

管理目標の数値化による最適なABC算定規則の探索

誌名	日本水産學會誌
ISSN	00215392
著者名	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
発行元	日本水産學會
巻/号	81巻2号
巻号補足	
掲載ページ	p. 206-218
発行年月	2015年3月

農林水産省 農林水産技術会議事務局筑波産学連携支援センター
Tsukuba Business-Academia Cooperation Support Center, Agriculture, Forestry and Fisheries Research Council
Secretariat



管理目標の数値化による最適な ABC 算定規則の探索

市野川桃子,^{1*} 岡村 寛,¹ 黒田啓行,² 由上龍嗣,²
田中寛繁,³ 柴田泰宙,⁴ 大下誠二⁵

(2014 年 8 月 13 日受付, 2014 年 12 月 2 日受理)

¹水産総合研究センター中央水産研究所, ²水産総合研究センター西海区水産研究所,
³水産総合研究センター北海道水産研究所, ⁴水産総合研究センター東北水産研究所,
⁵水産総合研究センター国際水産資源研究所Searching for optimum management procedures by quantifying management objectives
for Japanese domestic fishery stocks without stock biomass estimationMOMOKO ICHINOKAWA,^{1*} HIROSHI OKAMURA,¹ HIROYUKI KUROTA,² RYUJI YUKAMI,²
HIROSHIGE TANAKA,³ YASUTOKI SHIBATA⁴ AND SEIJI OHSHIMO⁵¹National Research Institute of Fisheries Science, Fisheries Research Agency, Yokohama, Kanagawa 236–8648,
²Seikai National Fisheries Research Institute, Fisheries Research Agency, Taira, Nagasaki 851–2213, ³Hok-
kaido National Fisheries Research Institute, Fisheries Research Agency, Kushiro, Hokkaido 085–0802, ⁴Tohoku
National Fisheries Research Institute, Fisheries Research Agency, Hachinohe, Aomori 031–0841, ⁵National
Research Institute of Far Seas Fisheries, Fisheries Research Agency, Shimizu, Shizuoka 424–8633, Japan

This study explored optimum sets of coefficients used in the management procedure (MP) currently applied to the fishery stocks in Japan when estimates of the total stock biomass are not available. The MP determines annual allowable biological catch (ABC) every year using the trend of relative stock abundance and the estimated current stock status categorized into “high”, “middle”, and “low”. We conducted extensive population dynamics simulations with a variety of uncertainty of population parameters, observation errors, and historical trends of relative stock abundances under the MP. Performance of the MP varied with the combination of adjusting coefficients used in the MP (management rules). We quantified the difference by using scores given to each simulation result under a single management objective arbitrarily given. The total scores calculated among the different management rules illustrated the trade-off between the average catch and risk of over-fishing, and provided a single optimum management rule that maximized the score. We also observed, even under the same management objective, how the optimum management rule depends on simulation parameters, the methods used to estimate current stock status, and years to be considered in calculating ABC.

キーワード：ABC 算定規則, オペレーティングモデル, 管理方策評価, 我が国漁業資源

我が国周辺水域における漁業資源では、水産庁・水産総合研究センターにより、66 の系群で資源評価結果に基づく生物学的許容漁獲量 (Allowable Biological Catch: ABC) が計算されている。¹⁾ そのうち 36 系群では資源量の推定結果が利用でき (1 系資源), ABC 算定規則 1 に基づいて ABC が算出されている。それ以外の 30 系群では、情報の不足により資源量の推定がなされていない (2 系資源)。これら 2 系資源の ABC 算定に

は、「漁獲量改訂による漁獲方策」として ABC 算定規則 2 (2 系ルール) が適用されている。

2 系資源にあてはまる系群の中で資源量指標値が利用できるものについては、平成 24 年度より、資源水準と資源量指標値・過去の漁獲量を用いた (1) 式で示される経験式が ABC 算定に用いられている。²⁾

$$ABC_t = \delta \bar{C} \left(1 + k \frac{b}{I} \right) \quad (1)$$

この経験式は、平松³⁾により最初に提案されたもので、過去の漁獲量 $\bar{C}$ に、資源量指標値の増減と現在の資源水準から決定される係数 b, δ を乗じたものを将来の ABC (ABC_t) とする。ここで、 b は過去の資源量指標値に回帰直線をあてはめたときの傾きの推定値、 I は資源量指標値の平均値である。 $k > 0$ であれば、資源量指標値が増加している場合 ($b > 0$)、 ABC_t は $\delta \bar{C}$ よりも大きくなり、資源量指標値が減少している場合 ($b < 0$)、 ABC_t は $\delta \bar{C}$ よりも小さくなる。それにより、資源量指標値から得られる資源の増減に関する情報が ABC に反映される。 k は、資源量指標値の増減が ABC に与える影響の大きさを調整する係数である。 δ は現在の資源水準が ABC に与える影響を調整する係数で、高位・中位・低位の 3 段階に分類される資源水準によって、異なる δ (順に、 $\delta_{\text{high}}, \delta_{\text{mid}}, \delta_{\text{low}}$ とする) が用いられる。これらの係数 δ, k をここでは調整係数と呼ぶこととする。

現行の 2 系ルールが平成 24 年度の ABC 算定に採用される以前の ABC 算定規則 2 (ここでは旧 2 系ルールとする) でも同様の経験的な式が用いられていたが、 δ や k にあたる調整係数は明示的に与えられていなかった。⁴⁾ 旧 2 系ルールにおいては、資源量指標値が利用できる場合 (算定規則 2-1)、 $\bar{C}$ に「資源量指標値の変動を基に算出」した係数が乗じられた。また、資源量指標値が利用できない場合 (算定規則 2-2)、水準と動向の両者が考慮されて δ が決められた。旧 2 系ルールの 2-1 は、水準にかかわらず動向のみで ABC を決めるもので、(1) 式で $\delta_{\text{high}}, \delta_{\text{mid}}, \delta_{\text{low}} = 1$ としたものに相当する。また、旧 2 系ルール 2-2 の運用上、多く使われた係数は、 $\delta_{\text{high}} = \delta_{\text{mid}} = 1$ (但し、中位水準で減少傾向の場合は $\delta_{\text{mid}} = 0.8$)、 $\delta_{\text{low}} = 0.8, k = 0$ に相当する。

平松³⁾は、コンピュータシミュレーションを用いた管理方策評価法 (Management Strategy Evaluation: MSE) によって、(1) 式による管理方策が旧 2 系ルールよりも多くの点で優れていることを示した。管理方策評価とは、想定される様々な不確実性のシナリオを含む仮想的な個体群動態 (オペレーティングモデル, OM) をシミュレーションで再現し、複数の管理方策の効果をコンピュータ内で比較・検証するものである。^{5,6)} 平松³⁾が比較した管理方策はともに経験的な式であるため、 $F_{\% \text{SPR}}$ や F_{MSY} などの通常の管理基準値と異なり、平衡状態における資源量・漁獲量の期待値が理論的に決められているわけではない。しかし、管理方策評価の中で、様々な状況を仮定した OM に対してそれぞれの管理方策を適用した個体群動態の結果を比較することで、管理方策のパフォーマンスの違いを経験的に検討することができる。また、不明瞭な再生産関係や短い時系列など、通常の資源評価を行うのに十分なデータや知見がない資源でも、

様々な状況の中でうまく管理できることが保証されている管理ルールは有効に働くことが期待される。

Punt *et al.*⁷⁾は、管理方策評価を行う時の手順を以下のようにまとめている。(1) 管理方策が満たすべき管理目標を設定し、管理目標の達成度を定量化するためのパフォーマンス指標を設定する。(2) 候補となる管理方策を決める。(3) 真の個体群動態を表す様々な不確実性を網羅した複数の OM を作成する。(4) 個々の管理方策を用いてシミュレーションを行う。平松³⁾は、(2) の要となる新規的な管理方策を提案し、簡易的な OM を用いて (3)(4) を実施し、いくつかのパフォーマンス指標について、現行の 2 系ルールが旧 2 系ルールよりも優れていることを示した。さらに、Ohshimo and Naya⁸⁾は、現行の 2 系ルールの中で使われる調整係数の組み合わせを様々に変えた場合のパフォーマンスの違いを比較した。これらの研究成果を受けて、(1) 式を用いた 2 系ルールが平成 24 年度より我が国の 2 系資源に適用する ABC 算定規則として導入されることとなった。

しかし、従来までの研究では、(1) の管理目標とパフォーマンス指標について十分な検討がなされてこなかった。多くの漁業資源管理において、乱獲の回避と漁獲最大化を両立することが管理目標として求められるが、通常、両者はトレードオフの関係にある。そのため、どちらをどのくらい重視すべきかといった重みづけの違い、つまり、管理目標によって、最適な管理方策や、また、管理方策の中で用いられる最適な調整係数は異なることが考えられる。また、背景として仮定するシミュレーションモデルのパラメータによっても、最適な管理方策・調整係数は異なるだろう。

