

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

令和3年3月

国立研究開発法人
水産研究・教育機構

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

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 沿岸から沖合への粒子による放射性セシウムの輸送動態	3
1-2 海底土中の放射性セシウム濃度の時空間変動把握	10
1-3 東北沿岸域の海洋生態系における放射性物質の動態把握 <①環境>	17
1-4 東北沿岸域の海洋生態系における放射性物質の動態把握 <②魚類>	24
1-5 東北沿岸域の海洋生態系における放射性物質の動態把握 <③生態系>	32
1-6 水産物および環境中におけるストロンチウム-90 とトリチウムの濃度の評価	41
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	
2-1 湖沼生態系における放射性物質の動態把握	46
2-2 河川生態系における放射性物質の動態把握	68
2-3 内水面魚類に関する放射性物質の取り込みおよび排出過程に関する研究	79
3 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総合研究	
3-1 震災前後における東北沿岸・沖合重要魚類の資源・生態特性の変化ならびに資源変動要因の解明	83
3-2 福島県漁業における産地市場の需要および資源の持続性を考慮した最適な漁獲圧の解明	90
3-3 産地から消費地まで福島県産水産物需要と対策に関する研究	101

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、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並びにその生息環境が汚染された。

事故以降、現在までのモニタリングから、環境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、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るなど、さらなる原因の解明を進めることが必要であり、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である。また、2011年3月以降、福島県の漁業は操業の自粛を余儀なくされており、2012年6月に開始された試験操業での漁獲量は着実に増加しているものの、依然として低水準にとどまっている。長期間にわたる操業自粛がもたらした漁獲死亡の低下によって、福島県沿岸～沖合の底魚資源の多くが増加傾向となった。しかし、震災以前の漁獲努力量で操業が再開された場合には、わずか数年間で震災前の資源水準に戻る可能性が示唆されており、漁業再開にあたっては適切な資源管理を行うことが福島県漁業の持続的な再建、発展にとって重要である。

本報告書は、令和2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総合研究」についてまとめたものである。水生生物やその餌生物及び生息環境中の放射性セシウム濃度並びに安定同位体比等の精密データを蓄積し、生態系の中の放射性セシウムの動態(それぞれに含まれる放射性セシウムの濃度がどのような地理的分布を示し、さらに時間的にどのように変化しているのか、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。福島県産水産物だけでなく、東北地域や茨城県産の水産物についても実際の検査結果は低い濃度であるにもかかわらず、消費者の水産物汚染への懸念は未だ継続している。また、未だに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。このことは、現在の水産物汚染の状況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。国内外の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とその変化のモニタリングを継続し、食物連鎖を通じた放射性物質の挙動を把握していくこと、また得られた成果を丁寧に広報していく必要がある。

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：沿岸から沖合への粒子による放射性セシウムの輸送動態
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 水産技術研究所 環境・応用部門 水産土木工学部 水産基盤グループ ² 沿岸生態システム部 有明海・八代海グループ ³
担当者職名・担当者名	グループ長・帰山秀樹 ¹ 、主幹研究員・森田貴己 ¹ 主任研究員・古市尚基 ² 、主任研究員・杉松宏一 ³

1. 研究内容及び方法

(1) 福島県沖の大陸棚から陸棚斜面域を対象に、粒子による沖合への放射性セシウムの輸送過程を捉えるためにセジメントトラップ観測を実施した。福島第一原発の東方沖合、水深約 1000 m の地点(SY1: 37°00' N, 141°50' E)では 2011 年 7 月～2015 年 8 月の期間において係留観測を実施した(図 1)。SY1 における観測期間の前半(2011 年 7 月～2013 年 7 月)は同時に日本海におけるセジメントトラップ観測を実施していた(Kaeriyama *et al.*, 2020)。そのため、この期間は深度 500 m のみでの観測であったが、日本海での観測が終了した 2013 年 7 月以降は深度 500 m と海底近傍(近底層)において観測を実施している。また、福島第一原発の南東沖、水深約 500 m の地点(F03: 36°53.5' N, 141°32.5' E)では 2017 年 9 月～2018 年 6 月の期間に係留系観測を実施した(図 1)。さらに 2014 年 6 月から 2015 年 8 月まで SY1 の近底層に設置されたアンデラー流速計の流速データ、および F03 の近底層に設置された ADCP の流速データを再解析し、粒子の輸送に重要な役割を果たす近底層における流動場の特徴を整理した。

(2) 福島県沖大陸棚の海底近傍における粒子の懸濁状況を把握する目的で、レーザー式粒径別粒子濃度測定装置(LISST-200X および-HOLO2)を用いた懸濁物質の粒度組成分布ならびにホログラフィ画像の鉛直プロファイルを他のパラメータ(水温、塩分、圧力、濁度)と同時に取得し、海底境界層の発達度合い、境界層内懸濁物質量、境界層内懸濁物質のサイズ組成、粒子の形態に関する情報を引き続き取得、整理した。これまでの 4 年間に LISST-200X 等を用い諸パラメータの鉛直観測を実施した測点を図 2 に示す。

(3) (2) で観測された高濁度層の形成メカニズムについて考察するため、海底境界層を表現する数値モデルを用いて、境界層内における粒子の挙動の再現計算を行った。

2. 令和 2 年度進捗状況・成果

(1) SY1 におけるセジメントトラップ観測について、昨年度までに全粒子束、放射性セシウム濃度および放射性セシウムフラックスを報告してきた。これらパラメータの変動要因を考察するために沈降粒子の主要成分を分析した。図 3 は深度 500 m および近底層で観測を実施した 2013 年 7 月から 2015 年 7 月までの期間における全粒子束、沈降粒子の Cs-137 濃度および主要成分の時間変化を示している。調査期間を通じ深度 500 m および近底層ともに沈降粒子に占める有機物(図 3

の“Organic matter”)の割合は比較的一定であり、それぞれ平均で17%および13%であった(表1)。一方、陸起原の鉱物(図3の“Lithogenic”)の占める割合は季節変動が認められ、冬季(図3の12月~2月)に割合が高くなる傾向であった。これまでに福島県沖の水深1000mの海域では福島第一原発の東方沖のFS1(Otosaka *et al.*, 2016)および南東沖のF1(Buesseler *et al.*, 2017)において同様の観測が行われている。沈降粒子の主要成分組成についてSY1、FS1およびF1の3測点で比較すると、いずれの測点においても有機物の割合は比較的low(≤26%)、主には珪藻由来のシリカおよび鉱物の占める割合が高いことがわかる(表1)。また、SY1では冬季に鉱物の占める割合が高くなったが、これはFS1でも報告されており、冬季の気象擾乱などに伴い再懸濁された浅海域の海底堆積物が沖合へ輸送された結果であると考えられ(Otosaka *et al.*, 2016)、当該海域における一般的な季節変動であると判断できる。さらに、F1においては2013年9月、10月の台風通過時に放射性セシウム濃度の高い浅海域の海底堆積物由来と考えられる粒子の沖合への輸送が強く示唆されている(Buesseler *et al.*, 2017)。SY1においても2013年9月~10月の沈降粒子はCs-137濃度が高く、鉱物組成の高い粒子が特に近底層のセジメントトラップで補足されており、F1の結果と整合的である。このように本研究で実施したSY1におけるセジメントトラップ観測結果は福島第一原発の東方沖(FS1)および南東沖(F1)における結果の中間的な結果を示しており、これら3測点の結果を比較することにより福島県沖水深1000m帯の広域における沖合への粒子による放射性セシウムの輸送を整理できた。当該海域の近底層における流動場を整理するために、海底地形および流速データ(5日間移動平均値)に基づき流動場の主軸方向を特定、各流速計で得られた東向き・北向き成分流速を、SY1では時計回りに45°、F03では時計回りに41°回転させて解析を行った。解析には5日間以上の周期帯成分を抽出するローパスフィルター、10.4時間から14.1時間の半日周潮の潮汐周期帯を抽出するバンドパスフィルター、9.6時間以下の周期帯成分を抽出するハイパスフィルターを用い、海底地形に直交する方向と沿う方向ごとの、各周波数帯成分流速の経時変化の把握を試みた。SY1における地形に直交する成分の流速は潮汐周期成分(最大24.7 cm/s)および潮汐周期以下の短周期成分(最大24.6 cm/s)が卓越したのに対し、地形に沿う成分の流速は長周期成分(最大23.2 cm/s)および短周期成分(最大22.4 cm/s)が卓越した。期間を通しての平均流速は地形に直交する成分が沖向きに1.6 cm/s、地形に沿う方向で南向きに2.0 cm/s程度であった。F03における地形に直交する成分の流速は、潮汐周期成分(最大28.5 cm/s)および潮汐周期以下の短周期成分(最大24.3 cm/s)が卓越したのに対し、地形に沿う成分の流速は長周期成分(最大37.0 cm/s)が卓越した。この長周期成分は、対象海域付近に暖水渦が接近したと見られる2018年3月から5月にかけて特に顕著に変化し、3月下旬には地形に沿った北向きの流れが卓越するが、4月から5月にかけてのおよそ1ヶ月間は南向きの流れが卓越していた。観測期間を通じた平均流は、地形に直交する成分で岸向きに0.2 cm/s、地形に沿う方向で南向きに3.3 cm/s程度であった。このように当該海域の近底層における平均流動場は潮汐周期成分による往復流が主要成分であり、平時における粒子の水平輸送量は小さいと考えられる。

(2) 2020年7月31日~8月5日に若鷹丸にて、2020年10月19日~10月29日に新青丸(KS-20-17次研究航海)にて懸濁物質の粒径分布の現場計測を実施した(図2d)。今年度はいずれの航海においてもLISST-200X、LISST-HOLO、濁度計、水温・塩分計、圧力計の同時観測を実施した。海底境界層の層厚は水深の1.0%~46%に相当する1.0m~40mの範囲で存在し、福島県沖の水深30m以浅の海域において層厚が水深の20%以上の高い割合であった。濁度、懸濁粒子の体積濃度

およびサイズ組成の鉛直プロファイルは昨年度までの観測結果と同様の傾向を示した。すなわち、濁度は境界層上端以浅に比べ海底境界層内において上昇しており、そのサイズ組成は 200 μm 以下の粒径が卓越した (図 4)。なお、懸濁粒子の体積濃度は上層の水温躍層付近で上昇しているが、サイズは 230 μm 以上の大型粒子が卓越している。これは、LISST-HOLO2 によるホログラフィ画像結果を合わせて考えると、動・植物プランクトンなどを捉えていると考えられた。過去 4 年間に実施した全観測結果 (観測点は図 2 参照) をまとめると、以下の特徴が抽出された。

- A) 水深が深い観測点ほど海底境界層の層厚が増加する
- B) 境界層上端の成層強度が低下するほど層厚が増加する傾向
- C) 水深 50m 以深における境界層内粒子濃度は数 $\mu\text{L/L}$ 程度
- D) 水深 50 m 以深における境界層内での代表粒径は 100 μm 以下

これらの特徴は潮汐周期往復流の様々なタイミングで実施された結果に共通しており、また南北方向における差異も認められなかったことから、少なくとも夏季～秋季の当該海域における海底境界層の平均像を表していると判断できる。

(3) 複数年の現場観測により明らかとなった海底近傍の高濁度層の発達メカニズムについて、数値モデル実験によって考察した。本研究では、半日周期の潮汐流変動によって海底近傍の乱流混合過程や境界層が発達すると仮定し、モデルには、その境界層乱流過程を再現可能な古市ら (2019) の乱流クロージャーマodelの手法を用いた。ここで、問題の単純化のため鉛直 1 次元モデルを採用した。モデル駆動条件として、海水密度の初期鉛直分布を観測結果に基づいて与えるとともに、潮汐流変動として最大流速 50 cm/s (強潮汐流ケース; 図 5(a)) と 25 cm/s (弱潮汐流ケース; 図 5(b)) の 2 種類のケースを仮定した。強潮汐流ケースと弱潮汐流ケースのそれぞれにおいて、3 種類の懸濁粒子、すなわち、細粒径の土粒子 (P_{30_r27} : 粒径 30 μm , 比重 2.7), 粗粒径の土粒子 (P_{100_r27} : 粒径 100 μm , 比重 2.7)、粗粒径の有機物粒子 (P_{100_r14} : 粒径 100 μm , 比重 1.4) を想定して、それらの振る舞いを調べた。海中の懸濁粒子濃度の初期値をほぼゼロとし、粒子濃度の変動が海底からの粒子の巻き上げ、沈降、および乱流拡散のバランスによって決定されると仮定し、モデル計算を実施した。数値実験の結果、海底乱流 (ϵ) や海底境界層厚 (海水密度 σ_T の一様層で特徴づけられる深度帯) が、海底から数十 m の高さまで発達した (図 5(a) および (b) 左列)。さらに、図 5(a) および (b) 右列に示すように、細粒径の土粒子 (P_{30_r27}) や粗粒径の有機物粒子 (P_{100_r14}) が境界層内に広く分布し、境界層上端で粒子濃度が急速に減少した一方で、粗粒径の土粒子 (P_{100_r27}) は境界層内で海底からの高さとともに急速に減少した。本計算結果は、境界層厚数十 m、境界層内で粒径 200 μm 以下成分が支配的あるいは代表粒径が 100 μm 以下の高濁度層が形成されるという現場観測で認められた結果 (図 4、図 5(c)(d)) が海底境界層乱流や海底巻き上げの観点から道理的に説明できることを指摘するものである。

3. 今後の課題

(1) F03 で取得した沈降粒子試料について主要成分の分析を行い沈降粒子の質が水深により異なるのかを確認する。

(2) 海底境界層の懸濁物質の放射性セシウムのうち、生物利用可能な画分がどの程度存在しているか明らかにする必要がある。

4. 備考

引用文献

Buesseler, K.O., German, C.R., Honda, M.C., Ootosaka, S., Black, E.E., Kawakami, H., Manganini, S.J., Pike, S.M. (2017) Tracking the fate of particle associated Fukushima Daiichi cesium in the ocean off Japan. *Environ Sci Technol*, 49, 9807-9816.

古市尚基・東博紀・杉松宏一・大村智宏・越川海・長谷川徹・山田東也・南部亮元・帰山秀樹
(2019) 海底混合層内の懸濁粒子動態. *沿岸海洋研究*, 57, 21-30.

Kaeriyama, H., Fujimoto, K., Inoue, M., Minakawa, M. (2020) Radiocesium in Japan Sea associated with sinking particles from Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J Environ Radioact*, 222, 106348.

Ootosaka, S., Nakanishi, T., Suzuki, T., Satoh, Y., Narita, H. (2016) Vertical and lateral transport of particulate radiocesium off Fukushima. *Environ Sci Technol*, 48, 12595-12602.

図表

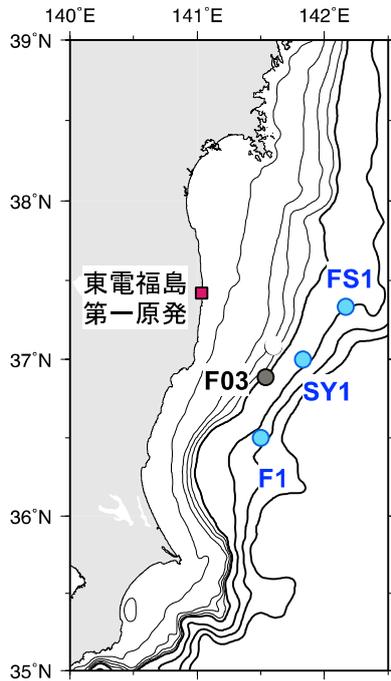


図 1. セジメントトラップ観測実施測点。FS1 および F1 はそれぞれ Otosaka *et al.* (2016) および Buesseler *et al.* (2017) より引用。

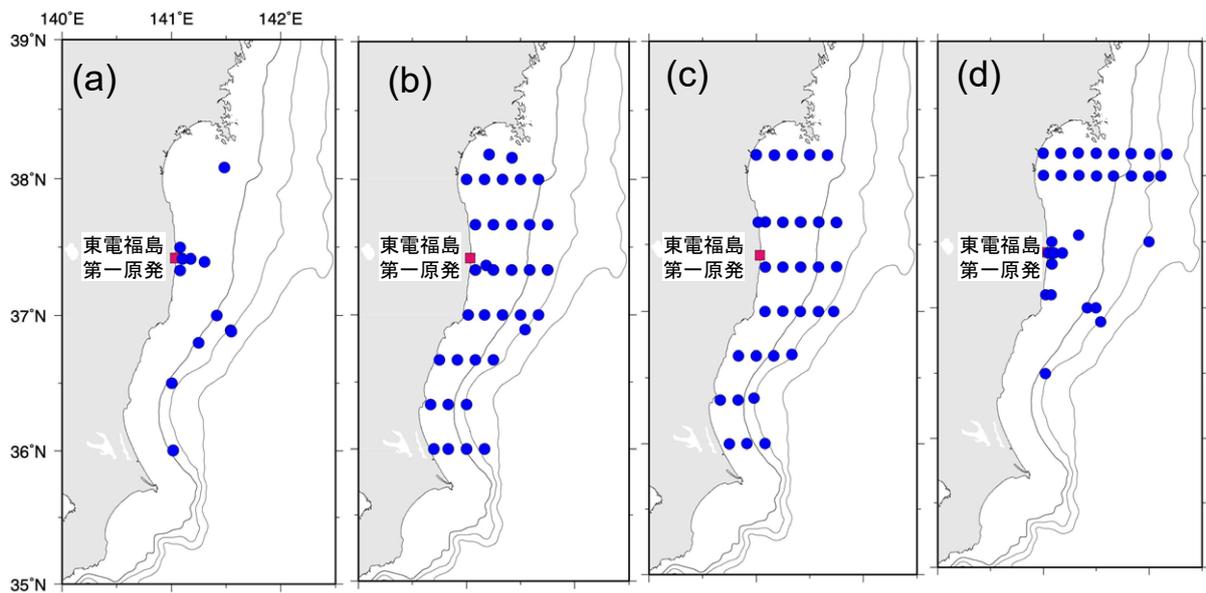


図 2. 海底境界層観測を実施した測点。(a)2017 年、(b)2018 年、(c)2019 年および(d)2020 年。

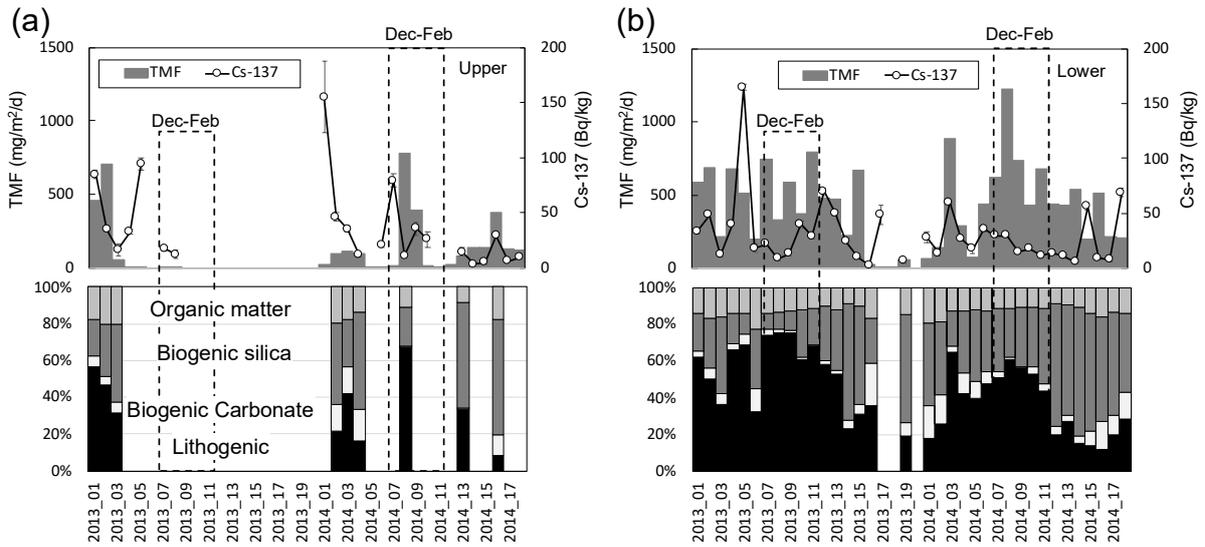


図 3. 2013 年 7 月から 2015 年 7 月までの SY1 における全粒子束、沈降粒子の Cs-137 濃度および主要成分組成。(a)深度 500 m および(b)近底層における結果。

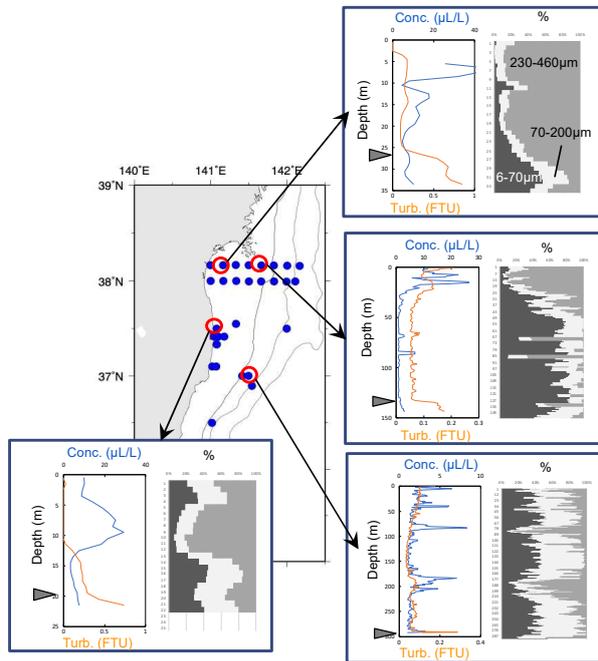


図 4. 2020 年 8 月および 10 月に実施した海底境界層観測結果例。測点ごとのパネルは粒子の体積濃度 (青線)、濁度 (オレンジ線) の鉛直プロファイルおよび粒子のサイズ組成 (6-70 μm , 70-200 μm および 230-460 μm)。三角の凡例は密度プロファイルにより定義した海底境界層上端の位置を示す。

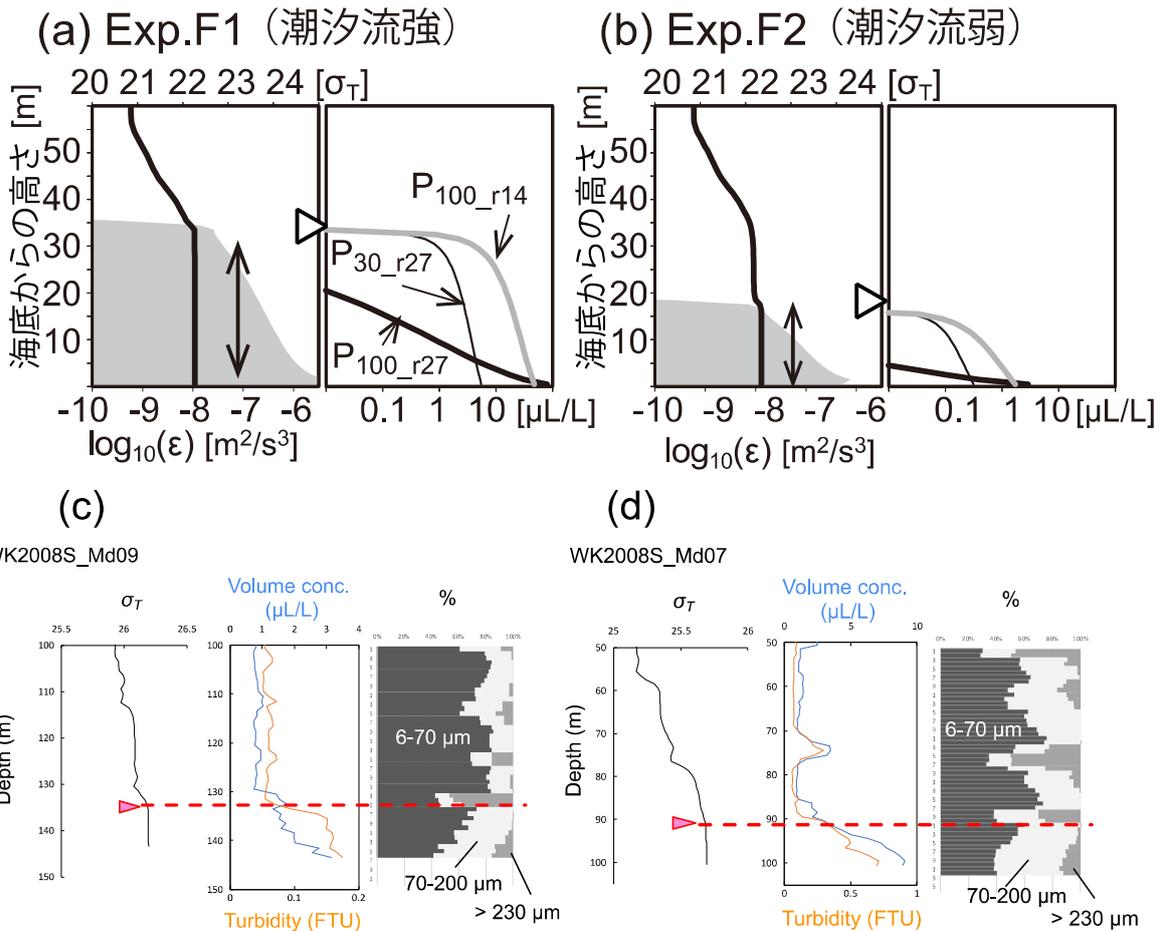


図 5. (a)および(b) 鉛直 1 次元モデルにより再現された密度の鉛直プロファイル (σ_T , 左列実線)、乱流強度 (ϵ , 左列陰影)、および仮想粒子濃度の鉛直プロファイル (P_{100_r14} , P_{100_r27} および P_{30_r27} , それぞれ右列の黒太線, 灰太線, 黒細線)。左列の矢印および△印はそれぞれ海底境界層およびその上端を示す。(c)および(d) 2020 年 8 月の実測値例。密度、粒子の体積濃度、濁度の鉛直プロファイルおよび粒子のサイズ組成鉛直分布。三角の凡例および点線は密度プロファイルにより定義した海底境界層上端の位置を示す。

表 1. 水深 1000 m における沈降粒子の全粒子束、主要成分の平均値。測点の位置は図 1 を参照。

	TMF (mg/m ² /d)	Organic matter %	Biogenic silica %	Biogenic carbonate %	Lithogenic %	Sampling period	Reference
SY1 (500m)	221	17	45	8	33	Jul 2011-Jul 2015	This study
SY1 (1000m)	427	13	37	6	44	Jul 2013-Jul 2015	This study
FS1 (875m)	419	26	28	12	35	Aug 2011-Jun 2013	Otosaka et al. (2016)
F1 (500m)	482	20	30	8	51	Jul 2011-Jun 2013	Buesseler et al. (2017)
F1 (1000m)	838	15	25	7	62	Aug 2011-Jun 2013	Buesseler et al. (2017)

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：海底土中の放射性 Cs 濃度の時空間変動把握
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 暖流第1グループ ¹ 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 ² 水産資源研究所 水産資源研究センター 海洋環境部 寒流第2グループ ³ 、 水産技術研究所 水産工学部 水産基盤グループ ⁴ 水産工学研究所 水産土木工学部 生物環境グループ ⁵
担当者職名・担当者名	主任研究員・安倍大介 ¹ 、重信裕弥 ² 、寛茂穂 ³ 、宇田川徹 ⁴ 、主幹研究員・森田貴己 ² 、田所和明 ³ 、研究員・多賀悠子 ⁴

1. 研究内容及び方法

2011年度より、宮城県・福島県・茨城県海域を対象に、海底土中における放射性Cs（Cs-137およびCs-134）の濃度を継続的に調査している。当該海域において、経度幅5分おきの間隔（およそ7～9 km間隔）の測点からなる、沿岸から東方およそ70～90 kmまで延びる東西定線が、南北20分ごとに8本設定されており、2020年度はこのうちの4定線において海底土調査を行った。また、この定線とは異なる宮城県・福島県海域の7点において海底土調査を実施した（図1）。海底土は柱状に採取し、深度方向に6層（海底面から0-1、1-2、2-4、4-6、6-10、10-14 cm）に分割した。それぞれの海底土試料を乾燥処理した後にガンマ線測定を行い、乾燥海底土1 kg当たりにおけるCs-137およびCs-134の濃度（Bq/kg-dry）を求めた。また海底土の性状分析の一環として粒度組成・密度・含水率を調べた。得られた濃度の空間分布の特徴を整理し、2011年度からの調査結果も併せて、その時間変化の特徴について評価した。

2. 令和2年度進捗状況・成果

海底土中の放射性Cs濃度の時間変化の議論の便宜上、この節では物理半減期がCs-134（約2.07年）に比べて比較的長いCs-137（約30.1年）の調査結果について報告する。図2に、2020年度の実地調査で得られた、海底土中のCs-137の濃度の空間分布を示す。表層（0-1 cm）海底土中のCs-137の濃度は検出限界値（1.02）未満～86.5 Bq/kg-dryの範囲で分布していた。2012年の調査では高いところで1000～3000 Bq/kg-dry程度の濃度が複数の測点で検出されていたが、10%以下の濃度まで下がったことになる。下層の海底土についても、FDN070の1-2 cm層においてのみ227 Bq/kg-dryと比較的高濃度が検出されたが、それを除けば、各層とも表層とほぼ同水準（90 Bq/kg-dry 未満）の濃度分布であった。

これまでの本事業の調査で、調査海域における表層海底土中の放射性Cs濃度の相対的な高低分布は、東京電力（株）福島第一原子力発電所（東電福島第一原発）からの距離に単純に依存していなかったことが分かっている（Ambe et al., 2014）。すなわち、調査海域内においては、仙台湾中央部で相対的に低い濃度が分布し、一方で沿岸近くや、牡鹿半島南方から茨城県沖までの水深100 m等深線付近に沿って、相対的に高い濃度が分布していたことが明らかとなっている。2020年度の調査でも同様の空間分布のパターンが維持されていることが継続して見られた。また、表層海底土の中央粒径分布の特徴についても本事業の調査が始まって以降大きく変化しておらず、

仙台湾中央部で特に大きかった。従って、結果的に海底土の中央粒径値が大きいほど濃度が低いという相関関係が現在においても引き続き見られた（対数値同士での $r=-0.59$, $p<0.01$; 図 3）。海底土の粒度組成は、海底土の放射性 Cs の吸着能力と高い関連性を持つことが分かっており（e. g. Comans and Hockley, 1992）、粒度が小さいほど海底土全体の吸着能力が高い。したがって、海底土の粒度組成分布は、原発事故直後の海底における放射性 Cs 分布を形成する主要因の一つである。本課題の調査結果では、少なくとも本調査海域における海底土の粒度分布の時空間変動は非常に安定的で、これに伴って事故後初期段階で形成された濃度水平分布の相対的な高低のパターンが、少なくとも 10 年近い規模で維持されることが分かった。これは、海底土の粒度組成の空間を予め把握しておくことで、有事の際における海底土の放射性 Cs 汚染分布の水平分布パターンを予測できることを意味する。さらに、粒度組成の分布は海底土の流動モデルを構築する際の極めて重要なパラメータの一つでもある。

放射性 Cs による海底土の汚染の水平分布パターンは、前述のように非常に堅牢であることが明らかとなったが、これまでの本事業の継続したモニタリングにより、海底土中の放射性 Cs 量は全体的に減少傾向にあることも判明している。図 4 は、本課題で設定された 8 本の観測定線上の各層（10cm 深まで）の測点における Cs-137 量の平均値であるが、どの層でも概ね減少傾向にあることが明瞭に見て取れる。さらに、時間が経過するにしたがって、上層と下層の Cs-137 量の差が少なくなっていた。10 cm 深までの Cs-137 量は、2013 年から 2019/2020 年までにおよそ 6 割以上減少していた。調査海域全体としては、図 5 で示すような濃度の時空間的变化が起こっていることが分かっている。すなわち、調査海域の沿岸・北方の海域もしくは上層の海底土では放射性 Cs 量は減少傾向にあり、一方で沖合・南方の海域もしくは下層の海底土では増加傾向にあった。沿岸を中心とした表層海底土の放射性 Cs 濃度の時間変化については、鉛直方向の海底土混合や、海底土から海水への放射性 Cs の溶出が主要因であると指摘されている（e. g. Ootosaka, 2017; Ootosaka et al., 2020）が、本調査で判明したこのような広範囲で系統的な濃度の時間変化の主要因は、汚染された海底土の再懸濁と輸送であると考えられる。

図 6 に、2016 年に採取した海底土試料中に含まれる炭素量と窒素量の比（CN 比）を示す。一般に CN 比は、高い値が陸域生産性による堆積物を代表し、逆に小さい値ほど海洋生産性による堆積の指標となるため、海底土の起源推定のために使用される。仙台湾においては中・北部沿岸で CN 比が高かった。また、中・南部の定線においては、沿岸から沖合にかけて単調に CN 比は減少せずに、水深 100~200 m 周辺の海域でそれよりすぐ沿岸側よりも相対的に CN 比が高かった。この結果は、仙台湾沿岸における海底土が直接沖合方向（東方）に輸送されるよりも、牡鹿半島から海底土が南方に輸送される影響の方が大きいことを示す。本事業における東日本沖の海底土流動モデルによる既往研究結果では主に、福島県南部沿岸域の海底土が南方に輸送されるほか、福島県北部沿岸域の海底土が主に仙台湾を時計回りに移動し、その後牡鹿半島から南方に輸送されることを示した。これは図 5 に示した海底土中の放射性 Cs の時空間的な増減の特徴や、上記 CN 比からの海底土の輸送の考察と矛盾しない。すなわち、上述の海底土輸送機構により、事故直後には比較的高く汚染された海底土が沖合南方に輸送され、事故からある程度時間が経過した後は、新たに沿岸で発生した非汚染海底土が中心となって、同様に沖合南方に輸送され再堆積していったと考えられる。これらの結果は、瞬間的に捉えられた海底土の元素分布情報が、少なくとも数年規模の海底土の輸送特性を推定できる可能性を示唆する。またこれは、予め CN 比を把握してお

けば、万が一他海域で同様の事故が発生した場合でも、海底土中の放射性物質濃度分布の将来予測に有用である事を示唆する。

3. 今後の課題

東電福島第一原発事故からおよそ 10 年が経ち、当初深刻とされた海底土の放射性 Cs 汚染は全体的にかなり回復したと言える。本課題の調査によって、放射性 Cs が安定して比較的多く残存している海域も絞り込まれている。今後はそのような海域の海底土モニタリングに焦点を当て、特に海底における生態系への影響に軸を置いた調査が重要となる。

引用文献

Ambe, D. et al. (2014) Five-minutes resolved spatial distribution of radiocesium in sea sediment derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *J. Environ. Radioact.* 138, 264-275.

Comans, R.N.J. and Hockley, D. (1992) Kinetics of cesium sorption on illite. *Geochim. Cosmochim. Acta* 56, 1157-1164.

Otosaka, S. (2017) Processes affecting long-term changes in ^{137}Cs concentration in surface sediments off Fukushima. *J. Oceanogr.*, 73(5), 559-570.

Otosaka, S. et al. (2020) Behavior of Radiocesium in Sediments in Fukushima Coastal Waters: Verification of Desorption Potential through Pore Water. *Environ. Sci. Technol.*, 54, 21, 13778-13785.

図表

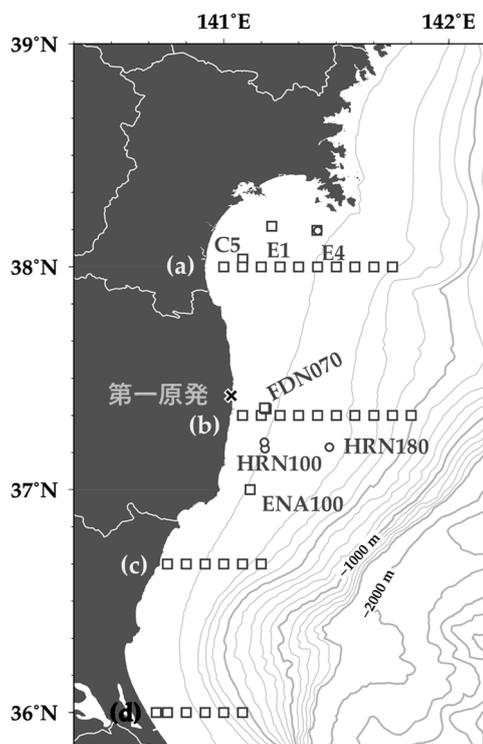


図 1. 2020 年度における表層海底土調査の調査測点。コンター（太線：500 m おき，細線 100 m おき）は水深を示す。

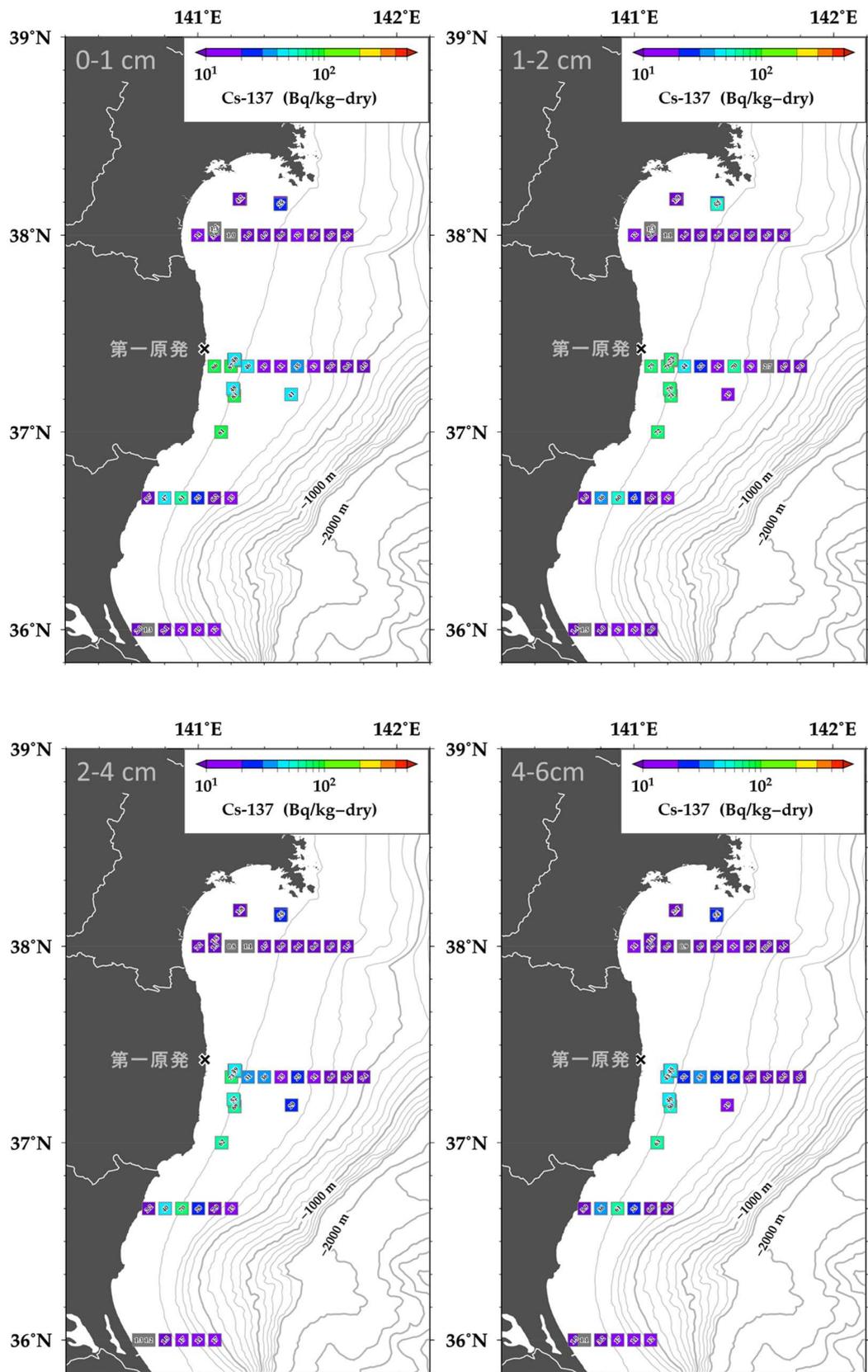


図 2. 2020 年夏季の調査における海底土中の Cs-137 の濃度分布。タイトル上の数字は Cs-137 の濃度を示す。各パネルの左上に海底土の深度層を示す。灰色のタイトルは Cs-137 の濃度が検出限界未満（タイトル上の数字は検出限界値）であったことを示す。

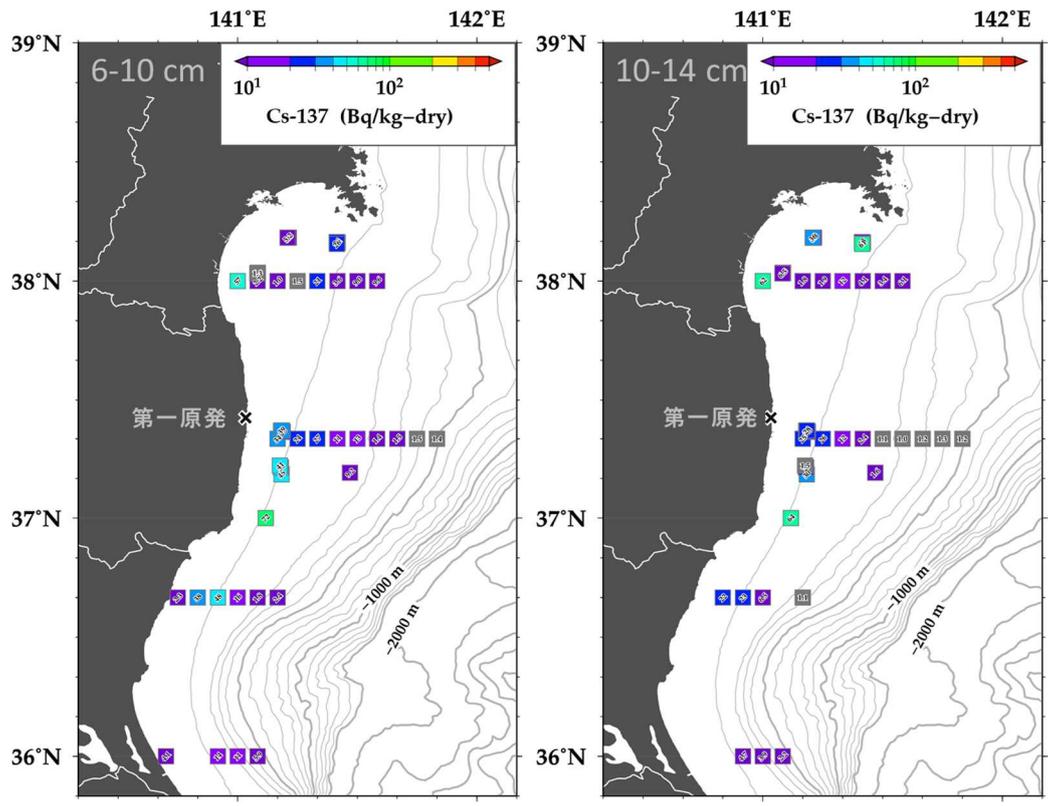


図 2. 続き

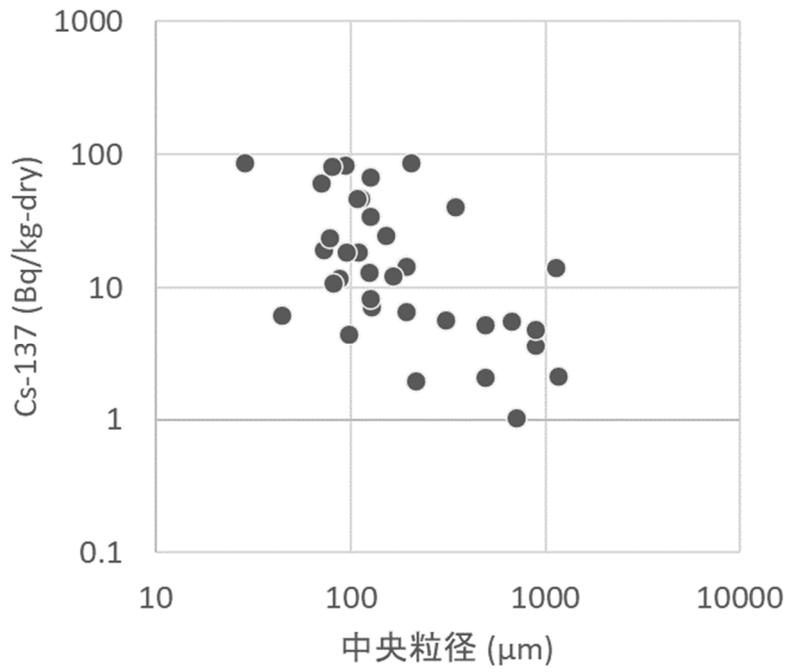


図 3. 2020 年夏季の調査における表層 (0-1cm) 海底土の中央粒径と Cs-137 濃度との比較散布図。

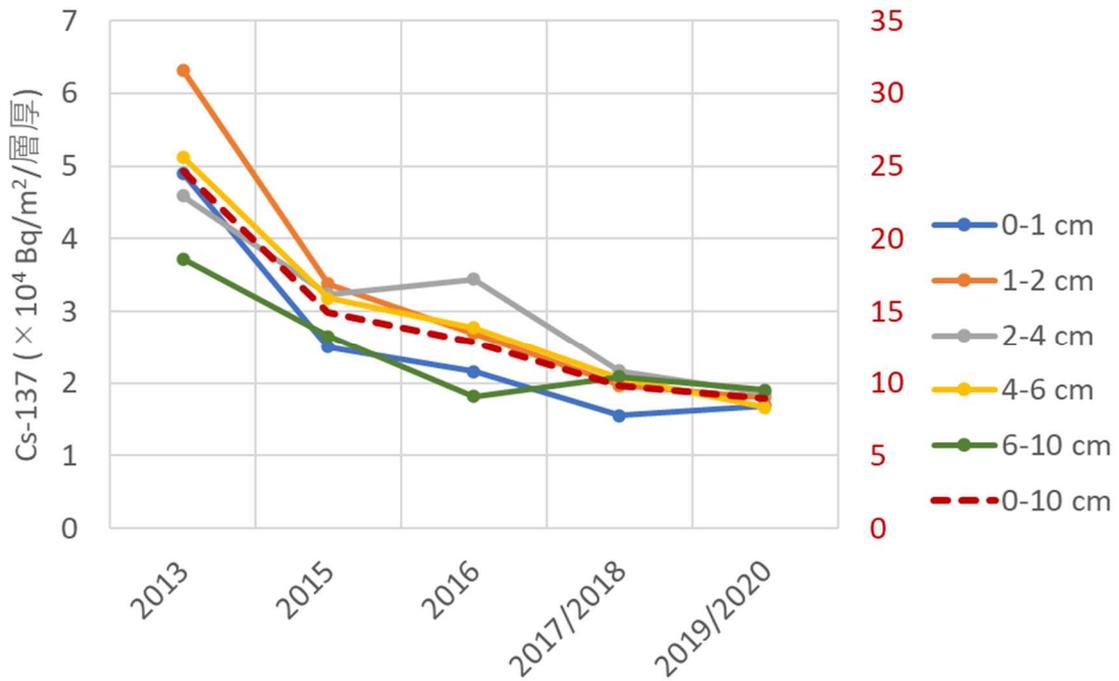


図 4.8 定線上における各層の平均 Cs-137 量の時間変化。2017 年以降は、2 年かけて 8 定線を調査したため、2017/2018 年と 2019/2020 年で平均値を算出した。0-10 cm については右軸。

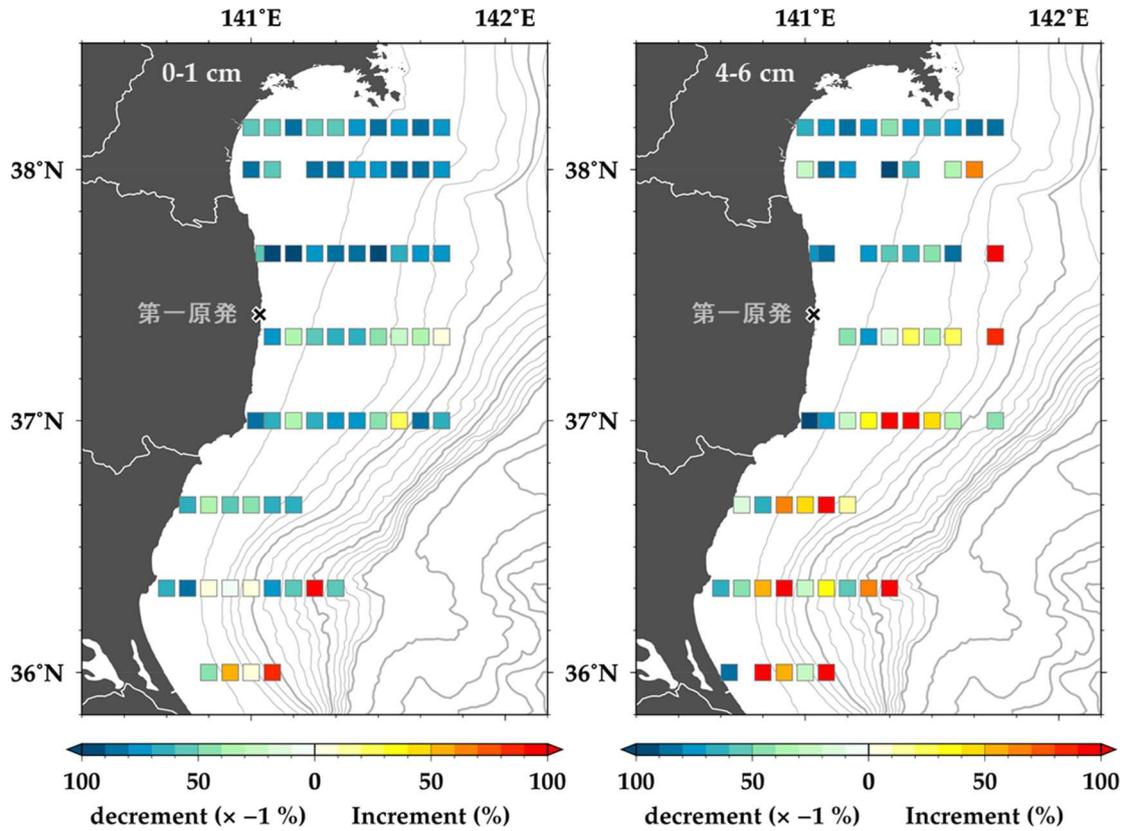


図 5. 2013 年から 2019/2020 年にかけての各調査点における Cs-137 量の増減率。

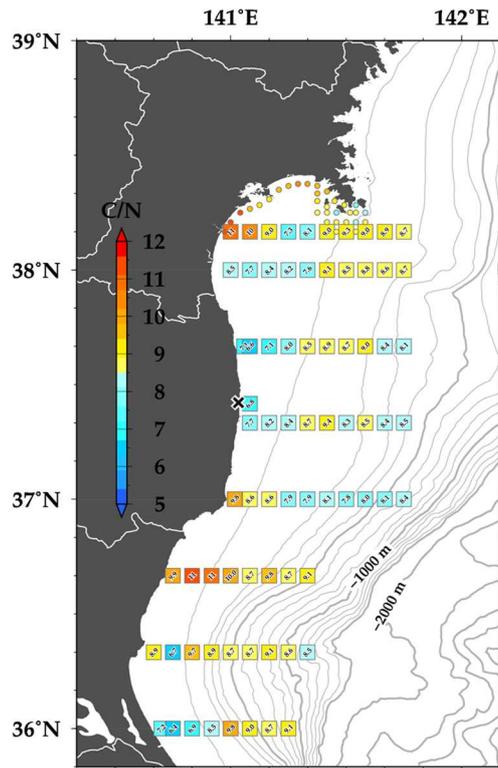


図 6. 2016 年夏季の調査における表層（0-1cm）海底土中の炭素量と窒素量の比。

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：東北沿岸域の海洋生態系における放射性物質の動態把握 <①環境>
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
担当者職名・担当者名	グループ長・帰山秀樹 ¹ 、主幹研究員・森田貴己 ¹ 主任研究員・笈茂穂 ² 、主幹研究員・田所和明 ² 、主任研究員・岡崎雄二 ² 、主幹研究員・桑田晃 ² 、主任研究員・富樫博幸 ³

