

東京電力（株）福島第一原子力発電所事故後の  
放射線モニタリングと除染の分野における

## 福島県とIAEAとの間の 協力プロジェクト

中間報告書

（2013年－2020年）

【福島県提案プロジェクト】

【詳細版】

2021年3月

福島県



# 目次

はじめに	1
1. FIP1 モニタリングに基づく放射性セシウムの動態が水圏に与える影響 の評価	
1.1. 要旨	5
1.2. 目的	5
1.3. 実施内容	6
1.4. 調査結果	8
1.5. まとめ	15
2. FIP2 野生動物における放射性核種の動態調査	
2.1. 要旨	17
2.2. 目的	17
2.3. 実施内容	17
2.4. 調査結果	19
2.5. まとめ	24
3. FIP3 陸水域における持続可能な放射性物質対策	
3.1. 要旨	27
3.2. 目的	27
3.3. 実施内容	27
3.4. 調査結果	30
3.5. まとめ	34
4. FIP4 GPS 歩行サーベイによる環境マッピング技術の開発 (2015年度で終了)	
4.1. 要旨	37
4.2. 目的	37
4.3. 実施内容	38
4.4. 結果	40
4.5. まとめ	47
5. FIP5 放射性物質を含む廃棄物の適正な処理の検討	
5.1. 要旨	49
5.2. 目的	49
5.3. 実施内容	50
5.4. 調査結果	54
5.5. まとめ	66
報告書総括	67



## はじめに

2011年3月11日に発生した東北地方太平洋沖地震及びこれに伴う東京電力㈱福島第一原子力発電所<sup>※1</sup>の事故により環境中に放出された放射性物質により県土が汚染された事及び他の様々な要因により、16万人以上の県民が避難生活を余儀なくされた。事故からおよそ9年となる2020年7月現在でも、約3万8千人の県民が県内外に避難し、依然として帰還できずにいる（福島県ホームページ「ふくしま復興ステーションのふくしま復興のあゆみ第28版」(<https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/403521.pdf>)より。)

福島県がこの前例のない原子力災害から環境を回復し、県民が将来にわたり安心して暮らせる環境を創造していくためには、世界の英知を結集して対応することが必要であったことから、原子力に関する分野において高度な知見を有する国際原子力機関（以下「IAEA」という。）と連携して取り組むこととし、2012年12月に福島県とIAEAとの間で協力に関する覚書を取り交わした。

この覚書に基づき、福島県とIAEAとの間で「放射線モニタリング」及び「除染」の分野における実施取決めについて同日付けで署名し、福島県協力プロジェクト（以下、「FCP」という。）が始まった。

その後、福島県が実施するプロジェクトに対してIAEAから支援を受ける新たな枠組みとして、2013年4月及び10月に次の福島県提案プロジェクト（以下「FIP」という。）5件について、協力期間を3年間とする実施取決めについて署名し、プロジェクトが始まった（以降、「前プロジェクト」）。さらに、本FIPは2016年4月及び5月に2017年12月までの協力期間の延長及び協力範囲の変更<sup>※2</sup>に関する実施取決めを取り交わした。

### 【延長前（2013年4月～2017年12月）のFIPのテーマ】

- 1 河川等における放射性核種の動態調査
- 2 野生動物における放射性核種の動態調査
- 3 河川・湖沼等における放射性物質対策
- 4 GPS 歩行サーベイによる環境マッピング技術の開発
- 5 一般廃棄物焼却施設における放射性物質を含む廃棄物の適正な処理の検討

2013年4月～2017年12月に行ったFIPの成果を「東京電力㈱福島第一原子力発電所事故後の放射線モニタリングと除染の分野における福島県とIAEAとの間の協力プロジェクト最終報告書（2013年～2017年）【福島県提案プロジェクト】」として、2018年3月付けで取りまとめた（以降、「前プロジェクトの最終報告書」）。これは冊子版の発行とともに、福島県のホームページ（<https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/298/iaeasummary2017.html>）にて閲覧が可能である。

※1 東京電力㈱福島第一原子力発電所は、2016年4月1日から東京電力ホールディングス㈱福島第一原子力発電所に移行した（以下同じ。）。

※2 協力範囲の変更に合わせて、一部FIPのプロジェクトの名称が変更になった。

しかし、本県の環境回復は道半ばであり、提案したプロジェクトは IAEA の更なる支援をいただくことが必要との判断から、2017 年 12 月に 2022 年 12 月まで協力を続けることで合意が得られ、再度実施取決めを取交わした（以降、「本プロジェクト」）。その際、プロジェクトの内容を踏まえ、テーマ名称を一部変更したプロジェクトもあった。

本報告書は、FIP4 を除き、2018 年度～2019 年度の活動を中心に 2013 年度からの活動に関する中間報告書である。FIP4 については、2015 年度で完了したため、前プロジェクトの最終報告書からの再掲（一部表現修正）及び最近の活用状況の追記となる。なお、各テーマの概要について、以下のとおり記載する。

#### FIP1：河川等における放射性核種の動態調査

##### FIP1：モニタリングに基づく放射性セシウムの動態が水圏に与える影響の評価（名称変更）

県民の河川に対する安全・安心感の醸成に向け、福島県内を流れる河川水中に含まれる放射性核種の動態を把握することを目的とする。2017年度までの成果として、事故後5年間でセシウム濃度が1/10程度まで減少していること、除染の有無等により減少速度が異なっていることなどを確認した。引き続き、継続的な動態把握、モニタリング結果から数値モデルを利用した放射性セシウムの移動予測と影響の評価に関し、助言等を受ける必要があることからプロジェクトを継続することとした。また、影響評価の検討も行うこととしたため、テーマ名を変更した。

#### FIP2：野生動物における放射性核種の動態調査（名称変更なし）

野生動物の出荷制限解除と県民の不安解消のため、イノシシなどの野生動物における放射性核種の動態を把握することを目的とする。2017 年度までの成果として、イノシシの筋肉中セシウム 137 濃度は、ツキノワグマに比べ高い傾向にあること、両種の筋肉中セシウム 137 濃度は季節変動し、特に冬季に高い濃度となることが明らかになった。また、イノシシでは筋肉中セシウム 137 濃度は胃内容物に含まれるセシウム 137 濃度と正の相関があることなどを確認した。また、鳥類ではヤマドリの筋肉中セシウム 137 濃度が、キジ、マガモ、及びカルガモより高いことが示された。野生動物の筋肉組織、胃内容物、食物等の放射性核種濃度の測定や、野生動物の食性解析、行動調査及び個体群構造調査等を実施し、一部の野生動物において筋肉中放射性セシウム濃度が高い要因や長期的な野生動物体内の放射性セシウム濃度の変動を推定するため、引き続き助言等を受ける必要があることからプロジェクトを継続することとした。

#### FIP3：河川・湖沼等における放射性物質対策

##### FIP3：陸水域における持続可能な放射性物質対策（名称変更）

河川・湖沼等における効果的な放射性物質対策の検討に向け、河川で行う各種対策の効果を確認することを目的とする。2017 年度までの成果として、淡水系にお

ける福島県に適用可能な既往の放射性セシウム対策を整理したほか、河川敷ではセシウムの濃度分布に応じた表土除去が有効であること、洪水等が起こっても除染効果は維持されることなどを確認し、市町村等へ成果の展開を図った。一方で、汚染の深刻な地域において、水環境に対して根強い不安があることを確認した。今後とも継続的な動態把握、再汚染が生じた場合の原因解明とその効果的対策の確立のため、引き続き助言等を受ける必要があるためプロジェクトを継続することとした。また、中長期的な対策についての検討も行うこととしたためテーマ名を変更した。

#### FIP4:GPS 歩行サーベイによる環境マッピング技術の開発

放射線モニタリングの効率化に向け、車両による測定ができない場所を迅速かつきめ細かに測定できるシステムを開発することを目的とする。当該システムは2015年度3月末までに確立し、2016年度からは、市町村等の求めに応じて歩行サーベイの実施や、機器等の貸し出しを行うなどをして活用している。目的が達成できたため、2015年度で終了した。

#### FIP5：一般廃棄物焼却施設における放射性物質を含む廃棄物の適正な処理の検討 FIP5：放射性物質を含む廃棄物の適正な処理の検討（名称変更）

一般廃棄物焼却施設から発生する焼却灰等の処理の促進に向け、燃焼条件等による焼却灰と飛灰間でのセシウムの移行を確認することを目的とする。2017年度までの成果として、設定条件下での焼却灰と飛灰間でのセシウム移行挙動の明確な把握は困難なこと、焼却灰にゼオライト等を混合することにより、セシウムの溶出率が低下することなどを確認し、市町村等への成果の展開を図った。焼却灰中の放射性セシウムの存在形態等を分析し、効果的な難溶化手法又は除去技術を検討するため、引き続き助言等を受ける必要があることからプロジェクトを継続することとした。また、放射性物質を含む廃棄物全般を検討するためテーマ名を変更した。





## 1. FIP1 モニタリングに基づく放射性セシウムの動態が水圏に与える影響の評価

### 1.1. 要旨

2011年3月の東京電力(株)福島第一原子力発電所事故から9年以上が経過した現在、河川水中の放射性セシウム濃度は十分に低下している。一方で、様々な社会情勢の変化や突発的事象などが河川での放射性セシウム動態に及ぼす影響について注視する必要がある。そこで、本プロジェクトにおいても前プロジェクトから継続して県内の複数の河川における河川水中の放射性セシウム濃度のモニタリングを実施する。加えて、流域内で実施された除染が河川水中の放射性セシウム濃度に及ぼした影響について解析し、除染の進捗との関係を明らかにした。さらに、数値モデルによる将来予測を目的とした研究においては、平水時及び出水時の懸濁態及び溶存態放射性セシウム濃度の変化を計算し、改善が必要な点はいくつか残るものの概ね実測値を再現した。

### 1.2. 目的

2011年3月の東京電力(株)福島第一原子力発電所事故により、環境中へと多量の放射性物質が放出され、県土においてもそれらの降下及び沈着が確認された。飲用、農業、及び工業用水として幅広く利用される河川水の安全な利用に向けて、河川での放射性物質（特に放射性セシウム）動態の実態を明らかにし、将来に渡ったその動態予測等に関する情報提供を実施することは重要である。河川水中の放射性セシウムは、その存在形態により懸濁態（微粒子に吸着された状態）及び溶存態（水に溶けた状態）に大別されるが、その形態の違いにより環境中での機能が異なることが推察される。従って、河川での放射性セシウム動態を包括的に明らかにするためには、形態ごとの放射性セシウム濃度を把握することが重要となる。

前プロジェクトの最終報告書における「河川等における放射性核種の動態調査」に関する章においては、IAEA 及びその専門家等からの助言を得ながら、県内の河川において形態別の放射性セシウム濃度の長期的なモニタリング、動態解明、及びその将来予測に向けたモデル計算等に取り組んできた。その中で、阿武隈川水系及び浜通りの河川を中心に懸濁態放射性セシウム 137 濃度の長期的なモニタリング等を実施する「広域を対象とした河川調査」、阿武隈川の一次支流である広瀬川及びその支川を対象に、数値モデルを用いた動態予測等を行う「広瀬川流域における調査」の2テーマとして実施した。結果から、河川水中の懸濁態放射性セシウム濃度は時間の経過とともに低下する傾向を示すこと、河川を介した放射性セシウムの輸送動態には、流域内でのダムの存在や除染活動が影響を及ぼすこと、流域内での土地利用が河川水中の懸濁態放射性セシウム濃度の低下速度に影響を及ぼすこと、等が明らかとなり、その一部は学術論文として公表されている<sup>1)</sup>。さらに、広瀬川流域での TODAM モデル<sup>2), 3)</sup>を用いた動態予測においては、平水時での流下に伴う放射性セシウム濃度の変化を再現した、等の成果が得られた。

事故から9年以上が経過した現在、福島県を流れる河川の放射性セシウム濃度は十分に低下しており、飲用基準（10 Bq L<sup>-1</sup>）を大幅に下回っている。今後も、継続して

モニタリングを実施し、その結果に基づいた情報提供を行うことは重要であると考えられる。加えて、社会情勢の変化（例、面的除染の終了、避難指示の解除に伴う住民の帰還及び営農再開等）や突発的事象の発生（例、山林火災、台風・大雨等による大規模出水等）など、取り巻く環境の変化が河川での放射性セシウムの動きに及ぼす影響についても注視していく必要がある。

そこで、本プロジェクトにおいても引き続き「広域多地点調査」として阿武隈川水系及び浜通りの河川を中心に、河川水中の放射性セシウム濃度のモニタリングを実施し、時間の経過に伴う放射性セシウム濃度の変化傾向等の把握を行う。さらに、除染が河川水中の懸濁態放射性セシウムの輸送動態及びその輸送量に及ぼした影響について詳細に解析する。ところで、これまでに広域多地点調査で採取された浮遊砂試料の中には、通常よりも極めて高い放射性セシウム濃度を示す試料がいくつか存在した。時間の経過とともに放射性セシウム濃度は低下する傾向にある中で、この特異的に浮遊砂試料の放射性セシウム濃度を上昇させた要因を明らかにすることは、河川を介した放射性セシウムの輸送動態を把握する上で重要である。本プロジェクトでは、この要因として放射性セシウムが濃縮された不溶性放射性セシウム粒子（CsMPs）が河川へと流入し、浮遊砂の中に混入したためではないかとの仮説を立て、当該試料内でのその存在の有無及び寄与度等についての実態を把握するための研究を開始する。

一方で、本プロジェクトでは「単流域内調査」として、これまでの「広瀬川調査」に加えて、「広域多地点調査」において既にモニタリングが実施されてきた口太川流域を新たに調査対象流域として設定し、同流域へのモデル適用のための準備を開始する。広瀬川流域については、計算精度を向上させるためのモニタリングを継続しつつ、TODAMモデルによる出水時の放射性セシウム濃度の変化再現を目指す。また、新たに河川を介した放射性セシウム動態をより詳細に明らかにするために、懸濁物質の有機物の特性（全炭素、安定同位体比）を基に、懸濁態放射性セシウムの負荷源の推定等を行う。

### 1.3. 実施内容

図1に本研究で用いた観測地点を示す。図1(a)には、口太川流域に設置した観測地点、図1(b)には阿武隈川水系及び浜通りの主要な河川を対象とした広域多地点調査で整備した観測地点、図1(c)にはモデルによる放射性セシウム動態予測の対象である広瀬川流域、を示している。

#### (1) 広域多地点調査

広域多地点調査においては、前プロジェクト実施期間中に整備した観測及びデータ取得態勢（河川を流下する浮遊砂を捕集するための浮遊砂サンプラー、濁度計及び水位計）を維持することで、モニタリングを継続した。浮遊砂サンプラー内に捕集された浮遊砂を1~2ヶ月おきに回収し、真空凍結乾燥機により乾燥させた後、ゲルマニウム半導体検出器によりセシウム137濃度を測定した。濁度及び水位データは、10分間隔で取得し、それぞれ作成した換算式を用いて浮遊砂濃度（ $\text{mg L}^{-1}$ ）及び流量（ $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ）を算出した。懸濁態セシウム137移行量は、浮遊砂濃度、流量及び当該期間中に採取された浮遊砂のセシウム137濃度を掛け合わせることで推定

した。

加えて、年2回程度40~80 Lの河川水を採取し、多段ろ過装置（図2(a))を用いて形態別に放射性セシウムを回収することで、河川水中の懸濁態及び溶存態放射性セシウム濃度を定量した。

CsMPsの混入が河川水中の懸濁態セシウム<sup>137</sup>濃度に及ぼす影響の実態把握については、上記浮遊砂サンプラーで採取した浮遊砂試料の中で、通常よりも特異的に高い放射性セシウム濃度を示す試料を対象とした。ゲルマニウム半導体検出器及びイメージングプレート(IP)等を利用することで、浮遊砂試料中の高放射能粒子の実態調査を行った。

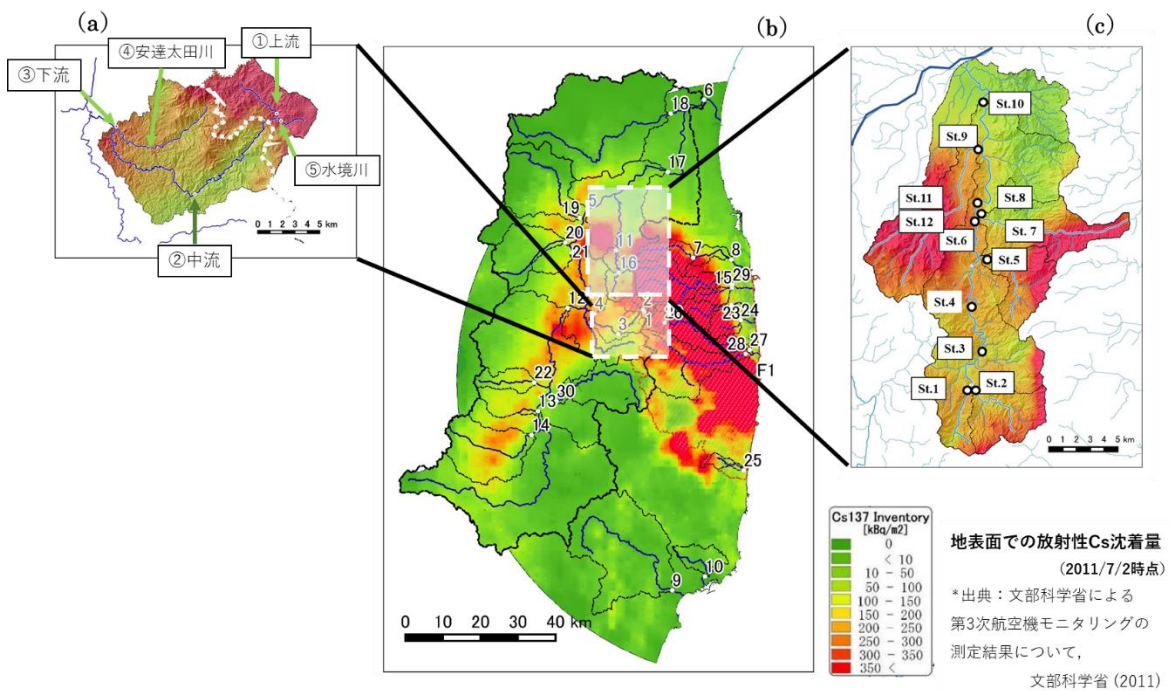


図1. 観測地点概要。(a)口太川流域、(b)広域多地点調査、(c)広瀬川流域



図2. 放射性セシウム回収装置 (a)多段ろ過装置 (b)放射性セシウムモニタリング装置

## (2) 単流域内調査

この調査においても、前プロジェクト実施期間中に、広瀬川流域で整備した観測網を維持するとともに、2019年度より新たに広瀬川本川上に観測地点を追加し

(st.4)、全12地点での観測態勢を再整備した。口太川流域での調査については、広域多地点調査で既にモニタリングを実施している調査地点を基に、全5地点での観測を開始した。

各観測地点において、平水時(2~3ヶ月毎)及び出水時(7採水/1出水イベント・24時間)に河川水を約100L採取した。同時に、水質(pH、EC、Eh)及び懸濁物質濃度を測定した。河川水試料から、放射性セシウムモニタリング装置(図2(b))を用いて、セシウムモニタリング用カートリッジフィルタに懸濁態及び溶存態放射性セシウムを捕集し、それぞれをゲルマニウム半導体検出器により測定した。さらに、河川の形状調査(横断面)、土壌採取(河川敷、河床土)等の調査を行った。これらのデータを基に、TODAMモデルによる平水時及び出水時の河川水中の放射性セシウム濃度及びその変化を推定した。

河川水中の懸濁態放射性セシウムの負荷源の推定については、放射性セシウム濃度測定用試料とは別に採水された500mL~1Lの試料を、事前に有機物を除去(450℃、4時間燃焼)したガラス繊維ろ紙(孔径0.7μm)を用いて吸引ろ過し、ろ紙上に懸濁物質を捕集した。懸濁物質を捕集したろ紙は、乾燥(105℃、48時間以上)させた後、秤量し、粉碎した。その後、元素分析計付安定同位体比質量分析計により懸濁物質の全炭素濃度及び安定炭素同位体組成を測定した。

## 1.4. 調査結果

### (1) 広域多地点調査

図3(a)及び3(b)に広域多地点調査で得られた懸濁態及び溶存態セシウム<sup>137</sup>濃度の経時変化についての結果を示した(2018年12月時点)。なお、結果には、2014年度末までに筑波大学で実施された結果及び前プロジェクトの最終報告書に記載の結果も含まれている。各観測地点において、事故直後ほど急激な変化ではないものの、本プロジェクト開始後も懸濁態セシウム<sup>137</sup>濃度は時間の経過とともに低下する傾向を示しており、2018年12月時点では事故直後と比較して概ね1/10以下の濃度となっていた(図3(a))。溶存態セシウム<sup>137</sup>濃度についてもデータ欠損期間があるものの、懸濁態セシウム<sup>137</sup>と同様に低下傾向を示していたことから(図3(b))、福島県を流れる河川において、放射性セシウム濃度は時間の経過とともに徐々に低下し、現時点でもその傾向が継続しているということが確認された。

さらに、これら2012年から2018年に取得したデータを用いて、懸濁態及び溶存態セシウム<sup>137</sup>の実効環境半減期を推定した結果(図4)、懸濁態セシウム<sup>137</sup>は概ね2.8年、溶存態セシウム<sup>137</sup>は3.6年と推定された。事故直後の懸濁態セシウム<sup>137</sup>の実効環境半減期は、阿武隈川で0.24年、チェルノブイリ原子力発電所事故後のプリピャチ川で0.31年であったと推定されている<sup>1)</sup>。2年目以降の結果については、河川水中の懸濁態放射性セシウム濃度の低下速度は、初期の速度と比較して1/10程度まで低下するものの、セシウム<sup>137</sup>の実効環境半減期の値はチェルノブイ

リ原子力発電所事故後のヨーロッパの河川で推定された値の範囲に存在することが確認された（1～4年程度）<sup>4)</sup>。

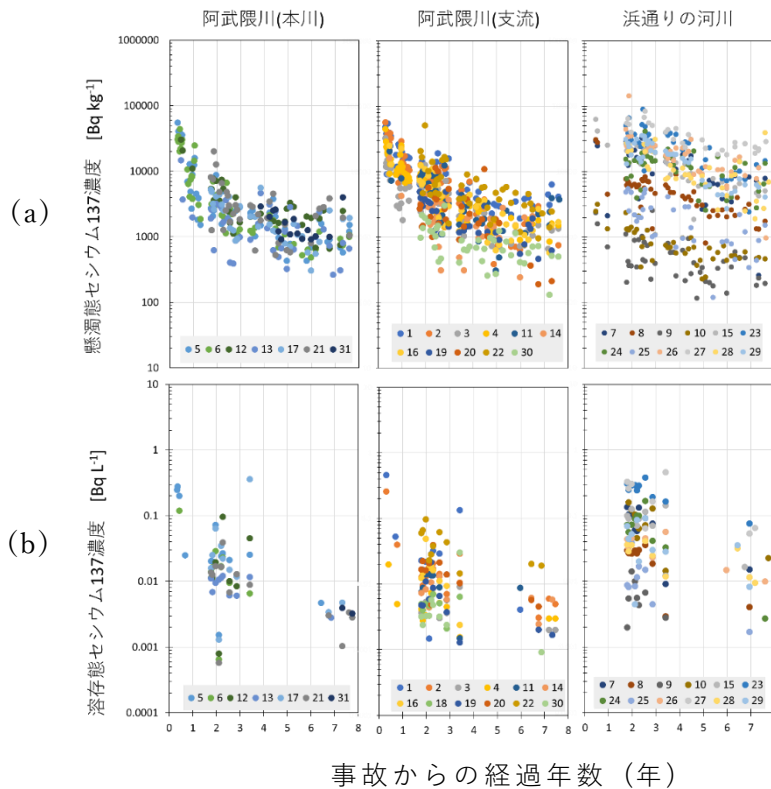


図3 河川水中のセシウム 137 濃度. (a)懸濁態、(b)溶存態

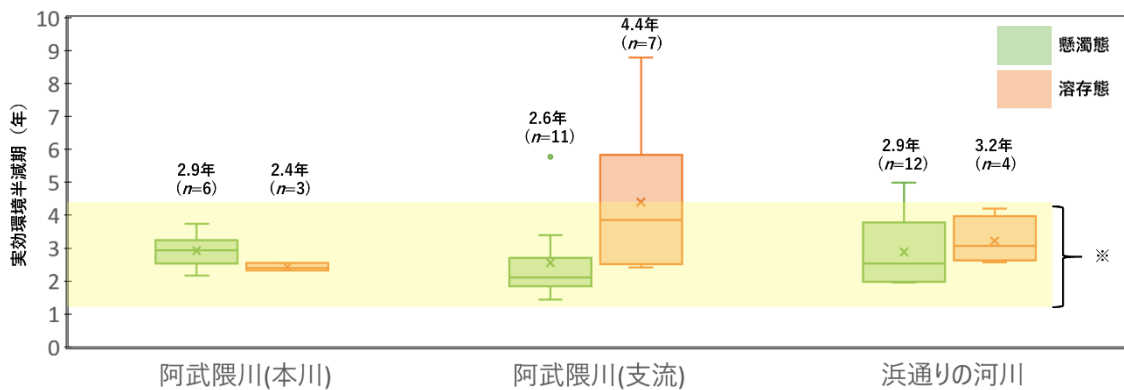


図4 各地域での河川水中のセシウム 137 濃度の実効環境半減期（2012-2018年データ）。（※はチェルノブイリ原子力発電所事故後の欧州の河川で報告された実効環境半減期の範囲）

次に、流域内での除染作業の進行に伴う河川水中の懸濁態放射性セシウム濃度の変化を詳細に検討するため、流域全体が除染特別地域に指定されていた口太川流域を対象として解析した結果を示す。対象流域での除染は、2012年8月に計画が策定され、2013年3月から開始され、2015年12月に完了した（環境省除染情報サイト、<http://josen.env.go.jp/area/details/kawamata.html>）。図5に、当該地域において除染された農地面積の経時変化を示す。2013年3月から農地除染は開始され

