

研究課題名 栽培漁業対象種の放流技術に関する研究
 小課題名 ヒラメ人工種苗放流効果向上技術の確立
 研究期間 2011年

新関晃司

目 的

沿岸漁業における重要種の一つであるヒラメについて、漁獲開始前の稚魚の分布状況を調査し、資源動向を把握することで、適正な資源利用手法を検討する。

方 法

2011年8～10月に相馬（磯部）海域及びいわき（菊多浦）海域で、漁業調査指導船拓水により天然稚魚の採捕調査を行った。調査は、網口幅2m、目合6mmの水工研Ⅱ型桁網を用いて実施し、水深7～15mの地点において、2ktで10分間曳網した。曳網面積と採集尾数を用いて稚魚の分布密度を計算した。採集された稚魚は全長、体長、体重を測定した後エタノール保存し、サンプルとして（独）水産総合研究センター東北区水産研究所へ送付した。

結果の概要

相馬海域において4回、いわき海域において3回の調査を実施し、相馬海域で2尾、いわき海域で3尾、合計5尾の稚魚が採捕された。稚魚の分布密度は、1,000㎡あたり0.2尾であり、2001年以降の調査の中で最も低い値であった（図1～3）。そのことから、福島県沿岸における2011年級の天然当歳魚の新規加入量は少ないと考えられた。採捕された稚魚の全長は、8月採集個体が47mm、9月採集個体が23mm、29mm、39mm、10月採集個体が81mmであり、小型の個体が多かった。

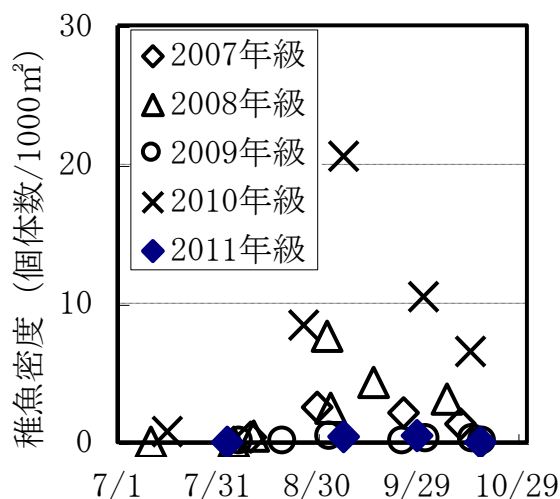


図1 相馬海域稚魚密度

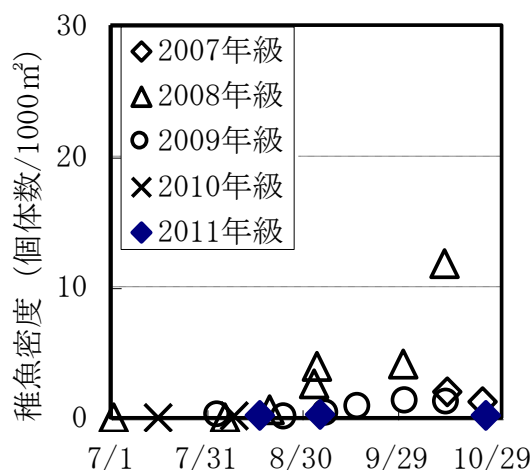


図2 いわき海域稚魚密度

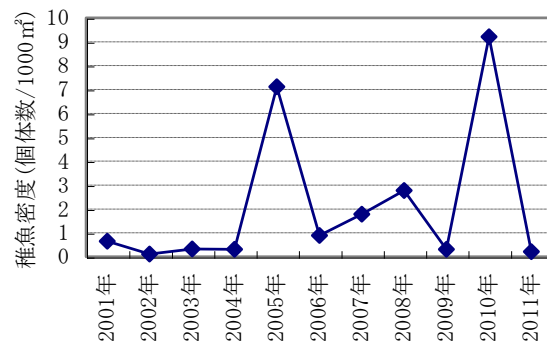


図3 8～9月の平均稚魚密度

結果の発表等 玉手ほか (2012) 東北海域におけるヒラメ新規加入量調査結果 (2011年)
 登録データ 11-01-001 「CPUE」 (05-40-9811)

研究課題名 栽培漁業対象種の放流技術に関する研究

小課題名 放流マツカワの産卵生態解明と「産ませて獲る」を実践する栽培漁業体系の確立

研究期間 2010～2013 年

和田敏裕・神山亨一

目 的

かつて絶滅が危惧されるほど低下した高級魚マツカワの漁獲量は、近年の種苗放流事業により急激に回復しつつある。一方、現在でも漁獲物はほぼ全て人工放流魚である。従って、今後は放流魚の生態的知見をより明らかにし、放流魚を起点とした資源の回復が望まれる。本課題では、東北海域の主要漁場を要する福島県における本種の漁獲実態を明らかにすることを目的とした。

方 法

福島県水産資源管理支援システムにより、マツカワの魚種別コードが存在する相馬双葉漁業協同組合相馬原釜支所（以下、原釜）、小名浜漁業協同組合（以下、小名浜）及び小名浜機船底曳網漁業協同組合（以下、小名底）における 2003 年～2011 年のマツカワ漁獲量、漁獲金額及び平均単価を整理した。さらに、いわき市漁業協同組合沼之内支所（以下、沼之内）におけるマツカワの漁獲状況を漁協職員に依頼した帳簿より整理した。2011 年は 3 月 11 日に発生した東日本大震災の影響により、それ以降の漁業が再開されていないため、3 月 9 日までのデータを整理した。漁獲魚の全長組成を把握するため、原釜、小名浜及び小名底に水揚げされたマツカワの全長を測定した。測定時には、個体毎の無眼側の体色（黄色、白色）を判別した。測定した魚体重量と各市場における漁獲量をもとに、本県に水揚げされたマツカワの全長組成を推定した。市場調査は、2011 年 1 月～3 月上旬に、原釜では週 3 回前後、小名浜、小名底では週 1 回程度行った。

結果の概要

福島県のマツカワ漁獲量、漁獲金額（図 2）は、2003 年には 353 kg、873 千円であったが、年々増加し、2010 年にはそれぞれ 19.4 トン、27,138 千円と過去最高値を示した。2011 年 3 月 9 日までの漁獲量は 11.3 トン、16,242 千円であり、震災前の漁獲量は前年並みであった。平均単価は漁獲量の増加とともに低下する傾向にあったが、2010 年、2011 年は 1,400 円を上回った。マツカワの漁獲は春先（2～4 月）に集中した。

福島県に水揚げされたマツカワの全長組成は、40 cm 及び 60 cm 前後にピークを持つ二峰型を示した（図 3）。40 cm 前後の個体は無眼側が黄色を呈する通称「キマツカワ」、60 cm 前後の個体は無眼側が白色を呈する通称「メマツカワ」がほぼ全てを占めた。キマツカワ及びメマツカワは、それぞれ成熟したオス（3 歳主体）とメス（4, 5 歳主体）が主体と考えられた。漁獲尾数全体に対するメマツカワの割合は、2008 年の 8.0%から 2009 年には 1.3%へと低下したが、2010 年は 2.9%、2011 年は 7.9%と高くなった。近年、マツカワ天然資源は極めて少なく、北海道では、2006 年以降 100 万尾の種苗放流事業を行っている。本県において北海道放流群のタグの付いた個体が確認されていることなどから、福島県で水揚げされるマツカワのほとんどは、北海道放流群と考えられる。2011 年には北海道放流群のオスに加えて 2006 年、2007 年放流群のメスの一部が成熟して来遊した結果、メスの割合が増加した可能性が示唆される。

