

No. 1

MARCH, 2010

BULLETIN
OF
KAGOSHIMA PREFECTURAL FISHERIES TECHNOLOGY
DEVELOPMENT CENTER

鹿児島県水産技術開発センター研究報告

第1号



平成22年3月

鹿児島県水産技術開発センター

鹿児島県水産技術開発センター研究報告

第1号

目 次

鹿児島県海域で発生する *Heterosigma akashiwo* の増殖に及ぼす水温・塩分・照度の影響

村田圭助・猪狩忠光・和田 実・上野剛司・・・・・・・・・・ 1

養殖ブリ・カンパチの新型レンサ球菌症 (*Streptococcus dysgalactiae* 感染症)

平江多績・村瀬拓也・仁部玄通・吉田照豊・・・・・・・・・・ 7

総説

南日本における磯焼けと藻場回復

田中敏博・・・・・・・・・・ 13

博士学位論文

鹿児島湾におけるマダイ *Pagrus major* の栽培漁業と資源管理に関する研究

穴道弘敏・・・・・・・・・・ 19

鹿児島県海域で発生する *Heterosigma akashiwo* の増殖に及ぼす 水温・塩分・照度・シストの影響

村田 圭助¹⁾・猪狩 忠光・和田 実²⁾・上野 剛司³⁾

1) 水産庁漁政部企画課, 2) 大隅地域振興局, 3) 南薩地域振興局

The proliferation effect of *Heterosigma akashiwo* generated in Kagoshima sea area about influence of the water temperature, salinity, illuminance and the cyst

Keisuke Murata, Tadamitsu Igari, Minoru Wada and Takeshi Ueno

要 約

鹿児島県における *Heterosigma akashiwo* (以下, 「*H.akashiwo*」と表記。)に関する赤潮発生機構の解明を目的とし, 本種の増殖環境やシスト発芽環境の把握に関する室内試験及び, シスト等分布密度調査を実施した。その結果, *H.akashiwo* が室内試験で増殖した水温範囲は10~25℃, 塩分範囲は26~34であったことから, 広い水温・塩分において増殖可能な生理的特性を有し, 養殖魚類のへい死を引き起こす細胞密度まで増殖が可能であることが明らかとなった。鹿児島湾・八代海において *H.akashiwo* が10,000cells/mL以上出現した現場水温(17.0~22.0℃)・塩分(31~34)は, 室内試験において高い増殖速度を示す範囲内にあったことから, 鹿児島湾では水温が上昇に転じた3月以降, 八代海では4月中旬以降に本種が発生すると, 高い増殖速度で赤潮化する可能性が示唆され, これを考慮したモニタリングを行い, 初期発生を把握することが本種による漁業被害を防止する上で必要であると考えられた。また, 2003年における鹿児島湾の *H.akashiwo* シストは, 湾奥部を中心に高密度に分布し, 以降の調査(2004年および2005年)では, 分布密度はやや少なくなっていた。鹿児島湾では2001年に本種による大規模な赤潮が発生し, 以降は観測されていないことから, 2001年に供給された *H.akashiwo* のシストは, 以後約2年間は十分な発芽能を有していることが推測された。また, シスト発芽試験では, 15℃以上の水温で活発に発芽することが確認されたことから, 年間の最低水温が約16℃前後である鹿児島湾においては, 通年シストが発芽している環境であり, 八代海は, 年間の最低水温が約13℃前後であるため, 冬期はシストで休眠し, 15℃を超える3月下旬以降, シストが活発に発芽し, 栄養細胞の供給がされていると考えられる。

鹿児島県における *H.akashiwo* による赤潮は, 赤潮の観測が始まった1976年(昭和51年)以降, 鹿児島湾を中心に, 志布志湾, 山川湾, 長島町浦底湾等で確認され, 1995年には同種による赤潮で約10億円, 2001年には約1億4千万円弱の被害が発生するなど, しばしば本県の養殖漁業に対して甚大な被害をもたらしてきた。

赤潮による漁業被害を最小限に抑えるためには, 赤潮発生機構を解明することが重要な課題であることから, *H.akashiwo* 赤潮に関する赤潮発生機構の解明を目的とし, 本試験を実施した。なお, 各試験については水産庁委託事業(H14~)で実施した。

試料及び方法

1 供試株・泥と培地

培養試験に用いた *H.akashiwo* 株は, 2001年に鹿児島湾で発生した本種による赤潮発生時に, 鹿児島湾奥隼人沖より採取し, ピペット洗浄法¹⁾によって, バクテリアによる汚染を最小限に抑えたクローン株である。供試株の保存および試験培地にはPESを用いた。また, 発芽試験に用いた底泥は, 2006年1月に県北部の長島町(旧東町)三船浦(八代海)において, エクマンバージ採泥器を用いて採取した。なお,

予備試験を20℃、塩分30の下で行い、*H.akashiwo* が十分に発芽することを確認した。

2 増殖に及ぼす水温・塩分の影響

試験は水温を10, 15, 18, 20, 25℃の5段階、塩分を26, 28, 30, 32, 34の5段階とし、それらを組み合わせて25通りの試験区を設定した。塩分は当センター沖合において取水・ろ過された海水をオートクレーブで滅菌後(121℃, 3min.), 超純水で希釈して調整した。培地はPES培地とし、100mLをガラス製のトールビーカーに分注した後、*H.akashiwo* が43cells/mLの密度になるように試験培地へ接種し、明暗周期10hL:14hDの条件下で行った。細胞密度は実験を開始してから11日後と17日後に培養液の一部を採取し、界線入りスライドグラスを用いて直接細胞数を計数した。(照度約3,000Lux)

3 増殖に及ぼす水温変化の影響

試験は、鹿児島湾で *H.akashiwo* の発生が見られ始める15℃を基準に、15℃の定温区分と0.1℃/dayの昇温区分、また、2006年12月に発生が見られた20℃を基準に20℃の定温区分と0.1℃/dayの降温区分を設定し、塩分34、光強度約54 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ 、明暗周期12hL:12hDの条件下で行った。培地はPES培地とし、200mLを三角フラスコに分注した後、*H.akashiwo* が150cells/mLになるように接種した。細胞密度は実験を開始してから3日後から13日後まで適宜培養液の一部を採取し、界線入りスライドグラスを用いて直接細胞数を計数した。

4 増殖に及ぼす照度の影響

試験は水温18℃、塩分30の下で設定照度を0Lux, 400Lux, 1,200Lux, 2,000Lux, 2,800Lux, 4,000Lux, 8,000Lux, 15,000Lux, 24,000Luxの合計9通りの試験区を設定した。培地はPES培地とし、100mLをガラス製のトールビーカーに分注した後、*H.akashiwo* が250cells/mLの密度になるように試験培地へ接種し、明暗周期10hL:14hDの条件下で行った。細胞密度は実験を開始してから5日後から12日後まで適宜培養液の一部を採取し、界線入りスライドグラスを用いて直接細胞数を計数した。

5 シスト発芽に及ぼす水温・塩分の影響

試験は水温を12, 13, 14, 15, 16, 20, 25℃の7段階、塩分は15, 20, 25, 30, 34の5段階とし、それらを組み合わせて35通りの試験区を設定した。塩分は当セン

ター沖合において取水・ろ過された海水をオートクレーブで滅菌後(121℃, 3min.), 超純水により希釈して調整し、明暗周期12hL:12hDの条件下で行った。

6 シスト等調査

鹿児島湾22定点(図-4)において2003年10月, 12月, 2004年1月にシスト等分布密度調査を実施した。調査は、KK式柱状採泥器とG.S.型表層採泥器(アシュラ型)を用い、1定点につき3回、海底堆積物の表層部(0~3cm深)を採取し、シスト等分布密度、泥温等の測定に供した。分布密度は終点希釈(MPN)法を用い、湿泥1gあたりに存在するシスト数とした。

結 果

1 増殖に及ぼす水温・塩分の影響

各水温・塩分条件における *H.akashiwo* 培養株の培養開始から17日目の細胞数を図1、比増殖速度を図-2に示す。設定した全ての試験区において増殖が確認された。特に水温18~25℃では、800,000cells/mLを超える高い増殖を示し、このうち、水温20℃と25℃の塩分濃度32で特に高い増殖率を示した。増殖速度は0.33~0.90day⁻¹の範囲にあり、18~25℃では全ての塩分条件で0.90day⁻¹に近い値を示していた。最大比増殖速度は、25℃、塩分32, 34の条件で得られた。

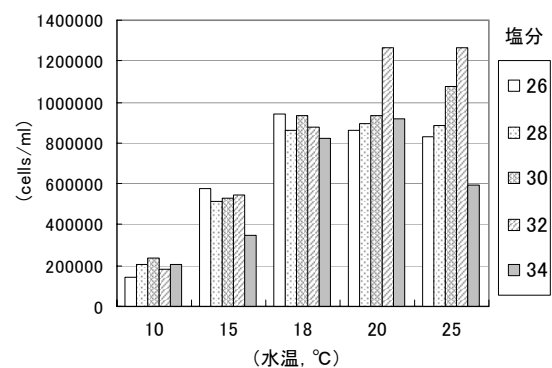


図1 水温別塩分別細胞数 (培養開始から17日後)

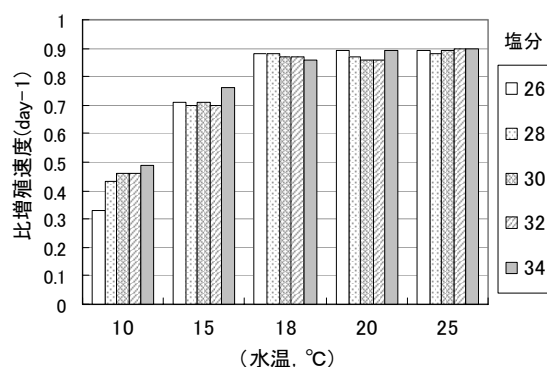


図2 水温別塩分比増殖速度

2 増殖に及ぼす水温変化の影響

各水温変化条件における *H.akashiwo* 培養株の培養開始から13日目の細胞数を図3, 4に示す。

15℃定温区分と昇温区分では増殖速度は遅いものの緩やかに増殖した。20℃定温区分と降温区分では培養開始直後から顕著な増殖が見られた。

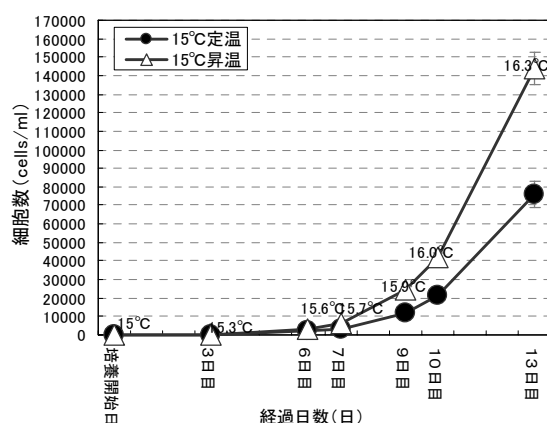


図3 水温区分別*H.akashiwo* の細胞数の日別推移①

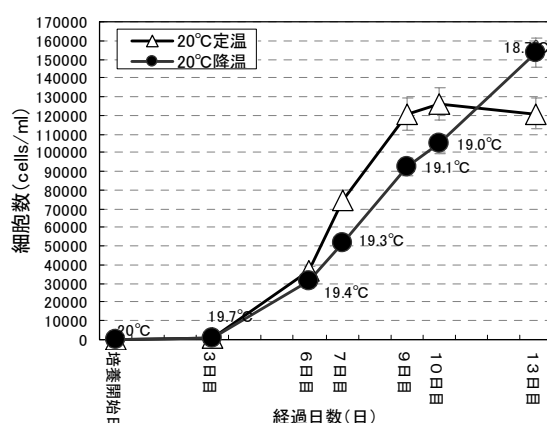


図4 水温区分別*H.akashiwo* の細胞数の日別推移②

3 増殖に及ぼす照度の影響

各照度条件による *H.akashiwo* 培養株の培養開始

から12日目までの細胞数の推移を図5に示す。
H.akashiwo は400Lux以下の弱光下においては増殖が確認されなかった。1,200Luxでは僅かながら増殖がみられるものの、細胞数は試験終了までに低水準で持続するかやや減少傾向を示した。また2,000Luxでは、比増殖速度は遅いものの徐々に増殖し、2,800～15,000Luxでは培養開始直後から顕著な増殖がみられたが、24,000Luxでは徐々に増加したものの、他と比較するとやや低水準で飽和した。

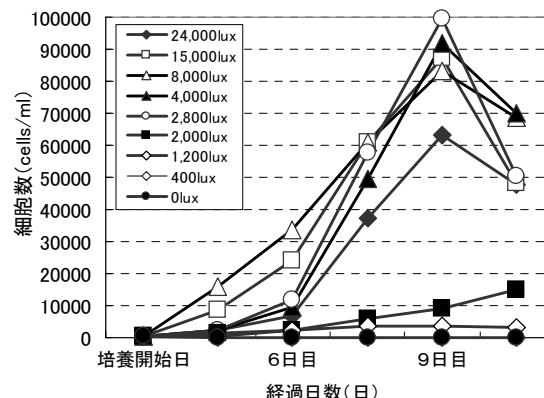


図5 照度別*H.akashiwo* 細胞数の日別推移

4 シスト発芽に及ぼす水温・塩分の影響

各水温・塩分条件における *H.akashiwo* シストの発芽状況を表1に示す。14～25℃の試験区については、各塩分で発芽が確認されたが、12℃の塩分15、と12℃、13℃の塩分34の試験区において発芽が確認されなかった。

表1 水温・塩分条件における*H.akashiwo* シスト発芽状況

塩分\水温	12	13	14	15	16	20	25
15	—	+	+	+	+	+	+
20	+	+	+	+	+	+	+
25	+	+	+	+	+	+	+
30	+	+	+	+	+	+	+
34	—	—	+	+	+	+	+

5 シスト等調査

鹿児島湾における *H.akashiwo* シストの分布密度を図6に示す。2003年10月の調査は全18定点中7定点において、2～68MPN/g、12月は全19定点中15定点において2～230MPN/g、1月は全22定点中18定点において2～330MPN/gで分布した。特に湾奥部で高密度分布域がみられ、10月、12月、1月けるそれぞれの平均分布密度は、9.8MPN/g、46.7MPN/g、52.7MPN/gであり、秋期に比べ冬期が高い値となった。

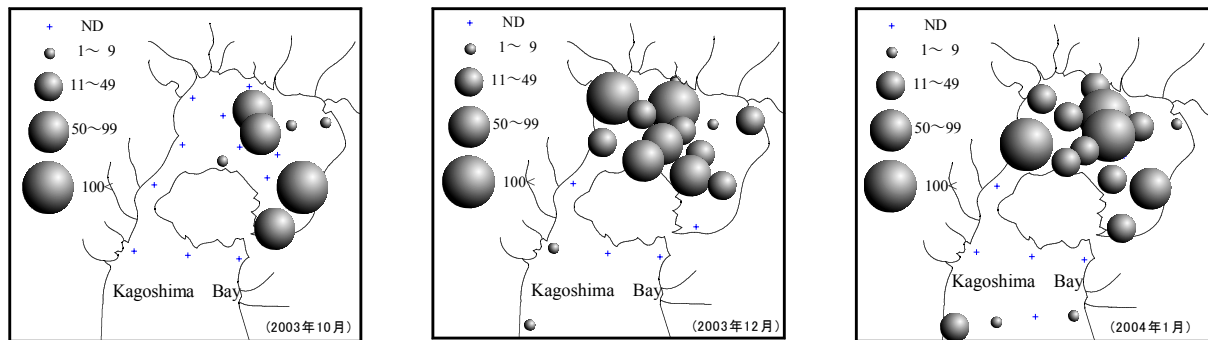


図6 鹿児島湾における *Heterosigma akashiwo* のシスト分布(MPN/g wet sediment)

考 察

1 増殖環境

H.akashiwo が室内試験で増殖した水温範囲は、10～25℃、塩分範囲は26～34であったことから、広い水温・塩分において増殖可能な生理的特性を有していることが明らかとなった。鹿児島湾・八代海南部の年間最低水温はそれぞれ15℃、13℃前後であることから、現場海域の低水温期においても増殖可能であると推測される。また、*H.akashiwo* が養殖ハマチを致死させる細胞密度は数万cells/mLとされるが²⁾、室内試験における培養開始から17日後の細胞数は水温10～25℃、塩分26～34のいずれの試験区においても1万cells/mL以上に達したことから、*H.akashiwo* は広い温度・塩分範囲で養殖魚類のへい死を引き起こす細胞密度まで増殖することが可能であると考えられる。

また、水温変化が増殖に与える影響については、春期の水温上昇期は、現場海域において年間でも低水温の時期でもあることから、養殖ハマチを致死させる数万cells/mLに達するまでにはやや時間を要するものの、発生後期には増殖が一気に加速する可能性があることが考えられる。水温下降期である秋期から冬期に *H.akashiwo* が発生した場合、水温の下降は増殖阻害の要因にはならず、比較的短期間に致死量に達する可能性があることが考えられる。

照度については、比較的低照度でも増殖可能である。鹿児島湾で *H.akashiwo* が赤潮を形成する時期(3～4月)の曇天時における照度が30,000～50,000 Luxであることを考えると、現場海域の照度(表層)は常に増殖のポテンシャルを持つことが推測された。

2 増殖速度と現場出現環境

本県において *H.akashiwo* が数十cells/mL以上出現した現場海域の水温・塩分を図7に示す。鹿児島湾における出現水温は15.4～21.0℃、塩分は31.0～33.5、八代海においては水温17.9～22.6℃、塩分31.0～34.0であり、鹿児島湾は八代海と比較してやや低水温で出現する傾向が見られた。また、鹿児島湾・八代海において10,000cells/mL以上出現した現場海域の水温(17.0～22.0℃)・塩分(31～34)は、室内試験において比増殖速度が0.7day⁻¹以上と高い増殖速度を示す水温・塩分の範囲内にあった。このことから、鹿児島湾の場合、3月に入り水温が上昇に転じた時期以降、八代海においては4月中旬以降、*H.akashiwo* が発生すると、短期間で赤潮化する可能性があることが示唆され、これらを考慮し、鹿児島湾は2月から、八代海は3月から *H.akashiwo* に対するモニタリングを行って初期発生を把握することが、本種による漁業被害を防止する上で必要であると考えられる。

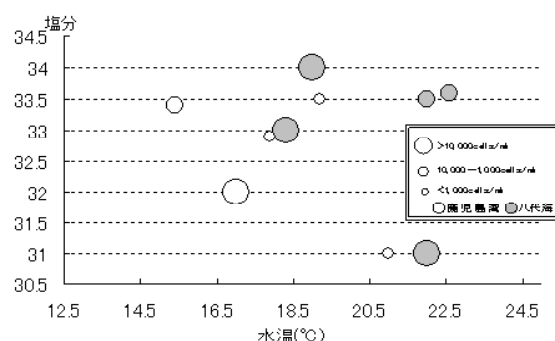


図7 現場海域における *H.akashiwo* 出現水温・塩分

3 シスト分布状況及び発芽

2003年に鹿児島湾において行った *H.akashiwo* シストの分布密度は、調査月において若干の差はあるものの、湾奥部を中心に高密度に分布していた。ま

た、瀬戸内海区水研が行った同湾のシスト分布調査結果³⁾でも同様で、湾奥部に *H.akashiwo* シストが多く分布している結果であったが、2004 年⁴⁾、2005 年⁵⁾ では、湾奥部のシストの分布密度はやや少なくなっていた。鹿児島湾では2001年に *H.akashiwo* による大規模な赤潮が発生し、以降は *H.akashiwo* の赤潮は観測されていない。このことから、2001年の赤潮形成において供給された *H.akashiwo* のシストは以後約2年間は十分な発芽能を有していることが推測される。

また、シスト発芽試験では、シストは15℃以上の水温で、活発に発芽することが確認されたことから、年間の最低水温が約15℃前後である鹿児島湾においては、通年シストの発芽が可能で、栄養細胞が供給される環境にあると考えられる。このことは、鹿児島湾における定期赤潮調査で、ほぼ通年、細胞密度の差はあるものの、*H.akashiwo* が出現していることから裏付けられる。また、八代海南部については、年間の最低水温が約13℃前後であるため、冬期はシストで休眠し、15℃を超える3月下旬以降、シストが活発に発芽し、栄養細胞が供給されていると考えられる。八代海では概ね4月下旬から5月にかけて *H.akashiwo* が赤潮を形成することからも、この事が裏付けられると考える。

引用文献

- 1) 今井一郎. 赤潮微細藻類の計数と無菌培養法. 石田祐三郎・杉田治男(編), 「海洋環境アセスメントのための微生物実験法」. 恒星社厚生閣, 2000; 85-90.
- 2) 折田和三. 1995年4月鹿児島湾で発生したヘテロシグマ赤潮について. 南西海ブロック会議赤潮・環境生物研究会議事録平成7年度, 1996; 7.
- 3) 平成15年度赤潮・貝毒等被害防止対策事業報告書. 閉鎖性海域赤潮被害防止対策(八代海 鹿児島湾), 2004; 8.
- 4) 平成16年度赤潮・貝毒等被害防止対策事業報告書. 閉鎖性海域赤潮被害防止対策(八代海 鹿児島湾), 2005; 8.
- 5) 平成17年度赤潮・貝毒等被害防止対策事業報告書. 閉鎖性海域赤潮被害防止対策(八代海 鹿児島湾), 2006; 8.

養殖ブリ・カンパチの新型レンサ球菌症 (*Streptococcus dysgalactiae* 感染症)

平江 多績・村瀬 拓也・仁部 玄通¹⁾・吉田 照豊²⁾

1) 大隅地域振興局, 2) 宮崎大学農学部

A new type *Streptococcus* infection in Cultured amberjack *Seriola dumerili* and yellowtail *Seriola quinqueradiata* (*Streptococcus dysgalactiae* Infection)

Tatumu Hirae, Takuya Murase, Harunao Nibe and Terutoyo Yoshida

Abstract : In 2002, mortalities due to infection with an unknown *Streptococcus* sp. occurred in cultured amberjack *Seriola dumerili* and yellowtail *S. quinqueradiata*. This infection had high clinical similarity to *Lactococcus garvieae* infection. Using Lancefield grouping and genetic investigation, the unknown *Streptococcus* sp. was identified as Lancefield group C *Streptococcus dysgalactiae* (GCS). For diseased fish, bacteria should be isolated from the necrosis site of the caudal peduncle since bacterial isolation from the brain is difficult. GCS infection in fish is characterized by severe necrosis of the caudal peduncle with little exophthalmos. Genetic characterization by biased sinusoidal field gel electrophoresis (BSFGE) revealed different genotypes between fish and animal GCS isolates. The partial sequence of the 16S-23S rDNA intergenic spacer region of all the tested fish isolates differed from mammalian isolates in one or two nucleotides. Although GCS was resistant to drugs such as oxytetracycline (OTC), resistance to erythromycin (EM), lincomycin (LCM), and aminobenzylpenicillin (ABPC) was not observed. Until 2002, the use of drugs in fish farms in Kagoshima Prefecture had decreased because of the prevalent practice of *L. garvieae* vaccination. However, drug use has been increasing since 2003 due to the fish mortality caused by GCS infection.

南日本において2002年の夏季以降発生した通称「新型レンサ球菌症」は、本県の養殖ブリ、カンパチに甚大な魚病被害をもたらしている。本症の原因細菌は、LancefieldのC型血清に反応を示す連鎖球菌であることが明らかにされ、*Streptococcus dysgalactiae*に分類された。¹⁾ これまでに、本症の概要について報告があり²⁾³⁾、さらに病原菌株の遺伝子解析結果や性状についても報告されている⁴⁾⁵⁾。本症は、その症状の類似性から従来型の α 溶血性レンサ球菌症(*Lactococcus garvieae*感染症:以下、従来型レンサ球菌症と記載)と誤認されやすく、診断に際しては細心の注意が必要である。⁶⁾⁷⁾ なお、従来型レンサ球菌症はワクチンが販売され、一定の効果が得られているが、本症についてはワクチンが販売されていない。これらのことから、本センターでは、2003年以降、本症の全容を明らかにするため、調査研究を行った。

今回は、疫学調査結果を中心にとりまとめ、本症と従

来型レンサ球菌症と症状の違いによる簡易判別法の検討、養殖場での薬剤使用量の推移、分離菌株の薬剤感受性試験を行うとともに、魚類由来菌株の遺伝子型の比較検討を行った。なお、本研究は社団法人日本水産資源保護協会の養殖衛生管理技術開発研究事業で行った。

材料及び方法

1 確定診断と簡易判別法の検証

本センターにおいて魚病検査を行ったブリとカンパチを供試魚とした。病魚の外観症状は、病変の著しい尾柄部周辺及び眼球、体表、鰭等を、内部症状は、心臓、脾臓、腎臓、肝臓、脳について肉眼で観察した。

細菌の観察は、病魚の脳、腎臓、病変部の組織をスライドガラスに塗抹し、火炎固定した後、メチレンブルー染色し、生物顕微鏡1,000倍で検鏡し、連鎖状の球菌を確

認した。また、数検体については、走査型電子顕微鏡により形態を観察した。

細菌培養は、病魚の脳、腎臓、病変部の組織を、NaCl 1.25%に調整したハートインフュージョン寒天培地上に塗抹し、ニコロム耳で画線または、滅菌生理食塩水で組織をコンラージし、37℃で約24時間培養し、発育状況を確認した。発育したコロニーはバイオラッド社PASTOR EX STREPを用い、ランスフィールド血清型でC型の凝集反応がみられたものを本症とし、C型の凝集がみられず *L. garviae* 抗血清に凝集したものを、従来型レンサ球菌症と確定した。

簡易判別法については、上記によって確定した類似2種の疾病に対し、主な特徴である、眼球症状、尾柄部の異常、心外膜炎の出現率、腎臓・脳の細菌検出率について、それぞれの項目を比較し、フィッシャーの直接確率計算法により有意差を求めて評価した。

2 発生状況とワクチン投与尾数

本センターの魚病診断件数から発生状況を把握した。また、ワクチンの投与尾数については、本センターが発行したワクチン使用指導書を集計した。

3 薬剤感受性試験と投薬量

2002年から2006年に分離された、*S. dysgalactiae* 196菌株を供試菌株とした。抗生物質はエリスロマイシン (EM; SIGMA)・リンコマイシン (LCM; 住友製薬)・アンピシリン (ABPC; Wako)・フロルフェニコール (FF; Wako)・オキシテトラサイクリン (OTC; Wako)・カナマイシン (KM; Wako) の6薬剤を使用し、最小発育阻止濃度 (MIC) 測定した。MICの測定は日本化学療法学会(1981)に準じ、寒天平板希釈法によって行なった。

また、本県の推定投薬量については、県水産振興課がアンケートを実施し、社団法人日本水産資源保護協会がとりまとめた魚病被害・水産用医薬品使用状況調査結果を集計した。

4 病原菌株の遺伝子多型比較

(パルスフィールド電気泳動法改変版試験)

供試菌株は、本センター保有菌株と国内の水産研究機関から入手した菌株を含めて供試した。本試験においてはATTO社のGENOFIELDを用いてバイアス正弦電場ゲル電気泳動を行った。制限酵素による処理条件は、*Sma* 1が30℃、*Apa* 1が37℃で、両方とも8時間処理を行い、共に12℃、19時間の条件で泳動した。*Sma*処理時の泳動条件は、電圧DC48V、AC300VでAC周波数設定値

はSTART:5mHz、END: 160mHzであり、*Apa*処理時の泳動条件は、電圧DC48V、AC300VでAC周波数設定値はSTART:5mHz、END: 260mHzであった。

結 果

1 確定診断と簡易判別法の検証

ブリ、カンパチともに病魚は尾鰭の発赤と尾柄部の潰瘍が顕著で、その部位を解剖すると容易に病巣を確認できた。また、希に胸鰭や背鰭の基部に潰瘍を形成するものもみられた。その他の部位については外観上目立った症状はみられなかった。なお、カンパチ病魚を図1～3に示した。また、病変部から分離培養した本症原因細菌 (*S. dysgalactiae*) を図4に、対照の従来型レンサ球菌原因菌 (*L. garviae*) を図5に示した。*S. dysgalactiae* は、直径約4 μ mのほぼ真円形であったが、*L. garviae* は長径が約6 μ m、短径が約4 μ mの紡錘形で、長径側に連鎖し、高倍率では両者の違いを顕著に観察できた。

生物顕微鏡1,000倍の検鏡では、単体において両者の違いを明確にはできなかったが、*L. garviae* が、2連鎖の菌体で散在しているのに対し、*S. dysgalactiae* は10個以上が連なる菌体が多く見られた。

なお、本症原因細菌は図6に示したようにランスフィールド血清型の判別試験でC型に凝集反応を示した。これに対し、従来型レンサ球菌症原因細菌はC型の凝集反応はみられなかった。

類似2種の疾病を迅速で簡易に判別する方法を見出すために、本症と確定したブリ、カンパチ病魚171尾と、従来型レンサ球菌症と確定したブリ、カンパチ病魚107尾について症状、組織内の細菌観察結果について比較検討した。病魚の特徴である、眼球異常、尾柄部潰瘍、脳内細菌の出現率に対して、それぞれ1%未満の危険率で、本症と従来型レンサ球菌症の両者に有意差がみられた(図7)。つまり、本症は従来型レンサ球菌症と比較して、眼球と脳の病変の出現率が低い反面、尾柄部の病変の出現率が高かった。



図1 カンパチ病魚



図2カンパチ病魚尾柄部拡大 図3 同左解剖

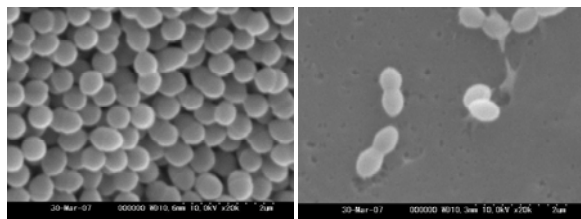


図4 *S. dysgalactiae* 図5 *L. garviae*
(走査型電子顕微鏡20,000倍)

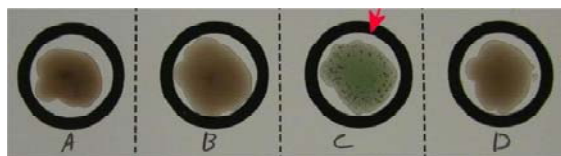


図6 ランスフィールド血清型試験

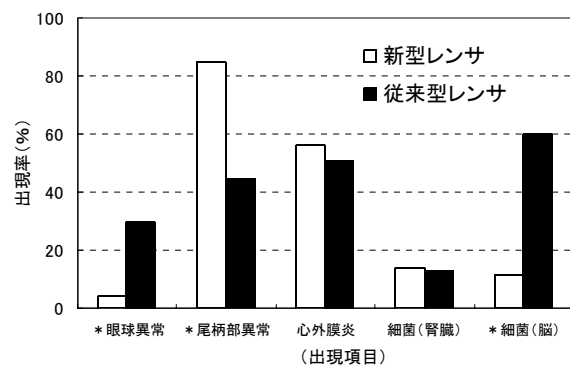


図7 症状と組織観察による細菌の出現率 (*P<0.01)

2 発生状況とワクチン投与尾数

1) 発生地区

2009年12月末までに、鹿児島県周辺で本症を確認した場所は図8のとおりであった。

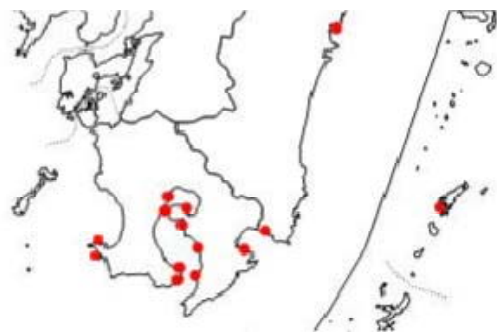


図8 新型レンサ球菌症発生確認場所

2) 診断件数とワクチン投与尾数

本症の診断件数は、高水温期の夏場に集中した。また、対照の従来型レンサ球菌症の診断件数は本症と比較すると、通年みられ、季節による変化は少なかった(図9, 図10)。

従来型レンサ球菌症の診断件数は1995年～1998年にかけて激減し、1998年～2001年まではほぼ横ばいから微増傾向であったが、ワクチンの投与尾数が大幅に増加した2002年以降はさらに減少した。ただし、2003年以降は本症の診断件数が加算されたため、レンサ球菌症全体としては2003年に比べ微増し、2003年以降は横ばい状態で推移した。(図11)

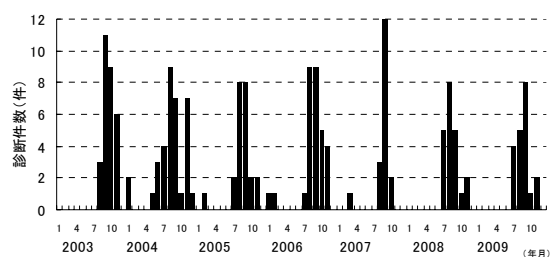


図9 新型レンサ球菌症診断件数

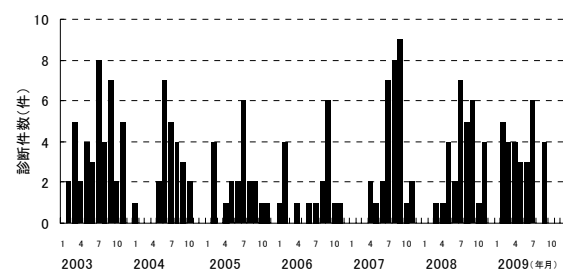


図10 従来型レンサ球菌症診断件数

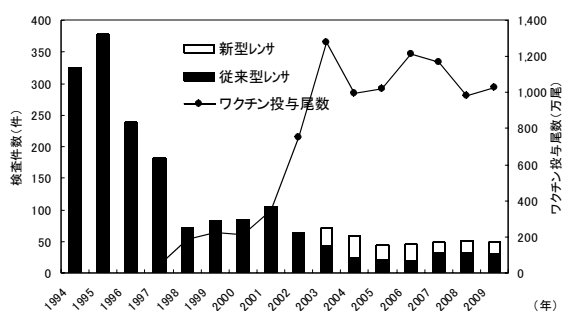


図11 レンサ球菌症診断件数とワクチン投与尾数

3 薬剤感受性試験と投薬量

2002年から2006年に分離された、*S. dysgalactiae* 196菌株を供試菌株とした薬剤感受性試験結果(MIC測定結果)を年度ごとに示した。(表1～3)

EMは全ての菌株が0.025～0.4 μg/mlで、ABPCは全

菌株が $0.025 \mu\text{g/ml}$ 以下であった。LCMは多くの菌株が $0.025 \sim 0.4 \mu\text{g/ml}$ であったが、06年に分離された2菌株においては、 $25 \mu\text{g/ml}$ という高い値を示した。OTCは多くの菌株が $25 \mu\text{g/ml}$ か $50 \mu\text{g/ml}$ という高い値を示し、FFは、 $1.6 \sim 6.4 \mu\text{g/ml}$ であった。またKMは、 $12.5 \mu\text{g/ml}$ 付近であった。

なお、本症原因細菌に対し感受性が高い、エリスロマイシン製剤(EM)、アンピシリン製剤(ABPC)、リンコマイシン製剤(LCM)の投薬量は、2000年～2002年にかけて減少していたが、本症の発生が確認されはじめた2003年以降に増加に転じていた。(図12)

表1 02年～04年分離 *S. dysgalactiae* 株のMIC値

2002~2004年	MIC ($\mu\text{g/mL}$)												
	0.025	0.05	0.1	0.2	0.4	0.8	1.6	3.2	6.4	12.5	25	50	100
EM		15	56	12									
LCM			17	64	2								
OTC					2	1		8			17	55	
ABPC	83												
FF							42	41					
KM								6	5	62	8	2	

表2 05年分離 *S. dysgalactiae* 株のMIC値

2005年	MIC($\mu\text{g/mL}$)												
	0.025	0.05	0.1	0.2	0.4	0.8	1.6	3.2	6.4	12.5	25	50	100
EM	5	15	39	17									
LCM			14	62									
OTC							4	1		3	48	2	
ABPC	76												
FF							4	36					
KM								5	11	59	1		

表3 06年分離 *S. dysgalactiae* 株のMIC値

2006年	MIC($\mu\text{g/ml}$)												
	0.025	0.05	0.1	0.2	0.4	0.8	1.6	3.2	6.4	12.5	25	50	100
EM	1	12	19	3	2								
LCM			1	29	5						2		
OTC							5	4	1	4	3	2	
ABPC	37												
FF							14	21	2				
KM								3	5	28	1		

