

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

令和6年3月

国立研究開発法人
水産研究・教育機構

This page is intentionally left blank.

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

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 海水及び海底堆積物の放射性セシウム濃度の把握及び変動要因解析	3
1-2 海産生物における放射性セシウムの動態把握	10
1-3 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	21
1-4 東電福島第一原発専用港湾内の魚類に関する研究	28
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予測モデルの作成 及び内水面生態系における放射性物質の挙動解明	33
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	69
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	77
3-2 福島県水産物の加工品開発と消費者調査	84

This page is intentionally left blank.

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、2023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5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い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行っている国もある。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 left 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：海水及び海底堆積物の放射性セシウム濃度の把握及び変動要因解析
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 寒流第2グループ ² 底魚資源部 底魚第2グループ ³ 水産技術研究所 環境・応用部門 水産工学部 水産基盤グループ ⁴
担当者職名・担当者名	グループ長・帰山秀樹 ¹ 、主任研究員・重信裕弥 ¹ 、主任研究員・笈茂穂 ² 、主幹研究員・桑田晃 ² 、研究支援職員・横内克己 ² 、主任研究員・富樫博幸 ³ 、研究支援職員・櫻井慎大 ³ 、研究員・時岡駿 ³ 、主任研究員・古市尚基 ⁴

1. 研究内容及び方法

(1) 仙台湾及び福島県沖を対象に 2011 年度よりデータ取得を継続している海水の放射性セシウム(Cs-137 及び Cs-134)濃度を調査した。これまで同様、仙台湾のモニタリング定点 3 地点(E1、E4 及び C5、図 1a)において、表層、中層、近底層の 3 層より試料を採取した。福島県沖海域では課題 1-2 で実施している底びき網による魚類採取観測点において海水試料を採取した。昨年度に引き続き 5 観測点(FDN070、HRN100、HRN180、ENA100 及び SOU080、図 1a)で実施した。これらの海水試料は全てガラス繊維濾紙もしくは 0.45 μm のカートリッジフィルターで濾過し、溶存態の Cs-137 濃度及び Cs-134 濃度を測定した。また、春季 (2022 年 3 月) 及び秋季 (2022 年 9 月) に福島県の極沿岸域 16 地点において採水を実施した (図 1a)。本試料にも 0.45 μm のカートリッジフィルターによる濾過を行い、溶存態の Cs-137 濃度及び Cs-134 濃度を測定した。極沿岸域における同様の試料採取、分析は 2013 年 8 月より計 20 回実施している。より詳細な時系列変動を解析する目的で、福島県いわき市小名浜地先において週 1 回の頻度の海水採取、Cs-137 濃度及び Cs-134 濃度の測定も継続している (図 1a)。本試料は小名浜地先から揚水し、濾過槽を通過後の濾過海水を 0.45 μm のカートリッジフィルターで濾過した試料を分析している。本報告では 2023 年 1 月 5 日から 11 月 20 日までの結果を報告する。これら極沿岸 16 地点ならびに小名浜地先における海水の放射性セシウム濃度モニタリング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。

(2) 仙台湾及び福島県沖の海底堆積物に含まれる Cs-134 濃度及び Cs-137 濃度の調査を実施した。今年度は仙台湾のモニタリング定点 3 地点、課題 1-2 で実施する福島県沖海域の底びき網による魚類採取観測点、ならびに過去の報告により表層堆積物の放射性セシウム濃度が高いと指摘されてきた福島県沖海域の水深 100 m 付近の観測点において柱状採泥による海底堆積物の採取を行った。実際の観測点を図 1b に示す。海底堆積物はマルチプルコアラーあるいは G.S.型表層採泥器を用い、堆積物の表層から 1 cm 刻みで 0-1 cm、1-2 cm を、2 cm より下層を 2 cm ごとの層別に最大 20 cm まで採取した。

2. 令和5年度進捗状況・成果

(1) 福島県沖 (FDN070、HRN100、HRN180 及び SOU080) における海水試料の Cs-137 濃度 (海水 1m^3 あたりの濃度; Bq/m^3) は $1.8\sim 3.2\text{ Bq}/\text{m}^3$ の範囲であった (図2の「福島県沖」)。これらの地点における海水試料の Cs-134 は全て検出下限値未満 ($\leq 1.1\text{ Bq}/\text{m}^3$) であった。福島県北部の新地から県南部の勿来までの16地点において採取した極沿岸海水の Cs-137 濃度は $2.5\sim 13\text{ Bq}/\text{m}^3$ の範囲にあり、Cs-134 濃度は検出下限値未満 ($\leq 1.2\text{ Bq}/\text{m}^3$) であった。2023年1月5日から11月20日までの期間、福島県いわき市小名浜地先の海水における Cs-137 濃度は $1.7\sim 6.2\text{ Bq}/\text{m}^3$ の範囲にあり、Cs-134 濃度は検出下限値未満 ($\leq 1.3\text{ Bq}/\text{m}^3$) であった (図2)。図2の福島県沖の Cs-137 濃度は鉛直3層の平均値を示している。いずれの地点においても2018年以降ほぼ同レベルの濃度水準で推移している。なお、今年度はゲルマニウム半導体検出器の不調により仙台湾における海水試料は測定することができなかった。2019年10月に小名浜地先の海水で1ヶ月ほど継続した Cs-137 濃度の上昇は台風による出水の影響が大きかったことが明らかになっている (Takata *et al.*, 2020)。このような台風に伴う出水が原因と考えられる一時的な Cs-137 濃度の上昇を除いた2019年から2021年の小名浜地先における海水の Cs-137 濃度は $1.9\sim 7.1\text{ Bq}/\text{m}^3$ (2022年度)、 $2.5\sim 11\text{ Bq}/\text{m}^3$ (2021年度)、 $2.6\sim 9.5\text{ Bq}/\text{m}^3$ (2020年度)、 $2.1\sim 14\text{ Bq}/\text{m}^3$ (2019年度)、 $2.1\sim 16\text{ Bq}/\text{m}^3$ (2018年度) の範囲にあり、2023年度の濃度変動幅 ($1.7\sim 6.2\text{ Bq}/\text{m}^3$) は直近2年間と同程度の濃度範囲で推移している (図2)。福島県極沿岸部及び福島県沖の海域 (FDN070、HRN100、HRN180 及び SOU080) における海水の Cs-137 濃度は昨年までの傾向を維持し、東京電力株式会社福島第一原子力発電所 (東電福島第一原発) 事故からおおよそ5年間の時空間変動 (例えば Kaeriyama, 2017) に比べ、その変動幅が大幅に縮小していることが確認された。一方で、2019年の台風19号 (令和元年東日本台風) による出水イベントで顕著であった河川からの Cs-137 の供給に伴う沿岸部の海水の Cs-137 濃度の変動に関連し、河川水の影響が大きな低塩分な水域における観測事例が報告されている (例えば2012年の夏井川; 帰山ら, 2013、あるいは2014年の阿武隈川; Kakehi *et al.*, 2016)。これら河口域においては塩分と溶存態 Cs-137 濃度の関係が希釈直線から外れるプロットが報告されており、河口域では陸域から供給される懸濁物質からの Cs-137 の溶出が強く示唆されている。2021度は本研究で取得している沿岸部の海水の Cs-137 濃度と塩分の関係を調べたが明瞭な関係は見られなかった。2022年度には小名浜地先海水データについて降水量との関係を調べた。その結果、全期間 (2012年から2022年) における Cs-137 濃度と降水量 (先行降雨指数) の間には相関が認められ、その関係は5日間積算先行降雨指数において相関係数が最大となることを報告した。今年度は小名浜地先海水の Cs-137 濃度と降水量の関係について観測年別に詳細に検討した。その結果 Cs-137 濃度と先行降雨指数の間に有意な正の相関が認められたのは観測を開始した2012年から2015年、2017年、2019年、2021年及び2023年であった (図3)。特に遮水壁閉合後である2016年以降に着目すると降水量と Cs-137 濃度に関係が認められた年は日間最大降水量が 90mm 以上のまとまった降水が認められた。なお、2016年も日間最大降水量は 90mm 以上であったが降水量と Cs-137 濃度に有意な関係は認められず日間最大降水量で一概に関係の有無を判定はできない点は留意すべきである。いずれにしても、まとまった降雨の発生した年の海水の Cs-137 濃度と先行降雨指数に相関が見られるという結果は、流域へ降った雨が河川を経由し河口域へ流入することや、降雨に伴い河口域へ輸送された陸起源懸濁粒子から Cs-137 の溶脱が起きるプロセスなどが

沿岸域の海水の Cs-137 濃度に影響を与えていることを示唆している(Aoyama et al., 2023)。

(2) 本研究では福島県沖を中心に宮城県及び茨城県沖の水深 200 m までの大陸棚海域を対象とした海底堆積物に含まれる放射性セシウムの状況について、深さ 20 cm 層まで把握することを目的としている。これは 2021 年度に整理したとおり底魚類の行動生態(潜砂行動)ならびに摂餌生態(表在性ベントス食/埋在性ベントス食)を考慮すると、底魚類は海底堆積物の表層~10 cm 程度を主に利用していること、一部の魚類(アカエイ、カスザメ、ホシエイなど)においては 10 cm より深い層を利用しているものもいるためである。また、東電福島第一原発事故の影響評価が主たる目的であるため、2021 年度よりゲルマニウム半導体検出器による測定時間を 24 時間以上とし、可能な限り事故由来が明白な Cs-134 の検出を試みた。実際、2021 年に採取しガンマ線測定に供した 345 検体のうち、135 検体で、2022 年に採取しガンマ線測定に供した 186 検体のうち 78 検体でそれぞれ Cs-134 を検出した。2023 年度には 118 検体のうち 72 検体で Cs-134 を検出している。これら Cs-134 を検出した試料における 2011 年 3 月 11 日に減衰補正した Cs-134/Cs-137 比は 2021 年で 0.90 ± 0.13 ($n=135$)、2022 年で 0.91 ± 0.10 ($n=78$)、2023 年で 0.94 ± 0.14 ($n=72$)であり、調査した海域における海底堆積物における Cs-137 の大部分は東電福島第一原発由来であることが確認された(図 4)。図 5 に海底堆積物の Cs-137 濃度の総量(0-20 cm)を 0-5 cm、5-10 cm、10-15 cm、15-20 cm ごとに分け 2021 年から 2023 年までの 3 年間の経年変化を示す。いずれの観測点においても 3 年間で総量も、層別分配状況も明確な変化は認められなかった。20cm まで採泥できた地点においては総量の 50%以上は底魚類が主に生息し利用している 10cm 以浅に分布していることが明らかとなった。Otosaka et al. (2023) は福島第一原発沖の水深 100m 以浅の海域における海底堆積物の存在量は 2020 年時点において 0-10 cm 以浅で 0.02-0.03 PBq であるのに対し 10cm 以深の存在量が 0.04-0.09 PBq (PBq は 10^{15} Bq) と見積もっている。本研究では Otosaka et al. (2023) で対象としている海域より水深が深く、海底堆積物における下方への放射性セシウムの輸送が顕著ではないことを反映しているものと推察される。

海底堆積物の放射性セシウム濃度を規定する主な要因として、粒子の表面吸着に密接に関連する比表面積の指標となる粒度組成が挙げられる。2021 年度は粒度組成、有機物含有率と関連のある含水率と Cs-137 濃度の関係を整理し、弱い正の相関が確認されている ($r=0.57$, $p<0.01$, $n=114$)。2022 年度は強熱減量(Loss on ignition: LOI)と Cs-137 濃度との関係について整理した。その結果、仙台湾の名取川河口(E1 及び E4)では仙台湾の他の観測点より Cs-137 濃度が高く、この 2 箇所特有の正の相関が認められた。2023 年度も仙台湾では LOI と Cs-137 濃度に同様の関係が認められた(図 6)。

3. 今後の課題

(1) 仙台湾、福島県沖合海域において溶存態 Cs-137 濃度の時間変動はかなり小さくなった。しかしながら、その濃度は東電福島第一原発事故の影響が無かったと仮定した場合の濃度レベル(2023 年において 0.8 Bq/m^3)までは低下していない。濃度自体が大きく低下し、変動幅も小さくなったものの、本研究では陸域からの負荷が海水の Cs-137 濃度に与える影響について、降雨との関係として先行降雨指数を用いることで示すことに成功した。すなわち、今後も降雨に伴い陸域に沈着した放射性セシウムが海域へと供給され、海水の放射性セシウム濃度を変動させることが強く示唆される。特に、台風等に伴う大規模な出水に起因する沿岸域の溶存態 Cs-137 濃度の上

昇は定期的に発生する恐れもある。そのため、引き続き海水に含まれる溶存態 Cs-137 濃度の変動を注視する必要がある。

(2) 福島県沖海域における海底堆積物からは Cs-134 の検出が続いており、Cs-137 濃度範囲も事故前の 5.0 Bq/kg-dry に比べ高い値が検出されている。さらに 2011 年 3 月 11 日に減衰補正した Cs-134/Cs-137 比は 2023 年においても 0.94 ± 0.14 (n=72) であり、東電福島第一原発事故に起因する放射性セシウムが海底堆積物の深さ 20cm までの大部分を占めることが確認された。底魚類の行動生態ならびに摂餌生態を考慮すると、福島県沖に生息する底魚類の生息環境として影響を与える海底堆積物の深さ 10 cm までの Cs-137 濃度は、未だに東電福島第一原発事故の影響を強く受けていることから、今後も引き続き海底堆積物の放射性セシウム濃度の鉛直分布について把握していく必要がある。また、強熱減量と放射性セシウム濃度の関係から示唆される、有機物などの底質情報や粒度組成と放射性セシウム濃度の関係について鉛直方向でのさらなる評価も残された課題である。

引用文献

- Aoyama, M., Kaeriyama, H. and Tsumune, D. (2023) Radiocaesium and other radionuclides in the coastal region of Fukushima. In Aoyama, M., Inomata, Y., Kaeriyama, H., Kumamoto, Y., Otsuka, S., Tateda, Y. and Tsumune, D. (2023) Radionuclides in the Marine Environment: Scientific view on the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station Accident by 7 oceanographers. Tsukuba, Univ. of Tsukuba Press. ISBN978-4-904074-77-0
- 帰山 秀樹, 児玉 真史, 青木 一弘, 安倍 大介, 小埜 恒夫, 八木 宏, 渡邊 朝生 (2013) 夏井川-仁井田川河口域周辺における懸濁態及び溶存態放射性セシウムの存在割合. 日本地球化学会年会要旨集, 2013, 60 巻, 2013 年度日本地球化学会第 60 回年会講演要旨集, セッション ID 3B13, p. 200
- Kaeriyama, H. (2017) Oceanic dispersion of Fukushima-derived radioactive cesium: a review. *Fish. Oceanogr.*, 26, 99-113.
- Kakehi, S., Kaeriyama, H., Ambe, D., Ono, T., Ito, S., Shimizu, Y. and Watanabe, T. (2016) Radioactive cesium dynamics derived from hydrographic observations in the Abukuma River Estuary, Japan. *J. Environ. Radioact.*, 153, 1-9.
- Otsuka, S., Aoyama, M. and Tsumune, D. (2023) Radiocaesium in the seabed sediments off Fukushima. In Aoyama, M., Inomata, Y., Kaeriyama, H., Kumamoto, Y., Otsuka, S., Tateda, Y. and Tsumune, D. (2023) Radionuclides in the Marine Environment: Scientific view on the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station Accident by 7 oceanographers. Tsukuba, Univ. of Tsukuba Press. ISBN 978-4-904074-77-0
- Takata, H., Aono, T., Aoyama, M., Inoue, M., Kaeriyama, H., Suzuki, S., Tsuruta, T., Wada, T. and Wakiyama, Y. (2020) Suspended particle-water interactions increase dissolved ^{137}Cs activities in the nearshore waters during typhoon Hagibis. *Environ. Sci. Technol.*, 54, 10678-10687.

図

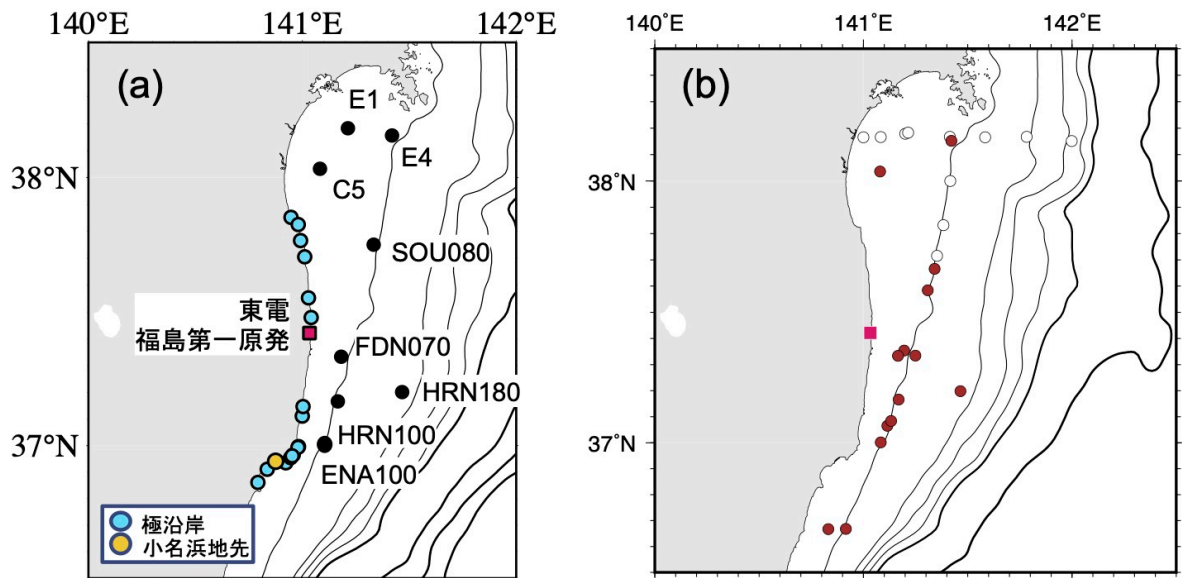


図 1. (a) 2023 年度調査にて海水及び海底堆積物を採取した観測点。黒丸は海水及び海底堆積物の時系列モニタリング観測点、水色は年 2 回の極沿岸海水採取観測点、オレンジは小名浜地先における海水の週 1 回の頻度での観測点。等深線の細線は 100 m 間隔、太線は 500 m 間隔。(b) 海底堆積物を採取した観測点。赤丸は放射能測定済み、白抜きは未測定の観測点。等深線の細線は 100m 間隔、太線は 500 m 間隔。

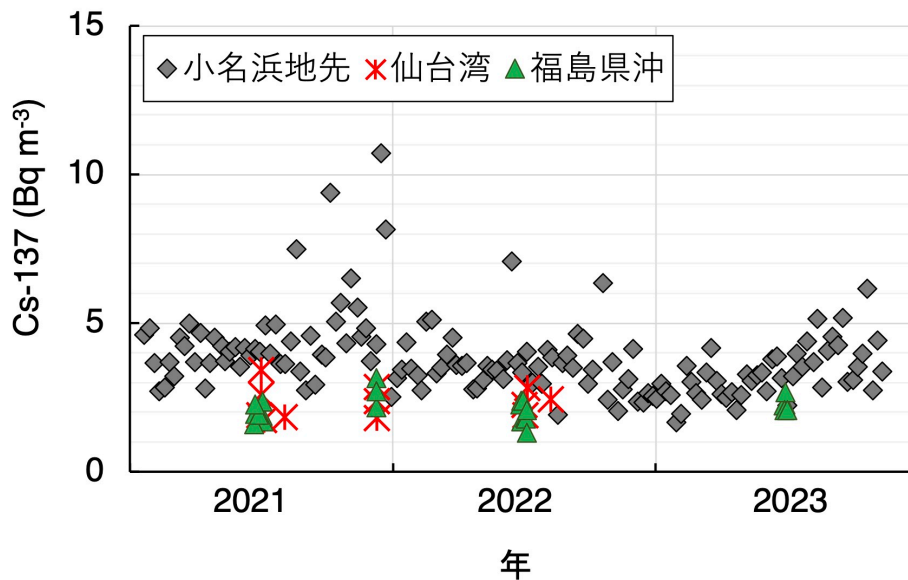


図 2. 仙台湾、福島県沖及び小名浜地先における海水の Cs-137 濃度。仙台湾及び福島県沖は表層、中層、近底層（水深-7 m）の平均値。

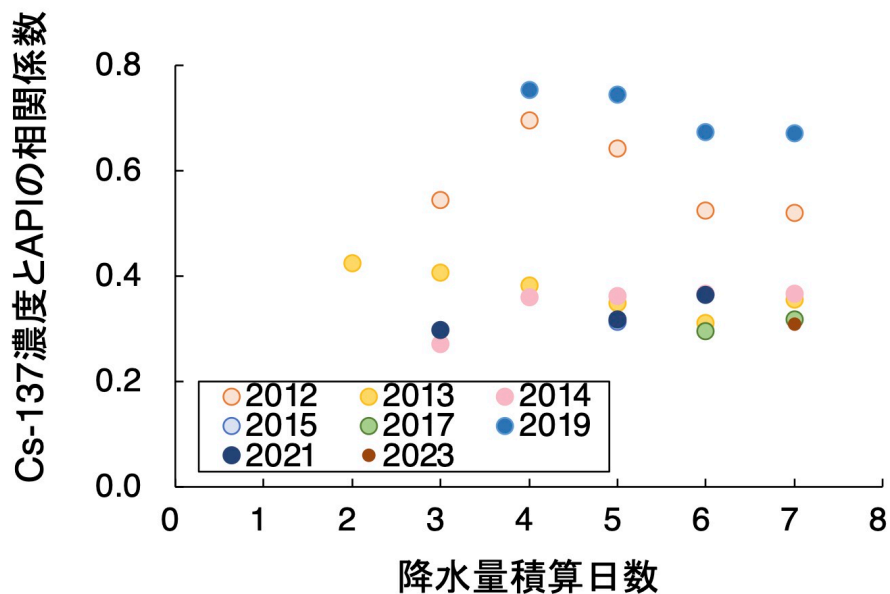


図 3. 観測年ごとに求めた溶存態 Cs-137 濃度と先行降雨指数の相関係数($p < 0.05$)と先行降雨指数の計算に用いた降水量の積算日数の関係.

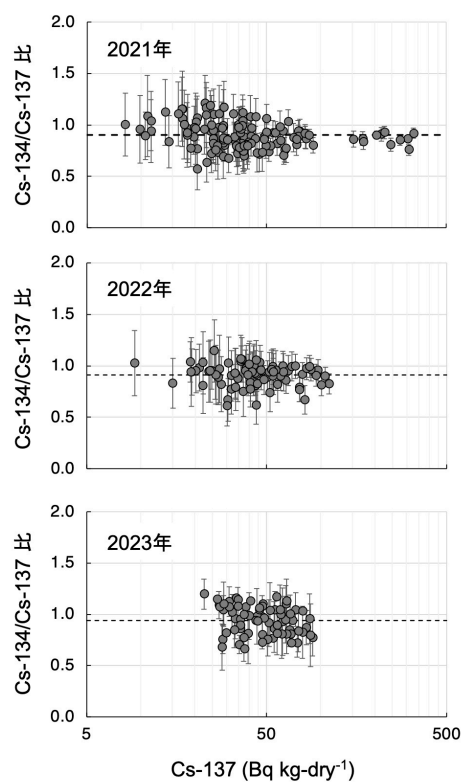


図 4. 福島県沖における海底堆積物の Cs-137 濃度と基準日を 2011 年 3 月 11 日とした Cs-134/Cs-137 比の関係. エラーバーは誤差範囲、点線は平均値.

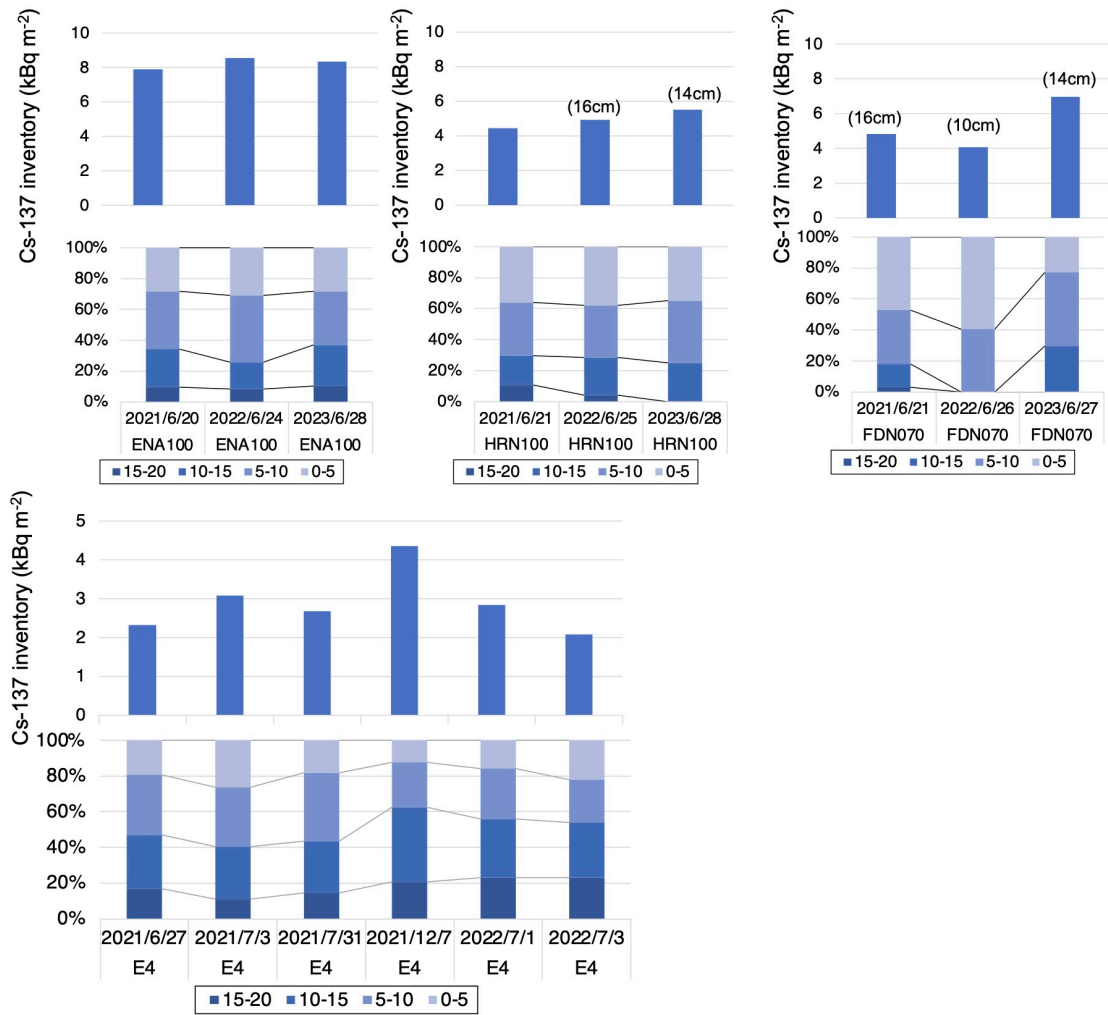


図 5. 海底堆積物の Cs-137 総量 (0-20 cm) とその層別に占める割合の時系列変動. 海底堆積物を 20 cm まで採取できなかった試料についてはカッコ内に最大採取深さ (cm) を示す.

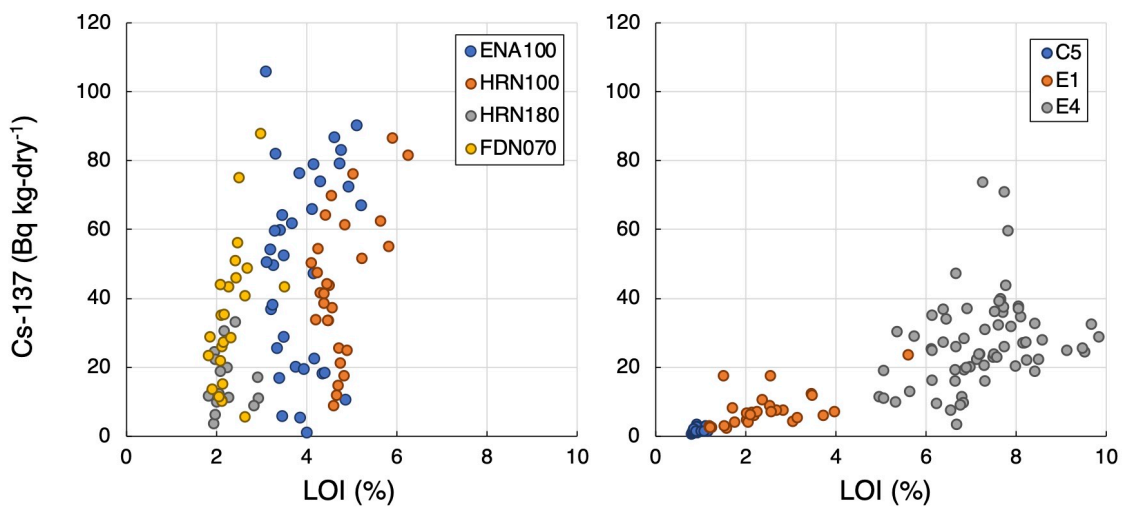


図 6. 2023 年に福島県沖で採取された海底堆積物 (左図) 及び 2022 年に仙台湾で採取された海底堆積物 (右図) の Cs-137 濃度と強熱減量 (loss on ignition: LOI) の関係.

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：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 ⁴ 底魚資源部 底魚第2グループ ⁵
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 、グループ長・帰山秀樹 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 、部長・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 ⁵

1. 研究内容及び方法

(1) 仙台湾と福島沖に生息する海産生物について、放射性セシウム (Cs-134 と Cs-137) 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割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試料を測定して放射性セシウム濃度を求めた。動物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、放射性セシウム濃度の測定と大まかな分類群組成を分析した。

(2) 昨年度までに実施した乾燥試料のリーチング実験により、ベントスやプランクトンといった魚類の餌生物試料中には海底堆積物に由来する懸濁態等が混入し、Cs-137 濃度が過大評価になっていることが示唆された (水産研究・教育機構, 2022, 2023)。本年度は、2021 年から 2023 年にかけて、仙台湾と福島沖で採取した餌生物試料について、灰化試料を用いたリーチング実験を行った。餌生物試料は真空凍結乾燥後に摂氏 450 度以下で灰化して測定し、灰化試料中に含まれる総 Cs-137 量を求めた。リーチング実験では、逐次抽出法 (Tessier *et al.*, 1979) で報告されている F1: イオン交換態、F2: 炭酸塩態、F3: Fe-Mn 酸化物態、F4: 有機物・硫化物態、F5: ケイ酸塩態 (残留物態) の 5 つの分画のうち、生物の消化管内に混入した場合には体内に取り込まれると考えられる F1 から F4 の分画に存在する Cs-137 を、生物が利用可能な状態で存在する Cs-137 として抽出の対象とした。リーチング実験は逐次抽出法の F4 分画の抽出方法を参考にし、30%過

酸化水素水を用いた処理を実施した。F1 から F4 分画で存在する Cs-137 をまとめて抽出液として回収した後に Cs-137 濃度を測定し、灰化試料中に含まれる生物が利用可能な状態の Cs-137 量を求めた。また、実験後の残渣についても乾燥重量を確認後に測定し、残渣中の Cs-137 量を求めた。その上で、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) について、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。尚、リーチング実験の成否は実験前の総 Cs-137 量に対する実験による Cs-137 回収率を求め、測定誤差を考慮して回収率が 100% をカバーしていれば実験成功と判断した。

(式)

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

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

(3) 底魚の 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 濃度について、その推移を明らかにする目的で、仙台湾の E4 と福島沖の SOU080、FDN070、HRN100、HRN180 で採取した海底堆積物と間隙水 (0-5 cm 層) の Cs-137 濃度を測定した。また、本年度は福島周辺海域の比較対象として、相模湾沖 (35° 11.1' N-139° 32.5' E, 水深 233 m)、常磐沖 (36° 16.9' N-140° 53.9' E, 水深 224 m)、紋別沖 (44° 46.3' N-143° 39.6' E, 水深 155 m) でも同様の調査を実施した。間隙水は海底堆積物からブフナー漏斗でろ過して採取した。得られた間隙水試料は 0.45 μm のフィルターでろ過し、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 濃度を測定した。

(4) 現在の福島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) の手法に従いヒラメ Cs-137 濃度推移のシミュレーション解析を行った。解析には 2018 年から 2022 年にかけて採取した間隙水、底層海水、餌生物の測定データを用い、得られたシミュレーション解析の結果と、2017 年から 2022 年の間に採取した震災後生まれのヒラメ実測値データとを比較した。ヒラメが間隙水及び底層海水から 1 日に摂取する Cs-137 の量を海水濃度の 0.1 倍、餌から 1 日に摂取する Cs-137 量は餌濃度の 0.005 倍 (日間摂餌量: 体重の 1%、吸収率 0.5)、生物学的半減期を 190 日とした。間隙水 (仙台湾: E4、福島沖: FDN070) と餌生物 (マイワシ、カタクチイワシの筋肉部位) については、本課題で 2018 年から 2022 年の間に仙台湾と福島沖で採取した試料の測定データを用いた。底層海水 (仙台湾: T-MG5、福島沖: T-5 及び T-7) は原子力規制委員会ホームページ (https://radioactivity.nra.go.jp/ja/contents/10000/9371/25/coastal_water.csv) に公表されている底層海水の Cs-137 測定データを用いた。シミュレーションに用いる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、プロットデータ信頼区間の上限 95% と

下限 95%について、それぞれ海域別に近似式を求めた。餌生物である浮魚類のマイワシとカタクチイワシの濃度推移は、仙台湾と福島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。

2. 令和 5 年度進捗状況・成果

(1) 2023 年に仙台湾で採取した底魚筋肉部位の Cs-137 濃度算術平均 (Bq/kg-wet) \pm 標準偏差 (検出下限値未満の検体を除く) は、 0.320 ± 0.114 ($n = 12$) であった。浮魚筋肉部位についてはマイワシとマサバの 2 検体を測定し、それぞれ 0.0795 及び 0.104 Bq/kg-wet であった。また、その他の魚類としてスズキの筋肉部位 3 検体を測定し、それぞれ 0.593 、 0.471 、 0.587 Bq/kg-wet であった。福島沖で採取した海産魚類筋肉部位の Cs-137 濃度算術平均 (Bq/kg-wet) \pm 標準偏差 (検出下限値未満の検体を除く) は、底魚で 0.564 ± 0.307 ($n = 119$)、浮魚で 0.227 ± 0.133 ($n = 19$)、その他の魚類で 0.377 ± 0.270 ($n = 14$) であった。さらに、福島沖の FDN050、FDN070、HRN050、HRN100 で採取した底魚筋肉部位の Cs-137 濃度算術平均 (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 0.658 ± 0.280 ($n = 28$)、FDN070 で 0.529 ± 0.353 ($n = 12$)、HRN050 で 0.631 ± 0.338 ($n = 38$)、HRN100 で 0.439 ± 0.274 ($n = 5$) であった。2023 年に仙台湾と福島沖で採取したヒラメ筋肉部位の Cs-137 濃度算術平均 (Bq/kg-wet) \pm 標準偏差は、仙台湾で 0.377 ± 0.0860 ($n = 8$)、福島沖で 0.386 ± 0.137 ($n = 34$) となり、すべての検体が 1 Bq/kg-wet を下回った (図 2)。また、令和 5 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、2023 年 10 月 18 日に HRN050 で採取したホシザメの 1.57 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であった。

仙台湾と福島沖で採取したベントスの Cs-137 濃度推移を図 3 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 濃度と同等か、それよりも高い水準で推移している。

福島沖で採取した浮魚類と動物プランクトンの Cs-137 濃度推移を図 4 に示す。動物プランクトンの Cs-137 濃度はばらつきが大きく、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。また、 2 mm 未満の動物プランクトン試料では、中層 (ORI ネットで採取) よりも底層 (ソリネットで採取) の試料で Cs-137 濃度が高い傾向が見られた。一方、仙台湾の E4 と福島沖の FDN070 及び SOU080 において、中層と底層で採取した動物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、 2 mm 未満のサイズではどちらでもカイアシ類が卓越しており、層間で明確な組成の違いは見られなかった (図 5)。したがって、底層動物プランクトン試料の Cs-137 濃度が中層よりも高い要因は、分類群組成の違いでは説明できなかった。

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。

(2) ベントス灰化試料のリーチング実験結果を表 1 に示す。本年度、試料を灰化してリーチング

実験を行ったことにより、実験に供する湿重量あたりの餌生物試料量が増え、昨年度までの手法と比較してより低濃度の試料でも実施が可能となった。灰化試料の総 Cs-137 量に対する実験による Cs-137 回収率の誤差範囲は全ての検体で 100%をカバーしており、リーチング実験は成功と判断した。仙台湾で採取したエビジャコの 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 量はおよそ 2~3 割程度で、湿重量あたりの Cs-137 濃度範囲は 0.0597 から 0.155 Bq/kg-wet であった。福島沖で採取した多毛類の 3 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 量はおよそ 1 割程度で、湿重量あたりの Cs-137 濃度範囲は 0.119 から 0.399 Bq/kg-wet であった。一方、福島沖で採取したヤドカリ試料については、リーチング実験後の抽出液試料が検出下限値未満となり、湿重量あたりの Cs-137 濃度範囲は求められなかった。

動物プランクトン灰化試料のリーチング実験結果を表 2 に示す。灰化試料の総 Cs-137 量に対する実験による Cs-137 回収率の誤差範囲は、仙台湾底層で 2022 年 7 月 1 日に採取した 2 mm 未満の検体では 134 から 166%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）。それ以外の 6 検体では回収率の誤差範囲が 100%をカバーしており、実験は成功と判断した。動物プランクトン試料では、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 8.96 から 51.3%と試料によって大きな差が見られ、灰化試料の Cs-137 濃度が高い試料ほど、その割合は低い傾向が見られた。湿重量あたりの Cs-137 濃度範囲は仙台湾で 0.105 から 0.266 Bq/kg-wet、福島沖では 0.0280 から 0.179 Bq/kg-wet であった。また、福島沖の FDN070 で 2023 年 7 月 3 日に底層と中層で採取した 2 mm 未満の検体について湿重量あたりの Cs-137 濃度を比較すると、底層の方がやや高い濃度水準であったが、灰化試料の測定結果と比較すると層間の濃度差は軽減していた。

福島沖で採取した魚類と灰化試料リーチング実験の結果を反映した餌生物の Cs-137 濃度推移を図 6 に示す。餌生物であるベントスの多毛類やプランクトン試料の Cs-137 濃度は、その捕食魚である底魚類や浮魚類と比較してやや低い濃度水準にプロットされた。このことから、福島周辺海域の海洋生態系における Cs-137 の挙動において、餌生物と捕食魚との濃度関係は東電福島第一原発の事故前の状態に戻りつつあることが示唆された。また、ベントスやプランクトンといった餌生物試料には F5 分画の生物が利用できない状態の Cs-137 が混入しており、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明らかとなった。

(3) 2018 年から 2023 年にかけて仙台湾と福島沖で採取した間隙水 (0-5 cm 層) における Cs-137 濃度の推移を図 7 に示す。2023 年に調査を実施した福島周辺海域 5 地点 (E4、SOU080、FDN070、HRN100、HRN180) における間隙水中の Cs-137 濃度 (mBq/L) ± 測定誤差は、E4 で 7.21 ± 0.525 、SOU080 で 18.1 ± 0.942 、FDN070 で 39.4 ± 1.83 、HRN100 で 17.8 ± 0.966 、HRN180 で 16.0 ± 1.35 となり、昨年度とほぼ同等の Cs-137 濃度水準であった。また、本年度に初めて間隙水を採水して測定した 3 地点では、相模湾で 2.06 ± 0.554 、常磐沖で 8.36 ± 0.942 、紋別沖で 2.07 ± 0.549 となり、相模湾と紋別沖の濃度は福島周辺海域の底層海水と同水準の濃度であった。福島沖で採取した間隙水の Cs-137 濃度は、常磐沖や仙台湾のおよそ 2 から 5 倍、相模湾や紋別沖のおよそ 10 から 20 倍の濃度水準であることが明らかとなった。

(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実測値が多数存在した（図 8）。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 9 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、福島周辺海域では海産魚類の Cs-137 濃度水準が 0.5 Bq/kg-wet 前後まで低下していることが明らかとなったが、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、餌生物における湿重量あたりの Cs-137 濃度 (Bq/kg-wet) 範囲が明らかとなった。その結果、現在の福島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、中層と底層で採取した動物プランクトン試料の濃度差については十分な考察ができていない。次年度以降も調査船調査で餌生物試料を重点的に採取するとともに、過去に採取した餌生物試料についても、灰化してリーチング実験を行うことにより、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、間隙水からの取り込みを考慮するとヒラメ実測値をよく再現できることを示した。一方で、今回のシミュレーションでは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パラメータをヒラメのサイズに関わらず一定の数値に設定しているが、実際にはサイズによってこれらの数値は変わる可能性が指摘されており (Kurita *et al.*, 2024)、シミュレーション解析の精度を上げるためには更なる条件検討が必要である。

引用文献

- 水産研究・教育機構 (2022) 令和 3 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. 10-19.
- 水産研究・教育機構 (2023) 令和 4 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. 10-19.
- Tessier A., Campbell PGC. & Bisson M. (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.*, 51: 844-851.
- 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.

Kasamatsu F. & Ishikawa Y. (1997) Natural variation of radionuclide ^{137}Cs concentration in marine organisms with special reference to the effect of food habits and trophic level. Mar. Ecol. Prog. Ser., 160: 109-120.

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.

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.

