

令和 7（2025）年度マイワシ対馬暖流系群の 管理基準値等に関する研究機関会議資料

水産研究・教育機構

水産資源研究所 水産資源研究センター（向 草世香・高橋素光・藤波裕樹・
井元順一・依田真里）

水産技術研究所 環境・応用部門

参画機関：青森県産業技術センター水産総合研究所、秋田県水産振興センター、山形県水産研究所、新潟県水産海洋研究所、富山県農林水産総合技術センター水産研究所、石川県水産総合センター、福井県水産試験場、京都府農林水産技術センター海洋センター、兵庫県立農林水産技術総合センター但馬水産技術センター、鳥取県水産試験場、島根県水産技術センター、山口県水産研究センター、福岡県水産海洋技術センター、佐賀県玄海水産振興センター、長崎県総合水産試験場、熊本県水産研究センター、鹿児島県水産技術開発センター、海洋生物環境研究所、漁業情報サービスセンター

提 案

管理基準値

- 目標管理基準値は、MSY を実現する親魚量（SB_{msy}）で 108.9 万トン
- 限界管理基準値は、MSY の 60% を実現する親魚量（SB_{0.6msy}）で 45.4 万トン
- 禁漁水準は、MSY の 10% を実現する親魚量（SB_{0.1msy}）で 6.5 万トン

漁獲管理規則

- 親魚量が限界管理基準値を下回ると漁獲圧を下げる規則を適用する。
- 漁獲圧の上限は SB_{msy} を維持する漁獲圧（F_{msy}）に調整係数 β を乗じたものとする。

調整係数 β

- β が 0.8 以下であれば 5 年後および 10 年後のいずれでも親魚量は目標管理基準値を 50% 以上の確率で上回ると推定された。
- ABC 対象年における資源量予測の不確実性を考慮した場合でも、 β が 0.8 以下であれば 10 年後に親魚量は目標管理基準値を 50% 以上の確率で上回ると推定された。
- 異なる再生産関係式を適用した場合でも、 β が 0.8 以下であれば親魚量の限界管理基準値以下への減少は 90% 以上の確率で避けられると推定された。
- β の値は 0.8 以下にすることが望ましい。

提案に用いた管理規則

- 「令和 7（2025）年度漁獲管理規則および ABC 算定のための基本指針（FRA-SA2025-ABCWG02-01）」（水産研究・教育機構 2025）で示された 1A 資源の管理規則

提案に用いた再生産関係

- 再生産関係式には近年の加入状況を反映すると考えられる通常加入期（1960～1975年および1988～2023年）において自己相関を考慮しないホッケー・スティック型関係式を適用し、パラメータ推定には最小二乗法を用いた。

その他

- 本系群の漁期年は1月から12月である。
- $SBmsy$ は直近年（2024年）の親魚量の1.49倍である。 $SBmsy$ を維持する漁獲圧（ $Fmsy$ ）は現状の漁獲圧（2022～2024年の平均）の1.54倍である。

English title (authors)

Scientific meeting report on reference points for the management for Japanese sardine of the Tsushima Warm Current stock (fiscal year 2024).

(Soyoka Muko, Motomitsu Takahashi, Yuki Fujinami, Junichi Imoto, Mari Yoda)

文中で引用する補足資料、図表番号の後に（SC 図 1-2）（SC 表 4-3）などの記載があるものは本資料後段に結合した資源評価報告書の該当番号の図表を参照してください。

1. 再生産関係

1-1) 使用するデータセット

本資源の再生産関係式の設定は「令和 7（2025）年度漁獲管理規則および ABC 算定のための基本指針（FRA-SA2025-ABCWG02-01）」（水産研究・教育機構 2025a）に従い、以下のデータセットを使用して実施した。解析には R パッケージ `frasyr`（コミット番号：05eacac）を用いた。`frasyr` で用いた式の詳細は「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（令和 7 年度研究機関会議版）（FRA2025-ABCWG02-04）」（水産研究・教育機構 2025b）を参照のこと。

データセット	基礎情報、関係調査等
資源量・親魚量	令和 7 年度マイワシ対馬暖流系群の資源評価（水産機構）

1-2) 再生産関係の検討

本系群は歴史的に数十年規模の資源変動を示し、その資源変動は海洋生態系におけるレジームシフトに対する応答と認識されてきた（Ohshimo et al. 2009）。本系群の資源量は 1960 年代から 1970 年代初頭において低かったが、1970 年代中盤以後、急激に増加傾向を示し、1980 年代後半に最大値を示した後、1990 年代には急激に減少した。この資源変動は、冬季のモンスーン指標に起因する海洋環境の変化の影響を受けたと考えられている（Ohshimo et al. 2009）。資源量や海洋環境の変化は、個体の成長や成熟、加入成功に影響し、再生産関係も変化する可能性が考えられる。令和 2 年 3 月に開催された管理基準値等に関する研究機関会議資料（高橋ほか 2020）では、本資源の加入様態は通常加入期（1960～1975 年および 1988～2017 年）と高加入期（1976～1987 年）に分けられると仮定して、各加入期内で再生産関係を求めた。管理基準値案の算出および将来予測計算には、通常加入期（1960～1975 年および 1988～2017 年）におけるホッケー・スティック（HS）型再生産関係が用いられた。2020 年以降、観測された加入量は、観測データの 90% が含まれると推定される範囲には収まっているものの、再生産関係式の平均値を上回っている。そこで、最新のデータセットを用いて、通常加入期の HS 型再生産関係を引き続き用いることの妥当性を検討した。

再生産関係の検討は、本年度の資源評価で推定された 1960～2023 年の加入量および親魚量を用いた。直近の 2024 年の推定結果は、加入量の不確実性が高いと考えられることから使用しなかった。1960～2023 年の加入様態を、全期間を通じて共通の場合と、通常加入期（1960～1975 年および 1988～2023 年）と高加入期（1976～1987 年）に分けられる場合について検討した。再生産関係の候補は、HS 型再生産関係に加えて、リッカー（RI）型再生産関係、およびベarton・ホルト（BH）型再生産関係を仮定した（補足資料 1）。最適化方法として、最小二乗法および最小絶対値法を候補とした。また、加入量の残差への自己相関の考慮の有無でモデルを比較した。自己相関パラメータを推定する際は、再生産関係式のパラメータと同時に推定する手法（同時推定法）を用いた。なお、加入様態の変化を考慮することは自己相関の一つの扱い方であると考え、期間を分割した場合は自己相関を考慮しないモデルを検討した。

補正赤池情報量規準（AICc）は、再生産関係を通常加入期と高加入期に分割した場合の方が全期間データに当てはめた場合よりもわずかに低かった。（表 1a）。通常加入期の再生産

関係は、全期間の再生産関係よりも管理基準値が低く、漁獲圧が高かった（表 3、補足資料 5）。真の再生産関係が全期間の場合に、誤って通常加入期の再生産関係を適用して管理した場合、ABC は過大となり、資源量が減少するリスクが考えられる。しかし、簡易的な MSE（Management Strategy Evaluation、管理戦略評価）を行った結果、資源が回復しないリスクは軽度であると考えられた（補足資料 6）。

再生産関係を通常加入期と高加入期に分割した場合、AICc はいずれの再生産関係においても最小二乗法を用いた場合の方が最小絶対値法を用いた場合よりも低くなった（表 1a）。最小二乗法を用いた HS 型の AICc は、BH 型に比べて 1.35、RI 型に比べて 2.41 低く、最も予測力が高かった。HS 型は、BH 型と RI 型に比べると管理基準値が低く、漁獲圧は高かった（補足資料 3）。簡易的な MSE の結果から、真の再生産関係が BH 型の場合に、誤って HS 型を適用した場合でも著しい資源減少のリスクはないと考えられた（補足資料 7）。一方で、真の再生産関係が HS 型の場合に、誤って BH 型を適用した場合は、漁獲機会の損失リスクが大きいと考えられた（補足資料 6）。

AICc と簡易的な MSE の結果から、資源減少のリスクが多少生じる可能性はあるものの、現状の資源水準であれば、再生産関係を通常加入期と高加入期に分割した HS 型が推奨される結果が得られた。

1-3) 再生産関係の候補

上述の通り、本系群の再生産関係の候補としては、「再生産関係の決定に関するガイドライン（FRA-SA2025-ABCWG02-05）」（水産研究・教育機構 2025c）の a（予測力）の基準に従い、再生産関係を通常加入期と高加入期に分割した場合の最小二乗法で最適化した自己相関を用いない HS 型再生産関係式を候補として提案する（SC 図 4-11）。2023 年が含まれる通常加入期（1960～1975 年および 1988～2023 年）を現状の状況と判断し、推定されたパラメータを用いる。この再生産関係のパラメータ推定値を表 1b に示した。

2. 管理基準値

2-1) データセットおよび計算方法

最大持続生産量（MSY）に対応する管理基準値案等の算出、および将来予測は、「令和 7（2025）年度漁獲管理規則および ABC 算定のための基本指針（FRA-SA2025-ABCWG02-01）」（水産研究・教育機構 2025a）の 1 系資源の管理規則に従い、1-3) で候補とした再生産関係と、令和 7 年度の資源評価における将来予測計算に用いた各種設定（自然死亡係数、成熟率、年齢別平均体重、年齢別選択率）を使用して実施した（表 2）。年齢別選択率は、直近の 2024 年の推定結果は不確実性が高いと考えられることから使用せず、2018～2023 年の平均値とした。不漁だった 2019 年の影響を緩和するため、過去 6 年間の平均値を参照した。一方、年齢別平均体重は、近年の体長減少に伴う体重減少の可能性が示唆されることから（SC 補足図 8-1）、直近の 2022～2024 年の平均値とした。現状の漁獲圧（ $F_{current}$ 、図 1）は、将来予測計算に用いた各種設定と同じ選択率や生物パラメータの条件下で、2022～2024 年の漁獲圧に対応する SPR の割合（%SPR, 50.9%）を与える F 値とした。（表 2）。本系群では、平均世代時間（3.8 年）の 20 倍の年数のシミュレーション期間後を平衡状態と仮定し、その際の平

均漁獲量が最大化される F 値を F_{msy} 、その F_{msy} で漁獲した場合の平衡状態での平均親魚量を SB_{msy} とした。

2-2) 管理基準値案と禁漁水準案

目標管理基準値 (SB_{target}) として MSY 水準における親魚量 (SB_{msy} : 108.9 万トン)、限界管理基準値 (SB_{limit}) として MSY の 60% の漁獲が得られる親魚量 ($SB_{0.6msy}$: 45.4 万トン)、禁漁水準 (SB_{ban}) として MSY の 10% の漁獲が得られる親魚量 ($SB_{0.1msy}$: 6.5 万トン) を用いることを提案する。これらの基準値案について、漁業がなかった場合を仮定した初期親魚量 (SB_0) に対する比、対応する漁獲圧の下での平衡状態における平均漁獲量、対応する漁獲圧の現状の漁獲圧に対する比などを表 3 に示す。目標管理基準値として提案する SB_{msy} は SB_0 の 40% に相当し、その親魚量において期待できる漁獲量の平均値 (MSY) は 39.2 万トン、 $\%SPR$ は 41.5% である。また、目標管理基準値案に対応する漁獲圧 (SB_{msy} を維持する漁獲圧 : F_{msy}) の、現状の漁獲圧に対する比 ($F_{msy}/F_{current}$) は 1.54 で、その時の漁獲割合 (U_{msy}) は 22% である。限界管理基準値として提案する $SB_{0.6msy}$ は SB_0 の 17%、禁漁水準として提案する $SB_{0.1msy}$ は SB_0 の 2% である。なお、昨年度の資源評価で将来予測に使用した年齢別漁獲係数 (0 歳 : 0.25、1 歳 : 0.14、2 歳 : 0.24、3 歳 : 0.42、4 歳以上 : 0.42) での選択率を MSY 管理基準値の算出に用いた場合でも、 SB_{msy} の差は 4% 程度と小さかった。

様々に F 値を変えた場合の平衡状態における親魚量、およびこれに対する年齢別漁獲量の平均値を SC 補足図 3-2 に示す。親魚量が SB_{limit} 以下では 2~3 歳魚の比率が高いが、 SB_{msy} 達成時は 2~4+ 歳魚が多くを占めている。

2-3) 神戸プロット

目標管理基準値案である SB_{msy} と、その時の漁獲圧 F_{msy} を基準にした神戸プロットを SC 補足図 3-1 に示す。本系群における漁獲係数 (F 値) は、1960 年代はじめ、および 1990~2000 年代は、ほとんどの年で F_{msy} を大きく上回っていた。2008 年以降は F_{msy} を下回ったが、2013 年に再び増加し、不漁年であった 2014 年と 2019 年を除き、 F_{msy} を上回った。2021 年からは漁獲係数の低下が見られ、2024 年も含めて F_{msy} を下回っていたと判断される。現状の親魚量 (2024 年の親魚量 : 72.9 万トン) は目標管理基準値案 SB_{msy} を下回っている。現状の親魚量に対する目標管理基準値案、限界管理基準値案、および禁漁水準案の比は、それぞれ 1.49、0.62 および 0.09 である。

2-4) 漁獲管理規則案

本資料で提案する漁獲管理規則は、限界管理基準値案および禁漁水準案となる親魚量を閾値として漁獲管理の基礎となる漁獲係数 (F 値) を変えるルールであり、親魚量が限界管理基準値案を下回ると禁漁水準案まで直線的に漁獲圧を下げる。F 値の上限は F_{msy} には調整係数 β を乗じたものである。限界管理基準値案および禁漁水準案に標準値を用いた場合 (すなわち、 SB_{limit} は $SB_{0.6msy}$ 、 SB_{ban} は $SB_{0.1msy}$ の場合) の漁獲管理規則案における親魚量と漁獲係数の関係を SC 補足図 4-1a に、この漁獲管理規則案で漁獲した場合に期待できる平均的な漁獲量との関係を SC 補足図 4-1b に示す。図に例示した漁獲管理規則案は、

いずれも β に標準値である 0.8 を用いた。

2-5) 漁獲管理規則案に基づく資源の将来予測

(1) 調整係数 β に標準値を用いた場合

限界管理基準値案と禁漁水準案に標準値を用いて、 β を 0.8 とした漁獲管理規則案で将来予測した場合の、資源量、親魚量、漁獲量、加入量、および努力量の増減率の推移を SC 補足図 4-2 に示す。なお今回の将来予測では、漁獲管理規則案による漁獲制御は 2026 年から開始し、2025 年の漁獲量は予測される資源量と現状の漁獲圧 (F_{current}) から仮定した。将来予測の方法は補足資料 2 に示した。

予測される 2026 年の親魚量は限界管理基準値案を上回っているため、漁獲管理規則案に従い、まず βF_{msy} での漁獲が行われる。 $\beta=0.8$ の場合、 βF_{msy} での漁獲圧は、現在の漁獲努力量の 1.23 倍の漁獲圧に相当する。中長期的には、 βF_{msy} での漁獲の継続により漁獲量および親魚量は平均的には MSY 水準へ向かって推移していくと予測される。

(2) 調整係数 β を変えた場合

漁獲管理規則案を用いた将来予測について、調整係数 β を 0.0~1.0 の間で変えた場合の親魚量が目標管理基準値案を上回る確率、限界管理基準値案を上回る確率、親魚量平均値の推移、および漁獲量平均値の推移を SC 補足表 4-1~4-3 に示した。それぞれの表には、現状の漁獲圧 (F_{current}) で漁獲を継続した場合の結果も比較のため示した。本資源の親魚量は 2025 年時点で目標管理基準値案を超えており、漁獲管理規則案での漁獲開始から 10 年後の 2036 年にも、 β が 0.8 であれば 56% の確率で目標管理基準値案を上回ると予測された (表 4、SC 補足表 4-1a)。 β が 0.8 以下であれば、2036 年には 50% 以上の確率で目標管理基準値案以上に親魚量を維持できると予測されたが、 β が 0.9 の場合には親魚量が目標管理基準値案を上回る確率が 50% を下回った。なお、 β が 1 であっても限界管理基準値案以上に親魚量を維持できることが示された (SC 補足表 4-1b)。2026 年以降の親魚量は β が低い程多くなり (SC 補足表 4-2)、 β が 0.3 以上であれば 2026 年の漁獲量は現状 (2024 年: 14.4 万トン) より多くなった (SC 補足表 4-3)。表 4 に、上述の結果を要約したものを示すとともに、親魚量や漁獲量に係るリスクについて評価した結果を示した (水産研究・教育機構 2025d)。 β を 0.8 とした場合、親魚量が 10 年間で限界管理基準値案を下回る平均年数は 0.04 年、漁獲圧が F_{msy} を上回る年はないと考えられた。10 年間における漁獲量の平均年変動は 15% と見積もられた。

(3) 将来予測の追加シナリオ

漁獲管理規則を用いた将来予測には様々な不確実性が潜在的に存在する。そのうちのひとつとして ABC 対象年における資源量予測の不確実性 (ABC 計算の不確実性) が指摘されてきた。例えば 2026 年の ABC を計算しようとする場合、利用可能な最新データである 2024 年の資源量推定値を用いて 2025 年と 2026 年の 2 年分の将来予測を行うことで ABC を算定しており、これに従い TAC が設定されている。つまり、実際の管理では、漁獲枠の設定と現実の資源変動および漁獲実績との間に時間遅れが生じていることになる。そのため、予測した ABC と現実の個体群動態とそれから得られる漁獲量とがどの程度乖離しうるのか (す

なわち ABC 計算の不確実性) をシミュレーションにより評価することは、漁獲管理規則を決定する際に有用な情報となる。そこで、市野川ほか (2022) に基づき、ABC 計算の不確実性を考慮した将来予測を実施した (補足資料 4)。

ABC 計算の不確実性を考慮した将来予測は、通常の将来予測と比べると、予測された平均漁獲量や平均親魚量に大きな違いは見られなかったが、親魚量が限界管理基準値案を下回るリスクや漁獲圧が F_{msy} を上回るリスクは高くなった (表 4)。また、漁獲量の平均年変動も増加した。これらのリスクは β の増加とともに高まる傾向があり、高い β を選択したときほど ABC 計算の不確実性の影響を受けやすいことが示された。 β を 0.8 とした場合では、目標管理基準値案を上回る確率は 56%、親魚量が 10 年間で限界管理基準値案を下回る平均年数は 0.09 年、漁獲圧が 10 年間で F_{msy} を上回る平均年数は 0.24 年と推定された。リスクを示す値は β を 0.9 以上とした場合の半分以下であった。以上の検討から、 β が 0.8 以下であれば、ABC 対象年における資源量予測の不確実性がある中でも、資源減少のリスクを回避でき、高い確率で目標を達成できると考えられた。

3. まとめ

本資源では、海洋環境の影響を受けて資源量変動すると考えられており、期間を通常加入期と高加入期に分割した場合の方が、 $AICc$ がわずかに低く、資源減少リスクは軽度であったことから、資源評価で推定された通常加入期 (1960~1975 年および 1988~2023 年) の加入量および親魚量に基づき、再生産関係モデルとして自己相関を考慮しない HS 型再生産関係式を適用し、そのパラメータを最小二乗法により推定することを提案する。

目標管理基準値案は MSY を実現する資源水準と定められていることから、上記の再生産関係から推定される SB_{msy} (108.9 万トン) とすることを提案する。限界管理基準値案、禁漁水準案には、標準値である $SB_{0.6msy}$ (45.4 万トン)、 $SB_{0.1msy}$ (6.5 万トン) をそれぞれ提案する。

現在の本系群の親魚量は目標管理基準値案以下にあると考えられる。 SB_{msy} を維持する漁獲割合は 22%、漁獲圧は $F_{current}$ の 1.54 倍である (表 3)。 β が標準値の 0.8 である場合、ABC 計算の不確実性を考慮したとしても、10 年後の親魚量は 50%以上の確率で MSY 水準に維持されると予測される。

4. 今後の検討事項

本資源 $AICc$ に基づき、再生産関係を分割した場合かつ通常加入期を提案した。今後、資源量が増加するにつれ加入量が増加し、高加入期の再生産関係が実現する可能性もある。再生産関係の見直しに伴う、漁獲管理規則の見直し、移行をどのように進めるかを検討する必要がある。

5. 引用文献

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管理規則の検討：マイワシ 2 系群を例に。日本水産学会誌, **88**, 239-255.

Ohshimo S., H. Tanka, and Y. Hiyama (2009). Long-term stock assessment and growth changes of the Japanese sardine (*Sardinops melanostictus*) in the Sea of Japan and East China Sea from 1953 to

2006. Fish. Oceanogr.18: 346–358

水産研究・教育機構 (2025a) 令和 7 (2025) 年度漁獲管理規則および ABC 算定のための基本指針. FRA-SA2025-ABCWG02-01, 水産研究・教育機構, 横浜.

水産研究・教育機構 (2025b) 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(令和 7 年度研究機関会議版). FRA-SA2025-ABCWG02-04, 水産研究・教育機構, 横浜.

水産研究・教育機構 (2025c) 再生産関係の決定に関するガイドライン. FRA-SA2025-ABCWG02-05, 水産研究・教育機構, 横浜.

水産研究・教育機構 (2025d) 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(令和 7 年度) (FRA-SA2025-ABCWG02-06, 水産研究・教育機構, 横浜.

高橋素光・黒田啓行・依田真里・竹垣草世香・安田十也 (2020) 令和 2 (2020) 年度マイワシ対馬暖流系群の管理基準値等に関する研究機関会議報告書. 水産研究・教育機構, 1-46. FRA-SA2020-BRP01-2. ※2020 年 9 月に管理基準値案が更新された
https://www.fra.affrc.go.jp/shigen_hyoka/SCmeeting/2019-1/detail_maiwashi_tc.pdf (last accessed 18 July 2020)

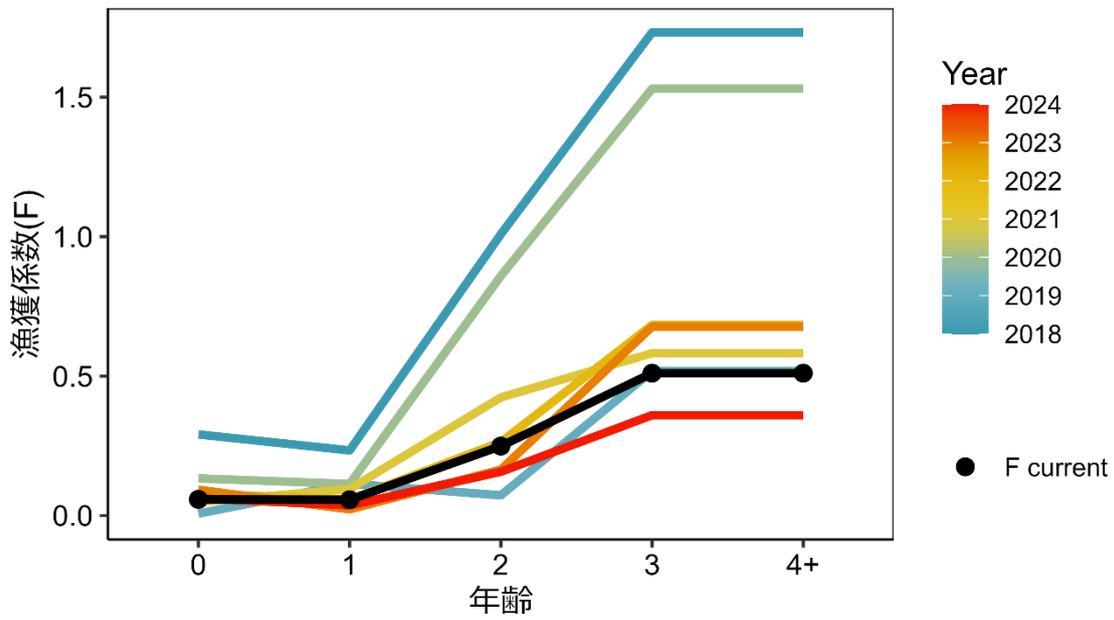


図1. 年齢別の漁獲係数 (F 値)

2018年以降の各年の年齢別F値を示す。黒線は現状の漁獲圧 (F_{current}) であり、令和7年度の資源評価で推定された2018～2023年の平均選択率の下で、2022～2024年の年齢別の平均Fと同じ漁獲圧を与えるF値を%SPR換算して算出した。

表 1. 再生産関係式の検討候補と選択した再生産関係のパラメータ推定値

a) 再生産関係式の検討候補

全期間の場合

再生産関係式	最適化法	自己相関	推定法	AICc	Δ AICc	順位
ホッケー・スティック(HS)	最小二乗法	有	同時	130.6	0.0	1
リッカー(RI)	最小二乗法	有	同時	131.3	0.7	2
ベバートン・ホルト(BH)	最小二乗法	有	同時	131.6	1.1	3
ホッケー・スティック(HS)	最小二乗法	無		148.7	18.2	4
リッカー(RI)	最小二乗法	無		150.5	19.9	5
ベバートン・ホルト(BH)	最小二乗法	無		151.8	21.3	6

期間を分割した場合

再生産関係式	最適化法	自己相関	加入期	期間	AICc	Δ AICc	順位
ホッケー・スティック型	最小二乗法	無	通常	1960~1975	129.3	0.0	1
			高	1988~2023			
			高	1976~1987			
リッカー型	最小二乗法	無	通常	1960~1975	131.7	2.4	3
			高	1988~2023			
			高	1976~1987			
ベバートン・ホルト型	最小二乗法	無	通常	1960~1975	130.7	1.3	2
			高	1988~2023			
			高	1976~1987			
ホッケー・スティック型	最小絶対値法	無	通常	1960~1975	133.8	4.5	6
			高	1988~2023			
			高	1976~1987			
リッカー型	最小絶対値法	無	通常	1960~1975	133.5	4.2	5
			高	1988~2023			
			高	1976~1987			
ベバートン・ホルト型	最小絶対値法	無	通常	1960~1974	132.1	2.8	4
			高	1988~2023			
			高	1975~1987			

推奨する再生産関係式を太字とした。順位は AICc の値に基づくものであり、最終的に推奨する再生産関係の順位を示したものではない。自己相関パラメータの推定には、再生産関係式のパラメータと同時に推定する同時推定法を用いた。この場合、残差の正規性を仮

定したほうが妥当と考え、最適化法には最小二乗法を用いた。

a) 選択した再生産関係のパラメータ推定値

再生産関係式	最適化法	自己相関	a	b	S.D.	ρ
HS 型	最小二乗値法	無	0.0290	7.01×10^5	0.667	-

a は原点から折れ点までの傾き（百万尾/トン）、b は折れ点での親魚量（トン）、S.D. は加入のばらつきの大きさをあらわす指標（対数残差の標準偏差）、 ρ は自己相関係数である。

表 2. MSY 管理基準値等の算出および将来予測計算に用いた各種設定

年齢	自然死亡 係数	成熟率	平均重量 (g)	選択率	現状の漁獲圧 ($F_{current}$)
0	0.40	0.00	15	0.11	0.06
1	0.40	0.25	44	0.11	0.06
2	0.40	1.00	67	0.49	0.25
3	0.40	1.00	87	1.00	0.51
4+	0.40	1.00	115	1.00	0.51

選択率は 2018～2023 年の平均漁獲圧を用いた。自然死亡係数、平均重量、成熟割合は 2022～2024 年の平均である。現状の漁獲圧 ($F_{current}$) は、上記の選択率の下で、2022～2024 年の年齢別の平均 F と同じ漁獲圧を与える F 値を %SPR 換算して算出した。

表 3. 各種管理基準値案における平衡状態のときの平均親魚量、直近（2024 年）の親魚量に対する比、漁業がなかった場合を仮定した初期親魚量（SB0）に対する比、期待できる平均漁獲量、%SPR 換算した漁獲圧、漁獲割合、現状の漁獲圧（2022～2024 年の漁獲圧）に対する漁獲圧の比、および SBmsy を維持する漁獲圧における年齢別漁獲係数（Fmsy）

管理 基準値案	親魚量 (万トン)	現状の 親魚量に 対する比	初期 親魚量に 対する比	期待できる 平均漁獲量 (万トン)	漁獲圧 (%SPR)	漁獲 割合	現状の 漁獲圧に 対する比
目標管理 基準値							
最大持続生産量 MSY を実現する 親魚量(SBmsy)	108.9	1.49	0.40	39.2	41.5	22.1	1.54
限界管理 基準値							
MSY の 60%の 漁獲が得られる 親魚量 (SB0.6msy)	45.4	0.62	0.17	23.5	30.5	28.5	2.70
禁漁水準 MSY の 10%の 漁獲が得られる 親魚量 (SB0.1msy)	6.5	0.09	0.02	3.9	25.9	32.2	3.50
SBmsy を 維持する 漁獲圧 (Fmsy)				(0 歳, 1 歳, 2 歳, 3 歳, 4+歳) =(0.09, 0.09, 0.38, 0.79, 0.79)			

表 4. 管理方策案のパフォーマンス評価の概要、(a)：通常の将来予測に基づくケース、(b)：ABC 対象年における資源量予測の不確実性を考慮した MSE に基づくケース

β	2026 年の平均漁獲量 (万トン)		2026-2035 年の平均漁獲量 (万トン)		2031 年に親魚資源量が目標管理基準値案を上回る確率		2036 年に親魚資源量が目標管理基準値案を上回る確率		親魚資源量が 10 年間で限界管理基準値案を下回る平均年数		漁獲圧が 10 年間で F_{msy} を上回る平均年数		2026-2035 年の漁獲量の平均年変動		2036 年の平均親魚量 (万トン)	
	(a)	(b)	(a)	(b)	(a)	(b)	(a)	(b)	(a)	(b)	(a)	(b)	(a)	(b)	(a)	(b)
1.0	53.9	53.9	42.0	41.7	44%	43%	42%	41%	0.15	0.33	0.00	5.32	17%	24%	110.2	108.7
0.9	49.7	49.7	41.2	41.0	50%	49%	49%	47%	0.08	0.19	0.00	1.58	16%	23%	117.4	116.3
0.8	45.3	45.3	40.1	40.0	58%	56%	56%	55%	0.04	0.09	0.00	0.24	15%	21%	125.2	124.5
0.7	40.7	40.6	38.6	38.5	65%	64%	64%	62%	0.01	0.04	0.00	0.02	14%	20%	133.9	133.5
0.6	35.8	35.7	36.6	36.6	73%	72%	72%	70%	0.00	0.01	0.00	0.00	14%	18%	143.7	143.6
0.5	30.6	30.6	33.9	33.9	81%	80%	81%	79%	0.00	0.00	0.00	0.00	14%	17%	155.0	155.1
0.4	25.1	25.1	30.5	30.5	88%	87%	88%	87%	0.00	0.00	0.00	0.00	13%	17%	168.5	168.7
0.3	19.4	19.4	25.9	25.9	94%	93%	95%	94%	0.00	0.00	0.00	0.00	13%	16%	185.2	185.3
0.2	13.3	13.3	19.8	19.8	98%	98%	98%	98%	0.00	0.00	0.00	0.00	14%	16%	206.2	206.3
0.1	6.8	6.8	11.5	11.5	99%	99%	100%	100%	0.00	0.00	0.00	0.00	14%	16%	233.7	233.7
0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100%	100%	100%	100%	0.00	0.00	0.00	0.00			270.9	270.9