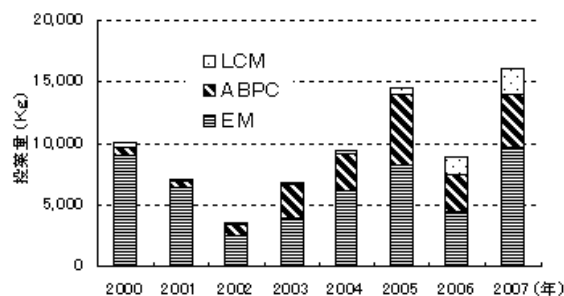


図12 県内養殖ブリ類への抗生物質使用量

4 病原菌株の遺伝子解析

(パルスフィールド電気泳動法改変版試験)

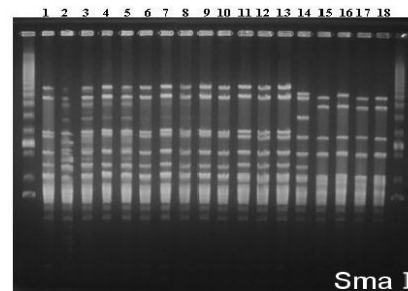
図13に *Sma* I制限酵素処理後の一部の電気泳動画像を示した。レーンNo1～13は国内カンパチ由来、No14は国内ブリ由来、No15～18は台湾のボラ由来で、魚種ごとにそれぞれバンドパターンが異なった。95菌株について解析を行うと、S1型～S8型の8種類に分類された。

図14に *Apa* I制限酵素処理後の一部の電気泳動画像を示した。 *Sma* I制限酵素処理後の電気泳動画像と同様で、レーンNo1～13は国内カンパチ由来、No14は国内ブリ由来、No15～18は台湾のボラ由来で、魚種ごとにそれぞれバンドパターンが異なった。 *Sma* Iでは95菌株が8種類に分類されたが、 *Apa* Iで122菌株について解析を行うと、A1型～A20型の20種類に分類され、 *Sma* Iでは分類できない遺伝型を *Apa* Iでは分類できた。

表4に *Sma* I制限酵素処理後の結果を地域別で示した。S1型が95株中82株で多く存在したが、本県奄美地区は3株全てがS7型で、台湾の菌株は4株全てがS8型に分類され、両者とも他の地域に存在しない型であった。

表5に *Apa* I制限酵素処理後の結果を地域別で示した。本県大隅地区ではA1型が29株中に20株と多いのに対し、A県ではA4型が21株中20株と多く、地域により傾向が異なった。また、本県薩摩地区でもA1型が多いが、A2型～A8型まで多くの型が存在した。さらに、台湾の菌株はA17型～A20型に分類され、国内に存在しない型であった。

1; 12-06
2; KN05701
3; KN05702
4; KN060101
5; KN060102
6; KU06201
7; KU06601
8; KN06701
9; KN06702
10; KN06703
11; Kdys0603
12; Kdys0604
13; Kdys0605
14; Kdys0606
15; 94377
16; 94414
17; 94455
18; 94485

図13 *Sma* I制限酵素処理後の電気泳動画像

1; 12-06
2; KN05701
3; KN05702
4; KN060101
5; KN060102
6; KU06201
7; KU06601
8; KN06701
9; KN06702
10; KN06703
11; Kdys0603
12; Kdys0604
13; Kdys0605
14; Kdys0606
15; 94377
16; 94414
17; 94455
18; 94485

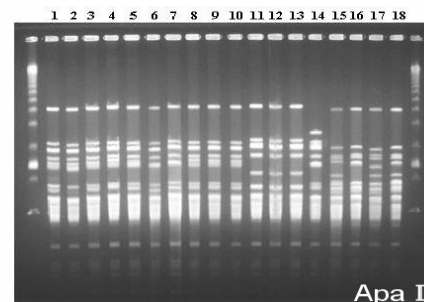
図14 *Apa* I制限酵素処理後の電気泳動画像

表4 *Sma* Iの地域別遺伝子多型パターン

	大隅	薩摩	奄美	A県	B県	C県	D県	台湾	合計
S1	21	25		22	7	6	1		82
S2					1				1
S3					2				2
S4				1					1
S5					1				1
S6	1								1
S7			3						3
S8								4	4
合計	22	25	3	23	11	6	1	4	95

表5 *Apa* Iの地域別遺伝子多型パターン

	大隅	薩摩	奄美	A県	B県	C県	D県	台湾	合計
A1	20	18	1		3	5			47
A2		8		1		1	1		11
A3		7							7
A4		1		20	2				23
A5	2	2			1				5
A6		7							7
A7		1	3						4
A8		1							1
A9	1								1
A10	3								3
A11	1								1
A12					1				1
A13					2				2
A14					2				2
A15	2								2
A16					1				1
A17								1	1
A18								1	1
A19								1	1
A20								1	1
合計	29	45	4	21	12	6	1	4	122

考 察

1 診断と診断方法の検証

養殖現場における魚病診断は外観症状に頼るところが多いため、養殖業者は本症と従来型レンサ球菌症を混同し、従来型レンサ球菌症用のワクチン効果や投薬効果について誤解が生ずる危険性があることを指摘されてきたが、今回の結果から、病魚に眼球の異常がなく、尾柄部の潰瘍が顕著で、脳組織から原因細菌の確認が困難な個体が多くみられる場合は本症の可能性が高く、この基準は養殖現場での一次診断として応用できるものと思われる。ただし、診断精度を担保するには、検査機関等において、病魚から分離培養された細菌がランスフィールドのC型抗血清に凝集すること等で本症であることを定期的に確認する必要があると思われる。

2 発生状況とワクチン投与尾数

2004年度以降、鹿児島県内において本症が新たに確認された地区はみられなかったが、診断件数は減少していないことから、養殖現場での被害は現在も続いている

と考えられる。

従来型レンサ球菌症の診断件数は、ワクチンの普及と同時に減少していることから、これについてのワクチンは有効であり、今後も再興を妨ぐことや、本症との判別のためにもワクチンの投与は継続すべきと思われる。

3 薬剤感受性試験と投薬量

薬剤感受性試験において、本症原因細菌には、EM、LCM、ABPCが有効であることが分かり、現場では投薬治療によって一定の効果が得られている。しかし、投薬量の増加は薬剤耐性菌を誘発する可能性がある。2006年にはLCM耐性菌株が2例確認されていたことから、今後、本症の発生が長期化し、投薬が恒常化すれば、さらなる耐性菌の出現も考えられる。薬剤感受性や使用量については今後もモニタリングを続ける必要があろう。

4 病原菌株の遺伝子解析

現在、養殖場で流行している*S. dysgalactiae*魚類由来菌株間の遺伝型は多様性に富んでおり、地域的な分化の可能性も示唆されたことから、それぞれの地域に定着した菌株による感染が広がっている可能性がある。ただし、本症の病原菌の由来について考察するためには、さらなる菌株収集と遺伝子解析が必要であろう。

5 最後に

本症は2002年の初発から既に8年を経過したが、現在でも終息する気配はなく、養殖ブリ類に対し夏季を中心に大きな被害を出している。養殖現場では本症に対して投薬が行われ、一定の効果が得られているが、地域によっては、定着、長期化し、対策に苦慮する事例も多い。

現在、発生場所は限定的であるが、国内では、数年来、活魚移動が盛んに行われており、それに伴い病原体も伝搬される危険性も高いことから、新たな場所での発生を抑制するためには、未発生地区への病魚持ち込みを避けることが最も重要であると思われる。

本研究では、養殖ブリ・カンパチの新型レンサ球菌症(*S. dysgalactiae* 感染症)の全容を明らかにし、簡易診断の方法について検証し、薬剤感受性試験により有効薬剤の検討を行う事で被害軽減に寄与したと考える。しかし、投薬量の増加や薬剤耐性菌の問題など、本症については疫学を中心としたさらなる研究と、ワクチン開発が望まれるなど、課題が残されている。

謝 辞

本研究を行うにあたりご協力をいただきました，
宮崎大学農学部生物環境科学科の野本竜平さん，鵜
之瀬直樹さんに深く感謝申し上げます。

参考文献

- 1)宮崎大学農学部．養殖カンパチの新興感染症(仮称：
新型レンサ球菌症)に関する研究．平成16年度養殖衛
生対策技術開発研究成果報告書．2004;169-185
- 2)野本竜平・吉田照豊．ブリ・カンパチの新しい連鎖球菌
感染症．月刊養殖．2003．12月号41
- 3)野本竜平・吉田照豊．ブリ属魚類の新型連鎖球菌症に
ついて．月刊アクアネット．2004．6月号52-55
- 4)R Nomoto, L I Munasinghe, D-H Jin, Y Shimahara,
H Yasuda, A Nakamura, N Misawa, T Itami and T
Yoshida. Lancefield group C *Streptococcus dysgalact-*
iae infection responsible for fish mortalities in Japan.
Journal of Fish Diseases. 2004. 27,679-686
- 5)R Nomoto, N Unose, Y Shimahara, A Nakamura, T
Hirae, K Maebuchi, S Harada, N Misawa, T Itami, H
Kagawa, T Yoshida. Characterization of Lancefield
group C *Streptococcus dysgalactiae* isolated from
farmed fish. Journal of Fish Diseases. 2006. 29, 673-
682
- 6)鹿児島県水産技術開発センター．養殖カンパチの新
興感染症(仮称:新型レンサ球菌症)に関する研究．平
成16年度養殖衛生対策技術開発研究成果報告書．
2004;189-198
- 7)鹿児島県水産技術開発センター．養殖カンパチの新
興感染症(仮称:新型レンサ球菌症)に関する研究．平
成17年度養殖衛生対策技術開発研究成果報告書．
2005;145-154

総説

南日本における磯焼けと藻場回復*

田中 敏博¹⁾

1) 水産振興課

A review of the barren ground phenomenon and the recovery of seaweed communities in Kagoshima, southern Japan

Toshihiro Tanaka

Abstract : The barren ground, known as “isoyake” in Japanese, is a phenomenon of the disappearance of seaweeds caused by certain factors. It is also a serious environmental problem in the conservation of coastal biodiversity and fisheries resources. Since 1971, the Kagoshima Prefectural Fisheries Technology and Development Center (formerly Kagoshima Prefectural Fisheries Experimental Station) had been conducting field studies in identified barren grounds so as to introduce some interventions to restore the seaweed communities. The hypothesis was that the seaweed communities were negatively impacted by fish and sea urchin grazing. I reviewed recent studies of the barren ground phenomenon that focused on removing the limiting factors of the growth of seaweed communities. Results of the survey in 2002 and 2003 revealed that the composition of seaweed grazers, water temperature and other environmental factors of the barren grounds showed no significant differences compared to those of the natural seaweed communities. However, the former had higher biomass of grazers compared to the latter. Based on this information, we suggested the possible influence of maximum grazing and its detrimental effects to the primary growth of seaweeds. I also discussed some factors that led to the occurrence of barren grounds and its recurrence, and what methods to consider for the optimum restoration of such “lost” seaweed communities.

1 はじめに

沿岸生態系の底辺をなし、多くの生物を育む「海のゆりかご」として海辺の一部であった「藻場」であるが、日本経済の成長と共に行われた「沿岸開発」や、「磯焼け現象」等により全国的に減少している。

この藻場減少、特に磯焼けの影響は南日本においても例外ではなく、各地で藻場が消失しており、藻場制限要因の解明、藻場造成・回復研究が取り組まれている。

ここでは、南日本（主に鹿児島県）における磯焼け研究と藻場回復研究を中心に、磯焼けと藻場回復の現状を紹介する。

2 磯焼けの発生

現在全国的に問題となっている「磯焼け」は、鹿児島県においても 1965 年～ 1971 年にホンダワラ類藻場＝ガラモ場において発生し、現在に至っている。

数値的なデータに乏しいが、鹿児島県沿岸の磯焼け域の把握から推測すると、以前あった鹿児島県の藻場の 80 % 以上が、現在磯焼け状態にあると考えられている。(図 1)

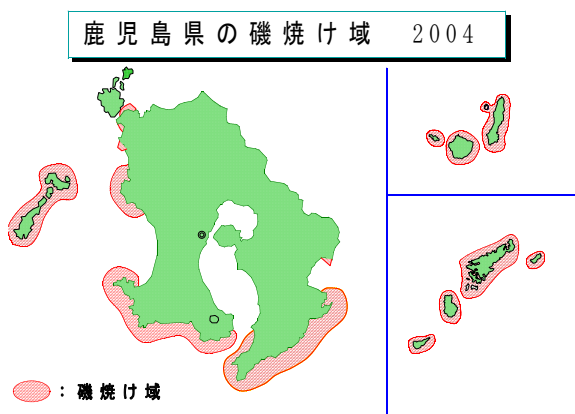


図 1 鹿児島島の磯焼け域

*水産工学第 4 3 巻第 1 号 (2006) を一部改変して再録

この磯焼け発生のメカニズムは各所で論じられているが、地域によって発生要因が異なると考えられており、同じ土俵で論じるのは難しい。鹿児島県においては、何らかの海洋的異変がきっかけとなり磯焼けが発生したと考えられているが、発生後 30 年以上経過した現在、その原因を推測することは困難である。(図 2)

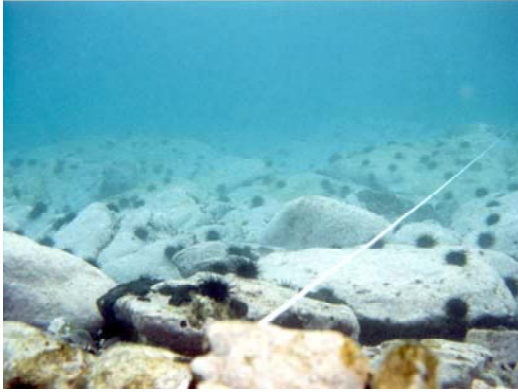


図 2 鹿児島県の磯焼け

3 磯焼け発生後の取り組み

鹿児島県では、磯焼け発生直後の昭和 46 年より藻場造成・回復研究（以後「藻場造成」と呼ぶ）に取り組んできた。当初は、アワビやトコブシ餌料としての大型海藻不足解消を目的とした「餌料藻場」造成に取り組んできたが、徐々に藻場そのものの重要性が叫ばれるようになり、ガラモ場の造成や回復が主な目的となった。

これら藻場造成の中で問題視されたのが「動物による食害」であり、既に昭和 47 年には、底棲動物由来の食害が藻場形成の制限要因であると考えられ、ウニ除去などの方策が試みられた。また、昭和 48 年からは底棲動物とともに魚類による食害が重要視され、網等による防護試験が行われた。この結果、網等により防除すれば海藻類が生長することが確認され、魚類による食害が藻場形成の制限要因としてクローズアップされた、初めてのケースとなった。

このため、図 3 にあるような食害防護網を用いた藻場造成法なども提唱され、小規模な試験が行われてきたが、温暖な南日本の海では短期間のうちに網表面に生物が着生し、また、台風常襲地のため耐久性が問題とされるなど、食害防護施設の維持が問題であった。

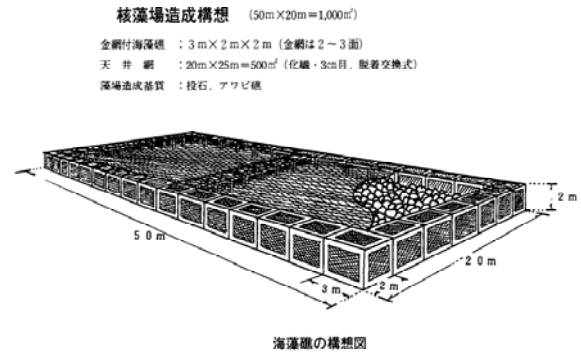


図 3 食害防護網付き藻場造成（未実施）

また、食害防護網によりその内部に海藻を繁茂させることができたとしても、網周辺の制限要因を取り除かない限り、広域に藻場を造成することは不可能であり、根本的な磯焼け解決策とならない。このため、物理的な動物防除策による藻場造成手法については今のところ、否定的に考えている。

ただし、この網等による食害防除は、その特性から食害の影響を排除できるため、当該海域の環境が海藻の生長に適しているかどうかを調べる事が可能である。このような「試金石」としての食害防除網（籠）の利用は、安価にかつ継続的に海洋環境が海藻に与える影響を調査できるため、積極的な利用を提唱したい。この手法は、藻場形成の制限要因を切り分けて解明でき、対処方法を検討する上で、有益である。(図 4)



図 4 試金石としての籠利用

4 磯焼け継続原因の究明

前述の「2 磯焼けの発生」で述べたとおり、磯焼けの発生原因は各方面で研究されているものの、全てが解明されているとは言い難い。南日本における磯焼けについても同様に原因不明とされているが、発生時期が 1965 年～ 1971 年に集中していること、

発生海域が外海・離島に限られていること、無人島周辺でも発生していることから人為的影響に左右されないことなどから、何らかの海洋の変動により引き起こされたものであると考えている。

ところが、磯焼け発生後 30 年以上経過した現在、一向に藻場の回復は見られない。この間、海洋の変動がずっと継続しているとは考えられないことから、磯焼けの発生原因とその継続原因（＝藻場が回復しない原因）は異なるのではないかと考えるようになってきた。

そこで、我々は、磯焼けの継続原因＝藻場回復の制限要因を究明するための調査を行った。この調査は、藻場と磯焼け地帯が隣接する海域において、海洋環境、動物環境等の各種調査を周年行い、その結果を比較することにより磯焼けの継続原因や藻場の残存要因を明らかにするものである。

調査は、典型的な磯焼け地帯と藻場（ガラモ場）が、ごく近接してみられる県内 3 箇所、阿久根、笠沙、志布志と典型的な磯焼け地帯である枕崎の計 4 箇所において実施した。

調査期間は、2001 ～ 2002 年、調査実施回数は、3 ～ 4 回／調査箇所、延べ 23 回の調査を行った。

調査は、縦横方向にライントランセクトを設け、生物相、その被度などについて潜水調査を行った。また、縦断側ラインの岸側と沖側の 2 箇所についてベントス坪刈り（4 × 4 m）、海藻坪刈り（40 × 40 cm）を行い、現地にて分類のうえ、種ごとに重量、個数を測定した。

魚類調査は、目合い 4 寸 5 分のテグス製三重網 2 反を用い、藻場磯焼け地帯のそれぞれにおいて、日中 12 時間、夜間 12 時間の漁獲調査を行った。漁獲物については、現地で全長・全重を測定した後、消化器官を切り取り、ホルマリン固定のうえ研究室にてその内容を調査した。

海洋環境調査は、現地にデータロガー（オンセツト社製）を設置し、1 時間おきの水温を測定した。また、調査時に底質を記録するとともに、光量子計による光量の測定を行った。

水質については、現場において水質測定器（YSI 社製 model 85）を用いて水温、溶存酸素（DO）、塩分濃度を測定するとともに、塩分、浮遊物質（SS）、アンモニア態窒素（NH₄-N）、溶存態窒素（DIN）、全窒素（TN）、溶存態リン（DIP）、全リン（T-P）については、現場で採水し、水産試験場（当時）のオートアナライザー（BRAN+LUEBBE 社製 AACS4）を用いて

分析した。

その結果は下記の通りであった。

- ① 海洋環境である水温、水質、光量については藻場－磯焼け間で有意な差が見られなかった。
- ② ベントス類については、種類や種数に差がなかったが、その個体数は大きく異なり、磯焼け地帯では藻場に比べ多くのベントスが確認された。中でも巻き貝、ウニ類等藻食性動物が多く確認された。（図 5）
- ③ 魚類については、似通った種類・種数であったが、その総個体数及び藻食性（植食性）魚類の個体数については、藻場に比べ磯焼け地帯で多く確認された。（図 6）

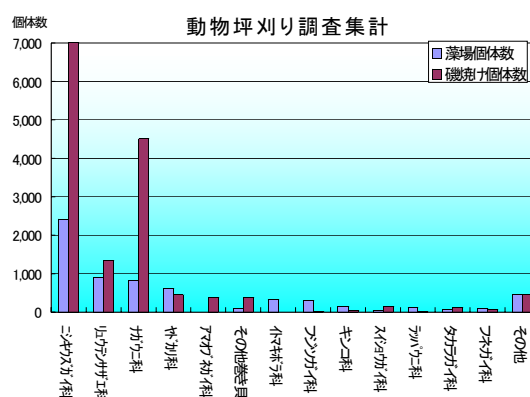


図 5 ベントス調査結果

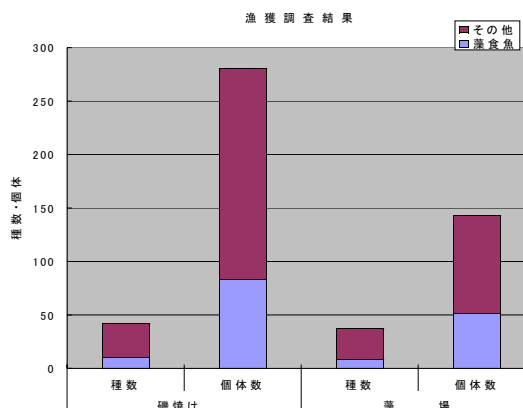


図 6 魚類調査結果

この調査の結果、現在の藻場と磯焼け地帯間では、水質等海洋環境的な相違は見られないものの、生息する生物環境、特に動物の個体数では大きな違いが見られた。このうちウニなど藻食性ベントスは、海藻類の着生基質周辺に蟄集し、海藻の発生初期のグレーザーとして、藻場の形成に大きな影響を与えていることが考えられた。

一方、ニザダイなどの藻食性魚類は、着生基質周辺に定着することはないものの、来遊・回遊を繰り返し、海藻の生長～成熟期にかけ、幅広い期間に影響を与えていることが考えられた。

この調査結果や、これまでの藻場調査から「藻場回復の制限要因」＝「磯焼け継続原因」を推測してみる。

- ① 何らかの原因（海洋的変動により引き起こされた水質・動物環境の変化？）で起こった磯焼けは一端終息し、海洋環境は磯焼け以前の状態に復元した。
- ② しかし、ダメージを受けた藻場は、藻体量の減少から「掃き出し効果」（海藻が波により揺れることにより、ベントスや魚類を排除する作用）が薄れ、従来藻場周辺に生息していた藻食性動物の進入・生息を許してしまった。
- ③ 進入した藻食性動物は藻場を住みかとし、恒常的に海藻を摂食するため、藻場は、藻場を維持するのに必要な藻体量を確保できず、急速に衰退し幼胚の供給も減少・消失した。
- ④ その後も食害動物の進入・生息は継続されている。
- ⑤ 藻場は回復することなく磯焼け状態が継続され現在に至っている。（図7）

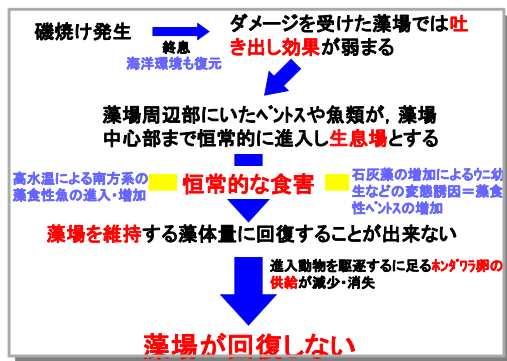


図7 磯焼け継続のフローチャート

5 藻場造成 ～「核藻場」という考え方～

藻場造成の手法は、各地各方面で様々に提唱されているが、基本的には、「藻場の制限要因を取り除く」ということになる。これは、基質がなければ基質を設置する、孢子（幼胚）がなければ添加する、ウニが多ければ除去する、などといったことである。

私は、この「藻場の制限要因を取り除く」という手法とともに、「核藻場を保護・造成する」という手法を提唱している。この手法は、制限要因の除去と併行して考慮すべきものであるが、さて、この「核

藻場」とは、どのようなものであろうか。

一端磯焼けとなった海域の中でも、人為的手段を講じることなく藻場が回復することがある。このような場合では、磯焼け域の中で、ごく一部に残存した大岩上部の海藻群落（図8）などを核にして、藻場が回復していくことが多い。また、「ウニ前線」により磯焼けが拡大した海域でも、浅海部や一部の岩礁など、海域内に残存したごく一部の海藻群落から藻場が回復した事例が知られている。

このような、海洋環境（含それらによる攪乱）により、藻食性動物が「食藻できない」、或いは、「食藻しにくい」場所に残存した海藻群落であって、藻場を再生するのに足る最小単位を持つものを「核藻場」と呼んでいる。



図8 天然の核藻場

この「核藻場」を人為的に造成することにより、天然の核藻場と同様の効果を持つことを実証できた事例を紹介する。

本試験は、鹿児島県西部に位置する笠沙町（現南さつま市）において、1999年から同町と共同で行った藻場造成試験である。

試験地は、1977年から磯焼け（ガラモ場の磯焼け）であると確認されている海域であり（1977年以前の状況は不明）、制限要因は幼胚の未供給と藻食性ベントス・魚類の食害であると考えられていた。

本海域において、水深1m未満（干潮時）のごく浅瀬に平らなコンクリート性藻礁5基を設置し、南方系ホンダワラ（後述）を含む数種のホンダワラ類を着生させることに成功した。この幼胚の添加は2年にわたり行い、藻礁を天然藻場以上の高密度海藻群落とすることができた。

本藻礁を人為的に造成した核藻場として維持することにより、周囲に継続的に幼胚を添加することができ、2003年には20,000平方メートル以上の藻場を回復させることに成功した。（図9）



核藻場造成試験地だけで2ha以上回復（岬周辺の総藻場面積 8ha）

図9 核藻場利用による藻場の回復

本試験で藻場が回復した要因は、「核藻場」と「制限要因除去」で以下の通り説明できる。

- ① 波浪等により海水の流動が大きく、安定しない浅海域（攪乱の起こる場所）にコンクリートブロックを設置することにより、食害を防止・軽減できた。（核藻場の造成）（図10）



図10 造成された核藻場

- ② 成熟・生長期の異なるホンダワラ類を複数用いることにより、食害動物に対してフェイントをかけ（海藻の生長期の分散）、食害を軽減

できた。（混植）

- ③ 波浪により砂面変動が激しい同海域では、ベントスが安定できる場所が変動した。（海域環境による制限要因除去）

①については、天然の核藻場を模倣したものであるが、最干潮時50センチ程度になる藻礁上にはその海水流動によりベントスが存在できず、また、魚類についても、摂食痕は見られるものの藻体が消失することではなく、浅海ゆえの攪乱により魚類食害圧も緩和されたと考えられる（近接の磯焼け域では100kg以上の藻体（藻場造成用母藻）が食害により一夜で消失した事例もある）。このように天然の核藻場が残存する要因を取り入れることにより、人為的に核藻場を造成することは可能であり、藻場回復のキーとなり得る。

②については、主に魚類の食害を免れた要因と考えられるが、ヤツマタモクやマメタワラなど従来の優占種と、近年鹿児島本土（含笠沙町）の外海域において確認されている南方系種（主な分布海域を奄美以南の熱帯、亜熱帯海域とする種）の利用によるところが大きい。この南方系ホンダワラ類は、2000

年前後より鹿児島県内各地で藻場を形成しているのが確認され、以後その種数・繁茂域とも増加傾向にある。本種は、生長・成熟時期が従来の優占種と比べ遅く（従来の優占種4～6月，南方系種6～9月），成熟期間も長いことや，魚類による食害に強い傾向があるなどの特徴がある（魚類による食害圧の強い海域に従来の優占種と同時に設置すると南方系種のみが残存する）。

この生長・成熟期が異なる海藻の「混植」は，時期的に来遊する食害魚の食圧に対し，各種が相互に保護する効果を生み，藻場が形成・維持された大きな要因であると考えられた。

また，この「混植」は高密度の藻場を作り出すことが可能であり，その掃き出し効果による藻食性魚類の食圧軽減も見逃すことはできない。

③については，制限要因の除去が海洋環境的に行われたものである。本来，核藻場以外の周辺海域におけるウニ（食害動物）の除去作業（制限要因の除去）は人為的に行う必要がある。

ところが，本海域は水深5m以深が砂地であり，又，転石や岩礁により構成されている5m以浅でも石間や岩礁上に覆砂が見られ，波浪により容易に砂面変動が起こる。このためウニは安定して生息することができず，砂面が安定しているときは全域に分布するものの，砂面変動があると，ごく限られた場所に蟄集する。このようにギャップ的にウニが集約されることにより，それ以外の海域ではウニ除去をしたのと同様の効果が現れ，環境的に制限条件が緩和され，核藻場周辺が緑化（藻場化）し，緑化された所を中心に広い範囲の藻場が回復したと考えられた。

このように，天然藻場の回復機構を模倣し，制限条件の除去について人為的に「お手伝い」することにより，藻場の回復を行うことは可能である。全ての海藻種や海域で同手法が有効であるとは思わないが，「核藻場」は，藻場や藻場の回復を考える上で重要であり，「核藻場」と「制限要因除去」などの手法を組み合わせることが重要である。

6 藻食性魚類対策～魚とのつきあい～

南日本においては，磯焼け対策や藻場造成を行う上で藻食性魚類対策が重要視されているが，これらの魚類は人為的な除去が可能なウニなどベントス類と異なり，完全にシャットアウトすることは不可能である。

したがって，一方的な魚類排除を行うのではなく，

生物・海洋環境を利用した藻類と魚類の棲み分けを図り，掃き出し効果を有した高密度の藻場を回復させることが必要である。

本来藻場にとって藻食性魚類は，摂食により海藻の「間引き」を行い，藻場を次世代へ更新させる重要な役割を担っていたと考えられる。（図 11）



図 11 魚の食害により発生した裸地

良好な関係を保っていた藻場と藻食性魚類は，磯焼けの発生によりそのバランスが崩れ，改善しないまま現在に至っている。我々人間は，藻場と魚類の「友好」関係を再構築させるために手をさしのべる必要があるのではないだろうか。

引用文献

- 1) 新村 巖 他(1985～)鹿水試事報
- 2) 川俣 茂 (2001) 北日本沿岸におけるウニおよびアワビの摂食に及ぼす波浪の影響とその評価．水産総合研究センター研究報告 1: 59-107
- 3) 寺田竜太・田中敏博・島袋寛盛・野呂忠秀 (2004) 温帯・亜熱帯におけるガラモ場の特性．月刊海洋 Vol36, No. 11: 784-790

鹿児島湾におけるマダイ *Pagrus major*
の栽培漁業と資源管理に関する研究

平成 1 6 年度
(2 0 0 4)

東京水産大学大学院
水産学研究科
資源育成学専攻

宍 道 弘 敏

目次

第1章 序論	21
第2章 放流と漁獲の動向	26
第3章 放流効果の推定	29
第4章 天然及び放流資源の評価	34
第5章 種苗放流の遺伝的影響評価	48
第6章 放流及び資源管理計画の検討	57
第7章 総合考察	65
謝辞	68
引用文献	68
要旨	72

第1章 序論

本研究は、鹿児島湾におけるマダイの栽培漁業と資源管理を扱ったものである。本論に先立ち、ここでは鹿児島湾とそこでのマダイの漁業と生態を概観し、鹿児島湾におけるマダイの栽培漁業の歴史を概説する。そして、近年の「責任ある栽培漁業」の考え方の基礎にある生物多様性保全に関する議論に触れ、本研究の目的を述べる。

鹿児島湾の自然環境

鹿児島湾は別名“錦江湾”とも呼ばれ、日本の南西部、九州最南端の薩摩半島と大隅半島に囲まれるように位置し、南北約 80km、東西約 20km に及ぶ細長い S 字形の、半閉鎖的な大型の内湾である（図 1）。本湾は、桜島を挟んで北側の湾奥部と南側の湾中央部、外海と接する湾口部により構成される。湾奥部と湾中央部は桜島と鹿児島市の間の幅約 1.9km、水深約 40m の西桜島水道により繋がっている。湾奥部の最大水深は 210m で、面積は 243km²、湾中央部及び湾口部では、それぞれ最大 237m、576km²、平均 80m、310km² である（椎原 1986）。湾奥部と湾中央部は海盆状、湾口部は海丘状の海底形状を呈している。湾中央部には東西両岸に 20m 以浅の浅海域が発達し、水深 20 ～ 100m の緩斜

面と 100 ～ 200m の急斜面が続き、最深部は 237m に及ぶ。最深部が 210m の湾奥部では 20m 以浅の浅海部は少なく、殆ど全域が急斜面ですり鉢状の独特な形状を呈しており、湾奥部全体が始良カルデラと呼ばれている（岩切 1978, 椎原 1986, 櫻井ら 2000）。湾奥部の福山町地先には火山活動による海底噴気孔（たぎり）が確認されており、水深 100m 以深の海底ではチューブワーム（サツマハオリムシ *Lamellibrachia satsuma*）の分布が発見されるなど特異な生態環境を形成している（野呂 1995）。

桜島はかつては湾に浮かぶ島であったが、大正3年の大噴火による熔岩のため大隅半島と陸続きになった。そのため、湾奥部は水深約40m、幅約 1.9km の西桜島水道によってのみ湾中央部と接することとなり、閉鎖的で、潮の干満に伴う水道部における潮流は比較的速いが、湾奥部の海水の交換は少なく、河川水の流入により年間を通じて塩分が低く、水温も低い（岩切 1978）。湾口部では幅 8.7km で外海に接し、大隅半島南端部が黒潮を受け止める形状となっていることから、湾東岸沿いに黒潮分支流の流入が見られ、湾中央部では反時計回りの恒常的な潮流が形成されている（櫻井ら 2000）。湾口・湾中央部では外海水の影響を受け、年間を通じて湾奥部より水温が高く、塩分も高い。

鹿児島湾における漁業とマダイの位置付け

鹿児島湾ではその平穏な海域特性を活かし、魚類養殖業が盛んに営まれている。2002年の鹿児島県の漁業生産額は800億6,400 万円で、そのうち約 62%がブリ、カンパチを主とする海面養殖業である。さらにその約60%が鹿児島湾で生産されており、主体はやはりブリ、カンパチで、マダイはほとんど養殖されていない。本湾内で営まれている漁船漁業は小型まき網、一本釣り、刺網、小型底びき網、小型定置等であるが、県全体の漁船漁業による生産量に占める割合はわずか7.9%で、魚類養殖による生産額と比べるとごくわずかである（九州農政局鹿児島統計・情報センター 2004）。本湾における主要な漁獲対象種はイワシ類・アジ類・タイ類・エビ類等である。このうち最も漁獲量が多いのはカタクチイワシで、小型まき網等で漁獲されカツオ釣りの撒き餌として利用されている。季節別の代表的な漁獲対象種は、春は“入りダイ”あるいは“桜ダイ”と呼ばれ外海から本湾に産卵回遊するといわれているマダイ、アオリイカ、夏はキビナゴ、マダコ、秋はバショ

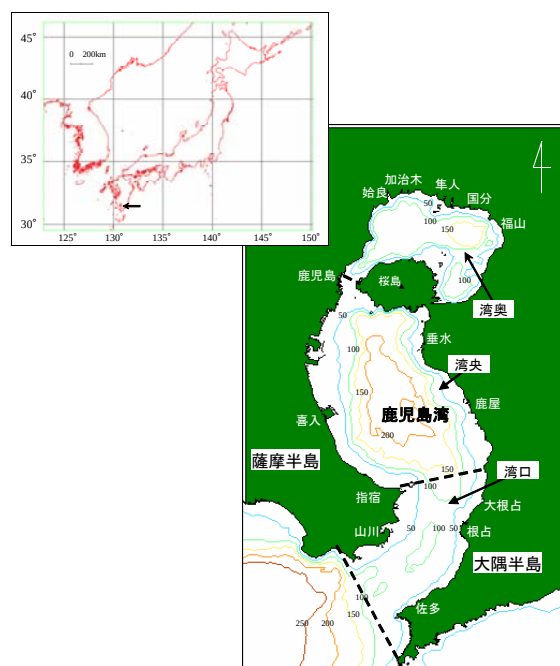


図1 鹿児島湾の位置および形状

ウカジキ、冬はカサゴ、サヨリ等である。鹿児島市喜入町の沿岸海域では小規模ながらヒトエグサ養殖業が行われている。

本論文の研究対象であるマダイ *Pagrus major* は、朝鮮半島南部・東シナ海・南シナ海・台湾、および北海道東部・北部や琉球列島を除く日本の沿岸域、特に九州近海や瀬戸内海に多く分布する（落合・田中 1986）。本種は、我が国沿岸漁業において最も重要な漁業資源の一つであり、日本人にとっては慶事に欠かせない魚として古くから親しまれている。2002 年の本種の漁獲量は全国で 15,527 トンで、そのうち約 33 % の 5,065 トンが東シナ海区、約 29 % の 4,525 トンが瀬戸内海区で漁獲されており、両海区で全国の約 6 割を占める（農林水産庁統計情報部）。東シナ海区で漁獲されるマダイの約 7 % にあたる 342 トンが鹿児島県で漁獲されており、さらにそのうち約 30 % の 101 トンが鹿児島湾で漁獲されている（九州農政局鹿児島統計・情報センター 2004）。鹿児島県ではマダイは主に一本釣り、吾智網、刺網、延縄で漁獲され、2002 年のマダイの生産額は 4 億 300 万円で、44 億 800 万円を生産する当該沿岸漁業にとってその約 1 割

