

平成 29 年度
海洋生態系の放射性物質挙動調査事業
報告書

平成 30 年 3 月

国立研究開発法人
水産研究・教育機構

平成 29 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の空間分布および形態別分布	9
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>	23
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>	31
1-6 水産資源および環境中における放射性ストロンチウムとトリチウムの濃度の評価	37
1-7 カレイ類の放射性セシウム取り込み・排出過程に関わる飼育試験	43
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	51
2-2 河川生態系における放射性物質の動態把握	61
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	67
2-4 採捕制限下の遊漁・漁業の実態や漁場利用に関する調査	75
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	81
3-2 福島県漁業における対象種の資源状態および経営体数の動向予測に基づく適切な漁業管理方策の解明	87
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	91

はじめに

2011年3月11日の東日本大震災に伴う(株)東京電力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毎年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、平成29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	中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ ¹ 水産工学研究所 水産土木工学部 水産基盤グループ ²
担当者職名・担当者名	主任研究員・帰山秀樹 ¹ 、重信裕弥 ¹ 、任期付研究員・三木志津帆 ¹ 、 グループ長・森田貴己 ¹ 研究員・杉松宏一 ² 、古市尚基 ²

1. 研究内容及び方法

東京電力福島第一原子力発電所（福島第一原発）事故以降、福島県沖陸棚域の海底堆積物の放射性セシウム濃度は上昇した後、時間の経過とともに緩やかに低下する様子が採泥観測より明らかとなりつつある (Kusakabe *et al.*, 2017)。その表層海底堆積物（例えば 0-3cm）の放射性セシウム濃度の低下の主要因として（1）堆積物の再懸濁・再輸送、（2）溶存態への溶出、（3）（生物攪乱などによる）海底堆積物深部への移動が考えられるが、それぞれの要因について定量的な評価は時空間的に変動が大きく未だ統一的な理解はなされていない (Otosaka, 2017)。本研究課題ではこれらの要因のうち、（1）堆積物の再懸濁・再輸送に伴う粒子状放射性セシウムの挙動を明らかにすることを目的としている。また、このように輸送される粒子状放射性セシウムについて、底魚類など、近底層に生息する海産生物の放射性セシウム濃度へ与える影響を念頭におき、海底境界層における懸濁粒子および懸濁態放射性セシウムの存在状態を総合的に評価する。

（1）福島県沖の陸棚域を対象に、放射性セシウムが吸着した海底堆積物の沖合へ輸送される過程を捉えるために粒状物質の組成、量の時空間変動を把握するために用いられる沈降粒子捕集装置（セジメントトラップ）の係留観測を実施した。本装置は海洋における炭素等の物質循環研究（例えば Honjo *et al.*, 2008）やチェルノブイリ原子力発電所事故 (Buesseler *et al.*, 1987, Fowler *et al.*, 1987, Kusakabe *et al.*, 1988) および福島第一原発事故により環境へ放出された放射性核種の挙動解析に用いられてきた (Honda *et al.*, 2012; Honda and Kawakami, 2013; Otosaka *et al.*, 2014; Buesseler *et al.*, 2015)。本課題では、福島第一原発の東方沖合、水深 1000 m 地点の海面下 500 m に 2011 年 7 月から約 1 年間、セジメントトラップを係留した。採集した沈降粒子の全粒子束（観測水深における単位時間あたり単位面積を下方へ通過する粒子の量）およびその沈降粒子の放射性セシウム (Cs-134 および Cs-137) 濃度を明らかにし、放射性セシウムの沈降粒子束（観測水深における単位時間あたり単位面積を下方へ通過する粒子状放射性セシウムの量）を求めた（図 1）。また、2017 年 9 月に東電福島第一原発の南東沖、水深 500 m の地点において海面下約 300 m と海底近傍の 2 ヶ所に、新たにセジメントトラップを設置し係留観測を開始した（図 1）。

（2）既存の流速データを解析し、海底近傍における粒子の再懸濁・輸送に寄与する海底近傍の流動場について、精査を行った。具体的には福島県南部の浅海域において整理された海底近傍の流れ場の特性をもとに、2015 年 7 月～11 月の陸棚斜面域（水深 324 m; 37°05'N, 141°36'E）において取得した海底近傍の流向・流速データを解析し、流れ場の特性を整理した。

（3）福島県沖浅海域の海底近傍における粒子の懸濁状況を把握する目的として、2017 年 9 月の

調査航海において、レーザー式粒径別粒子濃度測定装置 (LISST-100X) を用いた懸濁物質の粒度組成分布の鉛直分布を取得した。海水密度の鉛直分布データと照合し、海底近傍における混合層発達度合いと高濁度層の空間的な広がりを検討した。

2. 平成 29 年度進捗状況・成果

(1) 水産研究・教育機構中央水産研究所では 2011 年 7 月より福島県沖水深 1000 m の地点 (SY1: 37°00'N, 141°50'E) の海面下 500 m にセジメントトラップを設置し、2012 年 7 月まで係留観測を実施している。SY1 においてはその後、2015 年まで同様な係留観測を継続しており、次年度以降も引き続きデータ取得、解析を継続する。今年度は 2011 年 7 月から 2012 年 6 月までの試料について全粒子束、放射性セシウム(Cs-134 および Cs-137)濃度の分析を行い、年間放射性セシウムの沈降粒子束を算出した (図 1 右図)。SY1 の海面下 500 m における全粒子束は 5.2 mg/m²/d~920 mg/m²/d の範囲で変動し、2012 年 1 月から 3 月にかけて高い値であった。全粒子束の季節変動は、Otosaka *et al.* (2014) および Buesseler *et al.* (2015) で報告されている同水深帯で得られた結果と同じ傾向を示した。沈降粒子の放射性セシウム濃度は Cs-134 が 0.016~0.49 Bq/g-dry、Cs-137 が 0.017~0.54 Bq/g-dry の範囲であり、2011 年 7 月、2012 年 2 月および 3 月に高い濃度を検出した。また、放射性セシウムの沈降粒子束は Cs-134 で 3.4~350 mBq/m²/d、Cs-137 で 3.0~460 mBq/m²/d の範囲にあり、2011 年 7 月、2012 年 2 月および 3 月に高い値であった。放射性セシウム濃度の変動幅は Otosaka *et al.* (2014) および Buesseler *et al.* (2015) とほぼ同程度であったが、放射性セシウムの沈降粒子束を比べると、北部 (FS1) で観測された値 (~100 mBq/m²/d; Otosaka *et al.*, 2014) に比べ、本調査の SY1 で得られた値が大きく、南部 (F1) で観測された値 (~500 mBq/m²/d; Buesseler *et al.*, 2015) より本研究結果が低い値であった。新規係留観測は福島県南部の東方沖、水深 500 m の地点 (F03) に設置し、2017 年 9 月に観測を開始した (図 1)。本係留観測は 2018 年 9 月に回収予定である。

(2) 2015 年 7 月~11 月の期間、東電福島第一原発の南東沖、水深 324 m の地点 (F01: 37°05'N, 141°36'E) に設置した超音波式多層流速計により海底から 20 m 上、60 m 上および 100 m 上の流向・流速データを解析した。底層近傍における潮汐成分を除去した流れ場は、等深線に沿う方向、即ち南東方向へ 20 cm/s 程度であった (図 2)。一方で、潮汐成分はこの流れに直交する方向に卓越し、流速は 30 cm/s 程度になることもあったが、時間変化があり、主太陰半日周潮 (月の運行により約半日の周期を持つ潮汐) で振幅が 2~10 cm/s 程度まで変化した (図 2)。

(3) 2017 年 9 月 21 日~27 日の期間、福島県沖水深 200 m 以浅を中心に 13 地点における粒度組成の鉛直分布を得た。図 3 にその結果の例を示す。粒径クラスを 3-8 μm、10-23 μm、30-60 μm および 70-200 μm の 4 区分に分け、その粒子体積濃度 (μL/L) の鉛直分布を求めた。本報告では海底近傍における高濁度層の存在を検討するための予備的試行として、複数粒径クラスの粒子体積濃度 0.3 μL/L 以上の層を「高濁度層」と仮定した。その結果、海底近傍において海水密度が一樣で、かつ高濁度な層が複数の地点で観測された。当該観測の直前である 2017 年 9 月 17 日に台風 18 号が接近したこと、ならびに 2017 年 9 月 21 日~24 日は大潮であったことを考慮すると、今回の調査期間は気象擾乱、潮汐に伴い海底堆積物の再懸濁が発生しやすいタイミングでの観測結果であったと考えられる。

3. 今後の課題

(1) SY1 における 2012 年 7 月以降の放射性セシウムの粒子としての下方輸送の定量化ならびに F03 における係留系の回収、データ取得を行い、福島県沖の浅海域から沖合への粒子による放射性セシウムの輸送動態を時空間的に明らかにする。

(2) 今年度整理した水深 324 m の海底近傍の流向・流速データでは数日周期の変動成分が検出されており、その要因についてさらなる検討が必要である。また、新規取得見込みの F03 における流向・流速データの整理や SY1 の海底近傍における流向・流速データを精査し、福島県沖陸棚斜面域における近底層の流動場を実測値ベースで整理する。これらの流況実測値は既往のシミュレーションモデル計算結果の検証、改良に有用である。

(3) 今年度福島県沖陸棚域の広域で認められた海底近傍における高濁度層の存在状況について、風の海況下含め、データを蓄積していく必要がある。さらに、海底近傍の高濁度層を構成する懸濁物質の性状ならびに放射性セシウム濃度を明らかにすることにより、底生生態系における放射性セシウムの移行挙動における懸濁物質の役割を定量的に評価する。

4. 備考

2017 年 9 月の調査は東北海洋生態系調査研究船新青丸（海洋研究開発機構・東京大学大気海洋研究所）共同利用研究航海 KS-17-11 次研究航海で実施された。

引用文献

- Buesseler K.O. *et al.* (1987) Chernobyl radionuclides in a Black Sea sediment trap. *Nature*, 329, 825–828.
- Buesseler K.O. *et al.* (2015) Tracking the fate of particle associated Fukushima cesium in the ocean off Japan. *Environ. Sci. Technol.*, 49, 9807–9816.
- Fowler S.W. *et al.* (1987) Rapid removal of Chernobyl fallout from Mediterranean surface waters by biological activity. *Nature*, 329, 56–58.
- Honda M.C. *et al.* (2012) Dispersion of artificial caesium-134 and -137 in the western Pacific one month after the Fukushima accident. *Geochem. J.*, 46, e1–e9.
- Honda M.C. and Kawakami H. (2014) Sinking velocity of particle radiocesium in the northwestern North Pacific. *Geophys. Res. Lett.*, 41, 3959–3965.
- Honjo S. *et al.* (2008) Particulate organic carbon flux to the ocean interior and factors controlling the biological pump: A synthesis of global sediment trap program since 1983. *Prog. Oceanogr.*, 76, 217–285.
- Kusakabe M. *et al.* (1988) Chernobyl radioactivity found in mid-water sediment interceptors in the North Pacific and Bering Sea. *Geophys. Res. Lett.*, 15, 44–47.
- Kusakabe M. *et al.* (2017) Decline in radiocesium in seafloor sediments off Fukushima and nearby prefectures. *J. Oceanogr.* 73, 529–545.
- Otosaka S. *et al.* (2014) Vertical and lateral transport of particulate radiocesium off Fukushima. *Environ. Sci. Technol.*, 48, 12595–12602.
- Otosaka S. (2017) Processes affecting long-term changes in ¹³⁷Cs concentration in surface sediments off Fukushima. *J. Oceanogr.*, 73, 559–570.

図表

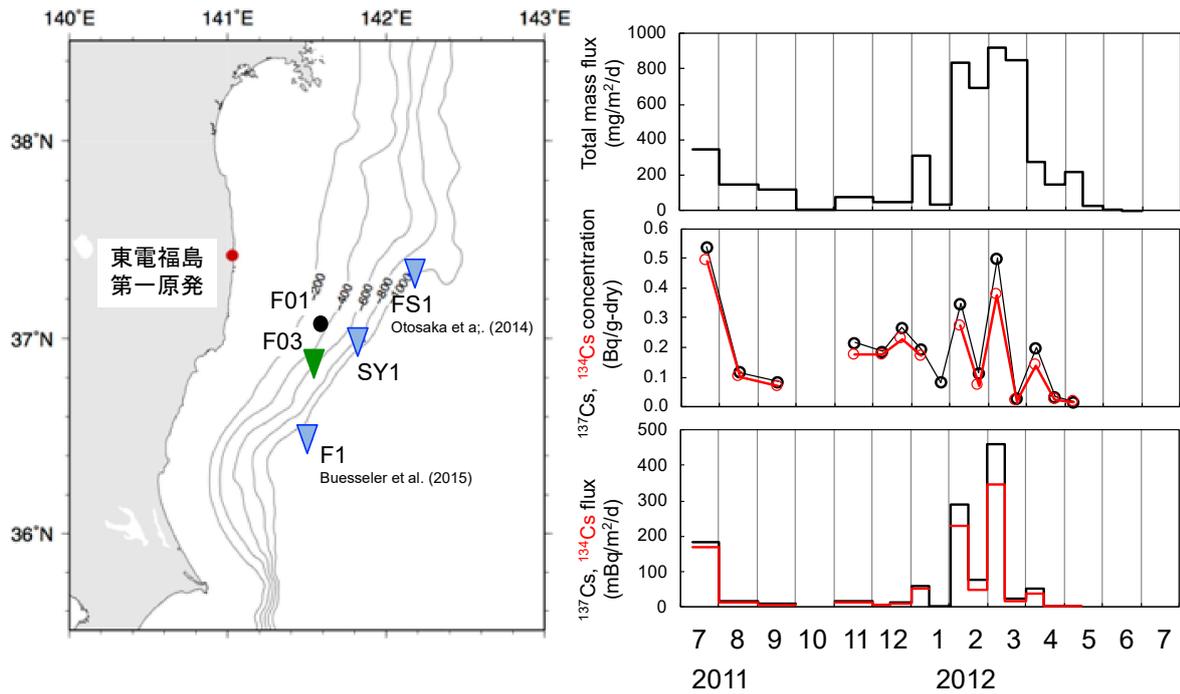


図 1. 福島県沖陸棚斜面域における係留系観測地点（左図）。F03 は 2017 年 9 月より係留観測を継続中。2011 年 7 月から 2012 年 7 月の地点 SY1 における全粒子束、沈降粒子の放射性セシウム濃度および放射性セシウムの沈降粒子束の経時変化（右図）。

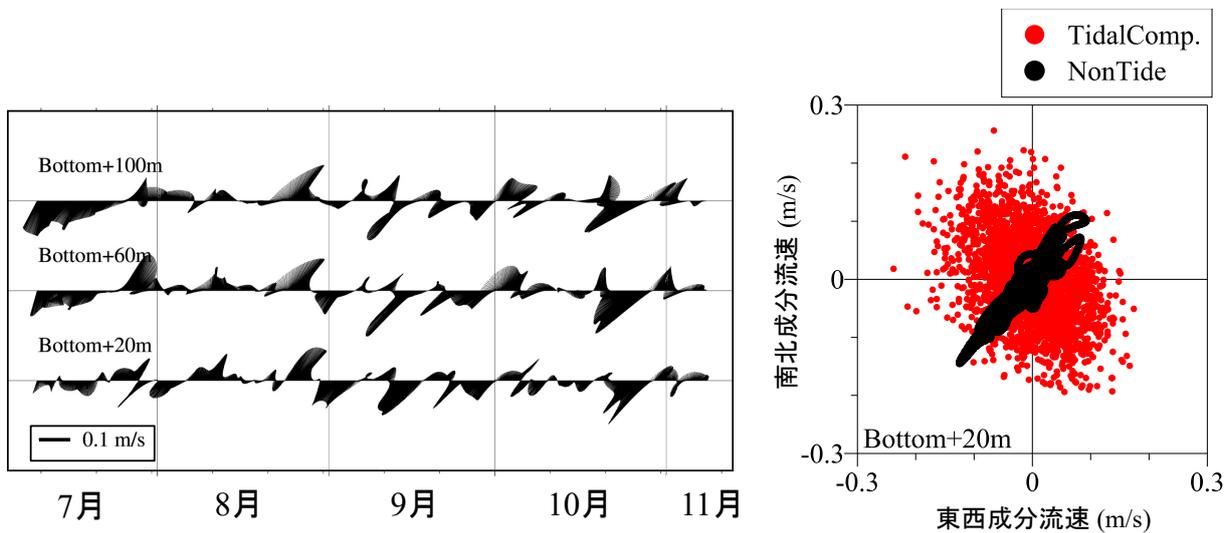


図 2. 福島県沖陸棚斜面域の地点 F01 の海底近傍における潮汐成分除去後の流向・流速の経時変化(左図; 2015 年 7 月～11 月)および潮汐成分（赤丸）、非潮汐成分（黒丸）の東西南北成分流速比較図（右図）。

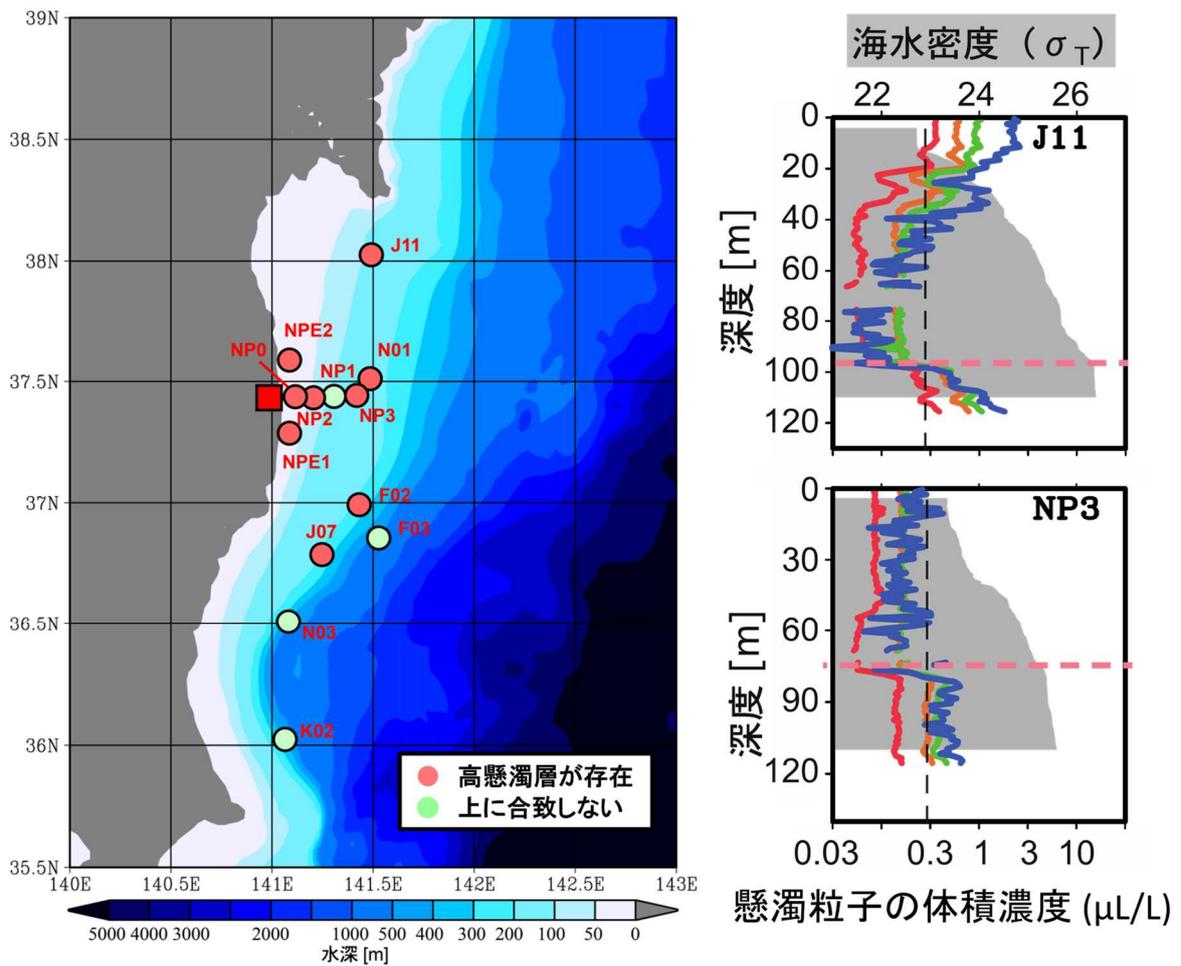


図 3. 2017 年 9 月における現場粒径分布観測および CTD 観測実施地点 (左図) および密度、粒径クラス別粒子体積濃度の鉛直プロファイル観測例 (右図, 上段: J11, 下段: NP3)。左図の「高濁度層が存在」は右図懸濁粒子の体積濃度が複数粒径クラスで $0.3 \mu\text{L/L}$ 以上であったことを指す。右図の灰色領域は海水密度、赤線は粒径 $3\text{-}8 \mu\text{m}$ の粒子体積濃度、オレンジ線は粒径 $10\text{-}23 \mu\text{m}$ の粒子体積濃度、緑線は粒径 $30\text{-}60 \mu\text{m}$ の粒子体積濃度、青線は粒径 $70\text{-}200 \mu\text{m}$ の粒子体積濃度。ピンクの破線は海水の密度が一定である海底境界層の上端を示す。

1. 海洋生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
課題番号 1-2	課題名：海底土中の放射性セシウムの空間分布および形態別分布
研究機関・研究グループ名	中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ ¹ 中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 資源環境グループ ² 東北区水産研究所 資源環境部 海洋動態グループ ³ 水産工学研究所 水産土木工学部 生物環境グループ ⁴
担当者職名・担当者名	グループ長・森田貴己 ¹ 、主任研究員・安倍大介 ² 、 主任研究員・笥 茂穂 ³ 、宇田川徹 ⁴ 、主幹研究員・田所和明 ³ 、 任期付研究員・三木志津帆 ¹

1. 研究内容及び方法

(1) 海底土中の放射性セシウムの時空間分布について

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セシウム(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を4本設定し、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。同時に、海底土中の放射性セシウム(Cs)の存在量を推定するために、それぞれの海底土試料の含水率と密度を分析したほか、表層試料(0-1 cm)に粒度組成分析を施した。また、海底土の流動を考察するために、2016年度に採取した表層海底土試料に安定炭素同位体比分析を施した。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) 海底土中の放射性セシウムの形態別分布 について

2015年度より、海底土中に含まれる放射性Csの濃度や総量に代わる水産物汚染に関連する新たな指標として、形態別毎の放射性Cs総量や形態別の割合を調査している。形態別分析は、逐次抽出法(Tessier *et al.*, 1979)により行った。各フラクション(F)の定義は、F1:イオン交換態、F2:炭酸塩態、F3:Fe-Mn 酸化物態、F4:有機物態、F5:ケイ酸塩態(粘土鉱物)である。F1-F4はその性状から水産物の消化管に入った場合、放射性Csが溶出し水産物中に放射性Csが取り込まれるのではないかと心配されている。これまでの調査において、2012年採取の海底土と2015年採取の海底土の表層で比較したところ、F1-4に含まれる放射性Cs量の海底土全体中の割合は減少し、F5に含まれる放射性Cs量の割合が増加する傾向が見られた。しかしながら、海底土全体の放射性Cs量が減少しており、2012年と2015年の比較では、同じ海底土を調査していない可能性が示唆された。また、2016年度に行った分析では、海底土を海水に浸しておく(海水抽出)とある割合の放射性Csが海水中に溶出することが確認された。そこで、本年度は、2012年度に採取した海底土を分割し、海水抽出を行った試料と行わなかった試料を逐次抽出法により分析することによって、海水抽出という模擬的な経年後の各Fの割合の変化と、海水抽出により放射性Csの溶出がどのフラクションで生じているかを検討した。海水抽出の条件は、試料にその約20倍量の海水

を加え室温で攪拌・振とうさせ、5日毎に遠心分離後海水を交換した。分割後の各採泥地点 (St) の平均 Cs-137 濃度は、St. 106:8.33 Bq/kg-dry, St. 122:1060 Bq/kg-dry, St. 119:106 Bq/kg-dry, St. 50:116 Bq/kg-dry, St. 23:106 Bq/kg-dry である。

2. 平成 29 年度進捗状況・成果

(1) 海底土中の放射性セシウムの時空間分布について

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、2017 年度 の海底土調査で得られた、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 2.10~138 Bq/kg-dry の範囲で分布していた。これまでの調査で、調査海域における相対的な放射性 Cs 濃度の高低の分布は、(株) 東京電力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。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 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 (Ambe *et al.*, 2014)。2017 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示唆される結果となった。一方で下層の海底土中では比較的高い濃度が観測された (例えば、10-14 cm 層における定線 a の名取川河口付近で 400 Bq/kg-dry、定線 c の沿岸域で 1650 Bq/kg-dry)。これらの濃度は、東電福島第一原発事故後間もない時期の同海域の濃度レベルと同等であり、事故後に汚染の少ない海底土が新たに堆積することなどによって、事故直後の汚染土が相対的に下層に移動したなどの経緯が可能性として推察される。図 3 に、これまでの調査で得られた海底土中の Cs-137 の濃度から推定した各東西定線における Cs-137 の平均存在量を示す。海底面から 10 cm 深までにおけるそれぞれの平均存在量は、2012 年当初は約 7200~18000 Bq/m² の範囲であったが、2017 年には約 1000~3000 Bq/m² の範囲まで減少していた。ただし 2016 年と比較すると、一部の定線では平均存在量が停滞もしくは増加していた。この結果は、事故後から全体的に徐々に減少する傾向が継続して見られていた表層海底土中の放射性 Cs が、2015 年以降はその傾向が不明瞭になったことに加えて、表層以外の一部の海底土中の放射性 Cs が増加したことに起因する。特に定線 b においては、2016 年から 2017 年にかけて表層以外のすべての層で増加していた。東日本沖の海底土流動モデルによる既往研究結果では、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唆しているほか、これまでの調査結果でも、南方や沖合の下層海底土中の放射性 Cs 量が増加傾向にあったことが同時に示されている。また、2016 年度に実施した仙台湾北部沿岸域における集中的な海底土調査では、未だに数十~数百 Bq/kg-dry の Cs-137 濃度が検出される海底土が多く残存していることを明らかにした。これらの結果から、東日本沖全体の放射性 Cs の平均濃度が事故当初に比べて大きく減少した現在、仙台湾北部に滞留した汚染海底土が少しずつ南方に運ばれることで、南方海域の放射性 Cs の存在量の減少を阻害している可能性が示唆される。これまで、東電福島第一原発周辺の海底土中の放射性 Cs 濃度の分布形成は、事故直後の汚染底層水による放射性 Cs の海底への供給量と、粒径の大きさに依存した放射性 Cs の分配率 (細かい粒径に多く分配される) で主に決定されたことが指摘されている (Ambe *et al.*, 2015) が、2017 年度の調査における粒径と Cs-137 濃度は、南方 (c と d) の海域ほど関係性が低かった (図 4)。すなわちこの結果は、南方の海底土中の放射性 Cs 濃

度が汚染海水からの直接吸着以外の要因で形成されている可能性を示すと同時に、上記の海底土に伴う放射性 Cs の輸送過程とも矛盾しない。

図 5 に、2016 年度の調査で得られた表層海底土中の炭素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$) 分布を示す。一般に、この比は陸域や沿岸域に比べて沖合や外洋域で大きな値となり、本調査においても沿岸域では全体的に低い値が分布していた。しかし、例えば定線 c において、沿岸から沖合にかけて単調に比が増加せず、水深 200 m 周辺の海域ですぐ沿岸側よりも相対的に比が低かった。これは、この沿岸もしくは陸起源を示唆する値が、徐々に大きくなりながらも、牡鹿半島から連続的に南方に向かって延びていたことに起因する。この結果はすなわち、定線 c 沿岸における海底土が直接沖合方向に輸送されるよりも、北方からこの海域に輸送される海底土の量が大きな影響を持つことを示唆しており、粒度組成と同様にこれまでの研究成果によって指摘された海底土の流動特性を支持する。

(2) 海底土中の放射性セシウムの形態別分布 について

図 1 に海底土の採取地点、図 6 に分析結果を示す。全ての地点の試料で、海水抽出を行わない試料の F1 から放射性 Cs が検出された。一方、海水抽出を 15 日間行った試料では、St. 106 以外の試料では F1 から放射性 Cs が検出されたが、St. 106 の海底土からは検出されなかった。これは St. 106 の F1 に含まれる放射性 Cs の量が少なく、15 日間の海水抽出により F1 に含まれる放射性 Cs が全て溶出したためと考えられる。St. 122 の試料は今回用いた 5 つの地点の試料の中で最も濃度が高く、30 日間の海水抽出後に F1 から放射性 Cs が検出できたのは St. 122 の試料のみである。St. 122 では F1 に含まれる放射性 Cs 量が多いため、十分に海水抽出で溶出できなかったと考えられる。海水抽出後の F1 以外のフラクションに含まれる放射性 Cs 量 (図 6 では Cs-137 のみを示している) の全体量に対する割合の変動は小さいことから、海水抽出によって溶出している放射性 Cs は主に F1 から溶出していること、以前の年度間比較を行った調査では同じ海底土を分析していないことが推測された。

2015 年度から行ってきた本研究の成果から、2011 年の東電福島第一原発事故から放出され海底土中に含まれた放射性 Cs は、間隙水または海底直上水に溶出し続けてきたと示唆され、その溶出は主に F1 から生じていたと考えられる。福島県で行われている海産水産物中の放射性 Cs モニタリング調査の結果では、その濃度は減少し続けていることから、海底土から溶出した放射性 Cs が水産物中の濃度を上昇させるとは考えにくい。仮に影響があったとしても水産物中の濃度の低下を遅らせていた程度であると推察される。これは、溶出した放射性 Cs が直ぐに拡散・希釈されるためであると考えられる。

3. 今後の課題

本事業の調査によって、常磐～宮城沖における海底土中の放射性 Cs の時空間変化の実態が正確に把握され、それに伴い海底土の流動特性も明らかになりつつある。また、海底土中のどの形態から放射性 Cs が溶出されているかも明らかになった。この溶出過程は海底土周辺に存在する海水中の放射性 Cs 濃度に強く影響されると考えられるが、その詳細は明らかでない。海底土に含まれる放射性 Cs の水産物への影響を評価するためには、こうした基礎的な知見の収集も重要である。東電福島第一原発事故後、これまで海底土中の放射性 Cs 濃度は全体的には継続して減少していたが、近年は局所的に増加する領域も見られるようになった。今後も定期的なモニタリング調査に

よる東電福島第一原発由来の放射性 Cs の動態監視の継続が望まれる。

引用文献

- Ambe D. *et al.* (2014) Five-minute resolved spatial distribution of radiocesium in sea sediment derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, *J Environ Radioact*, 138, 264-275.
- Ambe D. *et al.* (2015) Three-dimensional distribution of radiocesium in sea sediment derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, in: Nakata K. and Sugisaki H. (eds.) *Impacts of the Fukushima Nuclear Accident on Fish and Fishing Grounds*. Springer Japan, 53-65.
- Tessier A. *et al.* (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal Chem*, 51, 844-851.

図表

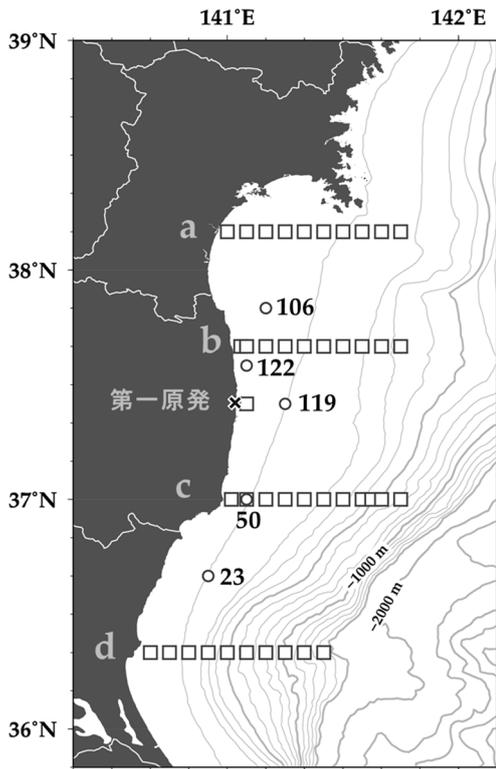


図 1. 宮城県・福島県・茨城県海域における表層海底土調査の調査測点。コンター（太線：500 m おき，細線 100 m おき）は水深を示す。

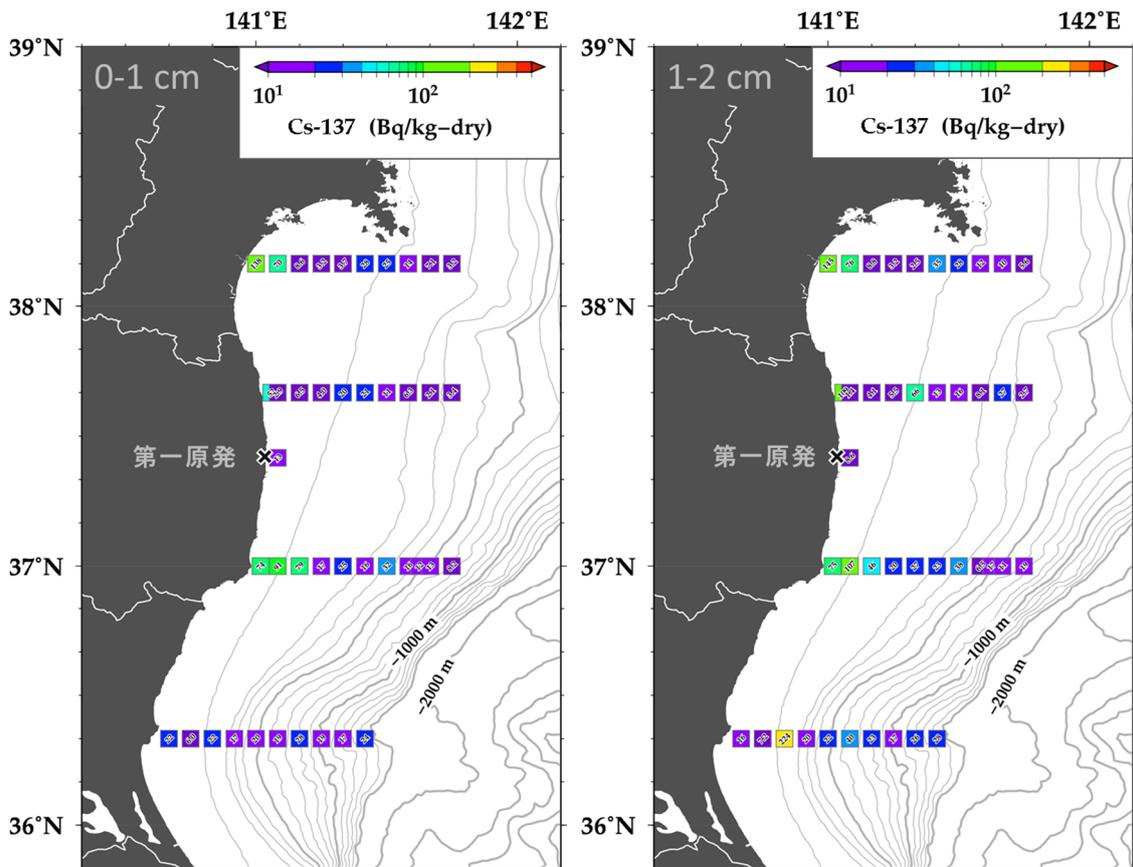


図 2. 2017 年夏季の調査における海底土中の Cs-137 の濃度分布。タイル上の数字は Cs-137 の濃度を示す。各パネルの左上に海底土の深度層を示す。灰色のタイルは Cs-137 の濃度が検出限界値未満（タイル上の数字は検出限界値）であったことを示す。

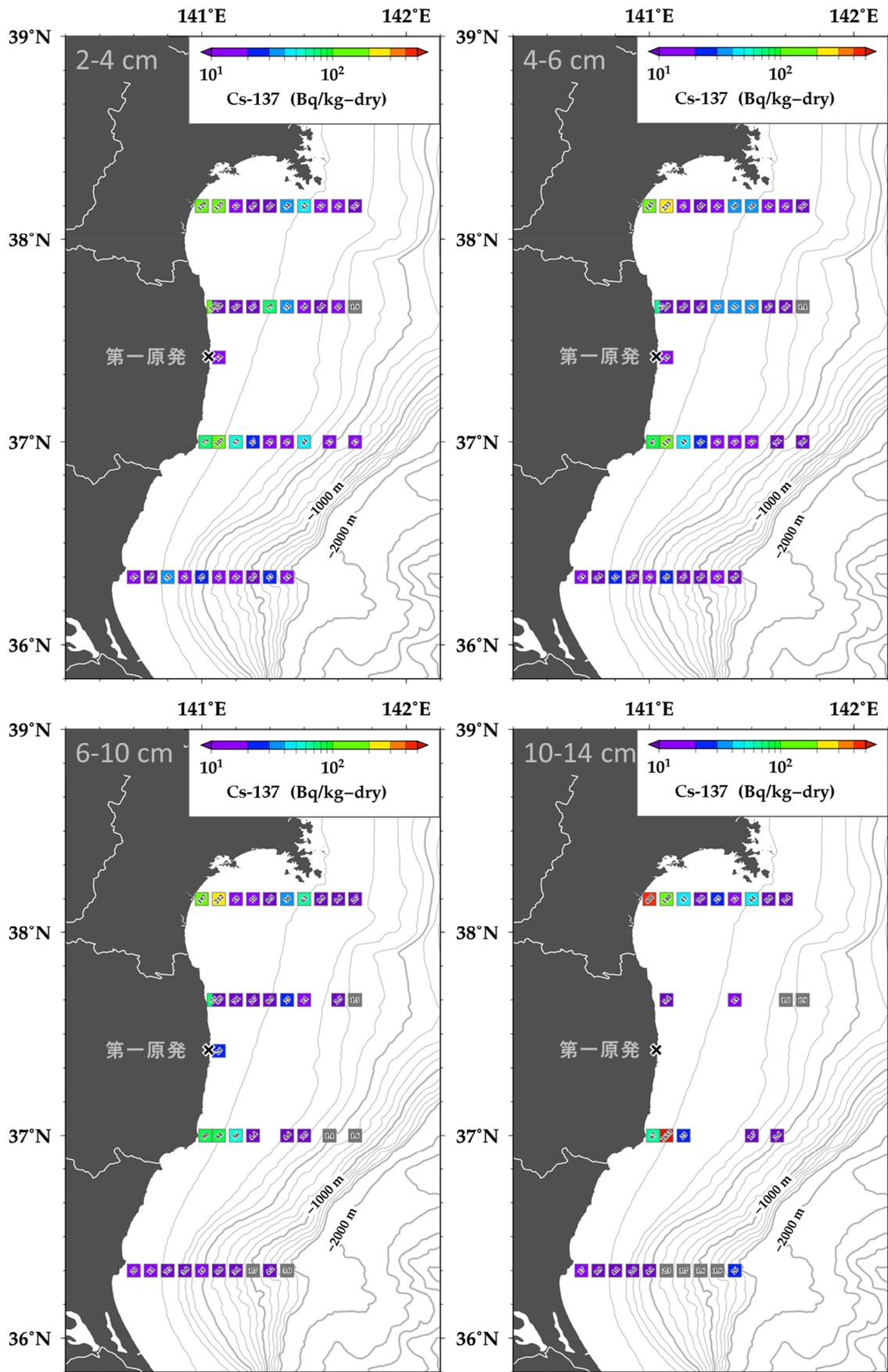


図 2. 続き

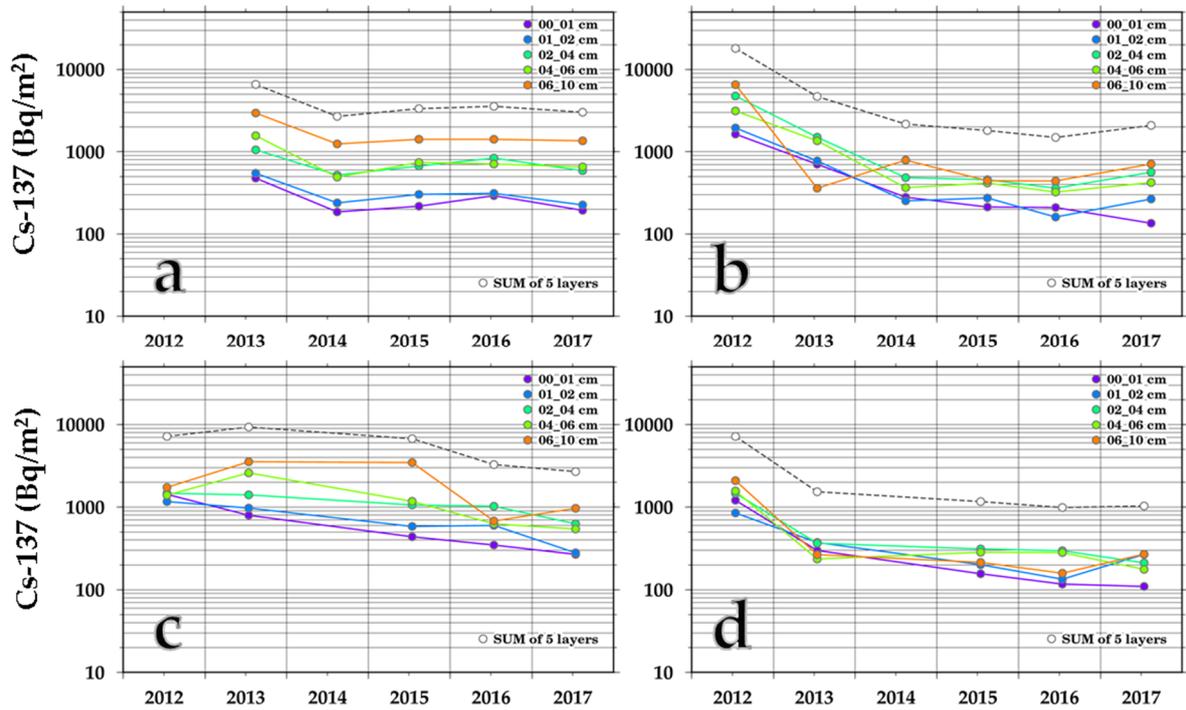


図3. 図1に示したa~dのそれぞれの東西定線における、Cs-137の平均存在量の時系列。カラーは各層ごとの存在量を示す。点線は表層から10 cmまでの存在量を示す。