以上のように、福島県におけるマツカワ漁獲量の増加は、北海道における種苗放流尾数の増加

と、それらの成熟に伴う大規模な産卵回遊によるものと考えられる。



図1 マツカワ調査対象市場

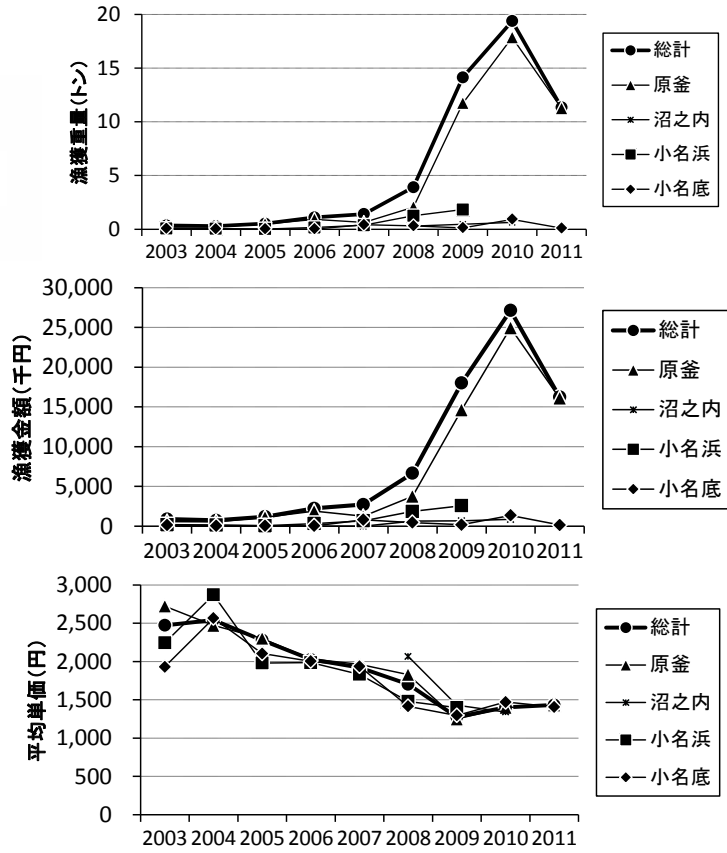


図2 マツカワ漁獲量、漁獲金額、平均単価の推移 (2003年～2011年) *2011年は3月9日現在

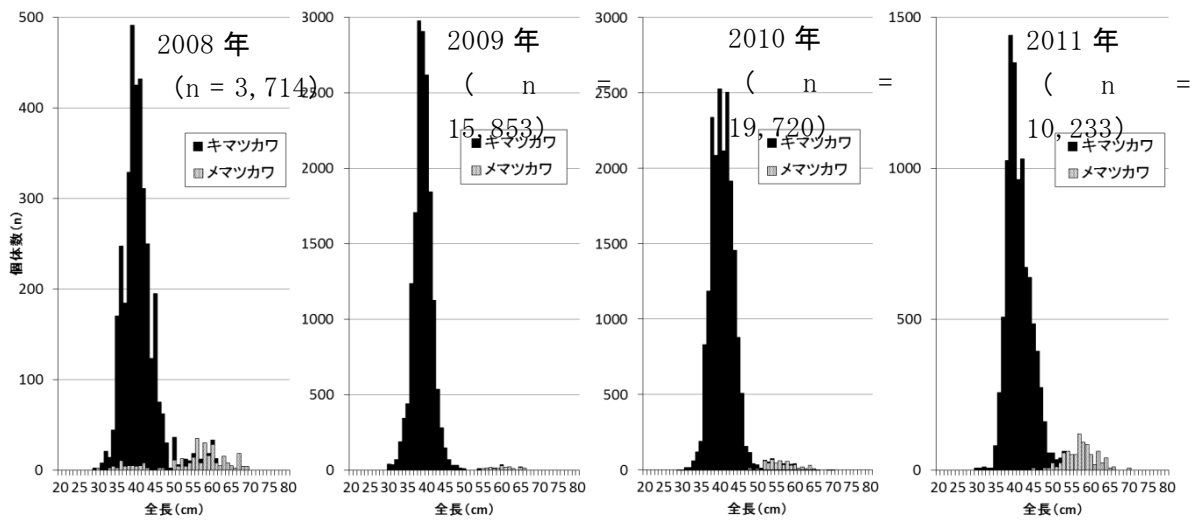


図3 福島県に水揚げされたマツカワの全長組成 (2008～2011年)

結果の発表等 平成 24 年度日本水産学会春季大会
 登録データ 11-01-002 「23 マツカワ漁獲実態」 (05-45-1111)

研究課題名 栽培漁業対象種の放流技術に関する研究

小課題名 再生産力の向上を目的としたアワビ類の資源管理・増殖技術の開発

(福島県担当：個体群変動機構に順応した漁業管理による最適化資源管理モデルの開発)

研究期間 2008年～2011年

平川直人

目 的

資源状態に応じたアワビ資源の適正な利用と管理のため、資源量推定・資源診断を行い、IQ管理の有効性について評価を行う。

方 法

1 VPAによる資源量推定

前年度に作成した下神白地先アワビAge-length-keyをもとに、1992～2010年の年齢別漁獲個体数を算出した。さらに算出された年齢別漁獲個体数に放流種苗混入率を乗じ天然・放流別年齢別漁獲個体数を算出した。これをもとにPopeの近似式を用いVirtual Population Analysis (VPA)により1992～2010年における下神白地先天然・放流別アワビ資源個体数を算出した。なお、自然死亡係数(M)は田中の方法(1960)を用い、寿命を12歳として $M=0.208(=2.5/12)$ とした。算出された天然個体年齢別資源個体数をもとに以下のとおり、天然個体資源動態モデルを作成した。再生産関係は、 t 年4～8歳天然親貝資源量(S_t)と $t+4$ 年4歳天然加入個体数($N_{t+4,4}$)から以下のとおりHockey-stick型モデルを用いて示した。

$$N_{t+4,4} = \alpha \cdot \min(S_t, S^*) \cdot e^{\sigma_r \varepsilon}$$

ここで、 α 、 σ_r 及び ε は、それぞれ非負の定数、過程誤差を示すパラメータ及び標準正規乱数を示す。また、 $\min(S_t, S^*)$ は、 S_t と S^* のうち小さい値を返す関数である。

t 年 a 歳の漁獲個体数($C_{t,a}$)は、自然死亡(M)と t 年 a 歳漁獲死亡($F_{t,a}$)から以下の式で示した。

$$C_{t,a} = \left\{ \frac{F_{t,a}}{F_{t,a}+M} (1 - e^{-F_{t,a}-N}) N_{t,a} \right\} e^{\sigma_I \eta}$$

ここで、 $F_{t,a}$ 、 σ_I 及び η はそれぞれ、 t 年 a 歳の漁獲死亡係数、観測誤差を示すパラメータおよび標準正規乱数を示す。

t 年 a 歳の資源個体数($N_{t,a}$)と、 $t+1$ 年 $a+1$ 歳の資源個体数($N_{t+1,a+1}$)の関係は、以下の式で示した。

$$N_{t+1,a+1} = N_{t,a} e^{-M} - C_{t,a} e^{-\frac{N}{2}}$$

2 IQ管理による資源管理の評価

上記のモデルを用い、VPAによって算出された現状(2006～2011年年齢別漁獲係数の平均)の漁獲係数をもとに2011～2021年の下神白地先アワビ天然個体の資源個体数の予測を行った。

結 果 の 概 要

1 VPAによる資源量推定

Age-length-keyをもとに推定した1992～2010年の下神白地区漁獲個体数は天然個体が9.5～25.8千個、放流個体が8.7～29.5千個であった(図1)。1992～1998年までは4歳個体の漁獲割合は3.6～14.8%とその割合が高かったが、その後は1.0%以下で推移した。1998年以降の主漁獲対象個体の年齢は6歳であった。

