

東京大学海洋研究所共同利用研究集会

シミュレーションを用いた水産資源の管理

-不確実性への挑戦-

平成19年11月28日(水)10:00~16:40

東京大学海洋研究所講堂

東京大学海洋研究所共同利用研究集会
シミュレーションを用いた水産資源の管理
—不確実性への挑戦—

日 時：平成19年11月28日（水）10:00～16:40

場 所：東京大学海洋研究所 講堂
〒164-8639 東京都中野区南台1-15-1 TEL 03-5351-6342

コンビーナー：平松一彦（東京大学海洋研究所・資源解析分野） TEL 03-5351-6494
khiramatsu@ori.u-tokyo.ac.jp

開催趣旨

水産資源の適切な管理を困難にしている要因として、生物学的な知見が不十分でかつ利用可能なデータも大きな誤差を含むという「不確実性」の問題が挙げられる。近年、シミュレーションによって資源評価や資源管理の「実験」を行い、適切な方法をさぐる試みが行われるようになった。シミュレーションでは真の資源状態が分かるため、資源評価・管理の失敗・成功を判断することができ、さらに現実の不確実性に対応するような幅広い状況下でのシミュレーションを考えることにより、不確実性に対し頑健な管理を開発することが可能である。

しかし、物理・工学系のシミュレーションのように基礎となる方程式が得られているわけではないため、その実施に当たっては独自の方法論が必要である。シミュレーションの具体的方法や結果の比較方法、最適な管理手法の選択方法はまだ確立しておらず、各研究者が試行錯誤的に行っているのが現状である。

本研究集会では、シミュレーションを用いた資源管理手法の開発を行っている研究者が一堂に会し、鯨類やまぐろ類における先行事例をレビューするとともに我が国におけるTAC対象種を中心としたシミュレーション研究の現状を概観し、さらに方法論の確立に向けての議論を行うことを目的とする。

プログラム

10:00～10:50 オペレーティングモデルを用いた管理方式開発の現状

平松一彦（東京大学海洋研究所）

10:50～11:40 ミナミマグロの管理方式の開発

黒田啓行（水産総合研究センター・遠洋水産研究所）

昼食（11:40～13:00）

13:00～13:50 小型鯨類の管理方法の検討

岡村 寛（水産総合研究センター・遠洋水産研究所）

13:50～14:40 スルメイカ秋季発生系群のABC算定規則の検討

櫻田玲子（東京大学海洋研究所）

休憩（14:40～15:00）

15:00～15:50 マサバ太平洋系群の資源評価と管理方策の検討

渡邊千夏子（水産総合研究センター・中央水産研究所）

15:50～16:40 管理規則の事前合意

勝川俊雄（東京大学海洋研究所）

16:40 閉会

オペレーティングモデルを用いた管理方式開発の現状

平松一彦（東大海洋研）

1. はじめに

水産資源の適切な評価や管理は依然として困難なままである。例えば、水産総合研究センターが実施している TAC（漁獲可能量）制度対象魚種の資源評価においては、資源量推定値が過小評価でその後の漁獲量を説明できなかつたり、回復を目指して管理を行っているにもかかわらず低水準にある資源がさらに減少を続けるといったことが生じている。水産資源の管理を難しくしている原因として、資源の状態や動態に関する知見が乏しい「不確実性」の問題と、他の科学のように「実験」によってモデルや仮定の妥当性を検討できない「検証不能性」の問題が挙げられる。不確実性を無くしモデル等の検証を行っていく作業は重要であるが、近い将来これらの問題がすべて解決される見込みは無い。誤差の多いデータと、信頼性の乏しいパラメータ値やモデルを用いて資源評価や管理を行なわざるを得ないことを前提に、資源管理の方法を考える必要がある。

近年、実際に実験を行う代わりにコンピュータ上に対象とする資源の動態を記述するオペレーティングモデル(Operating Model;OM)を作り、そこで資源評価や資源管理の「実験」を行い適切な方法をさぐる試みが注目されるようになった(平松,2004a)。シミュレーションでは真の資源状態が分かるため、資源評価・管理の失敗・成功を判断することができる。さらに OM として現実の不確実性に対応するような幅広い状況を考え、それらの下でシミュレーションを行うことにより、どのような状況下でも失敗の少ない管理方法を探索し、不確実性に対し頑健な管理方法を開発することが可能である。例えば寿命が 5 歳か 10 歳か不明であるといった場合、5 歳と 10 歳の 2 種類の OM を考え、どちらであっても大きく失敗しないような管理方法を見出す。

OM の概念が最初に用いられたのは、国際捕鯨委員会 (IWC) におけるヒゲクジラ類に対する改定管理方式 (Revised Management Procedure;RMP)の開発である。従来型の資源評価・管理の方法が様々な不確実性の下では使えないことが明らかになった段階で、不確実性に対し頑健な管理方法の開発が始まった。最終的には徹底的なシミュレーションによって通常想定されるような不確実性の下では資源を絶滅に導かないような安全な管理方法が合意された。完成された RMP は順応的管理やフィードバック管理の代表例としてみなされることがある。しかし、RMP における許容捕獲頭数の計算方法自体は一見しただけではとても優れたものには見えない。唯一の調査データである目視調査の資源量推定値をあまり信用せず捕獲頭数をかなり低めに出すという、正直な所どころが順応的でフィードバックなのかよくわからない管理方法である。RMP の本質は不確実性を考慮した徹底的なシミュレーションを行ったことにあると考えている。

OM を用いたシミュレーションは、その後広く水産資源の管理においても注目されるようになった。しかし、鯨類では利用より保全が重視されており管理目的が異なること、主要な不確実性が鯨類では系群の存在の有無であるが魚類では再生産の不確実性であるといったように、鯨類の方法をそのまま適用することは出来ない。OM を用いた資源管理手法の検

討はまだ方法論として確立されたものではない。本発表では発展途上にある OM を用いた資源管理方式開発の状況について概観する。

2. オペレーティングモデルと管理方式の開発

計算機上になるべく現実の資源動態に近いモデル (OM) を作る。このモデルから漁獲量や資源動向に関するデータを得、検討したい管理方法に従い TAC を決定する。そしてこの TAC に基づき仮想的な漁獲を行う。これを繰り返し、漁獲量や資源状況についてモニターし、妥当な管理となっているか検討する (図 1)。OM として、現実の資源や漁業の実態に合致し、かつ不確実性をカバーするような種々の条件設定のものを用いることにより、不確実性に対し頑健で適切な管理方法を見出すことができる。

資源管理においては何が妥当かは必ずしも明確ではないため、管理結果の評価には以下のような方法がとられる。まず、適切な管理の目標が決定される。これは通常、1)漁獲量が多いこと、2)漁獲量の年変動が少ないこと、3)資源が安全な状態にあること、の3種類が選ばれることが多い。そして、これらの目標に対応する指標として例えば、1)管理開始後の平均漁獲量、2)管理開始後の漁獲量の変動割合、3)管理開始後の最低資源量等が選ばれる。シミュレーションで得られるこれらの指標を見ることにより、管理方式を評価・比較する。想定しうる資源動態のシナリオの範囲で、なるべく沢山安定して漁獲でき、資源水準が悪くならないような資源評価・管理方法を、シミュレーションによって見出すわけである。

このような過程を経て得られたのが管理方式 (Management Procedure; MP) である。みなみまぐろ保存委員会 (CCSBT) の定義によれば、MP とは「新しいデータが得られた時に TAC をどう変更するか事前に合意された一連のルール。①インプットデータ、②データを処理するアルゴリズムまたはモデル、③アルゴリズムのアウトプットを TAC に変換するルール、の3種類からなる。」である。一方、Butterworth and Punt(1999)は MP の説明として「事前に決められたデータを使って管理方法を勧告する一連のルール。シミュレーションによってそのルールの挙動は評価されている。管理方式は完全に実行可能でそのために入力データは実際に収集できる情報でないといけない。」としている。「挙動がシミュレーションで評価され、事前に合意された実行可能な管理の方法」が MP の本質であろう。

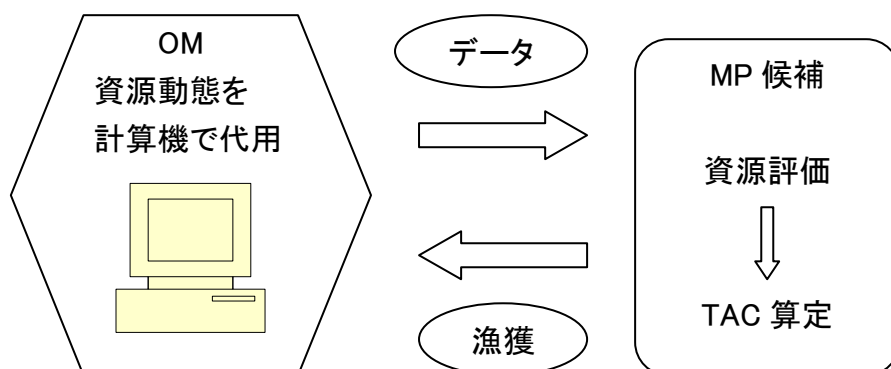


図 1. OM を用いたシミュレーションの概念図

OM を用いた MP の開発は以下のようなステップを経る。

- 1)管理目標と指標の決定
- 2)OM の構造の決定と条件設定 (Conditioning)
- 3)シミュレーションの仕様の決定。
- 4)MP 候補のテスト用 OM の作成。
- 5)テスト用 OM による MP 候補のシミュレーション
- 6)上記の繰り返し
- 7)指標を検討し最適な管理方法に合意

これら一連のプロセスは MSE(Management Strategy Evaluation)と称されることも多い。

3. 諸外国の状況

IWC では完成はしたものの結局現在に至るまで使われていない RMP であるが、その後この考え方が鯨類以外にも適用されるようになった。特に、南アフリカと豪州では精力的に研究が行われ、既に実際の資源管理に適用されているものもある。国際漁業機関においてはまず CCSBT で MP の開発が行われた。その後、ICES でも資源評価手法作業部会でシミュレーションをベースとした管理方法の評価の勧告が出され (ICES,2004)、シミュレーションの方法、ソフトの開発など活発な動きが見られる(ICES,2006)。

諸外国の状況を知る上では 1998 年と 2006 年に開催された資源管理に関するシンポジウムの論文を掲載した 2 冊の ICES ジャーナルの特集号(発行はそれぞれ 1999 年と 2007 年)が参考になる。1999 年版では、IWC での経験に基づいた MP 開発の紹介や留意点 (Butterworth and Punt, 1999)、南アフリカ(Geromont, 1999)や豪州(Punt and Smith, 1999)での適用例等が示されている。

2007 年版にはその後の進展、例えば南アフリカでの経験に基づいた OM 作成やシミュレーション実施上の注意点(Rebecca et al.,2007)、MP の利点と欠点(Butterworth, 2007)などが示されている。後者は体験に基づいた MP の利点として、事前に必要な手続きが合意されているので時間の節約になること、毎年更新される資源評価の実態にあったリスク評価が可能であること、TAC の年変動を制限した場合の影響が評価可能であること、頑健性のテストが可能であること、安易に現状維持とほしない TAC 算定が可能であることなどを挙げている。

EU では FLR(Fisheries Library in R)という R による MP 開発のためのシミュレーション用のソフトパッケージを作成するプロジェクトも開始されている(Kell et al.,2007)。これは EU のプロジェクトであるが、北米からもこういったプロジェクトの重要性が指摘されている (Schnute et al.,2007)。