本研究では、いくつかのパフォーマンス指標を用いて管理目標の達成度を数値化することで、現行の 2 系ルールにおける最適な調整係数の組み合わせを選び、それが管理目標やシミュレーションの設定によってどのように変わるかを検討した。OM は、平松³⁾ Ohshimo and Naya⁸⁾ (以降、両研究を「先行研究」とする) のシミュレーションモデルを拡張し、より広範囲のパラメータを網羅的に組み合わせたものを用いた。パフォーマンス指標として、資源の乱獲回避率と漁獲量の平均的な大きさの 2 つを主に考え、これらの指標を用いて管理目標の達成の程度を点数として数値化した。

材料と方法

管理方策評価の概要 OM の構造とシミュレーションの概要については、先行研究の手法を基本的に踏襲した。但し、検討するパラメータの範囲を拡張し、より広範囲の不確実性を考慮した。管理方策は現行の 2 系ルールを用い、その中で用いられる調整係数の組み合わせを様々に変え、調整係数の組み合わせ方によるパフ

パフォーマンスの違いに注目した。調整係数の組み合わせ方を、「管理方策」よりは狭い意味で、「管理ルール」と呼ぶこととした。候補となる管理ルールとしては、Ohshimo and Naya⁸⁾が想定したよりも広範囲の組み合わせを網羅的に試し、管理目標とパフォーマンス指標について、特に詳細な検討を行った。

オペレーティングモデルの作成 真の個体群動態を表すOMは、先行研究にならい、Pella-Tomlinson型のプロダクションモデル

$$B_{t+1} = \left\{ B_t + rB_t \left[1 - \left(\frac{B_t}{K} \right)^\theta \right] - C_t \right\} \exp \left(\varepsilon_t - \frac{1}{2} \sigma_R^2 \right) \quad (2)$$

を利用した。ここで、 B_t は t 年の資源量、 C_t は t 年の漁獲量、 r は内的自然増加率、 K は環境収容量である。個体群の加入や自然死亡の年変動を記述するために、確率変動項（プロセス誤差） ε_t を加えた。 ε_t は、平均0、分散 σ_R^2 の正規分布である。先行研究では、変動を加えた後に漁獲を間引いていたが、ここでは、漁獲を間引いた後に変動を加えた。⁹⁾これはプロセス誤差が大きいときに個体群が絶滅しやすくなることを防ぐためである。さらに、自己相関構造を考慮するため、自己相関の大きさを表すパラメータ ρ を加え、

$$\varepsilon_t = \rho \varepsilon_{t-1} + \sqrt{1-\rho^2} \omega_t, \omega_t \sim N(0, \sigma_R^2), \omega_t \sim N(0, \sigma_R^2) \quad (3)$$

とした。¹⁰⁾ $\rho=0$ のときは、自己相関なしとなり、先行研究と同じになる。 θ は、MSYを与える資源量の位置を変えるパラメータである。¹¹⁾プロセス誤差がない（ $\sigma_R=0$ ）とき、MSYは $rK\theta/\{(1+\theta)^{(1+\theta)/\theta}\}$ であり、MSYを与える資源量 B_{MSY} は $K/(1+\theta)^{1/\theta}$ 、MSYを与える漁獲率 F_{MSY} は $r\theta/(1+\theta)$ となる。 $\theta=1$ のとき、MSYは $rK/4$ 、 $B_{MSY}=K/2$ 、 $F_{MSY}=r/2$ となる。(2)式は、移入・移出などのない閉じた資源を考えている。

資源量指標値は、

$$I_t = B_t^d \exp \left(\eta_t - \frac{1}{2} \sigma_I^2 \right) \quad (4)$$

とした。ここで、 $\eta_t \sim N(0, \sigma_I^2)$ であり、観測誤差を表している。 d は、資源量指標値の資源量に対する非線形性を示すパラメータである。

これらの式を用い、50年間の個体群動態シミュレーションを行った（Fig. 1）。先行研究にならい、最初の21年目当初まで特定の資源変動を示した後、21年目の漁獲から50年目まで、2系ルールによって算出されたABCによる漁獲が行われるとした。最初の21年の資源変動は、プロセス誤差がないもとで、1年目から21年目までの資源量（それぞれ B_1, B_{21} ）が、漁獲なしの場合の資源量（ K ）の75, 50, 25%にあたる資源量の組み合わせの間を直線的に変化するものと仮定した。ここでは $K=10,000$ としたので、7500, 5000, 2500を組み合わせた9種類のシナリオS1-S9を用いた（Table 1）。

Table 1 Nine scenarios on the historical biomass trend from the first year (B_1) to the 21st year (B_{21}) when stocks are not managed according to the management procedure

	B_1	B_{21}	$(B_1 - B_{21})/20$
S1	7500	7500	0
S2	7500	5000	-125
S3	7500	2500	-250
S4	5000	7500	125
S5	5000	5000	0
S6	5000	2500	-125
S7	2500	7500	250
S8	2500	5000	125
S9	2500	2500	0

* The total biomass without fishing (K) is assumed to be 10,000.

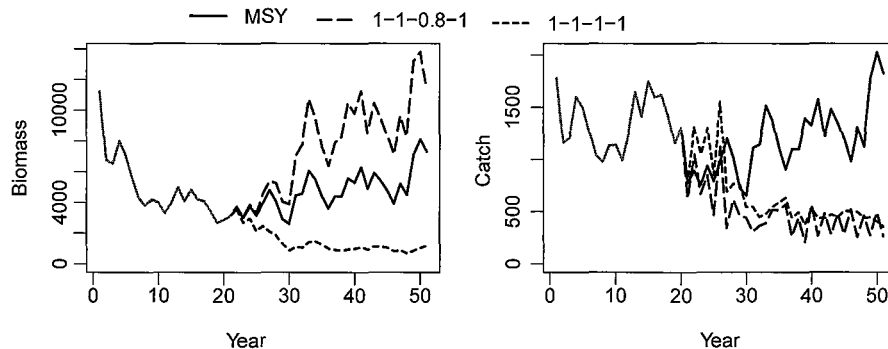


Fig. 1 Examples of simulated population biomass (left panel) and catch (right panel). The simulation was conducted under a given scenario on the historical biomass trend during the first 20 years (gray lines), and a specific management rule during the last 30 years (black lines). Three replicates under the same process and observation errors but different management procedures are shown. MSY: fishing according to the theoretical F_{MSY} as the ideal case. The biomass and catch under this scenario are used as $\bar{B}_{MSY}$ and $\bar{C}_{MSY}$, respectively, to calculate relative performance of each management rule. 1-1-0.8-1: the management rule based on $\delta_{high}=1.1$, $\delta_{mid}=1.0$, $\delta_{low}=0.9$, $k=1$, 1-1-1-1: the management rule based on $\delta_{high}=\delta_{mid}=\delta_{low}=k=1$.

S1-S9 の資源変動を実現するため、(2)式でプロセス誤差 $\sigma_R=0$ として、過去 20 年間の漁獲率を

$$F_t = \left\{ r[B_1 + \Delta B \times (t-1)] \cdot \left[1 - \left(\frac{B_1 + \Delta B \times (t-1)}{K} \right)^\theta \right] - \Delta B \right\} / [B_1 + \Delta B \times (t-1)] \quad (5)$$

で計算した。ここで、 $\Delta B = (B_{21} - B_1)/20$ である。

過去 20 年間の漁獲量は上で計算した漁獲率に(2)式の資源量をかけた式 $C_t = F_t \times B_t$ により計算した。管理が開始された 21 年目以降の漁獲量は、2 系ルール ((1)式) により算出された ABC に従って漁獲がなされるとした ($C_t = ABC_t$)。シミュレーションでは、資源管理の時間遅れを考えて、 t 年の ABC を計算する際の漁獲量として $t-2$ 年の漁獲量 C_{t-2} を使用した ($\bar{C} = C_{t-2}$)。そのときに用いる δ は、資源評価年 ($t-2$ 年) の資源水準を参照し、それが高位のとき δ_{high} 、中位のとき δ_{mid} 、低位のとき δ_{low} を用いた。資源水準は、我が国の資源評価で最も多く用いられている方法、つまり、資源量指標値の最大値と最小値の間を 3 分割する方法によって決定した。調整係数 b , I を計算する際の資源量指標値は、 $t-4$ 年から $t-2$ 年の 3 年分を使用した。

考慮した不確実性 管理方策評価では、通常、単一種への適用を想定し、実際に観察された資源量指標値や漁獲量変動を再現するような個体群動態のパラメータが推定され、その推定値が OM に用いられる (この過程をコンディショニングと呼ぶ)。そのさいに、最も確からしいとされたパラメータを用いた一つの OM を参照モデル (reference case) とし、OM の核とする場合がある。¹²⁾ また、モデルの不確実性が高い場合には、同程度に確からしい複数のモデルの集まり (参照モデルセット, reference set) を、OM の核とすることが薦められている。¹²⁾

