

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

最終報告書
(2013 年～2017 年)
【福島県提案プロジェクト】

2018 年 3 月
福島県

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¹の事故により、福島県は甚大な被害を受けた。放射性物質が環境中に放出されたことにより県土が汚染され、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7年となる現時点でも、約5万人の県民が依然として帰還できずにいる。

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するためには、世界の英知を結集して取り組むことが重要であることから、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。）と連携することとし、2012年12月に福島県とIAEAとの間の協力に関する覚書に署名した。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同日付けで署名した（この取決めに基づくプロジェクトを「FCP」という。）。

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署名し、プロジェクトが始まった。さらに、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²に関する実施取決めを取り交わした。

【福島県提案プロジェクト（FIP）】

- 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

本報告書は、2013年から始まった福島県とIAEAとの協力プロジェクトのうち、FIPについて、5年間の成果とこれからの展望を広く紹介するために取りまとめたものである。

本プロジェクトの実施にあたり支援をいただいたIAEAの専門家、国際機関及び国内機関の専門家、並びに自治体職員の方々に深く感謝の意を表す。

おわりに、本報告書が、県民を始め世界の人々の安全・安心に資するものになることを期待する。

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 協力範囲の変更に併せて、一部FIPのプロジェクトの名称が変更になった。

目次

1. FIP1 河川等における放射性核種の動態調査.....	1
1.1. 目的.....	1
1.2. 実施内容	2
1.3. 結果.....	4
1.4. まとめ	10
2. FIP2 野生動物における放射性核種の動態調査.....	11
2.1. 目的.....	11
2.2. 実施内容	11
2.3. 結果.....	13
2.4. まとめ	22
3. FIP3 河川・湖沼等における放射性物質対策.....	23
3.1. 目的.....	23
3.2. 実施内容	23
3.3. 結果.....	27
3.4. まとめ	32
4. FIP4 GPS 歩行サーベイによる環境マッピング技術の開発.....	34
4.1. 目的.....	34
4.2. 実施内容	35
4.3. 結果.....	38
4.4. まとめ	43
5. 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.....	44
5.1. 目的.....	44
5.2. 実施内容	45
5.3. 結果.....	49
5.4. まとめ	59
IAEA から受けた主な支援の内容.....	61

1. FIP1 河川等における放射性核種の動態調査

要旨

放射性物質により汚染された県土において、河川水を安全に利用するための情報提供を行うことは重要である。そこで、福島県内を流れる河川を研究対象とし、河川を通じての放射性物質の動態の解明とモデルによる検証を目的として調査を行った。

我々は、TODAMモデルによる放射性核種の動態予測を行うために広瀬川においてデータ収集を行った。その結果、さらなる精度の向上は必要であるが、広瀬川の流下に伴う放射性セシウム濃度の変化を再現することができた。

阿武隈川水系及び浜通りの主要な河川において、微小粒子に吸着されて流下する懸濁態放射性セシウムの動態調査を実施した。その結果、懸濁態放射性セシウム濃度は現在も継続して低下していることが明らかとなった。また、河川を介した放射性セシウムの移行には、流域内でのダム の存在や除染活動が影響を及ぼすことも分かった。

1.1. 目的

河川水は上水道や農業用水などに広く利用されている。しかし 2011 年の東京電力(株)福島第一原子力発電所の事故により、県土は広く放射性物質により汚染された。流域が放射性物質により汚染されたことから、河川における放射性物質の動態を解明し、河川水を安全に利用するための情報提供を行うことは重要な課題である。放射性セシウムが河川を浮遊粒子に吸着されて流下する場合（懸濁態）は、出水時等のイベント後に再堆積することで、その場所の空間線量率への影響が懸念される。一方で、溶存態として流下する場合には農作物や生態系を通じた移行について考慮する必要がある（図 1）。したがって、河川における放射性セシウムの動態を正確に把握するためには、形態ごとに把握することが必要である。そこで、福島県内を流れる河川を対象とし、河川の流下に伴う放射性物質の動態を明らかにするとともに、得られた観測データを基にシミュレーションモデルによる放射性セシウム動態の検証を行った。

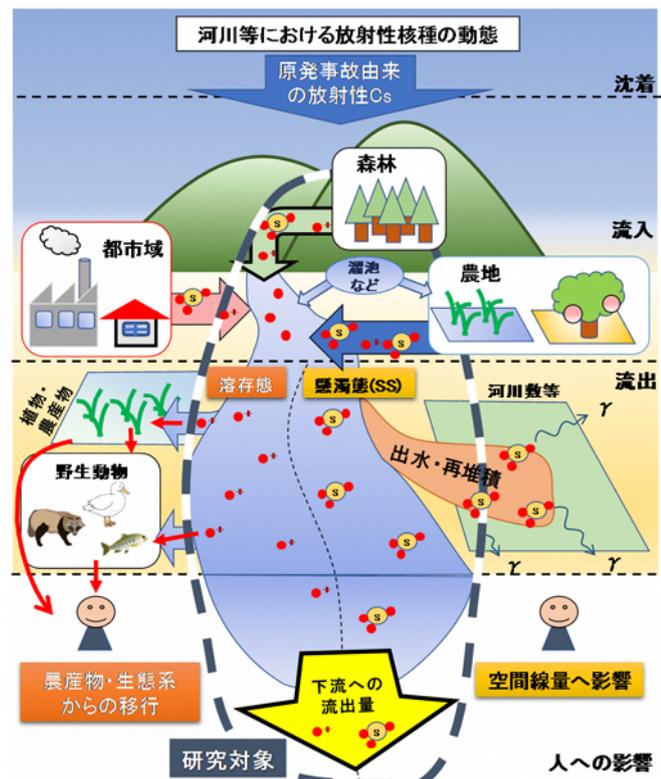


図 1 放射性セシウムの河川流域における動態の模式図

そこで、福島県内を流れる河川を対象とし、河川の流下に伴う放射性物質の動態を明らかにするとともに、得られた観測データを基にシミュレーションモデルによる放射性セシウム動態の検証を行った。

1.2. 実施内容

(1) 広瀬川流域における調査

2013年度から2017年度まで広瀬川とその支流を対象とした調査を行った。広瀬川は、阿武隈川の支流の一つであり、その集水域は放射性セシウムが多く沈着した地域に近接している。この流域における放射性セシウムの地表面への沈着量（2011年7月2日時点、これを本稿では初期沈着量とする）を図2(a)に示す。広瀬川流域の南東側の流域界付近等では、赤に塗られたエリアが確認できるほか、支流の布川・小国川流域においても放射性セシウム沈着量が多いことが分かる（表1）。

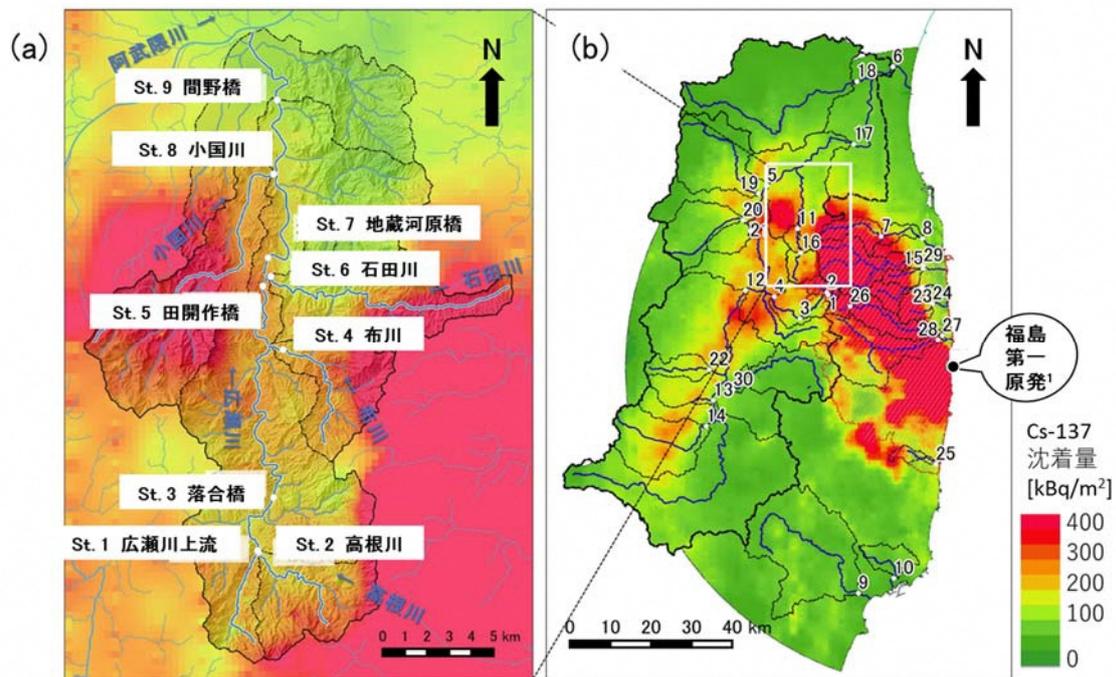


図2 調査地点の位置と放射性セシウムの地表面への沈着量（2011/7/2時点）*
 (a)広瀬川流域。図中の数字は表3の地点番号に対応。(b)広域調査の対象エリア。

¹ 東京電力(株)福島第一原子力発電所

* 出典：文部科学省による第3次航空機モニタリングの測定結果について、文部科学省(2011) (http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4858/24/1305819_0708.pdf)

ただし、(b)については第3次航空機モニタリングの調査範囲外について、都道府県別の航空機モニタリングの測定結果 (<http://emdb.jaea.go.jp/emdb/en/portals/b224/>)、第1次無人ヘリコプターによる福島第一原子力発電所から3km圏内の放射性セシウムの沈着量の測定結果 (<http://emdb.jaea.go.jp/emdb/portals/b225/>) を用いて補完した。

表 1 広瀬川流域における各河川の流域面積と Cs-137 の平均沈着量の関係

	流域面積 [km ²]	Cs-137 の平均沈着量 [kBq/m ²]
広瀬川	267.9	231
高根川	19.2	270
布川	18.6	343
石田川	30.1	290
小国川	40.4	343

試料の採取は図 2(a)の 9 地点で行っており、主な観測項目を表 2 に示す。河川水中の放射性セシウム濃度を測定するため、河川水を約 100L 採水し、カートリッジ型のフィルターを用いて懸濁態セシウムと溶存態セシウムに分けて回収し、それぞれゲルマニウム半導体検出器を用いて測定を行った。放射性セシウム濃度の測定に当たっては、文部科学省測定法シリーズ「ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー」に準拠する方法で測定を行った。

各観測地点で得られたデータを用いて、広瀬川での放射性セシウム動態を検証するために、TODAM(Time-dependent One-dimensional Degradation And Migration)モデルの適用を試みた。TODAM モデルは、水や河床堆積物などに含まれる放射性核種の時間変動を予測することができる。例えば、放射性物質が河川を通じて太平洋に流入した量の推定、河川流路において土砂が堆積しやすい地点の推定や、河川流域での除染が河川の土砂流出に与える影響の評価等を行うことができる。本研究では、洪水の際に下流へ輸送される放射性セシウムの量、堆積物等に吸着された放射性セシウムの沈降・堆積場所、広瀬川から阿武隈川への流出量の予測に用いた。

表 2 主な観測項目

河川の形状調査	横断面図、緯度、経度、標高、植生情報	
放射線量率測定	放射線量率 (1m, 1cm)	
連続測定	水位、濁度	
観測	流量、流速	
平水時	水試料	濁度、浮遊物質量 (SS)、pH、酸化還元電位 (Eh)、放射性セシウム (Cs-134、Cs-137) 濃度、Ca ²⁺ 濃度、NH ₄ ⁺ 濃度
	土試料	粒度分布、鉱物組成、放射性セシウム (Cs-134、Cs-137) 濃度
観測	流量、流速	
出水時	水試料	濁度、浮遊物質量 (SS)、粒度分布、鉱物組成、放射性セシウム (Cs-134、Cs-137) 濃度、Ca ²⁺ 濃度、NH ₄ ⁺ 濃度

(2) 広域を対象とした河川調査

2015 年度より、阿武隈川水系及び浜通りの 8 水系を対象とした、河川の多地点調査を実施した。観測地点の位置と特徴を、図 2(b)に示す。(1)の広瀬川流域における調査が一つの流域を対象に詳細な調査を行うものであるのに対し、この広域調査では統一した方法により、多

数の河川を対象とした継続調査を行うことで、長期的な変化や流域の特徴との関係などを明らかにすることを目的としている。なお、本調査は 2014 年度末まで文部科学省及び原子力規制庁の委託を受けた筑波大学が実施していた調査を引き継いだものである。本報告書では、過去の観測データもあわせた結果を示す。

各観測地点には、浮遊砂試料の採取のための浮遊砂サンプラー、濁度計及び水位計を設置した。ただし、一部の地点については水位計を設置せず、福島県や国土交通省が取得しているテレメータ水位を用いた。浮遊砂サンプラー内に捕集された浮遊砂を 1 ヶ月～2 ヶ月おきに回収し、110℃、24 時間の条件で絶乾処理したのち、ゲルマニウム半導体検出器を用いて懸濁態セシウム-134 及び-137 濃度の測定を行った。濁度及び水位データは、10 分間隔で測定し、それぞれ作成した換算式を用いて浮遊砂濃度[g/L]と流量[m³/s]を算出した。懸濁態セシウム-137 移行量[Bq]は、浮遊砂濃度に流量及び当該期間のセシウム-137 濃度を乗じることで算出した。

1.3. 結果

(1) 広瀬川流域における調査

図 3 に広瀬川の落合橋と間野橋観測地点における河床横断面図と状況写真を示す。

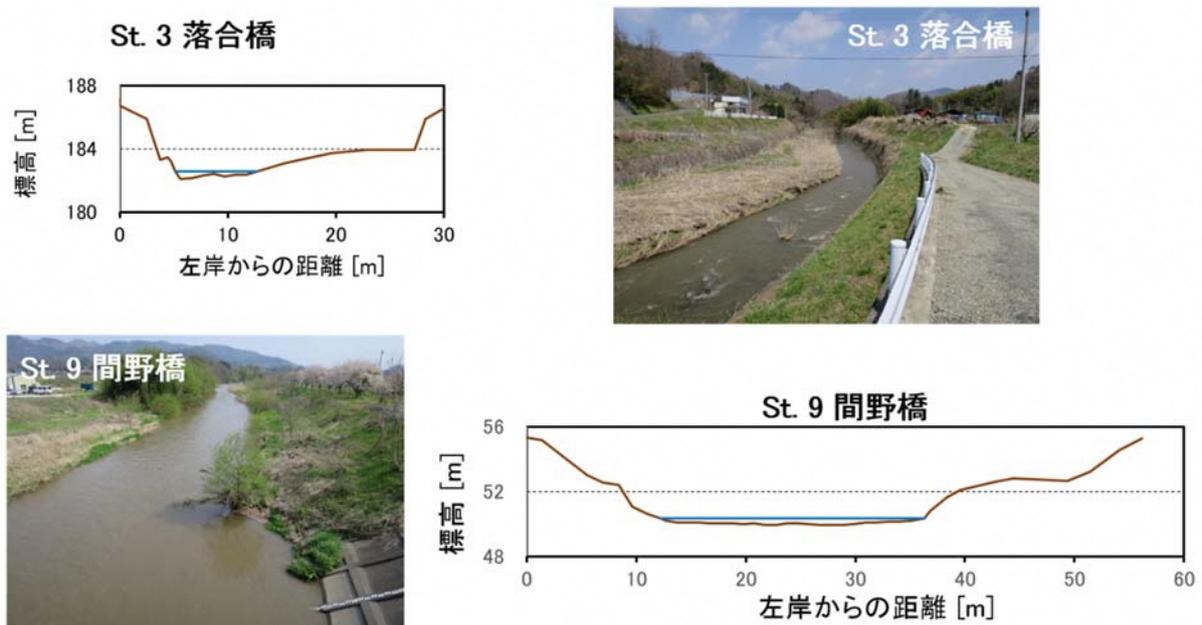


図 3 広瀬川流域の観測地点の河床横断面図と状況写真
(St.3 落合橋と St.9 間野橋の例)

両地点は約 24 km 離れている。両地点における水深に大きな違いは見られないが、間野橋では、河川敷まで含めた川幅が落合橋の約 2 倍となっており、河川敷には河川によって運ばれた土砂等が多く堆積していることが読み取れる。観測期間中には、出水に伴い河床や土手が削られることや、新たな土砂が河床に堆積する場合もみられたが、各観測地点の河床断面が大きく変化することはなかった。

表 3 広瀬川流域の観測地点ごとの懸濁態・溶存態セシウム-137 濃度及び K_d 値

	懸濁態 Cs-137 [Bq/kg]	溶存態 Cs-137 [mBq/L]	K_d 値 [L/kg]
St. 1 広瀬川上流	4982	1.8	2.76×10^6
St. 2 高根川	2889	3.0	9.62×10^5
St. 3 落合橋	5012	3.7	1.34×10^6
St. 4 布川	4385	1.3	3.44×10^6
St. 5 田開作橋	3865	3.2	1.21×10^6
St. 6 石田川	3432	2.7	1.25×10^6
St. 7 地藏河原橋	5626	2.8	2.01×10^6
St. 8 小国川	11790	15.7	7.50×10^5
St. 9 間野橋	3210	2.7	1.21×10^6

表 3 に 2016 年 4 月に観測した広瀬川流域の観測地点ごとの河川水中の懸濁態と溶存態のセシウム-137 濃度と K_d 値（固液分配係数 = 懸濁態放射性セシウム濃度 / 溶存態放射性セシウム濃度）を示す。流域への放射性セシウムの沈着量が多かった小国川では、他の観測点よりも懸濁態、溶存態ともに濃度が高くなっていた。固相と液相中の放射性セシウムの濃度比である K_d 値については、各地点とも $10^5 \sim 10^6$ の桁で推移していた。これはチェルノブイリ原子力発電所事故後のヨーロッパなどでの観測例（ $8 \times 10^3 \sim 4.2 \times 10^5$ ）¹⁾ に比べて、大きい値であった。

図 4 に広瀬川各観測地点における平水時の懸濁態・溶存態セシウム-137 濃度と浮遊物質（SS）濃度の変化を示す。懸濁態セシウム-137 濃度が、上述のように一部の支流で高濃度であったことは、その流域の初期沈着量が多かったことによると考えられる。また、各観測地点において観測ごとにデータのばらつきがみられたが、これは、河川の護岸工事が実施されたことによる影響であると考えられた。これは、平水時に採水されたにも関わらず河川水中の SS 濃度が高いことから説明可能である。

2015 年度に、IAEA 専門家である大西康夫氏から TODAM モデルの提供を受けた。TODAM モデルを広瀬川流域に適用する際の観測網（模式図）を図 5 に示す。阿武隈川と広瀬川の合流点から高根川と広瀬川の合流点までの距離は 31,732m とした。広瀬川の本流である、高根川、布川、石田川、小国川からの側方流入を考慮した。また、広瀬川本流においては約 200m 間隔で計算を行い、広瀬川流域に 150 の計算点を設定した。その上で、広瀬川流域に整備した観測地点で収集したデータを基に、TODAM モデルを用いた計算を行った。この計算を実施するに際し、大西氏より運用方法についての助言を受けた。図 6 に、広瀬川本流における放射性セシウム濃度の実測値と TODAM モデルによる計算値との比較結果の一例を示す。平水時の水位・流量条件を与え、広瀬川本流の上流端及び主な支流の放射性セシウム濃度（実測値）を境界条件として与えた。計算の結果、広瀬川の本流に設置された 5 つの観測地点における溶存態・懸濁態セシウム-137 濃度の変化が概ね再現された。

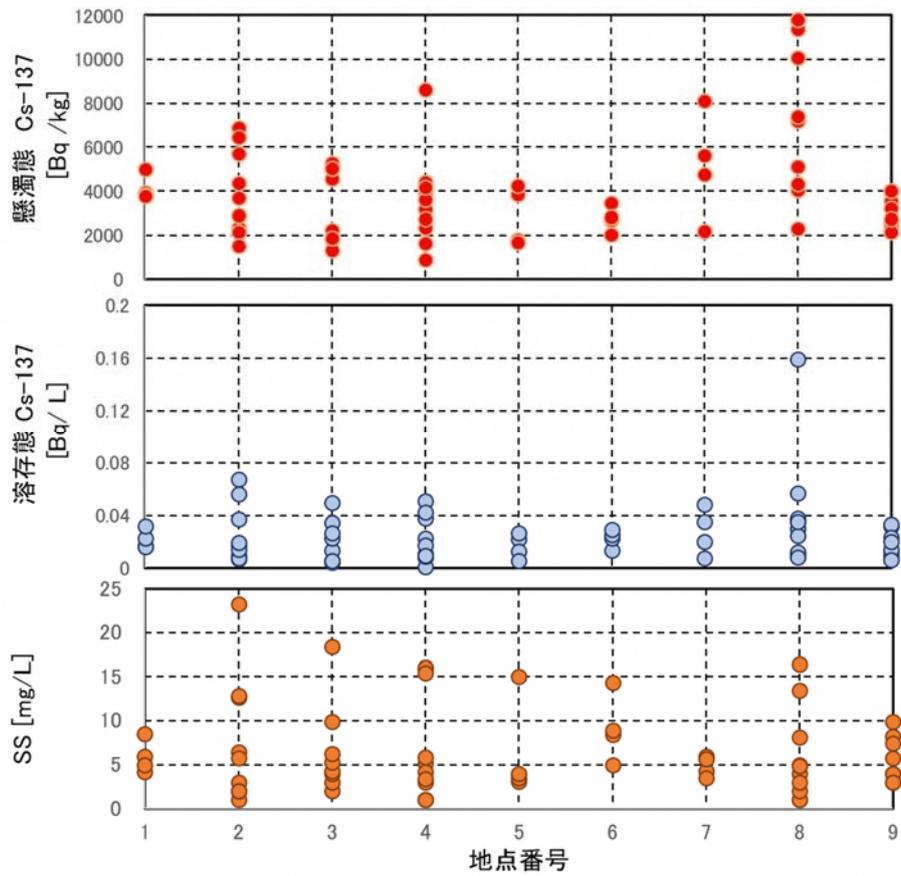


図 4 広瀬川各観測地点における平水時の懸濁態セシウム-137 濃度と SS 濃度の変化

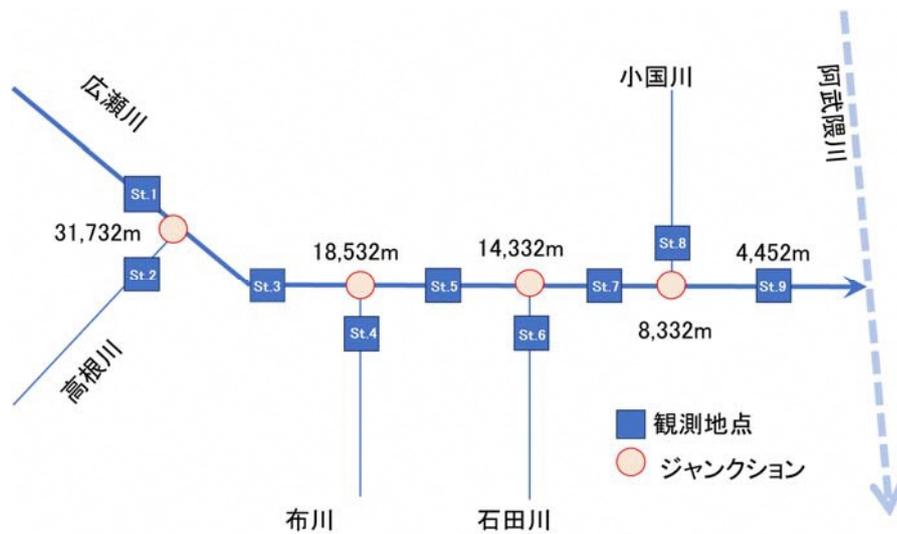


図 5 広瀬川への TODAM モデル適用のための観測網の模式図

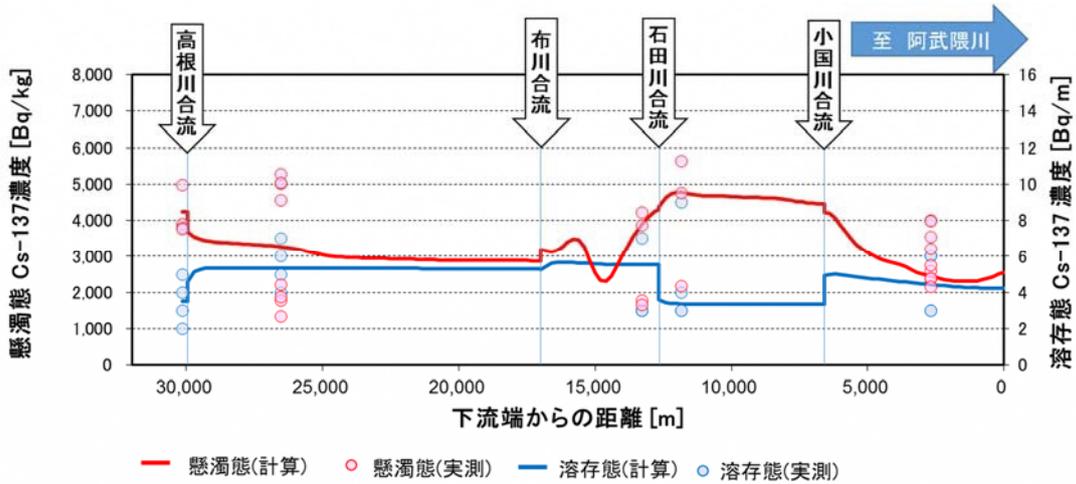


図6 TODAMモデルによる溶存態・懸濁態のセシウム-137濃度の
実測値と計算値の比較

(2) 広域を対象とした河川調査

阿武隈川水系及び浜通りの河川における2017年5月までに得られた懸濁態セシウム-137濃度のデータをそれぞれ図7に示す。各流域の初期沈着量が異なることから、懸濁態セシウム-137濃度にはばらつきが見られた。しかし、いずれの地点においても、事故発生から約1年の期間に急激に低下し、その後は緩やかに低下する傾向が共通していた。ただし、その低下速度には観測地点間で差が見られ、流域内での土地利用率の違いに起因することが指摘されている²⁾。

