

平成 30 年度
海洋生態系の放射性物質挙動調査事業
報告書

平成 31 年 3 月

国立研究開発法人
水産研究・教育機構

平成 30 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 海底土及び周辺海水中の放射性セシウム濃度分布	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 水産物および環境中におけるストロンチウム-90 とトリチウムの濃度の評価	39
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	43
2-2 河川生態系における放射性物質の動態把握	53
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	59
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	63
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	69
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	75
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	83

はじめに

2011年3月11日の東日本大震災に伴う東京電力(株)福島第一原子力発電所(以下、「東電福島第一原発」という)の事故により、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30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 西海区水産研究所 有明海・八代海漁場環境研究センター 環境保全グループ 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 、研究員・古市尚基 ² 、主任研究員・杉松宏 — ³

1. 研究内容及び方法

(1) 福島県沖の大陸棚から陸棚斜面域を対象に、懸濁態放射性セシウムの沖合へ輸送される過程を捉えるためにセジメントトラップ観測を実施した。福島第一原発の東方沖合、水深約 1000 m の地点 (SY1: 37°00'N, 141°50'E) では 2011 年 7 月～2015 年 7 月の期間において係留観測を実施し、現在試料処理、放射能測定を進めている (図 1a)。さらに福島第一原発の南東沖、水深約 500 m の地点 (F03: 36°53.5'N, 141°32.5'E) では 2017 年 9 月～2018 年 6 月の期間、係留系観測を実施した (図 1a)。

(2) 海底近傍における粒子の再懸濁、輸送を駆動する海底近傍の流動場について、新規および既存の流向・流速データ等を整理する。

(3) 福島県沖大陸棚の海底近傍における粒子の懸濁状況を把握する目的で、レーザー式粒径別粒子濃度測定装置 (LISST-200X および-HOLO) を用いた懸濁物質の粒度組成分布ならびにホログラフィ画像の鉛直プロファイルを取得した。さらに改良した現場ろ過器を用い、海底近傍において 500L 以上の大量の海水をろ過し粒子を採取、放射性セシウム濃度を評価した。

2. 平成 30 年度進捗状況・成果

(1) SY1 におけるセジメントトラップ観測について、昨年度は 2011 年 7 月から 2012 年 7 月までの係留観測で得られた試料を対象に全粒子束、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フラックスを算出した。今年度は 2012 年 7 月から 2013 年 6 月まで、および 2013 年 7 月から 2014 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フラックスを算出した。なお、2013 年 7 月以降においてはセジメントトラップを水深 500 m および近底層 (水深約 1000 m) の 2 系統で観測を実施している。2011 年より継続している深度 500 m における全粒子束は 0.72 mg/m²/d～760 mg/m²/d の範囲で変動し、2013 年 1 月、4 月および 8 月に高い値であった。なお、2013 年 9 月以降は水深 500 m の沈降粒子試料の捕捉が不良であったため解析からは除外した。沈降粒子の放射性セシウム濃度は Cs-137 で水深 500 m の試料において 0.013～0.19 Bq/g-dry、近底層の試料において 0.0074～0.16 Bq/g-dry の範囲であり、水深 500 m の試料では 2013 年 1 月、4 月に、近底層の試料では 2013 年 10 月にそれぞれ高い濃度を検出した。放射性セシウム (Cs-137) の年間フラックス (Bq/m²/y) を計算し、既報の文献値である Otosaka et al. (2014) および Buesseler et al. (2015) と比

較すると、北部 (FS1) で観測された値に比べ本研究で得られた値が大きく、南部 (F1) で観測された値より本研究結果が低い値であった (表 1、図 1 a)。特に 2013 年～2014 年の年間 Cs-137 フラックスにおいて SY1 と F1 で大きな差が認められるが、これは 2013 年 9 月中旬から 10 月の台風通過時に大きな放射性セシウムフラックスが F1 では観測されたのに対し、本研究で観測を実施した SY1 では放射性セシウムフラックスの顕著な増加が認められなかったためである。このような気象擾乱に伴う放射性セシウムフラックスの地理的不均一について今後検証する必要がある。

(2) 2017 年 9 月～2018 年 6 月までの期間に地点 F03 において取得した海底近傍の水温、塩分、流向・流速の連続観測データを解析した (図 2)。調査期間を通じての最大流速は約 50 cm/sec であり、昨年度解析した水深 300 m の地点 (図 1 の F01) における値と同程度であった。潮汐等の成分を除去した平均流向は海底地形に沿う方向、すなわち南西方向への流れであった (図 2a)。一方で残差成分は最大で東向きに 34 cm/sec、北向きに 33 cm/sec と大きく (図 2b)、今後その振幅の大きくなる時期と気象擾乱の関係について精査する必要がある。一方で水深約 460 m における水温の時系列データでは水温が 1°C 以上変動する様子が散発的に確認された (図 2c)。この水温の変動するタイミングでは北向きの流れが卓越する傾向にあった。2018 年 3 月下旬においては衛星画像に基づく海面高度の解析から地点 F03 は黒潮続流から切り離された高気圧性渦の縁辺に位置していたことが明らかとなった (図 2d)。水深 500m ほどの大陸棚斜面海域において、中規模渦の構造が近底層にまで及ぶという観測結果は海底近傍における粒子による放射性セシウムの輸送を把握する上で重要な知見である。

(3) 2018 年 6 月 26 日～7 月 7 日に蒼鷹丸にて、2018 年 7 月 28 日～7 月 30 日に若鷹丸にて懸濁物質の粒度組成分布の現場計測を実施した (図 1b, c)。蒼鷹丸では LISST-200X による粒度組成と同時に LISST-HOLO による粒子の形態情報の記録ならびに RINKO-profiler による水温、塩分を同時に観測するシステムを構築した。若鷹丸では LISST-200X による粒度組成の鉛直分布観測を実施した地点における CTD 観測より水理環境データを取得した。さらに蒼鷹丸では現場ろ過器に最大 10 枚の 142 mm フィルターを並列にろ過可能なフィルターホルダーを装着した装置を試作し、福島県および茨城県沖の水深 20-70 m の 3 地点の海底近傍における懸濁粒子の大量採集を試みた (図 1d)。粒度組成の現場観測から宮城県、福島県、茨城県沖の大陸棚から陸棚斜面域の海底近傍において懸濁粒子濃度の上昇する地点が多数確認された (図 1b, c の赤丸)。この海底近傍に形成された高濁度層の粒度組成を密度躍層の組成と比較すると、密度躍層では 200 μm 以上の粗大な粒子が多いのに対し、海底近傍では粒径 50–150 μm の粒子が多く存在することが明らかとなった (図 3)。さらに LISST-HOLO によるホログラム画像を解析すると、表層から密度躍層までの水深帯ではカイアシ類や珪藻類の鎖状群体が認められたのに対し、海底近傍ではカイアシ類の他、形状の輪郭が不明瞭なデトリタスなどが多数確認された (図 4)。海底設置した現場ろ過器では 600–700 L の海水をろ過し、懸濁粒子を捕集することに成功した。得られた懸濁粒子の放射性セシウム濃度は Cs-137 で 0.09–0.19 Bq/g-dry であり、直下の海底堆積物の Cs-137 濃度 (<0.0015–0.05 Bq/g-dry) の 2.5–10 倍以上の濃度であった (表 2)。このように宮城県、福島県および茨城県沖の大陸棚から陸棚斜面域においては海底近傍に高濁度層が形成されており、その構成粒子はカイアシ類などの動物プランクトンのほか、デトリタスなど海底堆積物を構成する鉱物粒子よりも比重の軽い粒子であることが強く示唆され、その放射性セシウム濃度も海底堆積物より高いことが明らかとなった。このような海底近傍における高濁度を構成する懸濁粒子は底生生態系への放射性

セシウムの移行を考える上で重要であると考えられる。

3.今後の課題

(1) SY1 における 2014 年 7 月～2015 年 6 月までの水深 500 m および 1000 m における試料、ならびに F03 における 2017 年 9 月～2018 年 6 月までの試料についてデータを整備し、放射性セシウムの粒子としての下方輸送の定量化を行う。さらにこれまでに放射性セシウム濃度の結果が得られた試料も対象に微量元素などの成分分析を行い、懸濁態放射性セシウム濃度の時系列変動要因および大陸棚から陸棚斜面域への粒子の輸送動態を議論する。

(2) 今年度回収しデータ解析を行った水深 500 m の流向・流速データに加え、SY1 の海底近傍（水深 1000 m）における流向・流速データ、昨年度解析した水深 324 m における短期係留系の流向・流速データなどを合わせて精査し、表層に比べ知見が極めて乏しい大陸棚から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。また、可能であれば実測値から得られた知見を整理し、既存のシミュレーションモデル出力との比較を行う。

(3) 今年度同様に LISST-200X を軸とした観測を行い、海底近傍の高濁度層の時空間変動ならびに濁度の質的評価に資するデータの蓄積を継続する。さらに、今年度作成した現場ろ過装置を活用し、海底近傍の高濁度層を構成する懸濁物質の放射性セシウム濃度に加え性状分析を行い、底生生態系への影響について検討する。

引用文献

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.

Otosaka S. et al. (2014) Vertical and lateral transport of particulate radiocesium off Fukushima. *Environ. Sci. Technol.*, **48**, 12595–12602.

図表

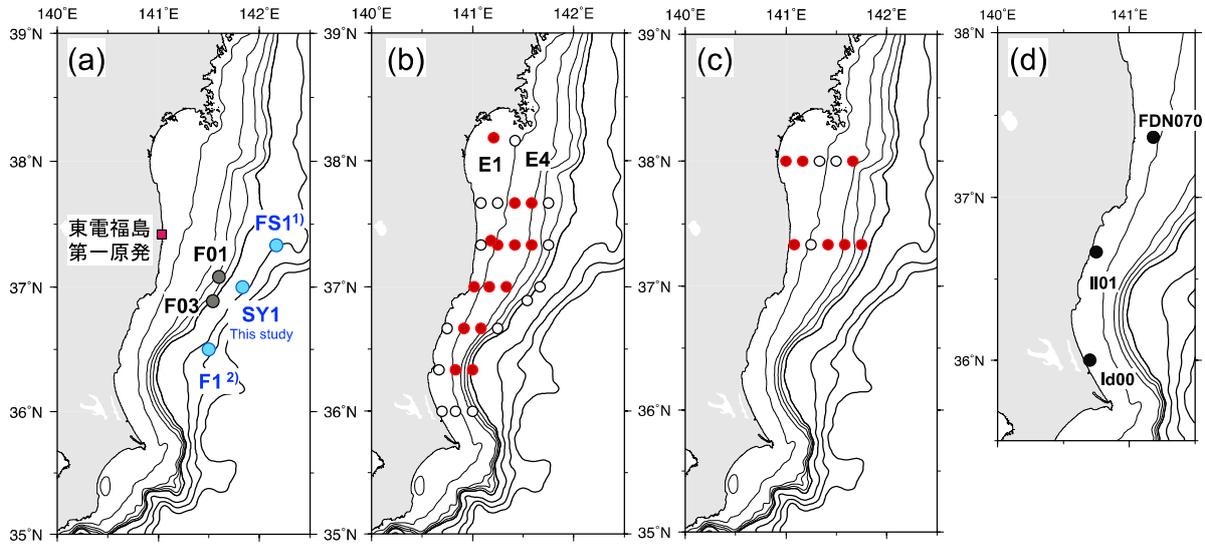


図 1. 今年度調査、解析を実施した地点。等深線の細線は 100m 間隔、太線は 500m 間隔。(a) 陸棚斜面域における係留系観測地点。1) Otosaka et al., 2014。2) Buesseler et al., 2015。(b) 蒼鷹丸による懸濁物質の粒度組成分布の現場計測 (LISST 観測) 実施地点。白抜きは近底層に高濁度層が認められなかった地点、赤丸は近底層に高濁度層が認められた地点を表す。(c) 若鷹丸による LISST 観測実施地点。白抜き、赤丸は図 1 (b) に同じ。(d) 改良現場ろ過器観測実施地点。

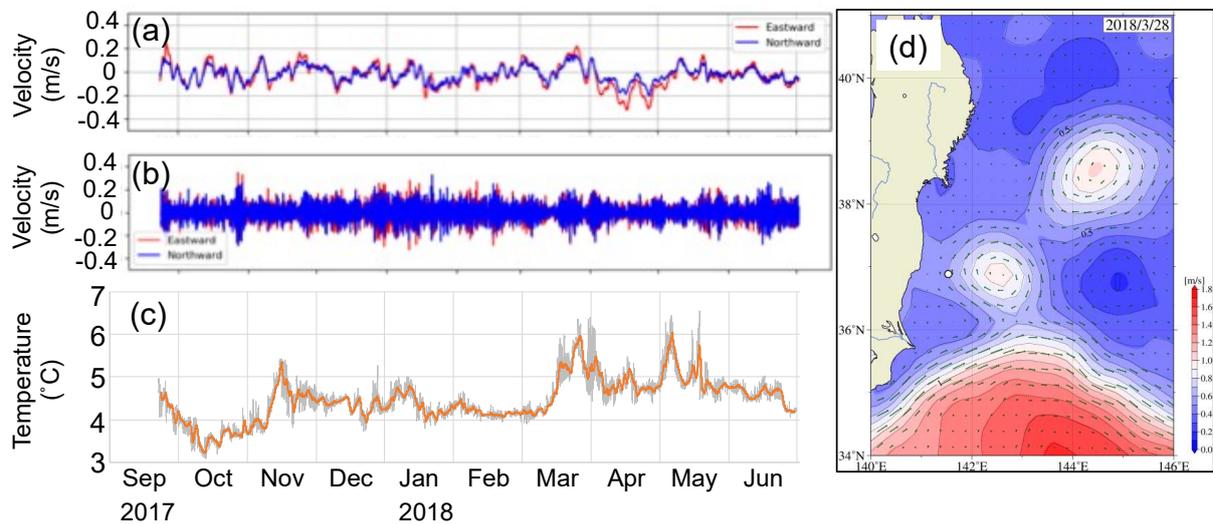
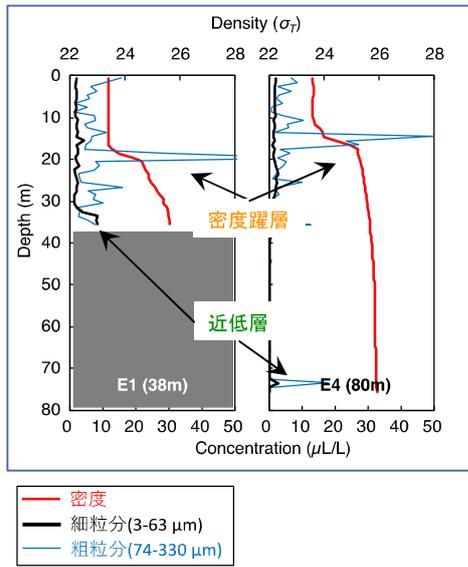


図 2. 地点 F03 の海底近傍における(a)潮汐成分除去後の流向・流速の経時変化、赤線は東西 (正負)、青線は南北 (負正) 成分(b)残差成分の流向・流速の経時変化、赤線は東西 (正負)、青線は南北 (負正) 成分(c) 潮汐成分除去後の水温の経時変化および(d)2018 年 3 月 28 日の衛星データに基づく海面高度分布。矢印は流向・流速、白抜きの点は F03 の位置をそれぞれ表す。

(a)



(b)

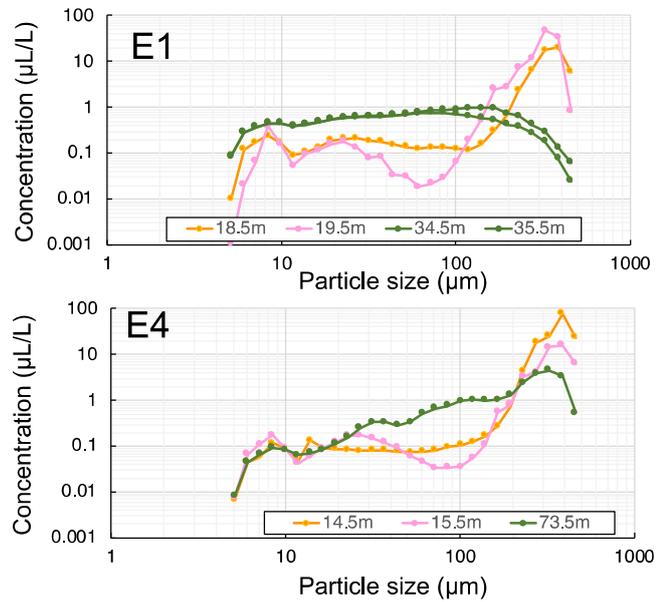
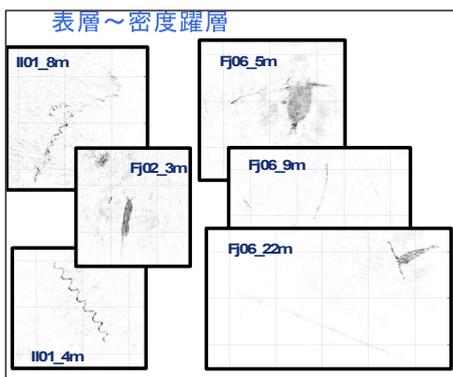


図 3. (a) 蒼鷹丸で実施した LISST 観測により得られた粒径クラス別粒子体積濃度の鉛直プロファイル例 (仙台湾の地点 E1 および E4、図 1(b)参照)。赤線は海水の密度、黒線は粒径 3–63 μm の粒子体積濃度、青線は粒径 74–330 μm の粒子体積濃度。(b)密度躍層および近底層における粒度組成分布 (5–460 μm)。オレンジおよびピンクの凡例は密度躍層の、緑の凡例は近底層の結果を表す。

(a)



(b)

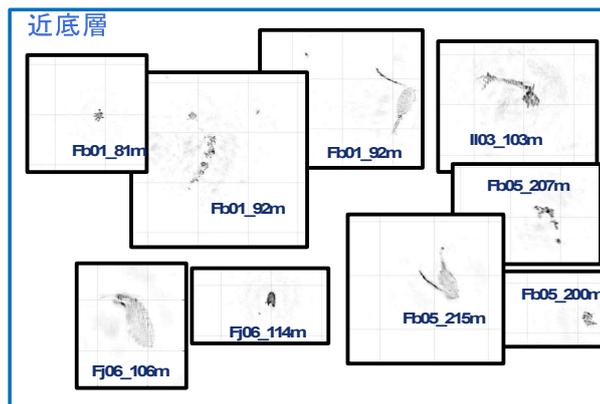


図 4. 蒼鷹丸で実施した LISST 観測により得られたホログラム画像例。(a)表層～密度躍層において観察された画像。(b)近底層において観察された画像。

表 1. 福島県沖水深約 1000m の海域における沈降粒子による年間放射性セシウム (Cs-137) フラックスの時空間比較。

	Station ID	Depth	Cs-137 flux (Bq/m ² /y)	Reference
2011–2012	FS1	873m	17	Otosaka et al., 2014
	SY1	500m	26	This study
	F1	500m	99	Buesseler et al., 2015
	F1	1000m	202	Buesseler et al., 2015
2012–2013	FS1	873m	6.8	Otosaka et al., 2014
	SY1	500m	10	This study
	F1	500m	14	Buesseler et al., 2015
	F1	1000m	30	Buesseler et al., 2015
2013–2014	SY1	500m	5.0*	This study
	SY1	1000m	7.7	This study
	F1	500m	43	Buesseler et al., 2015
	F1	1000m	33	Buesseler et al., 2015

* Calculated by data between July and August 2013

表 2. 海底近傍における懸濁物質および海底堆積物の放射性セシウム (Cs-137) 濃度。

Station	Depth (m)	Sample volume (L)	Cs-137 in particle (Bq/g-dry)	Cs-137 in sediment (Bq/g-dry)
FDN070	73	701	0.12	0.05
II01	37	677	0.19	< 0.0015
Id00	22	614	0.087	0.007

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：海底土及び周辺海水中の放射性セシウム濃度分布
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 、 東北区水産研究所 資源環境部 生態系動態グループ ⁴ 水産工学研究所 水産土木工学部 生物環境グループ ⁵
担当者職名・担当者名	グループ長・森田貴己 ¹ 、主任研究員・安倍大介 ² 、帰山秀樹 ¹ 、重信裕弥 ¹ 、笈茂穂 ³ 、宇田川徹 ⁴ 、主幹研究員・田所和明 ⁴ 、研究員・多賀悠子 ⁵ 、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濃度分布

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 本設定したほか、この定線とは異なる宮城県・福島県海域の 8 点において海底土調査を実施した（図 1）。海底土は柱状に採取し、深度方向に 6 層（海底面から 0-1、1-2、2-4、4-6、6-10、10-14 cm）に分割した。それぞれの海底土試料を乾燥処理した後にガンマ線測定を行い、乾燥海底土 1 kg 当たりにおける Cs-137 および Cs-134 の濃度（Bq/kg-dry）を求めた。同時に、海底土中の放射性セシウム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。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) 海底土周辺海水中の放射性セシウムの濃度分布

2017 年度の本事業課題 1-4 において、仙台湾のヒラメ中の放射性セシウム濃度が、既知の濃縮係数から推測される放射性セシウム濃度よりも若干高いことが報告された。2017 年度本事業課題 1-2 において、海底土から若干の放射性セシウムが溶出していることを報告したことから、この溶出した放射性セシウムが海底直上に留まり、ヒラメ中の放射性セシウム濃度に影響を与えているのではないかと仮説が想定された。そこで、本年度は海底直上および間隙水中の放射性セシウム濃度を測定し、上記の仮説の検証を行なった。マルチプルコアラーにニスキン採水器 4 本とマルチプルコアラーが海底に着底する直前にニスキン採水器の蓋が閉じる機構を取り付け、海底直上水の採水を行なった。採水が正しく行われたかどうかの確認は、水中カメラにより確認した。マルチプルコアラーの採泥管の海底土の上に残った海水（コア上水）も採取した。間隙水は、採取した海底土を 0-5 cm 層と 5-10 cm 層に分け、それぞれからブフナー漏斗によりろ過し採取した。得られた海水はどれも 0.45 μm のフィルターでろ過後、リンモリブデン酸アンモニウム共沈法により濃縮し、高純度 Ge 半導体検出器により放射性セシウムの測定を行なった。

2. 平成 30 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

海底土中の放射性セシウム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、2018 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 の濃度は検出限界値 (1.41) 未満～65.5 Bq/kg-dry の範囲で分布していた。これまでの本事業の調査で、調査海域における相対的な放射性セシウム濃度の高低の分布は、東京電力(株) 福島第一原子力発電所(東電福島第一原発) からの距離に単純に依存していなかったことが分かっている。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。2018 年度の調査でも同様の空間分布のパターンが維持されていることが継続して見られた。一方で下層の海底土の一部では表層に比べて高い濃度が観測された(例えば、広野沖 100m の測点における 4-6 cm 層で 178 Bq/kg-dry、6-10 cm 層で 100 Bq/kg-dry)。図 3 に、これまでの調査で得られた海底土中の Cs-137 の濃度と各東西定線における密度・含水率分析から推定した 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、2018 年には約 1000～2500 Bq/m² 程度の範囲まで減少していた。ただし平均存在量は 2012 年から 2018 年までの間に単調減少したわけではなく、2015 年以降では一部の定線において平均存在量が停滞もしくは増加したこともあった。図 4 に、2013 年と 2016 年それぞれからの、2018 年の同地点における海底土中の Cs-137 存在量の増減率を示す。例えば 2013 年からの増減率からは、表層のほとんどの点で Cs-137 存在量が減少しているが、層が深くなるにつれて調査点の沖合や福島県よりも南の海域で Cs-137 存在量が増加傾向にあることが明瞭に見て取れる。本事業における東日本沖の海底土流動モデルによる既往研究結果では主に、福島県南部沿岸域の海底土が南方に輸送されるほか、福島県北部沿岸域の海底土が主に仙台湾を時計回りに移動し、その後牡鹿半島から南方に輸送されることを示唆した。また、このモデルは仙台湾北部海域には海底土が比較的滞留しやすいことを示唆し、実際に 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、未だに数百 Bq/kg-dry の Cs-137 濃度をもった海底土が残存していたことを明らかにした。これらの結果は、東電福島第一原発事故由来の福島県沿岸付近の放射性セシウムが、海底土とともにそのまま南方の茨城県海域に輸送されるか、牡鹿半島から南方の陸棚斜面域に輸送され再堆積することを示唆しており、上記の海域ごとに見られた放射性セシウムの増減を支持する。2016 年から 2018 年の増減率分布は上述の傾向がやや不明瞭であった。これまでの調査で、2015 年以降の海底土中の Cs-137 濃度は事故直後に比べて大きく減少した一方で、その減少速度が全体的に低下していることが指摘されているほか、海底土中の Cs-137 濃度の局所的な空間変化が大きいことが一因となっているかもしれない。

(2) 海底土周辺海水中の放射性セシウムの濃度分布

図 1 に分析に使用した試料の採取地点を、図 5 に分析結果を示す。試料は全て、平成 30 年度蒼鷹丸第 3 次調査航海において採取した。全ての地点において、海底直上水、コア上水、間隙水の採取に成功した (Fg01 地点のみ 5-10 cm 層の海底土は採取されていない)。海底直上水中の Cs-137 濃度は、海底から 5～7 m 上の水深の海水中の Cs-137 濃度と同等であった。コア上水中の Cs-

137濃度は、海底直上水中のそれよりも濃度が高い地点もあるが、同等の地点も多く、その濃度の違いをもたらしている原因は不明であるため、コア上水中のCs-137濃度の評価は難しいと考えられたことから、ここでは考察していない。間隙水中のCs-137濃度は、全ての地点で海底直上水中のそれよりも高かった。海底土の層間での間隙水中のCs-137濃度の比較では、5-10 cm層のほうが高い地点は、E1の1地点のみである。また、海底土中のCs-137濃度もE1地点のみ5-10 cm層のほうが高い。分配係数（乾燥海底土1 kg中のCs-137濃度/海水1 L中のCs-137濃度）の比較（表1）では、0-5 cm層と5-10 cm層はほぼ同程度であることから、E1地点のみ5-10 cm層の間隙水が高いのは、海底土の濃度を反映していると考えられる。

海底直上水中のCs-137濃度が、それよりも上層の水中のCs-137濃度と比較して、特に高いわけではなかったことから、海底土より溶出したCs-137を含む水が海底直上に滞留している可能性は低い。これは溶出したCs-137を含む水は、速やかに拡散し希釈されているためであると考えられる。このため、昨年の仙台湾のヒラメ中の放射性セシウム濃度が、既知の濃縮係数から推測される放射性セシウム濃度よりも若干高いこと理由は、海底土より溶出したCs-137を含む水が海底直上に滞留していることではないことが判明した。間隙水中の放射性セシウム濃度が海底直上水よりも若干濃度が高いことから、この間隙水がヒラメ中の放射性セシウム濃度に影響を与えている可能性もあり、今後検討していきたい。

3. 今後の課題

東電福島第一原発事故後、これまで海底土中の放射性セシウム濃度は全体的に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ている。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海底における放射性セシウムの動態の監視の継続が望まれる。海底土直上水に水産物中のCs-137濃度に影響を及ぼす滞留水の存在は否定されたが、間隙水からの影響の有無については、今後の検討課題である。加えて、これまで海底土全体に存在する放射性セシウムと海水中のそれとの間で分配係数が考えられてきたが、これまでの本事業の研究から、海底土中のイオン交換態に存在する放射性セシウムと間隙水中のそれとの間で分配係数を考えるべきであることが示唆されており、海底土中に含まれる放射性セシウムの水産物中の放射性セシウム濃度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と思われる。

図表

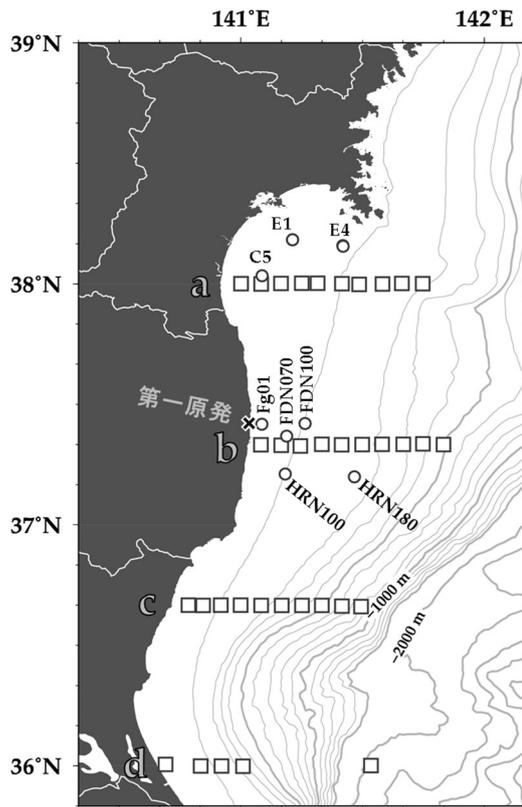


図1. 宮城県・福島県・茨城県海域における表層海底土調査の調査測点。コンター（太線：500 m おき，細線 100 m おき）は水深を示す。

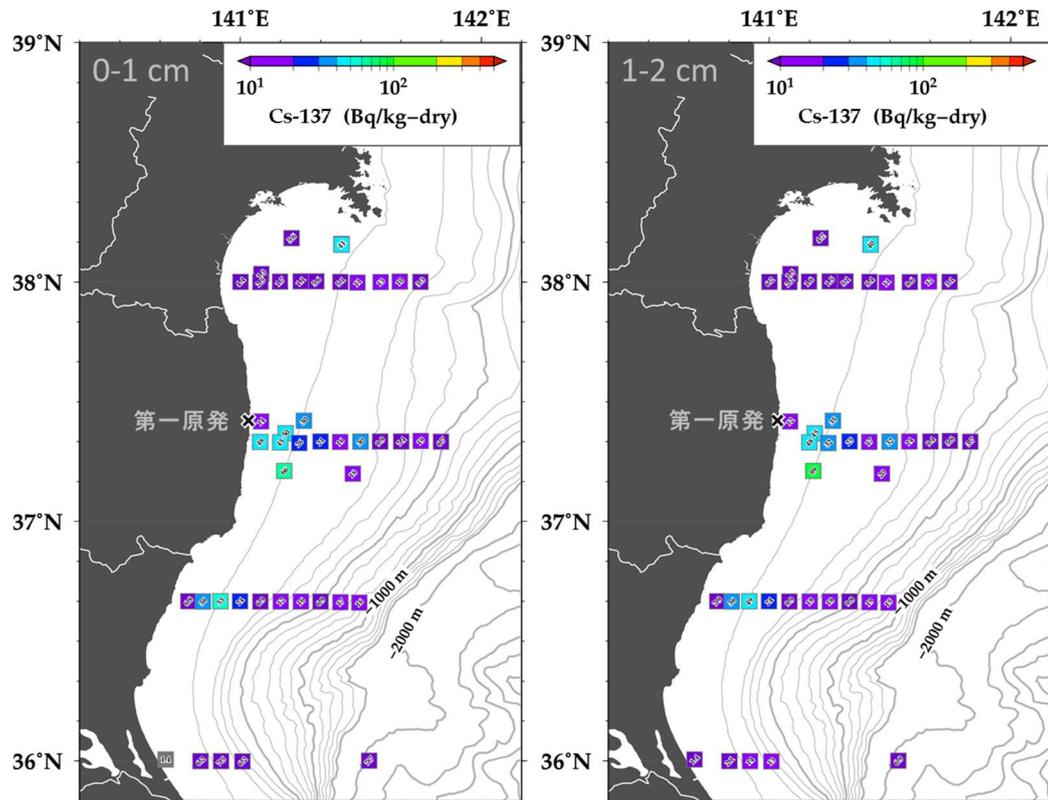


図2. 2018年夏季の調査における海底土中のCs-137の濃度分布。タイル上の数字はCs-137の濃度を示す。各パネルの左上に海底土の深度層を示す。灰色のタイルはCs-137の濃度が検出限界値未満（タイル上の数字は検出限界値）であったことを示す。

