

福島第一原子力発電所事故後の  
放射線モニタリング、除染、廃棄物管理の  
分野における  
**福島県と IAEA の協力**  
(福島県提案プロジェクト)

**中間報告書**  
**(2013 年－2015 年)**  
**【詳細版】**

2016 年  
福島県



## 目次

はじめに .....	5
1. FIP1 河川・湖沼における放射性核種の動態調査 .....	8
1. 1. 目的 .....	8
1. 2. 実施内容 .....	8
1. 3. 調査結果 .....	12
1. 4. まとめ .....	17
2. FIP2 野生動物における放射性核種の動態調査 .....	18
2. 1. 目的 .....	18
2. 2. 実施内容 .....	18
2. 3. これまでに得られた成果 .....	20
3. FIP3 河川・湖沼等の除染技術検討事業 .....	27
3. 1. 目的 .....	27
3. 2. 実施内容 .....	27
4. FIP4 GPS歩行サーベイによる環境マッピング技術の開発 .....	37
4. 1. 目的 .....	37
4. 2. 実施内容 .....	39
4. 3. まとめ .....	47
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処理推進検討事業 .....	48
5. 1. 目的 .....	48
5. 2. 実施内容 .....	49
5. 3. 結果と考察 .....	54



## はじめに

2011年3月11日に起きた東北地方太平洋沖地震及びこれに伴う東京電力(株)福島第一原子力発電所事故により福島県は甚大な被害を受け、この前例のない原子力災害からの環境の回復と県民が将来にわたり安心して暮らせる環境を創造することが喫緊の課題となった。

この課題を克服するためには、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がなされた。

この覚書に基づき、福島県とIAEAの間で「除染」及び「放射線モニタリング」分野における実施取り決めに同日付けで署名した（この取り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、IAEAから支援をいただく新たな枠組みとして、2013年4月及び10月に福島県提案のプロジェクト（以下「FIP」という。）5件について追加して実施取り決めに署名した。

5件のFIPは次のとおりである。

- ① 河川・湖沼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・湖沼等の除染技術検討事業
- 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処理推進検討事業

IAEAとの協力プロジェクト（FIP）は、実施取り決めに署名した2013年から開始されているが、今回、3年が経過したことから、中間報告書を作成することとした。

3年にわたりIAEAから様々な支援を受けてきたが、その主な内容については次のとおりである。

### 【IAEAから受けた主な支援の内容】

- ① 河川・湖沼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TODAMモデルの提供。
  - ・チェルノブイリやマヤック等での先行研究をもとに、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を指摘。
  - ・県が得た観測データについて、TODAMなど数値モデル運用のためには観測地点ごとにKd値や河川水中のイオン濃度（特にK<sup>+</sup>とNH<sub>4</sub><sup>+</sup>）の測定などが重要であること等の助言。
  - ・今後の河川における放射性物質の動態に関する研究を進めるうえで、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の助言。

## ② 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、シカ等の野生動物筋肉中における放射性セシウム<sup>137</sup>の状況、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<sup>137</sup>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。
- ・野生動物と放射性物質<sup>137</sup>の関係調べている専門家から、放射性セシウム<sup>137</sup>の生体濃縮に関する最新の研究成果についての知見の提供。
- ・ヨーロッパのイノシシの筋肉に含まれる放射性セシウム<sup>137</sup>濃度が高い原因はキノコ (Deer Truffle) とされていることから、福島県のイノシシについてのキノコが原因である可能性など、調査結果の考察、データ解析の方法等についての助言。

## ③ 河川・湖沼等の除染技術検討事業

- ・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。
- ・プリピチャ川における高濃度の放射性物質の流入対策や、キエフ貯水池への放射性物質の流入抑制対策など、諸外国における河川・湖沼等中の放射性物質の除去等、環境修復措置事例の提供。
- ・河川敷を対象とした実証試験について、空間線量率の低減効果等を確認するため必要な調査項目や調査地点、事前シミュレーションの必要性、再汚染等を評価する上で必要な調査項目（懸濁態の粒度分布）及び試験実施場所の除草の実施の必要性など、効果的な実施についての助言。
- ・河川公園を対象とした効果的な放射性物質対策の検討について、調査場所等を選定する上で過去の出水履歴を参考にすること、再汚染が懸念される場所では、浚渫や堤防の造成、上流域への沈砂池が有効との助言。

## ④ 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り組みについての知見の提供。
- ・GIS を用いた歩行サーベイの内挿補間の手法としては KRIGING より IDW 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 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処理推進検討事業

- ・海外での飛灰の処理方法（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、金属の熔融処理、プラズマ熔融）及びごみ中の放射性物質濃度測定器につ

いての知見の提供。

- ・一般廃棄物の焼却について、Cs 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、ごみ質把握の必要性など、技術的な助言。
- ・バグフィルター（テフロン製）を混焼する際に発生するフッ化水素対策の重要性についての助言。
- ・施設労働者に対する安全性（被ばく防護、管理等）の確認の必要性についての助言。

このように本県では、IAEA から様々な支援を受けながら FIP を実施してきた。その成果も含む中間報告書は、次ページから記載のとおりである。

<この報告書は福島県の権限と責任において発行されたものである。>

## 1. FIP1 河川・湖沼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に必要な情報提供を行うことは重要である。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。

モデルによる放射性核種動態予測を実施するために、広瀬川においてTODAMモデルの適用に必要なデータの収集、動態予測の検証に必要な観測網を整備した。また、阿武隈川水系及び浜通りの主要な河川では、微小粒子に吸着されて流下する懸濁態放射性セシウム濃度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には減少傾向がみられた。その減少速度には、流域の土地利用などによるとみられる地点差が見られた。

### 1. 1. 目的

河川水は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ため、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に必要な情報提供を行うことは重要な課題である。また、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、出水時等の再堆積による空間線量への影響が懸念されるが、溶存態として流下する場合は農作物や生態系を通じた移行も考慮する必要がある（図 1）。このように形態ごとの放射性セシウムの動態を把握することも必要である。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を解明することを目的とするとともに、得られた観測データをもとにモデルによる検証を目指すことを目的とする。

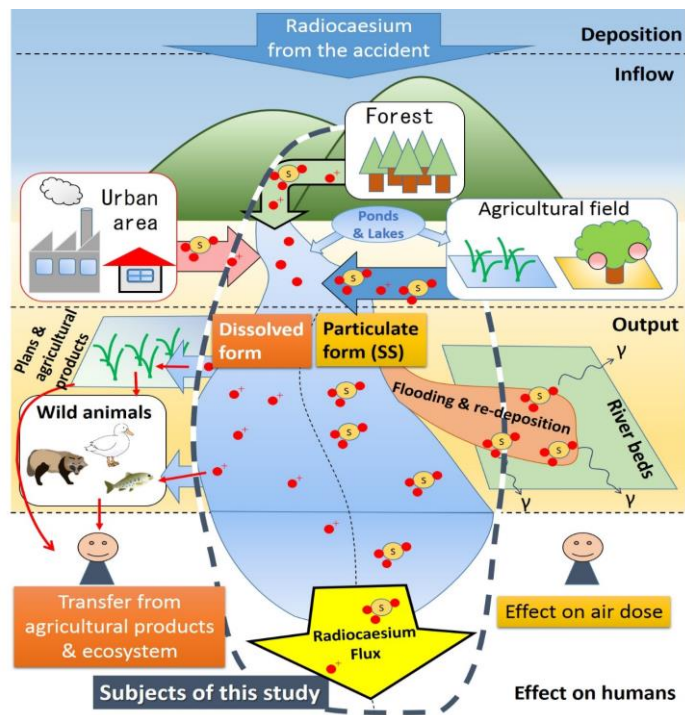


図 1 放射性セシウムの河川流域における動態の模式図

### 1. 2. 実施内容

#### (1) 広瀬川流域における調査



2013年度から3年にわたって広瀬川とその支流を対象とした調査を行った。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）を図2(a)に示す。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、支流の布川流域や小国川流域は放射性セシウム沈着量が多いことが分かる（表1）。

表1 広瀬川、布川及び小国川における流域面積とCs-137の平均沈着量の関係

	流域面積 (km <sup>2</sup> )	Cs-137の平均沈着量 (kBq m <sup>-2</sup> )
広瀬川	269	227
布川	18	343
小国川	41	345

試料の採取は図2(a)の各地点で行っており、主な観測項目を表2に示す。観測項目の内、水試料の放射性セシウム濃度の測定は以下の前処理を行ってから測定を行った。孔径0.45 $\mu$ mのメンブランフィルターを用いて原水をろ過した。原水及びろ液は、陰イオン交換樹脂と陽イオン交換樹脂を検体10Lに対して各40g程度充填したカラム（内径：5cm×高さ：40cm）に20ml/分程度で通した。通水終了後、樹脂を105℃にて乾燥後、専用の容器（U-8）に密封したものを測定用の試料とした。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。

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（SS）、pH、酸化還元電位（Eh）、放射性セシウム（Cs-134、Cs-137）濃度、Ca <sup>2+</sup> 濃度、NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 濃度
	土試料 粒度分布、鉍物組成、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（SS）、粒度分布、鉍物組成、放射性セシウム（Cs-134、Cs-137）濃度、Ca <sup>2+</sup> 濃度、NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 濃度

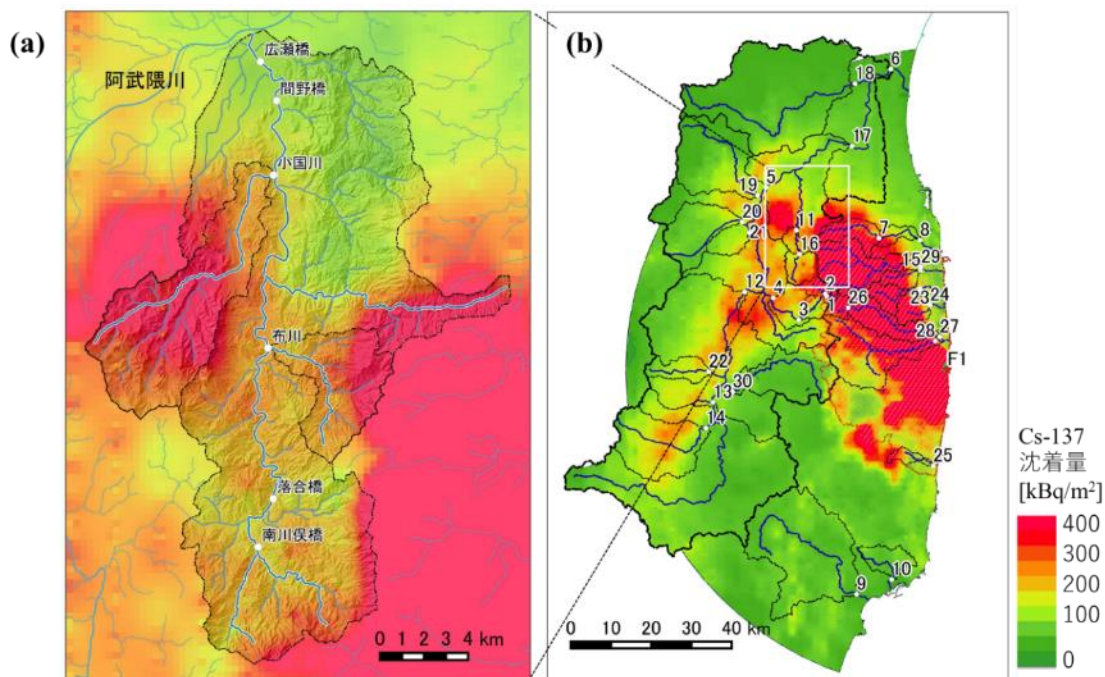


図2 調査地点の位置と放射性セシウムの地表面への沈着量（2011/7/2 時点）\*  
 (a) 広瀬川流域。(b) 広域調査の対象エリア。図中の数字は表3の地点番号に対応。

\* 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](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/>）を用いて補完を行っている。

## (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、多地点河川調査を実施した。観測地点の位置と特徴を、図2(b)及び表3に示す。(1)の広瀬川における調査がひと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、この広域調査では同一の方法で多数の河川で調査を継続することで、長期的な時間変化や流域の特徴との関係などを解明することを目的としている。なお、本調査は2014年度末までは文部科学省、原子力規制庁の委託を受けて筑波大学が実施していたものを受け継いだものである。本報告書では、過去の観測データもあわせて結果を紹介する。

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、河川水の濁りを測る濁度計、及び水深を図る水位計を設置した。ただし、一部の地点については水位計を設置せず、福島県・国交省の取得しているテレメータ水位で代用した。浮遊砂サンプラー内に捕集された浮遊砂を1か月～数か月おきに回収し、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のCs-134及びCs-137濃度測定を行った。濁度と水位（それぞれ10分毎のデータを取得）については、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 [m<sup>3</sup>/s] を算出した。浮遊砂濃度に流量を乗じ、さらに当該期間の Cs-137 濃度を乗じること、懸濁態の Cs-137 移行量 [Bq] を算出した。

表 3 広域を対象とした河川調査における、地点ごとの流域面積と Cs-137 沈着量

地点番号	地点名	水系名	河川名	流域面積	Cs-137の平均沈着量	
					[km <sup>2</sup> ]	[kBq m <sup>-2</sup> ]
1	水境川	阿武隈川	口太川	8		587
2	口太川上流	阿武隈川	口太川	21		408
3	口太川中流	阿武隈川	口太川	63		304
4	口太川下流	阿武隈川	口太川	135		248
5	伏黒	阿武隈川	阿武隈川	3,645		102
6	岩沼	阿武隈川	阿武隈川	5,313		96
7	真野	真野川	真野川	76		521
8	小島田堰	真野川	真野川	111		418
9	松原	鮫川	鮫川	571		46
10	小名浜	藤原川	藤原川	70		45
11	月舘	阿武隈川	広瀬川	84		222
12	二本松	阿武隈川	阿武隈川	2,380		88
13	御代田	阿武隈川	阿武隈川	1,287		77
14	西川(県)	阿武隈川	釈迦堂川	289		137
15	北町	新田川	水無川	36		537
16	川俣	阿武隈川	広瀬川	57		226
17	丸森	阿武隈川	阿武隈川	4,124		113
18	船岡大橋	阿武隈川	白石川	775		27
19	瀬ノ上	阿武隈川	摺上川	313		51
20	八木田	阿武隈川	荒川	185		63
21	黒岩	阿武隈川	阿武隈川	2,921		109
22	富田	阿武隈川	逢瀬川	73		117
23	太田	太田川	太田川	50		1,638
24	小高	小高川	小高川	50		750
25	浅見	浅見川	浅見川	26		197
26	津島	請戸川	請戸川	25		813
27	請戸	請戸川	請戸川	153		2,329
28	高瀬	請戸川	高瀬川	264		696
29	原町	新田川	新田川	200		858
30	赤沼	阿武隈川	大滝根川	243		57
31	亘理*	阿武隈川	阿武隈川	5,313		96

\*亘理地点(31)は岩沼地点(6)の対岸に、橋梁工事期間中のバックアップ用に設置されている。

### 1. 3. 調査結果

#### (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点における河床横断面図と状況写真を示す。両地点は約 24 km 離れている。両地点における水深は大きく変わらないが、間野橋では、河川敷まで含めた川幅は落合橋の約 2 倍の大きさとなっており、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分かる。

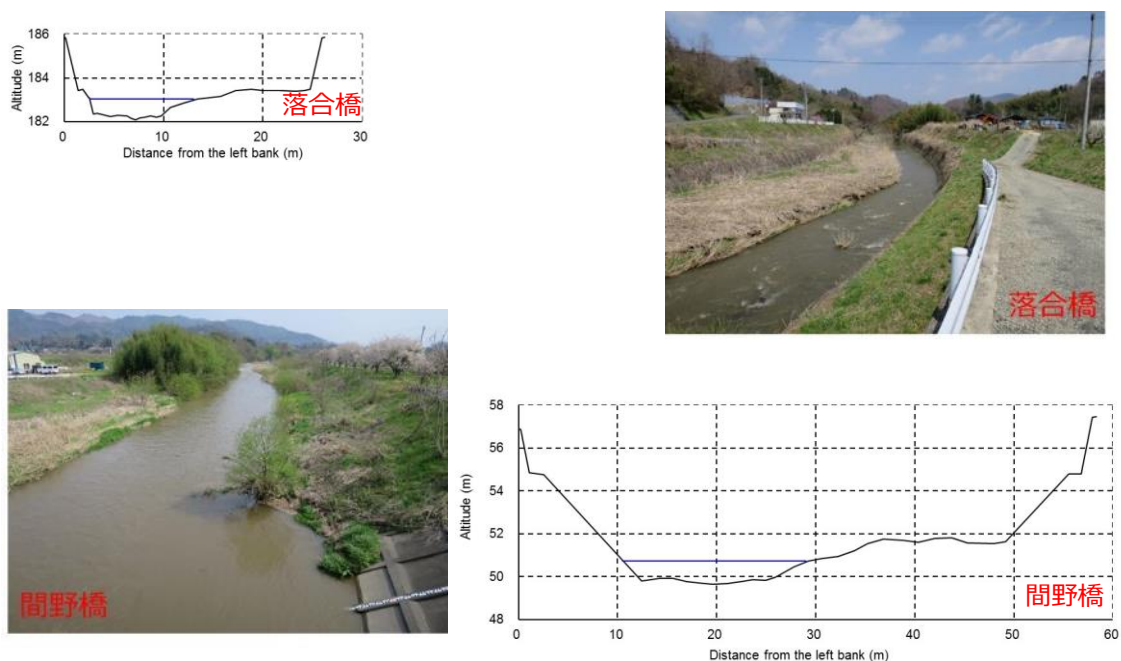


図 3 広瀬川流域の観測地点の河床横断面図と状況写真

図 4 に 2014 年 9 月から 12 月に観測した広瀬川（落合橋）における降水量、Cs-137 日フラックス、SS 濃度及び河川流量の変化を示す。2014 年 10 月には日本付近を台風が 2 回通過したことにより、まとまった降水が観測された。これに伴い、河川流量は大きく増加しており、河川水中の浮遊物質（SS）濃度の増加も確認された。この期間の SS と河川水中の Cs-137 濃度の関係から Cs-137 の日フラックスを算出した。その結果、2 度の台風による河川流量の増加時に、Cs-137 日フラックスが大きくなった。