VPAにより1992～2010年の下神白アワビの天然と放流の資源個体数をそれぞれ推定した。その結果、天然資源は49.5～112.9千個で資源個体数が推移し、2002年以降減少傾向にあった(図2)。また、放流個体の資源個体数は48.1～130.6千個で資源個体数が推移し、2005年以降資源個体数

は増加傾向にあった。

2 IQ 管理による資源管理の評価

天然個体について現状の漁獲（2006～2011 年年齢別漁獲係数の平均値）を用い、2011～2021 年における資源動態のシミュレーションを行った。その結果、現状の漁獲を行えば、1992～2010 年における下神白地先の資源量と同程度の資源個体数を維持し、持続的な漁獲が可能であると考えられた（図 3）。

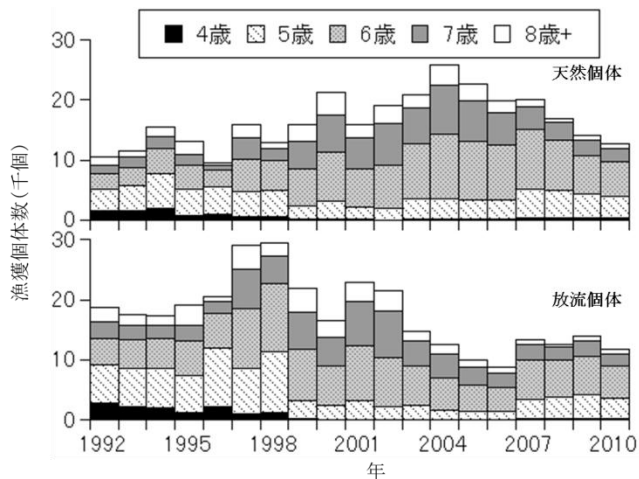


図 1 福島県いわき市下神白地区天然放流別年齢別アワビ漁獲個体数

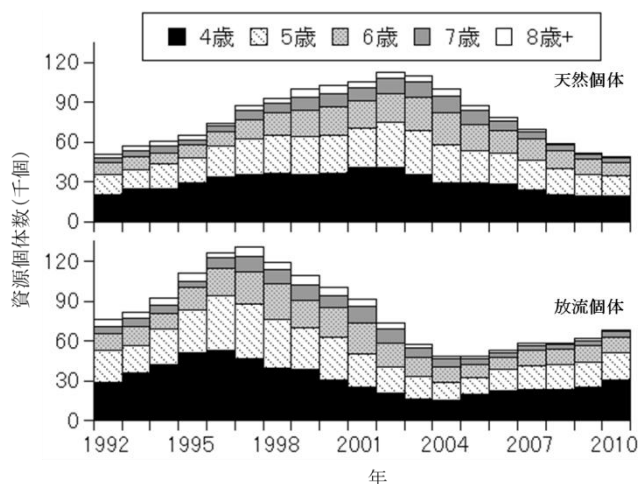


図 2 VPA により推定された福島県いわき市下神白地区天然・放流別アワビ資源個体数

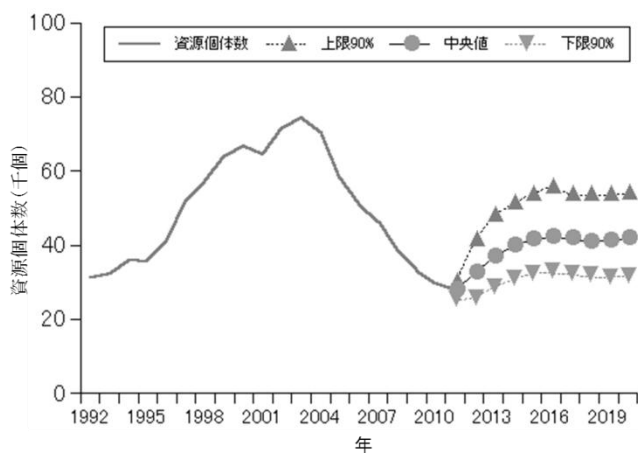


図 3 資源動態モデルを用いた下神白地区アワビ天然個体資源個体数のシミュレーション

結果の発表等 平成 23 年度日本水産学会秋季大会口頭発表

登録データ 11-01-003 「23 アワビ実用事業」 (05-53-1111)

研究課題名 栽培漁業対象種の放流技術に関する研究
 小課題名 秋サケ漁獲動向調査
 研究期間 2011年

新関晃司

目 的

サケの漁獲実態等を把握し、福島県のサケの来遊予測を行い、サケ増殖団体の事業を支援する。

方 法

2010年度に採鱗したサケの年齢組成を明らかにした後、来遊の完了した5つの年級群（2000年～2004年級）の平均年齢組成比より、2011年度に来遊する3～6歳魚の尾数を推定した。2歳魚については、平均回帰率から来遊尾数を求めた。

福島県の河川におけるサケ採捕尾数を整理し、2011年度の漁獲実態を把握した。

結果の概要

2010年度に来遊したサケの年齢組成比は4歳、3歳、5歳、6歳、2歳の順に高く、4歳魚が来遊の主体となった（表1）。2010年度の年齢組成から推定した2011年度に来遊予測尾数は249千尾であり、2010年度に来遊した約232千尾と比べ17千尾上回ると予測された（表2）。

2011年度は東日本大震災の影響により、ふ化放流事業を実施した河川は阿武隈川、宇多川、真野川、新田川、夏井川の5河川のみであった。その内、採捕実績を把握できたのは阿武隈川、宇多川、真野川、夏井川の4河川であった。4河川合計の採捕尾数は50,863尾であり、昨年度の福島県における河川採捕尾数の42%であった。河川別の採捕尾数は、各河川とも昨年度の採捕尾数を上回った（表3）。

海面漁獲については、東日本大震災の影響により漁が自粛されたため、実績なしであった。

表1 2010年度の年齢別来遊尾数

年齢	2歳	3歳	4歳	5歳	6歳	計
回帰尾数（尾）	2,790	60,837	103,681	59,277	5,626	232,211
割合（%）	1.2	26.2	44.6	25.5	2.4	100.0

表2 2011年度に来遊予測

年齢	2歳	3歳	4歳	5歳	6歳	計
回帰尾数（尾）	7,000	27,000	167,000	45,000	3,000	249,000
割合（%）	2.8	10.8	67.1	18.1	1.2	100.0

表3 河川別捕獲尾数（尾）

河川名	夏井川	木戸川	富岡川	熊川	泉田川	小高川	新田川	真野川	宇多川	阿武隈川	計
2010年度	2,598	34,781	1,914	16,935	35,815	3,632	3,630	7,655	12,610	1,395	120,965
2011年度	3,023	-	-	-	-	-	実績未確認	20,331	25,334	2,175	50,863

結果の発表等 なし

登録データ 11-01-004 「23サケ」 (05-29-1111)

研究課題名 漁場環境保全技術に関する研究
小課題名 津波被害に対応した藻場・干潟調査
研究期間 2011～2012年

平川直人・和田敏裕・松本育夫

目 的

東日本大震災により、いわき市沿岸部は大きな被害を受け、そこに存在する磯根漁場では、津波により運ばれた瓦礫の海底堆積、懸濁物質の拡散及び地震による海底地形の変化が懸念された。そこで本研究は、いわき市沿岸の磯根漁場において、潜水による生物分布調査、GPS 魚群探知機とストラクチャースキャンを用いた海底地形の把握及び水中カメラを用いた被災状況の確認等を行い、東日本大震災による岩礁生態系への影響を評価する。