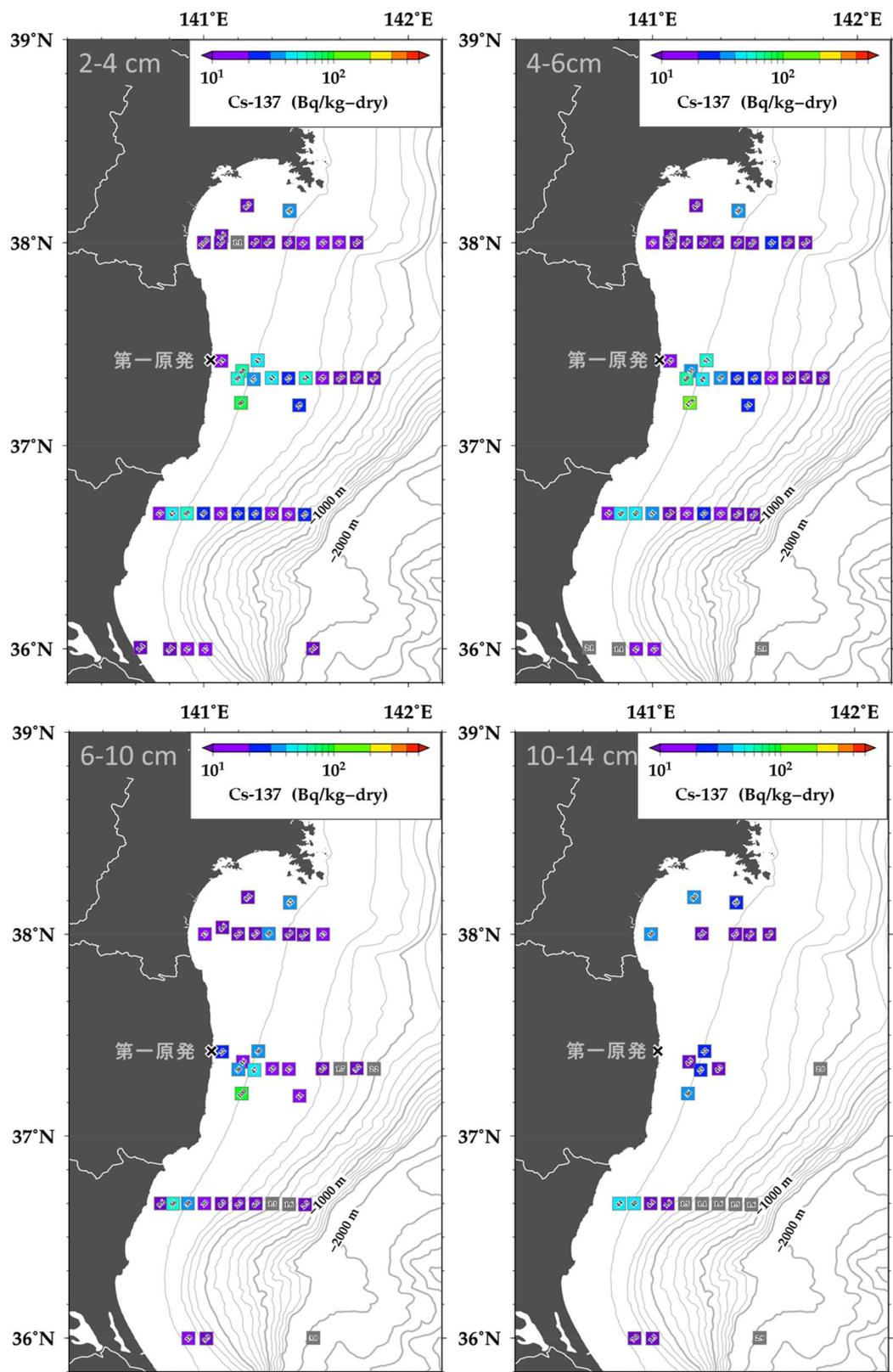


図 2. 続き

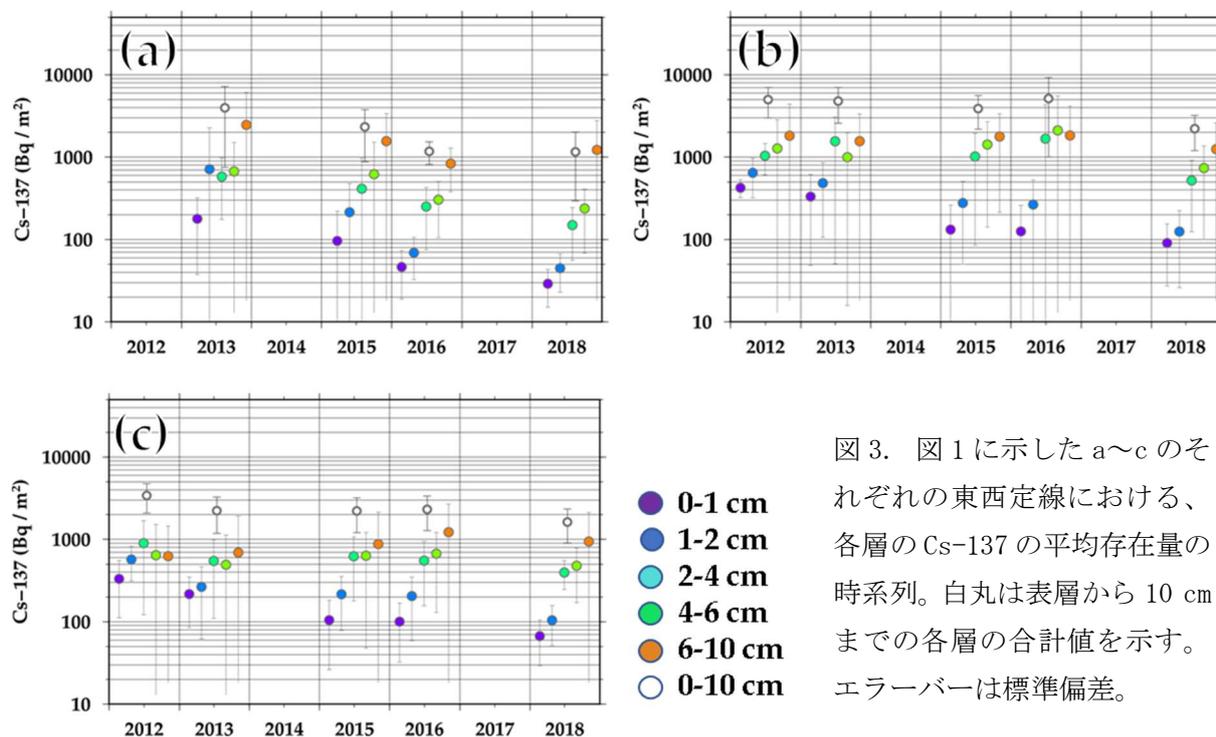


図3. 図1に示したa~cのそれぞれの東西定線における、各層の $Cs-137$ の平均存在量の時系列。白丸は表層から10 cmまでの各層の合計値を示す。エラーバーは標準偏差。

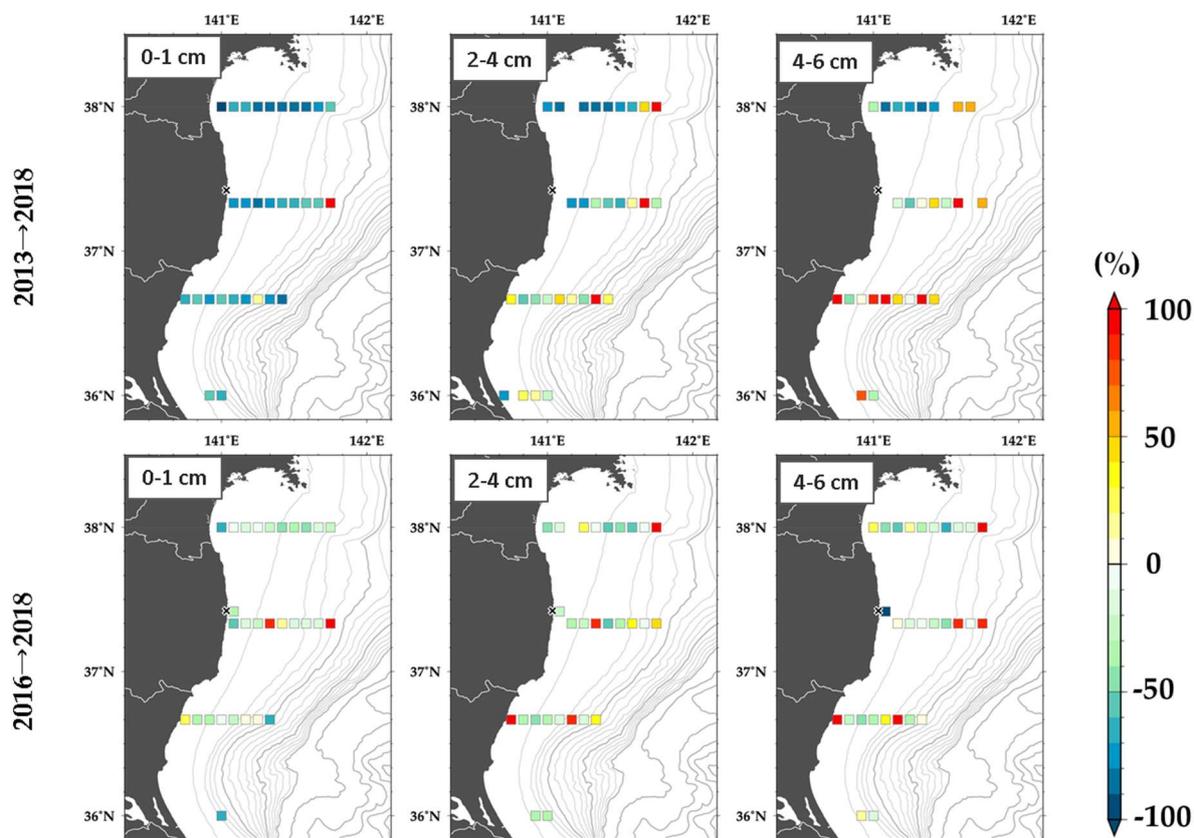


図4. 基準年（上段：2013年、下段：2016年）から2018年にかけての各調査点における $Cs-137$ 存在量の増減率。

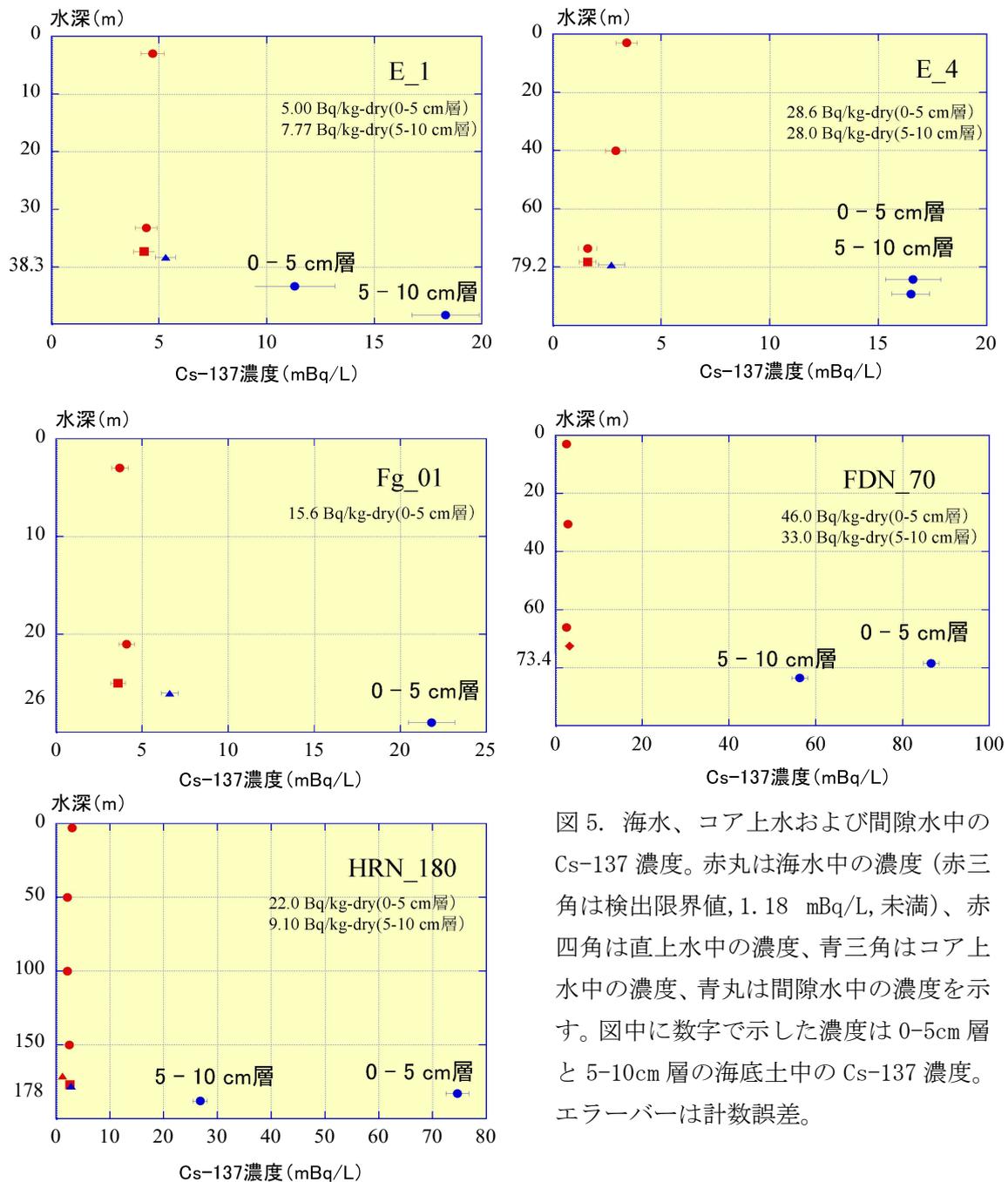


図5. 海水、コア上水および間隙水中のCs-137濃度。赤丸は海水中の濃度（赤三角は検出限界値, 1.18 mBq/L, 未満）、赤四角は直上水中の濃度、青三角はコア上水中の濃度、青丸は間隙水中の濃度を示す。図中に数字で示した濃度は0-5cm層と5-10cm層の海底土中のCs-137濃度。エラーバーは計数誤差。

表1. 分配係数(乾燥海底土1kg中のCs-137濃度/海水1L中のCs-137濃度)

	E1	E4	Fg-01	FDN70	HRN180
直上水	1160 ± 137.7	18274 ± 4585.7	4298 ± 505.3	14185 ± 1916.1	8387 ± 1192
コア上水	942 ± 88	10420 ± 2330	2355 ± 185.8	14315 ± 1919.8	7985 ± 1192
0-5 cm 層	439 ± 73.6	1752 ± 136.9	709 ± 45.9	531 ± 12.1	295 ± 9.16
5-10 cm 層	425 ± 37.5	1692 ± 96.62	-	586 ± 19.9	340 ± 19.3

※直上水とコア上水は0-5cm層の海底土に対する分配係数

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 資源環境部 海洋動態グループ ² 東北区水産研究所 資源環境部 生態系動態グループ ³ 東北区水産研究所 資源環境部 沿岸資源グループ ⁴
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・笈茂穂 ² 、主幹研究員・田所和明 ³ 、 主任研究員・岡崎雄二 ³ 、グループ長・桑田晃 ³ 、研究員・富樫博幸 ⁴

1.研究内容及び方法

(1) 仙台湾および福島県沖を対象に 2011 年度よりデータ取得を継続している海水の放射性セシウム (Cs-137 および Cs-134) 濃度を調査した。2018 年度は 2018 年 6 月および 12 月に仙台湾のモニタリング定点 2 地点 (E1 および C5、図 1) を中心に 3~4 地点において、表層、中層、近底層の 3 層より試料を採取した。さらに、仙台湾の C5 近傍の C7 において 2018 年 8 月に同様の試料採取を行った。また、6 月および 12 月には福島県北部の F250 における近底層の試料採取も継続している。さらに、昨年度より新規に設定した福島県沖太平洋水深 100 m の 2 地点 (FDN100 および HRN100) において、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。2018 年 9 月に福島県の極沿岸域 16 地点において採水を実施した。本試料については 0.45 μm のカートリッジフィルターによる濾過を行い、溶存態の Cs-137 濃度および Cs-134 濃度を測定した。極沿岸域における同様の試料採取、分析は 2013 年 8 月より計 11 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。2018 年度は 2018 年 4 月 2 日より 2019 年 1 月 21 日まで計 43 検体を採取した。なお、本試料は小名浜地先から揚水し、濾過槽を通過後の濾過海水を 0.45 μm のカートリッジフィルターで濾過した試料を分析している。これら極沿岸 16 地点ならびに小名浜地先における海水の放射性セシウム濃度モニタリングは福島県水産海洋研究センターとの共同研究として実施している。また、福島県沖海域および仙台湾では、2018 年 7 月 1 日~7 月 6 日の期間に 5 地点にて鉛直採水を行い Cs-137 濃度および Cs-134 濃度を測定した。本試料の測定結果に関しては海底堆積物ならびに間隙水の放射性セシウム濃度との関連において課題 1-2 にて報告する。

(2) 仙台湾および福島県沖を対象に 2011 年度よりデータ取得を継続している動物プランクトンの Cs-137 濃度および Cs-134 濃度の調査を実施した。2018 年度は 2018 年 6 月 29 日~7 月 1 日に仙台湾の 3 地点 (E1, E4 および C5)、福島県沖の 2 地点 (FDN100 および HRN100) にて、ソリネットを用い試料を採取した。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 30 年度進捗状況・成果

(1) 福島県沖 (FDN100 および HRN100) 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 1.9~2.9 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 ≤ 1.1 Bq/m³ の範囲であった。一方、仙台湾における 2018 年の調査では、海水試料の Cs-137 濃度が 1.6~7.0 Bq/m³ の範囲であった。仙台湾における海水試料の Cs-134 は全て検出下限値未満 (≤ 1.2 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 2018 年 9 月でそれぞれ 6.2~18 Bq/m³、検出下限値未満 (≤ 1.4 Bq/m³) ~1.5 Bq/m³ の範囲であった (図 2)。2018 年 4 月 2 日~2019 年 1 月 21 日の期間、福島県いわき市小名浜地先の海水における Cs-137 濃度は 2.1~16 Bq/m³ の範囲にあった (図 2)。なお、10 Bq/m³ 以上の濃度を示したのは 8 月 16 日および 11 月 19 日であり、この 2 日間のみ 1.1 Bq/m³ および 1.6 Bq/m³ の Cs-134 が検出された。福島県いわき市小名浜地先における海水の Cs-137 濃度について、その年内変動の大きさを 2012 年~2018 年の期間で比較すると、2015 年以降に高濃度側にプロットされる外れ値が大幅に減少していることが明らかとなった (図 3)。これは 2014 年から 2015 年にかけて実施された福島第一原発港湾内における海洋への放射性物質流入に対する様々な対策 (港湾の被覆やトレンチ水の除去、海側遮水壁の閉合など) に伴い、福島第一原発から海洋への放射性セシウムの放出が大幅に削減されたことを反映していると考えられる。

(2) 2018 年 6 月 29 日~7 月 1 日に仙台湾の 3 地点 (E1, E4 および C5) で採取した動物プランクトン試料のうち、E4 および C5 で採取された試料についてはイメージングプレート (IP) 観察の結果、IP 像にスポットが確認されたため、これらの試料の Cs-137 濃度が動物プランクトン以外のものも含む値であると考えられた (図 4)。IP 像に明確なスポットが認められなかった E1 の試料の Cs-137 濃度は 0.44 Bq/kg-wet であった (図 5)。また、2017 年 11 月 29 日~12 月 3 日に仙台湾で採集し凍結乾燥した動物試料の Cs-137 濃度は 0.0071~0.36 Bq/kg-wet であった。これらの試料においては IP 観察が未了である。次年度、2017 年 12 月以前の動物プランクトン試料について IP 観察によるスポットの有無を確認する必要がある。2018 年 6 月 30 日福島県の広野沖および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 0.67 Bq/kg-wet および 0.70 Bq/kg-wet であった。仙台湾および福島県沖にて近年得られた Cs-137 濃度の時系列データについて、現在の状況を客観的に把握する目的で 2017 年に取得したデータを対象に事故前のデータと比較を行った (図 6)。2017 年の海水、動物プランクトン、海底堆積物のデータは水産研究・教育機構ならびに公益財団法人海洋生物環境研究所が公開している報告書よりデータを引用し、事故前の海水および海底堆積物のデータは環境放射線データベースより 2005 年~2010 年の福島県、茨城県、宮城県沖のデータを対象とした。動物プランクトンについては青森県沖の文献値を比較対象とした。全ての Cs-137 濃度は 2019 年 1 月 1 日を基準として減衰補正した。それぞれの事故前の Cs-137 濃度の中央値は海水で 1.3 Bq/m³、海底堆積物で 0.7 Bq/kg-dry、動物プランクトンで 0.012 Bq/kg-wet となった。中央値で比較すると 2017 年の海水は事故前の 2~4 倍、海底堆積物は 12 倍、動物プランクトンは 7~15 倍であり、動物プランクトンは海水と海底堆積物の中間的な倍率であった。今後このような比較を海洋生態系を構成する様々な生物に展開し、放射性セシウムが事故前に比べどの程度のレベルにあるかを定量的に把握することが重要である。

3.今後の課題

(1) 仙台湾、福島県沖合海域において溶存態 Cs-137 濃度は事故前の数倍程度にあり、時間変動がかなり小さくなった。しかしながら、空間的には福島県極沿岸域においては依然、 10 Bq/m^3 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 濃度を監視する必要がある。

(2) 仙台湾および福島県沖合海域における動物プランクトン試料の Cs-137 濃度は 2018 年 6 月においても 2017 年と同程度であり、明瞭な低下傾向が認められない。一方で、イメージングプレート観察より動物プランクトンとは放射性セシウム濃度の異なる試料の混入が示唆された。今後、過去の試料に遡りイメージングプレート観察を実施し、動物プランクトンの放射性セシウム濃度を再評価する必要がある。さらには同時期に採集された動物プランクトン試料間における放射性セシウム濃度のばらつきを考察するために、動物プランクトン群集構造（サイズ組成）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。

図表

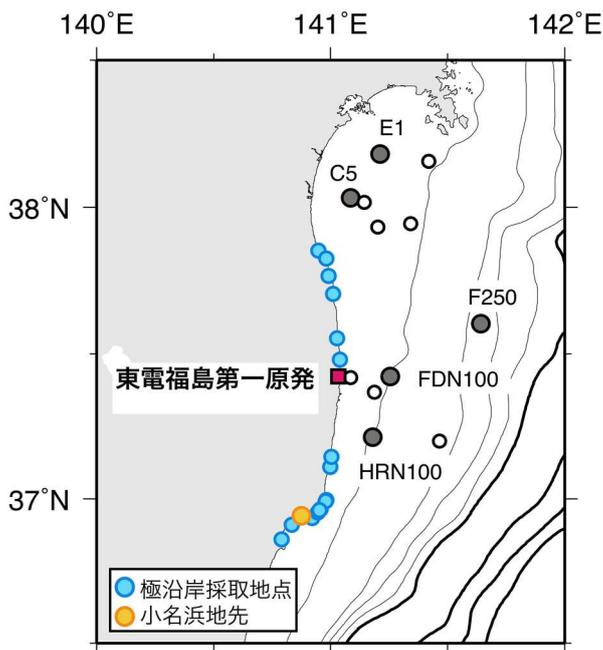


図 1. 2018 年度調査にて海水および動物プランクトンを採取した地点。等深線の細線は 100m 間隔、太線は 500m 間隔。黒丸は海水および動物プランクトンの時系列モニタリング地点、水色は年 2 回の極沿岸海水採取地点、オレンジは小名浜地先における週 1 回の頻度での海水採取地点、白丸は鉛直採水地点（詳細は課題 1-2 参照）。

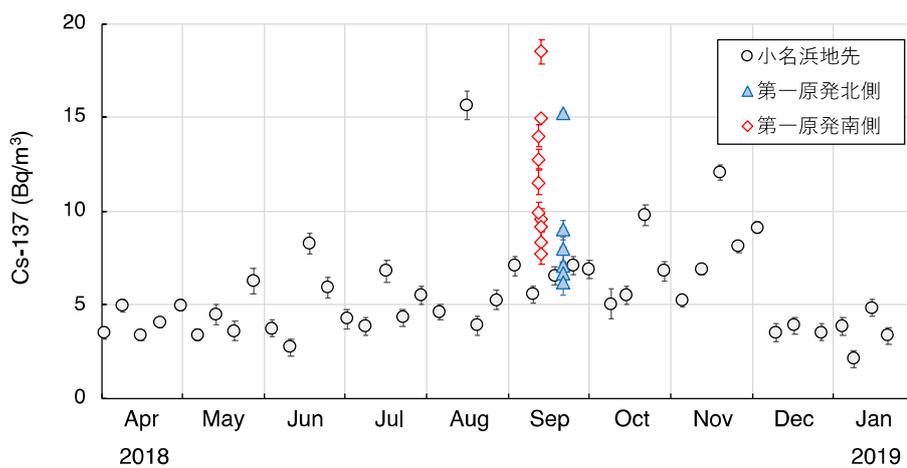


図 2. 2018 年 4 月から 2019 年 1 月までの小名浜地先汲み上げ海水の Cs-137 濃度および福島県極沿岸 16 地点における溶存態 Cs-137 濃度。エラーバーは計数誤差。灰色丸は小名浜地先、赤ダイヤは福島第一原発南側の極沿岸海水、青三角は福島第一原発北側の極沿岸海水。

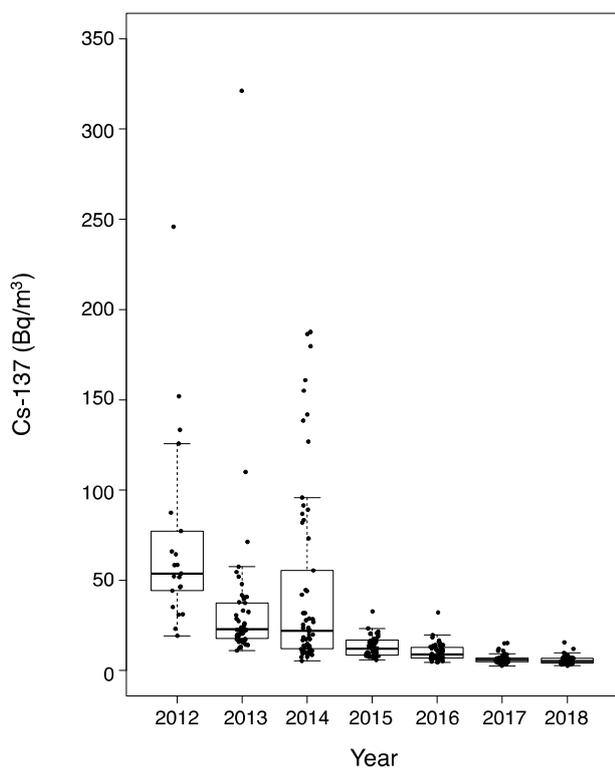


図 3. 2012 年から 2018 年までの小名浜地先汲み上げ海水の Cs-137 濃度の年変動。

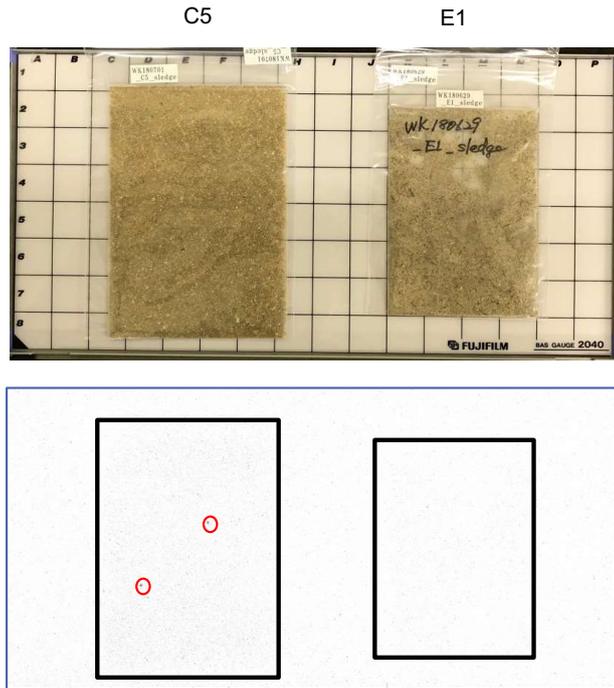


図 4. 2018 年 6 月に仙台湾で採集した動物プランクトンの試料写真（上図）およびイメージングプレート(IP)像（下図）。IP 像は 24 時間暴露後の画像で赤丸内に黒いスポットが確認された。

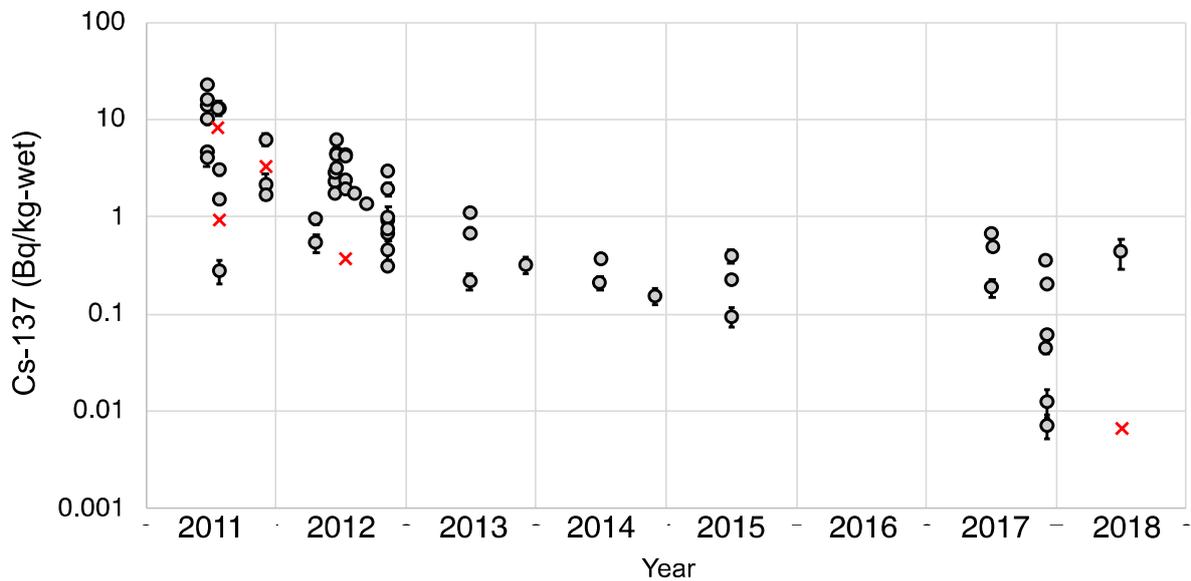


図 5. 仙台湾における動物プランクトンの Cs-137 濃度。黒丸は Cs-137 濃度、エラーバーは計数誤差を表す。赤クロスは検出下限値未満の試料で検出下限値をプロット。

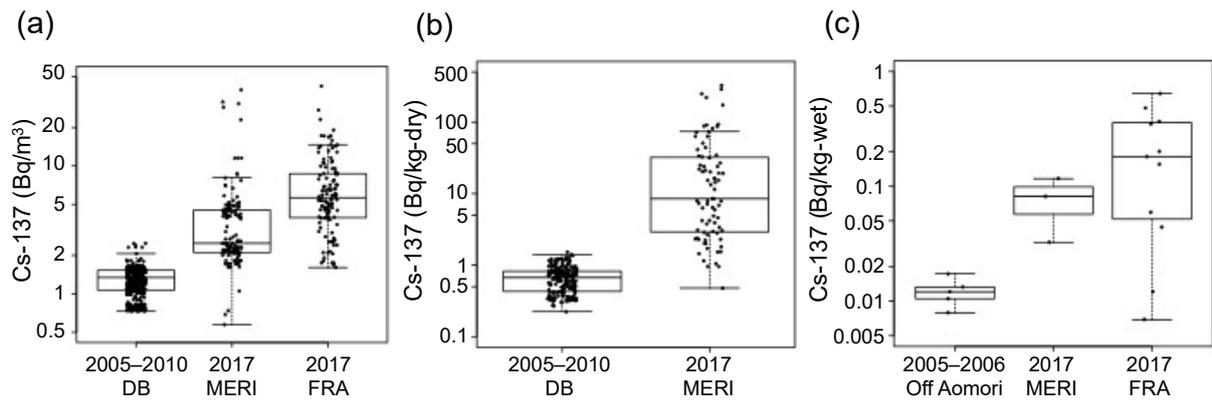


図 6. 海水、海底堆積物および動物プランクトンの福島第一原発事故前(2005年~2010年)と2017年のCs-137濃度の比較。Cs-137濃度は2019年1月1日に減衰補正した。(a)海水、(b)海底堆積物、(c)動物プランクトン、海水および海底堆積物の事故前のデータは環境放射線データベースより、動物プランクトンの事故前のデータはKaeriyama et al. (2008)より引用した。2017MERIは公益財団法人海洋生物環境研究所の報告書より引用、2017FRAは本研究のデータ。

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 ³ 東北区水産研究所 資源環境部 沿岸資源グループ ⁴
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 資源環境部長・栗田豊 ³ グループ長・木所英昭 ⁴ 、研究員・富樫博幸 ⁴

1. 研究内容及び方法

(1) 福島県沖および仙台湾の海域に生息する海産生物について、放射性セシウム (Cs-134 および Cs-137) の濃度水準を把握する目的で、調査船の蒼鷹丸、若鷹丸および用船による海産生物調査を実施した。上述の調査で入手が困難な浮魚類については市場からの買い付けを行った。福島県沖では 2018 年 6 月から 10 月にかけて請戸沖水深 30 m 域、東京電力福島第一原子力発電所 (以後、東電福島第一原発) 沖水深 30 m 域、100 m 域、富岡沖水深 30 m 域、広野沖水深 30 m 域、100 m 域、180 m 域、の 7 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 2018 年 2 月から 7 月にかけて水深 30~60 m 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) 福島県沖および仙台湾の海域に生息する底魚類について、海域別の Cs-137 濃度水準と、個体間に濃度差が生じる要因を明らかにする目的で、震災以降に両海域で採取したマコガレイ (起算日 2 月 1 日) と、東電福島第一原発の 20 km 圏内で採取したシロメバル (起算日 1 月 1 日) について耳石から年齢査定を行い、①震災前産まれの年級群、②震災当時当歳の年級群、③震災後産まれの年級群、に分けて海域および年級群間で Cs-137 濃度の推移を比較した。

2. 平成 30 年度進捗状況・成果

(1) 福島県沖および仙台湾の海域で採取した 72 種の海産生物より調製した 817 検体 (うち、内臓系試料 181 検体) について、放射性セシウム濃度 (Cs-134 + Cs-137) を測定した。その結果、食品の出荷制限の基準値である 100 Bq/kg-wet を上回ったのは、2018 年 7 月 2 日に東電福島第一原発沖水深 100 m 域の海域で採取したツガルウニ内臓試料の 146 Bq/kg-wet の 1 検体のみで、それ以外の検体は全て基準値を下回った。このツガルウニ内臓試料には多量の海底土が含まれており、混入した海底土に含まれる放射性セシウムが測定値に影響したと考えられる。東電福島第一原発沖水深 100 m 域の海域では 82 検体 (筋肉試料 : 55 検体、全体試料 : 9 検体、内臓系試料 : 18

