

令和 6 年度
海洋生態系の放射性物質挙動調査事業
報告書

令和 7 年 3 月

国立研究開発法人
水産研究・教育機構

令和 6 年度海洋生態系の放射性物質挙動調査事業報告書

目 次

はじめに	1
成果の詳細	
1 海洋生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
1-1 海産生物における放射性セシウムの動態把握	3
1-2 水産物におけるストロンチウム-90 とトリチウムの濃度の把握	18
1-3 東電福島第一原発専用港湾内の魚類に関する研究	25
2 内水面生態系における放射性物質の移行過程及び動態の把握	
2-1 内水面魚類における放射性物質濃度推移傾向の把握 及び内水面生態系における放射性物質の挙動解明	31
2-2 福島県富岡川における放射性物質の挙動に関する調査	67
3 福島県水産業の復興及び再生のための総合研究	
3-1 福島県水産物の販売戦略構築のための素材評価	75
3-2 福島県水産物の加工品評価と消費者調査	83

はじめに

2011 年3月11日の東日本大震災に伴う東京電力（株）福島第一原子力発電所（以下「東電福島第一原発」という。）の事故により、環境へ大量の放射性物質が放出され、福島県やその近接水域の水生生物及びその生息環境が汚染された。事故直後、福島県の漁業は操業の自粛を余儀なくされたが、2012年6月には福島県の漁業再開に向けた基礎情報を得るため、小規模な操業および販売を試験的に行う「試験操業」が開始された。試験操業は2021年3月末で終了となり、2021年4月から本格操業への移行期間となっている。水揚量は2012年には震災前2010年の0.5%となったものの、徐々に増加して、2024年には震災前2010年の25.6%まで回復した。

事故以降、現在までのモニタリング調査により、海水中の放射性セシウム濃度が低下し、多くの水生生物の汚染が低減していることが把握された。その一方で、海産生物では放射性セシウム濃度の高い個体の出現が散発的に見られ、その原因の解明を進める必要があり、生態系における放射性セシウムの動態や食物連鎖を通じた放射性セシウムの移行過程を把握することが重要な課題となっている。

本報告書は、令和6年度に実施された「海洋および内水面における放射性物質の挙動に関する研究」、そして「震災後の資源状態および漁業の動向に適応した福島県漁業再開のための研究」についてまとめたものである。水生生物やその餌生物、生息環境中の放射性セシウム濃度や炭素・窒素安定同位体比等のデータを取得し、水圏生態系内における放射性セシウムの動態（それぞれの生物に含まれる放射性セシウムの濃度がどのような時空間変動を示し、また相互の関係はどうなっているか、など）を明らかにし、現状の把握と今後の見通しを示すことに貢献する。

また、海洋においては2023年8月に開始されたALPS処理水の海洋放出に伴うトリチウムに対する関心も依然として高く、日本産水産物の輸入に関して厳しい規制を継続している国もある。これは、現在の水産物汚染の状況やALPS処理水の海洋放出に関する情報が国内外の消費者に十分理解されていないことを示している。国内外消費者の水産物に対する不安の払拭や風評被害の抑制のためにも、水生生物中の放射性物質濃度の現状把握とモニタリングを継続し、食物連鎖を通じた放射性物質の水圏生態系における挙動を把握していくこと、また得られた科学的成果を丁寧に情報発信していく必要がある。

This page is intentionally blank.

1. 海洋生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
課題番号 1-1	課題名：海産生物における放射性セシウムの動態把握
研究機関・研究グループ名	水産資源研究所 水産資源研究センター 海洋環境部 放射能調査グループ ¹ 暖流第1グループ ² 寒流第2グループ ³ 海洋環境部主任研究員 ⁴ 底魚資源部 底魚第2グループ ⁵ 底魚資源部副部長 ⁶ 水産技術研究所 水産工学部 水産基盤グループ ⁷
担当者職名・担当者名	主任研究員・重信裕弥 ¹ 、主幹研究員・森田貴己 ¹ 、主任研究員・安倍大介 ² 、主任研究員・岡崎雄二 ³ 、主任研究員・笥 茂穂 ³ 、主幹研究員・田所和明 ³ 、主任研究員・栗田 豊 ⁴ 、主任研究員・富樫博幸 ⁵ 、研究員・時岡 俊 ⁵ 、研究等支援職員・櫻井慎大 ⁵ 、副部長・成松庸二 ⁶ 、主任研究員・古市 尚基 ⁷

1. 研究内容及び方法

(1) 福島県沿岸域における海水中の溶存態放射性セシウム（Cs-134 及び Cs-137）濃度を把握する目的で、2024 年 3 月と 9 月に極沿岸の 16 地点において採水を実施した。また、より詳細な経時変化を把握する目的で、いわき市小名浜地先から揚水した海水を週一回の頻度で採水した（図 1）。海水試料は 0.45 μm のカートリッジフィルターで濾過し、リンモリブデン酸アンモニウム共沈法により濃縮して溶存態放射性セシウムを測定した。本年度は 2024 年 3 月から 10 月までの間に採水した海水試料の測定結果について報告する。なお、これらの福島県沿岸域における海水の放射性セシウム濃度を把握する調査は、福島県水産海洋研究センターとの共同研究として実施している。

底魚類の Cs-137 濃度に影響を及ぼす可能性が考えられる海底堆積物中の間隙水に含まれる Cs-137 濃度を明らかにする目的で、仙台湾の E4 と福島県沖の SOU080、FDN070、HRN100、HRN180 で採取した海底堆積物（0-5 cm 層）に含まれる間隙水中の溶存態 Cs-137 を測定した（図 1）。また、福島県周辺海域の比較対象として、相模湾（35° 10.9' N、139° 32.1' E、水深 227 m）、常磐沖（36° 16.9' N、140° 53.7' E、水深 211 m）、対馬海峡西（33° 29.8' N、128° 19.2' E、水深 138 m）で採水した間隙水についても溶存態 Cs-137 を測定した。間隙水は海底堆積物からブフナー漏斗と濾紙を用いて回収した後、0.45 μm のカートリッジフィルターで濾過し、リンモリブデン酸アンモニウム共沈法により濃縮して Cs-137 を測定した。なお、海底堆積物は間隙水を採水する前にその一部を分析用として取り分け、 $\delta^{13}\text{C}$ 、Cs-137、強熱減量の測定を行い、間隙水の Cs-137 濃度との関連性を調べた。

(2) 仙台湾と福島県沖に生息する海産生物について、放射性セシウムの濃度水準とその推移を明らかにする目的で、機構所属の調査船蒼鷹丸と若鷹丸、及び漁船を用いた役務による海産生物調査を実施した。上述の調査で放射性セシウムの測定に十分な量を確保することが困難な一部の魚

種は市場から購入した。本年度の調査は、仙台湾の水深 30–120 m 域 (E4 を含む)、福島県沖の相馬沖水深 80 m 域 (SOU080)、東京電力福島第一原子力発電所 (以後、東電福島第一原発) 沖水深 50 m 以浅 (FDN050)、東電福島第一原発沖水深 70 m 域 (FDN070)、東電福島第一原発沖水深 180 m 域 (FDN180)、広野沖水深 50 m 以浅 (HRN050)、広野沖水深 100 m 域 (HRN100)、広野沖水深 180 m 域 (HRN180)、江名沖水深 100 m 域 (ENA100) の調査海域において、釣り、ソリネット (目合い 0.33 mm)、ORI ネット (目合い 0.33 mm)、ドレッジ、及び底びき網を用いて実施した (図 1)。採取した海産生物は種または大まかな分類群を同定し、筋肉または体全体から調製した生試料または真空凍結乾燥処理を行った乾燥試料について放射性セシウムを測定した。プランクトン試料は目合い 2 mm のふるいを用いて 2 mm 未満と 2 mm 以上の試料とに分けて回収し、大まかな分類群組成を分析するために一部の試料を取り分けた後、残りの試料から乾燥試料を調製して放射性セシウムを測定した。なお、本年度仙台湾で採取した魚類試料については、放射性セシウム濃度の低下に伴いすべての試料で真空凍結乾燥処理が必要になったことと、検出下限値を下げるための測定時間を十分確保することが困難であったため、本年度は測定試料の調製までを行い、次年度に測定と報告を行うこととした。

(3) 2023 年から 2024 年にかけて、仙台湾と福島県沖で採取した一部の餌生物試料について、令和 5 年度と同様の灰化試料を用いたリーチング実験を実施した (Tessier *et al.*, 1979, 水産研究・教育機構, 2024)。海洋生態系における Cs-137 の挙動を考察するうえで重要となる餌生物における湿重量あたりの Cs-137 濃度 (Bq/kg-wet) は、最も高く見積もった場合の餌生物 Cs-137 濃度 (C_{MAX}) と、最も低く見積もった場合の餌生物 Cs-137 濃度 (C_{MIN}) をそれぞれ以下の式で求め、Cs-137 濃度範囲として示した。また、実験前の灰化試料測定結果から求めた総 Cs-137 量と、実験後に得られた抽出液試料 (生物が利用可能な状態の Cs-137 が含まれる) 及び残渣試料 (生物が利用できない状態の Cs-137 が含まれる) の測定結果から求めた各 Cs-137 量に基づき、実験による Cs-137 の回収率を求めた。回収率を求める際は灰化試料、抽出液試料、残渣試料、それぞれの測定誤差を考慮して回収率の最大値と最小値を求め、その幅が 100% をカバーしていればリーチング実験は成功と判断した。同様に、総 Cs-137 量に対する抽出液試料と残渣試料に含まれる Cs-137 量の割合についても最大値と最小値を求め範囲で示した。

(式)

$$C_{MAX} = \frac{1000 \times \text{灰化試料中に含まれる生物が利用可能な状態のCs-137量 (Bq)}}{\text{灰化試料調製に用いた餌生物試料の湿重量 (g)} - \text{残渣乾燥重量 (g)}}$$

$$C_{MIN} = \frac{1000 \times \text{灰化試料中に含まれる生物が利用可能な状態のCs-137量 (Bq)}}{\text{灰化試料調製に用いた餌生物試料の湿重量 (g)}}$$

(4) 現在の福島県周辺海域に生息する底魚類の Cs-137 濃度に間隙水が及ぼす影響を調べる目的で、Kurita *et al.*, (2015) の解析手法を参考に、Cs-137 の取り込み経路の一つに間隙水を想定

したヒラメ Cs-137 濃度の推移についてシミュレーション解析を行った。令和 5 年度に本課題で実施したシミュレーション解析では、ヒラメの摂餌率や海水からの取り込み係数、生物学的半減期といった各係数を一定の数値に設定して行った（水産研究・教育機構，2024）。しかし、これらの数値はヒラメのサイズによって変わる可能性が指摘されていることから、本年度はヒラメの安定 Cs 濃度と全長との関係式に基づき（Kurita *et al.*，2024）、2015 年から 2023 年の間に採取した震災後生まれのヒラメにおける Cs-137 濃度を全長 510 mm に標準化し、シミュレーション解析結果との比較に用いた。各係数は、ヒラメが間隙水及び底層海水から 1 日に摂取する Cs-137 量を海水の Cs-137 濃度 (Bq/L) の 0.11 倍（Tateda *et al.*，2013）、餌から 1 日に摂取する Cs-137 量を餌の Cs-137 濃度 (Bq/kg-wet) の 0.0148 倍（日間摂餌量：0.0247 kg、吸収率 0.6）、生物学的半減期を 101 日とした。

解析には、2018 年から 2024 年にかけて仙台湾と福島県沖で採取した餌生物（マイワシ及びカタクチイワシの筋肉部位）と間隙水（仙台湾：E4、福島県沖：FDN070）の測定データ及び底層海水の公表データを用いた。底層海水は原子力規制委員会ホームページ、福島県・宮城県・茨城県周辺の海水のモニタリング (<https://radioactivity.nra.go.jp/ja/results>) に公表されている、2012 年から 2023 年に仙台湾から福島県沖の水深 15-235 m に位置する 55 調査地点で採水された底層海水の Cs-137 測定データのうち、10 地点（T-MG1、T-MG4、T-MG5、T-MG6、T-MA、T-B1、T-B2、T-B3、T-B4、T-5）のデータを抽出して用いた。これら 10 地点は、55 調査地点の底層海水 Cs-137 測定データを対象とし、R の superheat パッケージ（R Core Team，2024）によるクラスター解析を行った結果、同じクラスターに分けられた 10 地点であり、間隙水を採取した E4 及び FDN070 を含む海域である（図 2）。

シミュレーション解析に用いる餌生物の Cs-137 濃度推移は、仙台湾と福島県沖のデータを一つにまとめて、プロットデータ信頼区間の上限 95% と下限 95% から近似式を求めた。間隙水の濃度推移は「測定値＋測定誤差」と「測定値－測定誤差」について、それぞれ海域別に近似式を求めた。底層海水の濃度推移は、10 地点のプロットデータ信頼区間の上限 95% と下限 95% について、それぞれ近似式を求めた。

2. 令和 6 年度進捗状況・成果

(1) 福島県北部の新地から南部の勿来までの極沿岸 16 地点で採水した海水 32 試料の溶存態 Cs-137 濃度 (mBq/L) は 2.5-14 mBq/L、小名浜地先で採水した海水 31 試料の溶存態 Cs-137 濃度は 2.5-8.9 mBq/L の範囲であった。Cs-134 は全ての検体で検出下限値未満 (<1.7 mBq/L) であった（図 3）。2024 年に測定した海水の濃度範囲は、2021 年以降に同地点で採取した海水の変動幅と比較して同等の水準で推移している一方、より沖合で採取した海水（T-5: 福島第一原発沖約 15 km 地点）と比較すると、やや高い濃度水準であった（原子力規制委員会ホームページ、福島県・宮城県・茨城県周辺の海水モニタリング <https://radioactivity.nra.go.jp/cont/ja/results>）。

2018 年から 2024 年にかけて仙台湾と福島県沖で採水した間隙水（0-5 cm 層）における溶存態 Cs-137 濃度の推移を図 4 に示す。2024 年に調査を実施した 5 地点（E4、SOU080、FDN070、HRN100、HRN180）における間隙水 Cs-137 濃度 (mBq/L) ± 測定誤差は、E4 で 7.04 ± 0.560 、SOU080 で 10.0 ± 1.06 、FDN070 で 14.1 ± 1.31 、HRN100 で 7.10 ± 0.716 、HRN180 で 14.6 ± 1.06 となり、2023 年の測定結果と比較すると、全地点で Cs-137 濃度が低下していた。また、福島県周辺海

域の比較対象として選定した 3 地点における間隙水 Cs-137 濃度 (mBq/L) \pm 測定誤差は、相模湾で 4.38 ± 0.847 、常磐沖で 6.51 ± 1.01 、対馬海峡西で 4.53 ± 1.71 であった。HRN100 の間隙水 Cs-137 濃度は、仙台湾の E4 や常磐沖と同水準であった。また、その他の福島県沖 3 地点の間隙水 Cs-137 濃度は、相模湾や対馬海峡西と比較すると、およそ 2 から 4 倍程度の濃度水準であった。

間隙水の Cs-137 濃度と、間隙水を採水した海底堆積物の $\delta^{13}\text{C}$ 、Cs-137 濃度、強熱減量、の関係を図 5 に示す。海底堆積物を採取した地点における陸域からの寄与を評価する目的で比較した $\delta^{13}\text{C}$ については、 -23‰ から -20‰ の範囲に収まっていた (図 5a)。一般的に海底堆積物中における陸域由来の $\delta^{13}\text{C}$ は -27‰ 程度と言われており、本調査で間隙水を採取した地点は陸域からの影響はほぼ認められない地点であることが示された (和田 1986, 佐藤ら 2013, 杉崎ら 2013)。

間隙水と海底堆積物の Cs-137 濃度については、有意な正の相関関係が認められた (図 5b スピアマンの順位相関係数検定：危険率 5%、同順位補正相関係数 $r_s = 2.62$)。次に間隙水の Cs-137 濃度と強熱減量との関係について、調査地点ごとに色分けして 2021 年から 2024 年 (常磐沖と相模湾は 2023 年及び 2024 年のみ) のデータを比較した (図 5c)。その結果、各調査地点における強熱減量のばらつきは概ね 2%程度に収まっており、毎年各地点内ではほぼ同じ性状の海底堆積物から間隙水を採取していることが示された。また、FDN070 では強熱減量の値は大きな変動をしていないが、間隙水の Cs-137 濃度は大きく異なっていた。これらの結果から、間隙水の Cs-137 濃度は海底堆積物の強熱減量よりも、採取した地点の汚染履歴に影響を受けていることが示唆された。

(2) 福島県沖で採取した海産魚類筋肉部位における Cs-137 濃度の算術平均 (Bq/kg-wet) \pm 標準偏差 (検出下限値未満の検体を除く) は、底魚類で 0.492 ± 0.231 ($n = 144$)、浮魚 5 種 (マアジ、マイワシ、カタクチイワシ、マサバ、ゴマサバ) で 0.265 ± 0.107 ($n = 14$)、その他の魚類 (ブリ、マトウダイ、マダイなど) で 0.425 ± 0.181 ($n = 22$) であった (図 6)。さらに、福島県沖の FDN050、FDN070、HRN050、HRN100 で採取した底魚筋肉部位における Cs-137 濃度の算術平均 (Bq/kg-wet) \pm 標準偏差 (検出下限値未満の検体を除く) を比較すると、FDN050 で 0.600 ± 0.224 ($n = 47$)、FDN070 で 0.424 ± 0.179 ($n = 16$)、HRN050 で 0.620 ± 0.261 ($n = 26$)、HRN100 で 0.343 ± 0.0975 ($n = 11$) であった。また、2024 年に福島県沖で採取したヒラメ筋肉部位における Cs-137 濃度の算術平均 (Bq/kg-wet) \pm 標準偏差は 0.457 ± 0.191 ($n = 56$) であった。令和 6 年度の調査で採取した海産魚類の筋肉部位試料で最も Cs-137 濃度が高い検体は、2024 年 6 月 29 日に HRN050 で採取したカナガシラの 1.60 Bq/kg-wet で、半減期の短い Cs-134 については全検体で検出下限値未満 (検出下限値の範囲： $0.0584\text{--}1.15 \text{ Bq/kg-wet}$) であった。

仙台湾と福島県沖で採取したベントスにおける Cs-137 濃度の推移を図 7 に示す。ベントスの Cs-137 濃度はここ数年大きな変動は認められず、捕食者である底魚類の Cs-137 濃度 (2024 年の福島県沖底魚類： $0.492 \pm 0.181 \text{ Bq/kg-wet}$) と同等か、それよりも高い水準で推移している。

仙台湾と福島県沖で採取した浮魚類とプランクトンにおける Cs-137 濃度の推移を図 8 に示す。プランクトンの Cs-137 濃度もベントス同様にばらつきが大きく、浮魚類に対して同等かそれ以上の濃度水準で推移していた。仙台湾の E4 と福島県沖の FDN070 及び SOU080 において採取したプランクトン試料の大まかな分類群組成 (湿重量) を比較すると、昨年度の傾向 (水産研究・教育機構, 2024) と同様に 2 mm 未満のサイズではカイアシ類が卓越しており、2mm 以上のサイズではク

ラゲ類やヤムシ類が卓越する傾向が認められたが、分類群組成と Cs-137 濃度との間に関係性は認められなかった（図 9）。

東電福島第一原発の事故前に行われた海産生物の放射能調査では、捕食魚の Cs-137 濃度は餌生物の数倍程度になると報告されている（Kasamatsu & Ishikawa, 1997）。一方、本調査で測定したベントス及びプランクトン試料の Cs-137 濃度は、海洋生態系における Cs-137 の挙動を考慮するとやや高い濃度水準であり、海底堆積物に由来する懸濁態等が混入して過大評価となっている可能性が考えられた。

(3) ベントス及びプランクトン灰化試料のリーチング実験結果を表 1 に示す。灰化試料の総 Cs-137 量に対する実験による Cs-137 回収率の範囲は、SOU080 で 2023 年 7 月 4 日に採取したプランクトン試料（2 mm 未満）の検体で 128-194%となったため、実験失敗と判断した。要因としては、実験中のコンタミネーションや、著しく濃度の異なる粒子等が混入して試料中の放射能分布が不均一となったことなどにより、正確に Cs-137 濃度を測定・計算できなかった可能性が考えられる（吉田ら, 2016）。

ベントス試料のテッポウエビとキシエビの 2 検体では、総 Cs-137 量に対する生物が利用可能な状態の Cs-137 量の割合はそれぞれ 25.9-51.1%と 16.3-35.9%の範囲であった。湿重量あたりの Cs-137 濃度範囲はテッポウエビで 0.0972-0.165 Bq/kg-wet、キシエビで 0.0633-0.134 Bq/kg-wet となり、捕食者である底魚類の Cs-137 濃度（2024 年の福島県沖底魚類：0.492 ± 0.181 Bq/kg-wet）と比較して低い水準であった。実験成功と判断したプランクトン試料の 8 検体では、総 Cs-137 量に対する生物が利用可能な状態の Cs-137 量の割合が 9.77-37.5%の範囲であった。図 10 に仙台湾、図 11 に福島県沖でリーチング実験の対象としたプランクトン試料における実験前後の Cs-137 濃度比較を示す。どちらの海域においても、リーチング実験後はプランクトン試料の Cs-137 濃度が浮魚類と同等かそれ以下の濃度水準となっていた。これらの結果から、現在の福島県周辺海域では海洋生態系における餌生物と捕食魚との Cs-137 濃度関係が、東電福島第一原発事故前の状態に戻りつつあることが示唆された。

また、本年度は 2024 年 7 月 4 日に E4 で採取したプランクトン試料（2 mm 未満）と、2024 年 7 月 2 日に FDN070 で採取したプランクトン試料（2 mm 未満）について、それぞれ分割して複数の灰化試料を調製してリーチング実験を実施している。その結果。同日、同地点で採取した試料にも関わらず、抽出液に含まれる Cs-137 量から求めた餌生物としての Cs-137 濃度範囲には数倍程度の違いが認められた（表 1）。この結果は、プランクトン試料における濃度のばらつきには、混入したシルトなどの無機態粒子に吸着した Cs-137 の他に、粒子状有機物（POM）に吸着した Cs-137 も影響を及ぼしている可能性を示唆している。

(4) 底層海水（上限 95%）と餌生物（上限 95%）からの取り込みを想定したシミュレーション解析の結果、仙台湾と福島県沖のどちらの海域においても、シミュレートされた濃度推移を上回るヒラメの実測値が多数存在した（図 12）。このことから、底層海水からの取り込みだけではヒラメの実測値を説明できないことが示された。次に最も高い濃度で推移した間隙水（測定値+測定誤差）と餌生物（上限 95%）からの取り込みを想定したシミュレーションと、最も低い濃度で推移した底層海水（下限 95%）と餌生物（下限 95%）からの取り込みを想定したシミュレーション解

析の結果を図 13 に示す。シミュレートされた濃度推移はヒラメ実測値を概ねカバーしており、2 つの濃度推移の間にプロットされるヒラメ実測値については、間隙水と底層海水の両方から Cs-137 を取り込んでいることが示唆された。

3. 今後の課題

本年度の調査結果から、福島県周辺海域では海産魚類の Cs-137 濃度は 0.5 Bq/kg-wet 前後の水準で推移していることを確認した。この濃度水準は東電福島第一原発の事故前と比較するとまだ若干高い濃度水準であり、今後も同海域での海産生物調査を継続して放射性セシウム濃度の推移を把握する必要がある。

餌生物の灰化試料を用いたリーチング実験結果からは、現在の福島県周辺海域では餌生物と捕食魚の Cs-137 濃度比が数倍程度になり、海洋生態系における Cs-137 の挙動が事故前と同じ状態になりつつあることが示された。一方で、分析に用いた餌生物試料の数はまだ少なく、本年度は混入した POM がプランクトン試料の Cs-137 濃度に影響を及している可能性が新たに示された。次年度も調査船調査で餌生物試料を重点的に採取して灰化リーチング実験を行い、データを拡充する必要がある。

間隙水の測定データを活用したヒラメのシミュレーション解析では、全長 510 mm で標準化した Cs-137 の測定値に対して、間隙水からの取り込みを考慮するとヒラメの濃度推移をよく再現できることを示した。一方で、実際の海洋環境中において底魚類が間隙水のみを飲水していることは考えにくいことから、今回の解析に用いた間隙水や底層海水、餌生物の他に、取り込み経路が存在する可能性も考えられる。次年度は東電福島第一原発沖水深 50 m 以浅の海域についても底層環境の調査を実施して、底魚類の Cs-137 濃度に影響を及ぼす要因について検討する必要がある。

引用文献

- Kasamatsu F. & Ishikawa Y. (1997) Natural variation of radionuclide ¹³⁷Cs concentration in marine organisms with special reference to the effect of food habits and trophic level. Mar. Ecol. Prog. Ser., 160: 109-120.
- Kurita Y., Shigenobu Y., Sakuma T. & Ito S. (2015) Chapter 11, Radiocesium contamination histories of Japanese flounder (*Paralichthys olivaceus*) after the 2011 Fukushima nuclear power plant accident. Impacts of Fukushima nuclear accident to the fish and fishing grounds. (Nakata K., Sugisaki H. eds.) Springer, 139-151.
- Kurita Y., Shirai K., Kubota K., Togashi H. & Morita T. (2024) Relationship between stable cesium concentration and body size of Japanese flounder *Paralichthys olivaceus* and the effect of a size-dependent shift in diet. Journal of Fish Biology, 104: 866-877.
- R Core Team. (2024) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- 佐藤 専寿, 杉本 亮, 富永 修 (2013) 安定同位体比及び C/N 比から評価した小浜湾における堆積有機物の起源. 水産海洋研究, 77 (1), p. 1-9.

- 杉崎 宏哉, 児玉 真史, 市川 忠文, 山田 圭子, 和田 英太郎, 渡辺 朝生 (2013) 安定同位体による新食物網解析法—数値の解釈と基礎生産者の同位体比推定記述モデルの検討—。水産技術, 6 (1), p. 57-68.
- 水産研究・教育機構 (2024) 令和5年度海洋生態系の放射性物質挙動調査事業報告書. 1-2: 海産生物における放射性セシウムの動態把握, p. 10-20.
- Tateda Y., Tsumune D., & Tsubono T. (2013) Simulation of radioactive cesium transfer in the southern Fukushima coastal biota using adynamic food chain transfer model. J. Environ. Radioact. 124: 1-12.
- Tessier A., Campbell PGC. & Bisson M. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Anal. Chem., 51: 844-851.
- 和田英太郎 (1986) 生物関連分野における同位体効果—生物界における安定同位体分布の変動。Radioisotopes, 35, 136-146.
- 吉田 充, 西塚 菜穂子, 村上 恵理, 八戸 真弓, 濱松 潮香 (2016) 放射能の不均一分布がゲルマニウム半導体検出器を用いた食品の放射能測定値に及ぼす影響。日本食品化学工学会誌, 63 (3), p. 132-135.

図表

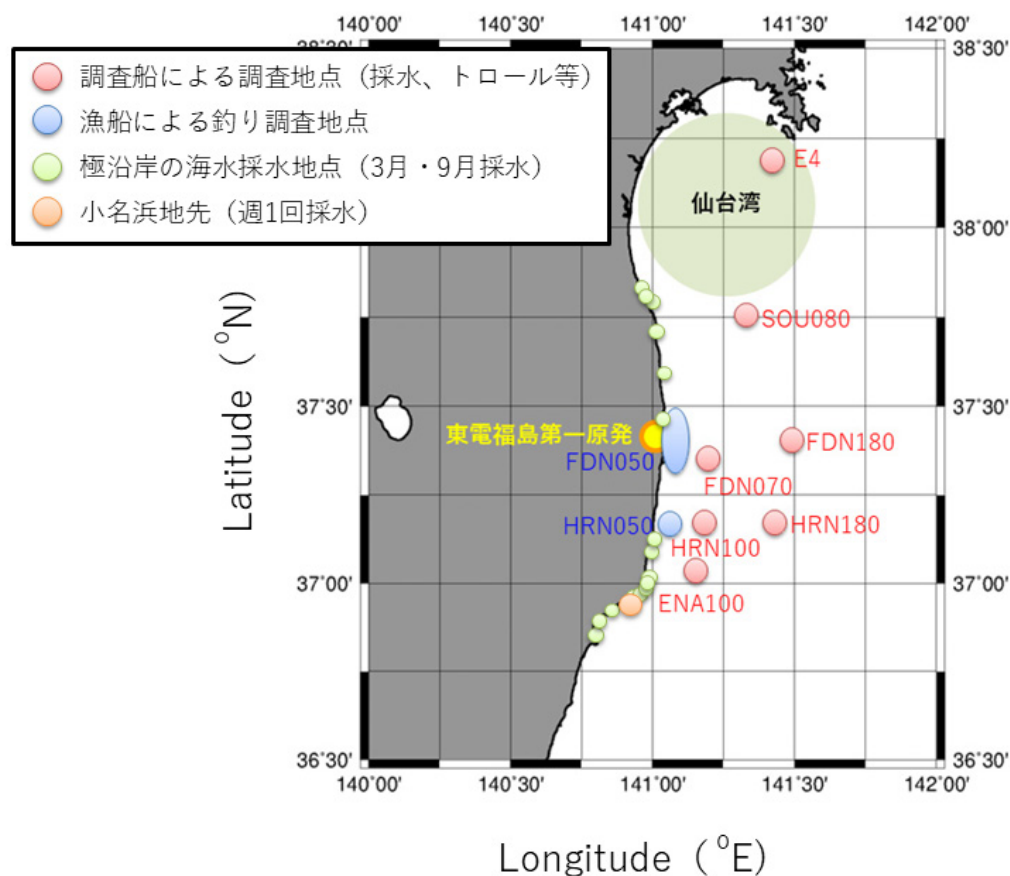


図 1. 2024 年度の福島県周辺調査海域図。仙台湾の海産生物試料は E4 以外の地点でも調査船調査と市場買い付けにより入手した。E4、SOU080、FDN070、HRN100、HRN180 では間隙水を得るための採泥調査も実施した。

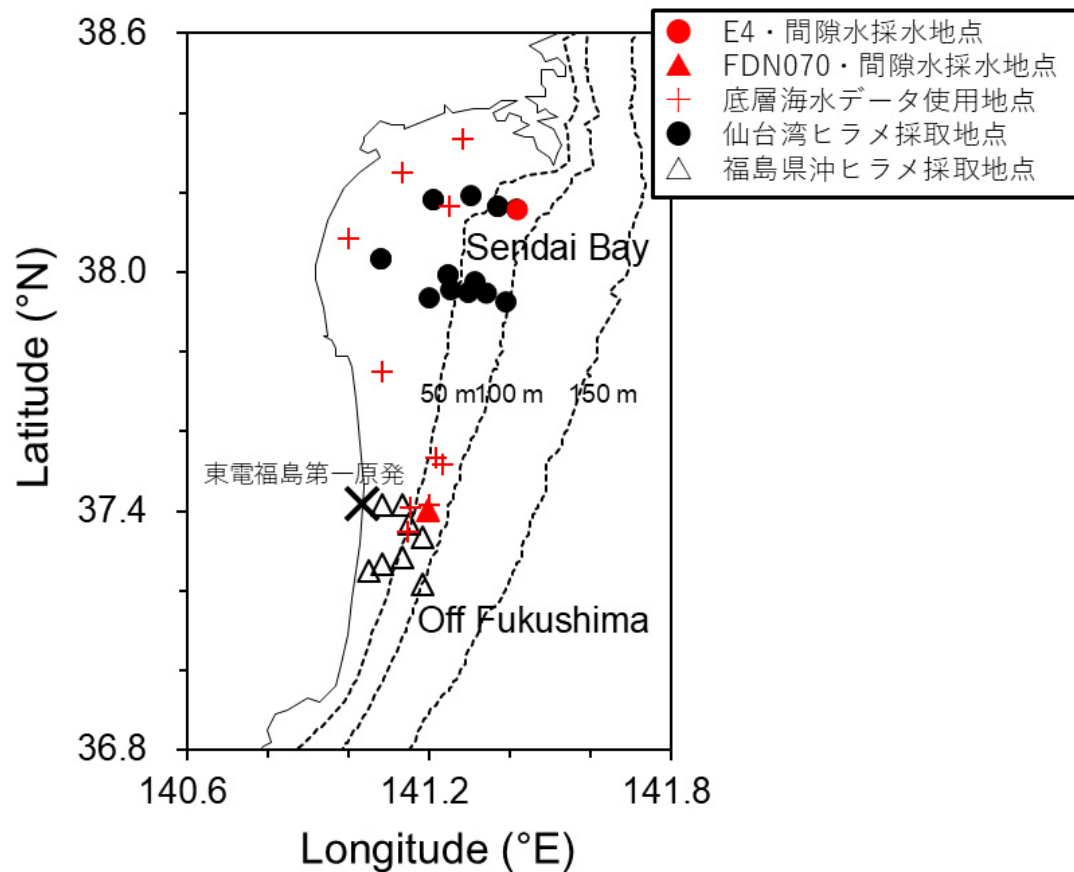


図2. シミュレーション解析に用いた間隙水及びヒラメ試料の採取地点と、原子力規制委員会ホームページから引用した底層海水のデータ使用地点

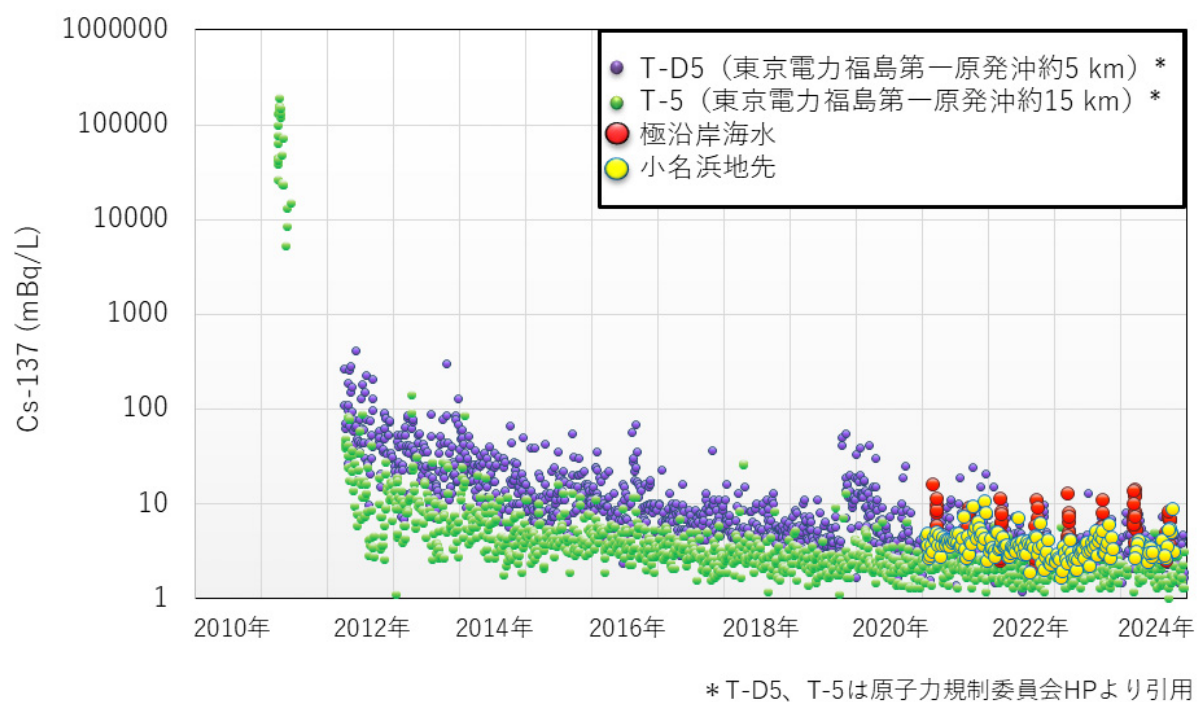
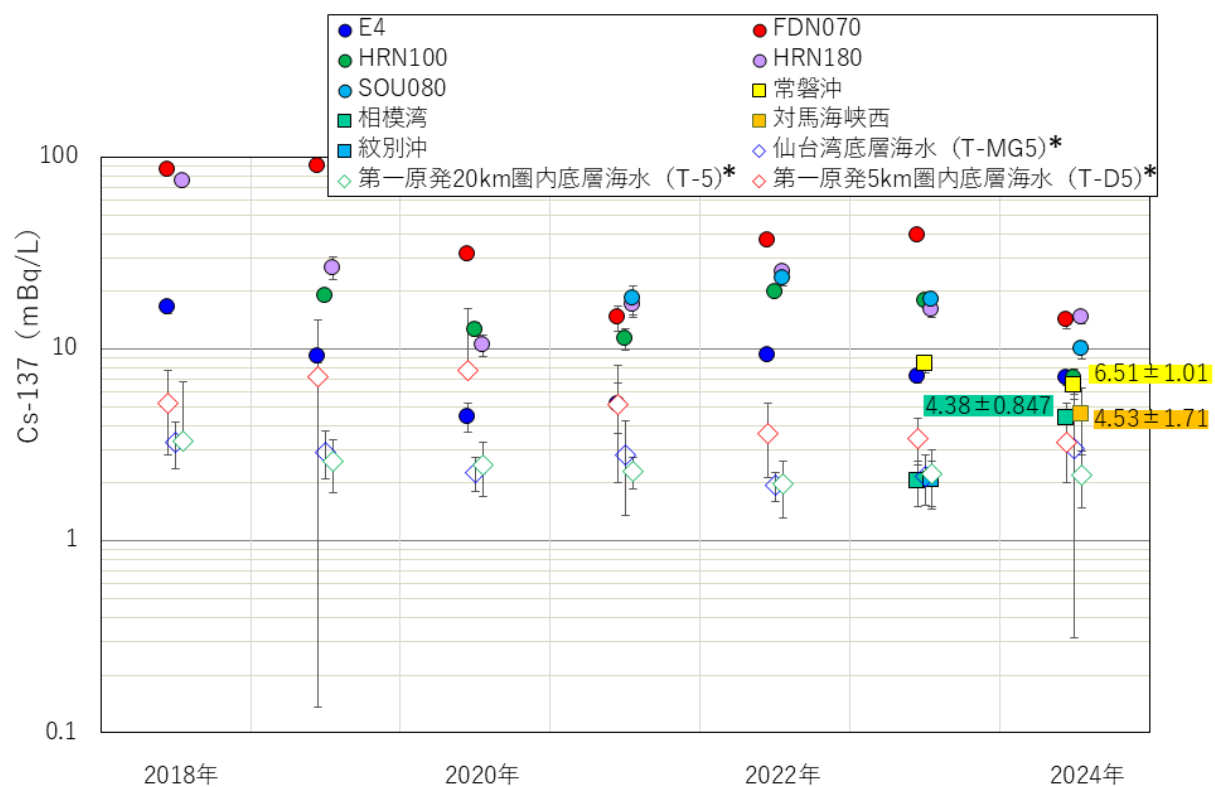


図3. 福島県沿岸域における海水中の溶存態 Cs-137 濃度の推移



* 底層海水のデータは原子力規制委員会HPより引用

図 4. 福島県周辺海域で採取した間隙水と底層海水における溶存態 Cs-137 濃度の推移。間隙水のエラーバーは測定誤差、底層海水（年間平均）のエラーバーは年間の SD を示す。福島県周辺海域の比較対象として 2023 年度は常磐沖、相模湾、紋別沖、2024 年度は常磐沖、相模湾、対馬海峡西でも間隙水を採取した。