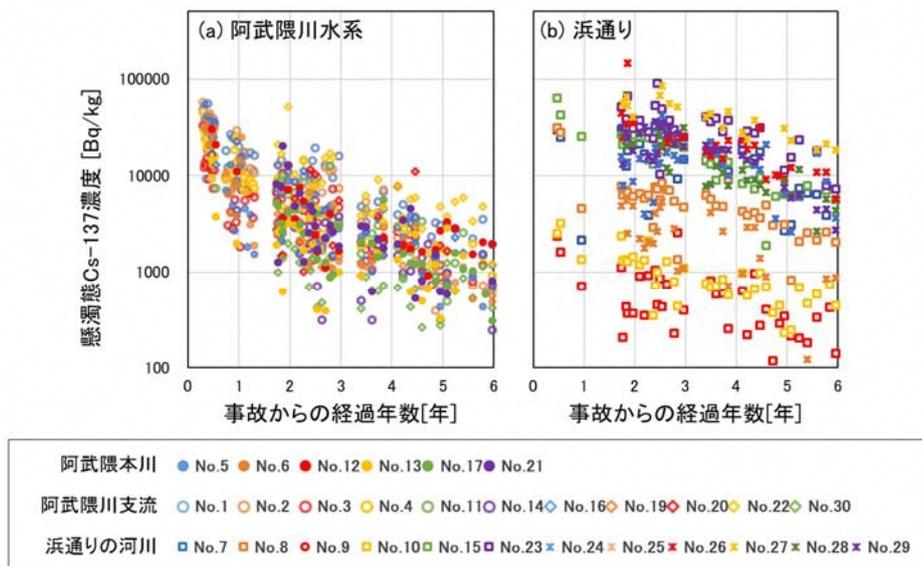


図7 懸濁態セシウム-137濃度の推移
(a) 阿武隈川水系 (b) 浜通りの河川

2011年から観測を実施している6地点における、2015年8月までの懸濁態セシウム-137の月間移行量(各観測地点における通過量)の推移を図8に示す。月間移行量は、河川流量・浮遊砂濃度が大きな変動を示すことから、懸濁態セシウム-137濃度の経時変化とは異なり明

瞭な減少傾向は示さない。対象期間における積算懸濁態セシウム-137 移行量は、各地点の流域に沈着したセシウム-137 量（流域面積×セシウム-137 初期沈着量）に対して、阿武隈川本川の 2 地点で 2.7～3.4%、支流に位置する 4 地点では 0.7～1.4%の割合であった。

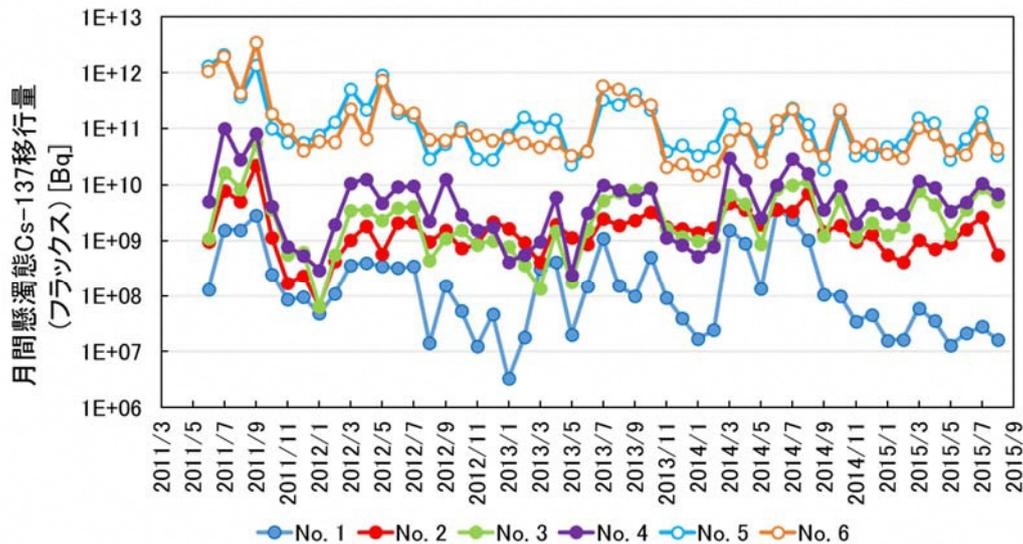


図 8 No. 1～6 地点における、2015 年 8 月までの懸濁態セシウム-137 移行量の推移

図 9 に、流域の初期沈着量と河川流量あたりの懸濁態セシウム-137 の移行量（2012 年 10 月から 2014 年 10 月の積算懸濁態セシウム-137 移行量を、各流域の初期沈着量及び河川流量で割った値。上のグラフ）と、その流域内に大規模なダムを包有する地点での流域面積に対するダム集水域の割合（下のグラフ）を示す（No.12, 17, 18 は、漂着物付着及び機器の故障等の問題により、十分なデータが得られていないことから除外した）。結果より、流域面積に対するダムの集水域面積の寄与率が高い地点（グラフ中の赤い網掛けの地点）では、セシウム-137 の移行量が少ないことが明らかとなった。

最後に、県内で行われた面的除染が河川水中の放射性セシウム濃度に与える影響を検討した。図 7 で見られた河川水中の放射性セシウム濃度の低下傾向は、チェルノブイリ原子力発電所事故後の欧州の河川（面的除染は実施されていない）においても観測されていることから¹⁾、主たる要因として自然減衰が挙げられる。陸上での面的除染の影響が河川水中の放射性セシウム濃度に現れないことの一因として、観測地点の流域面積に対して除染が実施された面積が極めて小さいためである可能性が考えられる。そこで、本調査の観測地点において、その流域全体が除染特別地域に指定されていることから、流域面積に対する除染面積の割合が高い口太川流域の No.1 及び 2 と除染対象区域外の No.6 を対象として、除染活動の進捗率と懸濁態セシウム-137 濃度の推移を比較した（図 10）。口太川流域では、2014 年 4 月から 2015 年 12 月にかけて集中的に除染作業が実施され、同時期に、No.1 と 2 の観測地点では急激な懸濁態セシウム-137 濃度の低下が観測された。一方で、面的除染の影響を受けていない No.6 では、同様の変化は見られなかった。従って、この急激な低下を自然減衰のみで引き起こすことは出来ないことから、面的除染により No.1, 2 両地点の懸濁態セシウム-137 濃度が急激に低下していることが分かる。この急激な低下は、自然減衰による影響だけでは説明できないことから、面的除染による影響が現れたものと考えられる。

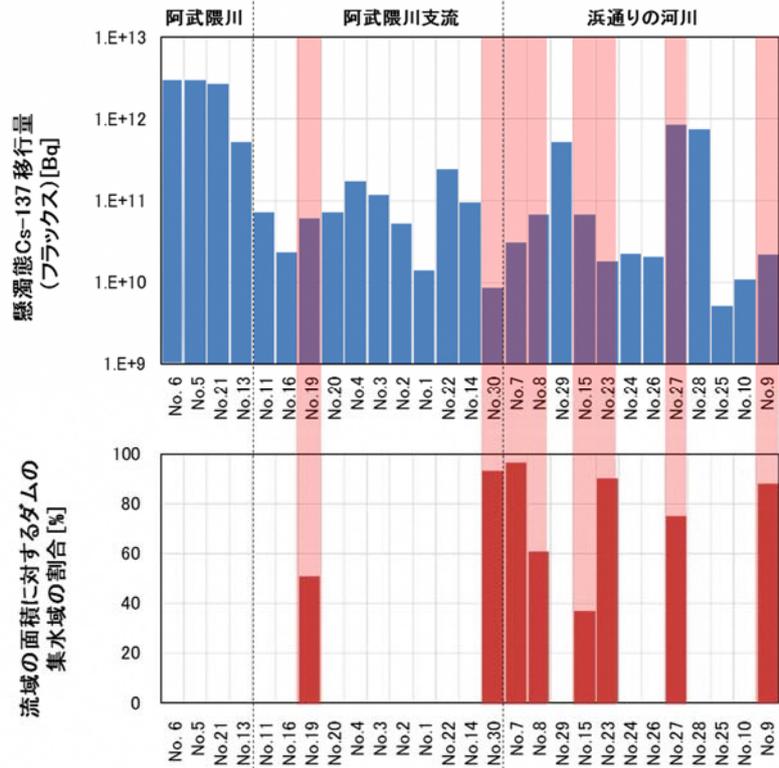


図9 2012年10月～2014年10月の期間における、懸濁態セシウム-137 移行量
赤網掛け：流域面積に対するダムの集水域面積割合が高い地点

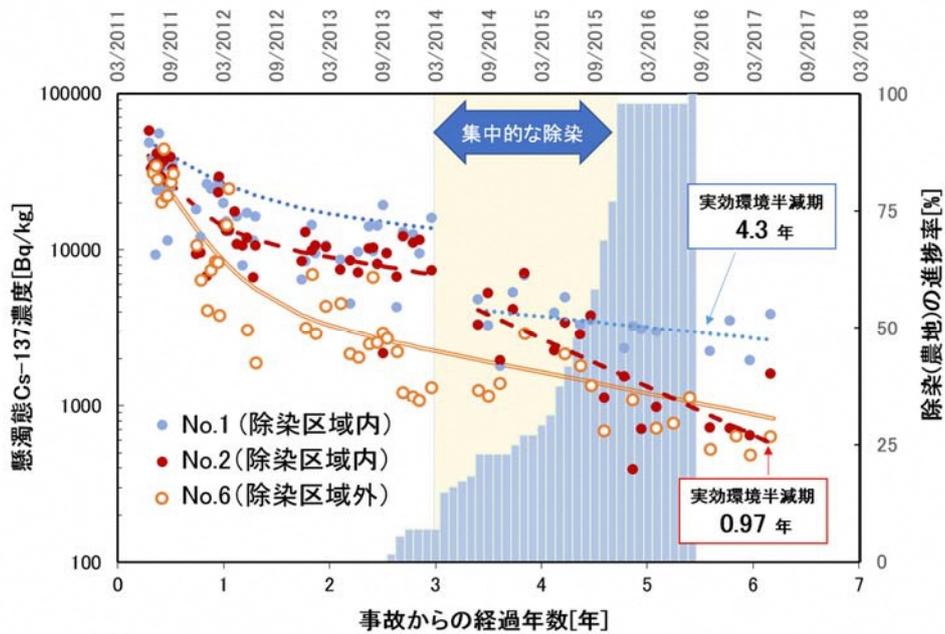


図10 除染特別地域内 (No. 1, 2) 及び除染区域外 (No. 6) の河川観測点における懸濁態セシウム-137 濃度及び2014年4月以降の実効環境半減期³⁾
青棒：当該地域における面的除染（農地）の進捗率

1.4. まとめ

広瀬川流域においてデータの収集を行い、TODAMモデルでの放射性セシウム濃度の変化を計算した結果、広瀬川の流下に伴う放射性セシウム濃度の変化を概ね再現することができた。今後は、計算精度の向上に向けてデータ収集を継続するとともに、流域内でも初期沈着量の多い小国川流域に着目することが重要であると考えられる。

一方、阿武隈川水系及び浜通りの主要な河川を対象にした広域多地点調査において、懸濁態放射性セシウム濃度は現在も継続して低下傾向を示すことが確認された。さらに、流域内にダムがある地点では懸濁態放射性セシウムの移行量が減少すること、流域内で面的除染が行われた場合には、一部の河川観測地点で懸濁態放射性セシウム濃度が変化することなどが明らかとなった。今後、植生回復、営農再開等の土地利用の状況変化により河川水中の放射性セシウム濃度等に変化が生じる可能性があることから、引き続き観測を継続し状況の把握を行うことで、県民の安全・安心に資する情報の発信に努めることが重要である。

引用文献

- 1) 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.
- 2) 原子力規制庁 (2015) 平成26年度東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の分布データの集約及び移行モデルの開発事業成果報告書part2河川水系における放射性セシウムの移行状況調査、<http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/560/list-1.html>
- 3) Pröhl, G., Ehlken, S., Fiedler, I. G. Kirchner, G. Klemm, E. Zibold G. (2006). Ecological half-lives of ^{90}Sr and ^{137}Cs in terrestrial and aquatic ecosystems, *Journal of Environmental Radioactivity*, 91(1–2), 41–72.

2. FIP2 野生動物における放射性核種の動態調査

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を測定し、時間経過に伴う変化や種による違いを調査した。また、野生動物の放射性核種の動態には、野生動物の行動が密接に関係すると考えられるため、野生動物の行動圏調査を実施した。

2.1. 目的

東京電力㈱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が検出された。生態系から野生動物への放射性セシウムの移行に関する知見が不足していることから、野生動物の出荷制限解除と県民の不安解消のため、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。また、野生動物への放射性セシウムの移行には野生動物の行動や食性が密接に関係していると考えられる。しかしながら、野生動物の行動や食性といった生態については未だ不明な点が多く、とりわけ避難指示により住民が避難した地域における野生動物の行動に関する研究はほとんどない。このことから、併せて野生動物の生態を明らかにする調査の一環として、行動圏調査を実施した。

2.2. 実施内容

本研究では、県内全域に広く分布し、チェルノブイリ原子力発電所事故の影響を評価した研究においても体内に取り込まれた放射性セシウムの時系列変化に明瞭な減少傾向が認められていないイノシシを主要な研究対象とした。

(1) 野生動物における放射性核種の動態

ア 野生動物体内におけるガンマ線放出核種濃度の測定

野生動物体内における放射性核種濃度については、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、図1に示す手順で、筋肉に含まれるガンマ線放出核種の測定（生重量）を行った。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。また、イノシシの体内における放射性核種の分布を把握するため、胃内容物や各種臓器についても同様に測定を行っている。

対象となる野生動物の捕獲位置情報から、捕獲地点のセシウム-137 土壌沈着量を調べ、筋肉に含まれるセシウム-137 濃度との関係を調べた。なお、土壌沈着量は国立研究開発法人日本原子力研究開発機構が行った航空機サーベイの結果を使用している。



図1 野生動物における放射性核種の測定

イ 環境から野生動物体内への放射性核種の移行

野生動物の筋肉に含まれるセシウム-137 濃度に対する食物の影響を調べるため、2013 年度から 2015 年度までに二本松市内で捕獲されたイノシシの胃内容物に含まれるセシウム-137 濃度を測定し、同じ個体の筋肉中に含まれるセシウム-137 濃度との関係を調べた。

ウ 胃内容物に含まれる放射性セシウムの存在形態

土壌中の放射性セシウムには 3 つの存在形態 (図 2) があり、そのうち主に交換態画分に含まれる放射性セシウムが植物等に吸収される。一方で粘土鉱物と結合した強固結合態画分の放射性セシウムは溶脱が難しく、植物等へ吸収されにくい。イノシシは地下部の食物を摂取する際や意図的にミネラル分を得る際に土壌を摂取すると考えられており、この土壌の摂取や土壌中の放射性セシウムの存在形態

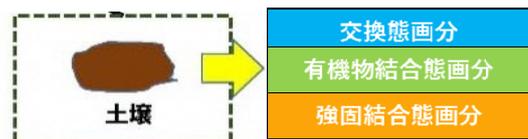


図2 土壌中におけるセシウムの状態

交換態画分：比較的溶けだしやすい

有機結合態画分：有機物と結合

強固結合態画分：土壌粒子中に存在

の違いが、他の野生動物に比べてイノシシの筋肉に含まれるセシウム-137 濃度が高い原因となる可能性が考えられる。しかしながら、土壌や食物等のイノシシが摂食したもののうち、どれほどのセシウム-137 が体内に吸収・移行されるのかについては不明な点が多い。そこで、胃内容物に含まれるセシウム-137 の各画分の濃度と胃内容物中における割合とその体内への移行に注目して調査を進めている。土壌から植物への放射性セシウムの移行には放射性セシウムの存在形態が関係している。同様に胃内容物に含まれる放射性セシウムの存在形態が、イノシシ体内への放射性セシウムの移行に影響している可能性について、福島大学環境放射能研究所との共同研究により検証した。

(2) 野生動物の行動圏調査

イノシシの体に GPS データロガー (以下「GPS 首輪 (図 3)」という。) を付け、その行動を調べた。15 分毎に GPS 衛星の電波を捕捉してイノシシの行動を 1 ヶ月以上記録し、避難指示区域内外におけるイノシシの行動を調査した (図 4)。



図3 GPS首輪



図4 有害鳥獣捕獲隊の協力で捕獲されたイノシシに麻酔下でGPS首輪を装着

2.3. 結果

(1) 野生動物における放射性核種の動態

ア 野生動物体内におけるガンマ線放出核種濃度の測定結果

図5に2011年5月から2017年3月までに福島県内全域で捕獲されたイノシシの筋肉に含まれるセシウム-137濃度の推移を示した。

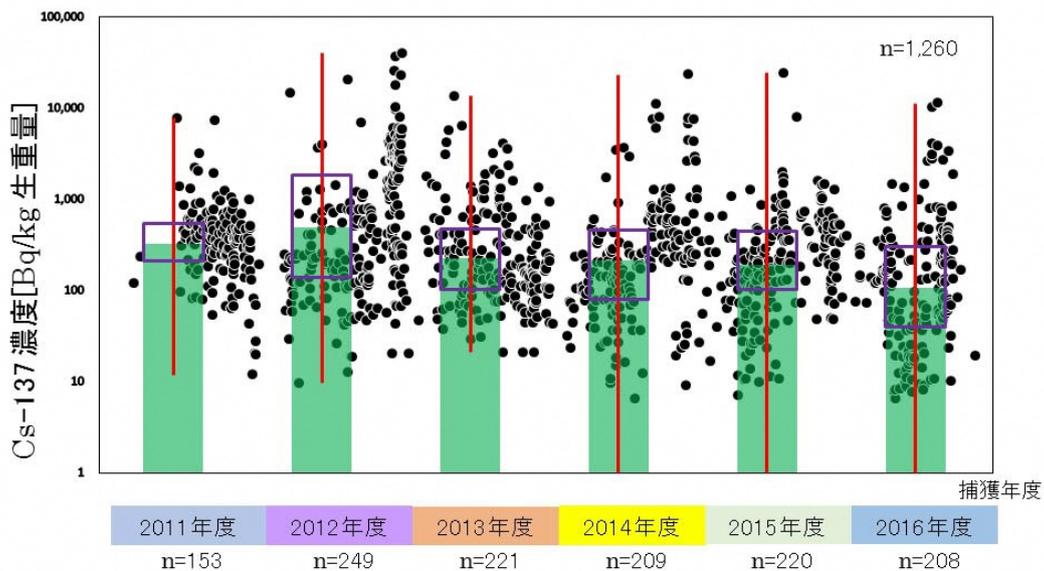


図5 イノシシの筋肉に含まれるセシウム-137濃度モニタリング結果

X軸はイノシシの捕獲時期、Y軸は対数変換したセシウム-137濃度を示す。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、25～75%の信頼区間を箱の上端と下端、最大値及び最小値をバーで示した。(年次変化: 2011年5月～2017年3月)

図5より、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、時間変化に伴う明瞭な傾向は認められなかった。

福島県内で捕獲されたイノシシの結果と比較するため、チェルノブイリ原子力発電所事故後にヨーロッパで捕獲されたイノシシの放射性セシウム濃度の年次変化について調査した、南ドイツのラーゲンスブルグの事例 (Semizhon et al. 2009) を、図 6 に示す。ラーゲンスブルグの事例においても、セシウム-137 濃度は個体間のばらつきが大きく、明確な減少傾向が認められていない。福島県のイノシシの結果においても同様な傾向が認められていることから、今後、福島県内で捕獲されたイノシシでどのような傾向を示すか注視する必要がある。

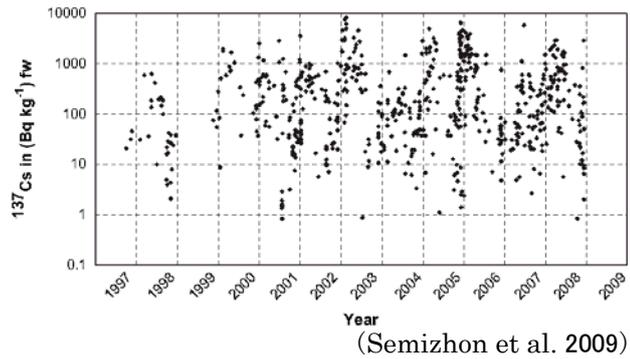


図 6 イノシシの筋肉に含まれるセシウム-137 の年次推移(南ドイツ・ラーゲンスブルグ)

イノシシと同じ森林生態系を生息地とするツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム-137 の濃度を図 7 に示す。ツキノワグマについては年度経過に伴いセシウム-137 濃度は減少する傾向が見られ、筋肉に含まれる放射性セシウム-137 濃度の年次変化は、野生動物の種により異なることが示唆された。

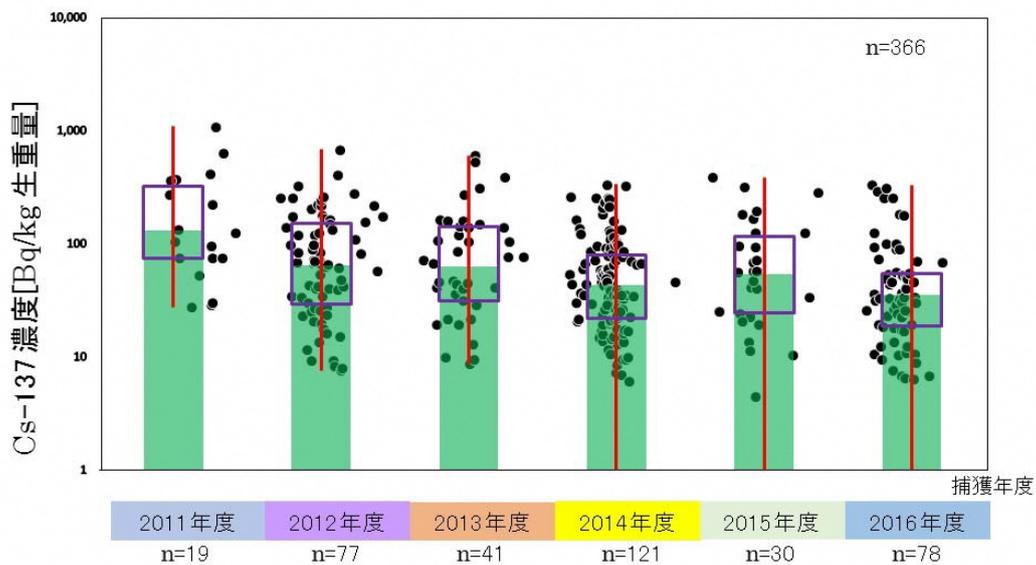


図 7 ツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム-137 濃度モニタリング結果
X軸はツキノワグマの捕獲時期、Y軸は対数変換したセシウム-137 濃度を示す。黒丸は各個体の測定値を示す。各年度におけるセシウム-137 濃度の幾何平均値を棒グラフで、25~75%の信頼区間を箱の上端と下端、最大値及び最小値をバーで示した。(年次変化: 2011年5月~2017年3月)

イノシシとツキノワグマにおける捕獲地点のセシウム-137 土壌沈着量と筋肉に含まれるセシウム-137 濃度の関係を図 8 に示す。イノシシとツキノワグマの両方で、捕獲地点のセシウム-137 土壌沈着量と筋肉に含まれるセシウム-137 濃度の間に正の関係が認められ、セシウム-137 土壌沈着量が高い地点で捕獲されたイノシシとツキノワグマほど、筋肉に含まれるセシウム-137 濃度が高い傾向にあった。また、図中の回帰直線より、同じ土壌沈着量の場所で捕獲したイノシシとツキノワグマを比較した場合、イノシシの方が高い傾向が認められた。