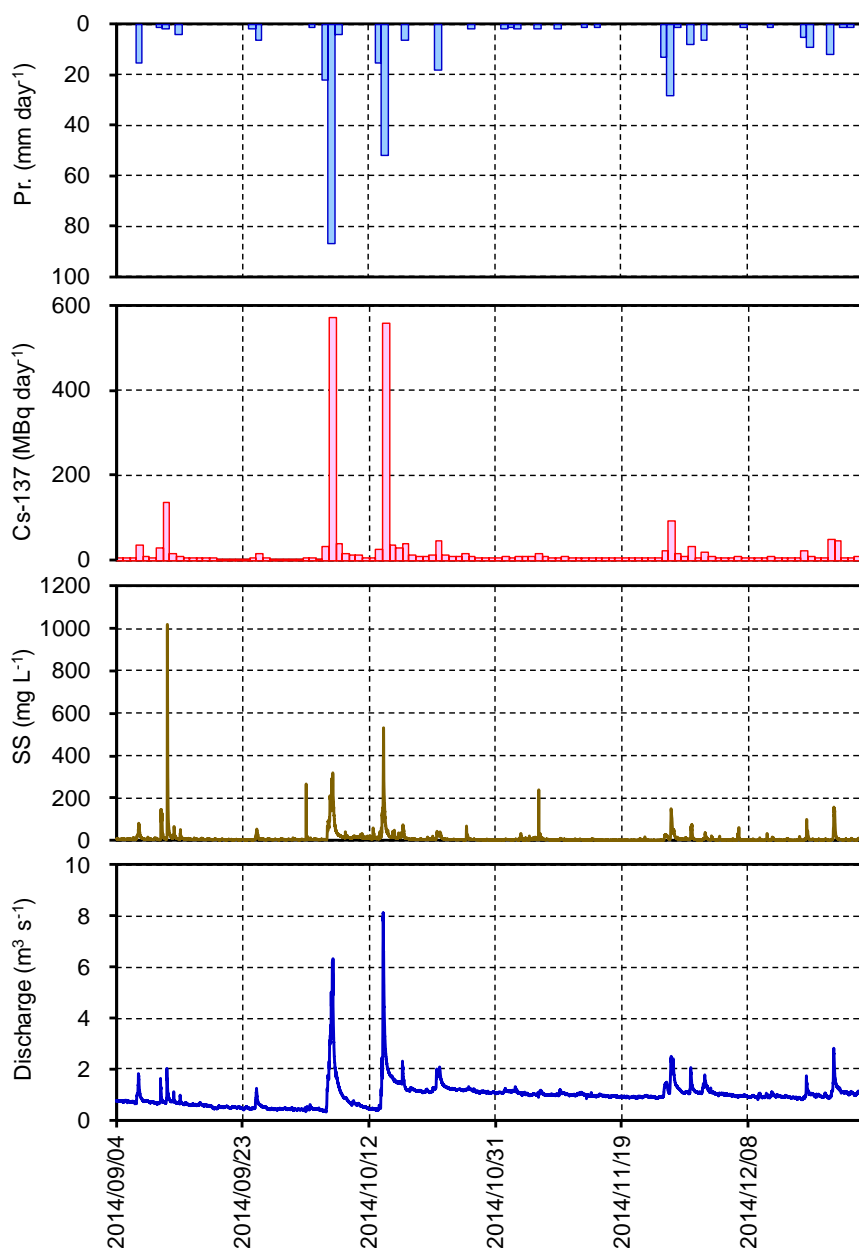


図4 広瀬川（落合橋）における降水量、Cs-137 日フラックス、SS 濃度及び河川流量の変化

広瀬川流域の各観測地点における河川水中の懸濁態に含まれる Cs-137 濃度の結果を示す（図 5）。平水時として 2013 年 11 月 9 日に各観測地点の低流速部と高流速部で採取し測定した結果及び出水時として 2013 年 7 月 23 日に採取し測定した結果を示す。平水時の試料では、低流速部と高流速部ともに Cs-137 濃度が低く、検出下限値（ $0.05 \text{ Bq L}^{-1}$ ）を下回る地点もみられた。上流に Cs-137 が多く沈着したと思われる布川や小国川（表 1）の両観測点においても濃度は低く推移していた。一方で、出水時には各観測地点とも Cs-137 濃度が高かった。

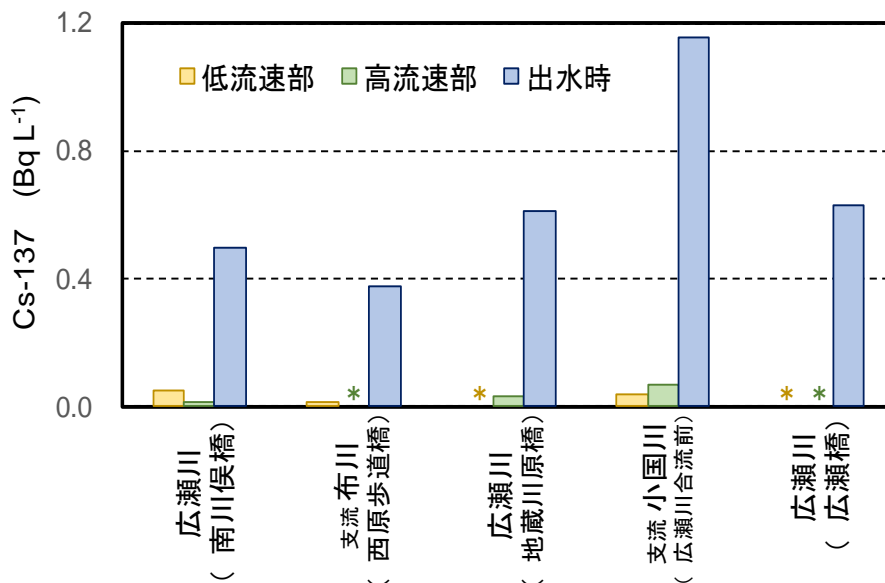


図5 広瀬川流域の河川水中の Cs-137 濃度 (懸濁態)

\*は検出限界 (0.05 Bq L<sup>-1</sup>) 以下を示す。

広瀬川流域の各観測地点における河床土中の Cs-137 濃度の測定結果を示す (図 6)。2013 年と 2014 年の結果を比較すると河床土中の Cs-137 濃度に明らかな傾向の変化はみられない。一方で、低流速部、高流速部ともに下流ほど河床土中の Cs-137 濃度は高くなっており、低流速部の方が高流速部よりも濃度が高い傾向がみられた。また、布川や小国川及びこれらの河川が合流した後の広瀬川では河床土中の Cs-137 濃度が高くなっていた。

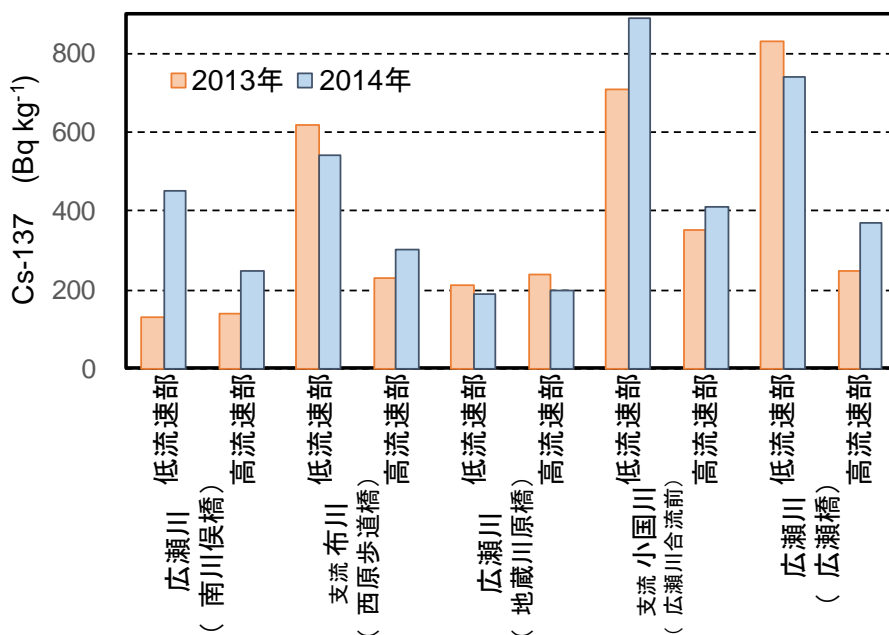


図6 広瀬川流域の河床土中の Cs-137 濃度

これまで広瀬川においてモデルによる放射性核種動態予測を実施するために、必要なデータの収集、動態予測の検証に必要な観測網を広瀬川流域に整備した。2015 年度にはワシントン州立大の大西康夫教授から広瀬川でモデル計算に用いるために TODAM モデルの提供を受け、運用方法について助言を受けた。今後は、継続的な河川観測の実施とその結果を用いて広瀬川流域における放射性核種の動態についてモデル計算を行うことが必要である。

## (2) 広域を対象とした河川調査

本調査のうち、No.1～6 の 6 地点は、2011 年 6 月より観測が継続している長期観測地点である。これら 6 地点における懸濁態 Cs-137 濃度[Bq/kg]の経時変化を図 7 に示す。事故直後には各地点でおおむね 10,000Bq/kg 以上という高い値が記録されているが、その後 5 年間にわたり減少傾向が続いた。事故後 5 年を経過しおよそ 1 ケタの減少となっており、その減少速度は、Cs-137 の半減期(約 30.17 年)に比べ非常に大きい。また、事故後 1 年目の減少速度が最も速く、2 年目以降の減少速度は低下している。

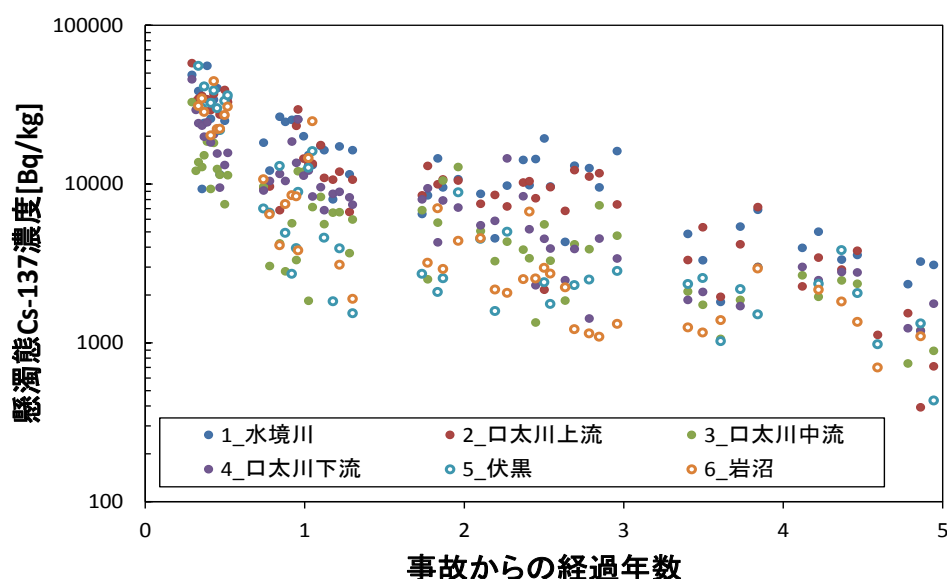


図 7 長期観測 6 地点における懸濁態 Cs-137 濃度の 5 年間の推移

同じ長期観測 6 地点の、2015 年 8 月までの懸濁態 Cs-137 移行量の月間値の推移を図 8 に示す。Cs-137 濃度ほどはっきりした減少傾向は見られない。これは、放射性セシウム濃度の減少幅 (1 ケタ) に対し、出水の有無による流量・浮遊砂濃度の変動幅の方がはるかに大きいためである。また、各地点の流域に沈着した Cs-137 の量 (流域面積×Cs-137 沈着量) に対する懸濁態 Cs-137 移行量の積算値の割合は、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%であった。(図 9)。



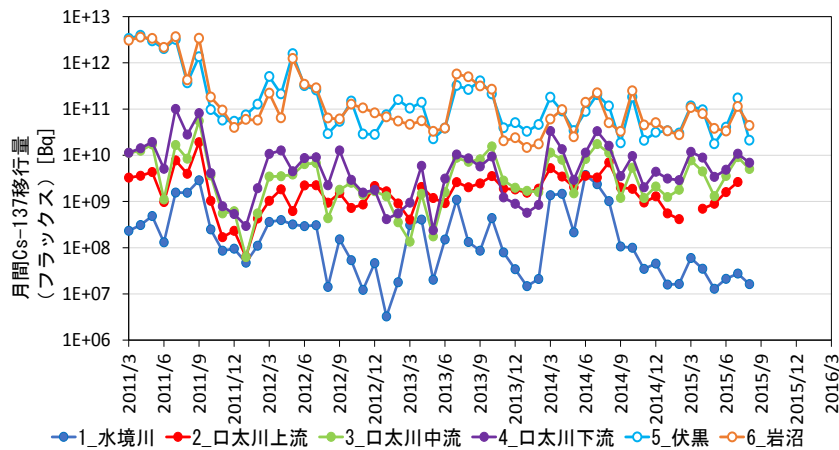


図 8 長期観測 6 地点における、2015 年 8 月までの懸濁態 Cs-137 移行量の推移

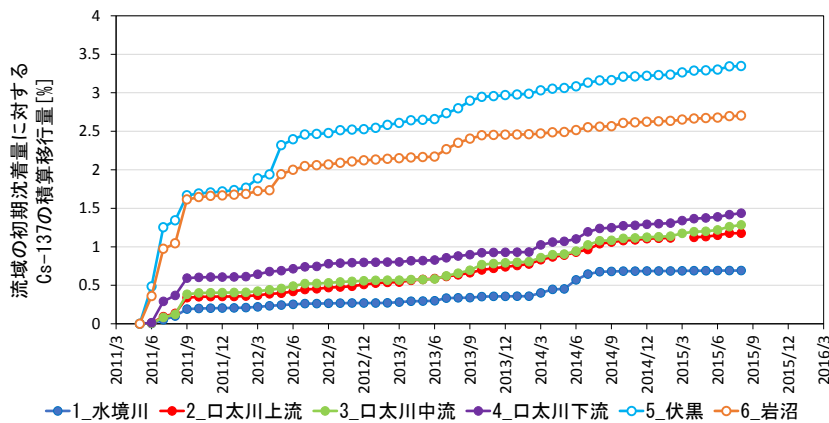


図 9 長期観測 6 地点における、2011 年 6 月以降の流域の初期沈着量に対する Cs-137 移行量の割合

このような地点間の差異の原因について、原子力規制庁（2015）（出典：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>）では、原因として流域の土地利用による違いの影響が指摘されている。2011 年 8 月～2014 年末までの、No.1-16 までの観測点の放射性セシウム濃度について、濃度の値を流域の平均沈着量で割った値（流域の初期沈着量あたりの Cs-137 濃度  $[\text{Bq kg}^{-1} / \text{Bq m}^{-2}]$ ）を指数関数  $(y = a \exp(-kt))$  で近似した（図 10）。得られた減少速度  $k$   $[\text{年}^{-1}]$  を、流域の土地利用形態別の被覆率についてプロットしたところ、水田、都市域、畑の被覆率が多いほど  $k$  の値が大きいことが分かった（図 11）。