本研究では生物学的・漁業学的特徴が異なる複数の 2 系資源への適用を想定しているため、特定の資源を想定したコンディショニングによって単一の参照モデルを得ることができない。そこで、現実でありえそうな範囲でパラメータを選択し、それらの網羅的な組み合わせからなる複数の OM を同程度に確からしいと考え、それを参照モデルセットとして扱った。参照モデルセットは、 $r=0.3, 0.5, 0.7$, $\sigma_R=0.2, 0.4$, $\sigma_I=0.2, 0.4$, 資源変動に関する 9 シナリオを組み合わせた 108 通りの OM とした。参照モデルセットで用いた r の範囲は、我が国資源の生物パラメータから Winemiller and Rose¹³⁾ に従って算出された r の範囲 (Ohshimo and Yamakawa, 未発表) を参考にして決定した。 r は、経験的に、自然死亡率や世代時間に依存することが知られている。¹³⁾ そのた

め、我が国資源で想定される範囲の r を参照モデルセットに入れることで、世代時間や自然死亡率が様々な我が国周辺の漁業資源が本 OM の中で想定されていることになる。プロセス誤差と観測誤差は、両者を分離して推定するのが困難であるが、両者の和を最小でも 0.2 とすべきとした提案¹⁴⁾ にもとづき、誤差が小さい場合の 0.2 と、その倍の 0.4 を用いた。OM ではこれらのパラメータの網羅的な組み合わせを参照モデルセットとしたが、今後の課題として、複数資源にあてはめる OM においてどの範囲のパラメータを使い、どのように組み合わせるべきか十分に検討する必要がある。

参照モデルセットを構成する 108 の OM において、プロセス誤差と観測誤差が異なる 51 年分の個体群動態シミュレーションを 1000 回ずつ行い、1 つの管理ルールあたり、108,000 回のシミュレーションを実施した。また、参照モデルセットでは、すべて $K=10000$, $\theta=1$, $d=1$, $p=0$ とし、追加的な感度解析でこれらのパラメータの値の影響を調べた (電子付録 2, https://www.jstage.go.jp/article/suisan/81/2/81_14-00055/_article/supplement/-char/ja/)。プロセス誤差があるもとでシミュレーションを行った際、資源量が負になったときは、資源量を 0 として絶滅と扱った。

候補となる調整係数の組み合わせ (管理ルール) 候補となる管理ルールは、 δ_{high} , δ_{mid} , δ_{low} , k を現実的な範囲で網羅的に組み合わせたものとした。具体的には、 $\delta_{\text{high}}=1.2, 1.1, 1.0$, $\delta_{\text{mid}}=1, 0.9, 0.8$, $\delta_{\text{low}}=1, 0.9, 0.8, 0.7, 0.6, 0.5$ から $\delta_{\text{high}} \geq \delta_{\text{mid}} \geq \delta_{\text{low}}$ となるような 45 通りの組み合わせを考えた。さらに、 δ の各組み合わせに対して $k=0.5, 1, 2$ の 3 通りを試し、合計 $45 \times 3 = 135$ の組み合わせを管理ルールの候補とした。ここで、例えば $\delta_{\text{high}}=1.1$, $\delta_{\text{mid}}=1.0$, $\delta_{\text{low}}=0.9$, $k=0.5$ であれば、1.1-1-0.9-0.5 と書いて、 δ と k が異なる管理ルールを区別することとした。

パフォーマンス指標 一般に、漁業管理の目標としては、資源の乱獲を回避すること、そして、漁獲量を最大化することが挙げられる。¹⁵⁾ さらに、資源管理中の漁獲量変動も抑えることができればより望ましい。¹⁵⁾ 本研究では、個々のシミュレーション結果において、これらの 3 項目を評価するためのパフォーマンス指標を以下のように定義した。ここで、管理ルールに従って漁獲したときの資源量を B , 漁獲量を C とした。また、 B , C との比較のために、同じプロセス誤差のもとで、管理開始後に F_{MSY} で漁獲した場合の資源量を $\bar{B}_{\text{MSY}}$, 漁獲量を $\bar{C}_{\text{MSY}}$ と定義した (Fig. 1)。 F_{MSY} で漁獲しても $B=0$ になる試行は(1), (2)の指標の計算のさいに取り除いたが、その割合は全試行の 0.2% 以下であった。

(1) RB (Relative Biomass, 資源量の指標, 乱獲回避率): 資源管理期間の最後の 10 年で $B/\bar{B}_{\text{MSY}}$ の平均

が 0.5 を上回った回数を全試行回数で割ったもの。

(2) RC (Relative Catch, 漁獲量の指標, 平均漁獲量比): 資源管理の全期間における C と $\bar{C}_{MSY}$ の平均の比 ($E(C)/E(\bar{C}_{MSY})$) をシミュレーション試行ごとに計算し, 全試行の結果の中央値をとったもの。

(3) AAV (Average Annual Variation, 漁獲量の変動の指標, 平均年変動): 前年と今年の漁獲量の差の絶対値を, 前年と今年の漁獲量の平均で割ったもの ($2|C_t - C_{t-1}| / (C_{t-1} + C_t)$) を管理期間内で平均した値の全試行回分の結果の中央値。

乱獲回避率 (RB) と平均漁獲量比 (RC) は大きいほど, 平均年変動 (AAV) は小さいほど良い管理ルールと判定される。 $\bar{B}_{MSY}$ と $\bar{C}_{MSY}$ はプロセス誤差のもとでシミュレーションを行ったときの値となるため, 毎年異なる値をとり, シミュレーションの各試行によっても異なる。本研究では, 先行研究のように平衡状態を仮定した場合の B_{MSY} や MSY と比較するのではなく, 同じプロセス誤差の下で F_{MSY} に基づいた理想的な管理を行った場合に達成される資源量 $\bar{B}_{MSY}$ や漁獲量 $\bar{C}_{MSY}$ と比較した。これは, 環境変動のもとで変動する加入量を前提として, 管理目標の資源量を定める “dynamic B_0 ”¹⁶⁾ と似た概念である。 $\bar{B}_{MSY}$ や $\bar{C}_{MSY}$ との相対値としてパフォーマンス指標を定義することにより, プロセス誤差が大きく, 管理ルールに関係なく平衡状態の B_{MSY} や MSY を達成することが困難なケースにおいても, プロセス誤差と管理の影響を区別し, 個々の管理ルールの相対的なパフォーマンスを評価できるため, 参照モデルセットの選び方によって最適な管理ルールが敏感になりすぎることを避けることができる。

管理目標の達成度 検討した管理ルールがどの程度管理目標を達成するかを, 下に述べる「得点」方式を用いて評価した。まず, 1 つの管理ルールについて, 108 通りの OM からなる参照モデルセットで計算された 108 通りのパフォーマンス指標の結果を得た。この結果を用い, 個々の管理ルールの管理目標の達成程度を示す総合得点 (total scores) を計算した。総合得点は, RC, RB に対応する管理目標から計算した。例えば, 管理目標として, 乱獲回避率が 0.8 以上, 平均漁獲量比が 0.2 以上となるような管理ルールが望ましいとする場合, $RB > 0.8$ かつ $RC > 0.2$ (今後, $[RB > 0.8 \ \& \ RC > 0.2]$ と表記する) となる試行に 1 点を与え, それ以外を 0 点とするように 108 通りの結果に点数をつけた。点数の総和を全試行回数 (108 回) で割ったものを総合得点とし, 管理目標の達成度を示す指標とした。つまり, 総合得点は, 108 通りの OM の中で, 管理目標を達成した OM の割合を示すものである。本研究では, $[RB > 0.8 \ \& \ RC > 0.2]$ を基本的な管理目標とした。さらに, 感度解析として, 管理目標の閾値を, $[RB > 0.9 \ \& \ RC > 0.2]$,

Table 2 Configurations of sensitivity analysis

Scenario	Abbreviation	Description	Configuration on base case
1	catch 3	$\bar{C} = \sum_{k=t-4}^{t-2} C_k$	$\bar{C} = C_{t-2}$
2	cpue 5	Using abundance indices during the last 5 years from $t-6$ to $t-2$	Using abundance indices from $t-4$ to $t-2$
3	70-30 rule	When setting average abundance indices as 50, the boundary between high and medium levels is set at 70, and that between medium and low levels is set at 30.	Divide the range of abundance indices into 3 equally, and the lower, middle, and upper parts are defined as low, medium, and high levels.
4	zeromax	Divide the range from 0 to maximum of abundance indices into 3 equally, and the lower, middle, and upper parts are defined as low, medium, and high levels.	