図表

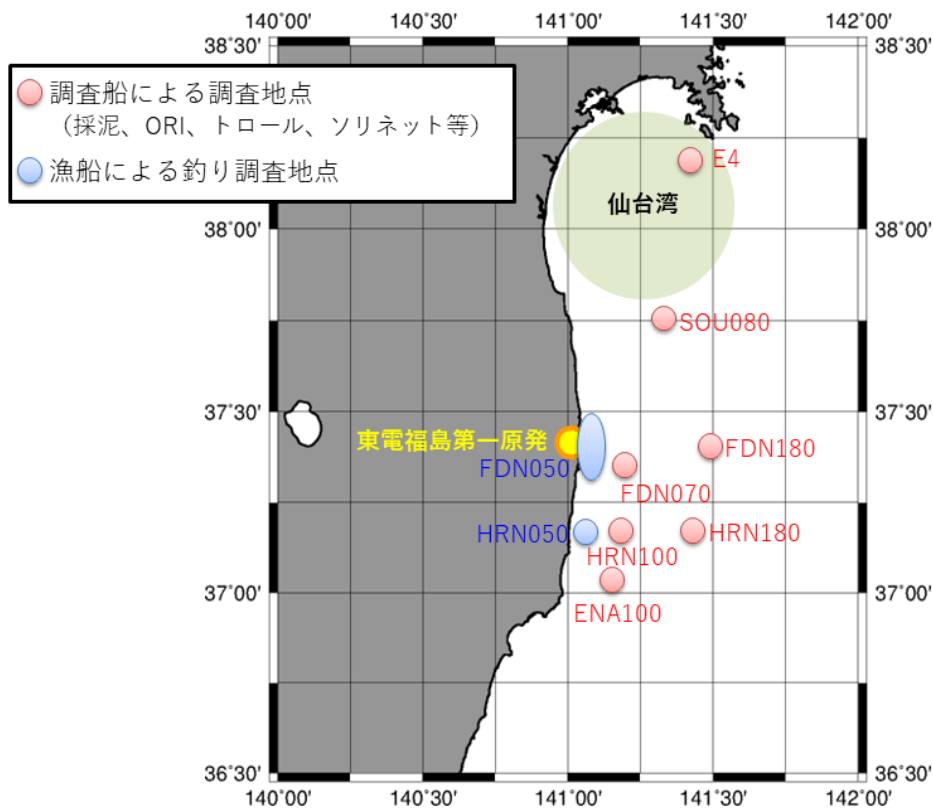


図1. 2023年度の福島周辺海域調査海域図。仙台湾の海産生物試料はE4以外の地点でも調査船調査と市場買い付けにより入手した。E4、SOU080、FDN070、HRN100、HRN180では間隙水を得るための採泥調査も実施した。

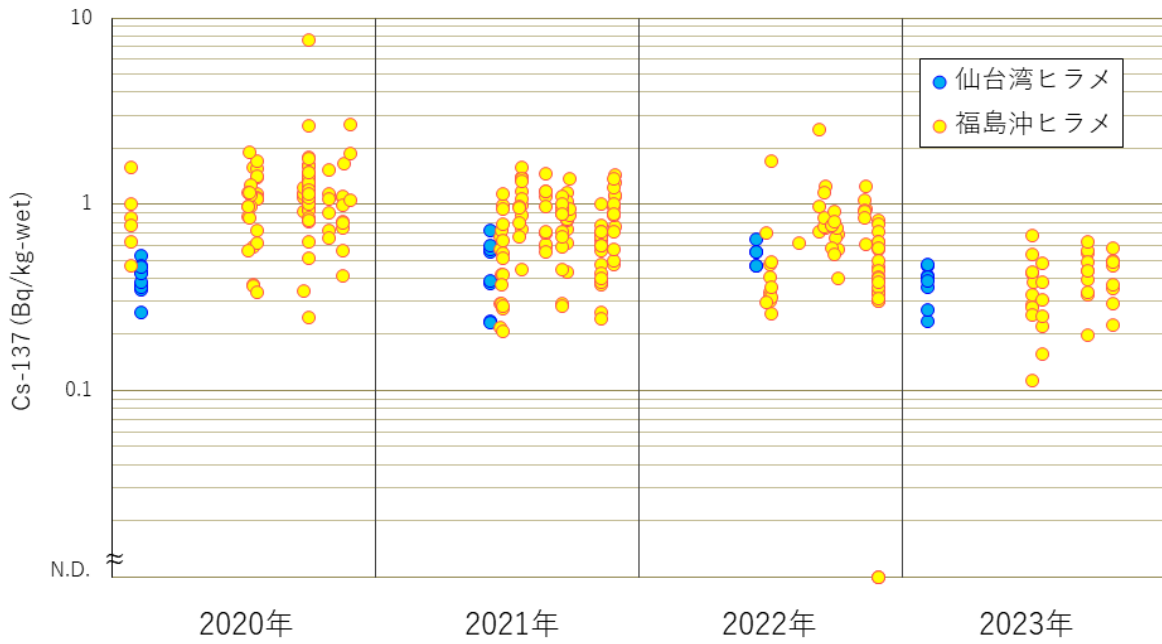


図2. 福島沖と仙台湾で採取したヒラメ筋肉部位のCs-137濃度推移

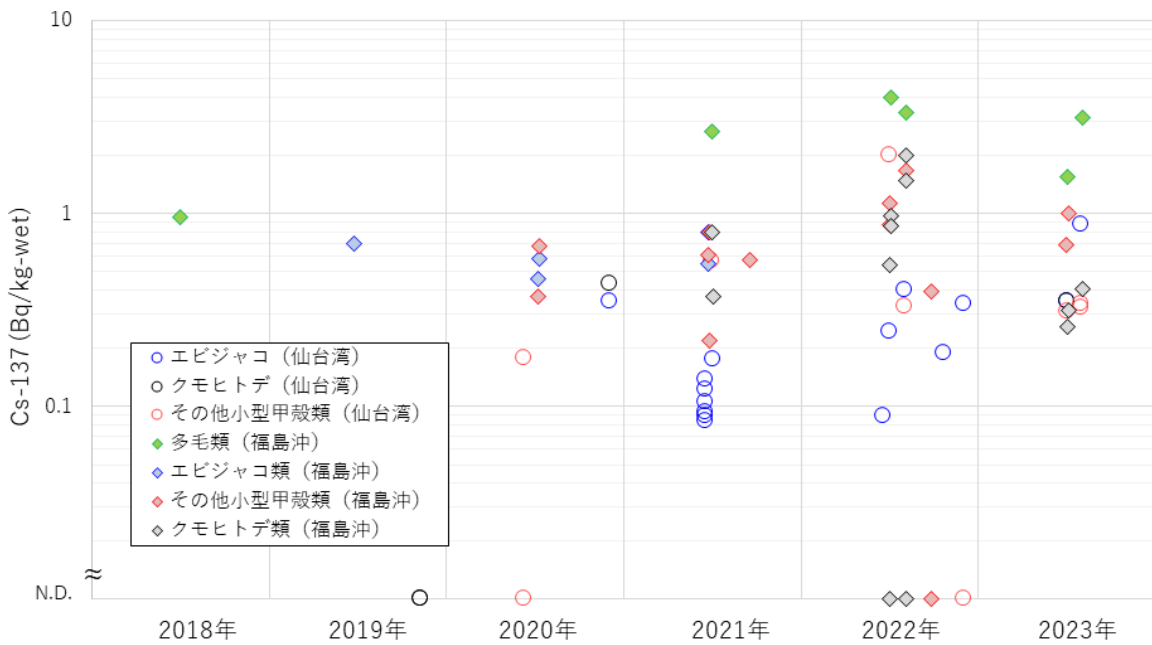


図3. 福島沖と仙台湾で採取したベントスのCs-137濃度推移

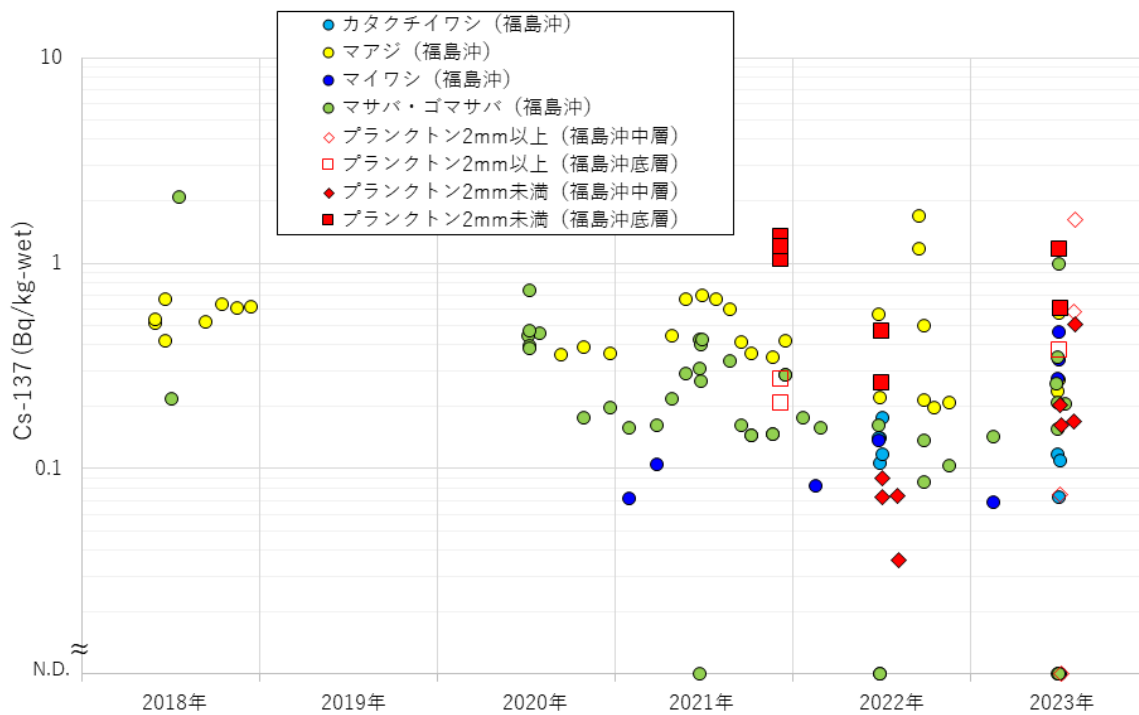


図4. 福島沖で採取した浮魚5種と動物プランクトンのCs-137濃度推移

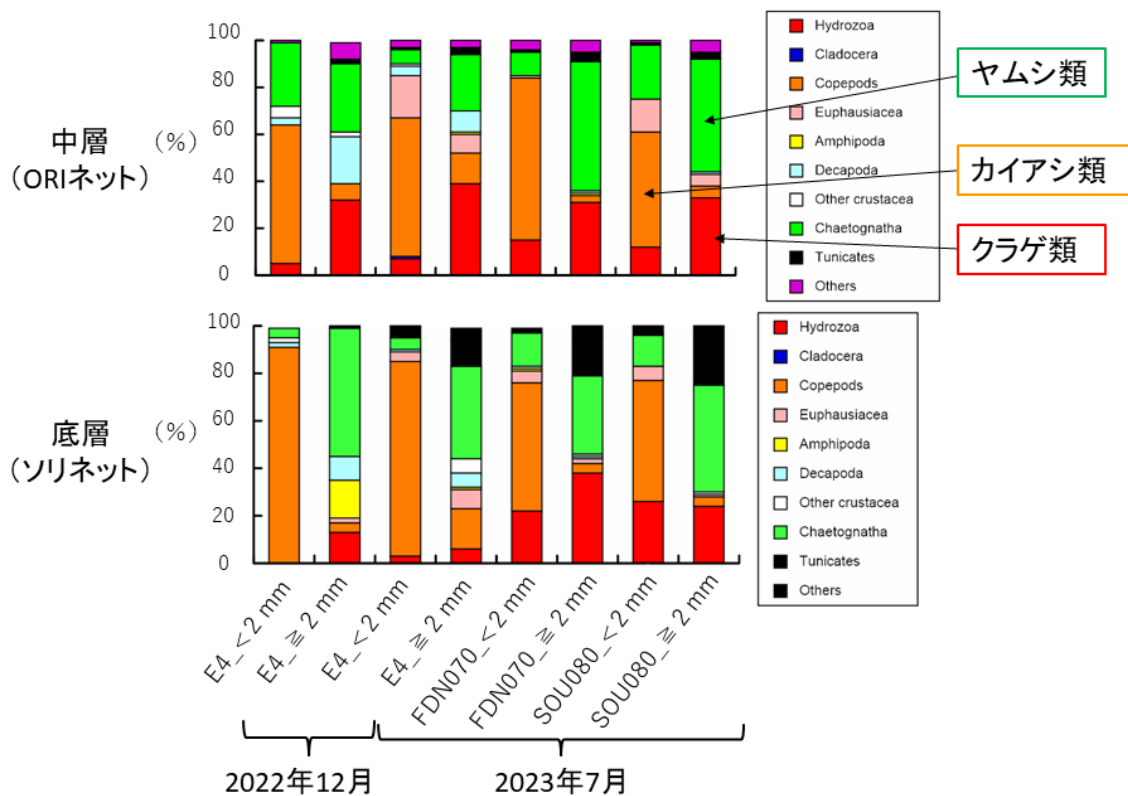


図5. 福島沖と仙台湾で採取した動物プランクトン組成の比較 (湿重量)

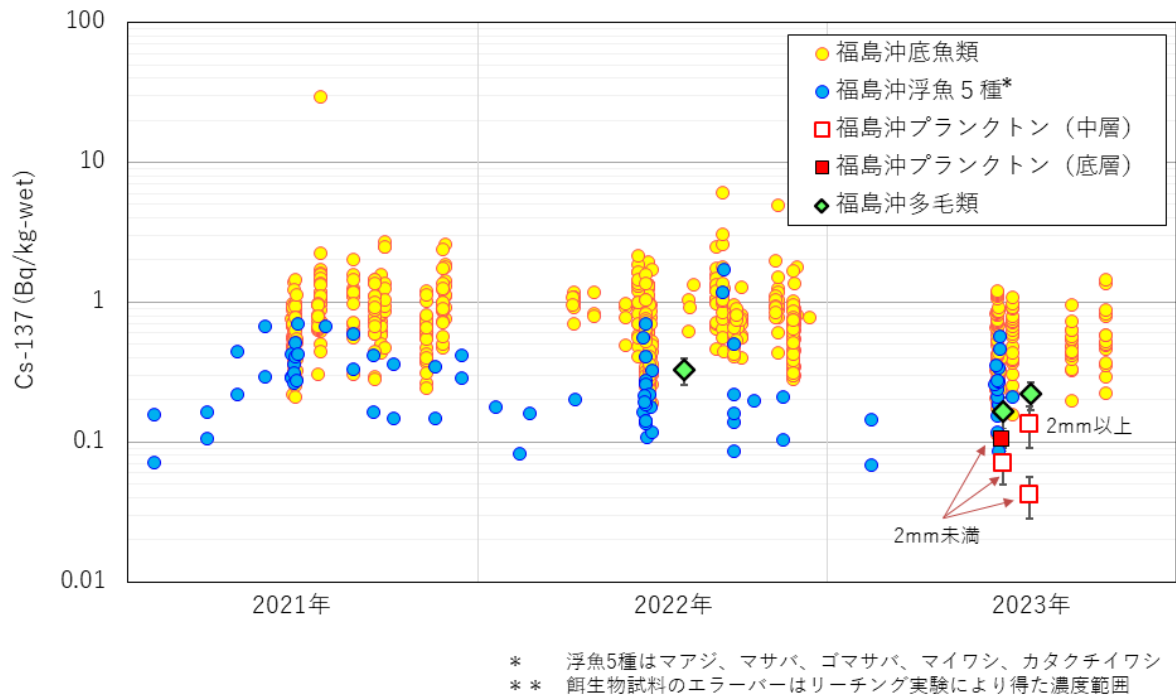


図6. 福島沖で採取した魚類とリーチング実験結果を反映させた餌生物のCs-137濃度

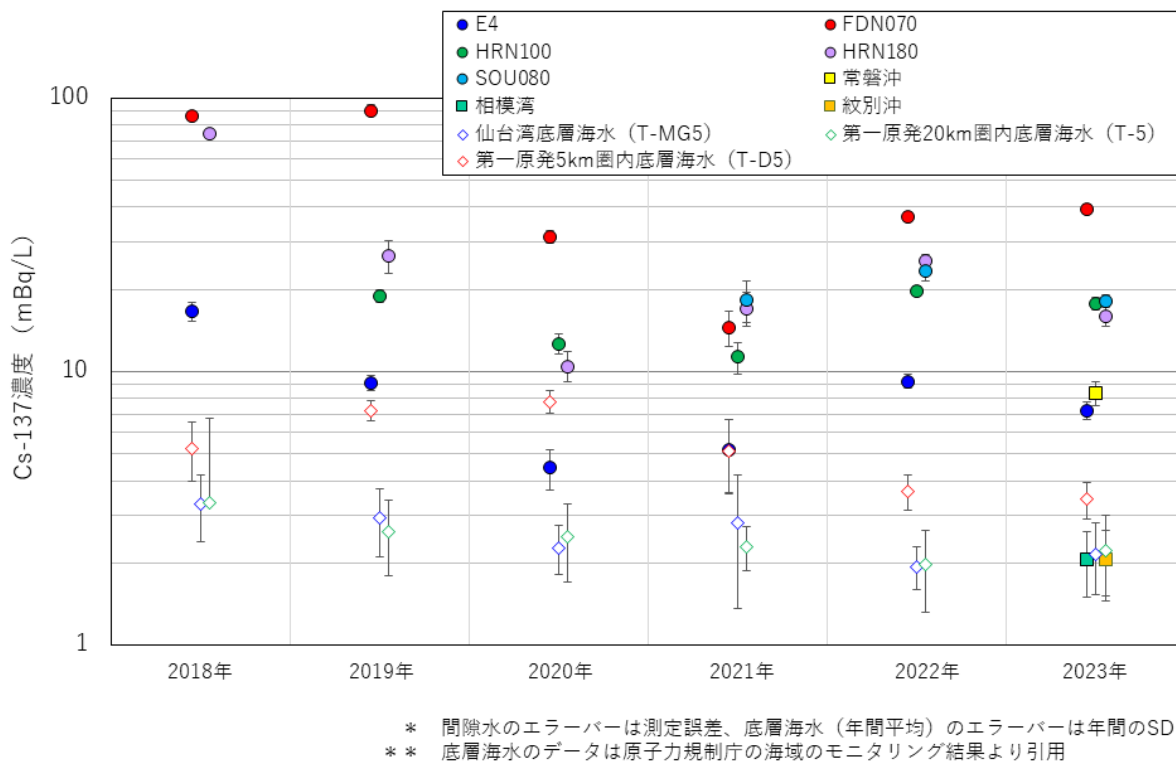


図7. 間隙水と底層海水のCs-137濃度

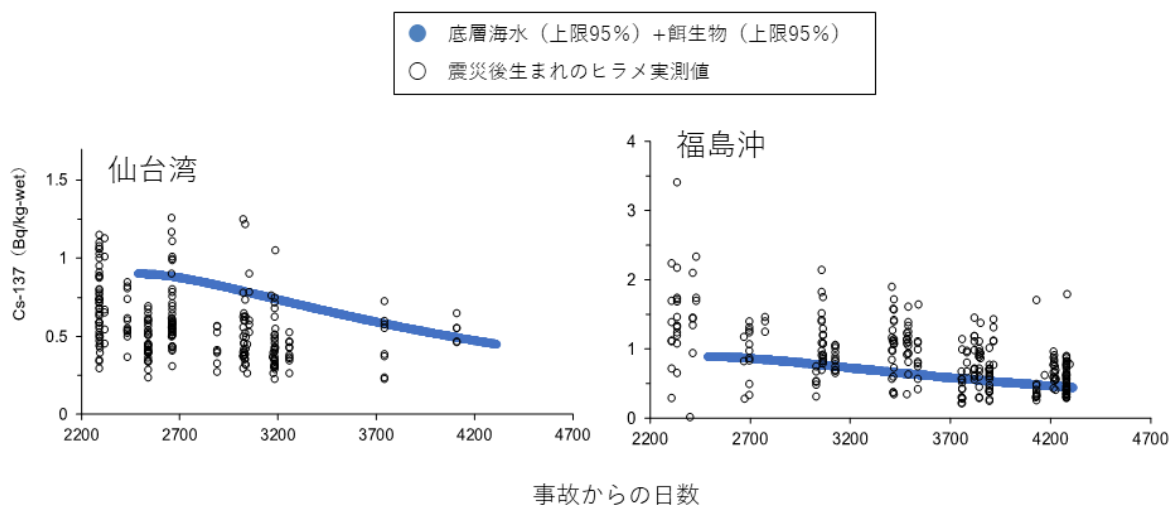


図8. 底層海水（上限95%）と餌生物（上限95%）からの取り込みを想定したシミュレーション結果

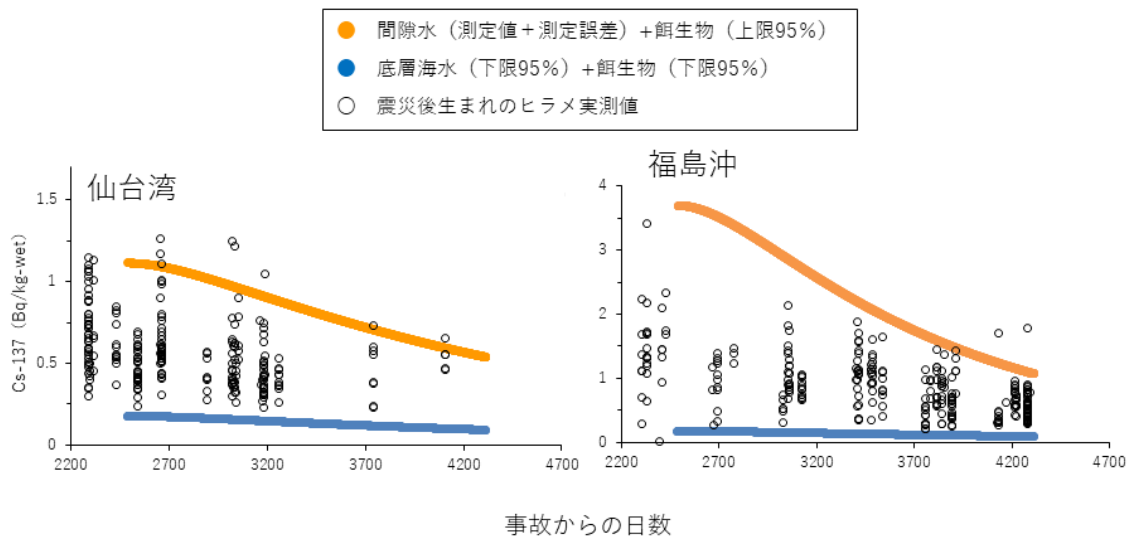


図9. 間隙水（測定値+測定誤差）と餌生物（上限95%）からの取り込みを想定したシミュレーションと底層海水（下限95%）と餌生物（下限95%）からの取り込みを想定したシミュレーションの結果

表1. ベントス灰化試料のリーチング実験結果

場所	生物	採取日	灰化試料の Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)	総Cs-137量に対する 実験によるCs-137 回収率の誤差範囲	総Cs-137量に 対する割合		抽出液Cs-137量から 求めた餌生物濃度範囲 (Bq/kg-wet)
					抽出液	残渣	
仙台湾	エビ ジャコ類	2022/8/2	0.403±0.0217	75.3~109.4%	20.7%	70.7%	0.0597~0.113
仙台湾	エビ ジャコ類	2023/7/1	0.353±0.0233	92.8~138.6%	33.0%	81.2%	0.0865~0.155
FDN 070	多毛類	2022/8/4	3.36±0.0615	92.1~104.5%	9.20%	89.0%	0.254~0.399
FDN 070	多毛類	2023/7/3	1.55±0.0627	91.3~110.4%	10.2%	90.3%	0.119~0.209
FDN 070	多毛類	2023/8/1	3.16±0.0492	94.0~102.8%	6.64%	91.7%	0.170~0.269
ENA 030	ヤドカリ 類	2021/9/16	0.573±0.0386	81.0~106.1%	-	92.7%	-

表2. 動物プランクトン灰化試料のリーチング実験結果

場所	サイズ	採取日	灰化試料の Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)	総Cs-137量に対する 実験によるCs-137 回収率の誤差範囲	総Cs-137量に 対する割合		抽出液Cs-137量から 求めた餌生物濃度範囲 (Bq/kg-wet)
					抽出液	残渣	
仙台湾 底層	2mm 未満	2022/7/1	0.333±0.0132	134~166%*	44.7%	104.6%	-
仙台湾 底層	2mm 未満	2021/12/7	1.46±0.0313	93.7~107.6%	15.4%	85.1%	0.189~0.266
仙台湾 中層	2mm 未満	2023/7/1	0.241±0.0208	92.3~134.5%	51.3%	60.3%	0.105~0.144
SOU080 中層	2mm 以上	2023/7/31	0.581±0.0314	75.3~127.4%	23.0%	83.9%	0.0902~0.179
SOU080 中層	2mm 未満	2023/7/31	0.160±0.0173	85.7~139.6%	25.9%	83.9%	0.0280~0.0558
FDN070 底層	2mm 未満	2023/7/3	1.16±0.0386	99.3~113.5%	8.96%	97.2%	0.0853~0.124
FDN070 中層	2mm 未満	2023/7/3	0.205±0.0100	88.2~127.9%	34.0%	73.1%	0.0498~0.0902

* 実験によるCs-137回収率の誤差範囲が100%をカバーしなかったため実験失敗と判断

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 1-3	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 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、東京電力(株)福島第一原子力発電所（東電福島第一原発）の事故による放出量は多くなかったが、過去の大気核実験や原発事故で放出されていたこともあり、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（2012～2023）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。Sr の濃縮係数は魚類（骨を含めて丸ごと）で 3（IAEA, 2004）、海藻類で 10～24（Ueda et al., 1973; IAEA, 2004）といずれも低い、海藻類は魚類と比べて Sr を若干取り込みやすいと考えられる。そこで本年度は海藻類における Sr-90 濃度データを充実させた。

(2) 水産研究・教育機構（水産機構）におけるトリチウム (H-3) 濃度の分析

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事故により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）処理水は希釈して海洋放出により処分することを決定した。その2年後の2023年8月、東京電力による ALPS 処理水の海洋放出が実行され、これまでに約5兆 Bq の H-3 を含む ALPS 処理水が海洋へ放出された（2024年3月17日現在）。希釈され海洋へ放出される ALPS 処理水の安全性に問題はないが、水産物の H-3 濃度データは社会的に求められると予想されるため、本課題では海水及び水産物中の H-3 濃度の測定を行った。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ことが考えられた。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、ALPS 処理水が放出される前の海藻類とその生息環境水中の H-3 濃度を把握する必要があると考えた。そこで、2023年5月に採取された福島県いわき市下神白のアラメ及び表層海水を漁協及び福島県を通して入手し、そのトリチウム濃度を測定した。

2. 令和5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、水産庁及び水産機構のウェブサイトにおいてこれまでに 360 検体分を公表している（2024 年 2 月 19 日現在）。表 1 に 2023 年度に公表した 50 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 10 検体から Sr-90 が検出し、内 9 検体は原発事故前のバックグラウンドレベル（ <0.046 Bq/kg-wet; Miki et al., 2017）であった。2022 年 9 月に採取されたシロメバル（#331）のみバックグラウンドレベルより若干高い Sr-90 濃度を示した。第 1 回目の ALPS 処理水の放出完了後から第 2 回目の放出開始までに採取した福島県沖の魚類 6 魚種 7 検体の Sr-90 濃度は、検出下限値未満（ <0.017 ）～ 0.019 Bq/kg-wet とバックグラウンドレベルであり、処理途上水に含まれる Sr-90 は正しく浄化処理されており、ALPS 処理水放出の影響は確認できない。魚類の他には、ガザミ（#324）で Sr-90 が検出され、その濃度はこれまでに公表した甲殻類と同水準であった。海藻類であるワカメの Sr-90 濃度も検出下限値未満（ <0.018 ）～ 0.033 Bq/kg-wet と魚類のバックグラウンドレベルである。図 3 に環境放射線データベース登録の日本周辺の高濃度海産物における Sr-90 濃度データ（原子力規制庁, 2024 参照）及びこれまで水産機構が測定した海藻類の Sr-90 濃度測定結果を示す。海藻類における Sr-90 濃度は、福島県沖のアラメの測定結果を含めて低濃度で推移している。

(2) 図 4 に日本の太平洋側で採取された表層海水中の H-3 濃度及び魚類筋肉中の TFWT 濃度を示す。ALPS 処理水の第 1 回目放出完了後から第 2 回目放出開始までの期間、福島県沖の魚類 3 種（ヒラメ、マダイ、ブリ）及び岩手県沖の魚類 1 種（マダラ）の筋肉中の H-3 濃度を測定した。H-3 濃度は ALPS 処理水が海洋放出される前と同水準であり、処理水放出の影響はみられなかった。

福島県いわき市下神白のアラメ及びその生息表層海水における H-3 濃度を測定した（図 5）。アラメの TFWT 濃度及び表層海水中の H-3 濃度は、図 4 に示した通り日本周辺の太平洋側における表層海水中の H-3 濃度及び魚類筋肉中の TFWT 濃度の範囲内であり、低濃度であった。一方、アラメの OBT 濃度は不検出であるが、その検出下限値は OBT の目標検出下限値を上回っており、海藻類の OBT 分析は今後の課題である。

3. 今後の課題

2023 年 8 月より、ALPS 処理水は海水で希釈され海洋放出を開始しているが、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、処理水の元となる汚染水は未だ増え続けている。

(1) モニタリングで現在確認されている Sr-90 濃度は、食の安全上、水産物への問題はないが、高濃度の Sr-90 を含む処理途上水等の浄化処理が適切に行われているのかを実データにより継続把握していくことは重要である。その一方で、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) 本課題では、ALPS 処理水放出後の H-3 のモニタリングデータは 4 検体のみであるが、得

られた測定結果は放出前と同等の 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、水産物における H-3 濃度の実データは社会に求められる。現在、水産物中の H-3 分析を実施できる機関は限られていることに加え、定期的なモニタリング調査よりも検出限界を下げた測定を水産機構で継続的に行っていく必要がある。

引用文献

- IAEA (2004) Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment. TRS-422.
- 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. Fisheries Oceanography, 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.
- 原子力規制庁. “日本の環境放射能と放射線”. <https://www.kankyo-hoshano.go.jp/data/database/>, (参照 2024/1/4)
- 東京電力 (2012~2023) 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〉
- 日本分析センター (2015-2022) 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
- 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
- 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

図表

表 1. 2023 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。

#	魚種	測定部位	採集地点	採取日	Sr-90 Bq/kg-wet	Cs-137 Bq/kg-wet
319	コモンカスベ	全体(除内臓)	福島	2022/9/25	0.016 ±0.0045	0.60 ±0.016
322	マダイ	全体(除内臓)	福島	2022/9/25	検出下限値未満 (0.015)	0.31 ±0.018
330	マダイ	全体(除内臓)	和歌山	2022/12/4	検出下限値未満 (0.020)	0.089 ±0.012
359	マダイ	全体(除内臓)	福島	2023/9/13	0.018 ±0.0040	0.23 ±0.016
358	チダイ	全体(除内臓)	福島	2023/9/13	検出下限値未満 (0.017)	0.25 ±0.019
342	クロダイ	全体(除内臓)	福島	2022/11/10	検出下限値未満 (0.022)	0.88 ±0.017
321	マトウダイ	全体(除内臓)	福島	2022/9/25	検出下限値未満 (0.012)	0.30 ±0.016
345	マトウダイ	全体(除内臓)	福島	2022/11/27	0.036 ±0.0094	0.35 ±0.012
313	ハウボウ	全体(除内臓)	福島	2021/11/26	検出下限値未満 (0.019)	0.61 ±0.016
320	ハウボウ	全体(除内臓)	福島	2022/9/25	0.014 ±0.0042	0.49 ±0.020
331	シロメバル	全体(除内臓)	福島	2022/9/7	0.074 ±0.014	0.81 ±0.016
332	ウスメバル	全体(除内臓)	福島	2022/9/7	検出下限値未満 (0.016)	0.67 ±0.015
329	キツネメバル	全体(除内臓)	福島	2022/9/7	検出下限値未満 (0.020)	0.65 ±0.014
333	キツネメバル	全体(除内臓)	福島	2022/9/7	0.048 ±0.011	0.65 ±0.014
360	キツネメバル	全体(除内臓)	福島	2023/9/13	検出下限値未満 (0.014)	0.60 ±0.023

315	イシガレイ	全体(除内臓)	福島	2021/11/28	検出下限値未満 (0.017)	0.39 ±0.010
328	ムシガレイ	全体(除内臓)	福島	2022/7/2	検出下限値未満 (0.0094)	0.19 ±0.0090
356	ニギス	全体(除内臓)	福島	2023/6/26	検出下限値未満 (0.013)	0.10 ±0.0098
317	マイワシ	全体(除内臓)	千葉	2022/4/23	検出下限値未満 (0.0077)	0.038 ±0.0064
346	シラス	全体	福島	2023/9/25	検出下限値未満 (0.0044)	0.088 ±0.0060
347	シラス	全体	福島	2023/9/25	検出下限値未満 (0.0061)	0.073 ±0.0059
334	ニベ	全体(除内臓)	福島	2022/9/15	検出下限値未満 (0.013)	1.1 ^{*1} ±0.018
343	ニベ	全体(除内臓)	福島	2022/11/10	0.018 ±0.0059	0.74 ±0.014
314	ヒラメ	全体(除内臓)	福島	2021/11/26	検出下限値未満 (0.015)	0.62 ±0.014
316	ヒラメ	全体(除内臓)	福島	2021/11/28	検出下限値未満 (0.012)	0.81 ^{*2} ±0.014
318	ヒラメ	全体(除内臓)	福島	2022/9/14	0.022 ±0.0045	1.6 ^{*3} ±0.025
323	ヒラメ	全体(除内臓)	福島	2022/9/25	検出下限値未満 (0.012)	0.56 ±0.018
327	ヒラメ	アラ	新潟	2022/4/17	検出下限値未満 (0.018)	0.10 ±0.012
341	ヒラメ	全体(除内臓)	福島	2022/9/28	検出下限値未満 (0.015)	0.44 ±0.012
344	ヒラメ	全体(除内臓)	福島	2022/11/27	検出下限値未満 (0.013)	0.56 ±0.013
348	ヒラメ	全体(除内臓)	長崎	2023/1/14	検出下限値未満 (0.016)	0.14 ±0.011
357	ヒラメ	全体(除内臓)	福島	2023/9/13	検出下限値未満 (0.013)	0.21 ±0.016
340	ブリ	全体(除内臓)	福島	2022/9/15	0.019 ±0.0057	0.34 ±0.011
350	ブリ	全体(除内臓)	千葉	2023/4/3	検出下限値未満 (0.011)	0.18 ±0.0091
349	マサバ	全体(除内臓)	仙台湾	2023/2/15	検出下限値未満 (0.014)	0.091 ±0.014
355	サバ類	全体(除内臓)	福島	2023/6/25	検出下限値未満 (0.013)	0.15 ±0.014
325	クロマグロ	全体(除内臓)	千葉	2022/4/24	検出下限値未満 (0.0071)	0.32 ±0.0091
339	キハダ	全体(除内臓)	静岡	2023/4/30	検出下限値未満 (0.019)	0.19 ±0.0078
326	カツオ	全体(除内臓)	静岡	2022/5/15	検出下限値未満 (0.012)	0.19 ±0.0074
351	カツオ	全体(除内臓)	静岡	2023/4/20	検出下限値未満 (0.0099)	0.21 ±0.010
312	マダラ	全体(除内臓)	宮城	2021/11/21	0.011 ±0.0036	0.10 ±0.0087
311	スケトウダラ	全体(除内臓)	岩手	2021/10/12	検出下限値未満 (0.012)	0.11 ±0.0083
324	ガザミ	全体	福島	2022/9/28	0.039 ±0.0059	0.28 ±0.021
335	ワカメ	全体	神奈川	2022/1/12	0.011 ±0.0029	検出下限値未満 (0.015)
336	ワカメ	全体	長崎	2022/3/18	0.023 ±0.0036	0.066 ±0.012
337	ワカメ	全体	神奈川	2023/1/15	検出下限値未満 (0.018)	検出下限値未満 (0.047)
338	ワカメ	全体	神奈川	2023/4/5	検出下限値未満 (0.015)	検出下限値未満 (0.039)
352	ワカメ	全体	神奈川	2023/4/5	0.033 ±0.0075	検出下限値未満 (0.039)
353	アラメ	全体	福島	2023/5/19	0.019 ±0.0062	0.094 ±0.016
354	アラメ	全体	福島	2023/5/19	検出下限値未満 (0.015)	0.094 ±0.016

*¹ Cs-134 濃度は 0.032±0.0085 Bq/kg-wet

*² Cs-134 濃度は 0.024±0.0072 Bq/kg-wet

*³ Cs-134 濃度は 0.048±0.012 Bq/kg-wet

誤差は計数誤差を示す。

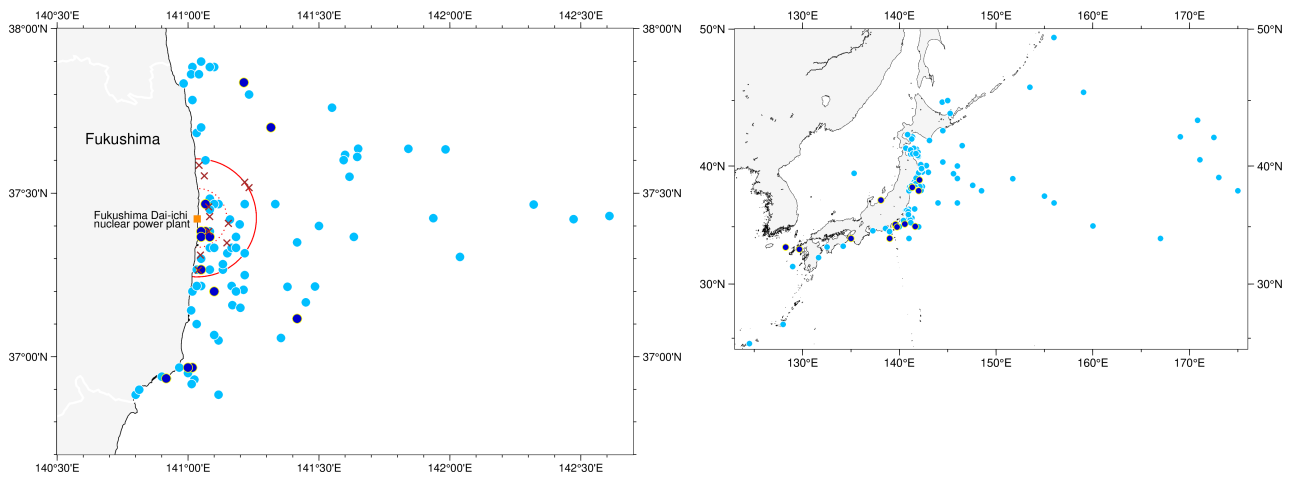


図1. 福島県沖（左図）及び福島県沖以外（右図）における水産物試料の採集位置。薄い青丸（●）は水産機構（2011～2023）、濃い青丸（●）は水産機構（2023～2024）、茶バツ（×）は東京電力（2012～2023）の公表データを示す。橙の正方形（■）は東電福島第一原発、橙の内円は東電福島原発から 10 km 圏、外円は 20 km 圏を示す。

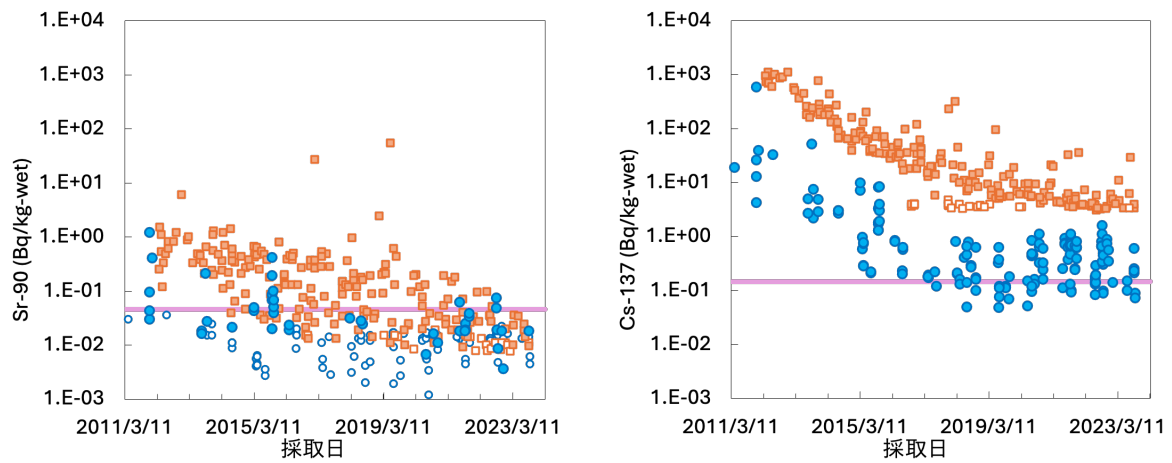


図2. 福島県沖の魚類における Sr-90 濃度（左図）と Cs-137 濃度（右図）の推移。青丸（●）及び白抜き青丸（○, <0.036 Bq/kg-wet）は水産機構（2011～2023）、橙四角（■）及び白抜き四角（□, Sr-90 <0.019 Bq/kg-wet; Cs-137 <4.7 Bq/kg-wet）は東京電力（2012～2023）の公表データを示す。桃色線（—）はバックグラウンド値を示す。

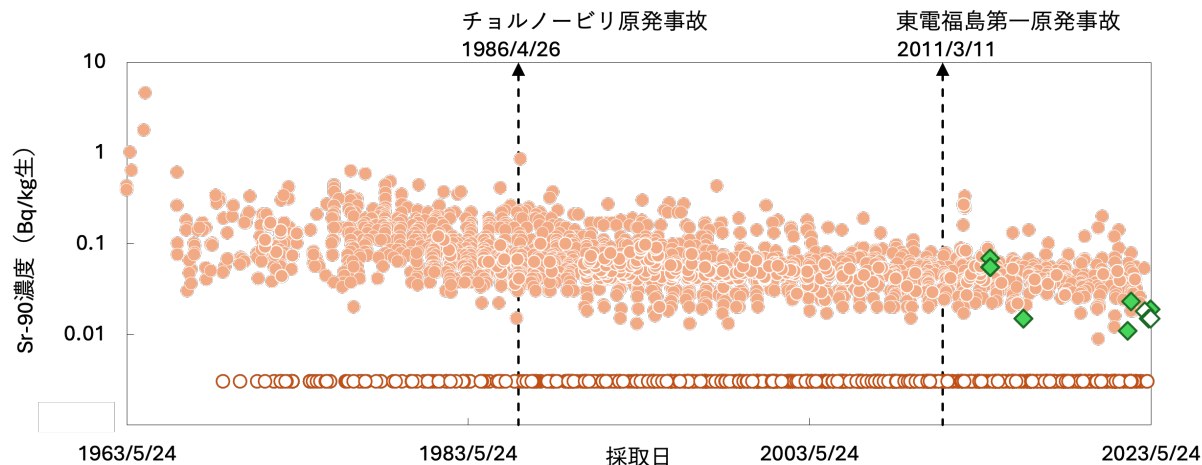


図 3. 日本周辺の海藻類における Sr-90 濃度の推移。薄茶丸 (●) 及び白抜き丸 (○, 不検出) は環境放射線データベース (原子力規制庁, 2024 参照) の登録データを示す。緑菱形 (◆) 及び白抜き菱形 (◇) は水産機構 (2011~2024) の公表データを示す。白抜き記号は不検出データを示し、水産機構の不検出データは検出下限値を記した。参考にチェルノブイリ原発事故及び東電福島第一原発事故日を点線矢印で示す。

