bq	(x 10 ⁹) Bq
①水境川	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	8.54	9.80
②口太川上流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	9.35	10.5
③口太川中流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	24.6	30.4
④口太川下流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	152	108
⑤阿武隈中流伏黒	2011/8/10 12:00 - 2011/8/30 12:00	1640	1780
⑥阿武隈下流岩沼	2011/8/10 12:00 - 2011/8/30 12:00	456	562

表 6-12 (c) 調査期間中の各地点における水を通じた放射性セシウム輸送量

	浮遊砂 (SS) 輸送量	Cs-134	Cs-137
場所	採取期間	(x 10 ⁹) Bq	(x 10 ⁹) Bq
①水境川	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	0.271	0.349
②口太川上流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	0.538	0.691
③口太川中流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	1.93	2.48
④口太川下流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	3.51	4.51
⑤阿武隈中流伏黒	2011/8/10 12:00 - 2011/8/30 12:00	93.3	81.8
⑥阿武隈下流岩沼	2011/8/10 12:00 - 2011/8/30 12:00	206	181

表 6-13 各放射性セシウム輸送量の期間合計と輸送に対する浮遊砂(SS)の貢献率
(SS TFlux Ratio)

輸送に対する浮遊砂の貢献率			
場所	採取期間	Cs-134 (%)	Cs-137 (%)
①水境川	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	96.9	96.6
②口太川上流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	94.6	93.8
③口太川中流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	92.7	92.4
④口太川下流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	97.8	97.6
⑤阿武隈中流伏黒	2011/8/10 12:00 - 2011/8/30 12:00	94.6	95.6
⑥阿武隈下流岩沼	2011/8/10 12:00 - 2011/8/30 12:00	68.9	75.7

(4) まとめ及び今後の課題

本調査結果において、水中に溶存している放射性物質とろ過後の浮遊砂に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を比較したところ、観測地点（阿武隈下流岩沼）を除いて、いずれの観測地点でも90%以上が浮遊砂の形で、放射性セシウムが流下していることが確認された。ただし、この比率は出水の頻度に依存するので、今後大きく変わる可能性がある。また、浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度（Cs-134 と Cs-137 の放射能濃度を合計した値）は、いずれの観測地点でも12,000Bq/kg以上であった。

他方で、本調査では、河底を流れる土砂（掃流砂）による放射性セシウムの輸送状況について調査していないが、掃流砂を通じた放射性セシウムの輸送量を加味すると、河床に沈殿している土砂粒子のセシウム含有量が非常に高いこと等を踏まえると、本調査で推定した放射性セシウムの輸送量よりも高い値になる可能性がある。そのため、今後、掃流砂に含まれる放射性セシウムの観測を含めて詳細な輸送量を把握することが必要である。

また、本調査では、検出した放射性セシウムの放射能濃度を全期間一定と仮定して輸送量を計算したが、実際には、河川中の放射性セシウムの放射能濃度が様々な水文過程により変化すると考えられる。そこで、水文過程を考慮した分布型流出モデルを用いて流域全体の放射性セシウムの輸送量について分析を実施することで、より精度の高い放射性セシウムの輸送量の推定が可能となる。例えば、阿武隈下流岩沼の観測地点における放射性セシウムの輸送量は広い河川断面に対して、1地点で採取した浮遊砂の測定結果を基にしているため、将来的には複数地点で調査を実施するとともに、断面推定などを考慮することで、放射性セシウムの輸送量の推定精度を向上させることが必要である。

さらに、本調査では、阿武隈下流岩沼の観測地点より下流においては、潮汐の影響が大きいいため、観測地点として含めなかったが、詳細に浮遊砂が海洋に流入している状況を確認するため、このような地点も含めて、モニタリングを継続して実施することも必要である。

6.3.2.4 湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認

(1) 本調査の実施目的

河川に流出した放射性物質が河川の下流にある湖沼や貯水池への移行状況を確認するため、農業用貯水池（以下、「貯水池」という。）4箇所及びダム湖1箇所から、土壌コア採取器を用いて底泥を採取し、底泥深さ方向の放射性セシウムの放射能濃度の分布状況を確認した。

(2) 本調査の詳細

① 調査内容

口太川流域内の三つの貯水池（大屋戸、高屋敷、鼠喰池）、広瀬川流域内の一つの貯水池（松沢池）、及び阿武隈川流域内の蓬莱ダム湖（図中では蓬莱湖と記載）の3地点において、底泥採取を行った（図6-36参照）。

口太川流域の三つの貯水池、及び広瀬川流域の一つの貯水池においては、差し込み型コアサンプリング（内径4cm）を用いて約15cmの底泥を各4本採取した。

また、貯水池のコアサンプルは、表層から2cmごとに10cmの深さまで5試料採取した。

さらに、阿武隈川の蓬莱ダム湖の3地点で、投下型コアサンプリング（内径11cm）でそれぞれ約30cmの底泥を各1本採取し、表層から2cmごとに20cmまでの10試料採取した。

試料は湿重量を測定後、乾燥機で110℃、24時間かけて乾燥させ、乾燥重量を測定した後、乳鉢で細粒とし、Ge半導体検出器を用いて、放射性セシウムの放射能濃度を求めた。なお、一部の試料については、光散乱式粒径測定器で粒径測定を実施した。

調査期間は平成23年7月8日～8月4日である。鼠喰池と松沢池については、水の流動、混合があまり大きくないと予想されたので、平成23年8月4日に沈降量測定器を設置して継続観測を実施し、現在も設置中である。



図6-36 湖沼及び貯水池調査箇所（底泥採取地点）

(3) 調査結果

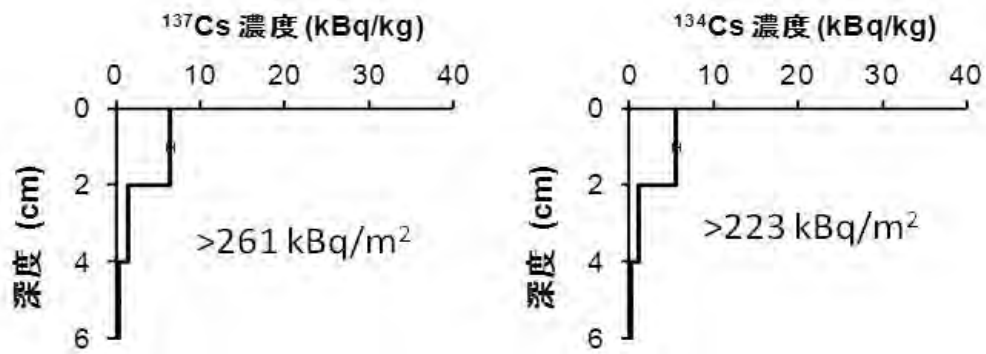
いずれの貯水池においても、底泥表層から深くなるにつれて、放射性セシウムの放射能濃度が格段に低くなるため、表層から3層(0~6cm)まで放射性セシウムの放射能濃度を測定した。口太川流域内の三つの貯水池(大屋戸、高屋敷、鼠喰池)、広瀬川流域内の一つの貯水池(松沢池)について、底泥から深さ方向の放射性セシウムの分布を確認した結果は図6-37のとおりである。

また、蓬萊ダム湖の三つの調査地点では、表層から6cmまでの放射性セシウムの放射能濃度の測定結果に測定地点の有意な差が確認されなかったことから、調査地点(St.1:上流地点)のみ10層まで放射性セシウムの放射能濃度を測定し、他の2地点(St.2:中流地点、St.3:下流地点)については3層(0~6cm)まで放射性セシウムの放射能濃度を測定した。蓬萊ダム湖3地点について、底泥から深さ方向の放射性セシウムの分布を確認した結果は図6-38のとおりである。

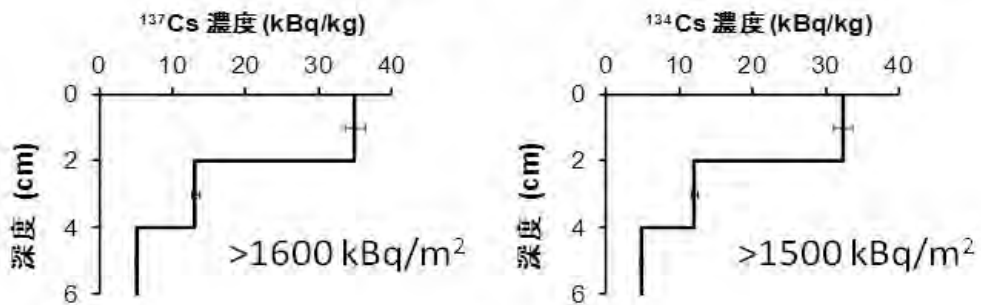
その結果、図6-37に示すように、いずれの貯水池についても、底泥表層のみに高い放射能濃度の放射性セシウムが確認されたが、大屋戸の貯水池については、他の貯水池(鼠喰池、高屋敷及び松沢池)と比較して、底泥表層から比較的深くまで、放射性セシウムの放射能濃度が高くなっていることが確認された。

また、図6-38に示すように、蓬萊ダム湖では、底泥下層においても放射性セシウムの放射能濃度が低くならないこと、蓬萊ダム湖の三つの観測地点における底泥に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は各地点間で大きな差がないこと、蓬萊ダム湖の底泥の放射性セシウムの放射能濃度は貯水池に比べて放射能濃度は高いことが確認された。

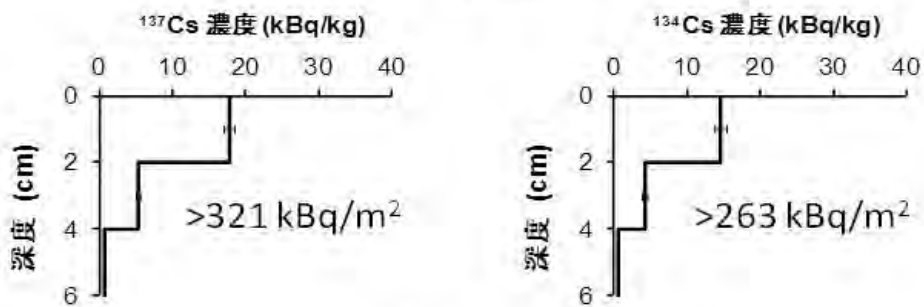
さらに、蓬萊ダム湖の三つの観測地点における底泥6~8cmの底泥の粒度分布を図6-39に示す。その結果、いずれの試料においても、同様の粒度分布を示しており、底泥の粒度分布の積算体積比率(底泥の全粒子量に対する、ある粒径までの粒子量の累積比率)が50%となる粒径は約20 μ mであり、非常に細かい土壌粒子で構成されており、ほぼ全量がシルト-粘土質であった。



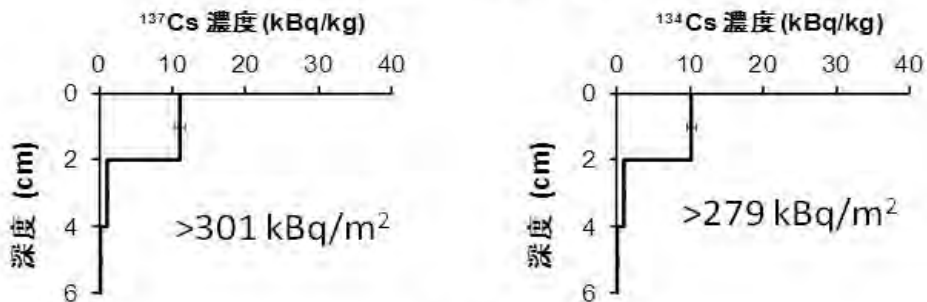
(a) 鼠喰池



(b) 大屋戸



(c) 高屋敷



(d) 松沢池

図 6-37 貯水池の底泥中における放射性セシウムの深度分布
 (観測地点は、(a)鼠喰池、(b)大屋戸、(c)高屋敷、(d)松沢池。図中の放射性セシウムの放射能濃度は、採泥日の値に減衰補正を実施している。(大屋戸、高屋敷は平成 23 年 7 月 8 日、鼠喰池及び松沢池は平成 23 年 8 月 4 日)。)