補足資料 1 期間を分けたデータに基づく再生産関係式とモデル診断結果について

最大持続生産量 (MSY) を実現する親魚量の算出および将来予測計算に使用する再生産関係として、ホッケー・スティック (HS ; Clark et al., 1985) 型、ベバートン・ホルト (BH ; Beverton and Holt 1957) 型、およびリッカー (RI ; Ricker 1954) 型の再生産関係式を検討候補とした。R_y を y 年の加入量、B_y を y 年当初の親魚量、A_{min} を加入年齢 (本系群の場合は A_{min} は 0 歳) としたときのそれぞれの再生産関係式の数式は以下の通りである ;

$$R_y = \begin{cases} ab & \text{if } B_{y-A_{min}} > b \\ aB_{y-A_{min}} & \text{if } B_{y-A_{min}} \leq b \end{cases} \quad (\text{Hockey stick, HS})$$

$$R_y = \frac{aB_{y-A_{min}}}{(1 + bB_{y-A_{min}})} \quad (\text{Beverton Holt, BH})$$

$$R_y = aB_{y-A_{min}} \exp(-bB_{y-A_{min}}) \quad (\text{Ricker, RI})$$

いずれの再生産関係式でも、推定するパラメータは a および b の 2 つである。HS 型の場合、a は折れ点までの再生産曲線の傾き (百万尾/トン)、b は折れ点となる親魚量 (トン) を示す。再生産関係の検討の際には、推定された再生産曲線からの加入量の残差標準偏差 (S.D.) も併せて算出した。

本資源の再生産関係として、HS 型、RI 型、および BH 型の再生産関係式を、最小二乗法および最小絶対値法により 1960~2023 年の加入量・親魚量のデータに当てはめた。本系群で 1970~1990 年代に見られた資源量の増減は、1976/1977 年および 1988/1989 年に生じた自然環境の変化も影響していると考えられている (Ohshimo et al. 2009)。そこで、1975 年および 1988 年にそれぞれ再生産関係が切り替わると仮定し、各加入期間での再生産関係のタイプが二種類の様態 (通常加入期→高加入期→通常加入期) に分かれる場合を考えた。なお、加入様態の変化を考慮することは自己相関の一つの扱い方であると考え、自己相関を考慮しないモデルを用いた。推定された再生産関係式のパラメータを補足表 1-1 に示す。

HS 型を仮定した場合は、RI 型および BH 型を仮定した場合と比べて親魚量が比較的に少ない場合は高い加入量が予測されるが、親魚量が増大すると一定の加入量が予測された (補足図 1-1)。

HS 型再生産関係式を最小二乗法により当てはめた場合の残差トレンドと自己相関プロットを補足図 1-2 に示す。1 年前の自己相関プロットは信頼区間から逸脱しており、Ljung-Box 検定で p<0.05 となる年差も見られた。残差の時系列に着目すると、近年の加入量がモデルからの予測値よりも高く、増加傾向にあると解釈された。期間を分けた場合の自己相関の取り扱いについて、今後検討する必要があると考えられた。再生産関係モデルに対する残差の正規性については、Shapiro-Wilk 検定および Kolmogorov-Smirnov 検定により検討したが優位な逸脱は検出されなかった (補足図 1-3)。

自己相関を考慮しないモデルについて、HS 型再生産関係式を最小二乗法により当てはめる上での個々のデータの影響をジャックナイフ法により検討したところ、高加入期のパラメータは影響を受けやすい傾向がみられたものの、推定の頑健性に大きな問題はみられなかった (補足図 1-4 および 1-5)。パラメータ推定の信頼区間は残差ブートストラップに

より検討した（補足図 1-6 および 1-7）。また、プロファイル尤度を補足図 1-8 に示した。これらの結果からは、パラメータ推定において特段の問題は認められず、最適解として推定されていると考えられた。

引用文献

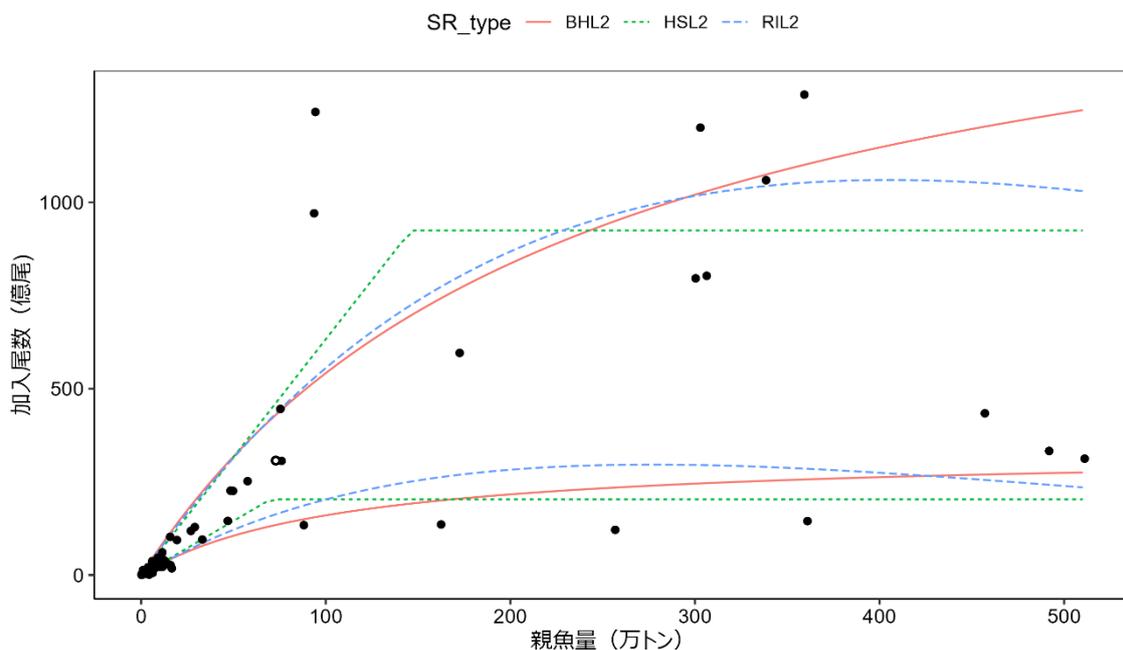
水産研究・教育機構 (2025) 再生産関係の推定・管理基準値計算・将来予測シミュレーションに関する技術ノート(令和 7 年度研究機関会議版). FRA-SA2025-ABCWG02-04.

Beverton R. J. H., and S. J. Holt (1957). On the dynamics of exploited fish populations. Her Majesty's Stationary Office, London.

Clark C. W., A. T. Charles, J. R. Beddington, and M. Mangel (1985). Optimal capacity decisions in a developing fishery. Mar. Resour. Econ., 2, 25-53.

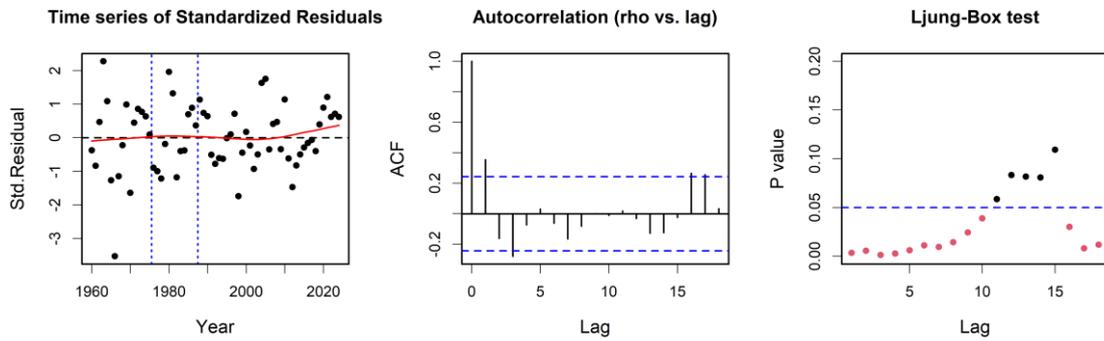
Ohshimo S., H. Tanka, and Y. Hiyama (2009). Long-term stock assessment and growth changes of the Japanese sardine (*Sardinops melanostictus*) in the Sea of Japan and East China Sea from 1953 to 2006. Fish. Oceanogr.18: 346–358

Ricker W. E. (1954). Stock and recruitment. J. Fish. Res. Board Can., 11, 559–623.



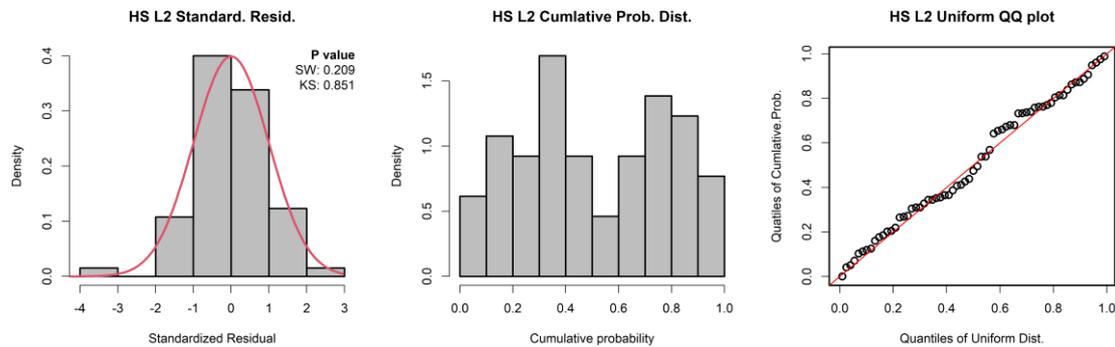
補足図 1-1. 各モデルにおける再生産関係式

期間を分割した場合、ホッケー・スティック型 (HS)、リッカー型 (RI)、ベバートン・ホルト型 (BH) の再生産関係式を、最小二乗法により当てはめた。黒丸は分析に使用した親魚量・加入尾数 (1960～2023 年) で、2024 年は白抜丸印で示す。



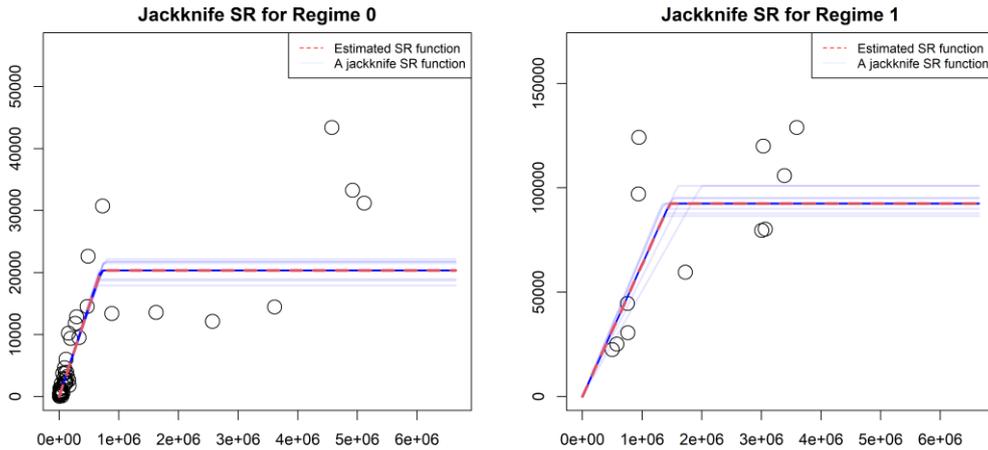
補足図 1-2. ホッケー・スティック型再生産関係式を最小二乗法で当てはめた場合の残差トレンド（左図）、自己相関プロット（中央図）、および Ljung-Box 検定における P 値（右図）

残差の時系列の図中の赤線は平滑化された曲線を示す。自己相関プロットの青色の点線は 95%信頼区間を示す。Ljung-Box 検定における P 値（縦軸）の青色の点線は 5%水準を表す。

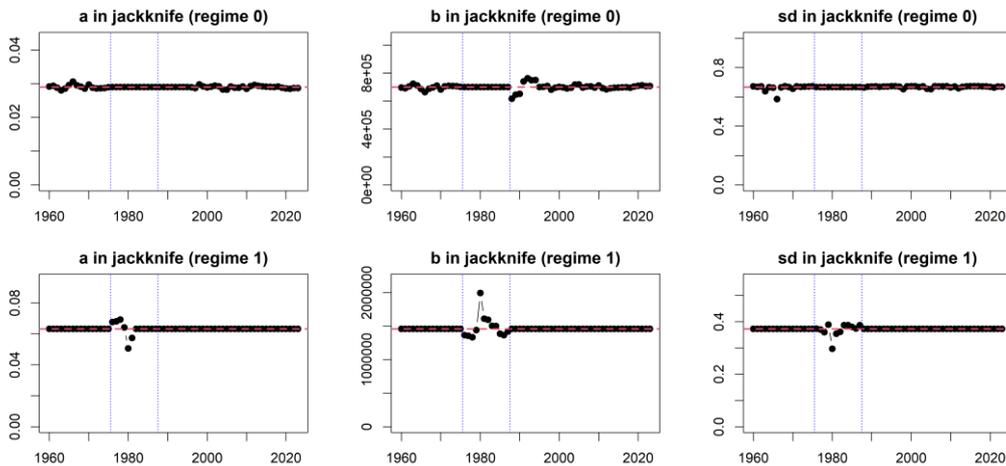


補足図 1-3. ホッケー・スティック型再生産関係式を最小二乗法で当てはめた場合の標準化残差のヒストグラムと正規性テスト結果（左図）、残差の累積確率密度のヒストグラム（中央図）、および一様分布を仮定した QQ プロット（右図）

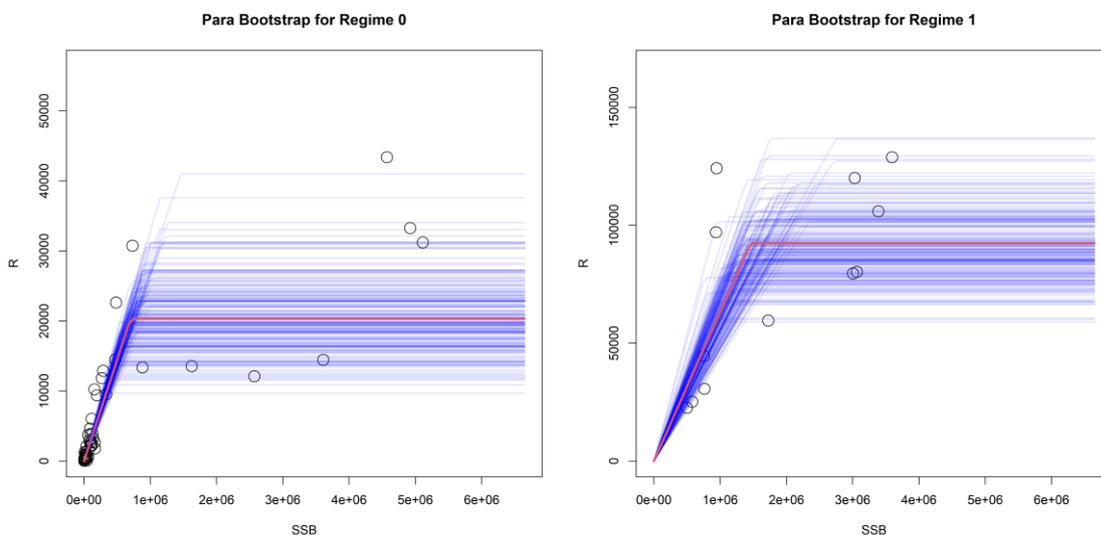
残差のヒストグラムの右上の数値は Shapiro-Wilk 検定 (SW) と Kolmogorov-Smirnov 検定 (KS) の結果である。どちらも、帰無仮説は「正規分布に従っている」である。QQ プロットの赤線は理論値を示している。



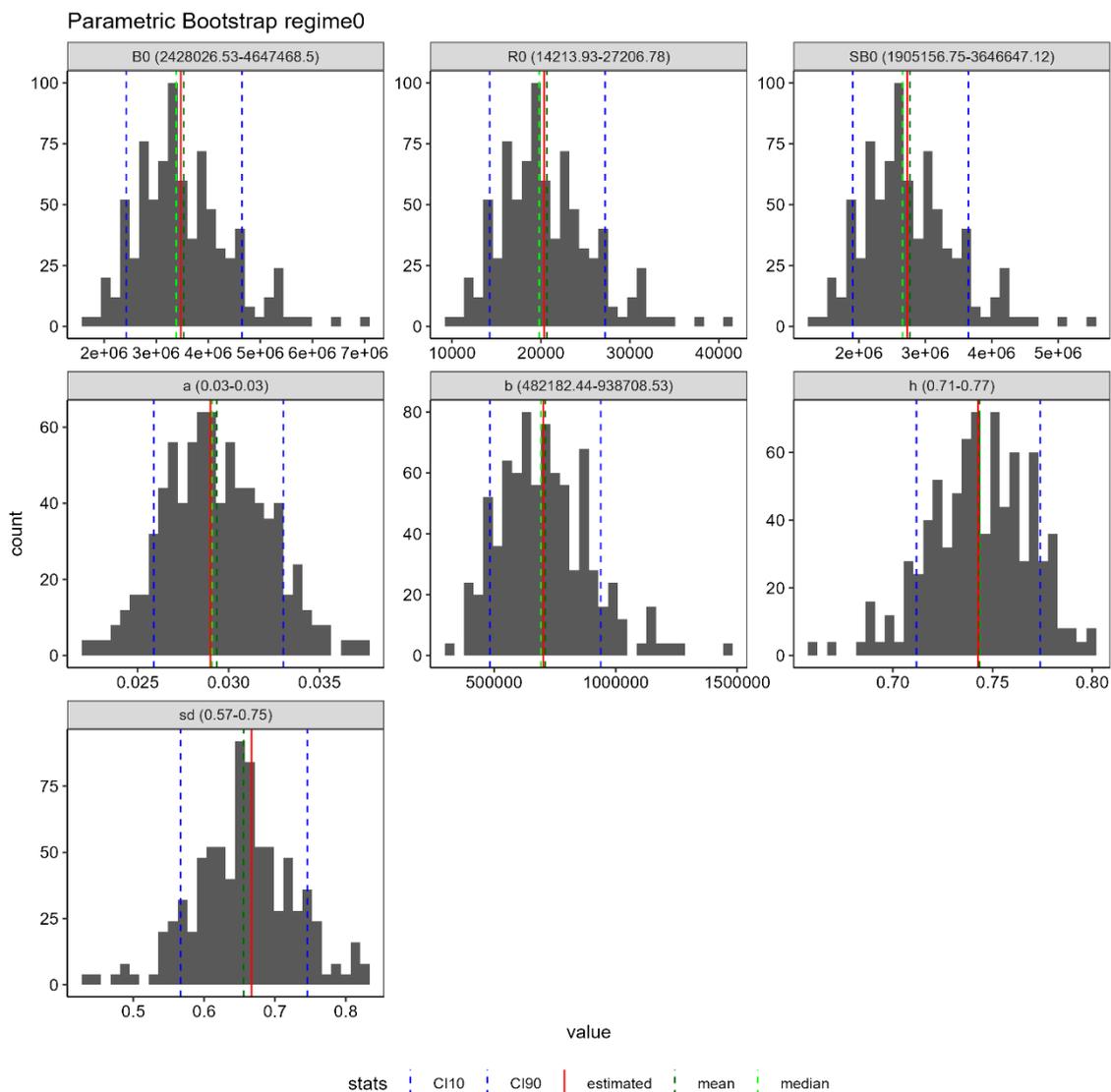
補足図 1-4. ホッケー・スティック型再生産関係式を最小二乗法で当てはめた場合のジャックナイフ解析での推定結果 (Regime 0: 通常加入期、Regime 1: 高加入期)
 赤線は全データでの推定値、青線は各年のデータを除外した場合の推定値である。横軸は親魚量 (トン)、縦軸は加入尾数 (百万尾) である。丸印は分析に使用した親魚量・加入尾数であり、黒丸は使用したデータ期間の最終年 (2024 年) を示す。



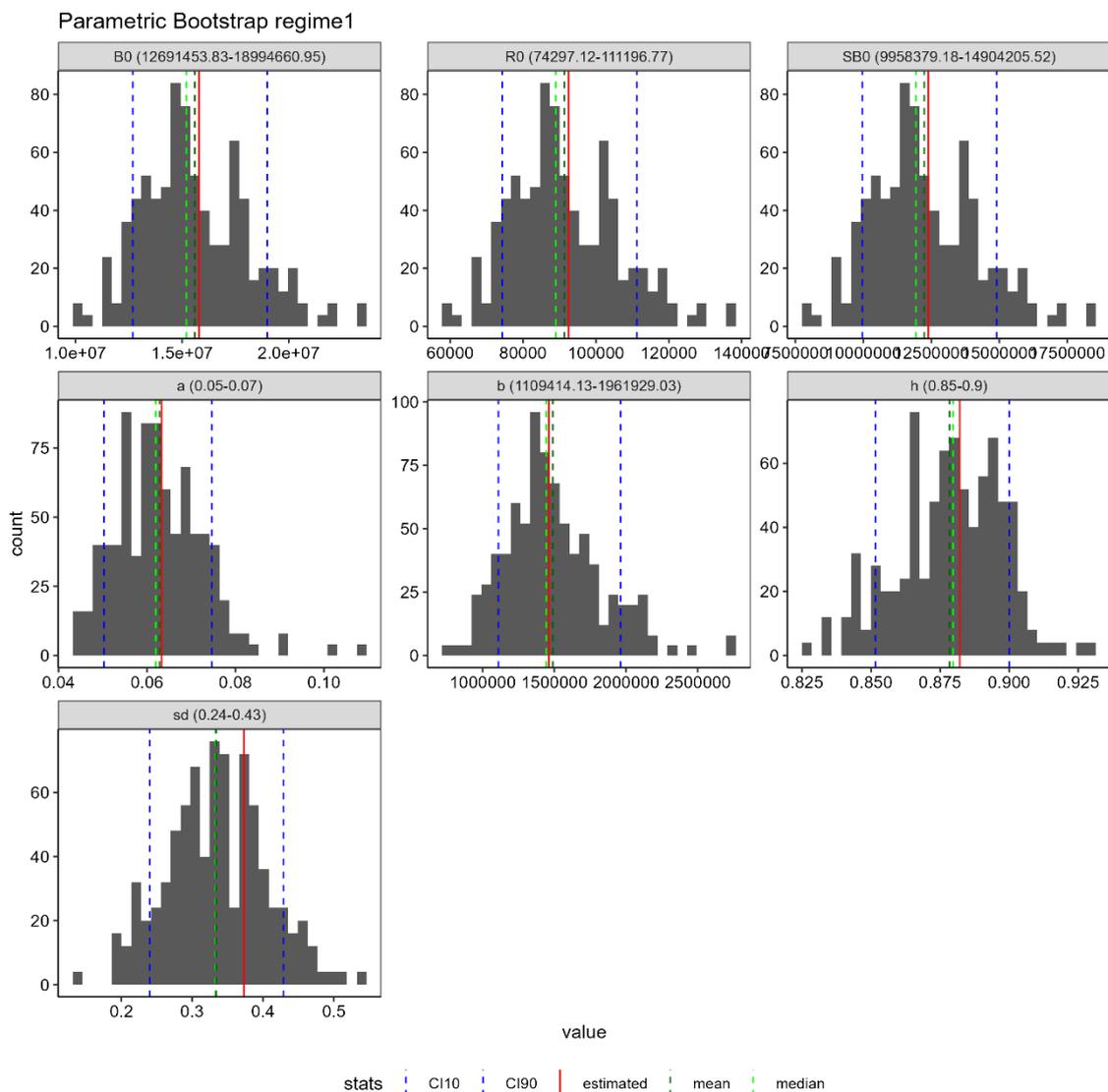
補足図 1-5. ホッケー・スティック型再生産関係式を最小二乗法で当てはめた場合のジャックナイフ解析でのパラメータ別の影響 (Regime 0: 通常加入期、Regime 1: 高加入期)



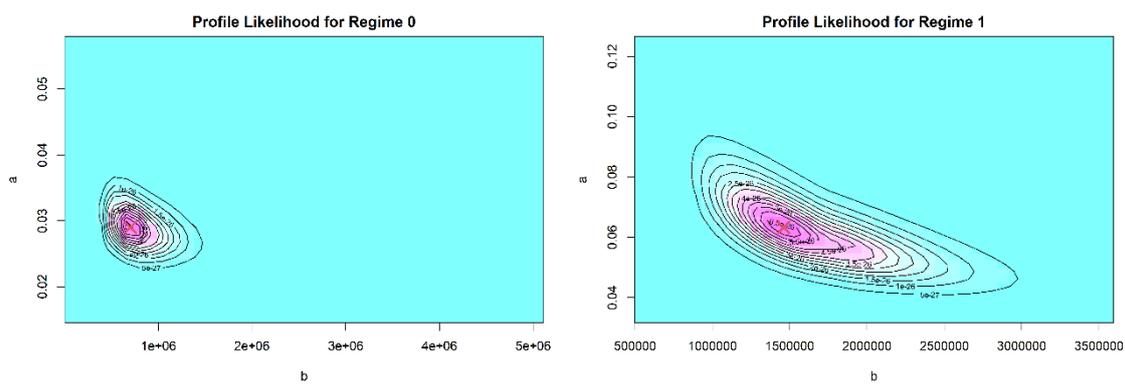
補足図 1-6. ホッケー・スティック型再生産関係式を最小二乗法で当てはめた場合の残差ブートストラップ解析の結果（Regime 0：通常加入期、Regime 1：高加入期）
 赤線は元データでの推定値、青線はパラメトリックブートストラップでの推定値である。横軸は親魚量（トン）、縦軸は加入尾数（百万尾）である。丸印は分析に使用した親魚量・加入尾数であり、黒丸は使用したデータ期間の最終年（2024 年）を示す。



補足図 1-7. ホッケー・スティック型再生産関係式を最小二乗法で当てはめた場合の残差ブートストラップ解析での中央値（緑点線）と 80%信頼区間（青線）（Regime 0 : 通常加入期）
赤線はパラメータの点推定値である。



補足図 1-7. ホッケー・スティック型再生産関係式を最小二乗法で当てはめた場合の残差ブートストラップ解析での中央値（緑点線）と 80%信頼区間（青線）（Regime 1：高加入期）
赤線はパラメータの点推定値である。



補足図 1-8. ホッケー・スティック型再生産関係式を最小二乗法で当てはめた場合の推定パラメータのプロファイル尤度（Regime 0：通常加入期、Regime 1：高加入期）
×印は推定されたパラメータ値における尤度に相当する。

補足表 1-1. 期間を分けたデータに基づく MSY 管理基準値算出に使用した再生産関係式における各パラメータ推定値

再生産関係式	最適化法	期間	加入期	a	b	S.D.	R _{ho}	R0	h	データ数
ホッケースティック	L2*1	1960~1975	通常	0.0290	7.01 × 10 ⁵	0.667	-	2.03 × 10 ⁴	0.743	64
		1988~2023								
		1976~1987	高	0.0633	1.46 × 10 ⁶	0.373	-	9.25 × 10 ⁴	0.882	
リッカー	L2	1960~1975	通常	0.0291	3.61 × 10 ⁷	0.680	-	2.81 × 10 ⁴	0.594	64
		1988~2023								
		1976~1987	高	0.0711	2.47 × 10 ⁷	0.380	-	6.82 × 10 ⁴	1.214	
ベバートン・ホルト	L2	1960~1975	通常	0.0308	9.23 × 10 ⁷	0.671	-	2.53 × 10 ⁴	0.508	64
		1988~2023								
		1976~1987	高	0.0770	4.21 × 10 ⁷	0.384	-	1.65 × 10 ⁵	0.721	
ホッケースティック	L1*2	1960~1975	通常	0.0279	1.10 × 10 ⁶	0.680	-	3.07 × 10 ⁴	0.732	64
		1988~2023								
		1976~1987	高	0.0453	2.34 × 10 ⁶	0.427	-	1.06 × 10 ⁵	0.835	
リッカー	L1	1960~1975	通常	0.0291	3.61 × 10 ⁷	0.680	-	3.32 × 10 ⁴	0.586	64
		1988~2023								
		1976~1987	高	0.0711	2.47 × 10 ⁷	0.380	-	1.09 × 10 ⁵	0.892	
ベバートン・ホルト	L1	1960~1974	通常	0.0299	7.60 × 10 ⁷	0.673	-	2.95 × 10 ⁴	0.500	64
		1988~2023								
		1975~1987	好適	0.0491	1.68 × 10 ⁷	0.442	-	2.47 × 10 ⁵	0.622	

*1 最小二乗法、*2 最小絶対値法

推奨する再生産関係式を太字とした。S.D.は加入のばらつきの大さをあらわす指標で、対数残差の標準偏差（Standard Deviation、平均二乗誤差の平方根）である。加入残差の自己相関を考慮した場合は、自己相関パラメータ ρ についても示した。R0 は SB0 のときの平均加入尾数である。h（ステープネス）は再生産関係の密度補償効果の程度を示す指標であり、RI 型および BH 型の場合は 0.2SB0 のときの平均加入尾数を R0 で割った値、HS 型の場合は 1-SBhs/SB0（SBhs は HS の折れ点）となる値である。

補足資料 2 将来予測の計算方法

資源尾数や漁獲量の予測は、統計ソフトウェア R (version 4.1.1) 用計算パッケージ `frasyr` (コミット番号: 05eacac) を用いて実施した。将来予測における加入量は、本資料において提案されたホッケー・スティック型再生産関係と年々推定される親魚量から求めた。

将来予測における漁獲係数 F は、「令和 7 (2025) 年度 漁獲管理規則および ABC 算定のための基本指針 (FRA-SA2025-ABCWG02-01)」における 1 系資源の管理規則に基づき算出される値を用いた。将来予測における選択率や漁獲物平均体重等の値には、MSY 管理基準値等の算出に用いた各種設定を用いた (表 2)。これらは再生産関係と同じく、令和 7 (2025) 年度の資源評価に基づく値であり、漁獲物平均体重はこの計算結果における 2022~2024 年の平均値である。

資源尾数の予測には、コホート解析の前進法 ((1)-(2) 式) を用いた。

$$N_{a+1,y+1} = N_{a,y} \exp(-F_{a,y} - M) \quad (1)$$

$$N_{4+,y+1} = (N_{3,y} + N_{4+,y}) \times \exp(-F_{3,y} - M) \quad (2)$$

漁獲尾数は、上式で求めた資源尾数と各漁獲シナリオから仮定される F 値をもとに (3) 式により求めた。

$$C_{a,y} = N_{a,y} \{1 - \exp(-F_{a,y})\} \exp\left(-\frac{M}{2}\right) \quad (3)$$

引用文献

水産研究・教育機構 (2025) 令和 7 (2025) 年度 漁獲管理規則および ABC 算定のための基本指針. FRA-SA2025-ABCWG02-01, 水産研究・教育機構, 横浜.

