

河川基金助成事業

「帰還困難区域の山地溪流生態系における 放射性セシウム移行メカニズムに関する研究」

助成番号：2022 - 5211 - 018

茨城大学地球・地域環境共創機構
水圏環境フィールドステーション
准教授 中里 亮治（研究代表者）

大学共同利用機関法人 高エネルギー加速器研究機構
放射線科学センター
准教授 岩瀬 広（共同研究者）

2022 年-2023 度

1. はじめに

2011年3月に発生した東日本大震災による東京電力福島第一原子力発電所事故による人工核種のフォールアウトによって、福島県内のいくつかの市町村では現在も避難指示区域に指定されている地域がある¹⁾。現在、経産省ではこれら帰還困難区域の一部の地域を特定復興再生拠点区域として指定し、当該区域の避難指示解除と帰還・居住に向けて積極的な除染活動をしている。2023年5月時点において、避難指示区域の面積は福島県の面積の約2.24%(309 km²)であり¹⁾、この帰還困難区域の総面積のうち浪江町が180 km²と全体の50%以上を占めている。浪江町は町土の多くが森林や河川に囲まれており、帰還困難区域の面積は町の総面積の実に80%以上となっている²⁾。2024年2月末において浪江町民の住民登録人数は15,079人であるが、そのうち当該町内に居住しているのは2,186人であり²⁾、現在でも多くの住民が県内外に避難している状況である。この大きな理由は放射線への健康不安が大きく、帰還をためらう町民の声が多いことによる³⁾。

浪江町の地域文化の象徴は「魚文化」であり、町の中心部を流れる請戸川の下流では泉田川漁業協同組合によるサケのふ化事業が、上流部では室原川・高瀬川漁業協同組合が管理するヤマメ *Oncorhynchus masou* やイワナ *Salvelinus leucomaenis* を対象にした釣りによる遊漁業が盛んであった。しかしながら、2024年3月現在においても上記の漁業組合が管理する遊漁活動、いわゆる「釣り」による採捕が禁止されており、その他の地域においても養殖魚を除く福島県内の多くの河川・湖沼において食用魚種の採捕・出荷制限がなされている⁴⁾。

避難指示解除後の地域の再活性化と内水面漁業の復興のカギの一つとして、ヤマメ・イワナに代表される森林河川での溪流魚釣り、いわゆる遊漁活動の復活があげられており、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。しかしながら、私どもが研究を着手した2015年以前においては、避難指示地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についてはほとんどが未解明であった。

私どもの研究室では、2015年から浪江町にある帰還困難区域内の空間線量率の異なる複数の森林河川を研究フィールドとして、溪流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に、天然ヤマメとイワナおよび山土・川砂・溪流水などの環境試料の放射性セシウム濃度のモニタリングを実施してきた⁵⁾。また、異なる空間線量環境下における溪流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、放射性セシウムを含まない養殖ヤマメとイワナを異なる空間線量をもつ河川に放流する「標識放流実験」によって放射性セシウムの取り込み速度の推定を行ってきた⁵⁾。また、2020年度に採択された河川基金助成事業（助成番号：2020-5211-042）では、個体識別標識と ¹³⁷Cs 濃度の活魚測定を用いた方法によって、帰還困難区域の森林小河川において魚1個体毎の追跡調査を実施し、天然ヤマメとイワナおよび現場に放流した養殖ヤマメに

ついてその ^{137}Cs の取り込みに関する実態を明らかにした。これらの研究では溪流魚のヤマメやイワナへの放射性セシウムの移行について、河川水に含まれる溶存セシウムが魚の鰓を経由して移行する量は極めて少なく、その移行の大部分は無脊椎動物等の摂餌による寄与が大きいことがインサイト実験から明らかになった⁶⁾。また魚の胃内容物の調査から、この2種は水生無脊椎動物のみならず、陸生無脊椎動物を含めた多種多様な大型無脊椎動物を摂餌していることが分かった⁷⁾。そのため、ヤマメ・イワナへの放射性セシウム移行メカニズムを解明するには、餌となり得る大型無脊椎動物の放射性セシウムの情報が必要不可欠となるが、過去の調査では当該区域の山地溪流生態系内に生息する大型無脊椎動物を対象とした当該データは極めて少なかった。さらに、水生無脊椎動物および陸生無脊椎動物それぞれの主要な餌資源と推測される糸状藻類、河床付着物（付着藻類）と溪畔林内の地衣類・菌類等に含まれる ^{137}Cs についての情報もほとんど無かった。

そこで2022-2023年度の河川基金助成事業では、浪江町にある帰還困難区域の山地溪流生態系における放射性セシウム移行メカニズム解明を目的として、以下の事業を実施した。

- 1) 天然ヤマメとイワナおよび山土・川砂・渓流水などの環境試料の ^{137}Cs 濃度のモニタリングを継続する。そしてこれまでに取得した長期データの解析から溪流魚の ^{137}Cs 濃度の推移の特徴を把握する。
- 2) 水生・陸生の大型無脊椎動物を採取し、それらの ^{137}Cs 濃度を測定することで、溪流生態系内における当該無脊椎動物の ^{137}Cs 汚染の現状を把握すること、また、溪流内の糸状藻類、付着藻類、陸上の地衣類・菌類等に含まれる ^{137}Cs 濃度の把握。これらの結果から水生・陸生の大型無脊椎動物の ^{137}Cs の特性を捉え、それらに影響する要因を考察する。
- 3) 1) と 2) から、帰還困難区域の山地溪流生態系における放射性セシウム移行メカニズムを解明し、今後の新たな研究課題を抽出する。

キーワード：帰還困難区域，浪江町， ^{137}Cs ，ヤマメ，イワナ，水生・陸生大型無脊椎動物，糸状藻類，付着藻類，生物濃縮

2. 帰還困難区域の森林小河川に生息する溪流魚および環境試料における 2015 年から 2023 年までの ^{137}Cs 濃度の推移

2.1 溪流魚および環境試料のモニタリング方法

2.1.1 調査場所

福島県双葉郡浪江町の帰還困難区域の森林内を流れる二級河川請戸川支流にある空間線量率の異なる 3 つの小河川 (Site B, C, D) を調査地とした (図 2.1)。各サイトにおいて定期的に空間線量率の測定、試料採取を行った。

2.1.2 空間線量率の測定と環境試料の採取

空間線量率は、NaI(Tl)シンチレーション式サーベイメータ (TCS-172, 日立アロカメディカル) を用いた。空間線量率は各地点で 3 回の繰り返し測定をしたが、その場所は、川を中心 1 箇所と左右の対岸の各 1 箇所の合計 3 箇所である。測定は地上から 1m の高さで行った。

環境試料として、山土、河床堆積物 (川砂)、および河川水を採取した。

山土は、河川に面する斜面に 100 ml のステンレス試料円筒を装着した採土補助器 (DIK-1630, 大起理化工業株式会社) を使用して、表層約 50 mm の土壌を採取した。採取した土壌は現場でねじ口 U 式容器 (以降, U8 容器) またはチャック付きのポリエチレン袋に充填した。

川床堆積物 (川砂) を採取するために、まず口径 54 mm のコアサンプラーを河床の約 10 ~ 15 cm の深度まで差し込み、コアサンプラーの上部をゴム栓で閉じ、ゆっくりとサンプラーを引き上げた。その後、速やかにサンプラーの底の部分をゴム栓で押さえ、川砂を採取した。上部のゴム栓を開け、コアサンプラーを傾けて河川水および川砂の極表層に堆積している泥を除去した後、サンプラーに残った川砂をポリエチレン袋に入れた。

川砂および山土は、各地点で 3 回の繰り返し採集をしたが、採取場所が一箇所に集中しないように、それぞれの採集場所は 5 ~ 10 m 程度離れるように配慮した。

河川水は、水に含まれる落葉などの大きな粒子を取り除く目的で金網のフィルターが付いた漏斗を用いて簡易的なろ過をした後、約 10 ~ 20 L の水をポリタンクに採取した。

採取した各サンプルは浪江町内にある調査拠点または茨城県潮来市にある水圏環境フィールドステーション (以降, 水圏 FS) の実験室に持ち帰った。

2.1.3 環境試料の測定前処理

持ち帰った各試料は、次の方法で ^{137}Cs 濃度を測定するための前処理をした。

ポリエチレン袋に入った川砂は、明らかにサイズの大きい石 (1 cm 以上) を除去した後、一定量を U8 容器に充填した。

U8 容器あるいはチャック付きポリエチレン袋に充填して運搬した山土の試料は、白いバットないしは厚手のキッチンペーパーの上に取り出し、土に含まれていた木の根や小石を取り除いて十分に攪拌した後に、U8 容器に充填した。

河川水は、カートリッジフィルタ法⁸⁾に従って、放射性 Cs モニタリング装置 (AFC-550 【通称迅速君】、藤原製作所) で濾過し、溶存態 Cs の吸着に特化した亜鉛置換体プルシア

ンブルー担持不織布カートリッジ（CS-13ZN，日本バイリーン）に溶存態 Cs を回収した．このカートリッジを U8 容器と同様のビニール袋で覆い測定試料とした．

2.1.4 溪流魚ヤマメ・イワナの採取

ヤマメとイワナはミミズやブドウ虫を餌とした釣りによって採捕した．釣れた魚は基本的にはすべて持ち帰ったが，全長 50 mm 以下の魚については資源保護の観点からその一部の個体のみを持ち帰り，大部分を現場でリリースした．魚は冷蔵あるいは冷凍して研究室に持ち帰った．

2.1.5 ^{137}Cs 濃度の測定と調査期間

全ての試料の ^{137}Cs 濃度は，ゲルマニウム半導体検出器（GC4020，キャンベラジャパン）を用いて測定した．測定時間は基本的に ^{137}Cs の RSD が 5% 以下になるまでとした．

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．今回の報告書では，モニタリングを開始した時点から 2024 年 3 月までの調査結果について記述する．

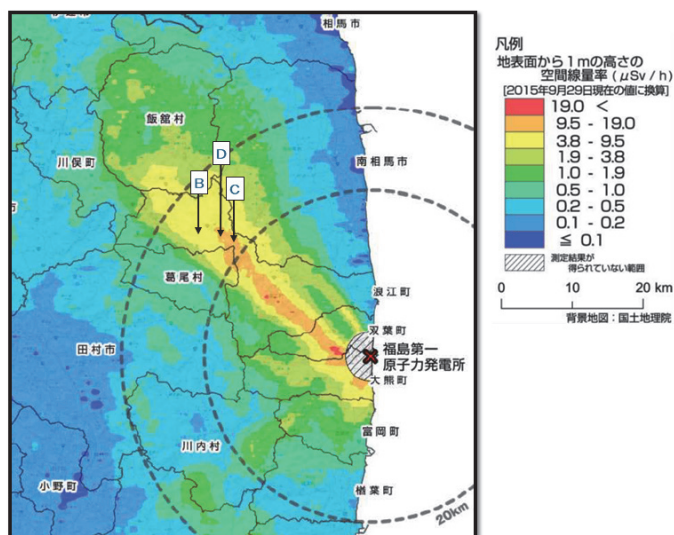


図 2.1 本研究の 3 つの調査地（Site B, C, D）および 2016 年 9 月 29 日時点での空間線量率の測定結果（空間線量率は原子力規制委員会 HP[2016]より一部改編して抜粋）．

2.2 空間線量率および溪流魚・環境試料の ^{137}Cs 濃度の推移．

2.2.1 空間線量率の推移

図 2.2 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．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．しかしながら，2021 年の後半からいずれのサイトにおい

