

令和 8 (2026) 年度 漁獲管理規則および ABC 算定のための基本指針

令和 8 年 6 月 4 日¹

国立研究開発法人 水産研究・教育機構²

水産資源研究所水産資源研究センター

I. 緒言

国連海洋法条約と改正漁業法のもとでの我が国の水産資源管理

海洋法に関する国際連合条約(国連海洋法条約)の第 61 条で、排他的経済水域 (EEZ) 内の生物資源の保全について以下のように定めている。1) 沿岸国は、自国の EEZ における生物資源の漁獲可能量を決定する。2) 沿岸国は、利用可能な最良の科学的証拠を考慮した適切な保全・管理措置を通じて、EEZ における生物資源が過度の漁獲によって脅かされないように保証する。3) 上記の保全・管理措置は、(沿岸漁業における経済的必要性及び発展途上国への特別な配慮などを含む) 環境・経済要因による制約並びに漁業形態や系群間の関係を勘案し、かつ、(地域的規模に関わらず) 最低限必要なものとして国際的に広く推奨されている基準を考慮した上で、最大持続生産量 (Maximum Sustainable Yield, MSY) を実現することのできる水準に漁獲対象種の資源量を維持または回復させる。

国連海洋法条約を批准している我が国も、それに則って自国の海洋生物資源の管理・保全に努める必要がある。改正漁業法(令和 2 年 12 月施行)では、維持又は回復させるべき目標となる資源量の水準として、MSY を実現するための目標管理基準値(第 12 条第 1 項第 1 号)と、資源水準の低下によって MSY の実現が著しく困難になることを未然に防止するための閾値としての限界管理基準値(同項第 2 号)を定めることとしている。また、漁獲可能量によって管理が実施される特定水産資源においては、管理年度ごとに、資源水準の値が目標管理基準値を上回るような漁獲可能量 (Total Allowable Catch, TAC) を定める(第 15 条)こととしている。さらに、改正漁業法に則って策定されている資源管理基本方針(水産庁 2020, 令和 7 年 4 月 11 日改正)において、水産資源ごとに年限が定められた具体的な数値目標をもとに「漁獲シナリオ」が決められ、「個別の水産資源についての具体的な資源管理方針」として、資源管理基本方針の別紙として順次掲載されている。この個別の漁獲シナリオから計算される漁獲量が生物学的許容漁獲量 (Allowable Biological Catch, ABC) となり、原則的に TAC の上限となる。管理基準値や管理シナリオは資源管理方針に関する検討会(ステークホルダー会議)や水産政

¹ 令和 7 年度版からの変更点: 日本語表現および最新の引用文献の追加

² English title (author): Principles and Guidelines for Harvest Control Rules and ABC Calculations (fiscal year 2026). (Japan Fisheries Research and Education Agency)

策審議会等を経て決定される。

水産研究・教育機構（以下「水研機構」）は、農林水産大臣より委託を受けて資源評価に関する業務を行うにあたり、改正漁業法および資源管理基本方針における漁獲シナリオの定め方に則り、管理基準値および漁獲シナリオの基礎となる漁獲管理規則（Harvest Control Rule, HCR）を委託元に提案するための指針をここに示す。

本緒言では、MSY とリスク管理・順応的管理の考え方を定義し、それに基づいた漁獲管理規則については第 II 節以降において規定する。

MSY（Maximum Sustainable Yield：最大持続生産量）

MSY は、一般に、持続的に獲り続けることが可能な最大の漁獲量と定義される。古典的な MSY は、余剰生産量モデル（田中 1998）に基づき、自然増加率の半分の漁獲率で漁獲し続ければ、初期資源量の半分の資源量に維持され、永続的に最大の漁獲量が得られる、というものである。しかし、古典的な MSY は、不確実性の影響を無視していること、環境に大きな影響を受ける魚種では一定の漁獲量を維持できるわけではないこと、経済的な観点の軽視、推定の困難さ、といった点で批判された（Larkin 1977）。そのような批判を受けて、MSY に対する解釈の捉えなおしや実際の管理に適用する方法論が大きく発展し、様々な不確実性や MSY に影響を与える要因を考慮した上で MSY の概念を実際の管理に生かすことができるようになってきた（田中 1991, Mace 2001, Punt and Smith 2001）。

改正漁業法における MSY は、現在及び合理的に予測される将来の自然的条件の下で持続的に採捕することが可能な水産資源の数量の最大値と定義されている。さらに、本指針では、自然的条件の変動だけでなく、資源評価や MSY 推定の不確実性を考慮した上で、現状利用できるデータから予測される条件下で漁獲圧を一定に保った場合に得られる最大の漁獲量を MSY と考える。

リスクに基づく漁獲管理規則の評価と順応的管理

水産資源データの収集やそれに基づく資源評価は、一般に大きな不確実性を伴う。そのため、決定論的なモデルに基づく点推定のみには依存すると、資源管理を誤り、望ましい結果が得られなくなる危険がある（Punt et al. 2016）。そこで本指針では、確率論的な資源量の将来予測モデルに基づくリスク評価を重視する。統計学的手法やシミュレーション手法を用い、考え得る不確実性を考慮した将来予測シミュレーションにおいて持続的な漁獲が可能と考えられる管理規則を提案する。

管理方針に特に影響を与えうる不確実性を十分に取り込んだシミュレーションにより管理規則を評価する枠組みは管理戦略評価（Management Strategy Evaluation, MSE, Punt et al. 2016）と呼ばれるが、管理規則の提案の際には、通常の将来予測に加えてこの MSE の枠組みを利用することが望ましい。特に我が国資源評価において考え得る不確実性と

しては、データサンプリング・パラメータ推定・資源評価の時間遅れ・管理実行・環境変動の影響等が考えられる。これらのうち、資源評価の時間遅れによる ABC 計算のタイムラグについては、加入変動が大きい・若齢魚への選択率が高い・漁獲圧が高い資源ほど、将来予測のパフォーマンスに大きな影響を与えることが示されている（市野川ほか 2022）。

また、目標や限界となる資源管理の基準値（管理基準値）についても、生物データや時系列データの不足や資源評価の誤差等から、推定される基準値には不確実性が含まれることになる。したがって、我が国の資源管理で用いる管理基準値は、基本的に 5 年ごとに見直し・更新を行うこととする（この定期的な見直しにより、データの情報に応じて柔軟な変更を行うことができる）。しかし、この短期的な管理期間内であっても、管理方策の実行に際して大きなリスクを伴うような新たな知見が得られるなど、当初の想定と異なる状況になり、管理基準値や管理シナリオを変更したほうが良いと判断される場合には、これを適宜更新することとする（付録：管理期間内に管理基準値や漁獲管理規則を変更するためのガイドライン）。

個々の資源の特徴の考慮

我が国の水産資源には、大気・海洋環境の変動に応じて資源量が大きく変動する資源が多いこと（Watanabe et al. 1995, 1996）、漁業の歴史が長く、漁業協同組合などによる自主的管理システムが存在することなどの特徴がある（Makino 2011）。また、資源評価の精度やデータの不足により、信頼性の高い MSY の推定が困難な資源もある。本指針は管理基準値や漁獲管理規則の提案のための基本的な指針を示すものであるが、上記のような個々の資源の特徴を勘案した上でより適切と考えられる手法があれば、科学的説明と関係研究機関の合意のもとで使用することもできる。「適切な科学的説明」においては、客観性・再現性・透明性を考慮することが必要である。

II. 我が国の水産資源評価における評価手法と系群の区分

資源評価の基本的考え方

各系群に対する資源評価においては、対象種の生物学的な特徴を最大限に考慮するため、可能な限り年齢構成の情報を取り入れた個体群動態モデルにより資源量や管理基準値および再生産関係の推定を行う。資源量推定に用いる個体群動態モデルは、年齢構成を考慮したコホート解析（Virtual Population Analysis, VPA）や統計的年齢別漁獲尾数解析（Statistical Catch At Age, SCAA）などを優先的に使用する。VPA のように再生産関係に関するパラメータを資源評価モデル内で推定しない手法を用いる場合には、モデルから得られた加入量や親魚量の推定値を用いて個体群動態モデルの外で再生産関係の推定を行う。