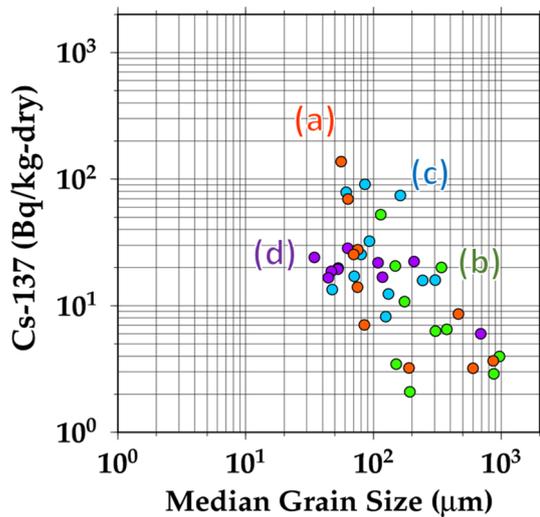


図4. 2017年夏季の調査による海底土中のCs-137濃度と海底土の中央粒径の比較散布図。図1に示した東西定線ごとに色分けしている。

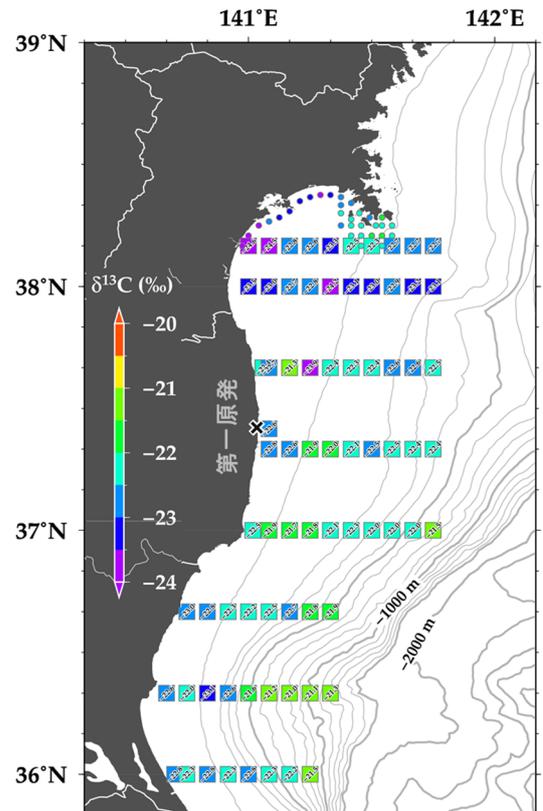


図5. 2016年夏季に採取された表層(0-1 cm)海底土中の安定炭素同位体比分布。タイル上の数字は同位体比を示す。

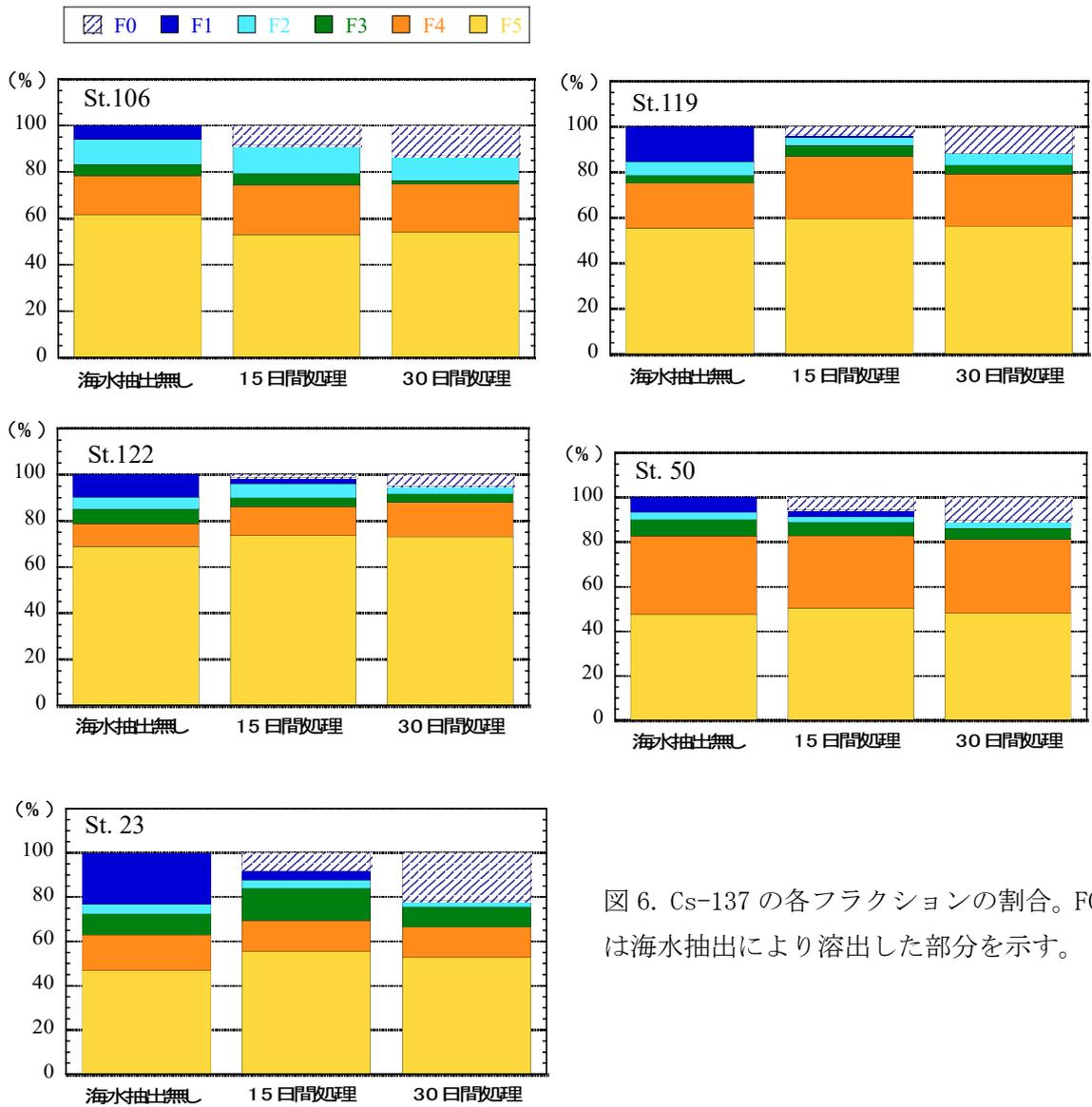


図6. Cs-137の各フラクションの割合。F0は海水抽出により溶出した部分を示す。

1. 海洋生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
課題番号 1-3	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	中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ ¹ 東北区水産研究所 資源海洋部 海洋動態グループ ² 東北区水産研究所 資源海洋部 生態系動態グループ ³
担当者職名・担当者名	主任研究員・帰山秀樹 ¹ 、重信裕弥 ¹ 、任期付研究員・三木志津帆 ¹ 、 グループ長・森田貴己 ¹ 、主任研究員・笥 茂穂 ² 、 主幹研究員・田所和明 ² 、主任研究員・岡崎雄二 ² 、 グループ長・桑田 晃 ²

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 年度からデータ取得を継続している海水の Cs-137 濃度および Cs-134 濃度を調査した。2017 年度は 2017 年 6 月、12 月に仙台湾の 2 地点(E1 および C5、図 1)、にて、表層、中層、近底層の 3 層より試料を採取した。さらに、仙台湾の C5 においては 2017 年 8 月に同様の試料採取を行った。また、6 月と 12 月には底魚類の Cs-137 濃度および Cs-134 濃度をモニタリングしている福島県北部の水深 250m の地点 (F250) における近底層の試料も採取した。また、今年度より福島県沖太平洋水深 100 m の 2 地点 (広野沖水深 100 m 域および東電福島第一原発沖水深 100 m 域、詳細は課題番号 1-4 参照)を新規に採取地点とし、6 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。さらに、2017 年 8 月に福島県の極沿岸域 16 地点において、採水を実施した (図 2)。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 月から計 9 回実施している。より詳細な時系列変動を解析する目的で、福島県いわき市小名浜地先において週 1 回の頻度で海水を採取し、Cs-137 濃度および Cs-134 濃度を測定した (図 3)。2017 年度は 2017 年 4 月 3 日から 2018 年 1 月 15 日まで計 42 検体を採取した。なお、当該試料は福島県水産試験場の協力により小名浜地先より、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。一方、沖合海域では西部北太平洋の表面海水における Cs-137 濃度および Cs-134 濃度を把握するため、2017 年 5 月 24 日～6 月 13 日の蒼鷹丸による調査航海にて表面海水を採取し、Cs-137 濃度および Cs-134 濃度を測定した (図 4)。

(2) 仙台湾および福島県沖を対象に 2011 年度から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。2017 年度は 2017 年 6 月 30 日～7 月 3 日に若鷹丸で仙台湾の 3 地点(E1, C5 および C12)、福島県沖の 2 地点(広野沖水深 100 m 域および東電福島第一原発沖水深 100 m 域)にて、ソリネットにより試料を採取した。また、既存データに基づく仙台湾における動物プランクトンの Cs-137 濃度の時空間変動を解析した。

2. 平成 29 年度進捗状況・成果

(1) 福島県沖（広野沖水深 100 m 域および東電福島第一原発沖水深 100 m 域）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 1.7~3.2 Bq/m³ の範囲にあり、Cs-134 は不検出であった。なお、Cs-134 濃度の検出下限値は 0.97~1.1 Bq/m³ の範囲であった。一方、仙台湾においては、2011 年 6 月には表層で Cs-137 濃度が 2000 Bq/m³ 以上であったが、2017 年の調査では 1.8~5.2 Bq/m³ の範囲にあり、時間の経過とともにその濃度の低下が継続していることが確認された（図 1）。なお、2017 年の調査では仙台湾においても Cs-134 は検出下限値未満 (< 1.1 Bq/m³) であった。福島県北部の新地から県南部の勿来までの 16 地点において採取した極沿岸海水の Cs-137 濃度および Cs-134 濃度は 2017 年 8 月でそれぞれ 4.6~24 Bq/m³、検出下限値未満(< 1.2 Bq/m³)~3.2 Bq/m³ の範囲であった（図 2）。2017 年 4 月 3 日~2018 年 1 月 15 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 3.4~15 Bq/m³ の範囲にあり、8 月中旬から 9 月上旬および 10 月下旬に若干濃度が高い傾向を示した（図 3）。このような Cs-137 濃度のピークは夏季の台風通過時や冬季の爆弾低気圧通過時に以前にも認められており、今年度においても夏季に同様な傾向が認められた。なお、Cs-134 は 2017 年 9 月 14 日に 1.9 Bq/m³ が検出された他は全て検出下限値未満であった(< 1.1 Bq/m³)。2017 年 5 月~6 月の沖合海域における表面海水の Cs-137 濃度は 1.1~3.6 Bq/m³ の範囲にあり、同海域における一年前の濃度レベル(1.6~3.1 Bq/m³)と同程度であった（図 4）。

(2) 2017 年 6 月 30 日~7 月 3 日に仙台湾の 3 地点(E1, C5 および C12)で採取した動物プランクトン試料の Cs-137 濃度は 0.19~0.67 Bq/kg-wet、福島県の広野沖および東電福島第一原発沖で採取した動物プランクトン試料の Cs-137 濃度は 0.16 Bq/kg-wet および 0.38 Bq/kg-wet であった。2011 年 6 月より継続してデータを取得してきた仙台湾における動物プランクトンの Cs-137 濃度について、時空間変動を解析した。プランクトンネットを用い、季節的に現存量が大きく変動する動物プランクトンを採集するため、魚類試料などとは異なり、放射性セシウムの分析に十分な動物プランクトンの量を確保することが難しい。そのため測定に供する試料の多寡により検出下限値未満の試料が散見される。そこで、同一航海で得られたデータをまとめ、Wada et al. (2016)に倣い“Detection limit (DL) shifted data set”を整備した（図 5）。また、動物プランクトン試料の Cs-137 濃度の低下傾向に空間的な差異があるかどうかを検討するため、仙台湾を南北、東西に分け、“DL-shifted data set”の時間変動を比較したが、明瞭な空間的な差異は認められなかった（図 6）。さらに、動物プランクトン試料の Cs-137 濃度変動が最も顕著であった 2011 年 7 月、9 月、12 月の 2 地点(C5 および E4)について、分類群組成と Cs-137 濃度の関係について検討したが、東電福島第一原発事故以前に報告されている Cs-137 濃度とゼラチン質動物プランクトンの個体数の正の相関(Kaeriyama et al., 2008)は認められなかった。

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 濃度はほぼ事故前のレベル (~1.5 Bq/m³) にあり、時空間変動も小さくなった。しかしながら、福島県極沿岸域においては依然、10 Bq/m³ 程度の濃度レベルを示す時期が認められる。そのため、福島県極沿岸域を中心に引き続き溶存態 Cs-137 濃度の推移を把握する必要がある。また、鉛直データを継続し取得している仙台湾においては将来予測の科学的根拠を示すために、溶存態 Cs-137 濃度の鉛直分布と海洋構造の関係に加え、仙

台湾内における Cs-137 の挙動（河川からの供給レベル、湾外との交換など）を整理する必要がある。

(2) 仙台湾および福島県沖海域における動物プランクトン試料の Cs-137 濃度は 2017 年 6 月においても 2014 年以降と同程度であり、明瞭な低下傾向が認められず、今後も動物プランクトンの Cs-137 濃度の推移を追っていく必要がある。生態系内における Cs-137 の循環を考慮すると、この動物プランクトンの Cs-137 濃度低下の遅延は海産魚類の餌料生物の Cs-137 濃度低下の遅延を示唆しており、海産魚類の Cs-137 濃度を評価する上でも重要である。今後、動物プランクトン群集構造と Cs-137 濃度の関係、粘土鉱物等の混入可能性について更なる検証が必要である。

4. 備考

引用文献

Kaeriyama H. *et al.* (2008) ^{137}Cs concentration in zooplankton and its relation to taxonomic composition in the western North Pacific Ocean. *J. Environ. Radioact.* 99, 1838–1845.

Wada T. *et al.* (2016) Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima: An update after five years. *J. Environ. Radioact.* 164, 312–324.

図表

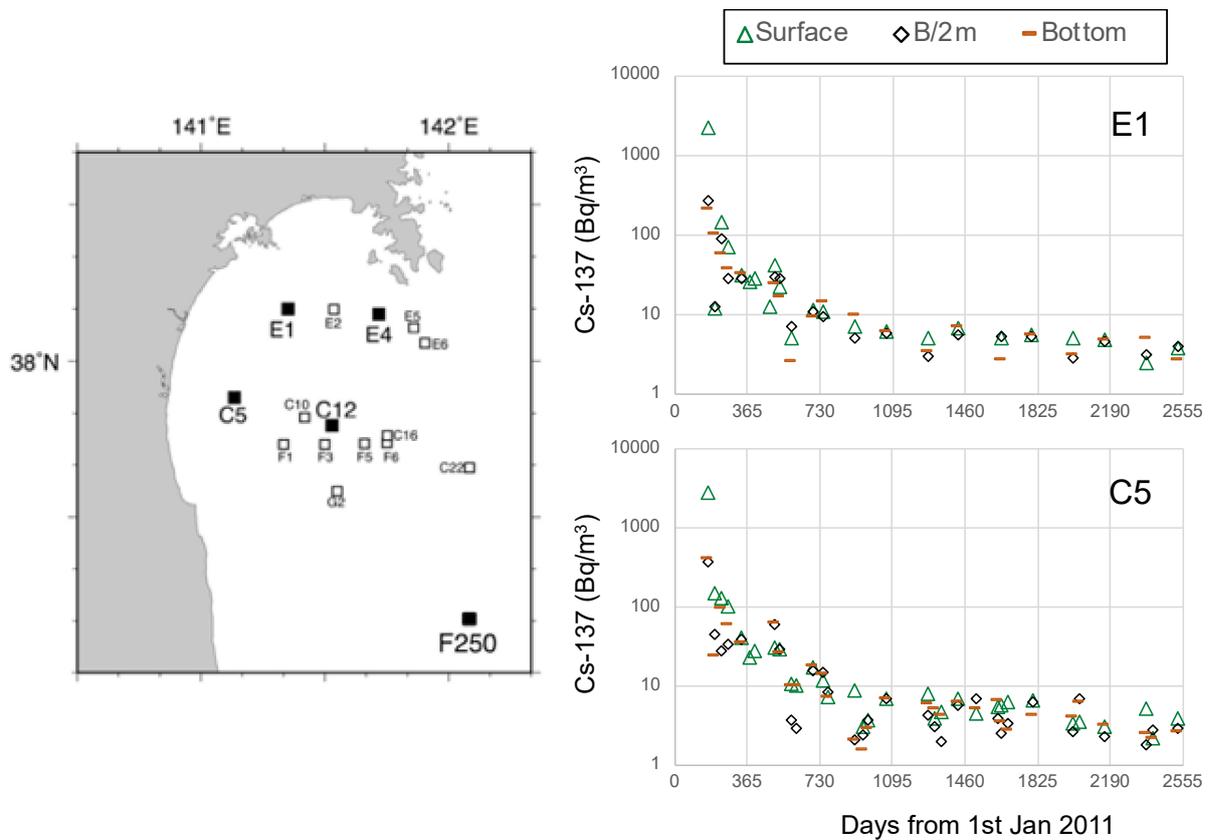


図 1. 仙台湾および福島県北部沖 (F250)における海水および動物プランクトン試料採取地点 (左図) および定点における溶存態 Cs-137 濃度の時系列変動。

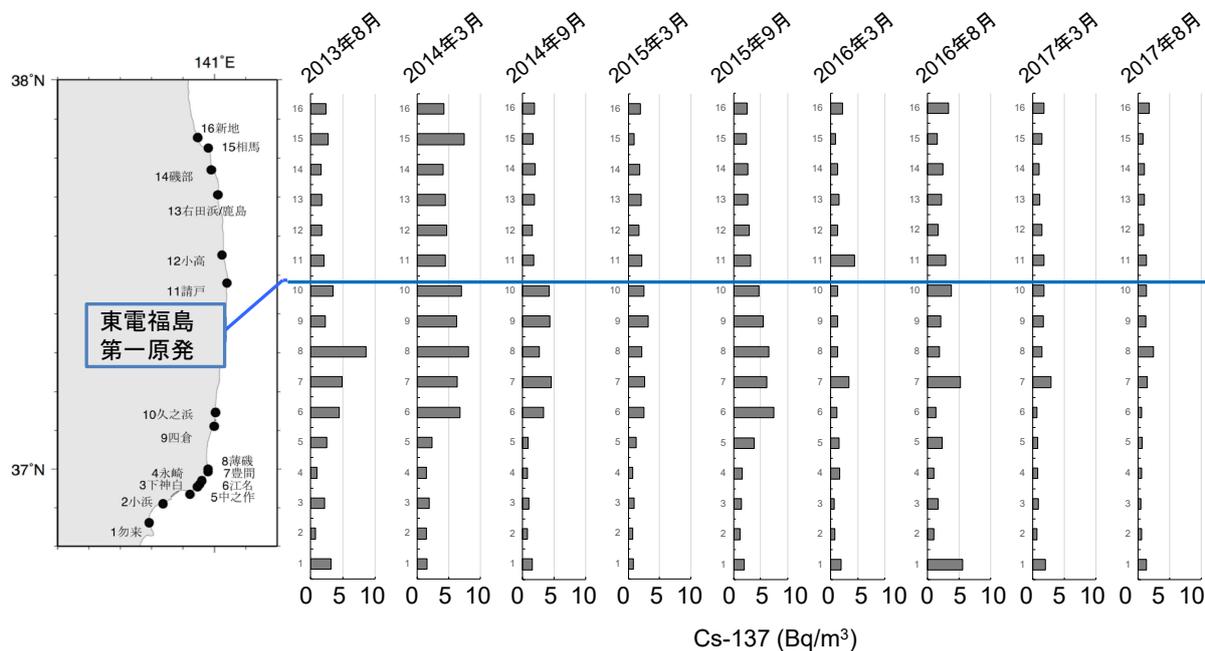


図2. 福島県極沿岸16地点における溶存態Cs-137濃度。

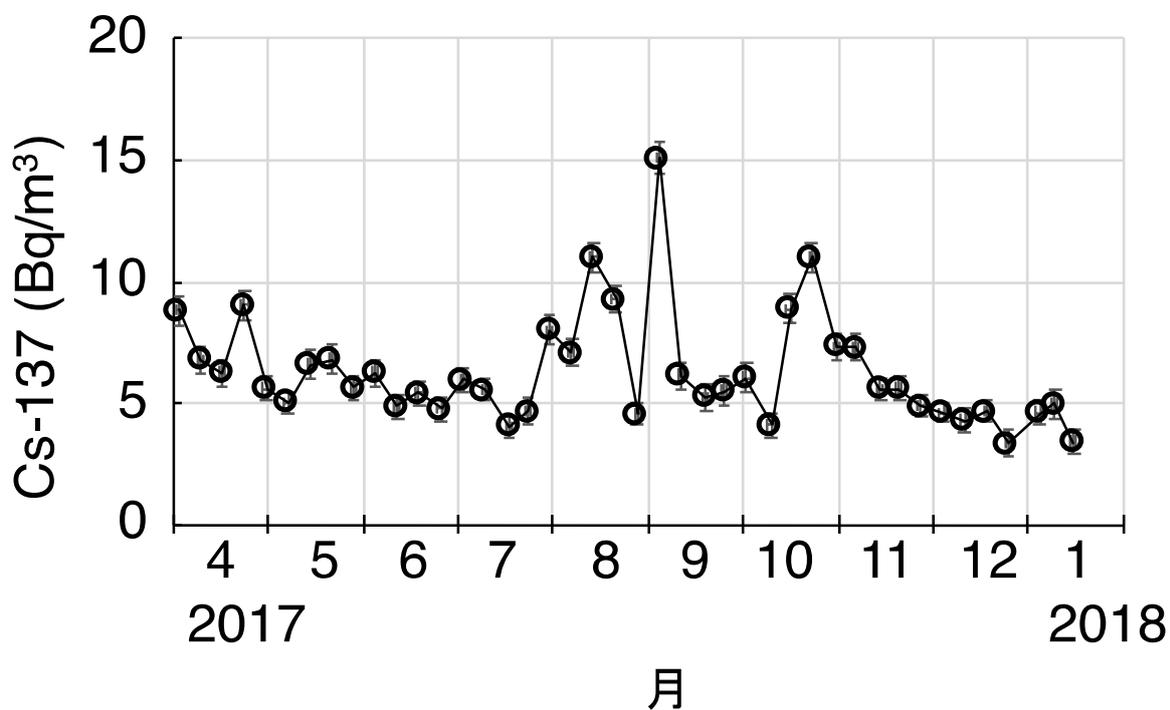


図3. 2017年4月から2018年1月までの小名浜地先汲み上げ海水のCs-137濃度。

エラーバーは計数誤差。

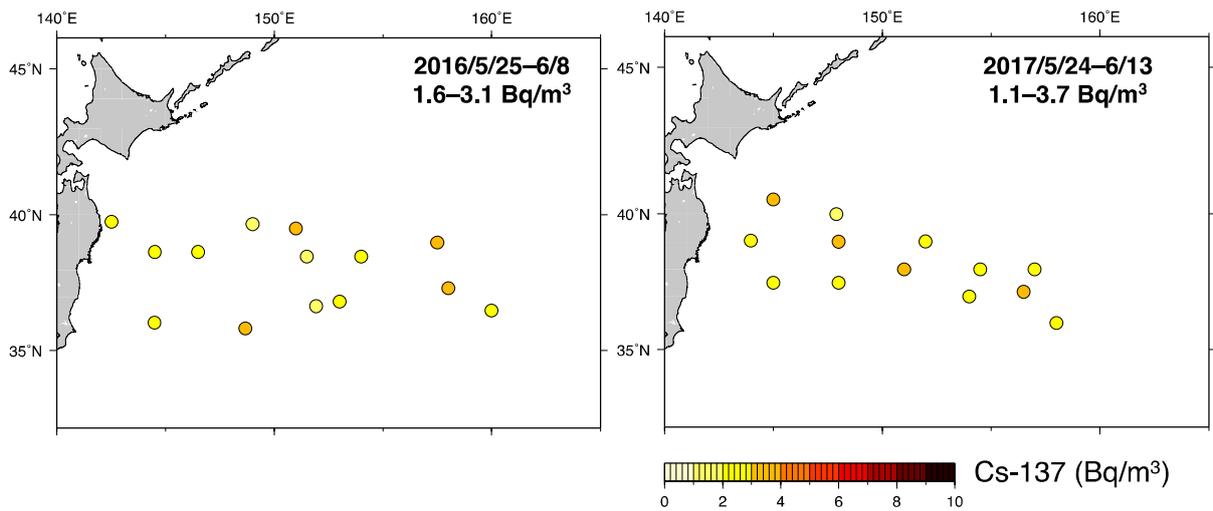


図 4. 2016 年 (左図) および 2017 年 (右図) における西部北太平洋の表面海水の Cs-137 濃度。

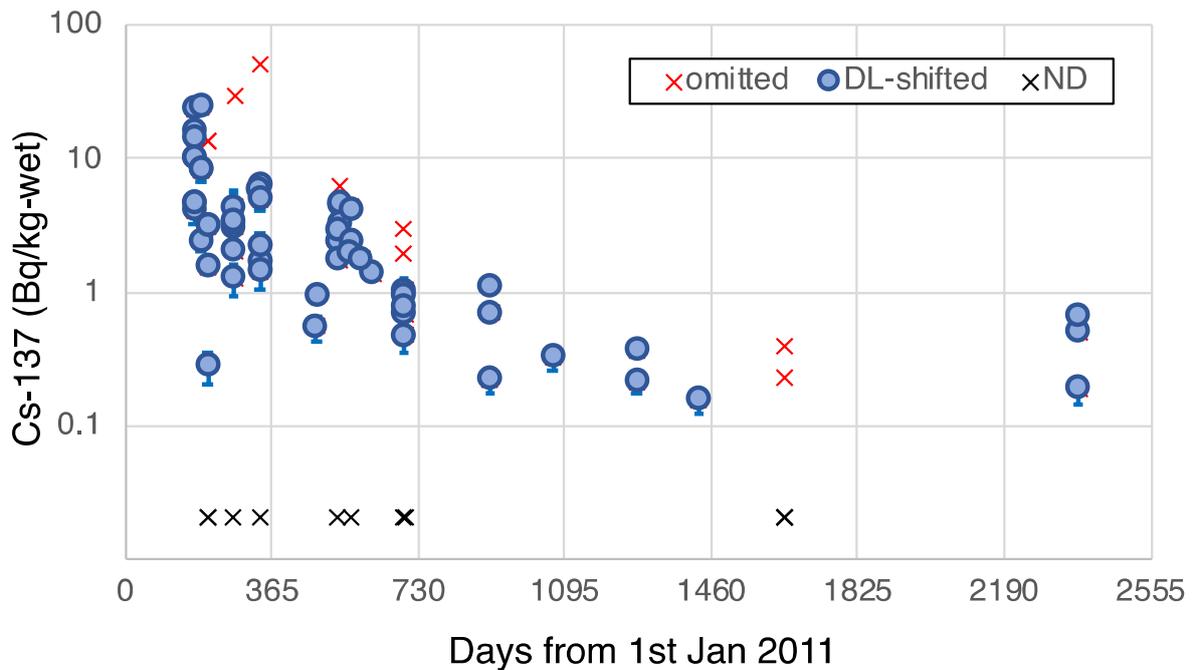


図 5. 仙台湾における動物プランクトンの Cs-137 濃度。黒 X は検出下限値未満、青丸は “Detection limit (DL) shifted data set”、赤 X は DL-shifted data set により除外されたデータ。DL-shifted data set については Wada et al. (2016)を参照。

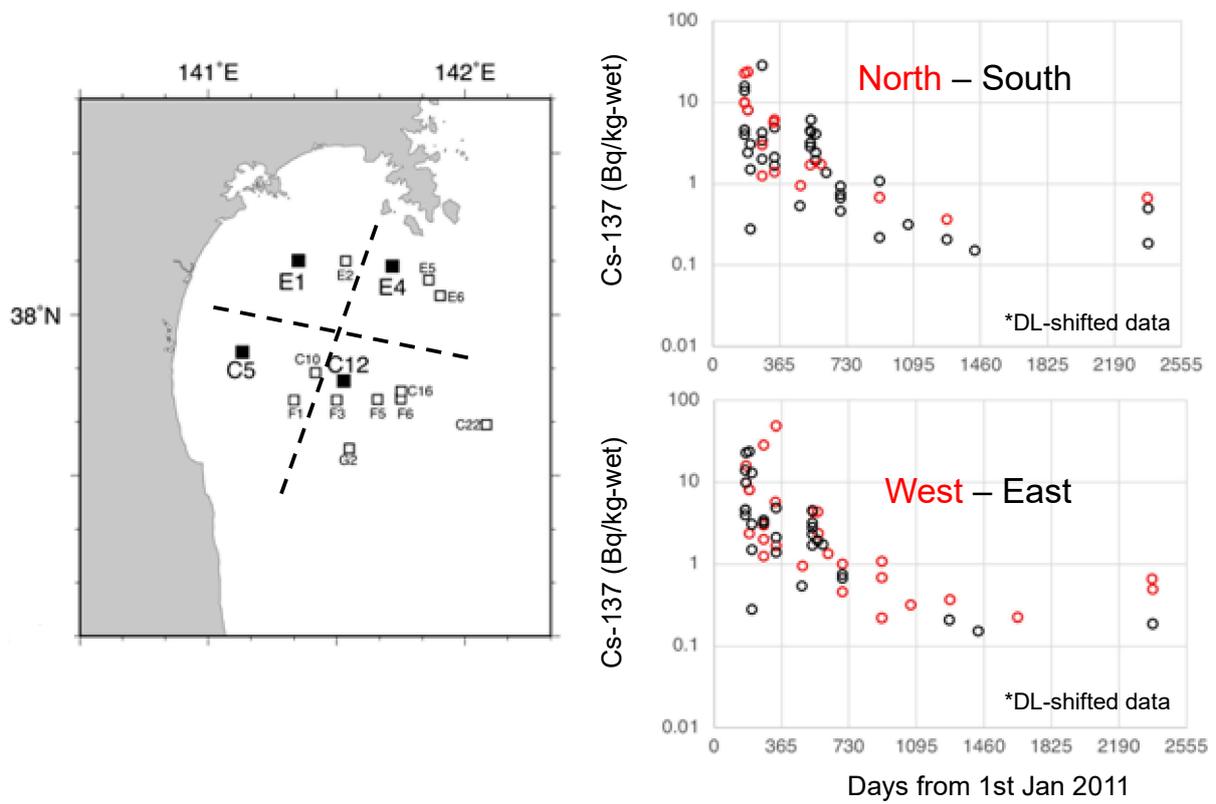


図6. 仙台湾における動物プランクトンの採取地点（左図）および Cs-137 濃度の時空間変動（右図）。左図の点線で南北および東西に分け Cs-137 濃度の DL-shifted data set の時間変動を右図にプロットした。

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 1-4	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	中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ ¹ 中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 資源環境グループ ² 東北区水産研究所 資源環境部 沿岸資源グループ ³
担当者職名・担当者名	主任研究員・重信裕弥 ¹ 、帰山秀樹 ¹ 、任期付研究員・三木志津帆 ¹ グループ長・森田貴己 ¹ 主任研究員・安倍大介 ² グループ長・栗田豊 ³ 、研究員・富樫博幸 ³

1. 研究内容及び方法

(1) 福島県沖から仙台湾の周辺海域に生息する海産生物の放射性セシウム濃度（Cs-134 および Cs-137）の推移を把握する目的で、調査船の蒼鷹丸と若鷹丸、および用船による海産生物調査を実施した。福島県沖では2017年5月から11月にかけて広野沖水深30m域、100m域、180m域、富岡沖水深30m域、東電福島第一原発（以後、第一原発）沖水深30m域、100m域、180m域、請戸沖水深30m域の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2017年2月と6月に水深30～60m域で底びき網を用いて海産生物を採取した（図2）。採取した海産生物は種を同定し、筋肉や肝臓、消化管（内容物を含む）などの部位別に放射性セシウム濃度を測定した。

(2) 福島県沖から仙台湾の周辺海域に生息する海産魚類の放射性セシウム濃度は、魚種や海域、年齢などの違いが影響していると考えられている。しかし、これまでの調査において、汚染レベルの異なる海域間で、魚種や年級群の違いを考慮した比較分析は十分に行われていない。そこで、震災後から2017年11月までに仙台湾で採取したヒラメと、福島県沖と仙台湾で採取したマコガレイを対象に耳石から年齢査定を行い、それぞれ①震災前産まれ年級群、②震災当時に当歳（0+）の年級群、③震災後産まれ年級群に分け、年級群間で放射性セシウム濃度の推移を比較した。また、マコガレイについては海域間（福島県沖と仙台湾）でも放射性セシウム濃度の推移を比較した。なお、起算日を7月1日としたヒラメは2010年級群、起算日を2月1日としたマコガレイは2011年級群を、それぞれ②の震災当時に当歳（0+）の年級群とした。

2. 平成29年度進捗状況・成果

(1) 福島県沖から仙台湾の周辺海域で採取した72種の海産生物より調製した986検体（うち、内臓系試料291検体）について放射性セシウム濃度（Cs-134 および Cs-137）を測定した。Cs-137の検出下限値は、測定した試料の重量に応じて概ね0.5～1 Bq/kg-wet の水準になるように測定時間を調整して分析を実施した。ただし、試料重量が50g以下の少量試料については、測定時間を最長で約23万秒として測定を実施した。全ての検体において放射性セシウム濃度は、食品の出荷制限の基準値である100 Bq/kg-wet を下回った。今年度の調査で最も高濃度の放射性セシウムを

検出したのは、2017年10月27日に富岡沖水深30m域で採取したヒラメ（全長:402mm, 体長:337mm, 体重:597g, 性別:雌, 年齢:3歳）筋肉部位試料の66.8 Bq/kg-wetであった。各調査海域で採取した底魚筋肉試料に含まれるCs-137濃度の幾何平均値と幾何標準偏差に基づくバラツキの範囲を表1に示す。全ての海域間でSteel-Dwass法による多重比較検定（危険率1%）を行った結果、仙台湾と第一原発沖水深180m域、および広野沖水深180m域で採取した底魚筋肉試料のCs-137濃度との間に有意な差が認められず、Cs-137濃度水準が同程度であることが示された。一方、第一原発沖水深30m域で採取した底魚筋肉試料のCs-137濃度は、その他のどの海域と比較しても有意に高い値であった。

2015年から底魚筋肉試料に含まれるCs-137濃度の推移を継続して調査している広野沖水深30m域、広野沖水深100m域、富岡沖水深30m域、請戸沖水深30m域、第一原発沖水深100m域の5定点では、いずれの調査海域でも底魚筋肉試料のCs-137濃度は昨年度よりも低い値を示し、同海域の底魚における放射性セシウム濃度は順調に低下していることが確認された（図3）。

(2) 今年度は2016年6月から2017年2月の間に仙台湾で採取したヒラメ118検体と、2017年2月から11月の間に仙台湾および福島県沖で採取したマコガレイ114検体について、筋肉部位のCs-137濃度と耳石による年齢査定を実施した。これらのデータに、前年度までに得られているヒラメ1295検体、マコガレイ821検体のデータを加え、年級群や海域間でCs-137濃度の推移を比較した。

・ヒラメ

仙台湾におけるヒラメCs-137濃度の推移は、①震災前産まれの年級群（2007-2009）、②震災当時に当歳の年級群（2010）、③震災後産まれの年級群（2011-2015）で異なり、Cs-137濃度は①>②>③の順位で推移した。また、②および③では事故後1500日頃からCs-137濃度が横ばい状態となっていた（図4）。事故後1200日（2014年6月）までの①、②、③のヒラメ各年級群の生態学的半減期は、それぞれ690日、320日、460日であった。これに対し福島県沖における2008-2009年級群の生態学的半減期は330-360日、2010年級群は280日、2011-2013年級群は370-610日と報告されている（守岡ほか、2016）。震災前産まれの年級群では仙台湾の方が生態学的半減期は長く、両海域間におけるヒラメCs-137濃度の差は縮まる傾向にあるが、震災後産まれの年級群では両海域の減少速度に顕著な差は認められなかった。この結果は、遊泳能力が高い大型の震災前産まれの年級群が、仙台湾と福島県沖との間を移動することにより、両海域に生息するヒラメの放射性セシウム濃度差が次第に均一化しつつあることを示唆している。

仙台湾のヒラメでは、事故後1800-2000日（2016年2月～8月）におけるCs-137濃度の幾何平均値は①で3.69 Bq/kg-wet（n = 5、バラツキの範囲 = 2.88～4.74 Bq/kg-wet）、②で1.64 Bq/kg-wet（n = 32、バラツキの範囲 = 1.12～2.41 Bq/kg-wet）、③で0.754 Bq/kg-wet（n = 80、バラツキの範囲 = 0.531～1.07 Bq/kg-wet）、であった。同期間の仙台湾における海水（海底直上5m程）のCs-137濃度は4.32 mBq/L（n = 3、バラツキの範囲 = 3.04～6.12 mBq/L）、ヒラメの主要な餌となるイカナゴは0.232 Bq/kg-wet（消化管内容物を含む魚体全体試料、n = 3、バラツキの範囲 = 0.209～0.259）である。従って、①、②、③の各年級群における筋肉中のCs-137濃度は、海水のそれぞれ約850倍、380倍、170倍、イカナゴのそれぞれ約16倍、7.1倍、3.3倍となる。震災前のヒラメ筋肉中に含まれるCs-137濃度は海水の約70倍、餌生物の約2倍であった

ことから、仙台湾における現在のヒラメ筋肉中の放射性セシウム濃度は、海水およびイカナゴよりも相対的に高い濃度水準にある。また、ヒラメ大型個体の筋肉中に含まれる安定セシウム濃度は、小型個体の2倍程度（栗田、未発表）であることから、年級群間の差を体サイズの違いだけでは十分に説明できない。従って、海水（海底直上5 m程）と餌以外の放射性セシウムの取り込み経路が、ヒラメの放射性セシウム濃度に影響をおよぼしていると考えられる。

・マコガレイ

仙台湾および福島県沖におけるマコガレイ Cs-137 濃度の推移は、①震災前生まれの年級群（2005-2010）、②震災当時に当歳の年級群（2011）、③震災後生まれの年級群（2012-2016）でそれぞれ異なり、どちらの海域でも Cs-137 濃度は、概ね①>②>③の順位で推移した（図5）。また、仙台湾のヒラメと同様に、マコガレイでも両海域において2015年頃（事故後約1400~1750日）から各年級群で Cs-137 濃度の推移は横ばい状態になりつつあった。一方、同じ年級群について海域間で比較すると、マコガレイでは Cs-137 の濃度差が維持されたままで推移しており、大型個体を含む震災前生まれの年級群でもヒラメのように海域間の濃度差が縮まる傾向は認められない。この傾向は、定着性が強く大型になっても移動範囲の狭いマコガレイは、仙台湾と福島県沖の海域間を行き来する頻度が少ないためであると考えられる。

仙台湾の2017年における各年級群の Cs-137 濃度幾何平均値は①で1.16 Bq/kg-wet (n = 2、バラツキの範囲 = 0.821~1.65 Bq/kg-wet)、②で0.821 Bq/kg-wet (n = 4、バラツキの範囲 = 0.545~1.24 Bq/kg-wet)、③で0.865 Bq/kg-wet (n = 18、バラツキの範囲 = 0.285~2.62 Bq/kg-wet) となり、いずれの年級群でも Cs-137 濃度は1 Bq/kg-wet 前後の水準であった。一方、福島県沖の2017年における各年級群の Cs-137 濃度幾何平均値は①で4.61 Bq/kg-wet (n = 18、バラツキの範囲 = 2.69~7.91 Bq/kg-wet)、②で4.34 Bq/kg-wet (n = 13、バラツキの範囲 = 2.39~7.88 Bq/kg-wet)、③で1.79 Bq/kg-wet (n = 44、バラツキの範囲 = 1.15~2.81 Bq/kg-wet) となり、仙台湾と比較してやや高い2~5 Bq/kg-wet の水準であった。2017年以降、仙台湾と福島県沖の海水中に含まれる Cs-137 濃度はそれぞれ約5 mBq/L、10 mBq/L 以下の水準で推移している（課題番号1-3 参照）。仙台湾のマコガレイでは、①、②、③の各年級群における筋肉中の Cs-137 濃度は、海水のそれぞれ約230倍、160倍、170倍、福島県沖のマコガレイでは約460倍、430倍、180倍となった。第一原発の事故前、日本沿岸域に生息するカレイ類の筋肉中に含まれる Cs-137 濃度は海水の約50倍であったことから（Kasamatsu and Ishikawa, 1997）、ヒラメと同様にマコガレイの Cs-137 濃度も海水より相対的に高い濃度水準にある。このことから、マコガレイにおいても海水（海底直上5 m程）と餌生物以外からの取り込み経路が放射性セシウム濃度に影響をおよぼしていると考えられる。

3. 今後の課題

(1) 各海域における海産生物の放射性セシウム濃度は順調に低下しているが、依然として事故前の水準には至っておらず、今後も定点調査を中心に放射性セシウム濃度の推移を継続して把握する必要がある。特に今年度の調査では、食品としての安全性に問題はないが、66.8 Bq/kg-wet の放射性セシウムを含むヒラメが試験操業自粛海域である第一原発の10 km圏内で見つかっており、海産生物における放射性セシウム濃度の推移を引き続き注意深く調査することが重要である。また、これまでの調査は主に底魚類を対象としており、マイワシやイカナゴといった魚食性魚類の

餌となるプランクトン食性の浮魚類は検体数が少ない。既に仙台湾では事故前とほぼ同等の水準にまで海水中の放射性セシウム濃度が低下しており、海産生物の放射性セシウム濃度が事故前の水準に戻るまでの経緯を把握するうえで、プランクトン食性の浮魚類の測定データは必要不可欠となる。次年度以降、小型浮魚類についても試料を確保して測定データを蓄積する必要がある。

(2) ヒラメとマコガレイのように移動生態の異なる魚種や、同じ魚種内でも年級群の違いによって放射性セシウム濃度の推移には違いが認められた。この結果は、同海域に生息する海産魚類について、放射性セシウム濃度の推移を正しく評価するためには、分析対象とする魚種の生態学的な特徴に応じて、適切な海域や年級群を選定することが重要であることを意味している。これまでの調査で、シロメバルやアイナメなどでは個体別に筋肉部位の放射性セシウム濃度を測定しており、今後はこれらの魚種について保存してある耳石から年齢査定を行い、海域や年級群別の分析に資する。

また、ヒラメやマコガレイといった底魚のCs-137濃度が、海底直上5 m付近で採取している海水濃度と比較して相対的に高い濃度で推移していることから、海底付近の海水に含まれるCs-137濃度が直上5 m付近の海水よりも高く、底魚のCs-137濃度に影響を及ぼしている可能性が考えられる。海底付近の海水に含まれるCs-137濃度の実測値を得る方法を検討するとともに、得られた実測値が底魚のCs-137濃度に対して妥当な濃度であるかどうかを検証し、海底直上5 m付近の海水や餌生物以外からの取り込み経路を明らかにする必要がある。

4. 備考

引用文献

守岡良晃, 佐久間徹, 島村信也, 水野拓治, 榎本昌宏, 佐藤美智男. (2016) 福島県海域におけるヒラメの放射性セシウムの推移. 福島水試研報, 17:28-36.