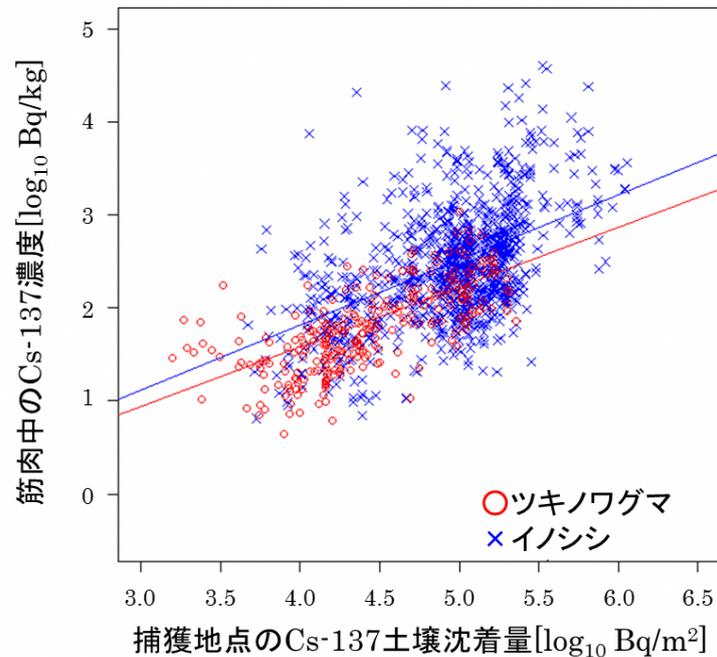


図 8 ツキノワグマ及びイノシシの筋肉に含まれるセシウム-137 濃度と捕獲場所のセシウム-137 土壌沈着量の関係

イノシシと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図 9 に示す。セシウム-137 土壌沈着量が比較的高い浜通り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見られた。

種により筋肉に含まれるセシウム-137 濃度が異なることは、鳥類においても確認されている。

図 10 に 2011 年 10 月から 2017 年 2 月までに捕獲されたヤマドリ、キジ、カルガモ及びマガモの筋肉に含まれるセシウム-137 濃度を示す。検出限界値 (N.D.) を考慮すると、季節による渡りを行わない留鳥であり森林生態系に生息するヤマドリでは、他の 3 種に比べ高いことが確認された。

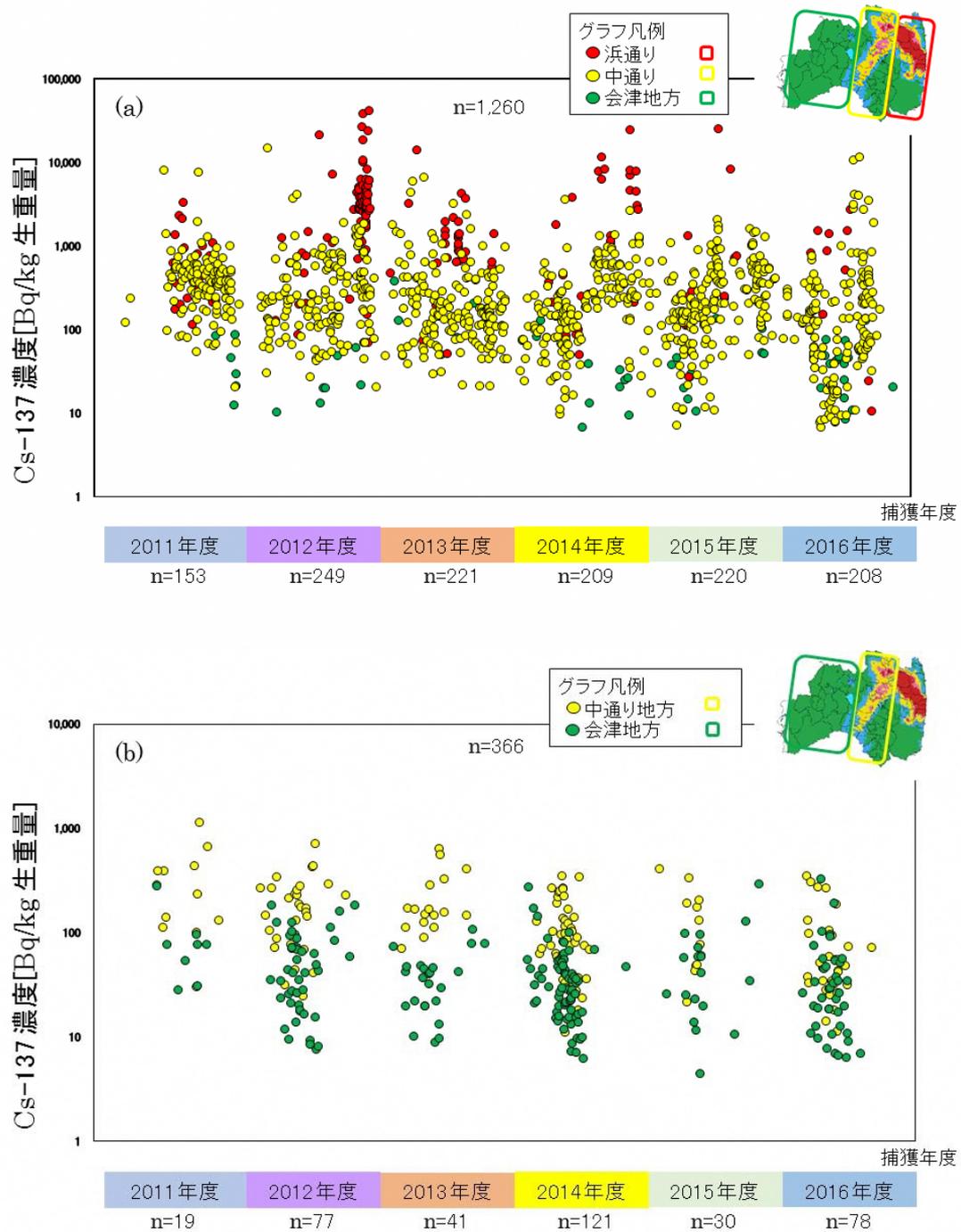


図9 (a)イノシシ及び(b)ツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム-137濃度モニタリング結果(捕獲地域別)

X軸はイノシシ及びツキノワグマの捕獲時期、Y軸は対数変換したセシウム-137濃度を示す。赤丸は浜通り、黄丸は中通り、緑丸は会津地方でそれぞれ捕獲された各個体の測定値を示す。(年次変化: 2011年5月～2017年3月)

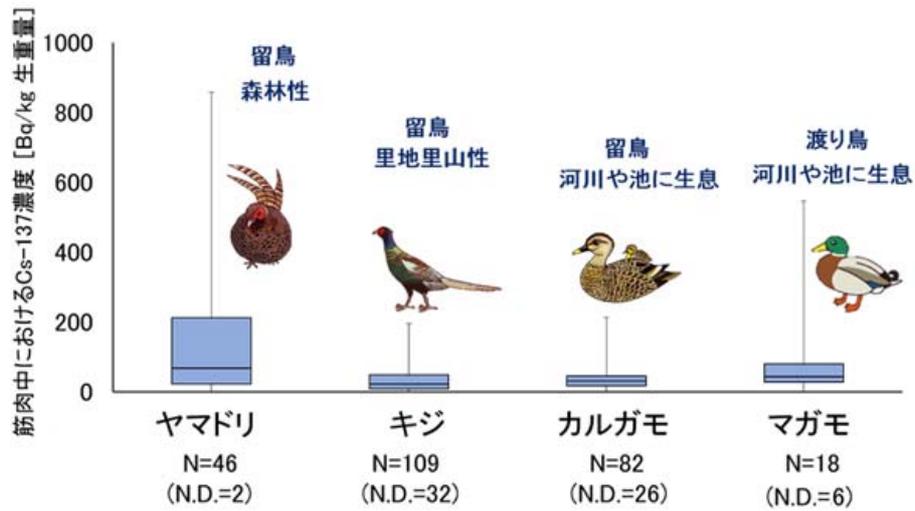


図 10 ヤマドリ、キジ、カルガモ及びマガモの筋肉に含まれるセシウム-137 濃度モニタリング結果（データ期間：2011年5月～2017年2月）

図 11 ではキジ科に属する留鳥であるヤマドリとキジについて、その時系列変化を比較している。キジについては減少傾向が見られた一方で、ヤマドリについてはイノシシのように個体間のばらつきが大きく、明瞭な傾向は認められなかった。ヤマドリが森林を主な生息地とするのに対し、キジは里地・里山生態系を主な生息地としており、種間の違いが見られた理由としては、食性や生息環境中における放射性核種の蓄積状況が考えられる。

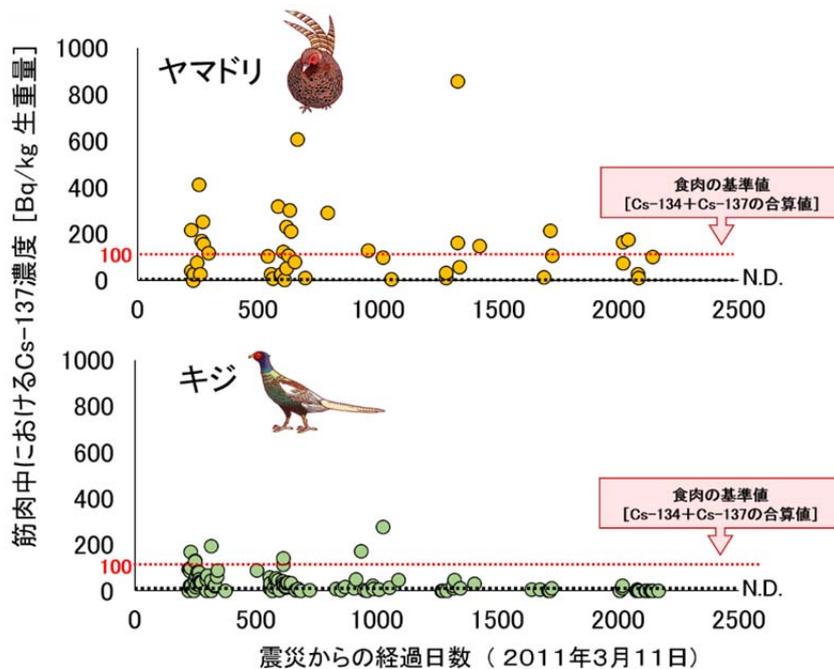


図 11 ヤマドリ、キジの筋肉に含まれるセシウム-137 濃度モニタリング結果（年次変化：2011年5月～2017年2月）

イ 環境から野生動物体内への放射性核種の移行

同一個体のイノシシの筋肉と胃内容物に含まれるセシウム-137濃度の関係を図12に示す。イノシシの筋肉と胃内容物におけるセシウム-137濃度は正の関係にあり、イノシシ体内に含まれるセシウム-137濃度は食物や土壌中のセシウム-137の摂食による影響を強く受けていることが示唆された。

チェルノブイリ原子力発電所事故の影響を調べた研究では、野生動物の筋肉に含まれるセシウム-137濃度は、食性や利用場所の変化といった生物学的な要因によって季節変動することが知られている。そのため、本県においても同様の季節変動が見られるのか明らかにするため、イノシシとツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム-137濃度と各野生動物を捕獲した月との関係を解析した。その結果を図13に示す。

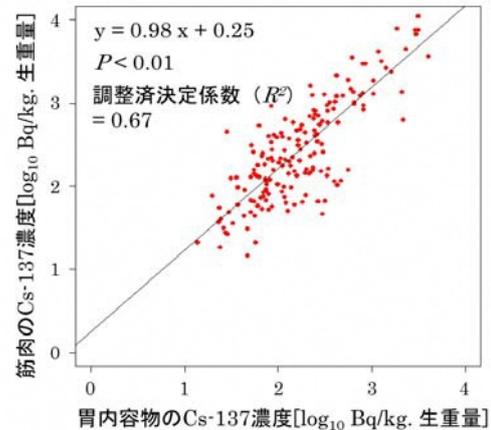


図12 イノシシの筋肉と胃内容物に含まれるセシウム-137濃度の関係

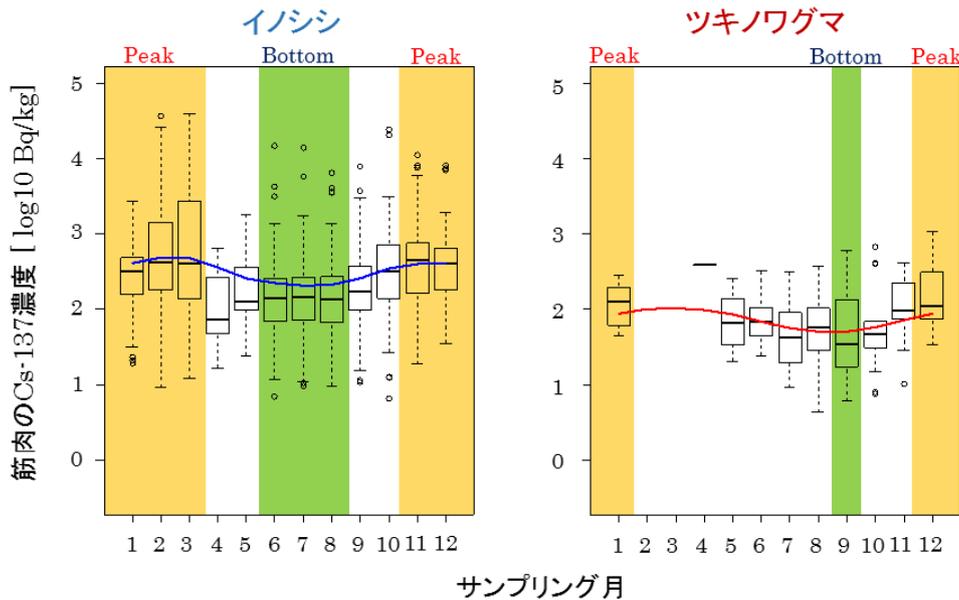


図13 イノシシ及びツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム-137濃度の季節変動

イノシシとツキノワグマの両種で筋肉に含まれるセシウム-137濃度には季節変動が認められたが、その変動パターンは種間で異なっていた。イノシシでは、筋肉に含まれるセシウム-137濃度は5~8月に低く、11~3月に高い傾向にあった。ツキノワグマでは、筋肉に含まれるセシウム-137濃度は5~9月にかけて減少し、その後、1月まで上昇する傾向にあった。

ウ 胃内容物に含まれる放射性セシウム-137の存在形態

図 14 に 2015 年に県内で捕獲されたイノシシの筋肉に含まれるセシウム-137 濃度と、胃内容物に含まれるセシウム-137 濃度の各存在形態画分における相関を示した。筋肉に含まれるセシウム-137 濃度は、交換態画分及び交換態画分と有機結合態画分を合算した濃度と高い相関が認められた。一方で、筋肉に含まれるセシウム-137 濃度と強固結合態画分の濃度の間に相関は認められなかった。このため、摂食物中に含まれる交換態画分及び胃において分解されると考えられる有機結合態画分が、イノシシ体内へのセシウム-137 の移行に強く関連する可能性が示唆された。

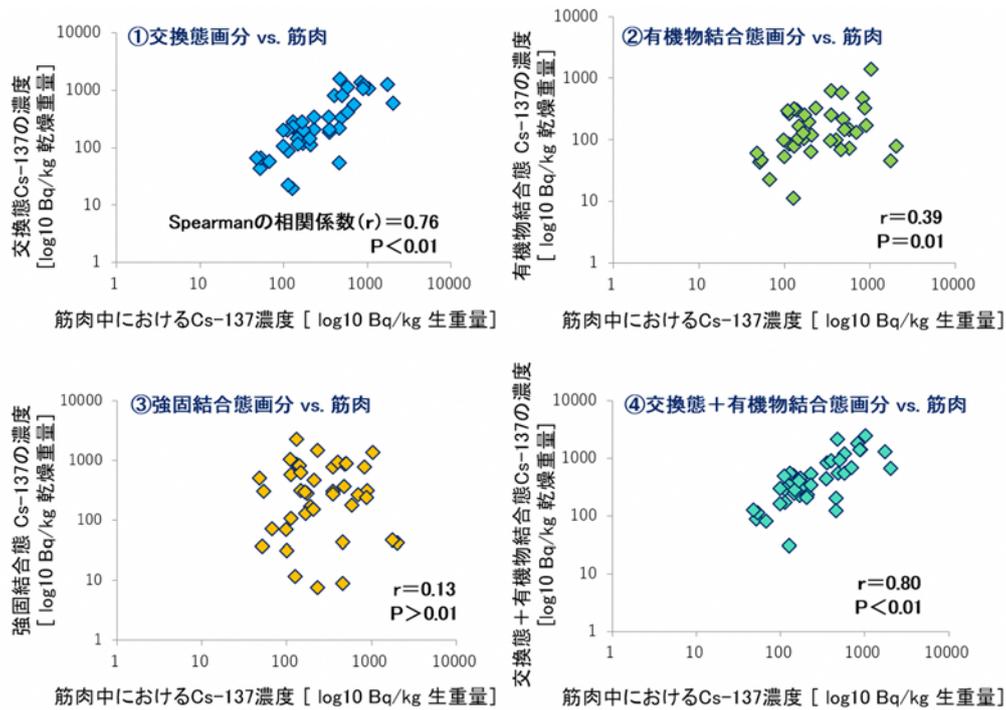


図 14 イノシシの筋肉に含まれるセシウム-137 濃度と胃内容物中セシウム-137 濃度の存在形態画分の相関

(2) 野生動物の行動圏調査について

GPS 首輪を使用したイノシシの行動追跡により、図 15 に示すように、行動圏内をポイント密度が高い定住域(密度解析によりポイントの約 95%が含まれるエリア)と、全てのポイントが含まれる遊動域(最外殻)に分けることができた。この個体については 2 つの定住域をもち、その面積の合計は約 37ha、また行動圏は 244ha であった。

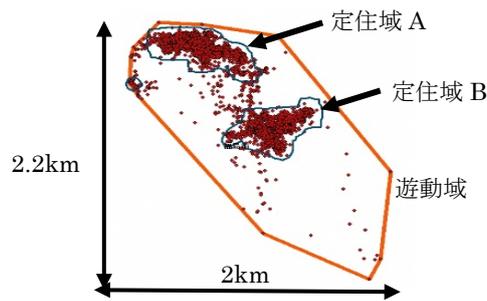


図 15 行動圏の構造の例

避難指示区域外である福島市、二本松市岩代地区田沢において行ったイノシシの行動圏調査の結果を同一縮尺で図 16 に示した(図中のメッシュは 1km 四方)。福島市は都市周辺型の環境であり、対する二本松市岩代地区田沢は中山間地域に位置している。今回調査を行ったイノシシは、約 20~50ha の定住域と約 100~250ha の行動圏をもっていた。

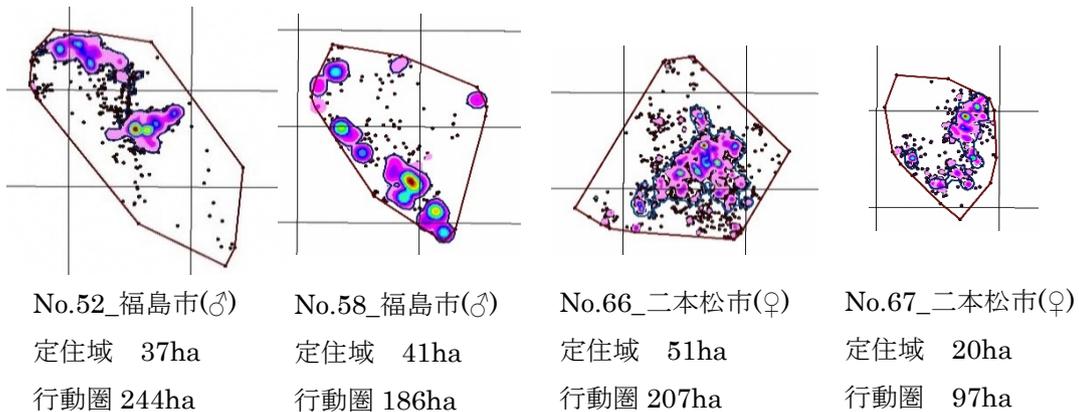


図 16 避難指示区域外におけるイノシシの行動圏の大きさ

人間の活動が低下した地域ではイノシシがどのような行動圏を構成するかを調べるため、避難指示区域である富岡町において、イノシシの行動圏調査を行った。避難指示区域内外において行動を追跡した個体の定住域と行動圏の面積を図 17 に示した。No.50、No.85、No.208 は避難指示区域内であり、No.52 と No.58 は避難指示区域外の都市周辺部の環境下における状況、そして、No.66 と No.67 は避難指示区域外の中山間地域で被害防除圧力を受けている状況と推測された。今回の調査ではサンプル数が少なく、各個体の雌雄、体重及び GPS 首輪装着日数が異なっている(表 1)が、人間からの圧力が強まることで行動圏が縮小しているように見える。

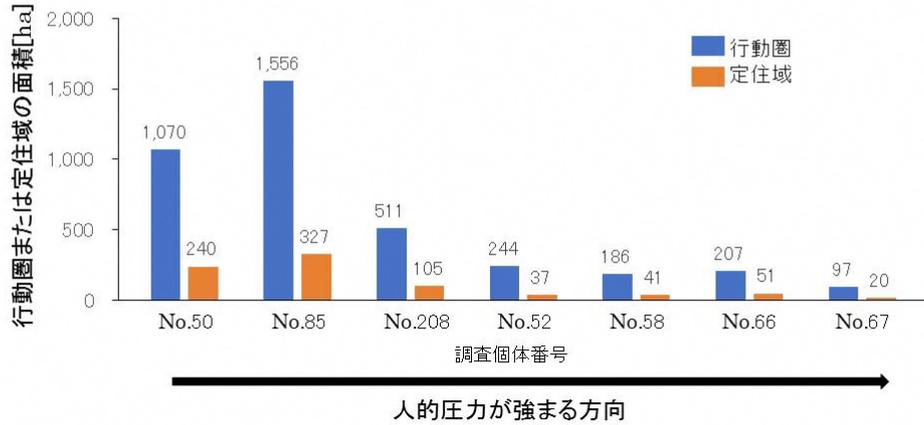


図 17 行動圏と定住域の面積の比較

表 1 サンプルの雌雄・体重・GPS 首輪装着日数一覧

ID	No. 50	No. 85	No. 208	No. 52	No. 58	No. 66	No. 67
雌雄	♂	♀	♀	♂	♂	♀	♀
体重 (kg)	37	48	51	44	70	35	37
首輪装着日数 (日)	81	99	117	99	50	110	34

調査時期によりイノシシの行動圏が変化する可能性がある。このため、11～12月（冬季）と1～2月（繁殖期）に1ヶ月以上データを取得できた8個体について行動圏サイズを比較した。サンプル数は少ないが、行動圏は避難指示区域外より避難指示区域内の方が大きい傾向が見られた（図18）。

また、各個体の行動圏内の土地利用を見てみると、避難指示区域内の個体では農地が占める面積が多くなり、農地に行動圏を広げる傾向が見られた（図19）。

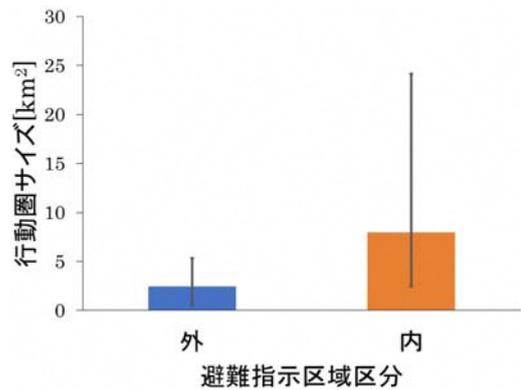


図 18 避難指示区域内外におけるイノシシの行動圏サイズの平均（エラーバーは最小値と最大値を示す）

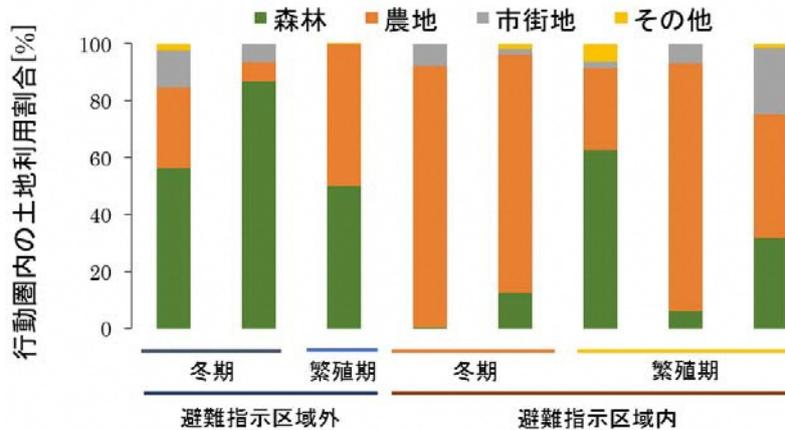


図 19 避難指示区域内外におけるイノシシの行動圏内の土地利用割合（各バーは個体ごとの値を示す）

2.4. まとめ

- (1) 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の濃度を比較した場合、イノシシの方が高く、ヤマドリとキジを比較した場合はヤマドリの方が高いなど、種により異なる傾向を示した。
- (2) イノシシの筋肉に含まれるセシウム-137の濃度は、食べた物の影響を強く受けていることが確認された。また、イノシシもツキノワグマもパターンは異なるが冬季に高くなる季節変動が見られた。
- (3) 避難指示区域外のイノシシに比べて、避難指示区域内に生息するイノシシは行動圏が広く、その場所も農地にシフトする傾向が見られた。