4. 我が国の現状

我が国において IWC 以外で OM あるいは MP の概念に対峙することになったのは、おそらく CCSBT の関係者であろう (平松 2004a, 黒田 2007)。資源評価結果をめぐって鋭い対

立の続いていた CCSBT では、OM を用いた MP の開発が 2002 年から実施されることになった。外部科学者の協力の下、幾多の対立や問題点を乗り越え、2005 年に MP が合意されたが、残念ながら（IWC とはまた異なった）大変不幸な出来事により適用が見送られてしまった。しかし、ここで使われた概念やノウハウは、今後の資源管理を考えていく上で重要なものを含んでいる。

筆者は CCSBT による MP の開発と平行して、我が国 TAC 管理においても OM による検討の重要性を指摘してきた（平松 2004b）。その後、マサバ太平洋系群（渡邊 2007）、スルメイカ秋季発生系群（櫻田 2007）において検討が行われているが、まだ TAC の決定に直接影響するような段階には至っていない。また IWC 対象外の小型鯨類の管理においてやはり OM を用いた管理の検討が行われている（岡村 2007）。

5. 議論

前述のように OM を用いた資源管理手法の検討はまだ方法論として確立されたものではない。例えばシミュレーションで検討すべき不確実性の範囲の決定方法、不確実性をパラメータ等の確率分布としてシミュレーションに取り込む技術的方法、管理目的の達成評価の適切な指標の選択方法、多数のシミュレーション結果の比較方法等ははまだ未確立である（平松,2004a）。

またシミュレーションを行い、最適な管理方式を探求する際には、漁業者や行政官の理解と協力が不可欠である。完成した MP は漁業者や行政官も合意したものである必要がある。しかし、これまでの経験によれば何のためにシミュレーションを行っているのかを理解してもらうのはかなり難しい。シミュレーション結果を見せても、単なる机上の空論として無視されたり、あるいは逆に正確な将来予測が可能になったと誤解されたりといった極端な反応が多い。概念の平易な説明は難しいが必須である。

一方、研究者に対しても混乱を引き起こすことがある。OM の構造が資源評価モデルと類似のことが多いため、OM と資源管理に使われる資源評価モデルが混同されやすい。また、OM によるシミュレーションと通常の将来予測との差も認識しておく必要がある。普通行われている将来予測では、例えば推定された再生産関係から得られる F_{msy} の値と正確な資源量を用いて漁獲量を算出し、その再生産関係の仮定の下で資源のその後の挙動を見ることが多い。しかし、これでは正しい再生産関係と資源量を知って管理を行っていることになり、現実の資源管理のプロセスに対応していない。実際には、観測誤差があるデータを用い、時間遅れのある中で、誤っているかもしれないモデルを用いて毎年資源評価を行い TAC を計算している。この状況を反映したのが OM を用いたシミュレーションであり、その目的は将来予測ではなく、管理方法の挙動のテストである（ただし条件次第では転用可能ではある）。

今後、TAC 対象種等への適用を行う中で、海外での適用事例の検討も含めた方法論の整備と、専門家・非専門家への分かりやすい説明が必要である。適用に当たっては最初から全ての不確実性を全て取り込もうとするとモデル作成やシミュレーションが大変で頓挫す

る可能性が高い。全く不確実性の考慮がされていない状態から、少しでも現実の状態に近づけていくといったアプローチの方が現実的であろう。

OM の適用によって不確実性の範囲を狭めるような研究が不要になったわけではない。不確実性が高ければどうしても安全サイドに寄った管理方法となり低めの TAC とならざるを得ない。研究の進展により不確実性が減れば TAC の増加が期待できることになる。

6. おわりに

物理学や化学、あるいは生物系でも分子生物学などは目のくらむような進歩を遂げている。これに比べて、水産資源の評価や管理に関する研究は遅々として進まない。いったいどこが異なるのか。前者は実験を行うことによって、白黒をつけることが出来るが、後者は実験が不可能で、信頼性のはっきりしないモデルや仮定のもとに学問を組み立てざるを得ない。

OM は仮想的ではあるが資源管理に関する実験を可能とした。実際に管理を行う前に、OM 上で十分検討を行いその挙動を知ることができる。さらに OM としてさまざまなシナリオを考えることにより、不確実性に対する頑健性をチェックしておくことができる。そしてリスクとベネフィットを把握した上で、関係者間で適切な管理方法を事前に合意（勝川 2007）することを可能とする。OM は不確実性の下での資源管理を考える上で強力なツールとなるであろう。

引用文献

- Butterworth D.S. 2007. Why a management procedure approach? Some positives and negatives. *ICES Journal of Marine Science*, 64:613-617.
- Butterworth D. S. and Punt A. E. 1999. Experiences in the evaluation and implementation of management procedures. *ICES Journal of Marine Science*, 56:985-998.
- CCSBT. 2001. Report of the Sixth Meeting of the Scientific Committee (August 2001).
- Geromont H. F., De Oliveira J. A., Johnston S. J. and Cunningham C. L. 1999. Development and application of management procedures for fisheries in south Africa. *ICES Journal of Marine Science*, 56:952-966.
- 平松一彦. 2004a. CCSBT で開発中の管理方式(Management Procedure)について. 水産資源管理談話会報, 34:42-71.
- 平松一彦. 2004b. オペレーティングモデルを用いた ABC 算定ルールの検討. 日本水産学学会誌, 70:879-883.
- ICES. 2004. Report of the Working Group on Methods of Fish Stock Assessments, Lisbon, Portugal, 11-18 February 2004. ICES CM 2004/D:03.
- ICES. 2006. Report of the Study Group on Management Strategies, ICES CM 2006/ACFM:15.

- 勝川俊雄. 2007. 管理規則の事前合意. 本講演要旨集.
- Kell,L.T., Mosqueira,I., Grosjean,P., Fromentin,J-M., Garia,D., Hillary,R., Jardim,E., Mardle,S., Pastoors,M.A., Poos,J.J., Scott,F., and Scott,R.D. 2007. FLR: an open-source framework for the evaluation and development of management strategies. *ICES Journal of Marine Science*, 64:640-646.
- 黒田啓行. 2007. ミナミマグロの管理方式の開発. 本講演要旨集.
- 岡村 寛. 2007. 小型鯨類の管理方法の検討. 本講演要旨集.
- Punt A. E. and Smith A.D.M. 1999. Harvest strategy evaluation for the eastern stock of germfish(*Rexea solandri*), *ICES Journal of Marine Science*, 56:860-875.
- 櫻田玲子. 2007. スルメイカ秋季発生系群の ABC 算定規則の検討. 本講演要旨集.
- Schnute,J.T., Maunder,M.N., and Ianelli,N. 2007. Designing tools to evaluate fishery management strategies: can the scientific community deliver? *ICES Journal of Marine Science*, 64:1077-1084.
- 渡邊千夏子. 2007. マサバ太平洋系群の資源評価と管理方策の検討. 本講演要旨集.

ミナミマグロの管理方式の開発

黒田啓行（水産総合研究センター・遠洋水産研究所）

1. はじめに

マグロに代表される高度回遊性魚類の資源管理はなかなか難しい。そもそもどこにどれだけの魚がいて、どこを回遊しているのかよくわからない。再生産（親子）関係や自然死亡など、資源評価をする上で重要な生物的特性を把握するのも難しい。寿命、成熟年齢、成長式など基本的な生活史すらはっきりしない種もある。しかも遠洋で科学調査を行うには膨大な資金が必要だ。そのため漁業データに頼らざるを得ないが、漁獲量すら正確に把握できていない種もある。CPUE は資源量指数としてよく用いられるが、漁場が急激に拡大または縮小した場合、全資源量との関係は曖昧になる。もちろん将来の自然環境や経済状況にも突然の変化が考えられる。養殖マグロが一大ブームとなったのはここ 10 年来の出来事であり、近年の燃油高騰はすでに大きな影響を与えている。つまり、「不確実性」は生物学的にも社会経済学的にも、また過去、現在、未来、あらゆるところに存在する。その中で、漁業を生かしつつ資源を再建し、持続可能な利用を目指しているのがマグロ管理の現状である。

ミナミマグロ (*Thunnus macoyii*) は南半球インド洋周辺に生息する高級魚である。1950 年代初頭に漁業が始まり、最盛期には年 8 万トン以上の漁獲があったが、資源の減少と漁獲規制の導入により、2007 年の公式漁獲量は約 12000 トンとなっている。日本、台湾、韓国、ニュージーランドなどによる延縄漁業と、畜養を目的としたオーストラリアによる巻網漁業が現在の主流である。管理はみなみまぐろ保存委員会 (CCSBT) によって行われ、TAC（許容漁獲量）決定など全ての意志決定は「全会一致」が原則である。

先述の様々な不確実性は資源状態に対する各国の見解に乖離をもたらし、長年 TAC に合意できない状況が続いていた。そして CPUE 解釈の相違に端を発した調査漁獲の実施を巡って、日本とオセアニア 2 カ国が国際海洋法裁判所で争うまでになった。しかし 2000 年に出された判決は CCSBT の正常化を促す内容であり、それを受ける形で、管理方式 (Management Procedure) に基づく新たな管理体制を構築するためのプロジェクトが 2002 年に開始された。本委員会から依頼を受け、MP の開発を担ったのは科学委員会である。その特色として、加盟国（現在 5 カ国）間の合意形成を促すため、外部科学者からなる諮問パネル（最大 4 名）が置かれている点が挙げられる。

2. CCSBT における OM と MP の開発プロセス

MP の開発プロセスは IWC（国際捕鯨委員会）のものを基本的に踏襲している。つまり、①資源の動態を仮想的に実現したオペレーティングモデル (OM) を構築する、②TAC を算出するための MP を開発し、OM 上でテストする、③MP の性能を評価し、最良のものを選択する、という手順を踏む。OM は科学委員会が共同で作成し、MP は各加盟国の科学者がそれぞれ独自に開発した上でその性能を競い合った。

2-1. OM の構築

ミナミマグロの動態をできる限り模倣するよう、記述力の高い OM が作られた。そのため、OM の開発プロセスは資源評価と似たものとなり、過去の動態をうまく説明できるモデルを OM の原型として用いた。モデルの基本的構造は Butterworth ら (2003) が開発したベイズ型の齢構成モデル (俗に「統合モデル」とも呼ばれる) を踏襲している。このモデルでは再生産関係のプロセス誤差と CPUE の観測誤差を考慮し、複数の観測データを同時にうまく説明するようにパラメータを推定する。事前確率 (制約条件) と尤度から事後確率を求めることで、パラメータをベイズ推定するが、パラメータの数が多いため、統計的な扱いは結構難しい。用いた観測データは、漁業別の漁獲量、日本延縄の CPUE、各漁業の年齢・体長組成、標識再補データなどである。これらのデータから、加入量、初期資源量、漁獲率、年齢別選択率などを推定する。

このモデルにおいて、再生産関係や自然死亡率などは資源の生産力とその不確実性を評価する上で重要なパラメータであるが、データから直接推定することは難しい。そこでいくつかのシナリオ (あり得るパラメータ値や仮説) を選び、各シナリオにおける推定結果を専門家の知見に基づき重み付けをした上で、一つに統合した。やり方は少々トリッキーな面もあるが、ベイズ統計の考え方に基づいている。最終的には 7 つの要因 (再生産関係、自然死亡率、CPUE と資源量の関係、CPUE の標準化手法など) について計 720 通りのシナリオを計算し、各シナリオの重みに従って 2000 のシナリオを抽出した。これにより過去と現在の資源状態に対する不確実性を評価することができる。また将来予測に関しては、加入量の変動を考慮した。このシナリオの集合体をベースケースシナリオと呼び、このもとで MP の基本性能を評価した。また MP の頑健性をさらにチェックするため、ベースケースシナリオの他に追加的なシナリオも設定された (ロバストネステスト)。将来の加入が極端に少ない場合など、途中で破棄されたものも含めれば 20 近いシナリオが試された。