検体)を測定しているが、ツガルウニ内臓試料を除く残り 81 検体の放射性セシウム濃度は全て 5 Bq/kg-wet 以下の濃度であった。

魚類の筋肉部位試料 581 検体の放射性セシウム濃度 (Cs-134 + Cs-137) は、2018 年 6 月 8 日に東電福島第一原発沖水深 30 m 域で採取したシロメバル (全長:330 mm、体長:269 mm、体重:653 g、性別:雌、年齢:10 歳以上) の 13.4 Bq/kg-wet が最も高い濃度であった。また、10 Bq/kg-wet を上回ったのは 581 検体中 4 検体のみで、いずれも東電福島第一原発沖水深 30 m 域で採取した震災当時 2 歳以上の高齢シロメバルであった。昨年度の調査では魚類の筋肉部位試料 672 検体中 60 検体が 10 Bq/kg-wet を上回っていたが、その数は大幅に減少した。

各調査地点で採取した底魚筋肉部位の Cs-137 濃度平均値 ± 標準偏差 (検出下限値未満となった 8 検体には検出下限値を代入した) は仙台湾が 0.645 ± 0.377 Bq/kg-wet (n = 154)、福島県沖の請戸沖水深 30 m 域が 1.87 ± 1.10 Bq/kg-wet (n = 24)、東電福島第一原発沖水深 30 m 域が 2.00 ± 2.14 Bq/kg-wet (n = 104)、東電福島第一原発沖水深 100 m 域が 1.50 ± 0.817 Bq/kg-wet (n = 52)、富岡沖水深 30 m 域が 1.65 ± 1.17 Bq/kg-wet (n = 109)、広野沖水深 30 m 域が 1.59 ± 0.956 Bq/kg-wet (n = 39)、広野沖水深 100 m 域が 1.05 ± 0.643 Bq/kg-wet (n = 29 検体)、広野沖水深 180 m 域が 0.591 ± 0.174 Bq/kg-wet (n = 9) であった。

上述のデータを元に作成した箱ひげ図を図 3 に示す。底魚の Cs-137 濃度は福島県沖の水深 100 m 以浅の海域では概ね 1~2 Bq/kg-wet、仙台湾と広野沖水深 180 m 域では 1 Bq/kg-wet 以下の水準にまで低下していた。また、第三四分位数+1.5×四分位範囲より大きい外れ値に該当した 29 検体のうち、ヒラメ 6 検体、マコガレイ 2 検体、シロメバル 9 検体について耳石から年齢査定を実施した。その結果、ヒラメ 6 検体のうち 5 検体は震災前生まれ、1 検体は 2012 年級群であった。シロメバルの 9 検体はいずれも震災前生まれの年級群であり、マコガレイ 2 検体はどちらも 2013 年級群であった。

海産生物の放射性セシウム濃度は全体的に低下傾向にあり、10 Bq/kg-wet を超過する検体の数も大幅に減少した。これは海水や餌生物など環境中の放射性セシウム濃度が低下しつつあることに加え、震災直後の高濃度汚染水の影響を受けた個体の出現率が低下したことも、その要因の一つであると考えられる。本年度はマコガレイで震災前生まれの年級群が採取されなかった。また、仙台湾のヒラメでは本年度測定した 86 検体中 (複数個体から調整した試料を含む)、震災前生まれと震災当時当歳の年級群は合計 10 検体 (全て個別測定) にとどまっている。ヒラメ、マコガレイ、シロメバルでは、震災直後の環境を体験した高齢個体の放射性セシウム濃度が、他の検体と比較してやや高い傾向にあったが、時間の経過とともにその濃度と出現率は低下傾向にある。

仙台湾で採取した浮魚 (ウルメイワシ、カタクチイワシ、マアジ、マイワシ、マサバ) と、ヒラメの年級群別 (①震災前生まれの年級群、②震災当時当歳の年級群、③震災後生まれの年級群) Cs-137 濃度を表 1 に示す。仙台湾で 2018 年に採取した浮魚類の Cs-137 濃度は概ね 0.2~0.4 Bq/kg-wet の水準であった。浮魚類の捕食者であるヒラメの Cs-137 濃度は①震災前生まれの年級群で 1.73 ± 1.03 Bq/kg-wet (n = 4)、②震災当時当歳の年級群で 1.01 ± 0.403 Bq/kg-wet (n = 6)、③震災後生まれの年級群で 0.579 ± 0.205 Bq/kg-wet (n = 76) となり、③震災後生まれの年級群における Cs-137 濃度は浮魚類の約 2 倍から 3 倍程度の濃度であった。震災前の海洋環境では、餌生物中の Cs-137 濃度に対し、それを捕食している魚体中の Cs-137 濃度は概ね 2 倍程度であったことが報告されている (笠松, 1999)。このことから、現在の仙台湾において、震災後

に産まれたヒラメと、その餌生物である浮魚類の Cs-137 濃度との間に、濃度の乖離は無くなりつつあることが明らかとなった。

仙台湾で採取した浮魚試料のうち、筋肉部位試料と内臓試料（消化管内容物を含む）とに分けて測定を実施したマアジ、マイワシ、マサバでは、内臓試料の方からやや高い濃度の Cs-137 を検出した。通常、魚体内の放射性セシウム濃度は、軟組織から成る筋肉部位で高くなる。そのため、内臓試料から高い濃度の Cs-137 が検出されたことは、無機物などに吸着して魚体内に取り込みにくい状態で存在する Cs-137 が (Comans and Hockley, 1992. Sakuma and Kawamura, 2011) 消化管内に混入している可能性が考えられる。仙台湾では、浮魚類の主な餌となる動物プランクトンの Cs-137 濃度が海水の濃度に対してやや高い状態にあり、一部の試料からは動物プランクトンとは濃度の異なる試料の混入が示唆される結果が得られている（課題番号 1-3 参照）。

(2) -1 マコガレイ

2012 年 5 月から 2018 年 10 月までの間に福島県沖および仙台湾で採取し、耳石から年齢査定を実施した 1098 検体について、両海域の各年級群（①震災前産まれの年級群、②震災当時当歳の年級群、③震災後産まれ of 年級群）について、採取した年ごとに外れ値の検体を除外したデータから平均 ± 標準偏差（検出下限値未満となった検体には検出下限値を代入）を算出し、Cs-137 濃度の推移を比較した（図 4）。その結果、どちらの海域においても Cs-137 濃度は概ね①>②>③の順位で推移していると共に、いずれの年級群でも濃度は低下傾向にある事を確認した。なお、2018 年はどちらの海域においても①の震災前産まれ of 年級群が採取されず、マコガレイの Cs-137 濃度は、福島県沖で 2~3 Bq/kg-wet、仙台湾では 0.4~0.6 Bq/kg-wet の水準であった。

本年度、福島県沖および仙台湾で採取した海底直上水中の Cs-137 濃度は概ね 3 Bq/m³ の水準であった（課題番号 1-2 参照）。この Cs-137 濃度と比較すると、マコガレイの Cs-137 濃度は福島県沖で約 1000 倍、仙台湾で約 200 倍となる。震災前、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 倍であった事から (Kasamatsu and Ishikawa, 1997)、依然としてマコガレイの Cs-137 濃度は海水に対して高い濃度水準にある。

(2) -2 シロメバル

2012 年 8 月から 2018 年 7 月までの間に東電福島第一原発から 20 km 圏内で採取し、耳石から年齢査定を実施した 268 検体を分析に用いた。Cs-137 濃度の推移について①震災前産まれ of 年級群 (n = 218)、②震災当時当歳の年級群 (n = 7)、③震災後産まれ of 年級群 (n = 42) ごとにスピアマンの順位相関係数検定を行った。その結果、すべての年級群で Cs-137 濃度と事故後の日数との間に危険率 5 % で負の相関が認められた（図 5）。一般的に、高齢の個体ほど代謝速度が遅くなるため、体内に取り込まれた放射性セシウムの排出速度は遅くなる (Doi et al., 2012)。①の震災前産まれ of 年級群は、2018 年に採取した時点で 8 歳を超える高齢魚であるが、本年度の調査で体内の Cs-137 濃度は順調に低下している事が明らかとなった。2018 年に採取した各年級群における Cs-137 濃度の平均 ± 標準偏差（検出下限値未満となった検体には検出下限値を代入）は、①の年級群で 3.69 ± 2.75 Bq/kg-wet (n = 40)、②の年級群は 1 個体のみで 1.03 Bq/kg-wet、③の年級群で 1.62 ± 0.689 Bq/kg-wet (n = 10) となり、いずれも 5 Bq/kg-wet を下回る水準であった。

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、依然として震災前と比較すると、仙台湾の底魚で数倍、福島県沖の底魚では数十倍ほど高い濃度水準である。また、2019年1月には広野沖で採取されたコモンカスベから、基準値を超過する放射性セシウムが検出されている。こうした背景の中、今後も東電福島第一原発の周辺海域で採取される海産生物の放射性セシウム濃度が事故前の水準に低下するまで、調査を継続する必要がある。

年級群別解析の結果から、本年度採取した底魚類で外れ値に該当する高めの放射性セシウム濃度が検出された検体の多くは震災前生まれの年級群であり、10 Bq/kg-wet を超過した4検体は、いずれも震災当時に2歳以上の高齢シロメバルであることが判明した。その一方で、マコガレイやヒラメでは震災前生まれの年級群の出現率が低下傾向にあり、底魚類の濃度が全体的に低下している要因の一つと考えられる。これらの結果は、海産魚類の放射性セシウム濃度を評価する上で、年級群別の解析から得られる情報が重要であることを示している。次年度以降は、未だ年級群別の解析を実施していない福島県沖で採取したアイナメとヒラメについて、データを整理して年級群別の解析に取り組む予定である。

仙台湾では浮魚試料のデータを拡充したことにより、震災後に産まれたヒラメと、その餌生物である浮魚類のCs-137濃度との間に、濃度の乖離は無くなりつつあることが明らかとなった。一方で、震災前と比較すると、海底直上水の濃度に対して浮魚類も底魚類も濃度が高く、その要因が未だ判然としていない。海産生物における放射性セシウムの取込み経路を明らかにするためには、海水、動物プランクトン、浮魚類、魚食性魚類など、生態系全体で濃度の推移を継続的に把握する必要がある。そのため、次年度以降も引き続き浮魚類試料を積極的に確保し、生態系全体で測定データを蓄積する必要がある。

4. 備考

引用文献

- 笠松 不二男 (1999) 海産生物と放射能 —特に海産魚中の¹³⁷Cs濃度に影響を与える要因について—. *Radioisotopes*, 48:266-282.
- Kasamatsu F. and Ishikawa Y. (1997) Natural variation of radionuclide ¹³⁷Cs concentration in marine organisms with special reference to the effect of food habits and trophic level. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 160:109-120.
- Comans, R. N. J. and Hockley, D. E. (1992) Kinetics of cesium sorption on illite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 56, 1157-1164.
- Sakuma, H. and Kawamura, K. (2011) Structure and dynamics of water on Li⁺, Na⁺, K⁺, Cs⁺, H₃O⁺ exchanged muscovite surfaces : A molecular dynamics study. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 75, 63-81.
- Doi H., Takahara T. and Tamala K. (2012) Trophic position and metabolic rate predict the long-term decay process of radioactive cesium in fish : A meta-analysis. *PLoS ONE*, 7, e29295. doi : 10.1371/journal.pone.0029295

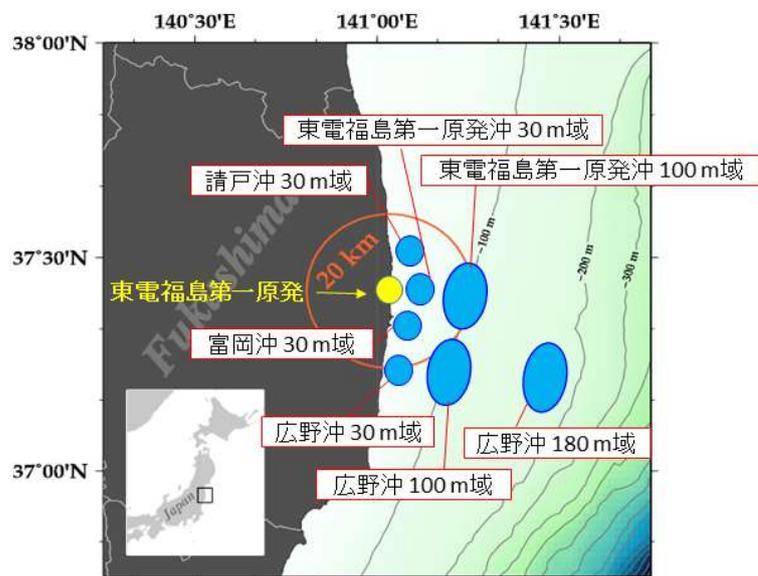


図1. 福島県沖の調査海域

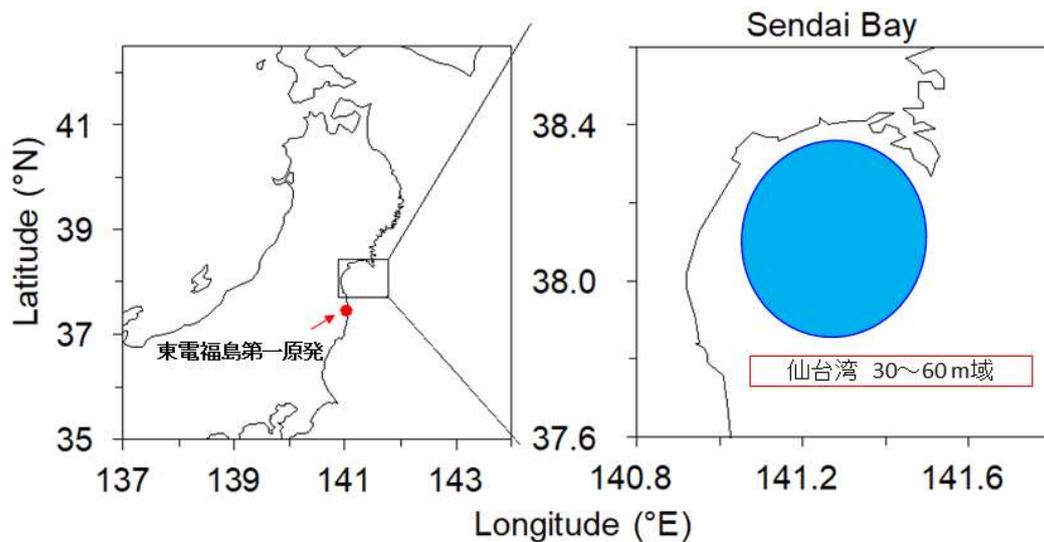
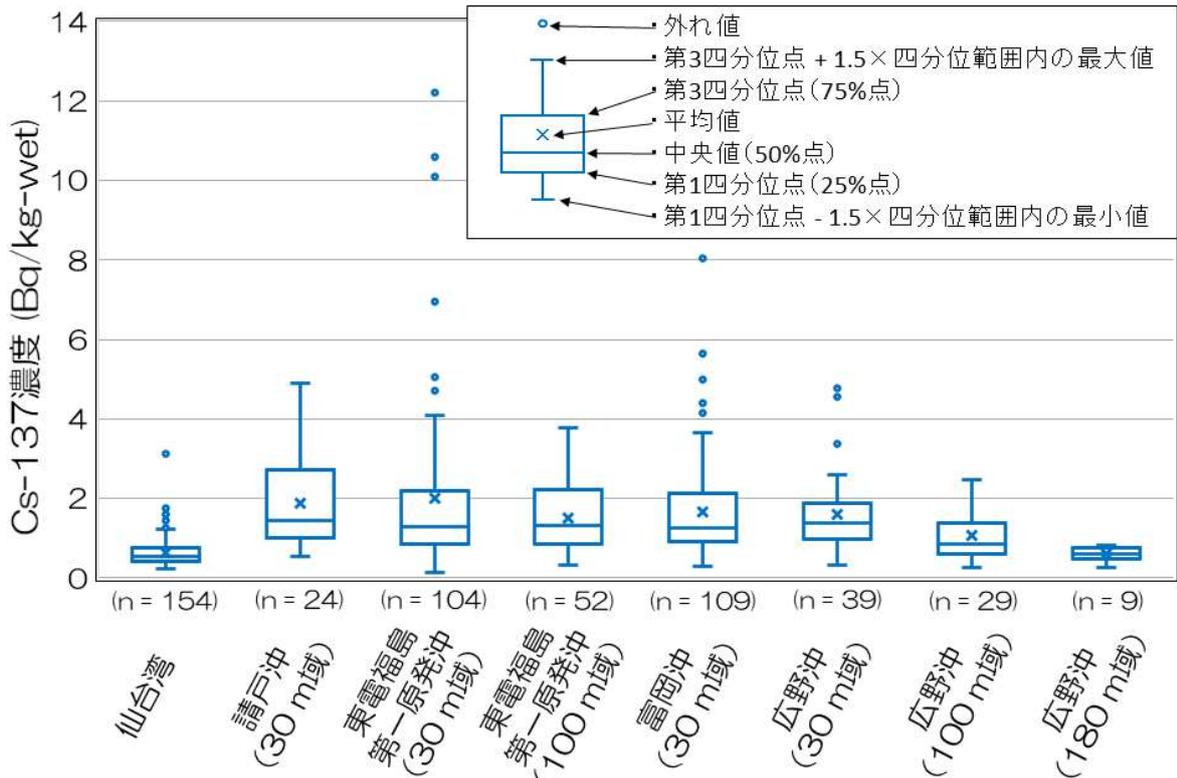


図2. 仙台湾の調査海域



* 検出下限値未満の検体(n=8)には検出下限値を代入した

図3. 底魚筋肉部位試料のCs-137濃度海域間比較

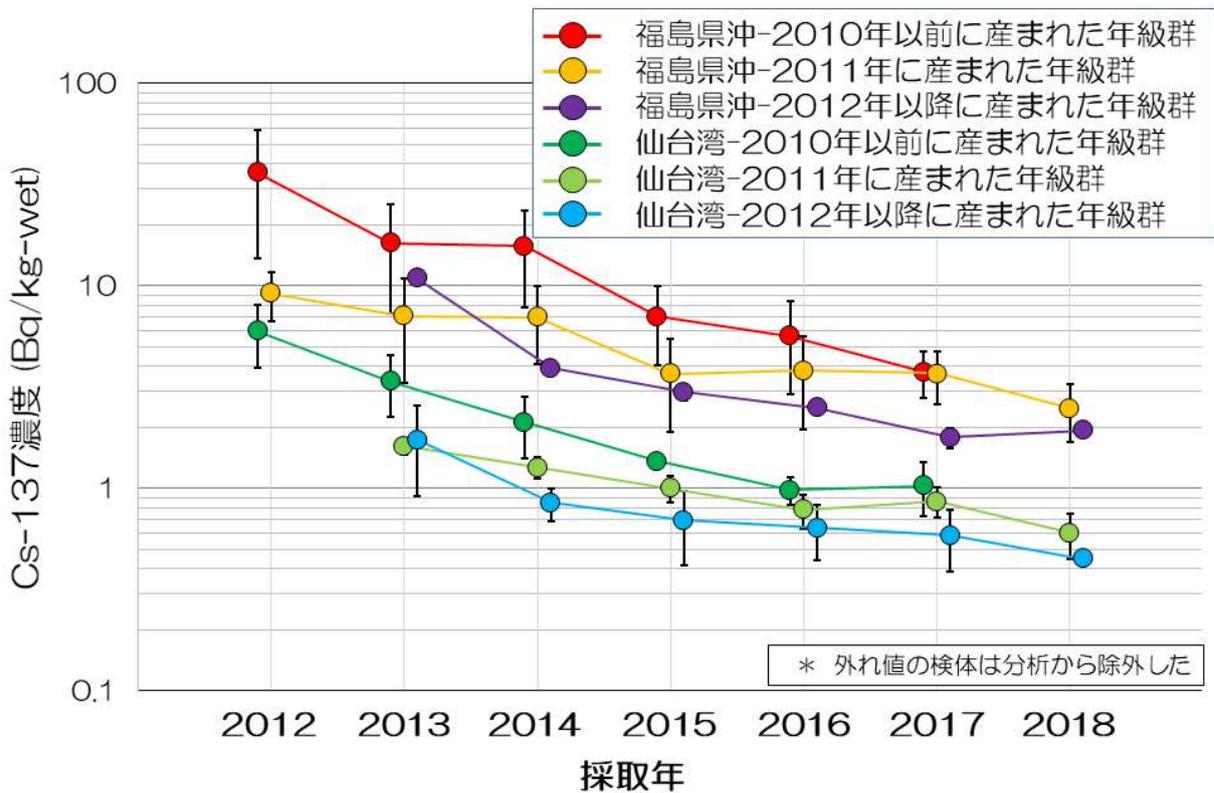


図4. 福島県沖および仙台湾で採取したマコガレイの年級群別Cs-137濃度の推移
 プロットは平均値、エラーバーは標準偏差の範囲を示す。

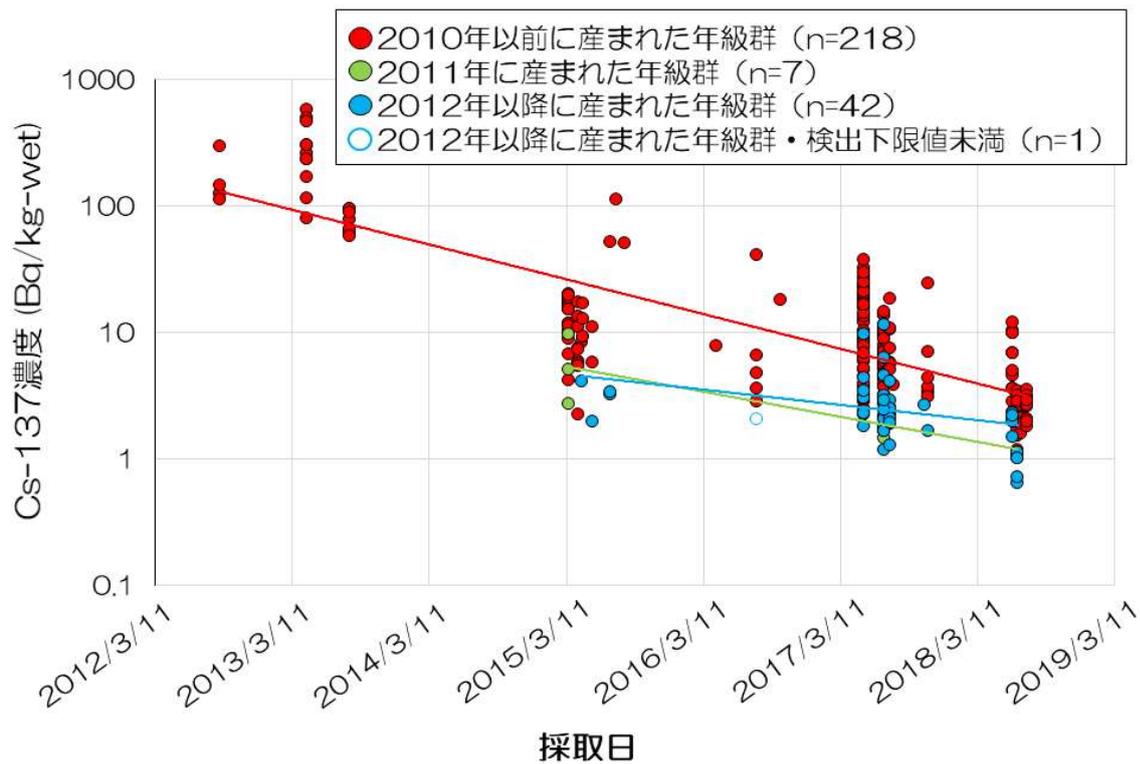


図5. 東電福島第一原発から20 km圏内で採取したシロメバルのCs-137濃度年級群間比較

表1. 2018年に仙台湾で採取した浮魚とヒラメのCs-137濃度(Bq/kg-wet)

魚種(測定部位)	検体数	平均	標準偏差	最高値	最低値
ウルメイワシ(筋肉)	3	0.270	0.128	0.416	0.178
カタクチワシ(筋肉)	3	0.341	0.375	0.772	0.0897
カタクチワシ(全体**)	10	0.189	0.0780	0.371	0.0965
マアジ(筋肉)	5	0.352	0.0990	0.467	0.222
マアジ(内臓**)	2	0.384	0.0820	0.442	0.326
マイワシ(筋肉)	7	0.214	0.0858	0.381	0.0939
マイワシ(内臓**)	6	0.496	0.180	0.700	0.287
マサバ(筋肉)	17	0.257	0.0717	0.410	0.125
マサバ(内臓**)	3	0.315	0.0491	0.371	0.281
ヒラメ・震災前産まれの年級群(筋肉)	4	1.73	1.03	3.12	0.644
ヒラメ・震災当時当歳の年級群(筋肉)	6	1.01	0.403	1.45	0.372
ヒラメ・震災後産まれの年級群(筋肉)	76	0.579	0.205	1.26	0.235

*検出下限値未満は分析から除外した
 **全体および内臓試料は消化管内容物を含む

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 資源環境部 ² 東北区水産研究所 資源管理部 底魚資源グループ ³ 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 ⁴
担当者職名・担当者名	研究員・富樫博幸 ¹ 、研究支援職員・櫻井慎大 ¹ 、グループ長・木所英昭 ¹ 部長・栗田 豊 ² グループ長・成松庸二 ³ 主任研究員・重信裕弥 ⁴ 、帰山秀樹 ⁴ 、グループ長・森田貴己 ⁴

1. 研究内容及び方法

(1) 2018年6月～12月の期間、広野沖および仙台湾を対象に蒼鷹丸、若鷹丸および小型の刺し網・底曳網・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)。各海域の食物網構造を明らかにするため、胃内容物観察を実施するとともに炭素・窒素安定同位体比($\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$)分析を実施した。同位体比分析にあたっては、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で採集した魚類(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、イカナゴ、カタクチイワシ、その他)を対象に、Cs-137濃度(Bq/kg-wet)を測定した。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濃度との関係をもとに餌生物を介したCs-137の挙動を検討した(図2)。Cs-137の測定は、イカナゴおよびカタクチイワシは消化管内容物を含む体全体の試料を調製、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行った。

2018年度、仙台湾で採集したカタクチイワシの2検体は検出下限値未満であり、その範囲は0.129～0.437 Bq/kg-wetであった。検出下限値未満は解析から除外して評価した。仙台湾のイカナゴおよびカタクチイワシのCs-137濃度は、水産庁HPの公表データの「宮城県沖」で採集された同種(いずれも幼魚は含めない)を25検体、8検体をそれぞれ追加して用いた(<http://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html>)。

2. 平成30年度進捗状況・成果

(1) 仙台湾の主要10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、イカナゴ、カタクチイワシ)について、胃内容物観察による食性解析を行い、以下の4グループに分類した。

①魚食性：カタクチイワシ、イカナゴを主要な餌とする魚種。スズキ、イシガレイ、ヒラメ、

マダラ。

②甲殻類食性：カニ類、エビ類を主要な餌とする魚種。アイナメ、カナガシラ。

③ベントス食性：多毛類を主要な餌とする魚種。マガレイ、マコガレイ。

④プランクトン食性：動物プランクトンを主な餌とする魚種。イカナゴ、カタクチイワシ。

(2) 広野沖および仙台湾における 2018 年夏季の安定同位体比の 2 次元マップでは、動物プランクトンを餌資源（植物プランクトンを測定出来なかったため、エンドメンバーという表記は使用しなかった）とするプランクトン系列（図 2 の赤破線：小型浮魚類、ヒラメ等が含まれる）と、甲殻類および多毛類を餌資源とする甲殻類・ベントス系列（図 2 の黒破線：アイナメ、マガレイ等が含まれる）が見られた（図 2）。胃内容物観察では、アイナメ（甲殻類食性魚類）は主にエビジャコを、マガレイ（ベントス食性魚類）は主に多毛類を採餌し、食性によってグループ分けすることが可能であったが、安定同位体比では、これら餌生物の $\delta^{13}\text{C}$ が近い値を示し、甲殻類系列とベントス系列をそれぞれ区別することが難しかったため、本研究では甲殻類・ベントス系列とまとめて表記した。

各系列に属する魚種は両海域でおおむね類似していたが、イシガレイ（図 2 青丸）については少し異なっていた。広野沖のイシガレイは甲殻類・ベントス系列に、仙台湾のイシガレイはプランクトン系列と甲殻類・ベントス系列の中間付近に位置していた。要因として、広野沖のイシガレイは、ベントスを主に採餌していたのに対し、仙台湾のイシガレイはベントスに加え、イカナゴやカタクチイワシ等の小型浮魚（プランクトン系列）も採餌していたためと考えられる。実際、仙台湾のイシガレイの胃内容物観察では、小型浮魚が全体の 2-8 割程度を占めることを確認している。海域によって餌資源が異なると考えられるイシガレイでは、餌からの Cs-137 取込みも異なる（ベントス vs. 小型浮魚）と考えられ、海域間の Cs-137 濃度の減少について、今後どのように推移していくのか注視する必要がある。

(3) 仙台湾で採集した主要な底魚類の Cs-137 濃度は 0.233~4.95 Bq/kg-wet の範囲にあり、事故からの経過日数に伴って順調に低下していた（図 3）。2012 年以降、仙台湾における Cs-137 濃度 (Bq/kg-wet) は魚食性 \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（図 4）。一方、広野沖の 2017 年および 2018 年では、ヒラメよりもマコガレイの方が Cs-137 濃度は高く、仙台湾とは異なる大小関係であった。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。

2013 年および 2017-2018 年に採集したプランクトン系列に属する生物の $\delta^{15}\text{N}$ と Cs-137 濃度との間には正の相関関係が見られ、栄養段階の上位に位置する生物ほど、Cs-137 濃度は高い傾向があった（図 5）。この現象は、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。これまでの調査では、仙台湾のプランクトン系列を構成する生物間において、移行係数 (Transfer ratio: TR、餌生物の Cs-137 濃度に対する捕食者の Cs-137 濃度の比) に乖離が見られていた（図 6 上段）。しかし、2017-2018 年に採集したプランクトン系列では、動物プランクトンから繋がる食物連鎖の TR は約 2 であり、事故前の係数（笠松 1999）とほぼ同様であった（図 6 下段）。仙台湾で TR の乖離が見られなくなった要因の一つに、事故から 7 年以上経過して初期の汚染水を経験した個体が少なくなったことが考えられる（課題番号 1-4 参照）。

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、魚類の年級群、体サイズ、移動、餌からの取込み等が複合的に関与し、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。他課題と連携をより強化した上で、福島県と仙台湾の海域間比較および時間軸に沿ったデータ解析から、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

特になし

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 leve. *Mar Ecol Prog Ser*, 160:109-120.