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

表1. 底魚筋肉試料のCs-137濃度海域間比較 (Bq/kg-wet)

調査海域(水深)	検体数	幾何平均値(幾何標準偏差に基づくバラツキの範囲)
仙台湾(30~60 m域)	82	0.782 (0.418 ~ 1.46)
請戸沖(30 m域)	34	2.28 (1.20 ~ 4.31)
富岡沖(30 m域)	117	3.46 (1.66 ~ 7.23)
第一原発沖(30 m域)	97	6.50 (2.68 ~ 15.8)
第一原発沖(70~100 m域)	91	1.48 (0.565 ~ 3.88)
第一原発沖(180 m域)	9	0.885 (0.513 ~ 1.53)
広野沖(30 m域)	51	2.35 (1.37 ~ 4.01)
広野沖(100 m域)	90	1.41 (0.709 ~ 2.81)
広野沖(180 m域)	23	0.686 (0.392 ~ 1.20)

*検出下限値未満は分析から除外した

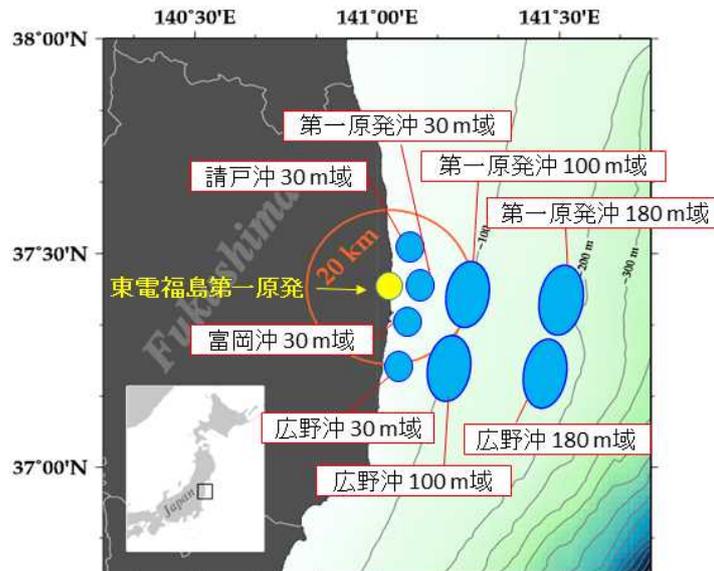


図1. 福島県沖の調査海域

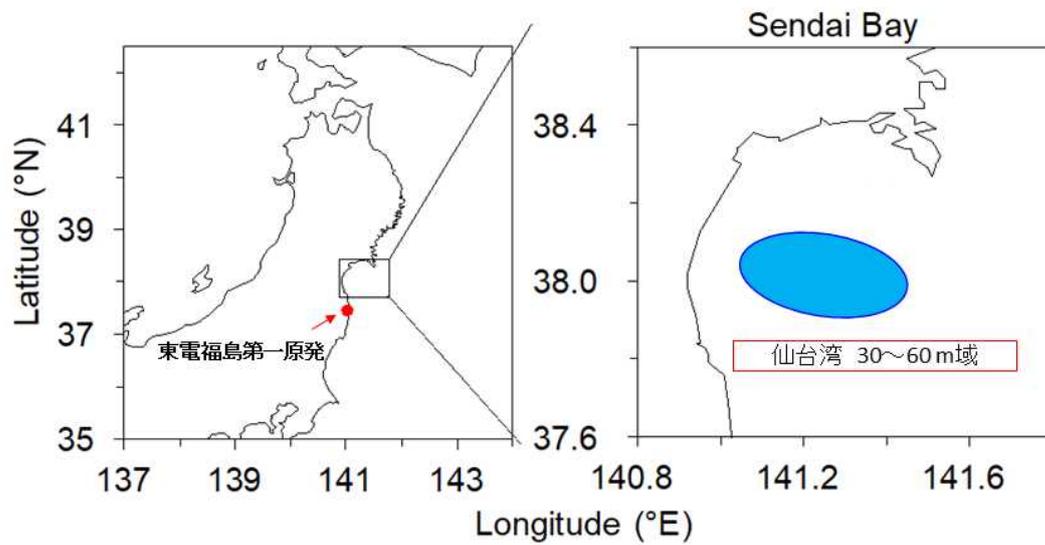


図2. 仙台湾の調査海域

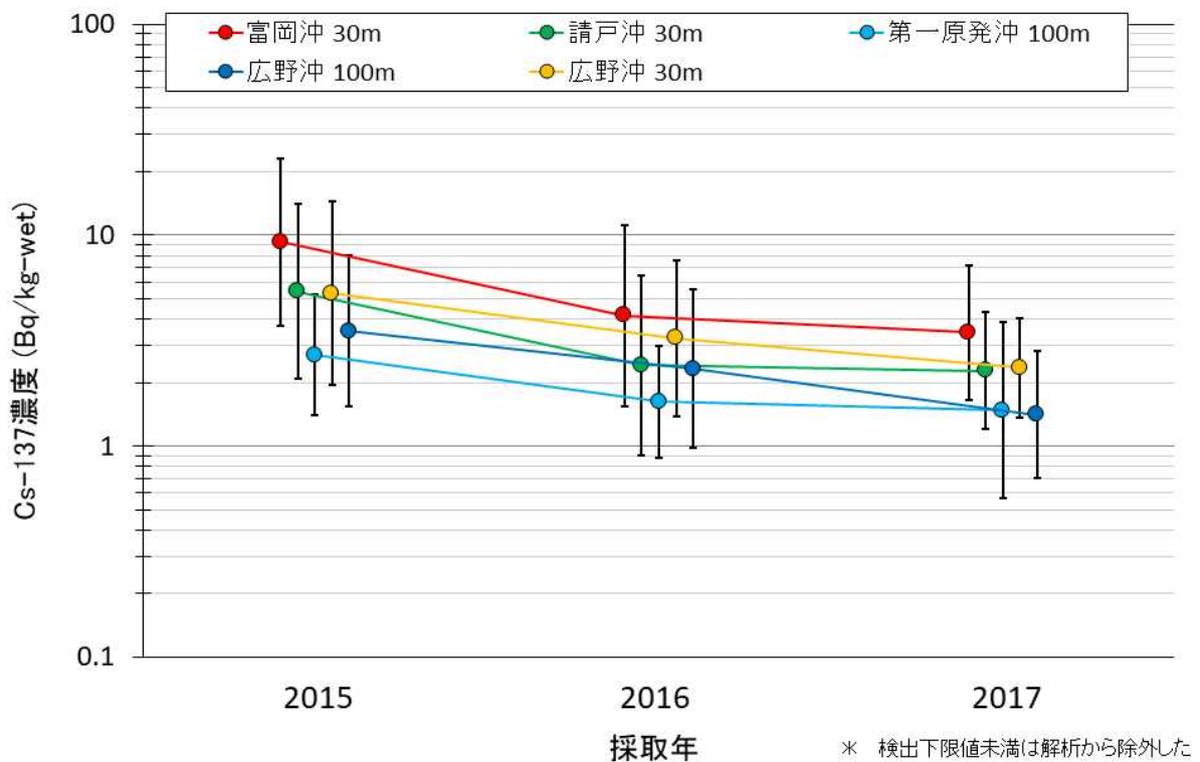


図3. 福島県沖の5定点で採取した底魚Cs-137濃度の推移
 プロットは幾何平均値、エラーバーは幾何標準偏差に基づくバラツキの範囲を示す。

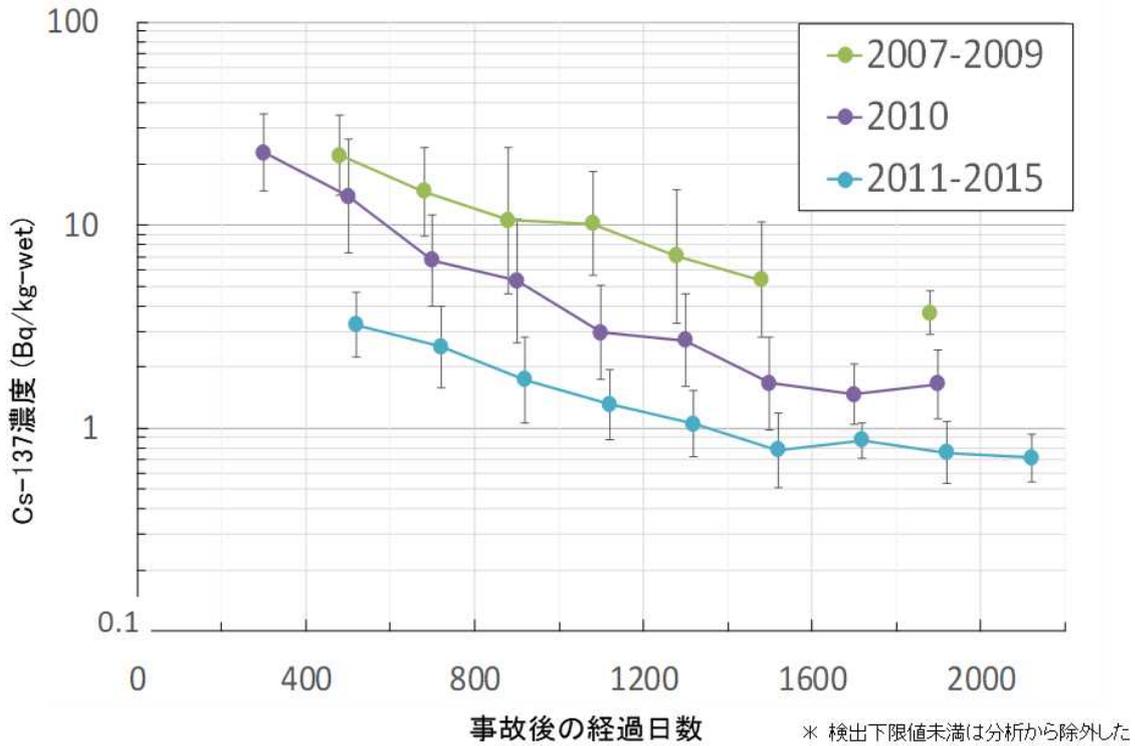


図4. 仙台湾で採取したヒラメの年級群別Cs-137濃度の推移
 プロットは幾何平均値、エラーバーは幾何標準偏差に基づくバラツキの範囲を示す。

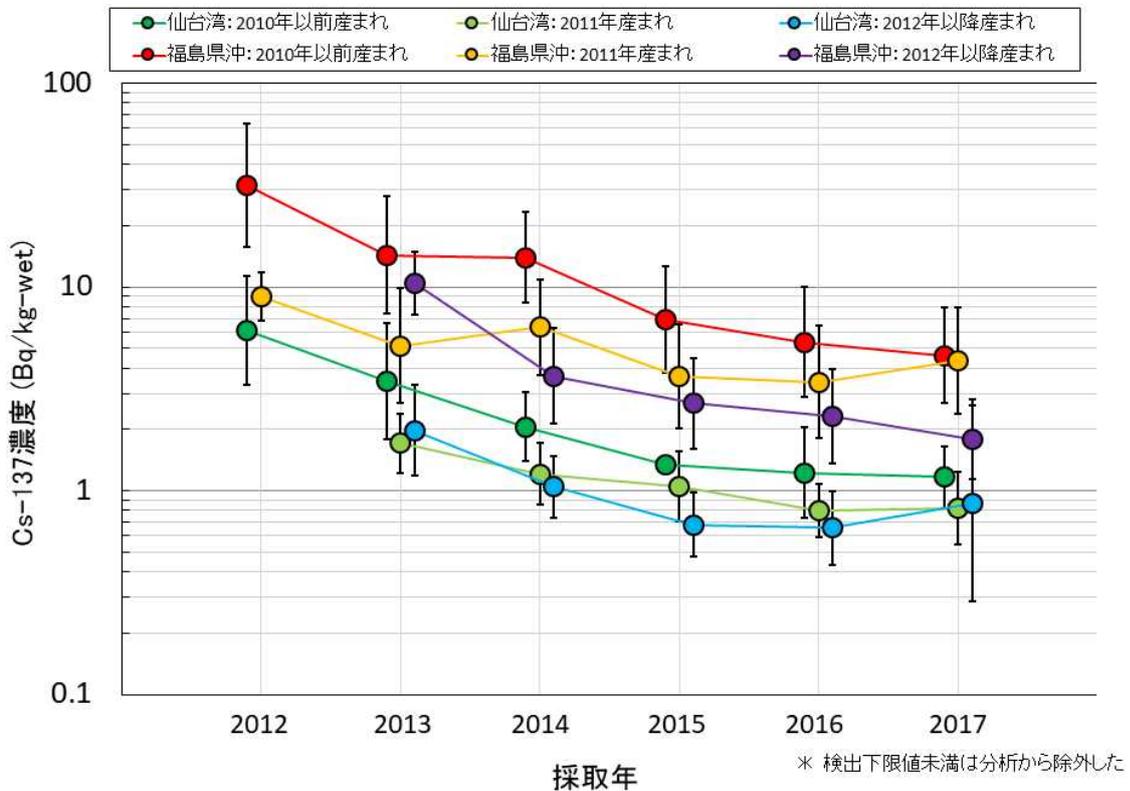


図5. 仙台湾と福島県沖で採取したマコガレイの年級群別Cs-137濃度の推移
 プロットは幾何平均値、エラーバーは幾何標準偏差に基づくバラツキの範囲を示す。

1. 海洋生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
課題番号 1-5	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	東北区水産研究所 資源環境部 沿岸資源グループ ¹ 東北区水産研究所 資源管理部 底魚資源グループ ² 中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ ³
担当者職名・担当者名	研究員・富樫博幸 ¹ 、グループ長・栗田 豊 ¹ 、 研究支援職員・天野洋典 ¹ 、櫻井慎大 ¹ 主任研究員・成松庸二 ² 主任研究員・重信裕弥 ³ 、グループ長・森田貴己 ³

1. 研究内容及び方法

(1) 福島県広野沖および仙台湾を対象に、若鷹丸、蒼鷹丸および小型の刺し網・底びき網・釣り漁船により魚類とその餌生物を採集する調査を行った（図 1）。海域間の食物網構造の違いを明らかにするため、炭素・窒素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ ）分析を実施した。広野沖は、2012年9月～2013年11月（ $n = 647$ ）、2016年7月（ $n = 69$ ）および11月（ $n = 39$ ）に採集した試料を解析した。仙台湾は前年度まで分析したデータに加え、2016年12月（ $n = 188$ ）、2017年2月（ $n = 183$ ）および6月（ $n = 195$ ）に採集した試料を解析した。分析に当たって、魚類は筋肉部位、餌生物は体全体を使用し、いずれの試料も凍結乾燥した後、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。

(2) 広野沖および仙台湾の8魚種（ヒラメ、イシガレイ、スズキ、マダラ、アイナメ、カナガシラ、マガレイ、マコガレイ）を対象に、Cs-137濃度（Bq/kg-wet）の魚種間比較を行った。また、植物プランクトンをエンドメンバーとするプランクトン系列（後述、参照）について、窒素安定同位体比（ $\delta^{15}\text{N}$ ）とCs-137濃度との関係性から、餌生物を介したCs-137の濃縮を検討した。Cs-137の測定に当たっては、イカナゴおよびカタクチイワシは消化管内容物を含む全体の試料を調製し、その他の魚類は筋肉部位で試料を調製して、高純度ゲルマニウム半導体検出器を用いて測定した。検出下限値未満（広野沖 $n = 2$ 、仙台湾 $n = 102$ 、両海域を合わせた範囲；0.343-8.46 Bq/kg-wet）は解析から除外して評価した。

2. 平成 29 年度進捗状況・成果

(1) 広野沖および仙台湾の2013年2月～12月について、 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ の2次元マップを示した（図 2）。仙台湾主要魚類の食性はこれまでの胃内容物観察より、魚食性：ヒラメ、イシガレイ、スズキ、マダラ、甲殻類食性：アイナメ、カナガシラ、ベントス食性：マガレイ、マコガレイに分けられる（平成 26 年度放射性物質影響解明調査事業報告書 課題番号：1.3.2 参照）。胃内容物観察と安定同位体比による食性はおおむね一致していた。両海域の食物網構造は季節によって大

きな違いは見られず、似たような構造が形成されていたと推察された。具体的に両海域の食物網は、植物プランクトンをエンドメンバーとして、小型魚類-魚食性魚類へと流れるプランクトン系列、甲殻類および多毛類を餌資源とする甲殻類食性魚類およびベントス食性魚類の甲殻類・ベントス系列を構成していた。胃内容物観察では、甲殻類食性魚類は主にエビジャコ等を、ベントス食性魚類は主に多毛類等を採餌していた。しかし、これら餌生物の $\delta^{13}\text{C}$ は近い値を示し、単独の系列として区別することが出来なかったため、本課題では2つの食性グループをまとめ、甲殻類・ベントス系列と表記した。

(2) 広野沖および仙台湾におけるCs-137濃度の魚種間比較を事故からの経過年に沿って示した(図3)。両海域において、2017年に採集した魚類のCs-137濃度は前年に採集した個体よりも低い値を示しており、魚類の放射性セシウム濃度が順調に低下している事が確認された。海域間のCs-137濃度(Bq/kg-wet)比較として、2017年広野沖で採集したヒラメ、マダラ、アイナメ、マガレイおよびマコガレイの幾何平均値(幾何標準偏差、測定数)はそれぞれ、1.52(1.69, n=48)、0.408(1.29, n=5)、2.42(1.16, n=2)、1.69(1.46, n=4)、2.54(1.51, n=36)であり、仙台湾における同種はそれぞれ、0.722(1.36, n=24)、0.424(1.46, n=3)、0.987(1.20, n=3)、0.336(1.56, n=34)、0.879(2.64, n=24)とマダラで同水準、それ以外の魚種では仙台湾の方が低かった。Cs-137濃度を魚種(食性グループ)間で比較すると、仙台湾の2014年以降で、魚食性 \geq 甲殻類食性 \geq ベントス食性の傾向が見られ、この大小関係はKasamatsu *et al.* (1997)と一致していた。広野沖の2017年では、食性に関わらず5 Bq/kg-wet以下の水準まで低下していた。事故直後の汚染水による汚染程度が大きくなかった仙台湾では、初期汚染の影響が小さくなるのが早いため、食性の違いが顕在化していると考えられた。

食物連鎖を介したCs-137濃縮を明らかにするため、2013年および2016-2017年に採集した魚類と餌生物の $\delta^{15}\text{N}$ とCs-137濃度との関係を調べた(図4)。仙台湾では、動物プランクトン(ZP)、イカナゴ、カタクチイワシ、プランクトン系列に属する魚食性4魚種についてプロットした。その結果、両海域において正の相関傾向が見られた。複数の栄養段階を含めた仙台湾の2016-2017年では、ZPからイカナゴ、カタクチイワシまでのCs-137濃度は同水準であり、その後、マダラから上昇するプロットになった。栄養段階の異なるZPと小型魚類のCs-137濃度が同水準であった(ZPの濃度が下がりきらない)理由について、ZPの種組成などが検討されているが、未だ結論には至っていない(課題番号1-1-3①環境、参照)。2016-2017年の仙台湾において、ZPから小型魚類までのCs-137濃縮は不明であるが、小型魚類から魚食性魚類にかけての濃縮は確認された。これは、Kasamatsu *et al.* (1997)が示した栄養段階の高い魚類ほどCs-137の濃縮係数が高いことと一致していた。

3. 今後の課題

生態系内でのCs-137濃度を決める要因として、初期汚染の程度に加え、魚類の体サイズ、年級群、移動、餌からの取込みなどが複合的に関与し、また事故からの経過時間によってそれら影響

の度合いも変化することが分かりつつある。福島県と仙台湾の海域間比較および時間軸に沿ってデータを収集・蓄積し、生態系内での放射性セシウムの挙動を解明していく必要がある。

4. 備考

引用文献

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

図表

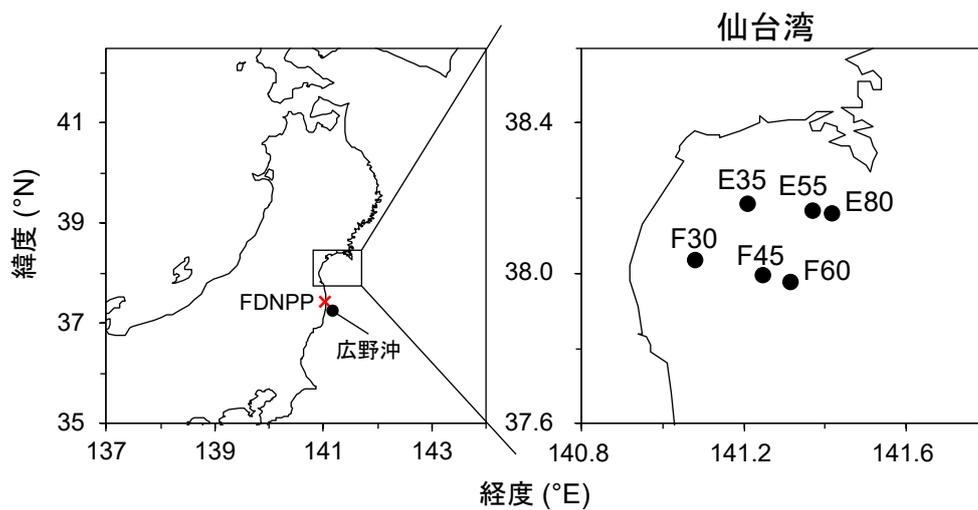


図 1. 福島県広野沖および仙台湾における調査地点
FDNPP は東京電力福島第一原子力発電所を表す。

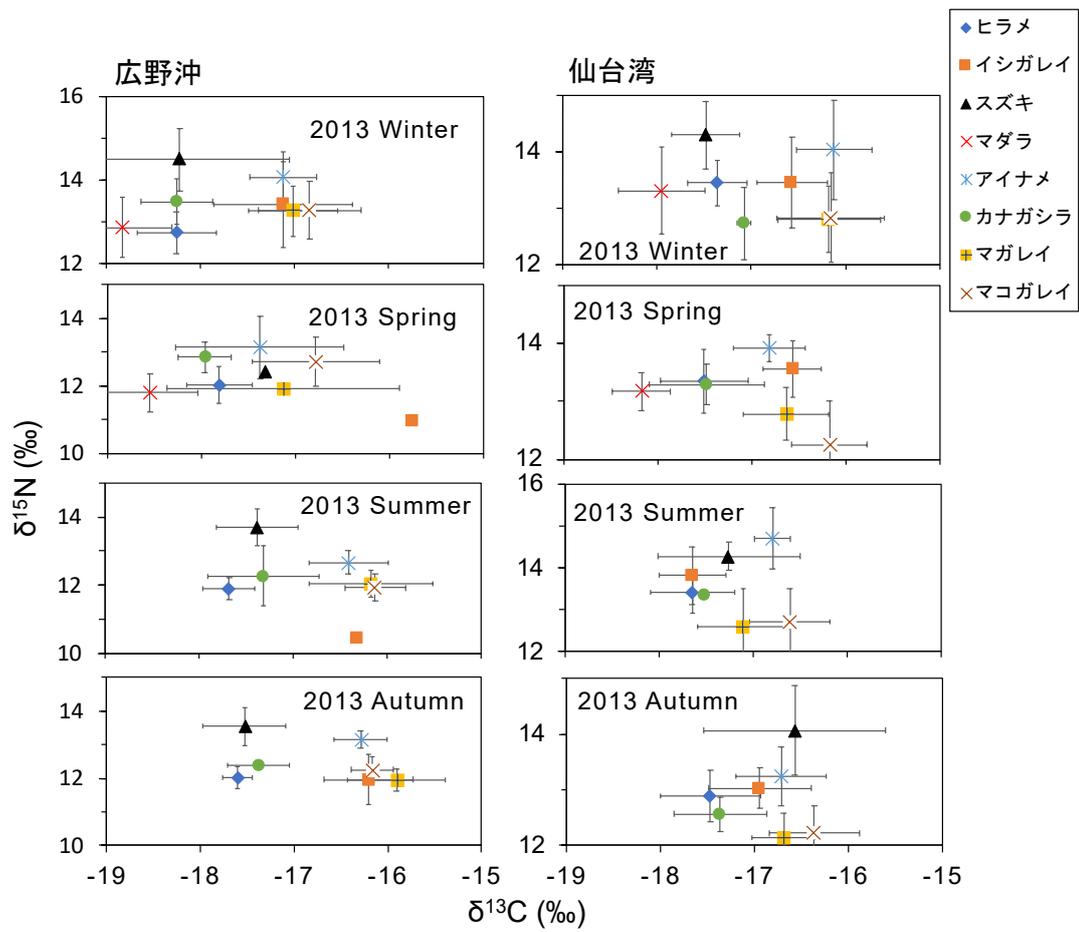


図2. 広野沖および仙台湾における2013年冬季(2月)から秋季(12月)までの主要魚類の炭素・窒素安定同位体比の2次元マップ

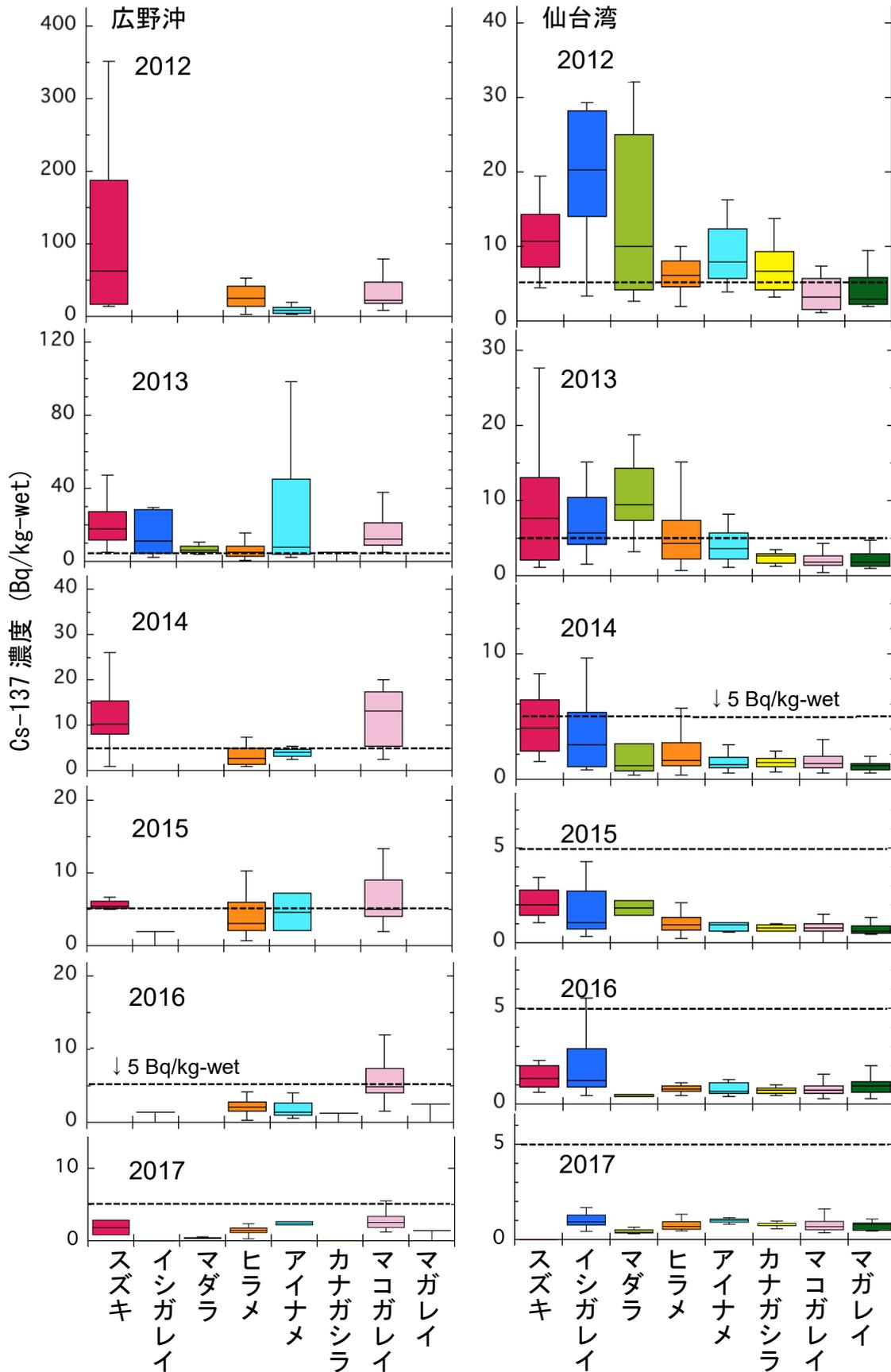


図3. 広野沖および仙台湾における2012年～2017年のCs-137濃度の魚種間比較
図内の点線は5 Bq/kg-wetを示す。

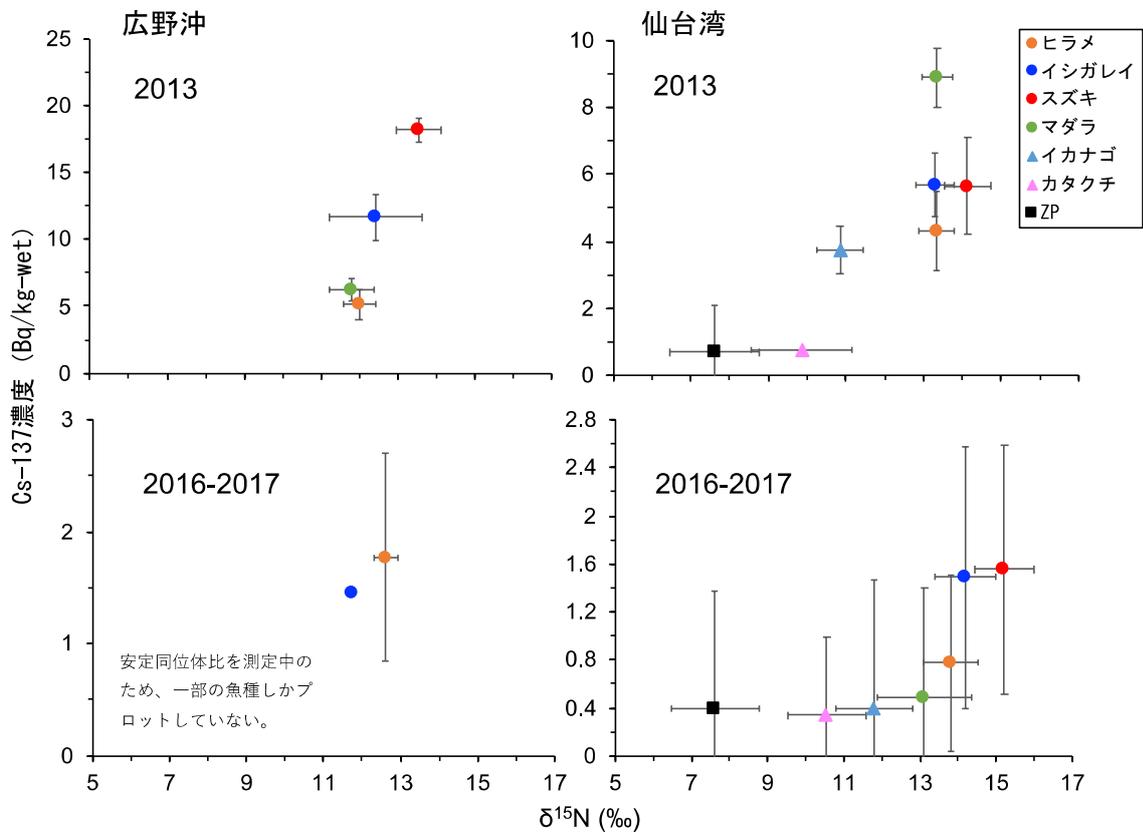


図 4. 広野沖および仙台湾のプランクトン系列における 2013 年、2016-2017 年の窒素安定同位体比と Cs-137 濃度との関係

1. 海洋生態系における放射性物質の挙動に関する研究	
課題番号 1-6	課題名：水産資源および環境中における放射性ストロンチウムとトリチウムの濃度の評価
研究機関・研究グループ名	中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ ¹ 中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 資源環境グループ ²
担当者職名・担当者名	任期付研究員・三木志津帆、グループ長・森田貴己、主任研究員・重信裕弥、帰山秀樹 ¹ 主任研究員・安倍大介 ²

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 つである。東電福島第一原発事故前から環境中には Sr-90 が存在する中、今回の事故に由来する Sr-90 の濃度変化を把握するためにも福島県およびその周辺海域で継続したモニタリング調査が必要である。2017 年度は、東日本太平洋側（千葉～青森）で採取された水産物を対象として測定した。試料の Sr-90 濃度の測定方法は、公定法（文部科学省，2002 改訂版）に準じた。これまで測定されたデータに加え、東京電力福島第一原発 20 km 圏内でのデータを併せ解析し、福島県の硬骨魚類における Sr-90 濃度の推移を評価した。

(2) 魚類灰試料における Sr-90 分析法の簡易化について

食品中の Sr-90 濃度データは、その分析法が煩雑で時間を要するため、放射性 Cs と比べて多くない。近年、Sr レジン（Eichrom Technologies, USA）等を利用した簡便な分析法が多用されるようになり（Weller *et al.*, 2018）、種々の試料への汎用が期待されている。Sr レジンは、試料中の Ca や Sr の量が多かった場合、Sr の収率が低下する問題がある。本課題では、Ca 濃度が高い硬骨魚類灰試料へ Sr レジンを適応できるか検討を行った。灰試料（Ca 量，4720 mg；Sr 量 19.6 mg）は、マイクロウェーブ分解装置で酸溶解後、ろ過し、8 M HNO₃ に調整した（試料溶液）。8 M HNO₃ で洗浄済みの Sr レジンへ試料溶液を供した後、8 M HNO₃、3 M HNO₃-0.05 M oxalic acid、8 M HNO₃ の順に洗浄し、各洗浄溶液を回収した。さらに 0.05M HNO₃ を供して Sr を溶出させた（溶出液）。回収した各洗浄溶液および溶出液中の Ca, Sr, Mg 濃度は、高周波誘導結合プラズマ発光分光分析法（ICP-AES, PerkinElmer, USA）で測定した。また、イットリウム (Y) -90 が他核種から単離されているかを確認するため、Sr-90 と Y-90 の放射平衡後の溶出液を鉄共沈して得られた沈殿物のベータ線を経時測定した。Y-90 の半減期 ($t_{1/2} = 64.0$ h) から減衰曲線を作成し、実測値と比較した。

(3) 水産機構におけるトリチウム分析基盤の構築について

東電福島第一原発施設内では、除去技術が確立されていないトリチウムを含む処理水がタンク

に多量に貯蔵されている。その処理水の取り扱いには現段階で未定であるが、水産物中のトリチウム分析データの蓄積が社会的に求められている。しかし、魚類のトリチウム分析は、魚体内の水分として存在する自由水型トリチウム (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トリチウム (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。本課題では、水産研究・教育機構においても、トリチウム分析を行えるよう基盤構築することを目的とする。公定法（文部科学省、2002 改訂）に従って海水および魚類筋肉中のトリチウムを分析して得られた結果を外部機関での分析結果と比較した。分析結果から、日本周辺の海水および水産物におけるトリチウム濃度を評価した。

2. 平成 29 年度進捗状況・成果

(1) 水産物における Sr-90 濃度について

種々の水産物における Sr-90 濃度結果は、水産庁および水産研究・教育機構のウェブサイト (<http://www.fra.affrc.go.jp/tohokueq/index.html>) に随時報告しており、2011 年から 2018 年 3 月末日までに 160 検体を公表した。図 1 に、福島県沿岸で採取された硬骨魚類における Sr-90 および Cs-137 濃度を示す。福島県沖で採取した多くの試料中の Sr-90 濃度は東電福島第一原発事故前と同じレベル (<0.046 Bq/kg-wet; Miki *et al.*, 2017) であった。一方、東京電力は東電福島第一原発 20 km 圏内で採取した魚類の Sr-90 濃度を公表しているが、2017 年 1 月に採取したクロダイから原発港湾外で最も高い Sr-90 濃度 (27 Bq/kg-wet; Cs-137, 43 Bq/kg-wet) を検出している。また、最新の東電福島第一原発 20 km 圏内で採取された硬骨魚類の Sr-90 濃度は、2017 年 7 月採取のババガレイで 0.26 Bq/kg-wet (Cs-137, 14 Bq/kg-wet) であった。このように東電福島第一原発近郊では、食の安全上は問題ないが、事故前のバックグラウンドレベルを超えている検体もみられ、今後も継続して Sr-90 濃度を同海域周辺で調査していく必要がある。

(2) 魚類灰試料における Sr-90 分析法の簡易化について

図 2 に回収した洗浄溶液および溶出液中の Sr, Ca および Mg 量を示した。Ca および Mg は 98 % 以上が除去され、一方で Sr は溶出液中に 90 % 以上が留まった。図 3 に、Y-90 分離後のベータ線測定結果を示す。Sr レジンを用いて分析した測定結果 (赤丸) と、最初の実測値を基点として作成した Y-90 の減衰曲線は同じ挙動を示した。Sr の回収が 90 % 以上あること、試料に Y-90 以外の核種が混在していないことが示されたことから、Sr レジンは硬骨魚類灰試料にも適応可能であることが分かった。これまでの公定法で 13 日間掛けて実施していた Sr-90 の化学分離操作項目を、Sr レジンを用いた手法では 1 日半に短縮でき、分析法の簡易化に有効であることが示された。

(3) 水産研究・教育機構におけるトリチウム分析基盤の構築について

2017 年 7 月 6 日に福島沖で採取した表層海水と水深 68 m の海水を各 1 回ずつ分析し、得られた結果を外部機関と比較した。水産研究・教育機構の測定結果は、それぞれ 0.0761 ± 0.0108 、 0.0721 ± 0.0105 Bq/L と示したのに対し、外部分析機関のそれらは 0.0823 ± 0.0100 、 0.0845 ± 0.0103 Bq/L であった。いずれの結果も誤差範囲内に収まり、水産研究・教育機構においても、海水中のトリチウム分析は実施可能であることが示された。魚類筋肉中の TFWT については、1 試

料（ブリ、表 1）を外部機関の分析結果と比較をした。結果は、水産研究・教育機構 0.0588 ± 0.0106 Bq/L、外部分析機関 0.0796 ± 0.0114 Bq/L となり、誤差範囲内に収まった。よって、水産研究・教育機構において魚類筋肉中 TWFT の分析が行えることが示された。魚類筋肉中の OBT 分析では、乾燥試料を燃焼して OBT を回収する必要があるが、その燃焼を同時に 6 検体行うことができる燃焼装置（Pyrolyser-6 Trio, Raddec International, UK）を導入した。本機器により、乾燥筋肉試料 4.5~5.5 g/検体から燃焼水 2.8~3.3 mL/検体を回収することはできたが、OBT の分析基盤の確立まで至らなかった。

表 1 に日本周辺の海水中トリチウム濃度および日本周辺の魚類筋肉中の TWFT 濃度を示した。福島県と日本周辺の海水中のトリチウム濃度に差はみられない。2017 年 4~9 月に東電福島第一原発 20 km 圏内で採取された海水中のトリチウム濃度は、 $0.071 \sim 0.10$ Bq/L（東京電力、2017）であり、日本周辺の海水中のトリチウム濃度と同程度であった。魚類筋肉中の TWFT 濃度については、東電福島第一原発 20 km 圏内で採取されたヒラメで $0.070 \sim 0.095$ Bq/L（東京電力、2017）と報告されており、福島県外の海域と変わらない濃度である。魚類筋肉中の OBT は全て検出下限値（ 0.283 Bq/kg-wet）未満であった。

3. 今後の課題

海産水産物における Sr-90 濃度データは、水産研究・教育機構の他に、東京電力（東電福島第一原発 20 km 圏内）、環境省（福島県沿岸）および海洋生物環境研究所（全国の原発周辺海域）が定期的に報告しているが、その採取海域は限定され、検体数も多くはない。また、食の安全上問題はないが、東京電力のデータによると、福島海域の魚類の Sr-90 濃度は原発事故前よりも高い濃度を示している。それ故、今後も福島海域を含めた東日本太平洋側の種々の水産物における Sr-90 濃度を計測し、東電福島第一原発事故の影響を継続的に調査していく必要がある。

東電福島第一原発敷地内には、トリチウムを含む多核種除去設備（ALPS）処理水が多量に保管されているが、この処理水の今後の取扱いは現段階で決まっていない。国内でトリチウム濃度を評価できる機関が限られていることから、水産研究・教育機構でもトリチウムの分析基盤を早急に整えておく必要がある。

4. 備考

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.