上記(1)及び(2)から、環境から野生動物へのセシウム-137の移行には食性が大きく影響していると考えられる。ヨーロッパにおいては、イノシシの筋肉に含まれる放射性セシウム濃度が高い原因としてキノコ的一种であるツチダンゴ (Deer Truffle) の摂食が考えられている。しかしながら、福島県内のイノシシの胃内容物組成分析では、これまでキノコ片が確認されていない。また、捕獲したイノシシに野生のキノコ類的一种であるコウタケを与えたところ、摂食する個体はいたが積極的に採食する様子は確認できなかった。福島県のイノシシにおける詳細な食性と食物中のセシウム濃度を調べる必要があることから、カメラ付き GPS 首輪を用いた採食行動の調査や、イノシシ胃内容物の DNA 分析による食性調査に着手している。また、摂取した食物から体内へのセシウム-137の吸収に対して食物中のセシウム-137の存在形態の違いが影響している可能性があるため、胃内容物中のセシウム-137の存在形態の詳細な分析も進めている。これらの調査を、他の動物種、特にイノシシと同じ森林生態系に生息するツキノワグマを中心に実施し、得られたデータをイノシシと比較することで、環境から野生動物への放射性セシウムの移行のメカニズム、イノシシの筋肉に含まれるセシウム-137濃度が他の野生動物に比べて高い理由や、種により筋肉に含まれる放射性セシウム濃度が異なる原因を解明できるのではないかと考える。

イノシシの行動圏について、上記(3)の傾向は見られるものの、全体的に調査個体数が少ない。このことから、イノシシの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圏に関し継続して調べている。なお、今回得られたイノシシの行動に関する知見や調査手法は、避難指示が解除され、住民の帰還が始まった地域における野生動物対策で活用されている。

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し、変動の傾向予測を検討すると共に、筋肉に含まれるセシウム-137濃度の減少が見られる一部の種については、出荷制限・摂取制限を解除するための調査方法について検討する予定である。

3. FIP3 河川・湖沼等における放射性物質対策

要旨

河川・湖沼等における放射性セシウムの挙動やその対策に関する知見を整理した。また、放射性セシウムの除去対策対象河川に対して、除染方法を考案・試験し、その有効性と効果の持続性を確認した。さらに県内の河畔の公共利用地における汚染状況とその対策を考察した。

3.1. 目的

東京電力㈱福島第一原子力発電所（以下、「第一原発」という。）の事故に伴う環境中への放射性物質（特に放射性セシウム）の拡散によって、河川・湖沼等の利用や管理に障害と不安が生じている。このため、行政及び研究機関を中心として、水・堆積物・水産物のモニタリングや挙動に関する調査がなされ、対策が進められている。本プロジェクトでは、国内外の知見を踏まえ、本県に適用可能な放射性セシウム対策を整理するとともに、対策（除染）の実施事例が限られている河川について、外部被ばく低減を目的とした除染試験を実施し、その有効性と効果の持続性を調査した。また、県内の河畔の公共利用地（公園）の汚染状況を調査し、対策を考察した。

3.2. 実施内容

(1) 本県に適用可能と考えられる放射性セシウム対策の抽出

第一原発の事故後の河川・湖沼等の利用に関する課題と適用可能と考えられる対策を整理した。

(2) 河畔の除染試験とその効果の持続性の確認

ア 目的

河畔の外部被ばく対策、特に除染の事例は限られている。河川は陸域における放射性セシウムの主要な輸送経路であり、河畔には放射性セシウムを含む土砂が厚く堆積している場合がある。農地や森林、宅地等で実施されている土壌除染は表層数 cm に放射性セシウムが蓄積していることを前提としており、その方法が河畔に適用できるかは不明である。そこで河畔における有効な除染方法として、放射性セシウムの分布傾向を踏まえた堆積物除去を実施し、さらに除染効果の持続性を除染 2 年後まで調査した。以下の結果の一部は Nishikiori and Suzuki.¹⁾にて公表済みである。

イ 方法

試験地は第一原発の北西 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 300～600 kBq/m² である。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。

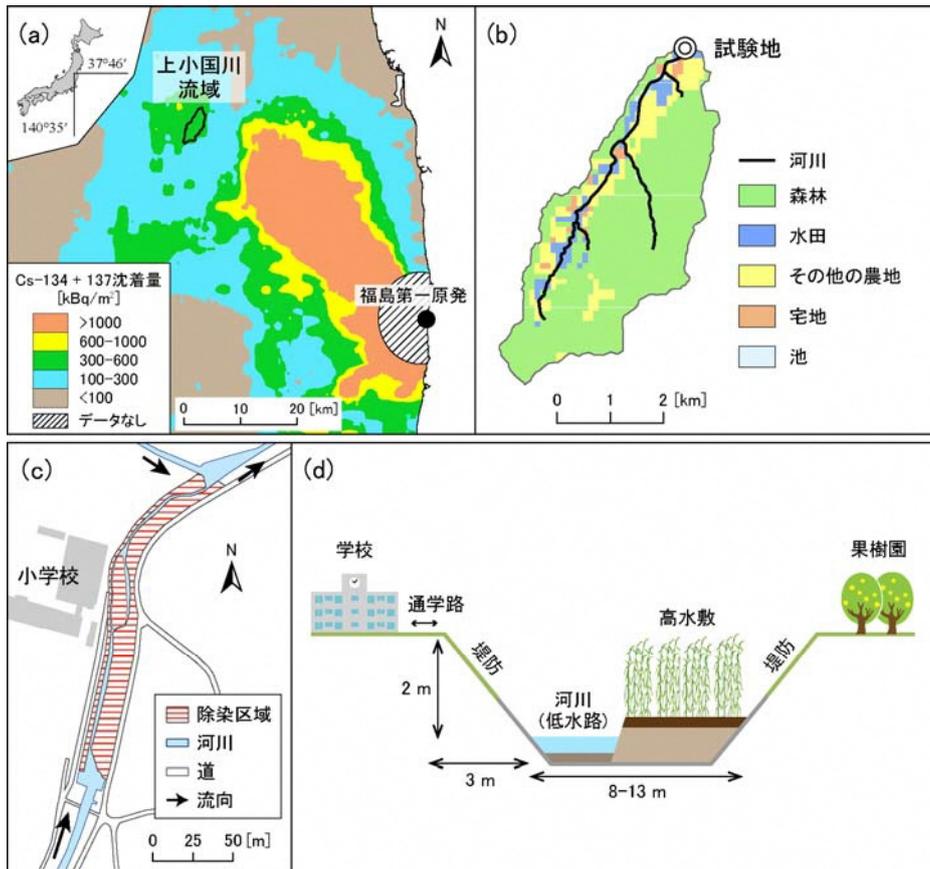


図1 調査地概要

放射性セシウムの沈着量は第3次航空機モニタリング（2011年7月2日換算）の結果²⁾から作成

※高水敷：常時水が流れている河川（低水路）より一段高い敷地

試験は図2の工程で進められた。試験区間の地表1mの空間線量率を、除染前から除染2年後にかけて、NaIシンチレーション式サーベイメータを用いて測定した。また高水敷と河床の堆積物を除染前から除染2年後まで採取した。堆積物の礫を除いた試料の放射性セシウム濃度を測定した。また試料の全重量に占める泥画分（シルトと粘土）の割合を算出した。

除染前後の年間の追加外部被ばく線量を次の方法で算出した。利用時間は左岸での通学に年35時間（1日10分、年210日）、高水敷での授業等に年24時間（1日2時間、年12日）と仮定した。これに本試験地の空間線量率の平均値から原発事故前の空間線量率（ $0.04 \mu\text{Sv/h}^3$ ）を差し引いた値を乗じた。



図2 試験のフロー

(3) 河川公園の汚染状況の調査と対策法の検討

ア 目的

前述のように河畔には土砂堆積に伴って放射性セシウムが蓄積する場合がある。特に福島県東部の浜通り地方は上流域の汚染が著しく、下流の河畔は周囲よりも汚染されている可能性が高い。そこで浜通り地方の河川公園を対象に、汚染状況を調査し、対策を検討した。

イ 方法

調査は福島県浜通りの新田川の下流 2 地点で行った (図 3)。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。公園 B の 5 km 上流にはダムが設置されている。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/m² を越えるが、最下流部では 100 kBq/m² 未満となる。公園 A の沈着量は 490 kBq/m²、公園 B が 210 kBq/m² である⁴⁾。面積は公園 A が 2.7 ha、公園 B が 1.6 ha である。

2015 年 8 月に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、得られたデータを JAEA (国立研究開発法人日本原子力研究開発機構) によって開発された除染活動支援システム

を用いて平面空間マップを作成した。

測定の後、2015年9月6～11日に、公園の半分近くが冠水する大規模な出水が生じたため（公園Aの南東6kmのアメダス原町気象観測所によると、期間中の総降水量は385.5mm⁵⁾）、2015年9月28日に再度空間線量率を測定した。併せてレクリエーション、散歩、整備などの公園の利用目的ごとの外部被ばく線量について積算線量計（DOSE e nano、富士電機株式会社）を用いて測定した。利用時間は両公園とも年36時間と仮定した（公園A：レクリエーションに年12時間（1日2時間、年6日）、散歩に年12時間（1日1時間、年12日）、花壇などの公園の整備に年12時間（1日1時間、年12日）、公園B：レクリエーションまたは遊具の利用に年24時間（1日2時間、年12日）、散歩に年12時間（1日1時間、年12日）。また2015年12月に土壌コアを採取し、公園内の放射性セシウムの分布を調査した。

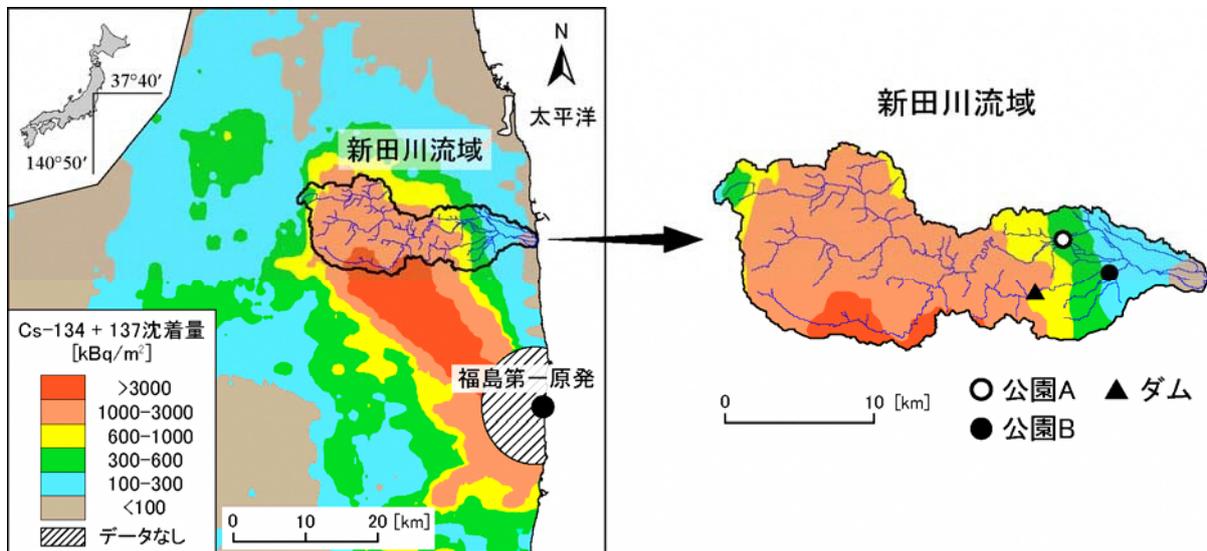


図3 調査地位置図

放射性セシウムの沈着量は第3次航空機モニタリング
(2011年7月2日換算)の結果²⁾から作成

(4) 水環境に対する課題の抽出とその傾向の調査

ア 目的

第一原発の事故から5年が経過し、今後の中長期的な対策を考える上で、福島県のような関係者が抱える水環境に対する課題やその傾向を把握することは重要である。そこで本調査では、関係者へのインタビューにより水環境に対する課題を抽出し、世論調査の再解析を通じて、県民が抱える水環境への安全観の経年変化を明らかにすることを目的とした。

イ 方法

2016年5月から6月にかけて、県民の様々な水利用に対する施策を行っている行政担当者を対象に、水環境に関わる放射性物質による課題をインタビュー形式により行った。聞き取り結果から、課題に関する内容を抽出し、整理した。また、福島県県民広聴室が毎

年度、県民を対象に実施している県政世論調査⁶⁾のうち、2010年度から2015年度の生データについて提供を受けた。このうち、「あなたの住む地域は、水や大気など環境汚染に関して安全な生活環境が確保されていると思いますか。」の設問に着目し、性別、年齢別、居住地域別の傾向や経年変化を調査するとともに、設問「あなたの生活空間は、放射線から安心して暮らすことができる空間ですか。」（放射線リスク）との関連の有無についても統計解析した。

3.3. 結果

(1) 本県に適用可能と考えられる放射性セシウム対策の抽出

河川・湖沼等の利用に関する課題と対策は、関係省のガイドライン^{7), 8)}やチェルノブイリ原発事故の経験に関する報告書⁹⁾にて極めて良く整理されている。その主な内容を表1に簡潔に整理した。

表1 河川・湖沼等における利用目的ごとの課題と対策

課題	関連する媒体	対策
飲用による内部被ばく	河川・湖沼	水源の切り替え
灌漑水からの農作物への移行 と農作業時の外部被ばく	河川・湖沼	汚濁防止膜を用いた土砂流入の軽減 ダムによる堆砂機能の活用
	ため池	汚濁防止膜を用いた流出抑制、底質除染
	作物	吸収抑制のためのカリウム施肥
水産物摂取による内部被ばく	河川・湖沼	出荷規制 カリウムの投入（閉鎖性湖沼に限る）
水辺利用による外部被ばく (公園、道路、居住など)	河川・湖沼	利用の制限、露出土壤の除染 河床の堆砂除去により、河畔への土砂堆積を軽減 堤防設置による氾濫の制御
	ため池（水抜時）	利用の制限、露出土壤の除染・覆土
全課題に共通		発生源の除染や土砂流出防止 利用への不安に対するリスクコミュニケーション

(2) 河畔の除染試験とその効果の持続性の確認

除染前の高水敷堆積物の放射性セシウム濃度の深度分布を図4に示す。原発事故から3年半が経過していたためセシウム-134は数kBq/kgであったが、セシウム-137は地点1と2では深さ10cm以深までは10kBq/kgを超えていた。これらの高濃度層は泥画分の割合が39~56%と高かった（図4）。放射性セシウムは粘土やシルトに強く吸着する性質を持つため¹⁰⁾、泥を多く含む層では、放射性セシウムが下方に浸透するとは考えにくい。したがって、これらの厚い高濃度層は土砂堆積によって形成されたと考えられる。一方、地点3~5は比較的低濃度であった。この鉛直方向・平面方向に不均質な放射性セシウムの分布を踏まえ、高水敷の削り取り深度を15~35cmとした。高水敷では同様の深度分布が報告され

ていることから^{11), 12)}、除染においては事前に深度分布を把握しておくことが重要と考えられる。

除染前後の空間線量率の分布を図5に示す。除染前における地表1 mの平均値は0.66 $\mu\text{Sv/h}$ (標準偏差 0.22 $\mu\text{Sv/h}$) だったが、除染完了時には0.34 $\mu\text{Sv/h}$ (標準偏差 0.11 $\mu\text{Sv/h}$) と約半減でき、本試験方法の有効性が確認された。

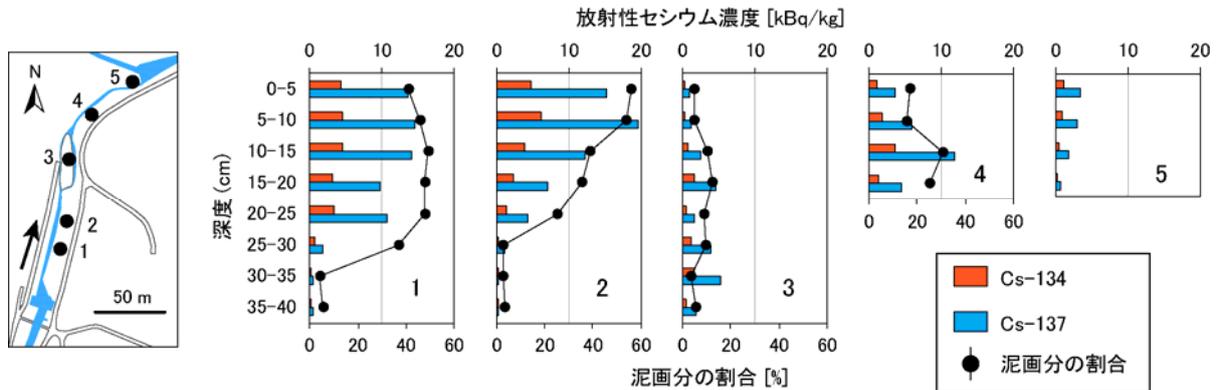


図4 除染前の高水敷堆積物の放射性セシウム濃度

除染前から除染2年後までの空間線量率の平均を図6に示す。本図には試験地の20 m上流の非除染区間の値も参照として併記した。試験地の北方9 kmのアメダス梁川気象観測所によれば⁵⁾、除染後2年間で、降水量50 mm以上の降雨が4回発生しており、高水敷は幾度か冠水していると考えられる。しかしながら、その空間線量率は非除染区間と同じく緩やかに減少した。また、高水敷堆積物(5地点、図4)の表層5 cmのセシウム-137も、除染後は全て3 kBq/kg未満であった。したがって、現在のところ除染効果は維持されている。しかし、除染後2年間は高水敷を除草しており、土砂が堆積しにくい状況にあったと考えられることから、今後、植物群落が回復した状況でも、効果が維持されるか検証が必要である。

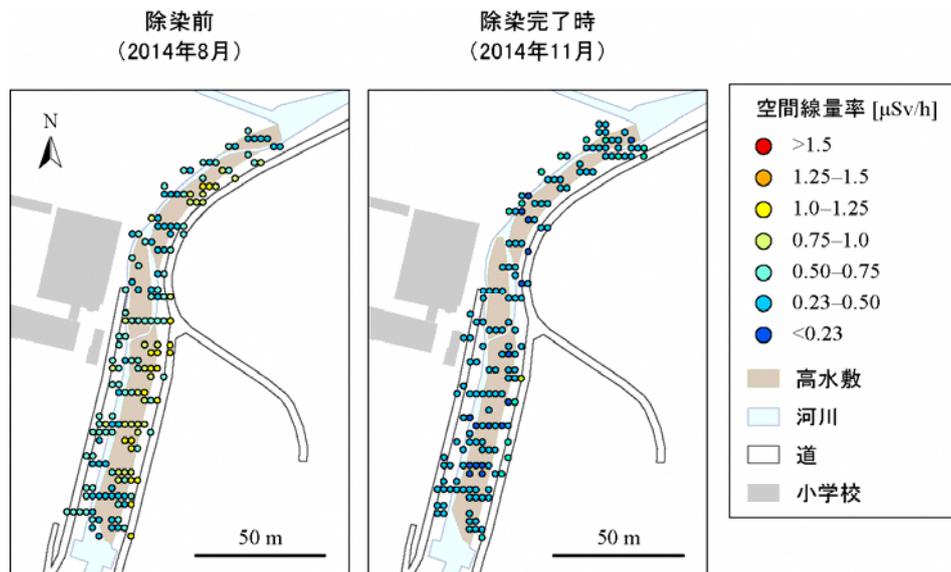


図5 除染前後の地表1 mの空間線量率

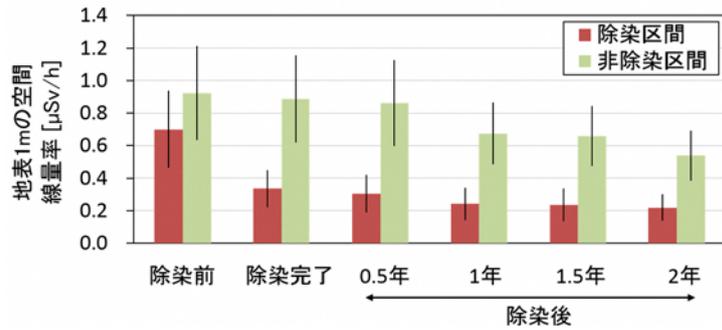


図6 地表1 mの空間線量率の経時変化
値は平均値、エラーバーは標準偏差を示す

通学と高水敷の利用に伴う年間の追加外部被ばく線量は、除染前が年間 0.029 mSv、除染後が年間 0.016 mSv と見積もられた。試験地の行政区域では、2013年7月から2014年6月にかけてガラスバッチを用いて年間追加外部被ばく線量が測定されており、その値は年間 1.23 mSv と報告されている¹³⁾。したがって、試験地から受ける外部被ばく線量が、生活全体の外部被ばくに占める割合は数%のみ（除染前：2.3%、除染後：1.3%）と推計された。一方で、3.3.(4)で述べるように、依然として水環境の安全性に対して不安を感じている福島県民もいる。表1のように、除染はハード面の対策の1つであり、より良い対策を考案するためには、リスクコミュニケーションのようなソフト面の有効性についても検証が必要と考えられる。

(3) 河川公園の汚染状況の調査と対策法の検討

2015年8月と9月（洪水前後）における公園Aの地表1 mの空間線量率を図7に示す。洪水前は、1.0 μSv/h以上の相対的な高線量地点は、河川沿いと北東部に分布していた。しかし、洪水後は、これらの高線量地点の多くは1.0 μSv/h未滿に低下した。一方、公園Bでは、洪水前後に目立った変化は確認されなかった（図8）。

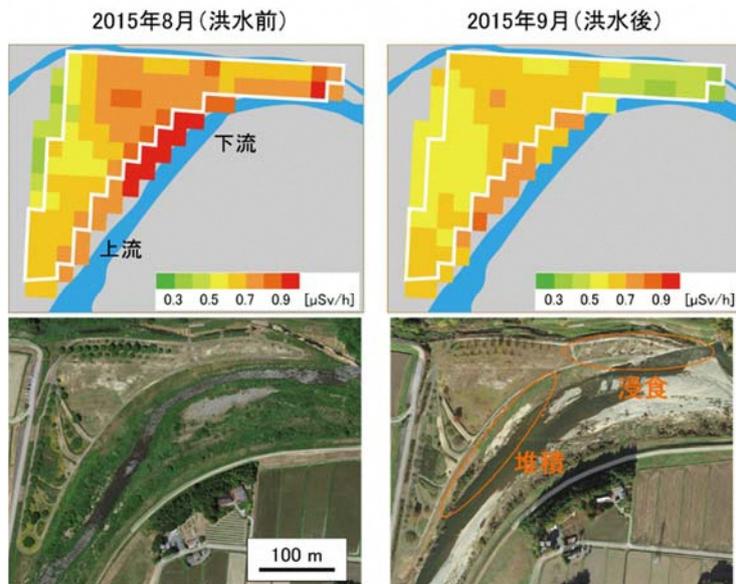


図7 公園Aの地表1 mの空間線量率（白線内が公園）

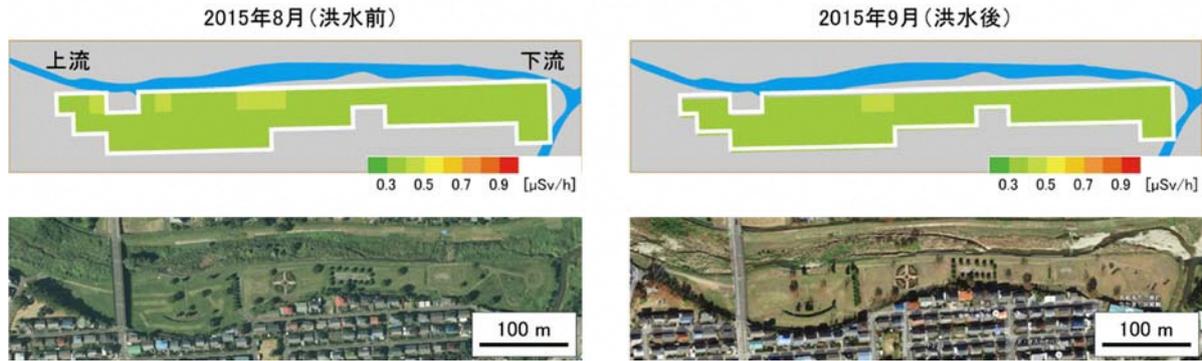


図8 公園Bの地表1mの空間線量率（白線内が公園）

公園Aの土壌中のセシウム-137蓄積量と濃度を図9に示す。採取深度までのセシウム-137の総蓄積量は、芝地や花壇では $200\sim 400\text{ kBq/m}^2$ であったが、河畔では最大 2400 kBq/m^2 と10倍近い蓄積が確認された。洪水前の河畔における空間線量率の高さは、この分布傾向を反映していたと言える。セシウム-137の深度分布は、芝地では表層数cmのみ高濃度であり、花壇は耕作による均質化のため深度15cmまで低濃度の層が均一に分布していた。一方、河畔では、低濃度の層が深度約25~30cmまで分布し、深度約40~50cmにピークが確認された。地点3の土壌断面を観察したところ、深度30cm付近で明確に色調と堆積物の粒度が異なっていたことから、河畔の一部の表層30cmは2015年9月の洪水堆積物である可能性が高い。この低濃度層の形成と河川湾曲部にあたる北東部の浸食（図7）により、空間線量率は洪水後に低下したと推察される。新田川流域では、この大規模な洪水に伴って、上流では著しい浸食、下流では低濃度の土砂堆積が生じ、流域各地の河畔で自然の除染作用が働いたと報告されている¹⁴。公園Aの調査結果はこれと整合的である。一方、公園Bの採取深度までのセシウム-137の総蓄積量は、冠水地・未冠水地の両地点とも $130\sim 220\text{ kBq/m}^2$ の範囲にあり、ほぼ表層に留まっていることが確認された（図10）。したがって、これまでほとんど土砂堆積は起きておらず、空間線量率も変化していないと考えられる。このような両地点間での土砂堆積やセシウム-137の蓄積傾向に関する違いは、以下のような理由により生じたと推察される。①公園Bの河畔は芝地だが、公園Aは河畔に高さ1m程度の植生が繁茂しており土砂が捕捉されやすい、②公園Bは上流のダムに土砂が捕捉され、土砂供給量が少ない、③ $>1000\text{ kBq/m}^2$ の高汚染地域はダムの上流に分布するため（図3）、公園Bには放射性セシウム濃度の高い土砂が供給されにくい。

