

博士論文

マアジ対馬暖流系群の生物学的特性と資源管理に関する研究

依田真里

目次

第1章	緒論	1
1.1	はじめに	1
1.2	漁業と資源	2
1.3	生態	3
1.4	資源の診断と生物特性	4
1.5	資源管理方策をどのように決めるか	5
1.6	マアジの資源評価・管理の現状	6
1.7	本論文の構成	8
第2章	東シナ海におけるマアジの成長と成熟	11
2.1	はじめに	11
2.2	材料と方法	12
2.3	結果	15
2.4	考察	17
第3章	東シナ海におけるマアジの産卵生態	38
3.1	はじめに	38
3.2	材料と方法	39
3.3	結果	40
3.4	考察	42
第4章	資源管理方策評価 (Management Strategy Evaluation : MSE)	55
4.1	はじめに	55
4.2	材料と方法	57
4.3	結果	64
4.4	考察	66

第5章	総合考察	78
5.1	生物特性の変化と資源管理方策.....	78
5.2	日本周辺海域に來遊するマアジの産卵特性.....	80
5.3	資源評価の精度向上と管理効果に及ぼす影響.....	81
5.4	東シナ海における漁業管理.....	84
	論文内容の要旨	87
謝 辞		93
引用文献		94

第1章 緒論

1.1 はじめに

マアジ属 *Trachurus* 魚類は全世界で 15 種が報告され、このうち北西太平洋に分布するのはマアジ (*Trachurus japonicus*) 1 種である (須田 2001)。マアジは日本周辺に広く分布し、北限は日本海では江差、南限は南シナ海に及ぶ (落合・田中 1986)。他魚種を含めた日本の漁獲量全体に占める割合は高く、水産業上重要な漁獲対象種である。マアジは暖海性の回遊魚で特に西日本海域での漁獲が多く、東シナ海では日本・韓国・中国・台湾によって漁獲されている (図 1-1)。大陸棚に依存した分布域を持ち、東シナ海や黄海での漁場は対馬暖流と黄海冷水など北西から流れる大陸沿岸水との潮境で、水温 15~25°C の、海底地形の傾斜が急なところに形成される (落合・田中 1986)。成長に伴って表層から底層へと生息域を変えることが知られており、底びき網漁業や着底トロール調査でも漁獲される (山田ほか 2007)。同じ暖水性・沿岸性・回遊性の魚類とされるマサバやマイワシに比べるとかなり高温性であるとされ (川崎 1959)、北日本での漁獲量は非常に少ない。また、沖縄での漁獲は稀で (山田ほか 2007)、日本漁船の漁場はマアジの主分布域の南限から北限までをおおむねカバーしていると考えられる。FAO の漁獲統計によると 2014 年の漁獲量は、日本が 146 千トン、韓国が 24 千トン、中国が 38 千トン、台湾が 10 千トンであり、日本の漁獲量が最も多い (FAO Fishery and Aquaculture Statistics. Global capture production 1950–2014 (Release date: March 2016; <http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstatj/en>, 2016 年 3 月))。

マアジの主分布域にあたる東シナ海~日本海は、太平洋北西に位置する縁海である。周囲を日本、中国、韓国などの漁業国に取り囲まれており、各国の領海は定められているものの、沖合には広大な日中暫定措置水域・中間水域 (東シナ海) や日韓暫定水域 (日本海・東シナ海) が設定され、互いの排他的経済水域 (EEZ) 内への入漁条件を巡っては厳しい漁業交渉が繰り広げられている。東シナ海は広大な大陸棚を有し、大陸からの河川水の流入により栄養塩が豊富で世界有数の漁場となっている。東シナ海に生息する魚介類は多様で、魚類だけ

でも 1000 種以上が確認されており（依田ほか 2000）、多くの魚種の産卵場としても重要であるとされる。東シナ海はこのような国際入会漁場であるが、共同資源管理の体制は整備されておらず、各国が独自の資源管理を行っている。また、東シナ海における漁獲量が最も多い中国から報告される漁獲量は、海洋環境を考慮した基礎生産量に基づく統計モデルから予測される生物生産量に比べて大きすぎるという指摘があり（Watson and Pauly 2001）、漁獲量そのものの不確実性が高い状況は、すぐには改善されそうにない。しかし、マアジは分布域が比較的日本側に近いことや、まき網漁業で漁獲するには高い技術が必要であることから競合は深刻でないとされ（時村 2011）、日本が主体的に資源管理できる可能性がある魚種といえる。

1.2 漁業と資源

マアジを対象とする主な漁業はまき網漁業である。この漁業は青森県以南の沿岸域および東シナ海で操業する。日本海北部では定置網による漁獲量が多い。太平洋側では日向灘、豊後水道、紀伊水道から熊野灘などの海域で漁獲量が多い。日本海側では鳥取県以西の日本海西部域での漁獲量が多い。日本漁船によるマアジの長期的な漁獲量をみると（図 1-2）、日本海と東シナ海における漁獲量が多く、両者を合わせた漁獲量は太平洋における漁獲量の約 4 倍となっている。

日本のマアジ漁獲量は 1950 年代後半に増加し、東シナ海中部漁場の開発が進んだ 1960 年代半ばに 50 万トンを超えた。しかし同時に黄海漁場での漁獲が減少し、さらには東シナ海中部における漁獲量が急減したため、1960 年代後半には多くの漁船が東シナ海南部に進出することになった（真子・濱田 1984）。その後、1967 年には資源量の減少に伴って漁獲量が急激に減少し、1970 年代に入るとさらに漁獲量の減少は進み、1980 年には 5 万トンまで落ち込んだ。資源量水準が低下した時期に何度か加入量の多い年があったものの、漁獲圧が極めて高く、資源回復には至らなかった（真子・濱田 1984）。1980～1990 年代には漁獲量

は増加傾向を示し、1990年代半ばには30万トンを超えたが、2006年以降はほぼ横ばいで15万トン前後となっている。1990年代半ばから2000年代初めにかけては卓越年級群が数年おきに発生し、全体の資源量を押し上げたと考えられる（依田ほか 2016b）。現在の漁場は東シナ海から日本海西部域が中心となるが、対馬海峡以東での漁獲量が全体に占める割合が増加しており、年代とともに漁場が変化している。漁獲物の主体は0、1歳の若齢魚で、春から秋にかけての漁獲量が多い。

1.3 生態

東シナ海にはマアジの大きな産卵場があり、東シナ海の親魚を起源とする加入群と沿岸域に生息する親魚を起源とする2つの加入群の存在が指摘されていた（横田・三田 1958; 木幡 1972; 古藤 1990）。東シナ海では漁獲量が急増した1960年代にマアジの生物特性に関する研究が集中して行われており、堀田・中嶋（1971）は東シナ海の広域に成熟魚が分布することを示し、小笹（1971）は仔稚魚の出現記録から東シナ海の沖合から九州沿岸への仔稚魚の輸送過程を推察した。再び資源が増加期に入った2000年代には東シナ海で広域の仔稚魚分布調査が行われ、東シナ海南部が主要な産卵場であることが報告されている（佐々・小西 2002）。粒子追跡実験の結果によると、東シナ海南部で生まれた卵仔魚は黒潮によって速やかに太平洋に輸送される群と、比較的ゆっくりと東シナ海北部へ輸送される群に分かれる（Kasai et al. 2008）。

東シナ海で採集されたマアジについては Takahashi et al. (2012) により、成長の速い仔稚魚が選択的に生き残ることが報告されており、仔魚期後半から稚魚初期における成長速度が、その後の生残過程に大きく影響することが明らかとなっている。さらに、東シナ海のマアジ仔魚期における成長速度の年変動は水温や餌環境によって説明できるとされる（Sassa et al. 2014）。一方で、漁獲対象となる体長に達した幼魚期以降のマアジの産卵・回遊に関する情報は、資源量が多かった1960年代に多く、近年の情報は少ない（堀田・中嶋 1971 年

ど)。産卵場は資源量の増減に伴って拡大縮小する場合は報告されており (Smith 1990)、産卵場の変化をモニタリングすることは資源状態を把握するためにも重要であると考えられる。本研究では第 3 章において産卵生態ならびに親魚の分布から産卵場の変化について明らかにした。

1.4 資源の診断と生物特性

資源管理は生物学的側面に基づく持続利用が主要な目的となっており、資源状態の判断は生物特性から得られた情報が重要なポイントとなる。一般に、資源量が減少すると密度依存の補償効果により、速やかな資源量の回復が期待され、回復力の大きさはそれぞれの資源の再生産能力に依存すると考えられる。最大持続生産量 (Maximum Sustainable Yield: MSY) を与える水準以上に漁獲を強化した状態が一般に乱獲と定義されるが、資源が減少すると 1 尾当たりの餌の量が増加するので、成長速度が速くなるのが普通で、これと同時に性成熟年齢が若齢化することも観察される (岸田 1990 ; Rijnsdorp 1993; Hiyama et. al. 1995 ; Wada et al. 1995 ; Kidokoro 2001 ; Watanabe and Yatsu 2004)。

日本の資源評価においては資源管理基準の目安となる回復の閾値 (Blimit) が親魚量を基準として定められている魚種が多い。Blimit は、それ未満では良好な加入が期待できない資源量 (親魚量) や、経年変動傾向からそれより下に減少するのは望ましくないと判断される資源量 (親魚量) 水準等により定められている (水産庁増殖推進部ほか 2016)。推定された資源尾数から資源量や親魚量を算出する際に年齢別体重と年齢別成熟割合は必須の情報であり、YPR (Yield per recruitment) 解析や SPR (Spawning per recruitment) 解析にも生物特性値は用いられ、管理基準値 (Fmax、F30%SPR、Fmed など) に影響する。たとえば、マサバ太平洋系群の成長や成熟率は資源量や海洋環境によって変化することが報告されており (Watanabe and Yatsu 2004)、成長や成熟率とその説明要因の長期的なモニタリングが必須となる。適切な資源診断については資源管理のためには生物特性の把握が不可欠であり、本研究

では第 2 章においてマアジの基礎的生物学特性値のなかでもとりわけ重要な成長・成熟について明らかにした。

1.5 資源管理方策をどのように決めるか

水産資源は自律更新するため、その生産力と漁獲圧のバランスを維持すれば持続的に利用することができる（Schaefer 1957）。しかし、水産資源には変動性があるうえに、現実の資源を用いた管理実験を行うことが困難で、持続性を評価することは難しい。一方で、1992 年リオデジャネイロの国連環境開発会議で出された予防原理（precautionary principle）では、科学的根拠のないことを理由に予防措置を先延ばししてはならないとしている。このような資源の不確実性と持続的に有効利用するという二つの問題へ対処する方法として、順応的管理を行うことや（Walters 1986）、フィードバック制御の考え方を取り入れることが主張されてきた（田中 1960）。

順応的管理は保全生物学など多くの分野で利用されている（Kaji et al. 2010 など）。まず、資源状態の判断基準を決めたうえで、資源の現状を観測し、目標とする資源状態を確定する。そして、現在の資源状態と目標とする資源状態の差を小さくするような規制を行う。規制の効果はモニタリングによって測定され、目標と照らし合わせて、規制措置が修正される。このような手順により、管理を実施しながら資源状態に合わせて柔軟に管理方策の見直しや変更を行い、管理目標の達成を図る。さらに、このような順応的管理やフィードバック制御の考え方を進め、電算機上で仮想的な資源動態（Operating Model: OM）を構築し、この仮想的な資源に対して様々な管理方策の効果をコンピューター内で比較・検証を行う管理方策評価（Management Strategy Evaluation: MSE）（管理戦略評価と呼ばれる場合もある）が近年では広く検討されている（Punt et al. 2016a など）。MSE の中では、様々な状況を仮定した OM を作成することにより、管理方策のパフォーマンスの違いや不確実性に対する頑健性を具体的に実験することができる。

前述したように資源管理は生物学的な生産力の補償的効果を前提としている。しかし、資源という概念はすでに経済的概念であるため、社会的・経済的条件を無視することはできない（田中 1985）。管理目標の設定や漁業規制の実行は政策的な課題であり、生物学のみで判断できない。様々な利害を持つ関係者間での管理方策の妥結点の模索が MSE を利用することで数値的根拠を持って可能となり、より具体的かつ実現可能な管理方策の提案に向けて適用範囲は広いといえる。

1.6 マアジの資源評価・管理の現状

日本では国連海洋法条約の批准に伴い、1997 年より我が国周辺の水産資源管理に漁獲可能量（Total Allowable Catch: TAC）制度が導入された。2016 年現在の資源評価対象種は 52 魚種 84 系群で、そのうち TAC 対象種に指定されているのはマアジを含む 7 魚種である。これらの資源評価対象種は毎年資源評価がなされ、TAC 算定の根拠となる ABC（Allowable Biological Catch）が算定されている。資源評価においてマアジは太平洋岸に分布する太平洋系群と日本海～東シナ海に分布する対馬暖流系群の二つの系群に分けられており、それぞれ資源状態の評価が毎年行われている。マアジの場合は年齢構成を持つ資源評価モデル（VPA : Virtual Population Analysis）によってそれぞれの系群の資源量が推定される。資源管理基準値については前述した成長や再生産力などの生物特性に関わるパラメータにもとづいて設定され、ABC の算定が行われている。2016 年度の資源評価によると、両系群ともに資源状態は中水準と判断されているものの、太平洋系群では資源量が減少傾向にあることから、現状よりも漁獲圧を削減する漁獲シナリオによる ABC が提案されている（渡邊ほか 2017、依田ほか 2017）。一方、対馬暖流系群では資源量が増加傾向にあり、両系群間で資源の動向は一致していない。両系群を同一の系群として資源評価することも想定されているが、太平洋側の産卵群が東シナ海に産卵回遊する情報もないため、結論は得られていない（渡邊ほか 2017）。

マアジについての MSE を用いた具体的な管理方策の評価は両系群ともに進んでいない。MSE は水産資源管理手法開発の枠組みとして定着しており、現行の資源評価・管理システムを検証することも可能であろう。本研究では検討すべき項目のなかでもとくに重要であると考えられる資源管理のスケジュールに着目し、資源状態に与える影響について検討した。

国内の資源管理プロセス（ここでは、調査から得られたデータに基づいて資源評価を実施し、算定された ABC に基づき TAC 管理が実施される一連の作業過程を指す）では、ABC 算定は資源診断の対象年の 2 年後について行う（第 4 章 図 4-1 参照）。まず、資源評価を実施する年（評価実施年）の前年（データ取得年： t 年）までの年齢別漁獲尾数や年齢別体重を利用し、前年（ t 年）までの資源量推定を行う。その後、評価実施年（ $t+1$ 年）と翌年（ $t+2$ 年）の加入量や漁獲圧を仮定して、翌年の ABC を算定する（ ABC_{t+2} ）。したがって、実際にはデータ取得（ t 年）から ABC 実施年（ $t+2$ 年）までの間には 2 年間の時間遅れが生じる。国内の資源評価対象種の多くは VPA（Virtual Population Analysis）が標準的な資源量推定手法として用いられているが、この手法は過去にさかのぼって資源量を推定するため、最近年の若齢魚資源尾数推定値の不確実性が高いとされる（桜本 1998）。マアジのように若齢魚を主体として漁獲される魚種では、VPA によって算出される ABC の不確実性はさらに高いと考えられる。資源評価の精度に加えて資源管理プロセスにおけるデータの取得・更新にかかわるスケジュール（ここでは資源管理スケジュールと呼ぶ）自体も魚種ごとの資源管理の成功や失敗（管理パフォーマンス）に関わる重要な要因となるだろう。現在日本の TAC 対象種のなかにはマアジのように成熟開始年齢の低い魚種が複数含まれており、これらの魚種の管理についてもマアジ同様の高い不確実性があると考えられる。そこで、マアジ対馬暖流系群を例として、資源管理のスケジュールが資源状態や管理効果に与える影響について、第 4 章で検討した。

1.7 本論文の構成

本研究では、近年のマアジの生物特性を明らかにするとともに資源管理における課題について議論した。第2章では東シナ海における近年の成長・成熟などの基礎情報を明らかにし、これら生物特性の変化について議論した。第3章では生物測定から得られた情報から産卵生態を明らかにするとともに漁獲統計を用いて親魚の分布について検討した。第4章では、現在の資源管理スケジュールが資源状態や管理効果に及ぼす影響について検討し、その課題について議論した。以上の結果を踏まえ、マアジの資源評価および管理のあり方と今後の課題について第5章で総合的に考察した。

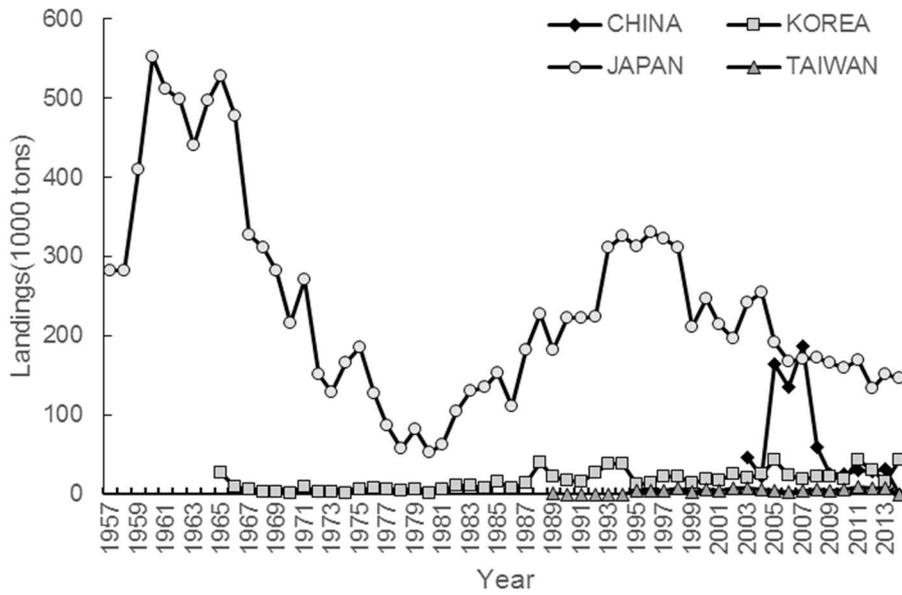


図 1-1 主要国による年別マアジ漁獲量 (FAO 統計より集計、2016 年 3 月)。中国は 2003 年以降、韓国は 1965 年以降、台湾は 1989 年以降の統計。

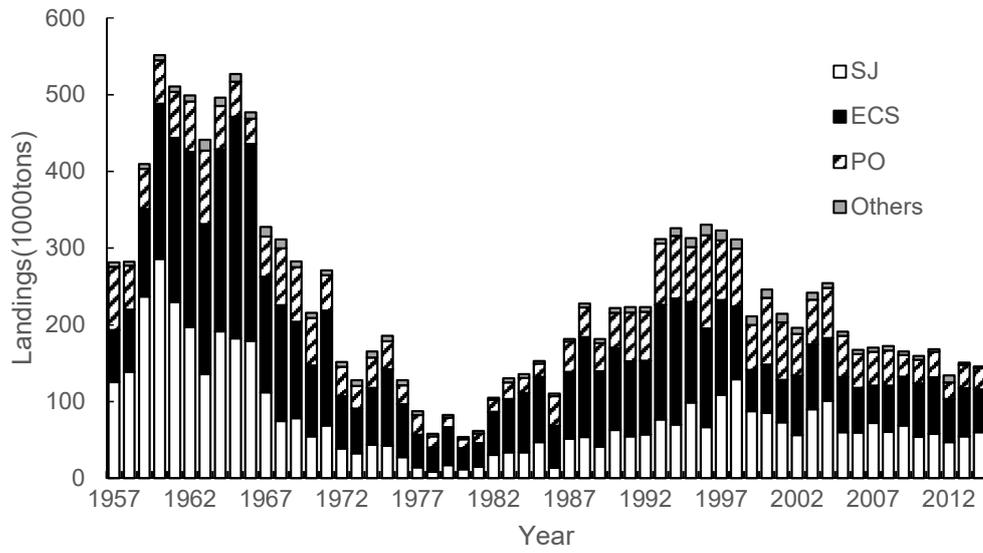


図 1-2 日本の年別マアジ漁獲量（漁業養殖業生産統計年報より集計）。東シナ海（ECS），日本海（SJ），太平洋（PO），それ以外（Others）。

第2章 東シナ海におけるマアジの成長と成熟

2.1 はじめに

東シナ海におけるマアジの漁獲量は 1960 年代初めには 30 万～40 万トンを記録したが、その後急激に減少して 1978 年には約 2 万トンと落ち込んだ（真子・濱田 1984）。2000 年代に入ってから漁獲量は 14 万～19 万トンとなっている（依田ほか 2016b）。

東シナ海におけるマアジの生物特性に関する研究は古くから様々な研究がなされてきた。マアジの年齢と成長に関しては、鱗を用いた成長と年齢の報告（三谷・井田 1964）、耳石表面の観察に基づく年齢と成長の報告（中嶋 1982）がある。鱗を用いた場合には年齢が過小査定されることが報告されており、特に体成長が止まった高齢個体において著しい（Beamish and McFarlane 1987）。さらに、脱落、再生鱗の形成、体液中のカルシウム不足による石灰部分の再吸収等の問題点がある（Chilton and Beamish 1982）。一方耳石は鱗と異なり、いったん結晶構造が形成されると再吸収されることはないと考えられている（Jones 1992）。これまでに報告されたマアジの成長は耳石表面の観察法に基づくものが多いが（中嶋 1982、阪本ら 1986、西田・長谷川 1994、水田ほか 2001）、3 歳以上の高齢魚では標示の確認が困難であることが報告されている。例えば、Pacific hake *Merluccius productus* では、耳石表面上の輪紋数と耳石横断切片上の輪紋数を読み比べた結果、前者は後者に比べると輪紋数を少なく読み取ることが報告されている（Beamish 1979）。これは、高齢になると耳石の長軸方向や短軸方向への成長は鈍るが、体内方向への成長は続くためであり、年齢形質としての耳石表面の読み取りは対象魚種の寿命が短い場合以外は控えるべきと指摘されている（増田・野呂 2004）

マアジの産卵期については生殖腺の重量の変化と目視による生殖腺の成熟段階を判定基準として推定した報告がある（堀田・中嶋 1971）。年齢・成長・成熟を検討するためのこれらの標本は資源量の比較的大きかった 1955～1969 年の標本に基づいている。また、これらの情報は組織切片の観察に基づく産卵期の推定などはなされていない。個体群密度は魚類

の成長や成熟に影響を与えることが知られており、例えばマイワシでは資源量の増減に伴って成長速度、成熟開始年齢などの生物特性値が大きく変動したとされる（平本 1981, Morimoto 2003 など）。産卵開始年齢や産卵開始時の体長、バッチ産卵数は繁殖価 (reproductive potential) にもかかわるため、重要な生活史パラメータである。

マアジではバッチ産卵数のような成熟特性値については年や年級群による変動は大きくないとされる一方で、成長速度の変動により成熟年齢も変動する可能性が指摘されている（西田 2006）。しかし、これまでに成長速度や成熟年齢の変動について詳細に調べた例はない。第 1 章 1.4 で述べたように年齢別体重や成熟割合は資源評価結果に直結するため、資源管理方策を策定するうえでもこれらの生物特性値を明らかにし、変動要因について理解することは重要である。そこで本章では耳石の薄切切片と生殖腺の組織観察を用いて成長速度および成熟状態について解析し、2000 年代初めのマアジの生物特性を明らかにした。なお、本章の内容は Yoda et al. (2014) で報告した。

2.2 材料と方法

2.2.1 採集した標本

成熟の解析には 2001 年 1 月～2004 年 12 月までにまき網漁業・釣りおよび西海区水産研究所で実施した着底トロール調査で漁獲された雌 740 個体を、年齢の解析には 2001 年 2 月～2004 年 12 月までにまき網漁業・以西底びき網漁業・定置網および西海区水産研究所で実施した着底トロール調査で漁獲された 636 個体の標本を用いた（表 2-1、2-2）。標本の採集に際してはなるべく広い体長範囲の個体を用いるため、複数の漁法によって得られた個体を用いた。標本の採集場所は図 2-1 に示す。

すべての供試魚は、尾叉長 (L)、体重 (BW) の測定を行った。成熟の解析に用いた個体は卵巣重量 (OW) の測定を行った後、卵巣の一部をブアン氏液で固定した。尾叉長は 1mm 単位、体重は 1g 単位、生殖腺重量は 0.1g 単位で測定した。生殖腺指数 (GSI) は次式によ

り求めた。

$$GSI = (OW/BW) \times 100$$

2.2.2 耳石の計測

年齢形質として摘出した耳石（扁平石）は水洗により付着物を取り除いた後に乾燥した。耳石は150°Cのオーブン（DO-300A; AS ONE）で15分間焼いた後、エポキシ樹脂（Epoxicure; Buehler, Lake Bluff, IL）にて包埋した。包埋した耳石の核を含むようにマイクロカッター（マルトー株式会社製MC-201型）にて切断し、横断切片を作成した（図2-2）。切断した耳石の片側の表面を1200番の耐水研磨紙にて研磨した後、エポキシ樹脂にて研磨面をスライドガラスに貼付した。もう一方の表面を400-1200番の耐水研磨紙、ラッピングフィルム（9μm）、アルミナ粉にて輪紋が明瞭に確認できるまで研磨（厚さ約0.3mm）した後に、実体顕微鏡にて透過光で観察した。耳石には透明帯と不透明帯が交互に観察された。このため、不透明帯内縁を標示と規定し、標示数（ N ）を数えた。核から n （ $=1, 2, \dots, N$ ）番目の標示までの距離を標示長（ r_n ）、核から耳石体内側方向の外縁までの距離を R として、標示の読み取りと測定を行った。標示長の計測には耳石計測システム（ODRMS; RATOC, Tokyo, Japan）を用い、0.01mm単位で透過光にて行った。標示数読み取り時の誤差を評価するために、以下の式によりIAPE（index of average percent error）を求めた（Beamish and Fournier, 1981）。

$$IAPE = 100 \times (1/A) \sum_{j=1}^A \left[(1/T) \sum_{i=1}^T (|X_{ij} - X_j|/X_j) \right]$$

ここで、 A は標本数、 T はそれぞれの耳石について標示読み取りを行った回数、 X_{ij} は j 番目の標本について i 回目の読み取りを行ったときの標示数、 X_j は j 番目の標本の平均標示数である。

耳石の標示形成時期は、縁辺成長率（Marginal Increment : MI）を以下の式により求め、縁辺成長率の月別変化より判断した。

$$MI = (R - r_N) / (r_N - r_{N-1})$$

標示数から推定した年齢と尾叉長から von Bertalanffy の非線形成長モデルを用い、最小二乗法によりパラメータ (L_∞, K, t_0 , 詳細は後述) の推定を行った (赤嶺 2004)。

$$L_t = L_\infty [1 - \exp\{-K(t - t_0)\}]$$

ここで、 L_t は t 歳時における尾叉長 (mm)、 L_∞ は極限尾叉長、 K は成長係数、 t は年齢、 t_0 は L (尾叉長) が 0 となる (理論上の) 年齢である。

それぞれの耳石は 1 か月以上の期間を開けて 3 回ずつ標示の読み取りを行った。2 回もしくは 3 回の標示読み取りが一致した結果について解析に用いた。

2.2.3 卵巣の組織学的観察と成熟段階

固定した卵巣はエタノールで脱水した後、メタクリレート樹脂 (Technovit 7100, Kulzer) にて包埋した。滑走式マイクロトームで 2–3 μ m の樹脂切片を作成し、1% トルイジンブルー水溶液で染色後、光学顕微鏡で組織観察を行った。卵母細胞の発達段階を Yoneda et al. (2002) に従って決定し、卵巣の成熟過程を次の 6 期に区分した (図 2-3)。