一方で、年齢別漁獲尾数が利用できない場合でも、各系群で得られているデータと生

物学的な特徴に応じて適切な資源評価モデルを使用し、資源量推定値とその不確実性を評価することが推奨される。年齢別漁獲尾数情報がない場合の資源評価手法としては、例えば、**Statistical Catch at Size**（年齢情報が利用可能ではないが体長等の魚体サイズ情報が利用可能な場合）やプロダクションモデル（年齢構成に関する情報はないが、漁獲量と資源量指標値のデータが得られている場合）などが利用できる（例えば、Quinn and Deriso 1999 の 2 章や 5 章）。

また、資源の相対的な変動傾向を表す情報（資源量指標値）として、資源量推定の際には、漁獲量を単位努力量で割った単位努力量あたり漁獲量（Catch Per Unit Effort, CPUE）を活用することが推奨される。ただし、漁業や調査において得られた CPUE を資源量指標値として用いる場合、資源量指標値を偏らせる要因を排除して資源量の真の傾向に近づけるため、標準化（CPUE 標準化）を行う必要がある（Maunder and Punt 2004）。

資源量指標値はあるが、資源評価モデルによる推定結果が得られない場合もしくはその信頼性が低いと考えられる場合、資源量指標値の経年変化から資源状態の判断を行うこととする。資源量指標値が有効でないときは、漁獲量や漁獲物の生物情報の経年変化を資源量変動の判断材料とする場合もあるが、短期的な暫定措置であり、速やかに有効な資源量指標値を取得するよう努める。

なお、資源量の絶対値や相対値を推定するのに十分な情報がない場合や、信頼できる資源量指標値が得られていない場合においては、漁獲量や漁獲努力量の情報や調査データを収集し、資源の動向を継続的にモニタリングする。

資源評価は定期的になされるべきである（特に、資源量や漁獲割合などの基本情報に関しては、毎年推定することが推奨される）。また、従来知られていない新規的な知見や手法を資源評価に適用する場合、査読付きの学術雑誌を通して迅速に発表することが奨励される。

我が国水産資源の区分（1系，2系）

我が国の水産資源を利用可能な情報と資源量推定の方法の違いに従って、次の 2 つに分類し、分類群ごとに基本的な漁獲管理規則を規定する。

1系：漁獲量や資源量指数の情報を基本として個体群動態モデルによる資源量推定がなされており、再生産関係に仮定を置くことにより MSY の考え方をもとにして計算された管理基準値（MSY 管理基準値）またはそれに類する管理基準値と将来の絶対資源量や漁獲率の推定値が得られ、将来予測も利用可能な場合。ただし、管理基準値の算出方法により以下の 3 つの区分に大別される。

1A：年齢別個体群動態モデルによる資源量推定値が得られていて、再生産関係に基づいた頑健な MSY 管理基準値が計算可能な場合。この場合には、再生産関係に基づく MSY 管理基準値を目標管理基準値として提案する。

1B：年齢別個体群動態モデルによる資源量推定値が得られているが、再生産関係の

不確実性が大きい等の理由により、再生産関係に基づいた MSY 管理基準値の精度が低い、または頑健でないと考えられる一方で、他の代替となる生物学的管理基準値が計算可能な場合。この場合には、特定の%SPR に準ずる F ($F_{\%SPR}$) をもとにした生物学的管理基準値 (F-based biological reference point) を F_{msy} (MSY を与える漁獲の強さ) の代替値として用い、それをもとに目標管理基準値を提案する。

1C: 年齢別個体群動態モデルは得られないが、余剰生産モデルによって信頼できる資源量推定値や MSY 管理基準値が得られる場合。この場合には資源量ベースの個体群動態モデルから推定される MSY 管理基準値を目標管理基準値として提案する。

2系: 漁獲量や努力量などの情報は有効であるが、個体群動態モデルの当てはめが難しく、1系の漁獲管理規則を適用するための情報が利用できない場合。この場合には経験的な漁獲管理規則の適用を推奨し、その管理規則にて設定される水準値を管理基準値として提案する。

III.管理基準値と漁獲管理規則 (1A 資源)

我が国の資源管理目標を達成するための管理基準値とそれを用いた漁獲管理規則を定める。総資源量または親魚資源量の目標管理基準値を B_{target} または SB_{target} , 限界管理基準値を B_{limit} または SB_{limit} , 禁漁水準を B_{ban} または SB_{ban} とし、以下の指針に従って推定した値を研究機関として提案する。複数の基準値・水準候補を提示するに至った場合は、それらの候補の長所・短所と提案理由を付す。1A 資源 (本節), 1B 資源 (IV 節) では、親魚資源量を管理の基準値として使用した場合について述べるが、総資源量を管理基準値として用いる場合 (1C 資源, V 節) にも同様の考え方を適用する。また、1A, 1B 資源の管理基準値計算や将来予測の詳細については「令和 8 (2026) 年度 再生産関係の推定・管理基準値計算・将来予測シミュレーションに関する技術ノート」(資源評価高度化作業部会 2026a), 再生産関係を選択する際の考え方については「令和 8 (2026) 年度 再生産関係の決定に関するガイドライン」(資源評価高度化作業部会 2026b) で詳述されている。

再生産関係

1A 資源で中長期的⁶な漁獲量や親魚量を予測するためには、親の量に対する加入尾数の関係をあらわす密度効果を仮定した再生産関係と、加入個体がどのように成長し死亡するかをあらわす個体群動態モデルを決める必要がある。年齢構造モデルを用いる場合の再生産関係としては、ベバートン・ホルト (Beverton-Holt) 型再生産曲線 (BH) やリッカー (Ricker) 型再生産曲線 (RI) が広く使用されているが、親魚資源量の観測範囲から極端に大きく離れた範囲に SB_{msy} (MSY を与える親魚資源量) が出現する可能性が

⁶ 本資料では、短期的を 1~5 年程度、短中期的を 1~10 年程度、中期的を 10 年~30 年程度、中長期的を 10 年~100 年程度、長期的を 30 年~100 年程度と考えている。

あるため、増加率を安定して推定可能で極端な外挿を避けられるという利点を考慮してホッケースティック (Hockey-Stick) 型再生産曲線 (HS) の使用を基本とする (Ichinokawa et al. 2017). 適切と判断された場合は, BH, RI, またはそれらのモデルを平均したもの, その他の再生産関係等の使用も可能である.

目標管理基準値の根拠となる MSY とそれから派生する親魚資源量 SB_{msy} , 漁獲係数 F_{msy} を推定する際には, 現在から将来にかけて生じる可能性のある範囲の親魚資源量と加入尾数から推定された再生産関係を用い, その不確実性を考慮して管理基準値を推定する. レジームシフトなど中長期的な環境変動の影響によってひとつの再生産関係による予測の信頼性が低いと考えられる場合には, 複数の再生産関係を使用して管理基準値を計算することも可能である. また, 再生産関係の候補が複数考えられ, それぞれの再生産関係から計算される管理基準値が大きく異なる場合には, 不確実性に対する頑健性等の基準により, 最も合理的な再生産関係 (複数の再生産関係やそれらのモデル平均も含む) を科学者間の合意によって選択するか, $F\%SPR$ に基づいた代替管理基準値 (1B 資源, IV 節) を利用する.

管理基準値

目標管理基準値 (SB_{target})

SB_{target} としては, 加入変動をはじめとする必要な不確実性を考慮した中長期的将来予測において, 一定の漁獲係数で漁獲し続けたときに平均漁獲量が最大になる親魚資源量 (SB_{msy}) を基本として提案する. そのときの最大平均漁獲量を MSY , それに対応する漁獲係数を F_{msy} とする.

限界管理基準値 (SB_{limit})

SB_{limit} は, それ以下の水準で親魚資源量を維持した場合に, 有意に低い持続生産量が得られ, 資源の潜在的な生産力を十分に活用できないことを避けるための閾値である. 加入変動をはじめとする必要な不確実性を考慮した中長期的将来予測において, F_{msy} よりも高い一定の漁獲係数で漁獲し続けたときに, MSY の 60%の漁獲量を生む親魚資源量 ($SB_{0.6msy}$) を基本として提案する. $SB_{0.6msy}$ が歴史的に見られた資源水準の範囲以下にある場合には, 過去に見られた最低親魚量 (SB_{min}) またはそれに準じる値の使用も検討する.

禁漁水準 (SB_{ban})

SB_{ban} は, それ以下では資源の回復が極端に遅れる, あるいは回復しないと考えられるため, 漁獲を 0 とすべき親魚資源水準である. 加入変動をはじめとする必要な不確実性を考慮した中長期的将来予測において, 一定の漁獲係数で漁獲し続けたときに, MSY の 10%の漁獲量を生む親魚資源量 ($SB_{0.1msy}$) を基本として提案する.