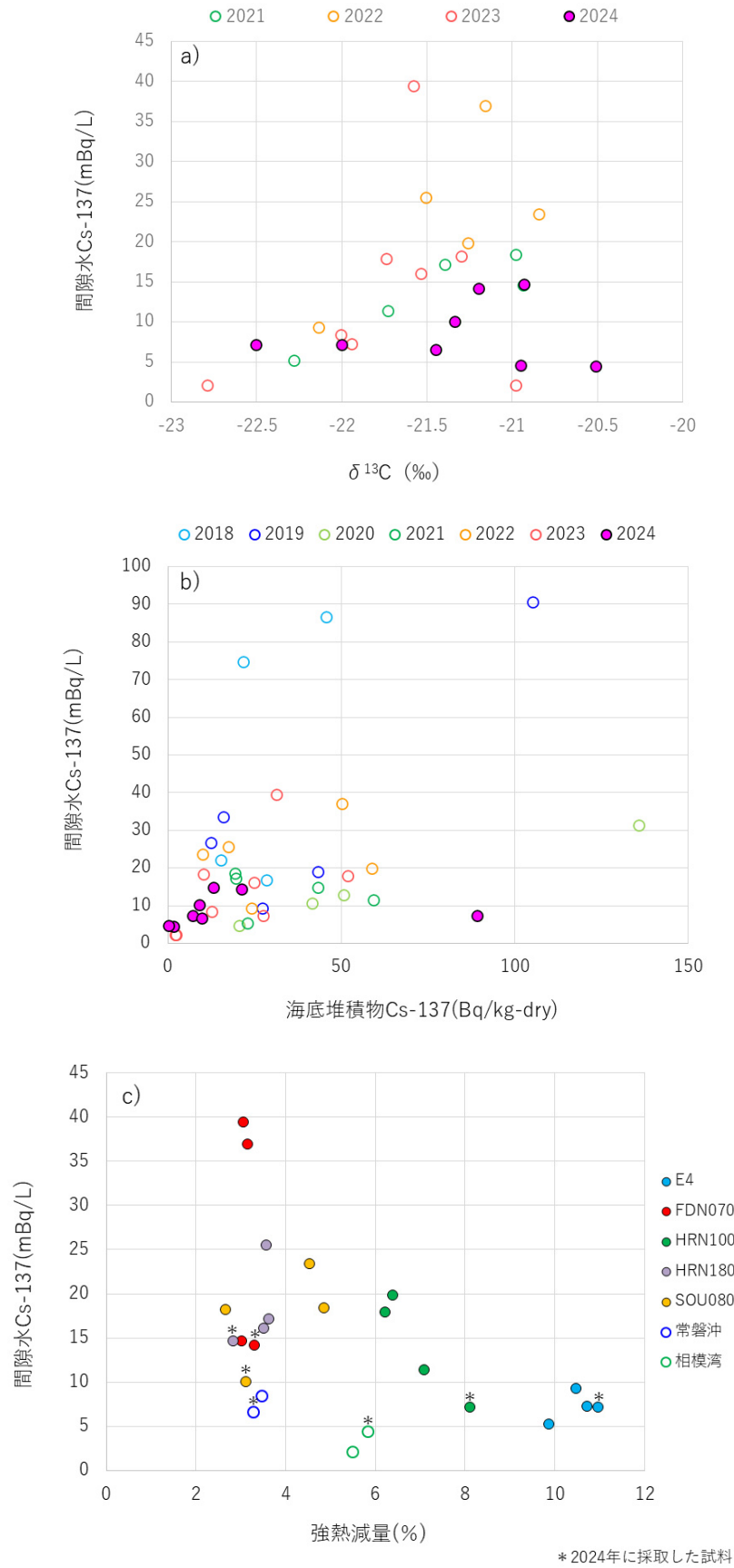


図 5. 間隙水 Cs-137 濃度と海底堆積物の $\delta^{13}\text{C}$ (a)、Cs-137 濃度 (b)、強熱減量 (c) との関係

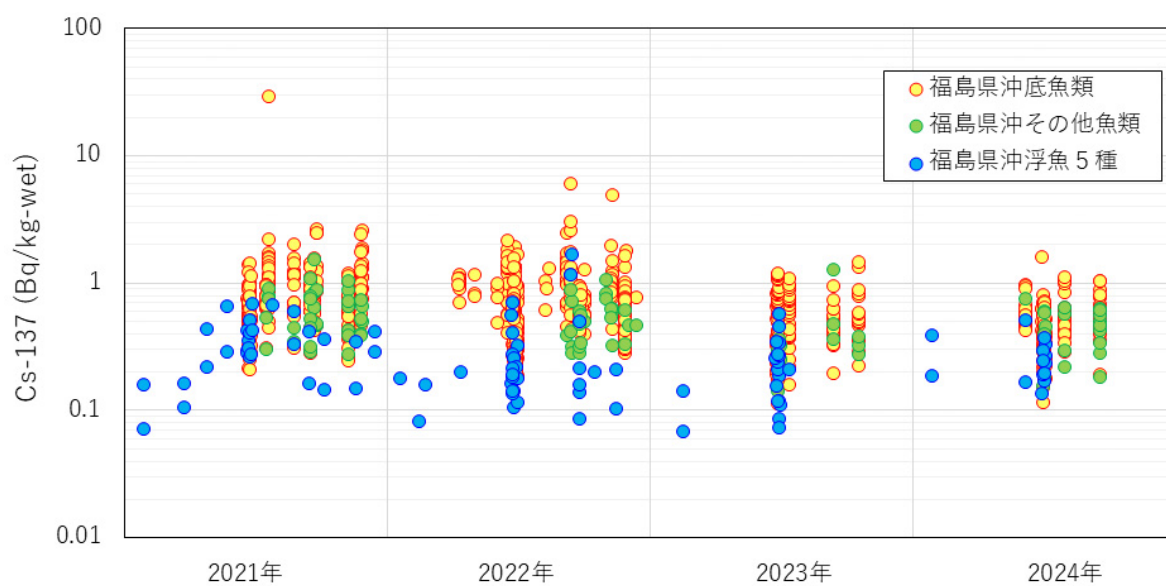


図6. 福島県沖で採取した海産魚類筋肉部位における Cs-137 濃度の推移

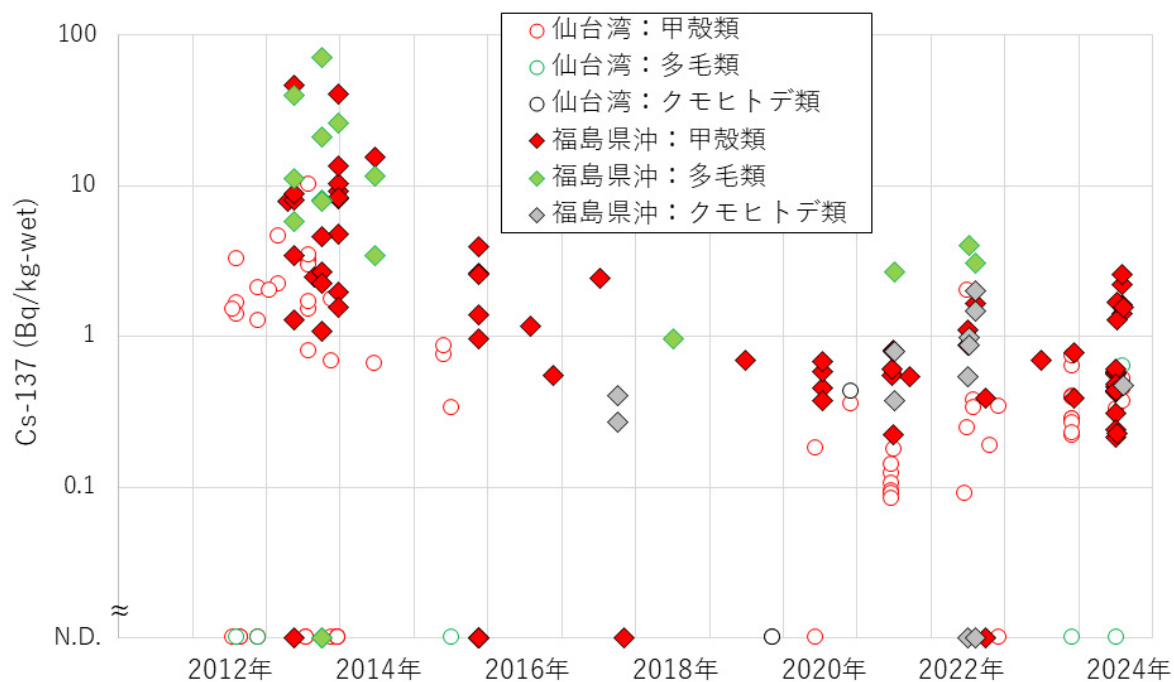


図7. 仙台湾と福島県沖で採取したベントスにおける Cs-137 濃度の推移

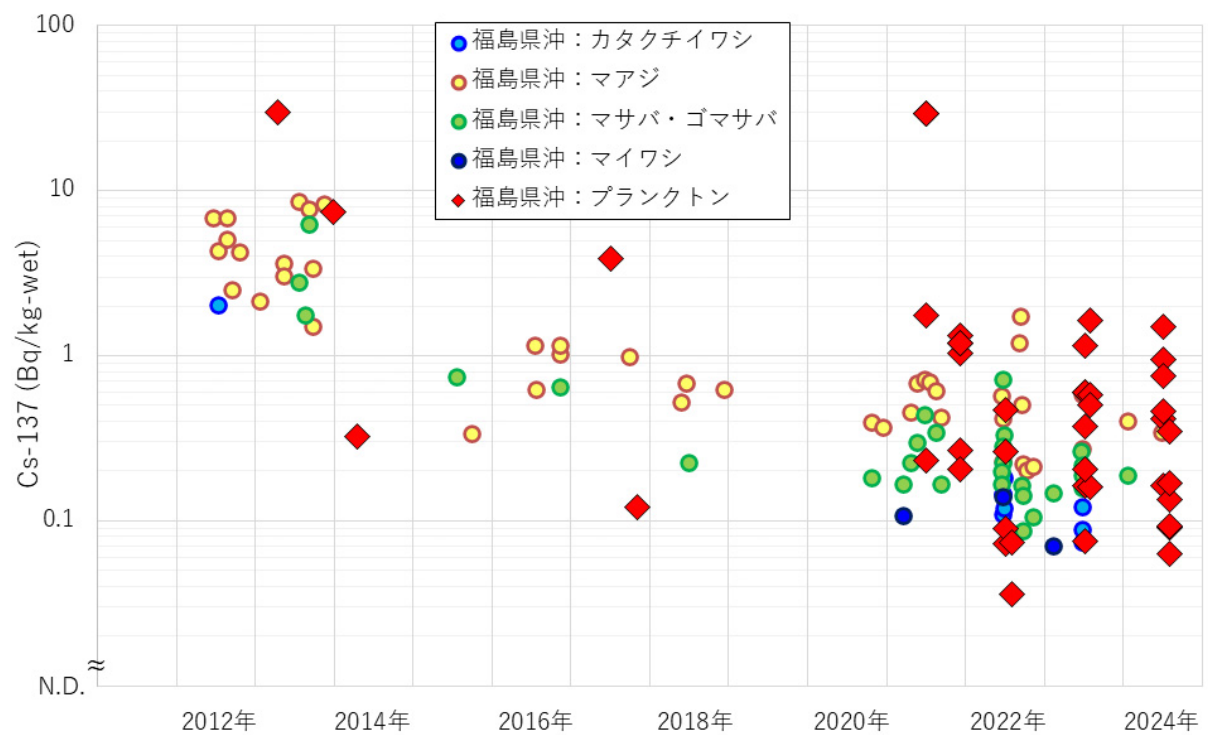
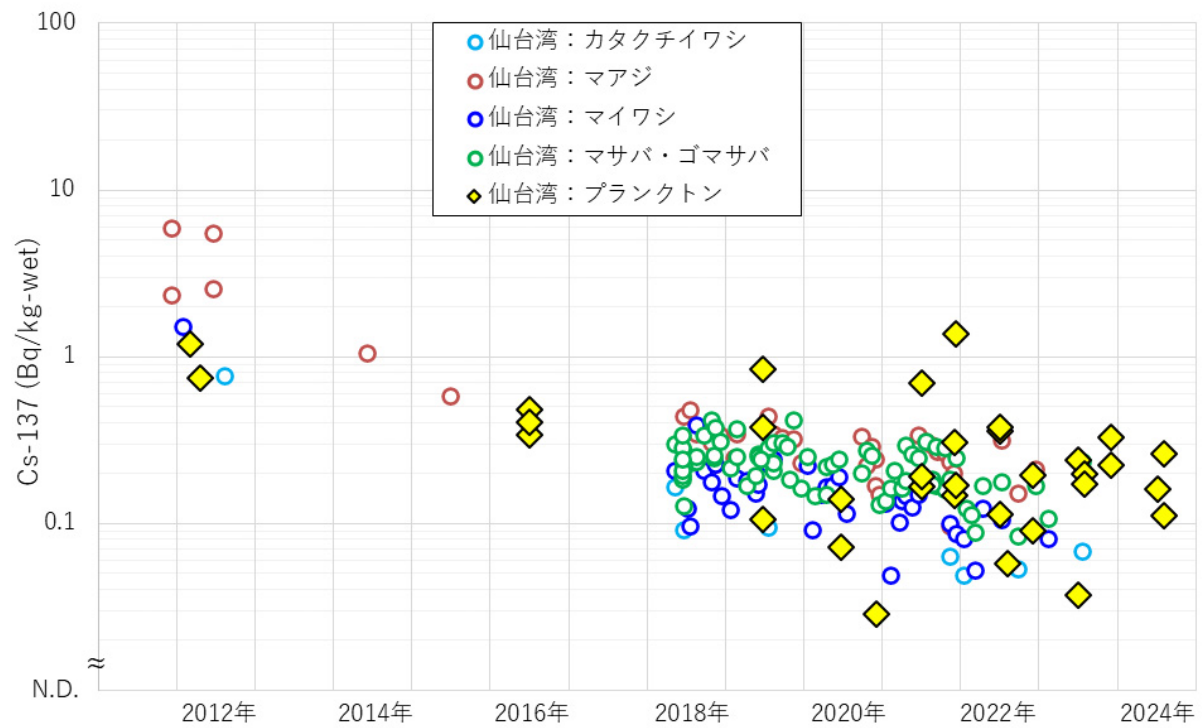


図8. 仙台湾（上）と福島県沖（下）で採取した浮魚類とプランクトンのCs-137濃度推移

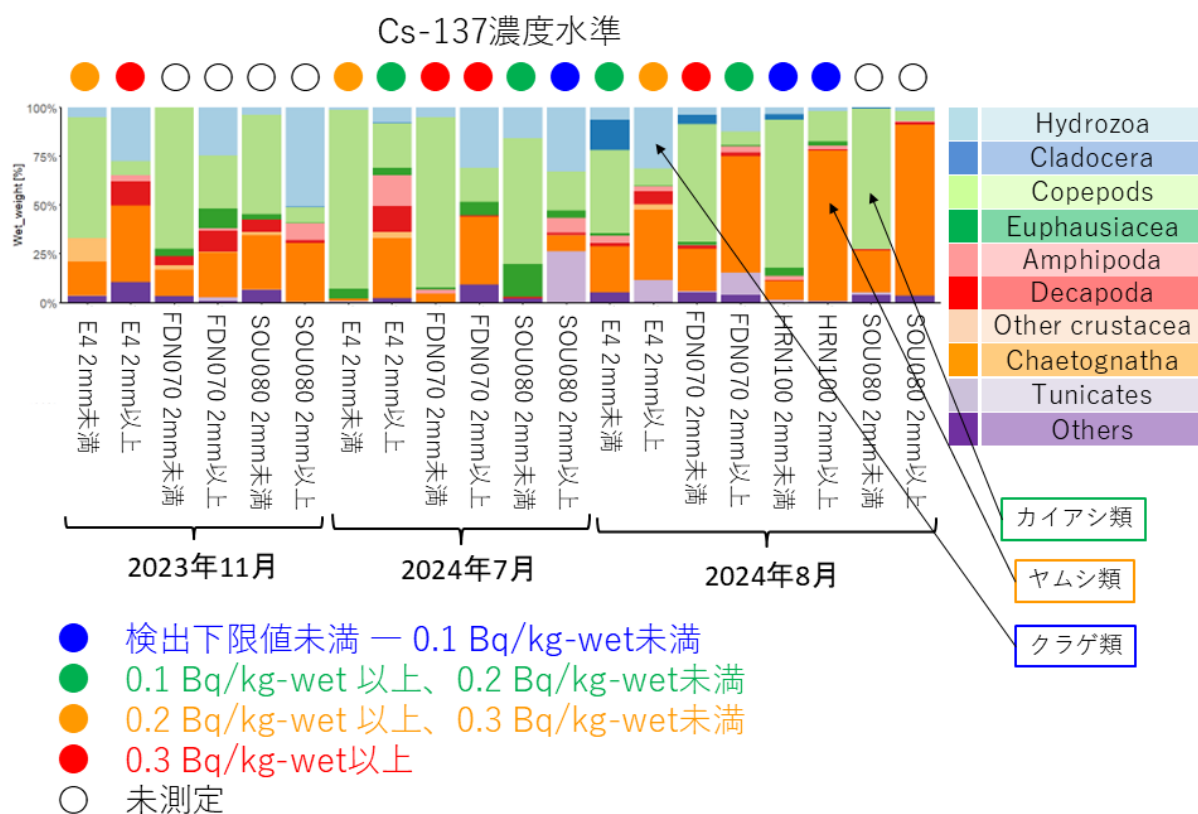


図9. 福島県周辺海域で採取したプランクトン試料の分類群組成とCs-137濃度との関係

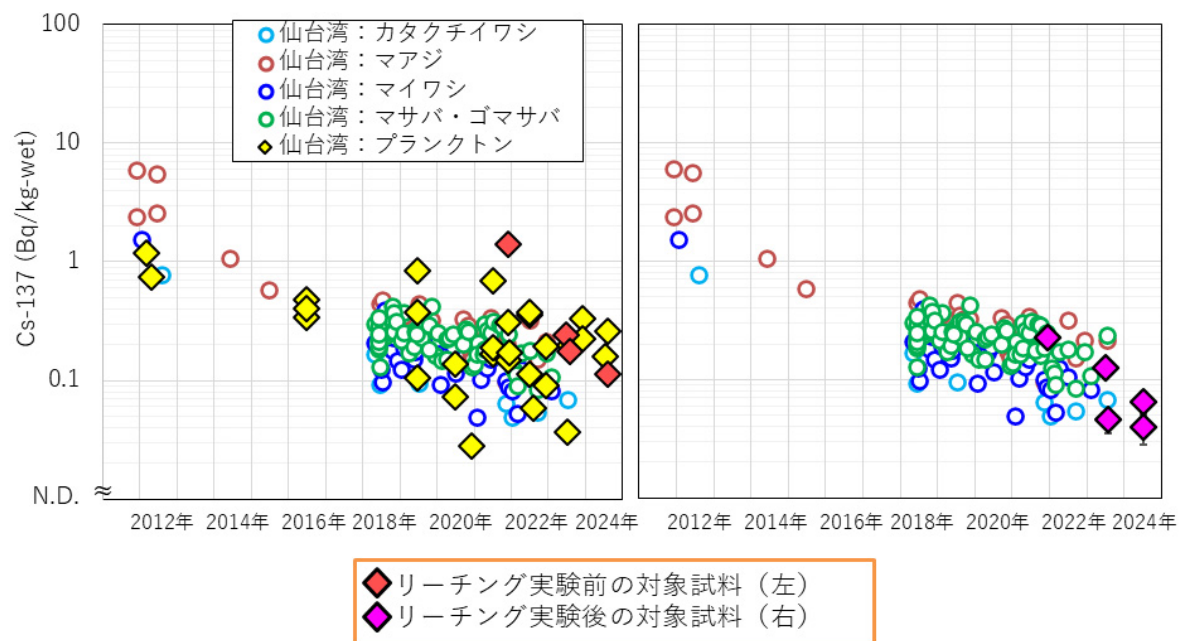


図10. 仙台湾で採取したプランクトン試料におけるリーチング実験前後でのCs-137濃度比較。エラーバーはリーチング実験により得られた濃度幅を示す。

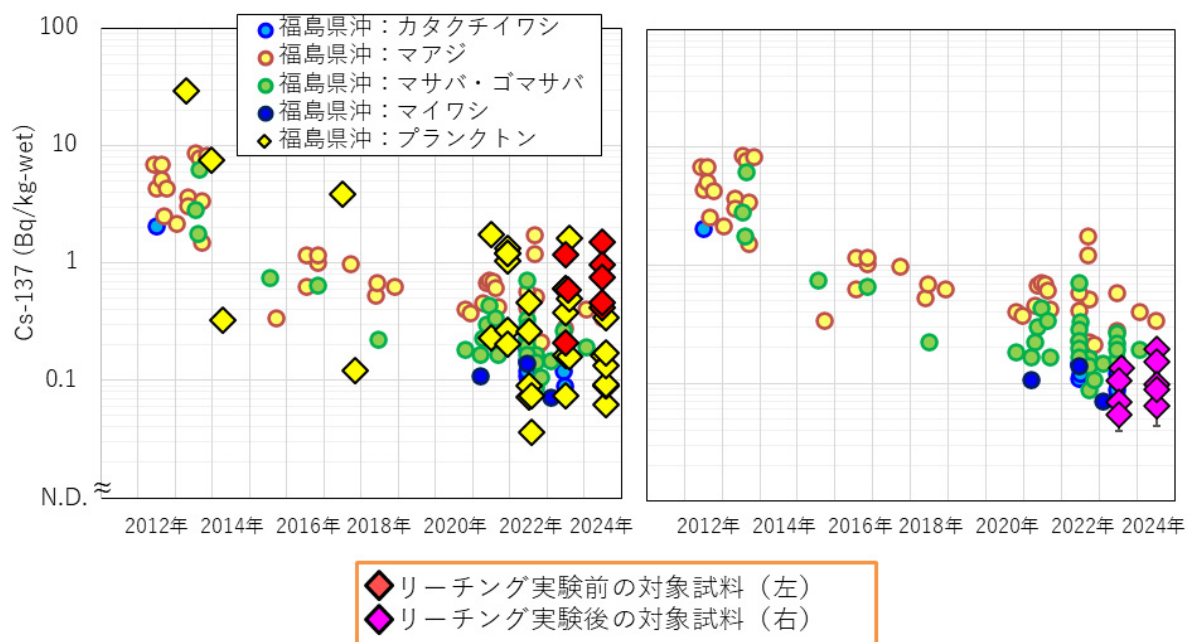


図 11. 福島県沖で採取したプランクトン試料におけるリーチング実験前後での Cs-137 濃度比較。エラーバーはリーチング実験により得られた濃度幅を示す。

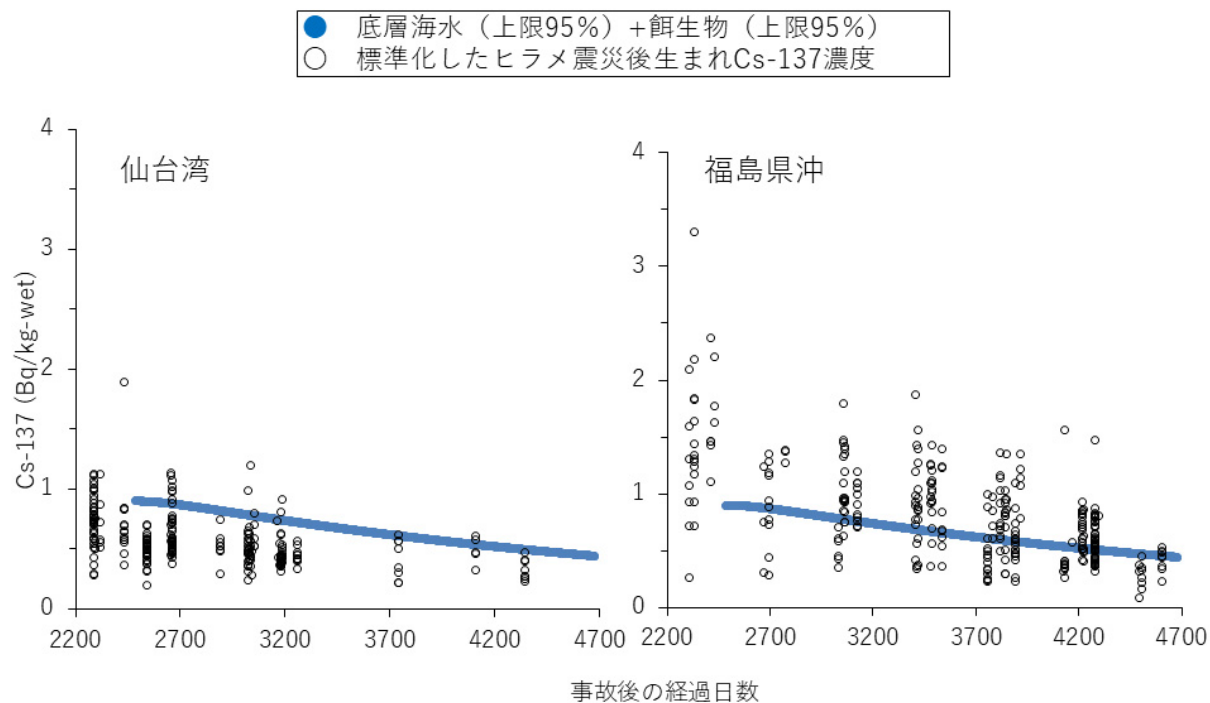


図 12. 底層海水（上限 95%）と餌生物（上限 95%）からの取り込みを想定したシミュレーション結果

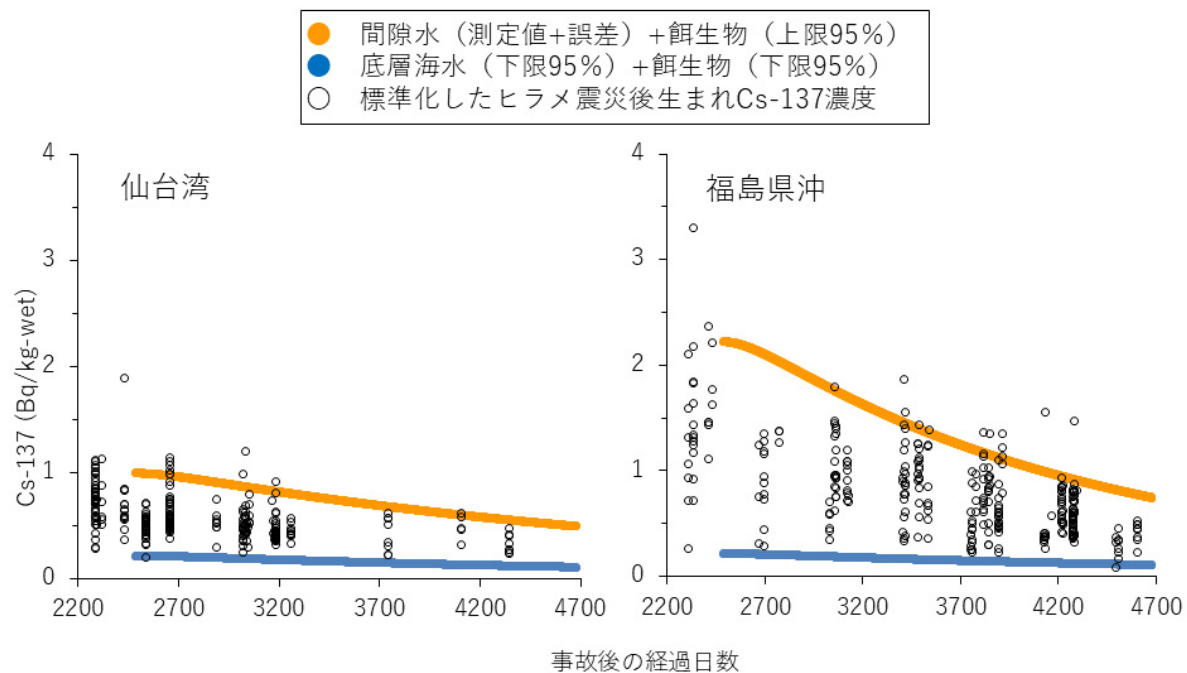


図 13. 間隙水（測定値+誤差）と餌生物（上限 95%）からの取り込みを想定したシミュレーション結果（橙）と、底層海水（下限 95%）と餌生物（下限 95%）からの取り込みを想定したシミュレーション結果（青）。

表 1. プランクトンとベントスの灰化試料リーチング実験結果

採取地点	種 サイズ	採取日	灰試料測定によるCs-137濃度 (Bq/kg-wet)	総Cs-137量に対する 実験によるCs-137 回収率の範囲(%)	総Cs-137量に 対する割合の範囲(%)		抽出液のCs-137量から 求めた餌生物濃度範囲 (Bq/kg-wet)
					抽出液の Cs-137量	残渣の Cs-137量	
SOU080	プランクトン 2 mm未満	2023/7/4	0.162±0.0178	128－194＊	21.9-46.7	107-148	0.0394－0.0683
E4	プランクトン 2 mm未満	2023/7/30	0.172±0.0216	86.6－137	18.2-37.5	68.4-99.0	0.0353－0.0572
FDN070	プランクトン 2 mm以上	2024/7/2	1.52±0.0354	96.4－111	9.88-15.8	86.5-95.5	0.154－0.239
FDN070	プランクトン 2 mm未満	2024/7/2	1.00±0.0186	91.1－100	13.6-17.0	77.5-83.4	0.139－0.168
FDN070	プランクトン 2 mm未満	2024/7/2	0.510±0.0166	85.8－106	14.5-24.3	71.3-81.4	0.0766－0.121
FDN070	プランクトン 2 mm未満	2024/7/2	0.427±0.144	90.5－113	9.77-20.3	80.7-92.7	0.0432－0.0846
FDN070	プランクトン 2 mm未満	2024/7/2	0.450±0.0163	85.6－107	14.5-24.9	71.2-82.5	0.0675－0.109
E4	プランクトン 2 mm未満	2024/7/4	0.249±0.0106	99.8－128	19.4-32.7	80.4-95.0	0.0503－0.0787
E4	プランクトン 2 mm未満	2024/7/4	0.248±0.0120	90.4－117	10.9-21.6	79.5-95.9	0.0283－0.0514
E4	テッポウエビ	2023/7/30	0.338±0.0374	71.2－122	25.9-51.1	45.3-70.6	0.0972－0.165
SOU080	キンエビ	2023/12/6	0.368±0.0200	94.4－136	16.3-35.9	78.1-100	0.0633－0.134

＊実験失敗と判断

1. 海洋生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
課題番号 1－2	課題名：水産物におけるストロンチウム-90 とトリチウムの濃度の把握
研究機関・研究グループ名	水産資源研究所 水産資源研究センター 海洋環境部 放射能調査グループ
担当者職名・担当者名	主任研究員・三木志津帆、研究支援職員・東畑顕、主任研究員・重信裕弥、主幹研究員・森田貴己

1. 研究内容及び方法

(1) 水産物におけるストロンチウム (Sr) -90 濃度データの蓄積

Sr-90 は、1945 年から 1980 年まで実施されていた過去の大気核実験や原発事故で環境中に放出されており、注目度の高い核種の 1 つである。本課題では、東電福島第一原発事故に由来する Sr-90 の濃度変化を把握するため、主に福島県沖の水産物における Sr-90 濃度を測定した。Sr-90 分析は公定法（文部科学省、2003 改訂）に準じた。図 1 にこれまでの水産物試料の採集位置を示す。福島県沖の魚類における Sr-90 濃度の推移は、東京電力（2012-2025）による東電福島第一原発から 20 km 圏内で採取した魚類中の Sr-90 濃度のモニタリング結果と併せて評価した。海水中のある物質の濃度に対する生物体内中のその物質の濃度の比を濃縮係数で表すことで、生物におけるその物質の取り込まれやすさを知ることができる。海産物 Cs の濃縮係数は魚類（主に筋肉）で 100、海藻類で 50 に対して Sr は魚類（骨を含めて丸ごと）で 3、海藻類で 10～24 といずれも低く（IAEA, 2004; Ueda *et al.*, 1973）、海藻類は魚類よりも Sr を取り込みやすい。昨年度の本課題において、福島県沖におけるアラムの Sr-90 濃度が低濃度で推移していることを明らかにしたが、本年度は福島県沖の複数の海藻類（ワカメ、アラム、アカモク及びホンダワラ類）における Sr-90 濃度データを充実させた。

(2) 海域の水産物におけるトリチウム (H-3) 濃度の把握

2021 年 4 月 13 日の廃炉・汚染水・処理水対策関係閣僚等会議において、東電福島第一原発の敷地内に貯蔵されている H-3 を含む多核種除去設備（Advanced liquid processing system, ALPS）処理水の処分方法として海水で希釈後に海洋へ放出すると決定した。2023 年 8 月 24 日、東京電力による ALPS 処理水の海洋放出が実行された。これまでに約 15 兆 Bq の H-3 を含む ALPS 処理水が海洋へ放出されている（2025 年 3 月 18 日現在）。放出される前に ALPS 処理水中の H-3 濃度は 1,500 Bq/L 未満となるように多量の海水で希釈されており、安全性に問題はない。しかし、今後長期間に渡り、年間 22 兆 Bq を上限として H-3 が東電福島第一原発から海洋へ放出されることから、水産物中の H-3 濃度データを把握することは重要である。本課題では、海水及び水産物中の H-3 濃度の測定を行なった。試料の採集位置は図 4 に示す。H-3 分析は公定法（文部科学省、2002 改訂）に準じ、生物試料は真空凍結乾燥機により水試料と乾燥試料に分離させ、水試料中に存在する自由水型 H-3（Tissue-free water tritium, TFWT）と、乾燥試料中の有機物組織と結合して存在する有機結合型 H-3（Organic bound tritium, OBT）をそれぞれ測定した。一部の海藻類から海洋環境

としては高い H-3 が検出されており（日本分析センター、2015-2022）、その理由として海藻類は大気や陸域の影響を受けやすいと我々は推測した。また、藻類などの植物は光合成の過程で H-3 を有機物に取り込み OBT 濃度が高くなることが懸念されており、海藻類中の H-3 濃度を把握することは重要である。そこで、2024 年 5 月に採取された福島県いわき市下神白の複数種の海藻類（アラメ、ワカメ、アカモク及びホンダワラ類）を漁協及び福島県を通して入手し、それらの H-3 濃度を測定した。海域の H-3 濃度は低く、分析過程で大気からの混入が懸念される。よって我々の H-3 分析の信頼性を確認するため、海藻類中の H-3 分析については九州環境管理協会においても実施された。

2. 令和 6 年度進捗状況・成果

(1) 水産物における Sr-90 濃度の測定結果は、水産庁及び水産研究・教育機構（水産機構）のウェブサイトにおいてこれまでに 390 検体分を公表している（2025 年 3 月 17 日現在）。表 1 に 2024 年度に公表した 30 検体分の測定結果、図 2 に福島県沖の魚類における Sr-90 濃度及び Cs-137 濃度の推移を示す。魚類は 4 検体から Sr-90 が検出したが、いずれも東電福島第一原発事故前のバックグラウンドレベル（ $<0.046 \text{ Bq/kg-wet}$; Miki et al., 2017）であり、処理途上水中の Sr-90 は正しく浄化処理されていると考えられる。

図 3 に福島県沖で採集した海藻類 4 種 6 検体及び福島県沖以外の海域で採集した海藻類 3 種 5 検体の Sr-90/Cs-137 放射能比を示すと共に、海藻類における Sr 及び Cs の濃縮係数（Sr: Cs=10:50）を用いて核実験フォールアウトの放射能比（0.63, IAEA, 2005）及び東電福島第一原発事故直後に発生した漏洩の放射能比（0.0256, Casacuberta et al., 2013）における Sr-90 と Cs-137 の海藻類における推定残留濃度との関係も示した。海藻類における Sr-90/Cs-137 放射能比からは東電福島第一原発事故直後の影響はみられないことが示された。

(2) 本年度の 5 月に福島県沿岸で採集された海藻類 4 種における TFWT 濃度は、2023 年 5 月に福島県沿岸で採集したアラメの TFWT 濃度及び 2024 年 4 月に神奈川県沿岸で採集したワカメの TFWT 濃度と同レベルであった（図 5）。また、海藻類中の OBT 濃度はいずれも不検出（ $<0.29 \text{ Bq/L}$ ）であった。ALPS 処理水の海洋放出後も海水、魚類筋肉及び海藻類中の H-3 濃度は 0.20 Bq/L を下回っており、更にこれらの結果は、昨年度の本課題において示した日本周辺の太平洋側表層海水中の H-3 濃度及び魚類筋肉中の TFWT 濃度の範囲内（ $\sim 0.2 \text{ Bq/L}$ ）である。よって福島県沖の海水及び海藻類中の H-3 濃度は、ALPS 処理水の影響はみられず、低濃度で推移している。東京電力による海域のモニタリングでは、ALPS 処理水放出前後に一部の試料で 0.4 Bq/L 程度の H-3 濃度を示しており、ALPS 処理水の放出の影響あるいは大気からの混入と推測した。また、海洋環境における H-3 濃度は低濃度で推移していることが示された（図 6）。

3. 今後の課題

H-3 を含む ALPS 処理水の海洋放出が開始された。東電福島第一原発の敷地内には高濃度の Sr-90 や放射性 Cs が含まれたままの処理途上水が大量に保管されており、ALPS による Sr-90 等の浄化処理を進めながら海水で希釈した ALPS 処理水の海洋放出は 25 年以上に渡り続く予定である。

(1) モニタリングで現在確認されている水産物中の Sr-90 濃度において食の安全上の問題はない。処理途上水中に高濃度の Sr-90 が保管されていることもあり、今後も水産物中の Sr-90 濃度を継続

的に把握していくことは重要である。また、水産物における Sr-90 濃度を随時公表している機関は多くなく、またそれぞれの試料の採取海域は限定されている。それ故、今後も福島県海域を含めて種々の水産物における Sr-90 濃度を測定し、東電福島第一原発事故の影響を継続的に調査していく必要がある。

(2) 本課題で得られた測定結果は ALPS 処理水の放出前と同等の H-3 濃度レベルであった。処理水の海洋放出が長期間にわたって続く中で、水産物の食品としての安全性を確認するための H-3 のモニタリング調査は社会に求められている。水産物中の H-3 濃度を正確に把握できる機関は限られていることから、検出限界を下げた測定を水産機構でも行い、将来の基盤となるデータを継続的に得ていく必要がある。

引用文献

Casacuberta, N., et al., 2013. ^{90}Sr and ^{89}Sr in seawater off Japan as a consequence of the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. *Biogeosci.*, 10, 3649-3659.

IAEA, 2004. Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment. Technical Reports Series, 422, IAEA, Vienna.

IAEA, 2005. Radionuclide levels in oceans and seas. IAEA Technical Documents, 1429, IAEA, Vienna.

Miki, S., et al., 2017. Concentrations of Sr-90 and Cs-137/Sr-90 activity ratios in marine fishes after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Fish. Oceanogr.*, 26, 221-223.

Ueda, T., et al., 1976. Accumulation of Sr in marine organisms-I. Strontium and calcium contents, CF and OR values in marine organisms. *Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish.*, 39, 1253-1262.

水産機構, 2011-2025. 水産物ストロンチウム等調査結果

(https://www.fra.go.jp/home/kenkyushokai/great_east_japan_earthquake/housyanou_result.html, 2025 年 3 月 17 日参照)

東京電力, 2012-2025. 魚介類の核種分析結果〈福島第一原子力発電所 20km 圏内海域〉

(<https://www.tepco.co.jp/decommission/data/analysis/index-j.html>, 2025 年 3 月 5 日参照)

日本分析センター. 平成 27～令和 4 年度原子力施設等防災対策等委託費(環境放射能水準調査(放射能分析)) 事業報告書, 2016-2023.

文部科学省, 2003 改訂. 放射性ストロンチウム分析法, 放射能測定法シリーズ 2, 日本分析センター, 千葉.

文部科学省, 2002 改訂. トリチウム分析法, 放射能測定法シリーズ 9, 日本分析センター, 千葉.

図表

表 1. 2024 年度に Sr-90 濃度を公表した水産物の試料一覧。左端の番号 (#) は水産機構のウェブサイトにおける公表番号を示す。検出下限値未満は () 内に検出下限値を表す。誤差は計数誤差を示す。

#	魚種	測定部位	採集地点	採取日	Sr-90	Cs-137
					Bq/kg-wet	Bq/kg-wet
374	カタクチイワシ	全体	福島	2024/6/30	(<0.012)	0.24 ±0.010
366	シラス	全体	福島	2024/6/20	0.0059 ±0.0019	0.090 ±0.0053
367	シラス	全体	福島	2024/6/20	(<0.0027)	0.076 ±0.0056
361	マダラ	全体(除内臓)	宮城	2023/9/28	(<0.013)	0.11 ±0.0094
362	スケトウダラ	全体(除内臓)	岩手	2023/10/2	(<0.014)	0.10 ±0.0083
363	スケトウダラ	全体(除内臓)	岩手	2023/10/3	(<0.012)	0.11 ±0.0079
364	スケトウダラ	全体(除内臓)	岩手	2023/10/3	(<0.015)	0.11 ±0.012
385	キアンコウ	全体(除内臓)	福島	2024/7/2	(<0.011)	0.055 ±0.0052
365	サンマ	全体(除内臓)	岩手	2023/10/10	(<0.013)	0.044 ±0.010
380	クロソイ	全体(除内臓)	福島	2024/6/6	0.015±0.0049	0.40 ±0.015
382	ハウボウ	全体(除内臓)	福島	2024/6/29	(<0.020)	0.75 ±0.016
386	カナガシラ	全体(除内臓)	福島	2024/7/2	0.017 ±0.0050	0.35 ±0.015
381	ブリ	全体(除内臓)	岩手	2024/6/20	(<0.011)	0.13 ±0.010
369	マダイ	全体(除内臓)	福島	2023/10/18	(<0.016)	0.44 ±0.014
378	マダイ	全体(除内臓)	三重	2024/5/19	(<0.016)	0.10 ±0.010
390	チダイ	全体(除内臓)	福島	2024/9/17	(<0.017)	0.24 ±0.016
379	マサバ	全体(除内臓)	福島	2024/6/6	(<0.014)	0.14 ±0.010
388	マサバ	全体(除内臓)	宮城	2024/7/27	(<0.0092)	0.15 ±0.0080
373	ゴマサバ	全体(除内臓)	福島	2024/6/29	(<0.0089)	0.12 ±0.0094
371	クロマグロ	全体(除内臓)	岩手	2024/4/10	(<0.0046)	0.21 ±0.0094
377	キハダ	全体(除内臓)	千葉	2024/5/10	(<0.016)	0.15 ±0.0087
372	カツオ	全体(除内臓)	三重	2024/4/21	(<0.0096)	0.33 ±0.0098
368	ヒラメ	全体(除内臓)	福島	2023/10/18	(<0.0090)	0.23 ±0.0083
376	ヒラメ	全体(除内臓)	青森	2024/5/9	(<0.014)	0.11 ±0.0085
389	ヒラメ	全体(除内臓)	福島	2024/7/31	(<0.012)	0.24 ±0.011
384	ムシガレイ	全体(除内臓)	福島	2024/7/1	(<0.013)	0.32 ±0.012
383	ヤナギムシガレイ	全体(除内臓)	福島	2024/7/2	(<0.0046)	0.34 ±0.0086
387	ヤナギダコ	筋肉	福島	2024/7/3	(<0.012)	0.027 ±0.0052
370	ワカメ	全体	神奈川	2024/4/7	(<0.013)	(<0.034)
375	ワカメ	全体	神奈川	2024/4/7	(<0.017)	(<0.045)

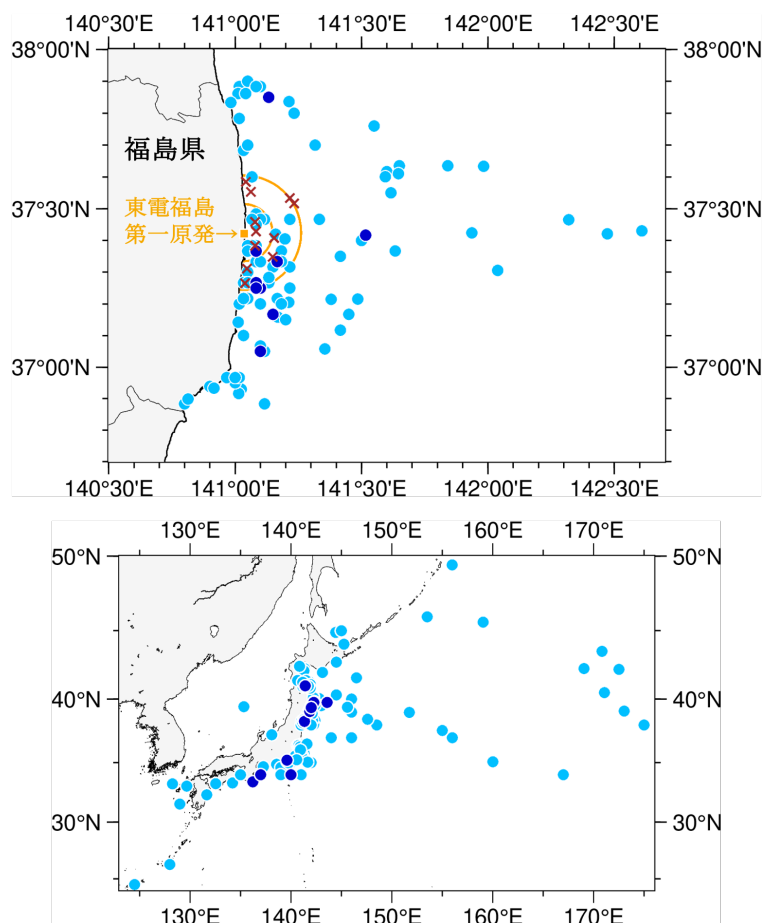


図1. 福島県沖（上地図）及び福島県沖以外（下地図）における水産物の Sr-90 分析試料の採集位置。薄い青丸（●）は水産機構（2011-2024）、濃い青丸（●）は水産機構（2024-2025）、茶バツ（×）は東京電力（2012-2025）の公表データを示す。橙の正方形（■）は東電福島第一原発、橙の内円は東電福島原発から 10 km 圏、外円は 20 km 圏を示す。

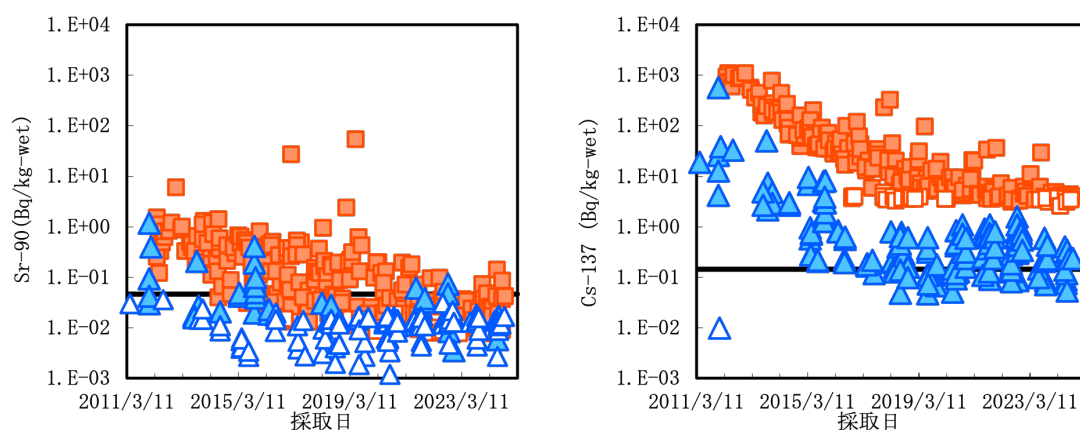


図2. 福島県沖の魚類における Sr-90 濃度（左図）と Cs-137 濃度（右図）の推移。青三角（▲）及び白抜き青三角（△, <0.036 Bq/kg-wet）は水産機構（2011-2025）、橙四角（■）及び白抜き四角（□, $\text{Sr-90} < 0.019$ Bq/kg-wet; $\text{Cs-137} < 4.7$ Bq/kg-wet）は東京電力（2012-2025）の公表データを示す。黒太線（—）はバックグラウンド値を示す。白抜きは不検出（検出下限値）を示す。