たが、2014年3月まではその進捗度は低いことが見てとれる。その後、2014年4月から集中的に農地除染が実施され、2015年12月に完了している。そこで、この図を基に農地除染が実施されていない2013年2月以前を「除染前」、進捗度の低い2013年3月から2014年3月までを「除染中①」、集中的に除染が実施された2014年4月から2015年12月までを「除染中②」、2016年1月以降を「除染後」とし、各期間での懸濁態セシウム137濃度の変化を解析した。

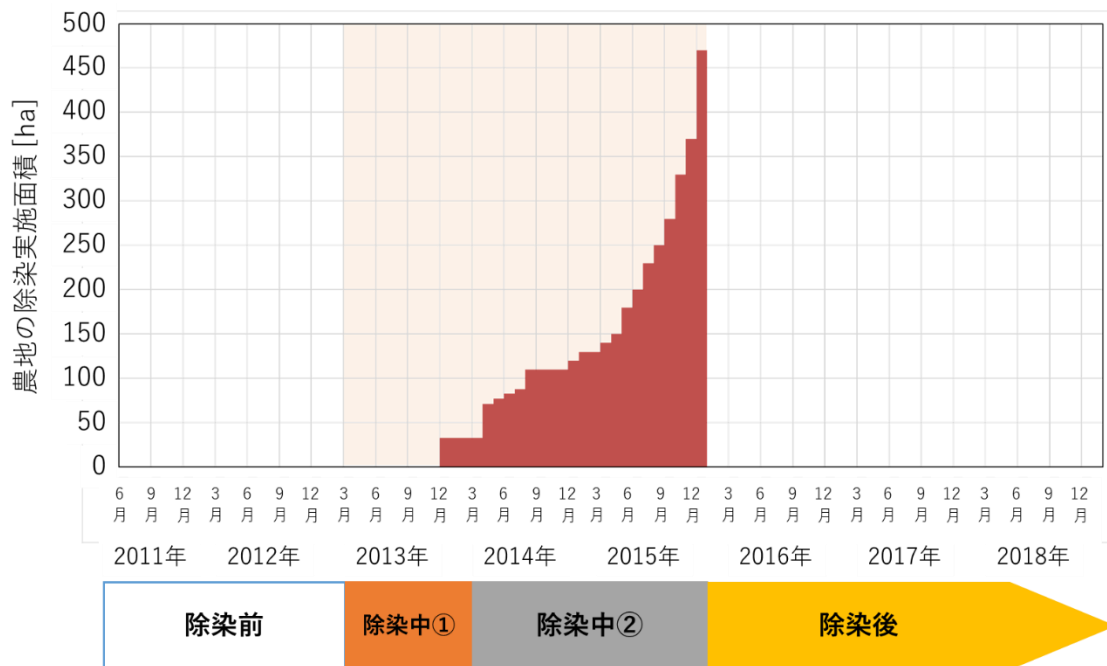


図 5. 農地除染の進捗

観測を実施した3地点（上流、中流、下流．図1(a)）における懸濁態セシウム137濃度の変化を図6に、推定された各期間での実効環境半減期を表1に示す。特徴的な結果として、除染特別地域内に位置する上流及び中流地点では、農地除染が集中的に行われた「除染中②」の期間に、懸濁態セシウム137濃度の低下速度が上昇したが、下流地点では一貫して濃度は低下し、その速度は期間後半には鈍化した。加えて、雨量あたりの土砂流出量については、農地除染の開始後増加する傾向を示し、「除染中②」の期間に顕著に増加した（図7）。「除染後」には、土砂流出量は減少したが、依然「除染前」よりも高い水準にあることが示された（図7）。

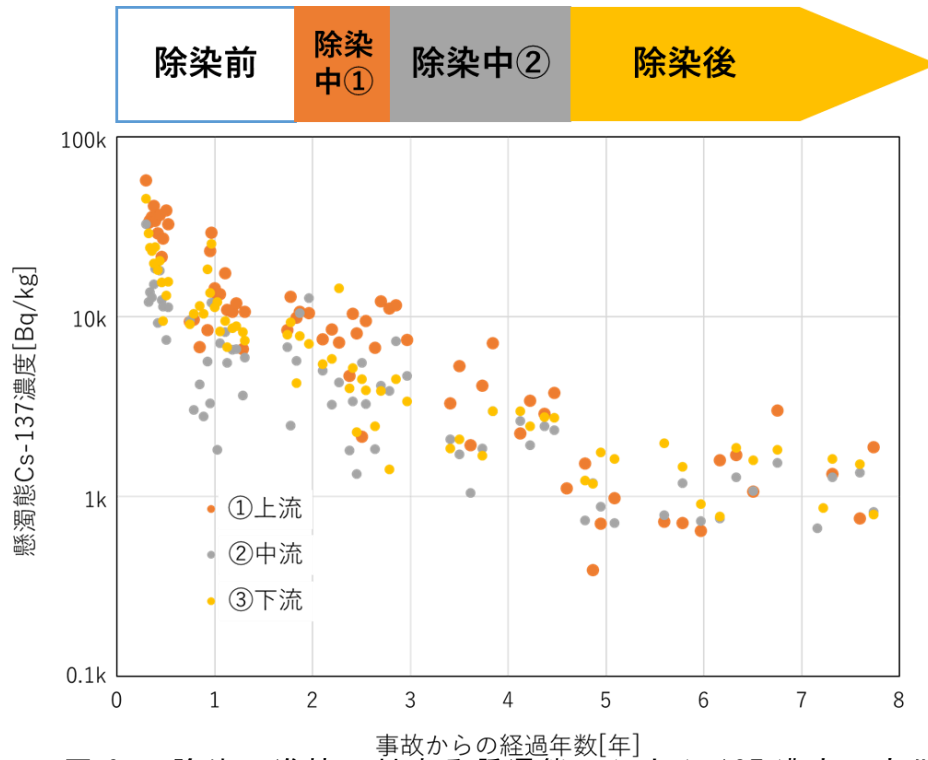


図 6. 除染の進捗に対する懸濁態セシウム 137 濃度の変化

表 1 . 各期間における実効環境半減期 (年)

地点	除染前	除染中①	除染中②	除染後
① 上流	0.77	<i>n. s.</i>	0.98	<i>n. s.</i>
② 中流	1.2	<i>n. s.</i>	1.6	<i>n. s.</i>
③ 下流	0.86	0.59	4.2	4.8

*n. s.* は、各期間中の懸濁態セシウム 137 濃度は有意な変化を示さなかったことを意味する。

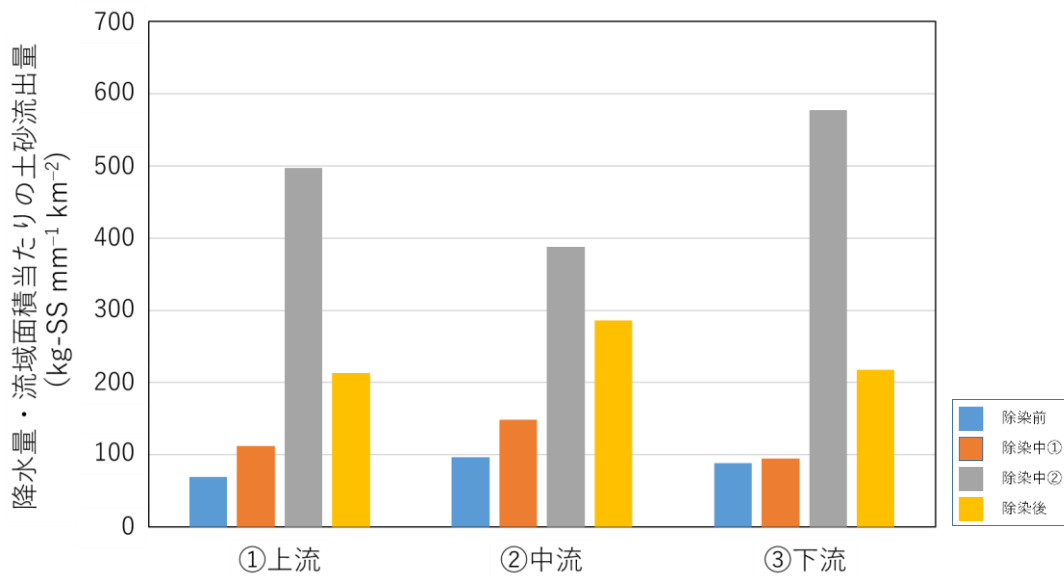


図 7. 除染の進捗度と土砂流出量との関係



図 8 に、広域多地点調査に含まれる観測地点（浜通り）において得られた懸濁態セシウム 137 濃度の経年変化について示す。観測開始から、同観測地点で得られた懸濁態セシウム 137 濃度は徐々に低下する傾向を示していた。しかし、2018 年 10 月に同観測地点で採取した試料からは、この傾向から大幅に外れた極めて高いセシウム 137 濃度が検出された。それ以後は、濃度は元のレベルにまで落ち着き、時間の経過とともに低下するパターンに戻っていた。このことから、この特異的なセシウム 137 濃度が検出された要因として、当該試料にのみ、高いセシウム 137 濃度を有する成分が混入した可能性が考えられる。既往の研究において、原子力発電所事故に由来する放射性セシウムが濃縮された CsMPs が環境中に存在することが報告されている<sup>5), 6), 7)</sup>。

そこで、本プロジェクトにおいては、この濃度上昇の要因が CsMPs の混入によるものであるとの仮説を立て、当該試料中の CsMPs の有無を探查するための実験を実施した。さらに、CsMPs の存在が確認された場合には画像分析及び元素分析等を用いることでその実態把握を試みた。

今回対象とした浮遊砂試料において、2 つの CsMPs 粒子の存在を確認できた。さらに、放射能測定の結果から、この CsMPs は試料中の全放射能の約 13% を占めると推定された。今後は、特異的に高いセシウム 137 濃度を示す浮遊砂試料が見つかった場合、より迅速に CsMPs の有無の判定を可能とする手法の確立を目指していく。

## (2) 単流域内調査

平水時のデータを用いた、TODAM モデルによる広瀬川の流程に沿った懸濁態及び溶存態セシウム 137 濃度の計算結果及び実測データを図 9 に示す。実線が TODAM モデルによる推定値、箱ひげ図が広瀬川本川に設置した観測地点（6 つ）で得られた実測値を表す。なお、実測値には前プロジェクト実施時に得られた結果も含まれている。前プロジェクト実施時においても、広瀬川本川上に設けた 5 つの観測地点で得られた実測データを TODAM モデルにより再現できていたが、2019 年度より新たに設けた観測地点（St. 4）においても妥当な結果を示していた（図 9）。

出水時での河川水中のセシウム 137 濃度の変化について、2016 年 8 月 16 日から 19 日にかけての出水時（総降水量 67 mm（気象庁ホームページ、福島県 梁川））のデータを基に、シミュレーションを実施した結果を示す（図 10）。この出水イベント時の広瀬川本川に設けた観測地点（St. 3、7、9、及び 10）での実測値とシミュレーションの結果を比較すると、一部の点でやや乖離が見られるものの、濃度変化のパターンについては概ね再現されていた。今後は、よりモデルの精緻化を図ることでこの乖離を解消するとともに、規模の異なる出水に対しての試行を行うことが重要となる。

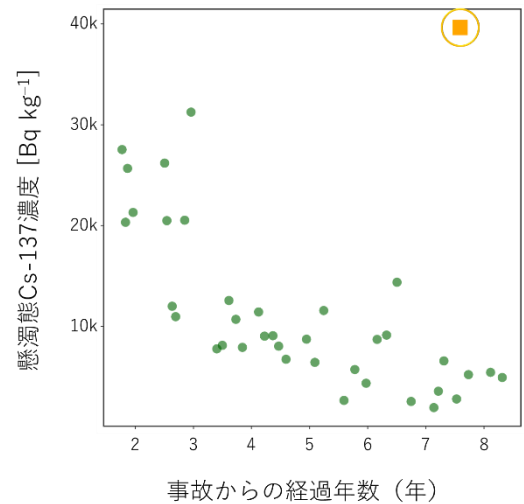


図 8. 懸濁態セシウム 137 濃度の経年変化



広瀬川流域に対するシミュレーションに加えて、本プロジェクトでは口太川流域（図 1(a)）においても TODAM モデルによる懸濁態及び溶存態セシウム 137 濃度の予測に向けた調査を開始した。口太川流域では、河川の水位及び濁度の連続観測が広域多地点調査の一環として、流域内の 4 観測地点（①上流、②中流、③下流、及び⑤水境川）で実施されてきた。本プロジェクトでは、これらの観測地点に支川（④安達太田川）を加えた計 5 地点での、平水時及び出水時の河川水中の懸濁態及び溶存態セシウム 137 濃度の観測を開始した。今後も同流域においてもデータの蓄積を進めつつ、順次シミュレーションを実施する予定である。

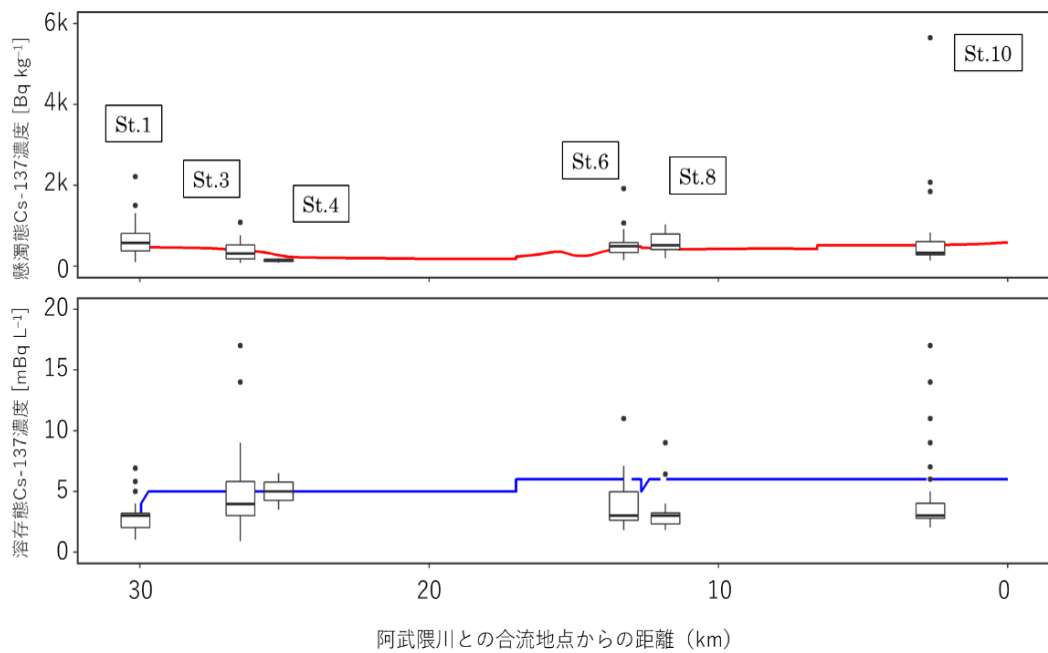


図 9. TODAM モデルによる平水時のセシウム 137 濃度変化のシミュレーション結果

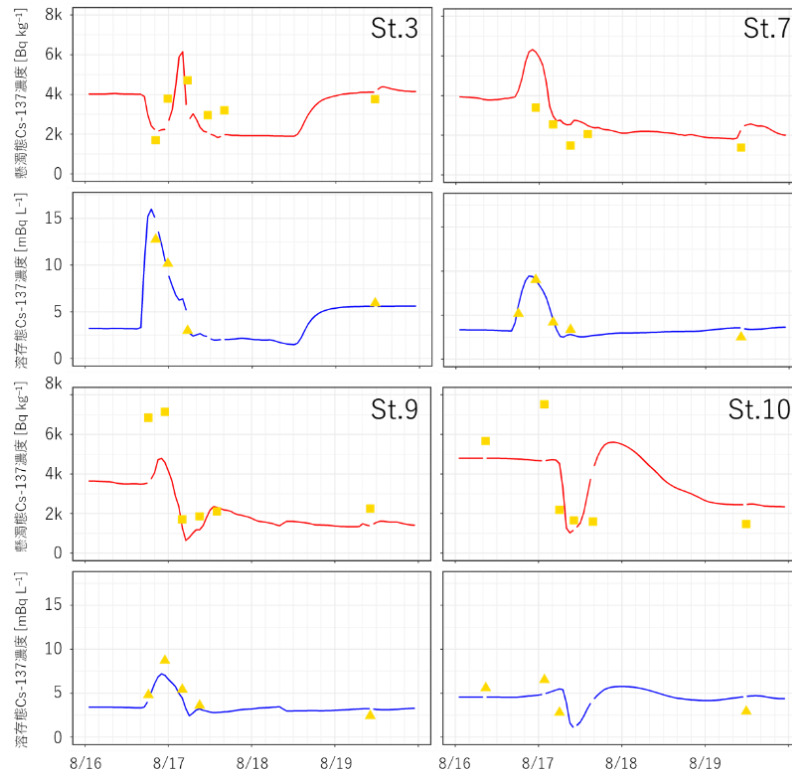


図 10. TODAM モデルによる出水時のセシウム 137 濃度変化のシミュレーション結果.

【上段：懸濁態セシウム 137 濃度、下段：溶存態セシウム 137 濃度】  
 (2016 年 8 月 16 日～2016 年 8 月 19 日の出水イベント)

出水時には平水時と比較して河川水中の懸濁物質濃度が大幅に上昇する。広瀬川流域の観測地点でも、出水時には平水時よりも顕著に高い懸濁物質濃度が観測されている（図 11）。この多量の懸濁物質が河川を流れることにより、出水時には多くの放射性セシウムが海洋へと輸送される。本プロジェクトでは、この出水時に河川へと付加される懸濁物質に着目し、その負荷源（供給源）を明らかにするための研究を実施する。そのために、懸濁物質中の有機物（炭素、窒素等）の質的情報を基に、その懸濁物質の負荷源等を推定する。その際に、有機物の質的情報を表す安定同位体比 ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ 、 $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ) を利用する。付加された懸濁物質の特徴を明らかにするとともに、負荷源と想定される物質（河川敷土、河床堆積物、上流域の森林、水生植物等）が示す値と比較することで、各負荷源の寄与率を推定し、懸濁物質濃度の上昇に伴う寄与率の変化等について検証していく予定である。

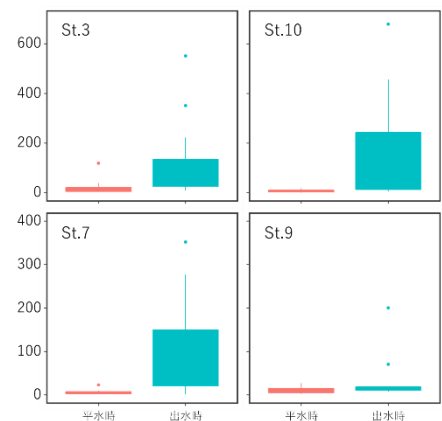


図 11. 平水時及び出水時に採水した河川水中の懸濁物質濃度

### 1.5. まとめ

本プロジェクトにおいても、前プロジェクトから引き続き河川水中の放射性セシウム濃度のモニタリングを実施している。河川水中の懸濁態及び溶存態セシウム137濃度はともに、事故直後から見られた時間の経過とともに低下する傾向が維持されていることが確認された。加えて、流域内で行われた除染は河川水中の懸濁態セシウム137濃度に明瞭な影響を及ぼすことが明らかとなった。シミュレーションによる将来予測については、平水時の条件下での計算結果の精緻化及び出水時での試算を実施した。加えて、異なる流域での将来予測に向けた観測態勢の整備を行った。以上のことに加えて、本プロジェクトで新たに開始する調査・研究について必要な準備等を行った。

### 引用文献

- 1) Taniguchi, K., Onda, Y., Smith, H. G., Blake, W. H., Yoshimura, K., Yamashiki, Y., Kuramoto, T., Saito, K. 2019. Transport and redistribution of radiocaesium in Fukushima fallout through rivers. 2019. *Environ. Sci. Technol.* 53, 12339–12347.
- 2) Onishi, Y., and Perkins, W.A. 1994. TODAM One-dimensional Sediment and Contaminant Transport Model with Multiply Connected Networks. Theory and Numerical Methods, vol. 1, Pacific Northwest National Laboratory, Richland, Washington.
- 3) Perkins, W., and Onishi, Y. 1994. TODAM One-dimensional Sediment and Contaminant Transport Model with Multiply Connected Networks User's Guide, vol. 2, Pacific Northwest National Laboratory, Richland, Washington.
- 4) Smith, J.T., Voitsekhovitch, O. V., Konoplev, A. V., Kudelsky, A. V. 2005. Radioactivity in aquatic systems, in: Smith, J.T., Beresford, N.A. (Eds.), *Chernobyl - Catastrophe and Consequences*. Praxis Publishing, 139–190.
- 5) Hikaru Miura, Yuichi Kurihara, Aya Sakaguchi, Kazuya Tanaka, Noriko Yamaguchi, Shogo Higaki, Yoshio Takahashi. Discovery of radiocesium-bearing microparticles in river water and their influence on the solid-water distribution coefficient ( $K_d$ ) of radiocesium in the Kuchibuto River in Fukushima. 2018. *Geochem. J.* 52. (2). 145–154.
- 6) Yukihiro Satou, Keisuke Sueki, Kimikazu Sasa, Hideki Yoshikawa, Shigeo Nakama, Haruka Minowa, Yoshinari Abe, Izumi Nakai, Takahiro Ono, Kouji Adachi, Yasuhito Igarashi. Analysis of two forms of radioactive particles emitted during the early stages of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station accident. 2018. *Geochem. J.* 52. (2). 137–143.

- 7) Yasuhito Igarashi, Toshihiro Kogure, Yuichi Kurihara, Hikaru Miura, Taiga Okumura, Yukihito Satou, Yoshito Takahashi, Noriko Yamaguchi. 2019. A review of Cs-bearing microparticles in the environment emitted by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J. Environ. Radioact.* 205–206.101–118.

## 2. FIP2 野生動物における放射性核種の動態調査

### 2.1. 要旨

福島県では生態系における放射性核種の動態を把握するため、生態系の一部を構成する野生動物への放射性核種の移行について調査・研究を行っている。

本研究では、野生動物の体内に含まれる放射性セシウム濃度の時間経過に伴う変化を調査した。また、体内に含まれる放射性セシウム濃度の高い個体が、比較的到低い濃度が検出される地域に移動してきている可能性があるため、個体群の移動・分散について調査した。

### 2.2. 目的

東京電力(株)福島第一原子力発電所の事故により、放射性物質による広範囲の環境汚染が生じた。環境中の放射性物質を食物などから体内に取り入れたことにより、自然環境に生息する多くの野生動物から放射性核種が検出されている。

福島県では、事故直後の 2011 年から県民の生活環境の安全・安心を確保するため、主に食用となり得る狩猟対象の野生動物について、筋肉中に含まれる放射性核種濃度のモニタリングを実施している。その結果、野生動物の筋肉中からガンマ線放出核種として、主にセシウム 134 とセシウム 137 が検出され、生態系における放射性セシウムの動態について調査・研究を開始した。

環境から野生動物へのセシウム 137 の移行には、食性や行動などの生物の生態が大きく影響していると考えられる。そこで 2013 年から 2017 年には、野生動物の体内に含まれる放射性セシウムの濃度を測定し、時間経過に伴う変化や種による違いを調査するとともに、野生動物の放射性核種の動態に密接に関係すると考えられる野生動物の食性や行動を調査してきた。これまでに、イノシシを対象とした調査から、筋肉に含まれるセシウム 137 濃度と胃内容物のセシウム 137 濃度に正の関係が認められること<sup>1)</sup>や、胃内容物に含まれる放射性セシウムの存在形態画分との関係<sup>2)</sup>について明らかにしている。現在、胃内容物の DNA 分析による食性調査に着手し、食性を介した体内への放射性セシウムの移行について詳細に調査している。また、イノシシ及びツキノワグマの行動圏について、GPS 発信機を用いた行動調査を実施してきたが、調査できた個体数は少ない現状にある。行動特性をより把握するため、上記の食性調査と併せて行動調査に関し継続して調べている。

加えて、2018 年以降の研究では、野生動物の筋肉中に含まれるセシウム 137 濃度の季節変動を考慮した長期的な変動を明らかにするため、線形モデルによる解析を行った。また、帰還困難区域や居住制限区域内の長期間の無居住化により、個体数が増加し他地域への分散が懸念される野生動物の個体群構造を把握するため、DNA 解析を行った。

### 2.3. 実施内容

本研究では、2013 年から 2017 年の調査に引き続き、他種に比べて放射性セシウム濃

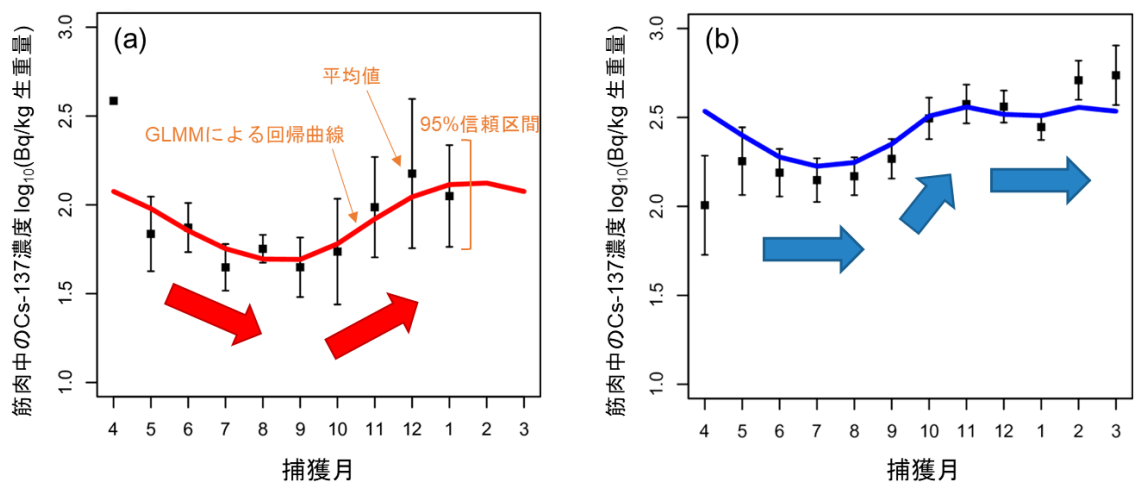
度が高い傾向にあるイノシシや、同じ森林生態系を生息地とするツキノワグマを主要な研究対象とした。

