

[R3-4]

農作物のセシウム量の低減と土壌改良および遊漁対象となる溪流魚のセシウム・ストロンチウム濃度のモニタリングとそれらの移行メカニズム解明-農・水産業の持続的発展に向けて

Reduction of Radio Cesium Contamination to Agricultural Products, Soil Improvement and Monitoring of Cesium and Strontium Contamination of Mountain Stream Fish and the Migration Pathway into the Forested Mountain Stream Ecosystem of Difficult -to-Return Zone for Sustainable Agriculture and Fisheries

中里亮治^{#,A)}, 小松崎将一^{B)}, 苅部甚一^{C)}, 佐藤志彦^{D)}

Ryoji Nakazato^{#,A)}, Masakazu Komatsuzaki^{B)}, Zin'ichi Karube^{C)}, Toshihiko Satho^{D)}

^{A)} Water Environmental Field Station, Global and Local Environment Co-creation Institute (GLEC), Ibaraki University

^{B)} Center for International Field Agriculture Research and Education, Ibaraki University

^{C)} Department of Biotechnology and Chemistry, Faculty of Engineering, Kindai University

^{D)} Collaborative Laboratories for Advanced Decommissioning Science, Fukushima Research Institute, Sector of Fukushima Research and Development, Japan Atomic Energy Agency

Abstract

The nuclear accident at the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant (FDNPP) occurred as a consequence of the massive earthquake and associated tsunami that struck the Tohoku and northern Kanto regions of Japan on March 11, 2011. The released radioactive nuclides were deposited over a wide area of the Tohoku and Kanto regions. Ibaraki prefecture where located south to Fukushima prefecture, also was covered the radioactive nuclides. After the accident, serious contaminations of radio actives were observed of drinking water, vegetables, and milks and so on. Fortunately, these serious contaminations were quickly reduced because radioactive iodine was main contamination due to short time of half-life period. Radio cesium contamination that shows relatively longer half-life period, was observed several agricultural products after this accident in Ibaraki prefecture, however, there are still serious contamination in the coastal area of Fukushima prefecture. The present paper indicates that the contamination of fresh water fishes did not reduce during recent 9 years. On the other hand, Transfer Factor of soybean was significantly correlated with the depth of the vertical distribution of both radioactive cesium and exchangeable cesium.

Keyword: radioactive cesium, radioactive strontium, soybean, mountain stream fish, monitoring

1. はじめに

1.1 研究の背景

H23 年から R2 年までの連携重点研究 (H23-5) では、福島原発事故による放射性セシウムが、様々な農作物や水産物におよぼす影響を詳細に調べ、今後長く続くと予想されるその影響を軽減する方法を探る事を目的として研究を実施してきた。具体的にはセシウムを低減化するための土壌改良法を開発する一環として、ダイズを材料として、耕うん方法、カバークロップの種類、施肥の有無などの条件を変えて栽培し、ダイズ子実への放射性セシウム濃度や土壌からの移行係数が最も低くなるような最適な栽培方法を検証する実験を 2011 年～2020 年まで行った。また、研究期間の後半では、水産生物として帰還困難区域内の森林小河川に生息する溪流魚に注目し、それらの放射性セシウムやストロンチウム濃度のモニタリングと溪流魚への移行メカニズム解明を目的とした野外調査を実施した。これらの研究は、継続することに重要な意義があり、令和 3 年度～5 年度

#ryoji.nakazato.cwes@vc.ibaraki.ac.jp

の研究期間においてもこれまでと同様の研究を実施する。そして、農水産物への原発事故の影響を少しでも早く軽減し、福島県における農・水産業の持続的発展に資するのが最終的な目的である。

本連携重点研究グループで実施する研究内容は大きく次の 3 つの小テーマに分けられている。

小テーマ 1：帰還困難区域における溪流魚の放射性セシウムの移行メカニズムに関する研究 (担当：中里亮治、佐藤志彦)

小テーマ 2：請戸川上流域における福島第一原子力発電所事故に由来する放射性ストロンチウムの分布 (担当：苅部甚一)

小テーマ 3：実栽培環境土壌におけるセシウム移行挙動の解明 (担当：小松崎将一)

1.2 研究の目的

1.2.1 帰還困難区域における溪流魚の放射性セシウムの移行メカニズムに関する研究

2011 年 3 月の福島第一原子力発電所事故により、環境中へ多量の放射性物質が放出された。事故から

[R3-4]