を占める重要魚種となっている。本湾でマダイは主に一本釣り、刺網、延縄、小型定置網により、1 ～ 2 歳魚主体に漁獲される（図 2）。本湾における 2002 年のマダイの生産額は約 1 億 6,000 万円である。

鹿児島湾では、マダイの遊漁が盛んに行われており、「マダイの宝庫錦江湾」と称され親しまれている。鹿児島湾における遊漁者による年間マダイ釣獲量は 36 ～ 160 トンに及ぶとの推定例（増田 2001）がある。

以上のように、本湾において、マダイは漁業だけでなく遊漁の主要対象種にもなっており、関連する産業をも支える重要な資源である。

鹿児島湾におけるマダイの栽培漁業と資源管理

本種は、我が国における栽培漁業対象種の中で最も重要な魚種である。マダイの栽培漁業は、他の魚種に先駆けて始まり、1965 年に瀬戸内海栽培漁業協会で種苗生産試験に取り組みされて以来、種苗生産技術は飛躍的に発展し（島本 1999）、全国の栽培漁業センターや財団法人等へその技術が引き継がれ、マダイ人工種苗の大量生産・放流が実施されるに至っている。2002 年におけるマダイ種苗放流実績は、全国の 23 府県で 26,447 千尾となっている（水産庁・（社）日本栽培漁業協会 2004）。

鹿児島県におけるマダイの資源培養の試みは 1974 年に湾奥域で始まり、6 年間の基礎調査により天然マダイの生態特性や漁場特性、放流マダイの生態など多くの知見が得られた（椎原 1986）。1980 年からは鹿児島県栽培漁業センターの発足に

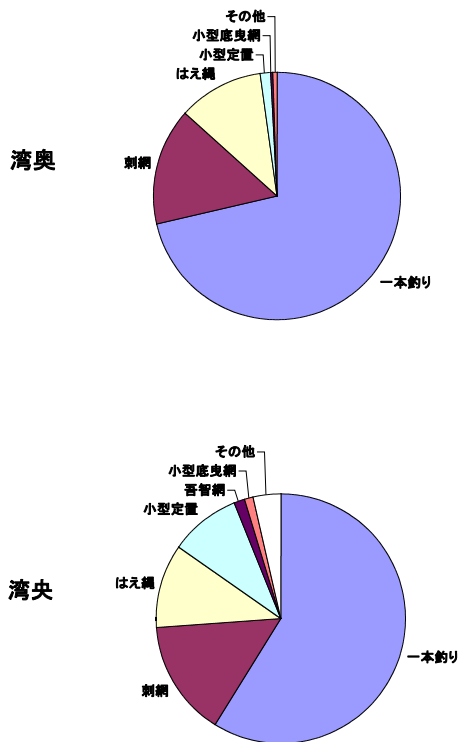


図2 鹿児島湾におけるマダイの海域別漁業種別漁獲割合



図3 鹿児島湾におけるマダイ放流場所

伴い種苗の量産体制が確立されたことから、対象海域を湾全域に広げ、実証化の段階に発展的に引き継がれた。また、同じく 1980 年に発足した 15 市町, 17 漁協, 県漁連で組織される「鹿児島県栽培漁業協会」を推進母体として、漁民参加による積極的な種苗放流が実施されている。放流は、図 3 に示す湾内 18 カ所で実施されており、2003 年の豊かな海づくりパイロット事業（国庫補助事業）では、財団法人鹿児島県栽培漁業協会垂水事業場で生産された人工種苗を 22 千尾／箇所、湾全体で 39.6 万尾が放流されている。各放流地点における平均放流サイズの範囲は全長 62.3 ～ 70.9mm, 放流時期は 6 ～ 8 月である。放流後の漁場管理も積極的に行われ、放流地点を中心に 1km² の保護区を設け、放流から 3 ヶ月間（地区によっては 1 年間）すべての漁業を禁止し、また 1980 ～ 1982 年にかけて 18 カ所の放流地点のすべてに保育魚礁を設置し、地区によっては放流後給餌をするところもあるなど、放流後の環境馴化の手助けをしてきた（椎原 1986）。

さらに 1981 年以降は鹿児島海区漁業調整委員会指示により、全長 13cm 以下のマダイの採捕が禁止されていることに加え、資源保護のため漁業者間で自主的に体長制限を設け、現在では全長 15cm 以下のマダイを採捕しないこととしており、資源管理にも漁業者自ら積極的に取り組んでいる（椎原 1986）。

鹿児島湾におけるマダイの生態

マダイに関する生態学的研究の歴史は古く、1920 年代に始まる。特に 1970 年代には各地で種苗放流技術開発研究が実施され、数多くの生態学的知見が報告された（島本 1999）。

鹿児島湾におけるマダイの生態調査は、マダイ種苗放流の開始とともに精力的に行われ、椎原ら（1980）及び椎原（1983, 1986）によって産卵、幼魚生息場、食性、年齢、成長、移動回遊等の知見がまとめられている。これらを項目ごとに以下にまとめる。

①産卵

産卵期は、タイ型卵分布調査や成熟度調査結果から、湾口部では 3 月をピークに 2 月下旬～ 4 月下旬で、湾奥部は湾口部より若干遅れると推定されている。産卵場は、タイ型卵分布調査や標本船による漁業実態

調査結果から、湾口部の神瀬を中心とした瀬礁域に、外海からの産卵回遊による一つの大きな産卵場が形成される。湾奥・湾央では特定の産卵場はないが、それぞれ地付きの産卵群により広く産卵されていると推定されている。

②幼魚生息場と系群

幼魚の生息場は、湾央部西岸の瀬々串～喜入、湾央部東岸の古江～垂水、湾奥の新島～黒神地先などで、浅海域が限られている本湾の中でも比較的浅海域が広がっている海域に幼魚の濃密な分布が確認されているが、その生息量は鹿児島県西薩沿岸域に比べるとかなり少ない。また海流ハガキによる潮流調査や幼魚出現時期とサイズの推移などから幼魚の輸送経路について検討されており、湾央では湾口部の産卵場から反時計回りの潮流によって輸送された卵稚仔が湾央部の東西両岸の浅海域に到達して着底すると推定されている。一方湾奥部でも湾口部から卵稚仔が輸送され、着底することも考えられるが、卵稚仔の輸送時間と実際の着底時期から判断してその可能性は低く、湾奥部に出現する幼魚は、外海に由来する群とは別の独立した系群であると推定されている。すなわち、前述の産卵場に関する知見と併せて判断すると、湾央部では、湾内系群と外海系群の 2 つの系統があり、湾奥部では独立した湾内系群のみがあるとされている。

③食性

尾叉長（FL）20 ～ 30mm の幼魚ではトビムシ類、ワレカラ類を主とする端脚類を主食とし、FL40mm 以上になると幼貝や魚卵を捕食しており、FL60 ～ 80mm ではさらに魚類を、FL60 ～ 100mm では星虫類、蛇尾類を捕食するようになり、同時に端脚類に対する捕食率は成長とともに低下すると報告されている。

④年齢と成長

鱗による年齢查定の結果から、年齢（t）と尾叉長（L_t: cm）の関係を、

$$L_t = 93.6(1 - \exp(-0.137(t + 0.277)))$$

と推定しており、マダイの成長に関する他の研究例と比較して初期成長量が大きく、

暖海系の特性がみられるとしている。

⑤移動回遊

アンカータグ標識による放流再捕記録から、夏期には浅所、冬季には深所という季節的深浅移動がみられることが確認されている。また放流後 4 年以上経過しても放流地点周辺で回収されることが多く、その傾向は特に湾奥で顕著であるという。一般にマダイの成魚は産卵・索餌のため比較的大きな移動回遊をするといわれているが、本湾で高齢魚でも地先での滞留がみられるのは、成長段階に応じた生活の場をそれぞれの水深帯に求め得るからであろうと考察されている。

その他、年齢と成長、成熟については野田(2000)、亀田(2003)の研究がある。亀田(2003)によると、耳石横断薄層切片読み取り法による年齢査定の結果、鹿児島湾産マダイの成長式は以下で表される。

$$L_t = 687.9(1 - \exp(-0.271(t + 0.270)))$$

$$W_t = 5738.0(1 - \exp(-0.319(t + 0.125)))^3$$

ここで、 L_t : t 歳時の尾叉長(mm)、 W_t : t 歳時の体重(g)である。また天然魚・放流魚、及び雄・雌の間で成長に差は見られず、最高齢魚としては 27 歳が確認されている。

成熟については、生殖腺組織切片観察によると、雌の 50 % 成熟年齢(t_m)は 2.8 歳(尾叉長 352mm)、生物学的最小形(産卵を開始する最小サイズ)は尾叉長 288mm(1.92 歳)であったと報告されている(亀田 2003)。

種苗放流に伴うリスクに関する議論

我が国において 1963 年に栽培漁業が始まって以来 40 年が経過し、マダイ、ヒラメなどで放流効果評価事例が蓄積される一方、種苗放流に伴う生物学的なリスクとして、天然資源に対する病原菌の伝播、天然資源の置き換え、天然資源に対する乱獲、天然資源への遺伝的影響など、人工種苗放流が天然資源に与える負の影響が懸念されるようになった(北田 2001)。

種苗放流の遺伝的影響については、まず欧米においてサケ科魚類を中心に 1970 年代から議論されてきた(Ryman and Ståhl 1980)。我が国においても種苗放流の遺伝的影響を評価するために、1980

年代にはアイソザイム分析による生化学的研究がなされ、1990 年代には分子生物学的分析技術の発展に伴って、ミトコンドリア DNA やマイクロサテライト DNA などの高感度 DNA マーカーを用いた集団遺伝学的研究が進められてきた(谷口 2000)。また 1990 年代には、我が国においても数理モデルを用いた研究が進められた(例えば Harada 1992, 松石ら 1995, Yokota & Watanabe 1997)。これらの研究により、人工種苗放流による遺伝的影響の理論的な可能性はよく認識されるようになり、近年ではその対応についても議論されるようになってきた。

天然資源の置き換えも、種苗放流に伴うリスクの一つとして危惧されてきた。一般に天然資源と栽培資源は漁場で共存しており、環境収容力を共有することによって天然資源の置き換えが起こりうる(北田 2001)。実際に我が国のシロザケの人工ふ化放流事業の例では、大量回帰を実現した一方で、資源の増加に伴って個体レベルの成長量が減少し、成熟年齢が高齢化する現象が観察されている。この小型化高齢化現象は個体群の密度効果に基づくことが明らかにされている(Kaeriyama 1998)。またアラスカのプリンスウィリアムス海峡のカラフトマスの放流事業の例では、漁獲尾数が年間 300 万尾から 2,000 万尾以上と約 7 倍になったが、天然魚の回帰は減少を続けていることから、放流魚が天然魚を置き換えたことが示唆されている(Hilborn and Eggers 2000)。放流魚が単に天然魚に置き換わったのでは、天然資源を減少させ、漁業生産も増加しない(北田 2001)。栽培漁業を推進するうえで、放流魚による天然魚の置き換えは、生態系保全の面からも、事業効率の面からも、避けなければならない問題である。

遺伝的多様性保全に関する制度としては、生物的多様性の保全、その構成要素の持続可能な利用及び遺伝資源の利用から生ずる利益の公正かつ衡平な配分を目的とする「生物多様性条約」が 1993 年に発効し、締約国は遺伝資源の持続可能な利用及び野生集団の遺伝的保全に関して国家戦略を設定し実行する義務を負うこととなった。我が国も 1993 年に同条約を批准し、1995 年には「生物多様性国家戦略」が、2002 年には「新生物多様性国家戦略」が閣議決定され、その中で生物種の遺伝的多様性の保全についてもその重要性が確認され、その後の諸施策の展開における基本方針が示され

ている。

これら, 地球環境や生態系の保全に対する国際的な関心の高まりを背景として, 水産資源の利用に際しても, 生物の多様性を保ちつつ, 資源を持続的に利用していくことの重要性が広く認識されるに至り, 2000 年に制定された「水産動物の種苗の生産及び放流並びに水産動物の育成に関する基本方針 (第 4 次栽培基本方針)」(水産庁 2000) においても, 栽培漁業の展開に際しては, 遺伝的多様性, 対象水域の生態系等にも配慮した「責任ある栽培漁業」として推進していくことの必要性が初めて明文化された。その後の議論の中でも, 栽培漁業の推進におけるモニタリングにおいては, 遺伝的多様性の維持, 疾病の拡散や環境収容量などの「種苗放流に伴うリスク」についての情報収集, 評価, 管理が必要であること (水産庁・日裁協 2002), 放流による生態系や遺伝的多様性に対する影響調査や悪影響を与えないための種苗生産, 放流手法の開発が課題となっていること (栽培漁業のあり方検討会 2004) が確認されている。

本研究の目的

鹿児島湾においては 1974 年以来 30 年にわたって 100 万尾規模のマダイ人工種苗放流を行い, 高い放流効果を上げ (Shishidou 2002), モデル的事例として評価されてきた (北田 2001) が, 近年は上述のように生態系や遺伝的多様性にも配慮した責任ある栽培漁業への対応が求められている。また, 2001 年 6 月には, 水産物の安定供給の確保と水産業の健全な発展を基本理念とする水産基本法が制定され, 水産資源の持続的利用の確保の必要性が示されている。さらに, 近年栽培漁業のあり方が整理され, 栽培漁業の推進にあたっては, 栽培資源と天然資源を含めた包括的な資源管理の観点に立った種苗放流計画を樹立する必要性が示されている (栽培漁業のあり方検討会 2004)。

しかし, これまで, 鹿児島湾におけるマダイの栽培漁業について, 人工種苗放流が天然資源に与える遺伝的影響や環境収容力については研究が行われていない。また, 天然魚, 放流魚ごとに資源量を推定し, 資源の状態を把握した例もない。さらに, これまで本湾で展開されてきたマダイの資源管理や栽培漁業は, 資源の動向や遺伝的多様性, 環境収容力, 遊漁実態等を踏まえた上で合理的に進められてきたとは言い難い。そこで本研究では,

鹿児島湾においてマダイの栽培漁業が果たしてきた役割を評価し, 遺伝的多様性や環境収容量に配慮しつつ本湾マダイ資源の維持と持続的利用を図るために必要な栽培漁業のあり方と資源管理方策について議論する。

論文は以下のように構成される。

第 2 章では, まず, 鹿児島湾におけるマダイの放流と漁獲の動向を整理し, 放流尾数と放流魚漁獲量の関係について検討する。

第 3 章では, 鼻孔隔皮欠損を放流魚の指標として実施した水揚げ市場における放流効果調査の結果から, 放流年群別の放流効果について経済効果を含めて推定し, 回収状況の変動要因を考察する。

第 4 章では, 本湾内における天然魚及び放流魚の資源量を海域別にそれぞれ推定し, 放流魚の添加効率及び天然魚の再生産成功率の推移を把握する。また, 天然魚と放流魚の資源変動要因について検討する。

第 5 章では, 鹿児島県産天然マダイの遺伝的多様性の現状評価を行い, マダイ人工種苗放流の天然マダイ資源に対する影響について検証を試みる。

第 6 章では, 適正放流量及び適正放流サイズについて検討し, さらに加入量変動を考慮した資源動態モデルによる漁獲量予測を行い, 本湾におけるマダイの放流計画について検討する。

第 7 章の総合考察では, 5 つの章で得られた結果をとりまとめ, 湾内マダイ資源の維持と持続的利用を図るために必要な栽培漁業のあり方と資源管理方策について提言する。

第2章 放流と漁獲の動向

本章では、鹿児島湾におけるマダイの放流と漁獲の動向について整理した後、漁獲に占める放流魚の割合（以下混獲率という）を元に漁獲量を天然魚の漁獲量と放流魚の漁獲量に分け、それぞれの動向を把握する。さらに、放流尾数と放流魚漁獲量の関係について分析する。

2-1 材料及び方法

放流尾数及び漁獲量

鹿児島湾におけるマダイの放流尾数については、1974年から2003年までの鹿児島県水産振興課への種苗放流実績報告を集計・整理した。漁獲量については、1966年から2002年までの農林水産統計年報により把握した。

天然及び放流魚の漁獲量

1980年以降は、市場調査によって混獲率が得られている（第3章で詳述）ので、その値と漁獲量から天然魚及び放流魚の漁獲量を推定した。1980年から1987年の混獲率は、市場調査におけるアンカータグ標識魚及び標識痕跡魚の混獲率（尾数比）を各年の標識率で補正して推定した（鹿児島県水産試験場1987）。1988年は市場調査が実施されていないため、1980年から1999年の混獲率の平均値を用いた。1989年以降はマダイ人工種苗に特徴的にみられる鼻孔隔皮欠損（後藤1986、傍島ら1986、山崎1998、安楽ら1999、松岡2001）を放流魚の指標として市場調査を実施しており、1989年から1998年は、各年の市場調査における鼻孔隔皮欠損魚混獲率（重量比）を1989～1998年の10年間の各放流年群における鼻孔隔皮欠損魚出現率の平均値で除して混獲率を推定した。1999年から2002年は、各年の市場調査における鼻孔隔皮欠損魚混獲率（重量比）を、それぞれその年までの10年間の各放流年群における鼻孔隔皮欠損魚出現率の平均値で除して求めた。

1989～2003年の各放流年群の鼻孔隔皮欠損魚出現率は、毎年放流直前の人工種苗から110～1,203尾を抽出し、鼻孔形状を観察することにより求めた。

2-2 結果

放流尾数及び漁獲量

国庫補助事業及び鹿児島県単独事業による放流尾

数（以下事業放流という）は、1974年の0.55万尾以降年々増加し、1981年には100万尾を超え、湾全体で109.6万尾となった。1992年までは100万尾以上の放流規模を維持していたが、1993年には94.2万尾、1994～1997年は90万尾と100万尾を下回った。さらにその後は財政的な事情等により急激に減少して2001年には30.6万尾と、1980年以降最低の水準となった。その後はやや増加し、2003年には39.6万尾となっている（図4-1）。これら事業放流以外に市町村や漁協等による自主放流もみられるが、年によって多くても9.4万尾程度であり、事業放流に比べるとごくわずかである。自主放流は放流時期や放流サイズ等もまちまちであり、尾数もわずかであることから、以後の議論においては事業放流のみを放流尾数として扱うこととする。

湾内の漁獲量は、属地データ（一部大隅東部海域（全体の2～3％程度）を含む）によると、1959年から1965年まではおよそ100～200トンとされる（椎原ら1980）。1970年には246トン（1966年から属人データ）を記録したがその後急激に減少し、1976年には71トンとなった。その後漁獲量は徐々に増加し、1991年には213トンと、大きく減少する前の水準に回復した。1993年から1999年までは150トン程度の高い水準を維持してきたが、2000年以降減少し、2002年には101トンとなっている（図4-1）。なおここで述べた漁獲量には、遊漁による釣獲量は含まれていない。

鼻孔隔皮欠損魚出現率

1989～2003年の各放流年群の鼻孔隔皮欠損魚出

表1 鹿児島湾に放流されたマダイ人工種苗における鼻孔隔皮欠損魚出現率の推移(%)

年	調査尾数	出現率
1989	476	56.5
1990	110	84.5
1991	226	85.3
1992	—*	89.3
1993	—	97.5
1994	—	86.6
1995	—	89.9
1996	477	95.4
1997	1,203	91.0
1998	1,092	70.1
1999	1,018	86.2
2000	523	97.9
2001	1,037	94.2
2002	437	87.2
2003	474	42.2
Ave.		83.6
S.D.		15.7

*記録なし

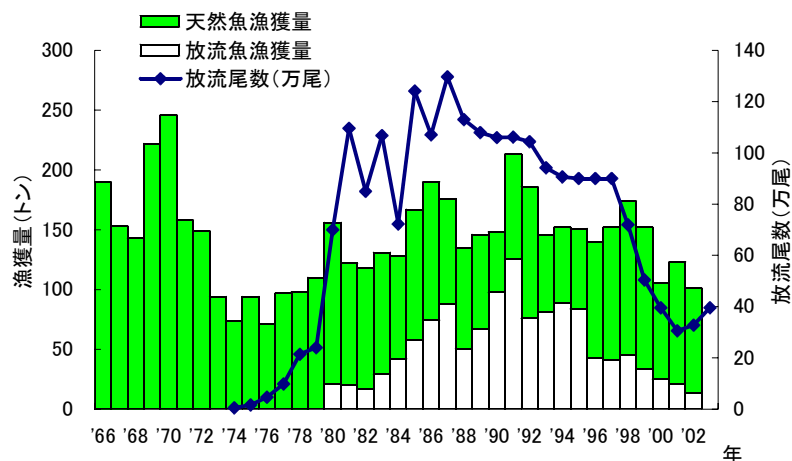


図4-1 鹿児島湾におけるマダイの天然魚・放流魚別漁獲量と放流尾数

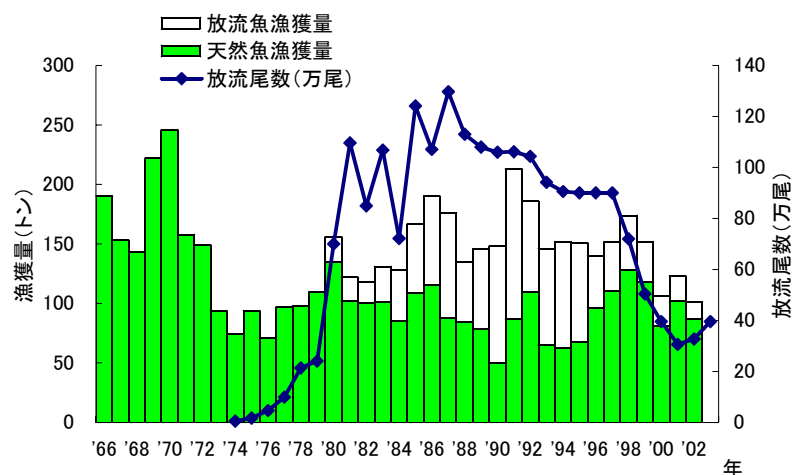


図4-2 鹿児島湾におけるマダイの天然魚・放流魚別漁獲量と放流尾数

※図4-2は、図4-1の天然魚と放流魚の上下を入れ替えたものである

現率は 42.2 ～ 97.9 % で、平均 83.6 ± 15.7 % であった (表 1)。

天然魚・放流魚別漁獲量

漁獲量を天然魚漁獲量 (C_w) と放流魚漁獲量 (C_H) に区分した結果, C_H は放流尾数の推移と数年遅れでよく対応している傾向が見られた (図 4-1)。近年は放流尾数の減少に伴って C_H も減少しており, 2002 年には 13.8 トンで 1980 年以降最も少ない値となった。 C_w は漁獲量が大きく減少した 1973 年から 2002 年まで, 多いときには 135 トン, 少ないときには 50

トンとばらつきは大きい, 平均 93.5 ± 19.7 トンで長期的に見ると 100 トン前後の水準を維持している (図 4-2)。

2-3 考察

放流尾数と漁獲量の推移 (図 4-1) を見ると, 1975 年頃に漁獲量が大きく減少したのと期を同じくしてマダイの人工種苗放流が始まり, 放流規模の拡大に伴って漁獲量が増加し, 大きく減少する前の水準に回復している。また, 1998 年以降の放流尾数の減少に伴い漁獲量も減少している。

漁獲量を C_W と C_H に区分してみると、 C_W は 1974 年から 2002 年まで一定の水準を維持しているのに対し、 C_H は放流尾数の推移と数年のずれをもってよく対応している。すなわち、放流尾数が増えると数年後の C_H も増加し、放流尾数が減少すると数年後の C_H も減少する。そこで、放流尾数と数年後の C_H について両者の関係を検討した結果、両者に 4 年差をもたせたときに相関が最も高くなり、有意な正の相関があることが分かった（図 5）。これは、鹿児島湾において、放流マダイは尾数では 1 ～ 2 歳魚での回収が多いが、重量では 4 歳魚での回収が多い（Shishidou 2002）ことと関係していると考えられる。

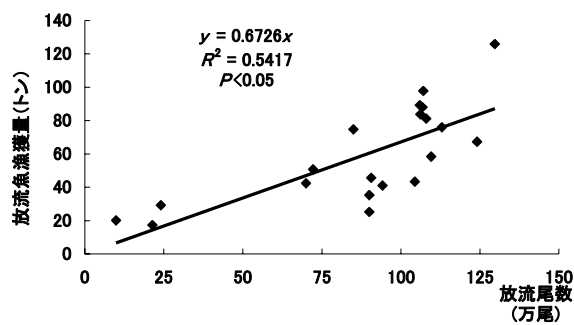


図5 鹿児島湾内のある年のマダイ放流尾数とその4年後の放流魚漁獲量との関係

以上のことから、鹿児島湾において 1976 年以降マダイの漁獲量が回復し、高い水準で維持されてきたのは、放流尾数の増加に伴う資源の上乗せ効果であることが示唆される。

第3章 放流効果の推定

第2章において、鹿児島湾におけるマダイの漁獲量の回復及び維持において、種苗放流が効果的に作用したことを概観した。しかし、栽培漁業の推進にあたっては、放流年群ごとに回収状況を詳細に追跡し、経済的評価も含めた放流効果の把握が求められる。鹿児島湾におけるマダイの放流効果は市場調査法によって推定されている。本章では、調査及び推定の手順と推定結果について詳述し、種苗放流事業の経済的評価を行う。また、放流年群別の回収率を推定し、その年変動の原因を検討する。

3-1 材料及び方法

市場調査

鹿児島湾におけるマダイの放流効果を推定するために市場調査を行った。市場調査は主に、本湾で漁獲されるマダイの 80 % 以上が水揚げされるといわれる（椎原 1986）鹿児島市中央卸売市場魚類市場において、1989 年から 2003 年までの 15 年間にわたり、週 1 ～ 3 回の頻度で実施した。1997 年以降は鹿児島湾外の 4 ～ 8 カ所の産地市場における市場調査も実施し、外海域の放流効果の推定精度向上に努めた。各調査日に水揚げされた全てのマダイについて、漁業者の所属漁協（または市町村）、鼻孔隔皮欠損の有無、100g 単位で秤量された重量を記録した。小型個体で数個体がまとめて秤量されている場合は、その総重量と総個体数、及び鼻孔隔皮欠損個体数を記録した。なお、市場調査は 1980 年から同市場を中心に実施されているが、1987 年まではアンカータグ標識及び標識痕跡を、1989 年以降は鼻孔隔皮欠損をそれぞれ放流魚の指標として市場調査が実施されている（1988 年は未実施）。ここでは、鼻孔隔皮欠損を放流魚の指標とするようになった 1989 年以降の結果について解析する。

鼻孔隔皮欠損魚出現率

放流年群ごとに回収率を推定する際に必要となる鼻孔隔皮欠損魚出現率として、第2章で述べたとおり、1989 ～ 2003 年の毎年の放流種苗の一部を抽出して把握した値を用いた（表1）。

放流魚（鼻孔隔比欠損魚）混獲率

市場調査で得られたデータから、調査年ごとに海

域別（湾奥、湾中央）の鼻孔隔皮欠損魚の混獲率を求めた。混獲率は尾数比（鼻孔隔皮欠損魚尾数／総調査尾数）及び重量比（鼻孔隔皮欠損魚重量／総調査重量）の2通りについて計算した。なお、調査データの海域区分は、実際の操業海域を特定することは困難であるので、鹿児島市漁協（鹿児島市）及び西桜島漁協（旧桜島町）、東桜島漁協（鹿児島市）以北の漁協に所属する漁業者により水揚げされたものを“湾奥”，山川町漁協（山川町）～谷山漁協（鹿児島市）及び佐多漁協（佐多町）～垂水市漁協（垂水市）の間の漁協に所属する漁業者により水揚げされたものを“湾中央”として、便宜上取り扱った（図3）。

年齢分解及び体重組成

市場調査における体重データを元に、年別、天然魚（非鼻孔隔皮欠損魚）及び放流魚（鼻孔隔皮欠損魚）別に年齢別調査尾数を求め、それぞれの年齢組成を推定した。年齢分解の方法は、1998 年までは標識魚再捕結果から得られた成長型をもとに年群の振り分けを行う椎原の方法（椎原 1986）に従った。1999 年以降は、体重階級別に調査尾数を集計して体重組成を求め、これと鹿児島湾産マダイの耳石薄層切片による年齢査定結果から得られた年齢－体重相関（age-weight-key）（亀田 2003）（表2）を用いて0歳から8歳以上までに年齢分解した。体重階級は0.0以上～0.2kg未満（以下同様）、0.2～0.4kg, 0.4～0.8kg, 0.8～1.2kg, 1.2～1.6kg, 1.6～2.0kg, 2.0～3.0kg, 3.0～4.0kg, 4.0～5.0kg, 5.0～6.0kg, 6.0～7.0kg, 7.0～8.0kg, 8.0kg以上の13階級とした。

累積回収尾数及び回収率

i 年放流魚の累積回収尾数 $\hat{Y}_i$ 及び回収率 $\hat{R}_i$ を以下の(1)～(3)式により推定した。

$$\hat{Y}_{ij} = \frac{C_j \hat{\theta}_j}{\hat{W}_j} \hat{P}_{j,j-i} \quad \hat{D}_i \quad (1)$$

$$\hat{Y}_i = \sum_{j=i}^{i+8} \hat{Y}_{ij} \quad (2)$$

$$\hat{R}_i = \frac{\hat{Y}_i}{G_i} \quad (3)$$

表2 鹿児島湾産マダイの年齢-体重相関(Age-weight key)

体重クラス (g)	標本数 (n)	年 齢									
			0	1	2	3	4	5	6	7	8≤
0-200	123	np	65	57	1						
		p	0.528	0.463	0.008						
200-400	197	np	14	165	18						
		p	0.071	0.838	0.091						
400-800	155	np		83	70	2					
		p		0.535	0.452	0.013					
800-1200	80	np		8	56	11	5				
		p		0.100	0.700	0.138	0.063				
1200-1600	63	np		1	38	20	3	1			
		p		0.016	0.603	0.317	0.048	0.016			
1600-2000	33	np			9	10	8	6			
		p			0.273	0.303	0.242	0.182			
2000-3000	73	np			6	26	23	14	1	2	1
		p			0.082	0.356	0.315	0.192	0.014	0.027	0.014
3000-4000	39	np				4	18	6	0	2	9
		p				0.103	0.462	0.154	0.000	0.051	0.231
4000-5000	34	np					2	10	3	6	13
		p					0.059	0.294	0.088	0.176	0.382
5000-6000	14	np					1	3	1	0	9
		p					0.071	0.214	0.071	0.000	0.643
6000-7000	3	np							1	0	2
		p							0.333	0.000	0.667
7000-8000	6	np								1	5
		p								0.167	0.833
8000≤	2	np									2
		p									1.000
計	822										

(亀田 2003)

ここで、 $\hat{Y}_{ij}$: i 年放流魚の j 年における回収尾数、 C_i : j 年における漁獲量、 $\hat{\theta}_j$: j 年における鼻孔隔皮欠損魚重量混獲率、 $\hat{P}_{j-i}$: j 年における $j-i$ 歳魚の鼻孔隔皮欠損魚の年齢組成、 $\bar{W}_j$: j 年における鼻孔隔皮欠損魚平均重量、 $\hat{D}_i$: i 年における鼻孔隔皮欠損魚出現率、 G_i : i 年における放流尾数を表す。

回収金額及び経済効率

次に、 i 年放流魚の累積回収重量 $\hat{C}_i$ 、回収金額 $\hat{V}_i$ 、及び経済効率 $\hat{E}_i$ を以下の (4) ~ (7) 式により推定した。

$$\hat{C}_{ij} = \hat{Y}_{ij} \hat{W}_{j-i+0.5} \quad (4)$$

$$\hat{C}_i = \sum_{j=i}^{i+8} \hat{C}_{ij} \quad (5)$$

$$\hat{V}_i = \hat{C}_i \bar{p} \quad (6)$$

$$\hat{E}_i = \frac{\hat{V}_i}{S_i} \quad (7)$$

ここで、 $\hat{W}_{j-i+0.5}$: $j-i$ 歳魚の平均体重、 $\bar{p}$: $i \sim i+8$ 年における市場単価の平均、 S_i : i 年における放流経費（施設償却費及び人件費を除く）を表す。

3-2 結果

1989 ~ 2003 年の市場調査魚に占める鼻孔隔皮欠損魚の混獲率は、尾数比では、湾奥で 10.4 ~ 83.3 %、湾央で 5.0 ~ 33.5 %、湾全体で 8.6 ~ 73.5 %、外海域で 1.6 ~ 7.4 %、重量比では、湾奥で 14.5 ~ 73.7 %、湾央で 8.3 ~ 20.2 %、湾全体で 11.4 ~ 55.9 %、外海域で 1.6 ~ 3.5 % であった（表 3）。

年齢組成は、2002 年の調査結果を例にとると、湾奥では天然魚（非鼻孔隔皮欠損魚）、放流魚（鼻孔隔皮欠損魚）ともに 1 歳魚、湾央ではともに 2 歳魚にモードがみられる。また、8 歳以上の大型魚の割合も比較的高い（図 6）。

1989 ~ 1994 年放流群の、放流後 9 年間の累積回収率は 2.6 ~ 12.2 %、経済効率（回収金額／放流経費）は 1.5 ~ 10.4 と推定された（表 4）。

3-3 考察

市場調査魚の年齢組成をみると、鹿児島湾においてマダイは 1 ~ 2 歳魚主体に漁獲されている。マダ

年	総調査尾数	尾数比				重量比			
		湾奥	湾央	湾全体	外海域	湾奥	湾央	湾全体	外海域
1989	27,747	64.5	26.0	53.9	3.3	59.1	15.8	39.0	2.1
1990	49,775	83.3	33.5	73.5	7.4	73.7	20.2	55.9	3.5
1991	30,518	75.3	25.9	66.6	5.5	68.0	13.5	50.0	2.7
1992	34,691	61.8	26.5	52.9	4.1	48.7	14.9	34.5	3.2
1993	38,403	71.0	24.9	62.8	2.0	63.0	17.5	47.0	2.9
1994	34,300	71.8	21.8	61.8	2.5	66.4	16.6	49.6	2.9
1995	35,270	58.0	17.2	48.3	2.0	59.1	17.5	47.0	2.7
1996	42,560	33.8	9.8	28.0	2.1	35.9	10.1	26.2	2.5
1997	61,160	17.6	14.9	16.8	1.5	28.5	14.2	22.8	1.6
1998	61,349	24.1	18.2	21.4	1.2	29.8	13.3	22.2	1.3
1999	52,067	21.7	6.8	15.3	1.0	28.4	9.0	19.7	1.5
2000	59,789	24.4	10.7	18.7	1.3	27.6	13.1	21.1	1.8
2001	68,128	17.2	7.6	13.2	1.5	20.5	9.3	15.4	1.6
2002	79,708	10.4	6.1	9.1	1.9	15.1	8.3	12.2	1.7
2003	63,129	12.2	5.0	8.6	1.6	14.5	8.8	11.4	1.7