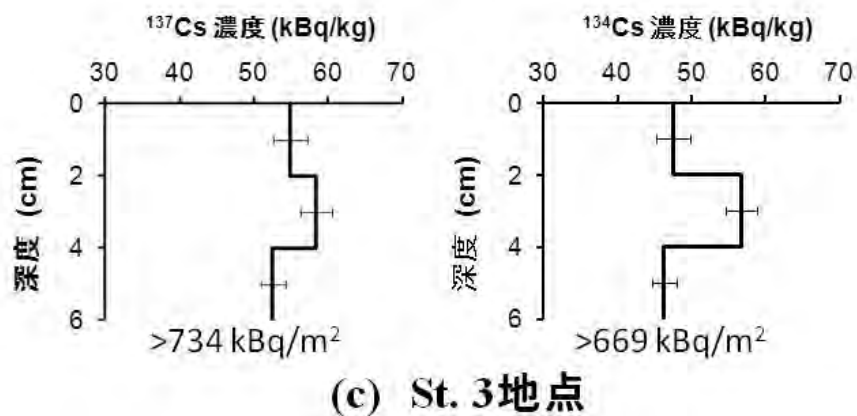
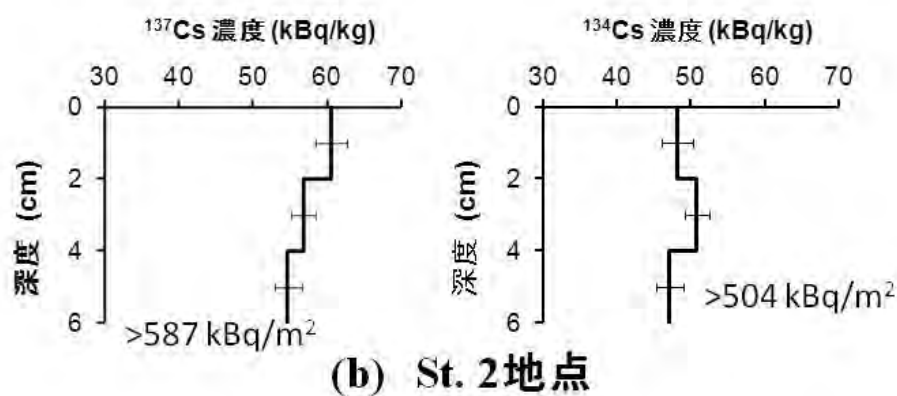
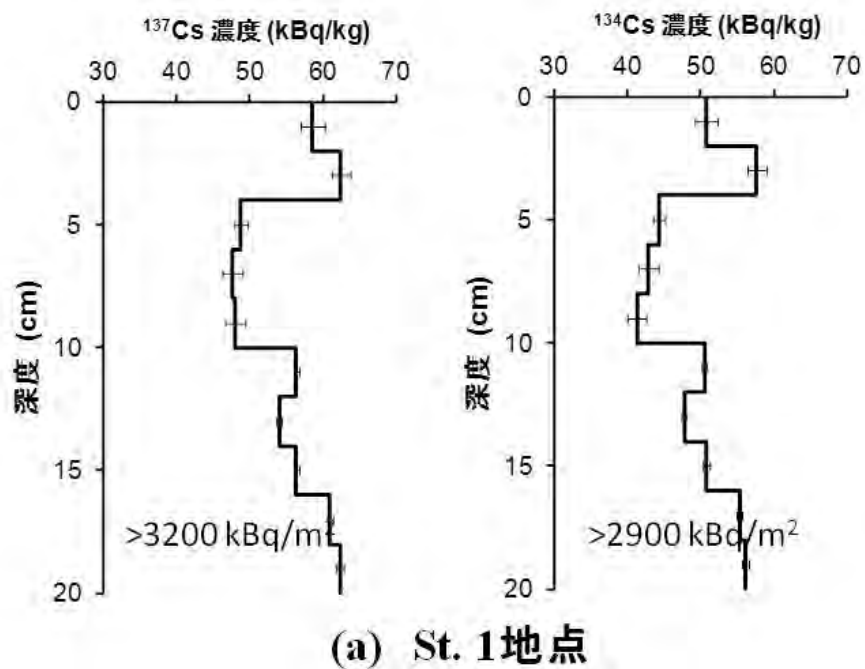


図 6-38 蓬萊ダム湖における底泥中の放射性セシウムの深度分布
 (観測地点は蓬萊ダム湖の(a)St. 1、(b)St. 2、(c)St. 3。図中の放射性セシウムの放射能濃度は採泥日(平成 23 年 7 月 8 日)の値に減衰補正を行った。)

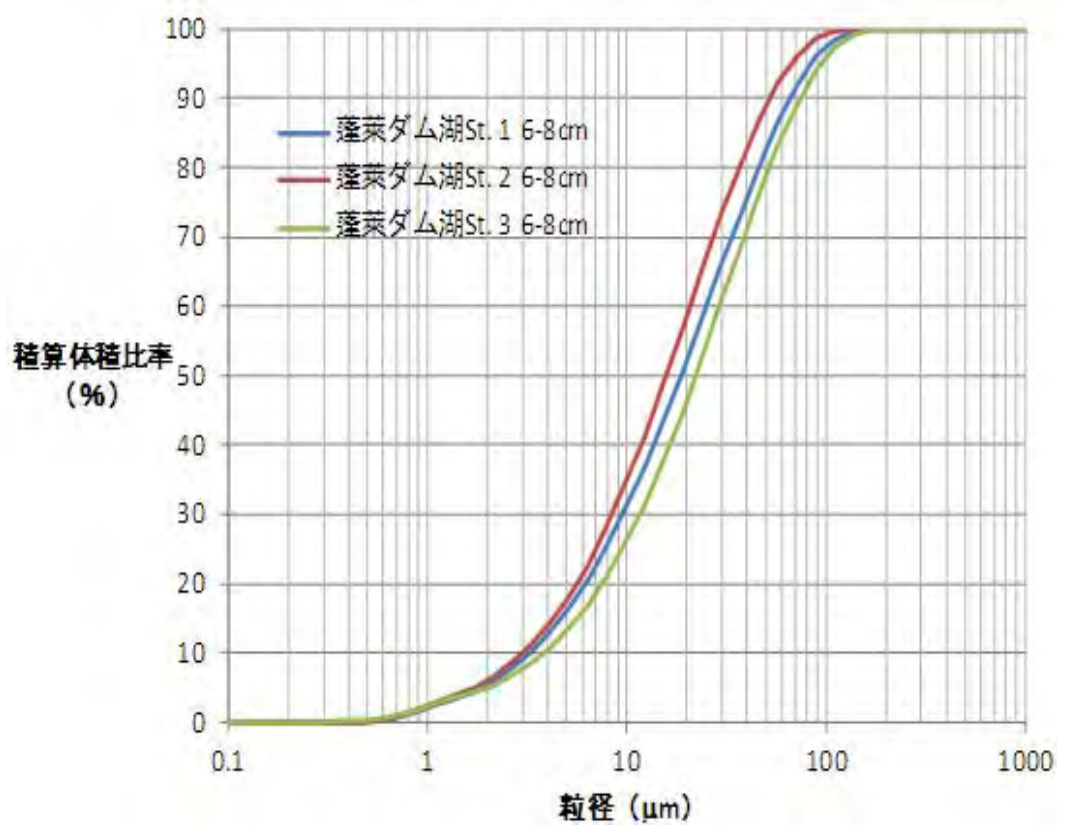


図 6-39 蓬萊ダム湖の底泥の粒度分布
 (縦軸は、底泥の全粒子量に対するその粒径までの粒子量の累積比率を示す)

(4) 考察

① 貯水池における放射性セシウムの堆積状況に関する考察

いずれの貯水池についても、底泥における放射性セシウムの深度分布は、底泥表層で放射性セシウムの放射能濃度が最も高く、深さが深くなるにつれて、急激に放射能濃度が下がることが確認された。湖沼底泥では核実験によるフォールアウトした放射性物質がその堆積年代にピークを有していることが確認されており、本調査では、このようなピークは確認されていないことから、本調査箇所の深度分布では、大気から降下、あるいは河川から流入した放射性セシウムが付着した土壌粒子が貯水池を静かに沈降し、底泥表層に蓄積しているものと考えられる。

また、底泥表層と比べて下層において放射能濃度が急減することを考慮すると、底泥に放射性セシウムが堆積した後、貯水池は水の流れや風波の影響が小さいため、底泥の攪拌は大きくないことが確認された。

そのほか、底泥の放射性セシウムの存在量は大屋戸貯水池以外の三つのため池（鼠喰池、松沢池、及び高屋敷）においては、Cs-134、及びCs-137の放射能濃度は200~400 kBq/m²程度であり、6.3.1.1の森林、畑地及び草地等における、土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布状況調査で示したように、山木屋地区の様々な土地利用の土壌において測定された放射性セシウムの存在量（Cs-134で205~892kBq/m²、Cs-137で251~1,037kBq/m²）と比較して、若干低いものの、同オーダーであることが確認された。

他方で、大屋戸貯水池ではCs-134、Cs-137ともに1.5MBq/m²であり、他の貯水池より5倍程度高いことが確認された。当該貯水池につながる河川の流域面積の違い（大屋戸貯水池：流域面積：0.036km²、鼠喰池、松沢池、及び高屋敷の流域面積：それぞれ0.20、0.24、0.016km²）等が原因と考えられるが、詳細の確認のためには今後の調査が必要である。

② 蓬萊ダム湖における放射性セシウムの堆積状況に関する考察

蓬萊ダム湖の観測地点St.1の底泥においては、Cs-134とCs-137の放射性セシウムの放射能濃度は同程度であり、本調査で深度分布を調査した最深度（底泥表層から深さ20cm）まで、非常に高濃度な放射性セシウム（Cs-134、Cs-137の放射能濃度の合計値で約80k~120kBq/kg）が存在していることが確認された。蓬萊ダム湖において、底泥下層でも高い放射能濃度の放射性セシウムが検出されたことは、本調査を実施した貯水池が接続する広瀬川や口太川に比べて、蓬萊ダム湖が接続する阿武隈川の流域面積（2,756km²）が広いことを考慮すると、河川から流入した放射性セシウムが付着した土壌粒子が、大量に沈降していること、もしくは底泥の混合が非常に激しいことを示唆している。

また、蓬萊ダム湖の存在量は底泥表層から深さ20cmまでに全ての放射性セシウムが沈着していると仮定して、底泥の密度から存在量を求めたところ、蓬萊ダム湖のCs-134、Cs-137の存在量はいずれも3MBq/m²を上回り、大屋戸貯水池以外の貯水池（鼠喰池、松沢池、及び高屋敷）における底泥の放射性セシウムの存在量の約10倍であることが確認された。この傾向は、蓬萊ダム湖に接続する河川の流域面積が他の貯水池の流域面積と比べ広いことを考慮すると、流域から降雨時に流出した懸濁態粒子が大量であるため、放射能濃度が高くなったことを意味している。蓬萊ダム湖の観測地点St.2とSt.3の底泥表層のCs-134とCs-137の放射性セシウムの放射能濃度も分布状況は違うが、いずれの地点でも観測地点St.1と同様に高い放射性セシウムの放射能濃度を示していた。この理由としては、ダム湖につながる河川の流域土壌の表層（高濃度の放射性セシウムを含むと想定される）が降雨により河川内に流出し、阿武隈川を流下したが、ダム湖内での流速が低下する時期に沈降したことにより、放射性セシウムの放射能濃度が高くなったものと推察される。