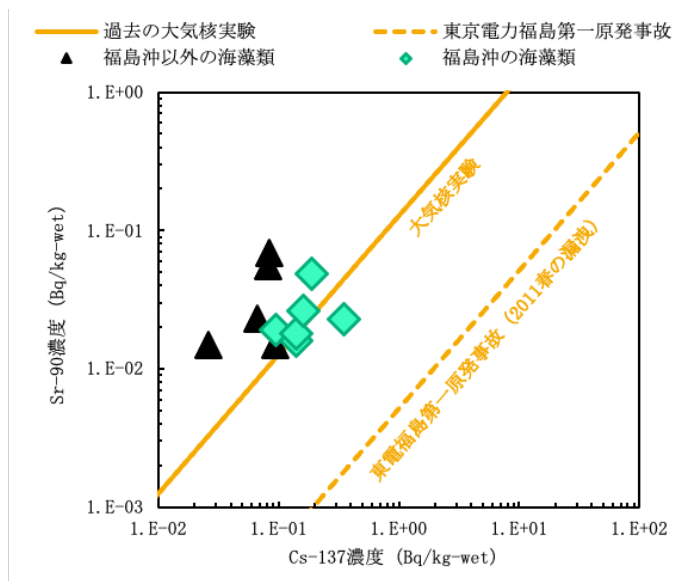


図 3. 海藻類におけるフォールアウトの影響。黒三角 (▲) は福島県沿岸以外で採集された海藻類、緑菱形 (◆) は福島県沿岸で採集された海藻類の Sr-90 濃度と Cs-137 濃度の関係を示す。直線 (—) は過去の大気核実験、点線 (---) は 2011 年 4-6 月の東電福島第一原発からの漏洩による Sr-90/Cs-137 放射能比に海藻類の濃縮係数 (Sr:Cs=10:50) を乗じて示す。

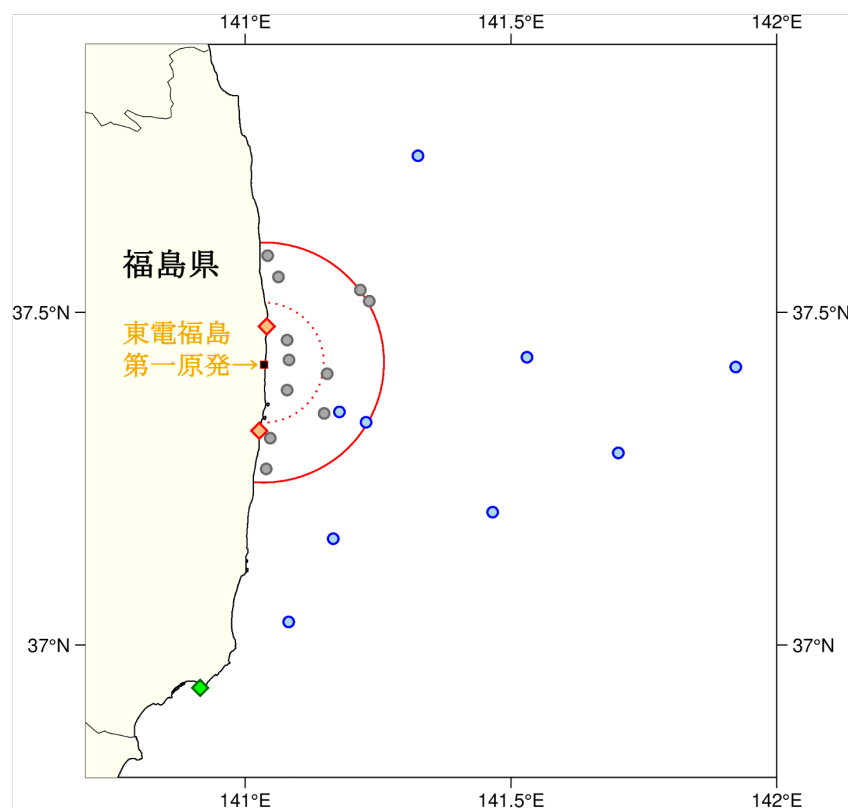


図 4. 福島県沖における H-3 分析試料の採集位置。薄い青丸 (●) は水産機構の海水試料、灰色丸 (●) は東京電力による海水およびヒラメ試料の採取位置を示す。緑菱形 (◆) は水産機構の福島県沿岸の海藻類試料、橙菱形 (◆) は東京電力による海藻類試料の採取位置を示す。黒の正方形 (■) は東電福島第一原発、内円は東電福島原発から 10 km 圏、外円は 20 km 圏を示す。

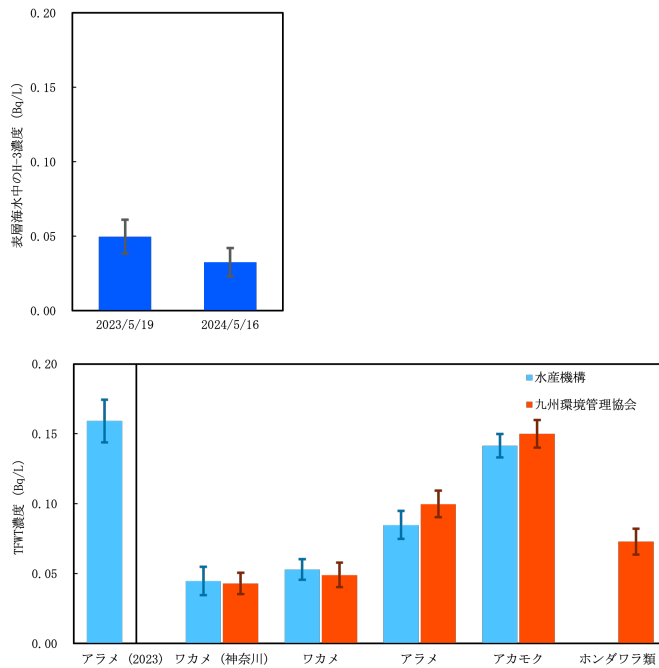


図 5. 福島県沿岸の表層海水中的 H-3 濃度及び海藻類における TFWT 濃度の測定結果。青色 (■) 及び水色の縦棒 (■) はそれぞれ水産機構による表層海水中的 H-3 濃度及び海藻類中の TFWT 濃度の測定結果を示す。赤の縦棒 (■) は九州環境管理協会による海藻類中の TFWT 濃度の測定結果を示す。海藻類中の OBT 濃度はいずれも検出下限値未満 (<0.29 Bq/L) であった。エラーバーは計数誤差 (1σ) を示す。

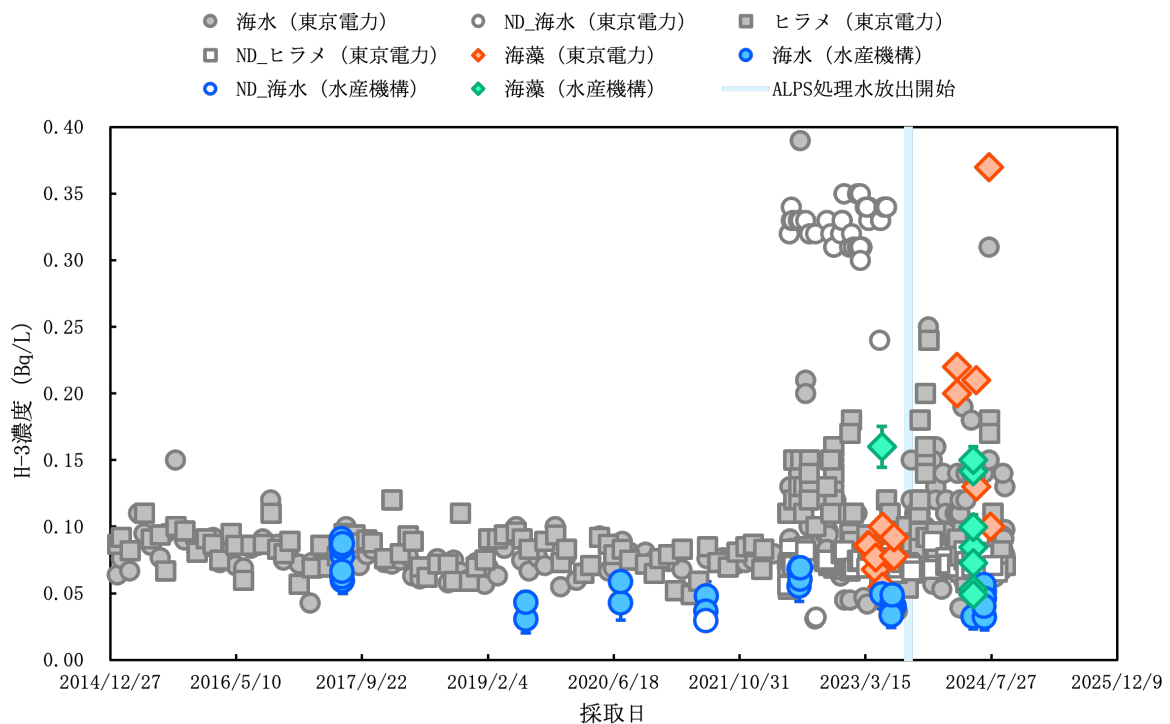


図 6. 東京電力及び水産機構による福島県沖の表層海水、海藻類及びヒラメ筋肉中の H-3 濃度の測定結果。東京電力 (2025) による表層海水中的 H-3 濃度は (●、○)、ヒラメ筋肉中の TFWT 濃度は四角 (■、□)、海藻類は菱形 (◆) でそれぞれ示す。水産機構による表層海水中的 H-3 濃度は丸 (●、○) 及び海藻類中の TFWT 濃度は緑菱形 (◆) でそれぞれ示す。白抜きは不検出 (検出下限値) を示す。第一回目の ALPS 処理水の放出日を水色棒 (—) で示す。

1. 海洋生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
課題番号 1 - 3	東電福島第一原発専用港内の魚類に関する研究
研究機関・研究グループ名	水産資源研究所 水産資源研究センター 海洋環境部 放射能調査グループ
担当者職名・担当者名	主幹研究員・森田貴己、主任研究員・重信裕弥 主任研究員・三木志津帆、研究支援職員・東畑顕

1. 研究内容及び方法

東京電力(株)福島第一原子力発電所（東京電力福島第一原発）の事故により、海洋に導入（直接流入、大気経由、陸水経由）された放射性セシウム(Cs)によって多くの水産物が汚染された。2011 年 4-6 月期には、食品衛生法上の食品流通における基準値である 100 Bq/kg 生 (Cs-134 + Cs-137) を超過する割合は、福島県産海産物では 57.1 %であった。その後、徐々に低下していき、2015 年 4 月以降福島県海産物モニタリングにおいて 100 Bq/kg-wet を超過した試料は、2019 年 1 月のコモンカスベ、2021 年 2 月、4 月、2022 年 1 月のクロソイの計 4 検体のみである(水産庁、2025)。2022 年 2 月 8 日に出荷制限指示が出されたクロソイは、2024 年 10 月 18 日に出荷制限が解除され、現在海産水産物において出荷制限種は存在していない。こうした基準値超過検体が漁獲されることは非常に稀であるが、復興途上である福島県の水産業においては、基準値超過検体が 1 検体でも漁獲されること自体が復興の障害となると考えられる。特に、2023 年 8 月から多核種除去設備（ALPS）によって処理された処理水の希釈放出が開始されており、基準値超過検体が漁獲された場合、この処理水と関連つけた風評が生じることが考えられる。

東京電力福島第一原発の港湾内（以下、「F1 港湾内」という）では基準値を超過する検体が多く駆除されていることから、F1 港湾外で稀に漁獲される基準値超過検体は、F1 港湾内に生息経験があるのではないかと考えられた。以前本課題において開発した判別技術によって、上記のクロソイ 3 検体は F1 港湾内に生息経験がある可能性が高いことが確認された。この結果は、福島県漁業協同組合連合会が東京電力に以前から求めていた F1 港湾内魚類対策の強化を科学的にサポートすることとなり、2022 年秋より対策強化が開始された。具体的には、これまでよりも短い頻度で港湾内の刺網を揚げることで、長く駆除の対象場所としていなかった開渠内での駆除を再開することである。また、これまでの F1 港湾内への魚類の出入りを防ぐという方針に加えて、F1 港湾内で基準値超過検体を生じさせないという方針も加わり、開渠内の海水中の Cs-137 濃度を上昇させる原因である K 排水路排水中の Cs-137 濃度を下げるという対策も開始されている(東京電力、2025a)。

昨年度、2022 年に F1 港湾内から駆除された魚類の中で放射性 Cs 濃度の高い個体の年齢を 32 検体調べたところ、2020 年級の魚類でも基準値を超過しているものが存在した。本年度も、昨年度と同様に F1 港湾内で最近駆除されている放射性 Cs 濃度の高い個体の年齢を確認し、F1 港湾内魚類の年齢と筋肉中の Cs-137 濃度の関係を整理した。魚類の年齢査定には、耳石を用いた。耳石には 1 年に 1 本の輪紋ができることから、これらの数を数えることで魚の年齢を推定することができる。また、耳石は主成分がカルシウムであることから、カルシウムと同族元素であるストロンチウム (Sr) を取り込むことが知られており、以前の研究では港湾内の魚類の耳石から Sr-90 由

来と考えられるベータ線が検出されている (Fujimoto. et al., 2015)。本課題においても耳石から検出されるベータ線を測定し、筋肉中の Cs-137 濃度との関係を調べた。

2. 令和 6 年度進捗状況・成果

(1) 年齢と筋肉中の Cs-137 濃度の関係

2023 年に港湾内で駆除された魚類 54 検体を東京電力より入手し、耳石を採取した。耳石切片から年齢を決定し、この年齢と筋肉中の Cs-137 濃度の関係を図 1 に示した。54 検体中には、1 歳から 18 歳までの検体が存在していたが、昨年度と同様に年齢と筋肉中の Cs-137 濃度には相関関係は見られなかった。図 2 に耳石の β 線カウント数と筋肉中の Cs-137 濃度の関係を示した。昨年度と同様に、耳石の β 線カウント数と筋肉中の Cs-137 濃度に相関は見られず、年齢の若い検体は総じて β 線カウント数が少なかった(図 3)。

(2) IP 画像を使用したベータ線放出核種による汚染時期の推定

2021 年から 2023 年にかけて港湾内で駆除された魚類の耳石の中で、ベータ線が強く検出される検体について、その切片の IP 画像からベータ線放出核種の取り込み時期の推定をおこなった(図 4)。鮮明に IP 画像がとれた 13 検体を調べたところ、5 検体が 2012 年～2014 年代に、8 検体が 2018 年～2020 年代にベータ線放出核種を取り込んだと推定された。このベータ線放出核種を Sr-90 と想定し、これらの期間中の港湾内海水中の Sr-90 濃度の変化を東京電力が公表している港湾内海水モニタリング(東京電力、2025b)の結果により確認した。海側遮水壁完成(2015 年 10 月 26 日完成)前の港湾内東波除堤北側海水の Sr-90 平均濃度は 55.9 Bq/L(2013 年 6 月 23 日～2015 年 10 月 19 日)であり、完成後の平均濃度は 1.62 Bq/L(2015 年 11 月 2 日～2018 年 2 月 26 日)であった。2012 年～2014 年代の取り込み期間は、2015 年に海側遮水壁が完成したことにより、港湾内海水中の Sr-90 濃度が低下した結果であると考察された。一方、2018 年～2020 年代の取り込み期間には、港湾内海水中の Sr-90 濃度の上昇を確認できなかった。

3. 令和 6 年度成果の考察と今後の課題

2022 年に港湾内で駆除された検体の耳石による年齢査定の結果、もっとも若い検体は 1 歳であった(図 1)。これは、2022 年以降生まれの魚類が港湾内に存在していることを示している。これまで東京電力は、F1 港湾内での魚類駆除及び F1 港湾内外への魚類の移動を防止する対策を行ってきたが、F1 港湾内での魚類駆除数は 2012 年度から 2025 年 2 月末日までで累計 9,800 匹となっており、魚類が港湾内で発生もしくは港湾外から侵入していることは明白であり、昨年度同様に本年度の結果でもそのことは示されている。

昨年度も指摘したが、F1 港湾内には筋肉中の Cs-137 濃度が高いが耳石の β 線カウントが低い検体が存在しており、こうした検体が F1 港湾外に出てきた場合、 β 線カウントを用いた港湾内生息経験の有無の判別は難しい。今年度の調査でもこうした検体が確認されており(図 2)、今後はこれらの検体が港湾外で漁獲された場合に備えた判別方法の開発が望まれる。

IP 画像による耳石のベータ線放出核種(Sr-90 と想定)の取り込み時期の推定により示された 2018 年～2020 年代の取り込みは、当初港湾内にあったメガフロートの開渠内移設工事の影響ではないかと想定したが、港湾内海水中の Sr-90 濃度の上昇は確認されなかったことから、その取り

込みの原因は不明である。

F1 港湾外で漁獲された基準値を超過したクロソイが、以前本課題において開発された判別技術により F1 港湾内に生息経験がある可能性が高いことが示されたこともあり、東京電力は F1 港湾内の魚類駆除対策の強化及び港湾内の環境改善を行っている（東京電力、2025a）。2024 年度は開渠内から魚類を駆除できていないが、これが開渠内に魚がいないためか捕獲できないためなのかはわからない。今後も港湾内の魚類の Cs-137 濃度に注視は必要であるが、2024 年度に港湾内で基準値を超過する検体は確認されておらず（東京電力、2025a）、港湾内の環境改善は着実に進んでいると思われる。

謝辞

本研究では、東京電力により提供された港湾内で捕獲された魚類試料を使用しました。東京電力の試料提供、また福島県漁業協同組合連合会の東京電力への試料提供要請に感謝します。

引用文献

Fujimoto K. et al. (2015) Use of otolith for detecting strontium-90 in fish from the harbor of Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *Environ. Sci. Technol.*, 49, 7294–7301.

水産庁(2025)水産物の放射性物質調査の結果について.

<https://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html>, (参照 2025-03-14)

東京電力(2025a)福島第一原子力発電所 港湾魚類対策の取り組みについて(港湾の海底土調査結果).

https://www.tepco.co.jp/decommission/information/newsrelease/reference/pdf/2025/1h/rf_20250319_1.pdf (参照 2024-03-19).

東京電力(2025b)福島第一原子力発電所周辺の放射性物質の分析結果.

<https://www.tepco.co.jp/decommission/data/analysis/>, (参照 2024-03-07).

図表

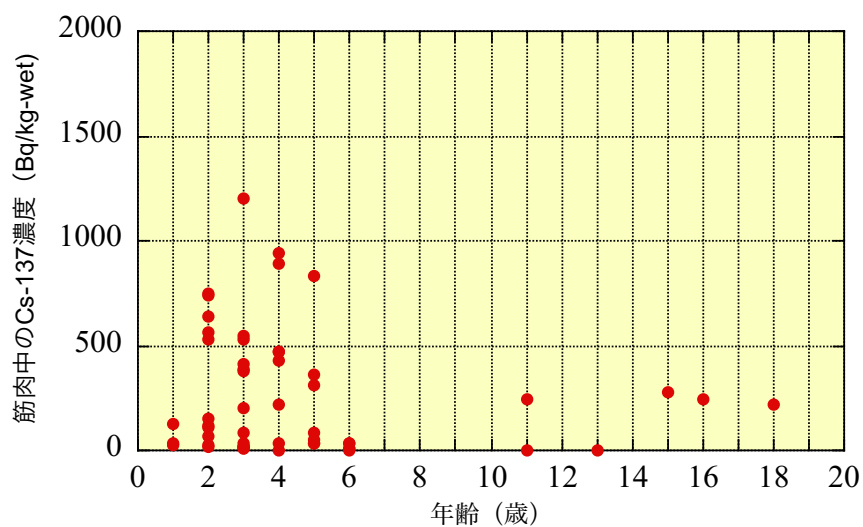


図 1. 2023 年に港湾内から駆除された一部試料の年齢と筋肉中の Cs-137 濃度の関係。ここでは、簡便に輪紋の数を年齢としている。

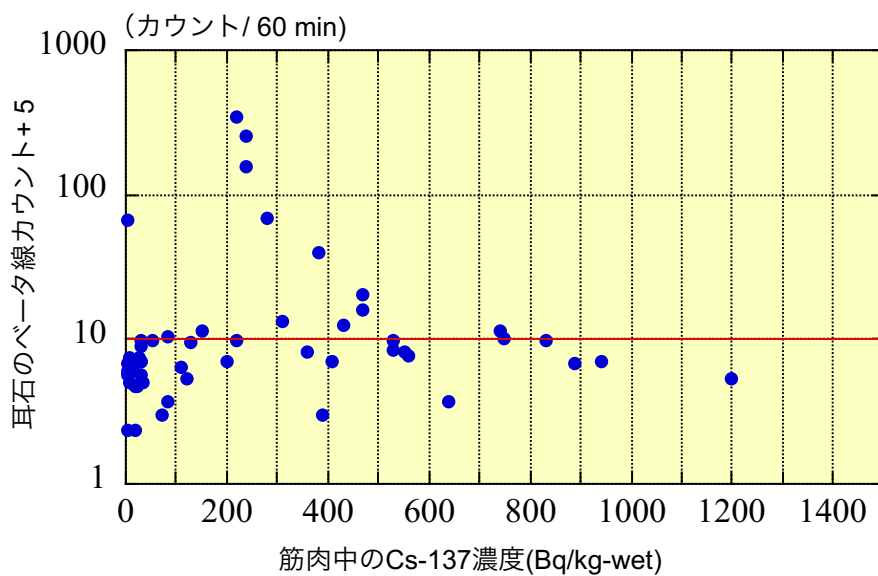


図 2. 2023 年に港湾内で駆除された試料の筋肉中の Cs-137 濃度と耳石の β 線カウント数の関係。Y 軸を対数表示にするために 5 カウントを足してプロットしている。赤線は昨年度までに開発した閾値を用いた判別技術における閾値。

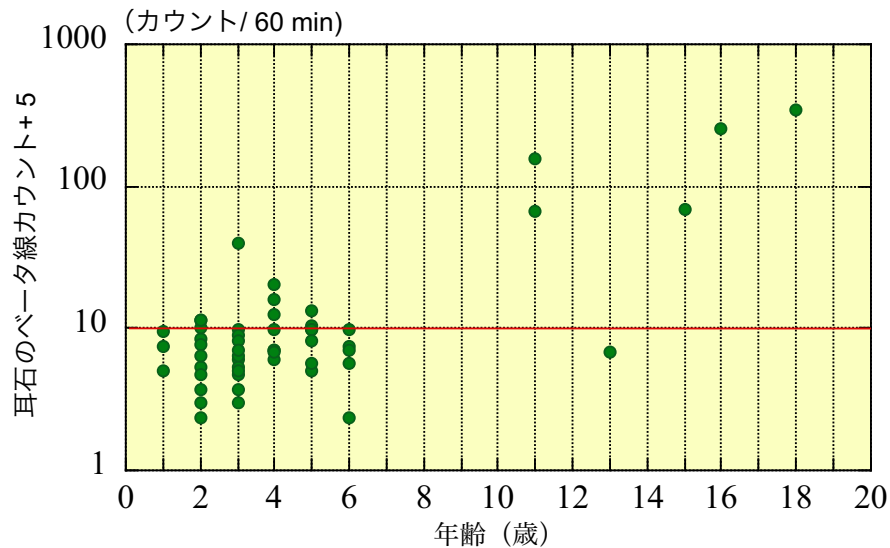


図 3. 2023 年に港湾内で駆除された一部試料の年齢と耳石の β 線カウント数の関係。Y 軸を対数表示にするために 5 カウントを足してプロットしている。赤線は昨年度までに開発した閾値を用いた判別技術における閾値。ここでは、簡便に輪紋の数を年齢としている。

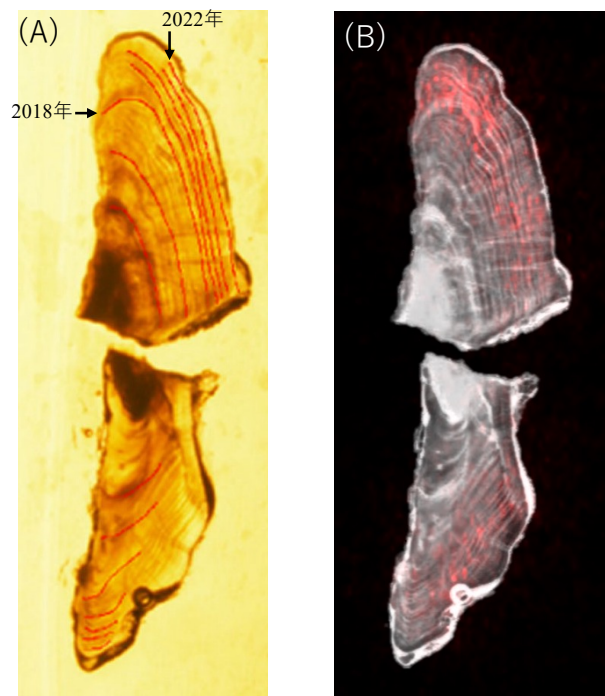


図 4. 耳石写真と耳石切片の IP 画像との重ね合わせの 1 例。(A) 耳石の写真画像（実体顕微鏡で透過光で撮影）。輪紋を赤でマークしている。矢印は 2018 年と 2022 年の輪紋の位置。(B) 耳石写真と耳石切片の IP 画像との重ね合わせ画像。IP 画像は赤で示している。耳石は 2022 年 4 月 7 日駆除のムラソイ (7 歳)。この例の場合、2018 年から 2020 年代に強く汚染していると推定される。

This page is intentionally blank.

2. 内水面生態系における放射性物質の移行過程及び動態の把握	
課題番号 2-1	課題名：内水面魚類における放射性物質濃度推移傾向の把握及び内水面生態系における放射性物質の挙動解明
研究機関・研究グループ名	水産技術研究所 沿岸生態システム部 内水面グループ ¹ 福島県内水面水産試験場 ² 千葉県水産総合研究センター 内水面水産研究所 ³ 栃木県水産試験場 ⁴ 水産資源研究所 底魚資源部 底魚第2グループ ⁵ 水産資源研究所 海洋環境部 放射能調査グループ ⁶
担当者職名・担当者名	グループ長・山本祥一郎 ¹ 、 研究員・山下耕憲 ¹ 、 研究員・真壁昂平 ² 、主任上席研究員・平田淳一 ³ 、主任研究員・渡邊長生 ⁴ 主任研究員・富樫博幸 ⁵ 、研究等支援職員・櫻井慎大 ⁵ 、研究員・時岡駿 ⁵ 、主任研究員・重信裕弥 ⁶

1. 研究内容

東日本大震災から14年が経過した今なお、東北・関東地方の湖沼河川に生息する魚類から食品の安全基準値を上回る濃度の放射性セシウムが検出され、それらの水面では出荷制限や採捕自粛が続いている。ヨーロッパの一部の水面では、魚類の放射性物質濃度半減期がチェルノブイリ事故からの経過にともない長期化するという報告がなされており(Jonsson et al., 1999)、水産研究・教育機構が調査を行ってきた水面においても同様の傾向が確認されている。時間的に変化する放射性物質の動態を正しく理解するためには、今後も生態系を構成する生物各種及び非生物に含まれる放射性物質濃度を測定し、最新のデータを用いて将来予測を更新していく必要がある。本課題では、福島県、栃木県、千葉県の調査対象湖沼河川において、魚類、環境水、底泥、プランクトン、魚類の餌生物等の放射性物質濃度を調べるとともに、これらの時系列データを基に実効生態学的（環境）半減期を推定する。さらに、これまでに蓄積した主要内水面魚種の放射性物質濃度データおよび公表済みデータを用いて、放射性物質濃度の減少速度の変化をモデル化し、減少速度の鈍化が生じている水域の抽出を行う。また、胃内容物分析及び炭素・窒素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ ）分析により各水面の食物網構造を調べ、魚類へとつながる放射性物質の移行経路を把握する。加えて、現在も出荷自粛が行われている福島県の本戸川において、河川全域における魚類および環境水の放射性物質濃度を調べ、出荷自粛解除の検討に資するデータを取得する。

方法：

(1) 2024年6月および10月に、福島県内の本戸川、新田川において3カ所の調査地点を設定し（本戸川下流、新田川下流、新田川支流飯樋川、図1）、魚類各種、環境水、底泥、河床付着藻類（シルト含む）、及び水生生物（甲殻類等）のCs-137濃度測定のための標本採集調査を行った。魚類の採捕は電気ショッカー、釣り、投網、たも網を用い、水生生物はたも網を用いて採取した。環境水は定点にて表層水20Lを採水し、底泥はスコップを用いて約600mlを採取した。河床付

着藻類は、河床の石に付着したものを市販の歯ブラシまたはタワシを用いて採取した。

2024年7月に、福島県の秋元湖において、魚類各種、環境水、底泥、動物プランクトン及び水生生物（甲殻類）のCs-137濃度測定のための標本採集調査を行った。魚類の採捕は刺し網を用いて行い、プランクトンについては目合0.1mm、口径45cmのプランクトンネットを用いて水面下約1m層を水平曳きにて採集した。環境水は湖内に設定した定点にて表層水を20L採水し、底泥の採取にはエクマンバージ採泥器を用いた。福島県の各河川および秋元湖において採捕された魚類については、全長、尾叉長、体重を計測した後、個体毎に筋肉部位を試料とした。ただし、筋肉部位が少量の一部個体については、複数個体をまとめて1試料とした。

千葉県手賀沼において、2024年6月～7月、10月に魚類各種（ギンブナ、コイ、ニホンウナギ、モツゴ）、環境水、底泥、魚類の餌生物と想定されるエビ類各種（スジエビ、テナガエビ、アメリカザリガニ）、ユスリカ、プランクトン、付着藻類、水生植物について、Cs-137濃度測定のための標本採集調査を行った。魚類及びエビ類は、張網（定置網の一種）、筌（せん）を用いて採捕した。環境水は表層水を20L、底泥は600mlを、それぞれ定点にて採取した。底泥、ユスリカの採取にはエクマンバージ採泥器を用いた。プランクトンは、目合0.1mm、口径30cmのプランクトンネットを用い、水面下約1m層を水平曳きにてサンプリングした。藻類は、栈橋の表面に付着したものをプラスチック容器を用いて採取した。魚類及びエビ類は全長、体長、体重を計測した後、ギンブナ、コイについては個体毎に筋肉部位を試料とし、ニホンウナギについては发育段階（黄ウナギまたは銀ウナギ）を区分した後、皮付きの筋肉部位を試料とした。ただし、全長10cm未満のフナは種判別が困難なことから試料とせず除外した。モツゴについては魚体全体（胃内容物を含む）を全長により3階級（5cm未満、5cm以上7cm未満、7cm以上）に分け、各階級について複数個体を1試料とした。エビ類については、体全体を用いて複数個体を1試料とし、アメリカザリガニは個体毎に1試料とした。また、コイとニホンウナギについては、耳石を摘出し年齢査定を行った。

栃木県中禅寺湖において、Cs-137濃度測定のための標本採集調査を行った。水生生物については、2024年5月～7月にヒメマス、ホンマス、ブラウントラウト、レイクトラウト、ニジマス、ウグイ、フナ、スジエビ、ヌカエビを、9月～10月にヒメマス、ホンマスを採集した。環境水は2024年5月と10月に採水した。魚類は、刺し網、釣り、電気漁具を用いて採捕し、個体毎に筋肉部位を試料とした。ただし、スジエビ、ヌカエビについては、複数個体を1試料とした。環境水は定点にて20Lを採水した。

水産庁ホームページ(<https://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html>)、および環境省ホームページ(https://www.env.go.jp/jishin/monitoring/results_r-pw.html)にて公表されているギンブナおよびコイの放射性セシウム濃度データを抽出し、(4)により推移傾向の解析を行った。

(2)福島県新田川下流及び井出川下流において採捕された魚類について胃内容物分析を実施し、主要な餌生物を調べた。餌生物の構成を把握するため、餌生物重量割合(%Wi)を以下の式より求めた。

$$\%Wi = \frac{\text{全標本から出現した餌生物分類群}i\text{ (目)の総重量 (mg)}}{\text{全餌生物の総重量 (mg)}} \times 10^2$$

%Wi の算出にあたっては、不明消化物（水陸不明昆虫を含む）、植物片、寄生虫、砂礫は計算から除外した。

福島県新田川下流及び井出川下流において採捕された魚類及び水生・陸生昆虫、河床付着藻類について、炭素・窒素安定同位体比分析を実施し、各水系の食物網構造を調べた。安定同位体比分析に供するための試料は、令和 4 年度国土交通省河川水辺の国勢調査 (<https://www.nilim.go.jp/lab/fbg/ksnkankyo/mizukokuweb/download/pdf/gaiyo/R04/R4-000sougou.pdf>) にならい、見つけ採り法、スウィーピング法、ピーティグ法、石おこし採集法、ライトトラップ法、ピットフォールトラップ法、ベイトトラップ法、サーバーネット法により採取した。魚類及び甲殻類の分析には筋肉片を使用した。1 個体で測定可能な水生・陸生昆虫は、胃内容物の影響を除去するため腹部以外（頭部、胸部、翅のいずれか）を使用した。1 個体で測定不可能な水生・陸生昆虫は体全体を使用し、それでも分析量に達しない場合は複数個体を混合した。全ての試料は凍結乾燥後、メタノール：クロロホルム＝1：2 液にて 24 時間脱脂後、質量分析計を用いて測定した。

(3) 現在も出荷自粛が行われている福島県浜通りの河川のうち、最南端を流れる木戸川において、支流を含む全域に 11 箇所の調査地点を設定し、2024 年 5～8 月に魚類各種および環境水の Cs-137 濃度測定のための標本採集調査を行った。魚類の採捕には電気ショッカー、釣り、及びたも網を用い、採捕した魚類は個体毎に全長、体長、体重を計測後、筋肉部位を試料とした。環境水は各地点で表層水 20 L を採水した。

各魚種の Cs-137 濃度に関係する要因を調べるために、個体毎の Cs-137 濃度を従属変数、ヤマメとイワナについては尾叉長、ニホンウナギについては全長、及び調査地点の環境水の放射性セシウム濃度を独立変数とした重回帰分析を行った。なお、検出下限値以下（ND）であった個体の放射性セシウム濃度は 0.0 Bq/kg-wet として統計解析を行った。サクラマスについては 1 地点 1 個体のみの採捕であったため解析から除外した。

(4) 各試料の放射性セシウム濃度の測定には、ゲルマニウム半導体検出器を用いた。環境水はガラスフィルター（濾過グレード GF/F）を用いて濾過し、底泥、プランクトン、藻類は目視によりゴミ、木片等を除去し、恒温器にて十分に乾燥させた後に Cs-137 濃度測定試料とした。秋元湖と手賀沼にて採取したプランクトン試料については、課題 1-1 で実施した餌生物灰化試料のリーチング実験の手法に従い、湿重量当たりの Cs-137 濃度範囲を求めた。河床付着物（シルト含む）については、ガラスフィルター（濾過グレード GF/F）を用いて漉しとり、Cs-137 濃度測定用試料とした。魚類については筋肉部位を、それ以外の水生生物については、標本全体を測定試料とした。

放射性セシウム濃度の推移傾向の解析については、これまでに得られた時系列データを用いて 1 成分の指数関数モデル ($Q_t = Q_e e^{-kt}$) と 2 成分の指数関数モデル ($Q_t = Q_1 e^{-k_1 t} + Q_2 e^{-k_2 t}$: ただし、 Q_t は時間 t における Cs-137 濃度を示す) それぞれへの当てはめを行い、赤池情報量基準 (AIC) によ

るモデル選択を行った。2 成分の指数関数モデルは、放射性セシウム濃度の減衰速度が時間とともに変化していることを示し、モデルの第 1 項では事故後放射性セシウムが河川をとおして流出または底泥に吸着するなどして生態系から急速に放出されていく過程を、第 2 項は生態系内に留まった放射性セシウムが生態系内を循環し減衰速度が緩やかになる過程をそれぞれ表していると考えられている。2 つの関数式により得られた AIC の差が十分に大きく（概ね 5%以上の差）、かつ 2 成分の指数関数モデルでの値が低い場合は、濃度の低下傾向に明らかな変化が生じているとみなし、選択されたモデルによる係数を用いて各試料の実効生態学的半減期を推定した。

2. 令和 6 年度進捗状況・成果

(1) 福島県の調査河川における 2024 年の環境水、底泥、付着藻類（シルト含む）の Cs-137 濃度を図 2 に示した。環境水、底泥、付着藻類の Cs-137 濃度はいずれも飯樋川が最も高く、次いで新田川下流、木戸川下流の順で低くなった。また、全ての調査河川で季節による顕著な濃度差は認められなかった。

木戸川下流の魚類の Cs-137 濃度を表 1 に示した。今年度、木戸川下流にて採捕された魚類のうち、Cs-137 濃度が最も高かったのはウナギの 7.6 Bq/kg-wet であった。2012 年から調査を継続している木戸川下流において環境水、底泥、付着藻類（シルト含む）及びアユの Cs-137 濃度の推移を見たところ、環境水、底泥、付着藻類、アユのいずれも過去に最高値が確認されてから有意な濃度の低下傾向が確認された（図 3）。また、環境水、付着藻類、アユのいずれも、2 成分の指数関数モデル（以下、2 成分モデル）のほうが 1 成分の指数関数モデル（以下、1 成分モデル）よりもあてはまりがよく、Cs-137 濃度の減少速度の鈍化が確認された。各試料について選択されたモデルを用いて推定された実効半減期は、環境水が 36 日、 -3.1×10^{24} 日（2 成分モデル）、底泥で 602 日（1 成分モデル）、付着藻類（シルト含む）で 58 日、1476 日（2 成分モデル）、アユで 7 日、500 日（2 成分モデル）であった。環境水の実効半減期のうち、第 2 項で推定された実効半減期が 0 日に近い値を示したが、これは近年では濃度がほとんど低下していないことを示している。木戸川では、付着藻類とアユの濃度推移傾向のいずれも 2 成分の指数関数モデルの方があてはまりはよかったが、これらは環境水の濃度推移の影響を受けているものと考えられる。なお、底泥の AIC 値は 2 成分モデルの方が低い値であったが、1 成分モデルの AIC 値と顕著な違いが認められなかったために、ここでは 1 成分モデルの係数を用いて実効半減期を推定した。

新田川支流飯樋川の Cs-137 濃度を表 2 に示した。飯樋川では 2021 年より調査を継続している。本年度、飯樋川において採捕されたイワナ、ヤマメは一部の検体で 100 Bq/kg-wet を超過しており、最高値は 10 月ヤマメの 245 Bq/kg-wet であった。各魚種について選択されたモデルを用いて推定された実効半減期は、イワナで 964 日（1 成分モデル）、ヤマメで 536 日（1 成分モデル）、アブラハヤで 964 日（1 成分モデル）であった（図 4）。

新田川下流の魚類の Cs-137 濃度を表 3 に示した。今年度、新田川下流において採捕した魚種から 100 Bq/kg-wet を超過する個体は検出されず、濃度最高値は 10 月に採捕されたアユで 67.4 Bq/kg-wet であった。2012 年から調査を継続している新田川下流において、環境水、底泥、付着藻類（シルト含む）、及びアユの Cs-137 濃度の推移を見たところ（図 5）、いずれも過去に最高値が確認されてから 2024 年までの期間において有意な低下傾向が確認された。これらについてモデル選択を行ったところ、環境水、底泥、付着藻類では 2 成分モデルの方が当てはまりは良く、Cs-

137 濃度の減少速度の鈍化が確認された。推定された実効半減期は環境水で 128 日、1073 日（2 成分モデル）、底泥で 37 日、 -3.0×10^{28} 日（2 成分モデル）、付着藻類（シルト含む）で 73 日、2673 日（2 成分モデル）、アユで 365 日（1 成分モデル）であった。木戸川同様に、付着藻類の濃度は環境水の濃度推移の影響を受けているものと考えられる。なお、アユの AIC 値は 2 成分モデルの方が低い値であったが、1 成分モデルの AIC 値と顕著な違いが認められなかったために、ここでは 1 成分モデルの係数を用いて実効生態半減期を推定した。新田川、木戸川に生息するアユ及びアユを取りまく環境要素の放射性セシウム濃度については次年度もデータを蓄積し、推移パターンの変化の有無を確認する。

福島県の秋元湖における 2024 年の環境水、底泥、動物プランクトンの Cs-137 濃度は、それぞれ 3.2 mBq/L、1230 Bq/kg-dry、43.6 Bq/kg-dry であった。2012 年からの推移を見たところ、環境水、動物プランクトンについては過去に最高値が確認されてから 2024 年までの期間において濃度の有意な低下傾向が確認されたが、底泥のみ低下傾向は確認されなかった（図 6）。底泥採取地点は湖内にある湾の中心部であり、陸域から流入した放射性物質が堆積しやすい環境であると考えられる。環境水、動物プランクトンともに濃度推移傾向に明瞭な時間的变化は確認されず、その実効半減期は環境水で 1461 日（1 成分モデル）、プランクトンで 374 日（1 成分モデル）であった。秋元湖において 2024 年に採捕された魚介類の Cs-137 濃度を表 4 に示した。全ての魚種の濃度は基準値 100 Bq/kg-wet 未満であり、確認された最高値はオオクチバス属の 25.7 Bq/kg-wet であった。今年度採捕した魚種のうち、全ての魚種で最高値が確認されてから 2024 年までの期間に有意な Cs-137 濃度の低下傾向が確認された（図 7）。各魚種について、選択されたモデルにより推定された実効生態学的半減期は、イワナで 1003 日（1 成分モデル）、ウグイで 1026 日（1 成分モデル）、フナ類で 155 日、1690 日（2 成分モデル）、ワカサギで 2207 日（1 成分モデル）、オオクチバス属で 576 日（1 成分モデル）、ニゴイで 9 日、2262 日（2 成分モデル）、ウチダザリガニで 375 日（1 成分モデル）、ヤマメで 1223 日（1 成分モデル）であった。

秋元湖において 2024 年 11 月 5 日に採取したプランクトン試料 1 検体について、課題 1-1 と同じ手法を用いて灰化試料のリーチング実験を実施した。その結果、灰化試料の測定結果（ 3.15 ± 0.110 Bq/kg-wet）から算出した試料中の総 Cs-137 量に対し、生物が利用可能な状態の Cs-137 量の割合は 26.6-35.8 % の範囲であった。湿重量あたりの Cs-137 濃度範囲は 0.867-1.15 Bq/kg-wet であり、プランクトンを餌として利用しているワカサギ（3.7 Bq/kg-wet）に対して 1/3 から 1/4 程度の濃度水準であった。この結果から、秋元湖で採取したプランクトン試料に含まれる総 Cs-137 量のうち、半分以上はシルト等の無機懸濁態等に吸着した Cs-137 の混入に由来しており、そのまま測定した場合の Cs-137 濃度が過大評価となっていることが示された。

千葉県の手賀沼における環境水 Cs-137 濃度は、平均（範囲）19.1（18.0-20.2）mBq/L、底泥は 197.3（195.5-199.0）Bq/kg-dry であった。2015 年からの推移を見たところ（図 8）、実効生態学的半減期（1 成分指数関数モデルにより推定）は、環境水が 3211 日、底泥が 2160 日と推定された。魚類各種の Cs-137 濃度の平均（範囲）は、ギンブナ 20.4（11.3-28.1）Bq/kg-wet、コイ 23.3 Bq/kg-wet（1 個体のみのデータ、年齢 6 歳の個体）、ニホンウナギ 7.3 Bq/kg-wet（1 個体のみのデータ、黄ウナギ Y1 で年齢 4 歳の個体）、モツゴ 10.5（7.3-14.2）Bq/kg-wet であり、50 Bq/kg-wet を超える濃度は確認されなかった。2015 年からの推移を見ると、全ての魚種で Cs-137 濃度の有意な減少傾向が確認された（図 9）。これらの魚種について 1 成分指数関数モデルと 2 成分指数関数モ