ても空間線量率の低下傾向は見られず、空間線量率は下げ止まりの傾向にあることが推測された。

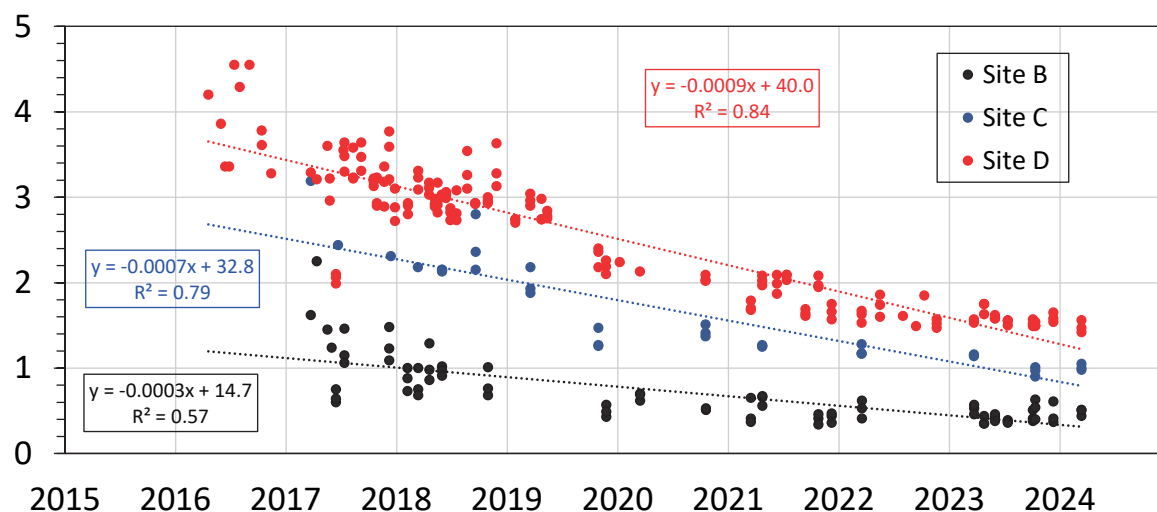


図 2.2 2016 年 3 月～2024 年 3 月までの Site B, C, D における空間線量率の推移. 縦軸は空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$), 横軸は年を表す.

2.2.2 環境試料における ^{137}Cs 濃度の推移

図 2.3 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 (湿重量ベース) 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 2022 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.

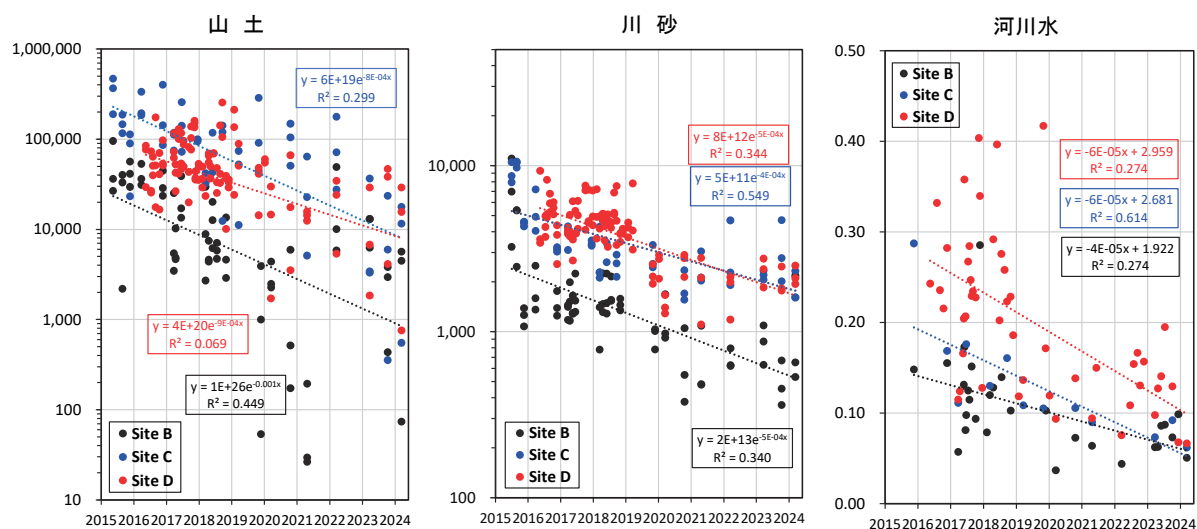


図 2.3 2015 年～2024 年 3 月までの Site B, C, D における環境試料の ^{137}Cs 濃度の推移. 縦軸は ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg-ww), 横軸は年を表す.

2.2.3 2022 年と 2023 年に採捕した天然ヤマメとイワナにおける ^{137}Cs 濃度について

2022 年度に採捕した Site D の平均値が湿重量ベースで 3,791 Bq/kg (n=50), Site C のそれが 1,127 Bq/kg (n=4), Site B が 1,227 Bq/kg (n=12) であった。天然イワナの ^{137}Cs 濃度は, Site D の平均値が 1,156 Bq/kg (n=11), Site C のそれが 1,206 Bq/kg (n=10), Site B が 831 Bq/kg (n=16) であった。2023 年度に採捕した天然ヤマメの ^{137}Cs 濃度は, Site D の平均値が 3,926 Bq/kg (n=39), Site C のそれが 1,366 Bq/kg (n=8), Site B が 1,446 Bq/kg (n=25) であった。天然イワナの ^{137}Cs 濃度は, Site D の平均値が 1,562 Bq/kg (n=10), Site C のそれが 1,094 Bq/kg (n=27), Site B が 1,115 Bq/kg (n=7) であった。

以上のことから, 空間線量率の高い採捕区域の溪流で採捕した個体の ^{137}Cs 濃度が高い傾向があることが分かった。2022 年度と 2023 年度のデータと比較した場合, 2023 年度は全体としては ^{137}Cs 濃度がやや上昇していることが見て取れたものの (表 2.1), それらの差は統計的に有意な変化量ではなかった。

表 2.1 2022 年度と 2023 年度のイワナおよびヤマメの ^{137}Cs 濃度の比較

魚 種	地 点	2022 年度の ^{137}Cs 濃度	2023 年度の ^{137}Cs 濃度	2022 年度から 2023 年度の ^{137}Cs 濃度の 変化
ヤマメ	Site D	3,791	3,926	やや上昇
ヤマメ	Site C	1,127	1,366	やや上昇
ヤマメ	Site B	1,227	1,446	やや上昇
イワナ	Site D	1,156	1,562	やや上昇
イワナ	Site C	1,206	1,094	やや低下
イワナ	Site B	831	1,115	やや上昇

2.2.4 天然ヤマメとイワナにおける ^{137}Cs 濃度の推移 —ヤマメとイワナの ^{137}Cs 濃度は減少しているのか？

図 2.4 に 2015 年 5 月から 2023 年 10 月までの調査期間中に各サイトで捕獲したヤマメとイワナの ^{137}Cs 濃度 (湿重量ベース) の全調査期間の平均値を示した。また, 図 2.5 と図 2.6 には 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 濃度の推移が分かる散布図を示した。

各サイトでの ^{137}Cs 濃度の平均値は, ヤマメの場合, Site B, Site C および Site D でそれぞれ 1,000 Bq/kg, 2,100 Bq/kg および 4,400 Bq/kg であり, イワナの場合では, それぞれ 1,200 Bq/kg, 2,100 Bq/kg および 3,400 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が ($p < 0.05$, t-test), Site B と Site C では両魚種の間に有意な差は無かった ($p > 0.1$, t-test)。

ヤマメとイワナの ^{137}Cs 濃度の推移については, 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（図 2.5 と図 2.6）．そこで調査頻度が高く、多くの個体数が確保できた Site D のヤマメとイワナについて、2016 年～2023 年までの調査期間中に得られた個体の ^{137}Cs 濃度を年ごとに箱ヒゲ図に整理した（図 2.7）．年ごとの ^{137}Cs 濃度の平均値を比較したところ、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なく、高線量地域の Site D では 2016 年以降ヤマメとイワナの ^{137}Cs 濃度は減少していないことが明らかとなった．

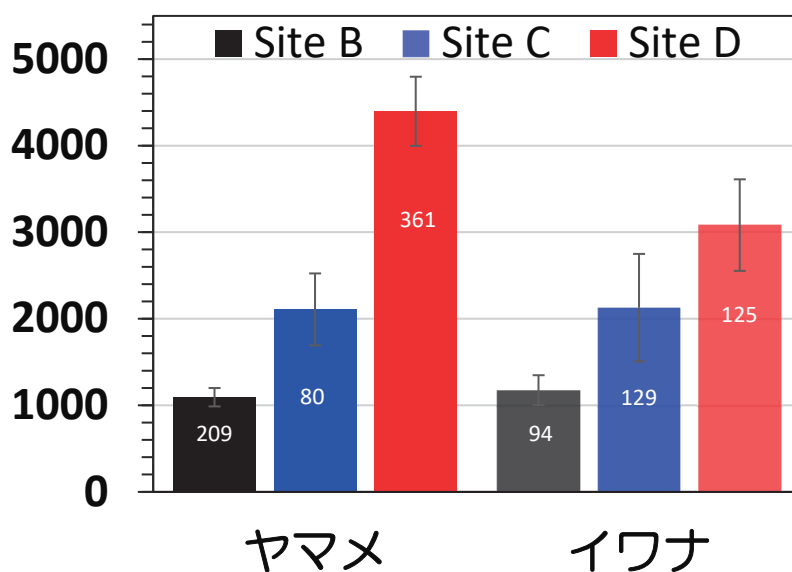


図 2.4 ヤマメとイワナの ^{137}Cs 濃度の平均値．誤差棒は 95%信頼限界値．カラム中の数字は ^{137}Cs 濃度を測定した個体数を示す．

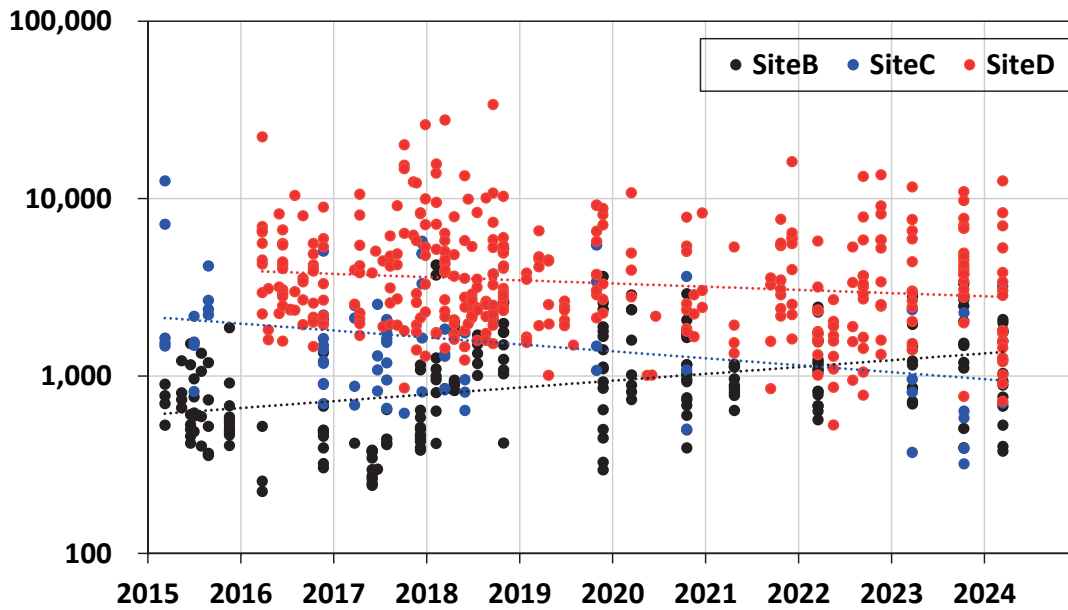


図 2.5 2015 年 3 月～2024 年 3 月までの Site B, C, D におけるヤマメの ^{137}Cs 濃度の推移.
縦軸は ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg-ww) を表す.