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

水産庁 水産物の放射性物質調査の結果について. <http://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html>

図表

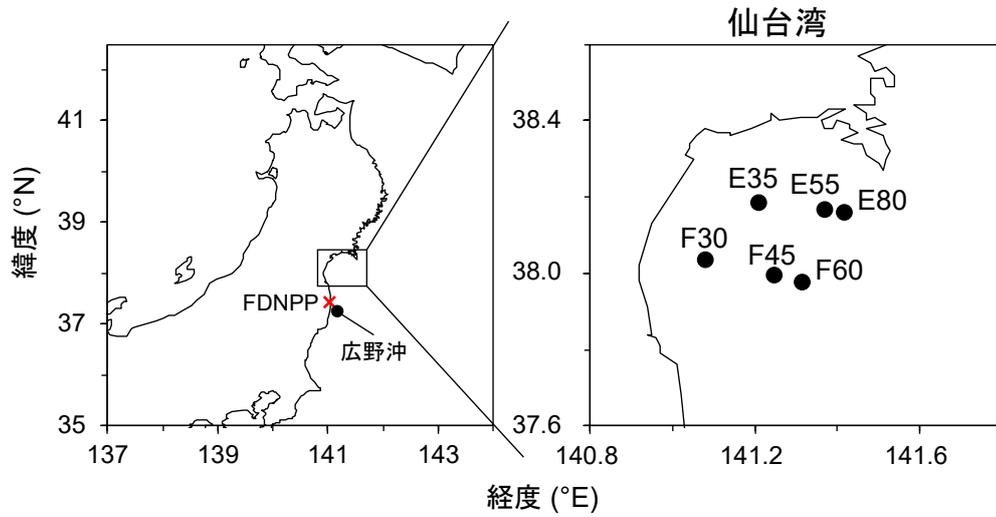


図 1. 広島湾および仙台湾における調査地点。FDNPP は東京電力福島第一原子力発電所を表す。

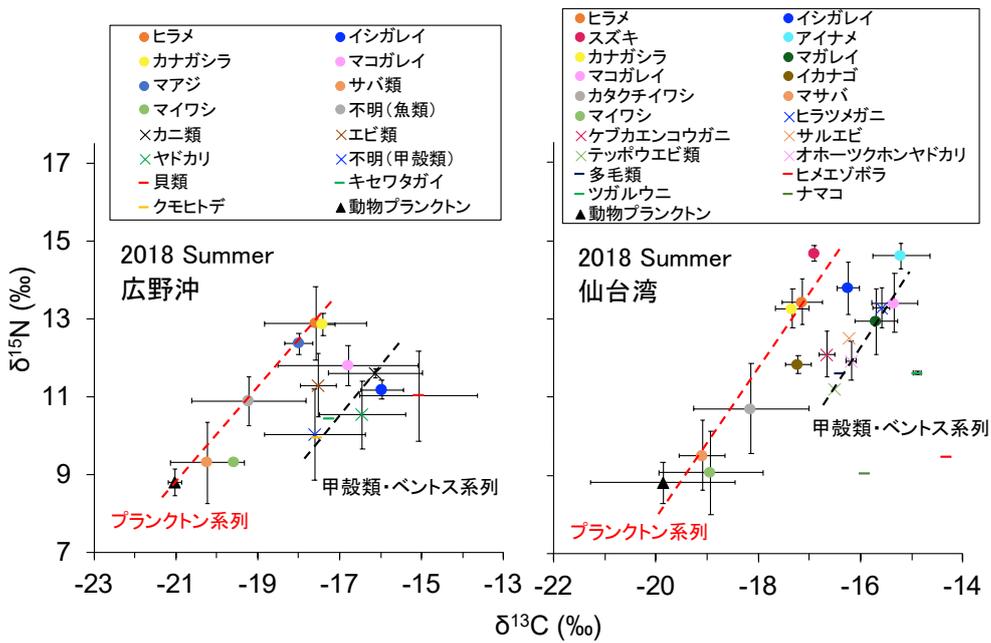


図 2. 2018 年夏季の広島湾および仙台湾における主要魚類と餌生物の炭素・窒素安定同位体比。エラーバーは標準偏差を表す。

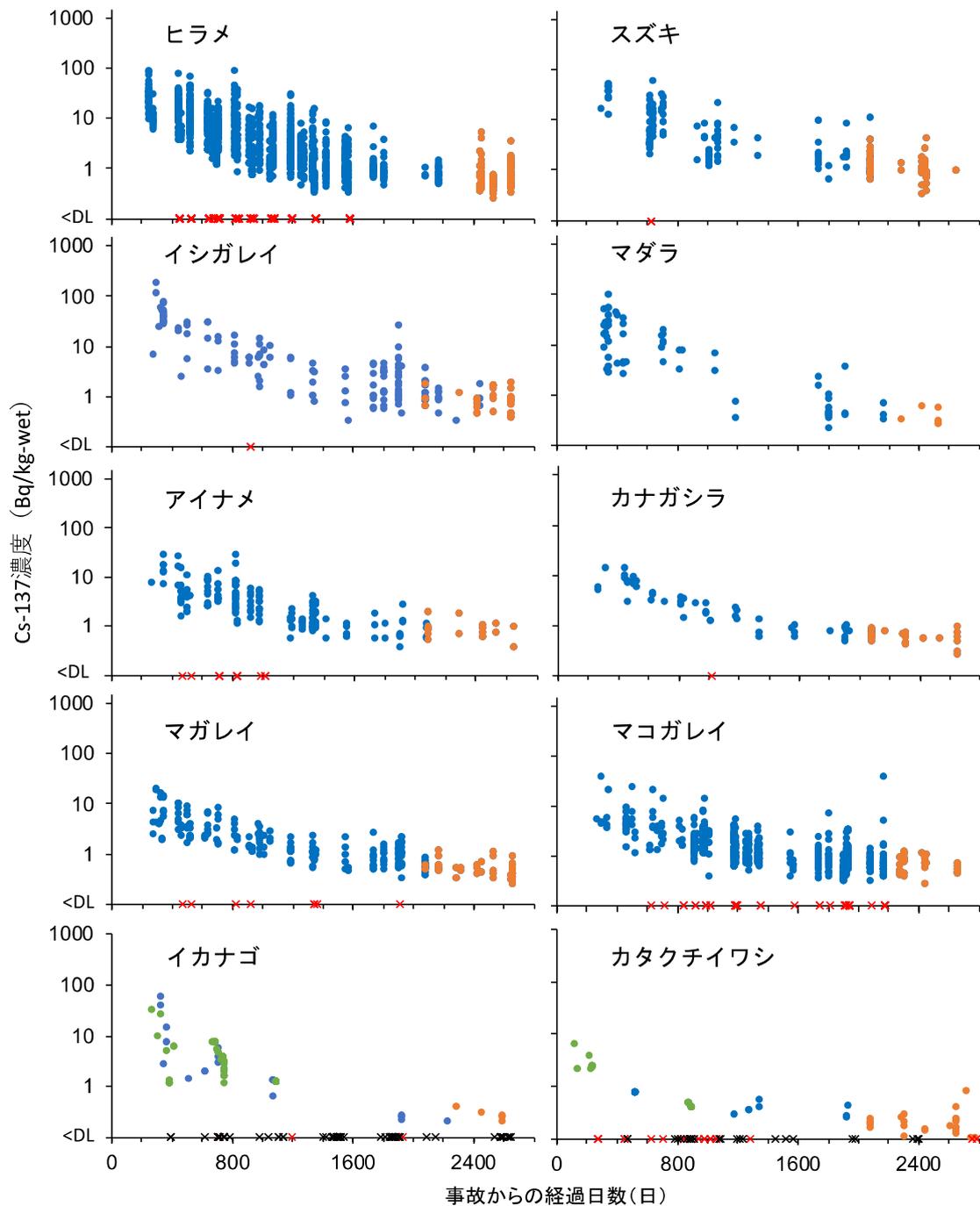


図 3. 仙台湾における主要魚類の Cs-137 濃度の時系列変化。凡例の青は前年度までに測定した試料、オレンジは今年度に測定した試料、緑は水産庁 HP の公表データ、赤クロスは検出下限値未満の試料、黒クロスは水産庁 HP の公表データの検出下限値未満の試料を表す。

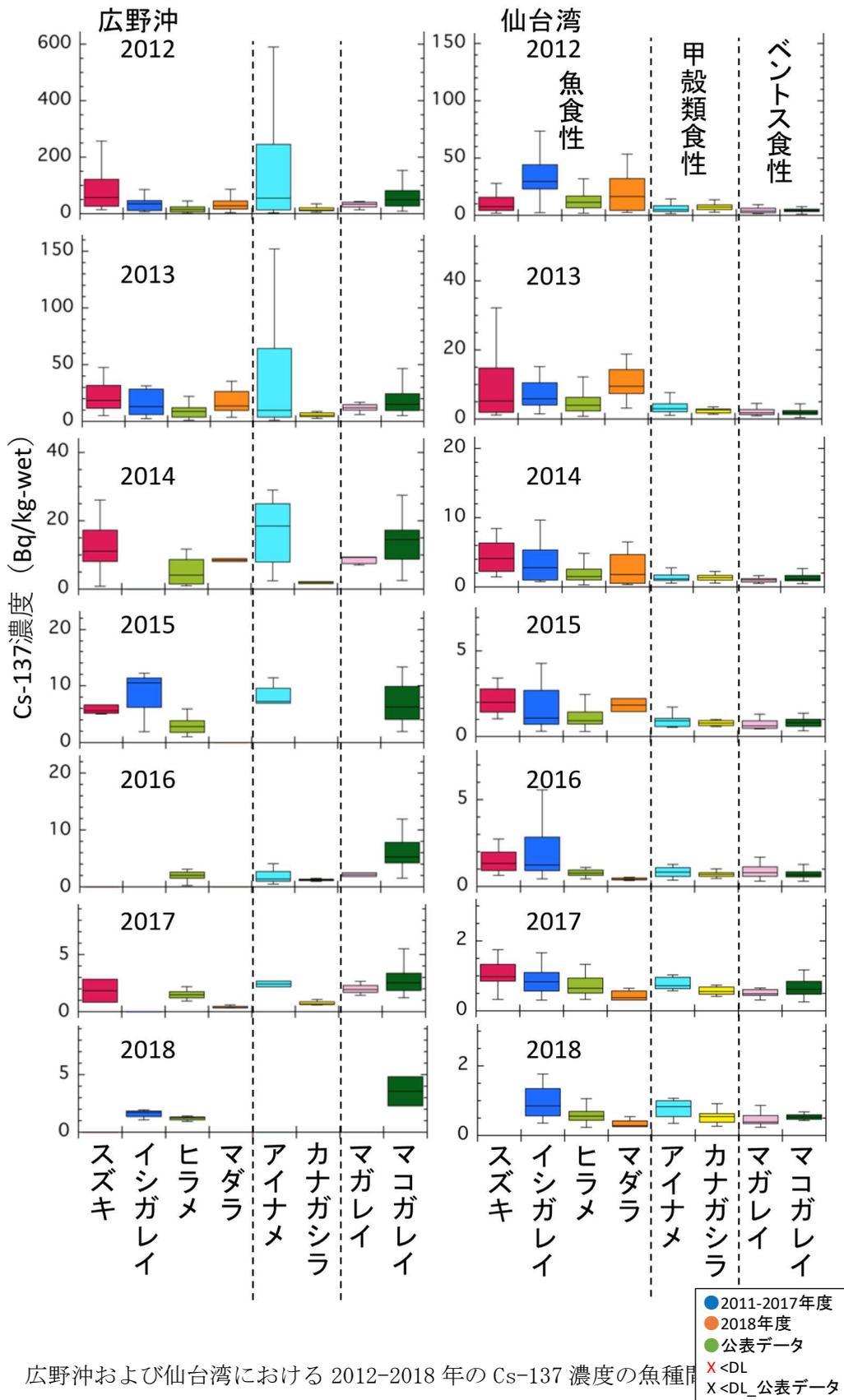


図 4. 広野沖および仙台湾における 2012-2018 年の Cs-137 濃度の魚種別データ。エラーバーは測定値の最小と最大を表す。

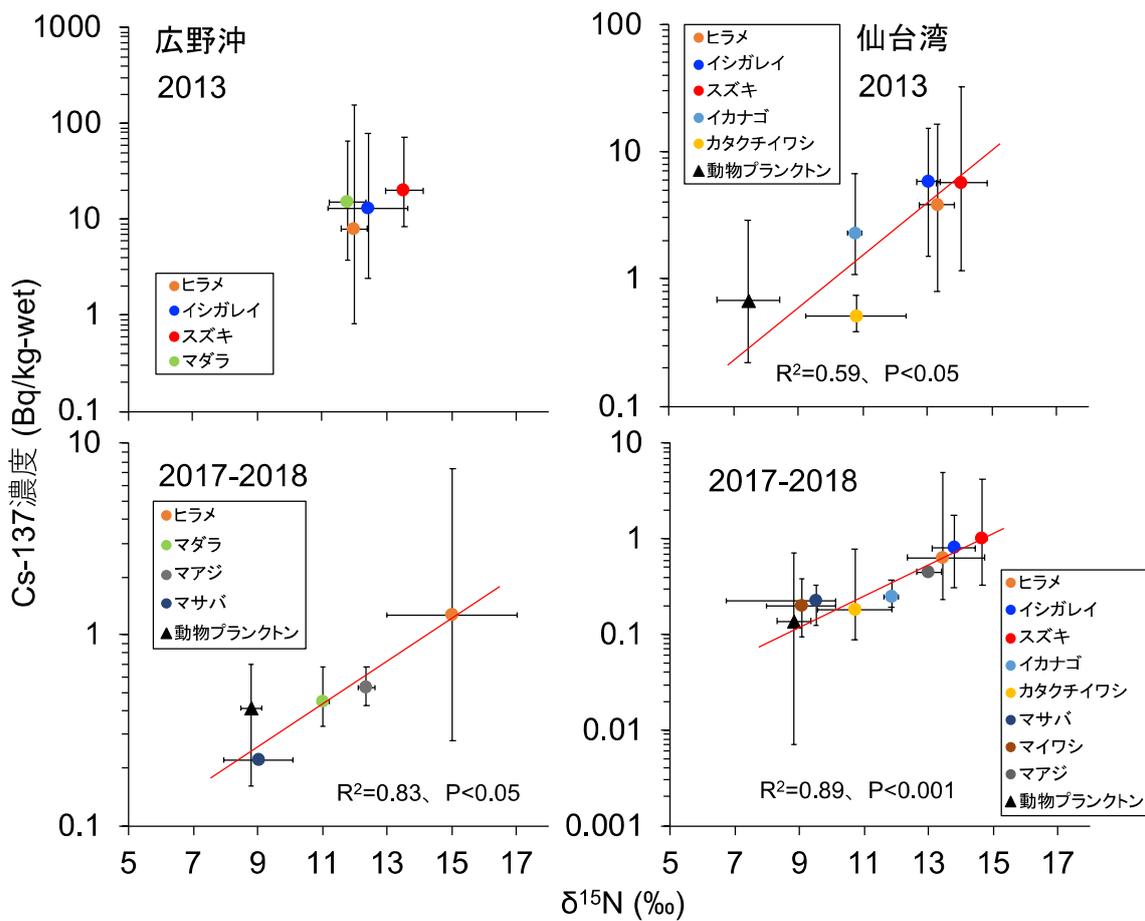
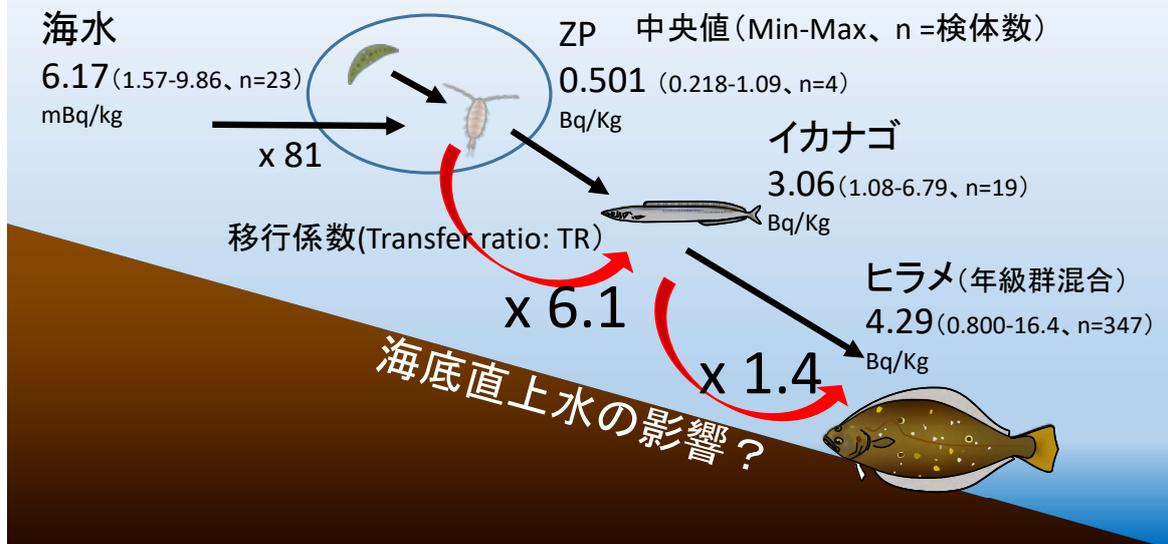


図 5. 広島沖および仙台湾のプランクトン系列における 2013 年および 2017-2018 年の窒素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$) と Cs-137 濃度との関係。エラーバーは標準偏差を表す。

2013年 仙台湾 プランクトン系列



2017年～2018年 仙台湾 プランクトン系列

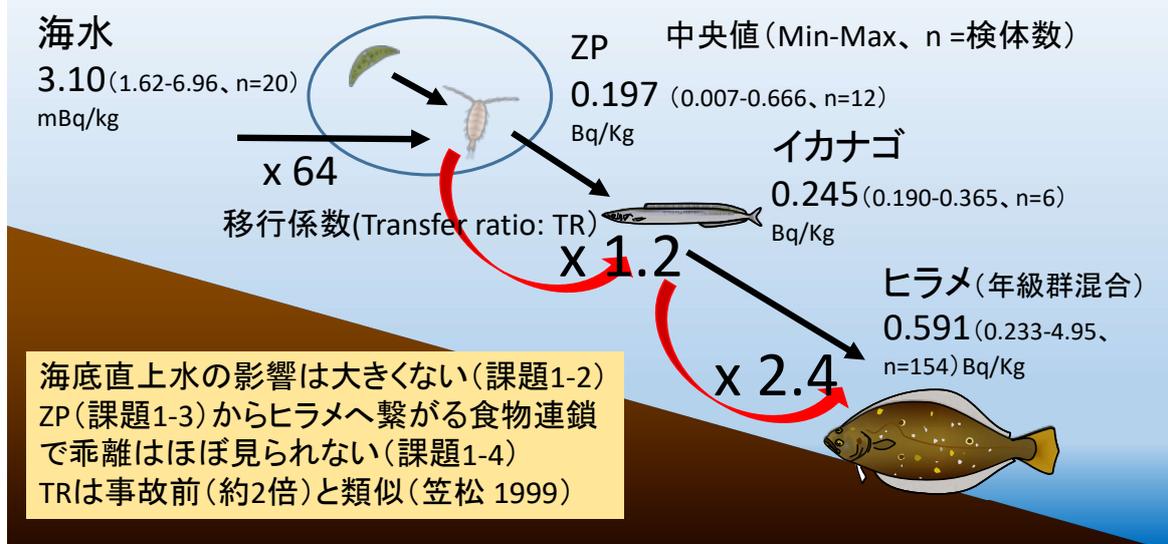


図 6. 仙台湾のプランクトン系列における 2013 年 (上段) および 2017 年～2018 年 (下段) の Cs-137 濃度の中央値と移行係数。2013 年ではイカナゴの移行係数がヒラメよりも高いなど、食物連鎖の中で一部乖離が見られたが、2017 年～2018 年に採集した生物間では乖離がほぼ見られなくなった。

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 1-6	課題名：水産物および環境中におけるストロンチウム-90 とトリチウムの濃度の評価
研究機関・研究グループ名	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
担当者職名・担当者名	任期付研究員・三木志津帆、主任研究員・重信裕弥、帰山秀樹、グループ長・森田貴己

1. 研究内容及び方法

(1) 水産物におけるストロンチウム (Sr) -90 濃度について

Sr-90 は、東京電力福島第一原子力発電所（東電福島第一原発）事故において放出量は多くなかったが、過去の大気核実験や原発事故で注目された核種の1つである。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、本事故に由来する Sr-90 の濃度変化を把握するため、東日本太平洋側で採取された水産物における Sr-90 濃度を測定した。試料中の Sr-90 濃度の測定は、公定法（文部科学省，2003 改訂版）に準じた。得られた Sr-90 濃度結果の一部は、東電福島第一原発 20 km 圏内で採取された魚類中の Sr-90 濃度（東京電力，2011～2018）と併せて解析し、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) 水産研究・教育機構（水産機構）におけるトリチウム分析基盤の構築について

東電福島第一原発の事故により施設内に貯蔵されているトリチウムを含む多核種除去設備（Advanced liquid processing system, ALPS）処理水の処理方法として海洋等の環境への放出が検討されていることもあり、水産物中のトリチウムのモニタリングデータの蓄積が社会的に求められている。しかも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して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、水産機構においてもトリチウム分析を行えるよう基盤を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、日本周辺の表層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 30 年度進捗状況・成果

(1) 種々の水産物における Sr-90 濃度結果は、水産庁および水産機構のウェブサイト（<http://www.fra.affrc.go.jp/eq/result.html>）に随時報告しており、2011 年から 2019 年 2 月 22 日までに 177 検体を公表した。平成 30 年度は、ヒラメ（0.028 Bq/kg-wet, 分析部位は全体除内臓）とホウボウ（0.024 Bq/kg-wet, 全体除内臓）で Sr-90 が検出されたが、いずれも東電福島第一原発事故前のバックグランドレベル（ <0.046 Bq/kg-wet; Miki et al., 2017）であった。図 1 に福島県沖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。平成 30 年度は、東京電力により福島第一原発 20 km 圏内で採取されたマコガレイ（0.21 Bq/kg-wet, 全体除内臓）

東京電力, 2018) において最も高い Sr-90 濃度が検出された。このマコガレイの Cs-137 濃度は 10 Bq/kg-wet (0.21 Bq/kg-wet, 筋肉; 東京電力, 2018) と報告されているが、1 年間毎日 0.2 kg 食した場合の実効線量値は、Sr-90 と Cs-137 を併せて 0.00992 mSv となり、食品の規制値 0.9 mSv を大幅に下回る。このように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る検体もみられ、今後も水産物における Sr-90 濃度の調査を継続して行う必要がある。

(2) 平成 29 年度に分析基盤を構築した海水中のトリチウムおよび魚類筋肉中の TFWT 分析に加えて、平成 30 年度は、魚類乾燥筋肉試料から燃焼水を回収し、OBT の分析を実施した。燃焼水を回収するための燃焼装置 (Pyrolyser-6 Trio, Raddec International, UK) では、試料量と 3 つある炉の内サンプルゾーン (試料を燃焼する炉) の温度上昇条件を検討した。試料量は、石英管 1 本あたり約 5 g とし、6 本同時に燃焼することができるため 1 回あたり約 30 g とした。サンプルゾーンの温度上昇条件は、まず 200°C (4°C/min) まで上昇させた後、250°C (0.5°C/min), 300°C (0.4°C/min) とゆっくり上昇させた。さらに 350°C (1.7°C/min) で 30 min, 400°C (1.7°C/min) で 30 min、500°C (3.3°C) で 30 min 燃焼させ、最終的に 650°C (5.0°C/min) まで上昇させ、その 30 min 後に燃焼水を回収した。乾燥した魚類筋肉試料 (ブリ) 30.38 g から得られた燃焼水は、16.90 g であった。燃焼水は、湿式還流分解後、常圧蒸留を 2 回繰り返した後、再度、湿式還流分解を経て常圧蒸留を 2 回行った。測定結果は、検出下限値未満 (<1.1 Bq/kg-wet) となり、本試料を外部機関で測定した結果 (検出下限値未満, <0.28) と合致した。ただし、燃焼装置におけるプログラムは約 8 時間を要すること、検出下限値が公定法 (0.30 程度) と比べて高いことについては、改めて検討する必要がある。また本来であれば、既知濃度試料を分析して実施するべきであるが、分析に十分な試料量でかつ OBT を検出できるレベルで含有する試料を確保することはできなかった。

図 2 (左) に日本周辺の表層海水中のトリチウム濃度を示した。福島県沖の表層海水トリチウム濃度は、それ以外の日本周辺海域のトリチウム濃度と差はなかった ($p = 0.09403$, t -test)。図 2 (右) に日本周辺で採取した魚類筋肉における TFWT 濃度を示した。福島県の魚類とそれ以外の海域の魚類は、TFWT 濃度に有意な差は認められなかった ($p = 0.1717$, t -test)。また、魚類筋肉中の TFWT 濃度と表層海水中のトリチウム濃度にも有意な差は認められず ($p = 0.3095$, t -test)、分析法がより簡便な海水のトリチウム濃度により、魚類筋肉中の TFWT 濃度を予測していくことは可能であると考えられた。

3. 今後の課題

(1) 水産物における Sr-90 濃度を随時公表している機関として、水産機構、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)がある。しかし、それぞれ試料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、福島県海域の魚類の Sr-90 濃度は東電福島第一原発事故前よりも高い濃度を示している。それ故、今後も福島県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 濃度を測定し、東電福島第一原発事故の影響を継続的に調査していく必要がある。

(2) 魚類筋肉中の OBT 分析において、燃焼水を回収して OBT を測定することが可能となった。今

後は、燃焼装置におけるプログラムの時間短縮および検出下限値の検討を行う必要がある。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おり、この処理水の処理方法は現段階で決まっていないが、国内で水産物中のトリチウムを測定し、その濃度評価できる機関が限られていることから、水産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。

引用文献

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

東京電力（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

図表

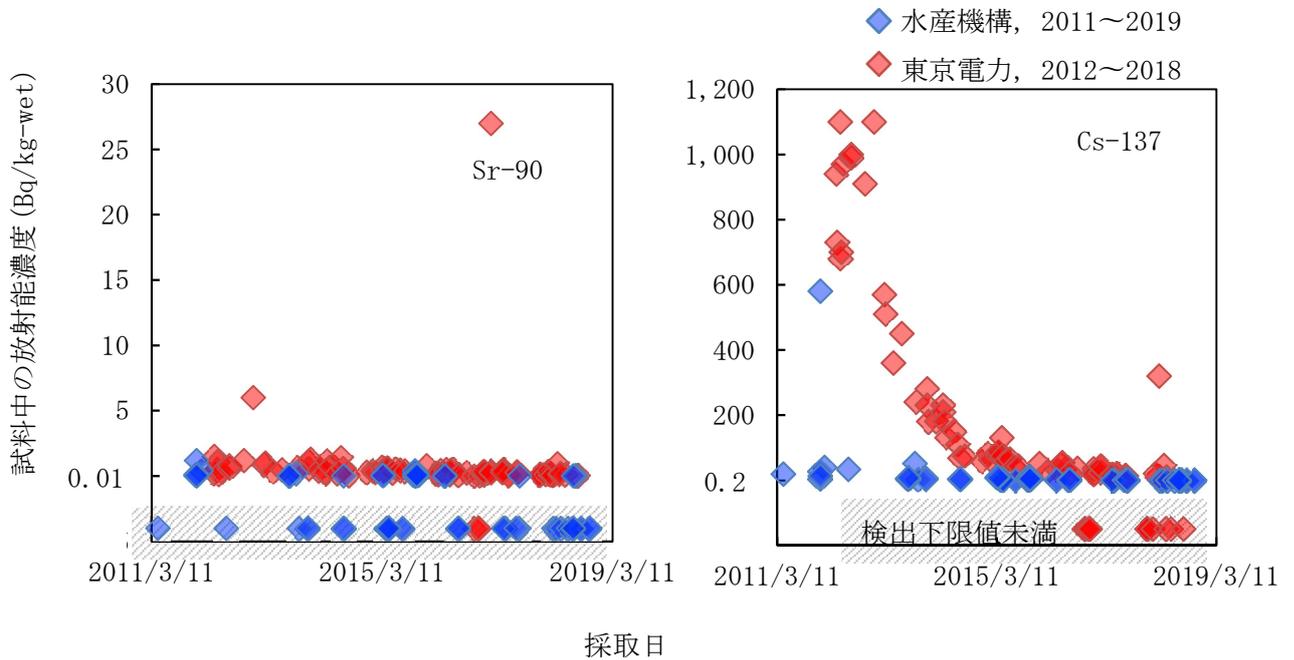


図1. 福島県沖の硬骨魚類における Sr-90 濃度 (左図) と Cs-137 濃度 (右図) の推移。青は水産機構(2011~2019)、赤は東京電力(2012~2018)のデータを示す。斜線は検出下限値未満の試料を示す。

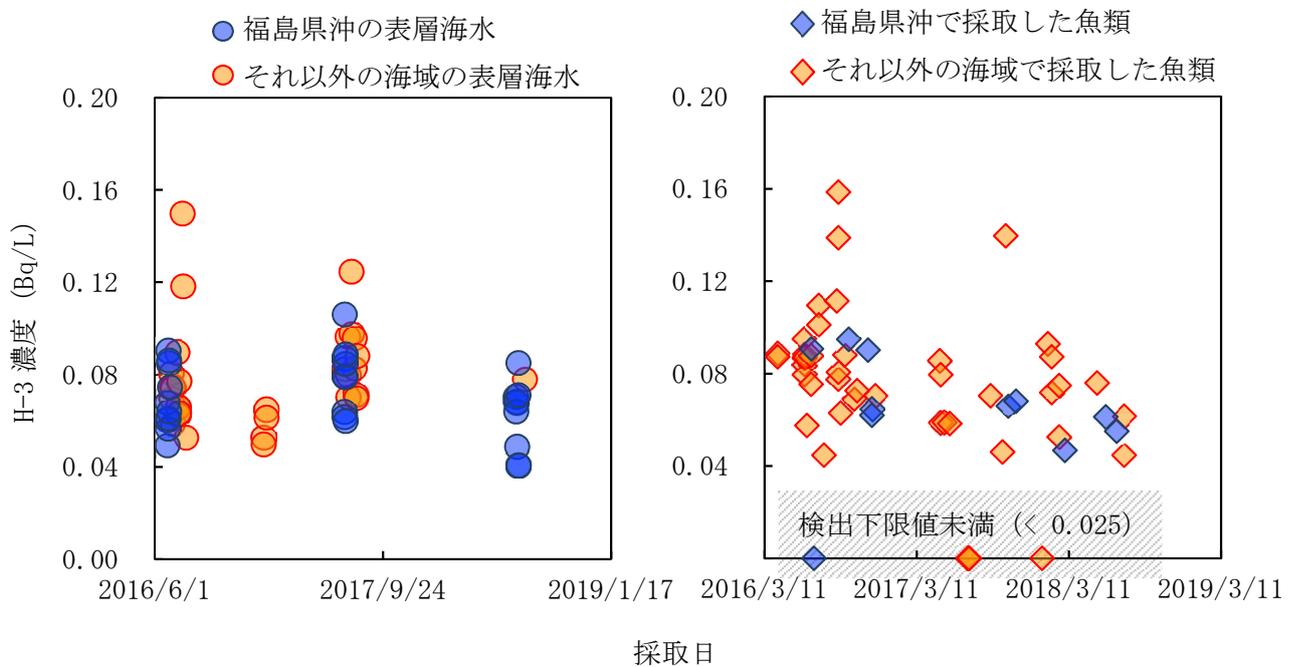


図2. 日本周辺の表層海水中のトリチウム濃度 (左図)、日本周辺で採取した魚類筋肉中の自由水型トリチウム濃度。斜線は検出下限値未満の試料を示す (右図)。

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 漁場管理グループ 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 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	グループ長・山本祥一郎 ¹ ， 研究員・中久保泰起 ² 主任上席研究員・宮里幸司 ³ ， 主任・横塚哲也 ⁴ 主任研究員・松田圭史 ¹ ， 主任研究員・帰山秀樹 ⁵

1. 研究内容及び方法

(1) 福島県秋元湖において、2018年7月、9月、10月、11月に魚介類各種（イワナ、ウグイ、フナ類、ヤマメ、ワカサギ、コクチバス、オオクチバス、ニゴイ、ニホンナマズ、ウチダザリガニ、ドブガイ）、および環境水、底泥、動物プランクトンについて、放射性物質濃度測定のための標本採集調査を行った。魚介類は、刺し網を用いて採集し、全長（殻長）・尾叉長（頭胸甲長・殻高）・体長（殻幅）・体重の計測後、ドブガイ以外は筋肉部位を、ドブガイについては筋肉および内臓部位を試料とした。ワカサギ、ウチダザリガニについては、筋肉部位が少量のため複数個体を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ton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) 福島県岩部ダムにおいて、2018年6月、8月、10月、11月に魚類各種（イワナ、ギンブナ、ゲンゴロウブナ、ワカサギ、コクチバス、オオクチバス、ブルーギル）、および環境水、底泥、動物プランクトンについて、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、全長・尾叉長・体長・体重の計測後、筋肉部位を試料とした。ワカサギについては、筋肉部位が少量のため複数個体を1試料とした。環境水は定点表層から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tonは、目合0.1mmのプランクton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。

(3) 千葉県手賀沼において、2018年6月、8月、10月、12月の4回、ギンブナ、コイ、ニホンウナギ、モツゴ（モツゴのみ6月、10月の2回）、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）のほか、ウナギは釜（せん）、ウナギ筒、釣りにより採集した。環境水については表層水を 20 L、底泥については 600 mL を、それぞれ定点にて採取した。魚類は全長、体長、体重を計測した後、ギンブナ、コイについては個体毎に筋肉部位を試料とし、ニホンウナギについては発育段階（黄ウナギまたは銀ウナギ）を区分した後、皮付きの筋肉部位を試料とした。ただし、全長 10 cm 未満のフナは種判別が困難なことから分析から除外した。モツゴについては魚体全体（胃内容物を含む）を、全長により 3 階級（5 cm 未満、5 cm 以上 7 cm 未満、7 cm 以上）に分け、それぞれの階級について複数個体を 1 試料とした。また、各魚種について耳石を用いて年齢査定を行った。ギンブナとコイではレキ石を、ニホンウナギでは扁平石を摘出し、薄片法によって年齢を査定した。モツゴについては、星状石をエポキシ樹脂で包埋し、表面観察法によって年齢査定を行った。環境水はガラスフィルター（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。

(4) 栃木県中禅寺湖において、2018 年 5 月～7 月に魚介類各種（ヒメマス、ホンマス、ブラウントラウト、レイクトラウト、ニジマス、ワカサギ、ウグイ、フナ、カジカ、ヨシノボリ、スジエビ、ヌカエビ）、環境水、底泥(11 地点)、藻類、プランクトンについて、放射性物質濃度測定のための標本採集調査を行った（ただし、環境水とプランクトンについては 10 月にもそれぞれサンプリングを行った）。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 30 年度進捗状況・成果

(1) 2018 年における秋元湖の環境水、底泥、動物プランクトンの Cs-137 濃度は、それぞれ平均（範囲）6.9(4.1-10.1) mBq/L、1569(800-2400) Bq/kg-dry、148(75-220) Bq/kg-dry であった。過去に Cs-137 濃度の最高値が確認された時点からの推移を見たところ、環境水、動物プランクトンでは有意な減少傾向が確認されたが、底泥では認められなかった（図 1）。

2018 年に採捕された魚介類各種の平均（範囲）Cs-137 濃度は、イワナ 36(25-56) Bq/kg-wet、ウグイ 34(15-71) Bq/kg-wet、フナ類 36(16-57) Bq/kg-wet、ヤマメ 34(25-47) Bq/kg-wet、ワカサギ 19(15-22) Bq/kg-wet、コクチバス 46(21-109) Bq/kg-wet、オオクチバス 39(26-48) Bq/kg-wet、ニゴイ 47(43-51) Bq/kg-wet、ニホンナマズ 21 Bq/kg-wet、ウチダザリガニ 23(17-30) Bq/kg-wet、ドブガイ 4(3-6) Bq/kg-wet であった。採捕数が少ないニホンナマズ、ドブガイ、オオクチバス以外について過去に Cs-137 濃度の最高値が確認された時点からの推移を見たところ、ワカサギ以外で Cs-137 濃度の有意な減少傾向が認められた（図 2, 3）。それぞれの魚介類について実効

生態学的半減期を求めたところ、イワナでは986日、ウグイ1058日、フナ類1092日、ヤマメ1403日、コクチバス789日、ニゴイ1724日、ウチダザリガニ542日と推定された。

(2) 2018年における岩部ダムの環境水、底泥、動物プランクトンのCs-137濃度は、平均(範囲)33.8(27.9-38.7) mBq/L、25817(1800-39000) Bq/kg-dry、2225(1200-3500) Bq/kg-dryであった(図省略)。

2018年に採捕された魚類各種の平均(範囲)Cs-137濃度は、イワナ200(92-409) Bq/kg-wet、ギンブナ161(92-259) Bq/kg-wet、ゲンゴロウブナ128(91-190) Bq/kg-wet、ワカサギ105(70-161) Bq/kg-wet、コクチバス172(100-229) Bq/kg-wet、オオクチバス252(100-2000) Bq/kg-wet、ブルーギル126(50-300) Bq/kg-wetであった。