1. 未成熟期 (Immature phase : Im) : 周辺仁期 (Perinucleolus stage)、卵黄胞期 (Yolk vesicle stage) の卵母細胞のみで構成される。
2. 発達期 (Developing phase :D) : もっとも発達した卵母細胞が第一次卵黄球期 (Primary yolk stage) から第三次卵黄球期 (Tertiary yolk stage) に達している。
3. 成熟期 (Mature phase :M) : もっとも発達した卵母細胞が胚胞移動期 (Migratory nucleus stage) もしくは成熟期 (Mature stage) に達している。
4. 産卵期 (Spawning phase :Spa) : 発達期または成熟期における卵母細胞 (上記) と排卵後濾胞が認められる。
5. 閉鎖期 (Spent phase :Spe) : 多くの卵母細胞で退行が始まっている。
6. 休止期 (Resting phase: R) : 退行後期の卵母細胞と周辺仁期の卵母細胞で構成される。

2.2.3 50%成熟体長の推定

産卵盛期とみられる (2.3 を参照) 2 月～5 月に漁獲された 412 個体の雌魚を用い、組織学的観察に基づいて成熟体長の検討を行った。本研究では発達期、成熟期もしくは産卵期の卵巣を持つ個体を成熟していると判断した。50%成熟体長 (L_{50}) を推定するため、一般化線型モデル (Generalized Linear Model: GLM) で誤差構造が二項分布のロジスティック回帰を行った。パラメータ推定には統計ソフト R (ver. 2.11.1) (The R Project for Statistical Computing: <http://www.r-project.org/>) を用いた。ロジスティック式は以下の通りである。

$$Y_L = \frac{1}{1 + \exp\{(a-L)/b\}}$$

ここで Y_L は尾叉長 L における成熟割合、 a と b はパラメータで、 a は L_{50} にあたる。 L は尾叉長 (mm) である。

2.2.4 バッチ産卵数の推定

バッチ産卵数 (Batch Fecundity: BF) は成熟期の卵母細胞 (吸水卵) を有する個体を用いた。これらの個体について 10%ホルマリンで固定した卵巣の中央部より約 0.5g (300～600 個程度) の組織を切り出し、顕微鏡下で吸水卵を計数した。計数した卵数から卵巣全体の吸水卵を重量法で推定した (Hunter and Macewitz, 1985)。吸水卵と排卵後濾胞を同時に有する個体はすでに吸水卵の一部が排卵されていると考えられるため、これらの個体は解析から除き、条件に合致する 2001 年 2 月と 2002 年 2 月に北部九州 (northern Kyushu) で採集された 16 個体についてバッチ産卵数を求めた。

2.3 結果

2.3.1 標示形成時期

合計 636 個体について耳石標示の読み取りを行い、このうち 41 個体 (6.4%) では耳石標

示が不鮮明もしくは3回行った読み取りが一致しなかったため、解析から除いた。残る595個体は(93.6%)は耳石標示の読み取りが可能であった(図2-2)。耳石標示数が0の個体を除く525個体から算出したIAPAは4.1%だった。耳石標示数が1の個体の縁辺成長率は2~7月まで低い水準にとどまった(図2-4)。耳石標示数が ≥ 2 の個体では縁辺成長率は2~3月に急速に減少した。これらの結果から耳石標示は年に1回、2~3月に形成されると考えられたため、3月1日をふ化日と仮定した。2.3.3で後述するように3月は産卵盛期と一致する。

2.3.2 推定された成長式

F 検定により、雌雄間の成長差は見られなかった($F=0.33, p>0.05$)ため、本種の成長式を雌雄および性別不明を込みで計算した。観察された最大標示数は6で、推定された年齢(t)と尾叉長(L)から成長式は以下の式により示された。この式から得られた成長曲線を図2-5に示す。

$$L_t = 401 \{1 - \exp(-0.275(t + 1.149))\} \quad (0.8 < t < 6.9)$$

2.3.3 生殖年周期

マアジ雌のGSIの月別変化を図2-7に示す。GSIは2月~5月まで高い水準を保ち(GSI > 2.0)、2月と4月には平均GSIは3.95と高い水準を示した。5月以降、GSIは減少傾向を示し、6月~11月は低い水準となった。

卵巣の各成熟段階の月別出現状況を図2-8に示す。未成熟期の卵巣を持つ個体は周年出現し、8月と9月を除くすべての月で発達期の卵巣を持つ個体が出現した。成熟期の卵巣を持つ個体は2月~6月に出現し、閉鎖期の卵巣を持つ個体は3月、8月、9月、11月を除く月で出現した。休止期の卵巣を持つ個体は産卵盛期に当たる2月、3月、5月を除くすべての月で観察された。

2.3.4 成熟体長

最小成熟尾叉長は 171mm で、成熟期の卵母細胞を持つ尾叉長 180mm の個体が観察された。ロジスティック式は次式のように示された。

$$Y_L = \frac{1}{1 + \exp\{(2068 - L)/18.4\}}$$

半数成熟尾叉長 (L_{50}) は 206.8mm で、尾叉長 300mm を超えた個体はすべて成熟していた (図 2-9)

2.3.5 バッチ産卵数

バッチ産卵数は最大 102,469 粒 (尾叉長 379mm)、最小 5,738 粒 (尾叉長 180mm) であった。バッチ産卵数 (BF) と体重 (BW) の関係は次式で示された (図 2-10)。直線回帰と非線形回帰によるモデル選択を行った結果、体重に対するバッチ産卵数の関係では、モデルの違いによる予測力の大きな差は見られなかったが、AIC の低い非線形回帰モデルを採用した (Hunter et al. 1985)

$$BF = 7626.1 \times e^{0.0037BW} \quad (75 < BW < 771) \quad (n=16)$$

2.4 考察

本研究ではマアジの耳石の縁辺成長率の変化から、耳石の標示は年一回、2~3 月に形成されると考えられた。このため、標示を年輪として、成長式を求めた結果、von Bertalanffy の成長曲線から推定される最大到達体長は 401mm と推定された。これまでに報告されたマアジの成長解析によると、3 歳以上の高齢魚では表面観察法による標示の確認が困難であることが報告されている (中嶋 1982、阪本ら 1986、西田・長谷川 1994、水田ほか 2001)。ヒラメの成長解析では表面観察法を用いた場合に、雄では 4 歳未満、雌では 5 歳未満の個体では年齢決定が可能であるが、それ以上の年齢の個体では過小評価となるとされる (増田・

野呂 2004)。本研究では最多 6 の標示数を確認しており、高齢魚が採集されるマアジの成長解析を行う際には横断面による 0.3mm 程度の研磨標本を用いて観察する必要があると考えられる。本研究では雌雄で成長差は見られず、これは日本海中部で漁獲された標本を用いて成長解析を行った既往の知見と一致する（西田・長谷川 1994）。

本研究で得られた 1 歳時の尾叉長は長崎県や和歌山県の結果とほぼ同じだった（阪本ほか 1986、水田ほか 2001）（表 2-3）。2 歳以上になると中嶋（1982）が九州北部や東シナ海中部で漁獲した標本に基づいて推定した成長と一致した。中嶋（1982）は耳石の形状などから東シナ海から漁獲されたマアジを“九州北部群”、“東シナ海中部群”、“東シナ海南部群”の三つのグループに分けて成長解析を行っているため、本研究と厳密に比較することは難しいが、本研究で得られた標本は主に“東シナ海中部群”と“九州北部群”の分布域に当たる海域から得られており、これらの群れの成長と比較することは可能であろう。これら“東シナ海中部群”と“九州北部群”の群れと比較した場合には、本研究で得られた 1 歳時の尾叉長は大きく、成長が速まっていることが示唆された。過去の知見では“東シナ海南部群”の成長は他の 2 つのグループ“東シナ海中部群”、“九州北部群”に比べるとかなり遅い（中嶋 1982）。しかし、2010～2012 年の台湾北東海域で採集された標本に基づく成長解析の結果によると、中嶋（1982）が“東シナ海南部群”で報告したような極端な成長の遅れはみられず、本研究と比較すると 1 歳時点では同程度、2 歳魚以上では 1cm 程度小さかった（Lu et al. 2013）（表 2-3）。

堀田・中嶋（1970）はマアジ耳石の中心域外側の透明帯、不透明帯の形成状態によって 3 つの型に分類し、耳石タイプと系群との関係を記述している。同様に大西洋に分布する大西洋マアジ (*Trachurus trachurus*) でも、系群を分ける取り組みの一つとして、耳石の形状（輪郭）を解析した例がある（Stransky et al. 2008）。また、若狭湾と五島灘で採集されたマアジ稚魚の耳石から、成育環境によって不透明帯と透明帯の形成状況が異なる可能性が指摘されている（Kanaji et al. 2010）。しかし、マアジの DNA 解析の結果からは南シナ海、太平洋、

日本海に分布するマアジは遺伝的に均一の個体群であると考えられる (Song et al. 2013、Zhao et al. 2015)。分布域も東シナ海南部から日本沿岸域まで連続しており、仔稚魚の分布量調査の結果からも東シナ海南部で生まれた仔稚魚は北東方向に輸送されることが明らかとなっている (Sassa et al. 2008)。さらに、海流モデルを利用した粒子追跡実験の結果からみても、東シナ海南部を起点としたときに九州西岸まで卵仔稚魚が輸送されている (Kasai et al. 2008)。成魚になってからの本種の移動に関する情報は少ないため、稚魚期以降の移動は大きくない可能性もあるが、現時点では東シナ海において客観的な根拠を持って系群を明確に分けるのは難しいと考えられる。

本研究では成長式の推定に際してなるべく広い体長範囲の標本を用いるため、4年分の情報をまとめて解析を行ったが、図 2-6 に示すように採集年毎の成長の違いは明確に認められなかった。平均的な個体の成長率 (年齢に対する平均的な体長) は時間の経過に伴い変化し、一般に環境 (水温)、密度効果、サイズ選択的死亡 (漁獲) が要因として挙げられる (Sinclair et al. 2002)。時間依存的な成長の変化は産卵ポテンシャルの変化を引き起こすこともあり、資源管理の目標や効果に大きな影響を与える (Brander 2007)。このため、時間経過に伴い変化する成長を表現できるようなモデルについて多くの報告がある (Helser and Brodziak, 1998、Clark and Hare, 2002、Whitten et al. 2013)。成長の変動に与える年齢、年級、年の効果について海産魚 25 種 91 系群についてメタ解析を行った報告では、多くの系群で年の影響が大きいことが報告されている (Thorson and Minte-Vera 2016)。このため、今後も成長に関する情報の収集を継続し、成長の変動に与える影響について検討する必要がある。

海産魚の成長は個体群密度や環境要因によって影響を受けることが示唆されており (Moyle and Cech 2002)、特に東シナ海のマアジ稚魚では稚魚期に経験した水温が成長速度に影響し、さらには成長速度の違いが生残に影響することがすでに明らかとなっている (Takahashi et al. 2012)。一方で、環境要因の影響は、サイズ選択的な漁獲が成長に与える影響に比べると無視できるほど小さいという報告もある (Parma and Deriso 1990)。このため、

漁獲対象サイズに達した後の成長に対する影響は、漁獲によるサイズ選択性と環境によるものを分離して議論する必要があり数理モデルを利用した手法の適用を今後検討する必要がある。

本研究では成長式の推定に際して複数の漁業種類からの情報をまとめて解析を行った。漁業で得られた標本を用いる場合には漁業によるサイズ選択性により、大型で成長の早い若齢個体と、漁獲を逃れた成長の遅い高齢個体が標本となるため、採集した標本にバイアスが生じるという指摘がある (Sinclair et al. 2002 など)。漁業による選択性によって極限体長 (L_{∞}) は下方修正され、代謝成長パラメータ (K) と理論上の体長が 0 となる年齢 (t_0) は上方修正される (Hanson and Chouinard 1992, Kristiansen and Svåsand 1998)。このため、成長式の推定に際しては漁獲圧を考慮した補正が必要とされる (Taylor et al. 2005)。また、成長式の推定にはそれぞれの体長区分から一定数の標本を一樣に採集した場合には推定値にバイアスが出ることが明らかとなっており、母集団と同じサイズ組成の標本を用いる方がよいという指摘がある (Goodyear 1995)。しかし、調査船調査で得られるマアジ標本は主に当歳魚で、加入量水準を見積もるには十分であっても、調査船調査の標本のみを用いて成長式を求めるのは難しい。東シナ海における過去の知見でも 1955~1969 年の 14 年間にわたってまき網漁船で漁獲された標本からの成長式の推定を行っている (中嶋 1982)。幅広い体長範囲の標本を得ることと採集漁具や採集海域が一樣の標本を得ることはトレードオフの関係にあり、今後も解析方法の改善が必要である。

生殖腺の組織学的観察結果から東シナ海のマアジは 2~5 月が産卵盛期に当たることが明らかとなった。生殖腺の発達には水温や日長などの環境要因が影響すると考えられており (Lam 1983)、マアジの場合にも水温上昇期、かつ日長が長くなる期間が産卵盛期であった。また、産卵休止期にあたる 7~10 月は東シナ海において最も水温が高くなる時期で、生殖腺の退行期と一致する。生殖腺の重量変化および目視による観察結果から、既往の知見ではマアジの産卵群を“冬季産卵群”、“春季産卵群”、“厳冬期産卵群”、“夏季産卵群”の 4 つに

分けており、海域ごとに産卵盛期が異なるとされている（堀田・中嶋 1971）。今回の調査では夏季（7月～8月）に成熟個体は採集されず、夏季産卵群は観察されなかった。一方、隠岐島周辺など日本海西部では6～7月に成熟個体がみられ（西田・長谷川 1994）、済州島周辺では3月～7月が産卵期とされるため（Cha et al. 2009）、標本の採集海域をさらに北に広げれば夏季産卵群も捕捉できる可能性がある。

マアジの産卵適水温は、飼育環境下で、満1歳魚では20～23℃、3～4歳魚では17～18℃であるが、18℃を超えると高齢魚では卵の退行が始まると報告されている（落合ほか 1980, 1983）。一方で、15℃未満ではふ化率が低く 18～24℃が適水温とされる（落合ほか 1983）。さらに仔魚の成長は27℃で、稚魚や若齢魚では20～26℃で成長が促進され、18℃以下では成長が停滞する（落合ほか 1984）。このようにマアジ親魚の産卵適水温は仔稚魚の成育適水温に比べると低いと考えられる。日本周辺水域における海面水温の長期変化傾向は、年平均でみると東シナ海・日本海南部および中部は上昇傾向にあり、上昇率は全球の海面水温の上昇率よりも大きい（高槻ほか 2007）。堀田・中嶋（1971）が調査した1955年～1969年には済州島周辺で夏季に産卵群が採集された。韓国周辺海域の表面水温の長期トレンドを解析した報告によると、この海域での表面水温は1880年以降の130年間で上昇傾向がみられ、夏季においても2000年代は高い水準となっている（Kim et al. 2011）。水温上昇により夏季産卵群の産卵期が早まり、生殖腺の退行時期が早まっている可能性もある。

2000年代以降に東シナ海で広く行われている卵稚仔調査から、北緯28度以南の台湾北東海域において2月～3月に非常に濃密な仔魚分布がみられることから、東シナ海南部は2月～3月に大きな産卵場になるとされる（Sassa et al. 2006）。しかし、東シナ海南部では12月～5月に成熟期の卵母細胞を持つ個体が採集されており（依田、未発表）、実際の産卵期間はもっと長く、仔稚魚調査ではこの産卵期間全体をカバーできていない可能性がある。産卵量から親魚量を推定するためには年間を通した卵分布のほかに産卵頻度や産卵1回あたり産卵数（バッチ産卵数）を明らかにする必要があるが、簡易的方法として産卵場の広がりか

ら親魚量水準を判断できる可能性を指摘した報告もある (Smith 1990)。一方で、親魚の漁獲量がそれほど多くない海域でも仔魚分布密度が高い場合があり、産卵場の推定は、様々な情報から総合的に行うべきだろう。

東シナ海におけるマアジの最小成熟体長は、漁獲量の多い 1960 年代を含む 1955～1969 年の標本の生殖腺重量に基づく解析から、尾叉長 18.5～20.7cm で、2 歳であると報告されている (堀田・中嶋 1971)。また、漁獲量の増大期にあたる 1983～1997 年の標本を用いた報告では尾叉長 20cm から産卵すると推定されている (大下 2000)。生殖腺の組織学的観察から、本研究では尾叉長 17.1cm の成熟個体がみられ、この個体は 1 歳魚であると考えられたことから、これまでの報告と比べるとより小型で若齢魚から産卵に加入すると考えられる。暖海性魚類の多くでは一般に種特異的適水温帯にて成熟が促される (Lam 1983, Clark et al. 2005)。前述したように東シナ海の海面水温はこの 100 年間で見ると上昇傾向がみられることから、環境要因の変化が速い成長と早期成熟を促す要因である可能性がある。また、資源量によって再生産能力が影響を受けることがマイワシなどで明らかになっており、資源の減少期には成熟年齢の早期化が観察されている (Morimoto 2003)。本研究の標本は 1980 年代の非常に低水準だった時期に比べると高い資源量の期間に採集されたものとなり、本研究のみで資源量の影響を判断するのは難しい。今後、継続して標本の解析を行うことで、資源量がマアジの産卵生態に与える影響も明らかになることが期待される。

本研究で推定したバッチ産卵数 (5,738-102,469 粒) は既往の知見に比べるとかなり少ない (184,292 粒、Chigirinskiy 1970)。これは、研究対象となった標本の体長サイズには大きな差は見られないため (それぞれ尾叉長 18.0-37.9cm, 22.0-40.0cm)、バッチ産卵数の推定方法が異なるために起こったと考えられる。Chigirinskiy (1970) は、第三次卵黄球期の卵母細胞も 1 回あたりの産卵数に含めていたが、マアジの場合は卵母細胞の発達動態は、非同期発達型—1 産卵期複数回産卵で、卵黄形成を開始する卵母細胞が産卵期中にも認められ、成熟した卵巣内にはほとんどすべての発達段階の卵母細胞が同時に出現する (栗田 2006)。マアジ

では第三次卵黄球期の卵母細胞は産卵後も卵巣内に残るため(三淵ほか 1958、山田 1958)、第三次卵黄球期の卵もバッチ産卵数に含めると過大評価となる。非同期発達型の産卵様式を持つ魚類では年間産卵量はバッチ産卵数では決まらず、産卵頻度や産卵期間の長さなどの情報が必要になる (Hunter and Macewicz 1985)。マアジでは、ヒト胎盤性生殖腺成熟ホルモンを用い、実験室内で産卵の誘発はすでに成功しており、水温などの条件によって排卵までの時間は異なるものの、ホルモン投与後 32.5~60 時間で排卵が起こることが明らかとなっている (落合ほか 1980, 1983; Nyuji et al. 2012; 依田ほか 2006)。卵の分布量から産卵親魚量を直接推定する Daily Egg Production Method の適用の際には排卵後濾胞の消滅過程や産卵時刻などの情報は必要不可欠な情報である。今後、天然海域でこれらの情報が明らかになると、産卵量から直接親魚量を推定することも可能である (Lasker 1985)。

本研究ではマアジの産卵開始年齢が早まり、1 歳魚から産卵することや既往の知見に比べると成長が速くなっていることが示唆されたが、産卵盛期は 2~5 月と既往の知見とほぼ同じだった。日本海から東シナ海に分布するマイワシ対馬暖流系群では資源量の変動に伴い、成長速度が変動し資源量が高水準の年代には極端な成長の停滞がみられたことが報告されている (Ohshimo et al. 2009)。一方、九州西岸に分布するマサバについては 2000 年代初めと 1970 年代では成長には大きな差がみられなかったことが報告されている (Shiraishi et al. 2008)。マアジは資源量の変動幅もマサバに近いと、生活史特性も類似した傾向を示す可能性があるが、太平洋に分布するマサバについても資源量の変動に伴う成長速度の変動が報告されており (Watanabe and Yatsu 2004)、このような生物特性の変動が種特異的なものなのか、海域に依存するものなのかについては今後も引き続き検討が必要である。

東シナ海は複数の国が利用する漁場であるが、国際的な漁業管理の枠組みは未だない。漁獲対象となっている資源の成長や成熟などの生物特性をモニタリングすることは最も簡単かつ効果的な資源の動向を検出する方法であるとされる (田中 1985 など)。生態変化を捉え、その原因の検討も可能とするような生物情報のモニタリングは継続するべきであり、今

後も成長や成熟特性の情報を蓄積することが重要である。

表 2-1 年齢査定に用いた標本の海域別採集年月別個体数と体長範囲。(L: 尾叉長 ; n: 個体数; ECS: the East China Sea)

Year	Month	Northern Kyushu		Central ECS		Southern ECS	
		<i>n</i>	<i>L</i> range (mm)	<i>n</i>	<i>L</i> range (mm)	<i>n</i>	<i>L</i> range (mm)
2001	February	38	169-342				
2001	March			16	230-262		
2001	April			22	276-339		
2001	May	18	321-392				
2001	August			16	260-334		
2001	October			11	205-220		
2001	November	16	247-292				
2002	February	14	325-388				
2002	March	16	168-386				
2002	May	16	279-370				
2002	July	16	269-376				
2002	August	16	206-234				
2002	September	16	272-350				
2003	January			16	270-373		
2003	February					9	196-214
2003	March			99	144-272	29	194-270
2003	April	18	152-190	26	256-294		
2003	May	10	184-203	15	237-278		
2003	July	38	248-320				
2003	August	10	274-294				
2003	September			14	201-224		
2003	October	7	268-303	10	238-270		
2003	December	9	232-260				
2004	July	30	191-270				
2004	October	17	267-325				
2004	November	16	257-284				
2004	December	16	250-304	16	205-254		

表 2-2 成熟解析に用いた標本の海域別採集年月別個体数と体長範囲。(L: 尾叉長 ; n: 個体数; ECS: the East China Sea)

Year	Month	Northern Kyushu		Central ECS		Southern ECS	
		<i>n</i>	<i>L</i> range (mm)	<i>n</i>	<i>L</i> range (mm)	<i>n</i>	<i>L</i> range
2001	January	12	270-336				
2001	February	82	153-341				
2001	March	2	176-215				
2001	April	8	270-384				
2001	May	8	274-375	15	181-291		
2001	June			10	189-231		
2001	July	8	302-339				
2001	September	13	294-376				
2001	October	10	290-344				
2001	November	17	252-307				
2002	February	40	234-379				
2002	March	14	168-358				
2002	April	43	222-342				
2002	May	6	279-350	4	238-265	2	242-265
2002	June	10	191-210	2	189-250		
2002	July	34	276-331				
2002	August	31	172-234				
2002	September	42	214-338				
2002	October	34	213-390				
2003	January	43	217-297				
2003	February	20	290-368	22	213-246	1	212
2003	March	17	280-385	54	180-272		
2003	October	7	268-294				
2003	November	5	168-173	5	194-215		
2003	December			3	277-286		
2004	February	10	148-204				
2004	April	29	167-258	26	180-295		
2004	May	4	198-204	5	169-178		
2004	June	5	188-197				
2004	July	7	226-264				
2004	November	7	257-282				
2004	December	19	253-298	4	226-255		

表 2-3 既往の知見によるマアジの成長

Sampling area	Estimated L (mm) at age						References
	1	2	3	4	5	6	
East China Sea	179	232	273	304	327	345	Present study
Northern Kyushu	166	231	277	308	332		Nakashima (1982)
Central ECS	170	233	279	312	337	355	"
South ECS	154	193	223	246			"
Wakayama	187	252	296	325	344	356	Sakamoto et al.(1986)
Nagasaki	180	247	293	324			Mizuta et al. (2001)
Niigata	148	206	249	282			Nishida and Hasegawa (1994)
Taiwan	179	224	260	289	312		Lu et al. (2013)

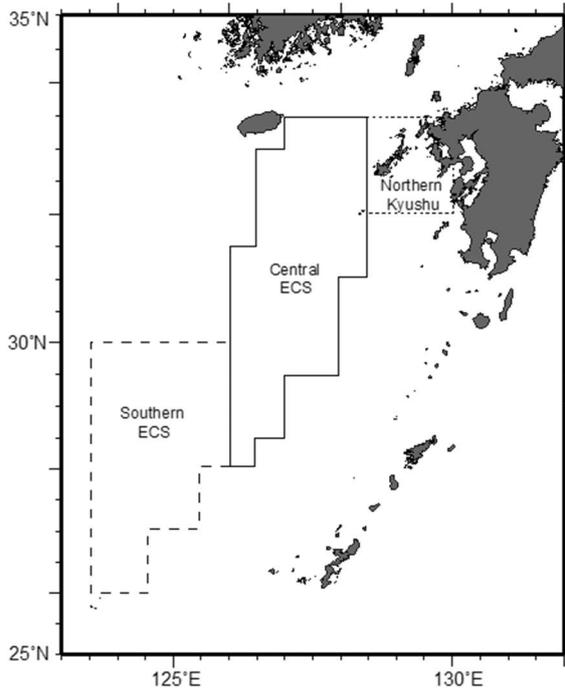


図 2-1 東シナ海におけるマアジの採集海域 (ECS: the East China Sea)

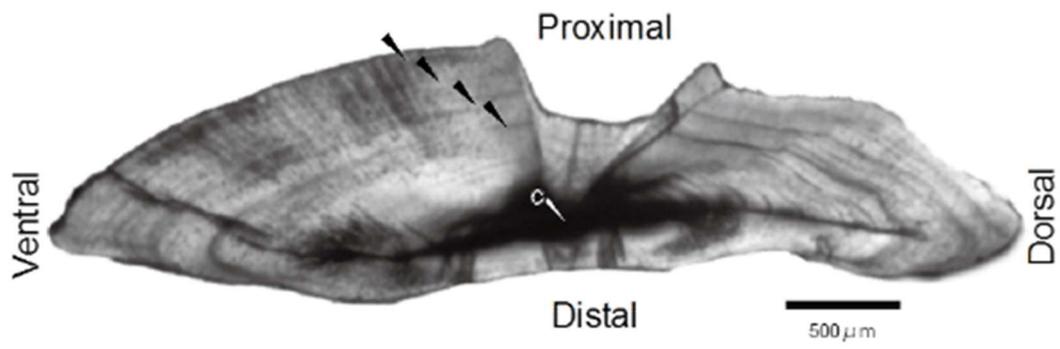


図 2-2 マアジの耳石横断薄層切片。C: 耳石中心 (Core)、黒矢印は耳石標示。

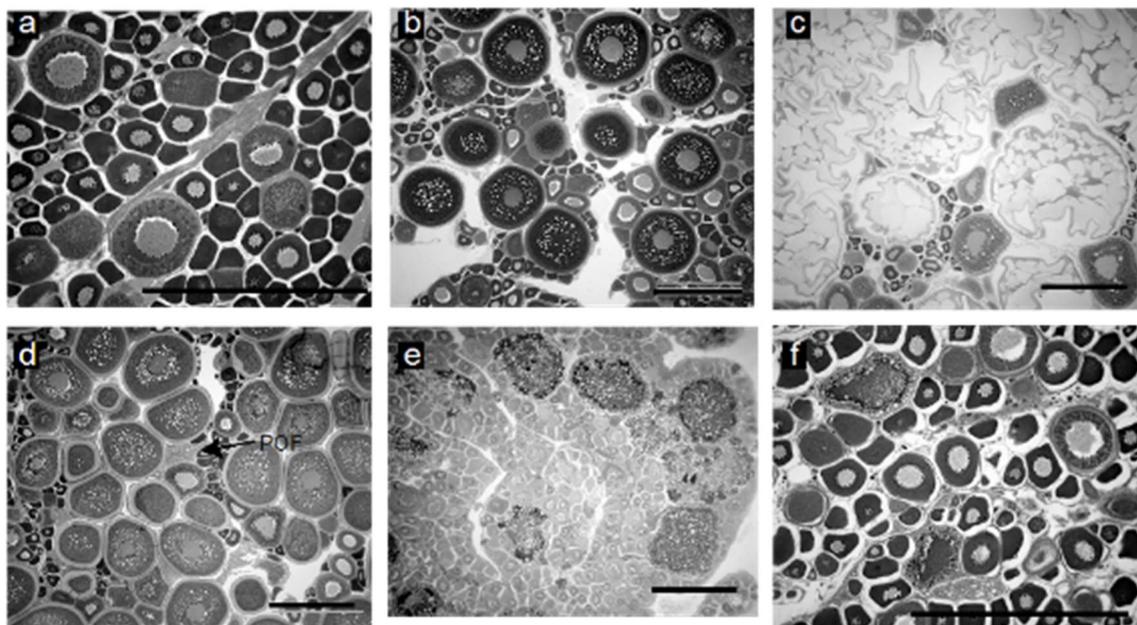


図 2-3 各成熟段階の卵巢写真。a: 未成熟期 (Immature phase : Im)、b: 発達期 (Developing phase :D) 、c: 成熟期 (Mature phase :M)、d: 産卵期 (Spawning phase :Spa)、e: 閉鎖期 (Spent phase :Spe) f: 休止期 (Resting phase: R)、POF:排卵後濾胞 (Postovulatory follicle)、バーは 1mm。