公園AとBの利用に伴う年間の追加外部被ばく線量は、それぞれ年間 0.018 mSv と年間 0.009 mSv と見積もられた。公園が位置する行政地区でガラスバッチを用いて計測された、生活全体で受ける年間追加被ばく線量は年間 0.44 mSv であり（計測時期：2015年7~9月、計測値を1年間に換算）¹⁵、公園利用に伴う被ばくはその2~4%に相当する。したがって、これらの公園について除染による被ばく軽減の効果は限定的である。前述の上小国川の結果も踏まえると、一般に河畔の利用時間は限定的であり、また自然に除染される場合もあることから、河畔においてハード面の対策を行う重要性は必ずしも高くないと考えられる。ただし、土砂が堆積しやすく、上流域が高汚染の場合には、通常の出水においては河畔に放射性セシウムが蓄積し、空間線量率を上昇させる可能性が示唆されたことから、モニタリングの

継続と汚染の将来予測が不安の軽減には有効かもしれない。

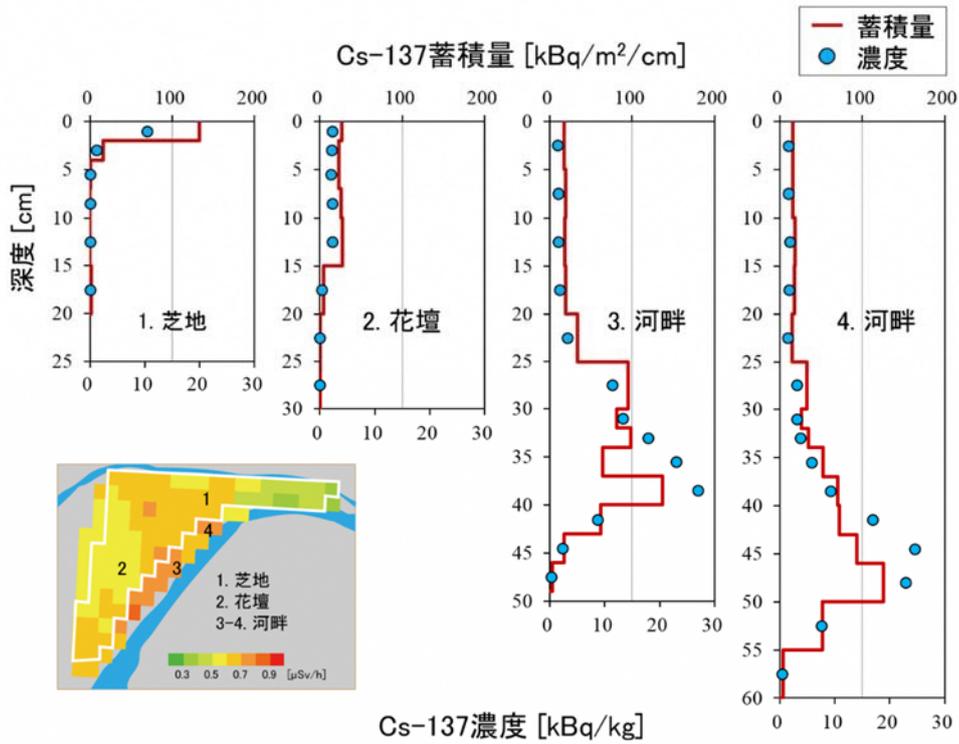


図9 公園Aの土壤中の放射性セシウムの深度分布（2015年9月の洪水後）

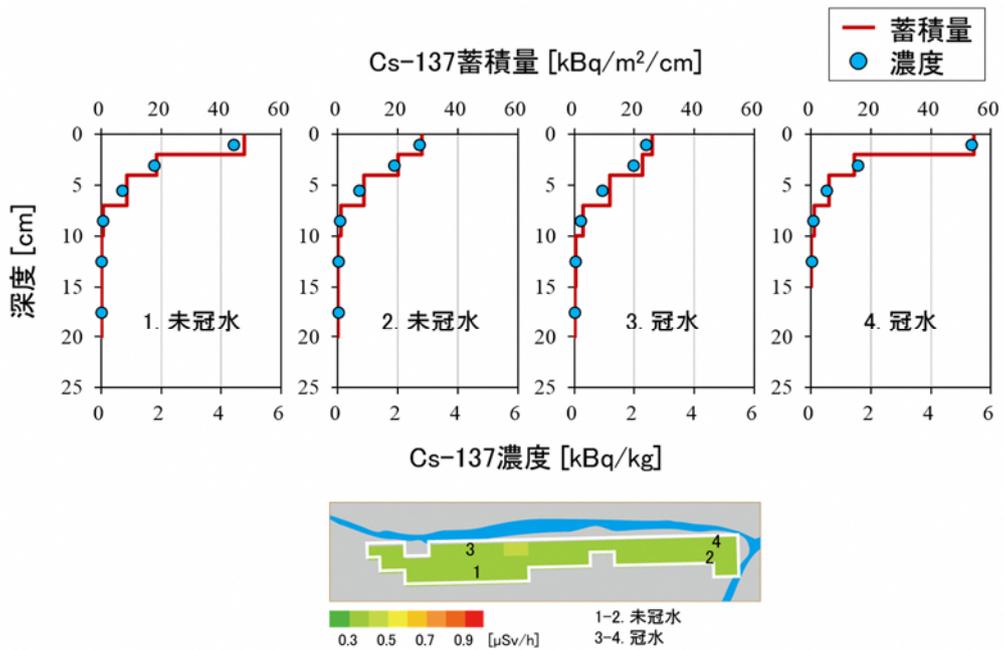


図10 公園Bの土壤中の放射性セシウムの深度分布（2015年9月の洪水後）

(4) 水環境に対する課題の抽出とその傾向の調査

事故後 5 年を経過した中で、福島県の行政機関における、水環境に関して抱えている放射性物質などによる課題は、「事故前に行っていた活動の支障」、「放射性物質による将来的な影響」、「事故以降の対策の継続・維持」であることが分かった。また、福島県政世論調査の結果から、福島県民の水や大気環境への安全観の回復には地域差があり、会津に比べて、中通り、浜通りで回復が遅い傾向にあった（図 11）。また、水や大気環境への安全観は放射線リスク認知と有意に関連することが明らかとなった。

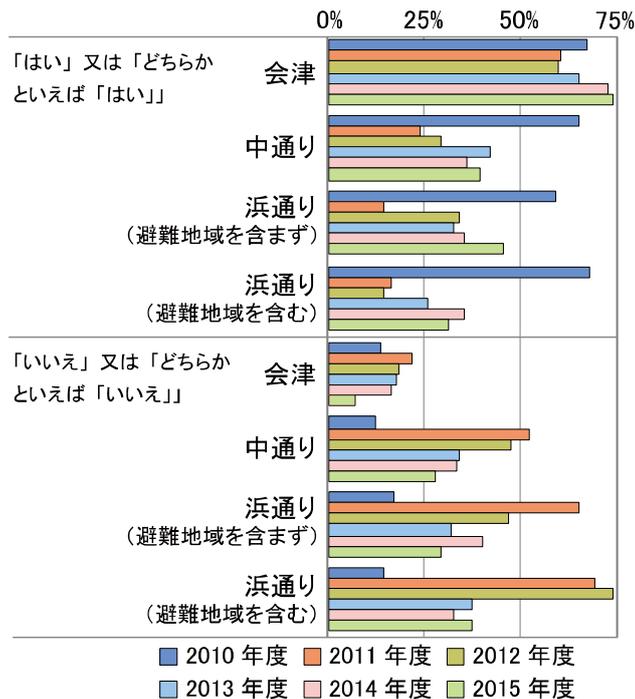


図 11 「あなたの住む地域は、水や大気などの環境汚染に関して安全な生活環境が確保されていると思いますか。」の問いに対する経年変化

3.4. まとめ

本プロジェクトでは、淡水系の放射性セシウム対策について、既往知見から福島県に適用可能なものを整理した（表 1）。さらに、河畔において、放射性セシウムの空間分布を踏まえた除染手法の有効性を確認した。下流の河畔には放射性セシウムが集積する場合があるものの、大規模出水では自然の除染作用が働くこと、河畔における外部被ばくは限定的であることも明らかにした。しかし、汚染が深刻な地域（避難指示区域を含む浜通り地方）では、水環境に対して根強い不安がある。その不安への対処のためには、不安の要因解明と解消に向けた議論が必要である。

なお、本研究成果は福島県の関係各課に情報提供され、河畔の除染手法は河川整備の施策に反映されている。

引用文献

- 1) Nishikiori, T., Suzuki, S. (2017) Radiocesium decontamination of a riverside in Fukushima, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity*, 177, 58-64.
- 2) 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 (H23.7.2換算). <http://emdb.jaea.go.jp/emdb/portals/b224/>
- 3) 湊進 (2006) 日本における地表γ線の線量率分布. *地学雑誌*, 115, 87-95.
- 4) 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/>
- 5) 気象庁 (2017) 各種データ・資料. <http://www.jma.go.jp/jma/menu/menureport.html>.
- 6) 福島県 (2017) 福島県県政世論調査.
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/01010e/kouchou1-439.html>
- 7) 環境省 (2014) 除染関係ガイドライン. <https://josen.env.go.jp/material/>
- 8) 農林水産省 (2015) ため池の放射性物質対策技術マニュアル.
- 9) IAEA (2006) Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience report of the Chernobyl forum expert group 'environment'. Vienna.
- 10) Nakao, A., Funakawa, S., Tsukada, H., Kosaki, T. (2012) The fate of caesium-137 in a soil environment controlled by immobilization on clay minerals. *SANSAI Environ. An Environmental Journal for the Global Community*, 6, 17-29.
- 11) Tanaka, K., Kondo, H., Sakaguchi, A., Takahashi, Y. (2015) Cumulative history recorded in the depth distribution of radiocesium in sediments deposited on a sandbar. *Journal of Environmental Radioactivity*, 150, 213-219.
- 12) Konoplev A., Golosov V., Wakiyama Y., Takase T., Yoschenko V., Yoshihara T., Parenjuk O., Cresswell A., Ivanov M., Carradine M., Nanba K., Onda Y. (in press) 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.
- 13) 伊達市 (2015) だて復興・再生ニュース (第22号).
<http://www.city.date.fukushima.jp/soshiki/12/763.html>
- 14) Konoplev, A., Golosov, V., Laptev, G., Nanba, K., Onda, Y., Takase, T., Wakiyama Y., Yoshimura, K. (2016) Behavior of accidentally released radiocesium in soil-water environment: Looking at Fukushima from a Chernobyl perspective. *Journal of environmental radioactivity*, 151, 568-578.
- 15) 南相馬市 (2016) 平成27年度第2回個人積算線量測定 (27年7月~27年9月) 結果.
<http://www.city.minamisoma.lg.jp/index.cfm/10,28438,61,367,html>

4. FIP4 GPS 歩行サーベイによる環境マッピング技術の開発

要旨

福島県では局所的な空間放射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。

4.1. 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放射線量率（以下「線量率」という。）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 連動型の線量率測定装置 KURAMA（**K**yoto **U**niversity **R**adiation **M**apping 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

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。

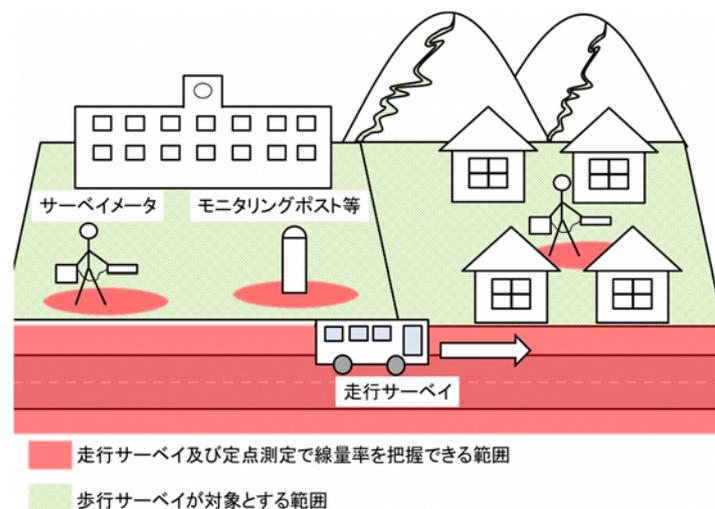


図3 従来の測定法での測定範囲

4.2. 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（TI）シンチレーション検出器（以下「低線量率用CsI検出器」という。）と高精度GPSが収納されている。低線量用CsI検出器で得られた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、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。

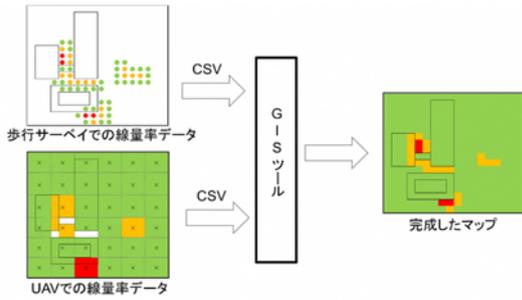


図 6 GIS ツールの概要

1	年月日	時間	緯度	経度	標高	速度	方位	線量率	補正線量率	検出器温度
2	2013/12/15	13:58:19	37.478633	140.857184	27.2	0.3	232.37	1.3		10.37
3	2013/12/15	13:58:22	37.478629	140.857181	27.2	0.4	213.57	1.05		10.37
4	2013/12/15	13:58:25	37.478631	140.857181	28.9	0.5	341.85	1.02		10.37
5	2013/12/15	13:58:28	37.478626	140.857186	27.2	4.4	143.05	1.93		10.37
6	2013/12/15	13:58:21	37.478625	140.857184	27.3	6	182.24	2.04		10.37
7	2013/12/15	13:58:24	37.478624	140.857211	28.1	2.2	50.5	2.1		10.37
8	2013/12/15	13:58:27	37.478625	140.857241	28.2	6.5	111.9	2.48		10.37
9	2013/12/15	13:58:40	37.478628	140.857289	28.3	6.2	125.91	2.55		10.36
10	2013/12/15	13:58:43	37.478705	140.857263	28.2	6.4	163.00	2.67		10.36
11	2013/12/15	13:58:46	37.478756	140.857294	28.3	6.7	155.82	2.75		10.36
12	2013/12/15	13:58:49	37.478735	140.857319	28.2	6.4	112.91	2.8		10.36
13	2013/12/15	13:58:52	37.478717	140.857340	28.2	7.5	132.16	2.7		10.36
14	2013/12/15	13:58:55	37.4787	140.857374	28.1	6.4	131.22	2.68		10.36
15	2013/12/15	13:58:58	37.478684	140.857384	28.2	7	130.00	2.32		10.36
16	2013/12/15	13:58:01	37.478682	140.857384	28.2	0.5	222.50	2.13		10.36

図 7 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)。

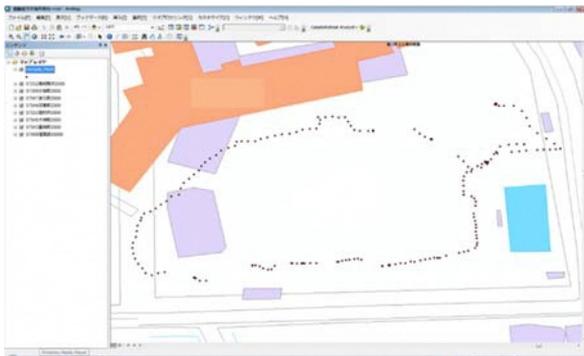


図 8 地図データと線量プロット

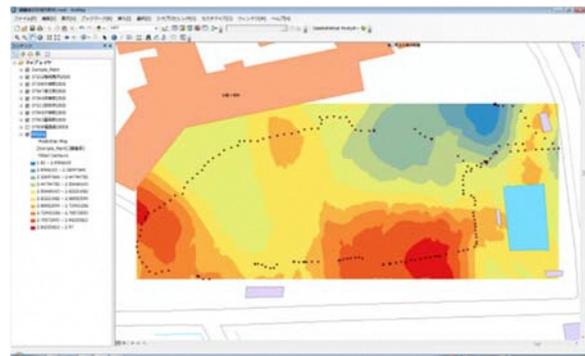


図 9 内挿補間された線量マップ

(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。

4.3. 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。



図10 歩行サーベイ風景

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

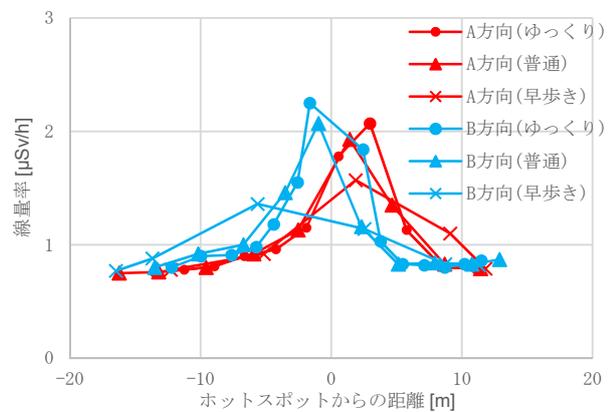


図12 速度と方向を変えての測定



図13 歩行速度の変化

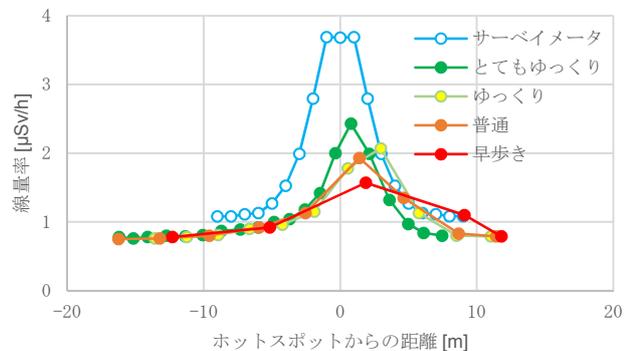


図14 歩行速度による測定値の変化

イ サurvey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 (TI) 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。



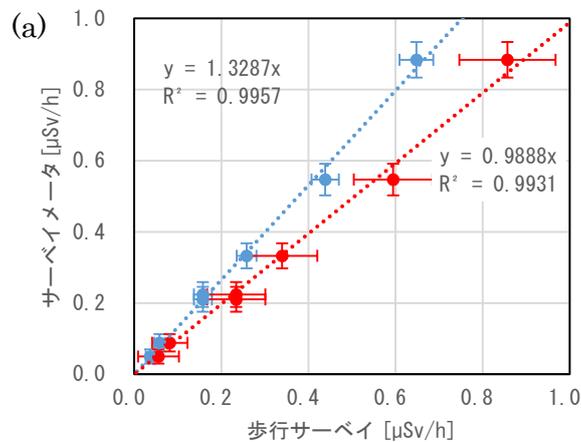
図 15 比較の様子

(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、低線量用 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。



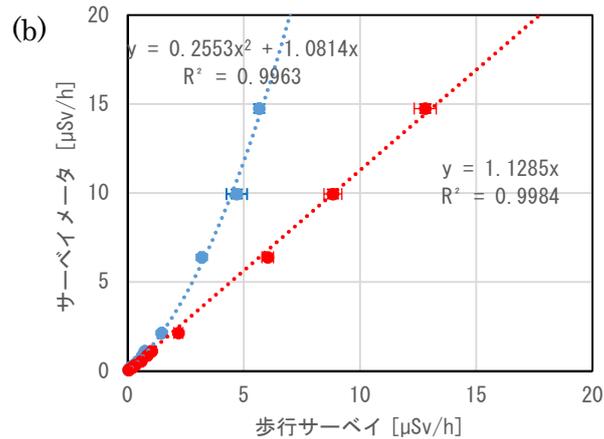


図 16 サーベイメータと歩行サーベイの比較

(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

● : 低線量率用 CsI 検出器 (Cs-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

● : 高線量率用 CsI 検出器 (Cs-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 の (b) に示す。検出器を変えた結果、高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線量用 CsI 検出器は低線量率用 CsI 検出器に比べて高い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。高線量率用 CsI 検出器では低線量率用 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、 $1\mu\text{Sv/h}$ 以下の地点で低線量率用 CsI 検出器を用いる場合については 1.3 とし、高線量率用の CsI 検出器を用いる場合については 1.1 とした。

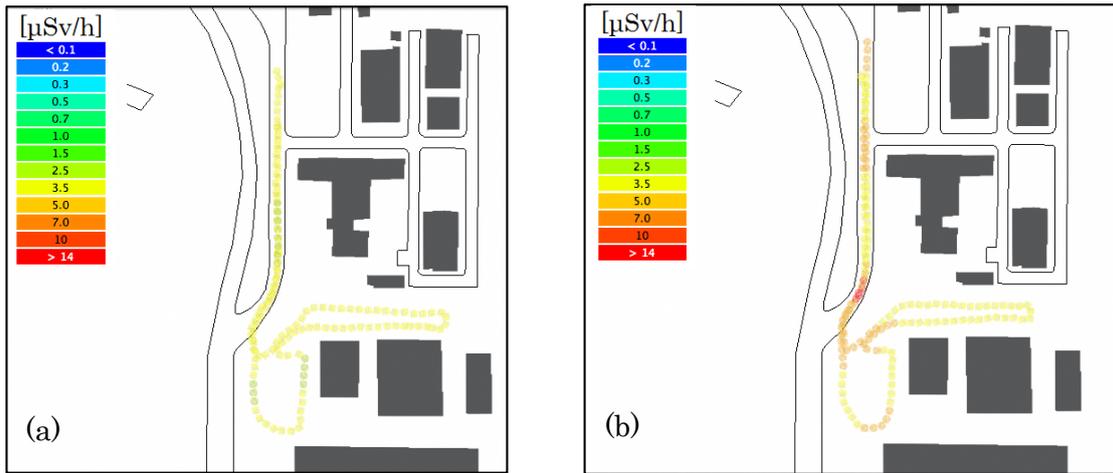


図 18 検出器を変えての歩行サーベイ

(a) : 低線量率用 CsI 検出器での歩行サーベイ

指示値の範囲は 2.77~5.99 μ Sv/h

(b) : 高線量率用 CsI 検出器での歩行サーベイ

指示値の範囲は 5.00~29.5 μ Sv/h

ウ 測定値のばらつきの確認

低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。定点測定は低線量率用 CsI 検出器と高線量率用 CsI 検出器の両方で行った。

この結果、低線量率域においては高線量率用 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線量率用 CsI 検出器が 19.7%であったのに対し、高線量率用では 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、線量率が 1 μ Sv/h 未満の地点では低線量率での変動の小さい低線量率用 CsI 検出器を用いることとし、1 μ Sv/h を上回る地点では高線量率用 CsI 検出器を用いることとした。

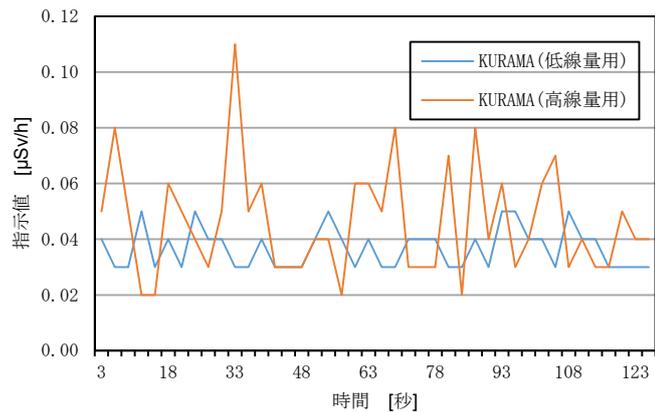


図 19 測定値のばらつきの確認

(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、草地在広がっている。

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と考えられる。また、側溝の近傍では周囲より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線量が低く、側溝付近では線量が高くなる傾向がみられた。