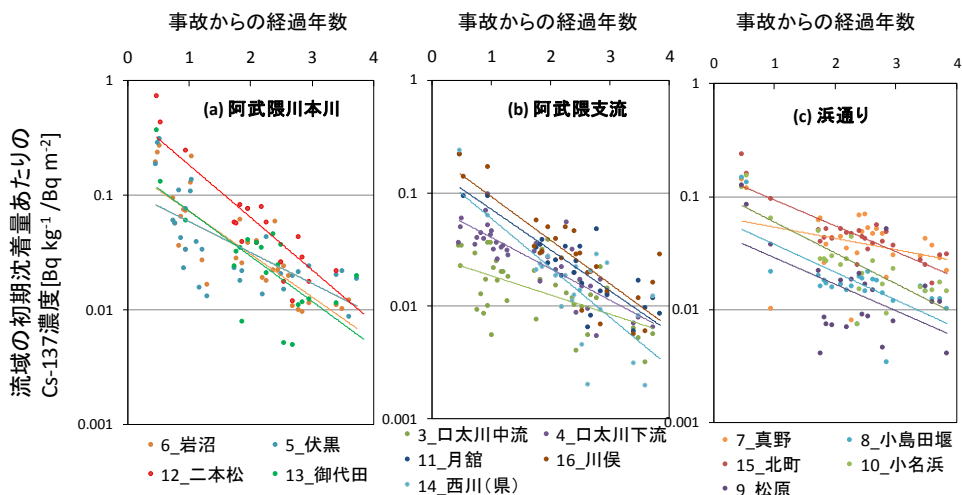


図 10 流域の初期沈着量あたりの Cs-137 濃度 (2011 年 8 月～2014 年末)  
(原子力規制庁, 2015 を一部改編)

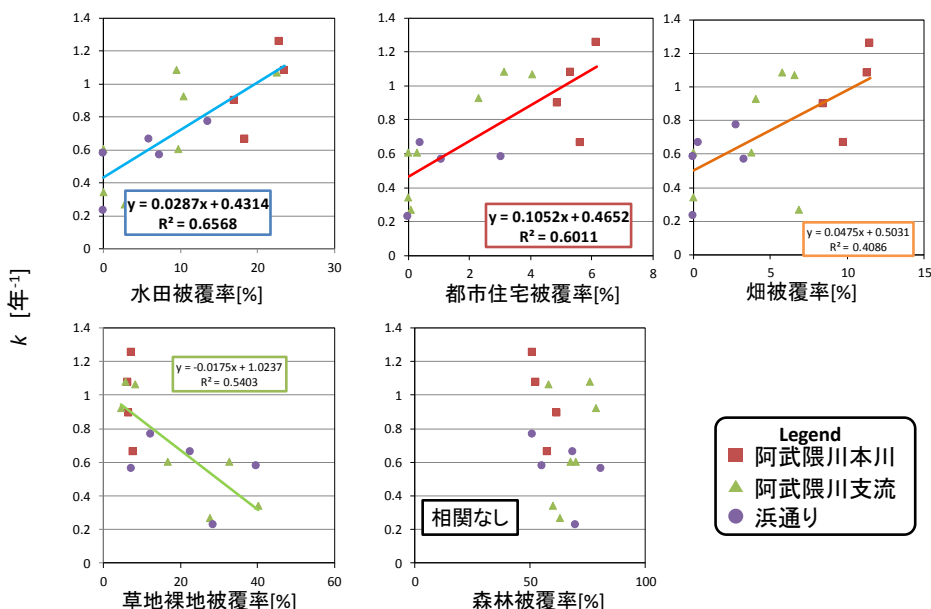


図 11 2011 年 8 月～2014 年末までの流域の初期沈着量あたりの Cs-137 濃度  
の減少速度と各流域の土地利用別被覆率の関係  
(原子力規制庁, 2015 を一部改編)

#### 1. 4. まとめ

広瀬川においてモデルによる放射性核種動態予測を実施するために、2015年度までに、TODAMモデルの適用に必要なデータの収集、動態予測の検証に必要な観測網を広瀬川流域に整備した。また、阿武隈川水系及び浜通りの主要な河川を対象に広域多地点調査を実施し、水中の微小粒子に吸着された懸濁態放射性セシウムについて、濃度の減少傾向がみられることと、その減少速度に流域の土地利用などの特徴が影響していることなどが分かった。

## 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。野生動物の体内や、食物等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べた。

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。その結果、避難指示区域内のイノシシでは、避難指示区域外のイノシシに比べて、行動圏が拡大する傾向にあった。

### 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において放射性核種が検出されている。

福島県では、事故直後の 2011 年から狩猟者及び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、野生動物の筋肉中に含まれる人工ガンマ線放出核種は、セシウム 134 とセシウム 137 以外は検出限界未満であった。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、生態系における放射性セシウムの動態を解明するための調査・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、野生動物の行動については不明な点が多く、とりわけ避難指示により住民がいなくなっ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における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。また他の野生動物も順次調査対象とした。

#### (1) 野生動物における放射性核種の動態

##### a) 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の測定については、イノシシ、ツキノワグマなどの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（湿潤重量）を行った。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、各種臓器についても同様に測定を行った。

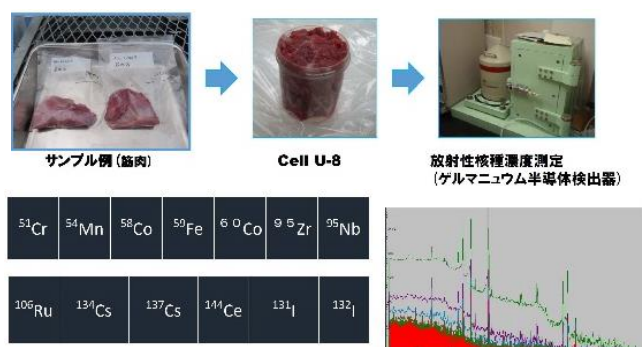


図 1 野生動物における放射性核種の測定

b) 環境から野生動物体内への放射性核種の移行

イノシシの胃内容物の組成分析を行い、イノシシの主要な食性を調査した。この組成分析の結果や専門家の意見を踏まえ、イノシシが捕獲された地点周辺において、イノシシの食物となり得る動植物を採取し、含まれるガンマ線放出核種を測定した。

また、イノシシが高濃度のガンマ線放出核種を含んだ食物を摂取している可能性について検討した。

c) 胃内容物に含まれる放射性セシウムが存在形態

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」という。)(図 2)を付け、行動パターンや行動圏を調べた。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 3)。



図 2 GPS 首輪



図 3 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. これまでに得られた成果

### (1) 野生動物における放射性核種の動態

#### a) 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4に2011年5月から2015年12月までのイノシシ筋肉中に含まれるセシウム137濃度の推移を示した。X軸にイノシシの捕獲時期、Y軸にセシウム137濃度を対数軸で表し、黒丸が各個体の測定値を表す。なお、各年度におけるセシウム137濃度の幾何平均値、最大値、最小値及び25-75%の信頼区間を併せて示している。

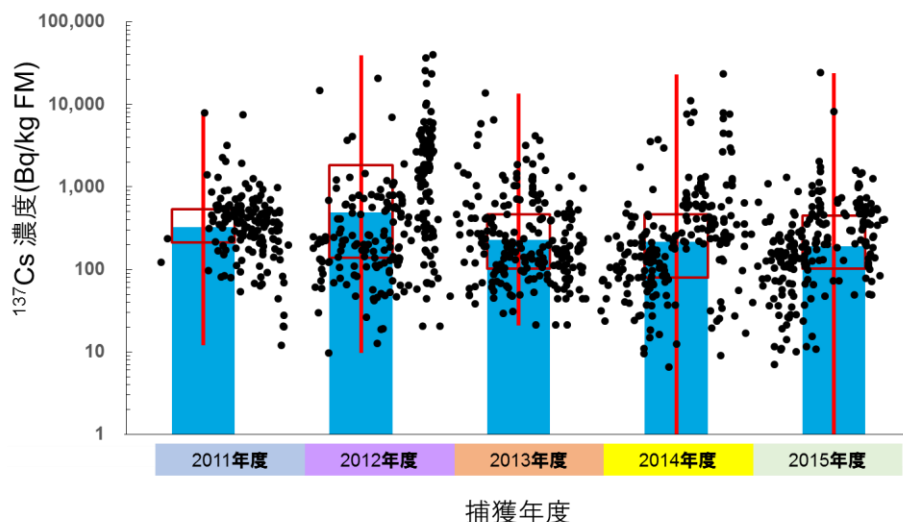


図4 イノシシにおける筋肉中のセシウム137濃度モニタリング結果  
(年次変化: 2011年5月-2015年12月)

2012年度以降は年度毎の平均値にゆるやかな減少傾向があるように見えるが、捕獲した地域の特徴により個体ごとに大きく異なった。福島県内で捕獲されたイノシシの結果と比較するため、チェルノブイリ原発事故後にヨーロッパで捕獲されたイノシシのセシウム濃度の年次変化について調査した、南ドイツの

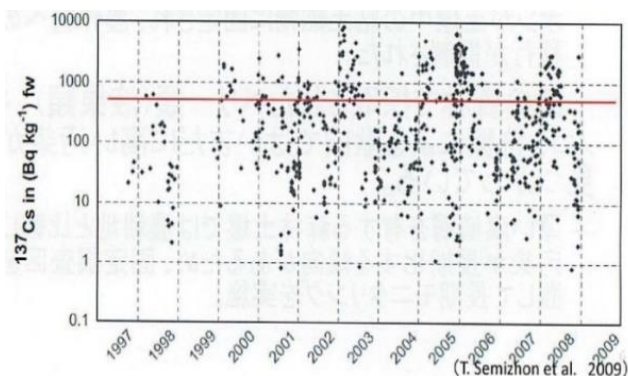


図5 イノシシ筋肉中におけるセシウム137の年次推移(南ドイツ・ラーゲンスブルグ)

ラーゲンスブルグの事例 (T. Semizhon et al. 2009) を、図5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。

文部科学省が 2011～2012 年に測定した土壤中のセシウム 137 濃度データを図 6 に示す。イノシシの筋肉中に含まれる放射性セシウム濃度は、捕獲地点の土壤中に含まれる放射性セシウム濃度と関係があると考えられ、暫定的な土壤汚染レベルを設定するなど、相関を詳しく調査している。

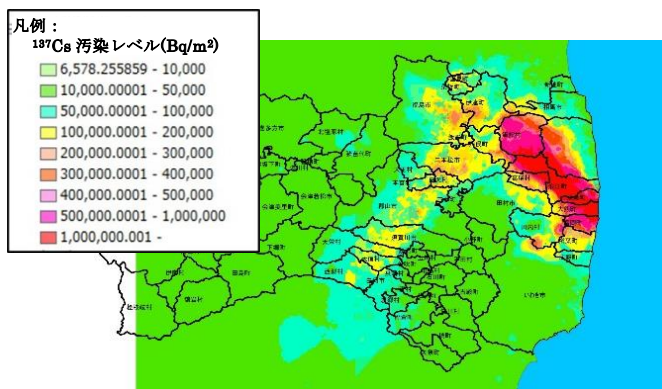


図 6 Cs137 土壤汚染レベル (福島県)

ツキノワグマの筋肉中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認められ、また、2011 年度から 2014 年度までの年度毎のセシウム 137 濃度の平均値についても、ゆるやかな減少傾向があるように見える。

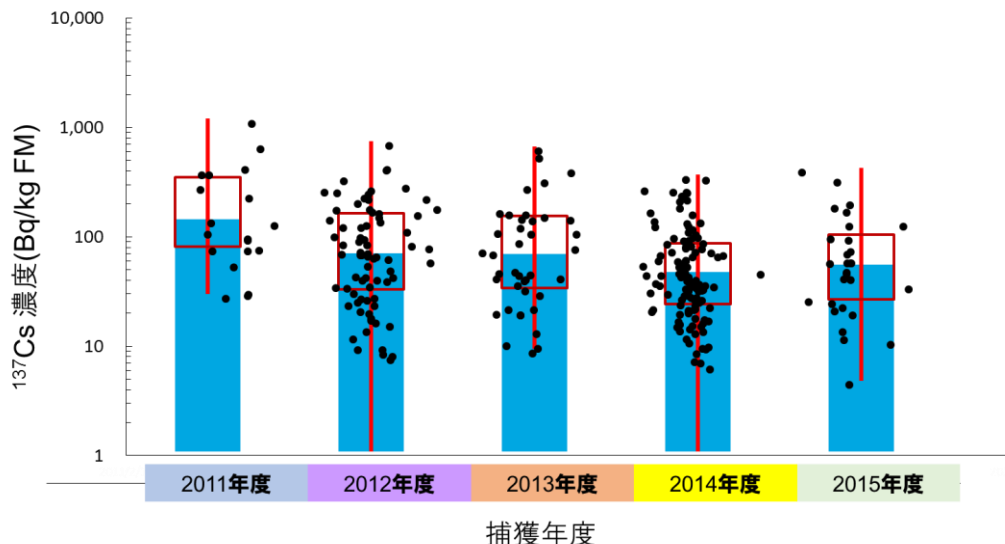


図 7 ツキノワグマにおける筋肉中のセシウム 137 濃度モニタリング結果 (年次変化: 2011 年 5 月-2015 年 12 月)

このように筋肉中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傾向が認められた。また、イノシシの筋肉と各種臓器 (心臓、肺、肝臓、腎臓) 間でセシウム 137 濃度を比較したところ、筋肉のセシウム 137 濃度が最も高くなる傾向が認められるとともに、筋肉と各種臓器間のセシウム 137 濃度に一定の相関が見られた。サンプル数が少ないため今後精査を要するが、各種臓器のセシウム濃度を究明することで、イノシシの体内におけるセシウム 137 の分布や、イノシシ 1 個体あたりに含まれる放射性セシウム濃度の把握に寄与することが期待される。



## b) 環境から野生動物体内への放射性核種の移行

イノシシの胃内容物の組成分析を行ったところ、胃内容物の組成は大きまかに1-3月、4-6月、7-9月、10-12月の4期に区分できた。これは季節の移り変わりに伴い、イノシシの食性が変化したことが考えられる。また、いずれの季節でも植物由来の食物が多く、動物質は多くて数%程度であった。今後、季節による胃内容物に含まれる放射性セシウム濃度の変化や、筋肉と胃内容物の相関関係について調べる予定である。



図8 胃内容物の組成分析(胃内容物を篩にかけ、顕微鏡下で分析)

なお、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においては、これまでキノコ片が確認されていない。また、イノシシの筋肉に含まれる放射性セシウム濃度の高い原因がキノコにあるならば、イノシシ体内のセシウム濃度においても季節変動がみられることが予想されるが、福島県内で捕獲されたイノシシについては、これまでのところイノシシ体内のセシウム濃度に季節変動は認められていない。福島県のイノシシにキノコの摂食が関係しているのか否かについて引き続き調査を進める予定である。

## c) 胃内容物に含まれる放射性セシウムの存在形態

土壌中のセシウムには3つの存在形態があり(図9)、そのうち主にイオン交換態区分に含まれる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粒子結合区分ではセシウムの溶脱が難しく、植物等への吸収は困難である。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、その際に土に含まれるセシウム<sup>137</sup>が体内に吸収されるおそれがある。この土壌の摂取や土壌中のセシウムの存在形態の違いが、他の野生動物に比べてイノシシの筋肉中に含まれるセシウム<sup>137</sup>濃度が高い原因となる可能性について、調査を進めている。



図9 土壌中におけるセシウムの状態

## (2) 野生動物の行動圏調査について

イノシシは図 10 のような安定的な行動圏を持つことが知られていたが、その形状や面積、内部構造などの詳細なデータはこれまで明らかにされていない。今回の調査において、図 11 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ほぼ 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。解析の結果、この個体は 2 つの定住域をもち、その面積の合計は約 37ha、また行動圏全体は 244ha であった。

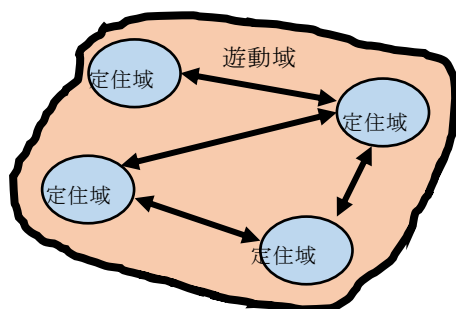


図 10 行動圏の構造模式図

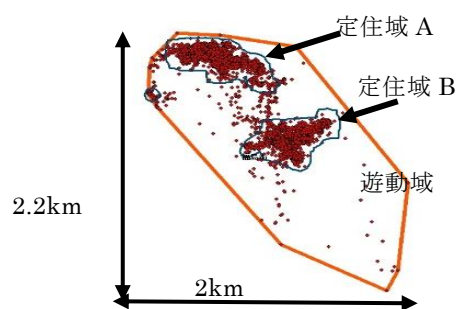


図 11 実際の行動圏の構造

さらに分析を進めると、図 12 のように定住域の中でも非常に高密度に行動ポイントが集積しているエリア(定住コア)が存在した。この面積は非常に小さく、この個体では 3.3ha 程度であった。

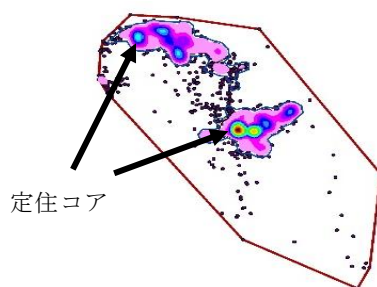


図 12 定住コア

## a) 避難指示区域外のイノシシの行動圏について

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行動圏調査の結果を同一縮尺で図 13 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。