6.3.3 大気-土壌-河川等の自然環境における放射性物質の動態解析

6.3.3.1 土壌への放射性物質の沈着状況と降水量との関係の確認

(1) 本調査の実施目的

大気中を運ばれた放射性物質の降下し易さは、一般的に降水等に伴う湿性沈着が乾性沈着を上回るとされており、独立行政法人日本原子力研究開発機構の SPEEDI による放出経路の推定結果においても、福島第一原発から北西地域や中通りは、降雨による湿性沈着に伴い放射性核種が沈着したと報告されている（日本原子力研究開発機構、2011）。

他方で、本調査地域とした山木屋地区をはじめ、福島県東部は複雑な地形であり、大気の流れが複雑になることから、大気拡散モデルによる降水量分布、降水時間変化の再現が困難な地域である。

そこで、本調査では、山木屋地区における降雨量分布と放射性物質の沈着量の関係について確認するため、福島県及び周辺におけるレーダアメダスデータ、雨量計データ（気象庁・国土交通省テレメータ雨量計・福島大学）、及び X バンドを解析し、すでに放射性物質の沈着状況が確認されている山木屋地区について、降水時系列、降水パターンと放射性物質の沈着状況について比較を実施した。

(2) 調査内容及び考察

本調査では、福島県及びその周辺地域におけるレーダアメダスデータ（以下、「アメダスデータ」という。）、雨量計データ（気象庁・国土交通省テレメータ雨量計・福島大学）、及び X バンドを解析・評価した上で、文部科学省が実施している航空機モニタリングの空間線量率のマップを背景に降雨量分布との解析を行った。

(3) 調査結果及び考察

山木屋地区には、気象庁の雨量計計測地点が存在せず、国土交通省テレメータ雨量計による 1 時間あたりの降水量を観測している箇所が 1 地点あるのみである。そこで、降雨量分布状況を詳細に把握するため、雨量計データとは独立なアメダスデータと X バンドにおける山木屋地区周辺の降水量を比較した。事故後の降雨状況の空間構造の解析のため、X バンドの観測範囲についてアメダスデータと X バンドの時間ごとの降水パターンを比較した。

その結果、図 6-40 に示すように、アメダスデータと X バンドにおいて、降雨のタイミングがほぼ一致していることが確認された。アメダスデータと X バンドの当該領域の平均降雨量には大きな違いが見られたが、アメダスデータは 30 分間隔、X バンドは約 10 分間隔で解析が可能であるため、当該地域の解像度の違いが原因でこのような状況が発生したと考えられる。

また、山木屋地区（図 6-40 右上図白枠）は、高い空間線量率が観測されている飯館・浪江に近接し、北東から南西方向に大きな空間線量率の違いが確認されている。X バンドの解析結果を観察すると、山木屋地区の空間線量率の分布状況の要因である 3 月 15 日から 16 日にかけての降水帯の移動に伴い、図 6-40 のように降水分布が変化していくことで、空間線量率の分布状況も北東から南西にかけて湿性沈着の状況が変化していることが示唆された。なお、降水量の分布と空間線量率の分布状況の空間構造は直接対応しないが、拡散モデルシミュレーション等で示されている放射性プルーム（放射性雲）の輸送過程だけで局地的な放射性核種の分布状況について再現することが困難であるとの報告がある（Katata et al, 2011）。

そこで、本調査に基づく、アメダスレーダを含めた降水分布の詳細な情報は、大気拡散モデルを用いた放射性物質の輸送沈着過程の再現を試みる際に、湿性沈着の空間パターンの補正や同化など、より適切で局所的な沈着状況を評価が可能になると考えられる。

なお、Xバンドは、高空間分解能で雨雲の動きを把握するのに適するが、降雨の際、電波が減衰するため、遠方の測定結果の精度は低い。そこで、これらの補正、補完的利用のため、すでに山木屋地区にレーダアメダスとの検証を目的として雨量計を複数設置しており、アメダスデータ以外に他機関による福島県内の3月以降の降水データも収集している。今後はこれらのデータも併用した、空間・時間分解能が良い、事故当時以降の湿性沈着の実態解明が期待される。

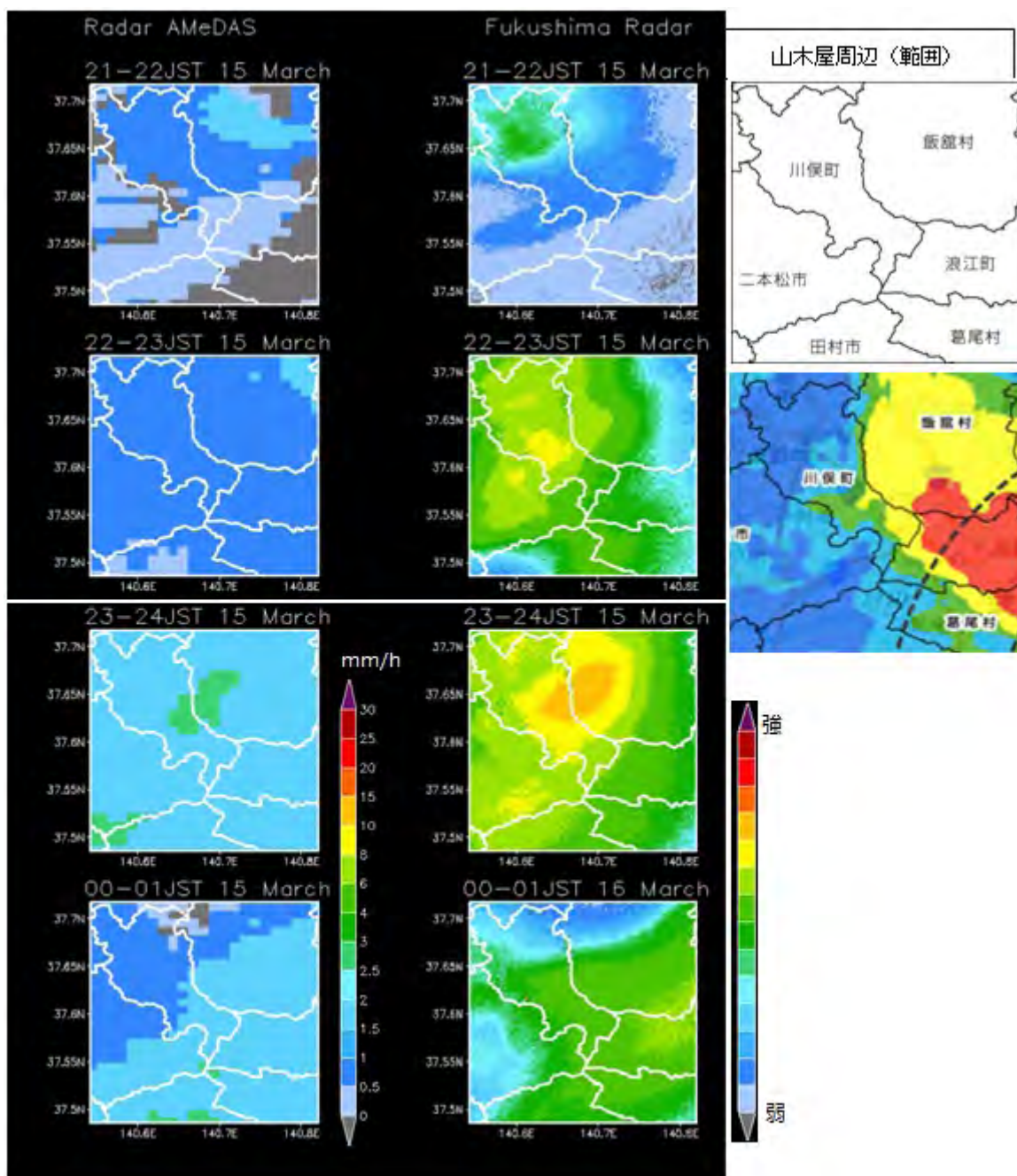


図 6-40 レーダアメダス解析雨量（左）と福島大レーダー（Xバンド）（右）による降雨強度の比較。（解析対象時間は、平成 23 年 3 月 15 日 21～22 時、22～23 時、23～24 時、3 月 16 日 0～1 時。福島大レーダの値は相対値である）

【引用文献】

日本原子力研究開発機構(2011) 東京電力福島第一原子力発電所事故によるプラント北西地域の線量上昇プロセスを解析 (お知らせ)

<http://www.jaea.go.jp/02/press2011/p11061302/index.html>

Katata, G. , Terada, H., Nagai, H., Chino, M. (2011) Numerical reconstruction of high dose rate zones due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, *J. Environmental Radioactivity*, doi:10.1016/j.jenvrad.2011.09.011.

6.3.3.2 土壌や森林表面から大気に移行する放射性物質とエアロゾルの関係の確認、及び森林内を降下する雨に含まれる放射性物質の有機物質への付着状況の確認

(1) 本調査の実施目的

福島第一原発から放出された放射性物質が地表面や森林等の環境からどのようなに移行しているかを確認するため、山木屋地区の土壌・森林表面を対象に、大気へ飛散する放射性セシウムと放射性セシウムの移動媒体であるエアロゾルの粒径の関係について調査した。

また、森林内の雨水（林内雨）を通じて放射性物質がどのように移行しているかを確認するため、林内雨を通じて移行する放射性セシウムと森林植生由来の有機酸との関係について調査した。

(2) 調査内容

本調査では、様々な土地利用の土壌や森林から、どのような粒径のエアロゾルに放射性セシウムが含まれて飛散しているか確認するため、学校グラウンド、畑地、スギ若齢林内の地表面を対象に、大気集塵器（エアサンプラ）を用いて、地表面付近の大気中浮遊塵を採取し、採取した大気浮遊塵中のエアロゾルをカスケードインパクトを用いて、粒径別に分画した。

その上で、それぞれの粒径別のエアロゾルについて、Ge 半導体検出器を用いて放射性セシウムの放射能濃度を求め、それぞれの粒径別の放射性セシウム等の放射能濃度の測定結果を比較した。

また、森林内の雨水（林内雨）を通じて放射性物質がどのように移行しているかを確認するため、林内雨に含まれる森林植生由来の有機酸（ギ酸、酢酸、及びシュウ酸）、及び各種無機陰イオンと林内雨に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の関係について調査を実施した。試料は Cs-134、Cs-137 の放射能濃度が最も高い試料、中間的な試料、最も低い試料の 3 種類を選定し、イオンクロマトグラフにて、それぞれの試料に含まれる低分子有機酸（ギ酸、酢酸、及びシュウ酸）及び無機陰イオン（フッ素イオン、塩化物イオン、硝酸イオン、亜硝酸イオン、及び硫酸イオン）の濃度を測定した。林内雨試料は、平成 23 年 7 月 3 日から 7 月 10 日（期間Ⅰ）、7 月 23 日から 8 月 1 日（期間Ⅱ）、及び 8 月 1 日から 8 月 6 日（期間Ⅲ）の 3 期間（各期間の最終日が回収日にあたる）に採取した。

(3) 調査結果

① 学校グラウンド、畑地、及びスギ若齢林内の地表面付近におけるエアロゾル粒径別の放射性セシウム等の放射能濃度

各調査地点の放射性セシウム及び Te-129m の放射能濃度は表 6-14 のとおりである。その結果、大気浮遊塵中の放射能濃度は、Te-129m ($14\sim 19\text{mBq/m}^3$) が最も高く、次いで Cs-137 ($2.8\sim 4.9\text{mBq/m}^3$)、Cs-134 ($2.4\sim 4.1\text{mBq/m}^3$) の順番であった。いずれの放射能濃度も 3 月 30 日に山木屋地区において文部科学省が実施したダストサンプリングの測定結果（Cs-137 の放射能濃度： 140Bq/m^3 ）と比較して非常に低くなっていることが確認された。