補足資料 3 期間を分けたデータに基づく再生産関係式と MSY 管理基準値推定の感度試験

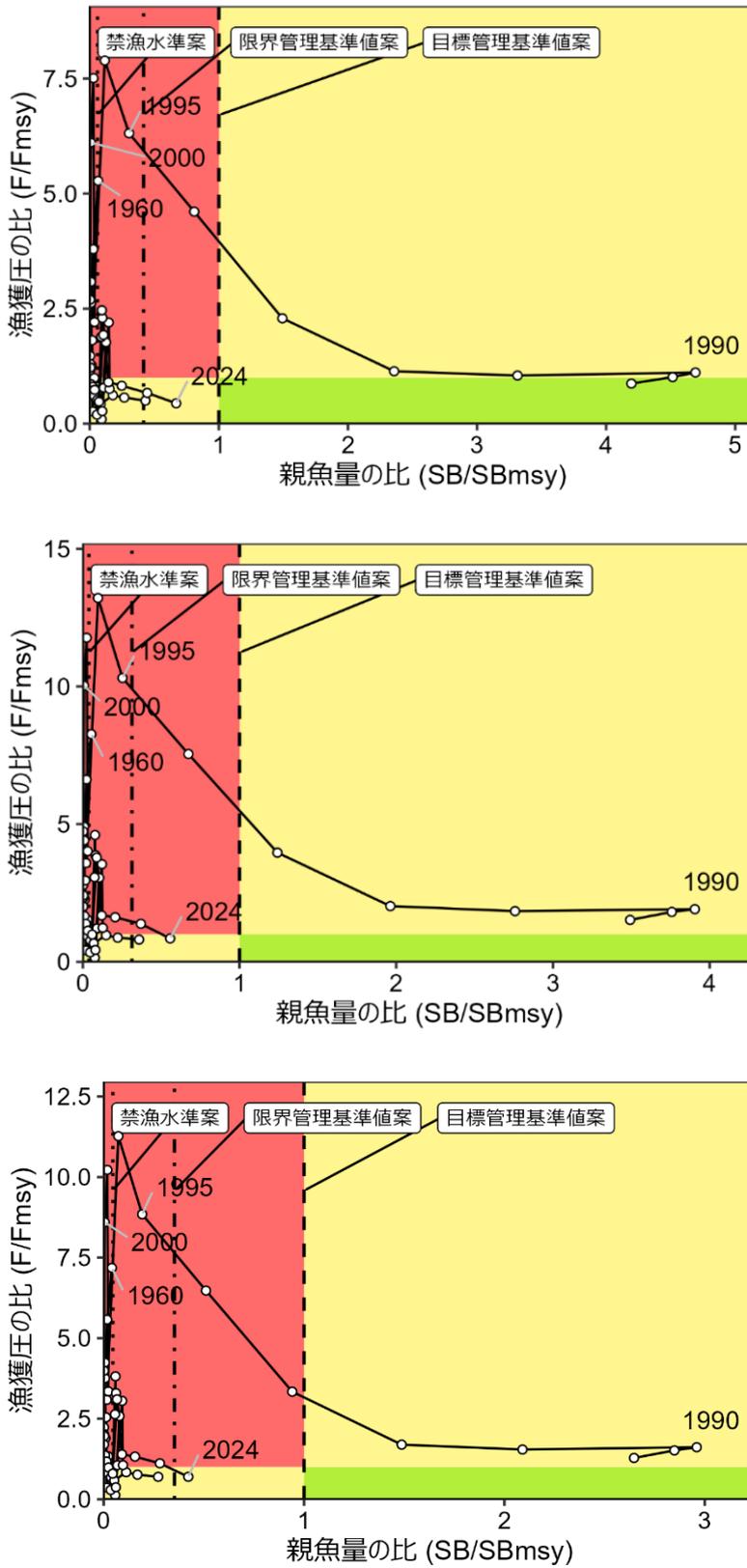
再生産関係による MSY 管理基準値の違いを把握するため、AICc に基づき当てはまりが良いと判断された 3 通りの再生産関係と最適化方法の組み合わせで、それぞれ通常加入期（1960～1975 年および 1988～2023 年）における MSY 管理基準値を推定した。比較対象とした再生産関係は、HS 型再生産関係、RI 型再生産関係、および BH 型再生産関係で、いずれも最小二乗法で当てはめた場合である。残差の自己相関は推定しなかった。また、参考値として、高加入期（1976～1987 年）における HS 型再生産関係の MSY 管理基準値を推定した。各再生産関係から推定された MSY 管理基準値を補足表 3-1 に示す。

BH 型は、SBmsy と SB0.1msy は HS 型よりやや高いが、SB0.6msy は低い値となる。また、Fmsy は HS 型よりも低く、期待できる MSY は 26%ほど低くなる（補足表 3-1）。RI 型は、SBmsy、SB0.6msy、SB0.1msy は HS 型よりも高くなる。Fmsy は HS 型よりも低いですが、期待できる MSY は高くなる。BH 型および RI 型を適用した場合、HS 型に比べて、本資源の漁獲量はより長い期間で Fmsy を上回っていたと判断される（補足図 3-1）。

高加入期（1976～1987 年）における HS 型は、高い加入量を想定するため、通常加入期の HS 型に比べて管理基準値や Fmsy が高くなり、MSY が大きくなる（補足表 3-1）。

補足表 3-1. 各再生産関係と最適化方法に基づき推定された MSY 管理基準値

加入様態	通常加入期	通常加入期	通常加入期	高加入期
再生産関係	HS 型	BH 型	RI 型	HS 型
最適化方法	最小二乗法	最小二乗法	最小二乗法	最小二乗法
SBmsy	108.9 万トン	130.9 万トン	172.7 万トン	342.0 万トン
SB0.6msy	45.4 万トン	41.0 万トン	61.1 万トン	103.7 万トン
SB0.1msy	6.5 万トン	5.0 万トン	7.9 万トン	16.0 万トン
MSY	39.2 万トン	29.1 万トン	44.6 万トン	196.1 万トン
Umsy	22.1	15.1	17.1	30.2
%SPR	41.5	56.0	51.6	27.6
Fmsy/Fcurrent	1.54	0.80	0.97	3.17



補足図 3-1. 管理基準値案と親魚量・漁獲圧との関係（神戸プロット）通常加入期の（上図）HS型、（中図）BH型、（下図）RI型

補足資料 4 ABC 計算の不確実性の考慮

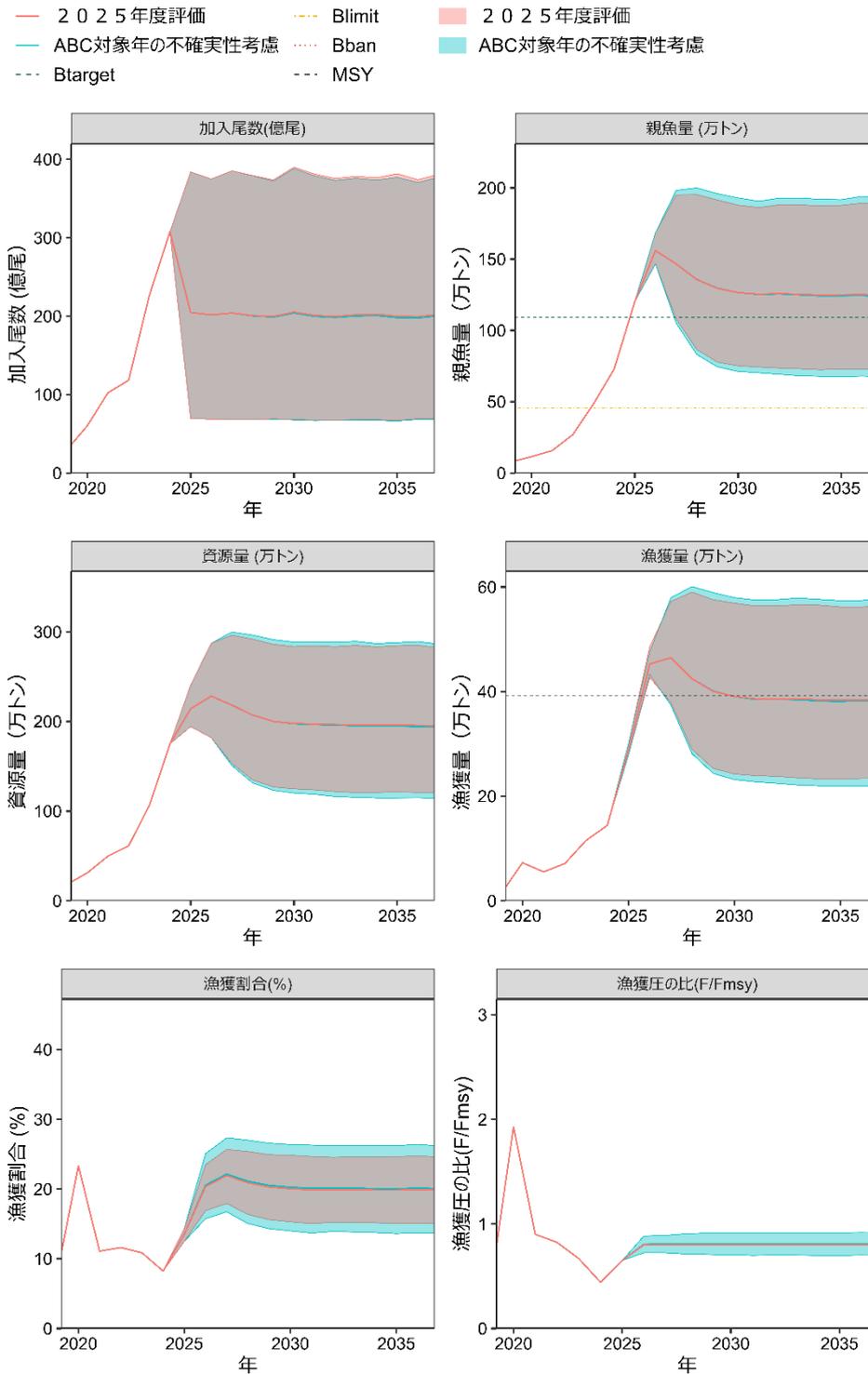
令和 7 (2025) 年度の資源評価の結果に基づき 2026 年の ABC を計算しようとする場合、利用可能な最新データである 2024 年の資源量推定値を用いて 2025 年と 2026 年の将来予測を実施し、漁獲管理規則から与えられる漁獲圧によって得られる 2026 年の漁獲量の分布の平均値を求めて ABC とする (水産研究・教育機構 2025)。このように計算された ABC は 2025 年と 2026 年に平均的な加入が起こるとした決定論的な将来予測から計算された漁獲量とほぼ一致する (市野川ほか 2022)。しかし、現実には 2 年続けて平均的な加入が得られるとは限らない。そのため、予測した ABC と現実の個体群動態と漁獲管理規則に基づく漁獲係数から得られる漁獲量とがどの程度乖離し得るのか (すなわち ABC 計算の不確実性) を評価することは、管理基準値や漁獲管理規則を議論する上で有効な情報となる (市野川ほか 2022)。ABC 計算における時間遅れは、加入変動が大きく、若齢の選択率が高く、かつ 1 歳以下で成熟する資源で大きく影響する (市野川ほか 2022)。そこで、本資源において ABC 計算の不確実性を評価した。

計算方法は市野川ほか (2022) によった。実際の計算は frasyr (コミット番号: 05eacac) の簡易 MSE の枠組みで実施した。ここで、ABC 年の前年の漁獲係数は真の値を知っているもの (すなわち市野川ほか (2022) の ABC_S1) とした。将来予測本体の計算回数は加入の誤差を考慮した 10,000 回とし、ABC 計算における時間遅れによる誤差を組み込むための 2 年分の将来予測における加入は決定論的に決まるものとした。

ABC 計算における時間遅れによる誤差を組み込んだ将来予測の平均値の推移は通常の将来予測と大きく違わなかった。しかし、親魚量や漁獲圧の予測区間が通常の将来予測より広がった (補足図 4-1)。この影響による管理性能に係るリスク評価の結果は表 4 に示している。

引用文献

- 水産研究・教育機構 (2025) 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(令和 7 年度研究機関会議版). FRA-SA2025-ABCWG02-04, 水産研究・教育機構, 横浜.
- 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管理規則の検討: マイワシ 2 系群を例に. 日本水産学会誌, **88**, 239-255.



補足図 4-1. ABC 対象年における資源量予測の不確実性を考慮した MSE に基づく将来予測

通常の将来予測（赤色）と ABC 対象年における資源量予測の不確実性を考慮した場合の将来予測（青色）の結果。網掛けは予測結果の 90%が含まれる予測区間を示す。

補足資料 5 全期間のデータに基づく再生産関係式とモデル診断結果、MSY 管理基準値

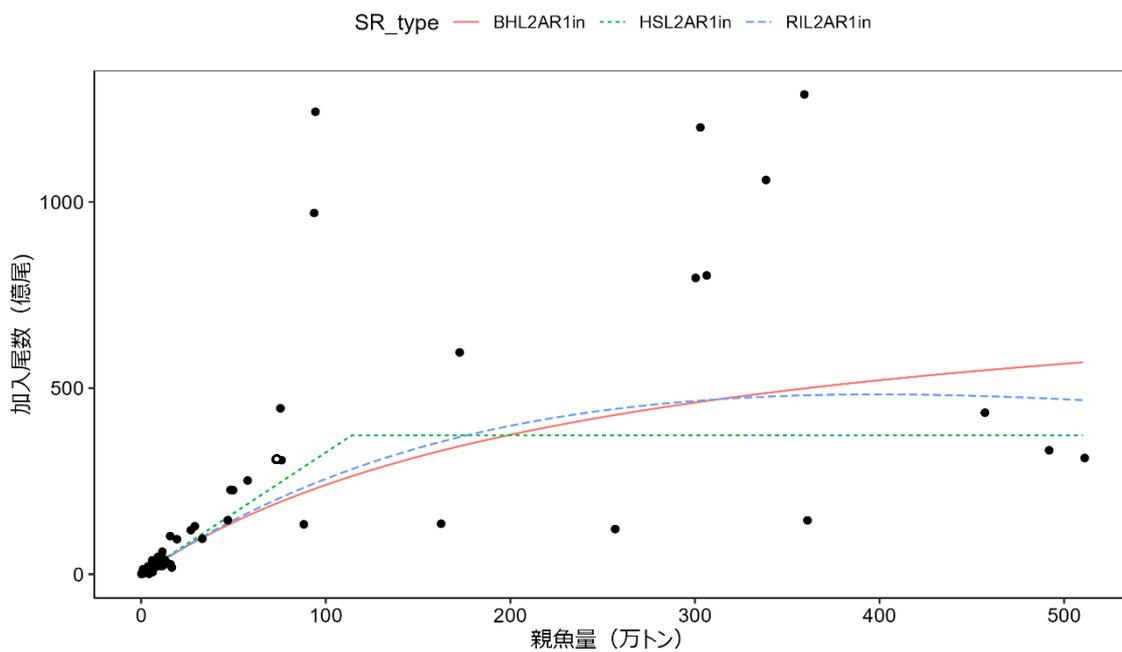
本資源の再生産関係として、HS 型、RI 型、および BH 型の再生産関係式を、最小二乗法および最小絶対値法により 1960～2023 年の加入量・親魚量のデータに当てはめた。残差の自己相関 (AR) については、自己相関パラメータ ρ もモデルに組み込み、再生産関係式のパラメータと同時に推定する“同時推定法”を用いた (詳細は「再生産関係の推定・管理基準値計算・将来予測シミュレーションに関する技術ノート (FRA-SA2025-ABCWG02-04)」 (水産研究・教育機構 2025) を参照)。この場合、残差の正規性を仮定したほうが妥当であるため、最適化法には最小二乗法を用いた。推定された再生産関係式のパラメータを補足表 5-1 に示す。

AICc はいずれの再生産関係においても最小二乗法を用いた場合の方が最小絶対値法を用いた場合よりも低く、また、自己相関を考慮した方が低くなった (表 1a)。最小二乗法を用いた HS 型の AICc は、BH 型に比べて 0.7、RI 型に比べて 1.1 低く、最も予測力が高かった。HS 型を仮定した場合は、RI 型および BH 型を仮定した場合と比べて親魚量が比較的少ない場合は高い加入量が予測されるが、親魚量が増大すると一定の加入量が予測された (補足図 5-1)。

HS 型再生産関係式を最小二乗法により当てはめ、自己相関を同時に推定した場合の残差トレンドと自己相関プロットを補足図 5-2 に示す。自己相関プロットの信頼区間に概ね収まっており、自己相関パラメータは適切に推定されたと考えられた。再生産関係モデルに対する残差の正規性については、Shapiro-Wilk 検定および Kolmogorov-Smirnov 検定により検討したが有意な逸脱は検出されなかった (補足図 5-3)。

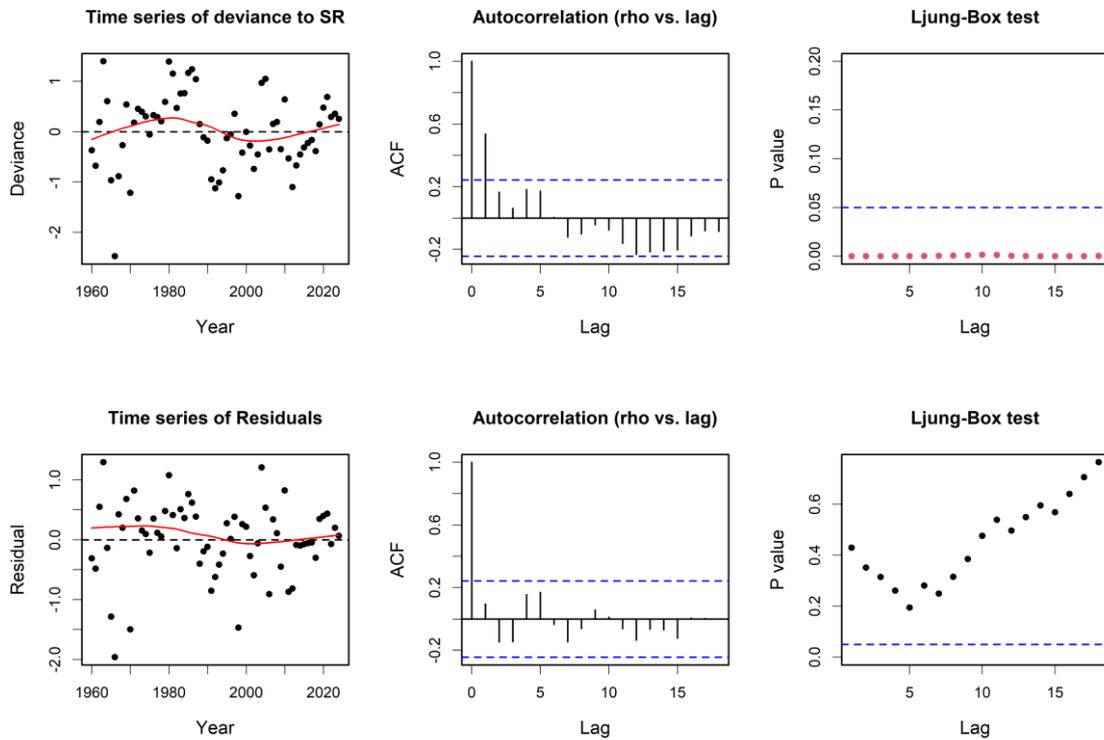
自己相関を考慮するモデルについて、HS 型再生産関係式を最小二乗法により当てはめる上での個々のデータの影響をジャックナイフ法により検討したところ、推定の頑健性に大きな問題はみられなかった (補足図 5-4 および 5-5)。パラメータ推定の信頼区間は残差ブートストラップにより検討した (補足図 5-6 および 5-7)。また、プロファイル尤度を補足図 5-8 に示した。これらの結果からは、パラメータ推定において特段の問題は認められず、最適解として推定されていると考えられた。

通常加入期と同様の各種設定 (表 2) で将来予測を行い、MSY に対応する管理基準値案などを算出した (補足表 5-2)。通常加入期で算出された管理基準値案に比べて SBmsy、SB0.6msy、SB0.1msy は高かった。Fmsy は低かったが、期待できる MSY は高かった。全期間の HS 型再生産関係式 (補足図 5-9)、漁獲量曲線 (補足図 5-10)、基準値案に基づいた神戸プロット (補足図 5-11)、漁獲管理規則案 (補足図 5-12)、将来予測の結果 (補足図 5-13、補足表 5-3～5-8) を示す。



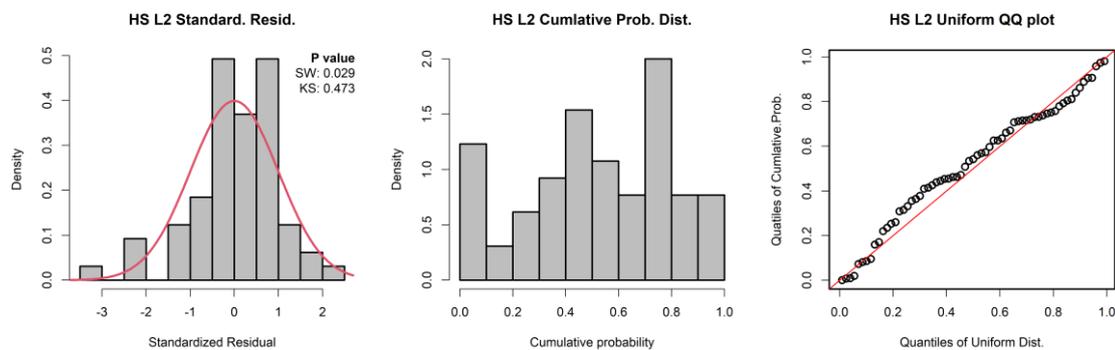
補足図 5-1. 各モデルにおける再生産関係式

ホッカー・スティック型 (HS)、リッカー型 (RI)、ベバートン・ホルト型 (BH) の再生産関係式を、最小二乗法により当てはめ、自己相関を内部推定した。黒丸は分析に使用した親魚量・加入尾数 (1960～2023 年) で、2024 年は白抜丸印で示す。



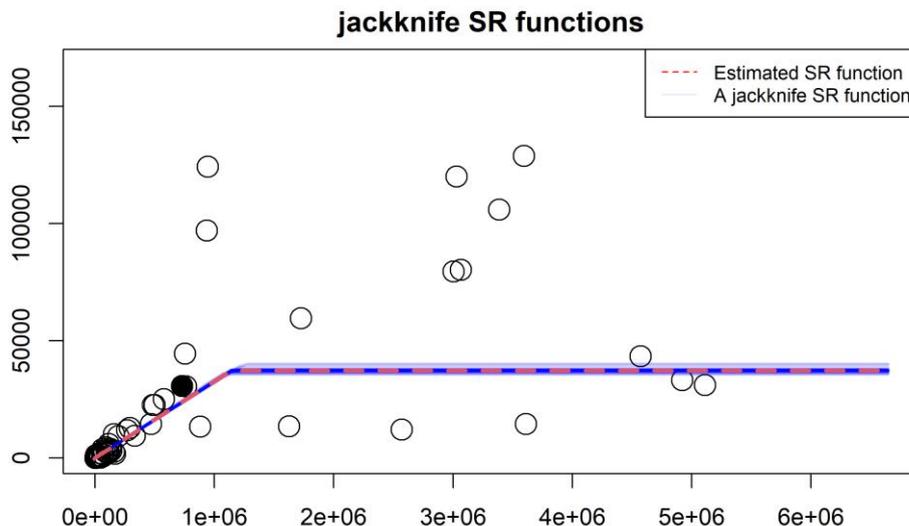
補足図 5-2. ホッケー・スティック型再生産関係式を最小二乗法で当てはめ自己相関を考慮した場合の残差トレンド（左図）、自己相関プロット（中央図）、および Ljung-Box 検定における P 値（右図）

上図と下図は自己相関を考慮しない場合と考慮した場合の結果を示す。残差の時系列の図中の赤線は平滑化された曲線を示す。自己相関プロットの青色の点線は 95%信頼区間を示す。Ljung-Box 検定における P 値（縦軸）の青色の点線は 5%水準を表す。

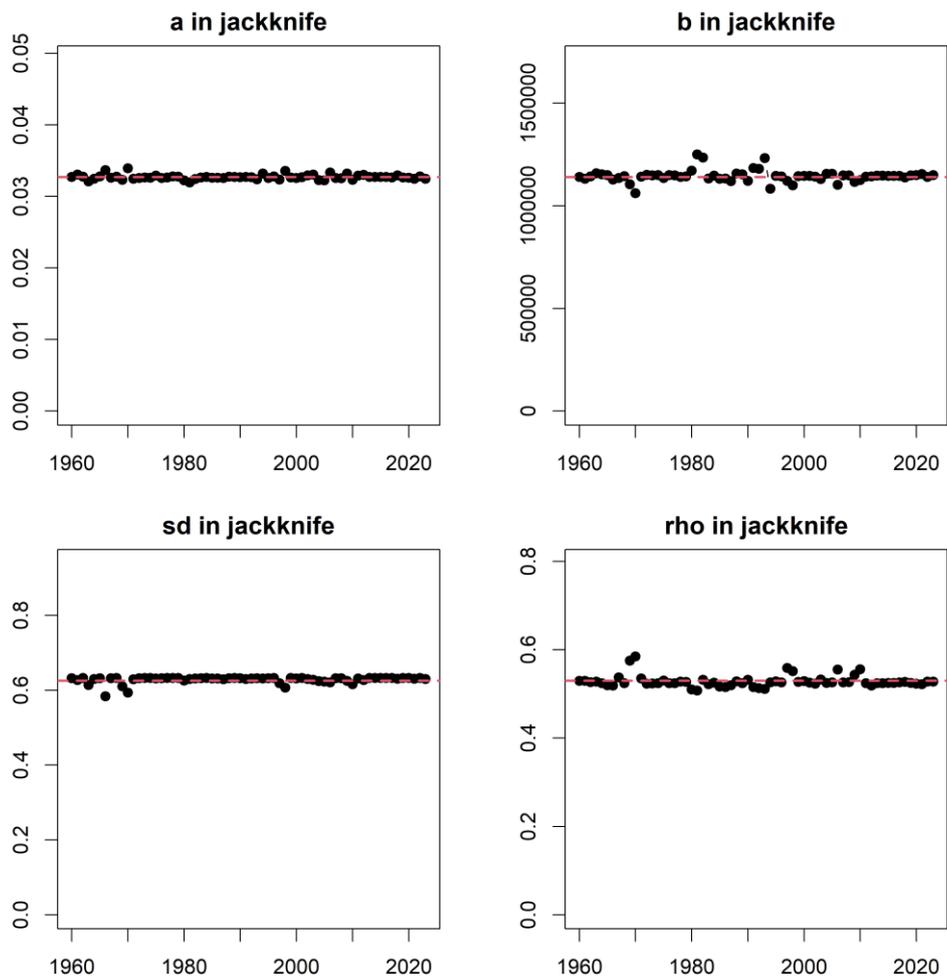


補足図 5-3. ホッケー・スティック型再生産関係式を最小二乗法で当てはめ自己相関を考慮した場合の標準化残差のヒストグラムと正規性テスト結果（左図）、残差の累積確率密度のヒストグラム（中央図）、および一様分布を仮定した QQ プロット（右図）

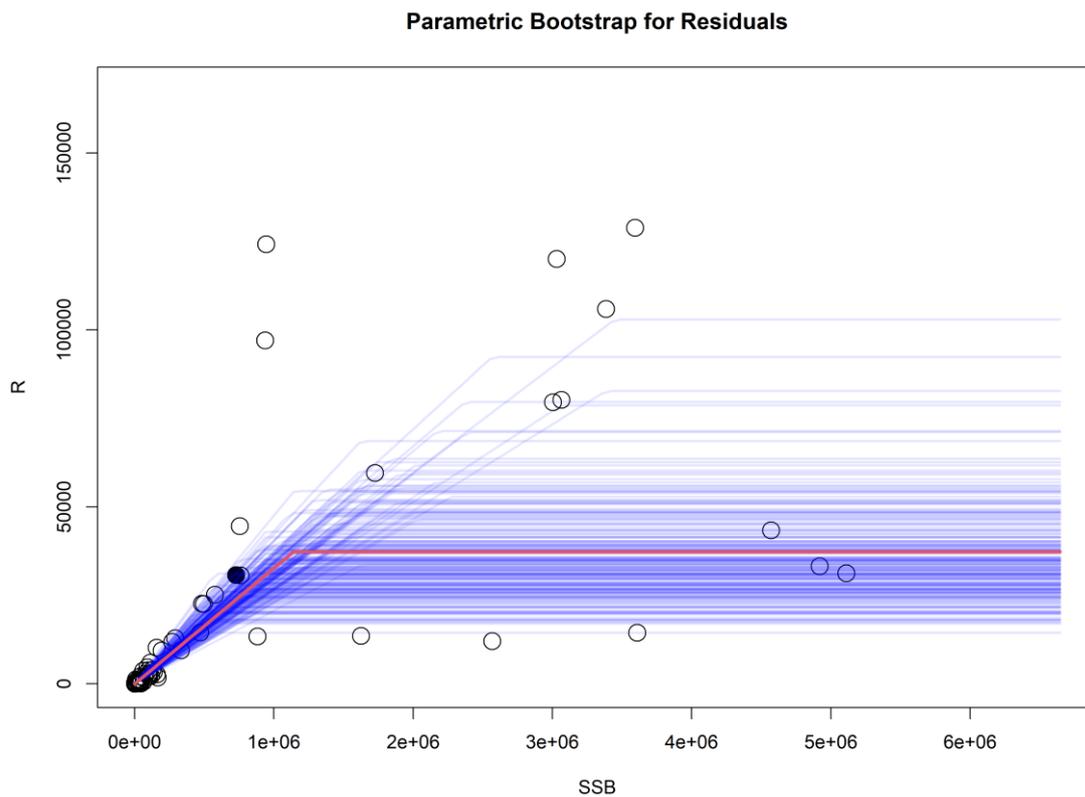
残差のヒストグラムの右上の数値は Shapiro-Wilk 検定 (SW) と Kolmogorov-Smirnov 検定 (KS) の結果である。どちらも、帰無仮説は「正規分布に従っている」である。QQ プロットの赤線は理論値を示している。



補足図 5-4. ホッケー・スティック型再生産関係式を最小二乗法で当てはめ自己相関を考慮した場合のジャックナイフ解析での推定結果
 赤線は全データでの推定値、青線は各年のデータを除外した場合の推定値である。横軸は親魚量（トン）、縦軸は加入尾数（百万尾）である。丸印は分析に使用した親魚量・加入尾数であり、黒丸は使用したデータ期間の最終年（2024年）を示す。