イノシシは若干の個体差が見られるものの、約 20-50ha の定住域と約 100-250ha の行動圏をもち、地域に定着して生活するタイプの動物であることが示唆された。

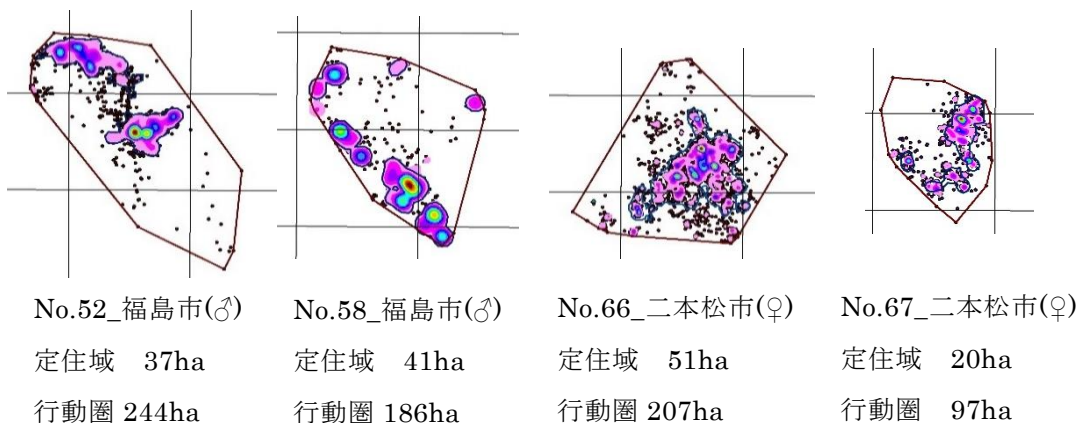


図 13 避難指示区域外におけるイノシシ行動圏の大きさ

b) 避難指示区域内のイノシシの行動圏について

人間の活動が低下した場合、イノシシは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。図 14 に 2014 年度に富岡町で行った行動圏調査の結果を示す。図中の避難指示区域の区分は 2013 年 8 月 8 日現在のものを用いている。また、メッシュは 1km 四方である。

No.50 は 2013 年度に環境省が行動圏調査を行った個体であり、図 14 にはその結果を参考データとして示した。行動圏となっている地域では、2013 年度に除染活動は行われておらず、避難から 2 年以上、人間の圧力がない状態である。その定住域と行動圏は、避難指示区域外である福島市や二本松市における行動圏の 5~6 倍の大きさをもつことから、イノシシは人間の圧力が少ない環境下では行動圏を拡大する傾向があると考えられた。

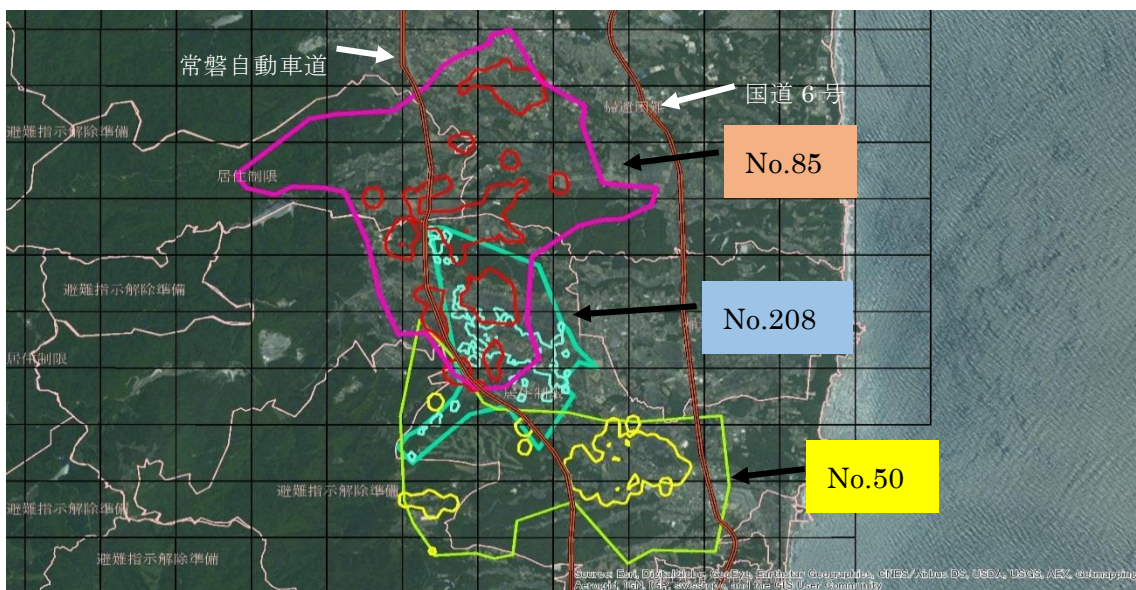
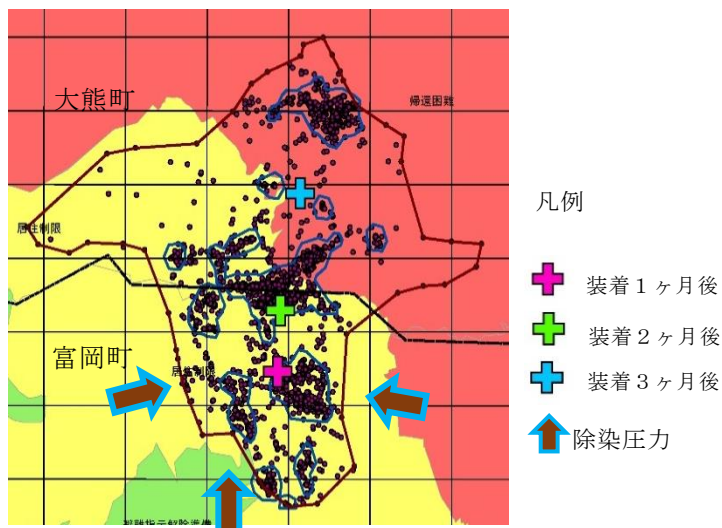


図 14 行動圏と土地利用(富岡町)



No.85 は 2014 年 9 月に GPS 首輪を装着したイノシシである。この頃、富岡町では居住制限区域の除染活動が開始されており、図 15 は行動圏に対するその影響を示したものである。凡例に示すように装着期間を 1 ヶ月ごとの 3 期に分け、各期間における行動圏の地理的中心(Mean Center)を示した。除染圧力を受けてか、イノシシは行動圏の地理的中心を富岡町から大熊町に移動している様子が分かる。



(第 1 期から 3 期への地理的中心の移動距離は 2.3km)

図 15 No.85 の行動圏と地理的中心の移動

図 16 は 10 月 28 日に GPS 首輪を装着した No.208 の行動圏であるが、その面積は No.85 の約 1/3 に留まっている。この時期には行動圏の大部分で除染が進められており、行動圏の四方から除染圧力を受けているためか、3 期間で地理的中心がほとんど移動していない。

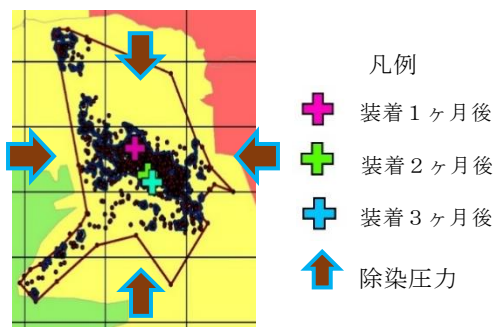


図 16 No.208 の行動圏と地理的中心の移動

これまでの調査から行動圏の大きさは、人間活動や環境要因によって影響を受けると考えられる。そこで、避難指示区域内・外において行動を追跡した全個体の定住域と行動圏の面積を図 17 に示した。No.50 は人や除染の圧力がない状況、No.85 は除染圧力を受けて大熊町に行動圏を拡大した状況、No.208 は居住制限区域で四方から除染圧力を受けている状況、No.52 と No.58 は都市周辺部の環境下における状況、そして、No.66 と No.67 は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、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。

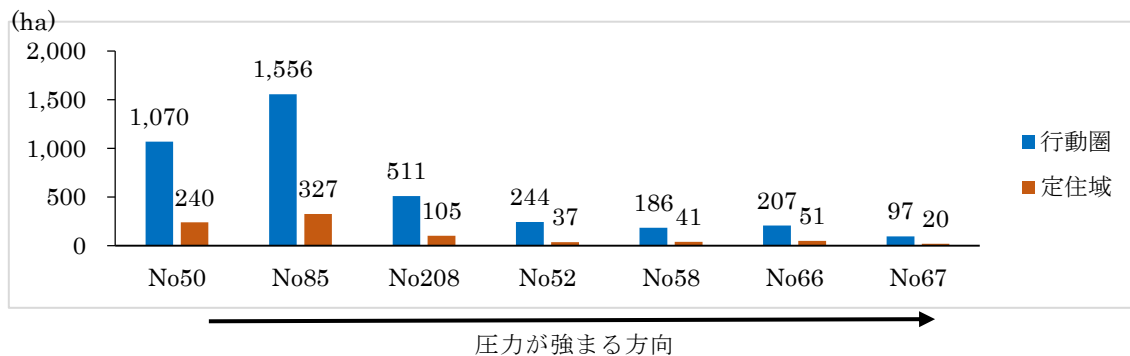


図 17 行動圏と定住域の面積の比較

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

今回の調査ではサンプル数が少なく、各個体の雌雄、体重、GPS 首輪装着日数も異なっていた（表 1）。行動圏の大きさについては、雌雄や成長段階、GPS 首輪装着日数など様々な影響を受けると考えられるため、確定的なことが言える段階ではないが、これまでの調査により一つの傾向が示されたものとする。

### 3. FIP3 河川・湖沼等の除染技術検討事業

#### 要旨

河川・湖沼等における放射性物質（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。また対策実施例の限られている河川を対象に、除染方法を考案・試験し、その有効性を確認した。さらに他河川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、行政およ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、対策が進められつつある。本プロジェクトでは国外を含む既存の知見を踏まえ、本県に適用可能な放射性物質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、その有効性を調査した。また他河川の公共利用地（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) 河川・湖沼等における放射性セシウム対策に関する知見の整理

関係する省より発行されているガイドライン（環境省, 2014; 農林水産省, 2015）やチェルノブイリ原発事故の経験（IAEA, 2006）を参考に、河川・湖沼等の放射性セシウムに関して本県で生じている利用目的ごとの課題と対策を表 1 に整理した。

##### (2) 河畔の除染試験

###### a) 目的

表 1 に取り上げた課題のうち、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物質の主要な輸送経路であり、河畔には放射性物質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通常の土壤除染は表層数 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、放射性セシウムの堆積分布を踏まえた表土除去を実施した。

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	関連する媒体と対策
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：汚濁流出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：汚濁流出防止膜、底質除染 全体：農地へのカリウム施肥
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、ため池（水抜時）：利用の制限、露出土壤の除 染 河川：河床掘削による河床・池底への土砂堆積の促進で、河 畔への土砂堆積を軽減。堤防の設置 ため池：底質除染や覆土
全課題に共通	発生源からの土砂流出防止や除染。情報伝達不足に起因する 不安に対するリスクコミュニケーション

## b) 方法

試験地は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。試験区間は総延長 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)。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。

試験は図 2 の工程で進められた。試験区間の河川流下方向に 10 m 間隔で 18 本の横断線を設定し (図 3)、その横断線上の地表 1 m の空間線量率を、除染前、除染完了時、除染 3 か月後、6 か月後に NaI シンチレーション式サーベイメーターを用いてコリメート無しで測定した。除染前と除染 6 か月後に、高水敷と河床の堆積物をそれぞれ 7 地点から採取し (図 3)、Ge 半導体検出器を用いた放射性セシウム分析に供した。高水敷と河床の堆積物は分析後に分級し、泥画分 (シルトと粘土) の占める重量の割合を算出した。また試験区間の上流で水位を連続観測した。

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。利用時間は左岸の通学路を 1 日 10 分、年 35 時間、高水敷を週 2 時間、年 100 時間と仮定した。これに各利用地の空間線量率の平均値からバックグラウンド値 (0.04  $\mu\text{Sv/h}$ ) を差し引いた値を乗じた。



図 1 調査地概要

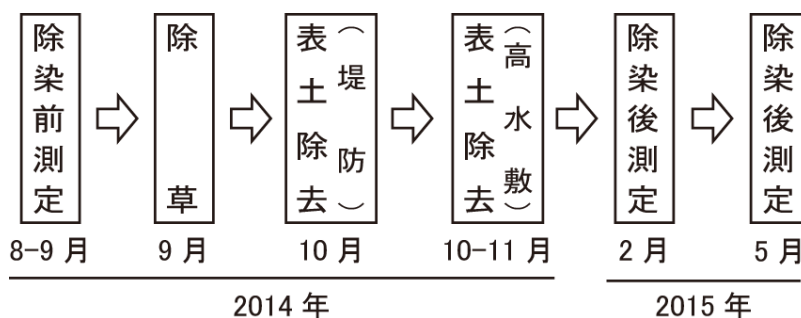


図 2 試験のフロー

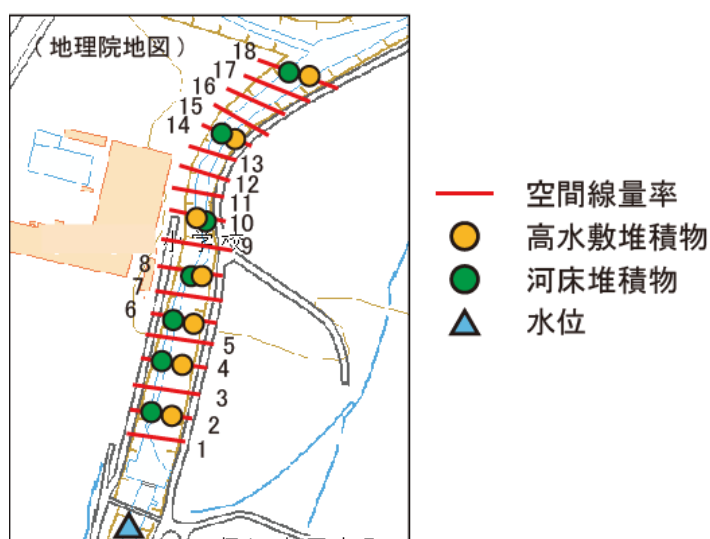


図 3 測定位置図

c) 結果と考察

除染前の高水敷堆積物の放射性セシウムの放射能濃度の鉛直分布を図 4 に示す。横断線 No. 4、6、8 では、深さ 15 cm まで 10000 Bq/kg ( $^{137}\text{Cs}$ ) を超えていた。これらの高濃度層は泥画分の割合が 31–55% 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 (He and Walling, 1996)、表層に泥画分の割合が高い層が分布する地点で深さ 10 cm 以深まで放射性セシウムが浸透

したとは考えにくい。No.10 と 14 では深さ 10 cm 以深に濃度ピークが存在し、またその泥画分の割合は 2–17%と少なかったが、 $^{137}\text{Cs}$  が浸透によって深さ 10 cm 以深まで移動し、5000 Bq/kg 以上の濃度が形成されるとは考えにくい。よって、これらの地点の表層堆積物は初期沈着後の洪水で形成された可能性が高い。この鉛直分布を踏まえ、高水敷の削り取り深度は 15–35 cm とした。高水敷では類似の放射性セシウムの鉛直分布が報告されていることから (Tanaka et al., 2015; Konoplev et al., 2016)、除染においては事前に鉛直分布を把握しておくことが重要と考えられる。

河床堆積物の放射性 Cs 放射能濃度の鉛直分布を図 5 に示す。高水敷とは異なり、その分布はほぼ一様であり、また濃度および泥画分の占める割合は相対的に低く、試料の 70%がそれぞれ 1000 Bq/kg 未満 ( $^{137}\text{Cs}$ ) および 5%未満であった。このような高水敷と河道の性状の違いは試験地の東方 4 km の河川でも観測されており、その要因として河床が高水敷より流水にさらされる時間が長いために高放射能の泥画分が流出しやすいこと、高水敷の植物群落による出水時の流速低下作用と植物と懸濁物質の直接接触によって堆積が促進されることが指摘されている (三上ら, 2014)。河床から発せられるガンマ線は水で遮蔽されることも考慮し、本試験では河床の除染を行わなかった。