2-2. MP の作成

CCSBT の定義によれば、MP とは「利用可能なデータから TAC を決めるための“事前に定められた”ルール」のことである。もちろん様々な不確実性に対して頑健なものが望ましい。MP が TAC を算出する際に利用可能なデータとして、①前年の漁獲量、②延縄 CPUE、③延縄漁獲物の年齢構成、を設定した。実際に将来にわたって利用可能なものを選ぶ必要がある。また将来予測は 2004 年から 2032 年まで行ったが、この期間は管理目標や魚の寿命、予測の精度などの兼ね合いで決められた。日本、オーストラリアを中心に 2 年間で 30 以上の MP が提案されたが、それらは大きく 2 つのタイプに分けられる。一つは CPUE などの漁業情報を直接使用する経験的な (empirical) 方法で、もう一つは比較的簡単な資源評価の結果から TAC を算出する方法である。発表者らは CPUE の過去 10 年間のトレンドと加入量の指標 (年齢構成から計算) から TAC を直接計算する MP を開発した (HK5)。この MP を使えば、漁獲の短期的な変動を押さえつつ長期的な資源の回復を図り、かつ加入が激減したときには速やかに TAC を削減できることが確認された。一方後者の

MP の代表として、Cape Town 大学のグループが開発した D&M が挙げられる。これはプロダクションモデルによって、現在の資源量と B_{MSY} を推定し、その差を埋めるように TAC を調整していく方法である。最終的には加入の情報も使うなどの修正がなされたが、この MP を用いても、資源を回復させることができる。

2-3. MP の比較

では複数の MP の性能を比較するにはどうしたらいいのだろうか。CCSBT では「①漁獲量が多く、②漁獲量の変動が小さく、③資源が安全なレベルにあること」が理想の管理とされ、それぞれの観点に対応するパフォーマンス指標が考え出された。一例を挙げると、①期間中の平均漁獲量、②漁獲量の平均年変動率、③資源量の下方 10%点などであるが、最終的には 20 以上の指標が使われた。比較の過程で、漁獲量の最大化と資源の安全性の間には明確なトレードオフの関係があることが明らかになり、MP 間の比較は困難を極めた。このトレードオフはある意味自明なことだが、どこにバランスを置くかについては関係者間での事前の合意が不可欠である。そうでなければ、MP ばかりか、資源管理そのものの評価が曖昧になってしまう。解決策の一つとして、トレードオフの一方である資源量の回復度合いを固定した上で MP の比較が行われた。そこで、2022 年の資源量が 2004 年レベルの 1.1 倍（中間値）になるように、各 MP のパラメータを調整（チューニング）した上で、複数の MP を比較することになった。これは科学委員会が MP 比較のためだけに便宜的に設定した目標である。ちなみに CCSBT には「2020 年までに親魚資源量を 1980 年レベルに回復させる」という管理目標があったが、見直しが進められている。比較の結果、資源量の平均的な変化パターンや漁獲量の年平均にほとんど差は見られなかった。しかし、漁獲量の変動パターンと資源の安全性については違いがあった。すなわち、早い時期に漁獲量を大幅に下げる MP では、短期的な漁業の変動性は大きくなるが、資源の安全性は高まる。2004 年 3 月、このトレードオフを広くカバーする 4 つの MP（HK5、D&M を含む）が候補として選ばれた。

2-4. 最終案の選択とその後

最終案採択へ向けて OM の修正、更新などが行われたが、その間に 2000 年以降の加入が激減していることが明らかになった。当初の予定では MP の完成を待って、TAC の変更は行われる予定であったが、TAC を早急に削減した後、MP を導入する必要があると科学委員会は判断した。そのため、TAC の緊急的削減と相性がいい MP が選ばれることになり、2005 年 9 月、プロダクションモデルをベースとした D&M が最終案として選ばれた。最終案は諮問パネルが選ぶ形となったが、科学委員会全会一致の結論である。さらに、新たな管理目標の提案、想定外の出来事への対応を明確にした「メタルール」の最終化など、MP 実施に向けての準備は整った。

ところが、時を同じくして、日本、オーストラリアの過剰漁獲疑惑が発覚する。ロバストネステストの一つとして、本当の漁獲量が報告量より 15%多い場合を想定していたが、

独立パネルの調査により、それ以上の過剰漁獲の可能性が指摘された。過剰漁獲は漁獲量だけでなく、CPUEにも大きな影響を与えるため、OMとそれをもとに開発されたMPの信頼性に疑問が呈された。さらに、2007年より日本の漁獲量が半減され、同時にIQ制へと移行したため、CPUE特性が変化する可能性もある。そのため、2007年9月、科学委員会はOMをもう一度作り直すことを決め、MPの開発は振り出しに戻ってしまった。今後は日本延縄CPUEだけに依存するのではなく、他の資源量指数も使用することで、より頑健な資源評価を目指す予定である。

3. まとめ

CCSBTにおけるMP開発プロジェクトに関わった一人として、OMを用いたMP開発の利点、課題などをまとめておきたい。MPを開発する利点の一つに、不確実性に対して頑健にTACを設定できることが挙げられる。ロバストネステストも含め数多くのシナリオのもとでMPの挙動が調べられたが、提案された多くのMPは思った以上に不確実性に対して頑健だった印象がある。検討された不確実性が限られていたせいかもしれないが、ミナミマグロの場合、それなりのMPを設定しておけば不確実性に対してそれほど神経質になる必要はないのかもしれない。しかし過剰漁獲がMPの開発プロセスをご破算にしてしまったことを考えると、安易な一般化は慎むべきであろうか。管理方式の頑健性は魚の生活史特性とも関係しているはずである。この問題もOMを使って検証できるテーマであろう。

もう一つの利点として、TAC決定の透明化、迅速化が挙げられる。原理的には、決められたデータさえが手に入れば、TACは自動的に計算されるので、毎年激論を交わす必要はなく、迅速な意志決定が可能になる。意志決定のはやさがキーとなる局面は多い。

また管理全体に目を向ければ、MPを開発、実施することは管理システム全体の整備にもつながる。CCSBTではこのプロジェクトを契機にデータ収集から資源評価、TAC決定、管理実行に至るまでのプロセスが明文化された。実行可能な管理システムを作りあげるには、科学者、行政官、漁業者、環境団体など関係者間の意思疎通と価値観の共有が不可欠である。そのために関係者間の意見交換が何度も行われたが、その苦勞を惜しむべきではない。

さらにOMの共同開発はCCSBTにおける科学議論の正常化へとつながった面もある。これまでは各国が独自に資源評価を行い、自国に都合のよい結果をもとに論争を繰り広げてきた。OMの共同開発は「結果」ではなく、結果への「過程」に関する議論を促すことになり、ミナミマグロの生物学的、資源学的理解は進んだ。このような副次的な好影響も多いのではないだろうか。

一方、今後への課題も明らかになった。一番の問題は満足なOMを作るのはなかなか難しいことである。ミナミマグロの場合、記述力の高いOMを作ることを目指したため、開発中にモデルと現実の齟齬が何度か見付き、その度に修正が加えられた。「滅多に起こらないこと」はよく起こるようである。このような修正自体は好ましいことだと思うが、いつまで続くのかという不安があったことも事実である。このことはMPが実施された後も

常に資源をモニタリングしておく重要性を示している。

関連する問題として OM が不確実性を十分に捉えられているのかという懸念がある。今回は時間的、人的制約により OM は 1 つのモデルから派生したシナリオのみを対象とした。本来なら異なるモデル構造を持つ OM 上でも MP をテストすることが望ましい。とはいうもの、水産資源の場合、不確実性を定量的に評価することが非常に難しいため、あまり気にしすぎては不可知論に陥る可能性もある。そこで現実的には今回 CCSBT で行われたように、想定した不確実性の範囲を明確にした上で、それ以外のことが起きた場合は、MP にとらわれず迅速な対応を取るシステムを整備しておくことが、理想的な管理体制であろう。特に「何を想定して、何を想定しないか」を明確にしておくことは、利害関係者への説明においても重要な点である。

もう一つの課題は金銭的成本である。このプロジェクトに関する会合（科学委員会および作業部会）は 2002 年から 2005 年にかけて計 9 回行われた。プロジェクトの推進には諮問パネル 4 名のリーダーシップが非常に重要だったが、彼らやプログラマー、会議議長の招聘および会議の開催などに、約 1 億 5 千万円かかった。これを高いとみるか、安いとみるかは難しいところだが、加盟国科学者の労力なども加味すると、かなりの手間がかかったのは事実である。今回得られた知見や経験は他資源の OM/MP 開発にも生かされるはずであり、たとえ CCSBT での MP 開発が振り出しに戻ろうとも全く無駄だったわけではないと思いたい。

現実の不確実性の大きさを考えると、MP は万能とは言えないかもしれないが、この開発プロセスを通して得るものは多い。現在、大西洋クロマグロなどでも MP の開発が検討され始めている。ミナミマグロは生活史の特徴やデータの充実ぶりから管理しやすいマグロだと考えられているが、不確実性のさらに大きい他のマグロでも MP の開発が可能なのか興味を持たれる。たとえ、充実したデータや知見がない場合でも、リスク管理の意味合いで、OM を用いて思索を巡らす意義はあるだろう。資源を理解する上での重要な要因の抽出などにもつながり、それらは新たな研究調査への動機ともなるだろう。

最後に、このプロジェクトは CCSBT 科学委員会および遠洋水産研究所ミナミマグロサブグループ全員の貢献によるものであることを記しておきたい。OM の詳細や MP 選択へ向けた議論の様子などは資源評価グループ (SAG)、科学委員会 (SC) や MP 技術会合 (MPWS) のレポートに記載されている。これらは全て公開され、CCSBT の Website からダウンロード可能である。

参考文献

Butterworth, D.S., Ianelli, J.N., Hilborn, R. (2003) A statistical model for stock assessment of southern bluefin tuna with temporal changes in selectivity. *African Journal of Marine Science* 25 (1): 331-361.

小型鯨類の管理方法の検討

岡村 寛 (遠洋水産研究所)

1. はじめに

ヒゲクジラ類の管理方式として、国際捕鯨委員会 (IWC) によって開発された改訂管理方式 (Revised Management Procedure ; RMP) と呼ばれるものが知られている (IWC, 1999) . この主な特徴は、シミュレーションモデルによって資源管理の中の様々な不確実性が明確に考慮されるということである (Harwood and Stokes, 2003 ; Punt and Donovan, 2007) . シミュレーションによる管理方式の検討は、次の手順で行われる：1) 管理目的の特定と定量化 (評価指標, パフォーマンス統計量), 2) 広い不確実性を考慮することが可能なシミュレーション個体群動態モデルの作成, 3) 候補管理方式の特定, 4) シミュレーションデータの適用, 5) 評価指標の計算とその図示, 6) 管理方式の選択 . RMP はこの方法によって、管理方式の選択を行っており、これは不確実性を適切に扱う観点で非常に効率の良い方法である . このようなシミュレーションによる不確実性を考慮した資源管理方式の開発や国際的な資源保護・予防原理の考え方の普及により、米国は海産哺乳動物保護法のもとで、いわば RMP の簡略版ともいえる Potential Biological Removal (PBR) を開発し、海産哺乳類の評価・管理を進めている (Wade, 1998; Palka, 2002) .