1. 研究内容及び方法

(1) 仙台湾およ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 および Cs-134)濃度を調査した。2020 年度は 2020 年 7 月および 11 月～12 月に仙台湾のモニタリング定点 2 地点(E1 および C5、図 1)を中心に 3～4 地点において、表層、中層、近底層の 3 層より試料を採取した。仙台湾の定点 C5 においては 2020 年 8 月に同様の試料採取を行った。また、7 月および 11 月～12 月には福島県北部の F250 における近底層の試料採取も継続している。さらに、2017 年度より新規に設定した福島県沖太平洋水深 70～100 m の 2 地点 (FDN070 および HRN100)において、7 月および 12 月に表層、中層、近底層の 3 層より試料を採取した。これらの海水試料は全てガラス繊維濾紙で濾過し、溶存態の Cs-137 濃度および Cs-134 濃度を測定した。2020 年 9 月 9 日～9 月 17 日に福島県の極沿岸域 16 地点において採水を実施した。本試料については 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 濃度および 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 15 回実施している。本報告では昨年度採取し今年度分析を行った 2020 年 3 月の結果も併せ報告する。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 回の頻度で海水を採取し、Cs-137 濃度および Cs-134 濃度を測定した。2020 年度は 2020 年 4 月 6 日より 2021 年 1 月 12 日まで計 42 検体を採取した。本報告では昨年度採取し、今年度放射性セシウムの分析を行った 2020 年 1 月 14 日～3 月 30 日の結果も併せ計 54 データについて報告する。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。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) 仙台湾およ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動物プランクトンの Cs-137 濃度および Cs-134 濃度の調査を実施した。2020 年度は 2020 年 7 月 2 日～4 日に仙台湾の 3 地点(E1, E4 および C5)、福島県沖の 2 地点(FDN070 および HRN100)にて、ソリネットを用い試料を採取、凍結乾燥後、ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線放出核種の測定を行い、Cs-137 濃度および Cs-134 濃度を求めた。またこれまでに得られている動物プランクトン試料で認められる Cs-137 濃度の変動要因を評価するために 1) 放射線強度の異なる粒子の混入の可能性を評価するためのイメージングプレート観察、2) アルミニウム濃度、安定セシウム濃度に基づく海底

堆積物の混入評価、3) 元素としてセシウムを高濃度に含有する試料の存在についてそれぞれ解析を行った。

2. 令和2年度進捗状況・成果

(1) 福島県沖 (FDN070、HRN100 および F250) における海水試料の Cs-137 濃度 (海水 1m³ あたりの濃度; Bq/m³) は 1.5~3.1 Bq/m³ の範囲であった。仙台湾における 2019 年の調査では、海水試料の Cs-137 濃度が 1.3~3.8 Bq/m³ の範囲であった。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 (≤ 1.3 Bq/m³) であった。図 2 は仙台湾(E1 および C5)および福島県沖(FDN100、FDN070 および HRN100)の Cs-137 濃度について鉛直 3 層の平均値についてその時系列変動をプロットしているが、いずれの地点においても 2017 年以降ほぼ同レベルの濃度水準で推移している。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 濃度は福島第一原発の近傍地点である請戸、小高および福島第一原発南部の四倉を除き 20 Bq/m³ 以下、Cs-134 濃度は検出下限値未満(≤ 1.4 Bq/m³)であった。四倉においては 2020 年 3 月に Cs-137 および Cs-134 濃度がそれぞれ 24 Bq/m³ および 1.4 Bq/m³ であったが、2020 年 9 月には Cs-137 が 16 Bq/m³ まで低下し Cs-134 は検出されなかった (< 1.4 Bq/m³)。2020 年 3 月の試料について 2011 年 3 月に減衰補正した Cs-134/Cs-137 比は 0.97 ± 0.25 であり、Cs-137 の大部分が未だ福島第一原発事故由来であることが確認できる。一方、請戸および小高では Cs-137 濃度が 2020 年 3 月には 10 Bq/m³ 以下であったが、2020 年 9 月には 27 Bq/m³ および 25 Bq/m³ になった。Cs-134 は検出されなかった (< 1.3 Bq/m³)。これら Cs-137 濃度の時空間変動パターンは昨年度整理した状況から変化していない。2020 年 1 月 14 日~2021 年 1 月 12 日の期間、福島県いわき市小名浜地先の海水における Cs-137 濃度は 2.6~28 Bq/m³ の範囲にあった (図 3)。今年度の最大値 28 Bq/m³ は 2020 年 2 月 17 日に記録されたが翌週には 3.4 Bq/m³ まで低下しており、その後も概ね 10 Bq/m³ 以下で推移した。2020 年 2 月 17 日には Cs-134 も検出されており、その濃度は 1.7 Bq/m³ であった。この試料について 2011 年 3 月に減衰補正した Cs-134/Cs-137 比は 1.0 ± 0.23 であり、Cs-137 の大部分が未だ福島第一原発事故由来であることが確認できる。なお、昨年度報告した 2019 年 10 月に 1 ヶ月ほど継続した Cs-137 濃度の上昇に関しては他の観測結果と併せ解析したところ、台風による大雨の影響で河川を通じ沿岸に大量に供給された懸濁粒子からの Cs-137 の溶脱による影響が大きかったことが明らかになっている (Takata *et al.*, 2020)。このような台風による気象擾乱や降雨に伴うと考えられる一時的な Cs-137 濃度の上昇を除くと小名浜地先における海水の Cs-137 濃度は 2.6~9.5 Bq/m³ (2020 年度)、2.1~14 Bq/m³ (2019 年度)、2.1~16 Bq/m³ (2018 年度) と過去数年間において同程度の濃度レベルを推移している (図 3)。

(2) 2020 年 7 月 2 日~4 日に仙台湾の 3 地点(E1, E4 および C5)および福島県沖の 2 地点(FDN070 および HRN100)で採取した動物プランクトン試料について昨年度に引き続き、イメージングプレート(IP)観察を行った。その結果 2 検体において明確なスポットが確認された。これら 2 検体については試料を小分けにして IP 観察、スポットの含まれる試料をさらに小分けにして IP 観察と繰り返すことでスポットを含む試料を極力減らし、スポットを含まない試料について再度ガンマ線測定を行い動物プランクトンの放射性セシウム濃度を評価した。その結果、今年度採取された動物プランクトン試料の Cs-137 濃度は 0.13~2.0 Bq/kg-wet であり、2014 年以降の変動幅である 0.1~1.0 Bq/kg-wet の範囲内で概ね推移しているものの、事故前の濃度レベル(Kaeriyama *et al.*, 2008a)

よりは高濃度であり、同時期に採取された試料間における Cs-137 濃度のばらつきも依然として大きいままである (図 4)。そこで動物プランクトン試料における Cs-137 濃度の変動要因の解明を目的に行った解析結果は以下の通りである。

- 1) イメージングプレート観察：過去に Cs-137 濃度を決定した 81 検体の動物プランクトン試料を対象に上述の IP 観察を行い、スポットが認められた試料を除外、残試料について再度ガンマ線測定を行い IP にてスポットを形成する粒子による影響を除去した動物プランクトン試料の Cs-137 濃度を評価した。その結果 IP でスポットが確認された試料は 9 検体あり、これらの粒子の混入により動物プランクトンの Cs-137 濃度が最大で 3 倍の過大評価であったことが確認された (表 1)。これら IP でスポットが確認された試料においては事故直後の高濃度汚染水に直接接触し放射性セシウムを吸着した海底堆積物粒子の混入が強く示唆され、その結果として動物プランクトン試料の放射性セシウム濃度を過大評価していたと考えられる。なお、図 4 ではこれら IP 観察におけるスポット形成粒子を除去した後の Cs-137 濃度をプロットしている。
- 2) 海底堆積物の混入評価：動物プランクトン試料に含まれるアルミニウムは全て海底堆積物に由来すると仮定することで、動物プランクトン試料の放射性セシウム濃度に占める海底堆積物由来の放射性セシウム濃度を以下の式により評価した (Ikenoue *et al.*, 2017)。

$$\text{Cs-137}_{pl(sed)} = (\text{Cs-137/Al})_{sed} * \text{Al}_{pl}$$

ここで、 $\text{Cs-137}_{pl(sed)}$ 、 $(\text{Cs-137/Al})_{sed}$ 、 Al_{pl} はそれぞれ動物プランクトンの Cs-137 濃度に占める海底堆積物の Cs-137 濃度、海底堆積物の Cs-137 濃度とアルミニウム濃度の比、動物プランクトン試料のアルミニウム濃度である。なお、 $(\text{Cs-137/Al})_{sed}$ は Ikenoue *et al.* (2017) で報告されている仙台湾沖定点 B3 の平均値を用いた。海底堆積物のデータが参照値であるため、暫定的な評価であるが、動物プランクトン試料の Cs-137 濃度の約 20% が海底堆積物由来であると試算された。今後、動物プランクトン試料を採取した地点において同時に海底堆積物試料を採取し、海底堆積物の Cs-137 濃度とアルミニウム濃度を整備し、定量的な評価を行う必要がある。

- 3) 動物プランクトンの分類群により安定セシウム濃度に差が認められることが報告されている (Kaeriyama *et al.*, 2008b)。そのため Cs-137 濃度の高い動物プランクトン試料は元素としてセシウムを高濃度に含有するか否かを検証するために安定セシウム濃度を測定した。その結果、安定セシウム濃度に非常に大きなばらつきがあることが確認されたが、安定セシウム濃度と Cs-137 濃度には明瞭な関係は認められず、Cs-137 濃度の変動は元素としてのセシウムの含有率に依存しないことが確認された。

以上、動物プランクトンの Cs-137 濃度の変動要因について検討したところ放射性セシウム濃度が動物プランクトンとは明らかに異なる粒子 (主には海底堆積物) の混入が強く示唆された。IP 観察におけるスポットの有無に伴う濃度差 (表 1 参照) から判断するに、IP 観察により取り除くことができた粒子は事故直後の高濃度汚染水との接触履歴を持つような特に放射性セシウム濃度の高い海底堆積物粒子であったと考えられる。一方で、事故直後の高濃度汚染水との接触履歴のない海底堆積物粒子については線量の低さから IP 観察ではスポットを形成せず、動物プランクトン

試料からの除去が困難である。また動物プランクトン試料のアルミニウム濃度、安定セシウム濃度が既往の文献値 (Kaeriyama *et al.*, 2008b, 2015) よりも高いものが散見されることから判断するに、動物プランクトン試料の Cs-137 濃度にはこのような海底堆積物粒子の混入による過大評価の影響が未だ含まれていると判断できる。

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近年においては降雨に伴う河川からの土砂流入に伴う沿岸域の溶存態 Cs-137 濃度の変動を評価できるようになってきた。今後台風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り、引き続き溶存態 Cs-137 濃度の変動を注視する必要がある。

(2) 仙台湾および福島県沖合海域における動物プランクトン試料の Cs-137 濃度は 2014 年以降に明瞭な低下傾向が認められない。また、動物プランクトン試料には IP 観察で確認された放射線強度の異なる粒子の混入や、海底堆積物粒子の混入が強く示唆された。これらの粒子は基本的に生物には取り込まれない粒子であり、浮魚類の餌生物である動物プランクトンの放射性セシウム濃度の正しい評価を妨げており、今後定量的な評価が必要であろう。今後も継続したデータ取得に基づき、海水および動物プランクトンさらには魚類を含めた沿岸生態系の放射性セシウムの状況について事故前の状況と比較検証を続ける必要がある。

令和 2 年度成果

Takata, H., Aono, T., Aoyama, M., Inoue, M., Kaeriyama, H., Suzuki, S., Tsuruta, T., Wada, T., Wakiyama, Y. (2020) Suspended particle-water interactions increase dissolved ¹³⁷Cs activities in the nearshore waters during typhoon Hagibis. *Environ Sci Technol*, 54, 10678-10687.

引用文献

Ikenoue, T., Takata, H., Kusakabe, M., Kudo, N., Hasegawa, K., Ishimaru, T. (2017) Temporal variation of cesium isotope concentrations and atom ratios in zooplankton in the Pacific off east coast of Japan. *Sci Rep*, 7, 39874.

Kaeriyama, H., Watabe, T., Kusakabe, M. (2008a) ¹³⁷Cs concentration in zooplankton and its relation to taxonomic composition in the western North Pacific Ocean. *J Environ Radioact*, 99, 1838-1845.

Kaeriyama, H., Watabe T., Kusakabe, M. (2008b) The concentration of ¹³⁷Cs and stable Cs in zooplankton in the western North Pacific in relation to their taxonomic composition. *Proc 16th PBNC, P16P1197*.

Kaeriyama, H., Fujimoto, K., Ambe, D., Shigenobu, Y., Ono, T., Tadokoro, K., Okazaki, Y., Kakehi, S., Ito, S., Narimatsu, Y., Nakata, K., Morita, T., Watanabe, T. (2015) Fukushima-derived ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in zooplankton and seawater samples collected off the Joban-Sanriku coast, in Sendai Bay, and the Oyashio region. *Fish Sci*, 81, 139-153.

図表

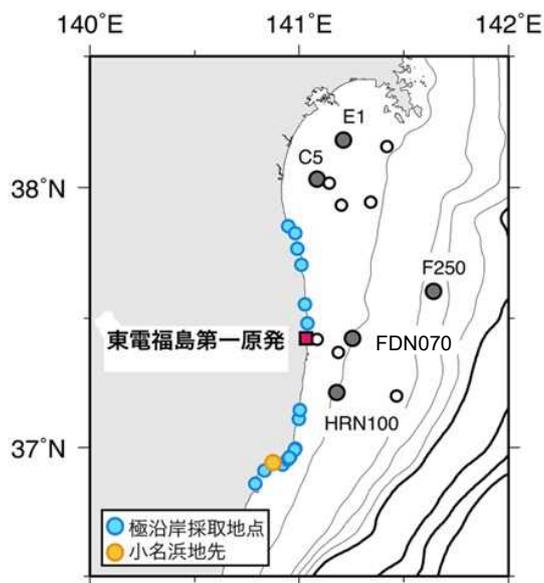


図 1. 2020 年度調査にて海水および動物プランクトンを採取した地点。等深線の細線は 100m 間隔、太線は 500m 間隔。黒丸は海水および動物プランクトンの時系列モニタリング地点、白丸は海水の採取地点、水色は年 2 回の極沿岸海水採取地点、オレンジは小名浜地先における週 1 回の頻度での海水採取地点。

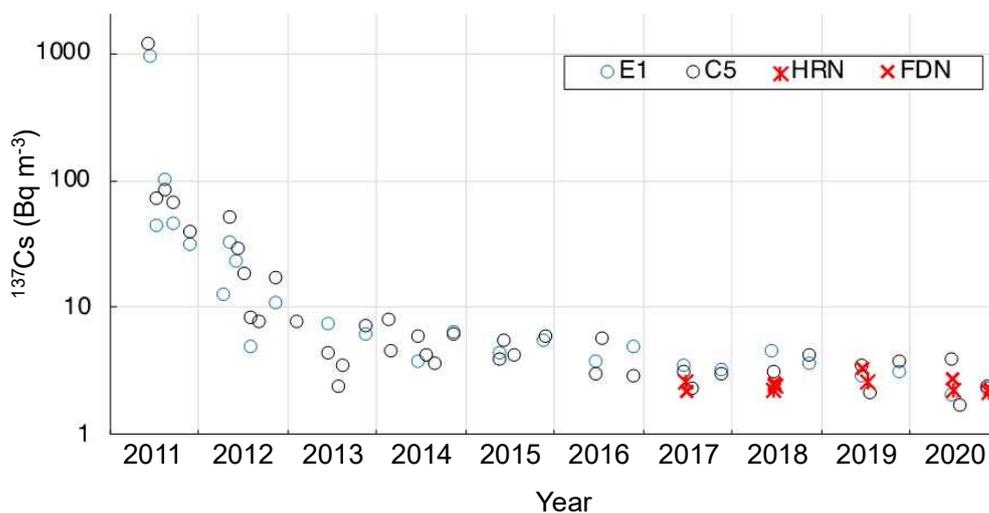


図 2. 仙台湾(E1 および C5)および福島県沖(FDN070、FDN100 および HRN100)における海水の Cs-137 濃度。2011 年からの経年変動。表層、中層、近底層 (水深-7m) の平均値。

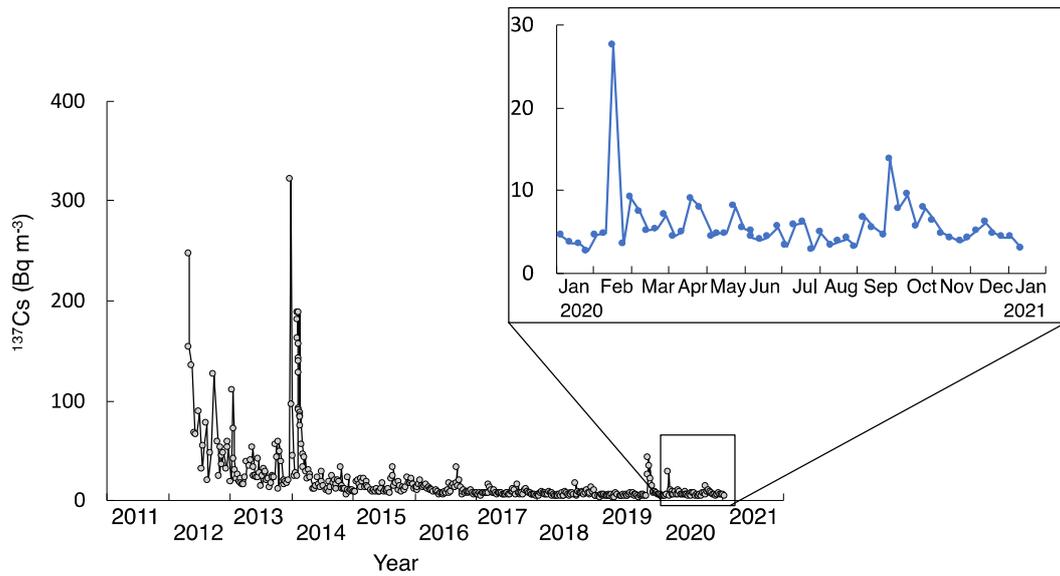


図 3. 2012 年から 2021 年の小名浜地先における海水の Cs-137 濃度季節変化。

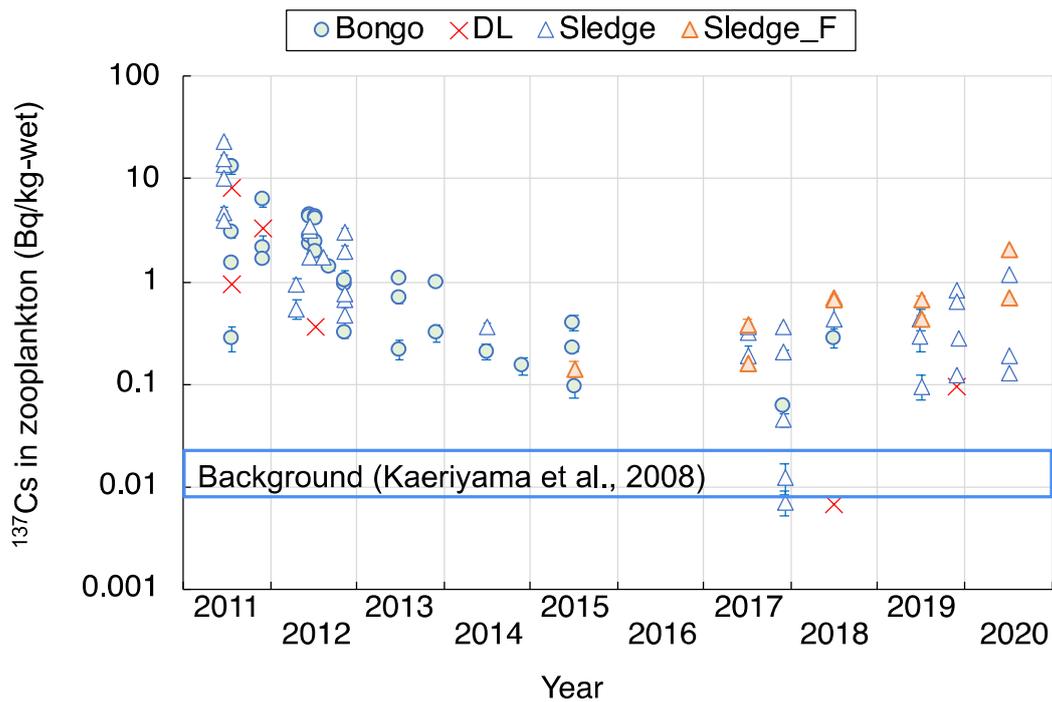


図 4. 仙台湾および福島県沖で採取された動物プランクトンの Cs-137 濃度。青丸はボンゴネットによる斜行曳き試料、赤クロスはボンゴネット試料のうち不検出であった試料、検出下限値をプロット。三角はソリネットによる近底層の水平曳き試料、青が仙台湾、オレンジが福島沖の試料。エラーバーは計数誤差。網掛けは福島第一原発事故前の青森県沖における動物プランクトンの Cs-137 濃度範囲。

表 1. イメージングプレート観察によりスポットを除去した動物プランクトン試料におけるスポットの有無による Cs-137 濃度の比較。

Cruise ID	station	gear	sampling date	Cs-137 (Bq/kg-wet)				
				a) w/o spot		b) w spot		b/a
WK1206D	C5	Sledge net	2012/6/18	3.4 ±	0.18	6.2 ±	0.27	1.8
WK1311	E1	Bongo net	2013/11/30	1.0 ±	0.054	2.9 ±	0.12	2.9
WK1706S	C5	Sledge net	2017/7/3	0.36 ±	0.040	0.50 ±	0.052	1.4
WK1706S	E1_re	Sledge net	2017/6/30	0.31 ±	0.015	0.67 ±	0.022	2.1
WK1208J	P10	Bongo net	2012/9/10	5.4 ±	0.076	9.7 ±	0.19	1.8
WK1911S	F4	Sledge net	2019/11/30	0.63 ±	0.10	0.66 ±	0.11	1.0
WK1911S	C5	Sledge net	2019/12/1	0.28 ±	0.050	0.26 ±	0.060	0.9
WK2007S	HRN100	Sledge net	2020/7/3	2.0 ±	0.10	2.5 ±	0.095	1.2
WK2007S	C5	Sledge net	2020/7/4	0.19 ±	0.031	0.38 ±	0.023	2.1

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	課題名：東北沿岸域の海洋生態系における放射性物質の動態把握 <②魚類>
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 ¹ 水産資源研究所 海洋環境部 暖流第1グループ ² 水産資源研究所 海洋環境部 ³ 水産資源研究所 底魚資源部 底魚第2グループ ⁴ 水産資源研究所 管理部門 ⁵
担当者職名・担当者名	主任研究員・重信裕弥 ¹ 、グループ長・帰山秀樹 ¹ 主幹研究員・森田貴己 ¹ 、主任研究員・安倍大介 ² 副部長・栗田豊 ³ 、研究員・富樫博幸 ⁴ 研究等支援職員・櫻井慎大 ⁴ 、特任部長・木所英昭 ⁵

1. 研究内容及び方法

(1) 福島県沖および仙台湾に生息する海産生物について、放射性セシウム (Cs-134 および Cs-137) の濃度水準と推移を明らかにする目的で、調査船の蒼鷹丸、若鷹丸および用船による海産生物調査を実施した。上述の調査で入手が困難な浮魚類は市場から購入した。福島県沖では2020年7月から11月にかけて、請戸沖水深30 m域 (UKD030)、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50~80 m域 (FDN070)、富岡沖水深30 m域 (TMO030)、広野沖水深30 m域 (HRN030)、50~100 m域 (HRN100)、180 m域 (HRN180)、江名沖水深30 m域 (ENA030)、100 m域 (ENA100) の8地点において、刺し網、釣り、底びき網を用いて海産生物を採取した (図1)。仙台湾では2019年2月から2020年2月にかけて水深30~120 m域の調査地点で底びき網を用いて海産生物を採取した (図2)。浮魚類は2019年10月から2020年9月にかけて、仙台湾および福島県相馬沖で漁獲されたものを市場より購入した。採取した海産生物は種を同定し、筋肉や肝臓などの部位別に放射性セシウム濃度を測定した。

(2) 海底土および海底周辺の海水中に含まれる放射性セシウムが底魚類の放射性セシウム濃度に及ぼす影響を評価する目的で、2018年から2020年にかけて福島県沖の東電福島第一原発沖30 m域 (FDN030)、FDN070、HRN100、HRN180 (図1)、および仙台湾のE4 (図2) で採取した海底の直上水と、海底土および海底土中に含まれる間隙水 (0-5 cm層) のCs-137濃度を測定した。直上水は採泥器のマルチプルコアサンプラーまたは、CTDに取り付けたニスキンボトルを用いて海底の直上5 m以内の海水を採水した。間隙水は海底土からブフナー漏斗でろ過して採取した。得られた海水試料は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。得られた海水試料のCs-137濃度に基づき、同じ調査地点で採取したカレイ類の筋肉中に含まれるCs-137濃度から濃縮係数(カレイ類のCs-137濃度/海水中のCs-137濃度)を算出した。尚、FDN030では海産生物調査を実施していないため、直上水および間隙水の測定結果は、東電福島第一原発から半径10 kmの範囲内に位置するUKD030とTMO030で採取した

カレイ類の Cs-137 濃度と比較した。

(3) 東電福島第一原発の事故後、海産魚類の内臓中に含まれる放射性セシウム濃度について長期的に取りまとめた報告例はなく、その実態は明らかになっていない。しかしながら、海産魚類の内臓はキアソウの肝臓やカレイ類の卵巣の様に食品として利用されている場合もあり、食の安全性を評価する観点からも内臓中に含まれる放射性セシウム濃度の長期的な推移を把握する必要がある。そこで、2012年5月から2020年1月にかけて福島県沖で採取した海産魚類42種について、筋肉部位試料 (n = 582) を調製した同じ供試魚から、肝臓 (n = 319)、生殖腺 (n = 251)、その他内臓 (n = 160) の各内臓部位試料を調製し、筋肉中と各内臓部位中に含まれる Cs-137 濃度を測定した。得られた各内臓部位の Cs-137 濃度について、その濃度水準の推移を把握すると共に、筋肉部位の Cs-137 濃度と比較評価した。尚、その他内臓部位の測定試料からは胃や腸管に含まれる内容物を取り除いた。

2. 令和2年度進捗状況・成果

(1) 福島県沖および仙台湾で採取した76種の海産生物から680検体の測定試料を調製し、放射性セシウム濃度 (Cs-134 + Cs-137) を測定した。その結果、すべての検体で食品における出荷制限の基準値である 100 Bq/kg-wet を下回った。最も高い濃度の検体は2020年7月19日にENA030で採取したカスザメ2個体より調製した筋肉部位試料で、Cs-134 + Cs-137 の濃度は 18.1 Bq/kg-wet であった。

福島県沖と仙台湾で採取した浮魚類筋肉中の Cs-137 濃度と濃縮係数 (魚類の Cs-137 濃度/海水中の Cs-137 濃度) を表1に示す。濃縮係数の算出には2020年度に福島県沖 (FDN070 および HRN100) の中層で採水した海水4検体の算術平均 ± 標準偏差 (2.1 ± 0.24 mBq/L) と、仙台湾 (C5、E1 および E4) の中層で採水した海水7検体の算術平均 ± 標準偏差 (2.3 ± 0.82 mBq/L) を用いた (課題1-3よりデータ提供)。浮魚類筋肉中の Cs-137 濃度は、福島県沖と仙台湾共に 0.5 Bq/kg-wet を下回る水準であった。一方、濃縮係数については震災前 (1992-1995) の日本周辺で採取した浮魚類では 30~60 程度であったことから (Kasamatsu and Ishikawa, 1997)、現在の福島県沖および仙台湾の浮魚類では、震災前と比較してやや高い水準で推移している。このことは、震災前と比較して高い濃度水準で推移している動物プランクトンや (課題1-3参照)、その捕食者である小型浮魚類といったプランクトン系列の餌生物を介した Cs-137 の取り込みを示唆している。

9つの調査地点で採取した底魚類の筋肉部位試料における Cs-137 濃度の算術平均 ± 標準偏差は、仙台湾 (n = 111) で 0.497 ± 0.330 Bq/kg-wet、UKD030 (n = 55) で 1.58 ± 1.09 Bq/kg-wet、FDN070 (n = 44) で 0.820 ± 0.320 Bq/kg-wet、TM0030 (n = 42) で 1.36 ± 0.571 Bq/kg-wet、HRN030 (n = 44) で 1.54 ± 0.800 Bq/kg-wet、HRN100 (n = 30) で 0.855 ± 0.369 Bq/kg-wet、HRN180 (n = 13) で 0.508 ± 0.192 Bq/kg-wet、ENA030 (n = 66) で 1.52 ± 2.11 Bq/kg-wet、ENA100 (n = 12) で 0.827 ± 0.439 Bq/kg-wet であった。調査地点ごとに2019年度と2020年度の Cs-137 濃度を比較した結果 (図3、ENA100のみ2019年度の比較データなし)、仙台湾、FDN070、HRN180の3地点では2019年度と比較して有意に2020年度の中央値が低いと判定されたが (マン・ホイットニのU検定: $P < 0.05$)、それ以外の地点では有意な差は認められなかった (マン・ホイットニのU検定: $P > 0.05$)。

(2) 2018年から2020年にかけて福島県沖のFDN030、FDN070、HRN100、HRN180と、仙台湾のE4で採取した間隙水(0-5 cm層)のCs-137濃度と、分配係数(海底土のCs-137濃度/間隙水のCs-137濃度)の推移を図4に示す。2020年度の調査で間隙水を採取した4地点(FDN070、HRN100、HRN180、E4)では、2019年度から間隙水中のCs-137濃度は低下していた。また、分配係数は全ての調査地点で2018年以降の最高値となったことから、海底土から溶出するCs-137の量が減りつつあることが示唆された。

各地点における直上水と間隙水に対するカレイ類濃縮係数の推移を調べた結果(図5)、直上水の濃縮係数は間隙水よりも一桁高い水準で推移していた。また、2020年度の間隙水に対するカレイ類の濃縮係数±測定誤差は、FDN070で 25.6 ± 10.9 、HRN100で 66.0 ± 23.8 、HRN180で 50.3 ± 20.9 となり、震災前の底魚類(30~60、Kasamatsu and Ishikawa, 1997)と同等の水準になりつつあった。このことから、現在の福島県沖から仙台湾にかけての海域に生息する底魚類は、間隙水と海底土中に生息する餌生物のベントスが、Cs-137の主な取り込み経路である可能性が示唆された。

(3) 内臓部位と筋肉部位に含まれるCs-137濃度の推移を図6に示す。肝臓部位と生殖腺部位では時間の経過に対してCs-137濃度に有意な負の相関が認められた(スピアマンの順位相関係数検定: $P < 0.05$)。肝臓と生殖腺に含まれるCs-137濃度は、筋肉部位よりもやや低い濃度水準で時間の経過と共に低下する傾向にあり、その他内臓部位においても放射性セシウム濃度が上昇する傾向は認められなかった。

同じ供試魚から調製した各内臓部位試料と筋肉部位試料のCs-137濃度を比較評価する目的で、Cs-137濃度比(各内臓部位のCs-137濃度/筋肉部位のCs-137濃度)を求めた。その結果、濃度比が1.0未満となった検体数は肝臓で299/319(93.7%)、生殖腺で242/252(96.0%)、その他内臓で130/160(81.3%)となり、ほとんどの供試魚において、内臓部位に含まれるCs-137濃度は筋肉部位よりも低いことが示された。

3. 今後の課題

(1) 海産生物の放射性セシウム濃度は低水準で推移しているが、2021年2月には東電福島第一原発から約50 km離れた福島県新地沖で採取したクロソイから500 Bq/kg-wetを超える放射性セシウム(Cs-134 + Cs-137)が検出されるなど、散發的ではあるが福島県沖では他の海域と比較してやや高い濃度の海産魚類が採取されている。また、海産魚類における放射性セシウムの主な取り込み経路の一つと考えられる餌生物(動物プランクトンやベントス)の測定数が少ないことから、餌生物を介した放射性セシウムの取り込みについては評価が不十分なところがある。こうした背景を踏まえ、今後も東電福島第一原発の周辺海域で採取される海産魚類とその餌生物について、放射性セシウムの濃度水準とその推移を把握するための調査を継続する必要がある。

(2) 本年度の調査により、底魚類のCs-137濃度には間隙水に含まれるCs-137が強く影響していることが示唆されたが、取り込み経路の一つである餌生物のベントス類を確保できていないため、間隙水を中心とした底生生態系におけるCs-137の移行経路を評価できていない。次年度以降、小

型甲殻類を主な対象にベントス類の採取調査を計画しており、海底土、間隙水、ベントス、底魚類のデータを取りまとめ、底生生態系における Cs-137 の挙動を明らかにする取り組みが必要である。

(3) 海産魚類の内臓部位に含まれる放射性セシウム濃度は筋肉部位よりも低い水準で推移しており、従来通りの国や県のモニタリング結果に基づく判断で、内臓部位も安心して食せる濃度水準であることが示された。今後も引き続き筋肉部位試料と合わせて内臓部位試料の測定を行い、その安全性の根拠となるデータを蓄積する必要がある。

引用文献

Kasamatsu F. and 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.

図表

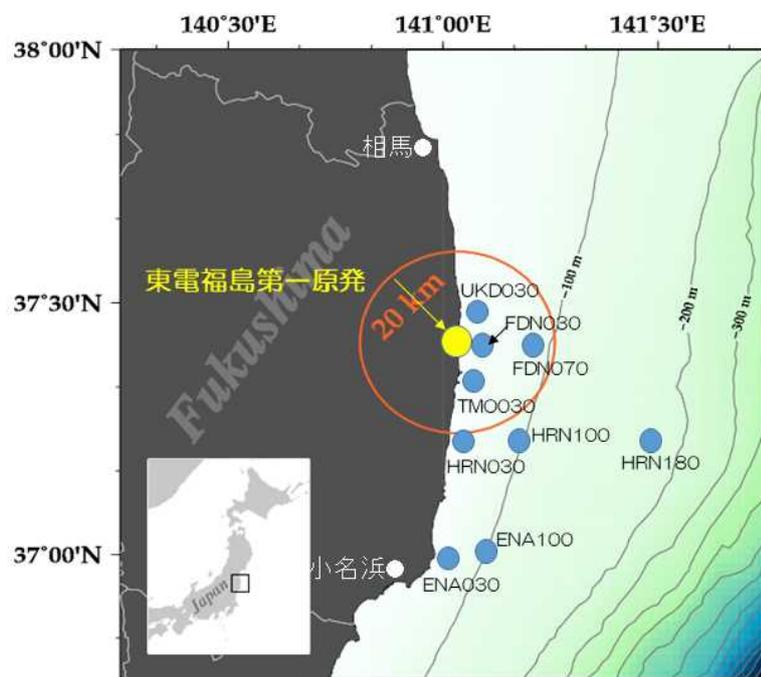
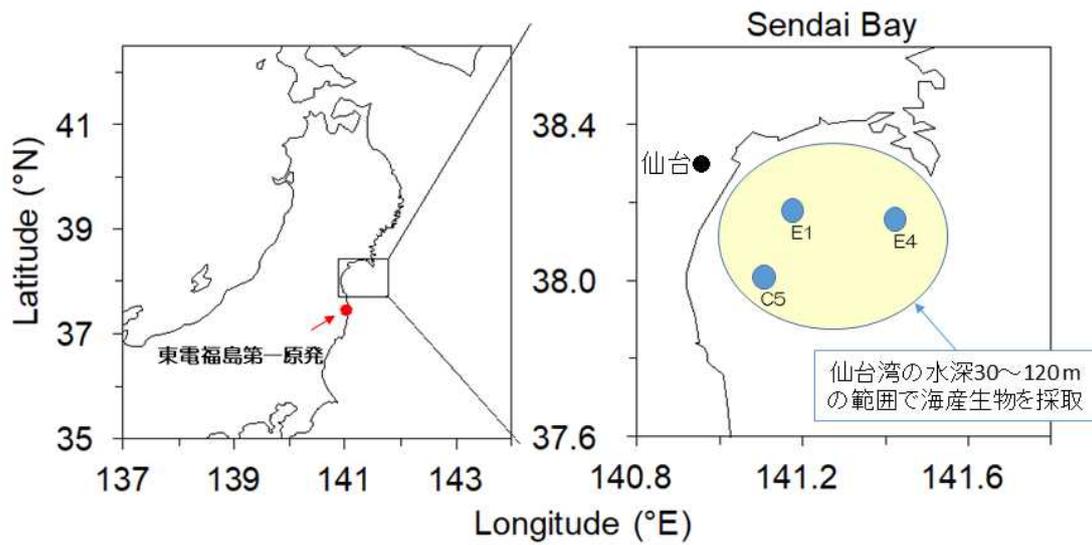


図1. 福島県沖の調査海域



* E1、E4、C5は浮魚の濃縮係数を算出するのに使用した海水(中層)の採水地点。
E4では海底の直上水と間隙水、海底土も採取。

図2. 仙台湾の調査海域

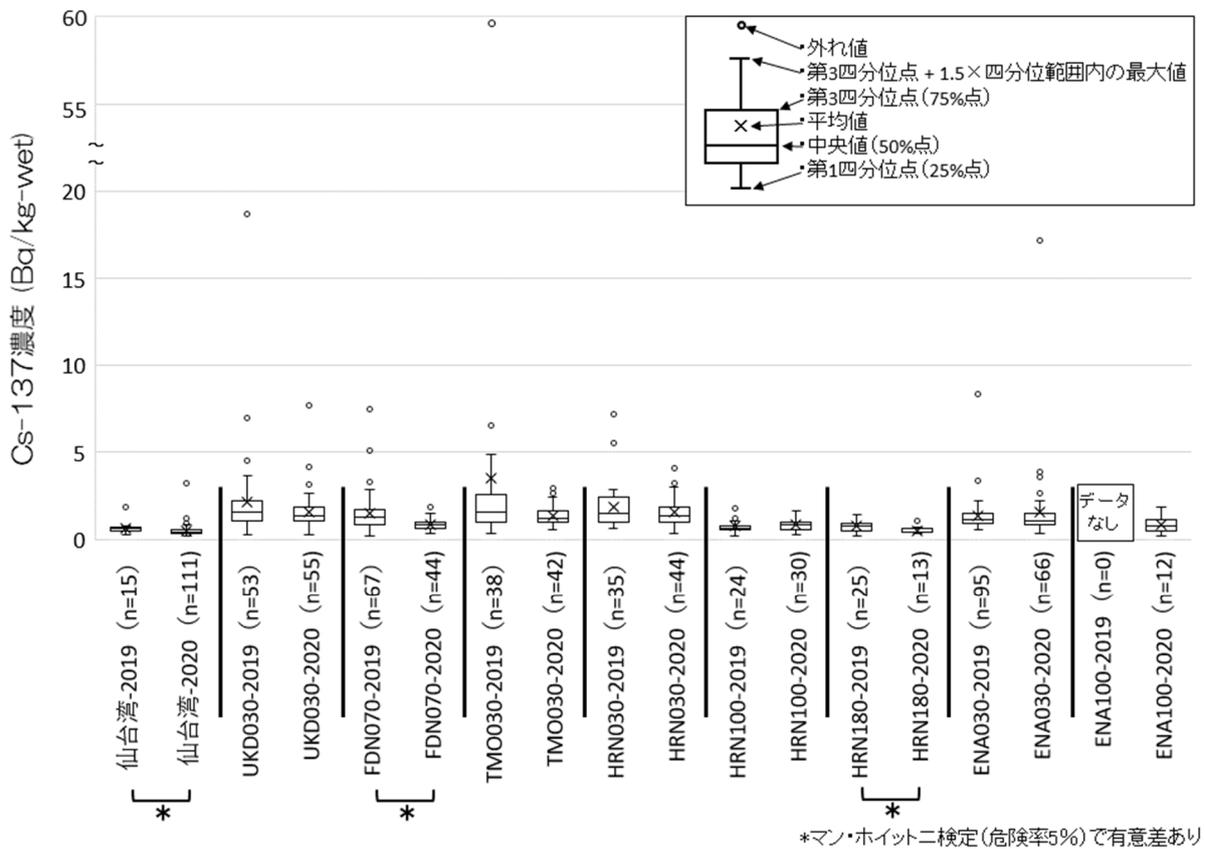


図3. 調査海域別の底魚筋肉部位Cs-137濃度の年度間比較(2019-2020)



図4. 間隙水中に含まれるCs-137濃度と分配係数の推移

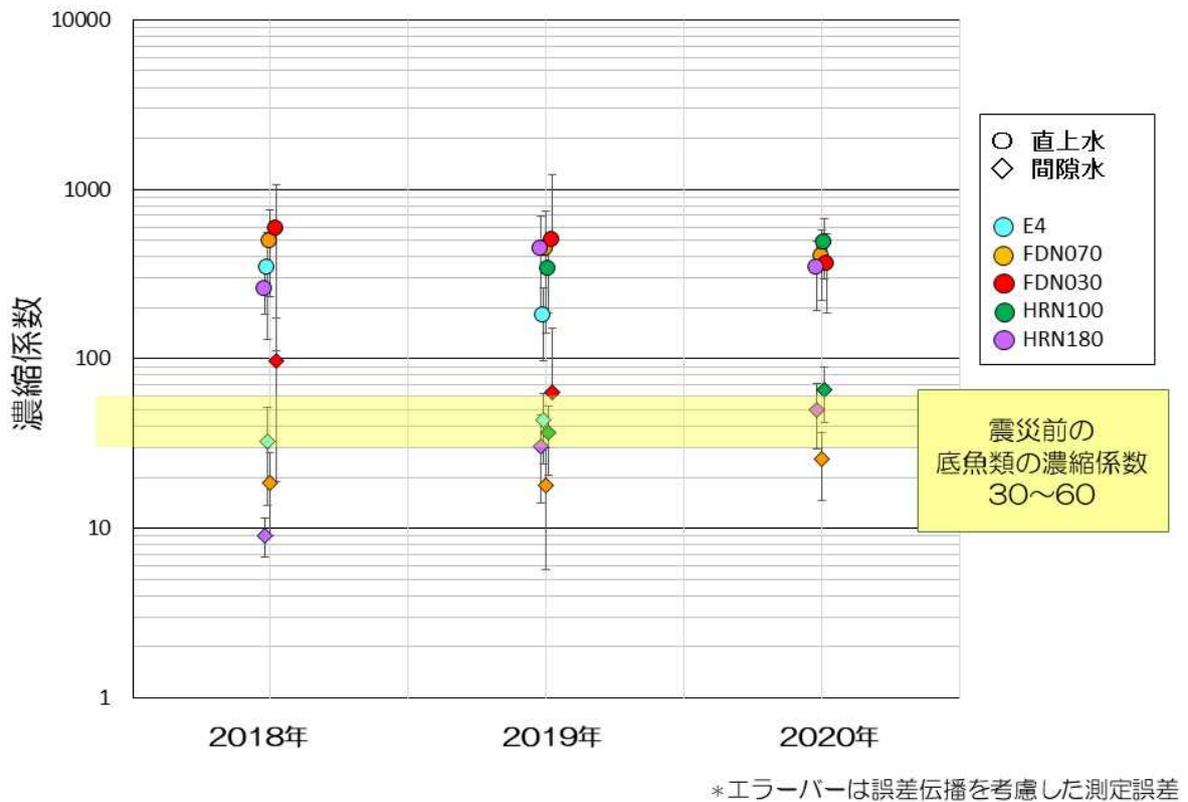


図5. 海底の直上水と間隙水に対するカレイ類濃縮係数の推移

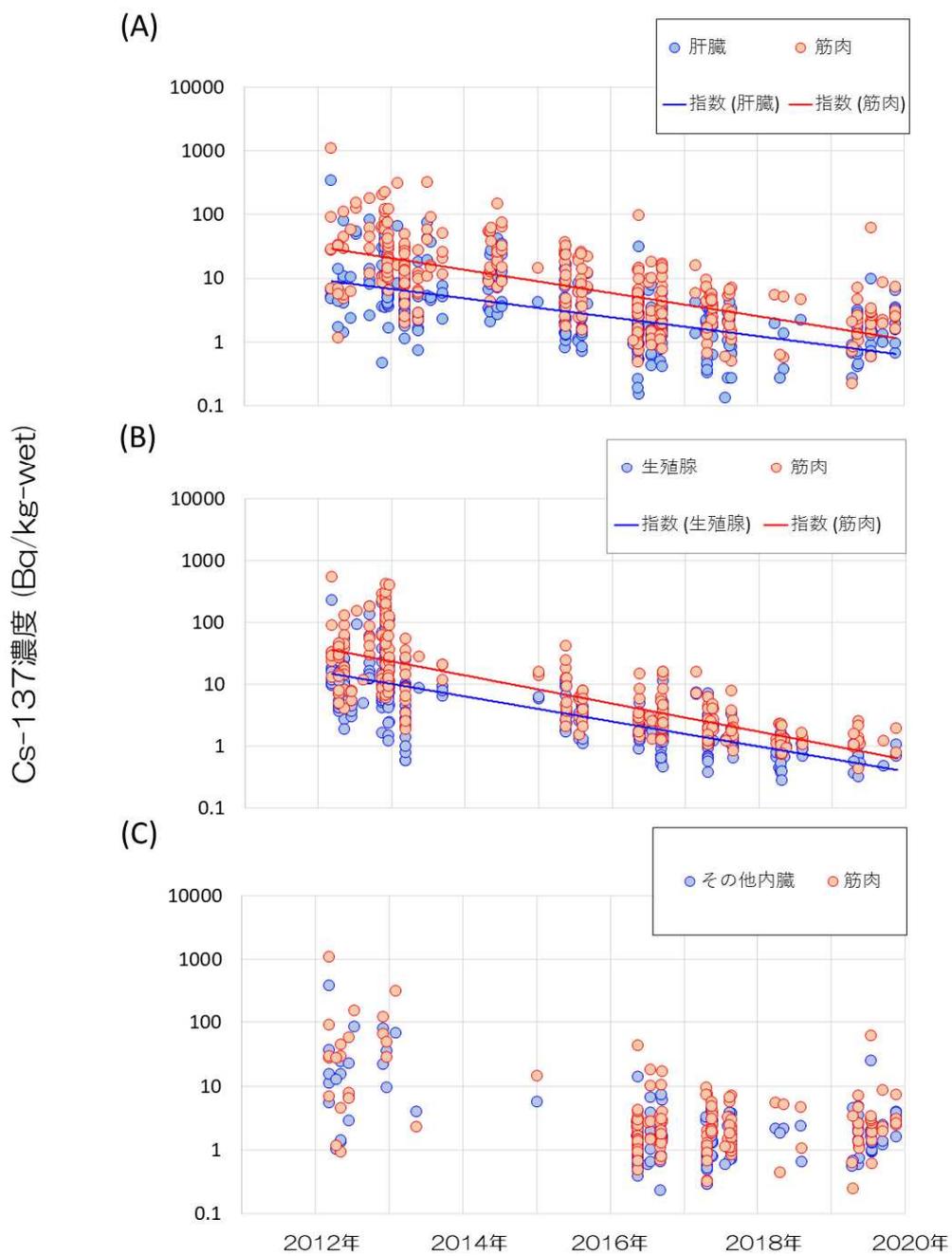


図6. 内臓部位 (A.肝臓、B.生殖腺、C.その他内臓) と筋肉部位に含まれるCs-137濃度の推移

表1. 福島県沖と仙台湾で採取した浮魚類筋肉中のCs-137濃度(Bq/kg-wet)と濃縮係数

魚種(検体数)	海域	算術平均	標準偏差	最高値	最低値	濃縮係数*
ゴマサバ (n = 4)	福島県沖	0.375	0.175	0.516	0.130	180 ± 86
マサバ (n = 6)	福島県沖	0.482	0.130	0.739	0.386	230 ± 67
マサバ (n = 8)	仙台湾	0.238	0.0847	0.409	0.142	100 ± 52
マアジ (n = 2)	仙台湾	0.272	0.0629	0.316	0.227	120 ± 50
マイワシ (n = 7)	仙台湾	0.154	0.0427	0.217	0.0902	67 ± 30

*濃縮係数の算出は2020年度に福島県沖(FDN070およびHRN100)の中層で採水した海水4検体の算術平均 ± 標準偏差(2.1 ± 0.24 mBq/L)と、仙台湾(C5、E1およびE4)の中層で採水した海水7検体の算術平均 ± 標準偏差(2.3 ± 0.82 mBq/L)を用いた。

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 1-5	課題名：東北沿岸域の海洋生態系における放射性物質の動態把握 ＜③生態系＞
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 底魚第2グループ ¹ 水産資源研究所 管理部門 ² 水産資源研究所 水産資源研究センター 海洋環境部 ³ 水産資源研究所 水産資源研究センター 放射能調査グループ ⁴
担当者職名・担当者名	主任研究員・富樫博幸 ¹ 、研究支援職員・櫻井慎大 ¹ 、グループ長・成松庸二 ¹ 特任部長・木所英昭 ² 副部長・栗田 豊 ³ 主任研究員・重信裕弥 ⁴ 、グループ長・帰山秀樹 ⁴ 、主幹研究員・森田貴己 ⁴