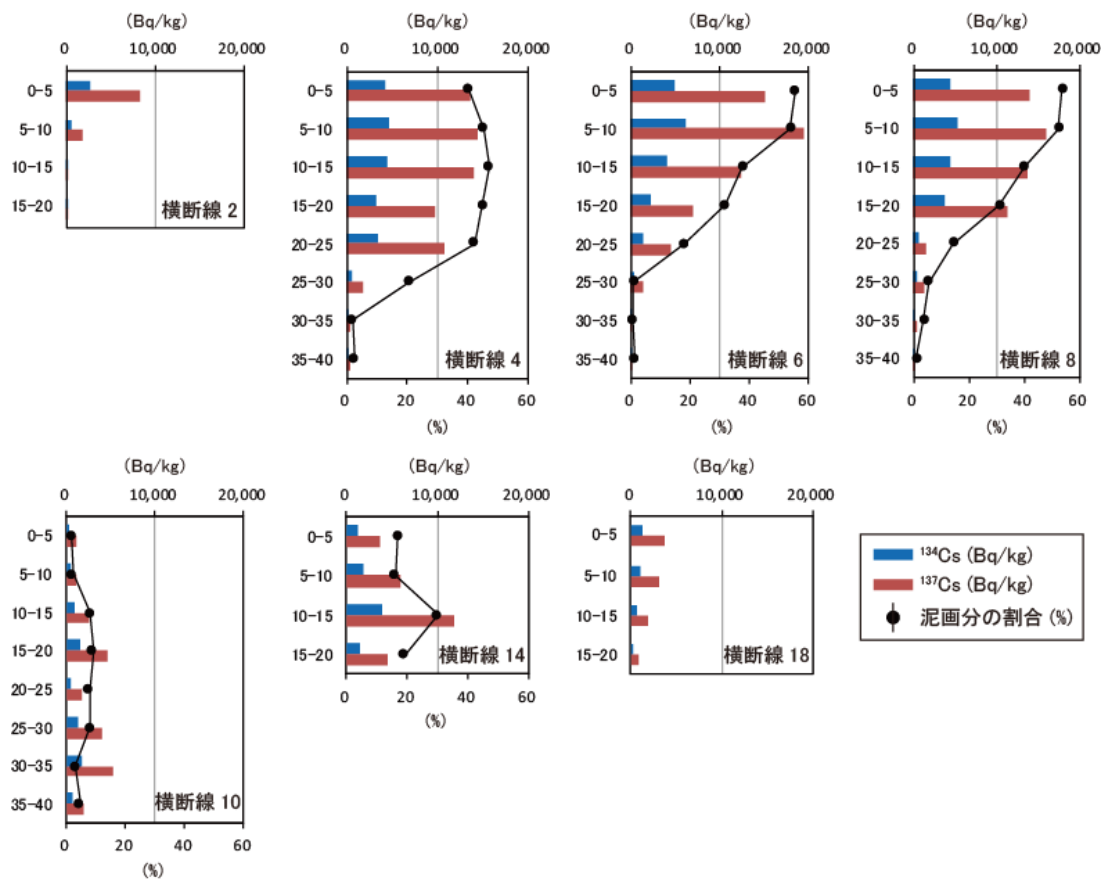


図 4 除染前の高水敷堆積物の放射性セシウムの放射能濃度の鉛直分布

試験地の空間線量率分布を図 6 に示す。除染前における地表 1 m の平均値と標準偏差は  $0.66 \pm 0.22 \mu\text{Sv/h}$  だったが、除染完了時には  $0.34 \pm 0.11 \mu\text{Sv/h}$  と約半減でき、本試験方法の有効性が確認された。除染 3 か月後の値はほとんど変化せず、 $0.34 \pm 0.12 \mu\text{Sv/h}$  であった。その後、水位観測により高水敷の冠水が 2015 年 3 月に観測されたが、除染 6 か月後の高水敷堆積物の深度 0–20 cm と河床堆積物の深度 0–5 cm の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は共に低く、それぞれ  $860 \pm 760 \text{ Bq/kg}$  と  $660 \pm 720 \text{ Bq/kg}$  だった。その結果、空間線量率も  $0.30 \pm 0.12 \mu\text{Sv/h}$  と除染完了時とほとんど変わらなかった。よって、現在のところ除染の効果は維持されている。

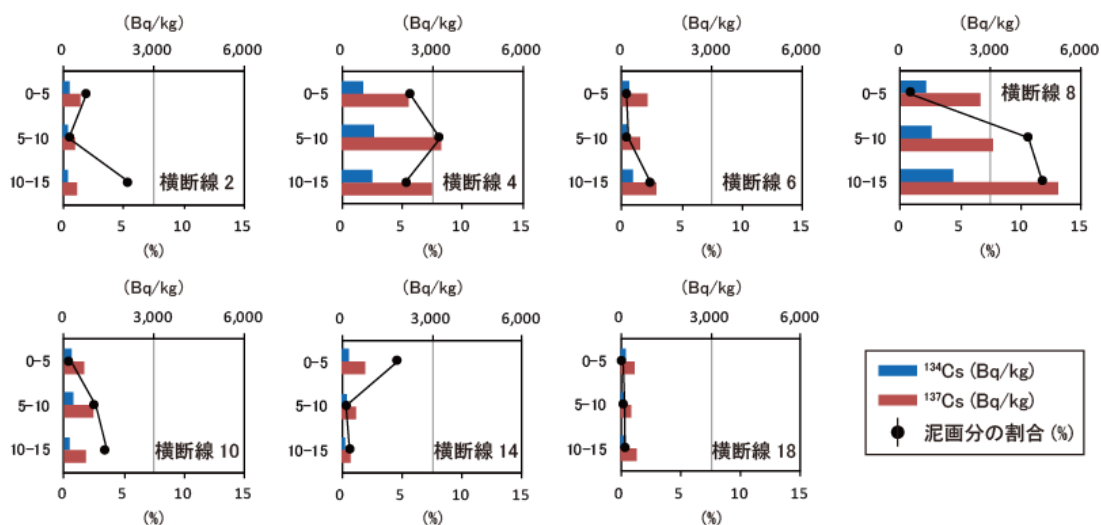


図 5 除染前の河床堆積物の放射性セシウムの放射能濃度の鉛直分布

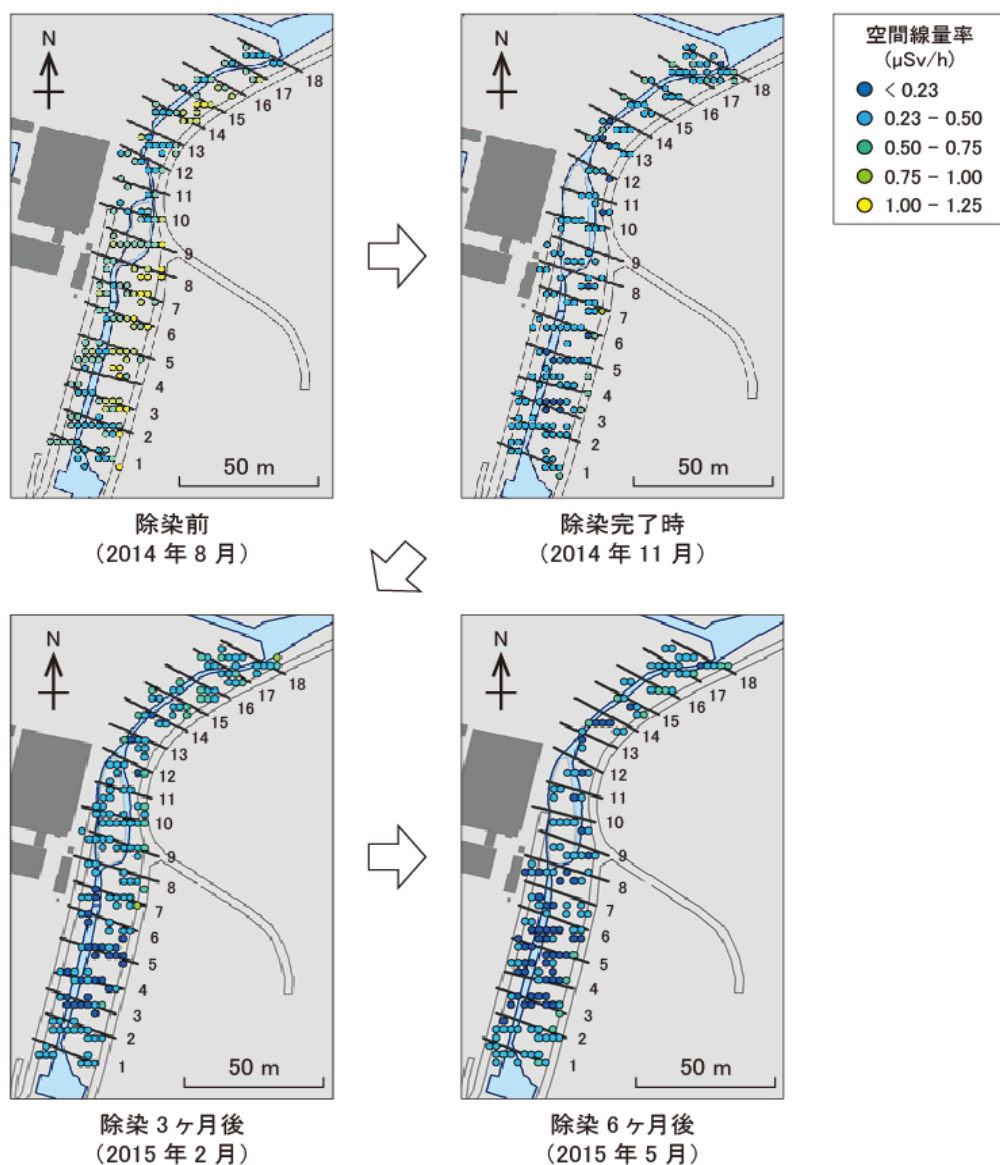


図6 空間線量率分布の経時変化

通学路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  $0.089 \text{ mSv/年}$ 、除染後が  $0.034 \text{ mSv/年}$  で、除染により  $62\%$  低減できた。同地区で  $2013$  年  $7$  月から  $2014$  年  $6$  月にかけてガラスバッチを用いて計測された年間追加外部被ばく線量は  $1.23 \text{ mSv/年}$  であり（伊達市,  $2015$ ）、試験地の利用が占める割合は除染前で  $7.2\%$ 、除染後で  $2.7\%$  となった。したがって除染により追加外部被ばく線量は  $4.5\%$  低減されたと推計された。

### (3) 河川公園における汚染状況とその対策法の検討

#### a) 目的

前述の事例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土砂流出源である上流域の汚染が著しく、下流域の河畔は



周囲よりも汚染されている可能性がある。河畔における人の利用地として河川公園がある。そこで福島県の浜通り地方の河川公園を対象に、その汚染状況と洪水による影響を調査し、対策を考察した。

#### b) 方法

調査は福島県浜通りの主要河川の1つである新田川の下流2地点で行った(図7)。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 上流にはダムが分布する。面積は公園Aが2.7 ha、公園Bが1.6 haである。2015年8月と洪水後の9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)を用いて調査地の地表5 cmと地表1 mの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追加外部被ばく線量を、積算線量計(DOSE e nano, 富士電機)を用いて測定した。

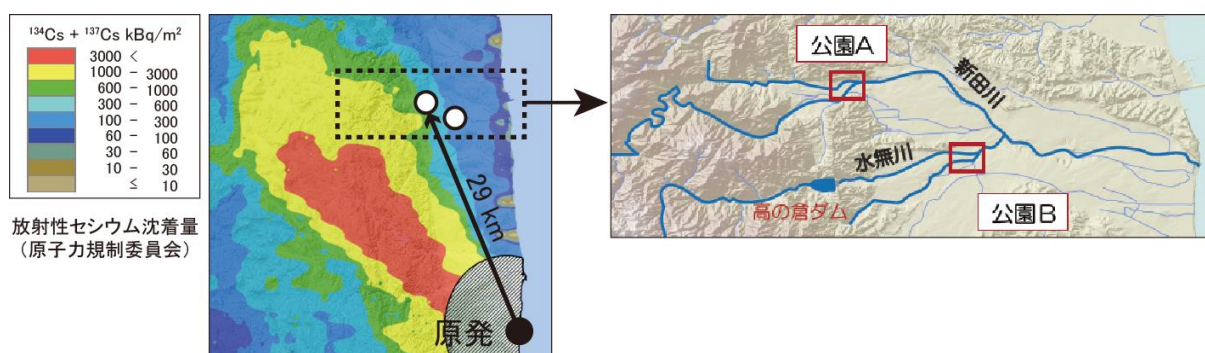


図7 調査地位置図

#### c) 結果と考察

2015年8月と9月の公園Aの空間線量率分布を図8に示す。2015年8月は地表5 cmで0.20–2.14  $\mu\text{Sv/h}$ 、地表1 mが0.22–1.75  $\mu\text{Sv/h}$ であった。1.0  $\mu\text{Sv/h}$ を越える相対的に高線量の地点は主に河川沿いと北東部に分布しており、土砂堆積に伴って河川沿いに放射性セシウムが蓄積している可能性が示唆された。しかし、洪水後の2015年9月には、河畔と北東部で1.0  $\mu\text{Sv/h}$ 未滿に低下した地点が多く見られた。これは洪水の規模が大きく(7 km南西の気象観測所の降水量: 6日間で385 mm)、河川沿いに低線量と思われる粗い粒子(主に砂)が堆積したことと、公園の北東部が最大数10 cm浸食されたためと考えられる。

洪水前の利用目的ごとの年間の追加外部被ばく線量を合計すると0.092 mSv/年(180時間の利用を想定)だったが、洪水後は0.064 mSv/年と30%低減した。同地域において2015年7月から9月にかけてガラスバッチを用いて計測された値は平均0.44 mSv/年であり(南相馬市, 2016)、公園利用が占める割合は洪水前で21%、洪水後で15%となった。公園Aにおける対策を考えると、洪水後も河川沿いは高線量だが、ヨシ群落のため人の利用は少ないとみられることと、被ばく線量は0.1 mSv/年未滿と推計されていることから、現

状のままでも利用に問題は生じないと考えられる。一方で、今後再び河川沿いに放射能を持った堆積物が溜まる可能性もあることから、公園利用の安心のためにモニタリングの継続と堆積履歴からの将来予測を行うことが有効と考えられる。

2015年8月と9月の公園Bの空間線量率分布を図9に示す。2015年8月は、公園南方の住宅地を除き、地表5cmで0.18–1.06  $\mu\text{Sv/h}$ 、地表1mが0.23–0.69  $\mu\text{Sv/h}$ であり、公園Aより低い値であった。分布はほぼ一様で公園Aのように河川沿いが高線量率となる傾向は見られなかった。2015年9月の洪水では、流されてきた植物残渣から公園Bも北半分が冠水したとみられるが堆積物や浸食はほとんど確認されなかった。その結果、公園Aとは異なり、空間線量率に変化はほとんど確認されなかった。利用目的ごとの年間の追加外部被ばく線量を合算した値（190時間の利用を想定）は洪水前で0.047 mSv/年、洪水後で0.046 mSv/年であり、ほぼ変化しなかった。これはおそらく公園Bの上流にあるダムに洪水で発生した土砂の大部分が捕捉されたことが一因と推察される。公園Bも利用に伴う外部被ばく線量は低く、また洪水による影響も受けにくいと考えられることから、現状のままでも利用に問題は生じないと考えられる。



## 引用文献

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>

He Q., Walling D. E. (1996) Interpreting particle size effects in the adsorption of  $^{137}\text{Cs}$  and unsupported  $^{210}\text{Pb}$  by mineral soils and sediments. *Journal of Environmental Radioactivity*, 30, 117-137.

IAEA (2006) Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience report of the Chernobyl forum expert group 'environment'. Vienna.

環境省（2014）除染関係ガイドライン. <https://josen.env.go.jp/material/>

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.

三上剛史, 眞家永光, 嶋田浩, 柿崎竹彦, 高松利恵子, 伊藤伸彦, 田中勝千, 嶋栄吉（2014）堤外地における放射性 Cs 集積に及ぼす微地形の影響—福島県を流れる阿武隈川 2 次支流を事例として—. *水環境学会誌*, 37(6), 259-264.

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>

農林水産省（2015）ため池の放射性物質対策技術マニュアル。

[http://www.maff.go.jp/j/nousin/saigai/tamemanu\\_zentai.html](http://www.maff.go.jp/j/nousin/saigai/tamemanu_zentai.html)

Tanaka, K., Kondo, H., Sakaguchi, A., Takahashi, Y. (2015) Cumulative history recorded in the depth distribution of radiocaesium in sediments deposited on a sandbar. *Journal of Environmental Radioactivity*, 150, 213-219.