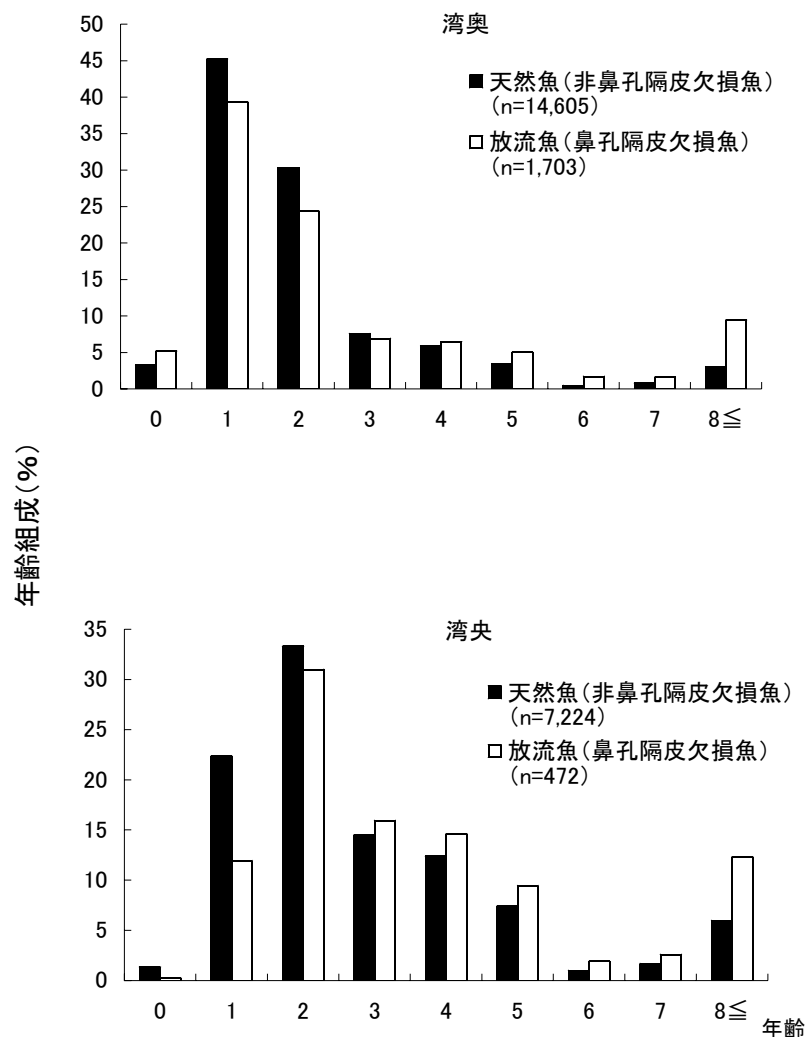


図6 2002年の市場調査魚における海域別, 天然魚 (非鼻孔隔皮欠損魚)・放流魚 (鼻孔隔皮欠損魚) 別マダイの年齢組成

表4 鹿児島湾における放流年群別マダイの累積回収状況

放流年	1989	1990	1991	1992	1993	1994
放流経費(千円)※	21,322	21,708	18,333	20,355	21,671	20,980
放流尾数(千尾)	1,080	1,060	1,062	1,044	942	906
累積回収尾数	132,264	92,838	95,428	98,842	71,471	23,786
累積回収率(%)	12.2	8.8	9.0	9.5	7.6	2.6
累積回収重量(kg)	106,310	73,891	74,696	58,777	36,184	18,757
累積回収金額(千円)	222,235	151,822	147,697	113,140	66,080	32,453
経済効率	10.4	7.0	8.1	5.6	3.0	1.5

※放流経費には施設償却費、人件費は含まれていない

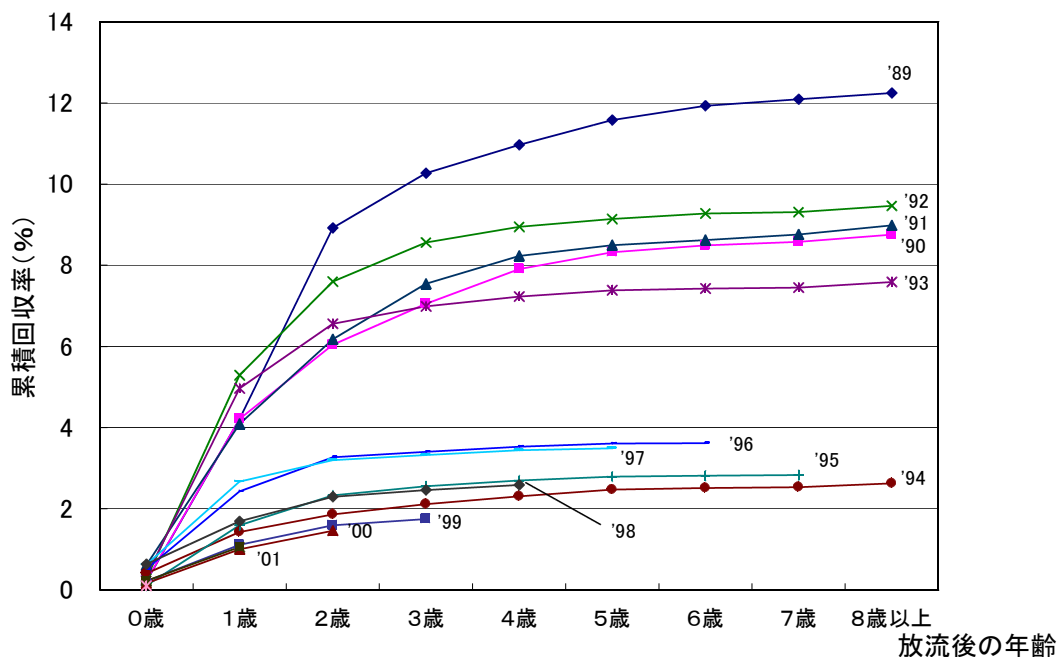


図7 鹿児島湾におけるマダイの各放流年群の累積回収率

※'94・'95 イリドウィルスの感染の可能性
'96～ 外海域への放流海域拡大
'98～ 放流尾数減少
'99～ 放流サイズ小型化
'00～ 海面生け簀での中間育成の中止

イの50%成熟年齢は2.8歳と推定されており(亀田 2003)、現在の漁業実態は、成熟前の若齢個体を多く漁獲していると考えられる。

鼻孔隔皮欠損魚の混獲率は、鹿児島湾奥が最も高く、ついで湾央が高い。外海域については、1996年までは鹿児島市中央卸売市場における調査が主体で、本市場へ出荷される個体しか確認できなかったことから、1997年以降は鹿児島湾外の産地市場に

における市場調査も実施し、放流効果の推定精度向上に努めている。しかし、外海域における混獲率は1～7%と低く、鹿児島湾における混獲率は外海域に比べて非常に高い。

また回収状況について放流年群別にみると、経済効率はいずれの放流年群も1を上回り、投資した直接経費より回収した額の方が上回った。本湾においてこのように高い放流効果が得られている要因とし

ては、本湾が閉鎖的な内湾であること、水深が深く、成長段階に応じた生活の場をそれぞれの水深帯に求め得ること（椎原 1986）、稚魚を対象とする網漁業が無いことなどが考えられる。

しかし、各海域の混獲率は次第に低下している。また、鹿児島湾における放流年群ごとの累積回収率、回収重量、回収金額、経済効率の全てが、特に 1994 年放流群以降大きく減少している。そこで、回収が終了していない近年の放流群も含めて放流年群別の累積回収率をみると、1989 ～ 1993 年放流群までは高い回収率を示すが、1994 年放流群以降回収率が大きく低下していることが分かる（図 7）。回収率が伸びない要因として、1994 ～ 1995 年放流群では、同年に鹿児島湾内でイリドウイルス症が蔓延し、養殖業に大きな被害が発生したことから、放流種苗が海面生簀における中間育成中にイリドウイルスに感染していた可能性が指摘されている（宍道 2000）。1996 年には同疾病は治まったが、その後も回収率は期待されるほど伸びていない。1996 年はマダイの放流海域が外海の広い範囲に拡大され、放流箇所数は 29 カ所から 53 カ所へ、放流尾数は 160 万尾から 265 万尾へと大幅に増大した年である。これによる種苗生産・中間育成・放流に関わる作業の増加に対し、限られた施設と人員で対応しなければならなかったことから、種苗生産から放流に至るいずれかの過程において、技術的に 1993 年以前の放流群に及ばない面が生じた可能性が考えられる。さらに 1998 年からは放流尾数が削減され、1999 年からは、放流サイズの基準がそれまでの平均全長 60mm 以上から 55mm 以上へと引き下げられた。2000 年からは、海面生簀での中間育成が中止となり、陸上タンクで中間育成したマダイ種苗を活魚車で運搬し、馴致なしに直接海に放流するという方法に替わった。さらには、放流時の種苗の取り扱いなどの基本的な事項に関して指導が十分に行き届かなくなってきた面もみられる。

以上のように、近年の放流技術は放流後のマダイの生残にとって好ましくない方向にシフトしていると考えられ、それが近年の放流群の回収率が低下してきている要因と考えられる。

なお図 7 をみると、累積回収率は各放流年群ともに放流後 1 ～ 2 歳時に回収率が大きく増加し、その後はわずかながら増加していることが分かる。これは鹿児島湾では年齢組成のモードが 1 ～ 2 歳にあることと対応しており、図 7 は放流後の回収過程をよく

表している。

第4章 天然及び放流資源の評価

第3章において、近年放流魚の回収状況が悪化していることが示唆され、その要因として種苗生産から放流に至る過程における技術な問題が影響していると考えられた。これら技術的問題により種苗の添加効率（翌年1歳放流魚資源尾数／放流尾数）が低下していると考えられるが、より詳しく議論するためには、天然魚・放流魚別にそれぞれ資源量を推定し、放流魚の添加効率の推移を把握する必要がある。また、天然資源と栽培資源を含めた包括的な資源管理を進めるためには、天然魚・放流魚別の資源状態の把握、加入量の変動、天然魚の再生産成功率、漁獲係数の推移など、資源学的なモニタリングが不可欠である。

ここでは、鹿児島湾におけるマダイの資源量を、海域別、天然魚・放流魚別にコホート解析により推定し、資源の状態を把握し、近年の回収率低下との関係を検証する。また、資源変動要因について検討する。

4-1 材料及び方法

天然魚及び放流魚の年齢別漁獲尾数

年齢組成データが得られる1990～2002年までの、各年の海域別年齢別天然魚・放流魚別漁獲尾数について、以下の手順で求めた。

①第3章の(1)式を用いて、まず放流魚について、海域別に1990～2002年の1歳から8+歳までの漁獲尾数を算出した。なお、1982～1989年放流群の鼻孔隔皮欠損魚出現率は、1990～2002年の平均値を用いた。

②天然魚については、まず非鼻孔隔皮欠損魚の年齢別漁獲尾数として、非鼻孔隔皮欠損魚の重量混獲率 $(1 - \hat{\theta}_j)$ 、平均重量、年齢組成を基に①と同様の方法で求め、さらに、①において、 $\hat{D}_i$ で除することにより鼻孔隔皮欠損魚年齢別漁獲尾数から放流魚年齢別漁獲尾数を推定したことによる放流魚の増加分を差し引いて、天然魚の年齢別漁獲尾数を推定した。

コホート解析

上記で求めた年齢別漁獲尾数を基に、「平成15年マダイ日本海西・東シナ海系群の資源評価」（吉村、

鈴木 2004）を参照し、Popeの近似式を用いてコホート解析を行い、海域別、天然魚・放流魚別に資源尾数を求めた。

資源尾数の算定にあたっては、2002年の1～8+歳については次の(1)式を用いた。

$$N_{i,a} = \frac{C_{i,a} \exp\left(\frac{M}{2}\right)}{1 - \exp(-F_{i,a})} \quad (1)$$

ここで、 N は資源尾数、 C は漁獲尾数、 M は自然死亡係数、 F は漁獲係数を表し、添字の i は年（この場合は2002年）、 a は年齢（1～8+）を示す。

1990～2001年の7歳と8+歳の資源尾数の算定には(2)式と(3)式をそれぞれ用いた。

$$N_{i,7} = \frac{C_{i,7}}{C_{i,8+} + C_{i,7}} N_{i+1,8+} \exp(M) + C_{i,7} \exp\left(\frac{M}{2}\right) \quad (2)$$

$$N_{i,8+} = \frac{C_{i,8+}}{C_{i,7}} N_{i,7} \quad (3)$$

1990～2001年の1～6歳の資源尾数は次の(4)式により求めた。

$$N_{i,a} = N_{i+1,a+1} \exp(M) + C_{i,a} \exp\left(\frac{M}{2}\right) \quad (4)$$

漁獲係数(F)については、2002年の1～7歳の F は1999～2001年の3カ年における各年齢の F の平均値を用い、1990～2002年の8+歳の F は同一年の1歳若い年齢（7歳）の F と同じとし、1990～2001年の1～7歳の F は次の(5)式を用いて計算した。

$$F_{i,a} = -\ln \left\{ 1 - \frac{C_{i,a} \exp\left(\frac{M}{2}\right)}{N_{i,a}} \right\} \quad (5)$$

なお、2002年の最高年齢の $F(F_{2002,8+})$ は平松(2001)に従って、 $F_{2002,7}$ と同じ値になるまで繰り返し計算を行うことによって求めた。

自然死亡係数 M は年齢によらず一定とし、鹿児

島湾産マダイで確認されている最高年齢 27 歳（亀田 2003）を寿命として田内・田中の方法で求めた 0.0926（＝ 2.5 / 27）を用いた。また、鹿児島湾では、0 歳魚を保護するため、全長 15cm 以下のマダイを採捕しないようにしているため、0 歳魚を除く 1 歳以上の尾数を解析した。

放流魚添加効率及び天然魚再生産成功率

コホート解析から得られた結果を基に、放流魚の添加効率（翌年 1 歳放流魚資源尾数／放流尾数）を算出した。また、天然魚と放流魚を合わせた年齢別資源尾数に年齢別平均体重を乗じて年齢別資源重量を求め、これを雌雄別に分け、さらに玄界灘産マダ

イで得られている雌雄別年齢別成熟割合（Matsuyama *et. al.* 1987, Matsuura *et. al.* 1987）を乗じて産卵親魚重量を求め、天然魚の再生産成功率（翌年 1 歳天然魚資源尾数／産卵親魚重量）を算出した。なお、年齢別資源尾数を雌雄別に分ける際の性比については、亀田（2003）により得られている雌雄比を二項検定した結果、2 歳魚以外は性比を 1 : 1 と見なしてよいと考えられたので、全ての年齢において性比を 1 : 1 と仮定した。また、年齢別平均体重は、亀田（2003）により得られている成長式から、各年齢+0.5 歳の時の体重をそれぞれ計算して用いた。

表5 鹿児島湾における海域別、天然魚・放流魚別、年齢別マダイ漁獲尾数の推定結果

湾奥放流													(尾)
年齢	年												
	'90	'91	'92	'93	'94	'95	'96	'97	'98	'99	'00	'01	'02
1歳	31,358	46,845	35,120	49,016	32,866	11,522	13,604	13,264	10,960	7,668	3,673	2,509	1,950
2歳	34,067	44,502	25,733	31,813	27,201	15,690	8,491	5,832	5,251	3,784	2,781	1,567	1,161
3歳	9,457	12,039	5,946	6,951	8,355	6,669	3,342	1,998	1,626	1,056	523	598	375
4歳	5,687	7,374	3,802	3,855	5,615	5,059	3,005	1,692	1,841	1,231	492	480	431
5歳	2,902	3,687	1,998	1,897	2,900	2,830	1,909	1,166	1,162	1,032	455	390	258
6歳	367	334	210	194	262	304	240	183	264	305	194	179	84
7歳	503	609	361	323	487	506	380	305	396	319	149	146	84
8歳以上	2,039	2,040	1,224	1,024	1,613	1,822	1,345	1,092	1,753	1,898	1,069	860	510
合計	86,379	117,431	74,395	95,074	79,297	44,403	32,317	25,532	23,254	17,293	9,335	6,730	4,854

湾奥天然													
	年												
年齢	'90	'91	'92	'93	'94	'95	'96	'97	'98	'99	'00	'01	'02
1歳	2,788	3,538	7,646	10,501	11,642	9,709	26,613	76,446	29,082	15,289	6,465	10,832	18,016
2歳	56	7,702	9,718	5,654	4,848	8,621	11,324	26,106	25,246	17,699	7,815	8,604	12,118
3歳	-44	2,301	3,945	1,822	1,318	1,861	3,593	2,991	5,622	5,782	3,047	3,496	2,987
4歳	269	1,619	3,050	1,754	1,302	1,407	2,570	2,024	3,319	3,721	2,267	2,983	2,240
5歳	310	1,061	1,877	1,050	1,046	846	1,521	1,007	1,852	2,069	1,331	1,847	1,356
6歳	193	310	425	188	197	241	266	151	287	321	205	294	186
7歳	157	288	457	240	279	275	403	209	317	432	295	390	305
8歳以上	1,646	1,976	2,564	1,241	1,379	1,648	1,835	1,006	1,434	1,735	1,274	1,849	1,146
合計	5,374	18,795	29,682	22,449	22,011	24,609	48,126	109,941	67,158	47,049	22,699	30,295	38,354

湾中央放流													
年齢	年												
	'90	'91	'92	'93	'94	'95	'96	'97	'98	'99	'00	'01	'02
1歳	1,542	1,989	2,400	1,467	917	850	317	5,295	8,342	789	440	475	238
2歳	2,404	2,936	2,836	2,072	1,806	1,513	724	2,708	3,640	1,144	1,510	813	593
3歳	1,063	1,059	1,203	854	834	973	514	612	537	454	728	570	347
4歳	760	692	1,002	639	652	967	616	493	437	421	543	437	391
5歳	417	368	602	368	375	621	392	338	292	302	394	301	195
6歳	40	32	90	40	43	92	56	44	78	52	68	63	37
7歳	69	63	125	76	74	150	92	94	100	80	87	86	54
8歳以上	229	215	470	262	267	508	360	298	392	320	371	344	267
合計	6,525	7,352	8,728	5,779	4,969	5,674	3,071	9,882	13,818	3,562	4,141	3,088	2,121

湾中央天然													
年齢	年												
	'90	'91	'92	'93	'94	'95	'96	'97	'98	'99	'00	'01	'02
1歳	814	1,321	1,632	2,829	3,143	6,104	6,310	25,620	21,590	10,157	4,427	5,005	6,397
2歳	1,979	3,280	3,143	3,070	3,706	7,852	7,282	14,412	21,128	16,981	10,357	11,039	9,540
3歳	1,664	2,533	2,709	1,729	1,925	2,706	3,328	3,471	5,602	5,531	5,074	5,816	4,113
4歳	2,146	3,281	3,709	2,038	2,145	2,447	2,864	2,842	3,932	3,954	3,881	4,730	3,434
5歳	1,476	2,366	2,758	1,506	1,606	1,644	1,867	1,770	2,304	2,211	2,195	2,789	2,117
6歳	332	587	717	349	346	374	311	275	320	304	233	315	284
7歳	445	752	880	471	490	479	475	431	494	475	434	544	480
8歳以上	2,115	3,528	4,436	2,207	2,103	2,183	1,986	1,658	1,846	1,746	1,509	1,991	1,678
合計	10,971	17,649	19,984	14,198	15,463	23,788	24,423	50,478	57,217	41,357	28,110	32,229	28,042

4-2 結果

漁獲尾数

海域別、天然魚・放流魚別漁獲尾数推定結果を表5、図8に示す。放流魚の漁獲尾数は、湾奥では

1990年代前半は10万尾前後であったが、1995年以降急激に減少し、2002年には約0.5万尾と推定された。湾央では1997～1998年に一時的な増加が見られ、1998年には約1.4万尾となったが、長期的にみ

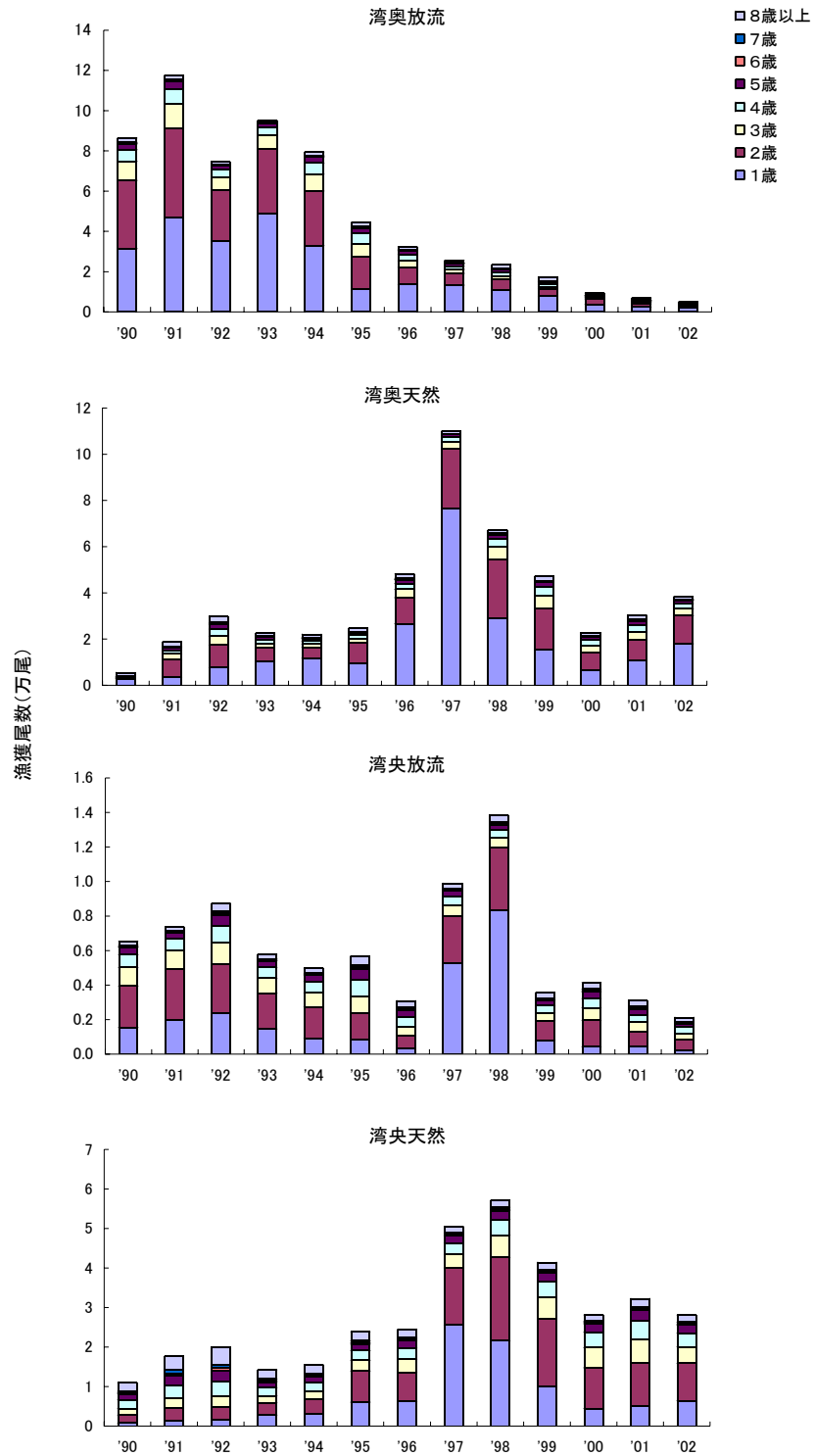


図8 鹿児島湾における海域別、天然魚・放流魚別、年齢別マダイ漁獲尾数の推移

ると湾奥放流魚漁獲尾数と同様に減少傾向にあり、1992 年の約 0.9 万尾から 2002 年の約 0.2 万尾に減少している。放流魚漁獲尾数の減少は、特に湾奥で顕著である（表 5、図 8）。

天然魚の漁獲尾数は、湾奥では 1997 年前後に一時的に増加し、1997 年には約 11 万尾となったが、それ以外では 2～4 万尾の水準を維持していると推定された。湾央では湾奥と同様に 1997～1999 年に一時的な増加がみられ 4～6 万尾となったが、それ以外では 2～3 万尾の水準を維持していると推定された。（表 5、図 8）。なお、1990 年の湾奥天然魚の 3 歳魚の漁獲尾数がマイナスの値となっているが、これは、鼻孔隔皮欠損魚年齢別漁獲尾数から放

流魚年齢別漁獲尾数を推定したことによる放流魚の増加分を差し引いて、天然魚の年齢別漁獲尾数を推定した際に、推定誤差の結果マイナスの値となったものと考えられた。これは、以下の解析にはあまり影響しないと考えられたので、そのままこのデータを用いた。

資源尾数

海域別、天然魚・放流魚別資源尾数推定結果を表 6、図 9 に示す。

放流魚の資源尾数は、湾奥では 1990 年代前半は 20 万尾前後であったが、1994 年以降急激に減少し、2002 年には約 1 万尾と推定された。湾央では 1997

表6 鹿児島湾における海域別、天然魚・放流魚別、年齢別マダイ資源尾数の推定結果

湾奥放流													(尾)
年齢	年												
	'90	'91	'92	'93	'94	'95	'96	'97	'98	'99	'00	'01	'02
1歳	105,176	103,053	96,561	98,836	62,063	29,433	26,088	22,893	17,823	13,195	6,862	4,727	3,548
2歳	60,836	65,936	49,214	54,491	43,297	25,196	15,829	10,792	8,205	5,783	4,707	2,749	1,913
3歳	24,830	22,931	17,616	20,292	19,298	13,498	7,987	6,322	4,270	2,465	1,659	1,636	1,009
4歳	13,821	13,605	9,409	10,381	11,861	9,615	5,937	4,090	3,856	2,340	1,239	1,013	920
5歳	6,303	7,169	5,362	4,947	5,782	5,452	3,935	2,543	2,113	1,757	958	660	466
6歳	3,332	2,975	3,014	2,980	2,698	2,502	2,268	1,764	1,204	816	616	439	229
7歳	2,478	2,687	2,393	2,547	2,531	2,210	1,990	1,838	1,434	846	452	376	230
8歳以上	10,052	8,996	8,119	8,069	8,391	7,951	7,039	6,583	6,343	5,037	3,246	2,208	1,394
合計	226,828	227,350	191,688	202,543	155,922	95,855	71,073	56,825	45,247	32,239	19,738	13,807	9,708

湾奥天然													
年齢	年												
	'90	'91	'92	'93	'94	'95	'96	'97	'98	'99	'00	'01	'02
1歳	24,997	23,964	24,043	27,983	35,649	37,414	74,951	124,345	62,762	35,927	25,980	37,233	55,179
2歳	11,250	20,124	18,466	14,617	15,483	21,381	24,835	42,914	40,362	29,445	18,152	17,510	23,598
3歳	7,843	10,202	10,991	7,555	7,926	9,485	11,259	11,827	14,194	12,688	9,943	9,085	7,747
4歳	5,092	7,191	7,102	6,253	5,147	5,967	6,869	6,832	7,925	7,571	6,045	6,155	4,944
5歳	3,652	4,384	5,010	3,562	4,025	3,449	4,096	3,808	4,296	4,055	3,348	3,347	2,762
6歳	2,656	3,033	2,984	2,775	2,244	2,670	2,336	2,282	2,509	2,148	1,721	1,781	1,287
7歳	1,629	2,237	2,469	2,315	2,350	1,858	2,203	1,876	1,936	2,013	1,651	1,373	1,343
8歳以上	17,071	15,324	13,846	11,988	11,624	11,156	10,027	9,012	8,765	8,083	7,135	6,511	5,049
合計	74,188	86,460	84,913	77,048	84,449	93,379	136,577	202,896	142,748	101,931	73,976	82,994	101,910

湾央放流													
年齢	年												
	'90	'91	'92	'93	'94	'95	'96	'97	'98	'99	'00	'01	'02
1歳	9,051	9,451	8,842	7,128	5,255	4,316	5,854	11,921	12,193	4,522	2,625	2,089	1,250
2歳	6,661	6,778	6,716	5,768	5,097	3,915	3,122	5,034	5,811	3,150	3,369	1,972	1,451
3歳	3,635	3,777	3,376	3,414	3,280	2,922	2,125	2,155	2,003	1,822	1,779	1,629	1,022
4歳	2,179	2,299	2,432	1,929	2,297	2,193	1,735	1,446	1,379	1,314	1,227	927	941
5歳	1,244	1,260	1,435	1,260	1,148	1,471	1,076	993	847	840	796	600	428
6歳	767	736	797	734	798	688	748	607	582	493	478	349	260
7歳	650	662	640	641	630	686	539	629	511	456	400	371	258
8歳以上	2,153	2,270	2,408	2,211	2,277	2,324	2,115	1,989	2,012	1,830	1,702	1,478	1,275
合計	26,342	27,233	26,647	23,085	20,781	18,515	17,314	24,772	25,340	14,428	12,375	9,417	6,885

湾央天然													
年齢	年												
	'90	'91	'92	'93	'94	'95	'96	'97	'98	'99	'00	'01	'02
1歳	19,346	18,751	20,038	23,440	30,285	33,943	45,187	73,863	63,688	42,362	33,268	30,584	35,509
2歳	17,153	16,858	15,832	16,708	18,666	24,606	25,114	35,166	42,871	37,442	28,918	26,100	23,101
3歳	14,420	13,747	12,236	11,431	12,300	13,477	14,934	15,940	18,296	18,907	17,919	16,473	13,252
4歳	10,255	11,556	10,112	8,567	8,769	9,374	9,702	10,435	11,216	11,329	11,954	11,490	9,463
5歳	6,733	7,299	7,402	5,676	5,863	5,945	6,209	6,110	6,799	6,470	6,552	7,192	5,958
6歳	5,208	4,728	4,395	4,114	3,737	3,812	3,850	3,877	3,880	3,998	3,788	3,876	3,893
7歳	4,431	4,430	3,749	3,322	3,417	3,076	3,118	3,213	3,272	3,231	3,354	3,230	3,233
8歳以上	21,060	20,792	18,905	15,576	14,670	14,012	13,035	12,374	12,214	11,882	11,657	11,829	11,307
合計	98,606	98,162	92,668	88,833	97,707	108,245	121,148	160,979	162,237	135,623	117,411	110,773	105,715

～1998年に一時的に増加がみられ約2万5千尾となったが、長期的にみると湾奥放流魚資源尾数と同様に減少傾向にあり、1991年の約2万7千尾から2002年の約7千尾に減少している。放流魚資源尾

数の減少は、特に湾奥で顕著である(表6, 図9)。天然魚の資源尾数は、湾奥では1997年前後の3年間に一時的に増加し、1997年には約20万尾となったが、それ以外では9万尾前後の水準を維持して

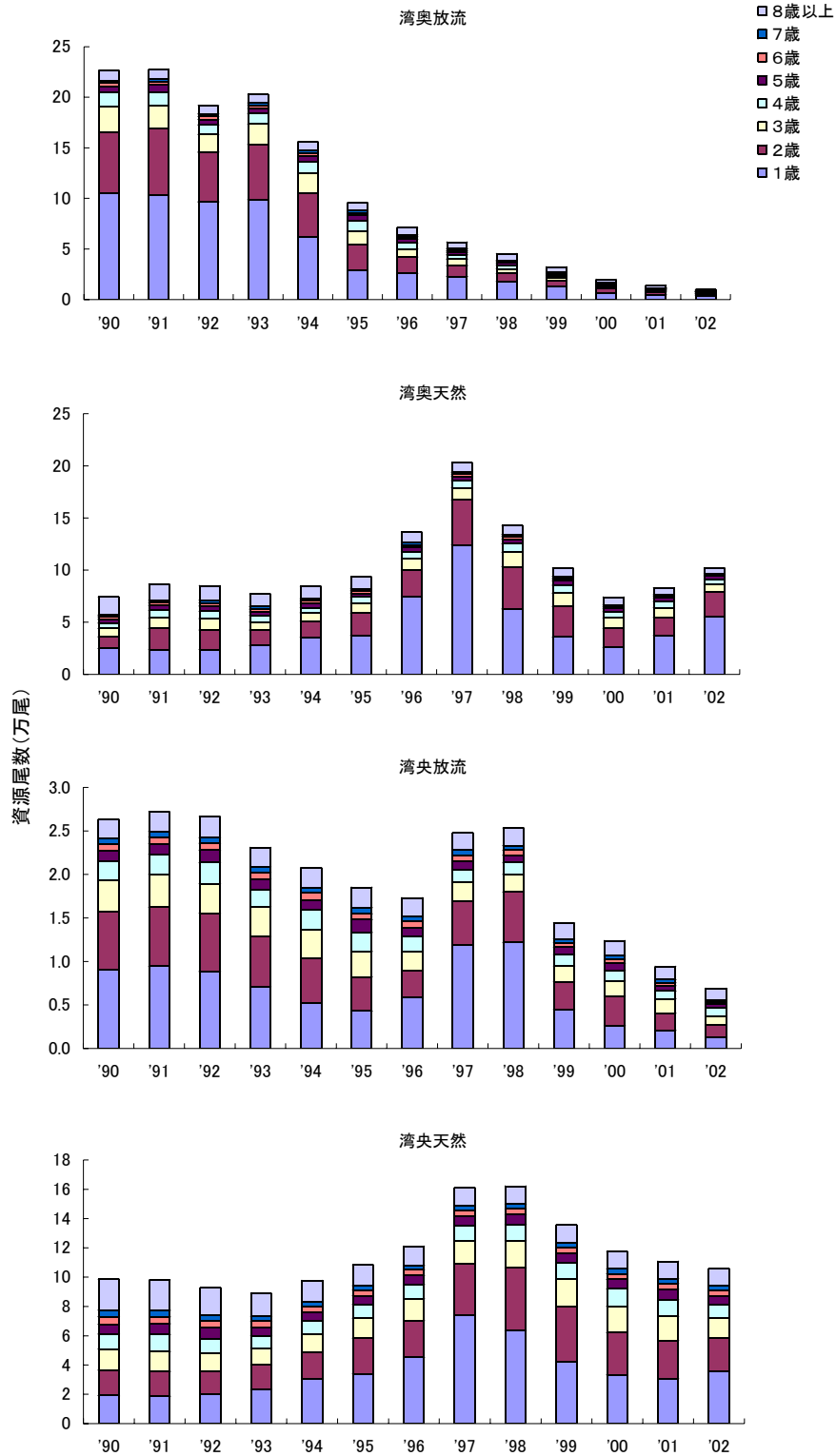


図9 鹿児島湾における海域別、天然魚・放流魚別、年齢別マダイ資源尾数の推移

いと推定された。湾央では湾奥と同様に 1997 ～ 1999 年に一時的な増加がみられ 14 ～ 16 万尾となったが、それ以外では 10 ～ 12 万尾の水準を維持していると推定された。(表 6, 図 9)。