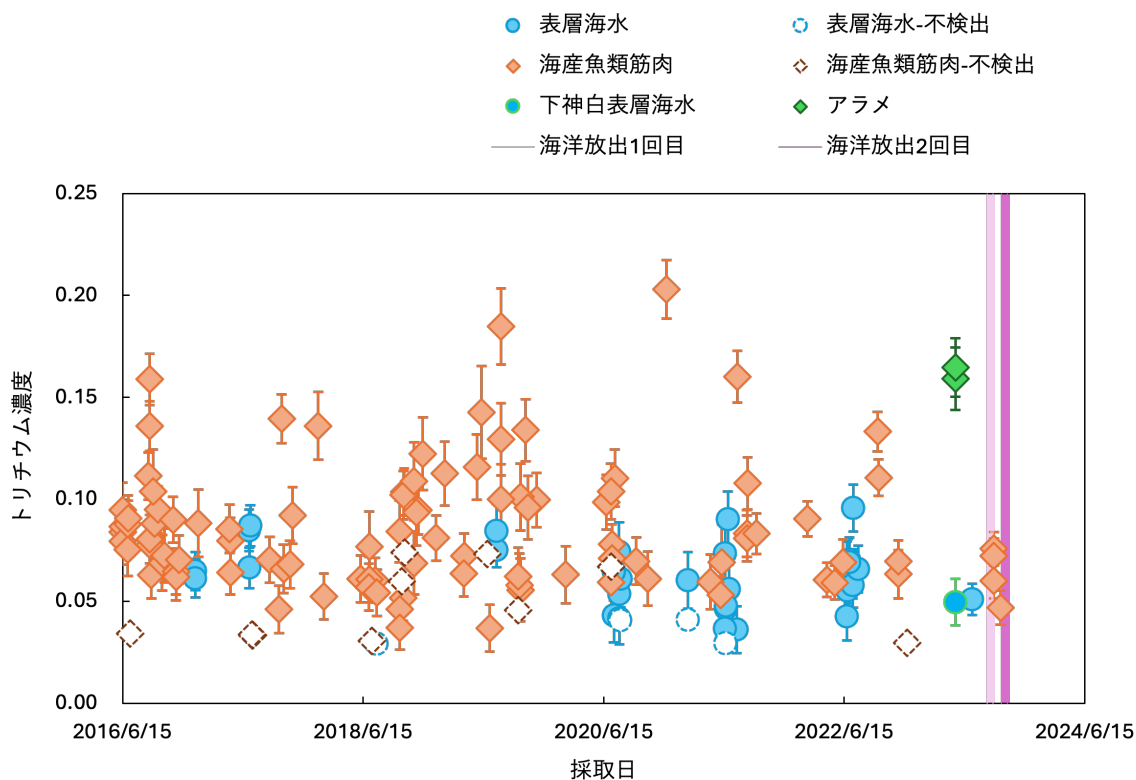


図 4. 日本周辺太平洋側の表層海水中の H-3 濃度及び魚類筋肉及び海藻類中の TFWT 濃度。エラーバーは計数誤差 (1σ) を示す。

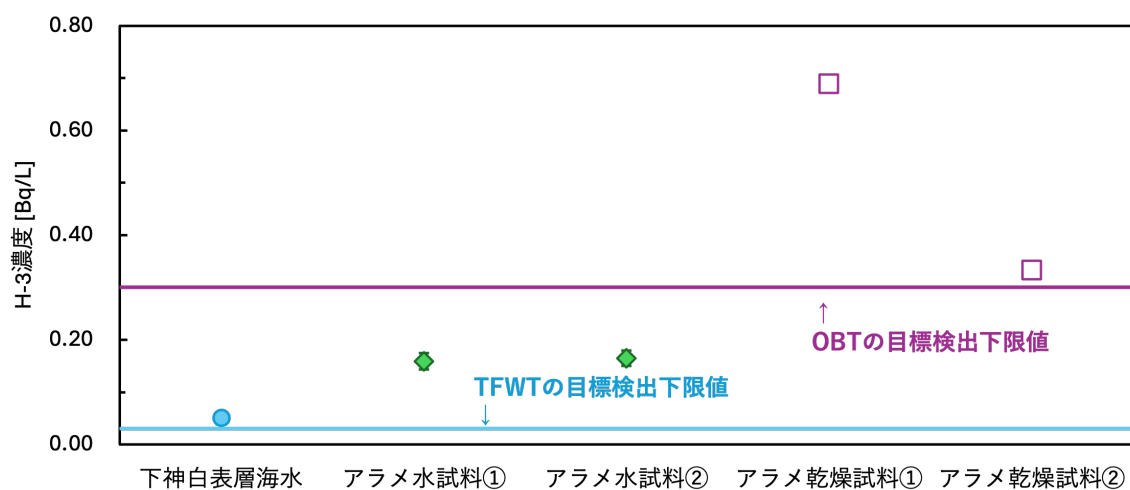


図 5. 福島県沖の表層海水及び海藻類における H-3 濃度の測定結果。水色丸 (●) はアラメの生息表層海水、緑菱形 (◆) はアラメの TFWT 濃度をそれぞれ示す。白抜き四角 (□) は OBT 濃度を示し、不検出のため検出下限値を記した。エラーバーは計数誤差 (1 σ) を示す。

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 1-4	魚類生息環境判別技術の開発
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%もあった。その後、徐々に減少していき、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、2024）。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、この処理水と関連づけた風評が生じることが懸念されている。

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検体ではないかと推測されていた。本事業において基準値超過検体が経験した環境を判別する技術の開発を行った結果、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 港湾内の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ている。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、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、K 排水路からの排水中の放射性Cs濃度を下げるといった対策も行われている（東京電力、2023）。

昨年度、2019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数検体調べたところ、6歳を超える高齢の個体ばかりであった。しかし、2021年2月、4月、2022年1月にF1 港湾外で漁獲もしくは採取された基準値超過検体の年齢は、それぞれ4, 3, 4歳という比較的若い個体であり、結果が一致していない。そこで本課題では、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。また、耳石から検出されるベータ線も測定し、筋肉中のCs-137濃度との関係を調べた。

上記したように開渠内での駆除を再開した結果、2023年5月18日に港湾開渠内で筋肉中のCs-137濃度が18,000 Bq/kg-wet あるクロソイが駆除された。本課題で昨年までに開発した判別技術を用いて、このクロソイが仮に港湾外で漁獲された場合、港湾内での生息経験があると判定可能

かも検証した。

2. 令和5年度進捗状況・成果

(1) 年齢と筋肉中のCs-137濃度の関係

東京電力より入手した港湾内で駆除された魚類40検体から耳石を採取した。この中で2022年に採取された32検体の年齢を耳石切片より決定し、この年齢と筋肉中のCs-137濃度の関係を図1に示した。32検体中には、2歳から19歳までの検体が存在していたが、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。耳石のβ線カウント数と筋肉中のCs-137濃度にも相関は見られなかったが、年齢の若い検体は総じてβ線カウント数が少なかった。

(2) 港湾開渠内で駆除されたクロソイについて

港湾開渠内で駆除された筋肉中のCs-137濃度が18,000 Bq/kg-wetのクロソイの年齢査定を行ったところ4歳であり、耳石からのβ線は9.2カウント/60 minであった。仮にこのクロソイが港湾外で漁獲された場合、昨年度までに本課題で開発した生息経験判別技術により港湾内での生息経験の有無を判定できるかどうかを検討した。耳石全体からのβ線カウント数が5カウント以上という閾値を用いた解析(図3)及び耳石全体からのβ線カウント数を説明変数としたロジスティック回帰分析(図4)共に、このクロソイは港湾内での生息経験があると判定された。

3. 令和5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2歳であった(図1)。3歳になる寸前の2歳も存在すると仮定すると、2019年以降でも新規の魚類が港湾内に存在していると考えられる。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2024年2月末日までで累計9,220匹となっており、新規の魚類がF1港湾内に存在していることは明白であったが、本課題の結果でもそのことは示された。

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、こうした試料がF1港湾外に出てきた場合、港湾内生息経験の有無を判別することが困難である。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の判別方法の開発が望まれる。

F1港湾外で稀に漁獲される基準値超過検体が、本事業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科学的に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を行なっている。その一環として、長く中断していた開渠内での駆除を再開した結果、筋肉中のCs-137濃度が18,000 Bq/kg-wetのクロソイが駆除された。この高濃度クロソイが生じた原因解明のため、東京電力は開渠内の海底土の間隙水の分析やリーチング分析を行なっている。今のところ直接的な原因解明には至っていないが、開渠内の環境は未だ高濃度の魚類を産出する可能性が高い環境であることは示唆されている。東京電力は港湾内の魚類駆除対策の強化とともに港湾内の環境改善を行う方針も示しており、この改善が早期に実現されることが強く望まれる。

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

水産庁(2024)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 2024-03-13)

東京電力(2023)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
https://www.tepco.co.jp/decommission/information/newsrelease/reference/pdf/2023/1h/rf_20230626_1.pdf, (参照 2024-03-13)

図表

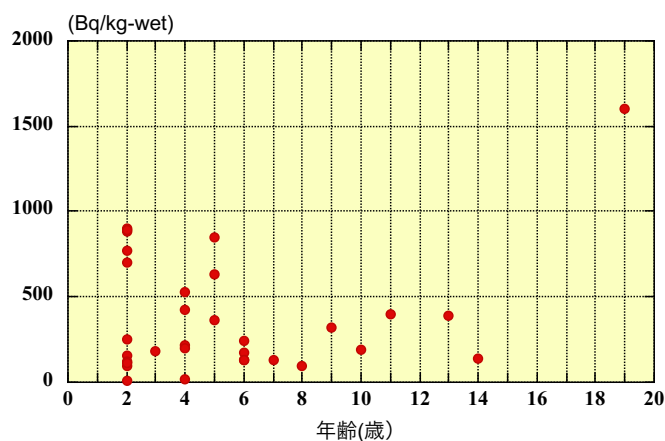


図1. 2022年に港湾内から駆除された一部試料の年齢と筋肉中のCs-137濃度の関係. ここでは、簡便に輪紋の数を年齢としている

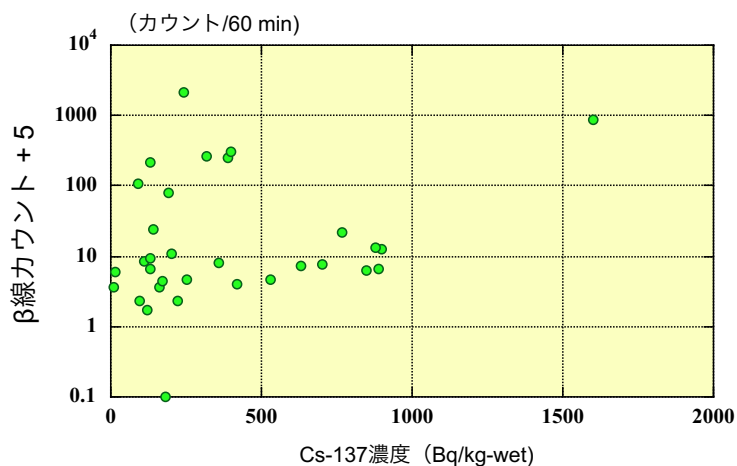


図 2. 2022 年に港湾内から駆除された一部試料の耳石の β 線カウント数と筋肉中の Cs-137 濃度の関係

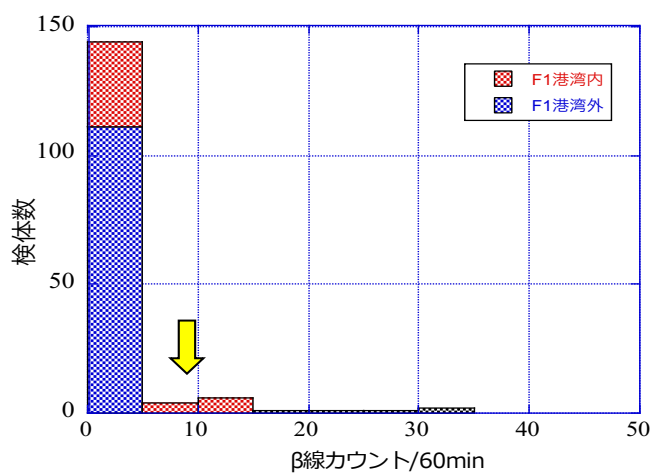


図 3. F1 港湾内外から駆除もしくは採取された試料の耳石全体からの β 線カウントと試料数の関係 (2022 年度の成果)。この図では、バックグラウンドよりもカウント数は少なく、マイナスカウント数となった検体は 0 カウントとして示してある。黄色矢印は、筋肉 Cs-137 濃度が 18,000 Bq/kg-wet のクロソイ耳石中の β 線カウント数の位。

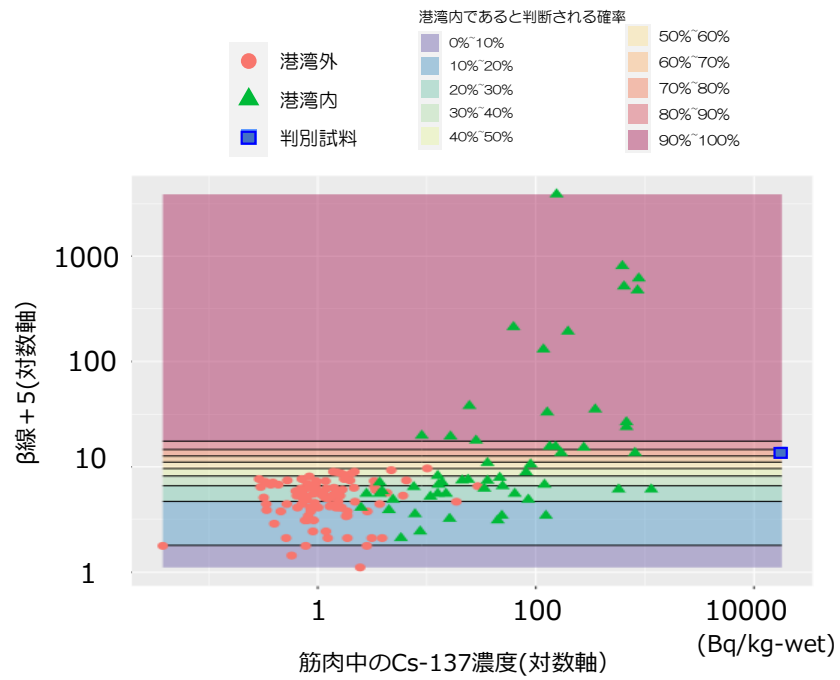


図 4. 耳石全体からのβ線カウントを説明変数としたロジスティック回帰分析（(2022年度の成果)。判別試料は筋肉Cs-137濃度が18,000 Bq/kg-wetのクロソイ。

2. 内水面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 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および内水面生態系における放射性物質の挙動説明
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 海洋環境部 放射能調査グループ ⁶
担当者職名・担当者名	主幹研究員・山本祥一郎 ¹ 、研究員・真壁昂平 ² 研究員・佐合慶祐 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 、グループ長・帰山秀樹 ⁶

1. 研究内容及び方法

東日本大震災から10年以上が経過した今なお、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、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や魚種の抽出を行う。また、調査対象湖沼河川のうち福島県井出川・新田川支流飯樋川、栃木県中禅寺湖、千葉県手賀沼においては、魚類へとつながる放射性物質の移行経路を把握するため、胃内容物分析および炭素・窒素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ ）分析を行う。

方法：

(1) 2023年6月および10月に、空間線量が異なる福島県内の3河川（木戸川、井出川、新田川）の下流部及び上中流部の各定点（木戸川下流、井出川上流、井出川中流、井出川下流、新田川下流、新田川支流飯樋川、図1）において、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。なお、6月調査時に雨天等により十分な検体を確保することができなかった新田川下流部では、7月にも追加調査を実施した。

2023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。

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。

(2) 千葉県手賀沼において、2023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(6月のみ)、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。環境水は定点にて表層水を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発育段階（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、アメリカザリガニのみ全長9cm以上は個体毎に、9cm未満は複数個体を1試料とした。

利根川（千葉県香取市及び東庄町地先）において、2023年10月～11月にニホンウナギ、環境水、底泥について、Cs-137濃度測定のための標本採集調査を行った。ニホンウナギの採捕は10月の調査時には漁具として「筌（せん）」、「うなぎ鎌」を、11月には「うなぎ鎌」を用いた。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。底泥の採取にはエクマンバージ採泥器を用いた。ニホンウナギは、全長、体長、体重を計測した後、黄ウナギ・銀ウナギを区分し、皮付きの筋肉部位を試料とした。また、耳石を摘出し年齢査定を行った。

(3) 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。魚類については、2023年4月～7月にホンマス、ブラントラウト、レイクトラウト、ニジマス、ワカサギ、ウグイ、フナ、カジカ、ヨシノボリ、スジエビ、ヌカエビを、9月にヒメマス、ホンマスを採集した。環境水は2023年5月と10月に定点にて表層水20Lを採水し、底泥については2023年5月に定点11ヶ所からエクマンバージ採泥器を用いてそれぞれ採取した。魚類は、刺し網、釣り、電気漁具を用いて採捕し、尾叉長、体重の測定後に、個体毎に筋肉部位を試料とした。ただし、ワカサギ、カジカ、ヨシノボリ、スジエビ、ヌカエビについては、複数個体を1試料とした。

(4) 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ヤマメの放射性セシウム濃度データを抽出し、(6)により推移傾向の解析を行った。

(5) 福島県井出川（上流および下流）、新田川支流飯樋川、栃木県中禅寺湖、千葉県手賀沼において採集された一部の魚類については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、胃内容物重量指数（SCI）および餌生物重量割合（%Wi）を以下の式より求めた。

$$SCI = \frac{\text{胃内容物総重量 (mg)}}{\text{内臓を含む魚体重量 (mg)}} \times 10^2$$
$$\%Wi = \frac{\text{全標本から出現した餌生物分類群}i(\text{目})\text{の総重量 (mg)}}{\text{全餌生物の総重量 (mg)}} \times 10^2$$

なお、SCI は個体別に算出した後、魚種別の平均値を河川毎に算出した。%Wi の算出については不明消化物（水陸不明昆虫を含む）、植物片、寄生虫、砂礫を計算から除外した。

得られた試料により炭素・窒素安定同位体比分析を実施し、各水系の生態系構造を調べた。河川においては、安定同位体比分析に供するために、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/R4-000soujou.pdf>)に従い、見つけ採り法、スウィーピング法、ピーティング法、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河川内および河川周辺の魚類の餌生物と想定される水生生物・陸生生物を採取した。魚類および甲殻類の安定同位体比分析には筋肉片を使用した。1 個体で測定できる昆虫は、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。

(6) 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、溶存態の Cs-137 濃度を測定した。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。手賀沼にて採取したプランクトン試料については、課題 1-2 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（濾紙グレード 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 ($Q_t=Q_0e^{-kt}$) と 2 成分の指数関数モデル ($Q_t=Q_1e^{-k_1t}+ Q_2e^{-k_2t}$: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 (Jonsson et al. 1999)。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 5 年度進捗状況・成果

(1) 福島県の調査河川における環境水、底泥、付着藻類 (シルト含む) の Cs-137 濃度を図 2 に示した。環境水については、木戸川下流が 6 月 1.4 mBq/L、10 月が検出下限値以下 (10 月検出下限値 1.5 mBq/L)、井出川上流が 6 月 4.8 mBq/L、10 月 3.3 mBq/L、井出川下流が 6 月 5.9 mBq/L、10 月 4.5 mBq/L、新田川下流が 6 月 7.5 mBq/L、10 月 6.8 mBq/L、飯樋川が 6 月 15.8 mBq/L、10 月 9.3 mBq/L であった。環境水の濃度は飯樋川で最も高く、次いで新田川、井出川、木戸川の順であった。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。底泥では、木戸川下流が 6 月 6.6 Bq/kg-dry、10 月 58.9 Bq/kg-dry、井出川上流が 6 月 125 Bq/kg-dry、10 月 116 Bq/kg-dry、井出川下流が 6 月 58.2 Bq/kg-dry、10 月 160 Bq/kg-dry、新田川下流が 6 月 202 Bq/kg-dry、10 月 157 Bq/kg-dry、飯樋川が 6 月 2890 Bq/kg-dry、10 月 2210 Bq/kg-dry であった。環境水と同様に、飯樋川が最も濃度が高く、6 月は新田川、井出川、木戸川の順に低くなったが、10 月は新田川下流より井出川下流の方が濃度は高かった。付着藻類では、木戸川下流が 6 月 1.92 Bq/kg-wet、10 月 7.01 Bq/kg-wet、井出川上流が 6 月 11.3 Bq/kg-wet、10 月 23.8 Bq/kg-wet、井出川下流が 6 月 8.72 Bq/kg-wet、10 月 6.39 Bq/kg-wet、新田川下流が 6 月 11.1 Bq/kg-wet、10 月 13.6 Bq/kg-wet、飯樋川 6 月 54.1 Bq/kg-wet、10 月 76.0 Bq/kg-wet であった。環境水や底泥と同様、飯樋川で最も濃度が高かったが、付着藻類では新田川下流よりも井出川上流の方が濃度は高かった。

本年度、福島県の調査河川にて採捕した魚類の Cs-137 濃度を表 1 にまとめた。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)。河川水の濃度については、2 成分の指数関数モデルのほうが 1 成分の指数関数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。一方、底泥、付着藻類、アユについては、2 つの指数関数モデルの AIC 値に大きな違いは確認されなかった。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 (生態学的) 半減期は、環境水が 36 日、 8.0×10^{29} 日 (2 成分指数関数モデルによるそれぞれの成分での推定値、以下、2 成分モデル)、底泥で 1878 日 (1 成分指数関数モデルによる推定値、以下、1 成分モデル)、付着藻類 (シルト含む) で 1243 日 (1 成分モデル)、アユで 2121 日 (1 成分モデル) であった。

井出川上流に生息するイワナ、ヤマメでは、両種ともに 6 月と比較して 10 月に採捕された個体

の方が平均 Cs-137 濃度は高かった。井出川中流に生息するウグイは、井出川上流に生息するイワナ、ヤマメと同様、10月採捕個体の方が平均濃度は高かった。井出川下流では基準値 100 Bq/kg-wet を超える個体は確認されなかった。

2023年に新田川支流飯樋川において採捕されたイワナ、ヤマメでは多くの個体が 100 Bq/kg-wet 以上であり、最高値はイワナの 542 Bq/kg-wet であった。ただし、10月に採捕した全てのヤマメは 100 Bq/kg-wet を超過していなかった。アブラハヤの濃度は、6月と10月ともに全て 100 Bq/kg-wet を超過していなかった。新田川下流域にて採捕した魚種からは 100 Bq/kg-wet を超過する Cs-137 は検出されず、最高値はコイの 76.9 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4）、いずれも過去に最高値が確認されてから2023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、底泥、付着藻類では2成分モデルの方が当てはまりは良かったが、環境水、アユではAIC値に大きな違いは認められなかった。推定された実効（生態学的）半減期は環境水で438日（1成分モデル）、底泥で37日、 9.0×10^{29} 日（2成分モデル）、付着藻類（シルト含む）で75日、3970日（2成分モデル）、アユで1971日（1成分モデル）であった。

秋元湖における2023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3.7 mBq/L、799 Bq/kg-dry、34.7 Bq/kg-dry であった。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2023年までの期間において濃度の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5）。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。モデル選択を行ったところ、環境水では2成分モデルの方が当てはまりは良かったが、動物プランクトンについてはAIC値に大きな違いは認められなかった。推定された半減期は、環境水で5日、2108日（2成分モデル）、動物プランクトンで374日（1成分モデル）であった。

秋元湖において2023年に採捕された魚介類のCs-137濃度を表2に示した。魚種の濃度は全て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41.3 Bq/kg-wet であった。今年度採捕した全ての魚種で最高値が確認されてから2023年までの期間にCs-137濃度の有意な低下傾向が確認された（図6）。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、ウグイで1023日（1成分モデル）、イワナで998日（1成分モデル）、フナ類で165日、1728日（2成分モデル）、ワカサギで2410日（1成分モデル）、オオクチバス属で575日（1成分モデル）、ニゴイで10日、2348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1226日（1成分モデル）と推定された。

(2) 千葉県の手賀沼における環境水Cs-137濃度は、平均（範囲）17（12-21）mBq/L、底泥は111（94.0-129）Bq/kg-dry であった。2015年からの推移を見たところ（図7）、半減期（1成分指数関数モデルにより推定）は、環境水が3319日、底泥が1808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21（8.7-29）Bq/kg-wet、コイ26（17-37）Bq/kg-wet、ニホンウナギ9.0（1.1-21）Bq/kg-wet、モツゴ9.4（5.9-12）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8）。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 2155 日、コイ 2226 日、ニホンウナギ 1026 日、モツゴ 2989 日と推定された。

2015 年から 2023 年にかけて採捕したギンブナの全長は 100-352 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 9)。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、その要因は現時点で明らかではない。

2016 年から 2023 年にかけて採捕したニホンウナギのうち、黄ウナギの全長は 249-775 mm の範囲であり (図 10)、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 $R^2=0.70$, $n=10$, $P<0.01$, 2019 年 $R^2=0.61$, $n=14$, $P<0.01$, 2020 年 $R^2=0.70$, $n=7$, $P<0.05$, 2021 年 $R^2=0.90$, $n=11$, $P<0.001$, 2022 年 $R^2=0.91$, $n=1$, $P<0.001$, 2023 年 $R^2=0.55$, $n=13$, $P<0.01$)。銀ウナギは採捕個体数が 4 個体と少なく、推移傾向を把握することができなかった。

モツゴの Cs-137 濃度は、全長 5 cm 未満が 5.9 Bq/kg-wet、5-7 cm が 12 Bq/kg-wet、7 cm 以上が 11 Bq/kg-wet であった (図 11)。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、モツゴは 1 歳の繁殖後にほとんどの個体が死亡するため、これまで 50 Bq/kg-wet を超える濃度は確認されていない。

餌生物各種の Cs-137 濃度の平均 (範囲, サンプル数) は、スジエビ 14 (11-17, 2) Bq/kg-wet、テナガエビ 15 (7.3-22, 2) Bq/kg-wet、アメリカザリガニ 11 (7.7-13, 3) Bq/kg-wet、ユスリカ 7.9 (4.8-11, 2) Bq/kg-wet、プランクトン 18 (13-23, 2) Bq/kg-wet、付着藻類 52 (32-73, 2) Bq/kg-wet、水生植物 3.0 ($n=1$) Bq/kg-wet であり、付着藻類が魚類と比べて高い濃度を示した。なお、昨年度実施したリーチング実験の結果から、プランクトン試料は混入した無機懸濁物等の影響により、Cs-137 濃度が過大評価されている可能性が指摘されている (水産研究・教育機構, 2023)。そこで、本年度採取したプランクトン試料 2 検体について、灰化試料のリーチング実験を実施した。その結果、灰化試料の総 Cs-137 量に対する実験による Cs-137 回収率の誤差範囲は、10 月 18 日に採取した試料で 89.1 から 94.3 % となったため実験失敗と判断した (表 3)。7 月 5 日に採取した試料では、総 Cs-137 量に対する生物が利用可能な状態の Cs-137 の割合が 1 割以下で、シルト等の無機懸濁態等に吸着した F5 分画の Cs-137 が混入することにより、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。湿重量あたりの Cs-137 濃度範囲は 0.971 から 1.22 Bq/kg-wet で、プランクトンを餌として利用しているモツゴ (9.4 Bq/kg-wet) に対して 1/10 程度の濃度水準であった。

千葉県利根川における 2023 年の環境水 Cs-137 濃度は 2.8 mBq/L、底泥は 18 Bq/kg-dry であった。2015 年からの推移を見たところ (図 12)、半減期 (1 成分指数関数モデルにより推定) は、環境水が 2680 日、底泥が 994 日と推定された。底泥については、2019 年 12 月を境に Cs-137 濃度の推移傾向に変化が見られ、この時期以降に半減期が長期化していることが示された (図 12: 2019 年 12 月以前のデータから推定された半減期 418 日、2019 年 12 月以降のデータから推定された半減期 617 日)。これには、同年秋に利根川流域で発生した豪雨に伴う底泥環境の変化が関

係していると考えられる（2019年12月までのデータによる指数回帰曲線の $R^2=0.77$ ， $P<0.01$ ；2019年12月以降のデータによる指数回帰曲線の $R^2=0.389$ ， $P<0.01$ ）。

ニホンウナギのCs-137濃度は、平均（範囲）2.2（0.81-13）Bq/kg-wet^{*1}であった。2015年からの推移を見ると（図13）、黄ウナギでは概ね10 Bq/kg-wet以下の濃度で推移し、2023年は全ての個体が6.0 Bq/kg-wet未満であった。一方、銀ウナギでは個体差が大きく、2023年には1個体が10 Bq/kg-wetを上回った。こうした差が生じる原因としては、育った環境のCs-137濃度や餌生物の種類や量が影響すると思われるが、詳細は不明である。

2015年から2023年にかけて採捕した黄ウナギの全長は255-843 mmの範囲であり、2018年、2019年、2020年、2023年は全長とCs-137濃度との間に有意な正の相関が認められた（2018年： $R^2=0.26$ ， $n=74$ ， $P<0.001$ ；2019年： $R^2=0.16$ ， $n=86$ ， $P<0.001$ ；2020年： $R^2=0.28$ ， $n=90$ ， $P<0.001$ ；2023年： $R^2=0.16$ ， $n=60$ ， $P<0.05$ ，図14）。しかし、その関係性は手賀沼の黄ウナギと比べると弱く、利根川と手賀沼では濃度に影響する要因が異なる可能性がある。同期間に採捕した銀ウナギの全長は402-941 mmの範囲であり、2017年のみCs-137濃度との間に有意な正の相関が認められた（ $R^2=0.62$ ， $n=87$ ， $P<0.01$ ，図15）。ただし、2017年は銀ウナギのCs-137濃度の個体差が小さく、全ての個体が5.0 Bq/kg-wet未満であった。

2022年から2023年にかけて採捕したニホンウナギの年齢は3-10歳の範囲であり、2023年に採捕した銀ウナギで最高13 Bq/kg-wetの個体が確認され、2022年と同様、銀ウナギは黄ウナギに比べてCs-137濃度の個体差が大きい傾向が認められた（図16）。

※1：採捕した60検体中21検体が検出下限値未満（ $<0.620-0.975$ Bq/kg-wet）のため、39検体で算出

(3) 2023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10.4 mBq/L、7.4 mBq/Lであった。2012年からの推移を見たところ（図17）、環境水濃度は有意に減少していることが確認された。一方、2023年に採取した底泥の濃度は平均（範囲）157.15（14.0-343）Bq/kg-dryであり、有意な減少傾向は確認されなかった。モデル選択を行ったところ、環境水はAIC値に大きな違いは認められなかった。推定された半減期は環境水で1224日（1成分モデル）であった。

2023年4月から6月に採捕された魚類各種と、9月に採捕されたヒメマスとホンマスの一部の平均（範囲）Cs-137濃度は、ヒメマス12.0（1.14-18.2）Bq/kg-wet、ホンマス20.3（12.2-31.5）Bq/kg-wet、ブラウントラウト27.6（3.96-60.8）Bq/kg-wet、レイクトラウト26.1（18.6-34.1）Bq/kg-wet、ニジマス7.46（1.25-35.8）Bq/kg-wet、ウグイ39.7（24.6-71.2）Bq/kg-wet、フナ12.9（3.58-30.7）Bq/kg-wet、カジカ9.48 Bq/kg-wet、ヨシノボリ6.42 Bq/kg-wet、ワカサギ5.84 Bq/kg-wet、スジエビ7.11 Bq/kg-wet、ヌカエビ12.5 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18）。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、カジカ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（1成分指数関数モデルにより推定）は、ヒメマス1292日、ホンマス1595日、ブラウントラウト1662日、レイクトラウト1811日、ニジマス3143日*2、ワカサギ1300日、ウグイ3412日、フナ1660日、ヨシノボリ類1082日、スジエビ5日、1736日（2成分モデル）、ヌカエビ17日、2019日（2成分モデル）、カジカ類24日、5723日（2成分モデル）、と推定された。

*2：ニジマスの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放

放射性セシウムを含まない養殖魚が含まれるため、ここでの推定値は参考値扱いとする。

(4) 水産庁、環境省ホームページから公表されているヤマメ、サクラマス放射性セシウム濃度データについて、指数関数モデルによる推移傾向の分析を行った(図 19)。1 集団あたり 15 検体以上調べられた集団 (9 河川、3 湖沼) についてデータを解析したところ、1 成分の指数関数モデルが採択された集団は、吾妻川支流名久田川 (実効生態学的半減期 1613 日)、吾妻川支流上沢渡川 (1986 日)、吾妻川支流金井川 (2399 日)、阿武隈川水系布川 (423 日)、はやま湖 (601 日)、であり、2 成分の指数関数モデルが採択された集団は、吾妻川支流沼尾川 (2 成分それぞれの実効生態学的半減期 131 日、3066 日)、吾妻川支流温川 (128 日、8553 日)、吾妻川支流今川 (7 日、4636 日)、阿賀川水系酸川支流高森川 (4 日、3892 日)、阿武隈川水系石田川 (87 日、 -6.0×10^{32} 日)、秋元湖 (144 日、2156 日)、猪苗代湖 (7 日、1701 日) であった。なお、過年度に調査をおこなったワカサギでは、1 成分の指数関数モデルが採択された集団は、中禅寺湖 (1169 日)、桧原湖 (146 日)、榛名湖 (468 日) であり、2 成分の指数関数モデルが採択された集団は、赤城大沼 (229 日、3925 日)、秋元湖 (179 日、9167 日)、霞ヶ浦 (108 日、3533 日)、小野川湖 (78 日、2216 日) であった。アユでは、1 成分の指数関数モデルが採択された集団は、阿武隈川 (宮城県丸森町) (1017 日)、大川 (宮城県気仙沼市) (695 日)、阿武隈川 (福島県伊達市) (95 日)、阿武隈川水系支流すべて (宮城県、福島県) (138 日)、那珂川 (栃木県、茨城県) (158 日) であり、2 成分の指数関数モデルが採択された集団は、阿武隈川 (福島県福島市) (17 日、1287 日)、阿武隈川水系摺上川 (福島県福島市) (91 日、1804 日)、阿武隈川水系白石川 (福島県白石市、蔵王町、柴田町、大河原町) (365 日、8117 日)、渡良瀬川 (栃木県足利市) (47 日、1703 日)、旧北上川水系支流すべて (宮城県) (53 日、2453 日)、鬼怒川 (栃木県、茨城県) (51 日、1354 日) であった。イワナでは、1 成分の指数関数モデルが採択された集団は、三迫川支流新場沢 (宮城県栗原市) (742 日)、旧北上川水系支流すべて (宮城県栗原市、大崎市) (934 日)、阿武隈川水系摺上川支流 (摺上ダム下流) (福島県福島市) (976 日)、阿武隈川水系摺上川支流横川 (福島県福島市) (1328 日)、2 成分の指数関数モデルが採択された集団は、二迫川支流小野松沢 (宮城県栗原市) (214 日、2843 日)、名取川本流 (宮城県仙台市太白区) (95 日、 3.0×10^{26} 日)、名取川支流穴戸沢 (宮城県仙台市) (198 日、4681 日)、名取川水系支流すべて (宮城県仙台市、川崎町) (90 日、1751 日)、阿武隈川水系摺上川支流烏川 (福島県福島市) (215 日、7810 日)、阿武隈川水系摺上川支流小川 (福島県福島市) (110 日、3418 日)、阿武隈川水系摺上川支流 (摺上ダム上流) (福島県福島市) (215 日、5981 日)、阿武隈川水系荒川・荒川支流 (福島県福島市) (76 日、1228 日) であった。

(5) 飯樋川および井出川上流に生息するイワナおよびヤマメの胃内容物分析を行ったところ、両種ともにいずれの河川・調査月においても陸生・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。6 月に採集した飯樋川のイワナでは、水生のトビケラ目 (47.4%) を最も多く採餌し、ヤマメでは陸生の甲虫目 (53.3%) の頻度が最も高かった (図 20)。10 月になるとイワナでは水生のヘビトンボ目 (25.7%) の幼虫が多く、ヤマメでは水生の鱗翅目 (ミズメイガ類) (42.3%) の幼虫が多く採餌されていた。餌生物を水生と陸生でまとめると、6 月のイワナからは水生由来の餌生物が 76.3% 出現したのに対して、ヤマメでは 86.3% の陸生由来餌生物が確認された。10 月では両種とも水生と陸生の出現頻度はおおよそ半数となった。

6月の井出川上流では、イワナの胃内容物から水生のカゲロウ目(57.9%)が最も多く出現し、ヤマメでは水生のトビケラ目(64.8%)が多く出現した。10月調査時では、イワナは陸生の甲虫目(36.7%)を、ヤマメは水生のヘビトンボ目(51.8%)の幼虫を最も多く採餌していた。井出川上流の6月では両魚種とも水生由来の餌生物が7割以上占めていたが、10月ではイワナは陸生(89.9%)が多く、ヤマメは水生(93.6%)が大半を占めた。各魚種の胃内容物から出現する餌生物の特徴について、季節・河川を通して一貫した傾向は認められなかった(図21)。

摂餌強度を示すSCIは、飯樋川におけるイワナおよびヤマメ、井出川上流域のヤマメでは10月よりも6月の方がSCIが高くなるのに対し、井出川上流域のイワナでは6月よりも10月の方が高い傾向を示した。

2023年6月に飯樋川および井出川上流にて採捕した魚類および餌生物の $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ の2次元マップを図22に示した。河川内で比較すると、いずれの河川でもイワナおよびヤマメの $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ の値に大差は見られなかった。一方、餌生物の $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ は、いずれの河川においても近縁群内で大きくばらついていた。

魚類の成長に伴う $\delta^{15}\text{N}$ (栄養段階の指標)の変化を把握するため、尾叉長と $\delta^{15}\text{N}$ との関係を図23に示した。2023年6月の飯樋川の子ヤマメは、尾叉長と $\delta^{15}\text{N}$ に正の相関関係が認められたが($R^2=0.870$ 、 $P<0.05$)、飯樋川のイワナと井出川上流のイワナおよびヤマメでは関係は見られなかった。

2023年6月の飯樋川における $\delta^{15}\text{N}$ とCs-137濃度との関係を図24に示した。魚類およ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、 $\delta^{15}\text{N}$ とCs-137濃度との間に明瞭な関係は見られなかった。

2023年の中禅寺湖および手賀沼における魚類と餌生物の $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ の2次元マップを図25に示した。いずれの湖沼も前年の生態系構造と良く類似し、調査年による違いは小さいことを確認した。中禅寺湖では、サケ科魚類の $\delta^{15}\text{N}$ が高く、コイ科魚類で低い傾向が見られ、餌生物の違いを反映していると考えられた。ウグイの $\delta^{15}\text{N}$ の平均(‰)±標準偏差は 9.39 ± 0.355 ($n=10$)、ギンブナは 7.06 ± 0.285 ($n=10$)であり、ウグイの方がギンブナより高かった(t 検定、 $P<0.001$)。また、ウグイの $\delta^{13}\text{C}$ の平均(‰)±標準偏差は -16.3 ± 1.25 ($n=10$)、ギンブナは -13.5 ± 1.64 ($n=10$)であり、 $\delta^{13}\text{C}$ はギンブナの方が高く($P<0.001$)、これら2魚種の栄養段階および食性は異なることが示された。手賀沼では、甲殻類やユスリカ幼虫が魚類の餌生物になっていることが推察された。

2023年の中禅寺湖における魚類の尾叉長と $\delta^{15}\text{N}$ との関係では、レイクトラウトとホンマスで正の相関が、 $\delta^{13}\text{C}$ はブラウントラウトとホンマスで正の相関が認められ(図26)、サケ科魚類では魚類の成長に伴ってより高次の餌生物への変化が示唆された。一方、コイ科2種に相関は認められず、成長による餌生物の変化はサケ科よりも明瞭ではないと考えられた。魚類のCs-137濃度に及ぼすサイズ効果を検証するため、尾叉長とCs-137濃度との関係を調べたところ、ホンマスとレイクトラウトで正の相関(傾向)が、コイ科2種ではそれが認められなかった(図27)。 $\delta^{15}\text{N}$ 、 $\delta^{13}\text{C}$ とCs-137濃度との関係では、サケ科ではニジマスを除き $\delta^{15}\text{N}$ とCs-137濃度との間に正の相関が認められたのに対して、コイ科では見られなかった(図28)。正の相関が見られた魚種では、栄養段階の高い個体(=体サイズの大きい個体)ほどCs-137濃度が高いことを意味しており、サイズが大きい個体ほど、Cs-137濃度の高い餌を食べる傾向にあることや、魚体サイズの増加に

伴い、餌から取り込んだ Cs-137 の排出が相対的に遅くなることが考えられている (Koulikov and Ryabov, 1992、Takagi et al., 2015)。また、 $\delta^{13}\text{C}$ と Cs-137 濃度との関係では、サケ科では相関は見られず、ウグイで負の相関が見られた。このことについて、餌生物の違いが魚類の Cs-137 濃度に影響を及ぼしている可能性が推察されるが、その要因について現時点では不明である。

2022-2023 年の手賀沼のウナギおよびコイについては、尾叉長と安定同位体比および Cs-137 濃度との間の正の相関（傾向）が見られたに対し、ギンブナとモツゴでは相関が見られない、あるいは負の相関（傾向）が認められた（図 29）。尾叉長と Cs-137 濃度との関係では、ウナギとコイで正の相関が認められたが、ギンブナとモツゴには見られなかった（図 30）。また $\delta^{15}\text{N}$ 、 $\delta^{13}\text{C}$ と Cs-137 濃度との関係では、いずれの魚種でも相関は認められなかった（図 31）。

3. 今後の課題

利根川のニホンウナギでは、銀ウナギで Cs-137 濃度の個体差が大きく、この個体差は体サイズの変異に関係しないことが改めて確認されたが、Cs-137 濃度は最高でも 13 Bq/kg-wet であり、濃度が十分に低下したことから本年度で利根川での調査を終了とする。

胃内容物分析および炭素・窒素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ ）分析を実施し、河川・湖沼の生態系構造ならびに主要な餌生物を把握した。魚類の Cs-137 濃度については、体サイズと安定同位体比との関係を通して、サイズ効果、餌生物からの取り込み、生物濃縮の可能性などを示した。中禅寺湖のサケ科魚類では、体サイズや同位体と Cs-137 濃度との関係が見えつつある一方、河川生態系（上流域）や手賀沼のコイ科魚類などではそれらの関係が見えにくい傾向にあった。コイ科は雑食性で幅広い餌生物を利用するとともに、捕食時に底質付近を探索しながら餌生物を捕食することがあるため、Cs-137 濃度の比較的高い懸濁物や底土を混食することも考えられる。上流域に生息する魚類や湖沼生態系のコイ科魚類などでは、下流域や他魚種よりも Cs-137 濃度が高く、また濃度の個体差が大きいことが示された。これらの要因解明については今後の課題となる。

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。これらのデータは、今後、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。水産庁および環境省より公表されているデータを用いて推移傾向の解析を行ったところ、いくつかのヤマメ集団では濃度の減少傾向が時間とともに変化していることが確認された。魚体の Cs-137 濃度レベルは環境水の濃度に強い影響を受けるため（水産研究・教育機構, 2021）、これらの集団では環境水の濃度推移も時間とともに変化していることが考えられる。また、いくつかの集団では半減期の推定値が負の値、または物理学的半減期よりも長い値を示し、これらの集団では、近年 Cs-137 濃度がほとんど低下していないか、またはごく僅かに増加していることが考えられた。今後、これらの水面における Cs-137 濃度の推移を注視しつつ、その他の水面についても新規濃度データの収集を図り、推移傾向の分析を進めていく。

引用文献

Jonsson B., Forseth T., Ugedal O. (1999) Chernobyl radioactivity persists in fish. Nature, 400, 417.