## 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、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（Kyoto University Radiation Mapping system）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（写真 1、図 1）。



写真 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 1 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、これらを補間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 2)。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、森林等を補間するため、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。

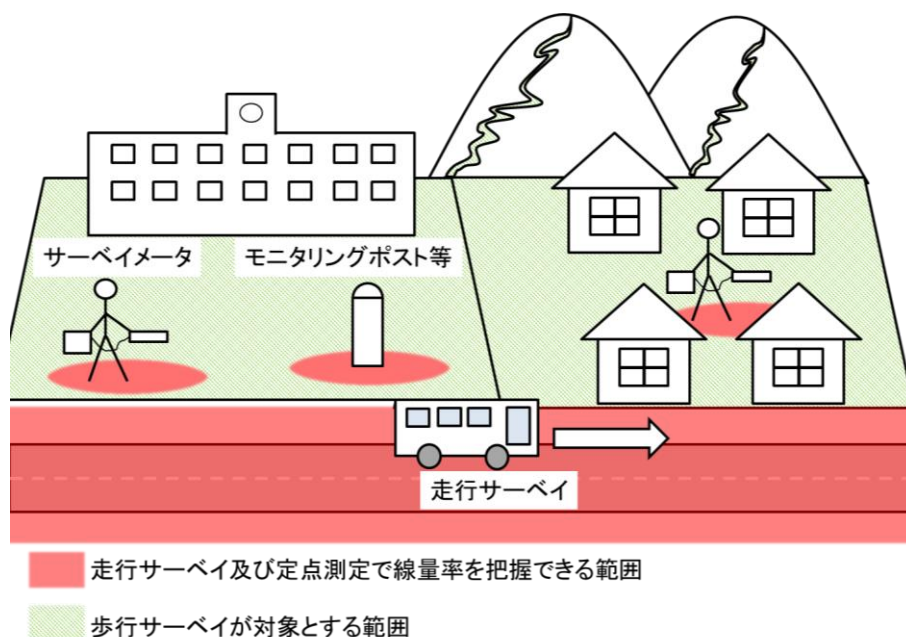


図 2 従来の測定法での測定範囲

## 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（写真 2）。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。



写真 2 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 3 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、マッピング結果が表示される。

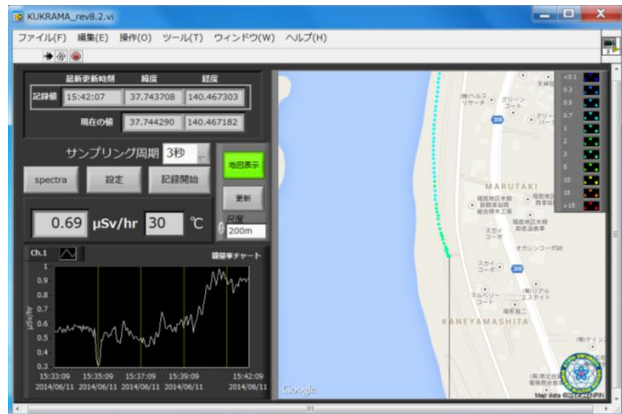


図 3 パソコン表示画面

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。

(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 4 にツールの概要を示す。

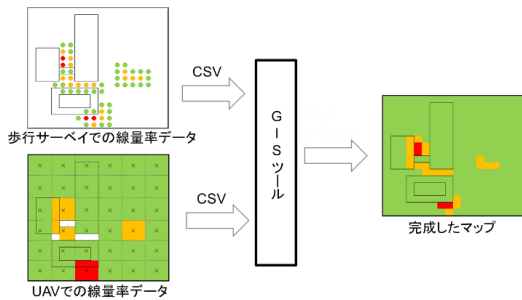


図 4 GIS ツールの概要

1	年月日	時間	緯度	経度	標高	速度	方位	線量率	修正線量率	検出器温度
2	2013/12/12	13:58:19	37.478633	140.857184	27.2	0.7	202.37	3		10.37
3	2013/12/12	13:58:22	37.478629	140.85710	27.1	0.4	213.87	1.05		10.37
4	2013/12/12	13:58:25	37.478631	140.857131	26.9	0.5	341.85	1.02		10.37
5	2013/12/12	13:58:30	37.478625	140.857106	27.2	4.4	143.06	1.83		10.37
6	2013/12/12	13:58:31	37.478625	140.857184	27.3	8	182.24	2.04		10.37
7	2013/12/12	13:58:34	37.478624	140.85721	26.1	2.2	50.5	2.1		10.37
8	2013/12/12	13:58:37	37.478625	140.857241	26.2	6.6	111.9	2.43		10.37
9	2013/12/12	13:58:40	37.478633	140.857259	26.3	2.2	125.31	2.55		10.36
10	2013/12/12	13:58:43	37.478635	140.857263	26.2	6.4	163.06	2.67		10.36
11	2013/12/12	13:58:46	37.478756	140.857284	26.3	6.7	185.82	2.75		10.36
12	2013/12/12	13:58:49	37.478735	140.857319	26.2	6.4	112.31	2.3		10.36
13	2013/12/12	13:58:52	37.478717	140.857340	26.2	7.5	139.18	2.7		10.36
14	2013/12/12	13:58:55	37.47871	140.857314	26.1	6.4	133.22	2.68		10.36
15	2013/12/12	13:58:58	37.478694	140.857384	26.2	7	130.06	2.39		10.36
16	2013/12/12	13:59:01	37.478692	140.857384	26.2	10.6	222.56	2.13		10.36

図 5 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 XLS 形式のデータに変換される (図 5)。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 6)。これを Kriging や IDW (Inverse Distance Weighting) 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 7)。

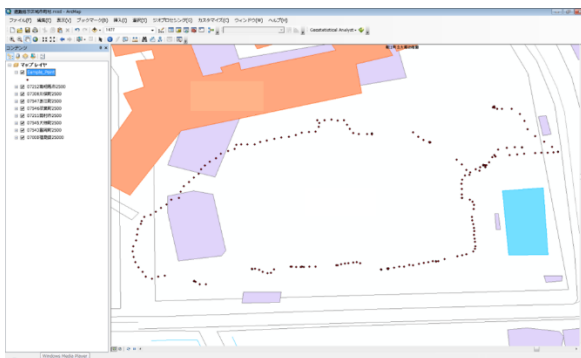


図 6 地図データと線量プロット

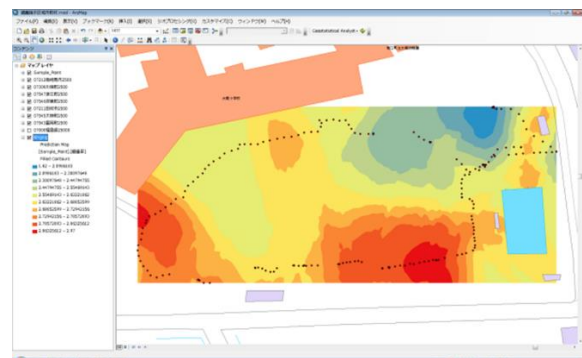


図 7 内挿補間された線量マップ



なお、このツールは歩行サーベイのデータと UAV のデータを組み合わせてマッピングすることを目的とするが、UAV での航空サーベイの技術が完成していないため、後に改めて検討する。

(3) 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（写真 3）。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。



写真 3 歩行サーベイ風景

a) 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 8）。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およそ 2 メートル程度の範囲に収まり、測定値は往路と復路で線量率の最大値はほぼ同じであった（図 9）。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 10、図 11）。

以上の結果から、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 8 方向特性の測定

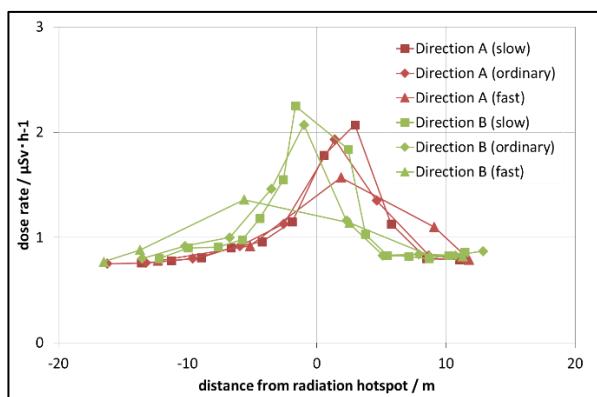


図 9 速度と方向を変えての測定



図 10 歩行速度の変化

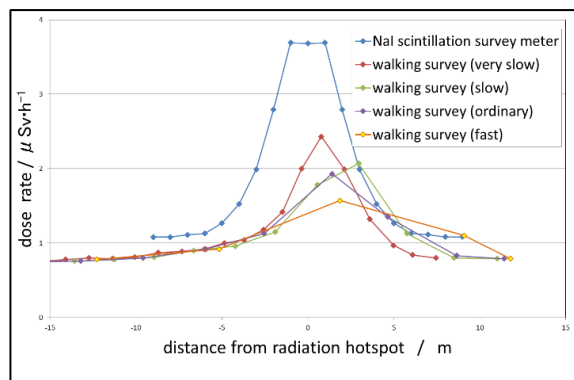


図 11 歩行速度による測定値の変化

## b) 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 (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 (写真 4)。

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。

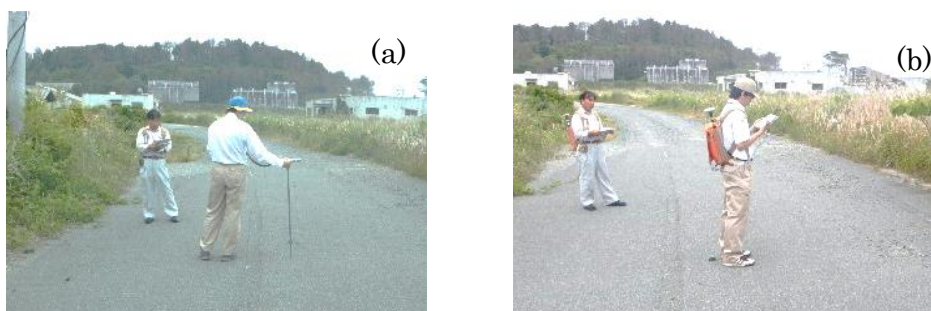


写真 4 比較の様子

(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 12(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ていった。これは、CsI 検出器に過大な放射線が入射し、計数が間に合わずに数え落としが発生しているためと確認された。

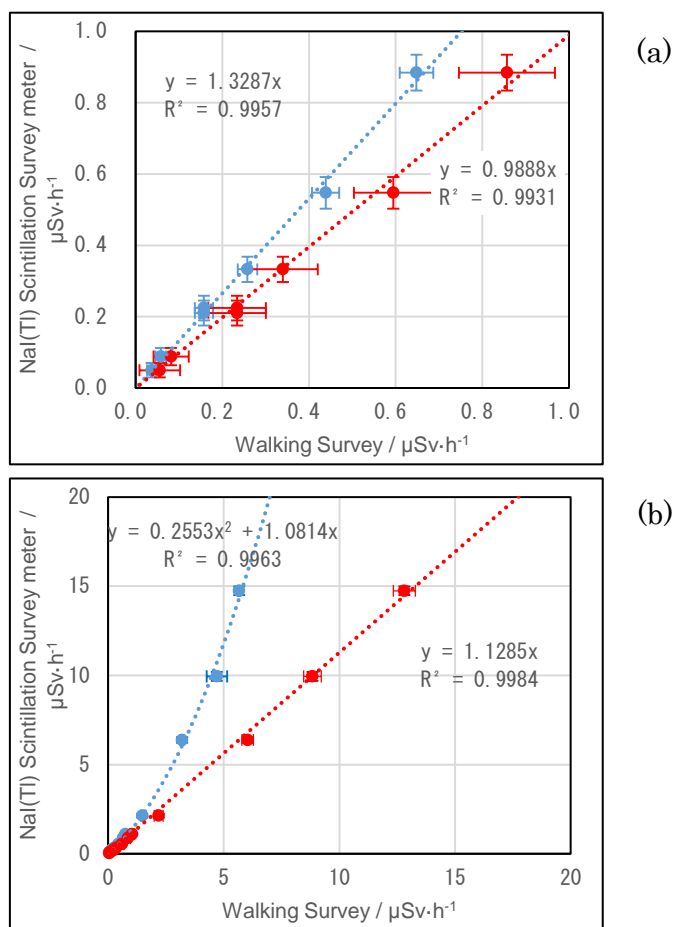


図 12 サーベイメータと歩行サーベイの比較

(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 検出器と NaI サーベイメータの比較
- : 高線量率用 CsI 検出器と 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



写真 5 高線量率用 CsI 検出器（浜松ホトニクス C12137）

このことを踏まえ、検出器を高線量率用 CsI の検出器（写真 5）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 12 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 13 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。

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。

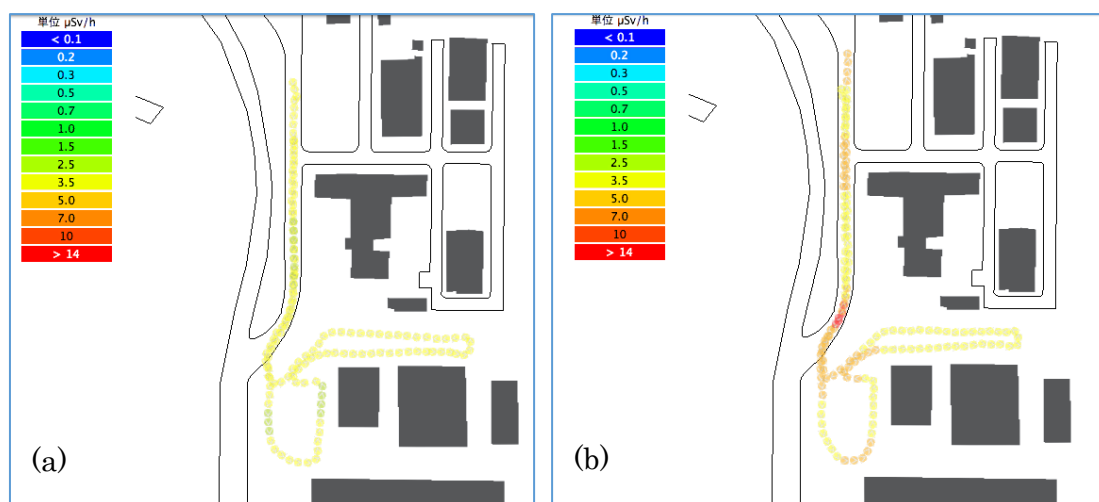


図 13 検出器を変えての歩行サーベイ

(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  $2.77\sim 5.99\mu\text{Sv/h}$

(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  $5.00\sim 29.5\mu\text{Sv/h}$

### c) 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。

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 14）。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。

これらのことから  $1\mu\text{Sv/h}$  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、 $1\mu\text{Sv/h}$  を上回る地点では高線量率用 CsI 検出器を用いることとする。

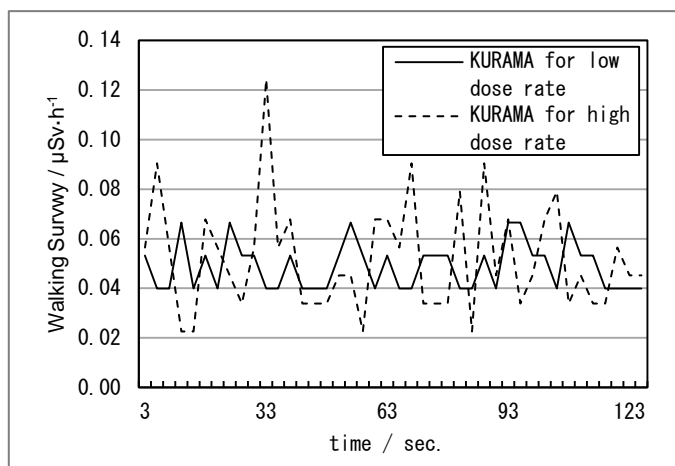


図 14 測定値のばらつきの確認

(4) 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。

a) 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 15 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こと、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。

また、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 16)。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。

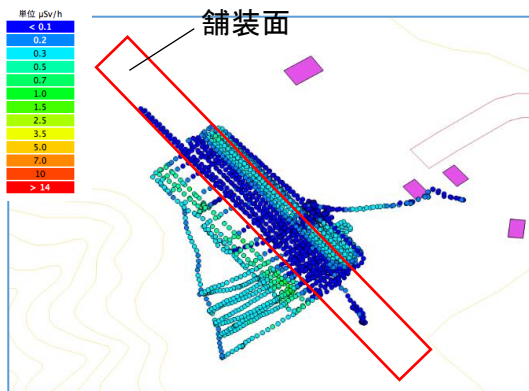


図 15 福島市西部における歩行サーベイ結果

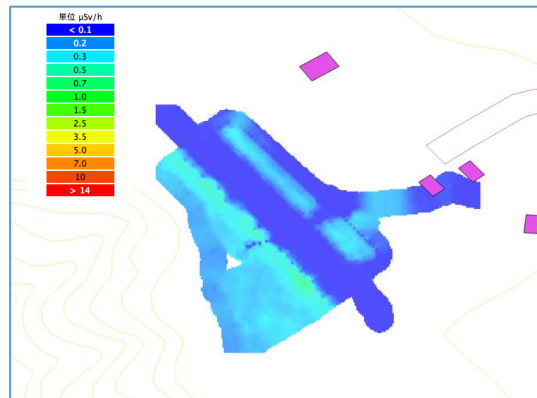


図 16 IDW による内挿補間の結果



## b) 仮置き場周辺での歩行サーベイ

福島県中通り地方にある仮置き場及びその周辺で歩行サーベイを行った（図 17）。図中の赤枠部分が仮置き場となっているが、仮置き場近傍の線量率は、周辺の線量率と同等かそれ以下となっており、この仮置き場では外部への除染廃物の影響は見られなかった。