13 年が経過した 2024 年 3 月時点においても、避難指示区域内およびその近傍の河川に生息するほぼすべての内水面魚種について採捕・出荷の制限・自粛がなされている。溪流魚釣りの復活は地元の漁業組合関係者、地域行政関係者や住民の方々も強く熱望している。しかし、帰還困難区域において遊漁対象となる溪流魚については、生息地環境を含めたそれらの放射性セシウム濃度の現状が十分調べられておらず、魚への放射性セシウムの移行経路や異なる空間線量環境下における魚への放射性セシウム蓄積速度の差異など、溪流生態系内での放射性セシウム移行メカニズムは未解明であった。さらに、今後の放射性セシウムの推移や収束時期の予測、魚体内の放射性セシウム低減化方法の開発など多くの課題が手つかずのままであった。被災地での遊漁活動や生産活動を復興・復活させるためには上記のことを十分に理解・考慮・把握をしながら、適切な方策を立案することが重要と思われる。研究グループ構成員の中里と荏部は、2015 年～2020 年度に、避難指示区域内の空間線量率の異なる複数の森林小河川を研究フィールドとして主に以下に述べる①と②についての研究を実施してきた。

①魚を含めた生物群集と生息環境中の放射性セシウム濃度の現状を把握するための、遊漁対象魚種のヤマメとイワナ、大型無脊椎動物および河川環境試料の放射性セシウム濃度のモニタリング。②異なる空間線量環境下における魚への放射性セシウム蓄積速度の差異の有無を明らかにするための、放射性セシウムを含まない養殖イワナ・ヤマメを異なる空間線量をもつ小河川に放流する「標識放流実験」の実施と定期的な再捕獲による放射性セシウムの取り込み速度の推定。

これらの研究によって、帰還困難区域の森林河川に生息する溪流魚や環境試料の ^{137}Cs 濃度の各種モニタリングデータから、震災後 10 年が経過した時点で、空間線量率や、環境試料の川砂については ^{137}Cs 濃度が低下傾向にあったが、溪流魚の ^{137}Cs 濃度は収束することではなく非常に高いレベルで推移していることが明らかになった。また、養殖ヤマメとイワナの放流実験から、溪流魚の ^{137}Cs 蓄積速度は個体毎に大差があることが分かった^[1]。

そこで、本研究の実施期間（令和 3～5 年度【2021～2023 年度】）において、溪流魚の ^{137}Cs の推移を把握しその収束時期を推測するために、今後も地道な野外調査から溪流魚の ^{137}Cs モニタリングを継続する。また魚の ^{137}Cs 蓄積速度に個体差が生じる理由を明らかにするために、個体毎の ^{137}Cs 蓄積速度や季節変化の追跡が可能となるような個体識別放流実験を実施する。さらに不溶性セシウム粒子（CsMP）にも着目して、魚の餌となる陸生・水生昆虫ならびに藻類や地衣類における CsMP の存在状況を把握する。

今年度の報告書では、2015 年度から 2023 年度までの 9 年間の帰還困難区域内の森林小河川内の環境や溪流魚の ^{137}Cs 濃度のモニタリング結果を報告し、溪流魚 ^{137}Cs 濃度の推移と今後の収束時期について考察した。

さらに、溪流魚の主要な食物資源となるマダラカマドウマをはじめとする陸生昆虫や水生昆虫のユスリカ科幼虫および地衣類や一次生産者の付着藻類を対象として、CsMP の存在確認を目的としたイメージングプレート（IP）による測定結果についても報告する。

1.2.2 請戸川上流域における福島第一原子力発電所事故に由来する放射性ストロンチウムの分布

2011 年 3 月の福島第一原子力発電所（原発）事故によって放射性セシウムなどとともに放射性ストロンチウムが大気中に放出され、原発から北西地域の地表に放射性ストロンチウムが多く沈着した。しかし、この地域の河川やそこに生息する生物の放射性ストロンチウム汚染実態の解明はほとんど行われていない。その原因は主に放射性セシウムに比べて放出量が少ないことによる社会関心の低さと放射性 Sr 分析法の難しさにある。そこで、私どもは簡略化・迅速化された新しい放射性ストロンチウム分析法を用い、2015 年から、放射性ストロンチウム沈着量が多い地域を流れる福島県浪江町の請戸川流域において、土壌、河川水および魚類の放射性ストロンチウム濃度から原発事故に由来する放射性ストロンチウムの分布状況について明らかにすることを目的とした調査を継続してきた。その結果、福島第一原子力発電所事故に由来する放射性ストロンチウムが請戸川流域の一部地域の土壌、河川水、イワナの骨に多く残っていること可能性が明らかになった。2023 年度は請戸川支流の小河川において、これまでに収集した土壌および河川水試料の分析を継続して行い、2015 年から 2022 年までの両試料の放射性ストロンチウム濃度の推移を明らかにすることを試みた。