デルへの適合を調べたところ、いずれの魚種も両モデルの AIC の値に顕著な違いは認められなかった。各魚種の実効生態学的半減期（1 成分指数関数モデルにより推定）は、ギンブナ 2203 日、コイ 2219 日、ニホンウナギ 1064 日、モツゴ 3076 日と推定された。このうちギンブナについては、調査開始から 2023 年までのデータを用いた実効生態学的半減期推定値は 2155 日であり、2024 年のデータを加えることで、更に実効生態学的半減期が長期化していることが示された。

2015 年から 2024 年にかけて採捕したギンブナの全長は 100.0-352.0 mm の範囲であり、全長と Cs-137 濃度との間に相関関係は認められないか、またはその関係性は弱いものであった（2016 年 $R^2=0.06$, $P<0.05$, 2017 年 $R^2=0.06$, $P<0.05$; 図 10）。ギンブナで確認された Cs-137 濃度の個体差は、取り込む餌生物の種類や量、底泥の混食、環境水の Cs-137 濃度などが影響していると推察されるが、その要因は明らかではない。

2016 年から 2024 年にかけて採捕したニホンウナギのうち、2018 年、2019 年、2020 年、2021 年、2022 年、2023 年サンプルでは、全長と Cs-137 濃度との間に有意な正の相関関係が認められた（2018 年 $R^2=0.70$, $P<0.01$, 2019 年 $R^2=0.61$, $P<0.01$, 2020 年 $R^2=0.70$, $P<0.05$, 2021 年 $R^2=0.90$, $P<0.001$, 2022 年 $R^2=0.91$, $P<0.001$, 2023 年 $R^2=0.55$, $P<0.01$; 図 11）。なお、2016 年、2024 年は採捕個体数が少なく（2016 年 4 個体、2024 年 1 個体）、体サイズと濃度との関係を把握することができなかった。また、2017 年は 13 個体のニホンウナギが採捕されたが、そのうち 1 個体が 310 Bq/kg-wet（Cs-137）と突出して高い濃度であったため、この年度では体サイズと濃度との有意な関係は認められなかった。

今年度採捕されたモツゴの Cs-137 濃度は、全長 5 cm 未満が 9.0 Bq/kg-wet、5-7 cm が 11.7 Bq/kg-wet、7 cm 以上が 10.9 Bq/kg-wet であった（図 12）。2015 年以降、大型の検体ほど Cs-137 濃度が高い傾向が認められ、2020 年以降は各階級とも 10 Bq/kg-wet 前後の濃度で推移した。なお、2020 年以降は 8cm 以上の個体の採捕が少なくなったため、7 cm 以上の個体と合わせて放射性セシウム濃度を測定している。

手賀沼において魚類の餌生物と想定される生物各種の Cs-137 濃度の平均（範囲）は、スジエビ 16.7(12.9-20.5) Bq/kg-wet、テナガエビ 17.0(12.4-21.3) Bq/kg-wet、アメリカザリガニ 12.8 Bq/kg-wet、ユスリカ 7.3 Bq/kg-wet、プランクトン 6.9 Bq/kg-wet、水生植物のナガエツルノゲイトウは 2.9(1.8-4.1) Bq/kg-wet、オオバナミズキンバイは 2.4(1.3-3.5) Bq/kg-wet であった。

手賀沼において 2024 年 7 月 3 日に採取したプランクトン試料 1 検体について、課題 1-1 と同じ手法を用いて灰化試料のリーチング実験を実施した。その結果、灰化試料の測定結果（ 1.98 ± 0.0883 Bq/kg-wet）から算出した試料中の総 Cs-137 量に対し、生物が利用可能な状態の Cs-137 の割合は 11.8-19.5 % の範囲であった。湿重量あたりの Cs-137 濃度範囲は 0.244-0.369 Bq/kg-wet であり、プランクトンを餌として利用しているモツゴ（平均 10.5 Bq/kg-wet）に対して 1/28 から 1/43 程度の濃度水準であった。この結果から、手賀沼で採取したプランクトン試料に含まれる総 Cs-137 量のうち、大半はシルト等の無機懸濁態等に吸着した Cs-137 の混入に由来しており、そのまま測定した場合の Cs-137 濃度が過大評価となっていることが示された。

2024 年 5 月、10 月に採水した中禅寺湖の環境水 Cs-137 濃度はそれぞれ 7.55 mBq/L、5.49 mBq/L であった。2012 年からの推移を見たところ（図 13）、環境水濃度は有意に減少していることが確認され、その実効生態学的半減期は 1237 日と推定された（1 成分モデル）。

2024 年 4 月から 7 月に採捕された魚類各種と、9 月から 10 月に採捕されたヒメマスとホンマス

の平均(範囲)Cs-137濃度は、ヒメマス 9.8(6.3-12.6) Bq/kg-wet、ホンマス 14.4(9.1-24.2) Bq/kg-wet、ブラウントラウト 25.2(1.38-46.8) Bq/kg-wet、レイクトラウト 17.7(10.8-34.7) Bq/kg-wet、ニジマス 9.0(0.3-16.4) Bq/kg-wet、ウグイ 25.1(18.3-33.6) Bq/kg-wet、フナ 9.0(5.7-13.9) Bq/kg-wet、スジエビ 5.8 Bq/kg-wet、ヌカエビ 11.3 Bq/kg-wet であった。2012 年からのデータを合わせたところ、全ての生物種で Cs-137 濃度の有意な減少傾向が認められた(図 14)。これらの魚種について AIC を用いて指数関数モデルへの適合を調べたところ、スジエビとヌカエビのみ明瞭な推移傾向の変化が認められた。それぞれの魚種の実効生態学的半減期は、ヒメマス 1298 日(1 成分モデル)、ホンマス 1575 日(1 成分モデル)、ブラウントラウト 1657 日(1 成分モデル)、レイクトラウト 1785 日(1 成分モデル)、ニジマス 2885 日(1 成分モデル)*、ウグイ 3319 日(1 成分モデル)、フナ 1630 日(1 成分モデル)、スジエビ 4 日、1722 日(2 成分モデル)、ヌカエビ 18 日、1985 日(2 成分モデル)、と推定された。

*ニジマスの実効生態学的半減期は他魚種と比べ極端に長く推定されたが、ニジマスについてはサンプルに成魚放流個体が含まれる可能性が高く、放流後間もなく採捕された個体は低濃度であることが想定されるので、ここでの推定値は参考値扱いとする。

水産庁、環境省ホームページから公表されているギンブナ、コイの放射性セシウム濃度データを抽出し、指数関数モデルによる推移傾向の分析を行った(図 15、図 16)。1 集団あたり 15 検体以上調べられた集団(ギンブナ 4 河川、11 湖沼、コイ 8 河川、4 湖沼)についてデータを解析したところ、それぞれの集団の実効生態学的半減期はギンブナで、霞ヶ浦(北浦) 190 日、8263 日(2 成分モデル)、霞ヶ浦(西浦) 161 日、1886 日(2 成分モデル)、霞ヶ浦(北浦+西浦+外浪逆浦) 735 日(1 成分モデル)、与田浦 34 日、4146 日(2 成分モデル)、印旛沼 6 日、1411 日(2 成分モデル)、手賀沼 1453 日(1 成分モデル)、手賀沼・手賀川 1474 日(1 成分モデル)、利根川 189 日、5832 日(2 成分モデル)、利根川水系支流すべて含む 537 日(1 成分モデル)、阿賀川水系支流すべて含む 133 日、2524 日(2 成分モデル)、太田川 52 日、1222 日(2 成分モデル)、秋元湖 173 日、2217 日(2 成分モデル)、桧原湖 47 日、2864 日(2 成分モデル)、はやま湖 478 日(1 成分モデル)、猪苗代湖 2451 日(1 成分モデル)、コイで、与田浦 9 日、2678 日(2 成分モデル)、手賀沼 1366 日(1 成分モデル)、利根川 65 日、4012 日(2 成分モデル)、阿武隈川(伊達市) 535 日(1 成分モデル)、阿武隈川(石川市、白河市、伊達市、桑折町、須賀川市、西郷村、泉崎村、中島村、福島市、本宮市) 59 日、1186 日(2 成分モデル)、阿武隈川水系支流すべて含む 3 日、1156 日(2 成分モデル)、阿賀川水系支流すべて含む 318 日(1 成分モデル)、新田川 957 日(1 成分モデル)、真野川 194 日、7189 日、太田川 964 日(2 成分モデル)、秋元湖 384 日、3265 日(2 成分モデル)、はやま湖 33 日、1401 日(2 成分モデル)と推定された。

(2)2023 年 6 月及び 10 月の新田川下流と井出川下流で採取された魚類の胃内容物分析を行ったところ、いずれの河川においても陸生・水生由来のさまざまな餌生物を利用していることが確認された(図 17、図 18)。両河川の上流域に生息するイワナ・ヤマメでは、陸生昆虫の出現が多かったのに対して(令和 5 年度放射性物質挙動調査事業報告書)、下流域では水生昆虫、魚類、植物・藻類などが多く出現した。6 月に採集した新田川下流のウキゴリ、カジカ、スズキ、チチブでは魚類を多く(50%以上)採餌していた。10 月に採集した新田川下流のカジカ、カマツカ、ギンブナ、ボウズハゼは水生昆虫の頻度が高かった(90%以上)。6 月の新田川下流のオイカワ、カワムツ、10

月新田川下流のチチブ、10月の井出川下流のギンブナでは植物・藻類の出現が多かった（50%以上）。

2023年6月及び10月に新田川下流にて採集した魚類及び餌生物の $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ の2次元マップを図19に示した。魚類及び餌生物の $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ は両季節において、種内、近縁群内で大きくばらついていた。

魚類の成長に伴う $\delta^{13}\text{C}$ （餌資源の指標）及び $\delta^{15}\text{N}$ （栄養段階の指標）の変化を把握するため、尾叉長または体長と安定同位体比との関係を図20、図21に示した。採集されたいずれの魚類においても、体サイズと $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ との間に明瞭な関係は見られなかった。

新田川下流における魚類及び餌生物の $\delta^{13}\text{C}$ 及び $\delta^{15}\text{N}$ とCs-137濃度との関係を図22、図23に示した。魚類及び餌生物のいずれにおいても同一分類群内のCs-137濃度に大きなばらつきが見られ、 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ ともにCs-137濃度との間に明瞭な関係は見られなかった。

2023年6月の新田川水系（下流及び飯樋川）における水生昆虫、陸生昆虫、魚類のCs-137濃度水準を図24に示した。下流域における水生昆虫のCs-137濃度の算術平均（Bq/kg-wet） \pm 標準偏差は 18.5 ± 35.1 （ $n = 9$ ）、陸生昆虫は 27.3 ± 74.0 （ $n = 12$ ）、アユは 10.2 ± 2.84 （ $n = 10$ ）、ニホンウナギは 11.3 ± 2.87 （ $n = 3$ ）であった。飯樋川の水生昆虫は 76.4 ± 119 （ $n = 18$ ）、陸生昆虫は 130 ± 235 （ $n = 8$ ）、イワナは 223 ± 78.1 （ $n = 12$ ）、ヤマメは 231 ± 128 （ $n = 6$ ）であった。上流域のイワナ・ヤマメの胃内容物分析の結果（令和5年度放射性物質挙動調査事業報告書）より、下流域に生息する魚類は陸生昆虫からのCs-137取込みの程度が上流域より小さいと考えられた。

2023年6月及び10月に井出川下流域の $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ の2次元マップを図25に示した。新田川下流と同様、付着藻類と落葉を一次生産者として、甲殻類や水生・陸生昆虫などから魚類へとつながる食物網構造を確認した。

井出川下流で採取した魚類の尾叉長または体長と $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ との関係を図26、図27に示した。採集された魚類の体サイズにおいて、体サイズと $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ との間に明瞭な関係は見られなかった。

井出川下流における $\delta^{13}\text{C}$ 及び $\delta^{15}\text{N}$ とCs-137濃度との関係を図28、図29に示した。魚類及び餌生物のいずれにおいても同一分類群内のCs-137濃度に大きなばらつきが見られ、 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ ともにCs-137濃度との間に明瞭な関係は見られなかった。

2023年10月の井出川水系（下流及び上流）における水生昆虫、陸生昆虫、魚類のCs-137濃度水準を図30に示した。下流域における水生昆虫のCs-137濃度の算術平均（Bq/kg-wet） \pm 標準偏差は 14.8 ± 20.7 （ $n = 7$ ）、陸生昆虫は 19.4 ± 32.9 （ $n = 7$ ）、アユは 15.5 ± 6.36 （ $n = 10$ ）、ウグイは 19.6 ± 12.8 （ $n = 3$ ）であった。上流域の水生昆虫は 18.8 ± 16.6 （ $n = 3$ ）、陸生昆虫は 65.0 ± 26.6 （ $n = 2$ ）イワナは 55.0 ± 70.4 （ $n = 10$ ）、ヤマメは 112 ± 49.1 （ $n = 10$ ）であった。井出川水系においても新田川水系と同様、下流域の魚類は陸生昆虫からのCs-137取込みの程度は上流域より小さいと推測された。

(3) 木戸川における調査地点を図31に示した。木戸川の各調査地点において採捕された魚類と環境水のCs-137濃度を表5にまとめた。各調査地点で採捕された魚類のCs-137濃度および全長と尾叉長の関係を図32に、魚類のCs-137濃度と環境水のCs-137濃度との関係を図33に示した。

検出下限値未満の個体を除く各魚種の平均 Cs-137 濃度(範囲)は、ニホンウナギでは 2.8(1.3-8.0) Bq/kg-wet、ヤマメでは 7.8(1.8-30.2) Bq/kg-wet、サクラマスでは 2.6 Bq/kg-wet、イワナでは 8.1(1.3-24.9) Bq/kg-wet であった。今年度採捕したニホンウナギ、ヤマメ、サクラマスおよびイワナからは Cs-137 濃度が 100 Bq/kg-wet を超過する個体は検出されず、最高値はヤマメの 30.2 Bq/kg-wet であった。重回帰分析の結果を表 6 に示す。ヤマメとイワナにおいては尾叉長と環境水の Cs-137 濃度が、ニホンウナギにおいては環境水の Cs-137 濃度のみがそれぞれ魚類の Cs-137 濃度に対して有意に影響したと推定された。

3. 今後の課題

本課題では、各調査河川・湖沼に生息するほとんどの魚類および環境水や底泥など環境項目について Cs-137 濃度レベルを把握し、さらに将来予測のための実効生態学的半減期を示した。今年度、手賀沼では 2024 年 10 月 25 日付けで水産物すべての出荷制限指示等が解除され、同年 12 月 19 日には中禅寺湖に生息するブラウントラウトの解禁延期要請が解除となった。これらの規制解除に際しては、本課題で得られたデータや解析結果が参考にされた。今後も、本課題の成果が規制解除や漁場のあり方を検討する際の参考データとして活用されることを期待したい。

福島県木戸川においては流域全域での調査を行い、採捕されたすべての個体の濃度が 100 Bq/kg-wet を大きく下回ることを確認した。今後は、木戸川よりも北側の河川において同様の調査を行い、各河川での出荷自粛解除に向けた知見を収集する。

胃内容物分析及び炭素・窒素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$) 分析を実施し、河川下流域に生息する魚類の主要な餌生物ならびに食物網構造を明らかにした。次年度は、これまでに採取した標本のうち未分析試料が一部残っているため、それらを分析してデータを補完する。また、蓄積されたデータを取りまとめ、湖沼間、河川間、河川の上流一下流間、ならびに年・季節間の比較を実施して、湖沼生態系及び河川生態系における餌生物を介した魚類の Cs-137 取込みについて総合的に考察する。

引用文献

- Jonsson B., Forseth T., Ugedal O. (1999) Chernobyl radioactivity persists in fish. *Nature*, 400: 417.
- 水産研究・教育機構 (2024) 令和 5 年度海洋生態系の放射性物質挙動調査事業報告書. 2-1: 内水面魚類における放射性物質濃度推移傾向の把握および内水面生態系における放射性物質の挙動解明, p. 33-68.

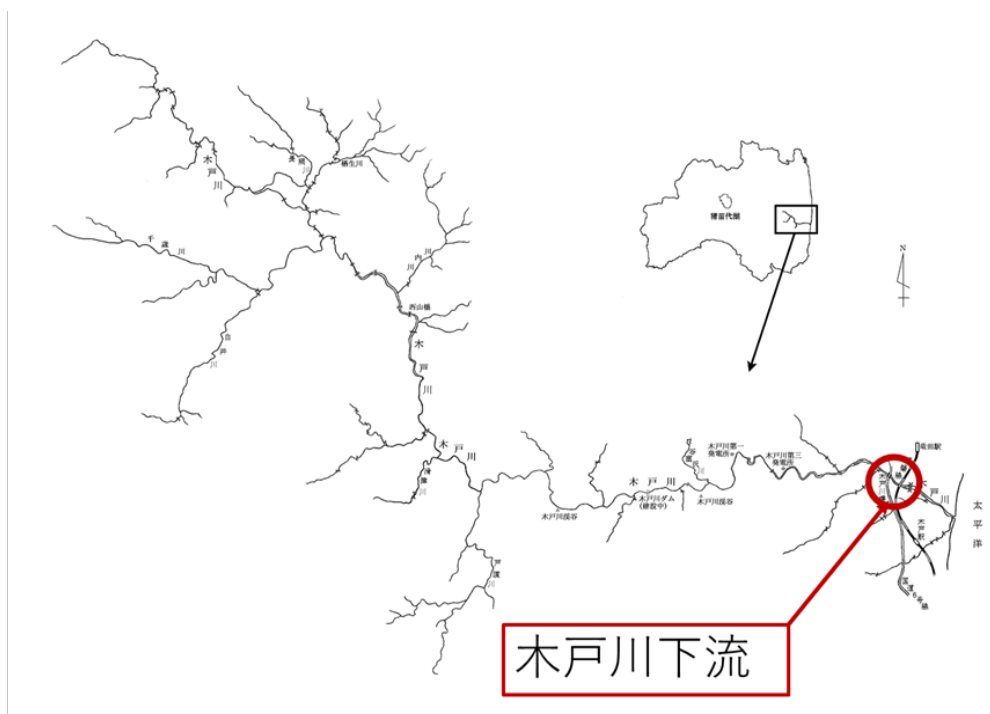


図 1. 木戸川、新田川に設定した調査地点

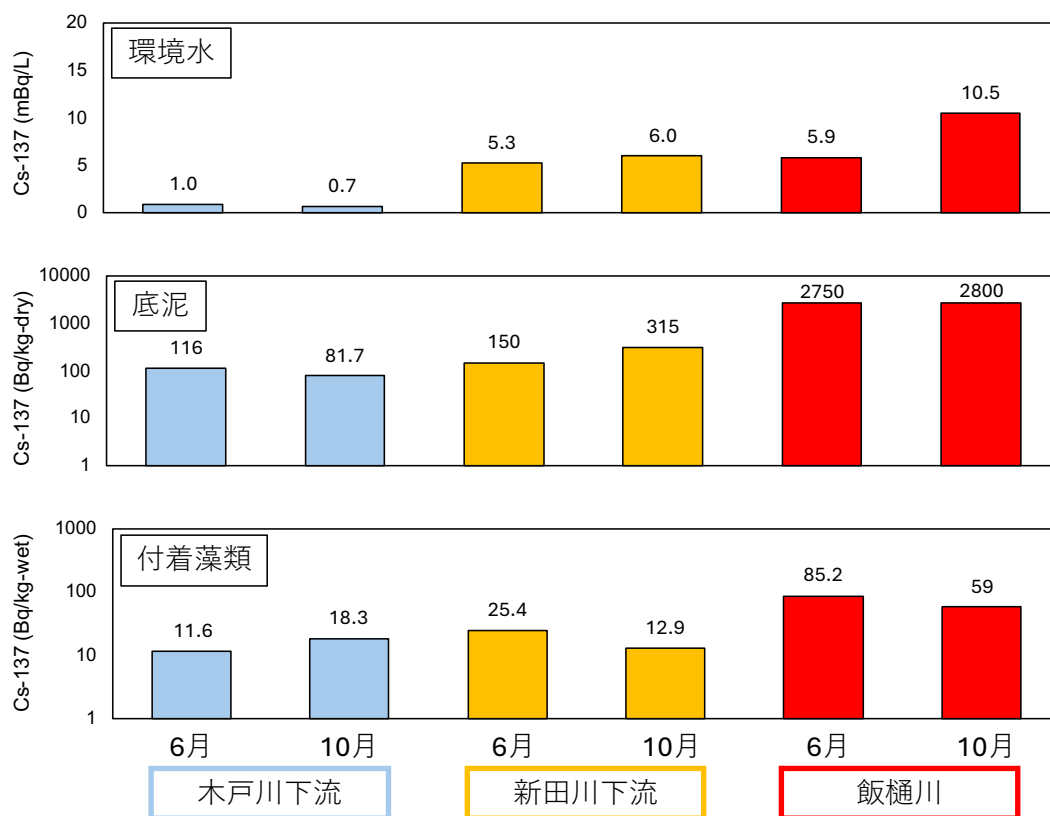


図 2. 各調査地点の環境水、底泥、及び付着藻類（シルト含む）の Cs-137 濃度

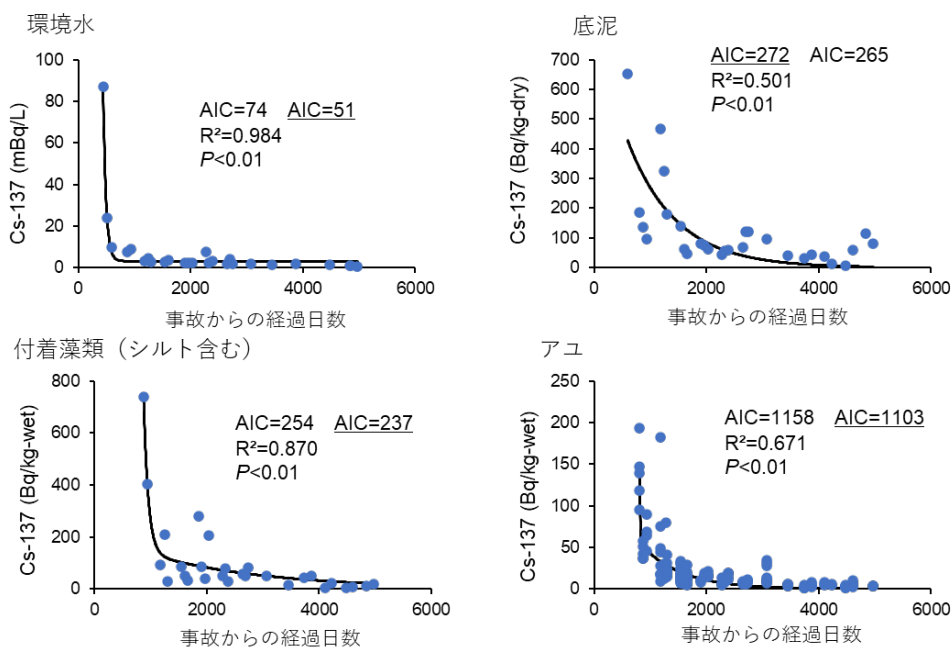


図 3. 木戸川の環境水、底泥、付着藻類（シルト含む）、アユの Cs-137 濃度の推移および AIC 値。左は 1 成分指数関数モデル、右は 2 成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、 R^2 値、 P 値は採択されたモデルでの統計値を示す。採択されたモデルの AIC 値は下線にて示した。

表 1. 木戸川下流の魚類各種の Cs-137 濃度

調査時期		6月				10月			
水域	種類	採集検体数	Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)			採集検体数	Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)		
			平均値	最大値	最小値		平均値	最大値	最小値
木戸川下流	魚類	アユ				3	3.3	3.7	3.1
		ウグイ	1	3.7					
		ウナギ	13	2.7	4.7	2	6.8	7.6	6.0
		カジカ	4	1.7	2.2				
	甲殻類	ヤツメウナギ	1	11.8					
		スジエビ	1	1.5					
		モクズガニ	1	2.8		1	2.7		
	環境試料	付着藻類 (シルト含む)	1	11.6		1	18.3		
		底泥	1	116		1	81.7		
		環境水	1	1.0		1	0.7		

表 2. 飯樋川の魚類各種の Cs-137 濃度

調査時期		6月				10月			
水域	種類	採集検体数	Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)			採集検体数	Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)		
			平均値	最大値	最小値		平均値	最大値	最小値
飯樋川	魚類	アブラハヤ	4	55.2	109	10	53.5	167	15.6
		イワナ	13	73.0	129	8	125	193	36.3
		ホトケドジョウ	1	32.8					
		ヤマメ	20	64	98.8	10	84.6	245	23.8
	環境試料	付着藻類 (シルト含む)	1	85.2		1	59.0		
		底泥	1	2750		1	2800		
		環境水	1	5.9		1	10.5		

表 3. 新田川下流の魚類各種の Cs-137 濃度

調査時期		6月				10月			
水域	種類	採集検体数	Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)			採集検体数	Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)		
			平均値	最大値	最小値		平均値	最大値	最小値
新田川下流	魚類	アユ	9	4.6	7.8	18	21.5	67.4	10.5
		ウキゴリ				1	31.3		
		ウナギ	6	5.1	6.3	7	11	18.1	3.8
		オイカワ	1	10.7		2	12.5	12.7	12.2
		カジカ	2	4.2	5.0	1	9.0		
		カマツカ				4	9.9	15.1	6.8
		タモロコ				2	7.3	9.6	5.0
		チチブ	3	3.9	5.4	1	8.3		
		ナマズ	3	39.0	65.3	2	11.0	12.3	9.8
		フナ属	1	6.4		16	10.7	23.1	6.1
		ボウズハゼ	1	3.9		1	16.0		
		ブルーギル				1	17.7		
		ヨシノボリ				1	5.8		
	甲殻類	スジエビ	1	5.3		2	14.7	18.2	11.1
		モクズガニ	1	9.3		1	15.0		
	環境試料	付着藻類 (シルト含む)	1	25.4		1	12.9		
		底泥	1	150		1	315		
		環境水	1	5.3		1	6.0		

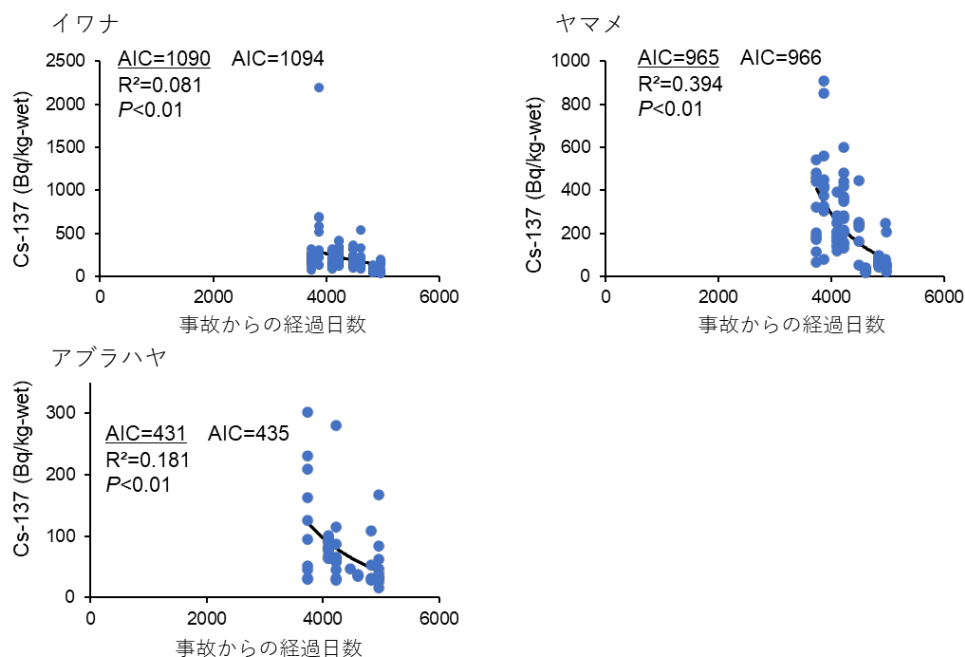


図 4. 飯樋川のイワナ、ヤマメ、アブラハヤの Cs-137 濃度の推移および AIC 値。左は 1 成分指数関数モデル、右は 2 成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、 R^2 値、 P 値は採択されたモデルでの統計値を示す。採択されたモデルの AIC 値は下線にて示した。

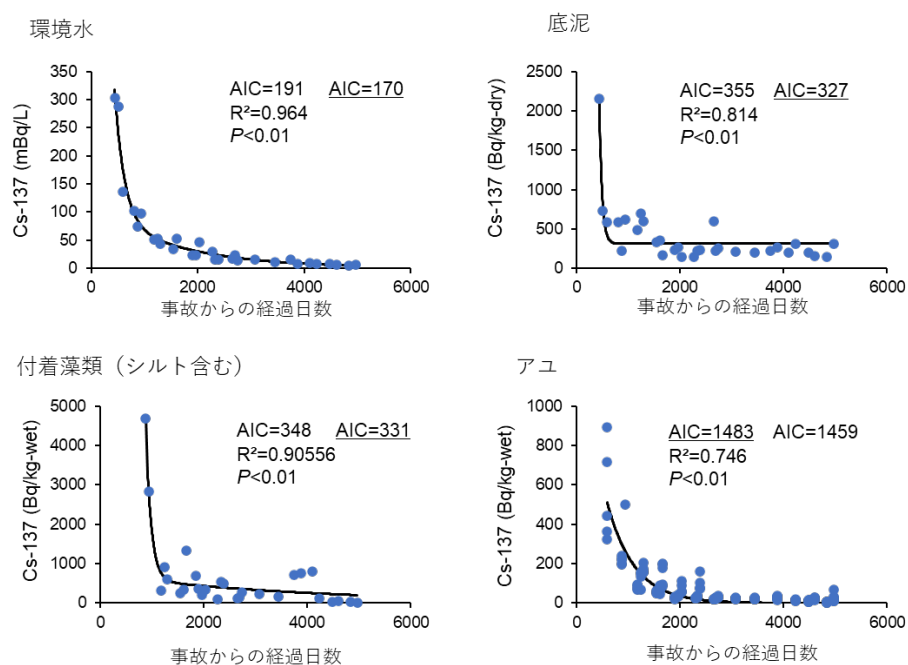


図 5. 新田川下流の環境水、底泥、付着藻類（シルト含む）、アユの Cs-137 濃度の推移および AIC 値。左は 1 成分指数関数モデル、右は 2 成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、 R^2 値、 P 値は採択されたモデルでの統計値を示す。採択されたモデルの AIC 値は下線にて示した。

表 4. 秋元湖の魚類各種の Cs-137 濃度

調査時期		7月			
水域	種類	採集検体数	Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)		
			平均値	最大値	最小値
秋元湖	イワナ	3	16.6	21.6	11.9
	ウグイ	10	13.0	24.9	6.2
	フナ属	20	12.7	22.0	6.2
	魚類 オオクチバス属	3	22.3	25.7	19.2
	ニゴイ	3	15.5	22.9	8.2
	ヤマメ	1	6.0		
	ワカサギ	1	3.7		
	甲殻類 ウチダザリガニ	2	11.1	12.5	9.7
	プランクトン	1	43.6		
	環境試料 底泥	1	1230		
水	1	3.2			

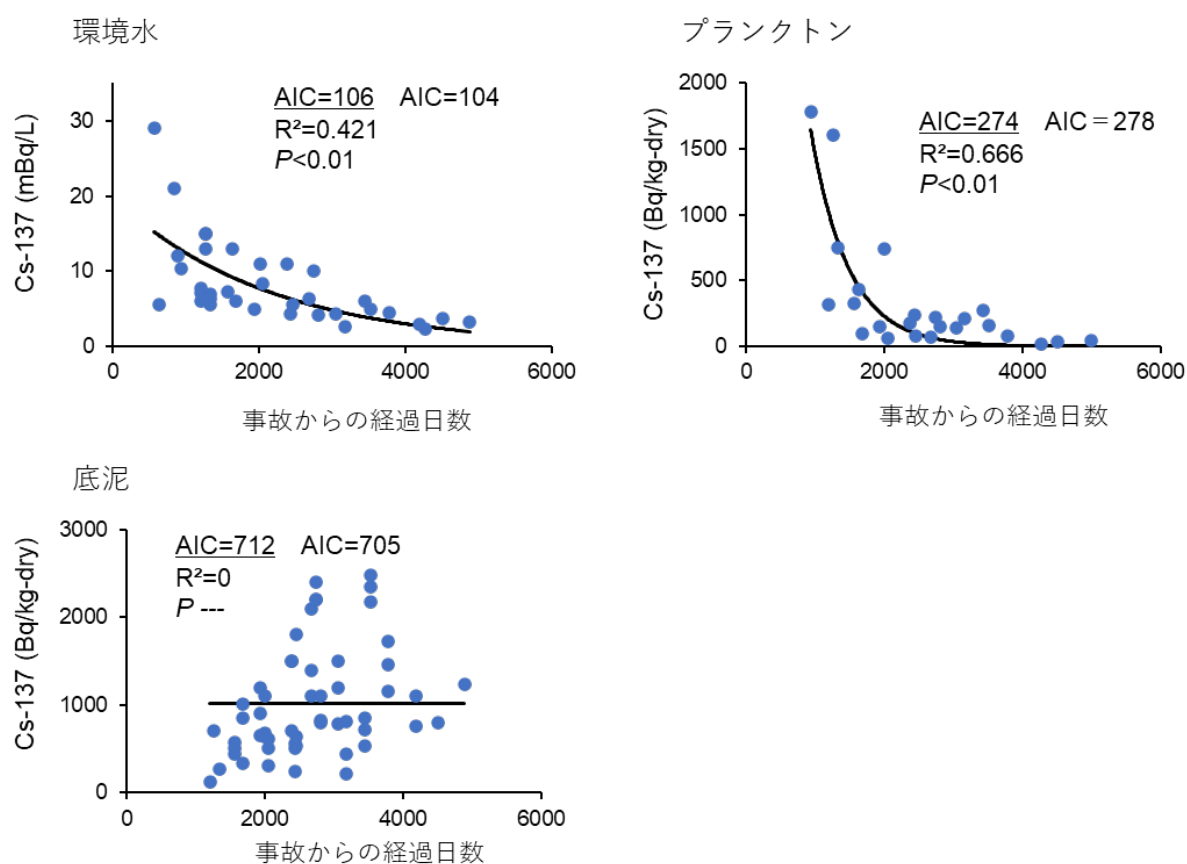


図 6. 秋元湖の湖水、動物プランクトン、底泥の Cs-137 濃度の推移および AIC 値。左は 1 成分指数関数モデル、右は 2 成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、R² 値、P 値は採択されたモデルでの統計値を示す。採択されたモデルの AIC 値は下線にて示した。

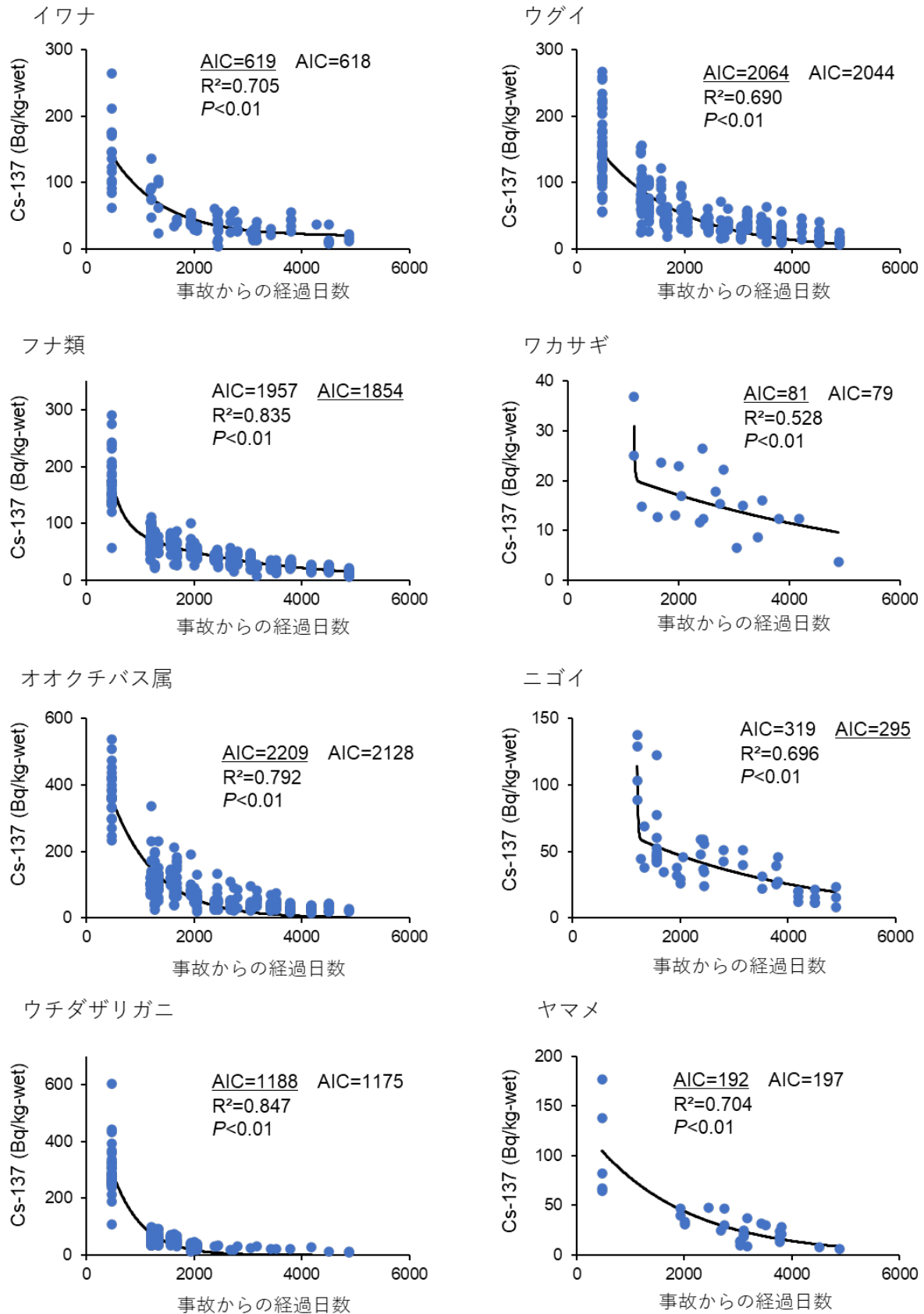


図 7. 秋元湖に生息する魚類各種の Cs-137 濃度の推移および AIC 値。左は 1 成分指数関数モデル、右は 2 成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、 R^2 値、 P 値は採択されたモデルでの統計値を示す。採択されたモデルの AIC 値は下線にて示した。

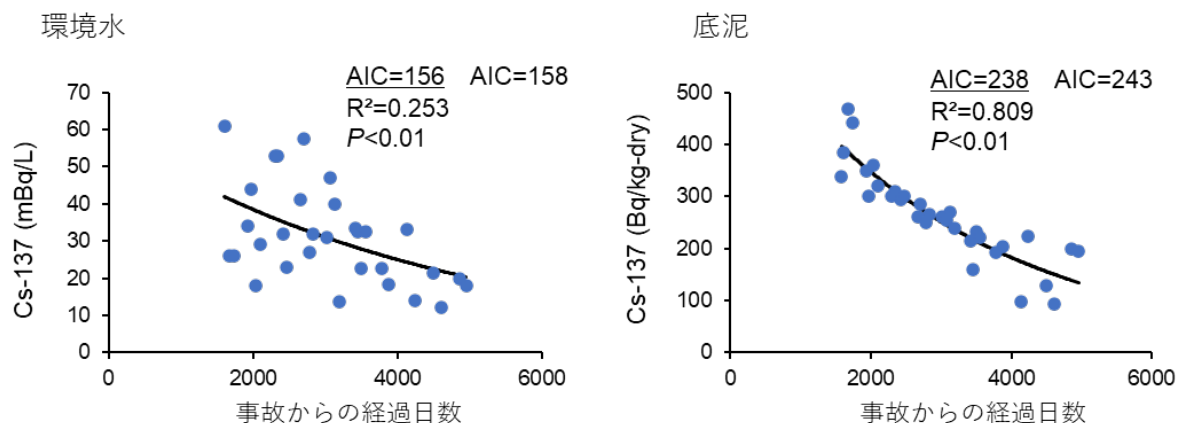


図 8. 手賀沼における環境水と底泥の Cs-137 濃度の推移および AIC 値。左は 1 成分指数関数モデル、右は 2 成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、 R^2 値、 P 値は採択されたモデルでの統計値を示す。採択されたモデルの AIC 値は下線にて示した。

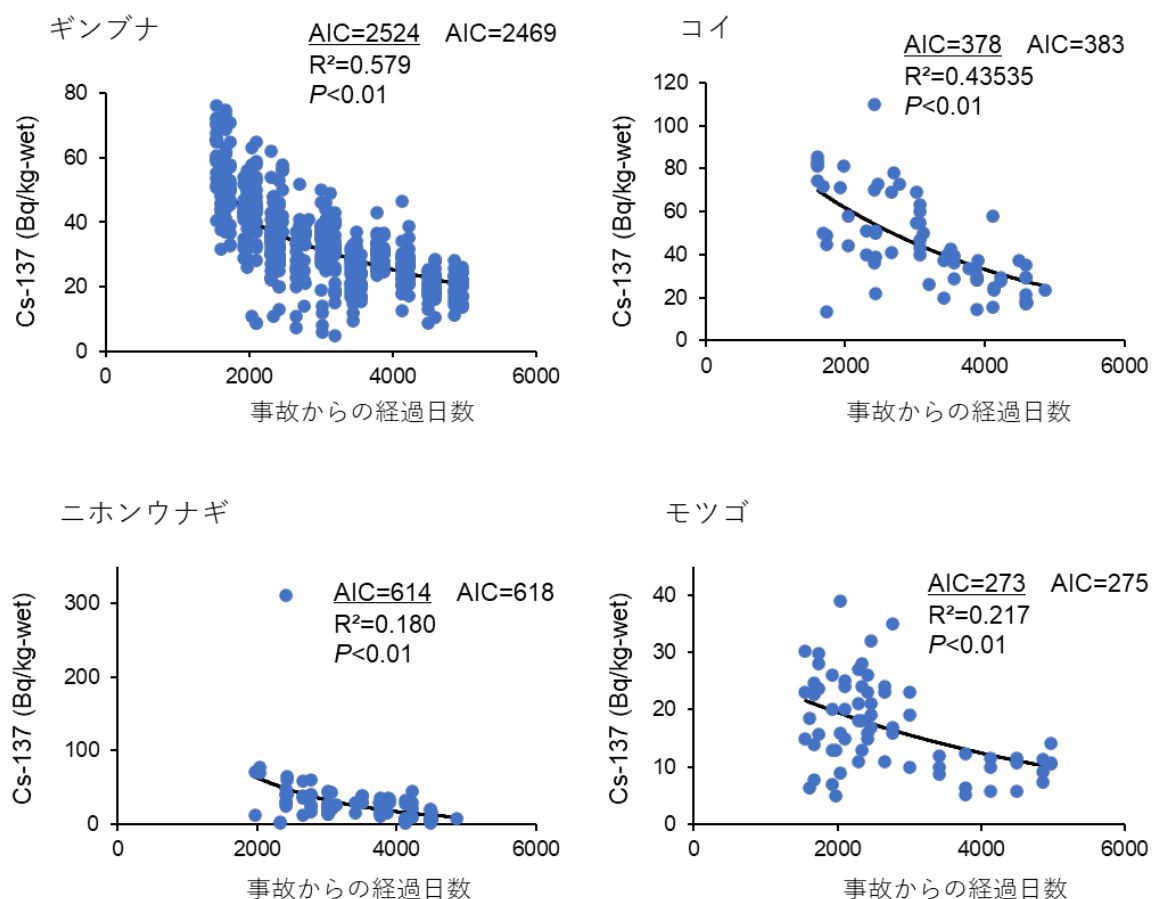


図 9. 手賀沼におけるギンブナ、コイ、ニホンウナギ、モツゴの Cs-137 濃度の推移および AIC 値。左は 1 成分指数関数モデル、右は 2 成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、 R^2 値、 P 値は採択されたモデルでの統計値を示す。採択されたモデルの AIC 値は下線にて示した。