管理基準値は、上記の基本的な定義を有する管理基準値を前提として、個々の系群の特徴に応じて、合理的な科学的説明と関係研究機関の合意のもとで MSY 管理基準値の代替値となりうる値を提案することもできる。たとえば、再生産関係の推定に用いる時系列データが十分でない場合、管理基準値が著しい外挿値となる場合、再生産関係に長期的な環境変動が影響している場合、再生産関係の残差に明瞭な自己相関がみられる場合などが考えられる。

管理基準値と漁獲管理規則は、再生産曲線や個体群動態モデルの大幅な改定・変更がない限り、短期的な管理単位（基本的に 5 年間）の期間内において一貫した値または定義⁷を使用することとする。5 年経過時には情報の更新による再生産関係を再審査し、管理基準値や漁獲管理規則の更新や見直しを行う。大きな環境変化や情報の更新に対応するため、基本的に 5 年ごとに、この工程を繰り返すこととする。

漁獲管理規則

研究機関が提案した漁獲管理規則のうち、水産政策審議会での諮問を経て、資源管理基本方針に記載された漁獲シナリオに対応した漁獲管理規則が ABC を算定するために使用される。本指針では、漁獲管理規則の候補として Okamura et al. (2020) をもとに以下の基本ルールの利用を推奨する。ただし、ステークホルダー会議や水産政策審議会資源管理分科会資源管理手法検討部会等から代替的な管理ルール（代替ルール）が提案された場合は、その管理が資源に与える影響を検討し、関係研究機関に諮ったうえで代替ルールのもとのパフォーマンス評価の結果を示す。漁獲シナリオは、原則として、管理基準値と同様に、短期的な管理単位（基本的に 5 年間）の中で一貫したものを使用すべきである。しかし、資源状態が漁獲シナリオを決める際の将来予測から極端に外れ、漁獲シナリオによる漁獲のもとでは資源の持続性が危ぶまれる可能性が高い等の状況においては、付録（管理期間内に管理基準値や漁獲管理規則の変更を提案するためのガイドライン）に従い、管理基準値や漁獲シナリオの変更の提案を行う。

基本的漁獲管理規則（基本ルール）

基本ルールにおける漁獲係数は資源水準に応じて次のように決定される（図 1）：

$$F_t = \begin{cases} 0 & \text{if } SB_t < SB_{\text{ban}} \\ \beta\gamma(SB_t)F_{\text{msy}} & \text{if } SB_{\text{ban}} \leq SB_t < SB_{\text{limit}} \\ \beta F_{\text{msy}} & \text{if } SB_t \geq SB_{\text{limit}} \end{cases}$$

β は不確実性の影響を考慮した調整係数（通常は $0 < \beta \leq 1$ ）、 SB_t は t 年の親魚量（ $SB_t =$

⁷ 例えば 1A, 1B では目標管理基準値として一貫した値（資源量）を用いるが、1C の目標管理基準値や 2 系の目標水準は一貫した定義（計算方法）を用いる（が対応する値は毎年異なる）

$\sum_a m_{t,a} w_{t,a} N_{t,a}$: $m_{t,a}$ は t 年 a 歳の成熟率, $w_{t,a}$ は t 年 a 歳の平均体重量, $N_{t,a}$ は t 年 a 歳の資源尾数) である. $\gamma(SB_t)$ は, 親魚量が限界値を下回った場合に, 資源量の回復を速めるために親魚量に応じて変える係数で,

$$\gamma(SB_t) = \frac{SB_t - SB_{\text{ban}}}{SB_{\text{limit}} - SB_{\text{ban}}}$$

と定義する. 管理開始年は有効なデータの最終年からの時間遅れを伴うので, 加入変動等を考慮した確率的な将来予測シミュレーションを管理開始年まで行い, 管理開始年の漁獲量の期待値が ABC に対応する値となる.

上記の基本ルールは, 我が国の 1 系資源の典型的な生物パラメータ等の情報に基づいたシミュレーション (MSE) により, 加入変動やその自己相関, ABC 計算のタイムラグ, 資源量推定の誤差などに対する頑健性が確認されている (Okamura et al. 2020). 同シミュレーションによって, $\beta = 0.8$ をとれば, 米国で使用されている 40-10 管理規則 (上記で $SB_{\text{limit}} = 0.4SB_0$, $SB_{\text{ban}} = 0.1SB_0$ (SB_0 は長期間漁獲がないとした場合の平均親魚量) とした漁獲管理規則. Thorson et al. 2015) と長期的な性能が類似しており, 短期的な性能は 40-10 ルールに比して利点がある. また, $\beta = 0.8$ を用いれば, 不確実性が高く低い水準 ($0.2SB_{\text{msy}}$) にある資源でも平均的に 10 年程度で SB_{msy} まで回復することが示されている. より一般的なシミュレーションにおいても $0.8F_{\text{msy}}$ は資源評価の誤差等や再生産関係の誤りに対して十分に予防的な値であることも示されている (Restrepo et al. 1998). さらに, F_{msy} は, 様々な不確実性を考慮した場合, 上回ってはいけない限界値 (limit) であり, 目標とすべき漁獲量は F_{msy} よりも小さい値にする必要が指摘されている (Caddy and McGarvey 1996). そのため, 不確実性に対して頑健な管理方策としては, β を 0.8 以下とした基本ルールを推奨する. また, 推奨する β の上限は, 10 年間の間に SB_{limit} を下回る確率が十分小さくなるようにも配慮する. 管理期間中に著しく漁獲量の変動するような将来予測が得られる場合には, 管理期間中の漁獲量の変動の下限と上限を制限するような上限下限ルール (変動緩和ルール)⁸ (市野川ほか 2022) による試算結果も同時に示すことが可能である.

系群ごとの生物学的特徴や資源状態のもとで, 提案する漁獲管理規則が短中期的に資源に与える影響を評価するため, 系群ごとの資源評価結果に基いた確率的な将来予測を実行する. 管理開始年以降の β を 0 から 1 の範囲で変更した場合に, 設定した年数 (たとえば, 10 年後) が経過した後に親魚量が目標・限界管理基準値, および禁漁水準を上回る確率, そのときの平均漁獲量や親魚資源量等を示す. 特に, 基本的に推奨される値 ($\beta = 0.8$) を用いた場合と, その他の値を用いた場合で漁獲管理規則の性能・リスクにどのくらいの差があるかを示した上で, 適切な β (または β の範囲) を提案する. 管理パフォーマンスに大きな影響を与えうる不確実性が確認されている場合には, それを考慮

⁸ 基本的には基本ルールに従って漁獲するが, t 年の漁獲量 (C_t) の下限を $t-1$ 年の漁獲量 (C_{t-1}) の $x_{\text{lower}} C_t$ とし, 上限を $x_{\text{upper}} C_t$ とする

した MSE も合わせて実施し、その結果を β の提案の際に考慮することが望ましい (I. 緒言. リスクに基づく漁獲管理規則の評価と順応的管理)。

漁獲シナリオが決定された後の短中期的将来予測においては、しかるべき根拠がある場合、資源評価最終年から過去数年間（たとえば、5～10年間）の加入の傾向や直近年の生物情報に重みをおいた仮定を将来予測にとりこんでシミュレーションを行い、短中期的な加入状況や生物情報の不確実性を考慮することが推奨される。このように、短中期的将来予測において、管理基準値計算の際に用いた将来予測と異なる仮定が使用される場合には、そのような仮定を用いることについての合理性・頑健性が議論され、科学者間での合意を得る。

代替漁獲管理規則（代替ルール）

ステークホルダー会議や水産政策審議会資源管理分科会管理手法検討部会等を通じて、代替ルールの検討の要望が研究機関にあった場合には、要望に適った代替ルールのもとでシミュレーションや MSE を実施し、それらのパフォーマンスを評価する。また、ABC を与える漁獲シナリオとして推奨できるかについて関係研究機関で合意したのち、様々なパフォーマンス指標とともに管理者に示す。科学的に推奨される代替ルールは、資源管理方針における管理目標に適うもの（たとえば、10年後に50%以上の確率で目標管理基準値を上回る、など）であることに加え、資源の持続性が著しく損なわれないものである必要がある。そのため、1) 管理目標に適っているかどうか、2) 資源の持続性にかかるリスクについてのパフォーマンスが基本ルールと比べてどのような位置づけにあるかについて、カテゴリに分けて代替ルールを評価する。ただし、目標の達成年度を含む管理目標と漁獲管理規則が5年ごとに更新される現状を踏まえ、短期的にでも高い確率で漁獲圧が F_{msy} よりも大きくなるような代替ルールは科学的に推奨しない。