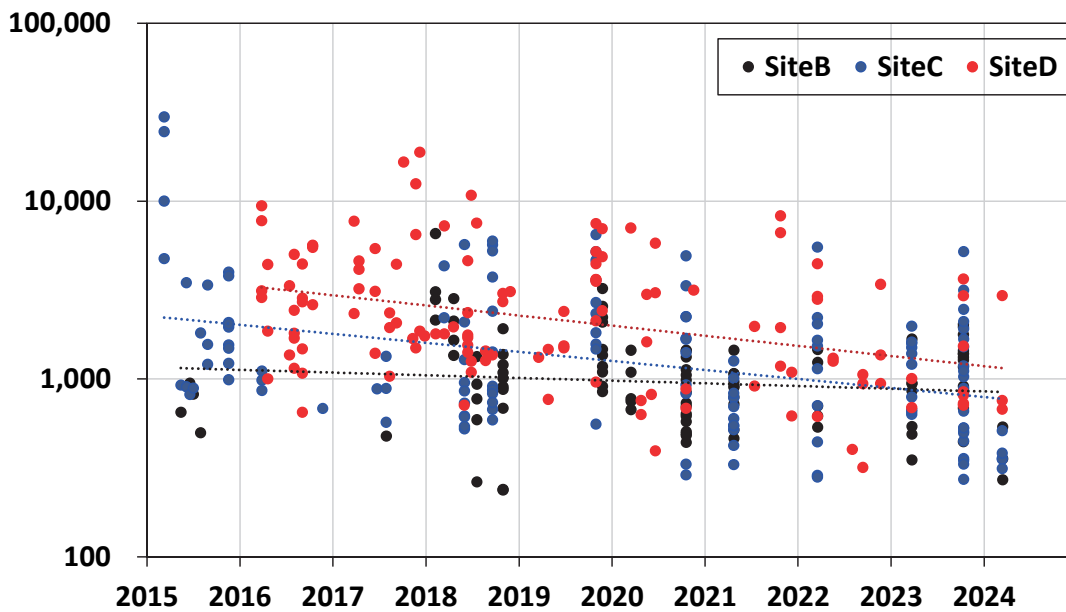


図 2.6 2015 年 3 月～2024 年 3 月までの Site B, C, D におけるイワナの Cs-^{137} 濃度の推移.
縦軸は ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg-ww) を表す.

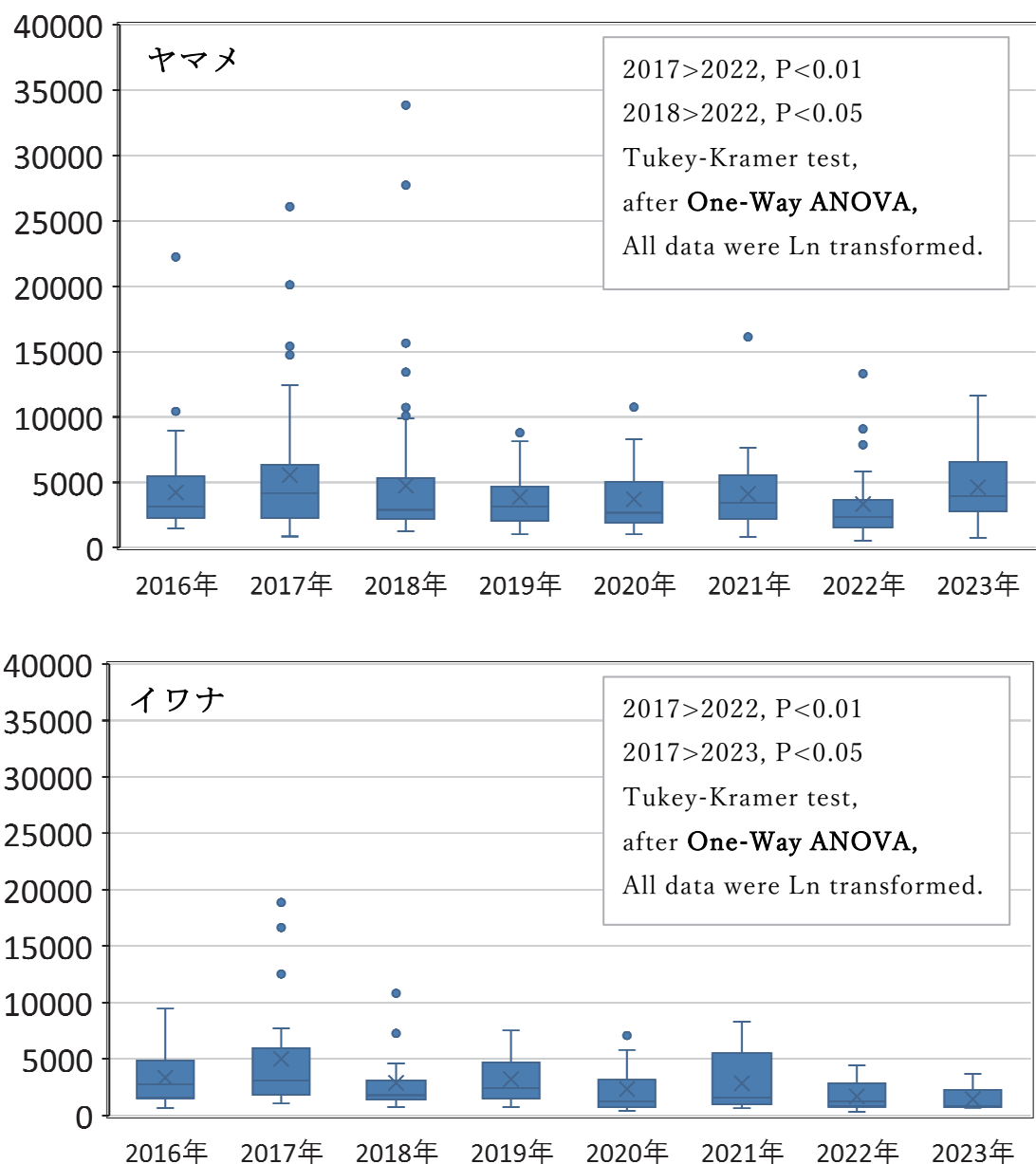


図 2.7 Site D で採捕された各年毎にまとめたヤマメ（上段）とイワナ（下段）の ^{137}Cs 濃度の箱髭図。

2.2.4 天然ヤマメとイワナにおける ^{137}Cs 濃度の多寡について

図 2.5 と 2.6 の散布図をみても分かるように、同じ時期に採集した個体であってもその ^{137}Cs 濃度の値には大きなばらつきが見られた。そこで、2016 年～2023 年に Site D で採捕したヤマメについて、 ^{137}Cs 濃度と体重の関係をプロットした（図 2.）。一見すると体重の重い個体が ^{137}Cs の高い傾向があるように見えるが、50 g 以下の個体に限定して見ると（図 2.8 下段の図）、同じ体重でもその ^{137}Cs 濃度には大きな個体差があることが見て取れる。このような ^{137}Cs 濃度の多寡は非常に興味深い。この理由については第 4 章で考察する。

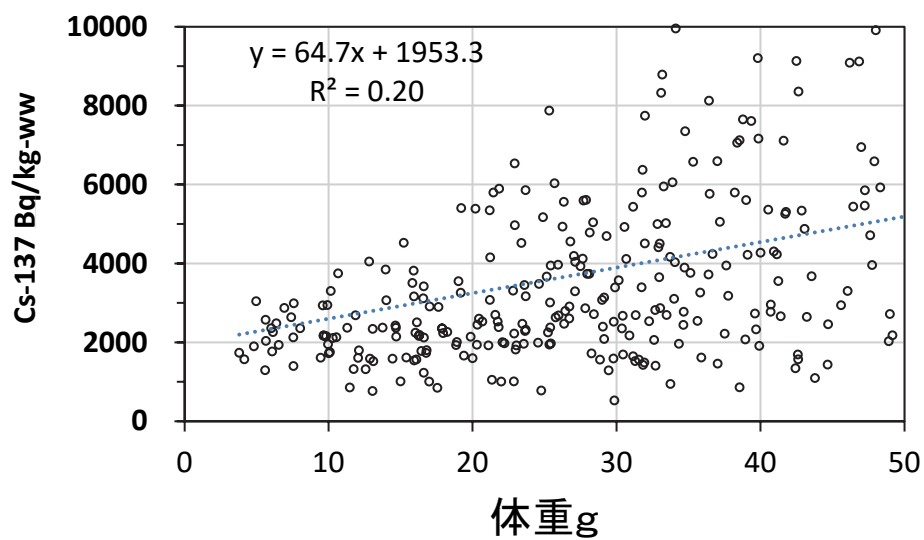
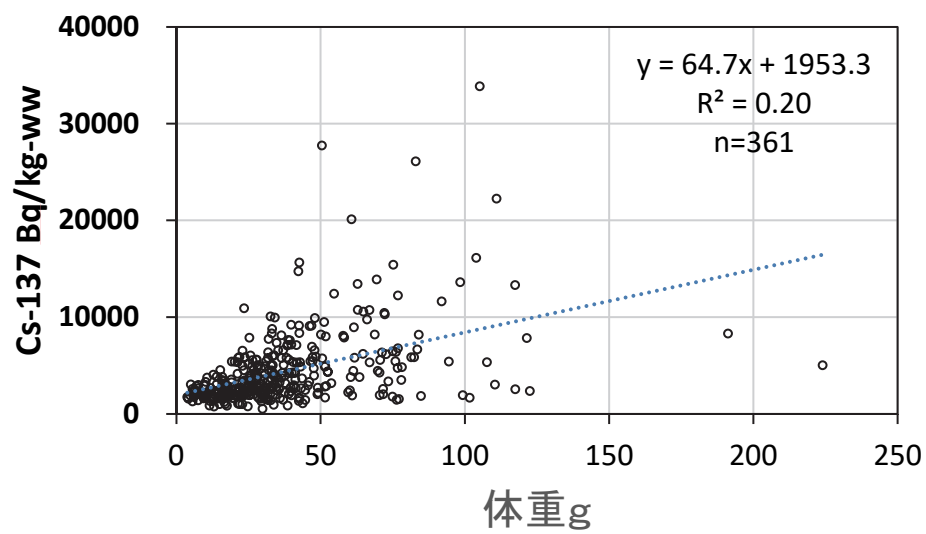


図 2.8 2016-2023 年に Site D で採捕したヤマメの ^{137}Cs 濃度と体重の関係.
下段の図は 50g までの個体に限定したもの.