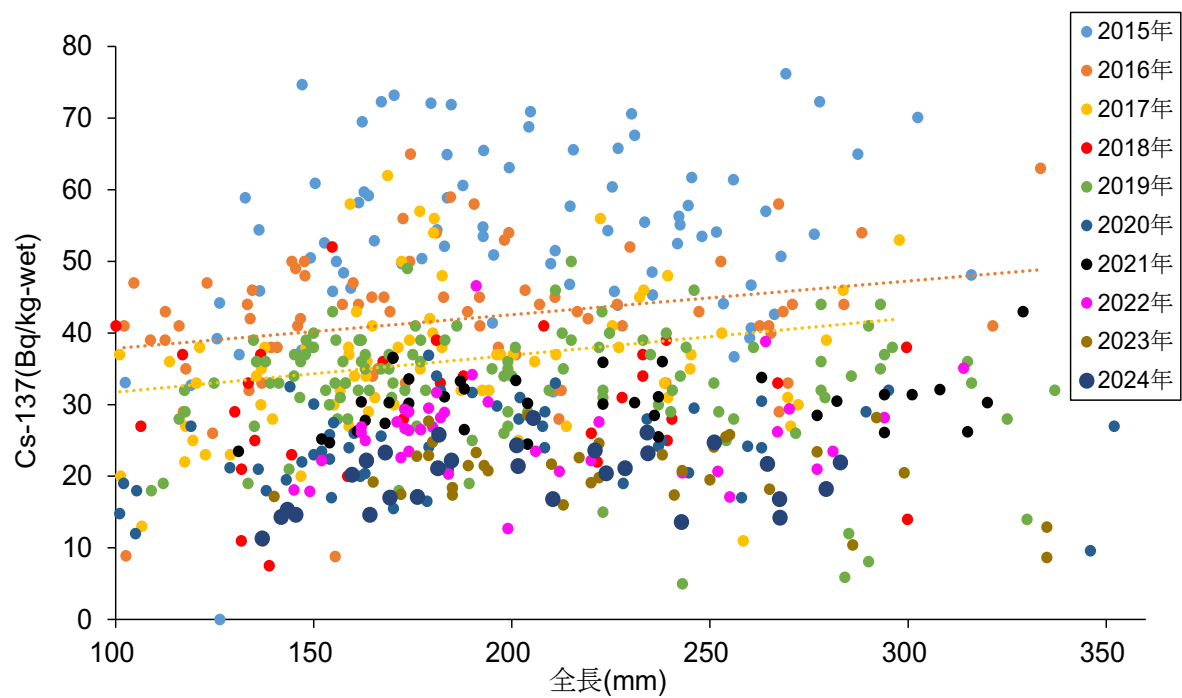


図 10. 手賀沼におけるギンブナの全長と Cs-137 濃度との関係。点線は、一次回帰直線を示す。

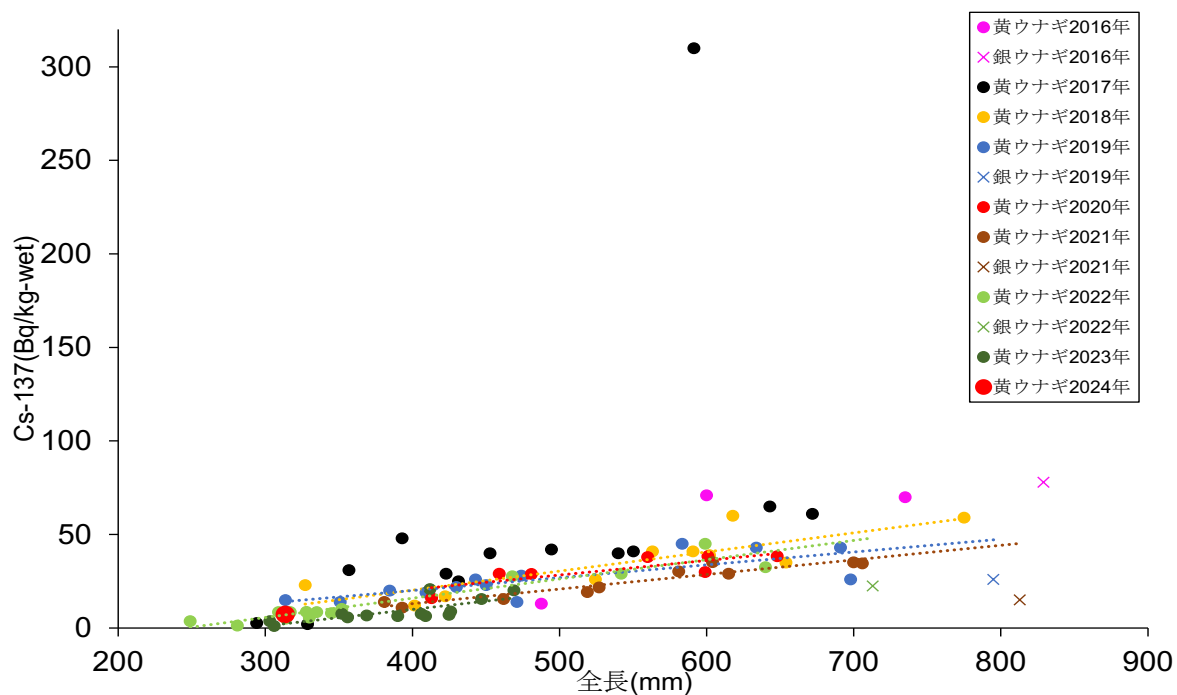


図 11. 手賀沼におけるニホンウナギの全長と Cs-137 濃度との関係。点線は、一次回帰直線を示す。

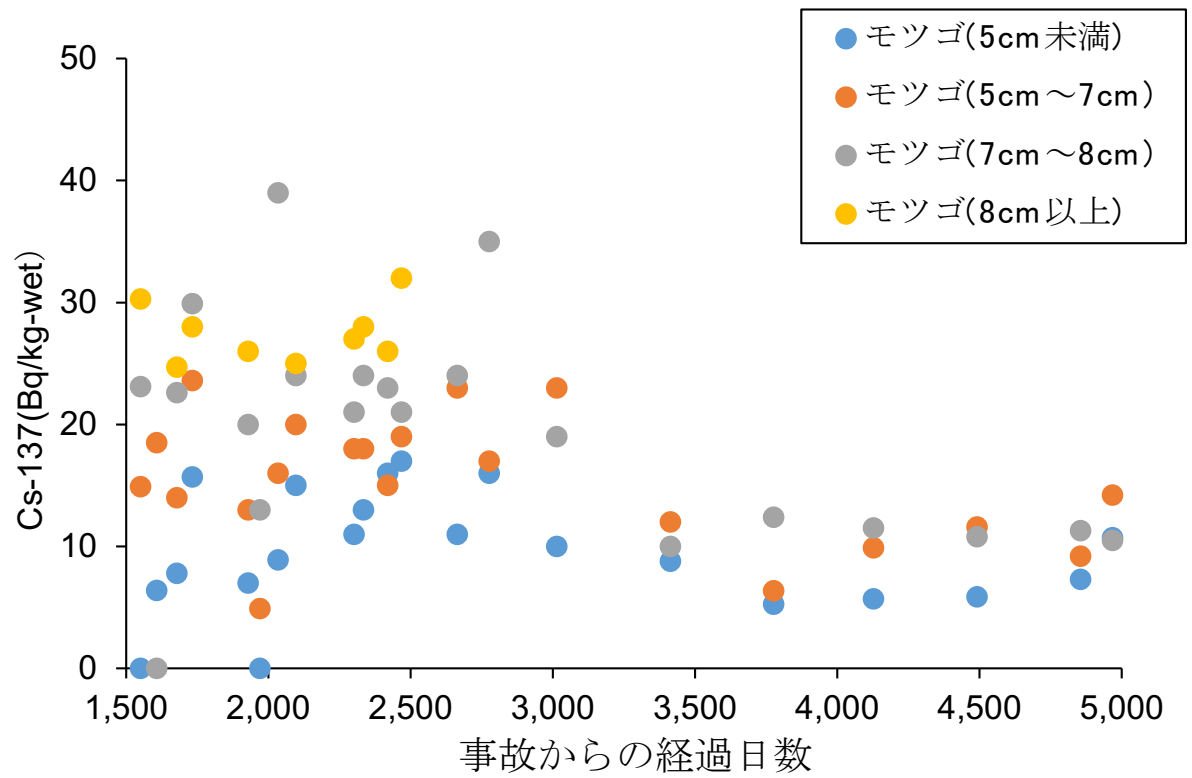


図 12. 手賀沼におけるモツゴの全長別 Cs-137 濃度の推移。なお、検出下限値未満のデータは 0 Bq/kg-wet として表記した。

環境水

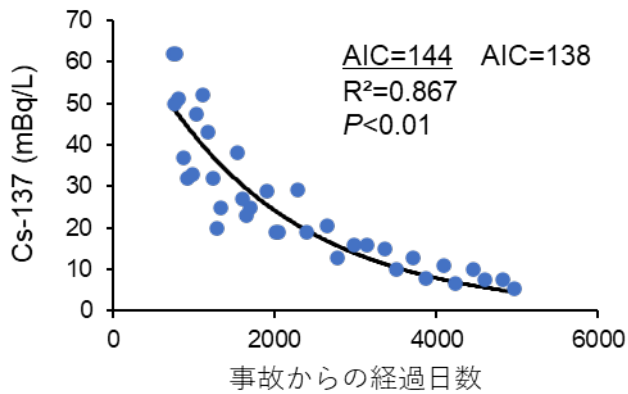
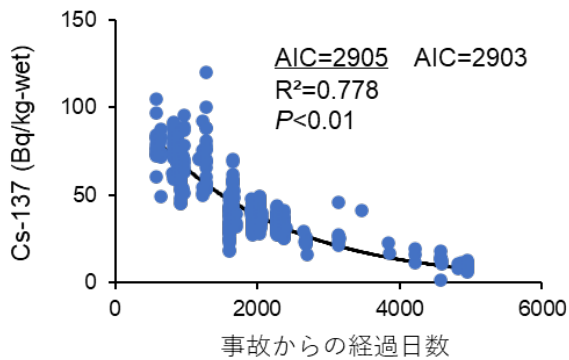
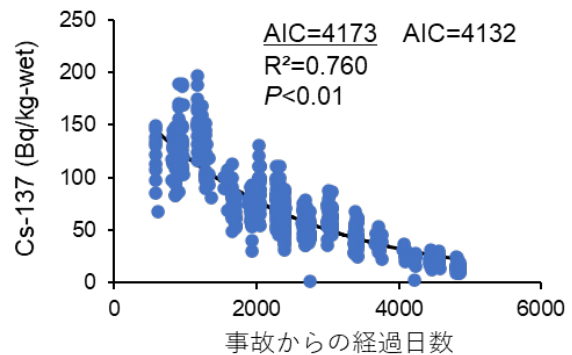


図 13. 中禅寺湖における環境水の Cs-137 濃度の推移および AIC 値。左は 1 成分指数関数モデル、右は 2 成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、 R^2 値、 P 値は採択されたモデルでの統計値を示す。採択されたモデルの AIC 値は下線にて示した。

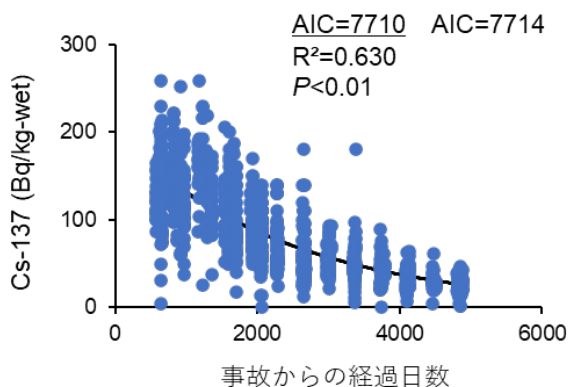
ヒメマス



ホンマス



ブラントラウト



レイクトラウト

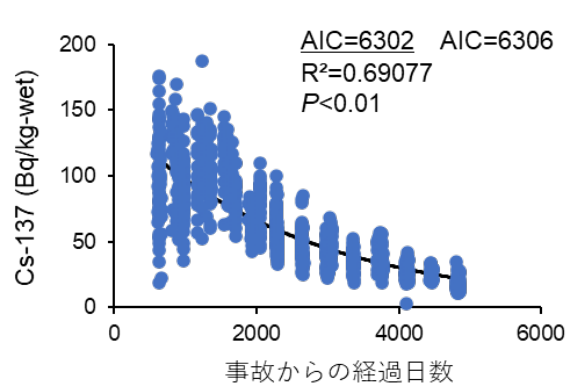


図 14. 中禅寺湖に生息する各魚種の Cs-137 濃度の推移および AIC 値。左は 1 成分指数関数モデル、右は 2 成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、 R^2 値、 P 値は採択されたモデルでの統計値を示す。採択されたモデルの AIC 値は下線にて示した。

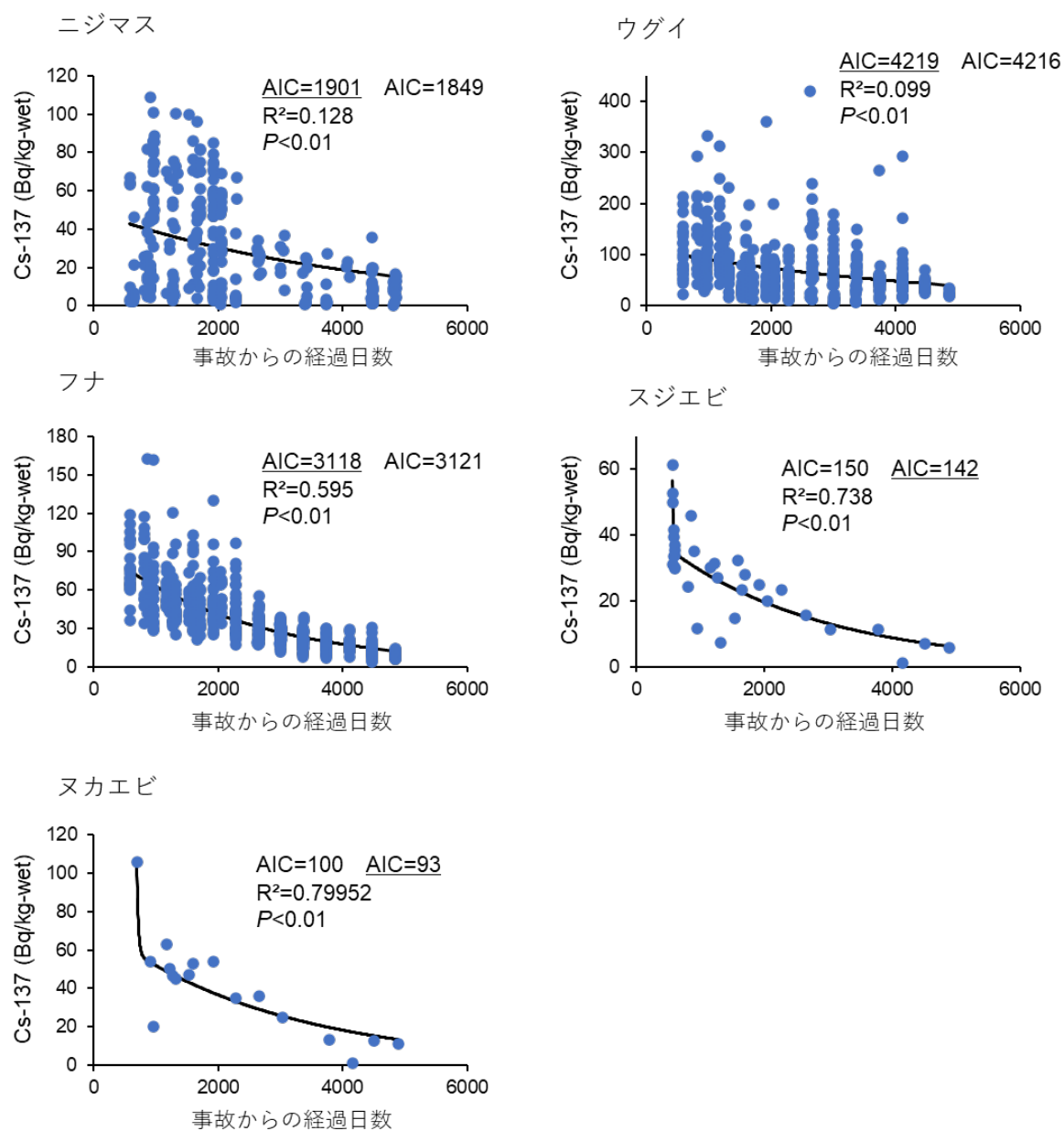


図 14. つづき

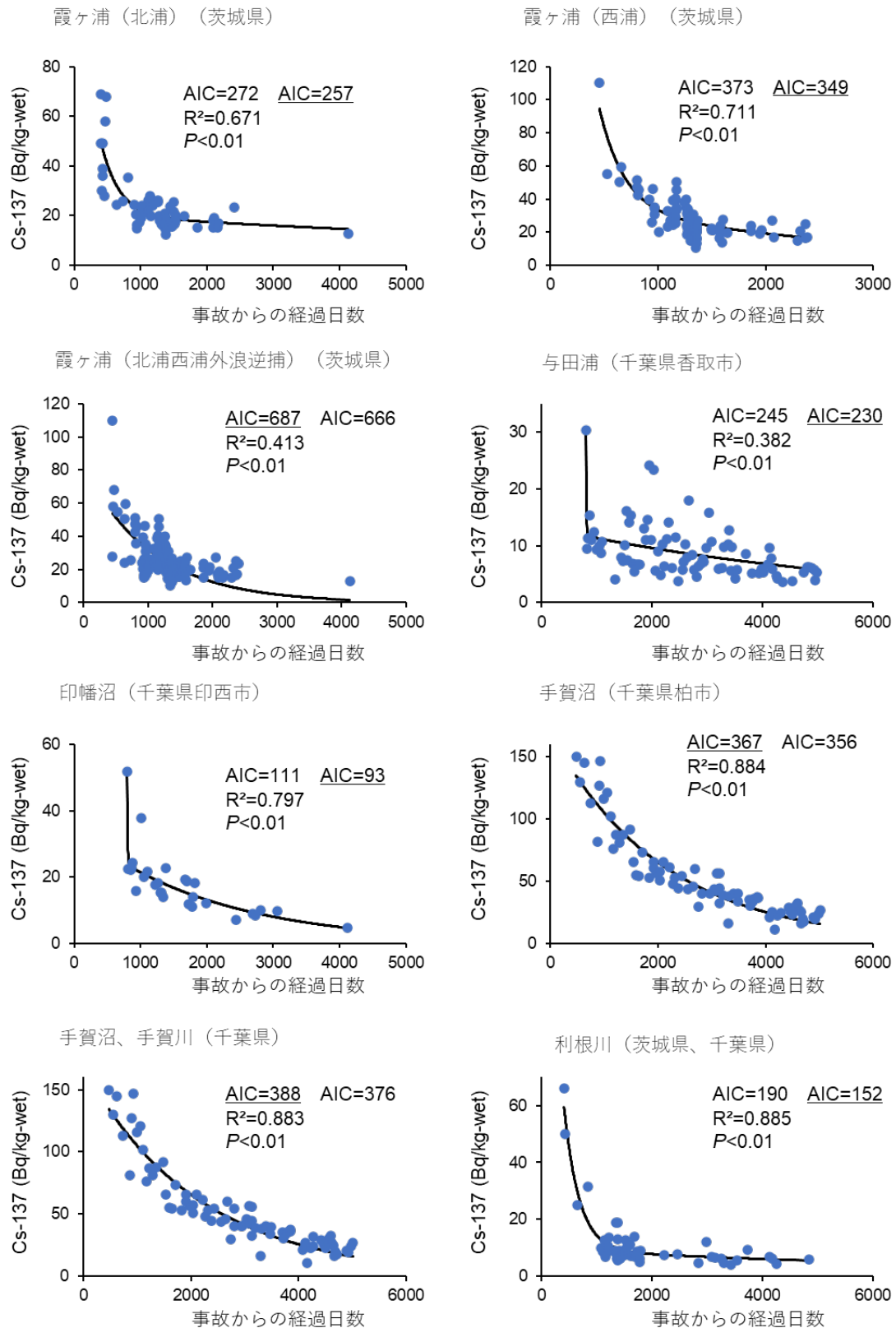


図 15. 各河川に生息するギブナの Cs-137 濃度の推移および AIC 値。左は 1 成分指数関数モデル、右は 2 成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、 R^2 値、 P 値は採択されたモデルでの統計値を示す。採択されたモデルの AIC 値は下線にて示した。

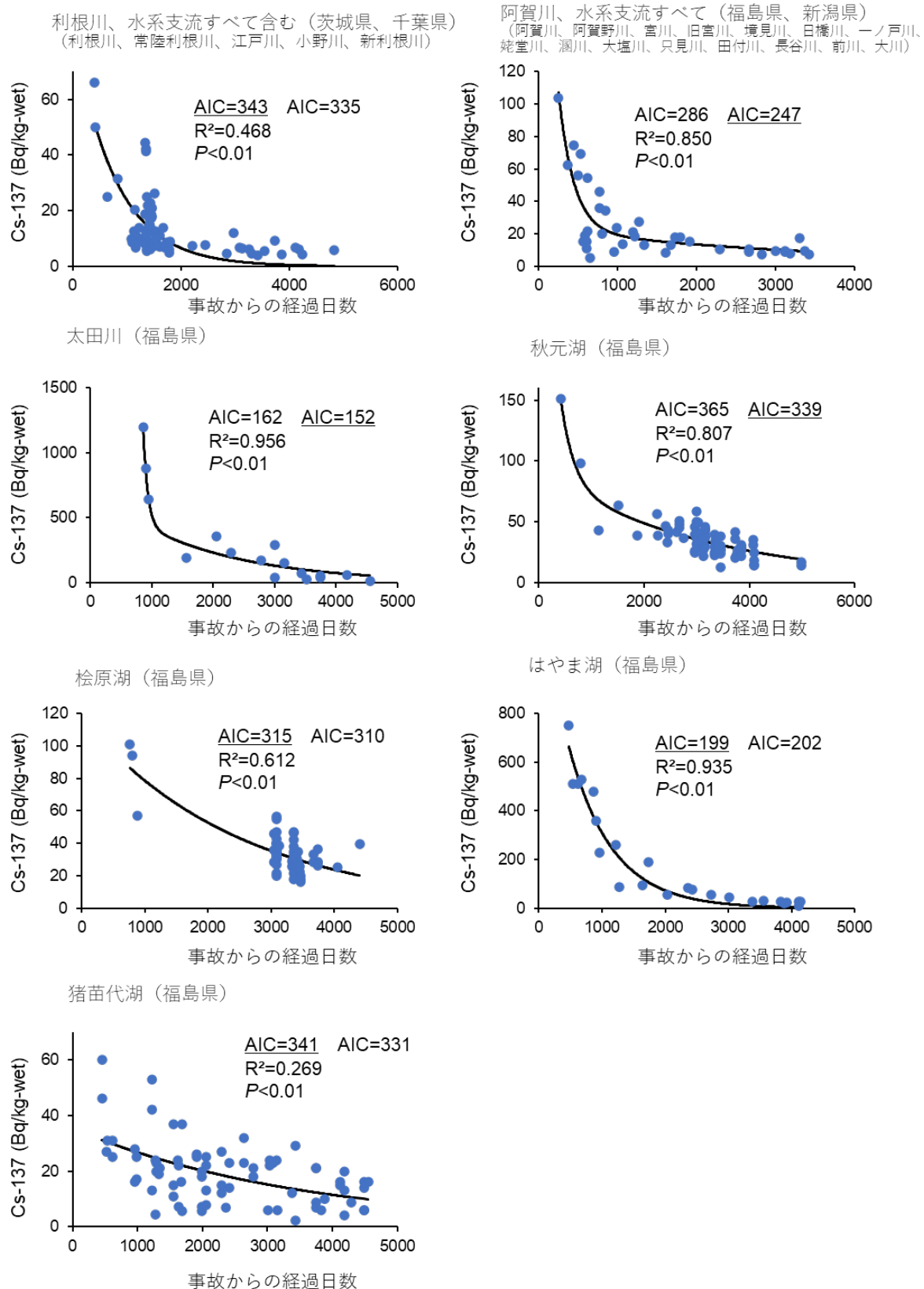


図 15. つづき

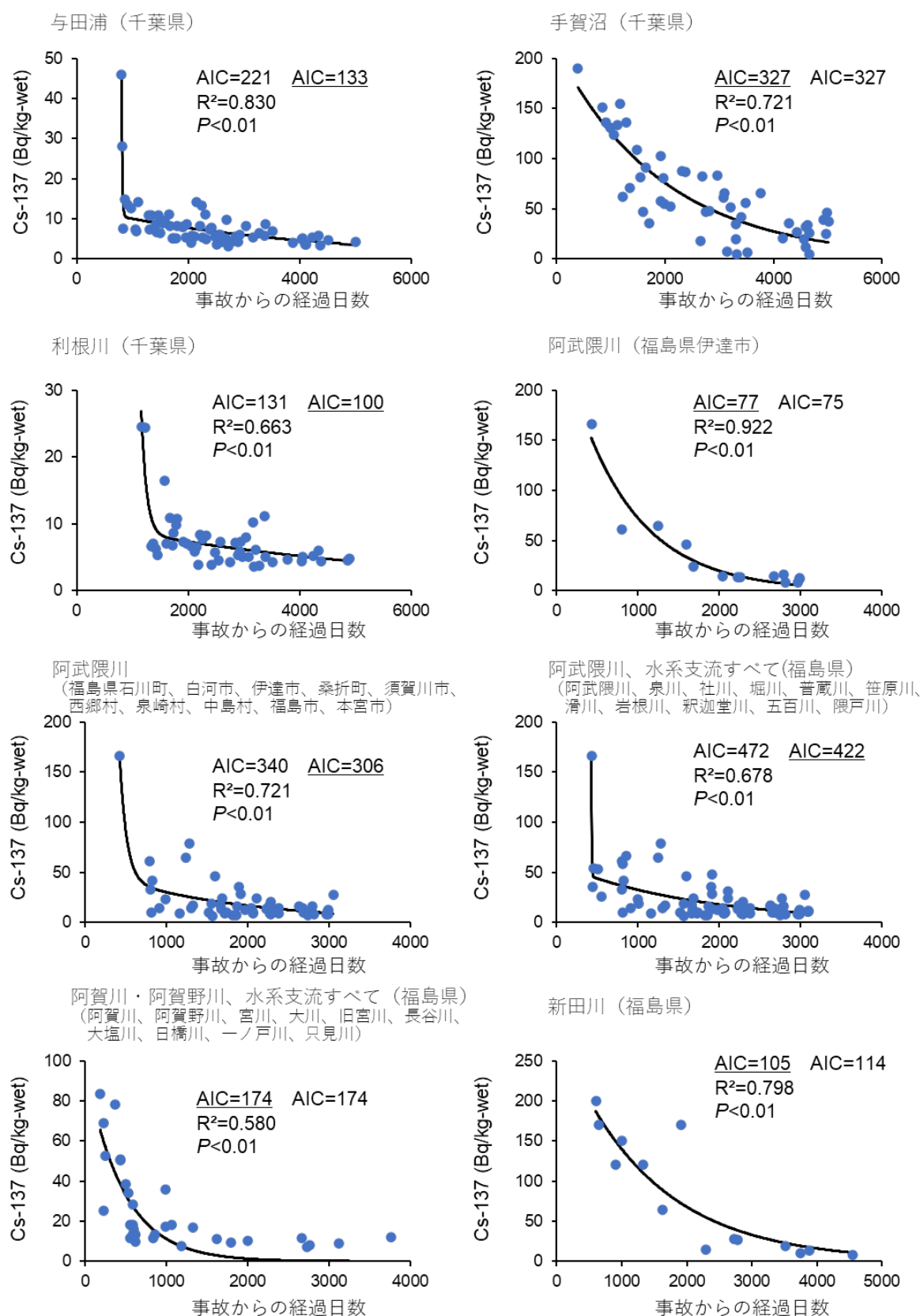


図 16. 各河川に生息するコイの Cs-137 濃度の推移および AIC 値。左は 1 成分指数関数モデル、右は 2 成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、 R^2 値、 P 値は採択されたモデルでの統計値を示す。採択されたモデルの AIC 値は下線にて示した。

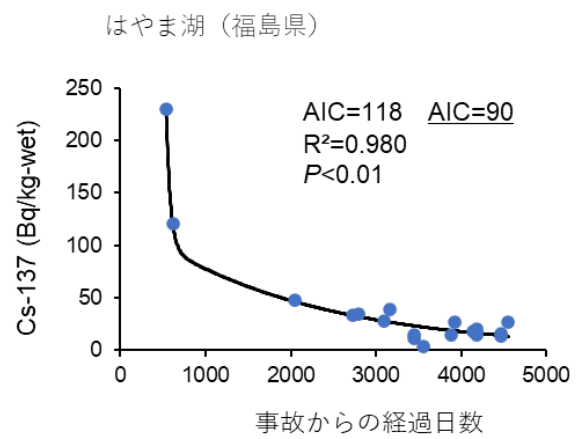
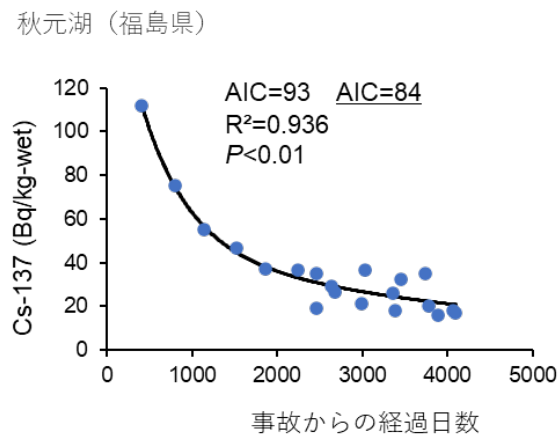
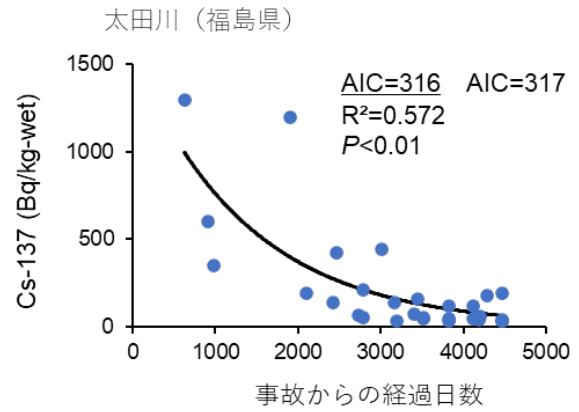
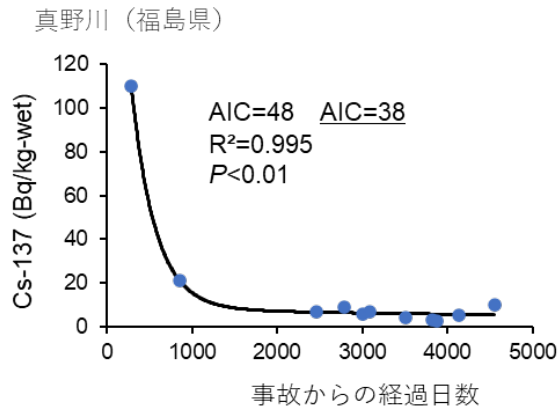


図 16. つづき

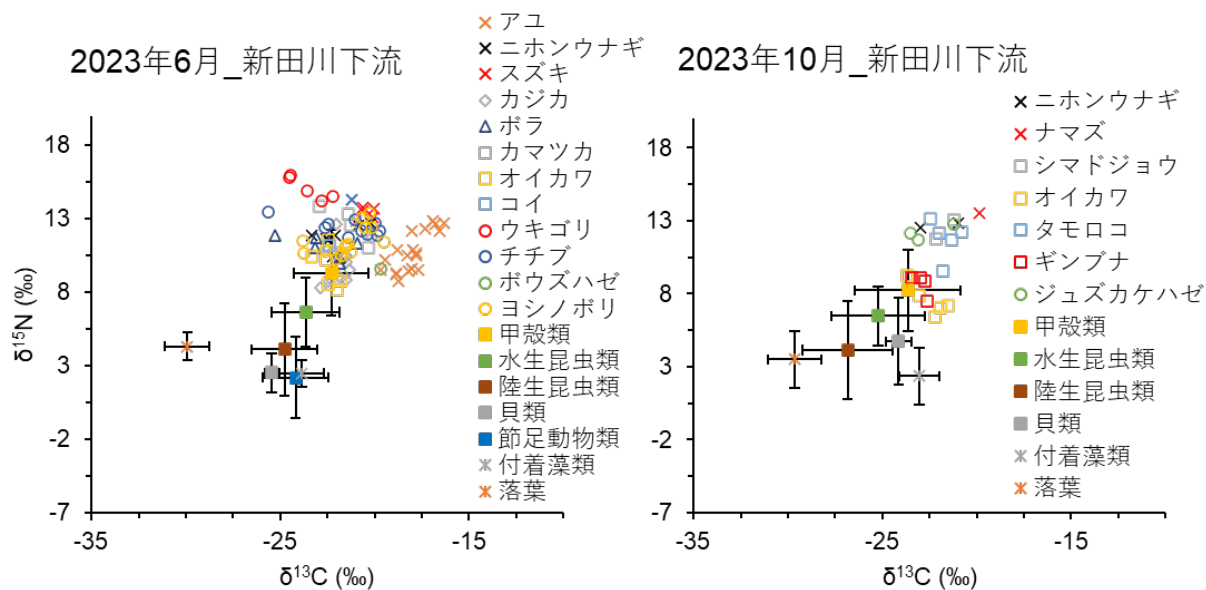


図 19. 2023 年 6 月（左）及び 10 月の新田川下流における炭素・窒素安定同位体比の 2 次元マップ。エラーバーは標準偏差を示す。

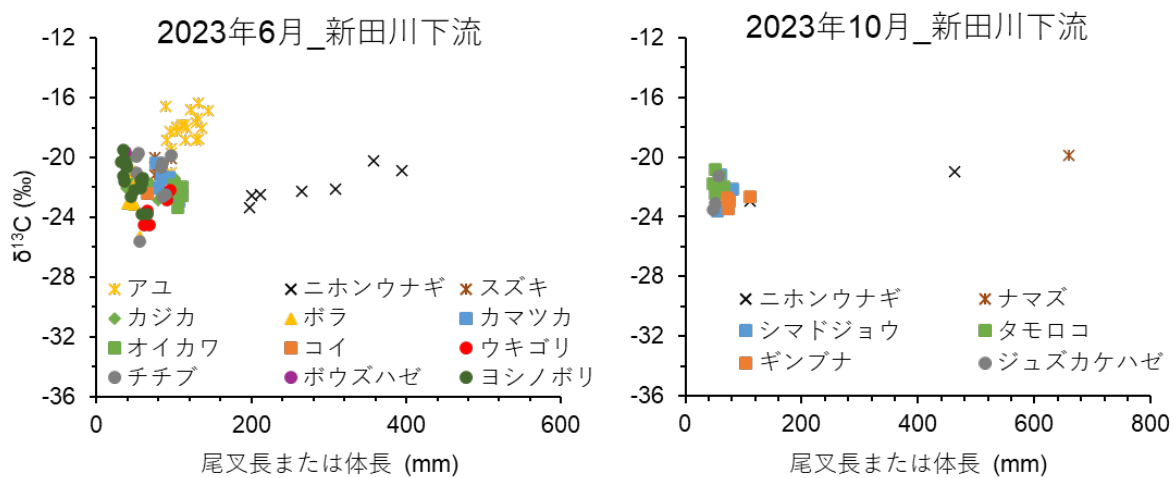


図 20. 2023 年 6 月（左）及び 10 月の新田川下流における魚類の尾叉長または体長と $\delta^{13}\text{C}$ との関係

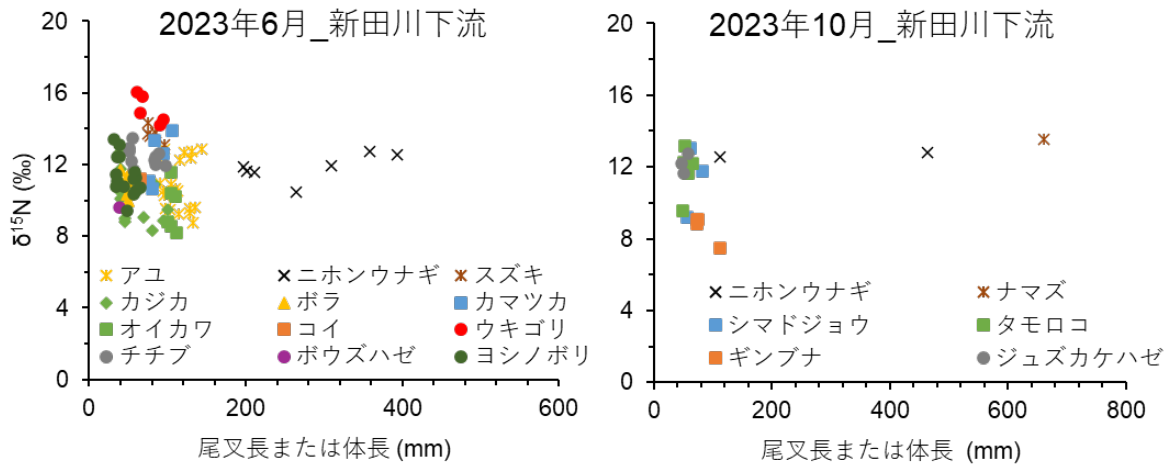


図 21. 2023 年 6 月（左）及び 10 月の新田川下流における魚類の尾叉長または体長と $\delta^{15}\text{N}$ との関係

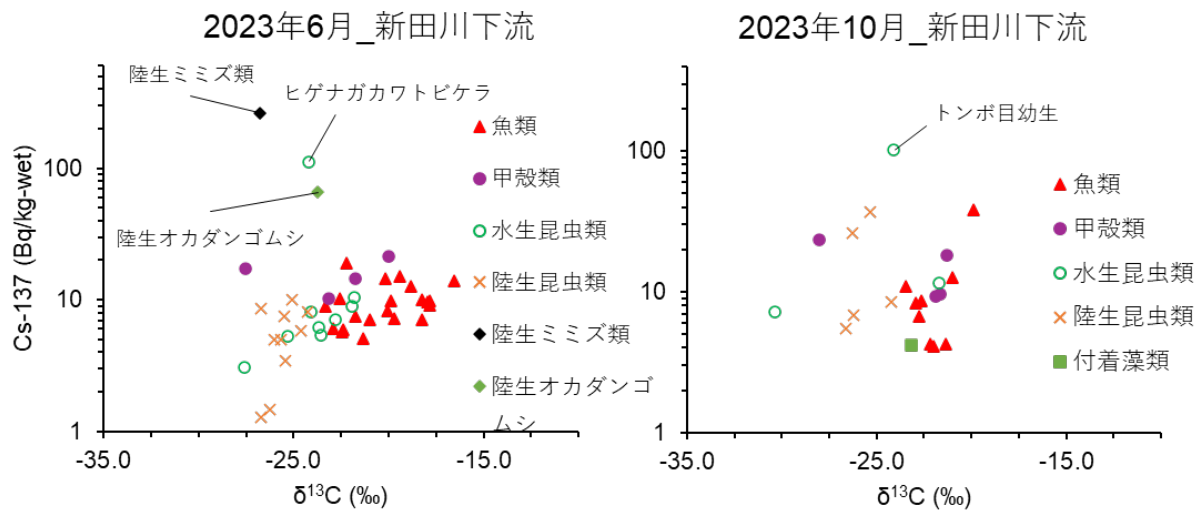


図 22. 2023 年 6 月（左）及び 10 月の新田川下流における魚類および餌生物の $\delta^{13}\text{C}$ と Cs-137 濃度との関係

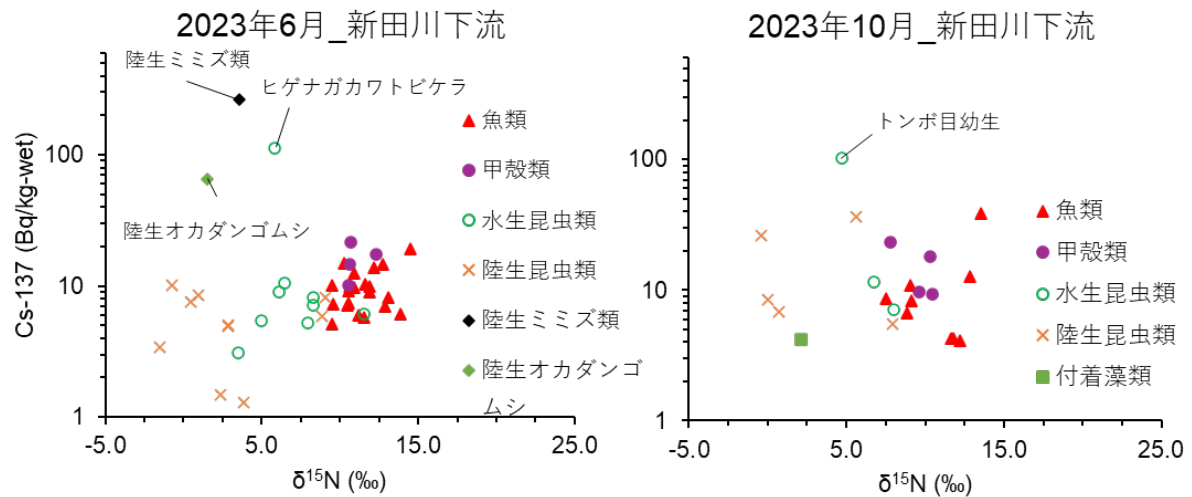


図 23. 2023 年 6 月（左）及び 10 月の新田川下流における魚類および餌生物の $\delta^{15}\text{N}$ と Cs-137 濃度との関係