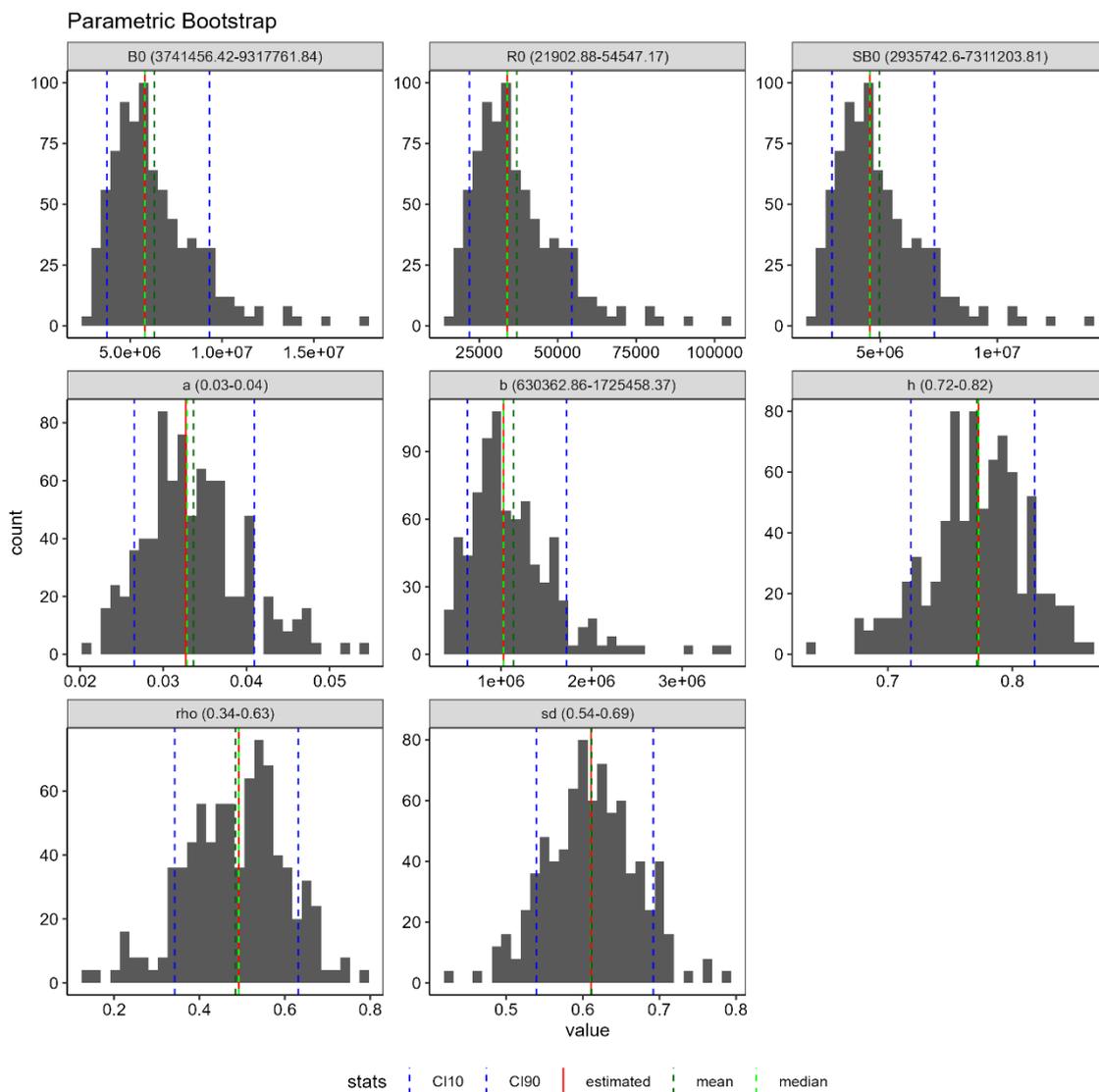


補足図 5-5. ホッケー・スティック型再生産関係式を最小二乗法で当てはめ自己相関を考慮した場合のジャックナイフ解析でのパラメータ別の影響

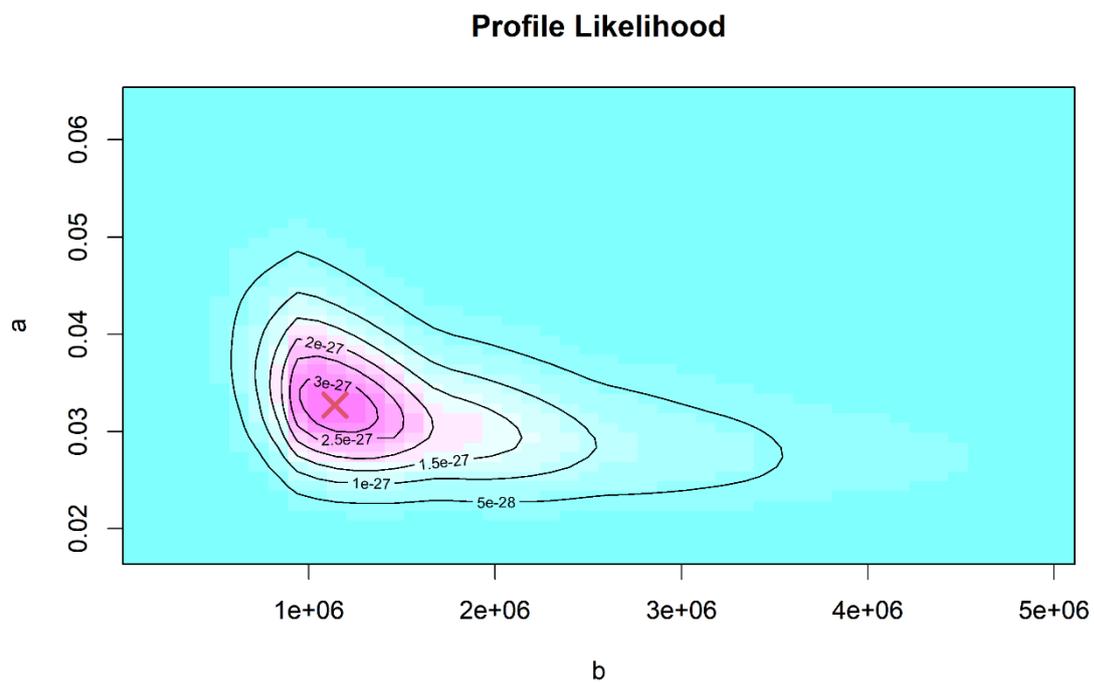


補足図 5-6. ホッケー・スティック型再生産関係式を最小二乗法で当てはめ自己相関を考慮した場合の残差ブートストラップ解析の結果

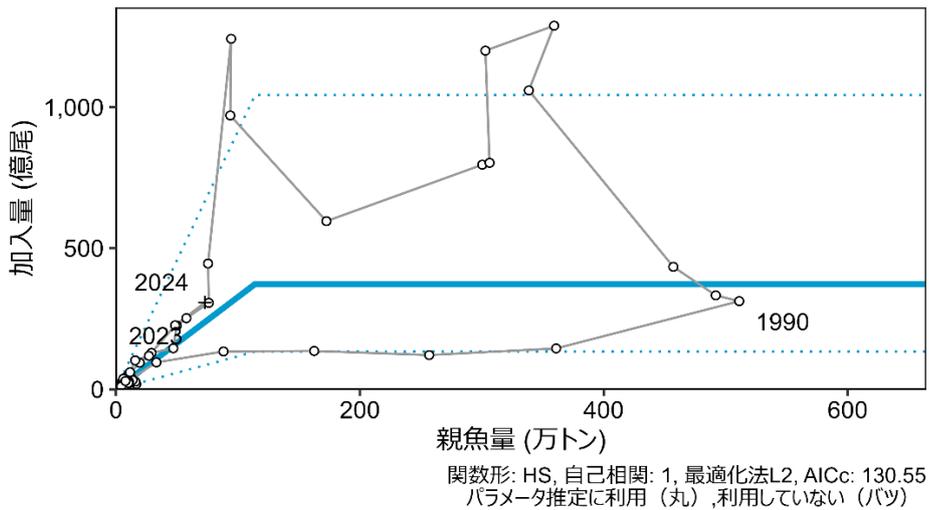
赤線は元データでの推定値、青線はパラメトリックブートストラップでの推定値である。横軸は親魚量（トン）、縦軸は加入尾数（百万尾）である。丸印は分析に使用した親魚量・加入尾数であり、黒丸は使用したデータ期間の最終年（2024 年）を示す。



補足図 5-7. ホッケー・スティック型再生産関係式を最小二乗法で当てはめ自己相関を考慮した場合の残差ブートストラップ解析での中央値(緑点線)と80%信頼区間(青線)赤線はパラメータの点推定値である。

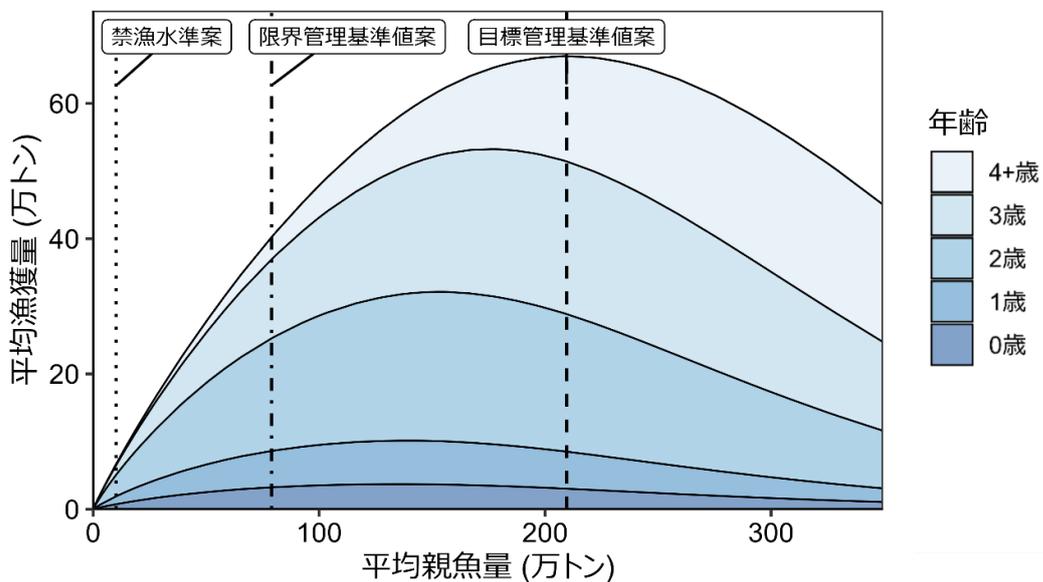


補足図 5-8. ホッケー・スティック型再生産関係式を最小二乗法で当てはめ自己相関を考慮した場合の推定パラメータのプロファイル尤度
×印は推定されたパラメータ値における尤度に相当する。



補足図 5-9. 再生産関係

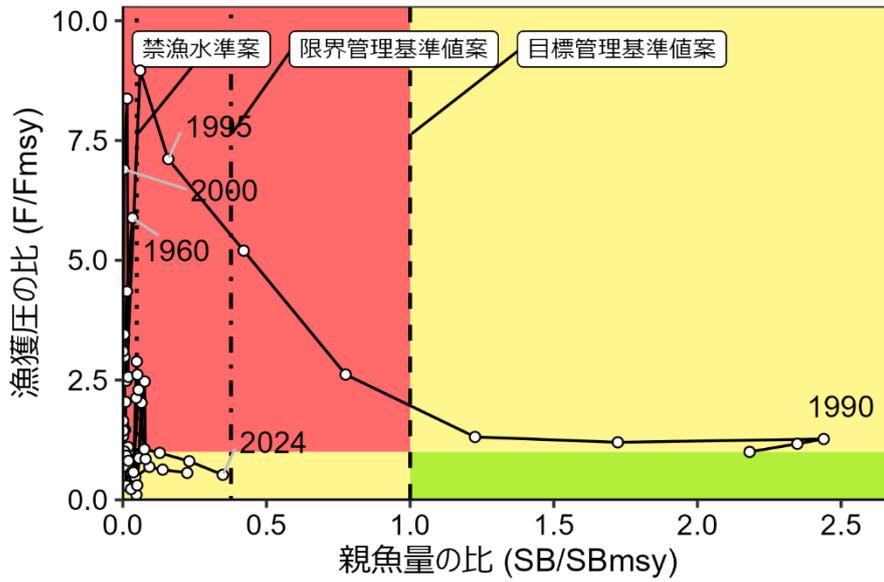
再生産関係には自己相関を考慮したホッカー・スティック (HS) 型再生産関係式を用い、最小二乗法によりパラメータ推定を行った。図中の数字は加入群の年級 (生まれ年) を示す。丸印は分析に使用した 1960~2023 年の親魚量と加入量を示し、加入尾数の推定値に不確実性の高い 2024 年のデータ (×印) は除いた。図中の再生産関係式 (実線) の上下の点線は、仮定されている再生産関係において観察データの 90% が含まれると推定される範囲である。



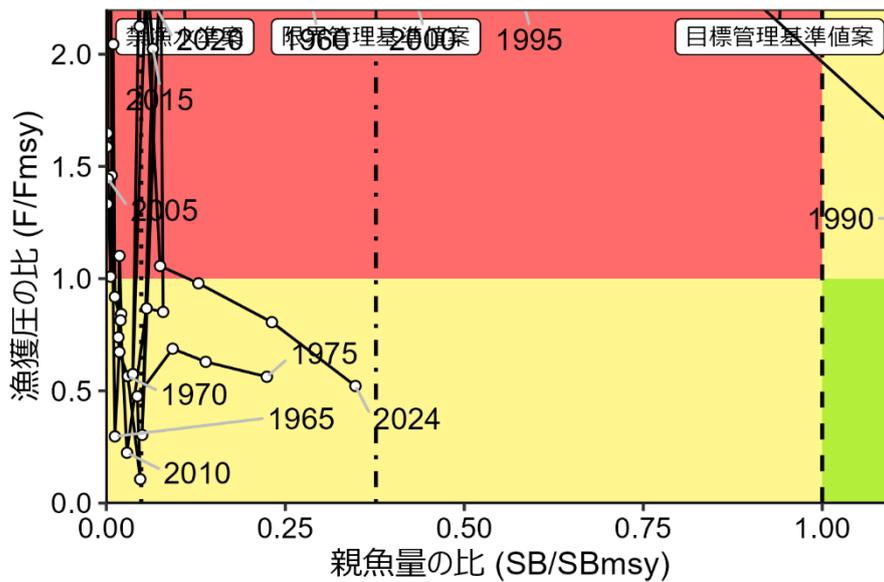
補足図 5-10. 管理基準値案および禁漁水準案と年齢別漁獲量曲線の関係

将来予測シミュレーションにおける平衡状態での、親魚量に対する年齢別漁獲量の平均値と、それぞれの管理基準値案の位置関係を示す。漁業がなかった場合を仮定した初期親魚量 (SB0) は 499.3 万トンである。

a-1) 縦軸を漁獲圧の比 (F/Fmsy) で示した場合



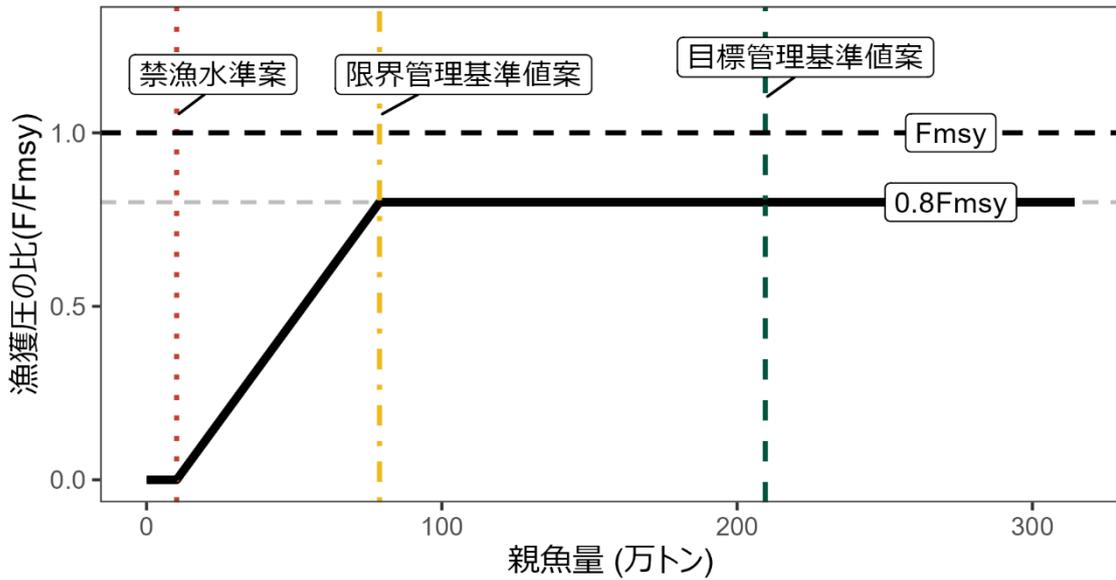
a-2) 拡大図



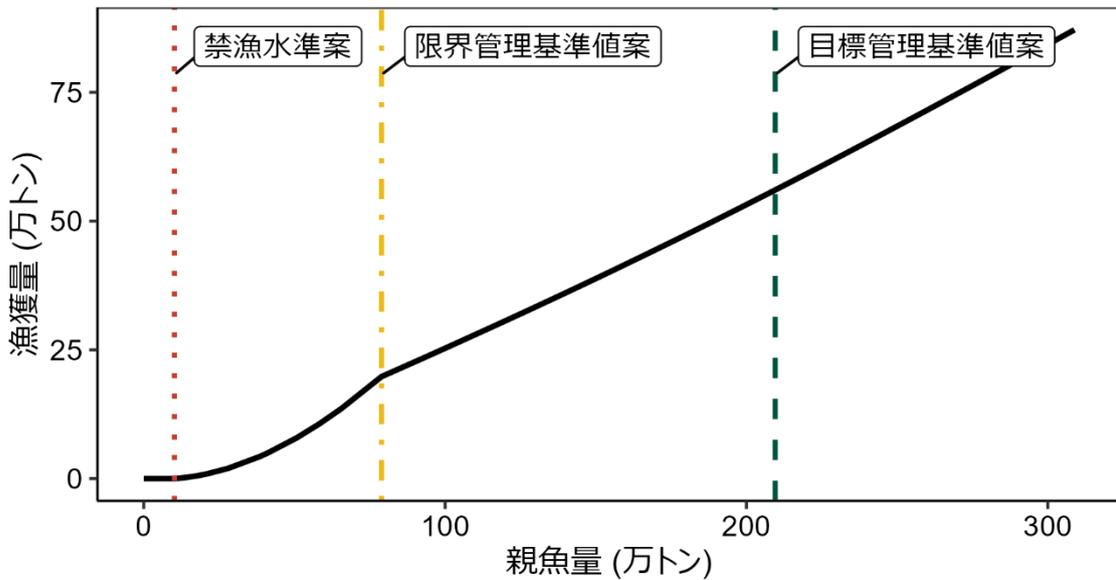
補足図 5-11. 神戸プロット

(a-1) 縦軸は各年の漁獲圧 F の F_{msy} との比と (a-2) その拡大図。図中の目標管理基準値案、限界管理基準値案、および禁漁水準案には、それぞれ SB_{msy} 、 $SB_{0.6msy}$ 、 $SB_{0.1msy}$ を用いた。

a) 縦軸を漁獲圧にした場合

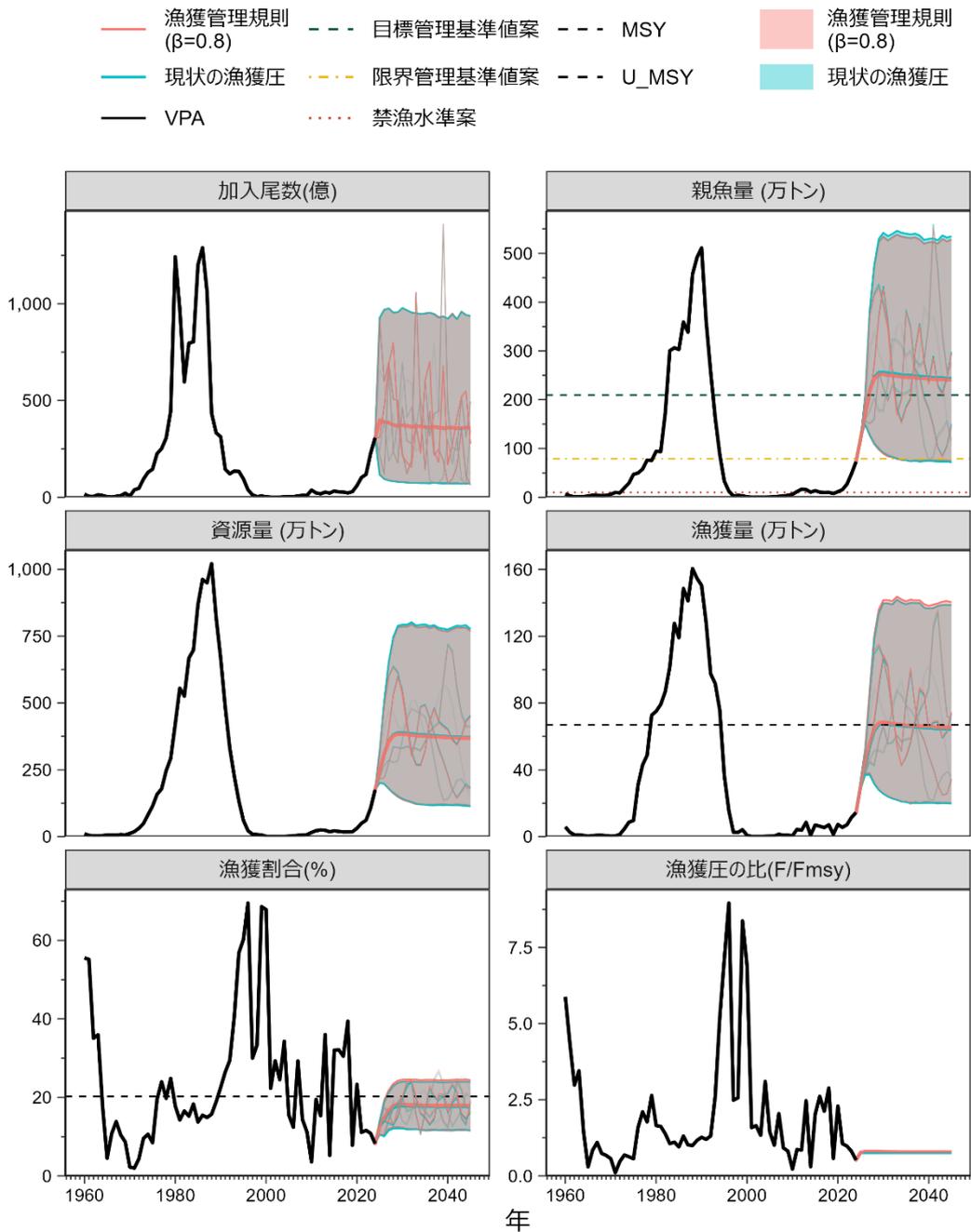


b) 縦軸を漁獲量にした場合



補足図 5-12. 漁獲管理規則案

目標管理基準値 (SBtarget) 案は HS 再生産関係に基づき算出した SBmsy である。限界管理基準値案 (SBlimit) および禁漁水準案 (SBban) には、それぞれ標準値を用いている。調整係数 β には標準値である 0.8 を用いた。黒破線は F_{msy} 、灰色破線は $0.8F_{msy}$ 、黒太線は HCR、赤破線は禁漁水準案、黄破線は限界管理基準値案、緑破線は目標管理基準値案を示す。a) は縦軸を漁獲圧にした場合、b) は縦軸を漁獲量で表した場合である。b) については、漁獲する年の年齢組成によって漁獲量は若干異なるが、ここでは平衡状態における平均的な年齢組成の場合の漁獲量を示した。



補足図 5-13. 管理基準値案に基づく漁獲管理規則案を用いた将来予測（赤色）と現状の漁獲圧で漁獲を続けた場合の将来予測（緑色）の比較

太実線は平均値、網掛けはシミュレーション結果の90%が含まれる90%予測区間、細線は3通りの将来予測の例示である。親魚量の図の緑破線は目標管理基準値案、黄破線は限界管理基準値案、赤破線は禁漁水準案を示す。漁獲割合の図の破線は U_{msy} を示す。2025年の漁獲は予測される資源量と現状の漁獲圧 ($F_{current}$) により仮定し、2026年以降の漁獲は漁獲管理規則案（補足図 5-12）に従うものとした。調整係数 β には 0.8 を用いた。

補足表 5-1. 全期間のデータに基づく MSY 管理基準値算出に使用した再生産関係式における各パラメータ推定値

再生産関係式	最適化法	自己相関	推定法	a	b	S.D.	ρ	R0	h	データ数
ホッケースティック	L2*1	有	同時	0.0327	1.14×10^6	0.625	0.530	3.73×10^4	0.772	64
リッカー	L2	有	同時	0.0329	2.51×10^7	0.629	0.534	4.42×10^4	0.656	64
ベバートン・ホルト	L2	有	同時	0.0333	3.89×10^7	0.631	0.547	6.64×10^4	0.528	64
ホッケースティック	L2	無	-	0.0313	1.43×10^6	0.736	-	4.49×10^4	0.762	64
リッカー	L2	無	-	0.0321	2.20×10^7	0.746	-	4.95×10^4	0.642	64
ベバートン・ホルト	L2	無	-	0.0318	2.84×10^7	0.754	-	8.56×10^4	0.516	64

*1 最小二乗法、*2 最小絶対値法

S.D.は加入のばらつきの大きさをあらわす指標で、対数残差の標準偏差（Standard Deviation、平均二乗誤差の平方根）である。加入残差の自己相関を考慮した場合は、自己相関パラメータ ρ についても示した。R0 は SB0 のときの平均加入尾数である。h（ステイプネス）は再生産関係の密度補償効果の程度を示す指標であり、RI 型および BH 型の場合は $0.2SB0$ のときの平均加入尾数を R0 で割った値、HS 型の場合は $1-SBhs/SB0$ （SBhs は HS の折れ点）となる値である。

補足表 5-2. 各種管理基準値案における平衡状態のときの平均親魚量、直近（2024年）の親魚量に対する比、漁業がなかった場合を仮定した初期親魚量（SB0）に対する比、期待できる平均漁獲量、%SPR 換算した漁獲圧、漁獲割合、現状の漁獲圧（2022～2024年の漁獲圧）に対する漁獲圧の比、および SBmsy を維持する漁獲圧における年齢別漁獲係数（Fmsy）

管理基準値案	親魚量 (万トン)	現状の親魚量に対する比	初期親魚量に対する比	期待できる平均漁獲量 (万トン)	漁獲圧 (%SPR)	漁獲割合	現状の漁獲圧に対する比
目標管理基準値							
最大持続生産量 MSY を実現する親魚量 (SBmsy)	209.5	2.87	0.42	67.0	45.1	20.2	1.30
限界管理基準値							
MSY の 60% の漁獲が得られる親魚量 (SB0.6msy)	78.9	1.08	0.16	40.2	31.0	28.2	2.63
禁漁水準							
MSY の 10% の漁獲が得られる親魚量 (SB0.1msy)	10.2	0.14	0.02	6.7	23.8	33.7	3.98
SBmsy を維持する漁獲圧 (Fmsy)							
			(0 歳, 1 歳, 2 歳, 3 歳, 4+歳)				
			= (0.08, 0.07, 0.32, 0.66, 0.66)				

補足表 5-3. 将来の親魚量が目標管理基準値案を上回る確率 (%)

β	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	
1.0	0	4	38	45	46	45	44	44	43	42	42	42	
0.9			40	48	49	48	48	48	47	46	47	46	
0.8			43	52	53	53	52	52	51	51	51	50	
0.7			45	55	57	57	57	56	56	56	55	56	55
0.6			48	59	61	61	62	62	61	61	61	61	60
0.5			51	63	66	66	67	67	67	67	67	67	66
0.4			54	67	70	72	72	73	73	73	72	72	72
0.3			58	72	76	77	78	79	79	79	79	79	79
0.2			61	76	80	82	83	84	85	85	85	85	85
0.1			65	81	85	87	89	90	90	90	90	90	91
0.0			69	86	90	92	93	94	95	95	95	95	95
現状の漁獲圧					43	53	54	54	54	53	53	52	53

β を 0.0~1.0 で変更した場合の将来予測の結果を示す。2025 年の漁獲量は現状の漁獲圧 ($F_{current}$) から予測される 30.1 万トンとし、2026 年から漁獲管理規則案による漁獲とした。比較のため現状の漁獲圧 ($F_{current}$ 、 $\beta = 0.77$ に相当) で漁獲を続けた場合の結果も示した。

補足表 5-4. 将来の親魚量が限界管理基準値案を上回る確率 (%)

β	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036
1.0	100	100	100	99	96	94	93	92	91	91	90	90
0.9			100	99	97	96	95	94	93	93	92	92
0.8			100	100	98	97	96	95	95	94	94	94
0.7			100	100	99	98	97	97	96	96	96	96
0.6			100	100	99	99	98	98	98	97	97	97
0.5			100	100	100	99	99	99	99	99	98	98
0.4			100	100	100	100	100	99	99	99	99	99
0.3			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.2			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.1			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.0			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
現状の漁獲圧					100	100	98	97	96	96	95	95

β を 0.0~1.0 で変更した場合の将来予測の結果を示す。2025 年の漁獲量は現状の漁獲圧 ($F_{current}$) から予測される 30.1 万トンとし、2026 年から漁獲管理規則案による漁獲とした。比較のため現状の漁獲圧 ($F_{current}$ 、 $\beta = 0.77$ に相当) で漁獲を続けた場合の結果も示した。

補足表 5-5. 将来の親魚量が禁漁水準案を上回る確率 (%)

β	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	
1.0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
0.9			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.8			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.7			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.6			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.5			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.4			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.3			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.2			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.1			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.0			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
現状の漁獲圧			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

β を 0.0~1.0 で変更した場合の将来予測の結果を示す。2025 年の漁獲量は現状の漁獲圧 (F_{current}) から予測される 30.1 万トンとし、2026 年から漁獲管理規則案による漁獲とした。比較のため現状の漁獲圧 (F_{current} 、 $\beta = 0.77$ に相当) で漁獲を続けた場合の結果も示した。

補足表 5-6. 将来の平均親魚量 (万トン)

β	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036
1.0	120.3	169.4	208.5	225.8	230.2	227.7	224.4	223.0	221.3	219.4	218.7	218.5
0.9			212.9	233.8	240.6	239.2	236.5	235.5	234.0	232.3	231.6	231.5
0.8			217.5	242.5	251.9	252.0	250.0	249.3	248.2	246.5	246.0	245.9
0.7			222.3	251.7	264.3	266.1	265.1	264.9	264.0	262.6	262.2	262.2
0.6			227.2	261.6	277.8	281.9	282.0	282.5	282.0	280.8	280.6	280.7
0.5			232.4	272.3	292.8	299.6	301.3	302.6	302.6	301.7	301.7	302.0
0.4			237.8	283.8	309.4	319.6	323.4	325.9	326.6	326.2	326.4	326.8
0.3			243.5	296.2	327.8	342.4	349.0	353.3	355.0	355.2	355.8	356.5
0.2			249.4	309.7	348.4	368.5	378.9	385.7	389.1	390.4	391.7	392.7
0.1			255.5	324.2	371.3	398.5	414.2	424.7	430.6	433.7	436.2	438.1
0.0			262.0	340.0	397.1	433.3	456.2	472.1	482.1	488.3	493.0	496.3
現状の漁獲圧			218.9	245.2	255.5	256.1	254.3	253.7	252.5	250.8	250.1	249.9

β を 0.0~1.0 で変更した場合の将来予測の結果を示す。2025 年の漁獲量は現状の漁獲圧 (F_{current}) から予測される 30.1 万トンとし、2026 年から漁獲管理規則案による漁獲とした。比較のため現状の漁獲圧 (F_{current} 、 $\beta = 0.77$ に相当) で漁獲を続けた場合の結果も示した。

補足表 5-7. 将来の平均漁獲量（万トン）

β	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036
1.0	30.1	52.1	63.8	71.3	73.2	72.8	71.7	70.9	70.5	69.9	69.5	69.4
0.9		47.8	60.1	68.2	70.9	71.0	70.2	69.6	69.2	68.8	68.4	68.3
0.8		43.3	55.9	64.7	68.1	68.6	68.1	67.7	67.4	67.1	66.8	66.7
0.7		38.7	51.3	60.5	64.5	65.5	65.3	65.1	65.0	64.7	64.4	64.4
0.6		33.9	46.2	55.5	60.1	61.6	61.7	61.6	61.6	61.5	61.3	61.3
0.5		28.8	40.4	49.7	54.6	56.5	57.0	57.1	57.2	57.1	57.0	57.0
0.4		23.5	34.0	42.7	47.8	50.0	50.8	51.2	51.4	51.4	51.3	51.4
0.3		18.0	26.9	34.6	39.4	41.8	42.8	43.3	43.6	43.7	43.7	43.8
0.2		12.3	18.9	24.9	28.9	31.2	32.3	32.9	33.3	33.4	33.5	33.6
0.1		6.3	10.0	13.5	16.0	17.5	18.4	18.9	19.2	19.4	19.5	19.6
0.0		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
現状の漁獲圧		41.9	54.6	63.5	67.1	67.8	67.4	67.0	66.8	66.5	66.1	66.0