### (1) 野生動物の筋肉中放射性核種濃度の測定結果

県内の野生動物における筋肉に含まれる放射性核種の濃度については、自然保護課がイノシシ、ツキノワグマ、ヤマドリ、キジ、カルガモ、マガモなどの狩猟対象種を対象に、有害捕獲または狩猟により捕獲された個体を用い、筋肉中放射性セシウム濃度（セシウム 134、セシウム 137）のモニタリング調査を行っている。その測定結果を活用して、イノシシ等の筋肉に含まれるセシウム 137 の個体間のばらつきや事故後の時間経過に伴う変動傾向を調べた。

### (2) イノシシ及びツキノワグマの筋肉中セシウム 137 濃度の長期変動

筋肉に含まれるセシウム 137 濃度の季節変動パターンについては、2013 年から 2017 年の調査により明らかにしている（図 1）<sup>3)</sup>。その季節変動パターンから、イノシシでは 4-8 月の低濃度期と 12-3 月の高濃度期に、ツキノワグマでは、7-9 月の低濃度期と 11-1 月の高濃度期にデータを分割し、各動物種の低濃度期、高濃度期、及び全期間のそれぞれのデータを使用して、 $\log_{10}$  変換した筋肉中セシウム 137 濃度を目的変数、捕獲日と  $\log_{10}$  変換した捕獲場所のセシウム 137 土壌沈着量を説明変数とし、事故後からの時間経過に伴う筋肉中セシウム 137 濃度の変動を線形モデルにより解析した。



(Nemoto et al.,2018,PLoS ONE,一部改)

図1 (a)イノシシ及び(b)ツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム137濃度の季節変動

### (3) イノシシの個体群構造

福島県広域及び外群として熊本県の一部地域より採取されたイノシシの肉片からDNAを抽出し、MIG-seq解析<sup>4)</sup>を行い、福島県内におけるイノシシの個体群構造を調査した。遺伝的構造を明らかにするためのマーカーとしてゲノムワイドにSNP (Single Nucleotide Polymorphism, 1塩基多型)の探索を行った。抽出されたSNPs情報を用いて、STRUCTURE解析<sup>5)</sup>及びクラスター解析を行った。なお、本研究は、福

島県環境創造センター及び国立環境研究所と共同で実施した。

## 2.4. 調査結果

### (1) 野生動物の筋肉中放射性核種濃度の測定結果

図2に2011年5月から2020年3月までに福島県内全域で捕獲されたイノシシ及びツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム137濃度の推移を示す。

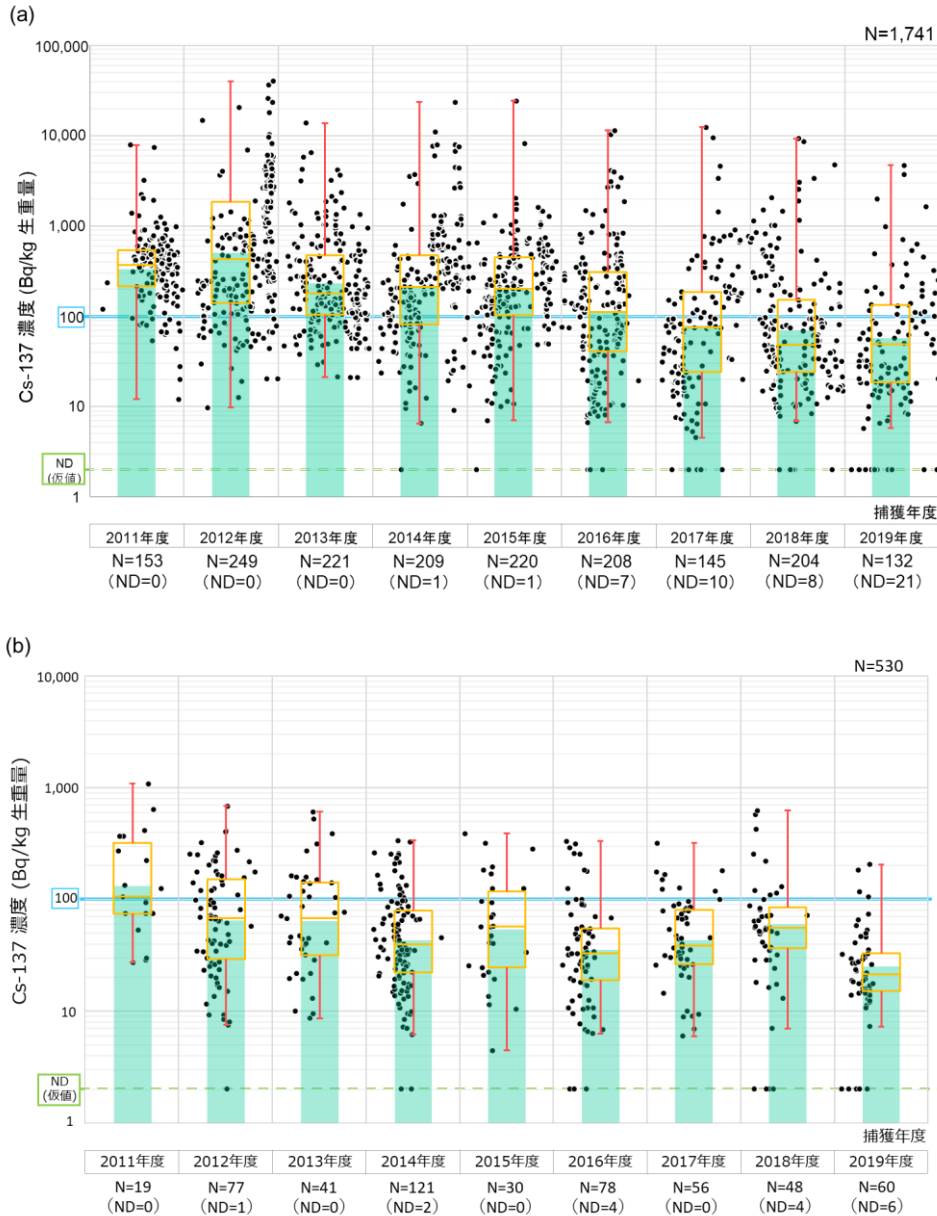


図2 (a)イノシシ及び(b)ツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム137濃度モニタリング結果

※黒丸は各個体の測定値を示す。各年度におけるセシウム137濃度の幾何平均値を棒グラフで、25%値及び75%値を箱の上端と下端、最大値及び最小値をバーで示す(検出下限値未満を除く)。

イノシシの筋肉に含まれるセシウム137濃度は、個体間のばらつきが大きく、検出

下限値未満となる個体もある一方、近年であっても 10,000Bq/kg に近い値となる個体がみられた。ツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度は、一般食品の基準値である 100Bq/kg を超過する個体が 2019 年度にも検出していた。

図 3 にイノシシ及びツキノワグマのモニタリング結果を、捕獲した地域別に色分けしたものを示す。

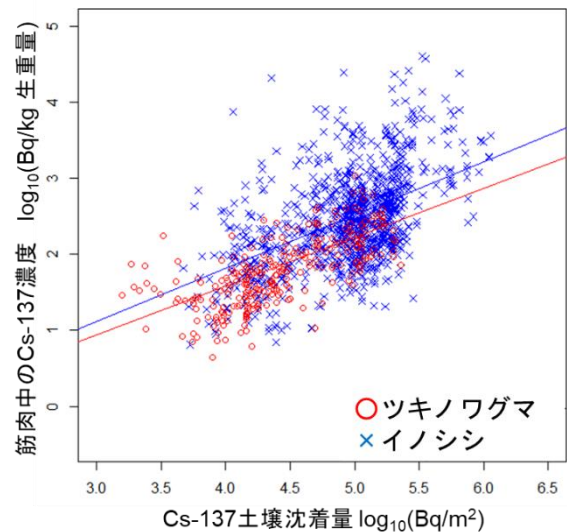


図 3 (a)イノシシ及び(b)ツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度モニタリング結果 (捕獲地域別) ※ 丸は各個体の測定値を示す。

イノシシとツキノワグマにおける筋肉に含まれるセシウム 137 濃度と捕獲場所のセシウム 137 土壌沈着量に正の関係があることについては、2013 年から 2017 年の調査により明らかになっているが (図 4) <sup>3)</sup>、セシウム 137 土壌沈着量が比較的高い相



双地方、県北地方、県中地方では筋肉に含まれるセシウム 137 濃度が高い個体が多く捕獲され、セシウム 137 土壌沈着量が比較的低い会津地方や南会津地方では、筋肉に含まれるセシウム 137 濃度が低い個体が多く捕獲される傾向が確認された。また、県中地方においては、検出下限値未満となる個体が捕獲される一方、2018 年度にも 10,000Bq/kg に近い濃度の個体が捕獲されるといった幅広い濃度の個体が捕獲されていた。



(Nemoto et al., 2018, PLoS ONE, 一部改)

図 4 イノシシとツキノワグマにおける筋肉に含まれるセシウム 137 濃度と捕獲場所のセシウム 137 土壌沈着量の関係

## (2) イノシシ及びツキノワグマの筋肉中セシウム 137 濃度の長期変動

イノシシ及びツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度の長期変動について解析結果を図 5 に示す。

イノシシの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度については、全期間、低濃度期（4-8 月）、高濃度期（12-3 月）で減少傾向が見られたが、減少はわずかであり、特に高濃度期では推定値（回帰直線から推定するセシウム 137 濃度）に大きな幅がみられた。高濃度期におけるセシウム 137 濃度の幅が大きいことやデータ数が少ないことが原因となり、長期的な変動が正確に推定されていないことが示唆される。

また、ツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度については、全期間と低濃度期（7-9 月）は、減少傾向が見られたが、高濃度期（11-1 月）は時期が進むに従って推定値の幅が大きくなった。

これらの結果から、特に高濃度期における両種の筋肉に含まれるセシウム 137 濃度の長期変動を正確に推定するためには、今後のデータの拡充やモデルの再考が求められる。

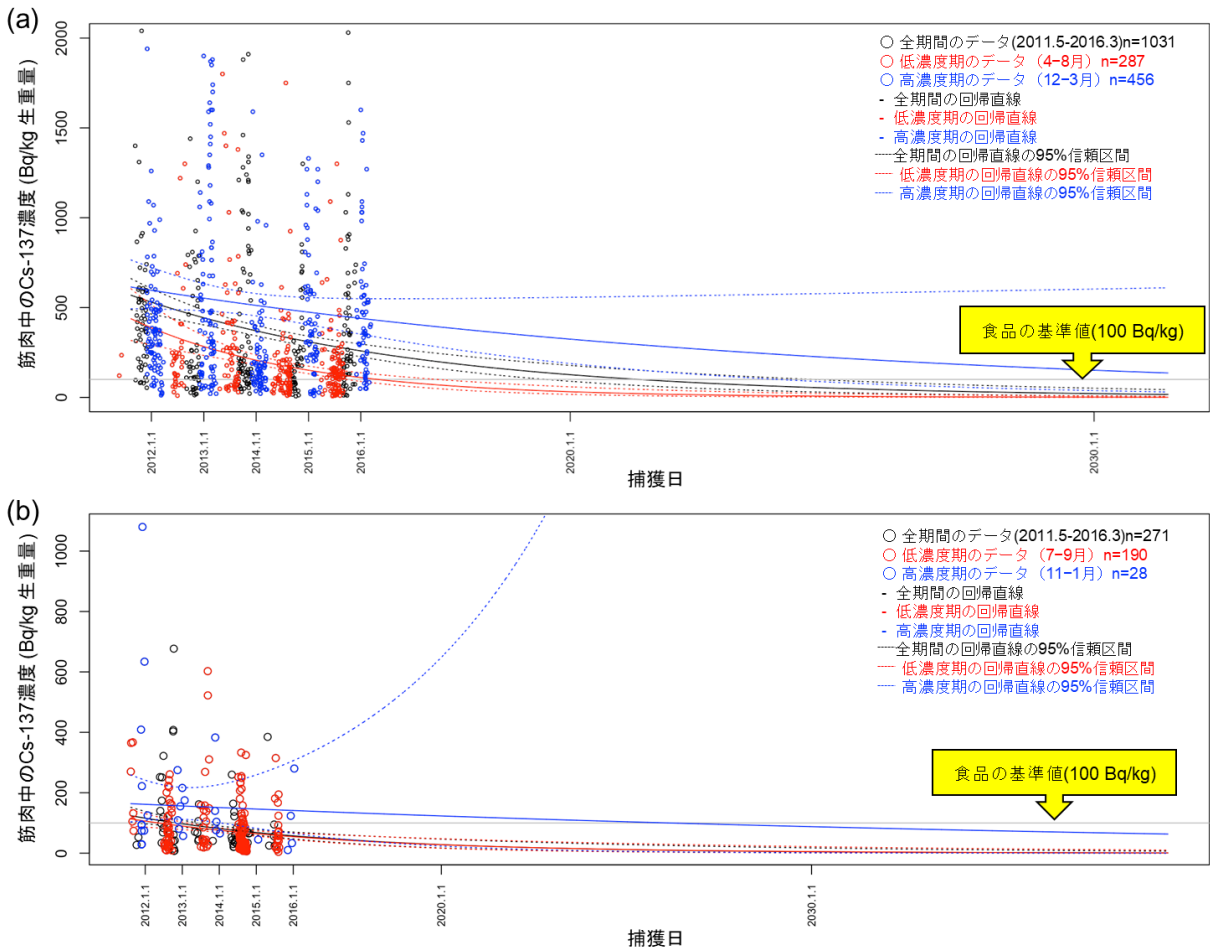


図5 イノシシ(a)とツキノワグマ(b)における筋肉に含まれるセシウム137濃度の季節毎の長期変動

(3) イノシシの個体群構造

福島県で採取した179検体及び熊本県で採取した9検体\*のイノシシの肉片からDNAを抽出し、MIG-seq解析<sup>4)</sup>を行った結果、688座のSNPsが抽出された。イノシシの捕獲地点情報をもとに、福島県内を7グループ、熊本県を1グループの計8グループに分け、STRUCTURE解析<sup>5)</sup>及びクラスター解析を行い、遺伝的構造に基づく個体群構造を調査した(図6)。STRUCTURE解析による $\Delta K$ (対数尤度の変化率)より、解析したイノシシは、大きく2つの遺伝子系統に分か

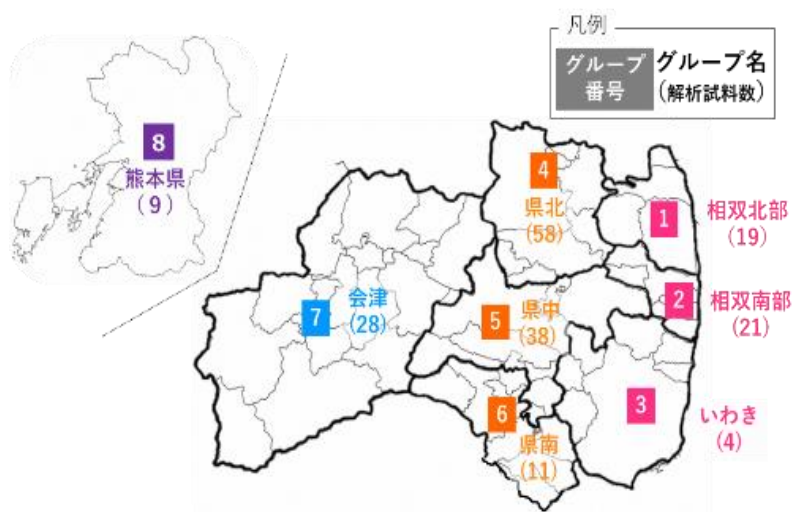


図6 MIG-seq解析を行った試料のグループ分けと解析数

れることが示唆された（図 7）。また、クラスター解析の結果、福島県の相双北部、相双南部、いわき、県南に生息するグループ（東側集団）及び県北、県中、会津及び熊本に生息するグループ（西側集団）に分かれることが明らかになった（図 8）。（※ 熊本県の検体については、宗政興産（株）より提供いただいた。）

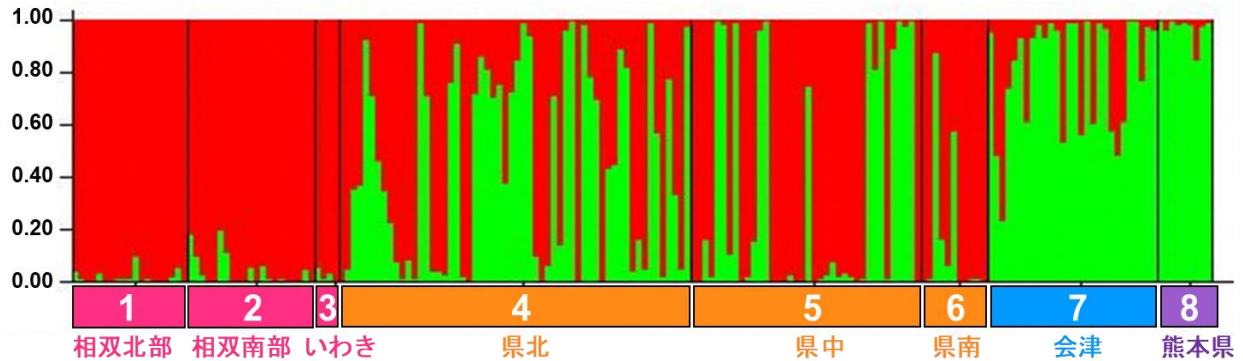


図 7 イノシシの DNA データに基づく STRUCTURE 解析の結果  
縦棒が 1 個体を示しており、色の違いは各個体の 2 系統の混合割合を示している。

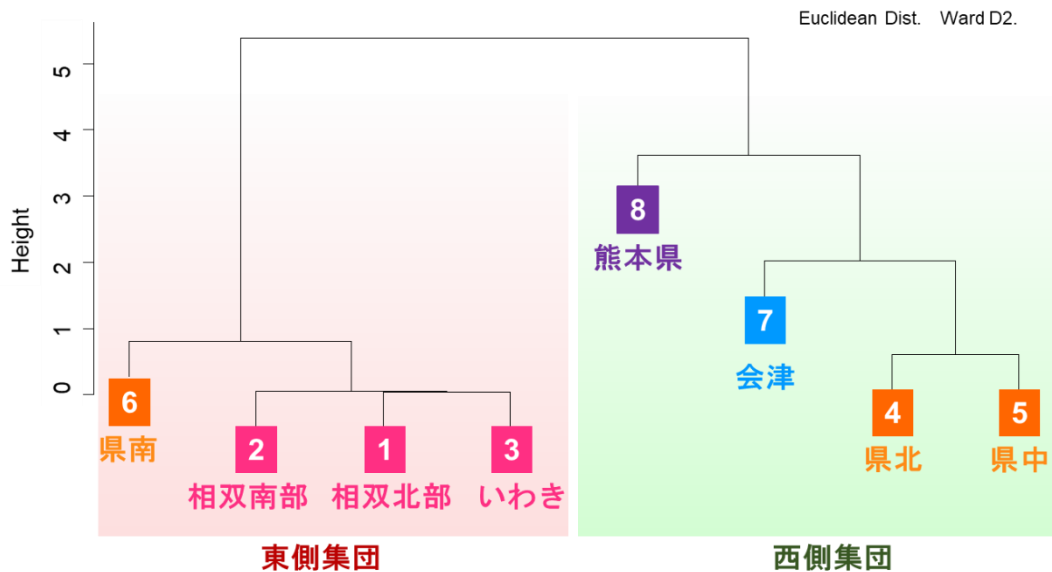


図 8 イノシシの DNA データに基づくクラスター解析の結果

さらに、STRUCTURE 解析により認められた 2 系統（図 7）の検出割合を市町村ごとにまとめた結果を図 9 に示す。その結果、イノシシはおおよそ阿武隈川を境界とする県の西側と東側との間で移動が制限されている傾向が認められた。

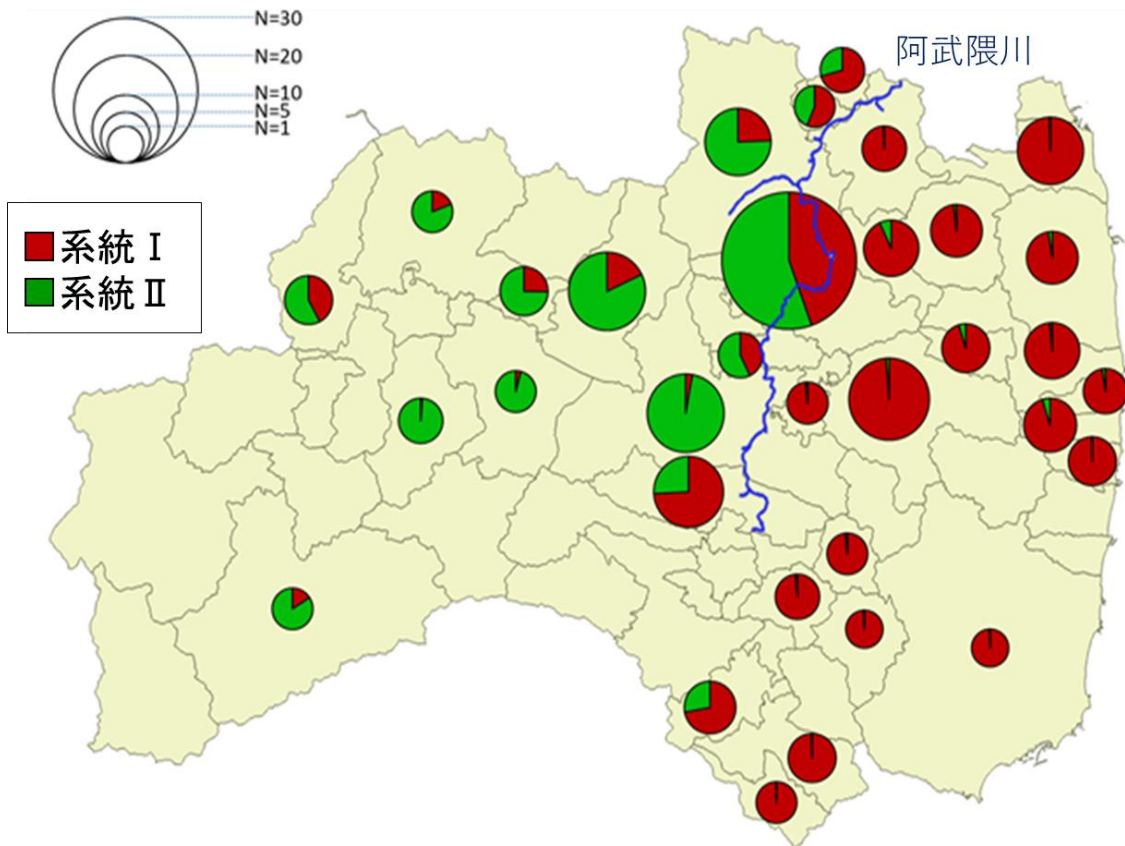


図9 イノシシ2系統の地理的な分布  
各市町村におけるSTRUCTURE解析により認められた2系統（図7参照）の検出割合。円の大きさは、サンプル数を反映している。

## 2.5. まとめ

イノシシ及びツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度は、セシウム 137 土壌沈着量が多い地域で捕獲された個体ほど高い傾向にあったが、地域内における個体間のばらつきは大きかった。また、近年であっても一般食品における放射性セシウム濃度の基準値を大きく超過する濃度の高い個体が捕獲されることがあった。

イノシシ及びツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度の長期的な変動は、全期間と低濃度期には時間経過に伴う減少が見られたが、高濃度期では、両種とも時間経過に伴って推定値の幅が大きくなった。

福島県内のイノシシは、遺伝的に2系統群に分かれており、おおよそ阿武隈川を境界として東西に移動が制限されている可能性が示唆された。

イノシシ及びツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度については、減少傾向は認められるものの、個体間のばらつきや季節的な変動もあり、長期的な変動の正確な推定のためにはさらなるデータの拡充が必要である。また、個体が移動・分散することが、同地域で捕獲された個体であっても筋肉に含まれるセシウム 137 濃度にばらつきが生じる一つの要因であることが考えられる。

今後は、引き続きイノシシ等の体内に含まれる放射性セシウム濃度の推移をモニタリングするとともに、一部の野生動物の放射性セシウム濃度が高い要因を調べ、野生動物の保護管理に資するための調査方法を検討する予定である。

## 引用文献

- 1) Nemoto, Y., Oomachi, H., Saito, R., Kumada, R., Sasaki, M., Takatsuki, S. Effects of  $^{137}\text{Cs}$  contamination after the TEPCO Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station accident on food and habitat of wild boar in Fukushima Prefecture. *J. Environ. Radioact.* (in press)
- 2) Saito, R., Nemoto, Y., Tsukada, H. Relationship between radiocaesium in muscle and physicochemical fractions of radiocaesium in the stomach of wild boar. 2020. *Sci. Rep.* 10, 6796.
- 3) Nemoto, Y., Saito, R., Oomachi, H. Seasonal variation of Cesium-137 concentration in Asian black bear (*Ursus thibetanus*) and wild boar (*Sus scrofa*) in Fukushima Prefecture, Japan. *PLoS ONE.* 2018. 13, e0200797.
- 4) Suyama, Y., Matsuki, Y. MIG-seq: an effective PCR-based method for genome-wide single-nucleotide polymorphism genotyping using the next-generation sequencing platform. 2015. *Sci. Rep.* 5, 16963.
- 5) Evanno, G., Regnaut, S., Goudet, J. Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: a simulation study. 2005. *Mol. Eco.* 14, 2611–2620.