パフォーマンス指標をもとにした漁獲管理規則のカテゴリ化の手順と推奨すべき代替ルールのガイドラインについては「令和 8(2026) 年度 代替漁獲管理規則（代替ルール）ガイドライン」（資源評価高度化作業部会 2026c）に詳述されている。

IV. 管理基準値と漁獲管理規則（1B 資源）

1B ルールの適用範囲

年齢別個体群動態モデルによる資源量推定値が得られているが、再生産関係の不確実性が大きい等の理由により、再生産関係から頑健な MSY 管理基準値を得ることが困難であるが、他の管理基準値 ($F\%SPR$ など) が比較的高い精度で計算可能な場合は、それらの生物学的管理基準値をもとに MSY 管理基準値に相当する代替値の提案もできる（その代替管理基準値に基づく漁獲管理規則を 1B ルールと呼ぶ）。本ルールが適用されるような場合は、たとえば、再生産関係のパラメータを推定するための親魚量・加入量のデータ数が十分でない場合や、再生産関係のパラメータの推定の不安定性のために

頑健な MSY 管理基準値を得ることができない場合、モデル内で再生産パラメータに仮定をおいているような場合などが考えられる。詳細については資源評価高度化作業部会 (2024b) を参照のこと。

一方で、代替となるような生物学的管理基準値の計算には、生活史パラメータなどの知見が必要となる。また、ABC の算定には資源量の推定も必要になることから、1B ルールの適用データには代替の目標管理基準値や資源量推定値について比較的信頼性の高い推定が必要であることに留意する。そのため、資源量推定値や生活史パラメータの不確実性の評価と、代替の目標管理基準値への影響も検討する必要がある。

管理基準値

1B ルールでは、限界管理基準値の代替値、 F_{msy} の代替値、 SB_{msy} (または B_{msy}) の代替値の順に管理基準値を決定する。それぞれの管理基準値の考え方について、以下にまとめる。

限界管理基準値の代替値 (SB_{limit})

1A 資源では限界管理基準値は資源の潜在的な生産力を十分に活用できないことを避けるための閾値として定義されるが、再生産関係の不確実性が高い 1B 資源においては、観察されている再生産関係から加入乱獲のための閾値を求めることが困難である。そこで 1B 資源においては、限界管理基準値の代替値として過去最小親魚量 (SB_{min} , またはそれに準じる値) を用い、過去に下回ったことがない親魚量を下回ることがを防ぐ。過去最小親魚量としては改正漁業法による資源管理開始年以前の期間における最小親魚量を用い、管理期間中に最小親魚量が更新されても SB_{limit} は更新しない(宮川ほか 2022)。また、漁獲がない場合の親魚量 (SB_0 , またはそれに準じる値) と比較して SB_{min} が小さすぎると判断される場合には、 SB_0 の 10-20% など、 SB_0 による基準なども考慮する。 SB_{min} に準じる値は、 SB_{min} が大きすぎる・小さすぎると判断されたときに、 SB_{min} に一定の係数を掛けたもの、 SB_{min} の推定値の不確実性が評価されている場合には SB_{min} の推定値の 95% 信頼区間などが考えられる。

F_{msy} の代替値

加入あたりの親魚量が漁獲なしの時の $x\%$ となるような漁獲圧を $F_{x\%SPR}$ とし、これを F_{msy} の代替値として用いる。ここで $x\%$ は以下の基準の中から最も大きいものを選択することを原則とする。

- ① YPR 基準: F_{max} (加入量あたりの漁獲量 (YPR) を最大にする F) または F_{max} が大きすぎる場合には $F_{0.1}$ (YPR 曲線の原点における傾きの 10% の傾きを与えるときの F) に対応する %SPR
- ② SPR 基準: 過去のメタ解析などの情報をもとに設定した再生産関係パラメータの範

囲において頑健と思われる%SPRを魚種ごとに検討して用いる（例えば, Miyagawa and Ichinokawa, 2024）.

- ③ 予防的基準： $F_x\%$ SPR で漁獲し続けた場合に限界管理基準値を下回る確率を十分小さくするような最大の F に対応する%SPR

ここで決めた%SPRの値は原則として管理期間内（5年）で同じものを用いる.

目標管理基準値の代替値

目標管理基準値の代替値は上記で決められた F_{msy} の代替値をもとに確率的な将来予測シミュレーションを実施したときの平衡状態における平均親魚量等を用いる. 将来予測における加入の仮定は, 今後の加入パターンを代表すると考えられる適当なもの（例えば, 平均値+対数分布誤差や過去の加入尾数のリサンプリング, 資源評価モデル内で再生産関係を仮定している場合は資源評価モデル内で仮定されている再生産関係）を選択する. ABC算定のための将来予測については, 1A資源と同様に, 近年の加入の動向を反映できるバックワードリサンプリング法（親子関係を仮定せず加入一定を仮定した場合の残差のリサンプリング, ただし, 過去最低親魚量を下回る場合には平均加入尾数が直線的に減少する仮定を用いてもよい）を用いることにより, より予防的な管理が実現できる場合があるため, そのような手法も利用できる（宮川ほか 2022）.

漁獲管理規則

漁獲管理規則は基本的漁獲管理規則・代替漁獲管理規則ともに, 1A資源のものに準ずる. ただし, F_{msy} に相当する $F\%$ SPRの真の値が不明で, $F\%$ SPRを F_{msy} の代替値として用いることにより, F_{msy} を平均的に誤る（ただしバイアスはない）という不確実性を考慮したMSEのもとでは, 1A資源で $\beta=0.8$ を用いた場合と同等のパフォーマンスを得るような β は SB_{ban} を0としたとき, 0.7となることが示されている（宮川ほか 2022）. また, SB_{ban} に $0.1SB_{limit}$ や $0.2SB_{limit}$ を用いた場合には親魚資源量の回復速度が若干早くなることも示されている.

V. 管理基準値と漁獲管理規則（1C資源）

資源評価

資源評価において, 余剰生産の動態モデル（プロダクションモデル）を用いる場合（1C資源）, 余剰生産曲線が再生産関係を含むものとなり, MSY 管理基準値に大きく影響する. しかし, 余剰生産曲線の形状を規定するパラメータ（形状パラメータ）はモデル内で推定が困難な場合が多い. さらに, プロダクションモデルにおいて推定される内的自然増加率と環境収容力は, 観測データが両者を独立に識別するための情報を十分に含まない場合, 強く相関し, その結果としてパラメータ推定の不確実性が高くなることが知られている（Hilborn and Walters 1991）.

そのため、プロダクションモデルを推定モデルとして用いる場合には、形状パラメータをはじめとした各種推定パラメータの不確実性を十分に評価する必要がある。また、資源量などの推定値の信頼区間が広い場合には、資源評価結果としてこれらの推定値については信頼区間もあわせて示し、不確実性が高い旨を明記する。事前分布の仮定を任意においた場合など、モデルを一つに絞れない場合、異なる事前分布の設定から得られる複数の資源評価結果をもとにして資源評価結果を示すことも可能である。さらに、信頼できる資源量推定値が得られない場合でも、推定された相対的な資源量のトレンドや、 B_{msy} や F_{msy} などの管理基準値に対する相対的な位置について頑健な結果（たとえば資源量が B_{msy} を上回っているなど）が得られている場合には、その結果についても補足資料として記述する。プロダクションモデル適用の際のガイドラインと適用事例は「令和 8 (2026)年度 状態空間プロダクションモデルの適用のためのガイドライン」(資源評価高度化作業部会 2026d) を参照のこと。

管理基準値

基本的には 1A 資源で示した管理基準値の定義に対応するような管理基準値を用いるが、親魚資源量でなくプロダクションモデルから推定される総資源量を管理基準値の単位として用いる。したがって、1C 資源の目標管理基準値は B_{target} と表記し、基本的には B_{msy} から推定する。また、限界管理基準値と禁漁水準は B_{limit} , B_{ban} と表記する。また、プロダクションモデルにおいては推定値の不確実性が大きいため、管理基準値やそれに関連する値においても信頼区間を合わせて示し、データの更新にあわせて更新するものとする。