3. 帰還困難区域の溪流生態系における大型無脊椎動物、糸状藻類、付着藻類、菌類の放射性 Cs の現状

3.1 背景と目的

「1. はじめに」で述べたように私どもの研究室では、2015 年から浪江町の帰還困難区域内の複数の森林河川をフィールドとして、河川環境試料や生物試料の調査を行ってきた。特に溪流魚であるヤマメとイワナの研究については、浪江町の内水面漁業の復興に繋がるとして、熱心に取り組まれてきた^{5),7)}。この 2 種の溪流魚の放射性 Cs について解明するためには餌となり得る無脊椎動物の情報が必要であったが、過去の調査で当該区域の無脊椎動物のデータは少なく、十分な検討がなされていなかった。加えて、当該生物群の餌資源となる可能性がある溪流生態系内の糸状藻類、付着藻類、菌類類の ^{137}Cs の情報もほとんど無かった。

そこで本研究では、避難指示区域を流れる溪流と周辺の溪畔林において、水生・陸生の大型無脊椎動物を採取し、放射性 Cs 濃度を測定することで、溪流生態系内における当該無脊椎動物の放射性 Cs 汚染の現状を把握すること、さらに藻類（糸状・付着）の ^{137}Cs 濃度の季節推移の調査、地衣類、きのこ類等の菌類の ^{137}Cs を測定した。そして大型無脊椎動物のそれらの ^{137}Cs 濃度の多寡などの特性を捉えることを目的とした。

3.2 調査地および調査期間

大型水生無脊椎動物および糸状・付着藻類の調査は溪流魚の調査地でもある Site D と Site B の 2 河川で行った。さらに小倉沢川においては P1(下流側)と P6(上流側)の 2 か所の調査地点を設け、計 3 地点で調査した。大型陸生無脊椎動物の調査は Site D のみで行い、Site D 内に設けた P1 から P6 地点の約 800 m の林道で行った(図 3.1)。

調査期間は予備調査の期間を含めた 2021 年 4 月から 2023 年 10 月であり、月に 1 回程度の間隔でフィールド調査を実施した。それぞれの調査日において、NaI(Tl)シンチレーション式サーベイメータ (TCS-172, 日立アロカメディカル) を用いて空間線量率を測定した。空間線量率は各地点で 3 回の繰り返し測定をしたが、その場所は、川の中心 1 箇所と左右の対岸の陸地部分での各 1 箇所の合計 3 箇所である。測定は地上から 1 m の高さで行った。3 箇所での測定値を平均したものをその地点の空間線量率とした。

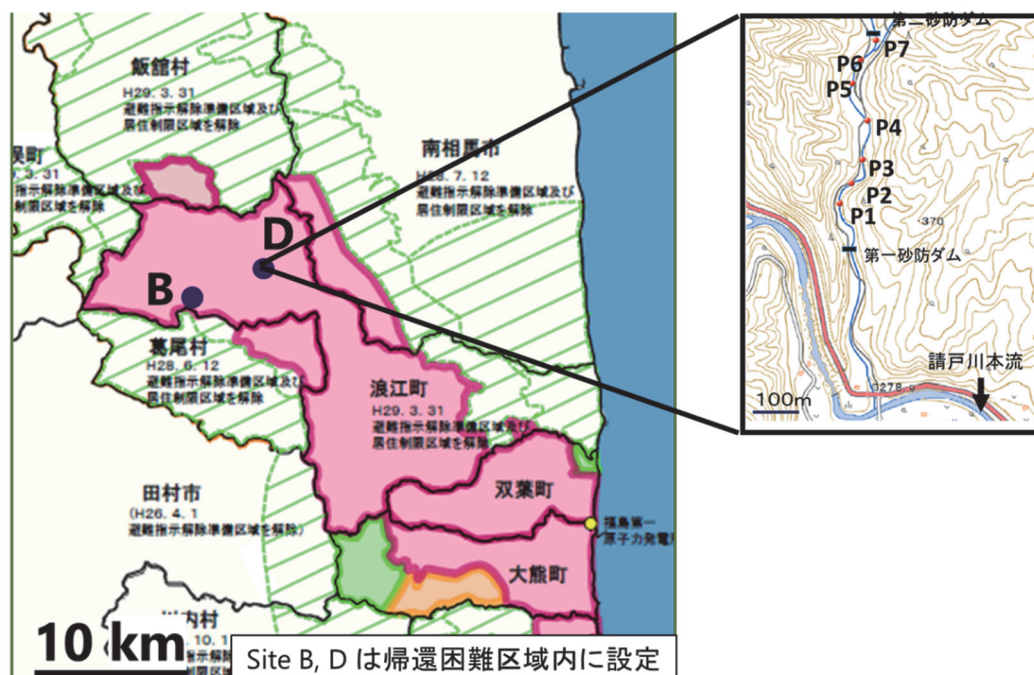


図 3.1 大型無脊椎動物の調査地周辺の地図.

3.3 調査方法

3.3.1 大型水生無脊椎動物の採取方法

大型水生無脊椎動物（主に水生昆虫類）の採取は、流下トラップを用いた方法と通常のネットを用いたベントス採取法の 2 通りで実施した。流下トラップとは河川の上流から流下してくる昆虫類を効率よく捕獲するための方法である。流下トラップには 344 μm メッシュのサーバーネットを使用し、当該ネットを、比較的流速の早い場所にペグで川底に固定して設置した(図 3.2)。設置の翌日（約 24 時間後）にネット内の水生昆虫を含むすべての残渣を回収した。また、通常のベントス採集方法においては、川底の石や水底落葉をひっくり返して底質を攪拌し、流下トラップと同じメッシュサイズのサーバーネットを用いて昆虫類を採取した。これらの採集は Site B と Site D の 2 河川で実施した。



図 3.2 流下トラップの様子

3.3.2 大型陸生無脊椎動物の採取方法

大型陸生無脊椎動物の採取は、ライトトラップとベイトトラップを使用した。走光性のある大型無脊椎動物を採取するライトトラップとして、UV 蛍光灯、吸い込み式ファンおよび吸い込んだ生物を受けるネットから構成される屋内用捕虫器 (MC-8300, 石崎電機製作所) を用いた (図 3.3)。このライトトラップは日没直前から翌日の夜明けまで点灯し、ネット内に捕獲されたすべての昆虫類を回収した。地表付近を徘徊する大型無脊椎動物を採取することを目的としたベイトトラップとして、誘引剤 (黒糖, 芋焼酎, 穀物酢および水の混合物) を入れた深さ約 10 cm のクリアカップを地面に埋設した (図 3.4)。設置の翌日にクリアカップの底に落下している大型無脊椎動物を回収した。これらの採集は Site D のみで行った。



図 3.3 ライトトラップの様子



図 3.4 ベイトトラップの様子

3.3.3 藻類, 菌類の調査方法

糸状藻類

各調査地において、糸状体を形成する藻類は目視できる範囲でピンセットを用いて採取した。採取後は速やかにポリボトルに移し、冷蔵して研究室に持ち帰った後に、凍結乾燥させた。乾燥後に細い木の枝などを可能な限り取り除き、U8 容器に入れて後述する方法で ^{137}Cs 濃度を測定した。この際、水生昆虫が混入していた場合は取り分け、別の U8 容器に入れて ^{137}Cs 濃度を測定した。

付着藻類

付着藻類は次のような 2 通りの方法、つまり 1) 河床に人工タイルを一定期間設置し、当該タイルに付着した藻類を採取する方法と、2) 各地点の河床にある天然石を採取して、それに付着した藻類を採取する方法である。1) では、各地点において、河川の瀬の川底に 30 cm × 30 cm の人工タイルを 3 枚設置し、約 1 か月ごとに、タイルの付着物をバットの上でブラシを使って擦りながら洗い落とし、懸濁液をポリボトルに入れた。それぞれのタ

イルについて同様の作業を行い、元の位置に再び設置した。この懸濁液の一部についてクロフィル a 量とセストン量を測定し、残りのサンプルをビーカーに移して高温乾燥機(約 90℃)で十分に乾燥させた後、U8 容器に入れて ^{137}Cs 濃度を測定した。2) では各地点において、河川中から 3 個の石(直径 20 cm 前後)を採取し、それぞれ付着物をバットの上でブラシを使って擦りながら洗い落とし、懸濁液をポリボトルに入れた。サンプルをビーカーに移して高温乾燥機(80℃)で十分に乾燥させた後、U8 容器に充填した。

菌類(地衣類・きのこ類)

各サイトの河畔や溪畔林に内の立木、倒木上にある地衣類・きのこ類を採取した。採取した試料は刷毛等を用いて試料に付着した土壌粒子などを除去した後、蒸留水で洗浄し、80℃で乾燥させた。乾燥試料はミキサーで粉碎し、U8 容器に充填した。

3.4 放射性 Cs 濃度測定の手法

本研究では放射性物質を測定する機器として、ゲルマニウム半導体検出器(GC4020, Canberra 社)とウェル型 NaI シンチレーション検出器(3×3 インチ NaI+MCA セット, FUI Japan 株式会社)の 2 つを用いた(図 3.5)。ゲルマニウム半導体検出器の方が NaI シンチレーション検出器よりも検出効率が高いため、放射性物質の試料としては少量である大型無脊椎動物の ^{137}Cs の測定を行うには、ゲルマニウム半導体検出器の方が有効である。

ゲルマニウム半導体検出器を用いて試料の ^{137}Cs 濃度を測定する場合、大型無脊椎動物については、採取したままの状態での測定を行うことは出来ないため、これらに様々な処理を施す必要がある。そのため 2 つの方法で大型無脊椎動物の処理をした。それらについては次項で説明する。



図 3.5 ゲルマニウム半導体検出器(左)およびウェル型 NaI シンチレーション検出器(右)。

3.4.1 大型無脊椎動物の液化試料の作成と測定について

ゲルマニウム半導体検出器を用いた ^{137}Cs 濃度の測定には様々な規格の容器が存在する．大型無脊椎動物は試料として少量であるため，U8 容器を使用した．この場合，試料には十分な高さと ^{137}Cs が試料中に一様に存在することが求められる．そこで私は試料中の Cs を液体に溶解し液化試料を作成した．手法としては試料を乾式灰化させた後に酸分解するというものである．

まず試料を 80°C で 1 日以上乾燥させた後，それらをめのう乳鉢で粉末状にすり潰した．その後マッフル炉 (F0200, ヤマト科学株式会社) を用いて 430°C で 24 時間加熱し乾燥試料を灰化させた．灰化試料を U8 容器にいれ，濃度 10% の硝酸 (試薬特級，関東化学株式会社) で溶解し，純水 (精製水，古河薬品工業株式会社) を加えて液化試料を作成した (図 3.6)．



図 3.6 灰化試料 (左) および液化試料 (右)．

ゲルマニウム半導体検出器を用いて，液化試料の ^{137}Cs 濃度を測定し，試料の ^{137}Cs 濃度を導出した．本研究では試料の乾燥重量ベースで無脊椎動物の ^{137}Cs 濃度を求めた．液化試料にした大型無脊椎動物の ^{137}Cs 濃度は以下のように導出した．

$$\text{乾燥試料の } ^{137}\text{Cs 濃度 (Bq/kg)} = \frac{\text{液化試料の } ^{137}\text{Cs 濃度 (Bq/kg)} * \text{液化試料の質量 (kg)}}{\text{乾燥試料の質量 (kg)}}$$

3.4.2 ラミネート加工を用いた大型無脊椎動物の面線源試料の作成と測定について

面線源とは，面状にほぼ均一に放射性物質が分布している放射線源の総称である．ゲルマニウム半導体検出器を用いて面線源の放射能測定を行うことが出来るため，これを利用して大型無脊椎動物の ^{137}Cs 濃度の測定を行った．大型無脊椎動物を面線源試料として測定するために可能な限り高さが無く，面に近い試料を作成した．

まず試料を 80℃で 1 日以上乾燥させた．名刺サイズ(60 mm × 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乾燥試料を乗せた．大型無脊椎動物を硫酸紙とラミネートフィルムで挟み込んだ後，面が平らな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大型無脊椎動物の面線源試料を作成した(図 3.7)．



図 3.7 ラミネート加工後の試料

ゲルマニウム半導体検出器を用いてこれらの面線源試料の ^{137}Cs 量を測定した． ^{137}Cs 量から面線源試料にした大型無脊椎動物の ^{137}Cs 濃度を導出する．

$$\text{乾燥試料の } ^{137}\text{Cs 濃度 (Bq/kg)} = \frac{\text{面線源試料の } ^{137}\text{Cs 総量 (Bq)}}{\text{乾燥試料の重量 (kg)}}$$

3.5 大型無脊椎動物・藻類・菌類の ^{137}Cs 濃度の調査結果

3.5.1 調査地の空間線量率について

調査期間中における各調査地の空間線量率の測定結果を図 3.8 に示した．空間線量率は Site D-P1 と P-6 において Site B よりも 3 倍程度高かった．