(3) 2018年における手賀沼の環境水Cs-137濃度は、平均(範囲)39(27-58)mBq/L、底泥では281(250-285) 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ごとの濃度変動が大きく傾向は見られなかったが、底泥では有意な減少傾向が認められた。

2018年に採集した魚類各種のCs-137濃度の平均(範囲)は、ギンブナが30(8-52) Bq/kg-wet、コイが65(41-78)Bq/kg-wet、ニホンウナギが35(12-60)Bq/kg-wetであった(図5)。2016年から2018年にかけて採集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濃度に違いは見られなかった(図6)。2015年から2018年にかけて採集されたギンブナは0歳から7歳の範囲であり、コイの年齢は1歳から17歳の範囲であった。ギンブナでは、検体の少なかった2017年級群以外のすべての年級群でCs-137濃度の減少傾向が見られたが(図7)、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。

2018年に採集したモツゴのCs-137濃度の平均(範囲)は、全長5cm未満が14(11-16) Bq/kg-wet、全長5-7cmが20(17-23) Bq/kg-wet、全長7cm以上が30(24-35) Bq/kg-wetであった。2015年から2018年にかけてのいずれの調査年も、大型個体ほどCs-137濃度が高い傾向が見られた(図8)。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、5cm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。

(4) 2018年6月と10月における中禅寺湖の環境水Cs-137濃度はそれぞれ20.5mBq/L、12.8mBq/L、プランクトンの濃度は4.9Bq/kg-dry、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、2018年6月の底泥は平均(範囲)155(11-780)Bq/kg-dry、藻類(シルトが含まれる)Cs-137濃度は120Bq/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)。

2018年5月～7月に採捕された魚類各種の平均(範囲)Cs-137濃度は、ヒメマス23(16-29)Bq/kg-wet、ホンマス55(36-78)Bq/kg-wet、ブラントラウト90(12-180)Bq/kg-wet、レイクトラウト87(25-85)Bq/kg-wet、ニジマス11(16-34)Bq/kg-wet、ウグイ32(12-420)Bq/kg-wet、フナ類53(17-55)Bq/kg-wet、カジカ31Bq/kg-wet、ヨシノボリ類9.5Bq/kg-wet、ワカサギ19Bq/kg-wet、スジエビ16Bq/kg-wet、ヌカエビ36Bq/kg-wetであった。2012年からのデータを合わせたところ、ニジマス、カジカとヌカエビ以外の魚種では、Cs-137濃度の有意な減少傾向が認められた(図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 1326 日、ホンマス 1577 日、ブラウントラウト 1471 日、レイクトラウト 1850 日、ウグイ 2173 日、フナ類 1882 日、ヨシノボリ類 961 日、ワカサギ 1533 日、スジエビ 1637 日と推定された。

3. 今後の課題

秋元湖に生息する各魚種において、Cs-137 濃度の下げ止まりの現象が起きていることが明らかとなった。下げ止まりに関する要因の解明が今後の課題である。今年度、手賀沼に生息するコイやウナギで高濃度の個体は確認されなかったが、濃度の個体差が大きいため引き続き調査を継続していく必要がある。

図表

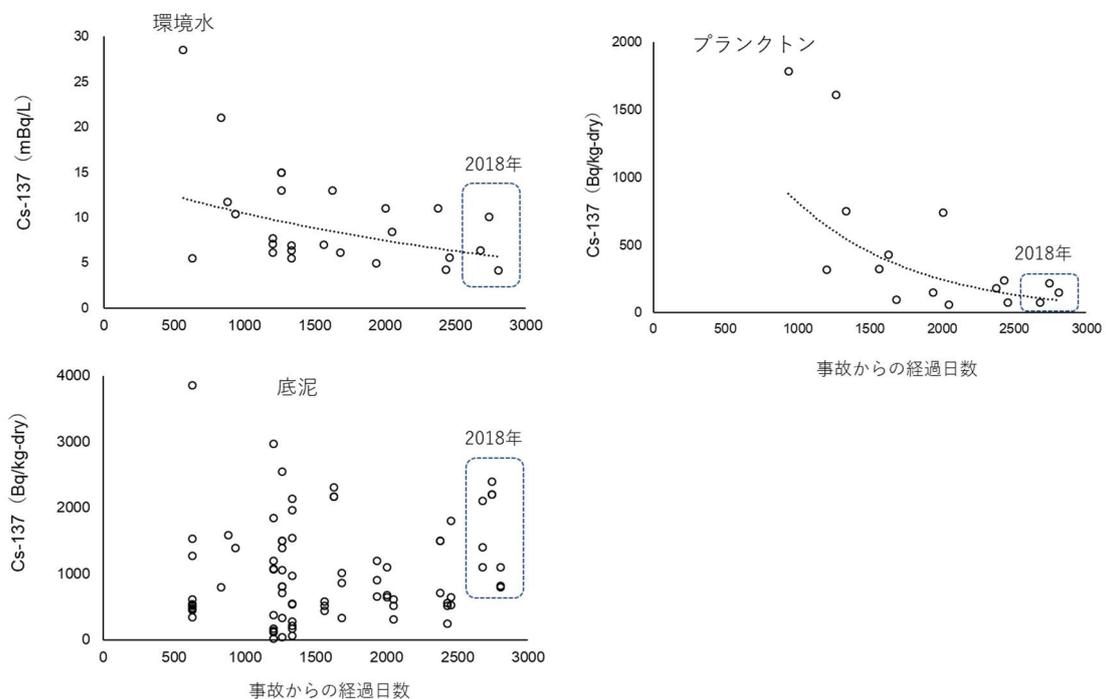


図 1. 秋元湖における環境水、底泥、動物プランクトンの Cs-137 濃度の推移。点線は指数近似曲線を示す。

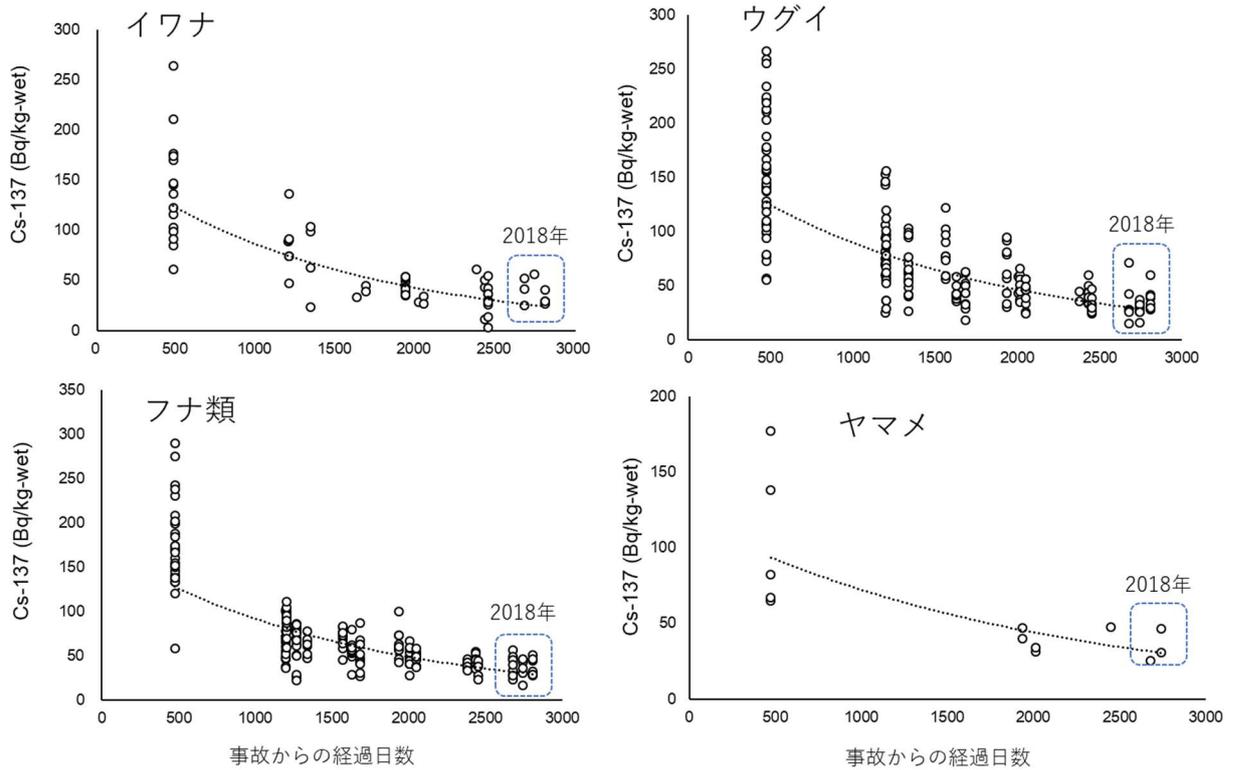


図 2. 秋元湖におけるイワナ、ウグイ、フナ類、ヤマメの Cs-137 濃度の推移。点線は指数近似曲線を示す。

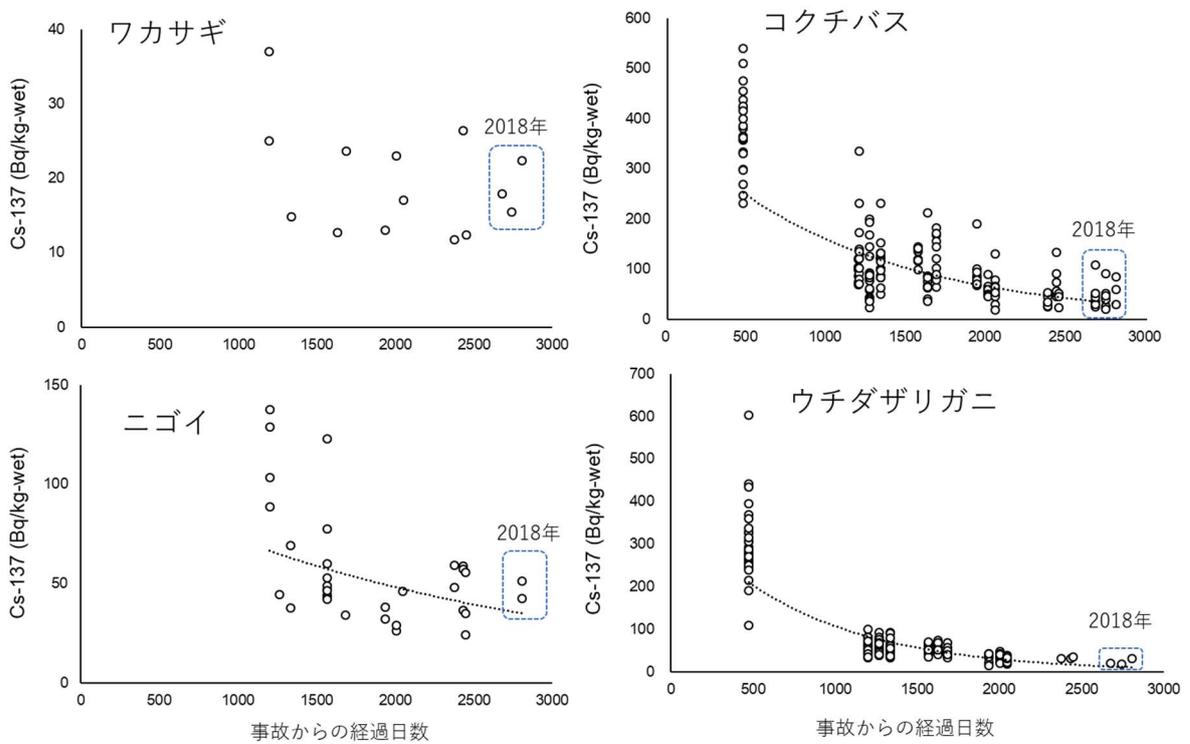


図 3. 秋元湖におけるワカサギ、コクチバス、ニゴイ、ウチダザリガニの Cs-137 濃度の推移。点線は指数近似曲線を示す。

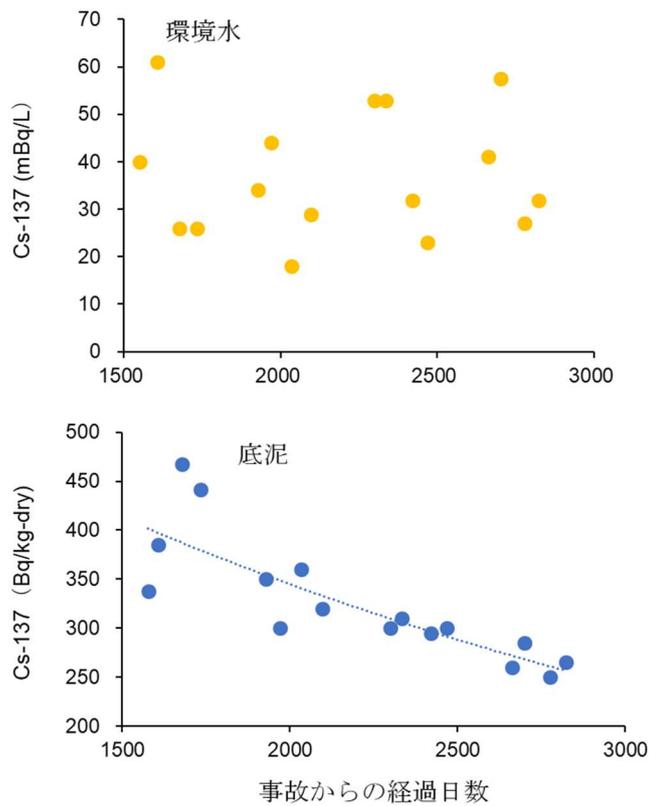


図 4. 手賀沼における環境水と底泥の Cs-137 濃度の推移。点線は指数近似曲線を示す。

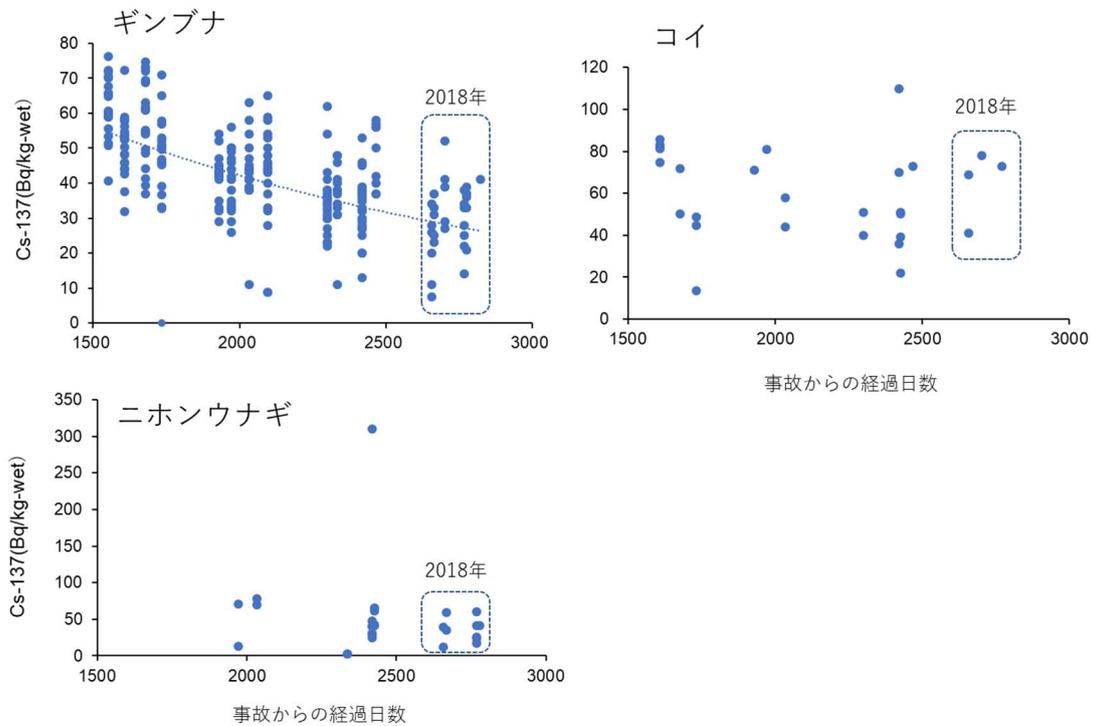


図 5. 手賀沼におけるギンブナ、コイ、ニホンウナギの Cs-137 濃度の推移。なお、検出下限値未満のデータは、0 Bq/kg-wet として表記した。点線は指数近似曲線を示し、検出下限値未満のデータは除いた。

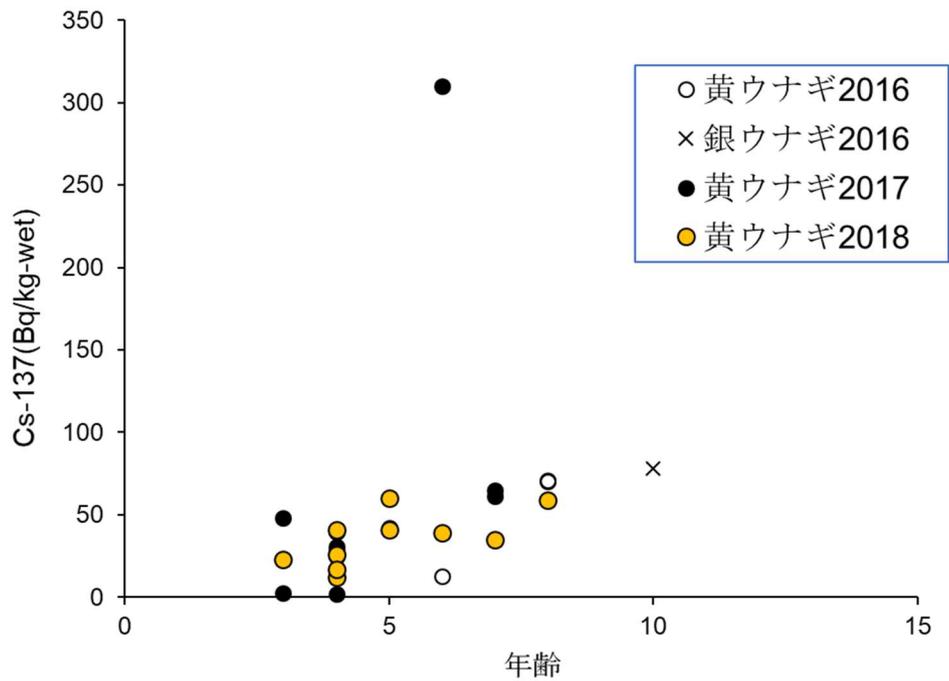


図 6. 手賀沼におけるニホンウナギの年齢別、発育段階別の Cs-137 濃度。

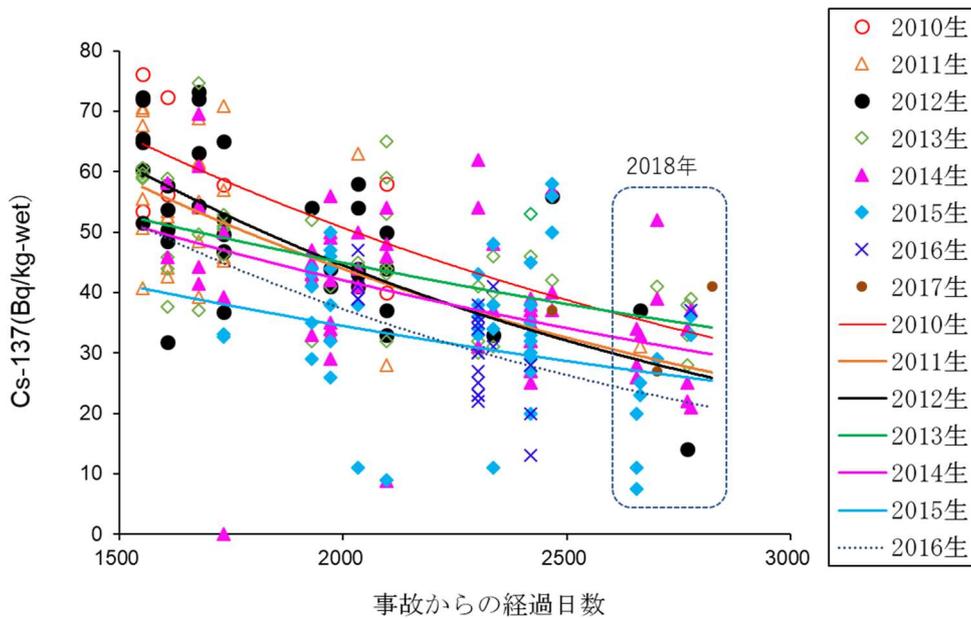


図 7. 手賀沼におけるギンズナの年級群別 Cs-137 濃度の推移。検出下限値未満のデータは 0 Bq/kg-wet として表記し、指数近似曲線からは除いた。

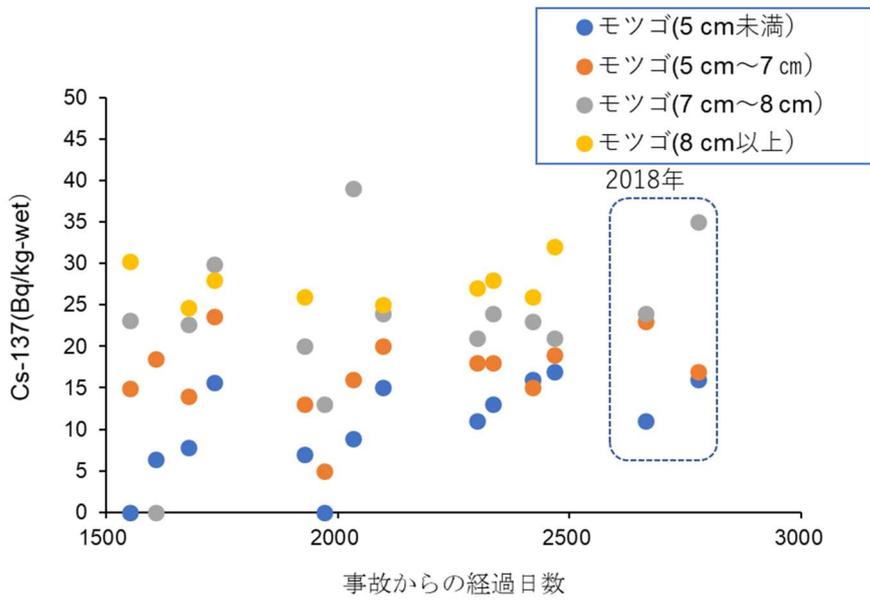


図 8. 手賀沼におけるモツゴの全長別 Cs-137 濃度の推移。なお、検出下限値未満のデータは、0 Bq/kg-wet として表記した。

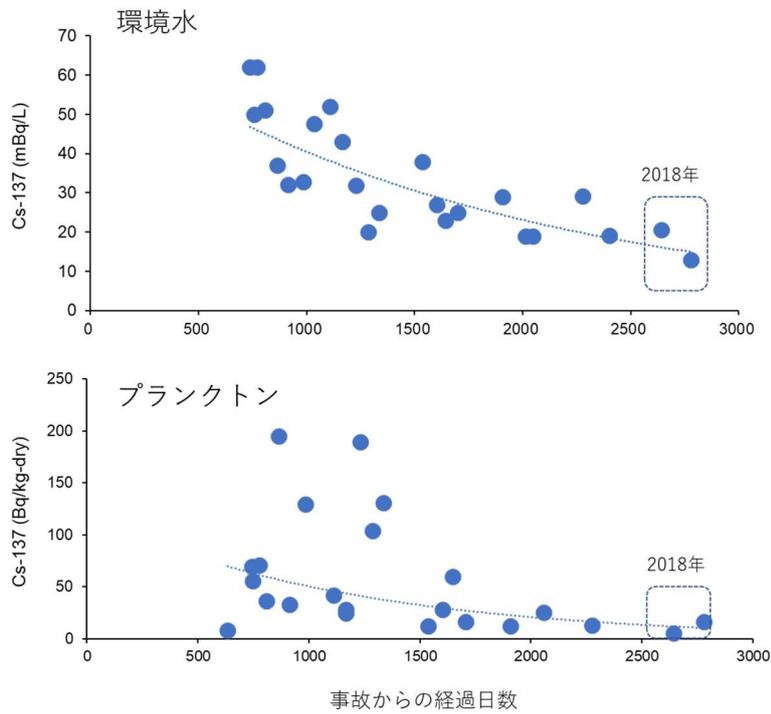


図 9. 中禅寺湖における環境水、プランクトンの Cs-137 濃度の推移。点線は指数近似曲線を示す。

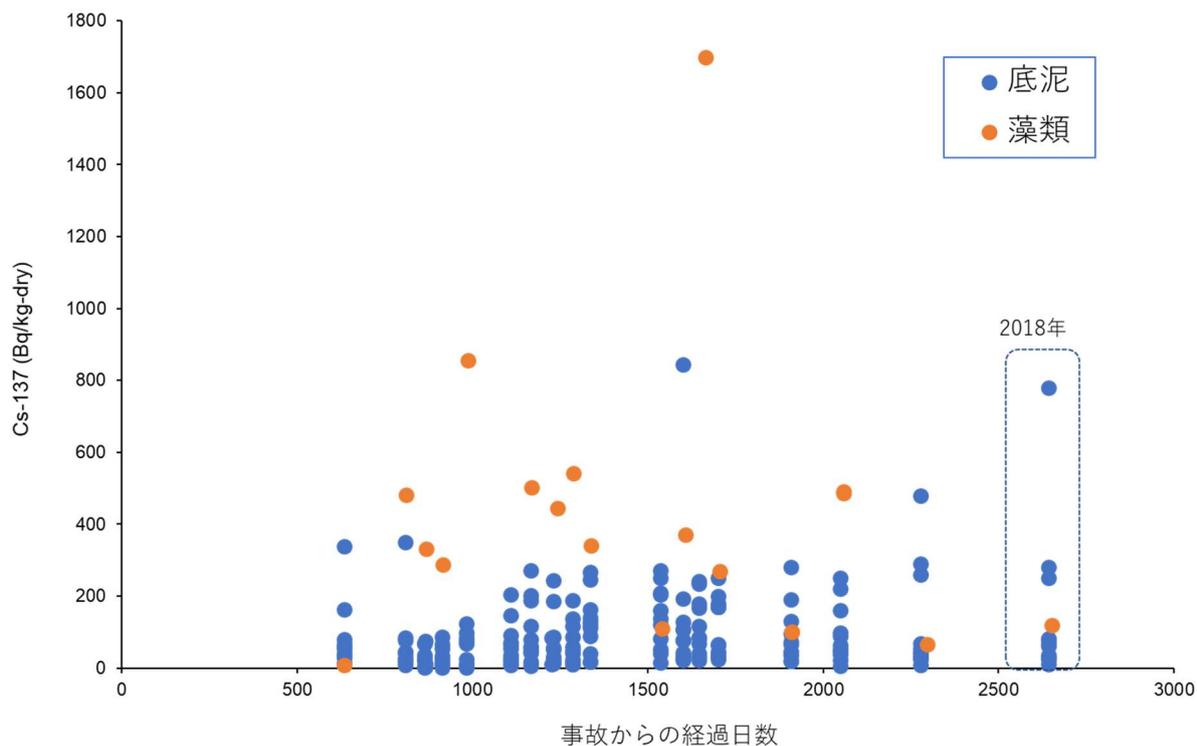


図 10. 中禅寺湖における底泥、藻類（シルトを含む）の Cs-137 濃度の推移。

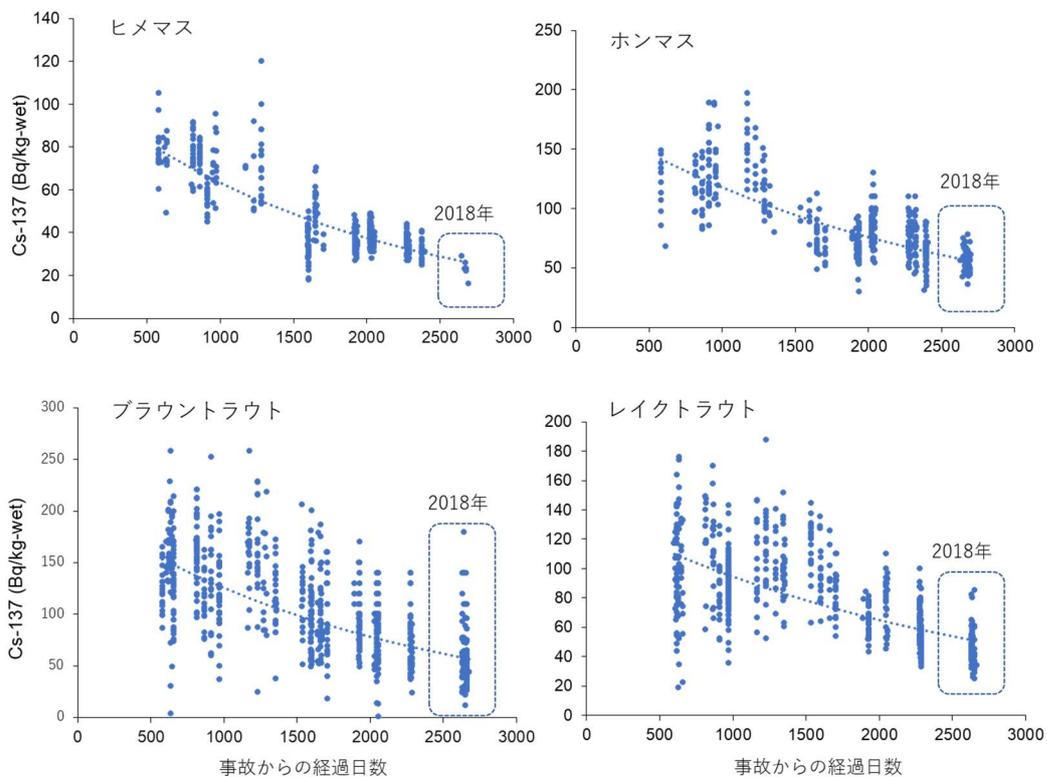


図 11. 中禅寺湖におけるヒメマス、ホンマス、ブラウントラウト、レイクトラウトの Cs-137 濃度の推移。点線は指数近似曲線を示す。

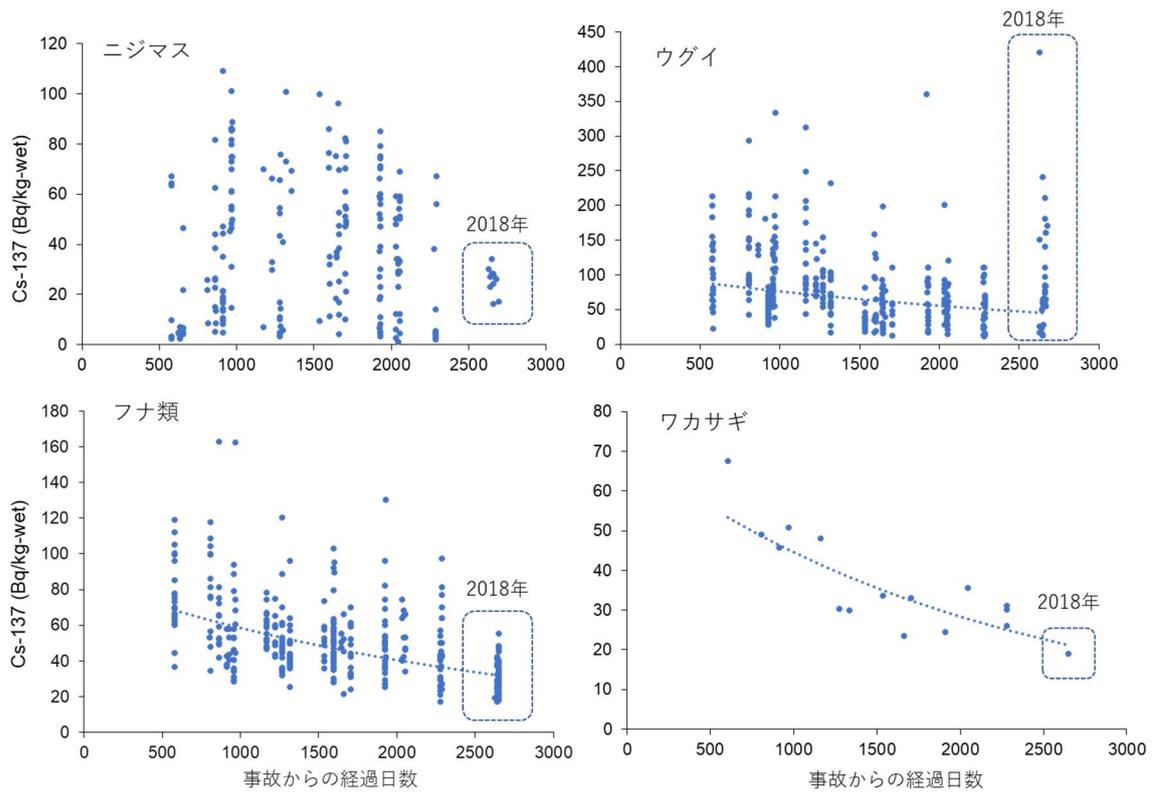


図 12. 中禅寺湖におけるニジマス、ウグイ、フナ類、ワカサギの Cs-137 濃度の推移。点線は指数近似曲線を示す。

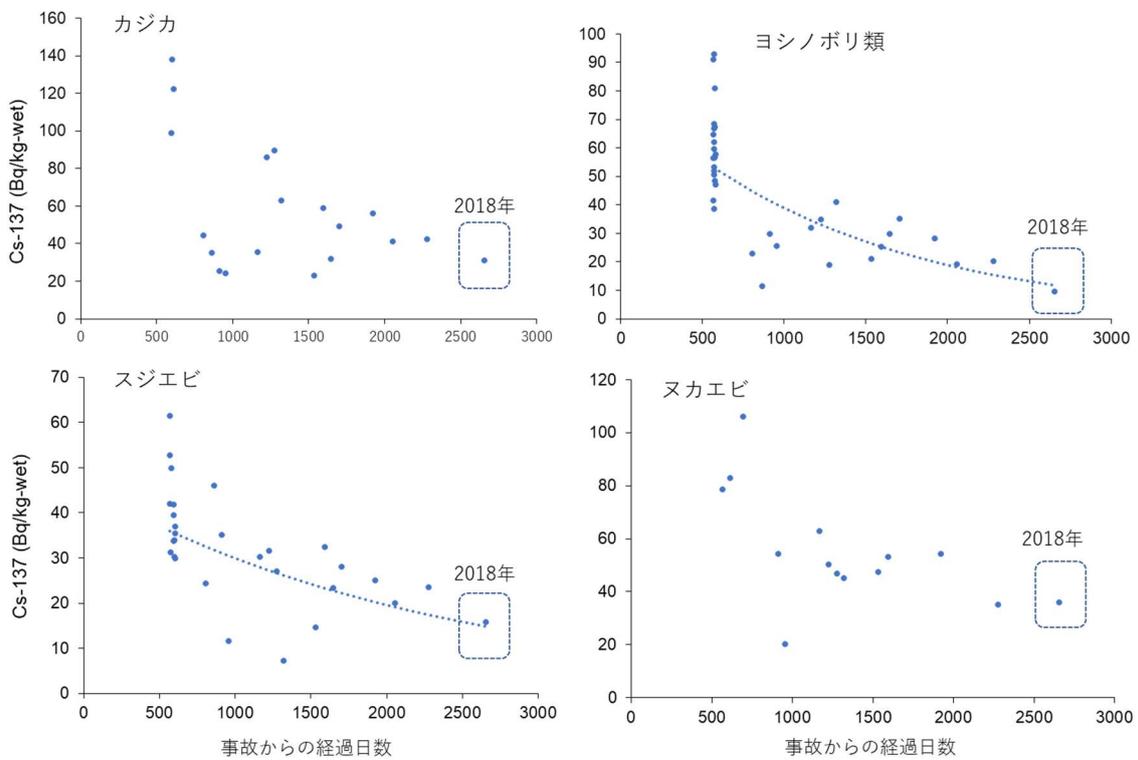


図 13. 中禅寺湖におけるカジカ、ヨシノボリ類、スジエビ、ヌカエビの Cs-137 濃度の推移。点線は指数近似曲線を示す。

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 漁場管理グループ 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 海洋・生態系研究センター 放射能調査グループ ⁴
担当者職名・担当者名	グループ長・山本祥一郎 ¹ , 研究員・中久保泰起 ² , 主任上席研究員・宮里幸司 ³ , 主任研究員・坪井潤一 ¹ , 主任研究員・帰山秀樹 ⁴