方 法

1 潜水による目視観察、生物採集調査

震災以前より継続的に潜水調査を行ってきた永崎地先において、ウニ密度調査や生物採集を行い、過去の調査結果と比較し震災が生態系へ与えた影響について評価を行う。

2 GPS 魚群探知機とストラクチャースキャンを用いた瓦礫堆積状況の把握

磯根漁場において船外機船に搭載した GPS 魚群探知機を用い測定された緯度、経度、水深データのデータや管型をもとに三次元海底地形図の作成を行う。また、ストラクチャースキャンを用いて海底での瓦礫の堆積や震災による藻場や海底地形の変化を把握する。

3 水中カメラを用いた被災状況の確認

いわき市沿岸の磯根漁場において、水中カメラ（アイボールカメラ、ROV）を用い、海藻の繁茂や瓦礫の堆積状況を映像（画像）により詳細に確認する。

結 果 の 概 要

1 潜水による目視観察、生物採集調査

震災後の2011年6月に永崎地先で行った水中カメラによる調査ではウニはほとんど確認されなかったが、2011年12月の潜水調査では多数のウニが確認された。永崎地先テンガシマ、ネコイソにおけるウニの個体数密度はそれぞれ1.33個/m²、4.34個/m²であり、2010年の密度より高かった（図1）。2011年12月に永崎地先各調査点で採集されたウニは殻長40mm以上であり、2歳以上の個体であると考えられた（吾妻，1997）。したがって、これらのウニは津波により漁場外に移送され、その後移動してきた個体と推察された（図2）。

2 GPS 魚群探知機とストラクチャースキャンを用いた瓦礫堆積状況の把握

陸域から流出した瓦礫の漁場へ流出が懸念されたが、磯根漁場や周辺砂浜域で瓦礫堆積は非常に少なかった（図3）。海底に設置された人工構造物等は震災以前と同様の位置で確認され、津波による海底構造物への物理的損傷は少ないものと考えられた（図4）。

3 水中カメラを用いた被災状況の確認

調査を行った磯根漁場ではいずれも海底の形状に大きな変化はなかった。また、海藻群落にも大きな損傷はなく、一部では震災以前より海藻が繁茂している地点も確認された。

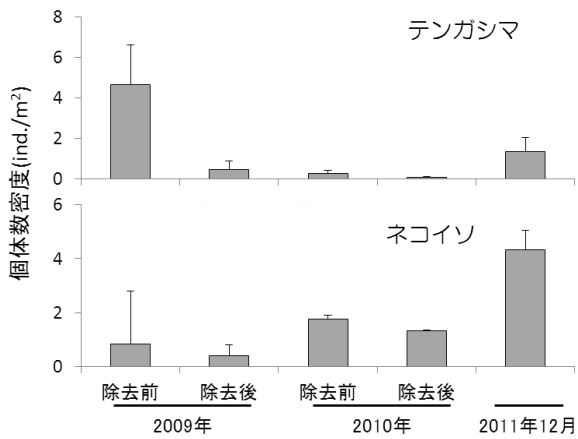


図 1 2009～2010 年永崎地先テンガシマとネコイソにおけるウニ除去試験前後のウニ個体数密度と 2011 年 12 月ウニ個体数密度

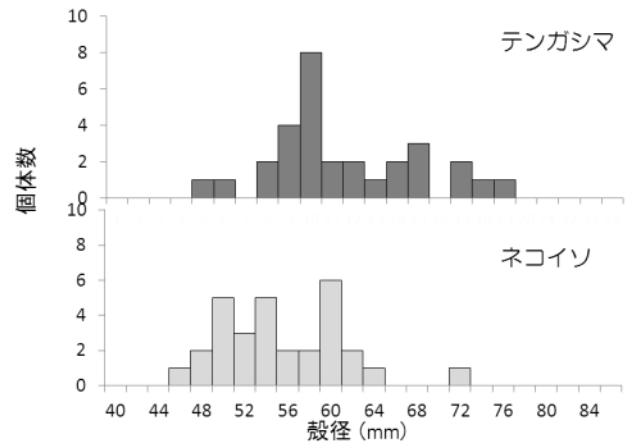


図 2 2011 年 12 月に永崎地先で採集されたキタムラサキウニの殻径組成。上段はテンガシマ、下段はネコイソを示す。

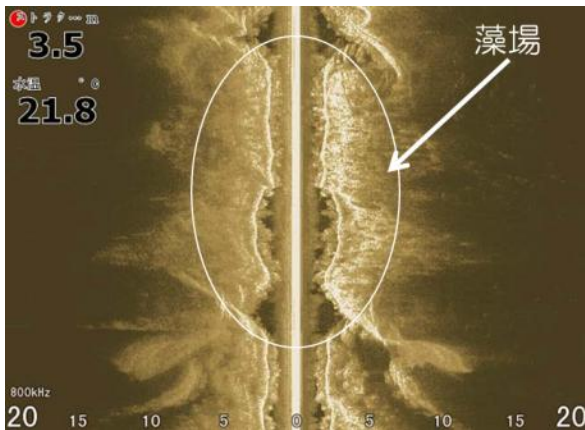


図 3 薄磯地区藻場におけるストラクチャースキャン画像の例

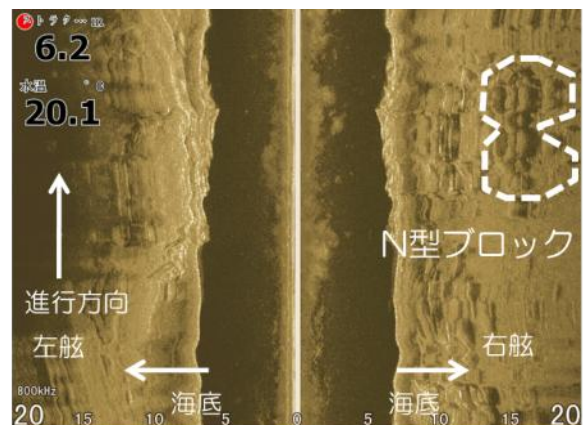


図 4 薄磯地区藻場に設置された N 型ブロックストラクチャースキャン画像

結果の発表等 なし

登録データ 10-01-005 「23 藻場調査」 (05-11-1111)

研究課題名 水産物における放射性物質低減技術の開発

小課題名 水産生物が取り込んだ放射性セシウムの排出を早める蓄養技術の開発（ウニ）

研究期間 2011 年

和田敏裕

目 的

放射性セシウム (Cs134 と Cs137 の合計値；以降、Cs) に汚染された福島県沿岸のキタムラサキウニ（以下ウニ）を対象に、餌条件を変えて飼育することにより Cs 濃度の経時変化を把握し、排出を促進する飼育環境条件、蓄養条件を明らかにする。

方 法

2011 年 6 月 20 日に福島県南部沿岸で採捕したウニ（殻長 5.0～7.9cm）を試験に供した。2 トン水槽を用い、自然海水による飼育試験を 3 カ月間行った。試験区は、福島沿岸で採捕した汚染生コンブを給餌する区（以下、汚染生コンブ区）及び非汚染の乾燥コンブを給餌する区（以下、非汚染乾燥コンブ区）とした。6 月 21 日に両水槽に各々 250 個体のウニを搬入して試験を開始した。2 日に一度、各試験区に汚染生コンブ及び非汚染乾燥コンブを飽食量給餌した。2, 4, 6, 8, 12 週目に各 50 個体のウニを採取し、25 個体毎のウニの生殖腺の Cs 濃度を（独）水産総合研究センター中央水産研究所で測定した。また、9 月 5 日に天然海域で採捕したウニの部位別（ホールボディー、生殖腺、生殖腺以外の内臓、殻）の測定を行うとともに、同日に採取した飼育個体の排泄物の測定を行った。