Weller, A., *et al.* (2018) Rapid ultra-trace determination of Fukushima-derived radionuclides in food. *Food Control*, 85, 376-384.

東京電力（2011~2018）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>

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

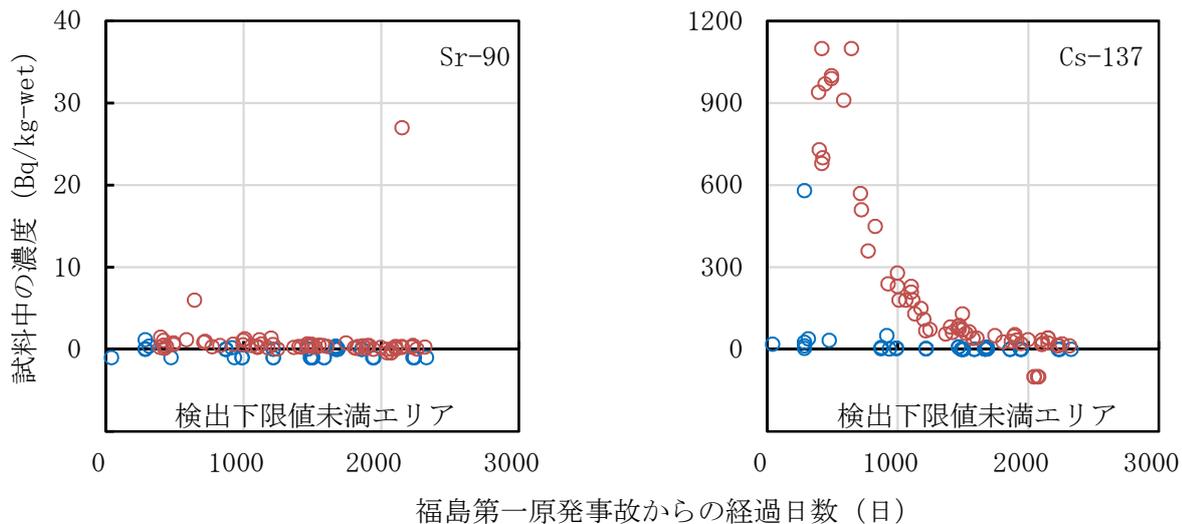


図 1. 福島県沖の硬骨魚類における Sr-90 濃度と Cs-137 濃度の推移。青丸は水産機構（2011～2018）、赤丸は東京電力（2012～2018）のデータを示す。

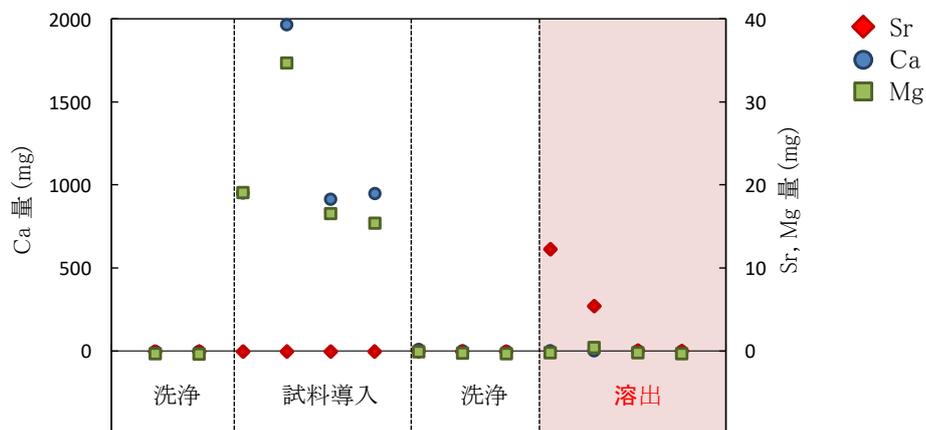


図 2. Sr レジン中の硬骨魚類灰試料の Sr の挙動。赤は Sr、青は Ca、緑は Mg の回収量 (mg) を示す。

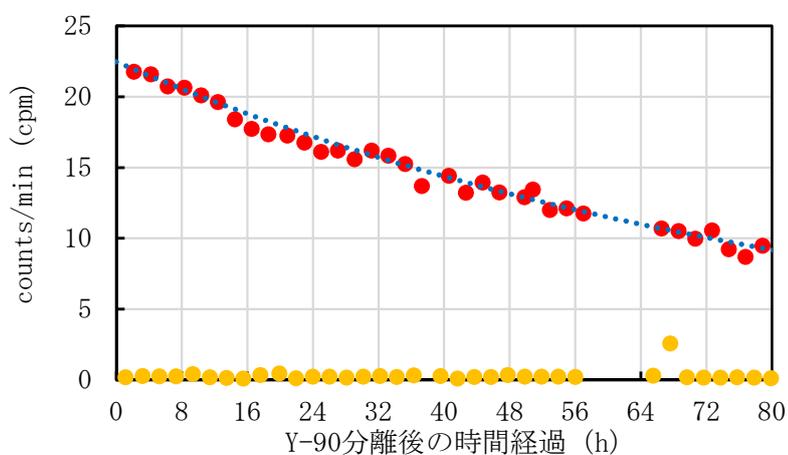


図 3. Sr レジンによって分離した硬骨魚類灰試料中の Y-90 の放射性壊変による減衰曲線。赤丸は試料の実測値、黄丸はバックグラウンド、青線は実測値から算出した Y-90 の減衰曲線を示す。

表 1. 日本周辺の表層海水中のトリチウム濃度および魚類筋肉中の TWFT 濃度

試料	採取海域	採取日	トリチウム濃度 (Bq/L)		
海水	オホーツク海	2017 年 7 月 20 日	0.0978	±	0.0102
	日本海	2017 年 8 月 1 日	0.0879	±	0.0101
	岩手沖	2017 年 7 月 31 日	0.0700	±	0.0100
	福島沖	2017 年 7 月 6 日	0.0761	±	0.0108
ブリ	千葉沖	2017 年 5 月 8 日	0.0588	±	0.0106
ヒラメ	北海道沿岸	2017 年 5 月 30 日	0.0584	±	0.0113
	茨城沿岸	2017 年 5 月 6 日	0.0856	±	0.0117
	長崎沿岸	2017 年 5 月 17 日	0.0589	±	0.0113

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 1-7	課題名：カレイ類の放射性セシウム取り込み・排出過程に関わる飼育試験
研究機関・研究グループ名	中央水産研究所 海洋・生態系研究センター ¹ 福島県水産試験場 種苗研究部 ²
担当者職名・担当者名	センター長・杉崎宏哉 ¹ 研究員・鬼塚裕子 ² 、専門員・鈴木章一 ² 、主任研究員・榎本昌宏 ² 、 専門員・鈴木信 ² 、主任専門研究員兼種苗研究部長・水野拓治 ²

1. 研究内容及び方法

(1) 昨年度まで実施した実験結果より、個体間の差異により結果が左右されることが示唆されたので、今年度は個体差に着目し実験を行うにあたり、これまで本事業で行った実験結果について個体差を考慮し解析を再度行った。

2015年にヒラメとホシガレイ、2016年にホシガレイについて飼育水槽に複数個体を収容し、放射性セシウムを含有する配合飼料による給餌飼育を行い、餌料由来の放射性セシウムの蓄積を観察した結果について再評価を行った。2015年試験に使用したヒラメは4歳魚(49月齢)30尾、体重467g~1200g、平均768g(標準偏差184g、n=30)、ホシガレイは1歳魚(22月齢)30尾、体重318g~614g、平均444g(標準偏差75.6g、n=30)であった。10月上旬から12月下旬にかけて、ヒラメは76日間、ホシガレイは75日間、18℃前後に調温し、Cs-137が約2,400 Bq/kg-dryの配合飼料を飽食給餌した。定期的に取り上げ、筋肉中のCs-137濃度をゲルマニウム半導体検出器で測定した。2016年試験に使用したホシガレイは1歳魚(22月齢)60尾、体重265g~792gであり、平均457g(標準偏差134g、n=60)であった。10月中旬から1月上旬にかけて、84日間、17℃前後に調温し、Cs-137が800 Bq/kg-dryの配合飼料を飽食給餌した。定期的に取り上げ、筋肉中のCs-137濃度をゲルマニウム半導体検出器で測定した。さらに、測定したCs-137濃度に魚体重をかけて、1個体あたりのCs-137量とし、体に取り込まれた量の目安とした。

(2) 2015、2016年度蓄積試験において課題となった放射性セシウム取込みの個体差、雌雄差の要因が摂餌量以外に存在するかを確認するため、1尾ずつ放射性セシウムを含有する配合飼料を給餌し、摂餌量を一定にした条件にて飼育する蓄積試験を行い、蓄積状況を把握した。また、蓄積試験と同期間に、放射性セシウムを蓄積したホシガレイに対し、市販配合飼料を給餌することで、蓄積期間中の排出状況を把握する排出試験を行った。

蓄積試験に使用したホシガレイは1歳魚(22月齢)10尾(×2回の試験)、体重185g~323g、平均247g(標準偏差37.5g、n=20)であった。蓄積試験1回目は10月15日~10月23日の8日間、蓄積試験2回目は10月23日~10月31日の8日間、1尾ずつ区画化して飼育した。餌料には、Cs-137が2,200 Bq/kg-dryの配合飼料を、1尾に対し1日につき1.2g(Cs-137 2.64 Bq)を摂餌させた。試験開始後4日目、8日目に取り上げ、筋肉中のCs-137濃度をゲルマニウム半導体検出器で測定した。さらに、測定したCs-137濃度に魚体重をかけて、1個体あたりのCs-137量とし、体に取り込まれた量の目安とした。また、初期値として試験開始時、対象として試験期間

中に試験魚と同じ水槽で8日間飼育したホシガレイの筋肉中のCs-137濃度についても測定した。

排出試験に使用したホシガレイは1歳魚(22月齢)10尾、体重184g~321g、平均252g(標準偏差48.9g、n=10)であった。放射性セシウムを含む飼料を給餌する蓄積過程は10月15日~10月23日の8日間、市販配合飼料を給餌する排出過程は10月23日~10月31日の8日間、自然海水にて1尾ずつ区画化して飼育した。蓄積過程の給餌条件は、蓄積試験と同様条件にて行った。排出過程の給餌条件は市販配合飼料を1尾に対し1日につき1.2gを摂餌させた。排出過程開始後4日目、8日目に取り上げ、筋肉中のCs-137濃度をゲルマニウム半導体検出器で測定した。

また、一連の実験においては、水産試験場前面海域からの揚水により飼育し、そのCs-137濃度は週1回測定した。

2. 平成29年度進捗状況・成果

(1) 2015、2016年の結果を再度解析したところ、3例の試験とも、飼育期間中の体重増加が多い個体ほどCs-137を多く取り込み、餌料を介した取込み量の大小により蓄積量に変化することが示唆された(図1~4)。また、大型(49月齢)のヒラメでも、小型(22月齢)のホシガレイでも体重増加とCs-137濃度、Cs-137量に正の相関が見られ、サイズ・種の違う供試魚にて再現性が得られた(図1, 2)。2016年試験のホシガレイにおいて雌雄での蓄積に差が生じた(図5)。これは、雌雄での成長差に起因するものと考えられる。ホシガレイは1.5歳(18月齢)までは雌雄で大きな成長差はみられない。しかし、1.5歳以降は、雄では成長が停滞し、高齢魚であっても40cmに満たないものがほとんどである。それに対し、雌は成長し続け、60cm程度まで成長する。この雌雄での成長差に応じ、摂餌量に差が出た結果、雌雄での蓄積差が生じたのではないかと考えられた。

従来、分布域や移動性が放射性セシウム蓄積の個体差の要因であることや、成長の早い種ほど成長希釈により濃度低下が速いことを示してきたが、摂餌量が多いものほど蓄積が多いことが示され、蓄積水準の個体差、種間差の要因となっていることが示唆された。また、雌雄の成長差のある種では雌雄での蓄積差が起こることが示され、ヒラメ・カレイ類の一部で観察されている雌に高い値が多くみられる観察結果をメカニズムとして説明可能となった。これらにより、従来以上にモニタリング結果に関する科学的な説明が可能になり、福島県水産物に対する信頼の向上、安心感の醸成に繋がることが期待される。

(2) 2017年の蓄積試験1回目、2回目ともに、全個体で所定量の放射性セシウムを含む飼料を摂餌させ、4日目に取り上げた個体は累積で10.6Bq、8日目に取り上げた個体は21.1BqのCs-137を摂取した(図6, 7)。筋肉中のCs-137濃度の測定結果からはばらつきがみられるが、1個体あたりのCs-137量に換算することで極めてまとまった数値となった(図8, 9)。Cs-137量の結果から、個体別に等量の餌、等量のCs-137を投与条件において、個体間、雌雄間に取込みの差はみられなかった(図8, 9)。また、初期値は検出下限値未満(<1.15Bq/kg-wet)であり、対象として試験期間中に試験魚と同じ水槽で8日間飼育したホシガレイの筋肉中のCs-137濃度も検出下限値未満(<1.06Bq/kg-wet)であった。

排出試験供試魚に蓄積させる過程において、概ね全個体8日間で21.1BqのCs-137を摂取させることができたことから、蓄積試験1回目の8日目と同程度のCs-137を蓄積したと考えられる(図10)。排出過程において、全個体で等量の市販配合飼料を摂餌させた(図11)。

過年度の排出試験においては、初期値にばらつきが大きかったため排出状況の把握を行うことが困難であった（図12）。これは、1つの飼育槽に複数個体を収容し、群単位で放射性セシウムを含む飼料を給餌して、Cs蓄積魚を作成したことに起因する。それに対し、2017年は個体ごとに放射性セシウムを含む飼料を給餌し、1尾ごとの1日における摂餌量を一定にしたことで、初期値のばらつきが少ない供試魚を得ることが可能となった。その結果から、8日間における明確な排出は確認されなかった（図13）。

なお、2017年の取込み、排出試験期間の海水中のCs-137濃度は4.1~11.0 mBq/Lであり、試験結果に影響していないと考えられる。

以上より、取込みに関する生理的な雌雄差は極めて小さいこと、排出に関する個体差、雌雄差は極めて小さいことが考えられた。このことから、2016年試験にみられた同一飼育群内の蓄積の雌雄差の主要因は、雌雄の成長様式の違いに基づく摂餌量の差であることが強く示唆された。

3. 今後の課題

2017年試験結果より、同一飼育群内の蓄積の雌雄差が、雌雄の成長様式の違いに基づく摂餌量の差であることが強く示唆されたことから、個体別の食欲に応じた給餌による個体別の飼育試験を行い、摂餌量に応じた蓄積量を直接観察し、最終的な結論を得る必要がある。

図表

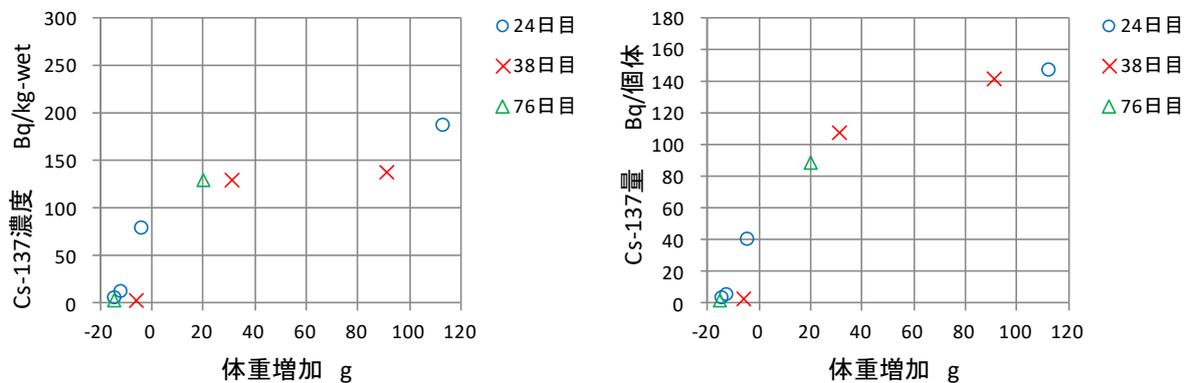


図1. 2015年ヒラメの蓄積試験結果

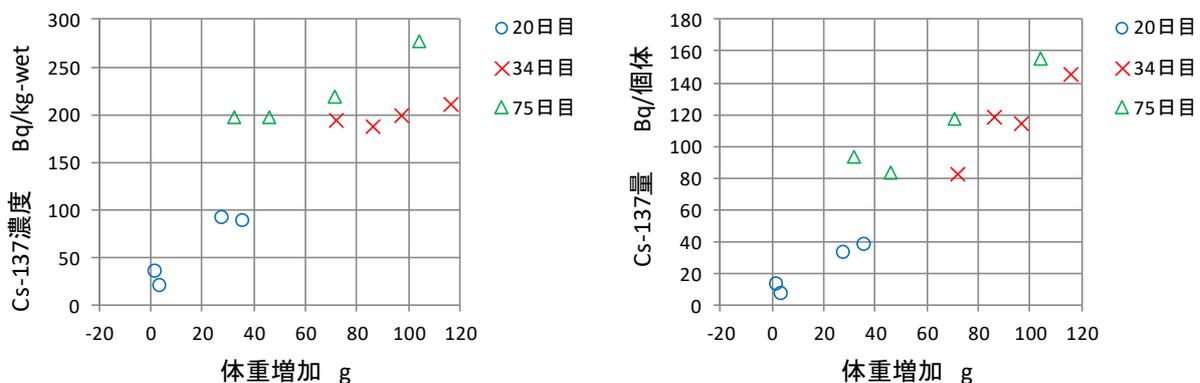


図2. 2015年ホシガレイの蓄積試験結果

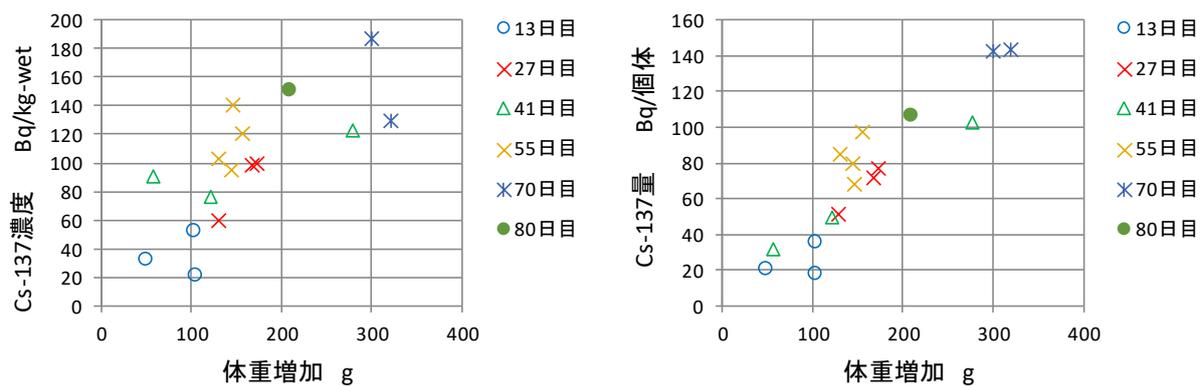


図 3. 2016 年ホシガレイ雌の蓄積試験結果

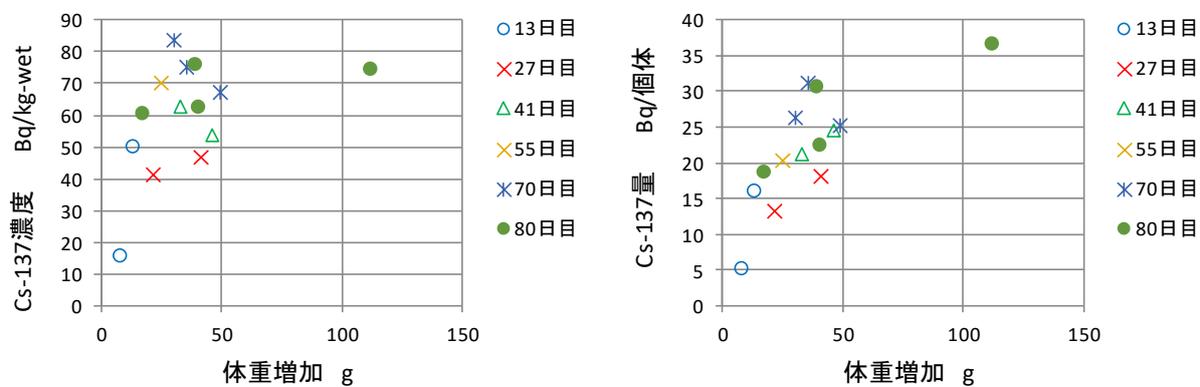


図 4. 2016 年ホシガレイ雄の蓄積試験結果

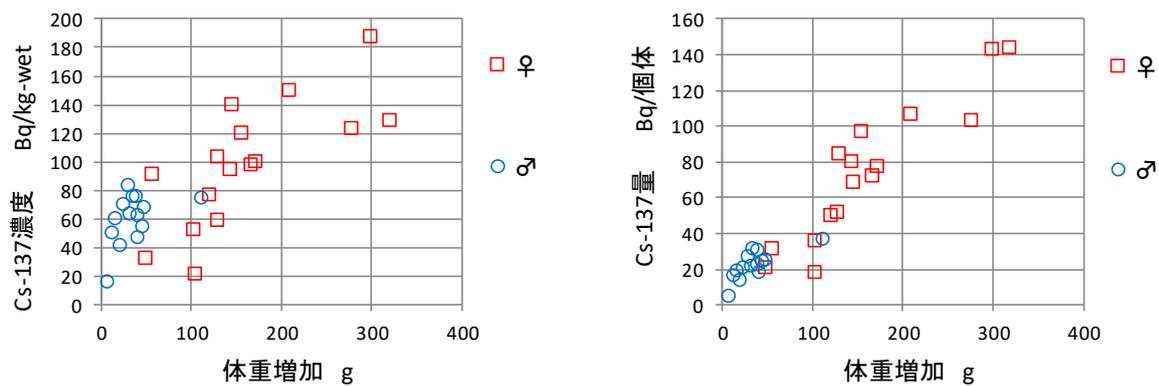


図 5. 2017 年ホシガレイ雌雄の蓄積結果

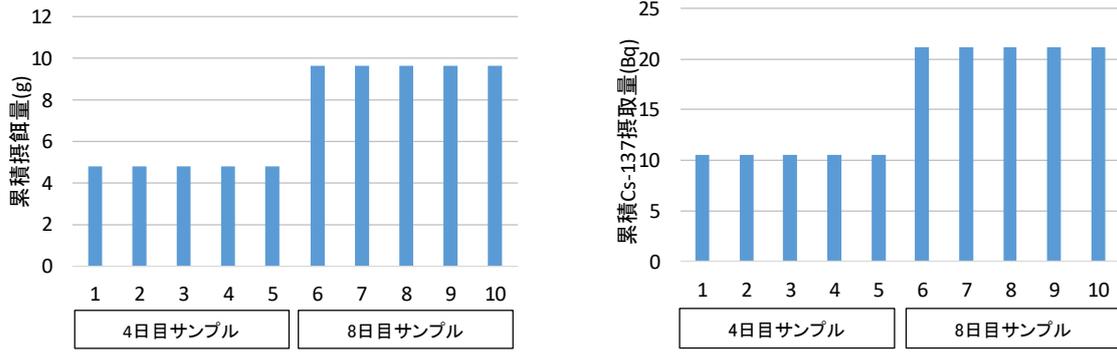


図 6. 2017 年蓄積試験 1 回目の摂餌量

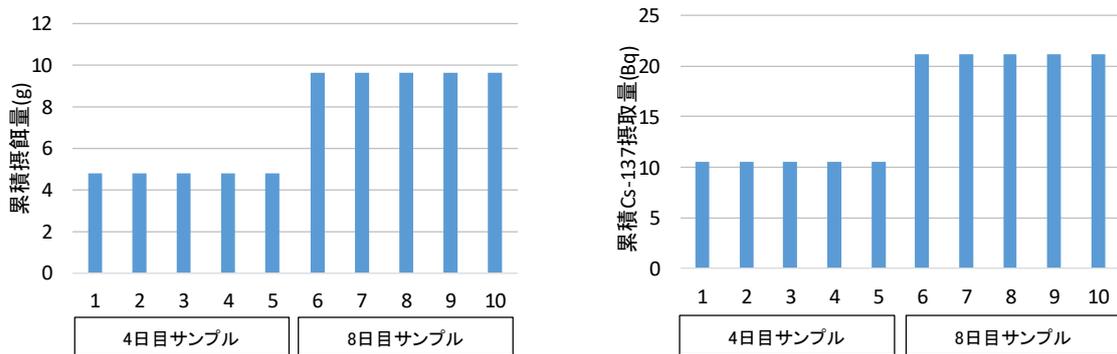


図 7. 2017 年蓄積試験 2 回目の摂餌量

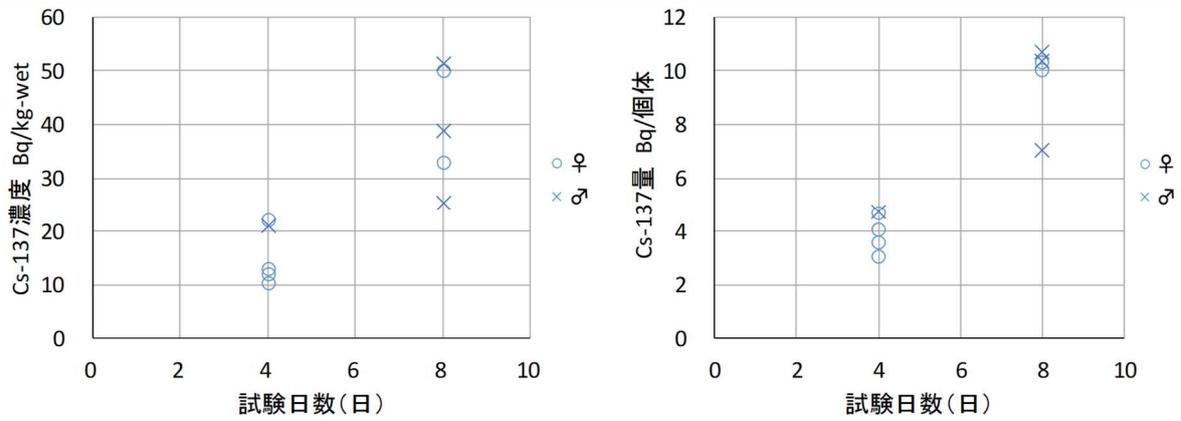


図 8. 2017 年蓄積試験 1 回目の結果

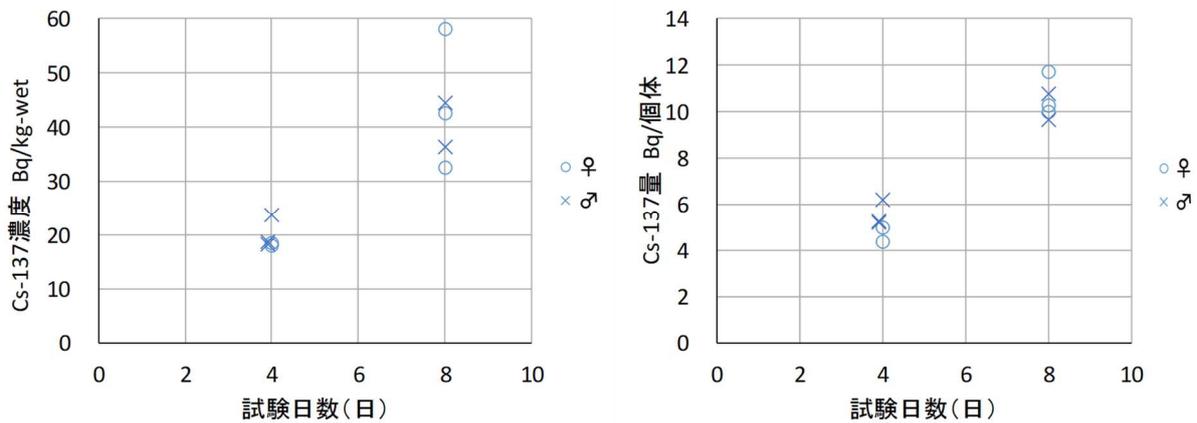


図 9. 2017 年蓄積試験 2 回目の結果

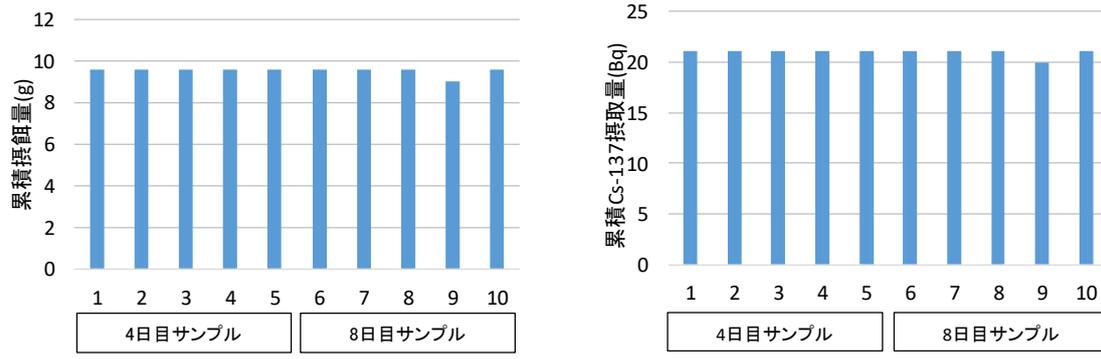


図 10. 2017 年排出試験（蓄積過程）の摂餌量

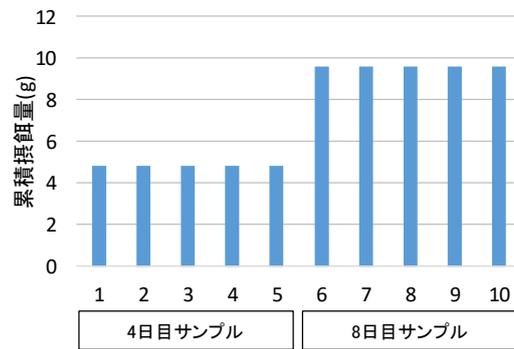


図 11. 2017 年排出試験（排出過程）の摂餌量

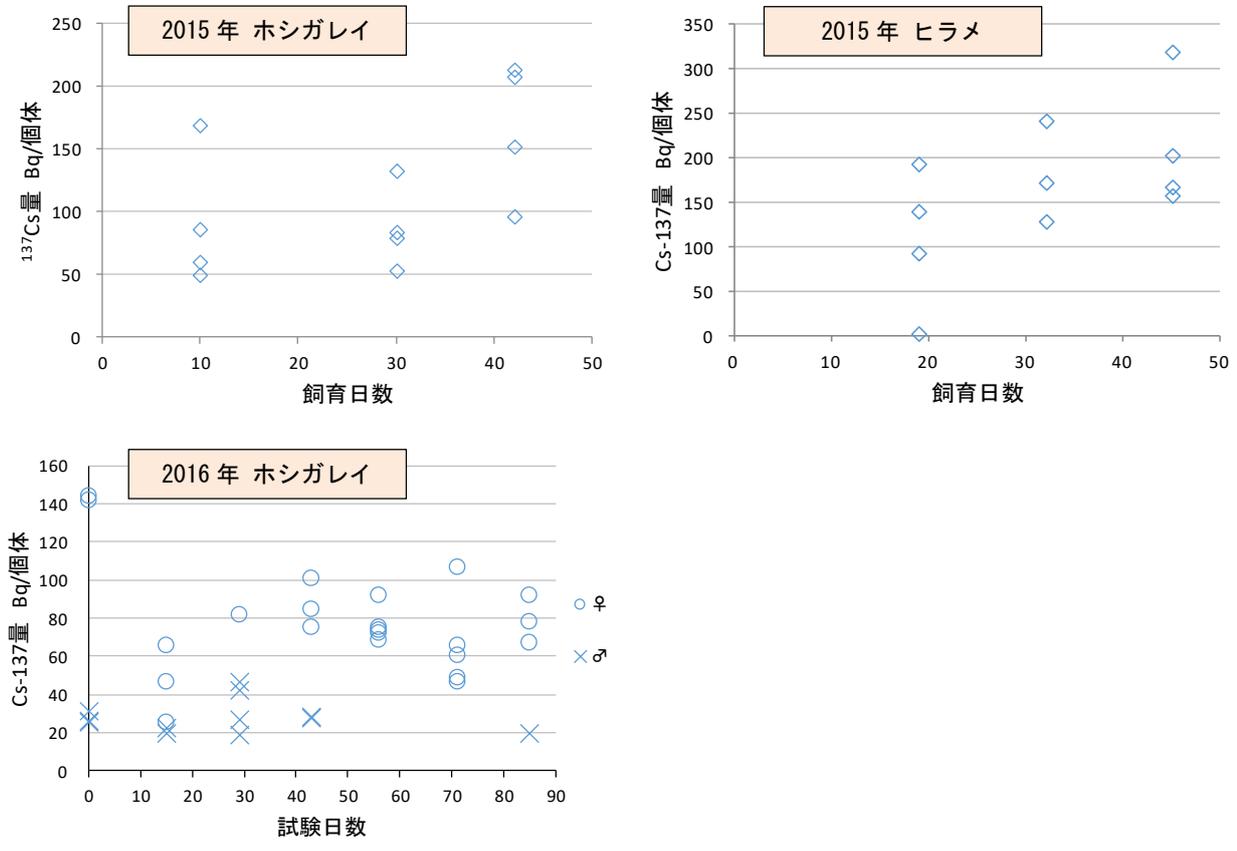
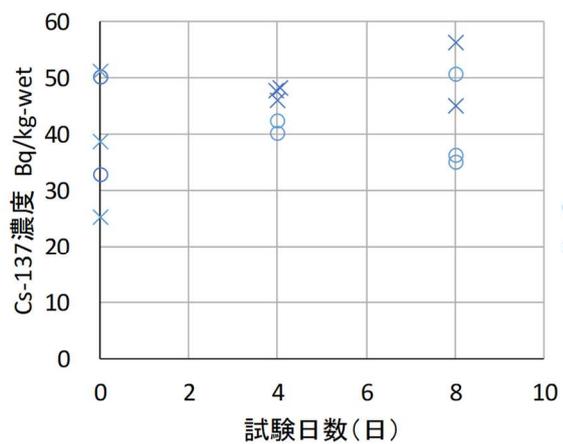
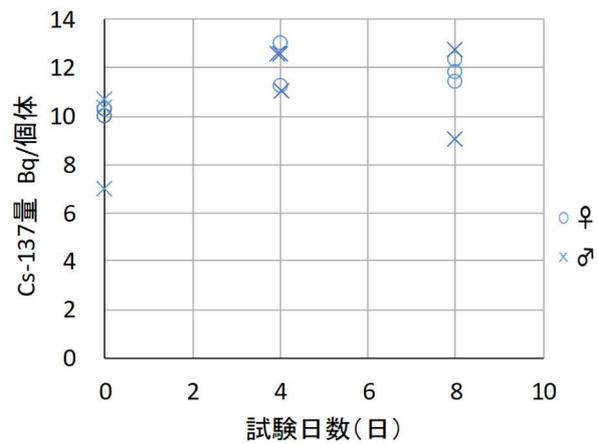


図 12. 2015、2016 年排出試験結果



※0日目は参考値(蓄積試験1回目8日目のデータ)



※0日目は参考値(蓄積試験1回目8日目のデータ)