資源尾数の推移を年齢別に詳しくみると、1996 ～ 1999 年に一時的な資源尾数の増加がみられた湾央放流魚、及び湾奥・湾央天然魚では、それぞれ対

応する年に 1 ～ 2 歳魚の資源尾数が増加していることが確認された(表 6, 図 9)。

資源重量

海域別、天然魚・放流魚別資源重量推定結果を図 10 に示す。

資源重量も資源尾数同様に、放流魚は湾奥・湾央

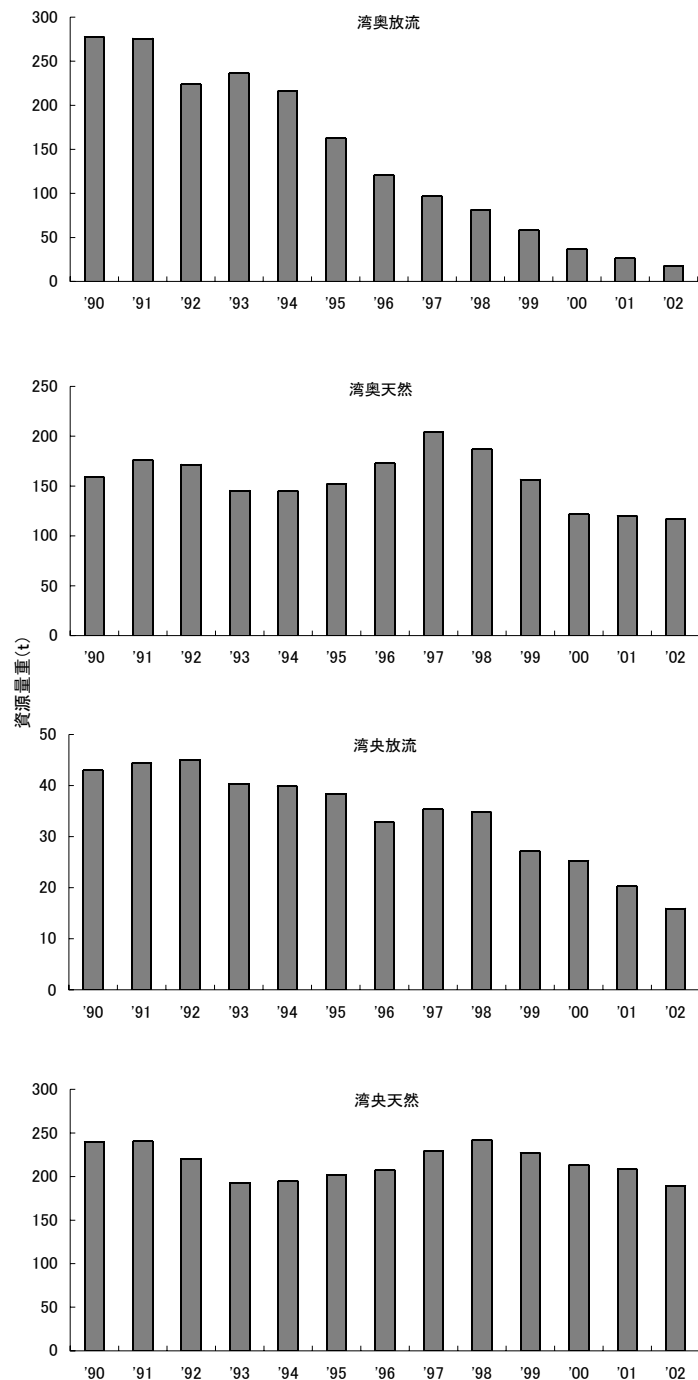


図10 鹿児島湾における海域別、天然魚・放流魚別、マダイ資源重量の推移

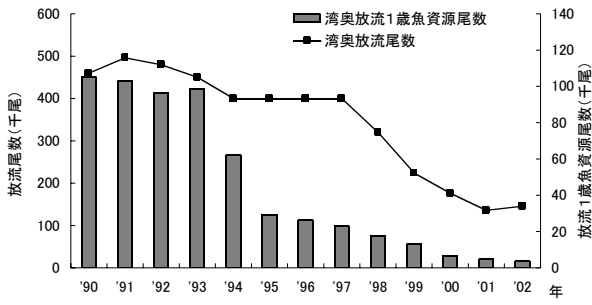


図11 鹿児島湾湾奥におけるマダイ放流尾数と放流1歳魚の資源尾数

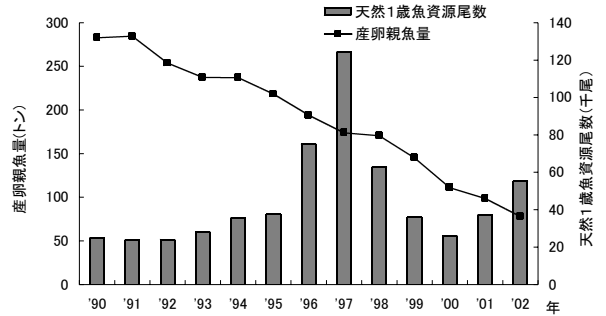


図13 鹿児島湾湾奥におけるマダイ産卵親魚量と天然1歳魚の資源尾数

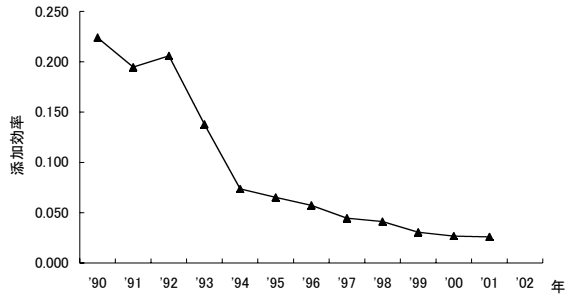


図12 鹿児島湾湾奥におけるマダイ放流魚の添加効率

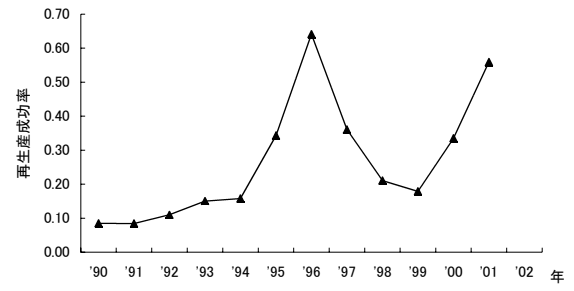


図14 鹿児島湾湾奥におけるマダイ天然魚の再生産成功率

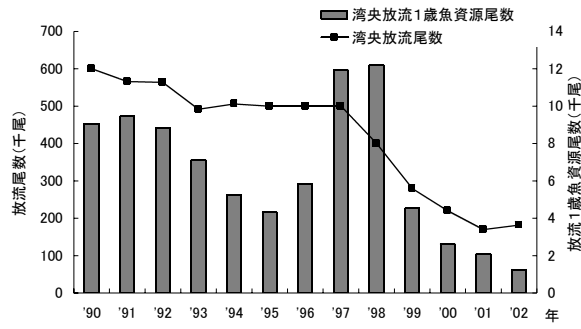


図15 鹿児島湾湾央におけるマダイ放流尾数と放流1歳魚の資源尾数

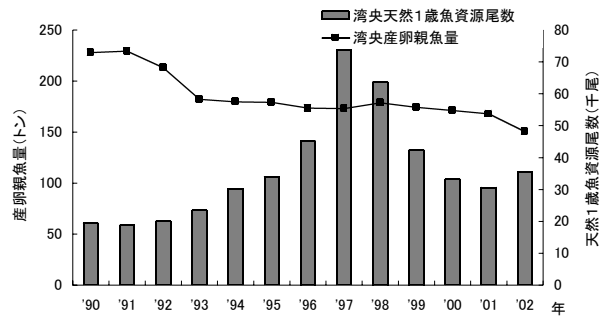


図17 鹿児島湾湾央におけるマダイ産卵親魚量と天然1歳魚の資源尾数

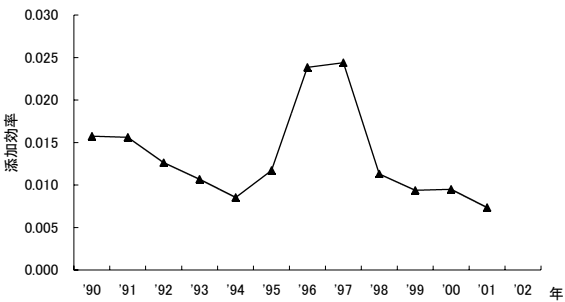


図16 鹿児島湾湾央におけるマダイ放流魚の添加効率

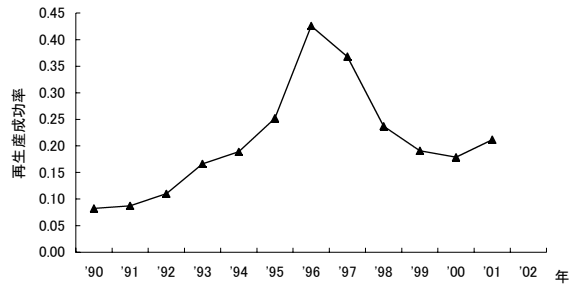


図18 鹿児島湾湾央におけるマダイ天然魚の再生産成功率

ともに減少傾向を示した。天然魚は 1997 年前後に一時的な増加がみられたが, 1990 ~ 2002 年で長期的にみると湾奥では 110 ~ 150 トン, 湾央では 200 トン前後の水準を維持していると推定された。資源尾数同様, 湾奥の放流魚資源重量の減少が顕著である。

放流魚添加効率及び天然魚再生産成功率

放流魚の 1 歳魚資源尾数は, 湾奥では 1990 年の 105 千尾から 2002 年には 3.5 千尾となり, 近年減少傾向を示している。特に 1994 ~ 1995 年にかけて急激に減少し, その後は漸減傾向である (図 1 1)。近年放流尾数も減少しているが, 放流尾数の減少の度合いより翌年 1 歳魚資源尾数の減少の度合いの方が大きく, 両者の比である添加効率は 1993 年放流群以降大きく減少し, 1990 ~ 1992 年放流群の 0.187 ~ 0.224 から, 2001 年放流群では 0.018 と 1 / 10 以下にまで低下している (図 1 2)。湾央においては, 放流魚の添加効率は 1996 ~ 1997 年に一時的に増加したが, 長期的にみると湾奥同様減少傾向であり, 1990 年放流群の 0.016 から 2001 年放流群では 0.007 となっている (図 1 6)。放流 1 歳魚資源尾数及び放流魚添加効率の減少傾向は, 特に湾奥で顕著である。

天然魚の 1 歳魚資源尾数は, 湾奥では 1996 ~ 1998 年に増加し (図 1 3), 1997 年には 124 千尾となった。再生産成功率は 1996 年に大きく増加し, 0.64 となっている。さらに 2001 年にも再生産成功率は増加し, 0.56 となっている (図 1 4)。近年産卵親魚量は減少傾向を示しており, 1990 年の 283 トンから 2002 年には 78 トンとなっている (図 1 3)。湾央においては天然魚の 1 歳魚資源尾数も湾奥同様 1997 ~ 1998 年に増加し (図 1 7), 再生産成功率も 1996 ~ 1997 年に増加し, 1996 年には 0.43 となっている (図 1 8)。湾央においても近年産卵親魚量は減少傾向となっている (図 1 7)。産卵親魚量の減少傾向も, 特に湾奥で顕著であった。

4-3 考察

天然魚は, 湾奥・湾央ともに 1996 ~ 1998 年に 1 歳魚, 1997 ~ 1999 年に 2 歳魚資源が増加している (図 9)。1 歳魚資源の増加は両海域とも 1997 年が最も顕著であることから, 1996 年に両海域で卓越年級群が発生したことが示唆される。また湾奥で 1996 年, 湾央では 1996・1997 年に再生産成功率が

増加している (図 1 4, 図 1 8) ことから, 両海域における卓越年級群の発生が示唆される。しかし, それに続く 1998 ~ 2000 年における 3 歳魚の資源尾数はわずかしこ増加していない。年齢別の漁獲係数 F の推移をみると, 1997 ~ 1999 年における 1 ~ 2 歳魚の F が急激に上昇しており, この卓越年級群は 1 ~ 2 歳魚のうちにほとんど漁獲されてしまったと推察される (図 1 9)。なお, 卓越年級群が発生したことにより湾内の環境収容力を越え, 成長に伴って湾外へ逸散した可能性については, 鹿児島湾外の周辺海域 (佐多~南薩海域及び志布志湾海域) において 1997 ~ 2000 年に顕著な 1 ~ 3 歳魚の漁獲は確認されていないことから (穴道 1999, 2000, 2001, 2002), その可能性は低いと考えられる。また, 湾奥域では 2001 年にも再生産成功率が増加しており (図 1 4), 近年産卵親魚量が減少しているため加入尾数は 1996 年発生群に及ばないものの, 2002 年にまとまった量が加入している (図 1 3)。さらに, 漁業関係者からの最新の聞き取り情報では, 2004 年天然発生群が桜島周辺で特に遊漁者の間で相当量釣獲されているとのことであり, 2004 年も卓越年級群が発生した可能性がある。2004 年 12 月の時点では漁業者はまだ漁獲可能なサイズ (TL15cm) ではないことから漁獲を控えており, 市場調査においてはまだ漁獲の動向を把握することはできないが, 2005 年 1 月以降は漁獲加入してくることから, 今後の動向を注視する必要がある。また近年, 再生産成功率がよい年とよくない年がみられることから, なぜそのような年変動が生じているのか, 海況変動等との関係について, 今後検討していく必要がある。

放流魚は, 湾奥・湾央ともに近年添加効率が低下してきている (図 1 2, 図 1 6)。これは第 3 章でみたように, 1994 ~ 1995 年のイリドウイルス症の感染の可能性, 1996 年からの放流海域拡大に伴う種苗生産・放流技術の低下の可能性, 1999 年からの放流サイズの小型化, 2000 年からの海面生簀での中間育成の中止など, 種苗生産から放流に至る過程における技術的な問題がそれぞれ影響していると推察される。さらに, かつては放流後も給餌を行い, 放流種苗の環境馴化への手助けをしていた地区もあったが, 昨今の景気低迷の状況下ではそのような手間暇をかける余裕はなくなり, 現在では放流後の管理を行っているところはなく, このことも, 放流魚添加効率低下の一因となっている可能性がある。

湾奥・湾央ともに, 放流魚の F は天然魚の F よ

り大きくなっている。それぞれの各年齢の F の、1990 年から 2002 年の平均値の差の検定を海域別に行ったら、湾奥では全ての年齢で、湾中央では 2 ～ 5 歳において有意差が認められた ($p < 0.01$, 湾奥の 6 歳のみ $p < 0.05$)。すなわち、放流魚は天然

魚より漁獲されやすい可能性が考えられる。ただし、本解析では、 M は天然魚、放流魚によらず、また年齢によらず 2.5 / 寿命で一定であると仮定した。そのため、放流魚が天然魚より M が大きい可能性も考えられる。これらについては、今後詳細な検証

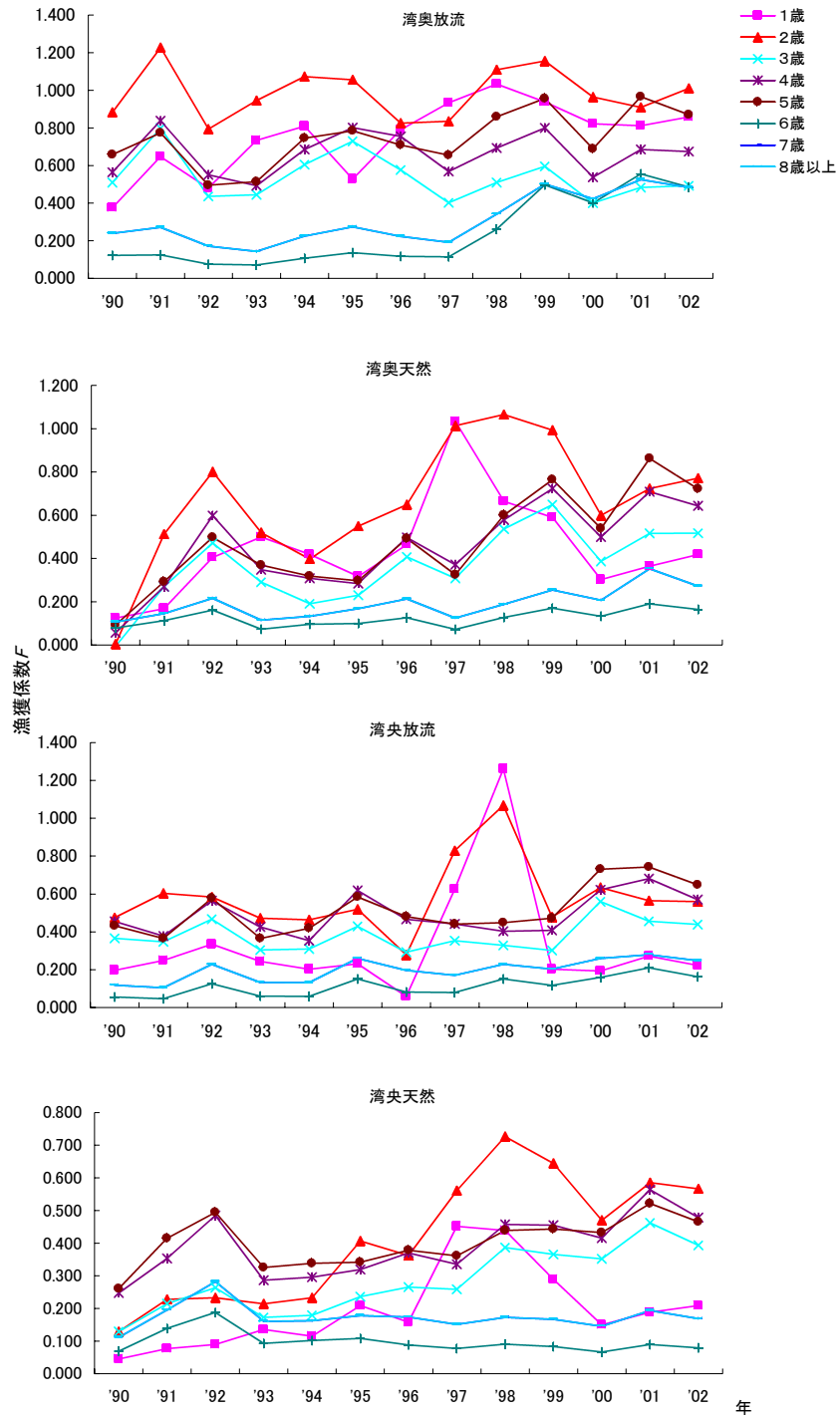


図19 鹿児島湾における海域別、天然魚・放流魚別、年齢別マダイの漁獲係数 F の推移

表7 鹿児島湾における天然魚・放流魚別, 年齢別マダイ資源尾数の推定結果(上段:一括解析, 下段:海域別解析の合計)

湾全体放流 (尾)												
年齢	年											
	'90	'91	'92	'93	'94	'95	'96	'97	'98	'99	'00	'01
1歳	114,200	112,453	105,339	105,805	67,191	33,606	31,825	34,684	29,926	17,598	9,407	6,716
2歳	67,467	72,689	55,883	60,200	48,249	28,995	18,821	15,720	13,897	8,851	7,968	4,648
3歳	28,463	26,680	20,970	23,664	22,524	16,288	10,006	8,358	6,176	4,179	3,363	3,167
4歳	15,979	15,902	11,815	12,289	14,120	11,759	7,551	5,439	5,127	3,565	2,368	1,872
5歳	7,516	8,410	6,796	6,184	6,911	6,888	4,966	3,426	2,872	2,499	1,673	1,171
6歳	4,096	3,682	3,795	3,712	3,475	3,173	2,984	2,331	1,687	1,229	1,003	715
7歳	3,079	3,345	3,007	3,173	3,160	2,877	2,514	2,437	1,908	1,211	779	665
8歳以上	12,212	11,227	10,489	10,222	10,600	10,213	9,080	8,490	8,254	6,741	4,750	3,439
合計	253,012	254,389	218,094	225,249	176,231	113,797	87,747	80,885	69,846	45,873	31,312	22,392

湾全体天然 (尾)												
年齢	年											
	'90	'91	'92	'93	'94	'95	'96	'97	'98	'99	'00	'01
1歳	44,171	42,632	43,872	51,130	65,519	70,784	119,604	197,307	125,754	77,619	58,632	68,246
2歳	28,328	36,826	34,222	31,135	33,882	45,609	49,427	77,593	82,410	66,254	46,459	43,048
3歳	22,213	23,880	23,084	18,917	20,052	22,719	25,848	27,291	32,046	30,845	27,283	25,001
4歳	15,312	18,702	17,152	14,689	13,854	15,183	16,350	16,953	18,708	18,495	17,316	17,117
5歳	10,353	11,653	12,370	9,182	9,769	9,337	10,160	9,716	10,808	10,131	9,531	9,916
6歳	7,946	7,732	7,350	6,851	5,930	6,373	6,133	6,027	6,205	5,884	5,148	5,321
7歳	6,031	6,742	6,192	5,610	5,733	4,887	5,223	5,041	5,087	5,077	4,768	4,275
8歳以上	37,674	35,674	32,418	27,234	25,970	24,841	22,722	20,986	20,571	19,484	18,200	17,583
合計	172,029	183,842	176,660	164,748	180,709	199,733	255,466	360,914	301,590	233,789	187,338	190,506

湾全体放流 (尾)												
年齢	年											
	'90	'91	'92	'93	'94	'95	'96	'97	'98	'99	'00	'01
1歳	114,227	112,504	105,403	105,963	67,319	33,749	31,942	34,814	30,016	17,717	9,486	6,816
2歳	67,497	72,714	55,930	60,259	48,393	29,111	18,951	15,826	14,016	8,933	8,076	4,721
3歳	28,465	26,707	20,992	23,706	22,578	16,419	10,112	8,477	6,273	4,287	3,438	3,265
4歳	15,999	15,904	11,840	12,310	14,158	11,808	7,671	5,536	5,235	3,654	2,466	1,940
5歳	7,547	8,429	6,797	6,207	6,930	6,923	5,011	3,535	2,960	2,597	1,754	1,260
6歳	4,099	3,711	3,812	3,714	3,496	3,190	3,016	2,371	1,787	1,310	1,094	788
7歳	3,128	3,348	3,033	3,188	3,161	2,896	2,529	2,467	1,945	1,302	852	747
8歳以上	12,206	11,266	10,527	10,280	10,668	10,275	9,155	8,572	8,355	6,867	4,948	3,686
合計	253,169	254,583	218,335	225,627	176,703	114,371	88,387	81,598	70,586	46,666	32,114	23,224

湾全体天然 (尾)												
年齢	年											
	'90	'91	'92	'93	'94	'95	'96	'97	'98	'99	'00	'01
1歳	44,343	42,715	44,082	51,423	65,934	71,356	120,138	198,209	126,450	78,290	59,248	67,816
2歳	28,403	36,982	34,298	31,326	34,149	45,987	49,949	78,080	83,232	66,888	47,071	43,610
3歳	22,263	23,948	23,226	18,986	20,226	22,963	26,192	27,767	32,490	31,595	27,861	25,558
4歳	15,347	18,748	17,214	14,819	13,917	15,341	16,572	17,267	19,141	18,900	18,000	17,644
5歳	10,385	11,684	12,412	9,239	9,888	9,394	10,305	9,918	11,095	10,526	9,900	10,539
6歳	7,864	7,761	7,379	6,889	5,981	6,482	6,186	6,159	6,390	6,145	5,509	5,658
7歳	6,060	6,667	6,219	5,636	5,767	4,934	5,321	5,089	5,208	5,245	5,006	4,603
8歳以上	38,130	36,116	32,752	27,564	26,294	25,168	23,062	21,386	20,979	19,966	18,792	18,340
合計	172,794	184,622	177,581	165,881	182,156	201,625	257,724	363,875	304,985	237,554	191,387	193,767

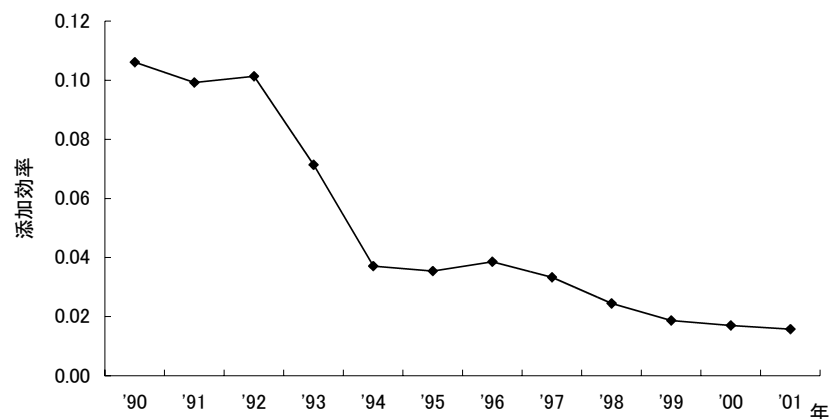


図20 鹿児島湾におけるマダイ放流魚の添加効率

を行っていく必要がある。

鹿児島湾における鼻孔隔皮欠損マダイの混獲率は湾央より湾奥で高く（表3）、天然魚と放流魚の資源尾数の割合も両海域では異なっていると考えられる。従って、天然資源と栽培資源を含めた包括的な資源管理を進めるためには、海域別に天然魚・放流魚別の資源状態を把握することが必要であると考えられ、これまで上述のとおり検討してきた。しかし、本解析における海域区分は、第3章でも述べたとおり、漁業者の所属漁協によって便宜上区分されたものであり、実際の操業海域に基づくものではない。つまり、湾奥の漁協に所属する漁業者が湾央域で操業する場合もあり得るし、その逆もあり得る。従って、海域別に資源状態を正確に把握するには、今回使用したデータでは不十分である可能性がある。また、それぞれの海域で資源が完全には分離していないとすると、海域を分けて解析した結果は近似的なものとなる。そこで、鹿児島湾全体における天然魚、放流魚別年齢別マダイ資源尾数について、海域別に推定した結果を合計したものと、鹿児島湾全体の天然魚、放流魚別年齢別マダイ漁獲尾数を用いて一括して解析した結果を比較すると、両者はほぼ同じ値となった（表7）。また、図16では湾央放流魚の添加効率が1996・1997年に一時的に上昇していることが示されたが、湾全体で解析した結果を元に放流魚の再生産成功率の推移をみると、同年の添加効率の上昇はみられなくなった（図20）。さらに、例年では2歳魚主体に漁獲される湾央域において、1997・1998年における湾央放流1歳魚の漁獲係数 F が急激に上昇しており（図19）、同年の鼻孔隔皮欠損マダイの混獲率も湾奥では1996年より低下しているのに対し、湾央は増加し、湾奥の混獲率の値に近づいている（表3）。これらのことから、1997・1998年は湾央の漁協に所属する漁業者の一部が湾奥に漁場をシフトさせ、湾奥主体に操業した可能性が考えられる。この仮説が正しいとすると、前述のとおり1996年に両海域で発生したと考えられた卓越年級群は、湾奥のみで発生した可能性が考えられる。つまり、1996年に湾奥において卓越年級群が発生し、1997・1998年には湾央の漁協に所属する漁業者もこの卓越年級群を求めて一部湾奥に移動し、湾奥において1歳魚主体の操業を行ったことから、放流魚も同時に漁獲され混獲率も湾奥の値に近くなったと考えられる。市場調査における年齢別調査尾数の推移からも、1996年には湾奥においての

み0歳魚の調査尾数が急増していることが確認されており（宍道2001）、1996年の卓越年級群は湾奥で発生したと判断するのが妥当であると考えられる。以上のように、海域別に資源量を推定した結果を合計したものと湾全体で一括して推定した結果はほとんど変わらないが、海域別に資源状態をモニタリングすることにより、一括解析では把握しきれない資源動向や漁業実態を推察することが可能になると考えられる。従って、今後は湾全体と海域別の双方の観点から資源状態を総合的にモニタリングしていくことが重要であるとする。また、海域別により詳細な検討を行うためには、標本船調査や聞き取り調査などにより、実際の操業場所に関する情報の収集に努める必要がある。

天然魚は、上述のとおり年によって卓越年級群の発生が認められるものの、それによる一時的な資源量の増加を除くと、湾奥・湾央ともに長期的には資源尾数・資源重量・1歳魚資源尾数ともに一定の水準を維持しているといえる（図9、10、13、17）。加えて、近年産卵親魚重量は湾奥・湾央ともに減少傾向であることから、鹿児島湾においては、産卵親魚量の変動に比べ、毎年の加入尾数の変動は大きくないと考えられる。第2章においても、1973年以降 C_w は平均93.5トンで100トン前後の水準を維持していることが確認された。このように、天然魚の加入が制限される要因としては、浅海域が少ない鹿児島湾の海底形状が関係している可能性が考えられる。すなわち、元々鹿児島湾は浅海域が限られているうえに、高度経済成長期に鹿児島市沿岸などにおいて大規模な埋め立てが行われ（表8）（岩切1978、徳留1993）、限られた浅海域がさらに少なくなったことにより、幼魚期には浅海域を主生息場とする天然マダイの加入が制限されている可能性である。

鹿児島湾におけるマダイの漁獲量と主な埋立地ののべ埋立面積の推移をみると、 C_w は1970年から1976年にかけて大きく減少し、その後は大きく変動していないが、逆に埋立面積は1970年から増加し、1978年には主な埋め立てはほぼ完了している（図21）。さらに、のべ埋立面積と C_w の相関関係をみると（図22）、両者の間には有意な負の相関が見られた。すなわち、埋立面積の増加に伴い C_w が減少する関係がみられた。以上のことから、鹿児島湾においては、埋め立てによる浅海域の喪失により、天然魚の加入が制限されている可能性が考えら

表8 鹿児島湾における主な埋め立て地

場 所	着工年	完成年	面積(m ²)
4号用地(金属団地)	1963	1965	250,000
東開町工業用地(木材団地)	1965	1966	650,000
2号用地	1968	1971	2,662,000
与次郎ヶ浜	1966	1972	1,090,000
3号用地	1970	1972	539,200
日石喜入基地	1967	1974	2,059,130
1号用地B	1972	1977	2,050,000
1号用地A	1974	1979	2,250,000
祇園之洲	1972	1987	84,100
垂水港(宅地)	1995	1997	161,529
垂水港(港)	1997	2003	59,675

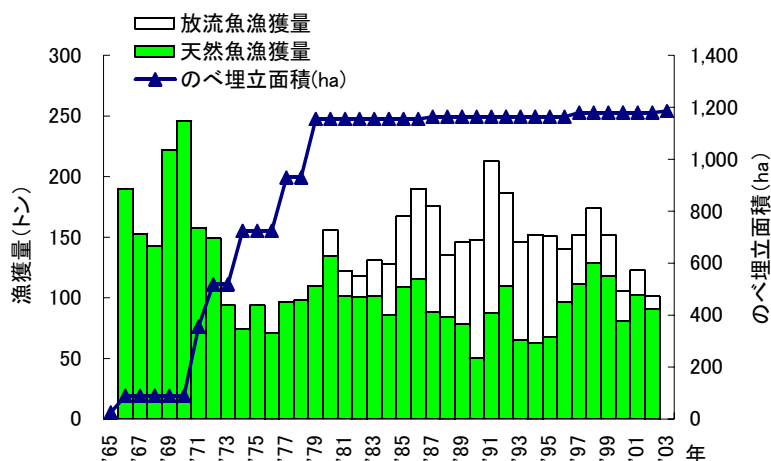


図21 鹿児島湾におけるマダいの漁獲量
と主な埋め立て地ののべ埋立面積

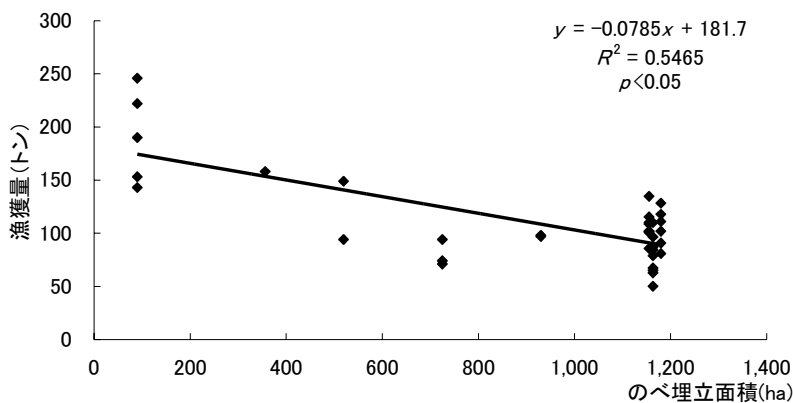


図22 鹿児島湾における主な埋め立て地の
のべ埋立面積と天然魚漁獲量の関係

れる。また、放流尾数の増加に伴って 1976 年以降マダいの漁獲量が回復し、高い水準で維持することができたことから、埋め立てによる浅海域の喪失を種苗生産施設が肩代わりすることによって資源量を増加させることができたものと考えられる。大正時代から高度経済成長期にかけての鹿児島市沿岸の海岸線の変遷と現在の鹿児島湾の人工衛星画像を図

2 3-1~4 に示す。鹿児島湾においては、マダイ幼魚の重要な成育場であるアマモ場（高間 1986, 工藤ら 1996）が、1978 年の 179ha から 1999 年には 22.9ha に減少しているとの報告がある（図 2 4）（環境省生物多様性センター）。鹿児島県水産技術開発センターによる最近の研究では、2004 年にアマモ場が 73.3ha まで回復していることが確認され



図 23 - 1 鹿児島市周辺の海岸線（大正 9 年頃）

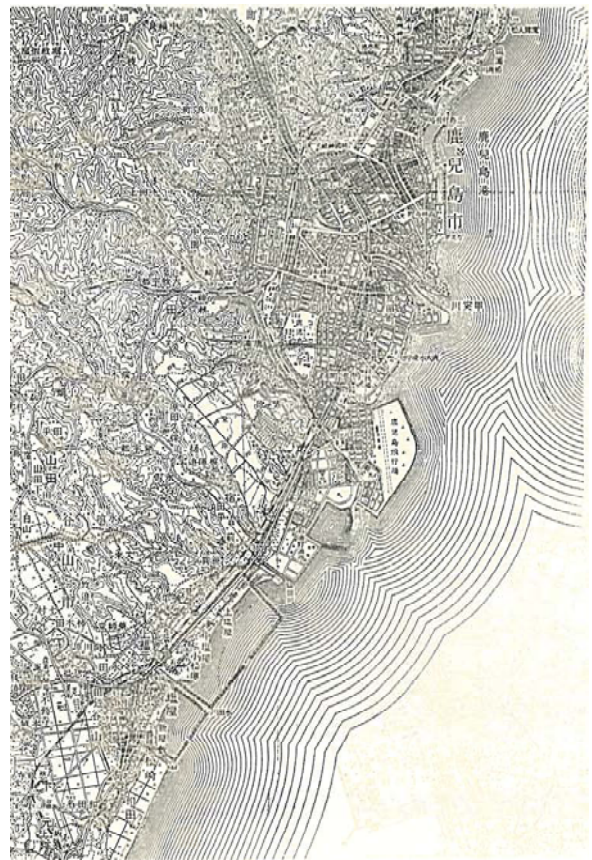


図 23 - 2 鹿児島市周辺の海岸線（昭和 30 年頃）



図 23 - 3 鹿児島市周辺の海岸線（昭和 52 年頃）

※図 22 - 1 ～ 3 は岩切（1978）より引用



図 23 - 4 現在の鹿児島湾

（宇宙航空研究開発機構 2000 年撮影による）

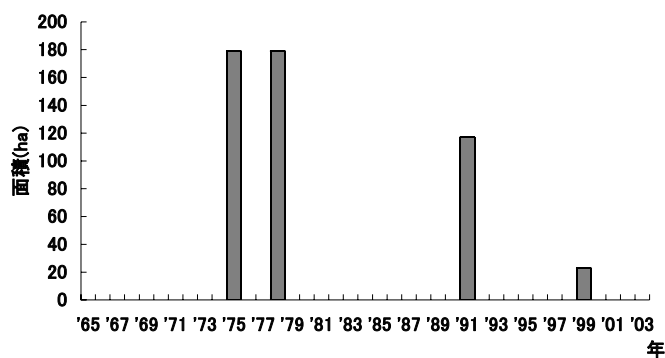


図24 鹿児島湾内のアマモ場面積の推移(環境省調べ)

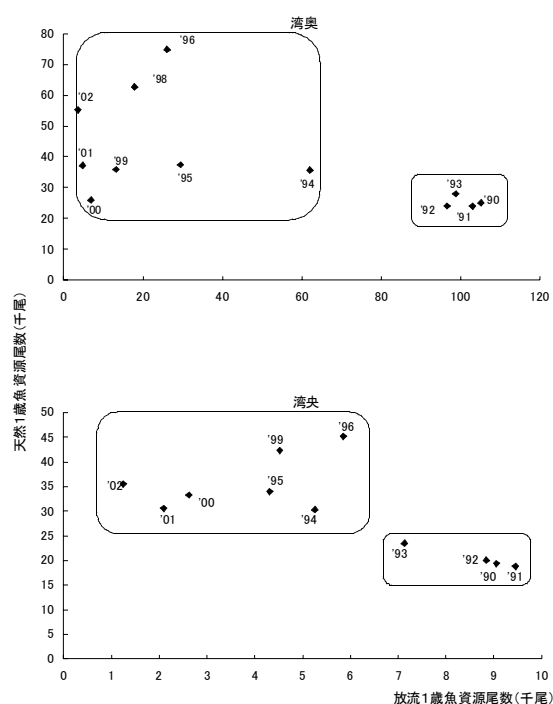


図25 鹿児島湾におけるマダイ放流魚と天然魚の1歳魚資源尾数の関係

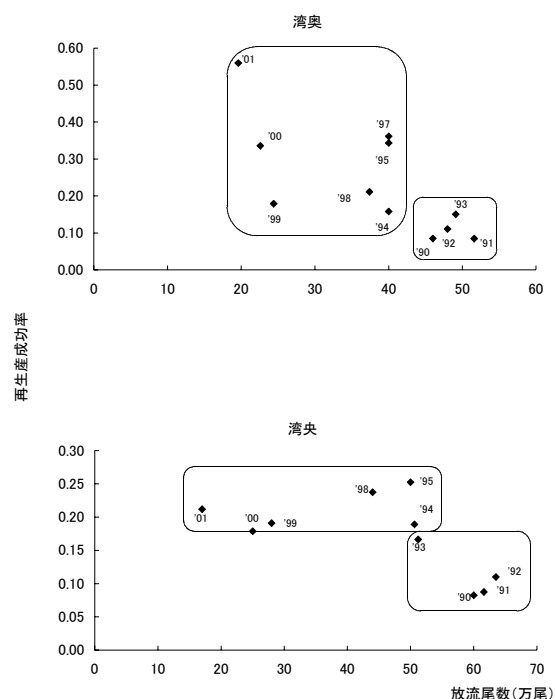


図26 鹿児島湾におけるマダイの放流尾数と天然魚の再生産成功率の関係

ているものの、回復のメカニズムについてはまだ解明されていない。このような状況下では、種苗生産施設は今後も引き続き重要な役割を果たすであろう。

資源量の推定結果から、卓越年級群発生年の翌年(湾奥:1997年,湾中央:1997・1998年)を除いて、放流魚と天然魚の1歳魚資源尾数の関係をみると(図25),放流魚の1歳魚資源尾数がある水準を超えると天然魚の1歳魚資源尾数が低下する傾向が見られた。また、放流尾数と天然魚の再生産成功率

の関係をみると(図26),放流尾数がある水準を超えると天然魚の再生産成功率が低下する傾向が見られた。これらのことから、鹿児島湾においては放流魚による天然魚の置き換えが生じている可能性が示唆される。特に1990～1993年の4年間は湾奥・湾中央ともに放流魚の加入が多く、これらは、湾奥・湾中央併せて100万尾以上の人工種苗が放流され、第3章でも高い放流効果が示された1989～1992年放流群によるものである。これに対する具体的な対策については、第6章において詳しく検討する。