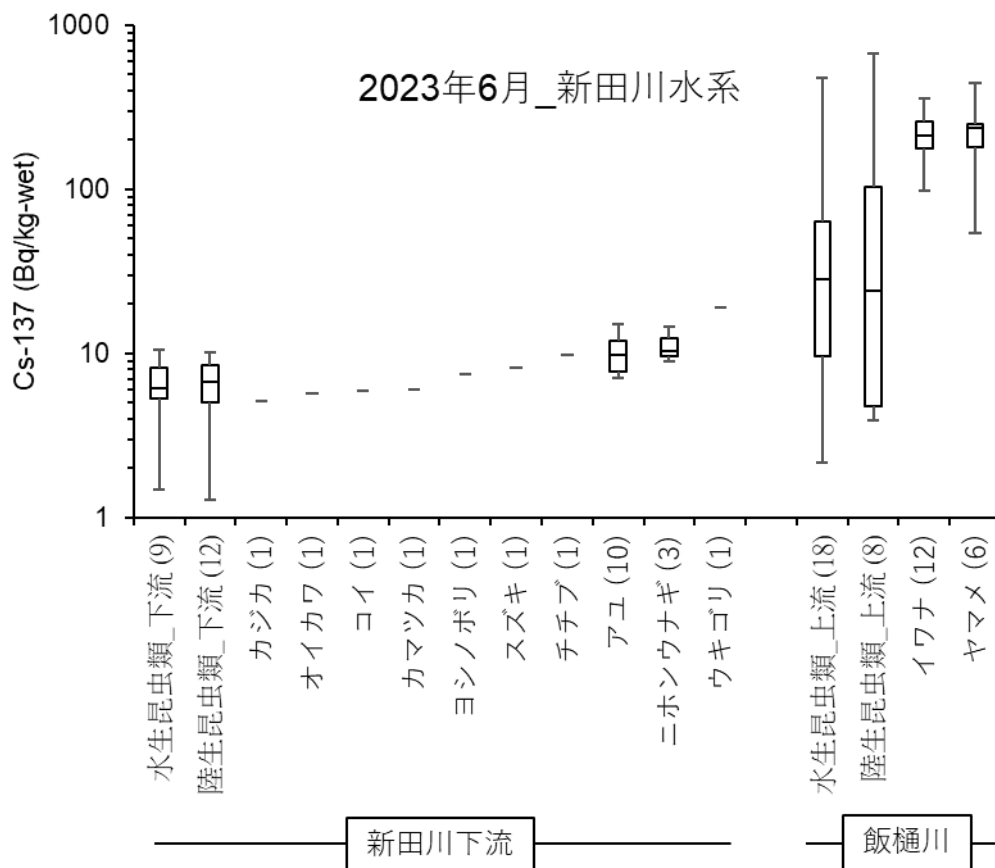


図 24. 2023 年 6 月の新田川水系（下流及び飯樋川）における水生・陸生昆虫及び魚類の Cs-137 濃度水準。カッコ内は検体数を示す。

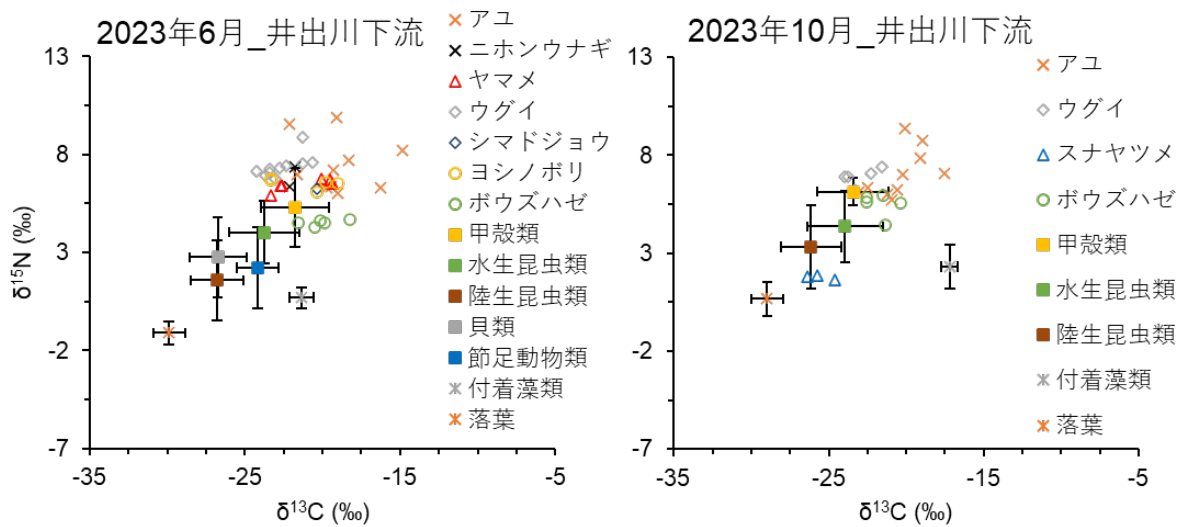


図 25. 2023 年 6 月（左）及び 10 月の井出川下流における炭素・窒素安定同位体比の 2 次元マップ。エラーバーは標準偏差を示す。

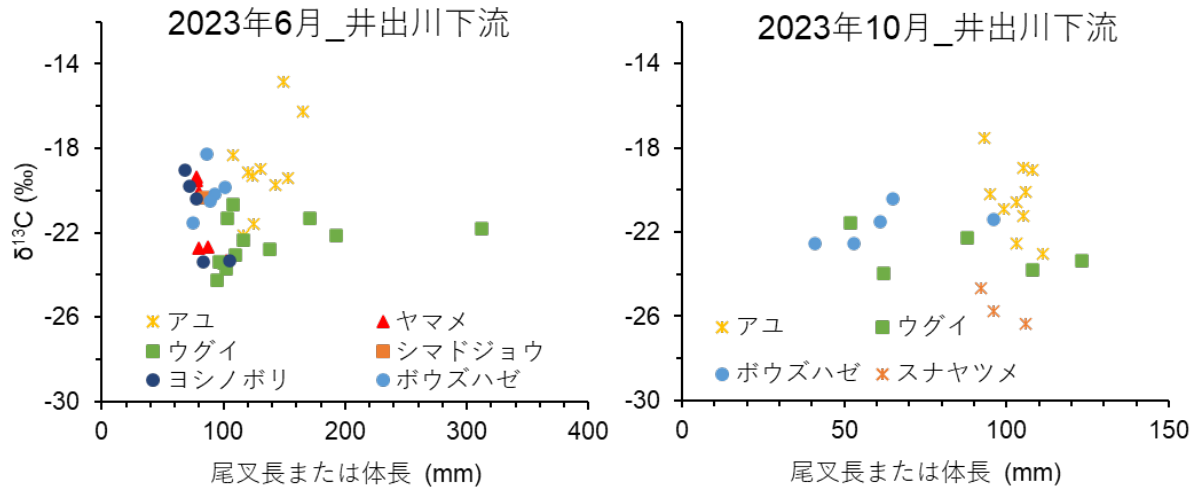


図 26. 2023 年 6 月（左）及び 10 月の井出川下流における魚類の尾叉長または体長と $\delta^{13}\text{C}$ との関係

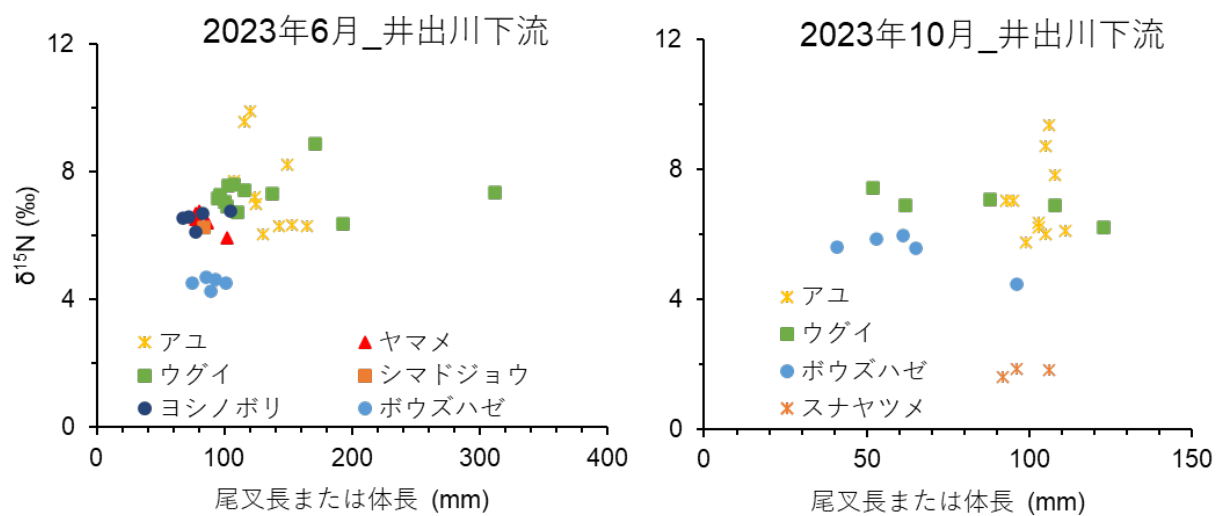


図 27. 2023 年 6 月（左）及び 10 月の井出川下流における魚類の尾叉長または体長と $\delta^{15}\text{N}$ との関係

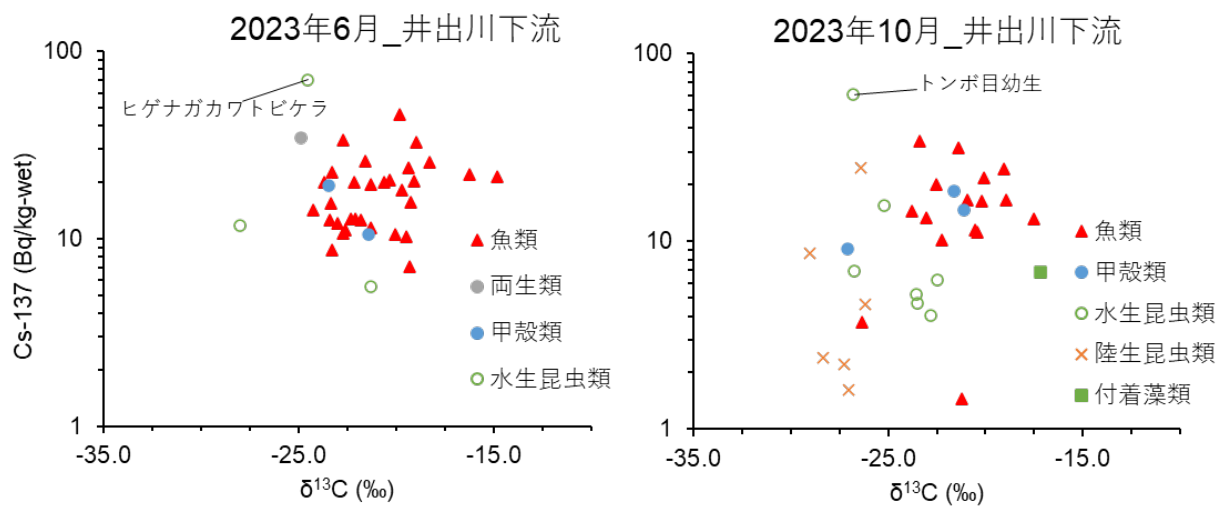


図 28. 2023 年 6 月（左）及び 10 月の井出川下流における魚類及び餌生物の $\delta^{13}\text{C}$ と Cs-137 濃度との関係

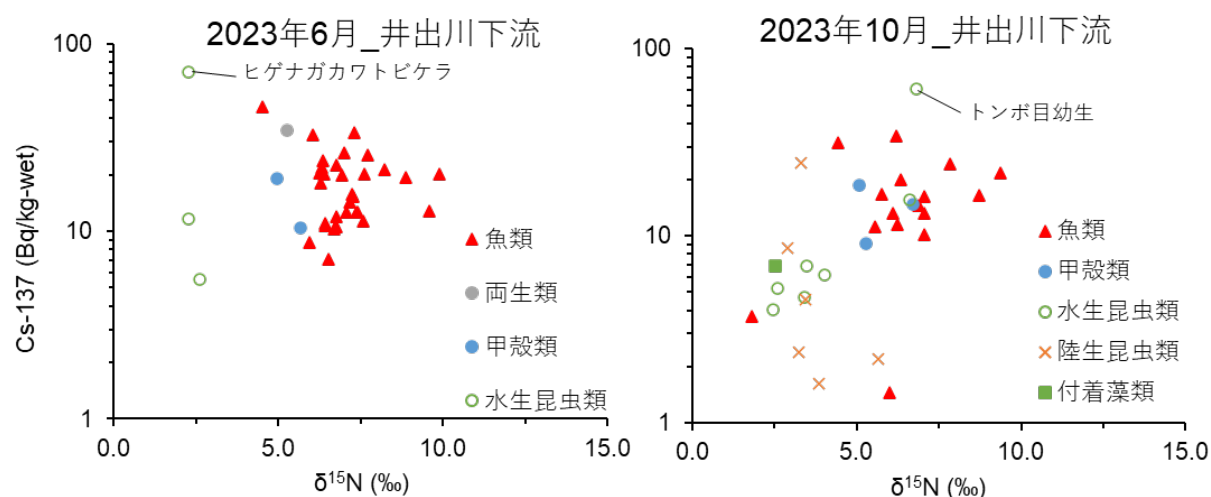


図 29. 2023 年 6 月（左）及び 10 月の井出川下流における魚類及び餌生物の $\delta^{15}\text{N}$ と Cs-137 濃度との関係

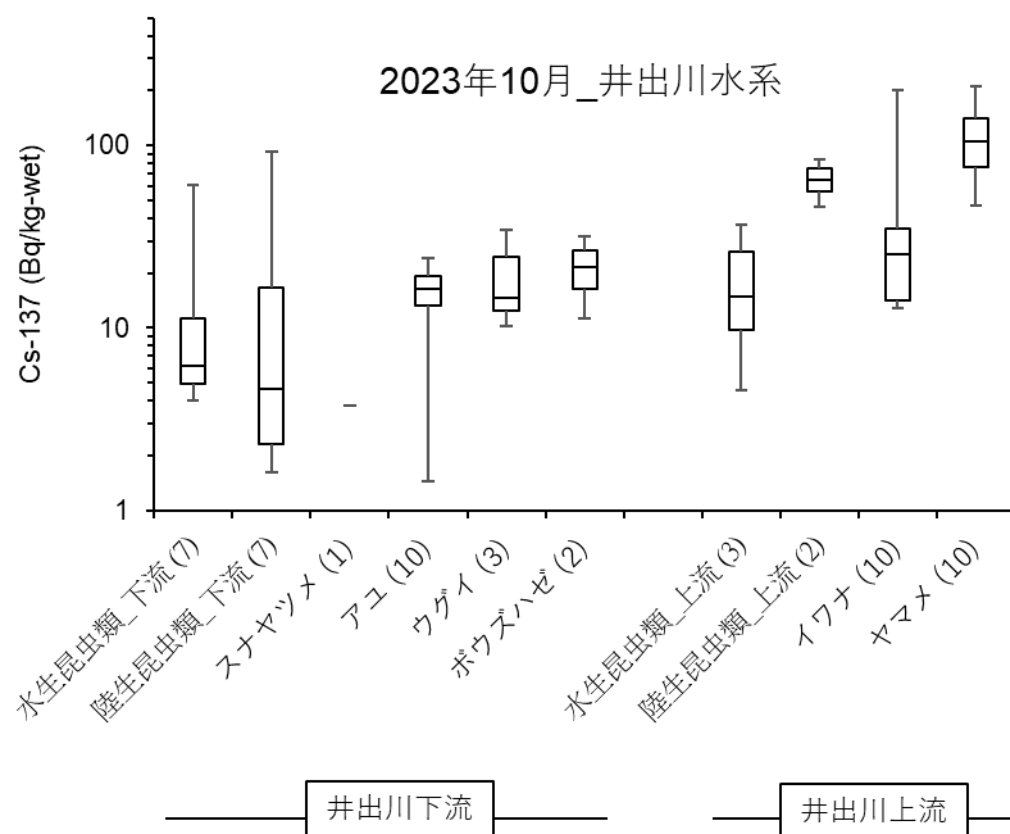


図 30. 2023 年 10 月の井出川水系（下流及び上流）における水生・陸生昆虫及び魚類の Cs-137 濃度水準。カッコ内は検体数を示す。

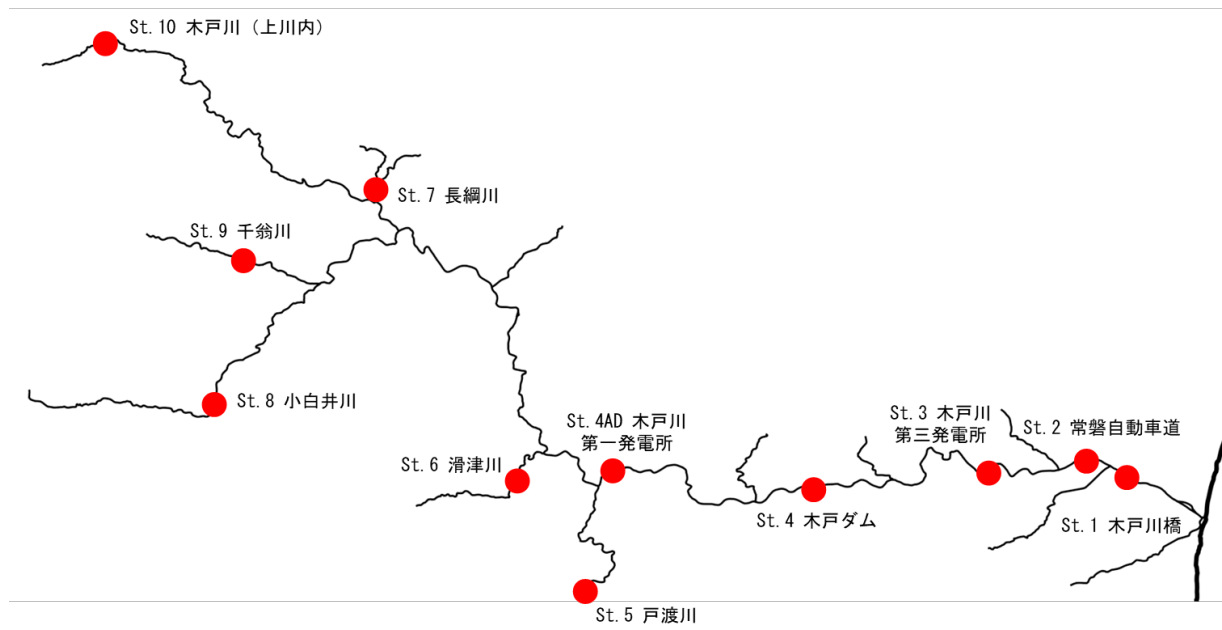


図 31. 木戸川に設定した調査地点

表 5. 木戸川の魚類各種の Cs-137 濃度

調査地点	ヤマメ					イワナ					ニホシウナギ					サクラマス				
	Cs濃度測定		Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)		採集検体数 (ND以外)	Cs濃度測定		Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)		採集検体数 (ND以外)	Cs濃度測定		Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)		採集検体数 (ND以外)	Cs濃度測定		Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)		環境外Cs-137濃度 (mBq/L)
	採集検体数	済み検体数	平均値	最大値	最小値	採集検体数	済み検体数	平均値	最大値	最小値	採集検体数	済み検体数	平均値	最大値	最小値	採集検体数	済み検体数	平均値	最大値	最小値
st.1 木戸川橋	1	0				15	12	2.1	4.7	1.3										1.18
st.2 常盤自動車道	3	1	3.1			8	8	3.2	8.1	1.5										0.80
st.3 木戸川第3発電所	17	13	2.8	8.0	2.0	8	7	3.0	5.0	3.1						1	1	2.6		1.01
st.4 木戸ダム																				0.00
st.440 木戸川第1発電所	2	2	11.0	12.0	9.9															1.01
st.5 戸渡川	14	14	17.0	30.2	10.6	10	10	15.5	19.7	11.0										4.34
st.6 滑津川	10	10	11.6	17.3	8.4	10	10	10.4	20.5	6.1										2.23
st.7 長瀬川	15	15	8.2	16.6	2.9	15	15	3.2	4.6	1.3										0.61
st.8 小白井川	10	10	4.4	7.1	3.2	15	15	4.5	24.9	1.5										0.91
st.9 千畠川	14	14	16.9	26.3	6.4	15	15	9.4	21.9	5.2										1.77
st.10 木戸川 (上川内)	10	10	2.7	4.1	1.8	10	10	5.7	11.1	1.9										0.00

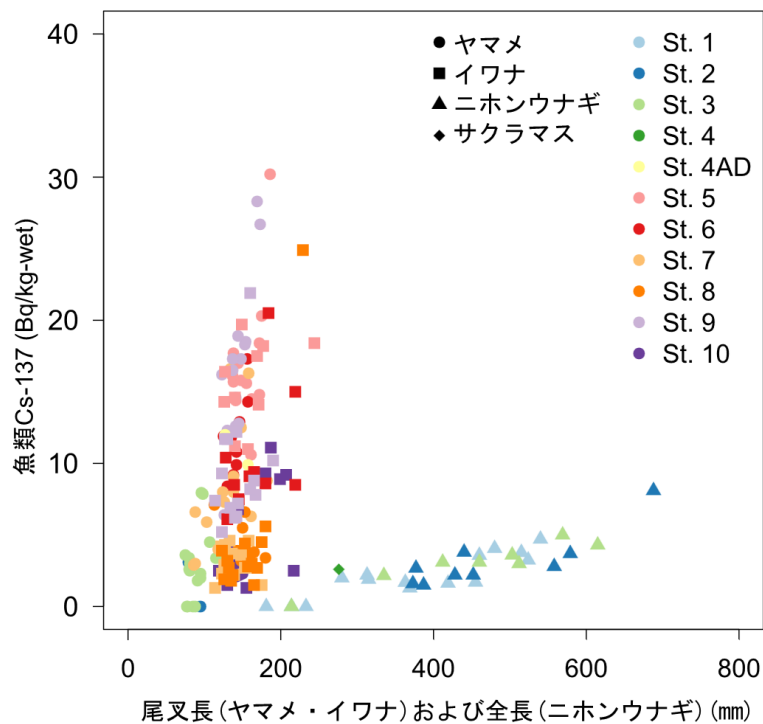


図 32. 木戸川の魚類 Cs-137 濃度および尾叉長と全長の関係。検出下限値以下の値は 0 とした。

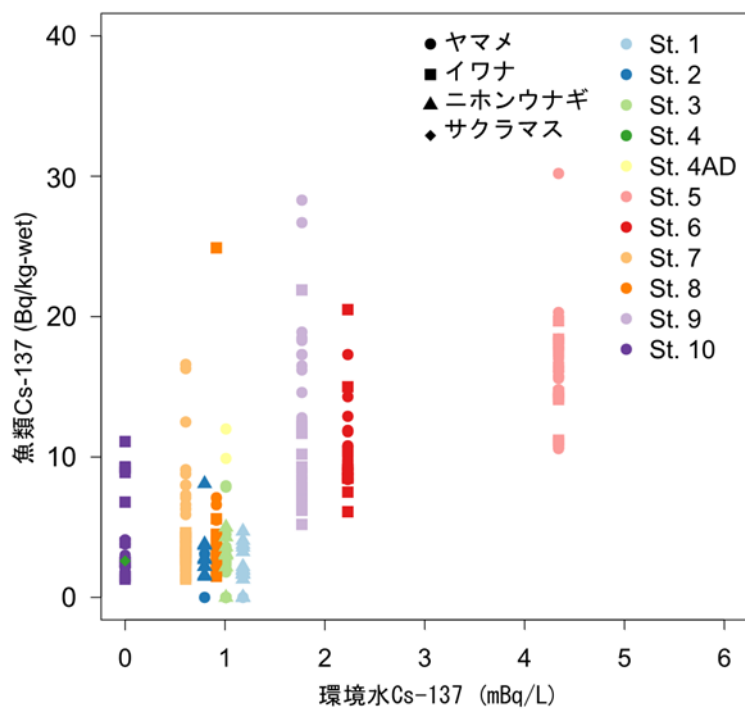


図 33. 木戸川の魚類と環境水の Cs-137 濃度の関係。検出下限値以下の値は 0 とした。

表 6. 木戸川の魚類各種の Cs-137 濃度に対する重回帰分析の結果

	変数	係数	標準偏差	<i>t</i> 値	<i>p</i> 値
ヤマメ Cs137 (Bq/kg-wet)	切片	-8.04	2.21	-3.64	< 0.001
	尾叉長 (mm)	0.0980	0.0175	5.60	< 0.001
	環境水Cs137 (mBq/L)	2.67	0.38	7.02	< 0.001
イワナ Cs137 (Bq/kg-wet)	切片	-7.18	2.28	-3.15	0.002
	尾叉長 (mm)	0.0691	0.0146	4.74	< 0.001
	環境水Cs137 (mBq/L)	2.76	0.323	8.55	< 0.001
ニホンウナギ Cs137 (Bq/kg-wet)	切片	-2.84	1.30	-2.18	0.037
	全長 (mm)	0.0121	0.001	9.40	< 0.001
	環境水Cs137 (mBq/L)	0.34	0.97	0.35	0.727

This page is intentionally blank.

2. 内水面生態系における放射性物質の移行過程及び動態の把握	
課題番号 2-2	福島県富岡川における放射性物質の挙動に関する調査
研究機関・研究グループ名	水産資源研究所 水産資源研究センター 海洋環境部 放射能調査グループ
担当者職名・担当者名	主幹研究員・森田貴己、主任研究員・重信裕弥、 主任研究員・三木志津帆、研究支援職員・東畑顕

1. 研究内容及び方法

(1) 研究内容

福島県の内水面では、漁業再開に向けた福島県のモニタリング調査により安全性が確認され、漁業が再開されている河川もあるが、周辺の汚染状況から直ぐの漁業再開の見込みがない河川ではモニタリング調査も行われていない。そうした河川では、汚染状況の把握や汚染源の特定が望まれている。また、モニタリング調査が行われている河川でも魚類の放射性セシウム（Cs）濃度にバラツキがあり出荷制限や自粛解除に至らない河川が多い。こうした河川では濃度のバラツキの要因解明も望まれている。

本研究課題では、福島県双葉郡川内村から同郡富岡町に至り太平洋に注ぐ河川である富岡川で調査研究を実施し、魚類の放射性 Cs 汚染状況とその汚染源を特定することを目的としている。富岡川においても現在漁業は自粛中であるが、福島県のモニタリング調査も行われていないため、地元漁協から汚染状況の把握が望まれている。

なお、本調査は福島大学環境放射能研究所への委託事業「福島県富岡川における放射性物質の挙動に関する調査（代表：和田敏裕教授）」によって行われている。

(2) 研究方法

富岡川において図 1-A の調査地点、St.1、St.1-2、St.1-3、St.1-4、St.1-5、St.1-6、St.1-7、St.2、St.3、及び滝川ダム湖を設けた。昨年度より St.1-7 の地点（富岡川支流の遅沢川）で、河川水の溶存態 Cs-137 濃度が若干高かったことから、その原因解明のために遅沢川に河川水を採取する地点として St.1-8、St.1-9、St.1-10、及び St.1-11 を設けた（図 1-B）。後述するように、St.1-9 において河川水の溶存態 Cs-137 濃度が若干高かったことから、その原因解明のために、St.1-12、St.1-13、St.1-14、St.1-15、及び St.1-16 を設定し（図 1-C）、2025 年 1 月に河川水と河床泥を採取した。St.1 の一部調査を 2024 年 5 月と 10 月に、St.1 の残りの調査と他の調査地点の調査を 2024 年 6 月と 12 月に行い、イワナ、ヤマメ、ニホンウナギ、アユ、ウグイ、ギンブナ、ゲンゴロウブナ、タモロコ、ワカサギ、チチブ、ヨシノボリ類、モクズガニ、水生昆虫、陸生昆虫、湖底・川床の泥及び河川水を採取した。魚類は河川では電撃捕魚機を用いて採取し、滝川ダム湖では刺網で採取し、全長・尾叉長（頭胸甲長）・体長・体重の計測後、アユ以外の魚類は主に筋肉部位を放射性 Cs の測定試料とした。アユは、頭部、内臓（胃内容物を含む）、それ以外の部分に分けて測定し、全体（胃内容物を含む）の濃度はこれらの情報を元に計算した。

捕食物調査のため魚類の胃内容物も確認している。昆虫類は網やトラップ等で採取した。川床の泥はスコップで、滝川ダム湖ではグラブ採泥器を使用し、採取した。河川水はポンプで採水し

カートリッジフィルター (0.45 μm) でろ過後、Cs カートリッジフィルターで Cs を捕集した。Cs-137 の測定は、well 型及び同軸型 Ge 半導体検出器により行なった。

2. 令和 6 年度進捗状況・成果

(1) 調査地点の状況

図 2 に各調査地点の空間線量率を示した。空間線量率は St.3 及び St.1-5 以外は、除染の基準となる $0.23 \mu\text{Sv/h}$ を超える値が検出された。ダム下流域では、下流に行くにつれて上昇する傾向があるが、最も下流地点である St.1-5 では低下している。

図 3 に滝川ダム湖及びその他調査地点の堆積物の Cs-137 濃度を示した。滝川ダム湖の濃度は他と比較して著しく高く事故時の泥が流れずに留まっていると思われる。滝川ダム湖水及びその他調査地点の溶存態 Cs-137 濃度を図 4 に示した。溶存態 Cs-137 濃度は昨年同様に St.1-7 で最も高かった。この原因を解明するため遅沢川に新たに設定した地点の溶存態 Cs-137 濃度は St.1-9 で最も高かったことから (図 5)、St.1-9 と St.1-11 に流れ込んでいる支流を追加調査した。その結果、その濃度は St.1-13 と St.1-14 で高く、この地点周辺に原因があることが推察された (図 6)。また、堆積物も St.1-13 とその下流の St.1-14 で高かった (図 7)。

(2) 滝川ダム湖、St.2 及び St.3 で採取されたイワナとヤマメについて

ここでは、富岡川の漁業権対象魚種であり、昨年度までの調査により基準値超えの個体が散見された滝川ダム湖及びその上流に生息するイワナとヤマメについて述べる。滝川ダム湖で採取されたイワナとヤマメは河川 (St.2 及び St.3) で採取されたものよりも大型の傾向がある (図 8、9)。河川では 6 月採取個体より 12 月採取個体のほうが Cs-137 濃度が高いが (U 検定、 $p < 0.05$)、滝川ダム湖ではその傾向はない。St.2 ではイワナにおいて 12 月に基準値を超過した検体が採取されている。昨年度までは滝川ダム湖でも基準値超過のイワナが採取されていたが本年度は採取されていない。

表 1 に各調査地点の 6 月のイワナ胃内容物の陸生率を 3 年間分示した。河川個体の胃内容物には魚類は確認されないが、昆虫類を主体とし陸生生物を多く捕食している。滝川ダム湖の個体では空胃の個体も多かったが、胃内容物が確認されたものは水生生物を多く捕食しており、魚類も確認された。現在、残りの他の個体の胃内容組成と採取した昆虫類の Cs-137 測定を進めているところである。また、魚類の炭素・窒素安定同位体比の分析も進めており、食性と Cs-137 濃度の関係を整理中である。

(3) St.1、St.1-2 及び St.1-7 で採取されたアユについて

図 10 に St.1、St.1-2 及び St.1-7 で採取されたアユのサイズと Cs-137 濃度の関係を示した。St.1 及び St.1-2 のサイズは、共に 10 月のほうが 5 月よりも有意に大きかった (U 検定、 $p < 0.05$)。各地点とも 5 月と 10 月に 20 検体を分析している。各地点とも 10 月のほうが 5 月よりも Cs-137 濃度が高く (U 検定、 $p < 0.05$)、同月における 3 地点間の比較では St.1-7、St.1、St.1-2 の順で濃度が高い (U 検定 Bonferroni 法補正、St.1-7 との比較は $p < 0.01$ 、St.1 と St.1-2 の比較は $p < 0.05$)。基準値を超過した検体は、5 月は St.1 で 0 検体、St.1-2 で 1 検体、St.1-7 で 7 検体であったが、10 月では St.1 で 7 検体、St.1-2 で 3 検体、St.1-7 で 20 検体であった。

3. 今後の課題

本課題は本年度が 4 年目であり、昨年の結果を考慮して追加した St.1 周辺の調査において進展が見られた。河川水中の溶存態 Cs-137 濃度が上流から下流に至る間に変化が見られ下流ほど濃度が高くなる現象について、St.1 と St.1-2 の間に存在する遅沢川が原因であることが判明した。また、遅沢川上流にある支流の 2 地点 (St.1-13 及び St.1-14) おいて、溶存態 Cs-137 濃度が他の地点よりも若干高いことが判明し、この 2 地点の上流側 St.1-13 の周囲に溶存態 Cs-137 が高い原因が存在していることが示唆された。St.1-7 で採取したアユ全体の Cs-137 濃度が、他の地点よりも高いのは溶存態 Cs-137 濃度が高いことに影響を受けていると思われる。10 月の St.1 の基準値超過検体は、遅沢川のアユが降って来ていることも考えられる。遅沢川の溶存態 Cs-137 濃度が下がれば、富岡川のアユ漁解禁につながる可能性があることから、今後 St.1-13 周辺に存在する原因の解明が求められる。

富岡川本流では河川とダム湖で同種の魚類が採取でき、これらを比較することにより食性と Cs-137 濃度の関係が明らかになりつつある。今年度は、滝川ダム湖ではイワナやヤマメにおいて基準値を超過する検体は採取されなかったが、これまでの調査により濃度の高い検体をある程度確保できている。最終年度である次年度は、これら検体の Cs-137 濃度、安定同位体情報や胃内容物情報を整理し、魚類の放射性 Cs 濃度にバラツキが生じる要因の解明に繋げたい。

謝辞

本課題の調査は、富岡川漁業協同組合及び富岡町の下で行われており、関係者のご理解に感謝します。

図表

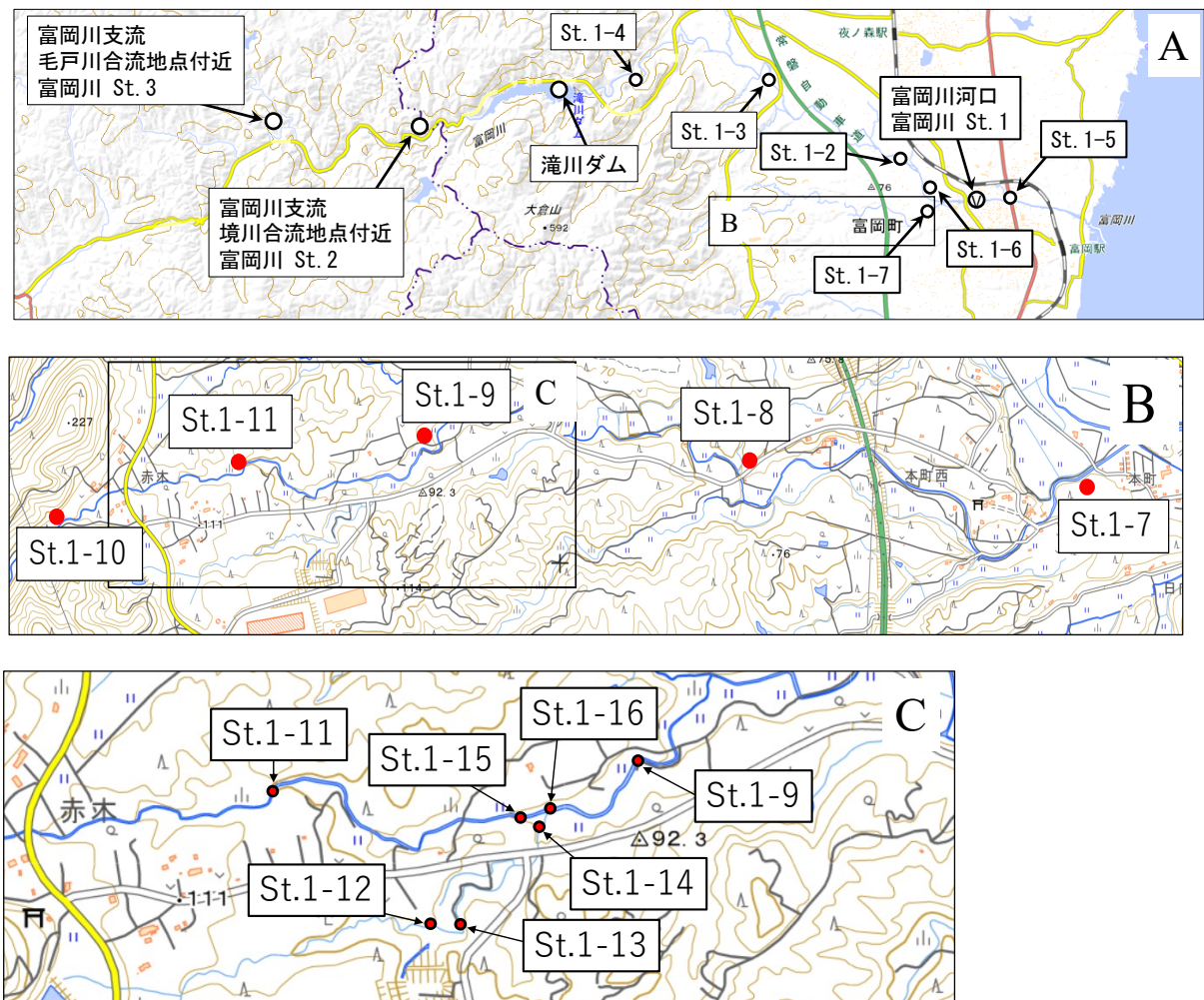


図 1. 調査地点（地理院地図にサンプリング地点を追記して掲載）。A: 富岡川本流と滝川ダム湖。B: 富岡川支流の遅沢川。C: 遅沢川の St.1-9 と St.1-11 の間に流れ込む支流。

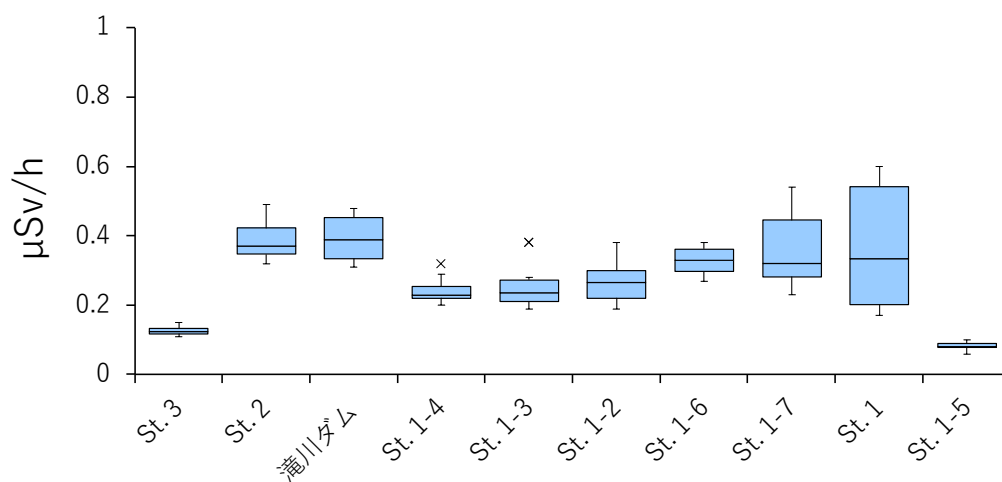


図 2. 調査地点における空間線量率

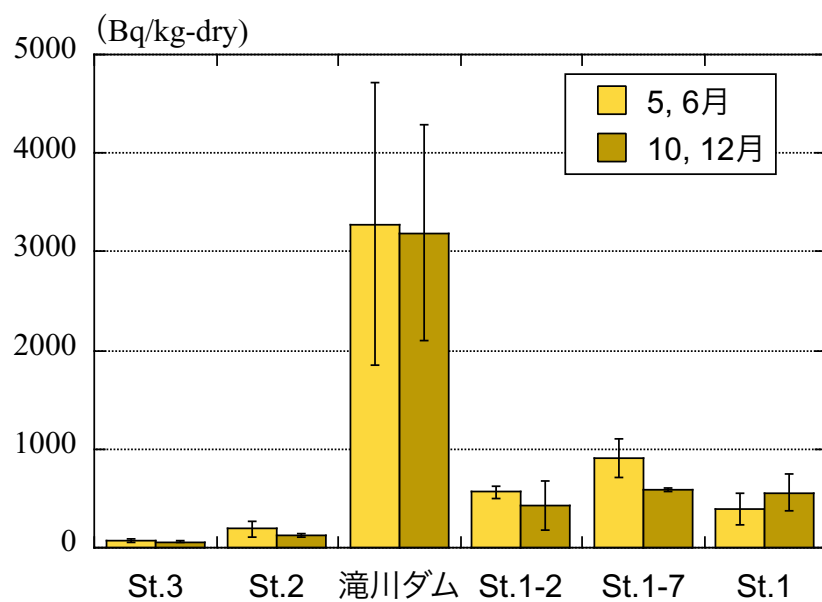


図3. 滝川ダム湖及び各調査地点での堆積物中のCs-137濃度。滝川ダム湖は6月と12月に採取し、それぞれ12地点の平均。他の地点は5月と10月に採取し、それぞれ3地点の平均。エラーバーは標準偏差を示す。

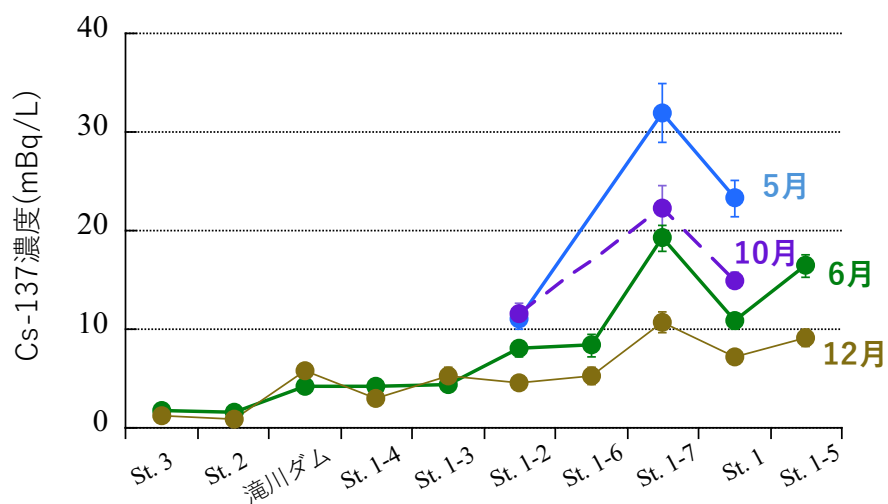


図4. 滝川ダム湖水及び各調査地点での河川水中の溶存態Cs-137濃度。滝川ダム湖の濃度は各水深の平均値。エラーバーは計数誤差を示す。

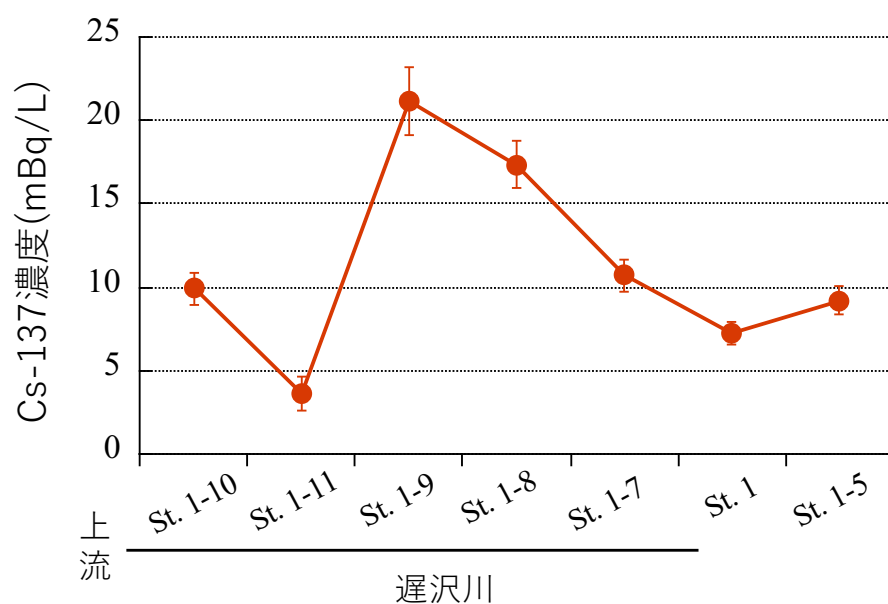


図 5. 遅沢川の各地点の 12 月調査における溶存態 Cs-137 濃度。エラーバーは計数誤差を示す。

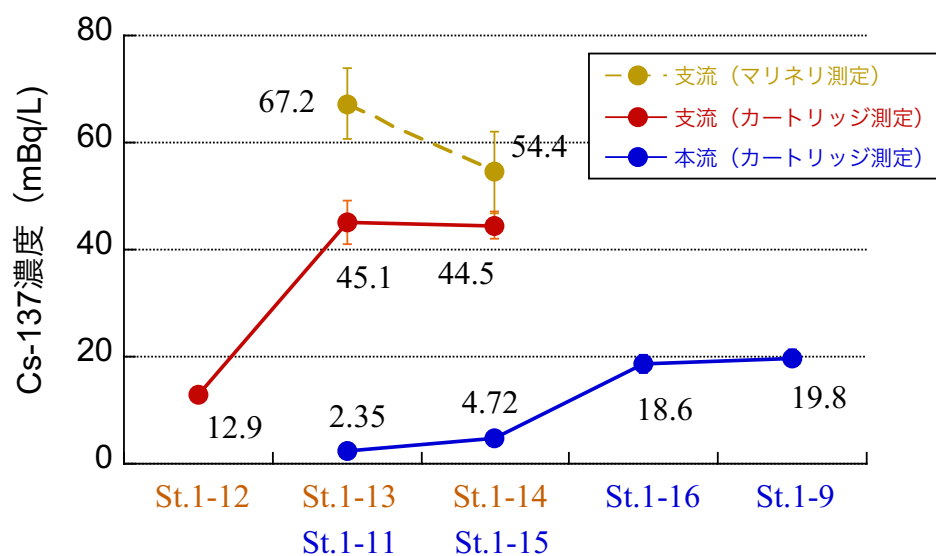


図 6. 遅沢川の各地点の 2025 年 1 月調査における溶存態 Cs-137 濃度。St.1-13 及び St.1-14 は濃度確認のため、2 通りの方法で測定。エラーバーは計数誤差を示す。