- Koulikov, A. O. and Ryabov, I. N. (1992) Specific cesium activity in freshwater fish and the size effect. *Science of the Total Environment*, 112, 125-142.
- 水産研究・教育機構 (2021) 令和2年度海洋生態系の放射性物質挙動調査事業報告書. 2-1: 湖沼生態系における放射性物質の動態把握, p. 46-67.
- 水産研究・教育機構 (2023) 令和4年度海洋生態系の放射性物質挙動調査事業報告書. 2-2: 河川生態系における放射性物質の動態把握, p. 54-64.
- Takagi, K., Yamamoto, S., Matsuda, K., Tomiya, A., Enomoto, M., Shigenobu, Y., Fujimoto, K., Ono, T., Morita, T., Uchida, K. and Watanabe, T. (2015) Radiocesium concentrations and body size of largemouth bass, *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802), and smallmouth bass, *M. dolomieu* (Lacépède, 1802), in Lake Hayama, Japan. *Journal of Applied Ichthyology*, 31, 909-911.

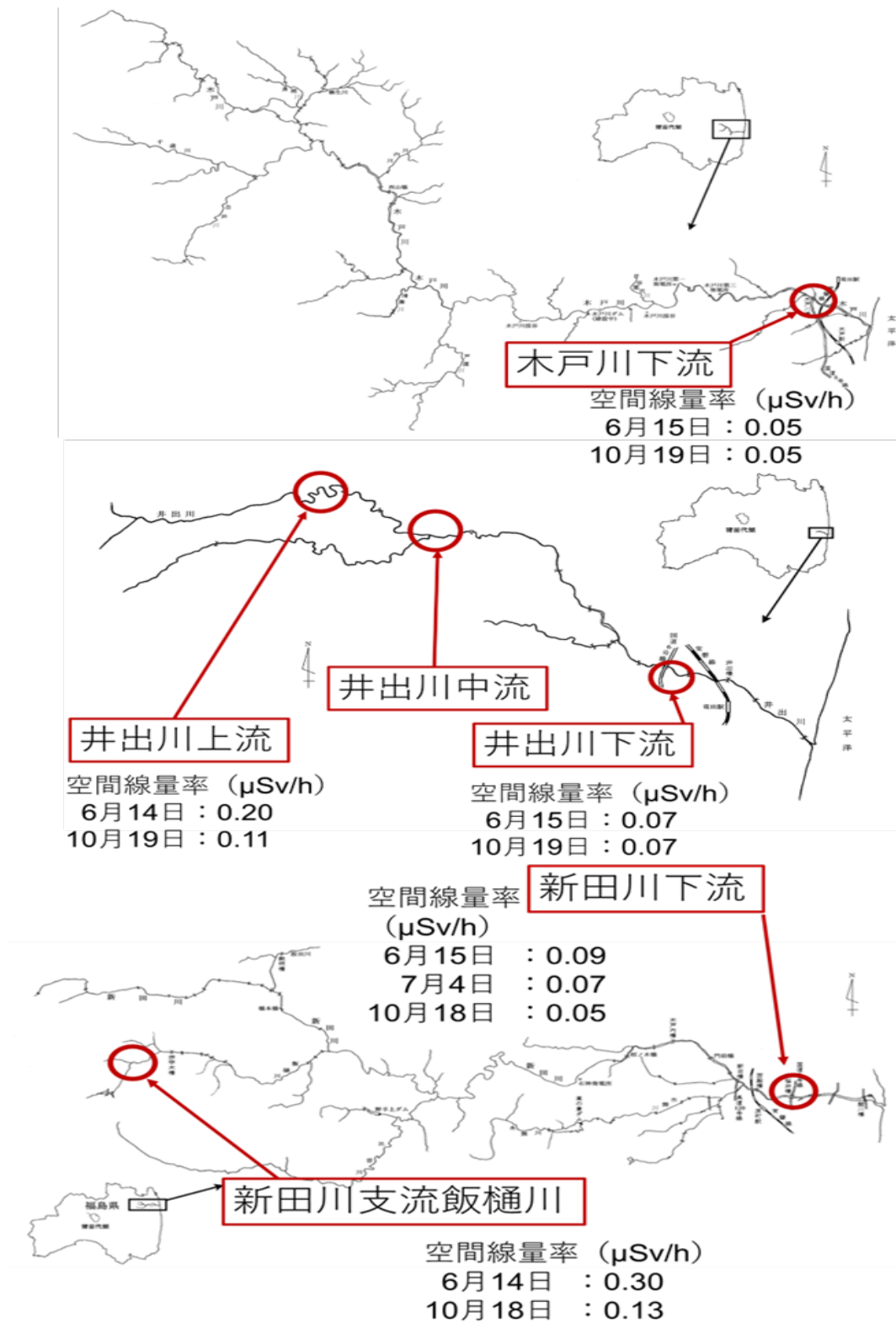


図1 木戸川、新田川、井出川に設定した調査地点、および調査地点の空間線量率

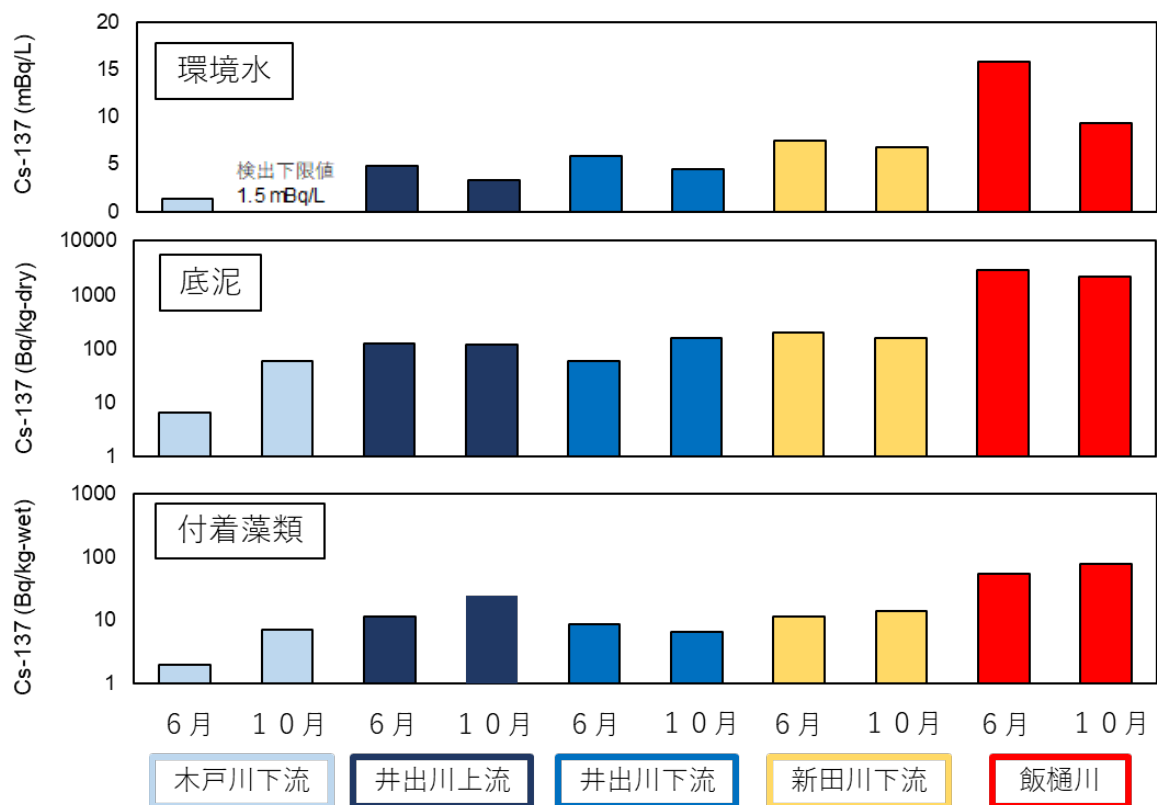


図2 各調査地点の環境水、底泥、及び付着藻類（シルト含む）のCs-137濃度

表1 福島県各河川の魚類各種のCs-137濃度

調査時期		6月						10月		
水域	種類	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	10	2.6	4.2	1.2	10	5.8	10.1	2.9
		ウナギ	2	3.2	1.6	4.8				
井出川上流	魚類	イワナ	15	16.2	47.3	8.0	10	55.0	202	12.9
		ヤマメ	15	24.7	52.7	11.1				
井出川中流	魚類	イワナ					1	35.1		
		ウグイ	12	52.3	129	27.2	10	123	244	68.5
		ヤマメ	5	52.3	68.0	29.8	10	110	209	59.6
		甲殻類	スジエビ					1	25.9	
井出川下流	魚類	アユ	10	21.8	32.8	12.8	10	15.5	24.3	1.5
		ウグイ	15	18.0	33.4	11.4	4	22.6	34.2	10.2
		ウナギ	2	16.4	20.1	12.6				
		ギンプナ					1	14.9		
		シマドジョウ	1	20.6			9	11.8	14.1	7.6
		スナヤツメ					1	3.73		
		ボウズハゼ	1	46.1			7	22.6	33.6	11.2
		ヤツメ類					3	5.1	6.1	3.2
		ヤマメ	6	9.8	11.1	7.1	1	11.5		
		ヨシノボリ	1	22.7			1	16.8		
井出川下流	甲殻類	スジエビ	1	10.5			1	8.5		
		ヌカエビ					1	9.3		
		モクスガニ	1	19.1			1	18.2		
飯樋川	魚類	アブラハヤ	1	46.9			3	36.3	37.4	34.9
		イワナ	14	210	360	98.3	10	201	542	87.5
		ヤマメ	6	231	445	53.9	10	27.5	39.7	16.3

※スジエビ、スナヤツメ、ボウズハゼ、ヨシノボリ、アブラハヤは複数検体を1試料とした

表1 つづき

調査時期	水域	種類	採集検体数	6月			7月			10月					
				Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)			Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)			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	平均値	最大値	最小値			
新田川下流	魚類	アユ	10	10.1	15.0	7.0	10	12.4	14.7	9.7	10	22.7	29.0	16.5	
		ウキゴリ					1	19.2			4	16.7	20.6	13.6	
		ウグイ					1	7.1							
		ウナギ	3	11.3	14.5	9.0	10	16.8	28.8	8.7	9	12.3	27.4	5.0	
		オイカワ					7	8.1	16.4	4.5	1	11.2			
		カジカ	1	6.1							1	5.1			
		カマツカ					1	6.1			6	5.8	7.7	3.8	
		カワムツ					1	7.3							
		コイ					1	5.9			2	43.5	76.9	10.1	
		シマドジョウ									1	4.2			
		スズキ					1	8.2							
		タモロコ									2	4.2	4.2	4.1	
		チチブ	1	9.9			1	9.6			2	13.4	16.0	10.7	
		ナマズ					12	36.7	57.2	11.8	4	19.7	38.4	10.0	
		ボウズハゼ									1	15.3			
		ボラ													
		ヨシノボリ	1	7.4			1	10.3			1	12.5			
		甲殻類	アメリカザリガニ					1	14.4						
			スジエビ	1	10.2			1	4.9			1	8.0		
	ヌカエビ										1	12.2			
モクズガニ	1		21.5			1	27.2			1	19.0				

※ウキゴリ、カジカ、カマツカ、カワムツ、スズキ、タモロコ、チチブ、ボウズハゼ、ヨシノボリ、スジエビ、ヌカエビ、モクズガニは複数個体を1試料とした

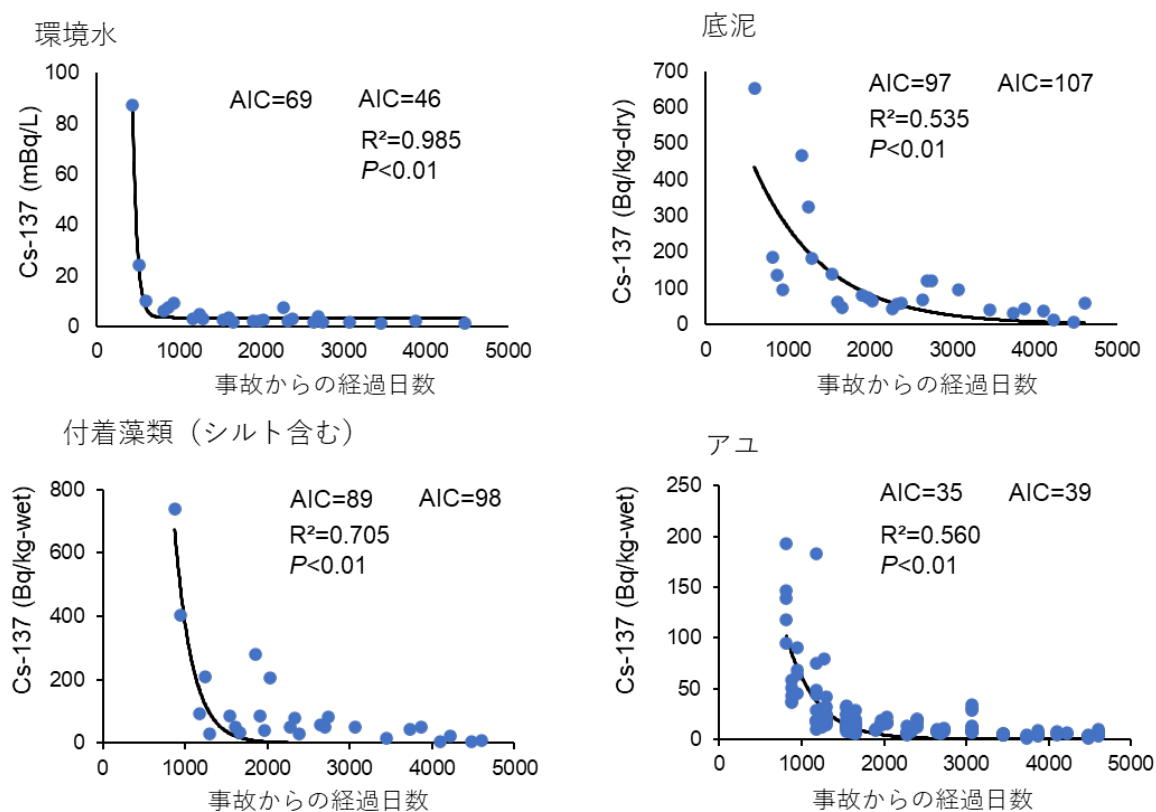


図3 木戸川下流の環境水、底泥、附着藻類 (シルト含む)、アユの Cs-137 濃度の推移および AIC 値 (左は 1 成分指数関数モデル、右は 2 成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、R² 値、P 値は採択されたモデルでの統計値を示す)

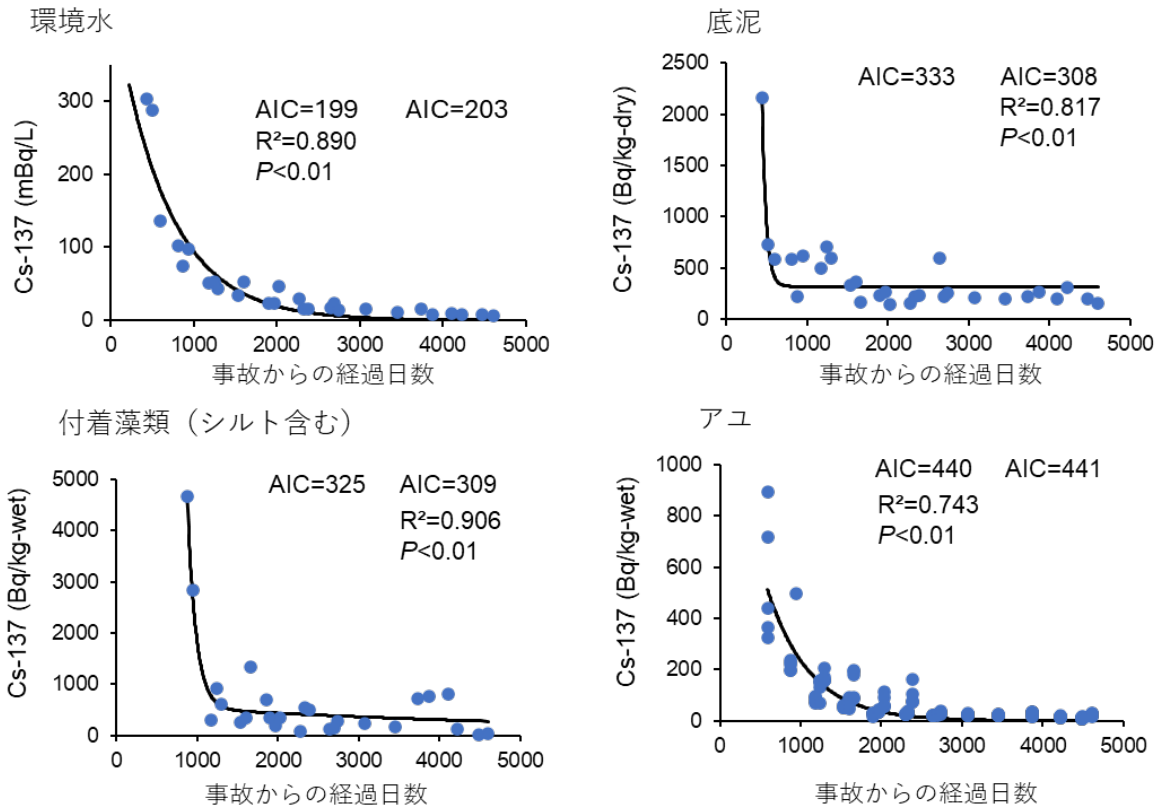


図4 新田川下流の環境水、底泥、付着藻類（シルト含む）、アユの Cs-137 濃度の推移および AIC 値（左は 1 成分指数関数モデル、右は 2 成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、R² 値、P 値は採択されたモデルでの統計値を示す）

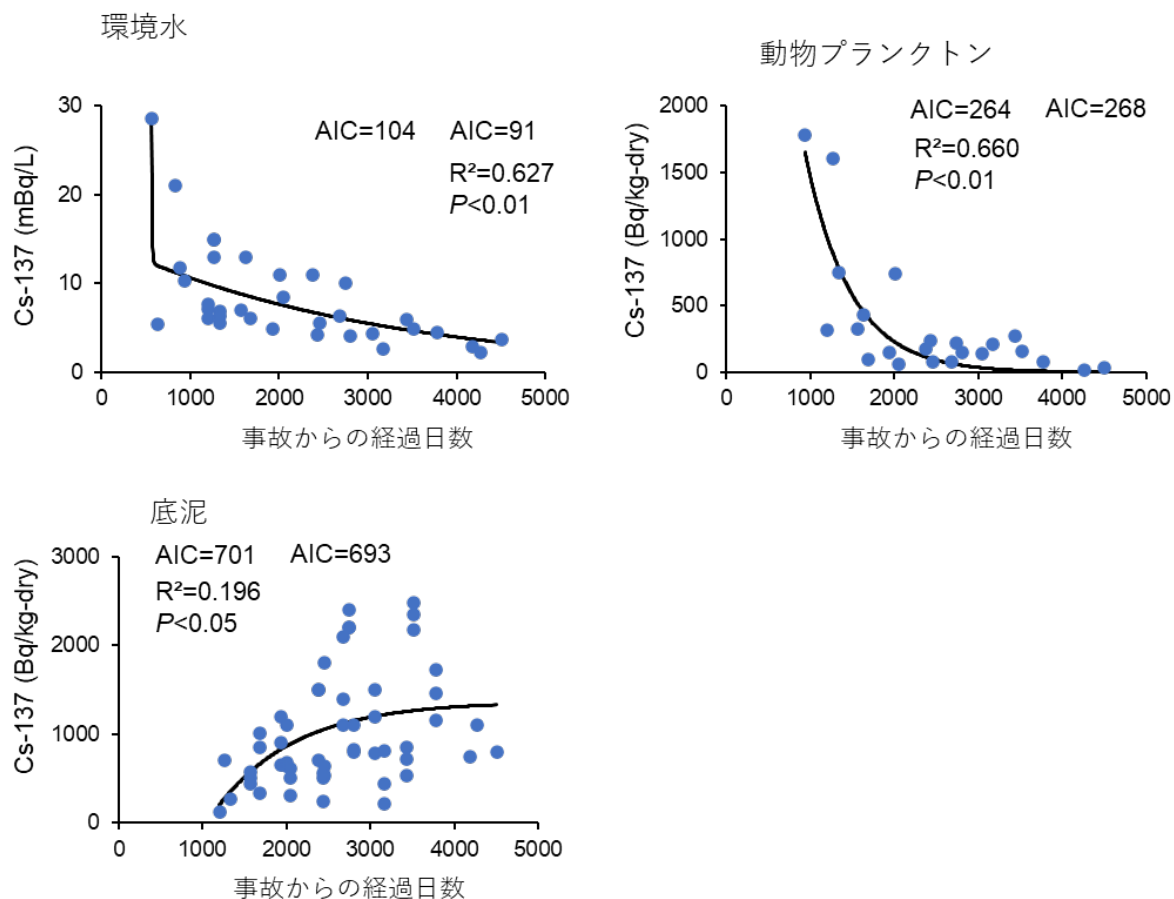


図5 秋元湖の湖水、動物プランクトン、底泥の Cs-137 濃度の推移および AIC 値（左は 1 成分指数関数モデル、右は 2 成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、 R^2 値、 P 値は採択されたモデルでの統計値を示す）

表2 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	魚類	イワナ	5	15.7	37.0	8.0
		ウグイ	14	12.8	19.8	8.5
		フナ類	20	19.8	31.7	9.1
		オオクチバス属	6	30.0	41.3	18.5
		ニゴイ	4	14.8	21.0	11.2
		ブルーギル	1	8.8		
	甲殻類	ヤマメ	1	7.9		
		ウチダザリガニ	1	13.9		
		スジエビ	1	15.3		

※ワカサギ、ウチダザリガニ、スジエビは複数個体を 1 試料とした

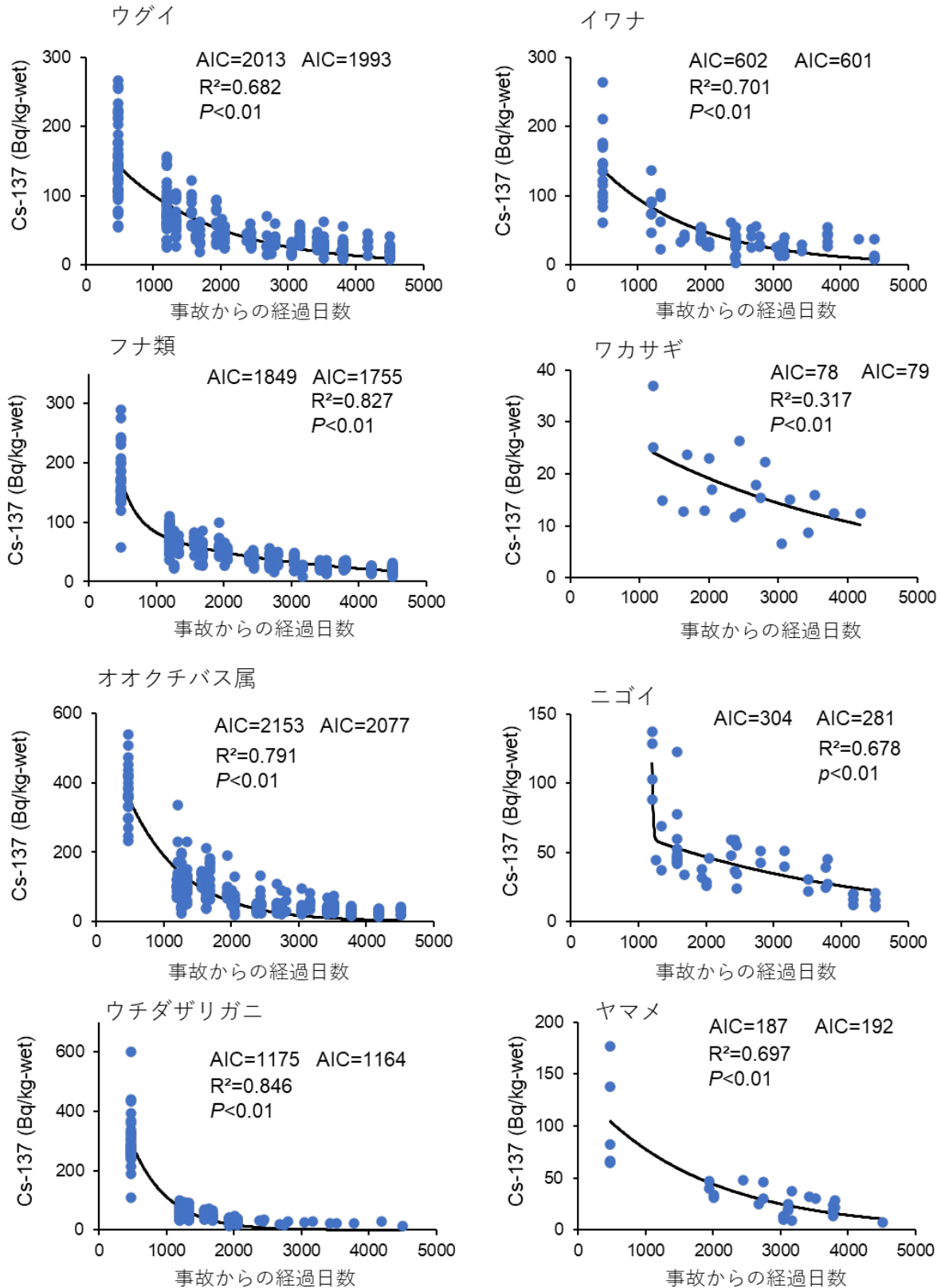


図6 秋元湖に生息する魚類各種の Cs-137 濃度の推移および AIC 値 (左は 1 成分指数関数モデル、右は 2 成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、R² 値、P 値は採択されたモデルでの統計値を示す)

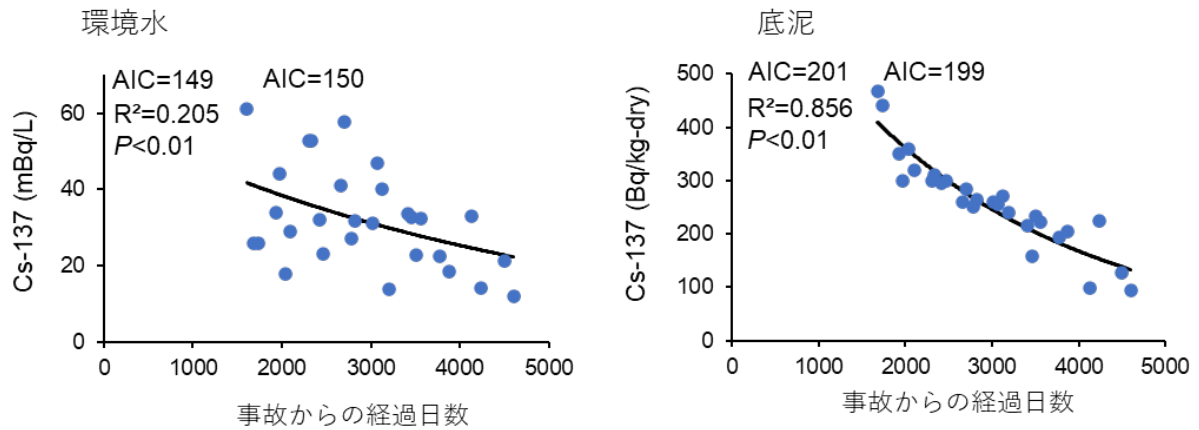


図7 手賀沼における環境水と底泥のCs-137濃度の推移およびAIC値（左は1成分指数関数モデル、右は2成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、 R^2 値、 P 値は採択されたモデルでの統計値を示す）

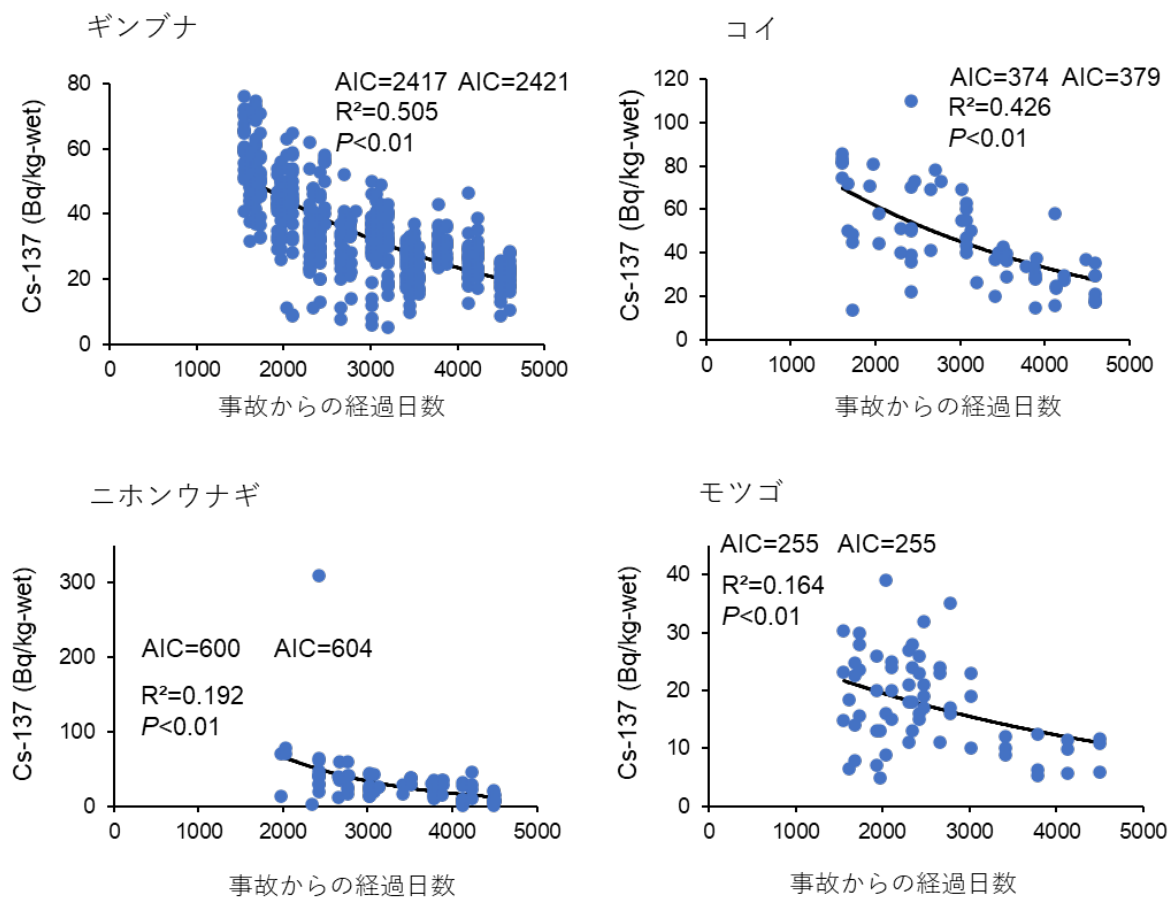


図8 手賀沼におけるギンブナ、コイ、ニホンウナギ、モツゴのCs-137濃度の推移およびAIC値（左は1成分指数関数モデル、右は2成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、 R^2 値、 P 値は採択されたモデルでの統計値を示す）

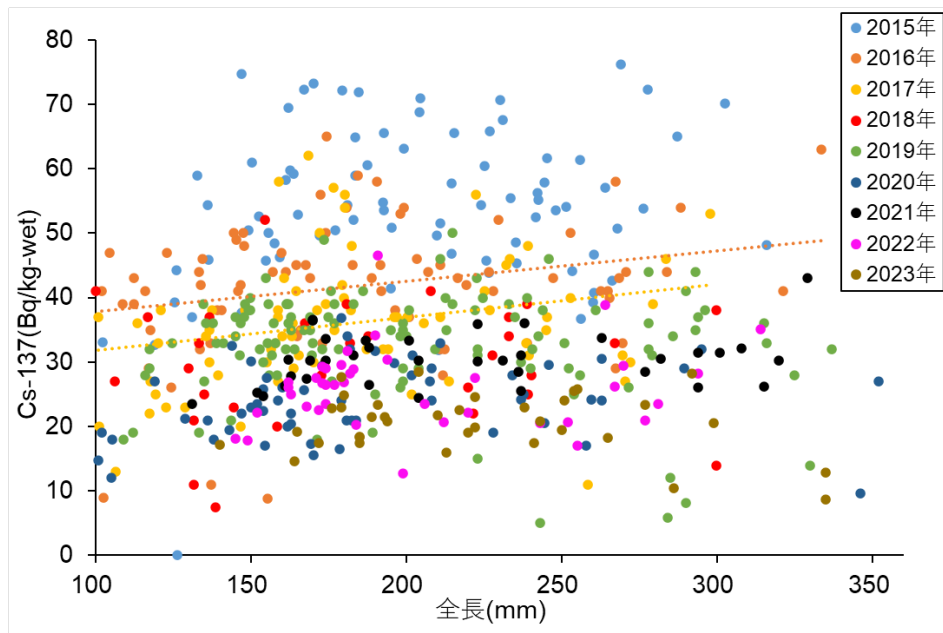


図9 手賀沼におけるギンブナの全長とCs-137濃度との関係。点線は、一次回帰直線を示す

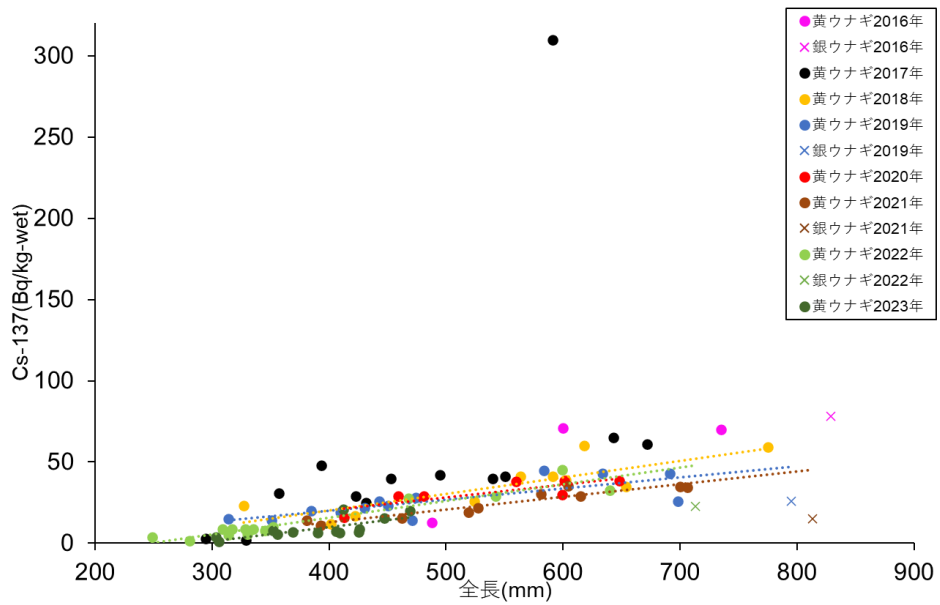


図10 手賀沼におけるニホンウナギの全長とCs-137濃度との関係。点線は、一次回帰直線を示す

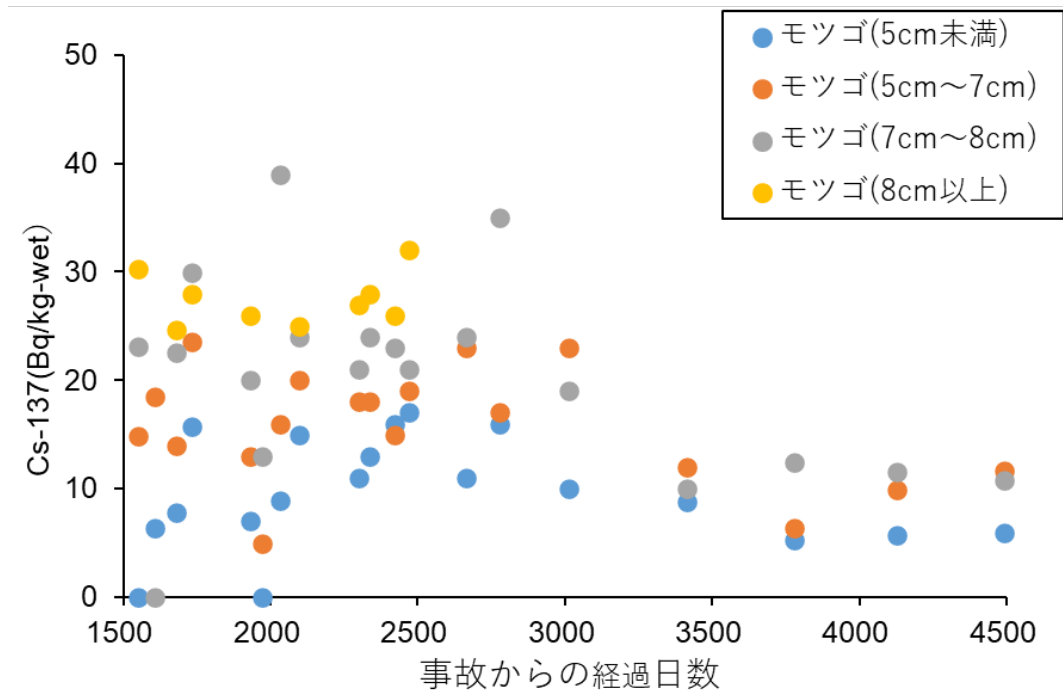


図 11 手賀沼におけるモツゴの全長別 Cs-137 濃度の推移。なお、検出下限値未満のデータは 0 Bq/kg-wet として表記した

表 3 手賀沼プランクトン灰化試料のリーチング実験結果

場所	採取日	灰化試料の Cs-137濃度 (Bq/kg-wet)	総Cs-137量に対する 実験によるCs-137 回収率の誤差範囲	総Cs-137量に 対する割合		抽出液Cs-137量から 求めた餌生物濃度範囲 (Bq/kg-wet)
				抽出液	残渣	
手賀沼	2023/7/5	12.8±0.200	94.5~102.9%	8.46%	90.2%	0.971~1.22
手賀沼	2023/10/18	24.2±0.243	89.1~94.3%*	8.90%	82.7%	—

* 実験による Cs-137 回収率の誤差範囲が 100%をカバーしなかったため実験失敗と判断

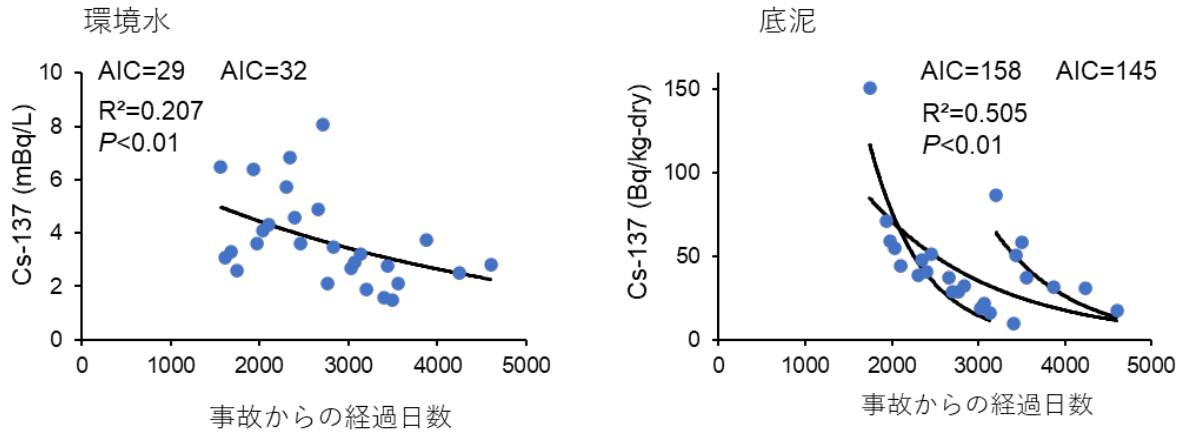


図12 利根川における環境水と底泥のCs-137濃度の推移およびAIC値（左は1成分指数関数モデル、右は2成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、 R^2 値、 P 値は採択されたモデルでの統計値を示す。底泥については、全てのデータを用いて計算された指数関数曲線に加えて、2019年12月を境にそれ以前とそれ以降のデータそれぞれで推定した指数関数曲線を示している）