2 週間～4 週間毎に福島県南部沿岸にて採捕した天然ウニの生殖腺の Cs 濃度の推移を飼育試験結果と比較した。

結果の概要

試験期間中の汚染生コンブ区及び非汚染乾燥コンブ区における斃死数は、試験開始 1 週間で各 9 個体、8 個体であったが、それ以降の斃死数は両区共に 3 個体と少なかった。

飼育水温は試験期間中に上昇する傾向を示し、15.9～23.9℃で推移した。平均水温は、汚染生コンブ区で 20.6±2.0℃、非汚染乾燥コンブ区で 20.7±1.9℃であった。

福島沿岸で採捕されたウニの生殖腺の放射性セシウム濃度は、試験開始直後の 6 月下旬に 700～900Bq/kg と高い値を示したが、8 月中旬以降には約 400Bq/kg と暫定規制値（500Bq/kg）を下回った（図 1）。

両区の Cs 濃度は有意に低下した一方、両区間の傾きに有意な差は見られなかった。また、天然海域で採捕されたウニの低減過程とも有意な差は見られなかった（図 1）。

各区の値に直線式を当てはめ、開始時からの半減期間を求めたところ、天然ウニ（81 日）>汚染生コンブ区（66 日）>非汚染乾燥コンブ区（61 日）と推定された。

部位別の Cs 濃度は、生殖腺>生殖腺を除いた内臓>ホールボディー>殻となり、生殖腺が高いことが明らかとなった（図 2）。また、非汚染乾燥コンブ区の排泄物からも Cs が検出されたことから、少なくとも一部の Cs は排泄物を通して排出されることが明らかとなった（図 3）。

本試験結果から、一定期間蓄養することによりウニ生殖腺に含まれる Cs 濃度を低下させ得ることが確認された。ただし、餌料条件による明瞭な違いは確認できなかった。また、天然ウニ生殖腺の Cs 濃度が低減化する傾向が明らかとなった。今後、Cs 濃度の個体差や季節変動等、より綿密で長期的な飼育試験やモニタリングを通じてウニの Cs 濃度の低減過程を評価することが望まれる。

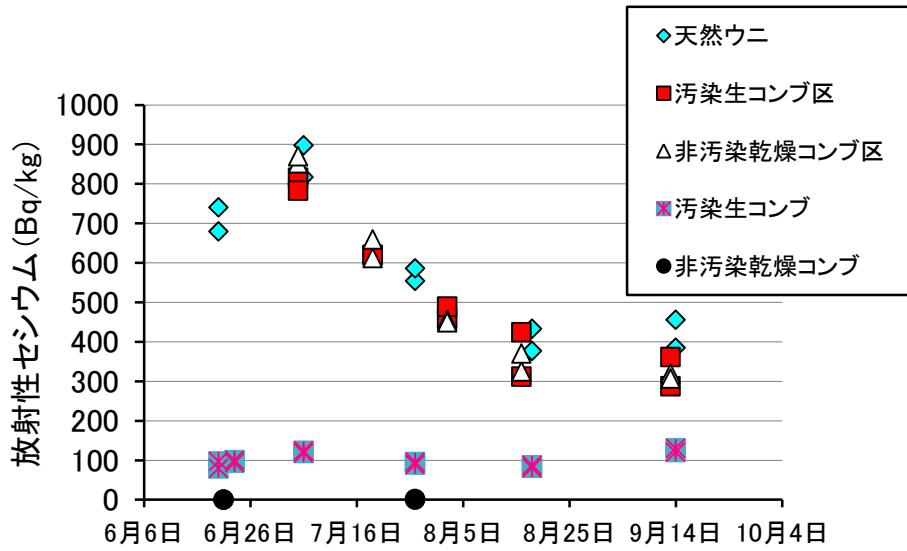


図1 天然ウニ、各試験区ウニ及び飼育餌料のCs濃度の推移

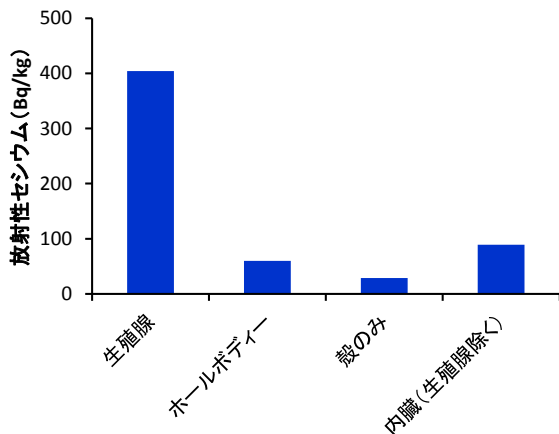


図2 天然ウニの部位別Cs濃度

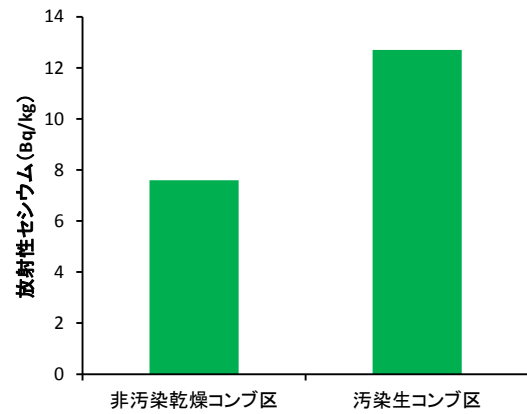


図3 各試験区の排泄物のCs濃度

結果の発表等 なし

登録データ 11-01-006 「23 放射能事業 (ウニ)」 (05-57-1111)

研究課題名 水産物における放射性物質低減技術の開発

小課題名 水産生物が取り込んだ放射性セシウムの排出を早める蓄養技術の開発（アワビ）

研究期間 2011 年

平川直人

目 的

放射性セシウム (Cs134 と Cs137 の合計値；以降、Cs) に汚染された福島県沿岸のエゾアワビ (以下、アワビ) を対象に、餌条件を変えて飼育することにより Cs 濃度の経時変化を把握し、排出を促進する飼育環境条件や蓄養条件を明らかにする。

方 法

1 供試個体と実験区

実験は 2011 年 9 月 12 日に福島県いわき市北部で採集された標本 65 個体を用い、2011 年 9 月 12 日～2012 年 1 月 12 日に行った。試験区は Cs を含むいわき市沿岸で採取されたアラメを給餌する区 (Cs 汚染餌区) と Cs を含まない乾燥コンブを給餌する区 (非汚染餌区) の 2 区を設定し、各区とも福島県いわき市下神白地先で揚水された濾過海水をかけ流し、飼育を行った。

2 Cs 濃度の分析

実験開始時に 5 個体、実験開始後 2 カ月間は各区から 2 週間おきに 5 個体、その後 2 カ月間は各区から 1 カ月おきに 5 個体を採取し、個体ごとに筋肉と内臓の Cs 濃度を測定した。餌として用いたいわき市沿岸で採取されたアラメも同様に測定を行った。また、Cs 濃度測定時の前処理による差を検討するため、各区 5 個体の筋肉を水道水で洗浄した標本 (標本 1) と未処理の筋肉標本 (標本 2) の Cs 濃度を測定し、その差を比較した。

Cs 濃度の分析は、すべて (独) 水産総合研究センター中央水産研究所が行った。

結 果 の 概 要

1 Cs 濃度分析前の水道水洗浄による差

実験開始時の標本 1 と標本 2 の Cs 濃度はそれぞれ、65.0 Bq/kg、66.2 Bq/kg であり、両標本間で有意な差は認められなかった (図 1、 t -test、 $p>0.05$)。したがって、アワビ筋肉の Cs 濃度は水道水による洗浄では減衰しないことが示された。