### 3. FIP3 陸水域における持続可能な放射性物質対策

#### 3.1. 要旨

河畔における除染効果の持続性及び大出水時に生じる河川敷の自然な線量減衰効果を明らかにするため、除染を行った河川敷や河川公園を対象に現地調査を行った。その結果、河川敷において行った除染の効果は植生が繁茂した状況でも保たれており、試験後 5 年間継続していた。また、河川公園において大規模出水後に空間線量率が低下傾向にあり、特に河川近傍で効果が大きく、一般には再汚染が生じていなかったことが確認された。

#### 3.2. 目的

東京電力(株)福島第一原子力発電所事故に伴う環境中への放射性物質（主として放射性セシウム）の拡散によって、水環境が汚染された。この事故への対応として、行政及び研究機関を中心として、放射性物質の挙動を明らかにするための水・堆積物・水産物のモニタリング調査がなされたほか、除染等の対策が進められてきた。2017 年 12 月までの本プロジェクトでは国外を含む既存の知見を踏まえ、本件に適用可能な放射性物質対策を整理するとともに、除染対策の実施例が限られた河川において、除染試験を実施し、その有効性と効果持続性を明らかにした。また、県内の河畔公共利用地を対象として汚染状況の調査を行ってきた。これら実施結果については前プロジェクトの最終報告書においてまとめられている。一方で、河川では出水に伴って放射性物質を含む土砂の侵食・堆積が生じ、汚染状況に変化が生じる場合があり、除染後に再汚染等が生じる懸念がある。このことから、2018 年以降においても、実証試験を行った河川敷について引き続き除染効果の持続性を検証するとともに、2019 年台風第 19 号通過に伴う大規模出水による河川公園の汚染状況や空間線量率の変化等について検討した。

#### 3.3. 実施内容

##### (1) 植生繁茂下における河川敷除染効果の持続性の検証

###### ア 目的

河畔の外部被ばく対策として、放射性セシウムの分布傾向を踏まえた堆積物除去による除染実証試験を 2014 年に行い、線量率の低減効果を検証した。しかしながら、河川は多くの場合に上流部に未除染の森林域等を有し、放射性セシウムが付着した土砂が出水に伴って河川に供給される。河川水中の懸濁態放射性セシウム濃度は経時的に低下傾向にあるものの、これらの土砂の堆積に伴って河川敷が再汚染される懸念がある。特に、河川敷に植生が繁茂した状態では、植物の持つ土砂の捕捉作用により放射性セシウム濃度の比較的高い細粒土砂が堆積し、再汚染につながる可能性がある。

そこで、除染試験を行った区画において以前と同様の種の植生が繁茂した状態を保ち、空間線量率や土砂堆積状況等を継続的にモニタリングすることで、植生の繁茂に伴う再汚染の有無について調査した。



## イ 方法

試験地は東京電力(株)福島第一原子力発電所の北西 55 km に位置する阿武隈川の 3 次支流、上小国川の最下流部である (図 1(a)、1(b))。放射性セシウム (セシウム 134、セシウム 137) の沈着量は  $300\sim 600\text{ kBq/m}^2$  である<sup>1)</sup>。流域の大部分は森林で覆われており、河川沿いに農地と宅地が分布している (図 1(b))。除染区間は総延長 170 m で、兩岸の堤防の幅は平均 15 m、平水時の河道幅は 2-6 m である (図 1(c)、1(d))。河川左岸は小学校とその通学路、右岸は樹園地、高水敷は小学校の授業等に利用されていた。小学校と通学路は試験前に除染されている。2014 年には河川敷の除染実証試験として、まず河川敷堆積物の放射性セシウム濃度の深度分布を測定し、分布に応じて土砂の削り取り深度を 15~35 cm に設定し、除染を行った。その結果として、除染区間においては空間線量率が平均で  $0.66\text{ }\mu\text{Sv/h}$  から  $0.34\text{ }\mu\text{Sv/h}$  に減少した。試験の詳細については Nishikiori and Suzuki (2017)<sup>2)</sup> に示されている。除染実証試験後から 2016 年末までは、河畔の植生を全て刈り取った状態で観測が行われた。一方、2017 年からは植生の刈り取りをせずに観測を行った。2018 年には災害復旧工事として右岸上流側の堤防工事が行われた。

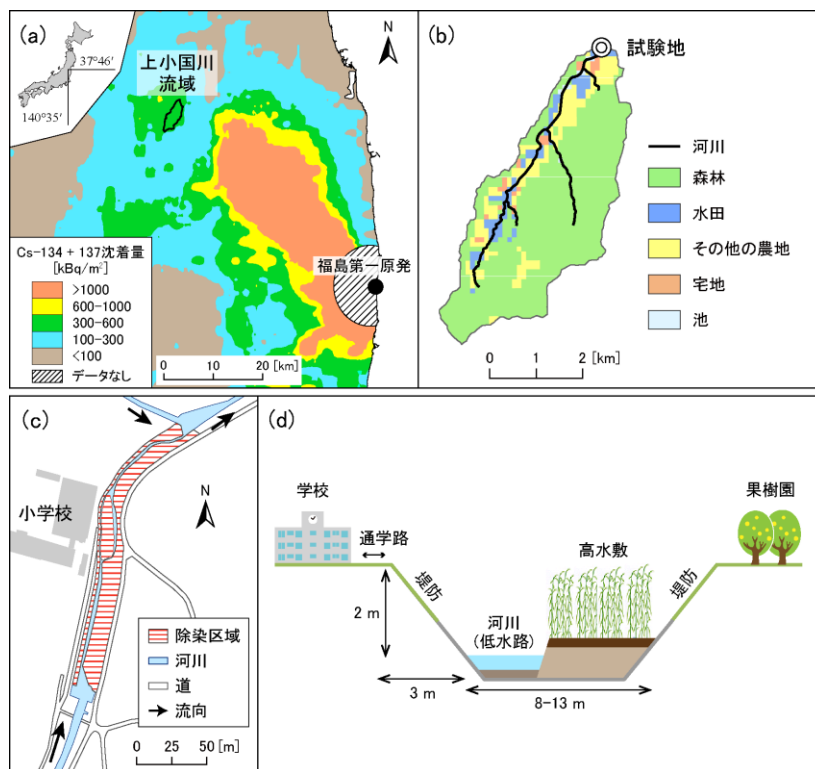


図 1 上小国川調査地概要

注：放射性セシウム沈着量は第 3 次航空機モニタリング  
(2011 年 7 月 2 日換算) の結果に基づき作成<sup>1)</sup>

試験区間の地表 1m の空間線量率を平水時に測定した。また、河川敷の堆積物をリング法によって観測間に新たに堆積した土砂 (新規堆積物) とそれ以前に堆積していた土砂 (旧堆積物) に分けて 7 地点において採取した。堆積物は礫を除いたのちに放射性セシウム濃度を測定した。また、試料の全質量に占める泥画分 (シルト



と粘土)の割合を算出した。区画の一部で植生の刈り取りを行い、高水敷上のバイオマス量を測定した。除染試験前のバイオマス量は測定していなかったため、比較のために調査地近傍でかつ人為的な攪乱等が行われてこなかった地点を選定して、2019年にバイオマス量の測定を行った。

## (2) 大規模出水による河畔の汚染状況の変化

### ア 目的

河畔には土砂の堆積に伴って放射性物質が蓄積する場合があります、2017年12月までの調査研究においても、河川近傍を中心に一部で放射性セシウムが蓄積し、空間線量率が高くなることが確認されている。一方で、河川敷においては台風をはじめとする大規模出水によって、河川敷土砂の侵食や新規土砂の堆積が生じ、地中の放射性セシウム濃度の深度分布が変化することがある(Konoplev et al., 2017<sup>3)</sup>; Nakanishi et al., 2019<sup>4)</sup>)。このことによって河川敷の空間線量率が低下することが報告されており、自然減衰(natural attenuation)と呼ばれる。

2019年10月の台風第19号(Hagibis)の影響により、福島県内の各地の河川において河川堤防の決壊や越流等が生じ、河川に沿ったエリアの浸水による大きな被害が発生した。これまで報告されてきた出水時の侵食・堆積による再汚染、もしくは自然減衰による空間線量率の低下の有無を明らかにするため、台風第19号の通過に伴う河川敷及び河川公園の空間線量率の変化や汚染状況等について調査した。

### イ 方法

調査は福島県浜通りに位置する2つの河川公園(図2)及び3.3.実施内容(1)の上小国川の実証試験地(図1)において行った。公園Aは新田川の本流沿いに、公園Bは新田川の1次支流である水無川沿いに位置する。流域の放射性セシウム(セシウム134、セシウム137)の沈着量は、上流部では1000 kBq/m<sup>2</sup>を越えるが、最下流部では100 kBq/m<sup>2</sup>未満となる<sup>1)</sup>。公園Aの沈着量は490 kBq/m<sup>2</sup>、公園Bが210 kBq/m<sup>2</sup>である<sup>5)</sup>。面積は公園Aが2.7 ha、公園Bが1.6 haである。

2019年台風第19号Hagibisは10月12~13日にかけて福島県を通過した。公園A及びBに最も近い気象台(原町)では一連の降雨により274.5 mmの降水量を観測した<sup>6)</sup>。県内では主要な河川である阿武隈川をはじめとして各地の河川で堤防の決壊や浸水被害が生じており、調査対象地においても河川堤防の損傷や、越水等が発生した。調査は可搬型ガンマ線計測装置(ガンマプロッターH、日本放射線エンジニアリング株式会社)を用いて、調査地の地表1 mの空間線量率を測定した。測定日は台風前が2018年1月31日、台風通過後が2019年10月17日である。また、台風通過後には河川敷及び公園内の土砂の侵食・堆積状況を現地踏査により確認した。

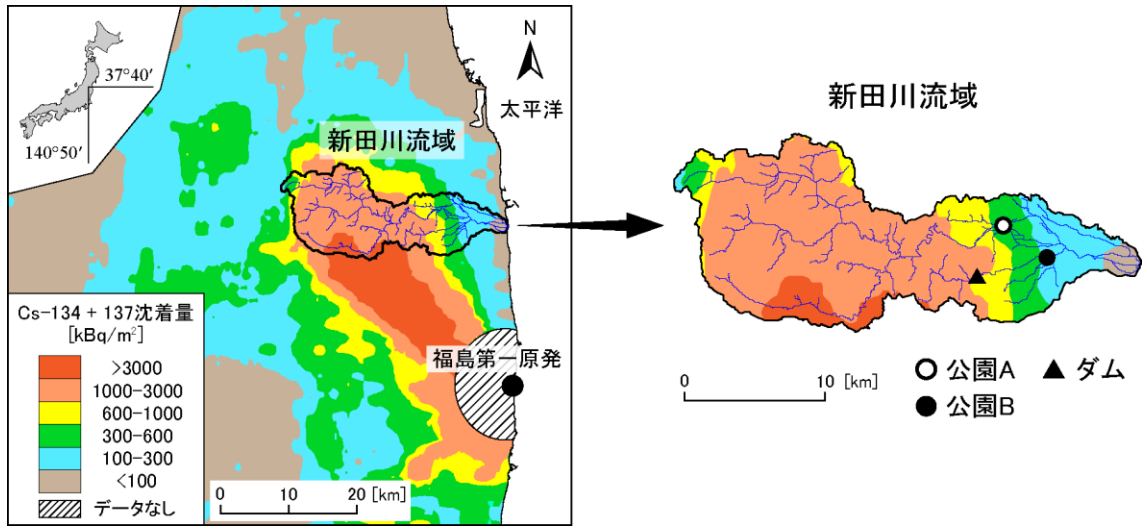


図2 河川公園調査区域

注：放射性セシウム沈着量は第3次航空機モニタリング（2011年7月2日換算）の結果に基づき作成<sup>1)</sup>

### 3.4 調査結果

#### (1) 植生繁茂下における河川敷除染効果の持続性の検証

2018年未までの空間線量率の変化を図3に示す。試験区間では植生の刈取りを止めた2017年以降についても空間線量率は低下傾向が続いた。除染区間では実証試験により空間線量率が概ね半減した後、物理減衰よりやや早く低下した。

非除染区間についても物理減衰以上のペースで空間線量率が低下しており、指数関数を当てはめて得られた環境半減期は5.9年で、除染区間の8.1年よりも短かった。最も大きな空間線量率の低下は2015年9月の台風通過前後に生じており、大規模出水による影響が大きかったと考えられる。空間線量率の測定からは、除染試験後の再汚染は確認されていない。

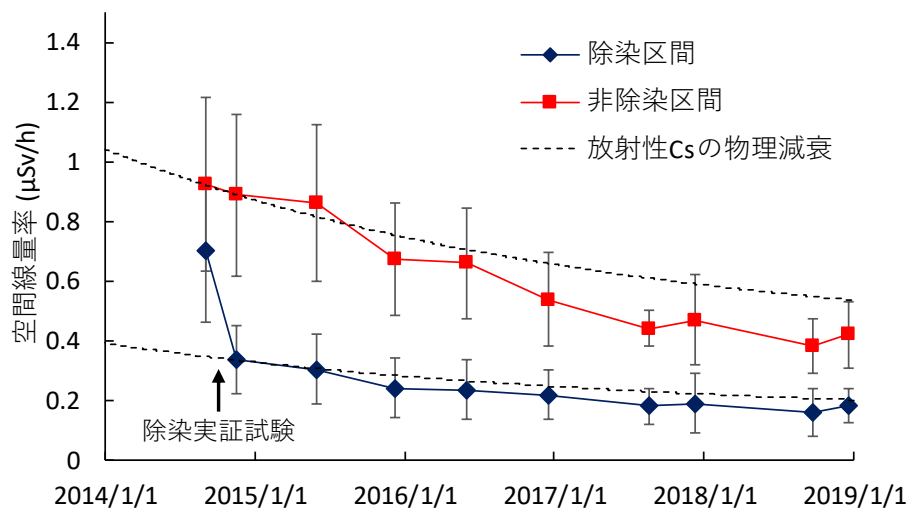


図3 上小国川空間線量率の変化

注：放射性セシウムの物理減衰はセシウム134と137の初期沈着量を1:1として計算した。また、除染実証試験終了後の2014年11月16日に合わせて初期値を設定した。

2016 年末から 2017 年 8 月の間に、植生の繁茂する河川敷に堆積した新規堆積物の放射性物質濃度は、植生のない河川敷に堆積した 2016 年末までの新規堆積物や、2017 年 8 月に採取した旧堆積物と比べて高い濃度を示した(図 4)。これらの土砂は粘土・シルト分の割合も比較的高く、植生により細粒土砂の捕捉が促進されたと考えられる。ただし、除染試験前の河川敷堆積物に比べると放射性セシウム濃度が低く、泥画分の割合も小さかった。また、堆積量が多くなかったために、2017 年 8 月の測定では空間線量率が増加しなかったと考えられる。

一方、2017 年の台風第 21 号 (Lan) の後には厚さ 20 cm 程度の土砂が河川敷上に堆積した(図 4)。しかしながら、土砂の放射性セシウム濃度は除染試験後の表土に比べても低く、泥画分もわずかであった。2017 年夏時点の河川敷上のバイオマス量は、除染試験前の参考値(2019 年測定)と比較して 4 割に留まっていた。1 年間の植生回復では、通常の降雨イベントにおいてはセシウム濃度の高い細粒土砂の堆積が生じる可能性はあるが、台風のような大出水においては細粒土砂の捕捉効果が小さかったと考えられる。2018 年は土砂の堆積自体が生じるような大規模な降雨イベントが少なかったほか、堆積物は放射性セシウム濃度が低く、泥画分の割合も小さかった。

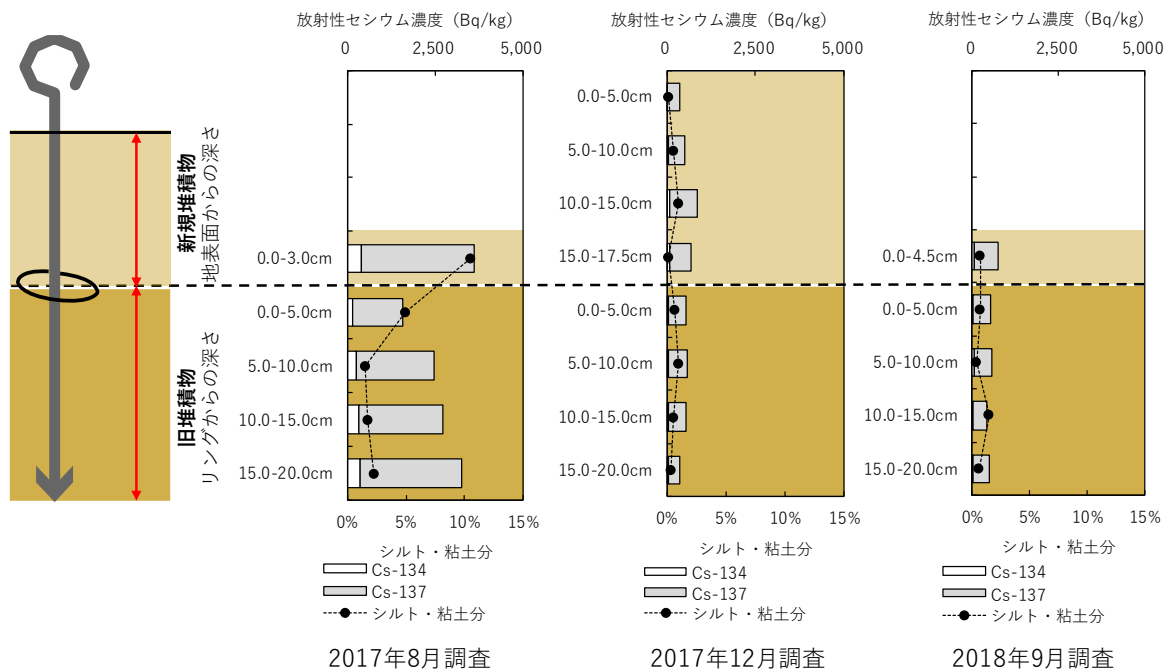


図 4 河川敷堆積物中の放射性セシウム濃度の深度分布の一例(調査区域中央付近)

## (2) 大規模出水による河畔の汚染状況の変化

公園 A の空間線量率の測定結果について図 5 に示す。2019 年台風第 19 号通過前(2018 年 1 月 31 日)の空間線量率の平均値は 0.30  $\mu\text{Sv/h}$ 、台風通過後(2019 年 10 月 17 日)の平均値は 0.20  $\mu\text{Sv/h}$  であった。2 度の測定の間物理減衰によって空間線量率は 13%低下するため、これを考慮すると台風等の降雨の影響によって空間線量率は台風通過前から 23%低下した。2015 年 9 月の台風第 15 号(Etau)の通過後には空間

線量率が通過前から14%低下していたことから、台風 Hagibis の影響は以前の台風と比べても強かったことが明らかとなった。この影響度の違いは侵食・堆積の規模の違いによるものと考えられる。台風 Hagibis の通過後には、公園の航空写真(図 5)からも判別できるように、新田川沿いで河川敷の土砂が多量に侵食されており、台風前の測定で線量が最も高い箇所が流失し、公園の護岸が露出していた(図 6(a))。

このエリアには元々放射性セシウムが高濃度で蓄積されていたが、2015 年の台風 Etau の通過によって濃度の低い土砂が表面に堆積することで遮蔽され、空間線量率が低下していた(前プロジェクトの最終報告書より)。ただし図 6(b)に示すように、護岸上には土砂が堆積し植生が繁茂したままであった。台風 Hagibis による空間線量率低下への影響は放射線源が消失したことにより生じているため、台風 Etau の際に生じた遮蔽に比べて効果が大きかったと考えられる。他方、公園内の新田川及び公園北側の支川の周辺には砂が多量に堆積していたことから(図 6(c)、(d))、公園内部における空間線量率の低下は遮蔽による影響であったと考えられる。

公園 B については台風通過前の空間線量率の平均値が  $0.21 \mu\text{Sv/h}$ 、台風通過後が  $0.16 \mu\text{Sv/h}$  であり、物理減衰を補正すると台風 Hagibis 等の降雨による影響で通過前から12%低下した(図 7)。2015 年の台風 Etau の影響では通過前から5%低下したことと比較すると、公園 A と同様、2019 年の台風 Hagibis の方が空間線量率を大きく低下させていた。公園 B については台風 Etau が通過した際には公園内の侵食・堆積はほとんど生じていなかったが、台風 Hagibis の通過に伴い公園全体で冠水し、公園上流側の河道に変化が生じていたほか、公園内には特に上流側において砂や礫等が多量に堆積していた。上流側で空間線量率の低下が著しいことから、堆積土砂の遮蔽等により空間線量率が低下したのと考えられる。

上小国川調査地においては河道内部だけでなく河川周囲の堤防上においても空間線量率が低下していた。河道内は直前に行われた河道掘削工事によって土砂の大半が撤去されていたが、砂から礫に属する堆積物が多量に堆積していた。

本調査の結果、今回調査した全地点において2019年の台風第19号 Hagibis によって一般には再汚染は生じておらず、むしろ自然減衰の作用によって空間線量率が低下していたことが確認された。

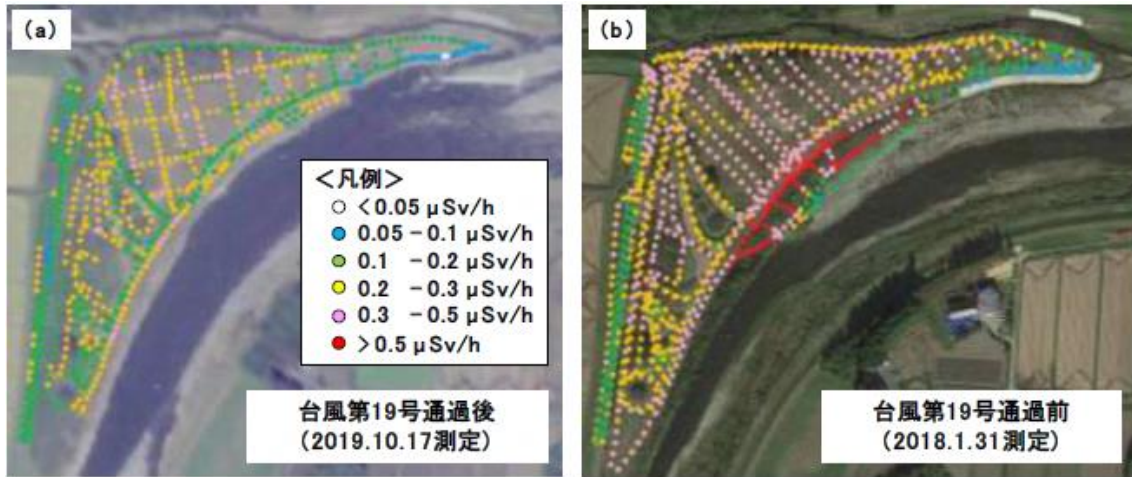


図5 公園Aにおける空間線量率分布。(a)台風第19号通過後、(b)通過前  
 注：(a)の背景写真は内閣情報調査室<sup>7)</sup>が2019年10月17日に撮影した衛星画像である。(b)の背景写真はGoogle Earth Pro<sup>8)</sup>より取得した(撮影日2018.10.21)。

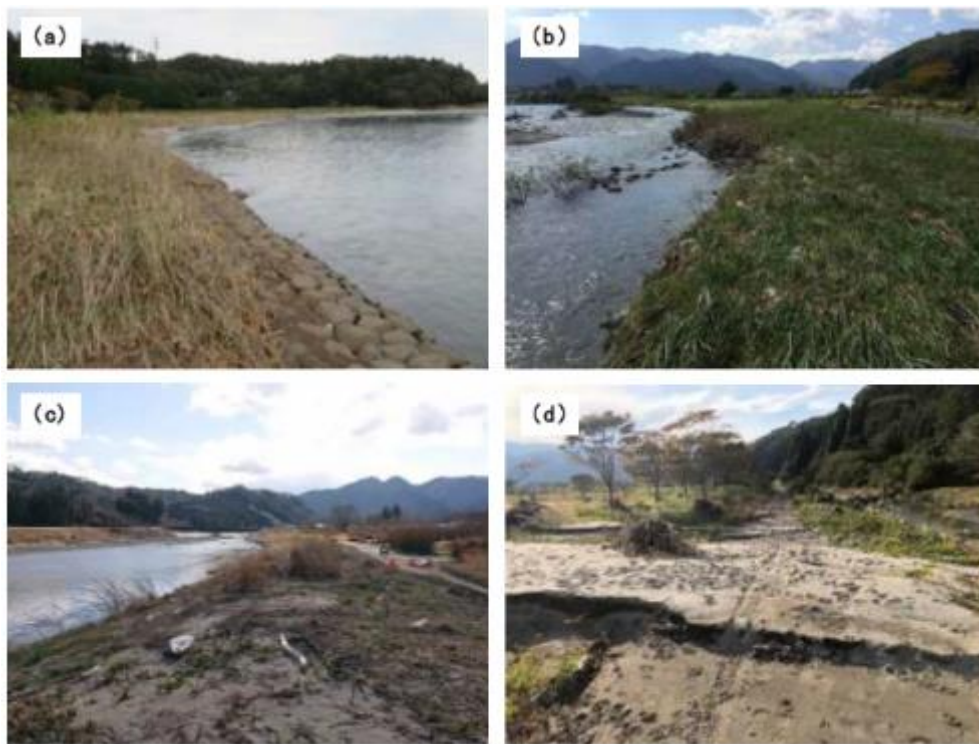


図6 河川敷の状況写真

(a)台風第19号通過に伴う河岸土壌の侵食により露出した河川敷護岸、(b)侵食される前の河川敷で(a)を反対側から撮影した(2015.9.28撮影)、(c)新田川沿いに堆積した土砂、(d)公園北側の支流沿いに堆積した土砂



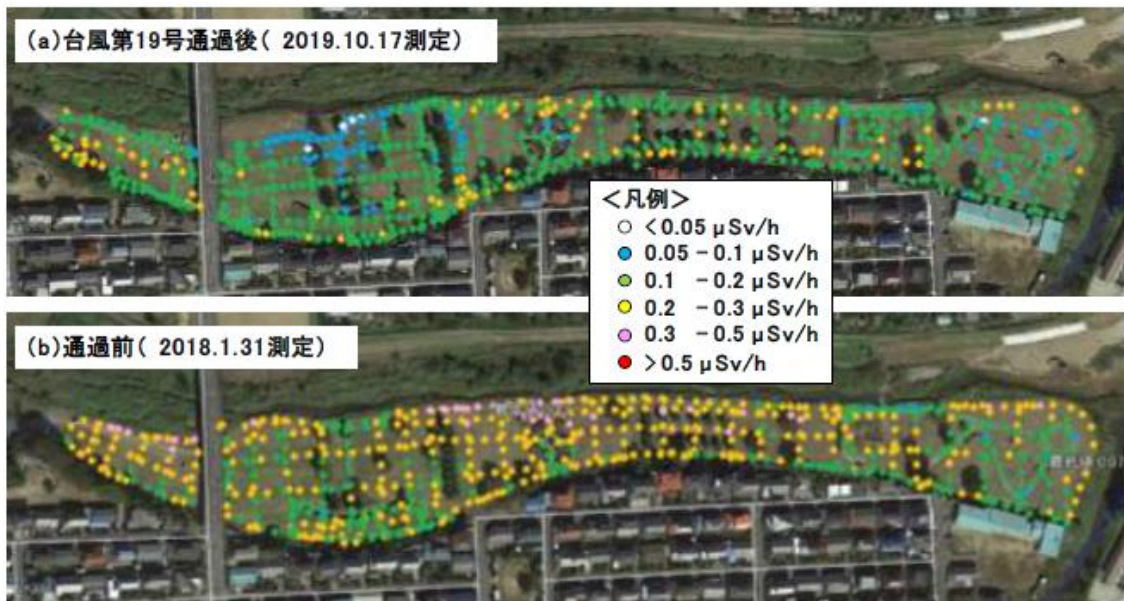


図7 公園Bにおける空間線量率分布。(a)台風第19号通過後、(b)通過前  
注：背景写真はGoogle Earth Pro<sup>8)</sup>より取得した(撮影日2018.10.21)。

### 3.5. まとめ

本プロジェクトにおいては引き続き、除染の実証試験を行った河川敷において除染試験後の効果持続性を検証した。除染実証試験地においては植生が繁茂した状況においても空間線量率は経時的に減少しており、顕著な放射性セシウムの蓄積はみられず、除染効果が維持されていることが確認された。加えて、県内に大きな被害をもたらした2019年台風第19号通過に伴う河川公園や河川敷の空間線量率の変化を調査した。台風第19号の通過後には、河川公園や河川敷の空間線量率は概して低下しており、土砂の堆積に伴う再汚染はみられず、むしろ洪水が持つ自然減衰作用がみられたことが明らかとなった。

今後は引き続き河川敷等の河川近縁における除染の効果持続性の検証のほか、台風等の大規模な出水時における放射性セシウム動態等を把握するためのモニタリングを行っていくこととしている。

### 引用文献

- 1) 文部科学省 (2011) 第3次航空機モニタリングの放射性セシウムの沈着量の測定結果  
[https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4858/24/1305819\\_0708.pdf](https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4858/24/1305819_0708.pdf)
- 2) Nishikiori, T., Suzuki, S. 2017. Radiocesium decontamination of a riverside in Fukushima, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* 177, 58-64.
- 3) Konoplev A., Golosov V., Wakiyama Y., Takase T., Yoschenko V., Yoshihara T., Parenjuk O., Cresswell A., Ivanov M., Carradine M., Nanba K., Onda Y. 2017. Natural attenuation of Fukushima-derived radiocesium in soils due to its vertical and lateral migration. *Journal of Environmental Radioactivity*. doi:10.1016/j.jenvrad.2017.06.019.