図 13. 2017 年排出試験結果

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	中央水産研究所 内水面研究センター 資源増殖グループ 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 中央水産研究所 内水面研究センター 漁場管理グループ ⁵ 中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ ⁶
担当者職名・担当者名	主任研究員・山本祥一郎 ¹ ， 主任研究員・佐藤利幸 ² 主任上席研究員・宮里幸司 ³ ， 主任・横塚哲也 ⁴ 研究員・松田圭史 ⁵ ， 主任研究員・帰山秀樹 ⁶

1. 研究内容及び方法

(1) 福島県秋元湖において、2017年9月、11月初旬、11月下旬～12月に魚類各種（イワナ、ウグイ、コクチバス、ニゴイ、ブルーギル、フナ類、ワカサギ、ヤマメ、ウチダザリガニ）、および環境水、底泥、プランクトンについて、放射性物質濃度測定のための標本採集調査を行った。魚類は、刺し網を用いて採集し、尾叉長・体長・体重の計測後、個体毎に筋肉部位を試料とした。ただし、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1試料とした。環境水は本調査で設定した観測地点（以下、「定点」という。）表層から20Lを採水し、底泥はエッグ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。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。

(2) 千葉県手賀沼において、2017年6月28日、8月1日、10月25日、12月12日にギンブナ、コイ、ニホンウナギ、モツゴ、環境水および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。魚類の採集は張網（定置網の一種）を用いた。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、コイ・ギンブナ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4階級（5cm未満、5cm以上7cm未満、7cm以上8cm未満、8cm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。ニホンウナギでは扁平石を、コイとギンブナではレキ石を取り出し、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（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。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。

(3) 栃木県中禅寺湖において、2017年6月に魚類各種（ヒメマス、ホンマス、ブラウントラウト、レイトラウト、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、放射性物質濃度測定のための標本採集調査を行った。魚類は、刺し網、釣り、電気漁具を用いて採集し、尾叉長を計測した後に、個体毎に筋肉部位を試料とした。ただし、ワカサギ、カジカ、ヨシノボリ、スジエビ、ヌカエビについては、複数個体を1試料とした。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、エッグ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（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。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。

2. 平成29年度進捗状況・成果

(1) 2017年における秋元湖の環境水 Cs-137 濃度は、平均(範囲)6.9(4.3-11)mBq/L、底泥では910(240-1800)Bq/kg-dryであった。2012年からの推移を見たところ(図1)、環境水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。2017年のプランクトン Cs-137 平均濃度(範囲)は165(76-240) Bq/kg-dryであり、有意な減少傾向が認められた。

2017年に採捕された魚類各種の平均(範囲) Cs-137 濃度は、イワナ33(2.8-61)Bq/kg-wet、ウグイ37(24-60)Bq/kg-wet、コクチバス53(23-133)Bq/kg-wet、ニゴイ47(24-59)Bq/kg-wet、フナ類41(23-54)Bq/kg-wet、ブルーギル41Bq/kg-wet、ヤマメ48Bq/kg-wet、ワカサギ17(12-26) Bq/kg-wet、ウチダザリガニ32(31-34)Bq/kg-wetであった。2012年からのデータをあわせたところ、全ての魚種で Cs-137 濃度の有意な減少傾向が認められた(図2,3)。それぞれの魚種について実効生態学的半減期を求めたところ、イワナでは847日、ワカサギ842日、ウグイ991日、ニゴイ1409日、フナ類1072日、コクチバス1005日、ブルーギル627日、ウチダザリガニ540日と推定された(ヤマメの半減期は1283日と推定されたが、調査期間を通して検体数が少ないために参考値扱いとする)。

(2) 2017年における手賀沼の環境水 Cs-137 濃度は、平均(範囲)40(23-53)mBq/L、底泥では301(295-310)Bq/kg-dryであった。2015年からの推移を見たところ(図4)、環境水ではサンプル時ごとの濃度変動が大きく有意な減少傾向は認められなかったが、底泥では有意な減少傾向が確認された。

2017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36(11-62)Bq/kg-wet、コイが54(22-110)Bq/kg-wet、ニホンウナギが60{検出下限値以下(<2.6)-310}Bq/kg-wetであった(図5)。ギンブナでは、Cs-137 濃度の有意な減少傾向が認められたが、コイ、ニホンウナギでは確認されなかった。2016年から2017年にかけて採捕されたニホンウナギの年齢は3歳から10歳の範囲であり、年齢間および発育段階で Cs-137 濃度に大きな違いは認められなかった(図6)。2015年から2017年にかけて採捕されたコイの年齢は1歳から17歳の範囲であり、ギンブナでは0歳から7歳の範囲であった。コイは検体数が少ないために、年齢と Cs-137 濃度との関係は不明瞭であったが、ギンブナでは2015年生まれの年級群を除くと、すべての年級群で Cs-137 濃度の

有意な減少傾向が認められた（図 7）。2017 年 12 月に採捕された 2015 年級群ギンブナ 3 個体の Cs-137 濃度は、他の個体と比べて高く（50, 57, 58 Bq/kg-wet）、これらが年級群間の関係を不明瞭にしていると考えられた。今後、このような Cs-137 濃度の個体差をもたらす要因についてさらに詳しく検討していく必要がある。

2017 年に採捕したモツゴの Cs-137 濃度の平均（範囲）は、全長 5cm 未満が 14(11-17)Bq/kg-wet、全長 5-7cm が 17(15-19)Bq/kg-wet、全長 7-8cm が 22(21-24)Bq/kg-wet、全長 8cm 以上が 28(26-28)Bq/kg-wet であった。2015 年から 2017 年にかけてのいずれの調査年も、大型個体ほど Cs-137 濃度が高いという関係が認められたが（図 8）、有意な減少傾向は確認されなかった。なお、モツゴの全長 5cm 以下の個体はすべて 0 歳魚であるが、5 cm 以上の個体では 0 歳魚と 1 歳魚が混在し、体サイズの大きな個体ほど 1 歳魚の占める割合が高かった。2017 年 6 月と 8 月に採捕された全長 7cm 以上個体は全て 1 歳魚であった。

(3) 2017 年 6 月における中禅寺湖の環境水 Cs-137 濃度は 29mBq/L、プランクトンの濃度は 13Bq/kg-dry であった。2012 年からの時間的推移を見たところ（図 9）、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。一方、2017 年 6 月の底泥は平均（範囲）121(8.6-480)Bq/kg-dry、藻類（シルトが含まれる）Cs-137 濃度は 66 Bq/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 10）。

2017 年 6 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 36(27-49)Bq/kg-wet、ホンマス 75(45-110)Bq/kg-wet、ブラウントラウト 69(24-140)Bq/kg-wet、レイクトラウト 62(39-88)Bq/kg、ウグイ 52(11-110)Bq/kg-wet、フナ 35(17-97)Bq/kg-wet、カジカ 42Bq/kg-wet、ヨシノボリ 20Bq/kg-wet、ワカサギ(3 検体) 26, 30, 31Bq/kg-wet、スジエビ 23Bq/kg-wet、ヌカエビ 35Bq/kg-wet であった。2012 年からのデータを合わせたところ、カジカとヌカエビ以外の魚種では、有意な Cs-137 濃度の有意な減少傾向が認められた（図 11, 12, 13）。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 1340 日、ホンマス 1738 日、ブラウントラウト 1621 日、レイクトラウト 2887 日、ウグイ 1323 日、フナ 2467 日、ヨシノボリ 1740 日、ワカサギ 1631 日、スジエビ 1559 日と推定された。

3. 今後の課題

調査湖沼のほとんどの魚種で放射性セシウム濃度の低下傾向が確認されたが、種内に大きな個体差も認められた。今後、このような個体差をもたらす要因について詳しく検討していく必要がある。

図表

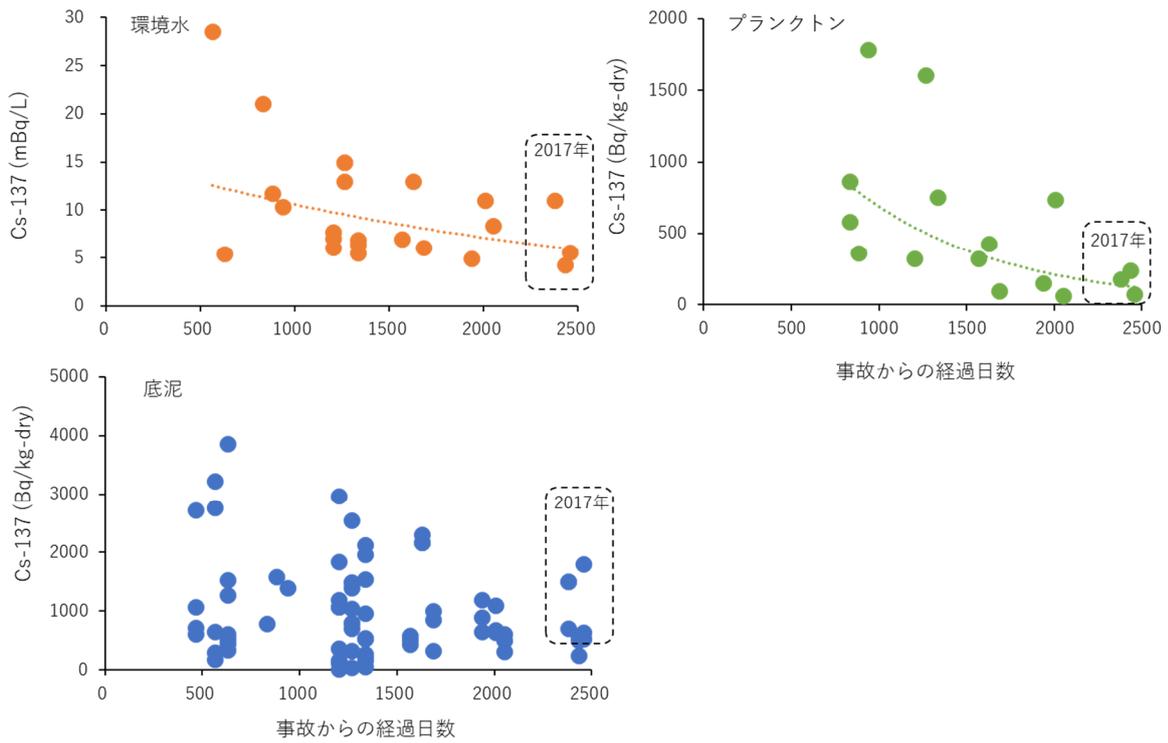


図 1 秋元湖における環境水、底泥、プランクトンの Cs-137 濃度の推移。点線は、指数近似曲線を示す。

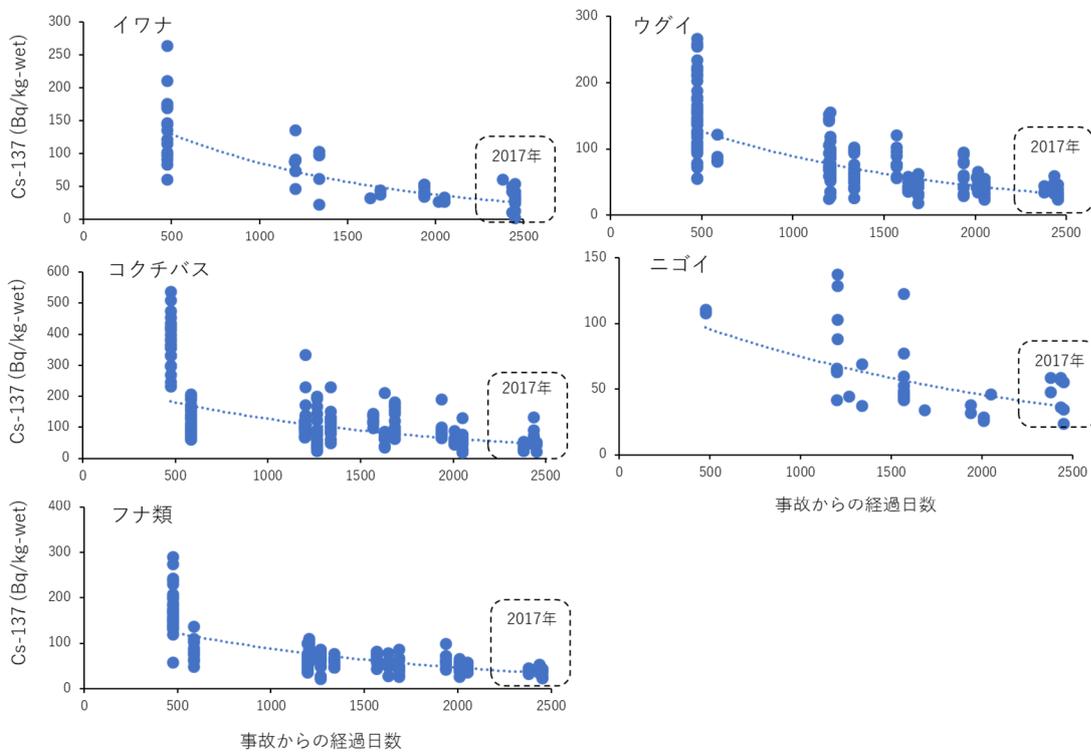


図 2 秋元湖におけるイワナ、ウグイ、コクチバス、ニゴイ、フナ類の Cs-137 濃度の推移。点線は、指数近似曲線を示す

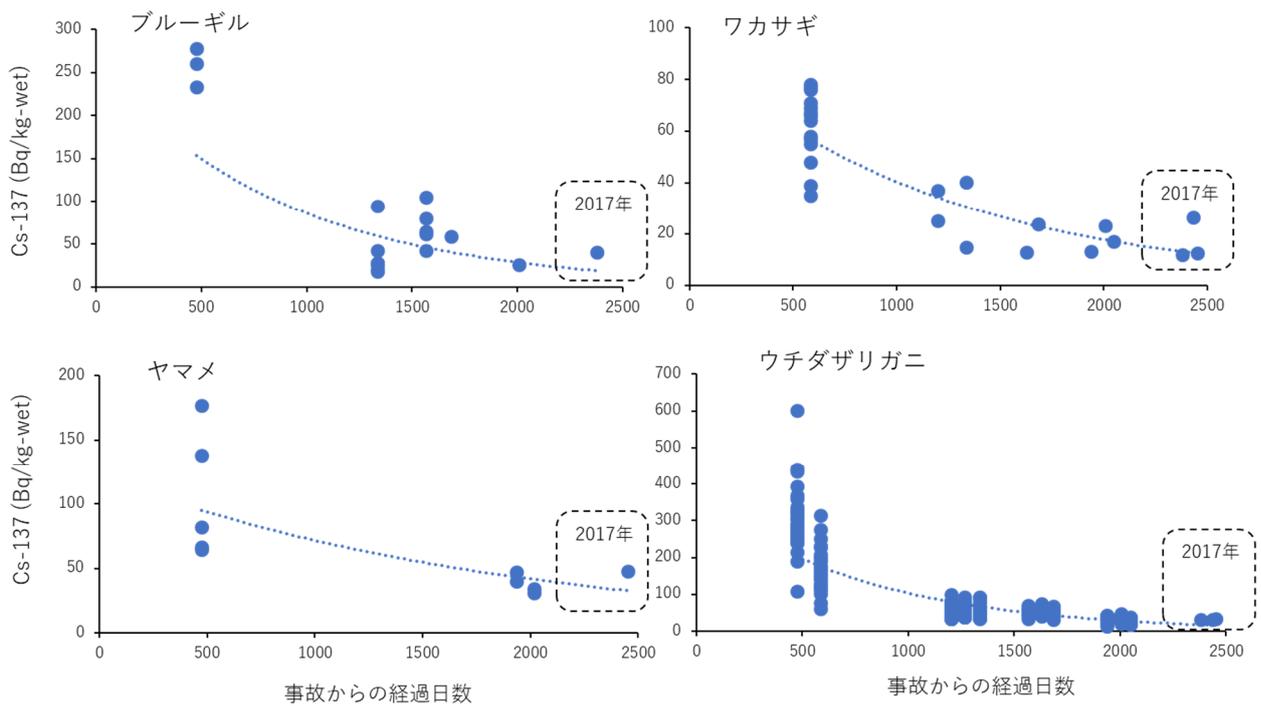


図3 秋元湖におけるブルーギル、ワカサギ、ヤマメ、ウチダザリガニのCs-137濃度の推移。点線は、指数近似曲線を示す。

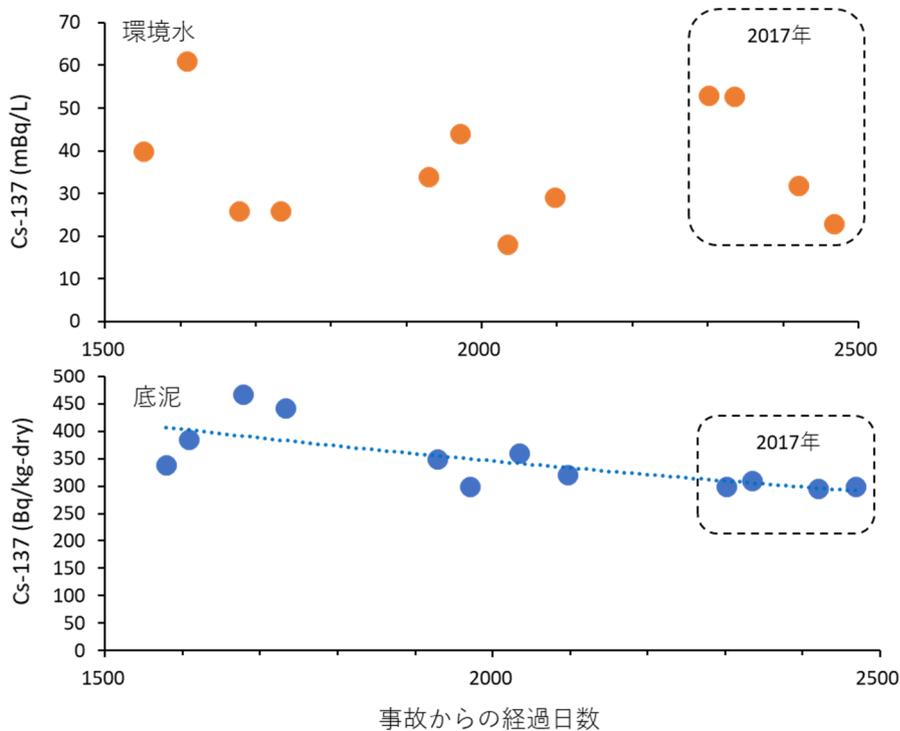


図4 手賀沼における環境水と底泥のCs-137濃度の推移。点線は、指数近似曲線を示す。

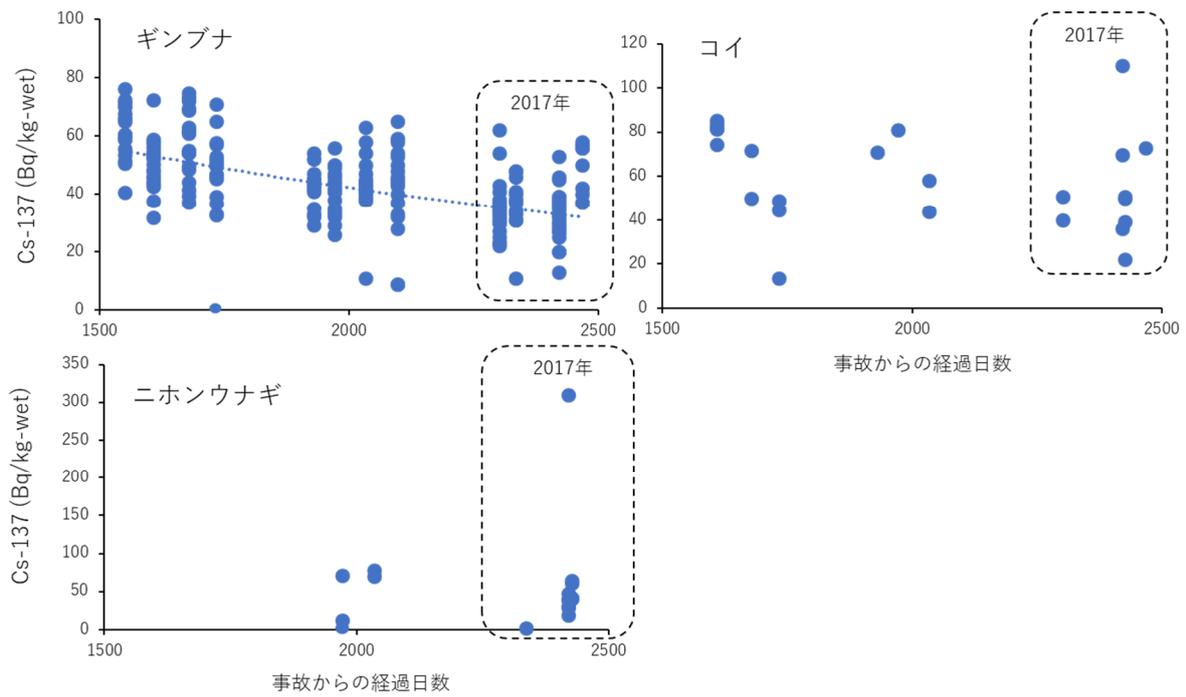


図5 手賀沼におけるギンブナ、コイ、ニホンウナギのCs-137濃度の推移。なお、検出下限値以下のデータは、0 Bq/kg-wetとして表記した。点線は、指数近似曲線を示す。

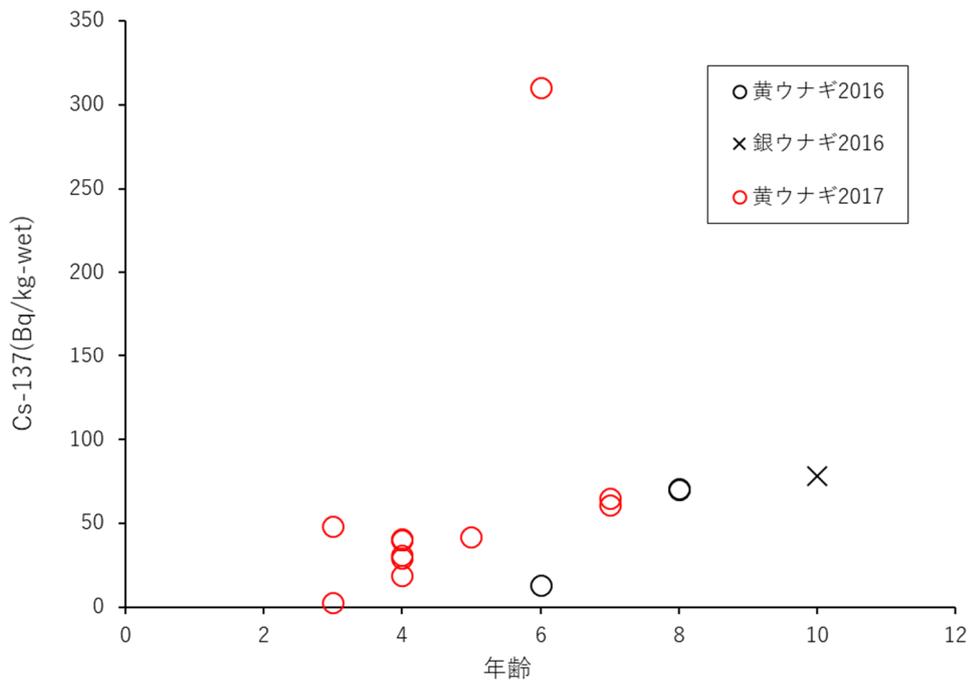


図6 手賀沼におけるニホンウナギの年齢別、発育段階別のCs-137濃度。

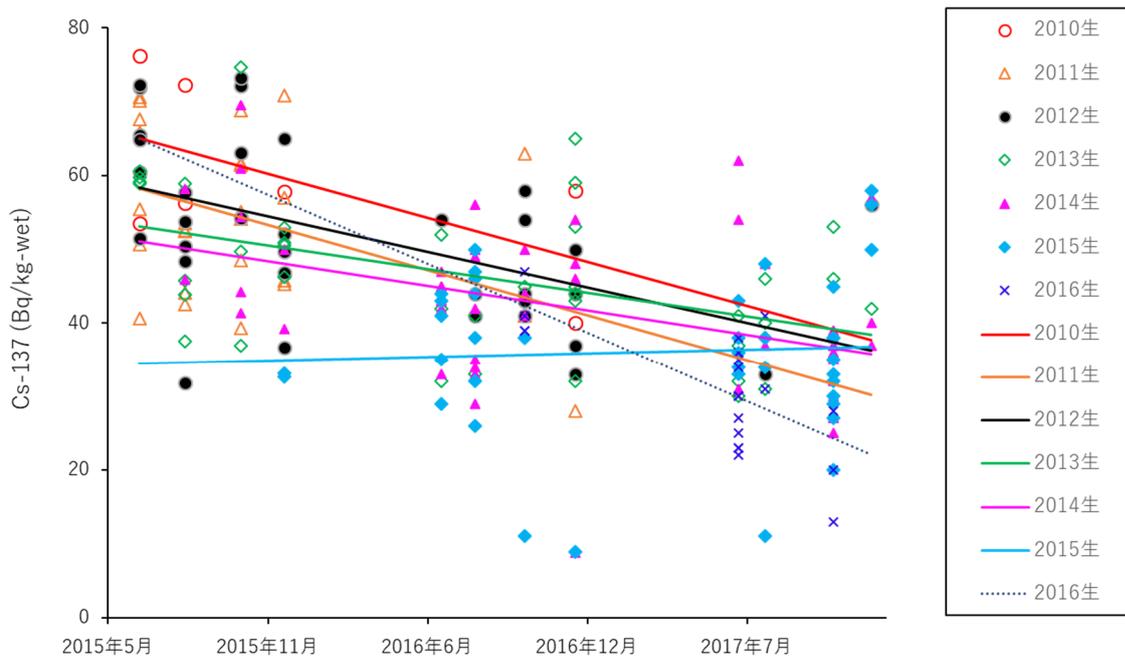


図7 手賀沼におけるギンブナの年級群別 Cs-137 濃度の推移。検出下限値以下のデータは除いた。

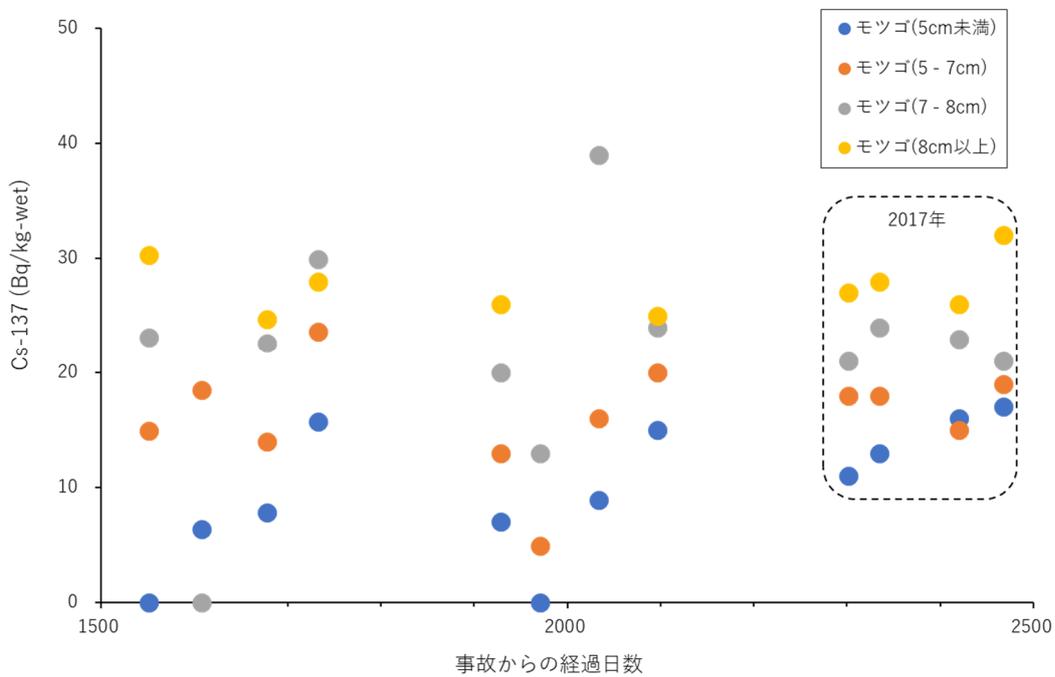


図8 手賀沼におけるモツゴの全長別 Cs-137 濃度の推移。なお、検出下限値以下のデータは、0 Bq/kg-wet として表記した。

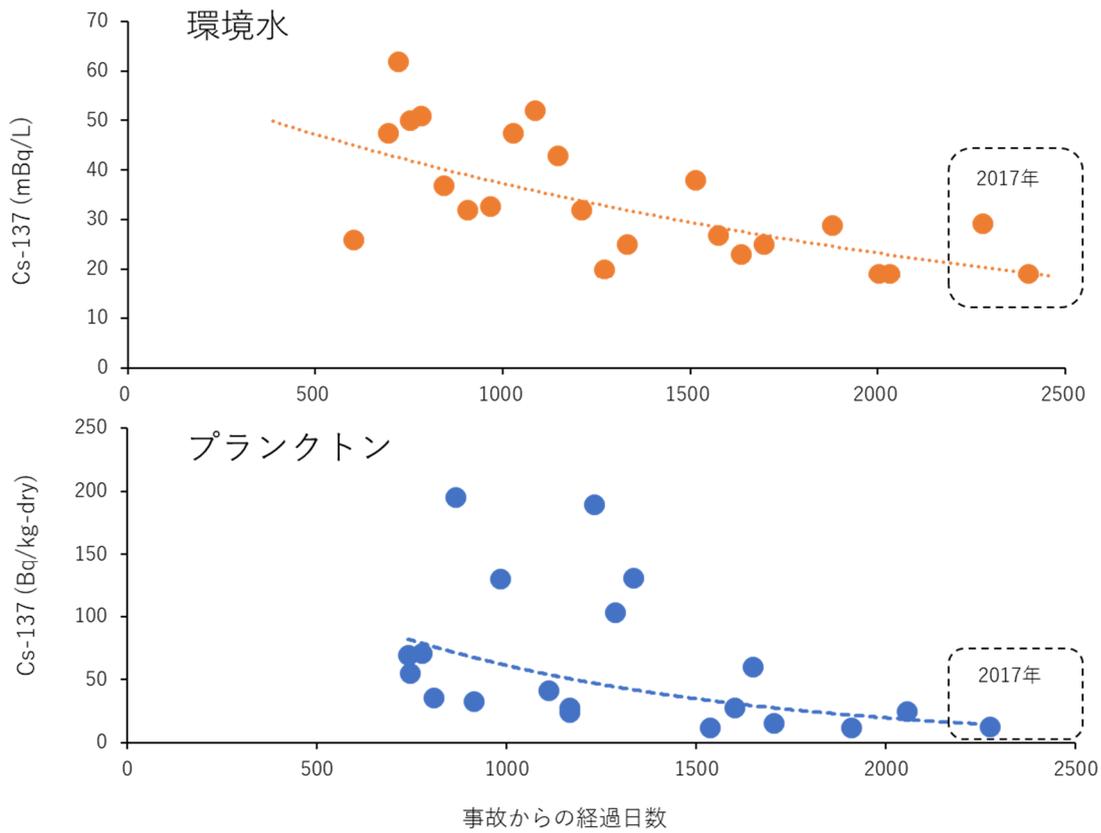


図9 中禅寺湖における環境水、プランクトンのCs-137濃度の推移。点線は、指数近似曲線を示す。

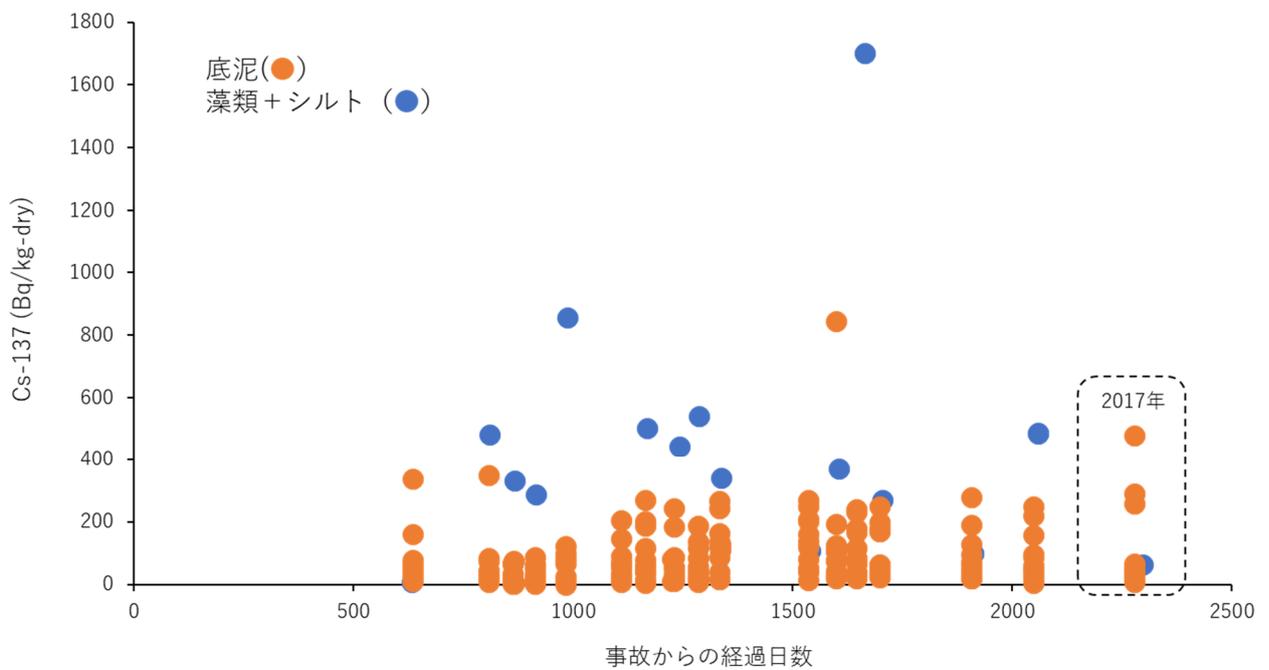


図10 中禅寺湖における底泥、藻類（シルトを含む）のCs-137濃度の推移。

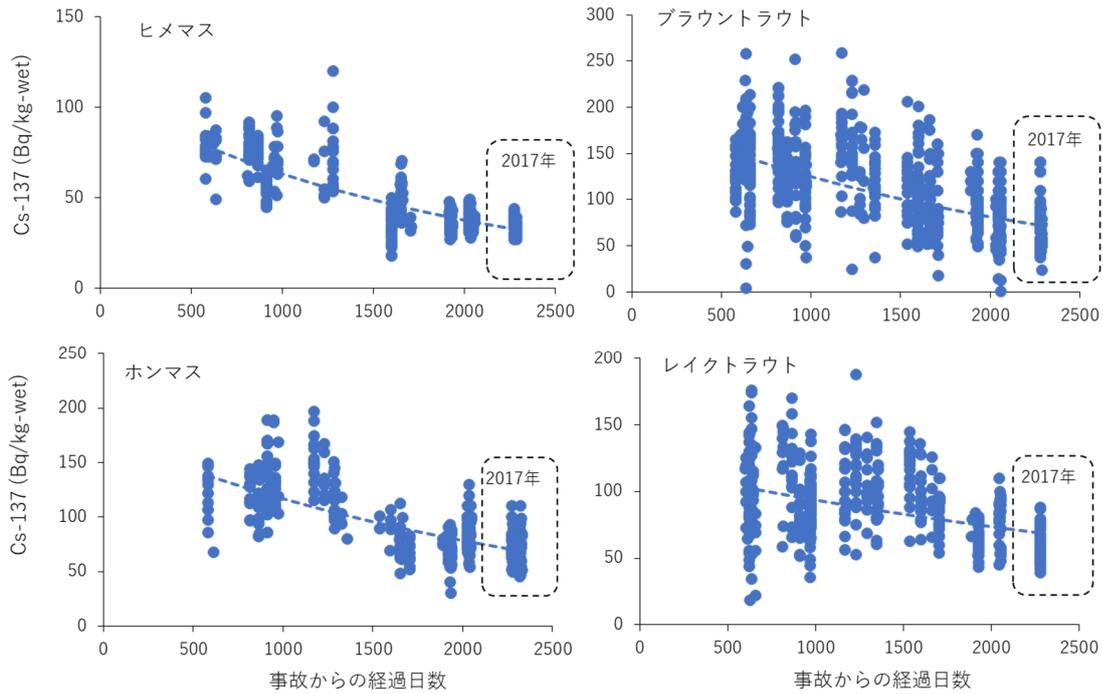


図 11 中禅寺湖におけるヒメマス、ホンマス、ブラウトラウト、レイクトラウトの Cs-137 濃度の推移。点線は、指数近似曲線を示す。

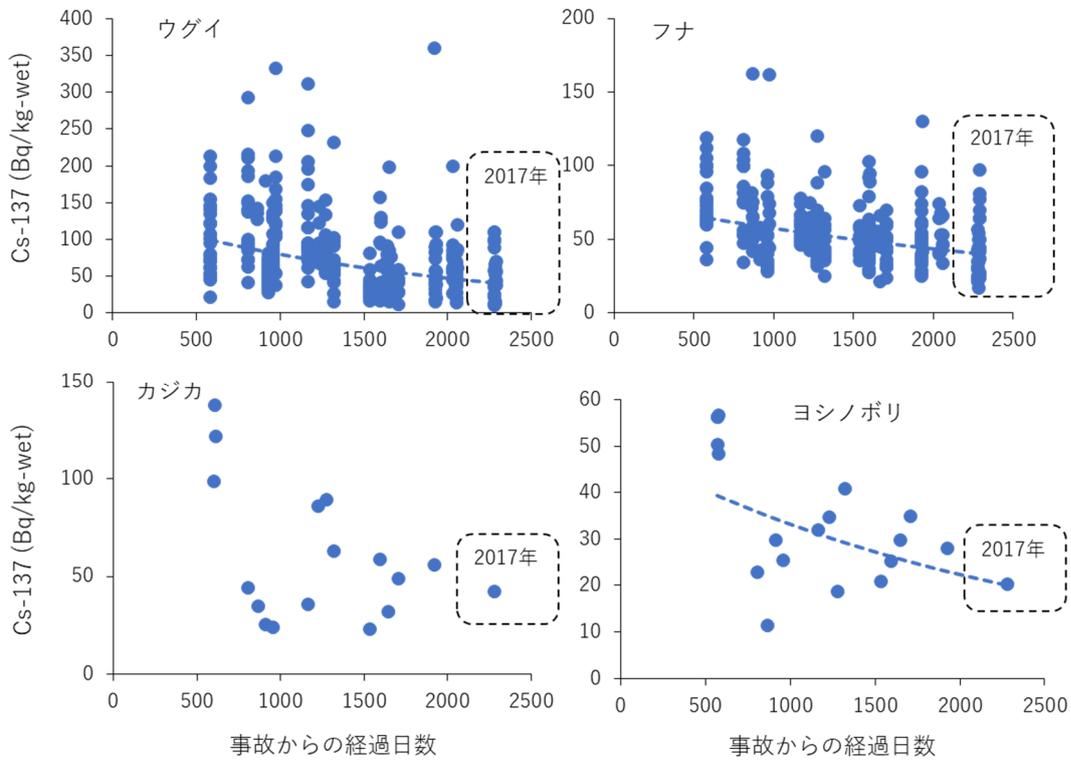


図 12 中禅寺湖におけるウグイ、フナ、カジカ、ヨシノボリの Cs-137 濃度の推移。点線は、指数近似曲線を示す。

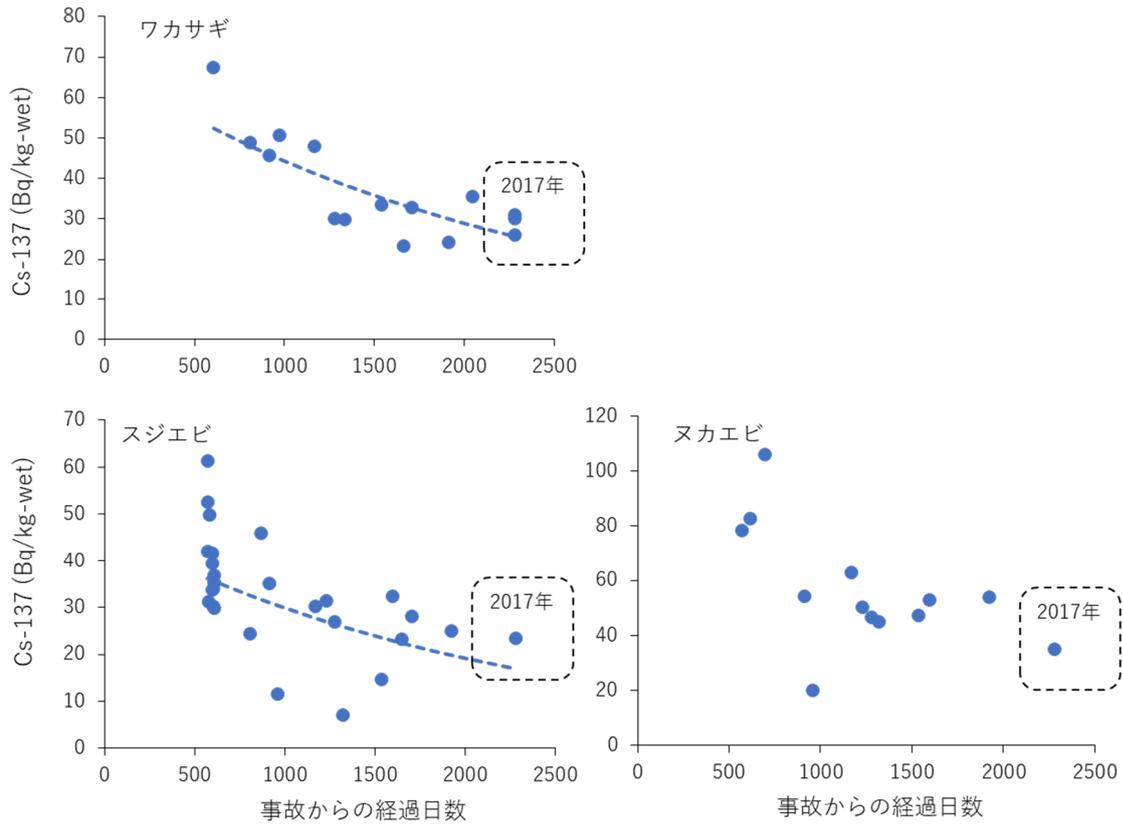


図 13 中禅寺湖におけるワカサギ、スジエビ、ヌカエビの Cs-137 濃度の推移。点線は、指数近似曲線を示す。

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 2-2	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	中央水産研究所 内水面研究センター 資源増殖グループ 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 中央水産研究所 内水面研究センター 漁場管理グループ ⁴ 中央水産研究所 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ ⁵
担当者職名・担当者名	主任研究員・山本祥一郎 ¹ , 主任研究員・佐藤利幸 ² , 主任上席研究員・宮里幸司 ³ , 研究員・坪井潤一 ⁴ , 主任研究員・帰山秀樹 ⁵