β を 0.0～1.0 で変更した場合の将来予測の結果を示す。2025 年の漁獲量は現状の漁獲圧（ F_{current} ）から予測される 30.1 万トンとし、2026 年から漁獲管理規則案による漁獲とした。比較のため現状の漁獲圧（ F_{current} 、 $\beta = 0.77$ に相当）で漁獲を続けた場合の結果も示した。

補足表 5-8. 管理方策案のパフォーマンス評価の概要

β	2026年の平均漁獲量 (万トン)	2026-2035年の平均漁獲量 (万トン)	2031年に親魚資源量が目標管理基準値案を上回る確率	2036年に親魚資源量が目標管理基準値案を上回る確率	親魚資源量が10年間で限界管理基準値案を下回る平均年数	漁獲圧が10年間でFmsyを上回る平均年数	2026-2035年の漁獲量の平均年変動	2036年の平均親魚量 (万トン)
1.0	52.1	70.4	44%	42%	0.63	0.00	19%	218.5
0.9	47.8	68.5	48%	46%	0.49	0.00	19%	231.5
0.8	43.3	66.0	52%	50%	0.36	0.00	19%	245.9
0.7	38.7	62.9	57%	55%	0.25	0.00	19%	262.2
0.6	33.9	59.0	62%	60%	0.16	0.00	19%	280.7
0.5	28.8	54.1	67%	66%	0.09	0.00	19%	302.0
0.4	23.5	47.9	72%	72%	0.05	0.00	19%	326.8
0.3	18.0	40.0	78%	79%	0.02	0.00	20%	356.5
0.2	12.3	29.9	83%	85%	0.01	0.00	20%	392.7
0.1	6.3	16.9	89%	91%	0.00	0.00	21%	438.1
0.0	0.0	0.0	93%	95%	0.00	0.00		496.3

補足資料 6 加入期間の分割に対する資源減少リスクの検討

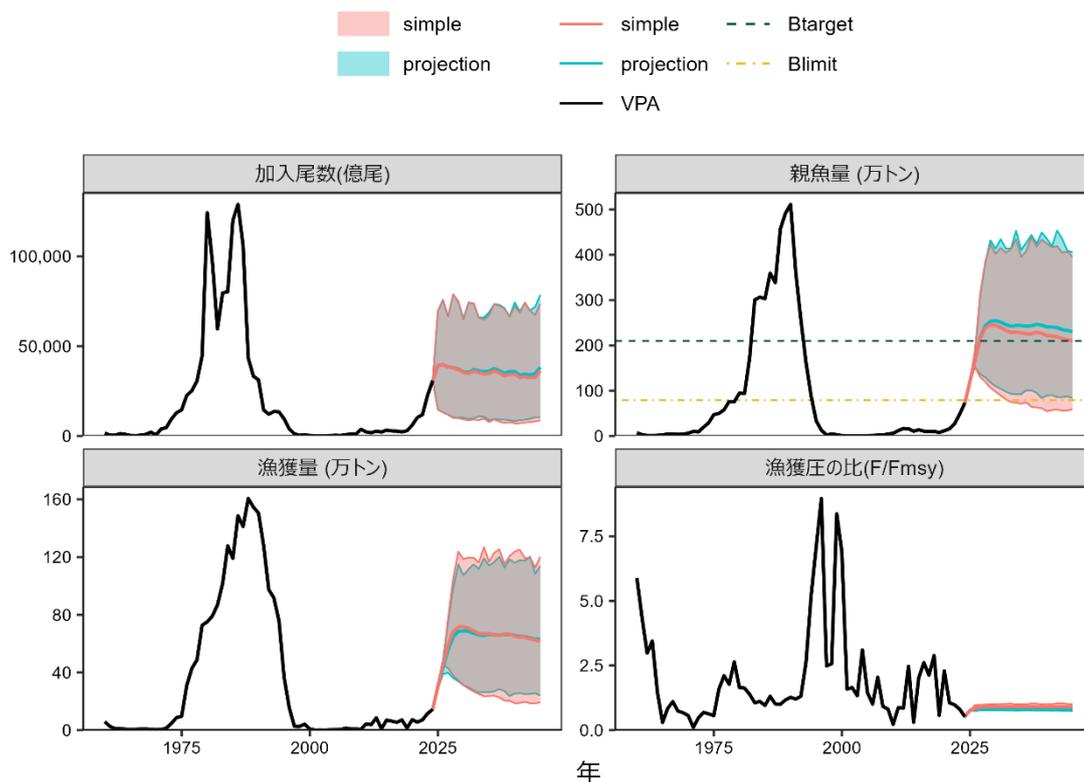
通常加入期（1960～1975年および1988～2023年）の再生産関係に基づく管理基準値案は、全期間（1960～2023年）の再生産関係に基づく管理基準値案に比べて低くなり、親魚量が少ない場合の漁獲圧は高くなる（表3および補足表5-2）。全期間の再生産関係が正しい時に通常加入期の再生産関係を誤って適用した場合、漁獲可能量を過大に予測し、資源が減少するリスクが考えられる。逆に、通常加入期の再生産関係が正しい時に全期間の再生産関係を誤って適用した場合、漁獲可能量を過小に予測し、漁獲機会を損失するリスクが考えられる。

そこで、簡易的なMSEにより、①真の再生産関係が全期間のHS型であるときに、通常加入期のHS型の再生産関係を適用して管理した場合、②真の再生産関係が通常加入期のHS型の再生産関係であるときに、全期間のHS型の再生産関係を適用して管理した場合について、資源減少や漁獲機会損失のリスクを評価した。なお、MSE実施時の β は0.8とした。

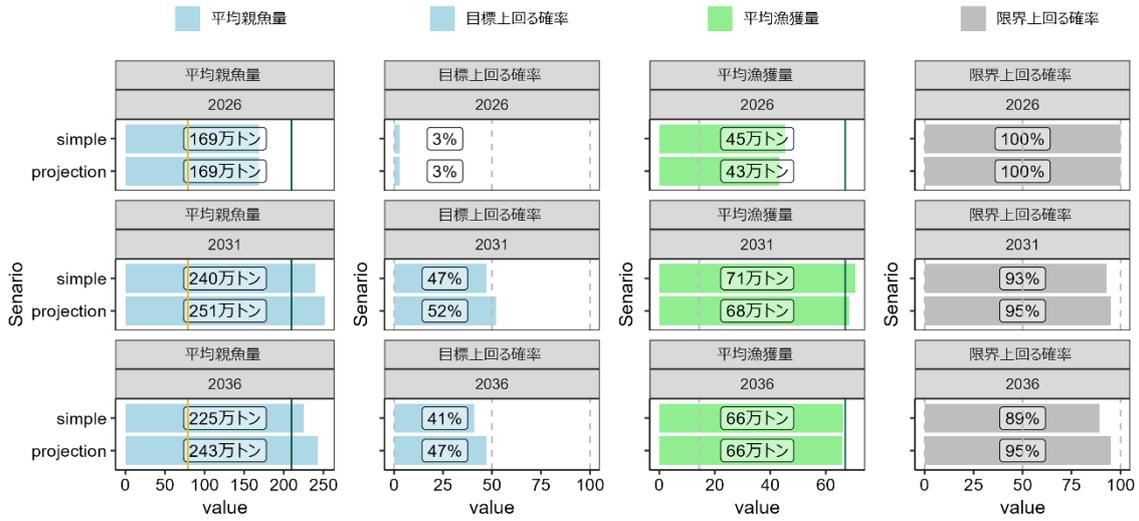
①真の再生産関係が全期間のHS型であるときに、通常加入期のHS型の再生産関係を適用して管理した場合は、漁獲圧が高く、親魚量が管理開始10年後に全期間のHS型の目標管理基準値を上回る確率は41%であり、親魚量の平均値はやや低い水準に達すると予測された（補足図6-1、6-2）。一方で、漁獲量の減少は見られなかった。加入様態の仮定の選択が誤っていた場合に生じる資源量の減少のリスクを抑えるためには、 β を小さくする必要がある。

②真の再生産関係が通常加入期のHS型の再生産関係であるときに、全期間のHS型の再生産関係を適用して管理した場合は、漁獲圧が低いとため、親魚量は高い水準で維持される予測となった（補足図6-3、6-4）。2026年に予測される平均漁獲量は2万トン低く推定され、管理開始10年後では1万トン低かった。短期的には漁獲機会損失のリスクが生じた。

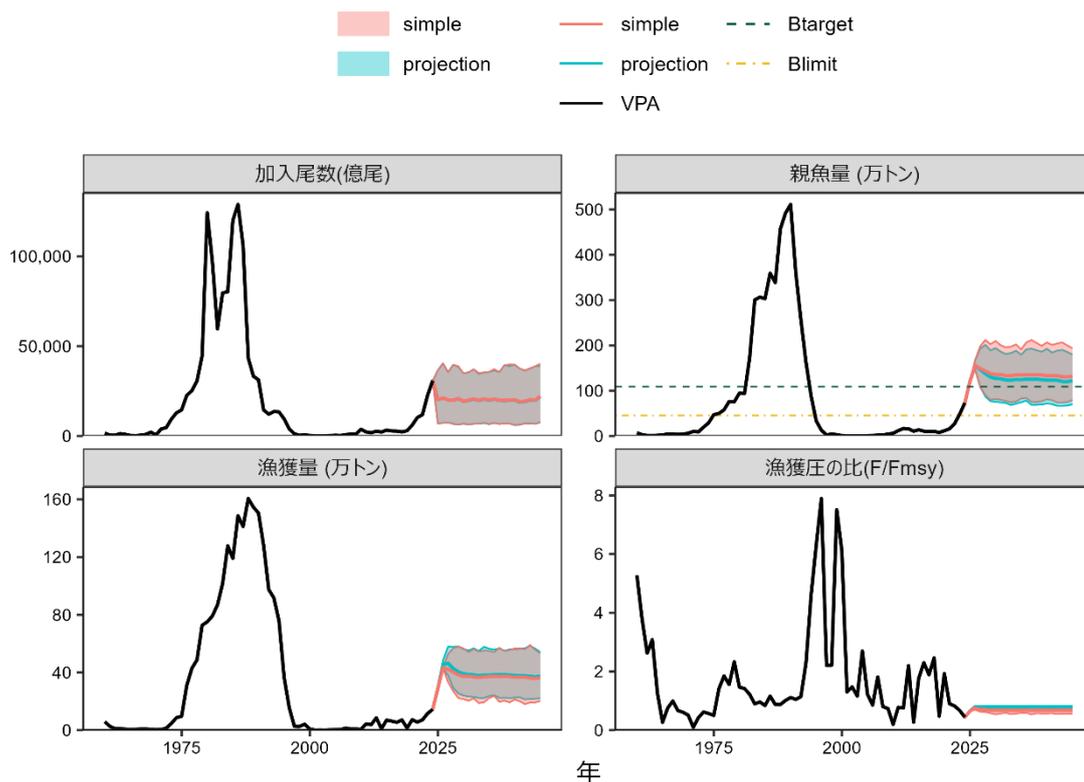
通常加入期のHS型を誤って採用した場合、真の再生産関係が全期間のHS型であっても親魚量の減少リスクは軽度であると考えられることから、HS型の再生産関係の適用に大きな問題はないと判断した。



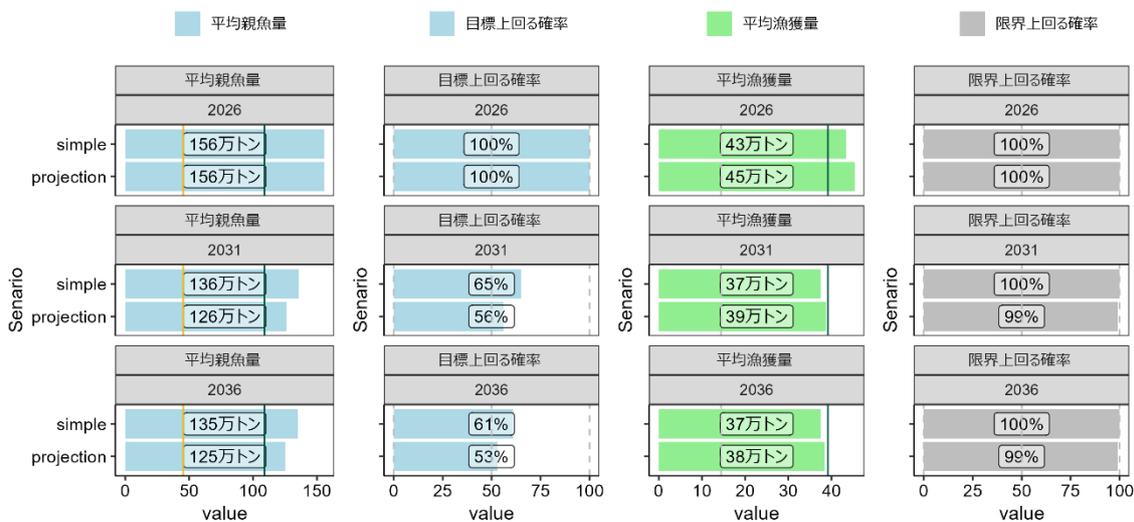
補足図 6-1. 真の再生産関係が全期間の HS 型であるときに、通常加入期の HS 型の再生産関係を適用した場合の加入尾数、親魚量、漁獲量、漁獲圧の比の将来予測
 目標管理基準値案、限界管理基準値案は真の再生産関係である全期間の HS 型の管理基準値案を示す。**simple** は真の再生産関係が全期間の HS 型であるときに、通常加入期の HS 型の再生産関係を適用した場合の将来予測、**projection** は真の再生産関係が全期間の HS 型であるときに、全期間の HS 型の再生産関係を適用した場合の将来予測を示す。



補足図 6-2. 真の再生産関係が全期間の HS 型であるときに、通常加入期の HS 型の再生産関係を適用した場合の 2026 年、2031 年、2036 年の平均親魚量、目標管理基準値案を上回る確率、平均漁獲量、限界管理基準値案を上回る確率
 目標管理基準値案、限界管理基準値案は真の再生産関係である全期間の HS 型の管理基準値案を示す。simple は真の再生産関係が全期間の HS 型であるときに、通常加入期の HS 型の再生産関係を適用した場合の将来予測、projection は真の再生産関係が全期間の HS 型であるときに、全期間の HS 型の再生産関係を適用した場合の将来予測を示す。



補足図 6-3. 真の再生産関係が通常加入期の HS 型であるときに、全期間の HS 型の再生産関係を適用した場合の加入尾数、親魚量、漁獲量、漁獲圧の比の将来予測
 目標管理基準値案、限界管理基準値案は真の再生産関係である通常加入期の HS 型の管理基準値案を示す。simple は真の再生産関係が通常加入期の HS 型であるときに、全期間の HS 型の再生産関係を適用した場合の将来予測、projection は真の再生産関係が通常加入期の HS 型であるときに、通常加入期の HS 型の再生産関係を適用した場合の将来予測を示す。



補足図 6-4. 真の再生産関係が通常加入期の HS 型であるときに、全期間の HS 型の再生産関係を適用した場合の 2026 年、2031 年、2036 年の平均親魚量、目標管理基準値案を上回る確率、平均漁獲量、限界管理基準値案を上回る確率
 目標管理基準値案、限界管理基準値案は真の再生産関係である通常加入期の HS 型の管理基準値案を示す。simple は真の再生産関係が通常加入期の HS 型であるときに、全期間の HS 型の再生産関係を適用した場合の将来予測、projection は真の再生産関係が通常加入期の HS 型であるときに、通常加入期の HS 型の再生産関係を適用した場合の将来予測を示す。

補足資料 7 通常加入期の HS 型の資源減少リスクの検討

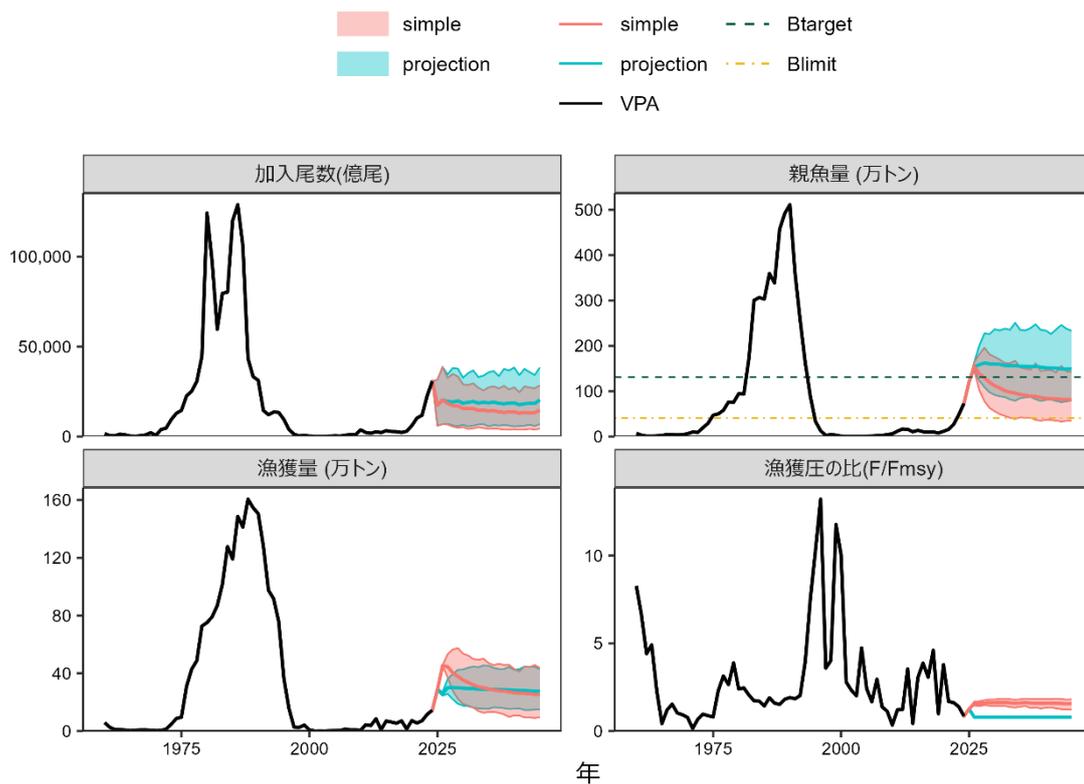
HS 型の再生産関係は、BH 型の再生産関係に比べ、 SB_{msy} が低く、 F_{msy} が高い特徴がある（補足表 3-1）。そのため、BH 型の再生産関係が正しい時に HS 型の再生産関係を誤って適用した場合、漁獲可能量を過大に予測し、資源が減少するリスクが考えられる。逆に、HS 型の再生産関係が正しい時に BH 型の再生産関係を誤って適用した場合、漁獲可能量を過小に予測し、漁獲機会を損失するリスクが考えられる。

そこで、簡易的な MSE により、通常加入期において①真の再生産関係が BH 型であるときに、HS 型の再生産関係を適用して管理した場合、②真の再生産関係が HS 型の再生産関係であるときに、BH 型の再生産関係を適用して管理した場合について、資源減少のリスクを評価した。なお、MSE 実施時の β は 0.8 とした。

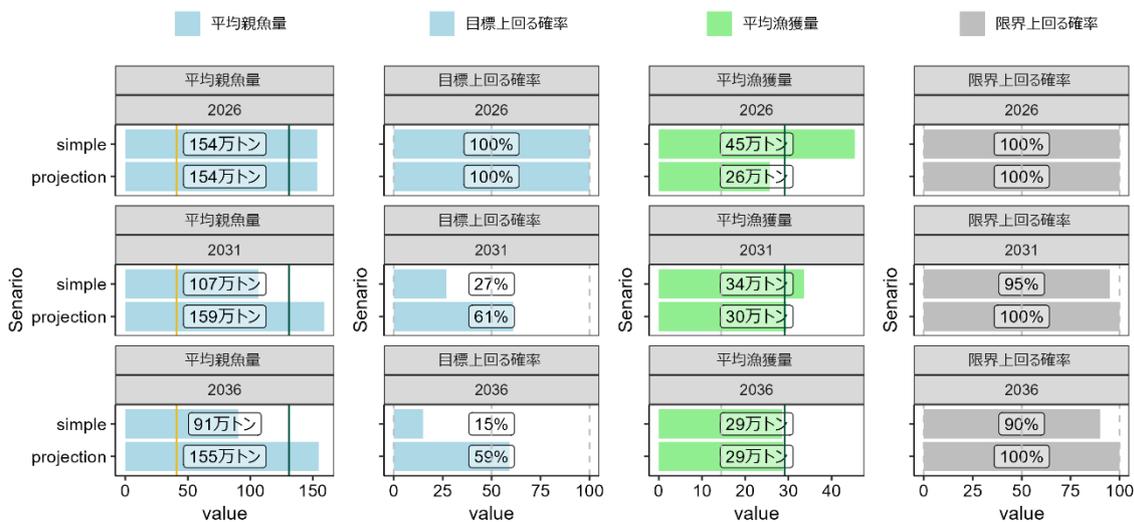
①真の再生産関係が BH 型の再生産関係であるときに、HS 型の再生産関係を適用して管理した場合は、漁獲圧が高く、親魚量が管理開始 10 年後に BH 型の目標管理基準値を上回る確率は 50%を下回ったが、限界管理基準値を上回る確率は 90%であった（補足図 7-1、7-2）。2026 年に予測される平均漁獲量は過大であったが、管理開始 10 年後は漁獲量の減少は見られなかった。

②真の再生産関係が HS 型の再生産関係であるときに、BH 型の再生産関係を適用して管理した場合は、漁獲圧が低いいため、親魚量は高い水準で維持される予測となった（補足図 7-3、7-4）。2026 年に予測される平均漁獲量は 19 万トン低く推定され、管理開始 5 年後は 8 万トン、10 年後では 7 万トン低かった。著しい漁獲機会損失のリスクが生じた。

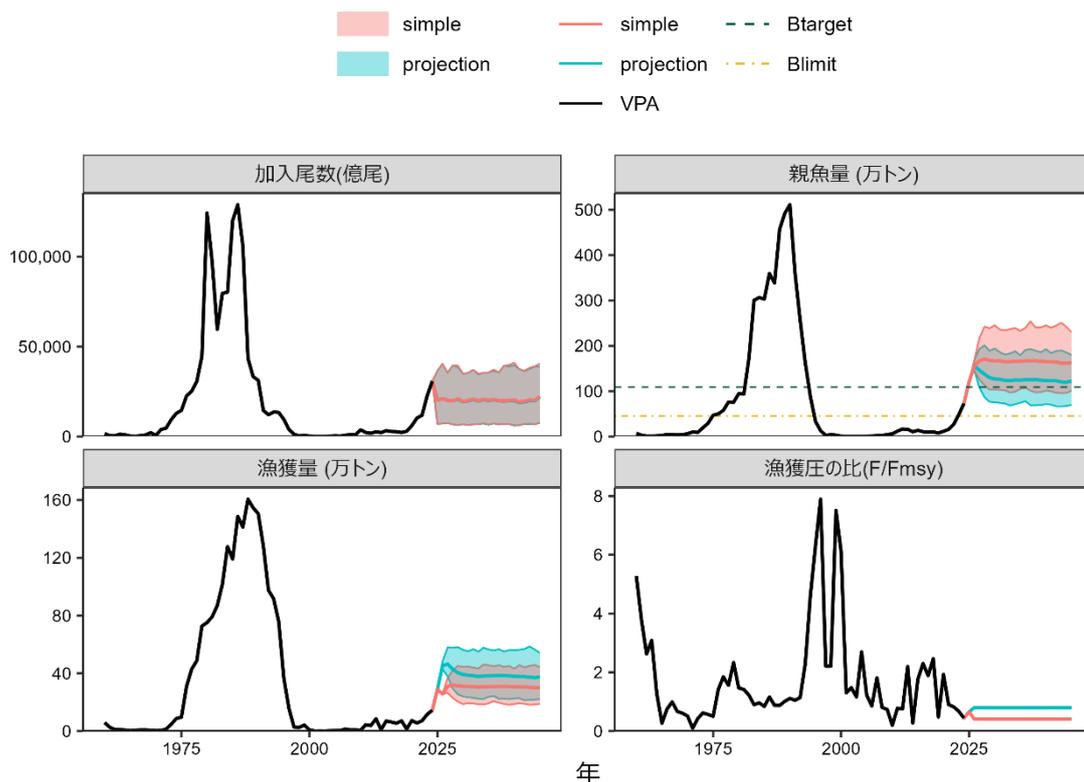
HS 型を誤って採用した場合、真の再生産関係が BH 型であった場合は親魚量の減少リスクが多少生じるが、現状の資源状態においては HS 型の再生産関係の適用に大きな問題はないと判断した。



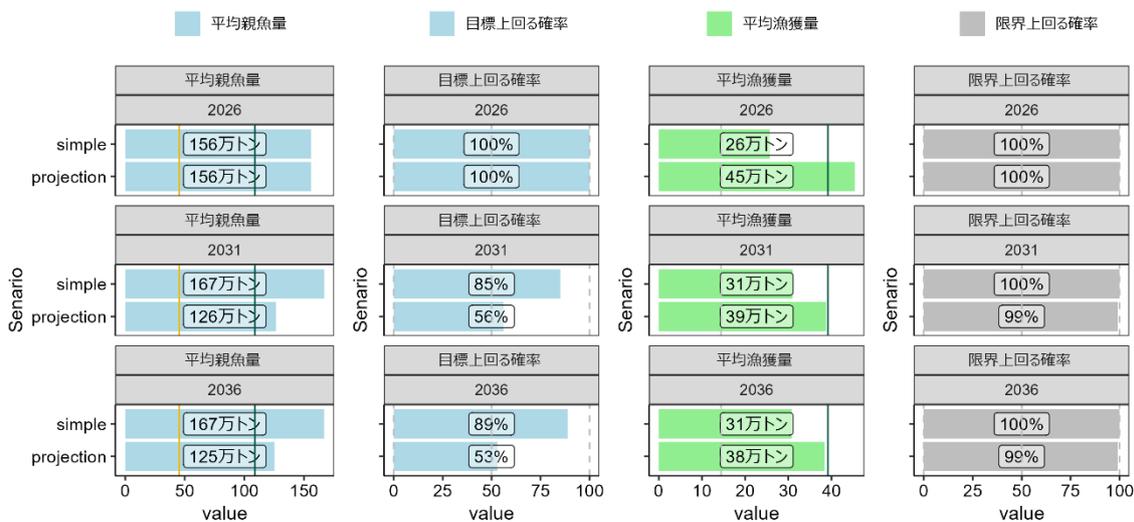
補足図 7-1. 通常加入期において真の再生産関係が BH 型であるときに、HS 型の再生産関係を適用した場合の加入尾数、親魚量、漁獲量、漁獲圧の比の将来予測
 目標管理基準値案、限界管理基準値案は真の再生産関係である BH 型の管理基準値案を示す。simple は真の再生産関係が BH 型であるときに、HS 型の再生産関係を適用した場合の将来予測、projection は真の再生産関係が BH 型であるときに、BH 型の再生産関係を適用した場合の将来予測を示す。



補足図 7-2. 通常加入期において真の再生産関係が BH 型であるときに、HS 型の再生産関係を適用した場合の 2026 年、2031 年、2036 年の平均親魚量、目標管理基準値案を上回る確率、平均漁獲量、限界管理基準値案を上回る確率
 目標管理基準値案、限界管理基準値案は真の再生産関係である BH 型の管理基準値案を示す。simple は真の再生産関係が BH 型であるときに、HS 型の再生産関係を適用した場合の将来予測、projection は真の再生産関係が BH 型であるときに、BH 型の再生産関係を適用した場合の将来予測を示す。



補足図 7-3. 通常加入期において真の再生産関係が HS 型であるときに、BH 型の再生産関係を適用した場合の加入尾数、親魚量、漁獲量、漁獲圧の比の将来予測
 目標管理基準値案、限界管理基準値案は真の再生産関係である HS 型の管理基準値案を示す。simple は真の再生産関係が HS 型であるときに、BH 型の再生産関係を適用した場合の将来予測、projection は真の再生産関係が HS 型であるときに、HS 型の再生産関係を適用した場合の将来予測を示す。



補足図 7-4. 通常加入期において真の再生産関係が HS 型であるときに、BH 型の再生産関係を適用した場合の 2026 年、2031 年、2036 年の平均親魚量、目標管理基準値案を上回る確率、平均漁獲量、限界管理基準値案を上回る確率
 目標管理基準値案、限界管理基準値案は真の再生産関係である HS 型の管理基準値案を示す。simple は真の再生産関係が HS 型であるときに、BH 型の再生産関係を適用した場合の将来予測、projection は真の再生産関係が HS 型であるときに、HS 型の再生産関係を適用した場合の将来予測を示す。

令和 7（2025）年度マイワシ対馬暖流系群の資源評価

水産研究・教育機構

水産資源研究所 水産資源研究センター（向 草世香・高橋素光・藤波裕樹・
井元順一・依田真里）

水産技術研究所 環境・応用部門

参画機関：青森県産業技術センター水産総合研究所、秋田県水産振興センター、山形県水産研究所、新潟県水産海洋研究所、富山県農林水産総合技術センター水産研究所、石川県水産総合センター、福井県水産試験場、京都府農林水産技術センター海洋センター、兵庫県立農林水産技術総合センター但馬水産技術センター、鳥取県水産試験場、島根県水産技術センター、山口県水産研究センター、福岡県水産海洋技術センター、佐賀県玄海水産振興センター、長崎県総合水産試験場、熊本県水産研究センター、鹿児島県水産技術開発センター、海洋生物環境研究所、漁業情報サービスセンター