- 4) Nakanishi T., Sato S., Matsumoto T. 2019. Temporal changes in radiocesium deposition on the Fukushima Floodplain. *Radiation Protection Dosimetry*, 1–4. doi:10.1093/rpd/ncz086
- 5) 原子力規制委員会（2017）放射線等分布マップ拡大サイト  
<http://ramap.jmc.or.jp/map/>
- 6) 気象庁（2020）各種データ・資料  
<http://www.jma.go.jp/jma/menu/menureport.html>.
- 7) 内閣情報調査室（2019）令和元年台風第19号に係る被災地域に関する加工処理画像について（第2報）<https://www.cas.go.jp/jp/houdou/191017csice.html>
- 8) Google Earth Pro 航空写真





## 4. FIP4 GPS 歩行サーベイによる環境マッピング技術の開発※<sup>1</sup>

### 4.1. 要旨

福島県では局所的な空間線量率の分布を調査するためのツールとして GPS 歩行サーベイによる環境マッピング技術の開発を行った。

本報告においては、同技術の開発において必要となったパラメータの検証結果及び開発の経緯について報告する。

### 4.2. 目的

福島県では、東京電力(株)福島第一原子力発電所事故後の県内の空間線量率の把握のため、モニタリングポスト等による定点測定及び、GPS 連動型の空間線量率測定装置 KURAMA (Kyoto University Radiation Mapping system) -II を利用した自動車走行サーベイ（以下「走行サーベイ」という。）による空間線量率測定を実施し、県のホームページ上で県民への情報提供を行っている（図 1、2）。



図 1 現在実施されているモニタリングの例

(a) : 定点測定の例（リアルタイム空間線量率測定システム）

(b) : 走行サーベイの例（路線バス後部に搭載した KURAMA-II）

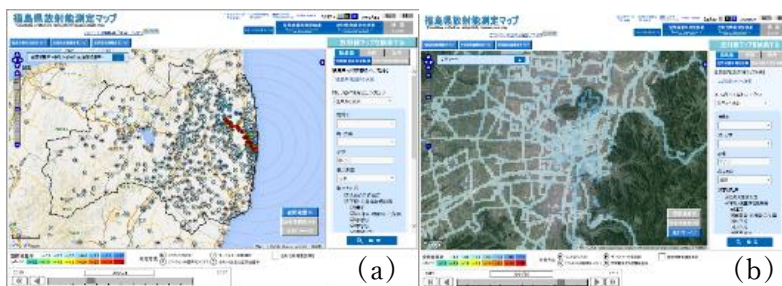


図 2 福島県放射能測定マップ (<http://fukushima-radioactivity.jp/pc/>)

(a) : 定点測定の表示例

(b) : 走行サーベイの表示例

※<sup>1</sup> 2015 年度終了テーマにつき、前プロジェクトの最終報告書からの再掲（一部表現修正）及び最近の活用状況を追記

福島県内におけるモニタリングポスト等による定点での測定は、2016年3月時点では3,500地点以上で行われている。また、これらを補完する目的で路線バスなどによる走行サーベイが実施されている。

しかし、住宅地周辺の路地、公園及び森林など、定点測定や走行サーベイの実施が難しい場所や、同じ施設・敷地内においても測定する場所により空間線量率が異なる場合がある（図3）。このため、定点測定や走行サーベイに加え、より詳細な空間線量率の分布を把握するための測定技術も必要であり、その測定結果を分かりやすく公表することが求められている。

そこで、定点測定や走行サーベイの実施が難しい住宅地周辺の路地、公園、森林等を補完するため、IAEAが開発している無人飛行機（以下「UAV」という。）と併せて、GPS歩行サーベイ（以下「歩行サーベイ」という。）による環境マッピング技術の開発を行った。

福島県とIAEAでは「GPS歩行サーベイによる環境マッピング技術（FIP4）」と「無人飛行機（UAV）による環境マッピング技術（FCP3）」を分担して開発し、これらの技術を組み合わせ、測定結果を可視化することにより、より詳細で効果的な空間線量分布マップの作成を行うこととした。

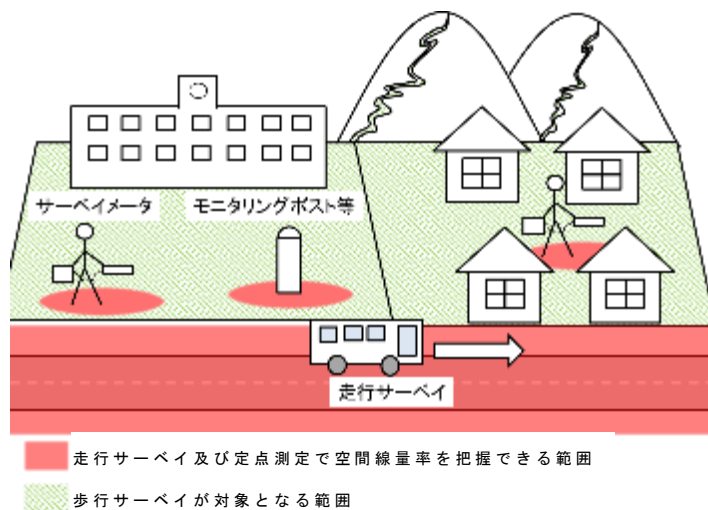


図3 従来の測定法での測定範囲

#### 4.3. 実施内容

##### (1) 機器の整備

歩行サーベイには京都大学が開発した KURAMA-II を利用することとし、歩行サーベイに適した構成となるように5台分の機材を整備した（図4）。橙色のバックパックにはCsI(Tl)シンチレーション検出器（以下「低空間線量率用CsI検出器」という。）と高精度GPSが収納されている。低空間線量率用CsI検出器で得られた空間線量率のデータと高精度GPSで得られた位置情報を組み合わせ、歩きながら測線上の空間線量率を測定していく。



図4 歩行サーベイの機器

(a) : 装置外観

(b) : 低空間線量率用 CsI 検出器 (浜松ホトニクス C12137-01)  
高精度 GPS (SOKKIA GIR1600)

測定画面を図5に示す。測定間隔は3秒、5秒などから選択することができる。測定を開始すると現在位置及び空間線量率等の情報がノート型パソコンに記録され、パソコンの画面には位置情報、空間線量率、トレンド及びマッピング結果が表示される。

測定者は画面を見て測定位置や空間線量率等を確認しながら詳細な測定を行うことができる。



図5 パソコン表示画面

## (2) GIS (地理情報システム) を利用したマッピング技術の開発

歩行サーベイにより得られた空間線量率及び位置情報のデータ、並びに UAV による航空サーベイにより得られた同様のデータを取り込み、組み合わせて地図上にマッピングする GIS ツールの仕様検討及び開発を行った。図6にツールの概要を示す。

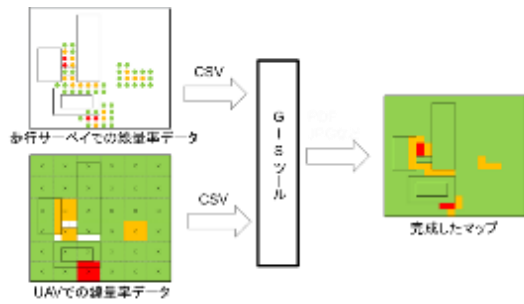


図 6 GIS ツールの概要

1	年月日	時刻	緯度	経度	速度	方位	観測率	補正観測率	修正距離
2	2015/01/01	10:00:00	35.681184	139.762184	0.2	0	0.0000	0.0000	0.0000
3	2015/01/01	10:00:02	35.681222	139.762228	0.2	90	0.0000	0.0000	0.0000
4	2015/01/01	10:00:05	35.681255	139.762181	0.4	0	0.0000	0.0000	0.0000
5	2015/01/01	10:00:08	35.681311	139.762225	0.2	0	0.0000	0.0000	0.0000
6	2015/01/01	10:00:11	35.681344	139.762178	0.2	0	0.0000	0.0000	0.0000
7	2015/01/01	10:00:14	35.681394	139.762221	0.1	0	0.0000	0.0000	0.0000
8	2015/01/01	10:00:17	35.681427	139.762275	0.2	0	0.0000	0.0000	0.0000
9	2015/01/01	10:00:20	35.681483	139.762319	0.1	0	0.0000	0.0000	0.0000
10	2015/01/01	10:00:23	35.681541	139.762363	0.2	0	0.0000	0.0000	0.0000
11	2015/01/01	10:00:26	35.681598	139.762407	0.1	0	0.0000	0.0000	0.0000
12	2015/01/01	10:00:29	35.681656	139.762451	0.2	0	0.0000	0.0000	0.0000
13	2015/01/01	10:00:32	35.681713	139.762495	0.2	0	0.0000	0.0000	0.0000
14	2015/01/01	10:00:35	35.681771	139.762539	0.1	0	0.0000	0.0000	0.0000
15	2015/01/01	10:00:38	35.681829	139.762583	0.2	0	0.0000	0.0000	0.0000
16	2015/01/01	10:00:41	35.681887	139.762627	0.2	0	0.0000	0.0000	0.0000

図 7 空間線量率等のデータ

また、この GIS ツールでは歩行サーベイの結果からコンター図を作成することができる。歩行サーベイによりパソコンに取り込まれた CSV 形式のデータはエクセル形式のデータに変換される (図 7)。データに含まれる緯度、経度の情報から GIS ツールを用いて空間線量率の情報を持つポイントデータを作成する (図 8)。これを IDW (Inverse Distance Weighting、逆距離加重法) など任意の内挿補間のアルゴリズムを用いて、未測定的位置の空間線量率を推定し、コンター図を作成できる (図 9)。

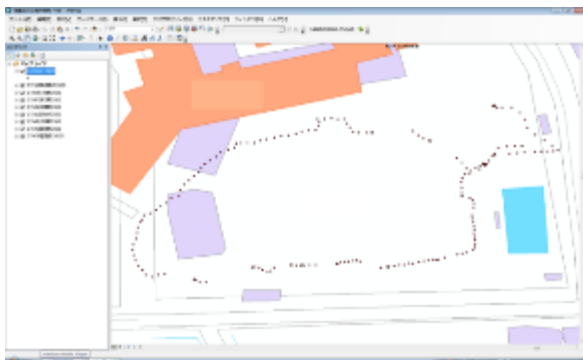


図 8 地図データと空間線量プロット

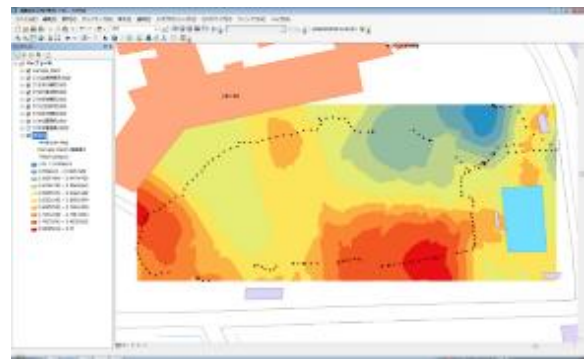


図 9 内挿補間された空間線量マップ

(3) 歩行サーベイの実施

補正係数など、歩行サーベイに必要なパラメータの収集を行い、いくつかのエリアで歩行サーベイを実施した。

(4) マニュアルの整備

歩行サーベイの使用方法をまとめたマニュアルを整備した。マニュアルは写真と文章を組み合わせて、未経験者でも分かりやすくなるように作成した。

4.4. 結果

(1) 歩行サーベイに必要なパラメータの収集

歩行サーベイのフィールドテストを実施し、評価解析に向けたデータを収集した (図 10)。データは方向特性及び適切な測定密度の確認並びに補正係数の決定を行うため収集した。



## ア 方向特性の確認

歩行サーベイは、測定者自身による 遮へいのため、方向によって放射線源からの寄与が異なる（図 11）。このため歩行速度を変化させて線源をまたぐように往復して歩行サーベイを行い、方向特性の影響を確認した。

その結果、ピークが現れる場所にずれが生じたものの、そのずれは 2メートル程度の範囲に収まり、測定値における空間線量率の最大値は往路と復路でほぼ同じであった（図 12）。また、歩行速度を遅くすると空間線量率分布のピークは鋭く高くなることが確認できた（図 13、図 14）。したがって、一定の歩行速度において方向特性による歩行サーベイの測定値への影響は小さいと考えられた。



図 10 歩行サーベイ風景



図 11 方向特性の測定

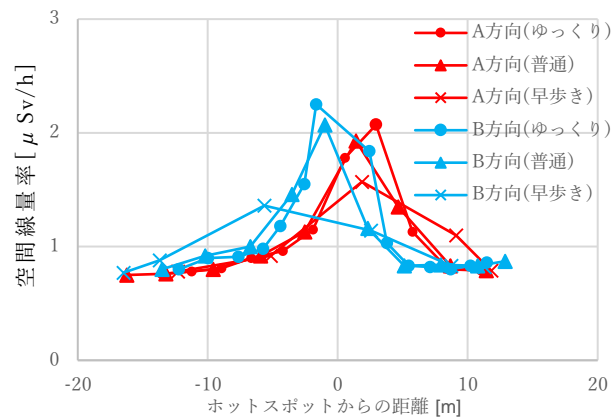


図 12 速度と方向を変えての測定



図 13 歩行速度の変化

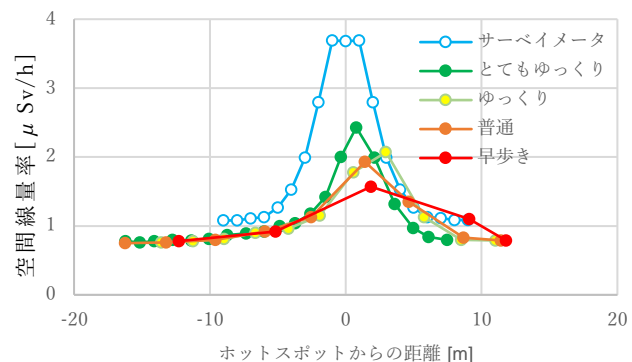


図 14 歩行速度による測定値の変化

## イ サーベイメータとの比較試験による補正係数の決定

トレーサビリティのある校正を実施した NaI (T1) シンチレーション式サーベイメータ (TCS-172B。以下「サーベイメータ」という。) による 1m 高さでの空間線量率を最も確からしい値として、歩行サーベイの測定値と比較した（図 15）。

比較は空間線量率の異なる複数地点で行った。それぞれの地点では、方向特性を

緩和するため東西南北の4方位を向き、各方位5回ずつの測定を行った。そして全方位の平均値をその地点の測定値とした。その後、サーベイメータに対する歩行サーベイの測定値をプロットし、補正係数を求めた。

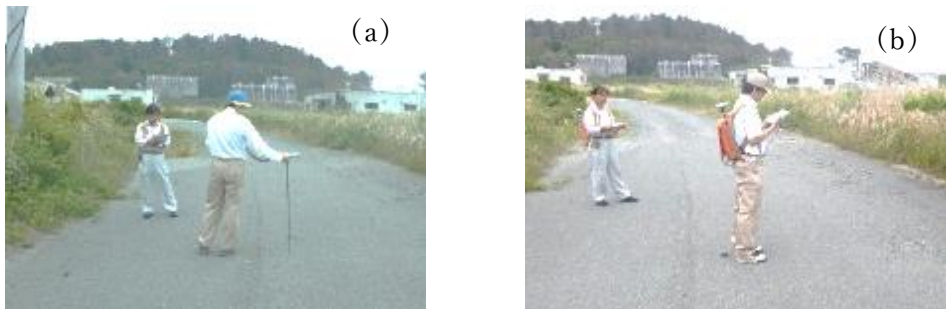


図 15 比較の様子

(a) : サーベイメータでの測定

(b) : 歩行サーベイでの測定

ともに4方位に向きを変えながら測定を実施している

比較の結果を図 16(a)に示す。サーベイメータの測定値で  $1\mu\text{Sv/h}$  以下では、サーベイメータに対する歩行サーベイの測定値にはよい直線性が見られた。しかし、サーベイメータでの測定値が  $1\mu\text{Sv/h}$  を超えた辺りからこの直線性は崩れた。これは、低空間線量率用 CsI 検出器に過大な数の放射線が入射し、計数が間に合わずに数え落としが発生しているためと考えられた。

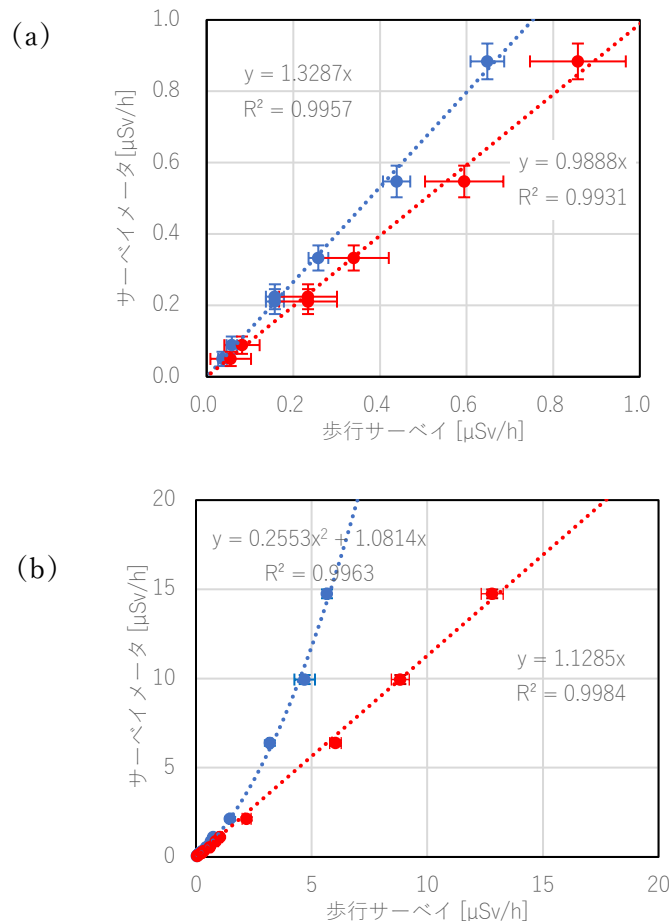


図 16 サーベイメータと歩行サーベイの比較

(a) :  $1 \mu\text{Sv/h}$  以下のデータをプロットした図

(b) : 全てのデータをプロットした図

- : 低空間線量率用 CsI 検出器 (セシウム 137, 662keV に対する測定範囲  $0.001 \sim 10 \mu\text{Sv/h}$ ) と NaI サーベイメータの比較
- : 高空間線量率用 CsI 検出器 (セシウム 137, 662keV に対する測定範囲  $0.01 \sim 100 \mu\text{Sv/h}$ ) と NaI サーベイメータの比較

なお、近似曲線については測定機器等からのセルフドーズ (自己放射能) の影響はないものとし、切片を 0 としている

このことを踏まえ、検出器を高空間線量率用 CsI の検出器 (図 17) に変えて、再度サーベイメータと測定値を比較した。その結果を図 16(b)に示す。検出器を変えた結果、高空間線量域においてもサーベイメータに対する測定値の直線性が保たれていることを確認した。

また、フィールドテストにおいても高空間線量用 CsI 検出器は低空間線量率用 CsI 検出器に比べて高い空間線量率まで測定できていることを確認した。これは同一地点で検出器を変えての歩行サーベイ結果を示した図 18 から確認できる。高空間線量率用 CsI 検出器では低空間線量率用 CsI 検出器と比較し、指示値の最大値が上昇し、赤色で示される高空間線量率の部分が現れ、放射線を数え落としすることなく測定していることがわかる。



図 17 高空間線量率用 CsI 検出器（浜松ホトニクス C12137）

以上の比較試験により、歩行サーベイの補正係数は、 $1 \mu\text{Sv/h}$  以下の地点で低空間線量率用 CsI 検出器を用いる場合については 1.3 とし、高空間線量率用の CsI 検出器を用いる場合については 1.1 とした。

#### ウ 測定値のばらつきの確認

低空間線量率域における測定時間 3 秒でのばらつきを確認するため、定点測定を実施した。定点測定は低空間線量率用 CsI 検出器と高空間線量率用 CsI 検出器の両方で行った。

この結果、低空間線量率域においては高空間線量率用 CsI 検出器による測定値のばらつきの方が大きくなった（図

19）。測定値の標準偏差を平均値で除した変動係数は低空間線量率用 CsI 検出器が 19.7%であったのに対し、高空間線量率用では 42.7%となった。これは検出器の

シンチレータである CsI 結晶の大きさの違いによるもので、結晶のサイズが大きい低空間線量率用は係数率が大きいため誤差が小さくなり、逆に結晶のサイズが小さい高空間線量率用では計数率が小さいため誤差が大きくなったと考えられる。

したがって、空間線量率が  $1 \mu\text{Sv/h}$  未満の地点では低空間線量率での変動の小さい低空間線量率用 CsI 検出器を用いることとし、 $1 \mu\text{Sv/h}$  を上回る地点では高空間線量率用 CsI 検出器を用いることとした。

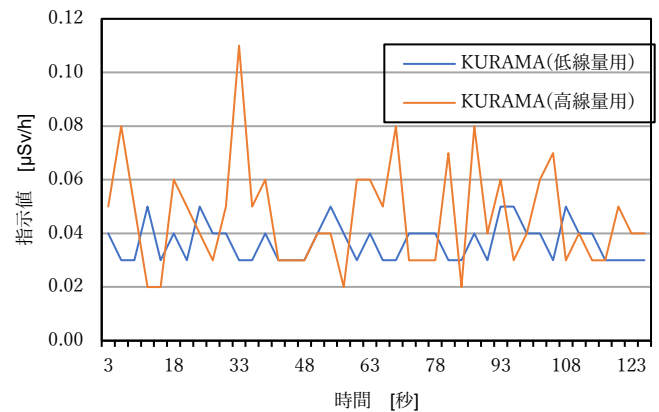


図 19 測定値のばらつきの確認



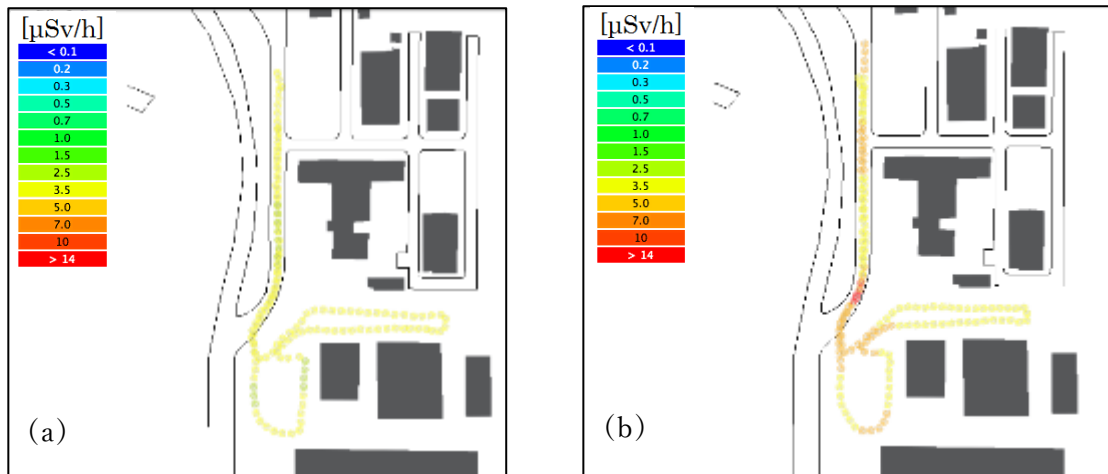


図 18 検出器を変えての歩行サーベイ

- (a) : 低空間線量率用 CsI 検出器での歩行サーベイ  
指示値の範囲は  $2.77 \sim 5.99 \mu\text{Sv/h}$
- (b) : 高空間線量率用 CsI 検出器での歩行サーベイ  
指示値の範囲は  $5.00 \sim 29.5 \mu\text{Sv/h}$