第5章 種苗放流の遺伝的影響評価

栽培漁業における放流効果の評価事例が蓄積される一方で、種苗放流に伴うリスクとして、天然資源の遺伝的多様性への影響が懸念されており、遺伝的多様性にも配慮した責任ある栽培漁業の推進が求められている。本章では、1974 年以来 30 年にわたって 100 万尾規模の人工種苗放流を行い、高い放流効果を上げてきた鹿児島湾のマダイ栽培漁業について、種苗放流が天然マダイ資源に与える遺伝的影響評価の一環として、本湾産天然マダイの遺伝的多様性の現状を把握し、他県産マダイや他魚種における研究事例と比較する。

5-1 材料及び方法

DNA分析

2002 ～ 2004 年に、鹿児島県周辺海域から天然魚として鹿児島湾奥・湾央・東シナ海・志布志湾の 4 サンプル、放流魚として鹿児島湾 1 サンプルの、計 5 サンプル、延べ 410 尾の当歳から 3 歳のマダイを採集した（図 27）。天然魚・放流魚の判別は鼻孔隔皮欠損の有無によった。標本からの DNA 抽出及び DNA 分析方法は Coimbra *et al.* (2003) を参照し、以下のとおり行った。各個体の胸鰭または肝臓から

フェノール・クロロホルム法により DNA を抽出し、 $0.01 \mu\text{g} / \mu\text{l}$ となるよう濃度を調整した後、RI ($\gamma\text{-}^{32}\text{P}$: アマシヤム, AH9968) 標識を施した 3 種類のマイクロサテライト DNA マーカー *Pma1*, *Pma3*, *Pma5* (Takagi *et al.* 1997) を用い、PCR 法により観察領域を増幅した。これらマーカーには、それぞれ至適な PCR 条件が報告されているが、実験に使用する機器類など、実験条件が異なると安定した解析結果が得られない場合があることから、これらマーカーを用いて安定的に解析結果を得るための PCR 条件を検討した。用いた PCR 機種は MJ research, INC. 製、PTC-100、検討項目は、*Taq* DNA ポリメラーゼ、アニーリング温度、 Mg^{2+} 濃度の 3 点である。用いた *Taq* DNA ポリメラーゼは r (Takara, R001AM) と Ex (Takara, RR01AM) の 2 種類である。検討の結果、表 9 のとおり各マーカーの至適 PCR 条件を設定することができ、これにより安定的に解析結果を得ることができた。

得られた PCR 産物を 6 %変性ポリアクリルアミドゲル電気泳動法により電気泳動を行ったあと、ゲルを濾紙（ワットマン, 3030-909）に貼り付けて乾燥させ、Imaging plate (IP) とゲルを密着させて一晩感光し、BAS（富士フイルム）を用いて PCR 産物からのシグナルを検出した。

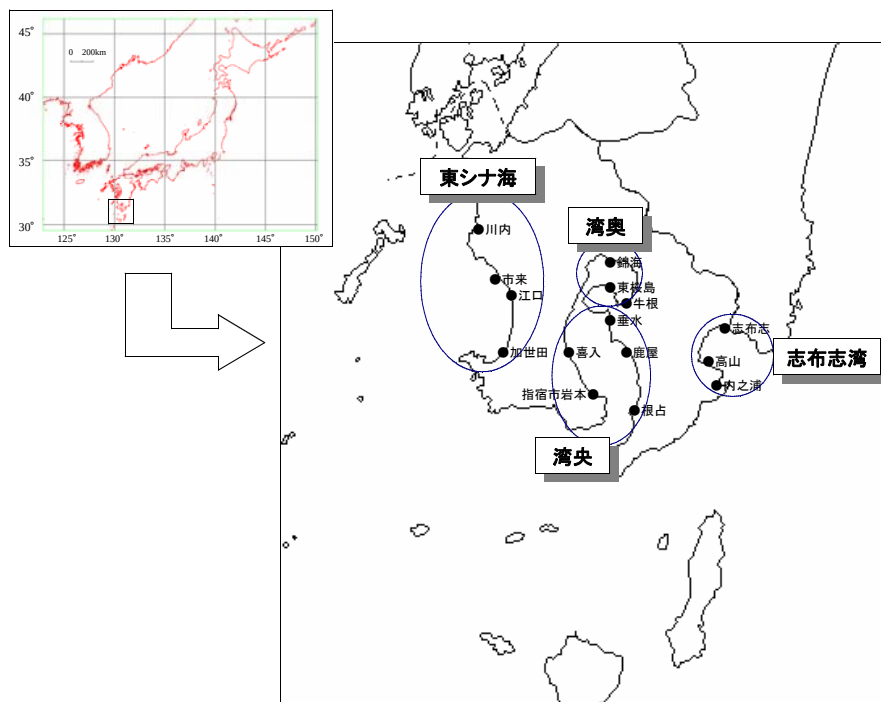


図27 DNA分析に用いたマダイ標本のサンプリング海域及び地点

表9 実験に使用したMS-DNAマーカーの至適PCR条件検討結果

マーカー	Taq	アニーリング温度	Mg ²⁺ 濃度(mM)
<i>Pma1</i>	r	51	1.5
<i>Pma3</i>	r	51	1.5
<i>Pma5</i>	Ex	58	2.0

各対立遺伝子（以下アリルという）のサイズは PCR 産物と同時に泳動したサイズマーカー（M13/mp18）と対比させて決定した。なお、各アリルのサイズの決定にあたっては、一度ランダムに泳動したあと、サンプルをサイズの大きい順、あるいは小さい順に並べ替えて再度泳動したり、別のいくつかのゲルによる泳動結果で同じようなサイズと判断されたサンプルを1枚のゲルに隣り合わせにして再度泳動するなどして、全てのサンプルで1塩基の読み違いも生じさせぬよう、慎重を期した。

データ解析

上記で得られたデータからサンプル群ごとに平均アリル数、平均ヘテロ接合体率を求めた。各遺伝子座におけるヘテロ接合体率の期待値、Hardy-Weinberg (HW) 平衡の検定、及び Pairwise F_{ST} 値、 R_{ST} 値の計算には解析ソフトウェア ARLEQUIN 2.0 (Schneider *et al.* 2000)、遺伝子頻度均一性検定は GENEPOP 3.1 (Raymond and Rousset 1995) を用いた。各サンプル群の遺伝子頻度から、サンプル群間の Nei の遺伝的距離 (Nei 1972) を求め、ソフトウェア PHYLIP3.6 (Felsenstein 2002) を用いて UPGMA 法によりデンドログラムを作成した。サンプル群ごとの個体間近縁度 (R_w) を推定するため、Queller and Goodnight (1989) の方法を用いて計算を行った。サンプル群ごとの近交係数 (F_{IS}) を Nei (1987) により求めた。なお、Pairwise F_{ST} 値、 R_{ST} 値の解析及び遺伝子頻度均一性検定においては、各サンプル群間の多重比較を行うことから、Bonferroni 補正を行って有意水準を調整した。

3-2 結果

平均アリル数及び平均ヘテロ接合体率

サンプル群別遺伝子座別アリル頻度を表 10、アリル数、ヘテロ接合体率観察値 (H_o)、及び期待値 (H_e) を表 11 に示す。遺伝子座別アリル数は、湾内放流の *Pma1* における 8 から東シナ海の *Pma3*

における 34、平均アリル数は湾内放流の 14.0 から志布志湾の 28.7 であった。*Ho* は湾内放流の *Pma1* における 0.643 から湾奥の *Pma5* における 0.971、平均ヘテロ接合体率は湾内放流の 0.810 から湾奥の 0.897 であった (表 11)。湾内放流は個体数が 42 個体と他のサンプル群より少なく、いずれの遺伝子座においてもアリル数が他よりやや少ないが、平均ヘテロ接合体率は 0.810 と高い値を示した。

Hardy-Weinberg (HW) 平衡の検定

いずれのサンプル群においても HW 平衡が成り立っていた。湾内放流も HW 平衡であった。また全ての天然群をまとめて解析した結果においても HW 平衡であった (表 12)。

遺伝子頻度の均一性検定

4 つの天然群内において遺伝子頻度の均一性検定を行ったところ、2 つの遺伝子座 (*Pma3* & *Pma5*) で仮説が棄却された (表 13)。そこで、各サンプル群間で同様の検定を行ったところ、上記で仮説が棄却された遺伝子座において、一部の組み合わせを除き、湾奥と他の天然群との間で仮説が棄却された。また、湾内放流と湾奥は全ての遺伝子座で仮説が棄却されなかった (表 14)。

F_{ST} 及び R_{ST}

F_{ST} でみると、湾奥及び湾内放流は他と比べて遺伝的分化が認められたが、塩基配列の繰り返し回数の違いを考慮している R_{ST} でみると、いずれのサンプル群間においても遺伝的分化は認められなかった (表 15)。

遺伝的距離 (Nei's genetic distance)

各サンプル群間の遺伝的距離のデンドログラムは、志布志湾と東シナ海が近く、次いで湾奥が近く、湾奥と湾内放流は少し離れた位置にあることを示した (表 16、図 28)。

表10 鹿児島県産マダイのサンプル群別遺伝子座別アリル頻度

遺伝子座	アリル	志布志湾	東シナ海	湾央	湾奥	湾内放流	全体
<i>Pme1</i>	107	0.005	0.005	0.000	0.000	0.000	0.002
	111	0.005	0.010	0.000	0.000	0.000	0.004
	113	0.005	0.010	0.010	0.015	0.000	0.009
	115	0.465	0.485	0.565	0.463	0.500	0.498
	117	0.135	0.145	0.120	0.110	0.119	0.128
	119	0.055	0.060	0.065	0.037	0.000	0.050
	121	0.025	0.025	0.060	0.051	0.131	0.049
	123	0.005	0.005	0.000	0.000	0.000	0.002
	125	0.045	0.025	0.015	0.022	0.048	0.029
	127	0.020	0.010	0.010	0.007	0.000	0.011
	129	0.015	0.000	0.005	0.000	0.000	0.005
	131	0.030	0.015	0.015	0.088	0.085	0.039
	133	0.020	0.015	0.005	0.007	0.000	0.011
	135	0.030	0.020	0.035	0.103	0.060	0.044
	137	0.015	0.015	0.000	0.000	0.000	0.007
	139	0.015	0.045	0.015	0.015	0.000	0.021
	141	0.015	0.030	0.025	0.007	0.000	0.018
	143	0.015	0.005	0.025	0.015	0.000	0.013
	145	0.015	0.015	0.000	0.015	0.000	0.010
	147	0.010	0.010	0.005	0.000	0.000	0.006
	151	0.005	0.005	0.000	0.000	0.000	0.002
	153	0.015	0.020	0.005	0.015	0.000	0.012
	155	0.000	0.005	0.005	0.000	0.000	0.002
	159	0.000	0.000	0.005	0.000	0.012	0.002
	161	0.005	0.000	0.005	0.000	0.000	0.002
	163	0.005	0.005	0.005	0.007	0.000	0.005
	165	0.005	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001
	171	0.000	0.005	0.000	0.007	0.000	0.002
	173	0.005	0.005	0.000	0.000	0.000	0.002
	175	0.000	0.000	0.000	0.015	0.036	0.006
	177	0.005	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001
	179	0.010	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002
	183	0.000	0.005	0.000	0.000	0.000	0.001
<i>Pme3</i>	82	0.000	0.000	0.005	0.000	0.000	0.001
	84	0.005	0.000	0.005	0.000	0.000	0.002
	88	0.075	0.075	0.060	0.051	0.024	0.062
	90	0.090	0.080	0.135	0.037	0.024	0.083
	92	0.005	0.015	0.000	0.015	0.000	0.007
	94	0.045	0.030	0.020	0.044	0.000	0.030
	96	0.025	0.005	0.020	0.037	0.060	0.024
	98	0.050	0.050	0.115	0.096	0.143	0.083
	100	0.060	0.040	0.030	0.015	0.000	0.034
	102	0.040	0.020	0.015	0.096	0.119	0.046
	104	0.120	0.180	0.105	0.103	0.085	0.126
	106	0.040	0.050	0.015	0.029	0.012	0.032
	108	0.060	0.045	0.050	0.081	0.167	0.068
	110	0.025	0.040	0.070	0.022	0.012	0.038
	112	0.035	0.045	0.045	0.037	0.048	0.041
	114	0.015	0.045	0.030	0.022	0.012	0.027
	116	0.020	0.025	0.010	0.022	0.000	0.017
	118	0.075	0.070	0.045	0.037	0.024	0.055
	119	0.000	0.005	0.000	0.000	0.000	0.001
	120	0.050	0.025	0.055	0.059	0.071	0.049
	122	0.030	0.025	0.030	0.022	0.012	0.026
	123	0.000	0.000	0.005	0.000	0.000	0.001
	124	0.000	0.015	0.025	0.096	0.071	0.033
	126	0.015	0.010	0.015	0.015	0.024	0.015
	128	0.025	0.010	0.010	0.022	0.060	0.021
	130	0.005	0.010	0.010	0.000	0.000	0.006
	132	0.015	0.010	0.020	0.007	0.000	0.012
	134	0.025	0.010	0.030	0.000	0.000	0.016
	136	0.005	0.000	0.005	0.000	0.000	0.002
	138	0.005	0.005	0.005	0.007	0.000	0.005
	140	0.010	0.020	0.005	0.015	0.024	0.013
	142	0.005	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001
	144	0.005	0.010	0.005	0.000	0.000	0.005
	146	0.000	0.005	0.000	0.000	0.000	0.001
	148	0.000	0.005	0.000	0.000	0.000	0.001
	150	0.005	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001
	154	0.000	0.005	0.000	0.000	0.000	0.001
	158	0.005	0.000	0.000	0.007	0.000	0.002
	164	0.000	0.005	0.000	0.000	0.000	0.001
	168	0.000	0.005	0.000	0.000	0.000	0.001
	170	0.005	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001
	174	0.000	0.005	0.000	0.007	0.000	0.002
	176	0.005	0.000	0.005	0.000	0.000	0.002
<i>Pme5</i>	108	0.005	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001
	112	0.000	0.005	0.000	0.000	0.000	0.001
	114	0.005	0.005	0.000	0.000	0.000	0.002
	118	0.000	0.005	0.000	0.000	0.000	0.001
	120	0.030	0.020	0.010	0.022	0.048	0.023
	122	0.055	0.060	0.085	0.074	0.024	0.066
	124	0.045	0.020	0.020	0.022	0.036	0.028
	126	0.075	0.020	0.060	0.015	0.048	0.045
	128	0.230	0.205	0.215	0.206	0.167	0.210
	130	0.050	0.050	0.115	0.176	0.071	0.089
	132	0.145	0.155	0.130	0.132	0.226	0.150
	134	0.050	0.050	0.060	0.029	0.000	0.044
	136	0.055	0.060	0.040	0.037	0.036	0.048
	138	0.045	0.055	0.040	0.015	0.012	0.038
	140	0.040	0.040	0.030	0.022	0.000	0.030
	142	0.030	0.035	0.020	0.007	0.071	0.029
	144	0.025	0.055	0.020	0.029	0.048	0.034
	146	0.020	0.050	0.030	0.037	0.036	0.034
	148	0.000	0.035	0.055	0.088	0.048	0.041
	150	0.040	0.030	0.025	0.000	0.000	0.023
	152	0.010	0.015	0.010	0.074	0.107	0.032
	154	0.010	0.005	0.005	0.000	0.000	0.005
	156	0.010	0.005	0.000	0.007	0.000	0.005
	158	0.000	0.005	0.000	0.000	0.012	0.002
	160	0.005	0.000	0.005	0.000	0.000	0.002
	162	0.005	0.000	0.000	0.000	0.012	0.002
	164	0.005	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001
	166	0.005	0.010	0.000	0.000	0.000	0.004
	168	0.005	0.000	0.010	0.000	0.000	0.004
	174	0.000	0.005	0.000	0.000	0.000	0.001
	176	0.000	0.000	0.005	0.000	0.000	0.001
	178	0.000	0.000	0.000	0.007	0.000	0.001

表11 鹿児島県産マダイのサンプル群別遺伝子座別アレル数, ヘテロ接合体率観察値(H_o)及び期待値(H_e)

		遺伝子座			平均
		$Pma1$	$Pma3$	$Pma5$	
志布志湾($n=100$)	アレル数	28	33	25	28.7
	H_o	0.790	0.930	0.890	0.870
	H_e	0.759	0.948	0.903	0.870
	H_o/H_e	1.041	0.981	0.985	1.000
東シナ海($n=100$)	アレル数	26	34	25	28.3
	H_o	0.720	0.890	0.900	0.837
	H_e	0.737	0.938	0.913	0.863
	H_o/H_e	0.976	0.949	0.986	0.970
湾央($n=100$)	アレル数	20	31	21	24.0
	H_o	0.660	0.960	0.920	0.847
	H_e	0.658	0.938	0.902	0.833
	H_o/H_e	1.003	1.024	1.020	1.017
湾奥($n=68$)	アレル数	18	26	18	20.7
	H_o	0.809	0.912	0.971	0.897
	H_e	0.754	0.945	0.893	0.864
	H_o/H_e	1.072	0.965	1.086	1.038
湾内放流($n=42$)	アレル数	8	18	16	14.0
	H_o	0.643	0.857	0.929	0.810
	H_e	0.723	0.917	0.896	0.845
	H_o/H_e	0.889	0.935	1.036	0.958
平均	アレル数	20	28	21	23.1
	H_o	0.72	0.91	0.92	0.852
	H_e	0.73	0.94	0.90	0.855
	H_o/H_e	1.00	0.97	1.02	0.996

表12 HW検定における p 値

	$Pma1$	$Pma3$	$Pma5$
志布志湾	0.181	0.300	0.287
東シナ海	0.319	0.164	0.066
湾央	0.904	0.460	0.372
湾奥	0.821	0.309	0.863
湾内放流	0.058	0.324	0.134
全天然魚	0.132	0.075	0.090

表13 3遺伝子座における天然群内の遺伝子頻度均一性検定の p 値

$Pma1$	0.05148
$Pma3$	0.00330**
$Pma5$	0.00022**

** $p<0.01$

表14 3遺伝子座における5サンプル群間の遺伝子頻度均一性検定の p 値

($Pma1$)	志布志湾	東シナ海	湾央	湾奥
志布志湾	—			
東シナ海	0.95074	—		
湾央	0.26321	0.23595	—	
湾奥	0.15720	0.00937	0.02283	—
湾内放流	0.00657	0.00015**	0.00105*	0.31007
($Pma3$)	志布志湾	東シナ海	湾央	湾奥
志布志湾	—			
東シナ海	0.67648	—		
湾央	0.22382	0.11829	—	
湾奥	0.00704	0.00425*	0.00165*	—
湾内放流	0.00001**	0.00000**	0.00004**	0.74039
($Pma5$)	志布志湾	東シナ海	湾央	湾奥
志布志湾	—			
東シナ海	0.24372	—		
湾央	0.05823	0.18138	—	
湾奥	0.00000**	0.00193*	0.05087	—
湾内放流	0.00022**	0.00806	0.00004**	0.02320

* $p<0.005$, ** $p<0.001$

表15 鹿児島県産マダイサンプル群間の F_{ST} 値(対角線の上部)と R_{ST} 値(対角線の下部)

	志布志湾	東シナ海	湾央	湾奥	湾内放流
志布志湾	—	-0.00116	0.00284	0.00795**	0.01332**
東シナ海	-0.00147	—	0.00317	0.00852**	0.01570**
湾央	0.00441	0.00491	—	0.00669*	0.01483**
湾奥	-0.00395	-0.00530	0.00861	—	0.00329
湾内放流	-0.00099	-0.00783	0.00436	-0.00659	—

* $p<0.005$, ** $p<0.001$

表16 鹿児島県産マダイサンプル群間の遺伝的距離(Nei's genetic distance)

	志布志湾	東シナ海	湾央	湾奥	湾内放流
志布志湾					
東シナ海	0.024				
湾央	0.037	0.041			
湾奥	0.092	0.093	0.068		
湾内放流	0.127	0.140	0.122	0.070	

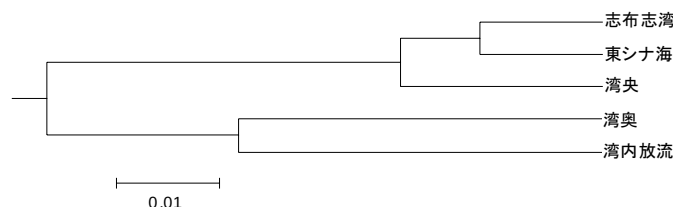


図28 鹿児島県産マダイサンプル群間の遺伝的距離に基づくUPGMA法によるデンドログラム

個体間近縁度

各サンプル群内の個体間近縁度を求め、近縁度階級別のヒストグラムを作成した。各群の個体間近縁度の平均値 (R) は-0.0138 ~ 0.0335 であった。湾央と湾内放流は R の値がそれぞれ 0.0308, 0.0335 となり、また 95 %信頼区間の下限値もそれぞれ 0.0249, 0.0185 と、0 以上の値となり、他と比べてやや大きな値を示したが、いずれのサンプル群も -0.1 ~ 0.0 の階級にモードがみられ、0.0 の近傍にデータが集中し、同様の分布を示した(図29, 表17)。

近交係数

各サンプル群の遺伝子座別 F_{IS} の平均値は-0.041 ~ 0.047 で、いずれも 0 の近傍に集中した。また、いずれのサンプル群も 95 %信頼区間内に 0 が含まれた(図30, 表18)。

3-3 考察

HW 検定の結果、全ての天然群をまとめて解析した結果においても HW 平衡であったことから、天然群は外海から湾奥まで全体として任意交配集団であることが分かった。

遺伝子頻度の均一性検定及び Pairwise F_{ST} 値の結果から、湾奥天然の遺伝子頻度は他の天然群と異なる傾向があること、また、湾奥天然の遺伝子頻度は湾内放流と似ている傾向があることが示された。表10に基づくサンプル群ごとの遺伝子座別アليل組

成の比較からも(図31)、志布志湾と東シナ海及び湾央は出現頻度の高いアليلに共通のものが比較的多くみられるが、湾奥及び湾内放流では頻出するアليلが他と異なっていることが伺える。しかし、塩基配列の繰り返し回数の違いを考慮している R_{ST} 値の結果では、いずれのサンプル群間においても遺伝的分化は認められなかった。サンプル群ごとの遺伝子座別アليلサイズの平均値の比較からも(図32)、アليلサイズの平均値及び分散はいずれの遺伝子座においてもサンプル群間の違いはほとんどみられないことが伺える。以上のことから、湾奥では、遺伝子頻度においては他の天然群と異なっており、種苗放流の影響が示唆されるが、アليلサイズの変異においては差は認められないことがわかった。

遺伝的距離に基づくデンドログラム(図28)は、湾奥と湾内放流が他と少し離れた位置にあることを示しており、各サンプル群の地理的位置関係、及び遺伝子頻度の均一性検定や F_{ST} の結果とよく一致した。

各サンプル群における個体間近縁度を求めた結果、湾央と湾内放流は R の値が他のサンプル群と比べてやや大きな値を示したが、いずれのサンプル群も同様の近縁度組成を示しており、際立った近縁度の上昇は認められなかった。

各サンプル群における遺伝子座別 F_{IS} の平均値を求めた結果、いずれのサンプル群においても際立った近交係数の上昇は認められなかった。

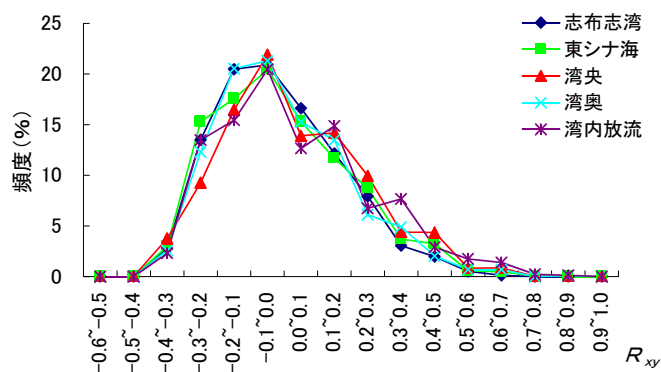


図29 鹿児島県産マダイサンプル群内の個体間近縁度(R_{xy})

表17 鹿児島県産マダイサンプル群内の個体間近縁度の平均値(R)と95%信頼区間

サンプル群	R	95%信頼区間
志布志湾	-0.0138	(-0.0189, -0.0086)
東シナ海	-0.0013	(-0.0069, 0.0044)
湾央	0.0308	(0.0249, 0.0366)
湾奥	0.0006	(-0.0075, 0.0086)
湾内放流	0.0335	(0.0185, 0.0485)

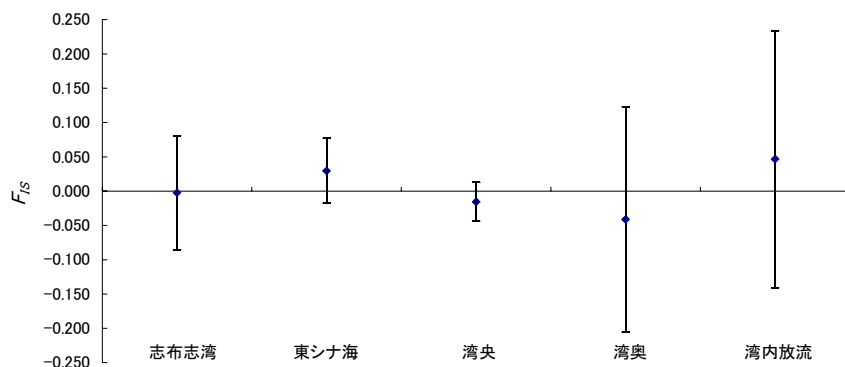


図30 鹿児島県産マダイサンプル群内の F_{IS} の平均値と95%信頼区間

表18 鹿児島県産マダイのサンプル群別遺伝子座別 F_{IS} 値及び平均値と95%信頼区間

	$Pma1$	$Pma3$	$Pma5$	平均	95%信頼区間
志布志湾	-0.041	0.019	0.015	-0.002	(-0.0852, 0.0807)
東シナ海	0.024	0.051	0.014	0.030	(-0.0177, 0.0769)
湾央	-0.003	-0.024	-0.020	-0.016	(-0.0440, 0.0127)
湾奥	-0.072	0.035	-0.086	-0.041	(-0.2058, 0.1233)
湾内放流	0.111	0.065	-0.036	0.047	(-0.1406, 0.2340)

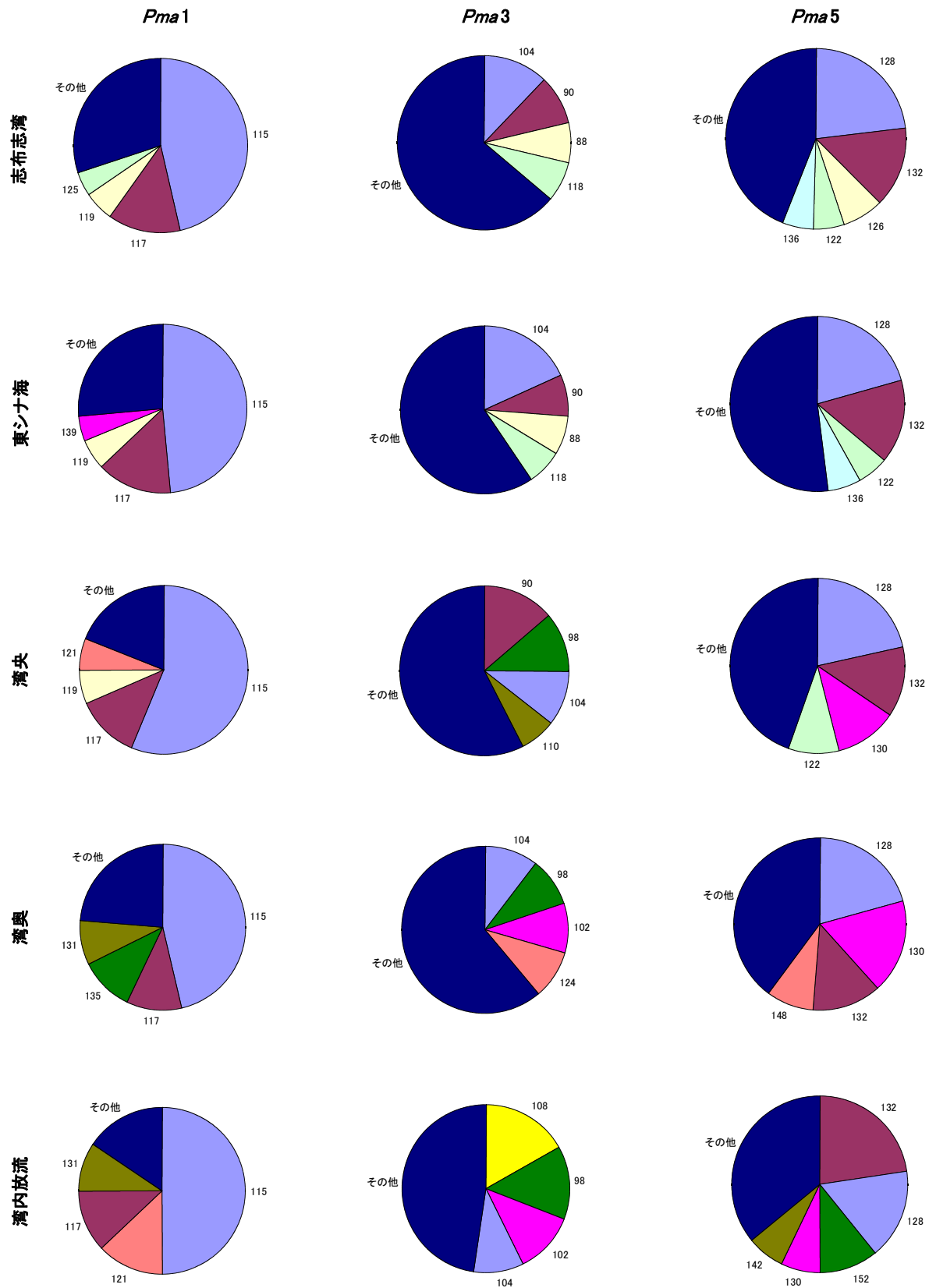


図31 鹿児島県産マダイのサンプル群別遺伝子座別アليل組成
※頻度の高いものを4種(同順位の場合は5種)表示した。数字はアليلサイズを示す。

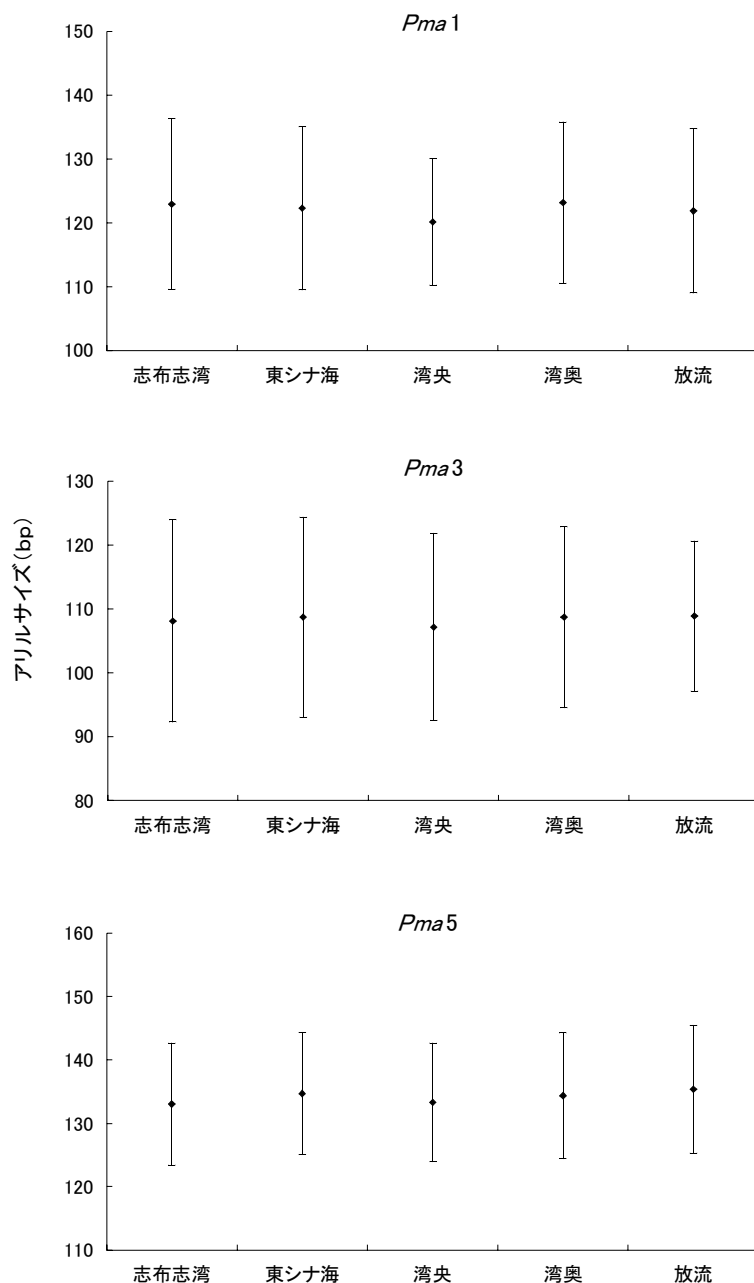


図32 鹿児島県産マダイのサンプル群別遺伝子座別アレルサイズの平均値
※バーは標準偏差を示す

本研究で得られた平均アレル数と平均ヘテロ接合体率の関係について、他県産マダイ及び他魚種におけるマイクロサテライト DNA 解析による遺伝的多様性評価事例 (Takagi *et al.* 1997, 谷口ら 1998, Nugroho and Taniguchi 1999, Perez-Enriquez *et al.* 1999, Perez-Enriquez and Taniguchi 1999, Aliah *et al.* 1999, Aliah and Taniguchi 1999, Ohara *et al.* 1999, Na-Nakorn *et al.* 1999, Takagi *et al.* 1999a, 1999b, 吉田ら 2000, Aliah *et al.* 2000, Ohara *et al.* 2000,

Nugroho *et al.* 2001, Perez-Enriquez *et al.* 2001, Nugroho *et al.* 2000, Barinova *et al.* 2002, 谷口ら 2002) と併せて散布図に表した (図 3 3)。図 3 3 では、過去の研究例における対象魚種を、①海産天然魚、②海産人工生産魚、③淡水天然魚、④淡水人工生産魚、⑤絶滅危惧種、の 5 つのカテゴリーに分類して表した。これにより既存の研究例と本湾産天然マダイを比較すると、湾奥・湾央ともに平均ヘテロ接合体率、平均アレル数のいずれも高い値を示して

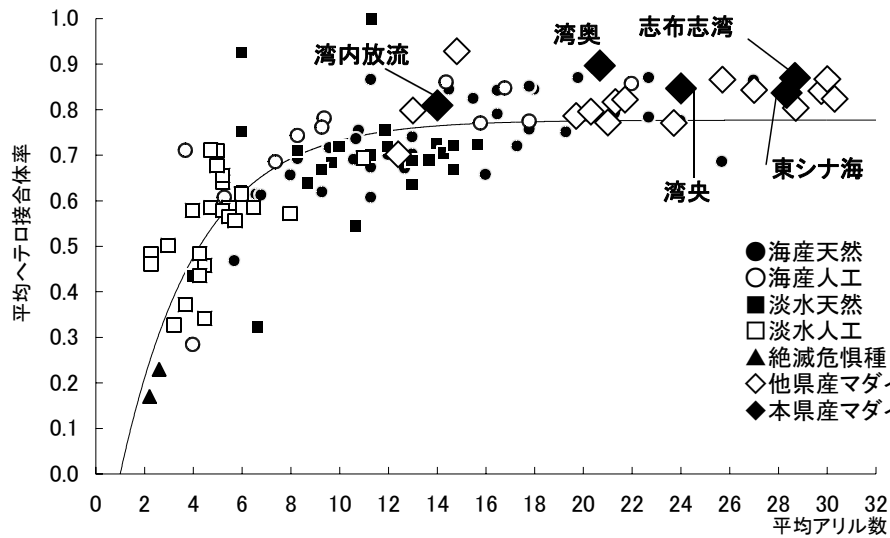


図33 マイクロサテライトDNA多型解析による遺伝的多様性評価事例にみる平均アレル数と平均ヘテロ接合体率の関係

おり、遺伝的多様性の低下は認められない。また湾内放流は、本研究ではサンプルサイズが 42 尾と他のサンプル群より小さく、平均ヘテロ接合体率、平均アレル数のいずれも他のサンプル群より低い値を示したが、他県産マダイ及び他の海産天然魚と比較しても十分高い値を示している。