漁獲管理規則

1A 資源と同様に、MSE によって頑健性が確かめられた漁獲管理規則をまず提案し、必要に応じて将来予測を実施する。例えば千葉ほか (2023) では、プロダクションモデルの結果をもとに、過程誤差による確率変動・過去の資源量やパラメータの推定の不確実性・事前分布が異なるモデル間の不確実性・将来の ABC 計算の不確実性を考慮した MSE をもとに、資源評価プロセスの中で想定される不確実性に対して頑健と考えられる漁獲管理規則を提案している。

最近年の資源量推定値に F_{msy} などの特定の漁獲圧を乗じて ABC を計算するような管理方策には、信頼できる絶対資源量の推定値が必要となる。資源評価において、絶対資源量の不確実性が高すぎるために資源量の相対トレンドのみを示す場合には、資源量の相対トレンド等を資源量指数と考え、後述する 2 系資源の漁獲管理規則を適用することも可能である。その際、資源量指数の推定に用いたプロダクションモデルの結果を用いて魚種個別の MSE を行い、管理失敗による資源枯渇のリスク増大の懸念が少ないことを確かめた上で、個々の資源の特徴を考慮して係数を調整した 2 系ルールを提案をする

こともできる（例えば、境ほか (2022)）。

VI. 管理基準値と漁獲管理規則（2系資源）

データや生物学的知見の不足のために個体群動態モデル等によって資源量推定値が得られない場合、推定資源量に適切な漁獲圧を乗じることでABCを計算する1系資源のような漁獲管理規則を適用することができない。その場合、漁獲量と資源量指標値（CPUE）の時系列データが得られている資源（2系資源）では、漁獲量を変化させたときの資源量指標値の変化量から2年後のABCを決定するような経験的な漁獲管理規則を提案する。このとき用いる資源量指標値は、利用できるデータの状況、対象資源の生態学的・漁海況の知見、標準化などの統計的手法を用いた検討を通じて、資源の相対的な豊度の変化を十分表していると考えられる指標を推定し、適切な科学的説明を付した上で用いる。また、プロダクションモデルから得られた相対的な資源トレンドも用いることができる。

ここで示す経験的管理規則においては、資源量指標値の目標水準(B_T)や限界水準(B_L)が定義されているが、これらは、資源量指標値が目標水準を上回ると漁獲量を直近の漁獲量から増やしても良い、限界水準を下回ると、漁獲量を急激に削減しなければならないという管理規則上の閾値である。そのためこれらの閾値は、1系資源の目標管理基準値や限界管理基準値にそのまま対応するものではなく、本漁獲管理規則と独立に資源水準を評価できるような基準ではないことに注意を要する。ただし、本管理規則の適用によって、不確実性の下でも持続性を確保しつつできるだけ多くの漁獲量を得ることが期待されることから、本管理規則に基づいた管理がなされることを前提として、目標水準、限界水準をそれぞれ目標管理基準値、限界管理基準値の代用値として提案することとする。

2系資源の漁獲管理規則においてABCは、

$$ABC = \alpha_t \beta \bar{C}_t = \exp[k_t(D_t - B_T)] \times \beta \times \bar{C}_t$$

によって与えられる。 β は全体を調整する係数でデフォルト値は1とする。指数関数の中の係数 k_t は、

$$k_t = \begin{cases} \delta_1 & D_t > B_L \\ \delta_1 + \delta_2 \exp[\delta_3 \log(AAV_t^2 + 1)] \frac{B_L - D_t}{D_t - B_B} & B_B < D_t \leq B_L \\ \infty & D_t \leq B_B \end{cases}$$

である(図2)。 \bar{C}_t は過去5年間の漁獲量の平均値、 D_t は現在(t 年)の資源水準であり、過去のCPUEに累積正規分布

$$D_t = \int_{-\infty}^{CPUE_t} \phi \left[\frac{x - E(CPUE)}{SD(CPUE)} \right] dx$$

を適用することにより0から1までの間の値として計算される。ここで、 ϕ は標準正規分布を表し、 $E(CPUE)$ はCPUEの平均値、 $SD(CPUE)$ はCPUEの標準偏差である。 AAV_t

は、 t 年までの CPUE から計算される資源量指標値の年変動の指標で、計算に使用される有効な CPUE の数を N (= 時系列の長さ-1-欠測値の数) とするとき、

$$AAV_t = \frac{1}{N} \sum_{u=1}^t \frac{2|CPUE_u - CPUE_{u-1}|}{CPUE_u + CPUE_{u-1}}$$

となる。

B_T は資源量指標値の目標水準で CPUE を正規分布の累積曲線に変換して 0 から 1 の確率値にしたものである（これは、CPUE の誤差の影響を軽減するための平滑化の一種である）。 B_L は限界水準、 B_B は禁漁水準で、それぞれ目標水準の $100 \times P_L$ パーセント ($B_L = P_L \times B_T$)、 $100 \times P_B$ パーセント ($B_B = P_B \times B_T$) とする。 B_T の周辺では緩やかに資源量を目標水準に近づけるように ABC を設定し、 B_L を下回って低水準になった場合には、CPUE を目標水準に素早く近づけるように ABC を引き下げる（図 2）。係数 δ_1 は資源が目標水準付近にあるときの漁獲量の変化のさせかたの大小を設定し、この値が大きいと資源が目標水準を下回った場合の漁獲量の削減幅が大きいが、目標水準を上回ったときの漁獲量の増加幅も大きくなる。係数 δ_2 は資源が低水準であるときに資源を回復させるための調整係数である。また、CPUE の不確実性が大きいときはできるだけ資源を早く回復させるのが望ましいことから、係数 δ_3 によって CPUE の AAV が大きいときに資源の回復速度を大きくする。

市野川ほか（2015）が用いた余剰生産量型の個体群動態モデルを使用した MSE によって、本規則のパフォーマンスを評価したところ、資源保護と ABC の安定化において、改正漁業法の施行前に用いられていた ABC 算定規則 2-1（水産庁、水産研究・教育機構 2026）（旧ルール）よりも大幅な改善が見られた（岡村ほか 2021）。資源保護、平均漁獲量の増大、漁獲量変動の最小化の管理目的のバランスによって性能を評価したところ、選ばれたパラメータの基準値は、 $B_T=0.8$ 、 $P_L=0.7$ ($B_L=0.56$)、 $P_B=0.0$ ($B_B=0.0$)、 $(\delta_1, \delta_2, \delta_3)=(0.5, 0.4, 0.4)$ となった（岡村ほか 2021）。したがって、この基準値を用いた漁獲管理規則を 2 系資源の基本的漁獲管理規則とする。この基本的漁獲管理規則は、当該資源の個体群動態が不明であるために、現実的な範囲に設定された個体群動態についてのパラメータや資源動向がその資源において同程度に尤もらしいと考えた場合に、当該資源を極端に減らす確率を極力抑えるような頑健な漁獲管理規則と解釈できる。

基本的なシミュレーションのシナリオに加えて、CPUE の観測誤差が大きい場合、hyperstability（資源量の減少率よりも CPUE の減少率のほうが遅い）や hyperdepletion（資源量の減少率よりも CPUE の減少率のほうが早い）（Hashimoto et al. 2018）がある場合等の頑健性テストを行ったところ、2 系資源に対する管理規則は様々な不確実性に頑健であると考えられた。しかしながら、基本的なシミュレーションシナリオの場合に比して不確実性が大きいときでも、資源保護の性能を基本的なシミュレーションの場合と同等にするためには、ABC の式中の β を 0.9 としても良い。ただし $\beta=0.9$ は、資源量

指数が増加したとしても漁獲量が増えることがない管理ルールになっているため、不確実性が高く資源状態に対して重大な懸念があって緊急に漁獲を削減したいような場合のみに利用されることが想定される。