## (2) 歩行サーベイの実施

運用の検討及び基礎データの取得を目的として、条件の異なる場所で歩行サーベイを行った。以下にその例を示す。

### ア 福島市西部での歩行サーベイ

福島市西部において歩行サーベイを試験的に実施した。当該地点中央にアスファルトによる舗装面があり、その縁には側溝がある。その外側は遮蔽物がなく大きく開けており、草地が広がっている。

この地点における歩行サーベイの結果を図 20 に示す。歩行サーベイを実施した範囲の中心は舗装面であり、周囲に比べて空間線量率が低くなっている。これは舗装面の除染が容易であるため、及びウェザリングの効果が大きいためと考えられる。また、側溝の近傍では周囲より空間線量率が上昇する傾向が見られた。これは周囲から放射性物質の流入があるためと考えられる。

密度高く歩行サーベイを行ったことから、GIS ツールによる内挿補間 (IDW) を試みた (図 21)。内挿補間の結果においても舗装面では空間線量が低く、側溝付近では空間線量が高くなる傾向がみられた。

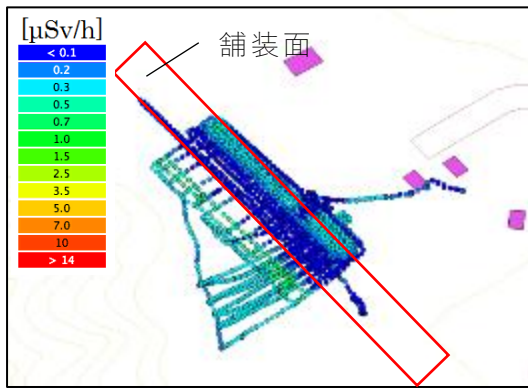


図 20 福島市西部における歩行サーベイ結果

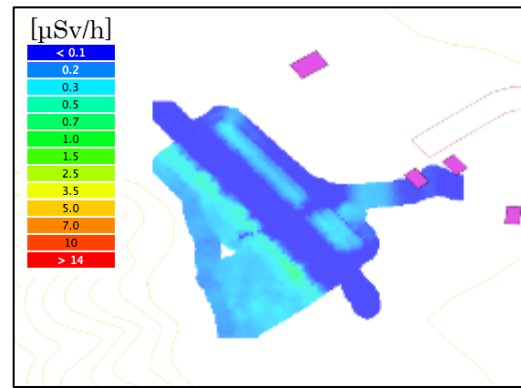


図 21 IDW による内挿補間の結果

### イ 仮置場周辺での歩行サーベイ

福島県中通り地方にある仮置場及びその周辺で歩行サーベイを行った(図 22)。図中の赤枠部内が仮置場となっているが、仮置場近傍の空間線量率は、周辺の空間線量率と同等かそれ以下となっており、この仮置場では外部への除去土壌等の影響は見られなかった。

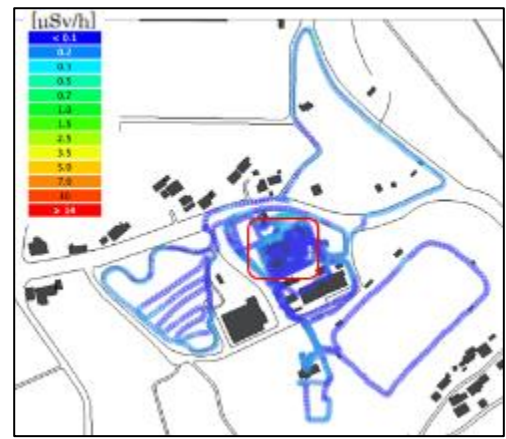


図 22 線量マップ  
赤枠部内が仮置場

### ウ 浜通り地方(避難指示区域外)での歩行サーベイ

福島県浜通り地方(避難指示区域外)の河川周辺で歩行サーベイを行った(図 23、24)。図中左側には舗装面があり、その後は砂利あるいは草地であった。舗装面では空間線量率が低く、その他の区域についてはほぼ一様な空間線量分布であった。

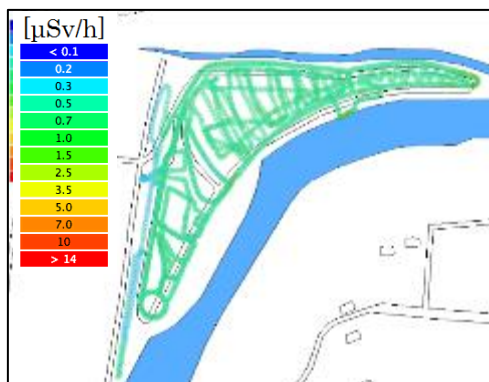


図 23 空間線量マップ

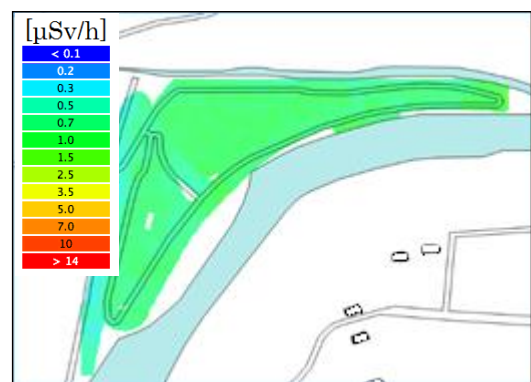


図 24 IDW による内挿補間の結果

## エ 帰還困難区域内での歩行サーベイ

福島県の帰還困難区域内で歩行サーベイを行った（図 25、図 26）。歩行サーベイを行った区域はほぼ一様な草地であった。空間線量率についてもほぼ一様で大きな偏りは確認されなかった。

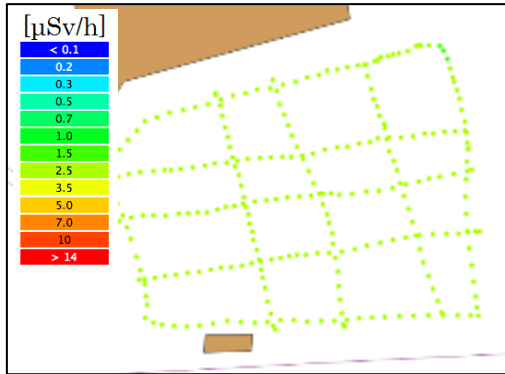


図 25 空間線量マップ

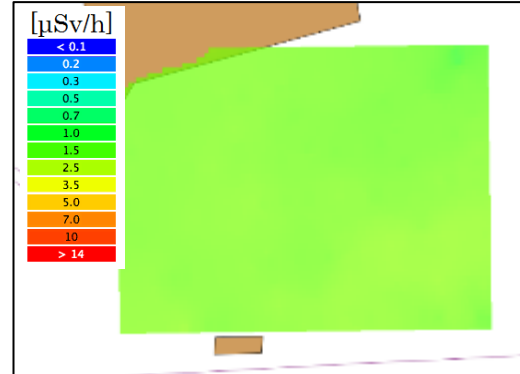


図 26 IDW による内挿補間の結果

## 4.5. まとめ

2015 年度までに歩行サーベイの開発は一定の成果が得られた。

機材の整備については京都大学の KURAMA を基本とし、より歩行サーベイに適した構成とした。そして、得られたデータの解析や UAV による航空機サーベイなどのモニタリングとの連携を想定し、GIS データ処理システムを整備した。

また、方向特性や校正定数など測定に必要なデータを収集し、歩行サーベイでの空間線量率測定が可能となった。そこで、いくつかの地点で歩行サーベイを実施し、空間線量率の測定や GIS データ処理システムによるコンター図の作成ができることを確認した。

そして、未経験者でも利用できるようにマニュアルを整備した。

2016 年度からは、市町村等の求めに応じて歩行サーベイを実施、または貸し出しするなどして活用しており、近年では、公共事業（里山再生モデル事業等）の放射線モニタリングに活用している。



F I P 5 放射性物質を含む廃棄物の適正な処理の検討

5.1. 要旨

福島県内で発生する放射性セシウムを含む焼却灰（主灰及び飛灰）について、放射性セシウムの溶出及び酸性白土並びにゼオライトによる放射性セシウム難溶化の室内試験を行った。その結果を踏まえ、実際の一般廃棄物焼却施設において、2通りの添加方法を用いた飛灰からの放射性セシウム難溶化実験を実施した。

併せて焼却灰の処分先である埋立処分場において、焼却灰の埋立状況と放射性セシウム浸出状況の調査を実施した。なお、埋立処分場に関する研究については2018年度から本プロジェクトの対象とされたものの、それ以前から福島県独自で研究を行っていたため、当報告においては2017年度以前の研究内容についても含めて記載している。

5.2. 目的

東京電力（株）福島第一原子力発電所の事故により飛散した放射性セシウムを含む一般廃棄物を焼却処理すると放射性セシウムは焼却灰に移行、濃縮する。このようにして発生した焼却灰は、法令が定める基準値である放射性セシウム濃度 8,000Bq/kg 以下であっても埋立処分ができず保管を余儀なくされているものがある。

また、事故から9年が経過し放射性セシウム濃度は相当程度低減したとはいえ、日常の一般廃棄物の焼却により放射性物質を含む焼却灰が日々発生しており、これを適正に処理処分することが喫緊の課題となっている。

そこで、2017年度までは前プロジェクトの最終報告書に記載の通り、放射性セシウムの主灰/飛灰間の分配、バグフィルター廃ろ布の適正処理試験及び飛灰からの放射性セシウムの難溶化に関する研究を実施した。

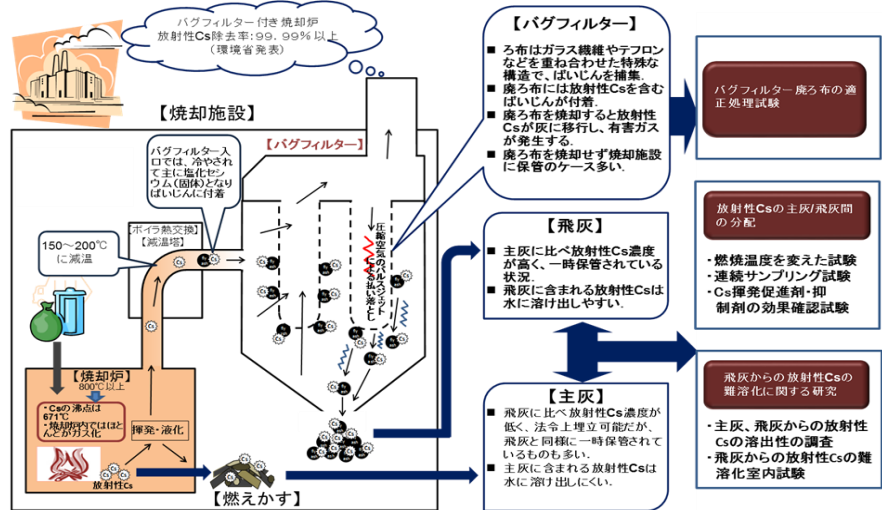


図1 これまでの研究内容

(1) 放射性セシウムの主灰/飛灰間の分配

一般に、放射性セシウムは燃焼時に揮発し、主灰より飛灰側に移行することが知られている。この放射性セシウムの移行を規定している要因を、燃焼温度、空気比、ごみの質、薬剤の添加及び灰の粒径の5要因に整理した。これら各要因のうち、比較的制御が容易である燃焼温度及び薬剤添加と放射性セシウム移行挙動の関係について、実施設において実証試験を行った。その結果、燃焼温度を変更する方法は、廃棄物の処理及び清掃に関する法律で維持管理基準が定められていることもあり、稼働中の

焼却炉において許される範囲での温度の変更自体が難しいことを確認した。また、薬剤を添加する方法は焼却ごみに消石灰を加えることで放射性セシウムの飛灰への移行の促進が一部においてみられたが、再現性に乏しいものであった。

## (2) バグフィルター廃ろ布の適正処理試験

施設 B (ろ布素材がガラス繊維) 及び施設 E (ろ布素材がテフロン)、それぞれにおいて、廃ろ布を混焼しない通常の運転および放射性セシウムを含む廃ろ布の投入割合及び投入時間間隔を変えた一般廃棄物との混焼試験を実施した。その結果、バグフィルターの廃ろ布を、発生元の施設でごみと混焼することについては、混焼割合を管理して行えば安全かつ適正に処理できることを確認した。

## (3) 飛灰からの放射性セシウムの難溶化に関する研究

福島県内の 15 施設の主灰、飛灰等合計 64 試料について放射性セシウムの溶出試験を実施し、セシウム溶出データを取得した。また、採取した施設 K の焼却灰にセシウムの溶出抑制効果が期待されるゼオライト、ベントナイトを加え、放射性セシウムの溶出試験を実施した。その結果、ゼオライト、ベントナイトが飛灰中の放射性セシウムの難溶化に優れた効果を示し、特にゼオライトの効果が顕著であった。

今回の中間報告においては、(3) からの発展として、焼却灰 (主灰、飛灰) の安全かつ適正な処分を図るため、焼却灰中の放射性セシウムの溶出特性を把握した上で、これを除去又は難溶化する技術の有効性を、稼働中の焼却施設における実証試験により確認した。

また、放射性セシウムを含む焼却灰を埋立処分した場合に、将来にわたる埋立処分場の安全性を評価するため、事故以降焼却灰を埋め立てている処分場において、焼却灰の埋立状況及び処分場構造等と放射性セシウムの浸出状況の関連性を調査した。

## 5.3. 実施内容

### (1) 放射性セシウム難溶化試験

#### ア ゲルマニウム半導体・有姿攪拌試験

福島県内の一般廃棄物焼却施設において採取した主灰、加湿等行った主灰 (処理後主灰)、飛灰及び重金属を吸着するキレート剤の添加等の重金属溶出防止処理を行った飛灰 (処理後飛灰) について、ゲルマニウム半導体検出器により放射性セシウム濃度を測定した。次いで放射性セシウムの溶出特性を調べるため、JIS K 0058-1 に従い、約 250g の焼却灰に対して 2.5L の超純水を用いて溶出試験を行った。放射性セシウム溶出率 (%) は、 $[\text{溶出液の放射性セシウム濃度 (Bq/kg)} \times \text{溶出試験に使用した超純水の重量 (kg)} / \text{焼却灰の放射性セシウム濃度 (Bq/kg)} \times \text{有姿攪拌試験に使用した焼却灰の重量 (kg)}] \times 100$  により求めた。

#### イ 放射性セシウム難溶化試験 (長期有姿攪拌試験)

保管時や埋立後に雨水等と接触した際に焼却灰からの放射性セシウムの溶出を抑制させる方法 (難溶化手法) を検討するため、焼却灰に対して重量比 5% の酸性白土を加え、含水率を 30% となるように混練し、ゲルマニウム半導体検出器での測定と長期有姿攪拌試験を行った。攪拌時間は、6 時間、24 時間、7 日間、14 日間、30



日間に設定し、それぞれ実施した。放射性セシウム溶出率を求め、酸性白土混練の有無による放射性セシウムの溶出抑制効果を調べた。

### ウ 放射性セシウム難溶化試験（MP-AES・イオンクロマトグラフ試験）

酸性白土混練が焼却灰からの金属等の溶出に与える影響を調べるため、酸性白土の混練を行っていない焼却灰と混練を行った焼却灰を用いて溶出試験を行い、MP-AES 分光分析装置とイオンクロマトグラフ装置を用いて溶出液中元素等濃度を測定した。

## (2) 一般廃棄物焼却施設での焼却灰中の放射性セシウム難溶化試験

5.2.(3)において焼却灰からの放射性セシウム難溶化に効果を示したゼオライトについて、実際の一般廃棄物焼却施設の2設備において添加試験を行い、焼却施設におけるゼオライトによる放射性セシウム溶出対策の実現可能性の検証を行った。

### ア 通常運転時試験

通常運転を実施している期間を対象として合計3日間実施した。1日につき、主灰・飛灰・処理後飛灰を午前(11:00)と午後(14:00)に採取し、放射性セシウム濃度や溶出特性を把握するための各試験を実施した。

#### (ア) ゲルマニウム半導体検出器・JIS K 0058-1 溶出試験・環告13号溶出試験

各試料の放射性セシウム濃度、放射性セシウムと重金属等の溶出特性を調べるため、表1に示す方法で試験を実施した。

#### (イ) 繰り返し溶出試験(JIS K 0058-1)

放射性セシウムと重金属等の繰り返し溶出量を調べるため、通常運転時試験期間中に飛灰の放射性セシウム濃度が最も高かった時間帯と同じ時間帯に採取した主灰と処理後飛灰について、表1に示すJIS K 0058-1 溶出試験を4

表1 試験条件等

試料名	試験方法	使用装置	定量下限値
放射性セシウム濃度	含有	ゲルマニウム半導体検出器 (ORTEC GEM20P4-70)	U8容器に高さ5cmで充填し、3,600秒測定
	溶出		2Lマリネリ容器に高さ12cmで充填し、20,000秒測定
pH	JIS K 0058-1	東亜ディーケーケー(株) GST-5741C	-
EC		東亜ディーケーケー(株) CM-30R	-
Hg	JIS K 0058-1 または 環境庁告示第13号 (環告13号)	日本インスツルメンツ(株)RA-3A	0.0005mg/L
Cd		Agilent technologies 7500ce ICP-MS または 7800 ICP-MS	0.009mg/L
Pb			0.03mg/L
As			0.01mg/L
Se			0.02mg/L
Cr			0.02mg/L
Cl-		ThermoFisher Scientific ICS-1100	0.1mg/L

回繰り返し行い(一度溶出試験を行った試料を再度新しい溶媒に浸し溶出試験を行う)試験毎に得られた各溶出液について、放射性セシウム濃度、重金属等濃度、pH、ECに関する試験を実施した。

#### (ウ) 室内でのゼオライト添加試験

実施施設におけるゼオライト添加試験でのゼオライト添加率を検討するため、通常運転時試験期間中に採取した飛灰と処理後飛灰の中で最も放射性セシウム濃度が高かったものに対して、ゼオライトを5%~20%(5%間隔)の各添加率で添加し、含水率が30%となるように加水混練を実施した。混練後の各試料に対して、表1に示す試験を実施し、放射性セシウム難溶化効果と重金属等の項目への影響の有

無について確認を実施した。

### イ 実施設での排ガス処理薬剤へのゼオライト添加試験

アの一般廃棄物焼却施設において、ゼオライトを混合した排ガス処理薬剤を使用して、排ガス処理を5日間連続で行った。期間中、処理後飛灰を毎日午後(14:00)に採取し、放射性セシウム濃度や溶出特性を把握するための各試験を実施した。

#### (ア) 排ガス組成分析試験

混合薬剤を吹き込んだ際の排ガスへの影響有無を調べるため、混合薬剤添加試験期間中の1日のみを対象として、環整第95号別紙3のⅡと平成23年環境省告示第111号に示される方法で試験を実施した。

#### (イ) ゲルマニウム半導体検出器・JIS K 0058-1 溶出試験・環告13号溶出試験

混合薬剤添加試験期間中に採取した処理後飛灰の放射性セシウム濃度、放射性セシウムと重金属等の溶出特性を調べるため、表1に示す方法で試験を実施した。

#### (ウ) 繰り返し溶出試験(JIS K 0058-1)

混合薬剤添加試験期間中に採取した処理後飛灰の放射性セシウム濃度の平均値を算出し、その値に最も近い試料について、表1に示すJIS K 0058-1 溶出試験を4回繰り返し行い(一度溶出試験を行った試料を再度新しい溶媒に浸し溶出試験を行う)、試験毎に得られた各溶出液について、放射性セシウム濃度、重金属等濃度、pH、ECに関する試験を実施し、さらに、溶媒を人工海水とした場合についても実施した。

### ウ 実施設での飛灰のキレート剤混練部へのゼオライト添加試験

アの一般廃棄物焼却施設において、焼却灰中の重金属の難溶化処理を行うキレート剤混練機にゼオライトを添加した重金属難溶化処理を5日間連続で行った。期間中、処理後飛灰を毎日午後(14:00)に採取し、放射性セシウム濃度や溶出特性を把握するための各試験を実施した。

#### (ア) ゲルマニウム半導体検出器・JIS K 0058-1 溶出試験・環告13号溶出試験

混練添加試験期間中に採取した処理後飛灰の放射性セシウム濃度、放射性セシウムと重金属等の溶出特性を調べるため、表1に示す方法で各試験を実施した。

#### (イ) 繰り返し溶出試験(JIS K 0058-1)

混練添加試験期間中に採取した処理後飛灰の放射性セシウム濃度の平均値を算出し、その値に最も近い試料について、表1に示すJIS K 0058-1 溶出試験を4回繰り返し行い(一度溶出試験を行った試料を再度新しい溶媒に浸し溶出試験を行う)、試験毎に得られた各溶出液について、放射性セシウム濃度、重金属等濃度、pH、ECに関する試験を実施し、さらに、溶媒を人工海水とした場合についても実施した。

### (3) 埋立状況と放射性セシウムの浸出状況

#### ア 2015年度

福島県内の7埋立処分場において焼却灰(主灰及び飛灰)の埋立状況を聞き取り調査し、2016年1月から3月に浸出水、放流水、水処理汚泥及び周縁地下水



を月 1 回採取し放射性セシウム濃度を測定して、埋立状況と放射性セシウムの浸出状況の関連性を調査した。併せて浸出水中の放射性

表 2 焼却灰埋立状況

	A処分場	B処分場	C処分場	D処分場	E処分場	F処分場	G処分場
主灰	○	○	×	○	○	○	○
飛灰	○	○	×	△	△	×	×

○：事故以前と同様の方法で埋立をしている  
 △：雨水と接触しないようにして埋立をしている。  
 ×：埋立をしていない。

セシウム濃度と放流水中の放射性セシウム濃度を比較し、浸出水処理施設における放射性セシウムの処理状況を確認した。7 埋立処分場の焼却灰の埋立状況を表 2 に示す。7 埋立処分場における焼却灰の埋立状況は、事故以前と同様の方法で埋め立て、飛灰のみ雨水と接触しないようにして埋め立て、主灰のみ埋め立て、焼却灰の埋め立てをしない、の 4 通りであった。D 埋立処分場及び E 埋立処分場では、大型土のうに飛灰を詰めて埋め立てることで飛灰の雨水等との接触を防止している。

#### イ 2016 年度

2015 年度に調査を行った 7 埋立処分場のうち、C、E、F、G の 4 埋立処分場に H 埋立処分場（焼却灰を事故以前と同じ方法で埋め立て）と I 埋立処分場（主灰のみ埋め立て）の 2 埋立処分場を加えた表 3 の 6 埋立処分場において、11 月と 2 月に浸出水、放流水、水処理汚泥及び周縁地下水の採取と放射性セシウム分析を行った。

表 3 焼却灰埋立状況（2016 年度）

	C処分場	E処分場	F処分場	G処分場	H処分場	I処分場
主灰	×	○	○	○	○	○
飛灰	×	△	×	×	○	×

○：事故以前と同様の方法で埋立をしている。  
 △：雨水と接触しないようにして埋立をしている。  
 ×：埋立をしていない。

#### (4) 放射性セシウムの年間浸出状況とその他の元素の関連性

2017 年度及び 2018 年度に A、B、D、H の 4 埋立処分場において浸出水、放流水、水処理汚泥及び周縁地下水の採取及び放射性セシウム濃度の測定を行った。なお、水処理汚泥を採取したのは 2017 年度のみである。対象とした 4 埋立処分場のうち A、B、H の 3 埋立処分場は飛灰を原子力発電所事故以前と同様の方法で埋め立てており、D 埋立処分場は飛灰を大型土のうに格納し埋め立てているものの、事故直後に一部の飛灰を大型土のうに入れることなく

表 4 4 処分場焼却灰埋立状況

	A処分場	B処分場	D処分場	H処分場
主灰	○	○	○	○
飛灰	○	○	△	○

○：事故以前と同様の方法で埋立をしている。  
 △：雨水と接触しないようにして埋立をしている。

表 5 分析対象元素等

分析対象元素等
ナトリウム、マグネシウム、硫黄、カリウム、カルシウム、ルビジウム、バリウム、アンチモン、ニッケル、コバルト、モリブデン、セレン、セシウム、ストロンチウム、塩化物イオン、亜硝酸、硝酸

埋め立てていた時期がある（表 4）。また、2017 年度については放射性セシウム以外に表 5 の各種元素等について濃度の測定を行った。

## 5.4. 調査結果

## (1) 放射性セシウム難溶化試験

## ア ゲルマニウム半導体・有姿攪拌試験

表6に、固相の放射性セシウム濃度、有姿攪拌試験による液相の放射性セシウム濃度、放射性セシウム溶出率等の試験結果をまとめたものを示す。

固相試料の放射性セシウム濃度の結果からは、主灰と処理後主灰より、飛灰と処理後飛灰の方が放射性セシウム濃度は高い傾向がみてとれる。

また、固相試料の場合、同じ施設内のものであれば、飛灰より処理後飛灰の方が放射性セシウム濃度は低くなる。これは、飛灰中の重金属の溶出抑制対策を目的として行われる、キレート剤等での処理時に添加される水分が影響を与えているものと考えられる。液相試料の放射性セシウム濃度の結果からは、固相試料での試験結果と同様に、主灰と処理後主灰より、飛灰と処理後飛灰の