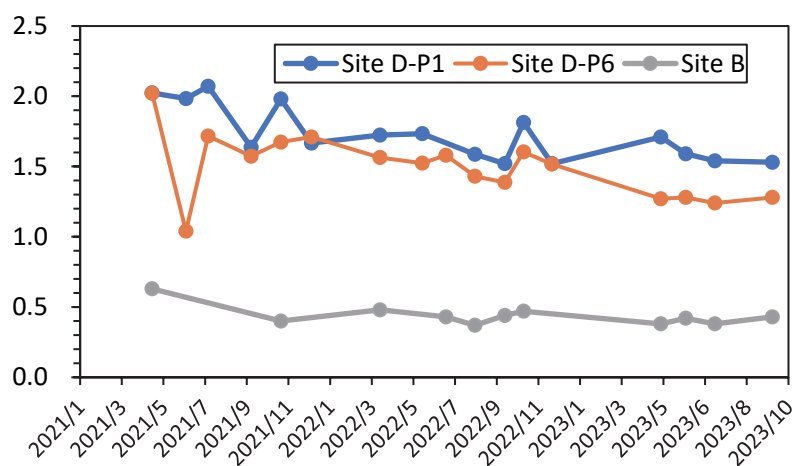


図 3.8 2021 年～2023 年における Site D-P1, P-6 および Site B の空間線量．

3.5.2 大型水生無脊椎動物の ^{137}Cs について

Site D の 2 地点 (P1 と P6) および Site B で採取した大型水生無脊椎動物の ^{137}Cs 濃度を図 3.9 に示した. 全ての地点において, 生物種によって ^{137}Cs 濃度が異なっていた. 各地点で採取した試料の ^{137}Cs 濃度は Site D の P1 では 680~3,200 Bq/kg-dw, P6 では 870~7,800 Bq/kg-dw, Site B では 225~4,700 Bq/kg-dw であった. Site D と Site B の大型無脊椎動物の ^{137}Cs 濃度は, 空間線量率の高い Site D で採取した試料において高い傾向が見られた. この傾向は, 本研究と同一の 2 河川で行われた天然ヤマメとイワナの ^{137}Cs 濃度の調査結果とも一致している⁵⁾.

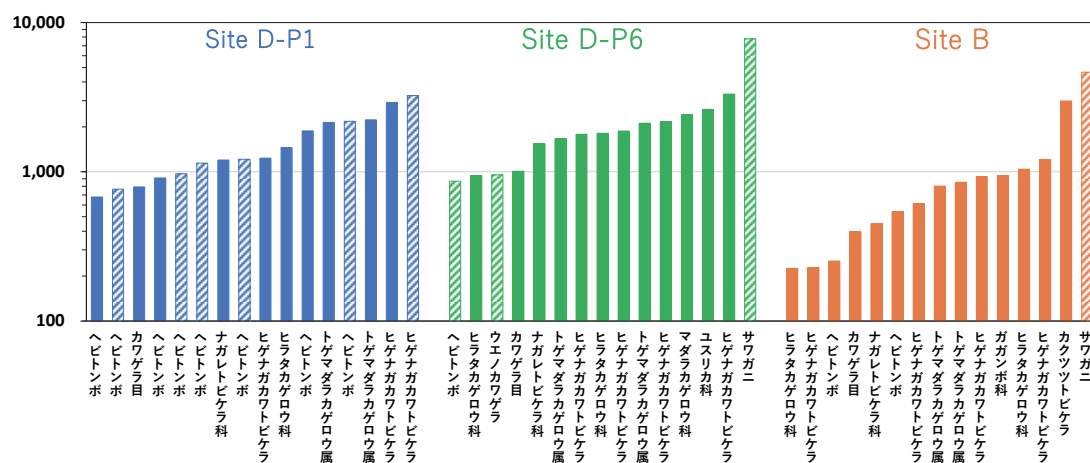


図 3.9 2021 年 4 月~2022 年 6 月に Site D の P1 と P6 および Site B で採取された水生大型無脊椎動物の ^{137}Cs 濃度. 縦軸は ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg-dw) を示す. 斜線入りの棒グラフは単独で, 塗りつぶしのグラフは複数個体をまとめて測定した.

3.5.3 大型陸生無脊椎動物の放射性 Cs について

Site D の P1 と P6 で採取された大型陸生無脊椎動物の ^{137}Cs 濃度を図 3.10 に示した. 大型陸生無脊椎動物の ^{137}Cs 濃度の最大値はセンチコガネ *Phelotrupes laevistriatus* の 43,100 Bq/kg-dw であり, 最小値はオオミズアオ *Actias aliena* の 190 Bq/kg-dw であった. ^{137}Cs 濃度が高い大型陸生無脊椎動物は, バイトトラップによって採取された種が多かった. 大型水生無脊椎動物と同様に, 大型陸生無脊椎動物の ^{137}Cs 濃度は生物種によって大きく異なっていた. マダラカマドウマ *Diestrammena japonica* やセンチコガネのように同種であっても ^{137}Cs 濃度が異なる種が複数種見られた.

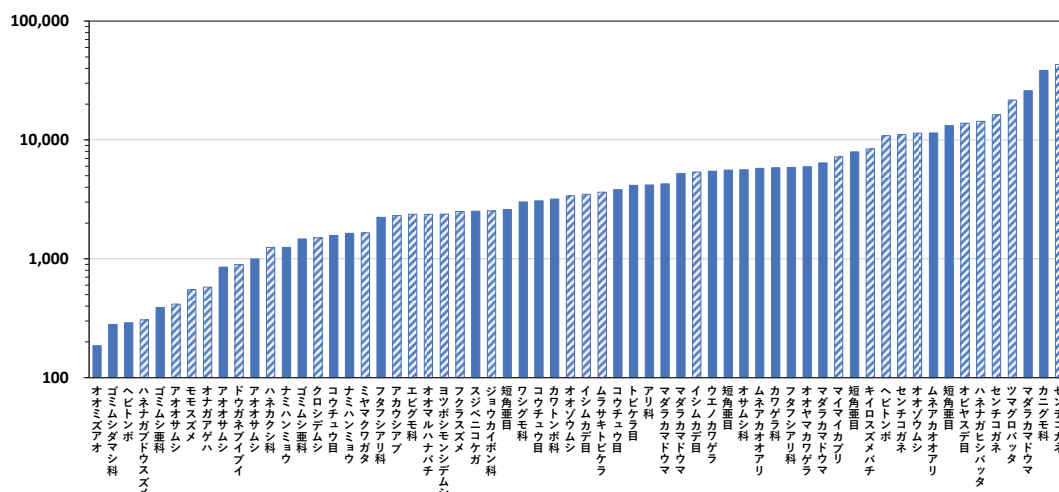


図 3.10 2021 年 4 月～2023 年 10 月に Site D の P1 と P6 で採取された陸生大型無脊椎動物の ^{137}Cs 濃度. 縦軸は ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg-dw) を示す. 斜線入りの棒グラフは単独で, 塗りつぶしのグラフは複数個体をまとめて測定した.

3.5.4 糸状藻類の放射性 Cs について

Site B および Site D-P6 から, アオミドロ属の一種 *Spirogyra varians*, ウキシオグサ *Cladophora crispata*, カワシオグサ *Cladophora glomerata*, カワヒビミドロ *Ulothrix zonata*, カワモズク *Batrachospermum gelatinosum*, 不明の糸状藻類が採取された. 空間線量率の高い Site D で採取された糸状藻類の ^{137}Cs 濃度は, 3,200～12,000 Bq/kg-dw の範囲にあり, 線量率の低い Site B (濃度範囲 660～4,500 Bq/kg-dw) よりも高い傾向があった. また, 複数回の調査で採取することができた Site D-P6 のウキシオグサの場合, 採取した季節によって ^{137}Cs 濃度に差がみられた (図 3.11).

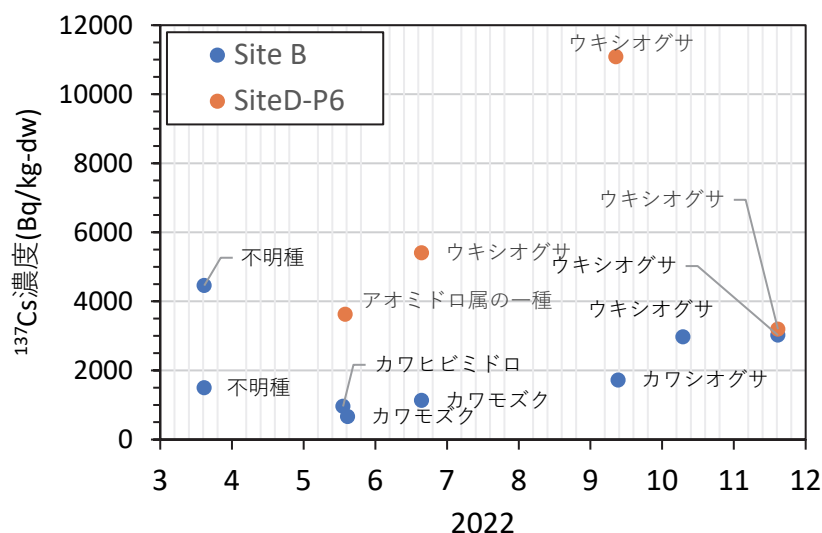


図 3.11 2022 年 3 月～11 月に Site D-P1 と Site B で採取された糸状藻類の種別 ^{137}Cs 濃度.

3.5.5 付着藻類の ^{137}Cs について

人工タイルに付着した藻類

各地点に設置した人工タイルに付着した藻類の ^{137}Cs 濃度の季節変化を図 3.12 に示した。各地点の平均値、最小値、中央値、最大値については表 3.1 に示した。それぞれの地点の平均値には有意な差が認められた (Welch-test, F 値 = 4.04, $p < 0.05$)。そこで, Tukey-Kramer test を行ったら, Site D の P1 は P6 より有意に高かった ($p < 0.05$)。また P1 と Site B, P6 と Site B の間に有意な差はなかった ($p > 0.06$)。

天然石に付着した藻類

各地点で採取した天然石に付着していた藻類の ^{137}Cs 濃度の季節変化を図 3.13 に示した。また, 各地点の ^{137}Cs 濃度の平均値, 最小値, 中央値, 最大値について表 3.1 に示した。それぞれの地点の平均値には有意な差が認められた (Welch-test, F 値 = 5.38, $p < 0.05$)。そこで, Tukey-Kramer test を行ったら, Site D の P1 は Site B より有意に高かった ($P < 0.05$)。P1 と P6, P6 と Site B に有意差はなかった ($P > 0.3$)。

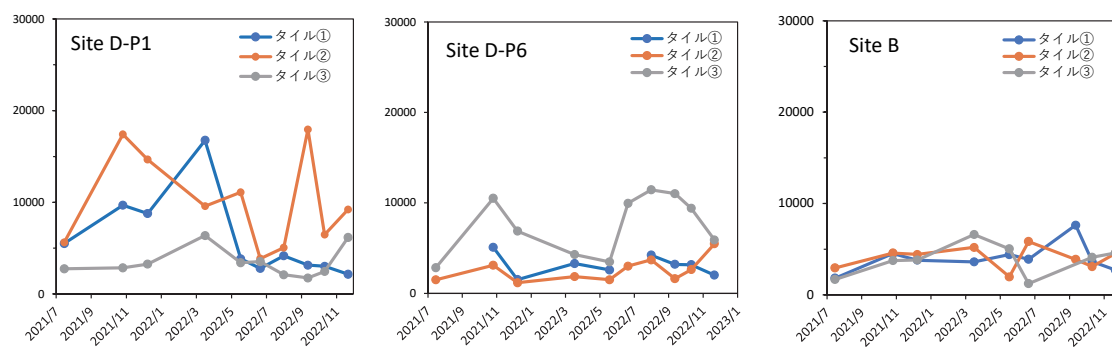


図 3.12 各地点に 3 基ずつ設置した人工タイルに付着した藻類の ^{137}Cs 濃度の季節変化。横軸は採取年月, 縦軸は ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg-dw) を示す。

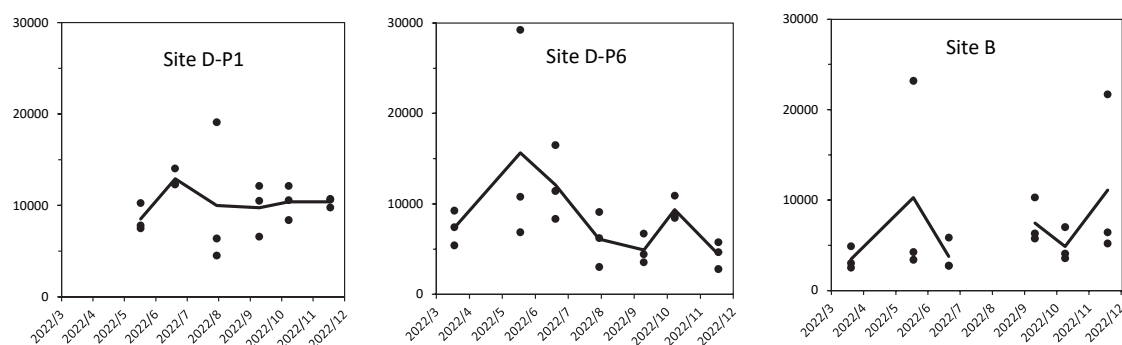


図 3.13 各地点で採取した天然石に付着していた藻類の ^{137}Cs 濃度の季節変化。●が各石に付着していた藻類の ^{137}Cs 濃度を示し, 実線は平均値 ($n = 3$) の推移を示す。縦軸は乾重 ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg-dw), 横軸は調査年月を示す。

表 3.1 各地点における人工タイル・天然石に付着した藻類の ^{137}Cs 濃度の平均値, 最小値, 中央値, 最大値およびサンプル数 (n). 単位は Bq/kg-dw.