また、エアロゾル粒径別の放射性セシウム及び Cs-137 の放射能濃度について確認したところ、図 6-41 に示すように、粒径別のエアロゾルに付着した放射性セシウムの放射能濃度は、学校グラウンドや畑ではエアロゾル粒径が $0.39\mu\text{m}$ 以下の微小粒子で最大となり、粒径が大きくなるにつれて、放射能濃度は低下している傾向が確認された。

他方で、スギ若齢林の林床部では、エアロゾル粒径が $4.2\sim 10.2\mu\text{m}$ の粗大粒子においても放射能濃度が高く、スギの枝葉に付着した放射性セシウムの大気中への飛散は、土壌とは異なる形態であることが示唆された。なお、図 6-42 に示すように、Te-129m のエアロゾル粒径別の放射能濃度は、エアロゾル粒径が $0.39\mu\text{m}$ 以下の微小粒子で最も高く、粒径が大きくなるにつれ低下している傾向が確認された。この傾向はいずれの観測地点でも、同様であった。

表 6-14 学校グラウンド、畑地、スギ若齢林内の地表面付近におけるエアロゾル粒径別の放射性セシウム等の放射能濃度の測定結果（単位：mBq/m³）

学校グラウンド

測定期間	エアロゾル 粒径(μm)	Cs-137 の放射能濃度	Cs-134 の放射能濃度	Te-129m の放射能濃度
7/9～7/13	10.2以上	検出されず	0.04	検出されず
	4.2～10.2	0.40	0.33	検出されず
	2.1～4.2	0.53	0.36	検出されず
	1.3～2.1	0.46	0.40	1.4
	0.69～1.3	0.98	0.79	3.6
	0.39～0.69	0.98	0.81	3.8
	0.39以下	1.40	1.28	8.2
	ガス状物質	0.11	0.09	1.8
	全放射能濃度	4.86	4.09	18.9

畑

測定期間	エアロゾル 粒径(μm)	Cs-137 の放射能濃度	Cs-134 の放射能濃度	Te-129m の放射能濃度
7/9～7/22	10.2以上	0.12	0.09	検出されず
	4.2～10.2	0.23	0.24	検出されず
	2.1～4.2	0.29	0.29	検出されず
	1.3～2.1	0.38	0.30	0.5
	0.69～1.3	0.46	0.38	1.6
	0.39～0.69	0.04	検出されず	検出されず
	0.39以下	1.44	1.23	8.2
	ガス状物質	0.05	検出されず	3.9
	全放射能濃度	3.00	2.53	14.2

スギ若齢林

測定期間	エアロゾル 粒径(μm)	Cs-137 の放射能濃度	Cs-134 の放射能濃度	Te-129m の放射能濃度
7/9～7/18	10.2以上	0.20	0.16	検出されず
	4.2～10.2	0.77	0.66	検出されず
	2.1～4.2	0.37	0.35	検出されず
	1.3～2.1	0.47	0.44	検出されず
	0.69～1.3	0.05	0.02	0.2
	0.39～0.69	0.83	0.69	3.7
	0.39以下	2.89	2.59	16.7
	ガス状物質	0.02	検出されず	4.9
	全放射能濃度	5.60	4.90	25.6

次頁に続く

7/18～ 7/25	10.2 以上	0.07	0.02	検出されず
	4.2～10.2	0.67	0.58	検出されず
	2.1～4.2	0.23	0.29	1.7
	1.3～2.1	0.24	0.21	検出されず
	0.69～1.3	0.19	0.17	1.0
	0.39～0.69	0.14	0.13	検出されず
	0.39 以下	0.29	0.23	0.6
	ガス状物質	0.10	0.06	0.6
	全放射能濃度	1.95	1.70	4.0
7/25～8/1	10.2 以上	0.40	0.31	検出されず
	4.2～10.2	0.55	0.49	検出されず
	2.1～4.2	0.29	0.26	検出されず
	1.3～2.1	0.14	0.07	検出されず
	0.69～1.3	0.05	0.06	1.1
	0.39～0.69	0.00	0.02	2.9
	0.39 以下	0.14	0.18	5.4
	ガス状物質	0.06	0.06	1.8
	全放射能濃度	1.63	1.45	11.3
8/1～8/8	10.2 以上	0.09	0.05	検出されず
	4.2～10.2	1.07	0.93	検出されず
	2.1～4.2	0.71	0.59	検出されず
	1.3～2.1	0.30	0.30	検出されず
	0.69～1.3	0.16	0.10	2.6
	0.39～0.69	0.14	0.10	4.3
	0.39 以下	0.28	0.17	8.1
	ガス状物質	0.19	0.14	3.9
	全放射能濃度	2.92	2.38	18.9
8/8～8/15	10.2 以上	0.33	0.28	検出されず
	4.2～10.2	0.43	0.36	0.5
	2.1～4.2	0.34	0.19	検出されず
	1.3～2.1	0.23	0.15	検出されず
	0.69～1.3	0.16	0.09	2.5
	0.39～0.69	0.08	0.08	3.1
	0.39 以下	0.38	0.28	3.3
	ガス状物質	0.09	検出されず	1.7
	全放射能濃度	2.04	1.43	11.2

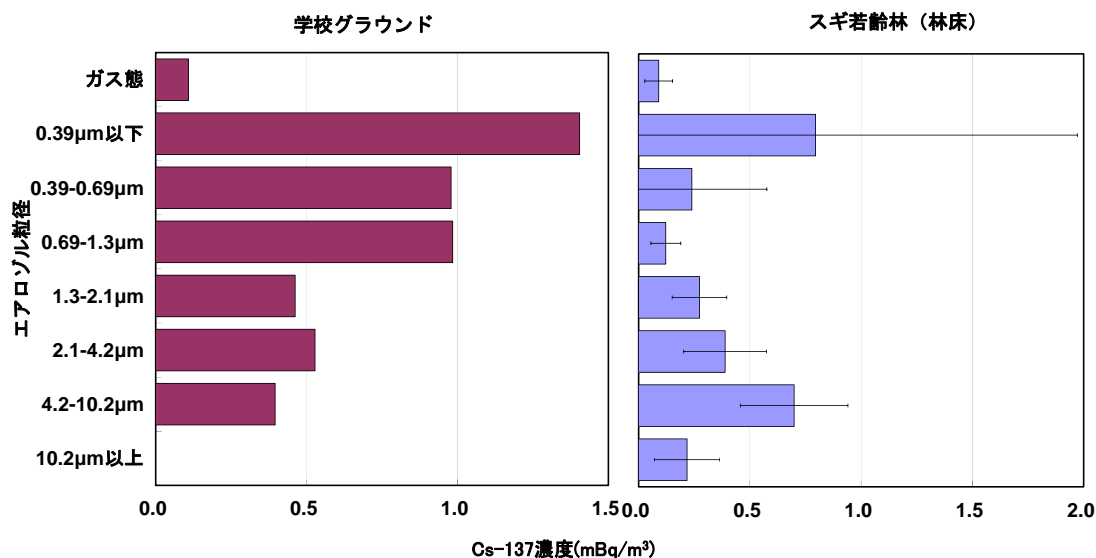


図 6-41 学校グラウンド(左)及びスギ若齢林の林床部(右：5回にわたって実施した大気浮遊塵中の放射能濃度の測定結果の平均値。誤差棒は標準偏差。データは、エアロゾル粒径別のセシウム 137 の放射能濃度 ((単位 mBq/m³)。ここでは、一例として、小学校のグラウンドを示しており、畑地についても小学校グラウンドと同様の分布傾向をしめしている。)

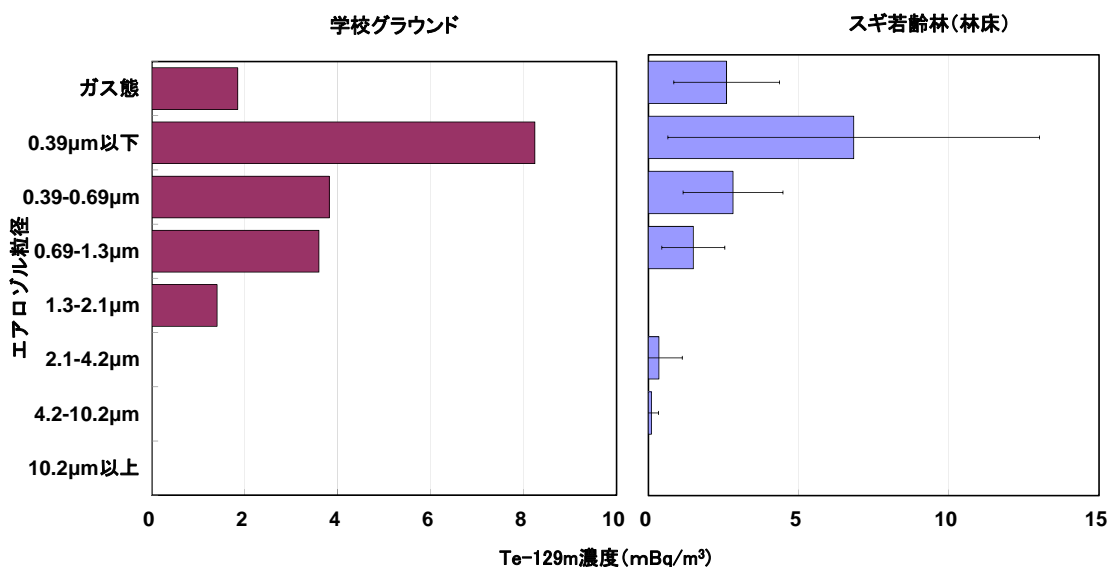


図 6-42 学校グラウンド (左、一例)、及びスギ若齢林の林床部 (右：5回にわたって実施した大気浮遊塵中の放射能濃度の測定結果の平均値。誤差棒は標準偏差。データは、エアロゾル粒径別のテルル 129m の放射能濃度 (単位 mBq/m³)。ここでは、一例として、小学校のグラウンドを示しており、畑地についても小学校グラウンドと同様の分布傾向をしめしている。)

② 林内雨に含まれる有機酸（ギ酸、酢酸、シュウ酸）及び各種無機陰イオンの測定結果

林内雨中の放射性セシウムが有機物質に付着して移行しているとするれば、放射性セシウムと林内雨中の有機物の濃度には相関性があると予想される。

そこで、林内雨試料について植物由来の有機酸のうち、比較的小さな分子であるギ酸、酢酸、及びシュウ酸の含有量を測定した。

また、降水に通常含まれている各種無機イオンと放射性核種との相関関係もみるため、塩化物イオン、及び硫酸イオン等の主要無機陰イオンについて、含有量を調査した。

含有量を算出するにあたっては、試料をろ過した上で、有機酸（ギ酸、酢酸、シュウ酸）及び各種無機陰イオンの濃度をイオンクロマトグラフィーを用いて定量した。

その結果、表 6-15 に示すように、本調査で採取された林内雨からは、シュウ酸の濃度は $0.12 \sim 0.56 \mu\text{mol/L}$ 、フッ素イオン（以下、「 F^- 」という。）の濃度は $0 \sim 9.9 \mu\text{mol/L}$ 、塩化物イオン（以下、「 Cl^- 」という。）の濃度は $6.2 \sim 226 \mu\text{mol/L}$ 、亜硝酸イオン（「 NO_2^- 」という）の濃度は $0 \sim 7.3 \mu\text{mol/L}$ 、硝酸イオン（以下、「 NO_3^- 」という。）の濃度は $13.2 \sim 123 \mu\text{mol/L}$ 、硫酸イオン（「 SO_4^{2-} 」という）の濃度は $13.2 \sim 123 \mu\text{mol/L}$ であった。また、いずれの林内雨試料中からもシュウ酸は検出されたが、ギ酸、酢酸は検出されなかった。