1. 研究内容及び方法

(1) 福島県沖および仙台湾を対象に、生態系（食物連鎖）における放射性物質の挙動を明らかにすることを目的に、調査船蒼鷹丸、若鷹丸および小型の刺し網・底曳網・釣り漁船による海産生物の採集調査を行った。福島県沖の調査は、2020年7月～2020年11月にかけて、請戸沖、東電福島第一原発沖、富岡沖、広野沖、江名沖の水深30～180 mにおいて実施した（図1）。仙台湾の調査は、2019年2月～2020年2月の期間、石巻沖および亶理沖の水深30～120 mにおいて実施した。また、カタクチイワシ等の小型浮魚は、相馬魚市場および石巻魚市場より定期的に購入し、それぞれ福島県沖、仙台湾の試料とした。両海域の食物連鎖の把握には、炭素・窒素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ ）を利用した。安定同位体比分析において、魚類および甲殻類（主にキシエビ、サルエビなど）は筋肉片を使用し、甲殻類を除く底生生物（主に多毛類などの環形動物門、以降、ベントス）の分析には体全体を使用した。全ての試料は凍結乾燥した後、メタノール：クロロフォルム＝1：2液にて24時間脱脂後、質量分析計を用いて測定した。また、仙台湾魚類については、胃内容物観察も合わせて実施した。

(2) 仙台湾における放射性セシウム Cs-137 濃度の事故からの経時的な推移は、6魚種（スズキ、ヒラメ、アイナメ、カナガシラ、マガレイ、マコガレイ）を対象にした。魚類の Cs-137 濃度の推移では、海水、動物プランクトン（1-3 参照）、甲殻類、ベントスの Cs-137 濃度も一緒にプロットした。福島県沖の甲殻類およびベントスの Cs-137 濃度の一部は、Sohtome et al. (2014) より引用した。魚類試料は皮や骨、内臓を除いた筋肉部位を使用し、高純度ゲルマニウム半導体検出器を用いて Cs-137 濃度 (Bq/kg-wet) を測定した。カタクチイワシ等の小型浮魚および甲殻類、ベントスの測定には、消化管内容物を含む体全体を使用した。なお、検出下限値未満は解析から除外した。海水、動物プランクトンの Cs-137 濃度は事故後2年間とそれ以降で濃度の減衰パターンが変化していることから（1-3 参照）、本研究でも前期（2011年11月～2013年3月）と後期（2013年4月～2020年10月）に分けて実効生態学的半減期（以降、 T_{eff} ）を以下の式より算出した（表1）。

$$y_t = A \cdot \exp(-\lambda \cdot t) \quad \text{式 1)}$$

$$T_{eff} = \frac{\ln 2}{\lambda} \quad \text{式 2)}$$

y_t は事故日（2011年3月12日とした）から t 日後の Cs-137 濃度、 A は Cs-137 の初期濃度、 λ は Cs-137 の低下速度である。また、食物連鎖における Cs-137 の挙動の把握には、プランクトン系列に属する生物（動物プランクトン、カタクチイワシ、ウルメイワシ、マイワシ、マサバ、ゴマサバ、マアジ、マダラ、スズキ、ヒラメ）を対象とし、2019～2020 年度の窒素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$) と Cs-137 濃度との関係から評価した（図 4）。さらに、これら 2 変数を以下の式にあてはめて、各パラメータ（ a 、 b ）を検討した。

$$\text{LN(Cs-137 濃度)} = a \cdot \delta^{15}\text{N} + \text{LN}(b) \quad \text{式 3)}$$

2. 令和 2 年度進捗状況・成果

(1) これまでの仙台湾魚類における胃内容物観察により、6 魚種（スズキ、ヒラメ、アイナメ、カナガシラ、マガレイ、マコガレイ）は 3 食性群に分類されることが分かっている。本年度の胃内容物観察においても、従来の食性と等しいことを確認した。

- ①魚食性：スズキ、ヒラメ。
- ②甲殻類食性：アイナメ、カナガシラ。
- ③ベントス食性：マガレイ、マコガレイ。

福島県沖と仙台湾における炭素・窒素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$) の 2 次元マップを図 2 に示す。両海域ともに、前年度までの 2 次元マップ（食物連鎖）と大きな変化は見られず、動物プランクトン、小型浮魚、魚食性魚類（スズキ、ヒラメ）へと流れるプランクトン系列、甲殻類、甲殻類食性魚類（アイナメ、カナガシラ）へと流れる甲殻類系列、ベントス、ベントス食性魚類（マガレイ、マコガレイ）へと流れるベントス系列が確認された。なお、福島県沖の甲殻類食性魚類は、魚食性魚類の右上に位置していたが、これは福島県沖のスズキの測定数が少なかった（ $n = 1$ ）ことで、甲殻類食性魚類よりも高い $\delta^{15}\text{N}$ のプロットが無い（少ない）ためである（仙台湾でもスズキを除くと甲殻類食性魚類が上位付近に位置される、図は省略）。甲殻類食性魚類のアイナメやカナガシラが上位付近に位置するのは、今回の調査では採取できなかった $\delta^{15}\text{N}$ の高い餌生物（甲殻類）の存在が考えられる。また、仙台湾のアイナメの胃内容物からは、甲殻類の他にイカナゴ、ネズッコ、カレイ類なども出現している。そのため、甲殻類食性魚類の中には、甲殻類と（小型）魚類の安定同位体比が混合した位置にプロットされる個体も存在すると考えられる。また、仙台湾の魚食性魚類において、 $\delta^{13}\text{C}$ 値の低い位置（ $-23 \sim -21 \text{ ‰}$ 付近）にプロットされた個体があった。 $\delta^{13}\text{C}$ 値が低い 6 個体は、全てスズキであった。阿武隈川の河川内で採集されたスズキの $\delta^{13}\text{C}$ 値は約 $-20 \sim -19 \text{ ‰}$ であり、河口付近（海域）で採集されたスズキ（ $\delta^{13}\text{C}$ 値：約 -17 ‰ ）よりも低かった（Shigenobu et al. 2017）。本研究で測定した $\delta^{13}\text{C}$ 値の低いスズキは、採取される前の数ヶ月の間、河川（あるいは他の海域）に生息し、その後、仙台湾に移動してきた可能性が考えられる。

(2) 調査期間、仙台湾で採集した 6 魚種の Cs-137 濃度の範囲および検体数は $0.149 \sim 3.22 \text{ Bq/kg-wet}$ ($n = 116$) であった。これまでに得られた仙台湾魚類の Cs-137 濃度に本年度の結果ならびに

海水、餌生物の Cs-137 濃度をプロットした (図 3)。全ての魚種において Cs-137 濃度は事故からの経過日数に伴って低下していた。一部の餌生物 (甲殻類やベントス) の Cs-137 濃度は、同系列内の魚類濃度と同水準であった。これは、餌生物の Cs-137 濃度は消化管内容物を含むデータであったため、過大評価されている可能性を示唆している。

仙台湾魚類の T_{eff} を前期と後期に分けて算出した (表 1)。魚食性魚類、甲殻類食性魚類の T_{eff} は、最も長い魚種 (アイナメ) で 341 日であったが、ベントス食性魚類の 2 種はそれよりも長く、マガレイで 509 日、マコガレイで 1019 日であった。また、後期の T_{eff} についても、ベントス食性魚類は長い傾向が見られ、魚食性、甲殻類食性魚類では約 710 日~810 日であり、ベントス食性魚類は約 840 日~890 日であった。ベントス食性魚類の T_{eff} が他の食性群より長いのは、事故当初から仙台湾のベントス食性魚類の Cs-137 濃度が他の食性群よりも低いことが主な要因であると考えられる。

2019~2020 年度に採集したプランクトン系列に属する生物の $\delta^{15}\text{N}$ と Cs-137 濃度との間には、両海域において正の相関が確認された (図 4)。また、式 3 より得られた各パラメータは、表 2 の通りであった。これらの結果から、 $\delta^{15}\text{N}$ は 1 栄養段階上昇する毎に 3.4 ‰濃縮する (Minagawa & Wada 1984) と仮定し、1 栄養段階毎の濃度比 (餌生物の Cs-137 濃度に対する捕食者の Cs-137 濃度の比) を算出した。その結果、2019~2020 年度の福島県沖は 2.23、仙台湾は 2.13 と推定された。事故前の濃度比は約 2 と報告されており (笠松 1999)、2019~2020 年度の濃度比は事故前に近い値であった。なお、前年度に報告した 2018~19 年の同値は、福島県沖で 2.01、仙台湾で 2.08 であったが、これは小型浮魚の測定数が増加したためであり、上位の魚類で Cs-137 濃縮が進んでいるわけでは決してない。以上のことから、両海域の動物プランクトンより上位の魚類 (捕食者) において、餌生物を介した Cs-137 の取込みを確認するとともに、食物連鎖間で Cs-137 濃度に乖離 (特定の生物で濃度が高いこと) がないことを確認した。

3. 今後の課題

福島県沖および仙台湾におけるプランクトン系列では、動物プランクトンより上位の魚類 (捕食者) において、餌生物との濃度比は事故前と同水準であることを確認した。しかしながら、魚類 (捕食者) の Cs-137 濃度は、事故前に比べ、福島県沖で約数倍~十倍、仙台湾でも数倍、依然として高い状態であることから、今後も Cs-137 濃度の推移を継続して把握する必要がある。今後は甲殻類、ベントスの採集を再開し、Cs-137 濃度を測定するとともに、プランクトン系列以外においても、餌生物と魚類 (捕食者) との関係を明らかにする必要がある。また、課題 3-1 において、ヒラメ、イシガレイの胃内容物組成が近年変化していることが報告された。今後、餌生物の変化が魚類の Cs-137 濃度にどのような影響を及ぼすのか解析する必要がある。引き続き、福島県沖と仙台湾の海域間ならびに時間軸に沿ったデータ解析を通して、生態系内での放射性物質の挙動を解明していく。

4. 備考

特になし

引用文献

笠松不二男 (1999) 海産生物と放射能—特に海産魚中の ^{137}Cs 濃度に影響を与える要因について—。Radioisotopes, 48:266-282.

Minagawa M, Wada E. (1984) Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. Geochimica et Cosmochimica Acta, 48:1135-1140.

Shigenobu Y, Ambe D, Ono T, Fujimoto K, Morita T, Ichikawa T, Watanabe T. (2017) Radiocesium contamination of aquatic organisms in the estuary of the Abukuma River flowing through Fukushima. Fish. Oceanogr. 26: 208-220.

Sohtome T, Wada T, Mizuno T, Nemoto Y, Igarashi S, Nishimune A, Aono T, Ito Y, Kanda J, Ishimaru T. (2014) Radiological impact of TEPCO's Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident on invertebrates in the coastal benthic food web. J. Environ. Radioact. 138:106-115.

図表

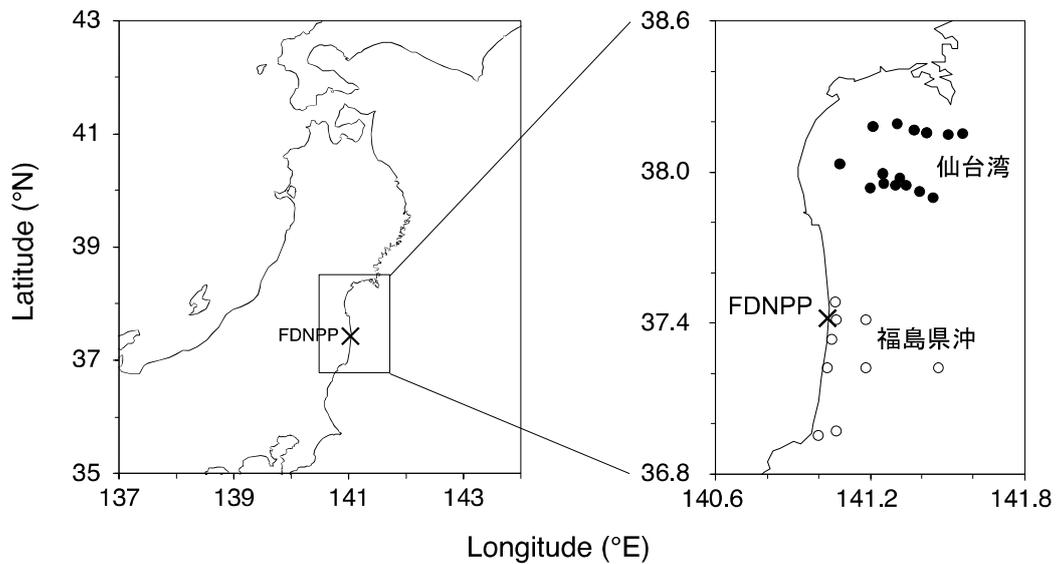


図 1. 福島県沖および仙台湾における調査地点。図中の FDNPP は東京電力福島第一原子力発電所を表す。

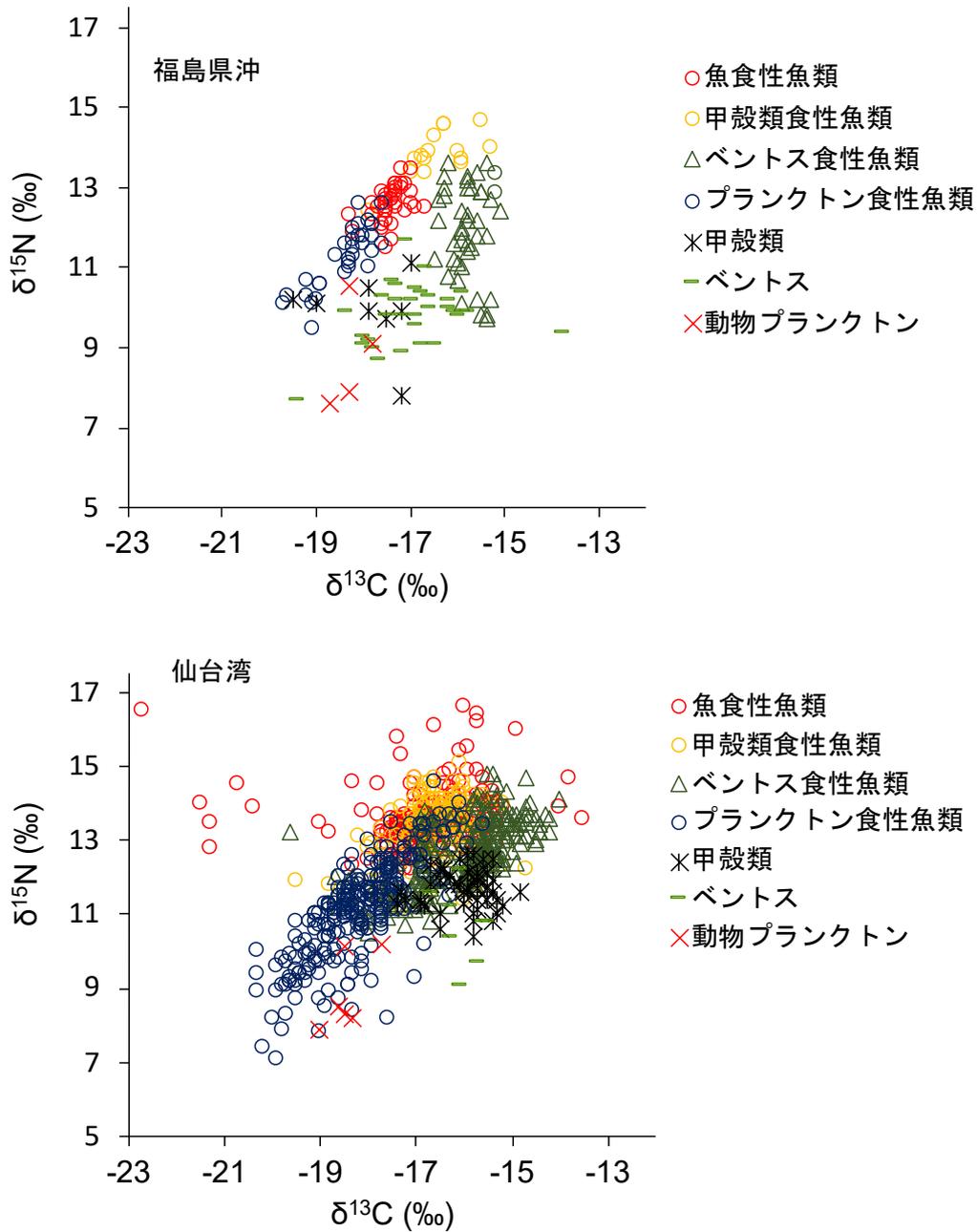


図 2. 福島県沖および仙台湾における炭素・窒素安定同位体比の 2 次元マップ。魚食性魚類はスズキ、ヒラメ、甲殻類食性魚類はアイナメ、カナガシラ、ベントス食性魚類はマガレイ、マコガレイ、プランクトン食性魚類は小型浮魚（カタクチイワシ等）である。餌生物は甲殻類（主にキシエビ、サルエビ）、ベントス（甲殻類を除く底生生物として、主に多毛類などの環形動物門）である。

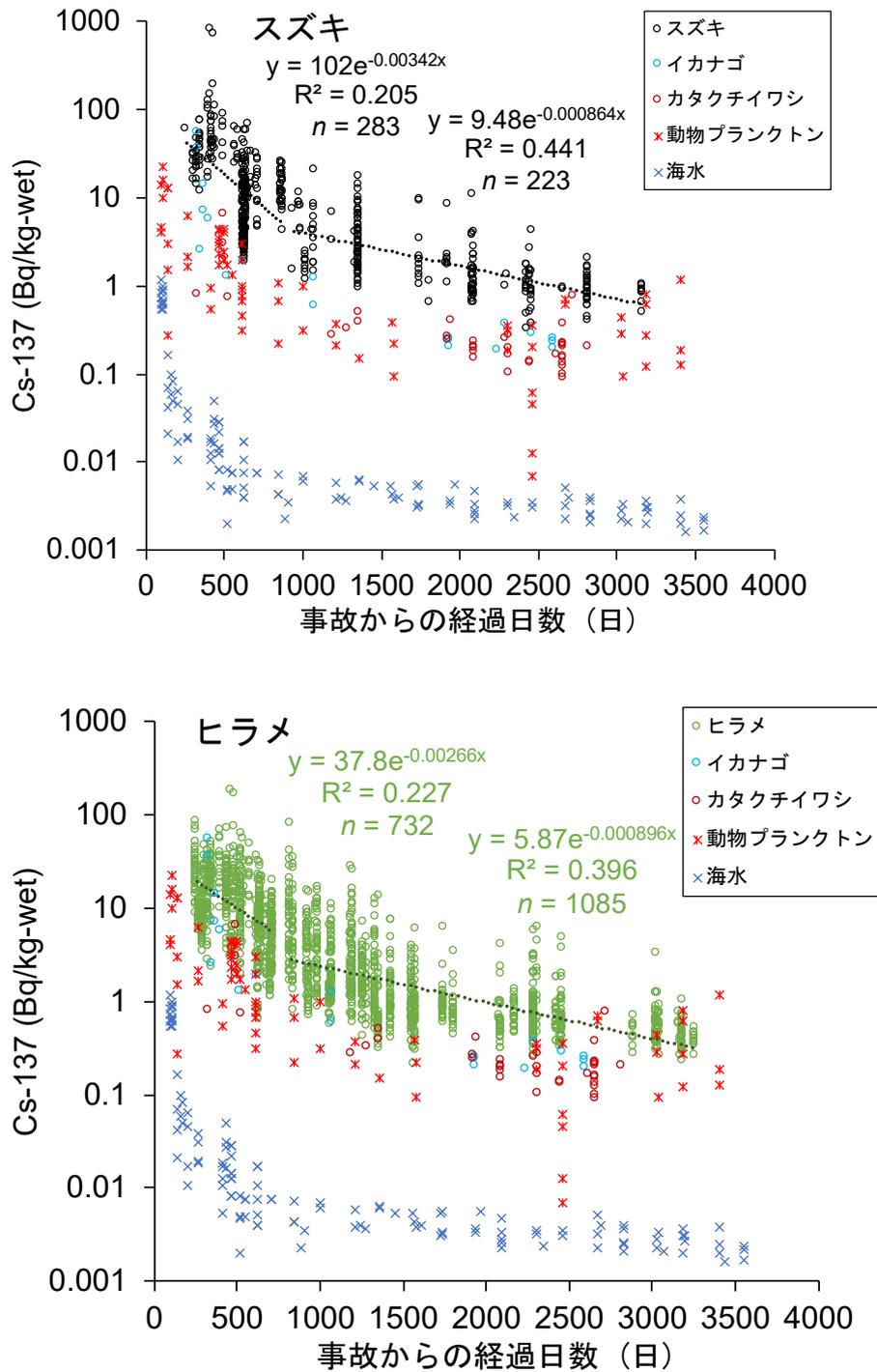


図3. 仙台湾における主要魚類および餌生物の Cs-137 濃度の時系列変化。海水および動物プランクトンの Cs-137 濃度は課題 1-3 参照、甲殻類およびベントスの Cs-137 濃度の一部は Sohtome et al. 2014 より引用した。検出下限値未満の試料は除く。

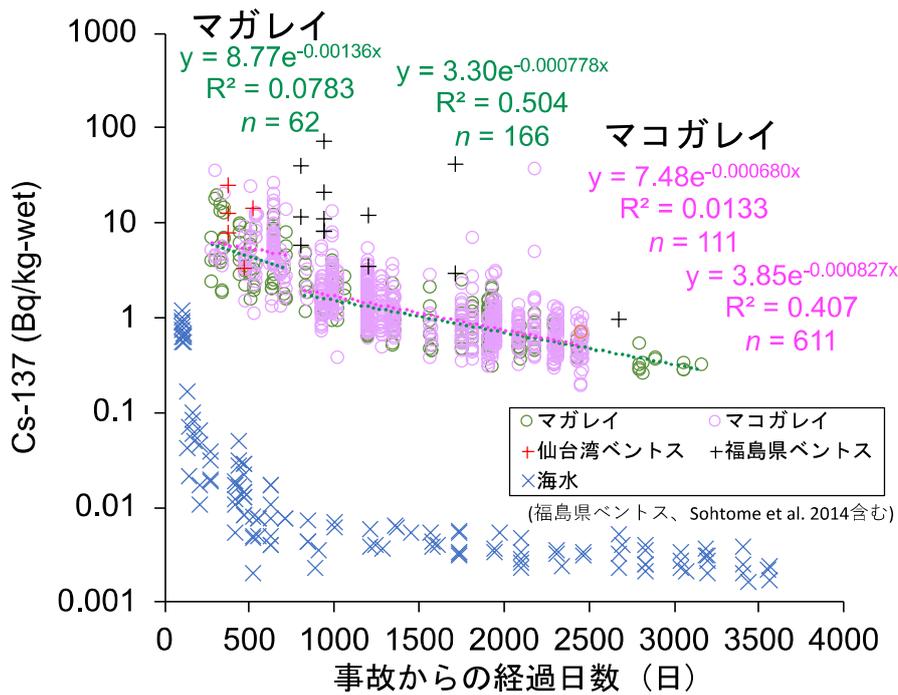
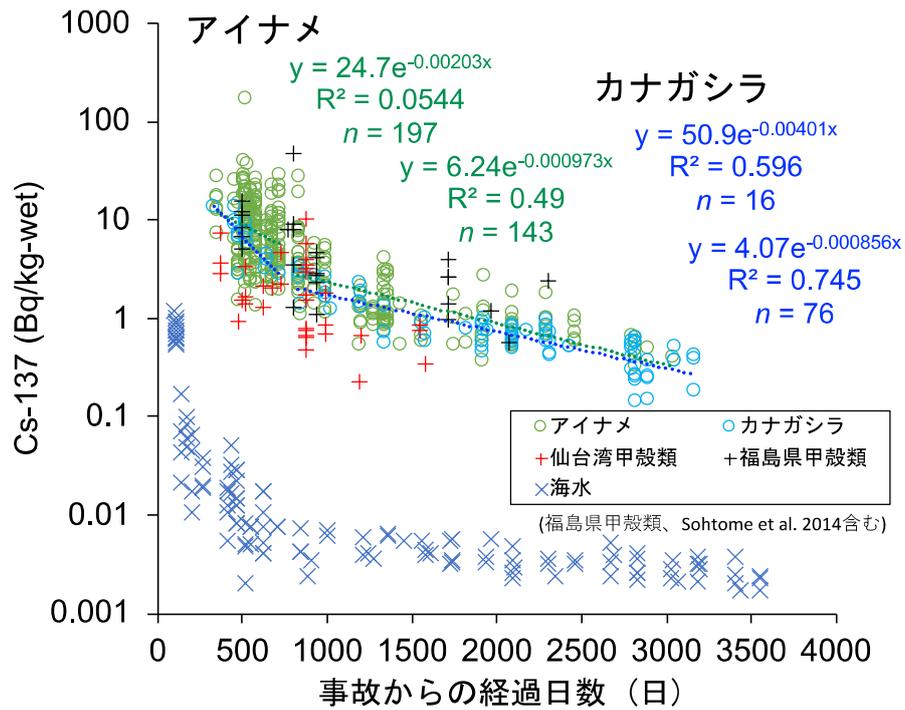


図 3. (続き)

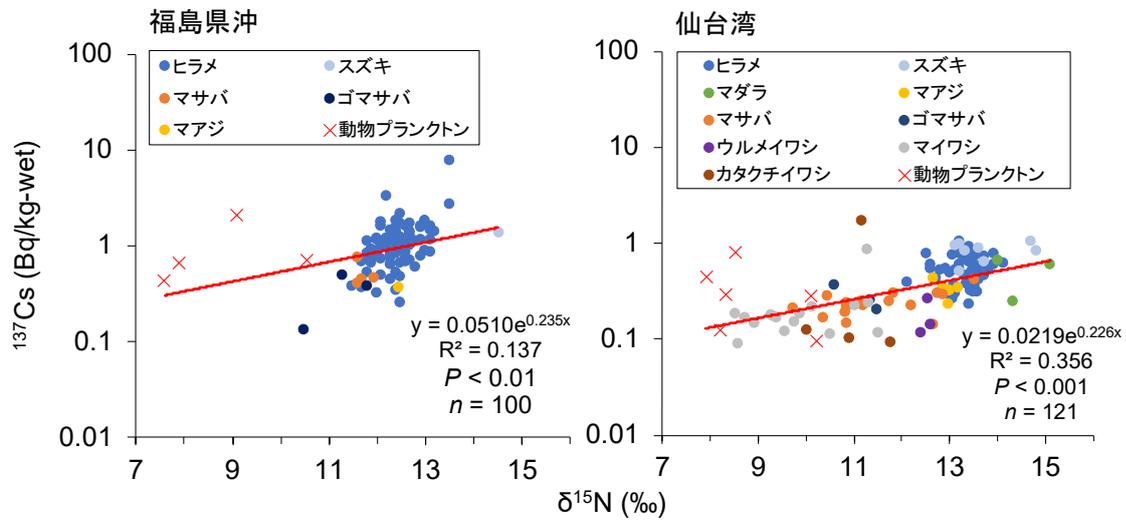


図4. プランクトン系列における2019-20年の福島県沖（左図）および仙台湾（右図）の窒素安定同位体比（ $\delta^{15}\text{N}$ ）とCs-137濃度との関係。

表 1. 仙台湾における海水および生物の実効生態学的半減期

	実効生態学的半減期 (T_{eff})			
	All period (d)	~2013/3 (d)	2013/4 ~ (d)	late/early
海水	654	94	2390	25.5
動物プランクトン	693	213	4077	19.1
カタクチイワシ	709	-	650	-
イカナゴ	402	73	866	11.9
ヒラメ	502	261	774	2.96
スズキ	513	203	802	3.96
アイナメ	473	341	712	2.09
カナガシラ	614	173	809	4.69
マガレイ	629	509	891	1.75
マコガレイ	624	1019	838	0.82

*海水、動物プランクトンは 1-3 (環境) より

表 2. $\delta^{15}\text{N}$ と Cs-137 濃度の近似曲線から得られた各パラメータ

海域	調査年	a	b	P-value	備考
福島県沖	2012-13 年	0.443	0.0333	< 0.001	前年度の報告書より
	2019-20 年	0.235	0.0510	< 0.01	
仙台湾	2012-13 年	0.307	0.0846	< 0.01	前年度の報告書より
	2019-20 年	0.226	0.0219	< 0.001	

*) 近似曲線 (各パラメータ a、b) は本文参照

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 1-6	課題名：水産物および環境中におけるストロンチウム-90 とトリチウムの濃度の評価
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	研究員・三木志津帆、研究等支援職員・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 濃度について

Sr-90 は、東京電力福島第一原子力発電所（東電福島第一原発）事故において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注目された核種の1つであり、本事故に由来する Sr-90 の濃度変化を把握するため、主に福島県沖で採取した水産物における 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 に福島県沖の魚類試料の採取位置を示す。試料中の Sr-90 濃度結果の一部は、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（東京電力、2012～2020）と併せて福島県の魚類における Sr-90 濃度の推移を評価した。

(2) 水産研究・教育機構（水産機構）におけるトリチウム (H-3) 分析基盤の構築について

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）処理水の処理方法として海洋等の環境への放出が検討されていることもあり、将来的に水産物中の H-3 濃度のモニタリングデータの蓄積が社会的に求められることが予想される。しかし、魚類の H-3 分析は、魚体内の水分として存在する自由水型 H-3（Tissue-free water tritium, TFWT）と、魚体内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）を別々に測定することが求められており、その分析法は煩雑で担える機関は多くない。OBT 分析は公定法（文部科学省、2002 改訂）に準じて実施しているが、水産機構における燃焼装置は Pyrolyser-6 Trio（Raddec International, UK）を導入しており、これまでに約 7 時間で燃焼水を回収できる条件を確立した。しかし、OBT が検出可能な濃度の魚類筋肉試料の確保は難しく、その濃度を他機関と比較して検証することはできなかった。そこで本年度は、東電福島第一原発港湾口で採取された魚類 11 試料を用いて TFWT 濃度をそれぞれ分析し、得られた結果を元に 5 試料を抽出して OBT 分析を行った。5 試料における OBT 分析は外部分析機関でも実施し、その結果を比較した。また得られた結果は、東京電力の海水データ（東京電力、2013～2021）と併せて評価した。なお、本課題では交換型 OBT と非交換型 OBT を区別せず、全 OBT として取り扱う。

2. 令和 2 年度進捗状況・成果

(1) 水産物における Sr-90 濃度結果は、水産庁および水産機構のウェブサイトにて随時報告し、2011 年からこれまでに 248 検体分を公表した（2021 年 3 月 10 日現在）。表 1 に令和 2 年度の測定

結果を示す。2020年7月に福島県で採取したマアナゴ（#235）でSr-90が検出したが、東電福島第一原発事故前のBGレベル（ <0.046 Bq/kg-wet; Miki et al., 2017）であった。また、ガザミ（#243）およびヒラツメガニ（#241）においてもSr-90濃度は検出したが、2019年の日本海におけるズワイガニおよびベニズワイガニの甲羅におけるSr-90濃度は検出下限値未満（ <0.11 ）～ 0.26 Bq/kg-wetであり、特異的に高い濃度ではなかった。図2に、水産機構および東京電力が福島県沖で採取した魚類におけるSr-90濃度およびCs-137濃度の結果を示す。福島県沖の魚類におけるSr-90濃度は、Cs-137濃度と比べて低い濃度で推移しているが、2017年採取のクロダイや2019年採取のクロソイのように高いSr-90濃度を示す個体も出現することもあり、継続的な調査が必要である。

(2) 図3に、東電福島第一原発港湾口で採取された魚類筋肉試料中のTFWT濃度および全OBT濃度、港湾口の海水中H-3濃度（東京電力、2013～2020）を示す。全OBT濃度は、TFWT濃度と同程度か低い濃度を示し、また海水中のH-3濃度よりも低い傾向であった。平成30年度の本課題の成果において示した通り、より測定が簡便な海水中のH-3濃度により、魚類筋肉中のH-3濃度を予測していくことは可能であると考えられた。水産機構によるOBT分析では、2試料からOBTが検出し、その濃度は外部分析機関の結果と 2σ 以内に収まった（表2）。いずれの試料も水産機構側のH-3濃度は高い傾向を示し、その原因として燃焼装置に窒素ガスボンベではなく大気を利用していることが考えられた。よって、実験室内のH-3濃度による影響が考えられ、今後は実験環境中のH-3濃度を検証する必要がある。その他の3試料については、外部分析機関でOBTが検出している一方、水産機構では検出下限値未満を示した。これは、得られた燃焼水は60%以上回収できた（公定法では50～60%）が、その後の蒸留操作において試料水の回収を十分できなかったことが原因と考えられた。

3. 今後の課題

(1) 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。食の安全上、Sr-90濃度による水産物への問題はないが、2019年度に東京電力の調査で採取されたクロソイのように一部の魚類から東電福島第一原発事故前よりも高いSr-90濃度を示す個体の出現がある。よって、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、原発事故の影響を継続的に調査していく必要がある。

(2) 試料中の全OBT濃度は低く、分析操作の過程において、実験室内のH-3濃度の影響を受けることが考えられた。よって、実験室内のH-3濃度を把握する必要がある。東電福島第一原発敷地内にはH-3を含むALPS処理水およびALPS処理水（告示比総和1以上）が多量に保管されており、この処理水の今後の取り扱いは現段階で決まっていない。国内で水産物中のH-3濃度を測定し、その濃度を評価できる機関は限られていることから、水産機構において引き続きH-3分析基盤を維持していく必要がある。

4. 備考

特になし

引用文献

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.

東京電力 (2012~2020) 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)

東京電力 (2013~2021) 1~4 号機タービン建屋東側および港湾のモニタリング “海水”

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

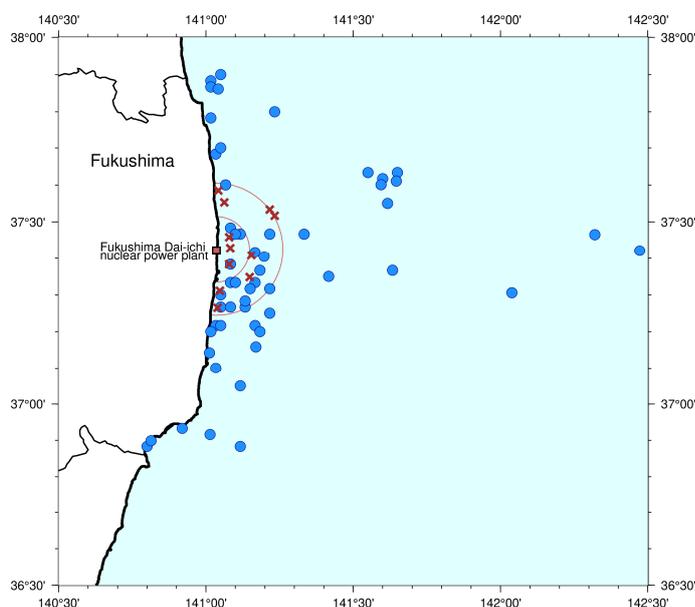


図 1. 福島県沖における魚類試料の採取位置。青丸 (●) は水産機構 (2011~2021)、茶バツ (×) は東京電力 (2012~2020) の公表データを示す。赤の正方形は東電福島第一原発、赤の内円は東電福島第一原発から 10 km 圏、外円は 20 km 圏を示す。

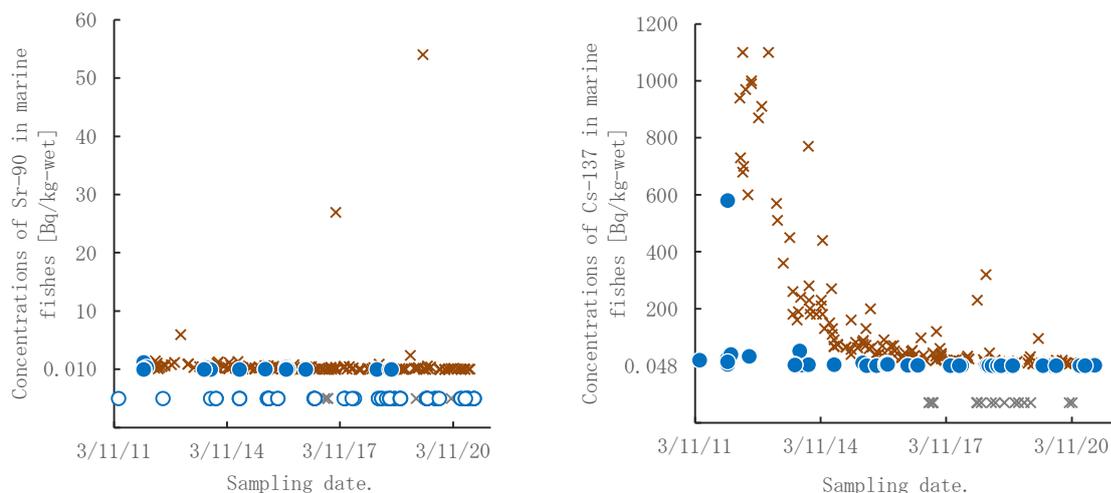


図 2. 福島県沖の魚類における Sr-90 濃度 (左図) と Cs-137 濃度 (右図) の推移。青丸 (●) および白抜き青丸 (○、 <0.046 Bq/kg-wet) は水産機構 (2011~2021)、茶バツ (×) および灰バツ (×; $\text{Sr-90} < 0.015$ Bq/kg-wet; $\text{Cs-137} < 4.7$ Bq/kg-wet) は東京電力 (2012~2020) の公表データを示す。

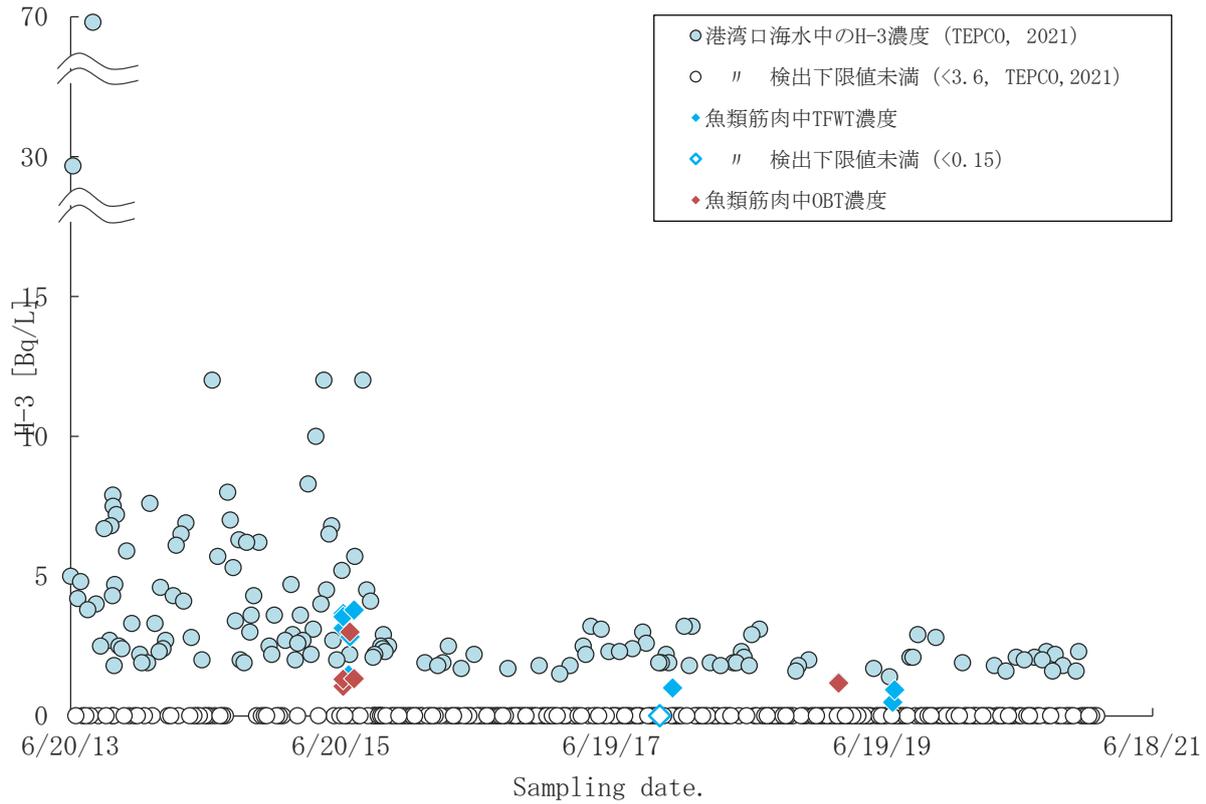


図 3. 東電福島第一原発港湾口で採取された魚類筋肉試料および海水中の H-3 濃度

表 1. 令和 2 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。

#	魚種	測定部位	採集地点	採取日	Sr-90		Cs-137	
					Bq/kg-wet		Bq/kg-wet	
240	ホウボウ	全体(除内臓)	福島県	2020/7/19	<0.016		0.49 ±0.019	
246	ホウボウ	全体(除内臓)	福島県	2020/9/30	<0.013		1.1 ±0.023	
229	シラス	全体	福島県	2020/8/7	<0.0012		0.16 ±0.072	
230	シラス	全体	福島県	2020/8/7	<0.0034		0.13 ±0.072	
227	マイワシ	全体	北太平洋	2020/5/30	<0.0062		0.065 ±0.0082	
234	マサバ	全体(除内臓)	福島県	2020/7/7	<0.0093		0.37 ±0.011	
228	サバ類	全体(除内臓)	北太平洋	2020/5/30	<0.0047		0.091 ±0.0078	
231	ブリ	全体(除内臓)	福島県	2020/5/24	<0.013		0.15 ±0.012	
245	ブリ	全体(除内臓)	福島県	2020/9/29	<0.012		0.32 ±0.017	
232	メダイ	全体(除内臓)	福島県	2020/5/24	<0.012		0.051 ±0.010	
236	ヤナギムシガレイ	全体(除内臓)	福島県	2020/7/8	<0.013		0.43 ±0.017	
237	ヒラメ	全体(除内臓)	福島県	2020/7/8	<0.017		0.85 ±0.028	
239	ヒラメ	全体(除内臓)	福島県	2020/7/22	<0.016		0.46 ±0.021	

244	ヒラメ	全体(除内臓)	福島県	2020/9/29	<0.016	0.64 ±0.022
242	ヤガラ	全体(除内臓)	東シナ海	2020/7/30	<0.014	0.17 ±0.019
226	マダラ	全体(除内臓)	福島県	2019/10/29	<0.016	0.18 ±0.017
247	マダラ	全体(除内臓)	岩手県	2020/10/1	<0.017	0.13 ±0.013
233	スケトウダラ	全体(除内臓)	岩手県	2020/10/1	<0.0079	0.14 ±0.098
225	スケトウダラ	全体(除内臓)	岩手県	2019/10/3	<0.015	0.065 ±0.013
248	スケトウダラ	全体(除内臓)	岩手県	2020/10/6	<0.014	0.11 ±0.012
223	イバラヒゲ	全体(除内臓)	福島県	2019/7/6	<0.0091	0.075 ±0.0066
224	イバラヒゲ	全体(除内臓)	オホーツク海	2019/7/10	<0.0055	0.027 ±0.0056
235	マアナゴ	全体(除内臓)	福島県	2020/7/8	0.0066 ±0.0021	0.34 ±0.0098
222	イラコアナゴ	全体(除内臓)	福島県	2019/7/6	<0.0019	0.11 ±0.0053
243	ガザミ	全体	福島県	2020/9/22	0.038 ±0.060	0.26 ±0.021
241	ヒラツメガニ	全体	福島県	2020/7/19	0.052 ±0.076	0.83 ±0.031
238	ミズダコ	筋肉	福島県	2020/7/17	<0.013	<0.024

誤差は計数誤差 (1σ) を表す

表 2. 魚類筋肉中の TFWT 濃度および全 OBT 濃度の測定結果。

魚種	採取日	水産機構		全 OBT/TFWT	外部機関		全 OBT/TFWT
		TFWT Bq/L	全 OBT Bq/L	放射能比	全 OBT Bq/L	放射能比	
マルタ	2015/6/26	3.1 ±0.13	<1.7	-	1.1 ±0.30	0.34	
マルタ	2015/6/26	3.6 ±0.13	<1.3	-	1.3 ±0.37	0.37	
マルタ	2015/7/14	2.8 ±0.14	3.0 ±0.32	1.1	2.2 ±0.21	0.77	
マルタ	2015/7/25	3.8 ±0.14	<1.6	-	1.3 ±0.24	0.35	
ヒラメ	2019/2/22	1.2 ±0.098	1.2 ±0.25	0.97	0.69 ±0.12	0.57	

誤差は計数誤差 (1σ) を表す

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：湖沼生態系における放射性物質の動態把握
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 海洋環境部 放射能調査グループ ⁵
担当者職名・担当者名	主幹研究員・山本祥一郎 ¹ ， 研究員・中久保泰起 ² 研究員・佐合慶祐 ³ ， 主任研究員・渡邊長生 ⁴ 主任研究員・松田圭史 ¹ ， グループ長・帰山秀樹 ⁵

1. 研究内容及び方法

福島県秋元湖、岩部ダム、栃木県中禅寺湖、千葉県手賀沼において、魚介類各種、環境水、底泥等の放射性セシウム濃度を測定し、それらの時間的変化および実効生態学的半減期、濃縮係数を推定する。また、各湖沼の代表的な魚類を対象に、放射性セシウム濃度の個体差の実態を把握するとともに、それらと体サイズや年齢との関係を調べる。

(1) 福島県秋元湖において、2020年8月、10月に魚介類各種（イワナ、ウグイ、ギンブナ、コイ、ヤマメ、ワカサギ、コクチバス、オオクチバス、ニゴイ、ブルーギル、ウチダザリガニ）、および環境水、底泥、動物プランクトンについて、放射性物質(Cs-137)濃度測定のための標本採集調査を行った。魚介類は、刺し網を用いて採集し、全長・尾叉長（頭胸甲長）・体長・体重の計測後、筋肉部位を試料とした。ワカサギ、ウチダザリガニについては、筋肉部位が少量のため複数個体をまとめて1試料とした。コクチバスとギンブナについては、耳石を摘出し年齢査定を行った。環境水は本調査で設定した観測地点（以下、「定点」という）の表層から20Lを採水し、底泥はエクマンバージ採泥器を用いて定点から3試料を採取した。プランクトンは、目合0.1mm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。環境水はガラスフィルター（濾紙グレードGF/F）を用いて濾過し、底泥は目視によりゴミ、木片等を除去し、恒温器にて十分に乾燥させた後に試料とした。

(2) 福島県岩部ダムにおいて、2020年6月、10月、11月に魚類各種（イワナ、ギンブナ、ゲンゴロウブナ、ワカサギ、コクチバス、オオクチバス、ブルーギル）、および環境水、底泥、動物プランクトンについて、Cs-137濃度測定のための標本採集調査を行った。魚類は、刺し網を用いて採集し、全長・尾叉長・体長・体重の計測後、筋肉部位を試料とした。ワカサギについては、筋肉部位が少量のため複数個体を1試料とした。ゲンゴロウブナについては、耳石を摘出し年齢査定を行った。環境水は定点表層から20Lを採水し、底泥はエクマンバージ採泥器を用いて定点から3試料を採取した。プランクトンは、目合0.1mm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。環境水はガラスフィルター（濾紙グレードGF/F）を用いて濾過

し、底泥は目視によりゴミ、木片等を除去し、恒温器にて十分に乾燥させた後に試料とした。

(3) 千葉県手賀沼において、2020年7月、8月、10月、12月に魚類各種（ギンブナ、コイ、ニホンウナギ、モツゴ(6月のみ採捕)）、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。魚類は、張網（定置網の一種）、筌(せん：ニホンウナギ採捕用)を用いて採捕した。環境水については表層水を20L、底泥については600mlを、それぞれ定点にて採取した。魚類は全長、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分析から除外した。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、それぞれの階級について複数個体を1試料とした。また、各魚種について耳石を用いて年齢査定を行った。ギンブナとコイではレキ石を、ニホンウナギでは扁平石を摘出し、薄片法によって年齢を査定した。モツゴについては、星状石をエポキシ樹脂で包埋し、表面観察法によって年齢査定を行った。環境水はガラスフィルター（濾紙グレードGF/F）を用いて濾過し、底泥は目視によりゴミ、木片等を除去し、恒温器にて十分に乾燥させた後に試料とした。

(4) 栃木県中禅寺湖において、2020年5月～7月に魚類各種（ヒメマス、ホンマス、ブラウントラウト、レイクトラウト、ニジマス、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）、環境水、底泥(11地点)、藻類、プランクトンについて、Cs-137濃度測定のための標本採集調査を行った。環境水とプランクトンサンプルについては、2020年10月にも採取調査を行った。魚類は、刺し網、釣り、電気漁具を用いて採捕し、尾叉長を計測した後、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。ホンマス、フナについては、耳石を摘出し年齢査定を行った。環境水は定点にて20Lを採水し、底泥は湖岸近くに設定した11定点にて、エクマンバージ採泥器を用いて採取した。プランクトンは、目合0.1mm、口径60cm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、湖岸の石表面に付着したものを市販の歯ブラシを用いて採取した。環境水はガラスフィルター（濾過グレードGF/F）を用いて濾過し、底泥、プランクトン、藻類は目視によりゴミ、木片等を除去し、恒温器にて十分に乾燥させた後に試料とした。

(5) 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。魚類各種、環境水、底泥、プランクトン、藻類サンプルについて、Cs-137濃度の推移を指数関数曲線に当てはめ、統計学的に有意な減少傾向が確認された魚種については実効生態学的半減期を推定した。各魚種の濃縮係数の算出については、採集時期毎のCs-137濃度（Bq/kg-wet）の平均値を同時期に採取した環境水濃度（Cs-137：Bq/L）で除すことにより推定した。サンプル数が十分に確保され、かつ耳石により年齢査定が行われた魚種については、Cs-137濃度と体サイズ・年齢との関係を相関分析または共分散分析により調べた。

2. 令和2年度進捗状況・成果

(1) 2020年における秋元湖の環境水、底泥、動物プランクトンのCs-137濃度は、それぞれ平均

(範囲) 5.5 (4.9-6.0) mBq/L、1518 (538-2480) Bq/kg-dry、217 (161-272) Bq/kg-dry であった。過去に Cs-137 濃度の最高値が確認された時点からの推移を見たところ、環境水、動物プランクトンでは有意な減少傾向が確認されたが、底泥では認められなかった (環境水 $R^2=0.35$, $P<0.01$, 動物プランクトン $R^2=0.31$, $P<0.05$; 図 1)。