$[RB > 0.8 \ \& \ RC > 0.1]$ としたものも検討した。また, 比較のために, 漁獲量の基準を使わず, 乱獲回避率のみを管理目標とした場合 ($[RB > 0.8]$) の点数を乱獲回避得点 (no-overfishing scores) とし, これも計算した。

感度解析 漁獲データの参照年や水準定義など, ABC を計算する際の条件に関して感度解析を行った。平成 25 年度 ABC 算定のための基本規則²⁾では, ABC 計算時に用いる過去の漁獲量として, $\bar{C}$ を直近の漁獲量でなく, 「近年の平均漁獲量 *Cave* としてもよい」との記述がある。また, 資源量指標値の参照期間として, 「標準は 3 年間」との記述があるが, 何年分の資源量指標値を用いるべきかの明記はされていない。水準の定義の仕方としては, 資源量指標値の最大と最小を 3 分割する標準的なやり方以外に, 資源量指標値の平均を 50 としたときに高位と中位の境界を 70, 中位と低位の境界を 30 として水準を決める場合¹⁷⁾や, 0 と資源量指標値の最大値を 3 分割する場合¹⁸⁾もある。

感度解析 1 では, $\bar{C}$ の参照年数を $t-2$ 年から $t-4$ 年の漁獲量の 3 年平均を用いた (Table 2)。感度解析 2 では, 傾きと平均値を計算するときの資源量指標値を $t-2$ 年から $t-6$ 年の 5 年間分を使用した。感度解析 3 では資源量指標値の平均を 50 とし, 高位と中位の境界を 70, 中位と低位の境界を 30 とし水準を決めた。感度解析 4 では, CPUE の最大とゼロの間を三分割する方法で水準を決めた。これらの設定に関して, 参照モデルセットでシミュレーションを行い, さきと同様に総合得点を計算した。さらに, 管理の実施誤差や時間遅れの効果を検討するための感度解析も行った。それらの内容と結果は電子付録 2 (https://www.jstage.go.jp/article/suisan/81/2/81_14-00055/_article/supplement/-char/ja/) にて詳述した。

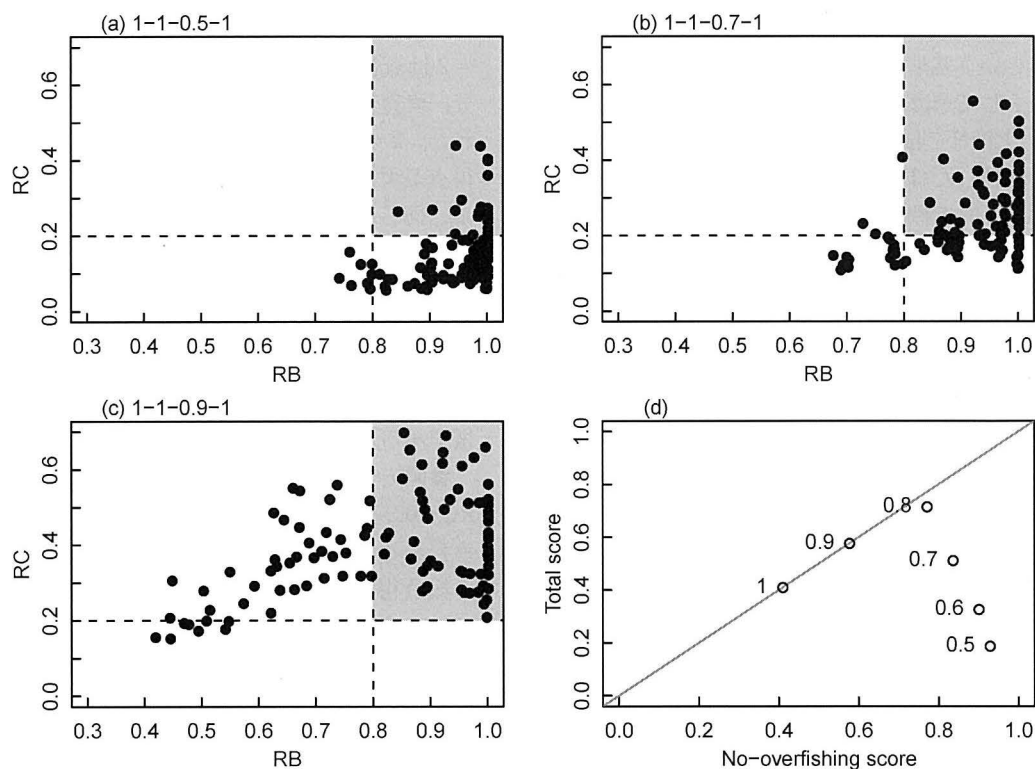


Fig. 2 Distribution of RB and RC under different management rules of 1-1-0.5-1 (a), 1-1-0.7-1 (b), and 1-1-0.9-1 (c), and total (y-axis) and no-overfishing (x-axis) scores of the management rules with δ_{low} of 0.5, 0.6, 0.7, 0.8, 0.9, and 1 under $\delta_{\text{high}} = \delta_{\text{mid}} = k = 1$ based on the criteria of $\text{RB} > 0.8$ and $\text{RC} > 0.2$ (d). The numbers by individual points in (d) represent the values of δ_{low} . The vertical and horizontal dashed lines in a, b, and c represent thresholds for calculating total scores of $[\text{RB} > 0.8 \ \& \ \text{RC} > 0.2]$, and the numbers of points within the gray colored areas surrounded by the dashed lines correspond to the total scores. The diagonal gray line in (d) represents the theoretical upper limit of the total score.

結 果

乱獲回避と漁獲量のトレードオフ Figure 2(a)-(c)に、 $\delta_{\text{high}} = \delta_{\text{middle}} = k = 1$ とした同条件下で、 δ_{low} のみを0.5, 0.7, 0.9と段階的に大きくした場合のRBとRCの分布の変化を示した。 δ_{low} が0.5, つまり、1-1-0.5-1の管理ルールの下では、RBが大きく、RCが小さい右下の領域にプロットが集中した (Fig. 2a)。これは1-1-0.5-1が、108通りのOMの大部分で乱獲回避率を高く維持する一方で、平均漁獲量比が小さくなるような管理ルールであることを示している。この管理ルールの下でRBが0.8を上回る試行は、全108回のパラメータの異なる試行のうち100回あった。つまり、乱獲回避得点は $100/108 = 0.93$ となった。また、 $\text{RB} > 0.8$ かつ $\text{RC} > 0.2$ を満たす回数は20回で、総合得点は $20/108 = 0.19$ となった。

δ_{low} を0.7にした1-1-0.7-1 (Fig. 2b)では、乱獲回避率が全体的に小さくなり、 $\text{RB} > 0.8$ を達成する回数が90回に減った一方、RCが0.2を上回る回数が58回に増加した。さらに漁獲圧を高くした1-1-0.9-1 (Fig. 2c)では、 $\text{RB} > 0.8$ となる回数は44回に減少した一方、

$\text{RC} > 0.2$ となる回数が93回となった。また、1-1-0.9-1では、RBが0.8よりも小さい範囲では、RBが小さいほどRCも小さくなった。これは、乱獲回避率が小さすぎると、資源量・漁獲量ともにゼロとなる資源崩壊の発生頻度が高く、それにとまって平均漁獲量比が小さくなるためである。対照的な管理ルール1-1-0.5-1と1-1-0.9-1を比較すると、前者は高いRBを得るOMが多く資源保護的に優れている一方でRCが全体的に小さく、後者はその逆であった。これは、資源保護的に優れる管理ルールは漁獲の面で劣り、一方、高い漁獲量を達成する管理ルールは資源保護的に劣るというトレードオフ関係を示している。

これら管理ルールに、1-1-1-1, 1-1-0.8-1, 1-1-0.6-1も加えた6つの管理ルールについて、 $[\text{RB} > 0.8 \ \& \ \text{RC} > 0.2]$ を基準とした総合得点と $[\text{RB} > 0.8]$ を基準とした乱獲回避得点を計算した (Fig. 2d)。0.5から0.8まで段階的に δ_{low} を大きくすると、乱獲回避得点は小さくなるが、 $\text{RC} > 0.2$ を満たす試行が増加するため、漁獲量を加味した総合得点は大きくなった。しかし、 δ_{low} が0.9, 1の場合、乱獲回避得点の損失が相対的に大きくなり、総合得点は小さくなった。これにより、ここ

で比較した6タイプの管理ルールの中では, $[RB > 0.8 \& RC > 0.2]$ という基準で見た場合, 1-1-0.8-1 が最適な管理ルールとして選ばれることとなる。

Figure 2(d)と同様の図を用いて, k を 0, 0.5, 1, 2 に変えた場合を比較した (Fig. 3)。 $k=0$ の管理ルールは, ABC 算定に資源量指標値をほとんど用いない旧2系ルールの2-2に近いものである。同じ δ_{low} をもつ管理ルールの間で $k=0$ と $k>0$ の総合得点を比較すると, $k=0$ は常に総合得点が低かった。また, ここには結果を示していないが, $\delta_{high} = \delta_{mid} = 1$ (但し, 中位水準で減少傾向の場合のみ $\delta_{mid} = 0.8$), $\delta_{low} = 0.8$, $k=0$ とした厳密な旧2系ルール2-2をあてはめた場合, その総合得点は1-1-0.8-0の得点と全く同じになった。つまり, 中位水準で減少傾向の場合だけ δ_{mid} を調整する効果はほとんどないことが示された。水準を考慮しない旧2系ルール2-1は $\delta_{high} = \delta_{mid} = \delta_{low} = 1$ に相当するが, この場合, $k=2$ にした場合に最も総合得点が良くなった。しかし, $k=0.5$ または1として $\delta_{low} < 1$ としたときのほうが総合得点, 乱獲回避得点ともに高くなった。以上から, 適切な調整係数を用いた(1)式による管理ルール(現行の2系ルール)は旧2系ルールよりも良いパフォーマンスを示すことが示唆された。