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、2018年6～9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2018年7月、阿賀川では2018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、2018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30年度進捗状況・成果

(1) 福島県の調査河川における2018年の環境水Cs-137濃度{平均(範囲)}は、新田川で19(15-24)mBq/L、木戸川2.5(1.7-4.0)mBq/L、阿武隈川5.9(4.7-7.5)mBq/L、鮫川は検出下限値未満(<1.17mBq/L)、阿賀川は検出下限値未満(<0.93mBq/L)であった。なお、阿賀川の環境水については、2013年10月から検出下限値未満が続いている。いずれの調査河川においても、過去に最大のCs-137濃度が確認された時点から2018年までの間で、有意に減少していることが確認された(図1)。2018年に採取した底泥のCs-137濃度{平均(範囲)}は、新田川で357(220-600)Bq/kg-

dry、木戸川 103(70-120) Bq/kg-dry、鮫川 210 Bq/kg-dry、阿武隈川 42(25-56) Bq/kg-dry、阿賀川で 2.7 Bq/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。

アユの筋肉部位、内臓部位、藻類の Cs-137 濃度について、過去に最高値が確認された時点からの推移を図 2 に示した。2018 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 25(19-39) Bq/kg-wet、262(96-510) Bq/kg-wet、木戸川 8.0(5.7-11) Bq/kg-wet、65(7.2-140) Bq/kg-wet、鮫川 2.1 Bq/kg-wet、23 Bq/kg-wet、阿武隈川 8.1(5.7-14) Bq/kg-wet、55(18-100) Bq/kg-wet、阿賀川 0.73 Bq/kg-wet、0.59 Bq/kg-wet であり、鮫川のアユ内臓以外について Cs-137 濃度に有意な減少傾向が認められた。また、2018 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)180(130-270) Bq/kg-wet、木戸川 64(50-82) Bq/kg-wet、鮫川 7.9 Bq/kg-wet、阿武隈川 142(55-270) Bq/kg-wet、阿賀川は 1.3 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。全体を通して、アユの筋肉部位の Cs-137 濃度は内臓部位よりも低く、内臓部位の濃度は藻類と同程度で推移していた(検体数の少ない阿賀川を除く)。過去に Cs-137 濃度の最高値が確認された時点から 2018 年までのデータを用い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 571 日と 692 日、木戸川では 660 日と 781 日、阿武隈川では 780 日と 779 日、阿賀川では 741 日と 449 日、鮫川では 490 日と 1420 日と推定された(鮫川の内臓部位については検体数が少ないために参考値とする)。

(2) 2018 年における利根川の環境水 Cs-137 濃度は、平均(範囲)4.6(2.1-8.1) mBq/L、底泥では 32(29-37) 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間の濃度変動が大きく傾向は見られなかったが、底泥では有意な減少傾向が認められた。2015 年からのニホンウナギ Cs-137 濃度の推移を図 4 に示した。2018 年に採捕したニホンウナギの Cs-137 濃度平均は 3.7 Bq/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未満(<0.75)から 40 Bq/kg-wet であった。2015 年から 2018 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、2017 年の標本については年齢間および発育段階で Cs-137 濃度に違いは見られず 10 Bq/kg-wet 以下の値であったが、2015 年、2016 年及び 2018 年の標本では、高齢の銀ウナギで比較的高い Cs-137 濃度をもつ個体(最高 45 Bq/kg-wet)が確認された。

3. 今後の課題

本年度、利根川のニホンウナギでは銀ウナギで最大 40 Bq/kg-wet の個体が採取され、個体差が大きいことが分かってきた。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。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、内臓で高濃度の外れ値が確認されることがあり、原因の解明が課題である。

図表

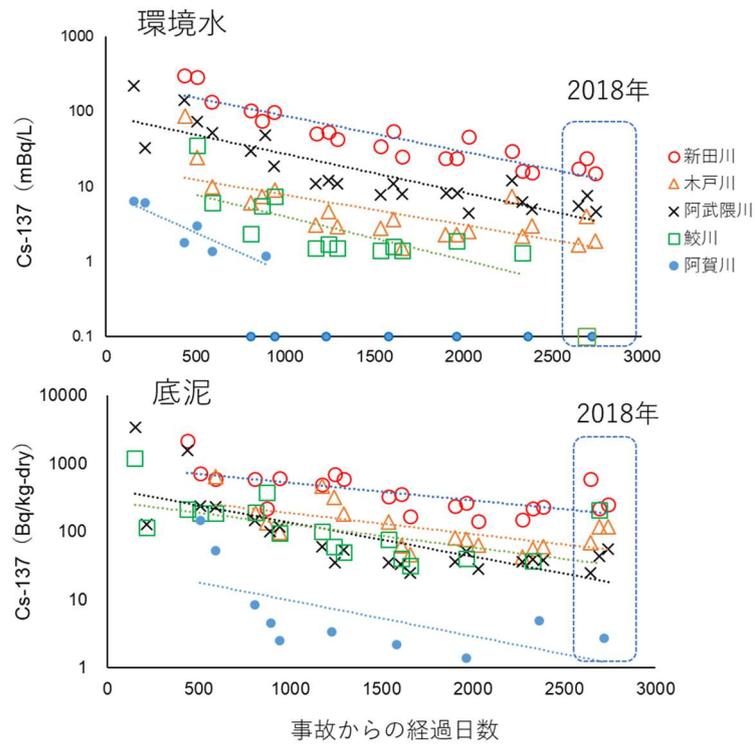


図 1. 福島県新田川、木戸川、鮫川、阿武隈川、阿賀川における環境水と底泥の Cs-137 濃度の推移。点線は指数近似曲線を表す。なお、検出下限値未満の検体については、指数近似曲線の解析から省き、横軸上にプロットした。

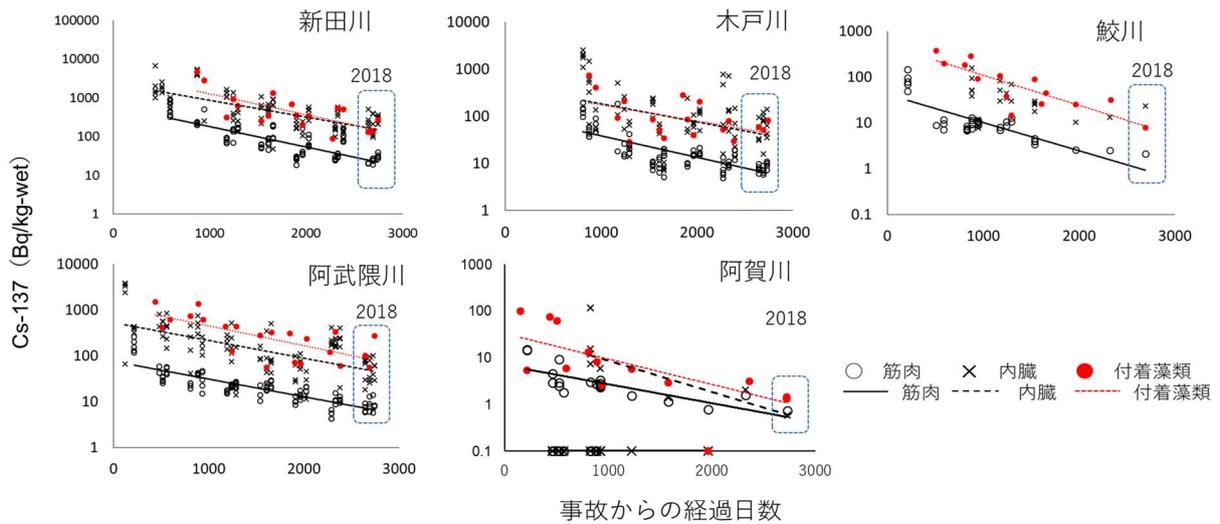


図 2. 福島県新田川、木戸川、鮫川、阿武隈川、阿賀川におけるアユの筋肉、内臓（胃内容物を含む）、藻類（シルトを含む）の Cs-137 濃度の推移。点線は指数近似曲線を表す。なお、検出下限値未満の検体については、指数近似曲線の解析から省き、横軸上にプロットした。

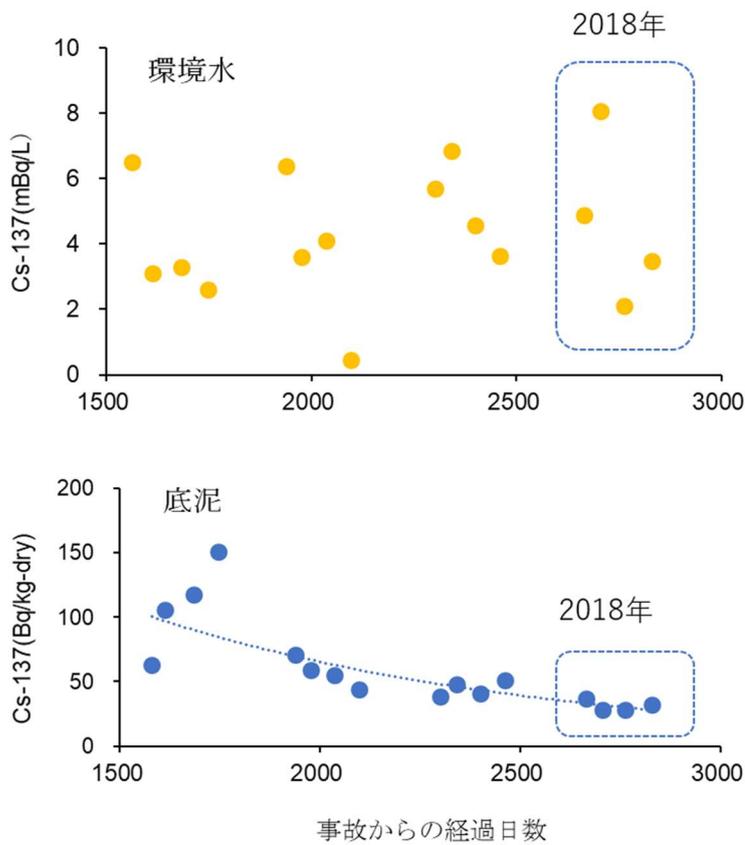


図 3. 利根川における環境水と底泥の Cs-137 濃度の推移。

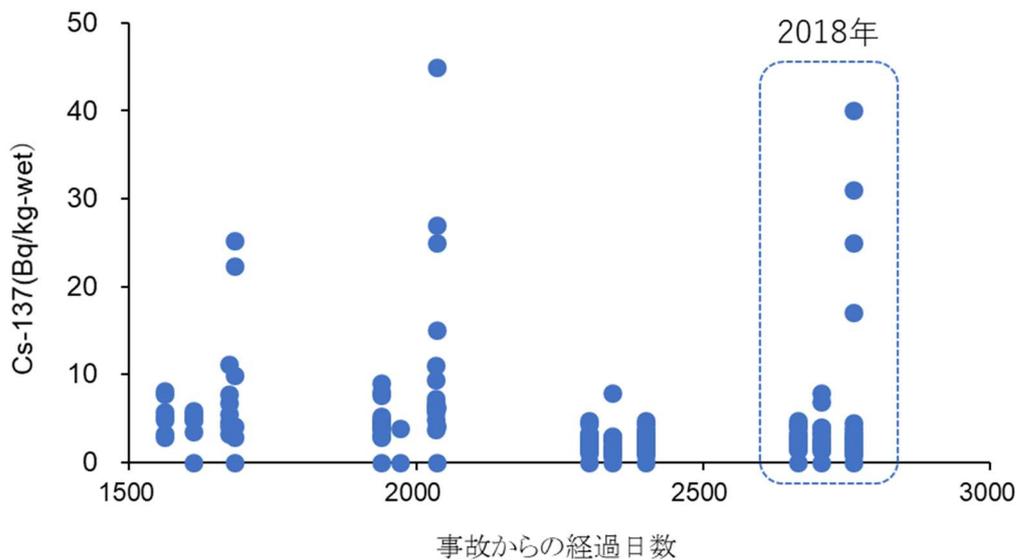


図 4. 利根川におけるニホンウナギの Cs-137 濃度の推移。なお、検出下限値未満のデータは、0 Bq/kg-wet として表記した。

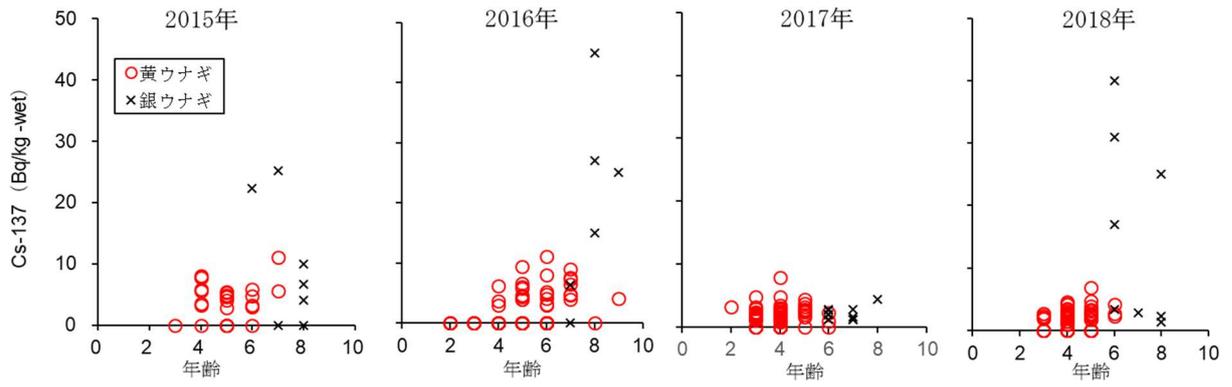


図 5. 利根川におけるニホンウナギの年齢別、発育段階別の Cs-137 濃度。なお、検出下限値未満のデータは 0 Bq/kg-wet として表記した。

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	主任研究員・松田圭史 グループ長・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。実験は2017年10月から翌年6月にかけて行った。供試魚は0+ヒメマス（平均体重 ± 標準偏差 [以下 S.D.] = 2.49 ± 0.38 g, n=450）と1+ヒメマス（71.3 ± 5.6 g, n=200）を用いて、それぞれをヒメマス小区とヒメマス大区とした。2017年の10月上旬にそれぞれを1面のFRP水槽（長さ 1.8 × 幅 0.9 × 深さ 0.7 m）とFRP水槽（長さ 3 × 幅 1.4 × 深さ 0.9 m）に収容した。水槽に収容後、ヒメマス小区から10尾、ヒメマス大区から5尾のサンプリングを行った。供試魚は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8.2-10.5°Cの間で維持した。

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、198 ± 9 Bq/kg-乾燥重量 [以下 dry] (± S.D. n = 6)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 56 日目まで与え、それ以降は放射性セシウムを含まない配合餌料（ます類稚魚用強健タイプ EP3 号；にじます育成用 2P、科学餌料研究所）を 252 日目まで与えた。実験開始後、2 週間毎にヒメマス小区から 10 尾、ヒメマス大区から 5 尾のサンプリングを行った。これらの実験と並行して、56 日目に両区からそれぞれ半数の供試魚を別の同型の FRP 水槽に移し、継続して R ペレットを与え続ける区を設けて 252 日目まで飼育し、2 週間毎にヒメマス小区から 10 尾、ヒメマス大区から 5 尾の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、個体別に 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 濃度の上昇率と下降率について調べた。成長希釈を考慮した Cs-134 + Cs-137 の排出率の比較は、各供試魚の筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度にサンプリング時の体重を乗じて供試魚 1 尾あたりの Bq 値を求めて行った。

一定期間のヒメマス小区とヒメマス大区の、筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度の変化と成長希釈を考慮した Cs-134 + Cs-137 排出率は、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 30 年度進捗状況・成果

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 56 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56日目までの筋肉のCs-134 + Cs-137濃度の上昇率に有意な差は認められなかった(ANCOVA, $F = 0.83$, $df = 1$, $P = 0.366$)。しかし、放射性セシウムを含む餌を摂餌した期間ではヒメマス小区がヒメマス大区に比べて筋肉の放射性セシウム濃度が有意に高かった(ANCOVA, $F = 13.1$, $df = 1$, $P < 0.001$)。

実験開始から56日目に、Rペレットから放射性セシウムを含まない配合餌料に切り替えた後は、両区で筋肉のCs-134 + Cs-137濃度は有意に低下し($R^2 = 0.81-0.91$, $P < 0.001$)、実効生物学的半減期はヒメマス小区で50日、ヒメマス大区で99日となった(図3)。

両区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。成長希釈を考慮したCs-134 + Cs-137の排出率は、ヒメマス小区に比べてヒメマス大区で有意に早かった(ANCOVA, $F = 455$, $df = 1$, $P < 0.001$)。

(Rペレット継続区)

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5に示す。長期間Rペレットを摂餌しても、両区とも筋肉の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かった。

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違いに着目し、ヤマメにおいても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

図表

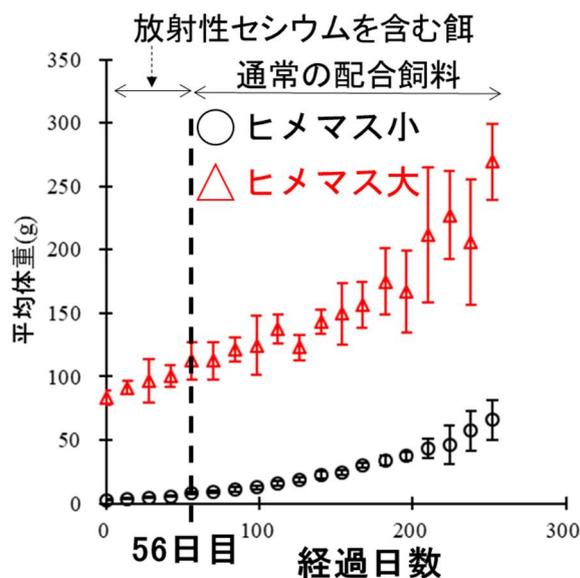


図1. 実験期間の供試魚の体重の変化。

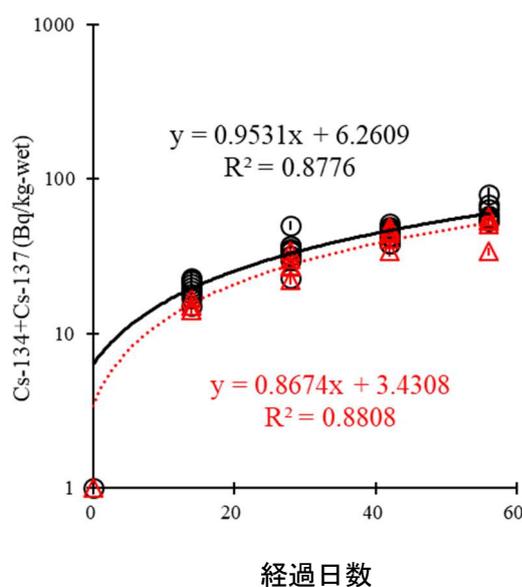


図2. 実験開始から56日目までの筋肉のCs-134 + Cs-137濃度の変化。

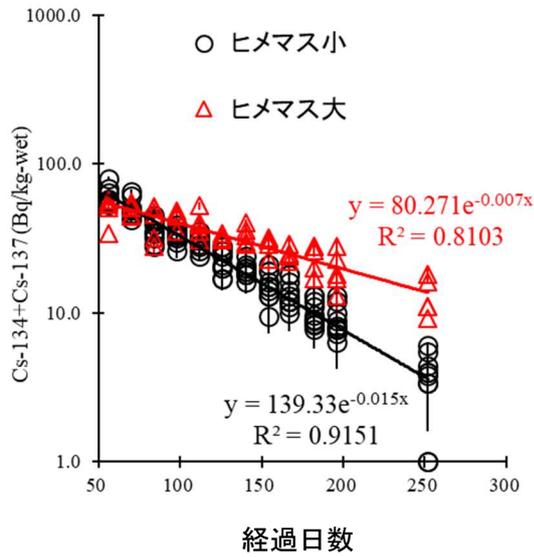


図 3. 56 日目以降の筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度の変化。

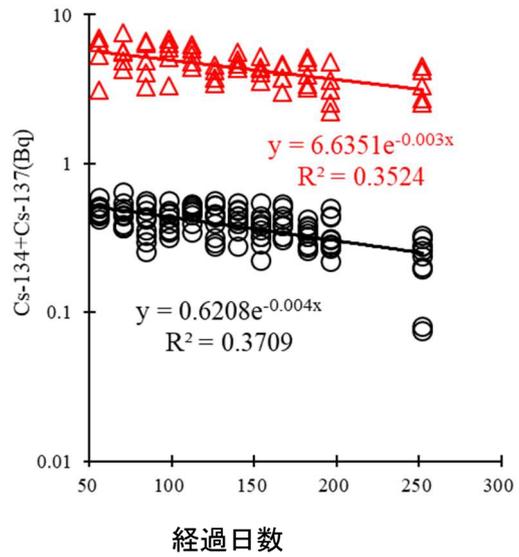


図 4. 各供試魚の成長希釈を考慮した Cs-134 + Cs-137 の排出傾向。

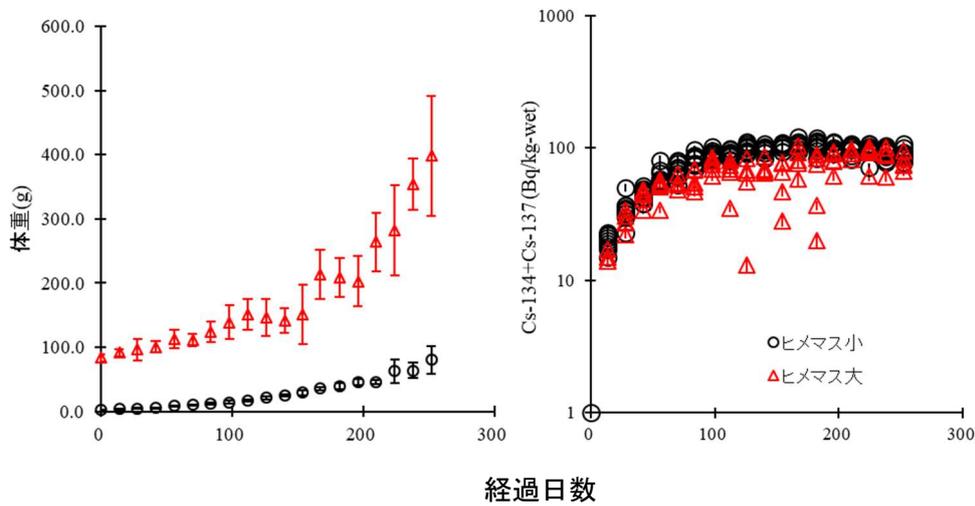


図 5. R ペレット継続区における実験期間の供試魚の体重変化と筋肉の Cs-134 + Cs-137 濃度の変化。

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・山本祥一郎 ¹ 主任研究員・阿久津正浩 ² 、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着し、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基準値（100 Bq/kg）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漁業や遊漁を行うことができないため、地域の水産業や経済に多大な影響を及ぼすことが懸念される。

栃木県中禅寺湖では、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、中禅寺湖漁協ではキャッチ・アンド・リリース（以下、C&R）制（釣った魚をその場で再放流することが条件の遊漁）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・漁業の実態を把握するとともに、C&R制による漁場運営が地域経済に及ぼす影響を明らかに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は中禅寺湖漁協の協力を得て実施した。

(2) 遊漁者の来訪により生み出された県内での消費額を明らかにするため、2018年に中禅寺湖に訪れた遊漁者を対象として釣行に要した消費額のアンケート調査を実施した。アンケート用紙の配布は、漁場での巡回および中禅寺湖漁協、遊漁承認証発券所、釣り船店等の協力を得て行った。釣り方により消費形態が異なるため、マス岸釣り（以下、岸釣り）、マス船釣り（以下、船釣り）に分類して消費額を算定し、それぞれの遊漁者数を乗じて年間の消費額を推定した。次に、消費額に年による差異はないと仮定し、2018年の釣り方別の消費額を2012年から2018年までの各遊漁者数に乗じて、C&R制導入以降の総消費額を推定した。なお、C&R制のみに起因する消費額とするため、解禁となった2017年以降のヒメマス釣りによる消費額は除いた。

2. 平成30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%）。2013年以降、延べ遊漁者数は毎年増加し、2018年には事故以前の水準を上回る19,424人となった（2010年比126%）。釣り方別の延べ遊漁者数は、2018年の岸釣りでは16,126人と事故前の水準を大きく上回った（2010年比157%）（図1）。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、3,298人と事故前の水準に達していない（2010年比63%）。ヒメマス以外のマス類がまだ解禁していないこと、ヒメマスの釣れ具合が安定していないことなどがその要因と考えられる。組合員数は原発事故以前から減少傾向が認められ、事故後2017年までは減少の傾きが2.6倍となりその傾向が強まった（図2）。しかし、2018年には前年からの減少数はゼロとなり、ヒメマスの解禁によって下げ止まったとみられる。

(2) アンケートの有効回答数は、岸釣り477（うち女性8）件、船釣り70（うち女性1）件であった。遊漁者の住所は、いずれも栃木県が3割、栃木県を除く関東地方が6割を占め、県外の割合が高かった（図3）。岸釣りについては北海道、九州などの遠方から訪れる遊漁者がみられ、レイクトラウトを含む多様なマス類が遊漁者を惹きつけていると考えられた。岸釣りと船釣りの年齢のピークは40代と50代にあり、平均年齢は49歳、51歳であった。（図4）。

遊漁者一人一日当たりの栃木県内の消費額は、岸釣りが5,046円、船釣りが12,602円であった（図5）。船釣りは貸船にかかる金額が多いため、岸釣りに比較して消費額が大きくなった。2018年の遊漁者数は、岸釣り16,126人、船釣り3,298人であったことから、遊漁料収入を含めると県内での年間消費額は1.8億円と推定された。本調査では、高速料金等の交通費、釣道具などの聞き取りが不十分であったため、消費額が過小評価されたと言える。2012年からの7年間でC&R制の対象となる遊漁者による県内消費総額は、7.7億円にのぼった。C&R制導入による漁場運営は、遊漁者集客・遊漁料収入確保だけでなく、地域への多大な経済効果をもたらした。

3. 今後の課題

(1) 岸釣りは事故前の水準を大きく上回り、C&R制導入以降年々増加してきたが、船釣りは伸び悩んでいる。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く、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。組合員数については、減少傾向は止まったものの、一度離れた組合員は戻っていない。C&R制は組合員にメリットが少なく、組合員を引きつける力は小さい。組合員数の維持、回復に向けた取り組みが今後の課題である。

(2) C&R制を対象とした遊漁者による消費額は少なく見積もっても7.7億円であることが示され、漁協の活動が地域経済に大きく貢献していることが明らかとなった。漁協の貢献に対する地域の理解が進み、漁協と地域が一体となった取り組みが推進することで地域活性化が図られることが期待される。

以上のことから、C&R制による漁場運営は制限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り、地域経済にも大きく貢献するツールとなりうる。