試料保存中に滅菌処理を行っていないことを考慮すると、検出されなかった化学種は、試料保存中に微生物活動によって消失してしまった可能性が考えられる。

続いて、有機物の濃度と放射性セシウムの放射能濃度を確認するため、シュウ酸濃度と Cs-137 の放射能濃度 (Bq/kg) の関係、及び Cl^- イオン濃度と Cs-137 の放射能濃度 (Bq/kg) の関係について確認した。

その結果、図 6-43 に示すように、シュウ酸濃度と Cs-137 の放射能濃度の関係において正の相関性が確認された。（シュウ酸濃度と Cs-137 の放射能濃度の関係決定係数 $R^2=0.41$ ）他方で、降水中に一般的にみられる無機陰イオン (F^- 、 Cl^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-}) と Cs-137 の放射能濃度の関係においても正の相関性が確認されたため、放射性物質が林内雨中の有機物質のみに付着して移行しているかどうかは今回の調査からは断定できなかった。（ Cl^- イオン濃度と Cs-137 の放射能濃度の関係： $R^2=0.30$ ）

また、各種イオンの挙動と相関があることから、セシウムがイオンとして挙動している可能性も示唆された。

表 6-15 林内雨に含まれるシュウ酸、塩素イオン、硫酸イオンの濃度

測定期間	林内雨試料	シュウ酸	塩素イオン	硫酸イオン
7/3~7/10	壮齡林④	4.97	260.15	223.39
	壮齡林⑤	6.63	347.56	239.17
	壮齡林⑥	12.45	2921.62	562.69
	幼齡林①	5.29	1339.80	216.58
	幼齡林③	8.70	770.55	376.46
	幼齡林④	6.67	451.65	287.99

測定期間	林内雨試料	シュウ酸	塩素イオン	硫酸イオン
7/23~8/1	壮齡林①	12.31	5282.55	809.66
	壮齡林③	15.51	9108.18	1612.01
	壮齡林⑦	15.62	5823.33	893.53
	幼齡林④	6.85	1747.85	707.53
	幼齡林⑥	16.16	3628.18	846.09
	幼齡林⑦	15.42	7671.17	944.53
	広葉樹①	6.97	601.89	624.17
	広葉樹③	7.65	634.22	566.44
	広葉樹④	7.75	741.09	589.36

測定期間	林内雨試料	シュウ酸	塩素イオン	硫酸イオン
8/1~8/6	壮齡林①	6.77	479.68	946.07
	壮齡林③	8.09	1104.32	1613.51
	壮齡林⑥	8.32	1296.82	946.84
	幼齡林①	4.85	309.44	644.90
	幼齡林②	6.88	466.83	1044.91
	幼齡林⑦	8.62	738.19	1030.58
	広葉樹①	5.72	234.66	700.57
	広葉樹④	4.84	357.08	649.00
	広葉樹⑤	7.12	376.53	855.18

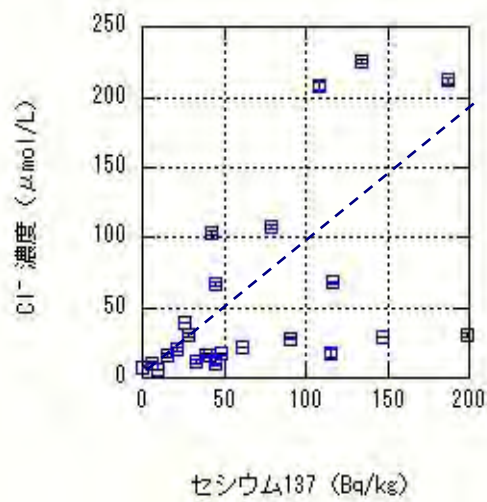
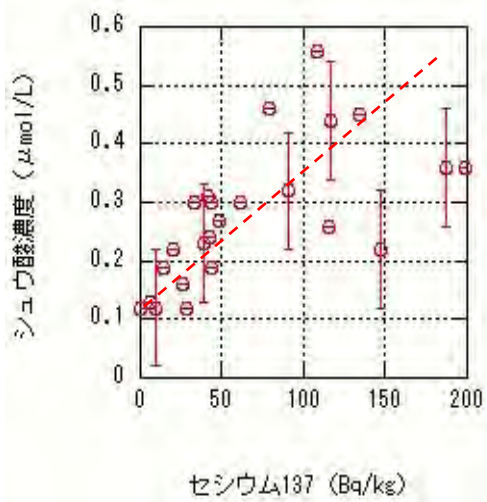


図 6-43 林内雨において測定されたセシウム 137 の放射能濃度とシュウ酸の濃度、塩化物イオン濃度との関係（縦軸誤差は各イオン濃度の 5 回繰り返し計測の標準偏差（ 1σ ）。）

(4) 考察

① 学校グラウンド、畑、及びスギ若齢林内の地表面付近における、エアロゾル粒径別の放射性物質の放射能濃度

スギ若齢林の林床部においてはエアロゾル粒径が $4.2\sim 10.2\mu\text{m}$ の粗大粒子においても放射能濃度が高く、スギの枝葉に付着していた放射性セシウムが学校グラウンド、畑とは異なる形態で大気中に飛散していることが示唆された。他方で、エアロゾル粒径別の Te-129m の放射能濃度は、スギ若齢林と小学校グラウンドや畑において明確な違いが認められなかった。そのため、スギ林において、その枝葉に付着している放射性セシウムが学校グラウンド、畑とは異なる形態で大気中に飛散している可能性が示唆された。

この理由としては、放射性セシウムは Te-129m に比べて、植物に付着しやすいため、植物起源のエアロゾルの影響により、放射性セシウムのみ、粗大粒子でも高い放射能濃度が検出されたものとか考えられる。他方で、学校グラウンドや畑における観測データが少ないため、エアロゾルの粒径別の放射能濃度の分布について時間的変動の有無が確認できていないことから、今後、各地点について調査を継続して実施することが必要である。

② 林内雨に含まれる有機酸（ギ酸、酢酸、及びシュウ酸）、及び各種無機陰イオンの濃度と放射能濃度との関係

林内雨中の放射性セシウムが有機物質に付着しているとすれば、放射性セシウムと有機物の濃度には相関性があると予想される。そこで、本調査では、植物由来の有機物の内、比較的小さな分子であるギ酸、酢酸、シュウ酸について検討したところ、Cs-137 の放射能濃度とシュウ酸の濃度との間には正の相関関係が確認されたが、Cs-137 濃度と降水中に一般的にみられる無機陰イオン (F^- 、 Cl^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-}) 濃度との間にも正の相関関係が確認された。従って、林内雨中の放射性セシウムの移行形態として、有機物質のみに付着しているかどうかは本調査からは断定できなかった。また、各種イオンの挙動と相関があることから、セシウムがイオンとして挙動している可能性も示唆された。この理由としては、試料中の保存中に有機物が消失したこともあると考えられることから、今後、ギ酸と酢酸などの有機物の保存性を良くした上で継続して調査を実施することが必要である。

【引用文献】

ICRP (2008): Nuclear decay data for dosimetric calculations. ICRP Publication 107. Ann. ICRP 38(3)

6.3.3.3 土壌及び河川の浮遊砂中に含まれる放射性セシウムの化学特性の確認

(1) 本調査の実施目的

土壌及び河川の浮遊砂を通じた放射性セシウムの移行状況について確認するためには、それぞれの試料中の放射性セシウムの化学特性を理解することが重要である。そこで、本調査では、土壌中の放射性セシウムの水溶解性を調査するとともに、X線吸収微細構造法による粘土鉱物中のセシウム局所構造の解明や、土壌及び河川内の浮遊砂（懸濁物粒子）に付着した放射性セシウムの分布状態について調査した。

(2) 調査の実施内容

本調査では、土壌中の放射性セシウムの水溶解性の確認、X線吸収微細構造法による粘土鉱物中のセシウム局所構造の解明、土壌及び河川中の浮遊砂（懸濁物粒子）に付着した放射性セシウムの分布形態を確認するため、以下のような調査を実施した。

A) 土壌中の放射性セシウムの水溶解性の確認

土壌に沈着した放射性セシウムの安定性について確認するため、水相への放射性セシウムの溶出し易さの観点で土壌試料からの放射性セシウムの溶出実験を実施した。試料としては、福島県伊達郡川俣町山木屋地区の牧草地で採取した花崗岩マサ土、花崗閃緑岩マサ土、それらの岩石を起源とする表層数 cm の土壌、及び水田土壌を対象とした。溶出実験にあたっては様々な条件の水溶液を抽出に用いるため、岩石・土壌組成が均質化した試料を用いる必要性があった。そこで、試料を乾燥してメノウ製の粉砕機で細粒・均質化した上で溶出実験を実施した。土壌試料 5g に対して、15 mL の抽出液を添加し、2 時間振とうした後、遠心分離した上澄みを 0.45 μm のフィルタを用いてろ過を実施した。回収した抽出液は、Ge 半導体検出器を用いて、Cs-137 の放射能濃度を求めた。抽出液には pH を 1 ~ 12 に調製した水溶液、2 M HCl、1 M BaCl₂、1 M NH₄Cl 水溶液を用いた。(M (mol/L) はモル濃度であり、溶液 1L 中の溶質をそのモル数で表した単位)。

B) X線吸収微細構造(EXAFS)法による粘土鉱物中のセシウムの局所構造の解明

例えば Cremers ら(1988)の調査結果から、放射性セシウムは粘土鉱物に強く吸着すると言われている。そこで、粘土鉱物中の放射性セシウムの局所構造を調べるため、セシウム(安定同位体)を飽和吸着させた、岩石粘土であるモンモリロナイト及びバーミキュライトを対象に、広域 X 線吸収微細構造(EXAFS)スペクトルの測定を実施した。また、比較として、セシウムの水和イオンについて EXAFS スペクトル測定を実施した。EXAFS スペクトルを解析することにより、セシウムと周囲の酸素原子との原子間距離及び配位数を求めることが可能であるため、EXAFS スペクトルから粘土鉱物中に取り込まれたセシウムの局所構造を明らかにできる。EXAFS スペクトルの測定は高エネルギー加速器研究機構の Photon Factory BL-9A を用いた。

C) 土壌及び河川内浮遊砂(懸濁物粒子)中のセシウムの分布状態

土壌中のセシウムの分布状態について確認するため、A)において使用した岩石試料を砕かずにそのままエポキシ樹脂に包埋し、断片をスライドガラスに接着した後に 30 μm まで研磨し、土壌薄片試料とした。この試料について、オートラジオグラフィ法を用いて放射性セシウムの分析状態を調査した。また、同一の薄片試料をカーボンコーティングした後に、走査型電子顕微鏡を用いて、オートラジオグラフィ法と同様の部分の元素分布を調査した。測定元素は、カリウム(K)、ケイ素(Si)、アルミニウム(Al)等である。

また、河川中の浮遊砂(懸濁物粒子)に付着した放射性セシウムの分布状態を調べるため、福

島県伊達郡川俣町の口太川下流部の水をろ過したフィルタ（直径 14.2cm）について、前述の岩石試料と同様に、オートラジオグラフィ法を用いて放射性セシウムの分析状態について調査を実施した。フィルタは 6.3.2.3 の河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査において使用したフィルタと同様であるため、このフィルタ上には水中の 3~63 μ m 以下の粒子が捕捉されていることが確認されている。