次に, $k>0$ となる管理ルール間でパフォーマンスを比較した (Fig. 3)。最も乱獲回避率が低い管理ルール, つまり, $\delta_{low} = 1$ の場合を比較すると, $k=2$ の場合 (+) は乱獲回避得点が0.6よりも大きかったが, $k=0.5$ (×), 1(○)の場合, 0.4と同程度かそれよりも小さかった。しかし, $\delta_{low} < 1$, つまり, より保守的で乱獲回避率が高くなる領域で総合得点を比較すると, $k=2$ の総

合得点は, $k=1$ や $k=0.5$ よりも小さい傾向にあり, $k=2$ は資源保護の観点から保守的であるものの, その分, 漁獲量の増加が見込めない方策であることが示唆された。 $k=1$ と $k=0.5$ で比較すると, $k=1$ のほうが総合得点が大きい傾向にあった。また, 結果を示していないが, 同じ k の値を持つ6つの管理ルールにおける平均年変動(AAV)の得点の平均は, $k=0, 0.5, 1, 2$ の順に, 0.49, 0.50, 0.63, 1.35 となった。これは, k が大きく保守的な管理ルールほど漁獲量変動が大きい, つまり, 乱獲回避と漁獲量変動の間にもトレードオフの関係があることを示唆しており, Ohshimo and Naya⁸⁾の結果と同様である。

参照モデルセットでの最適管理ルール $[RB > 0.8 \& RC < 0.2]$ の基準を使った場合, δ_{low} , δ_{mid} , δ_{high} , k を組み合わせた135通りの管理ルールの中では, 1-1-0.8-1の総合得点が最も大きかった (Fig. 4a, 電子付録 Table A1, https://www.jstage.go.jp/article/suisan/81/2/81_14-00055/_article/supplement/-char/ja/)。また, 2番目, 3番目に総合得点が大きかったのは順に1.1-1-0.8-1, 1.1-0.9-0.8-1であった。RBの基準を0.9 ($[RB > 0.9 \& RC > 0.2]$) とした場合は, 1-1-0.8-1 と 1-0.9-0.9-1 が同じ総合得点で1位となった (Fig. 4b, 電子付録 Table A1, https://www.jstage.go.jp/article/suisan/81/2/81_14-00055/_article/supplement/-char/ja/)。総合得点は0.71から0.49に小さくなったが, これは, RBの基準を厳しくしたために, 管理目標を達成できないOMが増えたためである。また, RBの基準は同じで, RCの基準を緩くした管理目標 ($[RB > 0.8 \& RC > 0.1]$) (Fig. 4c, 電子付録 Table A1, https://www.jstage.go.jp/article/suisan/81/2/81_14-00055/_article/supplement/-char/ja/) においては, より保守的な管理ルール1-0.8-0.7-1が1位となった。これは, 多くのOMでRCの基準が満たされるようになり, 漁獲量よりも乱獲回避率が重視されるようになったためである。

最適管理ルールは, 同じ管理目標のもとでも, 個体群動態モデルで仮定するパラメータによって異なった (Fig. 5)。Figure 5は, 108通りの個体群動態モデルを持つ参照モデルセットの中で, 同じパラメータを持つモデルごとに得点を計算しなおしたものである。例えば, Fig. 5(a)は, 参照モデルセットの中から $r=0.3$ のパラメータが用いられた36通りの結果だけを使って, 得点を計算したものである。 r と σ_R については, 値が大きいほどプロットが左下に移動し, 乱獲回避得点も総合得点も小さくなった (Fig. 5a-e)。 σ_I では, パラメータの大きさによる顕著な違いはなかったが, 小さい σ_I で総合得点が高い傾向が見られた (Fig. 5f, g)。資源変動のシナリオについては, 管理開始時の資源量 B_{21} の値によってパフォーマンスに顕著な差が見られたため, B_{21} が

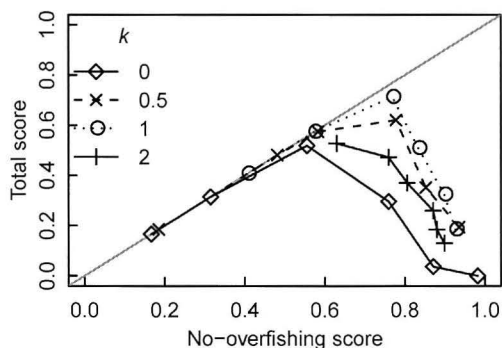


Fig. 3 Total (y-axis) and no-overfishing (x-axis) scores of management rules with δ_{low} of 0.5, 0.6, 0.7, 0.8, 0.9, and 1 under $\delta_{high} = \delta_{mid} = 1$ and different values of $k=0, 0.5, 1$, and 2. The criterion for calculating total scores was $[RB > 0.8 \& RC > 0.2]$. The scores with the same value of k are connected by dashed or solid lines. The value of δ_{low} is 0.5, 0.6, 0.7, 0.8, 0.9, and 1 from the right-hand side of the connected lines. The diagonal gray line represents the theoretical upper limit of the total score.

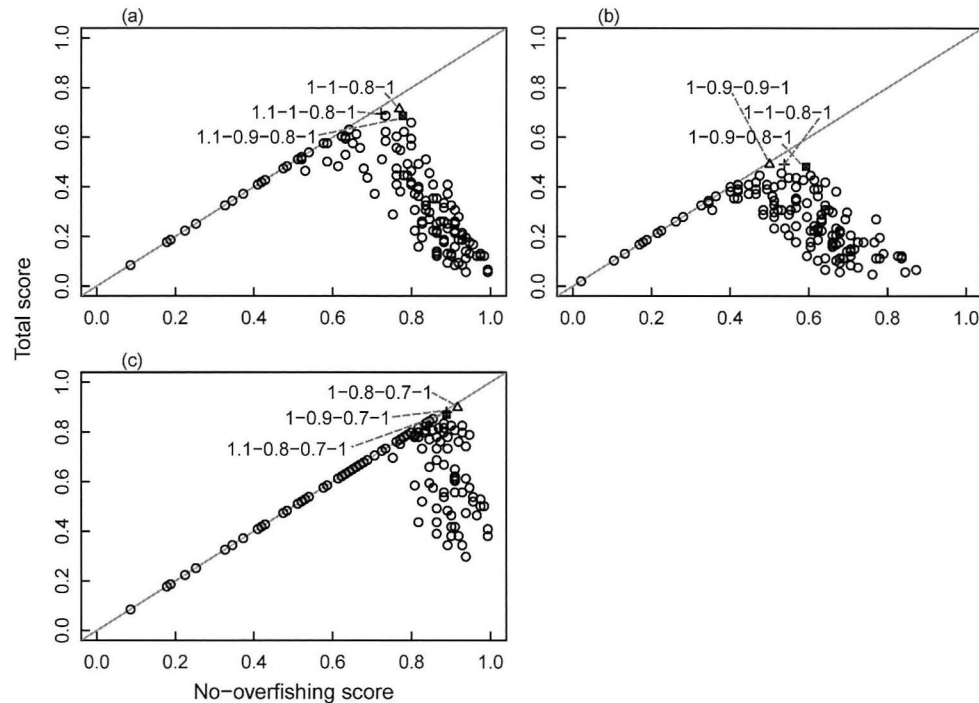


Fig. 4 Total (y-axis) and no-overfishing (x-axis) scores achieved by the 135 management rules with different combinations of δ_{high} , δ_{mid} , δ_{low} , and k based on the criterion of [RB > 0.8 & RC > 0.2] (a), [RB > 0.9 & RC > 0.2] (b), and [RB > 0.8 & RC > 0.1] (c). The names of management rules achieving the 1st (triangle), 2nd (cross), and 3rd (rectangle) largest total scores are labeled and aligned from the top, middle, and bottom, respectively. The diagonal gray line represents the theoretical upper limit of the total score.