		平均値	最小値	中央値	最大値	n
人工 タイル	Site D-P1	6,510	1,737	4,608	17,944	30
	Site D-P6	4,509	1,163	3,249	11,448	28
	Site B	3,976	1,236	3,890	7,633	26
天然石	Site D-P1	10,325	4,518	10,556	19,110	18
	Site D-P6	8,555	2,791	7,437	29,236	21
	Site B	6,831	2,524	5,046	23,182	18

3.5.6 地衣類・菌類の ^{137}Cs について

2022 年の 9 月と 10 月に, Site D の溪流河畔の岩上と溪畔林内から, 複数種の地衣類・菌類が採取された(表 3.2). 地衣類の ^{137}Cs 濃度が最も高く, その値は 300 KBq/kg-dw を超えていた. またテングダケやニオイベニタケの濃度も高く, 100 KBq/kg-dw を超える高濃度の菌類サンプルが採取された(表 3.2).

表 3.2 採取された地衣類・菌類のリストとそれらの ^{137}Cs 濃度.

試料名	採集日	採集地点	^{137}Cs 濃度 (Bq/kg-dw)
地衣類(岩上)	2022/9/14	Site D	331,030
テングダケ科	2022/10/13	Site D	235,327
ニオイコベニタケ	2022/10/13	Site D	139,722
不明種(菌類)	2022/10/13	Site D	63,760
スギヒラタケ	2022/10/13	Site D	38,442
サルノコシカケ科	2022/10/13	Site D	29,788

3.6 大型水生・陸生無脊椎動物で見られた ^{137}Cs 濃度の多寡とそれらの要因

大型水生無脊椎動物については, 各サイトで共通してトビケラ目ヒゲナガカワトビケラ科のヒゲナガカワトビケラ *Stenopsyche marmorata* とエビ目サワガニ科サワガニ *Geothelphusa dehaani* の ^{137}Cs 濃度が比較的高かった. この 2 種の ^{137}Cs 濃度が高くなったのは利用可能な餌資源が関係していると考えられた. 造網性のトビケラ類であるヒゲナガカワトビケラ幼虫は捕獲網に捕獲されたデトリタス, 珪藻, 緑藻等を主に捕食し, さらに偶然捕獲されたカゲロウ類やトビケラ類の若齢幼虫からなる動物質も摂食する⁹⁾. また, ヒ

ゲナガカワトビケラ 5 齢幼虫の消化管内容物組成の内、デトリタスが 70%弱、動物質が 25% および藻類が 8%であることが報告されている¹⁰⁾。各サイトに設置した流下トラップ（メッシュサイズ 0.34 mm）では無脊椎動物類以外にも多くのデトリタスが採取されたが、2022 年 3 月から 6 月までのそれらデトリタスの ^{137}Cs 濃度は、Site D の P1, P6 および Site B でそれぞれ 700~3,700 Bq/kgDW, 1,400~2,100 Bq/kgDW および 500~1,100 Bq/kgDW の範囲にあった。一方で、上記の地点で採取されたヒゲナガカワトビケラの ^{137}Cs 濃度の範囲は、それぞれ 1,200~3,200 Bq/kgDW, 1,800~3,300 Bq/kgDW および 228~1,200 Bq/kgDW であり、デトリタスとヒゲナガカワトビケラの ^{137}Cs 濃度はほぼ同レベルであった。このことからヒゲナガカワトビケラへの ^{137}Cs 移行は当該昆虫種の餌の大部分を占めるデトリタスを基盤としたものと考えられた。なお、ヒゲナガカワトビケラは消化管内容物に含まれる放射性 Cs 粒子（大きさ 0.1-10 μm 程度の不溶性粒子で高濃度の Cs を含む）の有無によって ^{137}Cs 濃度の多寡が生じることが知られているが¹¹⁾、今回の結果も放射性 Cs 粒子が影響しているかもしれない。

サワガニの場合、その食性は雑食性で¹²⁾、利用する食物資源は陸上・水中の落葉、苔類、藻類、昆虫類、甲殻類など多岐にわたる¹³⁾。Site D-P1 と Site B で捕獲されたサワガニの ^{137}Cs 濃度はそれぞれ 7,800 Bq/kg-dw と 4,600 Bq/kg-dw であり、各地点で採取された水生の大型無脊椎動物の中では最大であった（図 3.9）。本研究では、陸上・水中の落葉や樹木生葉のデータセットは取得していないが、参考までに過去に私どもが site D で調査をしたこれらの結果を図 3.14~図 3.16 に示す。樹木落葉、樹木生葉および水底落葉の調査年は本研究とは異なり、調査日も一定の期間に限定されているが、 ^{137}Cs 濃度の範囲はそれぞれ 10,000~42,000 Bq/kg-dw, 5,600~22,000 Bq/kg-dw, 1,300-17,000 Bq/kg~dw であった。また、Site D で採取された糸状藻類の ^{137}Cs 濃度は、3,200~14,000 Bq/kg-dw（図 3.11）、菌類や地衣類の ^{137}Cs は 30,000~330,000 Bq/kg-dw（表 3.2）の範囲であった。雑食性のサワガニが水生の大型無脊椎動物の中で最大値が示された理由としては、水生の昆虫類だけではなく、上記のような ^{137}Cs 濃度の高い陸上や水底にある樹木の葉や藻類を利用可能な餌資源としているためかもしれない。ただし、サワガニが菌類や地衣類までも食物源としているかは不明なため、これは今後の研究課題の一つである。

陸生の大型無脊椎動物ではセンチコガネの ^{137}Cs 濃度が最も高く 43,000 Bq/kg-dw であった。センチコガネ科センチコガネの食性は食糞性であり、哺乳動物の糞などを食べることが知られている¹⁴⁾。そのためセンチコガネの ^{137}Cs 濃度が高い理由の一つには、餌となる哺乳動物の糞の ^{137}Cs 濃度が高かった可能性がある。哺乳動物は体内中で ^{137}Cs を濃縮し、 ^{137}Cs 濃度の高い糞を排泄している可能性が高いことが報告されている¹⁵⁾。さらに、福島県では、有害鳥獣捕獲、個体数調整及び狩猟における捕獲・処理等の安全確保に必要な情報を県民に発信するため、イノシシ、ツキノワグマ等の野生鳥獣の放射線モニタリング

調査を行っており、2018 年度のイノシシからは 10,000 Bq/kg 近い値が検出された¹⁶⁾。これらのことから、上記の動物類が体内中で ^{137}Cs を濃縮し、調査地内で排泄された糞をセンチコガネが食べたことによって当該種の ^{137}Cs 濃度が高くなった可能性があると考えられた。

マダラカマドウマからも高い ^{137}Cs 濃度が記録された(図 3.10)。本種はかなり広食性であることが知られており、環境中に存在する小昆虫やその死骸、腐果、樹液、落ち葉、菌類、小動物の死骸や糞など様々な資源を食べる¹⁷⁾。当該区域で採取された地衣類、菌類、落葉の ^{137}Cs 濃度が高いことから(表 3.2, 図 3.14)、これらを食べたことによって ^{137}Cs 濃度が高くなったと考えられる。このマダラカマドウマについては、他の陸生大型無脊椎動物と比較してサイズも大きく、1 個体毎に ^{137}Cs 濃度を測定することが可能で、かつ一定程度の個体数が確保することができた。そのため図 3.10 には載せきれなかったデータを含めて、2021 年 6 月と 2023 年 7 月に Site D で採取されたマダラカマドウマの個体毎の ^{137}Cs 濃度の散布図およびマダラカマドウマ 1 個体あたりの ^{137}Cs 総量の箱ひげ図を図 3.17 に示した。マダラカマドウマの ^{137}Cs 濃度の平均値 ($n = 50$) は、最小値が 980 Bq/kg-dw、最大値は 42,000 Bq/kg-dw であった。体重と ^{137}Cs 総量の間には有意な負の相関はあったものの、相関係数 r は -0.197 と低かった。1 個体あたりの ^{137}Cs 総量の平均値、最小値および最大値はそれぞれ 1.12 Bq, 0.12 Bq, 5.08 Bq であった。マダラカマドウマに見られたこのような ^{137}Cs 濃度の多寡は非常に興味深い。これは多種多様な餌資源を摂取する動物の特徴であると考えられ、前述のサワガニについても多くの個体を調べれば、カマドウマと同様に ^{137}Cs 濃度の多寡が生じているかもしれない。

^{137}Cs 濃度が低い大型無脊椎動物の中には、成虫の期間に餌を食べない種が散見された。例えば、オオミズアオ *Actias aliena*、モモスズメ *Marumba gaschkewitschii*、ハネナガブドウスズメ *Acosmeryx naga* のような鱗翅目の成虫は幼虫期においては落葉樹の生葉などを食べるが、蛹化の段階でそれらが全て排泄され、羽化してからはほとんど摂餌をしないことが知られている¹⁸⁾。幼虫期の頃に摂取し蓄積した微量な ^{137}Cs のみが体内に残されていたために、 ^{137}Cs は検出されたが、濃度は低いものとなったのだろう。しかし鱗翅目の中でもスジベニコケガ *Barsine striata* のみ ^{137}Cs 濃度が他の鱗翅目に比べて高くなっていた。スジベニコケガも他の鱗翅目と同様に、成虫になってから摂餌を行わない¹⁸⁾。しかし他種と異なるのは、幼虫期に落葉樹の生葉ではなく地衣類や落葉を食べるという点である。当該区域において地衣類や落葉の ^{137}Cs 濃度は、生葉の ^{137}Cs 濃度よりも高い(図 3.14, 図 3.15)。それらの ^{137}Cs 濃度の差が当該区域における鱗翅目の ^{137}Cs 濃度の差を生じさせたのだろう。

大型無脊椎動物の ^{137}Cs 濃度は水陸問わず、利用可能な餌資源の ^{137}Cs 濃度に影響されている可能性が示唆された。しかし生物種によっては何を食べているのか不明な種が存在する。また、餌となり得る資源においても ^{137}Cs 濃度が不明であるものが多々あり、正確な検