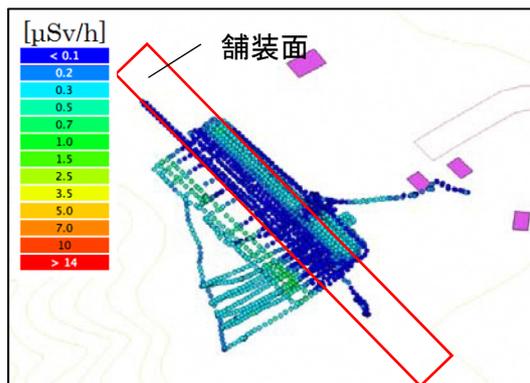


図 20 福島市西部における歩行サーベイ結果

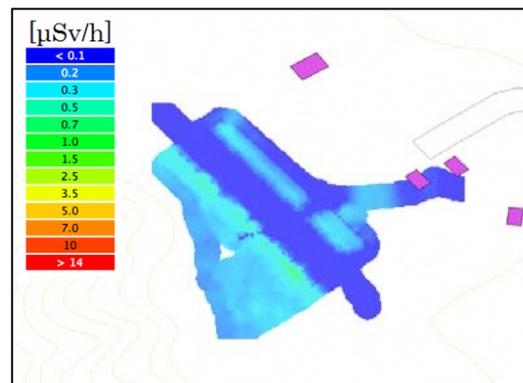


図 21 IDW による内挿補間の結果

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、仮置場近傍の線量率は、周辺の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。

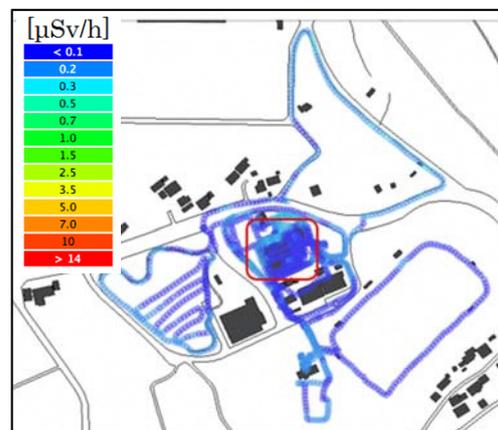


図 22 線量マップ
赤枠部内が仮置き場

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、その他は砂利あるいは草地であった。舗装面では線量率が低く、その他の区域についてはほぼ一様の線量分布であった。

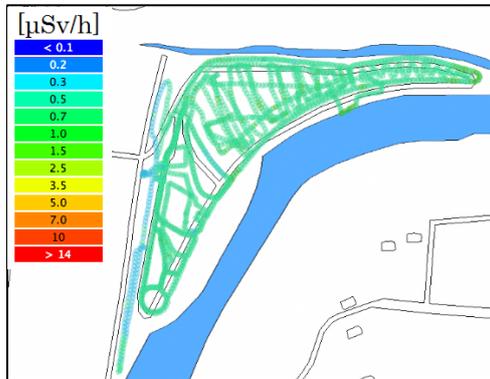


図 23 線量マップ

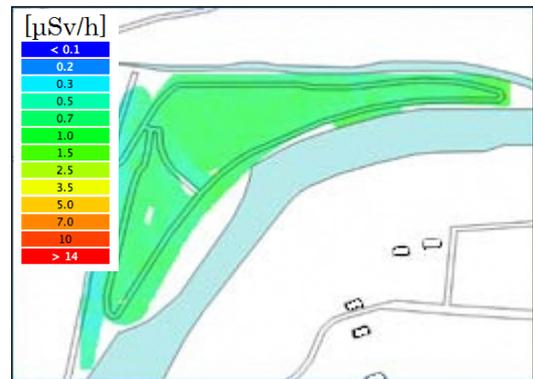


図 24 IDW による内挿補間の結果

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。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。

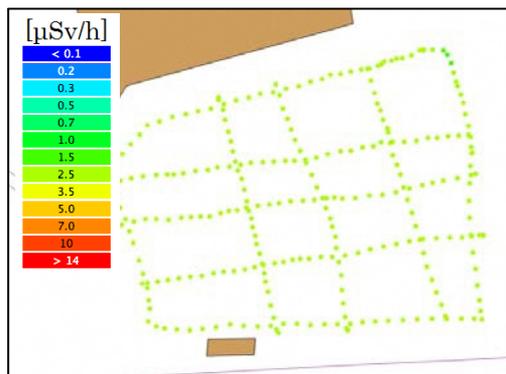


図 25 線量マップ

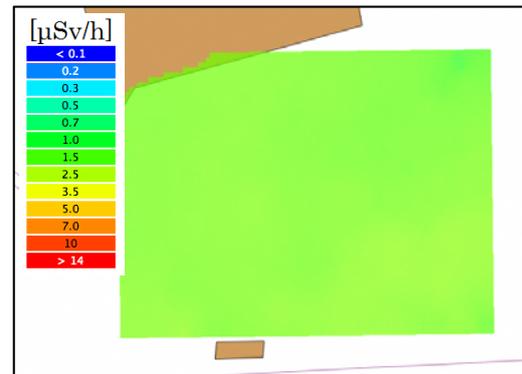


図 26 IDW による内挿補間の結果

4.4. 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、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で活用している。

5. 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

要旨

稼働中の一般廃棄物焼却施設において、ごみ焼却炉内での燃烧温度や揮発促進剤・抑制剤の添加による放射性セシウムの飛灰への移行挙動を把握するための実証試験、放射性セシウムを含むバグフィルター廃ろ布の一般廃棄物との混焼試験を行った。また、一般廃棄物焼却施設（ストーカー炉）の焼却灰（主灰、飛灰）の放射性セシウムの溶出試験および放射性セシウムの難溶化室内試験を行った。

5.1. 目的

東京電力㈱福島第一原子力発電所の事故（以下「原発事故」という。）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及び濃縮する。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物質濃度 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、放射性物質濃度は事故直後から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（図 1）。

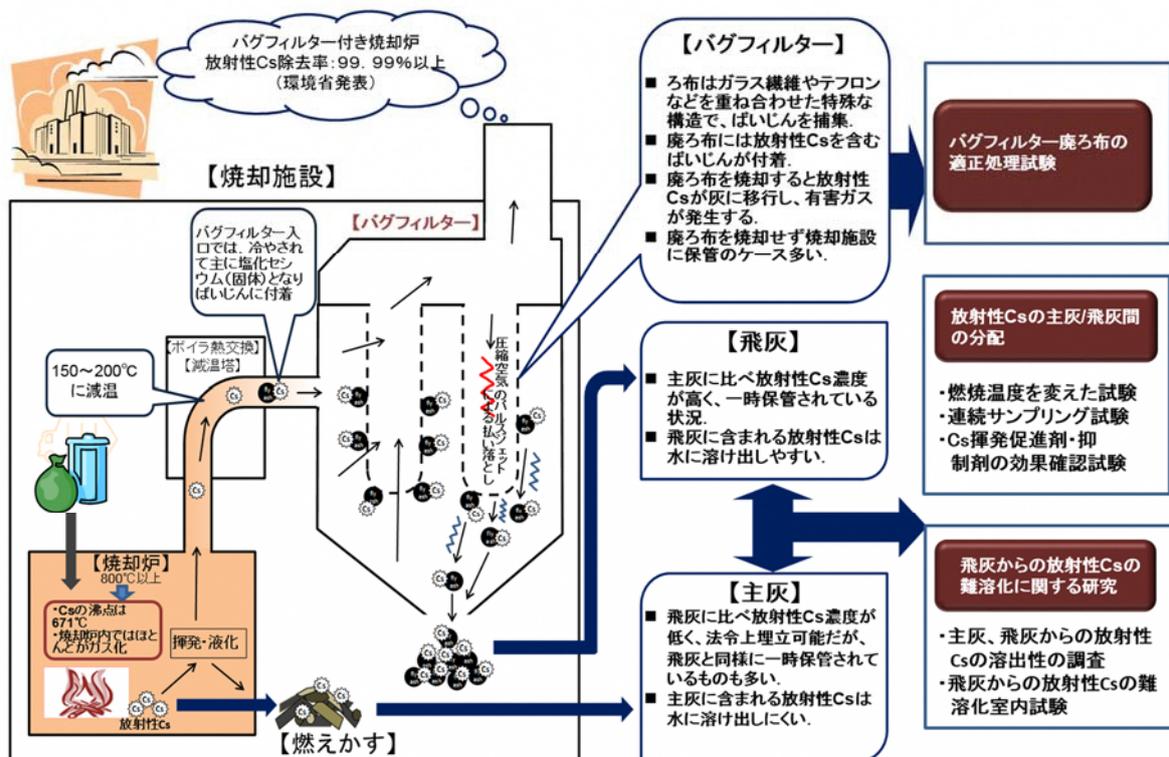


図 1 廃棄物焼却過程と試験研究の課題

焼却灰の安全かつ適正な処分を図るため、焼却灰への放射性セシウムの移行を制御する技術および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、焼却施設からは放射性セシウムを含む飛灰が付着したバグフィルターの廃ろ布が発生し、その適正処理が課題となっていることから、一般廃棄物との混焼を行った際の放射性セシウムの主灰/飛灰への分配挙動や焼却設備・環境への影響を把握する必要があるため、上記同様に実証試験によりこれを確認した。

5.2. 実施内容

(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、主灰より飛灰に移行することが知られている。表 1 は原発事故の年の一般廃棄物焼却施設での放射性セシウムの主灰/飛灰間の分配の状況を示しているが、この表からは、飛灰に全放射性セシウムの 6 割程度が移行していることが分かる。

表 1 福島県内の一般廃棄物焼却施設における放射性セシウムの主灰/飛灰への分配率

施設	焼却能力 [t/d]	集じん方式	ごみ焼却量 (2011年度) [t/y]	焼却灰発生量		放射性Cs濃度		放射性Cs分配率	
				主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰
				[t/y]	[t/y]	[Bq/kg]	[Bq/kg]	[%]	[%]
A	105	BF	16,035	2,053	632	12,220	49,400	45	55
B	120	BF	28,964	4,019	747	3,910	34,900	38	62
F	80	BF	20,230	2,190	1,076	16,640	33,900	50	50
G	100	EP	30,111	2,912	737	3,920	36,300	30	70
H	90	BF	16,948	1,392	681	1,494	6,640	31	69
J	60	BF	10,181	1,342	336	639	4,650	35	65
N	50	BF	837	93	41	3,140	13,110	35	65
P	50	BF	8,906	720	422	2,269	5,690	40	60
Q	150	EP	35,612	4,797	724	7,540	45,500	52	48
R	40	BF	12,401	2,190	262	2,200	17,360	51	49
S	30	BF	4,574	381	86	1,706	12,260	38	62

注1. この表の値は、水分や添加薬剤量による補正を行っていない。注2. 焼却炉の型式はいずれもストーカー炉。
注3. 放射性Cs濃度は2011年7月の測定結果。注4. 集じん方式 BF: バグフィルター、EP: 電気集じん機

上記の放射性セシウムの移行を規定している要因を、①燃焼温度¹⁾、②空気比²⁾、③ごみ質³⁾、④薬剤の添加⁴⁾、⑤灰の粒径⁵⁾の 5 要因に整理した。

これら各要因のうち、運転中のごみ焼却施設における試験では、②空気比（空気量）の変更は排ガス速度等の様々な要素に影響を与える上、燃焼バランスの変化により一般廃棄物の完全燃焼にも影響するおそれがあること、③ごみ質の制御は不可能であること、⑤灰の粒径コントロールは技術的に難しいことから検討対象項目から外し、①燃焼温度及び④薬剤添加と放射性セシウム移行挙動の関係について、実証試験を行った。

ア 燃焼温度を変えた試験

試験は施設 A~D の 4 施設（いずれもストーカー炉）の協力を得て実施した。

燃焼室出口温度条件を通常よりも 50°C 程度上下させたときの主灰/飛灰への放射性セシウムの分配率を通常運転時の分配率と比較した。

通常運転時よりも 50℃高い、あるいは 50℃低い燃焼室出口温度を得るために、燃焼室に供給される燃焼用空気（一次空気）の温度を温度高運転時には通常運転時の温度から約 50℃上昇、温度低運転時には 50℃低下させる方法によることとした。なお、灰の巻き上げによる灰の飛散率（主灰と飛灰の生成割合）が変化しないように、燃焼用空気（一次空気）の量は変化させないこととした。炉内水噴霧や二次空気量の設定等は各施設で異なっている。

真の燃焼温度（炉内の燃焼帯）は直接測定できないため、施設で測定している燃焼室出口温度を燃焼温度の指標とし、この温度の変化が放射性セシウムの移行挙動に与える影響を評価した。しかし、施設 C では、二次空気吹込みの自動制御が解除できず、燃焼室出口温度の変化が実際の炉内温度の変化に対応しない可能性があるため、試験のために炉内に熱電対を挿入して炉内の温度を測定し、この温度を燃焼温度の指標とした。

また、試験運転の継続時間は燃焼状態の安定化に要する時間や、投入した一般廃棄物が焼却残渣である主灰として排出されるまでに要する時間を考慮し、1 日（24 時間）を基本単位とした。

主灰、飛灰及び排ガスの採取場所と採取時刻について、飛灰、排ガスは当該試験条件での運転を開始後 1 時間以上経過してから採取した。主灰は、焼却炉及び搬送装置内での滞留時間が長いため、搬送装置等の諸元に基づいた滞留時間の計算結果とマーカーテスト（金属缶をマーカーとして一般廃棄物と一緒に投入したトレーサ試験）で確認された搬送装置内滞留時間に基づき試料採取開始時刻を決定した。

図 2 に例として、施設 A の焼却施設内における主灰、飛灰及び排ガスのサンプル採取場所と主灰の推定滞留時間を示した。

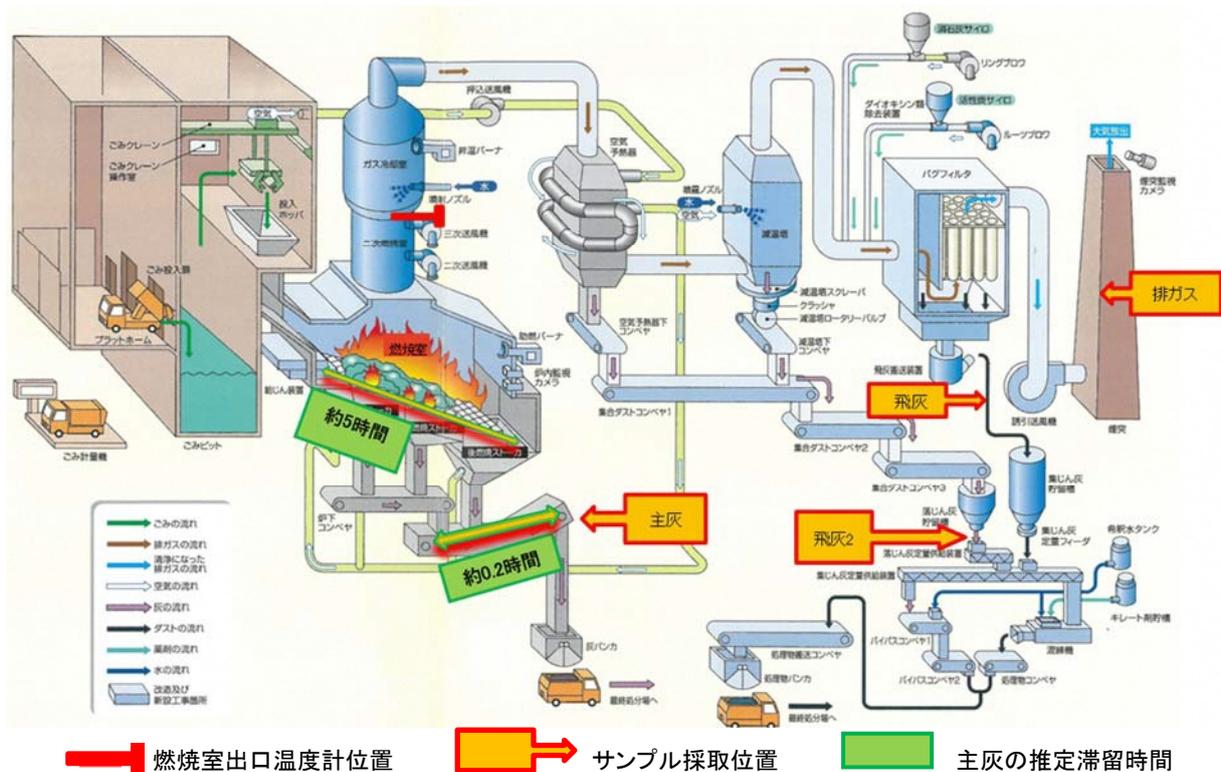


図 2 サンプル採取場所とシステム内滞留時間（施設 A）

以上のようにして採取した主灰、飛灰及び排ガスについて、表 2 に示す測定及び分析を行った。

表 2 採取した試料と測定項目

・ごみ質	水分、灰分、可燃分、低位発熱量、種類組成 元素分析(C、H、N、O、S、Cl)
・主灰	放射性Cs濃度 ^(注1) 、熱しゃく減量 ^(注2) 元素分析(Cs、Na、K、Ca、Mg、Al、Si、P、Fe)
・飛灰	放射性Cs濃度 ^(注1) 、 元素分析(Cs、Na、K、Ca、Mg、Al、Si、P、Fe)
・排ガス	放射性Cs濃度 ^(注3) ダイオキシン類 ^(注2)

注1: 主灰、飛灰は1時間ごとに4試料を採取して、その混合物を分析試料としたが、混合前の各4試料についても放射性物質濃度をNaI(Tl)シンチレーションスペクトロメータで簡易測定
注2: 温度低条件のとき、燃焼悪化のないことを確認するため実施
注3: 温度高条件及び揮発促進剤添加のとき、セシウム増加のないことを確認するため実施

もっとも基本的な情報であり、その違いが焼却過程での放射性セシウムの挙動を規定していることが考えられるごみ質の分析結果を表 3 に示す。

表 3 ごみ質測定結果

施設名		施設A			施設B		施設C		施設D		
採取日(2014年)		6/26	6/27	10/15	7/9	7/10	7/29	7/30	11/25	11/28	
見かけ比重	[kg/m ³]	220	217	131	139	223	97	126	184	176	
水分	[%]	45.65	47.12	39.18	43.16	45.13	36.38	45.78	49.38	45.15	
灰分	[%]	9.72	6.32	10.16	8	7.36	5.54	6.14	8.15	6.86	
低位発熱量	[kJ/kg]	8,460	9,380	9,920	8,330	9,420	12,100	10,130	7,700	8,620	
組成分析 (乾重量比)	紙・布類	[%]	53	38.4	39.4	59.2	45.4	56.3	37.5	39	49.7
	ビニール・合成樹脂・ ゴム・皮革類	[%]	22.6	27.1	18.6	15.5	21.2	22.7	32.9	21.4	24.1
	木・竹・ワラ類	[%]	13.7	10	24.8	8.1	11.2	6.7	12	14.1	8.3
	厨芥類	[%]	3.7	14.3	9.5	13.9	10.4	9.2	8.4	14.9	10
	不燃物類	[%]	2.3	2.4	5.1	0.4	4.6	0.6	2.5	4.3	0.7
	その他(5mm以下)	[%]	4.7	7.8	2.6	2.9	7.2	4.5	6.7	6.3	7.2
	紙・布類	[%]	5.6	4.4	5	7.7	2.9	4.9	4.3	3.7	4.5
乾燥ごみの 灰分	ビニール・合成樹脂・ ゴム・皮革類	[%]	1.9	1.2	1	0.9	1.4	1.2	1.6	1.9	2.7
	木・竹・ワラ類	[%]	4.7	1.1	3.1	1.6	0.4	0.4	0.7	0.8	0.9
	厨芥類	[%]	0.7	1	1.1	2.5	1.5	0.6	0.6	3.1	1.7
	不燃物類	[%]	2.3	2.4	5.1	0.4	4.6	0.6	2.5	4.3	0.7
	その他(5mm以下)	[%]	2.7	1.9	1.3	1.1	2.6	1	1.6	2.3	2
	合計	[%]	17.9	12	16.6	14.2	13.4	8.7	11.3	16.1	12.5
元素分析	炭素	[%]	40.36	49.98	47.11	44.15	48.27	50.91	54.47	44.37	46.9
	水素	[%]	6.36	8.1	7.19	6.49	7.19	8.23	9.3	7.07	7.1
	窒素	[%]	0.71	0.81	1.16	1.18	1.48	0.56	0.66	0.97	0.61
	硫黄	[%]	0.08	0.07	0	0.07	0.08	0.06	0.07	0.06	0.07
	塩素	[%]	0.31	0.16	0.81	0.15	0.57	0.42	0.42	0.21	0.21
	酸素	[%]	36.2	31.07	31.48	34.2	33.19	31.68	26	34.97	33.17

地域や季節の違いとごみ質との明瞭な関係は認められない。低位発熱量に着目すると、施設 A 及び B は 8,330~9,920kJ/kg であったが、施設 C ではいずれも 10,000kJ/kg を超え、夏季としては発熱量の高い一般廃棄物であり、逆に施設 D は秋季の 11 月末であるにもかかわらず、最も発熱量が低かった。

イ 連続サンプリング試験

運転条件の管理ではなく、通常運転時のままの燃焼温度と放射性セシウムの焼却灰への移行挙動（分配）を把握するための実証試験を実施した。

2 施設（施設 B, F（いずれもストーカー炉））において 5 日間連続で 2 時間毎に主灰、飛灰を採取し、各々 NaI(Tl)シンチレーションスペクトルメーター（以下「NaI」という。）で測定した。また、各日の最初の 4 試料を混合したものについて、ゲルマニウム半導体検出器（以下「Ge」という。）により放射性セシウム含有量の測定を行うとともに、元素分析（Cs、Na、K、Ca、Mg、Al、Si、P、Fe）を行い、通常運転時の燃焼温度と放射性セシウムの移行挙動（主灰/飛灰への分配）の関係を調査した。

主灰、飛灰の採取場所や採取時刻の設定方法は (1)アの試験の方法に倣った。

ウ セシウム揮発促進剤・抑制剤の効果確認試験

放射性セシウムの揮発を促進することが期待される消石灰（ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ）を添加する試験と放射性セシウムの揮発を抑制することが期待されるベントナイト（粘土）を添加する試験を以下の順に実施した。

- ① 施設 A において消石灰 2.4%およびベントナイト 2.2%添加試験
 - ② 消石灰添加効果の再現性確認のために施設 A において、消石灰 2.6%および消石灰 5.5%添加試験
 - ③ 施設固有の現象かどうかの確認のために施設 D において消石灰 2.2%添加試験
- 消石灰、ベントナイトの添加は、クレーンによるごみ投入ホッパへの一般廃棄物の投入ごとに一般廃棄物の上面に散布する方法で行った。

(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（ろ布素材がテフアイヤー³）それぞれにおいて、廃ろ布を混焼しない通常の運転（Run-1）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の間隔を変えた一般廃棄物との混焼試験（Run-2, Run-3）を実施した（表 4）。廃ろ布の混焼割合は、施設 B では実際に処理を行ったことのある施設のアンケート調査結果を基に、平均的な 0.20%と最大の 0.40%との 2 ケースとした。また、施設 E では、『清掃技報第 8 号平成 20 年東京二十三区清掃一部事務組合』など^{7) 8)}を参考にして、0.03%とした。炉型は両施設ともストーカー炉である。

ろ布に付着した飛灰に起因する放射性セシウムの影響やガラス繊維がごみの燃焼状態に与える影響、あるいはテフアイヤー[®]の燃焼で発生するフッ素化合物の影響について、試験前と試験時の焼却灰や排ガスを採取、分析し、あるいは施設が実施する計測データを収集し、その影響を調査した。サンプル採取場所や採取時刻の設定方法は (1)アの方法に倣った。

³ フッ素繊維とガラス繊維を混合した不織布素材（米国ケマーズ社の商標登録）

表 4 廃ろ布混焼試験の内容

施設名		B施設 (60t/炉・日)			E施設 (75t/炉・日)			
ろ布の材質		ガラス繊維			テファイヤー®			
Run		Run1	Run2	Run3	Run1	Run2	Run3	
焼却条件	混焼割合	通常 運転	0.20%	0.40%	通常 運転	0.03%		
	投入量		6.4kg/h	12.8kg/h		0.90kg/h		
	投入間隔		1.5本/0.5H	3本/0.5H		0.5本/1H	1.5本/3H	
	継続時間		6H	6H		6H	6H	
測定項目	廃ろ布	放射性Cs			○			
	排ガス	放射性Cs	○	○	○	○	-	○
		塩化水素	-	○	○	-	○	○
		硫黄酸化物	-	○	○	-	○	○
		窒素酸化物	-	○	○	-	○	○
		ダイオキシン類*2)	-	-	○	-	-	○
		フッ素化合物	-	-	-	○	○(4回)	○(4回)
	主灰	放射性Cs*1)	○	○	○	○	○	○
		熱しゃく減量*2)	-	-	○	-	-	○
	飛灰	放射性Cs*1)	○	○	○	○	○	○
*1) NaI測定用に1時間に1回、計5回採取し、内4試料を混合、分取してGe測定用1試料とする		・ろ布の寸法164mmφ × 5,250mmL ・重量は2.38kg/本 (製造メーカーの規格値: 880g/m ² から算出)			・ろ布の寸法140mmφ × 6,000mmL ・重量は2.0kg/本(施設側実測値)			
*2) 最も厳しい条件のRUNで実施。								