さらに、河川中の浮遊砂（懸濁物粒子）の比表面積の大きさに応じた、河川内の浮遊砂から河川水への放射性セシウムの移行し易さについて確認するため、河川中の浮遊砂中の懸濁物試料から得られた土壌粒子の比表面積（単位質量あたりの表面積） S_A と放射性セシウムの固液分配係数 K_d の関係を求めた。分配係数を求めるため、懸濁物粒子及び口径 0.45 μ m のフィルタでろ過した河川水試料について、Ge 半導体検出器を用いて放射性セシウムの放射能濃度を求めた。

(3) 調査結果及び考察

① 土壌中の放射性セシウムの各種水溶液への溶解性の確認

土壌に沈着した放射性セシウムの安定性について確認するため、土壌からの放射性セシウム（Cs-137）の水抽出実験を実施した。その結果、表 6-16 に示すように、pH1~12 の水溶液を用いた溶出実験では酸性又はアルカリ性において、Cs-137 の抽出割合は若干、増加するものの、いずれの pH 条件においても抽出割合は 1%以下と極めて低い値であり、放射性セシウムは酸性からアルカリ性までの広い pH 領域で溶解性が低いことが確認された。

また、この傾向は 1 M BaCl₂ 水溶液においても同様であり、Cs-137 の抽出割合が 1%以下であった。他方で、2 M HCl においては、Cs-137 の抽出割合は 3~7%程度と若干増加した。1 M NH₄Cl と他の試薬（1 M BaCl₂、2 M HCl）とを比較すると、Cs-137 の抽出割合は増加したものの、それでも全体の 8~16%程度しか溶出されないことが確認された。

このように、土壌中に取り込まれた放射性セシウムの水溶性は極めて低いことが確認された。2 M HCl や 1 M NH₄Cl を用いて溶出実験を行っても放射性セシウムのほとんどが土壌中にとどまることから、土壌（おそらく粘土鉱物）に取り込まれた放射性セシウムはかなり安定に存在していると考えられる。

表 6-16 土壌からの放射性セシウム（Cs-137）の抽出割合

牧草地試料						水田試料	
花崗岩マサ土		花崗岩閃緑岩マサ土		表層土壌		水田土壌	
抽出条件	抽出割合(%)	抽出条件	抽出割合(%)	抽出条件	抽出割合(%)	抽出条件	抽出割合(%)
pH1.21	0.82	pH0.94	0.29	pH1.16	0.74		
pH3.58	0.25	pH3.48	0.06	pH3.12	0.38		
pH4.33	0.15	pH4.50	0	pH4.83	0.21		
pH5.61	0.06	pH6.40	0.02	pH5.95	0.12		
pH6.95	0	pH7.04	0.01	pH7.40	0.08		
pH8.25	0.08	pH8.18	0	pH8.19	0.14		
pH11.65	0.46	pH12.4	0.05	pH11.84	0.23		
2M HCl	6.48	2M HCl	3.06	2M HCl	4.14	2M HCl	6.91
1M BaCl ₂	0.67	1M BaCl ₂	0.19	1M BaCl ₂	0.59	1M BaCl ₂	0.54
1M NH ₄ Cl	15.6	1M NH ₄ Cl	7.86	1M NH ₄ Cl	11.3	1M NH ₄ Cl	12.0

② X線吸収微細構造(EXAFS)法による粘土鉱物中のセシウムの局所構造の解明

粘土鉱物中の放射性セシウムの局所構造を調べるため、セシウム（安定同位体）を飽和吸着させた、岩石粘土であるモンモリロナイト及びバーミキュライトを対象に EXAFS スペクトルの分析を実施した。その結果、粘土鉱物中のセシウムの周囲には、3.0~3.2Å の距離に酸素が存在していることが確認された。このことから、粘土鉱物中では、セシウムは水和水と結合していることが考えられる。

また、粘土鉱物中のセシウムの周囲には、4.1~4.3Å の距離にも酸素との結合が確認された。このことから、粘土鉱物の層間においては、セシウムは粘土鉱物中の水和水と結合している他、粘土鉱物の構造中の酸素と結合していることを示唆している。

以上から、放射性セシウムは、層状の構造を持つ粘土鉱物の層間に極めて安定に取り込まれると考えられ、先の①の溶出実験で示したように、放射性セシウムは水溶性が極めて低いという結果と整合的であると言える。粘土鉱物中におけるセシウムの安定性に関しては福島第一原発事故以前から報告されており(Cremers et al., 1988; Bostick et al., 2002)、同様の傾向が本調査からも確認された。

③ 土壌及び河川内浮遊砂（懸濁物粒子）中のセシウムの分布状態

A) 土壌中の放射性セシウムの分布状態の確認結果

土壌中の放射性セシウムの分布状態を確認するため、伊達郡川俣町山木屋地区の牧草地で採取した花崗岩マサ土、花崗閃緑岩マサ土の岩石試料について、オートラジオグラフィ法を用いて放射性セシウムの分析状態について調査した。

本調査では、福島第一原発事故前の土壌には存在しなかった短半減期核種の Cs-134 が Cs-137 と同濃度検出されているため、今回オートラジオグラフィ法で得られた放射性セシウムの分布図(図 6-44 参照)は、福島第一原発事故により沈着した放射性セシウムの分布状況を表していると考えられる。さらに、本手法では、放射能強度が大きく異なるため、図 6-44 の放射能の分布はほぼ全て放射性セシウムによるものであり、ウランやカリウムの分布の情報は得られないと考えられる。

本結果から草地で採取した花崗岩マサ土、花崗閃緑岩マサ土の岩石試料には、放射性セシウムが不均質に分布していることが確認された。

B) 河川内浮遊砂（懸濁物粒子）中の放射性セシウムの分布状態の確認結果

今回採取された浮遊砂（懸濁物粒子）に付着した Cs-137 の放射能濃度は 34,000 Bq/kg 程度である。他方で、同様の試料における大気圏内核実験由来の Cs-137 濃度は約 10 Bq/kg 程度である（坂口ら、未発表データ）。そのため、今回の浮遊砂試料のオートラジオグラフィ観察で検出された結果は、福島第一原発事故由来の放射性セシウムであると考えられる。

河川内浮遊砂（懸濁物粒子）中のセシウムの分布状態を確認するため、懸濁物粒子についてオートラジオグラフィ法で確認した結果と、河川水をろ過したフィルタと同様の結果が得られているフィルタについて、デジタルカメラで撮影した写真と並べて状況を比較した。図 6-45 に示すように、写真を撮影したフィルタ（左図）の左部分に三角の切れ目を入れており、その部分は右図のオートラジオグラフィ法で確認した結果における放射能強度が低い三角の部分と対応した位置関係となっている。また、デジタルカメラで撮影された写真から、河川懸濁物粒子はフィルタ上に均質に捕集されていることが確認できる。また、オートラジオグラフィ法で得られた分布図は、放射性セシウムの分布を表している。

本結果から、河川水をろ過したフィルタ上においても放射性セシウムは不均一に分布している

ことが確認された。なお、これらの結果から、土壌中において放射性セシウムの放射能濃度が高かった土壌粒子から放射性セシウムが脱着されずに河川に流出し、河川内に特に放射能濃度が高い土壌粒子数が少ないため、このような不均質性が現れたと考えられる。

c) 河川内浮遊砂（懸濁物粒子）中のセシウムの分布状態の確認結果

河川中の浮遊砂（懸濁物粒子）の比表面積の大きさに応じた、河川内の浮遊砂から河川水への放射性セシウムの移行し易さについて確認するため、河川中の浮遊砂中の懸濁物試料から得られた土壌粒子の比表面積（単位質量あたりの表面積） S_A と放射性セシウムの固液分配係数 K_d の関係を求めた。なお、この解析では、懸濁物粒子の粒径が $64\mu\text{m}$ 以上、 $3\sim 63\mu\text{m}$ 、 $0.45\sim 3\mu\text{m}$ の粒子は半径をそれぞれ $50\mu\text{m}$ 、 $16.5\mu\text{m}$ 、 $1.73\mu\text{m}$ と仮定し、粒子の密度は $2.6\text{g}/\text{cm}^3$ （=カオリナイトの密度）と仮定した。

その結果、図 6-46 に示すように、放射性セシウムの固液分配係数 K_d は比表面積 S_A の増加と共に大きな値を示していることが確認された。固液分配係数は、同係数が高いほど、懸濁物粒子に放射性物質が吸着されやすいことを示す。固液分配係数の算出にあたっては、浮遊土砂中の懸濁物粒子に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を、別途測定した、河川水（ろ過後）中の放射性セシウムの放射能濃度（ $0.41\text{Bq}/\text{L}$ ）で割った値を用いている。

なお、この関係を指数関数を最小二乗法でフィットさせたところ、

$$K_d = 0.90 S_A^{0.45}$$

という関係が確認された。指数部の値は 0.45 であり、事故発生前からの実験的に得られている 0.60 (He and Walling, 1996) に近い値を示しており、放射性セシウムのみかけの固液分配係数は、懸濁物粒子の表面積の 0.45 乗に比例することが確認された。

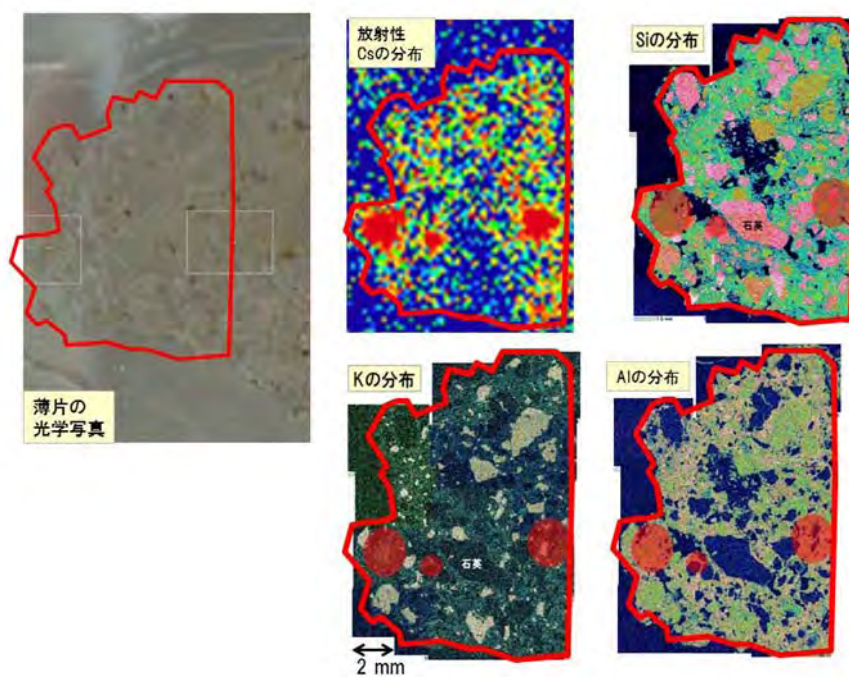


図 6-44 オートラジオグラフィによる放射性セシウム分布図と光学顕微鏡写真
 (土壌中の Si、Al、K の分布図の比較。比較する部位を赤線で囲った。)



図 6-45 口太川下流の河川懸濁物試料をろ過したフィルタ (直径 14.2 cm) 上の
 放射性セシウムの分布状態と光学写真像 (露光時間は 24 時間)