1. 研究内容及び方法

(1) 福島県新田川、木戸川、阿武隈川において、2017年5～6月、7月、9月にアユ、環境水、底泥および藻類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。上記3河川に加えて、鮫川では2017年7月、阿賀川では2017年8月に、同様の採集調査を行った。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、鮫川、阿賀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に、複数個体を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、川底の石表面に付着した藻類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。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。

(2) 千葉県利根川（千葉県香取市地先）において、2017年6月、8月、10月にニホンウナギ、環境水および底泥について、放射性物質濃度測定のための標本採集調査を行った。ニホンウナギの採集は6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（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。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。

2. 平成29年度進捗状況・成果

(1) 福島県の調査河川における2017年の環境水Cs-137濃度{平均(範囲)}は、新田川で20(15-30)mBq/L、木戸川4.2(2.2-7.4)mBq/L、鮫川1.3mBq/L、阿武隈川7.7(5.0-12)mBq/L、阿賀川は検出下限値以下(<0.8mBq/L)であった。なお、阿賀川の環境水については、2013年10月から検出下限値以下が続いている。いずれの調査河川においても、2011年からのCs-137濃度は有意に減少していることが確認された(図1)。2017年に採取した底泥のCs-137濃度{平均(範囲)}は、新田

川で 200(150-230) Bq/kg-dry、木戸川 53(43-60) Bq/kg-dry、鮫川 37 Bq/kg-dry、阿武隈川 38(36-39)Bq/kg-dry、阿賀川で 4.9Bq/kg-dry であり、環境水と同様にいずれの河川においても有意な減少傾向が確認された。

2012 年からのデータを合わせたアユの筋肉部位、内臓部位、藻類の Cs-137 濃度の推移を図 2 に示した。2017 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 52(24-162) Bq/kg-wet、249(79-564) Bq/kg-wet、木戸川 11(4.8-19.5) Bq/kg-wet、182(14-762)Bq/kg-wet、鮫川 2.5 Bq/kg-wet、13.2 Bq/kg-wet、阿武隈川 9.3(4.2-15) Bq/kg-wet、224(153-410) Bq/kg-wet、阿賀川 1.6 Bq/kg-wet、検出下限値以下(<3.3 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。また、2017 年に採取した藻類(シルトを含む)の Cs-137 濃度は、新田川で平均(範囲) 375(87-540)Bq/kg-wet、木戸川 53(29-79)Bq/kg-wet、鮫川 31Bq/kg-wet、阿武隈川 375(87-540)Bq/kg-wet、阿賀川は 3.1Bq/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。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か、やや低い値で推移していた(検体数の少ない阿賀川を除く)。2012 年から 2017 年のデータをあわせてアユの筋肉部位と内臓部位の実効生態学的半減期を求めたところ、新田川ではそれぞれ 674 日と 585 日、木戸川では 717 日と 648 日、阿武隈川では 690 日と 914 日、阿賀川では 603 日と 537 日と推定された(このうち、鮫川の推定値は、筋肉部位 539 日、内臓部位 1911 日と推定されたが、検体数が少ないために参考値とした)。

(2) 2017 年における利根川の環境水 Cs-137 濃度は、平均(範囲)5.2(3.6-6.8)mBq/L、底泥では 45(39-52)Bq/kg-dry であった。2015 年からの推移を見たところ(図 3)、環境水では採取時期の濃度変動が大きく有意な減少傾向は認められなかったが、底泥では有意な減少傾向が認められた。図 4 に、2015 年からのニホンウナギ Cs-137 濃度の推移を示した。2017 年に採捕したニホンウナギの Cs-137 濃度平均は 2.9Bq/kg-wet(ただし、検出下限値以下の個体は計算に含めていない)、濃度範囲は検出下限値以下(<1.7)から 13.7Bq/kg-wet であり、2015 年からの Cs-137 濃度は有意に減少していることが確認された(ただし、全検体数 194 個体のうち検出下限値以下は 74 個体であり、これらは計算に含まれていない)。2015 年から 2017 年にかけて採捕されたニホンウナギの年齢は 2 歳から 9 歳の範囲であった(図 5)。このうち、2015 年と 2016 年の標本については、高齢の銀ウナギに比較的高い Cs-137 濃度をもつ個体が確認されたが、2017 年の標本については年齢間および発育段階で Cs-137 濃度に大きな違いは認められなかった。

3. 今後の課題

(1) アユでは放射性セシウム濃度の低下傾向が認められたが、新田川、木戸川、阿武隈川では比較的高い濃度の内臓部位を持つ個体が存在していた。

(2) 本年度、利根川にて採集したニホンウナギの放射性セシウム濃度は検出下限値以下または低位の個体がほとんどであったが、調査年ごとの濃度の違いや個体差が大きくなってきた。アユ、ニホンウナギともに、今後の推移傾向を正しく把握するため、継続した調査を行う必要がある。

図表

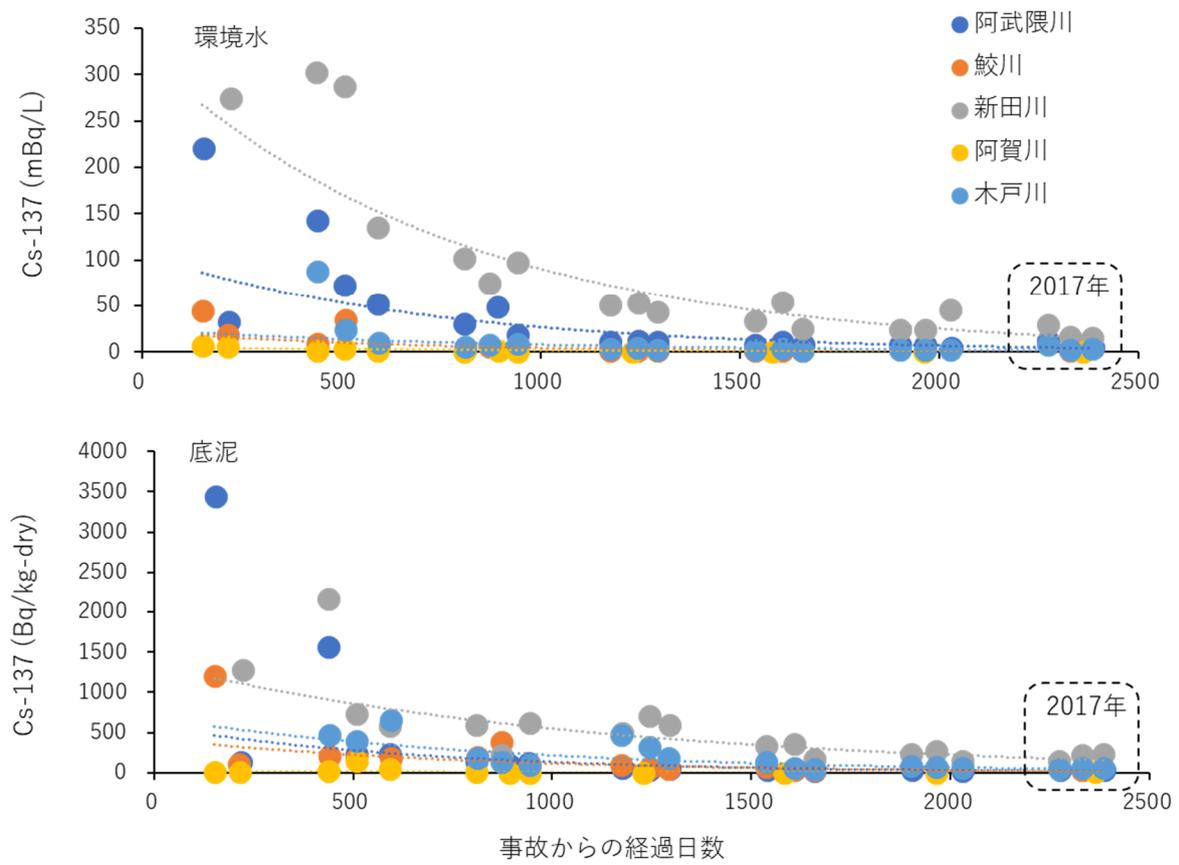


図1 福島県新田川、木戸川、鮫川、阿武隈川、阿賀川における環境水と底泥の Cs-137 濃度の推移。点線は、指数近似曲線を示す。

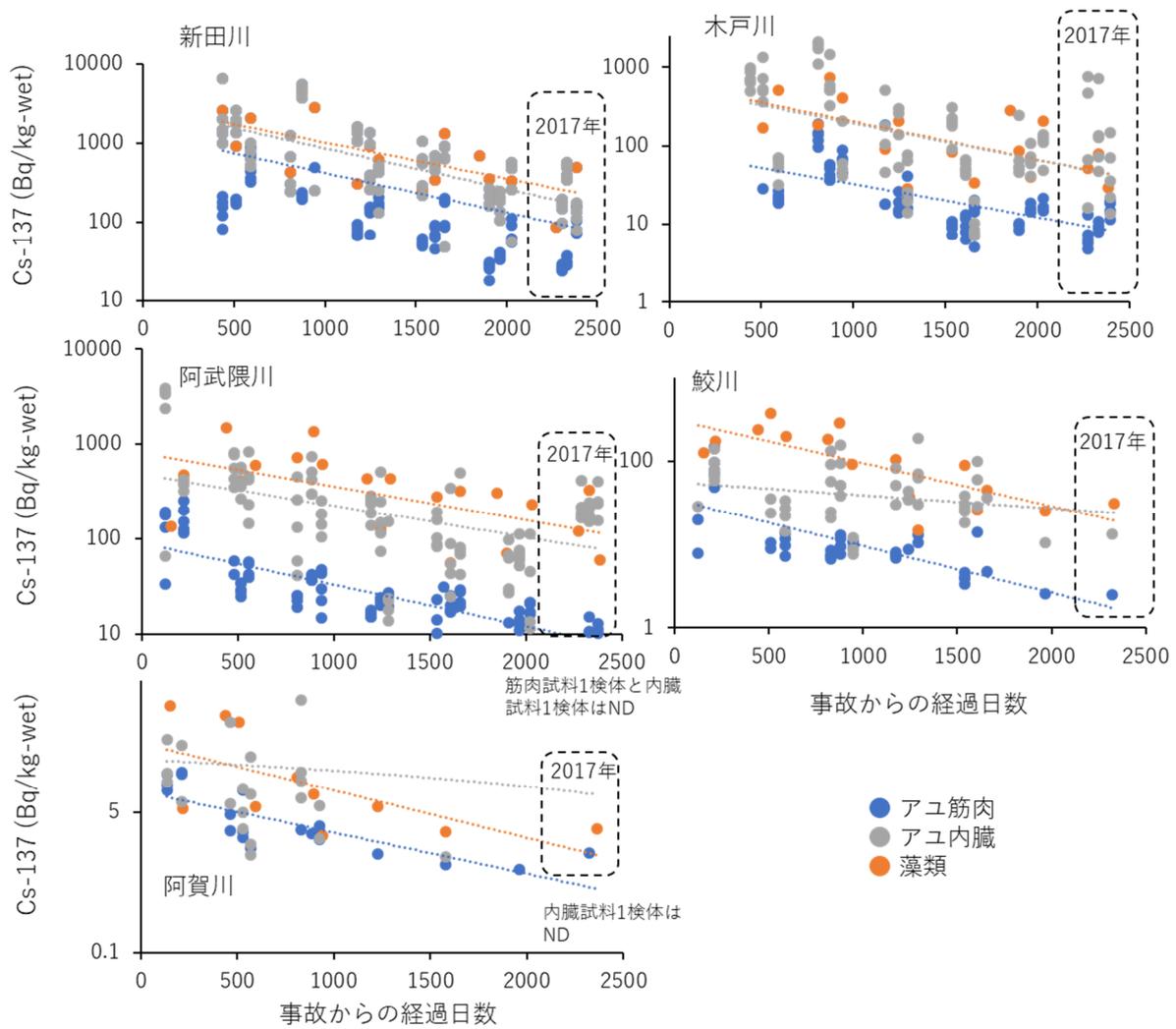


図2 福島県新田川、木戸川、鮫川、阿武隈川、阿賀川におけるアユの筋肉、内臓（胃内容物を含む）、藻類（シルトを含む）のCs-137濃度の推移。点線は、指数近似曲線を示す。なお、検出下限値以下の検体については、指数近似曲線の解析から除いた。

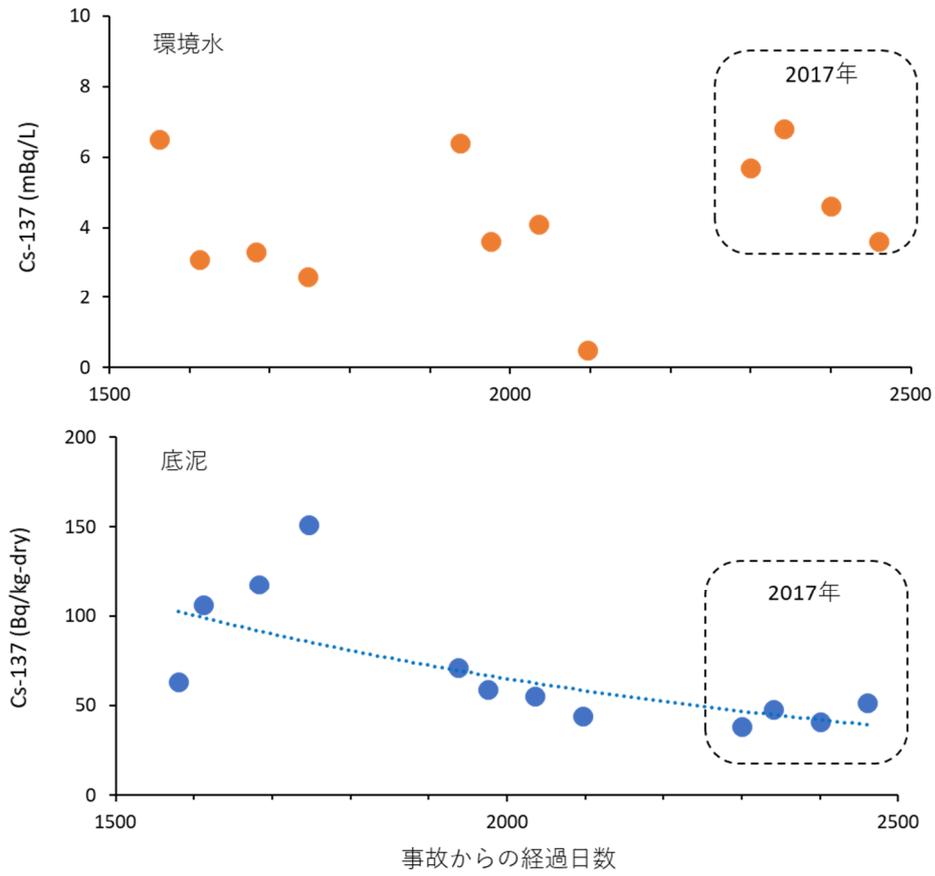


図3 利根川における環境水と底泥の Cs-137 濃度の推移。

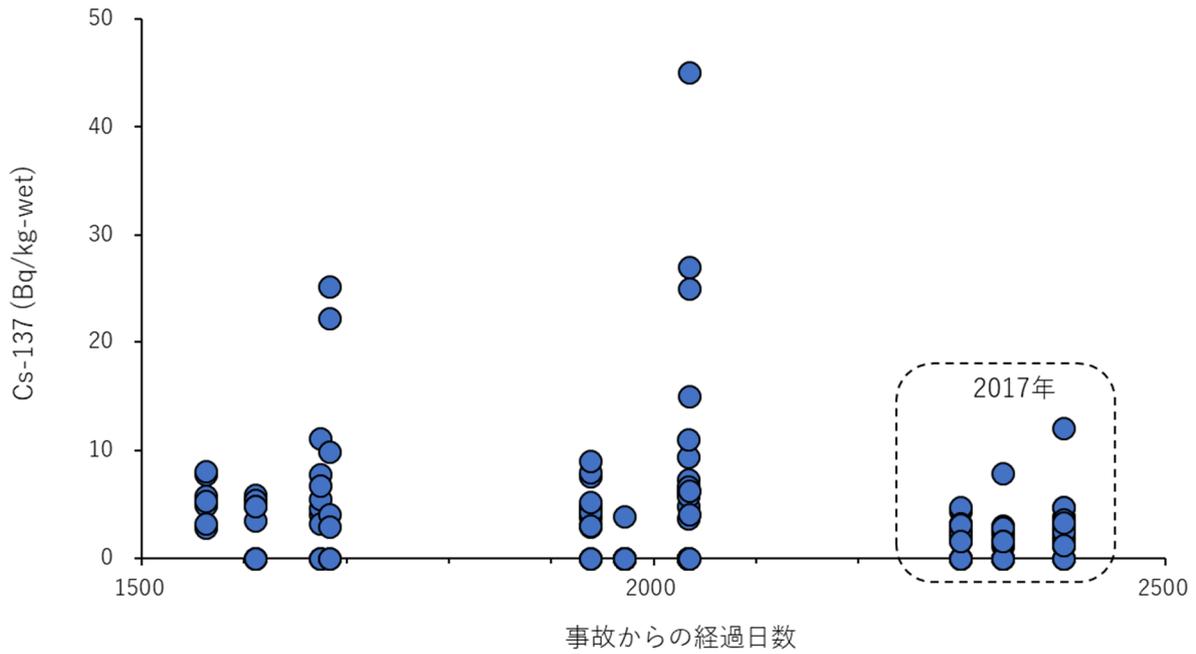


図4 利根川におけるニホンウナギのCs-137濃度の推移。なお、検出下限値以下のデータは、0 Bq/kg-wetとして表記した。

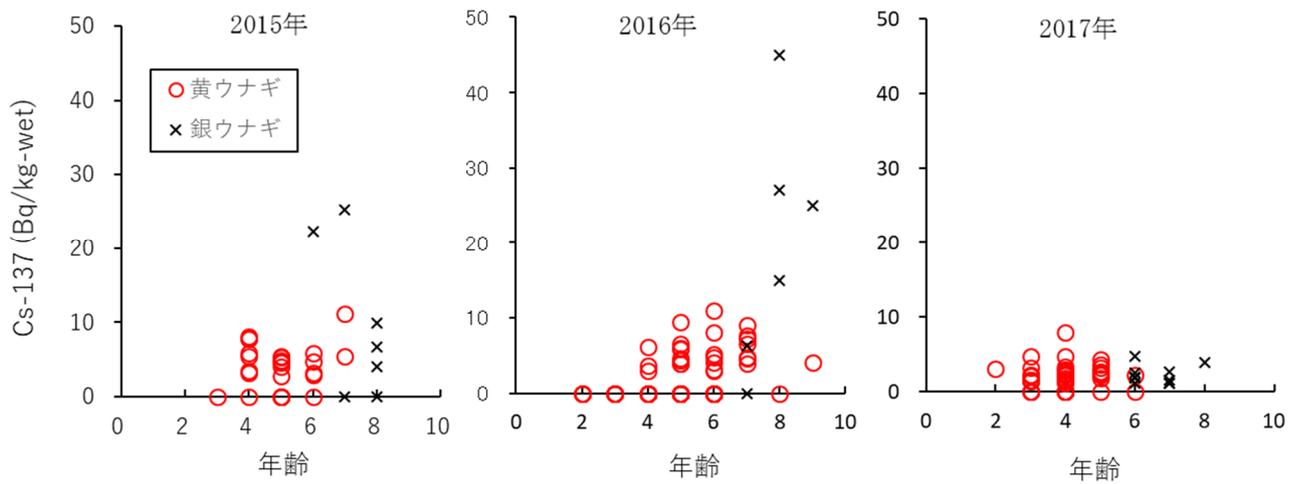


図5 利根川におけるニホンウナギの年齢別、発育段階別のCs-137濃度。なお、検出下限値以下の標本は含めていない。

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 2-3	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	中央水産研究所 内水面研究センター 漁場管理グループ
担当者職名・担当者名	研究員・松田圭史 主任研究員・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、中央水産研究所の日光庁舎において行った。実験1は2015年10月から翌年6月、実験2は2016年10月から翌年6月にかけて行った。2015年と2016年の10月上旬に供試魚を魚種ごとに1面のFRP水槽（長さ1.8×幅0.9×深さ0.7m）に収容した。自然日長条件下で湧水を掛け流しで飼育し、実験期間中の水温は8.5-10.4°Cの間で維持した。実験1の供試魚はヒメマス区（平均体重 ± 標準偏差 [以下 S.D.] = 4.0 ± 0.9 g, n = 600）、ニジマス区（5.4 ± 1.3 g, n = 600）、ブラウントラウト区（4.7 ± 1.0 g, n = 600）とした。実験2の供試魚はイワナ区（平均体重 ± S.D. = 16.6 ± 1.9 g, n = 600）、ヒメマス区（15.7 ± 1.5 g, n = 600）、ヤマメ区（16.2 ± 3.6 g, n = 600）とした。水槽に収容後、各区から20尾サンプリングを行った。

Cs-134 + Cs-137 を含む餌は、筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度が高い魚類の筋肉を凍結乾燥した後、粉末にして配合餌料（ます類稚魚用強健タイプ EP3 号，科学餌料研究所）に均等に混ぜ込み作製した。作製した餌の異なる数カ所から一部を取り出し、Cs-134 + Cs-137 の濃度を測定した。作製した餌の平均 Cs-134 + Cs-137 濃度は、実験1では 493 ± 11 Bq/kg-乾燥重量 [以下 dry] (± S.D. n = 4)、実験2では 500 ± 13 Bq/kg-dry (± S.D. n = 3)であった（以下、作製した餌を R ペレットと記す）。

実験開始から R ペレットを実験1では98日目まで、実験2では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 EP2 号，EP3 号，科学餌料研究所）を252日目まで与えた。実験開始後、2週間毎に各区から20尾サンプリングを行った。これらの実験と並行して、実験1では98日目、実験2では56日目に一部の供試魚を別のFRP水槽（長さ1.0×幅1.0×深さ0.7m）に移し、継続して R ペレットを与え続ける区も作成して最長で294日目まで飼育し、2週間毎に各区から5尾サンプリングを行った（R ペレット継続区）。給餌量は1日間あたりに供試魚体重の2%以下に当たる量とした。

サンプリングした供試魚は、体重・体長を測定した後、魚種ごとに筋肉を数個体合わせて Cs-134 + Cs-137 濃度を測定した。ただし、筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度が最大になると予想される実験1の98日目、実験2の56日目の供試魚は、個体差を調べるため個別にも Cs-134 + Cs-137 濃度を測定した。各実験で供試魚の筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度の上昇速度と下降速度について、体重の増加速度との関係を調べた。成長希釈を考慮した Cs-134 + Cs-137 の排出速度の比較は、各供試魚の筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度にサンプリング時の平均体重を乗じて供試魚1尾あたりの Bq 値を求めて行った。

魚種間の体重はバートレットの方法で分散の均一性を検定した後、等分散がみなせた場合は分散分析の後、Tukey-Kramerの方法で多重比較を行った。等分散がみなせない場合はKruskal Wallisの検定の後、Steel-Dwassの方法で多重比較を行った。一定期間の魚種間の体重と筋肉のCs-134 + Cs-137濃度の変化は繰り返しのない二元配置分散分析の後、Tukey-Kramerの方法で多重比較を行った。成長希釈を考慮した一定期間の魚種間のCs-134 + Cs-137排出速度は共分散分析で回帰直線の平行性を検定して評価した。いずれも有意水準5%で検定した。

2. 平成29年度進捗状況・成果

(実験1) 実験開始時の魚種間の体重に有意な差は認められなかった(one-way ANOVA, $F = 0.63$, $df = 2$, $P > 0.05$)。実験開始から98日目の各魚種($n = 20$)の平均体重(\pm S.D.)と筋肉の平均Cs-134 + Cs-137濃度(\pm S.D.)は、ヒメマス 22.2 ± 3.2 g, 223 ± 14 Bq/kg-湿重量 [以下 wet]、ニジマス 19.7 ± 4.2 g, 193 ± 25 Bq/kg-wet、ブラウントラウト 18.6 ± 3.9 g, 171 ± 13 Bq/kg-wet であった。よって、同汚染レベルの餌を同期間食べた場合、種内で筋肉の汚染レベルの個体差は小さいといえる。実験期間の供試魚の体重の変化を図1に示す。実験開始から98日目までの筋肉のCs-134 + Cs-137濃度の変化を図2に示す。

実験開始から98日目までの体重の増加速度に魚種間で有意な差は認められなかった(Two-way ANOVA without replication, $F = 2.83$, $df = 2$, $P > 0.05$)が、筋肉のCs-134 + Cs-137濃度の上昇速度には魚種間で有意な差が認められた(Two-way ANOVA without replication, $F = 12.3$, $df = 2$, $P < 0.001$)。ヒメマスはブラウントラウトより筋肉のCs-134 + Cs-137濃度は有意な上昇速度を示した(Tukey-Kramer multiple comparison, $statistic = 4.89$, $P < 0.001$)。また、ニジマスはブラウントラウトより筋肉のCs-134 + Cs-137濃度は有意な上昇速度を示した(Tukey-Kramer multiple comparison, $statistic = 3.14$, $P < 0.05$)。しかし、ニジマスとヒメマスの筋肉のCs-134 + Cs-137濃度の上昇速度には有意な差が認められなかった(Tukey-Kramer multiple comparison, $statistic = 1.75$, $P > 0.05$)。さらに実験開始から56日目までの筋肉のCs-134 + Cs-137濃度の上昇速度にも魚種間で有意な差が認められた(Two-way ANOVA without replication, $F = 8.1$, $df = 2$, $P = 0.012$)。98日目までと同傾向であり、ヒメマスはブラウントラウトより、筋肉のCs-134 + Cs-137濃度は有意な上昇速度を示し(Tukey-Kramer multiple comparison, $statistic = 3.60$, $P = 0.017$)、ニジマスはブラウントラウトより、筋肉のCs-134 + Cs-137濃度は有意な上昇速度を示した(Tukey-Kramer multiple comparison, $statistic = 3.36$, $P = 0.024$) が、ニジマスとヒメマスの筋肉のCs-134 + Cs-137濃度の上昇速度には有意な差が認められなかった(Tukey-Kramer multiple comparison, $statistic = 0.24$, $P > 0.05$)。よって実験開始から56日目、または98日目まで魚種間で体重の増加速度に違いはないが、魚種間で筋肉のCs-134 + Cs-137濃度の上昇速度が異なり、ヒメマスとニジマスはブラウントラウトに比べ筋肉のCs-134 + Cs-137濃度の上昇速度が速いことがわかった。

実験開始から98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、すべての魚種で筋肉のCs-134 + Cs-137濃度は有意に低下し ($R^2 = 0.96-0.98$, $P < 0.001$)、実効生物学的半減期はヒメマスで77日、ニジマスで46日、ブラウンで77日となった(図3)。実験が終了した252日目に取り上げた各魚種($n = 20$)の平均体重(\pm S.D.)はヒメマスで 77.2 ± 15.2 g、ニジマスで 131.8 ± 51.2 g、ブラウンで 51.0 ± 7.1 g であり、餌切り替え後から実験終了までの期間の体重の増加速度には魚種間で有意な差が認められた(Two-way ANOVA without replication, $F = 10.6$,

df = 2, $P < 0.001$)。ニジマスはブラウンと比べて体重が増加した(Tukey-Kramer multiple comparison, statistic = 4.60, $P < 0.001$)が、ヒメマスとブラウン(Tukey-Kramer multiple comparison, statistic = 2.48, $P > 0.05$)、およびヒメマスとニジマス(Tukey-Kramer multiple comparison, statistic = 2.13, $P > 0.05$)では体重の増加速度に有意な差が認められなかった。よって、体重の増加速度に関わりなくヒメマスに比べてニジマスは実効生態学的半減期が短く、ヒメマスとブラウントラウトでは実効生物学的半減期が同様であるといえる。

各供試魚の成長希釈を考慮した Cs-134 + Cs-137 の排出傾向を図 4 に示す。Cs-134 + Cs-137 の排出速度は魚種間で有意な差が認められなかった(ANCOVA, $F = 0.68$, df = 2, $P > 0.05$)。

(実験 2) 実験開始時の魚種間の体重に有意な差は認められなかった(Kruskal Wallis test, statistic = 3.09, df = 2, $P = 0.21$)。実験開始から 56 日目の各魚種(n = 20)の平均体重(± S.D.)と筋肉の平均 Cs-134 + Cs-137 濃度(± S.D.)は、イワナ 33.3±6.3g, 171±19 Bq/kg-wet、ヒメマス 35.4±3.7g, 148±11 Bq/kg-wet、ヤマメ 39.3±10.1g, 160±14 Bq/kg-wet であった。よって、同汚染レベルの餌を同期間食べた場合、種内での筋肉の汚染レベルの個体差は小さいといえる。実験期間の供試魚の体重の変化を図 5 に示す。実験開始から 56 日目までの筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度の変化を図 6 に示す。

実験開始から 56 日目までの体重の増加速度に魚種間で有意な差が認められた(Two-way ANOVA without replication, $F = 8.07$, df = 2, $P = 0.012$)。ヤマメはイワナ (Tukey-Kramer multiple comparison, statistic = 3.34, $P < 0.05$) とヒメマス (Tukey-Kramer multiple comparison, statistic = 3.61, $P < 0.05$) より体重が有意に増加した。イワナとヒメマスの体重の増加速度に有意な差は認められなかった (Tukey-Kramer multiple comparison, statistic = 0.27, $P > 0.05$)。一方、筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度の上昇速度には魚種間で有意な差が認められなかった(Two-way ANOVA without replication, $F = 0.24$, df = 2, $P > 0.05$)。よって実験開始から 56 日目まで魚種間で体重の増加速度に違いはあるものの、魚種間で筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度の上昇速度には違いがないことがわかった。

同濃度の R ペレットを 56 日間摂餌した実験 2 のヒメマスは実験 1 のヒメマスの 2 倍以上の体重となったが、筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度は実験 1 のヒメマスと比較して高くなっていない。実験 1, 2 で用いた供試魚のサイズの違いは、Cs-134 + Cs-137 の取り込みには反映されない程度であることが推察された。そこで、実験 1, 2 のすべての魚種間で 56 日目までの筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度の上昇速度を比較した(Table 1)。魚種間で有意な差が認められ、ブラウントラウトは他魚種に比べて Cs-134 + Cs-137 の取り込み速度が遅いことがわかった(Table 1)。ヒメマス、ニジマス、イワナ、ヤマメ間では Cs-134 + Cs-137 の取り込み速度に有意な差は認められなかった(Table 1)。

実験開始から 56 日目以降に、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、すべての魚種で筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度は有意に低下し ($R^2 = 0.97-0.99$, $P < 0.001$)、実効生物学的半減期はイワナで 58 日、ヒメマスで 87 日、ヤマメで 53 日となった (図 7)。実験が終了した 252 日目に取り上げた各魚種(n = 20)の平均体重(± S.D.)はイワナで 168 ± 38.5 g、ヒメマスで 112 ± 20.8 g、ヤマメで 245 ± 56.4 g であり、餌切り替え後から実験終了までの期間の体重の増加速度には魚種間で有意な差が認められた(Two-way ANOVA without replication, $F = 19.7$, df = 2, $P < 0.001$)。ヤマメはイワナ(Tukey-Kramer multiple comparison, statistic = 4.02, $P = 0.0011$)とヒメマス(Tukey-Kramer multiple comparison, statistic = 6.19, $P < 0.001$)に比べて体重が増加した。イワナとヒメマスでは体重の増加に有意な差が認められなかった(Tukey-Kramer multiple comparison, statistic

= 2.17, $P > 0.05$)。よって、体重の増加に関わりなくヒメマスに比べてイワナでは実効生物学的半減期が短いといえる。

各供試魚の成長希釈を考慮した Cs-134 + Cs-137 の排出傾向を図 8 に示す。Cs-134 + Cs-137 の排出速度は魚種間で有意な差が認められなかった(ANCOVA, $F = 2.57$, $df = 2$, $P > 0.05$)。

実験 1, 2 から体重の増加速度に有意な差が認められない魚種間において、実効生物学的半減期はヒメマスとブラウントラウトで等しく、ヒメマスはニジマスやイワナより長い。ただし、成長希釈を考慮した魚種間の排出速度には違いが見られないと推察される。

(R ペレット継続区)

実験 1, 2 の実験期間の供試魚の体重の変化と筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度の変化を図 9 に示す。長期間 R ペレットを摂餌しても、筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度は R ペレットの Cs-134 + Cs-137 濃度の半分程度までしか上がらないことがわかった。また、体重は実験開始時に有意な差が認められないが、終了間際には平均体重がニジマスとブラウンで 2 倍以上、ヤマメとヒメマスでも 2 倍以上違ってくるが、体重の違いは筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度の違いにはほとんど影響しないことがわかった。実験 1, 2 で用いたサケ科魚類 5 種では同じ汚染レベルの餌を長期間摂餌した場合、ヒメマス、ニジマス、イワナ、ヤマメはブラウントラウトに比べて、Cs-134 + Cs-137 を速く筋肉に取り込むが、一定時間経過後にはサケ科魚類 5 種の筋肉の汚染レベルは同程度になると推察される。

3. 今後の課題

種内の個体間で放射性物質濃度やその推移速度に差をもたらす要因のひとつと考えられる体サイズのの違いに着目し、ヒメマスの体サイズの違いが放射性セシウムの取り込みと排出過程や生物学的半減期等に与える影響を調べる