1.2.3 実栽培環境土壌におけるセシウム移行挙動の解明

原子力発電所の事故後、いくつかの研究では生態系での放射性セシウム移動と推移のモデルを確立した。しかし、これらモデルの多くは森林・海洋・大気生態系に基づいており、農業生態系に適したモデルは開発されていない。この研究では、海外への農産物の出荷自粛が続いている茨城県において、大学農場における長期的な放射性セシウムモニタリングデータに基づいて、農業生態系での放射性セシウム動態モデルを構築する。これは、農業生態系における放射性セシウムの挙動の予測の役立ち、また、放射生態学の発展に貢献することができる。本研究の成果は、日本の原発事故後の農産物の安全の管理と科学的理解に貢献するだけでなく、世界中の原子力安全と食品安全にも貢献することを目指す。

研究グループ構成員の小松崎は、茨城大学農学部附属国際フィールド農学センターにおいて福島第一原子力発電所事故以降の 11 年間にわたる放射性物質の長期モニタリングを行い、半減期が 30.1 年である ^{137}Cs の作物吸収が、耕うんなどの営農作業を通じて、事故以降急速に減少していることを明らかにしている。これらに基づく放射生態系モデルの開発

[R3-4]

と評価は、原子力の利用をより安全し、人々の安全と健康を保証することにもつながり非常に有用な研究となる。

今年度はこれまでの研究を継続し、茨城大学 FSC のダイズ圃場(3 つの耕うん、カバークロップ処理)において、土壌中、カバークロップ中、ダイズ中の放射性セシウムを 2011 年～2022 年まで測定し、①耕うんの方法②カバークロップの種類から、放射性セシウム濃度、土壌からの放射性セシウムの移行量を調査した。また、それらの経年変化についても調査した。

2. 研究の概要

2.1 帰還困難区域における溪流魚ヤマメ・イワナの放射性セシウムの移行メカニズムに関する研究

2.1.1 帰還困難区域内の森林小河川内の環境や溪流魚の ^{137}Cs 濃度の推移 —2015 年度から 2023 年度までの 9 年間の ^{137}Cs 濃度のモニタリング結果から—

浪江町の帰還困難区域内にある山地溪流の空間線量率の異なる 3 河川 (Site B、C、D) において定期的に空間線量率の測定と試料採取を行った。なお、Site B、C、D はいずれも請戸川の支流である。

河川環境試料として河川近傍の山土 (表層約 50 mm)、河床堆積物 (川砂)、および河川水を採取した。魚はミミズやブドウ虫を餌とした釣りによって採捕し、冷蔵あるいは冷凍して研究室に持ち帰った。測定の前処理として、魚類試料についてはホールボディーの ^{137}Cs 分析後に可食部のみを U8 容器に充填した。河川水は、カートリッジ型フィルタ装置によってろ過・濃縮を行った。処理後の河川環境試料および魚類は、Ge 半導体検出器 (CANBERRA 社製) を用いて ^{137}Cs 濃度を測定した。これらの調査は Site B と C では 2015 年 3 月から、Site D では 2016 年 3 月から現在までモニタリングを継続中である。

空間線量率の推移

Figure 1 に Site B、Site C および Site D の合計 3 つの Site における 2016 年から 2024 年 3 月までの空間線量率の推移を示した。2024 年 3 月の値は Site D で $1.5 \mu\text{SV/h}$ と最も高く、Site C と Site B でそれぞれ $1.0 \mu\text{SV/h}$ と $0.5 \mu\text{SV/h}$ となり、Site B が最も低かった (Figure 1)。

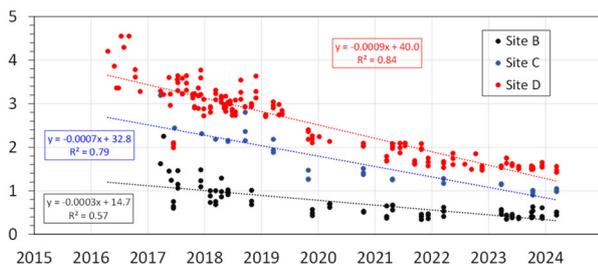


Figure 1. Changes of the air dose rates in Site B, C and D during 2015-2024. A vertical axis and a cross axis express

air dose rates ($\mu\text{SV/h}$) and investigation years, respectively.