-: 測定実施せず

(3) 飛灰からの放射性セシウムの難溶化に関する研究

ア 主灰、飛灰からの放射性セシウムの溶出性の調査

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、放射性セシウムの溶出データを取得した。なお、一部データについては夏季と冬季の焼却灰を採取し、放射性セシウムの溶出性の季節依存性についても確認した。試験は、サンプルを有姿のまま容器に入れ、10倍量(L/kg)の純水を加えた後に上部の液相部分をプロペラで攪拌する「JIS K0058-1 有姿攪拌試験」の方法に拠った。

イ 飛灰からの放射性セシウムの難溶化室内試験

焼却施設における飛灰の混練処理工程で添加混練することを念頭に、採取した焼却灰に放射性セシウムの溶出抑制効果が期待されるゼオライト、ベントナイト及び下水汚泥を添加剤に用いた。これら3種類の材料を施設Kの主灰、飛灰、ボイラー灰及び処理飛灰に異なる割合(灰の乾燥重量の20%、5%)で添加し、かつ含水率が30%となるように加水混合したものを異なる温度(25℃、80℃)で異なる期間(1週間、1ヶ月)養生し、それぞれについて放射性セシウムの溶出試験を実施した。

5.3. 結果

(1) 放射性セシウムの主灰/飛灰間の分配

ア 燃焼温度を変えた試験

試験で得られた放射性セシウムの移行、分配に関するデータを表5に示す。温度変更等の操作を行わない通常運転時を基準運転とした。

試験は4施設で実施したが、施設Cでは温度高運転で基準より高い炉内温度が得られなかった。

また、施設 D では、温度低運転で期待する低い燃焼室出口温度が得られなかった。

表 5 各施設、各試験における燃焼温度と放射性セシウムの移行

施設	実施 月日	試験	一時空 気温度 [°C]	燃焼室 出口温度 [°C]	放射性Cs濃度 [Bq/kg](測定値)		放射性Cs濃度 [Bq/kg](補正值) ^{※2}		Csの飛灰へ の分配率 [%]	飛灰/主灰 Cs濃度 ^{※3}
					主灰	飛灰	主灰	飛灰		
A	6/23	基準1	125	904	1,580	8,300	1,900	13,000	60	6.8
	6/24	基準2	121	912	1,750	10,300	2,100	16,000	63	7.6
	6/26	温度高1	183	964	2,020	10,800	2,500	17,000	61	6.8
	6/27	温度高2	189	950	1,460	13,500	1,900	21,000	72	11.1
	7/2	消石灰2.4%	119	923	840	14,800	1,100	23,000	84	20.9
	7/3	ベントナイト 2.2%	123	940	1,990	14,600	2,400	23,000	69	9.6
A追加	10/14	基準	121	904	1,260	14,500	1,400	20,000	76	14.3
	10/16	消石灰 2.6%	116	891	920	15,700	1,200	22,000	83	18.3
	10/17	消石灰5.5%	116	904	540	10,400	650	15,000	84	23.1
B	7/8	温度低1	101	855	1,020	5,700	1,200	6,800	68	5.7
	7/9	温度低2	103	842	900	4,600	980	5,500	67	5.6
	7/10	温度高1	200	946	940	5,100	1,000	6,100	68	6.1
	7/11	温度高2	194	956	590	4,700	630	5,600	76	8.9
C	7/28	基準1	52	933 (1043) ^{※1}	930	7,800	1,100	12,000	71	10.9
	7/29	温度高1	100	931 (984) ^{※1}	1,110	6,400	1,300	9,900	64	7.6
	7/30	温度高2	100	924 (1040) ^{※1}	1,740	9,600	1,800	15,000	63	8.3
	7/31	基準2	52	937 (1075) ^{※1}	1,490	9,500	1,700	15,000	64	8.8
D	11/25	基準1	178	880	480	1,590	430	2,900	54	6.7
	11/26	温度低1	129	867	480	1,450	430	2,600	52	6
	11/27	温度低2	134	873	453	1,470	400	2,600	54	6.5
	11/28	基準2	177	883	530	1,250	470	2,200	46	4.7
	11/29	消石灰2.2%	178	893	410	1,280	360	2,300	53	6.4

※1: 熱電対による実測炉内温度

※2: 測定値から、プロセス塗上で加えられた排ガス処理剤や水分等について補正した値

※3: 補正値を用いた値

温度高運転で高い燃焼温度を得られた施設 A、B では、温度高運転 2 日目に飛灰への分配率が増加していた。1 日目のデータを除いて直線近似すると、焼却温度 10°C 上昇あたり、分配率 2.6% (施設 A)、0.8% (施設 B) の上昇が得られた (図 3、4)。

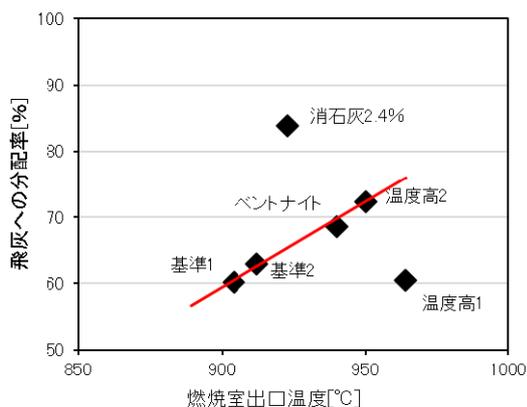


図 3 セシウムの飛灰への分配率と燃焼室出口温度 (施設 A)

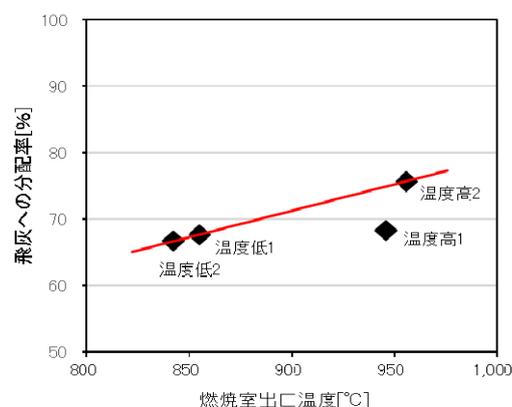


図 4 セシウムの飛灰への分配率と燃焼室出口温度 (施設 B)

燃焼温度条件を基準運転から温度高運転に変更した前後での温度や放射性セシウムの移行状況の変動を見るため、施設 B の試験中 2 日間にわたって 2 時間おきに主灰、飛灰のサ

ンプリングを行い、NaI 測定を実施した。これにより、温度低運転から温度高運転への切り替えに伴って、燃烧室出口温度が 850℃から 950℃へと期待どおり約 100℃上昇していること、温度の上昇に伴って放射性セシウム濃度の飛灰/主灰比が上昇していることが確認できた (図 5)。

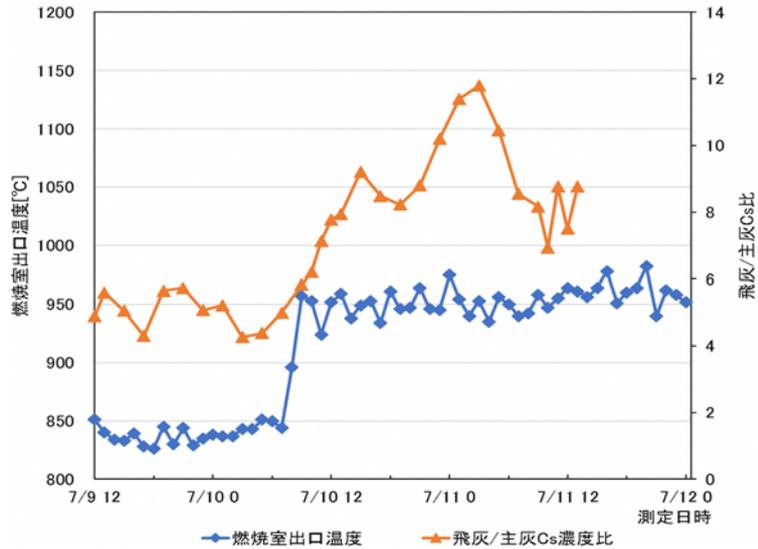


図 5 燃烧室出口温度と放射性セシウム濃度の飛灰/主灰比 (施設 B)

イ 連続サンプリング試験

試験時の燃烧室出口温度、NaI 測定で求めた主灰及び飛灰中の放射性セシウム濃度、これら放射性セシウム濃度に基づく放射性セシウムの飛灰への分配率 (乾灰換算⁴)、Ge 測定で求めた放射性セシウム濃度に基づく放射性セシウムの飛灰への分配率 (乾灰換算) の関係を施設 B、施設 F それぞれ図 6、7 に示す。

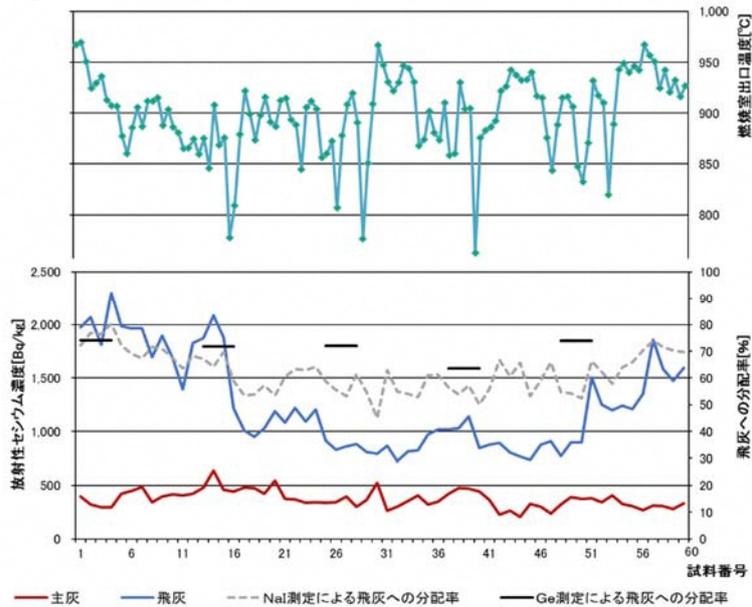


図 6 施設 B における主灰、飛灰中の放射性セシウム濃度、NaI 測定と Ge 測定による放射性セシウム分配率 (乾灰換算) と燃烧室出口温度

⁴ 乾燥させた灰の重量を用いて放射性セシウム濃度を算出し、分配率の計算を行った。

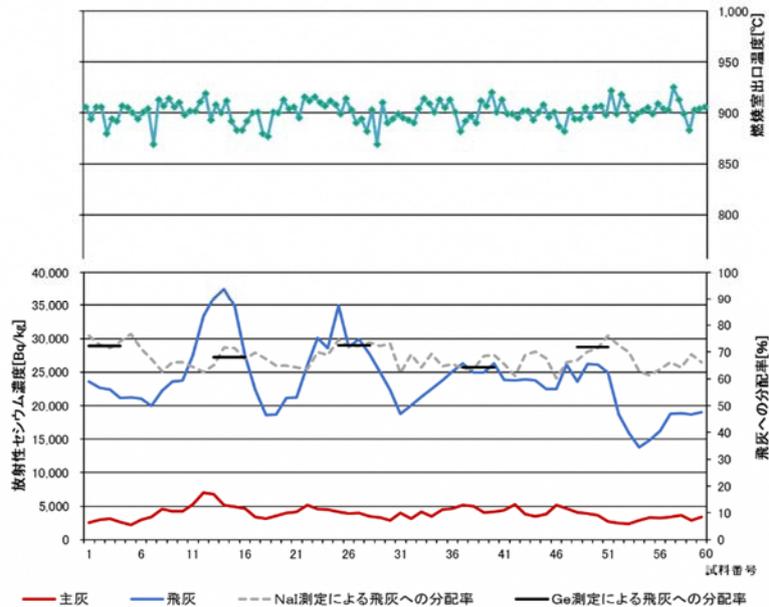


図7 施設Fにおける主灰、飛灰中の放射性セシウム濃度、NaI測定とGe測定による放射性セシウム分配率（乾灰換算）と燃焼室出口温度

燃焼室出口温度と放射性セシウムの飛灰への移行に明瞭な関係は見いだせなかった。

NaI測定結果に基づいた飛灰への放射性セシウム分配率と温度の関係（図8、9）を見ると、施設Bでは燃焼室出口温度の上昇に伴い飛灰への分配率も上昇しており、温度と放射性セシウムの飛灰への分配率の間には正の相関が認められる。なお、施設Bで認められる何回かの温度の急激な低下は汚泥の投入に対応しており、ごみ質も大きく変化していると想定されることに留意が必要である。施設Fは燃焼室出口温度の変動幅が小さく、分配率と燃焼室出口温度に明確な比例関係は認められない。

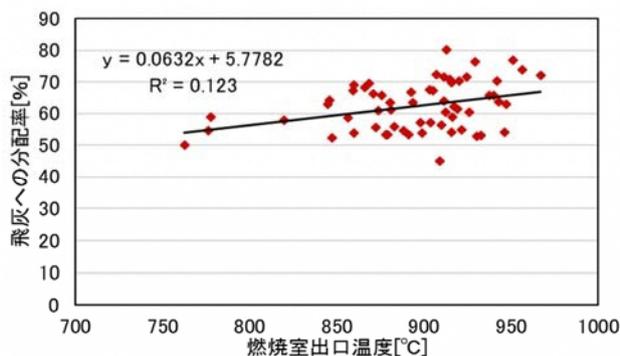


図8 NaI測定結果に基づく放射性セシウムの飛灰への分配率と燃焼室出口温度の関係（施設B）

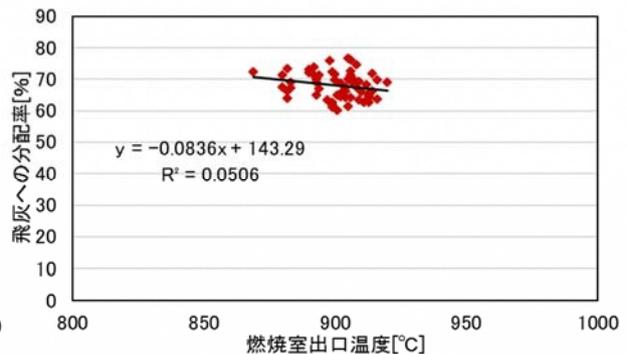


図9 NaI測定結果に基づく放射性セシウムの飛灰への分配率と燃焼室出口温度の関係（施設F）

施設B、Fでの実証試験の5日間の灰の化学組成から求めた焼却前の一般廃棄物の塩基度と飛灰への放射性セシウムの分配率（図10、11）を見てみると、施設Fでは両者の間に正の相関が認められるが、施設Bでは確認できない。

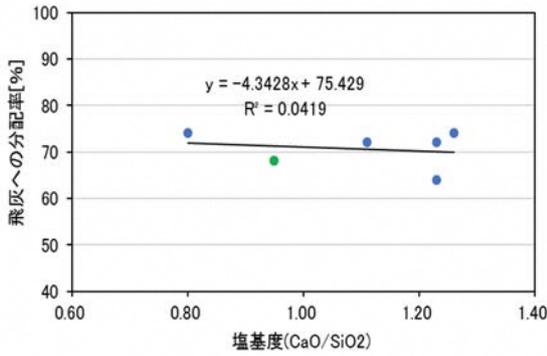


図 10 灰の組成から求めた 5 日間の一般廃棄物の塩基度と飛灰への放射性セシウム分配率 (施設 B)

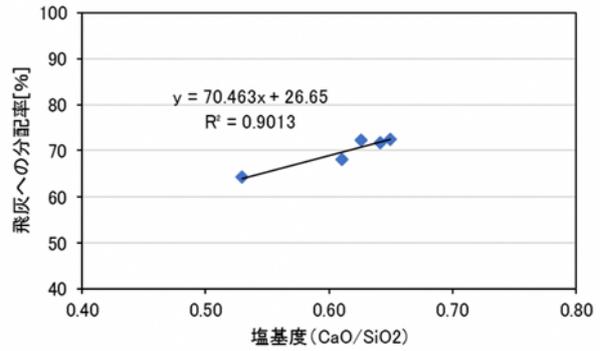


図 11 灰の組成から求めた 5 日間の一般廃棄物の塩基度と飛灰への放射性セシウム分配率 (施設 F)

ウ セシウム揮発促進剤・抑制剤の効果確認試験

施設 A での 1 回目の消石灰 Ca(OH)₂ 添加試験 (5.2. (1) ウ ①) で顕著な飛灰への放射性セシウム分配率の上昇(添加率 1% 当たり分配率 9.3% の上昇)を確認したが、ベントナイトの抑制効果は確認できなかった (図 12)。

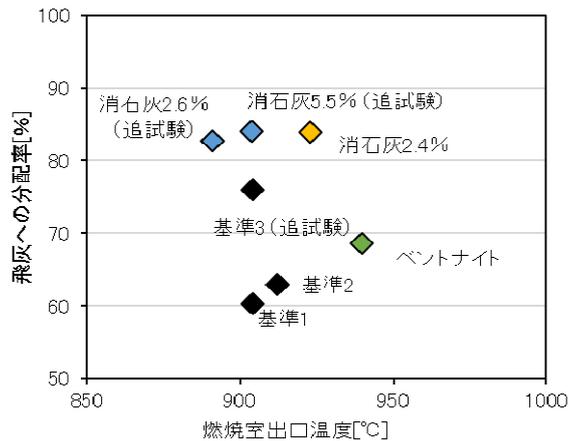


図 12 セシウム揮発促進剤・抑制剤添加の効果 (施設 A)

消石灰の添加の効果の再現性の確認のために追試験を実施した。施設 A での追試験 (5.2. (1) ウ ②) では一定の効果を確認したが、1 回目ほど顕著なものではなく、また、施設 D での試験 (5.2. (1) ウ ③) では効果が確認されなかった (図 13)。

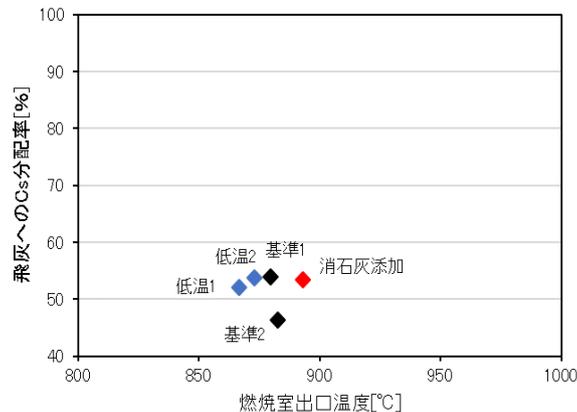


図 13 セシウム揮発促進剤添加の効果 (施設 D)

焼却物の塩基度が高いと放射性セシウムの揮発が進むとされる¹⁾。表6は各施設の主灰、飛灰の化学分析結果から一般廃棄物の塩基度を求めてみたものであるが、施設Aの一般廃棄物の塩基度が他の施設よりも低いことを示している。低い塩基度の一般廃棄物に塩基度上昇剤である消石灰を添加したことにより、その効果が際だって現れたことが考えられる。一方、施設Dの場合は、塩基度が一定程度高いところに塩基度上昇剤を添加したため、その効果が現れなかった可能性がある。

表6 主灰・飛灰の化学組成からのごみの塩基度計算結果

施設	施設A						施設B		施設C		施設D			
	採取月日 (2014年)	6/23	6/26	7/2	10/14	10/16	10/17	7/8	7/10	7/28	7/29	11/25	11/26	11/29
消石灰添加率[%]	-	-	2.4	-	2.6	5.5	-	-	-	-	-	-	-	2.2
CaO/SiO ₂	0.44	0.55	1.03 ^{※1}	0.65	1.02 ^{※2}	1.42 ^{※2}	0.82	1.11	0.96	0.62	0.67	0.75	1.42 ^{※3}	
	0.49						0.95		0.77		0.71			
(CaO+MgO+Al ₂ O ₃)/SiO ₂	0.81	0.97	1.43 ^{※1}	1.07	1.46 ^{※2}	1.89 ^{※2}	1.38	1.79	1.58	1.13	1.11	1.22	1.89 ^{※3}	
	0.88						1.56		1.33		1.16			
放射性Csの 飛灰への分配率[%]	60	61	84	76	83	84	68	68	71	64	54	52	53	

※1: 6/23及び6/26の元素組成データの平均値を用いて、添加した消石灰量から計算した値

※2: 10/14の元素組成データを用いて、添加した消石灰量から計算した値

※3: 11/25及び11/26の元素組成データの平均値を用いて、添加した消石灰量から計算した値

本実証試験では、通常とは異なる運転条件で運転を行っており、排ガス濃度等に悪影響を及ぼす可能性が考えられることから、排ガス等の測定を行った。その結果、排ガス中の放射性セシウムは検出されなかった。また、排ガス中のダイオキシン類濃度、主灰の熱しゃく減量も関係法令の基準を満足するものであった(表7)。

表7 主灰の熱しゃく減量及び排ガス中のダイオキシン類濃度

施設名	運転条件	測定日	排ガス中のダイオキシン類濃度 [ng-TEQ/m ³ N]		主灰の熱しゃく減量 [%]		
			測定値	基準値	測定値	基準値	
			施設B	温度低	2014年	7月8日	0.032
温度低		7月9日		0.019	6.0		
施設C	温度低	2014年	11月26日	0.0004	0.1	<0.1	10
	温度低		11月27日	0.00038		0.2	

(2) バグフィルター廃ろ布の適正処理試験

廃ろ布の一般廃棄物との混焼処理について、混焼割合を適切に管理して実施すれば安全かつ適正に処理できることを具体的に確認した。

多くの測定項目について、それらの値への廃ろ布投入の影響は認められなかった。その中で放射性セシウムの影響については、廃ろ布の混焼時の主灰と飛灰中の放射性セシウム濃度の測定結果を表8に示す。

表8 廃ろ布混焼試験時の放射性セシウム濃度(実測値)

施設	施設B			施設E			
	試験RUN	RUN 1	RUN 2	RUN 3	RUN 1	RUN 2	RUN 3
廃ろ布投入量	なし	30分毎 1.5本	30分毎 3本	なし	1時間毎 0.5本	3時間毎 1.5本	
放射性Cs濃度 (Cs-134+Cs-137合計) [Bq/kg]	廃ろ布	600			1,260		
	主灰	318	400	800	266	157	105
	飛灰	2,400	3,260	3,640	1,400	1,210	1,220

施設 B では主灰、飛灰ともに廃ろ布の投入量の増加に伴って測定値の上昇がみられたが、施設 E では変化がなかった。施設 B での主灰、飛灰中の放射性セシウム濃度の上昇は、廃ろ布に付着した放射性セシウム濃度から推定される放射性セシウム濃度より大きく、また、施設の 2015 年度の測定実績の範囲内であり、投入した廃ろ布の影響というよりも、ごみ質の変動によるものとするのが妥当と考えられる。なお、排ガス中の放射性セシウム濃度は施設 B, E いずれも検出下限値未満であり、廃ろ布混焼による変化はなかった (表 9)。

表 9 廃ろ布混焼試験時の排ガス中の放射性セシウム濃度

施設名			施設B			施設E			
採取場所			パグフィルタ出口			パグフィルタ出口			
採取月日(2015年)			7/28	7/29	7/30	10/26	10/27	10/28	
焼却条件			RUN1	RUN2	RUN3	RUN 1	RUN 2	RUN 3	
			ろ布投入なし	ろ布投入 1.5本/30min	ろ布投入 3本/30min	ろ布投入なし	ろ布投入 0.5本/h	ろ布投入 1.5本/3h	
放射性Cs濃度 [Bq/m ³ N]	ろ紙部	Cs-134	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	
		Cs-137	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	
	ドレン部	Cs-134	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	
		Cs-137	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	
湿り排ガス量		[m ³ N/h]	56,000	63,900	64,600	37,600	38,500	35,300	
乾き排ガス量		[m ³ N/h]	44,400	54,700	52,200	26,100	27,100	25,600	
水分量		[%]	20.8	14.5	19.1	30.2	29.6	27.1	
ガス組成	二酸化炭素		[%]	2.9	2.5	3.2	5.6	6.7	6.3
	酸素		[%]	17.6	17.9	17.1	14.7	13.5	13.8
	一酸化炭素		[%]	<0.1	<0.1	<0.1	<0.01	<0.01	<0.01
	窒素		[%]	79.5	79.6	79.7	79.7	79.8	79.9

また、テフアイヤー®製のろ布を混焼した際に発生が懸念されるフッ素化合物についても、1~1.1mg/m³N 未満となっている。燃焼状況が悪化した場合に影響を受けることが考えられる主灰の熱しゃく減量、排ガス中の有害物質、ダイオキシン類濃度等についても、両施設とも変化はなかった (表 10)。