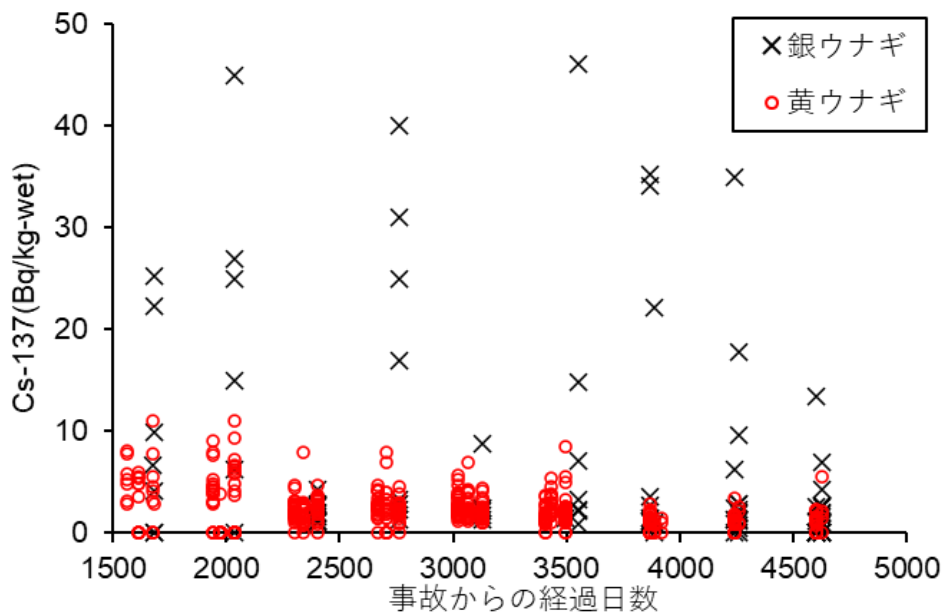


図13 利根川におけるニホンウナギのCs-137濃度の推移。なお、検出下限値未満のデータは0 Bq/kg-wetとして表記した

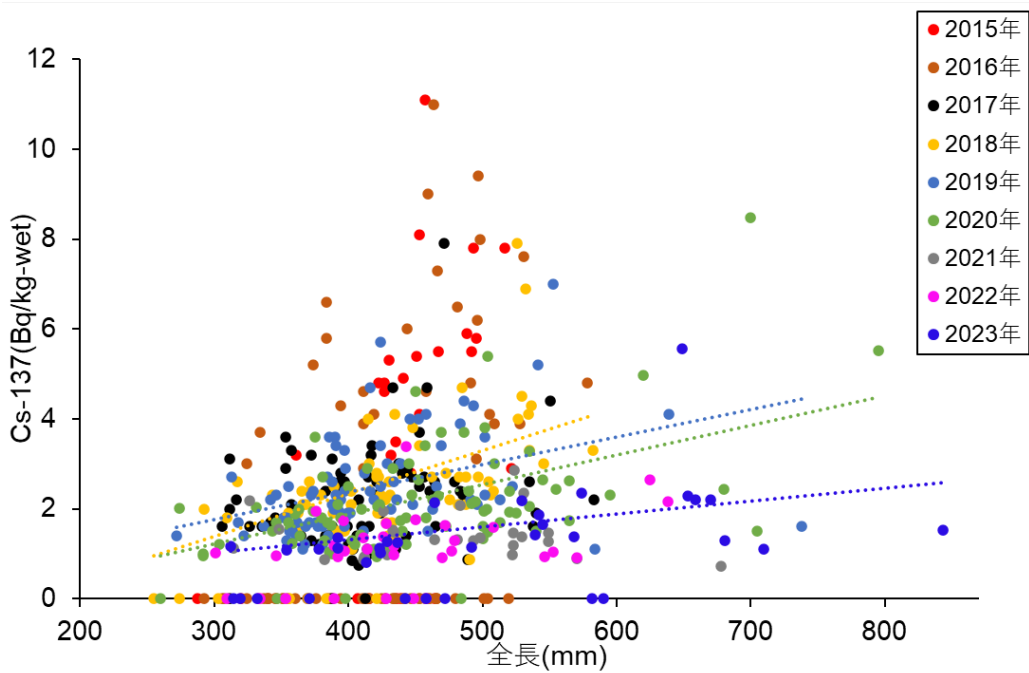


図 14 利根川における黄ウナギの全長と Cs-137 濃度との関係。点線は、一次回帰直線を示す。なお、検出下限値未満のデータは 0 Bq/kg-wet として表記したが、回帰解析には加えなかった。

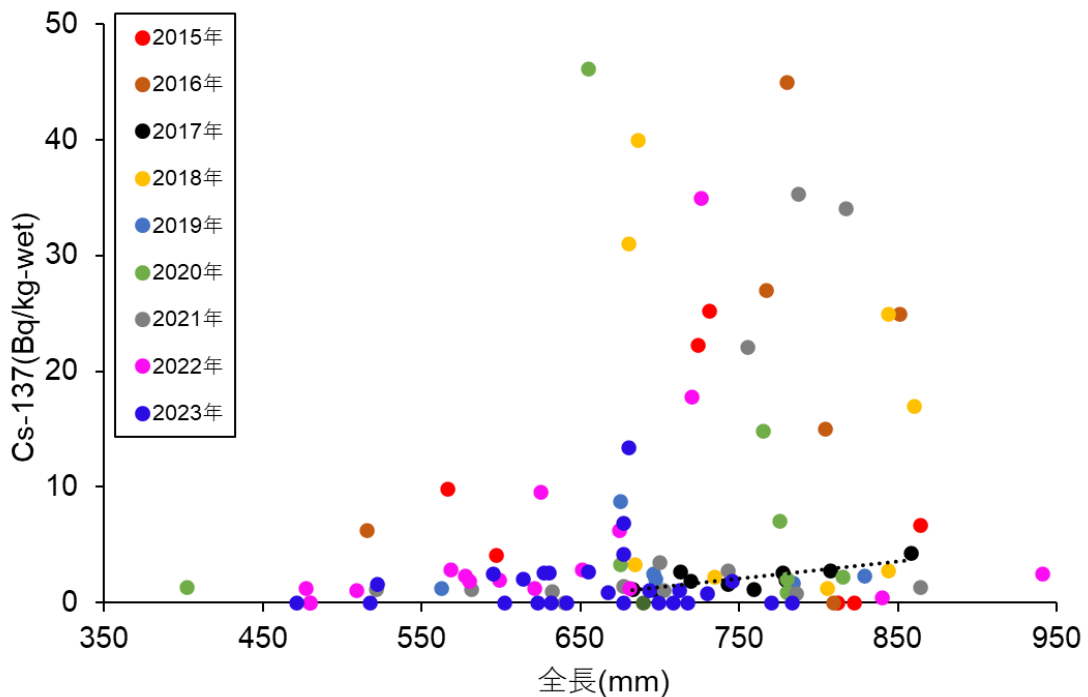


図 15 利根川における銀ウナギの全長と Cs-137 濃度との関係。点線は、一次回帰直線を示す。なお、検出下限値未満のデータは 0 Bq/kg-wet として表記したが、回帰解析には加えなかった。

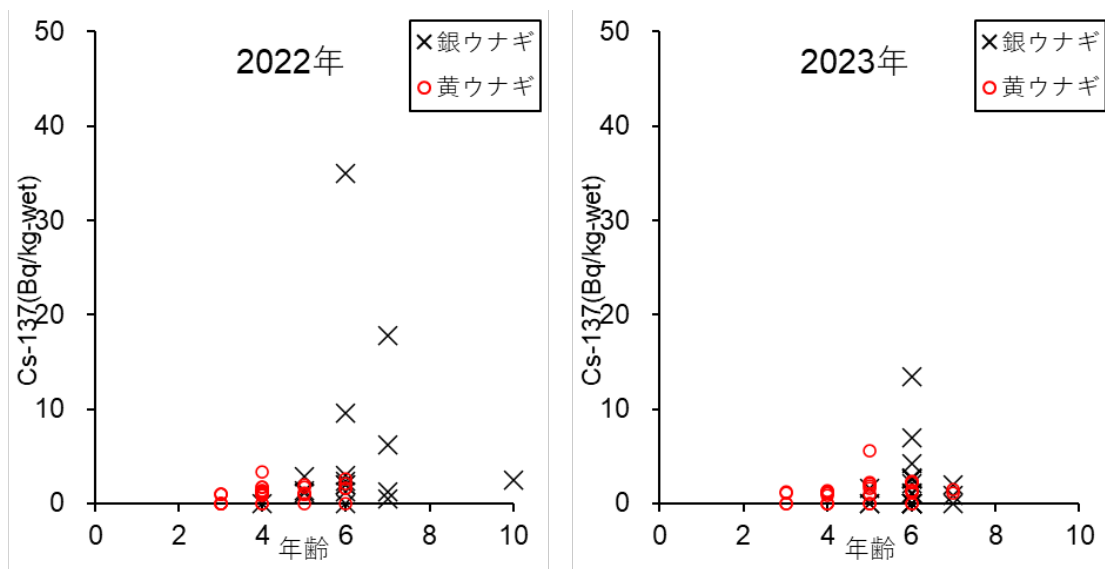


図16 利根川におけるニホンウナギの年齢別、発育段階別のCs-137濃度。なお、検出下限値未満のデータは0 Bq/kg-wetとして表記した

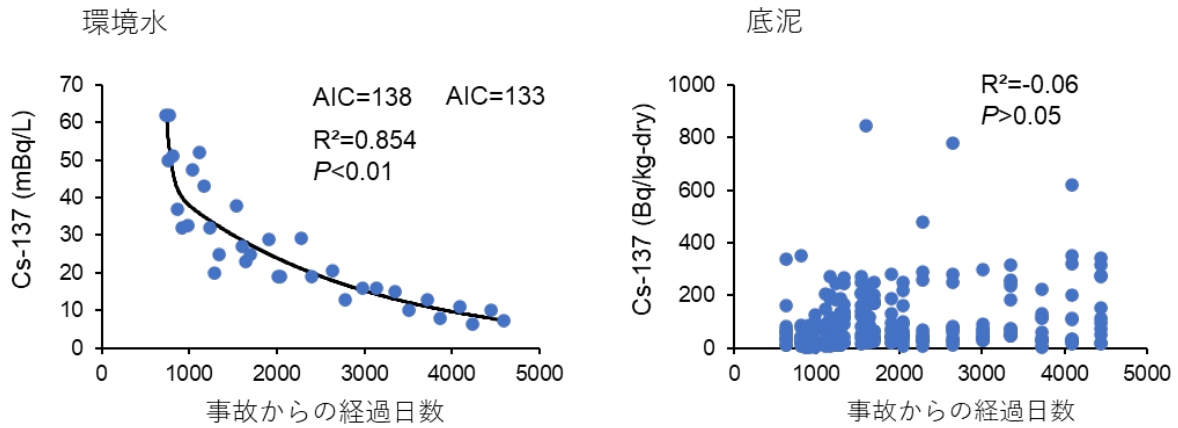


図 17 中禅寺湖における環境水と底泥の Cs-137 濃度の推移および AIC 値（左は 1 成分指数関数モデル、右は 2 成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、 R^2 値、 P 値は採択されたモデルでの統計値を示す）

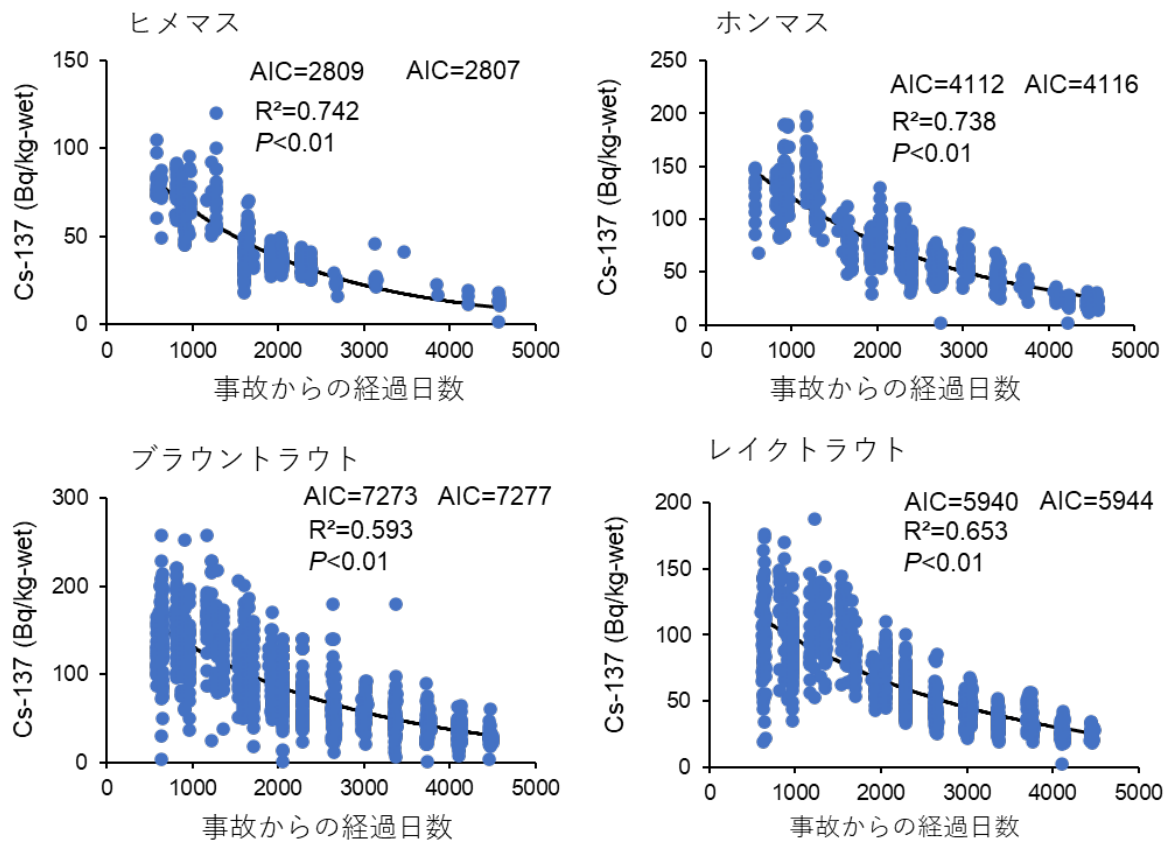


図 18 中禅寺湖に生息する各魚種の Cs-137 濃度の推移および AIC 値（左は 1 成分指数関数モデル、右は 2 成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、 R^2 値、 P 値は採択されたモデルでの統計値を示す）

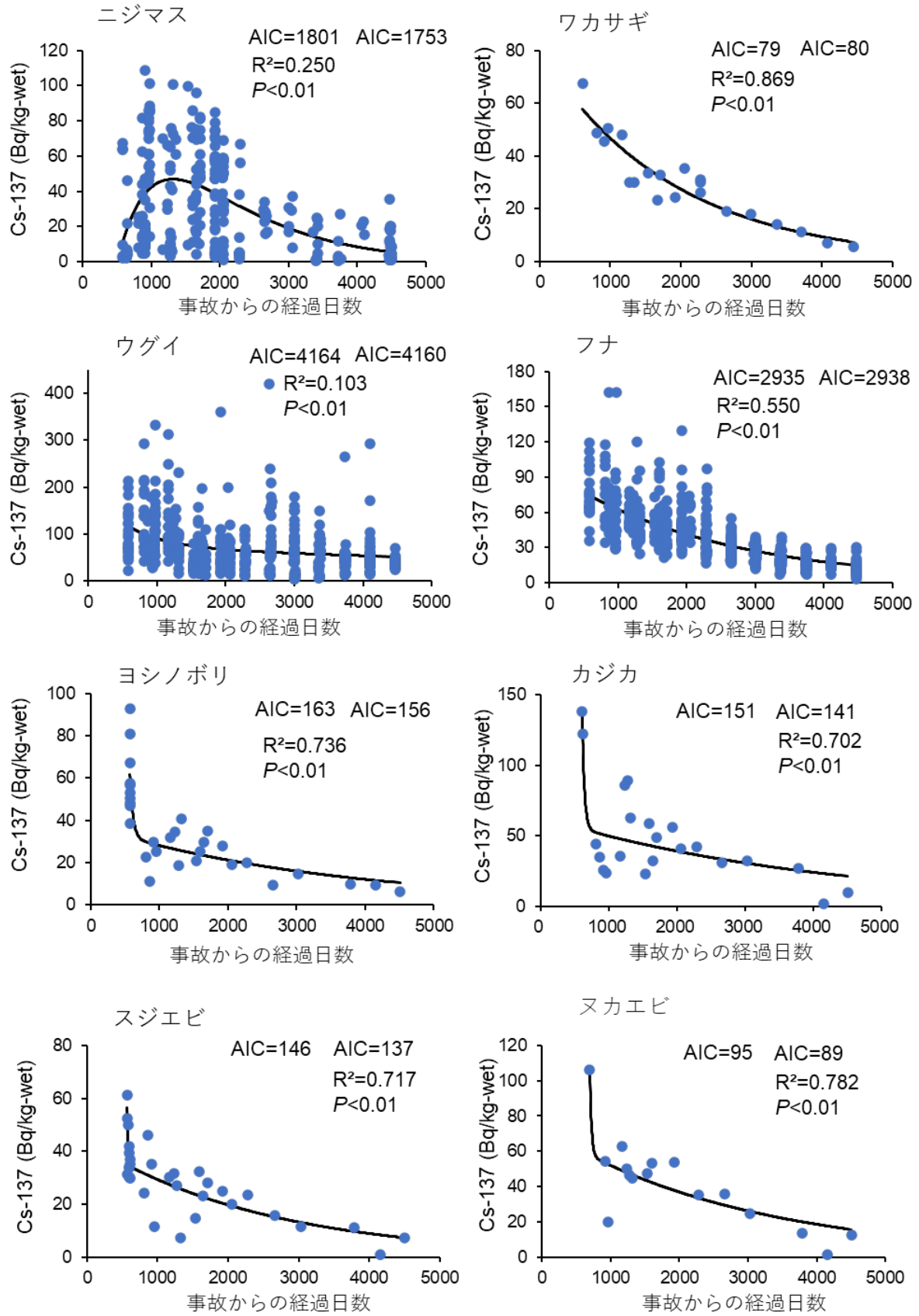


図 18 つづき

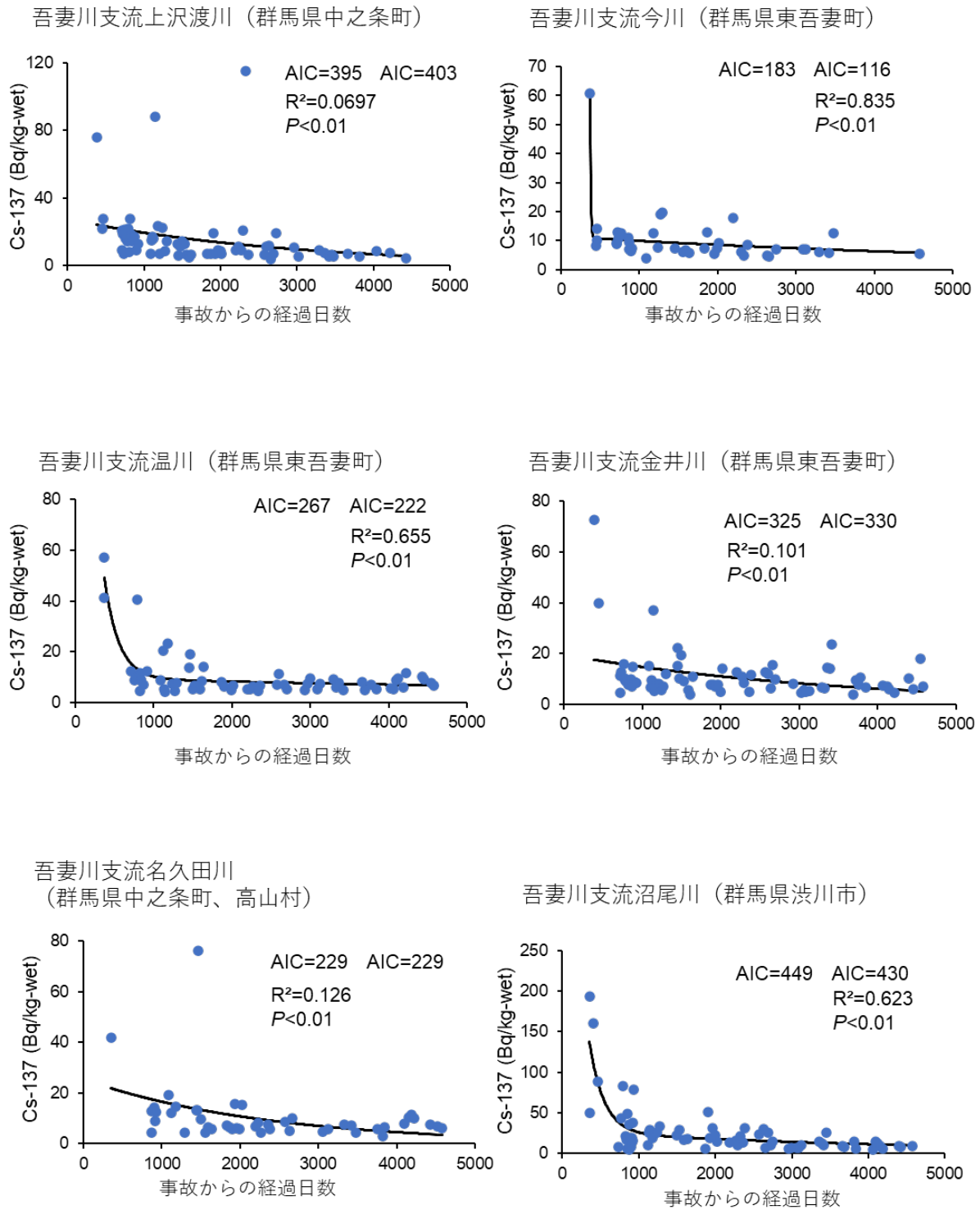


図 19 湖沼・河川に生息するヤマメ、サクラマス の Cs-137 濃度の推移および AIC 値 (左は 1 成分指数関数モデル、右は 2 成分指数関数モデルによる値をそれぞれ示し、 R^2 値、 P 値は採択されたモデルでの統計値を示す)

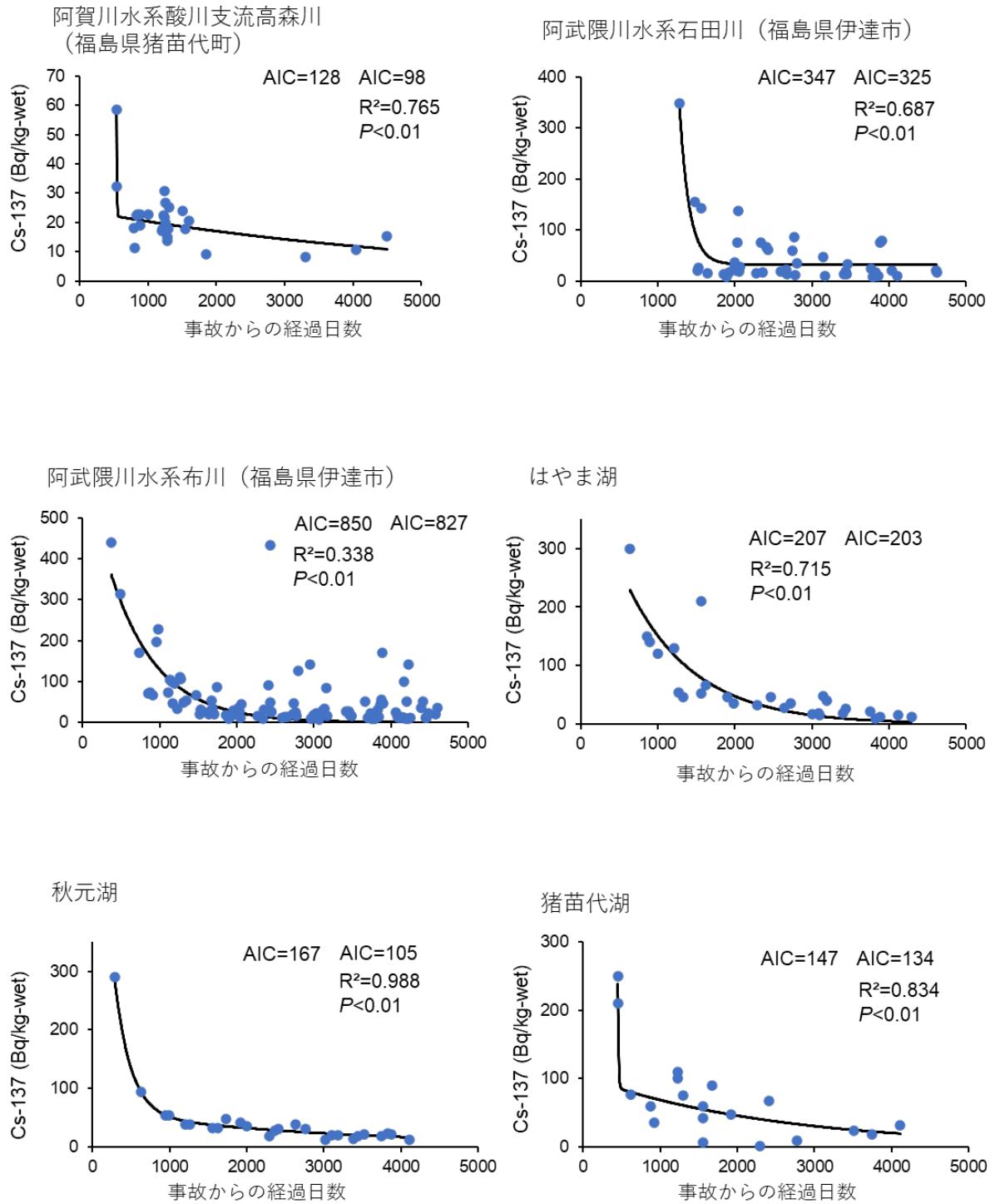
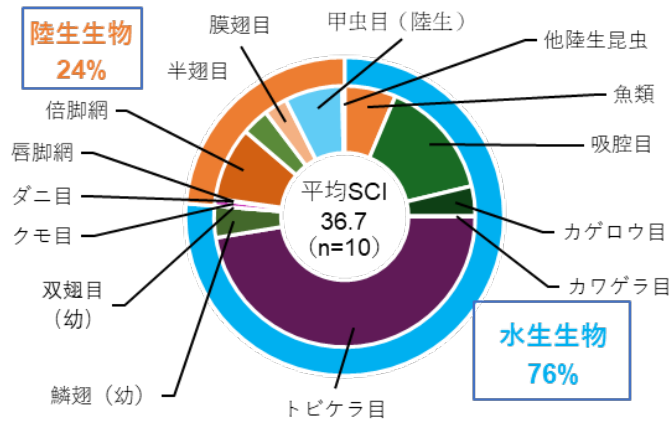


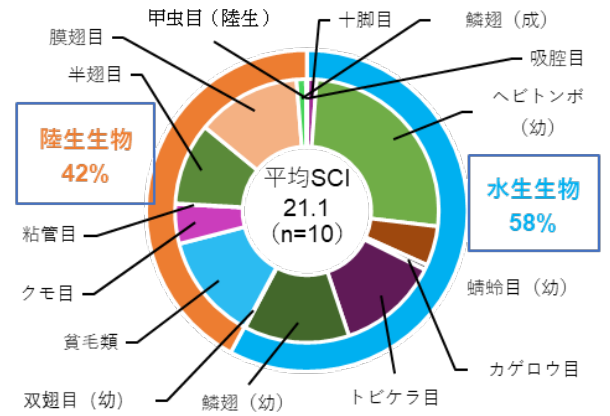
図 19 つづき

飯樋川

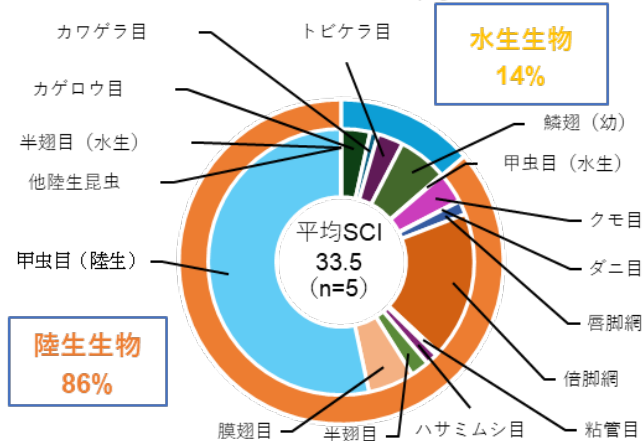
イワナ 6月



イワナ 10月



ヤマメ 6月



ヤマメ 10月

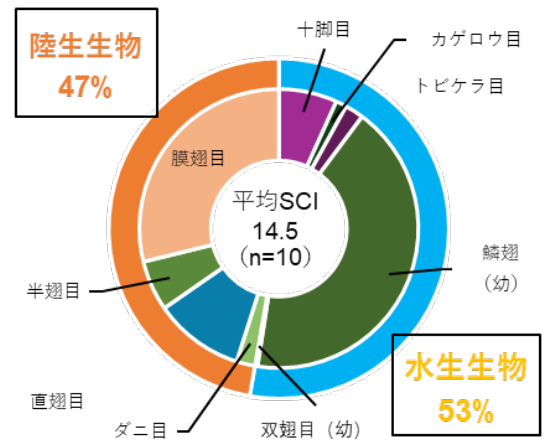
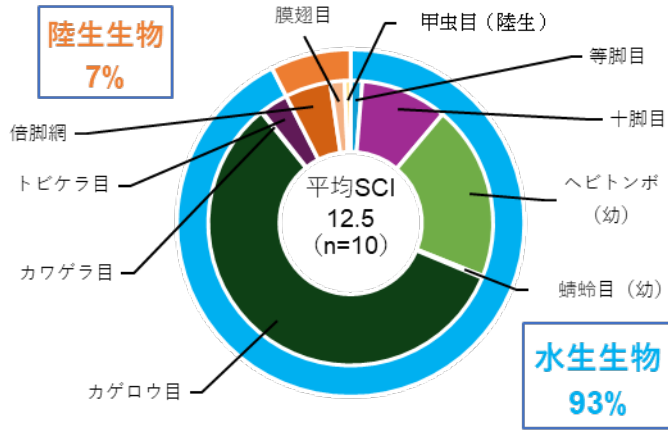


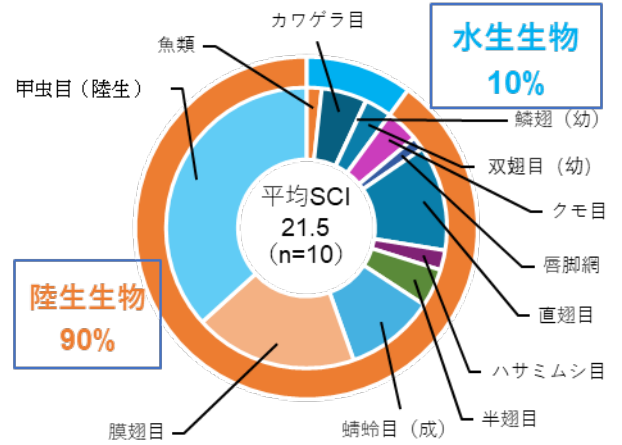
図 20 2023年6月(左)および10月(右)の飯樋川におけるイワナ(上)およびヤマメ(下)の胃内容物解析結果

井出川上流

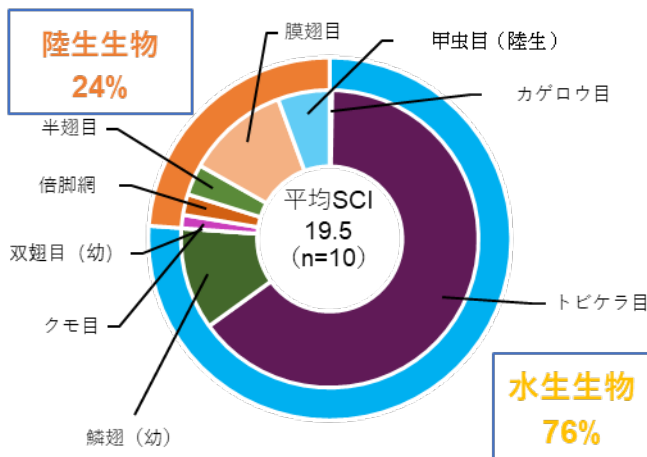
イワナ 6月



イワナ 10月



ヤマメ 6月



ヤマメ 10月

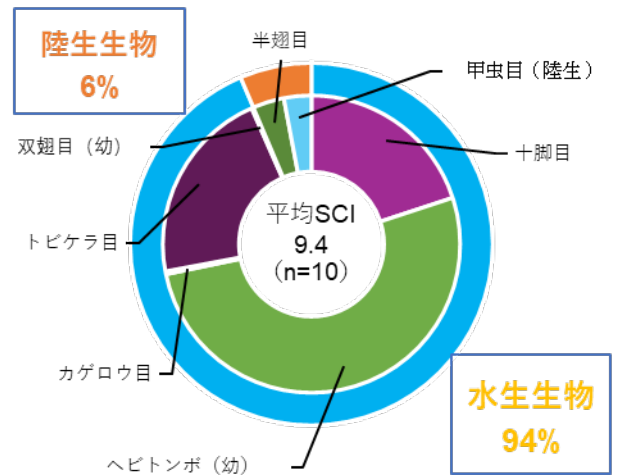


図 21 2023 年 6 月 (左) および 10 月 (右) の井出川上流におけるイワナ (上) およびヤマメ (下) の胃内容物解析結果

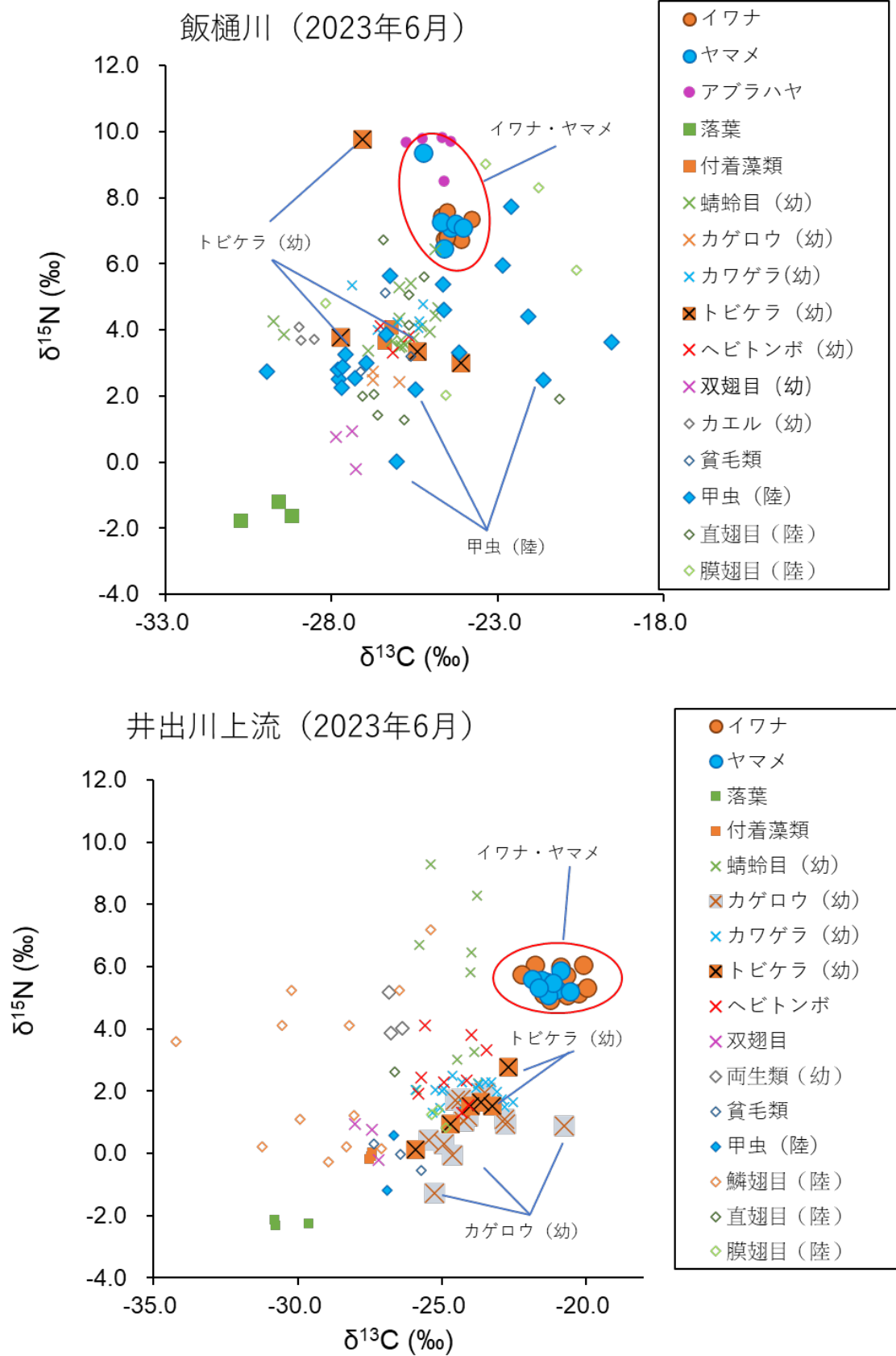


図 22 2023 年 6 月の飯樋川 (上) および井出川上流 (下) における魚類および餌生物の炭素・窒素安定同位体比の 2 次元マップ

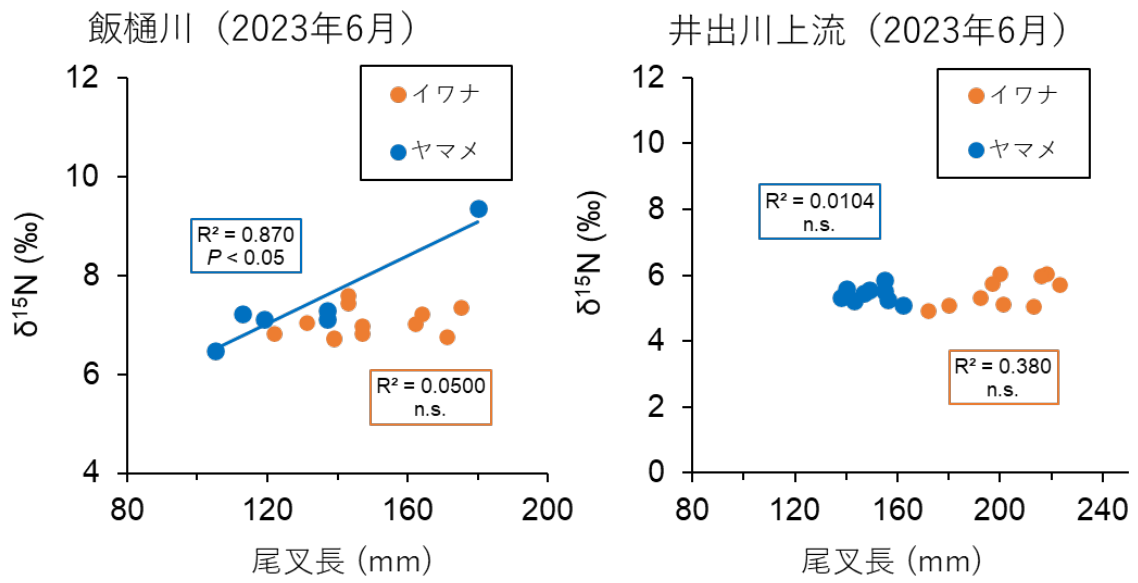


図 23 2023年6月の飯樋川および井出川上流におけるイワナおよびヤマメの尾叉長と $\delta^{15}\text{N}$ との関係

飯樋川 (2023年6月)

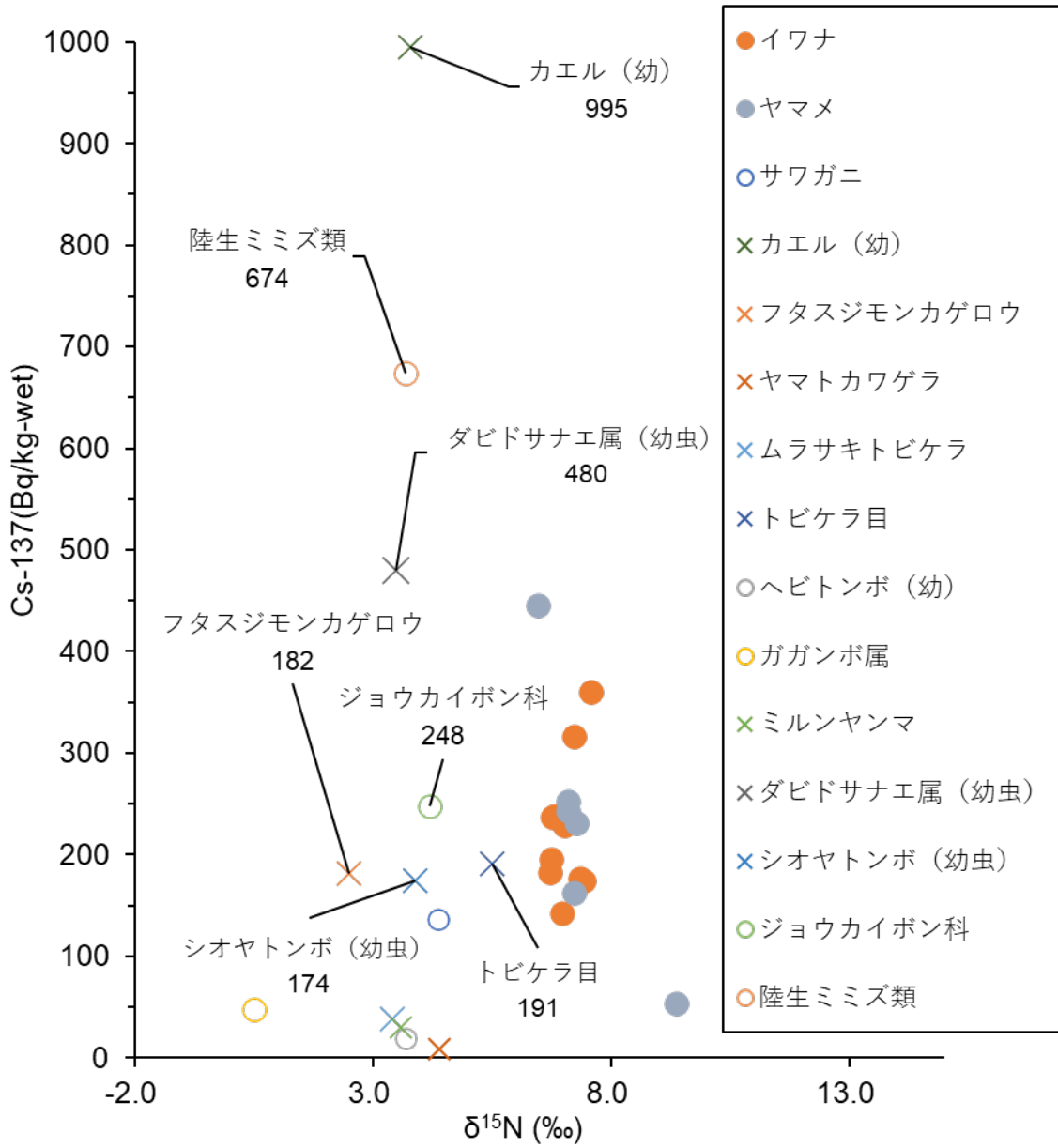


図 24 飯樋川 (2023年6月) における魚類および餌生物の $\delta^{15}\text{N}$ および Cs-137 濃度との関係
 図中の数字は、Cs-137 濃度 (Bq/kg-wet) を示す