討が出来ていないのが現状である。今後は環境中に存在する無脊椎動物が餌資源として利用できるものを網羅的に調査していくことが望ましい。

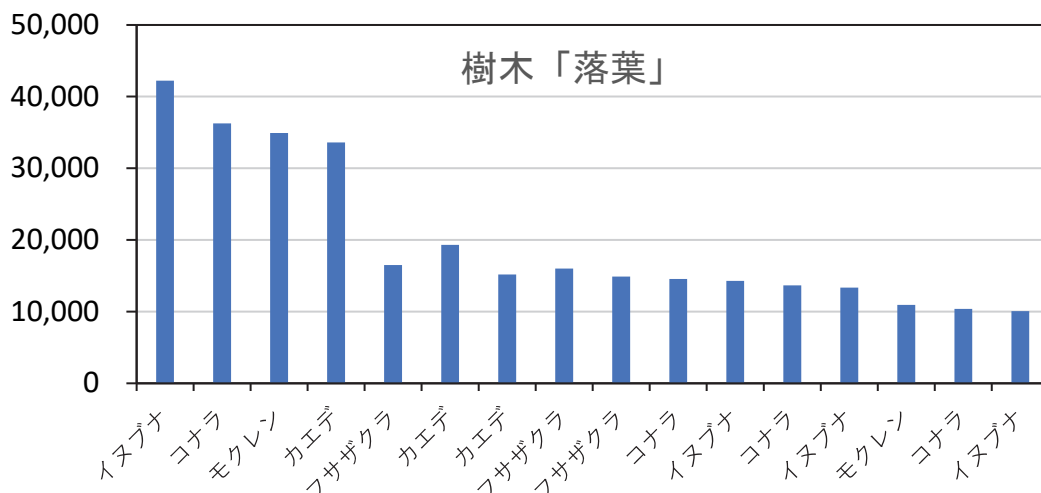


図 3.14 2020 年 6 月 20 日に Site D-P1 付近の溪畔林内で採取された樹木落葉の ¹³⁷Cs 濃度。齋藤・中里らの未発表データから作成。縦軸は ¹³⁷Cs 濃度 (Bq/kg-dw) を、横軸は樹木種を示す。

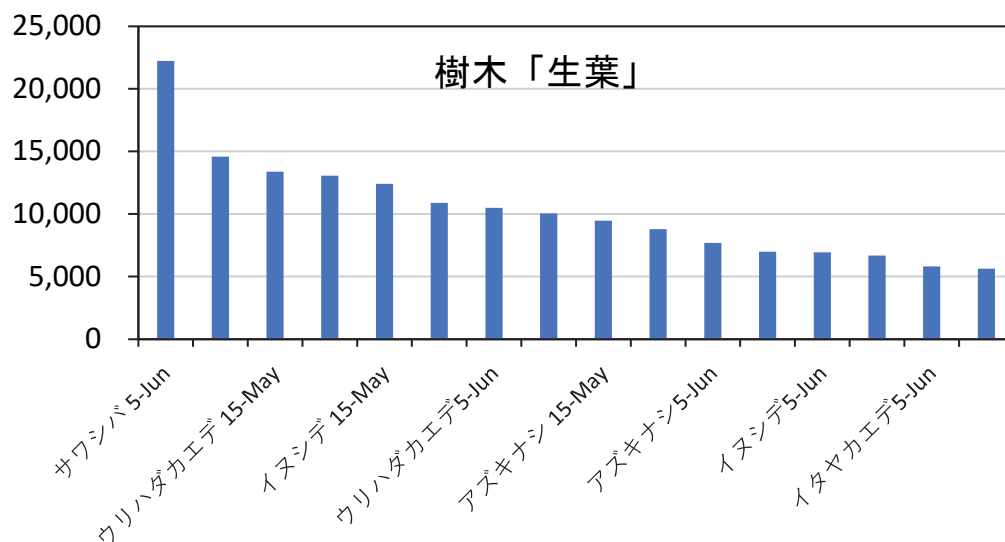


図 3.15 2020 年の 5 月 15 日、6 月 5 日および 6 月 20 日に Site D-P1 付近の溪畔林内で採取された様々な樹木生葉の ¹³⁷Cs 濃度。齋藤・中里らの未発表データから作成。縦軸は ¹³⁷Cs 濃度 (Bq/kg-dw) を、横軸は樹木種を示す。

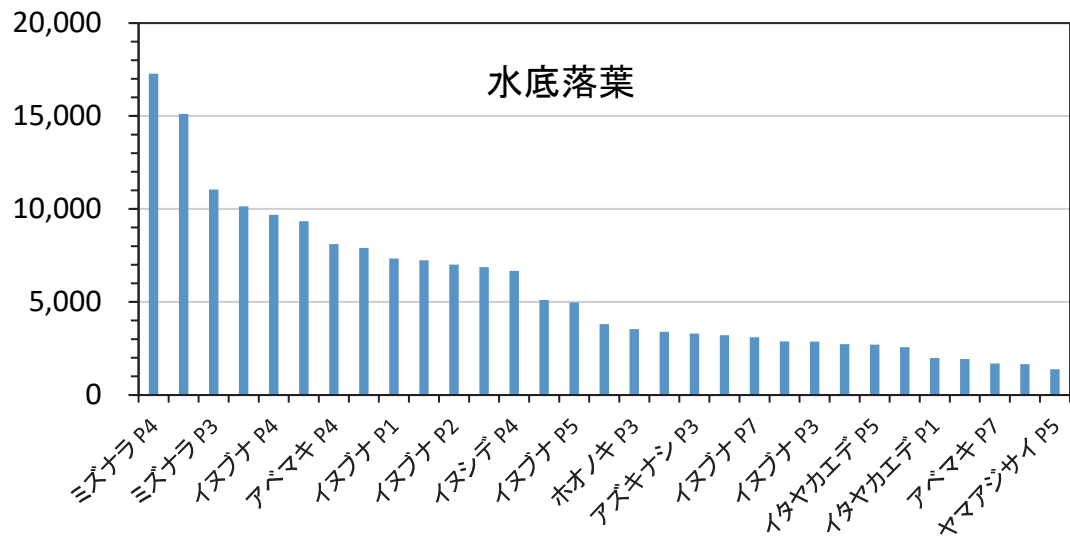


図 3.16 2018 年 11 月 28 日に Site D の P1～P7 の溪流内の水底から採取された様々な落葉の ^{137}Cs 濃度. 中里らの未発表データから作成. 縦軸は ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg-dw) を, 横軸は樹木種と地点名を示す.

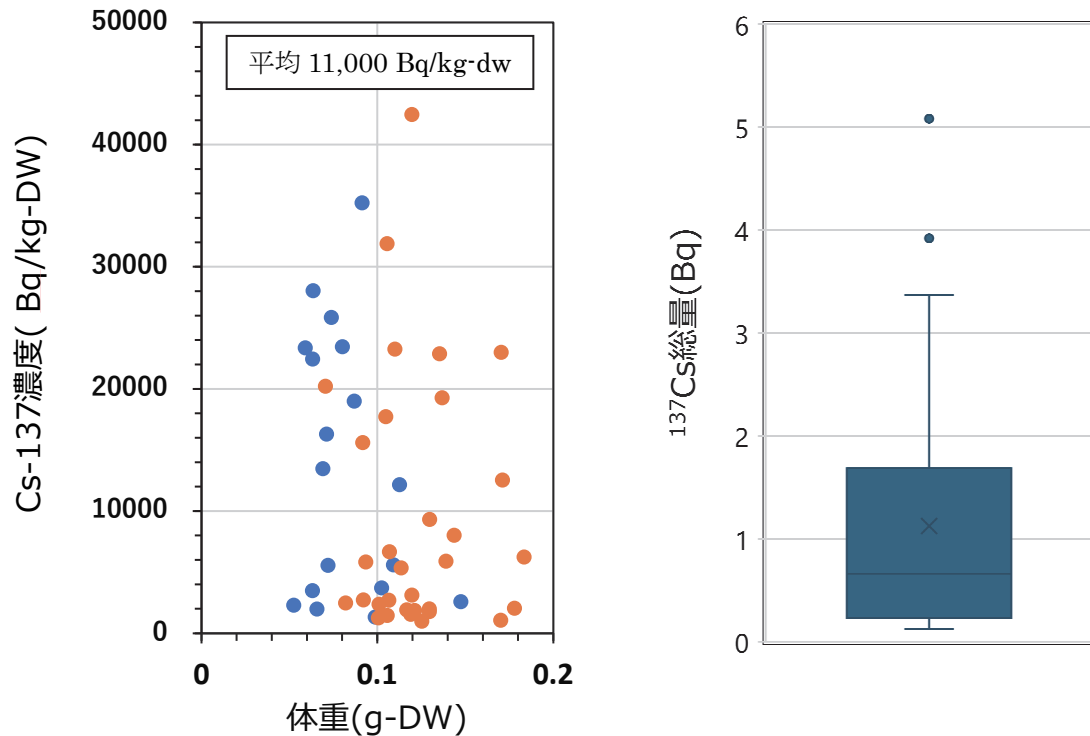


図 3.17 カマドウマの体重と ^{137}Cs 濃度の散布図 (左) とカマドウマ 1 個体あたりの ^{137}Cs 総量の箱ひげ図 (右) .

4. 帰還困難区域の山地溪流生態系における放射性セシウム移行メカニズム

4.1 ヤマメ・イワナに見られた ^{137}Cs 濃度の多寡

「1.はじめに」でも述べたように、本研究の背景には浪江町の内水面漁業の復興があり、私どもの研究室ではそれらを念頭に置き、帰還困難区域におけるヤマメとイワナに関する放射性 Cs 汚染の実態の解明を進めてきた。これまでの調査では、溪流環境中の空間線量や環境試料の ^{137}Cs 濃度が減衰傾向にあるにも関わらず、溪流魚の ^{137}Cs 濃度は経年的に減衰していないことが報告されており、この原因が無脊椎動物等の摂餌によって取り込まれる ^{137}Cs が減少していないことであると推測された⁶⁾。また、同時期に採取された溪流魚であっても個体ごとによって ^{137}Cs 濃度が異なることも確認されていた^{5),7)}。このことは、今回の報告書を纏めるにあたって、過去の河川基金助成事業によって実施した調査を含めた、浪江町の帰還困難区域で実施した 2015 年～2023 年までのヤマメ・イワナの ^{137}Cs 濃度の長期データを詳細に解析することで再確認することができた。

今回の私どもの 2022 年と 2023 年の調査では、それら 2 魚種の餌資源となる大型無脊椎動物の他に、さらにそれらの餌となる一次生産者の糸状藻類や付着藻類、また菌類の放射性 Cs 濃度の汚染実態を明らかにした。調査の結果、当該区域において ^{137}Cs 濃度が高い無脊椎動物が複数確認された。これらの無脊椎動物は溪流魚の餌資源となる可能性が十分にあり、仮に溪流魚がこれらの無脊椎動物を捕食したとすると ^{137}Cs 濃度は上昇する。溪流魚の ^{137}Cs 濃度が減衰していないのは、環境中に ^{137}Cs 濃度の高い無脊椎動物が生息し、溪流魚がそれらを捕食しているためと推測された。特に、当該区域において多く採取されたマダラカマドウマに着目すると、3.6 の文中で記述したように、 ^{137}Cs 濃度の高い個体が多く見られた。カマドウマと溪流魚の関係に関する研究については、ハリガネムシに寄生された当該種が川岸に誘導され、水中に落下したカマドウマが溪流魚の主要な餌資源になっていること、また、カマドウマが水に飛び込む時期（8 月中旬～11 月中旬）の 3 ヶ月ほどの間、魚が食物から得る総エネルギー量の 90%以上を、また年間摂取エネルギーの 60%をカマドウマから獲得することが報告されている¹⁹⁾。Site D で捕獲された 2022 年 11 月と 12 月のヤマメの胃内容物サンプルからマダラカマドウマが含まれていたことが確認されている⁶⁾。そこで、Site D のヤマメのデータ（表 4.1）およびこれまでの私どもの研究から得られたデータ（表 4.2）を元に、ヤマメの ^{137}Cs 濃度の個体差におよぼすカマドウマの影響を考察した。これらのデータから、実際の溪流においても 50g 前後のヤマメが総量として 1 個体当たり 1 Bq の ^{137}Cs を含む 0.1 g（乾燥重量）のカマドウマを 1 日 1 個体食べていると仮定したら、表 4.2 に示した「50 g のヤマメの場合には一日あたり約 1 Bq ずつ増加」という計算結果とほぼ一致する。Site D の溪流に生息するヤマメの場合、樽井ら⁵⁾によるヤマメの放流実験から、5 月～10 月の間の ^{137}Cs の蓄積速度は約 20 Bq/kg-ww/day であり、