これらの空間線量率の値は線量率の測定を開始した 2016 年と 2017 年と比較してこれらの値は明瞭に低下していた。例えば、2017 年 3 月の Site B と C ではそれぞれ $1.6 \mu\text{SV/h}$ および $3.2 \mu\text{SV/h}$ 、2016 年 4 月の Site D では $4.2 \mu\text{SV/h}$ であった。ただし、2022 年 3 月と 2024 年 3 月のデータを比較すると、空間線量率の差はほとんどないことから、空間線量率の低下は、下げ止まりの傾向にあると推測された (Figure 1)。

環境試料における ^{137}Cs 濃度の推移

Figure 2 に Site B、Site C および Site D における 2016 年から 2024 年 3 月までの環境試料の ^{137}Cs 濃度の推移を示した。いずれの試料の場合でも、調査日によって値のばらつきが大きかった。山土、川砂および河川水の ^{137}Cs 濃度は、2020 年度までは減少傾向にあったが、2024 年 3 月の測定値は 2021 年 3 月のデータと比較して、全体的に値が高かった。これらのことから、2022 年以降はこれらの環境試料の ^{137}Cs 濃度の値は空間線量率と同様に下げ止まりの傾向にあると考えられた。

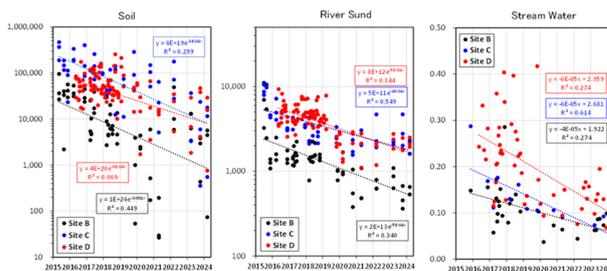


Figure 2. Changes of the concentrations of ^{137}Cs of environmental samples in Site B, C and D during 2015-2024. Vertical axes and cross axes express concentrations of ^{137}Cs (Bq/kg) and investigation years, respectively.

天然ヤマメとイワナにおける ^{137}Cs 濃度の推移

Figure 3 に各サイトで捕獲したヤマメとイワナの ^{137}Cs 濃度の全調査期間の平均値を示した。各サイトでの ^{137}Cs 濃度の平均値 (湿重量) は、ヤマメの場合、Site B、Site C および Site D でそれぞれ $1,000 \text{ Bq/kg}$ 、 $2,100 \text{ Bq/kg}$ および $4,400 \text{ Bq/kg}$ であり、イワナの場合ではそれぞれ $1,200 \text{ Bq/kg}$ 、 $2,100 \text{ Bq/kg}$ および $3,400 \text{ Bq/kg}$ であった。ヤマメ・イワナともに空間線量率の高い採捕区域の溪流で採捕した個体ほど ^{137}Cs 濃度が有意に高かった ($p < 0.05$, Turkey test after One-way ANOVA)。また魚種間の比較では、Site D のヤマメとイワナではヤマメの方が有意に高かった ($p < 0.05$, t-test)、Site B と Site C では両魚種の間には有意な差は無かった ($p > 0.1$, t-test)。

Figure 4 と 5 に 2015 年 5 月から 2023 年 10 月までに捕獲されたヤマメとイワナの ^{137}Cs 濃度の散布図を示した。当該魚種の ^{137}Cs 濃度には、両魚種ともに山土・川砂・河川水で見られたような明瞭な ^{137}Cs 濃度の減少傾向は見られなかった。そこで調査頻度が高く、多くの個体数が確保できた Site D のヤマメとイワナの ^{137}Cs 濃度を各年で箱ヒゲ図に整理した

[R3-4]

(Figure 6)。¹³⁷Cs 濃度の平均値は、いくつかの年の間では有意な差が見られるところはあるものの、経年的な減少傾向は見られず、少なくとも高線量地域の Site D では 2016 年以降ヤマメとイワナの ¹³⁷Cs 濃度は減少していないことが明らかとなった。空間線量率や山土・川砂・河川水の環境試料が減衰しているにも関わらず、両魚種の ¹³⁷Cs が減衰しない理由としては、両魚種の利用可能な餌資源の ¹³⁷Cs 濃度が低下していないためかもしれない。

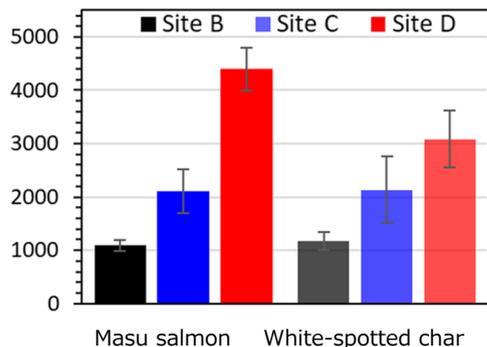


Figure 3. Average values of ¹³⁷Cs concentrations in masu salmon and white-spotted char caught at each site during all investigation periods. Error bars indicate 95%CL. A vertical axis express concentrations of ¹³⁷Cs (Bq/kg-ww).