以上のことから、湾奥では、遺伝子頻度においては種苗放流の影響が示唆されるが、天然群は外海から湾奥まで全体として任意交配集団であり、各群が湾奥から外海まで相互に交流しているため、遺伝的多様性は保たれていると考えられる。しかし、現状では多様性が保たれていても、遺伝的影響は長期間に及ぶと考えられ、今後も定期的な遺伝的多様性のモニタリングが必要である。また、継代飼育されたアユでは、上顎長、眼形など、外部形態の計量形質に変化が起こることが知られ、継代飼育によって遺伝的に選択がかかり、それが表現型に影響していると考えられている。さらに、奇形や非対称性のゆらぎが、交配による遺伝的変異性消失の指標となり得ると示唆されている（北田 2001）。従って、時間と経費がかかる遺伝的解析は比較的長期的の間隔でモニタリングすることとし、通常はサンプリングによる計量形質の計測を継続して、形態的特徴の変化をモニタリングすることが望ましいと考えられる。

また、既存の研究例との比較から、湾内放流群においても遺伝的多様性が保たれていると考えられる。マダイ放流種苗を生産している鹿児島県栽培漁業協会では約 130 尾の産卵親魚を飼育しており、毎年その約 1 割を鹿児島県周辺海域で採集された天然魚と入れ替えて、放流種苗の遺伝的多様性の維持に努めている。この取り組みがどの程度湾内放流群の遺伝的多様性の維持に寄与しているかを評価することは今のところできないが、遺伝的多様性にも配慮したこのような種苗生産現場における努力を、今後も継続していく必要がある。

なお、本研究では天然魚と放流魚の判別を鼻孔隔皮欠損の有無で行ったが、第 2 章でも述べたとおり放流魚の全てが鼻孔隔皮欠損ではない（表 1）ため、天然魚として扱ったサンプルの中に鼻孔が正常な放流魚が含まれていた可能性が考えられる。これを除外して解析を行うと今回とは異なる結果が得られた可能性があるが、本研究ではこれを除外することはできなかった。今後、このようなバイアスを取り除き、天然魚、放流魚別に厳密に集団遺伝学的解析を行うためには、放流種苗に全数標識を施すなど、天然魚と放流魚を完全に区別できるような体制の構築が望まれる。

第6章 放流及び資源管理計画の検討

第2章から第4章までの検討の結果, 鹿児島湾においてマダイ資源を維持し, 持続的利用を図るうえで, 人工種苗放流が有効に作用してきたことが示された。しかしまた同時に, 放流魚の添加効率は近年低下しており, 回収状況も悪化してきていること, さらに放流魚の加入があるレベルを超えると天然魚の加入が減少する傾向があることや放流尾数があるレベルを超えると天然魚の再生産成功率が減少する傾向があることが示された。種苗放流を継続的に展開していくためには, 放流種苗の回収率の向上を図り, 栽培漁業を経済的にも成功させると同時に, 天然魚の置き換えを生じさせないような方策を検討しなければならない。本章では, 鹿児島湾における種苗放流のあり方のうち, 技術的課題として, 適正放流尾数及び適正放流サイズについて検討し, さらに種々の条件で漁獲量予測を行い, 漁獲量を増大させるための方策を検討する。

6-1 材料及び方法

環境収容力と適正放流尾数

第2章で得られた1980～2002年における天然・放流別漁獲量(図4-1)を用い, 両者の関係から鹿児島湾におけるマダイの環境収容力と適正放流規模について推察した。さらに, 放流尾数と放流魚漁獲量の関係(図5)から, 適正放流尾数を推定した。

適正放流サイズの検討

①放流サイズと回収率の関係

過去の放流実績から放流年群ごとに平均全長(mm)を求め, イリドウィルス症の感染が疑われている1994・1995年を除く放流年群別の, “放流サイズ”と“放流後1歳時までの回収率(R_1)”及び“8歳以上までの累積回収率(以下生涯回収率(R)という)”の関係についてそれぞれ検討した。放流サイズと R の関係の検討にあたり, R が得られていない1995年以降の放流群については, 図7から, 放流後1歳時までの回収状況がわかると, その後どういう経過をたどるかが予測できると考えられたことから, 各放流年群の, “放流後1歳時までの回収率(R_1)”と“4歳時までの累積回収率(R_4)”の関係, 及び“ R_4 ”と“ R ”の関係について

検討したところ, R_1 と R_4 , R_4 と R はそれぞれ強い正の相関が認められたので(図34・35), これらの関係を用いて R_1 から R を推定した。

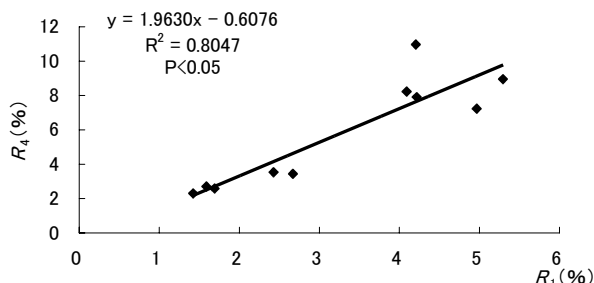


図34 鹿児島湾におけるマダイ放流魚の1歳魚までの回収率(R_1)と4歳魚までの回収率(R_4)の関係

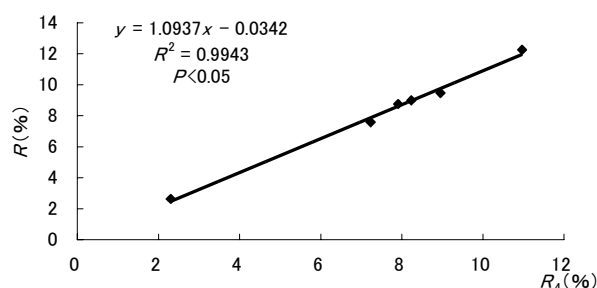


図35 鹿児島湾におけるマダイ放流魚の4歳魚までの回収率(R_4)と生涯回収率(R)の関係

②放流サイズと経済効率の関係

1989～1994年の放流年群については経済効率の推定が完了している(表4)のでその値を用いた。経済効率が未推定の1995年以降の放流年群については, R_1 が得られている1995～2001年放流群は R_1 から R を推定した。 R_1 が得られていない2002～2004年放流群は, ①で得られた放流サイズと R_1 の関係から R_1 を推定し, さらに R_1 から R を推定した。以上により得られた R を各年の放流尾数に乗じて各放流年群の推定回収尾数を求め, さらに回収魚平均重量(1989～1994放流群の“累積回収重量÷累積回収尾数”の平均値)である0.712kg/尾を乗じて各放流年群の推定回収重量を求め, これに平均単価を乗じて各放流年群の推定回収金額を求めた。各放流年群に対して乗じる平均単

価は、その放流年から8年後の年までの鹿児島市場における平均単価の平均値とした。これは回収魚が8歳まで年齢分解されており、放流後9年間で回収が完結すると見なしているからである。また、近年市場単価が減少傾向にあることから(図36)、今後もこのまま減少傾向が継続すると仮定した場合の平均単価を“悲観的観測”，現状(約1,200円/kg)のまま維持されると仮定した場合を“希望的観測”とし、2とおりの回収金額を推定した。これを各放流年群の放流経費で除し、各放流年群の推定経済効率とした。

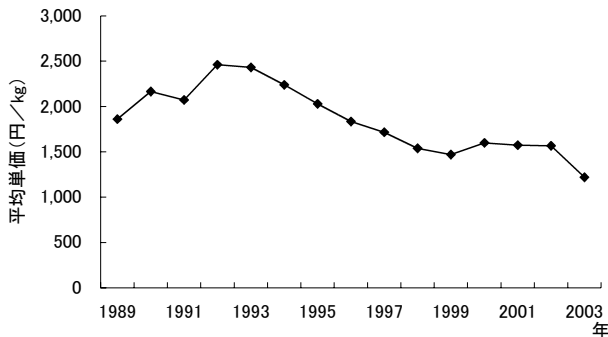


図36 鹿児島市場におけるマダイ平均単価の推移

③具体的な放流事業における放流サイズの検討

2004年の事業放流における放流サイズは平均全長66.5mmで396,000尾(22,000尾/箇所)の放流であったが、放流サイズを60mmから75mmまで変化させた場合、経済効率がどのように変化するかを推定した。放流サイズを変えた場合の放流可能尾数は、県栽培漁業協会の試算をもとに、「55mmで22,000尾/カ所生産できるとき、70mmでは15,800尾/カ所生産できる」と仮定し、60～75mmの間では放流サイズが大きくなるに従って放流可能尾数が直線的に減少すると仮定した。経済効率の推定方法は②の2002～2004年放流群の経済効率の推定方法に準じた。

漁獲量予測

加入量変動を考慮した以下のような資源動態モデルによる漁獲量予測を行った。

$$N_{i,j} = a + N(0,1)\sigma + Gk \quad (i=1)$$

$$N_{i,j} = N_{i-1,j-1} \cdot e^{-Z_{i-1,j-1}} \quad (i \geq 2)$$

$$C_{i,j} = N_{i,j} \frac{F_{i,j}}{Z_{i,j}} (1 - e^{-Z_{i,j}}) W_{i+0.5}$$

ここで、 $N_{i,j}$: j 年の i 歳魚の資源尾数

$N(0,1)$: 標準正規乱数

a : 1991～2002年の加入尾数の平均

σ : 1991～2002年の加入尾数の標準偏差

G : 放流尾数(一定)

k : 放流魚添加効率(一定)

$C_{i,j}$: j 年の i 歳の漁獲量

$W_{i+0.5}$: i 歳魚の平均体重

を表す。

漁獲量予測は、放流計画として、①放流を中止した場合、②放流尾数を70万尾とし、添加効率が現状のまま(1997～2001年の湾奥・湾央の添加効率の平均値)である場合、③放流尾数を70万尾とし、添加効率を1990年代前半当時のように向上させることができた場合(1990～1994年の湾奥・湾央の添加効率の平均値)、の3とおり(以下、放流1, 2, 3という)、資源管理方策として①現状のまま(全長15cm保護)、②0歳魚を完全に保護、③0歳魚完全保護+1歳魚を半分保護、④1歳魚まで完全に保護、の4とおり(以下、管理1, 2, 3, 4という)を組み合わせ、延べ12とおりの条件で、15年間、各1,000回試行した。また、2017年における1000回試行値の平均値に対する標準偏差の比(変動係数CV)を求めた。

6-2 結果

環境収容力と適正放流尾数

放流魚漁獲量(C_H)と天然魚漁獲量(C_W)の関係、及び C_H と全体の漁獲量($C = C_H + C_W$)の関係をみると、 C_H が50トン程度までは C_H の増加に伴い C も増えるが、それを越えると、 C_H の増加に伴い C_W が減少する傾向がみられ、 C は150～200トンで頭打ちとなる傾向がみられた(図37, 38)。

適正放流サイズの検討

①放流サイズと回収率の関係

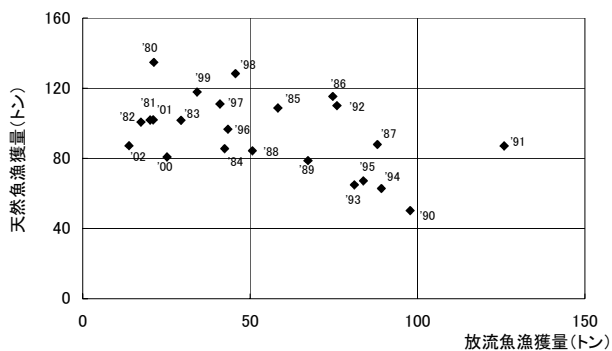


図37 鹿児島湾におけるマダイの放流魚漁獲量と天然魚漁獲量の関係

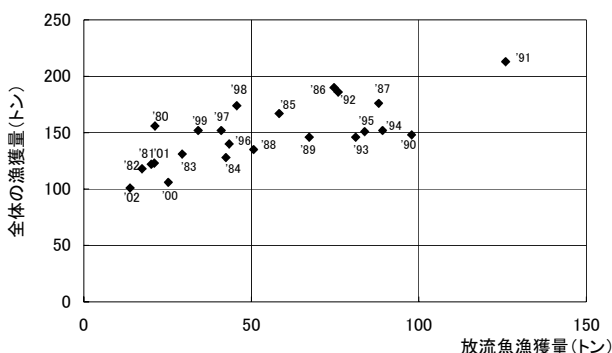


図38 鹿児島湾におけるマダイの放流魚漁獲量と全体の漁獲量(放流魚+天然魚)の関係

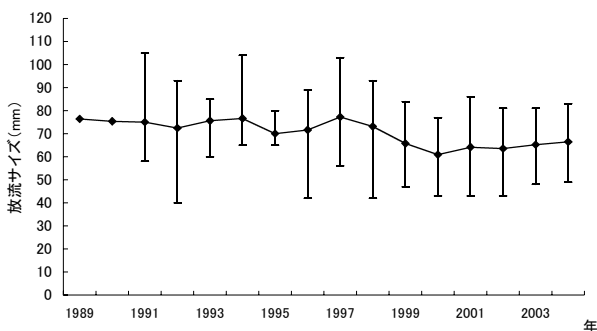


図39 鹿児島湾におけるマダイの放流サイズ(全長)の推移
※バーは最大、最小を示す

1989～2004年における放流サイズの推移をみると、放流サイズは次第に小型化しており、特に1999年以降は平均全長が70mmを下回っている(図39)。1999年度に策定された鹿児島県第4次栽培基本計画(水産庁2000)では、マダイの放流サイズの基準がそれまでの平均全長「60mm」から「55mm」へ引き下げられているが、実際には放流サイズが60mmを下回ったことはない。

放流年群別の放流サイズと $R_1 \cdot R_4 \cdot R$ の値を表19に、放流サイズと R_1 及び R の関係を図40・41にそれぞれ示す。図40、41においては、回収状況がよい1993年放流群(以下'93群という)以前と回収状況がよくない'96群以降はシンボルを分けて表示した。

図40をみると、放流サイズが70mm以上の1998年以前は R_1 の値は1.7%以上であるが、70mmを下回っている最近の3カ年では1.0～1.1%である。回収状況がよくない'96群以降についてみると、放流サイズと R_1 の間には有意な正の相関が認められた。同様の関係は放流サイズと R の間でも認められた(図41)。

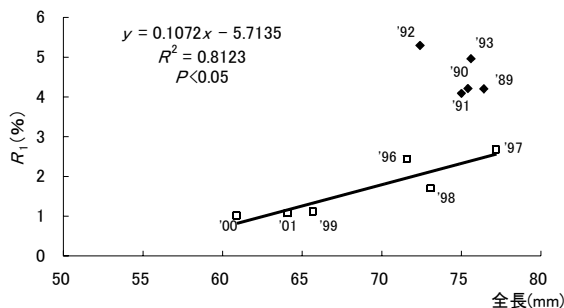


図40 鹿児島湾におけるマダイの放流サイズ(全長)と1歳魚までの回収率(R_1)の関係

表19 鹿児島湾におけるマダイの放流年群別の放流サイズと $R_1 \cdot R_4 \cdot R$

年	放流魚平均全長(mm)	1歳時までの回収率(R_1 , %)	4歳時までの回収率(R_4 , %)	生涯回収率(R , %)
1989	76.4	4.2	11.0	12.2
1990	75.4	4.2	7.9	8.8
1991	75.0	4.1	8.2	9.0
1992	72.4	5.3	9.0	9.5
1993	75.6	5.0	7.2	7.6
1994	76.6	1.4	2.3	2.6
1995	70.0	1.6	2.7	2.9
1996	71.6	2.4	3.5	3.8
1997	77.2	2.7	3.4	3.7
1998	73.1	1.7	2.6	2.8
1999	65.7	1.1	1.6	1.7
2000	60.9	1.0	1.4	1.5
2001	64.1	1.1	1.5	1.6

※網掛け部は図34、35の関係式より推定した値を示す

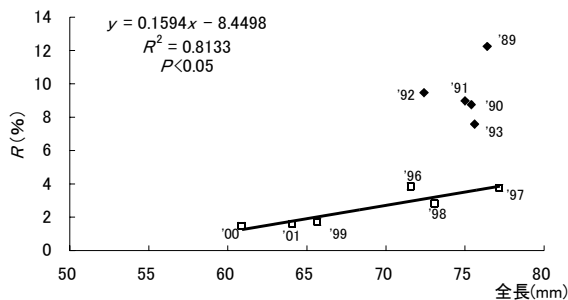


図41 鹿児島湾におけるマダイの放流サイズ(全長)と生涯回収率(R)の関係

表20 鹿児島湾におけるマダイの放流年群別の放流サイズと経済効率

放流年群	放流魚平均 全長(mm)	累積回収率(%)			放流尾数	回収尾数	回収重量 (kg)	放流経費 (千円)	単価 (悲観) (円/kg)	単価 (希望) (円/kg)	回収金額 (悲観)(千円)	回収金額 (希望)(千円)	経済効率 (悲観)	経済効率 (希望)
		R_1	R_4	R										
1989	76.4	4.2	11.0	12.2	1,080,000	132,264	106,310	21,322	2,090	2,090	222,235	222,235	10.4	10.4
1990	75.4	4.2	7.9	8.8	1,060,000	92,838	73,891	21,708	2,055	2,055	151,822	151,822	7.0	7.0
1991	75.0	4.1	8.2	9.0	1,062,000	95,428	74,696	18,333	1,977	1,977	147,699	147,699	8.1	8.1
1992	72.4	5.3	9.0	9.5	1,044,000	98,842	58,777	20,355	1,925	1,925	113,140	113,140	5.6	5.6
1993	75.6	5.0	7.2	7.6	942,000	71,471	36,184	21,671	1,826	1,826	66,081	66,081	3.0	3.0
1994	76.6	1.4	2.3	2.6	906,000	23,786	18,757	20,980	1,730	1,730	32,453	32,453	1.5	1.5
1995	70.0	1.6	2.7	2.9	900,000	26,262	18,699	21,819	1,617	1,617	30,230	30,230	1.4	1.4
1996	71.6	2.4	3.5	3.8	900,000	34,422	24,509	28,634	1,538	1,524	37,688	37,362	1.3	1.3
1997	77.2	2.7	3.4	3.7	900,000	33,549	23,887	29,528	1,473	1,454	35,185	34,726	1.2	1.2
1998	73.1	1.7	2.6	2.8	720,000	20,141	14,340	25,762	1,414	1,396	20,278	20,024	0.8	0.8
1999	65.7	1.1	1.6	1.7	504,000	8,493	6,047	16,251	1,368	1,359	8,270	8,216	0.5	0.5
2000	60.9	1.0	1.4	1.5	396,000	5,762	4,102	12,634	1,321	1,329	5,420	5,450	0.4	0.4
2001	64.1	1.1	1.5	1.6	306,000	4,813	3,427	6,375	1,253	1,284	4,294	4,401	0.7	0.7
2002	63.5	1.1	1.5	1.6	327,600	5,403	3,847	9,106	1,181	1,243	4,542	4,781	0.5	0.5
2003	65.2	1.3	1.9	2.0	396,000	8,081	5,754	12,781	1,101	1,202	6,337	6,916	0.5	0.5
2004	66.5	1.4	2.2	2.3	396,000	9,266	6,597	12,781	1,054	1,200	6,950	7,917	0.5	0.6

※網掛け部は予測値

②放流サイズと経済効率の関係

各放流年群に対する平均単価は年々減少し、'04 群では希望的観測で 1,200 円/kg、悲観的観測で 1,054 円/kg となった(表20)。

'89 ~'94 群の経済効率は'94 群の 1.5 から'89 群の 10.4 と推定されている(表4)。「95 群以降の推定回収金額は、希望的観測・悲観的観測による差はほとんどみられなかった(表20, 図42)。また経済効率も両者の差はほとんどなかった。経済効率は、希望的観測では'95 群の 1.4 から次第に減少し、「00 群で 0.4 と最も低くなり、「04 群では 0.7 と推定された(表20, 図43)。また経済効率は'98 群以降 1 を下回ると予測された。最も経済効率が低いと推定されたのは放流サイズが最も小さい'00 群の 0.4 であった(表20)。

'96 群以降の放流年群における放流サイズと経済効率の関係をみると、放流サイズと回収率の関係と同様、両者の間には有意な正の相関が認められた(図44)。

③具体的な放流事業における放流サイズの検討

2004 年度の放流実績をベースに放流サイズを変化させた場合の放流可能尾数は、60mm で約 458 千尾、75mm で約 315 千尾と推定された。 R 、推定回収尾数、推定回収金額、推定経済効率のいずれも、放流サイズを大きくするほど高くなったが、放流サイズが 75mm で、平均単

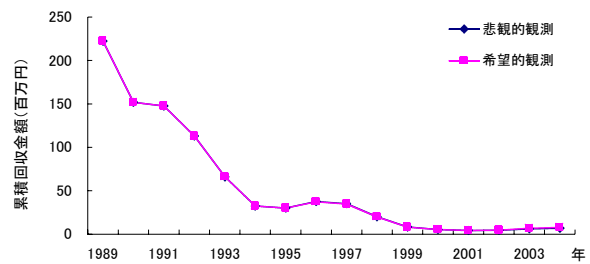


図42 鹿児島湾におけるマダイの放流年群別累積回収金額(1995年群以降は予測値)

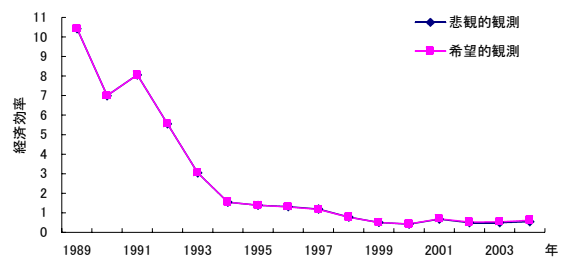


図43 鹿児島湾におけるマダイの放流年群別経済効率(1995年群以降は予測値)

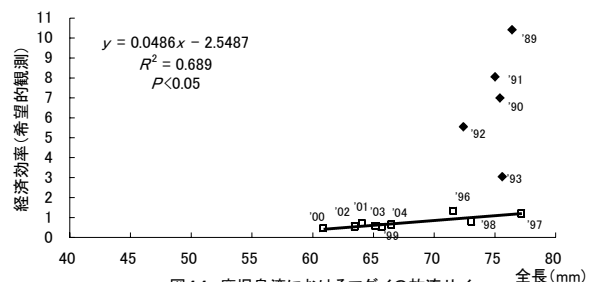


図44 鹿児島湾におけるマダイの放流サイズ(全長)と経済効率(希望的観測)の関係

表21 2004年度の鹿児島湾におけるマダイ放流実績をベースに放流サイズを変化させた場合の経済効率の変化

放流魚平均 全長(mm)	累積回収率(%)			放流尾数	回収尾数	回収重量 (kg)	放流経費 (千円)	単価 (悲観)	単価 (希望)	回収金額 (悲観)(千円)	回収金額 (希望)(千円)	経済効率 (悲観)	経済効率 (希望)
	R_1	R_4	R										
66.5	1.4	2.2	2.4	396,000	9,400	6,693	12,781	1,054	1,200	7,051	8,031	0.55	0.63
60	0.7	0.8	0.9	457,688	4,017	2,860	12,781	1,054	1,200	3,013	3,432	0.24	0.27
61	0.8	1.0	1.1	448,198	4,966	3,535	12,781	1,054	1,200	3,725	4,243	0.29	0.33
62	0.9	1.2	1.3	438,707	5,870	4,180	12,781	1,054	1,200	4,403	5,015	0.34	0.39
63	1.0	1.4	1.6	429,217	6,731	4,792	12,781	1,054	1,200	5,049	5,751	0.40	0.45
64	1.1	1.6	1.8	419,726	7,548	5,374	12,781	1,054	1,200	5,662	6,449	0.44	0.50
65	1.3	1.9	2.0	410,236	8,322	5,925	12,781	1,054	1,200	6,242	7,110	0.49	0.56
66	1.4	2.1	2.3	400,745	9,051	6,445	12,781	1,054	1,200	6,790	7,734	0.53	0.61
67	1.5	2.3	2.5	391,255	9,738	6,933	12,781	1,054	1,200	7,304	8,320	0.57	0.65
68	1.6	2.5	2.7	381,764	10,380	7,391	12,781	1,054	1,200	7,786	8,869	0.61	0.69
69	1.7	2.7	2.9	372,274	10,979	7,817	12,781	1,054	1,200	8,235	9,380	0.64	0.73
70	1.8	2.9	3.2	362,783	11,534	8,212	12,781	1,054	1,200	8,652	9,854	0.68	0.77
71	1.9	3.1	3.4	353,293	12,045	8,576	12,781	1,054	1,200	9,035	10,291	0.71	0.81
72	2.0	3.3	3.6	343,802	12,513	8,909	12,781	1,054	1,200	9,386	10,691	0.73	0.84
73	2.1	3.5	3.9	334,312	12,937	9,211	12,781	1,054	1,200	9,704	11,053	0.76	0.86
74	2.2	3.7	4.1	324,821	13,317	9,482	12,781	1,054	1,200	9,990	11,378	0.78	0.89
75	2.3	4.0	4.3	315,331	13,654	9,722	12,781	1,054	1,200	10,242	11,666	0.80	0.91

※網掛け部は推定値

価が希望的観測の場合でも、経済効率は 0.91
で 1 を下回ると推定された (表 2 1)。

漁獲量予測

2017 年における漁獲量の 1000 回試行値の平均値
(95 %信頼区間) は、管理 1 のもとで、放流 1 で
は 77 (42 ~ 113) トン、放流 2 では 92 (58 ~ 127)
トン、放流 3 では 134 (100 ~ 171) トンと推定さ
れた (図 4 5, 表 2 2)。CV は、放流 1 では 0.235,
放流 2 では 0.193, 放流 3 では 0.130 となった。放
流 3 では、2017 年における平均漁獲量が最も高
くなると同時に、変動係数が小さくなると示唆され
た。各放流計画における 2017 年の平均漁獲量及び CV
は、管理 1 から管理 4 へと管理のレベルを上げるに
つれて大きくなると推定された。例えば放流 2 の場
合、管理 1 では 92 (58 ~ 127) トン、CV 0.193, 管
理 4 では 133 (78 ~ 190) トン、CV 0.222 と推定さ
れた (表 2 2)。

6-3 考察

環境収容力と適正放流尾数

C_H と C_W の関係から、 C_H が 50 トン程度までは C_H
の増加に伴い全体の漁獲量も増えるが、それを越え
ると、 C_H の増加に伴い C_W が減少する傾向がみられ
た (図 3 7, 3 8)。第 4 章においても、資源量推
定の結果、放流 1 歳魚と天然 1 歳魚の資源尾数の関
係から、前者がある水準を超えると後者が減少する

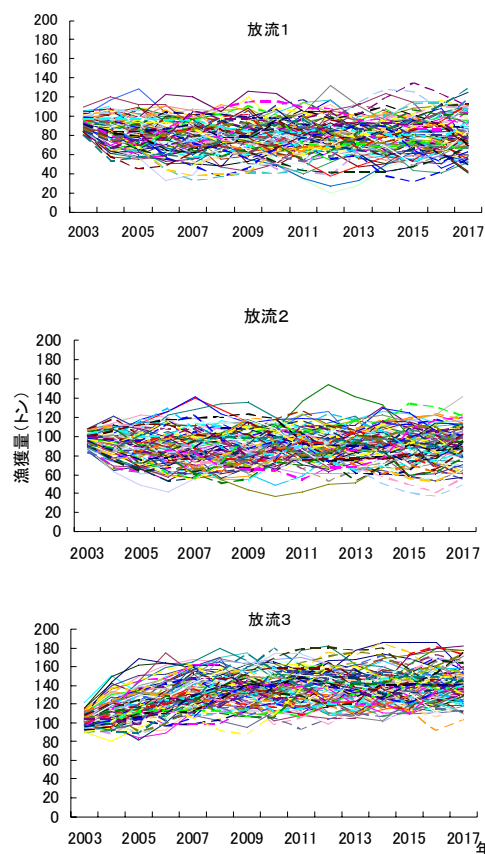


図 4 5 鹿児島湾におけるマダイの漁獲量予測 (管理 1 の場合)
図では 1,000 回のシミュレーションのうちの 100 回分についてのみ表示した。
2017 年における平均漁獲量 (95%信頼区間) は、
放流 1 (放流中止) : 77 (42~113) トン, CV : 0.235
放流 2 (放流尾数 70 万尾, 添加効率 0.0231) : 92 (58~127) トン, CV : 0.193
放流 3 (放流尾数 70 万尾, 添加効率 0.0899) : 134 (100~171) トン, CV : 0.130
と推定された。

表22 鹿児島湾の2017年におけるマダイの漁獲量予測結果
上段:平均漁獲量(95%信頼区間)(トン), 下段:変動係数

		放流計画		
		放流なし (放流1)	70万尾放流 & 添加効率現状 (放流2)	70万尾放流 & 添加効率向上 (放流3)
資源 管理 方策	現状 (管理1)	77(42~113) 0.235	92(58~127) 0.193	134(100~171) 0.130
	0歳魚完全保護 (管理2)	80(44~119) 0.239	95(60~134) 0.200	138(102~174) 0.135
	1歳魚半分保護 (管理3)	93(49~138) 0.243	112(67~161) 0.216	161(113~208) 0.147
	1歳魚完全保護 (管理4)	112(59~171) 0.265	133(78~190) 0.222	192(134~249) 0.158
	2歳魚65%保護 (管理5)	133(71~197) 0.235	—	—

関係がみられた(図25)。また、放流尾数がある水準を超えると天然魚の再生産成功率が減少する傾向がみられた(図26)。これらのことから、鹿児島湾でこれまで実施されてきた100万尾規のマダイ種苗放流は、高い放流効果が示された一方で、本湾におけるマダイの環境収容力を超えて実施してきた可能性が示唆される。従って、鹿児島湾のマダイの栽培漁業においては、保全生物学的な立場に立って、予防原則に則りつつ、放流効果を最大限発揮できる規模として、 C_H が50トン程度になるような事業規模を目指すことが妥当であると判断される。また放流尾数と放流魚漁獲量の関係(図5)から、これを実現するためには毎年70~80万尾を放流することが必要と考えられる。ただし、これは添加効率が高かった1990年代前半のデータを含めて推定した値であり、添加効率が低下している現状のままでは、同量を放流しても期待されるような漁獲増は望めないと考えられる。今後は放流尾数を70~80万尾程度に維持しつつ、放流魚の添加効率を高めるような放流技術の改善が望まれる。

適正放流サイズ

放流サイズと $R_t \cdot R$ 、及び経済効率との関係を検討した結果、両者の間にはいずれも有意な正の相関が認められ、大型種苗を放流することにより回収率

及び経済効率を高められることが示唆された(図40, 41, 44)。また経済効率は、近年の市場単価の下落も相まって、'98群以降1を下回ると予測され、経済効率が1を超えるためには、現状の市場単価のもとでは、少なくとも70mm台で放流を実施する必要があると考えられる(図44)。

2004年の事業放流を例に、同じ放流経費で放流サイズを変化させた場合の放流可能尾数、回収率、経済効率を推定した結果、60mmから75mmの間では放流サイズを大きくするに従って、放流尾数は少なくなるが経済効率は高くなる傾向が見られた。ただし、放流サイズを75mmとしてもなお、経済効率が1を下回る見込みとなった(表21)。なお、それ以上のサイズについての試算は、施設や飼育期間等の制約が考えられるので今回は対象としなかった。

以上のことから、これまで高い放流効果を上げてきた鹿児島湾のマダイ栽培漁業は、近年の放流サイズの小型化や市場単価の下落により、1998年放流群以降、経済効率が1を下回る見込みであり、危機的状況にあると考えられる。その対策として、可能な限り放流サイズを大きくすることが有効であり、放流サイズの目安として、現状の市場単価のもとでは、70~75mmでの実施が望ましいと考えられる。ただし、それでもなお経済効率は1を下回る見込み

であることから、今後は放流経費の削減や、放流量当たりの回収重量を最大に近づけるような資源管理の取り組みが必要であろう。

適正放流サイズに関しては、種苗生産における体サイズごとの生残率や標識放流による再捕率、体成分の天然魚との比較などから、尾叉長 20 ～ 30mm を妥当とする考え（福岡県福岡水産試験場ほか 1975）、自然環境への順応力を考慮し、なるべく小型サイズでの放流が有利であるが、10 ～ 30mm では脂肪の蓄積が少ないことなどから、体長 30 ～ 40mm が適当であるとする考え（立石 1976）、マダイの幼期の外部形態や諸器官の発達から、稚魚への形態的移行期が初期生活史の中で環境に対して最も適応的であり、また諸器官の機能的側面から体長 30mm 前後を放流サイズとする考え（福原 1986）、耳石標識放流による放流後の生残率調査の結果、放流 1 ヶ月後の生残率は全長 10mm で 0 %, 20mm で数%, 40mm になると 50 %前後に急増し、以後サイズが大きくなっても生残率は大きく変わらなかったことから、マダイの最適放流サイズは 20mm と 40mm の間にあるとする考え（塚本 1993）などがある。しかし、椎原（1986）が指摘するように、浅海域が発達した天然幼魚の生息場で放流する場合は小型サイズが用いられているが、鹿児島湾のように急深で幼魚生息場の狭い漁場では、小型サイズの種苗では適応性が低いと考えられる。本研究の結果はこの指摘を支持する。椎原（1986）はしかしながら、大型種苗ではコストがかかり、輸送や取り扱い面、小型サイズでの放流を支持する知見などを考慮し、鹿児島湾においても、60mm サイズでの放流効果が確認できれば、早急に経済性の高い小型サイズへの移行を検討することになろう、とも述べている。栽培漁業の経済的な成功のためには当然コスト削減に努めなければならないが、本研究の結果から、鹿児島湾においては放流サイズを小型化することは賢明ではなく、放流尾数を減らしてでも平均全長 70 ～ 75mm 程度の大型種苗を放流すべきであることが示唆された。

また、近年の放流サイズをみると（図 3 9）、1998 年以降は全て 40mm 台の小型サイズが含まれており、小型サイズの混入による添加効率の低下が懸念される。鹿児島県におけるマダイの放流サイズは平均全長を基準としているが、平均全長は同じであっても相対的に小型サイズの混入率が高くなると、その分の生残率は期待できなくなり、結果として添加

効率は低下し、回収率も低下すると考えられる。従って、放流サイズを平均全長で規定する場合は、放流種苗全体の体長組成に十分注意する必要がある。放流種苗の添加効率を高めるためには、平均全長的大型化と併せて、小型種苗の混入をなるべく避けることが重要と考えられる。そのためには、選別を十分行うなどの技術的対応のほか、場合によっては放流サイズの基準そのものを最低サイズで規定するなどの見直しを検討する必要もあろう。

放流計画と資源管理方策

鹿児島湾におけるマダイの資源管理について、亀田（2003）は、鹿児島湾におけるマダイの加入量当たり漁獲量（YPR）解析、加入量当たり産卵親魚量（SPR）解析による資源診断の結果、現在の鹿児島湾のマダイは成長乱獲及び加入乱獲状態にあると考えられ、今後漁獲量及び産卵親魚量を増加させるためには、漁獲開始年齢の引き上げが最も効果的であると推察している。市場調査魚の年齢組成をみると、鹿児島湾においてマダイは 1 ～ 2 歳魚主体に漁獲されていると考えられる（図 6）が、マダイの 50 % 成熟年齢は 2.8 歳と推定されていることから（亀田 2003）、現在の漁業実態は、成熟前の若齢個体を多く漁獲していると考えられる。現在漁業者は、全長 15cm 以下のマダイを採捕しないこととしているが、これは満 1 歳（全長約 23cm）に達しないサイズであり、今後は保護サイズの引き上げなど、漁業者による資源管理の取り組みの強化を検討していく必要がある。この取り組みは、放流尾数当たりの回収重量を増加させ、放流魚の回収金額を増加させるうえでも有効である。

加入量変動を考慮した資源動態モデルによる漁獲量予測の結果、資源管理が現状のままでも、放流を継続し、かつ放流技術を改善し添加効率を高めることによって漁獲量は高く維持され、さらに漁獲量の変動の幅を抑え、安定的な漁獲が実現できると考えられた。資源管理は現状のままで、70 万尾放流を継続し、かつ添加効率を高める方策（「放流 3 + 管理 1」）に匹敵する漁獲増を資源管理のみで実現するためには、2 歳魚の 65%保護まで資源管理を強化しなければならないと考えられた。また、種苗放流に資源管理を組み合わせた場合、漁獲量はさらに増加すると期待された（表 2 2）。