一方で、わが国の鯨類をはじめとする海産哺乳類の資源管理においては、ベストケースの情報を利用した捕獲枠の算出が基本であって、不確実性の考慮は十分とは言えなかった (Kasuya, 2007) . しかし、小型鯨類等の資源管理において、近年上記の PBR を用いた捕獲枠の算定などが徐々に浸透してきている (e.g. Okamura et al., submitted) . 本講演では、PBR の検討に使用した簡単な個体群動態モデルに基づくシミュレーションデータの生成法を説明するとともに、そのシミュレーションデータを用いて新しい管理方式を含むいくつかの捕獲枠決定方式の頑健性を調査することにより、シミュレーションによる資源管理手法の小型鯨類管理への応用を紹介することを目的とする .

2. 例データ

毎年捕獲枠を設定する必要がある仮想的な小型鯨類を考える . この小型鯨類は図 1 に示すような歴史的な捕獲統計があるとする .

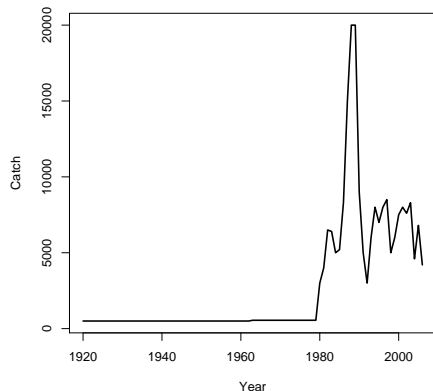


図 1. シミュレーションで用いた過去の捕獲統計 .

さらに、新しい捕獲枠決定の前年（すなわち、将来予測シミュレーションの1年前）に個体数推定値が得られているとする。その個体数推定値は 180,000 ($CV = 0.22$) とする。将来の捕獲枠決定に使用できる情報は捕獲枠決定以前の捕獲統計および個体数推定値とその CV (の時系列) である。ここで用いた例データは Okamura et al. (submitted) で用いたデータを改変したものである。

3. シミュレーションモデル

シミュレーションモデルは Okamura et al. (submitted) で用いたものと基本的に同じものである。個体群動態モデルとして、プロダクションモデル型のものを使用する：

$$N_{t+1} = [N_t + r_{max}N_t\{1 - (N_t/K)^z\} - C_t] \exp(\nu_t)$$

ここで、 N_t は年 t の個体数、 r_{max} は内的自然増加率、 K は環境収容量、 z はプロダクションモデルの形を決めるパラメータで、 $z = 1$ のとき MSY を与える個体数が $N_{MSY} = 0.5K$ となる通常のプロダクションモデルとなり、 $z < 1$ で MSY を与える個体数が $N_{MSY} < 0.5K$ 、 $z > 1$ のとき $N_{MSY} > 0.5K$ となる。 C_t は年 t の捕獲頭数。 ν_t はプロセス誤差で、平均 0、分散 σ_A^2 の正規分布に従うとする。

ベースケースシナリオのもとでのシミュレーションは次のように実行される：

- 1) 上の個体群動態モデルの環境収容量 K は未知であるので、有効な過去の捕獲統計と個体数推定値を利用してベイズ法を用いて B 個の環境収容量 K を生成する (Okamura et al., submitted)。これは IWC の RMP の中で conditioning と呼ばれているデータ同化の方法に対応する (IWC, 1999)。他のパラメータは $r_{max} = 0.04$ (Wade, 1998)、 $z = 1$ 、 $\sigma_A^2 = 0$ と設定する。
- 2) B 個の環境収容量 K に基づいて、将来 100 年間にわたってシミュレーションを行う。シミュレーション開始の最初の年に下で与えられる捕獲枠決定方式に従って新たな捕獲枠を決定する。実際の捕獲頭数 (C_t) は、中央値が捕獲枠で標準偏差 0.1 を持つ対数正規分布に従うとして生成する。
- 3) その後の捕獲枠は 5 年ごとに下記捕獲枠決定方式に従って更新されるものとする。捕獲枠決定の前年に中央値が N_t で標準偏差が σ_o の新しい個体数推定値が得られるとする。
- 4) 上記 1) – 3) の操作により、 B 個の 100 年間の将来個体数、捕獲数が得られるので、それらを用いて評価指標を計算する。これは評価指標の事後サンプルである。

上記ベースケースに加えてモデルの設定やデータのバイアスに対する管理方式の頑健性を調べるため、表 1 に与えられたシナリオ 1 – 5 のもとで上記のシミュレーションテストを繰り返す。

表 1. 管理方式の頑健性を調べるためのシミュレーションシナリオ

シナリオ	内容
0	ベースケース： $r_{max} = 0.04$, $z = 1$, $\sigma_A = 0$
1	増加率が半分： $r_{max} = 0.02$
2	個体数が 2 倍に過大推定
3	捕獲数が半分の過小報告
4	プロセス誤差の存在： $\sigma_A = 0.05$
5	$N_{MSY} = 0.45$: $z = 0.544$

シナリオ 1 は内的自然増加率が実際には半分の $r_{max} = 0.02$ であったとき，シナリオ 2 は個体数推定値が 2 倍に過大推定されていたとき，シナリオ 3 は捕獲頭数の未報告があり半分しか報告されていなかったとき，シナリオ 4 はプロセス誤差が存在するとき，シナリオ 5 は $N_{MSY} = 0.45K$ であったときに対応する．これらのシナリオは，ベースケースに対して資源保護的な観点で問題がある場合と考えられるものである．

4. 管理方式

比較する管理方式は次の 3 つである：

- 1) $DBR = 0.5r_{max}N_{best}$ (N_{best} は個体数推定値の best estimate)
- 2) $PBR = 0.5r_{max}N_{min}F_R$ (N_{min} は個体数推定値信頼区間のある下限値. $0 \leq F_R \leq 1$)
- 3) $BBR = 0.25[r_{max}^B K^B]_{min}F_R$ ($N^B \geq MSYL$), $0.5[r_{max}^B N^B]_{min}F_R$ ($N^B < MSYL$)
(上付添字 B はベイズ事後サンプルを意味する)

ここで，1) の DBR (Default Biological Removal) は不確実性を考慮せずベストケースに基づいて評価する従来の捕獲枠決定方式と考えることができる．2) の PBR は米国で開発された捕獲可能数の決定方式で N_{min} は個体数推定値の対数正規分布信頼区間の 20% 下限である．また， F_R は回復係数と呼ばれ，モデルやデータのバイアス等に頑健なものにするため設定されるもので，通常 0.5 の値が用いられる (Wade, 1998)．PBR は単純でありながら，資源保護の観点で非常に優れた指標であることが知られている (Milner-Gulland and Akcakaya, 2001)．最後の 3) の BBR は筆者が開発しているもので，仮に Bayesian Biological Removal と名付ける．これは，プロダクションモデル型の個体群動態モデルを用いたベイズ法により，増加率 r_{max} ，環境収容量 K ，個体数 N を推定し，それによって捕獲可能数（予測現存個体数が MSY レベル (MSYL) 以上のとき MSY，予測現存個体数が MSYL より小さいときは PBR 型の捕獲数）を計算する．その際，ベイズ推定を高速化するため，積分計算にグリッド近似を使用する (Walters and Ludwig, 1994)．捕獲枠の算出では，不確実性を考慮するため，ベイズ推定から得られる捕獲可能数の事後確率分布の下限値を用いる．この下限値は PBR と同様に， $F_R = 1$ としたとき，ベースケースシナリオのシミュレーションテストで最適（たとえば，個体数が 100 年後に MSYL を下回る確率がおおよそ 5% 以下）であると考えられたパーセント点とする． F_R はバイアスを仮定したシナリオのシミュレーションテストに対して，特に資源保護観点の管理目標を満足するものとして決定される．こうした手続きは PBR で採用された方法と同じものである (Wade, 1998)．BBR は，PBR が時系列情報のすべてを使用しないのに比較して，有効な情報を積極的に活用するものと考えられる．

5. 評価指標

管理目標はあらかじめ管理者 (manager) によって決定されるべきものである．しかし，小型鯨類の管理では，現在のところ明示された管理目標は有効ではない．そこで，ここでは仮に，IWC の RMP で規定されたものと同様に次の 3 つを管理目標とする (Cooke, 1994):

- 1) 個体群の保全（個体群の絶滅確率を不当に大きくしない）

2) 捕獲の最大化 (可能な範囲で最大の捕獲を実現する)

3) 捕獲の安定性 (毎年の捕獲数が大きく上下しない)

これらの管理目標を定量化するため本講演では、次の3つの評価指標を用いた:

1) 100年後の個体数がMSYLを下回る確率 ($\Pr(D_{100} < \text{MSYL})$)

2) 100年間の平均捕獲数 (AAC)

3) 100年間の連続する捕獲数の変動係数の平均 (ACV): $(1/99) \sum_{i=1}^{99} \sqrt{2}|C_{i+1} - C_i| / (C_{i+1} + C_i)$

評価指標の番号はそれぞれ管理目標の番号と対応している。2)と3)の指標は確率分布の形で与えられるが、ここでは簡単のため中央値だけを考える。

6. 結果と議論

シミュレーションを実行することにより、それぞれの管理方式によって得られた評価指標の値を表2に示す。2つの将来の観測誤差 ($\sigma_o = 0.2$, $\sigma_o = 0.8$) に対してシミュレーションを行った。この結果はシミュレーション回数 $B = 100$ のものである。PBR に対しては、Wade (1998) の結果に従って、 N_{min} に使用するパーセント点を 20%点、 $F_R = 0.5$ を用いる。BBR に対しては、このシミュレーション結果に基づき、パーセント点を 20%点、 $F_R = 0.6$ を採用した。

表2. シミュレーションテストによる評価指標。 $\Pr(D_{100} < \text{MSYL})$ は100年後の個体数がMSYLの個体数を下回る確率、AACは100年間の平均捕獲数、ACVは連続する捕獲数の変動係数の平均。DBR, PBR, BBRは管理方式(本文参照)。SC0, ..., SC5はシナリオを示す。

$\sigma_o = 0.2$	$\Pr(D_{100} < \text{MSYL})$	AAC	ACV	$\sigma_o = 0.8$	$\Pr(D_{100} < \text{MSYL})$	AAC	ACV
DBR				DBR			
SC0	0.66	3488	0.099	SC0	0.92	3939	0.174
SC1	1.00	2633	0.100	SC1	1.00	2735	0.173
SC2	1.00	2263	0.101	SC2	1.00	1756	0.196
SC3	1.00	2241	0.103	SC3	1.00	1799	0.193
SC4	0.62	3426	0.103	SC4	0.93	3515	0.179
SC5	1.00	2975	0.098	SC5	1.00	3147	0.173
PBR				PBR			
SC0	0.00	2117	0.099	SC0	0.02	1889	0.169
SC1	0.06	1671	0.101	SC1	0.13	1596	0.178
SC2	0.06	2036	0.099	SC2	0.20	1919	0.174
SC3	0.07	2093	0.098	SC3	0.13	1930	0.171
SC4	0.00	2017	0.170	SC4	0.00	1973	0.240
SC5	0.05	2067	0.102	SC5	0.05	1848	0.171
BBR				BBR			
SC0	0.00	1838	0.088	SC0	0.00	1533	0.086
SC1	0.00	1062	0.094	SC1	0.01	1207	0.086
SC2	0.06	1975	0.087	SC2	0.01	1557	0.085
SC3	0.02	1839	0.087	SC3	0.00	1597	0.085
SC4	0.02	1421	0.091	SC4	0.02	1345	0.086
SC5	0.00	1223	0.092	SC5	0.00	1328	0.089