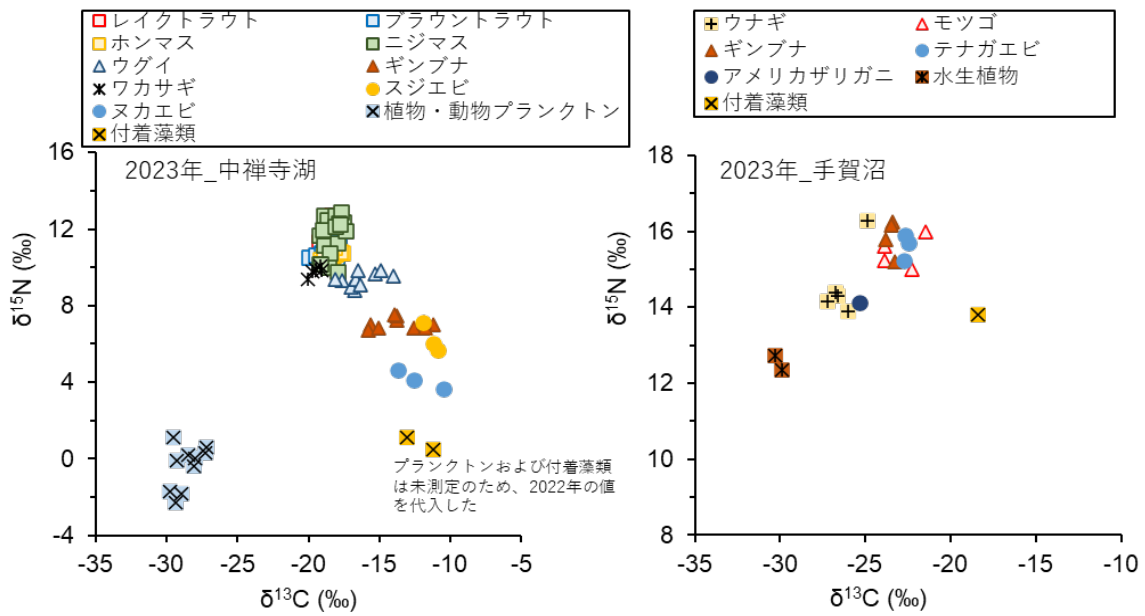


図 25 2023 年の中禅寺湖および手賀沼における炭素・窒素安定同位体比の 2 次元マップ

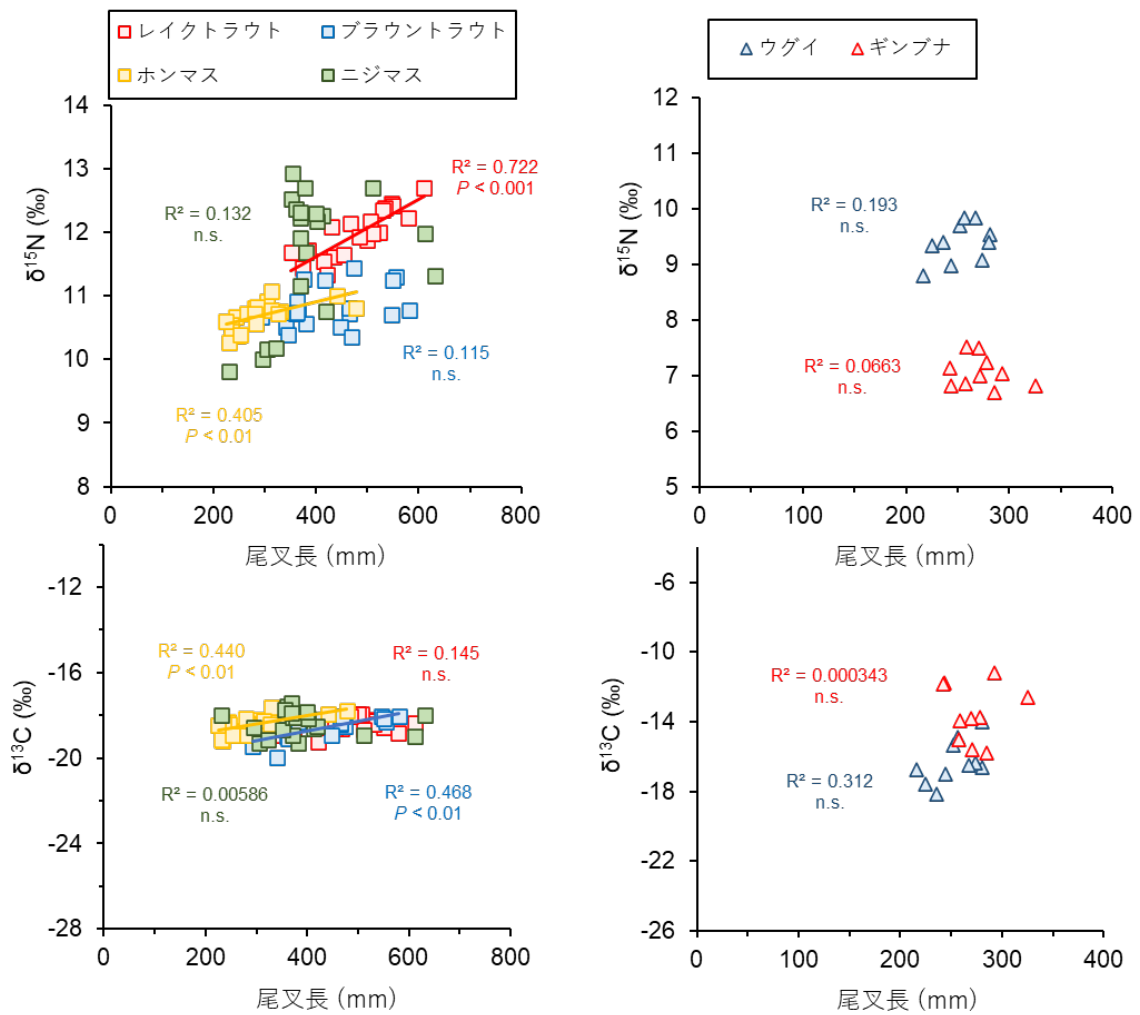


図 26 2023 年の中禅寺湖における魚類の尾叉長と $\delta^{15}\text{N}$ (上) および $\delta^{13}\text{C}$ (下) との関係

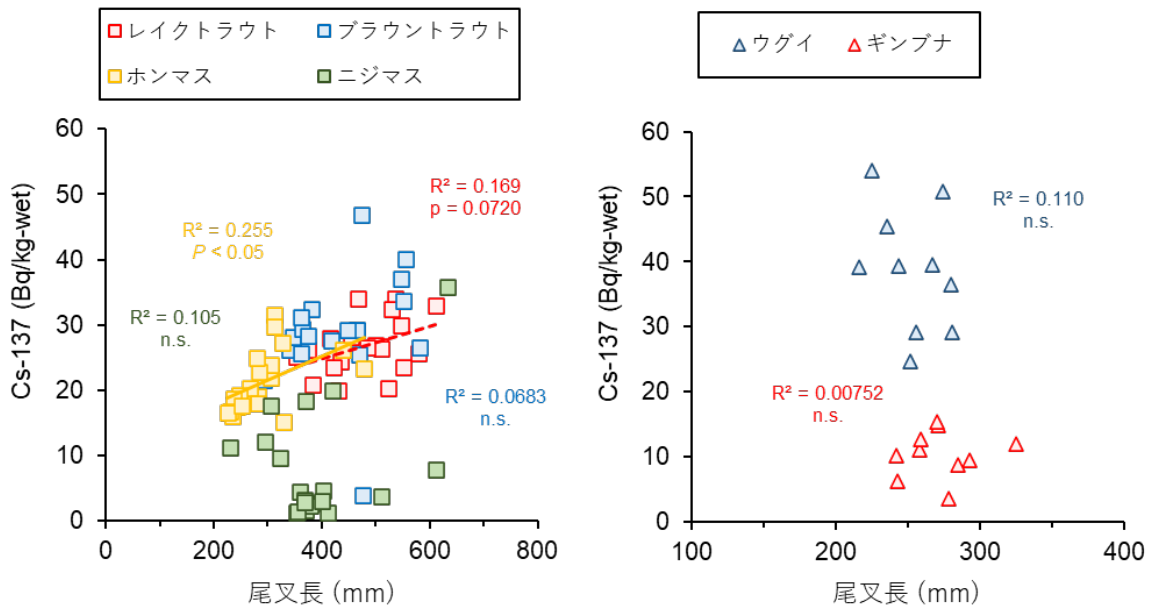


図 27 2023 年の中禅寺湖における魚類の尾叉長と Cs-137 濃度との関係

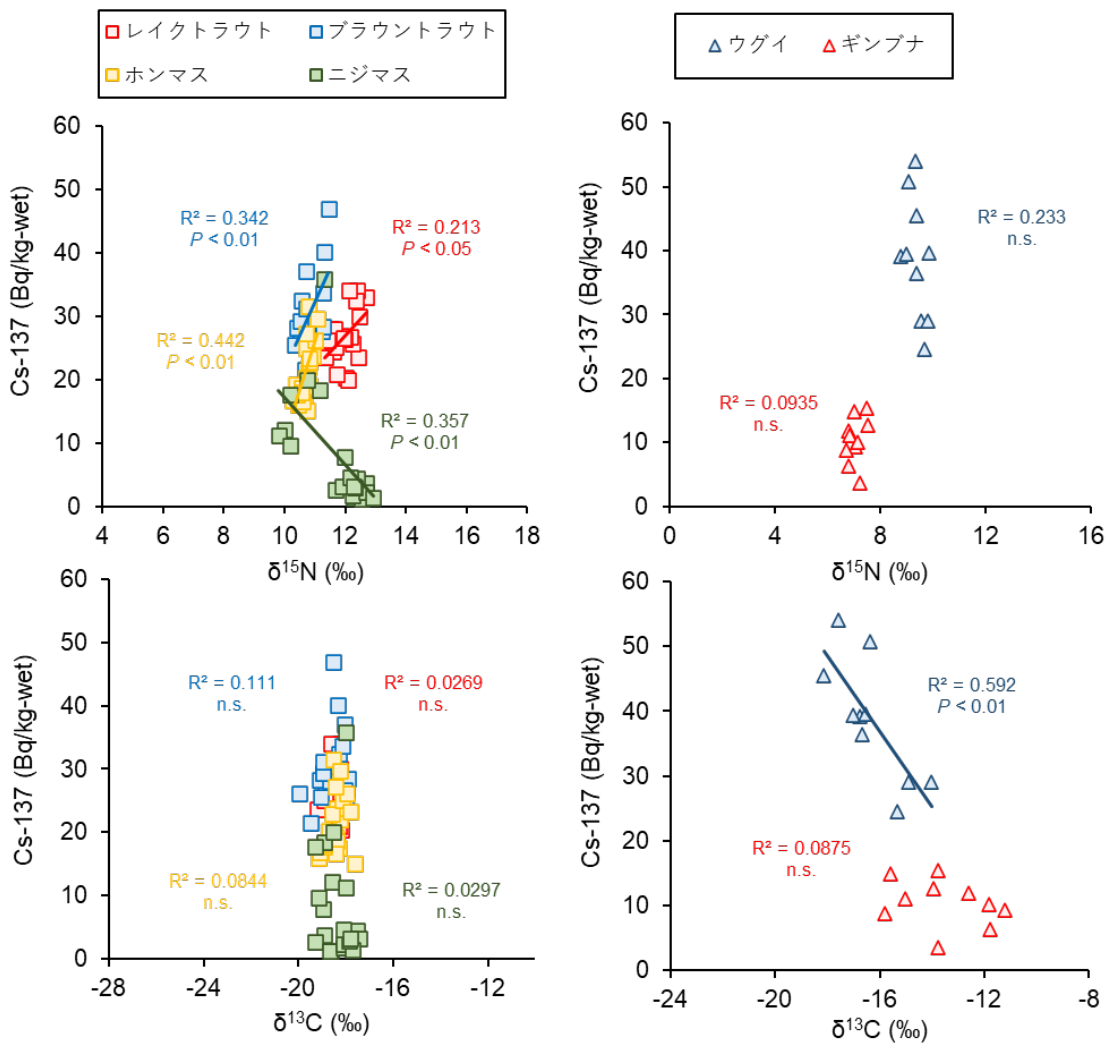


図 28 2023 年の中禅寺湖における魚類の $\delta^{15}\text{N}$ (上) および $\delta^{13}\text{C}$ (下) と Cs-137 濃度との関係

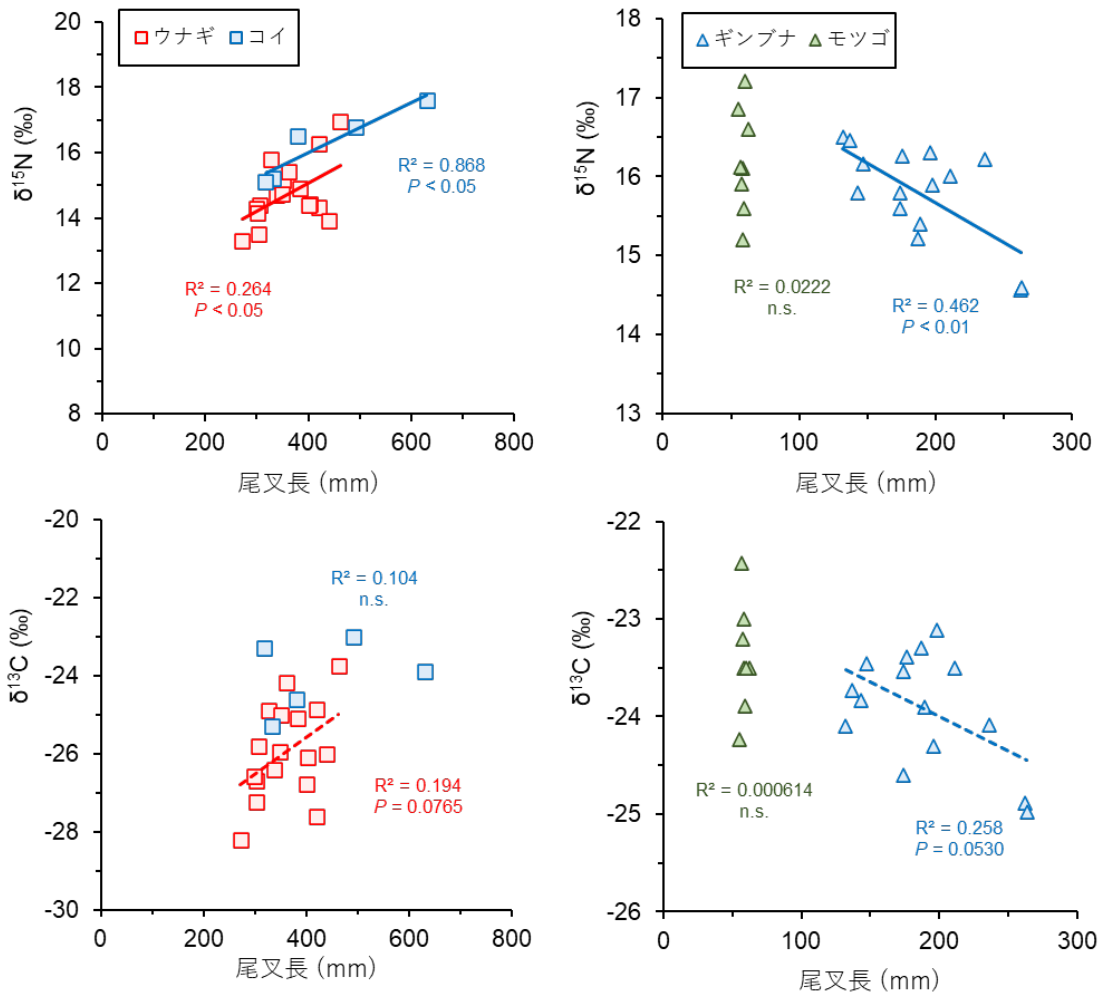


図 29 2022-2023 年の手賀沼における魚類の尾叉長と $\delta^{15}\text{N}$ (上) および $\delta^{13}\text{C}$ (下) との関係

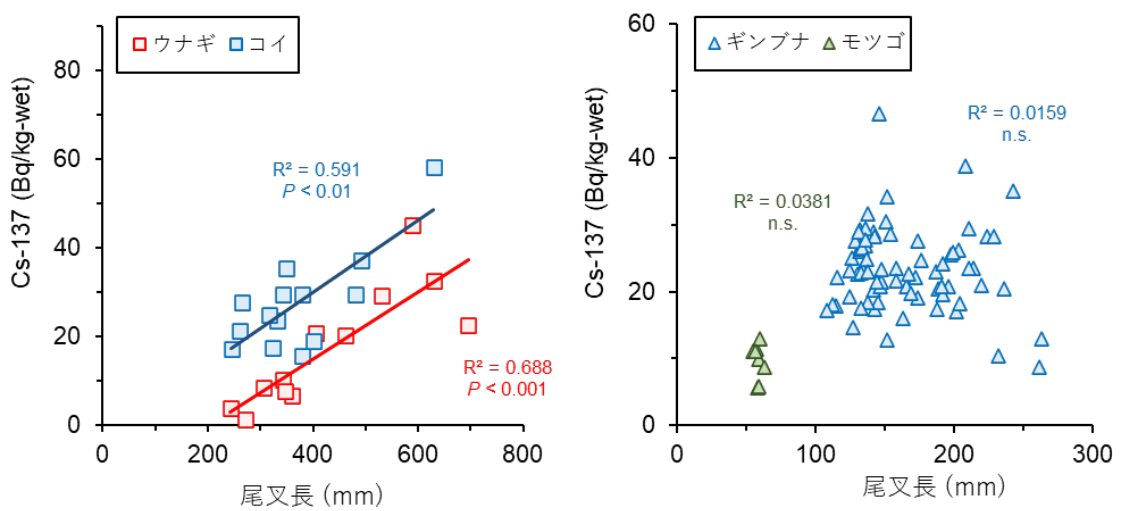


図 30 2022-2023 年の手賀沼における魚類の尾叉長と Cs-137 濃度との関係

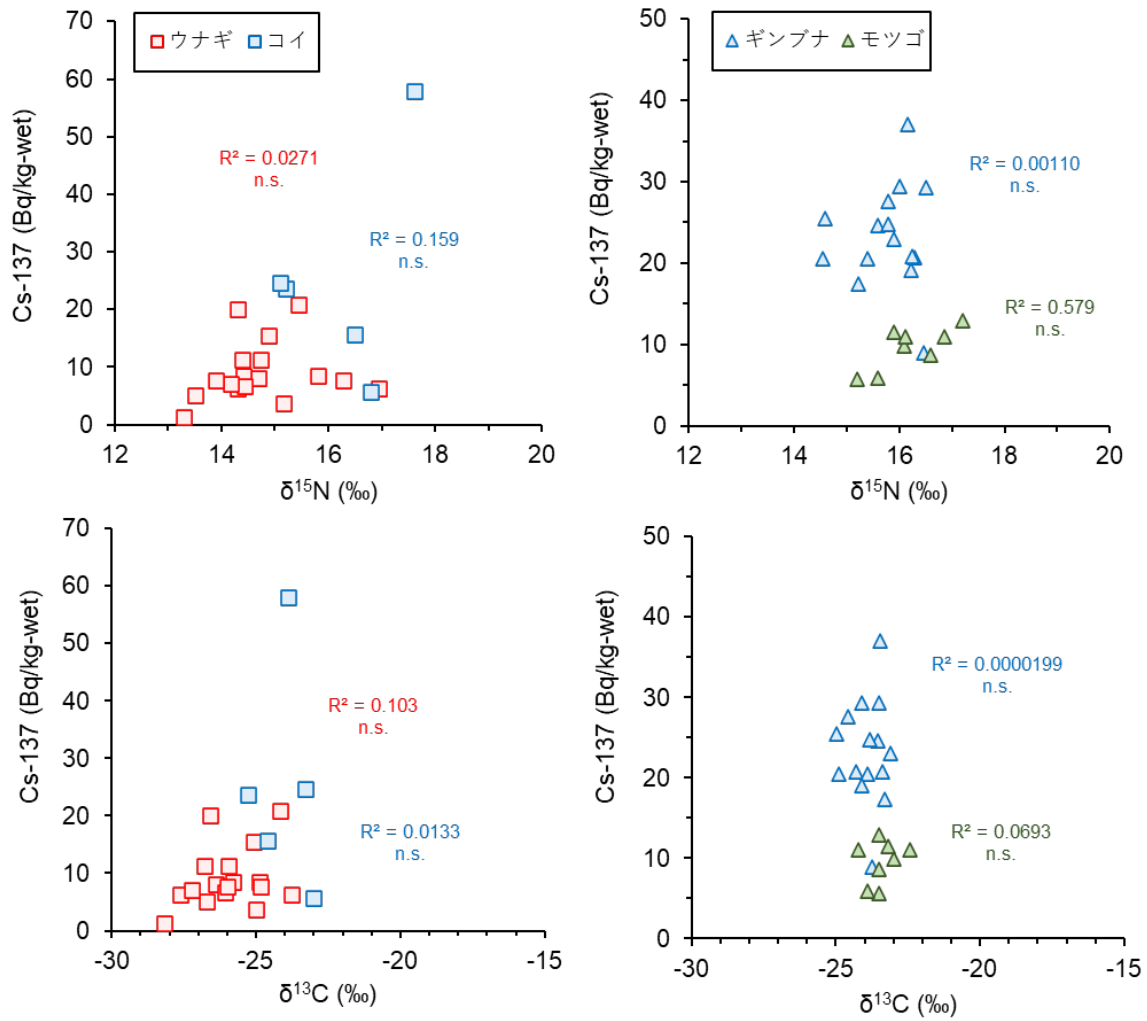


図 31 2022-2023 年の手賀沼における魚類の $\delta^{15}\text{N}$ (上) および $\delta^{13}\text{C}$ (下) と Cs-137 濃度との関係

2. 内水面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 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、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解除に至らない河川も多い。こうした河川では濃度のバラツキの要因解明が望まれている。また、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。富岡川では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。

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。

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：和田敏裕准教授）」によって行われている。

(2) 研究方法

富岡川において図 1 の調査地点、St.1、St.1-2、St.1-3、St.1-4、St.1-5、St.1 流れ込み、St.2、St.3、滝川ダム を設けた。St.1 の一部調査を 2023 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 2023 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。

なお、滝川ダム湖では、CTD（Rinko-Profilier, JEF アドバンテック）により、表層から底層（6 月は 30.2 m、12 月は 36.6 m）まで、水温、DO（溶存酸素）を水深 10 cm ごとに測定した。また、5 m ごとに採取した環境水に含まれる NH₄⁺、K⁺ 濃度について、イオンクロマトグラフ分析（Dionex

1100, Thermo Scientific)により測定を行った。また、Cs-133 濃度について、誘導結合プラズマ質量分析 (NexION 2000, PerkinElmer) により測定を行った。

2. 令和 5 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 では減少している。昨年度の調査で、St.1-2 付近から下流において空間線量率が上昇することが判明したことから、より詳細に調査地点と設けて調査したところ、St.1-6 と St.1 の間にある流れ込みで上昇していることが明らかになった。

図 3 に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 に滝川ダム湖の鉛直方向の水温、DO、Cs-137、Cs-133、 NH_4^+ と K^+ の濃度を示した。滝川ダムでは 6 月に水温成層化が生じており、12 月の DO が底層で低いという特徴があった。Cs-137 濃度は、6 月と 12 月共に DO の低い底層で高かった。これまでの研究により、嫌気的な環境下において堆積物中の有機物分解により NH_4^+ 、 K^+ などが発生し、これらが堆積物に吸着した Cs-137 を溶脱させる可能性が示されている (Funaki et al., 2022)。滝川ダム湖では、Cs-133、 NH_4^+ 、 K^+ のそれぞれの濃度も基本的に底層で高く、湖底の堆積物からの溶出が示唆された。調査地点の底泥の Cs-137 濃度は $4,550 \text{ Bq/kg-dry}$ であった。

ダム下流域での溶存態 Cs-137 濃度は流れ込みで最も高く、これが過去の調査で St.1 での溶存態 Cs-137 濃度が高い原因であると考えられた。流れ込みでは、空間線量率も高く、周辺陸域からの影響を受け濃度が高くなっていると考えられる。

(2) 滝川ダム湖及び St.2~3 で採取されたイワナについて

本年度は、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越えの個体が散見される滝川ダム湖及びその上流に生息するイワナについて述べる。滝川ダムで採取されたイワナは河川 (St.2、3) で採取されたものよりも大型の傾向がある。図 5 にイワナ筋肉中の Cs-137 濃度 (Bq/kg-wet) を示す。6 月採取個体より 12 月採取個体のほうが濃度は高い傾向にあり (U 検定、 $p < 0.05$)、St.2 では 12 月に、滝川ダムでは両月で基準値を超過した検体が採取されている。河川において、サイズが大きくなるにしたがい筋肉中の Cs-137 濃度が上昇するサイズ効果は、6 月では両地点 (St.2、3) で見られたが、12 月では St.2 のみで見られた。図 6 に各調査地点でのイワナ胃内容物の分類群ごとの湿重率を示した。河川の個体は陸生生物も多く捕食しているが、滝川ダム湖の個体はほぼ水生生物 (特に魚類) を捕食している。滝川ダム湖の個体では、空胃の個体も多かった。現在、他の個体の胃内容組成を調べるとともに、採取している昆虫類の Cs-137 測定を進めている。また、魚類の炭素・窒素安定同位体元素比の分析も現在進めており、食性と Cs-137 濃度の関係を整理中である。

(3) St.1 及び St.1-2 で採取されたアユについて

図 7 に St.1 及び St.1-2 で採取されたアユのサイズ組成を示した。5 月の St.1、10 月の St.1 及び St.1-2 の平均全長は、それぞれ 129 ± 23 (SD)、 132 ± 30 、 $154 \pm 13 \text{ mm}$ であった。St.1-2 のアユは、

St.1 (10月) よりも有意に大きかった (U 検定、 $p < 0.01$)。図 8 に St.1 の 5 月と 10 月採取のアユの部位別 Cs-137 濃度を示した。内臓部 (胃内容物含む) は 5 月、10 月ともに他の部位よりも濃度が高かった (Steel-Dwass 検定、 $p < 0.001$)。しかし、昨年報告したように内臓部 (胃内容物含む) には胃内容物にシルトを含んでいる可能性が高い。5 月と 10 月の内臓部 (胃内容物含む) の比較では、5 月のほうが有意に高かった (U 検定、 $p < 0.0001$)。一方、全体 (頭部と内臓を除く) の濃度は 10 月のほうが有意に高かった (U 検定、 $p < 0.0001$)。このことから、5 月の内臓部 (胃内容物含む) には筋肉には吸収されないシルトに吸着した Cs-137 が多く含まれていることが示唆される。図 9 に 10 月採取の St.1 と St.1-2 のアユの部位別 Cs-137 濃度を示した。St.1-2 の内臓部 (胃内容物含む) も他の部位よりも有意に濃度が高かった (Steel-Dwass 検定、 $p < 0.001$)。St.1 と St.1-2 の比較では、全ての部位で St.1 のほうが有意に濃度が高かった (U 検定、 $p < 0.01$)。図 10 にアユの全長と全体 (胃内容物を含む) の Cs-137 濃度の関係を示す。St.1 では、5 月、10 月ともに基準値を超えた検体が検出されている。基準値を超えた検体のサイズは、5 月はバラツキが大きい、10 月ではサイズが小さい傾向にある。St.1-2 では基準値を超える検体は採取されなかった。

3. 今後の課題

本課題は本年度が 3 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 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 の間にある流れ込みの影響が大きいことが判明した。このことから、St.1-2 においてもアユを採取したところ、基準値を超過する検体は採取されなかった。次年度は、この流れ込みの Cs-137 濃度が高い原因を解明したい。引き続き原因解明に取り組みことにより、富岡川におけるアユ漁の解禁に大きく貢献できることが期待される。富岡川では河川とダム湖で同種の魚類が採取できることから、食性と Cs-137 濃度の関係が明らかになりつつある。3 年間の調査により、イワナやヤマメにおいて濃度の高い検体がある程度確保できている。次年度は、これらの検体の 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がりたいと考えている。

引用文献

Funaki et al. (2022) Radiocaesium and other radionuclides in the coastal region of Fukushima. Sci. Total Environ. 812, 152534_1-152534_10.

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

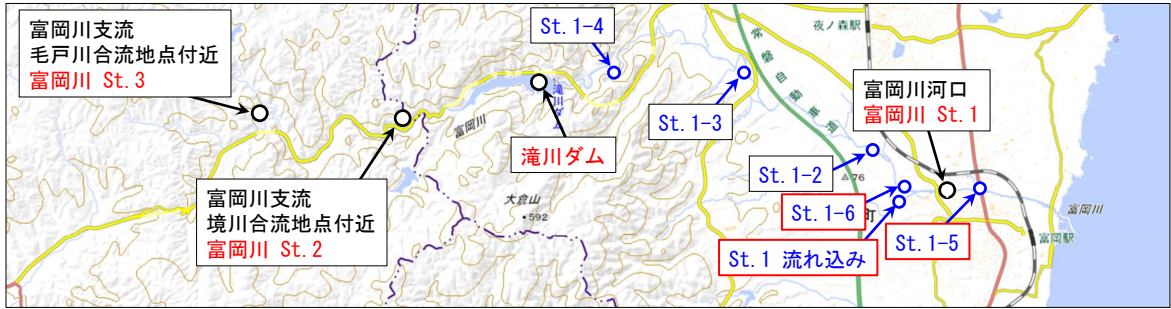


図1. 調査地点（地理院地図にサンプリング地点を追記して掲載）

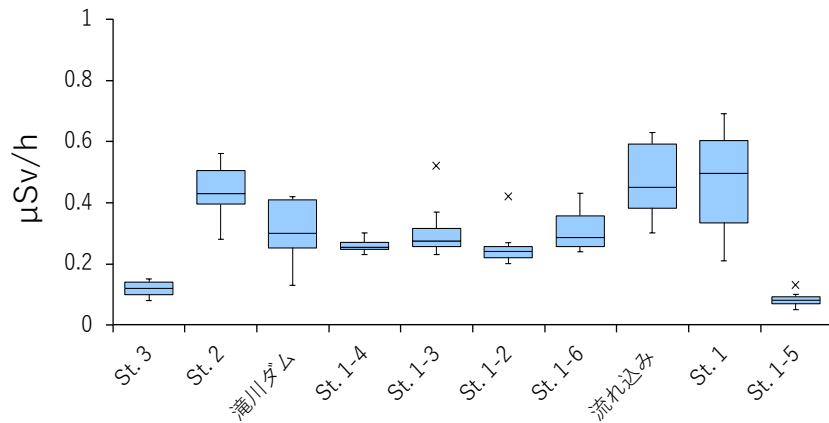


図2. 調査地点における空間線量率

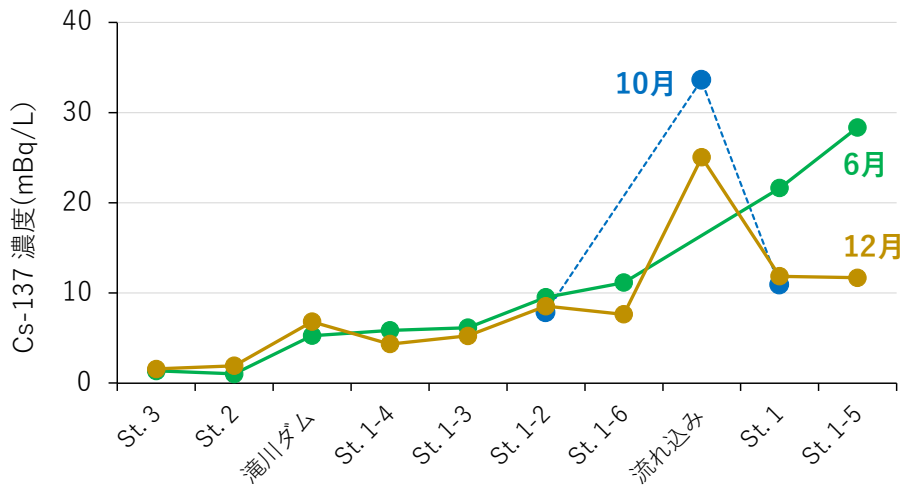


図3. 滝川ダム湖水及び各調査地点での河川水中の溶存態 Cs-137 濃度（滝川ダム湖の濃度は各水深の平均値）

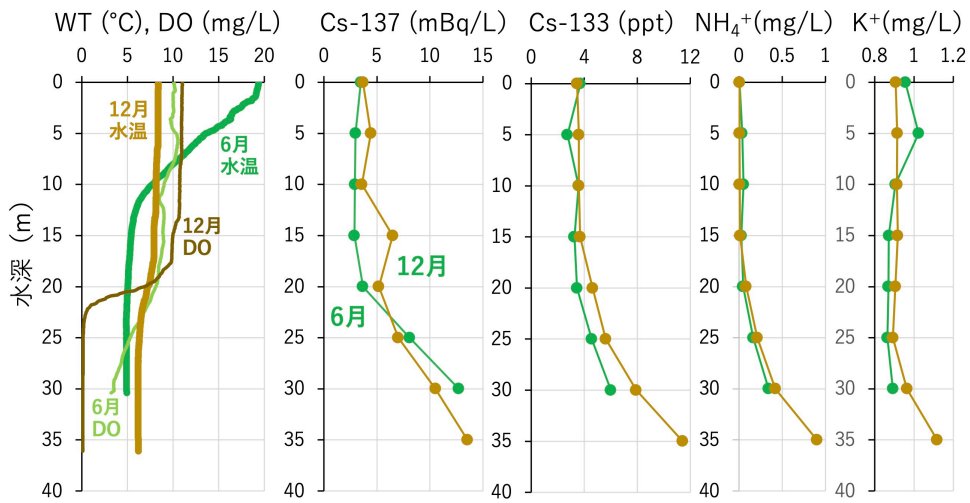


図4. 滝川ダム湖の鉛直方向の水温 (WT) と溶存酸素 (DO)、Cs-137、Cs-133、NH₄⁺、K⁺ の濃度

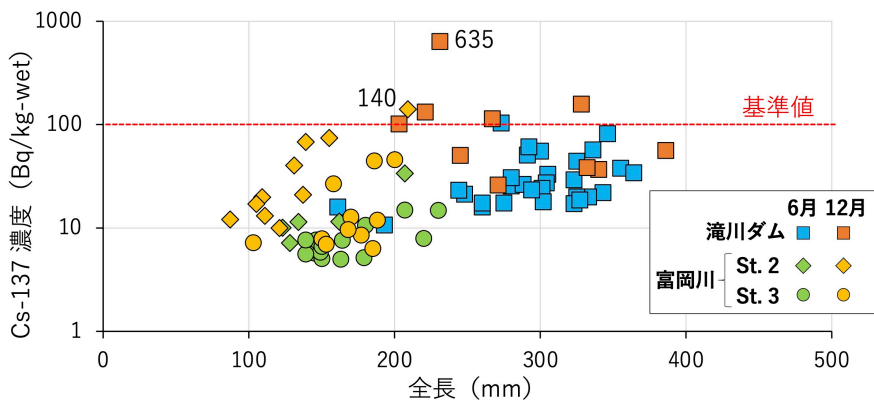


図5. イワナのサイズと各調査地点の6月と12月の筋肉中のCs-137濃度 (Bq/kg-wet)

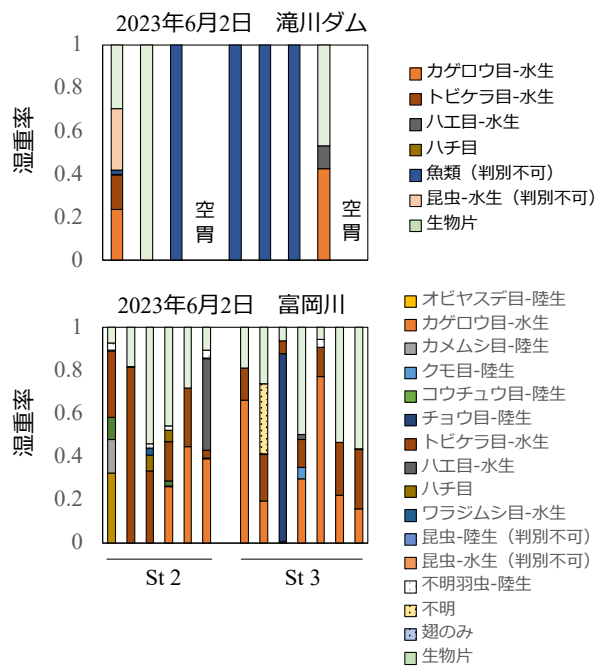


図 6. 各調査地点でのイワナ胃内容物の湿重量率

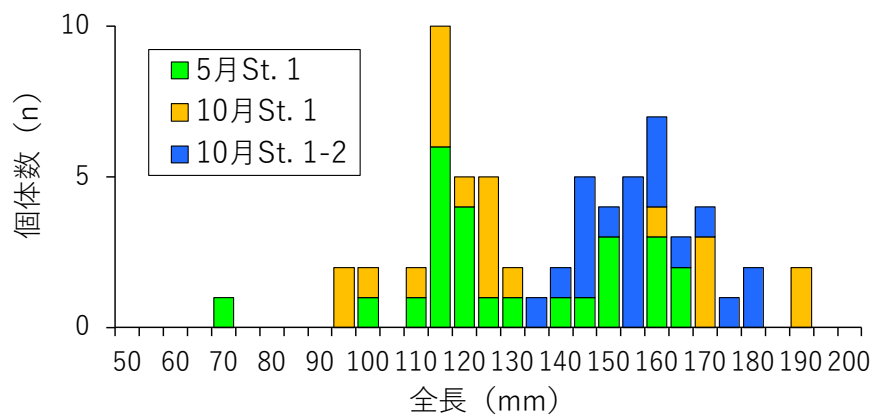


図 7. St. 1 及び St. 1-2 で採取されたアユのサイズ組成

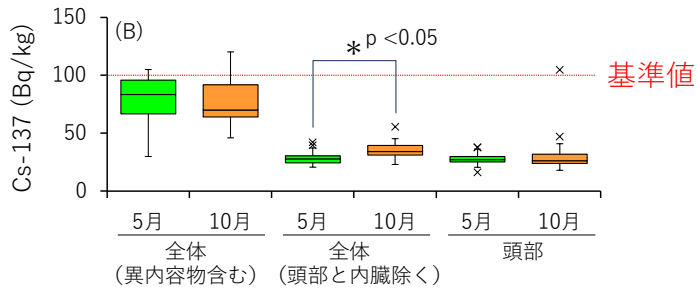
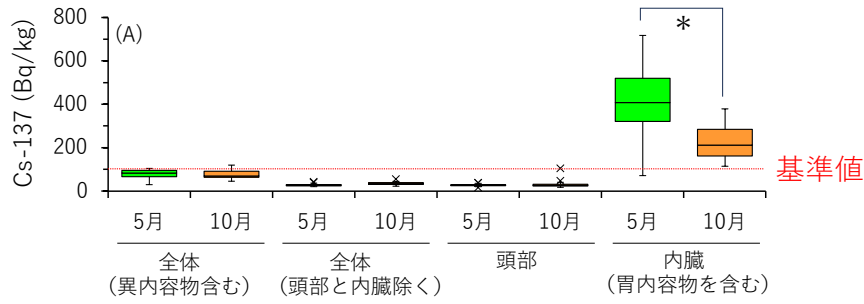


図8. St.1 の5月と10月採取のアユの部位別 Cs-137 濃度。
(B)は(A)の内臓 (胃内容物を含む) を除いたグラフ。

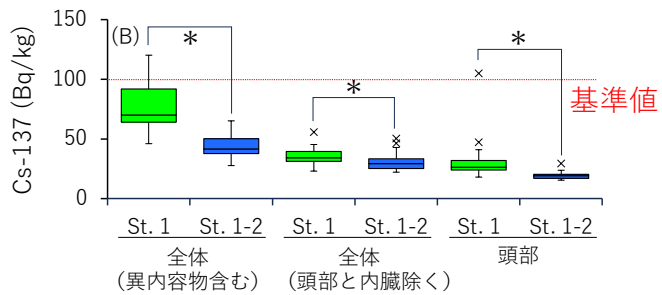
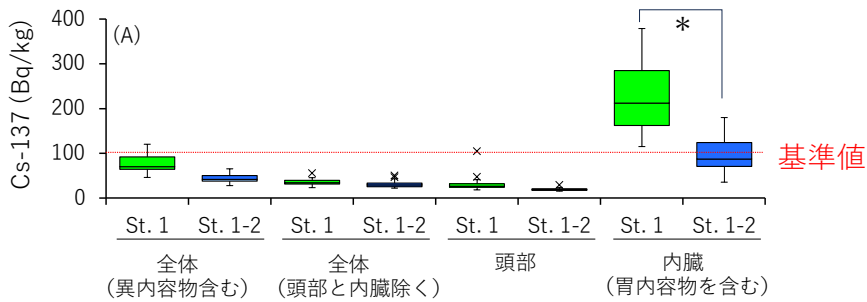


図9. 10月採取の St.1 と St.1-2 のアユの部位別 Cs-137 濃度。
(B)は(A)の内臓 (胃内容物を含む) を除いたグラフ。

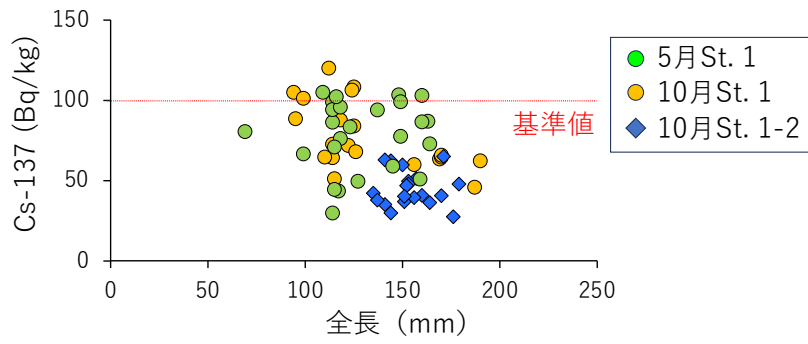


図 10. アユの全長と全体（胃内容物を含む）の Cs-137 濃度との関係。

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、沖合底びき網で多く漁獲されるようになった小型のサバ類を対象として、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数量及び水揚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および理化学分析により比較することとした。令和5年には、まず、ヒラメ刺身の官能評価手法を確立する。当該評価手法が確立できれば、その手法を用いて令和6年度に本格的な嗜好型官能評価を行う予定である。2023年度は官能評価手法の確立に加え、ヒラメ刺身の特徴である食感に関与する筋肉の破断強度や味に関与する遊離アミノ酸濃度を官能評価のサンプルを用いて測定するとともに、2022年8月～2023年7月に福島県で漁獲されたヒラメ（表3-1-(1)-1）においても、破断強度と遊離アミノ酸濃度の周年変化を測定し、おいしさに影響を及ぼす要因の検討のために用いる。