2 給餌したアラメの Cs 濃度

Cs 汚染餌区で給餌したアラメの Cs 濃度は実験開始時が 249Bq/kg、9 日経過時が 596Bq/kg と高い値であったが、その後、値は低下し、44 日経過時は 34Bq/kg となった (図 2)。

3 アワビの筋肉と内臓の Cs 濃度と飼育日数の関係

アワビ筋肉における平均 Cs 濃度 (\pm SD) は実験開始時に 66.2 (\pm 10.7) Bq/kg であり、2 週間経過時の値は Cs 汚染餌区が 37.3 (\pm 14.2) Bq/kg、Cs 非汚染餌区が 68.0 (\pm 21.7) Bq/kg、その後継時的に値は低下し、4 カ月経過した実験終了時には Cs 汚染餌区が 0.8 (\pm 1.6) Bq/kg、非汚染餌区が 8.6 (\pm 9.9) Bq/kg となった (図 3)。アワビ筋肉における Cs 濃度は Cs 汚染餌区、Cs 汚染餌区で継時的に低下したが、両実験区間で明瞭な差は認められなかった。アワビ内臓における平均 Cs 濃度 (\pm SD) は実験開始時に 51.0 (\pm 17.2) Bq/kg であり、その後値が低下し、4 カ月経過した実験終了時には Cs 汚染餌区が 2.4 (\pm 4.8) Bq/kg、非汚染餌区が不検出となった (図 4)。内臓における Cs 濃度は筋肉の Cs 濃度と同様に継時的に低下した。また、汚染餌区と Cs 汚染餌区の両実験区間で筋肉と同様に明瞭な差は認められなかった。また、アワビの Cs 濃度は内臓よりも筋肉が高かった。

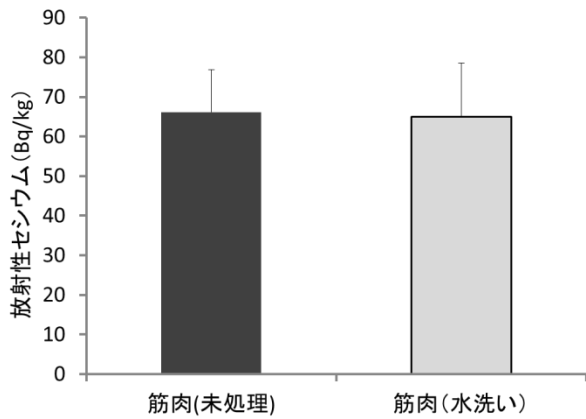


図1 Cs 濃度分析前処理 (水洗い・未処理) の差

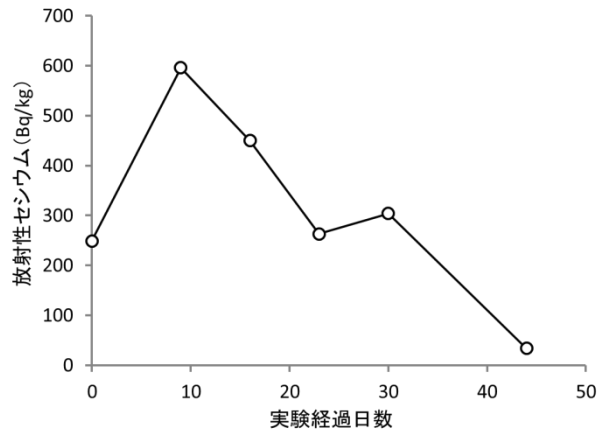


図2 Cs 汚染区に給餌したアラメの Cs 濃度の経時変化

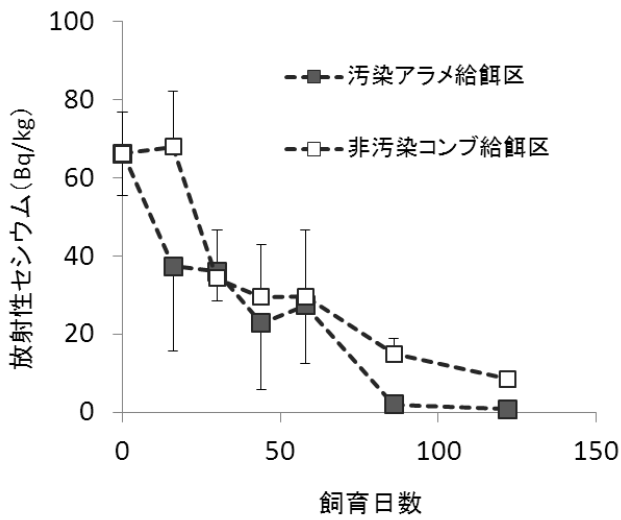


図3 アワビ飼育実験における筋肉 Cs 濃度と飼育日数の関係

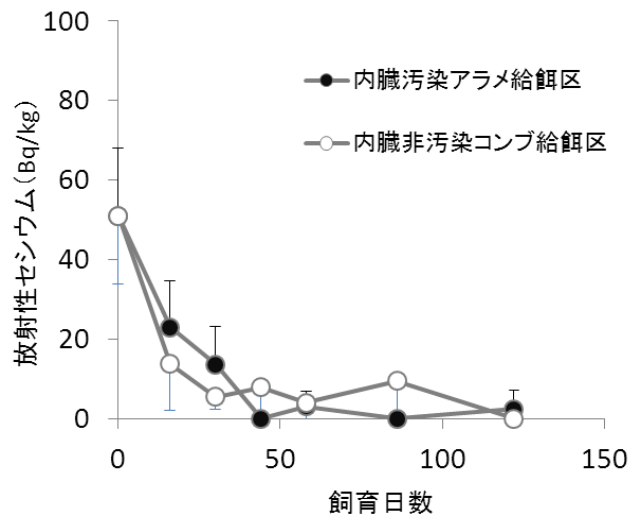


図4 アワビ飼育実験における内臓 Cs 濃度と飼育日数の関係

結果の発表等 なし

登録データ 11-01-008 「23 放射能事業 (アワビ)」 (05-53-1111)

研究課題名 水産物における放射性物質低減技術の開発

小課題名 水産生物が取り込んだ放射性セシウムの排出を早める蓄養技術の開発(ホッキガイ)

研究期間 2011 年

新関晃司

目 的

放射性セシウム (Cs-134 と Cs-137 の合計、以下 Cs) に汚染された福島県沿岸のホッキガイを対象に、飼育条件を変えて飼育することにより Cs 濃度の経時変化を把握し、排出を促進する飼育環境条件、蓄養条件を明らかにする。

方 法

福島県沿岸で採集されたホッキガイを砂床条件と塩分濃度条件を変えた試験区で一定期間飼育し、定期的に飼育水槽から取り上げ、Cs 濃度の値を測定した。試験に供したホッキガイは、半日程度天然砂を敷いた濾過海水掛け流し水槽で、潜砂行動を示した個体を用いた。また、全ての試験区において、調温、給餌は行わなかった。Cs 濃度の測定は全て (独) 水産総合研究センター中央水産研究所が実施した。

砂床条件の試験は、天然砂区、市販砂区、砂なし区の 3 試験区を設定した。天然砂は、近隣の砂浜から採取し、1mm 目合いのふるいにかけて、不純物や礫を除去した粒径 1mm 未満の砂を用いた。市販砂は、日本原料 (株) 製の粒径 0.5~1.5mm の濾過砂を用いた。天然砂区と市販砂区の飼育水槽は、ダイライト社製 500L ポリエチレン水槽を用い、それぞれの砂を高さ 15cm 程度敷き詰め、濾過海水を掛け流した。砂なし区は、136.4L プラスチック容器に濾過海水を掛け流した。開始時及び飼育後 3、7、14、28 日目に 3 個体ずつ取り上げ、3 個体の剥き身全体を 1 検体とし、それを各試験区 2 検体ずつ作成した。また、天然砂区と市販砂区の開始時及び 7 日目には、新たに 5 個体を取り上げ、部位別 (①足、②外套膜・貝柱・糸・水管、③内臓) に調製した。試験は、1 回目を 10 月 17 日~10 月 31 日、2 回目を 10 月 31 日~11 月 28 日に実施した。