しかし、例えば 0 歳魚の完全保護の場合、保護サイズは全長約 23cm と、現状の全長 15cm より 8cm

も大きくなる。さらに、1 歳半まで保護するとした場合の保護サイズは全長約 30cm, 1 歳魚の完全保護では約 36cm となる。「放流 2 + 管理 4」と「放流 3 + 管理 1」は、同様に 70 万尾放流を継続し、2017 年の漁獲量が約 130 トンと同程度の漁獲量になると期待される方策であるが、添加効率を高めることと資源管理を強化する点が異なる。この場合、いずれが現場に受け入れられるであろうか。また、「放流 2 + 管理 1」と「放流 1 + 管理 2」も同様の漁獲量になることが期待される方策であるが、前者は現状のまま放流を継続する方策、後者は放流は中止し、資源管理の強化によって漁獲量の増加を目指す方策である。この場合も、いずれが現場に受け入れられるであろうか。鹿児島湾においてはマダイの遊漁が盛んであるが、資源管理について遊漁者と合意形成を図る有効な手段がない現状では、漁業者による資源管理の強化を検討するうえで放流の継続は必須であろう。さらに、鹿児島湾においては、仮に漁業者間で保護サイズの引き上げが合意され、実施されることになったとしても、遊漁者にその取り組みへの協力を期待することは難しいであろう。以上のことから、鹿児島湾においてマダイ資源の維持と持続的利用を図るための、現場にとって無理のない方策としては、放流を継続し、かつ添加効率を高める工夫を施し、漁業者の自主的な資源管理の取り組みの強化を検討し、漁業者の栽培漁業と資源管理への取り組みを遊漁者にまで拡大していくことが必要であり、そのための体制整備が必要であると考ええる。

第7章 総合考察

現在の栽培漁業が抱える課題として、栽培漁業のあり方検討会は、以下のような技術的課題を挙げている（栽培漁業のあり方検討会 2004）。

- ①種苗放流数量とサイズ
- ②疾病防除
- ③経済効果を上げるために必要な経費削減等
- ④放流種苗の標識
- ⑤生態系及び遺伝的多様性への配慮
- ⑥天然資源も含めた包括的な資源管理の観点に立った種苗放流の計画
- ⑦有効性の検証のためのモニタリングと評価

本研究ではこれら全てに関連する事項を取り扱った。

第2章では、鹿児島湾におけるマダイの放流と漁獲の動向について概観した。その結果、鹿児島湾におけるマダイの漁獲量は1975年頃に大きく減少したが、1974年に始まった人工種苗放流により漁獲量は回復し、放流を継続することにより近年高い水準で維持されてきたことが示唆された。また放流尾数と放流魚の漁獲量は数年遅れでよく対応していること、近年の放流尾数減少に伴い放流魚漁獲量も減少し、全体の漁獲量も減少してきていることが示された。

第3章では、鼻孔隔皮欠損を放流魚の指標として実施した水揚げ市場における放流効果調査の結果から、放流年群別の放流効果について経済評価まで含めて推定し、さらに近年の回収状況悪化の要因を考察した。その結果、鹿児島湾における放流魚（鼻孔隔皮欠損魚）の混獲率は、1990年の73.5%をピークに年々減少しており、2003年には8.6%となっている。1989～1994年放流群の回収率、回収金額、経済効率はいずれも1993年以降減少しており、経済効率は1989～1992年放流群は10.4～5.6と高い効果が示されたが、1994年放流群では1.5へと減少している。近年の回収状況悪化の要因として、1994・1995年放流群はイリドウイルス症の感染の可能性、1996・1997年は放流海域拡大による影響の可能性、1999年からは放流サイズの小型化、2000年からは海面生け簀における中間育成の中止により放流魚の添加効率が低下した可能性など、種苗生産から放流に至る過程における技術的な問題が影響していると考えられた。

第4章では、海域別、天然魚・放流魚別資源量を推定し、放流魚の添加効率及び天然魚の再生産成功率の推移及び近年の回収状況悪化の要因について検討した。その結果、放流魚資源尾数及び資源重量は湾奥・湾央ともに減少傾向を示し、特に湾奥で顕著であった。天然魚資源尾数及び資源重量は、1996年に湾奥、1996・1997年に湾央において一時的な増加がみられたが、長期的にみると一定の水準を維持していると考えられた。放流魚の添加効率は、湾奥・湾央ともに減少傾向を示し、特に湾奥で顕著であった。天然魚の再生産成功率は、湾奥では1996年、湾央では1996・1997年に増加しており、1996年に湾奥で卓越年級群が発生し、湾央の漁業者も漁場を湾奥にシフトさせて同群を漁獲したことが示唆された。湾奥では2001年にも再生産成功率の増加がみられた。産卵親魚重量は、湾奥・湾央ともに近年減少傾向であり、特に湾奥で顕著であった。鹿児島湾における主な埋め立ての延べ埋立面積と天然魚漁獲量の関係から、両者の間には負の相関がみられ、元々浅海域が限られている鹿児島湾において、埋め立てにより浅海域が失われたことにより、幼魚期には浅海域を主生息場とするマダイの加入が制限されている可能性があると考えられた。しかしその一方で、放流によりマダイの漁獲量を回復させ、高い水準で維持することができたことから、埋め立てによる浅海域の喪失を種苗生産施設が肩代わりすることによって資源量を増加することができたものと考えられた。放流魚の1歳魚資源尾数が一定の水準を超えると天然魚の1歳魚資源尾数が低下する傾向が見られたこと、また放流尾数が一定の水準を超えると天然魚の再生産成功率が低下する傾向が見られたことから、鹿児島湾においては放流魚による天然魚の置き換えが生じている可能性が示唆された。

第5章では、鹿児島県産マダイの遺伝的影響評価を行った。その結果、湾奥天然群と湾内放流群は、東シナ海、志布志湾、湾央の各天然群と比べて遺伝子頻度に違いが見られた。湾奥・湾央天然群の遺伝的多様性は、他県産マダイ及び他魚種の研究例と比較して十分高い値を示した。従って湾奥では、遺伝子頻度においては種苗放流の影響が示唆されるが、天然群は外海から湾奥まで全体として任意交配集団であり、各群が湾奥から外海まで相互に交流しているため、遺伝的多様性は保たれていると考えられた。遺伝的影響は長期間に及ぶと考えられることから、定期的な遺伝的多様性のモニタリングと、遺伝的変

異の指標となる外部形態のモニタリングを実施することが望ましいと考えられた。

第6章では、適正放流量及び適正放流サイズについて検討し、さらに加入量変動を考慮した資源動態モデルによる漁獲量予測を行い、本湾におけるマダイの放流及び資源管理計画について検討した。その結果、放流尾数は環境収容量に対する予防原則の観点から70～80万尾、放流サイズは経済効率の観点から、放流数を減らしてでも全長70～75mmとするのが望ましいと考えられた。また、資源管理は現状のままで放流を中止した場合、15年後の漁獲量は平均77トンとなるが、放流技術は現状のままで70万尾放流を継続した場合は92トン、70万尾放流を継続し、かつ放流技術を改善して1990年代前半頃のように添加効率を向上させることができた場合は134トンとなることが予測され、放流技術改善の必要性が示唆された。また、種々の資源管理方策を組み合わせて種苗放流を実施した場合、さらに漁獲量の増大が期待されるが、放流を中止し、資源管理の強化のみで漁獲量を増大するためには、現実には受け入れがたいと思われる厳しい方策によらなければならないと考えられた。

栽培漁業のあり方検討会（2004）は、現在の栽培漁業が抱える課題として、上述の技術的課題の他に、推進体制、費用負担という行政的課題も挙げている。その中で、合理的な放流計画や天然資源を含めた包括的な資源管理、費用負担のあり方を検討するうえで、遊漁関係者を含めた合意形成システムの整備が課題であるとしている。

鹿児島湾はマダイの遊漁が盛んであり、平穏な海域特性からマイボートを湾内に係留して釣りを楽しむ遊漁者が多い。表23は、鹿児島県における漁船の数と遊漁船の数を比較したものである。県全体では漁船が12,019隻、遊漁船が10,322隻と、漁船の方が多く、鹿児島湾では漁船3,226隻、遊漁船5,103隻と、遊漁船の方が多く。また過去4カ年にわたり、本湾における遊漁者によるマダイの年間釣獲量に関する調査が行われており、多いときで1992年のマイボート107トン、チャーター船53トン、合計160トンで、漁業生産量の86%、少ないときでは1997年の合計36トン、漁業生産量の24%と推定されている（増田2001）（表24）。ただし、1992年はやや過大評価、逆に1997年はやや過小評価されていると考察されている。4カ年の平均では、遊漁：漁業比率は56.6%であり、県では、鹿児島湾

における遊漁者によるマダイの年間釣獲量は、概ね“漁業者の半分程度”と見積もっている。従って、本湾において遊漁者は決して無視できない存在であり、栽培漁業と資源管理の推進にあたっては、漁業者と遊漁者が一体となって取り組める体制の構築と経費負担等に関する合意形成システムの整備が必要である。

近年、放流魚の添加効率が低下していることにより回収率が悪化していることが示され、その要因として種苗生産から放流に至る技術的問題が影響している可能性が指摘され、これら技術的な改善により添加効率を向上させることの必要性が示された。これについて具体的には放流サイズ的大型化、最低サイズの引き上げ、海面生け簀での中間育成の復活、疾病対策の徹底などが考えられる。その他、放流場所の選択や放流魚の取り扱いなどの基本事項について、近年現場任せになっている面があり、今一度指導を徹底する必要がある。これについて鹿児島県では適正放流の手引きを作成し、対応している。また、これら以外にも、地区によって以前実施されていたように、放流後の給餌管理を行い、放流後の環境馴化の手助けを行うことも有効と考えられる。現在の漁業を取り巻く厳しい状況下ではこれに取り組むことは困難かも知れないが、状況が好転してきた場合には、このような放流技術の復活も検討すべきであろう。

一方で、栽培漁業を経済的に成り立たせるためには、種苗生産・放流コストの削減が必要であり、適地集中放流による輸送コスト削減など放流経費を抑える工夫や、遺伝的多様性に配慮したうえで、近隣各県や水産総合研究センター栽培漁業部などが協力して種苗生産を集約し、生産コストを抑えるような工夫も検討する必要がある。

表23 鹿児島県における漁船数と遊漁船数の比較

	漁船 ^{※1}		遊漁船 ^{※2}
県全体	12,019	>	10,322
鹿児島湾	3,226	<	5,103

※1 平成15年度鹿児島県漁船統計（平成15年12月31日現在）

※2 日本小型船舶検査機構調べ（平成16年3月31日現在）

表24 鹿児島湾におけるマダイ漁獲量の漁業・遊漁比較（トン）

年	マイボート	チャーター船	遊漁合計	漁業生産量	遊漁／漁業(%)
1992	107	53	160	186	86.0
1993	77	26	103	146	70.2
1996	48	6	54	140	38.6
1997	28	9	36	152	24.0
平均	65	23	88	156	56.6

（増田（2001）を改変）

我が国の栽培漁業は、自然界には利用されていない“余剰生産力（環境収容力）”があるに違いないとの考えに基づいて出発した。しかし、そのことを支持する具体的知見やデータがあったわけではない（本間 1997）。田中（1999）は、我が国の栽培漁業は、環境収容力を把握することの重要性に気付きながらも、まずは種苗生産技術の開発を先行させ、放流の試行錯誤の上に今日の技術が築き上げられてきたと述べている。また我が国の栽培漁業をめぐる生物学的基本問題の一つとして環境収容力の評価を挙げ、環境収容力を把握する方法として、1）加入量や餌生物量、成長の変化等に関するフィールド調査的アプローチ、2）対象種の食物要求量をベースにした実験的アプローチ、を挙げている。さらに田中（1999）は、環境収容力の把握には長い時間と多大な労力を必要とするが、自然界では長期間に一度しか起こらないような大量発生を人工種苗の大量放流により人為的に作り出すことにより、環境収容力の評価に迫ることができる可能性を示している。閉鎖的な内湾である鹿児島湾において、これまで 100 万尾以上の人工種苗を放流してきたマダイの栽培漁業は、まさにこのことを実験的に実施した事例ととらえることができよう。第 6 章において放流魚の漁獲量が 50 トン程度を越えると天然魚の漁獲量が減少する傾向が見られたこと、第 4 章において放流 1 歳魚の資源尾数が一定の水準を越えると天然 1 歳魚の資源尾数が減少する傾向が見られたこと、また放流尾数が一定の水準を越えると天然魚の再生産成功率が減少する傾向が見られたことなどから、鹿児島湾において放流魚による天然魚の置き換えが生じている可能性が示唆された。このことから、放流計画においては鹿児島湾におけるマダイに対する環境収容力を越えることがないように、予防的措置として、放流尾数を 70 ～ 80 万尾に押さえることが妥当であると判断した。

本研究では、放流効果や天然魚・放流魚別資源状態などの詳細なモニタリング、環境収容力の検討、遺伝的多様性の評価、遊漁者を含めた取り組みのあり方の検討、天然資源を含めた包括的な資源管理方針の検討など、栽培漁業を推進するうえで対応が困難とされる課題にも取り組み、合理的と考えられる放流計画を提言することができた。すなわち本研究では、本章の冒頭で挙げた課題の全てに関連する事項を取り扱った。これは、別の見方をすると、鹿児島湾のマダイ栽培漁業の事例は、栽培漁業における

技術的・行政的問題や議論のほとんどが凝縮されており、いわば全国の栽培漁業の縮図のようなものであるといえよう。現在の栽培漁業においては、再生産効果の把握、地域経済への波及効果の推定など、解明すべき課題がまだ残されている。これらの課題に対して、モデル魚種、モデル海域を定めて取り組むとすれば、鹿児島湾におけるマダイの栽培漁業はまさに格好の事例であろう。

また、放流効果の把握は一般に長期間にわたるモニタリングを必要とするが、第 6 章でもみたように、本事例の場合、1 歳時までの回収状況が分かれば、その放流年群の最終的な効果を推定することが可能である。つまり、放流サイズをある年だけ大きくしてみるなど、何らかの技術的アプローチに対し、比較的短期間でその効果を検証することができ、様々な比較試験が可能であると考えられる。このような海域特性、魚種特性は、比較的大型の半閉鎖的内湾で、十分な水深があり、モニタリングしやすい市場がある、といった本事例特有の特性によるものである。このような特性を持つ海域、魚種は他に見当たらない。このような特性を持つ本事例は、今後、栽培漁業における諸課題を解決するうえでモデル的事例となり得る可能性を示している。

謝 辞

本研究を取りまとめるにあたり、懇切丁寧なご指導と論文のご校閲を賜った東京水産大学教授北田修一博士に深謝の意を表する。本研究を進めるにあたり、貴重な文献と有益なご助言を賜り、また心強い励ましを賜った鹿児島大学水産学部助教授増田育司博士に衷心よりお礼申し上げる。ご校閲と有益なご教示を賜った東京水産大学教授渡邊精一博士、同教授瀬川進博士、同教授平松一彦博士、同助教授浜崎活幸博士に感謝申し上げます。DNA 分析を指導して頂き、論文のご校閲と有益なご助言を賜った東京水産大学助教授坂本崇博士に厚くお礼申し上げます。

本研究に取り組む機会を与えて頂き、また格別のご理解とご配慮、有益なご助言と激励を賜った前鹿児島県水産試験場長前田和宏氏、鹿児島県水産技術開発センター所長古賀吾一氏をはじめ、多くの鹿児島県関係者の方々に心からお礼申し上げるとともに、漁獲量等の貴重なデータの収集に尽力されてきた歴代担当者諸氏に敬意を表する。

鹿児島湾におけるマダイの基礎生態と放流技術開発研究に長年にわたって取り組んでこられた、鹿児島県 OB 椎原久幸氏には、貴重なご助言と励ましのお言葉を頂いた。また、同 OB 川上市正氏、下山正三氏には、鹿児島市中央卸売市場において長年にわたり市場調査を継続して頂いている。ここに記して心より感謝申し上げます。

東京水産大学増殖生態学研究室の佐藤通洋さん、横山恵美さん、滝本鮎子さんをはじめ、同研究室の皆さんには多くのご支援とご協力を頂いた。また同水族病理学研究室の大河内雅子さん、奥水江里子さん、越尾波奈子さんをはじめ、同研究室の皆さんには DNA 分析における適切なご助言とご協力を賜った。心より厚くお礼申し上げます。

鹿児島県内の各漁業協同組合の組合員並びに職員の方々には、標本採集にご理解とご協力を頂いた。そのほか、本研究に至るまでの長年にわたる調査とその取りまとめに際し、実に多くの方々のご協力とご支援を賜った。ここに記して心からお礼申し上げます。

引用文献

- Aliah, R. S., S. Satoh, N. Taniguchi 2000. An Evaluation of Genetic Variability in Nishikigoi, *Cyprinus carpio*, Stocks from Niigata Prefecture, Based on Microsatellite DNA Markers. *Suisanzousyoku* 48(1) : 25-31.
- Aliah, R. S., M. Takagi, S. Dong, C. T. Teoh, N. Taniguchi 1999. Isolation and Inheritance of Microsatellite Markers in the Common Carp *Cyprinus carpio*. *Fish. Sci.* 65(2) : 235-239.
- Aliah, R. S., and N. Taniguchi 1999. マイクロサテライト DNA マーカーによるインドネシア産の養殖用コイ 9 系統の遺伝的変異性の比較. 水産育種 28 : 121-130.
- 安楽和彦・舩田知子・川村軍蔵・Ralph R. Mana 1999. 人工種苗マダイの 鼻孔隔皮形成過程. 日水誌 65(3) : 501-502.
- Barinova, A. A., K. Kumagai, M. Nakajima, N. Taniguchi 2002. Identification and characterization of microsatellite DNA markers developed in threeline grunt *Parapristipoma trilineatum*. *Suisanzousyoku* 32 : 27-32.
- Coimbra, M. R. M., K. Kobayashi, K. Shinrokuro, O. Hasegawa, E. Ohara, A. Ozaki, T. Sakamoto, K. Naruse, N. Okamoto 2003. A genetic linkage map of the Japanese flounder, *Paralichthys olivaceus*. *Aquaculture* 220 : 203-218.
- Felsenstein, J., 2002. PHYLIP (Phylogeny Inference Package) Version 3.6 (alpha3), University of Washington.
- 福原修 1986. 種苗の健全性. マダイの資源培養技術 (田中 克・松宮義晴編), 恒星社厚生閣, 東京, 26-36.
- 福岡県福岡水産試験場, 佐賀県水産試験場, 長崎県水産試験場, 熊本県水産試験場, 鹿児島県水産試験場 1975. 東シナ海・有明海栽培漁業漁場資源生態調査とりまとめ報告書 (昭和 47・48・49 年度総合版) A. 九州西海域篇. 1-62.

- 後藤政則 1986. 養殖マダいにみられた鼻孔の形態異常について. 栽培技研 15(1) : 87-88.
- Harada, Y 1992. Genetic difference between wild and released individuals and the resource enhancement effect of stocking: a theoretical analysis. *Nippon Suisan Gakkaishi* 58 : 2269-2275.
- Hilborn, R. and D. Eggers 2000. A review of the hatchery programs for pink salmon in Prince Williams Sound and Kodiak Island, Alaska. *Trans. Am. Fish. Soc.* 129 : 333-350.
- 平松一彦 2001. 3. VPA (Virtual Population Analysis). 平成12年度資源評価体制確立推進事業報告書－資源解析手法教科書－, (社)日本水産資源保護協会, 東京. 104-128.
- 本間昭郎 1997. 栽培漁業. *さいばい* 84 : 1-7.
- 岩切成郎 1978. 錦江湾－自然と社会－. 南日本新聞開発センター, 鹿児島. 1-267.
- Kaeriyama, M. 1998. Dynamics of chum salmon, *Oncorhynchus keta*, populations released from Hokkaido, Japan. *N. pac. Anadr. Fish Comm. Bull.* 1 : 90-102.
- 鹿児島県水産試験場 1987. 各県の調査結果と考察 鹿児島県. 昭和61年度九州西海・日本海西部回遊性魚類共同放流実験調査事業マダイ共同報告書. 島根県栽培漁業センター, 山口県外海水産試験場, 長崎県水産試験場, 熊本県水産試験場, 鹿児島県水産試験場, 鹿 1-20.
- 亀田佳明 2003. 鹿児島湾産マダいの成長, 成熟及び資源管理. 鹿児島大学大学院水産学研究科修士学位論文. 1-46.
- 環境省生物多様性センター. <http://www.biodic.go.jp/>
- 北田修一 2001. 栽培漁業と統計モデル分析. 共立出版, 東京. 1-335.
- 工藤孝也, 山岡耕作 1998. 天然マダイおよびチダイ稚魚のなわばり形成場所と摂食行動. *日水誌* 64(1) : 16-25.
- 九州農政局鹿児島統計・情報センター 2004. 図説 鹿児島県漁業の動き. 鹿児島農林統計協会, 鹿児島.
- 増田育司 2001. 鹿児島湾におけるマダいの遊漁実態について. 放流効果調査事例検討会 資料集, 協会検討資料 79, (社)日本栽培漁業協会, 東京, pp.134-145.
- 松石隆, 岸野洋久, 沼地健一 1995. 種苗放流による遺伝子のおきかわりに関する数理モデル. *日水誌* 61 : 326-330.
- 松岡正信 2001. 天然マダいの鼻孔隔皮形成過程. *日水誌* 67(5) : 896-897.
- Matsuura, S., M. Matsuyama, Y. Ouchi, T. Hidaka 1987. Maturity classification and group maturity of red sea bream *Pagrus major*. II. Male maturity. *Marine Biol.* 96 : 169-172.
- Matsuyama, M., S. Matsuura, Y. Ouchi, T. Hidaka 1987. Maturity classification and group maturity of red sea bream *Pagrus major*. I. Female maturity. *Marine Biol.* 96 : 163-168.
- Na-Nakorn, U., N. Taniguchi, E. Nugruho, S. Seki, W. Kamonrat 1999. Isolation and Characterization of Microsatellite Loci of *Clarias macrocephalus* and Their Application to Genetic Diversity Study. *Fish. Sci.* 65(4) : 520-526.
- Nei, M. 1972. Genetic distance between populations. *Amer. Natur.*, 106 : 283-292.
- Nei, M 1987. Molecular evolutionary genetics. Columbia University Press, New York.
- 野田繁 2000. 鹿児島湾産マダいの成長と資源量. 鹿児島大学大学院水産学研究科修士学位論文. 1-23.

- 野呂秀忠 1995. 錦江湾の水質環境. 錦江湾海洋牧場の夢 (平成6年度鹿児島大学水産学部公開講座テキスト), 鹿児島大学水産学部, pp.49-64.
- 農林水産統計情報部.
http://www.tdb.maff.go.jp/toukei/toukei
- Nugroho, E., Douglas J. Ferrell, Peter S., N. Taniguchi 2001. Genetic divergence of kingfish from Japan, Australia and New Zealand inferred by microsatellite DNA and mitochondrial DNA control region markers. *Fish. Sci.* 67(5) : 843-850.
- Nugroho, E., N. Taniguchi, K. Kato, S. Miyashita 2000. Genetic difference among seed population of greater amberjack used in aquaculture farm of Japan. *Suisannzousyoku* 48(4) : 665-674.
- Nugroho, E., and N. Taniguchi 1999. Isolation of Greater Amberjack Microsatellite DNA and Their Application as Genetic Marker to Species of Genus *Seriola* from Japan. *Fish. Sci.* 65(3) : 353-357.
- 落合明・田中克 1986. マダイ. 新版魚類学(下) (落合明・田中克編), 恒星社厚生閣, 東京, pp.736-750.
- Ohara, K., T. Ariyoshi, E. Sumida, K. Sitizyo, N. Taniguchi 2000. Natural Hybridization between Diploid Crucian Carp Species and Genetic Independence of Triploid Crucian Carp Elucidated by DNA Markers. *Zool. Sci.* 17 : 357-364.
- Ohara, K., S. Dong, N. Taniguchi 1999. High Proportion of Heterozygotes in Microsatellite DNA Loci of Wild Clonal Silver Crucian Carp, *Carassius langsdorfii*. *Zool. Sci.* 16 : 909-913.
- Perez-Enriquez, R., M. Takemura, K. Tabata, N. Taniguchi 2001. Genetic diversity of red sea bream *Pagrus major* in western Japan in relation to stock enhancement. *Fish. Sci.* 67(1) : 71-78.
- Perez-Enriquez, R., M. Takagi, N. Taniguchi 1999. Genetic variability and pedigree tracing of a hatchery-reared stock of red sea bream (*Pagrus major*) used for stock enhancement, based on microsatellite DNA markers. *Aquaculture* 173 : 413-423.
- Perez-Enriquez, R., and N. Taniguchi 1999. Genetic Structure of Red Sea Bream (*Pagrus major*) Population off Japan and the Southwest Pacific, Using Microsatellite DNA Markers. *Fish. Sci.* 65(1) : 23-30.
- Queller, D. C. and K. F. Goodnight 1989. Estimating relatedness using genetic markers. *Evolution* 43 : 258-275.
- Raymond, M., and F. Rousset 1995. GENEPOP (version 1.2): population genetics software for exact tests and ecumenicism. *Journal of Heredity*, 86 : 248-249.
- Ryman, N. and G. Ståhl 1980. Genetic changes in hatchery stocks of brown trout (*Salmo trutta*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37 : 82-87.
- 栽培漁業のあり方検討会 2004. 栽培漁業のあり方について～報告書～. 1-36.
- 櫻井仁人, 前田明夫, 杉森康宏, 久保田雅久 2000. 鹿児島湾の湾口断面を通しての海水流入・流出過程. *海の研究* 9(1) : 1-12.
- Schneider, S., D. Roessli, L. Excoffier 2000. *Arlequin: A Software for Population Genetics Data Analysis*. University of Geneva, Geneva.
- 椎原久幸 1983. 鹿児島湾における種苗放流事業. つくる漁業 ((社) 資源協会編), (財) 農林統計協会, 東京, 540-554.
- 椎原久幸 1986. 鹿児島湾における放流の成果と問題点. マダイの資源培養技術 (田中 克・松宮義晴編), 恒星社厚生閣, 東京, 106-126.

椎原久幸・野村俊文・松原中・神野芳久・瀬戸口勇
・茂野邦彦 1980. 鹿児島湾におけるマダイの
種苗放流. 栽培技研 9(1) : 39-62.

島本信夫 1999. 瀬戸内海東部海域におけるマダイ
の資源変動および栽培漁業に関する研究. 兵庫
水試研報, 35 : 43-114.

宍道弘敏 1999. 回遊性資源増大パイロット事業 (マ
ダイ). 平成9年度鹿児島県水産試験場事報 (漁
業部編) : 356-370.

宍道弘敏 2000. 回遊性資源増大パイロット事業 (マ
ダイ). 平成10年度鹿児島県水産試験場事報 (漁
業部編) : 256-265.

宍道弘敏 2001. 回遊性資源増大パイロット事業-I
(マダイ). 平成11年度鹿児島県水産試験場
事報 (漁業部編) : 256-269.

宍道弘敏 2002. 豊かな海づくりパイロット事業調
査(マダイ). 平成12年度鹿児島水試事報 (漁業
部編) : 361-368.

Shishidou, H. 2002. Stocking effectiveness of red sea
bream *Pagrus major* in Kagoshima Bay, Japan.
Fish. Sci. 68, Suppl. I : 904-907.

傍島直樹・宗清正廣・船田秀之助 1986. 鼻孔隔皮
の欠損によるマダイ放流種苗と天然魚の識別の
可能性. 京都府海洋センター研報 10 : 35-40.

水産庁・独立行政法人水産総合研究センター 2004.
栽培漁業種苗生産, 入手・放流実績 (全国) ~
資料編~, 1-412.

水産庁・(社) 日本栽培漁業協会 2002. 栽培漁業モ
ニタリング指針. 1-73.

水産庁資源生産推進部栽培養殖課 2000. 栽培漁業
基本計画集. 1-445.

Takagi, M., T. Okamura, C. Seinen, N. Taniguchi 1999.
PCR Primers for Microsatellite Loci in Tuna
Species of the Genus *Thunnus* and its Application

for Population Genetic Study. *Fish. Sci.* 65(4) :
571-576.

Takagi, M., E. Shouji, N. Taniguchi 1999.
Microsatellite DNA Polymorphism to Reveal
Genetic Divergence in Ayu, *Plecoglossus altivelis*.
Fish. Sci. 65(4) : 507-512.

Takagi, M., N. Taniguchi, D. Cook, R. W. Doyle 1997.
Isolation and characterization of microsatellite loci
from red sea bream *Pagrus major* and detection in
closely related species. *Fish. Sci.* 63(2) : 199-204.

高間浩 1986. 神奈川県沿岸における放流の成果と
問題点. マダイの資源培養技術 (田中 克・松
宮義晴編), 恒星社厚生閣, 東京, 127-143.

田中克 1999. ヒラメにみる栽培漁業の根幹に関わ
る生物学的諸問題. 水産育種 27 : 3-13.

谷口順彦 2000. 魚類の遺伝的多様性と DNA マー
カー. 次世代の水産バイオテクノロジー (隆島
史夫編), 成山堂書店, 東京, pp.18-41.

谷口順彦, 董仕, 近藤桂太, 今井貞美 2002. 遺伝
マーカーによる吉野川における陸封型放流アユ
の混合率および両側回遊型アユの分布の推定.
水産増殖 50(1) : 17-24.

谷口順彦, R. Perez-Enriquez, 松浦秀俊, 山口光明
1998. マイクロサテライト DNA マーカーによ
るマダイ放流用種苗における集団の有効な大き
さ (N_e) と近交係数 (F) の推定. 水産育種 26 :
63-72.

立石賢 1976. マダイ放流種苗の追跡. 種苗の放流
効果 (日本水産学会編), 恒星社厚生閣, 東京,
102-114.

塚本勝巳 1993. 種苗の質. 放流魚の健苗性と育成
技術 (北島 力編), 恒星社厚生閣, 東京,
102-113.

山崎明人 1998. マダイにおける胸鰭変形および鼻
孔隔皮欠損による人工種苗放流魚と天然魚識別

の有用性. 栽培技研 26(2) : 61-65.

Yokota, M. and S. Watanabe 1997. One-way gene flow by stocking and its effects on a fish population. *Fish. Sci.* 63 : 539-542.

吉田一範, 高木基裕, 田中克, 谷口順彦 2000. マイクロサテライト DNA 多型によるヒラメ天然集団と放流用人工種子の遺伝的変異性と差異. 水産育種 29 : 93-102.

吉村拓, 鈴木健吾 2004. 平成 15 年度マダイ日本海西・東シナ海系群の資源評価. 「我が国周辺水域の漁業資源評価 第 2 分冊」, 水産庁増殖推進部, 独立行政法人水産研究センター, 東京, 846-856.

要 旨

鹿児島湾においてマダイは最も重要な漁業資源の一つであり, 漁民参加による積極的な種子放流が実施されてきた。またマダイ資源維持のため自主的に体長制限を設けるなど, 漁業者自ら積極的に資源管理に取り組んでいる。本湾においてマダイの放流効果は高く, モデル的事例として評価されてきたが, 近年は生態系や遺伝的多様性にも配慮した責任ある栽培漁業への対応が求められている。また 2001 年 6 月には, 水産物の安定供給の確保と水産業の健全な発展を基本理念とする水産基本法が制定され, 水産資源の持続的利用の確保の必要性が示されている。本研究では, 鹿児島湾においてマダイの栽培漁業が果たしてきた役割を整理し, 本湾マダイ資源の維持と持続的利用を図るために必要な栽培漁業のあり方と資源管理方策について議論した。

放流と漁獲の動向

鹿児島湾におけるマダイの放流は 1974 年に湾奥域で始まり, 1980 年からは湾内 18 カ所を対象に 100 万尾規模の放流事業が展開された。1998 年以降放流尾数は減少し, 2003 年には約 40 万尾となっている。本湾内におけるマダイの漁獲量は, 1970 年には 246 トンを記録したが, 1976 年には 71 トンへと急減した。その後放流事業の発展とともに漁獲量は

増加し, 1991 年には 213 トンと, 減少前の水準に回復した。近年は 150 トン前後の高い水準を維持していたが, 2002 年には 101 トンへと減少している。

放流効果の推定

市場調査による放流効果推定の結果, 1989 ~ 2003 年の, 全調査魚に占める放流魚(鼻孔隔皮欠損魚)の割合は 8.6 ~ 73.5 %であった。1989 ~ 1994 年放流群の, 放流後 9 年間の累積回収率は 2.6 ~ 12.2 %, 経済効率(回収金額/放流直接経費)は 1.5 ~ 10.4 と推定された。放流魚の回収状況は近年悪化しており, その要因として, 放流サイズの小型化, 海面生簀における中間育成の中止等の技術的な問題が影響していると考えられた。

天然及び栽培資源の評価

コホート解析による湾内マダイ資源量推定の結果, 湾奥・湾央ともに, 放流魚資源尾数は減少傾向にあり, 天然魚資源尾数は 1997 ~ 1998 年に一時的な増加が見られたが, 1990 ~ 2002 年の間では横ばい傾向であった。また, 両海域とも産卵親魚量及び放流魚の添加効率は減少傾向を示し, この傾向は特に湾奥で顕著であった。

埋め立て面積と天然魚漁獲量の間には有意な負の相関が見られ, 浅海域の喪失により天然の加入が制限されていること, また, 浅海域の喪失を種子生産施設が肩代わりすることによって資源量を増加することができたことが考えられた。

放流 1 歳魚資源尾数が一定の水準を超えると天然 1 歳魚資源尾数が減少する傾向がみられた。また, 放流尾数が一定の水準を超えると天然魚の再生産成功率が減少する傾向がみられた。これらのことから, 本湾においては放流魚による天然魚の置き換えが生じている可能性が示唆された。

種子放流の遺伝的影響評価

東シナ海, 志布志湾, 湾央, 湾奥の天然魚 4 群及び湾内の放流魚 1 群の計 5 群について, 3 種類のマイクロサテライト DNA マーカーを用いて集団遺伝学的解析を行った結果, 全てのサンプル群で Hardy-Weinberg (HW) 平衡が成り立っていた。全ての天然群をまとめた場合においても HW 平衡であ

った。湾奥と湾内放流は他と比べて遺伝子頻度に違いがみられた。湾奥及び湾央の平均ヘテロ接合体率及び平均アレル数は、他の研究例と比べて十分高い値を示しており、遺伝的多様性の低下はみられなかった。以上のことから、湾奥では、遺伝子頻度においては種苗放流の影響が示唆されるが、各群が湾奥から外海まで相互に交流しているため、遺伝的多様性は保たれていると考えられた。

放流計画の検討

放流魚漁獲量 (C_H) と天然魚漁獲量 (C_W) の関係から、 C_H が 50 トン程度までは C_H の増加に伴い全体の漁獲量も増えるが、それを越えると、 C_H の増加に伴い C_W が減少する傾向がみられた。このことから、本湾においては、環境収容量に対する予防原則の観点から、 C_H が 50 トン程度になるような事業規模を目指すこととし、これを実現するためには毎年 70 ～ 80 万尾を放流することが必要と考えられた。

近年の放流サイズの小型化と回収率の関係を検討した結果、60 ～ 75mm の間では放流サイズが大きいほど回収率が高くなると推定された。また、放流尾数が減ることを考慮しても、サイズを大きくした方が回収金額を高めることができると推定され、市場単価が低下している現状では、少なくとも平均全長 70mm 以上の大型種苗を放流すべきであると考えられた。

加入量変動を考慮した資源動態モデルにより、種々の放流計画及び資源管理計画のもとで漁獲量予測を行った結果、放流を継続し、かつ放流技術を改善し添加効率を高めることにより漁獲増が期待できると推定された。また、現状の放流を継続することにより期待される漁獲増を資源管理の強化のみで実現するためには、現実には受け入れ難いと思われる規模での取り組みが必要であると考えられた。

総合考察

稚魚の生息の場である浅海域が限られている本湾において、マダイ資源を高水準に保ち、その持続的利用を図るためには、放流の継続と適切な資

源管理が必要である。また本湾では、マダイを対象とした遊漁が盛んに行われており、栽培漁業と資源管理に取り組むにあたっては、漁業者と遊漁者が一体となった取り組み体制の構築と放流経費負担のあり方の検討が必要である。さらに、適正放流の実践や添加効率を高める工夫、コスト削減、遺伝的多様性に配慮した取り組みの継続なども必要である。

本研究では、放流効果や天然魚・放流魚別資源状態などの詳細なモニタリング、環境収容力の検討、遺伝的多様性の評価、遊漁者を含めた取り組みのあり方の検討、天然資源を含めた包括的な資源管理方策の検討など、栽培漁業を推進するうえで対応が困難とされる課題にも取り組み、合理的と考えられる放流計画を提言することができた。

編集委員

福留己樹夫，今村昭則，佐々木謙介，鶴田和弘，外城和幸，宍道弘敏

平成22年3月31日発行

鹿児島県水産技術開発センター研究報告 第1号 (2010)

発行所 鹿児島県水産技術開発センター
〒891-0315 鹿児島県指宿市岩本字高田上160番10号
電話 0993-27-9200

発行者 所長 佐野悦郎

印刷所 有限会社 指宿新生社印刷
〒891-0404 鹿児島県指宿市東方8068番3号
電話 0993-24-2002