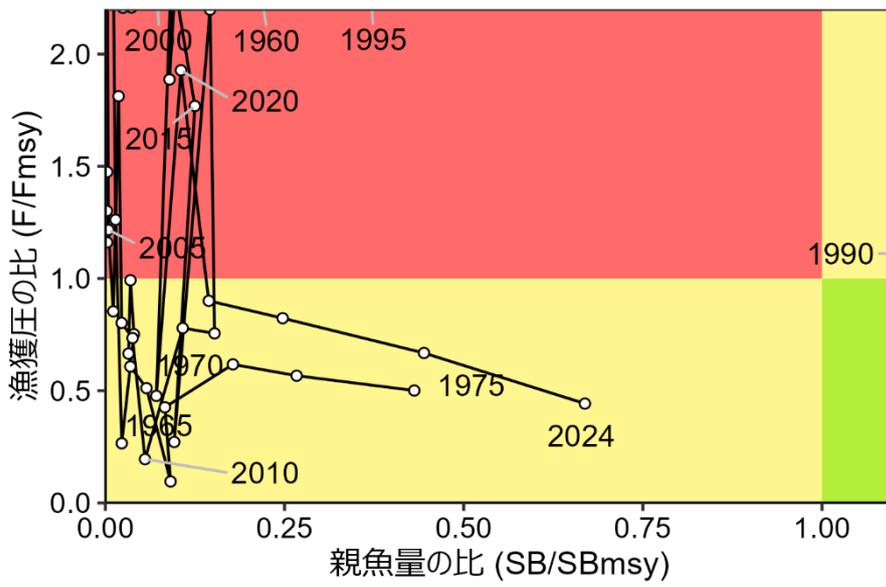
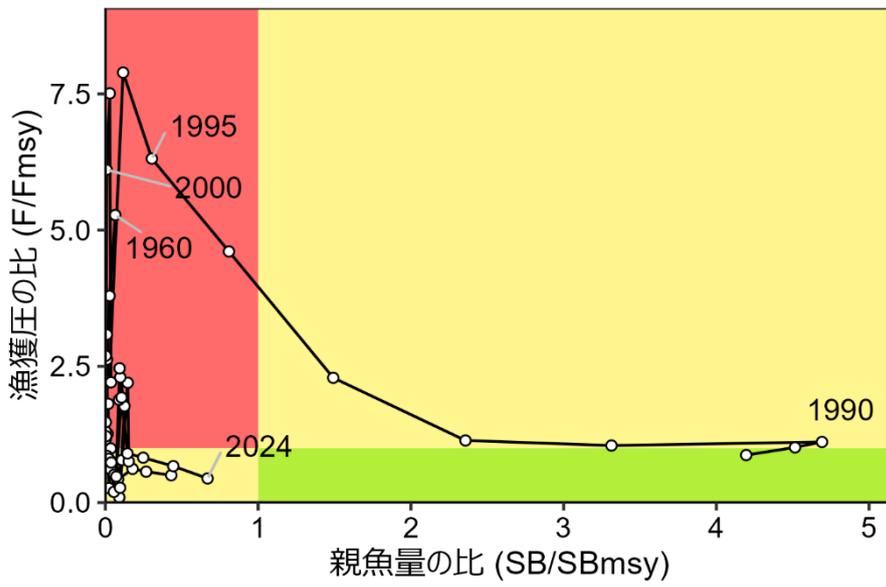
要 約

本系群の資源量について、2024 年までの資源量指標値をチューニング指数として用いたコホート解析により推定した。資源量は、1970 年代から増加し、1988 年には 1 千万トンに達した。しかし、1990 年代に急減し、2001～2003 年には過去最低水準である 5 千トン前後になった。2004 年以降資源量は増加し、2010 年に 10 万トンを超えた後、2019 年まで 20 万トン前後で推移した。2020 年より増加傾向にあり、2024 年には 175.1 万トンと推定された。親魚量は 2011～2021 年には 8 万～17 万トンで推移していたが、2022 年は 26.9 万トンに増加し、2024 年は 72.9 万トンと推定された。2020 年以降比較的高い加入量が続いており、資源量・親魚量の増加をもたらしている。

令和 7 年度の「管理基準値等に関する研究機関会議資料」では、本系群の再生産関係にはホッケー・スティック型が適用されており、これに基づき推定された最大持続生産量（MSY）を実現できる水準の親魚量（SBmsy）は 108.9 万トンである。この基準に従うと、本系群の 2024 年の親魚量は、MSY を実現する水準を下回る。また、本系群に対する 2024 年の漁獲圧は SBmsy を維持する漁獲圧（Fmsy）を下回る。親魚量の動向は直近 5 年間（2020～2024 年）の推移から「増加」と判断される。

本系群では、管理基準値や将来予測など、資源管理方針に関する検討会の議論をふまえて最終化される項目については、管理基準値等に関する研究機関会議資料において提案された値を暫定的に示した。

要 約 図 表



最大持続生産量 (MSY)、親魚量の水準と動向、および ABC	
MSY を実現する水準の親魚量 (SBmsy)	108.9 万トン
2024 年の親魚量の水準	MSY を実現する水準を下回る (0.67 倍)
2024 年の漁獲圧の水準	SBmsy を維持する水準を下回る (0.44 倍)
2024 年の親魚量の動向	増加
MSY	39.2 万トン
2026 年の ABC	-
コメント: ・ ABC は、本系群の漁獲シナリオが「資源管理方針に関する検討会」で取り纏められ、「水産政策審議会」を経て定められた後に算定される。 ・ 近年の加入量が再生産関係から期待される平均値を継続して上回っている。	

直近5年の資源量、親魚量、漁獲量、F/Fmsy、および漁獲割合					
年	資源量 (万トン)	親魚量 (万トン)	漁獲量 (万トン)	F/Fmsy	漁獲割合 (%)
2020	31.2	11.5	7.3	1.93	23
2021	49.9	15.7	5.5	0.90	11
2022	61.4	26.9	7.1	0.82	12
2023	106.3	48.4	11.5	0.67	11
2024	175.1	72.9	14.4	0.44	8
2025	214.2	120.3	28.8	0.65	13
2026	228.3	156.0	-	-	-

English title (authors)

Stock assessment and evaluation for Japanese sardine of the Tsushima Warm Current stock (fiscal year 2024).

(Soyoka Muko, Motomitsu Takahashi, Yuki Fujinami, Junichi Imoto, Mari Yoda)

1. データセット

本件資源評価に使用したデータセットは以下のとおり。

データセット	基礎情報、関係調査等
年齢別・年別漁獲尾数	漁業・養殖業生産統計年報(農林水産省) 主要港水揚量(青森～鹿児島(17)府県) 大中型まき網漁業漁獲成績報告書(水産庁) 月別体長組成調査(水産機構、青森～鹿児島(17)府県)、漁業情報サービスセンター) ・市場測定 体長一年齢測定調査(水産機構) ・市場測定、年齢査定
資源量指数 ・親魚量 ・資源量	卵稚仔調査(周年、水産機構、青森～鹿児島(17)府県)* 石川県中型まき網漁獲量(石川県)* 島根県中型まき網漁獲成績報告書(島根県)* 長崎県中小型まき網漁獲量(長崎県)*
自然死亡係数(M)	年当たり $M=0.4$ を仮定(Wada and Jacobson 1998)

*はコホート解析 (Virtual Population Analysis, VPA) におけるチューニング指数である。

2. 生態

(1) 分布・回遊

東シナ海北部から日本海にかけて広く分布し、分布域は資源量とともに変化すると考えられている (図 2-1)。資源量の多かった 1980 年代には日本海の沖合域にも分布していたが、資源量が減少した 2000 年以降の分布域は沿岸域に限られていた (檜山 1998、Muko et al. 2018)。この分布域内において、マイワシは大小さまざまな規模で季節回遊していると考えられる (伊東 1961、黒田 1991)。しかし、本系群の回遊に関する科学的知見は不足している。

(2) 年齢・成長

成長速度は水温や餌料などの環境要因だけでなく、年齢といった内的要因の影響も受け、高齢になるほど成長が遅くなる。また、資源水準と同調した変動を示すことも指摘されており、資源増加期に成長が速く、資源高水準期に遅くなる (Hiyama et al. 1995)。近年における本系群の成長は、生育場により異なるが、満 1 年で体長 16 cm 程度、2 年で 18 cm 程度、3 年で 20 cm 程度に達する。寿命は 7 歳程度と推定される。図 2-2 に、2020～2024 年の各年齢における漁獲物の被鱗体長と体重の平均値を示した。

(3) 成熟・産卵

成熟開始年齢は資源量によって変動することが知られている (森本 2010)。地理的な違

いはみられるものの、過去の資源高水準期では、満1歳魚での産卵は稀であり、産卵群の主体は2歳以上であった。資源減少期に入ると成熟した満1歳魚が確認され、資源水準が低かった2008～2010年では満1歳魚の多くが成熟していたとの報告もある（米田ほか2013）。個体が成熟し産卵できるかどうかは、産卵期前にどれだけ栄養を蓄えられたかによると考えられている（森本2010）。また、水温等の環境要因が成熟を促進または抑制する条件になっていることから（Matsuyama et al. 1991）、成熟開始年齢は短期的な環境要因の変化の影響も受けると考えられる。これらの知見から、本系群の評価で使用する年齢別成熟率は、資源水準を指標として似たような時期には同等の数値をとると仮定した（図2-3）。近年では、個体の精密測定や生殖腺の組織学的観察の結果より、2016年に1歳魚の成熟率の低下が認められた（安田ほか2018）。この成熟率の低下は資源水準の増加を反映したものであると考えられ、2024年の1歳魚の成熟率はこれと同じであると仮定した。2024年の年齢別成熟率は、0歳魚で0%、1歳魚で25%、2歳以上で100%とした。

産卵期は冬から春（1～6月）であり、低緯度海域ほど早く産卵する傾向がある。産卵場は能登半島から九州西岸にかけての沿岸域に形成されるが（図2-1）、産卵場の主体となる海域は年変動する。資源増加期である1986年までは九州北部海域と日本海西部海域の卵豊度が高かったのに対し、資源減少期である1990年以降では日本海北部海域での卵豊度が高かった（檜山1998、後藤1998、Furuichi et al. 2020）。九州沿岸部に限ると、資源水準が高い年代には薩南海域で、低い年代には五島以北で多くの卵が採集される傾向がみられている（松岡・小西2001）。また、海面水温が低いほど、日本海北部での産卵は減少し、九州沖合での産卵が増える傾向がみられた（Furuichi et al. 2020）。産卵量は、2013年に100兆粒を超えた後は、増減を繰り返しながら増加傾向を示しており、2021年に約四半世紀ぶりに九州北部海域で卵がまとまって採集された。2024年は386兆粒と大量の卵が確認され、約4割が九州北部海域で採集された。

(4) 被捕食関係

仔魚期には、かいあし類などの動物プランクトンを捕食する（Nakai 1962）。成魚期には、動物プランクトンに加えて珪藻類などの植物プランクトンやカタクチイワシなどの卵も濾過捕食する（Nakai 1962、馬場ほか2018）。索餌期は主に春から秋である。春季における植物プランクトンの季節増殖のタイミングが本系群の加入に影響することが指摘されている（Kodama et al. 2018）。捕食者は、仔魚期では大型動物プランクトンや小型魚類等であり、成魚期では大型魚類および哺乳類、海鳥類等と考えられる。

(5) 特記事項

マイワシの資源量は中長期変動する海洋環境の影響を受けることが指摘されている（Yatsu et al. 2005）。本系群は歴史的に数十年規模の資源変動を示し、その資源変動は海洋生態系におけるレジームシフトに対する応答と認識されてきた（Ohshimo et al. 2009）。本系群の資源量は1960年代から1970年代初頭において低かったが、1970年代中盤以後、急激に増加傾向を示し、1980年代後半に最大値を示した後、急激に減少した。この資源変動は、冬季のモンスーン指標に起因する海洋環境の変化の影響を受けたと考えられている（Ohshimo et al. 2009）。資源量や海洋環境の変化は、個体の成長や成熟、加入成功に影響

し、再生産関係も変化する可能性がある。

3. 漁業の状況

(1) 漁業の概要

まき網、定置網、棒受網などで漁獲される。主要な漁業は、東シナ海および日本海南西部では中小型まき網漁業および大中型まき網漁業、日本海中北部では定置網漁業および中型まき網漁業である。

資源水準の高かった1980年代では沿岸域から沖合域にかけて広く漁場が形成されたが、近年の漁場は主に沿岸域である。

(2) 漁獲量の推移

本評価では、日本海および東シナ海側に位置する青森県～鹿児島県の漁業・養殖業生産統計年報の大中型まき網漁業による漁獲を除いた漁獲量に、大中型まき網漁業漁獲成績報告書より日本海区および東シナ海区における漁獲量を加えた値とした（図3-1、表3-1）。

漁獲量は、1983年に100万トンを超え、1991年まで100万トン以上であったが、その後急速に減少し、2001年には1千トンまで落ち込んだ。2004年以降は増加傾向となり、2013年に8.5万トンと2000年以降初めて5万トンを超えたのち、2022年まで漁獲量は5.4万～7.1万トンを推移した。ただし、2014年と2019年は漁獲量が急減し、それぞれ9千トンと1.4万トンであった。2024年の漁獲量は14.4万トンであり、日本海北部（青森県～石川県）と日本海西部（福井県～山口県）は前年並みであったが、東シナ海（福岡県～鹿児島県）は前年の1.5倍に増加した（図3-1）。

年齢別・年別漁獲尾数を図3-2、補足資料10に示す。1990年代後半から2010年にかけて、漁獲物の年齢構成は0歳魚が主体であった。2011年以降は1歳以上の漁獲尾数の割合が増加している。2014年および2019年の漁獲量の急減は、2015年および2020年の漁獲物に2歳以上の魚が平年通り含まれていたことから、資源量の低下によるものではなく、漁場となる沿岸域への来遊が少なかったためと考えられる。2024年は2023年に引き続き0歳魚の漁獲尾数が多かった。

対馬暖流域では日本の他に韓国もマイワシを漁獲しており、かつてはロシアによる漁獲もあった。韓国の漁獲量は1987年に19万トン記録したが、その後は減少し、2001～2010年は1千トンを下回った。2011年以降は、2014年と2021年を除き1千～8千トンの漁獲があった。2022年以降増加し、2024年は3.8万トンであった（水産統計（韓国海洋水産部）、<https://www.fips.go.kr/p/Main/>、2025年3月閲覧）。ロシアの漁獲量は1991年まで20万トンを超えていたが、1992年には7万トンとなり、それ以後の漁獲はほとんどない（ジガーリン 未発表資料）。中国によるマイワシ（Pacific sardine）漁獲量は、2007～2023年にかけて8.3万～17万トンであり、2018年以降減少傾向にある（FAO Fishery and Aquaculture Statistics. Global capture production 1950-2023、<https://www.fao.org/fishery/en/statistics-query/en/capture>、2025年6月閲覧）。ただし、マイワシ対馬暖流系群の漁獲動向と異なるため、精査が必要である。これら外国による漁獲量は、本系群を対象としたものであるか不明なため、本資源評価の計算には含めなかった。

(3) 漁獲努力量

本系群の近年における主漁場の一つは、隠岐諸島周辺を中心とする日本海南西部海域であり、本系群の漁獲量の3~7割を占める。この海域の主要な漁業は中型まき網漁業で、漁船のほとんどが島根県に属しており、マアジ、マサバ、マイワシ等の浮魚類を主な対象として操業している。マイワシ資源が極めて低水準であった2000年代前半は、他魚種を対象とした操業で混獲される場合が多く、マイワシに対する漁獲努力量を把握することは困難であった。近年はマイワシがまとまって水揚げされるようになってきたため、島根県籍のまき網船の延べ網数が本系群の漁獲努力量の指標として利用できると考えられる(図3-3)。延べ網数は、2007~2021年は2.0千~3.6千網で推移していたが、2022年に2.0千網を下回り、2024年は1.8千網であった。

能登半島周辺を中心とする日本海中部海域では定置網漁業が主流であるが、石川県の中型まき網漁業も石川県の漁獲量の3割程度を占め、本系群の資源状況を反映する重要な漁業の一つと言える。また、東シナ海では近年漁獲量が増加しているが、そのほとんどが長崎県や鹿児島県の中小型まき網漁業と大中型まき網漁業により漁獲されている。いずれの漁業についても近年の漁獲努力量に大きな変化はない。

4. 資源の状態

(1) 資源評価の方法

1960年以降の漁獲量、漁獲物の被鱗体長や体重の測定、鱗や耳石などの年齢形質による年齢査定から年齢別・年別漁獲尾数を算出し、チューニングVPAにより年齢別資源尾数を推定した。チューニングVPAでは、2004~2024年の産卵量を標準化した資源量指標値、2007~2024年(ただし2014年を除く)の島根県まき網の資源量指標値、2007~2021年の石川県まき網の資源量指標値、および2001~2024年の長崎県まき網の資源量指標値を用いて、2024年の漁獲係数Fの調整を行った(補足資料1、2)。

(2) 資源量指標値の推移

漁獲係数Fの調整に使用した資源量指標値を補足表2-4に、各指標値の平均値で割り、規格化した値の推移を図4-1に示す。

産卵量は九州西岸から日本海で実施された卵稚仔調査に基づき、空間自己相関を考慮して標準化した(補足資料9)。産卵量は、2010年以降、増減を繰り返しながら増加傾向を示した。特に、2023年に急激に増加し、2024年も引き続き高かった(補足表2-4)。

島根県籍船団による中型まき網漁業で漁獲されたマイワシのCPUE(1網当たりの漁獲量)は、漁獲された期間(1~7月と8~12月)と水温の効果を考慮して標準化した。標準化CPUEは、2000年代後半は低い値であったが、2011年以降変動は大きいものの増加傾向を示した(図4-1、補足表2-4、補足資料9)。2024年は春季だけでなく秋季にも漁獲があり、期間と水温の効果により補正した結果、指標値は高い値であった。

石川県籍船団による中型まき網漁業で漁獲されたマイワシの抽出データによるCPUE(1隻当たりの漁獲量)は、2011年以降、変動はあるが緩やかな増加傾向を示した(図4-1、補足表2-4、補足資料9)。2024年のCPUEは、2023年よりも増加した。2022~2024年はマイワシの漁場への来遊が中型まき網漁業の漁期よりも早い時期であったため、マイワシ

を狙った操業がほとんど行われなかったと考えられる。

長崎県籍船団による中小型まき網漁業で漁獲されたマイワシの CPUE (1 隻当たりの漁獲量) は、低い水準で推移した後、2015 年以降は変動しながら緩やかな増加傾向を示した (図 4-1、補足表 2-4)。2023 年に急増し、2024 年はさらに増加した。

夏季に行われている魚群分布調査「計量魚探などを用いた浮魚類魚群量調査」におけるマイワシの採集状況について補足資料 7 に示した。夏季のマイワシの分布範囲に対してこれまでの調査海域が限られていたため、2019 年より日本海の広域も含めた調査を開始した。現時点では、これらの調査結果から信頼できるマイワシの資源量指標値が得られていないと考え、資源計算には用いず、参考資料とした。引き続き調査を実施して、データの蓄積を継続し、調査・解析手法の改善に取り組む予定である。

(3) 資源量と漁獲圧の推移

資源量は 1970 年代から増加し、1988 年には 1 千万トンに達したと推定される (図 4-2、表 3-1)。その後減少し、1995 年には 100 万トンを下回り、2001 年には 1 万トンを下回った。2004 年以降の資源量は増加傾向にあり、2010 年には 10 万トンを超えた。2019 年まで 20 万トン前後を推移したが、2020 年以降増加し、2024 年の資源量は 175.1 万トンまで増加した。親魚量 (資源計算の成熟魚資源量) は 2005 年以降増加傾向にあり、2011 年には 10 万トンを超えた。2021 年までは 8 万~17 万トンで推移したが、2022 年に増加し、2024 年は 72.9 万トンと推定された。

加入量 (資源計算の 0 歳魚資源尾数) は、1971 年から増加し、1980 年代は 1,000 億尾を超えた年が出現した (図 4-3、表 3-1)。1987 年以降減少し、2002 年には 0.42 億尾まで減少した。その後増加傾向が見られ、2010 年以降は 18 億~37 億尾で推移したが、2020 年から増加傾向にあり、2021 年には 100 億尾を超えた。2024 年は 308 億尾と推定された。

年齢別資源重量は、0~2 歳魚が占める割合が高い (図 4-4、補足資料 10)。2024 年は 0 歳魚と 1 歳魚の占める割合が高く、資源重量は前年よりも増加した。また、3 歳魚以上の資源重量も増加した。

再生産成功率は変動が大きく、1980 年代後半から 1990 年代前半にかけて低い値で推移した (図 4-5)。これは加入量が最大となった後、急激に減少する時期と一致する。1990 年代中盤に増加した後、変動しながら横ばいに推移している。近年では、2010 年と 2021 年が高く、2024 年は比較的高い値となった。

資源量計算では自然死亡係数 (M) は 0.4 を仮定したが、この値を 0.3、0.5 に変更して、2023 年の資源量と親魚量を計算した (図 4-6)。M の値が大きくなると、いずれの値も大きくなり、M が 0.3 の場合は 0.4 の場合の 79%と 80%、M が 0.5 の場合は 133%と 121%の値となった。

年齢別漁獲係数 F は、1965 年から 1990 年代前半は比較的低い値で緩やかな増加傾向を示した (図 4-7、補足資料 10)。1990 年代中盤以降から急激に増加し、経年変動が大きくなった。2005 年以降はそれ以前より水準は下がったが、依然増減を繰り返しながら推移している。0~1 歳では 2015~2018 年の、3 歳以上では 2015 年以降の漁獲係数が高かった。全ての年齢で 2019 年の漁獲係数は低く、2020 年には増加したが、2021 年以降は再び低くなった。

漁獲割合は、1990年代後半には50%を超える高い水準となる年もあったが、2001年以降は4~36%で変動しながら推移している（図4-8）。2021年以降は12%前後と低い水準で推移しており、2024年は8%であった。

昨年度の評価と比べると、2019年以前の推定値に大きな違いはないものの、2020~2023年の資源量および、2021~2023年の親魚量が下方修正された（補足図12-1）。これは、2024年の年齢別漁獲尾数にもとづき算出された2020年級群の加入量が下方修正されたためである。また、チューニングVPAの指標値に標準化した産卵量を用いたことにより、2023年の加入量および2023年の2歳以上の資源量が下方修正され、2021年級群の加入量が遡って上方修正されたためである。

(4) 加入量当たり漁獲量（YPR）、加入量当たり親魚量（SPR）および現状の漁獲圧

選択率の影響を考慮して漁獲圧を比較するため、加入量あたり親魚量（SPR）を基準に、その漁獲圧が無かった場合との比較を行った。図4-9に年ごとに漁獲が無かったと仮定した場合のSPRに対する、漁獲があった場合のSPRの割合（%SPR）の推移を示す。%SPRは漁獲圧が低いほど大きな値となる。%SPRは年代によって変動が大きく、2001~2009年以降は20~52%で推移していたが、その後は19~80%であった。2024年は59.7%となった。現状の漁獲圧として直近3年間（2022~2024年）の平均F値から%SPRを算出すると50.9%となった。

最大持続生産量MSYに対応するF（F_{msy}）に対するYPRと%SPRの関係を図4-10に示す。このときFの選択率としては令和7年の「管理基準値等に関する研究機関会議資料」においてF_{msy}の推定に用いた値（向ほか印刷中）を使用した。また、年齢別平均体重および成熟割合についてもF_{msy}算出時の値を使用した。F_{msy}は%SPRに換算すると41.5%に相当する。現状の漁獲圧（F₂₀₂₂₋₂₀₂₄）はF_{0.1}と同程度であり、F_{msy}やF_{40%SPR}を下回る。

(5) 再生産関係

親魚量（重量）と加入量（尾数）の関係（再生産関係）を図4-11に示す。上述の「管理基準値等に関する研究機関会議」により、本系群の再生産関係は、通常加入期（1960~1975年および1988~2023年）と高加入期（1976~1987年）の二種類の加入様態に分けられ、それぞれの期間でホッケー・スティック型再生産関係式を適用することが提案されている（向ほか印刷中）。再生産関係のパラメータ推定に使用するデータは、本資源評価に基づく親魚量・加入量であり、最適化方法には最小二乗法を用いている。加入量の残差の自己相関は考慮していない。再生産式の各パラメータを補足表6-1に示す。

(6) 現在の環境下においてMSYを実現する水準

上述の管理基準値等に関する研究機関会議資料で示された通常加入期（1960~1975年および1988~2023年）の環境下における最大持続生産量MSY、MSYを実現する親魚量（SB_{msy}）、およびSB_{msy}を維持する漁獲圧（F_{msy}）を補足表6-2に示す。

(7) 資源の水準・動向および漁獲圧の水準

本系群における 2024 年の親魚量は MSY を実現する親魚量 (SBmsy) を下回るが、MSY の 60% の漁獲量が得られる親魚量 (SB0.6msy) を上回る (図 4-12)。2024 年の親魚量は SBmsy の 0.67 倍である (補足表 6-3)。また、2024 年の漁獲圧は、SBmsy を維持する漁獲圧 (Fmsy) を下回っており、Fmsy の 0.44 倍である。なお、神戸プロットに示した漁獲圧の比 (F/Fmsy) とは、各年の F の選択率の下で Fmsy の漁獲圧を与える F を %SPR 換算して求めた値と、各年の F 値との比である。親魚量の動向は、直近 5 年間 (2020~2024 年) の推移から増加と判断される。本系群の親魚量は 1995 年以降 SB0.6msy を下回っていたが、2021 年から漁獲圧が Fmsy 以下に削減され、2023 年以降の親魚量は SB0.6msy を上回る水準に回復した。

5. 資源評価のまとめ

2024 年の資源量は前年よりも増加したと推定された。親魚量は MSY を実現する水準 (SBmsy) を下回り、動向は近年 5 年間 (2020~2024 年) の推移から「増加」と判断される。漁獲圧は SBmsy を維持する漁獲圧 (Fmsy) を下回った。

6. その他

2024 年の資源量は、2000 年代前半に比べて増加したものの、1980 年代の資源量と比べると依然として低い水準にある。また、本系群の再生産成功率の年変動は大きい (図 4-5)。今後、資源量が増加するにつれ加入量が増加し、高加入期の再生産関係式が実現する可能性があるが、本資源の利用・管理にあたっては、再生産関係の見直しに伴う漁獲管理規則の見直し、移行をどのように進めるかを十分に考慮して実施する必要がある。

平成 21 (2009) 年度から平成 23 (2011) 年度にかけて「日本海西部・九州西海域マアジ (マサバ・マイワシ) 資源回復計画」が開始され、小型魚保護のため、大中型まき網漁業は小型魚を主とする漁獲があった場合には集中的な漁獲圧をかけないように速やかに漁場移動を行い、中・小型まき網漁業は団体ごとに一定日数の休漁や水揚げ日数制限等の漁獲制限を行うという取り組みが実施された。これらの取り組みは、平成 24 (2012) 年度以降も継続されている。日本海南西部では休漁、もしくは 1 日 1 船団当たりの漁獲制限が複数期間にわたって実施されている。本資源は令和 4 (2022) 年度から令和 13 (2031) 年度まで資源再建計画の対象となっている。2024 年の親魚量は限界管理基準値を超えたものの、目標管理基準値は下回っていることから、引き続き漁獲圧が適切であるか検証が行われる。

7. 引用文献

馬場 孝・森本晴之・後藤常夫・南條暢聡・尾田昌紀・上野陽一郎 (2018) 春季日本海におけるマイワシとカタクチイワシの同時同所採集物を用いた食性比較. 日水誌, **84**, 288-290.

Furuichi, S., T. Yasuda, H. Kurota, M. Yoda, K. Suzuki, M. Takahashi and M. Fukuwaka (2020) Disentangling the effects of climate and density-dependent factors on spatiotemporal dynamics of Japanese sardine spawning. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **633**, 157-168.

後藤常夫 (1998) 1979~1994 年春季の日本海におけるマイワシ卵の豊度と分布. 日水研報

- 告, **48**, 51-60.
- 檜山義明 (1998) 対馬暖流域での回遊範囲と成長速度. マイワシの資源変動と生態変化 (渡邊良朗・和田時夫編), 恒星社厚生閣, 東京, 35-44.
- Hiyama, Y., H. Nishida and T. Goto (1995) Interannual fluctuations in recruitment and growth of the sardine, *Sardinops melanostictus*, in the Sea of Japan and adjacent waters. Res. Popul. Ecol., **37**, 177-183.
- 伊東祐方 (1961) 日本近海におけるマイワシの漁業生物学的研究. 日水研報告, **9**, 1-227.
- Kodama T., T. Wagawa, S. Ohshimo, H. Morimoto, N. Iguchi, K. Fukudome, T. Goto, M. Takahashi and T. Yasuda (2018) Improvement in recruitment of Japanese sardine with delay of spring phytoplankton bloom in the Sea of Japan. Fish. Oceanogr., **27**, 289-371.
- 黒田一紀 (1991) マイワシの初期生活期を中心とする再生産過程に関する研究. 中央水研報告, **3**, 25-278.
- 松岡正信・小西芳信 (2001) 1979～1995 年の九州周辺海域におけるマイワシの産卵量と分布. 水産海洋研究, **65**, 67-731.
- Matsuyama, M., S. Adachi, Y. Nagahama, C. Kitajima and S. Matsuura (1991) Annual reproductive cycle of the captive female Japanese sardine *Sardinops melanostictus*: relationship to ovarian development and serum levels of gonadal steroid hormones. Mar. Biol., **108**, 21-29.
- 向草世香・高橋素光・藤波裕樹・井元順一・依田真里(印刷中) 令和 7(2025)年度マイワシ対馬暖流系群の管理基準値等に関する研究機関会議資料, 水産研究・教育機構, 横浜, Xpp, FRA-SA2025-BRP01-02
- Muko, S., S. Ohshimo, H. Kurota, T. Yasuda and M. Fukuwaka (2018) Long-term distribution change of Japanese sardine in the Sea of Japan with their population dynamics. Mar. Ecol. Prog. Ser., **593**, 141-154.
- 森本晴之 (2010) 日本産マイワシにおける繁殖特性の時空間変化とその個体群動態への影響. 水産海洋研究, **74**, 35-45.
- Nakai, Z. (1962) Studies relevant to mechanisms underlying the fluctuation in the catch of the Japanese sardine, *Sardinops melanosticta* (Temminck & Schlegel). Jap. J. of Ichth., **9**, 1-115.
- Ohshimo, S., H. Tanaka and Y. Hiyama (2009) Long-term stock assessment and growth changes of the Japanese sardine (*Sardinops melanostictus*) in the Sea of Japan and East China Sea from 1953 to 2006. Fish. Oceanogr., **18**, 346-358.
- Wada, T., and L. D. Jacobson (1998) Regimes and stock-recruitment relationships in Japanese sardine (*Sardinops melanostictus*), 1951-1995. Can. J. Fish. Aquat. Sci., **55**, 2455-2463.
- 安田十也・黒田啓行・林 晃・依田真里・鈴木 圭・高橋素光 (2018) 平成 29 (2017) 年度マイワシ対馬暖流系群の資源評価. 平成 29 年度我が国周辺水域の漁業資源評価 (魚種別系群別資源評価・TAC 種), 第 1 分冊, 15-52.
- Yatsu, A., T. Watanabe, M. Ishida, H. Sugisaki and L. D. Jacobson (2005) Environmental effects on recruitment and productivity of Japanese sardine *Sardinops melanostictus* and chub mackerel *Scomber japonicus* with recommendations for management. Fish. Oceanogr., **14**, 263-278.
- 米田道夫・田中寛繁・本田 聡・西田 宏・梨田一也・廣田祐一・石田 実・大下誠二
宮辺 伸・伊藤春香・清水昭男 (2013) 2008-2010 年の西日本沿岸域におけるマイワ

シの性成熟，産卵期およびバッチ産卵数．水産海洋研究，**77**, 59-67.