2020 年に採捕された魚介類各種の平均 (範囲) Cs-137 濃度は、イワナ 25 (20-30) Bq/kg-wet、ウグイ 32 (9.0-63) Bq/kg-wet、ギンブナ 24 (13-36) Bq/kg-wet、コイ 8.1 (7.6-8.6) Bq/kg-wet、ヤマメ 31 (30-32) Bq/kg-wet、ワカサギ 12 (8.6-16) Bq/kg-wet、コクチバス 39 (20-73) Bq/kg-wet、オオクチバス 29 (24-33) Bq/kg-wet、ニゴイ 27 (22-31) Bq/kg-wet、ブルーギル 18 Bq/kg-wet、ウチダザリガニ 23 Bq/kg-wet であった。過去に Cs-137 濃度の最高値が確認された時点からの Cs-137 濃度の推移を見たところ、すべての魚介類で Cs-137 濃度の有意な減少傾向が認められた (イワナ $R^2=0.64$, $P<0.01$, ウグイ $R^2=0.62$, $P<0.01$, ギンブナ $R^2=0.71$, $P<0.01$, コイ $R^2=0.76$, $P<0.05$, ヤマメ $R^2=0.65$, $P<0.01$, ワカサギ $R^2=0.26$, $P<0.05$, コクチバス $R^2=0.62$, $P<0.01$, オオクチバス $R^2=0.76$, $P<0.01$, ニゴイ $R^2=0.35$, $P<0.01$, ブルーギル $R^2=0.41$, $P<0.01$, ウチダザリガニ $R^2=0.72$, $P<0.01$; 図 2, 3)。それぞれの魚介類について実効生態学的半減期を求めたところ、イワナで 945 日、ウグイで 827 日、ギンブナで 811 日、ヤマメで 1184 日、ワカサギで 2213 日、コクチバスで 565 日、オオクチバスで 1166 日、ニゴイで 1436 日、ウチダザリガニで 372 日と推定された。なお、半減期については、観測値に最小二乗法を用いて求めた指数回帰式から算出した。

2018 年から 2020 年にかけて採捕したコクチバスの尾叉長及び年齢は、それぞれ 150-445 mm、1-11 歳の範囲であった。採集年ごとのコクチバスの尾叉長と Cs-137 濃度の関係を図 4 に、年齢と Cs-137 濃度の関係を図 5 に示した。いずれの採集年も尾叉長と Cs-137 濃度との間に有意な正の相関関係が確認された (2018 年 $R^2=0.57$, $P<0.001$, 2019 年 $R^2=0.74$, $P<0.001$, 2020 年 $R^2=0.30$, $P<0.001$)。採捕個体数の多い 2020 年サンプルについて、尾叉長を共変量、個体の年齢を固定因子とした共分散分析を行ったところ、年齢は Cs-137 濃度と関係を持たないことが示された ($F=2.17$, $df=5, 23$, $P>0.05$)。

2018 年から 2020 年にかけて採捕したギンブナの尾叉長及び年齢は、それぞれ 112-359 mm、1-11 歳の範囲であった。採集年ごとのギンブナの尾叉長と Cs-137 濃度の関係を図 6 に、年齢と Cs-137 濃度との関係を図 7 に示した。2019 年、2020 年では尾叉長と Cs-137 濃度との間に有意な正の相関関係が確認されたが、2018 年ではそれが認められなかった (2018 年 $R^2=0.001$, $P>0.05$, 2019 年 $R^2=0.43$, $P<0.001$, 2020 年 $R^2=0.34$, $P<0.01$)。年齢と Cs-137 濃度の関係については、2019 年と 2020 年のサンプルで有意な正の相関関係が認められたが (2018 年 $R^2=0.009$, $P>0.05$, 2019 年 $R^2=0.29$, $P<0.01$, 2020 年 $R^2=0.36$, $P<0.01$)、サンプル数が少ないためにその関係性は明瞭ではなかった。

秋元湖における魚類各種の濃縮係数の推移を図 8 に示した。環境水の濃度は季節により変動することが知られているため、夏季のみのサンプルデータを用いて濃縮係数を推定した。秋元湖においては、コクチバスの濃縮係数が最も高い値で推移し、ワカサギが最も低かった。その他の魚種については、採集年ごとの変動が大きく、魚種間の関係を捉えることができなかった。濃縮係数を正確に評価するためには、各魚種のサンプル数を十分に確保する必要がある。

(2) 2020 年における岩部ダムの環境水、底泥、動物プランクトンの Cs-137 濃度は、平均 (範囲)

20.1 (13.6-31.6) mBq/L、12431 (9280-21000) Bq/kg-dry、8220 (5460-11700) Bq/kg-dry であった。環境水については2014年からの、底泥及び動物プランクトンについては2018年からの推移を見たところ、環境水、底泥では有意な減少傾向が確認されたが、動物プランクトンでは認められなかった(環境水 $R^2=0.49$, $P<0.01$, 底泥 $R^2=0.20$, $P<0.05$; 図1)。

2020年に採捕された魚類各種の平均(範囲) Cs-137濃度は、イワナ 208 (88-424) Bq/kg-wet、ギンブナ 143 (121-192) Bq/kg-wet、ゲンゴロウブナ 129 (94-191) Bq/kg-wet、ドジョウ 89 Bq/kg-wet、ワカサギ 33 (26-40) Bq/kg-wet、コクチバス 212 Bq/kg-wet、オオクチバス 647 (83-1210) Bq/kg-wet、ブルーギル 87 (59-150) Bq/kg-wet であった。ギンブナ、ワカサギ及びオオクチバスについては2014年からの、イワナ及びコクチバスについては2016年からの、ゲンゴロウブナについては2017年からの、ブルーギルについては2018年からの Cs-137濃度の推移を調べたところ、ギンブナ及びワカサギで有意な低下が確認された(ギンブナ $R^2=0.82$, $P<0.01$, ワカサギ $R^2=0.79$, $P<0.01$; 図9, 10)。ギンブナ及びワカサギについて実効生態学的半減期を求めたところ、ギンブナでは975日、ワカサギでは290日と推定された。なお、半減期については、測定値に最小二乗法を用いて求めた指数回帰式から算出した。

2018年から2020年にかけて採捕したゲンゴロウブナの尾叉長及び年齢は、それぞれ280-375 mm、9-50歳の範囲であった。ゲンゴロウブナの尾叉長、年齢と Cs-137濃度の関係を図11に示した(2018年から2020年の3年間では、Cs-137濃度に有意な低下が確認されなかったため、3年分のデータをプールして解析した)。尾叉長、年齢ともに Cs-137濃度との間に有意な相関関係は認められなかった(尾叉長 $R^2=0.05$, $P>0.05$, 年齢 $R^2=0.03$, $P>0.05$)。※岩部ダムの2017年以前のデータについては、福島県が取得したものをを用いた。

(3) 2020年における手賀沼の環境水 Cs-137濃度は、平均(範囲) 30 (23-34) mBq/L、底泥では207 (159-233) Bq/kg-dry であった。2015年からの推移を見たところ(図12)、環境水は濃度変動が大きく推移傾向が確認されなかったが、底泥では有意な減少傾向が認められ($R^2=0.80$, $P<0.001$)、半減期は2096日と推定された。

2020年に採捕した魚類各種の Cs-137濃度の平均(範囲)は、ギンブナが24 (9.6-37) Bq/kg-wet、コイが35 (20-43) Bq/kg-wet、ニホンウナギが31 (16-38) Bq/kg-wet、モツゴが10 (8.8-12) Bq/kg-wet であり、ギンブナ及びコイでは Cs-137濃度の有意な低下が確認された(ギンブナ $R^2=0.35$, $P<0.001$, コイ $R^2=0.13$, $P<0.01$; 図13)。減少傾向が確認された両種について実効生態学的半減期を求めたところ、ギンブナで1855日、コイで2919日と推定された。

環境水、魚類各種の Cs-137濃度のうち、環境水の濃度は時間的変化が大きいため、各年1回目の調査(6月及び7月)の検体を用いて濃縮係数の推移を求めたところ、コイの濃縮係数が最も高く推移し、モツゴは最も低く推移した(図14)。

2015年から2020年にかけて採捕したギンブナの全長及び年齢は、それぞれ100-352 mm、0-7歳の範囲であり、2016年と2017年サンプルのみ全長と Cs-137濃度との間に有意な正の相関関係が認められた(2016年 $R^2=0.06$, $P<0.05$, 2017年 $R^2=0.06$, $P<0.05$; 図15)。そこで、2016年と2017年のサンプルを用いて、全長を共変量、個体の年齢を固定因子とした共分散分析を行ったところ、いずれの採集年も個体の年齢は Cs-137濃度と関係をもたなかった(2016年 $F=81.12$, $df=6, 67$, $P>0.05$, 2017年 $F=1.79$, $df=5, 69$, $P>0.05$; 図16)。

2016年から2020年にかけて採捕したニホンウナギのうち、黄ウナギの全長及び年齢は、それぞれ294-775 mm、3-10歳の範囲であった(図17)。サンプル数が少ない2016年を除くと、2018年、2019年、2020年サンプルでは、全長とCs-137濃度との間に有意な正の相関関係が認められた(2018年 $R^2=0.70$, $P<0.01$, 2019年 $R^2=0.61$, $P<0.01$, 2020年 $R^2=0.70$, $P<0.05$)。年齢については、2020年のみCs-137濃度との間に有意な正の相関関係が認められた($R^2=0.73$, $P<0.05$; 図18)。銀ウナギについては、採捕個体数が2個体と少なく、推移傾向を把握することができなかった。

2020年に採捕したモツゴのCs-137濃度は、全長5cm未満が8.8 Bq/kg-wet、全長5-7 cmが12 Bq/kg-wet、全長7 cm以上が10 Bq/kg-wetであった(図19)。2020年サンプルでは、各サイズクラスでほぼ同程度の濃度であったが、これまでの調査においては大型の検体ほどCs-137濃度が高い傾向が認められている。年級群ごとの推移を見たところ、2017年、2018年級群では事故からの日数が経過するにつれてCs-137濃度が有意に高くなることが示された(2017年 $R^2=0.99$, $P<0.001$, 2018年 $R^2=0.83$, $P<0.05$; 図20)。ただし、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。

(4)2020年5月、10月における中禅寺湖の環境水Cs-137濃度はそれぞれ15.0mBq/L、10.1mBq/L、プランクトンの濃度は7.4Bq/kg-dry、6.5Bq/kg-dryであった。2013年からの推移を見たところ(図21)、環境水、プランクトンともに有意に減少していることが確認された(環境水 $R^2=0.99$, $P<0.001$, プランクトン $R^2=0.57$, $P<0.001$)。一方、底泥の濃度は平均(範囲)145.6(47-318)Bq/kg-dry、藻類(シルトが含まれる)は103Bq/kg-dryであり、ともに有意な減少傾向は確認されなかった(図22)。

2020年5月から7月に採捕された魚類各種の平均(範囲)Cs-137濃度は、ヒメマス41Bq/kg-wet、ホンマス69(25-68)Bq/kg-wet、ブラウントラウト51(6.2-180)Bq/kg-wet、レイクトラウト35(19-52)Bq/kg-wet、ニジマス11(0.9-25)Bq/kg-wet、ウグイ58(5.9-150)Bq/kg-wet、フナ21(7.4-39)Bq/kg-wet、カジカ22Bq/kg-wet、ヨシノボリ10Bq/kg-wet、ワカサギ14Bq/kg-wet、スジエビ13Bq/kg-wet、ヌカエビ21Bq/kg-wetであった。2012年からのデータを合わせたところ、ニジマス以外の魚種では、Cs-137濃度の有意な減少傾向が認められた(図23, 24, 25; ヒメマス $R^2=0.69$, $P<0.001$, ホンマス $R^2=0.60$, $P<0.001$, ブラウントラウト $R^2=0.41$, $P<0.001$, レイクトラウト $R^2=0.65$, $P<0.001$, ニジマス $R^2=0.00$, $P>0.05$, ウグイ $R^2=0.08$, $P<0.001$, フナ $R^2=0.56$, $P<0.001$, カジカ $R^2=0.25$, $P<0.05$, ヨシノボリ $R^2=0.64$, $P<0.001$, ワカサギ $R^2=0.80$, $P<0.001$, スジエビ $R^2=0.43$, $P<0.001$, ヌカエビ $R^2=0.50$, $P<0.01$)。統計学的に有意な減少傾向が認められた魚種について実効生態学的半減期を求めたところ、ヒメマスでは1375日、ホンマス1639日、ブラウントラウト1564日、レイクトラウト1623日、ウグイ2762日、フナ1599日、ヨシノボリ1085日、ワカサギ1484日、カジカ1986日、スジエビ1681日、ヌカエビ1802日と推定された。

2018年から2020年にかけて採捕したホンマスの尾叉長および年齢はそれぞれ212-530mm、1-6歳の範囲であり、いずれの採集年度においても尾叉長とCs-137濃度との間に有意な正の相関が認められた(2018年 $R^2=0.27$, $P<0.001$, 2019年 $R^2=0.22$, $P<0.001$, 2020年 $R^2=0.18$, $P<0.001$; 図26)。尾叉長を共変量、個体の年齢を固定因子とした共分散分析を行ったところ、いずれの採集年度においても年齢とCs-137濃度との間に有意な関係は認められなかった(2018年

$F=1.65$, $df=4, 49$, $P>0.05$, 2019年 $F=0.52$, $df=3, 41$, $P>0.05$, 2020年 $F=0.29$, $df=4, 61$, $P>0.05$; 図 27)。

2018年から2020年にかけて採捕したフナの尾叉長および年齢は145-398mm、1-29歳の範囲であり、いずれの採集年においても尾叉長とCs-137濃度との間に相関関係が認められなかった(2018年 $R^2=0.005$, $P>0.05$, 2019年 $R^2=0.0001$, $P>0.05$, 2020年 $R^2=0.0019$, $P>0.05$; 図 28)。また、年齢とCs-137濃度についても明瞭な関係は確認されなかった(2018年 $R^2=0.002$, $P>0.05$, 2019年 $R^2=0.005$, $P>0.05$, 2020年 $R^2=0.048$, $P>0.05$; 図 29)。

2018年から2020年にかけて採取したサンプルを用いて濃縮係数(春季)の推移を求めたところ(図 30)、中禅寺湖ではウグイが最も高く、次いでホンマス、ブラウントラウトがほぼ同程度で推移し、次いでレイクトラウト、次いでカジカ、フナ、ヒメマスがほぼ同程度で推移し、次いでワカサギ、ヨシノボリの順に低くなった。

3. 今後の課題

本課題での長期野外調査データから、各湖沼に生息するほとんどの魚種でCs-137濃度の低下傾向を確認し、将来予測のための生態学的半減期を推定することができた(図 31)。各魚種の生態学的半減期は湖沼毎に異なる値を示し、中禅寺湖の環境水や各魚種の生態学的半減期は秋元湖と比べて概ね長い値を示した。中禅寺湖湖水の滞留時間は約6年であり、秋元湖(0.26年)と比べて長く、このような湖沼形態の違いが環境水や魚類各種の半減期の違いをもたらす要因の一つと考えられる。湖沼に生息する一部の魚類では、Cs-137濃度の低下傾向が緩やかになるという現象が報告されている。今後は環境水や魚類が取り込む餌生物の濃度推移に影響する要因を調べる必要がある。

今年度、手賀沼に生息する魚類からは基準値100 Bq/kg-wetを超える検体は確認されなかった。しかしながら、ギンブナではCs-137濃度の低下が緩やかになっており、またニホンウナギでは推移傾向や生態学的半減期が明らかとされておらず、これらの魚種については継続した調査の実施が望まれる。

各魚種の濃縮係数はそれぞれの湖でほぼ一定の値で推移していたことから、魚類各種のCs-137濃度は環境水濃度の推移に応じて変化しているものと考えられる。一方、濃縮係数は同一湖内の魚種間で大きな差異が認められ、ウグイやコクチバス、サケ科魚類のうちホンマスやブラウントラウトなどで高くなる傾向が認められた。また、濃縮係数は魚種ごとに一定の値を示すわけではなく、例えばウグイやフナでは中禅寺湖よりも秋元湖で高い値を示した。また、同一種内の個体間にも大きな差異が認められ、それが体サイズと相関する魚種(ホンマス、コクチバス、ニホンウナギ)、相関関係が認められない、または関係性が弱い魚種(フナ類)が確認された。このようなCs-137濃度の変異は、それぞれのレベル(湖間、種間、種内の個体間)において取り込む餌生物種や取り込み量、食物連鎖におけるポジションが関わっているものと推察されるが、詳細については今後の課題となる。

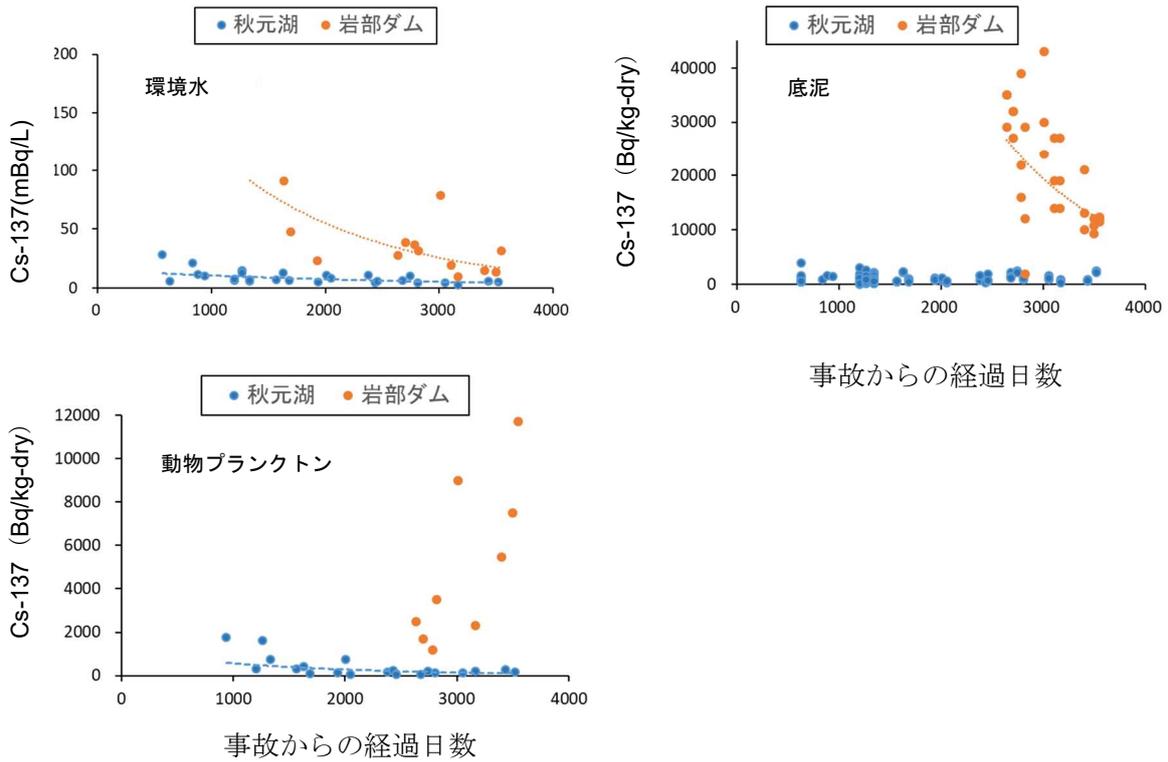


図1 秋元湖における環境水、底泥、プランクトンのCs-137濃度の推移。点線は、指数関数曲線を示す。

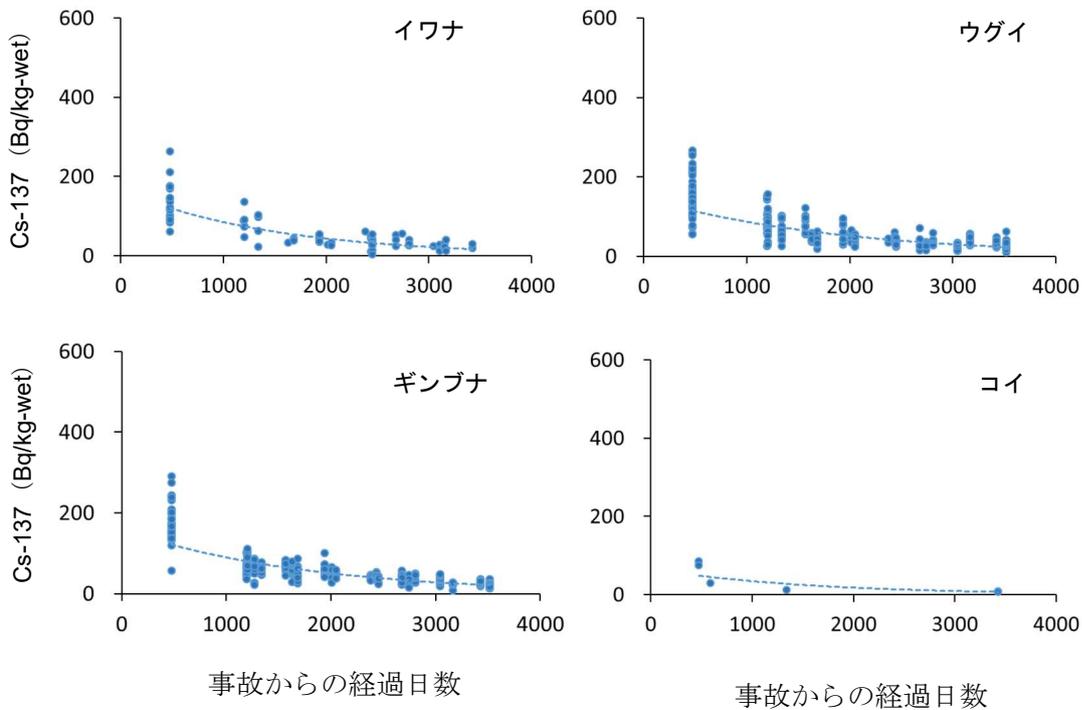


図2 秋元湖におけるイワナ、ウグイ、ギンブナ、コイのCs-137濃度の推移。点線は、指数関数曲線を示す。

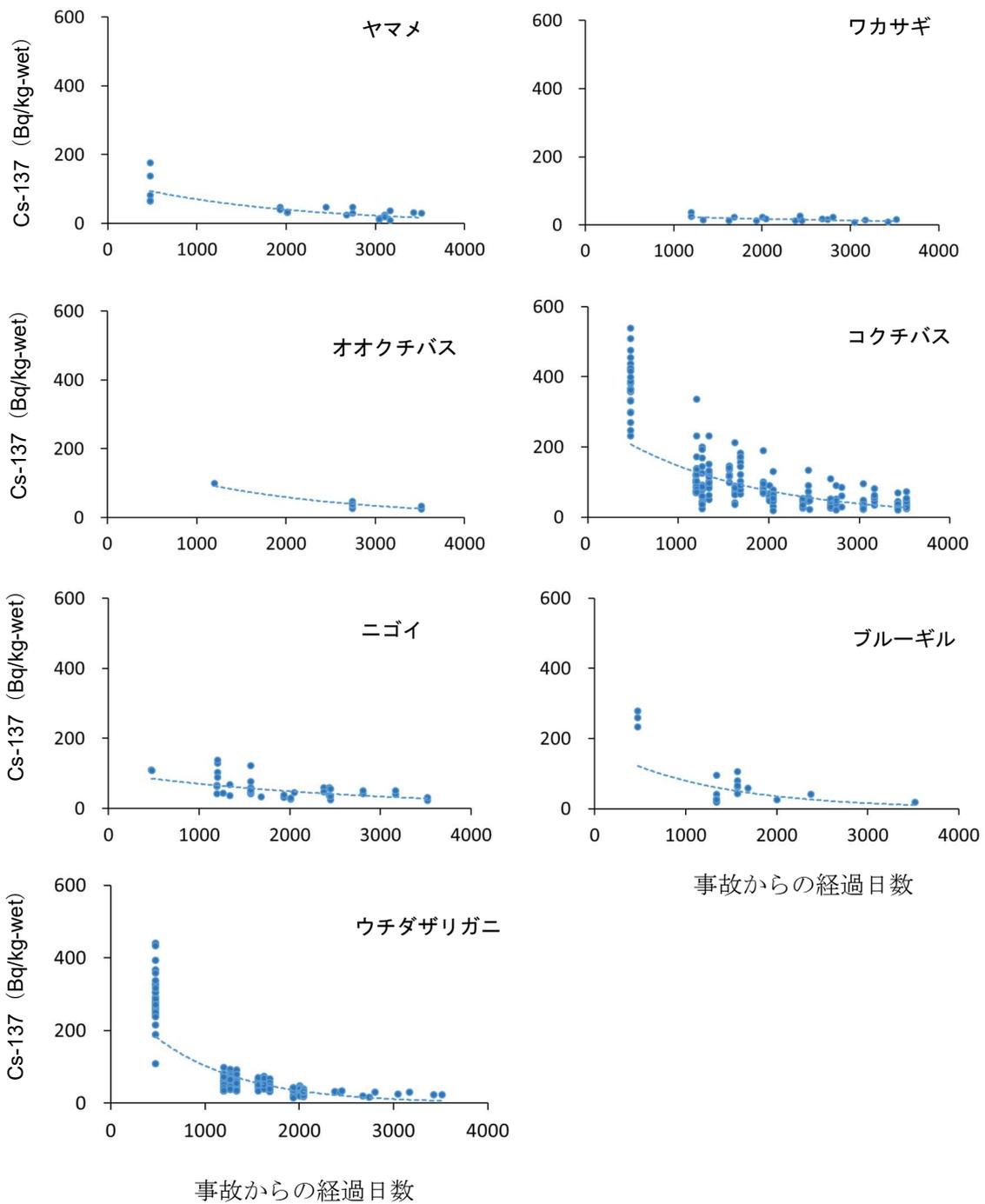


図3 秋元湖におけるヤマメ、ワカサギ、オオクチバス、コクチバス、ニゴイ、ブルーギル、ウチダザリガニのCs-137濃度の推移。点線は、指数関数曲線を示す。

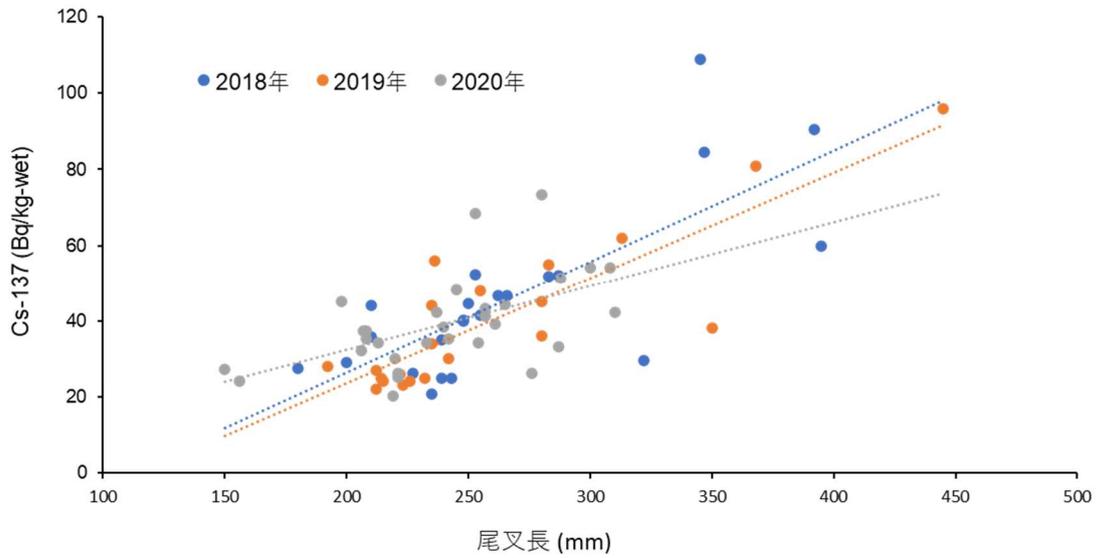


図4 秋元湖におけるコクチバスの尾叉長と Cs-137 濃度の関係 (2018 年～2020 年)。点線は、一次回帰直線を示す。

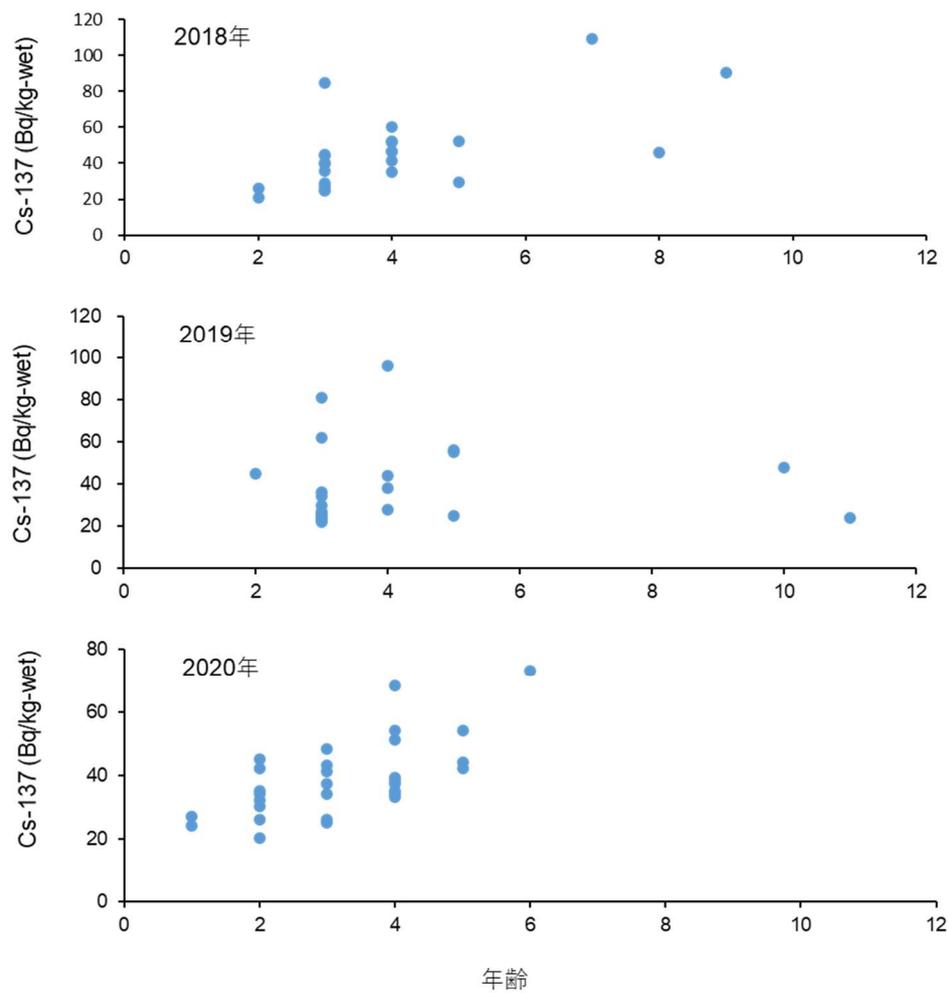


図5 秋元湖におけるコクチバスの年齢と Cs-137 濃度の関係 (2018 年～2020 年)。

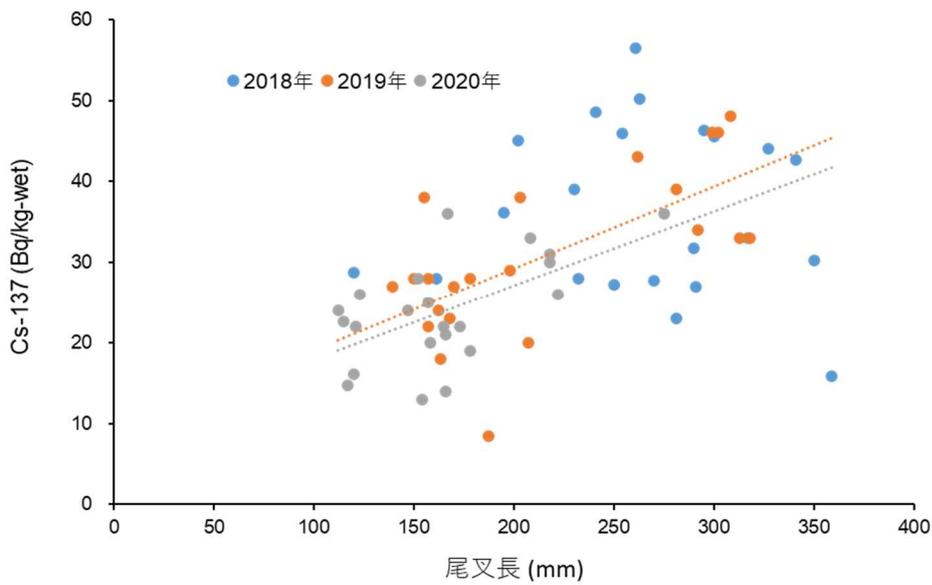


図6 秋元湖におけるギブナの尾叉長と Cs-137 濃度の関係 (2018 年～2020 年)。点線は、一次回帰直線を示す。

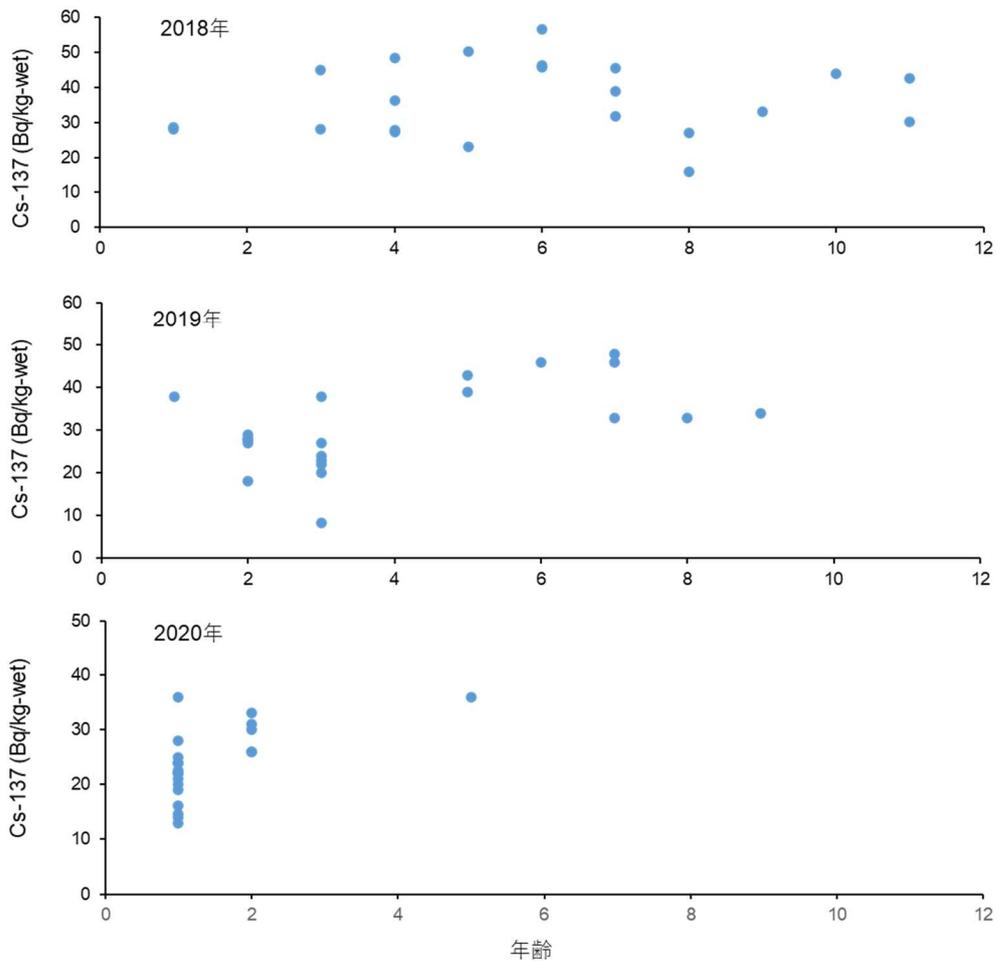


図7 秋元湖におけるギブナの年齢と Cs-137 濃度の関係 (2018 年～2020 年)。

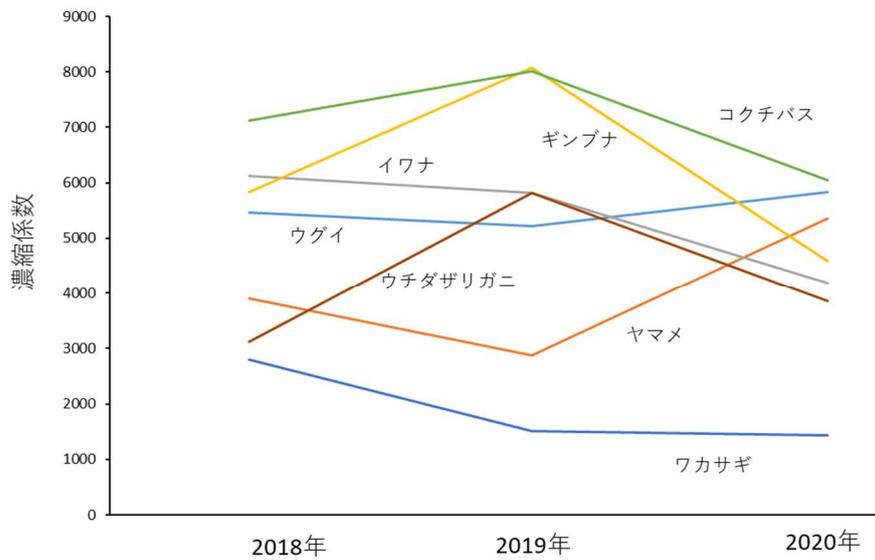


図8 秋元湖における各魚介類の濃縮係数の推移(2018年～2020年)。

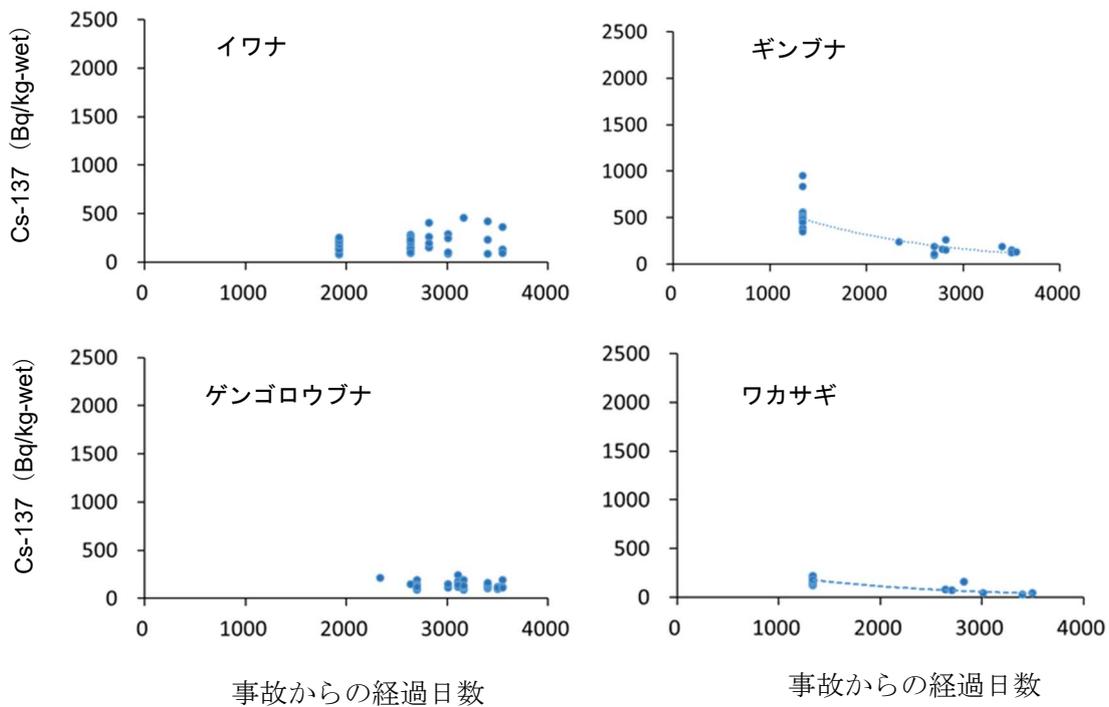


図9 岩部ダムにおけるイワナ、ギンブナ、ゲンゴロウブナ、ワカサギのCs-137濃度の推移。点線は、指数関数曲線を示す。

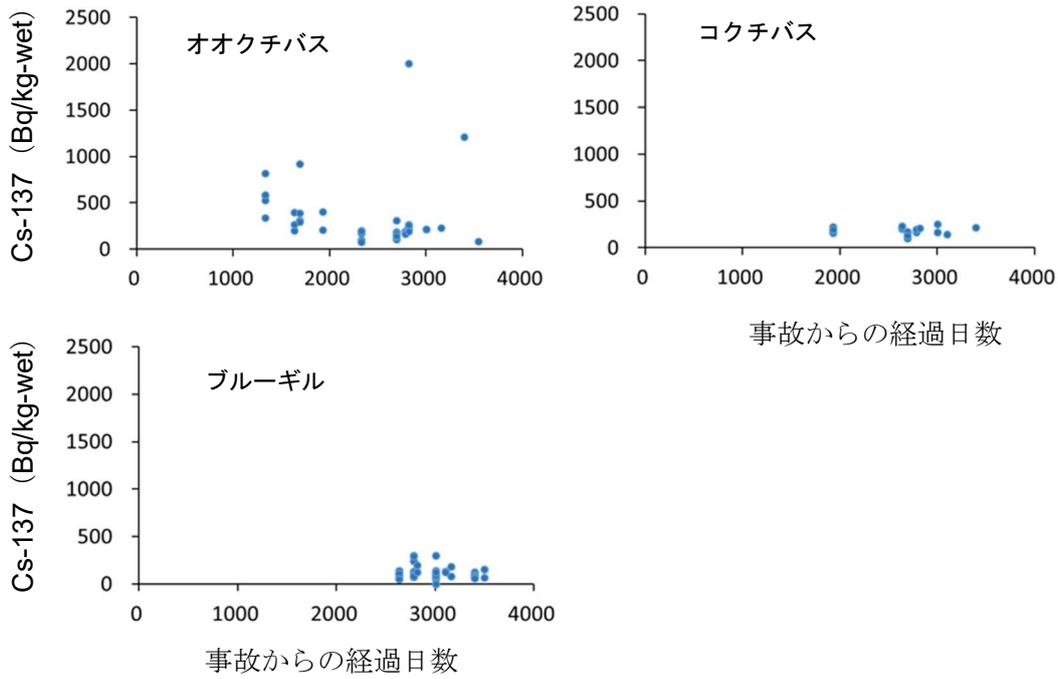


図 10 岩部ダムにおけるオオクチバス、コクチバス、ブルーギルの Cs-137 濃度の推移。

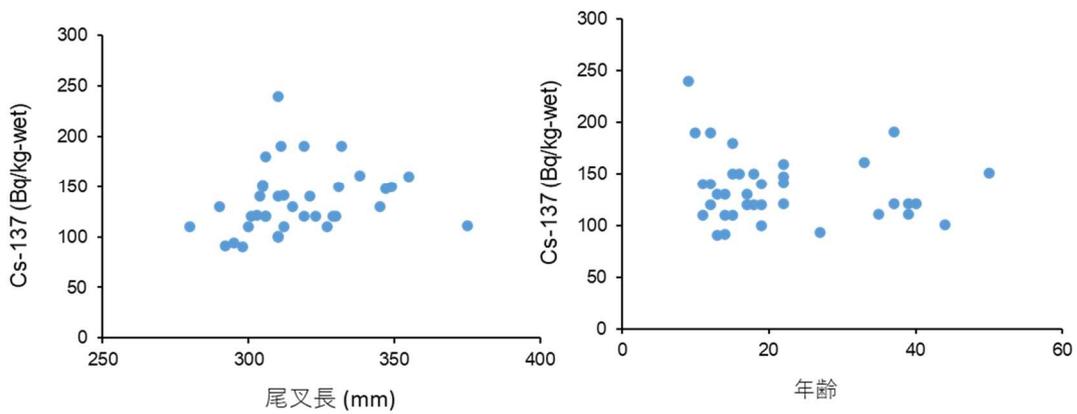


図 11 岩部ダムにおけるゲンゴロウブナの尾叉長、年齢と Cs-137 濃度との関係 (2018～2020 年)。

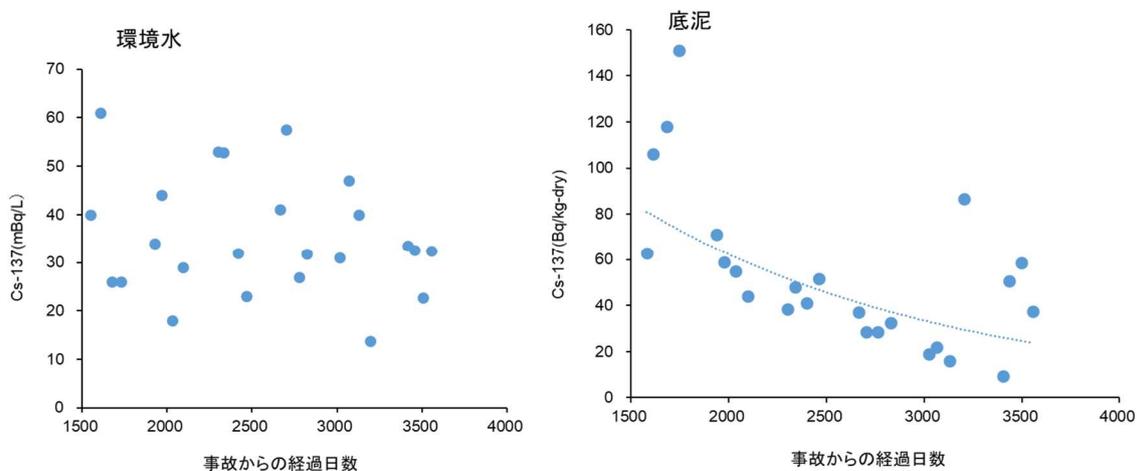


図 12 手賀沼における環境水と底泥の Cs-137 濃度の推移。点線は、指数関数曲線を示す。

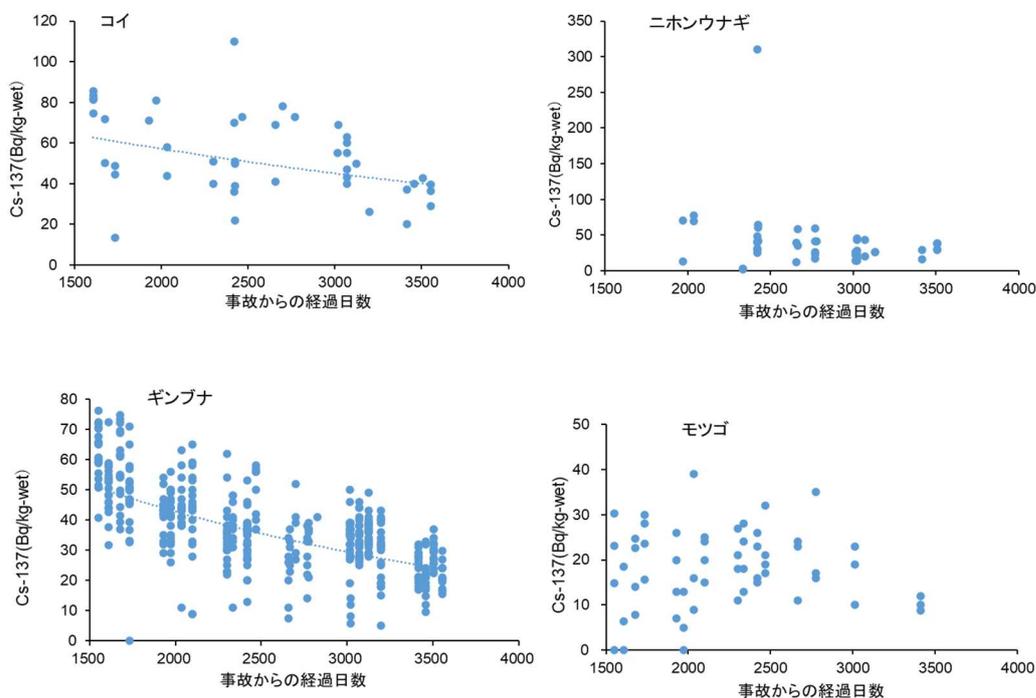


図 13 手賀沼におけるコイ、ギンブナ、ニホンウナギ、モツゴの Cs-137 濃度の推移。なお、検出下限値未満のデータは 0 Bq/kg-wet として表記し、指数関数曲線(点線)の推定から除いた。