(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、水揚げ金額は上位にあり、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約250～500g程度の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。近年では、「ちよい足し」と呼ばれるように、既存の調理品に調味料などを足して賞味することで、さらなるおいしさが見出され、話題になることがある。そこで令和5年度は、福島県産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することとした。本試験では、わさび、柚子胡椒、赤唐辛子ニンニク、ハニーマスタード、サルサソース、カレー粉、のり、韓国のり、ゴマ油、オリーブオイルの各種調味料とのアナゴ白焼きの相性を3段階（0：普通、1：やや好ましい、2：好ましい）で評価した。それを平均した値を各調味料の評点としアナゴ白焼きと各調味料の相性を検討した。

(3) サバ類に関する調査

令和3年頃から相馬地区の沖合底びき網では海況の変化からか秋季から冬季にかけて今まで漁獲されていなかった小型のサバ類が多く漁獲されている。現在このサバ類はエサ用として取引されているが、加工品の原料としての利用方法や、更なる価格向上の糸口が見つかれば福島県水産物の付加価値向上につながると考えられる。令和4年度には10月に水揚げされたサバ類の大きさや一般成分を調べた。しかし、漁獲物の性状は漁獲時期やサイズにより異なると考えられる。そこで、令和5年度は2023年10～2024年1月に相馬地区の沖合底びき網で漁獲されたサバ類の一般成分や調査期間中のマサバのサイズ別の脂質含量の変化を調べた。また、サバ類がどのように利用されているか、価格が高く取引されるサバ類の特徴について水産業界関係者に聞き取りを行った。

2. 令和5年度進捗状況・成果

(1) 福島県で漁獲されるヒラメ筋肉の性状を確認するため、破断強度の経時変化を調べたところ即殺後が最も高く、時間経過とともに低下する傾向にあった（図3-1-(1)-1）。筋肉の硬さの季節変化を調べるため即殺後0時間における破断強度と歪率50%荷重を調べた。調査期間中のサンプルの破断強度の平均は6.7Nであり（ $n = 76$ ）、8月～11月、1月～2月は平均値を上回った。1月は8.1Nで最も高く、12月と3月～7月は平均値を下回り、4月に4.6Nと最も低かった。また、調査期間中のサンプルの歪率50%荷重の平均は2.0Nであり、10月～2月は平均値を上回り、8月～9月、3月～7月は下回った（図3-1-(1)-2）。この結果から10、11、1及び2月は破断強度が高い値であり筋肉が硬く、3～7月は破断強度が低い値であり筋肉が柔らかいことが示唆された（図3-1-(1)-2）。次に味に影響を及ぼす成分である遊離アミノ酸を調べた。令和4年8月～令和5年7月においてヒラメの総遊離アミノ酸濃度を調べたところ、2月～5月に高い傾向にあった（図3-1-(1)-3）。そして、貯蔵期間の異なるヒラメの生食の官能特性を解明するために用いる官能評価手法の検討を行った。福島県沖で漁獲された活ヒラメを刺殺し、1日間及び4日間冷蔵した貯蔵期間が異なるものをサンプルとし、水産技術研究所及び福島県水産海洋研究所において官能評価を

行った。評価には2点比較法を用い、所内の職員をパネリストとした。評価項目は「全体的に好ましい、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」の8項目とし、パネリストに、より当てはまる方のサンプルを選択させた。その結果、1日貯蔵したものは弾力が強いと評価した者が有意に多く、4日貯蔵したものは全体的に好ましい、味が好ましい、甘味が強いと評価した者が有意に多いという評価が両機関で共通していた(図3-1-(1)-4, $p < 0.05$)。当該試験のヒラメ刺身の甘味及び弾力の評価に、甘味を呈する遊離アミノ酸と筋肉の硬さが影響する可能性があるため、遊離アミノ酸の分析及び破断強度の測定を行った。遊離アミノ酸の分析の結果、4日間貯蔵したヒラメでは、甘味を呈するアラニン、スレオニンが有意に多かった(図3-1-(1)-5, $p < 0.05$)。また、筋肉の硬さの指標である破断強度を調べたところ、1日間貯蔵したサンプル(サンプル番号H299及びH300)の方が4日間貯蔵したサンプル(サンプル番号H297及びH298)より高い値を示した(図3-1-(1)-6)。パネリストが1日間貯蔵したヒラメ刺身を硬く感じ、4日目のヒラメはやわらかく甘味を感じることは、遊離アミノ酸量と破断強度が関係していることが示唆された。これらのことから、今回の評価手法を用いれば両機関で同様にヒラメ刺身の評価を行うことが可能であることが示唆された。嗜好性を明らかにするためには少なくとも40人以上のパネリストにより評価する必要があるため、来年度はこの手法を用いて嗜好型官能評価を行うこととする。

(2) マアナゴの調味料との相性評価を行った結果、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かった。辛味のある調味料との相性が良いことが示唆された。一方で、サルサソースやオリーブオイルとの組み合わせでは、評価が低かった。調味料の選定の予備試験の際には、トマトバジルソースも検討したが、トマトバジルソースの酸味やバジルの風味とアナゴの白焼きの風味との相性が悪く好ましい組み合わせとは言えなかった。よって、辛味があっても洋風の調味料との組み合わせは、好まれにくいと推測する。ただ、カレー粉においては評価が良いことから、和風調味料以外のスパイスとの相性も良好であると考え(図3-1-(2)-1)。

マアナゴのエキス成分機能性評価のため、皮と筋肉を分けLC-MS(液体クロマトグラフィー質量分析計)でエキス成分であるペプチドを分析した結果、筋肉及び皮において、ヒドロキシプロリン-グリシン(Hyp-Gly)及びバリン-アラニン(Val-Ala)が多く検出された。また、皮においては、アンジオテンシン変換酵素阻害活性が期待され、血圧の上昇効果があると言われているペプチドであるアルギニン-フェニルアラニン(Arg-Phe)が多く含まれていることが明らかになった(表3-1-(2)-1)。

(3) 2023年10~2024年1月に相馬地区の沖合底びき網で漁獲されたサバ類を分類し尾叉長及び体重を測定したところ、ゴマサバ及びマサバの両種が確認できたがマサバの方が多く、両種の尾叉長及び体重は概ね同様で、ゴマサバでは平均24.1cm及び平均133.4g、マサバでは平均22.2cm及び114.1gであった(表3-1-(3)-1)。一般成分を測定したところ、両種とも同様の値であり、脂質は約2%程度であった(表3-1-(3)-2)。マサバの尾叉長別の粗脂肪量を調べたところ、粗脂肪量は0.1~12.3%であり、12月の30-35cmのマサバの粗脂肪量は12.3%であり、30cm未満のマサバよりも高い値であった(図3-1-(3)-1)。令和4年度の10月の調査ではマサバの粗脂肪量の平均は0.8%で令和5年度の平均値と比べて若干低い値であった。令和5年度のマサバの尾叉長別の脂質含量を調べた結果10月の15-20cmは0.8%、20-25cmは2.0%、25-30cmは1.0%であり、

令和4年度の結果はこの変動の範囲内にあるため、令和4年と5年では大きな差はないと考えられる。また、令和5年の調査では相馬地域で漁獲される30cm未満の小型のマサバの脂質含量は30cm以上のマサバのような著しい増加は見られず数%の低い値で推移していることが示唆された。次に、小型のサバ類の利用に関して流通業者、餌料業者、水産加工業者に聞き取り調査を行ったところ、一般的には200g以下のサバはエサ用となっているとのことであった。ただ、小型のサバ類でも鮮度良く取り扱えば刺身商材となると回答している者もいた。また、エサ用途のサバ類であっても価格が高くなる条件があり、それは、水揚数量が多く安定していること、鮮度が良いことや脂質含量が多いことであるとの意見が多かった。相馬地区の沖合底びき網で漁獲されるサバ類は主に200g以下であるためエサ用途である。脂質含量は約2%であり、脂質含量は少ないが、鮮度管理や漁獲量の安定化により価格向上が期待される。

3. 今後の課題

(1) 今年度、ヒラメ刺身の官能評価手法を確立した。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消費者ニーズを把握する必要があるが、食品の嗜好性は地域により異なる可能性がある。そこで、今後嗜好性に地域差があるが確認する必要がある。

(2) 今までの調査からマアナゴの調理品の官能的特性や白焼きと相性がよい調味料の組合せが明らかになったが、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は消費者の嗜好性を把握する必要がある。

(3) 今年度までの調査から、相馬地域の沖合底びき網で漁獲されるサバ類の特徴を明らかにし、聞き取りを行い、小型のサバ類の利用の現状を把握できた。今後、操業拡大により水揚数量が増加し安定するようになった際に今回得られた成果や情報を活用して、小型のサバ類の有効利用について検討する。

4. 備考

なし

5. 図表

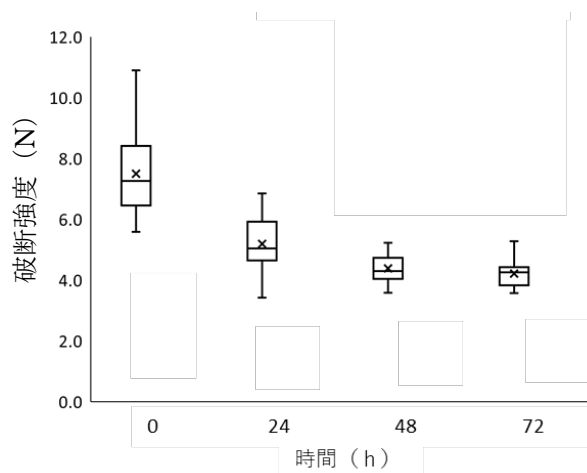


図 3-1-(1)-1 ヒラメ普通筋の破断強度の経時推移

表 3-1-(1)-1 令和4年8月～令和5年7月に行った破断強度、歪率 50%荷重の測定及び総遊離アミノ酸濃度の分析に使用した試料

水揚月	測定個体数	平均体長(cm)
2022年8月	6	56.2
2022年9月	7	54.3
2022年10月	8	54.0
2022年11月	7	58.6
2022年12月	6	54.9
2023年1月	8	53.4
2023年2月	5	53.2
2023年3月	7	55.5
2023年4月	5	45.9
2023年5月	6	52.1
2023年6月	4	55.9
2023年7月	6	46.5

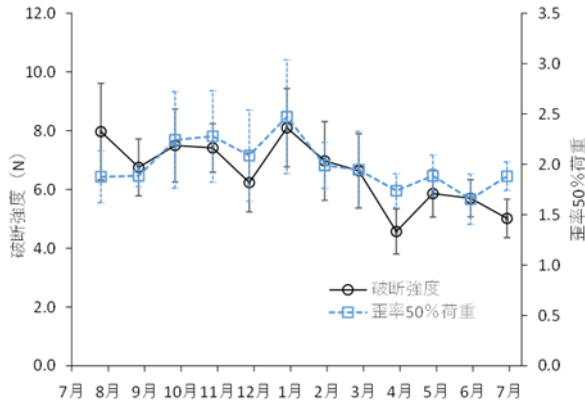


図 3-1-(1)-2 ヒラメ普通筋の各月の破断強度と歪率 50%荷重 (平均±標準偏差)

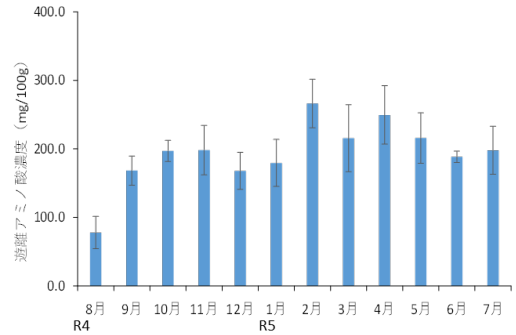


図 3-1-(1)-3 ヒラメ普通筋の総遊離アミノ酸濃度 (即殺後 0h) の月別変化(平均±標準偏差)

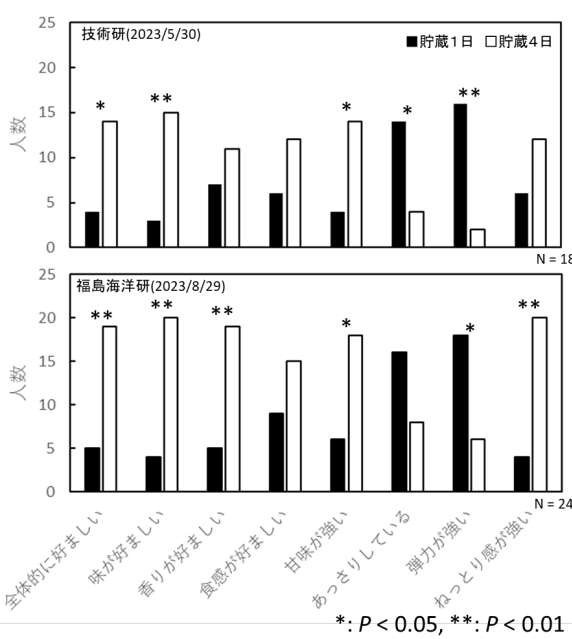


図 3-1-(1)-4 貯蔵期間が異なるヒラメ刺身に対するパネリストの選択性

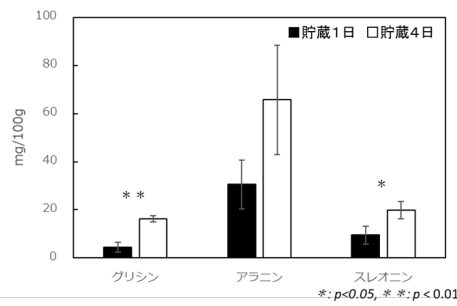


図 3-1-(1)-5 貯蔵期間が異なるヒラメの甘味を呈する遊離アミノ酸の比較 (n = 3、平均±標準偏差)

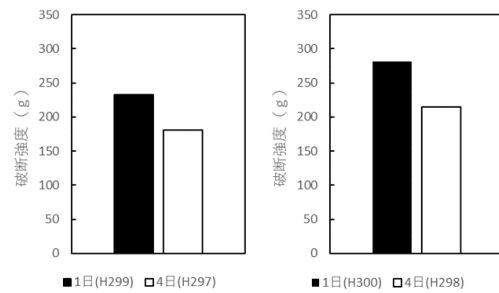


図 3-1-(1)-6 貯蔵期間が異なるヒラメの筋肉の硬さの比較

貯蔵期間 1 日：サンプル H299、H300

貯蔵期間 4 日：サンプル H297、H298

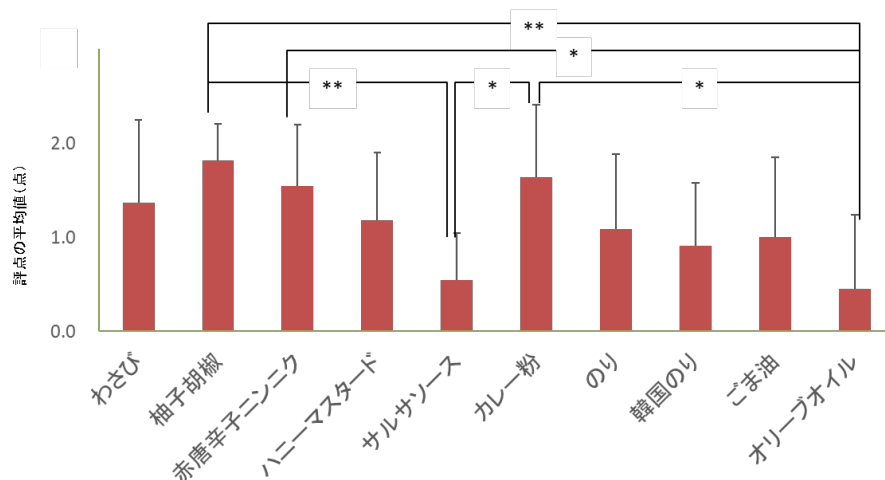


図 3-1-(2)-1 各調味料と組み合わせて食べた時の好ましさ

($n = 11$ 、平均±標準偏差、Tukey の多重比較検定：** $p < 0.01$, * $p < 0.05$)

表 3-1-(2)-1 アナゴ筋肉及び皮から抽出したエキス成分に含まれるペプチド

	アナゴ筋肉中の濃度(nmol/g)	標準偏差	アナゴ皮中の濃度(nmol/g)	標準偏差
Hyp-Gly	154.85	35.73	110.93	16.74
Val-Ala	65.81	9.43	47.25	5.29
cyclo(Pro-Gly)	8.99	2.01	7.05	1.39
Pro-Phe	7.93	1.26	9.83	0.85
Leu-Phe	7.20	1.78	9.69	0.54
Tyr-Ala	6.43	0.81	18.32	3.82
Arg-Phe	5.32	1.31	143.65	7.33
Leu-Hyp	4.80	0.97	8.16	0.87
Ser-Phe	4.44	0.40	6.08	2.84
Pro-Ala	3.26	0.34	9.17	1.10
Gly-Pro-Hyp	3.02	0.59	8.37	0.31
Pro-Glu	2.57	1.58	7.60	4.14
Ala-Hyp	2.53	0.54	8.63	1.31
Pro-Hyp	2.05	0.37	2.70	0.22
Gly-Leu-Hyp	1.07	0.41	6.20	0.49
Gly-Val	1.06	0.44	1.77	0.34
Leu-Arg	0.65	0.13	2.06	0.38
Ala-Pro	1.75	0.13	ND	-
Ala-Hyp-Gly	1.18	0.24	ND	-
Gly-Pro	ND	-	8.90	0.88
Pro-Asp	ND	-	16.30	1.22
Tyr-His	ND	-	3.52	2.34
Ile-Arg	ND	-	8.99	10.76
Pro-Hyp-Gly	ND	-	3.11	0.71

※赤字は筋肉、皮のいずれか一方に多かったペプチド種を示す。

※灰色で示す部分は皮で検出されなかったが、主要な可食部である筋肉で検出されたペプチド種を示す。

※ $n = 3$

表 3-1-(3)-1 供試魚

水揚日	魚種	尾数	平均尾叉長 (範囲)cm	平均体重(範囲) g
2023/10/25	ゴマサバ	7	23.9(23.3-24.6)	133.4(117.6-150.1)
	マサバ	45	23.8(18.1-27.6)	136.5(50.8-217.7)
	合計	52	—	—
2023/12/6	ゴマサバ	7	23.0(22.1-24.0)	121.8(102.1-148.9)
	マサバ	45	25.3(21.1-35.4)	168.0(95.5-443.7)
	合計	52	—	—
2024/1/29	ゴマサバ	4	26.5(24.8-28.0)	155.8(139.3-170.0)
	マサバ	46	24.8(17.1-33.7)	150.6(53.9-410.4)
	合計	50	—	—

表 3-1-(3)-2 一般成分 (%)

	ゴマサバ	マサバ
水分	72.9 ± 0.67	73.8 ± 1.71
タンパク質	23.5 ± 0.76	22.2 ± 0.54
脂質	2.1 ± 0.34	1.6 ± 1.19
灰分	1.5 ± 0.04	1.8 ± 0.12

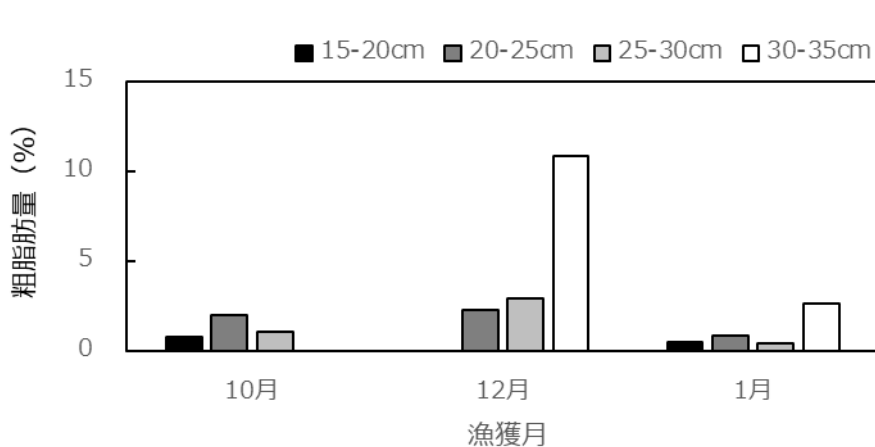


図 3-1-(3)-1 マサバにおける大きさ別の粗脂肪量

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 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 ²
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、今村伸太郎、橋本加奈子 ¹ 、主任研究員・神山龍太郎 ²

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。

2022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してしまうため最終製品の品質への影響が懸念された。

また、福島県で漁獲される低利用魚のうち、カナガシラは漁獲量が多いため加工品原料としてのニーズが高いことが福島県漁連等への聞き取り調査で明らかとなった。カナガシラは骨が多く食べにくいことから落とし身として加工されているが、他の加工品原料を提案する場合、歩留まりの良い加工品が求められる。そこでカナガシラの缶詰を試作したところ、骨ごと食べられる良好な味の缶詰ができたことから、カナガシラの缶詰原料としての有用性を見出した。一方で、カナガシラは低利用魚であるため食品成分の季節変動やサイズ間変動に関する知見は乏しいため缶詰原料としての品質について知見を蓄積することが求められた。またカナガシラ缶詰が他の水産缶詰とともに販売される場合に、差別化できる要素の探索も求められた。

2023年度の本課題では、ウニ貝焼きについて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。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、ATP 関連化合物、グリコーゲンの分析を行った。なお、ウニ貝焼きの成分分析については貝焼きの表面と中を分けて測定し、違いについても確認した。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、新たな缶詰原料としての利用が期待されるカナガシラについては漁獲時期やサイズの違いによる品質を評価するために脂質や遊離アミノ酸といった味に影響する成分の季節変動（4～12月）とサイズ間変動を評価した。また、カナガシラ缶詰の他の水産缶詰に対する差別化要素の探索を目的として脂質含量の低い魚種でも比較的高濃度に含まれる可能性のあるタウリンの定量を行った。

(2) 福島県産水産物を原料とした加工品の消費に関する調査

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。2022

年までの消費者調査の成果は「生鮮」での販売に関するもので、「加工品」を対象としてこなかった。福島県漁連では、缶詰等を販路開拓に活用しており、加工食品開発のニーズがある。例えば、福島県漁連は風評の影響がある中で消費地に福島県産水産物の魅力をアピールするために、品質にこだわった缶詰を作成し、プロモーション活動に利用してきた。福島県産水産物を用いた加工品に関わる技術開発では、未利用魚を原料とした加工原料の開発がおこなわれた（例：農林水産技術会議ウェブサイト

https://www.affrc.maff.go.jp/docs/sentan_gijyutu/pdf/happyokai/r2/sentan_gijyutu-68.pdf

[2024年4月15日アクセス])。しかし、プロダクトアウト型の開発であり、マーケットイン型の開発をすることで、未利用魚の利用をさらに促進できると期待される。また、本課題の計画段階での懸念として、ALPS処理水放出により風評影響が生じたとき、価格支持のために政策的に購入された水産物は冷凍保存されるが、その利用が問題となる可能性があると考えられた。以上のことから、福島県産の低・未利用魚を活用した加工品に対する消費者ニーズを明らかにすることができれば、福島県の業者（福島県漁連等）によるマーケットイン型の加工品開発や販売戦略構築に貢献できると期待される。

以上のことから、本年度の消費者調査の目的は、消費者の水産缶詰の利用実態及び購買意欲に影響する要因を明らかにすることとした。なお、福島県漁連からニーズが挙がっている水産缶詰は、サバ缶ブーム（2018年ごろ）やコロナ禍の巣ごもり需要により消費が増大したと言われており、注目が集まっている製品形態である（松浦 2021）。

このサバ缶ブームでは機能性に関するプロモーションやレシピ開発が需要増大に影響したとされるが、こうした要因と購買意欲の関係はまだ検証されていないため、調査の意義があると考えた。

ウェブアンケートは、関東6都県（東京都、千葉県、埼玉県、茨城県、栃木県、群馬県）と福島県、及び人口の多い道府県（北海道、宮城県、愛知県、大阪府、福岡県）の消費者7000名を対象とした。今回は鮮魚ではなく加工品であり、広域に流通できるため、福島県産水産物の主要消費地に加え、九州などを含めた人口の多い地域を調査対象に含めた。調査項目は、缶詰の購入頻度、購入金額、購入した缶詰の種類、缶詰のイメージ、調理技術、魚食への考え、缶詰の汁の使い方、缶詰の成分に期待する効果などである。これらの結果を集計し、結果をまとめた。

また、購入金額に影響を及ぼす要因について定量的に分析するために構造方程式モデリング（Structural Equation Modeling: SEM）による分析をおこなった。SEMとは、重回帰分析と因子分析、同時方程式を組み合わせた統計解析手法である。SEMのメリットとして、多数の変数の関係を同時に推定すること、観測変数だけでなく潜在変数を仮定して分析できることなどが挙げられる。こうした特徴から、SEMは目に見えにくい消費者の心理や態度と消費者行動の関係を分析できるため、消費者研究でも多く使われてきた。今回のSEMでは主に2つの仮説の検証をおこなった。

（1）水産缶詰をおかずとしてよく利用する態度とおつまみとしてよく利用する態度のどちらが缶詰購入金額に強く影響するのか、そして、（2）調理技術が缶詰の購入金額を高めるのか、ということである。缶詰はそのまま食べることができるので、調理が苦手の人がよく購入する可能性が考えられる。しかし、最近のサバ缶ブームにみられるように、缶詰を使った料理のレシピが普及しているところを考えると、調理が得意な人がよく購入する可能性も考えられる。では結局どちらなのか、という点を本モデルにより検証する。

2. 2023 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5月15日（漁期序盤）、6月15日（漁期中盤）、7月13日（漁期終盤）に採取したキタムラサキウニ及びその加工品（貝焼）をサンプルとした。

5月と6月は、現地で原料ウニ及び貝焼を入手し、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、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、貝焼は、水産技術研究所横浜庁舎へ運搬し、遊離アミノ酸、ATP 関連化合物、グリコーゲンの分析を行った。7月は、原料ウニと貝焼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、以下の計測、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2gを分析（遊離アミノ酸、ATP 関連化合物、グリコーゲン）に用い、残りは-40℃で凍結保管した。固定した組織は、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。貝焼は、色差計測を行った後、約2gを分析（遊離アミノ酸、ATP 関連化合物、グリコーゲン）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。

漁期序盤ステージ2（成長期）で、その後、成熟は進み、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（図 3-2-(1)-1）。海水温が高いためか成熟の進行が速く、7月下旬でウニ漁は終了した（2022年は8月上旬までウニ漁を行っていた）。成熟の進行に伴い、グリコーゲン含量は段階的に有意に減少した（図 3-2-(1)-2）。成熟が進行した7月では、生殖巣指数が5月、6月に比べ有意に高くなった（図 3-2-(1)-3）。遊離アミノ酸総量には有意差が見られなかった。うま味アミノ酸であるグルタミン酸は、漁期中ほぼ一定（114～124 mg/100g、有意差なし）であった。甘味アミノ酸では、グリシンは、7月に比べ5月は有意に少なかった。反対にアラニンは、5月が6月と7月に比べ有意に多かった。漁期中グリシン平均 1000 mg/100g 以上、アラニン平均は 270 mg/100g 以上と高い値であった。ウニの甘味とうま味に関与するアミノ酸（グリシン、アラニン、グルタミン酸）の総量は、漁期中ほぼ一定であった（有意差なし）（図 3-2-(1)-4）。

貝焼の色については、7月の L, a, b 値それぞれが5月及び6月と異なり、色調の違いが示された（図 3-2-(1)-5）。貝焼のグリコーゲンは原料ウニと同様に有意に段階的に減少した（図 3-2-(1)-6）。グリコーゲンは、ウニの呈味に直接関係がないが、ウニが持つ独特の食感に関係し、全体の味をまとめる作用がある（小俣, 1964）。遊離アミノ酸の結果も原料ウニと同様に、5月はアラニンが有意に多く、グリシンは有意に少なかった。また、貝焼の表面と中の成分の違いの有無を調べるために7月の貝焼では表面と中を分けて分析を行ったが、遊離アミノ酸組成、グリコーゲン含量ともに違いはなかった（図 3-2-(1)-7）。貝焼きの中のグルタミン酸は5月と7月で有意差が見られた。一方、グリシン、アラニン、グルタミン酸の合計量は、原料ウニと同様に漁期中ほぼ一定であった（有意差無し）。ATP 関連化合物では、原料ウニの ATP 含量が高く（図 3-2-(1)-8）、活力の高い原料を使用していることが確認された。加熱した製品にも ATP が多く含まれていた。また、7月の貝焼では、表面のほうが、中よりも ATP と ADP が多く、ATP 関連化合物総量も多かった（図 3-2-(1)-9）。貝焼の官能評価の結果、全体的な好ましさ、味の好ましさ、甘味、うま味は、

原料ウニの成熟が進むにつれ評価が高くなった。食感と色の好ましきでは、成熟が進行した7月は最も評価が高かった（図3-2-(1)-10）。

・カナガシラの成分分析

4—12月（7月を除く）に福島県内で水揚げされたカナガシラを購入し、 -40°C 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。全長は最大32.8 cm、最小18.6 cm、平均26.5 cmであった（図3-2-(1)-11）。体重は最大350.7 g、最小60.8 g、平均189.5 gであった（図3-2-(1)-11）。生殖腺重量は最大48.1 g、最小0.1 g、平均5.2 gであった（図3-2-(1)-11）。全長の結果と先行研究（岡村ら、2021）から、今回の試験では満2歳以上のカナガシラをサンプルとしたと推測された。生殖腺重量は5、6月に大きくなる傾向が認められ、カナガシラの産卵期である6—8月に一致した（岡村ら、2021）。

一般成分（水分、タンパク質、粗脂肪、灰分）の測定には皮付きの筋肉を用いた。水分は最大81.8%、最小73.6%、平均77.4%であった。タンパク質は最大22.3%、最小16.9%、平均20.1%であった。粗脂肪は最大3.1%、最小0.1%、平均1.1%であった（図3-2-(1)-11）。灰分は最大2.3%、最小1.4%、平均1.7%であった。体重と粗脂肪に相関は認められなかったが、生殖腺重量と粗脂肪では5、6月のカナガシラで生殖腺が大きいほど粗脂肪が多くなる傾向が認められた（図3-2-(1)-12）。

皮を除去した筋肉中の呈味性物質（遊離アミノ酸のうちグルタミン酸、グリシン、アラニン、核酸のうちイノシン酸）を測定した。うま味成分であるグルタミン酸は8月に低値を示し、甘味成分であるグリシンは8月に高値を示した（図3-2-(1)-13）。甘味成分であるアラニンは顕著な季節変動を示さなかった。うま味に関連する核酸であるイノシン酸（IMP）は6月に低値を示した（図3-2-(1)-13）。味に関係する遊離アミノ酸は8月、核酸は6月に変動する一方で、カナガシラの漁獲が安定する9月以降は大きな変動がないことが明らかとなった。

遊離アミノ酸について詳細に確認したところ、カナガシラの遊離アミノ酸の大部分がタウリンであり、約330—350 mg/100g含まれることが明らかになった（図3-2-(1)-14）。先行研究と比較したところマグロ類やカツオ、サバ、マイワシ、ホウボウ等よりも多く（二村ら、2022、Gormley et al., 2007、大泉ら、1990、小沢ら、1984）、アカウオ、レンコダイ、シマメヌケ、メヌケと同程度であり、タウリンが多いとされる軟体動物と比較したところアサリやホタテ、アカイカ、マツイカより多くヤリイカと同程度であった（小沢ら、1984）。

以上の結果から、カナガシラの成分変動は9月以降に少なく、安定して高品質の原料が水揚げされると予想された。また、他の魚類と比較してタウリンが顕著に多く含まれることが明らかになった。タウリンは動脈硬化の予防や心疾患の予防だけでなく近年では抗老化や寿命延伸に関する研究報告がされており、ヒトの健康に有効な成分とされている（伊藤ら、2004、Azuma et al. 1985、Singh et al., 2023）。カナガシラは粗脂肪が少ないためサバ缶やイワシ缶のようにDHAを含有することを販売の訴求力にすることができない一方で、タウリンが他の魚種と比較して多く含まれることはサバ缶やイワシ缶との差別化要素となり、カナガシラやカナガシラ加工品の販売において強い訴求力になることが期待される。

(2) 福島県産水産物の消費に関する調査の結果

調査対象者 7,000 人のうち 5,710 人、つまり、全体の 82%が 1 年以内に水産缶詰を購入していた。図 3-2-(2)-1 は、1 年以内に水産缶詰を購入した人が、どの種類の缶詰を購入していたか、という回答結果を示す。消費者の多くが、ツナ缶やサバ缶を購入していた。イワシ缶やサケ缶、他の魚の缶詰を購入した人は少数派であった。

図 3-2-(2)-2 は、水産缶詰の毎月の平均購入金額の回答結果を示す。まず、100～199 円と 200～299 円の階層に分布が多く、消費者の最多数がこの購入金額帯 (100～299 円) であった。一方、毎月 500 円以上を水産缶詰に使っている、という人も 25%と多かった。ちなみに、総務省家計調査の水産缶詰平均購入金額は 2 百数十円であることから、この結果はある程度妥当と考えられる。

次に、水産缶詰の購入金額別に、購入経験のある缶詰の種類の回答を集計した結果を示す (図 3-2-(2)-3)。どの種類の水産缶詰でも購入金額が増えるにつれ、購入経験のある人の割合が増加する傾向があった。また、どの購入金額階層でもツナ缶が一番、サバ缶が二番、イワシ缶が三番、といったように、購入金額ごとの缶詰の順位はあまり変わらない、という傾向もみられた。

図 3-2-(2)-4 は水産缶詰の利用方法に関する回答結果を示す。(a)は「おかずとしてそのまま」利用する頻度、(b)は「おかずの料理の食材」として利用する頻度、(c)は「おつまみとしてそのまま」利用する頻度、(d)は「おつまみの料理の食材」として利用する頻度を示す。棒グラフの色分けは、先ほど示した水産缶詰の購入金額に関する回答を示す。おかずとして利用する、という上の(a)及び(b)のグラフでは、「時々ある」という回答者が最も多く、「よくある」が二番目に多かった。おつまみとして利用する、という(c)及び(d)の2つのグラフでは「全くない」や「あまりない」という回答者が、おかずとして利用するという場合に比べ多い傾向があった。また、おかずとしての利用について「よくある」や「時々ある」と回答した人の多くが、缶詰を月に 500 円以上購入していた。つまり、おかずとして利用する人が全体として多く、特に購入金額が大きい人も多い、と言える。

図 3-2-(2)-5 は魚の缶詰に対するイメージへの回答結果を示す。ここでの質問は、(a)「魚の缶詰はおいしい」、(b)「魚の缶詰は安い」、(c)「魚の缶詰は健康に良い」、(d)「魚の缶詰は調理の手間が省ける」、(e)「魚の缶詰は保存食として役立つ」、(f)「魚の缶詰は環境によい」といった主張に対して「まったくそう思わない」から「とてもそう思う」までの 5 つからひとつ回答を得た。その結果、魚の缶詰に対する認識は様々な側面でポジティブな結果であった。

図 3-2-(2)-6 は調理技術に関する自信について尋ねた結果を示す。ここでは(a)「丸魚を三枚おろしに捌くことができる」、(b)「調理した魚をおいしく見えるよう盛り付けることができる」、(c)「個々の魚に適した調理方法を選ぶことができる」という 3 つの質問について、「まったくそう思わない」から「とてもそう思う」までの 5 段階で尋ねた。その結果、三枚おろしに自信のない消費者が 57%と多かった。調理方法の選択や盛り付けについては、自信のある消費者がやや多い傾向があった。

図 3-2-(2)-7 は魚食に関する考えに関する結果を示す。(a)「自分は魚をおいしいと思う」、(b)「自分は健康のために肉よりも魚をより多く食べたい」、(c)「自分はお酒のおつまみとして魚料理が好きだ」という 3 つの質問について、「まったくそう思わない」から「とてもそう思う」までの 5 段階評価で尋ねた。その結果、全体として魚を好む消費者が多数派という結果であった。

図 3-2-(2)-8 は、以上のデータを用いて、SEM の推定をおこなった結果を示す。矢印の横の数字は、パラメータの推定値で 5%水準で統計的に有意であったものの値を示している。まず、おかず

での缶詰利用の変数は、つまみでの缶詰利用の変数よりもパラメータが大きく、おかずとして利用する頻度の変数の方が、つまみとして利用する頻度の変数よりも缶詰購入金額により強く影響することが示された。調理技術の潜在変数から缶詰購入金額への影響はプラスで有意であり、魚料理の調理技術への自信が強い人ほど缶詰購入金額が高くなる傾向が示された。以上の結果から、水産缶詰をおかずとして利用する消費者の方がおつまみとして利用する消費者よりも購入金額が高く、販売ターゲットとして有望である可能性が示唆された。また、水産缶詰をより多く購入する消費者は調理技術が高い傾向があり、水産缶詰を利用したレシピの普及は購入金額の増加につながる可能性があると考えられた。消費者は水煮缶の汁を調理の素材で利用しており(図3-2-(2)-9)、汁の活用方法や栄養成分の情報にもニーズがあると考えられた。栄養成分のうち、DHA に関しては脳や血液・血管への機能が期待されているが、タウリンに関しては効果が良く知られていなかった(図3-2-(2)-10)。本年度実施したカナガシラの成分分析により、カナガシラにはタウリンが豊富に含まれることが示されたが、このように栄養成分の機能性や効果についての知識は成分ごとに異なるため、消費者の既存の知識を踏まえた適切な情報伝達を検討することが重要と言える。

3. 今後の課題

カナガシラについて缶詰加工の加熱条件を検討し、加熱条件の違いが味や成分に及ぼす影響を検証する。また、サイズの大小や骨の有無が缶詰加工後の味や成分に及ぼす影響を検証する。

引用文献

- Azuma *et al.* (1985) Therapeutic effect of taurine in congestive heart failure: a double - blind crossover trial. *Clin. Cardiol.*, 8(5), 276–282.
- Gormley *et al.* (2007) Taurine content of raw and processed fish fillets/portions. *Eur. Food Res. Technol.*, 225, 837–842.
- 伊藤ら (2004) タウリンの動脈硬化予防薬としての可能性. *日本薬理学雑誌* 123(5), 311–317.
- 小俣ら (1964) ウニのエキス成分に関する研究-IV エキス構成々分の呈味性. *日本水産学会誌*, 30(9), 749–756
- 松浦勉 (2021) 進化するサバ缶詰ーサバ缶ブームによる新しい変化ー. *農林統計協会*.
- 二村ら (2022) メバチ, ビンナガ及びクロマグロの低・未利用部位におけるアンセリン・ヒスチジン・タウリン含有量. *水産技術*, 15(1), 39–43.
- 大泉ら (1990) マイワシを原料とした高栄養魚肉食品素材中の栄養成分. *日本水産学会誌*, 56(10), 1619–1626.
- 岡村ら (2021) 宮城県沿岸におけるカナガシラの漁獲量の増加と生活史特性. *水産増殖*, 69(3), 177–184.
- 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), 561-567.
- Singh *et al.* (2023) Taurine deficiency as a driver of aging. *Science*, 380(6649), eabn9257.