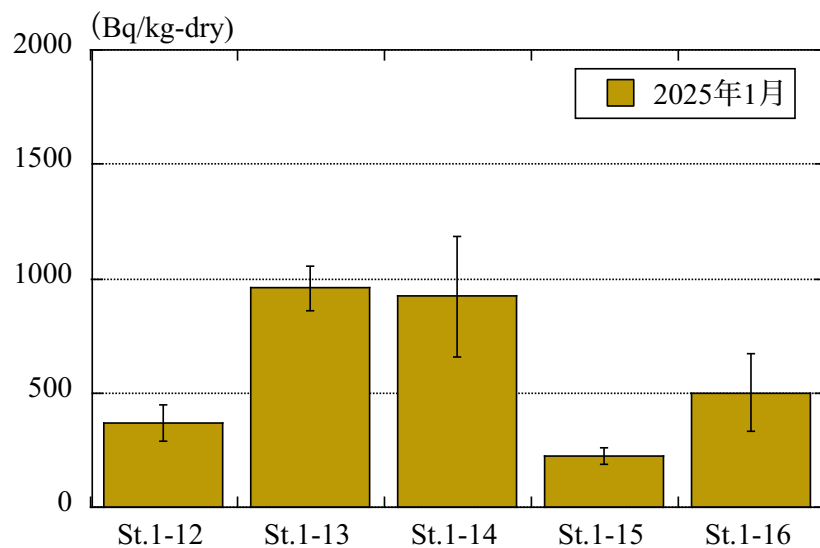


図7. 遅沢川の各地点の堆積物中の Cs-137 濃度。それぞれ 3 地点の平均。エラーバーは標準偏差を示す。

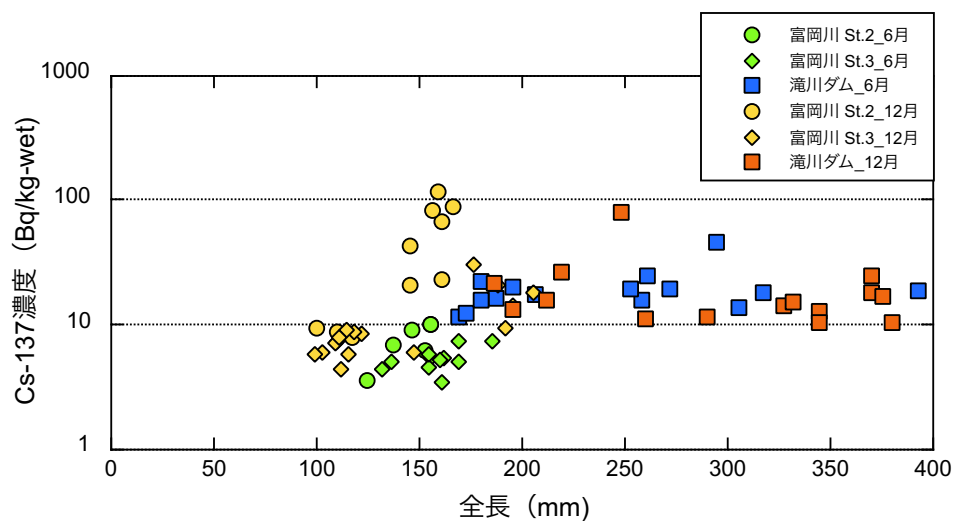


図8. イワナのサイズと各調査地点の 6 月と 12 月の筋肉中の Cs-137 濃度 (Bq/kg-wet)

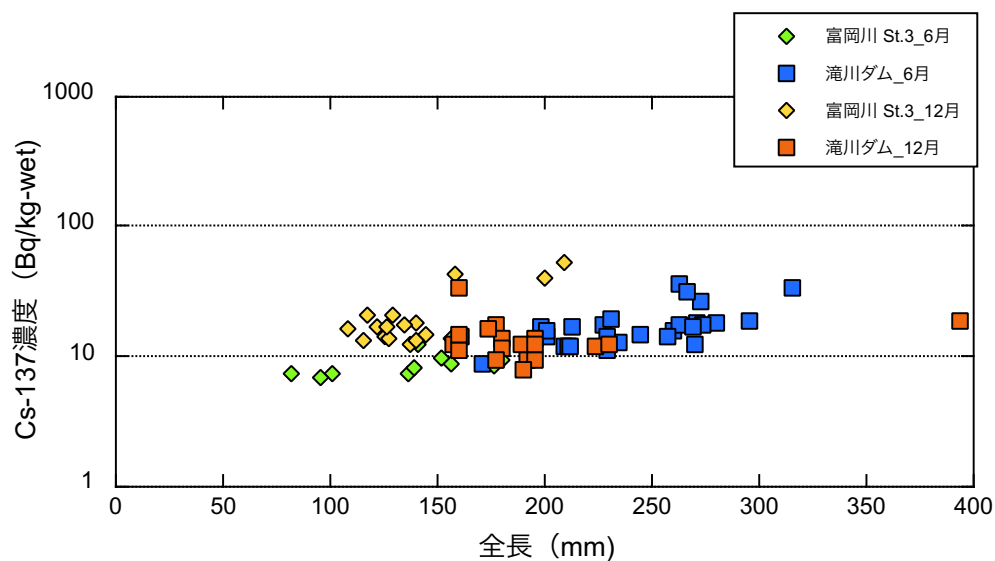


図 9. ヤマメのサイズと各調査地点の 6 月と 12 月の筋肉中の Cs-137 濃度 (Bq/kg-wet)

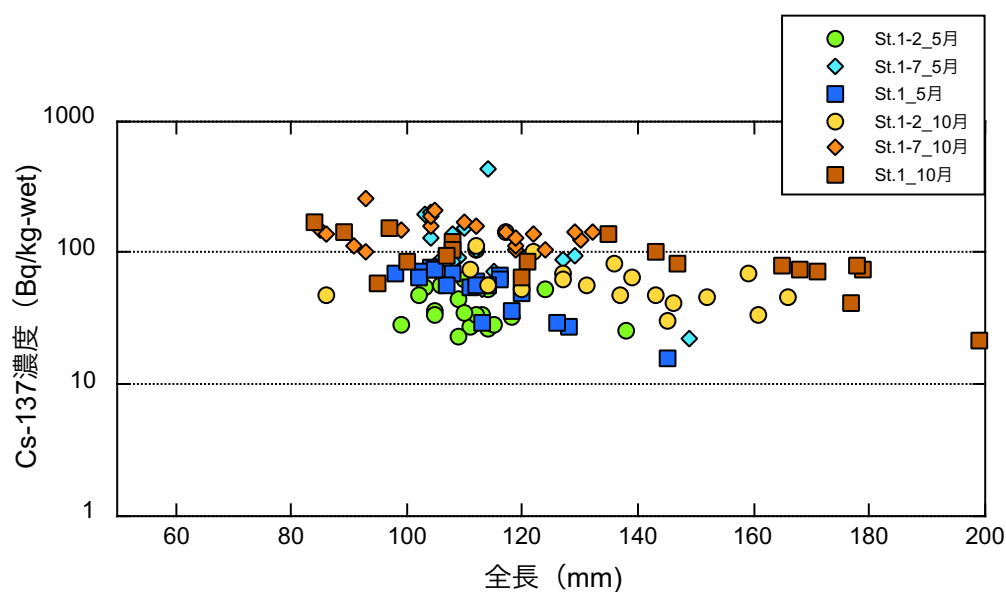


図 10. アユのサイズと各調査地点の 5 月と 10 月の全体の Cs-137 濃度 (Bq/kg-wet)

表 1. イワナの胃内容物の陸生率の平均値

採取年月	滝川ダム湖	富岡川 St. 2	富岡川 St. 3
2022 年 6 月	0.00 (7)	0.63 (4)	0.53 (3)
2023 年 6 月	3.8×10^{-4} (6)	0.14 (2)	0.16 (7)
2024 年 6 月	0.14 (7)	0.17 (6)	0.071 (6)

括弧内の数値は検体数を示す。

3. 福島県水産業の復興及び再生のための総合研究	
課題番号 3-1	課題名：福島県産水産物の販売戦略構築のための素材評価
研究機関・研究グループ名	水産技術研究所 環境・応用部門 水産物応用開発部 付加価値向上グループ ¹ 福島県水産海洋研究センター 漁場環境部 ² 東京家政大学・家政学部 ³
担当者職名・担当者名	主任研究員・橋本加奈子 ¹ 、今村伸太郎 ¹ 、研究員・世古卓也 ¹ 、三浦太暉 ¹ 、研究員・守岡良晃 ² 、准教授・小林理恵 ³ 、准教授・重村泰毅 ³ 、助教・谷口明日香 ³

1. 研究内容及び方法

福島県産水産物に対する消費者ニーズに応じた情報を適切な形態やツールを通じて提供して需要増大や販路拡大させるといような、消費者視点を基盤とした販売戦略の構築が必要だと考えられる。そこで、本課題では福島県産水産物のうち、福島県を代表する魚種で県から研究ニーズがあるヒラメと、比較的水揚量が多く県漁連から研究ニーズがあるマアナゴと、近年、多く漁獲されるようになったアカエイを対象として、おいしさ等の食品科学的な有用性に関するデータを蓄積し、消費者へ情報提供するという新たな販売戦略を構築することを本課題の目的とする。

(1) ヒラメの生食に関する調査

福島県におけるヒラメの水揚げ数量及び水揚げ金額は上位であることに加え、福島県ブランド認証産品に認証されていることから、ヒラメは福島県を代表する重要な水産物であると言える。この福島県産のヒラメは「常磐もの」と称され、刺身などで生食するのが最もおいしい食べ方であると言われており、市場でも高い評価を得ている。本課題では、生食用ヒラメを消費者に提供することを想定し、ヒラメの成分の季節変化を明らかにし、高品質なヒラメの処理方法を検討し、官能評価によりヒラメに対する嗜好性を明らかにするとともに、理化学分析により好まれるヒラメの成分の特徴を明らかにする。令和4年度までに、ヒラメの成分の季節変化を検討し、2月の大型ヒラメは脂質含量及び遊離アミノ酸含有量が増加し脂がのり味わいがあること、またヒラメの鮮度劣化防止に効果がある脱血処理について検討し、福島県産のヒラメを脱血処理することで経日変化による魚臭の発生を抑制できることが明らかとなった。また、ヒラメについては漁獲後の日数（いわゆる熟成）で味の変化が大きく、その嗜好性が消費者によって分かれることが示唆されている。そこで、令和5年度以降に、貯蔵期間が異なるヒラメ刺身の官能的特徴を官能評価及び理化学分析により比較することとした。令和5年度には、ヒラメ刺身の官能評価手法を確立した。また、嗜好性は地域によっても異なる可能性があるため、その手法を用いて令和6年度に福島県のヒラメが主に流通している地域である福島県と首都圏（横浜市）で大規模な嗜好型官能評価を行った。その評価では福島県沖で漁獲された活ヒラメを供試魚とし、1晩以上蓄養後に延髓刺殺・脱血処理後、1日間または4日間4℃以下に設定した恒温恒湿器で貯蔵したものを使用した。これを試験当日に厚さ10mmの刺身とし、1日間貯蔵と4日間貯蔵のヒラメ刺身を用いて、2点比較法の嗜好型官能評価を行った。福島県では34名、首都圏（横浜市）では36名のパネリストで評価

を行い、評価項目は「味が好ましい」、「香りが好ましい」、「食感が好ましい」、「甘味が強い」、「あっさりしている」、「弾力が強い」、「ねっとり感が強い」、「全体的に好ましい」の8項目とし、両地域で統一した評価項目を用いた。今年度福島県で行った試験では未凍結のヒラメを用い2回繰り返し試験を行った。また、首都圏で行った試験では凍結試料を用いた。その際、試料は-30℃でブライン凍結し、-60℃で24時間保存し、解凍後に試験に供し、その試料を用いて、試験を3回行った。1、2回目は醤油未使用、3回目は醤油を使用して評価した。また、貯蔵期間が異なるヒラメの特徴を明らかにするために理化学分析を行ったが、測定項目は水分及び粗脂肪量、イノシン酸（IMP）、遊離アミノ酸の分析とし、美味しさに影響を及ぼす成分を確認した。

(2) マアナゴに関する調査

福島県で漁獲されるマアナゴは、水揚げ数量、水揚げ金額が上位にあり、福島県にとって重要な漁種である。福島県のマアナゴは主に加熱用として流通しており、令和3年度の市場関係者に対するヒアリングによると中型サイズがもっとも高値で取引され、これより大型サイズ、小型サイズの順に価格が下がるということが分かった。そこで令和4年度には、各サイズのマアナゴを用いて、天ぷら、煮アナゴ及び白焼きに調理し各サイズの味の特徴を明らかにした。令和5年度は、福島県産のマアナゴに対する消費者の購買意欲の促進につながることを期待し、塩をつけて焼くだけのシンプルなおいしさを味わうことができるマアナゴ白焼きと相性の良い調味料を官能評価により検討し、柚子胡椒、赤唐辛子ニンニク、カレー粉はマアナゴ白焼きとの相性が良く評点が高く、辛味のある調味料との相性が良いことが明らかになった。次に、令和6年度は福島県産のマアナゴに対する消費者の嗜好性を評価した。評価にはCheck-All-That-Apply (CATA) 法を用い、原料サイズが異なる福島県産のマアナゴ調理品（煮アナゴまたは白焼き）に関する大規模な嗜好性評価を行い、その消費者が感じる食味の特徴を明らかにした。評価では小型(200g未満)、中型(200g以上500g未満)、大型(500g以上)の各サイズのマアナゴを煮穴子及び白焼きに調理しサンプルとした。各試料の嗜好性を7段階評点法で評価し、喫食時の感覚を14種類の評価用語から全て選択するよう評価者（煮穴子67人、白焼き68人）に指示した。この評価にはサイズが異なる原料を使用したため、その視覚情報のバイアスを排除するため赤色サングラスを使用した。また、理想製品の評価も実施した。さらに、CATA法を用いて評価した結果、大型の煮アナゴは小骨が多いことが欠点であることが示唆されたため、サンプルに入っていた骨の長さ、幅を測定し、人が嫌だと感じる骨のサイズについても調べた。

(3) アカエイに関する調査

近年、福島県ではアカエイが多く漁獲されている。アカエイは福島県では未利用魚でありほとんど利用されていない。そこで、アカエイの有効成分であるコンドロイチン硫酸を測定し、今後の販売促進に活用する知見を蓄積した。

2. 令和6年度進捗状況・成果

(1) 福島県産のヒラメの嗜好性に及ぼす貯蔵期間の影響評価を行ったところ、福島県では4日間貯蔵を「味が好ましい」、「香りが好ましい」、「甘味が強い」、「ねっとり感が強い」と評価するパネリストが有意に多く、一方で1日貯蔵を「あっさりしている」、「弾力が強い」と評価したパネリストが有意に多かった（図3-1-(1)-1）。また、有意差はなかったものの、4日目を好ましいと感じる者が多かった。首都圏での評価では、凍結した試料を使用した場合、令和5年度の未凍結

の試料と比較し弾力以外の項目では概ね同様の傾向が確認された（図 3-1-(1)-2）。また、醤油未使用、醤油使用のいずれの場合も概ね同様の傾向を示し、4 日間貯蔵を「味が好ましい」、「甘味が強い」、「全体に好ましい」と評価したパネリストが有意に多かった（図 3-1-(1)-2）。本試験から、ヒラメ刺身の官能評価をする際に福島県及び首都圏のいずれの地域、首都圏において試験した結果では試料が未凍結、凍結、醤油を使用した場合のいずれにおいても評価結果は概ね同様の傾向を示し、4 日間貯蔵の方が好まれる傾向があることが示唆された。また、理化学分析により、1 日間貯蔵と 4 日間貯蔵のヒラメの特徴を比較したところ水分、粗脂肪量ともに概ね同程度であり、粗脂肪量は 1%以下であったため本試験では影響はないと考えられた（表 3-1-(1)-1）。IMP は 1 及び 4 日間貯蔵では $5.0 \pm 0.5 \text{ } \mu\text{mol/g}$ 及び $4.9 \pm 0.6 \text{ } \mu\text{mol/g}$ と有意差はなく概ね同程度であり、こちらも食味に影響はないと考えられた。一方で遊離アミノ酸については、4 日間貯蔵の方が、スレオニン、グリシン、ロイシン、バリン、イソロイシンの成分が有意に多かった（図 3-1-(1)-3）。このうち、上位にあるスレオニン、グリシンは甘味を呈すること、また、有意差はないもののアラニンでは 4 日間貯蔵の方が多くなっており、過去の知見によると人が味を認識する刺激閾値はアラニンでは約 60 mg/100 mgであることが知られているが、4 日間貯蔵ではそれを超えていることから、官能評価で「甘味が強い」と感じる者が多かったのは遊離アミノ酸含量に影響を受けることが示唆された。

(2) 福島県産のマアナゴ調理品（煮アナゴまたは白焼き）の嗜好性に及ぼす原料サイズの影響評価のため大規模な嗜好性評価を行い、その特徴を調べたところ、いずれの調理品でも大型個体が最も理想に近く、評価者は大型個体に「脂の濃厚感」「肉厚感」を感じていることが示唆された（図 3-1-(2)-1, 2）。各調理品の理想の製品と各サイズの製品の間でかけ離れている特徴を調べたところ、白焼きの小型個体では肉厚感、旨味がある、香ばしい、中型個体では、香ばしい、大型個体でも香ばしいであった（図 3-1-(2)-3）。煮穴子においては小型個体では肉厚感、ふんわりした、中型個体では肉厚感、ふんわりした、小骨が多い、塩味が強い、大型個体では小骨が多いであった（図 3-1-(1)-4）。本試験から、大型個体の調理品は評価が高いことが示唆された。また、小型個体の欠点は魚肉の特徴であり改善が難しいと考えられたが、大型個体では煮アナゴについては、小骨を処理すること、白焼きでは香ばしく焼くことにより欠点が改善されるため、調理方法を検討することにより大型個体の商品価値が更に高められることが示唆された。また、煮アナゴについて官能評価に用いた各サイズのサンプル（ $n = 4$ ）から骨をすべて取り出し、サンプル毎に最も長い骨から 5 番目までの骨の長さ、幅を計測したところ、大型個体の骨は長さ $22.42 \pm 0.79 \text{ mm}$ 、幅 $0.30 \pm 0.01 \text{ mm}$ であり小型、中型よりも有意に骨が長く、幅が太かった（表 3-1-(2)-1）。このことから、人が口の中に残り不快に感じる骨サイズの一例が示唆された。大型個体の原料を使用し、煮アナゴにする際には、例えばアナゴを骨が感じにくい幅に切ることにより口にあたらなくなる可能性があるため、そのような調理法により大型個体の欠点が改善できる可能性がある。

(3) 福島県産のアカエイ（重量 $10.4 \pm 2.5 \text{ kg}$ 、体盤長 $55.6 \pm 5.0 \text{ cm}$ 、 $n = 5$ ）のコンドロイチン硫酸を測定したところ、可食部では $0.96 \pm 0.03 \text{ mg/g}$ 、軟骨部分では $3.20 \pm 0.23 \text{ mg/g}$ であり、軟骨部分の方がコンドロイチン硫酸は多い傾向にあった。これは以前に他の地域で調べた結果と同等の値であった。アカエイの商品を製造する際は軟骨を含めた商品を製造する方が、コンドロイチン硫酸を多く含む製品になると考えられる。

3. 今後の課題

(1) 今年度、福島県及び首都圏でヒラメの嗜好性官能評価を行ったところ、活締め後1日目よりも4日目の短期熟成したヒラメの方が好まれる可能性が示唆された。今後福島県で漁獲されるヒラメの販売戦略を構築するためには経時的なヒラメの特徴を把握し、ヒラメの刺身の食べ頃を示すための科学的データを蓄積する必要がある。

(2) 今までの調査からマアナゴについてその特徴と調理品の食味特性が明らかになった。今後、福島県で漁獲されるマアナゴの販売戦略を構築するために今までに得られた知見を取りまとめる必要がある。

(3) 今年度までの調査から、福島県で漁獲される様々な魚種の成分について明らかにしてきた。今後、これまで調査してきた魚種の販売戦略を構築するために、得られた知見を取りまとめる必要がある。

4. 備考

なし

5. 図表

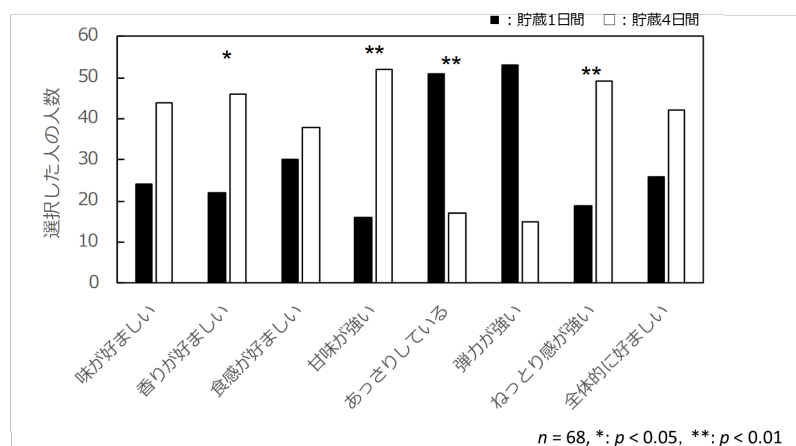


図 3-1-(1)-1. 福島県でのヒラメ刺身の嗜好性官能評価

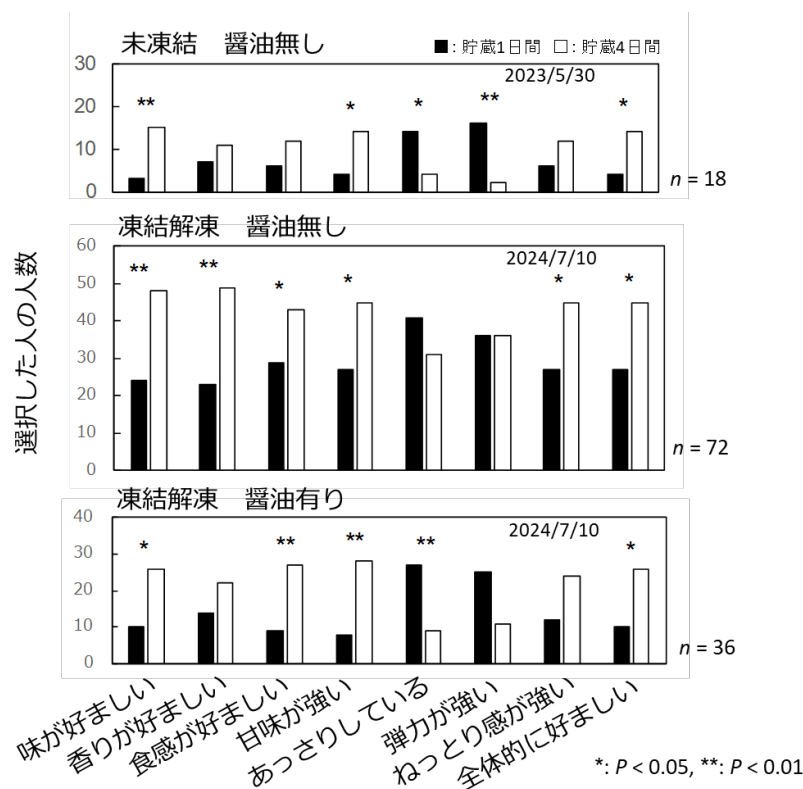


図 3-1-(1)-2. 首都圏（横浜市）でのヒラメ刺身の嗜好性官能評価

表 3-1-(1)-1. 首都圏（横浜市）の官能評価に使用したヒラメのサイズ、水分、粗脂肪量

貯蔵日数	重量(g)	全長(mm)	水分(%)	粗脂肪(%)
1 日	1568.0 ± 10.8	524.2 ± 10.5	78.74 ± 0.50	0.07 ± 0.05
4 日	1564.0 ± 16.5	535.6 ± 14.7	77.77 ± 1.03	0.20 ± 0.02

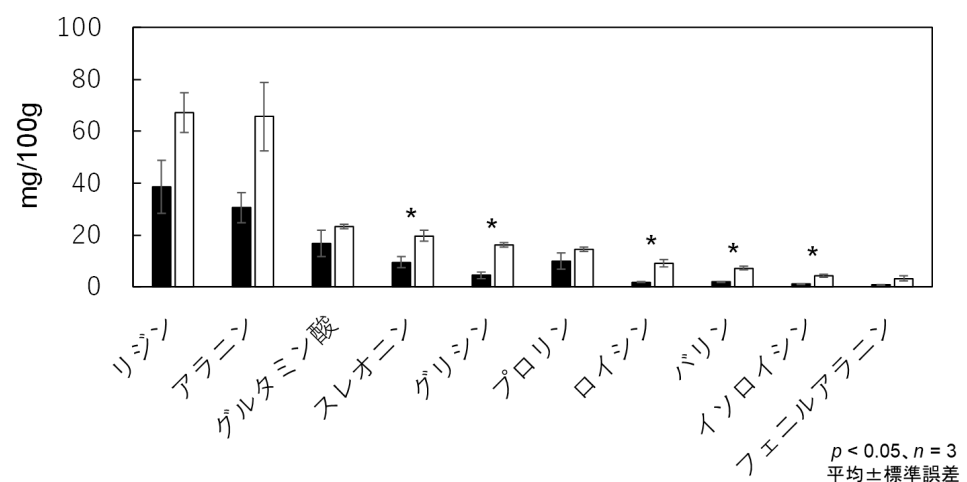


図 3-1-(1)-3. 貯蔵期間が異なるヒラメの遊離アミノ酸の比較

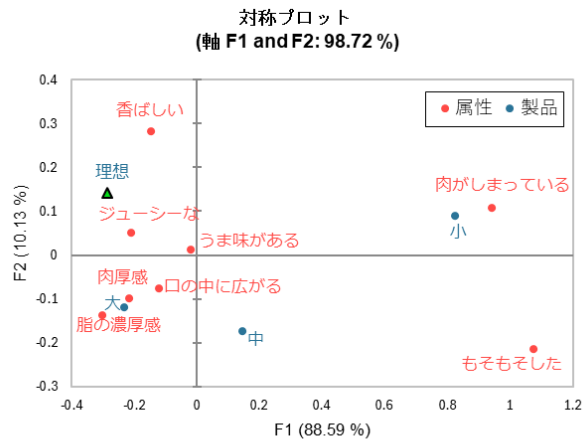


図 3-1-(2)-1. アナゴ白焼き調理品のサイズ別の食味特性

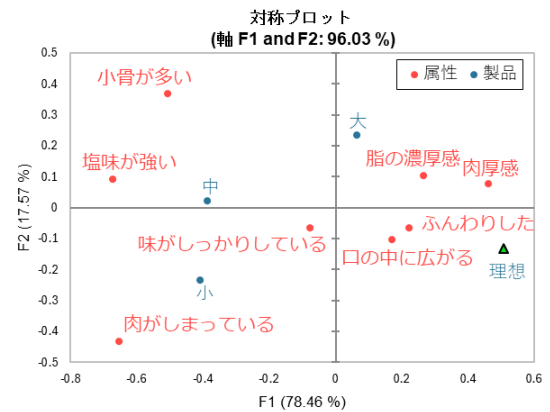


図 3-1-(2)-2. 煮アナゴ調理品のサイズ別の食味特性

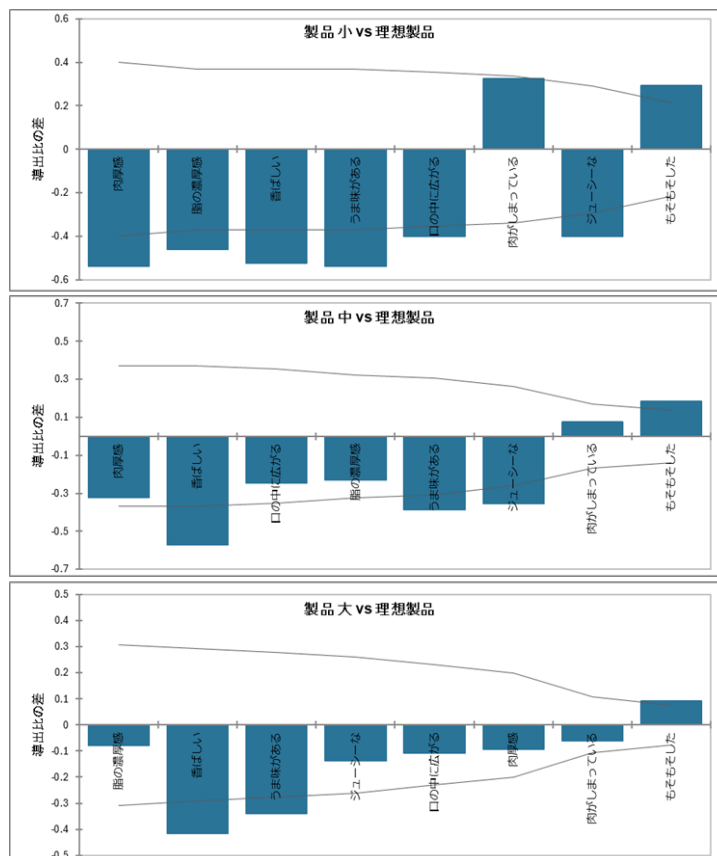


図 3-1-(2)-3. アナゴ白焼き調理品の理想の製品と各サイズの製品の間でかけ離れている特徴。折れ線グラフは信頼区間。

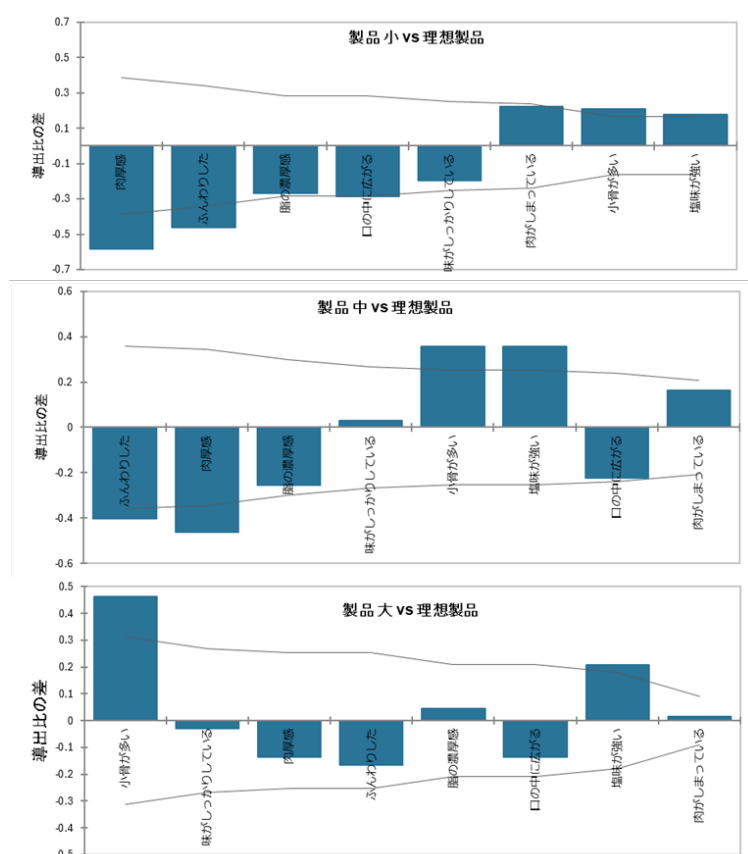


図 3-1-(2)-4. 煮アナゴ調理品の理想の製品と各サイズの製品の間でかけ離れている特徴。
折れ線グラフは信頼区間

表 3-1-(2)-1. 煮アナゴの原料サイズ別の骨の長さとは幅

	大	中	小
長さ(mm)	22.42 ± 0.97*	19.50 ± 0.65	17.51 ± 0.60
幅(mm)	0.30 ± 0.01*	0.24 ± 0.01	0.22 ± 0.01

*: $p < 0.05$, $n = 4$

This page is intentionally blank.

3. 福島県水産業の復興及び再生のための総合研究	
課題番号 3-2	課題名：福島県産水産物の加工品評価と消費者調査
研究機関・研究グループ名	水産技術研究所 環境・応用部門水産物応用開発部付加価値向上グループ ¹ 養殖部門 ² 水産資源研究所 社会・生態系システム部漁業管理グループ ³
担当者職名・担当者名	研究員・世古卓也 ¹ 、グループ長・石原賢司 ¹ 、主任研究員・村田裕子 ¹ 、今村伸太郎 ¹ 、橋本加奈子 ¹ 、特任部長・宮田勉 ² 、主任研究員・神山龍太郎 ³

1. 研究内容及び方法

(1) 福島県産水産物の成分分析

福島県の水産業の復興には伝統的な水産加工品の品質や生産力向上に貢献する研究を実施することが重要であると同時に、新たな加工品を提案することで低利用魚の仕向け先を開拓し、水揚げ量の上昇に対応するための研究が求められる。

令和4年度の本課題では、いわき地区の伝統食品であるウニ貝焼きについて、原料ウニが漁期中に成熟ステージが進行していることを見出し、遊離アミノ酸量やグリコーゲン量は成熟ステージの進行に伴って減少することが明らかになった。そのため、原料ウニが漁期中に成熟ステージが進行することによる最終製品の品質への影響が懸念された。このため、令和5年度の本課題では、原料ウニの成熟ステージが最終製品の品質に与える影響を成分分析及び官能評価によって検証した。その結果、漁期終盤の7月は成熟の進行が見られたが、成分は原料ウニ、製品ともに漁期中ほぼ一定であった。一方、官能評価の結果、成熟が進行した原料を用いた製品のほうが、色、味、食感が最も良好な結果であった。一般にウニ生殖巣は成熟に進行に伴い、食用しての品質が劣化するが、貝焼きでは、成熟が進行した製品ほうが評価が高いことから、再確認が必要であった。また、近年、殻に突起物が生じるなどの異常ウニの出現が見られ、貝焼き原料の確保に影響が出ており、いわき市漁協から調べてほしいとの要望があった。

そこで、今年度は、成熟が進行したウニを原料とした貝焼きの品質を再確認すること及び異常ウニについて調査を行った。成分分析については味に関連する成分として遊離アミノ酸の分析を行った。官能評価ではウニ貝焼きの全体的な好ましさ、色、味、食感それぞれの好ましさ、うま味、甘味、苦味、滑らかさについて評価した。

また、福島県で漁獲される低利用魚のうち、令和5年度に引き続き、缶詰原料としての有用性が見出されているカナガシラを対象に、食品成分の季節変動やサイズ変動等の加工原料としての特性把握をおこなった。令和5年度では4月から12月までに福島県で漁獲されたカナガシラの各種成分の分析を行った。その結果、カナガシラはサイズや時期による食品成分の変化はほぼ認められない魚種であり、9月から12月の水揚げ量が多い時期のカナガシラは品質も安定しており加工原料として有用であることが示された。また、カナガシラは他の魚種と比較してタウリンが多く含まれ、その濃度はヤリイカ等一部の軟体動物に匹敵することからカナガシラの販売におけ

る新たな訴求力になると考えられた。一方で、産卵前期である 1～3 月のサンプルの分析は未実施であったため、令和 6 年度は 1 月から 3 月のサンプルの分析を実施した。さらに、令和 5 年度までの検討では、加工後の製品、すなわち、カナガシラ缶詰の品質がまだ明らかになっていないため、販売戦略を構築するための情報が不足している状態にある点が課題として残った。そこで今年度は東洋製罐グループホールディングスとの共同研究により、カナガシラの水煮缶詰を試作して各種成分及び中骨の硬さと製造条件の関係など、試作品の品質の評価を行った。

(2) 福島県産水産物を原料とした加工品の消費及び福島県の水産業と流通実態に関する調査

福島県産水産物の消費喚起のためには、消費者の購買意欲を高める施策が求められる。食品への知識や食経験は食品選択において重要な要因とされており、消費者は過去に利用した経験のない魚に対して低い購買意欲を示すことが先行研究から明らかとなっている (Witkin et al., 2015)。本課題の上記 (1) の分析対象となるカナガシラの認知度や食経験を持つ消費者は少ないため、その缶詰も消費者に選択されにくい可能性がある。消費者のカナガシラ缶詰への購買意欲を明らかにすると共に、購買意欲を高める効果的な情報提供方策を明らかにすることができれば、福島県産水産物を原料とした加工品の販売戦略構築に貢献すると共に、低・未利用魚の消費者評価に及ぼす要因の解明につながると期待される。

そこで本課題の (2) では、福島県産の低・未利用魚を原料とした水産缶詰の購買意欲に影響する要因を明らかにすることを目的とし、福島県産のカナガシラを原料とした水産缶詰に対する消費者評価や知識・経験のデータをウェブアンケート調査により収集し、解析した。

また、消費者調査を中心とした研究から実効性のある提言を行うため、福島県の水産業やその流通の実態把握のための現地調査をおこなった。

2. 令和 6 年度進捗状況・成果

(1) 福島県産水産物の成分分析

・ウニ原料及び貝焼きの成分分析

下神白地区で 6 月 7 日、7 月 8 日、7 月 22 日、8 月 1 日に採取したキタムラサキウニ及びその加工品（貝焼き）をサンプルとした。ウニの計測（殻高、殻径、重量、生殖巣重量）と分析用試料調製は、8 月のサンプル以外は福島県水産海洋研究センターで行い、調整したエキスと残りの生殖巣、貝焼きは、水産技術研究所横浜庁舎へ運搬し、遊離アミノ酸の分析を行った。8 月は、原料ウニと貝焼きを福島県水産海洋研究センターで入手し、水産技術研究所横浜庁舎へ送付し、計測と分析を行った。ウニは、殻高、殻径、重量を計測後、生殖巣を取り出して重量計測、一部をデビットソン液で固定し、約 2 g を遊離アミノ酸分析に用い、残りは-40℃で凍結保管した。固定した組織から組織切片を作製し、ヘマトキシリンエオシン染色後、顕微鏡観察により性別と成熟ステージを判定した。貝焼きは、色差計測を行った後、約 2 g を遊離アミノ酸分析に用い、残りは官能評価用に-84℃で凍結保管した。統計解析は、一元配置分散分析を行い、Post-hoc テストには Tukey の HSD テストを用いた。

原料ウニの成熟ステージは 6 月には、雌雄ともにステージ 2（成長期）の個体が多く見られたが、7 月では雄のすべてがステージ 3（成熟前期）に移行していた。8 月 1 日では、雌の半分がステージ 3 に移行し、ウニ漁もこの日で終了となった（図 3-2-(1)-1）。遊離アミノ酸分析の結果、

原料ウニでは、7月8日のアルギニンが他の採取日の原料ウニに比べ有意に低いほかは有意差が認められなかった（図3-2-(1)-2）。一方、貝焼きは、8月1日の製品のグルタミン酸とアラニンが他の採取日の製品に比べ有意に低く、6月7日の製品のグリシンが他の採取日の製品に比べ有意に低かった。また、6月7日と8月1日の貝焼きでは、グルタミン酸、グリシン、アラニンの合計量（甘味、うま味アミノ酸合計量）が7月22日の貝焼きに比べて有意に低かった。遊離アミノ酸総量には原料ウニ、貝焼きともに有意差が見られなかった（図3-2-(1)-3）。昨年は漁期中の貝焼きの甘味、うま味アミノ酸合計量に有意差が見られなかったが、今年度は、漁期中盤から終盤が有意に高い値であった。このことは、成熟の開始時期（5月～6月上旬）および成熟がかなり進行した時期（8月）では、年ごとの成熟の進行状況と摂餌状態等により、原料ウニのアミノ酸組成以外の要因が貝焼きのアミノ酸組成に影響していると考えられた。甘味、うま味アミノ酸合計量の年変動を考慮すると成熟がある程度進行した状態がこれらの値が高い値で維持され、貝焼きとしても良好な成分組成であること、一方成熟が進みすぎる（成熟前期から成熟期に入る状態）とこれらの値が低下することが分かった。

貝焼きの色については、成熟が最も進行した8月1日が他よりも明るい色調であった。昨年も成熟が進行している原料ウニを用いた貝焼きのほうが明るい色調であり、同様な結果であった（図3-2-(1)-4）。貝焼きの官能評価の結果、好ましさと甘味、うま味の評価が、7月22日の貝焼きで最も高く、続いて8月1日の貝焼きであり、うま味、甘味を呈する遊離アミノ酸の量の多さを反映していた。一方、成長期（ステージ2）の個体が多い6月7日は評価が最も低かった（図3-2-(1)-5）。成熟が進行したウニの生殖巣は、溶けや呈味性の低下など生うとしての品質は低下する。一方、貝焼きでは成熟が進行した原料を用いた貝焼きの評価が高かった。ただし、8月1日の貝焼きのように原料ウニの成熟の程度が大きい場合は品質低下につながる。これらの結果は、適度に成熟が進行したウニを原料とした貝焼きが高品質であることを明らかにした。

いわき市漁協によると昨年5月に漁獲したウニ全体の約2割程度が、殻に突起物が生じた異常個体であった。この異常個体は、5月では小さな穴があいた状態であったが、7月には大きな突起物が生じた個体として多く見られ、おそらく、時間が経つにつれて突起物が大きくなったものと考えられた。ウニの殻の異常に関する病気については、これまでに細菌による斑点病と棘抜け症が報告されており、7月に異常個体と正常個体について、生菌数及び斑点病と棘抜け症の原因細菌の有無を調べた。その結果、異常個体には、正常個体に比べかなり多くの生菌数であった。一方で、斑点病の原因菌 *Tenacibaculum maritimum* とウニ棘抜け症病原菌 (*Oleispira* 属ないしはその近縁種と考えられる) を陽性とするPCR検査の結果、異常個体6サンプルはすべて陰性であり、異常個体の症状はこれらの菌株由来ではないことがわかった（図3-2-(1)-6）。生菌数が非常に多いことと、原因不明であることから、異常個体は貝焼きなど食用には不適であると結論した。