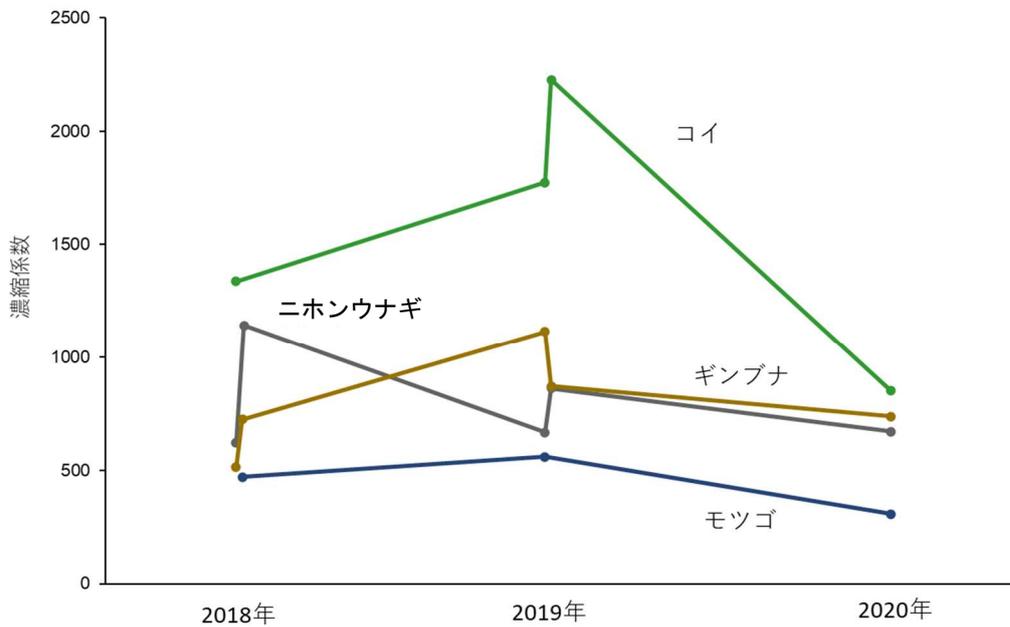


図 14 手賀沼におけるコイ、ギンブナ、ニホンウナギ、モツゴの濃縮係数(春季)の推移。

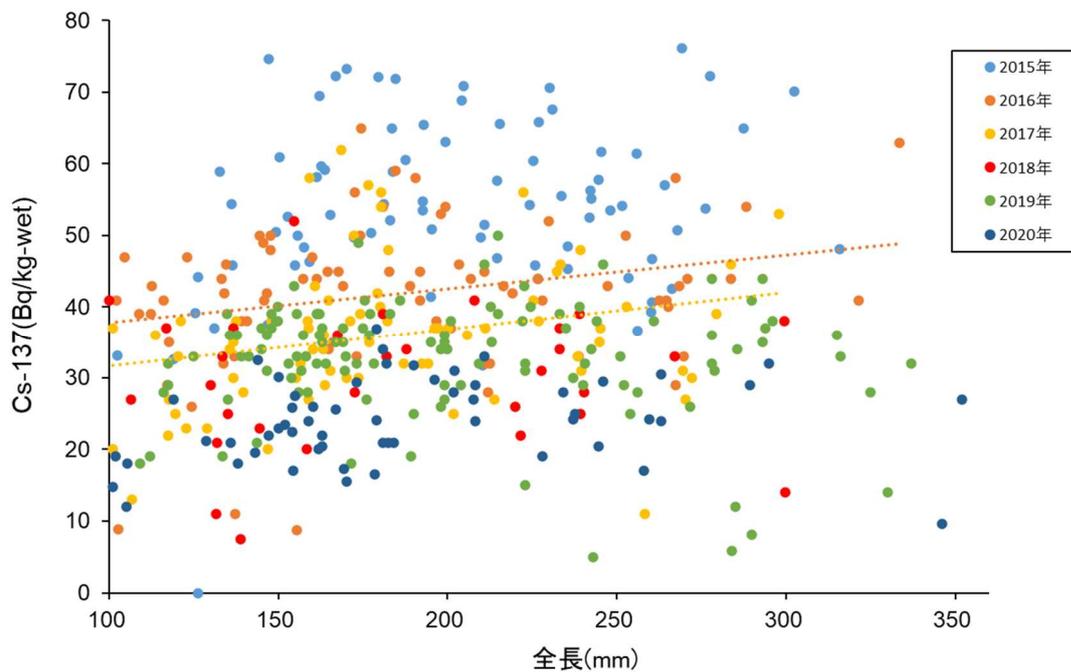


図 15 手賀沼におけるギンブナの全長と Cs-137 濃度との関係。点線は、一次回帰直線を示す。

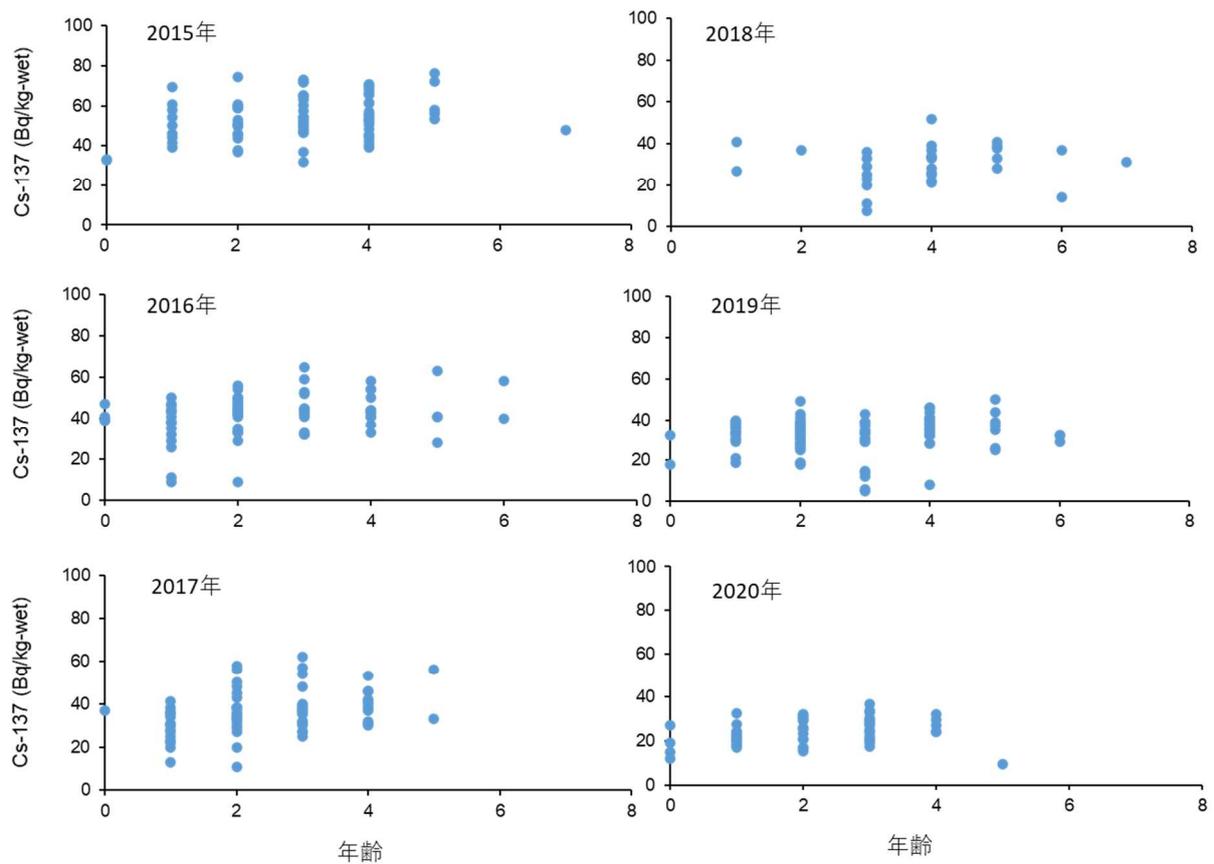


図 16 手賀沼におけるギンブナの年齢と Cs-137 濃度との関係。

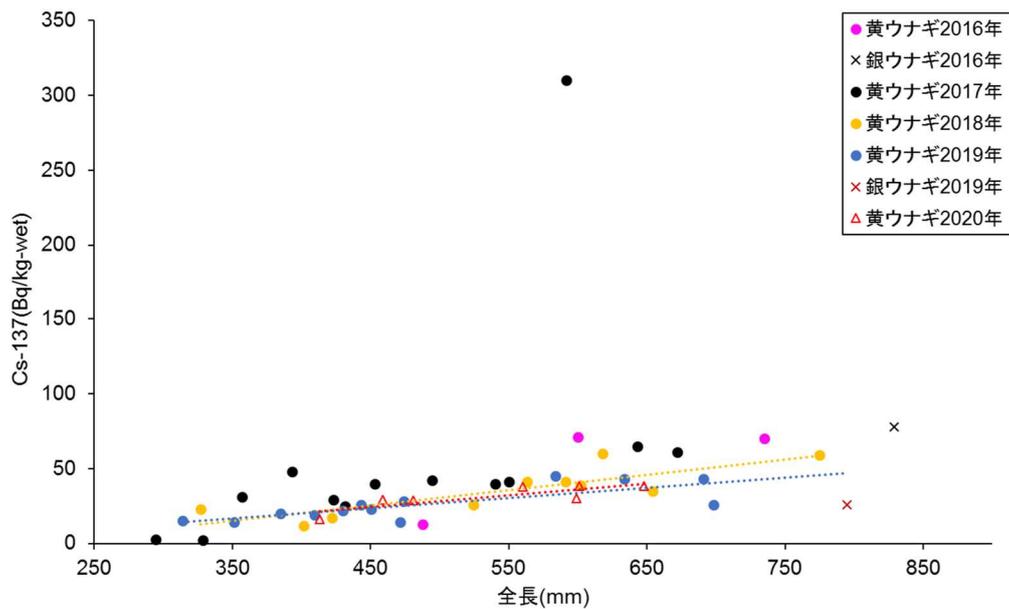


図 17 手賀沼におけるニホンウナギの全長と Cs-137 濃度との関係。点線は、一次回帰直線を示す。

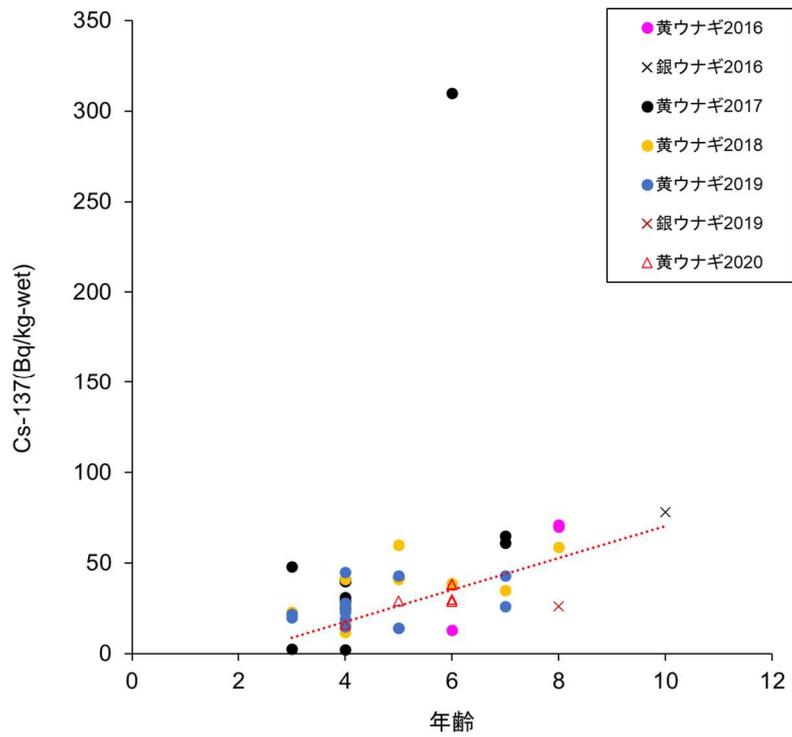


図 18 手賀沼におけるニホンウナギの年齢と Cs-137 濃度との関係。点線は、一次回帰直線を示す。

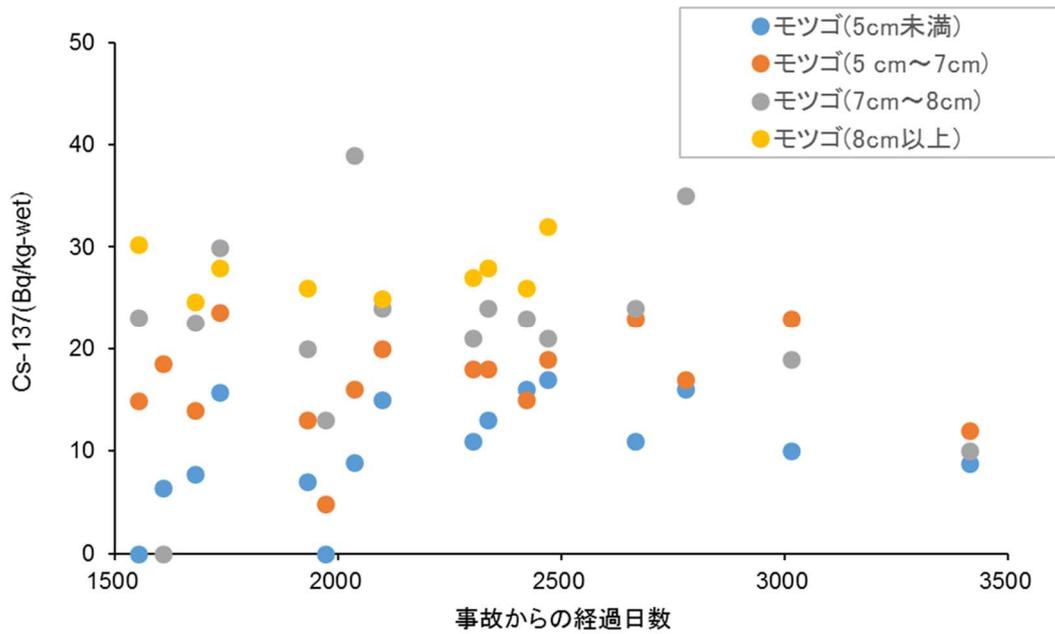


図 19 手賀沼におけるモツゴの全長別 Cs-137 濃度の推移。なお、検出下限値未満のデータは 0 Bq/kg-wet として表記した。

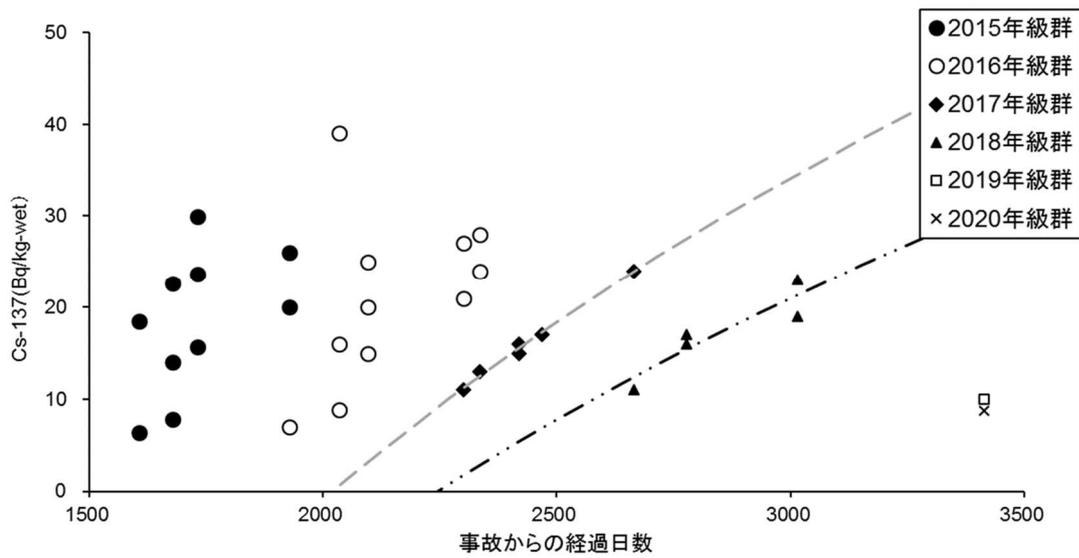


図 20 手賀沼におけるモツゴの年級群別 Cs-137 濃度の推移。

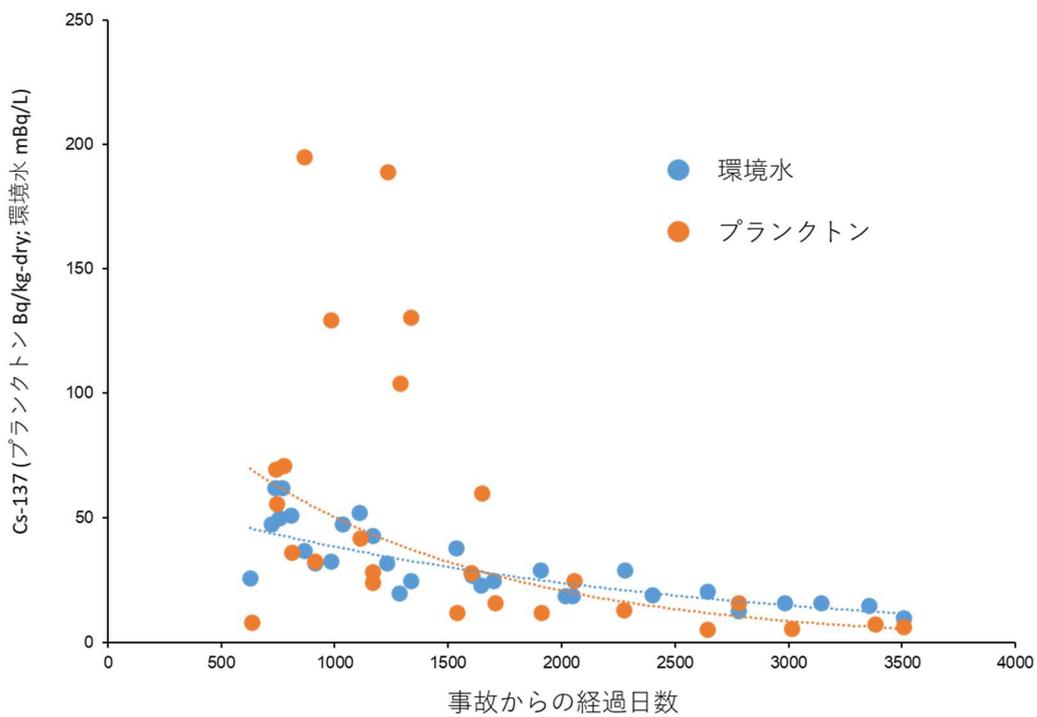


図 21 中禅寺湖における環境水、プランクトンの Cs-137 濃度の推移。点線は、指数関数曲線を示す。

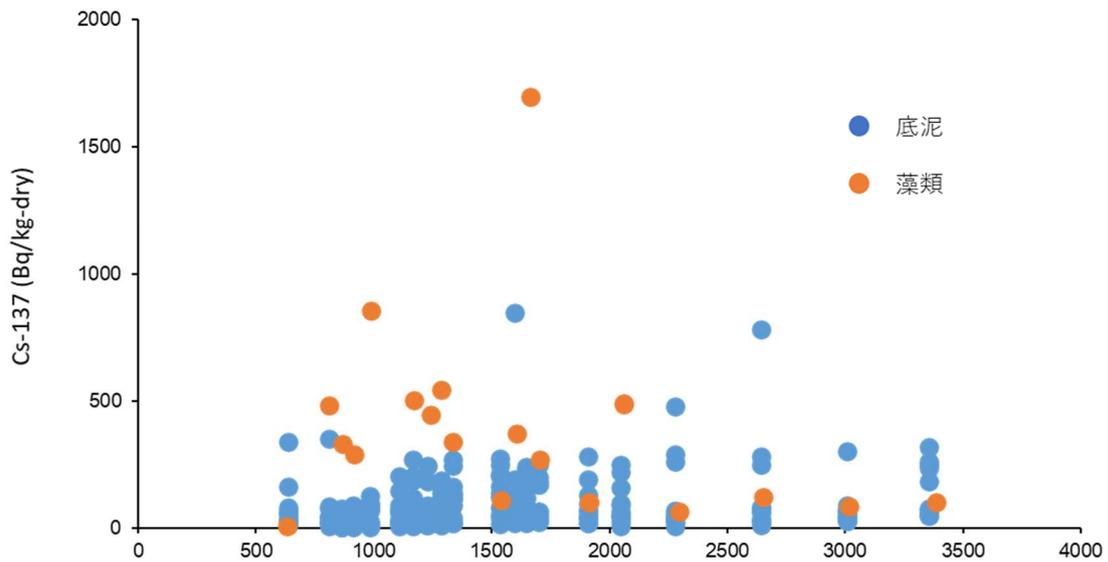


図 22 中禅寺湖における底泥、藻類（シルトを含む）の Cs-137 濃度の推移。

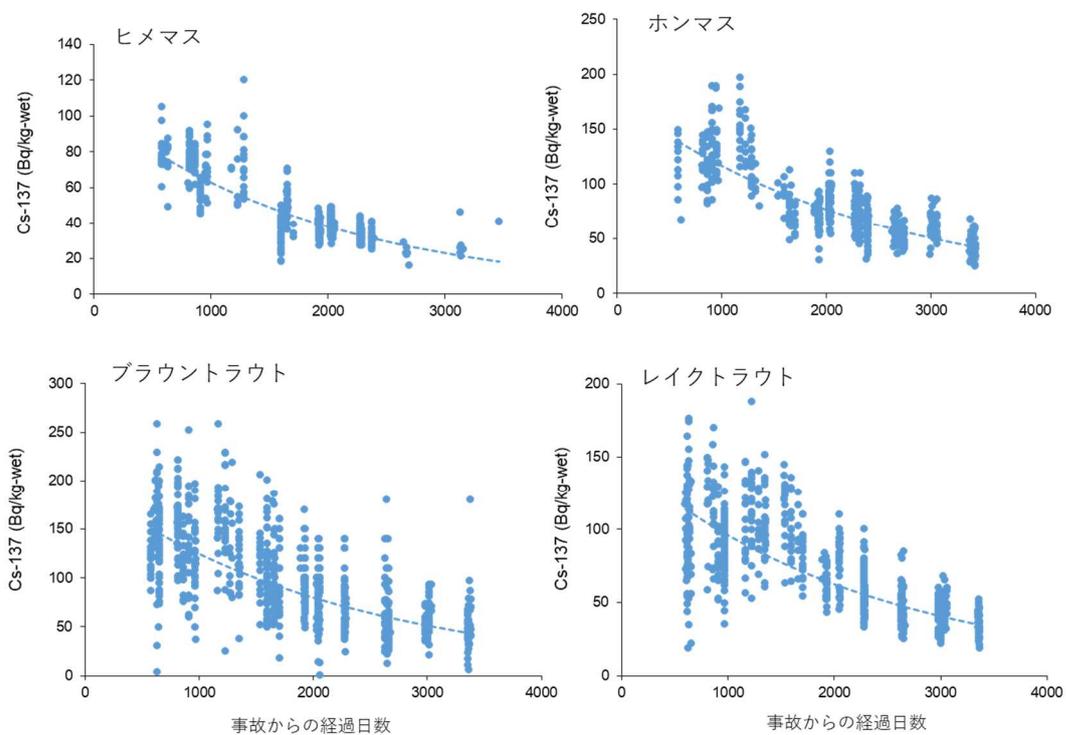


図 23 中禅寺湖におけるヒメマス、ホンマス、ブラウントラウト、レイクトラウトの Cs-137 濃度の推移。点線は、指数関数曲線を示す。

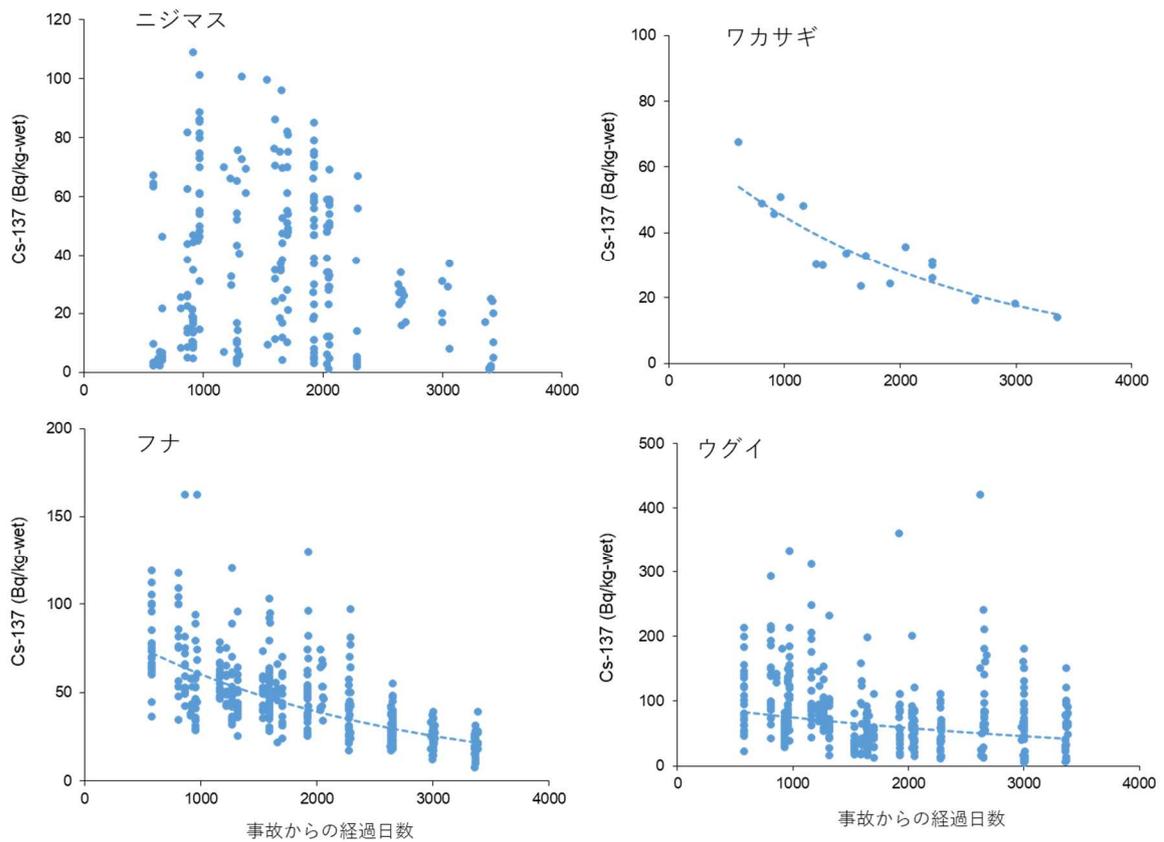


図 24 中禅寺湖におけるニジマス、ワカサギ、フナ、ウグイの Cs-137 濃度の推移。
点線は、指数関数曲線を示す。

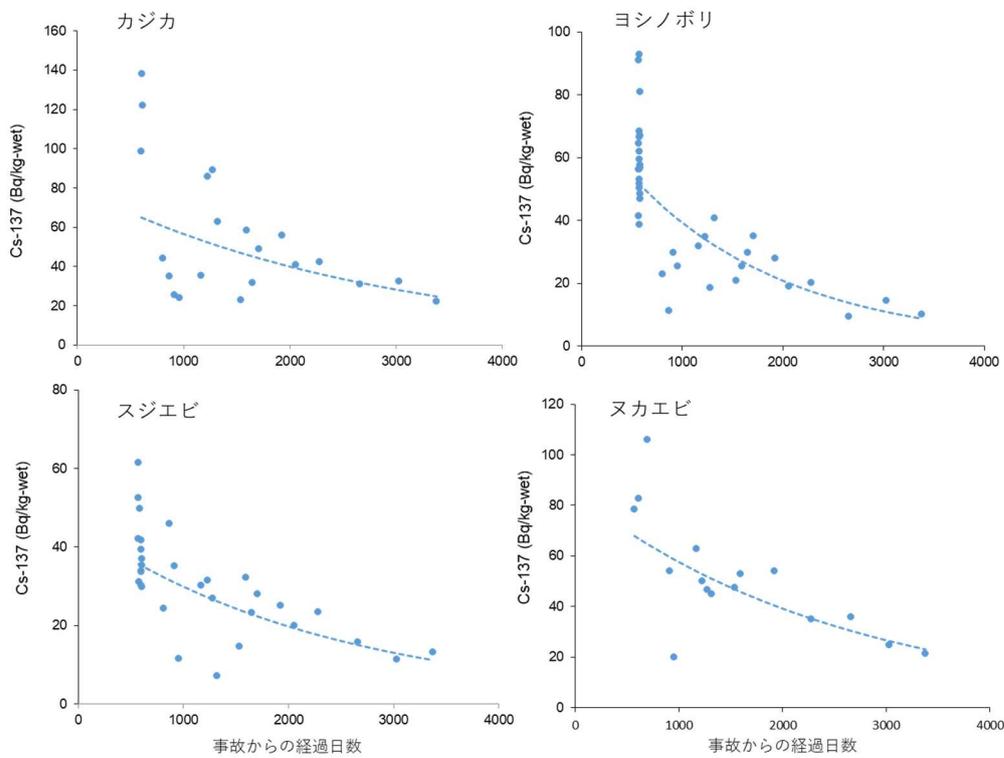


図 25 中禅寺湖におけるニジマス、ワカサギ、フナ、ウグイの Cs-137 濃度の推移。
点線は、指数関数曲線を示す。

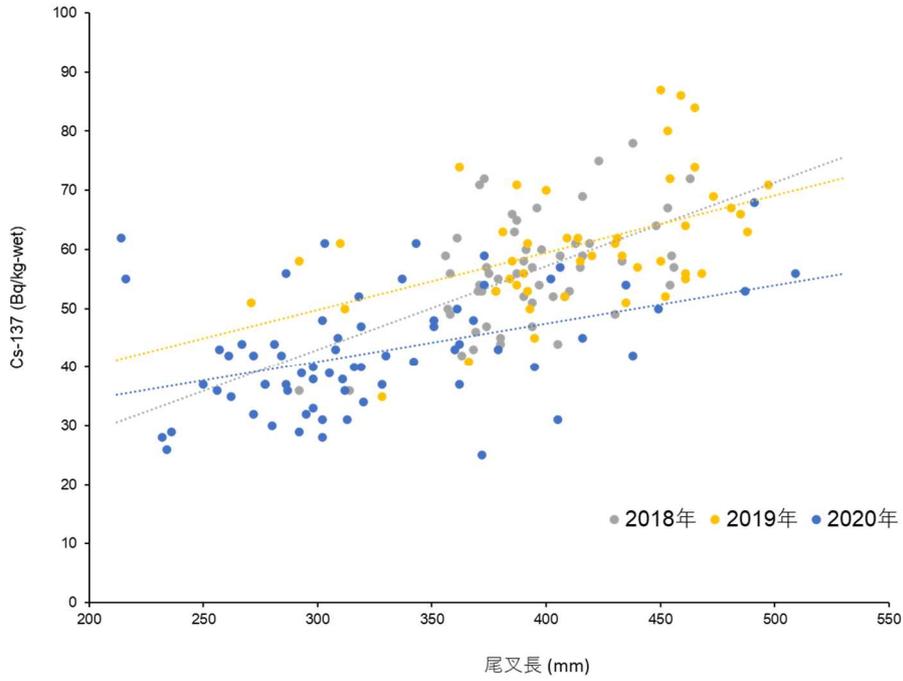


図 26 中禅寺湖におけるホンマスの尾又長と Cs-137 濃度との関係。点線は、一次回帰直線を示す。

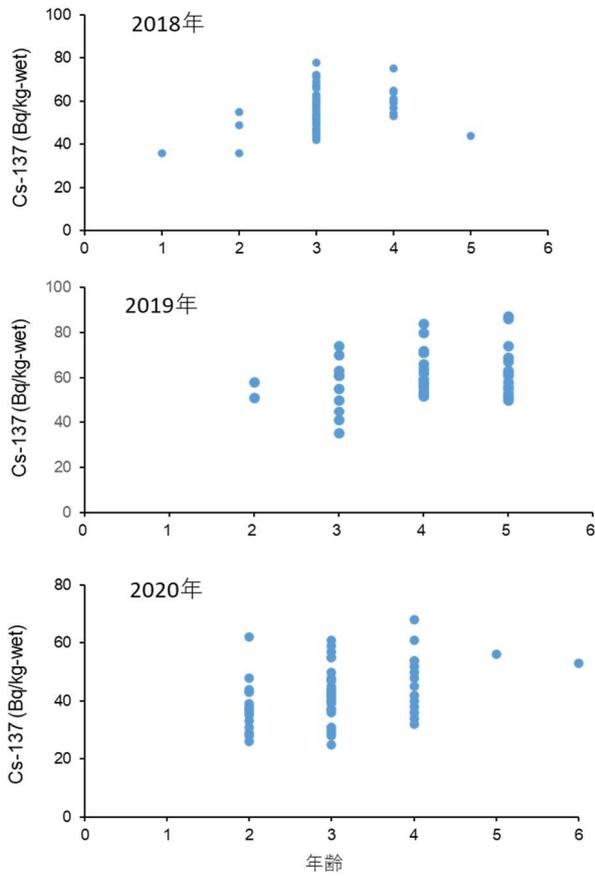


図 27 中禅寺湖におけるホンマスの年齢と Cs-137 濃度との関係。

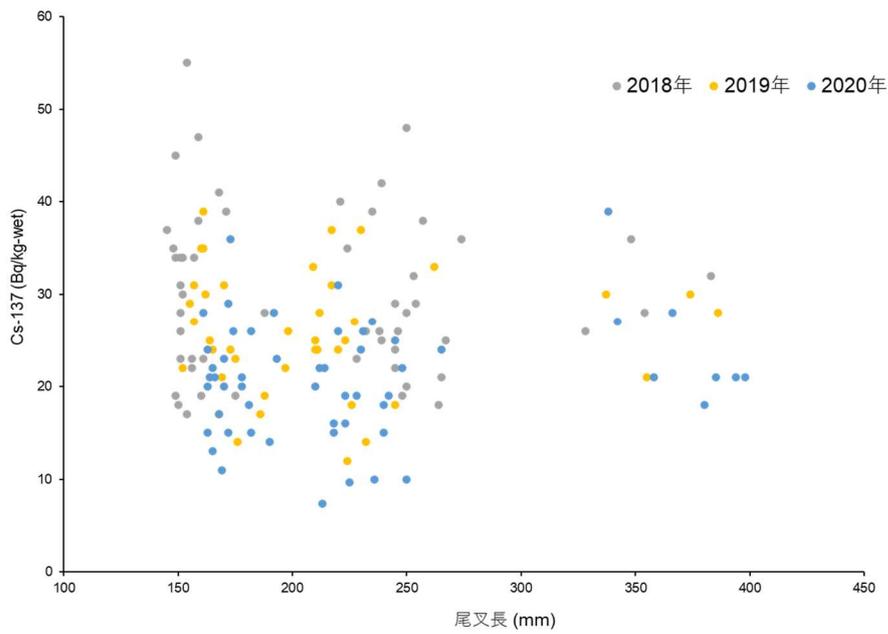


図 28 中禅寺湖におけるフナの尾叉長と Cs-137 濃度との関係。点線は、一次回帰直線を示す。

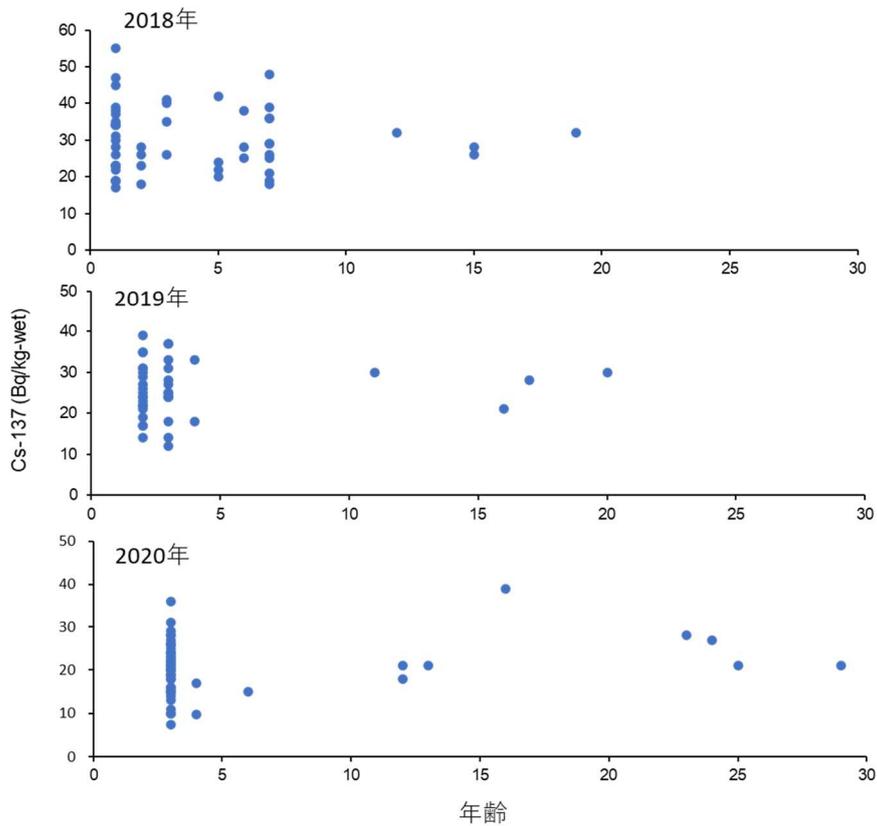


図 29 中禅寺湖におけるフナの年齢と Cs-137 濃度との関係。

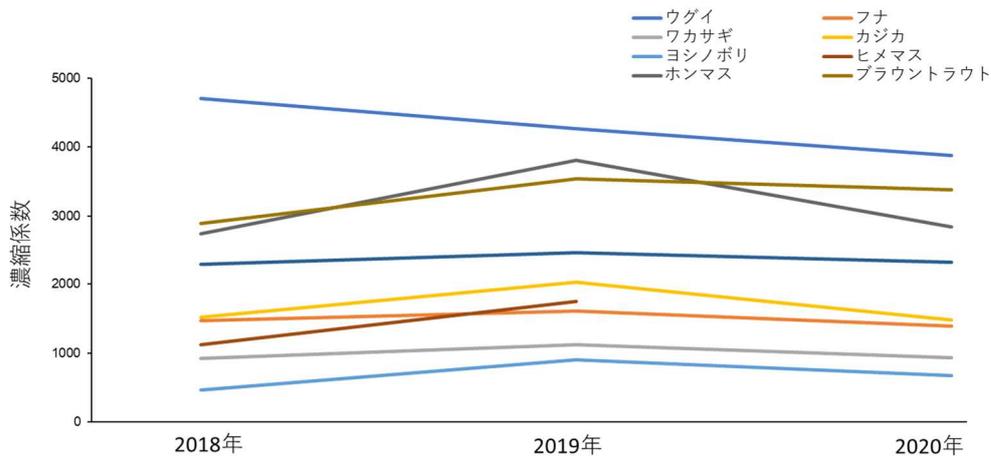


図 30 中禅寺湖に生息する各魚種の濃縮係数(春季)の推移。

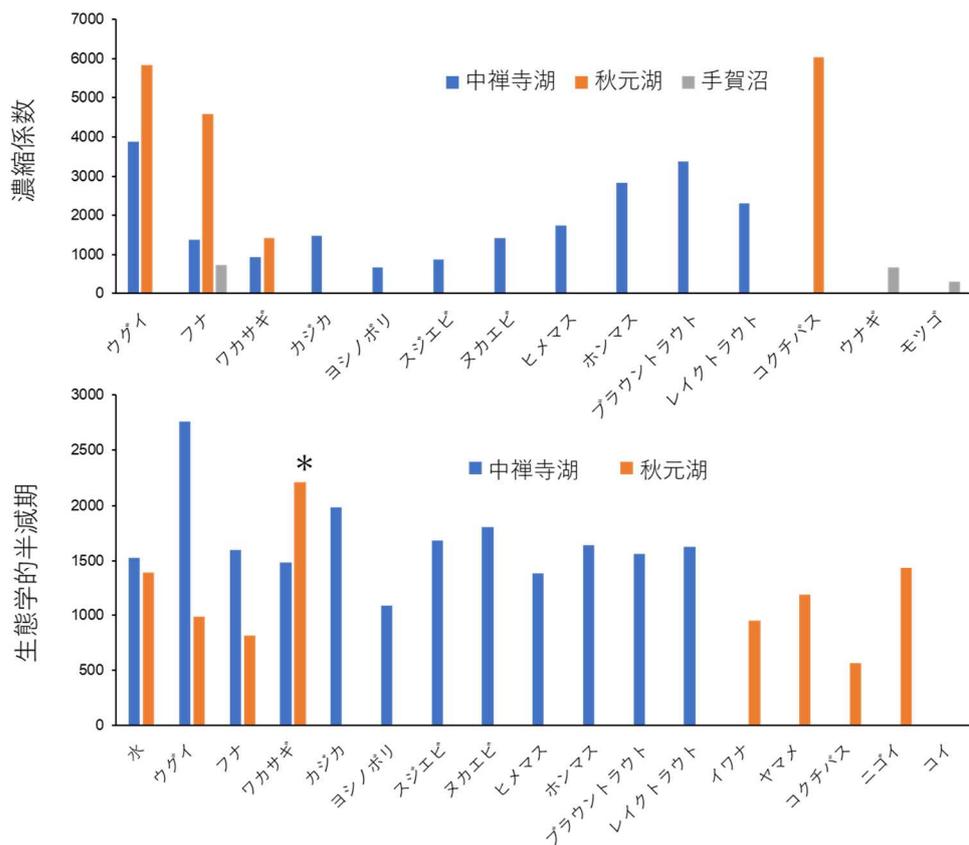


図 31 各魚種の濃縮係数、実効生態学的半減期の湖間比較。濃縮係数は、2020年に採集したサンプルを用いて推定した。生態学的半減期は、データの蓄積が十分になされている(9年以上)中禅寺湖と秋元湖の推定値を用いた。なお、秋元湖のワカサギは、調査開始から数年間採捕されておらず、推定値に初期のデータが反映されていない。

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	課題名：河川生態系における放射性物質の動態把握
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 水産資源研究所 海洋環境部 放射能調査グループ ⁴
担当者職名・担当者名	主任研究員・増田賢嗣 ¹ 、主幹研究員・山本祥一郎 ¹ 、研究員・中久保泰起 ² 、研究員・佐合慶祐 ³ 、主任研究員・坪井潤一 ¹ 、グループ長・帰山秀樹 ⁴

1. 研究内容及び方法

福島県新田川、木戸川、阿武隈川、鮫川支流四時川に生息するアユ、千葉県利根川に生息するニホンウナギ、及び環境水、底泥の放射性セシウム濃度を測定し、それらの時間的変化及び実効生態学半減期を推定する。また、阿武隈川支流移川水系に生息するイワナ、ヤマメの放射性セシウム濃度と環境の汚染度との関係を調べる。

(1) 福島県新田川、木戸川、阿武隈川および鮫川支流四時川において、2020年8月にアユ、環境水、底泥および河床付着物(シルト含む)について放射性物質濃度測定のための標本採集調査を行った。新田川、木戸川、阿武隈川にて採捕したアユについては、筋肉部位と内臓部位(胃内容物を含む)に分けて個体毎に試料とした。ただし、四時川のアユについては、昨年度までの結果から放射性物質濃度が低いことが予想されたため、各部位ごとに複数検体をプールし、それぞれ1試料とした。調査河川に設定した調査定点(以下、「定点」という。)において、表層水20Lおよび底泥を採取するとともに、川底の石表面の河床付着物(シルト含む)を市販の歯ブラシを用いて採取した。環境水はガラスフィルター(濾紙グレードGF/F)を用いて濾過し、底泥は目視によりゴミ、木片等を除去し、恒温器にて十分に乾燥させた後に試料とした。

(2) 利根川(千葉県香取市及び東庄町地先)において、2020年7月、8月、10月、12月にニホンウナギ、環境水、底泥について、放射性物質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7月、8月の調査時には漁具として「筌(せん)」を、10月には筌に加えて「うなぎ鎌」を併用し、12月はうなぎ鎌を用いて行った。黄ウナギは主に筌によって、銀ウナギは主にうなぎ鎌によって採捕されることから、代謝、食性などがそれぞれ異なることが考えられる。環境水については表層水を20L、底泥については600mLを、それぞれ河川に設定した定点にて採取した。ニホンウナギの放射性セシウム濃度測定については、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、扁平石を取り出し、薄片法によって個体の年齢を査定した。環境水はガラスフィルター(濾紙グレードGF/F)を用いて濾過し、底泥は目視によりゴミ、木片等を除去し、恒温器にて十分に乾燥させた後に試料とした。

(3) 福島県阿武隈川支流の移川水系において、2020年10月、11月に空間線量、流量の測定、河

川底泥の採取及び魚類の採捕を実施した。魚類（ヤマメ及びイワナ）の放射性セシウム濃度測定については、頭部及び内臓を除去して試料とした。底泥は目視によりゴミ、木片等を除去し、恒温器にて十分に乾燥させた後に試料とした。得られた魚体の Cs-137 濃度を対数変換して地点ごとに 99 パーセンタイル値を求めた。空間線量及び底泥の Cs-137 濃度と魚体の Cs-137 濃度 99 パーセンタイル値との関係を調べた。また公表されている空間線量をもとに、各エリアの平均線量の目安となる放射能汚染指数（汚染指数）を算出した。汚染指数は福島県の方法（<https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/378297.pdf>）に基づき、公表されている放射線量等分布マップ拡大サイトの航空機モニタリングデータ（https://ramap.jmc.or.jp/map/#lat=37.28458799999977&lon=140.58311099999977&z=9&b=std&t=air&s=0,0,0,0&c=20191102_dr）における塗分けの各色ごとに示された線量幅の中間値をその色の地域の空間線量と定め、それに面積を乗じてエリア内で数字を合計したうえでエリア総面積で除すことにより求めた。

(4) 各試料の放射性セシウム濃度の測定には、ゲルマニウム半導体検出器を用いた。各魚種について放射性セシウム濃度の推移を指数関数曲線に当てはめ、統計学的に有意な減少傾向が隠された魚種については実効生態学的半減期を推定した。各魚種の濃縮係数の算出については、採集時期毎の放射性セシウム濃度（Cs-137: Bq/kg-wet）の平均値を同時期に採取した環境水濃度（Cs-137: Bq/L）で除すことにより推定した。

2. 2020 年度進捗状況・成果

(1) 福島県の調査河川における 2020 年の環境水 Cs-137 濃度 {平均 (範囲)} は、新田川で 10.5 mBq/L、木戸川 1.3 mBq/L、阿武隈川 3.9 mBq/L、四時川 1.2 mBq/L であった。いずれの調査河川においても、過去に Cs-137 濃度の最高値が確認された時点から 2020 年までの間で、有意な低下が確認された（新田川： $R^2=0.86$ 、 $P<0.01$ 、木戸川： $R^2=0.54$ 、 $P<0.01$ 、阿武隈川： $R^2=0.74$ 、 $P<0.01$ 、四時川： $R^2=0.58$ 、 $P<0.01$ ）（図 1）。一方で過去 5 年間に限定すると新田川のみ有意な低下が確認された（ $R^2=0.55$ 、 $P<0.01$ ）。2020 年に採取した底泥の Cs-137 濃度は、新田川で 200 Bq/kg-dry、木戸川で 41 Bq/kg-dry、阿武隈川で 15 Bq/kg-dry、四時川で 20 Bq/kg-dry であり、過去に最大の Cs-137 濃度が確認された時点から 2020 年までの間で有意な低下が確認された（新田川： $R^2=0.51$ 、 $P<0.01$ 、木戸川： $R^2=0.51$ 、 $P<0.01$ 、阿武隈川： $R^2=0.56$ 、 $P<0.01$ 、四時川： $R^2=0.44$ 、 $P<0.01$ ）。一方で、過去 5 年間に限定するといずれの河川も有意な低下は確認されず、低下の鈍化が認められた（図 1）。

2020 年に採捕したアユの筋肉部位および内臓部位の Cs-137 濃度平均値（範囲）は、新田川でそれぞれ 22 (19-26) Bq/kg-wet、243 (150-500) Bq/kg-wet、木戸川で 4.7 (3.8-5.5) Bq/kg-wet、34 (14-110) Bq/kg-wet、阿武隈川で 5.7 (3.3-8.8) Bq/kg-wet、68 (33-140) Bq/kg-wet、四時川で 1.6 Bq/kg-wet、8.3 Bq/kg-wet であった。アユの筋肉部位、内臓部位、河床付着物（シルト含む）の Cs-137 濃度について、過去に最高値が確認された時点からの推移を図 2 に示した。全河川のアユの筋肉および内臓について Cs-137 濃度に有意な減少傾向が認められた（新田川アユ筋肉： $R^2=0.70$ 、 $P<0.01$ 、新田川アユ内臓： $R^2=0.43$ 、 $P<0.01$ 、木戸川アユ筋肉： $R^2=0.47$ 、 $P<0.01$ 、木戸川アユ内臓： $R^2=0.15$ 、 $P<0.01$ 、阿武隈川アユ筋肉： $R^2=0.78$ 、 $P<0.01$ 、阿武隈川アユ内臓： $R^2=0.29$ 、 $P<0.01$ 、四時川アユ

筋肉： $R^2=0.66$ 、 $P<0.01$ 、四時川アユ内臓： $R^2=0.29$ 、 $P<0.01$ ）。また、2020年に採取した河床付着物（シルト含む）のCs-137濃度は、新田川で162 Bq/kg-wet、木戸川で15 Bq/kg-wet、阿武隈川で84 Bq/kg-wet、四時川で8.9 Bq/kg-wetであり、いずれの河川においてもCs-137濃度に有意な減少傾向が認められた（新田川： $R^2=0.49$ 、 $P<0.01$ 、木戸川： $R^2=0.51$ 、 $P<0.01$ 、阿武隈川： $R^2=0.50$ 、 $P<0.01$ 、四時川： $R^2=0.66$ 、 $P<0.01$ ）（図2）。全体を通して、アユの筋肉部位のCs-137濃度は内臓部位よりも低く、内臓部位の濃度は藻類と同程度で推移していた。一方で、過去5年間に限定すると木戸川ではアユ筋肉、内臓、付着藻類で有意な低下が確認されたが、その他河川ではアユ筋肉のみ有意な低下が確認され（木戸川アユ筋肉： $R^2=0.24$ 、 $P<0.01$ 、木戸川アユ内臓： $R^2=0.18$ 、 $P<0.01$ 、木戸川河床付着物： $R^2=0.44$ 、 $P<0.05$ 、新田川アユ筋肉： $R^2=0.24$ 、 $P<0.01$ 、阿武隈川アユ筋肉： $R^2=0.45$ 、 $P<0.01$ 、四時川アユ筋肉： $R^2=0.92$ 、 $P<0.01$ ）、減少の鈍化が認められた。過去5年間で有意な低下が確認された木戸川アユ筋肉及び内臓、新田川アユ筋肉、阿武隈川アユ筋肉、鮫川アユ筋肉について、実効生態学的半減期を求めたところ、木戸川アユ筋肉で1,954日、木戸川アユ内臓で1,026日、新田川アユ筋肉で1,354日、阿武隈川アユ筋肉で1,091日、鮫川アユ筋肉で2,101日と推定された。なお、半減期については、観測値に最小二乗法を用いて求めた指数回帰式から算出した。

2011年から2020年にかけて、各河川で採取されたアユ筋肉、内臓及び環境水のCs-137濃度の年ごとの平均値を用いてアユ筋肉及び内臓のCs-137濃度を、水のCs-137濃度に対して回帰したところ、有意な正の相関が認められた（アユ筋肉： $R^2=0.70$ 、 $P<0.01$ 、アユ内臓： $R^2=0.49$ 、 $P<0.01$ ）（図3）。

(2) 2020年における利根川の環境水Cs-137濃度は、平均（範囲）2.0（1.5–2.8）mBq/L、底泥では39（9.5–58）Bq/kg-dryであった。2015年からの推移を見たところ（図4）、環境水では濃度の減少傾向は見られなかったが、底泥では有意な減少傾向が認められ（ $R^2=0.38$ 、 $P<0.01$ ）、実効生態学的半減期は1,114日と推定された。2015年からのニホンウナギCs-137濃度の推移を示した（図5）。2020年に採捕したニホンウナギのCs-137濃度は平均（範囲）2.9（0.92–46）Bq/kg-wet^{*1}であった。

環境水及び魚類各種のCs-137濃度について、環境水は季節変動が認められたため、10月及び12月に採捕した検体を用いて濃縮係数の推移を求めたところ、黄ウナギでは1,000前後の値で推移したのに対し、銀ウナギでは変動が大きく、多くの年で銀ウナギの濃縮係数のほうが黄ウナギより高い値を示した（図6）。こうした濃縮係数の違いは、一部の銀ウナギで比較的濃度の高い個体が出現したためと考えられる。このような個体差が生じる要因については、現時点で明らかではない。

2015年から2020年にかけて採捕した黄ウナギの全長は255–795 mmの範囲であり、2018年、2019年、2020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： $R^2=0.26$ 、 $P<0.001$ 、2019年： $R^2=0.16$ 、 $P<0.001$ 、2020年： $R^2=0.28$ 、 $P<0.001$ ）（図7）。同期間に採捕した銀ウナギの全長は402–864 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（ $R^2=0.62$ 、 $P<0.01$ ）（図8）。

2019年から2020年にかけて採捕したニホンウナギの年齢は2歳から7歳の範囲であった。（図9）。2020年に採捕した銀ウナギで最高46 Bq/kg-wet（Cs-137）濃度の個体が見られ、個体差が大きかったが、2019年の標本については年齢間及び発育段階でCs-137濃度に違いは見られず