4. 備考

なし

図表

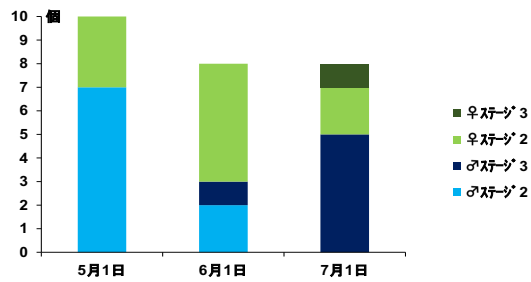


図 3-2-(1)-1 ユニ原料の成熟ステージ分布 n=8

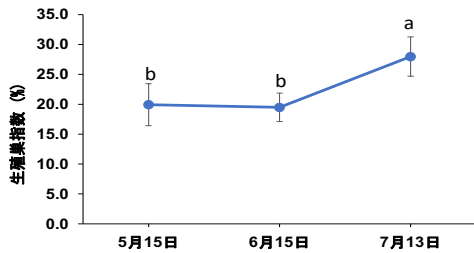


図 3-2-(1)-3 生殖巣指数の変化, n=8, 異なるアルファベットは有意差(p<0.05)があることを示す

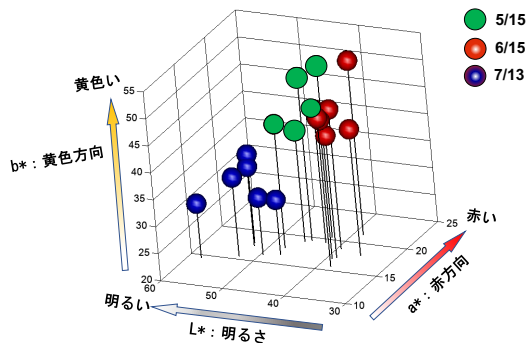


図 3-2-(1)-5 貝焼の色調の違い

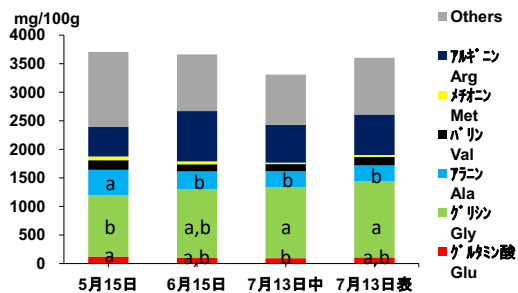


図 3-2-(1)-7 貝焼の遊離アミノ酸組成 n=5, 異なるアルファベットは有意差(p<0.05)があることを示す

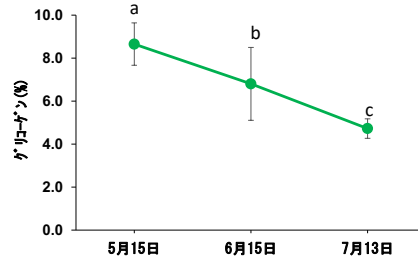


図 3-2-(1)-2 グリコーゲン含量の変化 n=8, 異なるアルファベットは有意差(p<0.05)があることを示す

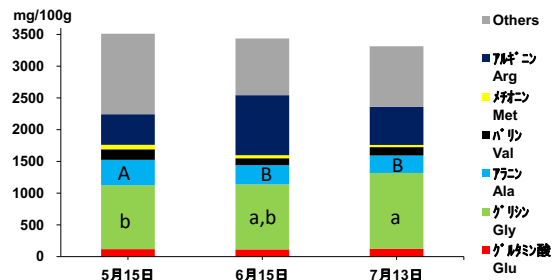


図 3-2-(1)-4 遊離アミノ酸組成の変化 n=8, 異なるアルファベットは有意差(p<0.05)があることを示す

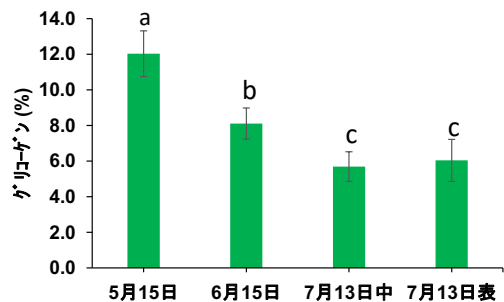


図 3-2-(1)-6 貝焼のグリコーゲン含量 n=5, 異なるアルファベットは有意差(p<0.05)があることを示す

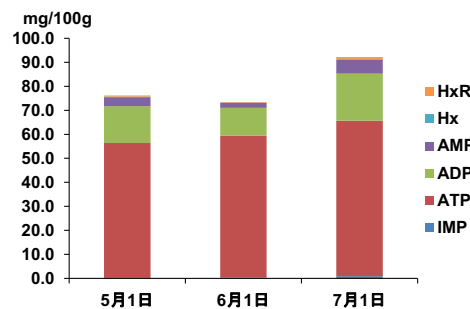


図 3-2-(1)-8 原料ウニのATP関連化合物 n=8

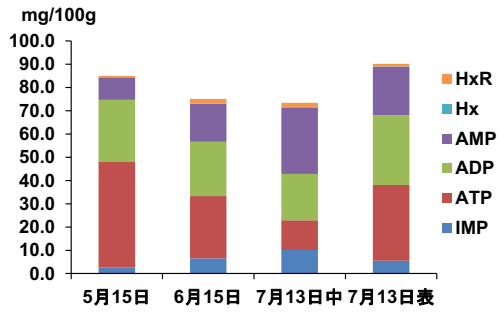


図 3-2-(1)-9 貝焼のATP 関連化合物 n=3

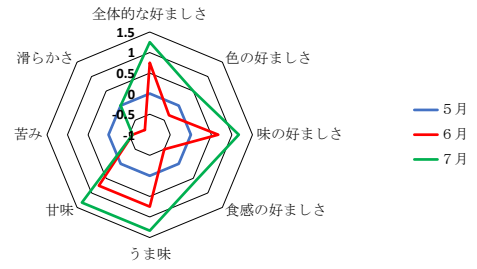


図 3-2-(1)-10 貝焼の官能評価結果

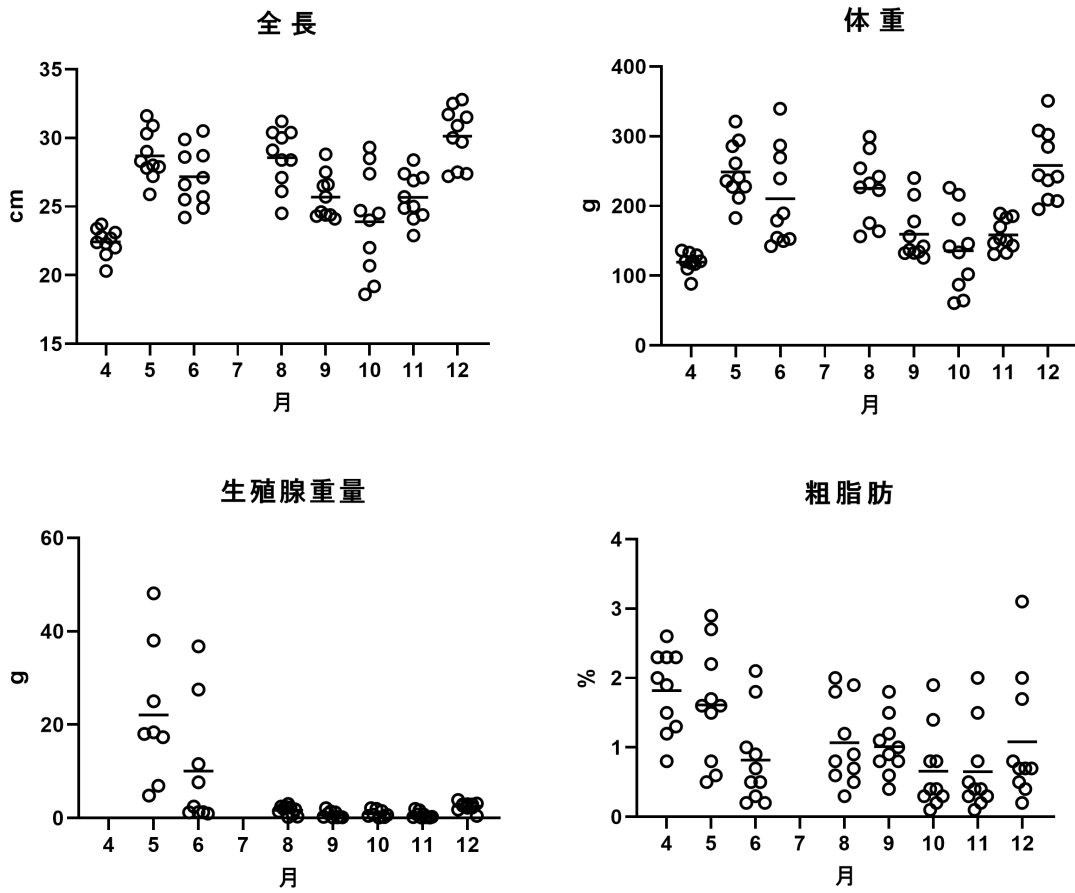


図 3-2-(1)-11 試験に用いたカナガシラの生物情報の季節変動 (プロット中の横棒は平均値)

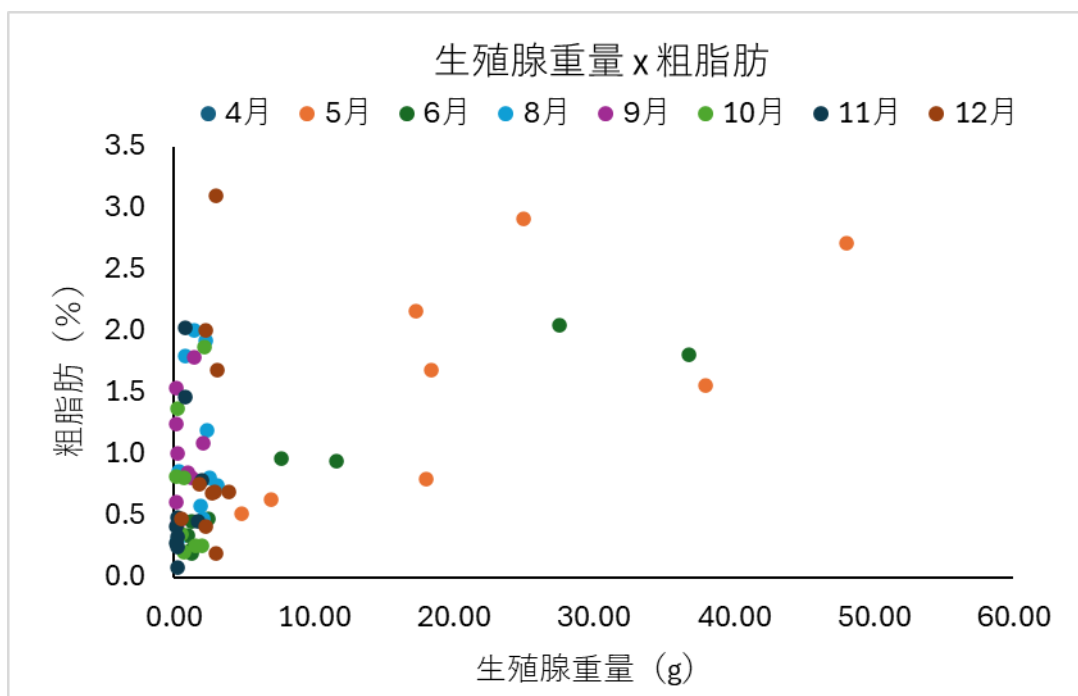
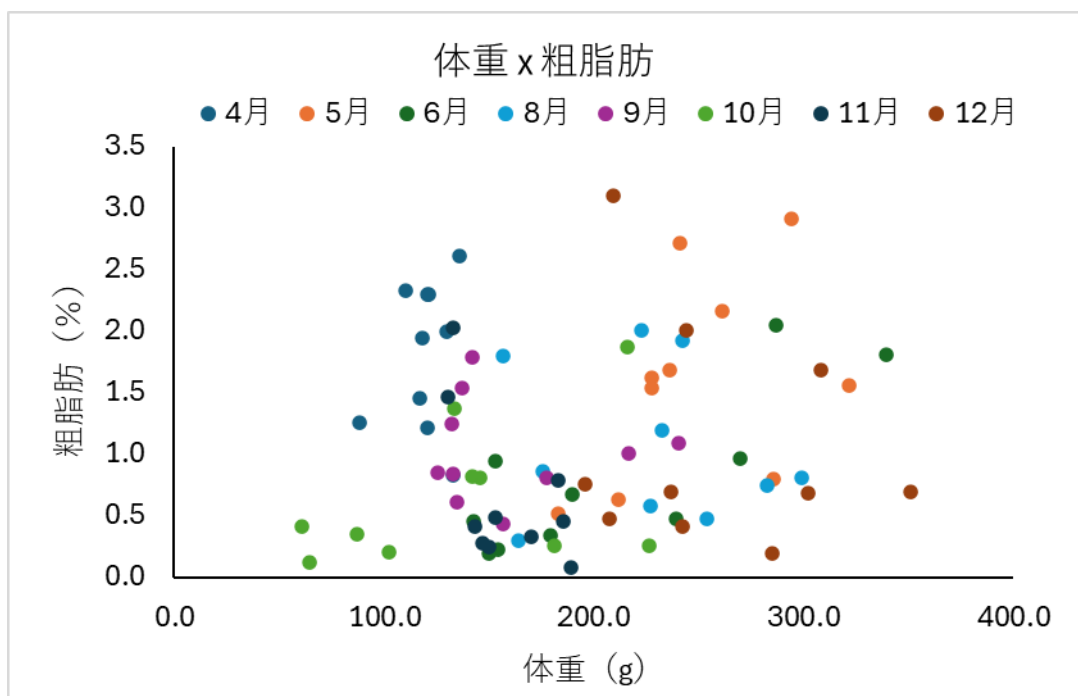


図 3-2-(1)-12 カナガシラの粗脂肪と体重、生殖腺重量の関係

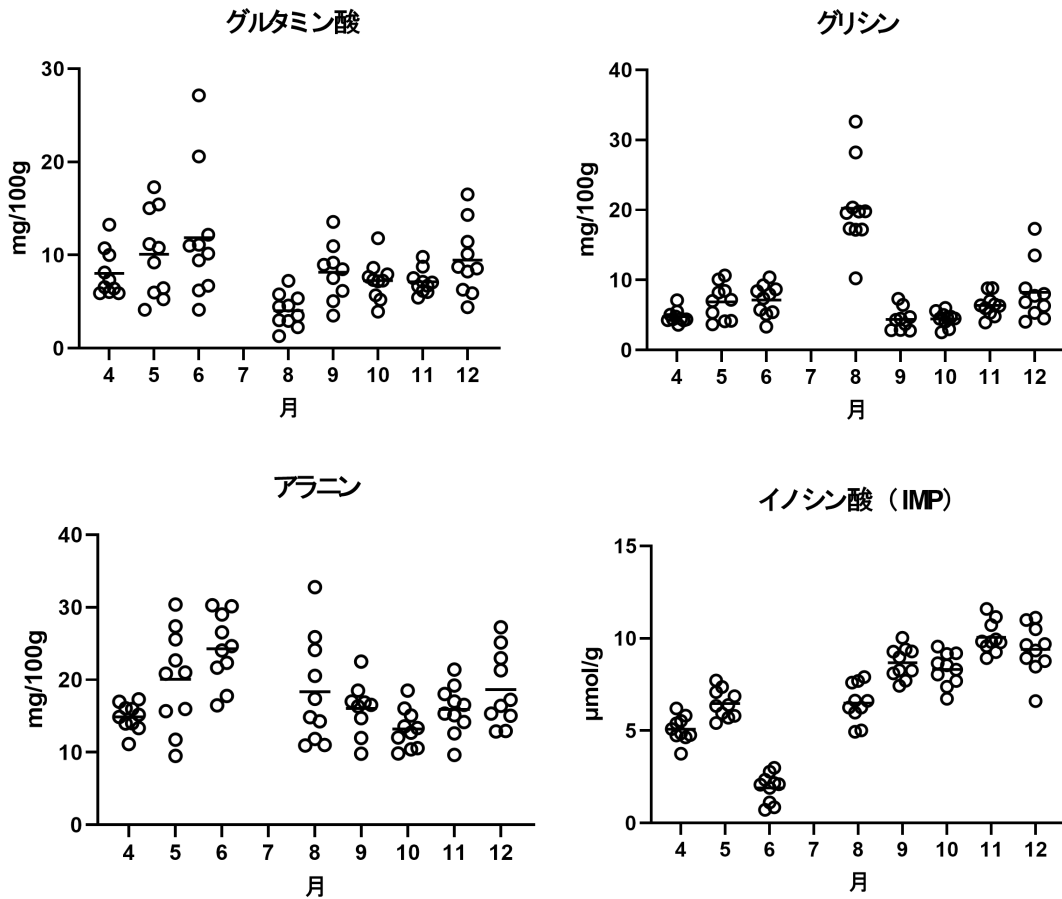


図 3-2-(1)-13 カナガシラの筋肉中の呈味成分の季節変動

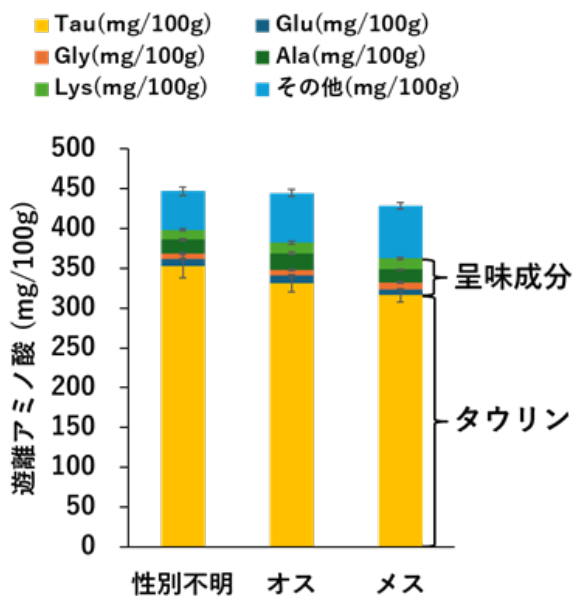


図 3-2-(1)-14 カナガシラの筋肉中の遊離アミノ酸 (性別不明 n = 17, オス n = 17, メス n = 45)

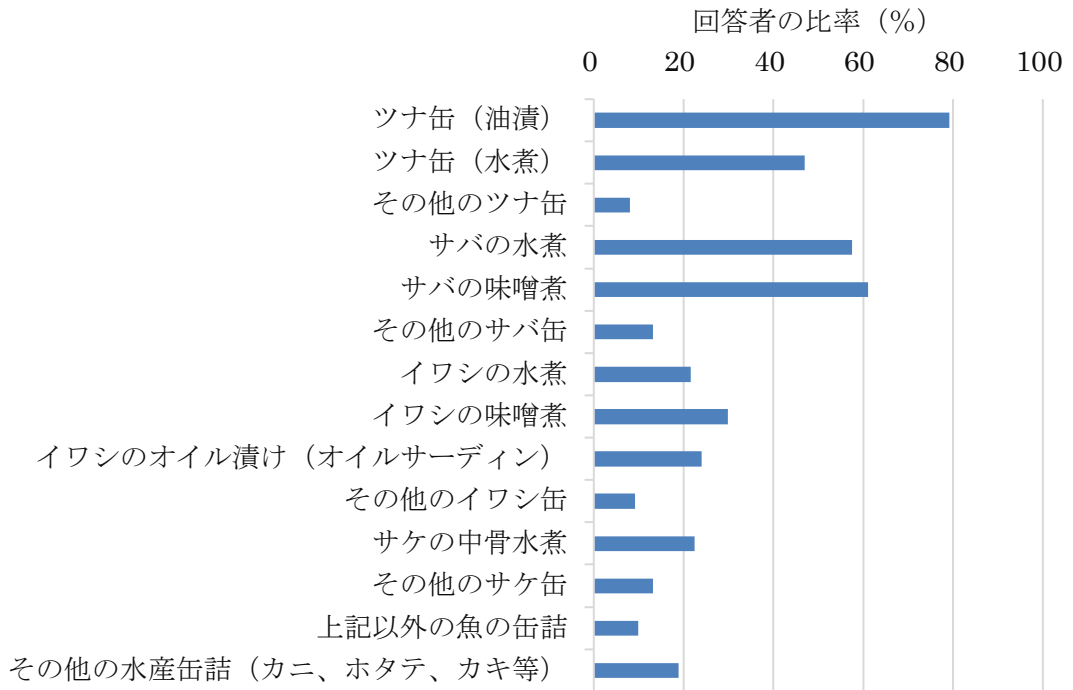


図 3-2-(2)-1 購入したことのある缶詰の種類に関する回答結果 (n=5, 710)

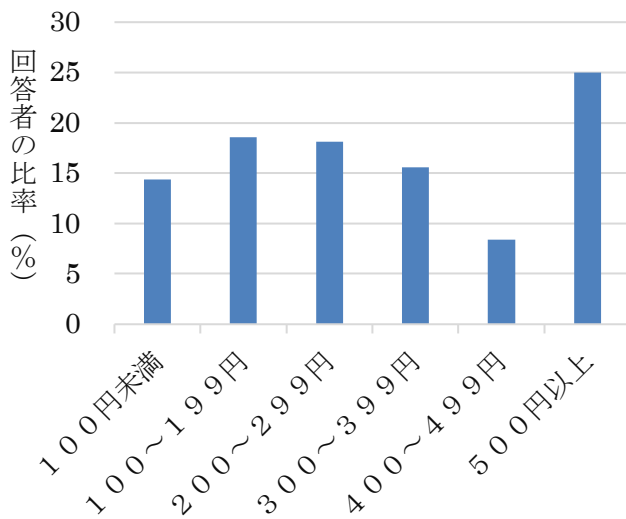


図 3-2-(2)-2 毎月の平均水産缶詰購入金額 (n=5, 710)

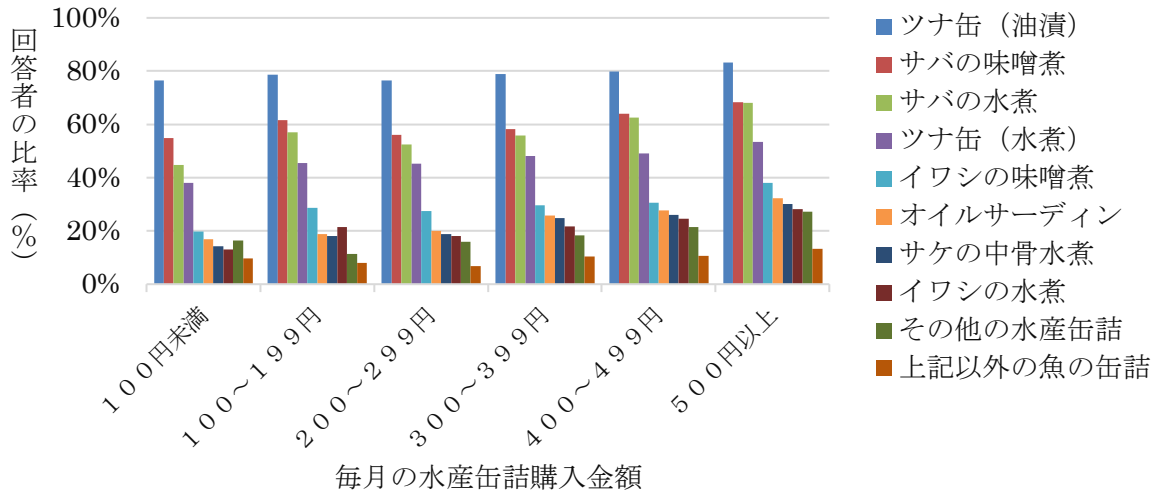


図 3-2-(2)-3 毎月の平均水産缶詰購入金額別 購入したことがある水産缶詰の種類別の回答結果 (n=5,710)

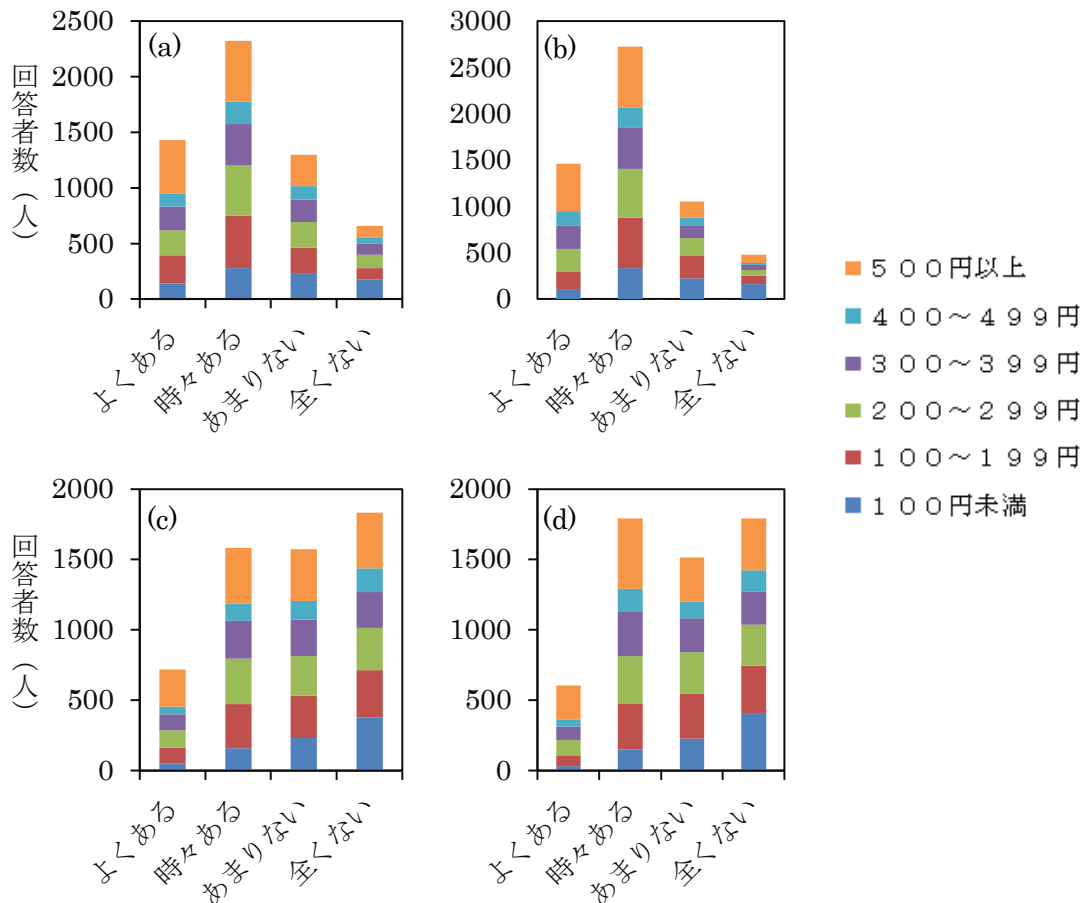


図 3-2-(2)-4 魚介類の缶詰の利用方法に対する缶詰購入金額別回答者数 (n=5,710)。(a)は「おかずとしてそのまま」の利用、(b)は「おかずの料理の食材」としての利用、(c)は「おつまみとしてそのまま」の利用、(d)は「おつまみの料理の食材」としての利用に対する回答結果を示す。

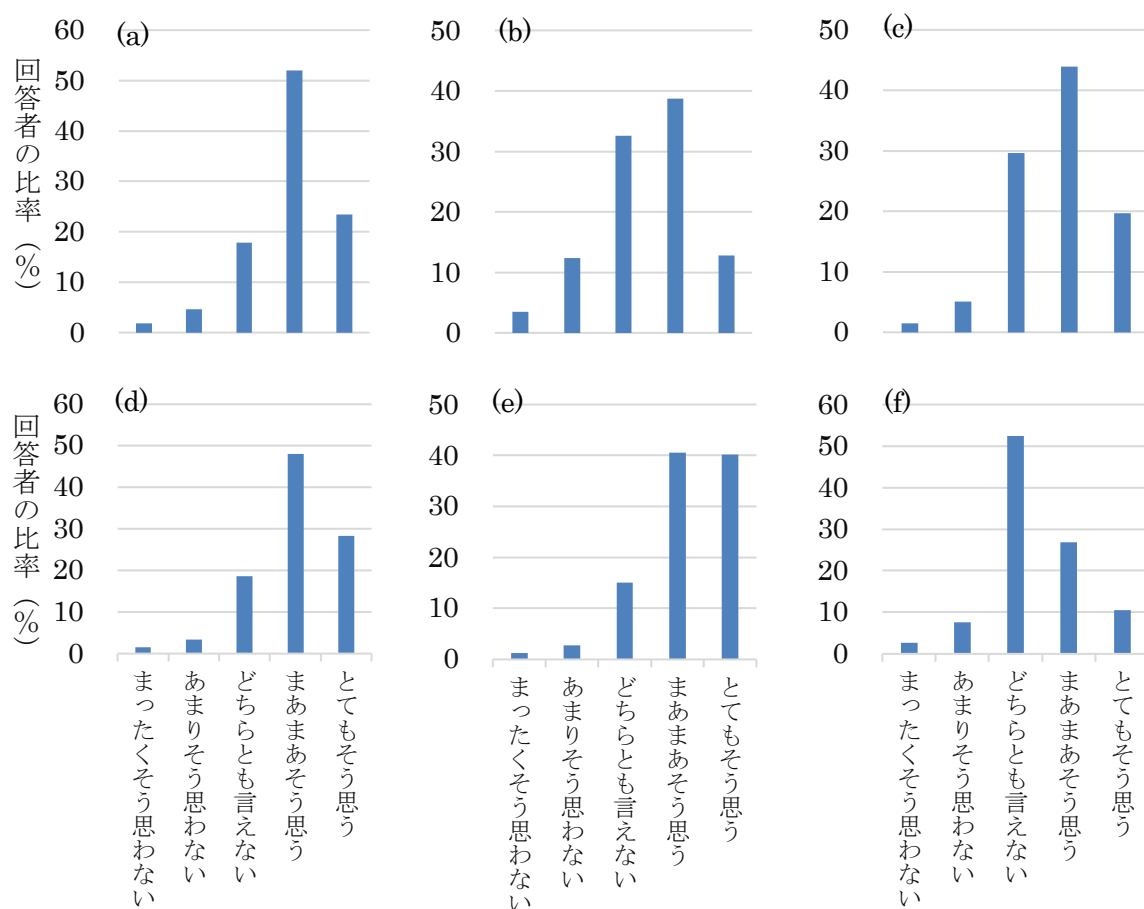


図 3-2-(2)-5 魚の缶詰に対するイメージに関する回答結果 (n=5,710)。(a)は「魚の缶詰はおいしい」、(b)は「魚の缶詰は安い」、(c)は「魚の缶詰は健康に良い」、(d)は「魚の缶詰は調理の手間が省ける」、(e)は「魚の缶詰は保存食として役立つ」、(f)は「魚の缶詰は環境によい」という主張に対する回答の結果を示す。

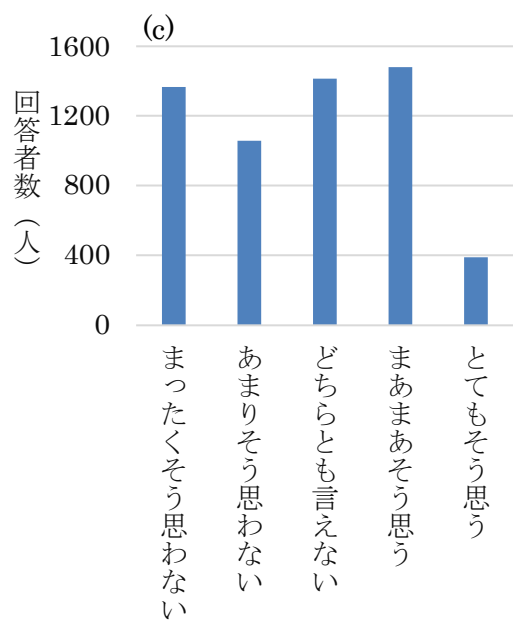
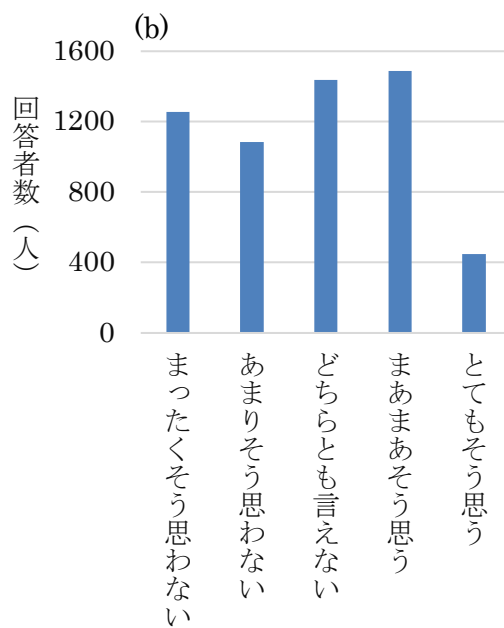
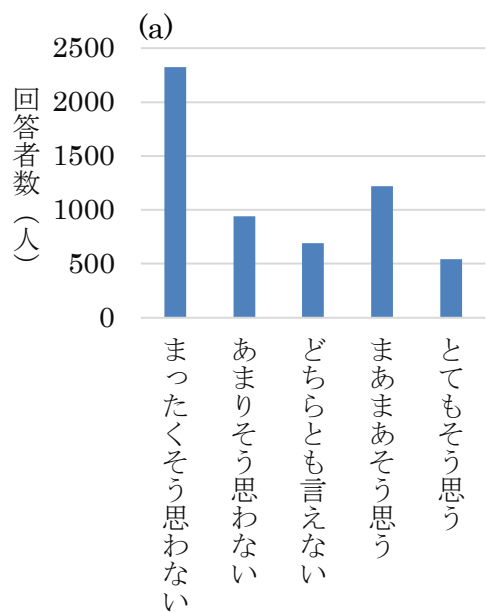


図 3-2-(2)-6 調理技術に関する自信の回答結果 (n=5,710)。(a)は「丸魚を三枚おろしに捌くことができる」、(b)は「調理した魚をおいしく見えるように盛り付けることができる」、(c)は「個々の魚に適した調理法を選ぶことができる」という主張に対する回答結果を示す。

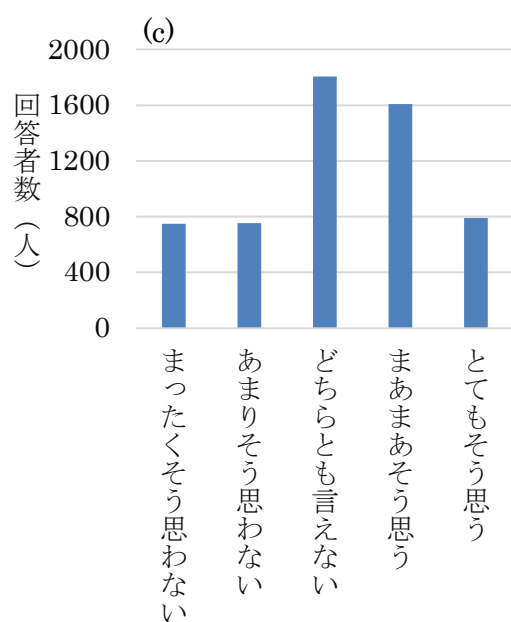
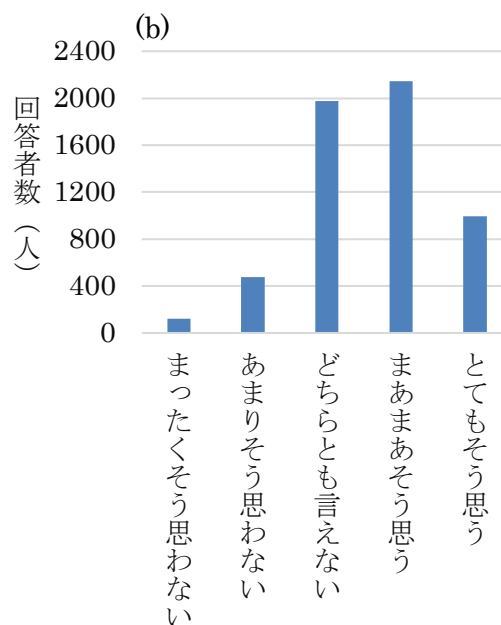
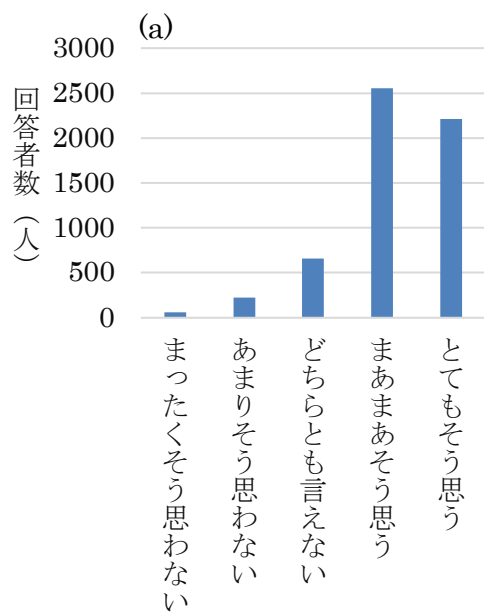


図 3-2-(2)-7 魚食に関する考えの回答結果 (n=5,710)。(a)は「自分は魚をおいしいと思う」、(b)は「自分は健康のために肉よりも魚をより多く食べたい」、(c)は「自分はお酒のつまみとして魚料理が好きだ」という主張に対する回答結果を示す。

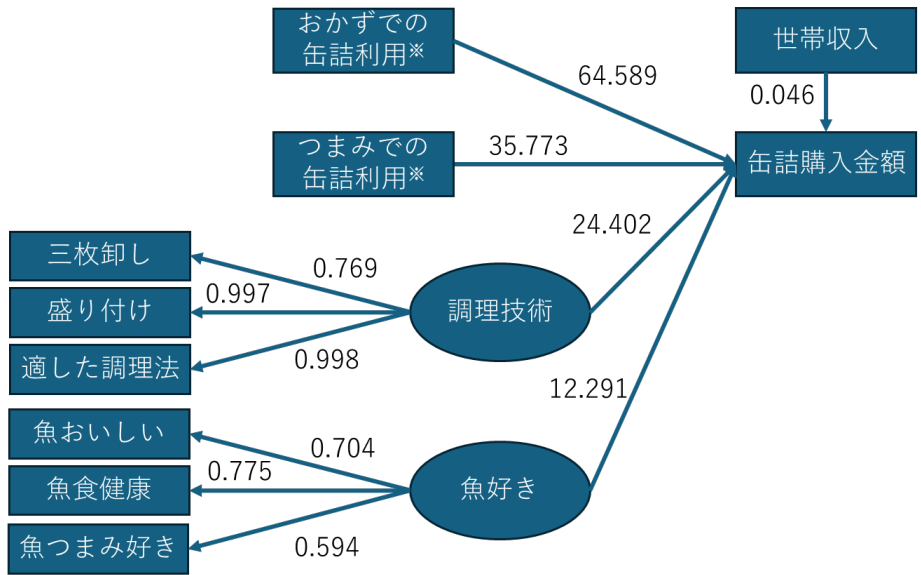


図 3-2-(2)-8 缶詰購入金額に対する各要因の影響に関する構造方程式モデリングの結果。四角は観測変数、円は潜在変数、矢印は因果関係、数値はパラメータの推定値（5%水準で統計的に有意）を示す。※を付した缶詰の利用方法の変数では、「食材での利用」と「そのままの利用」の両方が「よくある」ならば1、それ以外はゼロとコーディングした。n=5,710。適合度：CFI=1.000，RMSEA=0.094。

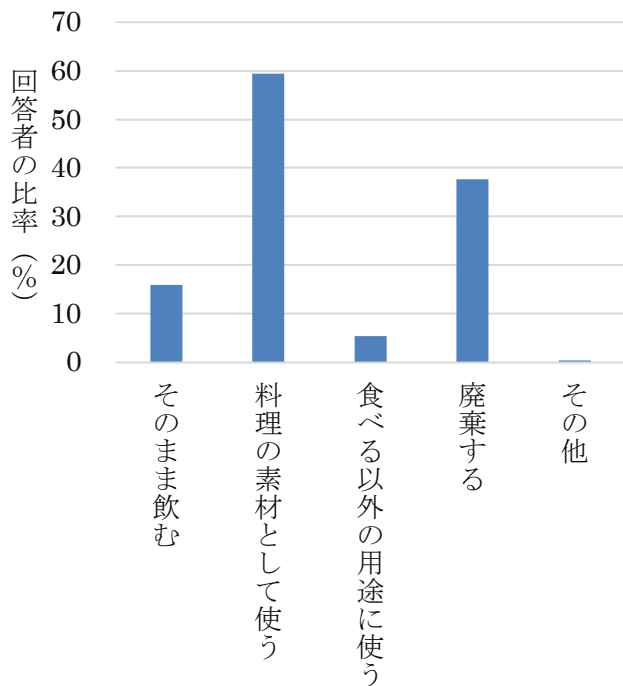


図 3-2-(2)-9 「魚介類の水煮缶の汁を普段どのように利用していますか」という問いへの回答結果（n=5,710、複数回答）

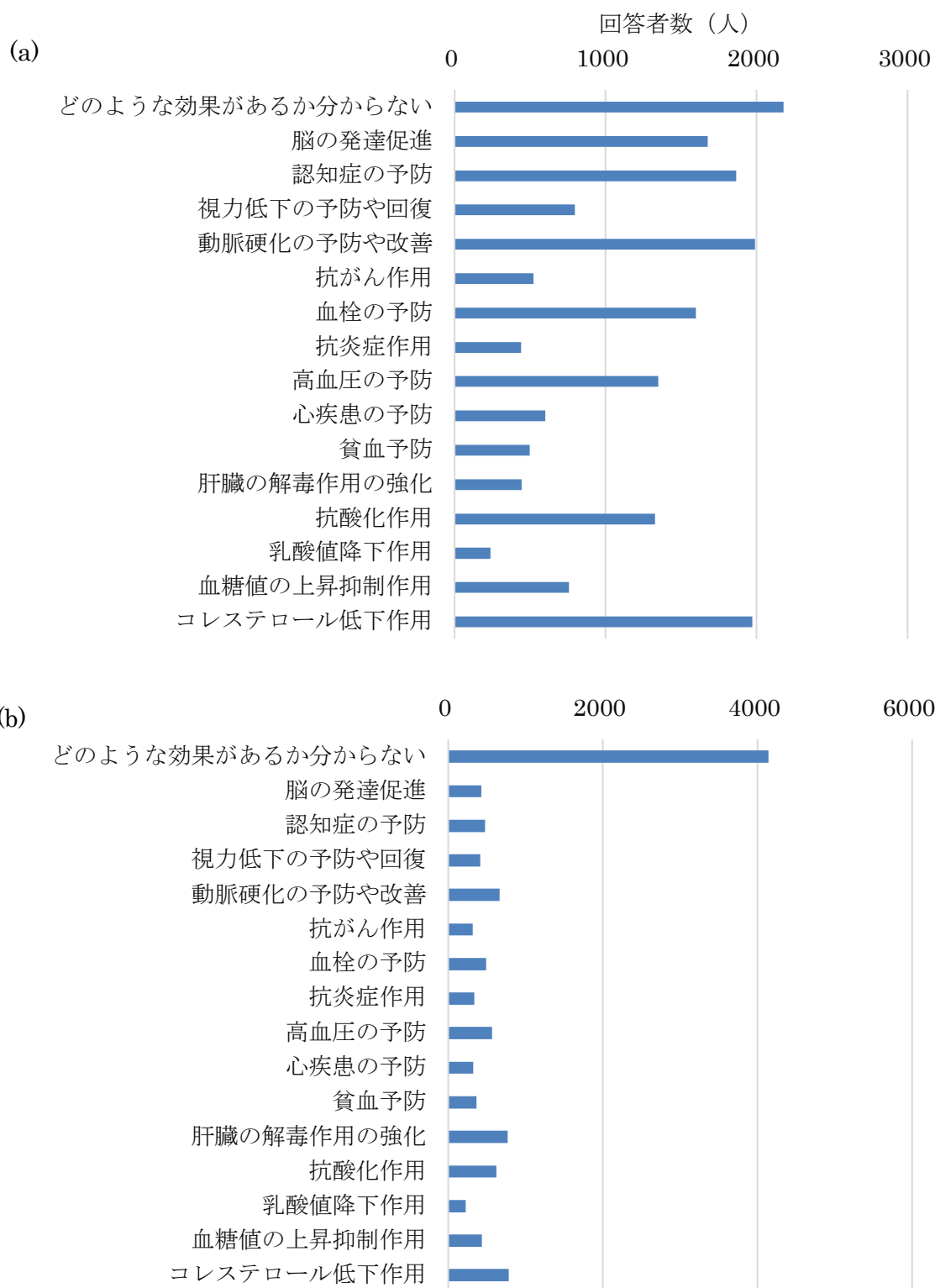


図 3-2-(2)-10 成分に期待する効果の回答結果 (n=7,000)。(a)は「DHA の摂取が健康に与える効果としてあなたが期待するものは何ですか」、(b)は「タウリンの摂取が健康に与える効果としてあなたが期待するものは何ですか」という問いへの回答を示す。なお、順序バイアスを取り除くため、アンケート画面では「分からない」を一番上に固定し、残りの項目の並び順をランダム化した。