図表

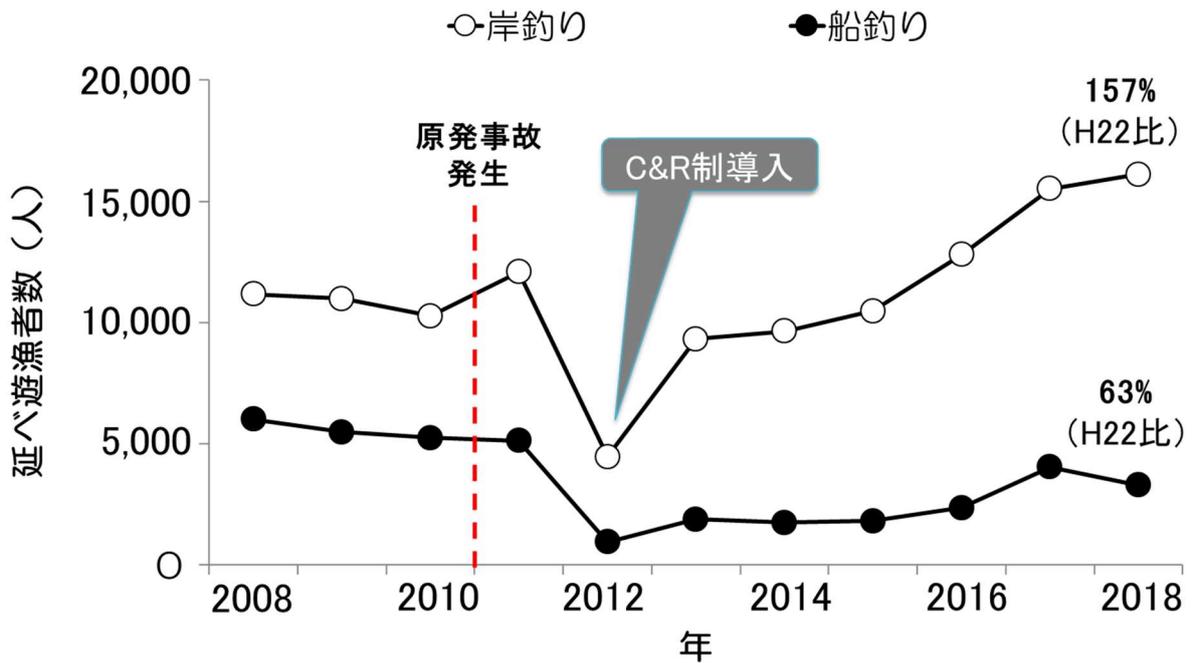


図1. 中禅寺湖におけるマス釣りの延べ遊漁者数の推移。

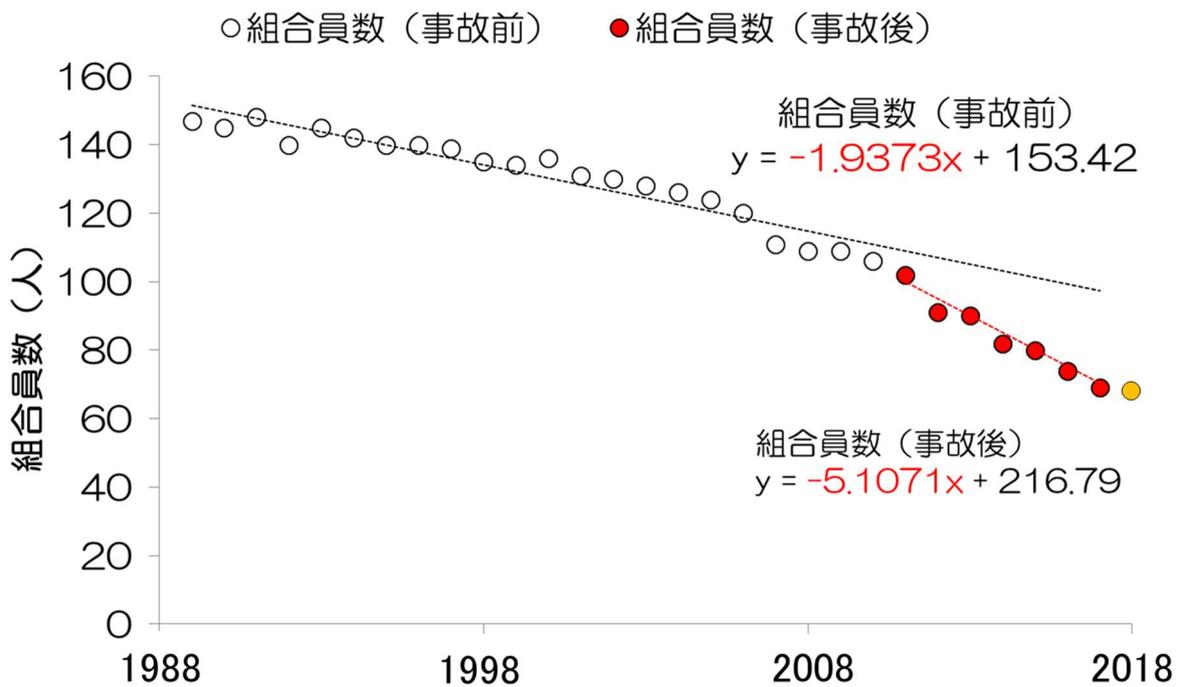


図2. 中禅寺湖漁業協同組合員数の推移。

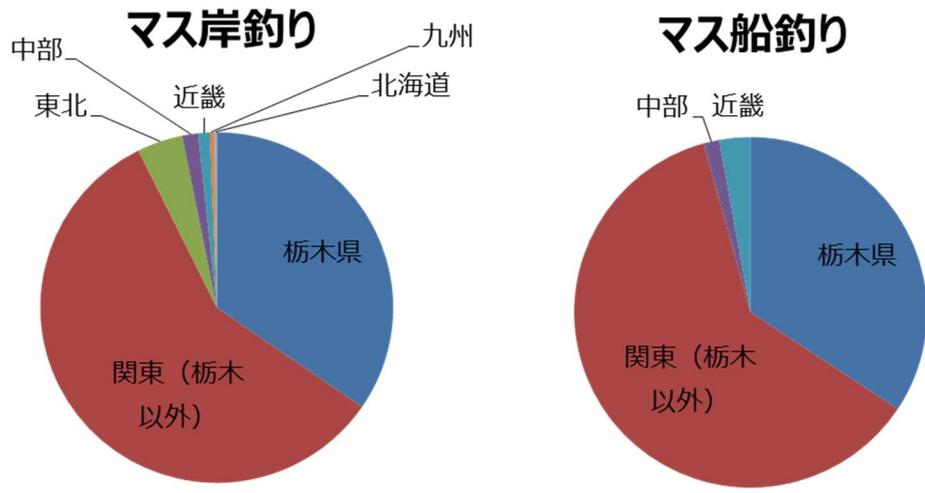


図3. 遊漁者の住所。

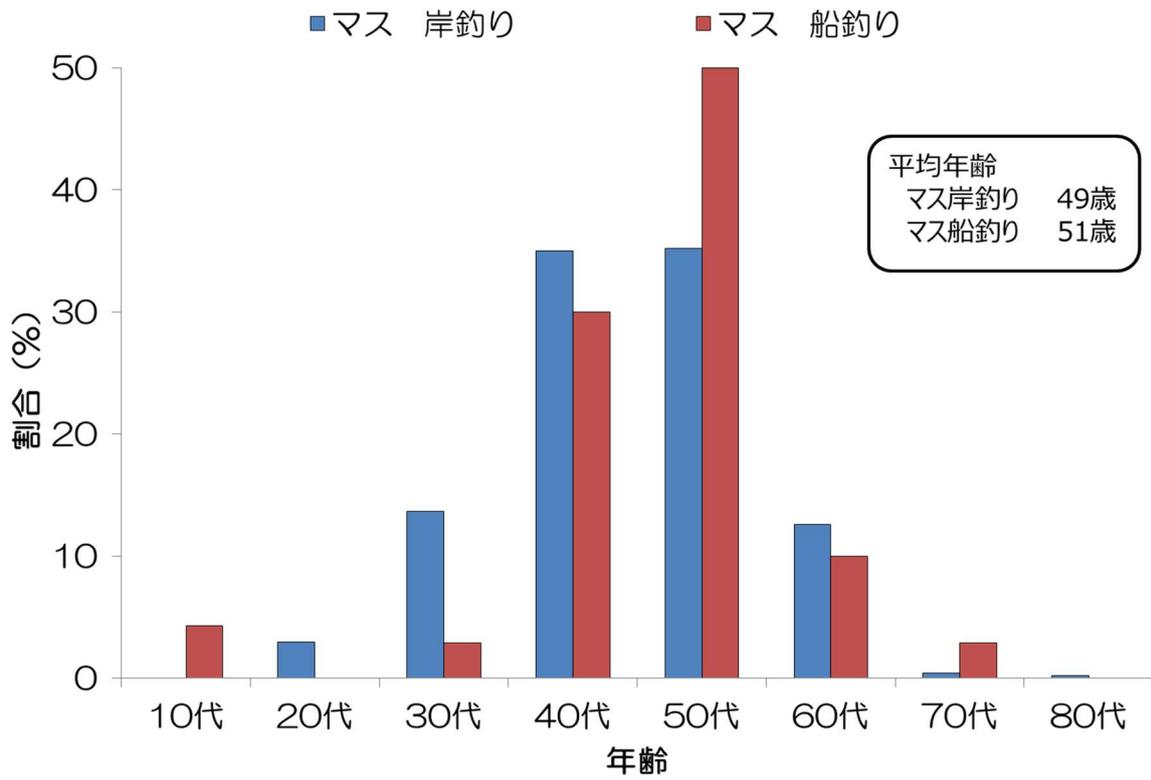
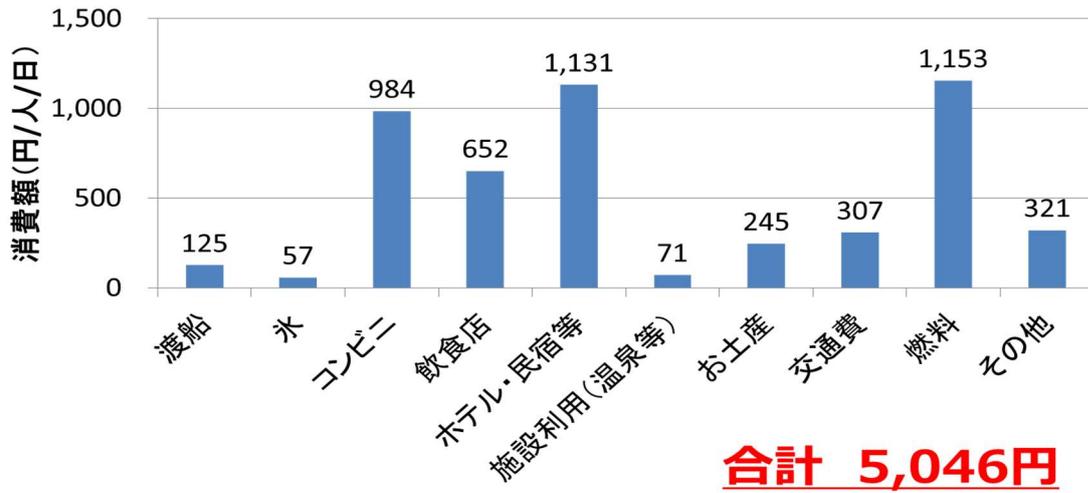


図4. 遊漁者の年齢。

マス岸釣り遊漁者



マス船釣り遊漁者

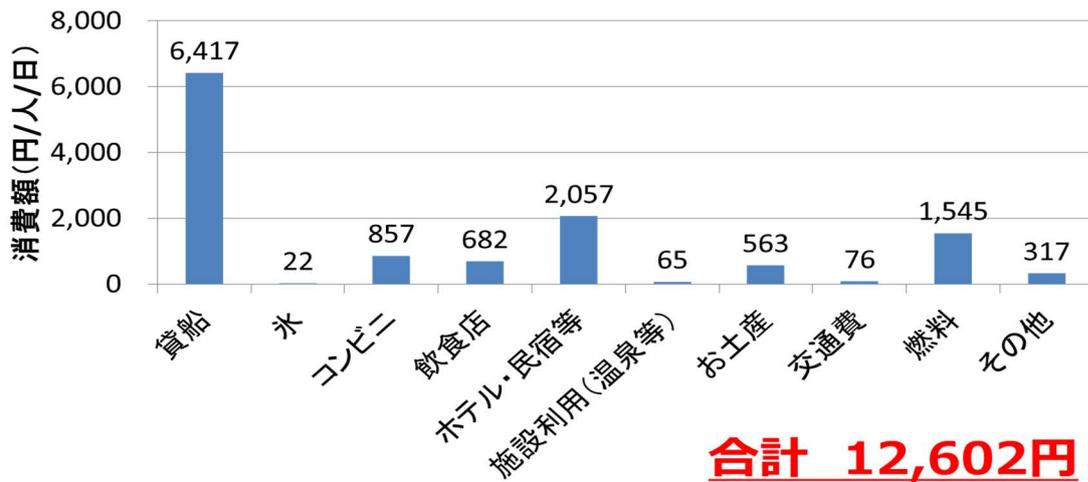


図 5. 遊漁者の栃木県内での消費額。

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 ¹ 東北水研 資源環境部 沿岸資源G ² 東北水研 資源環境部 海洋動態G ³ 東北水研 資源管理部 底魚資源G ⁴ 福島県水産資源研究所 ⁵ 、福島県海洋研究センター ⁶ 茨城県水産試験場 定着性資源部 ⁷ 長崎大学大学院 ⁸
担当者職名・担当者名	部長・栗田 豊 ¹ 研究員・富樫博幸 ² 、グループ長・木所英昭 ² グループ長・奥西 武 ³ 、主任研究員・笥 茂穂 ³ グループ長・成松庸二 ⁴ 、研究員・柴田泰宙 ⁴ 主任研究員・實松敦之 ⁵ 、研究員、坂本 啓 ⁶ 部長・山崎幸夫 ⁷ 、技師・百成 渉 ⁷ 教授・河邊 玲 ⁸

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。

本年度は、季節的深浅移動を評価する目的で、2011～2016年福島県試験操業および2011～2018年茨城県調査船で得られたデータの解析を行った。得られた結果を、昨年度解析した福島県標本船、およびバイオロギングの解析結果と比較し、深浅移動を総合的に解釈した（図1）。

また、南北移動を評価する目的で、仙台湾（2011～2016年東北水研トロール調査、30～80m）および茨城県沖（2011～2018年茨城県調査船、80～250m）におけるヒラメ密度の季節変化を明らかにした。これらの結果と、昨年度解析した福島県沖（2011～2015年福島県調査船、10～200m）の解析結果を合わせて、仙台湾・常磐海域におけるヒラメ分布の季節変化を総合的に解釈した。

マダラ

昨年までの調査で、東北海域では震災後にマダラ資源が大幅に増加していた。その増加は卓越年級の発生によるものではなく、若齢魚の成育場における漁獲圧が大幅に低下したことにより、若齢魚が多く生き残ったことと、マダラ若齢魚の早い体重増によるものであることが明らかになった。

本年は、震災前後における東北海域のトロール調査結果を元に、海域別、年級別に密度の変化を調べることで、東北の南部海域で増加した若齢魚が成長と共にどの程度北部海域に拡散するかを明らかにした。また、南北境界からの距離の影響を調べ、拡散の規模とタイミングを明らかにした。具体的には、震災後の漁業活動が大幅に低下していた宮城～茨城沖を保護エリア、震災前

と大きく変わらなかった青森、岩手沖を非保護エリアと見立て（図 2、3）、保護エリアから非保護エリアへの移動時期、移動量および境界からの距離の影響を調べた。

2. 平成 30 年度進捗状況・成果

ヒラメ

（1）2011～2016 年福島県試験操業で採集されたヒラメの年齢別・月別分布水深は、1 歳魚が周年 50m 以浅に分布していたのに対して、2 歳以上の個体は冬季に 0～200 m、夏季に 0～100 m 以浅に集中していた。また、2011～2018 年茨城県調査船で採集されたヒラメは、冬季は水深 250m まで出現したが、夏季はほとんどの個体が 100m 以浅に出現した（図 4）。以上の結果は、昨年度得られた福島県標本船解析の結果、およびバイオロギング（仙台湾～常磐海域）から得られた分布水深の頻度分布の結果と一致した。

（2）仙台湾で採集されたヒラメの密度は周年にわたりほぼ一定の値であった。これに対して、茨城県沖では夏季に密度が非常に低くなった（図 5）。夏季の低密度は、いわき沿岸～沖合で実施されている福島県調査船による採集結果からも確認されている（昨年度成果）。また、標識放流結果からは、夏季に北方へ、冬季に南方へ移動する個体がいることが確認されている（一昨年度成果）。以上のことから、夏季は分布が全体的に北に移動し、冬季は分布が全体的に南に移動することが推察された。

マダラ

（1）震災前と比較すると、北部海域は 0.8～1.8 歳における密度は震災前後でほとんど変化しなかったのに対し、2.8～3.8 歳時には大幅に高くなっていた。一方南部海域では 1.8 歳時にすでに密度が高くなっており、その状態が 3.8 歳まで継続していた。南部海域がマダラ若齢魚の成育場であることを合わせて考慮すると、マダラは 1.8～2.8 歳の間に南部海域から北部海域に移出したと考えられた（図 6）。

（2）北部海域では 1.8 歳までは南部海域との境界エリアを含むすべてのエリアで密度が低かった。一方、2.8 歳になると境界から 100 km 以上離れたエリアを含むすべてのエリアで南部海域同様の密度となっていた（図 7）。これらのことから、成育場からの移出は徐々に起きるのではなく、1.8～2.8 歳の 1 年間に急激にかつ分布エリアを網羅するほど大規模に起こることが示された。

3. 今後の課題

ヒラメ

東北水研（仙台湾トロール調査、福島県標本船）、福島県（調査船、試験操業）、茨城県（調査船、標本船）の各機関の解析で得られた空間分布情報から、ヒラメの季節的深淺移動および南北移動の全体像が明らかになってきた。また、近年、茨城県沿岸における夏季刺網漁獲量が減少しており、水温変化等の要因により分布域が変化している可能性が指摘されている。今後は、①漁業種別・漁獲サイズ別漁獲量の季節変化を広域的に解析して、分布移動様式を明らかにすること、②バイオロギングから得られる遊泳行動から、底びき網および刺網の採集効率の季節変化を評価すること、③200m 以浅の底水温の経年変化を明らかにすること、が課題である。

マダラ

震災前後における分布、資源量、生物特性の変化を調べ、生物学的特性の変化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ことが本操業再開後の資源管理において重要である。

図表

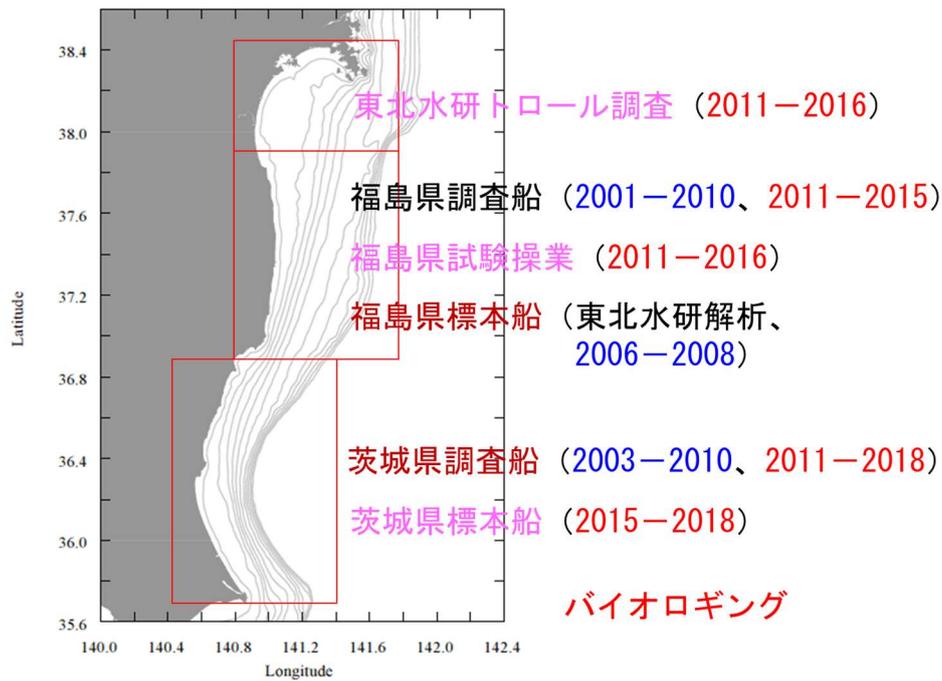


図1. 仙台湾・常磐海域におけるヒラメのデータソース。ピンク色文字が、本年度新たに解析したデータ。茶色文字は、昨年度の解析を追加修正したデータ。

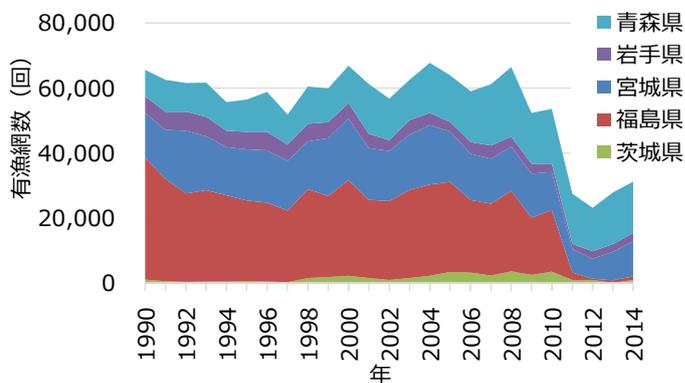


図2. 震災前後における沖合底びき網のマダラ有漁網数の変化。

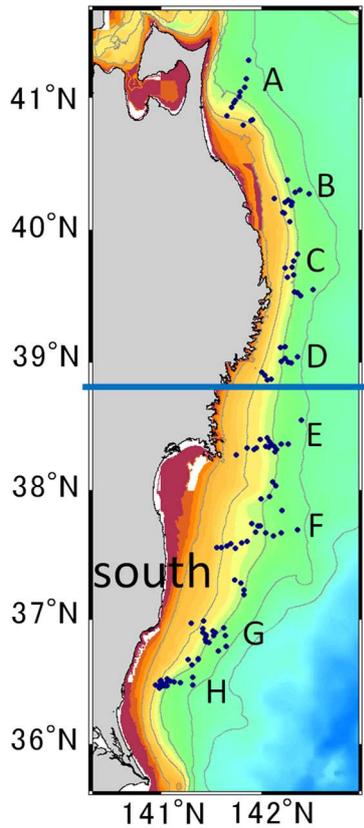


図 3. 保護エリア (E-H)、非保護エリア (A-D) の区分および調査ライン。

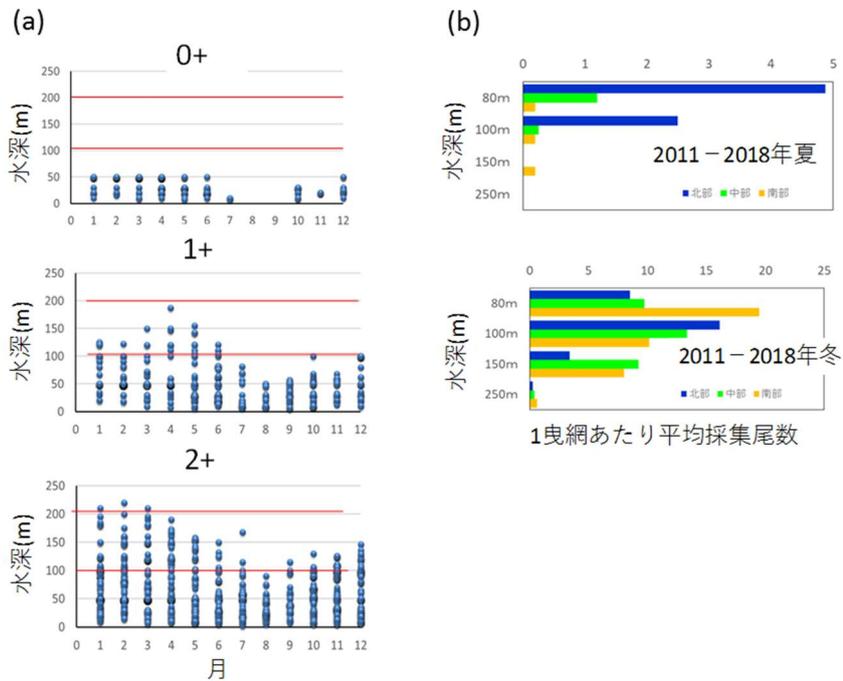


図 4. 福島県試験操業で採集されたヒラメ年齢別・月別分布水深(a)と、茨城県調査船で採集されたヒラメ季節別分布水深(b)。青は茨城県北部、緑は中部、橙は南部。

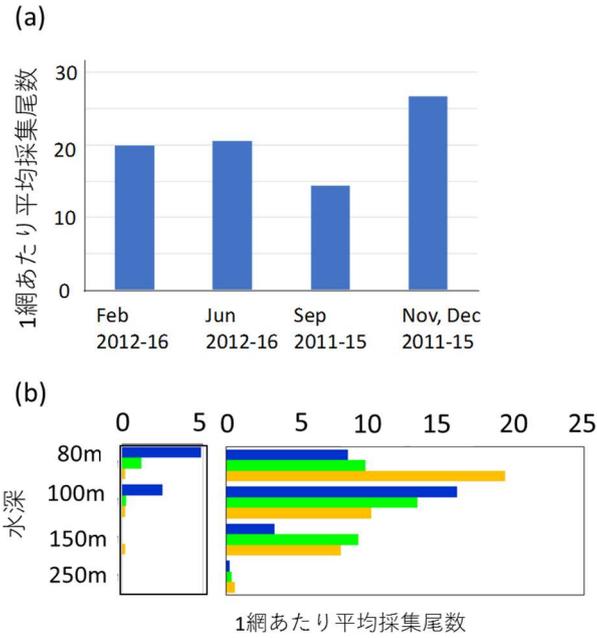


図5. 2011-2016年仙台湾におけるヒラメの1曳網あたり採集尾数(a)および2011-2018年茨城県沖におけるヒラメの1曳網あたり採集尾数(b)。

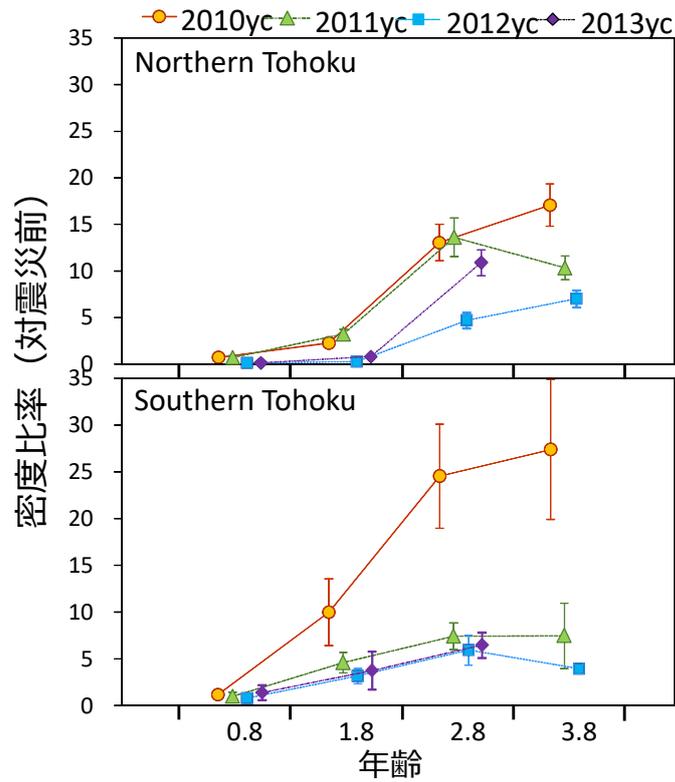


図6. 震災前を1としたときの震災後のマダラの年齢別の分布密度比率。

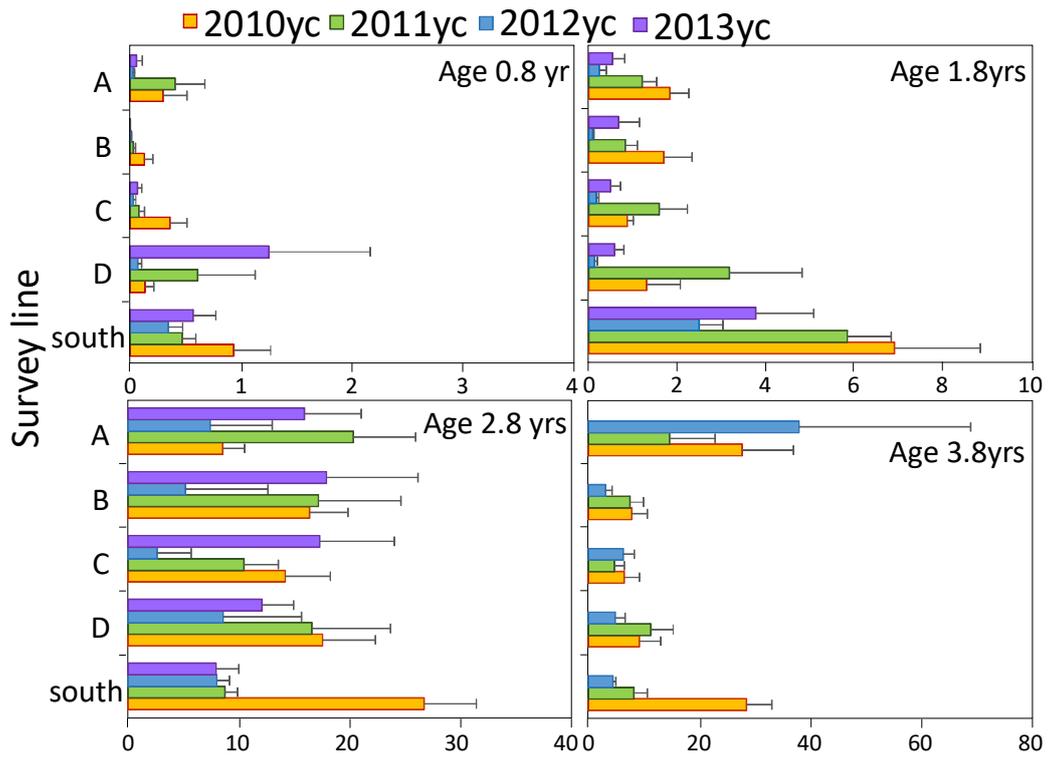


図 7. マダラの調査ラインと分布密度の関係。D ラインは保護エリアと非保護エリアの境界から最も近く、A ラインは最も遠い。

3. 震災後の資源状態および漁業の動向に適応した福島県漁業再開のための総合研究	
課題番号 3-2	課題名：福島県漁業における産地市場の需要および資源の持続性を考慮した最適な漁獲圧の解明
研究機関・研究グループ名	中央水産研究所・経営経済研究センター ¹ 同センター・水産政策グループ ² 東北区水産研究所・資源管理部・底魚資源グループ ³
担当者職名・担当者名	センター長・玉置泰司 ¹ 、研究員・神山龍太郎 ² 、半沢祐大 ² 研究員・柴田泰宙 ³ 、グループ長・成松庸二 ³

1. 研究内容及び方法

福島県漁業は現在操業自粛による試験操業の状態にあり、水揚量は震災前に比べてごくわずかである。今後、復興に際して水揚量を回復させていく予定となっているが、魚種によっては、震災前より資源量が増加し生産力が高まっているため、適切に漁獲することで、震災前より高い資源量および水揚量を持続できる可能性がある。しかし、水揚量の増大は、価格の低下につながる場合があり、大漁貧乏に陥る可能性もある。つまり、福島県漁業の復興のためには、資源の持続性に加えて、水揚量と価格の関係を考慮し、水揚金額を最大にする漁獲圧を明らかにすることが必要である。また栽培漁業対象種として最も重要なエゾアワビについては操業自粛によって漁獲死亡は低下したものの、大津波による種苗生産施設の破壊のために種苗放流事業が大幅な縮小を余儀なくされており、この間で資源水準の低下を招いている可能性が懸念されている。

以上を踏まえ、本研究では、(1)産地市場における水揚量と価格の関係を需要関数の推定から明らかにし、(2)上記(1)の結果を用いて、水揚金額を最大にしつつ資源が持続的となる最適な漁獲圧を明らかにすることを目的とした。(1)および(2)では、福島県で再開の期待が大きい沖合底びき網漁業における重要漁獲対象魚種であるヒラメを研究対象として選定した。また、(3)栽培対象種であるエゾアワビの現在の資源動向を試験操業個体の測定データ等の分析によってシミュレーションした。

研究の方法は次の通りである。まず、(1)産地市場における需要関数の推定では、ヒラメの主要水揚港である相馬原釜地方卸売市場および久之浜地方卸売市場におけるヒラメの日別取引数量・金額データを入手し、月別に集計した。月別金額を消費者物価指数総合で実質化し、月別数量で除することで月別平均価格を求めた。分析期間は2001年7月から2010年6月までとした。以上のデータおよび月ダミー変数を用い、応答変数(月別水揚量)を対数変換した後に重回帰分析によって需要関数を推定した。推定では、最小二乗法において系列相関の存在が示されたため、コクラン・オーカット法を採用した。推定された需要関数の式に、各月の平均水揚量を代入し、各月の予測価格を求めた。需要関数の推定値と予測価格から、需要の価格弾力性を求めた。

次に、(1)で作成した需要関数と資源動態モデルを組み合わせ、(2)水揚金額と資源量の将来予測シミュレーションを行った。資源動態モデルの作成では、福島県全市場におけるヒラメの月別水揚量データ(2000~2010)、久之浜地方卸売市場におけるヒラメの体長組成データ(2002~2010)、東北水研が作成したヒラメ太平洋北部系群のage-length key(2002~2010)、ヒラメ太平洋北部系群の全長-体重関係式(Yoneda et al., 2007)を用いた。まず、1)ヒラメの月別水揚げ量データ

を雌雄別年齢別漁獲尾数に変換した。2) 上記の漁獲尾数を用いて、福島県の月別ヒラメ資源尾数、漁獲係数(以下、F)をコホート解析(VPA)で推定した。また、これらを用いて各市場のF、月別選択率を算出した。3) 資源動態モデル(成長生残モデル、雌雄別、最高齢5+、加入量一定)を作成し、前述の需要関数と組み合わせ、平衡状態における水揚金額を最大にするFを探索的に求めた。なお、平衡状態に達するために十分なシミュレーション期間は100年とした。相馬・久之浜のFと月別選択率をパラメーターとし、平衡状態における両市場の合計水揚金額(目的変数)を最大化するようにこれらのパラメーターを求めた。ただし、ヒラメを多く漁獲する福島県の沖合底びき網漁業および小型底びき網漁業は、それぞれ農林水産省令と漁業調整規則等に基づいて7、8月を禁漁としているため、本シミュレーションにおいても、相馬・久之浜については同月を禁漁とした。また、シミュレーション期間の相馬・久之浜以外の福島県内漁業におけるFは震災前と変わらないものと仮定し、2)で算出した2009年漁期におけるFの値をそのまま用いた。さらに、持続可能なFとして、「平成29年度ヒラメ太平洋北部系群の資源評価書」より東北5県における過去(2000～2009年漁期)のFの値を参考にし、シミュレーション期間の福島県内全漁業における年別Fの全年齢平均値(雌雄別)が1を下回るように制約条件を設定した。結果について、収束確認を行った。

(3)のエゾアワビの資源動向分析については、1) 試験操業により水揚げされたエゾアワビについて、殻長、重量の測定と天然・放流個体判別を実施し、震災前後の漁獲物の特徴を比較した。また、2) VPAにより、2001～2010年までの資源量を推定した。2011年以降は震災により操業を自粛し、種苗放流も中断していることから、漁獲係数と種苗放流数、天然個体の漁獲加入数について、現状に即したパラメーターを設定し、VPAの前進法によって震災後の資源動向をシミュレーションした。さらに、シミュレーション結果における放流個体の漁獲数と漁業者が負担する放流経費を基に、漁業者視点での種苗放流の費用対効果を試算した。

2. 平成30年度進捗状況・成果

(1)相馬における需要関数の推定結果を表1、久之浜における需要関数の推定結果を表2に示す。どちらも価格と数量の間に負の統計的に有意な関係が示され、決定係数も一定の水準が得られた。どちらの市場においても需要の価格弾力性が1より大きく、震災前の水揚量は水揚金額が最大となる水揚量よりも少なかったことが示唆された。また、年末などの時期に漁獲が集中し値崩れを起こし、水揚金額が減少していたことが明らかとなった。したがって、水揚量の増加および各月への分散により、水揚金額を増加させることができる状況であったと言える。

(2)水揚金額と資源量のシミュレーションについては、問題なくパラメーターが収束したことを確認した。結果によれば、相馬・久之浜の両市場においてFと月別選択率を最適化することによって、震災前と同様の漁獲を行った場合に比べて、3年後、5年後、平衡状態(2109年)のヒラメ漁業における合計水揚金額がそれぞれ約15%、約18%、約17%増加した(図1)。また、このとき合計水揚量(漁獲量)は、同条件下で、約27%、約10%、約3%増加していた。通常のVPAでは、水揚量と水揚金額の関係を明示的にモデル化しないため、水揚量に固定の単価等をかけて水揚金額を算出し、簡便な予測をする場合が比較的多い。一方で、本解析では、通常のVPAに需要関数を組み合わせており、水揚量が将来的に減少しても水揚金額は一定のままという予測結果が出ている。すなわち、同じ水揚量でも月別選択率を最適化することで、経営自体は良好になる可能性

が示唆された。

Fについて、2009年漁期の両市場における年別Fの全年齢平均値(雌雄合計)は、相馬は約0.46、久之浜は約0.09であったが、最適化された両市場のFは、それぞれ約0.96、約0.27であり増加する結果となった。また、平衡状態における漁期当初の資源量(平衡資源量)は約831トンとなり、シミュレーション開始時(2010年漁期当初)の資源量約1547トンと比較するとおよそ半減した。平衡資源量がシミュレーション開始時の資源量に比べ大きく減少しているものの、シミュレーション期間の福島県内全漁業における年別Fの全年齢平均値(雌雄別)はシミュレーションの制約条件によって1を下回っていること(雌:約0.75、雄:約0.73)、また2005年漁期当初の資源量(約765トン)および2002年漁期当初の資源量(約858トン)と同程度の水準を維持していること等から、持続可能であると判断した。とはいえ、漁獲圧を増やすことを推奨する本結果は、福島県がこれまで採用してきた努力量を減らして資源量を増やすという方向性と相反している。漁獲圧を高める方向が提案された理由には、モデルで考慮されていない要因、すなわち、漁獲に伴う費用やヒラメの再生産関係、個体の成長等が関係している可能性が考えられる。漁獲圧を増やす結果が提案された理由を解明し、より納得できる成果が得られるよう、後述の「今後の課題」に提示するモデルの残された課題やそれ以外の原因について検討を継続することが必要と考えられる。