また、資源保護のパフォーマンス⁹が基本的漁獲管理規則と同等となるような管理規則は他にも考えられる。例えば、1) 管理の時間遅れが2年でなく1年に改善された場合には $B_T=0.6$, $P_L=0.7$, $P_B=0.0$, $(\delta_1, \delta_2, \delta_3)=(0.4, 0.7, 1)$ ¹⁰, または, $B_T=0.65$, $P_L=0.7$, $P_B=0.0$, $(\delta_1, \delta_2, \delta_3)=(0.5, 0.7, 1)$ ¹¹, 2) 漁獲量の変動幅を前年漁獲量の $\pm 40\%$ 以内に抑えたい場合には $B_T=0.8$, $P_L=0.7$, $P_B=0.0$, $(\delta_1, \delta_2, \delta_3)=(0.3, 0.6, 0.3)$ が、基本的漁獲管理規則と同等の資源保護のパフォーマンスを示す(福井・市野川 2022)。さらに、3) 管理の時間遅れが1年に改善されている状況で漁獲量の変動幅を前年漁獲量の $\pm 40\%$ 以内に抑えたい場合には, $B_T=0.65$, $P_L=0.7$, $P_B=0.0$ ($0.5, 0.7, 1.0$)¹⁰, または, $B_T=0.75$, $P_L=0.7$, $P_B=0$ ($0.5, 0.7, 1.0$)¹¹ が基本的漁獲管理規則と同等程度のパフォーマンスを示した(福井・市野川 2024)。1) ではフィードバック管理の時間遅れを短くすることにより、目標水準を下げて資源保護・漁獲量の両面で管理の時間遅れが2年遅れとなる基本的漁獲管理規則よりも良いパフォーマンスが得られる。2) では、資源保護のパフォーマンスを維持しつつ急激な漁獲量の削減を抑制するため、長期的な平均漁獲量についてのパフォーマンスは若干劣る。3) は両者の中間的なパフォーマンスをとる管理方策である。

また、資源量指標値の目標水準を $B_T=0.8$ から引き下げ $B_T=0.7$ ($P_L=0.7$, $P_B=0.0$) とした場合でも $(\delta_1, \delta_2, \delta_3)=(0.4, 0.7, 1)$ などとすることによって、資源保護と漁獲の両面で旧ルールよりは良いパフォーマンスが得られることが示された(福井・市野川 2022)。ただし、基本的漁獲管理規則と比較すると、漁獲量のパフォーマンスは基本的漁獲管理規則のものを上回る一方で、資源保護のパフォーマンスは若干低下した。さらに、 $B_T=0.65$, $P_L=0.7$, $P_B=0.0$, $(\delta_1, \delta_2, \delta_3)=(0.4, 0.7, 1)$ などとする場合には、旧ルールや $B_T=0.8$ の基本的漁獲管理規則よりも多くの漁獲が期待できるものの、資源保護性能が旧ルール並みまで落ちる。資源保護性能のリスクの低下は特に直近の資源状態が悪く、かつ、資源の変動が大きい場合に特に顕著になることに注意が必要である。 $B_T=0.6$ とする場合には、旧ルールよりも資源保護のパフォーマンスが大きく低下するため、基本的には推奨されない。このような HCR をとる場合には資源量指標値のトレンド以外の情報から得られる根拠をもとに、当該資源において管理失敗による資源枯渇のリスク増大の懸念が少ないことを示すことが必要である。

⁹ 資源管理最終10年の資源が極端に減ってしまうリスクが小さい場合に資源保護のパフォーマンスが高いと定義

¹⁰ 資源量指数・漁獲量ともに管理年の前年までの情報が把握できるような場合

¹¹ 資源量指数については管理年の前年までの情報が把握でき、漁獲量については管理年の前々年までの情報が把握できる場合

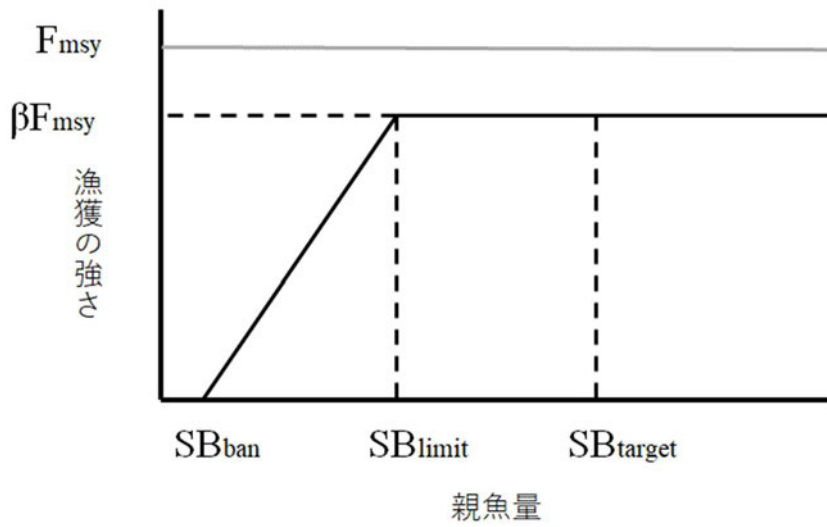


図 1. 1 系資源の漁獲管理規則の模式図.

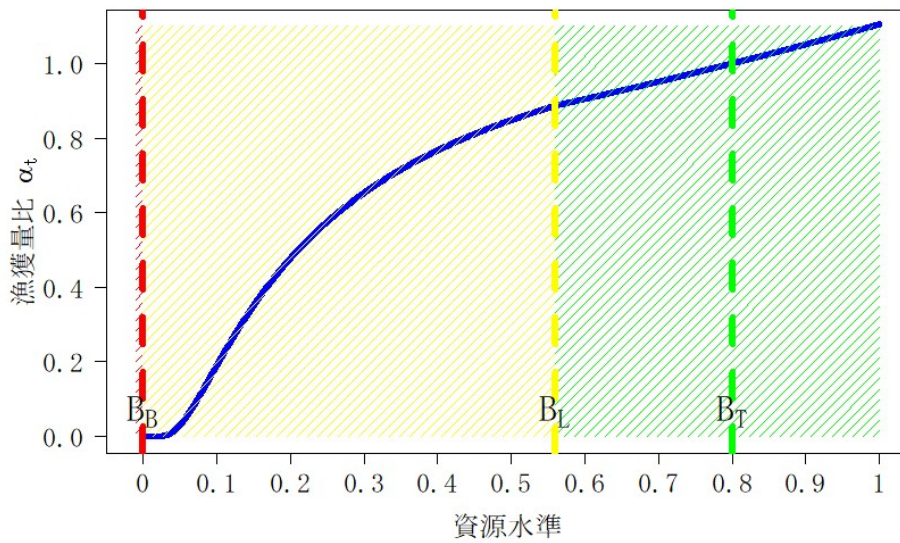


図 2. 2 系資源の漁獲管理規則の模式図

【引用文献】

Caddy, J.F., McGarvey, R. (1998) Targets or Limits for Management of Fisheries? North American Journal of Fisheries Management. 16(3):479-487.

千葉 悟, 佐藤隆太, 森田晶子, 境 磨, 市野川桃子, 濱津友紀 (2021) 令和 5 (2023) 年度ソウハチ北海道北部系群の管理基準値等に関する研究機関会議資料. FRA-SA2023-BRP03-01, 水産研究・教育機構, 横浜, 26pp,

- https://abchan.fra.go.jp/references_list/FRA-SA2023-BRP03-01.pdf
- 福井 眞, 市野川桃子 (2021) 新 2 系ルールについての追加計算とその結果. FRA-SA2022-ABCWG02-11, 水産研究・教育機構, 横浜
- 福井 眞, 市野川桃子 (2024) 漁獲情報が 1 年遅れで利用できる場合の 2 系の漁獲量変動緩和オプション. FRA-SA2024-ABCWG01-01, 水産研究・教育機構, 横浜
- Hashimoto, M., Okamura, H., Ichinokawa, M., Hiramatsu, K., and Yamakawa, T. (2018) Impacts of the nonlinear relationship between abundance and its index in a tuned virtual population analysis. *Fisheries Science* 84:335–347.
- Ichinokawa, M., Okamura, H., and Kurota, H. (2017) The status of Japanese fisheries relative to fisheries around the world. *ICES Journal of Marine Science* 74: 1277–1287.
- 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. *日本水産学会誌*, 81, 206–218.
- 市野川桃子・西嶋翔太・向 草世香・黒田啓行・大下誠二 (2022) 改正漁業法下での様々な代替漁獲管理規則の検討：マイワシ 2 系群を例に. *日本水産学会誌*. DOI: 10.2331/suisan.21-00041
- Larkin, P. (1977) An epitaph for the concept of maximum sustained yield. *Transactions of the American Fisheries Society* 106: 1–11.
- Mace, P. M. (2001) A new role for MSY in single-species and ecosystem approaches to fisheries stock assessment and management. *Fish and Fisheries* 2: 2–32.
- Makino, M. (2011) *Fisheries Management in Japan*. Springer.
- Maunder, M. N. and Punt, A. E. (2004) Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries Research* 70: 141–159.
- Miyagawa, M., Ichinokawa, M. (2024) What stock-per recruit target can be applied to Japanese fisheries resources under large uncertainties in the stock-recruitment relationship? *Fisheries Science* 90: 687–700.
- 宮川光代, 市野川桃子, 岡村 寛 (2022) 我が国水産資源への F%SPR を用いた管理方策適用の有効性の検討. FRA-SA2022-ABCWG01-01, 水産研究・教育機構, 横浜
- Okamura H., Ichinokawa M., Hilborn, R (2020) Evaluating a harvest control rule to improve the sustainability of Japanese fisheries. bioRxiv doi: <https://doi.org/10.1101/2020.07.16.207282>
- 岡村 寛, 市野川 桃子, 上田 祐司, 亘 真吾, 境 磨 (2021) 新 2 系ルールと新 3 系ルール. FRA-SA2020-ABCWG01-01, 水産研究・教育機構, 横浜
- Punt, A. E. and Smith, A. D. M. (2001) The gospel of maximum sustainable yield in fisheries management: birth, crucifixion and reincarnation. In: Reynolds JD, Mace GM, Redford KH, Robinson JG, editors. *Conservation of exploited species*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. p. 41–66.
- Punt, A.E., Butterworth, D.S., de Moor, C. L., De Oliveira, J. A. A. and Haddon, M. (2016)