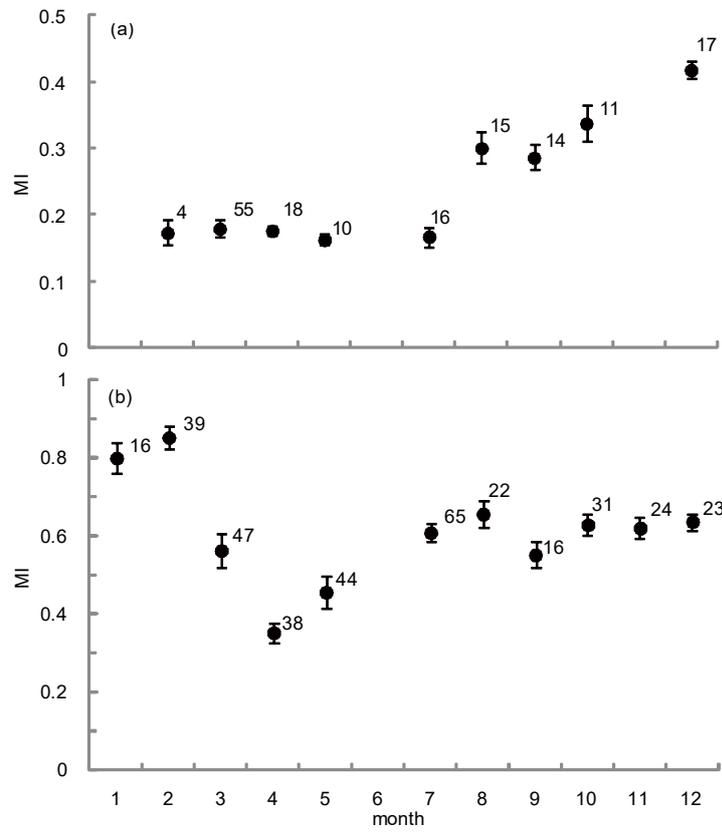


図 2-4 月別平均縁辺成長率の変化。(a) 標示数 1 の個体。(b) 標示数 2 以上の個体。エラーバーは標準誤差。数字は標本数。

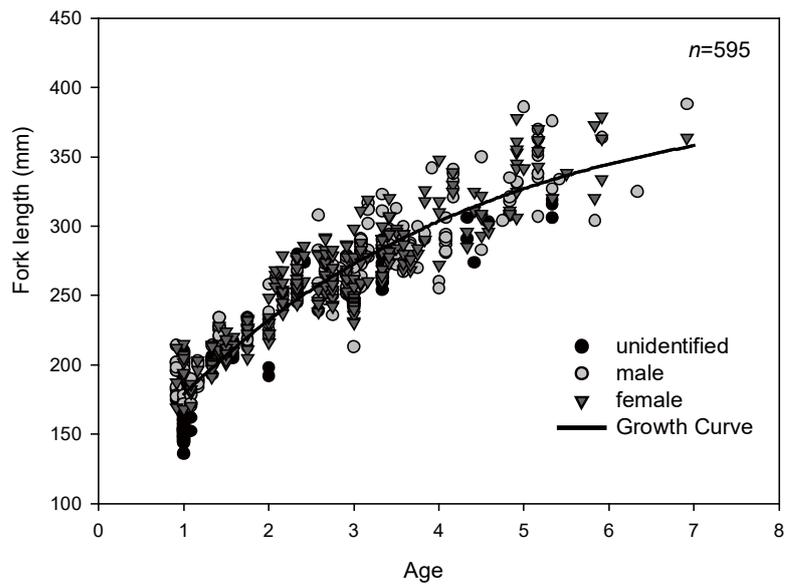


図 2-5 年齢・尾叉長と推定された von Bertalanffy の成長曲線。

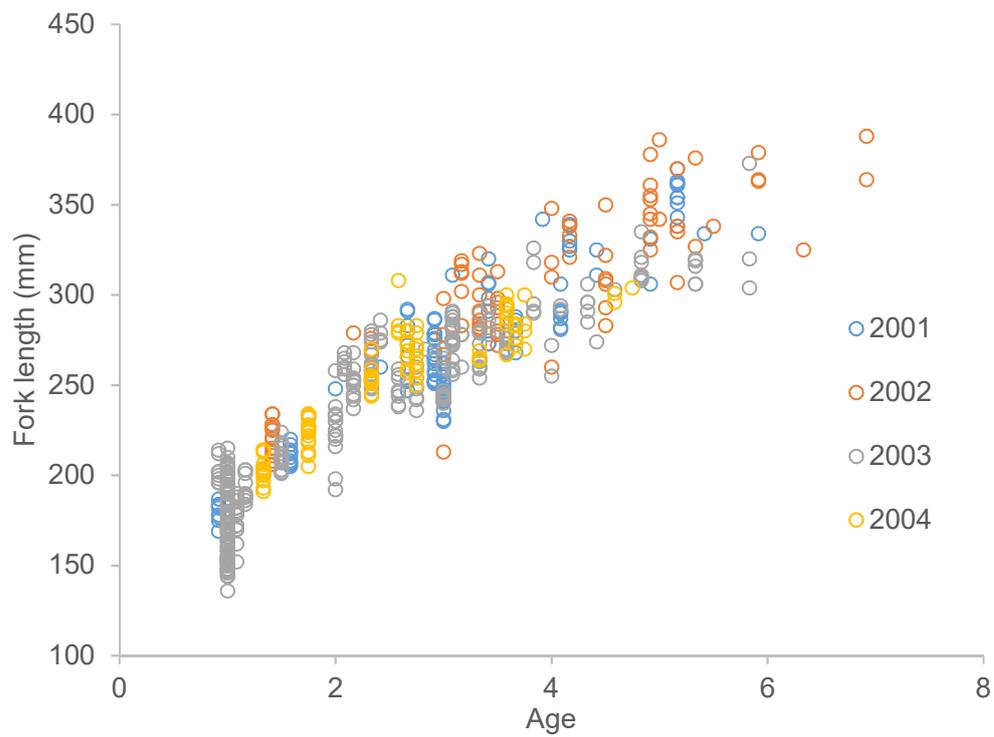


図 2-6 採集年毎の年齢・尾叉長の関係。

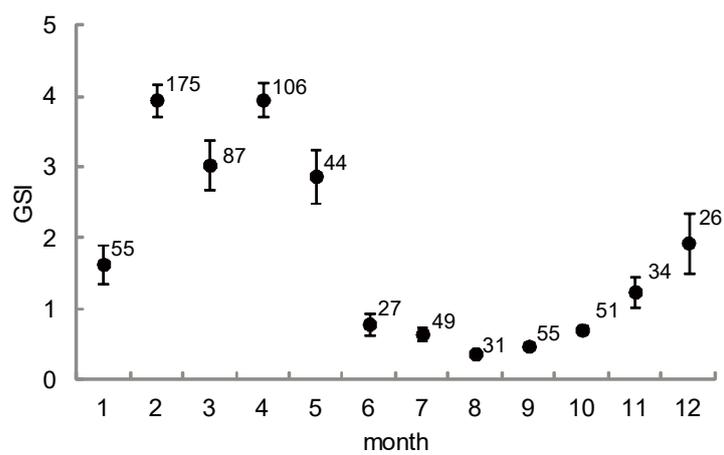


図 2-7 東シナ海におけるマアジ雌魚の月別平均 GSI の変化。数字は標本数を示し、エラーバーは標準誤差を示す。

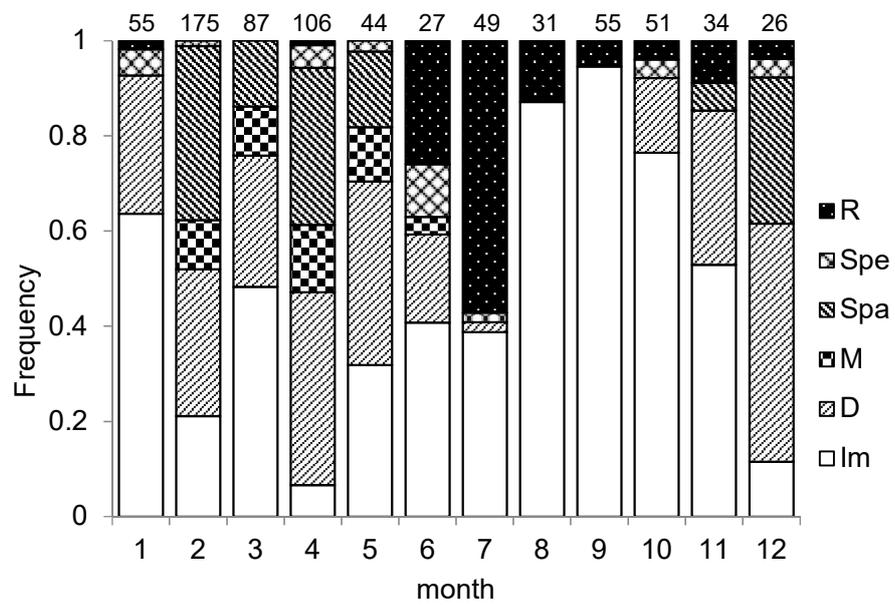


図 2-8 東シナ海におけるマアジの月別成熟段階割合の変化。Im: 未成熟期、D: 発達期、M: 成熟期、Spa: 産卵期、Spe: 閉鎖期、R: 休止期。数字は標本数を示す。

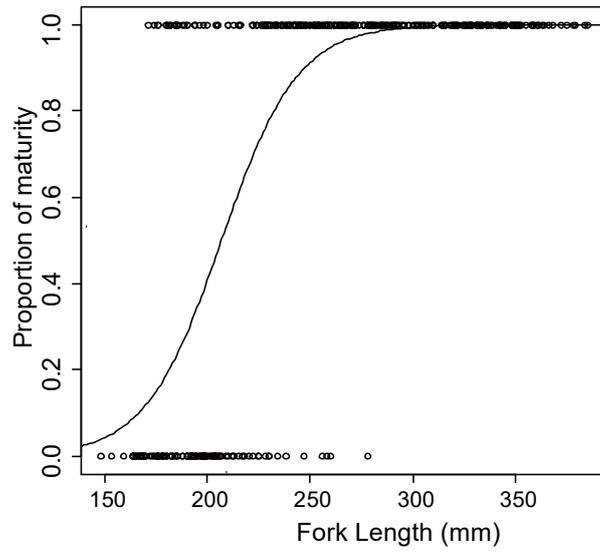


図 2-9 産卵盛期（2～5 月）に採集された東シナ海におけるマアジの尾叉長別成熟状況

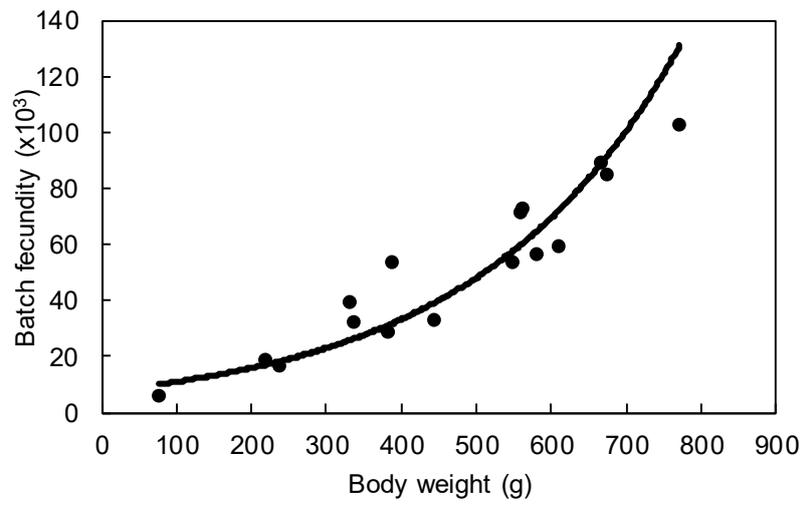


図 2-10 東シナ海におけるマアジの体重とバッチ産卵数の関係。

第3章 東シナ海におけるマアジの産卵生態

3.1 はじめに

仔稚魚調査や漁獲物の調査結果から、日本近海に分布するマアジの大きな産卵場は暖流の上流にあり、海域ごとに小さな産卵場はあるとしても全国的に一つの系群で構成されたと考えられていた（横田・三田 1958）。一方、マアジ資源を支える親魚は東シナ海のクチミノセ近海を主産卵場とする群と本州中部以南の沿岸域で分散して産卵する小規模な地方群とからなり、東シナ海での漁獲量が急減した 1966 年以降、東シナ海からの補給が少なくなつて、日向灘や四国近海での産卵・発生に由来する地方群が相対的に構成比率を増加させてきたという報告がある（水産庁調査研究部 1973）。このような考え方をさらに進めて、太平洋岸のマアジ資源の動向は東シナ海からの補給量の多寡に大きく支配される（古藤 1990）という仮説もある。マアジの産卵場はほぼ陸棚上に限られていることから、陸棚面積という点からみても東シナ海と黄海をかかえる九州西方海域は大きなマアジ産卵場面積を持つと推定され（深滝 1960）、東シナ海はマアジ産卵場として非常に重要であると考えられてきた。

マアジ産卵場についてはこれまでに成熟雌魚の漁獲状況（堀田・中嶋 1971）からの報告と卵仔稚調査で得られた分布状況からの報告がある（小笹 1971; 佐々・小西 2002; 庄島 1963; 庄島ほか 1966）。マアジ卵の同定は最近可能となったが（Nishiyama et al. 2014）、卵の同定にはかなりの習熟が必要なため、卵仔稚調査で得られた情報のうち、通常は仔稚魚の分布に基づく産卵場の推定が行われている。しかし、このような調査によって得られる情報は特定の時点に限られた“スナップショット”の情報であり、産卵場全体を把握するには不十分である。さらに、卵仔稚調査で得られた分布状況や分布量から産卵親魚量や産卵場を推定するためには卵の死亡率や親魚 1 個体あたりの産卵数の変動、産卵時期の変化などを考慮する必要がある。広域かつ産卵期間全体にわたる産卵親魚量を把握する手法として音響調査を用いる場合もあるが（Punt et al. 2016b）、東シナ海は 1200 種以上の魚類が分布するとされているため（山田ほか 2007）、魚種判別が困難であり、実際に適用するには課題が多い

(川内ほか 2017)。

一方、大中型まき網漁船は周年、東シナ海の広域で操業し、マアジは主要な漁獲対象種となっている。大中型まき網漁船の漁獲対象サイズはマアジの成熟魚の体長範囲を網羅しているため、この漁獲統計を解析することは近年の成熟魚の分布を考察するための有効な方法である。そこで本章では、漁場別の漁獲統計と生物測定結果を検討することで、1990年代後半から2000年にかけてのマアジ産卵場の推定を行った。なお、本章の内容は依田ほか(2004)で報告した。

3.2 材料と方法

3.2.1. 大中型まき網漁獲統計

大中型まき網漁業は、漁船ごとに操業日、操業漁区、操業回数(網数)、魚種別漁獲量を漁獲成績報告書として農林水産大臣に報告する義務がある。東シナ海で操業する大中型まき網漁業では、マアジ・さば類・ブリなどの魚種では魚体の大きさ(銘柄)に分けて漁獲量が報告される。マアジの場合は、魚体の大きさによって5銘柄(豆・ゼンゴ・小・中・大)に分けて漁獲量が報告されている(漁獲成績報告書記入の手引き、水産庁)(表3-1)。本研究では、図3-1に示す海域の緯経度30分升目における銘柄別月別漁獲量及び網数を1996年～2000年について集計した。3.2.2に示す方法で銘柄別月別の成熟割合を推定し、銘柄別漁獲量にかけ合わせることで産卵親魚の海域別月別漁獲量および1網当たりの漁獲量(CPUE)を計算した。CPUEは、産卵親魚の分布密度をある程度表すと考え、月別CPUEの分布から産卵場を検討した。ここで産卵親魚とは当該産卵期に産卵するとみなされる成熟魚のことである。なお、性比は1:1であるとした。

3.2.2 銘柄別成熟割合

1998～2002年に東シナ海で漁獲されたマアジ雌1183個体について尾叉長(mm)、体重

(g)、卵巣重量 (g) を測定し、生殖腺熟度指数 (GSI) を求めた (2.2.1 を参照)。標本が漁獲された海域を図 3-1 に示す。

このうち、2001 年 1~12 月に長崎県近海でまき網および釣りで漁獲されたマアジ雌 115 個体について、卵巣をブアン氏液で固定した。固定した卵巣の一部をメタクリレート樹脂 (Technovit 7100, Kulzer) で包埋し、滑走式マイクロトームで厚さ 2-3 μ m の樹脂切片を作成し、1%トルイジンブルーで染色後、光学顕微鏡にて組織観察を行った。卵母細胞の発達段階区分は高野 (1974) の基準を参考にし、卵母細胞の発達段階から卵巣の成熟段階を次の 4 段階に区分した。

1. 未成熟期 (immature stage) : 卵黄胞期までの卵母細胞で構成される。
2. 発達期 (developing stage) : もっとも発達した卵母細胞が第一次、第二次および第三次卵黄球期に達する。
3. 成熟期 (mature stage) : もっとも発達した卵母細胞が胚胞移動期もしくは成熟期に達する。
4. 産卵期 (spawning stage) : 発達期または成熟期における卵母細胞と排卵後濾胞が認められる。

成熟期あるいは産卵期に達した個体は産卵すると考え、50%以上の個体がこれらの成熟段階となる GSI を求め、成熟の基準値とした。

漁場における表面水温について、毎週発行される東シナ海海況速報 (漁業情報サービスセンター) から、2000 年の月初めに発表されたデータを用いて、表面水温と親魚分布の関係について検討した。

3.3 結果

3.3.1 成熟段階ごとの GSI

成熟段階ごとの GSI を図 3-2 に示す。GSI の平均値は成熟期で最も高くなった (GSI=6.6)。

未成熟期、発達期、産卵期の GSI 平均値はそれぞれ 0.7、3.8、4.6 であった。

未成熟期の GSI の最大値は 1.6 で、それ以上の GSI を示す個体はすべて発達期、成熟期あるいは産卵期に達した卵巣を持っていた。さらに、GSI が 3 になる付近で成熟期あるいは産卵期に達した個体が 50%を超えたので、GSI が 3 を超える個体は産卵する可能性があると考え、産卵の基準値を GSI=3 と定めた。

堀田・中嶋（1971）は東シナ海のマアジの最小成熟尾叉長を 18.5～20.7cm としていること、大下（2000）は尾叉長 19cm で GSI が 4 を超える個体を観察していること、および本研究の第 2 章において半数成熟尾叉長 (L_{50}) が 206.8mm と推定されたことから、尾叉長 20cm 以上の個体すなわち銘柄小以上の個体が産卵する可能性が高く、それより小さい銘柄に当たる豆およびゼンゴは成熟しないとされた。

3.3.2 銘柄別・月別成熟割合

銘柄別 GSI の経月変化を図 3-3 に示す。銘柄大（尾叉長 30cm 以上）の個体では 11～6 月まで GSI が高く、3 月に最も高かった（GSI 平均値 =8.2）。銘柄中（尾叉長 26 cm以上 30cm 未満）では 12～5 月、銘柄小（尾叉長 26cm 未満）では 1～5 月に GSI が高かった。このうち、GSI が 3 以上の個体が 5 割を超えたのは、銘柄大では 11～6 月までで、銘柄中では 2～4 月だった。銘柄小では 1～3 月には約 20%の個体で、4～5 月には約 30%の個体で GSI が 3 を超えていたが、その他の月では GSI が 3 を超える個体はみられなかった。この結果に基づいて、銘柄大・中では 11～6 月、銘柄小では 1～5 月が産卵期と考え、銘柄別・月別成熟割合を表 3-2 のように推定した。

3.3.3 銘柄別・月別成熟割合と漁獲統計から計算された産卵親魚の分布

銘柄別・月別成熟割合と漁獲統計から計算された、大中型まき網による産卵親魚とみられるマアジ（以下、産卵親魚）の 1996～2000 年平均 CPUE を図 3-4 に示す。産卵親魚は産卵

期（11～6月）の全体にわたって男女群島を含む九州西岸および沿岸域で漁獲された（図3-4）。東シナ海中部域および南部域の大陸棚縁辺に沿った海域では1～6月に産卵親魚が漁獲された。1～5月には1網あたり500kgを超える産卵親魚の高いCPUEが記録された海域が多かったが、6月にはこのような海域は少なくなり、11月には台湾の北部海域で、12月には九州西岸域で局所的に高いCPUEを記録した。

3.3.4 月別努力量の分布

大中型まき網の網数の1996～2000年平均値を海域別・月別に図3-5に示す。大中型まき網漁船は、マアジの産卵期を通して九州西岸から対馬海峡にかけて出漁していたが、北緯30度以南の海域には4～6月の春季に操業回数が増加しており、11～1月の冬季には東シナ海南部には出漁が少なく、東シナ海北部海域から済州島付近の海域に漁場が形成されており、季節ごとに漁場の変化がみられた。

3.3.5 産卵期における表面水温

2000年の産卵期（11～6月）における産卵親魚の分布と表面水温を図3-6に示す。産卵親魚の分布する海域の表面水温は15～25℃の広い範囲にわたったが、おおむね15～20℃の範囲に産卵親魚の分布は集中しており、15℃以下や25℃以上の海域では分布量は少なかった。

3.4 考察

本章において、東シナ海におけるマアジの産卵場は広い範囲で長期間にわたって形成されることが示された。特に九州西岸～対馬海峡までの海域では11～6月までの長期間にわたって産卵親魚が漁獲されており、重要な産卵場となっているとみられる。堀田・中嶋（1971）は、産卵盛期と分布海域が異なるマアジの4つの群れの存在を示唆している。2～3月を盛

期に男女群島付近からクチミノセ付近に至る東シナ海中部域の大陸棚縁辺に沿った海域で産卵する群れ（冬季産卵群）、4～5月を盛期に九州西から北部の海域で産卵する群れ（春季産卵群）、1～2月を盛期に東シナ海南部で産卵する群れ（厳冬期産卵群）および7～8月を盛期に韓国南部沿岸域から済州島周辺の海域で産卵する群れ（夏季産卵群）である。本研究でもこれらの産卵群のうち、冬季産卵群、春季産卵群、厳冬期産卵群とみられる群は確認できたが、夏季に高いGSIを示す個体は出現せず、夏季産卵群にあたる産卵親魚分布は特定できなかった。標本採集海域が日本漁船の出漁海域に限られており、韓国南部沿岸域や済州島周辺の海域からの標本が得られなかったことが影響していると考えられる。しかし、Cha et al. (2009) は済州島周辺で採集されたマアジの産卵期は3～7月で、産卵盛期は4月、7～9月は卵巣の退行期にあると報告しており、堀田・中嶋(1971)の報告した夏季産卵群の産卵時期が近年では早まっている可能性がある。一方、堀田・中嶋(1971)が検討した標本は漁獲量が高水準だった1955～1969年に採集されており、マアジの資源量は現在より大きかったと考えられる。一般に資源水準が低くなるとともに成熟特性の変化や分布域の縮小がおこると考えられるので(田中1985)、資源水準の高い場合にのみ夏季に成熟する個体が顕著になる可能性がある。

東シナ海におけるマアジ仔魚の分布は東シナ海中・南部の大陸棚縁辺域と九州西岸でみられ、分布量は東シナ海南部で多く、冬季の東シナ海南部にマアジの主産卵場があるとされる(佐々・小西 2002)。一方、堀田・中嶋(1971)によると産卵群の大きさは冬季産卵群、春季産卵群、厳冬期産卵群の順であると推測しており、東シナ海中部域における親魚量が多いとしている。本研究でも1～6月には、九州西岸域から東シナ海南部にかけての広い範囲でマアジ産卵親魚の分布がみられた。特に九州西岸域では夏季を除いて産卵親魚が分布しており、産卵期間を通じて好適なマアジ産卵場となっていると考えられる。東シナ海南部の海域でも1～5月に濃密な産卵親魚分布がみられたが、冬季には操業が少ないことから、本研究で使用した漁獲統計からでは分布密度が過小評価される可能性がある。このため、東シ

ナ海南部における産卵量は堀田・中嶋(1971)が想定したよりも大きい可能性がある。一方、九州西岸域においても産卵親魚の分布密度は高く、佐々・小西(2002)が指摘するほどこの海域での産卵量が少ないかどうか、さらに検討が必要である。

マアジの産卵適水温について、飼育環境下では満1歳魚では19℃以下では完熟せず、20～23℃で最も成熟が進行する(落合ほか 1983)。3～4歳魚(尾叉長21.0～32.3 cm)では17～18℃が産卵適水温で、これ以上水温が上昇すると卵母細胞が退行したと報告されている(落合ほか 1980)。東シナ海・黄海における海況の変化は黒潮と中国大陸沿岸水の影響を大きく受けるとされており(近藤 1985)、マアジの漁場となる大陸棚縁辺域から九州西岸にかけては表面水温が15℃を下回することはほとんどなかった。本調査から得られた産卵親魚の分布海域における表面水温は約15～25℃だったが(図3-6)、表面水温と産卵水温を直接比較することはできない。着底トロール調査で得られた産卵間近とみられる個体は東シナ海中部の水深147m付近から採集されたが、この時に表面水温は24.2℃、底層水温は14.4℃であった(依田ほか、未発表)。このほか、沿岸域で採集された産卵直後とみられる個体は水深100m前後の海底近くから採集されている(依田ほか 未発表)。しかし、東シナ海においては10～3月には海面冷却によって鉛直混合が盛んとなり(森永ほか 2000)、水深100m前後までの水温は鉛直的にかなり均一になる。また、東シナ海において1～3月には200m以浅の大陸棚上は表面から底層までの水温の鉛直勾配は非常に小さくなる(近藤 1985)。したがって、少なくとも1～3月においては表面水温から産卵親魚の分布水温を推し測ることができ、産卵親魚は15～22℃の産卵適水温域に分布していたと考えられる。

本調査の結果からマアジの大型個体(尾叉長26cm以上)では11～6月、小型個体(尾叉長20～26cm)では1～5月まで産卵親魚が出現した。銘柄別の成熟割合の変化から、大型個体は小型個体に比べると産卵期間が長く、高いGSIを示しており、既往の知見と一致した(堀田・中嶋 1971)。ここでは尾叉長20cm以上を解析の対象としたが、尾叉長20cm以下の個体も産卵期にあたる卵巣を持つ個体も出現しており、実際にはゼンゴ銘柄(尾叉長15