表 10 廃ろ布混焼試験時の排ガス中の有害物質、熱しゃく減量、ダイオキシン類測定結果

測定項目		施設B			施設E		
		RUN2	RUN3	通常時実績値	RUN2	RUN3	通常時実績値
硫酸化物(排ガス)	[m ³ N/h]	<5	<5	<10 (2015年)	<5	<5	<3.5~80 (2015年)
窒素酸化物(排ガス)	[ppm]	140	160	140~150 (2015年)	150	170	99~180 (2015年)
塩化水素(排ガス)	[mg/m ³ N]	<10	<10	27~32 (2015年)	120	150	<5~310 (2015年)
フッ素化合物(排ガス)	[mg/m ³ N]	-	-	-	<1.1	<1	<1 (2015年)
熱しゃく減量(主灰)	[%]	-	5.1	5.0~8.1 (2015年)	-	5.1	1.3~6.2 (2015年)
ダイオキシン類 (排ガス)	[ng-TEQ /m ³ N]	-	0.01	0.046~0.072 (2015年)	-	0.0028	0.060~0.099 (2015年)

-: 測定実施せず

(3) 飛灰からの放射性セシウムの難溶化に関する研究

ア 主灰、飛灰からの放射性セシウムの溶出性の調査

福島県内の 15 の一般廃棄物焼却施設の主灰、飛灰からの放射性セシウムの溶出試験を実施し、一般に考えられているとおり主灰からの溶出は限られている(1%未満~16%)が、飛灰からは極めて高い割合(35%~94%)で溶出することを確認した(表 11-1、2、3、4)。

表 11-1 溶出試験結果(1)

採取施設	A				B								C		D		E				
	2014				2015								2014		2014		2015				
	6/23		7/2		9/7		9/8		9/9		9/10		9/11		7/28		11/25		10/26		
試料種類	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	
放射性Cs濃度 [Bq/kg]	Cs-134	400	2,100	300	3,900	45	380	43	320	25	280	65	250	24	190	300	1,700	92	390	56	300
	Cs-137	1,400	6,100	780	11,000	220	1,600	230	1,500	180	1,100	230	1,100	130	960	790	5,500	350	1,100	210	1,100
	合計	1,800	8,200	1,060	14,900	265	1,980	273	1,820	205	1,380	295	1,350	154	1,150	1,090	7,200	442	1,490	266	1,400
【溶出試験】放射性Cs濃度 [Bq/L]	Cs-134	0.1	130	0.1	230	0.1	31	0.1	28	0.1	20	0.1	15	0.1	18	0.1	130	2	16	0.1	22
	Cs-137	1	360	3	670	1	130	0.1	110	0.1	94	0.1	70	0.1	77	2	380	5	54	0.1	92
	合計	1	490	3	900	1	161	0.2	138	0.2	114	0.2	85	0.2	95	2	510	7	70	0.2	114
溶出率 [%]		0.6	59	3.6	61	3.8	81	0	76	0.0	83	0	63	0	83	2.2	65	16	47	0	81

表 11-2 溶出試験結果(2)

採取施設	F										G			H		I			
	2015										2016			2016		2016			
	10/13	10/12	10/14	10/13	10/15	10/14	10/16	10/15	10/17	10/16	3/11	飛灰	処理飛灰	主灰	処理飛灰	主灰	飛灰	処理飛灰	
放射性Cs濃度 [Bq/kg]	Cs-134	550	4,100	1,000	6,300	700	5,500	930	4,700	580	4,300	42	310	300	9	50	200	2,300	840
	Cs-137	2,300	17,000	4,500	27,000	3,100	23,000	3,900	20,000	2,500	18,000	220	1,600	1,500	40	260	1,200	11,000	4,200
	合計	2,850	21,100	5,500	33,300	3,800	28,500	4,830	24,700	3,080	22,300	260	1,900	1,800	49	310	1,400	13,000	5,000
【溶出試験】放射性Cs濃度 [Bq/L]	Cs-134	3	290	3	350	2	330	1	310	2	300	<0.1	21	24	<0.1	5	1	75	80
	Cs-137	12	1,200	11	1,500	8	1,400	6	1,300	10	1,300	0.2	100	120	0.1	24	6	270	390
	合計	15	1,490	14	1,850	10	1,730	7	1,610	12	1,600	<0.3	120	140	<0.2	29	7	450	470
溶出率 [%]		5	71	3	56	3	61	1	65	4	72	<1	63	78	<4	94	5	35	94

表 11-3 溶出試験結果(3)

採取施設	J				K								L							
	採取月日				8/24				2/10				8/25				2/9			
	主灰		飛灰		主灰		飛灰		ポイラー灰		処理飛灰		主灰		飛灰					
灰中放射性Cs濃度 [Bq/kg]	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬		
	Cs-134	<6	10	48.3	81	74	10	340	129	553	298	274	103	31	16	244	232			
	Cs-137	44	67	315	560	404	67	2,010	841	3,110	1,960	1,640	718	174	105	1,480	1,570			
	合計	<50	77	363	641	478	77	2,350	970	3,660	2,260	1,910	821	205	121	1,720	1,800			
溶出水放射性Cs濃度 [Bq/L]	Cs-134	<0.6	<0.4	3.9	6	<0.8	<0.4	29	10.2	19.6	11.5	26	9.2	<0.9	<0.4	19	19.5			
	Cs-137	<0.7	<0.4	24.6	42	0.8	<0.4	157	66.7	117	76.3	138	62.1	<0.7	0.5	113	134			
	合計	<1.3	<0.8	28.5	48	<1.6	<0.8	186	76.9	137	87.8	164	71.3	<1.6	<0.9	132	154			
溶出率 (Cs-134+Cs-137) [%]		<26.0	<10.4	78.5	74.9	<3.3	<10.4	79.1	79.3	37.4	38.8	85.9	86.8	<7.8	<7.4	76.7	85.6			
溶出率(Cs-137) [%]		<15.9	<6.0	78.1	75	2	<6.0	78.1	79.3	37.6	38.9	84.1	86.5	<4.0	4.8	76.4	85.4			

※試料採取は2016年8月から2017年2月にかけて実施

表 11-4 溶出試験結果(4)

採取施設		M								N				O			
採取月日		8/25	1/20	8/25	1/30	9/6	2/8	8/25	1/30	9/30	2/9	9/30	2/9	9/30	2/10	9/30	2/10
試料種類		主灰		飛灰		ボイラ灰		処理飛灰		主灰		飛灰		主灰		飛灰	
		夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬
灰中 放射性Cs濃度 [Bq/kg]	Cs-134	452	438	1,290	1,460	1,530	893	815	908	76	69	836	450	28	15	219	170
	Cs-137	2,460	2,780	6,960	9,150	8,570	5,720	4,710	5,860	409	464	4,750	3,040	187	103	1,190	1,120
	Cs-137																
	合計	2,910	3,220	8,250	10,600	10,100	6,610	5,530	6,770	485	533	5,590	3,490	215	118	1,410	1,290
溶出水 放射性Cs濃度 [Bq/L]	Cs-134	<0.9	<0.5	51	82	46	17.7	48	56.9	<0.6	<0.6	59	35.8	<0.7	<0.4	11	7.5
	Cs-137	1	<0.7	284	521	270	117	271	365	0.9	2.2	344	235	<0.8	<0.4	64	51.5
	Cs-137																
	合計	<1.9	<1.2	335	603	316	135	319	422	<1.5	<2.8	403	271	<1.5	<0.8	75	59
溶出率 (Cs-134+Cs-137)	<0.7	<0.4	40.6	56.9	31.3	20.4	57.7	62.3	<3.1	<5.3	72.1	77.7	<7.0	<6.8	52.9	45.7	
溶出率(Cs-137)	[%]	0.4	<0.3	40.8	56.9	31.5	20.4	57.5	62.3	2.2	4.7	72.4	77.2	<4.3	<3.9	53.4	46

※試料採取は2016年8月から2017年2月にかけて実施

施設 D や M の灰のように飛灰にしては低い溶出率、主灰としては高い溶出率を示すものもあることに留意すべきである。また、施設間で焼却灰中の放射性セシウム濃度が大きく異なる場合が認められる。夏季と冬季の間での放射性セシウム溶出率の間には特に明瞭な関係は認めなかった(図 14、15)。

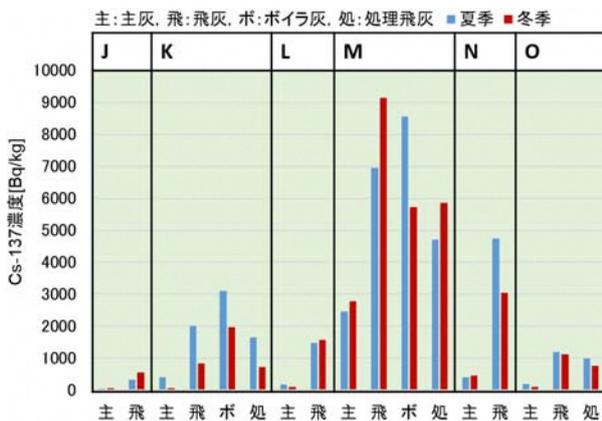


図 14 施設毎、灰の種類毎の夏季冬季の放射性セシウム濃度

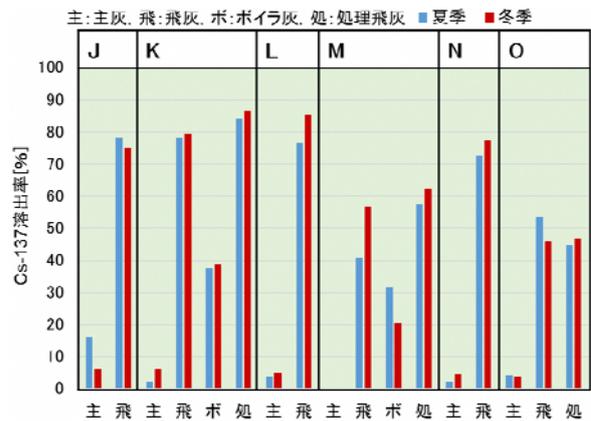


図 15 施設毎、灰の種類毎の夏季冬季の放射性セシウム溶出率

なお、ここでいう飛灰はバグフィルターで捕集され、キレート剤の添加等の処理が行われていない原灰である。処理されたものは処理飛灰(処)と表記している。一般には発生する量は少ないが、ボイラ灰(ボ)についても採取、測定を行った。今回の測定では、放射性セシウム濃度は飛灰のそれに近く、放射性セシウムの溶出率は主灰と飛灰の中間的な値を示している。

イ 飛灰からの放射性セシウムの難溶化室内試験

各試験体の作成条件(灰の種類、添加材の種類・添加率、養生温度、養生期間)と放射性セシウムの溶出率の関係を表 12、図 16 に示す。

表 12 難溶化室内試験結果一覧

灰種	添加薬剤	添加割合	養生温度 [°C]	養生期間	Cs 溶出率[%]	灰種	添加薬剤	添加割合	養生温度 [°C]	養生期間	Cs 溶出率[%]		
飛灰	薬剤未添加					79.1	処理 飛灰	薬剤未添加				85.9	
	ゼオライト	5%	25	1週	13	20%		ゼオライト	80	1月	24.8		
				1月	18.3						ペントナイト	1月	14.7
			80	1週	51.2			下水汚泥	1月	59.4			
		1月		57.8	薬剤未添加					2			
		20%	25	1週	4.3			ゼオライト	5%	25	1週	<0.9	
				1月	4.8						80	1週	<1.1
	80		1週	17.3	20%	25				1週		<0.9	
			1月	24.2					80	1週	<1.1		
	ペントナイト		5%	25	1週	41.9				主灰	20%	25	1週
					1月	45.5			80				1週
		80		1週	53.4	5%		25				1週	<1.0
			1月	67.2	80		1週		<1.1				
		20%	25	1週		14.1	ペントナイト	5%	25		1週	<1.0	
				1月	14.8	80					1週	1	
	80		1週	17.2	20%				25	1週	<1.0		
		1月	28.7	80		1週		<1.1					
	下水汚泥	5%	25		1週	71.5		主灰	20%	25	1週	<1.1	
				1月	79.2	80					1週	<1.1	
			80	1週	81.7		ペントナイト			5%	25	1週	<1.2
		1月		87.9	80	1週			<1.0				
		20%	25	1週		66.2			主灰		20%	25	1週
				1月	61	80				1週			<1.1
	80		1週	66.5	80			1週		<1.0			
1月		67.9											

注：黒数字はCs-134+Cs-137から、赤数字および青数字はCs-137から求めた溶出率、赤字は飛灰最難溶ケース

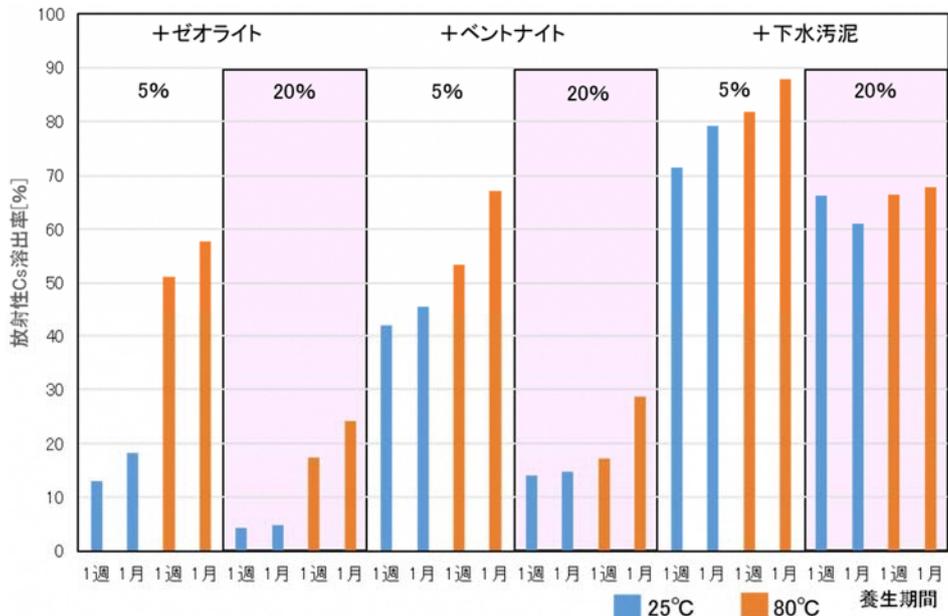


図 16 飛灰添加剤の種類、添加割合、養生温度、養生期間と溶出率

難溶化の効果が大きかった灰の種類は飛灰であり、これに 20%のゼオライト（モルデナイト）を添加混合し 25°Cで 1 週間養生した場合、飛灰からの放射性セシウムの溶出率が 79.1%から 5%以下へと低下する顕著な難溶化の効果を確認した。

飛灰に対する添加材の難溶化の能力はゼオライト>ペントナイト>下水汚泥の順であった。ゼオライト、ペントナイトともに 20%添加の方が 5%添加に比較して溶出率が 1/3 と

なっている。ゼオライトはベントナイトとの比較においてより高温（80℃）条件を好まない。長期（1ヶ月）の養生期間は、わずかではあるがゼオライト、ベントナイトともに難溶化の効果を低下させる。

5.4. まとめ

これまでの成果を表 13 にまとめた。一般廃棄物の焼却過程において主灰/飛灰間での放射性セシウムの分配をコントロールする方法のうち、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などが定められていることもあり、稼働中の焼却炉に適用される基準内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、一部で放射性セシウムの飛灰への移行を大きく促進したが、再現性に乏しいものであった。添加薬剤による放射性セシウムの飛灰への移行の促進/抑制能力に対してごみ質が与える影響については、今後、ごみ質をコントロールし易い室内試験で確認することとしている。

バグフィルターの廃ろ布を、発生元の施設で一般廃棄物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。

県内施設の焼却灰からの放射性セシウムの溶出試験により、主灰と飛灰間での溶出率に顕著な違い（主灰 1%未満～16%、飛灰 35%～94%）があること、施設により溶出率が異なること、溶出率の季節変化は大きくないことなどが確認された。今後、定期的にデータを追加、更新していく予定である。

難溶化室内試験ではゼオライト、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た。特にゼオライトの効果が顕著（79%→5%未満）であり、この結果はこれら材料が実際の場合への適用の可能性を示すものであり、今後、より難溶化能力の高い添加混合の方法やより難溶化能力の高い材料の探索を行うとともに、難溶化効果の長期持続性、キレート処理により期待する重金属溶出抑制効果との競合等について理解を進める計画である。

表 13 これまでに得られた成果

試験		実施施設数	得られた成果
(1)放射性Csの 主灰/飛灰間の分配	ア 燃焼温度を変えた試験	4	試験は4施設で実施したが、期待した燃焼温度で運転できないケースがあった。高燃焼温度で運転できたケースでは運転2日目に飛灰への放射性Csの分配率の増加が見られた。（燃焼温度10℃上昇あたり、分配率0.8%、2.6%の上昇）
	イ 連続サンプリング試験	2	通常運転時の燃焼温度と放射性Csの移行挙動（主灰/飛灰への分配）の間に明瞭な関係を認めなかった。
	ウ Cs揮発促進剤・抑制剤の効果確認試験	2	最初の試験では、揮発促進剤である消石灰(Ca(OH)2)をごみに散布した結果、顕著な飛灰へのCs分配率の上昇(添加率1%当たり分配率9.3%の上昇)を確認したが、ベントナイトの散布では抑制効果は確認できなかった。消石灰の放射性Cs揮発促進効果の再現性や施設依存性の確認のために追試験を実施し、一定の揮発効果は再確認したが、最初の試験ほど顕著な効果は確認できなかった。
(2)バグフィルター廃ろ布の適正処理試験		2	放射性Csを含む飛灰が付着したバグフィルター廃ろ布の一般廃棄物との混焼処理について、混焼割合を適切に管理して混焼すれば安全、適正に処理できることを確認した。
(3)飛灰からの 放射性Csの難溶化 に関する研究	ア 主灰、飛灰からの放射性Csの溶出特性の調査	15	福島県内の15の一般廃棄物焼却施設の主灰、飛灰からの放射性Csの溶出試験を実施し、一般に考えられている通り主灰からの溶出は限られている(1%未満～16%)が、飛灰からは極めて高い割合(35%～94%)で溶出することを確認した。また、施設により灰中の放射性Cs濃度および溶出率が異なること、焼却灰中の放射性Cs溶出率の季節変化は小さいことを確認した。
	イ 飛灰からの放射性Csの難溶化室内試験	1	飛灰からの放射性Csの難溶化材料としてゼオライト、ベントナイトが優秀であること、特にゼオライトが高い能力(飛灰に20%量のゼオライトの添加により溶出率:79%→4.3%)を示した

これまで得られた成果については、一部を全国都市清掃研究・事例発表会で発表⁸⁾⁹⁾しているほか、福島県一般廃棄物課を始め、県内市町村及び一部事務組合に対して、廃棄物処理施設課題検討会を通じて情報提供をしている。今後も情報提供を継続し、放射性物質に汚染された廃棄物の適正な処理に寄与していくこととする。

引用文献

- 1) 倉持秀敏 (2013) 放射性物質汚染廃棄物の焼却処理：課題とこれまでの科学的知見 (研究レビュー), 安全工学, vol52, No5, 282-290
- 2) 井口拓, 河野孝志 (2013) ごみ焼却炉におけるセシウムの燃焼挙動の研究, 第2回環境放射能除染学会研究発表会要旨集, 141
- 3) 原田賢一, 福島行我, 倉持秀敏, 大島誠, 杉田進一, 八巻徹 (2014) 放射性物質に汚染された牧草の焼却実証事業について (事例報告), 第35回全国都市清掃研究・事例発表会講演論文集, V-103
- 4) 多田光宏, 富田洋平, 宮越靖宏, 澁谷榮一 (2013) 焼却プロセスにおけるセシウムの挙動と揮発防止技術の開発, 第2回環境放射能除染学会研究発表会要旨集, 65
- 5) 高岡昌輝 (2013) 廃棄物焼却施設における排ガス中放射性物質の測定, 廃棄物資源循環学会誌, Vol.24, No.4, 258-266
- 6) 亀尾徹, 丸山直樹, 佐野伸和, 東京二十三区一部事務組合 (2003) ろ過式集じん機ろ布の処分方法について, 清掃技報, 第3号, 57-63
- 7) 若泉栄一, 東京二十三区清掃一部事務組合 (2008) 清掃工場におけるテフアイヤろ布の焼却処分について, 清掃技報第8号, 15-19
- 8) 山崎眞一, 吉田博文, 鈴木仁, 鴨田美奈子, 倉持秀敏, 由井和子, 大越実, 小田原伸幸, 藤曲淳 (2016) 焼却炉の焼却温度制御等による放射性物質の主灰・飛灰への移行挙動調査結果について, 第37回全国都市清掃研究・事例発表会 講演論文集 V-3-123
- 9) 吉田博文, 国分宏城, 村沢直治, 山崎眞一 (2017) バグフィルター廃ろ布と一般廃棄物の混焼試験結果について, 第38回全国都市清掃研究・事例発表会 講演論文集 V-3-122
- 10) 廃棄物の処理及び清掃に関する法律 (昭和四十五年法律第百三十七号)

IAEA から受けた主な支援の内容

1. FIP1 河川等における放射性核種の動態調査

- ・河川に堆積する放射性核種の定量的な予測のためのTODAM モデルの提供。
- ・チェルノブイリやマヤック（1957年に爆発事故を起こした旧ソ連の核技術施設）等での先行研究を基に、観測地点の選定や観測項目等に関する技術指導や各観測地点でのモニタリング継続の重要性等に関する指摘。
- ・県が取得した観測データによる TODAM モデルの運用について、観測地点ごとのKd値（固液分配係数）や堆積物の粒径分布、河川水中のイオン濃度の測定が重要であること等の助言。
- ・河川における放射性物質の動態に関する研究を今後進める上で、広域モニタリングとモデルを組み合わせる有効性や小さな湖沼を研究対象に加える重要性等に関する助言。
- ・除染の影響評価及び人為的な効果を除いたデータ解析を行う必要性に関する助言。
- ・ウクライナやドイツ、スロバキア等における、放射性核種のモニタリングに関する現地視察の実施。

2. FIP2 野生動物における放射性核種の動態調査

- ・チェルノブイリ原発事故によるヨーロッパ各地域のイノシシ、シカ等の野生動物への放射性核種の移行状況、サバンナリバー生態学研究所におけるアメリカバン、アメリカオシなどの鳥類の体内中の放射性セシウム濃度の変化など、野生動物と放射性核種の関係について記載された海外文献の提供。
- ・放射性セシウムの生体濃縮に関する最新の研究成果や生体内の放射性セシウム濃度測定技術に関する知見の提供。
- ・ヨーロッパにおいては、イノシシの筋肉に含まれる放射性セシウム濃度が他の野生動物より高い原因はキノコ（Deer Truffle）の採食が他の野生動物より多いためとされている。そのため、福島県においても、イノシシの筋肉に含まれる放射セシウム濃度が他の野生動物より高い原因はキノコの採食である可能性など、調査結果の考察、データ解析の方法等に関する助言。
- ・チェルノブイリ原発周辺地域における野生動物個体群へのチェルノブイリ原発事故の影響、オオカミなどの野生動物の生態及びそれらを明らかにする調査方法に関する知見の提供。

3. FIP3 河川・湖沼等における放射性物質対策

- ・諸外国における河川・湖沼等中の放射性物質の環境動態に関する知見の提供。
- ・諸外国における河川・湖沼等中の放射性物質の除去等の環境修復措置事例に関する情報提供（チェルノブイリ原発近辺の高濃度に汚染された氾濫原からの放射性物質の流入対策、キエフ貯水池への放射性物質の流入抑制対策など）。
- ・チェルノブイリ原発事故地への現地視察の実施。
- ・河川敷を対象とした除染の実証試験に関する助言（地点の選定、事前シミュレーションの必要性、懸濁物質の粒度、堆積への植物繁茂の影響など）。
- ・河川公園における放射性セシウム対策の研究への助言（出水履歴の把握、再汚染を防ぐための浚渫や堤防の造成など）。

- ・水環境に対して福島県民が抱える不安や課題の要因に関する研究への助言（年齢、性別への着目など）。
- ・成果物（論文等）の作成補助。

4. FIP4 GPS 歩行サーベイによる環境マッピング技術の開発

- ・局所での放射線量マッピングについて、アメリカ合衆国環境保護庁や同国のローレンス・バークレー国立研究所などの機関で行われている取組みに関する知見の提供。
- ・GIS（地理情報システム）を用いた歩行サーベイの内挿補間の手法としては KRIGING（地球統計学的手法）より IDW（Inverse Distance Weighting（逆距離加重法））の方が適切であること、建築物などの遮蔽の効果も考慮に入れる必要があること等の助言。
- ・歩行サーベイの測定条件は測定地点の状況により判断し、必ずしも画一的な測定条件を設定する必要はないこと等の助言。

5. 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

- ・諸外国における飛灰の処理方法（超圧縮、固形化等）、海外での低レベル放射性廃棄物の処理方法（焼却、金属の溶融処理、プラズマ溶融）及びごみ中の放射性物質濃度測定器に関する知見の提供。
- ・一般廃棄物の焼却について、放射性セシウム収支の観点からの検討の必要性、実証試験の実データとモデル解析の結果との比較解析の重要性及び試験条件の同一化並びにごみ質把握の必要性等に関する技術的な助言。
- ・バグフィルター（テファイヤー®製）を混焼する際に発生するフッ化水素対策の重要性に関する助言。
- ・施設労働者に対する安全性（被ばく防護、管理等）の確認の必要性に関する助言。
- ・飛灰からの放射性セシウムの溶出率を低減することは、飛灰の埋立処分の安全性を高めるという点で重要であるとの助言。