2500, 5000, 7500 の場合に分けて得点を見た (Fig. 5h-j)。初期資源量の 1/4 から管理を開始する場合 ($B_{21} = 2500$)、他シナリオに比べて資源の乱獲回避得点・総合得点がともに低かった。一方、初期資源の 3/4 から開始する場合 ($B_{21} = 7500$) では、全 135 の管理ルールのうち 115 の管理ルールで乱獲回避得点が 1 となった。

感度解析の結果 個体群動態パラメータと同様に、水準定義や ABC 計算の際の漁獲データの参照範囲を変えた場合も、最適となる管理ルールは異なった (Fig. 6, 電子付録 Table A2, https://www.jstage.go.jp/article/suisan/81/2/81_14-00055/_article/supplement/-char/ja/)。これらの感度解析では、標準の方法を用いた場合に比べて、乱獲回避得点が小さい範囲に分布し、同じ δ と k の組み合わせを用いた場合でも資源乱獲のリスクが高くなった。そのため、最適となる管理ルールは、標準の計算方法で選ばれた 1-1-0.8-1 よりも、保守的なものを選ばれる傾向にあった。 $\bar{C}$ として 3 年分の漁獲量の平均を用いた場合 (Fig. 6a, 電子付録 Table A2, https://www.jstage.go.jp/article/suisan/81/2/81_14-00055/_article/supplement/-char/ja/)、1-1-0.6-1 と 1-1-0.7-1 がともに総合得点 0.77 を獲得し、標準的な計算方法を用いた場合に 1-1-0.8-1 が得た総合得点 (0.71) よりも高かった。特に、1-1-0.7-1 は、乱獲回避得点が通常の

計算方法での 1-1-0.8-1 とほぼ同じであるが、RC > 0.2 となる得点が 0.94 で、通常の 0.84 よりも高く、資源乱獲のリスクを抑えながらも高い漁獲量が期待できる管理ルールであることがわかった。また、この場合の AAV は 0.39 で、通常ルールの 0.57 よりも顕著に低く、漁獲量変動の点からも優れていた。

一方、近年 5 年分の CPUE を用いる場合 (Fig. 6b) は、資源乱獲のリスクが全体として大きくなる上に、最も得点の高い管理ルール (1-0.9-0.8-1) でも、標準の計算方法で 1-1-0.8-1 が得た総合得点よりも高い得点を得ることができなかった。そのため、この計算方法を使う利点は特にないと言える。異なる水準定義を用いる場合 (Fig. 6c, d) も、全体的に資源乱獲のリスクが大きくなった。これらの水準定義を用いる場合は、標準的な方法で 1-1-0.8-1 が獲得した乱獲回避得点 0.77 と同程度にリスクを抑え、総合得点が比較的高い方策、例えば 1-0.9-0.8-1 が好まれるかもしれない。

考 察

本研究は、参照モデルセットを現実的なパラメータの値の範囲で網羅的に設定し、参照モデルセットを構成する複数の OM のシミュレーション結果に、管理目標に応じた得点を割り振ることによって、資源乱獲率と平均

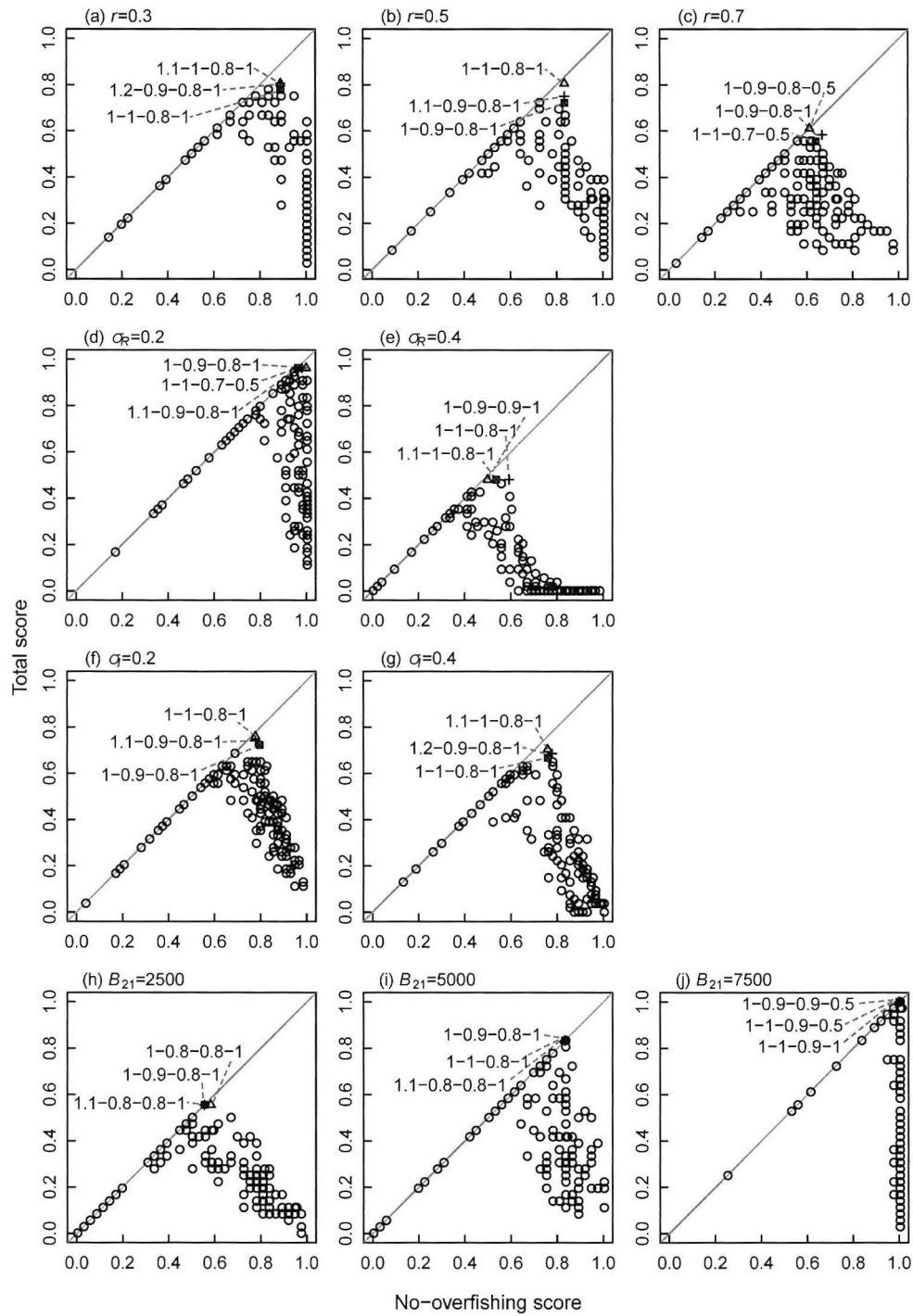


Fig. 5 Total (y-axis) and no-overfishing (x-axis) scores achieved by the 135 management rules with different combinations of δ_{high} , δ_{mid} , δ_{low} , and k based on the criterion of $[\text{RB} > 0.8 \text{ \& } \text{RC} > 0.2]$ by different parameter values in the reference model set. The names of management rules achieving the 1st (triangle), 2nd (cross), and 3rd (rectangle) largest total scores are labeled and aligned from the top, middle, and bottom, respectively. The diagonal gray line represents the theoretical upper limit of the total score.

漁獲量比とのトレードオフ関係を可視化し (Fig. 2), 目標達成率を最大化する最適な管理ルールを選択した (Fig. 4)。OM をもとに選ばれた適切な調整係数を利用した管理ルールは, 旧 2 系ルールよりも全体的に良い

パフォーマンスを示すことが示され (Fig. 3), 新 2 系ルールの導入が, 適切な資源管理に向けた一つの前進であったことが再確認された。また, OM によって選ばれた最適な管理ルールは, 得点の割り振り方, つまり, 管

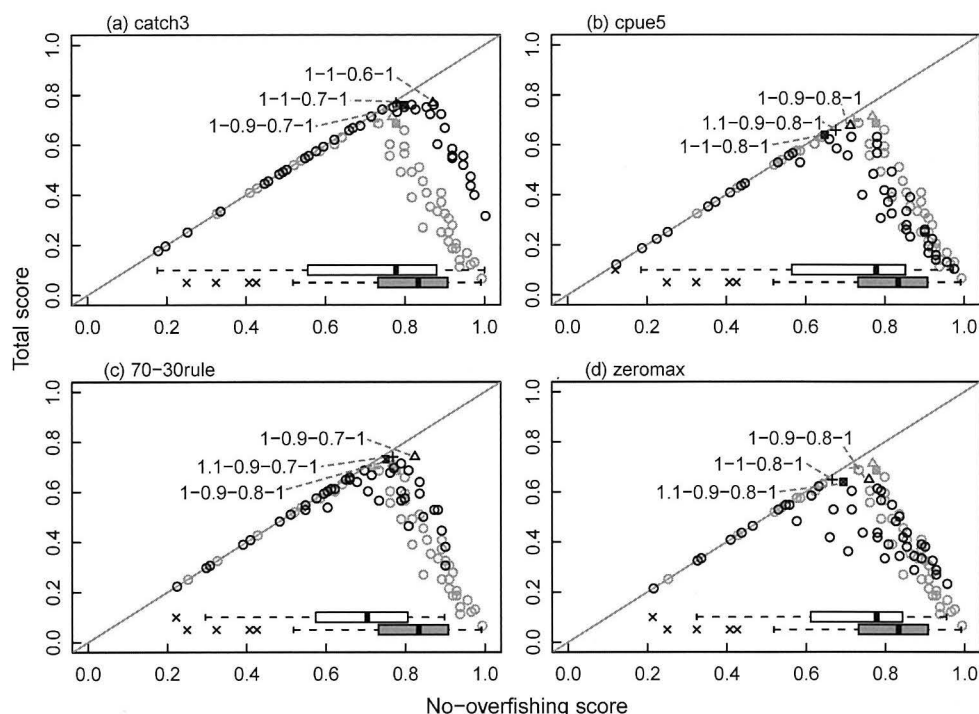


Fig. 6 Total (y-axis) and no-overfishing (x-axis) scores achieved by the 45 management rules with different combinations of δ_{high} , δ_{mid} , δ_{low} under $k=1$ based on the criterion of $[\text{RB}>0.8 \ \& \ \text{RC}>0.2]$ by different sensitivity scenarios shown in Table 2. The names of management rules achieving the 1st (triangle), 2nd (cross), and 3rd (rectangle) largest total scores are labeled and aligned from the top, middle, and bottom, respectively. The diagonal gray line represents the theoretical upper limit of the total score. The total scores from the sensitivity run are shown by black circles, while those from the base case are shown by gray. The distribution of no-overfishing scores is also compared by the horizontal boxplots of white (sensitivity) and gray (base case).