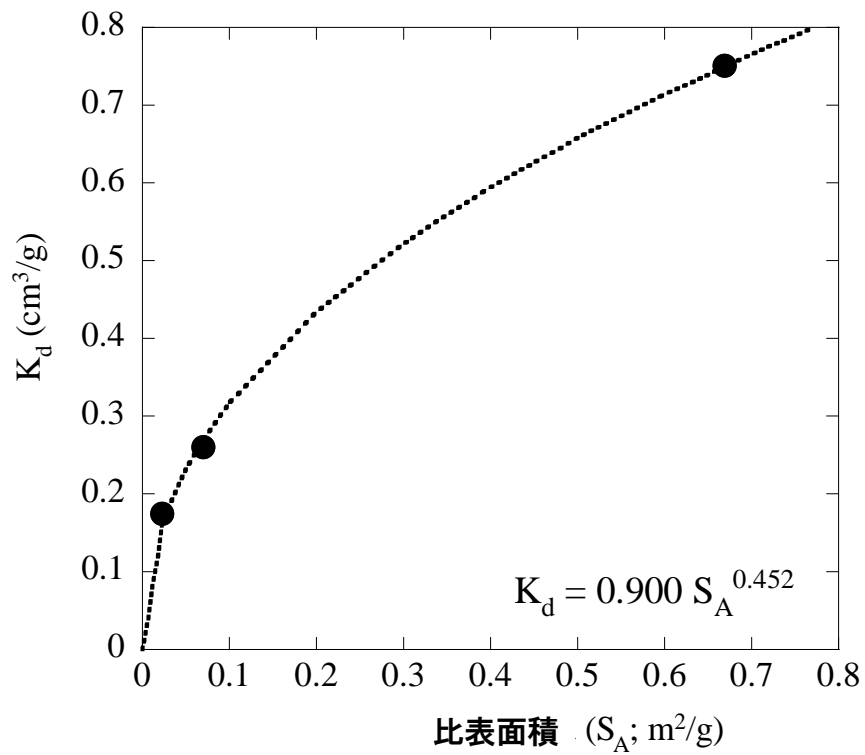


図 6-46 河川懸濁物試料を用いて得られた粒子の比表面積 S_A と放射性セシウムの分配係数 K_d の関係. 式は最小二乗フィッティングより得られた K_d と S_A の関係.

(4) まとめ

溶出実験から、土壌中の放射性セシウムの放射能濃度は水溶性が極めて低いことが確認された。また、EXAFS スペクトルの結果から、セシウムは、粘土鉱物の層間に取り込まれて安定化していることが示唆されており、溶出実験の結果と整合的であることが確認された。

さらに、土壌試料及び河川懸濁物粒子のオートラジオグラフィ分析から放射性セシウムの分布状況は、かなり不均質であることが確認された。河川懸濁物粒子の比表面積と分配係数の間には相関関係があり、指数関数でフィッティングできることが確認された。

【引用文献】

1. Bostick, B. C., Vairavamurthy, M. A., Karthikeyan, K. G. and Chorover, J. (2002) Cesium adsorption on clay minerals: An EXAFS spectroscopic investigation. *Environ. Sci. Technol.* **36**, 2670-2676.
2. Cremers, A., Elsen, A., De Preter, P. and Maes, A. (1988) Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils. *Nature* **335**, 247-249.
3. He Q, Walling D. E. (1996) Interpreting particle size effects in the adsorption of ^{137}Cs and unsupported ^{210}Pb by mineral soils and sediments. *J. Environ. Radioact.* **30-2**, 117-137.

6.4 まとめ及び今後の課題

本調査では、福島県伊達郡川俣町山木屋地区を主な調査対象地域として、福島第一原発事故後の短期間の間に、放射性物質の土壌、地下水、河川水における放射性物質のそれぞれの自然環境における移行状況、及び樹木や土壌からの巻き上げ量についてモニタリングを実施した。

その結果、包括的な移行状況の確認までは至らなかったが、それぞれの自然環境における、放射性物質の移行の初期状況について、一定の理解を得ることができた。(図 6-47 参照)

調査結果のうち、土壌水、渓流水、地下水への放射線セシウムの移行については、現時点では少ないことが確認された。その一方で、河川を流下する浮遊土砂については、放射性セシウムが 50kBq/kg 程度検出された。この浮遊土砂については、比較的、環境中を移行しやすい有機質分や環境中で安定な粘土鉱物への吸着状況を定量していくことが、詳細な移行状況を把握する上で重要となる。

また、浮遊土砂を構成する粒径の小さな土砂の起源は、土壌侵食による河川への細粒な土壌粒子の流下であると考えられる。本調査では、各区画を設け、区画の下流にあるタンク中に堆積した土砂についての土砂量、及び放射性セシウムの放射能濃度について確認したが、非常に粒径が小さな土壌粒子などタンクを越流する土壌粒子は本調査では定量化できていない。また、調査範囲は限られていた。そこで、今後、これらのデータを取得すると同時に、広域における放射性物質の移動量を推定する観点から、広域の土地利用、地形状況の調査、土壌侵食モデルの応用による放射性物質の移行量の定量的把握、及びこれらの結果からの将来予測が重要となる。

他方で、森林においては、スギ林及び広葉樹林において、タワーを設置し、放射性セシウムの分布状況がある程度確認することができた。現在のところ、針葉樹林においては、樹冠に多くの放射性セシウムが存在していると考えられるため、これらのデータを今後の除染等に应用することが期待される。また、林内雨として林床へ降下している放射性セシウムの化学的形態、及び林床からより下層の土壌へと移行する実態について今後、更なる調査が必要となる、

土壌・森林からの飛散（再浮遊）については、本調査期間が比較的湿潤な状況が続いたこともあり、飛散量はそれほど多くないという結果となった。他方で、乾燥期における飛散量の変化、花粉等を通じた放射性物質の飛散状況、土壌粒子の巻き上げに伴う放射性物質の大気への飛散割合の解明等、多くの課題が残っている。今後、これらについても継続的なモニタリングが必要となってくる。

また、これに加え、放射性物質の化学形態の解明は、陸域での移行過程の実態及び今後の変化を解明する上で重要な課題である。本課題についても、環境中の放射性物質の移行状況の解明のため、継続的な調査が必要である。

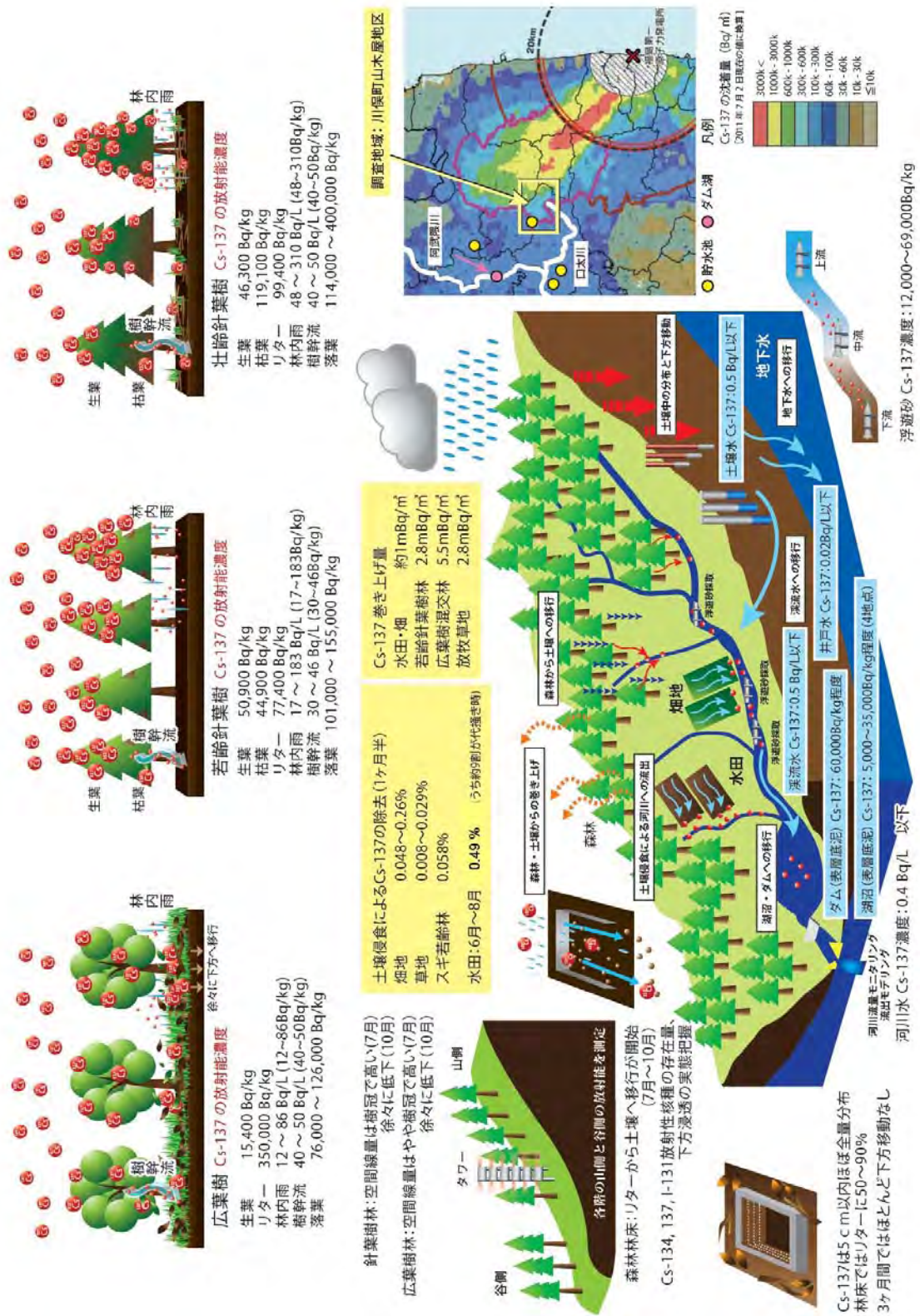


図 6-47 本調査箇所における放射性セシウムの放射能濃度の状況

7. まとめ

文部科学省は、報告書第1編において、福島第一原発周辺から100km圏内及び100km圏外の福島県について、福島第一原発から80km圏内は2kmメッシュに、その他の地域は10kmメッシュに分割し、それぞれのメッシュにおける調査箇所での空間線量率の測定を行い、空間線量率マップを作成するとともに、土壌の採取・核種分析を実施し、単位面積あたりの放射線量から土壌濃度マップを示した。

他方で、放射性核種の土壌中における分布は、2kmメッシュ内でも土壌の性質等様々な要因により変化すると考えられる。

また、土壌や森林等に沈着した放射性核種は、地中に移行するとともに水や風等の動きに伴い、環境中を様々な形で移行すると考えられる。チェルノブイリ原発事故においても、自然環境中の異なる媒体を通して多様な移行が行われる可能性が示唆されている。

そこで、文部科学省においては、放射線量等分布マップ関連研究として、以下の重要な個別研究テーマについて調査研究を実施し、それぞれの研究テーマに関する専門の研究者がまとめた研究結果を基に編纂し、報告書第2編を取りまとめた。

- ・土壌狭域内における放射性物質の分布状況の確認とその要因の検討
- ・土壌の深さ方向また水平方向における放射性物質の分布状況の確認とその要因の検討
- ・河川中（河川水、河底土、及び浮遊砂）、及び井戸水における放射性物質の放射能濃度の変化傾向の確認
- ・モデル地域における放射性物質の包括的な移行状況の確認

それぞれの研究成果から、確認された事項は以下のとおりである。

① 土壌深さ方向における放射性セシウムの分布状況

本調査を実施した6月から8月の期間における、福島第一原発から100km圏内の様々な土地利用（畑、森林（スギ林、広葉樹混合林）、水田、草地）の土壌深さ方向の放射性セシウムの分布状況は、いずれの土壌においても、土壌表層から深さ5cm以内に概ね存在していることが確認された。他方で、土壌中の放射性セシウムの分布状況は土地利用により異なっており、以下のような状況が確認された。