10 Bq/kg-wet 以下の値であった (図 9)。

※1：採捕した 90 検体中 4 検体が検出下限値未満 (<0.88-1.0 Bq/kg-wet) のため、86 検体で算出

(3) 摺上川水系を 41、移川水系を 38 のエリアに区分し (図 10)、汚染指数を算出した (図 11)。ヤマメについては、本年度得られた移川のデータに昨年度得られた摺上川および福島県が県の事業によって実施した調査によって得られたデータ (<https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/318032.pdf>) も加えると、空間線量と魚体濃度 (99 パーセンタイル値) においては $\text{Log}(\text{魚体 Cs-137}(\text{Bq/kg-wet})) = 1.5213\text{Log}(\text{空間線量}(\mu\text{Sv/h})) + 2.839$ という関係式 ($R^2=0.86$, $P=1.1\text{e-}07$) が、底泥と魚体濃度 (99 パーセンタイル値) においては $\text{Log}(\text{魚体 Cs-137}(\text{Bq/kg-wet})) = 1.1716\text{Log}(\text{底泥 Cs-137}(\text{Bq/kg-dry})) - 2.4287$ という関係式 ($R^2 = 0.80$, $P=1.1\text{e-}06$) が、汚染指数と魚体濃度 (99 パーセンタイル値) においては $\text{Log}(\text{魚体 Cs-137}(\text{Bq/kg-wet})) = 1.6428\text{Log}(\text{汚染指数}) + 2.4287$ という関係式 ($R^2 = 0.74$, $P=1.0\text{e-}07$) が得られ、汚染指数がいずれの指標も魚体の Cs-137 濃度 (99 パーセンタイル値) と正の相関が認められた (図 12)。またこれらの式より 99 パーセンタイル値が 100Bq/kg-wet となる値は空間線量で 0.18 $\mu\text{Sv/h}$ 、底泥で 233.3 Bq/kg-dry 汚染指数で 0.548331 と算出された。空間線量を基にした汚染指数では、魚体濃度の 99 パーセンタイル値が 100 Bq/kg-wet となる値が空間線量よりも高くなったが、これは多くの地点 (18 地点中 17 地点) において空間線量の測定値が算出された汚染指数よりも低かったためと考えられる。汚染指数については摺上川水系および移川水系の流域全体について算出されていることから、それらのうちで汚染指数が 0.548331 を超えたのは、移川水系最上流部の 3 エリアであることが明らかとなった。当該 3 エリア内では合計で 30 尾のヤマメが採捕され、うち 1 尾の Cs-137 濃度が 50Bq/kg-wet を超えた (66.6Bq/kg-wet)。一方、イワナではそのような関係は認められなかった。摺上川水域における調査によって低線量域におけるサンプルは得られていたが、移川水系では比較的空間線量が高い地域で多くの放流イワナと考えられる個体が捕獲されたため、高線量域での野性イワナを得ることができなかった。

3. 今後の課題

アユの筋肉および内臓において、Cs-137 濃度の低下傾向が認められるものの、低下速度の鈍化が確認されており、その要因を解明する必要がある。本年度、利根川のニホンウナギでは銀ウナギで最大 46 Bq/kg-wet の個体が確認され、個体差が大きく、年によって傾向が異なるため、今後も継続した調査を行う必要がある。福島県阿武隈川水系のヤマメについては、環境要因と魚体の Cs-137 濃度との関係が把握できたので、これを用いて阿武隈川全域およびより濃度が高い浜通りの各河川について高濃度のヤマメが出現する可能性のある水域を特定することが必要である。イワナについては高線量域における試料を得ることが必要である。

図表

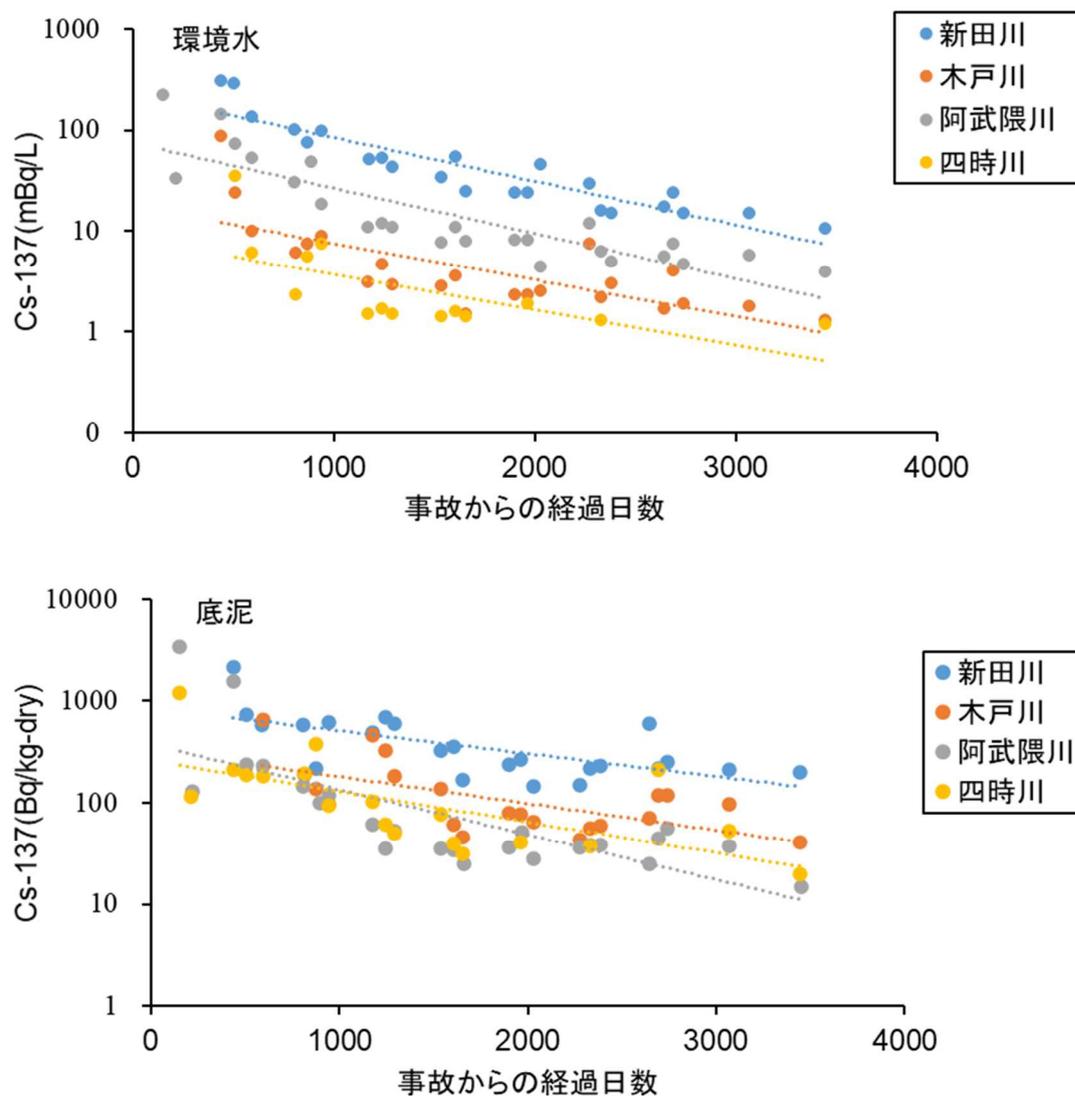


図1 福島県新田川、木戸川、阿武隈川、四時川における環境水と底泥の Cs-137 濃度の推移。点線は近似直線を表す。

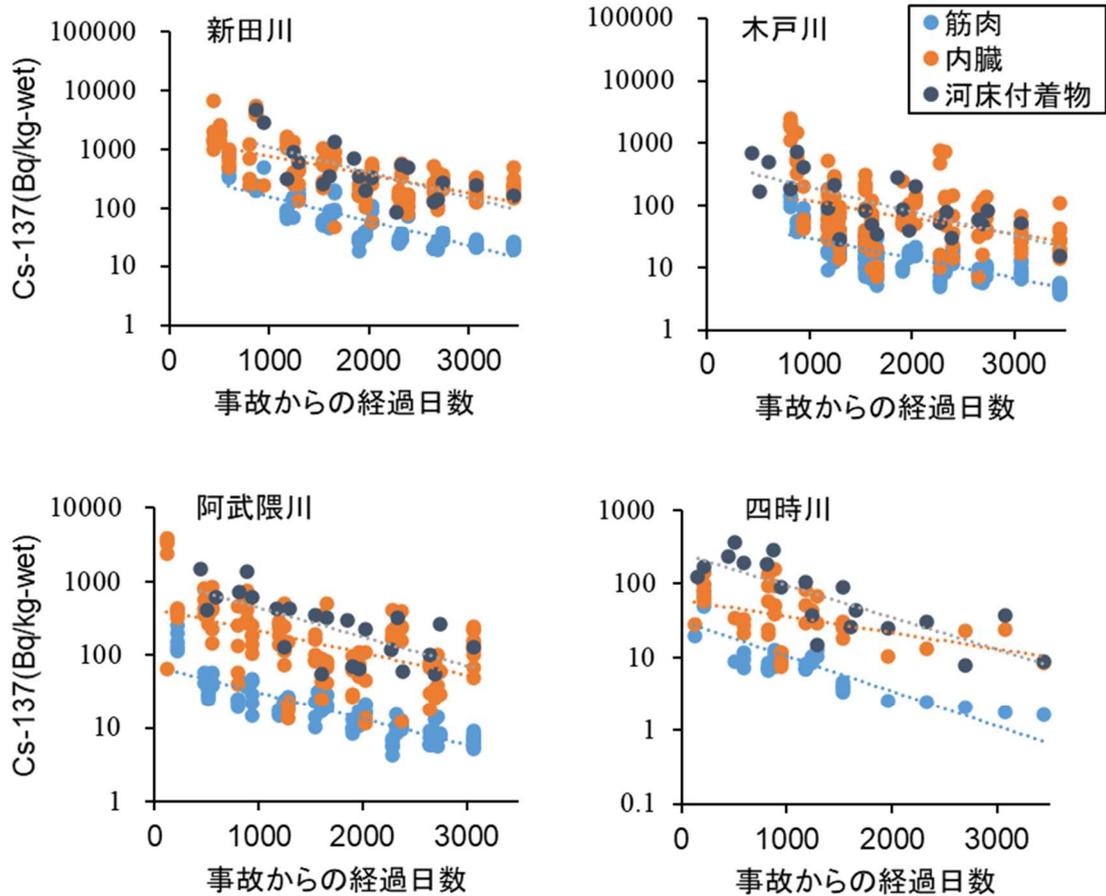


図 2 福島県新田川、木戸川、阿武隈川、四時川におけるアユの筋肉、内臓（胃内容物を含む）、河床付着物（シルト含む）の Cs-137 濃度の推移。点線は近似直線を表す。

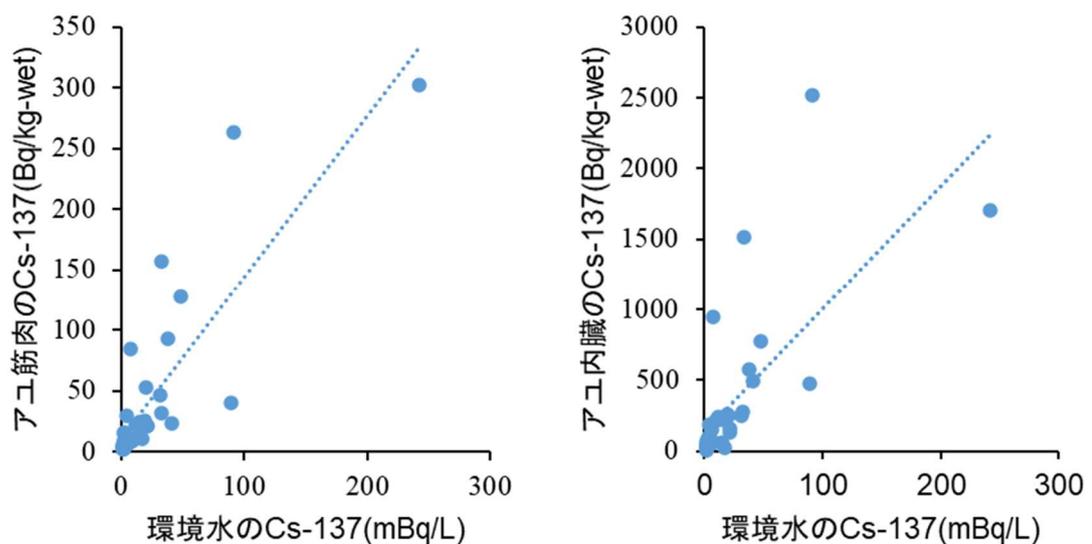


図 3 環境水の Cs-137 濃度とアユ筋肉及び内臓の Cs-137 濃度の関係。

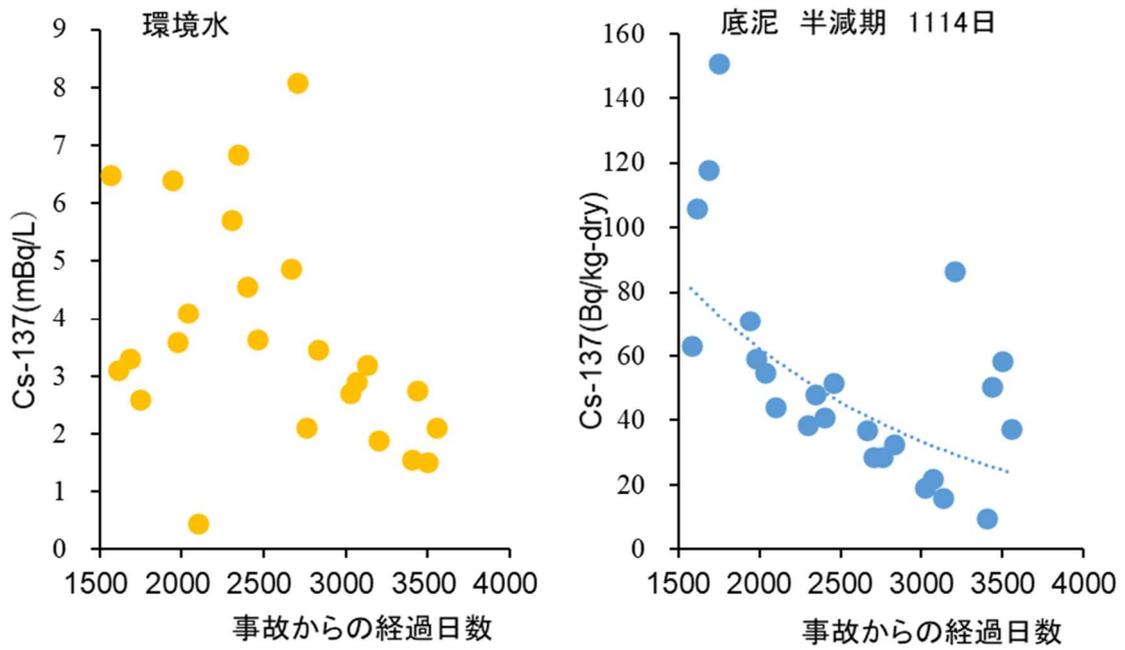


図4 利根川における環境水と底泥の Cs-137 濃度の推移。点線は近似曲線を表す。

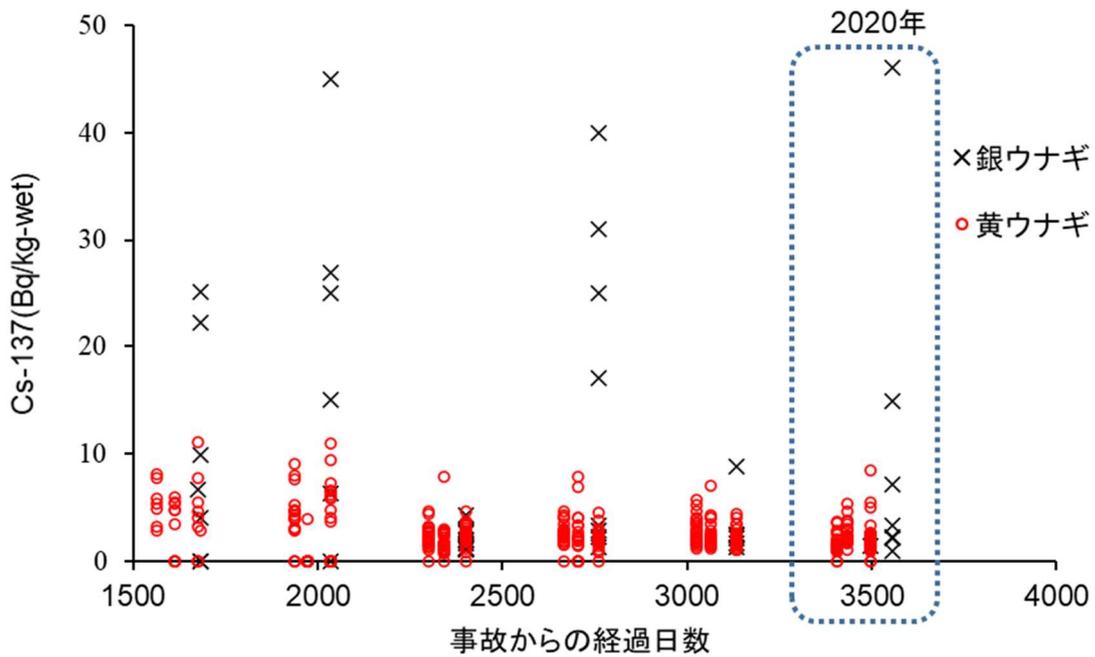


図5 利根川におけるニホンウナギの Cs-137 濃度の推移。なお、検出下限値未満のデータは 0 Bq/kg-wet として表記した。

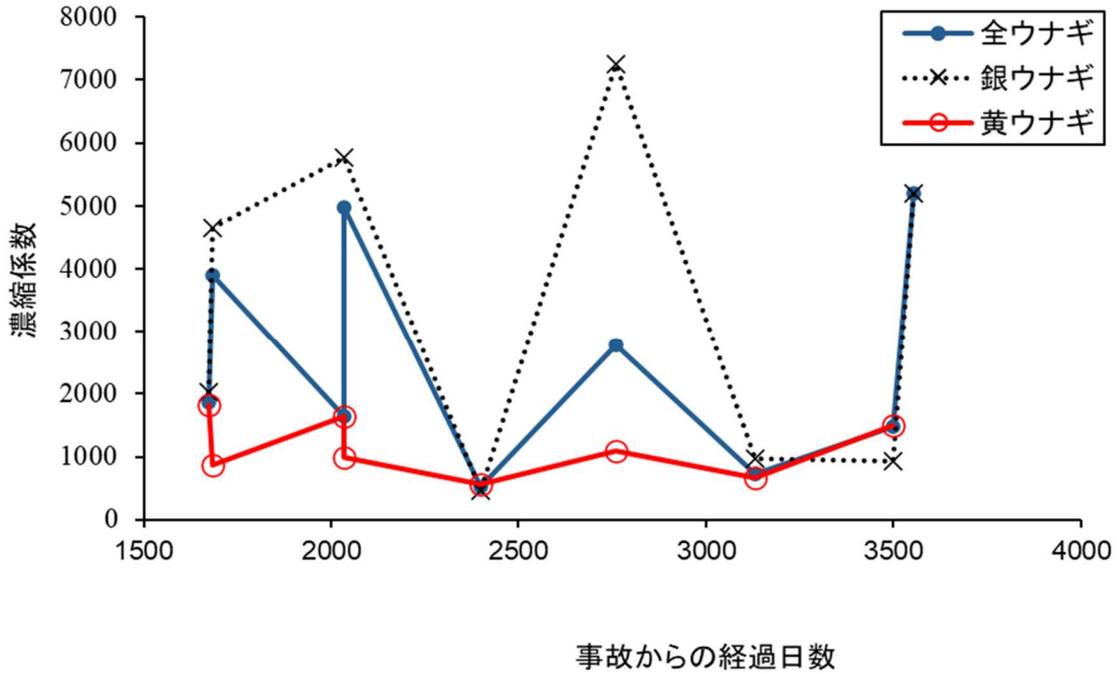


図6 利根川における銀ウナギ採捕時期(10月及び12月)のニホンウナギの濃縮係数の推移。

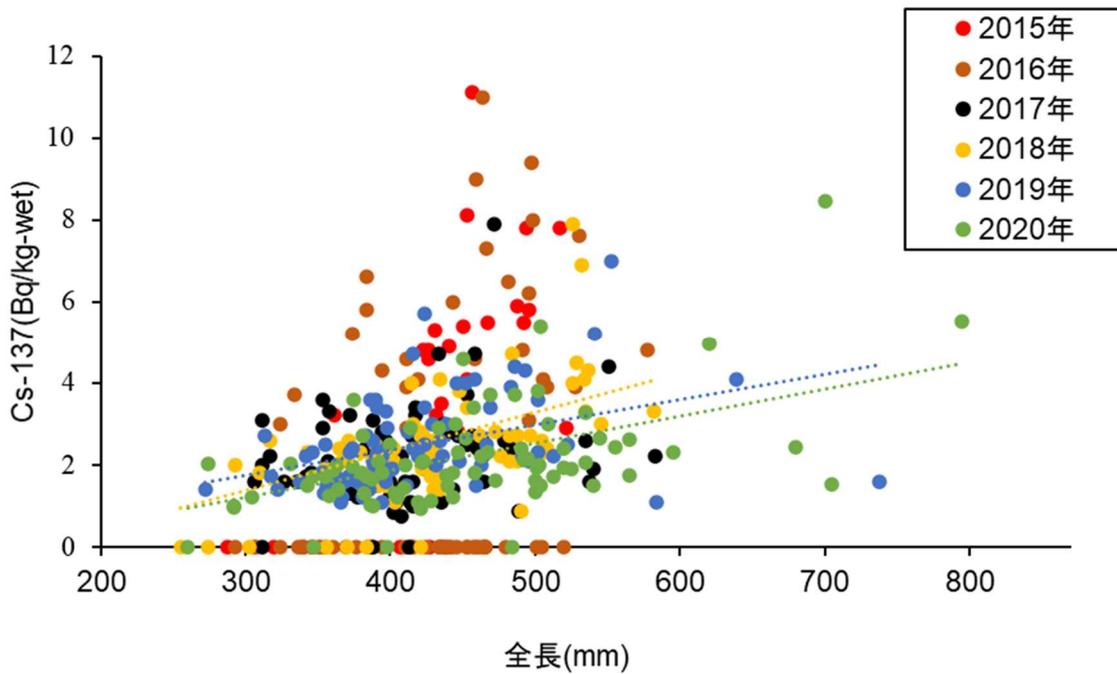


図7 利根川における黄ウナギの全長とCs-137濃度との関係。点線は近似直線を表す。

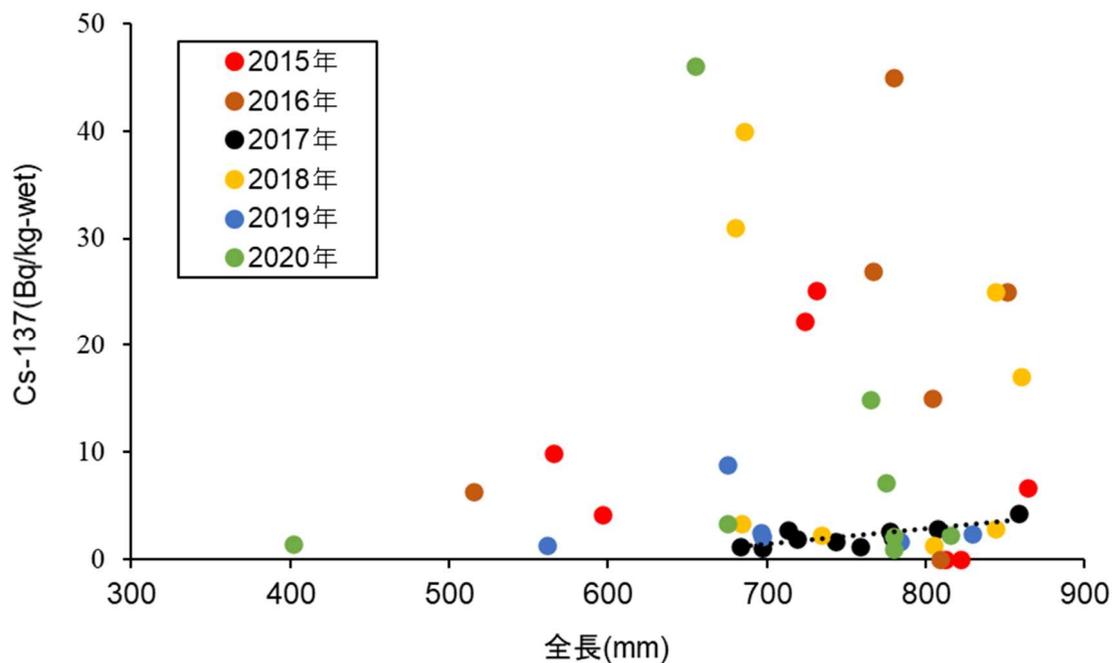


図8 利根川における銀ウナギの全長と Cs-137 濃度との関係。

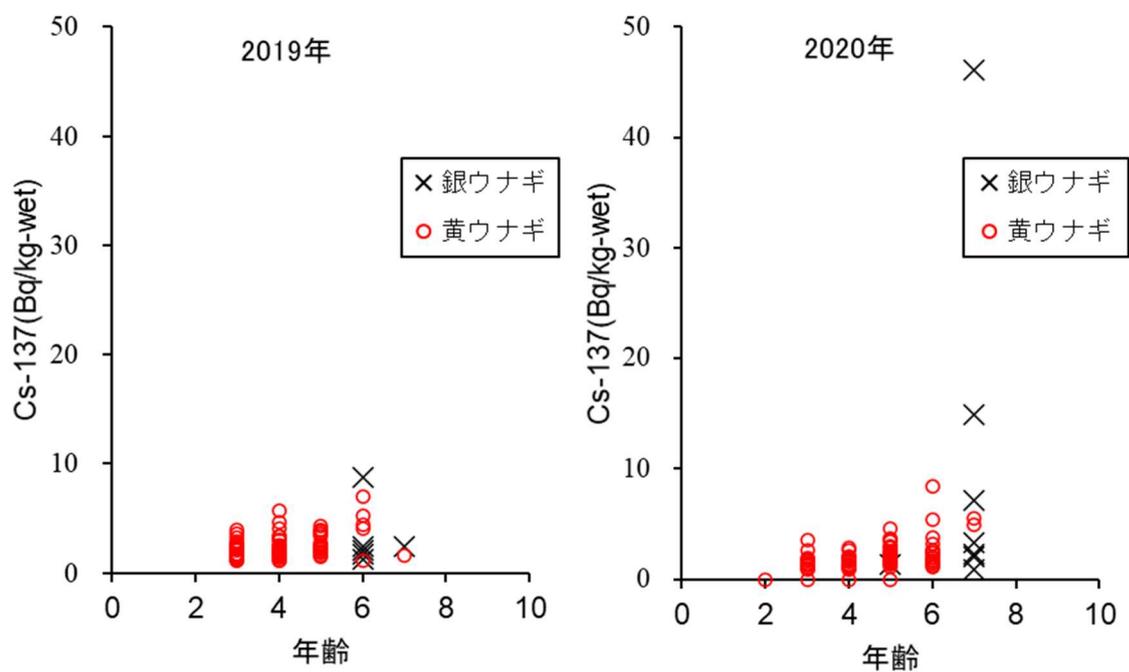


図9 利根川におけるニホンウナギの年齢別、発育段階別の Cs-137 濃度。

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。

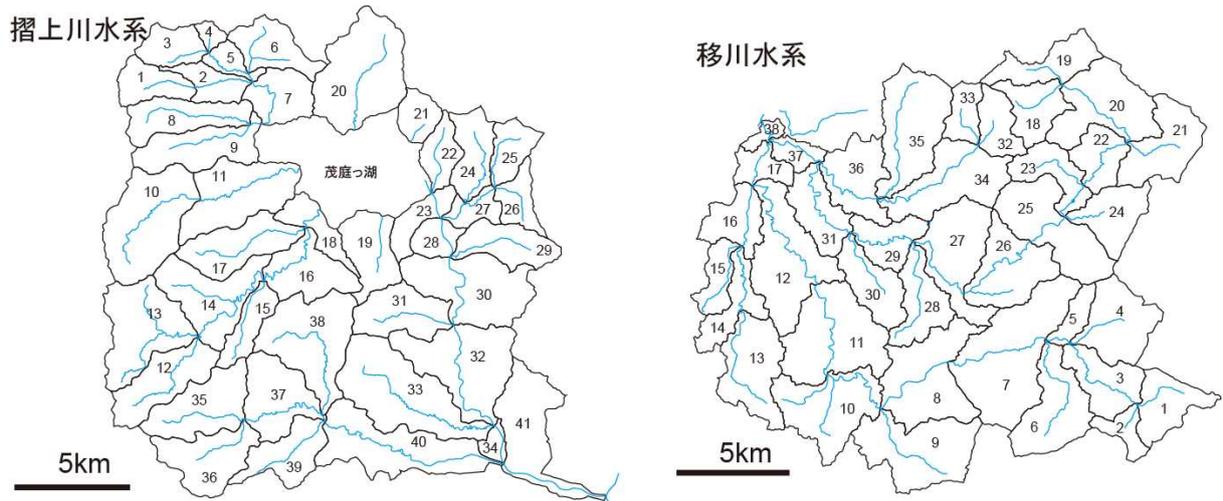


図 10 汚染指数を算出するために用いた阿武隈川支流摺上川水系（左）および移川水系（右）の流域区分（エリア）。

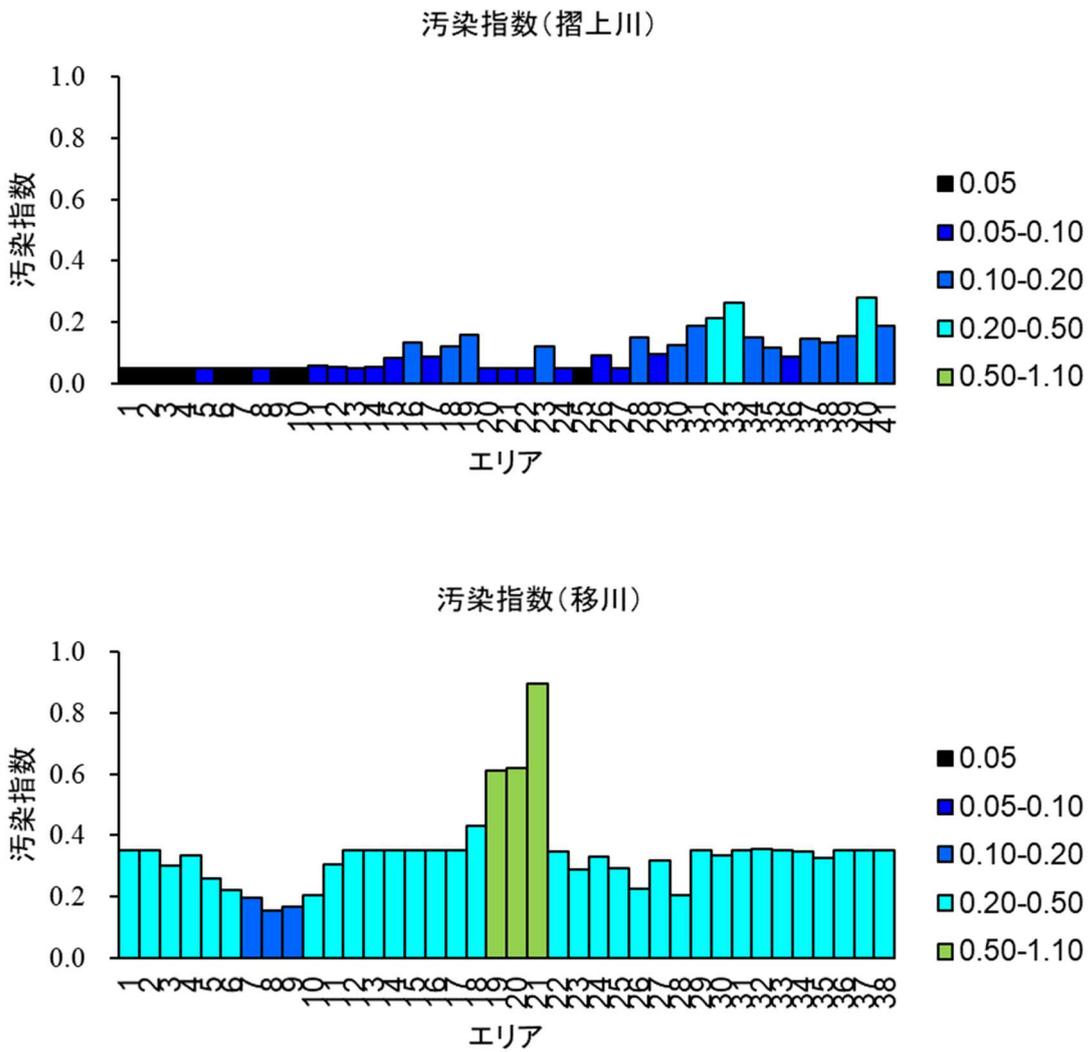


図 11 阿武隈川支流摺上川水系（左）および移川水系（右）の各エリアの汚染指数。

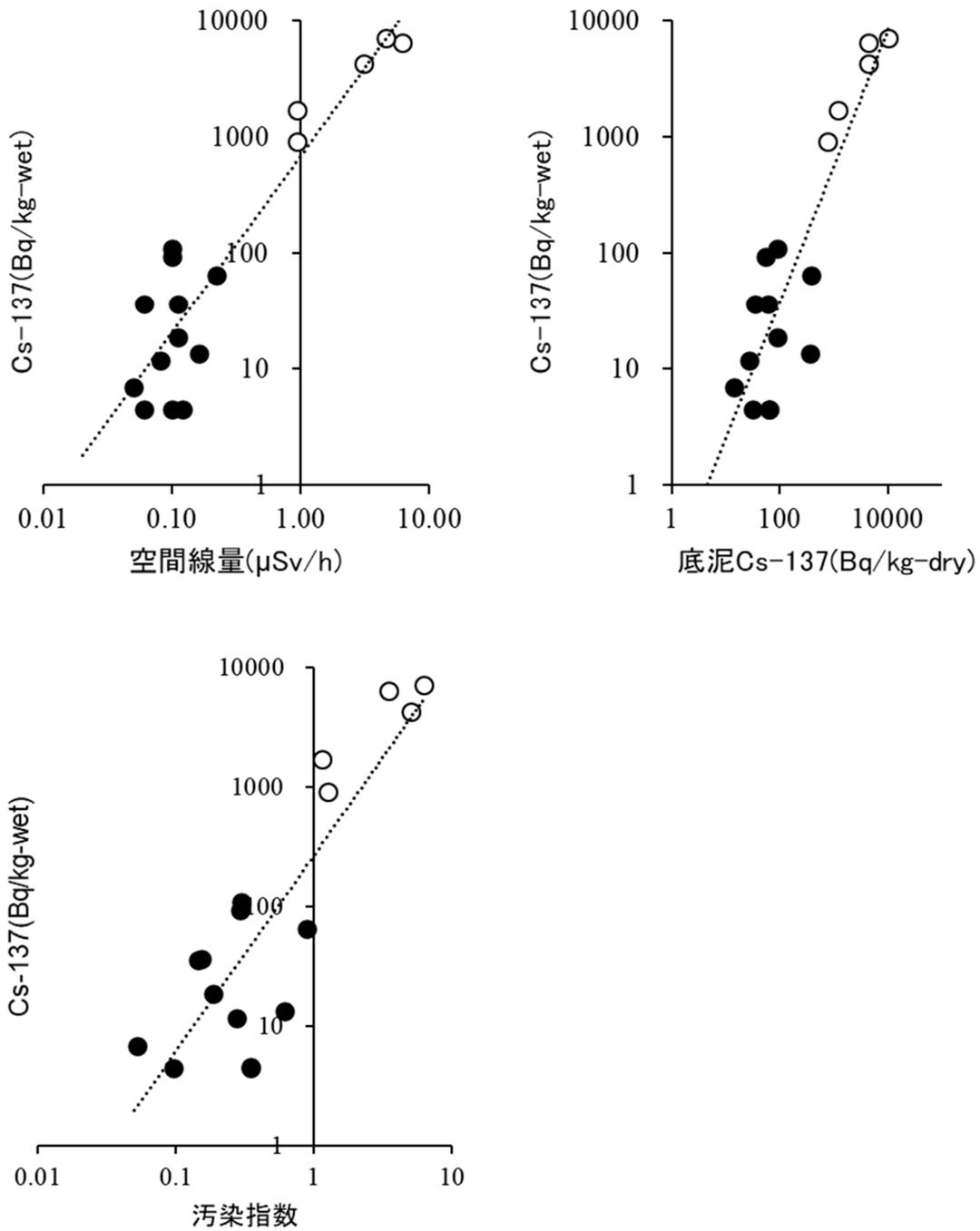


図 12 空間線量、底泥の Cs-137 濃度もしくは汚染指数とヤマメの Cs-137 濃度との関係。ヤマメの Cs-137 濃度は 99 パーセンタイル値で示した。白抜きは福島県が県の事業により観測したデータ (<https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/318032.pdf>)。

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 2-3	課題名：内水面魚類に関する放射性物質の取り込みおよび排出過程に関する研究
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
担当者職名・担当者名	主任研究員・松田圭史 主幹研究員・山本祥一郎

1. 研究内容及び方法

内水面魚類に関する放射性物質の取り込みおよび排出過程に関する実験は、水産技術研究所の日光庁舎において行った。実験は、2019年10月から翌年6月にかけて行った。供試魚として0+ブラウントラウト（平均体重 ± 標準偏差 [以下 S.D.] = 3.86 ± 0.33 g, n=450）と1+ブラウントラウト（ 105.3 ± 7.9 g, n=200）を用い、それぞれをブラウントラウト小区とブラウントラウト大区とした。2019年10月上旬に、ブラウントラウト小区とブラウントラウト大区をそれぞれFRP水槽（長さ1.8×幅0.9×深さ0.7m）とFRP水槽（長さ3×幅1.4×深さ0.9m）に収容した。水槽収容後、ただちにブラウントラウト小区から10尾、ブラウントラウト大区から5尾を採集した。実験魚は、自然日長条件下で湧水を掛け流して飼育し、実験期間中の水温は8.4-10.4°Cの範囲であった。

Cs-137を含む餌は、Cs-137濃度の高い魚類筋肉試料を配合餌料（ます類稚魚用強健タイプ EP3号、科学餌料研究所）に均等に混ぜ込むことで作製した。作製した餌のCs-137濃度は、平均(± S.D.) 180 Bq/kg-dry (n=3)となった（以下、作製した餌をRペレットと記す）。Rペレット(n=5)の重量は、0.5-4分間の吸水によりおよそ2倍となるため、実際に供試魚が摂餌するRペレットのCs-137濃度はおよそ 90 Bq/kg-wet となる。実験開始からRペレットを56日目まで与え、それ以降は放射性セシウムを含まない配合餌料（ます類稚魚用強健タイプ EP3号；にじます育成用2P、科学餌料研究所）を252日目まで与えた。実験開始後、2週間毎にブラウントラウト小区から10尾、ブラウントラウト大区から5尾を採集した。

以上の実験と並行して、56日目に両区からそれぞれ半数の供試魚を、別に設置した同型のFRP水槽に移し、引き続きRペレットを投与する実験区を作成した。供試魚は252日目まで飼育し、実験期間中にブラウントラウト小区から10尾、ブラウントラウト大区から5尾を2週間毎に採集した（この実験区を、Rペレット継続区とする）。給餌量は、供試魚体重の2%/日以下とした。

採集された供試魚について、体重・体長を測定した後、個体別にCs-137濃度を測定した。各実験区において供試魚Cs-137濃度の上昇率と下降率について調べるとともに、成長希釈を考慮したCs-137の排出率を比較した。成長希釈を考慮したCs-137は、各供試魚のCs-137濃度にサンプリング時の体重を乗じることで求めた。Cs-137濃度および成長希釈を考慮したCs-137量の実験区間の違いは、共分散分析により回帰直線の平行性を検定することで評価した。いずれも有意水準は5%とした。

2. 令和2年度進捗状況・成果

実験期間の供試魚の体重変化を図1に示す。また、実験開始から56日目までのCs-137濃度の変化を図2に示す。実験開始から56日目までのCs-137濃度の上昇率は、ブラウントラウト小区とブラウントラウト大区で有意な差が認められなかった(ANCOVA, $F = 0.88$, $df = 1$, $P = 0.35$)。実験開始から56日目に、Rペレットから放射性セシウムを含まない配合餌料に切り替えた後は、両区ともCs-137濃度は有意に低下したが($R^2 = 0.81-0.92$, $P < 0.001$)、Cs-137濃度の下降率はブラウントラウト小区がブラウントラウト大区に比べて有意に高かった(ANCOVA, $F = 63.7$, $df = 1$, $P < 0.001$)。実効生物学的半減期は、ブラウントラウト小区で57日、ブラウントラウト大区で161日と推定された(図3)。両区の成長希釈を考慮したCs-137の排出傾向を図4に示す。成長希釈を考慮したCs-137の排出率は、ブラウントラウト小区と比べてブラウントラウト大区で有意に早かった(ANCOVA, $F = 6.17$, $df = 1$, $P < 0.05$)。

Rペレット継続区における供試魚の体重変化とCs-137濃度の変化を図5に示す。長期間Rペレットを投与しても、両区とも魚体のCs-137濃度はRペレットのCs-137濃度である90 Bq/kg-wetまでしか上がらないことがわかった。

これまでの飼育実験によりサケ科魚類においては種間(ニジマス、ヒメマス、ブラウントラウト、ヤマメ、イワナ)や、サイズ差(ヒメマス、ブラウントラウト、ヤマメ)による餌を介した放射性セシウムの取り込みや排出過程、生物学的半減期等に与える影響を明らかにできた。Cs-137の取り込み過程については、サイズが小さい方が取り込み過程初期の筋肉のCs-137濃度は高いこと、餌のCs-137濃度と、筋肉のCs-137濃度の上昇率には正の相関があることがわかった。よって野外でも代謝が高い若齢魚は、餌の総合的なCs-137濃度に達する時間が、成魚に比べて短く、餌の総合的なCs-137濃度と筋肉のCs-137濃度の上昇率には正の相関性があると推察される。

Cs-137の排出過程については、筋肉のCs-137濃度の下降率はサイズが小さい方が高く、実効生物学的半減期も短いこと、成長希釈を考慮した場合、1尾当りの総ベクレル量の下降率は大きなサイズの方で高いことがわかった。よって野外でも代謝が高い若齢魚を、セシウムフリーの環境に移した場合、成魚に比べて筋肉のCs-137濃度は早く低下すると推察される。

一定のCs-137を含む餌を長期間継続して摂餌した場合については、魚種やサイズが違っても筋肉のCs-137濃度は餌の濃度をほぼ超えないこと、魚種やサイズの違いはプラトーに達した後、筋肉のCs-137濃度にはほぼ影響しないことがわかった。よって野外でもほぼ魚種やサイズに関わりなく、魚類の筋肉のCs-137濃度は、餌生物の濃度と取り込み量に規定されると推察される。

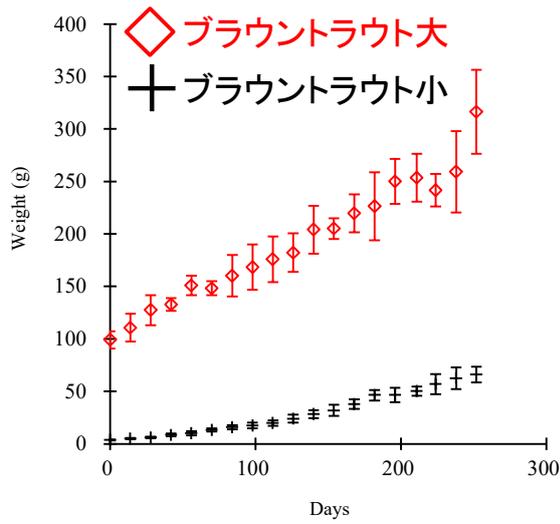


図1 実験期間の供試魚の体重の変化

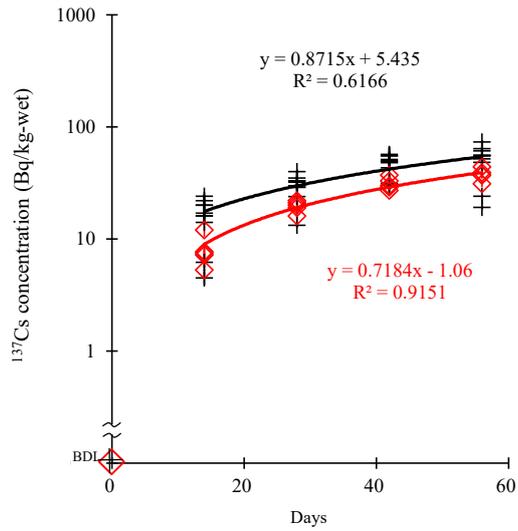


図2 実験開始から56日目までの筋肉のCs-137濃度の変化

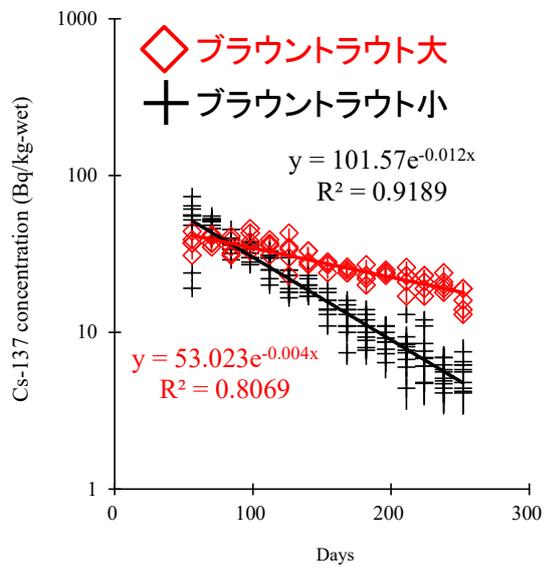


図3 56日目以降の筋肉のCs-137濃度の変化

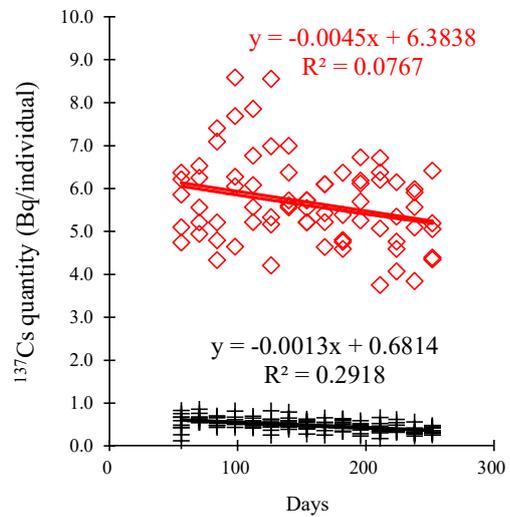


図4 各供試魚の成長希釈を考慮したCs-137の排出傾向

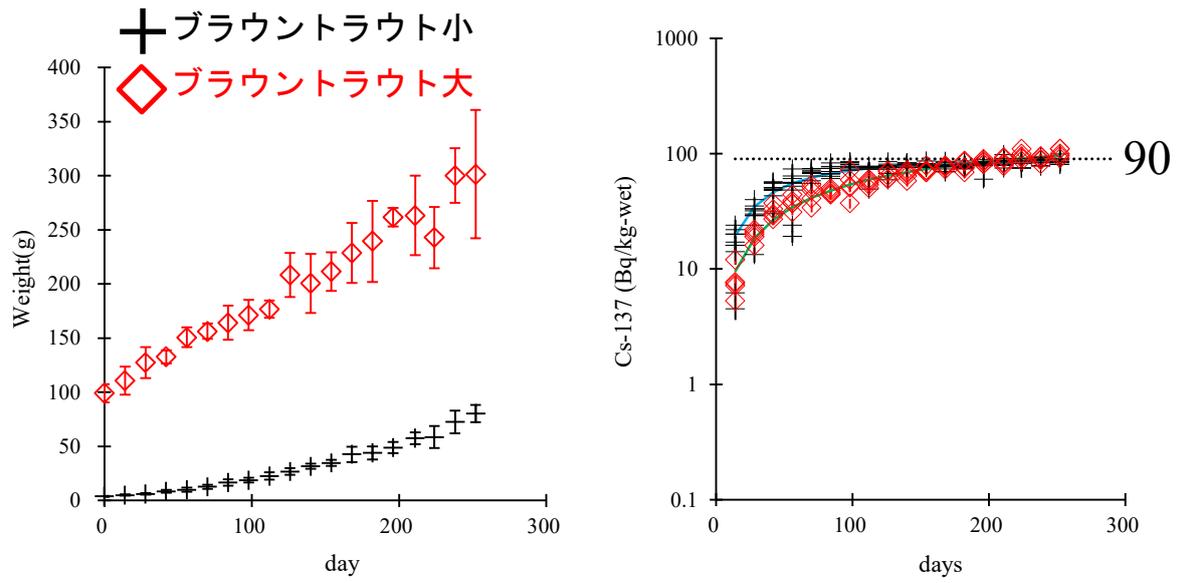


図5 R ペレット継続区における供試魚の体重変化と Cs-137 濃度の変化

3. 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総合研究	
課題番号 3-1	課題名：震災前後における東北沿岸・沖合重要魚類の資源・生態特性の変化ならびに資源変動要因の解明
研究機関・研究グループ名	水産資源研究所 資源研究セ 海洋環境部 ¹ 資源研究セ 底魚資源部 底魚2G ² 管理部門 ³ 資源研究セ 海洋環境部 寒流2G ⁴ 資源研究セ 漁業情報解析部 ⁵ 長崎大学海洋未来イノベーション機構 ⁶
担当者職名・担当者名	副部長・栗田 豊 ¹ G長・成松庸二 ² 、研究員・富樫博幸 ² 、研究支援職員・櫻井慎大 ² 特任部長・木所英昭 ³ G長・奥西 武 ⁴ 、主任研究員・笥 茂穂 ⁴ G長・柴田泰宙 ⁵ 教授・河邊 玲 ⁶

1. 研究内容及び方法

(1) イシガレイおよびマコガレイ親魚の繁殖特性変化の把握

近年、イシガレイとマコガレイが痩せていて、産卵期に卵巣が発達した個体が少ないという情報が常磐海域の漁業者から寄せられている。本課題ではイシガレイおよびマコガレイの繁殖能力の実態を明らかにすることを目的とした。さらに、過去の知見と比較して現状を評価するとともに、繁殖能力に影響をおよぼす生物物理要因を検討した。