～20cm)の一部も産卵に寄与していると考えられる。卵巢組織の観察から、 $GSI=1$ を超える個体では卵巢の成熟段階が発達期に達した個体が確認された。既往の知見によれば、 $GSI=1$ を卵巢発達の基準値としており(大下 2000)、本研究の結果と一致した。しかし、 $GSI=1$ を超える個体の中には未熟個体も含まれたため、本研究では産卵間近な個体の判断基準としては $GSI=3$ を判断基準として採用した。銘柄別月別成熟割合の推定に用いた測定尾数は銘柄ごとに10個体以下の月もあり、標本は東シナ海中部から九州西岸域で漁獲され、東シナ海南部で漁獲された個体は測定できなかった。マアジの成長は海域によって異なるという報告があり(中嶋 1982)、東シナ海南部では成長に伴う成熟割合の変化が異なる可能性がある。さらに、市場において選別された規格である銘柄は、ほぼ一定の尾叉長範囲のもので占められているものの、季節ごとに体長組成は変化する(中嶋・堀田 1976)。このため、標本採集の際のバイアスも十分に考慮しつつ、より多くの測定結果から $GSI=3$ の判断基準の妥当性を検討する必要がある。

本研究からマアジの大型個体は小型個体に比べるとより長い産卵期間を持ち、成熟個体の割合も高いと考えられた。Atlantic codを中心に多くの魚種で大型かつ高齢個体ほど卵サイズが大きく、ふ化仔魚も大きいことが報告されており、卵質が胚のふ化後の生残に影響するという仮説が提示されている(Brooks et al. 1997 など)。マアジは、産卵期間中にも卵黄形成を開始する細胞が卵巢内に多数出現し、それらが継続的に成長し一産卵期に複数回産卵する(三淵ほか 1958、山田 1958)。このような産卵様式を持つ魚類では産卵量の調節は摂取したエネルギーに依存すると考えられ(income breeder)、環境の変化に伴い、産卵期間や卵質、産卵数などの繁殖特性は柔軟に変化する。このため、親魚の生物特性(体長、年齢、栄養状態、産卵履歴など)による繁殖特性への影響に関する知見は少ない(栗田 2010)。しかし、近年、飼育による水槽内での産卵が可能となっているマサバでは、ふ化仔魚の飼育実験の結果から、産卵期前半の底水温期から産卵を開始する高齢魚では、産卵期後半の高水温期に産卵のピークを迎える若齢魚に比べ、加入成功への貢献度が極めて高い可能性が指摘

されている(米田 2017)。マアジでも同様に水温に代表される環境と親魚の年齢構成が加入量変動に大きな影響を与えている可能性がある。したがって、繁殖特性の変化に与える要因を検討することは本種の資源管理を行うにあたり有用と考えられ、継続して情報を蓄積することが必要である。

表 3-1 マアジの銘柄別尾叉長と体重

銘柄	体重 (g)	尾叉長 (cm)
大	370 \leq	30 \leq
中	240 \leq < 370	26 \leq < 30
小	110 \leq < 240	20 \leq < 26
ゼンゴ	45 \leq < 110	15 \leq < 20
豆	< 45	< 15

表 3-2 親魚漁獲量の推定に用いた月別銘柄別成熟割合

	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Dai(large)	1.0	1.0	1.0	1.0	0.9	0.6	0	0	0	0	0.6	0.6
Chu(medium)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.3	0	0	0	0	0.2	0.4
Sho(small)	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	0	0	0	0	0	0	0

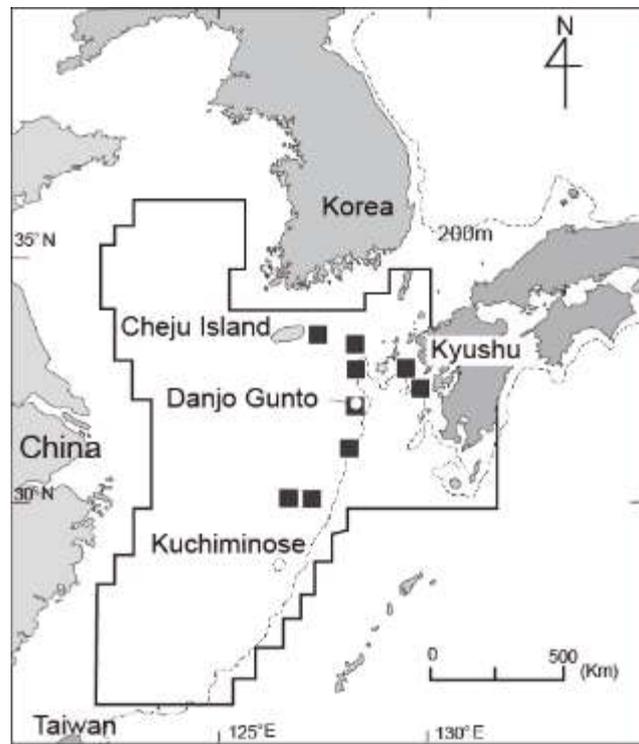


図 3-1 調査海域図。実線は大中型まき網漁獲成績報告書の解析を行った海域。点線は 200m 等深線を示す。■は GSI を調査するために採集した標本の採集場所。

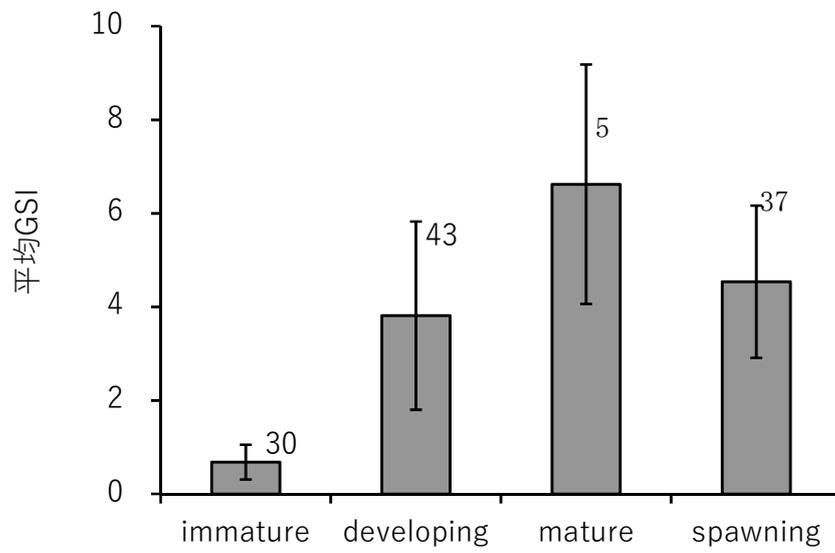


図 3-2 成熟段階ごとの平均 GSI (±SE)。数字は各成熟段階の標本数を示す。

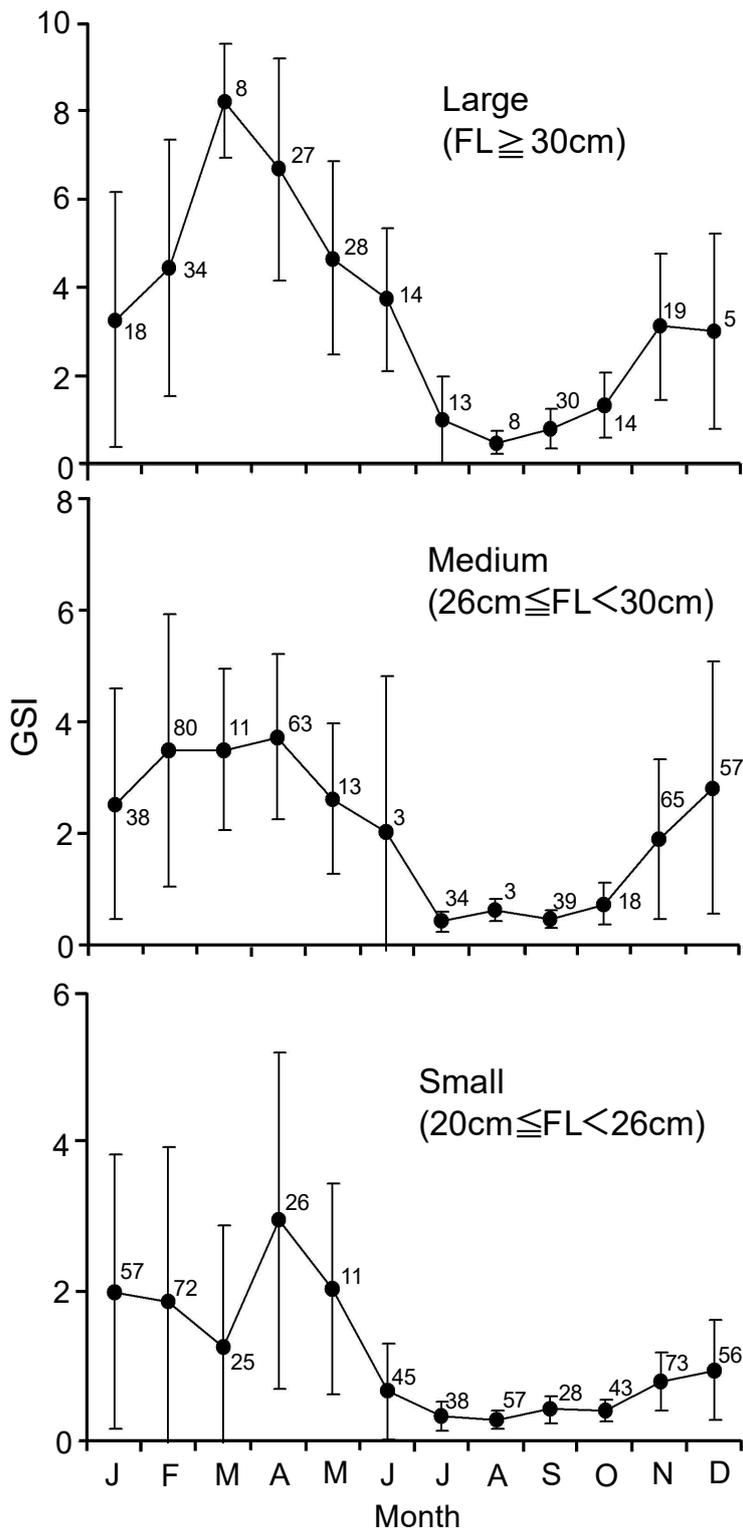


図 3-3 銘柄別月別 GSI の変化。エラーバーは標準偏差を示す。

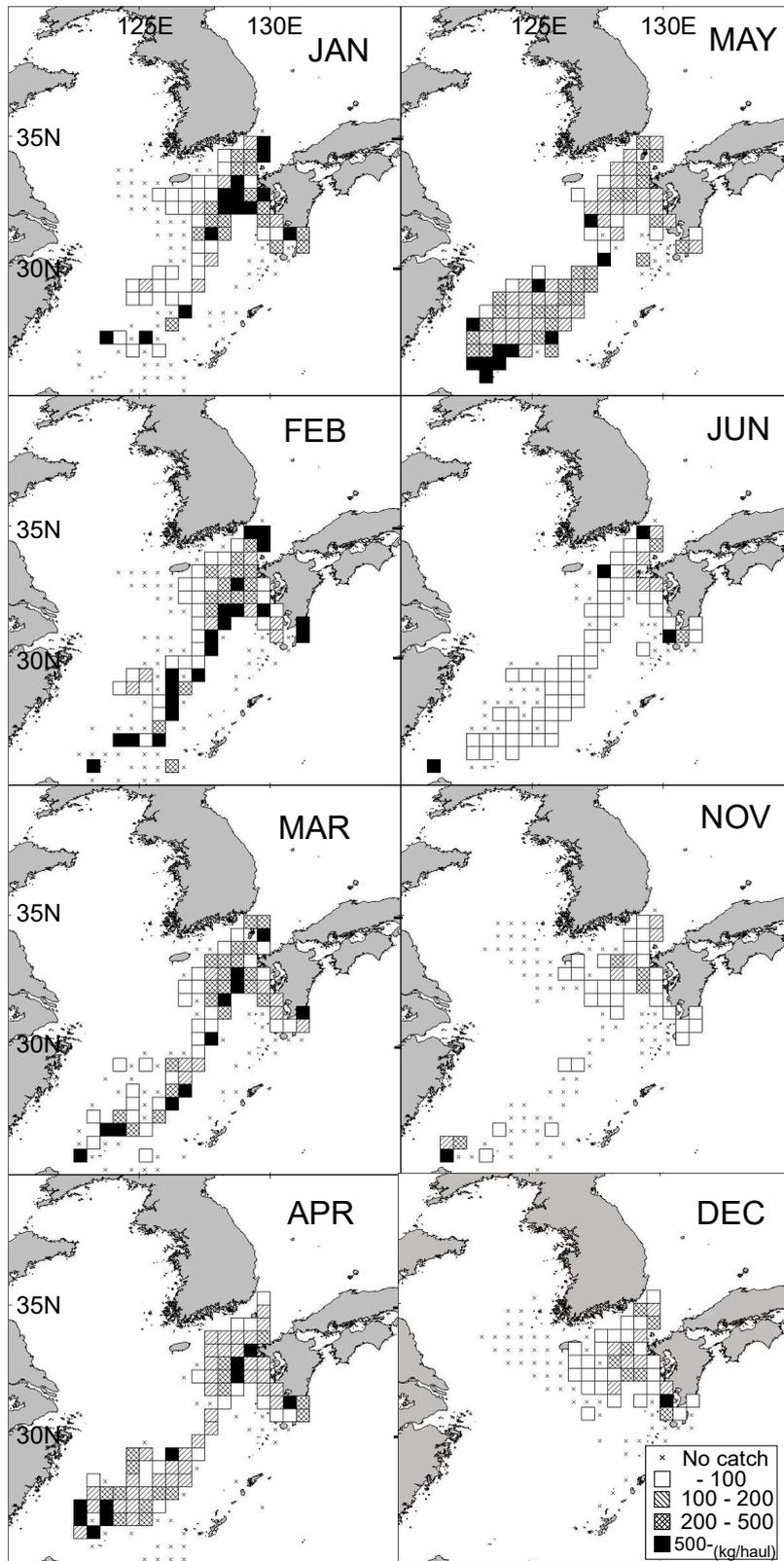


図 3-4 大中型まき網銘柄別漁獲量，網数および推定した月別銘柄別成熟割合から推定した 1996～2000 年月別平均親魚 CPUE の分布。

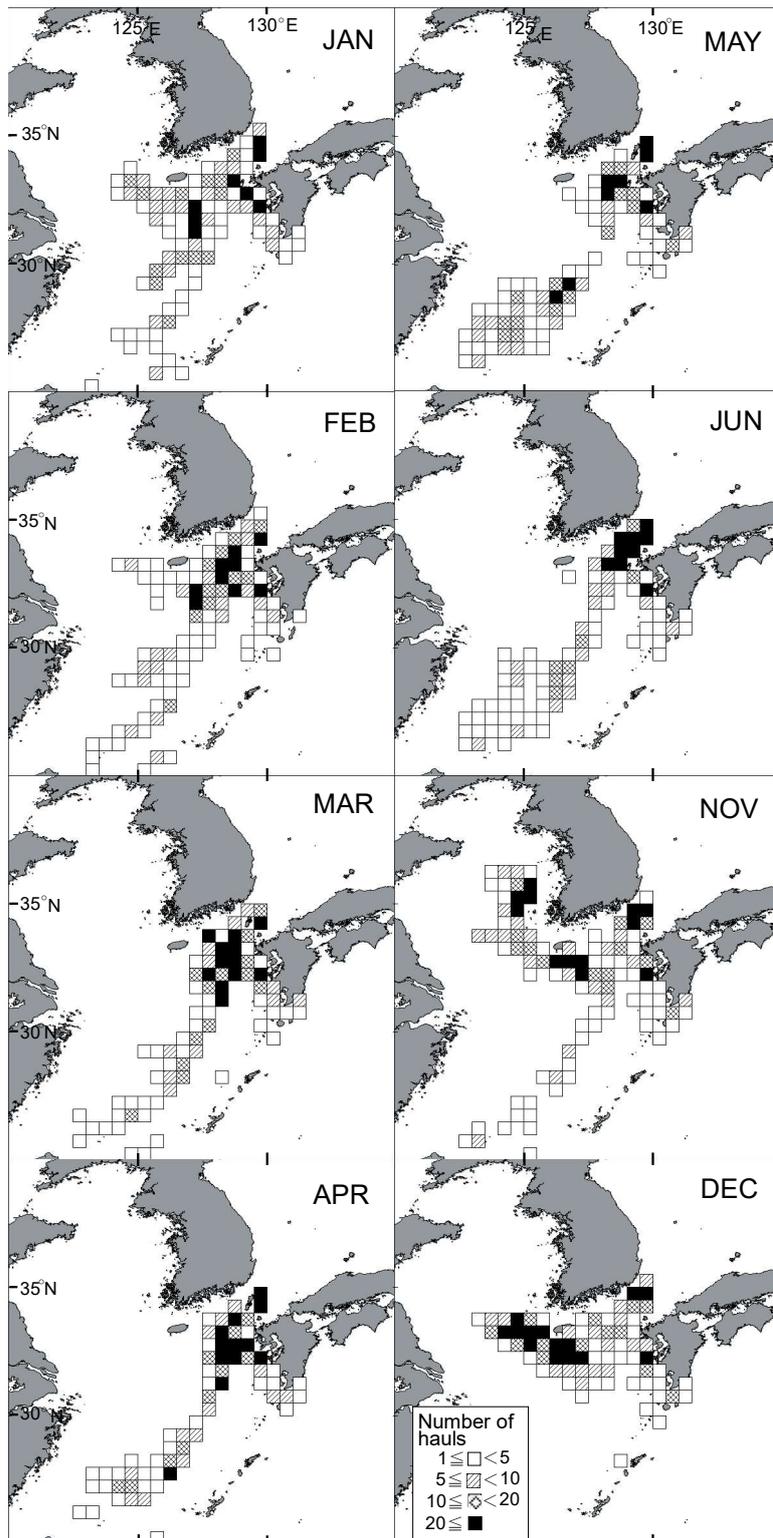


図 3-5 大中型まき網 1996~2000 年月別平均網数の分布。

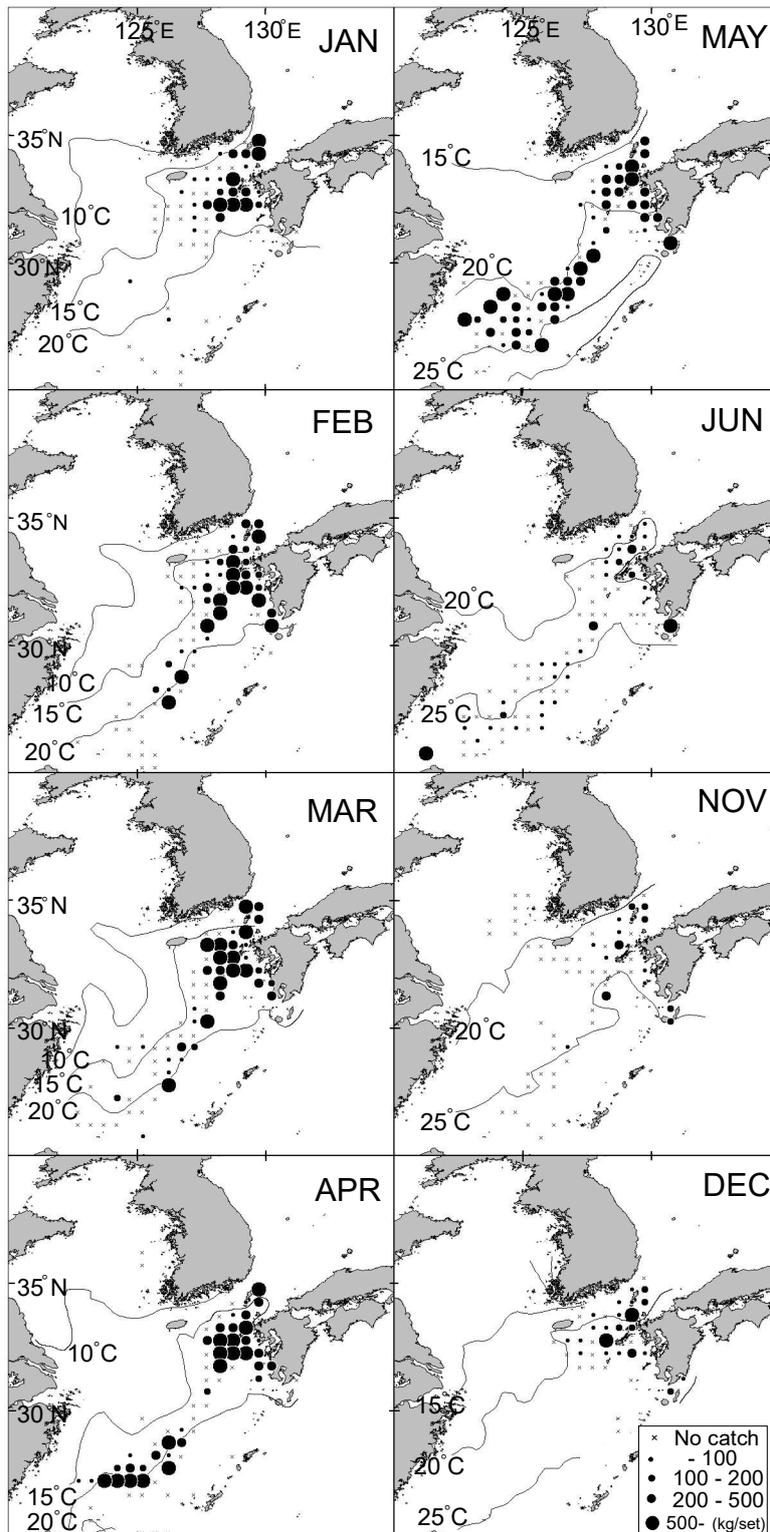


図 3-6 大中型まき網銘柄別漁獲量および網数と推定した月別銘柄別成熟割合から推定した 2000 年月別親魚 CPUE と表面水温の分布。

第4章 資源管理方策評価 (Management Strategy Evaluation : MSE)

4.1 はじめに

日本では国連海洋法条約の批准にともない、1997年より日本周辺の水産資源管理に漁獲可能量 (Total Allowable Catch: TAC) 制度が導入された。TAC は社会的経済的要因、パブリックコメントなどを受けて決定される。その基礎となる生物学的許容漁獲量 (Allowable Biological Catch : ABC) は、資源評価結果に基づく科学的根拠のある数値として毎年計算される。具体的には毎年資源評価を行って、ABC 算定のための基本規則 (以下、ABC 算定規則) (水産庁増殖推進部ほか 2016) にしたがって ABC が算定される。国連海洋法条約では、長期的に持続可能な最大生産量 (MSY) を実現すべきとされるが、ABC 算定規則では MSY を「適切と考えられる管理規則による資源管理を継続することで得られる漁獲量」ととらえている。

水産庁の定める ABC 算定規則においては、成長乱獲や加入乱獲の防止に留意し、望ましくない水準にまで資源を低下させないというのが ABC 算定の基本方針である。漁獲係数 F を適正な水準に設定する漁獲方策を基本としており、管理目標は複数設定することができる。ABC 算定規則では、それぞれの魚種系群について資源量 (親魚量) に閾値 (Blimit) を定め、Blimit を下回った場合には、回復措置をとることが定められている。一方、資源量 (親魚量) が Blimit 以上である場合には再生産関係から導かれる管理基準値 (F_{msy} 、 F_{med} 、 F_{sus} など) や経験的な管理基準値 ($F\%SPR$ 、 $F_{0.1}$ 、 F_{max} など) により管理目標を達成できるように設定することとされる。これらの管理基準値の算定には、第3章までに明らかとした成長や再生産などの生物特性に関わるパラメータが必要である。しかし、このような管理基準値を定める情報の不確実性が高い場合や空間構造が複雑な場合などは、管理方策評価 (MSE) による検討が有効とされる。TAC 制度は総量規制の制度であり、漁獲物の年齢や体長といった質は問われない。しかし、単に総漁獲量を規制するといっても、管理目標によって最適な漁獲制御ルールは変わり得る。現在の TAC 制度の中では個別の漁獲制御ルールにまで踏

み込んだ管理方策の策定は進んでいないが、MSE はきめ細かい管理方策策定に利用できる
と考えられる。

第 1 章で説明したように、日本の資源管理プロセスではデータ取得 (t 年) から ABC 実
施年 ($t+2$ 年) までの間には 2 年間の時間遅れが生じる (図 4-1)。加入量変動の大きい魚種
では新たな年の情報が加わるにより資源量推定値が大きく変化する場合があります、Blimit
を境に変化すると、管理基準値も変更されることがある。このため、将来予測の精度に限界
があることなどを考慮し、前年に行った資源評価結果の再評価を毎年行い、前年に提案した
ABC の更新がなされ、再評価した ABC に基づいて TAC の期中改定が行われることがある。
TAC 期中改定の基本ルールでは次の 3 つのケースに分けて期中改定の手続きが定められて
いる (URL:www.jfa.maff.go.jp/j/suisin/s_tac/pdf/kaitei_h2111.pdf, 水産庁, 2017 年 2 月 13 日)。
ケース 1 は資源再評価結果に基づく TAC 改定、ケース 2 は漁場形成に応じた配分量の調整
に伴う TAC 改定、ケース 3 は主たる生息水域が外国水域にある資源等の TAC 改定である。
平成 19 年 11 月以降、水産庁はホームページで TAC 設定ならびに改定結果を公表している
(URL: http://www.jfa.maff.go.jp/j/suisin/s_tac/kanren/index.html, 水産庁, 2017 年 2 月 13 日)。
平成 19 年 11 月から平成 28 年 1 月までの公表資料によると、TAC の上方修正はそれぞれの
ケースで複数回行われているが、下方修正されたことはない。

一方、国内の TAC 制度対象種の資源量推定で一般に用いられる Virtual Population Analysis
(VPA) は、最近年の若齢魚の資源量推定結果の不確実性が高いことが知られている (桜本
1998)。これに前述した時間遅れの問題が加わり、特に若齢魚が主たる漁獲対象となる場合
には ABC の妥当性が資源管理の失敗・成功 (管理パフォーマンス) に与える影響が大き
くなると考えられる。本研究の対象であるマアジ対馬暖流系群は尾数を基準に見ると 0、1 歳
魚が漁獲全体の 9 割以上を占める (依田ほか 2016b)。資源管理プロセスにおいては評価実
施年 ($t+1$ 年) と翌年 ($t+2$ 年) の加入量は暫定的な値を仮定しているため、マアジの場合に
は ABC は仮定に基づく予測値という側面が強くなる。このため、時間遅れの問題が資源状

態や管理効果に与える影響は大きいことが予想される。また、第2章で、近年のマアジの成長は以前の年代に比べると速まり、成熟開始年齢も若くなっていることが示唆された。このため、資源管理における時間遅れの問題は以前の年代よりもさらに重大な問題となり得る。日本の資源評価対象種の中にはマアジの他にも成熟年齢や漁獲開始年齢が若い小型浮魚類が含まれており、資源管理のスケジュールが資源管理に与える影響に着目した検討が必要である。

本章ではマアジ対馬暖流系群を例として、複数の管理方策について OM (Operating Model) を用いたシミュレーションにより検討し (MSE)、現在の資源管理プロセスにおける問題点を検討するとともに、より適切と考えられる管理方策を提示する。なお、本章の内容は依田ほか (2016a) で報告した。