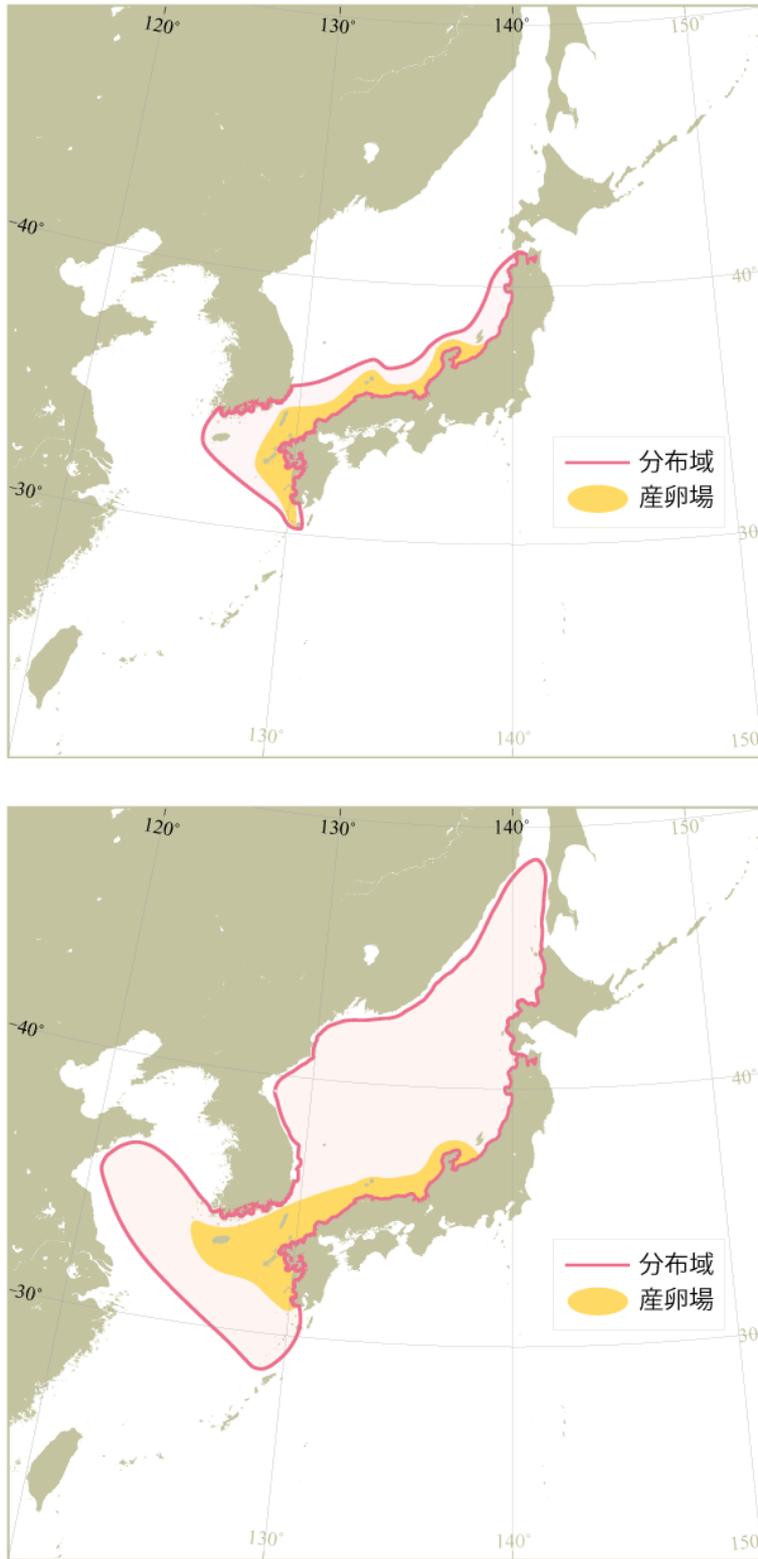


図 2-1. 分布域と産卵場（上：低水準期、下：高水準期）

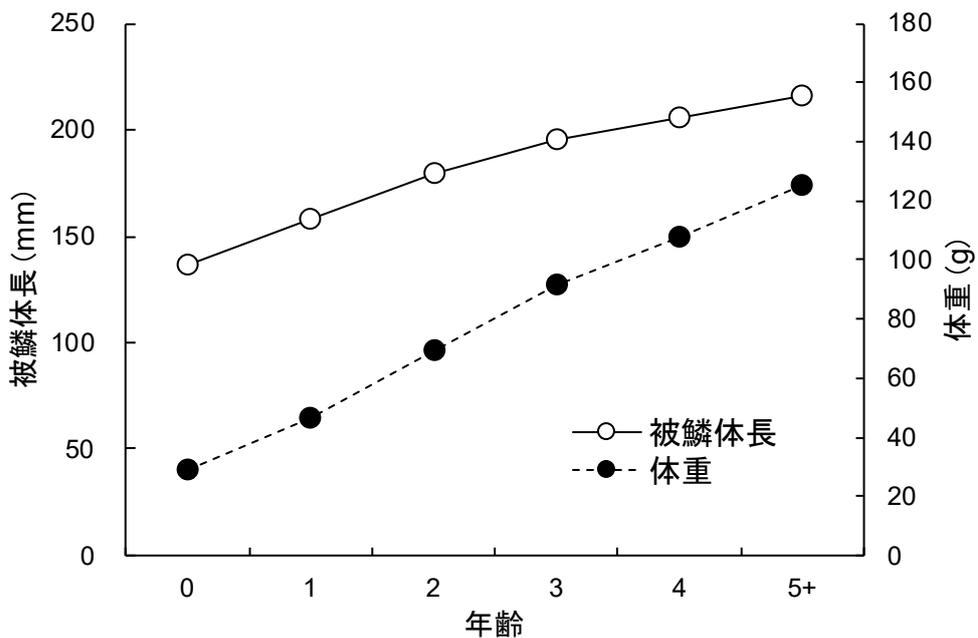


図 2-2. 年齢と成長 (5月時点)