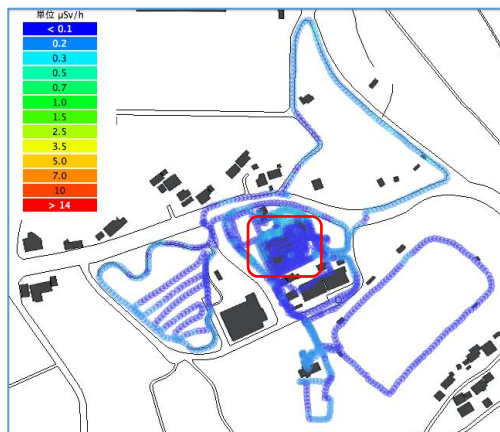


図 17 線量マップ 赤枠部分が仮置き場

## c) 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 18、19）。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。

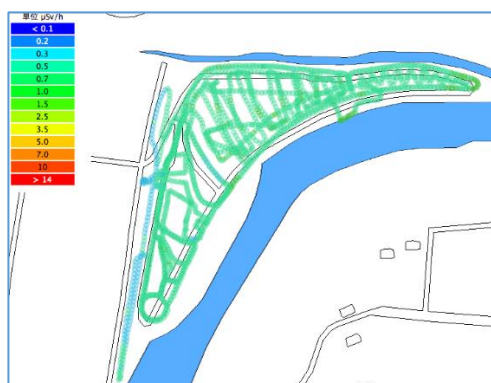


図 18 線量マップ

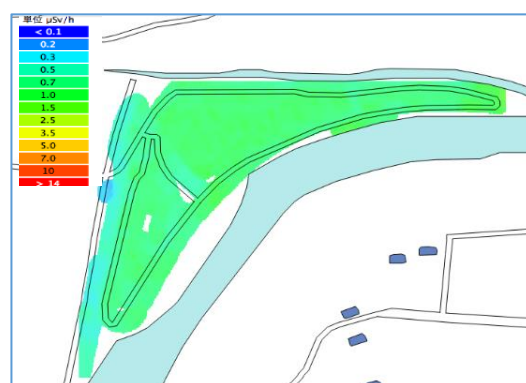


図 19 IDW による内挿補間の結果

## d) 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 20、図 21）。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 20 線量マップ

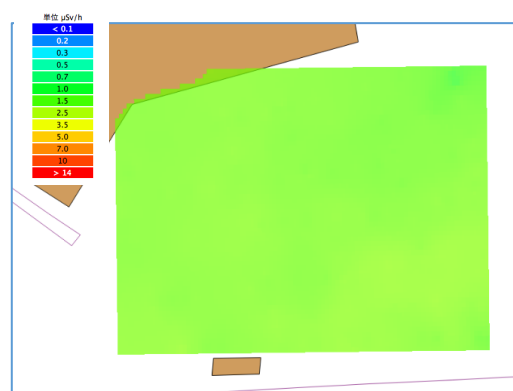


図 21 IDW による内挿補間の結果

#### (5) マニュアル作成

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わかりやすくなるようにした。

### 4. 3. まとめ

平成 27 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。

これらのことから、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、一般の方にも利用してもらえるようにマニュアルを整備した。

## 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処理推進検討事業

### 要旨

ごみ焼却炉内での燃焼温度や揮発促進剤・抑制剤の添加による放射性 Cs の飛灰への移行挙動を把握するため、稼働中の一般廃棄物焼却施設において実証試験を行った。また、稼働炉において放射性セシウムを含むバグフィルター廃ろ布の一般ごみとの混焼試験、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 Cs の溶出試験を行った。

### 5. 1. 目的

東京電力福島第一原子力発電所の事故により飛散した放射性 Cs を含む一般廃棄物を焼却処理すると放射性 Cs は主灰、飛灰に移行、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能濃度 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。

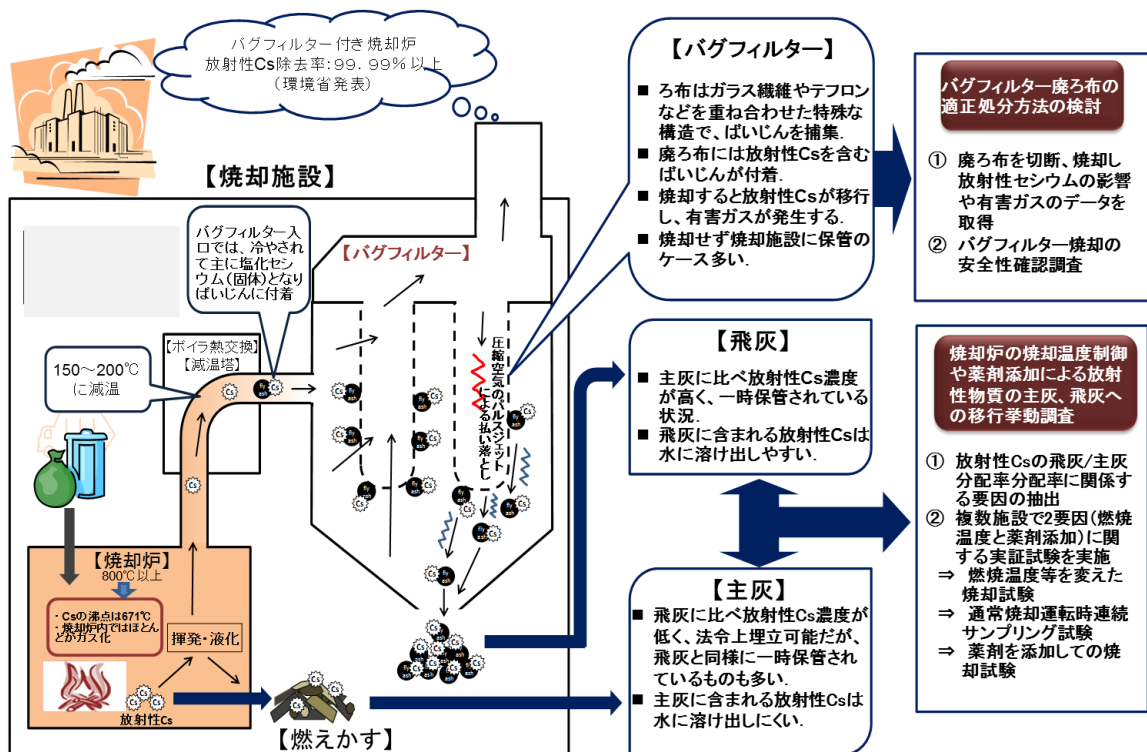


図1 廃棄物焼却過程と試験研究の課題



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)。

このため、主灰・飛灰への放射性セシウムの移行を制御する方法及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、焼却灰(主灰、飛灰)の安全かつ適正な処分をはかる。

また、焼却施設からは放射性物質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であり、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する。

## 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 Cs は燃焼時に揮発し、主灰よりは飛灰側に移行することが知られている。表 1 の福島県内の放射性 Cs の主灰/飛灰間の分配の状況からは、飛灰に全放射性 Cs の約 6 割程度が移行していることがわかる。

上記の放射性 Cs の移行を規定している要因は文献情報では、大きく分けて①燃焼温度/②空気比/③ごみの質/④薬剤の添加/⑤灰の粒径の 5 要因が報告されている。

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ごみ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 Cs の移行挙動の関係について、実証試験を行った。

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

施設	焼却能力 t/d	集塵方式	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	t /y	Bq/kg	Bq/kg	%	%
a	105	B F	16,035	2,053	632	12,220	49,400	45	55	
b	150	E P	35,612	4,797	724	7540	45,500	52	48	
c	80	B F	20,230	2,190	1,076	16,640	33,900	50	50	
d	30	B F	4,574	381	86	1,706	12,260	38	62	
e	100	E P	30,111	2,912	737	3,920	36,300	30	70	
f	120	B F	28,964	4,019	747	3,910	34,900	38	62	
g	40	B F	12,401	2,190	262	2,200	17,360	51	49	
h	50	B F	837	93	41	3,140	13,110	35	65	
i	60	B F	10,181	1,342	336	639	4,650	35	65	
j	50	B F	8,906	720	422	2,269	5,690	40	60	
k	90	B F	16,948	1,329	681	1,494	6,640	31	69	

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. 集塵方式 BF:バグフィルター, EP:電気集じん器

注 5. 施設記号は本文中のそれとは一致していない

#### a) 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℃程度上下させたときの主灰、飛灰への放射性 Cs の分配を通常運転時のそれと比較した。

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）の温度を通常運転時の温度から約 50℃上下させる（温度高運転と温度低運転）ことによることとした。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）の量は変更しないこととした。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、いずれの施設においても測定されている燃焼室出口温度を指標とし、この温度の変化が放射性 Cs の移行挙動に与える影響を評価した。

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、投入したごみ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、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ごみ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、排ガスのサンプリング位置及び主灰の推定滞留時間を示した。

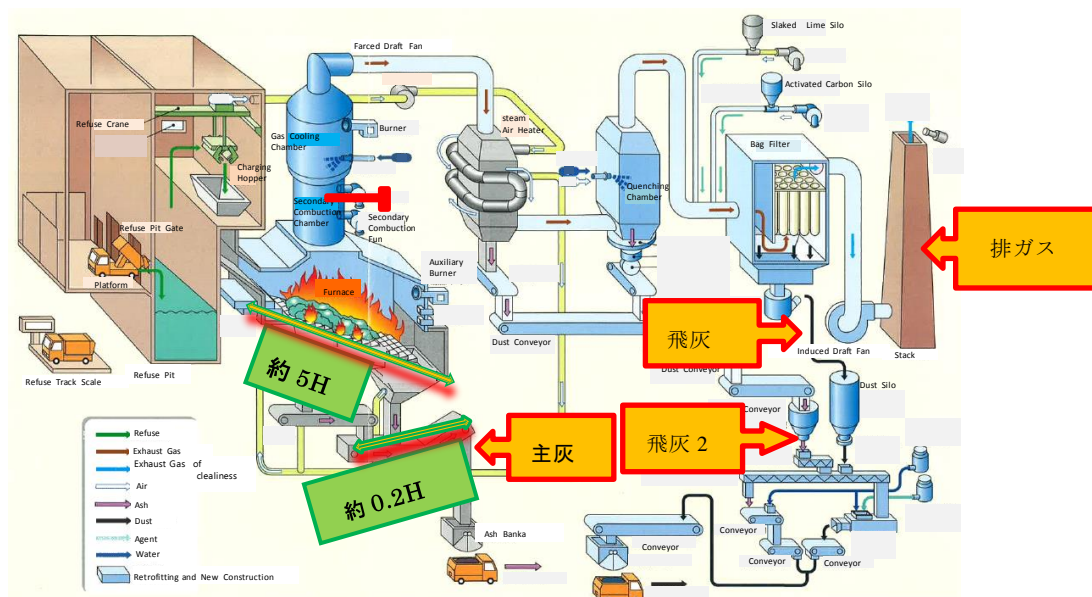


図 2 サンプル採取場所とシステム内滞留時間（施設 A）

→ 燃烧室出口温度計     
 → サンプル採取位置     
 → 主灰の推定滞留時間

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

表 2 採取した試料と測定項目

・ごみ質	三成分、組成、発熱量、元素分析
・主灰	放射性Cs濃度 (注1)、 Cs、Na、K、Ca、Mg、Al、Si、P、Fe 熱しやく減量 (注2)
・飛灰	放射性Cs濃度 (注1) 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ガンマ線スペクトロメータで簡易測定。  
 注2: 温度低条件のとき、燃烧悪化のないことを確認のため実施。  
 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のため実施。

もっとも基本的な情報であり、その違いが焼却過程での Cs 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。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、夏季としてはやや高質なごみであり、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。

表 3 ごみ質測定結果

施設		施設A			施設B		施設C		施設D		
採取月日(2015年)		6月26日	6月27日	10月15日	7月9日	7月10日	7月29日	7月30日	11月25日	11月28日	
見かけ比重	(kg/m <sup>3</sup> )	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	8.00	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	(%)	53.0	38.4	39.4	59.2	45.4	56.3	37.5	39.0	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	10.0	24.8	8.1	11.2	6.7	12.0	14.1	8.3
	厨芥類	(%)	3.7	14.3	9.5	13.9	10.4	9.2	8.4	14.9	10.0
	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	5.0	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	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	1.0	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	1.0	1.6	2.3	2.0
	合計	(%)	17.9	12.0	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
水素		(%)	6.36	8.10	7.19	6.49	7.19	8.23	9.30	7.07	7.10
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	0.00	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		(%)	36.20	31.07	31.48	34.20	33.19	31.68	26.00	34.97	33.17

## b) 連続サンプリング試験

次に、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 Cs の主灰、飛灰への移行挙動(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))で5日間連続で2時間毎に主灰、飛灰をサンプリング、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、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。)による放射性Cs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Csの移行挙動(主灰/飛灰への分配)の関係を調査した。

焼却灰(主灰、飛灰)の採取場所や時刻の設定方法はa)の試験の方法に従った。

## c) 揮発促進剤・抑制剤の効果確認試験

放射性Csの揮発を促進することが期待される消石灰(Ca(OH)<sub>2</sub>)を添加する試験と放射性Csの揮発を抑制することが期待されるベントナイト(粘土)を添加する試験を実施した。

まず、施設Aにおいて消石灰及びベントナイトの添加試験を実施した。消石灰はごみ重

量に対して 5.5%、ベントナイトは 2.2%を投入した。添加は、クレーンによるごみ投入ホッパへのごみの投入ごとにごみの上面に散布する方法で行った。

次に、最初の試験で消石灰の顕著な効果が確認されたことを受けて、消石灰の効果の再現性確認のため同じ施設 A で添加率 2.6%と 5.5%の試験を実施した。また、施設固有の現象か否かの確認のため、施設 D で添加率 2.2%の試験を実施した。

## (2) 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）において、放射性 Cs 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（表 4）。炉型は両施設ともストーカー炉である。

表 4 廃ろ布混焼試験の内容

施設名		B施設 (60 t/ 炉・日)			E施設 (75 t/ 炉・日)			
ろ布の材質		ガラス繊維			テフファイヤー			
Run		Run1	Run2	Run3	Run1	Run2	Run3	
混焼割合			0.2%	0.4%		0.03%		
廃ろ布投入量		通常運転	6.4kg/h	12.8kg/h	通常運転	0.90kg/h		
投入量と時間間隔, 継続時間			(1.5本/0.5H), 6H	3本/0.5H, 6H		0.5本/1H, 6H	1.5本/3H, 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)放射性Cs用試料はNaI測定用に1時間に1回、計5回採取、内4試料を混合、分取してGe測定用1試料を得る。 *2)最も厳しい条件のRUNで実施。		混焼割合は、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。 ろ布の寸法164mmφ×5,250mmL。 重量は製造メーカーの規格値: 880g/m <sup>2</sup> から算出し、2.38kg/本。 混焼したろ布の放射性Cs濃度: 600Bq/kg.			混焼割合は『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』を参考にして、0.03%とした。 ろ布の寸法140mmφ×6,000mmL。 重量は製造メーカーの規格値650g/m <sup>2</sup> から算出すると1.71kg/本だが、施設側実測値の2.0kg/本とした。 混焼したろ布の放射性Cs濃度: 1260Bq/kg.			