4.2 材料と方法

4.2.1 管理効果を検討するシミュレーション

シミュレーション全体の流れを図 4-1 に示す。OM では年齢構成を持った資源尾数 (N) と漁獲尾数 (C) が計算され、ここから得られる数値を真の値とする。資源評価 (stock assessment) では、資源動態モデルから資源量指数 I^* 、漁獲尾数の観測値 C^* を得て、資源尾数の推定値 N^* を計算する。推定された資源尾数から将来予測を行い、ABC による管理開始から 10 年間の資源動向を記録する。OM ならびに資源評価で用いた資源評価開始時に必要となる過去の資源尾数、漁獲尾数、年齢別選択率 (ある年の 1 歳時点の年齢別漁獲係数 (F) で各年齢の F を除した値)、年齢別体重などの情報は依田ほか (2010) の 2008 年までの資源評価結果を参考にした。

4.2.2 資源動態モデル (OM)

資源動態モデルは以下の式に従う。

$$N_{a,t} = \begin{cases} N_{0,t} & a = 0 \\ S_{a-1,t-1}N_{a-1,t-1} & 0 < a < x \\ S_{x-1,t-1}N_{x-1,t-1} + S_{x,t-1}N_{x,t-1} & a = x \end{cases} \quad (1)$$

ここで、

$$S_{a,t} = \exp(-F_{a,t} - M) \quad (2)$$

a は年齢、 t は年。 $N_{a,t}$ は t 年の年齢別資源尾数、 $S_{a,t}$ は年齢別生存率、 $a=0$ は加入年齢 (0 歳)、 $N_{0,t}$ は加入量、 $x=3+$ で、3 歳以上をまとめてプラスグループとした。 $F_{a,t}$ は年齢別漁獲係数、 M は自然死亡係数である。自然死亡係数 M は、資源評価報告書に従って、田内・田中の式 (田中 1960) により、最高年齢を 5 歳として ($M=2.5 \div$ 最高年齢 5 歳 $=0.5$) 求めた (依田ほか 2010)。

親魚量 (SSB: Spawning Stock Biomass) は以下の式から計算した。

$$SSB_t = \sum_{a=0}^x N_{a,t} w_a m_a \quad (3)$$

ここで、 w_a は年齢別体重、 m_a は年齢別成熟割合である。シミュレーションを行った期間の年齢別体重は、2006–2008 年の漁獲物平均体重とし、0 歳 26 g、1 歳 83 g、2 歳 156 g、3 歳以上 342 g とした。年齢別成熟割合は 0 歳 0、1 歳 0.5、2 歳以上 1 とした (依田ほか 2010)。

漁獲量は年齢別漁獲尾数と年齢別体重の積とし、年齢別漁獲尾数は以下の式で与えた。

$$C_{a,t} = \frac{N_{a,t} F_{a,t}}{M + F_{a,t}} (1 - S_{a,t}) \quad (4)$$

$C_{a,t}$ は t 年の年齢別漁獲尾数、 $F_{a,t}$ は漁獲係数 F_t と年齢別選択率 s_a の積とした ($F_{a,t} = s_a F_t$)。年齢別選択率は、2006–2008 年の平均とし、0 歳 0.25、1 歳 1、2 歳 1.24、3 歳以上 0.37 とした。

4.2.3 再生産モデルの検討

マアジ対馬暖流系群の再生産関係を表すモデルとして 1973-2008 年の親魚量および加入量から、Beverton-Holt 型 (Beverton and Holt 1957)、Ricker 型 (Ricker 1954) をあてはめたところ、データの存在する範囲内ではほぼ直線関係となった。この条件でシミュレーションを行うと、親魚量が増加すると加入量が異常に大きな値となる場合がみられ、現実を反映していないと考えられる。このため、本研究では再生産関係にはある一定以上の親魚量の下では加入量が一定となるよう設定した Hockey-stick 型 (Barrowman and Myers 2000) を使用した。

$$\hat{R}_t = \begin{cases} \beta SSB_t & : \text{IF } SSB_t < SB \\ \beta SB & : \text{IF } SSB_t \geq SB \end{cases} \quad (5)$$

ここで、 \hat{R}_t は t 年の加入量、 SSB_t は t 年の親魚量、 β 、 SB は、Hockey-stick 型の再生産関係を当てはめたときの折れ点に対応する親魚量が SB 、 SB に達するまでの再生産関係の傾きが β にあたる。パラメータは最小二乗法により推定した。推定された β は 27.8、 SB は 186 だった。なお、 R_t は 100 万尾、 SSB_t は千トン単位とする。 R_t は (1) 式の $N_{0,t}$ にあたる ($R_t = N_{0,t}$) (図 4-2)。

加入量 R_t は (5) 式の再生産関係から計算された \hat{R}_t にプロセス誤差を与え、加入量変動を表現した。

$$R_t = \hat{R}_t \exp(\omega) \quad (6)$$

ここで ω は、1973-2008 年の各年における加入量の観測値 R_t と再生産関係から計算された \hat{R}_t の比を $\exp(\varepsilon_t)$ として ε_t を計算したのち、1973-2008 年の 36 個の ε_t からランダムに復元抽出して与えた。

4.2.4 資源評価及び ABC 算定

4.2.3 の OM から得られた年齢別漁獲尾数および年齢別資源量から観測誤差を考慮してチューニング VPA により資源量推定を行った (依田ほか 2010)。

観測される年齢別漁獲尾数 ($C_{a,t}^*$) には年齢査定による誤差を考慮し、OM から決定論的

に得られた年齢別漁獲尾数の比率に平均 0、分散 σ_1^2 の正規誤差 v を加えて

$$p_{a,t} = \frac{D}{1 + \exp(-(y_{a,t} + v_{a,t}))} \quad (7)$$

ここで、 D は

$$\sum_a p_{a,t} = 1 \quad (8)$$

となるように決めた。 $p_{a,t}$ は誤差を考慮した年齢別漁獲尾数の比率で、 $y_{a,t}$ は実際の年齢別漁獲尾数の比率をロジット変換したものである。

この結果、観測される年齢別漁獲尾数 ($C_{a,t}^*$) は、以下のように計算される。

$$C_{a,t}^* = p_{a,t} \sum_a C_{a,t} \quad (9)$$

例えば、年齢別漁獲尾数の比率 (p_a) が 0.1、0.2、0.3、0.4 の時に観測される年齢別漁獲尾数の変動係数 (CV) は、 $\sigma_1=0.1$ の時にはそれぞれ 0.09、0.07、0.06、0.05 程度となり、 $\sigma_1=0.2$ の時にはそれぞれ 0.18、0.14、0.11、0.09 程度となる。

観測される各年齢の資源量指数 $I_{a,t}^*$ には対数正規分布の観測誤差を与えた。

$$I_{a,t}^* = qP_{a,t} \exp\left(\varepsilon_2 - \frac{1}{2}\sigma_2^2\right) \quad (10)$$

ここで、真の $P_{a,t}$ は OM から得られる資源量もしくは資源尾数で、本研究では依田ほか (2010) に従い、0 歳魚は資源尾数、1 歳から 3+歳については資源量とした。 q は漁具能率で 0.005 とし、 ε_2 は平均 0、分散 σ_2^2 の正規分布に従う誤差である。

年齢別漁獲尾数、資源量指標値の観測誤差の大きさについてそれぞれ $\sigma = 0, 0.1, 0.2, 0.3$ の 4 つの組み合わせで計算を行い、観測した年齢別漁獲尾数 ($C_{a,t}^*$)、資源量指数 ($I_{a,t}^*$) から、チューニング VPA により最近年の全年齢の漁獲係数 ($F_{a,t}^*$) を推定した。

なお、チューニングは以下の条件で行い、最近年の年齢別 F^* は、年齢別指標値の傾向にあわせて残差平方和 (SSQ) を最小化するように Microsoft Excel 2013 のソルバー機能により探索的に求めた。

$$SSQ = \sum_{a=0}^3 \sum_{t=5}^t \{\ln(q_a^* P_{a,t}^*) - \ln(I_{a,t}^*)\}^2 \quad (11)$$

$$q_a^* = \left(\frac{\prod_{t=5}^t I_{a,t}^*}{\prod_{t=5}^t P_{a,t}^*} \right)^{\frac{1}{6}} \quad (12)$$

ここで、 t は年、 q_a^* は推定した漁具能率、 $P_{a,t}^*$ は推定した資源量もしくは資源尾数である。

年齢別資源尾数と年齢別漁獲係数は以下の式から計算した。自然死亡係数 M は OM で設定した（真の） M と同じとした（ $M=0.5$ ）。

$$N_{a+1,t+1}^* = N_{a,t}^* \exp(-F_{a,t}^* - M) \quad (13)$$

$$N_{3+,t+1}^* = N_{3+,t}^* \exp(-F_{3+,t}^* - M) + N_{2,t}^* \exp(-F_{2,t}^* - M) \quad (14)$$

$$C_{a,t}^* = N_{a,t}^* \frac{F_{a,t}^*}{F_{a,t}^* + M} (1 - \exp(-F_{a,t}^* - M)) \quad (15)$$

$$F_{3+,t}^* = \alpha F_{2,t}^* \quad (16)$$

最高年齢群 3 歳以上 (3+) と 2 歳の各年の漁獲係数 F^* には比例関係があるとし、 $\alpha=0.3$ とした（依田ほか 2010）。

評価実施年および翌年の加入量は、再生産成功率（加入量／親魚量、以下、RPS）中央値に親魚量をかけた値を加入量（ $N_{0,t+1}^{pred}$ ）とした。ここで RPS 中央値は後述する管理基準とあわせ、過去 10 年の中央値とした。将来予測する際の条件としては、親魚量 30 万トンを上限とし、予測親魚量が 30 万トンを超えた場合には 30 万トンに RPS 中央値をかけた値を加入量とした。これは、過去に見られなかった親魚量に達した際には密度効果が働くと見込まれることから導入されている条件である（依田ほか 2010）。なお、前述した OM の中で想定した（真の）再生産関係（式 (5)）とは異なる。データ取得年（ t 年）の資源尾数から、1 年後の資源尾数（ $N_{a,t+1}^{pred}$ ）は仮定した漁獲係数 F' にしたがって計算した。この場合の F' は、データ取得年からさかのぼって 3 年間の全年齢込みの推定した F^* の平均値と選択率との積とし（この F を $F_{current}$ とした（図 4-1））、選択率はデータ取得年（ t 年）からさかのぼって 3 年

間の選択率の平均値を用いた。2年後の資源尾数を計算するための F'' は管理基準値に選択率を乗じた値とした。ABC 算定の基準となる F は管理目標を達成できる管理基準である。本研究ではこの管理基準として過去 10 年の RPS 中央値を実現する F (以下、 F_{med}) とする。 F_{med} は中長期的に資源を維持することが期待される (水産庁 2016)。TAC = ABC とした。

4.2.5 検討したシナリオ

実際の資源管理プロセスが管理パフォーマンスに与える影響を調べるため、次の 4 つのシナリオについて検討した (図 4-3)。

(S1) データ取得年 (t 年) の 2 年後 ($t+2$ 年) の ABC を算定するシナリオ (通常スケジュール)

(S2) データ取得年 (t 年) の 1 年後 ($t+1$ 年) の ABC を算定するシナリオ (再評価)

(S3) データ取得年 (t 年) の 1 年後 ($t+1$ 年) の ABC を算定し、前年 ($t-1$ 年) に算定された ABC と比較して大きいほうの ABC を採用するシナリオ (再評価では上方修正のみ)

(S4) データ取得年 (t 年) の 1 年後 ($t+1$ 年) の加入量の情報があるシナリオ

S1 は現行の資源管理プロセスと同様に、 t 年までのデータ ($Data_t$) を使って $t+2$ 年の ABC (ABC_{t+2}) を提案するシナリオである (図 4-3)。S2 は t 年までのデータ ($Data_t$) を使って $t+1$ 年の ABC ($rABC_{t+1}$) を提案するシナリオで、再評価値で資源管理を行うことに相当する。S3 は S2 と同様に再評価は行うものの、再評価値 ($rABC_{t+1}$) が前年に提案した ABC (ABC_{t+1}) よりも高い場合には再評価値を採用し、そうでない場合には前年に提案した ABC (ABC_{t+1}) で管理するシナリオである。S4 は S1 と同様に t 年までのデータ ($Data_t$) を使って $t+2$ 年の ABC (ABC_{t+2}) を提案するが、ABC の算定過程において $t+1$ 年の加入量 (R_{t+1}) の情報が既知の情報として利用できるシナリオで、漁業から独立した調査などで情報が得られる場合を想定している。

上記の 4 つのシナリオについて 10 年間、各 100 回のシミュレーションを行った。なお、

S4 にて観測される加入量情報には対数正規誤差を与えた。 ε_R は平均 0、分散 σ_R^2 の正規分布に従う誤差である。

$$R_t^* = R_t \exp\left(\varepsilon_R - \frac{1}{2}\sigma_R^2\right) \quad (17)$$

$$\varepsilon_R \sim N(0, \sigma_R^2)$$

ここでは、 $\sigma_R=0, 0.1, 0.2, 0.3$ の組み合わせで検討を行った。

4.2.6 OM における漁獲の扱い

4.2.4 節で与えられた ABC に基づき、OM の中で漁獲を行った。このときに参照する年齢別選択率は、0 歳 0.25、1 歳 1、2 歳 1.24、3 歳以上 0.37 とし (4.2.3 節)、ABC に合わせて年齢別 F の調整を行った。このとき、S1、S4 シナリオでは $t+2$ 年の漁獲は t 年に算定された ABC の値であり、S2 シナリオでは $t+1$ 年に算定された ABC の値とした。S3 シナリオでは $t+2$ 年の漁獲は t 年に算定された ABC と $t+1$ 年に算定された ABC を比較し、より大きい値とした。ABC が資源量より高く設定された場合でもすべての魚を獲りつくすことは難しいと考えて、F の上限値を定めた。過去に計算された $F_{a,t}$ の最大値は 2.0 程度であったことから (依田ほか 2010)、年齢別 $F_{a,t}$ は 2.5 を上限として、資源量より高い ABC が算出された場合でもこの $F_{a,t}$ のもとでシミュレーションを続行した。また、シミュレーション開始時点の $t+1$ 年の OM での漁獲量は依田ほか (2010) の 2008 年までの資源評価結果を参考にし、平均的な F を与えた (1 歳時点での $F=1.0$)。

4.2.7 管理パフォーマンスを示す統計値

管理パフォーマンスを示す統計値として、親魚量、資源量それぞれの平均値、最小値と最終年の平均値、ABC の中央値、最小値、ABC が資源量の 6 割を超えた頻度、ABC が資源量を超えた頻度、ABC の年間変動 (AAV: average annual catch variation) (Punt 1997) 、親魚量が B_{limit} を下回った頻度について計算した。

$$AAV = \frac{\sum_t |ABC_t - ABC_{t-1}|}{\sum_t ABC_t} \quad (18)$$

ここで、 ABC_t は t 年における算定 ABC である。

B_{limit} は平成 21 年度マアジ対馬暖流系群の資源評価報告書に従い、親魚量 15 万トンとした (依田ほか 2010)。ただし、実際の資源評価では親魚量が B_{limit} を下回った場合には回復措置が講じられ、 F を減らす措置がとられるが、今回のシミュレーションでは管理基準は一定とし、 F_{med} での管理を続けた。

また、チューニング VPA でパラメータを推定する際に推定された年齢別 $F^*(F^*_{a,t})$ が 10 を超えた場合は 10 年間の途中で計算を中断して資源評価失敗として、その回数を記録した。結果を検討する際には 10 年間の途中で資源量推定に失敗した場合を除いて比較した。観測誤差の組み合わせ毎に計算を行い、すべてのシナリオについて資源評価の成功が 8 割以上の組み合わせについて結果の比較を行った。

4.3 結果

シミュレーションを行った観測誤差の組み合わせのうち、S1～S4 のシナリオで資源評価が成功した割合が 8 割以上となったのは、年齢別漁獲尾数の観測誤差の標準偏差 (σ_1) が 0.2 以下かつ資源量指数の観測誤差の標準偏差 (σ_2) が 0.1 以下のものだった (図 4-4)。観測誤差が大きくなるにつれて資源量推定失敗の割合が高くなった。このため、結果の比較には、年齢別漁獲尾数の観測誤差の標準偏差 (σ_1) は 0.1、0.2、資源量指数の観測誤差の標準偏差 (σ_2) が 0.1、加入量観測誤差の標準偏差 (σ_R) は 0.1、0.2、0.3 の組み合わせを用いた (表 4-1、表 4-2)。年齢別漁獲尾数の観測誤差が 0.1 と 0.2 とでは、結果の傾向に大きな変化はみられなかったが、観測誤差が大きい方が資源量推定に失敗する回数が増加した (表 4-1、表 4-2)。管理開始時の親魚量の平均値と親魚量の平均値を比較すると ((親魚量の平均値) / (管理開始時の親魚量平均値))、S1、S2、S4 では 0.96–1.05 と管理開始時と同水準だった。一方、S3 シナリオでは 0.72 と低かった。管理開始時の資

源量の平均値と資源量の平均値を比較すると（(資源量の平均値) / (管理開始時の資源量の平均値)）、親魚量とほぼ同じ傾向がみられ、S1、S2、S4 では0.92–0.99 と管理開始時と同水準だった一方、S3 シナリオでは0.74 と低かった。ABC が資源量の6割を超えるような過大ABC が勧告される割合を見ると、S1 とS3 は0.20–0.21 と高かったが、S4 では0.07–0.13 と低くなり、再評価値で管理を行うS2 では0.03 と、過大ABC が勧告される割合は再評価値で管理することによって大きく減少した。計算を行った期間中、親魚量がBlimitを下回る確率は、S3 が最も高く（0.45）、これに次いで、S1（0.24–0.25）、S4（0.16–0.24）、S2（0.10–0.11）となった。一方、ABCの変動幅（AAV）をみると、S3 で最も低く（0.31）、S1 が最も高くなり（0.48）、S2 とS4 はそれぞれ0.35–0.36、0.33–0.41 と同程度であった。以上のことから、S2 シナリオにより親魚量を維持でき、管理の失敗も少なく、漁獲量の変動幅も抑えた管理パフォーマンスが得られることが分かった。一方で、S1 とS4 を比較するとパフォーマンスの改善がみられたのは、加入量観測誤差が小さい場合で、検討を行った観測誤差の範囲内では、観測誤差が大きくなるとS1 シナリオと同程度のパフォーマンスになるとみられた。

代表的な例として年齢別漁獲尾数の観測誤差（ σ_1 ）は0.2、資源量指数の観測誤差（ σ_2 ）が0.1、加入量観測誤差（ σ_R ）は0.2の組み合わせの場合の漁獲量と資源量の経年的な推移をみると、加入量変動を考慮したため、資源量は大きく変動した（図4-5）。漁獲量も資源量同様に大きく変動しているが、変動の幅はS2 で最も狭く、S3 とS4 で同程度となり、S1 で最も広くなった。S3 では管理開始時点に漁獲量が多くなるものの、その後資源量の減少に伴い、漁獲量も減少する傾向がみられた。S3 で再評価ABC（ $rABC_{t+1}$ ）と通常ABC（ ABC_{t+1} ）にどの程度の差が生じるかについて比較したところ、 ABC_{t+1} に対して $rABC_{t+1}$ は最大で6.7倍の増加、最小で91%の削減となった。さらに、ABC実施年における予測親魚量とOMで得られた（真の）親魚量との差について（真の）親魚量に対する比をみると、S2 で最も小さかった（図4-6）。ここでの予測親魚量は、シナリオS1、S4で

はデータ取得年の2年後の予測親魚量であり、S2ではデータ取得年の翌年の予測親魚量、S3では再評価値を採用した場合にはデータ取得年の翌年、そうでない場合には2年後の予測親魚量を示した。S3では中央値でみても過大に推定される傾向がみられた。S1、S4ではほぼ同じ傾向だったが、S4の推定幅はS1に比べると小さかった。

4.4 考察

本章では実際に日本で現在行われている資源管理スケジュールによって管理パフォーマンスが大きく影響を受けることを明らかにした。現行の資源評価体制で行われている再評価のしくみは資源状態を安定させる効果があることが再確認された一方で、再評価時に上方修正のみを行うシナリオでは資源管理の失敗に至るリスクが大きいことが明らかとなり、TACの上方修正のみを行う場合には注意が必要であることが示された。

ABC算定から管理までには2年間の遅れがあることにより管理パフォーマンスが低くなるという指摘はすでに平松（2004）によってなされているが、1年遅れに短縮できれば管理パフォーマンスが向上することが期待されるものの、時間短縮に伴う労力の増加を考慮すると判断が難しいとしている。加入量変動が少なく、高齢魚が主な漁獲対象となる資源では時間遅れによる影響は限定的である可能性があるが、マアジをはじめとする小型浮魚類は加入量変動が大きいことが知られており、時間遅れの問題は管理パフォーマンスに大きく影響すると考えられる。特に、マアジの漁獲尾数の9割近くは0、1歳魚が占め、1歳魚の一部から産卵に寄与する。このため、2年後の予測親魚量は予測加入量に依存することから不確実性が高く、長寿命で漁獲開始年齢が遅い魚種に比べて適切な再評価がより重要である。さらに、第2章で示唆されたように、年代によって成熟開始年齢や成長が変化するため、マアジの場合には以前の年代に比べると、資源管理における時間遅れの影響がより大きくなっていると考えられる。成熟開始年齢の早期化に代表される世代間隔の変化は、資源崩壊の主要な原因となることが指摘されている（Caddy and Agnew 2004）。これに加えて、本研

究で示唆された資源管理の時間遅れに起因する問題も資源に重大な影響を及ぼすと考えられるため、十分に検討する必要がある。

本研究で得られた結果から、評価実施年の加入量の情報が利用できれば ABC の過大算定をある程度抑える効果が期待できることが示された。2年後の加入量を仮定する際に参照する親魚量が過大推定である場合、加入量も過大に推定し、結果として過大な ABC が勧告される場合が観察された。同様の傾向は他の TAC 対象種でも指摘されており(渡邊ほか 2012)、ABC の過大算定を避けるために ABC の変動幅を制限するなどの対策が提言されている。本研究が示したように加入量推定精度が低く、観測誤差が大きい場合には、たとえ事前に加入量の情報が利用できたとしても、ABC 過大算定を抑制する効果は限定的である。しかし、近年、東シナ海に分布するマアジについては初期生残に関する生態学的知見が蓄積されてきており (Kanaji et al. 2009、Sassa et al. 2006、Takahashi et al. 2012、2016、志村ほか 2009)、将来的には、精度の高い加入量推定も可能となることが期待される。

TAC 制度は 1997 年から日本周辺の水産資源に適用されたが、再評価が行われるようになったのは 2007 年以降のことで、2009 年には ABC 再評価に伴う TAC 期中改定についてのルールが明文化された (http://www.jfa.maff.go.jp/j/suisin/s_tac/index.html、水産庁、2017 年 2 月 13 日)。再評価や TAC 期中改定は資源量の推定精度や将来予測の予測精度の限界を考慮した対応である。しかし、再評価に基づく資源管理を行う際に、TAC の下方修正は行わず、上方修正のみを行った場合には次第に資源量が減少することが明らかとなり、慎重に取り扱うべきであることが示された。具体的な対策としては TAC の変動幅に上限を設けること等が挙げられる。漁業管理の目標としては「漁獲量の最大化」、「資源の保護」、に加えて「漁獲量の安定」が望ましいとされており (Butterworth and Punt 1999)、実際に漁業者側から漁獲量の年変動を押さえたいという要望が出される場合も報告されている (黒田ほか 2015)。このため、変動幅を制限する方策は漁業者の理解も得られやすいと考えられる。一方で、現在行われている資源管理のスケジュールを考慮すると、前年までのデータを用いて

資源評価を行い、評価実施年の ABC を算定するという事はデータ収集から資源量推定にかかる時間的制約を考えるとすぐさま実施するのは難しい。データ収集システムの整備は今後の課題である。

また、管理方策を考える上では、毎年、複雑な資源評価手法を用いて TAC を更新する資源管理に対して、比較的単純な漁獲制御ルールに基づく管理方式 (MP: Management Procedure) で TAC を更新する場合でも両者の管理パフォーマンスには同等の効果がみられる事例も報告されており (Geromont and Butterworth 2015)、現在の資源管理プロセスが妥当なものであるかについてはさらに検討が必要である。たとえばミナミマグロの資源管理では利用可能なデータからあらかじめ合意した MP に基づき TAC を算定するという管理方式を採用している (黒田ほか 2015)。ミナミマグロでは、3 年間は同じ値の TAC を算定することが想定されており、3 年ごとに詳細な資源評価を行い、6 年ごとに MP のパフォーマンスを総括し、見直しの必要性について検討する。また、想定外の状況が生じていないかを常にモニタリングし、定期的なレビューを行うことになっており、例外的な状況が生じた場合にどのように対応するかについても予めルールを定めている。マアジと同様に短寿命で漁獲開始年齢が早い魚種で MP 管理を行っている南アフリカのイワシ類では急激な資源変動に対応するため、TAC 設定を二段階に分けて行い、直近の調査結果を反映する等、きめ細かく運用されている (De Moor et al. 2011)。いずれの場合でも資源状態のモニタリング調査は欠かせず、適切な MP を設定するまでには十分な議論が必要であるが、TAC 決定過程の不透明さの解消は期待できる。

今回のシミュレーションでは観測誤差が大きくなるほど資源量推定失敗の割合が高くなった。市野川・岡村 (2014) は、現在の日本の資源評価において用いられる VPA の資源量推定方法の違いが推定結果に与える影響について検討しており、資源評価手法のパフォーマンスは用いるデータの信頼性や資源評価モデルにおける仮定の破れの程度に依存するため、状況に応じて適切な方法を選択していく必要があると指摘している。今回のシミュレー

シミュレーションでは十分に検討できなかったが、資源量指標値の観測誤差が大きい場合には直近年の F を直接推定するチューニング VPA よりも最終年の漁獲係数が過去数年の平均に等しいと仮定する単純な VPA の方が適当かもしれない。また、管理基準値についても本研究では単一の管理基準値 (F_{med}) について検討を行ったが、実際に日本の資源評価で使用されている $F_{30\%SPR}$ や $F_{current}$ で管理を行った場合についての検討や B_{limit} を下回った場合に F を引き下げるなどの方策については検討しなかった。資源評価手法や管理基準値についてのパフォーマンス評価は今後の課題である。

さらに、本研究では同じ資源を利用している外国漁船の影響についても十分に考慮できなかった。マアジ対馬暖流系群が分布する東シナ海から日本海にかけての海域は中国をはじめとする外国漁船による漁獲量も増加していると考えられる。また、実際の資源管理においては TAC の配分は都道府県などの行政単位や漁業団体に対してなされており、漁場形成の状況や他魚種の漁獲状況との兼ね合いから、ABC 満限まで漁獲することは稀である。今回のシミュレーションでは ABC 通りの漁獲を行うことを原則とし、取り残した場合については考慮していない。外国漁船による影響や TAC 配分と管理実施の実態を反映した検討についても今後の課題である。また、OM 自体を現実に近づけることも課題である。OM に現実を正しく反映させる難しさについては、これまでもたびたび議論されている(黒田ほか 2015, 平松 2004, 市野川ほか 2015)。今後も他魚種を含めた横断的な検討を重ねる必要がある。

表 4-1 シナリオ (S1-S4) 毎のマアジ対馬暖流系群の管理パフォーマンス ($\sigma_1=0.1$ 、 $\sigma_2=0.1$)