4. 備考

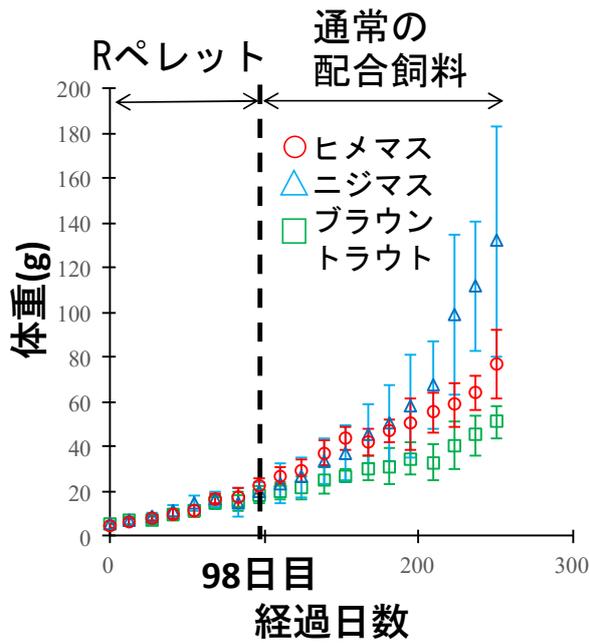


図 1. 実験期間の供試魚の体重の変化

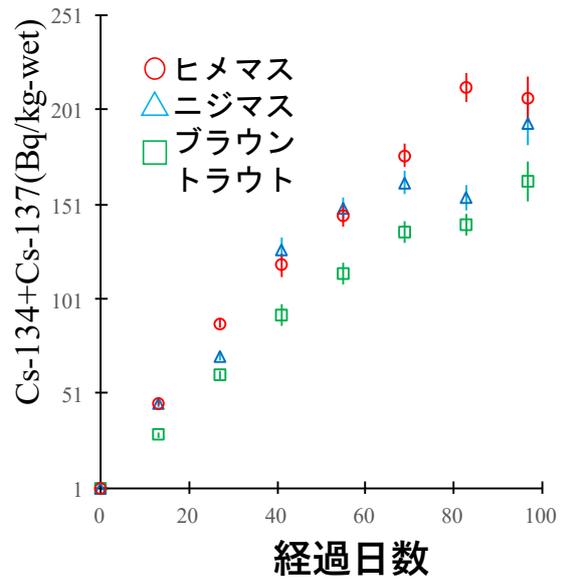


図 2. 実験開始から 98 日目までの筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度の変化

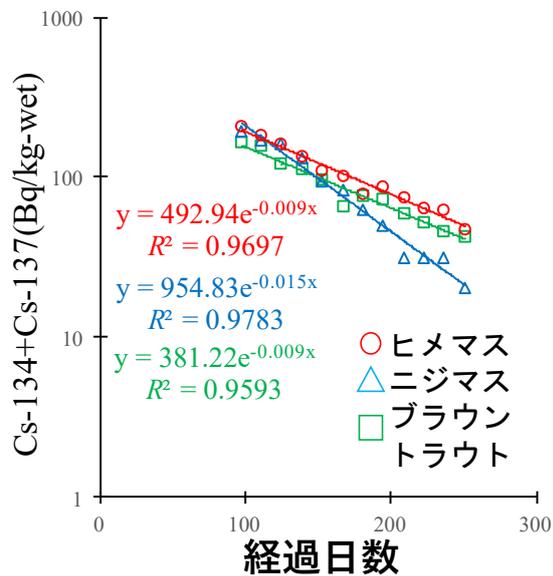


図 3. 98 日目以降の筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度の変化

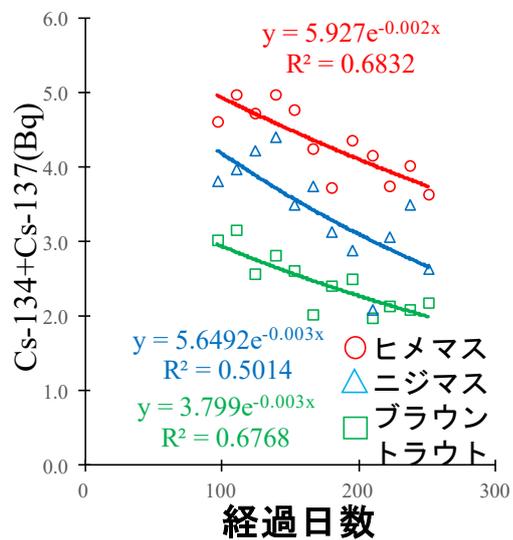


図 4. 各供試魚の成長希釈を考慮した Cs-134 + Cs-137 の排出傾向

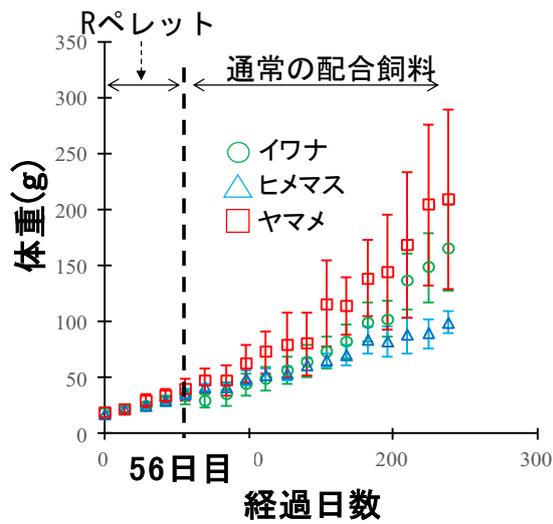


図 5. 実験期間の供試魚の体重の変化

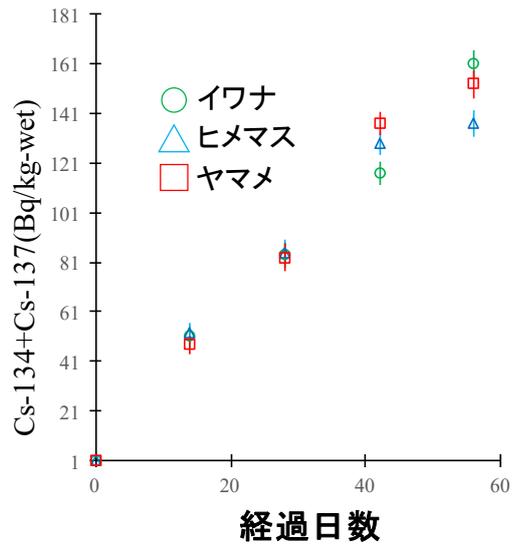


図 6. 実験開始から 56 日目までの筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度の変化

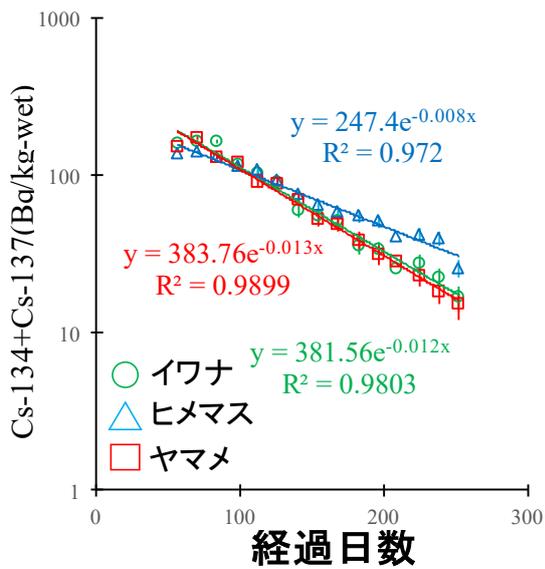


図 7. 56 日目以降の筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度の変化

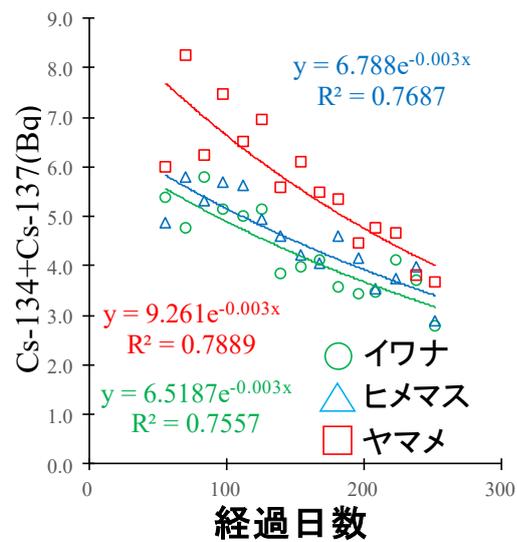


図 8. 各供試魚の成長希釈を考慮した Cs-134 + Cs-137 の排出傾向

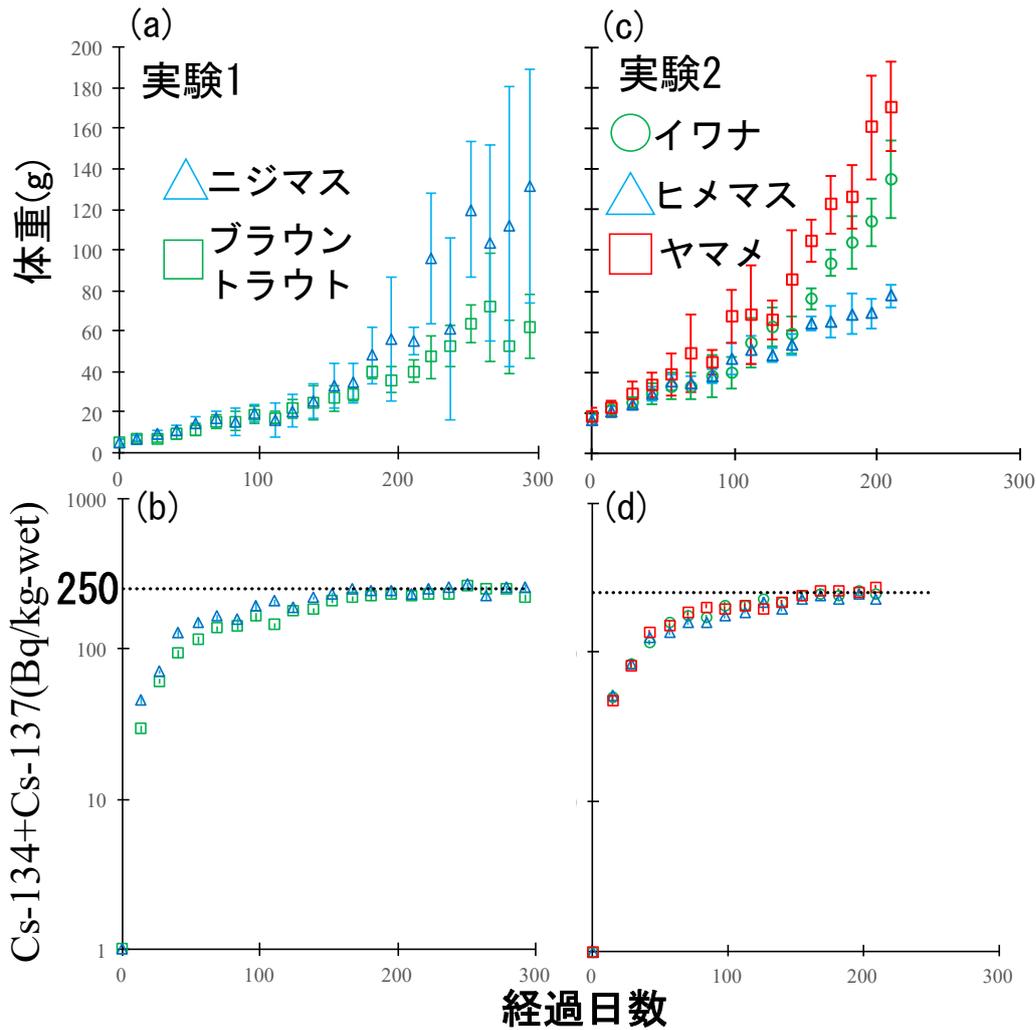


図 9. R ペレット継続区における実験 1,2 の実験期間の供試魚の体重変化と筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度の変化

Table 1. 実験 1, 2 のすべての魚種間における 56 日目までの筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度の上昇速度の比較

Case	Test	Experiment 1			Experiment 2		F	statistic	df	P
		ヒメマス	ニジマス	ブラウントラウト	イwana	ヒメマス				
1	Two-way ANOVA without replication	○	○	○	○	○	6.22		5	0.012
2	Tukey-Kramer multiple comparison	○	○					0.26		1.000
3	Tukey-Kramer multiple comparison	○		○				3.93		0.009
4	Tukey-Kramer multiple comparison	○			○			0.58		0.992
5	Tukey-Kramer multiple comparison	○				○		0.20		1.000
6	Tukey-Kramer multiple comparison	○						0.87		0.949
7	Tukey-Kramer multiple comparison		○	○				3.66		0.017
8	Tukey-Kramer multiple comparison		○		○			0.84		0.956
9	Tukey-Kramer multiple comparison		○			○		0.47		0.997
10	Tukey-Kramer multiple comparison		○					1.13		0.862
11	Tukey-Kramer multiple comparison			○	○			4.50		0.003
12	Tukey-Kramer multiple comparison			○		○		4.13		0.006
13	Tukey-Kramer multiple comparison			○				4.80		0.001
14	Tukey-Kramer multiple comparison				○	○		0.37		0.999
15	Tukey-Kramer multiple comparison				○			0.29		1.000
16	Tukey-Kramer multiple comparison					○		0.66		0.984

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 2-4	課題名：採捕制限下の遊漁・漁業の実態や漁場利用に関する調査
研究機関・研究グループ名	中央水産研究所 内水面研究センター 漁場管理グループ ¹ 栃木県水産試験場 ²
担当者職名・担当者名	グループ長・中村智幸 ¹ 主任研究員・阿久津正浩、主任・横塚哲也 ²

背景・目的

2011年3月に発生した東京電力福島第一原子力発電所事故（以後、原発事故）によって放出された放射性セシウムは東日本の広範囲に沈降し、河川湖沼の様々な淡水魚類から検出された。魚類の放射性セシウム濃度が食品衛生法による食品中の基準値（100 Bq/kg-wet）を超過した場合、出荷制限指示や採捕自粛要請等によって禁漁となる場合が多い。禁漁となった漁場では遊漁や漁業を行うことができないため、地域の水産業に多大な影響を及ぼすことが懸念される。これらを回避するための方策として、釣った魚を持ち帰らないことを条件に「キャッチ・アンド・リリース（C&R）制」によって解禁する考え方がある。栃木県の中禅寺湖では、2012年2月にヒメマス、ニジマス、ブラウントラウトから基準値を超える放射性セシウムが検出され、栃木県から中禅寺湖漁業協同組合（以下、中禅寺湖漁協）に対して解禁延期が要請された。これを受けて、中禅寺湖漁協ではC&R制の導入によって解禁し、現在まで漁場を運営してきた。本研究では、中禅寺湖をモデル漁場に選定し、C&R制における遊漁・漁業の実態について把握することを目的とした。

1. 研究内容及び方法

(1) 中禅寺湖におけるマス釣りの年間延べ遊漁者数および組合員数の推移を調査した。なお、データの収集および整理については中禅寺湖漁協の協力を得て実施した。

(2) 2017年に中禅寺湖で釣行した遊漁者を対象にアンケート調査を実施した。調査協力者の募集は、栃木県のHPやSNS（Facebook、Twitter）および中禅寺湖漁協のHPを通じて行った。また、回答者数を増やすため、関東近県の大型釣具店の協力を得て調査協力者を募った。組合員については全員を対象にアンケート用紙を配布した。アンケートへの回答は1人につき1回限りとした。

2. 平成29年度進捗状況・成果

(1) マス釣りの延べ遊漁者数は、C&R制を導入した2012年に5,411人に大きく減少した（2010年比35%）（図1）。2013年以降、延べ遊漁者数は毎年増加し、2017年には事故以前の水準を上回る19,574人となった（2010年比126%）。釣り方ごとの延べ遊漁者数は、2017年の岸釣りでは15,526人と事故前の水準を大きく上回った（2010年比151%）。これはC&R制導入以降、中禅寺湖漁協が遊漁者の集客対策に積極的に取り組んできた結果と言えるだろう。一方で、ヒメマスを狙う遊漁者が多い船釣りでは、2017年のヒメマス解禁に伴って遊漁者数が回復することが期待されたが、4,048人と事故前の水準に達しなかった（2010年比77%）。組合員数は原発事故以前から減少傾向が認められたが、原発事故以降著しく減少した（図2）。中禅寺湖漁協では組合員のほとんどが漁

業者であり、釣った魚を持ち帰ることが出来ないことから、組合員の減少が進行したと推察された。また、2008年以降の組合地区の人口と組合員数の減少率を比較すると、それぞれ事故前は6.6%、11.7%、事故後は19.5%、32.4%であった。組合員の減少は地区の人口減少より2倍程度大きく、地域住民の組合離れが深刻である。

(2) アンケートの有効回答数は327件であった。遊漁者について、「中禅寺湖での釣り歴」からC&R制導入以前から釣りをしていた遊漁者を「古参客」、C&R制導入以降に釣りを始めた遊漁者を「新規客」に分類したところ、それぞれの割合は古参客が63.9%、新規客が36.1%であった。「禁漁ではなく、C&R制で解禁したこと」について、80%以上の古参客および新規客が「賛成」と回答した(図3)。釣獲対象として優先順位の最も高い魚種は、組合員ではヒメマス、古参客ではブラウントラウト、新規客ではレイクトラウトであった(図4)。中禅寺湖のヒメマスは重要な地域資源として活用されており、組合員にとって最も重要な魚種である。一方、ブラウントラウトやレイクトラウトは産業管理外来種として位置づけられているが、中禅寺湖の遊漁振興を図る上で非常に重要な魚種であることが裏付けられた。新規客が中禅寺湖で釣りを始めた理由について、テキストマイニングを用いてワードを抽出したところ、名詞では「レイクトラウト」、動詞では「釣る」の出現頻度が高かった(図5)。新規客が釣りを始めた理由は、「中禅寺湖に生息するレイクトラウトを釣るため」と推察され、レイクトラウトがC&R制導入以降の遊漁者の獲得に貢献しているものと考えられた。古参客について、C&R制導入以降の釣行回数の変化を調べたところ、釣行回数が「増えた」あるいは「変わらない」と回答した人は、岸釣りで84%、船釣りで60%であった(図6)。釣行回数が「増えた」理由について、テキストマイニングを用いて解析したところ、最も出現頻度の高いワードは「釣れる」であった。C&R制の導入に伴って釣果が向上したことが釣行回数の増加につながったものと推察された。

3. 今後の課題

(1) C&R制での解禁によって、岸釣りの延べ遊漁者数は事故前の水準を大きく上回ったものの、船釣りでは事故前の水準に達しなかった。船釣りは岸釣りと比較して周辺の貸船店や釣り宿等での消費が多いことが予想され、船釣り遊漁者の集客は地域経済の活性化を図る上で重要な課題である。今後、C&R制解禁における地域経済への貢献について明らかにすることが望ましい。組合員については、原発事故の影響に伴う減少が著しいことから、減少に歯止めをかけることが喫緊の課題である。

(2) C&R制での解禁について「賛成」と回答する遊漁者が8割以上を占めたが、C&R制の導入によって釣りをやめてしまった遊漁者の考えを反映していないことについて留意する必要がある。また、ブラウントラウトやレイクトラウトが遊漁者の集客に貢献しており、中禅寺湖の遊漁振興を図る上で産業管理外来種の有効利用と適切な管理が必要である。

以上のことから、C&R制での解禁は出荷制限指示等が解除されるまでの間、遊漁者の集客によって漁協経営への影響を緩和させることが可能な一手段であると考えられた。今後、内水面漁業の復興に向けた総合的な対策についても検討を図る必要がある。

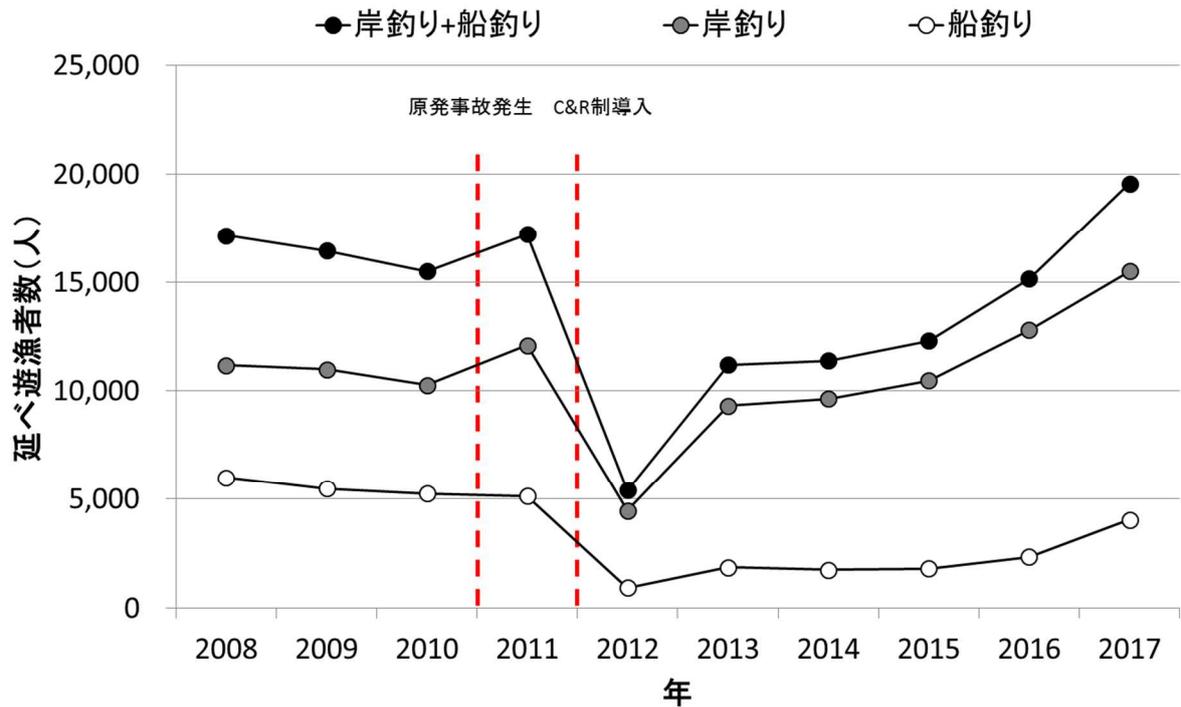


図1. 中禅寺湖におけるマス釣りの延べ遊漁者数の推移

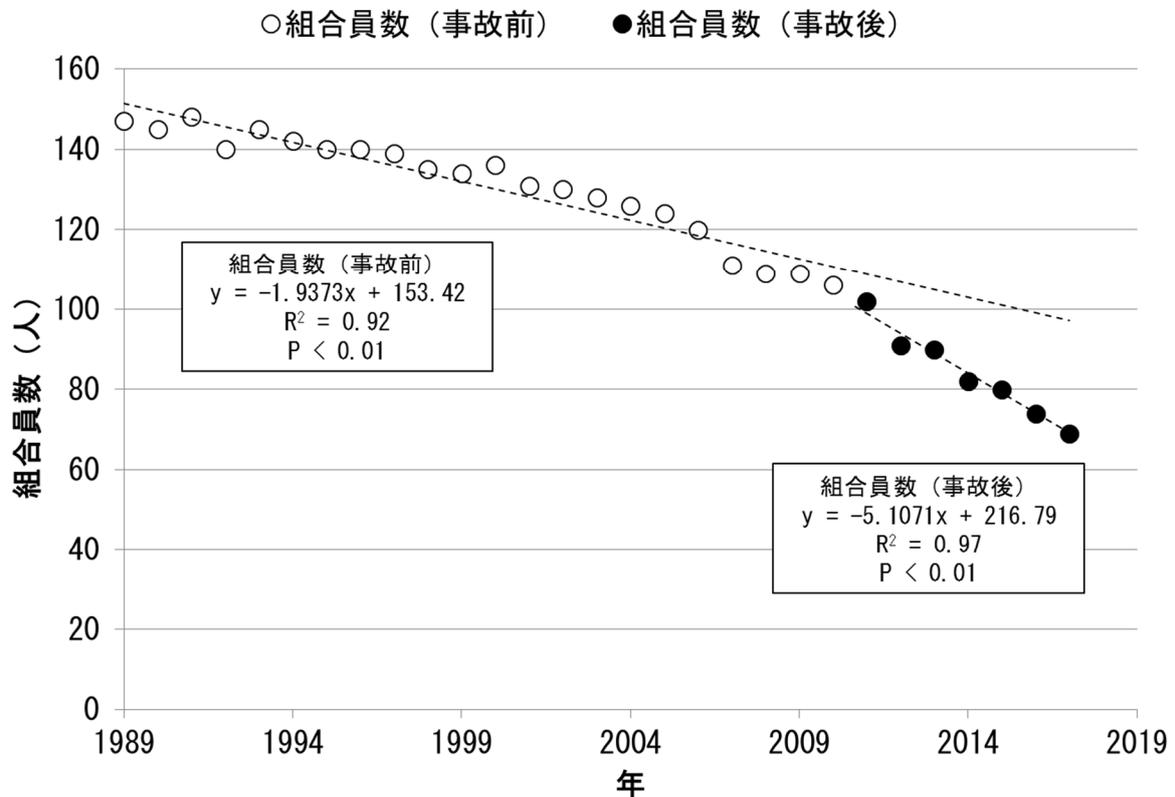


図2. 中禅寺湖漁業協同組合員数の推移

【質問】 2012年以降、「禁漁」ではなく、「C&R制」で解禁しました。
このことについてどう思いますか？（選択回答）

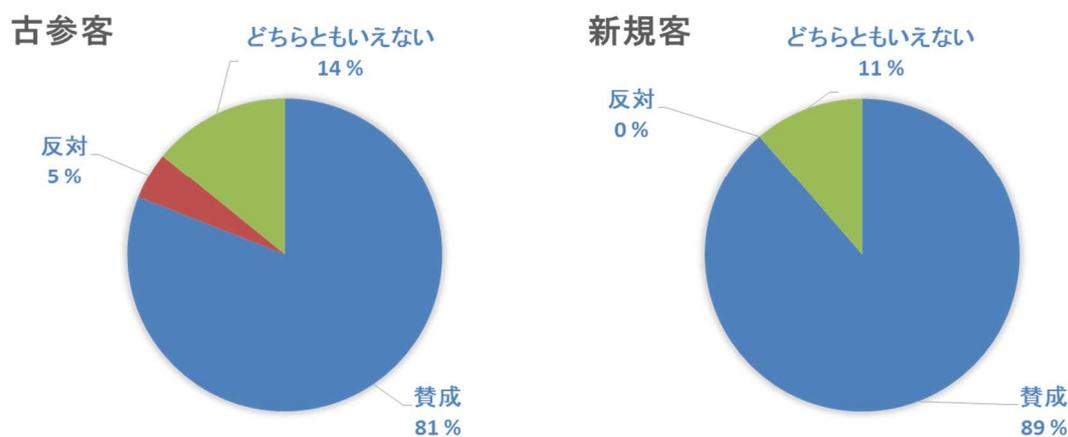


図3. C&R制による解禁に対する遊漁者の考え

【質問】 ターゲットにしている魚種を選択し、順位を付けてください。
※順位を点数に換算し（1位→6点・・・6位→1点）、魚種ごとに獲得した総得点を比較

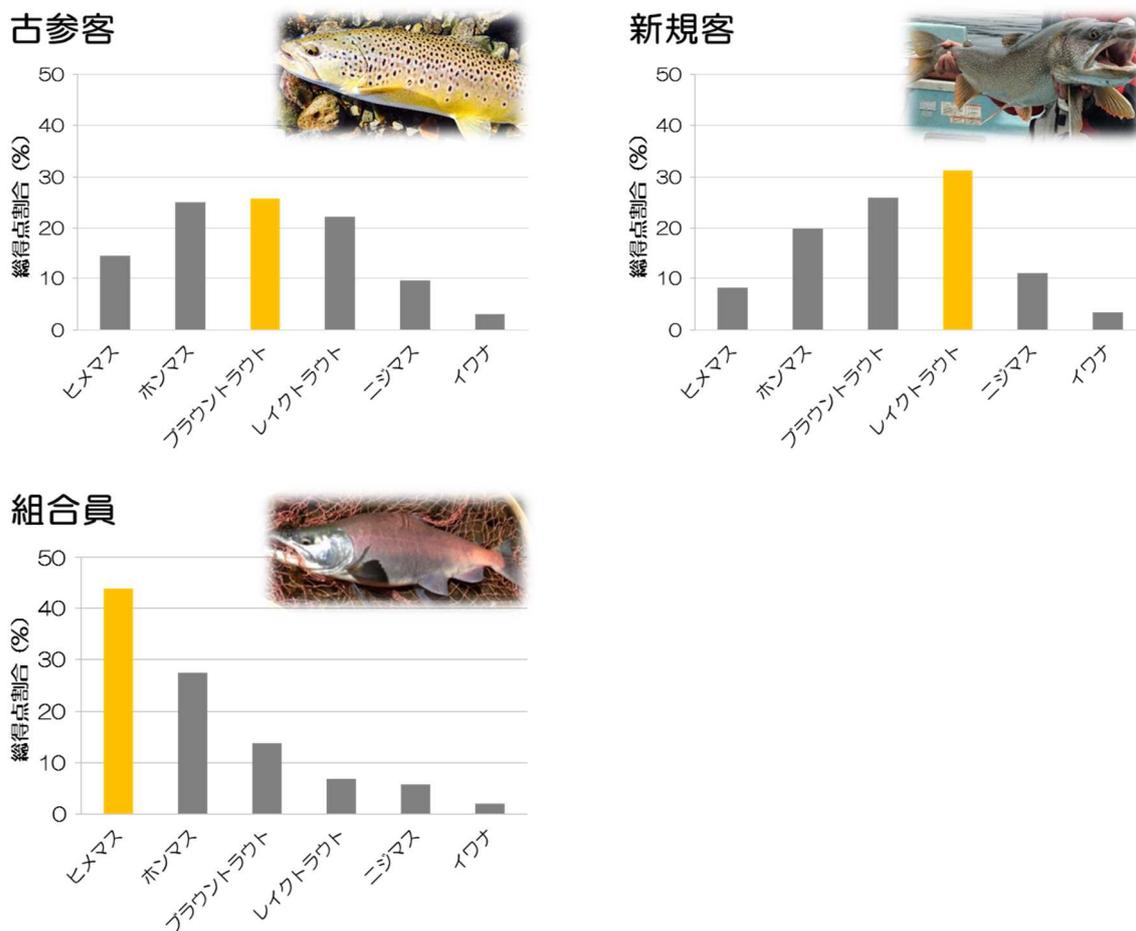


図4. 遊漁者および組合員の釣獲対象魚種

【質問】 中禅寺湖で釣りを始めた理由を教えてください（自由回答）

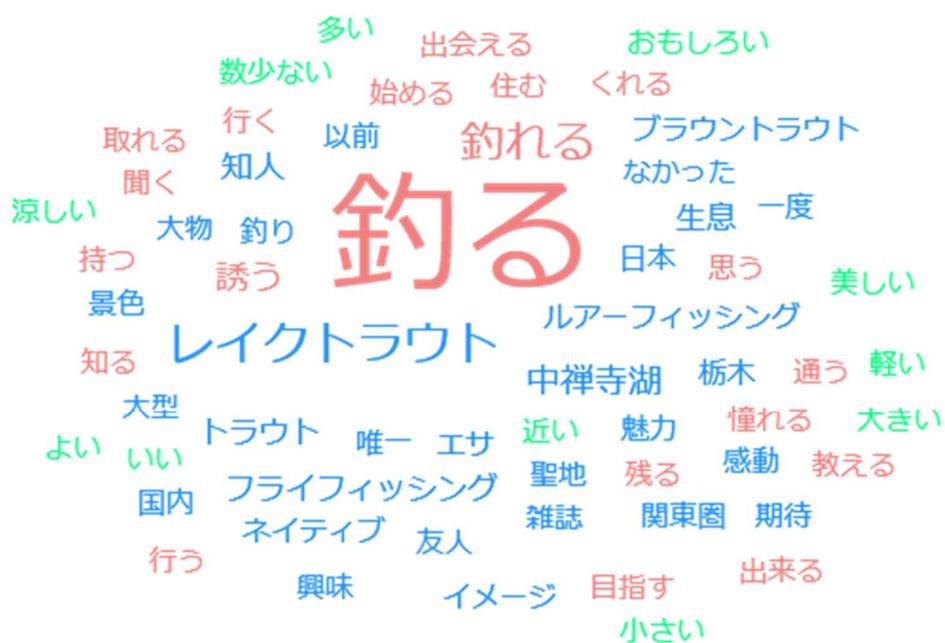


図 5. 新規客が釣りを始めた理由。出現頻度が高いかつ特徴的なワードほど大きく表示される（青：名詞、赤：動詞、緑：形容詞）

【質問】 C&R制導入以降、あなたの釣行回数は変わりましたか？（選択回答）

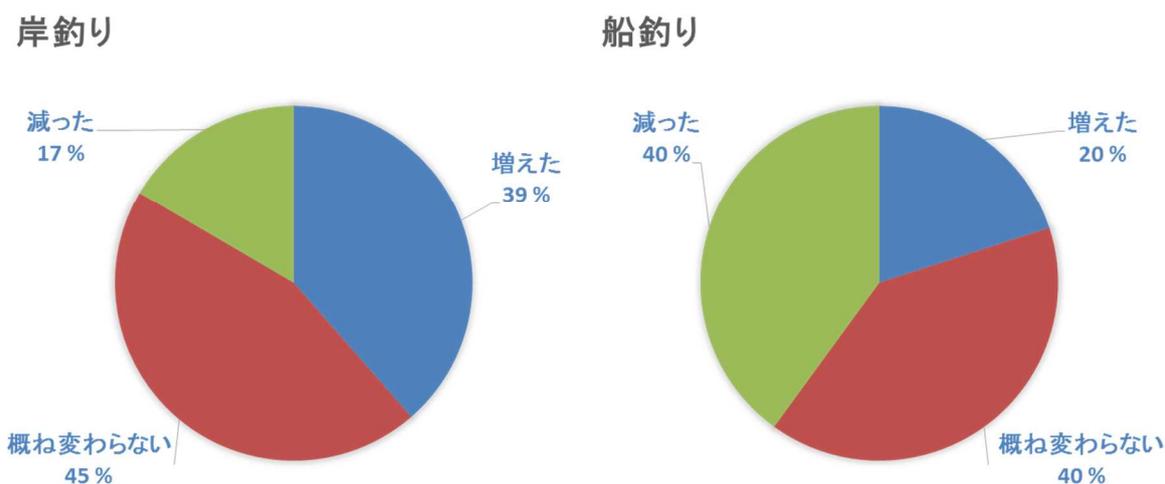


図 6. 古参客の C&R 制導入以降の釣行回数の変化

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	東北水研・資源環境部・沿岸資源グループ ¹ 東北水研・資源環境部・海洋動態グループ ² 東北水研・資源管理部・底魚資源グループ ³ 福島県水産試験場・栽培漁業部、水産資源部 ⁴ 茨城県水産試験場・定着性資源部 ⁵
担当者職名・担当者名	グループ長・栗田 豊 ¹ 、研究員・富樫博幸 ¹ グループ長・奥西 武 ² 、主任研究員・笈 茂穂 ² 主任研究員・成松庸二 ³ 、グループ長・服部 努 ³ 、研究員・柴田泰宙 ³ 主任研究員・實松敦之 ⁴ 、研究員、坂本 啓 ⁴ 部長・山崎幸夫 ⁵

1. 研究内容及び方法

ヒラメ

標本船調査、市場調査、調査船調査で得られた情報を相補的に使用し、仙台湾～常磐海域のヒラメ個体群の分布・移動生態および資源量、生活史特性を評価し、震災前後の変化を明らかにすることを目的とする。得られたデータを今後の資源管理方策の策定に活用する。

東北水研は、2006～2008年における福島県所有の標本船情報を再解析するとともに、東北水研作成の海底水温分布マップと重ね併せ、サイズ別月別の分布水深および生息水温を明らかにした。具体的には、福島県沖 36° 50' ～38° 00' における底びき網および刺し網の操業ごとの漁獲重量を1分マス目で集計し、マス目ごとのCPUE及び海底水温を求めた。得られた値を、水深帯、または水温帯で集計して、CPUEの水深・水温分布を得た。さらに、水深帯または水温帯のマス目数を積分し、資源量指数の水深・水温分布を得た。また、福島県による市場調査で得られたサイズ組成情報を用いて、サイズ別のCPUEおよび資源量指数を求めた。また、各県調査船および若鷹丸で得られた海底水温データを用いて、2015、2016年の海底水温分布マップを作成した。福島県水試では、2001～2015年の調査船調査で得られたヒラメのサイズ別分布水深の月変化と、その震災前後の変化を明らかにした。茨城県水試は、2006～2015年の調査船調査で得られたヒラメの水深別採集尾数を集計し、震災前後で比較した。また、標本船調査を開始し、時空間的に密な分布情報の収集を行った。

マダラ

東北海域では震災以降、福島沖を中心として漁獲努力量が大きく減少しており、また、マダラの資源量は大きく増加していることが明らかになっている。そこで、漁獲圧の変動に対する資源の応答を調べることで、資源変動要因を明らかにし、効率的な資源管理の方向性を示すことを本年度の目的とした。

東北水研による調査船トロール調査結果を用いて、年齢別の分布域の把握および年齢別資源尾数・重量の算出を行った。次に資源の急増に貢献した年級を抽出し、年級別に成長にともなう密

度の変化を調べた。その密度の変化を震災前後で比較することで、資源の増加要因を調べた。さらに若齢魚の分布域を把握し、それらと漁獲努力量が多く変化したエリアとの関係を求めることで、資源の減少におよぼす漁獲圧の影響を調べた。

2. 平成 29 年度進捗状況・成果

ヒラメ

(1) 福島県標本船解析の結果、分布水深は冬季に 200m まで拡大し、夏季は 100m 以浅に集中すること、冬季においても個体群全体の分布の中心（分布量で重み付けした平均分布水深）は 100m 以浅であることが明らかとなった（図 1）。また、小型（30-40cm）個体の分布の中心は、中（40-50cm）大（50cm-）型個体よりも 10-20m 程度浅いことが明らかとなった（図 2）。分布水温は最低 5.1～8.0℃（2-5 月）、最高 15.9～16.8℃（10 月）で、最低水温の経年変化が顕著であった。

(2) 2015、2016 年の月別海底水温図を作成した（図 3）。昨年度までの成果と併せて、2006～2016 年の水温図が完成した。

(3) 福島県調査船調査で採集されたヒラメ分布密度は、全てのサイズ区分（0-30、30-40、40-50、50cm-）で、震災前（2001-2010 年）よりも震災後（2011-2015 年）が大幅に増大し、大型個体の増大が顕著であった（図 4）。0-30cm は震災前後ともに 100m 以浅に限られていたが、30cm 以上は沖合に分布域が拡大した（震災前<150m、震災後<200m）（図 5）。また、浅場の分布はサイズ区分間の差が顕著ではないが、深場の分布は大型個体に限られた。

(4) 茨城県調査船調査で採集されたヒラメ分布密度は、震災前（2006-2010 年）よりも震災後（2011-2015 年）が大幅に増大し、分布水深も拡大した（震災前<150m、震災後<250m）（図 6）。また、茨城県沖全域で標本船情報が得られるようになった。

マダラ

(1) 資源量は 2013～2015 年に大きく増加しており、2010 年級と 2011 年級がその増加に大きく貢献していた（図 7）。

(2) 2010 年級、2011 年級の増加には以下の 2 つの可能性が考えられた。①初期の生残率が高く、漁獲加入時（満 1 歳時）には資源尾数が多い、いわゆる卓越年級であった。②漁獲圧の減少に伴い漁獲加入後の漁獲死亡が低下した。

(3) 2010 年級と 2011 年級の満 1 歳時の資源尾数を調べたところ、2001～2012 年の平均値よりもやや低い水準であった（図 8）。このため、両年級は卓越年級ではなかったことが明らかになった。また、成長に伴う減耗過程を調べたところ、震災以前の年級と 2010 年級、2011 年級では 1 歳 4 月の時点ではほぼ同じ尾数密度であったものの、2 歳 10 月の時点では震災以前の年級の密度は、10 倍以上の差になっていた（図 9）。これらのことから、漁獲加入後から 1 年 6 か月程度の漁獲死亡の低さが、資源の急増の要因になっていることが示された。

(4) マダラの主要な漁法となっている沖合底びき網漁業の漁獲努力量は、震災以降福島沖で大きく減少し、次いで茨城沖、宮城沖でも減少していた。震災以前の結果からマダラ 1、2 歳魚の分布域を調べたところ、福島北部および宮城南部海域がその中心であった（図 10）。そのため、1、2 歳魚の成育場における漁獲圧の低下が生残率を高め、資源の増大を引き起こしたと考えられた。

(5) 本研究の結果から、東北海域のマダラは卓越年級の発生がなくとも、資源をある程度高い水準で維持することが可能であることが示された。今後、成育場の福島北部、宮城南部海域に分布

するマダラ 1、2 歳魚を効率的に取り残すことが資源維持には重要であることが明らかになった。

3. 今後の課題

ヒラメ

東北水研（福島県標本船）、福島県（調査船）、茨城県（調査船）の各機関の解析で得られた空間分布情報は同様の傾向を示した。異なる手法で得られたデータの相補的利用に向けて、今後は、同年のデータ比較や、生物情報の活用など、より詳細な手法間比較を進める必要がある。

マダラ

東北の南部海域で増加した若齢魚が太平洋北部系群全体に及ぼす影響が不明であるため、他海域への移動時期や移動量を把握する必要がある。また、資源急増後の資源動態も引き続きモニターし、さらにその変動要因を調べるのが本操業再開後の資源管理において重要である。

4. 備考

特になし。

図表

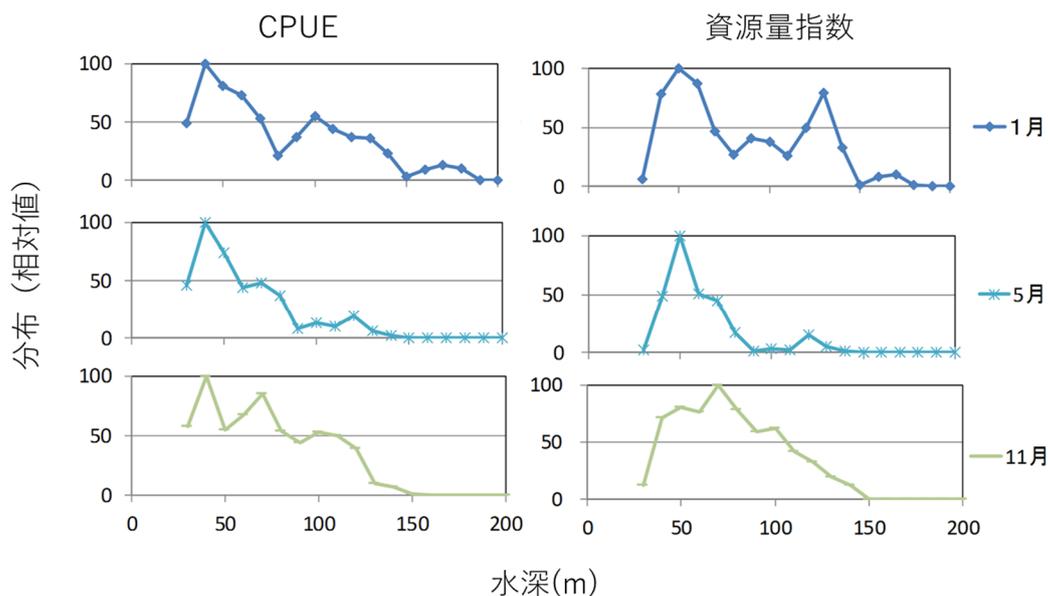
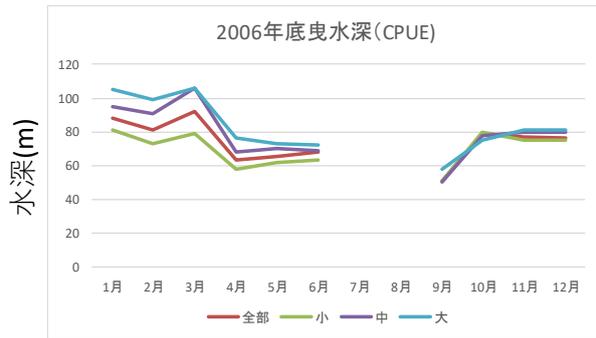


図 1. 福島県標本船解析によるヒラメ水深別 CPUE および資源量指数の経月変化の出力例（2006 年底曳き）

サイズ別分布水深 (CPUE) 2006年



サイズ別分布水温 (CPUE) 2006年

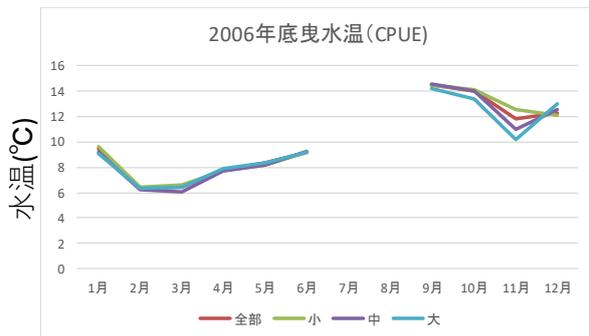


図 2. 福島県標本船解析によるヒラメサイズ別 CPUE の平均水深、平均水温の経月変化 (2006 年底曳き)