・カナガシラの成分分析

令和5年度に引き続き、1月から3月にかけて福島県内で水揚げされたカナガシラを購入し、-40℃で冷凍保管したものをサンプルとした。解凍後、生物情報として全長、体重、生殖腺重量を計測した。参考のために昨年度分析したデータも含む1年分（7月は除く）のデータを図3-2-(1)-7に示した。1月から3月のサンプルの全長の平均値は26～27 cm、体重の平均値は180～190 g程度で、他の月（4月は除く）と同等であった。生殖腺重量は1～2 g程度であり、未成熟であると考えられた。

1 月から 3 月に漁獲されたカナガシラの一般成分のうち、タンパク質は 20%前後、粗脂肪は 1%前後であり、他の時期とほぼ変動はなく、カナガシラは通年可食部に脂肪の少ない種であると考えられた。一方で、可食部の呈味性エキス成分（呈味性アミノ酸及びイノシン酸）は 2 月及び 3 月で上昇する傾向が見られた（図 3-2-(1)-8）。うまみを呈するグルタミン酸、甘味を示すアラニンとグリシンはいずれも他の時期に比べ 2 倍程度の濃度を示した。うまみを呈し、さらにグルタミン酸のうまみを増強する作用を有するイノシン酸濃度も 1.5 倍程度の高値を示した。魚類の鮮度指標の一つである K 値を見ると、2 及び 3 月のサンプルは 20%以下を示すため、これらアミノ酸、イノシン酸濃度の上昇は鮮度低下によるものとは考えられなかった。可食部の呈味成分濃度から考えると、福島県で水揚げされるカナガシラは 2 月から 3 月が旬であると考えられた。当課題では、カナガシラの用途として缶詰加工を検討しているが、2 月及び 3 月のカナガシラは旬の魚として鮮魚等で販売することで比較的高値で取引されることが期待されるため、低価格が求められる缶詰用途には 2 月及び 3 月以外の時期に水揚げされるカナガシラを利用することが適当であると考えられた。

福島県で水揚げされるカナガシラを素材として水煮缶詰を 3 回、約 90 缶試作した（東洋製罐グループホールディングスとの共同研究）。水煮缶詰は通常、中骨ごと加熱し、食べられるようにするため、中骨の硬さを指標として加熱条件を検討した（図 3-2-(1)-9）。その結果、90 分以上加熱することで骨の硬さは一定となり、骨ごと喫食することが可能となることが明らかになった。一方で加熱時間による呈味アミノ酸濃度の変化は観察されなかった（図 3-2-(1)-10）。そこで、その後の缶詰試作には加熱条件として 115℃120 分を設定した。カナガシラはサイズにより骨の大きさ等が異なるため、カナガシラサンプルを大（平均体重 247 g）、中（平均体重 195 g）、小（平均体重 161 g）に分け、上記条件で水煮缶詰を試作したところ、いずれのサイズのサンプルでも中骨は喫食に支障がない程度に脆弱化されていた。呈味成分を調べたところ、缶詰の液体部分において、甘味アミノ酸であるグリシンが大サイズサンプルで有意に高い濃度を示したが、著しい上昇ではなく、味に対する影響は小さく、原料カナガシラのサイズは缶詰の品質に影響を与えないものと考えられた（図 3-2-(1)-11）。

カナガシラの缶詰化に関する情報を福島県漁連に提供した結果、県漁連により、沿岸漁獲物初の加工品としてカナガシラのアヒージョ缶詰が商品化された（図 3-2-(1)-12）。

（2）福島県産水産物を原料とした加工品の消費及び福島県の水産業と流通実態に関する調査

【消費者調査】

ウェブアンケートは全国の消費者 7,000 人を対象として 2025 年 1 月に実施した。アンケートでは、消費者の水産物の消費実態や水産缶詰（サバ、イワシ、サケ、カナガシラ）の認知度及び食経験、DHA、タウリンに関する知識、個人属性に関する質問に加え、情報提供が水産缶詰の購買意欲に与える影響を明らかにするための選択実験の質問を加えた。

選択実験では価格（4 水準）、缶詰の種類（4 水準）を属性とし（表 3-2-(2)-1）、完全実施要因計画により作成した 16 通りの選択肢から 2 つをランダムに組み合わせて 16 個の選択肢集合を作成した。これを 2 つのブロックに分割し、回答者にはランダムに選ばれる片方のブロックの 8 個の選択肢集合（オプトアウトを含む）を提示した。質問文は「スーパーマーケットの缶詰売場でご家庭向けの食品を購入しようとしていると想像してお答えください。売場に魚の水煮缶詰（内容

量：180 g）が売られていたら、どれを購入しますか、あるいは購入しませんか？」とした。

選択実験の質問を開始する前に、水産缶詰に関する情報提供をおこなった。情報提供のパターンは6種類（A. カナガシラの食文化、B. カナガシラの資源状態、C. 栄養・機能性①（カナガシラ缶詰によるカルシウム摂取の可能性）、D. 栄養・機能性②（カナガシラのタウリン含量）、E. 栄養・機能性③（サバ・イワシ缶のDHA含量）、F. 情報なし）とし、具体的な情報内容は表3-2-(2)-2の通りとした。消費者には6種類のうちのいずれか1つをランダムに割り当てた。

回答者7,000人のうち選択実験の質問全てで「どちらも買わない」を選択した消費者を除いた4,983人のデータを用い、条件付きロジットモデルによる分析を行った。分析に用いた変数は表3-2-(2)-3の通りである。モデルではこれらの変数に加えて、缶詰の種類と情報提供の種類の交互作用項（イワシ缶、サケ缶、カナガシラ缶の3種類と情報提供5種類の交互作用15パターン）を加え、情報提供が魚種ごとに与える影響の違いを考慮した。分析結果を用い、サバ缶、イワシ缶、サケ缶、カナガシラ缶のそれぞれに対する支払意思額と情報提供による支払意思額の増加額を魚種別に推定した。

サバ、イワシ、サケ、カナガシラの各魚種名に関する認知度と食経験を尋ねた結果、サバ、イワシ、サケでは回答者7,000人のうち100%に近い人が名前を知っており、90%以上の人食経験を有していた（図3-2-(2)-1）。一方、カナガシラについては名前を聞いたことのある人が21.2%、食べたことのある人が11.4%であり、調査対象となった回答者の間でもカナガシラは認知度が低く、食経験のない人が多数派の魚種であった。

条件付きロジットモデルの分析結果を表3-2-(2)-4に示す。定数項がプラスで有意となる一方、イワシ缶、サケ缶、カナガシラ缶のパラメータがマイナスで有意となっており、サバ缶に比べて他魚種の缶詰は選択されにくいことが示された。価格のパラメータがマイナスで有意であり、価格が高いほど選択されにくかった。情報提供の変数ではDHA情報がプラスで有意となり、サバ缶においてDHA情報の提供が選択確率を高めていた。魚種と情報提供の交互作用では、カナガシラ缶では食文化情報、資源情報、カルシウム情報、タウリン情報がプラスで有意となっており、情報提供によりカナガシラ缶が選択されやすくなったことを示している。

缶詰への支払意思額の推定結果を図3-2-(2)-2に示す。情報提供がない場合の缶詰（1缶180g）への支払意思額は、サバ缶で317円、イワシ缶230円、サケ缶267円、カナガシラ缶72円であった。認知度や食経験の少ないカナガシラ缶は他の魚種の缶詰に比べて非常に低い消費者評価となっていた。情報提供をおこなった場合のカナガシラ缶詰の支払意思額は食文化情報で156円、水産資源情報で168円、カルシウム情報で178円、タウリン情報で160円となり、情報提供がない場合に比べて84円～106円増加した。このことから、認知度や食経験の少ないカナガシラの缶詰の評価は、食文化や水産資源、栄養・機能性等の情報の提供により大幅に高まることが示唆された。DHA情報はサバ缶の支払意思額を22円有意に増加させたが、イワシ缶に対しては効果がなかった。したがって、栄養・機能性の情報が支配意思額を高める効果は、情報内容と魚種の組み合わせにより異なる可能性が示唆された。

【流通調査】

これまでの流通・消費調査は、風評被害の現状解明と対策検討に重点が置かれてきた。ここ数年、風評被害の緩和が進展し、またALPS処理水の海洋放出時においても風評被害は限定的となった。もちろん、ロシア、中国、香港、マカオの国と地域の貿易規制強化は継続しており（農林水

産省、2023)、対策が必要であるものの、福島県産水産物はこれらの国や地域にほとんど輸出されておらず、県全体の風評被害は大きくなかったと推察される。これらのことから東電福島第一原発事故にともなう風評被害を主対象としない研究課題を明確にするため、福島県水産海洋研究センター（いわき市）及びいわき市漁協でその現状と課題について 2024 年 9 月に聞き取り調査を行った。

産地市場流通において、水揚量の低迷、仲卸売業者の不足、トラックドライバー不足などの問題を抱えている。このことから、産地市場統合を実践した山口県庁、山口県漁業協同組合、そして産地・消費地市場を地域活性に利用している下関市において、2025 年 1 月に半構造化インタビューを実施した。半構造化にあたり、市場統合に関する報告書や政策（主に、株式会社自然産業研究所、2019；成松尚典、2017；中澤さかな、2007）をレビューしてインタビューシートを作成した。ただし、本報告は現状 1 か所のみ事例報告となることに注意頂きたい。

風評被害を主対象としない研究課題について聞き取りを行った結果、福島県水産業は順調に回復しており、漁業者数は全国漁業生産者減少割合（40%減：2010 年 203 千人、2023 年 121 千人、農林水産省統計、2012、2024）より低く、震災前と比較して 30%減、70%の漁業者が漁業・養殖業を継続している。この漁業継続割合を勘案すると、震災前と比較して 36%の漁獲量にまで戻っている。ただ、東日本大震災の被害地域である岩手県や宮城県のように、1 人当たりの漁獲量が震災前の水準に戻らない要因はいくつかあり、解決には時間が掛かると推察される。

このように漁獲量が戻らない状況に加え、いわき市内の仲卸売業者が震災前の約半分になり、また運送業者は 1 社だけとなり、流通の根源的要素不足が健在化している。いわき市には 4 つの市場、久之浜、沼之内、小名浜、勿来があり、水揚量の減少で、仲卸売業者が久ノ浜から南下しながら買い付けるため（表 3-2-(2)-5）、セリの時間が前倒しになっており、例えば沖合底びき網漁業の場合、震災前の水揚げ時刻は 13:30 であったが、現在は 10:30-11:00 となっている。このため操業回数が 3 回から 2 回に減少したほか、時間の制約からより沖合の漁場に行くことを止めたため、高値が付くヤナギムシガレイやサメガレイなどが激減している。

産地市場合併の事例として山口県漁業協同組合萩統括支店で調査を行った。市場合併の発端は一県一漁協に伴う漁協合併で、多くの産地市場の合併が必要となった。2001 年に漁協合併し、2002 年に 8 カ所の萩統括支店内の産地市場を 1 カ所に集約した。全国的な動向のとおり漁獲量・額は減少しているが、それでも山口県内で沿岸漁業が最も盛んな地域として維持している。市場を 1 カ所にしたことによって集中的な施設改修が可能となり、また近年の高度衛生管理においても優先的に整備できている。また合併によりセリの記録が電算化された効果もあった。荷が集約されるため、地元から東京まで広範囲に販売可能とのことであった。さらに、マスコミに良く紹介される、「道の駅／萩シーマート」を産地市場に併設し、市場で水揚げされ、即座に道の駅で販売されるという消費者イメージが、ショップブランドに対しポジティブに影響している。ちなみに、この統括支店にはドラマで人気を博したファーストペンギンの舞台となった大島も包含しており、漁業観光地の印象も強い。荷捌場は 6 カ所あり、最も遠方の荷捌場から産地市場への運搬時間は 1 時間、距離は約 40 km であるが、荷捌場－産地市場の距離に関係なく運搬費は一律となっていた。支店長（元組合長）によると、市場統合による問題点は思いつかないとのことであった。合併によって仲買業者の競争が激化するという不平不満も多少あったかもしれないが、大きな問題にはならなかった。それより合併後に萩統括支店が買参権を取得し、仲買業務に参加した

ことに対する不満の方が大きかったので、漁協の購入シェアを 1 割程度にする約束で落ち着いていた。

3. 今後の課題

カナガシラについて、試作した水煮缶詰の試食を行ったところ、エビやカニのような香りがするという意見があった。次年度 GC-MS（ガスクロマトグラフ質量分析計）を用いた詳細な分析を行う予定である。

引用文献

Suzuki et al. (2001) Phylogenetic analysis and taxonomic study marine *Cytophaga*-like bacteria: proposal for *Tenacibaculum* gen. nov. with *Tenacibaculum maritimum* comb. Nov., and *Tenacibaculum ovolyticum* comb. Nov., and description of *Tenacibaculum mesophilum* sp. Nov. and *Tenacibaculum amylolyticum* sp.nov. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, 51, 1639-1652.

Masuda et al. (2004) Resuscitation of *Tenacibaculum* sp., the causative bacterium of spotting disease of sea urchin *Strongylocentrotus intermedius*, from the viable but non-culturable state. *Fish. Sci.*, 70, 277-284.

野口浩介ら (2015) バフンウニ種苗生産時に発生する棘抜け症防除に関する研究. *水産技術*, 8(1), 1-8.

農林水産省 (2023) ALPS 処理水の海洋放出に伴い規制を強化した国・地域に関する情報.
(https://www.maff.go.jp/j/export/e-shorisui/kaiyou_houshutsu.html).

株式会社自然産業研究所 (2019) 市場統合の効果と合意形成に向けて. 平成 30 年度水産物流通機構改革調査・検討委託事業 (水産庁), 1-30.

成松尚典 (2017) 山口県漁協の地産地消型流通の取り組みの経緯と現状・課題. *漁業経済研究*, 61(1), 85-89.

中澤さかな (2007) 道の駅／萩シーマーと ビジネスモデル・実践から生まれた、地域活性化のための小規模ビジネスモデル-. 一般財団法人 商工総合研究所, p. 1-68.
(<https://shokosoken.or.jp/jyosei/soshiki/s19nen/s19-5.pdf>)

農林水産省統計 (2012) 漁業構造動態調査.

農林水産省統計 (2024) 漁業センサス.

Witkin T., et al. (2015) Opportunities and barriers for fisheries diversification: Consumer choice in New England. *Fish. Res.*, 168, 56-62.

4. 備考

なし

図表

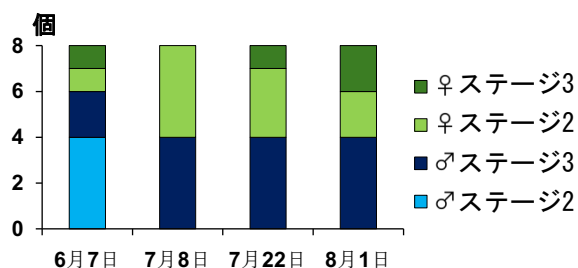


図 3-2-(1)-1. ウニ原料の成熟ステージ分布

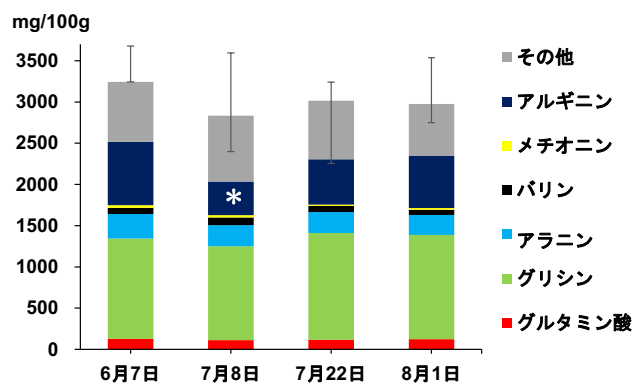


図 3-2-(1)-2. 原料ウニの遊離アミノ酸組成の変化。n=8, *は有意差(p<0.05)があることを示す。

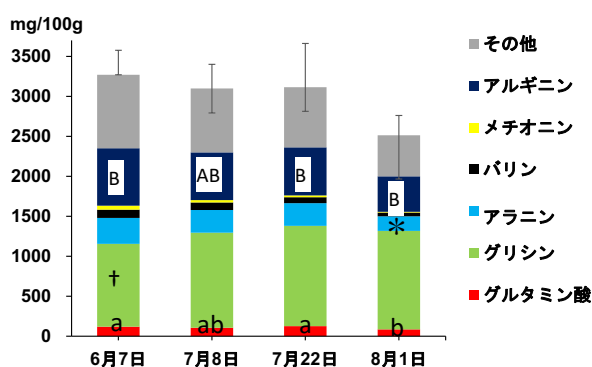


図 3-2-(1)-3. 貝焼きの遊離アミノ酸組成の変化。n=8, *, †および異なるアルファベットは有意差(p<0.05)があることを示す。また, A, B はグルタミン酸+グリシン+アラニンが有意に異なることを示す。

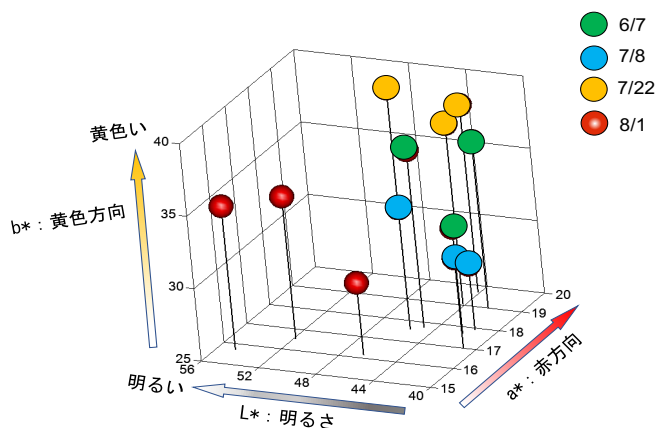


図 3-2-(1)-4. 貝焼きの色調の違い

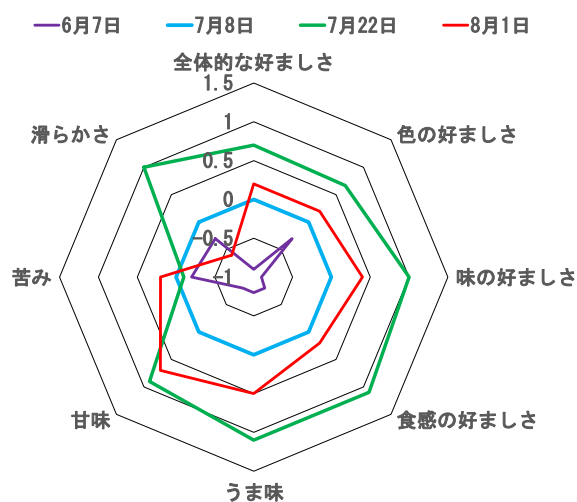


図 3-2-(1)-5. 貝焼きの官能評価結果

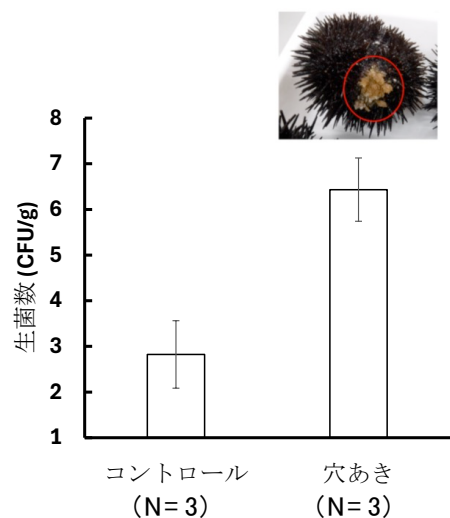


図 3-2-(1)-6. 正常(コントロール)及び異常(穴あき)ウニの生菌数

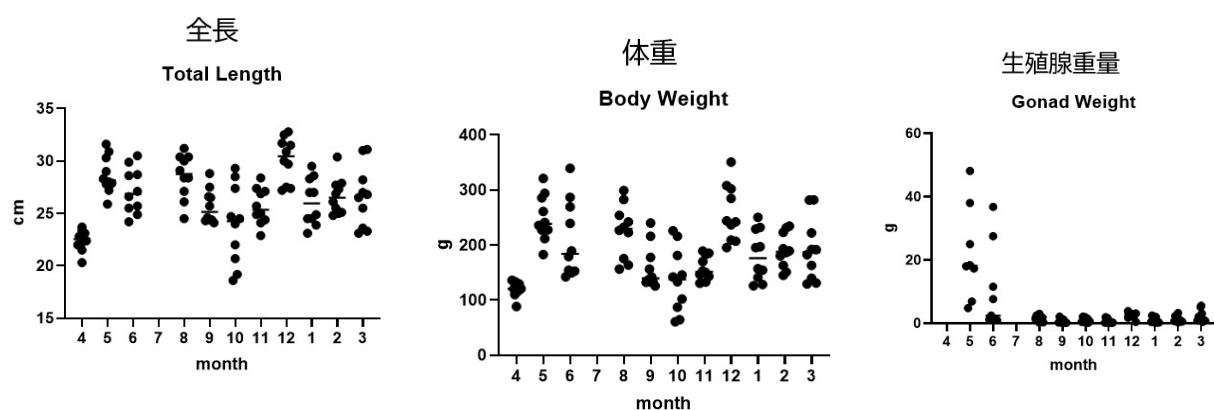


図 3-2-(1)-7. 試験に用いたカナガシラの生物情報の季節変動。プロット中の横棒は平均値。

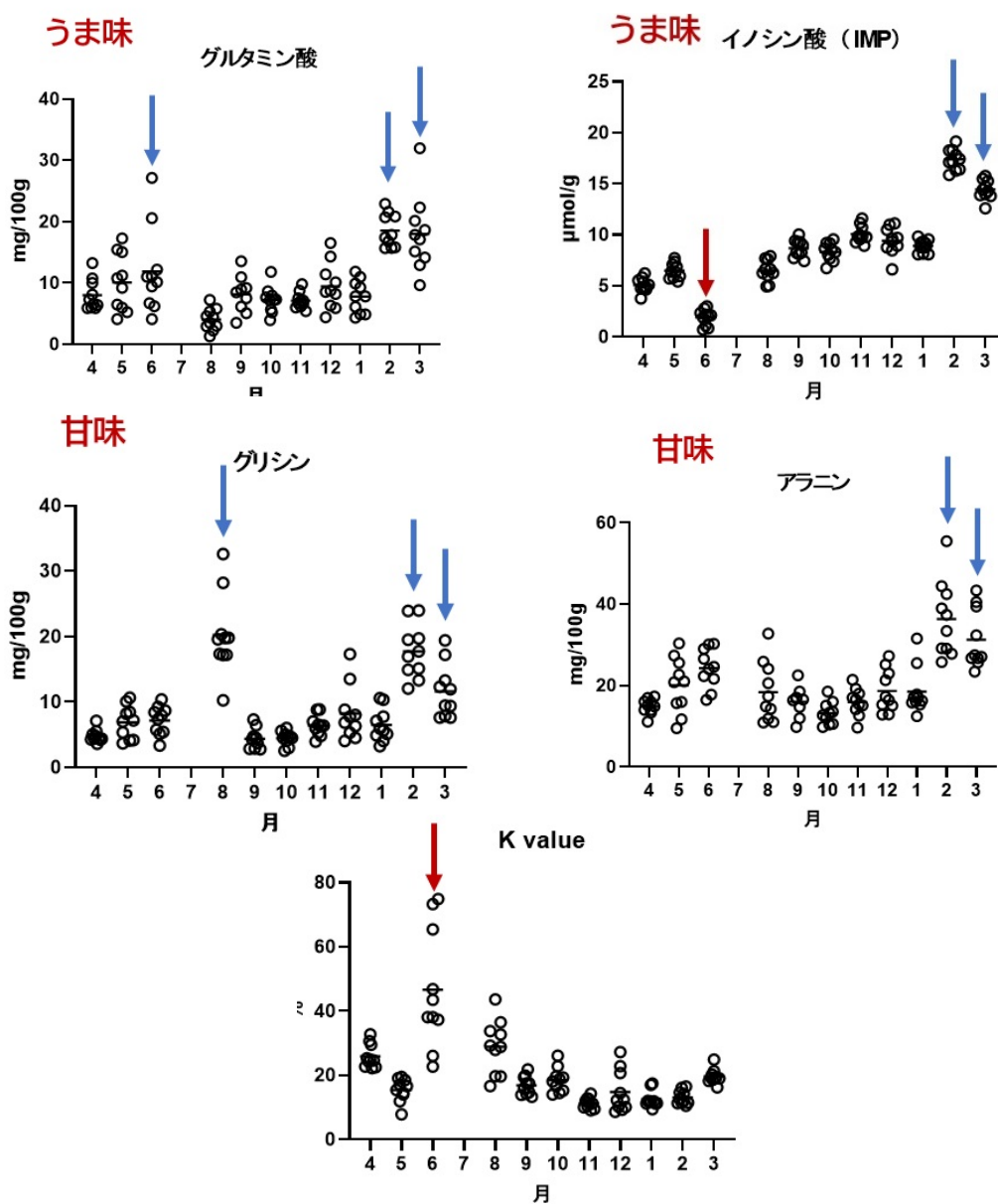


図 3-2-(1)-8. カナガシラ可食部の呈味成分濃度と K 値

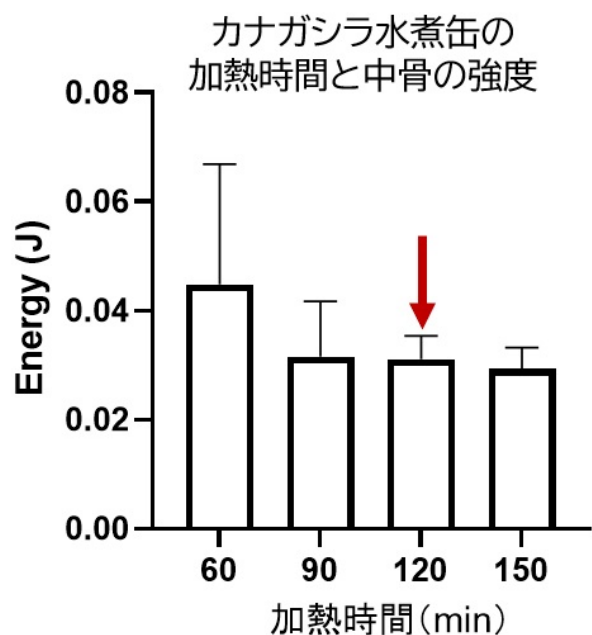


図 3-2-(1)-9. カナガシラ水煮缶の加熱時間と中骨の強度（破断エネルギー）の関係（ $n = 3$ ）。赤矢印は水煮缶の加工条件として採用した加熱時間。

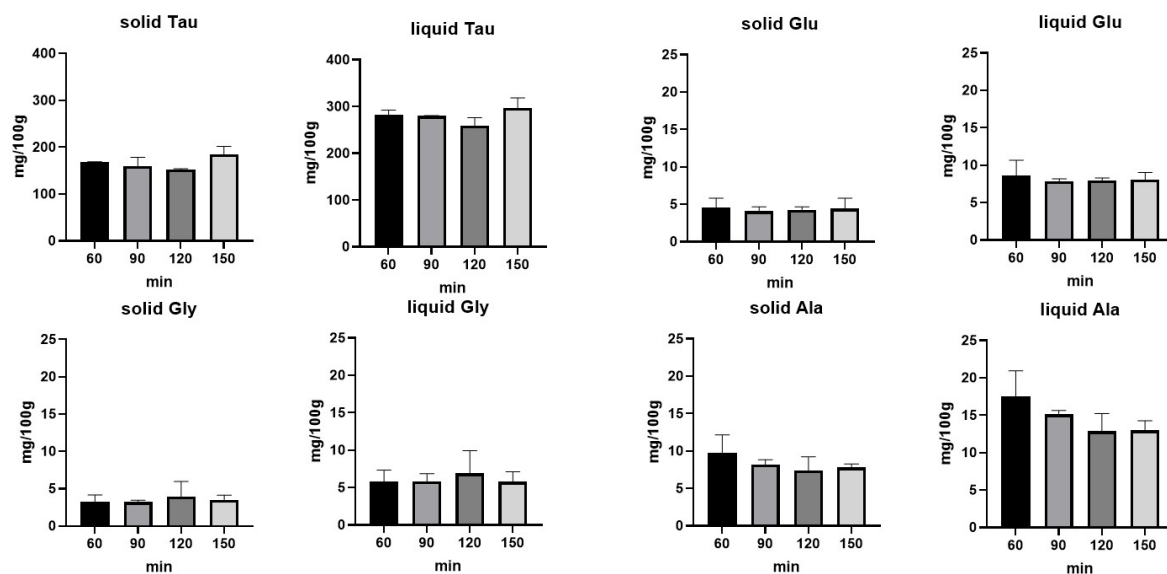


図 3-2-(1)-10. カナガシラ水煮缶の加熱時間と呈味アミノ酸濃度の関係（ $n = 3$ ）。加熱時間（115℃）による遊離アミノ酸の変化。Solid：缶詰の固体部分、liquid：缶詰の液体部分。

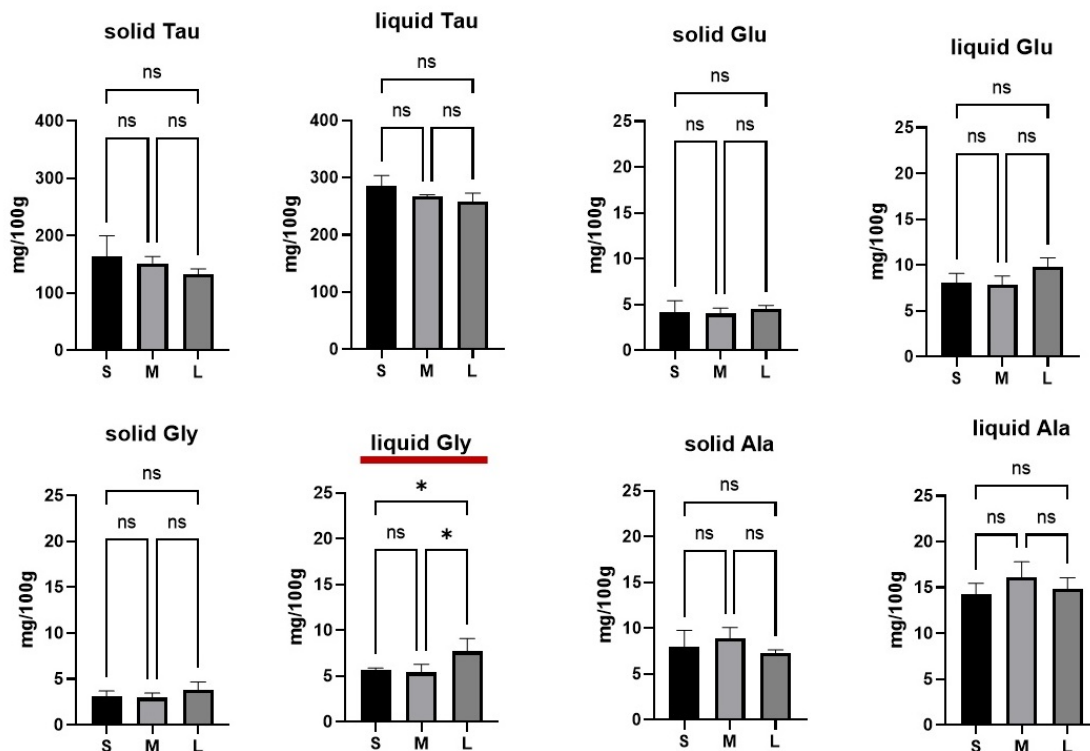


図 3-2-(1)-11. カナガシラのサイズと水煮缶の呈味アミノ酸濃度の関係 (n = 3)。サイズの違い (平均重量 S: 161g, M: 195g, L: 247g) による遊離アミノ酸の変化。Solid: 缶詰の固体部分、liquid: 缶詰の液体部分。Tau: タウリン、Glu: グルタミン酸、Gly: グリシン、Ala: アラニン。赤下線は、カナガシラのサイズ間で有意差のあった成分。*は有意差(p<0.05)があり、nsは有意差なしを示す。



図 3-2-(1)-12. 福島県漁連において商品化されたカナガシラ缶詰

表 3-2-(2)-1. 選択実験の属性と水準

属性	水準
種類	サバの水煮缶／イワシの水煮缶／サケの水煮缶／カナガシラの水煮缶
価格（円／缶）	140／210／280／350

表 3-2-(2)-2. 情報提供の内容

パターン	内容
A.カナガシラの食文化	<p>カナガシラはホウボウ科の海水魚で、赤い体色と角ばった頭が特徴の白身魚です。味は淡泊で上品な旨味があります*1。</p> <p>地域によっては、縁起物として、丈夫な歯が生え、骨が丈夫になるよう、お箸初の膳にカナガシラの焼きものをのせる習慣や節分の日に食べる習慣があります*2。</p> <p>江戸時代の浮世絵師 歌川広重の絵にも「かながしら、鰯（かれい）に笹」と題しカナガシラが描かれており*3、古くから親しまれてきた魚と言えます。</p> <p>*1:河野友美編「新・食品事典 3 魚 I」真珠書房（1991 年）、217 頁。</p> <p>*2:長崎市ウェブサイト（https://www.city.nagasaki.lg.jp/jigyo/370000/371000/p005794.html）</p>
B.カナガシラの資源状態	<p>カナガシラはホウボウ科の海水魚で、赤い体色と角ばった頭が特徴の白身魚です。味は淡泊で上品な旨味があります*1。</p> <p>東北地方の太平洋沿岸では近年カナガシラの漁獲量が増えています*2。カナガシラは骨が多く利用しにくいいため、あまり流通されてきませんでした。</p> <p>しかし、カナガシラを缶詰にすると骨も一緒に安全に食べることができることが分かりました。</p> <p>カナガシラの缶詰を購入することで、海の幸の無駄遣い＜フードロス＞を防ぎ、東北の水産業の活性化に貢献することができると言えます。</p> <p>*1:河野友美編「新・食品事典 3 魚 I」真珠書房（1991 年）、217 頁。</p> <p>*2:福島県ウェブサイト（https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/491744.pdf）</p>
C. 栄養・機能性 ①（カナガシラ缶詰によるカルシウム摂取の可能性）	<p>カナガシラはホウボウ科の海水魚で、赤い体色と角ばった頭が特徴の白身魚です。味は淡泊で上品な旨味があります*1。</p> <p>東北地方の太平洋沿岸では近年カナガシラの漁獲量が増えています*2。カナガシラは骨が多く利用しにくいいため、あまり流通されてきませんでした。</p> <p>しかし、カナガシラを缶詰にすると骨も一緒に安全に食べることができることが分かりました。</p> <p>カナガシラの缶詰は、カルシウムをたくさん摂取できる食品と言えます。</p> <p>*1:河野友美編「新・食品事典 3 魚 I」真珠書房（1991 年）、217 頁。</p> <p>*2:福島県ウェブサイト（https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/491744.pdf）</p>
D. 栄養・機能性 ②（カナガシラのタウリン含量）	<p>タウリンはアミノ酸の一種で、貝やイカ、タコなどに豊富に含まれていることが知られています。</p> <p>タウリンは肝機能の強化や視力の回復*1、筋力維持*2などに効果があること等が示されています。</p> <p>近年、「カナガシラ」という魚にも貝やイカ・タコと同じくらい豊富にタウリンが含まれていることが分かりました。（筋肉 100 g に含まれるタウリン含有量の例：アサリ 211mg/100g*3、ヤリイカ 342mg/100g*3、カナガシラ 約 330-350mg/100g*4）</p> <p>カナガシラはホウボウ科の海水魚で、赤い体色と角ばった頭が特徴の白身魚です。味は淡泊で上品な旨味があります*5。</p> <p>*1:水産庁令和 4 年度水産白書（https://www.jfa.maff.go.jp/j/kikaku/wpaper/r04_h/trend/1/t1_1_2.html）</p> <p>*2:国立研究開発法人国立長寿医療研究センターウェブサイト（https://www.ncgg.go.jp/ri/report/20240725.html）</p> <p>*3:小沢ら。(1984) 魚介類のタウリン含量. 日本栄養食糧学会誌 37(6), pp.561-567.</p> <p>*4:国立研究開発法人水産研究・教育機構ウェブサイト（https://www.fra.go.jp/home/kenkyushokai/great_east_japan_earthquake/files/report2023_final.pdf）</p> <p>*5:河野友美編「新・食品事典 3 魚 I」真珠書房（1991 年）、217 頁。</p>
E. 栄養・機能性 ③（サバ・イワシ缶の DHA 含量）	<p>DHA や EPA は脂質（不飽和脂肪酸）の一種で、サバやイワシなどの魚に豊富に含まれていることが知られています。</p> <p>DHA などの不飽和脂肪酸は胎児や子供の脳の発育に重要な役割を果たすことや、すい臓がん、肝臓がんや男性の糖尿病の予防、肥満の抑制、心臓や大動脈疾患リスクの低減等、様々な効果があることが明らかにされています*1。</p> <p>例えば、可食部 100 g に含まれる DHA の量の例は次の通りです。</p> <p>さば類水煮缶詰 1,300mg/100g、いわし類水煮缶詰 1,200mg/100g、豚肉 0～67mg/100g*2</p> <p>*1:水産庁令和元年度水産白書（https://www.jfa.maff.go.jp/j/kikaku/wpaper/r01_h/trend/1/t1_4_2.html）</p> <p>*2:文部科学省日本食品標準成分表 2020 年版（八訂）（https://www.mext.go.jp/a_menu/syokuhi/nseibun/mext_01110.html）</p>
F. 情報なし	（どの情報も提供されない）

表 3-2-(2)-3. 条件付きロジットモデルに使われた変数

変数名	説明
価格	選択実験で提示した缶詰 1 缶の価格 (140/210/280/350)
イワシ缶	イワシ缶であれば 1、そうでなければ 0 のダミー変数
サケ缶	サケ缶であれば 1、そうでなければ 0 のダミー変数
カナガシラ缶	カナガシラ缶であれば 1、そうでなければ 0 のダミー変数
食文化情報	「A.カナガシラの食文化」の情報が提供されていれば 1、そうでなければ 0 のダミー変数
資源情報	「B.カナガシラの資源状態」の情報が提供されていれば 1、そうでなければ 0 のダミー変数
カルシウム情報	「C.栄養・機能性① (カナガシラ缶詰によるカルシウム摂取の可能性)」の情報が提供されていれば 1、そうでなければ 0 のダミー変数
タウリン情報	「D.栄養・機能性② (カナガシラのタウリン含量)」の情報が提供されていれば 1、そうでなければ 0 のダミー変数
DHA 情報	「E.栄養・機能性③ (サバ・イワシ缶の DHA 含量)」の情報が提供されていれば 1、そうでなければ 0 のダミー変数

表 3-2-(2)-4. 条件付きロジットモデルの推定結果

変数	推定値	p 値
定数項	2.915	0.000 **
価格	-0.009	0.000 **
イワシ缶	-0.801	0.000 **
サケ缶	-0.464	0.000 **
カナガシラ缶	-2.256	0.000 **
食文化情報	-0.005	0.954
資源情報	0.090	0.343
カルシウム情報	0.020	0.832
タウリン情報	0.052	0.575
DHA 情報	0.200	0.033 *
イワシ缶との交互作用		
食文化情報	-0.017	0.839
資源情報	0.097	0.253
カルシウム情報	0.141	0.093
タウリン情報	0.060	0.490
DHA 情報	-0.073	0.386
サケ缶との交互作用		
食文化情報	0.045	0.648
資源情報	0.065	0.521
カルシウム情報	0.095	0.345
タウリン情報	0.012	0.899
DHA 情報	-0.104	0.301
カナガシラ缶との交互作用		
食文化情報	0.774	0.000 **
資源情報	0.880	0.000 **
カルシウム情報	0.972	0.000 **
タウリン情報	0.811	0.000 **
DHA 情報	-0.047	0.699

(注) *:5%水準で有意、**:1%水準で有意

表 3-2-(2)-5. 福島県内産地市場別競り時刻

漁港	競り時刻
久之浜	8 時～
沼之内	8 時半～9 時
小名浜	9 時～9 時半、10 時半～11 時
勿来	～10 時
(震災前)	9 時～13 時半 (小名浜、沖底)

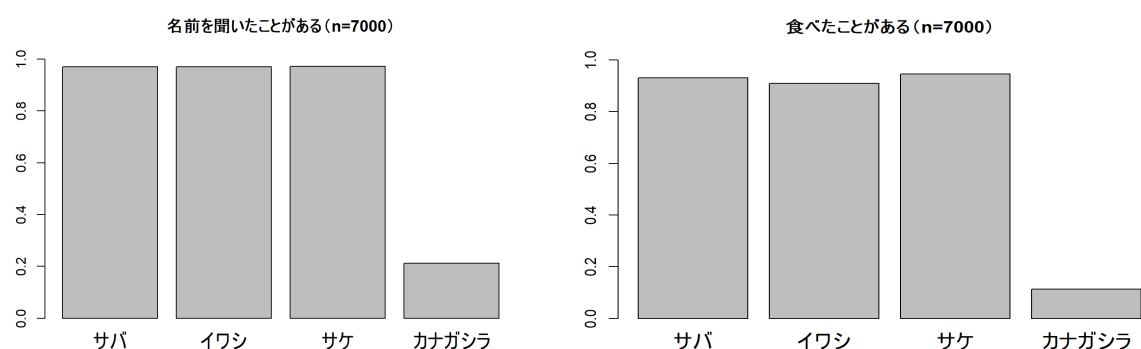


図 3-2-(2)-1. 魚種名の認知度と食経験に関する消費者の回答結果。縦軸：「はい」と答えた人の割合。

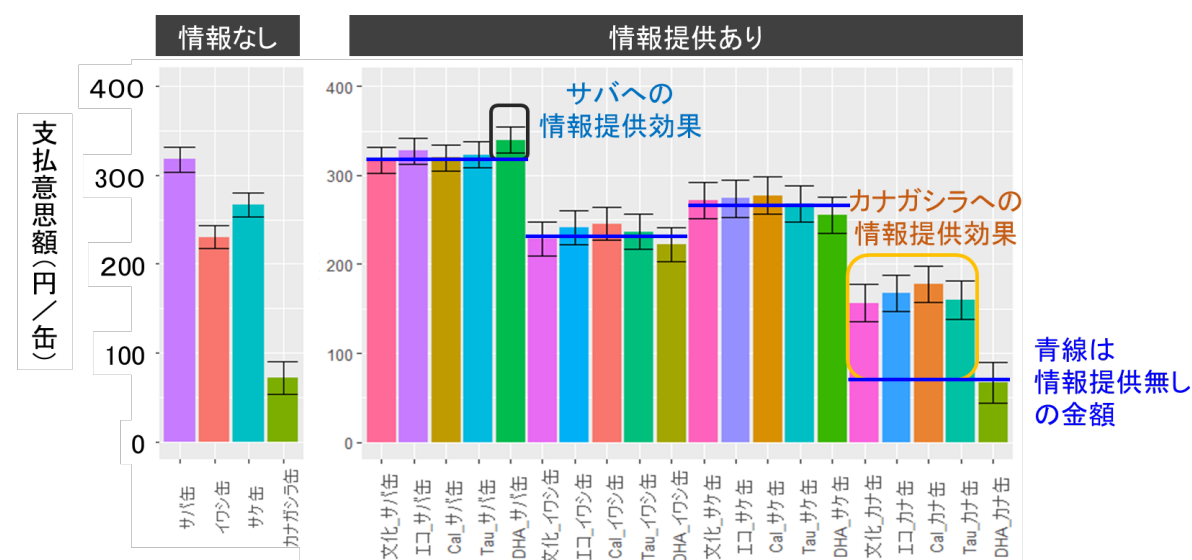


図 3-2-(2)-2. 支払意思額の推定値。エラーバーは Delta 法で求めた 95%信頼区間を示す。