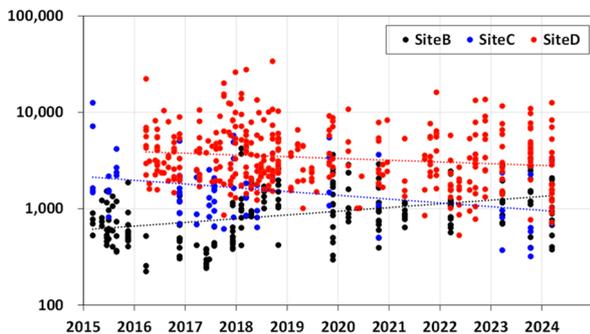


Figure 4. Changes of the concentrations of ¹³⁷Cs of masu salmon captured in Site B, C and D during 2015-2023. A vertical axis and a cross axis express concentrations of ¹³⁷Cs (Bq/kg) and investigation years, respectively.

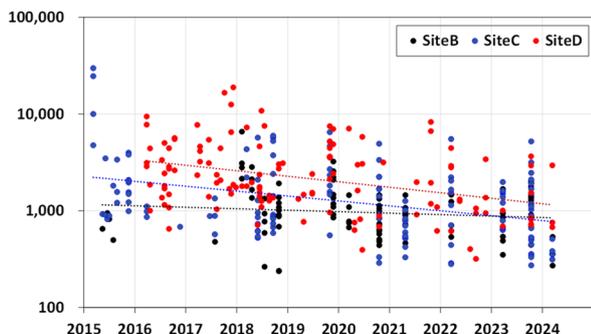


Figure 5. Changes of the concentrations of ¹³⁷Cs of white spotted char captured in Site B, C and D during 2015-2023. A vertical axis and a cross axis express concentrations of ¹³⁷Cs (Bq/kg) and investigation years, respectively.

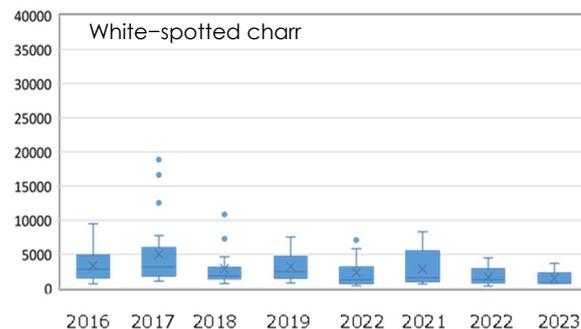
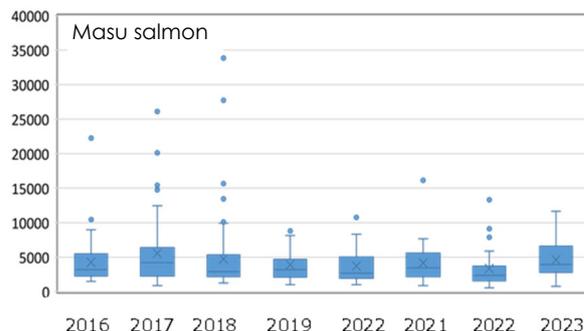


Figure 6. Box plots of ¹³⁷Cs concentrations in masu salmon and white-spotted char for each year at Site D. A vertical axis and a cross axis express concentrations of ¹³⁷Cs (Bq/kg-ww) and investigation years, respectively.