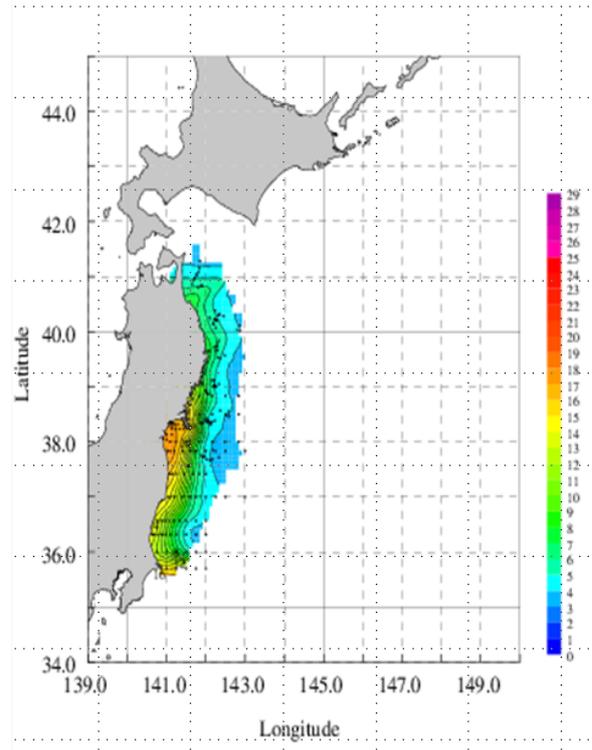


図 3. 海底水温マップの出力例 (2015 年 10 月)

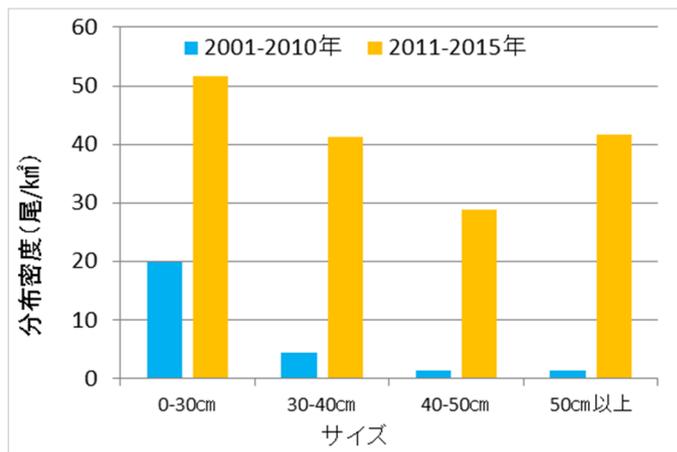


図 4. 福島県調査船調査で採集されたヒラメの全長区別分布密度の震災前後比較

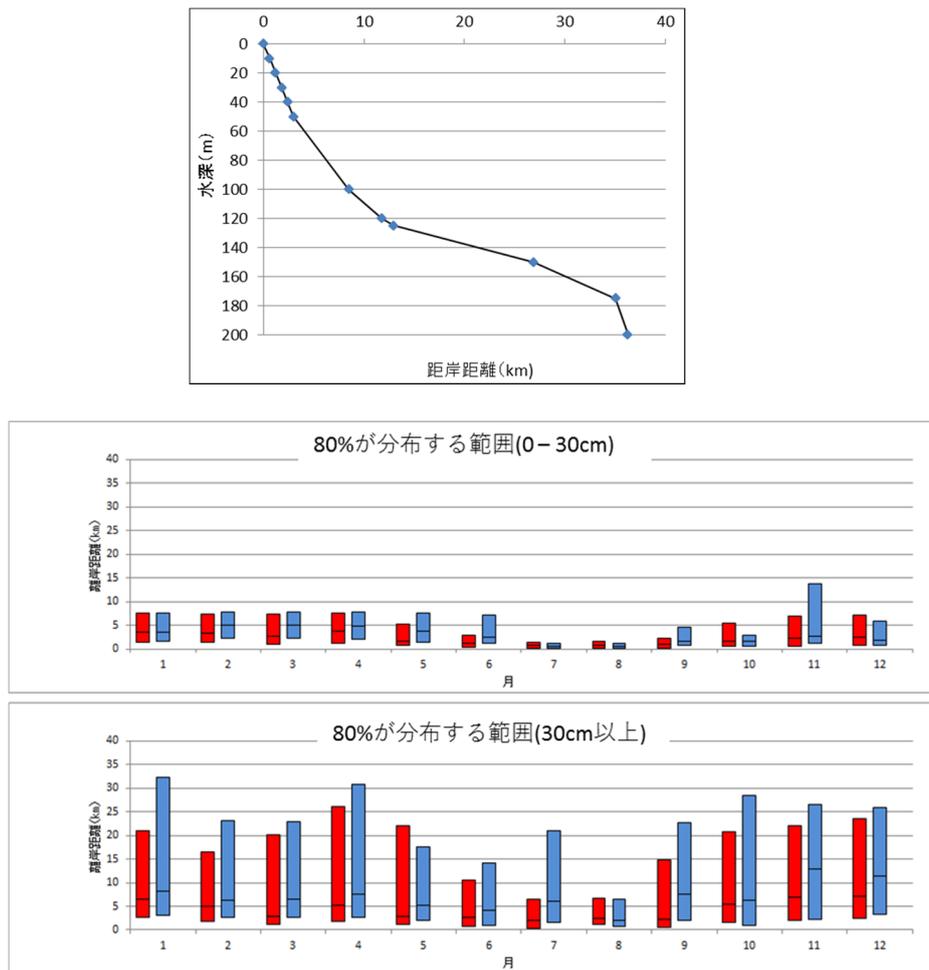


図 5. 福島県調査船調査で採集されたヒラメの全長区別分布の経月変化

(上) 距岸距離と水深の関係、(下) 全長 0-30cm と 30cm 以上における分布水深の経月変化。震災前 (赤) と震災後 (青) の比較。バーは 10-90 パーセントイルを表す。

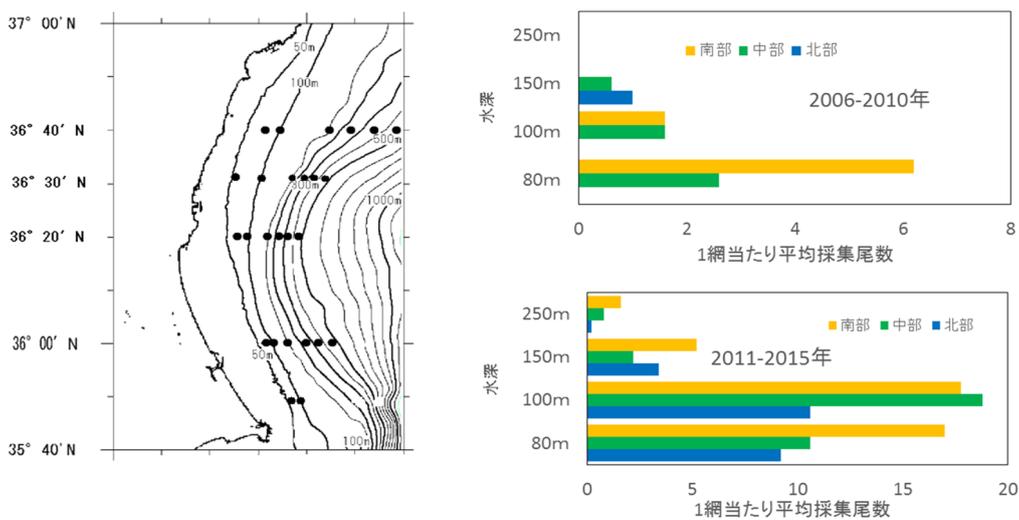


図 6. 茨城県調査船調査で採集されたヒラメの分布水深の震災前後比較

(左) 調査船による調査点、(右) 震災前 (2006-2010 年) と後 (2011-2015 年) の採集尾数と水深の関係。

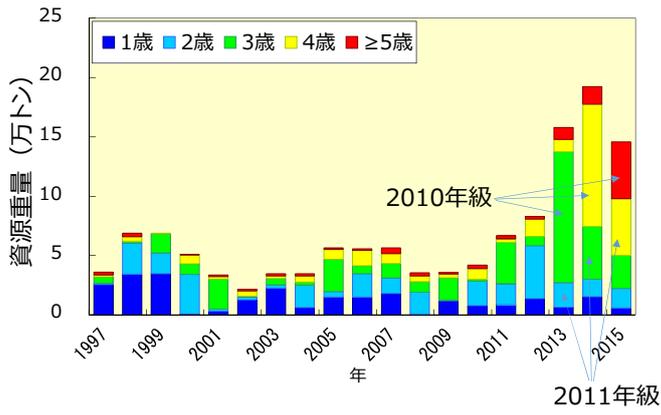


図 7. 東北海域におけるマダラの年齢別資源量の時系列変化

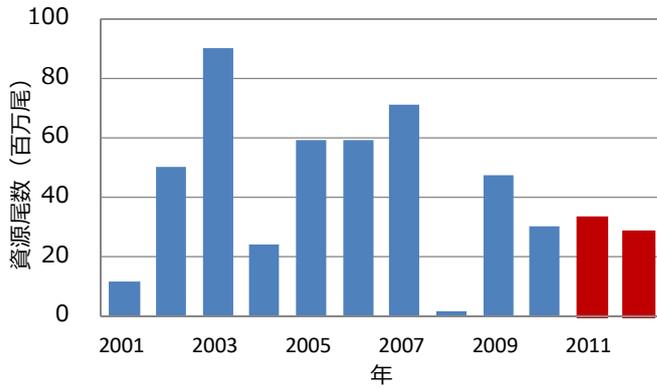


図 8. 東北海域におけるマダラの加入尾数

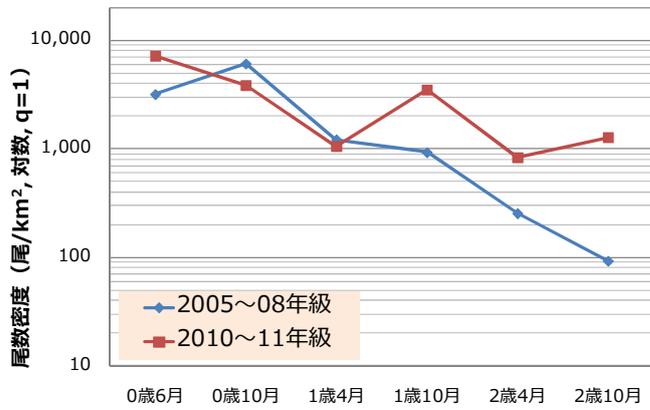


図 9. 震災前の年級と震災を経験した年級間の成長に伴う減耗過程の比較

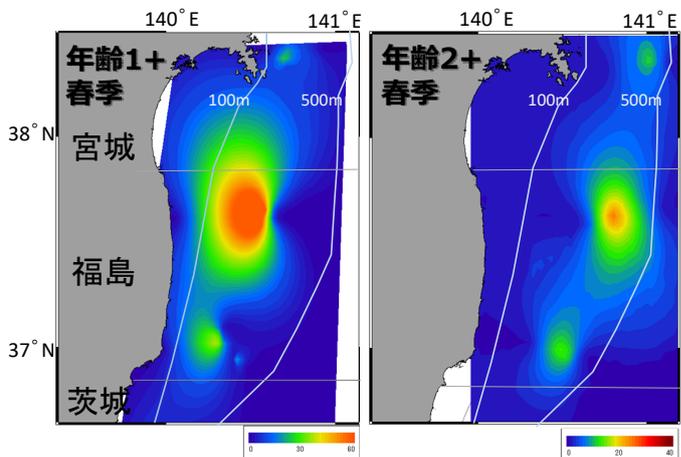


図 10. 1歳魚および2歳魚の分布域の模式図

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対象種の資源状態および経営体数の動向予測に基づく適切な漁業管理方策の解明
研究機関・研究グループ名	中央水産研究所 経営経済研究センター ¹ 中央水産研究所 経営経済研究センター 水産振興グループ ² 中央水産研究所 経営経済研究センター 水産政策グループ ³ 東北区水産研究所 資源管理部 底魚資源グループ ⁴ 福島県水産試験場 栽培漁業部 ⁵
担当者職名・担当者名	センター長・堀井豊充 ¹ 主幹研究員・栈敷孝浩 ² 、研究員・神山龍太郎 ² 研究員・半沢祐大 ³ グループ長・服部 努 ⁴ 、主任研究員・成松庸二 ⁴ 、任期付研究員・柴田泰宙 ⁴ 部長・佐藤美智男 ⁵ 、研究員・金子直道 ⁵

1. 研究内容及び方法

- (1) 漁業関係機関への調査により、本格操業再開時に漁業を実際に再開する可能性がある経営体の数を沖合底びき網漁業および小型底びき網漁業について明らかにした。また、総水揚げ金額の推定値と本操業再開後の予想される経営体数から、沖合底びき網漁業について一経営体当たりの水揚げ金額を算出した。
- (2) 複数魚種の持続性を管理している先行事例をレビューし、メリットとデメリット、実行する上での問題点などを整理し、福島沖のヒラメ漁業に適用できる可能性のある漁業管理方策を選び出す。震災前漁獲金額の高い重要種であるヒラメ資源に関して、沖合底びき網漁業および刺し網漁業の漁獲努力量がヒラメ資源だけでなく、他魚種に与える影響を評価し、一度に漁獲される複数種の持続性を考慮した漁業管理方策を開発した。その際、先行事例を参考に、福島の実態に沿うものとして開発した。
- (3) 震災後のアワビ・ウニ資源の資源状態について、試験操業漁獲物の殻長組成調査やコードラート調査(潜水調査)等により評価した。資源状態からみた持続的な漁獲可能量を明らかにし、震災前から実施されてきたIQ管理を現在の資源状態に応じて再評価し、再開後の漁獲制限量として適切かどうか検討した。

2. 平成 29 年度進捗状況・成果

- (1) 本格操業再開時に漁業を再開する可能性がある経営体数について、福島県漁連、相馬双葉漁協、小名浜機船底曳網漁協およびいわき市漁協にて聞き取り調査を行い、沖合底びき網漁業および小型底びき網漁業について推定した。震災前の経営体数は 60 経営体であったが、震災により 4 経営体が廃業している。また残された経営体のうち漁船を復旧したのは 52 経営体であり、この経営体数が本操業再開時の経営体数であると見込まれる。一方で、このうち後継者が

いるのは 30 経営体であり、今後高齢化が見込まれることから徐々に減少するものと考えられる。

水揚げ金額については沖合底びき網漁業のヒラメを対象として予測を行った。方法はヒラメの深浅移動を考慮した齢構成モデル (Shibata *et al.*, 2017) を用いて将来の漁獲量を予測することとし、漁獲努力量は経営体数と比例するという仮定をおいた。価格については震災前後の宮城県の市場価格を用いて補正し、予測は 2 つのパターン (2018 年に 32 経営体で再開, 2028 年に 23 経営体で再開) で行ったところ、前者では平均値は震災前をわずかに下回ったが、後者では震災前を上回ることが明らかになった (図 1, 2)。

(2) 沖合底びき網では一回の曳網で多魚種が同時に漁獲されることが多い。すなわち、ある魚種にとっては最適な漁獲圧であっても、その他の魚種については、それらの商業的価値に関わらず、過少あるいは過大な漁獲圧であることが想定される。複数種の種間関係を生態系モデルなどで構築し、ある魚種への漁獲が他魚種に与える影響を考慮することができれば、どの程度過少あるいは過大なのかは評価可能であるかもしれない。しかし、日本周辺海域は生物多様性に富むため、複雑な種間関係を構築しきることは困難である。

MSC (Marine Stewardship Council) は責任ある漁業を推奨する独立した非営利団体であり、MSC 認証を受けた水産物は持続的な漁業によって漁獲されたことを証明するものである。2016 年現在で、世界の白身魚の 46%、食用天然魚の 12% が MSC 認証を取得しており、漁業認証としては世界最大である。MSC 認証を受けるためには、そのための基準を満たす必要があり、基準の中には、対象種の資源が持続的かどうかに加え、同時に漁獲される他魚種への影響も審査される。すなわち、MSC 認証を受けた漁業のうち日本と似た状況のものを調べることで、複数種管理に対しての取り組み内容を明らかにすることが可能である。本研究では、MSC 認証を受けた漁業の中から複数種管理の取り組み内容を明らかにし、その共通点を明らかにすることを目的とした。

材料として、MSC の HP で公開されている Public Certification Report を用いた。2017 年 12 月 22 日現在において MSC を取得している 227 の漁業のうち、1) 2 種以上が同時に漁獲される、2) 沖合底びき網を認証単位に含む、3) 対象が貝ではない、4) 1 種で漁獲の 9 割を占めない、という 4 つの条件に合う漁業を 227 漁業から抽出した。その結果 7 つの漁業が選ばれた。これらについて MSC 認証対象種、対象種ではないが水揚げする種 (retain 種)、水揚げしない種 (bycatch 種) の 3 つに分けて、その資源管理方策の共通点を抽出した。

その結果、MSC 認証対象種については、ほとんどの事例で資源量推定がされていたものの、複数種の種間関係は推定されていなかった。すなわち、単一種管理で対象種を管理しているほうが多いことが明らかとなった。retain 種については、資源量推定はされていない場合が多いものの、漁獲枠は過去の平均漁獲量など、簡便ではあるが設定されていた。bycatch 種については、正式な分類がされていないものもあったが、ある漁業では少なくとも 961 種が混獲・投棄されており、日本周辺海域の多様性に比肩する海域が多かった。それらの bycatch 種については、特に管理方策はないがモニタリングは行われていることが明らかとなった。全漁業に共通した点として、リアルタイムに資源状態を CPUE 等から把握し、即座に漁業者に還元するシステムが存在すること、および、資源状態を確率評価しており、上手くない可能性も考慮して資源管理を行っていることが明らかとなった。

福島に適用できそうなこととして、確率評価を用いた漁業管理方策をヒラメ太平洋北部系群に適用した。その結果、加入の水準が高い現在であれば、漁獲(死亡)係数Fを震災前の水準に戻しても親魚量がSSBlimit※(1922トン)を下回る確率は0%であるが、加入が悪くなってきたらFを下げない限り、親魚量がSSBlimitを下回る確率が78%と高いことが明らかとなった。

(3) 2017年度試験操業で測定調査を行った個体は2,106個体であり、最大殻長175.4mm、最小殻長110.4mm、平均殻長138.5mmであった。天然・人工の判別では、漁場ごとに多少の差がみられるが、全体では天然個体が64.2%、人工個体が28.7%、螺頂部付近の破損等で判別が不可能だったものが7.1%であった。雌雄間の成長差について検討するために、震災による操業自粛により漁獲圧がかかっていない群であり、それぞれの磯の中で優占したイゴシ2009年級群24個体、ミツイシ2010年級群29個体、イゴイシ2010年級群26個体を対象とし比較した。それぞれについて、各年齢時の平均殻長を求めるとともに、von Bertalanffyの成長曲線を作成し殻長-年齢関係を明らかにした(図3)。成長曲線については尤度比検定によりそれぞれの磯の雌雄間の成長曲線を比較した。尤度比検定により各磯の雌雄の成長曲線を比較した結果、いずれの磯でも有意差は認められなかった。各年齢時の平均殻長についても雌雄でかなり近い値をとっていたことから、アワビの雌雄間に成長差はないと考えられた。よって、アワビのAge-Length-Keyの作成及び、資源量推定にあたっては雌雄を区別する必要がないと考えられる。

震災前後の成長差について検討するために用いた2015~2017年に採捕された個体では、殻長組成が100~165mmで120~135mmの個体が優占した。天然・人工個体の判別では天然個体が42.8%、人工個体が43.7%だった。年齢査定の結果確認された2004~2012年級群それぞれについて、成長曲線を作成した。輪紋から読み取った各年齢時の殻長では、直近の年級群ほど各年齢時の平均殻長が大きい傾向があった。そこで、全年級群間で比較が可能だった5歳時までの殻長をTukey-Kramer法を用いて多重比較した結果、5歳時殻長の比較では36個の組み合わせの内26個の組み合わせで年級群間に有意差があり、中でも2012年級群はいずれの年級群とも有意差があった。漁獲圧がかかっておらず、震災を経験した2008~2010年級群と震災後に生まれた2011年級群間で5歳時の殻長に有意差がなかったことから、震災によってアワビの成長に影響はなかったと考えられた。

直近の年級群で各年齢時の平均殻長が大きかった要因としては、2012年級群では年級群の中の成長の良い個体が先に漁獲された結果、見かけ上成長が良くなっているようにみえるのだと考えられた。反対に2004、2005年級群は、震災前に漁獲圧を受け成長の良い個体は既に漁獲され、成長が悪かった個体が現在まで漁獲されずに残っており、それらの個体が今回の調査で採捕されたと考えられ、輪紋から読み取った各年齢時の平均殻長も他の年級群に比べ小さい数値となっていた。2008~2010年級群は成長の良い個体が漁獲規制サイズを超えはじめる3~4歳の時期が2011~2013年の操業がなかった期間と重なっており、これらの年級群の成長は漁業活動によるバイアスのかかっていない数値だと考えられた。測定されるアワビの殻長に漁獲によるバイアスがかかることが明らかになったことから、現在の漁獲物から得られたAge-Length-Keyを過去の漁獲物に適用することは誤差を生む可能性があり、今後資源量推定を行うためには漁獲によって殻長にかかるバイアスを考慮しながら年齢構成を推定する必要がある。

※ 資源回復措置が必要となる産卵親魚量の閾値

アワビのライトランセクト調査では、平均密度が 0.075 個体/m²であり、自由採捕分を含めた捕獲個体数は 68 個体で天然個体が 82.4%、人工個体が 13.2%、判別不能個体が 4.4%を占めた。採捕された個体の中でも、110~140mm の個体が多く見られた。

3. 今後の課題

- (1) 現時点では操業再開が可能な漁業者であっても、高齢化や後継者不足のために、後年次となるほど再開経営体数の減少が予想される。一方、少数で再開した場合に見込まれる CPUE の増大が新規参入を促す可能性があり、漁業再開にあたっては中長期的な展望が必要である。
- (2) 目標となる基準を決めることで、それを SSB や漁獲量が上回る確率を計算することができる。今回のような確率計算をヒラメ、および情報のある種について行うことで、種間関係を推定するという問題等を避けて、複数種管理に取り組むことができる。加入の水準が高い現在であれば、F を震災前の水準に戻しても問題ないことが明らかとなった。加入が悪化した場合には F を下げない限り、資源が 2010 年の水準を下回る確率が高いことが明らかとなったことから、ヒラメについては加入動向を注視した上で必要に応じて F を下げる管理方策も有効である。
- (3) 測定されるアワビの殻長に漁獲によるバイアスがかかることが明らかになったことから、現在の漁獲物から得られた Age-Length-Key を過去の漁獲物に適用することは誤差を生む可能性があり、今後資源量推定を行うためには漁獲によって殻長にかかるバイアスを考慮しながら年齢構成を推定する必要がある。

4. 備考

特になし

5. 図表

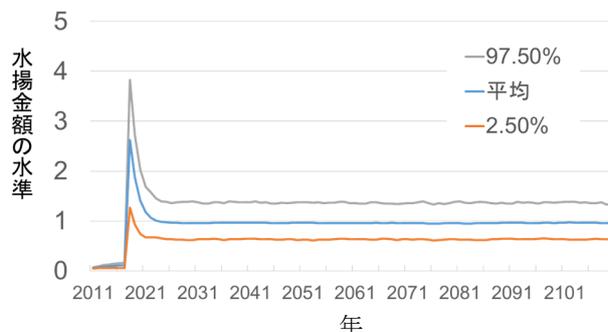


図 1. 2018年に32経営体で再開した場合の経営体当たり水揚金額の水準

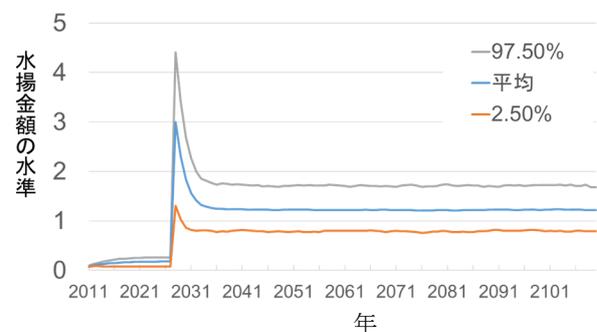


図 2. 2028年に23経営体で再開した場合の経営体当たり水揚金額の水準

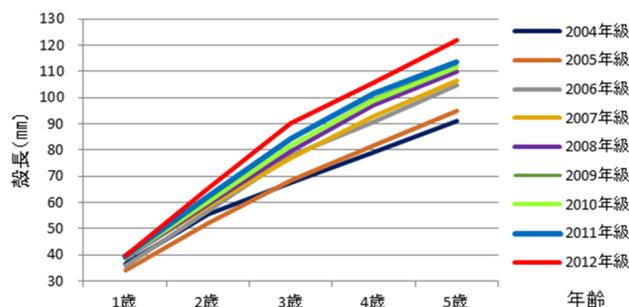


図 3. 漁獲されたアワビの年級群別年齢成長 (1~5 歳)

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	中央水産研究所 経営経済研究センター ¹ 中央水産研究所 経営経済研究センター 水産振興グループ ² 石川県立大学 生物資源環境学部 ³
担当者職名・担当者名	主幹研究員・宮田勉 ¹ 、研究開発専門員・田坂行男 ¹ 主幹研究員・棧敷孝浩 ² 、研究員・若松宏樹 ² 、研究員・神山龍太郎 ² 助教・住本 雅洋 ³

1. 研究内容及び方法

- (1) 産地仲卸調査：**福島県漁業関係者から情報を収集し、福島県内 42 社の仲卸・加工業者を把握した。その後、調査設計・パイロット調査を経て、25 社を対象に聴取調査を実施し、情報及びデータを解析、とりまとめた。なお、本調査では、現地情報・データ収集を委託し、パイロット調査等で具体的な調査手法を指示した。調査対象種として、沿岸漁業主要対象種シラス、ヒラメ、マガレイ、マコガレイ、ナメタカレイ、カレイ類、タラ類、アナゴ、アンコウ、コウナゴ、ミズダコ、ヤナギダコとし、これらは福島県庁と相談のうえ決定した。
- (2) 消費地市場調査：**事前調査の産地情報結果によると、東日本を中心とした 22 の消費地市場/中央卸売市場に量の多寡を問わず流通していたことから、これらを調査対象とし、調査設計した後にパイロット調査実施、調査票作成、そして沿岸漁業主要対象種について調査を実施し、情報及び統計を解析、とりまとめた。なお、市場統計収集・入力、市場情報収集を委託した。
調査対象市場；青森市中央、盛岡市中央、仙台市中央、秋田市公設地方、福島市公設地方、いわき市中央、宇都宮市場、千葉市地方、船橋市地方、東京都中央、横浜市中央、川崎市中央、新潟市中央、金沢市中央、静岡市中央、浜松市中央、名古屋市中央、京都市中央、大阪府中央、大阪市中央、神戸市中央、姫路市中央
- (3) 小売調査：**福島県で店舗展開 1 社、東北で店舗展開 1 社、関東で店舗展開 4 社、全国で店舗展開 4 社を対象に、水産物、特に鮮魚等を担当する担当者を対象に聞き取り調査を行った。主な調査項目は、①経営及び鮮魚売場の概要、②震災前の福島県水産物の取り扱い状況、③震災後における福島県水産物の取り扱い状況、④福島県産水産物を取り扱うための条件や意見である。
- (4) 消費者調査：**インターネットリサーチにより、地域ブランド認証等による高付加価値化戦略の効果を計測した。具体的には、福島県いわき市で取り組まれる地域ブランド「常磐もの」を取り上げ、「常磐もの」に対する価値評価および「常磐もの」を高く評価する消費者の特徴を、仮想市場評価法 (CVM) により分析した。関東および福島県の 1 都 7 県の、実際に購買者となり得る消費者を対象として Web アンケート収集を実施し (業者委託)、得られた 4,000 サンプルのうち、有効回答数 3,440 サンプルを分析に用いた。

2. 平成 29 年度進捗状況・成果

(1) 産地仲卸調査：

【現状】

- ① 震災前は高値で取引されたヒラメやカレイ等が現在は驚くほどの安値で取引され、仕入れ単価より市場での売価が下回ることがあり、これは風評被害や震災後6年以上のブランクによる顧客の減少が影響しているとのこと。
- ② 取引先の担当者から首都圏量販店が福島県産水産物を扱うことに慎重であり、また現在（2017年末）の生産量でも価格は改善しておらず、つまり県外においては、風評被害が残っているとのこと。
- ③ テレビ等で原発関連の話題を扱うと、反射的に消費地仲卸業者が買わなくなるとのこと。
- ④ 首都圏では、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とのこと。
- ⑤ 仙台やいわきの魚市場は、比較的福島県産水産物の現状理解が進んでおり、産地に近いほど風評被害の程度は低くなるとのこと。
- ⑥ 仲卸売業者、加工業者から、調査対象水産物の震災前後の価格変化を聞き取った。その結果、現在（2017年末）の価格は震災前と比較して、異体類では約6割であったが、マダラ、マアナゴ、キアンコウ、タコ類は概ね変化なし、シラスとコウナゴは震災前より高値で取引されていた（表1）。

【今後あるいは本操業後】

- ⑦ ネガティブな意見が多く、「昨日の底びき網での漁獲が昨日捌けずに今日も残っている。しばらくは様子見にした方が良くはないか。」「量をさばくスーパーが扱わないと話にならない。このままで量が増えたら品物がだぶつき、北海道・青森産と競合する可能性が高い。」などがあった。
- ⑧ 一方で、「現在は必要量が仕入れられない状況なので、基本的には早く本操業をやってほしい（タコに限らず、全魚種について）」「今は魚種数が足りないので、本操業になるとその点は良いかもしれない。」などがあった。
- ⑨ さらに、「漁獲量が多くなるので、魚種によって、鮮魚、活魚出荷は価格が下がると思うが、その分加工業者は魚種・量も増えて加工しやすくなると思う。」という意見もあり、全体的には厳しい意見が多くなっていた。

(2) 消費地市場調査：

【現状、関東を中心に】

- ① 福島県産水産物は、風評被害が緩和しつつあるが、大手量販店から批判的な意見が多い。ただし、企業として福島県産食材を扱う意向を示す量販店もある。外食業は比較的風評被害が弱く、加工品は基本的に福島県産と表記されるため小売と同様に風評被害があり、ただし国産（複数産地の原料を使う場合）と表記できる場合はほぼ風評被害がない。
- ② 基本的に、福島県産の減産を受けて、北海道産、三陸産、茨城・千葉産で代替しており、震災前からこのような産地は補完関係にあった。アナゴは全国から調達して対応している。
- ③ 調査対象の消費地市場における、福島県産ヒラメ価格は、北海道産、三陸産、茨城県産と比較して、2012年以降大きく落ち込み、2016年にはほぼ回復した（図1）。その一方で、ナメタの価格は2012年以降、回復していない（図2）。さらに、福島県沿岸漁業主要対象種の市場平均価格は、特段目立った低下は見られなかった（図3）。なお、このデータは福島県の業者が

他産地から原料を仕入れて出荷した水産物も含む。

【今後あるいは本操業後、関東を中心に】

本操業となったとき（震災前と同程度の漁獲量）、福島県産水産物が、北海道、三陸、茨城・千葉の価格と比較してどの程度になるか分からないという意見も複数あったが、2割前後低いのではないかという意見も同程度あった。ただし、全国的に不足する魚種については基本的に価格差が無いであろうとのことであった。

(3) 小売調査：

【現状】

- ① 福島県内の量販店、及び東北の量販店では福島県産水産物を取り扱っており、一部の魚種では産地を変更して品揃えしているものの、基本的に福島県沿岸主要漁業対象種は震災前と取り扱い変化が少なく、また販促活動も展開していた。
- ② 大半の量販店では、福島県産水産物に対する風評は残っており（野菜の実績から水産物を推察して情報提供する量販店も含む）、率先して福島県産水産物を取引して失敗するリスクを負いたくないと考えており、まず福島県民の購買行動を見定めて、慎重に荷扱いをしていく姿勢をとりたいたいと考えていた。
- ③ 福島県は代替が効かないという産地ではないことから、震災後他産地に仕入れ先が変更され、今日に至っている。

【今後あるいは本操業後】

- ③ 水産物の資源が不安定となっている今日、特定の産地だけで仕入れ量を全て賄うことができない状況が発生していることから、福島県水産物も供給量を増して安定供給できれば、荷扱いの丁寧さもあり販売競争が劣る産地ではないと数社が回答した。
- ④ 福島県産水産物の新たな販路確保のためには、関東周辺以外の量販店の受発注スケジュールやニーズに対応できる産地生産・流通システムと消費地情報収集システムの改善が必要であるとの意見が複数あった。
- ⑤ 量販店バックヤードでの人手不足が深刻になる中、量販店では加工センター対応を高める、あるいは一次加工品の仕入れ比率の向上を図っており、仕入れ先にも一次加工を求めるところが目立っている。一方、福島県内産地の多くは首都圏、中でも築地市場への生鮮出荷中心に産地形成を図ってきた産地であり、加工機能は震災前から弱点であった。この弱点が顕在化している現在、この改善は福島県の競争力向上には必要であるとのことであった。
- ⑥ 本操業移行を契機に、水産業界、流通小売業界が一斉に安全宣言を出して、荷扱いを本格化させる施策にも期待していた。

(4) 消費者調査：地域ブランド「常磐もの」の鮮魚への価値評価は、ノーブランドの福島県産の鮮魚と比べて、平均WTPで約7.7%高い評価であった。「常磐もの」の鮮魚を高く評価する消費者の主な特徴は、以下の通りであった（カッコ内は、表中の変数名を示す）。まず、「常磐もの」に対する評価として、「食育の推進や魚食文化の普及を期待する人（SHOKUIBU）」「安全・安心のブランドとして、より信頼できる人（ANZESHIN）」「福島県から茨城県で獲れた魚介類が常磐ものと呼ばれることを知っていた人（YOBARE）」であった（表2）。消費者の行動や意識では、「鮮魚購入時に新鮮さを重視する人（FRESH）」「食品の購入時に価格を重視しない人（YASUI）」「産地や地域の活性化につながる食品を買う人（KASSEI）」「より詳しい産地情報（例えば、国産よりも都道府県。都道府県よりも漁港名等）を重視する人（LEVEL）」「市販さ

れている魚介類の総菜をよく購入する人(GYOSO)」「鮮魚購入時に天然魚であることを重視する人(TENNEN)」であった。個人属性では、「より高齢の世代(AGE)」「より高い世帯年収(INCOME)」であった。「常磐もの」に限らず、このような地域ブランドは価値を高める可能性が示唆された。

3. 今後の課題

- (1) **産地仲卸調査**：産地市場を対象に調査を行う。年々、操業回数/週が増加しているのので、その流通事例調査を行う。
- (2) **消費地市場調査**：小売調査のための基礎情報収集を行う。
- (3) **小売調査**：消費地仲卸売業者（小規模小売、外食が顧客）を対象に調査を行う。
- (4) **消費者調査**：特に無し。

4. 備考

表1. 震災前価格に対する現在（2017年末）価格の比率（表側は業者）

県外比率	シラス	ヒラメ	マガレイ	マコガレイ	ハバガレイ	マダラ	マナゴ	キアソウ	コウナゴ	ミスダコ	ヤナギダコ
0.40		1.00	1.00	1.00			1.00				
				0.40			0.80				
0.00											
1.00		0.60	0.36	0.36			0.50				
1.00		0.31	0.20	0.26							
		0.40	0.25							1.60	
1.00											
1.00		0.75	0.33	0.50							
0.60		0.67	0.50	0.50							
		0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90		1.00	1.00
1.00											
1.00		0.60	0.63		0.50						
1.00	2.67								1.20		
0.40		0.67	0.50	0.70			1.00			1.00	1.00
1.00		0.46	0.50								
0.00		0.80	0.80		0.77						
0.00		0.40	0.56	0.56	0.56					0.56	
1.00											
0.00	1.50	0.95	1.00					1.00	1.82		
0.00	1.70								1.65	1.40	
0.80											
0.70											
平均値	1.96	0.65	0.58	0.58	0.68	0.90	0.84	0.95	1.56	1.11	1.00

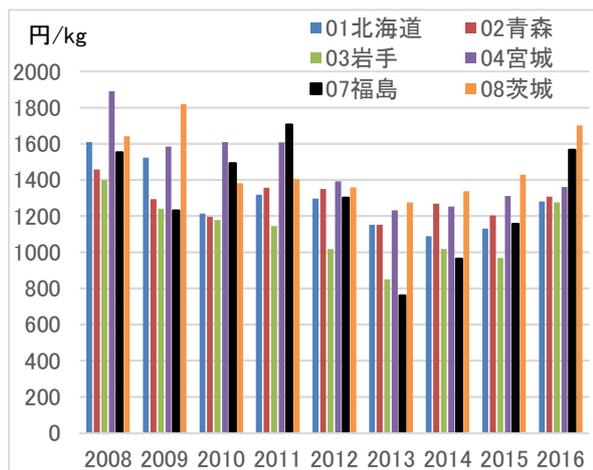


図 1. 調査対象消費地市場のヒラメ価格*

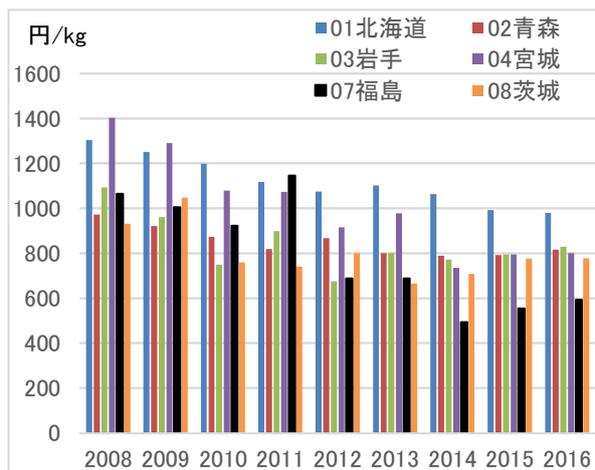


図 2. 調査対象消費地市場のナメタ価格*

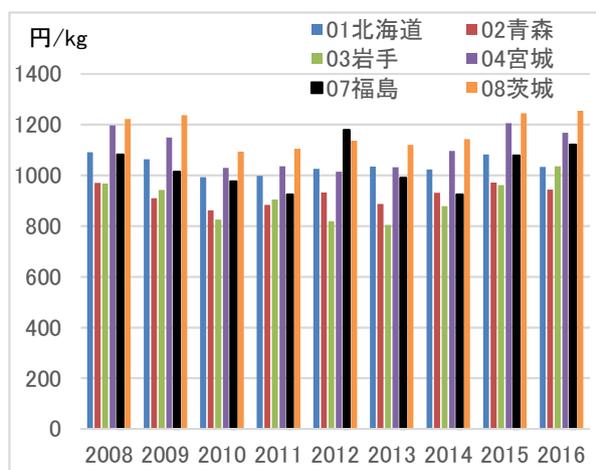


図 3. 調査対象消費地市場の福島県沿岸漁業主要対象 12 種平均価格*

注；* 価格は、各市場の年別産地別魚種別単価を平均した平均価格（算術平均）。上場量の重み付けした加重平均値ではない。年によって 22 市場に上場されていない場合があり、この場合は上場された市場数で除した。

表 2. 地域ブランド「常磐もの」の鮮魚に対する消費者評価の分析結果

変数名	推定値	標準誤差	平均値
LEVEL	0.1017 ***	0.0276	1.7666
FRESH	0.1892 ***	0.0452	0.3898
TENNEN	0.4008 **	0.1713	0.0154
YASUI	-0.1822 ***	0.0203	3.5863
KASSEI	0.1586 ***	0.0234	3.0535
GYOSO	0.0677 ***	0.0142	2.5026
YOBARE	0.1182 ***	0.0210	1.4997
ANZESHIN	0.2593 ***	0.0254	3.6823
SHOKUIBU	0.2238 **	0.0958	0.0497
AGE	0.0039 ***	0.0014	49.4331
INCOME	0.0003 ***	0.0001	541.8605
CONST	-0.3662 **	0.1640	
σ	1.1473 ***	0.0206	
サンプル数	3,440		
最大対数尤度	-5593.7242		
平均WTP	7.7161 %		

注) ***および**は、それぞれ1%水準および5%水準で有意であることを示す。