従来の不確実性を十分に考慮しない管理方式 (DBR) は、最大の平均捕獲頭数を実現することが可能であるが、資源保護に関係する評価指標である 100 年後の個体数が MSYL を下回る確率はいずれのシナリオに対しても大きく、資源保護の観点からは受け入れがたいものとなっている。観測誤差が大きい ($\sigma_o = 0.8$) とき、他の管理方式に比較して捕獲数の安定性でも劣っている。また、表からは明らかではないが、シナリオによっては、捕獲数がどんどん減少し、最後の 10 年間の平均捕獲数はかなり小さくなる。

PBR は観測誤差が小さい ($\sigma_o = 0.2$) とき、資源保護の観点で満足いくパフォーマンスを示した。平均捕獲数はシナリオに関して平均すると、DBR に対して 30%程度低いものになっている。捕獲数の安定性は、DBR とおおむね似たものになっている。一方で、観測誤差が大きいとき、PBR はシナリオ 1-3 に対して、資源保護の観点で若干大きなリスクをもたらす。このリスクを 5%以下に抑えるためには $F_R = 0.4$ にする必要がある。また、DBR と同様に、捕獲数の安定性はかなり悪化している。これは、観測誤差が大きいので極端な個体数推定値が得られやすいが、PBR はそうした値に強く依存して捕獲枠を決めるためだと考えられる。

BBR は観測誤差の大小に関係なく、資源保護の観点で満足いくパフォーマンスを与えた。平均捕獲数はシナリオに関して平均すると、PBR に対して 20%程度低いものになっている (しかし、観測誤差が大きいとき、 $F_R = 0.4$ の PBR と比較するとほぼ同程度の平均捕獲数を与える)。PBR も BBR も基本的には観測誤差が大きいときは観測誤差が小さいときに比して小さな捕獲数となっているが、これらの捕獲枠決定方式が観測誤差による不確実性を考慮しているためである。一方で、DBR は観測誤差の大小で変わらない捕獲数を与え、結果として観測誤差が大きいとき資源保護の観点でのリスクを増大させている。BBR に関して特筆すべきは、観測誤差が大きい ($\sigma_o = 0.8$) ときの捕獲数の安定性で、観測誤差が小さい ($\sigma_o = 0.2$) ときとほぼ同じような評価指標を与えている。これは、ベイズ法により有効な個体数推定値のすべてを使用するので、PBR に比して極端な個体数推定値の影響を強く受けないためであろう。

資源保護の観点からは、PBR、BBR のいずれも高いパフォーマンスを示し、資源保護の評価指標で一定のパフォーマンスを達成するという条件のもとでは、捕獲数の観点で PBR が優れている。しかし、将来の調査の精度の悪化は PBR による捕獲数の大きな変動を与え、その点では BBR が最も優れた管理方式であることが分かった。特に、観測誤差が大きい資源の管理に対して、BBR の使用はきわめて有効であると考えられる。BBR の平均捕獲数が低いのは、最初の情報がない時代に捕獲枠を低く抑え、情報の集積とともに徐々に捕獲枠を上げていくためであると考えられる。従って、シミュレーションの最後の 10 年間の平均捕獲数を比較すると、対応する PBR の平均捕獲数とそれほど大きな差はなくなる。新しい管理方式導入時の捕獲枠の急激な減少を避けるため、捕獲枠を徐々に変化させたり、PBR と BBR の 2 つの方法の併用といった方法が有効かもしれない。BBR はまだ新しい方法であるので、シミュレーションによる更なるパフォーマンス調査が必要である。

7. おわりに

不確実性の明確な認識は、水産資源の持続的管理の重要な要素である。小型鯨類の管理では、シミュレーションテストによる不確実性の考慮とそれに基づく捕獲枠の決定が徐々に取り込まれてきている (Okamura et al., submitted)。本稿の研究は、小型鯨類の管理を想定して進められてい

るものであるが、基本的な考え方や枠組みは広く他の漁業資源にも適用可能なものである。このような管理方式の策定と実行は、(統計的)不確実性の考慮以外にも副次的な利点をもたらす。たとえば、Punt and Donovan (2007)は、プロセスの明確化と透明性、科学的評価への政治的介入の回避、手続きの簡素化などを付随するメリットとしてあげている。しかし、もちろんシミュレーションによる管理方式の導入によってすべてが解決されるわけではない。不確実性は、プロセス誤差、観測誤差、モデル構造の誤り、不十分な実行性などから生じる (Francis and Shotton, 1997)。本稿では、管理方式実施の不確実性については明確に考慮しなかったが、実効性のない管理方式はいくらコンピュータ上で優れていたとしても意味がないであろう。しっかりした目的意識をもった管理基盤の設立、漁業者の理解や監視制度など、取り組むべき課題は多いが、漁業資源の持続的な管理の実現に向けて総合的な取り組みが必要である。

引用文献

Cooke, J. G. 1994. The management of whaling. *Aquatic Mammals*, 20: 129-135.

Francis, R. I. C. C., and Shotton, R. 1997. "Risk" in fisheries management: a review. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 1699-1715.

Harwood, J., and Stokes, K. 2003. Coping with uncertainty in ecological advice: lessons from fisheries. *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 617-622.

International Whaling Commission. 1999. Report of the sub-committee on the Revised Management Procedure. *Journal of Cetacean Research and Management*, 1 (Suppl.): 61-116.

Kasuya, T. 2007. Japanese whaling and other cetacean fisheries. *Environmental Science and Pollution Research*, 14: 39-48.

Milner-Gulland, E. J., and Akcakaya, H. R. 2001. Sustainability indices for exploited populations. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 686-692.

Okamura, H., Iwasaki, T., and Miyashita, T. submitted. Toward the sustainable management of small cetacean fisheries around Japan.

Palka, D. 2002. Incorporating uncertainty into marine mammal management. *American Fisheries Society Symposium*, 27: 157-169.

Punt, A. E., and Donovan, G. P. 2007. Developing management procedures that are robust to uncertainty: lessons from the International Whaling Commission. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 603-612.

Wade, P. R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science*, 14: 1-37.

Walters, C. J., and Ludwig, D. 1994. Calculation of Bayes posterior probability distributions for key population parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 713-722.

スルメイカ秋季発生系群の ABC 算定規則の検討

櫻田玲子（東大海洋研）

I. はじめに

スルメイカ (*Todarodes pacificus*) は、平成 17 年の漁業・養殖業生産統計年報（概数）および、平成 17 年漁業生産額によると、全漁獲量の 4.8%、生産額では 5.4% を占めており、日本の重要な水産資源の一つである。このように漁獲量が多く産業上重要な魚種であること、また、韓国等の外国漁船の入漁があることから（片岡, 2005）、本魚種は、1998 年（平成 10 年）より TAC（Total Allowable Catch; 漁獲可能量）による漁獲規制の対象種となった。TAC 対象種として、資源評価および漁獲可能量の算定が求められている。

TAC とは別に、生物が本来持っている再生産力を考慮した生物学的にみて妥当な漁獲量の上限のことを生物学的許容漁獲量 (ABC; Allowable Biological Catch) という。TAC は、この ABC に経済、社会的要素を考慮して決められるものである。ABC は、ABC 算定のための基本規則（以下 ABC 算定規則）によって決定されている（資源評価・ABC 算定基準作業部会, 2006）。

一般に、資源評価は、使用するデータや推定値の誤差などの不確実性を伴い、将来の資源変動の予測は困難である。適切な管理を行うためには、これらを十分に考慮する必要がある（Cooke, 1999; Butterworth, 2007）。しかし、現行の算定規則に従って適切な管理が可能であるか必ずしも明らかではない（平松, 2004a）。そこで、本研究では、資源評価に伴う不確実性を考慮に入れた上で、現在用いられている算定規則を評価すると共に、より頑健な算定規則を模索、検討することを目的とする。

II. 方法

不確実性に対して頑健な管理方法を開発する方法として近年オペレーティングモデル (Operating Model; 以下 OM) を用いた研究が注目されている（平松, 2004b; 谷津, 2005; 山川, 2005）。

中村(2006)は、OM を用いたシミュレーションにより、スルメイカ秋季発生系群の管理方法を検討し、資源量推定値の誤差と管理の時間遅れを考慮すると現在の ABC 算定方法では乱獲に導く可能性が高いことを示した。さらに中村は現在用いられている漁獲係数 F_{msy} を 7 割程度に抑えるとより安全になることを示した。また、レジームシフトが生じる場合は、管理の時間遅れを短縮することが有効であることを示した。

本研究では、中村の研究をさらに発展させて、より現実に即した不確実性を考慮可能な OM を作成し、現在用いられている算定規則を評価すると共に、より頑健な算定規則を模索、検討する。

II.1 現行の ABC 算定方法

ABC は、その上限値である ABClimit と目標値である ABCtarget の二つの値が出されているが、実際のスルメイカの TAC は主として ABClimit に準拠した値で決められている。このため本稿では ABC とは、ABClimit のことを指すことにする。

スルメイカで用いられている ABC 算定規則は、漁獲係数 F_{msy} に基づく漁獲方策である。資源が十分にあるときは、 F_{msy} から ABC を算出し、資源がある閾値 ($B_{limit}=0.5B_{msy}$) 以下に減少したら、それに応じて漁獲係数を減少させて ABC を算出する (図 1) (木所ら, 2006)。ここでは、これを現行の算定規則と呼ぶ (注: 2006 年以降は、 $B_{limit}=B_{msy}$ が採用されている (木所ら, 2007).).

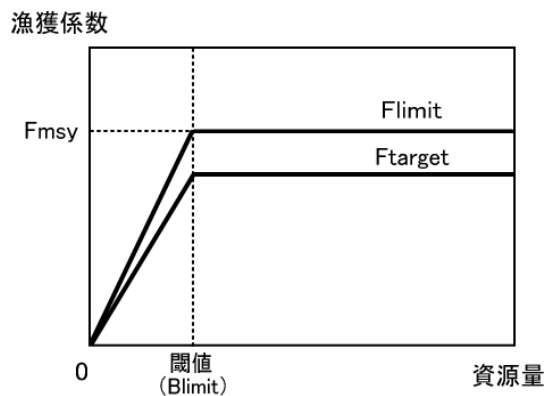


図 1. 漁獲制御の概念図

((資源評価・ABC算定基準作業部会, 2007, 木所ら, 2006) をもとに作成)

ABC 算定に使用するデータは、漁獲量と漁期前調査で得られる資源量指数 (I) である。また、パラメータは資源量指数から資源量 (N) を推定する際に用いる比例係数 (q) と自然死亡係数 (M) の 2 つを用いる。これらのデータ、およびパラメータから、資源尾数、再生産関係、 F_{msy} を推定し、ABC を算定する。

なお、現行の算定方法では、翌年の ABC の算定に、昨年までの漁獲量データと本年までの資源量指数データを用いるため、管理の時間遅れが生じている。

II.2 オペレーティングモデルの構造

現行の資源評価を参考にスルメイカ秋季発生系群の資源動態を表す OM を作成した。スルメイカは他の多くのイカ類と同様に一年で成長・死亡する単年性の資源である。再生産関係は Beverton-Holt 型を仮定し、加入した個体は、漁獲による死亡、および自然死亡によって減少した後、再び産卵親魚になるものとした。また、漁期前調査で得られる資源量指数 (I) と資源量 (N) は比例関係 ($N = qI$) であると仮定した。

不確実性として、資源評価の際に最も影響が大きいと思われる (Cooke, 1999) 資源量指数の観測誤差、および、加入変動を考慮し、これらの大きさは、再生産モデルからのズレをそれぞれ 2 分したものとした (図 2)。これらの誤差を考慮した場合、OM で用いる式は

以下のようになる.