2.1.2 陸生・水生昆虫や藻類・地衣類中の CsMP

不溶性セシウム粒子 (CsMP) とは 1 μm~1 mm 程度の大きさのケイ酸化合物でセシウムを土壌に比べ相対的に多く含む粒子のことで容易に水に溶けない。福島第一原子力発電所事故では、事故初期の限られた時期に CsMP が放出したことが確認されている。この CsMP の放出は、福島事故固有の事象であると考えられている²⁾。CsMP 粒子は約 1~3 Bq 程度の非常に高い放射性セシウムを含有している³⁾、仮に CsMP1 粒のみが陸生・水生昆虫に取り込まれたとしても、濃度としては極めて高い値を示すことになる。

これまで私どもの調査地においては、溪流魚の餌資源になると推測される陸生昆虫のマダラカマドウマや水生昆虫のユスリカ幼虫をはじめとする昆虫類や付着藻類等に含まれる CsMP の有無についての情報が皆無であったため、その実態把握を目的として IP による高濃度集積点の観察をした。

IP を用いた CsMP の測定方法

測定する試料は採集後に 80℃で 1 日以上乾燥させた。その後、名刺サイズ(60 × 95 mm)のラミネートフィルムに硫酸紙を 2 枚乗せ、それらで挟み込むようにして試料を乗せた後、棍棒で乾燥試料に垂直な方向へ強く圧迫した。それらに 150℃のラミネート加工を行い、厚みを 0.2 mm 以下にしたものを IP 用

[R3-4]

の試料に供した。この加工により IP 表面の RI 汚染を防ぐことができる。今回の測定に用いた試料は、Site D で 2021 年 6 月と 2023 年 7 月に採取したマダラカマドウマ 24 個体、センチコガネ、ムラサキトビケラの各 1 個体、地衣類および付着藻類のバルクサンプル（各 1 試料）、2023 年 7 月と 12 月に Site B と D でそれぞれ採取したユスリカ幼虫のバルクサンプル（計 16 試料）である。

イメージングプレート、カセットおよび読出装置にはそれぞれ BAS MS 2025（富士フィルム）、Molecular Dynamics Exposure Cassette 8" x 10"（GE Healthcare）および Amersham Typhoon（GE Healthcare）を用いた。曝射時間は 150 時間以上、曝射環境は室温 20°C 無遮蔽（ユスリカ幼虫の場合は 10cm 厚の鉛遮蔽ボックス内で曝射）、読出分解能は 100 μm とした。

CsMP の有無について

マダラカマドウマの 2 試料と付着藻類および地衣類から明瞭に CsMP と推定される黒点が観察された。一方で、センチコガネとムラサキトビケラならびにユスリカ幼虫の 16 試料からは BG を超える優れたピクセルは見られなかった。CsMP が存在する場合、今回の照射時間は、経験的に十分すぎるくらいの時間であること、またカセットに残った汚れを拾っていることから IP 自体は正常に機能していたことが確認できている。さらに、 ^{137}Cs および ^{134}Cs から放出されるベータ線の飛程を考慮し、分解能はもっとも高く 100 μm としていることから、弱い CsMP があっても何らかの信号が検出されるものと推定される。前述のように今回の生物試料において CsMP が含まれていたのは一部のマダラカマドウマのみであり、当該 2 試料はマダラカマドウマの中では比較的 ^{137}Cs 濃度が低い個体であった。このことから CsMP の有無と体全体の ^{137}Cs 濃度の多寡との関係性は明白ではなかった。今後は測定試料数を増やすことや、様々な水生昆虫種を対象に IP 測定する予定である。

2.2 請戸川上流域における福島第一原子力発電所事故に由来する放射性ストロンチウムの分布

今年度は 2015～2022 年に福島県浪江町を流れる請戸川上流域の小河川 D の調査定点（P1）、同じく浪江町を流れる高瀬川地点 T の小河川、北海道、青森県の河川近傍の土壌および地点 D の河川水の放射性ストロンチウム (^{90}Sr) を分析対象とし、これまでの分析で蓄積したデータと本年度新たに分析したデータを合わせて解析を行った。土壌は風乾後、2 mm 篩によるふるい分けを行い、2 mm 以下の細土を分析試料とした。この土壌試料を灰化（450°C、24 時間以上）し、その灰化物について硝酸による酸抽出を行った。河川水についてはメンブレンフィルター（孔径:0.45 μm 、Durapore もしくは MF-Millipore, Merck）を用いた吸引ろ過を行った。その後、キレートファイバー（MetaSEP CH-1, GL Sciences）を用いて河川水