- Management strategy evaluation: best practices. *Fish and Fisheries* 17: 303–334.
- Restrepo, V.R., Thompson, G.G., Mace, P.M., et al. (1998) Technical guidance on the use of precautionary approaches to implementing National Standard 1 of the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. <https://www.st.nmfs.noaa.gov/Assets/stock/documents/Tech-Guidelines.pdf>
- Quinn, T. J. and Deriso, R.B. (1999) *Quantitative Fish Dynamics*. Oxford University Press.
- 境 磨, 千村昌之, 千葉 悟, 濱津友紀 (2022) 令和 4(2022)年度マダラ北海道日本海の管理基準値等に関する研究機関会議資料. FRA-SA2022-BRP11-02, 水産研究・教育機構, 横浜, 38pp, https://www.fra.affrc.go.jp/shigen_hyoka/SCmeeting/2019-1/20221129/FRA-SA2022-BRP11-02.pdf
- 資源評価高度化作業部会 (2026a) 令和 8(2026)年度 再生産関係の推定・管理基準値計算・将来予測シミュレーションに関する技術ノート. FRA-SA2026-ABCWG02-04, 水産研究・教育機構, 横浜, 14pp, https://abchan.fra.go.jp/references_list/FRA-SA2026-ABCWG02-04.pdf
- 資源評価高度化作業部会 (2026b) 令和 8(2026)年度 再生産関係の決定に関するガイドライン. FRA-SA2026-ABCWG02-05, 水産研究・教育機構, 横浜, 21pp, https://abchan.fra.go.jp/references_list/FRA-SA2025-ABCWG02-06.pdf
- 資源評価高度化作業部会 (2026c) 令和 8(2026)年度 代替漁獲管理規則(代替ルール)を提案する際のガイドライン. FRA-SA2026-ABCWG02-06, 水産研究・教育機構, 横浜, 4pp, https://abchan.fra.go.jp/references_list/FRA-SA2026-ABCWG02-06.pdf
- 資源評価高度化作業部会 (2026d) 令和 8(2026)年度 状態空間プロダクションモデル適用のためのガイドライン. FRA-SA2026-ABCWG02-07, 水産研究・教育機構, 横浜, 12pp, https://abchan.fra.go.jp/references_list/FRA-SA2026-ABCWG02-07.pdf
- 水産庁 (2020) <https://www.jfa.maff.go.jp/j/council/seisaku/kanri/attach/pdf/200918-1.pdf>
- 水産庁, 水産研究・教育機構 (2026) 令和 8 (2026) 年度 ABC 算定のための基本規則. FRA-SA2026-ABCWG02-02, 水産研究・教育機構, 横浜, 11pp, https://abchan.fra.go.jp/references_list/FRA-SA2026-ABCWG02-02.pdf
- 田中昌一 (1991) 一つのモデル独立型鯨類資源管理方式の提案. 桜本和美・加藤秀弘・田中昌一編「鯨類資源の研究と管理」(恒星社厚生閣): 184–197.
- 田中昌一 (1998) 水産資源学総論. 恒星社厚生閣.
- Thorson, J. T., Jensen, O. P., and Hilborn, R. (2015) Probability of stochastic depletion: an easily interpreted diagnostic for stock assessment modelling and fisheries management. *ICES Journal of Marine Science* 72: 428–435.
- Watanabe, Y., Zenitani, H., and Kimura, R. (1995) Population decline off the Japanese sardine *Sardinops melanostictus* owing to recruitment failures. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 1609–1616.

Watanabe, Y., Zenitani, H., and Kimura, R. (1996) Offshore expansion of spawning of the Japanese sardine, *Sardinops melanostictus*, and its implication for egg and larval survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 55–61.

【編集】

市野川桃子（編集責任者）・黒田啓行・八木達紀・高橋正知・西嶋翔太・真鍋明弘・富樫博幸・濱邊昂平・平尾 章・宮川光代・増渕隆仁・中山新一朗・佐久間 啓・秋田鉄也
Momoko Ichinokawa (Editor-in-Chief), Hiroyuki Kurota, Tatsunori Yagi, Masanori Takanashi, Shota Nishijima, Akihiro Manabe, Hiroyuki Togashi, Kohei Hamabe, Akira Hirao, Mitsuyo Miyagawa, Takahito Masubuchi, Shin-ichiro Nakayama, Kei Sakuma, Tetsuya Akita

付録. 管理期間内に管理基準値や漁獲管理規則の変更を提案するためのガイドライン

基本的に、管理基準値や漁獲管理規則は、漁獲シナリオが合意されて適用されてから5年間は同一のものを使用する。5年後にデータを更新して評価した結果、修正する必要があると考えられた場合は、研究機関での協議を経て変更を提案する。これは、管理基準値を頻繁に変更することによりABCが過度に変動することを避けるためである。しかし、管理開始後に管理基準値および漁獲シナリオの策定時に想定しなかった事態が生じ、あらかじめ合意された漁獲シナリオから計算されるABCでは生物資源・漁業の持続性を危険にさらす可能性が大きいと考えられる場合、5年間の期間を待たずに、新しい情報を再調査し、管理基準値と漁獲管理規則の変更を提案することを可能とする。このプロセスは、(1) 想定外の事態が生じたかどうかの判断、と (2) 想定外の事態が生じた場合の対策、から成る。

(1) 想定外の事態が生じたかどうかの判断

- ・加入尾数やその変動の大きさが想定以上に大きい（小さい）年が続くことによって、または、データの更新や資源評価手法の大きな変更によって、将来予測が「**当初の想定と異なる**」ことが確認された場合
- ・将来予測が「**当初の想定と異なる**」場合については、特に以下のような確率に注目する
 - ① 短期的に資源量が限界管理基準値や禁漁水準を下回るリスク（例：5年間の管理期間内に、予測親魚資源量が SB_{limit} , SB_{ban} を下回る確率が想定外に高くなった、など）
 - ② 中長期的に目標管理基準値以上に資源を維持できる確率（例：10年後に SB_{target} を上回る確率が当初の予測よりも大幅に低くなったなど）。ただし、目標管理基準値以上に資源を維持できる確率は多くの場合50%を目安としているため、目標年に近づくほど想定内の加入変動下でも目標年における目標達成確率は50%を下回することは十分におこりうることを考慮する必要がある。
- ・大きな情報の更新が行われ、早急な対策を講じる必要性があると考えられる場合（例：自然災害、国際交渉等）

(2) 想定外の事態が生じた場合の対策

- ・管理基準値の再計算が必要かどうかを検討する
- ・ β の変更によって対処できる問題かを検討する
- ・新たな管理基準値や変更された β によって、新たに生じた想定外の事態を考慮した不確実性のもとでも十分に安全な漁獲が行えると考えられる場合、5年間の管理期間内であっても漁獲管理規則の変更を提案することができる。特に、資源の減少が高い確率で

起こり得て、何らかの対策が必要である可能性が高い場合、積極的な提言を行うことが望ましい

- ・5年間の管理期間内に管理基準値、 β の変更が提案され変更されたとしても、5年ごとの見直しは通常通り行うこととする

用語集

【資源評価・管理全般】

CPUE：シーピーユーイー． Catch Per Unit Effort（単位努力量あたり漁獲量）の略．資源量指標値（資源量の相対的なトレンドに関する情報）として用いられる．