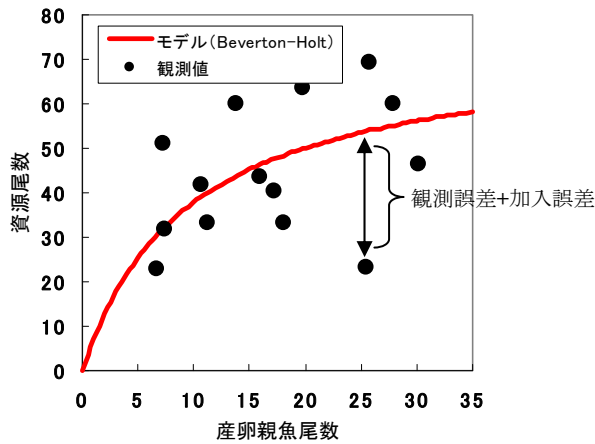


図 2. 再生産モデルと誤差

$$N_t = \frac{\alpha S_{t-1}}{1 + \beta S_{t-1}} \exp(\sigma_R \varepsilon)$$

$$S_t = N_t \exp(-M) - C_t \exp\left(-\frac{M}{2}\right)$$

$$I_t = \frac{1}{q} N_t \exp(\sigma_I \eta)$$

N : 資源尾数, S : 産卵親魚尾数, α, β : Beverton-Holt のパラメータ, M : 自然死亡係数, C : 漁獲尾数, I : 資源量指数, q : 資源量推定係数, σ_R : 加入尾数の変動を表すパラメータ, σ_I : 観測誤差の大きさを表すパラメータ, ε, η : 標準正規乱数, t : 年

II.3 管理目標と指標

算定規則が妥当なものか否かを判断する材料として, また, 改良した規則と比較するために, 管理目標を設定し, その達成度を評価する必要がある. 本研究では, 管理目標を 1) 漁獲量の最大化, 2) 資源量の維持, 3) 管理失敗の回避とした. これらの目標は, 通常トレードオフの関係にあり, 実際の漁業に適用する際には関係者間の議論と同意を要すると考えられる.

これらの指標を 1) 平均漁獲量/MSY, 2) 資源量/Bmsy, 3) ABC > 漁期前資源量の確率とした. 管理失敗の定義は一概にいえないため, 上記の指標 3) に加え, 資源尾数 (N) が過去最低資源尾数を 1 年でも下回る確率, 2 年, 3 年連続で下回る確率, 資源尾数 (N) が過去最低資源尾数を下回るのが 1%, 5% 以上である確率, 産卵親魚尾数 (S) が Smsy の 1%, 5% 以下になる確率についても検討した.

これらに加え, スルメイカ資源評価票で用いられている評価, A) 10 年後の資源量が Blimit を上回る確率, B) 10 年後の資源量が低水準期であった 1980 年代の平均資源量を下回る確率, C) 平均漁獲量についても確認した.

III. 現行の規則および改良案の頑健性の検討

III.1 観測誤差, 加入変動の影響

中村 (2006) は, 不確実性として, 観測誤差および加入変動を含んだ OM を作成し (上

記Ⅱ.2参照), 現行の規則を評価した。また, 改良案として, 資源量の管理の閾値 (Blimit) を引き上げ, さらに漁獲係数 (Flimit) を F_{msy} から減少させ, 現行規則と比較・検討した。

また, スルメイカは中長期的な海洋環境の変化で資源が増減するといわれている (Sakurai *et al.*, 2000)。現在はスルメイカにとって好適な環境であると考えられているが, シミュレーションの途中で不適な環境へ変化するレジームシフトを想定したシミュレーションも行い, 現行の規則の評価および改良案の探求をした。

<結果>

考慮した不確実性の下では, 現行の規則は乱獲に陥る可能性が高いことが示された。改良案として, 資源量の管理の閾値 (Blimit) を B_{msy} まで引き上げ, 漁獲係数 (Flimit) を F_{msy} の 7 割に削減すると現行の規則に比べ頑健であることが示された。多くの魚種で, 安全率 (F_{msy} にかかる削減係数) を 0.8 にしているようであるが, 0.7 まで削減すると 0.8 を用いたときと漁獲量がほぼ変わらず, 管理失敗は減少することが確認された。また, レジームシフトを仮定した場合には, 上記の改良案の条件に加え, 現在, 生じている管理の時間遅れを短縮する必要性が示唆された。

Ⅲ.2 パラメータのバイアスの考慮

上記の不確実性に加え, この他に考慮すべき不確実性として, パラメータのバイアスがある。スルメイカの ABC 算定では, パラメータとして, 自然死亡係数 (M) と資源量の推定に用いる係数 (q) がある。ここでは, これらの二つのパラメータのバイアスの影響を評価した。

算定規則では, 現在 (平成 18 年度資源評価票に基づく) 用いられているパラメータの値をそのまま使用し, オペレーティングモデルの M と q の値を変化させた。つまり, 実際のスルメイカの資源動態のパラメータと我々が ABC 算定で使用しているパラメータの値は異なっているのに, 我々はそれに気付いていないという想定でシミュレーションを行った。従来の規則と中村 (2006) の改良案の結果を比較して評価した。

<結果>

これらの不確実性の存在により, 各管理目標の達成度が大きく変化した。たとえば, OM 内の自然死亡係数が, 資源評価をする際に想定した値よりも 2 割過小であると, 管理失敗確率は, 現行の規則の場合, 64.1%から 78.9%に増大した。また, 資源量推定値では, 想定した値よりも 2 割過大であると管理失敗の割合は, 64.1%から 98.1%に増大した。漁獲係数 F_{msy} を 7 割に抑えた改良案では, 自然死亡係数が 2 割過小だった場合, 管理失敗確率は, 0.4%から 0.7%に, 資源量推定値が 2 割過大だった場合, 管理失敗確率は, 0.4%から 15%になった。

現在の ABC 算定方法では, q の推定に M も使われるため両者は連動している。すなわち, M の過大評価が q の過大評価を導き管理失敗確率が増加する。改良案では, 従来のものよりも頑健であるが, さらなる検討が必要である。

III.3 再生産関係の不確実性の考慮

これまで、OM 内の再生産モデルも現行の算定規則に基づいた Beverton-Holt 型を使用していた。しかし、算定規則で用いられている再生産モデルは、簡易的なものであり、現実の再生産関係がこのモデルに則さないことも考え得る。そこで、現実の再生産関係が想定していたモデルと異なっていると仮定の下で、Ricker, linear, hockey-stick (Barrowman and Myers, 2000; Glazer and Butterworth, 2006) モデルで検討した (図 3)。

<結果>

これまでと異なったモデルの下でも現行の規則は乱獲に陥る可能性があることが分かり、漁獲係数を 7 割に抑える改良案では、再生産モデルに関わらず、頑健であることが確認できた。

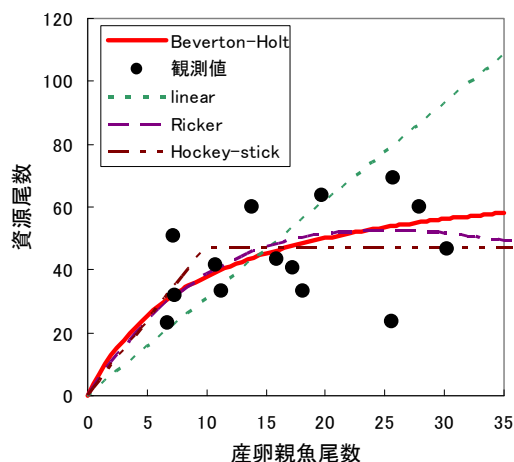


図 3. 再生産モデルの検討

IV. OM における漁業の挙動の改良

中村 (2006) は、算定された漁獲量 (ABC) が OM 内で全て漁獲可能であると仮定しているが、資源を一尾残らず全て漁獲するのは現実的でない。そこで、OM を現実に近づけるために、漁獲直前の資源量 \times (70%~95%) を漁獲量の上限とした。

<結果>

上限の設定により、親魚の生残率が向上し、管理失敗は減少した。しかし、レジームシフト発生の仮定を加えた場合、その生き残りだけでは、再生産に不十分であり、漁獲係数を 7 割に抑え、さらに、管理の時間遅れを短縮する必要があることが示唆された。しかし、漁獲の上限の設定については、漁業の実態に即した設定が必要である。

V. 算定規則の改良 (ABC の変動幅制御)

実際の資源管理の現場では、漁獲尾数 (ABC) が毎年大幅に変化しないことが望まれる。そこで、算出する ABC が、前年の ABC から一定の割合以下で変化するように変動幅を設けた。ここでは、その変動幅を 2 割、5 割で検討した。

<結果>

自明のことではあるが、変動幅を小さくするほど漁獲尾数、資源尾数は減少、管理失敗確率は増大した。しかし、改良案の場合、変動幅が前年の ABC の 2 割であっても目標値の変動は小さく、実際の管理でも漁獲圧を F_{msy} の 7 割程度に抑えておけば、管理目標の達成度は高いままで維持できることが示唆された。

VI. 考察

現在スルメイカ秋季発生系群の ABC 算定で用いられている管理方法は、さまざまな不確実性を考慮すると、管理目標の達成度は低い、つまり、漁獲尾数も少なく、また、管理失敗確率も高いことが示された。改良案は、これまで考慮したさまざまな不確実性のもとでは、いずれの指標でも目標達成度が高かった。したがって、不確実性を考慮した予防原則からも経済的側面からも漁獲係数を F_{msy} 以下に減少させて ABC を算定することが望まれる。これは、TAC を ABC_{limit} ではなく、 ABC_{target} に準拠した値にすべきだという根拠を与えている。漁獲係数の減少幅はこれまでのシミュレーションの結果では 7 割程度で良いと思われるが、さらなる検討と関係者間の議論を要する。

今後の課題として、現行の算定規則及び改良案の管理失敗の追及がある。それらを踏まえ、さらに、不確実性により頑健で、漁獲量も高い、よりよい規則を探索・検討したい。レジームシフトが近い将来起こるのではとの憶測もあるようである。今回は深く追求できなかったが、レジームシフト対応のためにも、現在の ABC 算定の問題の一つである管理の時間遅れを解消した規則、同時に、期中改訂の有効性についても検討し、より良い規則を提言したい。

また、スルメイカは実際のところ系群構造については明らかにされていないが、資源管理をする上で、本研究対象系群の他に、冬季発生系群がある。漁獲をする際には、区別はない。冬季発生系群も含めた総合的な管理方法についても考えていく必要がある。また、現在のスルメイカ秋季発生系群の ABC 算定には環境要因は含まれていないが、さまざまな知見からスルメイカが環境（特に水温）に依存していると言われている。今後、環境要因も含めた OM や算定規則を考えていく必要があるだろう。

【参考文献】

- Barrowman, N.G., Myers, R.A. (2000). Still more spawner–recruitment curves: the hockey stick and its generalizations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **57**: 665–676.
- Butterworth, D. S. (2007). Why a management procedure approach? Some positives and negatives. *ICES Journal of Marine Science* **64**(4): 613–617.
- Cooke, J. G. (1999). Improvement of fishery-management advice through simulation testing of harvest algorithms. *ICES Journal of Marine Science* **56**(6): 797–810.