中の Sr や Y（イットリウム）等を含む陽イオンの濃縮を行った。これらの酸抽出液および濃縮液に対して DGAResin（Eichrom）によるイットリウム（Y）の分離を行った^[4]。得られた溶離液から水酸化鉄の沈殿により Y-90 を分離し、低バックグラウンド 2 π ガスフローカウンター（LBC-4211B、日立アロカメディカル）を用いてそのベータ線を計測した。同時に、各試料における安定 Sr および Y 濃度を ICP 発光分光分析装置（Agilent 5110 ICP-OES, Agilent）により求め、最終的に放射性ストロンチウム (^{90}Sr) の濃度を算出した。地点 D の土壌の Sr-90 濃度は 2016 年から 2022 年にかけて減少傾向にあることが分かった（Figure 7）。しかし、地点 D の 2022 年の濃度は 2015 年および 2016 年に地点 T や北海道、青森で採取した土壌（バックグラウンド（BG）レベルと推定）よりも高い状態となっていた（Figure 7）。地点 D の河川水を見ると 2016 年に比べて 2021 年、2022 年で低い傾向があり、特に、2022 年は 2015 年の地点 T や北海道の河川と同等の濃度レベルにあることが分かった（Figure 8）。

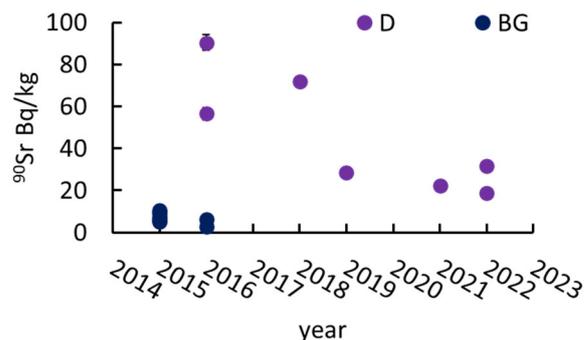


Figure 7. Radiostroncium activity (^{90}Sr) in soils. D: site D, BG: site T and sampling sites in Hokkaido and Aomori pref.

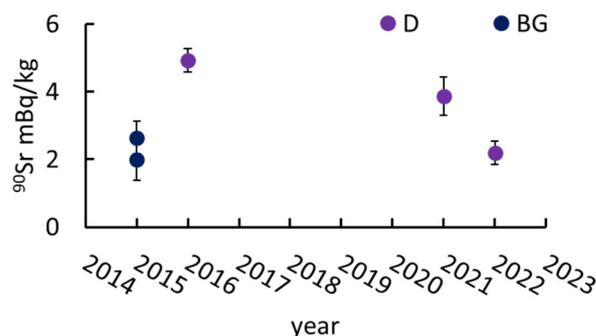


Figure 8. Radiostroncium activity (^{90}Sr) in river water. D: site D, BG: site T and sampling sites in Hokkaido and Aomori pref.

2.3 実栽培環境土壌におけるセシウム移行挙動の解明

試験は茨城大学農学部フィールドサイエンス教育センター内の有機ダイズ試験圃場で行った。試験区

[R3-4]

は3つの耕うん方法(ロータリー耕・プラウ耕・不耕起)、3種のカバークロップ、(ヘアリーベッチ・ライムギ・雑草)、施肥の有(20 kg/ha・0 kg/ha)を4反復(72プロット)で設定した。また、2020年以降は、バイオ炭の有無(8 t/ha・0 t/ha)に変更した。土壌は30 cmのコアサンプラーを用いて4層に分けて採取し、カバークロップは0.25 m²のコドラートを用いてプロットごとに収穫。ダイズはプロットごとに1畝1m以内に存在する株を刈り取り後茎と葉に分け、その後放射能分析を行った。

まず、土壌中の放射性セシウム分布は、2011年においては、3種類の耕うん体系で放射性セシウム分布は表層に集中していたが、2012年からは、ロータリー耕とプラウ耕での¹³⁷Csの土中分布は均一化した。これに対し、不耕起条件であると事故後10年を経ても表層に集中したままとなっていた。放射性セシウムダイズへの移行係数は、土壌中の放射性セシウム分布と関係があることが認められた。これは、耕うんなどの営農活動が放射性セシウムを土中に埋没させることで、ダイズへの移行を抑制したものと考えられる。

ダイズ子実の¹³⁷Cs含有率は2011年以降安全基準を大幅に下回っていたが、2011年に比べて2022年には¹³⁷Cs含有率が継続して減少していることが認められた。ダイズ子実の¹³⁷Cs濃度は年ごとに指数関数的に減少し、プラウ耕とロータリー耕では、不耕起に比べてダイズ子実の¹³⁷Cs含有量は著しく低下した。

3. 考察

3.1 帰還困難区域における溪流魚の放射性セシウムの移行メカニズム

2015年～2023年の9年間にわたる帰還困難区域の森林河川(請戸川支流)に生息する溪流魚や環境試料の¹³⁷Cs濃度の各種モニタリングから以下の結論と今後の課題が示された。