2020年10月～2012年2月に仙台湾および福島県沖でイシガレイ、マコガレイを採集し、体長、年齢、肥満度、成熟状態を調べた。これらの特性値から、イシガレイおよびマコガレイの繁殖特性（成熟開始時期、孕卵数、産卵数、産卵サイズ、産卵個体の割合）の特徴を明らかにした。補足的に、2020年1～2月に採集した両魚種の生物特性値および繁殖特性値を用いた。過去の知見と比較して、水温および肥満度が繁殖特性に及ぼす影響を評価した。

(2) マダラの若齢魚保護、拡散に伴う資源増大による成長、繁殖への影響

昨年までの調査で、東北海域では震災後にマダラ資源が大幅に増加しており、その増加は東北南部海域にある若齢魚の成育場の漁獲圧が大幅に低下したことに起因することが示された。また、増加した若齢魚は1.8歳以上になると東北全域に拡散し、海域全域の資源の増加につながる事が明らかになった。さらに、資源が増加した震災以降には、年齢あたりの体重が軽くなっていること、成熟率が低下し、晩熟化が起きていることが明らかになった。本年度は、震災前後における卵サイズの変化を明らかにするとともに、得られた結果を再生産関係推定に適用した。

(3) 海底水温の変動把握と要因検討

底魚類の分布を規定する要因の1つである海底直上水温分布の変動を把握し、変動要因を検

討することを目的とした。

昨年度までの解析で、2003 年以降において月ごとの仙台湾・常磐海域の底水温分布図を作成した。本年度は、海域ごとの底水温経月変化、経年変化を評価して、変動要因（沖合の水塊配置との関係など）を明らかにした。得られた結果がヒラメの分布に及ぼす影響を評価した。

(4) ヒラメの分布および移動生態解明

仙台湾～常磐海域における CPUE の季節変化を調べたところ、刺網漁業と底曳網漁業で、漁獲効率に大きな季節変化が認められる可能性があることが判った。本課題では、漁具効率の季節変化を評価することを目的とした。

これまでに本事業で得られた水深・水温ロガー情報を用いてヒラメの遊泳行動（遊泳回数、遊泳率（遊泳時間の割合））明らかにした。得られた結果から、福島県標本船情報から得られた底曳網と刺網の漁具効率の相対的關係の季節変化の説明可能性を検討した。

2. 令和2年度進捗状況・成果

(1) イシガレイおよびマコガレイ親魚の繁殖特性変化の把握

2020 年 11 月～2021 年 2 月（産卵期）に相馬沖で採集されたイシガレイ雌(全長 (TL) >378mm)、マコガレイ雌(TL>270mm)、それぞれ 57、246 個体を得た。全長、体重 (BW)、卵巣重量 (GW) を測定後、卵巣を 10%ホルマリン液に固定し、組織学的観察に供した。卵巣組織切片を用いて、卵母細胞のもっとも発達した段階、排卵後濾胞の有無、退行卵母細胞の数を記録した。生殖腺重量指数 (GSI: $100 \times GW / (BW - GW)$) と組織学的観察結果から、個体の成熟状態を評価した。イシガレイの肥満度 (CFs) は、 $CFs = (10^{-6}) \times (\text{内臓除去重量} \cdot GW) / (TL^2 \cdot 2.98)$ 、マコガレイの肥満度(CFm)は、 $CFm = (10^{-5}) \times (\text{内臓除去重量} \cdot GW) / (TL^2 \cdot 2.60)$ により求めた。2021 年 2 月に採集されたイシガレイの肥満度は、TL400mm に標準化した値を計算し、2012～2019 年 2 月仙台湾および 2020 年 2 月相馬沖の値と比較した。マコガレイの肥満度は、TL350mm に標準化した値を計算し、2008～2009 年相馬沖の値と比較した。

産卵後の 2021 年 2 月の肥満度は 11.7 で、2020 年 2 月に相馬沖で採集された個体と同程度であった（図 1）。これに対して、仙台湾で採集された個体の肥満度は 2012 年 13.0、2013 年 13.5 以降、減少傾向が認められており、2019 年 2 月は 11.9 であった。仙台湾イシガレイの食性は徐々にイカナゴが減少してきており、2018 年以降顕著に減少した。肥満度の減少は食性の変化と関係している可能性が示唆された。

イシガレイ卵母細胞は、11 月が前期～後期卵黄球期、12 月が後期卵黄球期、1 月が後期卵黄球期・核移動期、産卵後（排卵後濾胞）であり、2 月は産卵後であった。このことから産卵期は 12～1 月であると考えられた。2011～2019 年に仙台湾で採取された個体の産卵期も同様であった。また、TL>400mm の個体は全てが成熟中または産卵後であり、大型で産卵しない個体は確認できなかった。産卵期前～産卵期に退行している卵黄球期の卵母細胞が観察されたが、量的には多くなかった。以上のことから、2020～2021 年産卵期のイシガレイは正常に産卵していたと考えられた。

2020～2021 年の GSI は 25 以下であり、GSI25～45 の個体が多く出現した 2011～2019 年仙台湾とは対照的であった（図 2）。この原因として、1) 孕卵数が少ないこと、2) 産卵個体が漁獲されにくいこと、が考えられた。2) については、産卵前か産卵後の個体は多く採集された

が産卵中の個体が非常に少ないこと、イシガレイの産卵場水深（60–80m）で漁業が行われていない可能性があるという情報があることから支持された。

マコガレイの卵母細胞は、11月が前期～後期卵黄球期、12月が後期卵黄球期、1月が後期卵黄球期、最終成熟期、産卵後（排卵後濾胞のみ）であり、2月はほとんどの個体が産卵後であった。このことから産卵期は1–2月であった。TL>350mmの個体は、全て成熟中または産卵後であり、産卵をしなかったと思われる個体は認められなかった。11月のGSIは2008–2009年よりも低く、1)成熟が遅くなっている、2)孕卵数が少ない、ことが考えられた（図3）。

TL350mmの肥満度は10.6で、2008–2009年（11.8）よりも低かった。2011–2020年仙台湾の食性は多毛類が主体であり、変化は認められなかった。マコガレイは近年肥満度が低いものの、産卵をしない個体は認められなかった。

以上まとめると、漁業者の情報に対して、両魚種が痩せていることが確認された。産卵については、イシガレイは産卵場が漁場となっていないために給水した卵を持っている個体が少ない可能性、マコガレイは成熟開始の遅延が、11–12月の卵巣の発達の小ささにつながっている可能性が示唆された。

（2）マダラの若齢魚保護、拡散に伴う資源増大による成長、繁殖への影響

2002～2007年および2011～2015年に八戸港で水揚げされたマダラの雌個体のうち、吸水、排卵している個体について精密測定を行い、さらに耳石および卵を摘出した。耳石を樹脂で固めた後に薄片とし、年齢査定に用いた。また、卵は10%緩衝ホルマリンで固定した後に1検体あたり300卵を抽出し、48時間以上70℃の恒温器で乾燥させた後に重量を測定した。それらの結果を親魚の年齢別に震災前後で比較した。

その結果、震災後の成熟率低下により、震災後には3歳魚の試料が得られなかった。4～6歳では、震災前、震災後ともに加齢とともに卵重量が重くなる傾向が認められた。震災前後で比較すると、いずれの年齢でも震災前に比べて震災後の方が卵重量が軽く、特に4歳および5歳では7.4～9.7%も軽かった（図4）。

過去に本種では小型の卵から生まれた個体は、不適な環境下では初期成長が極めて遅いことが示されており、生残率が低いことが示唆されている。そのため、震災後の資源の増大に伴う卵サイズの小型化は、良い加入を生み出しにくくなっている可能性がある。

本年の結果ならびに昨年調べた体重の軽量化、成熟率の低下を盛り込んで親魚量を推定し、震災前の平均的な体重を用いて求めた親魚量と比較した。その結果、実測値を用いた場合の親魚量は、震災前の平均値を用いた場合の親魚量の50%程度となっており、特に親魚量が多い時の減少幅が大きいことが示された（図5）。

また、本年度の結果の資源増大にともなう卵サイズの減少は、親魚の増大とともに加入が減少する可能性が高いことを示しており、親魚の増大とともに加入が減少するような再生産モデルが本系群には適していることを示唆している。

（3）海底水温の変動把握と要因検討

2003–2019年の4–6月、宮城県、福島県、茨城県沖0–100m海底水温値を用いて、4–6

月の海底水温と親潮第一分枝の南限緯度の関係を調べた（欠測月があるため、 $n=49-50$ ）。各県とも、南限緯度が低いほど底水温は低く、回帰直線の傾きは3県ともほぼ0.4、つまり南限緯度が1度南だと、底水温は0.4度低いことが明らかとなった。

また、1969-2019年、茨城県北部会瀬沖定点A2（海底水深102m）7-9月における75m層の水温（産卵期後半の水温の指標）、1963-2019年、茨城県中部大洗沖定点O1（海底水深23m）7-9月における10m層の水温（稚魚生育場の水温の指標）は、ともに上昇傾向が認められ、回帰直線の傾きはA2が $0.029^{\circ}\text{C}/\text{年}$ 、O1が $0.041^{\circ}\text{C}/\text{年}$ であった（図6）。水温の絶対値の評価は難しいが、産卵期後半における産卵場の水温上昇は産卵期終了を早める可能性があり、成育場の水温上昇は稚魚が深場へ移出する時期を早める可能性がある。

（4）ヒラメの分布および移動生態解明

ヒラメ（ $n=17$ 、のべ7108日）の個体あたり1日の遊泳時間（%）は5、6、12月が高く、他の月は低い傾向が認められた（図7）。遊泳活性が高いと底曳き網で漁獲されにくく（逃避を促進）、刺し網には漁獲されやすい（活動範囲の拡大）と考えられる。5、6月に遊泳活性が高いことは、両漁法の漁具効率の比が5、6月に低いことと整合的であった。12月を除けば、遊泳活性の経月変化は漁具効率の比の経月変化（夏に低く、冬に高い）と整合的であったが、12月に遊泳活性が高いことは、漁具効率の比には反映されていなかった。

3. 今後の課題

ヒラメ

過去3年間の解析により、個体群全体の水深・南北移動の季節性や、産卵期・食性等の生態の変化を把握できた。近年の餌生物の資源量の変化および底水温の上昇は顕著である。茨城県では近年産卵期が早いことが示唆された。繁殖特性の変化は、イシガレイやマコガレイでも認められており、生態や環境の変化が資源変動に及ぼす影響が顕在化してきている可能性がある。生態と環境の評価を継続する必要がある。

マダラ

これらの結果を踏まえ、効率的な資源管理方策を示す。

4.備考

特になし。

図表



図 1. イシガレイ肥満度の経年変化

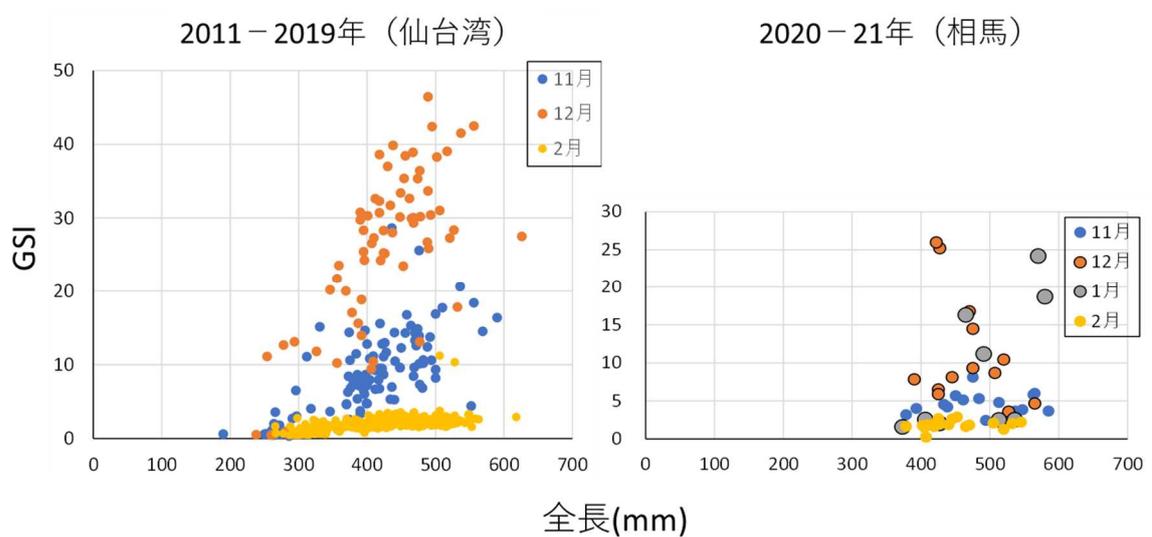


図 2. イシガレイ GSI の経月変化

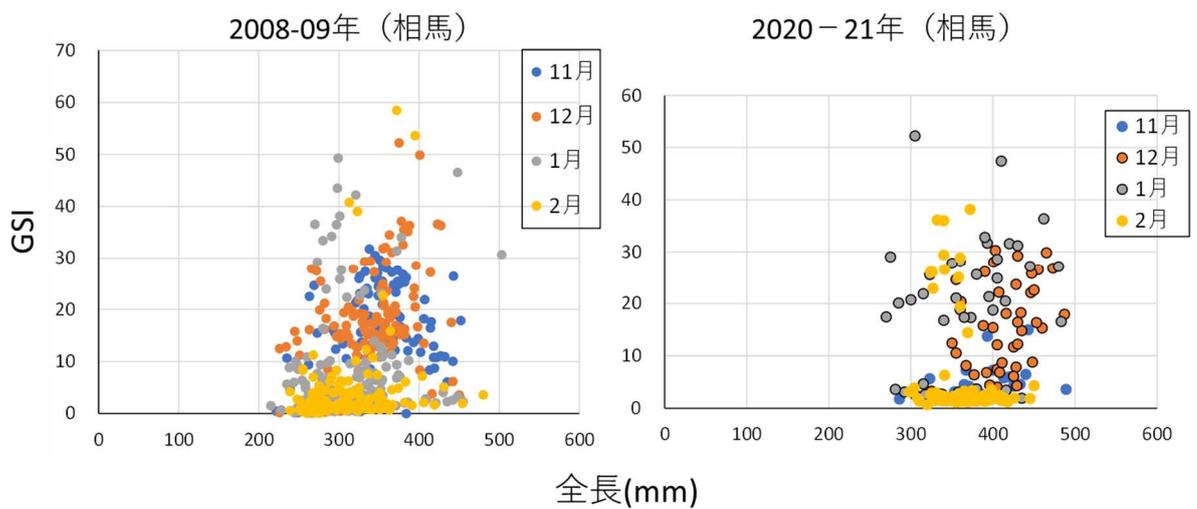


図 3. マコガレイ GSI の経月変化

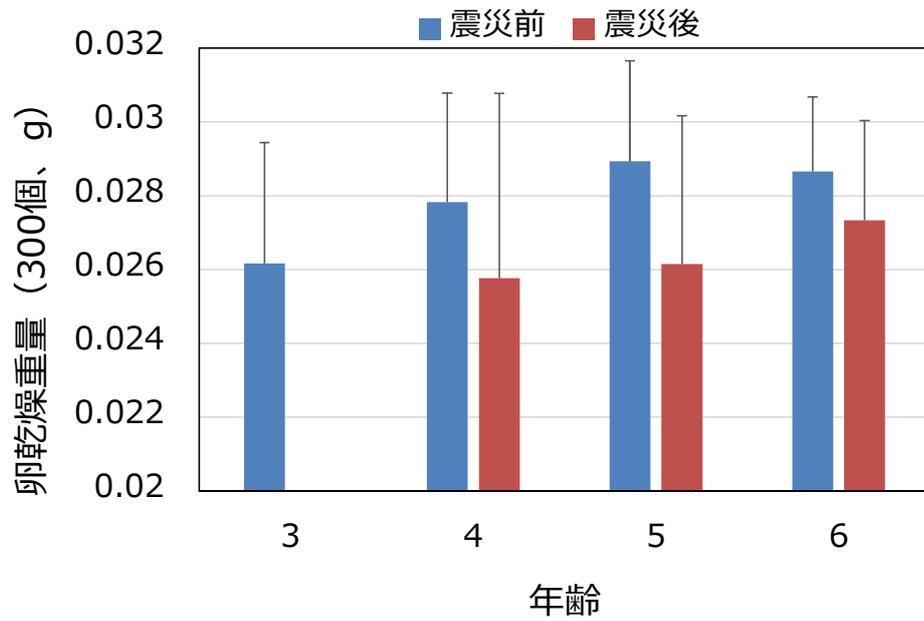


図 4. 震災前後における排卵された卵の乾燥重量の比較
年齢は親魚の年齢を示す。

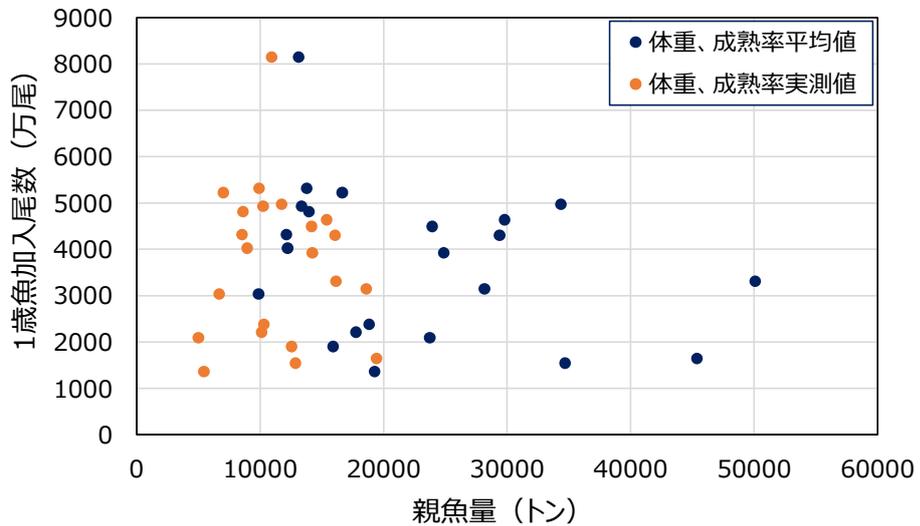


図 5. 震災前の平均体重、成熟率を用いて推定した親魚量と年毎の実測体重、成熟率を用いて推定した親魚量の比較

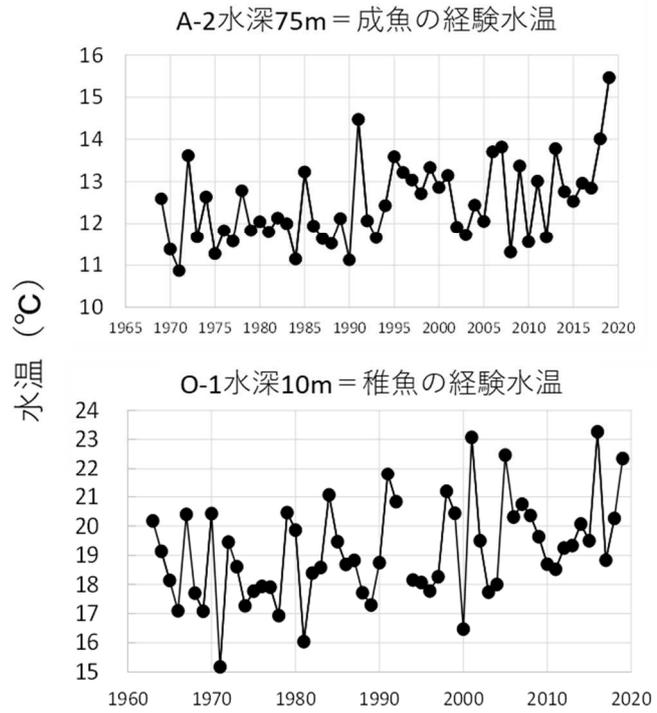
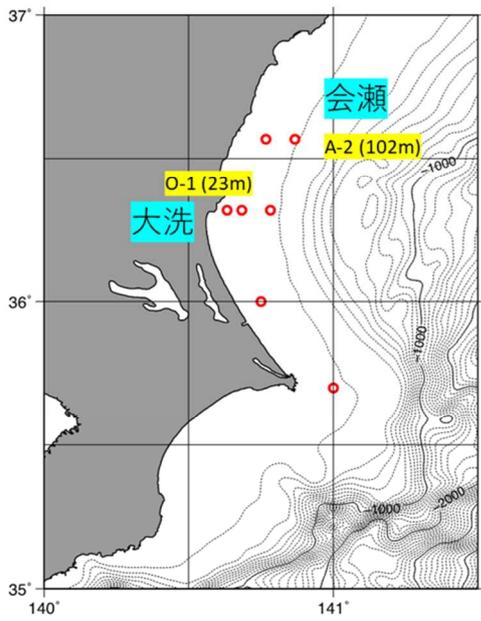


図 6. 茨城県沖定線観測点における水温の経年変化

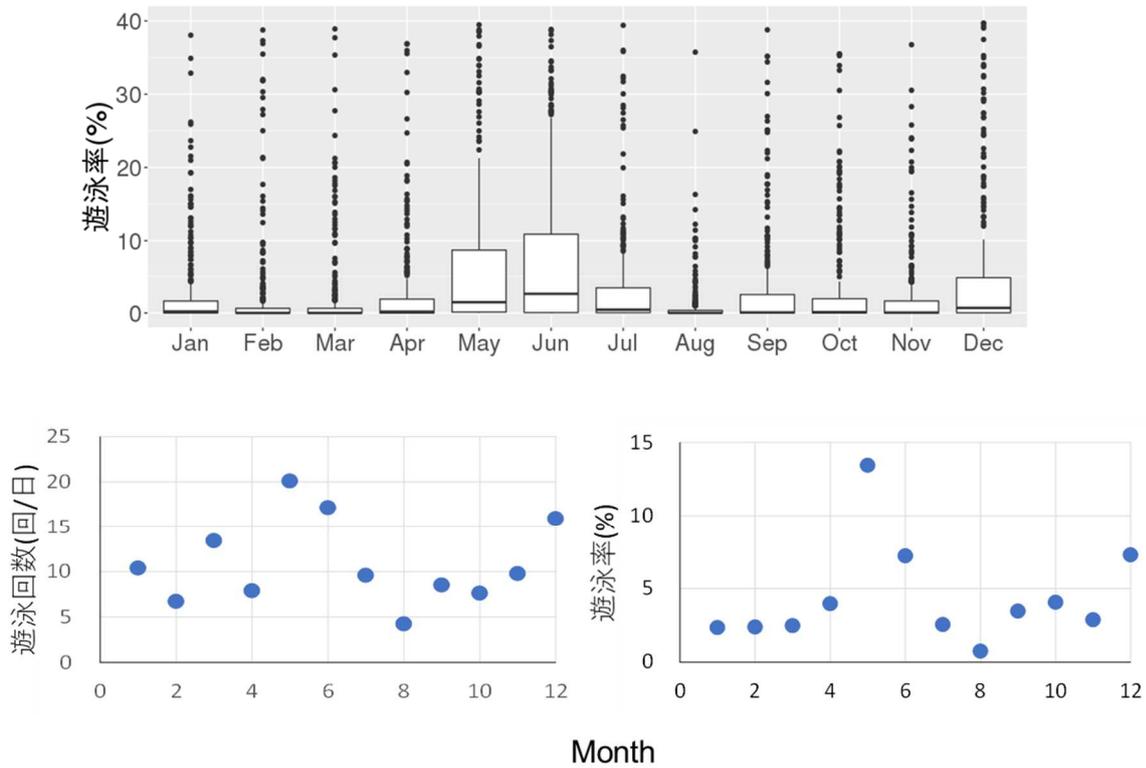


図 7. ヒラメ遊泳率の分布 (上)、遊泳回数 (左下)、遊泳率の平均値

3. 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総合研究	
課題番号 3-2	課題名：福島県漁業における産地市場の需要および資源の持続性を考慮した最適な漁獲圧の解明
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 社会・生態系システム部漁業管理グループ ¹ 社会・生態系システム部 ² 漁業情報解析部情報企画グループ ³
担当者職名・担当者名	研究員・神山龍太郎 ¹ 、半沢祐大 ¹ 、専門員・玉置泰司 ² 、グループ長・柴田泰宙 ³

1. 研究内容及び方法

【研究内容】東日本大震災にともなって発生した東京電力福島第一原発事故がもたらした放射能汚染により、2011年3月以降、福島県の漁業は操業の自粛を余儀なくされている。

この間、福島県や漁業団体は魚介類の放射線量についてモニタリング検査を実施してきており、2012年6月22日からは、安全性が確保できることが確認された一部の海域、魚種に絞った試験操業が開始された。2020年2月25日にコモンカスベの出荷制限が解除され、福島県海域における水産物の出荷制限指示は全て解除となった。さらに福島県が実施している緊急時環境放射線モニタリングにおいて2015年4月以降、国の定める安全性基準（100Bq/kg）を上回る放射性物質値を持つ魚種はほとんど出現しておらず、福島県漁業の本格的な再開に対する期待が高まりつつある。

福島県漁業は現在試験操業の状態にあり、2019年の水揚量は震災前の約14%となっている。今後、復興に際して水揚量を回復させる必要があるが、魚種によっては、震災前より資源量が増加しており、震災前の水準を上回る水揚量の増大が期待される。しかし、水揚量の増大は価格の低下にもつながるため、いわゆる大漁貧乏を引き起こす可能性もある。つまり、福島県漁業の復興のためには、資源の持続性に加えて、水揚量と価格の関係を考慮した最適な漁獲圧を明らかにすることが必要である。

平成31年度の本課題では、ヒラメを対象として、産地市場における水揚量と価格の関係、漁獲努力量と費用の関係を資源量シミュレーションと組み合わせることで、利益を最大にしつつ資源が持続的となる最適な漁獲圧を明らかにした。最適化したシナリオでは、底びき網の努力量をゼロにする結果となったことから、単に利益最大化を目的とせず、各漁業における様々な漁獲戦略（例えば、震災前の6割の努力量、個別の漁業種類における利益最大化等）の下で、資源量や各漁業の利益がどのように変化するかを分析するアプローチが有効と考えられた。また、エゾアワビの資源状態の把握では、資源解析上の寿命を、今までに実施してきた年齢査定における最高齢の12歳として解析を行ってきた。しかし、試験操業ではそのサンプルよりも大きなアワビが漁獲されており、実際の寿命はさらに上にあると考えられことから、大型個体を中心としてサンプリングを行い、解析パラメータを更新する必要がある。さらに、震災前とは異なる漁場環境の下では、適切な資源管理をおこなうために迅速な資源状況の把握が求められている。実際に、いわき市内のアワビ漁場では、2020年に漁業者から資源の急激な減少が報告されたため、迅速な資源状

況の把握が必要とされた。

そこで、本研究では、(1) 福島県ヒラメ漁業を対象として各漁業が同じもしくは異なる漁獲戦略（例えば、震災前の 6 割の努力量）を採った際に資源量や各漁業の収益がどのように変化するかを明らかにし、操業再開後の資源管理方を検討すること、(2) 栽培対象種であるエゾアワビの現在の資源状態を資源量シミュレーションや CPUE 調査によって把握し、漁業再開後の適切な管理方を提言することを目的とする。

【研究方法】(1) ヒラメ漁業に関する研究の方法は次の通りである。福島県のヒラメ漁獲量の 9 割以上を占める底びき網漁業と刺し網漁業を対象とし、震災後の各漁業が震災前の 0 割から 20 割 (0 倍から 2 倍) の努力量で操業した際にヒラメ資源量や各漁業の収益がどのように変化するかをシミュレーションによって明らかにし、操業再開後の資源管理方を検討した。シミュレーションに用いた資源経済モデルは以下の手順で作成した。

【水揚量と価格の関係】 福島県の産地市場全体でのヒラメの漁業種別月別平均価格 (円/kg) の対数値を応答変数とした重回帰分析をおこない、AIC によるモデル選択を実施した。説明変数は、月 (1 月を基準 (=0) にしたときの各月の効果)、漁業種類 (刺し網を基準 (=0) としたときの底びき網の効果)、底びき網漁業の漁獲量 (kg)、刺し網漁業の漁獲量 (kg)、およびそれらの変数の組み合わせからなる 2 次の交互作用項とした。データには、福島県における 2000 年から 2009 年の月別漁業種別水揚量 (kg) および価格 (円/kg) を用いた。

【漁獲圧と費用の関係】 対象漁業の 1 か月の費用を変動費と固定費に分け、さらに変動費を漁獲量に比例する費用と努力量に比例する費用に分類し、漁獲量と漁獲努力量のそれぞれに比例して各費用が変化するように定式化した (Dochmont et al.(2010), Kompas et al.(2010))。公表される各種資料 (相馬原釜地域のがんばる漁業認定計画書 (http://www.fpo.jf-net.ne.jp/gyoumu/hojyogigyo/08hukkou/hukkou_gyogyo/nintei_file/R010724_hukusima_souma_okisoko.pdf))、福島県漁獲統計、2006~2010 年の漁業経営調査年報個人経営体刺し網経営 (3-5t)、2008 年漁業センサス、山口(1993))、操業日誌データおよび相馬双葉漁業協同組合へのヒアリングに基づき、費用の分類と数値の設定をおこなった。漁獲量に比例する費用に人件費 (または雇用労賃)、漁船・漁具費、販売経費 (または販売手数料)、その他経費を、漁獲努力量に比例する費用に燃油費 (または油費)、修繕費を、固定費に保険料、負債利子、公租公課 (または租税公課諸負担)、減価償却費を分類した。漁獲に比例する費用の合計金額を対象漁業の合計漁獲量で割ることで、単位漁獲量当たり費用とした。努力量に比例する費用を対象漁業の年間努力量で割り、合計漁獲量に占めるヒラメの割合で按分することで、ヒラメにかかる努力量に比例する費用とした。なお、刺し網に関しては年間費用に他漁業の費用が含まれると考えられた。そこで、操業日誌データに基づき、操業日数が最も多い漁業種類が刺し網である経営 (刺し網を主とする経営) の全操業日数に占める刺し網操業日数を按分率とした。そして、年間の費用に刺し網按分率をかけることで刺し網にかかる費用とし、これを費用の計算に用いた。

【資源動態モデルの作成】 漁獲量から漁獲尾数への年齢分解では、福島県の産地市場における月別漁業種別漁獲量データおよび体長組成データ (福島県水産資源研究所から提供) と、ヒラメ太平洋北部系群の雌雄別 Age-length key (水研機構水産資源研究所底魚資源部から提供) を用いて、震災前各月 (2000 年 7 月から 2010 年 6 月) の福島県の底びき網および刺し網によるヒラメの雌

雄別年齢別漁獲尾数を算出した。続く資源量推定では、「令和元（2019）年度ヒラメ太平洋北部系群の資源評価（以下、資源評価票）」（木所ら（2020））の補足資料 5 を参照し、2010 年の南部 3 県のヒラメ資源尾数に対して、南部 3 県（宮城県・福島県・茨城県）に対する福島県の漁獲量の比率（約 0.50）を乗じることで、推定期間の直後（2010 年 7 月）の福島県のヒラメ資源尾数を求めた。震災前各月の資源尾数および漁獲係数（以下 F）を、上記により求めた雌雄別年齢別漁獲尾数と 2010 年漁期当初における福島県のヒラメ資源尾数を用いて、Pope の近似式による後ろ向き計算で求めた。ただし各年漁期末の 5+歳の F は 4 歳の F と等しいものとした。福島県の底びき網漁業の曳網時間および刺し網漁業の反数データ（福島県水産資源研究所から提供）を努力量（以下、E）とし、 $F=qE$ と仮定することで震災前各月の漁具能率 q を推定した。将来予測に用いる資源動態モデルとして、毎月 F と自然死亡係数によって資源が減少する成長生残モデルを仮定し、漁期年当初（7 月）に一定の加入があるものとした。

[将来予測シミュレーション] 以上の水揚量と価格の関係、漁獲努力量と費用の関係、資源動態モデルを組み合わせた資源経済モデルを用いてシミュレーションを行った。底びき網と刺し網が震災前（2005 年 7 月から 2010 年 6 月の 5 年間）の平均努力量の 0 割（0 倍）から 20 割（2 倍）の範囲で操業するものとし、それぞれの E の組み合わせ（1 割刻みで $21 \times 21 =$ 全 441 通りのシナリオ）について検討を行った。将来予測における加入尾数は、3 通りのシナリオを設定した。まず、資源評価票の補足資料 5 を参照し、①2008 年から 2017 年における南部のヒラメ加入尾数の平均値（雌：983 千尾、雄：1440 千尾）に対して、南部 3 県（宮城県・福島県・茨城県）に対する福島県の漁獲量の比率（約 0.50）を乗じることで算出し適用した。ただし、震災後は震災前に比べてヒラメの加入が高水準であることから、加入が高水準でない場合、すなわち、②1990 年から 2017 年までの平均値、③1990 年から 2017 年までの中央値とした 2 通りのシナリオについても併せてシミュレーションを行った。シナリオごとに定めた E で漁獲を続けた場合の、平衡状態（100 年後）における資源量、漁獲量、漁獲金額、平均価格、費用、利益の推定値を比較・評価した。なお、ここでの利益は各漁業のヒラメによる利益の合計であり、他魚種の漁獲や他漁業の操業による利益は含まれていない点に留意が必要である。

（2）エゾアワビ漁業に関する分析方法は次の通りである。福島県いわき市のアワビ漁場の 1 つである下神白漁場において、2016 年に行われた漁業者による CPUE 調査を再度実施し、比較を行うことで、資源状況の把握を試みた。下神白漁場内の磯 A～C（図 1）に 2016 年と同じ漁業者を配置し、福島県漁業調整規則で定められた殻長 95mm 以上のアワビを約 20 個採捕するように依頼し、所要時間を記録した。その後、採捕した個数を所要時間で除して CPUE（個/分）を算出し、比較を行った。

資源解析上のパラメータを改善するため、大型個体を中心としたサンプリングを漁業者へ依頼した。入手したサンプルについて、殻皮を除去した際に表出する輪紋を用いた年齢査定を行った。また、大型個体では貝殻外縁部になるほど輪紋が不明瞭になることが多いため、不明瞭な部分については酸素安定同位体比分析により水温履歴を推定し、輪紋の計数と合わせて、年齢の推定を行った。

従来解析対象としてきた下神白漁場以外の 5 漁場（小浜、永崎、江名、豊間、薄磯）についても、Age-length key の作成に必要なデータが蓄積したため、全 6 漁場を解析対象とした。VPA により、2002～2010 年までの資源量を推定した。2011～2020 年までは震災により操業を自粛し、

種苗放流も中断していることから、漁獲係数と種苗放流数、天然個体の漁獲加入数について、現状に即したパラメータ（表 1 および表 2）を設定し、VPA の前進法によって震災後の資源動向をシミュレーションした。2021 年以降については、種苗放流数が 2022 年から震災前の水準に戻ると仮定した上で、漁獲係数を震災前の 10～100%まで 10 パターン設定し、資源動向のシミュレーションを行った。

2.令和 2 年度進捗状況・成果

（1）図 2 はヒラメ資源量の予測結果を示す。コンター図の X 軸（横軸）は底びき網の努力量 E の 2005-2009 年漁期平均に対する比率、Y 軸（縦軸）は刺し網の努力量 E の 2005-2009 年漁期平均に対する比率、Z 軸が資源量である。図中の赤線は底びき網と刺し網の E が震災前の 6 割の位置、濃い青線は震災前の 10 割（震災前と同水準）の位置をそれぞれ示している。水色の枠で囲まれた範囲は、資源量が震災前（2005-2009 年漁期の平均）以上となる刺し網と底びき網の E の組合せを示す。

どの加入の条件のシナリオでも、刺し網と底びき網の E が小さいほど（コンター図の左下ほど）資源量が大きかった（図 2）。資源量は①、②、③の順に大きく、加入尾数が多いほど資源量が大きかった。刺し網と底びき網の E が震災前の 6 割（ふくしま型漁業）のとき、いずれの加入条件でも資源量は震災前を上回ったが、両漁業の E が震災前と同水準のとき、加入尾数が少なくなる②と③では震災前よりも資源量が小さくなった。

図 3 は底びき網と刺し網の合計ヒラメ漁獲量の予測結果を示す。どの加入条件のシナリオでも、刺し網の E が震災前と同水準、底びき網の E が震災前の 0 割でほぼ最大の漁獲量が得られる結果となった。加入尾数の条件が①のとき、震災前の 6 割および震災前と同水準の E を含む多くの E の組合せで、震災前以上の漁獲量となった。②の条件では、震災前の 6 割および同水準の E で震災前の 8 割の漁獲量を超えた。加入尾数が少ない③の条件では震災前の 6 割の E で震災前のほぼ 8 割の漁獲量となった一方、震災前と同水準の E では震災前の 8 割の漁獲量を大きく下回った。

図 4 は底びき網と刺し網の合計水揚金額の予測結果を示す。どの加入条件のシナリオでも刺し網の E が震災前の 15 割、底びき網の E が震災前の 1 割で水揚金額がほぼ最大となった。加入の条件が①と②では、両漁業の E が震災前の 6 割と同水準のどちらでも震災前以上の水揚金額が得られる結果となった。加入尾数が少ない③のとき、両漁業の E が震災前の 6 割と同水準の両方で、水揚金額が震災前の 8 割以上、10 割未満となった。

図 5 は底びき網における利益の予測結果を示す。加入尾数が少ない②と③では、両漁業の E が震災前の 6 割と同水準のどちらでも、底びき網の利益は①の条件に比べ減少した。加入尾数の条件が①のとき、底びき網の利益は、両漁業の E が震災前の 6 割と同水準のときを含む 240 百万円の等高線で囲まれた範囲で最大となった。つまり、刺し網が一定程度操業することで底びき網の利益が最大化されていた（これは次のように説明される。刺し網の操業により漁獲圧が上昇し資源量が減少した。資源量の減少により底びき網の漁獲量も減少したが、漁獲量と価格の関係により、漁獲量の減少がそれを補う価格の上昇をもたらしたため、水揚金額はあまり変わらなかった。漁獲量の減少は価格の上昇と同時に費用（特に、漁獲量に比例する費用）の減少につながった。以上の仕組みにより、刺し網が全く操業しない状態よりもある程度操業する状態の方が、水揚金額は変わらず費用が減少したため、利益は増加した）。

図 6 は刺し網における利益の予測結果を示す。加入条件が悪化するほど、刺し網の利益は減少した。刺し網では価格が漁獲量の影響を受けにくいいため、漁獲量の減少とともに水揚金額は減少し、利益も減少した。両漁業の E が震災前の 6 割のとき、どの加入条件でも刺し網の利益は震災前以上となった。両漁業の E が震災前と同水準のとき、加入の条件が①と②では刺し網の利益が震災前以上となったが、③では震災前の 8 割以上 10 割未満となった。

図 7 は、資源量、全体の漁獲量・水揚金額および各漁業の利益が震災前以上となる E の組合せを水色で塗りつぶして表示した結果である。Z 軸は資源量である。加入尾数が多い①の条件では、各変数が震災前以上となる E の組合せが広い範囲で存在するが、加入尾数が少ない②、さらに少ない③では存在しなかった。

図 8 は、資源量、全体の漁獲量・水揚金額および各漁業の利益が震災前の 8 割以上となる E の組合せを黄色で塗りつぶして表示した結果である。Z 軸は資源量である。どの加入の条件でも各変数が震災前の 8 割以上となる E の組合せが存在していた。ただし、加入の条件が悪化するにつれてその範囲は狭まった。③の条件では、両漁業の努力量が震災前の 6 割のときは各変数が震災前の 8 割以上となる範囲から外れたが、そのごく近傍であった。

(2) 下神白漁場の磯 A～C で CPUE 調査を行ったところ、磯 A と B では 2016 年とほぼ同じ CPUE となったものの、磯 C においては 3.0 個/分→1.2 個/分と CPUE が大きく低下していた(図 9)。漁業者からの聞き取りでは、磯 C では試験操業においてもよく利用している地点とのことから、試験操業という弱い漁獲圧においても、局所的な資源は影響を受けると考えられた。

大型個体のサンプルとして、殻長 156.4～175.5mm までの計 5 個体を入手した。年齢査定を行った結果、5 個体中 4 個体で輪紋が不明瞭な箇所があり、査定が出来ず、査定が出来た 1 個体については 6 歳(殻長 157.1mm)と読み取れた。サンプルの中で殻長が最大だった 175.5mm の個体の外縁部およそ 60mm を対象として、約 2mm 間隔で酸素安定同位体比分析用試料を採取し、水温履歴の推定を行った。結果、輪紋が不明瞭な箇所においても、水温周期が認められ、輪紋が不明瞭な大型個体においては、輪紋の計数のみでは年齢を過少評価する可能性があると考えられた(図 10、図 11)。外縁部においては、成長が停滞する低水温の時期を捉えきれていない可能性があり、正確な水温周期の把握には、より狭い間隔での試料採取が必要と考えられた。当初は輪紋の計数と、水温周期の数を足し合わせることで、年齢を明らかにする予定だったが、今回分析したサンプルにおいては若齢部分にも、輪紋が不明瞭な箇所があり、年齢を推定できなかった。輪紋が読めなかった若齢部分の大きさは約 138mm で概ね 5～8 歳であり、水温の周期については少なくとも 4 つみとめられたことから、9～12 歳+ α であると考えられた。今回の調査では既知の最高齢 12 歳を更新できなかったため、資源解析上の寿命は 12 歳のまま行った。

VPA による資源量推定の結果、震災以前はいずれの漁場も資源は減少傾向と推定された(図 12)。震災のあった 2011 年以降は、操業自粛による漁獲圧の低下により資源は震災前平均を上回るが、それ以降は種苗放流の中断と放流数の減少を受け、横ばいもしくは微減傾向で推移すると推定された(図 12)。2021 年以降の漁獲係数別の試算では、放流資源の加入が少ない期間(2021～2023 年)はいずれの漁獲圧においても資源は減少するが、放流資源の加入が従前の戻る 2024 年以降はいずれの漁獲係数においても、資源は増加傾向になるとの試算結果になった(図 12)。このことから、福島県のアワビ漁業再開には種苗放流の早期再開が必要との試算結果になった。

3.今後の課題

(1) 分析の結果、資源量は加入の条件が悪化するほど減少した。底びき網と刺し網の努力量が震災前の6割（ふくしま型漁業）では、加入尾数がやや少ない条件（②）でも合計の漁獲量が震災前の8割以上、合計の水揚金額と各漁業の利益が震災前以上となった。以上のことから、ふくしま型漁業の目標（震災前の6割の努力量で8割の漁獲量）は実現可能であり、かつ、水揚金額や各漁業の利益の側面からも妥当な目標と考えられた。

資源量、全体の漁獲量と水揚金額、各漁業の利益が震災前以上となる底びき網と差し網のEの組合せは、加入が悪化すると消失した。したがって、加入が悪化すれば、震災前と同水準以上の漁獲量や利益を得ることは難しいと予測された。しかし、震災前の8割以上となる底びき網と刺し網のEの組合せは加入が少ない③の条件でも存在した。ふくしま型漁業は加入が厳しい条件（③）でも各変数が震災前の8割以上となる範囲の近傍にあり、加入の悪化にも頑健な可能性が考えられた。

漁獲量、水揚金額、各漁業の利益が震災前の8割以上になるEの組合せは、『底びき網・刺し網ともに6割』の他にも様々存在すると予測された。現地の漁業管理における操業計画は、ヒラメだけではなく他魚種も含めた資源管理および漁業経営の中で検討することが必要と考えられる。したがって、以上の結果は今後の福島県ヒラメ漁業の資源管理に有用な知見を提供するものと期待される。

(2) エゾアワビの分析における今後の課題として、大型個体の年齢を正確に把握するためには、貝殻全体を対象とした酸素安定同位体比分析による水温履歴の推定が必要である。

【付記】

ヒラメの分析は福島県水産資源研究所および福島県水産海洋研究センターと実施した「福島県漁業における産地市場の需要、漁獲に伴う費用および資源の持続性に関する共同研究」の成果である。

引用文献

Dochmont CM. et al. (2010) On implementing maximum economic yield in commercial fisheries. PNAS, 107(1), pp.16-21.

Kompas T. et al. (2010) Maximizing profits and conserving stocks in the Australian Northern Prawn Fishery. The American Journal of Agricultural and Resource Economics, 54, pp.281-299.

木所英昭ら（2020）令和元(2019)年度ヒラメ太平洋北部系群の資源評価. 水産研究・教育機構.

山口由二（1993）沿岸域における固定式刺網漁業の操業実態とその漁業管理に関する研究. 博士論文, 東京水産大学.