- Glazer,J.P. Butterworth.D.S. (2006). Some refinements of the assessment of the South African squid resource, *Loligo vulgaris reynaudii*. Fisheries Research. 78.14-25.
- 平松一彦. (2004a). オペレーティングモデルを用いた ABC 算定ルール of 検討. 日本水産学会誌. 70. 879-883.
- 平松一彦.(2004b). CCSBT で開発中の管理方式(Management Procedure)について. 水産資源管理談話会報. 34:42-71.
- 片岡千賀之. (2005). スルメイカ. TAC 制度下の漁業管理. 小野征一郎編. 農林統計協会. 44-76.
- 木所英昭, 後藤常夫, 田永軍, 木下貴裕. (2006). 平成 17 年スルメイカ秋季発生系群の資源評価.平成 17 年度我が国周辺水域の漁業資源評価. 水産庁・水産総合研究センター.
<http://abchan.job.affrc.go.jp/digests17/details/1719.pdf>.
- 木所英昭, 後藤常夫, 田永軍. (2007). 平成 18 年スルメイカ秋季発生系群の資源評価.平成 18 年度我が国周辺水域の漁業資源評価. 水産庁・水産総合研究センター.
<http://abchan.job.affrc.go.jp/digests18/details/1819.pdf>.
- 中村藍.(2006).スルメイカを一例としたオペレーティングモデルによる ABC 算定規則の検討. 東京海洋大学修士論文.
- 農林水産省大臣官房統計部. (2006) 平成 17 年漁業・養殖業生産統計年報 (概数), 漁業生産額. 水産庁.
<http://www.maff.go.jp/www/info/bunrui/bun06.html>.
- Sakurai,Y.,H. Kiyofuji, et al. (2000). Changes in inferred spawning areas of *Todarodes pacificus* (Cephalopoda : Ommastrephidae) due to changing environmental conditions. ICES Journal of Marine Science 57(1): 24-30.
- 資源評価・ABC 算定基準作業部会. (2007) .平成 18 年 ABC 算定のための基本規則. 水産庁増殖推進部. 平成 18 年度我が国周辺水域の漁業資源評価.水産庁・水産総合研究センター.
<http://abchan.job.affrc.go.jp/digests18/rule/rul>.
- 山川卓. (2005). 長期的な漁獲圧の調節システム. レジームシフトと水産資源管理.青木一郎・二平章・谷津明彦・山川卓 編. 恒星社厚生閣. 水産学シリーズ.147: 61-71.
- 谷津明彦.(2005). レジームシフトと TAC 対象資源の管理. レジームシフトと水産資源管理. 青木一郎・二平章・谷津明彦・山川卓 編. 恒星社厚生閣. 水産学シリーズ.147: 11-23.

マサバ太平洋系群の資源評価と管理方策の検討

渡邊 千夏子（中央水研）

1. はじめに

マサバ太平洋系群は我が国の重要な水産資源のひとつであり、TACによる管理の対象となっている。資源量は1970年代末をピークに減少の一途をたどり、1989～1991年に最低水準に落ち込んだが、その後1992年、1996年、2004年に少ない親魚量から卓越年級群が発生していることから、現在はマサバ資源回復の好機であるとの認識のもと、資源回復計画も実行されている。

このようにマサバ太平洋系群は管理対象種として注目されているが、その資源評価は不安定で精度が低く批判が強い。資源量推定の不確実性の要因としては、卓越年級群の発生に代表される加入量変動の大きさ、データの精度もあるが、資源評価手法そのものの問題も重要な要因である。マサバ太平洋系群の資源評価にはチューニングVPAを用い、資源評価結果を踏まえて、ABC算定ルールに基づき管理基準を定めABCを算出している。マサバ太平洋系群に限らず資源評価手法や管理基準の値は、問題点や精度をシミュレーションで十分に検討しておく必要があるが(平松 2004)、その取り組みは十分とはいえない。

オペレーティング・モデルはMP (Management procedure) 開発のためのツールとして利用するのが本来の目的であるが、本講演ではマサバ太平洋系群の資源評価における問題点を明らかにするため、資源評価の過程で生じる誤差の影響、とくに選択率の変動の影響について報告する。

2. オペレーティング・モデルの構造

マサバ太平洋系群を想定した年齢構成をもつ仮想現実資源をコンピュータ上に構築した。1995年～2000年の5年間の推定資源尾数、漁獲努力量、漁獲尾数を初期値とし、コホート計算の前方計算で資源尾数を発生させた。加入尾数はYatsu et al. (2005)に基づき、水温の影響と自己相関を考慮した拡張リッカーモデルにより、親魚量(以後SSB)から発生させた(須田ら 2003)。年々の年齢別体重と成熟割合はWatanabe and Yatsu (2003), Watanabe and Yatsu(2006)に従い、加入量水準に応じて変化させた(渡邊ら 2004)。

コンピュータに構築した仮想現実の資源から年齢別漁獲尾数が発生し、コンピュータ上の「評価者」は、年齢別漁獲尾数を「観測」し、チューニングVPAにより「資源評価」を行う。現実のVPAでは複数の指標値をチューニングに用いるが、モデルでは簡単のために仮想資源のSSBの値に対数正規分布にしたがう誤差項を掛けた値をチューニング指数とした。「評価者」は評価された資源尾数に従って将来の資源尾数を「予測」しABCを算定する。BlimitはSSB45万トンとし、Flimitは失敗例をみるため高い値(0.8)に設定した。

3. 評価の過程で生じる誤差の影響

資源評価の過程で生じる誤差として、1)年齢別漁獲尾数の推定誤差、2)VPAのチューニングに用いる資源量指標値の誤差、3)ABC算定のための将来予測における加入量指標値

の誤差、4)ABC の実行時の誤差、5)資源量推定における自然死亡係数 (M) の誤差、を想定した。渡邊・須田 (2006) はそれぞれの誤差について、誤差の程度を変化させて資源評価と管理効果への影響をみた。その結果、1) 資源量指標値と年齢組成の誤差の影響は資源評価結果に直結するため影響が大きいこと、2) 年齢組成の誤差の影響は、組成の小さい年齢 (高齢魚など) の誤差を相対的に高く設定するとさらに大きくなること、3) 将来予測における加入量指標値の誤差の影響は小さいこと、4) 自然死亡係数は真の値より小さい値を仮定して資源評価を行った場合、将来の資源量が過大に予測され失敗が多くなること、5) ABC の実行誤差の影響は資源量指標値などに比べて小さいことを明らかにした。

シミュレーションでは、算定された ABC が真の資源量を上回った場合を「管理の失敗」と定義した。したがって多くの場合、資源量を真の値より過大に評価し、過剰な ABC が設定されてしまったときに管理が失敗していた。失敗を避けるには過剰な ABC が算出されないようにすることが重要であり、全体の F を下げること、若齢魚への選択率を下げることで有効と考えられた。しかし「管理の失敗」の定義によって管理効果の評価も対応策も変わることから、なにをもって失敗とするかは十分に検討する必要がある。渡邊・須田 (2006) では、現実の誤差の大きさや、どのような分布をとるかについては検討しておらず、実際のデータから検証しモデルにとりこむことが課題として残っている。

4. 選択率の変化の影響

渡邊・須田 (2006) では考慮しなかったが、選択率の推定誤差も資源評価に大きな影響を与えることが指摘されている (平松 2007)。マサバ太平洋系群の選択率は毎年大きく変化しており (図 1)、これが資源評価を困難にしている原因のひとつとなっている。

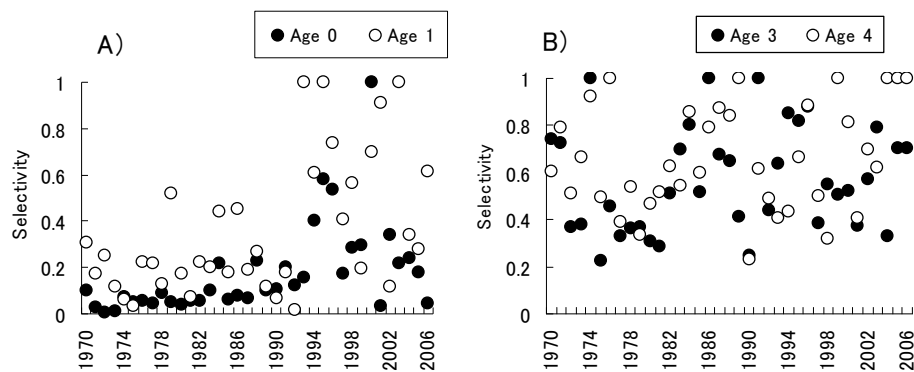


図 1. マサバ太平洋系群の選択率の変化。A) : 0 歳および 1 歳にかかる選択率、B) : 3 歳および 4 歳にかかる選択率。A)では 1992 年を境に選択率が高くなっている。

0 歳と 1 歳にかかる選択率は 1993 年以降に高くなり、かつ年々の変動幅が大きくなった (図 1 A)。変化は明瞭であり、漁獲対象年齢が 1992 年を境に若齢にシフトしたと考えられる。3 歳および 4 歳の選択率は 0、1 歳のような傾向をもった変化はみられないが、年々の変動は大きい (図 1 B)。このように選択率が年々大きく変化する場合、また傾向をもって

変化した場合、現行のチューニング VPA はどのような推定をするだろうか。現行のチューニング VPA では、最初に過去 5 年間の平均 F を VPA の最近年の F として与えてチューニングをしない資源量と F を計算する。計算された F から直近年の選択率を計算してこれをチューニング VPA の最近年の選択率とする。したがって推定される選択率は、真の選択率の移動平均をとったような値となり、選択率の変動が十分把握されないことが予想される。

選択率の変動の影響を検討するため、過去に観測された選択率をランダムに抽出した値を年々の選択率として仮想資源に与えた。選択率をサンプリングする期間は、Case-1：1992 年以前、Case-2：1993 年以降、Case-3：1970～2006 年全期間の 3 つを設定した。比較のため、選択率をそれぞれの期間に対応した平均選択率に固定した場合についても計算した。資源量指標値などその他の誤差はないとした。

Case-1 では失敗の割合は低く、ABC の変動は大きくなるが (図 2A,B)、達成される SSB や ABC の水準は選択率を固定した場合とあまり変わらなかった (図 2C,D)。Case-2 では失敗の割合と ABC の年変動が選択率を固定した場合に比べ著しく高くなり、30 年後の SSB と、30 年間の平均漁獲量は少なくなった。Case-3 は ABC の年変動が大きくなった。これは Case-3 では年々の選択率の変動幅が大きくなるために、資源量推定値と ABC の算定値が不安定になったと考えられた。

選択率が傾向的に変化した場合についても検討した。Case-4 は管理開始から最初の 10 年間は Case-1、残りの期間 (20 年間) は、Case-2 から抽出した選択率を与えた。Case-5 は逆に管理開始後 10 年は Case-2、その後 20 年間は Case-1 とした。Case-4 では選択率の変化を資源評価の段階で推定できない期間があり (図 3 左上)、この間若齢魚の選択率は過小評価され、失敗の割合が急増した (図 3 左下)。Case-5 では選択率が変化する時期に若齢魚の選択率が過大に評価されるが (図 3 右上)、この間は資源量を過小に評価するため失敗の割合は高くならなかった (図 3 右下)。

以上の結果から、現行の手法では選択率の変動が把握できず、精度の高い資源量の指標値が得られても資源評価の精度は低くなること、傾向的な選択率の変化を把握するまで時間がかかり、この間選択率は誤って推定され、特に若齢魚の選択率を過小評価した場合には失敗の危険性が高くなることが示唆された。実際の資源評価では選択率以外にも様々な誤差が含まれ、これをすべて解消することは不可能であろう。これらの誤差に対し安全に管理を行うためには、全体の F を下げる、若齢魚への選択率を低くするなど、誤差を見込んだ安全性の高い管理方策をとる必要がある。