理目標によって異なることも示された (Fig. 4)。さらに、管理目標が同じ場合でも、背景とする参照モデルセット (Fig. 5) や水準定義、漁獲データの参照年 (Fig. 6) によっても最適な管理ルールが異なった。ここでは、管理目標が定まっている場合に、最適な管理ルールが状況によってどのように異なるかについてまず議論し、次に、得点の割り振り方法、つまり、管理目標をどのように定めるべきかについて議論を行う。最後に、現行の2系資源の管理について、今後の研究課題をまとめた。

管理目標が定まっている場合の最適管理ルール OMで用いられる生物パラメータが異なる場合でも、管理ルール間の得点の相対的な位置関係は大きく変化しない場合があった。特に、参照モデルセットを用いた場合に最も高い総合得点を得た 1-1-0.8-1 は、セット内の個別のモデルを見た場合、 $r=0.3, 0.5$, $\sigma_R=0.4$, $\sigma_I=0.2, 0.4$, $B_{21}=5000$ でも総合得点で3位以内に入った (Fig. 5)。しかし、例えば、全体的に資源乱獲のリスクが高い $r=0.7$ では、1-0.9-0.8-0.5 や 1-0.9-0.8-1 のように、より保守的な管理ルールが 1-1-0.8-1 よりも高い総合得点を得た。 r や σ_I など、背景となる生物パラメータがデータに基づいてある程度正確に推定されているような場

合、参照モデルセットでなく、特定のパラメータに限定したシミュレーションで高得点を上げた管理ルールを用いることも可能である。

その上で実際に調整係数を選択する場合、総合得点だけでなく、乱獲回避得点にも注意すべきである。例えば、 $\sigma_R=0.4$ では、全体的に資源乱獲のリスクが高いため、より保守的な管理ルールが選ばれることが期待されるが、総合得点が1番目、2番目に高い管理ルールはそれぞれ 1-0.9-0.9-1, 1-1-0.8-1 で (Fig. 5)、特に保守的な管理ルールが選ばれたとは言えない。 $\sigma_R=0.4$ の場合の 1-1-0.8-1 の乱獲回避得点は 0.59 で、参照モデルセットで 1-1-0.8-1 が達成した乱獲回避得点 0.77 よりも小さい。 $B_{21}=2500$ の場合には、最適管理ルールとしてやや保守的な 1-0.8-0.8-1 が選ばれているものの、1-0.8-0.8-1 が達成する乱獲回避得点は 0.58 で、この値が十分と言えるかどうか難しい。プロセス誤差が大きかったり、資源管理開始時の資源状態が非常に悪いとわかっているような不利な条件の下でも一定の乱獲回避率を確保したい場合は、RC と RB を同等に見た総合得点ではなく、例えば、乱獲回避得点に閾値をもうけ、閾値以上の乱獲回避得点を得る管理ルールの中から RC の得点が高いものを選ぶ必要があるかもしれない。

また, ABC の計算方法や水準の推定方法によっても, 最適な管理ルールは異なることが示された (Fig. 6, 電子付録 Table A2, https://www.jstage.go.jp/article/suisan/81/2/81_14-00055/_article/supplement/-char/ja/). 生物パラメータとは異なり, どのような計算方法を用いるかについての不確実性はない。その場合は, 実際に用いる計算方法を想定したシミュレーションのもとでパフォーマンスの高い管理ルールを用いることが望ましい。例えば, $[RB > 0.8 \text{ \& } RC > 0.2]$ の管理目標のもとでは, 漁獲量の 3 年平均を使った場合 1-1-0.7-1, 異なる水準定義を用いる場合 1-0.9-0.8-1 が, 標準の計算方法のもとで 1-1-0.8-1 が得た乱獲回避得点 0.77 に近い値をとりながらも, 比較的高い総合得点を獲得するような管理ルールであった。

管理目標の設定 管理目標によって最適な管理ルールが決まるということは, 同時に, 管理目標を定めることなしに最適な管理ルールを決めることはできないことを示している。上記の議論も管理目標の $[RB > 0.8 \text{ \& } RC > 0.2]$ を前提としており, この数字を変えると選択される管理ルールは異なった (Fig. 4, 電子付録 Tables A1, A2, and A4, https://www.jstage.go.jp/article/suisan/81/2/81_14-00055/_article/supplement/-char/ja/). また, 本研究では, 変動する環境に応じて目標とする資源量を変化させる dynamic $B_0^{16)}$ の概念を用いて管理ルールのパフォーマンスを評価したが, 変動する環境下でも一定の資源量を維持することを管理目標とする場合には, 異なるパフォーマンス指標が用いられ, 最適な管理ルールも異なるだろう。

Punt *et al.*⁷⁾ は, 管理方策評価を実施する際の最初の段階として「管理目標を決め, それを定式化する」ことを挙げている。シミュレーションを用いた管理方策評価は, 様々な不確実性を想定することによって, データ不足下でも不確実性に頑健な管理方策を探索する強力な手法である。しかし, 一般に, 漁獲量と資源保護にはトレードオフの関係があるため, 管理目標があいまいであったり, 非現実的であったりする場合, 候補となる管理方策の間の優劣をつけられなくなり, 最適な管理方策を選ぶことができなくなる。

管理目標はどうやって決めればいいのかだろうか? 通常, 管理目標は資源利用者が社会的・経済的要因も考慮した合意形成の過程で決められる。¹⁹⁾ その場合の管理目標は, 質的で, しばしば, あいまいなこともある。そのような例として, 例えば「資源乱獲はできるだけ避けた中で十分な漁獲量を確保する」というものがある。管理方策評価では, これらの目標を定式化する必要がある。上述のような管理目標があった場合, (1)「資源乱獲」をどのように定義するか? (2)「できるだけ」とは何パーセントくらいか? (3)どの程度の漁獲量があれば十分

か? を決める必要がある。本研究では, (1)を RB の定義として, (2)を $RB > 0.8$, (3)を $RC > 0.2$ として定式化した, 他にも様々な方法が考えられる。また, 本研究では, 得点を 2 次元平面上にプロットするために RB と RC のみを管理目標に含めたが, 漁獲量の平均年変動 (AAV) 等の基準にも閾値をもうけて得点を計算することにより, 多次元的に管理目標を設定することも可能である。

管理方策評価は, 世界の多くの資源で用いられるようになっているが, 管理目標の達成度合いをどのように数値化し, どのように最適な管理方策を選べばよいか, についての研究例はほとんどない。価値観が異なる様々な主体が関わる意思決定プロセスにおいては, 管理目標を定めること自体が, 資源管理を行なう上での最も難しいからである。¹⁹⁾ だからこそ, 管理目標を明確にすることによって, 管理方策評価はより実的に有用なものとなる。例えば, ミナミマグロの管理方策評価では, 構造が異なる複数の管理方策の優劣の比較を行う際, それぞれの管理方策で用いられる調整係数を, 同一の管理目標 (50% の確率で 2022 年の親魚資源量が 2004 年レベルの 1.1 倍を上回る²⁰⁾ や 70% の確率で 2035 年の親魚資源量が初期資源量の 20% を上回る [http://www.ccsbt.org/userfiles/file/docs_english/meetings/meeting_reports/ccsbt_18/report_of_SC16.pdf, Commission for the Conservation of Southern Bluefin Tuna, 2014 年 11 月 6 日]) を達成できるように決定し, その後, 他のパフォーマンス指標を用いて異なる管理方策の優劣を比較している。

しかし, 個々の資源について明確な管理目標が決められたとしても, 本研究で用いた参照モデルセットは広範な生物パラメータの単純な組み合わせからなるため, そこで計算された資源乱獲率や平均漁獲量比は, 個々の資源で実現される値とは対応しない。背景となるモデル式や関数形を様々に変えた感度解析の結果 (電子付録 Table A4, https://www.jstage.go.jp/article/suisan/81/2/81_14-00055/_article/supplement/-char/ja/) では, 同じ管理ルールを使ったとしても OM の設定によって乱獲回避得点も総合得点も大きく変わった。例えば, 漁獲量を減じてからプロセス誤差を乗じた参照モデルセット (ベースケース) と, プロセス誤差を乗じてから漁獲量を減じたシナリオ (感度解析 15) では, 両方のケースで 1-1-0.8-1 が最も高い総合得点を獲得したが, 総合得点も乱獲回避得点もベースケースで得られたものよりも小さくなった。例えば, 乱獲回避得点はベースケースで 0.77 だったのに対し, 感度解析 15 では 0.61 だった。