		S1	S2	S3	S4	S4	S4
					($\sigma_R=0.1$)	($\sigma_R=0.2$)	($\sigma_R=0.3$)
SSB/ SSB _{init}	average ¹	1.05	1.01	0.72	0.98	0.96	0.96
	minimum ²	0.11	0.15	0.06	0.14	0.09	0.14
	terminal year ³	1.07	1.02	0.59	0.97	0.93	0.94
B/B _{init}	average ¹	0.97	0.99	0.74	0.95	0.93	0.92
	minimum ²	0.07	0.13	0.06	0.09	0.11	0.12
	terminal year ³	1.00	1.01	0.65	0.96	0.93	0.92
ABC	median ⁴	198.8	193.4	176.2	190.8	186.2	184.2
	minimum	11.2	24.4	11.8	14.6	14.5	11.2
	ABC>0.6B ⁵	0.21	0.03	0.21	0.07	0.10	0.13
	ABC>B ⁶	0.02	0	0.03	0.003	0.002	0.005
	AAV ⁷	0.48	0.35	0.31	0.33	0.36	0.41
SSB<B _{limit} ⁸	0.25	0.10	0.45	0.17	0.21	0.24	
Failure of stock assessment ⁹	0	0	0	0	0	0	

SSB: spawning stock biomass, SSB_{init}: average SSB on the initial year, B: biomass, B_{initial}: average B on the initial year, ABC: allowable biological catch

¹ average over 100 simulation trials of 10 years

² minimum over simulations

³ average in the final year over simulations

⁴ median over simulations

⁵ ratio of ABC larger than 0.6*Biomass over simulations

⁶ ratio of ABC larger than Biomass over simulations

⁷ AAV : average annual variation of catch (see in the text)

⁸ ratio of SSB less than B_{limit} over simulations

⁹ the number of the failure of stock assessment over 100 simulations

表 4-2 シナリオ (S1-S4) 毎のマアジ対馬暖流系群の管理パフォーマンス ($\sigma_1=0.2$, $\sigma_2=0.1$)

	S1	S2	S3	S4	S4	S4	
				($\sigma_R=0.1$)	($\sigma_R=0.2$)	($\sigma_R=0.3$)	
SSB/SSB _{init}	average ¹	1.05	1.01	0.72	0.99	0.98	0.98
	minimum ²	0.11	0.13	0.06	0.13	0.14	0.14
	terminal year ³	1.06	1.01	0.60	0.99	0.96	1.00
B/B _{init}	average ¹	0.97	0.98	0.74	0.96	0.94	0.95
	minimum ²	0.07	0.13	0.07	0.10	0.11	0.13
	terminal year ³	1.00	1.00	0.66	0.97	0.95	0.98
ABC	median ⁴	197.7	192.8	178.1	193.7	189.0	185.9
	minimum	9.0	17.7	11.5	15.6	13.8	14.2
	ABC>0.6B ⁵	0.20	0.03	0.21	0.07	0.09	0.12
	ABC>B ⁶	0.03	0	0.04	0.003	0.003	0.004
	AAV ⁷	0.48	0.36	0.31	0.33	0.36	0.40
SSB<B _{limit} ⁸	0.24	0.11	0.45	0.16	0.20	0.21	
Failure of stock assessment ⁹	8	1	10	3	5	5	

SSB: spawning stock biomass, SSB_{init}: average SSB on the initial year, B: biomass, B_{init}: average B on the initial year, ABC: allowable biological catch

¹ average over 100 simulation trials of 10years

² minimum over simulations

³ average in the final year over simulations

⁴ median over simulations

⁵ ratio of ABC larger than 0.6*Biomass over simulations

⁶ ratio of ABC larger than Biomass over simulations

⁷ AAV : average annual variation of catch (see in the text)

⁸ ratio of SSB less than B_{limit} over simulations

⁹ the number of the failure of stock assessment over 100 simulations

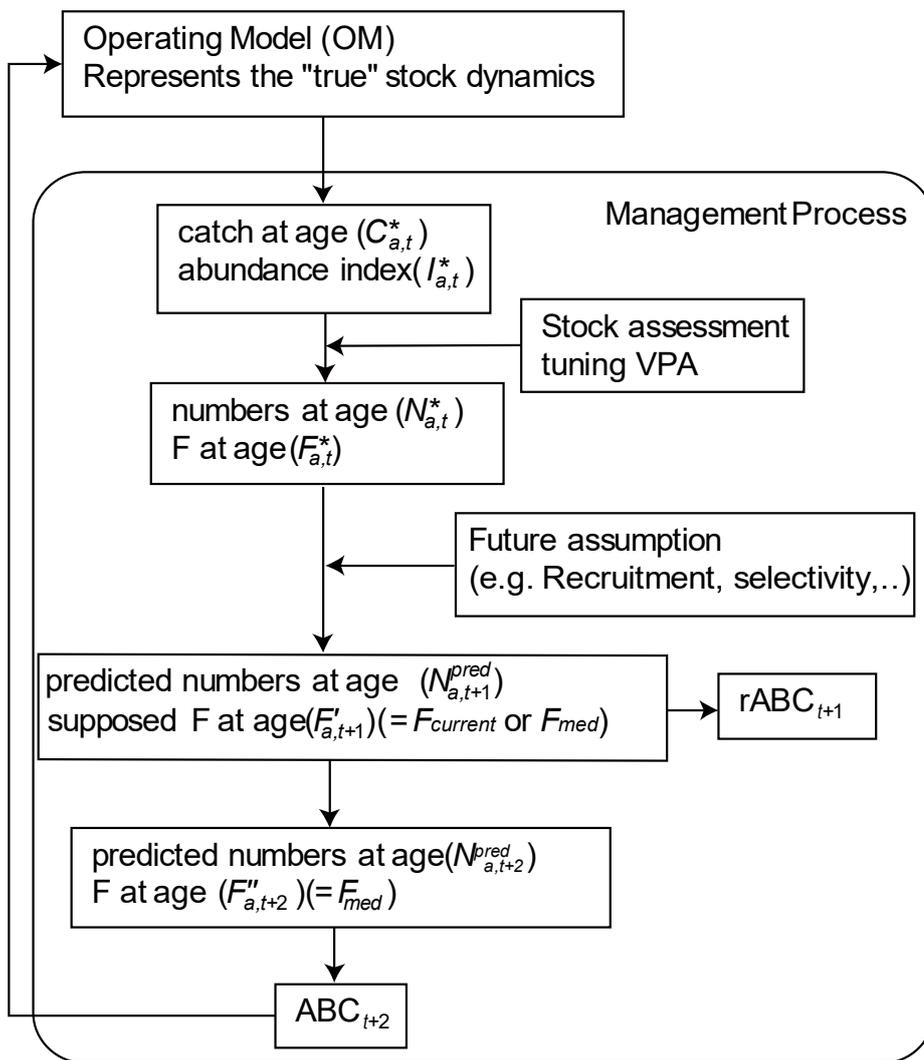


図 4-1 資源管理プロセスのフロー図 C^* : 観測された漁獲尾数、 F^* : 観測された漁獲死亡係数、 a : 年齢、 t : 年、 I : 資源量指標値、 N : 資源尾数、ABC: 生物学的許容漁獲量、rABC: 再評価 ABC

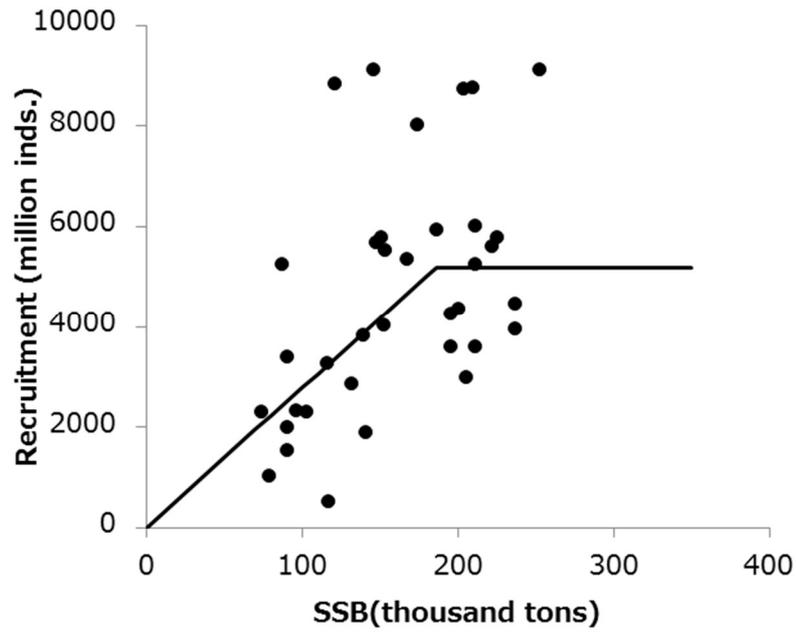


図 4-2 1973～2008 年までの親魚量と加入量の散布図。実線は推定された Hockey-stick 型の再生産関係。

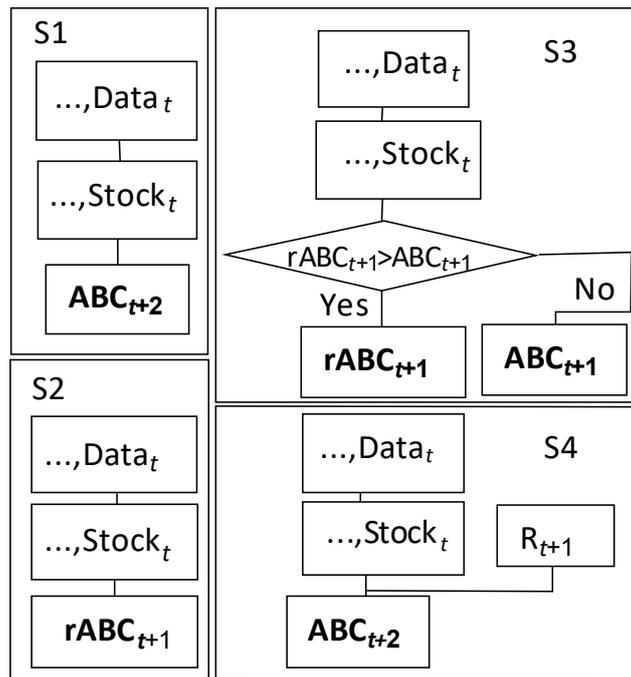


図 4-3 検討したシナリオ : S1:通常スケジュール、S2:再評価スケジュール、S3:再評価時に上方修正を行うスケジュール、S4: データ取得年の1年後 ($t+1$ 年) の加入量 (R) の情報があるシナリオ。 t :年、 $rABC$:再評価 ABC 。

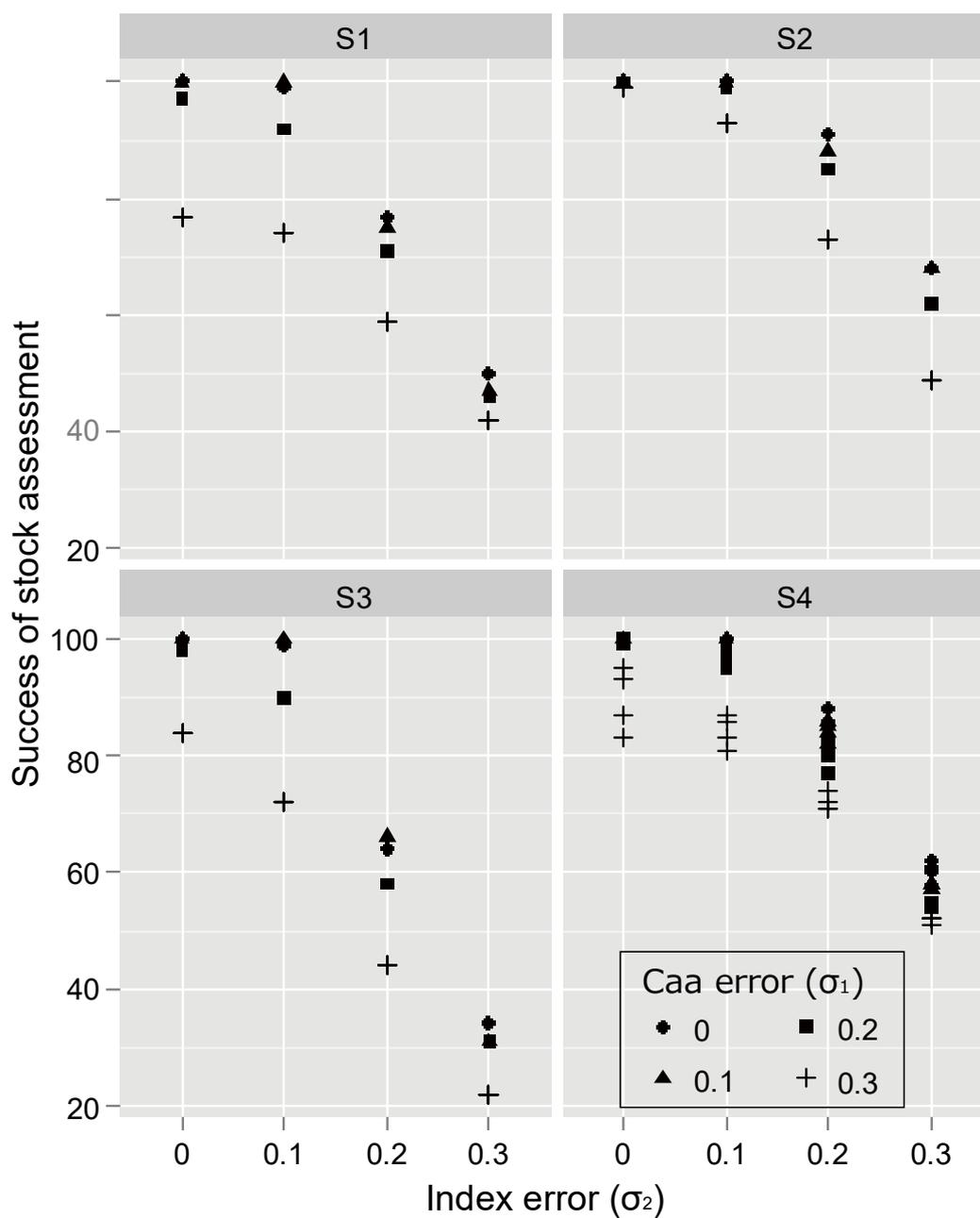


図 4-4 異なる観測誤差における資源量推定の成功割合。年齢別漁獲尾数の観測誤差 (Caa error) $\sigma_1=0, 0.1, 0.2, 0.3$ 。資源量指数の観測誤差 (Index error) : $\sigma_2=0, 0.1, 0.2, 0.3$ 。シナリオ S4 では加入量の観測誤差 : $\sigma_R=0, 0.1, 0.2, 0.3$ 。

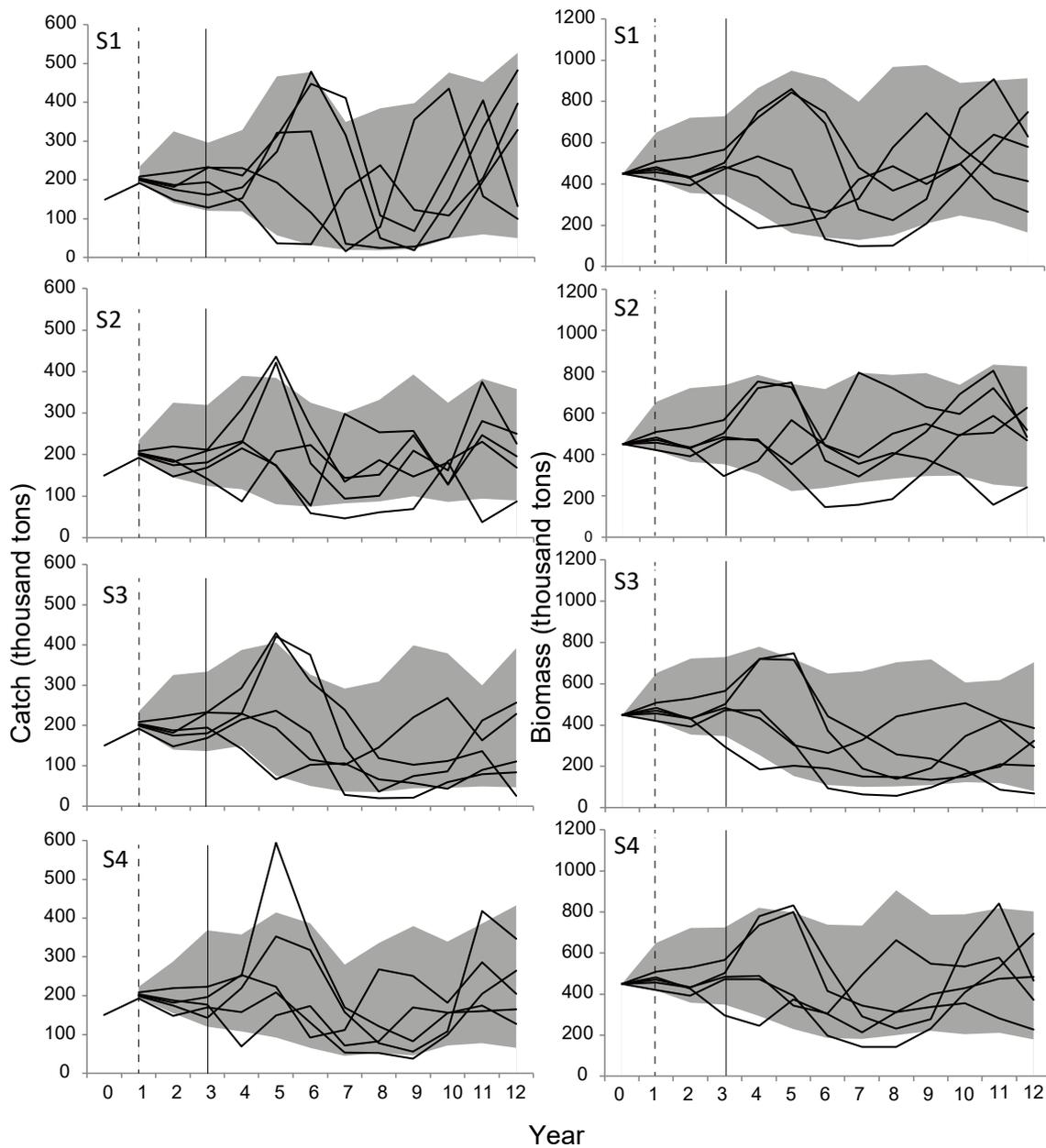


図 4-5 年齢別漁獲尾数の観測誤差 (σ_1) = 0.2、資源量指数の観測誤差 (σ_2)=0.1、加入量観測誤差 (σ_R) = 0.2 の時の漁獲量と資源量の経年的な推移。100 回のシミュレーションのうち、10 パーセンタイル値~90 パーセンタイル値までを灰色で示す。細い線は 5 回分のシミュレーション結果。資源評価開始は 1 年目で、資源管理は 3 年目から開始した。

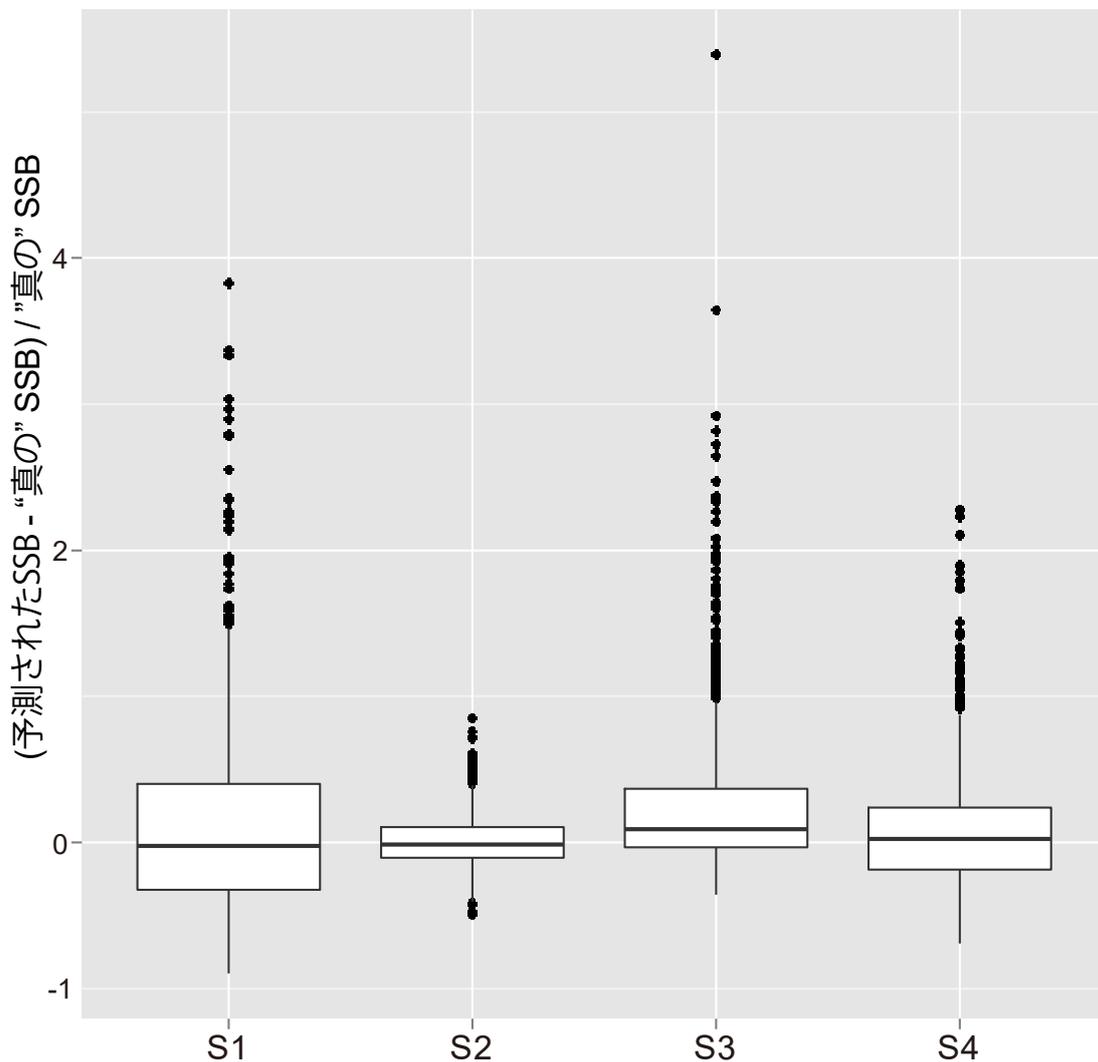


図 4-6 年齢別漁獲尾数の観測誤差 (σ_1) = 0.2、資源量指数の観測誤差 (σ_2) = 0.1、加
 入量観測誤差 (σ_R) = 0.2 の時のシナリオ毎の予測された親魚量の相対的大きさ。箱ひげ
 図の中央のバーは中央値を示し、箱の上側と下側ヒンジは第一四分位数と第三四分位数を
 示す。ヒンジから上下に伸びた線は、それぞれ四分位範囲内にある最大の値と最小の値を
 示し、点で示した値はこれらの範囲に収まらなかった値を示す。

第5章 総合考察

5.1 生物特性の変化と資源管理方策

近年ではマアジの産卵開始年齢が早まり、1歳魚から産卵することや既往の知見に比べると成長が速くなっていることが示唆された（第2章）。このような、いわゆる生物特性の変化が起こる原因としては、水温などの物理的要因も影響すると考えられるが、選択的漁獲による生物特性の変化も報告されている。長期間にわたって高い漁獲圧にさらされた結果、個体群の年齢構成が変化し、特に成熟に関わる生活史特性に影響が表れる（Jørgensen et al. 2007, Heino et al. 2013）。なかでも、成熟年齢への影響は他の生活史特性と比較してより早く変化することが報告されている（Audzijonyte et al. 2013）。このような変化は個体が経験した環境に依存して生じるという考え方もある（Stearns and Koella 1986）。一方で、成熟特性の変化は、長期間にわたる漁業の選択圧に応答して新たな表現型が現れた可能性が指摘されている（Law 2000, Olsen et al. 2005）。また、選択的漁獲によって生じた遺伝的变化は不可逆で、漁獲を中止したとしても元の状態には戻る保証はないという指摘もある（Stokes and Law 2000）。水産資源利用に関する予防原理（FAO 1995）では、長期的視点に基づく生産性の保全は短期的な資源利用よりも優先されるべきであるとされており、資源管理に際しては漁獲圧による長期的な遺伝的变化への対応も考慮する必要があるだろう。資源減少に伴って進行する遺伝的な変化が環境変動や乱獲と比較して資源の存続性に重大な影響を及ぼすかは明白ではないとされる（勝川・渡邊 2010）。一方で、漁獲によって遺伝的变化が促され、成熟体長の減少など個体群に負の影響を与えられられる場合には、単純に漁獲圧を減少することで効果があるとされ（Hutchings 2009, Kuparinen and Festa-Bianchet 2017）、予防的措置として漁獲圧を引き下げる有効性について検討の余地はあると考えられる。

高い漁獲圧の下で個体群の年齢構成が変化することによって再生産能力が低下し、資源崩壊の主要な原因となることは指摘されてきたものの（Caddy and Agnew 2004）、資源評価モデルの中では、親魚量は加入量を反映していると考え、リッカー型再生産関係やベバート

ンホルト型再生産関係に代表されるような密度に依存した補償関係を前提としている (Walters and Martell 2004, Francis et al. 2007)。しかし、近年では単に親魚の重量を合計した親魚量や生涯産卵量 (TEP: Total Egg Production) は再生産能力 (reproductive potential) に影響しない指標であることが指摘されており (Kell et al. 2016)、さらに有効繁殖個体群の量は成魚個体群の量に比べるとかなり小さい可能性が指摘されている (Christie et al. 2010, Hogan et al. 2010)。また、実際に漁場に参加する加入量を決定するのは環境条件による影響が大きいという報告もあり (Szuwalsky et al. 2015)、親魚量を確保し、より大きな持続的生産量を目指す MSY を単一の資源管理目標とする管理は効果的ではないばかりか、リスクが大きいという指摘もある (Vert-pre et al. 2013)。本研究から、マアジの場合も同じ親魚であっても、大型個体ほどバッチ産卵量も多く、産卵期間も長いことが明らかとなった (第 2、3 章)。このような繁殖特性の年齢や体長による違いによる資源管理効果への影響は、今後シミュレーションにより確認する必要がある。

マアジ対馬暖流系群では平成 21 (2009) 年度から平成 23 (2011) 年度の間、「日本海西部・九州西部海域マアジ (マサバ・マイワシ) 資源回復計画」が実施され、小型魚保護の取り組みがなされた。現在も「日本海西部海域マアジ (マサバ・マイワシ) 広域資源管理方針」に沿った取り組みが各漁業団体を中心に行われている。日本国内でも小型魚保護は多くの魚種漁法で取り組まれているが、親魚の年齢構成の多様性を確保するためには禁漁期の設定や海洋保護区 (MPA: Marine Protected Area) の設置が管理方策としての候補となろう。九州周辺海域では近年、湧昇マウンド礁の設置が進められており、有用水産物の増殖を目指すとともにマウンド礁周辺海域の入漁を制限する取り組みがなされている。また、東シナ海で操業する中国漁船は漁業種類別に禁漁期を設けている。このような漁場の時空間的制限は親魚の年齢構成の多様性を確保するためには有効な取り組みの一つと考えられる。

日本の資源評価対象種にはマアジ以外にも成熟年齢が低い種 (マイワシ・ウルメイワシ・カタクチイワシ・スルメイカ等) が含まれる。第 4 章で論じた資源管理の時間遅れの問題は

これらの資源評価対象種にも同様に重大な結果を引き起こすと考えられ、MSE による検討が必要であろう。本研究では実際の資源評価を再現するかたちで、マアジ対馬暖流系群について検討を進めたが、より一般化して成熟年齢が低く、加入量変動の大きい小型浮魚類や漁獲対象年齢の高いズワイガニやスケトウダラのような資源を想定した仮想的な資源動態を再現し、比較検討することも有効であろう。