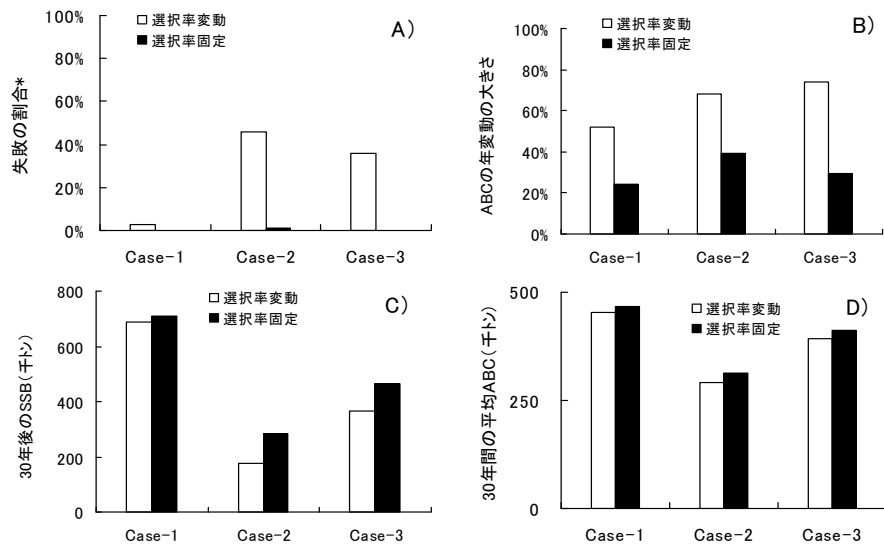


図 2. 選択率の変動を取り入れたシミュレーション結果。A)失敗の割合：1000 回の試行中、ABC が資源量を上回って試行が停止した回数の割合。B)ABC の年変動の大きさ (Punt 1997)、C)30 年後に達成される SSB、D)30 年間の平均 ABC。白棒は年々の選択率として Case 1～3 の選択率からランダムに抽出した値を与えた場合。黒棒は年々の選択率をそれぞれの期間における平均値に固定した場合。Case-1：1970～1992 年、Case-2：1993～2006 年、Case-3：1970～2006 年。

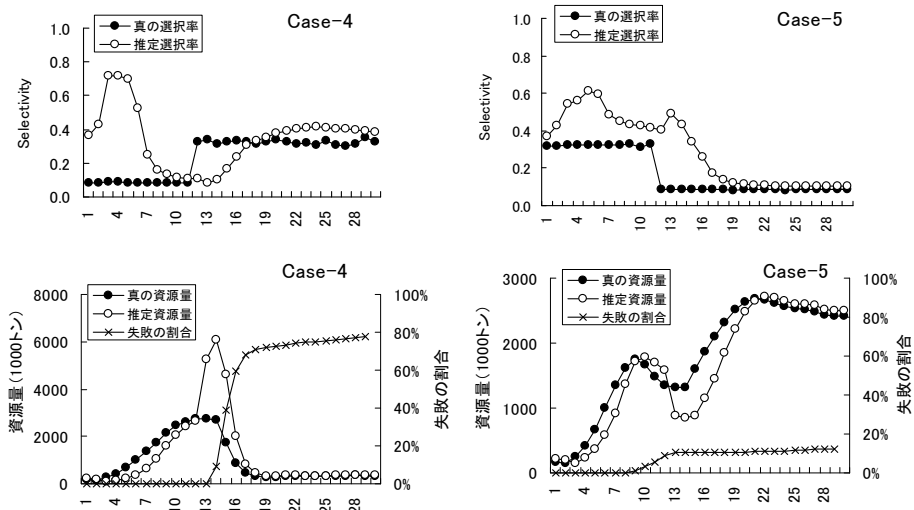


図 3. 選択率を傾向的に変化させたときの影響。上段：0 歳にかかる真の選択率と推定選択率の変化、下段：真の資源量、推定資源量、および失敗の割合の変化。X 軸は管理開始からの年数を示す。

引用文献

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. 日本水産学会誌, 70 : 879-883.
 平松一彦. 2007. ABC 算定に用いられる VPA の信頼性. 2007 年度日本水産学会秋季大会

講演要旨集, p17.

Punt, A. E. 1997. The performance of VPA-based management. *Fisheries Research* 29:217-243.

須田真木・渡邊千夏子・平松一彦・谷津明彦. 2003 マサバを対象とした年齢構成のあるオペレーティング・モデルの構築. 2003年度水産海洋学会研究発表大会講演要旨集, p119.

渡邊千夏子・須田真木・勝川木綿. 2004. マサバの成長・成熟の変化を考慮した漁獲制御ルールを検討. 2004年度水産海洋学会研究発表大会講演要旨集, p94.

渡邊千夏子・須田真木. 2006. 資源評価と管理における誤差の影響評価. 2006年度水産海洋学会研究発表大会講演要旨集, p98.

Watanabe, C. and A. Yatsu. 2004. Effects of 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. *Fishery Bulletin. U.S.*, 102: 196-206.

Watanabe, C. and A. Yatsu. 2006. Long-term changes in maturity at age of chub mackerel (*Scomber japonicus*) in relation to population declines in the waters off northeastern Japan, *Fisheries Research*. 78: 323-332.

Yatsu, A., T. Watanabe, M. Ishida, H. Sugisaki, L.D. Jacobson. 2006. Environmental effects on recruitment and productivity of Japanese sardine *Sardinops melanostictus* and chub mackerel *Scomber japonicus* with recommendations for management. *Fisheries Oceanography*, 14: 263-278.

管理規則の事前合意

勝川俊雄（東大海洋研）

1. はじめに

日本の TAC 制度では、生物学的許容漁獲量(ABC)を上回る漁獲枠が慢性的に設定されている。TAC 制度によって、漁業者の乱獲の権利を保証しているような状況である。日本の水産政策には漁業者に好きなだけ魚を獲らせるという大前提があり、それに反する資源評価は「社会経済的な」配慮から無視されてきた。漁業者の希望に沿った資源評価結果を要求されるような本末転倒な場合すらある。

科学的なアセスメントが無視されている背景には、研究者の社会的地位の低さがある。研究者自身も社会的な責任を避けるために強く助言をしてくれなかった。また、現在の ABC の決定プロセスは場当たりの、泥縄な側面があり、資源の減少に歯止めをかけられない一因となっている。

2. 事後的な合意形成では資源の枯渇を防げない

資源が減り始めてしばらくは、「まだ獲れているから大丈夫」ということで、漁獲圧が維持される。漁獲量の削減が真剣に議論されるのは、誰の目から見ても資源の枯渇が明らかになってからである。この時点になると、漁業経営には全く余裕が無くなっており、漁獲圧の削減は出来ない相談であろう。資源が減れば減るほど、漁獲率を上げるようなプレッシャーが強まり、TAC は ABC から乖離していく。

研究者も漁業の現実に迎合して、ABC を増やしてしまう。いくつかの重要資源では、資源の減少と歩調を合わせて管理目標が下方修正されている。管理目標を下方修正すれば、当面の ABC を水増しできる。その年の合意形成はやりやすくなるかもしれないが、どこまでもズルズルと資源を減らしてしまうだろう。資源状態が悪化すればするほど、高い漁獲率を許すのは、資源管理ではない。

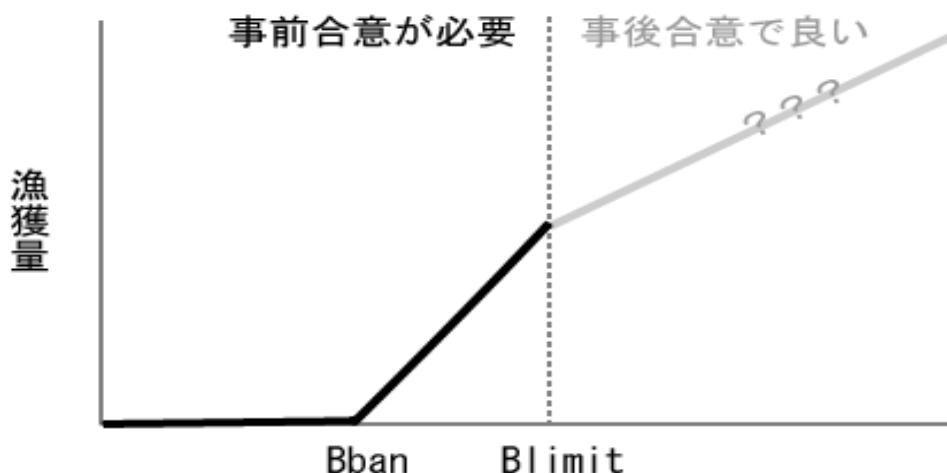
資源が減ってから慌てて対応を協議しても、ABC を巡る議論は迷走し、資源評価は一貫性を失い、科学者のアドバイスは信用を失っていく。これでは資源を守るべき時に何もできない。資源が減る前に「どこまで資源が減ったらどうするか」を事前合意しておくべきである。「ABC 算定のための基本規則」には、漁獲制御ルールによる ABC の決定方法がデフォルトとして記述されているのだが、実際の ABC の運用はすべて泥縄スタイルである。ABC が現実的な意味を持つためには、現在の泥縄スタイルを事前合意スタイルに変更していかななくてはならない。

3. 事前合意の枠組みについて

事前合意のための漁獲制御ルールを選ぶ手法としては、多くの不確実性を導入したモデル・シミュレーションが一般的である。たとえば、Katukawa(2004)は、シミュレーションに基づき最適な制御ルールを選択する手法を提案した。これらの試みは枠組みとしては妥当だが、最適化によって得られた漁獲制御関数が、現在の日本で社会的な信用を得られる

かは疑問である。

資源評価に実効性を持たせるためには、出来るだけシンプルなルールが望ましい。また、漁獲制御ルールは、漁獲死亡係数（F）よりも、漁獲量で示した方がわかりがよいだろう。例えば、「 B_{limit} （漁獲にブレーキをかけ始める資源水準）まで減ったら、過去10年の加入の元で資源を減らさない漁獲量にする。 B_{ban} （漁獲を停止すべき資源水準）まで減ったら、自動的に $ABC=0$ を勧告する。」というようなルールが良いだろう。



このルールを資源が B_{limit} 以上にあるときに周知しておき、資源量推定値が B_{limit} を下回ったら、即座にルールに従い ABC を減らすべきである。資源評価に不確実性は存在するが、過小推定の可能性ばかりでなく、過大推定の危険性もある。資源評価の不確実性を理由に先延ばしは許されない。 B_{limit} や B_{ban} を科学的見地から一意的に決めることは技術的に困難である。しかし、資源が減らしすぎると増加能力が失われて、元の水準になかなか回復しない事例が多数知られている以上、何らかの閾値を設定すべきである。

4. おわりに

現在、 ABC は非常に軽視されているが、その責任の一端は研究者サイドにもある。資源が枯渇してから厳しい ABC を出しても、無視されるのが関の山である。資源にも、漁業者にも余力があるうちに、毅然とした態度で警鐘を鳴らすべきである。もちろん、漁業者も行政も良い顔はしないだろうが、我々研究者は漁業者・行政のみならず、国民全体に対して責任を負っていることを忘れてはならない。資源評価の精度を高めていくのは重要な課題であるが、問題の本質はそこではない。そもそも100%の精度はありえないのだが、現状では100%の精度であっても ABC は無視されるだろう。逆に、現在の資源評価の精度であっても、工夫次第で水産資源の持続的利用は十分に可能である。