MSY：エムエスワイ． Maximum Sustainable Yield（最大持続生産量）． 持続的に獲り続けることが可能な最大の（平均）漁獲量．

神戸プロット（神戸チャート）： SB_{msy} に対する親魚資源量の比を横軸に， F_{msy} に対する漁獲圧の比を縦軸にとった資源診断のための図． 資源評価で年齢構造を考慮しない場合（プロダクションモデルを用いる場合など）は，横軸には B_{msy} に対する資源量の比が使用される．

MSE：エムエスイー． Management Strategy Evaluation（管理戦略評価）． 徹底的なシミュレーションによって，不確実性のもとでも大きく失敗しない（頑健な）ような管理戦略（漁獲方策）を選択するプロセスのこと．

管理基準値：資源管理において目標や目安となる資源量や漁獲係数の基準値のこと．
 SB_{msy} や B_{msy} ， F_{msy} は管理基準値の一種である．

レジームシフト：海洋環境が数十年間隔で急激に変化する現象．

RPS：アールピーエス． Recruitment per Spawner． 加入尾数（Recruit）を親魚量（Spawning Biomass）で割ったもの．

SPR：エスピーアール． Spawner per Recruitment． RPS の逆数で，加入一尾あたりの親魚量．

VPA：ブイピーイー． Virtual Population Analysis． 我が国で広く使用される資源評価モデル． 年齢別漁獲尾数から資源量や漁獲圧を推定することができる．

プロダクションモデル：余剰生産モデルとも呼ばれる． 年齢構造を考慮せず，自然死亡・成長・加入等の決定論的な生物の資源変動の変化率を余剰生産として表し，余剰生産が密度に応じて変化することを仮定した個体群動態によるモデル． 理論的には，プロダクションモデルのパラメータは漁獲量と資源量指数のみから推定可能．

YPR：ワイピーアール． 加入量あたりの期待される漁獲量

%SPR：ある漁獲の強さ F で漁獲したときの SPR に対する漁獲がなかったときの SPR の百分率（％）．

【再生産関係】

再生産関係：親魚量と加入尾数の関係． 加入尾数は一般に平均値のまわりで大きく変動する．

ホッケースティック型再生産曲線：折れ線を利用した再生産関係を表す曲線． 基本的に使用することが推奨されている曲線である． HS の記号を使用する．

ベバートン・ホルト型再生産曲線：ベバートンとホルトが考案した再生産曲線． BH の

記号を使用する。

リッカー型再生産関係：リッカーが考案した再生産関係。RI の記号を使用する。

最小二乗法：再生産曲線からの残差の二乗和を最小にするようなパラメータの推定手法。再生産曲線を推定する際に広く使用される統計手法。

最小絶対値法：再生産曲線からの残差の絶対値の和を最小にするようなパラメータの推定手法。再生産関係を安定して推定することが可能な統計手法。

SD: Standard Deviation の頭文字。加入尾数・資源量等のばらつきの指標。

自己相関：今年の加入尾数が低い場合、来年も低い傾向が続くという程度を表す指標。

【資源量に関する管理基準値に関連したもの】

B：資源量 (Biomass) を表す記号。B は通常、総資源量を示すが、親魚量を示すこともある。ここでは、親魚量であることを明記する際、SB という記号を使うことにする。

B_{msy}, B_{msy}：期待される漁獲量が MSY となる資源量。

B_{min}：資源評価で推定される資源量の最小値。

B₀：ビーゼロ。漁業がないときの資源量。プロダクションモデルでは環境収容力 K に相当する。

SB：(産卵) 親魚量 (Spawning Biomass) を表す記号。

SB_{msy}, SB_{msy}：期待される漁獲量が MSY となる親魚量。

SB_{min}：資源評価で推定される親魚量の最小値。

SB_{max}：資源評価で推定される親魚量の最大値。

目標管理基準値 (SB_{target}, SB_{target}, B_{target}, B_{target})：目標となる親魚量 (SB_{target}, SB_{target}) または資源量 (B_{target}, B_{target})。1A, 1B 資源では基本的に、SB_{msy} が使用され、年齢構造を考慮しない 1C 資源の場合は B_{msy} が使用される。

限界管理基準値 (SB_{limit}, SB_{limit}, B_{limit}, B_{limit})：回復措置をとるべき親魚量 (SB_{limit}, SB_{limit}) または資源量の閾値 (B_{limit}, B_{limit})。1A 資源では MSY の 60% をとる親魚量 (SB_{0.6msy}) が基本的に使用され、1B 資源、1C 資源では本指針に沿って定義された管理基準値が用いられる。

禁漁水準 (SB_{ban}, SB_{ban}, B_{ban}, B_{ban})：漁獲管理規則においてこれを下回ると漁獲圧を 0 とする親魚量 (SB_{ban}, SB_{ban}) または資源量 (B_{ban}, B_{ban}) の閾値。1A 資源では MSY の 10% をとる親魚量 (SB_{0.1msy}) が基本的に使用され、1B 資源、1C 資源では本指針に沿って定義された管理基準値が用いられる。

SB₀：エスビーゼロ。漁業がないときの親魚量。

【漁獲に関するもの】

ABC：エービーシー。Allowable (or Acceptable) Biological Catch (生物学的許容漁獲量) の略。広義には生物学的・科学的根拠に基づいて乱獲を防止するために許容しうる漁

獲量として用いられる。また、本指針では水産政策審議会を経て合意された漁獲シナリオから計算される漁獲量を指す。

漁獲シナリオ：水産政策審議会等を経て資源管理基本方針に定められた漁獲管理規則とそれに付随するルール。

漁獲管理規則 (Harvest Control Rule, HCR)：親魚量や資源量に対応して許容できる漁獲圧（漁獲係数 F 値）をどのように設定するかをあらかじめ定めたルール。

基本的漁獲管理規則 (基本ルール)：漁獲シナリオの第一選択肢として機構が提案する HCR。基本ルールのパフォーマンスは様々な資源を想定したシミュレーションのもとで頑健と確認されたものである。

代替漁獲管理規則 (代替ルール)：各系群の特徴を考慮して基本ルールとは異なる HCR が要望されたときに検討される HCR。

TAC：漁獲可能量 (Total Allowable Catch, TAC)。

β ：ベータ。HCR の中で、漁獲係数を調整するための調整係数。0 から 1 までの値をとる。シミュレーションによって、典型的な資源に対して、1 系の場合は $\beta=0.8$ が、2 系の場合は $\beta=1.0$ が望ましいと確認されている。

漁獲率：漁獲量を資源量で割ったもの。U という記号を使う。漁獲率と漁獲係数は関係しているが異なる数字となる。

漁獲係数：瞬間的漁獲率に対応し、漁獲の強さ（漁獲圧の大きさ）を示すもの。F という記号を使用する。

F_{current} ：エフカレント。現在の漁獲圧。F は Fishing mortality rate から。

F_{msy} ：エフエムエスワイ。MSY を与える漁獲圧（漁獲係数）。 F_{msy} で獲り続ければ、親魚量や資源量が SB_{msy} や B_{msy} の周辺で安定する。

U_{msy} ：ユーエムエスワイ。MSY が得られる場合の漁獲率。

F_{max} ：エフマックス。YPR を最大にするときの F

$F_{0.1}$ ：F の微小増加による YPR の増加が、ほとんど開発されていない漁業における YPR の増加の 10% になる F (YPR 曲線の原点における傾きの 10% の傾きをあたえるときの F)

$F\% \text{SPR}$, $F_{\% \text{SPR}}$ ：特定の %SPR 値を達成するときの F。例えば %SPR が 30% となるときの F は $F_{30\% \text{SPR}}$ と表記する。

【一般用語】

リスク：望ましくないことが起こる可能性（確率）のこと。5 年後の SB が SB_{ban} を下回る確率が 10%、などがリスクの例。

シミュレーション：現実に行っていることをコンピュータプログラムによって模倣し、再現したもの。

将来予測：今後想定される加入尾数の変動や環境変動の不確実性のもとで、HCR など

の漁獲シナリオに従って漁獲を継続していった場合に、将来の資源量や親魚量、漁獲量がどのようになるかをシミュレーションで評価すること。

不確実性：ある事柄が確実に起こるとは言えないこと。