5.2 日本周辺海域に來遊するマアジの産卵特性

日本周辺で資源量の大変動が知られているマイワシでは資源量の増加に伴って「産卵期の早期化」と「産卵場の拡大」が、資源量の減少期には反対に「産卵期の遅れ」と「産卵場の縮小」が観察されている。このような資源量の増減に伴う産卵生態の変化は多獲性浮魚類に共通した産卵生態である可能性も示唆されている（錢谷・木村 1997）。本研究の結果からはマアジの資源量が多かったとみられる 1950～1960 年代に観察されたマアジの産卵場と 2000 年代に観察されたマアジの産卵場はその広がりという点では大きな違いはみられず、産卵時期に関しても顕著な遅れはみられなかった。これはマアジの資源量変動がマイワシに比べると小さいことが影響しているのか、2000 年代は 1960 年代に比べると資源水準は低いものの、低水準期とは言えないことを反映しているのか、今後もモニタリングを続けて検証する必要がある。第 3 章で論じた銘柄別月別に成熟状況を調べた結果からは、大型个体ほど産卵期間が長く、小型个体ほど産卵期の開始が遅れる傾向がみられた。今後、何らかの原因で資源全体の小型化が進んだ場合には産卵期の遅れが観察されるようになるかもしれない。

カリフォルニア海流域やチリ・ペルー沖に分布する *Sardinops sagax* では長期的な水温上昇が産卵場拡大に影響すると指摘されている（Lluch-Belda et al. 1992）。陸域における世界全体の年平均地上気温は 1891～2013 年までの 123 年間で 100 年あたり 0.69℃の割合で上昇していると報告されている（気象庁 2014）。ケルト海における大西洋マアジの仔魚分布の変

化からは温暖化の影響によって成熟時期が早まり、産卵場も北方へシフトした可能性が指摘されている (Tiedemann et al.2014)。本研究の対象海域である東シナ海・日本海南部においても海面水温の長期的な上昇傾向がみられ、この海域での上昇率は全球の上昇率よりも大きく、季節別にみると特に冬季 (1~3 月) の上昇率が高いとされる (高槻ほか 2007)。水温の低かった 1930 年代、1960 年代および 1995~2005 年の各 10 年間の水温変動を比較したところ、近年は秋季 (10~12 月) から冬季にかけての水温低下が小さくなったことが報告されている (高槻ほか 2007)。このような日本周辺における海水温の変化もマアジの産卵場の広がりや産卵期に影響を与え、マアジの産卵量の維持に大きな役割を果たしている可能性がある。図 5-1 にマアジ対馬暖流系群の主分布域にあたる日本海南西部・東シナ海北部・東シナ海南部の 1951 年以降の年平均海面水温の平年偏差を示す (気象庁ホームページ http://www.data.jma.go.jp/kaiyou/data/shindan/a_1/japan_warm/cfig/warm_area.html?area=C、2017年4月27日)。いずれの海域でも 1990 年代後半には正の偏差がみられる年が増加しており、特に東シナ海南部では 1950 年以降でみると変動しながら上昇する傾向がみられた。マアジの場合には夏季の水温上昇期には生殖腺の退行が進むことから、今後も引き続き水温の上昇傾向が続く場合には東シナ海南部の産卵場が縮小したり、日本海南西部での産卵期間の延長がみられるようになるかもしれない。

5.3 資源評価の精度向上と管理効果に及ぼす影響

日本の資源管理プロセスでは資源評価 (資源量推定) を経ていくつかの仮定を置いたうえで将来予測を行い、ABC を算定することになっているため、資源量推定精度が低いことは過剰漁獲を引き起こし、最終的には資源管理の失敗につながりかねない。このため、資源量推定精度向上が非常に重要な課題とされる。しかし、管理目標をどのように設定するかによって最適な漁獲制御ルールは変わり得る。資源量は意思決定におけるひとつの判断材料にすぎない。さらに、資源を持続的に利用するということに加え、漁業を存続させるという

ことも重要な管理目標の一つの候補と考えてよいだろう。しかし、資源を持続的に利用するということがと漁業を存続させるということは、時には相反する目標となり得る。資源の持続性を担保することで極端な保護主義を招き、漁業自体の存続が危ぶまれる状況に陥ることは本末転倒であり、漁業を存続させつつ資源を利用することが重要であろう。

水産資源の利用を巡っては利害関係者の合意を得ることが資源管理を行う上で重要かつ最も難しい課題であり、合意形成のためのルール作りも試行錯誤が重ねられてきた。ベイジアンネット (Bayesian belief network) を使った意思決定ルールの検討などもその一つで、生物学的、経済学的、社会学的な情報を考慮した包括的な管理方策の策定を目指して解析が行われる (Levontin et al. 2011 など)。このような流れは順応的管理の枠組みの中で資源を利用する側と保全を行う側の妥協点を探る中で発生してきたとも考えられる。同様に環境保全を考える際にも、保全、レクリエーション、商業利用の間にはトレードオフの関係があり、これらのバランスをとるために、保全生態学の分野でもベイジアンネットを利用した保全方針の検討がなされてる (Pollino et al. 2007 など)。

また、第 1 章で紹介したように、MSE を利用した管理方策の評価も進んでいる (市野川ほか 2015)。第 4 章では資源管理スケジュールに絞って解析を行ったが、多くの場合は複数の目標が考えられる中で、どのような管理方式 (MP) が適切か、利害関係者間で議論を進めるために利用されている (Cox and Kronlund 2008 など)。MSE の主要な目的は複数かつ競合する管理目標の間のバランスをとって、パフォーマンスを評価することにある。MP は資源水準に応じて特定の漁獲率を定めるといったような漁獲制御ルール (HCR: Harvest Control Rules) とは異なる。MP は、より具体的な評価手法やデータの使い方などを含めて、資源状態に応じて迅速な意思決定ができるようにあらかじめ定められた枠組みを意味する。このため、環境変動や不確実性、誤差の下で頑健な MP を定めるためにはあらかじめシミュレーションによってさまざまな状況下でのテストが必要となる。このように MP の設定には人的コストや時間もかかる一方で、いったん MP が決定されてしまえば、毎年行っていた資源

評価を簡略化することも可能である。また、“最も良い資源評価”を毎年行って、年ごとの TAC が大きく変動するよりも、MP の実施によって TAC 変動を抑えるほうが、漁業者側としては望ましいというような運用上の問題についても考慮することができる。

国内の資源評価においてはこれまで管理目標となる管理基準値の設定についての議論の内容については公表されていない。しかし、新たに発表された水産基本計画では国が積極的に資源管理の方向性を示し、資源管理目標を定めるとされている (http://www.jfa.maff.go.jp/j/policy/kihon_keikaku/、2017年8月4日)。適切な管理目標を検討する際には MSE の考え方が必要になると考えられる。また、例えば MP による資源管理を採用した南アフリカのメルルーサでは、利害関係者も含めて MSE の議論を行うことで、管理目標や管理効果についての理解を深め、管理者と漁業者の間で協力体制を構築したことが重要な収穫であったとされる (Holland 2010)。国内の資源評価においても、あらかじめ利害関係者間に MSE の議論に参加してもらうことで効率的な資源管理の推進に役立つと期待される。

マアジのような小型浮魚類の場合には年々の加入量変動が大きいと考えられるため、MP の設定は難しいものになることが予想される。しかし、前述した様に、いったん MP が決まってしまうと、明確な目標の下に管理を実施していくことになり、資源管理の透明性も担保できるだろう。また、生物学的な観点に基づく資源の持続的利用にとどまらず、より現実的な資源管理を目指し経済学的な観点から MP の設定ができるのも魅力である (Maravelias et al. 2010, Hoshino et al. 2010)。マアジの場合には 0、1 歳魚が漁獲の主体となっており、0~1 歳にかけて重量当たりの価格も急激に増加することから、漁獲開始年齢を引き上げた場合の、加入量あたり漁獲金額の増加率は、加入量あたり漁獲量の増加率よりも大きいことが示唆されている (依田ほか 未発表)。MP のような包括的な管理方式の策定は難しいとしても、管理方策を提案する際には経済的観点も考慮するとより受け入れられやすい方策となる場合があると考えられ、今後の資源の管理方策策定の際にも検討されるべき課題である。

5.4 東シナ海における漁業管理

東シナ海や日本海特有の問題としては外国船による漁獲量の増加が挙げられる。これらの海域は国際入会漁場となっており、中国・韓国・台湾・日本が漁場として利用している。東シナ海の排他的経済水域（EEZ）については日中暫定措置水域、中間水域、北緯 27 度以南水域、日韓暫定水域が設けられている。日本海でも同様に日韓暫定水域が設定されており、日本・韓国・中国は、漁業に関して、それぞれの EEZ の間に相手方漁船に対して権限を行使しない水域を設けている（深町 2001）。EEZ 内での操業については許可隻数や操業条件を巡って二国間で交渉が行われている一方で、暫定措置水域内で操業する中国の漁船隻数はわが国の漁船数と比べるとかなり多く、東シナ海の水産資源への悪影響が懸念されている（水産庁ホームページ: http://www.jfa.maff.go.jp/j/kikaku/wpaper/h24_h/trend/1/t1_3_4_3.htm 1、2017 年 3 月 30 日）。また、中国政府が報告している漁獲量の信ぴょう性についても問題が指摘されており（Watson and Pauly 2001）、東シナ海における資源動向を正確に把握することを困難にしている。このような状況では第 2 章で論じた成長や成熟特性のモニタリングは比較的容易かつ的確に長期的な資源動向の変化を反映して捉えることができると考えられ、マアジのみならずそのほかの魚類についても積極的に実施する必要があるだろう。

現在、日本では単一魚種の資源評価を行い、それぞれの魚種について ABC や TAC の設定を行っているが、生態系保全と漁業管理を組み合わせた日本独自の水産資源管理の方向性について議論が進められており（牧野 2010）、単一魚種の資源評価から生態系全体への管理を目指した議論が展開されている。しかし、上述の理由により東シナ海においてこのような生態系管理を実施するのは今のところ難しいと考えられる。一方で、東シナ海における中国漁獲量に注目した栄養カスケード（*trophic cascade*）の研究では魚種間の被捕食関係を考慮した複数魚種の管理が必要であり、単一種のみの資源管理では、かえって資源状態を悪化させる可能性が指摘されている（Szuwalski et al. 2016）。現状では東シナ海では各国が独自に

漁業管理を行っているが、東シナ海の漁業資源の現状を考えると資源管理は先延ばしできない課題であり、早急に国際的な共同管理を行う必要がある。国際的な資源管理が始まれば、日本でこれまでに収集した基礎的な知見が役立つことになる。

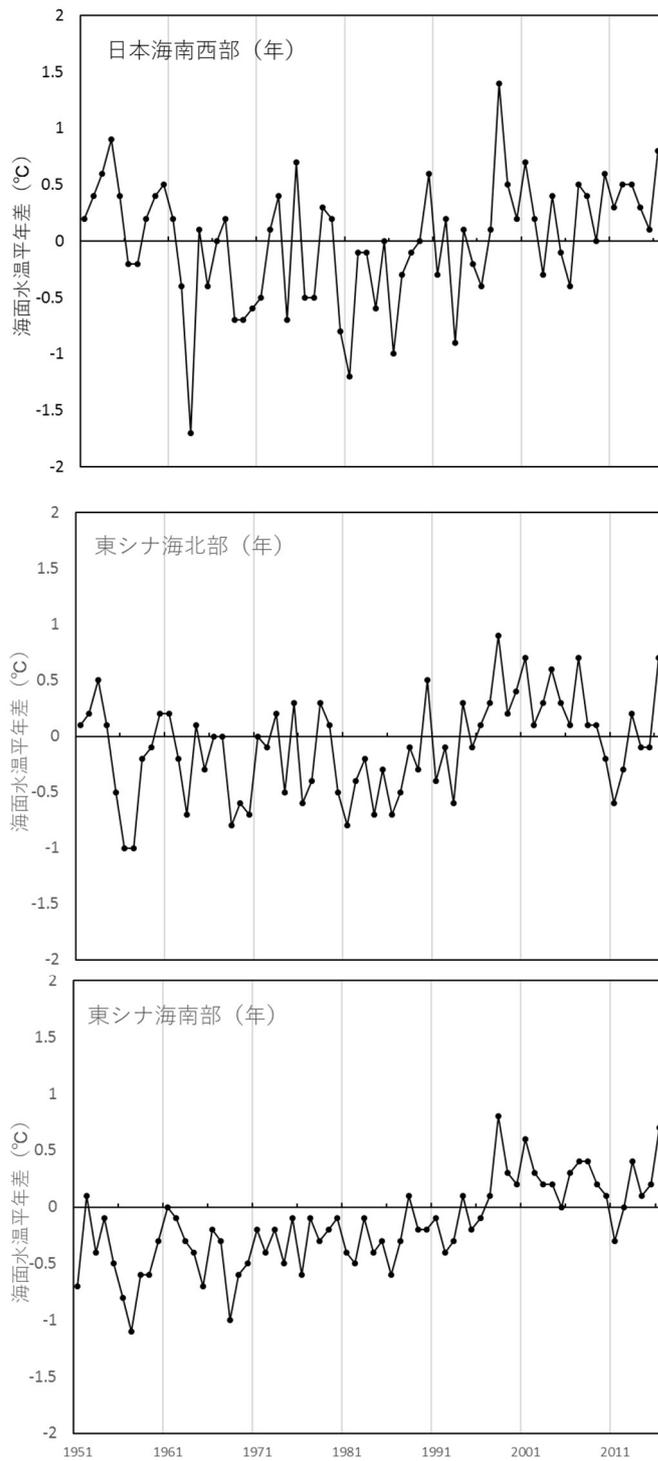


図5-1 日本海南西部・東シナ海北部・東シナ海南部における海面水温の平年差（1951年～2016年）。平年値は1981年～2010年の30年間の平均値。気象庁ホームページよりデータをダウンロードして作図した (iyou/data/shindan/a_1/japan_warm/cfig/warm_area.html?area=C、2017年4月27日)。

論文内容の要旨

日本周辺に広く分布するマアジ (*Trachurus japonicus*) は、漁獲可能量 (TAC) 制度に基づく資源管理が行われている。1960 年代には我が国漁船による漁獲量が 50 万トンを超えたが、近年は 15 万トン前後で推移しており、1960 年代に比べると資源水準は低いとみられる。マアジの漁獲量は西日本で多く、東シナ海から日本海にかけての対馬暖流域での漁獲量が 8 割程度を占める。資源管理に際しては、資源状態の判断に生物学的特性から得られた情報が用いられる。資源管理基準値は、資源の生産力に基づき密度依存の補償効果を前提として定められるのが一般的で、成長・成熟の生物特性値は重要な基礎的情報となる。このような生物特性値は資源量の増減に伴い変化することが知られており、資源管理基準値を適切に設定するためには生物特性値の定期的な見直しが必要である。また、資源水準によって産卵場の拡大縮小が観察されるため、産卵場の広がりも把握することも重要である。本研究では、マアジ対馬暖流系群について成長および成熟、産卵に関する資源生物学的特性を解明するとともに、産卵場の分布について検討を行った。そして、これらの知見をもとに仮想的な資源動態を電算機上で構築し、具体的な管理方策が資源管理や資源状態に与える影響について検討した。

1. 成長

2001 年 2 月～2004 年 12 月までに東シナ海で漁獲された 636 個体の標本を用いて年齢、成長の解析を行った。耳石の縁辺成長率の変化から、耳石の表示は年 1 回 2～3 月に形成されると考えられ、雌雄間で成長に差は見られなかった。成長式は次式により示された。

$$L_t = 401 \{1 - \exp(-0.275(t + 1.149))\} \quad (0.8 < t < 6.9)$$

ここで t は年齢、 L_t は t 歳時における平均尾叉長を示す。過去の知見と比べると満 1 歳時点での体長は長崎県や和歌山県で推定された結果とほぼ同じだったが、1960 年

代に九州北部や東シナ海中部で漁獲された標本に基づいて推定された満 1 歳時点での体長に比べると大きかった。2 歳以上になると 1960 年代に九州北部や東シナ海中部で漁獲された標本に基づいて推定された成長とほぼ一致した。

2. 生殖年周期とバッチ産卵数

2001 年 1 月～2004 年 12 月までに東シナ海で漁獲された雌魚 740 個体を用いて、成熟の解析を行った。組織学的観察に基づき、卵巢の成熟段階を未成熟期、発達期、成熟期、産卵期、閉鎖期、休止期の 6 期に区分した。GSI は 2 月～5 月まで高い水準を保ち、5 月以降に低下傾向を示し、6 月～11 月は低い水準となった。卵巢の組織学的観察から、卵黄蓄積を開始した卵母細胞を持つ発達期の個体は夏季（8 月、9 月）を除くすべての月で出現した。未成熟期の卵巢を持つ個体は周年出現し、成熟期の卵巢を持つ個体は 2 月～6 月に出現した。産卵期の卵巢を持つ個体は 11 月～5 月（1 月を除く）に出現した。成熟期あるいは産卵期の卵巢を持った個体は 2 月～5 月に高い頻度で出現した。GSI の経月変化や卵巢の組織学的観察から東シナ海のマアジは 2 月～5 月が産卵盛期にあたるということが明らかとなった。既往の知見では夏季に成熟する群も観察されたが、本研究では認められなかった。バッチ産卵数は最大 102,469 粒（尾叉長 379mm）、最小 5,738 粒（尾叉長 180mm）であった。バッチ産卵数（*BF*）と体重（*BW*）の関係は次式で示された。

$$BF = 7626.1 \times e^{0.0037BW} \quad (75 < BW < 771)$$

バッチ産卵数は過去の知見に比べるとかなり少なかったが、これは推定方法が異なるために起こったと考えられる。マアジの場合は、第三次卵黄球期の卵母細胞は産卵後も卵巢内に残るため、第三次卵黄形成期の卵をバッチ産卵数に含めると過大評価につながると考えられる。このため、本研究のように胚胞移動期もしくは成熟期の卵母細胞のみをバッチ産卵数とすることが妥当と考えられる。

3. 最小成熟体長と成熟開始年齢

上述のサンプルにおいて発達期の卵巣を持った個体の最小尾又長は 171mm で、成熟期の卵巣を持つ個体の最小尾又長は 180mm だった。成長解析の結果を考慮すると、これらの個体は 1 歳魚と考えられ、マアジは 1 歳魚から成熟を開始すると考えられた。漁獲量の多かった 1960 年代に東シナ海から採集された標本に基づく報告によると、マアジの最小成熟体長は尾又長 18.5~20.7cm で、2 歳魚であるとされており、漁獲量の増大期にあたる 1983~1997 年の標本を用いた報告では尾又長 20cm から産卵すると推定されている。本研究の結果から、既往の知見と比べると、より小型で若齢魚から産卵を開始すると考えられた。

4. マアジの産卵生態

1996 年~2000 年の大中型まき網漁業の月別銘柄別漁獲量と 1998 年~2002 年に行った生物測定調査結果から東シナ海におけるマアジ産卵場を推定した。雌魚の生殖腺指数 (GSI) と卵巣の組織学的観察より、GSI が 3 以上の個体では最も発達した卵母細胞が胚胞移動期もしくは成熟期に達している卵巣を持つ個体が半数以上を占めており、産卵間近と考えられた。この成熟の基準を基に銘柄 (体サイズ) 別に見た産卵期間は体サイズによって異なり、大型個体ほど産卵期間が長かった。産卵場は九州西岸域では 11 月~6 月に、東シナ海南部では 1 月~6 月に形成されると考えられた。産卵場の表面水温は 15~25°C で、広い範囲にわたったが、おおむね 15~20°C の範囲に産卵親魚の分布は集中しており、15°C 以下や 25°C 以上の海域での分布量は少なかった。

5. 資源管理方策評価 (MSE)

資源管理基準値を設定するにあたり、前章までで明らかにした成長や再生産などの

生物特性に関わるパラメータは不可欠のデータである。しかし、十分な情報が得られていると考えられる場合にも不確実性を考慮する必要があるだろう。実際に資源管理を行う際に想定される問題を考慮したうえで、頑健な管理方策を策定するため、あらかじめシミュレーションによって資源管理方策評価 (MSE) を行うという手法が広く用いられている。本研究では資源管理スケジュールに着目して資源管理方策評価を行った。我が国では TAC 算定の基礎となる資源評価が毎年行われ、生物学的許容漁獲量 (ABC) が算定される。実際の資源管理プロセスではデータ取得 (t 年) から ABC 実施年 ($t+2$ 年) までの間には 2 年間の時間遅れが生じる。日本の多くの資源評価対象種の資源量推定に用いられている VPA では、最近年の資源量推定値の不確実性が高く、なかでも加入量変動の大きい魚種では新たな年の情報が加わることにより資源量が大きく変化する可能性がある。マアジは、尾数を基準に見ると 0、1 歳魚が漁獲の 9 割以上を占める。資源管理プロセスにおいては評価実施年 ($t+1$ 年) と翌年 ($t+2$ 年) の加入量は暫定的な値を仮定するため、マアジの場合には ABC は仮定に基づく予測値という側面が強くなる。また、第二章で明らかにしたように、マアジは 1 歳魚から成熟を開始して親魚となるため、時間遅れの問題が管理効果に与える影響が大きいことが予想される。さらに、近年は成長が速まり、成熟開始年齢も早まったと考えられることから、以前の年代に比べて世代間隔が短くなり、資源管理の時間遅れの問題は、近年ではさらに重大な問題となり得る。そこで本研究では資源管理における情報取得からの時間遅れが資源動態や管理効果に与える影響についてオペレーティングモデル (OM) を用いたシミュレーションにより検討した。実際の資源管理プロセスに合わせて、検討したシナリオは、(S1) データ取得年 (t 年) の 2 年後 ($t+2$ 年) の ABC を算定する (通常スケジュール)、(S2) データ取得年 (t 年) の 1 年後 ($t+1$ 年) の ABC を算定する (再評価)、(S3) データ取得年 (t 年) の 1 年後 ($t+1$ 年) の ABC を算定し、前年 ($t-1$ 年) に算定された ABC と比較して大きい方の ABC を採用する (上方修正)、(S4) データ取得年 (t 年) の 1 年

後 ($t+1$ 年) の加入量の情報がある場合の 4 通りを設定し、10 年間のシミュレーションを行った。

親魚量は、S1、S2、S4 ではほぼ同水準を維持したが、S3 では減少傾向がみられ、開始時点と比べると 3 割程度減少した。ABC が資源量の 6 割を超えるような過大 ABC が勧告される割合は S1 と S3 で高かったが、加入量の情報が得られる S4 では減少し、再評価値で管理を行う S2 では大きく減少した。さらに、親魚量が Blimit を下回る確率は S3 が最も高く、これに次いで S1、S4、S2 となった。一方、ABC の変動幅でみると S3 が最も低く、S1 が最も高くなり、S2 と S4 は同程度であった。以上の結果から、再評価値で管理することにより親魚量を維持でき、管理の失敗も少なく、漁獲量の変動幅も抑えられることが明らかとなった。一方で、S1 と S4 を比較すると S4 でパフォーマンスの改善がみられたのは、加入量観測誤差が小さい場合で、観測誤差が大きくなると S1 と同程度のパフォーマンスになると考えられた。

6. まとめ

本研究の結果、マアジ対馬暖流系群は資源量が多かったとみられる 1960 年代に比べると成長が速まり、より若齢で成熟することが明らかとなった。1960 年代には東シナ海南部から九州北部域まで広い範囲で産卵場が形成されていたと報告されているが、漁獲統計と生物測定結果に基づいて推定した産卵場も過去の知見と一致しており、大きな変化はみられなかった。仮想的な個体群動態モデル (OM) によって検討した結果、資源管理スケジュールが資源管理効果に与える影響は大きく、適切な再評価や精度の高い加入量推定値が得られることによって管理パフォーマンスの向上が見込まれた。一方で、現行の資源評価で行われているような再評価の際に上方修正のみを行う管理方針では資源量の減少を招くことが明らかとなり、慎重に行う必要性が示唆された。特に東シナ海のように国際的入会漁場においては、資源管理の実行にあたり外国船の漁

獲量の不確実性などの問題が付きまとう。本研究で示したように MSE により管理方策を評価することは様々な不確実性を考慮できるとともに、意思決定を助けるための有効な手段となるだろう。

謝 辞

本研究を行うにあたりご指導とご鞭撻をいただいた東京大学大学院農学生命科学研究科
山川卓准教授に謹んで感謝の意を表す。

東京大学大気海洋研究所海洋生命システム研究系海洋生物資源部門の渡邊良朗教授、同
部門 白木原國雄教授、同部門 平松一彦准教授、同部門 小松幸生准教授には、貴重なご助
言と本稿のご校閲をいただいた。

水産研究・教育機構本部檜山義明研究推進部長には本研究の推進にあたり、多大なご指導
ご援助をいただいた。

水産研究・教育機構西海区水産研究所資源海洋部永澤亨部長には本研究の推進にあたり
全面的なご援助ご鞭撻をいただいた。

同研究所資源海洋部大下誠二主幹研究員にはデータの収集と解析にあたり、多大なご指
導、ご援助をいただいた。

同研究所資源海洋部浮魚資源グループ高橋素光グループ長、黒田啓行主任研究員、安田十
也主任研究員にはデータの収集と解析にご協力とご助言をいただいた。浮魚資源グループ
の方々には公私にわたり多大なご援助をいただいた。

水産教育・教育機構中央水産研究所資源管理研究センター資源評価グループ渡邊千夏子
グループ長には有益なご助言をいただいた。同グループ由上龍嗣主任研究員には有益なご
助言、ご援助をいただいた。

水産教育・教育機構北海道区水産研究所さけます資源研究部福若雅章部長には、有益なご
助言、ご指導をいただいた。

元水産総合研究センター（現 岡山県水産振興協会）白石哲朗博士には標本の採集、解析
にご援助をいただいた。

元水産総合研究センター故須田真木氏には、OM の原型作成にあたって多大なご協力をい
ただいた。以上の方々に深く感謝申し上げます。

引用文献

- 赤嶺達郎 (2004) 魚類の成長式における検定とモデル選択. 水産海洋研究 68: 44–51
- Audzijonyte A, Kuparinen A, Fulton EA (2013) How fast is fisheries-induced evolution? Quantitative analysis of modelling and empirical studies. *Evol Appl* 6: 585–595.
- Barrowman NJ, Myers RA (2000) Still more spawner-recruitment curves: the hockey stick and its generalizations. *Can J Fish Aquat Sci* 57: 665–676
- Beamish RJ (1979) Differences in the age of Pacific hake (*Merluccius productus*) using whole otoliths and sections of otoliths. *J Fish Res Bd Can* 36: 141–151
- Beamish RJ, Fournier DA (1981) A method for comparing the precision of a set of age determinations. *Can J Fish Aquat Sci* 38:982–983
- Beamish RJ, McFarlane GA (1987) Current trends in age determination methodology. Pages 15–42 in R. C. Summerfelt and G. E. Hall (eds.) *Age and growth of fish*. Iowa State University Press, Ames, Iowa.
- Beverton RJH, Holt SJ (1957) On the dynamics of exploited fish populations. *Fish Invest (Ser. 2)* 19: 1–533
- Brander KM (2007) The role of growth changes in the decline and recovery of North Atlantic cod stocks since 1970. *ICES J Mar Sci* 64: 211–217
- Brooks S, Tyler CR, Sumpter JP (1997) Egg quality in fish: what makes a good egg? *Rev Fish Biol Fish* 7: 387–416
- Butterworth DS, Punt AE (1999) Experiences in the evaluation and implementation of management procedures. *ICES J Mar Sci* 56: 985–998
- Caddy JF, Agnew DJ (2004) An overview of recent global experience with recovery plans for depleted marine resources and suggested guidelines for recovery planning. *Rev Fish Biol Fish* 14: 43–112.
- Cha HK, Lee JB, Kang S, Chang DS, Choi JH (2009) Reproduction of the jack mackerel, *Trachurus japonicus* Temminck et Schlegel in the coastal waters around Jeju Island, Korea: Maturation