表6 ゲルマニウム半導体・有姿攪拌試験結果

施設名	試料名	固相試料		液相試料			
		Cs134+137 (Bq/kg)	含水率 (%)	Cs134+137 (Bq/kg)	溶出率 (%)	pH	EC (mS/m)
施設1	主灰	1,400	0.3	7.2	5.1	12.5	820
	飛灰	13,000	2.0	450	34.6	8.6	2,470
	処理後飛灰	5,000	23.8	470	94.0	12.0	5,480
施設2	主灰	210	0.5	2.1	10.0	12.6	1,436
	飛灰	1,300	3.9	43	33.1	12.2	3,900
施設3	処理後主灰	49	32.0	0.1	2.0	11.5	244
	処理後飛灰	310	23.6	29	93.5	12.2	3,900
施設4	処理後主灰	550	26.2	1.1	2.0	12.1	385
	処理後飛灰	3,700	23.0	310	83.8	12.2	3,730
施設5	処理後主灰	260	29.0	0.2	0.8	11.6	235
	飛灰	1,900	2.1	120	63.2	12.4	4,110
	処理後飛灰	1,800	13.8	140	77.8	11.7	3,050
施設6	処理後主灰	150	26.2	0.5	3.3	12.2	460
	飛灰	1,500	0.9	81	54.0	12.2	4,230
	処理後飛灰	1,000	19.3	85	85.0	12.1	3,800
施設7	主灰	1,300	0.2	8.6	6.6	12.7	1,201
	飛灰	12,000	1.3	680	56.7	12.3	3,690
	処理後飛灰	6,100	17.5	390	63.9	11.7	2,650
施設8	処理後主灰	51	28.6	ND	ND	11.4	188
	飛灰	620	1.4	48	77.4	12.3	6,140
	処理後飛灰	350	19.2	33	94.3	12.2	3,610

方が放射性セシウム濃度が高くなる傾向がみられた。主灰と処理後主灰の放射性セシウム濃度を比較してみると、全体的に処理後主灰の方が放射性セシウム濃度は低くなる傾向がみられたが、飛灰と処理後飛灰の結果からは、同様の傾向はみられなかった。放射性セシウム溶出率の算出結果からは、全体的に主灰と処理後主灰より、飛灰と処理後飛灰の方が、放射性セシウム溶出率は高くなる傾向がみられた。

## イ 放射性セシウム難溶化試験（長期有姿攪拌試験）

図2に施設1、3、4、5、6、7の処理後飛灰に対して重量比5%の酸性白土を混練した際の放射性セシウム難溶化試験の結果（放射性セシウム溶出率）をまとめたものを示す。

結果より、どの処理後飛灰も重量比5%の酸性白土の混練により、放射性セシウムの溶出率を30%以下まで抑制することができ、酸性白土には放射性セシウムの溶出抑制効果があることを確認できた。放射性セシウムが粘土の主成分である粘土鉱物の構造中に取り込まれ溶出が抑制されていることが考えられる。さらに、試験は最大で30日間行ったが、その場合でも放射性セシウム溶出率が30%を越えることは無かった。

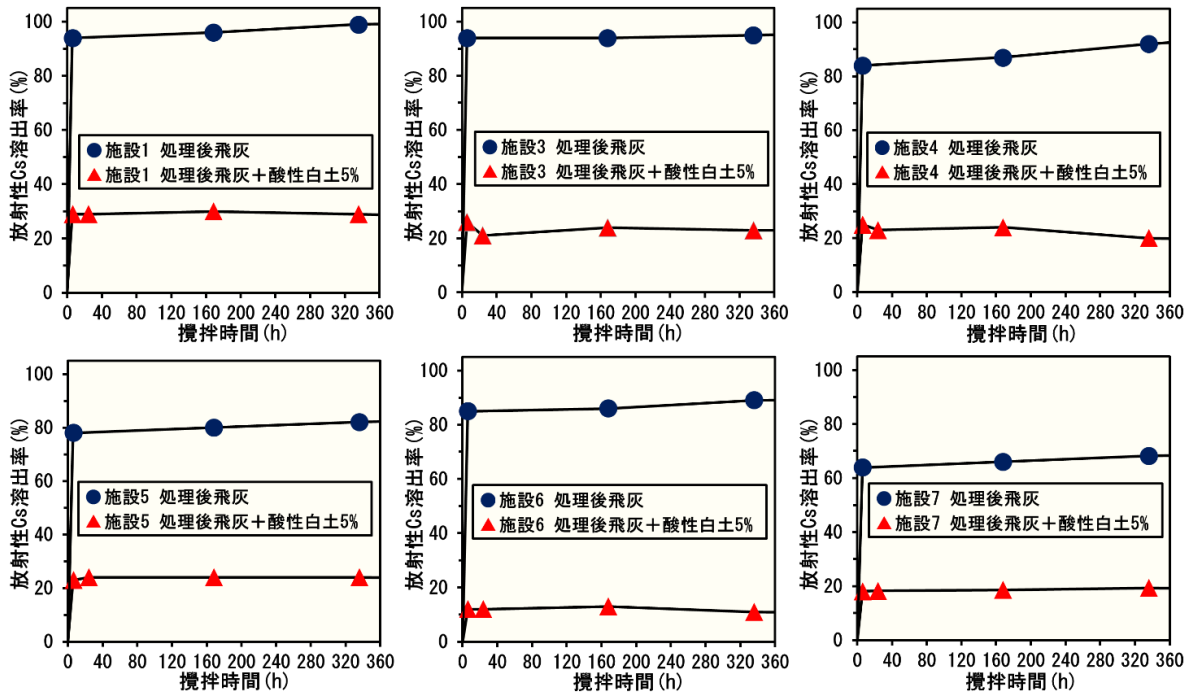


図 2 放射性 Cs 難容化試験結果（放射性 Cs 溶出率）

ウ 放射性セシウム難溶化試験（MP-AES・イオンクロマトグラフ試験）

表 7 に溶出液中の金属等の濃度結果をまとめたものを示す。重量比 5%の酸性白土を混練した後 6 時間攪拌した場合と 30 日間攪拌した場合の結果からは、長期攪拌を行っても金属等の濃度にあまり変化はみられなかった。また、酸性白土を混練せず 30 日間攪拌した場合と混練した後攪拌した場合の結果を比較すると、酸性白土を混練した場合の方が濃度は低くなるものもみられたが、概ね濃度は同程度の値を示し、酸性白土を混練してもキレート剤による働きを阻害しないことがわかった。

表 7 放射性 Cs 難容化試験結果（溶出液中の金属等の濃度）\*mg/L \*\*g/L

施設名	試料名	金属									陰イオン			pH	EC (mS/m)
		Zn *	Sr **	Cu *	Pb *	Ba *	Li *	Ca **	Na **	K **	Cl <sup>-</sup> **	Br <sup>-</sup> **	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> **		
施設1	処理後飛灰+酸性白土5% 6時間攪拌	1.3	14.1	0.6	27.1	1.9	0.9	5.9	1.5	2.4	19	53	1240	12.3	4,580
	処理後飛灰+酸性白土5% 30日間攪拌	0.7	13.5	0.4	11.1	1.9	0.6	5.2	1.3	1.9	17	52	990	12.2	4,260
	処理後飛灰 30日間攪拌	2.1	15	0.4	55.2	1.2	1	7	1.8	2.8	25	85	940	12.2	5,440
施設3	処理後飛灰+酸性白土5% 6時間攪拌	0.1	11.6	0.4	0.7	2.7	1.3	2.1	3.5	2.8	12	24	170	12.4	3,570
	処理後飛灰+酸性白土5% 30日間攪拌	0.1	12.6	0.4	0.6	18.2	1.7	1.8	3.3	2.5	13	41	10	12.1	2,820
	処理後飛灰 30日間攪拌	0.1	12.8	0.4	0.8	13.3	2.6	2.3	4.1	3.2	15	50	10	12.3	4,350
施設4	処理後飛灰+酸性白土5% 6時間攪拌	0.1	10.4	0.4	0.8	1	1.1	2.5	2.1	2.2	11	30	440	12.4	3,110
	処理後飛灰+酸性白土5% 30日間攪拌	0.2	11.4	0.3	0.6	2.7	1.8	2.2	2	2	11	43	80	11.9	2,920
	処理後飛灰 30日間攪拌	0.1	11.9	0.4	0.3	3.1	2.6	2.5	2.3	2.5	13	63	10	11.9	3,920
施設5	処理後飛灰+酸性白土5% 6時間攪拌	0.1	8.8	0.4	0.7	6.4	1	0.8	2.5	2.2	8	12	20	11.5	2,150
	処理後飛灰+酸性白土5% 30日間攪拌	0.2	9.3	0.3	0.7	8.7	1.3	0.9	2.5	2	8	16	10	10.9	2,260
	処理後飛灰 30日間攪拌	0.1	10.2	0.5	0.6	6	1.9	1.2	3.3	2.8	11	32	40	10.6	3,110
施設6	処理後飛灰+酸性白土5% 6時間攪拌	0	11.8	0.4	0.4	2.7	1.3	2.6	2.7	2.4	11	57	380	12.3	3,320
	処理後飛灰+酸性白土5% 30日間攪拌	0.1	13.3	0.3	0.5	10.7	1.6	2.2	2.6	2.2	12	73	40	11.7	3,130
	処理後飛灰 30日間攪拌	0.1	13.8	0.4	0.3	6.6	2.4	2.5	3	2.7	16	91	30	11.7	3,910
施設7	処理後飛灰+酸性白土5% 6時間攪拌	0.1	13.2	0.4	1.7	2.4	1.1	0.6	2.4	2.4	6	38	730	11.3	1,910
	処理後飛灰+酸性白土5% 30日間攪拌	0.2	14.5	0.3	0.6	3.4	1.7	0.5	2.5	2.3	7	46	190	10.6	2,060
	処理後飛灰 30日間攪拌	0.1	16	0.4	0.4	9	2.5	0.8	3.2	3.3	10	63	1060	9.4	2,950
施設8	処理後飛灰+酸性白土5% 6時間攪拌	0	7.6	0.3	0.7	0.9	1.1	1.5	2.8	2.3	10	26	900	12.3	2,940
	処理後飛灰+酸性白土5% 30日間攪拌	0.3	9.2	0.3	0.7	1.1	1.3	1.3	3	2.4	11	58	70	11.2	2,840
	処理後飛灰 30日間攪拌	0.1	10.5	0.4	0.6	0.6	2.2	1.3	3.2	2.8	14	68	70	11.2	3,650

## (2) 一般廃棄物焼却施設での焼却灰中の放射性セシウム難溶化試験

## ア 通常運転時試験

## (ア) ゲルマニウム半導体検出器・JIS K 0058-1 溶出試験・環告 13号溶出試験

図3から図5に通常運転時試験で採取した、主灰・飛灰・処理後飛灰の放射性セシウム濃度(含有・溶出)と放射性セシウム溶出率の日時変動結果を示す。この結果から、主灰より飛灰や処理後飛灰の方が放射性セシウム濃度及び溶出率は高くなる傾向がみられた。

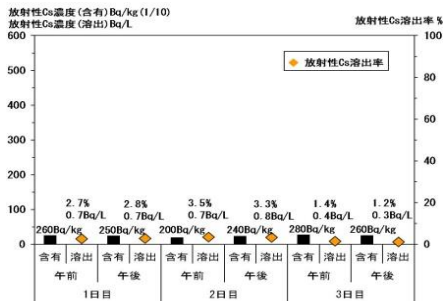


図3 主灰の日時変動結果  
(通常)

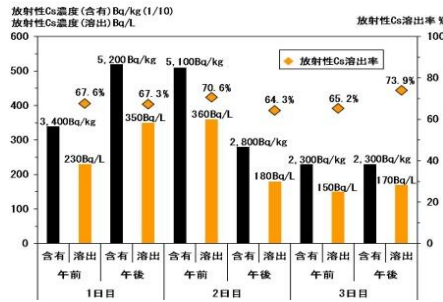


図4 飛灰の日時変動結果  
(通常)

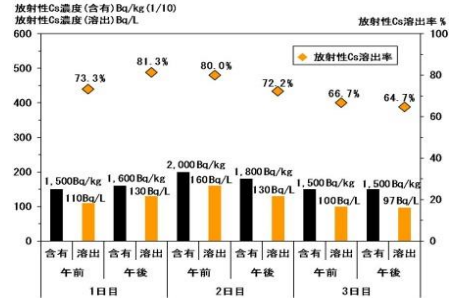


図5 処理後飛灰の日時変動結果(通常)

それぞれの値についてみてみると、主灰の放射性セシウム含有量は200～280Bq/kg(平均値:248Bq/kg)、飛灰は2,300～5,200Bq/kg(平均値:3,517Bq/kg)、処理後飛灰は1,500～2,000Bq/kg(平均値:1,650Bq/kg)であった。また、放射性セシウム溶出量に関しては、0.3～0.8Bq/L(平均値:0.6Bq/L)、飛灰は150～360Bq/L(平均値:240Bq/L)、処理後飛灰は97～160Bq/L(平均値:121Bq/L)であった。

そして、放射性セシウム溶出率は、主灰が1.2～3.5%(平均値:2.5%)、飛灰は64.3～73.9%(平均値:68.2%)、処理後飛灰は64.7～81.3%(平均値:73.0%)であり、環告13号溶出試験の結果からは、概ね重金属等の基礎項目を満たしている結果となった。

## (イ) 繰り返し溶出試験(JIS K 0058-1)

表8(主灰)と表9(処理後飛灰)に繰り返し溶出試験結果を示す。今回は、1日目の午後(14:00)に採取したものをを用いた。まず、それぞれの試料からの放射性セシウム溶出特性からは、繰り返し溶出試験においても、主灰より処理後飛灰の方が放射性セシウム溶出率は高くなる傾向がみられ、主灰からは4回の累計で3.2%、処理後飛灰からは81.9%の放射性セシウムが溶出した。各試料共に1回目が最も放射性セシウム溶出量・溶出率が高く、その後溶出試験を重ねるに伴い徐々にその値は低くなっていく傾向がみられた。

また、ECに関しては、溶出試験を重ねるに伴いその値は減少していく傾向がみられた。重金属等の結果からは、特異な数値はみられず、塩化物イオン濃度に関しては、ECの結果と同様に溶出試験を重ねるに伴い、値が減少していく傾向

がみられた。

表 8 主灰の繰り返し溶出試験結果(通常)

項目	単位	主灰(1日目午後)				
		1回目	2回目	3回目	4回目	
JISK0058-1	放射性Cs濃度(溶出)	Bq/L	0.5	0.3	0	0
	pH	-	11.7	11.3	10.8	10.9
	EC	mS/m	420	109	55.0	42.9
	放射性Cs溶出率*	%	2.0	1.2	0	0
	Hg	mg/L	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	Cd		<0.009	<0.009	<0.009	<0.009
	Pb		<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
	As		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Se		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Cl-		1,010	136	46.0	14.7

※放射性 Cs 濃度(含有)250 Bq/kg として各値を算

表 9 処理後飛灰の繰り返し溶出試験結果(通常)

項目	単位	キレート処理後飛灰(1日目午後)				
		1回目	2回目	3回目	4回目	
JISK0058-1	放射性Cs濃度(溶出)	Bq/L	120	10	1	0
	pH	-	12.4	12.5	12.6	12.6
	EC	mS/m	3,380	1,150	911	871
	放射性Cs溶出率*	%	75.0	6.3	0.6	0
	Hg	mg/L	0.0006	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	Cd		<0.009	<0.009	<0.009	<0.009
	Pb		0.16	0.10	0.14	0.14
	As		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Se		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Cl-		10,400	1,200	256	88.6

※放射性 Cs 濃度(含有)1,600Bq/kg として各値を算出

ア(ア)と繰り返し溶出試験結果から、処理後飛灰は、主灰と比較して放射性セシウム濃度(含有・溶出)、放射性セシウム溶出率も高く、さらに、震災前から実施されてきていたキレート剤による処理では放射性セシウムの溶出を抑制することは難しい点から、一般廃棄物焼却灰に関しては、処理後飛灰の放射性セシウム難溶化方法の検討が重要であると考えられる。

#### (ウ) 室内でのゼオライト添加試験

表 10(飛灰)と表 11(処理後飛灰)に結果を示す。さらに、ゼオライトの添加による、重金属等の項目への影響有無の検討も行うため、飛灰への添加試験では、試験を実施する施設で使用されていたキレート剤を一律 2%添加したのに対して、ゼオライトを 5%~20%(5%間隔)の各添加率で添加し、その後試験を実施した。

表 10 室内での飛灰への添加試験結果

項目	単位	飛灰(1日目午後)	飛灰(1日目午後)+キレート剤 2%				
		未添加	5%	10%	15%	20%	
放射性Cs濃度(含有)	Bq/kg	5,200	3,100	3,000	2,900	2,700	
含水率	%	-	28.9	29.6	29.8	29.8	
JISK0058-1	放射性Cs濃度(溶出)	Bq/L	350	98	56	40	28
	pH	-	12.4	12.4	12.4	12.4	12.4
	EC	mS/m	5,490	3,860	3,720	3,630	3,560
放射性Cs溶出率	%	67.3	31.6	18.7	13.8	10.4	
環号13号	Hg	mg/L	<0.0005*	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	Cd		<0.009*	<0.009	<0.009	<0.009	<0.009
	Pb		9.2*	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
	As		<0.01*	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Se		0.02*	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Cl-		20,000*	12,000	9,980	11,000	10,700

※キレート未添加の値

表 11 室内での処理後飛灰への添加試験結果

項目	単位	キレート処理後飛灰(2日目午前)					
		未添加	5%	10%	15%	20%	
放射性Cs濃度(含有)	Bq/kg	2,000	1,300	1,300	1,200	1,100	
含水率	%	-	29.0	29.4	29.5	29.6	
JISK0058-1	放射性Cs濃度(溶出)	Bq/L	160	29	15	10	7
	pH	-	12.2	12.4	12.4	12.4	12.4
	EC	mS/m	3,740	2,820	2,720	2,620	2,550
放射性Cs溶出率	%	80.0	22.3	11.5	8.3	6.4	
環号13号	Hg	mg/L	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	Cd		<0.009	<0.009	<0.009	<0.009	<0.009
	Pb		0.06	0.13	0.08	0.06	0.04
	As		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Se		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Cl-		11,200	7,770	7,060	6,840	6,490

それぞれの結果を比較してみると、飛灰と処理後飛灰共にゼオライトを添加することで、放射性セシウムの溶出を抑制できる結果となり、添加率の増加に伴い



放射性セシウムの難溶化効果も高くなる傾向がみられた。さらに、重金属等の結果からは、ゼオライトを添加してもキレート剤の働きを阻害しないことがわかった。

実施設での混合薬剤添加・混練添加試験では、最終的に生じた処理後飛灰からのセシウム 134+137 の合計溶出量が、10Bq/Lとなることを目標としているため、今回の結果から、最低でも 15%以上のゼオライトが添加されるように、各方式で添加を実施しなければならないことが明らかとなった。そこで、放射性セシウム濃度の日時変動等の結果を考慮して、実施設での各添加試験では、約 20%のゼオライトが添加されるように、混合薬剤と混練による各添加試験をそれぞれ実施することとした。

イ 実施設での排ガス処理薬剤へのゼオライト添加試験

(ア) 排ガス組成分析試験

表 12 に排ガス組成分析試験の結果を示す。通常運転時の結果と比較してみると、混合薬剤の吹き込みを実施しても、基礎項目等において特異な数値はみられず、排出基準を満たすことができる結果となった。

(イ) ゲルマニウム半導体検出器・JISK 0058-1 溶出試験・環告 13 号溶出試験

表 13 に採取した処理後飛灰の放射性セシウム濃度や重金属等の濃度結果を示す。また、表 13 の結果を基に放射性セシウム濃度(含有・溶出)と放射性セシウム溶出率の日時変動をまとめたものを図 6 に示す。放射性セシウム含有量は 2,200~4,100Bq/kg (平均値: 2,800 Bq/kg)、放射性セシウム溶出量は、8~16Bq/L (平均値: 11Bq/L)、放射性セシウム溶出率は、3.1~5.5% (平均値: 4.1%) であった。

通常運転時試験の際に得られた処理後飛灰の放射性セシウムに関する各平均値と、今回混合薬剤添加試験で

表 12 排ガス組成分析結果

試料名		単位	通常	吹き込み
現場測定	排ガス温度	°C	141	155
	流速	m/s	17.2	16
	湿り排出ガス量	m <sup>3</sup> (N)/h	34,000	30,400
	湯き排出ガス量	m <sup>3</sup> (N)/h	24,200	18,700
	水分量	vol%	28.7	38.3
	二酸化炭素	vol%	9	9.2
	酸素	vol%	11	10.8
	一酸化炭素	vol%	<0.2	<0.2
	窒素	vol%	80	80
	空気比	-	2.07	2.03
ラボ測定	ばいじん(ダスト濃度)	g/m <sup>3</sup> (N)	0.039	0.014
	ばいじん(12%換算比)	g/m <sup>3</sup> (N)	0.036	0.013
	硫酸酸化物	ppm	9	7
	硫酸酸化物排出量	m <sup>3</sup> (N)/h	0.21	0.13
	窒素酸化物	ppm	57	110
	窒素酸化物(12%換算比)	ppm	51	100
	窒素酸化物排出量	m <sup>3</sup> (N)/h	1.3	2
	塩化水素	mg/m <sup>3</sup> (N)	16	39
	塩化水素(12%換算比)	mg/m <sup>3</sup> (N)	15	35
	塩化水素	ppm	10	23
	塩化水素(12%換算比)	ppm	9	21
Cs-134+137	Bq/m <sup>3</sup> (N)	不検出	不検出	

表 13 処理後飛灰結果(混合薬剤添加)

項目	単位	キレート処理後飛灰(午後)					
		1日目	2日目	3日目	4日目	5日目	
放射性Cs濃度(含有)	Bq/kg	2,200	2,300	2,800	4,100	2,600	
JISK0058-1	放射性Cs濃度(溶出)	Bq/L	12	9	12	16	8
	pH	-	12.3	12.3	12.3	12.3	12.4
	EC	mS/m	3,440	3,060	2,710	2,800	2,250
放射性Cs溶出率	%	5.5	3.9	4.3	3.9	3.1	
環告13号	Hg	mg/L	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	Cd	mg/L	<0.009	<0.009	<0.009	<0.009	<0.009
	Pb	mg/L	<0.03	0.09	<0.03	<0.03	<0.03
	As	mg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Se	mg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Cl-	mg/L	10,400	9,520	7,890	8,140	6,310

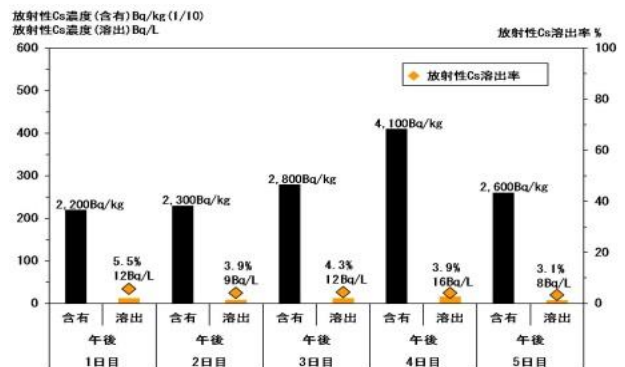


図 6 処理後飛灰の日時変動結果(混合薬剤添加)

得られた各平均値とを比較してみると、放射性セシウム溶出量（通常：121Bq/L → 混合薬剤添加：11Bq/L）と放射性セシウム溶出率（通常：73.0% → 混合薬剤添加：4.1%）共に大幅に値を下げられることがわかった。また、環告 13 号溶出試験の結果から、室内でのゼオライト添加試験結果と同様に、実施で消石灰とゼオライトとの混合薬剤の吹き込みを実施してもキレート剤による働きを阻害しないことが分かった。

(ウ) 繰り返し溶出試験(JIS K 0058-1)

表 14 (超純水) と表 15 (人工海水) に繰り返し溶出試験結果を示す。混合薬剤添加試験期間中に採取した処理後飛灰の放射性セシウム濃度の平均値に最も近い 3 日目に採取したものをを用いた。

放射性セシウム溶出特性として、溶媒を超純水として試験を実施した場合、4 回の累計で 14.0%の放射性セシウムが溶出したが、表 9 に示すゼオライト未添加の処理後飛灰の結果と比較してみると、放射性セシウムの溶出を大幅に抑制できる

(通常 4 回累計：81.9% → 混合薬剤添加 4 回累計：14.0%) 結果となった。

しかし、溶媒を人工海水とした場合、累計放射性セシウム溶出率は高くなる(超純水 4 回累計：14.0% → 人工海水 4 回累計：56.1%) 傾向がみられたが、どちらの溶媒を用いた結果からも、通常の処理後飛灰の結果と比較して、ゼオライトの添加により、一定程度の放射性セシウムの難溶化効果はあるという結果となった。さらに、重金属等の結果からも、超純水・人工海水どちらの溶媒を用いた場合でもキレート剤の働きを阻害しないことが分かった。

ウ 実施設での飛灰のキレート剤混練部へのゼオライト添加試験

(ア) ゲルマニウム半導体検出器・JIS K 0058-1 溶出試験・環告 13 号溶出試験

表 16 に採取した処理後飛灰の放射性セシウム濃度や重金属等の濃度結果を示す。また、表 16 の結果を基に放射性セシウム濃度(含有・溶出)と放射性セシウム溶出率の日時変動をまとめたものを図 7 に示す。放射性セシウム含有量は、1,200~1,400Bq/kg (平均値：1,280Bq/kg)、放射性セシウム溶出量は、6~11Bq/L (平均値：8Bq/L)、また、放射性セシウム溶出率は、4.6~7.9% (平均値：5.9%) であった。

表 14 処理後飛灰の繰り返し溶出試験結果(超純水・混合薬剤添加)

項目	単位	キレート処理後飛灰(3日目午後)超純水			
		1回目	2回目	3回目	4回目
放射性Cs濃度(溶出)	Bq/L	35	3	0.7	0.3
pH	-	11.6	11.8	11.9	11.9
EC	mS/m	2,270	437	214	155
放射性Cs溶出率*	%	12.5	1.1	0.3	0.1
Hg	mg/L	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
Cd		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
Pb		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
As		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Se		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Cl-		7,970	1,110	254	78

\*放射性 Cs 濃度(含有) 2,800 Bq/kg として各値を算出

表 15 処理後飛灰の繰り返し溶出試験結果(人工海水・混合薬剤添加)

項目	単位	キレート処理後飛灰(3日目午後)人工海水			
		1回目	2回目	3回目	4回目
放射性Cs濃度(溶出)	Bq/L	80	33	25	19
pH	-	10.8	9.8	9.2	9.1
EC	mS/m	6,910	5,770	5,720	5,660
放射性Cs溶出率*	%	28.6	11.8	8.9	6.8
Hg	mg/L	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
Cd		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
Pb		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
As		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Se		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Cl-		28,000	22,800	22,900	22,900