単純計算では1年間で7,300 Bq/kg-wwとなる。実際には1年を通じて同じ速度で ^{137}Cs を体内に取り込むわけではなく、水温が12℃以下になる10月下旬から3月まではその ^{137}Cs 取り込み速度は大きく低下するので⁵⁾、現実的な ^{137}Cs 蓄積速度は1年間で5,000 Bq/kgになると推測される。ヤマメの寿命が3年間ということを考慮すると、最大で15,000 Bq/kg-wwとなる。実際の野外で採取したヤマメの平均値は4,300 Bq/kgであったが、最大で33,000 Bq/kgを超える個体も捕獲されていた。仮に最大値の5 Bq（平均は1 Bq）の ^{137}Cs 総量をもつかマドウマを1年間コンスタントに捕食した場合、ヤマメの ^{137}Cs 濃度は5,000 Bq/kg $\times$ 5 = 25,000 Bq/kg-wwとなり、ほぼ最大値に近い値が導出される。しかしカマドウマだけでは十分に説明できない（毎日濃度の高いカマドウマを食べるわけではない）ので、今回技術的な問題で ^{137}Cs 濃度の測定の対象から外されていた水生昆虫、例えばユスリカ幼虫のような小型ではあるが個体数の多い生物についても今後十分検討するべきであろう。結論として、溪流魚ヤマメ・イワナに見られた ^{137}Cs 濃度の多寡は、餌資源としている無脊椎動物にも ^{137}Cs 濃度の多寡があるためだと考えられる。

表 4.1 2016-2023 年に site D で捕獲したヤマメの ^{137}Cs 濃度の平均値，最小値，最大値とそれらの値を乾燥重量ベースで換算した値。

湿重量 = WW (通常表記)	平 均	4,398
	最小値	530
	最大値	33,861
乾燥重量 = DW (水分含有量70% として換算)	平 均	14,513
	最小値	1,749
	最大値	111,741

表 4.2 SiteD におけるヤマメの1日当たりの ^{137}Cs 蓄積速度，50g のヤマメが1日あたりに増加する ^{137}Cs 量，ヤマメが1日あたりに食べる餌の重量，カマドウマ1個体の重量およびカマドウマ1個体の ^{137}Cs 総量の平均値などの各種パラメーター。

各種のパラメーター	引用データ
ヤマメの1日当たりの ^{137}Cs 蓄積速度 約20 Bq/kg-ww/day	樽井・中里ら,2018
上記蓄積速度から計算した50gのヤマメが1日あたりに増加する ^{137}Cs 量 1 Bq/day	
ヤマメが1日あたりに食べる餌の重量 約0.1g (乾燥重量)	近藤、2023
カマドウマ1個体の重量 約0.1g (乾燥重量)	本研究
カマドウマ1個体の ^{137}Cs 総量の平均値（最小値、最大値） 約1.1 Bq (min~max:0.1~5.1 Bq)	本研究

4.2 ヤマメへの¹³⁷Cs移行係数

表 4.1 に示した乾燥重量ベースで計算すると、ヤマメの平均値は 14,500 Bq/kg-dw, また餌として利用可能な餌の中では最大値を示したマダラカマドウマの¹³⁷Cs 濃度の平均値 11,000 Bq/kg-dw なので (図 3.17), その¹³⁷Cs 移行係数は約 1.5 となる. 前述のように, 利用可能な餌資源はカマドウマのみでなく他の陸生・水生無脊椎動物も対象となるので, 実際の移行係数は 3 を超えると思われる. しかし, 実際に溪流魚への¹³⁷Cs の蓄積・濃縮が起こっているのかは不明のままである.¹³⁷Cs の蓄積・濃縮の有無やそのメカニズムの解明も今後の重要課題の一つである.

4.3 まとめ

本研究によって溪流魚への放射性 Cs の移行経路がおおよそ明らかにすることができた. 東京電力福島第一原子力発電所事故によって拡散された放射性物質は環境中に降下し, それらが蓄積した植物や菌類・デトリタス等を捕食した無脊椎動物が河川へと侵入し, それらを食べた魚類へと移行していく. 事故から 13 年経過した現在でも生物種によっては高濃度な¹³⁷Cs を保持する種が生息しているため, 今後も溪流魚の放射能汚染は継続していくだろう. 無脊椎動物は非常に多種多様な生物であり, 彼らが餌として利用している資源も非常に多様である. 環境中の放射性 Cs は表面流出や落葉によって河川へ移行していくことが知られているが²⁰⁾, 無脊椎動物による放射性 Cs の移行も河川内への放射性 Cs の移行経路として重要であると考えられる. 本研究で得られた知見が今後の除染活動の助力となれば大変幸甚である.

5. 謝辞

茨城大学大学院理工学研究科大学院生の近藤陸人氏と小川侑真氏には, 野外調査, 各種試料の放射能測定およびデータ解析にあたりご協力をいただいた. また茨城大学理学部 4 年次生の山本昂成氏, 青井翔太, 神 龍聖氏, 大熊千晶氏には野外調査と環境試料の分析をしていただいた. 近畿大学工学部の荻部甚一講師には本研究の結果や考察での活発な議論をいただいた. 室原川・高瀬川漁業協同組合理事の鈴木仁根氏, 同組合の加藤健一氏および佐藤忠明氏には, 帰還困難区域での野外調査において御助力をいただいた. 心より御礼申し上げます.

6. 引用・参考文献

- 1) 復興庁. 復興の現状と今後の取り組み,
https://www.reconstruction.go.jp/topics/main-cat1/sub-cat1-1/202308_genjoutorikumi.pdf, 2024. 3. 15 閲覧.
- 2) 浪江町ホームページ. 浪江町のいま (令和 6 年 2 月末現在),
<https://www.town.namie.fukushima.jp/>, 2024. 3. 15 閲覧.
- 3) 浪江町ホームページ. 浪江町の復興と現状,
<https://www.town.namie.fukushima.jp/uploaded/attachment/4602.pdf>, 2024. 3. 15 閲覧.
- 4) 水産庁. 出荷制限や採捕自粛等の措置 (令和 6 年 2 月 15 日現在),
<https://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html#a2>, 2024. 3. 15 閲覧.
- 5) 樽井美香, 中里 亮治, 鈴木 貴大, 川上 拓磨. 帰還困難区域に生息する溪流魚の放射性セシウムのモニタリングと標識放流実験による溪流魚の ^{137}Cs 蓄積速度の推定. 第 17 回世界湖沼会議 (いばらき霞ヶ浦 2018) 論文集, 603-605 (2018).
- 6) 近藤陸人. 溪流魚体内の放射性セシウム濃度のインサイト測定システムを利用した帰還困難区域の森林小河川に生息する溪流魚のセシウム蓄積速度と移行メカニズムに関する研究. 令和 4 年度茨城大学大学院理工学研究科修士学位論文 (2023).
- 7) 近藤陸人, 樽井美香, 小川侑真, 斉藤智幸, 岩瀬 広, 加藤健一, 佐藤忠明, 鈴木仁根, 荻部甚一, 中里亮治. 活魚測定による帰還困難区域の山地溪流に生息するヤマメ・イワナの ^{137}Cs 濃度の個体別追跡調査. Proceedings of the 23rd Workshop on Environmental Radioactivity, 76-81 (2022).
- 8) Yasutaka, T. et al. Rapid quantification of radiocesium dissolved in water by using nonwoven fabric cartridge filters impregnated with potassium zinc ferrocyanide. Journal of Nuclear Science and Technology 52, 792-800 (2015).
<https://doi.org/10.1080/00223131.2015.1013071>.
- 9) 西村 登. ヒゲナガカワトビケラ科幼虫の消化管内容物. 兵庫生物 4, 219-221 (1964).
- 10) 新名史典. 河川底生動物群集の食物網の実態とその動的側面. 平成 6 年度文部科学省研究補助金報告書, 60-69 (1995).
- 11) Ishii, Y. Miura, H., Jo, J., Tsuji, H., Saito, R., Koarai, K., Hagiwara, H., Urushidate, T., Nishikiori, T., Wada, T., Hayashi, S., Takahashi, Y. Radiocesium-bearing microparticles cause a large variation in ^{137}Cs activity concentration in the aquatic insect *Stenopsyche marmorata* (Tricoptera: Stenopsychidae) in the Ota River, Fukushima, Japan. PLOS ONE 17, e0268629 (2022). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0268629>.
- 12) 環境省. 生物情報収集・提供システム いきものログ,
https://ikilog.biodic.go.jp/Investigation?invReq=life&life_id=86&eventremarks_id=57, 2024. 3. 15 閲覧.
- 13) Kobayashi, S. Dietary preference of the potamid crab *Geothelphusa dehaani* in a

- mountain stream in Fukuoka, northern Kyushu, Japan. *Plankton and Benthos Research* 7, 159-166 (2012). <https://doi.org/10.3800/pbr.7.159>
- 14) 川井信矢, 堀繁久, 河原正和, 稲垣政志. 日本産コガネムシ上科図説 第1巻 食糞群. 昆虫文献 六本脚(2008).
 - 15) 小寺祐二, 竹田 努, 平田 慶. 栃木県, 茨城県および福島県にまたがる八溝山地域に生息するイノシシの放射性セシウムによる汚染状況の評価. 哺乳類科学 57, 9-18 (2017).
 - 16) Saito, R. K., INAMI, K. Monitoring of Radioactive Cesium in Wild Boars Captured Inside the Difficult-To-Return Zone in Fukushima Prefecture Over a Five-Year Period,. *Scientific Reports* (2021). <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1181824/v1>.
 - 17) 町田龍一郎. 日本産直翅類標準図鑑. 学研教育出版, 2016.
 - 18) 岸田泰則. 日本産蛾類標準図鑑 I・II. 学研教育出版, 2011.
 - 19) Sato, T. T., Fukushima, K., Oda, T., Ohte, N., Tokuchi, N., Watanabe, K., Kanaiwa, M., Murakami, I., Lafferty, K. D. Nematomorph parasites indirectly alter the food web and ecosystem function of streams through behavioural manipulation of their cricket hosts. *Ecology Letters* 15, 786-793 (2012).
 - 20) Sakai, M., Tsuji, H., Ishii, Y., Ozaki, H., Takechi, S., Jo, J., Tamaoki, M., Hayashi, S., Gomi, T. Untangling radiocesium dynamics of forest-stream ecosystems: A review of Fukushima studies in the decade after the accident, *Environmental Pollution*, 288, 117744 (2021). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117744>.

(奥付)

・助成事業者紹介

氏名：中里 亮治

2019 年 3 月までの所属：茨城大学広域水圏環境科学教育研究センター

副センター長

2020 年 4 月以降の所属：茨城大学地球・地域環境共創機構流域圏環境部門

水圏環境フィールドステーション

流域圏環境部門長 准教授 博士（理学）

主な著書： ユスリカの世界（培風館，平成 13 年）

図説日本のユスリカ（文一出版，平成 22 年）

シリーズ 現代の生態学 9 巻 淡水生態学のフロンティア
（共立出版，平成 24 年）

・共同研究者

氏名：岩瀬 広

所属：高エネルギー加速器研究機構 放射線科学センター 准教授 博士（工学）