- and spawning. *J Kor Soc Fish Tech* 45: 243–250
- Chigirinskiy AI (1970) The nature of oogenesis and fecundity in the Japanese Horse mackerel [*Trachurus japonicus* (Temminck et Schlegel)]. *J Ichthyol* 10:755–761
- Chilton DE, Beamish RJ (1982) Age determination methods for fishes studied by the Groundfish Program at the Pacific Biological Station. *Can Spec Publ Fish Aquat Sci* 60: 102p.
- Christie MR, Tissot BN, Albins MA, Beets JP, Jia Y, Ortiz DM, Thompson SE, Hixon MA (2010) Larval connectivity in an effective network of marine protected areas. *PLoS One* 5: e15715.
- Clark RW, Henderson-Arzapalo A, Sullivan CV (2005) Disparate effects of constant and annually-cycling daylength and water temperature on reproductive maturation of striped bass (*Morone saxatilis*). *Aquaculture* 249:497–513
- Clark WG, Hare SR (2002) Effects of climate and stock size on recruitment and growth of Pacific Halibut. *North Am J Fish Manage* 22: 852–862
- Cox SP, Kronlund AR (2008) Practical stakeholder-driven harvest policies for groundfish fisheries in British Columbia, Canada. *Fish Res* 94: 224-237.
- De Moor CL, Butterworth DS, De Oliveila JAA (2011) Is the management procedure approach equipped to handle short-lived pelagic species with their boom and bust dynamics? The case of the South African fishery for sardine and anchovy. *ICES J Mar Sci* 68: 2075–2085.
- FAO (1995) Precautionary approach to fisheries. Part 1: Guidelines on the precautionary approach to capture fisheries and species introductions. FAO Fisheries Technical Paper No. 350, Part 1. FAO, Rome.
- Francis RC, Hixon MA, Clarke ME, Murawski SA, Ralston S. (2007) Ten commandments for Ecosystem-Based Fisheries scientists. *Fisheries* 32: 217–233.
- 深町公信 (2001) 新日韓・日中漁業協定における執行に関する問題点. 海上保安国際紛争事例の研究 第2号: 55–76
- 深滝弘 (1960) 対馬暖流水域におけるマアジ資源の加入過程に関する考察 I. 稚仔魚の出現分布に基づく考察. *日水研年報* 6:69–85

- Geromont HF, Butterworth DS (2015) Complex assessments or simple management procedures for efficient fisheries management: a comparative study. *ICES J Mar Sci* 72: 262–274
- Goodyear CP (1995) Mean size at age: An evaluation of sampling strategies with simulated red grouper data. *Trans Am Fish Soc* 124: 746–755
- Hanson JM, Chouinard GA (1992) Evidence that size-selective mortality affects growth of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) in the southern Gulf of St Lawrence. *J Fish Biol* 41: 31–41
- Heino M, Baulier L, Boukal DS, Ernande B, Johnston FD, Mollet FM, Pardoe H, Therkildsen NO, Uusi-Heikkilä S, Vainikka A, Arlinghaus R, Dankel DJ, Dunlop ES, Eikeset AM, Enberg K, Engelhard GH, Jørgensen C, Laugen AT, Matsumura S, Sébastien Nusslé, Urbach D, Whitlock R, Rijnsdorp AR, Dieckmann U (2013) Can fisheries-induced evolution shift reference points for fisheries management? *ICES J Mar Sci* 70: 707–721
- Helser TE, Brodziak JK (1998) Impacts of density-dependent growth and maturation on assessment advice to rebuild depleted US silver hake (*Merluccius bilinearis*) stocks. *Can J Fish Aquat Sci* 55: 882–892
- 平松一彦 (2004) オペレーティングモデルを用いた ABC 算定ルールの検討. *日水誌* 70: 879–883
- 平本紀久雄 (1981) マイワシ太平洋系群の房総およびその周辺海域における発育と生活に関する研究. *千葉県水産試験場研究報告* 39:1–127
- Hiyama Y, Nishida H, Goto T (1995) Interannual fluctuations in recruitment and growth of the sardine, *Sardinops melanostictus*, in the Sea of Japan and adjacent waters. *Res Popul Ecol* 37: 177–183
- Hogan JD, Thiessen RJ, Heath DD (2010) Variability in connectivity indicated by chaotic genetic patchiness within and among populations of a marine fish. *Mar Ecol Prog Ser* 417: 263–275
- Holland DS (2010) Management strategy evaluation and management procedures: tools for rebuilding and sustaining fisheries. *OECD Food, Agriculture and Fisheries Working Papers* 25: doi: 10.1787/5kmd77jvhvkjf-en

- Hoshino E, Hillary R, Pearce J (2010) Economically optimal management strategies for the South Georgia Patagonian Toothfish Fishery. *Mar Res Econ* 25: 265–280
- 堀田秀之, 中嶋純子 (1970) 西日本海域におけるマアジの群構造に関する研究—III. 西海水研報 38: 113–121
- 堀田秀之, 中嶋純子 (1971) 西日本海域におけるマアジの群構造に関する研究—V. 成熟状況からの解析. 西海水研報 39: 33–50
- Hunter JR, Macewicz BJ (1985) Measurement of spawning frequency in multiple spawning fishes. In: Lasker R (ed) An egg production method for estimating spawning biomass of pelagic fish: Application to the northern anchovy, *Engraulis mordax*. NOAA Tech Rep NMFS 36: 79–94
- Hunter JR, Lo NCH, Leong RJH (1985) Batch fecundity in multiple spawning fishes. In An egg production method for estimating spawning biomass of pelagic fish: application to the northern anchovy, *Engraulis mordax*, R. Lasker, ed. NOAA Tech. Rep. NMFS 36: 67–77
- Hutchings JA (2009) Avoidance of fisheries-induced evolution: management implications for catch selectivity and limit reference points. *Evol Appl* 2:324–334
- 市野川桃子, 岡村寛 (2014) VPAを用いた我が国水産資源評価の統計言語Rによる統一的検討. *水産海洋研究* 78:104–113
- 市野川桃子, 岡村寛, 黒田啓行, 由上龍嗣, 田中寛繁, 柴田泰宙, 大下誠二 (2015) 管理目標の数値化による最適なABC算定規則の探索. *日水誌* 81: 206–218
- Jones CM (1992) Development and application of the otolith increment technique. In: D. K. Stevenson and S. E. Campana (Eds.), Otolith microstructure examination and analysis. *Can Spec Publ Fish Aquat Sci* 117: 1–11
- Jørgensen C, Enberg K, Dunlop ES, Arlinghaus R, Boukal DS, Brander K, Ernande B, Gårdmark A, Johnston F, Matsumura S, Pardoe H, Raab K, Silva A, Vainikka A, Dieckmann U, Heino M, Rijnsdorp AD (2007) Managing evolving fish stocks. *Science* 318:1247–1248
- Kaji K, Saitoh T, Uno H, Matsuda H, Yamamura K (2010) Adaptive management of sika deer

- populations in Hokkaido, Japan: theory and practice. *Popul Ecol* 52:373–387
- Kanaji Y, Watanabe Y, Kawamura T, Xie S, Yamashita Y, Sassa C, Tsukamoto Y (2009) Multiple cohorts of juvenile jack mackerel *Trachurus japonicus* in waters along the Tsushima Warm Current. *Fish Res* 95:139–145.
- Kanaji Y, Kishida M, Watanabe Y, Kawamura T, Xie S, Yamashita Y, Sassa C, Tsukamoto Y (2010) Variations in otolith patterns, sizes and body morphometrics of jack mackerel *Trachurus japonicus* juveniles. *J Fish Biol* 77: 1325–1342
- Kasai A, Komatsu K, Sassa C, Konishi Y (2008) Transport and survival processes of eggs and larvae of jack mackerel *Trachurus japonicus* in the East China Sea. *Fish Sci* 74: 8–18
- 勝川木綿, 渡邊良朗 (2010) 選択的漁獲による生活史の進化. *水産海洋研究* 74:84-89
- 川内陽平, 酒井 猛, 松沼瑞樹 (2017) 東シナ海の音響トロール調査における底魚資源の漁獲物組成と音響反射との対応関係. *日水誌* 83:71–73
- 川崎健 (1959) マアジの生態についての基礎的研究. *東北水研報* 13: 95–107
- Kell LT, Nash RDM, Dickey-Collas M, Mosqueira, I, Szuwalski C (2016) Is spawning stock biomass a robust proxy for reproductive potential? *Fish and Fish* 17:596–616
- Kidokoro H (2001) Fluctuations in body size and abundance of Japanese common squid (*Todarodes pacificus*) in the Sea of Japan. *GLOBEC Rep* 15:42
- Kim SJ, Woo SH, Kim BM, Hur SD (2011) Trends in sea surface temperature (SST) change near the Korean peninsula for the past 130 years. *Ocean Polar Res* 33: 281–290
- 岸田達 (1990) 瀬戸内海中西部域におけるサワラの成長と個体群密度の関係. *南西海区水産研究所研究報告* 23: 35–41
- 気象庁 (2014) 異常気象レポート 2014
- 木幡孜 (1972) 相模湾産重要魚類の生態-II. マアジ *Trachurus japonicus* (Temminck et Schlegel) について. *神奈川水試相模湾支所報 (昭和 46 年度事業報告)*, 55–72
- 近藤真人 (1985) 東シナ海・黄海漁場の海況に関する研究—I. 50m 深および底層における平均水温・塩分の分布. *西海水研報* 62: 19–66

- 古藤力 (1990) 太平洋岸におけるマアジ資源の動向について. 水産海洋研究 54: 47–49
- 小笹悦二 (1971) 東シナ海におけるマアジ稚仔の輸送に関する一考察. 西海区水産研究所研究報告 39:1–14
- Kristiansen TS, Svåsand T (1998) Effect of size-selective mortality on growth of coastal cod illustrated by tagging data and an individual-based growth and mortality model. J Fish Biol 52:688–705
- Kuparinen A, Festa-Bianchet M (2017) Harvest-induced evolution: insights from aquatic and terrestrial systems. Phil Trans R Soc B 372: 20160036.<http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2016.0036>
- 栗田豊 (2006) 野外調査と飼育実験を併用した魚類の繁殖特性研究. 水産総合研究センター研究報告, 別冊 4: 87–99
- 栗田豊 (2010) 産卵親魚個体群の繁殖能力の時空間的变化が加入量に及ぼす影響. 水産海洋研究 74: 4–18
- 黒田啓行, 境麿, 高橋紀夫, 伊藤智幸 (2015) TAC を算定する新しいアプローチ: ミナミマグロの管理方式の開発と運用. 水産海洋研究 79: 297–307
- Lam TJ (1983) Environmental-Influences on gonadal activity in fish. Fish Physiol 9:65–116
- Lasker R (1985) Introduction: an egg production method for anchovy biomass assessment. In: An Egg Production Method for Estimating Spawning Biomass of Pelagic Fishes: Application to the Northern Anchovy, *Engraulis mordax* (ed R.Lasker), NOAA Tech. Rep. NMFS 36: 1-3
- Law R (2000) Fishing, selection, and phenotypic evolution. ICESJ Mar Sci 57: 659–668
- Levontin P, Kulmala S, Haapasaari P, Kuikka S (2011) Integration of biological, economic, and sociological knowledge by Bayesian belief networks: the interdisciplinary evaluation of potential management plans for Baltic salmon. ICESJ Mar Sci 68: 632–638
- Lluch-Belda D, Schwartzlose RA, Serra R, Parrish R, Kawasaki T, Hedgecock D, Crawford RJM (1992) Sardine and anchovy regime fluctuations of abundance in four regions of the world oceans: a workshop report. Fish Oceanogr 1: 339–347

- Lu HJ, Chen CC, Cheng JC (2013) Age and growth study of the jack mackerel (*Trachurus japonicus*) in the northeastern waters off Taiwan. *J Mar Sci Technol*: 21, Suppl. 31–40
- 牧野光琢 (2010) 我が国における総合的な水産資源・漁業の管理のあり方 (上・中・下).
水産界: 6–8 月号
- 真子渺, 濱田律子 (1984) 東シナ海および日本海南西域におけるマアジ資源 I. 漁獲量変動と生物学的特性値. 資源調査研究連絡: 1–21.
- Maravelias CD, Hillary R, Haralabous J, Tsitsika EV (2010) Stochastic bioeconomic modelling of alternative management measures for anchovy in the Mediterranean Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 67: 1291–1300
- 増田育司, 野呂忠秀 (2004) 耳石横断薄層切片を用いた魚類の年齢査定 の 薦め. 鹿児島大学水産学部紀要 52: 51–56
- 三淵英弘, 岸本源治, 塩見玄晶, 相川広秋 (1958) マアジの年齢、成長及び成熟. 対馬暖流開発調査報告書第 4 号 (漁業資源篇). 水産庁, 133–144
- 水田浩二, 山本憲一, 末廣喜彦 (2001) 五島灘とその周辺海域におけるマアジの年齢、成長および成熟. 長崎県水産試験場研究報告 27: 1–7
- 三谷文夫, 井田悦子 (1964) マアジの成長と年齢. 日水誌 30: 968–977
- Morimoto H (2003) Age and growth of Japanese sardine *Sardinops melanostictus* in Tosa Bay, southwestern Japan during a period of declining stock size. *Fish Sci* 69: 745–754
- 森永健司, 加藤修, 中川倫寿, 藤田真 (2000) 表面水温から見た東シナ海の水塊分布. 西海水研報 78: 1–12
- Moyle PB, Cech JJ (2002) *Fishes: an introduction to ichthyology*, 4th ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs
- 中嶋純子 (1982) 西日本海域におけるマアジの成長と年齢について. 西海水研報 57: 47–57
- 中嶋純子, 堀田秀之 (1976) 東シナ海域におけるマアジ銘柄区分とその変遷. 西海水研報 48: 23–34

- 西田宏 (2006) マアジとマイワシの繁殖生態. 水産総合研究センター研究報告別冊 4: 113–118
- 西田宏, 長谷川誠三 (1994) 新潟沿岸におけるマアジ産卵群の年齢と成長. 日水研報 44: 73–90
- Nishiyama M, Saito M, Sanada Y, Onoue S, Takasuka A, Oozeki Y (2014) Revisiting morphological identification of Japanese jack mackerel *Trachurus japonicus* eggs preserved in formalin. Fish Sci 80: 517–529
- Nyuji, Shiraiishi T, Kitano H, Irie S, Yamaguchi A, Matsuyama M (2012) Induction of final oocyte maturation and ovulation in jack mackerel, *Trachurus japonicus*, temporarily reared in captivity. J Fac Agr Kyushu Univ 57 : 427–430
- 落合明, 田中克 (1986) マアジ. 新版魚類学, 恒星社厚生閣, 東京, 788–803
- 落合明, 陸谷一馬, 榎田晋 (1983) 養殖 1 歳マアジの成長、成熟および人口採卵について. 日水誌, 49, 541–545.
- 落合明, 榎田晋, 谷口順彦 (1984) 稚仔魚の減耗と餌料条件. MRP プログレスレポート. マアジ (2) : 31–37
- 落合明, 榎田晋, 長谷川泉, 陸谷一馬 (1980) マアジの採卵とふ化仔魚の成長について. 栽培技研 9: 47–52
- Olsen EM, Lilly GR, Heino M, Morgan MJ, Brattey J, Dieckmann U (2005) Assessing changes in age and size at maturation in collapsing populations of Atlantic cod (*Gadus morhua*). Can J Fish Aquat Sci 62: 811–823
- 大下誠二 (2000) 東シナ海におけるマアジの成熟特性に関する研究. 西海ブロック漁海況調査研報 8: 27–33
- Ohshimo S, Tanaka H, Hiyama Y (2009) Long-term stock assessment and growth changes of the Japanese sardine (*Sardinops melanostictus*) in the Sea of Japan and East China Sea from 1953 to 2006. Fish Oceanogr 18: 346–358

- Parma AM, Deriso RB (1990) Dynamics of age and size composition in a population subject to size-selective mortality: effects of phenotypic variability in growth. *Can J Fish Aquat Sci* 47: 274–289
- Pollino CA, White AK, Hart BT (2007) Examination of conflicts and improved strategies for the management of an endangered Eucalypt species using Bayesian networks. *Ecol Model* 201:37–59
- Punt AE (1997) The performance of VPA-based management. *Fish Res* 29: 217–243
- Punt AE, Butterworth DS, de Moor CL, De Oliveira JAA, Haddon M (2016a) Management strategy evaluation: best practices. *Fish Fish*. 17: 303
- Punt AE, Smith DC, Haddon M, Russell S, Tuck GN, Ryan T. (2016b) Estimating the dynamics of spawning aggregations using biological and fisheries data. *Mar Freshwater Res* 67: 342–356
- Ricker WE (1954) Stock and recruitment. *J Fish Res Bd Canada* 11: 559–623
- Rijnsdorp AD (1993) Fisheries as a large-scale experiment on life-history evolution: disentangling phenotypic and genetic effects in changes in maturation and reproduction of North Sea plaice, *Pleuronectes platessa* L. *Oecologia* 96: 391–401
- 阪本俊雄, 武田保幸, 竹内淳一 (1986) 沿岸重要資源の管理に関する研究 (概報) . 昭和 59 年度和歌山県水産試験場事業報告: 43–52
- 桜本和美 「漁業管理の ABC—TAC 制がよくわかる本—」 成山堂書店, 東京. 1998.
- 佐々千由紀, 小西芳信 (2002) 東シナ海におけるマアジ仔稚の分布と輸送. 月刊海洋号外 31: 92–98
- Sassa, C., Y. Konishi, K. Mori (2006) Distribution of jack mackerel (*Trachurus japonicus*) larvae and juveniles in the East China Sea, with special reference to the larval transport by the Kuroshio Current. *Fish Oceanogr* 15: 508–518
- Sassa C, Takahashi M, Nishiuchi K, Tsukamoto Y (2014) Distribution, growth and mortality of larval jack mackerel *Trachurus japonicus* in the southern East China Sea in relation to oceanographic conditions. *J Plankton Res* 36: 542–556

- Schaefer MB (1957) A study of the dynamics of the fisheries for yellowfin tuna in the Eastern tropical Pacific Oceans. Bull Inter–Amer Trop Tuna Comm, 2: 245-285
- 志村健, 大下誠二, 寺門弘悦, 田永軍 (2009) 日本海南西海域における中層トロールと面積密度法を用いたマアジ当歳魚の現存量推定手法の開発. 日水誌 75: 1042–1050
- Shiraishi T, Okamoto K, Yoneda M, Sakai T, Ohshimo S, Onoe S, Yamaguchi A, Matsuyama M (2008) Age validation, growth and annual reproductive cycle of chub mackerel *Scomber japonicus* off the waters of northern Kyushu and in the East China Sea. Fish Sci 74:947–954
- Sinclair AF, Swain DP, Hanson JM (2002) Disentangling the effects of sizeselective mortality, density, and temperature on length-at-age. Can J Fish Aquat Sci 59: 372–382
- Smith PE (1990) Monitoring interannual changes in spawning area of Pacific sardine (*Sardinops sagax*). CalCOFI Rep 31: 145–151
- Song N, Jia N, Yanagimoto T, Lin L, Gao T (2013) Genetic differentiation of *Trachurus japonicus* from the northwestern Pacific based on the mitochondrial DNA control region. Mitochondr DNA 24: 705–712
- Stearns SC, Koella JC (1986) The evolution of phenotypic plasticity in life-history traits: predictions of reaction norms for age and size at maturity. Evolution 40: 893–91
- Stokes K, Law R (2000) Fishing as an evolutionary force. Mar Ecol Prog Ser 208:307
- Stransky C, Murta AG, Schlickeisen J, Zim, C (2008) Otolith shape analysis as a tool for stock separation of horse mackerel (*Trachurus trachurus*) in the northeast Atlantic and Mediterranean. Fish Res 89: 159–166
- 須田有輔 (2001) アジ科魚類の漁業生物学. 黒潮の資源海洋研究 2: 1–7
- 水産庁増殖推進部漁場資源課沿岸資源班, 資源評価調査部会, 資源評価・ABC 算定基準作業部会 (2016) 平成 27 年度 ABC 算定のための基本規則.平成 27 年度我が国周辺水域の漁業資源評価 第一分冊, 水産庁増殖推進部・水産総合研究センター, 東京. 4–13

- 水産庁調査研究部（1973）日本近海主要漁業資源 昭和 47 年度, 1-189
- 庄島洋一（1963）III. 昭和 36・37 年度「東支那海アジ・サバ漁業対策調査」産卵調査結果概要、東支那海アジ・サバ漁業対策調査研究報告 1: 71-77
- 庄島洋一, 畔田正核, 小笹悦二, 安楽正照（1966）II 昭和 38・39 年度「東支那海アジ・サバ漁業対策調査」産卵調査結果概要、東支那海アジ・サバ漁業対策調査研究報告 2: 17-40
- Szuwalski CS, Vert-pre KA, Punt AE, Branch TA, Hilborn R. (2015) Examining common assumptions about recruitment: a meta-analysis of recruitment dynamics for worldwide marine fisheries. *Fish Fish* 16: 633-648.
- Szuwalski CS, Burgess MG, Costello C, Gaines SD (2016) High fishery catches through trophic cascades in China. *Proc Natl Acad Sci USA*. 114: 717-721.
- Takahashi M, Sassa C, Tsukamoto Y (2012) Growth-selective survival of young jack mackerel *Trachurus japonicus* during transition from pelagic to demersal habitats in the East China Sea. *Mar Biol* 159:2675-2685
- Takahashi M, Sassa C, Nishiuchi K, Tsukamoto Y (2016) Interannual variations in rates of larval growth and development of jack mackerel (*Trachurus japonicus*) in the East China Sea: implications for juvenile survival. *Can J Fish Aquat Sci* 73: 1-8
- 高野和則（1974）生殖腺の成熟過程. 魚類の成熟と産卵, 日本水産学会編, 恒星社厚生閣, 東京, 18-30
- 高槻靖, 倉賀野連, 志賀達, 分木恭朗, 井上博敬, 藤原弘行, 有吉正幸（2007）日本周辺海域における海面水温の長期変化傾向. 測候時報 74（特別号）: S33-S87
- 田中昌一（1960）水産生物の Population Dynamics と漁業資源管理. 東海区水産研究所研究報告 28: 1-200
- 田中昌一（1985）水産資源学総論. 新水産学全集 8. 恒星社厚生閣, 東京, 406pp.
- Taylor NG, Walters CJ, Martell SJD (2005) A new likelihood for simultaneously estimating von

- Bertalanffy growth parameters, gear selectivity, and natural and fishing mortality, *Can J Fish Aquat Sci* 62: 215–223
- Thorson JT, Minte-Vera CV (2016) Relative magnitude of cohort, age and year effects on size at age of exploited marine fishes, *Fish Res* 180: 45–53
- Tiedemann M, Kloppmann M, Ulleweit J, Gröger JP, Hagen W (2014) A spatial analysis of larval fish assemblages in the Celtic Sea off Great Britain (47° to 51°N): implications of bathymetry and ocean warming, *Mar Biol Res* 10: 482–493
- 時村宗春 (2011) 東シナ海の水産資源と漁業形態. *日水誌* 77: 919–923
- Vert-pre KA, Amoroso RO, Jensenc OP, Hilborn R (2013) Frequency and intensity of productivity regime shifts in marine fish stocks. *Proc Natl Acad Sci* 110: 1779–1784
- Wada T, Matsubara T, Matsumiya Y, Koizumi N (1995) Influence of environment on stock fluctuations of Japanese sardine, *Sardinops melanostictus*. *Can Spec Publ Fish Aquat Sci* 121:387–394
- Walters CJ (1986) Adaptive management of renewable resource. McMillan, New York, 374 pp
- Walters CJ, Martell SJD (2004) Fisheries Ecology and Management. Princeton University Press, 399pp
- Watanabe C, Yatsu A (2004) Effects density-dependence and sea surface temperature on interannual variation in length-at-age of chub mackerel (*Scomber japonicus*) in the Kuroshio-Oyashio area during 1970–1997. *Fish Bull* 102:196–206
- 渡邊千夏子, 須田真木, 赤嶺達郎, 川端淳, 西田宏 (2012) 許容漁獲量の時空間的配分がマサバ太平洋系群の資源動態に与える影響. *日水誌* 78: 15–26
- 渡邊千夏子, 亘 真吾, 由上龍嗣, 上村泰洋, 古市 生, 赤嶺達郎 (2017) 平成 28 (2016) 年度マアジ対馬暖流系群野資源評価. 平成 28 年度我が国周辺水域の漁業資源評価 第一分冊: 91–123
- Watson R, Pauly D (2001) Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature* 414:534–536

- Whitten AR, Klaer NL, Tuck GN, Day RW (2013) Accounting for cohort-specific variable growth in fisheries stock assessments: a case study from south-eastern Australia. *Fish Res* 142: 27–36
- 山田鉄雄 (1958) アジに関する研究. 対馬暖流開発調査報告書第 4 号 (漁業資源篇). 水産庁, 145–176
- 山田梅芳, 時村宗春, 堀川博史, 中坊徹次 (2007) 東シナ海・黄海の魚類誌. 水産総合研究センター叢書. 東海大学出版会.
- 依田真里, 時村宗春, 堀川博史, 山田梅芳 (2000) 東シナ海・黄海産魚類目録およびその地名. 西海区水産研究所, 長崎
- 依田真里, 大下誠二, 檜山義明 (2004) 漁獲統計と生物測定によるマアジ産卵場の推定. *水産海洋研究* 68: 20–26
- 依田真里, 水田浩二, 松山倫也 (2006) 胎盤性生殖腺刺激ホルモンによるマアジの成熟・排卵促進. *水産総合研究センター研究報告* 16: 15–18
- 依田真里, 由上龍嗣, 大下誠二, 田中寛繁 (2010) 平成 21 年度マアジ対馬暖流系群の資源評価. 平成 21 年度我が国周辺水域の漁業資源評価 第一分冊, 水産庁増殖推進部・水産総合研究センター, 東京. 118–148.
- Yoda M, Shiraishi T, Yukami R, Ohshimo S (2014) Age and maturation of jack mackerel *Trachurus japonicus* in the East China Sea. *Fish Sci* 80:61–68
- 依田真里, 渡邊千夏子, 由上龍嗣, 福若雅章 (2016a) 資源管理スケジュールが管理効果に及ぼす影響. *日水誌* 82:676–685
- 依田真里, 福若雅章, 黒田啓行 (2016b) 平成 27 年度マアジ対馬暖流系群野資源評価. 平成 27 年度我が国周辺水域の漁業資源評価 第一分冊: 123–152
- 依田真里, 黒田啓行, 高橋素光 (2017) 平成 28 (2016) 年度マアジ対馬暖流系群野資源評価. 平成 28 年度我が国周辺水域の漁業資源評価 第一分冊: 124–153

横田滝雄, 三田典子 (1958) 太平洋南区のアジ, サバ類の研究に関する諸説. 南海水研報 9:
1-59

Yoneda M, Futagawa K, Tokimura M, Horikawa H, Matsuura S, Matsuyama M (2002) Reproductive
cycle, spawning frequency and batch fecundity of the female whitefin jack *Kaiwarinus*
equula in the East China Sea. Fish Res 57:297-309

米田道夫 (2017) マサバ資源変動のカギを握る水温と母親の影響. 日水誌 83: 837

Zhao L, Song N, Li N, Du X, Yanagimoto T, Gao T (2015) Genetic diversity and population structure
of a pelagic fish, jack mackerel (*Trachurus japonicus*), based on AFLP analysis. Pakistan J
Zool 47: 711-717

銭谷弘, 木村量 (1997) 太平洋岸域のカタクチイワシの資源回復に伴う 2~3 月産卵量の増
加. 日水誌 63: 665-761