混合薬剤添加試験で得られた処理後飛灰の放射性セシウムに関する各平均値と混練添加試験で得られた各平均値を比較してみると、放射性セシウム溶出量（混合薬剤添加：11Bq/L、混練添加：8 Bq/L、※通常：121 Bq/L）と放射性セシウム溶出率（混合薬剤添加：4.1%、混練添加：5.9%、※通常：73.0%）は両添加試験で同程度の値を示し、実施設での吹込みと混練どちらのゼオライト添加方式の場合も放射性セシウム難溶化効果はある結果となった。また、環告13号溶出試験の結果から、室内でのゼオライト添加試験と混合薬剤添加試験で得られた結果と同様に、実施設で飛灰・キレート剤・ゼオライトを同時混練させてもキレート剤の働きを阻害しないことが分かった。

表 16 処理後飛灰結果(混練)

項目	単位	キレート処理後飛灰(午後)					
		1日目	2日目	3日目	4日目	5日目	
放射性Cs濃度(含有)	Bq/kg	1,400	1,200	1,200	1,300	1,300	
JISK0058-1	放射性Cs濃度(溶出)	Bq/L	11	8	6	7	6
	pH	-	12.5	12.5	12.5	12.4	11.8
	EC	mS/m	3,370	2,980	2,840	2,350	2,170
放射性Cs溶出率	%	7.9	6.7	5.0	5.4	4.6	
環告13号	Hg	mg/L	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	Cd		<0.009	<0.009	<0.009	<0.009	<0.009
	Pb		<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
	As		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Se		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Cl-		10,000	8,930	8,080	6,970	7,290

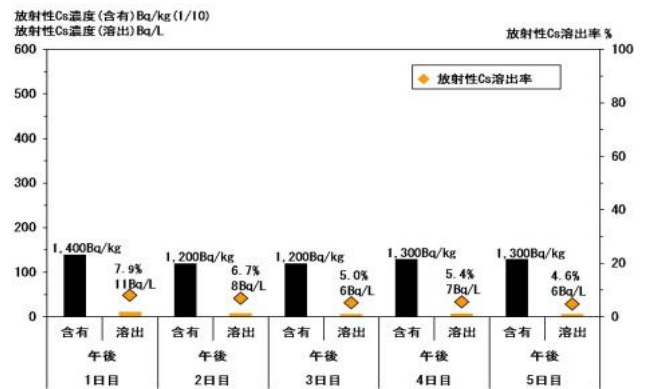


図 7 処理後飛灰の日時変動結果(混練)

(イ) 繰り返し溶出試験(JIS K 0058-1)

表 17 (超純水)と表 18 (人工海水)に繰り返し溶出試験結果を示す。今回は、混練試験期間中に採取した処理後飛灰の放射性セシウム濃度の平均値に最も近い4日目に採取したものをを用いた。

表 17 処理後飛灰の繰り返し溶出試験結果(超純水・混練)

項目	単位	キレート処理後飛灰(4日目午後)超純水				
		1回目	2回目	3回目	4回目	
JISK0058-1	放射性Cs濃度(溶出)	Bq/L	12	1	0.4	0
	pH	-	12.0	12.1	12.0	12.0
	EC	mS/m	2,240	664	316	235
	放射性Cs溶出率*	%	9.2	0.8	0.3	0
	Hg	mg/L	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	Cd		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
	Pb		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	As		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Se		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Cl-		6,660	1,140	340	108

※放射性Cs濃度(含有)1,300 Bq/kgとして各値を算出

表 18 処理後飛灰の繰り返し溶出試験結果(人工海水・混練)

項目	単位	キレート処理後飛灰(4日目午後)人工海水				
		1回目	2回目	3回目	4回目	
JISK0058-1	放射性Cs濃度(溶出)	Bq/L	26	12	10	8
	pH	-	11.4	11.0	9.9	9.2
	EC	mS/m	6,820	5,920	5,740	5,680
	放射性Cs溶出率*	%	20.0	9.2	7.7	6.2
	Hg	mg/L	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	Cd		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
	Pb		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	As		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Se		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Cl-		27,400	23,900	22,300	22,400

※放射性Cs濃度(含有)1,300 Bq/kgとして各値を算出

放射性セシウム溶出特性として、溶媒を超純水として試験を実施した場合、4回の累計で10.3%の放射性セシウムが溶出したが、表14に示す混合薬剤添加試験で採取した処理後飛灰の結果とほぼ同様の結果(通常4回累計:81.9%→混合薬剤4回累計:14.0%、混練4回累計:10.3%)となった。



また、溶媒を人工海水として試験を実施した場合も同様の結果(混合薬剤添加人工海水:56.1%、混練添加人工海水 4 回累計: 43.1%)となった。さらに、重金属等の結果からも、超純水・人工海水どちらの溶媒を用いた場合でも特異な数値はみられなかった。

混練添加試験での放射性セシウム難溶化効果と、室内での処理後飛灰へのゼオライト添加試験結果を踏まえて考えてみると、放射性セシウム濃度等の問題により、処理が難しく既に一時保管されているものに関しては、保管容器の詰め替え作業を実施する際に、内容物に対してゼオライトを添加・混練した上で、新しい容器へと詰め替えを実施していくことも安全性を高めていく有効な手段の 1 つであると思われる。

また、混合薬剤・混練どちらのゼオライト添加方式でも放射性セシウム難溶化効果は得られたが、埋立処分場への埋立を想定した場合、過剰なゼオライトの添加は、埋立物総量の増加を招いてしまうため、ゼオライトの添加率は最大でも 20%程度が妥当であると思われる。

そして、混合薬剤もしくは混練のどちらかのゼオライト添加方式を実施設で適用する場合、施設への追加改造が必要となる場合も考えられる。

そこで、混合薬剤添加方式の場合、既存の消石灰サイロを利用し、中身を全て消石灰から混合薬剤に入れ替えることになるが、この方法では、既存消石灰サイロを利用するため、施設で設定している定期点検の際に、消石灰のみの吹き込みを行っていた場合と比較して、配管の摩耗やバグフィルタの詰りの有無等について、詳細に検討しなければならない。

また、混練添加方式の場合、キレート剤混練機部でゼオライトを添加できるサイロと機構を新たに増設しなければならない可能性と、定期点検の際にキレート剤混練機部の摩耗について、より詳細に検討しなければならないことを考慮しなければならない。そのため、施設特性に応じて最適な添加方式と添加量を選択した上で現場適応の検討を進めていくのが望ましい。

### (3) 埋立状況と放射性セシウムの浸出状況

2015 年度の放射性セシウムの分析結果を表 19 に示す。飛灰をそのまま埋め立てた A、B 処分場と飛灰の雨水接触防止対策をして埋め立てた D 処分場で浸出水及び放流水中に放射性セシウムが検出された。一方、焼却灰を埋め立てていない C 処分場、飛灰と雨水の接触防止をして埋め立てた E 処分場、主灰のみを埋め立てた F、G 処分場では浸出水及び放流水中の放射性セシウムは検出下限値(約 1Bq/L)未満であった。なお、どの埋立処分場においても周辺地下水中の放射性セシウムは検出下限値(約 1Bq/L)未満であった。

表 19 2015 年度の浸出水等の放射性セシウム分析結果

単位：Bq/L（浸出水及び放流水）、Bq/kg（汚泥）

検出下限値：1Bq/L または Bq/kg

	A処分場			B処分場			C処分場			D処分場			E処分場			F処分場			G処分場			
	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	
1月	2.6	1.9	1.9	10.9	11.2	8.4	N.D.	N.D.	N.D.	2.4	1.6	5.3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
2月	1.8	1.6	3.1	10	10.3	6.6	N.D.	N.D.	N.D.	1.7	N.D.	2.5	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.0
3月	2.2	1.7	1.8	9.7	10.7	6.0	N.D.	N.D.	N.D.	2.2	1.6	1.5	N.D.	N.D.	1.1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

2016 年度の放射性セシウムの分析結果を表 20 に示す。飛灰をそのまま埋め立てた H 処分場のみ、浸出水及び放流水から放射性セシウムが検出された。なお、表 20 のどの埋立処分場においても地下水中の放射性セシウムは全て検出下限値（0.1 Bq/L）未満であった。

表 20 2016 年度の浸出水等の放射性セシウム分析結果

単位：Bq/L（浸出水及び放流水）、Bq/kg（汚泥）

検出下限値：0.1 Bq/L または Bq/kg

	C処分場			E処分場			F処分場			G処分場			H処分場			I処分場		
	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥
11月	<0.1	<0.1	—	<0.1	<0.1	0.42	<0.1	<0.1	0.24	<0.1	<0.1	0.38	7.1	6.7	4.9	<0.1	<0.1	0.87
2月	<0.1	<0.1	—	<0.1	<0.1	0.17	<0.1	<0.1	0.26	<0.1	<0.1	0.11	3.9	4.5	6.0	<0.1	<0.1	0.19

2015 年度及び 2016 年度の結果から、放射性セシウムを含む飛灰を雨水との接触防止をせずに埋め立てた埋立処分場からのみ放射性セシウムが浸出水・放流水中に検出されたと考えられた。飛灰と雨水の接触防止をして埋め立てたにもかかわらず浸出水中から放射性セシウムが検出された D 処分場については、埋立状況の詳細な聞き取りを行ったところ、事故直後、焼却施設復旧から環境省による焼却灰埋立停止の通知までの間に雨水との接触防止策を取らず埋め立てを行った飛灰が若干存在することが判明した。その飛灰から継続的に溶出している放射性セシウムが、D 処分場の浸出水及び放流水中に検出されたものと推定した。

#### (4) 放射性セシウムの年間浸出状況とその他の元素の関連性

2017 年度と 2018 年度の測定結果を表 21 と表 22 に示す。浸出水中の放射性セシウム濃度について、施設間で共通の季節性の有無を確認するため、年ごとに測定結果をグラフ化したものが図 8 と図 9 である。この結果から施設間の共通の季節性は見いだせなかった。

この二か年の結果を用いて同一施設における浸出水中の放射性セシウム濃度の季節性の有無を確認するためグラフ化したものが図 10 から 13 である。

表 21 2017 年度の浸出水等の放射性セシウム分析結果  
 単位：Bq/L（浸出水及び放流水）、Bq/kg（汚泥）  
 検出下限値：1Bq/L または Bq/kg

	A処分場			B処分場			D処分場			H処分場		
	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥
4月	N.D.	4	3	8	10	18	1	1	4	8	5	3
5月	1	N.D.	1	8	9	9	2	N.D.	6	1	1	2
6月	3	2	2	10	10	6	N.D.	N.D.	3	N.D.	N.D.	4
7月	3	3	3	13	13	6	2	1	8	N.D.	N.D.	4
8月	4	4	5	11	10	7	3	3	12	N.D.	N.D.	4
9月	4	4	2	10	9	5	2	1	8	N.D.	N.D.	2
10月	4	4	4	10	11	5	N.D.	1	5	N.D.	N.D.	2
11月	5	5	3	11	10	6	N.D.	2	6	N.D.	N.D.	2
12月	4	5	3	9	10	9	2	1	3	1	1	1
1月	4	4	4	8	9	4	1	N.D.	4	2	2	2
2月	5	5	5	10	9	4	1	N.D.	10	3	3	3
3月	5	5	3	12	10	5	2	N.D.	5	2	3	3

表 22 2018 年度の浸出水等の放射性セシウム分析結果  
 単位：Bq/L（浸出水及び放流水）  
 検出下限値：1Bq/L

	A処分場		B処分場		D処分場		H処分場	
	浸出	放流	浸出	放流	浸出	放流	浸出	放流
4月	3	3	10	10	N.D.	1	2	2
5月	3	3	9	9	1	1	1	1
6月	3	3	6	6	N.D.	2	1	1
7月	2	2	4	4	0.4	2	1	1
8月	1	2	5	4	N.D.	2	1	1
9月	3	2	5	7	2	2	2	1
10月	2	2	11	10	1	2	1	1
11月	1	1	10	10	N.D.	1	1	1
12月	1	1	6	6	N.D.	1	1	1
1月	1	1	10	8	N.D.	N.D.	1	1
2月	3	2	11	10	N.D.	1	1	1
3月	2	2	11	11	1	1	1	1

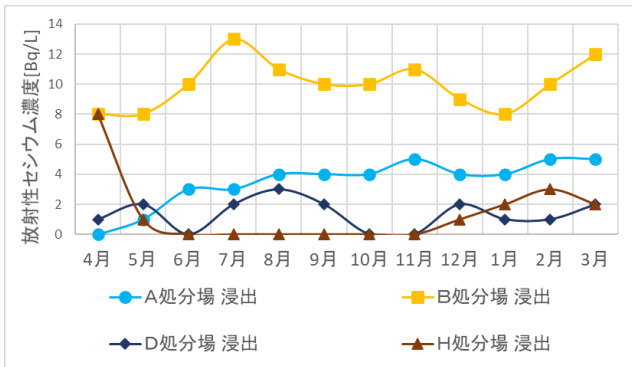


図 8 2017 年度測定結果

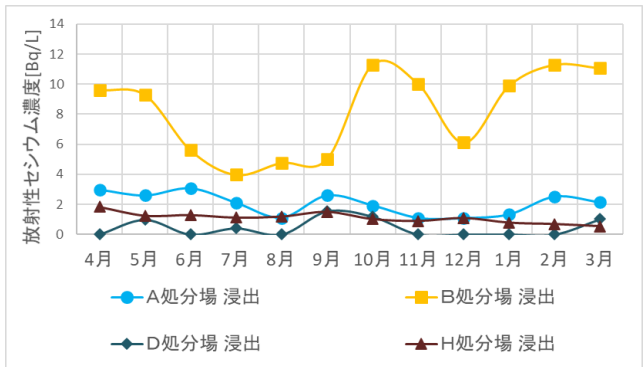


図 9 2018 年度測定結果

ア A 処分場

A 処分場浸出水中の放射性セシウム濃度は最大で 5Bq/L 程度となっている。2017 年度は 4 月の放射性セシウム濃度が低く 3 月に向けて濃度が高くなっていった。2018 年度は 4～6 月の放射性セシウム濃度が高く、冬季の濃度が低くなっている。この比較からは、浸出水中の放射性セシウム濃度に季節性があるとはいえない。

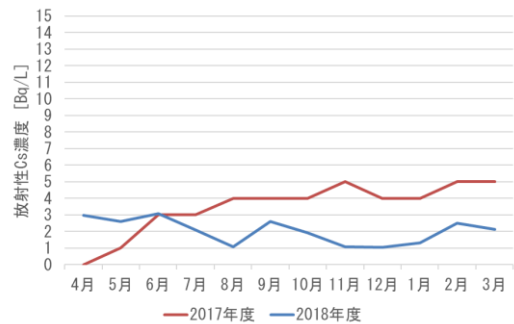


図 10 A 処分場浸出水中放射性 Cs 濃度

### イ B 処分場

B 処分場浸出水中の放射性セシウム濃度は最大で 13Bq/L 程度となっている。2017 年度は 7 月、11 月及び 3 月の放射性セシウム濃度が高く、5 月、12～2 月の濃度が低かった。2018 年度は 7～9 月及び 12 月の放射性セシウム濃度が低く、4、5 月、10、11 月及び 1～3 月の濃度が高くなっている。この比較から、冬季に放射性セシウム濃度が上昇する傾向が考えられるものの埋立処分場としての季節性があるとは断定できない。

### ウ D 処分場

D 処分場浸出水中の放射性セシウム濃度は最大で 3Bq/L 程度となっている。また、全体の放射性セシウム濃度は低く、検出下限値未満のことも多かったため、浸出水中の放射性セシウム濃度の季節性は検討できなかった。

### エ H 処分場

H 処分場浸出水中の放射性セシウム濃度は最大で 8Bq/L 程度となっている。ただ、2017 年度に関しては 6～11 月が検出下限値未満であり、2018 年度に関しては年度を通しておおよそ 1 Bq/L となっている。2017 年度のデータを見ると濃度の上下があるものの、2018 年度のデータとの共通性はなく、浸出水中の放射性セシウム濃度に季節性があるとはいえない。

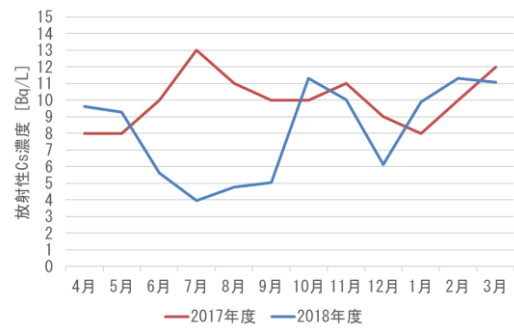


図 11 B 処分場浸出水中放射性 Cs 濃度

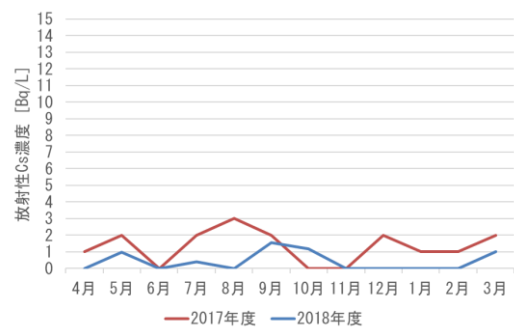


図 12 D 処分場浸出水中放射性 Cs 濃度

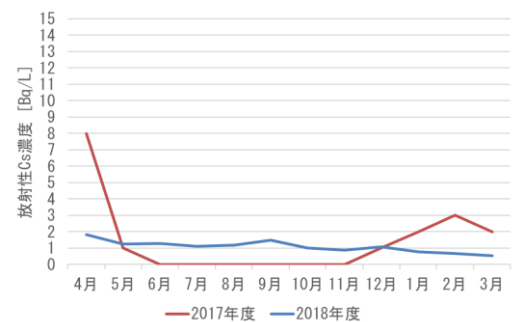


図 13 H 処分場浸出水中放射性 Cs 濃度

浸出水中の元素の分析をした結果について2017年度の埋立処分場ごとの浸出水中の放射性セシウム濃度と塩化物イオン濃度を表としたものが表23である。比較すると塩化物イオン濃度が高いほど放射性セシウム濃度が高い可能性が示唆された。そこで、縦軸に放射性セシウム濃度、横軸に塩化物イオン濃度をプロットし、相関図(図14)を作成したところ、放射性セシウム濃度及び塩化物イオン濃度に正の相関が認められた。

表 23 放射性 Cs 濃度と塩化物イオン濃度

	A 処分場		B 処分場		D 処分場		H 処分場	
	放射性Cs (Bq/L)	塩化物イオン (mg/L)	放射性Cs (Bq/L)	塩化物イオン (mg/L)	放射性Cs (Bq/L)	塩化物イオン (mg/L)	放射性Cs (Bq/L)	塩化物イオン (mg/L)
4月	0	83	8	13000	1	1400	8	4800
5月	1	2000	8	12000	2	1800	1	5200
6月	3	5100	10	12000	0	310	0	3900
7月	3	5700	13	13000	2	2300	0	3600
8月	4	7800	11	13000	3	1600	0	3000
9月	4	7600	10	13000	2	1900	0	4000
10月	4	7300	10	12000	0	1000	0	3900
11月	5	7600	11	12000	0	1000	0	2800
12月	4	7500	9	11000	2	1800	1	3700
1月	4	7500	8	12000	1	980	2	7200
2月	5	7800	10	12000	1	2100	3	8000
3月	5	8700	12	12000	2	1800	2	6400

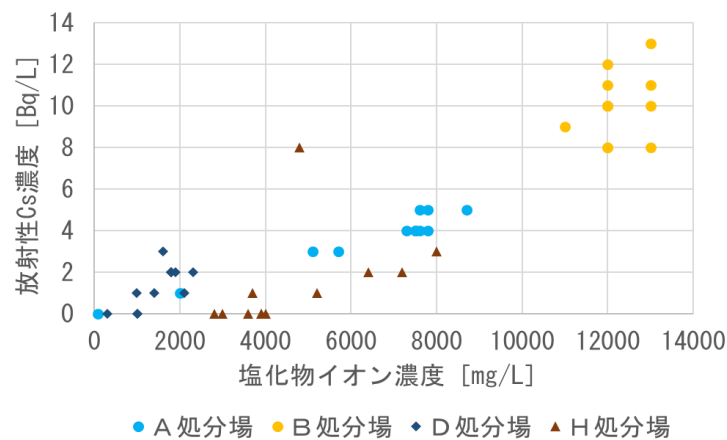


図 14 放射性 Cs 濃度と塩化物イオン濃度の相関

## 5.5. まとめ

今回の調査により埋立処分場においては埋立時に飛灰に遮水等の溶出対策をしないで埋め立てた場合、放射性セシウムが浸出することが確認された。また、浸出水中の放射性セシウム濃度については施設間共通の季節性はなく同一施設においても明確な季節性は見られないと推測される。さらに、放射性セシウムの浸出濃度と塩化物イオン浸出濃度には正の相関がみられたことから焼却灰中の塩化物イオンが放射性セシウムの動態に影響を与えている可能性があることが示唆された。

埋立処分場浸出水から放射性セシウムが検出される原因と思われる焼却灰（主灰、処理後主灰、飛灰及び処理後飛灰）からの放射性セシウム溶出性について試験を実施したところ、同一施設内において主灰（処理後主灰も含む）よりも飛灰（処理後飛灰を含む）の方が、放射性セシウム濃度が高くかつ放射性セシウム溶出率が高いことが確認された。また、放射性セシウムの溶出性が高い処理後飛灰に酸性白土を加え混練したところ、放射性セシウムの溶出性を低下でき、なおかつキレート剤の重金属溶出防止効果を阻害しないことが確認できた。

前プロジェクトの最終報告書において焼却灰への添加時における放射性セシウム難溶化効果が認められたゼオライトに関して、実施設における飛灰への添加試験を実施した。その結果、消石灰等の吹込み薬剤にゼオライトを混ぜる手法及びキレート剤混練直前にゼオライトを添加する手法はともに放射性セシウム溶出を大幅に抑制でき、なおかつキレート剤による重金属抑制効果を阻害しないことが確認された。室内試験の結果等を合わせて考えると、焼却飛灰へのゼオライトの添加は、焼却施設から今後発生する飛灰だけでなく現在一時保管されている焼却灰に対しての放射性セシウム溶出対策にも有用であるが、実施設への適応に際しては、ゼオライト添加割合による埋立処分量の増加や実施設の構造等、焼却施設及び埋立処分場の特性を踏まえて検討する必要がある。

## 報告書総括

本報告書は、FIP4を除き、2018年度～2019年度の活動を中心に2013年度からの活動に関する中間報告書である。FIP4については、2015年度で完了しているため、2013年度～2015年度までの活動について報告している。各テーマの報告について、以下のとおり総括する。

### FIP1：モニタリングに基づく放射性セシウムの動態が水圏に与える影響の評価

福島県の河川水中の懸濁態、溶存態放射性セシウム濃度の観測を引き続き実施している。その結果、形態の違いによらず事故直後から見られていた時間の経過とともに低下する傾向が維持されていた。さらに、流域内での除染は河川水中の懸濁態セシウム<sup>137</sup>濃度に強い影響を及ぼすことが確認された。河川水中の放射性セシウム濃度の将来予測に向けたシミュレーションについては、平水時での計算の精緻化を図り、加えて出水時での試算を実施した。

### FIP2：野生動物における放射性核種の動態調査

イノシシ及びツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム<sup>137</sup>濃度の経年変化を確認した結果、近年であっても一般食品における放射性セシウム濃度の基準値を大きく超過するような濃度の高い個体が捕獲されていた。イノシシ及びツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム<sup>137</sup>濃度の長期的な変動は、全期間、低濃度期、高濃度期に時間経過に伴う減少が見られたが、高濃度期については、データの拡充やモデルの再考が必要である。

また、福島県内のイノシシは、遺伝的に2系統群に分かれており、おおよそ阿武隈川を境界として東西に移動が制限されている可能性が示唆された。

### FIP3：陸水域における持続可能な放射性物質対策

2014年に除染の実証試験を行った河川敷において引き続き除染効果の持続性を検証した。河川敷に植生が繁茂した状況下においても、継続的に空間線量率が低下していた。顕著な放射性セシウムの蓄積もみられず、除染効果が維持されていたことが確認された。

また、2019年台風第19号通過に伴う河川周辺における再汚染の有無を検証するため、河川公園等において空間線量率の測定と現地踏査を行った。空間線量率の上昇は一般には確認されず、むしろ河川近傍において空間線量率が大きく低下しており、出水に伴う自然減衰作用による影響が確認された。

### FIP4：GPS歩行サーベイによる環境マッピング技術の開発

機材の整備については京都大学のKURAMAを基本とし、より歩行サーベイに適した構成とした。そして、得られたデータの解析やUAVによる航空機サーベイなどのモニタリングとの連携を想定し、GISデータ処理システムを整備した。また、方向特性や校正

定数など測定に必要なデータを収集し、歩行サーベイでの空間線量率測定が可能となった。そこで、いくつかの地点で歩行サーベイを実施し、空間線量率の測定やGISデータ処理システムによるコンター図の作成ができることを確認した。そして、未経験者でも利用できるようにマニュアルを整備した。2016年度からは、市町村等の求めに応じて歩行サーベイを実施、または貸し出しするなどして活用しており、近年では、公共事業（里山再生モデル事業等）の放射線モニタリングに活用している。

#### FIP5：放射性物質を含む廃棄物の適正な処理の検討

県内で発生する放射性セシウムを含む廃棄物の処理・処分及び管理手法を検討するために埋立処分場及び廃棄物焼却施設において調査及び試験を実施した。埋立処分場において浸出水等の調査を実施したところ、焼却飛灰を雨水等と接触する状況で埋め立てると焼却飛灰から放射性セシウムが溶出し、浸出水から放射性セシウムが検出されることなどが確認された。この焼却飛灰からの放射性セシウムの溶出を抑制するため各種焼却灰の溶出試験及びラボ並びに実施設における焼却灰中の放射性セシウム難溶化試験を実施した。その結果、ゼオライトを焼却灰中に添加することで顕著な放射性Cs溶出抑制効果が得られることが判明したが、実施設への適用においては対象となる焼却施設あるいは埋立処分場に応じた、添加方法及び添加量の検討が必要と考えられる。