・森林

いずれの森林土壌においても土壌表層から深さ2cm以内に放射性セシウムの全存在量の8割程度が沈着していることが確認された。また、いずれの森林においても、地表面に沈着した放射性セシウムの総存在量の5割以上（山木屋地区の広葉樹混合林では9割）がリター（堆積した落ち葉層）に沈着していることが確認された。

・畑（未耕作）

いずれの未耕作の畑においては、土壌表層から深さ5cm以内に放射性セシウムの全存在量の大部分が沈着していることが確認された。また、植生量の多い一部の畑では、植生への放射性セシウムの沈着が著しかったものの、多くの畑では植生量が少ないため、植生への沈着はほとんど無く、大部分が土壌に沈着していることが確認された。なお、事故後に耕している畑については土壌表層から5cm程度まで、放射性セシウムの放射能濃度が高い状況で分布していることが確認された。

・草地

事故発生後においても放牧等により土壌がかく乱されていた箇所（川俣町水境放牧地）においては土壌表層から5cm以上深に放射性セシウムが存在していたものの、草地の多くは、土壌

表層から深さ 5 cm までに放射性セシウムの大部分が沈着していることが確認された。また、植生量の多い草地では、地表面の草等への放射性セシウムの沈着が著しい場合があったが、多くの草地では、草等への沈着は全体の約 2~3 割であることが確認された。なお、一部の放牧草地においては、放牧家畜による表土のかく乱により、土壤表層から 4cm 程度まで、放射性セシウムの放射能濃度が高い状況で分布していることが確認された。

・水田

事故後に耕作を行っていない水田においても、土壤表層から深さ 0.5~1.0cm 程度に放射性セシウムの全存在量の一部が存在しているが、事故後に耕作した水田については、特に放射性セシウムが土壤深くまで存在していることが確認された。また、事故後に耕作した土壤では、土壤表層から深くなるにつれて放射能濃度が急激に減少せず、土壤表層から 5 cm 程度の範囲まで放射性セシウムの放射能濃度が高い状況で分布していることが確認された。

さらに、本調査では、土壤表層の非常に浅い箇所（土壤表層から 0~1cm）については、土壤の粘土含有量の多さ、土壤を構成する土壤粒子の比表面積、及び土壤中の有機物量と放射性セシウムの土壤中での浸透し易さの関係が確認されたが、土壤の粘土含有量については、明確な関係が確認できない調査箇所も存在した。今後、継続的に調査を実施し、土壤深さ方向への放射性セシウムの浸透特性についての継続的な調査が必要である。

② 河川中に含まれる放射性核種の状況

本調査を実施した 6 月下旬及び 10 月中旬までの期間における、福島県内の河川水、河底土、及び浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度は、梅雨前後で増加、減少は見られるものの、採取箇所に共通した傾向は確認できなかった。

他方で、河川水、河底土、及び浮遊砂の放射能濃度は、採取箇所の上流域の放射性セシウムの沈着量と一定の比例関係があることが確認された。また、河川水と河底土の放射性セシウムの放射能濃度に正の相関関係が認められており、この関係は河底土に含まれる土壤粒子の粒度補正を実施することでより顕著になった。この関係を基に、河川水の放射性セシウムの放射能濃度から、河底土の放射性セシウムの放射能濃度を推定することが可能になると思われる。

今後、より多くの地点で河底土の粒度別の放射性セシウムの放射能濃度を測定することで、河川水の放射性セシウムの放射能濃度との関係性のより詳細な把握につながることを期待される。

また、河川から河口に流出する放射性セシウムは、調査箇所によって、流出量に対する河川水及び浮遊砂の比率は異なるものの、河川水に比べて浮遊砂による輸送量の方がはるかに大きいことが確認された。なお、7 月中旬から 8 月中旬までの河口に流れる放射性セシウムの輸送量は、概算で 1 日あたり、 3.7×10^{10} Bq 程度であり、原子力安全・保安院や原子力安全委員会が推定した Cs-137 の放出量推計値 (1.5×10^{16} Bq もしくは 1.1×10^{16} Bq) と比較すると、放出量推計値の 30 万分の 1 もしくは 40 万分の 1 程度であった。

そのほか、本調査期間においては、福島県内の河川調査箇所のいくつかの箇所において、河川水中の放射性セシウム濃度に比べると非常に微量であるものの、放射性ストロンチウムが検出され、河川に移行していることが確認された。また、放射性ストロンチウムを分析した河川水については、Pu-238、Pu-239+240、I-131 も分析したが、全て検出限界値以下であった。

③ 土壤水、地下水（井戸水）、渓流水、湧水を通じた放射性核種の移行状況

本調査において、福島県伊達郡川俣町山木屋地区を中心に、7 月初旬から 8 月中旬までの期間における、土壤水、地下水（井戸水）、渓流水、湧水に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を測

定したところ、ほとんどの試料において検出下限値以下であり、本期間においては、これらの水循環プロセスに伴う放射性セシウムの移行状況は確認できなかった。また、この状況は、福島県内の50箇所で採取した井戸水試料についても同様の結果であった。さらに、いくつかの箇所で井戸水の放射性ストロンチウムを分析したところ、1箇所のみ Sr-90 が検出されたが、放射性セシウムに比べると非常に微量であった。

そのほか、調査地点は福島県伊達郡川俣町山木屋地区周辺に限定されるものの、森林内の放射性セシウムの分布状況、土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況、水田から河川への浮遊砂を通じた放射性セシウムの移行状況、湖沼・貯水池の放射性セシウムの分布状況、及び森林・土壌等の自然環境からの放射性物質の飛散状況について確認したところ、以下のような結果が確認された。

④ 森林内の放射性セシウムの分布状況・移行状況

森林内の土壌中における放射性セシウムの蓄積量は、落葉の堆積や、葉に付着した放射性セシウムが降雨により森林内の地表面に移行することなどに伴い、現状でも徐々に増加してきているものと考えられる。

また、広葉樹混合林では、最表層（特にリター層）に堆積していた放射性セシウムが、雨水の浸透や有機物の分解により下方浸透を始めていることが示唆された。森林内の放射性セシウムの分布と移行状況を定量的に把握するためには、継続的な林内雨及び樹幹流のモニタリングが必要であることが示された。

そこで、現状において森林内の空間線量率の低減化を図るためには、広葉樹混合林では、落葉等のリター層における放射性セシウムの蓄積量が多いことから、生態系への影響を考慮しつつ、表面に堆積しているリター層を除去することが効果的である。他方で、スギ林では、樹冠付近の生葉や枯葉に付着した放射性セシウムの濃度が高いことから、生葉や枯葉を除去することが効果的である。なお、スギ壮齡林では、スギ若齡林や広葉樹混合林に比べて、地表面への放射性セシウムの蓄積量が多いことから、リター層の除去も効果的である。

⑤ 土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況

傾斜の異なる畑地（緩勾配のタバコ畑及び急勾配の畑地）、採草地、放牧草地、及びスギ林若齡林の5箇所の植生の違いにより、土砂量、放射性核種流出量に明確な違いが確認され、植生量が多い調査箇所では、植生が放射性物質の移動を妨げているため、放射性核種の積算流出量が少ないことが確認された。

他方で、スギ若齡林では、下層植生が少ないものの、土壌がリターで覆われているため、雨水による土砂の流出を防止していると考えられる。

なお、本調査期間内での土砂侵食に伴う放射性物質の移行量は各調査箇所の放射性セシウムの存在量の最大でも約0.3%未満にとどまったが、土壌侵食が生じる斜面の長さが多い場合、流水の集中に伴う、深掘れ（以下、「ガリ侵食」という。）が発生すると言われおり、今後、ガリ侵食も含めた放射性物質の移行について、継続的な調査、解析が必要である。

⑥ 湖沼・貯水池における放射性セシウムの分布状況

貯水池での放射性セシウムの深度分布は、いずれの底泥においても表層で放射性セシウムの放

射能濃度が高く、深さが深くなるにつれて、急激に下がることが確認された。また、表層と比べ下層で放射能濃度が急減することを考慮すると、底泥に放射性セシウムが堆積した後、貯水池は水の流れや風波の影響が小さいため、底泥の攪拌は大きくないことが確認された。また、貯水池に堆積した放射性セシウムの存在量は、周辺土壌で測定された放射性セシウムの存在量と概ね同水準であることが確認された。

他方で、蓬萊ダム湖での放射性セシウムの深度分布は、本調査で計測できた底泥表層から深さ20cmまでに、非常に高濃度な放射性セシウムが存在していることが確認され、一部の貯水池を除き、貯水池で計測された放射性セシウムの存在量（200～400 kBq/m²）の約10倍程度の堆積量（3 MBq/m²以上）が確認された。この理由としては、河川から流入した放射性セシウムが付着した土壌粒子が大量に沈降しているか、底泥の混合が非常に激しいことが考えられる。

⑦ 森林・土壌等の自然環境からの放射性物質の飛散状況

学校グラウンド、畑、水田、放牧草地、スギ若齢林、及び広葉樹混合林の樹冠部における、大気浮遊塵に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を測定したところ、土壌に沈着した放射性セシウムの沈着量が同程度のタバコ畑、学校グラウンド、及び採草地においては、大気浮遊塵中のCs-134及びCs-137の放射能濃度の中央値は約1mBq/m³であり、土地利用による有意な大気浮遊塵中の放射能濃度に有意な違いは確認されなかった。

他方で、土壌に沈着したCs-134及びCs-137の沈着量がタバコ畑、学校グラウンド、採草地より約2～3倍高い放牧草地では、大気浮遊塵中のCs-134及びCs-137の放射能濃度は、それぞれ2.2mBq/m³及び2.8mBq/m³であり、タバコ畑、学校グラウンド、採草地で測定された大気浮遊塵中の放射性セシウムの放射能濃度と比べて約2～3倍、高い傾向が確認された。

このことから、大気浮遊塵中の放射性セシウムの放射能濃度は、土壌表面に沈着した放射性セシウムの沈着量に比例し、土壌表面に沈着した放射性セシウムが大気へと飛散していることを示唆している。

また、スギ若齢林及び広葉樹混合林の双方については、タバコ畑、学校グラウンド、採草地と比較して放射性セシウムの沈着量が同程度であるにも関わらず、大気浮遊塵中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は高い傾向が確認された。このことは、樹木からの放射性セシウムの飛散は、土壌からとは異なるメカニズムで飛散が起きていることを示唆している。他方で、葉への放射性セシウムの付着が少ない広葉樹混合林においても、高い放射能濃度の放射性セシウムが飛散しており、今後、発生源の特定、発生メカニズムの解明などの更なる調査が必要である。

本調査では、様々な土地利用の土壌や針葉樹林、広葉樹林における放射性核種の分布状況の違いが確認されたほか、土壌侵食による放射性核種の移行状況、及び土壌・森林等からの放射性核種の飛散状況、河川並、土壌水、地下水、及び湖沼等の水循環系を通じた放射性核種の移行状況等について、比較的、事故発生初期の梅雨前後の期間における、非常に有意な調査結果が得られていることから、本調査で得られた知見が除染活動や今後のモニタリングに活用されることを期待される。

他方で、本調査は、一定期間における、限られた調査箇所における調査結果であり、放射性物質の移行状況について一般化することや本調査において新たに発生した課題の解決のためには、引き続き、調査範囲の拡大、調査方法の工夫、及び調査項目の追加が必要である。

また、放射性核種の移行状況を確認していく上では、除染活動や人の生活に伴う放射性核種の移行も無視できない。そこで、今後の調査にあたっては、居住区域における放射性核種の移行状況の確認も実施していくことが必要である。