3.1.1 帰還困難区域の森林小河川に生息する溪流魚の¹³⁷Csの収束時期や今後の推移について

FDNPP事故から約13年が経過した時点でも溪流魚の¹³⁷Cs濃度は収束することはなく非常に高いレベルで平衡状態に達していると考えられ、地域住民の方々にとっては大変厳しいことに、今後数十年はこのレベルの状態が続くものと推測された。

3.1.2 帰還困難区域の森林小河川に生息する溪流魚に関する今後の研究について

帰還困難区域の森林小河川の空間線量率や環境試料の放射性セシウム濃度が低下傾向にあるにも関わらず、ヤマメやイワナの¹³⁷Cs濃度が低下しないこと、また魚の個体間で¹³⁷Cs濃度に大きな差が見られる理由については、利用可能な餌資源の¹³⁷Cs濃度の多寡が影響している可能性が推測されたが、複雑な移行メカニズムの存在もその一因であると思われる。今後の展望として、イワナとヤマメの餌生物となる

陸生・水生昆虫類の¹³⁷Csの季節変化、並びにそれらの餌となる林床や河床に供給される落葉、河川中の付着藻類・糸状藻類等の一次生産者の¹³⁷Cs濃度の季節変化も追跡していくことで、この複雑な移行メカニズムを解明していきたい。

3.3 放射性ストロンチウムの集水域内における挙動について

本年度の研究からは土壌、河川水共に2016年に比べて2022年では放射性ストロンチウム濃度が低くなっていることが分かった。土壌の放射性ストロンチウム濃度の低下は、河川へ供給される放射性ストロンチウム濃度低下を意味しており、それにともなると河川水中の放射性ストロンチウム濃度も低下したと考えることができる。また、今回の土壌及び河川水中の放射性ストロンチウム濃度の低下レベルは、土壌については他地点よりも高濃度であったが、河川水については北海道や青森といったバックグラウンドと想定していた地点と同レベルまで低下していることも明らかになった。ただし、今回の土壌、河川の分析結果は、私どもが小河川Dの定点としているP1の試料のみで得られたものである。調査した場所の河川水の放射性ストロンチウム供給源は、今回であれば定点のP1よりもはるか上流域にあることが想定される。そのため、河川の流程、土壌中の放射性ストロンチウム濃度分布の不均質性、土壌から河川へのストロンチウムの移行過程を考慮して、多地点での調査を継続して行い、土壌、河川水中の放射性ストロンチウム濃度の低下傾向とそのプロセスについてより詳細に明らかにしていくことが今後の課題である。

3.4 実栽培環境土壌におけるセシウム移行挙動の解明ニズム

原発事故により東北および関東は広く放射性物質の降下(フォールアウト)を受けたが、農地では土壌の持つ放射性セシウムの吸着・固定能力が発揮され、農作物への移行量はごく少なく、事故初年目からほとんどの農作物の放射能汚染は問題にならなかった。とくに農地では施肥や堆肥投入など土づくりを通じて土壌の放射性セシウムの吸着能力が高くなることで作物への移行を阻止していることが認められた。今までの研究成果では、土壌の粘土鉱物の含有量、カリウム量などの土壌の粒度や化学的成分などの差異が放射性セシウムの作物移行に影響があることが報告されていたが、今回の成果では、ダイズ子実のセシウム吸収量は、同一の汚染レベルにおいて土壌中のセシウムの分布状況および交換性セシウムと交換性カリウムの比率に大きく影響を受けることを明らかとした。これにより、耕うんなどの農家が通常行っている農作業が放射性セシウムの作物移行を抑制することの科学的根拠が明らかになった。

[R3-4]

参考文献

- [1] 樽井美香・中里亮治・鈴木貴大・川上拓磨・Park Soeun・櫛井優志・苅部甚一・鈴木仁根・加藤健一・竹高慎祐・桑原祐史(2018), 帰還困難区域に生息する溪流魚の放射性セシウムモニタリングと標識放流実験による溪流魚の¹³⁷Cs蓄積速度の推定, 第17回世界湖沼会議(いばらき霞ヶ浦2018)講演要旨集, pp.603-605.
- [2] <https://fukushima.jaea.go.jp/QA/q612.html>
- [3] Adachi, K., Kajino, M., Zaizen, Y. and Igarashi, Y. (2013), Emission of spherical cesium-bearing particles from an early stage of the Fukushima nuclear accident, *Scientific Reports*, 3, 2554
- [4] H. Tazoe et. al. (2016): "Determination of strontium-90 from direct separation of yttrium-90 by solid phase extraction using DGA Resin for seawater monitoring", *Talanta* 152, 219-227.