塩分濃度条件の試験は、塩分 33 区、塩分 43 区、自然海水区の 3 試験区を設定した。塩分 33 区と塩分 43 区は人工海水を用い、自然海水区は濾過海水を用いた。飼育砂は 3 試験区ともに日本原料 (株) 製の粒径 0.5~1.5mm の濾過砂を用いた。塩分 33 区と塩分 43 区の飼育水槽は、ダイライト社製 200L ポリエチレン水槽を用い、濾過砂を高さ 15cm 程度敷き詰め、人工海水による閉鎖循環式とした。自然海水区は、77.2L サンボックスを用い、濾過砂を高さ 15cm 程度敷き詰め、濾過海水掛け流しとした。開始時及び飼育後 3、7、14、28 日目に 3 個体ずつ取り上げ、3 個体の剥き身全体を 1 検体とし、それを開始時は 2 検体、3 日目以降は各試験区 1 検体ずつ作成した。試験は、11 月 15 日~12 月 13 日に実施した。

また、1 月 26 日に同じ海域で採取されたホッキガイを用い、10 個体分の部位別測定を行うとともに、15 個体 (大~小抽出) について剥き身 1 個体ずつの Cs 濃度を測定した。

結果の概要

1 回目の砂床条件の試験では、開始時は 151~213Bq/kg であったが、3 試験区とも Cs 濃度は緩やかに減少する傾向を示し、14 日後には全試験区とも 99~157Bq/kg に低下した。2 回目は、開始時は 144~176Bq/kg であったが 28 日後には全試験区とも 102~131Bq/kg に低下した。1 回目の試験で 14 日間飼育したものは、2 回目開始時の天然海域のものよりも低減していたことになる。砂床条件の違いによる減衰速度の差はみられなかった (図 1、表 1)。

塩分濃度条件の試験では、開始時は 125~135Bq/kg であったが 7 日後には 3 試験区とも 91~105Bq/kg に減少する傾向を示し、その後は 28 日目まで横ばい傾向であった。塩分濃度条件の違いによる減衰速度の差はみられなかった (図 2、表 2)。

1回目の砂床条件試験時に行った部位別のCs濃度は、開始時は足、水管・外套膜・貝柱・鰓、内臓の順に203、91、41Bq/kgであったのが、7日目には天然砂区213、79、14Bq/kg、市販砂区245、77、28Bq/kgと、内臓のCs濃度が大きく減少した。開始時の10月17日の検体と1月26日に天然海域で採取した検体の部位別Cs濃度を比較すると、10月は足>外套膜・貝柱・鰓・水管>内臓の順に高かったが、1月は、内臓が最も高く、時期により異なった(表3)。

また、個体別のCs濃度は、最大1.9倍の差があり、個体の大きさ(殻長)とCs濃度との関係は明らかでなかった。(図3)

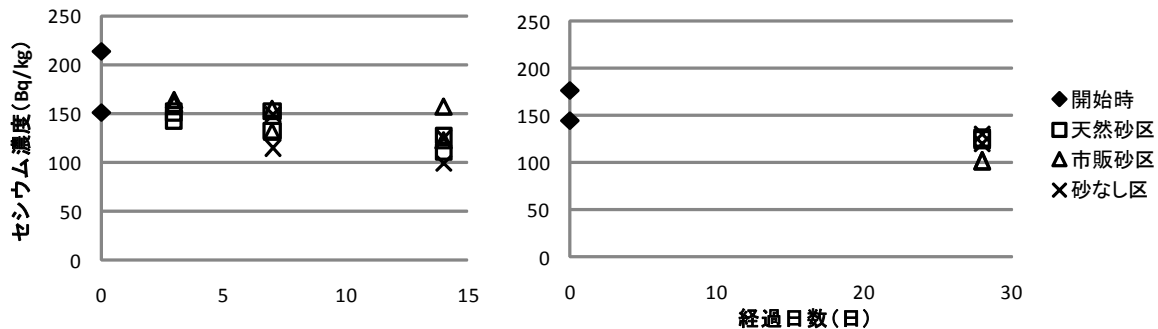


図1 飼育日数とCs濃度の推移(砂床条件)

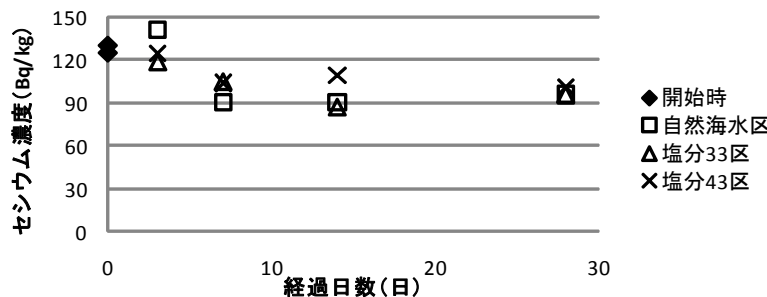


図2 飼育日数とCs濃度の推移(塩分濃度条件)

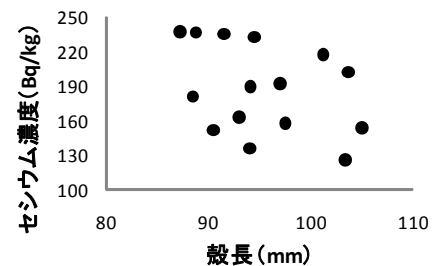


図3 殻長とCs濃度の関係

表1 各試験区のCs濃度(砂床条件)

試験期間 経過日数(日)	Bq/kg 11/15~12/13				
	0	3	7	14	28
自然海水区 ①	130	141	91	91	96
②	125	-	-	-	-
塩分33区 ①	130	119	105	87	96
②	125	-	-	-	-
塩分43区 ①	130	125	104	109	101
②	125	-	-	-	-

表2 各試験区のCs濃度(塩分濃度条件)

試験期間 経過日数(日)	Bq/kg					
	10/17~10/31				10/31~11/28	
	0	3	7	14	0	28
天然砂区 ①	151	142	132	127	144	126
②	213	151	152	111	176	124
市販砂区 ①	151	160	131	122	144	102
②	213	163	154	157	176	102
砂なし区 ①	151	-	115	99	144	131
②	213	-	149	125	176	120

表3 部位別のCs濃度

部位	砂床条件試験(10/17~10/24)			天然海域(1/26)	
	Cs濃度(Bq/kg)			Cs濃度(Bq/kg)	
	0日(開始時)	7日(天然砂区)	7日(市販砂区)	部位	Cs濃度(Bq/kg)
足(着色部及び白色部)	203	213	245	足(着色部)	76
貝柱・水管・外套膜・鰓	91	79	77	足(白色部)	159
内臓(腸管内容物含む)	41	14	28	貝柱	95
				水管・外套膜	38
				鰓	99
				内臓(腸管内容物含む)	590
				貝殻	3
				ホール(むき身全体)	76

結果の発表等 なし

登録データ 11-01-009 「23放射能事業(ホッキ)」 (05-55-1111)

研究課題名 水産物における放射性物質低減技術の開発

小課題名 水産生物が取り込んだ放射性セシウムの排出を早める蓄養技術の開発（メバル）

研究期間 2011 年

和田敏裕

目 的

放射性セシウム (Cs134 と Cs137 の合計値；以降、Cs) に汚染された福島県沿岸のシロメバル (以下メバル) を対象に、塩分条件を変えて飼育することにより Cs 濃度の経時変化を把握し、排出を促進する飼育環境条件、蓄養条件を明らかにする。