図表

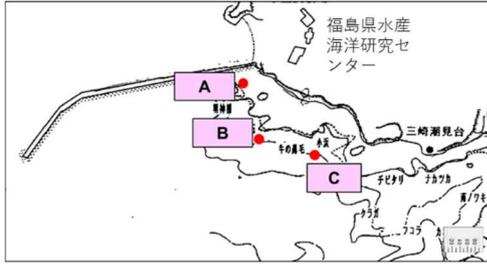


図 1 下神白漁場の CPUE 調査地点

表 1 資源解析上の加入に関する条件設定

天然・放流	対象期間	加入個体数
共通	全期間	解析上では3歳以上を対象としているため、便宜上3歳を加入年齢とした。
天然	全期間	2002～2010年における3歳個体の資源量の平均値
放流	全期間	1歳の種苗を放流し、2年後に3歳個体として加入するものとした。
	2013～2014年	2011～2012年は放流が中断していたため加入個体数も0
	2015～2023年 2024年以降	2013～2021年までの放流数は震災前の約10分の1のため加入個体数も震災前平均の10分の1 2022年から放流数が震災前と同水準に戻ると仮定し、震災前の加入個体数の平均値

表 2 資源解析上の漁獲係数に関する条件設定

対象期間	漁獲係数 (F)
2011～2013年	漁獲がなかったため0
2014～2020年	漁獲物の大型化が認められたため、7歳以上の個体のみに震災前の10%のFがかかると仮定
2021年以降	Fを震災前の10～100%まで10段階で設定

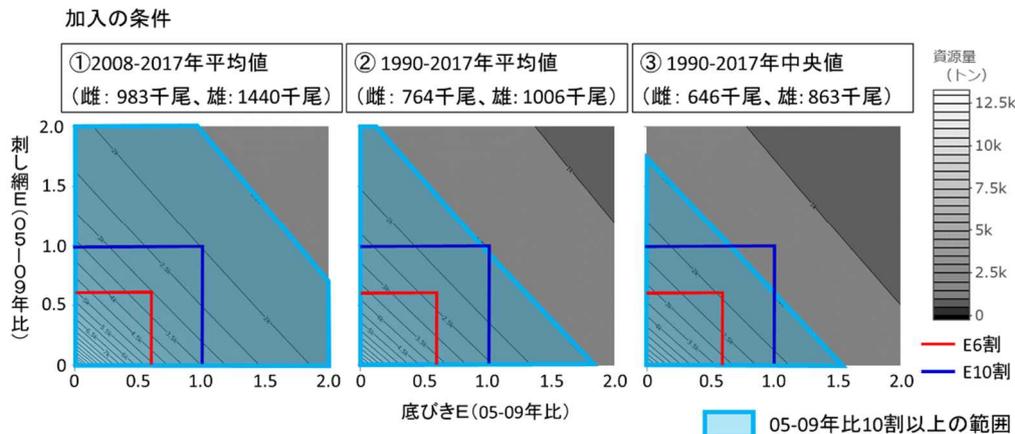


図 2 加入尾数の条件別の福島県におけるヒラメ資源量の予測結果

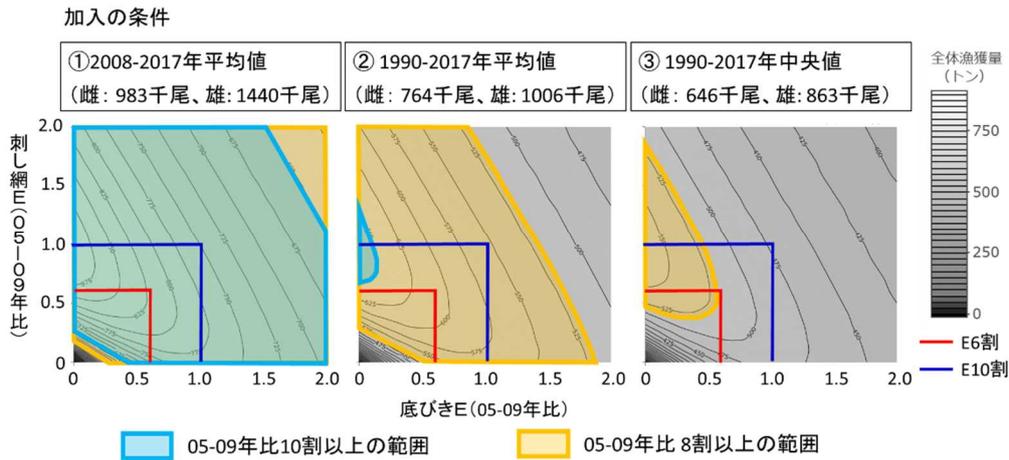


図 3 加入尾数の条件別の底びき網と刺し網の合計漁獲量の予測結果

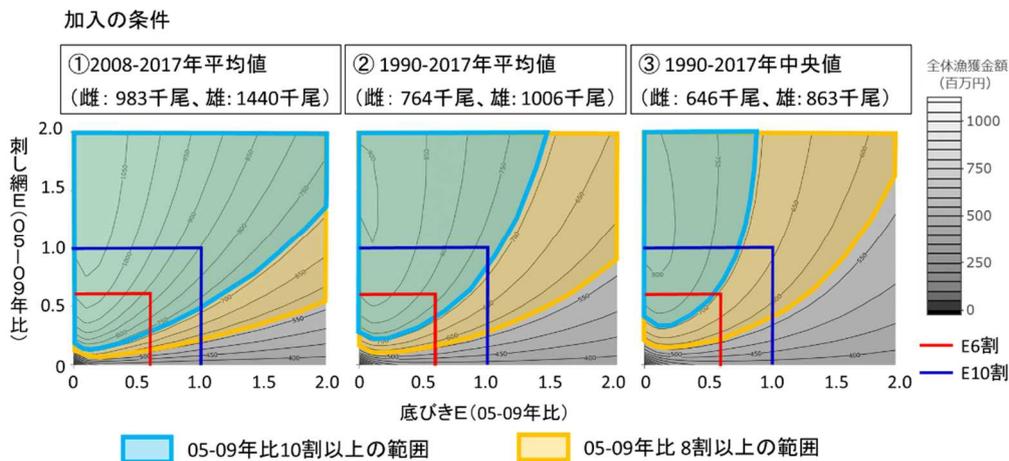


図 4 加入尾数の条件別の底びき網と刺し網の合計水揚金額の予測結果

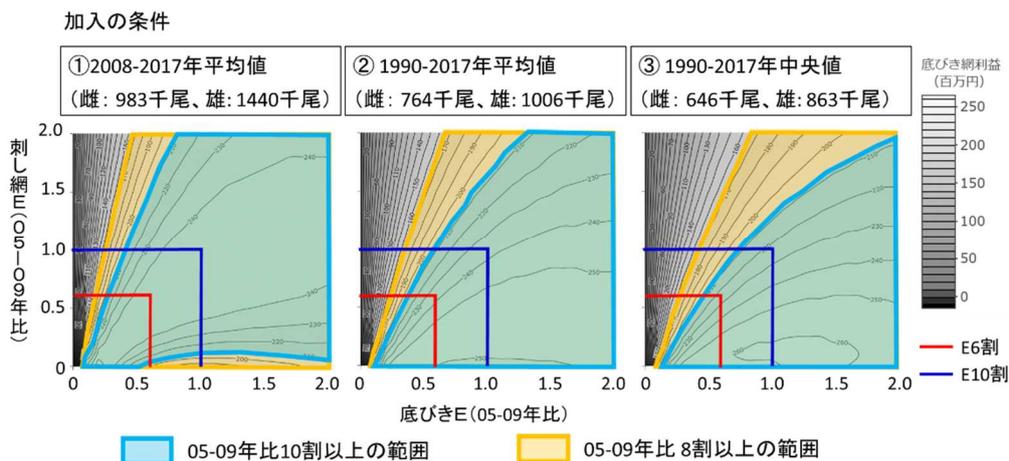


図 5 加入尾数の条件別の底びき網における利益の予測結果

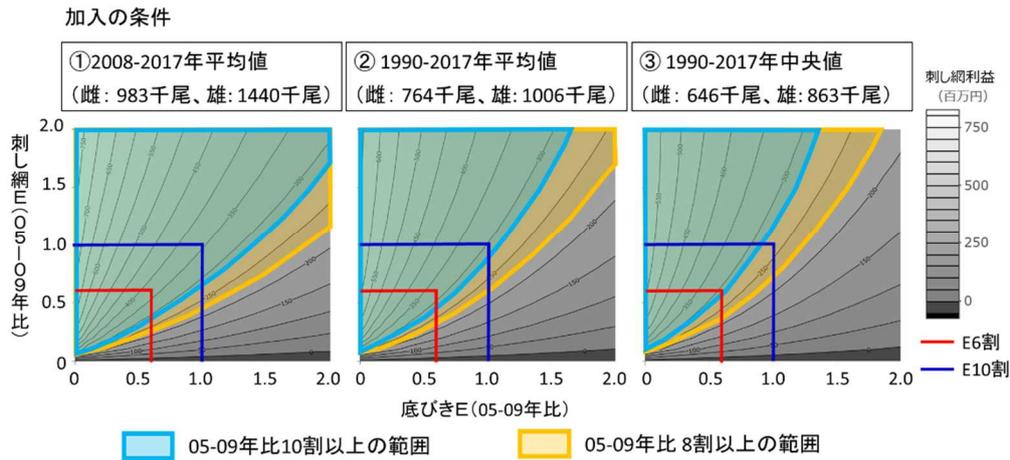


図 6 加入尾数の条件別の刺し網における利益の予測結果

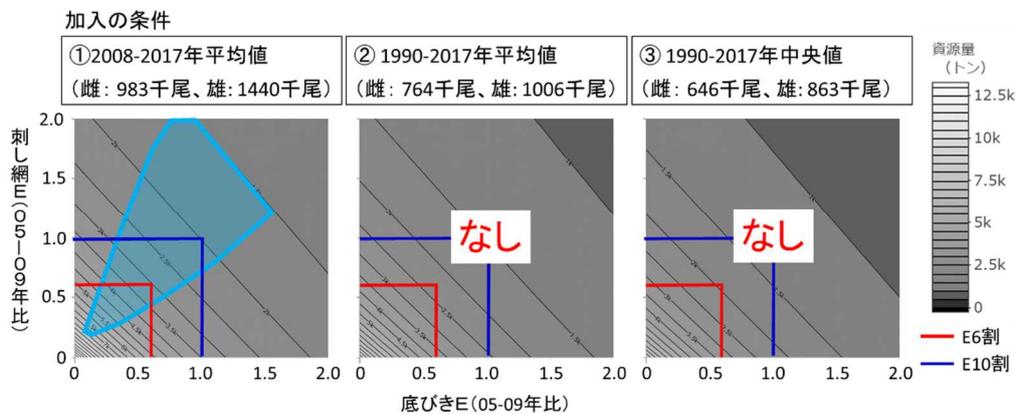


図 7 資源量、全体の漁獲量・水揚金額および各漁業の利益が震災前比 10 割以上となる E の組合せ

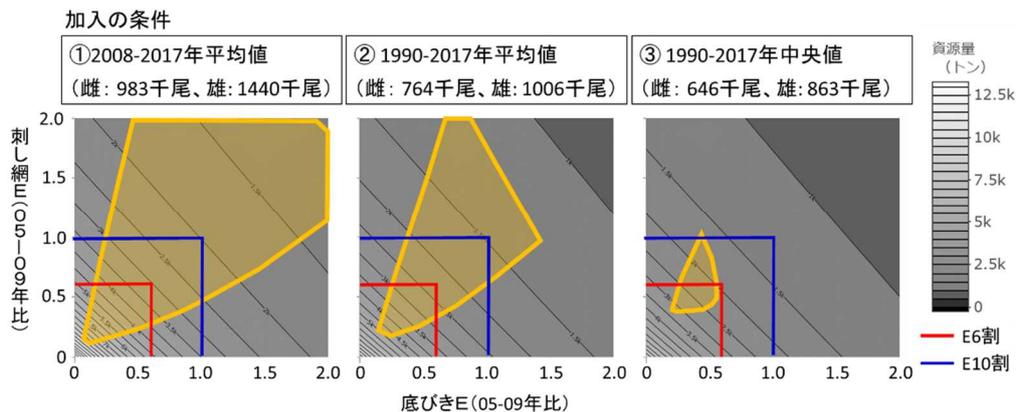


図 8 資源量、全体の漁獲量・水揚金額および各漁業の利益が震災前比 8 割以上となる E の組合せ

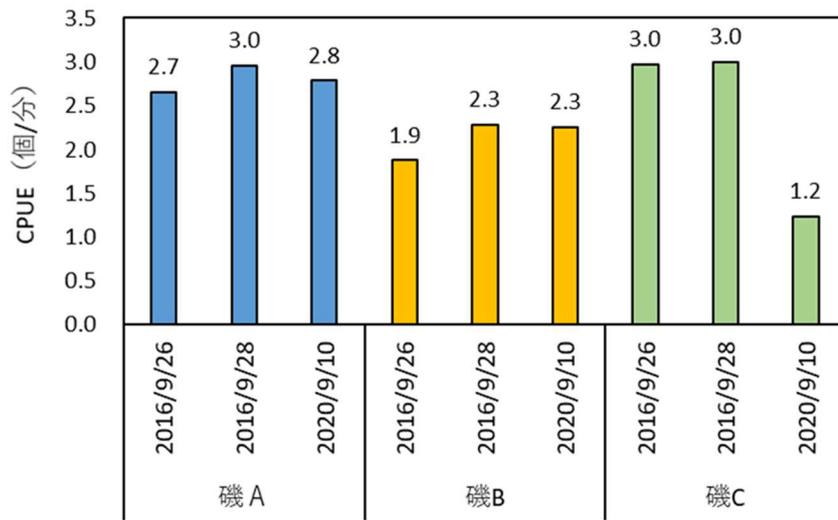


図 9 CPUE 調査結果

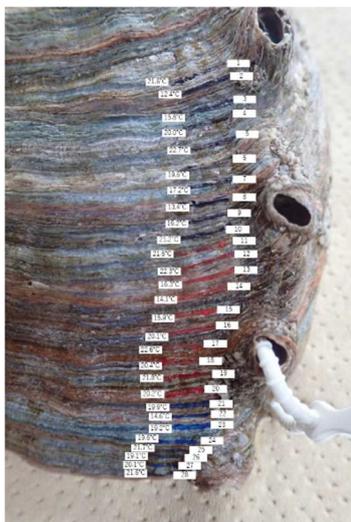


図 10 酸素安定同位体比分析試料採取位置と推定水温の関係

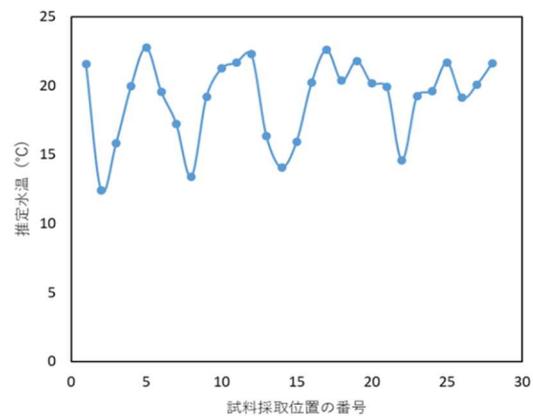


図 11 推定した水温履歴

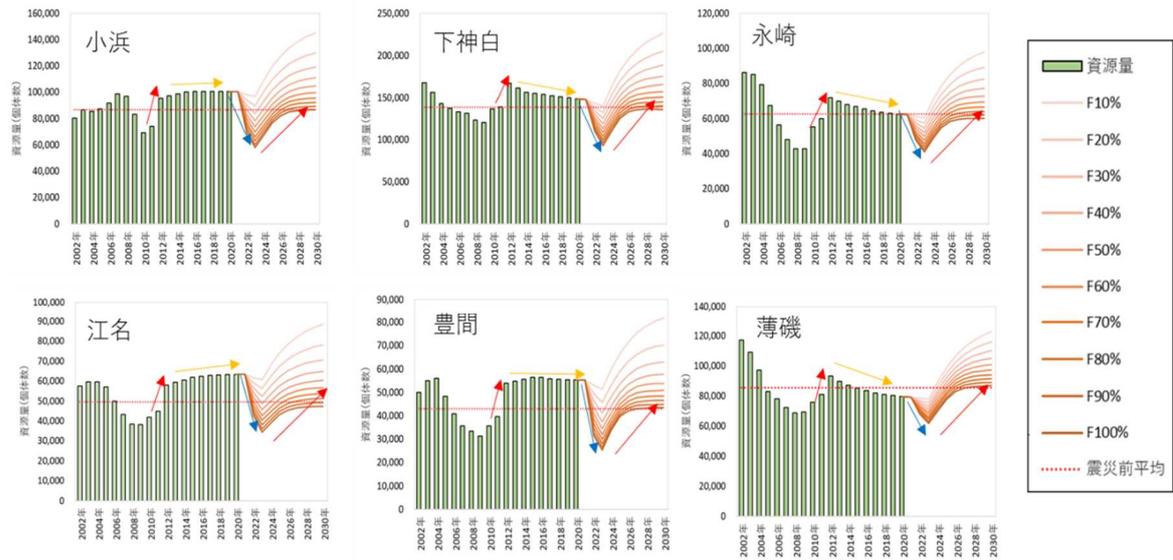


図 12 6 漁場における資源量シミュレーション結果

3. 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総合研究	
課題番号 3-3	課題名：産地から消費地までの福島県産水産物需要と対策に関する研究
研究機関・研究グループ名	水産技術研究所 養殖部門 養殖経営・経済室 ¹ 水産資源研究所 水産資源研究センター 社会・生態系システム部 漁業管理グループ ² 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 ³
担当者職名・担当者名	主幹研究員・宮田勉 ¹ 、研究員・神山龍太郎 ² 、グループ長・石原賢司 ³ 、主任研究員・村田裕子 ³ 、主任研究員・今村伸太郎 ³ 、主任研究員・木宮隆 ³ 、研究員・世古卓也 ³

1. 研究内容及び方法

不均一に存在する風評被害の無い・少ない販路を活かすことによる販路確保・拡大戦略や課題を解明、また競争力強化のための差別化要素を明確にするために、(1) 産地仲卸売業者・加工業者等に、選択的出荷の実態や課題等について、パイロット調査を経て、構造化面接法により情報を収集した。(2) 同上の調査対象及び消費地流通関係者に、ヒラメの流通実態等について非構造化面接法により情報を収集、解析した。また、体長規制によって価格がどのように変化したのか推計するために、福島県水産試験場報告書の価格と全長の関係式、既存資料や福島県水産資源研究所からの聞き取り調査結果を利用した。なお、この推計には震災前後に変化したとされる鮮度の要因は含まれていない。(3) 風評被害に対する生活者意識調査をWebで実施した(手法については以下で説明)。(4) 訴求力に関する情報及びデータについて、成分分析(組成や成分の多寡)を実施した。

福島県産カツオの新たなフードシステムを構築するための差別化要素や課題を明確にするために、(5) 東日本のカツオ主要産地の卸売業者等に対して、半構造化面接方法によって、SWOT(強み・弱み・機会・脅威)等について情報を収集、福島県の産地市場と比較分析した。(6) 高品質加工製造のための品質評価(鮮度、衛生等)に関する聞き取り調査を行った。

2. 令和2年度進捗状況・成果

(1) 産地仲卸売業者・加工業者等の選択的出荷の実態や課題等について

これまでの研究結果のとおり、風評被害が弱い消費地やチャネル(業態)があることが以下の1)のとおり分かっている。そこで、今年度は産地側において、出荷先の業態や地域を選択して出荷しているのかについて調査を実施した。福島県内仲卸売業者・加工業者8社、福島県水産資源研究所、福島市公設地方卸売市場において、構造化面接法によって調査を行った。

1) 不均一に存在する風評被害の実態(H29～R1の結果)

給食関係は福島県内外で風評被害があるが、福島県内のその他の業態は風評被害がほとんどない(表1)。

福島県産水産物の主要流通先である首都圏においては、大手スーパーマーケットでは風評被害

が強く、中小のスーパーマーケットでは風評被害が弱く、すなわち後者の販路回復の可能性が示唆された（表1）。そして、大手スーパーマーケットが福島県産水産物の取扱を始めれば販路は回復するといった意見が多くあった（他のスーパーマーケットが追随する）。なお、現在、イオンの「福島鮮魚便」が継続・拡大しており、風評被害の緩和に貢献していると推察された。

外食業や鮮魚店、県別で産地表示されることが少ない加工原料（国産の産地表示など）は風評被害が比較的弱く、販路回復の可能性が示唆された（表1）。

2) 選択的出荷の実態

産地仲卸売業者からの聞き取り調査結果から、福島県産主要水産物、主に底曳き網漁業や刺網漁業によって漁獲される福島県産魚介類は、産地市場（卸売業者）、産地仲卸売業者、消費地卸売市場（卸売業者）、消費地仲卸売業者の順序で流れる、震災前と同じ一般的な流通が現状でも続いていた。2010年の福島県海面漁業生産額に対する2019年の生産額比は25%程度であり（福島県海面漁業漁獲高統計、属地）、出荷金額（量）が少ないことなどが起因して、市場を経由しない新たな取引、つまり選択的出荷が増えていなかった。この出荷量以外の理由として、聞取調査内容を分析した結果によると以下の要因があった。

- ①水産物生産量の減少によって輸送業者が減少し、また複数の消費地向けトラック1台分の荷が集まらず、大都市への流通は産地―首都圏の流通経路のみが直送で、豊洲市場への荷の集中度合いが高まった（表2c, e）。そして、そこから仕分けされて他の消費地に輸送され、上場日が1日遅れたうえに送料が上乗せされて価格が高くなるので、流通経路が限定された。
- ②震災前、福島県は首都圏から見たら比較的近く、供給量の多い鮮魚・活魚産地であった。川下側はロスを最小にしたいため当用買い（今必要な分だけ買う）を選好し、その意味において福島県は川下側からすると便の良い市場であったが、つまり川下がほしいときに必要量供給できたが（表2f, g）、水揚げ時間が遅くなり、情報流通が他産地より遅れることから（消費地側から既に他産地に頼んだ後の情報提供）、また週2日（8回/月）で、首都圏の実需者が求める荷を毎日有していないことから、三陸地域（あるいは北海道）との差別化要素を失った。
- ③消費地市場では、どこの産地からどの程度入荷するか前日に把握する。その量が既に需要量を満たしているならば、他の産地よりセリ時間が遅い福島県の仲卸売業者は値崩れも覚悟で上場することになり（実質の購入者がいない）、実際はそのようなことはできず、（条件を下げて）他の市場を探すことになる（表2d）。このようにして販路が限定されることとなる。

さらに、「他の産地に水揚げが少ないときは福島県産水産物でも売れる」「売れるには売れている。」（表2a, b）の理由を考察する。特に首都圏である魚介類が不足したとすると、①首都圏でだけで捌くことができる、②需要過多なので出荷すれば売れる、③需要過多なので値崩れもしない、のようにネガティブ要素が解消されて売れることになる。また、bの仲卸売業者はやや値を下げれば売れるとしており（ただし北海道産より高い値）、これは生産量が震災前の25%であるので、産地の価格をやや引き下げれば出荷できることを意味し、これが100%となるとやや価格を引き下げても出荷できないことになる。これらのことから、選択的出荷や新たな販路の開拓の必要性

は低く、最終的に震災前のように首都圏の消費地市場が主な出荷先となっていた。

表1のとおり、福島県産水産物を受け入れてくれる顕在・潜在的な買い手が存在することから、現状より生産量を増やす政策が正しいのであろうか、すなわち本操業に移行して問題は生じないのであろうか、その点についてこれまでの調査結果を以下で考察する。

3) 本操業に向けての課題

本操業による生産量の増加によって、2) 選択的出荷の実態の①は緩やかに改善し、②も改善、③は日帰り操業などを元の操業方法に戻すのであれば改善すると推察される。また、「全国展開する大手量販店において、【中略】意識的に福島県産水産物を購入しているが、福島県産水産物の市場入荷量が少なく、したがって、当該量販店では十分に福島県産水産物が扱えていないとのことであった。また、両量販店とも、販売前には放射能の自主検査をして品質保証をしており、このことが反映してか、放射能に対する消費者の風評被害は低減しているとのことであった。」(H30年度報告書課題3-3)という結果であり、このような実需者への販路が拡大できる。さらに、本操業によって日帰り操業制限が解除され、表2dの水揚げ時間も改善され、産地-消費地の情報流通も改善する。

ただし、本操業はこのようなポジティブな影響だけではない。首都圏の消費地市場では「福島県産水産物と競合する魚種を他産地が上場すると、福島県産水産物は買手がなかなか現れず、最終的には安い値段で販売されている。」(H29年度報告書課題3-3)。さらに、表1で述べたとおり、外食での風評被害が少なく、この業態への流通量はそれなりにあったが、コロナ禍によって、その需要が激減している。また、報道がなされているとおり、他の産地でもコロナ禍の影響を受けて、水産物流通が滞る問題が起こっている。つまり、現状では多くの水産物が供給過多な状況になっている。このことから、もし福島県産魚介類をこれまで以上に上場するならば、人気のある産地から魚介類は売れ、福島県産はさらなる価格低下を引き起こすか、出荷先が見つけられない状況が生じることが予想される。

さらに、本操業によって生じる問題がある。表3aのとおり、ポジティブな回答をした業者もあったが、いわき地域では、労働不足、設備投資リスク、販路開拓の時間的ラグなどの指摘があった(表3b, c)。工業統計「その他の水産食料品製造業」によると(従業員4名以上が対象、純粋な鮮魚出荷業者は含まれない)、2018年の従業員数は2010年と比較して61%にまで減少している。また、いわき地域の水産加工業兼鮮魚出荷業者は、雇用も設備も最低限にして営業していることから、経営者は非常に忙しい状況下にあるとのことであった(聞き取り調査結果)。すなわち、急激に漁獲量が増えた場合、販路開拓が追いつかないという意見であった。

これらのことから、本操業によって、段階的な生産量の増加、安定した価格を如何にして構築するか、これが今後の産地に課せられた課題である。具体的な方策例としては、現在の試験操業をベースとした制限の緩和、例えば、日帰り操業以外の操業も認める、操業日数や隻数の段階的な増加などである。

(2) ヒラメの流通実態等について

いわき地域の仲卸売業者によると、震災前と比較して、現在は全て日帰り操業になっており、ヒラメなどの品質が向上した。また、震災後に50cmの自主規制によってサイズが大きくなり価格

が向上した。そして、1.5～2kg/尾のヒラメが最も高く、その価格は平均で1,000円/kg程度であるとのことであった。5kg/尾だとベストサイズの半額、500円/kg程度になるとのことであった。これらのことから、鮮度や体長規制による要因が、震災前後の価格に影響を及ぼしていると推察された。

1) 結果

福島県水産試験場で推計した価格と全長の関係式を用いて計算したところ(實松ほか2017)(図1)、2010年のヒラメの平均全長は約40cm(栗田ほか2011)で、価格は916円/kg、2020年のヒラメの平均全長は約60cm(福島県水産資源研究所聞き取り結果)で価格は1,555円/kgとなった。価格は年によって、月によって変動するが、この式からは約60cm/尾の価格は約40cm/尾の価格より1.7倍高いことが推計された。

さらに、2020年に漁獲されているヒラメのほとんどは雌であり(福島県水産資源研究所聞き取り結果)、そのうえで太平洋北部系群(宮城～茨城県)の雌の全長と体重の関係式(Yoneda et al. 2007)で60cm/尾の重量を推計すると2.51kgとなった。この式から最も売れ筋である1.75kg(1.5～2kgの平均値)を推計すると約53.6cm/尾(雌)となり、現状の漁獲サイズはやや大きい可能性があることが推察された。

2019年の福島県産ヒラメ生産量は、2006年と同程度、2003年～2005年より高い水準であり、近年では比較的生産量の多かった2010年の74%にまで回復した(図2)。そして、福島県産ヒラメ価格は、震災前も震災後も、全国ヒラメ価格をやや下回る状況であった。しかし、この価格に上記の計算式から推計された1/1.7を乗じた震災後の価格、すなわち漁獲サイズ規制による効果を簡易的に除いた価格は大きく低下し、2018年の価格は2010年の価格の58%であった。

2) 考察

震災後の体長規制や鮮度の影響を勘案しない価格は、徐々に全国平均価格に近づき、2018年の価格は震災前の価格水準に回復した(図2)。そして、この体長規制の影響を反映した推計価格を概観すると、全国平均価格を大きく下回っていた。しかし、R1年度報告書課題3-3のとおり、このような体長規制をしていない他の魚類の価格も概ね震災前の価格に戻っており、この1/1.7の価格は過小評価の可能性がある。一方で、他の魚類の市場流通量は震災前と比較して、大きく下回っている魚類が多く、このことから、平均体長60cmという他の産地では供給できないサイズ、すなわち差別化要素が福島県産ヒラメに付帯されたことから、他の魚類と異なり、流通量がかなり回復したと推察された(図2)。このことから、他の魚類についても、他産地では供給できないような差別化要素を如何にして形成するかが、流通量回復の重要な要素と推察された。このことは、表2fの「どこでも水揚げされる魚介類は、わざわざ福島県産を買ってはくれない」の結果にも裏付けられている。

(3) 風評被害の状況把握と福島県産魚介類プロモーションの価値推計

福島県産魚介類に対する消費者の風評被害が、漁場が近い/入会していた、なおかつ風評被害がほとんどなくなりつつある宮城県産や茨城県産とどの程度の差異があるのか明確にするために本調査を行った。さらに、上述の(1)のとおり、「大手スーパーマーケットが福島県産水産物の取扱を始めれば販路は回復する」といった意見が多くあった(他のスーパーマーケットが追随する)。

現在、イオンの「福島鮮魚便」が継続・拡大しており、風評被害の緩和に貢献していると推察されたので、このプロモーションがどの程度価格（風評被害緩和）に反映されるか、マダラを対象に Web 消費者調査及び分析を行った。

1) 材料と方法

①試料は、宮城県石巻 or 塩釜産、福島県相馬 or いわき or 常磐産、茨城県常磐 or 波崎産の切り身のマダラとした。そして、各産地産マダラに対する支払意思額の差異を分析した。

なお、原産地表示方法は原則海域名を示すこととなっており、福島県沖（200 海里内）の場合は「福島県」あるいは福島県＋漁港名等となることからこの表記とした。

②次に、「福島鮮魚便」の売場の写真を示して、①と同じ調査を行った。

③そして、この①と②の差異を分析し、「福島鮮魚便」の価値（消費者の支払意思額）推計を行った。

④調査は 2020 年 12 月に行った。北海道、東北、関東、中部、近畿、中四、四国、九州・沖縄地域の人口統計の比率に応じて、また性別や年齢も人口統計に応じて、そしてマダラを食べることのできる回答者を 4,000 名分（有効回答）収集した。

⑤分析手法は Uchida et al. 2014 を援用し、ミックスロジットモデル（ランダムパラメーターロジットモデル）で分析を行った。また、支払意思額（Willingness To Pay, WTP）は、推計モデルの係数を用いた推定値ではなく、直接推計した（Hole & Kolstad 2012）（本報告ではこの結果を用いた）。

2) 結果

①の結果：福島県産マダラの WTP は、宮城県産より 3%、茨城県産より 15%低く評価されたが、国産価格との差異はなかった（福島県産の係数に統計的有意差はなかった）。その一方で、福島県・相馬産の WTP は国産より -34%、福島県・いわき産は国産より -17%の評価、福島県・常磐産は国産より -9%となった。本実験と類似する 2015 年に実験を実施した Wakamatsu and Miyata (2017) の分析結果（相互効果無しモデル）では、福島県・相馬産の WTP は国産より -71%、福島県・いわき産は -55%、福島県・常磐は -57 であり、そして福島県産は -63%であった（Wakamatsu & Miyata 2017）。これらのことから、先行研究の実施から 5 年間が経過し、全体的には風評被害は緩和しているが、特に福島県産魚介類の風評被害は著しく緩和した。

③の結果：「福島鮮魚便」の売場を示すことによって、福島県産は WTP が 4.3%上昇した。宮城県石巻を除き、その他の県や産地の WTP の変化はほとんどなかった。理由は不明であるが宮城県石巻の WTP4.8%上昇した。また、ベースとなっている国産の WTP が 13.5%上昇した。

この上昇要因とし、福島鮮魚便をみて、30%回答者は「おいしそう」（複数回答可）、54%は「新鮮そう」、7%は「安そう」、37%は「被災地の復興に貢献できそう」、9%は「安全そう」、17%は「特に何も感じない」という回答であった。

3) 考察

先行研究の 2015 年の実験では、宮城県、福島県、茨城県産マダラの WTP は国産と比較してマイナスで、国産よりかなり低く評価されていたことから（Wakamatsu & Miyata 2017）、また、同実験で各県産マダラの購買を拒否する割合が 3 弱あったことから（Miyata & Wakamatsu 2018）、今回の結果では、宮城県や茨城県も含めて、特に福島県産魚介類の風評被害はかなり緩和した。その一

方で、相馬やいわきなどの産地は、まだ風評被害が残っていた。「福島鮮魚便」に見られるように、また有名アイドルグループのレギュラー番組で定期的に福島の農業や人々が紹介され、さらに多くのプロモーション等で“福島”“ふくしま”“ふくしまプライド”などが全面に押し出されている。これらのことから、“福島”の風評被害が明確に低下し、相馬やいわきなどの風評被害はやや緩和しつつも残留したと推察された。

「福島鮮魚便」のプロモーション効果は、福島県産に対して4.3%改善、またベースである国産マダラのWTPも13.5%改善し（このプロモーションを実施している棚全体が恩恵を受けることができる）、福島県産マダラのWTPは合計で17.8%の改善となった。このように「福島鮮魚便」はプラス効果となったことから、この取組が継続されることによってさらなる消費者意識の改善が図れる可能性が示唆された。つまり、このようなポジティブな印象を与えること（好ましいことの再認）を繰り返すことによって、消費者は“福島”に親しみを感じることができ（宮田2010）、風評被害が低減すると推察された。このことから、この取組は効果があり、今後とも継続及び店舗の拡大を期待したい。

（4）福島県産主要水産物の成分分析：競争力強化に向けて訴求力を明確化

従来、常磐沖で漁獲される魚介類を常磐ものおよび、市場で高値で取引されていた。福島県やいわき市は常磐もののブランドを活かす取り組みを行っている。しかしながら、常磐ものの特徴・強みなどは必ずしも明らかにされていない。そこで、福島県に水揚げされる沿岸魚介類について、主として食品成分・機能性成分面から分析を行い、成分の季節変動等、福島の常磐もの特性を福島県海洋水産研究センターと共同で調査することとした。

1) 材料と方法

福島県のいわき地方、相馬地方にて聞き取り等の予備調査を行い、調査対象魚種としてサワラ、ヒラメ、マアナゴを選択した。サワラは、元々は西日本で多く漁獲され、食文化もあり、成分等の研究も進んでいるが、福島県では近年になって漁獲が増えてきたもので、成分変動等のデータがほぼない状態であるため選択した。ヒラメは、福島県が推している魚種であり、現在は50cm以上の漁獲自主規制がされているため他県産とは大きさに差がある。そのため、魚体の大きさと品質の関係が明らかに出来る可能性があるため選択した。マアナゴは、聞き取りにより漁獲量が多く、また大型の魚体が多いことが特徴と考えられたため選択した。それぞれについて、一般成分・脂肪酸組成等や、簡易食味試験、価格の聞き取り調査などを行い、差別化、高付加価値化の可能性を検討した。

2) 結果

サワラ：10月（10尾）、11月（11尾）、12月（4尾）サンプリングをした。一般成分を見ると（図3）、脂質含量が11月に高く、12月には低下した。魚体サイズは10～12月にかけて大型化していった。機能成分の一つDHAも11月に最大値を示した。

ヒラメ：10～12月にかけて25尾サンプリングをした。サイズは45～87cm、1～7kgと大型のものを中心としたものであった。価値が高いと考えられたエンガワの重量は、ヒラメの大きさにかかわらず体重あたりではほぼ一定の割合であった（図4）。また、簡易食味試験の結果、60cmを越える大型のヒラメは食味が劣る可能性が見いだされた。

マアナゴ：マアナゴは、漁港における聞き取り調査の結果、サイズは大中小に分かれ、中サイズ（30cm程度）が最も価値が高く1000円/kg程度で、大型のものはその7割程度の価格で、小型のマアナゴが最も価値が低く、数百円/kg程度であるとのことであった。

3) 考察

サワラは、西日本では旬（≒脂ののり）は冬期（12月以降）とされている。一方で、福島県のサワラは11月に最も脂肪含量が高かったため、旬は11月である可能性がある。今回は12月のサンプルが4尾と少なく、また単年度の分析のため確定的なことは言えないが、他産地より旬が早く来る可能性があり、このデータを確実なものとしていくことで、福島産のサワラを差別化出来る可能性が見いだされた。

ヒラメは、60cmを大きく越える様な大型個体では食味が劣る可能性が見いだされた。（2）の研究においても、体重が5kgに達する大型のヒラメは1.5～2kg程度のヒラメに比べ価格が半分程度になることが報告されているが、このような品質を反映している可能性がある。今後、ヒラメのサイズと品質・価格等の調査により、最も付加価値の高いヒラメのサイズを明らかに出来る可能性が見いだされた。

マアナゴは、聞き取り調査の結果大中小のサイズに分かれ、小サイズのマアナゴが最も価値が低い事が明らかになった。今後、小サイズマアナゴの利用・加工技術の開発により、利用促進・付加価値向上できる可能性が見いだされた。

（5）東北最大の生鮮カツオ水揚げ地気仙沼の競争力の解明

気仙沼魚市場が生鮮カツオ水揚げ23年間（震災時も含む）日本一位であることから、その競争力を解明することによって、福島県のカツオ水揚げ改善に中長期的に寄与できる要素を明らかにすることを目的に調査を行った。調査対象として、気仙沼魚市場の気仙沼漁業協同組合、気仙沼市のカツオ廻船問屋4社（うち1社は加工業も営む）、気仙沼の大手加工企業1社、計6社を選定し、各社から聞き取り調査を行った。そして、カツオの産地市場競争力の要因は以下のとおりであると推察された。

- 1) カツオ漁場が気仙沼沖に形成される時期が長い（約半年）。また、元々カツオ一本釣り船によって形成された漁港で、その餌を漁獲する小型定置網が気仙沼周辺にあったことから生鮮カツオの集積地になった。その後も生鮮カツオ市場として競争力が維持できた背景が以下の概要の通りである。
- 2) 廻船問屋の役割が充実している（船主代行機能：代金決済、船・船員の要望にきめ細やかに対応）。半年近く気仙沼漁港を拠点とするため、廻船問屋が船主の代行を果たし、またその船員の生活サポートも行う。（外国籍の日本語が不得手な）船員の病院等のサポートや買い物の支援なども行う。
- 3) 廻船問屋と仲買・加工企業の数が多い。廻船問屋の数は他の周辺漁港より多く、仲買・加工企業の数も多い。有力な仲買や加工企業も多く、さらに仲買や加工企業が扱う商品も多種多様である。このように仲買や加工企業が多いことから、あらゆるサイズ（脂の多寡、キズ物なども）のカツオを適正な価格で買うので、つまり、あらゆるサイズ等のカツオに正当な値が付くので、カツオ船が集まる。
- 4) 当該漁港は、カツオだけでなく、サンマ、本マグロ、カジキ、サメ、サバ、イワシ、ブリな

ども水揚げされ、これを全国各地に販売する販路を仲買や加工業者が有している。つまり、幅広い販路と品揃力がある。この要因もカツオの価格形成に重要な役割を果たしている。

- 5) 気仙沼は避難港であるため、台風が来ても安全で、船主が（半年間）安心して気仙沼の廻船問屋に任すことができる。
- 6) 気仙沼魚市場には、選別機 4 台が置いてあり（まき網は一度の上場量が多すぎて使えない）、また保冷タンクによって鮮度保持システムも充実している。一本釣り 4 隻、まき網 2 隻まで同時に水揚げできる能力を有する（待つ時間が短い）。さらに、タンクの海水重量も十分に精査して計量するため（他のタンク入札する漁港と比較して）信用度が高い。これは、市場の運業者（卸売業者）が生産者団体であり（気仙沼漁業協同組合）、生産者サイドに立った値決めがなされているため、加工流通団体が運営する市場と比較して信用度が高い。
- 7) 半年間碇泊するので、船舶、漁具、艀装の修理やメンテナンスが必要となるが、気仙沼は造船所、電気関係、溶接など三陸全体をカバーしている関連産業の集積地である。
- 8) 気仙沼にとってはカツオが主な魚種になっており、市民、行政の支援が多い。

その他、碇泊地として船員から求められることは、船内で使える無料 Wi-Fi ネット環境、健康ランド(温泉)、手ごろな遊び場（飲み屋・スナック・パチンコ・飲食店）である。外国船員が多い現在、母国と通信できる無料 WiFi は特に重要であるとのことであった。

（6）カツオの品質評価

気仙沼の加工企業からの聞き取り調査結果によると、巻き網のカツオは一本釣りのカツオと異なり、5～8月のカツオは色がしっかりしている。この頃の一本釣りのカツオは色冷めが早いので（船に氷を積めない）、まき網の方が安心して買える。秋（9～11月）の戻りカツオは脂が強く色がぼけるため、船上での鮮度管理が厳格でなくても、（船に氷を積めない）一本釣りでも安心して買えるとのことであった。また、まき網漁船の魚倉に海水と氷を入れて（真水を注水することも）、塩分を調整する。この海水、氷の量や大きさ、時には真水の量がカツオの品質（見た目の表皮と身質）に直結し、つまり塩分濃度と魚倉温度のバランスが重要で、漁船によってこの技術が異なり、また品質も異なる。そして、漁獲した後にこの調整された魚倉にカツオを入れる。魚倉の海水にカツオを入れた後に氷を入れる船があるが、非常に品質が悪いとのことであった。

福島県内のカツオ加工業者からカツオたたき製品を購入し、原材料について聞き取りをしたところ、原材料の産地についてはこだわりはなく、状況に応じて仕入れ先を選択しているようで、購入したものは宮城県産とのことであった。他県（高知県、静岡県、宮城県）で加工されたカツオたたき製品も購入し、機能性成分の一つであるアンセリンを分析したところ、含有量が 400～1000 mg/100g と変動があり、高含有のカツオを選別することで差別化できる可能性が見いだされた。

3. 今後の課題

（1）福島県産魚介類の風評被害（漁獲量が震災前の約 25%の少量流通下）はかなり低減している。しかし、いわきや相馬などの地域には根強く残っていることから、この原因と対策説明が今後の課題である。

(2) 本操業のあり方によって、今よりさらに水産物流通（流通業者による風評被害）が悪化する可能性がある。この状況を把握しつつ、流通調査を継続し、操業ルールの変化に対応した対策を提言することが必要である。

4. 備考

特になし。

表 1 水産物仲卸売業者及び卸売業者などによる福島県産水産物の風評被害状況調査結果概要

福島県内を中心とした業者	<p>(産地仲卸など 4 社): 地元の給食では風評被害がある(その他の業態はない)。</p> <p>(相馬の外食業、小売業の 2 社): 地元における外食業及び小売業において、福島県産水産物の販売は順調である。</p> <p>(相馬、いわきの加工業の 2 社): 産地表示がない加工品を主に生産していることから、風評被害は少ない。また、販売先が産地表示のない商品(全国から原料を集めて、日本産など)を生産している業者であることから、風評被害が少ない。</p> <p>(相馬の仲卸の 2 社): シラスやコウナゴを主に販売する業者であり、比較的風評被害の少ない(国内全体で需要の高い)魚種を扱っている。一般的には風評被害が強いことを理解しつつ、(選択した)現状の取り扱い魚種の風評被害が少ないことを言及していた。</p>
福島周辺地域の業者	<p>(関東以北の卸売+産地仲卸の 4 社): 福島県産水産物の品質は良い。大手スーパーマーケットの風評被害が強い。</p>
首都圏の業者	<p>(首都圏以外の卸売の 6 社): 大手スーパーマーケットの風評被害がある。中小スーパーマーケットの風評被害は低位である。</p>
中部～東北の業者	<p>(中部～東北の卸売の 6 社): 品質は良い(良くなった)。福島県産は他産地と大きく変わらない。大手スーパーマーケットが扱い始めれば販路は広がる。北海道産魚介類が代替している。魚介類の PR(ブランド化)の段階でなく、その前段階の安全性の PR が必要である。</p> <p>(中部～東北の卸売の 7 社): スーパーマーケットは風評被害が強く、外食業は風評被害が比較的少ない。福島県産水産物は売り場に最後まで残る傾向にある⇨価格が最安値になる。</p>
首都圏の卸売	<p>横浜の仲卸: 大手デパート等は福島県産を避けている。</p> <p>千葉の仲卸: 買ってくれるスーパーマーケットもある、ただ安い価格で取引、給食は厳しい。</p> <p>水戸の仲卸: 外食や鮮魚店は風評被害ない。</p> <p>豊洲の仲卸: 上場量が少なすぎる、風評被害あるところとないところがある、外食や鮮魚店は風評被害がない。</p>

注) 最下段の「首都圏の卸売」は各地域の 4 社の調査結果に基づき、それ以外は各地域の 47 社の調査結果に基づいている(これらは別の調査に基づいている)。なお、この結果は R1 年度海洋生態系の放射性物質挙動調査事業報告書の結果を要約して、表にしたものである。

表 2 福島県産主要水産物流通の現状

相馬地区の仲卸売業者	a 他の産地に水揚げが少ないときは福島県産水産物でも売れる。
	b (当該地域の活魚・鮮魚出荷大手として)どれが風評被害なのか明確には分からない。首都圏7割、東北3割の出荷量割合で、売れるには売れている。
	c 震災前、名古屋・大阪には水揚げ日の翌日に着いたが、今は直送の運送業者がおらず、2日かかる。現在は運送業者が4社から1社となっており、販路も限られる。
	d 午前 11 時頃の水揚げだと(以前は午前 7 時)、翌日の消費地のセリに間に合わない。県内であってもその日の夕方に店舗まで届かない。豊洲市場への連絡が遅れると、既に他の産地から上場量や価格情報が集まった後なので、豊洲市場の上場量が他産地から少なければ良いが、そうでないならば、我々が産地市場で買う量を減らすか、安く買うしかなくなる。
いわき地区の仲卸売業者	e 昔は名古屋まで直接行く運送業者がいた。今は、名古屋までの運賃は、東京経由なので、豊洲での仕分け手数料分が増す。また、名古屋に出荷する場合は、お昼までに出荷しないと間に合わない。
	f どこでも水揚げされる魚介類は、わざわざ福島県産を買ってはくれない。川下が欲しいときに必要な数量が我々の手に入らない。これができなければ消費地に近いメリットがなく、消費地市場は買ってくれない。
	g 川下で目利きができない素人が多い。東京の一流店などでなければ品質が良くても売れない。つまり、品質ではなく、価格や産地イメージで売れる売れないが決まる。

表 3 本操業に向けての課題

業の相 者仲馬 卸地 売区	a 水揚量が多くないので、2、3 日分をまとめて出荷している。出荷量が 2~3 倍増えても対応できる。
のい 仲わ 卸き 地区 業者	b 今は水揚げ量が少ないため、雇用を縮小して最低限で生産している。本操業に切り替わってしまったら、雇用問題(簡単に見つからない)、次に設備問題(投資リスク)、販路の問題(急に本操業分を吸収できない)などが出てくる。 c もし、水揚量が倍になったら、安値で買い叩かれるのではないか。量が増えたら新しい販路を開拓しなければいけないが、現状では販路を拡大する余裕がない。新しい取引先を作るには、それなりの物流をこなして、信用を構築しなければならない。

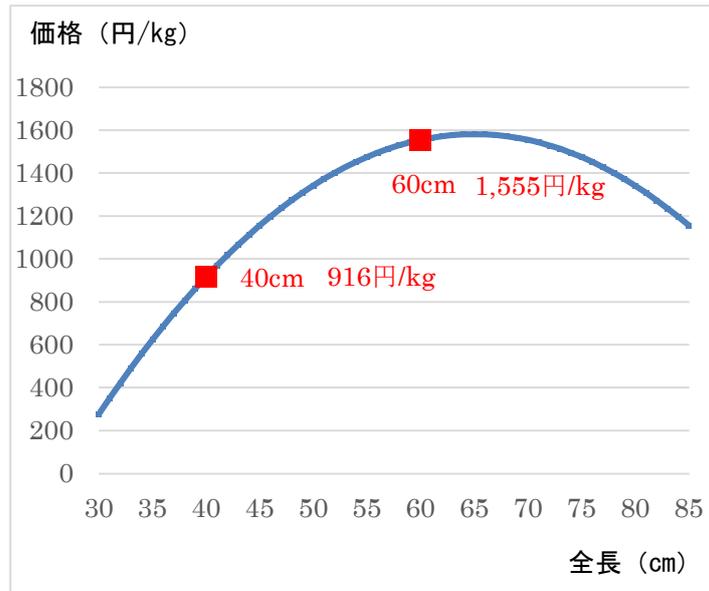


図1 福島県におけるヒラメの全長と価格の関係

資料: 計算式は寛松・鈴木・坂本(2018)、平均全長 40cm は栗田・上原・伊藤(2011)、平均全長 60cm は福島県水産資源研究所からの聞き取り調査結果に基づく。

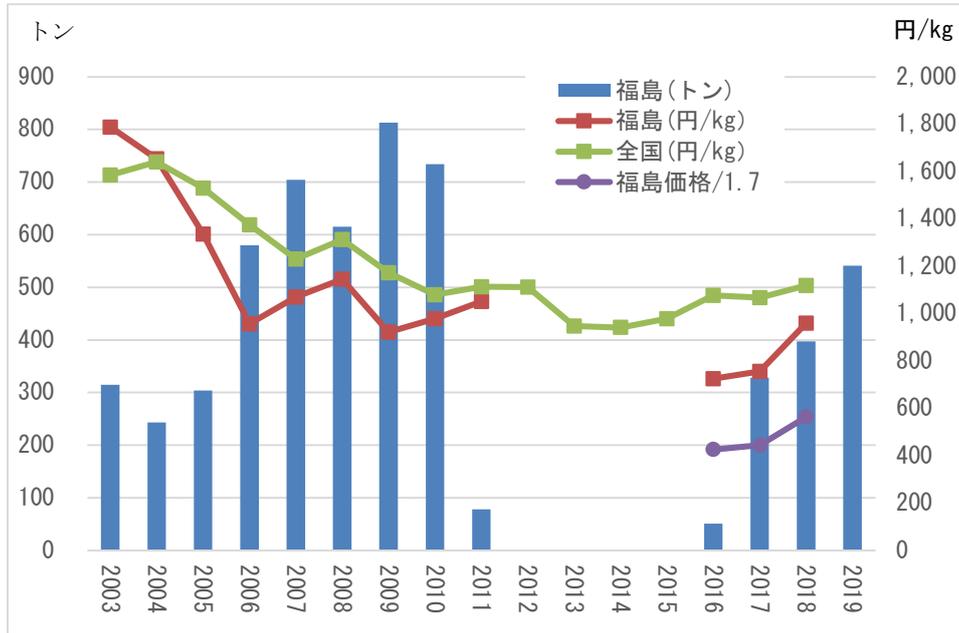


図2 福島県産ヒラメの価格と生産量

資料: 漁業・養殖業生産統計年報

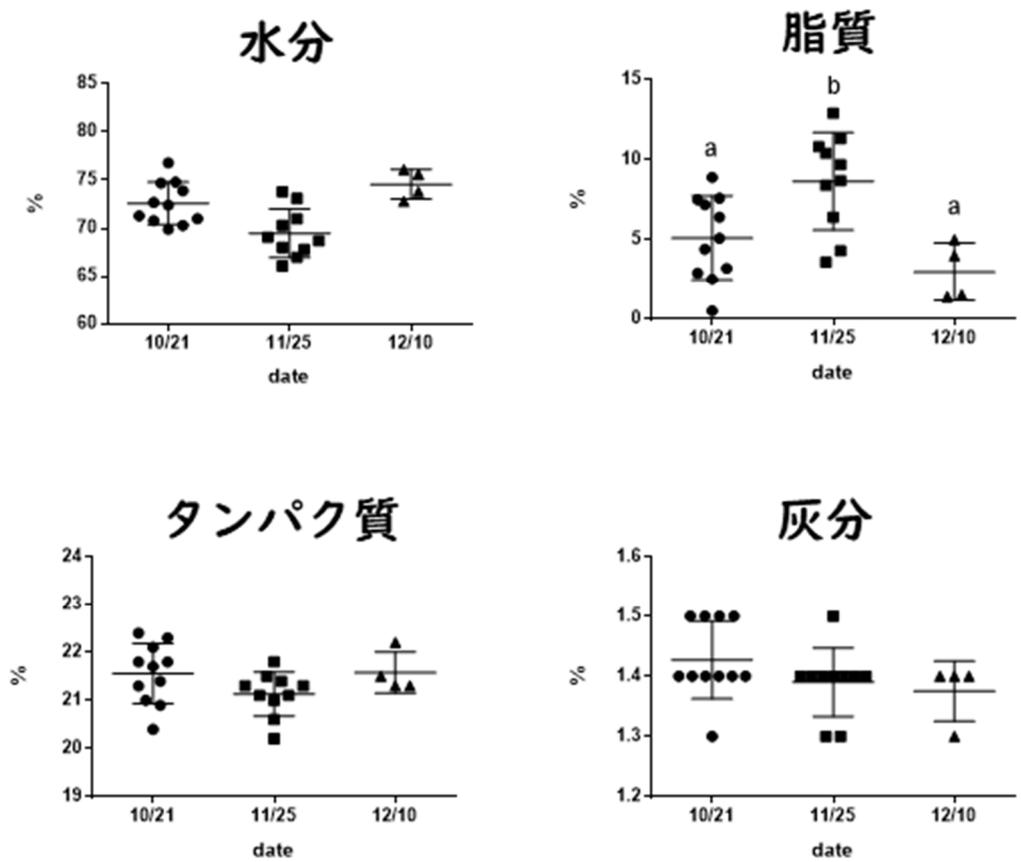


図 3 福島県産サワラー一般成分(水分、脂質、タンパク質、灰分)の季節変動

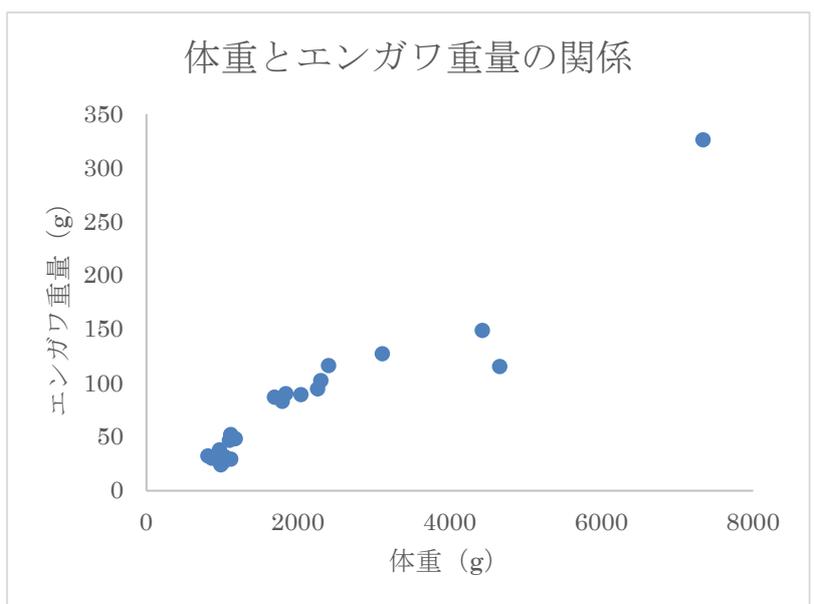


図 4 福島県産ヒラメの体重とエンガワ重量との関係

引用

- Hole AR, Kolstad JR. Mixed logit estimation of willingness to pay distributions: a comparison of models in preference and WTP space using data from a health-related choice experiment. *Empirical Economics* 2012; **42**: 445-469.
- 栗田豊, 上原伸二, 伊藤正木. 平成 22 年度ヒラメ太平洋北部系群の資源評価. 2011.
- 宮田勉. 水産物ブランド化戦略の基本問題. 「水産物ブランド化戦略の理論と実践—地域資源を価値創造するマーケティング—」(婁小波, 日高健, 波積真理編編) 北斗書房. 2010; 281-302
- Miyata T, Wakamatsu H. Who refuses safe but stigmatized marine products due to concern about radioactive contamination?. *Fisheries Sci* 2018; **84**: 1119-1133.
- 實松敦之, 鈴木聡, 坂本啓. ヒラメの規制サイズ拡大の効果について. 福島県水産海洋研究センター. 福島県水産海洋研究センターの成果. 福島県水産海洋研究センター, 福島県. 2017.
- Uchida H, Onozaka Y, Morita T, Managi S. Demand for ecolabeled seafood in the Japanese market: A conjoint analysis of the impact of information and interaction with other labels. *Food Policy* 2014; **44**: 68-76.
- Wakamatsu H, Miyata T. Reputational damage and the Fukushima disaster: an analysis of seafood in Japan. *Fisheries Sci* 2017; **83**: 1049-1057
- Yoneda M, Kurita Y, Kitagawa D, Ito M, Tomiyama T, Goto T, Takahashi K. Age validation and growth variability of Japanese flounder *Paralichthys olivaceus* off the Pacific coast of northern Japan. *Fisheries Sci* 2007; **73**: 585-592.