ろ布に付着した飛灰に起因する放射性 Cs の影響やガラス繊維がごみの燃焼状態に与える影響、あるいはテフロン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。試料採取場所や時刻の設定方法は a)の方法に従った。

## (3) 主灰、飛灰からの放射性 Cs の溶出特性の把握

施設 A～F の 6 施設の主灰/飛灰各 15 試料、合計 30 試料について放射性 Cs の溶出試験を実施し、Cs 溶出データを取得した。試験は 250g の試料を有姿のまま容器に入れ、10 倍量

(L/kg) の純水を入れ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。

### 5. 3. 結果と考察

#### (1) 放射性 Cs の主灰/飛灰間の分配

##### a) 燃焼温度を変えた試験

試験で得られた放射性 Cs の移行、分配に関するデータを表 5 に示す。

表 5 各施設、各試験ごとの燃焼温度と放射性 Cs の移行

施設	実施 月日	試験	一次 空気温度	燃焼室 出口温度	放射性Cs濃度 Bq/kg (測定値)		放射性Cs濃度 Bq/kg (補正值(*1))		Csの飛灰への 分配率%	飛灰/主灰 Cs濃度比(*2)
			°C		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	930	7,800	1,100	12,000	71	10.9
	7/29	温度高1	100	931	1,110	6,400	1,300	9,900	64	7.6
	7/30	温度高2	100	924	1,740	9,600	1,800	15,000	63	8.3
	7/31	基準2	52	937	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	6.0
	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) 測定値から、プロセス途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。

(\*2) 補正値を用いた値。

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燃焼室出口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。

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)。

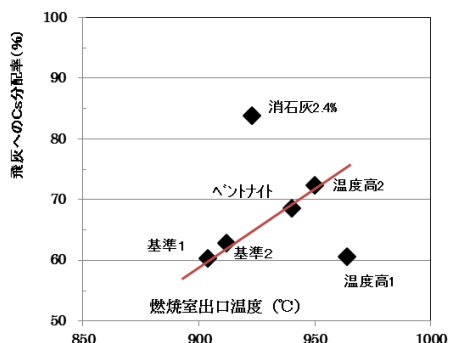


図 3 Cs の飛灰への分配率と  
燃焼室出口温度(施設 A)

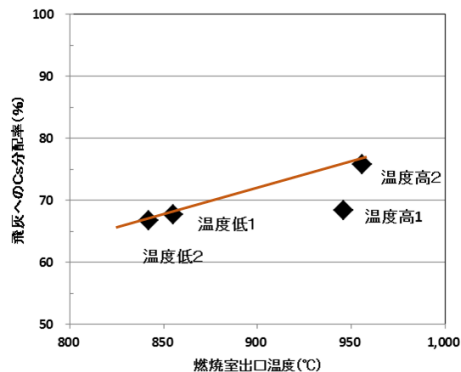


図 4 Cs の飛灰への分配率と  
燃焼室出口温度(施設 B)

燃焼温度条件を基準⇒温度高運転に変更した前後での温度や放射性 Cs 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 測定を行った。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、燃焼室出口温度が 850°C から 950°C へと期待どおり約 100°C 上昇していること、温度の上昇に伴って放射性 Cs 濃度の飛灰/主灰比が上昇していることが確認できる(図 5)。

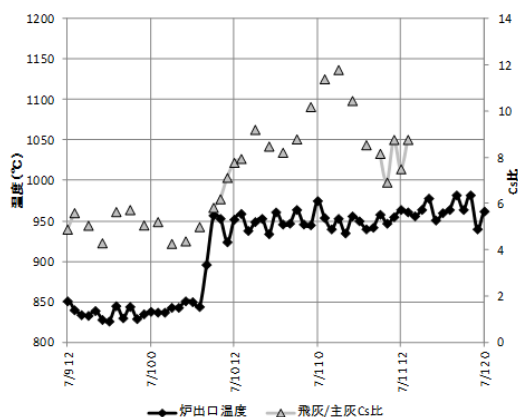


図 5 燃焼室出口温度と飛灰/主灰放射性 Cs 濃度比 (施設 B)

b) 連続サンプリング試験

試験時の燃焼室出口温度、NaI 測定で求めた主灰および飛灰中の放射性 Cs 濃度、これら放射性 Cs 濃度に基づく放射性 Cs の飛灰への分配係数、Ge 測定で求めた放射性 Cs 濃度に基づく放射性 Cs の飛灰への分配係数の関係を施設 B、施設 F それぞれ図 6, 7 に示した。

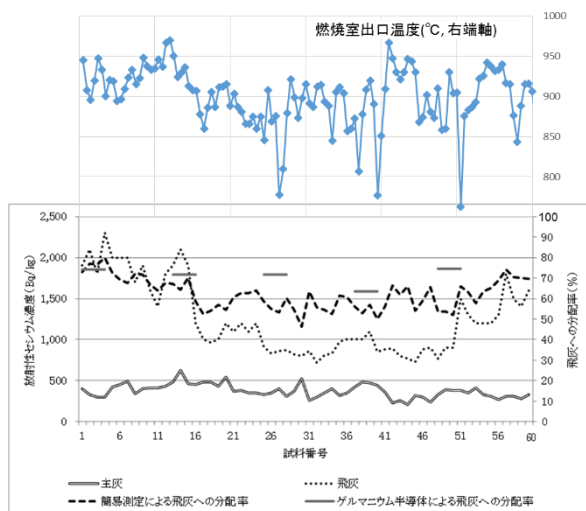


図 6 主灰、飛灰中の放射性 Cs 濃度、  
NaI と Ge 半導体による放射性 Cs 分配率と燃焼室出口温度（乾灰基準、施設 B）

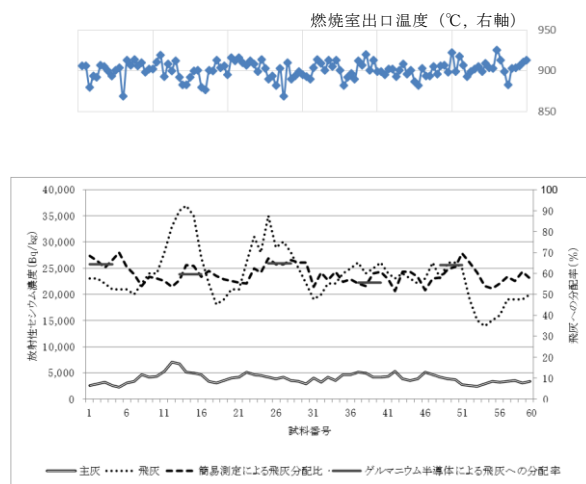


図 7 主灰、飛灰中の放射性 Cs 濃度、  
NaI と Ge 半導体による放射性 Cs 分配率と燃焼室出口温度（乾灰基準、施設 F）

燃焼室出口温度と放射性 Cs の飛灰への移行の間に明瞭な関係は見いだせない。

NaI データに基づいた飛灰への温度と Cs 分配率のプロット(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 Cs 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。



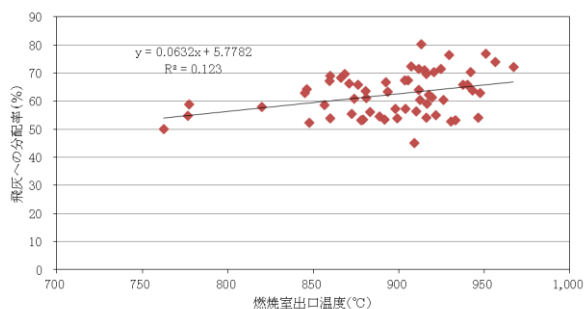


図 8 NaI 測定データに基づく放射性 Cs の飛灰への分配率と燃焼室出口温度の関係 (施設 B)

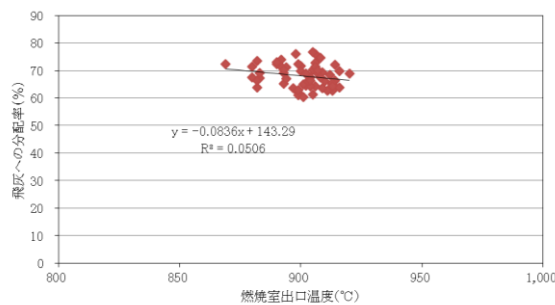


図 9 NaI 測定データに基づく放射性 Cs の飛灰への分配率と燃焼室出口温度の関係 (施設 F)

施設 F の実証試験の 5 日間の灰の化学組成から求めたごみの塩基度と分配率の間に正の相関が読める(図 10)が、塩素含有量との相関(図 11)は確認できない。

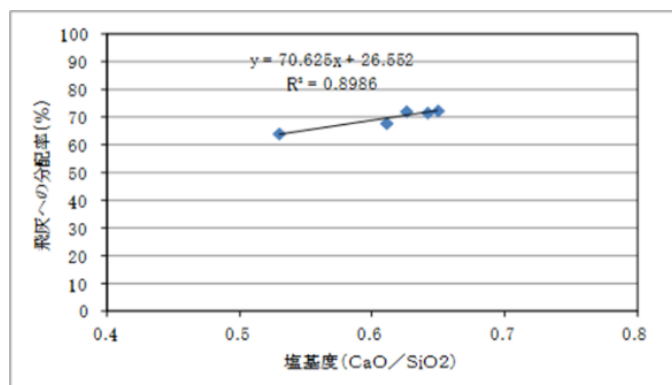


図 10 灰の組成から求めた 5 日間のごみの塩基度と飛灰への放射性セシウムの分配率(施設 F)

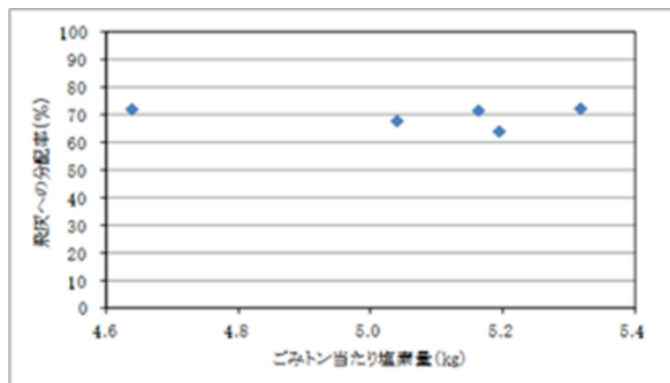


図 11 灰の組成から求めた 5 日間のごみの塩素濃度と飛灰への放射性セシウムの分配率(施設 F)

### c) Cs 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  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  添加試験で顕著な飛灰への 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、ベントナイトの抑制効果は確認できなかった(図 3)。

消石灰の添加の効果確認のために追試験を実施し、施設 A 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かった。また、施設 D では効果が確認されなかった(図 12)。

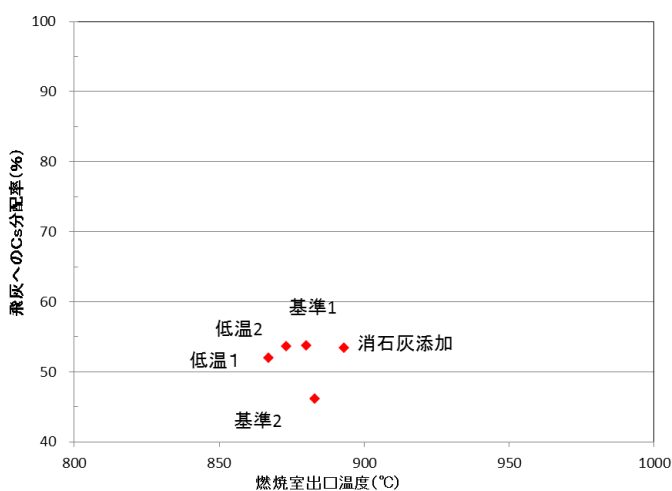


図 12 燃焼室出口温度と飛灰への分配係数 (施設 D)

文献調査によると、被焼却物の塩基度が高いと Cs の揮発が進むとされる。表 6 は各施設の主灰、飛灰の化学分析結果からごみの塩基度を求めてみたものであるが、施設 A のごみの塩基度が他の施設よりも低いことを示している。低い塩基度のごみ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。

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 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		
	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
灰のサンプリング月日 (2014年)													
消石灰添加率%	-	-	2.4	-	2.6	5.5	-	-	-	-	-	-	2.2
CaO/SiO <sub>2</sub>	0.44	0.55	1.03	0.65	1.02	1.42	0.82	1.11	0.96	0.62	0.67	0.75	1.42
	0.49						0.95		0.77		0.71		
(CaO+MgO+Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )/SiO <sub>2</sub>	0.81	0.97	1.43	1.07	1.46	1.89	1.38	1.79	1.58	1.13	1.11	1.22	1.89
	0.88						1.56		1.33		1.16		
放射性Csの飛灰への 分配率%	61	61	84	76	83	84	68	68	71	64	54	52	53

消石灰添加を行った日の塩基度の計算は；7/2は6/26と6/23の分析値の平均、10/16、10/17は10/14の分析値を、11/29は11/25と11/26の分析値の平均を用いた。

## (2) 廃ろ布の適正処理試験

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、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なかった。その中で放射性 Cs 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 Cs 濃度の測定結果を表 7 に示す。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 Cs 濃度の上昇は、廃ろ布に付着した放射性 Cs 濃度から推定される Cs 濃度より大きく、また、施設の平成 27 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 Cs 量は施設 B, E いずれも不検出であり、廃ろ布混焼による変化はなかった(表 8)。

表 7 主灰及び飛灰の放射性 Cs 濃度 (実測値)

施設	施設B			施設E		
	RUN 1	RUN 2	RUN 3	RUN 1	RUN 2	RUN 3
試験RUN						
廃ろ布投入	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
主灰(Bq/kg)	318	400	800	266	157	105
飛灰(Bq/kg)	2400	3260	3640	1400	1210	1220

表 8 排ガス中の放射性セシウム

試料名		1号炉排ガス					
採取場所		バグフィルタ出口					
採取月日(2015年)		10.26	10.27	10.28			
焼却条件		RUN 1	RUN 2	RUN 3			
		ろ布投入なし	ろ布投入0.5本/h	ろ布投入1.5本/3h			
放射性セシウム濃度 (Bq/m <sup>3</sup> N)	ろ紙部	Cs-134	<0.3	<0.3	<0.3		
		Cs-137	<0.3	<0.3	<0.3		
	ドレン部	Cs-134	<0.3	<0.3	<0.3		
		Cs-137	<0.3	<0.3	<0.3		
湿り排ガス量		(m <sup>3</sup> N/h)	37,600	38,500	35,300		
乾き排ガス量		(m <sup>3</sup> N/h)	26,100	27,100	25,600		
水分量		(%)	30.2	29.6	27.1		
ガス組成	二酸化炭素		(%)	5.6	6.7	6.3	
	酸素		(%)	14.7	13.5	13.8	
	一酸化炭素		(%)	<0.01	<0.01	<0.01	
	窒素		(%)	79.7	79.8	79.9	

また、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 9)。

表 9 排ガス中有害物質、熱しゃく減量、ダイオキシン類測定結果

		施設B			施設E		
		RUN2	RUN3	実績	RUN2	RUN3	実績
硫黄酸化物(排ガス)	(m <sup>3</sup> N/h)	<5	<5	<10 (H27)	<5	<5	<3.5~80 (H27)
窒素酸化物(排ガス)	(ppm)	140	160	140~150 (H27)	150	170	99~180 (H27)
塩化水素(排ガス)	(mg/m <sup>3</sup> N)	<10	<10	27~32 (H27)	120	150	<5~310 (H27)
熱しゃく減量(主灰)	(%)	-	5.1	5.0~8.1 (H26)	-	5.1	1.3~6.2 (H26)
ダイオキシン類(排ガス)	(ng-TEQ/m <sup>3</sup> N)	-	0.010	0.046~0.072 (H27)	-	0.0028	0.060~0.099 (H27)

### (3) 主灰、飛灰からの放射性 Cs の溶出特性の把握

一般廃棄物焼却施設 6 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とおり主灰からの溶出は限られている(1.4%未満~16%)が、飛灰からは極めて高い割合(47%~83%)で溶出することを確認した(表 10-1, 2)。ただ、施設 D 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。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。

表 10-1 溶出試験結果(1)

採取施設		A				C		B									
採取年月日		H26.6.23		H26.7.2		H26.7.28		H27.9.7		H27.9.8		H27.9.9		H27.9.10		H27.9.11	
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
放射性セシウム濃度 (Bq/kg現物)	Cs-134	400	2100	300	3900	300	1700	45	380	43	320	25	280	65	250	24	190
	Cs-137	1400	6100	760	11000	790	5500	220	1600	230	1500	180	1100	230	1100	130	960
	合量	1800	8200	1060	14900	1090	7200	265	1980	273	1820	205	1380	285	1350	154	1150
【溶出試験】放射性セシウム濃度 (Bq/L)	Cs-134	0.1	130	0.1	230	0.1	130	0.1	31	0.1	28	0.1	20	0.1	15	0.1	18
	Cs-137	1	360	3	670	2	380	1	130	0.1	110	0.1	94	0.1	70	0.1	77
	合量	1	490	3	900	2	510	1	161	0.2	138	0.2	114	0.2	85	0.2	95
溶出率	%	0.6	59	3.6	61	2.2	65	3.8	81	0	76	0	83	0	63	0	83

表 10-2 溶出試験結果(2)

採取施設		D		E		F									
採取年月日		H26		H27											
		.1125		1026		1013	1012	1014	1013	1015	1014	1016	1015	1017	1016
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
放射性セシウム濃度 (Bq/kg現物)	Cs-134	92	390	56	300	550	4100	1000	6300	700	5500	930	4700	580	4300
	Cs-137	350	1100	210	1100	2300	17000	4500	27000	3100	23000	3900	20000	2500	18000
	合量	442	1490	266	1400	2850	21100	5500	33300	3800	28500	4830	24700	3080	22300
【溶出試験】放射性セシウム濃度(Bq/L)	Cs-134	2	16	0.1	22	3	290	3	350	2	330	1	310	2	300
	Cs-137	5	54	0.1	92	12	1200	11	1500	8	1400	6	1300	10	1300
	合量	7	70	0.2	114	15	1490	14	1850	10	1730	7	1610	12	1600
溶出率	%	16	47	0	81	5	71	3	56	3	61	1	65	4	72

以上、これまでの成果をまとめると表 11 のとおりである。

表 11 これまでに得られた成果

試験		実施施設	得られた成果
(1) 放射性Csの主灰/飛灰間の分配	(1)-a 燃焼温度を変えた試験	A, B, C, D	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)
	(1)-b 連続サンプリング試験	B, F	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。
	(1)-c Cs揮発促進剤・抑制剤の効果確認試験	A, D	最初の試験では、揮発促進剤である消石灰(Ca(OH) <sub>2</sub> )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、ペ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) 放射性Csを含む飛灰が付着した廃ろ布の適正処理	B, E	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) 主灰、飛灰からの放射性Csの溶出特性の把握	A, B, C, D, E, F	福島県内の一般廃棄物焼却施設のうち6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(1.4%未満~16%)が、飛灰からは極めて高い割合(47%~83%)で溶出することを確認した。	