方 法

2012 年 10 月 11 日～11 月 1 日に福島県南部沿岸で釣獲したメバルのうち、全長 12～17.3cm の 160 個体を飼育試験に供した。飼育試験は 500L ポリカーボネート水槽で行い、試験区は、自然海水かけ流し区、塩分 33 区、塩分 45 区、塩分 15 区とした。かけ流し区以外は人工海水を使用し、水温 15℃以上にヒーターで調温した。勤務日の朝夕 2 回、非汚染のナンキョクオキアミを飽食量給餌した。午前の給餌後には水温及び塩分を測定し (図 1)、必要に応じて塩分調整及び換水を行った。飼育試験は 3 カ月間行った。2 週間～4 週間毎に各区から 5 個体ずつ採取し、個体毎の筋肉部の Cs 濃度を (独) 水産総合研究センター中央水産研究所で測定した。

2 週間～4 週間毎に福島県沿岸にて釣獲した天然メバルの Cs 濃度の推移を飼育魚と比較するとともに、一部の個体について胃内容物分析を行った。

結 果 の 概 要

試験期間中の斃死数は塩分 15 区 (9 個体) > 塩分 45 区 (5 個体) > 塩分 33 区 (2 個体) となり、かけ流し区は全ての個体が生残した (図 2)。

1 個体あたりの積算摂餌量は、試験開始 1 カ月では、かけ流し区>塩分 33 区>塩分 15 区>塩分 45 区であったが、試験終了時には、塩分 33 区>塩分 15 区>かけ流し区>塩分 45 区となった (図 3)。かけ流し区では水温低下の影響、塩分 45 区では浸透圧調節に関わる影響等で摂餌量が低下したと考えられる。

福島沿岸で釣獲されたメバル筋肉の Cs 濃度は、試験開始時の 11 月上旬に 329～608Bq/kg (平均 466Bq/kg) と高かったが、1 月下旬には平均 293Bq/kg と低下した (図 4)。

各試験区の Cs 濃度は有意に低下した一方、各区間の傾きに有意な差は見られなかった。また、天然海域で釣獲されたメバルの低減過程とも有意な差は見られなかった (図 4)。

各区の値に直線式を当てはめ、開始時からの半減期間を推定したところ、かけ流し区 (118 日) > 塩分 45 区 (109 日) > 天然メバル (100 日) > 塩分 33 区 (98 日) > 塩分 15 区 (89 日) と推定された。

1 個体あたりの積算給餌量と Cs 濃度の直線回帰式の決定係数 (R^2 値) は、飼育日数との関係よりも値が高かったことから、Cs の低減化には代謝との関連が示唆された。

天然メバルの胃内容物はサイズ毎の傾向が見られ、試験に供した全長 12cm 以上では多毛類が優先した (図 5)。

本試験結果から、非汚染の餌を給餌することによりメバル筋肉中の Cs 濃度を低下させ得ることが確認された。一方、塩分環境が Cs 濃度の低減化に及ぼす影響は少ないと推察された。メバルの Cs 濃度は個体差が大きく、天然メバルの Cs 濃度も低下していることなどから、今後、天然海域におけるメバル及び多毛類等の餌料生物の Cs 濃度の長期的なモニタリングが必要と考えられる。

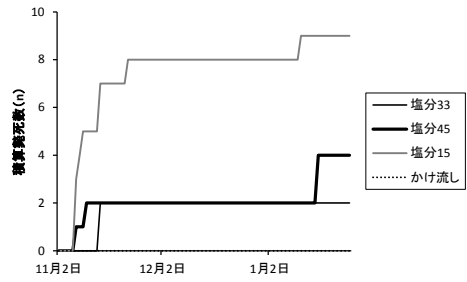
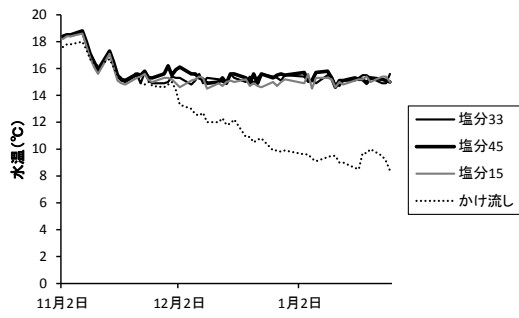


図2 積算斃死数

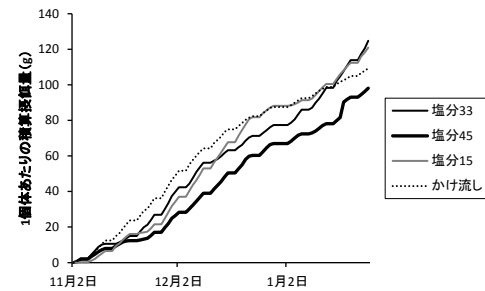
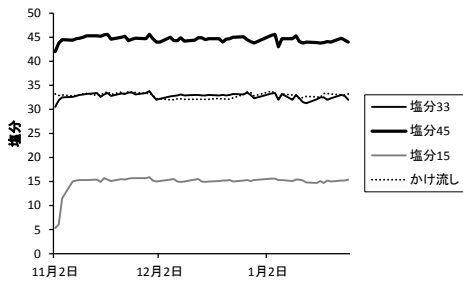


図1 水温(上)及び塩分推移(下)

図3 1個体あたりの積算摂餌量の推移

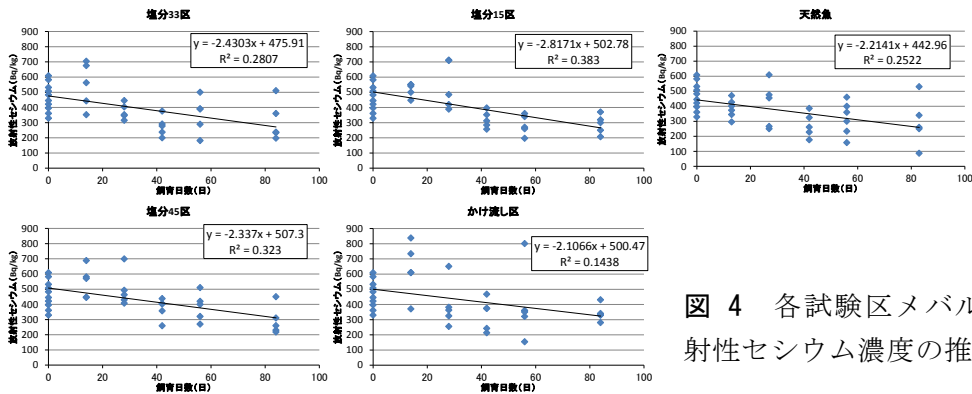


図4 各試験区メバルの放射性セシウム濃度の推移

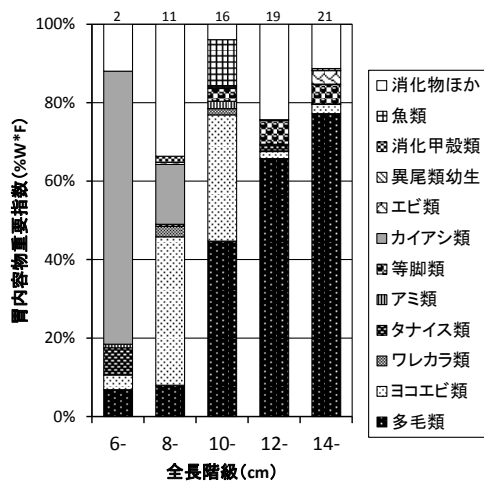


図5 天然魚の胃内容物組成 (n=79、上の数字は分析個体数)

結果の発表等 なし

登録データ 11-01-010 「23 放射能事業(メバル)」 (05-48-1111)