以上のことは, 具体的な管理目標が決まっていたとしても, 現実との対応関係があいまいな OM を使う場合, 管理目標の定式化も難しくなることを示している。

仮想的に考えた様々な管理方策間の質的な比較をする場合は、単純な OM で試すことも第一段階として重要である。しかし、実際の資源への適用を想定した具体的な管理ルールを検討するためには、OM を現実に近いにすることが必要である。平松³⁾でも、実際の運用には、年齢構造の導入など、OM を現実に近いにすることの必要性を議論で強調している。その意味で、本研究で用いた OM は、個々の 2 系資源に実際に適用するための OM 開発の第一段階であるとの認識が必要である。絶対資源量の推定値がない 2 系資源でも、生物的な研究成果や、資源量指標値、漁獲量などの利用可能な情報をできるだけ用いた OM のコンディショニングが必要である。すべての資源にあてはまる単一のルールを得なければならない場合は、対象とする複数資源でどのような生物パラメータが出現しやすいかを調べ、それによって個々の OM の結果の重み付けを行うなどの工夫をすることが考えられる。

今後の課題 OM のチューニングや管理目標の設定に加え、ABC の実施誤差やまたがり資源、レジームシフトも今後の重要な研究課題である。2 系資源のほとんどが、年間の総漁獲量の上限によって管理されている TAC 対象資源でないため、算出された ABC 通りに漁獲される保証はない。感度解析（電子付録 Table A4, https://www.jstage.go.jp/article/suisan/81/2/81_14-00055/_article/supplement/-char/ja/）では、ランダムな実施誤差があるシナリオと、実施誤差に正のバイアスがある（ABC よりも多く漁獲を行う）シナリオを実施した。前者では 1-1-0.8-1 が 2 位に入ったが、後者ではより保守的な管理ルール（1-0.8-0.7-1 や 1-0.8-0.6-1 など）が選ばれた。これは、実施誤差のバイアスが管理ルールのパフォーマンスに特に大きな影響を及ぼすことを示している。各資源において実際にどのような管理が実施されているのか、ABC に対して実漁獲は過小傾向にあるのか、過大傾向にあるのか等、資源ごとの傾向を把握し、管理ルールのシナリオとして取り込む必要がある。

また、2 系資源の中には、我が国が利用する水域以外の海域にも生息している資源（またがり資源）がある。またがり資源である場合、同じ資源を利用している他国の漁業情報の収集や生態的な特性の解明とともに、それらの情報を OM に取り入れた管理方策評価が必要である。さらに、我が国の漁業資源は環境変動、レジームシフトの影響を大きく受けることが知られている。²¹⁾ プロセス誤差に自己相関がある場合は感度解析として実施したが（電子付録 Table A4, https://www.jstage.go.jp/article/suisan/81/2/81_14-00055/_article/supplement/-char/ja/）、より大規模な変動を持つレジームシフトの影響をまだ十分に検討しておらず、今後、レジームシフ

トの規模によってどのような管理ルールや管理目的が適切か検討する必要がある。

謝 辞

本研究のきっかけを与えてくださった、水産総合研究センター檜山義明博士、山田陽巳博士に深く感謝申し上げます。また、本研究で使用したプログラムの雛形は、水産総合研究センターの納谷美也子氏に作成いただきました。また、本原稿に対して的確で有用なコメントを下された編集委員の平松一彦准教授、2 名の匿名の査読者に感謝申し上げます。

文 献

- 1) 水産庁増殖推進部・独立行政法人水産総合研究センター。平成 25 年度我が国周辺水域の漁業資源評価。東京。2014。
- 2) 水産庁増殖推進部漁場資源化沿岸資源班、資源評価調査部会、資源評価・ABC 算定基準作業部会。平成 25 年度 ABC 算定のための基本規則。平成 25 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・独立行政法人水産総合研究センター。東京。2014; 4-13。
- 3) 平松一彦。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 2004; 70: 879-883。
- 4) 水産庁増殖推進部漁場資源化沿岸資源班、資源評価調査部会、資源評価・ABC 算定基準作業部会。平成 23 年度 ABC 算定のための基本規則。平成 23 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・独立行政法人水産総合研究センター。東京。2012; 4-13。
- 5) Punt AE, Donovan GP. Developing management procedures that are robust to uncertainty: lessons from the International Whaling Commission. *ICES J. Mar. Sci.* 2007; 64: 603-612。
- 6) Bunnfeld N, Hoshino E, Milner-Gulland EJ. Management strategy evaluation: a powerful tool for conservation? *Trends Ecol. Evol.* 2011; 26: 441-447。
- 7) Punt AE, Smith ADM, Cui GR. Review of progress in the introduction of management strategy evaluation (MSE) approaches in Australia's south east fishery. *Mar. Freshwater Res.* 2001; 52: 719-726。
- 8) Ohshimo S, Naya M. Management strategy evaluation of fisheries resources in data-poor situations using an operating model based on a production model. *JARQ* 2014; 48: 237-244。
- 9) Hilborn R, Mangel M. The ecological detective : confronting models with data. Monographs in population biology 28. Princeton University Press, Princeton. 1997; xvii, 315 pp.
- 10) Burgman MA, Ferson S, Akçakaya HR. Risk assessment in conservation biology. Chapman and Hall, London. 1993; viii, 314 pp.
- 11) 能勢幸雄, 石井丈夫, 清水 誠。水産資源学。東京大学出版会, 東京。1998。
- 12) Rademeyer RA, Plaganyi EE, Butterworth DS. Tips and tricks in designing management procedures. *ICES J. Mar. Sci.* 2007; 64: 618-625。
- 13) Winemiller KO, Rose KA. Patterns of life-history diversification in North American Fishes: Implications for population regulation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1992; 49: 2196-2218。

- 14) Francis RICC. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2011; **68**: 1124–1138.
- 15) Butterworth DS, Punt AE. Experiences in the evaluation and implementation of management procedures. *ICES J. Mar. Sci.* 1999; **56**: 985–998.
- 16) Punt AE, A'mar T, Bond NA, Butterworth DS, de Moor CL, De Oliveira JAA, Haltuch MA, Hollowed AB, Szuwalski C. Fisheries management under climate and environmental uncertainty: control rules and performance simulation. *ICES J. Mar. Sci.* 2014; **71**: 2208–2220.
- 17) 田中寛繁, 船本鉄一郎. 平成 25 年度ソウハチ北海道北部系群の資源評価. 平成 25 年度我が国周辺水域の漁業資源評価 第 3 分冊, 水産庁増殖推進部・独立行政法人水産総合研究センター. 東京. 2014; 1527–1539.
- 18) 松倉隆一, 養松郁子. 平成 25 年度ニギス日本海系群の資源評価. 平成 25 年度我が国周辺水域の漁業資源評価 第 2 分冊, 水産庁増殖推進部・独立行政法人水産総合研究センター. 東京. 2014; 823–835.
- 19) Walters CJ. Adaptive management of renewable resources. Macmillan, New York. 1986; 300 pp.
- 20) Kurota H, Hiramatsu K, Takahashi N, Shono H, Itoh T, Tsuji S. Developing a management procedure robust to uncertainty for Southern Bluefin Tuna: a somewhat frustrating struggle to bridge the gap between ideals and reality. *Popul. Ecol.* 2010; **52**: 359–372.
- 21) Yatsu A, Watanabe T, Ishida M, Sugisaki H, Jacobson LD. Environmental effects on recruitment and productivity of Japanese sardine *Sardinops melanostictus* and chub mackerel *Scomber japonicus* with recommendations for management. *Fish. Oceanogr.* 2005; **14**: 263–278.

管理目標の数値化による最適な ABC 算定規則の探索

市野川桃子，岡村 寛（水研セ中央水研），
黒田啓行，由上龍嗣（水研セ西海水研），
田中寛繁（水研セ北水研），
柴田泰宙（水研セ東北水研），
大下誠二（水研セ国際水研）

絶対資源量が推定されていない我が国漁業資源の ABC 算定には，前年の漁獲量や資源水準，動向を利用した経験式（2 系ルール）が用いられている。本研究は，2 系ルールで使われる調整係数の最適な組み合わせを網羅的なシミュレーションから検討した。まず，資源の健全性と漁獲量の大きさを定量化する指標を用い，両者のトレードオフ関係を可視化した。さらに，両者を考慮した管理目標を定義し，目標の達成度を最大化する最適な調整係数の組み合わせが，モデルや使用する漁獲データの範囲によってどのように異なるかを検討した。

日水誌，81(2)，206-218 (2015)