続いて、シミュレーション結果の月別選択率を固定とし、相馬および久之浜のFを変化させた場合の各市場の年間水揚金額を図に示した(図2,3)。図の横軸は、2009年漁期の相馬のFに対するシミュレーションにおける相馬のFの比率、縦軸は2009年漁期の久之浜のFに対するシミュレーションにおける久之浜のFの比率である。図3に示されるように、相馬の水揚金額が最大となる相馬のFは、久之浜のFの変化の影響をほとんど受けない(図3左)のに対して、久之浜の水揚金額が最大となる久之浜のFは、相馬のFの変化に大きく影響を受ける(図3右)。この理由は、震災前の久之浜における年別Fの全年齢平均値(雌雄合計)が、相馬の値に比べてかなり小さく(相馬:約0.46、久之浜:約0.09)、合計水揚金額に占める相馬の割合が高くなっているためである。つまり、両地区における漁獲圧に大きな差があったことを意味している。なお、本シミュレーション結果において、相馬と久之浜の合計水揚金額が最大となるFは、相馬の水揚金額が最大となるFからずれている(図3)。したがって、両地区の合計水揚金額を最大化するためには、操業ルールや協力体制を作るなどの対応が必要となる可能性がある。

(3)エゾアワビについては、1)試験操業の漁獲物は震災前よりも大型化しており、平成30年度においてもその傾向は同様だった(図4)。放流個体の割合は11漁場のうち8漁場で前年よりも低下しており、要因としては種苗放流の中断・縮小、操業自粛による天然資源の増加が考えられた(表3)。

2)震災前の資源量は2001年の約38万個から2010年の約21万個まで減少傾向にあったと推定された(図5)。

漁獲係数と放流数、漁獲加入数について任意のパラメーターを設定し(表4)、VPAの前進法により将来の資源動向をシミュレーションしたところ、震災により操業自粛となった2011年から資源量は増加傾向に転じるが、種苗放流の中断と放流数の減少により資源の増加は止まり、2013年から2022年までは約30万個前後で推移した。2023年以降は震災前と同規模の放流群が漁獲加入するが、漁獲係数は震災前10年平均の9%程度と低いため、資源量は増加し続け2030年に約40万個に達すると予想された(図6)。以上のシミュレーション結果から、現在のペースで漁獲規模

を拡大し、放流数が震災以前と同等まで回復すると、震災前よりも高い水準まで資源量が増加すると考えられた。

シミュレーション結果における放流個体の漁獲数と漁業者が負担する放流経費を基に、漁業者視点での費用対効果を試算した結果、漁獲係数を1%ずつ増加させた場合は費用対効果が1を超えるのは2027年からとなった(表5、図7)。操業の拡大が現在の1%よりも大きくなれば、種苗放流の費用対効果が1を超える時期が早まり、放流資源をより有効に利用できると予想される。

3. 今後の課題

平成31年度は、「漁獲に伴う費用」のデータを収集し、整理する。そして、令和2年度に、「漁獲に伴う費用」を考慮したモデルを開発し、シミュレーションを行うことで、金額最大化ではなく利潤最大化を目的としたシミュレーションをおこなう。平成30年度は、費用に関するデータの制約から、「漁獲に伴う費用」を考慮した分析をおこなえなかったため、水揚金額最大化を目的としたシミュレーションをおこなった。しかし、本年度の事業を進める中で、費用に関するデータの問題を克服できる見通しが立った。利潤最大化を目的としたシミュレーション研究を行うことにより、資源経済学等の分野で採用される一般性の高いモデルを構築することができると期待される。また、水揚金額よりも利潤の方が経営にとっては重要と考えられることから、漁業にとってより有益な知見を得られると期待される。

「漁獲に伴う費用」以外の本研究の課題として、「ヒラメの再生産関係のモデル化」や「個体成長のモデル化」が考えられる。こうした要因を考慮し、ヒラメ漁業の最適な漁獲圧配分のシミュレーションモデルを精緻化することが今後の方向性となる。

なお、漁業経営はヒラメだけではなく複数の魚種を漁獲して経営を成り立たせていることから、漁業経営にとっては、複数魚種での最適な漁獲圧配分を知ることがより重要となる。とはいえ、複数魚種の分析を実施するためには、個別魚種のモデルが構築されていることが前提になると考えられる。したがって、資源学および経済学的データが最も豊富なヒラメを取り上げ、個別魚種を対象とした研究を継続することが優先されると考えられる。

また、本研究では、震災前の市場取引データおよび資源データを用いた分析を実施した。震災後の操業計画に直接貢献可能な成果の創出のためには、さらなる対応が必要である。そこで、平成31年度から32年度まで、震災後の需要の動向を踏まえた考察を検討する。令和2年度に、震災後の資源データを用いた分析が可能かどうか検討し、可能であれば分析を行う。

エゾアワビについては、今回の解析ではいわき地区の中で水揚量が多い1漁場を解析の対象としており、操業再開後の管理方策を提言するにあたっては、水揚量や放流数等について漁場ごとの実情を考慮しつつ管理方策を考える必要がある。

図表

表 1. 需要分析の結果（相馬原釜地方卸売市場）

	推定値	t 値
定数項	11.381***	93.264
価格	-1.107×10^{-03} ***	-15.904
1月ダミー	-0.452***	-5.728
2月ダミー	-0.360***	-4.574
10月ダミー	0.183**	2.650

注 1) ***, **はそれぞれ 0.1%、1%水準で有意。

注 2) 自由度調整済み決定係数は 0.735

表 2. 需要分析の結果（久之浜地方卸売市場）

	推定値	t 値
定数項	9.93***	88.024
価格	-1.519×10^{-03} ***	-21.408
3月ダミー	0.489***	4.427
4月ダミー	0.329**	2.991
9月ダミー	-0.467***	-4.840
12月ダミー	0.352***	3.628

注 1) ***, **はそれぞれ 0.1%、1%水準で有意。

注 2) 自由度調整済み決定係数は 0.827

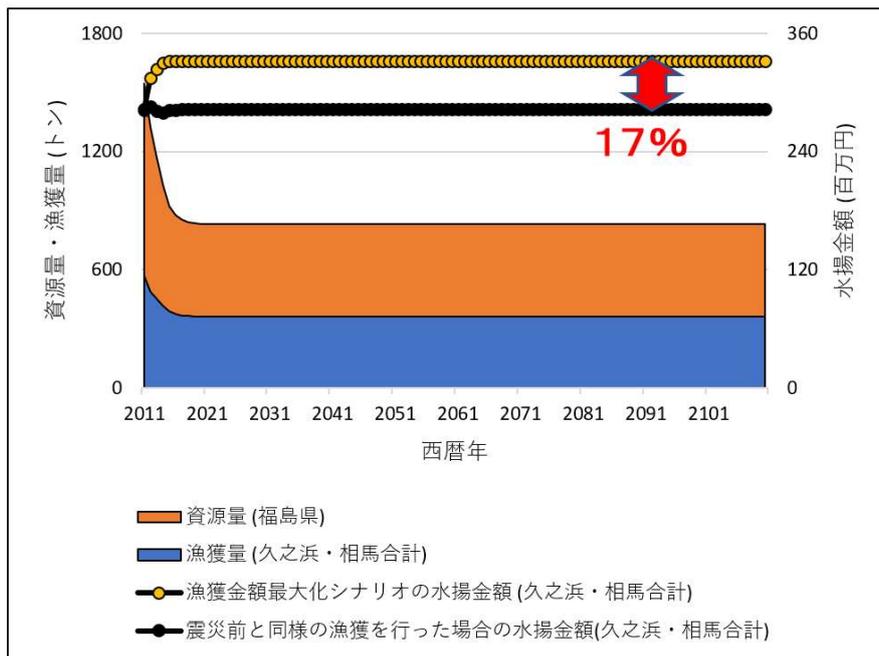


図 1. 将来予測期間（2010～2110 年漁期）における資源量・漁獲量および水揚金額の推移。

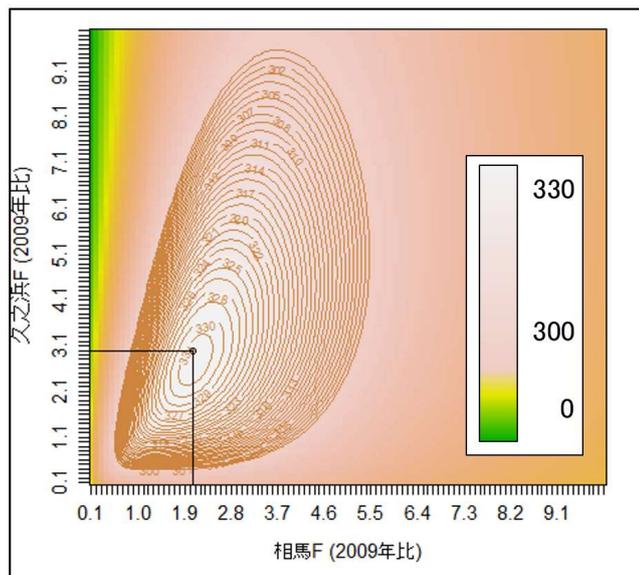


図2. 相馬・久之浜のF比率と両地区の合計水揚金額(百万円)。

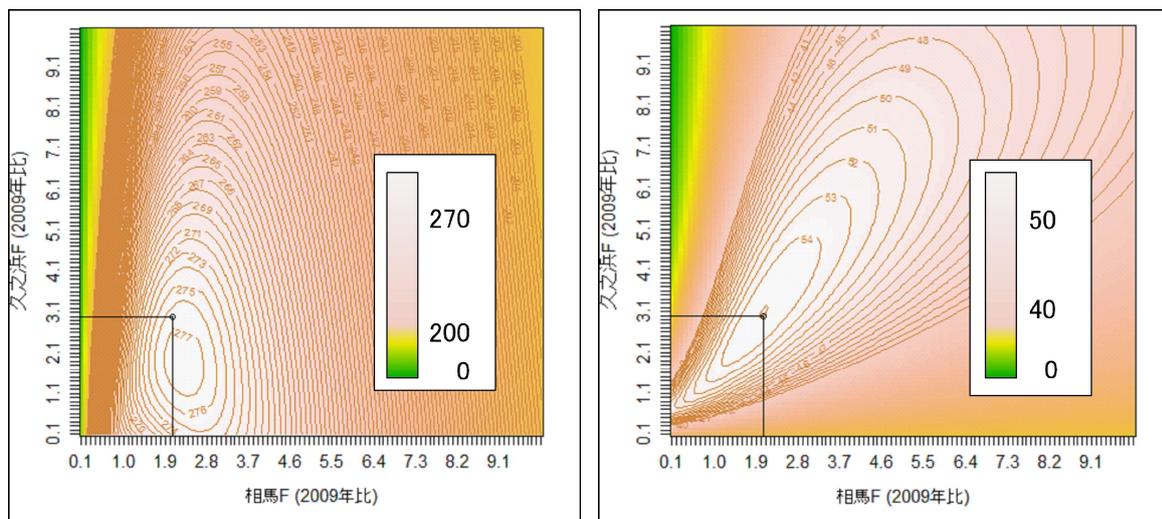


図3. 相馬・久之浜のF比率と各地区の水揚金額 (百万円) (相馬(左)・久之浜(右))。



図 4. 漁獲物平均殻長。

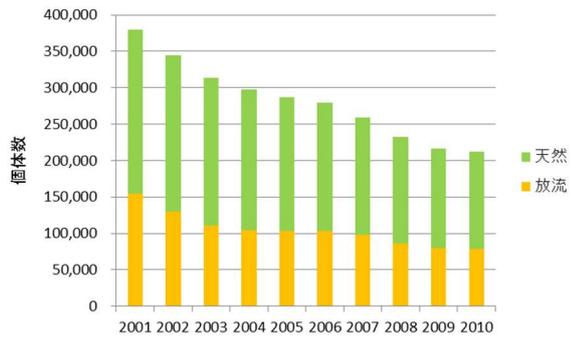


図 5. 震災前の資源量。

表 3. 試験操業における放流個体の混獲率 (%)

	勿来	小浜	下神白	永崎	中之作	江名	豊間	薄磯	沼之内	四倉	久之浜
2014年	60.0	29.7	36.4	48.1	25.0	47.2	64.7	40.4	27.3	57.7	17.6
2015年	66.7	25.0	30.4	21.7	26.3	19.6	40.9	32.4	0.0	33.3	0.0
2016年	40.9	35.1	27.4	51.0	16.5	29.1	38.5	60.0	25.4	53.1	20.2
2017年	20.8	26.1	27.1	45.8	15.3	27.5	40.0	48.1	21.1	45.7	23.5
2018年	6.5	16.5	28.1	18.1	20.2	15.9	25.3	51.0	17.1	39.6	22.0

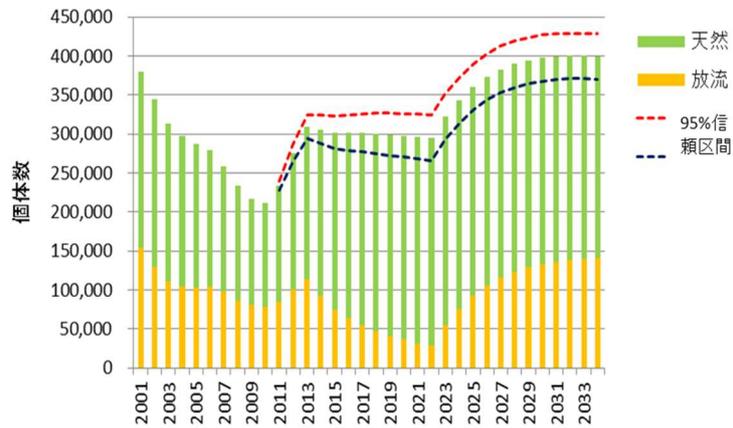


図 6. シミュレーション結果。

表 4. VPA 前進法におけるパラメーター

漁獲係数	天然個体の漁獲加入(4歳)	放流数
2011～2013年 操業自粛のため0	2001～2010年の漁獲加入 個体数の平均 (95%信頼区間)	2011～2012年 0個
2014年～ 毎年震災前平均の1%ず つ増加		2013～2019年 1万個
		2020年～ 10万個

表 5. 費用対効果算出に用いた式

放流個体漁獲金額	=	シミュレーションで計算され た放流個体漁獲数	×	漁獲物単価(円/個) (2001～2010年平均)
漁業者が負担する 放流経費	=	漁業者が購入する時の 種苗単価(57.75円)	×	放流数 (10万個)
漁業者視点の 費用対効果	=	放流個体漁獲金額	÷	漁業者が負担する 放流経費

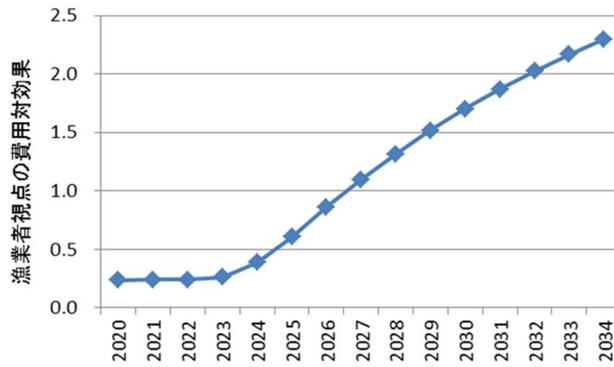


図 7. シミュレーション結果を基にした費用対効果。

3. 震災後の資源状態および漁業の動向に適応した福島県漁業再開のための総合研究	
課題番号 3-3	課題名：産地から消費地まで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
担当者職名・担当者名	主幹研究員・宮田勉 ¹ 研究員・若松宏樹 ²

1. 研究内容及び方法

(1) 産地市場と消費地市場の比較分析において、産地市場と消費地市場の価格差やニーズの違いなどを解明することによって、市場の失敗となる情報の非対称性（買手と売手の情報量や質が違うこと）を緩和し、公平な取引の実現に寄与するために、福島県内の各産地市場や福島県から取引データを入手し、データ入力およびデータセットを作成した。また、既存統計を入手およびデータセットを作成した。さらに、産地市場の担当者から主要水産物（調査対象種）の流通の経路、取引実態、買参人の特徴、仲卸業者の評価、課題、取引先ニーズ等を聞き取り、とりまとめ、そのうえで昨年度収集した消費地市場の流通実態と比較した。

(2) 消費地小売・仲卸の実態分析について、昨年度の消費地市場調査結果から、福島県産主要水産物の需要先は関東であったことから、今年度は、関東における量販店の店舗、仲卸売業を対象とし、調査対象の基本情報、流通システム、販売システム、福島県産主要水産物の需要実態、リスクや課題等について聞き取り調査を実施した。

(3) 福島県に水揚げされたカツオの流通について、カツオは福島県の魚種別水揚金額で最大であったが1/10以下になり、地域産業に大きく影響していることから、生鮮で流通するカツオ、鰹節の原料となるカツオ、缶詰の原料となるカツオの流通実態や需要実態にフォーカスし、宮城県、福島県、茨城県、千葉県、東京都、静岡県、高知県、鹿児島県で卸売業者や加工業者等を対象に聞き取り調査を実施した。また、既存資料や統計等を入手、入力、分析を実施した。

2. 平成30年度進捗状況・成果

(1) 2013～2017年の産地市場価格と消費地市場価格比較

2013～2017年のいわき地域における取引価格について；

・キアンコウは2014年の価格と比較して2016年は約50円/kg上昇したものの、2016年までは低価格で取引され（相対取引）、2017年の入札取引価格は1500円/kgと高値であった。これは東京都中央卸売市場における福島県産価格より高い価格であった。

・シラスは2017年のみのデータであるが、400円/kgであった。東京都中央卸売市場におけるシラスは煮干シラスであり、釜揚げシラスの統計はなく、産地と消費地の価格比較はできなかった。参考までに、煮干シラスの価格は、福島県産1394円/kg、宮城県産1288円/kg、茨城県産1137円/kg、千葉県産1212円/kgであり、太平洋北区において福島県産煮干シラスは東京都中央卸売市場において最も高い価格となっていた（2017年統計）。

・ババカレイは2016年のみのデータで、なおかつスポット取引であることから、価格評価が

困難状況であった。

・ヒラメは2016年のみのデータであるが、300～2000円/kgとなっており、これは釣り、刺網、底びき網漁業の漁獲物が混在しており、冬は底びき網漁業で漁獲され(主に鮮魚で水揚)、価格が低下していた。そして、2017年は4000円/kg(釣り、刺網のみ)であった。これは東京都中央卸売市場における福島県産ヒラメ価格より高い価格であった。

・マアナゴは2016年のみのデータで、なおかつスポット取引であることから、価格評価が困難な状況であった。

・マガレイは2016年まで低価格で取引されてきたが、2017年は580円/kgであった。これは東京都中央卸売市場における福島県産マガレイ価格より高い価格であった。

・マコガレイは、2016年は低価格であったが、2017年は1490円/kgであった。これは東京都中央卸売市場における福島県産マコガレイ価格より高い価格であった。

・マダラは2016年まで低価格で取引されてきたが、2017年は389円/kgであった。これは東京都中央卸売市場における福島県産マダラ価格よりやや安い価格であったが、輸送コストや化粧箱代を加味すれば十分に高い産地価格であった。

・ミズダコやヤナギダコは、2016年は低価格で、2017年のデータは入手できなかった。

2013～2017年の相馬地域における取引価格について；

・アンコウの価格は、2013～2017年ととして、他県の産地価格と比較して、安値で推移し(相対取引)、2017年(セリ)はその価格が改善し、323円/kgとなった。相馬地域のアンコウ価格と東京都中央卸売市場の福島県産価格との比較においても、同様の動向であった。

・ババガレイの価格は、他県の産地価格と比較して、2016年は安値であったが、2017年にはほぼ同価格の538円/kgとなった。ただし、相馬地域のアンコウ価格は、東京都中央卸売市場の福島県産価格と比較して、2016年と2017年ともに非常に安い価格となっており、これはババガレイ特有の価格形成であるのか、詳しい調査が必要である。

・ヒラメの価格は、他県の産地価格と比較して、2016年はやや安値であったが、2017年には他産地価格を上回る価格である829円/kgとなった。相馬地域のヒラメ価格は、東京都中央卸売市場の福島県産価格と比較して、2016年の価格はやや低い価格であったが、2017年は高い価格であった。

・アナゴの価格は、他県の産地価格と比較して、2016年及び2017年ともにやや安値で、543円/kg及び942円/kgであった。相馬地域のアナゴ価格は、東京都中央卸売市場の福島県産価格と比較して、2017年は東京都中央卸売市場価格を上回った。

・マコガレイの価格は、他県の産地価格と比較して、2016年はやや安値であったが、2017年には他産地価格を上回る価格の345円/kgとなった。相馬地域のマコガレイ価格は、東京都中央卸売市場の福島県産価格と比較して、2016年の価格は低い価格であったが、2017年は概ね妥当な価格となった。

・マダラの価格は、他県の産地価格と比較して、2014～2017年を通して安値であった。相馬地域のマダラ価格は、東京都中央卸売市場の福島県産価格と比較して、2015年、2016年、2017年と徐々に改善しており、2017年には概ね妥当な価格となった。

2017年と2018年の流通経路や風評被害実態など；

・県内の卸売市場、仙台中央卸売市場など東北の卸売市場、東京都中央卸売市場など関東の

卸売市場に流通している。

- ・県内の取引は順調であり、関東ではやや苦戦しているが、風評被害はほとんどなくなっている。

- ・仲卸業者の一部は風評被害を気にしているが、それよりも原料不足が問題であると指摘している。

- ・全体的に供給不足が問題となっており、福島県内でもやや不足感がある。

- ・2017年の調査において、消費地の卸売業者は特に量販店の風評被害を気にしていた。また、産地の仲卸売業者も同様に風評被害を気にしていた。特に、相馬地域の仲卸売業者は、いわき地域の業者より風評被害を気にしていたが、2018年、相馬地域のそのような意識は改善した。つまり、2018年になり、産地の風評被害意識は解消しつつあった。

(2) 消費地小売・仲卸の実態分析について；

- ・全国展開する大手量販店において、ある量販店では福島県産水産物の購買計画を立て、計画どおり進んでいるということであった。また、別の量販店では意識的に福島県産水産物を購入しているが、福島県産水産物の市場入荷量が少なく、したがって、当該量販店では十分に福島県産水産物が扱えていないとのことであった。また、両量販店とも、販売前には放射能の自主検査をして品質保証をしており、このことが反映してか、放射能に対する消費者の風評被害は低減しているとのことであった。

- ・関東で展開しているリージョナル・チェーン・ストア（地域展開型のチェーン・ストア）において、現段階、ほとんど扱っていないとのことであった。当該カテゴリーの小売は、消費地市場から水産物を仕入れており、その消費地市場に福島県産水産物の入荷が少なく、このことからこのような取扱状況となっていた。ただ、大手のリージョナル・チェーン・ストアが、福島県産水産物の放射能汚染を心配している旨の回答をしていた。風評被害であるのか、東電への不信感であるのか、あるいは他の要因から生じた心配ごとなのか詳細分析が必要であるが、風評被害が根強く残っていた。

- ・関東の鮮魚店において、上記とほぼ同じ状況であり、消費地市場に福島県産水産物の入荷が少なく、ほとんど福島県産水産物を扱っていないということであった。ある鮮魚店では福島県産水産物が市場にあれば積極的に購入すると回答していた。

- ・関東の仲卸売業者において、主に量販店に卸している業者は、これまでの調査も含めて、やはり風評被害があると回答しており、関東の卸売業者も同様の回答をしていた。また、高級ホテルやデパートに卸している外食向け仲卸売業者も風評被害があると回答し、その他の仲卸売業者はほぼ風評被害を感じることはないと回答していた。さらに、全体的に、福島県産水産物は指名買いするような産地ではなく（特徴がない）、その日に良いもの（コストパフォーマンスが高い）から買う/売るだけと回答する業者が多かった。

(3) カツオの流通実態に関するパイロットテストの結果について；

- ・福島県産カツオの属地及び属人データを概観すると、2008年から減少しており、震災以前から供給量の低下が起こっていた（図1）。これに呼応して東京都中央卸売市場の福島県産カツオ上場量は2006～2008年は宮城県や千葉県に続いて第3位の上場量であったが（863～1451トン）、2009年に6位、2010年に5位となった。2011年は12位、2012年は14位、その後、2015年に10位まで戻すが、2016年は17位で3トン、2017年は18位で5トンまで低

下した（図1）。

・東京都中央卸売市場（仲卸業者の属地）における福島県産カツオ価格は、2006～2010年は227～494円/kgで、2011年は367円/kg、2012年は448円/kg、2013年は326円/kg、2014年は511円/kg、2015年は406円/kg、2016年は489円/kg、2017年は546円/kgで、震災前と比較して明確な価格低下は見られなかった。福島県産カツオはまき網で漁獲されるため、消費地市場の価格は低位であり、2011と2013年は当該市場で最安値を付けたが、2014年からは震災前と比較して明らかに安いという価格ではなかった。この東京都中央卸売市場の福島県産カツオ価格、仙台市中央卸売市場の福島県産カツオ価格、福島県内地方市場の福島県産カツオ価格、福島県産地市場のカツオ価格を比較すると、東京都中央卸売市場価格の動向と福島県産地市場価格の動向は類似していた（図2）。震災前の東京都中央卸売市場価格と仙台市中央卸売価格はほぼ一致していたが、震災後はその価格動向に乖離が生じている。そして、福島県内地方市場価格は東京都中央卸売市場価格と比較して、震災前後で一貫して高値で推移していた（図2）。

・福島県内の主要カツオ流通業者からの聞き取り調査結果において、震災前後で一貫して、福島県漁連は福島県に水揚げされたカツオを積極的に購入、冷凍、販売していた。震災前は福島県に水揚げされるカツオの約3割を購入し、そのほぼ全ての冷凍カツオをタイへ輸出していた。震災後は県内水揚げの約4割を購入して、冷凍カツオをタイや中央卸売市場へ出荷していた。その他の主要流通業者は福島県内に水揚される量が少ないため、業務縮小あるいは他県産カツオの原料調達に切り替えていた。

・県外を含めたカツオ流通業者からの聞き取り調査結果において、①三陸産カツオはどの県で水揚げされたカツオでも品質差はない（まき網漁業）、②宮城県のカツオ生産量は安定しており、敢えて福島県産カツオを購入する理由がない、③鯉節原料として、福島県産カツオは価格が高すぎるうえ、脂も多く、生鮮なので（福島県漁連除く）、適さない。

・輸出カツオ価格の動向について（缶詰原料として）、震災前後で一貫して（1995～2017年）、日本のカツオ輸出価格（財務省データ）とタイのカツオ輸入価格（FAOデータ）は一致しており、世界のツナ缶原料はタイの需要が決定しているという先行研究に一致していた（山下2014*）。さらに、日本のカツオ価格動向（農林水産省統計）は、タイの輸入価格よりは高値であったが、動向は近似していた。福島県産カツオ価格（福島県統計）は、震災前後で一貫して、日本のカツオ価格を上回る年もあれば下回る年もあり、大きく価格が変動していた。

3. 今後の課題

- (1) これまでの調査から、ババガレイやマダラなどは総合的に考察すると、価格動向に不自然な動きがみられ、風評被害なのか、産地と消費地の情報の非対称性の問題なのか、疑問を呈する結果が得られたため、この2種類については補足調査を実施する。
- (2) 関東の小売データを今年度収集したが、（計画どおりであるが）詳細分析は来年度に行う。
- (3) カツオ流通のパイロットテストを今年度行ったが、福島県でカツオの水揚量を増加させることは非常に困難であることが推察された。しかし、水揚量を増加させることが困難である要因が解明できたことから、来年度は具体的な対策立案に向けて調査・分析を行う。

引用文献

山下東子 2014、マグロ関連産業の国際潮流と漁場：マグロ缶詰を中心に、山尾政博編著「東南アジア、水産物貿易のダイナミズムと新しい潮流」北斗書房。

順位	2006年	2007年	2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	2017年
	県名 数量(t)											
1	宮城 4,143	宮城 4,267	宮城 4,876	宮城 2,807	宮城 5,345	千葉 3,449	宮城 2,936	千葉 3,630	千葉 2,560	宮城 3,891	宮城 3,748	宮城 2,974
2	千葉 2,861	千葉 1,805	千葉 1,740	千葉 2,391	千葉 2,072	宮城 2,547	千葉 2,670	宮城 2,986	宮城 2,392	千葉 3,334	千葉 2,069	千葉 2,383
3	福島 1,451	福島 1,199	福島 863	静岡 749	東京 1,303	宮崎 930	鹿児島 674	宮崎 1,503	宮崎 1,002	鹿児島 475	鹿児島 868	鹿児島 855
4	東京 1,045	東京 974	東京 754	宮崎 735	宮崎 939	鹿児島 906	宮崎 477	鹿児島 878	鹿児島 895	宮崎 366	宮崎 518	宮崎 531
5	宮崎 405	宮崎 588	岩手 732	東京 711	福島 615	静岡 789	静岡 336	静岡 288	静岡 182	静岡 205	静岡 199	東京 178
6	岩手 377	静岡 356	宮崎 683	福島 551	鹿児島 603	東京 412	三重 315	長崎 266	岩手 170	岩手 186	岩手 184	三重 160
7	静岡 367	岩手 350	鹿児島 377	鹿児島 423	岩手 597	三重 209	岩手 279	東京 225	東京 145	東京 101	東京 181	静岡 141
8	三重 283	三重 307	静岡 370	三重 267	静岡 446	岩手 199	東京 238	三重 214	長崎 123	長崎 47	三重 87	岩手 125
9	福岡 111	鹿児島 279	三重 273	岩手 189	三重 237	長崎 135	福岡 225	岩手 211	三重 107	三重 47	長崎 80	福岡 103
10	鹿児島 64	愛媛 82	高知 61	長崎 109	福岡 193	愛媛 115	長崎 204	福岡 125	愛媛 58	福島 22	神奈川 39	高知 94
11	和歌山 23	福岡 80	和歌山 46	福岡 94	長崎 189	高知 114	高知 203	高知 70	福岡 38	福岡 21	愛媛 29	長崎 90
12	高知 16	高知 60	長崎 39	愛媛 79	佐賀 124	福島 77	佐賀 116	神奈川 62	福島 38	愛媛 19	高知 29	愛媛 48
13	長崎 10	長崎 53	愛媛 38	和歌山 44	愛媛 120	福岡 76	和歌山 70	福島 39	高知 36	神奈川 18	福岡 28	神奈川 40
14	愛媛 8	神奈川 21	沖繩 30	高知 34	和歌山 111	佐賀 27	福島 31	佐賀 36	神奈川 35	茨城 13	沖繩 12	佐賀 13
15	神奈川 6	和歌山 16	福岡 29	鳥根 26	高知 84	和歌山 25	神奈川 27	和歌山 14	佐賀 14	和歌山 8	佐賀 11	鳥取 9
16	青森 5	北海道 11	神奈川 12	沖繩 19	茨城 27	富山 21	徳島 15	富山 4	沖繩 5	高知 7	茨城 5	沖繩 7
17	沖繩 5	茨城 11	佐賀 5	神奈川 19	山口 23	埼玉 16	富山 14	鳥取 4	和歌山 5	佐賀 5	福島 3	茨城 5
18	鳥根 3	鳥根 8	北海道 3	鳥取 12	埼玉 11	神奈川 12	山口 10	茨城 2	茨城 3	沖繩 3	和歌山 2	福島 5
19	茨城 3	鳥取 6	鳥根 2	佐賀 10	鳥根 8	沖繩 6	広島 9	沖繩 2	山口 1	岡山 1	鳥取 1	山口 3
20	鳥取 2	佐賀 2	茨城 2	茨城 7	沖繩 7	山口 6	沖繩 5	徳島 2	埼玉 0	京都 1	富山 0	富山 3

図1. 東京都中央卸売市場における各産地カツオ上場量動向。

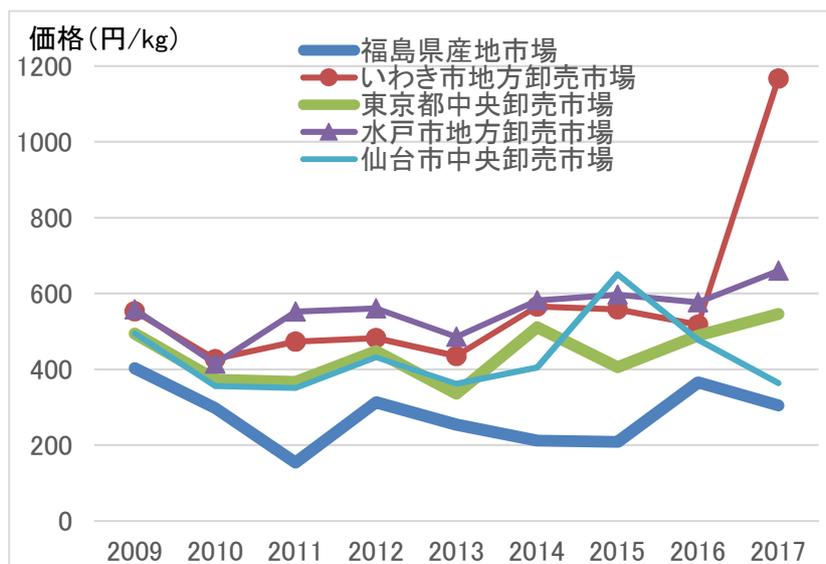


図2. 各市場の福島県産カツオ価格動向。