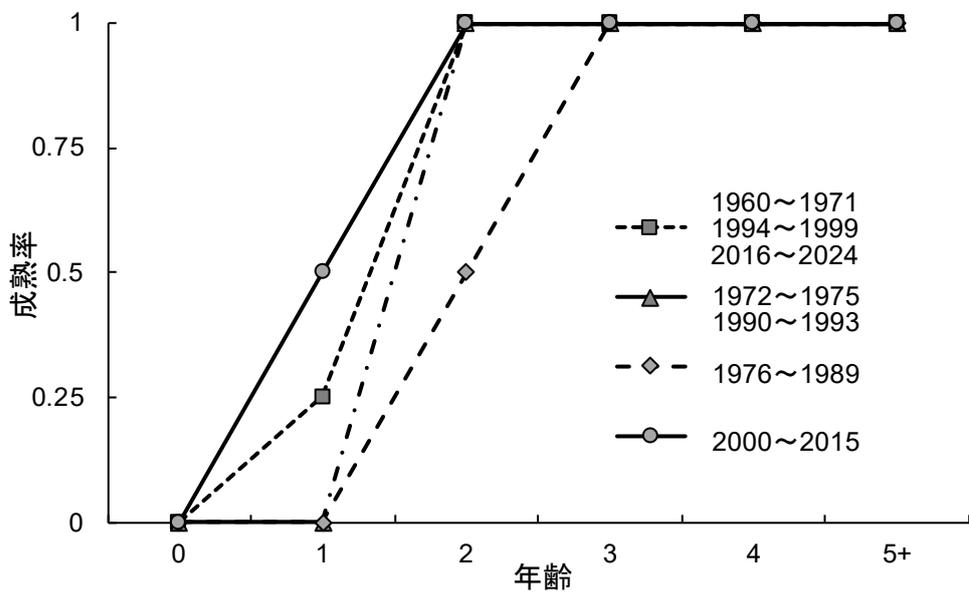


図 2-2. 年齢と成熟割合

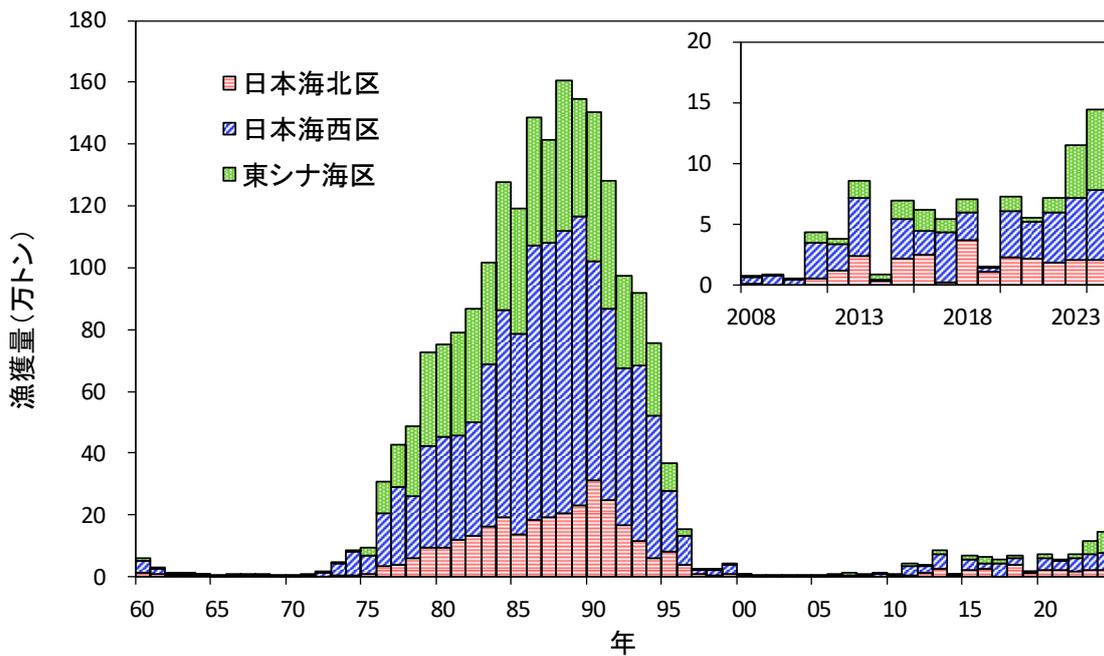


図 3-1. 漁獲量の推移

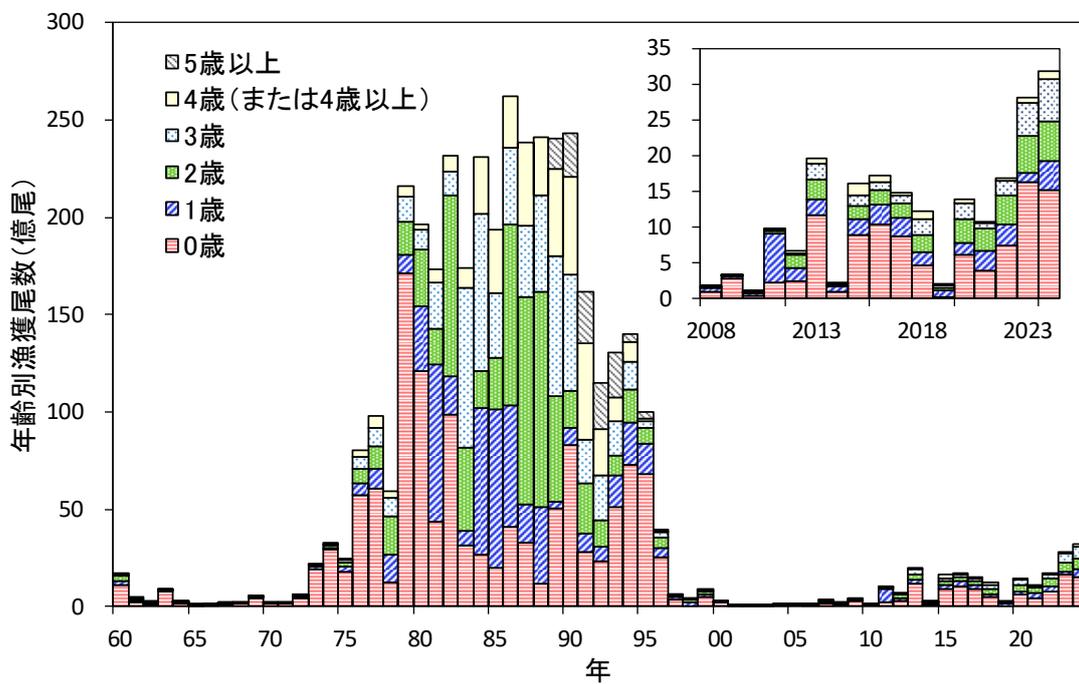


図 3-2. 年齢別漁獲尾数の推移

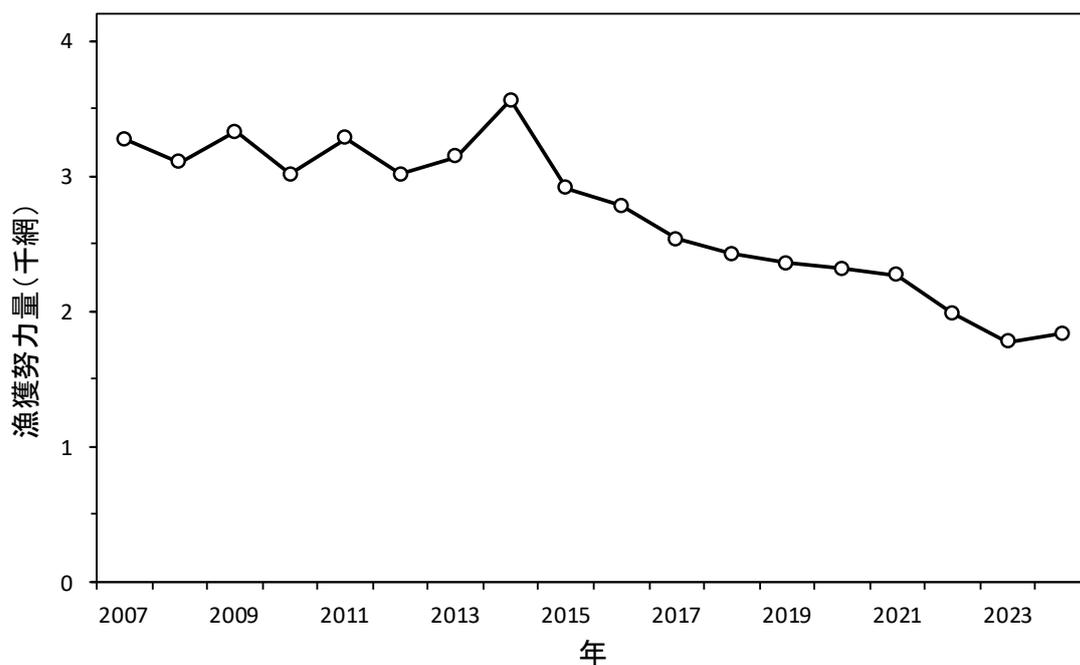


図 3-3. 島根県籍中型まき網船団の漁獲努力量（網数）の推移

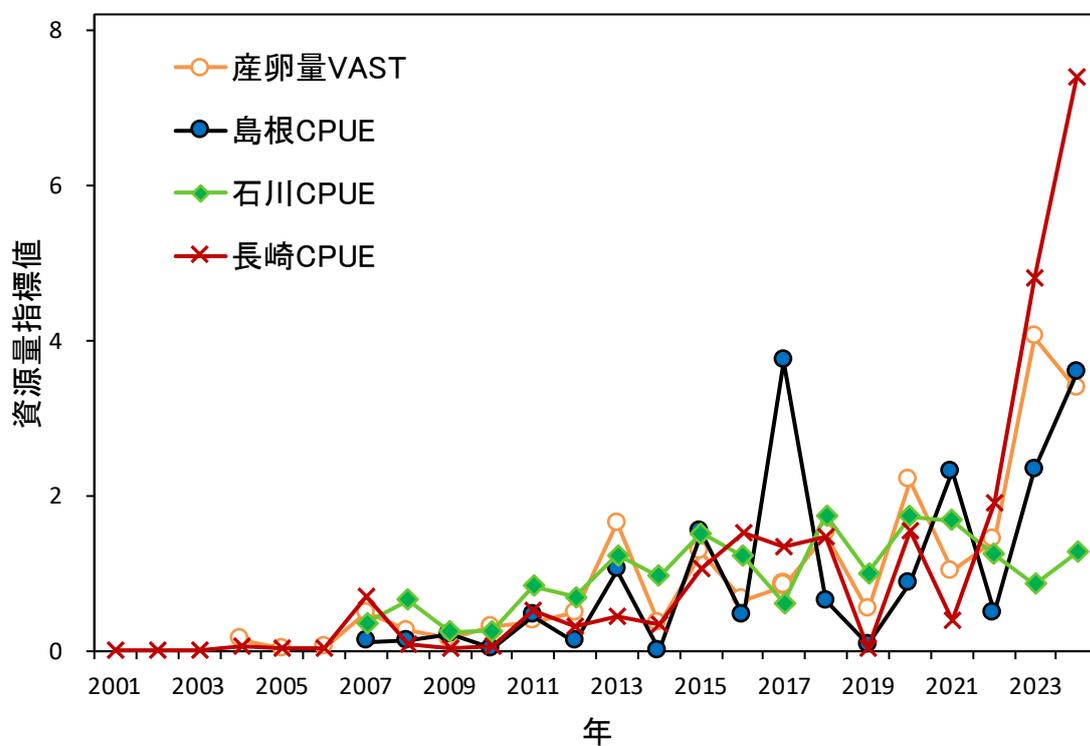


図 4-1. 資源量指標値の推移（平均値で割って規格化した数値）

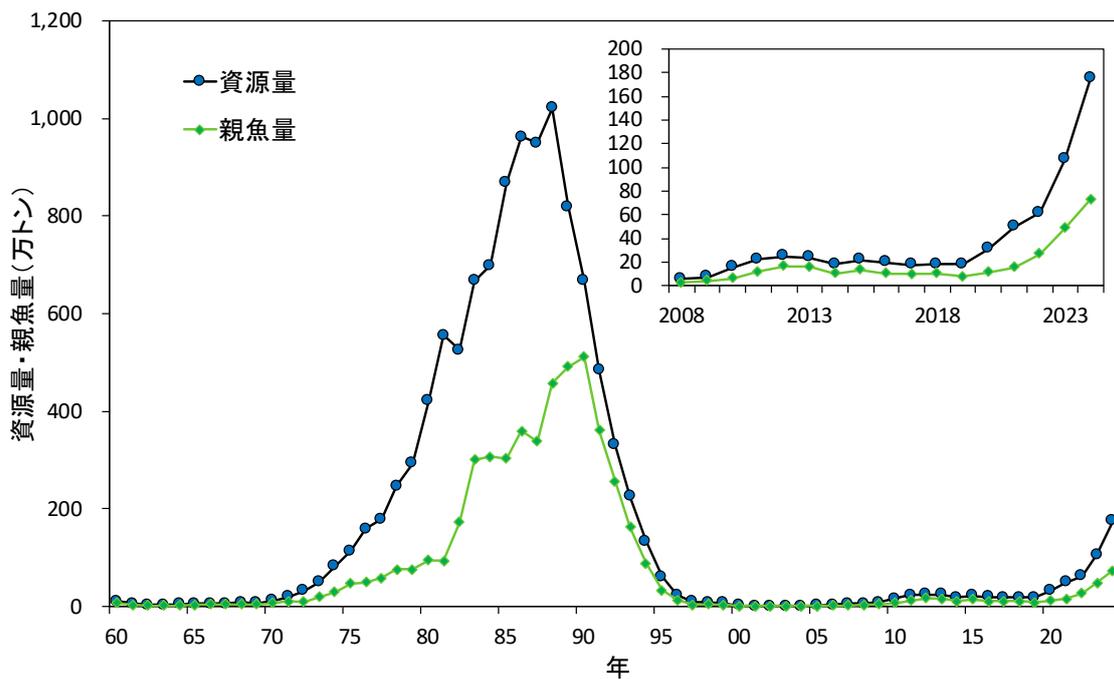


図 4-2. 資源量と親魚量の推移

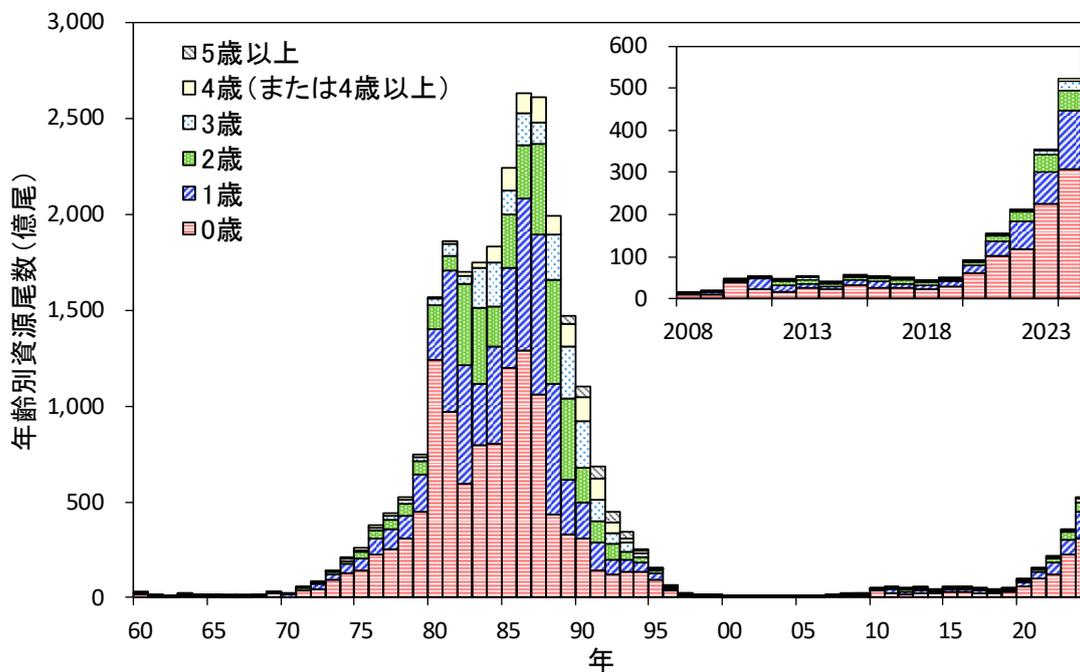


図 4-3. 年齢別資源尾数の推移

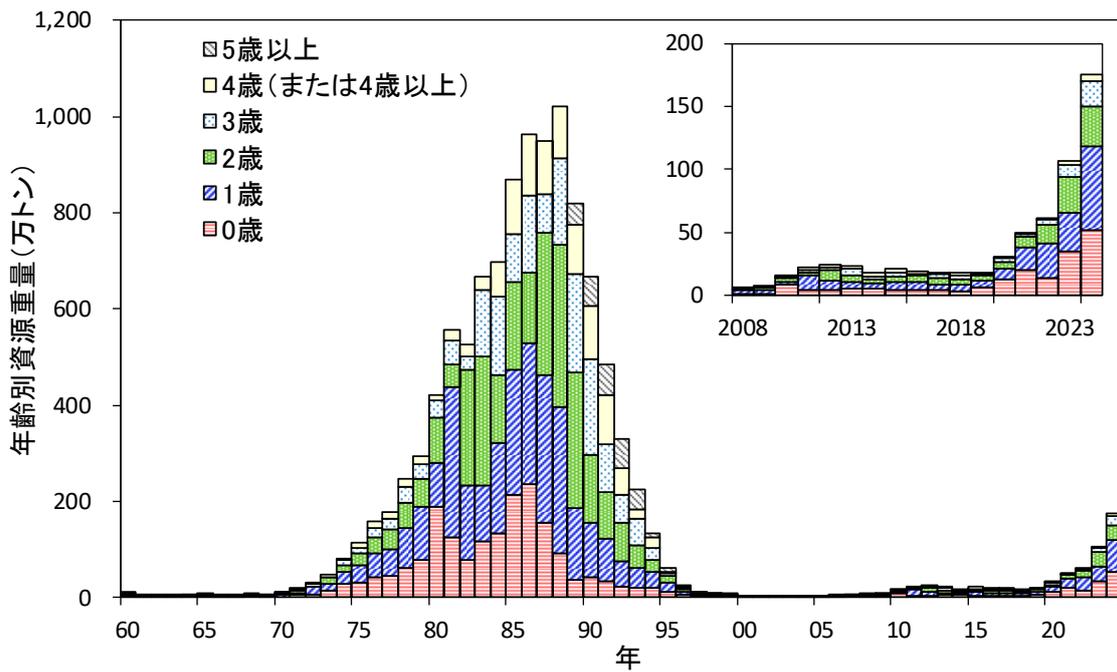


図 4-4. 年齢別資源重量の推移

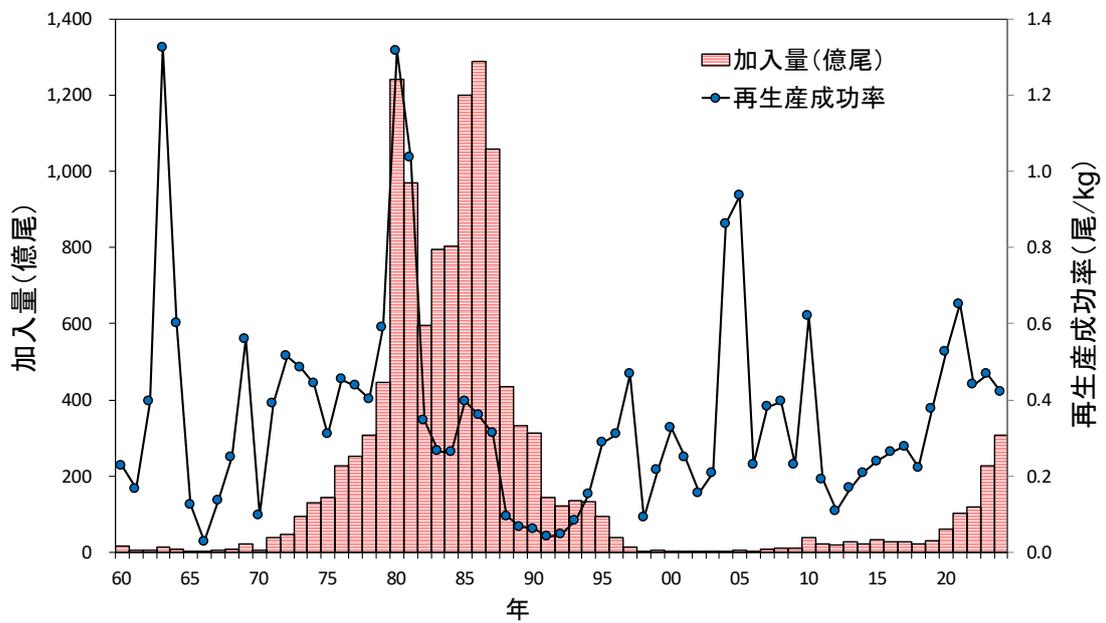


図 4-5. 加入量と再生産成功率の推移

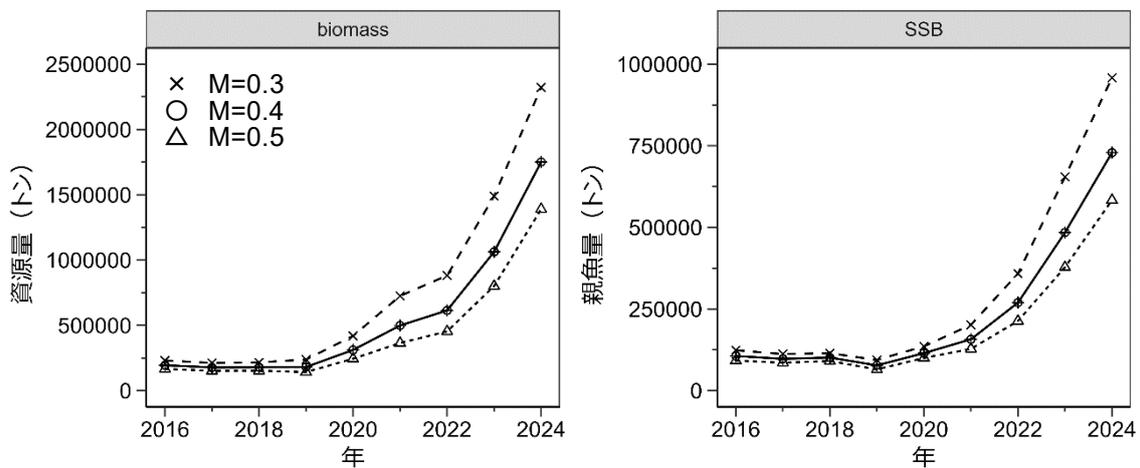


図 4-6. 資源量 (左図) と親魚量 (右図) の推定に対する自然死亡係数 M の影響

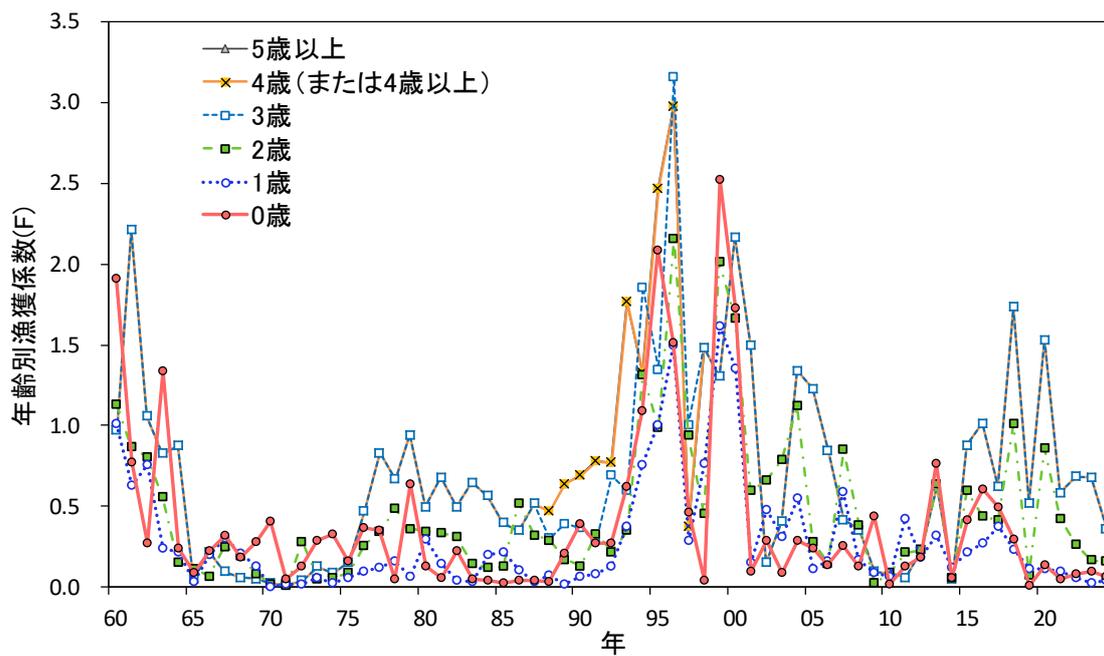


図 4-7. 年齢別漁獲係数 F の推移

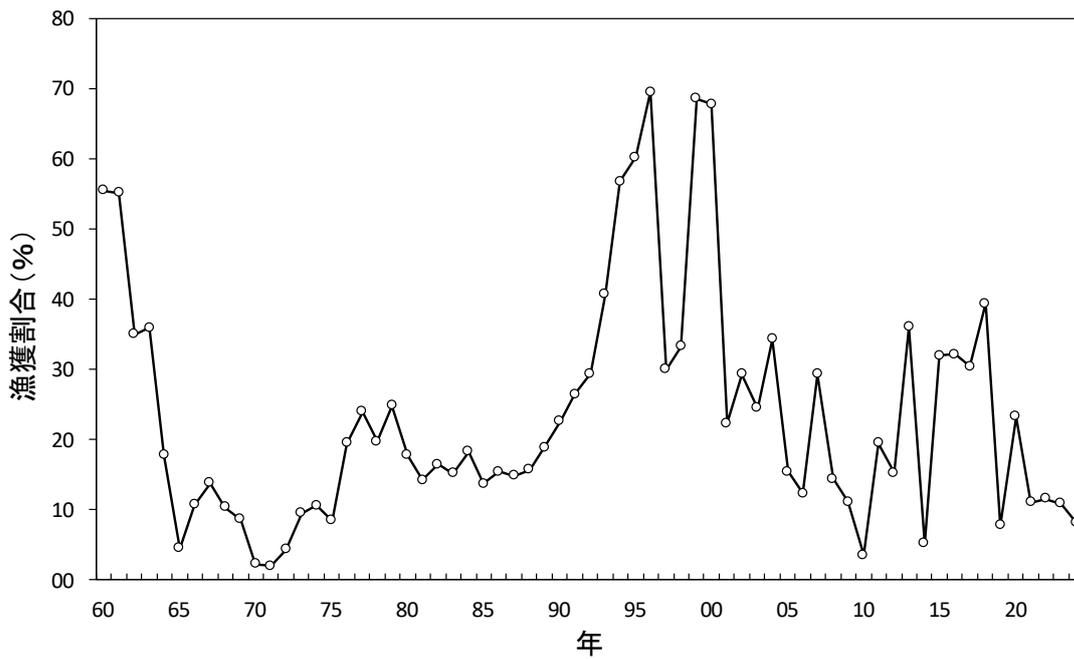


図 4-8. 漁獲割合の推移

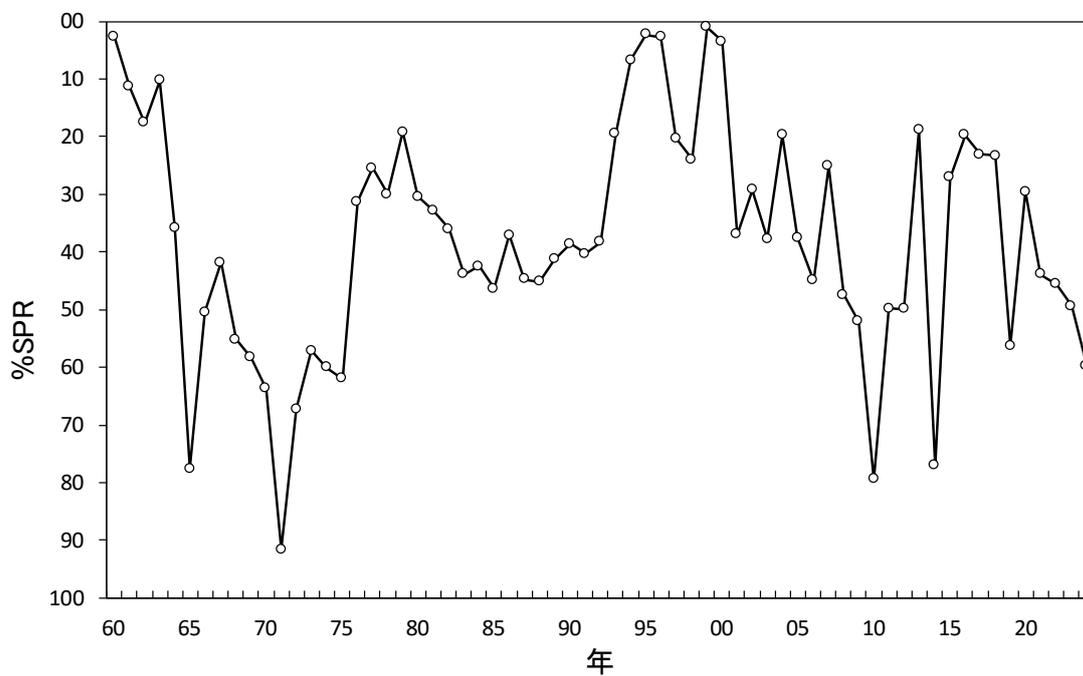


図 4-9. %SPR 値の推移

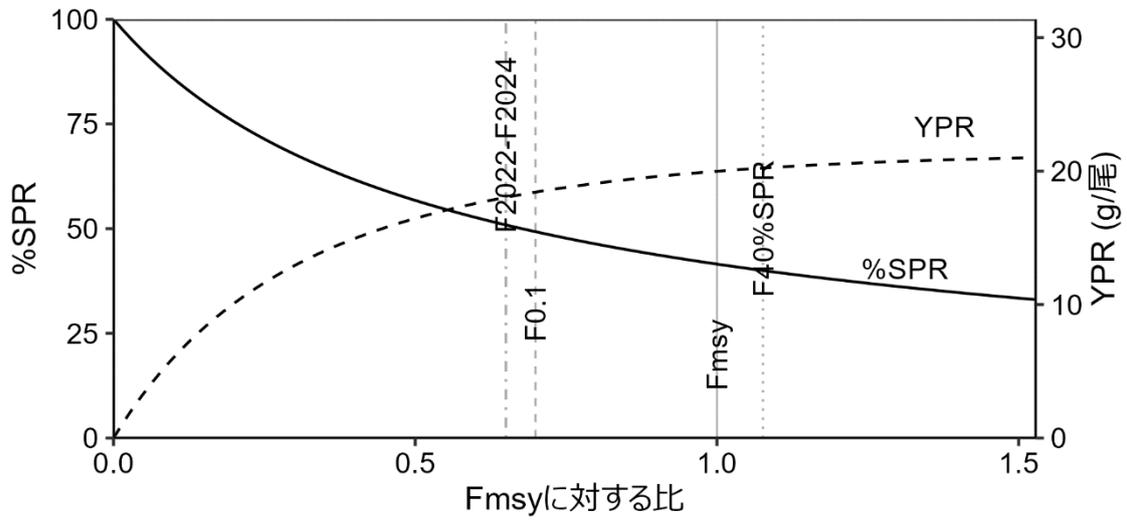
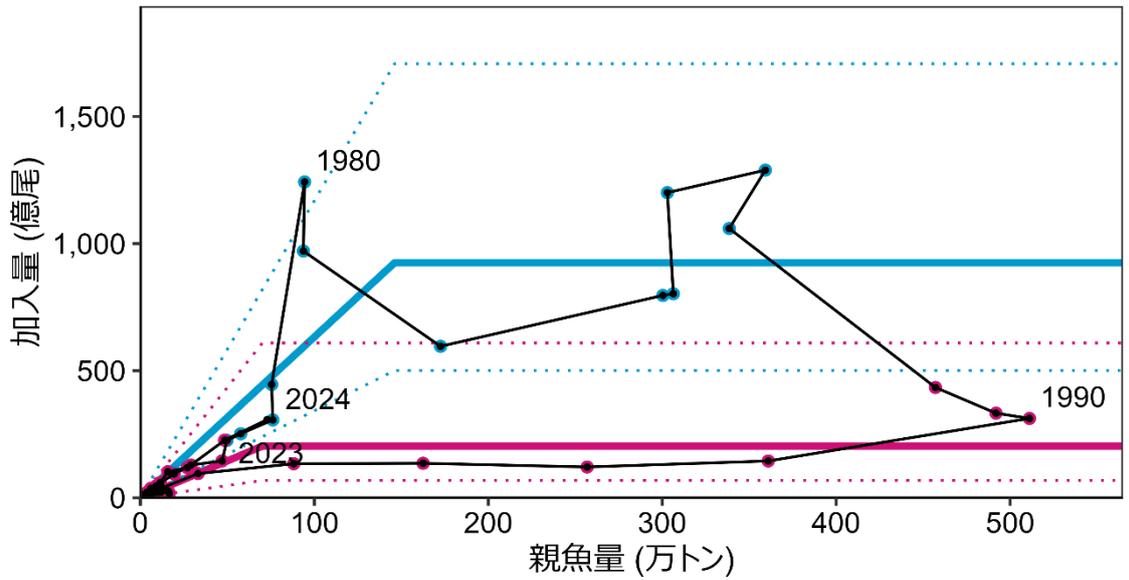
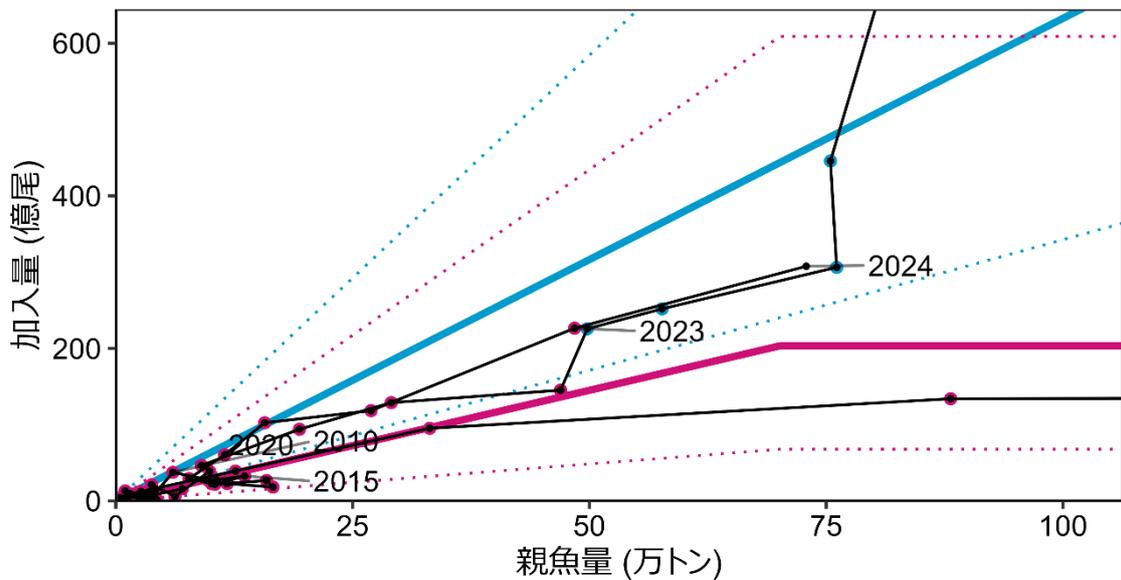


図 4-10. Fmsy に対する YPR と%SPR の関係



関数形: HS, 最適化法L2, AICc: 129.32



関数形: HS, 最適化法L2, AICc: 129.32

図 4-11. 親魚量と加入量の関係 (再生産関係)

再生産関係は自己相関を考慮しないホッカー・スティック (HS) 型再生産関係式を用い、最小二乗法によりパラメータ推定を行った。赤線および赤丸は通常加入期 (1960～1975 年および 1988～2023 年) の、青線および青丸は高加入期 (1976～1987 年) の再生産関係式とその推定に使用した本評価におけるデータ点である。再生産関係式の上下の点線は、仮定されている再生産関係において観察データの 90%が含まれると推定される範囲である。黒丸は 2024 年の親魚量と加入量を示す。図中の数字は加入群の年級 (生まれ年) を示す。

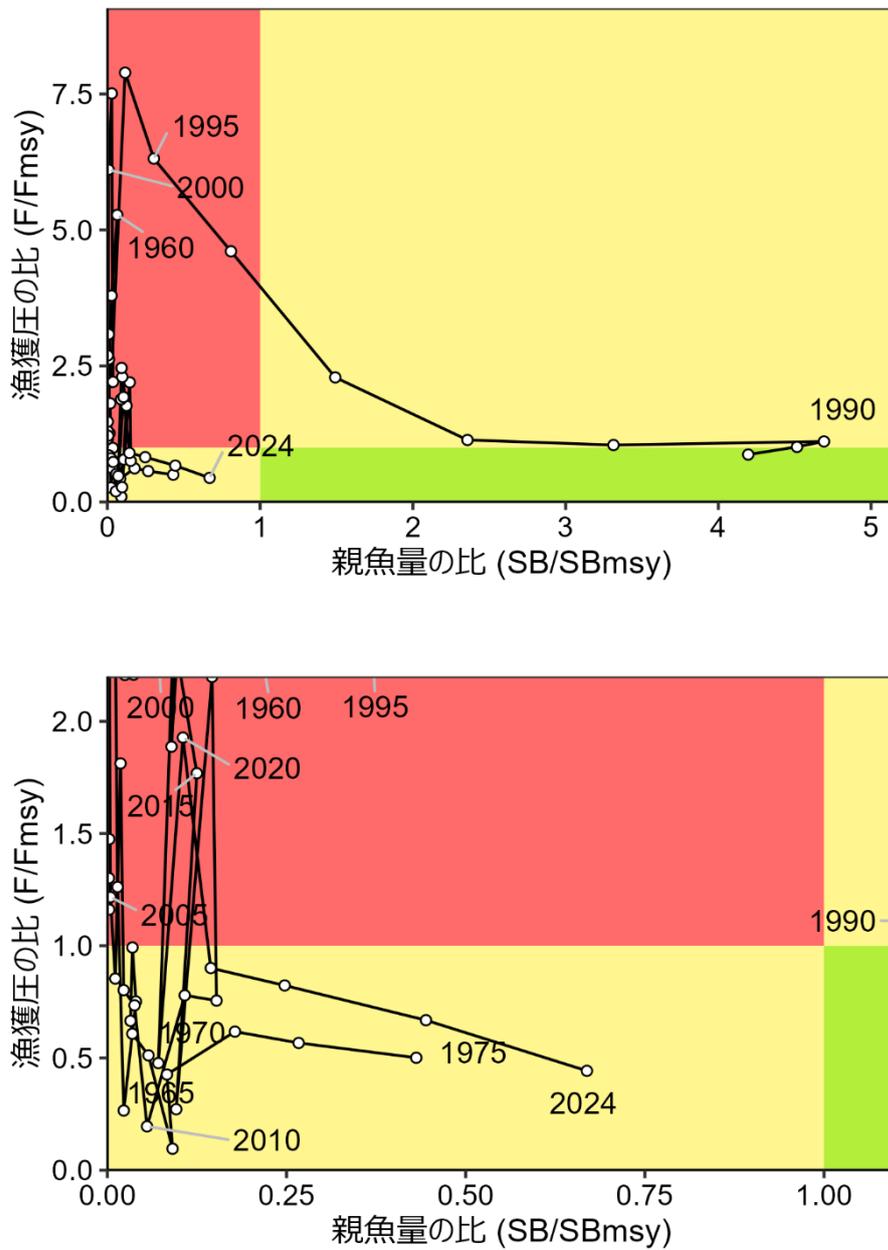


図 4-12. 最大持続生産量 (MSY) を実現する親魚量 (SB_{msy}) と SB_{msy} を維持する漁獲圧 (F_{msy}) に対する過去の親魚量および漁獲圧の関係 (神戸プロット) とその拡大図 SB_{msy} および F_{msy} は通常加入期 (1960~1975 年および 1988~2023 年) を仮定した場合の値である。

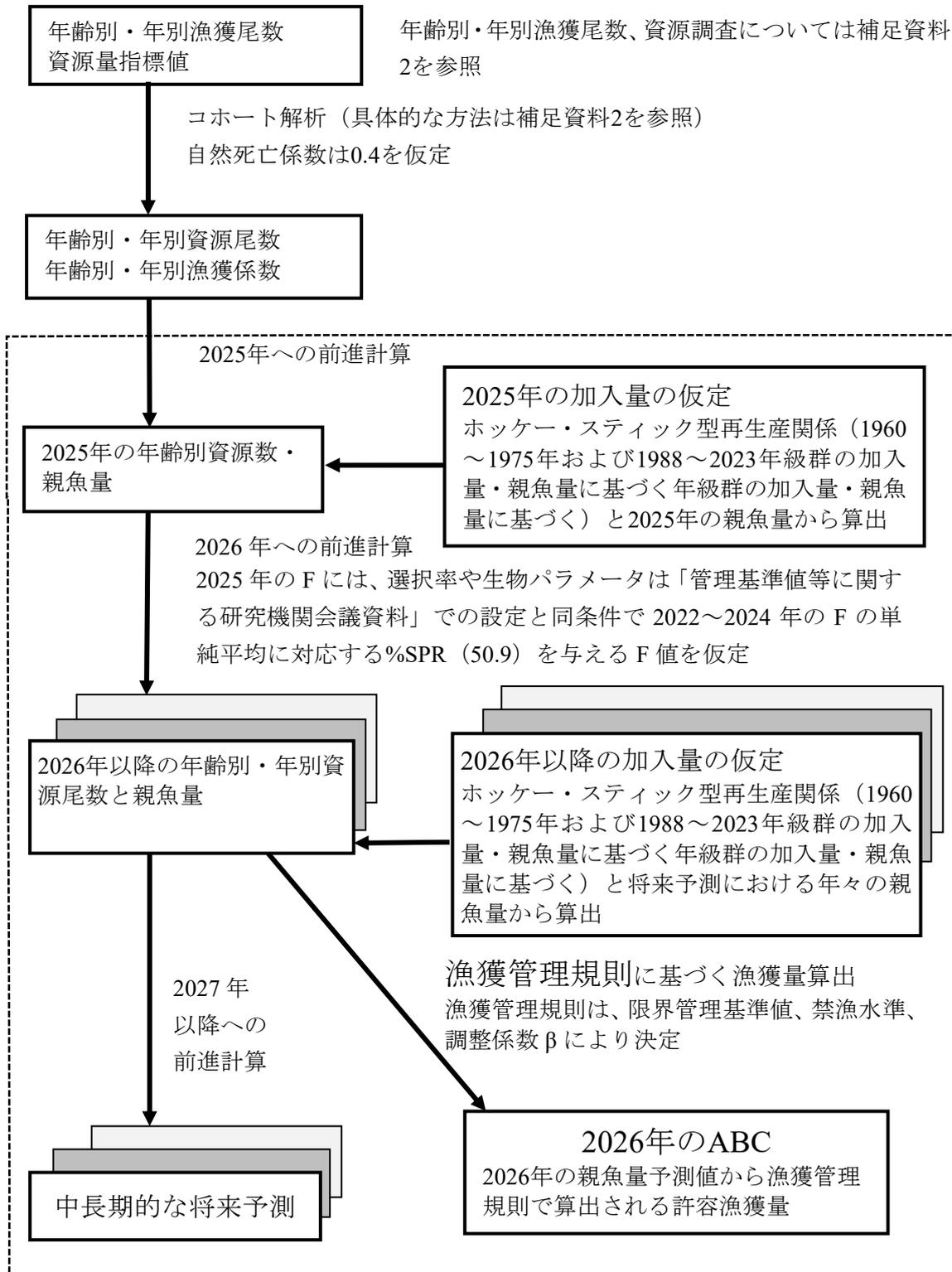
表 3-1. 漁獲量と資源解析の結果

年	漁獲量 (万トン)	資源量 (万トン)	親魚量 (万トン)	0歳加入 尾数 (億尾)	再生産 成功率 (尾/Kg)	漁獲割合 (%)	%SPR	F/Fmsy
1960	5.8	10.5	7.0	16	0.23	56	2.7	5.28
1961	2.6	4.7	3.0	5	0.17	55	11.3	3.79
1962	1.1	3.0	1.1	4	0.40	35	17.6	2.62
1963	1.0	2.8	1.0	13	1.32	36	10.2	3.08
1964	0.7	4.0	1.5	9	0.60	18	35.8	1.26
1965	0.3	5.6	2.5	3	0.12	5	77.5	0.27
1966	0.6	5.6	4.3	1	0.03	11	50.5	0.75
1967	0.8	5.6	3.8	5	0.13	14	41.8	0.99
1968	0.8	7.6	3.5	9	0.25	10	55.1	0.67
1969	0.6	6.5	3.8	21	0.56	9	58.3	0.61
1970	0.3	11.9	6.2	6	0.10	2	63.7	0.51
1971	0.4	18.7	9.9	39	0.39	2	91.6	0.10
1972	1.4	31.3	9.0	47	0.51	4	67.3	0.43
1973	4.7	49.0	19.4	94	0.48	10	57.1	0.62
1974	8.7	81.5	29.1	129	0.44	11	60.0	0.57
1975	9.6	113.9	47.0	145	0.31	8	61.9	0.50
1976	30.9	158.3	49.8	226	0.45	20	31.3	1.41
1977	42.9	178.7	57.7	252	0.44	24	25.5	1.85
1978	48.7	246.6	76.1	306	0.40	20	30.0	1.55
1979	72.7	292.7	75.4	446	0.59	25	19.2	2.33
1980	75.1	421.5	94.4	1,243	1.32	18	30.4	1.46
1981	79.1	555.3	93.7	971	1.04	14	32.7	1.42
1982	86.9	525.5	172.5	596	0.35	17	36.0	1.22
1983	101.7	667.5	300.4	796	0.27	15	43.9	0.90
1984	127.8	697.9	306.4	803	0.26	18	42.5	0.96
1985	119.1	868.2	302.9	1,201	0.40	14	46.4	0.84
1986	148.6	962.0	359.3	1,289	0.36	15	37.1	1.16
1987	141.2	949.4	338.5	1,059	0.31	15	44.7	0.87
1988	160.6	1,020.9	457.1	434	0.09	16	45.1	0.87
1989	154.6	819.1	491.9	333	0.07	19	41.2	1.01
1990	150.5	666.6	511.1	312	0.06	23	38.6	1.11
1991	128.1	484.0	361.0	145	0.04	26	40.3	1.05
1992	97.5	331.1	256.8	121	0.05	29	38.2	1.14
1993	91.7	225.2	162.5	136	0.08	41	19.5	2.29
1994	75.8	133.4	88.1	134	0.15	57	6.7	4.61
1995	36.6	60.7	33.1	95	0.29	60	2.3	6.31
1996	15.6	22.4	12.6	39	0.31	70	2.7	7.89
1997	2.6	8.8	2.7	12	0.47	30	20.3	2.21
1998	2.5	7.6	4.0	4	0.09	33	23.9	2.21
1999	4.1	6.0	3.1	7	0.22	69	1.0	7.51
2000	0.8	1.1	0.9	3	0.33	68	3.5	6.11
2001	0.1	0.5	0.2	1	0.25	22	37.0	1.30
2002	0.1	0.5	0.3	0	0.16	29	29.2	1.48
2003	0.1	0.4	0.3	1	0.21	25	37.8	1.16
2004	0.2	0.6	0.3	2	0.86	34	19.8	2.69

表 3-2. (続き)

年	漁獲量 (万トン)	資源量 (万トン)	親魚量 (万トン)	0歳加入 尾数 (億尾)	再生産 成功率 (尾/Kg)	漁獲割合 (%)	%SPR	F/Fmsy
2005	0.3	1.8	0.5	4	0.94	16	37.5	1.22
2006	0.3	2.7	1.2	3	0.23	12	44.9	0.85
2007	1.4	4.8	2.0	8	0.38	29	25.1	1.81
2008	0.8	5.6	2.5	10	0.40	14	47.4	0.80
2009	0.8	7.3	4.1	10	0.23	11	52.1	0.73
2010	0.6	15.6	6.0	37	0.62	4	79.5	0.20
2011	4.4	22.3	11.8	23	0.19	20	49.8	0.78
2012	3.8	24.7	16.6	18	0.11	15	49.9	0.76
2013	8.5	23.7	15.9	27	0.17	36	18.8	2.20
2014	0.9	18.1	10.5	22	0.21	5	77.1	0.27
2015	7.0	21.7	13.6	33	0.24	32	27.1	1.77
2016	6.2	19.4	10.6	28	0.26	32	19.8	2.30
2017	5.4	17.8	9.7	27	0.28	30	23.1	1.89
2018	7.1	17.9	10.1	22	0.22	39	23.3	2.46
2019	1.4	18.1	7.7	29	0.38	8	56.2	0.48
2020	7.3	31.2	11.5	60	0.53	23	29.5	1.93
2021	5.5	49.9	15.7	102	0.65	11	43.9	0.90
2022	7.1	61.4	26.9	118	0.44	12	45.6	0.82
2023	11.5	106.3	48.4	226	0.47	11	49.4	0.67
2024	14.4	175.1	72.9	308	0.42	8	59.7	0.44

補足資料 1 資源評価の流れ



※ 点線枠内は資源管理方針に関する検討会における管理基準値や漁獲管理規則等の議論をふまえて作成される。

補足資料 2 計算方法

(1) 資源計算方法

2024年までの年齢別年別漁獲尾数と資源量指標値を用いて、チューニング VPA (コホート解析) により年齢別年別資源尾数を推定した。年齢別年別漁獲尾数は、日本海～東シナ海側の各月の主要港の水揚げ量および大中型まき網漁業の漁獲量と体長組成データより算出し、漁業・養殖業生産統計年報における日本海北区、日本海西区、東シナ海区の大中型まき網漁業による漁獲を除いた漁獲量と、大中型まき網漁業漁獲成績報告書から得られた日本海区および東シナ海区における漁獲量の合計値に一致するように引き延ばした。年齢-体長関係には鱗と耳石による年齢査定結果を用いた (補足資料 8)。2024年の漁獲物の年齢別平均体重を補足表 2-1 に、資源計算に用いた自然死亡係数 M を補足表 2-2 に、成熟割合は補足表 2-3 に示す。計算には R パッケージ `frasyr` (コミット番号:05eacac) を使用した。

VPA 起点月は 1 月とし、年齢別年別資源尾数の計算には Pope の近似式を用い、プラスグループの資源尾数については平松 (2000; 非定常な場合のプラスグループの計算、 $\alpha=1$) の方法に従った。なお、年齢については、1953～1988 年および 1999～2024 年は 0～4+ 歳、1989～1998 年は 0～5+ 歳別に求めた (4 歳以上、5 歳以上をまとめて 4+、5+ (プラスグループ) と表記する)。

1. Pope の近似式を用いた資源尾数の計算 (ステップ 1)

式 (1) により年齢別年別資源尾数を計算した。

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

ここで、 $N_{a,y}$ は y 年における a 歳魚の資源尾数、 $C_{a,y}$ は y 年 a 歳魚の漁獲尾数、 M は自然死亡係数 (0.4) である。

ただし、最近年、最高齢-1 歳 (添え字 $p-1$)、最高齢 (プラスグループ、添え字 p)、は (2) ～ (4) 式により計算した。

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

$$N_{p-1,y} = \frac{C_{p-1,y}}{C_{p,y} + C_{p-1,y}} N_{p,y+1} \times \exp(M) + C_{p-1,y} \times \exp\left(\frac{M}{2}\right) \quad (3)$$

$$N_{p,y} = \frac{C_{p,y}}{C_{p-1,y}} N_{p-1,y} = \frac{C_{p,y}}{C_{p,y} + C_{p-1,y}} N_{p,y+1} \times \exp(M) + C_{p,y} \times \exp\left(\frac{M}{2}\right) \quad (4)$$

なお、プラスグループの年齢が変化する年は、年齢に応じて次のように推定した。

1988 年の 3 歳魚と 4 歳魚の資源尾数 $N_{3,1988}$ および $N_{4,1988}$ は次の式で推定した。また、4 歳魚の漁獲係数 $F_{4,1988}$ は (7) 式に従うとした。

$$N_{3,1988} = N_{4,1989} \times \exp(M) + C_{3,1988} \times \exp\left(\frac{M}{2}\right) \quad (5)$$

$$N_{4+,1988} = N_{5,1989} \times \exp(M) + C_{4,1988} \times \exp\left(\frac{M}{2}\right) \quad (6)$$

$$F_{4+,1988} = -\ln\left\{1 - \frac{C_{4,1988} \times \exp\left(\frac{M}{2}\right)}{N_{4,1988}}\right\} \quad (7)$$

1998 年の 3 歳魚と 4 歳魚の資源尾数 $N_{3,1998}$ および $N_{4,1998}$ は次の式で推定した。

$$N_{3,1998} = \frac{C_{3,1998} \times N_{4+,1999} \times \exp(M)}{C_{3,1998} + C_{4,1998} + C_{5+,1998}} + C_{3,1998} \times \exp\left(\frac{M}{2}\right) \quad (8)$$

$$N_{4,1998} = N_{3,1998} \times \frac{C_{4,1998}}{C_{3,1998}} \quad (9)$$

F は漁獲係数であり、最近年（ターミナル F）以外は（10）式で計算される。

$$F_{a,y} = -\ln\left\{1 - \frac{C_{a,y} \times \exp\left(\frac{M}{2}\right)}{N_{a,y}}\right\} \quad (10)$$

ただし、プラスグループの F は最高齢-1 歳の F と等しいとした。コホート解析における最近年である 2024 年の F（ターミナル F）は、まず 0~3 歳魚については過去 3 年間（2021~2023 年）の各年齢の F の平均値とした。プラスグループ（4+歳）については、最高齢-1 歳（3 歳）の F と同じ値となるように求めた。

2. 最近年の F の調整（ステップ 2）

ターミナル F の選択率をステップ 1 で得られた年齢別漁獲係数から計算される選択率と仮定し、選択率に乗じる F の大きさを資源量指標値を用いたチューニングにより探索的に求めた。

チューニングに用いた資源量指標値として、産卵量と、島根県籍中型まき網漁船で水揚げされるマイワシの 1 網当たりの漁獲量（以下、島根 CPUE）、石川県籍中型まき網漁船で水揚げされるマイワシの 1 日 1 隻当たりの漁獲量（以下、石川 CPUE）、および長崎県籍中小型まき網漁船で水揚げされるマイワシの 1 日 1 隻当たりの漁獲量（以下、長崎 CPUE）を用いた（補足表 2-4）。東シナ海の漁獲量が近年増加しており、資源量の増加を反映していると考えられるため（図 3-1）、今年度評価より長崎 CPUE を指標値に加えた。

産卵量は、鹿児島県から青森県までの九州西方から日本海沿岸で、1~6 月にノルパックネットにより採集されたマイワシの卵数を Vector-Autoregressive Spatio-Temporal（VAST;

Thorson and Barnett 2017) モデルを用いて標準化した (補足資料 9)。島根 CPUE は、二段階モデル (delta-lognormal GLM and GLMM) で期間 (1~7 月と 8~12 月) と船、水温の効果を削除した標準化 CPUE (補足資料 9) を用いた。石川 CPUE は、2007 年以降明確となったマイワシの狙い漁業を考慮するために、その年のマイワシ総漁獲量の 90% を占める操業を、1 操業当たりのマイワシ漁獲割合が高い操業から順に抽出して算出した directed CPUE を用いた (補足資料 9)。長崎 CPUE は、操業した船の日別 CPUE の年平均値を用いた。

コホート解析より得られる親魚量が標準化した産卵量に、全年齢込みの資源量が島根 CPUE と長崎 CPUE に、1 歳以上の資源量が石川 CPUE に最もよく適合するようなターミナル F を最尤法により推定した。以上 4 種の資源量指標値について、最小化させる負の対数尤度を以下のように定義した (Hashimoto et al. 2018)。

$$-\ln L = \sum_f \sum_y \frac{[\ln I_{f,y} - (b_f \ln B_{f,y} + \ln q_f)]^2}{2\sigma_f^2} - \ln \left(\frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_f} \right) \quad (11)$$

ここで、 $I_{f,y}$ は y 年における指標値 f (1:産卵量、2:島根 CPUE、3:石川 CPUE、4:長崎 CPUE)、 $B_{f,y}$ は y 年における指標値 f に適用する資源量 (1:親魚量、2 と 4:資源量、3:1 歳以上資源量)、 q_f 、 b_f 、 σ_f は推定パラメータ (ターミナル F と同時推定) である。

また、 $I_{f,y}$ と $B_{f,y}$ には、以下のべき乗式で表される関係があることを仮定した。

$$I_{f,y} = q_f B_{f,y}^{b_f} \quad (12)$$

ただし、本資源評価では b_f はいずれの指標値に対しても 1 に固定した。これは、 b_f を推定した場合でも指標値の適合度は改善されなかったためである。

指標値と適合させる期間は、産卵量は資源量が 5 千トンを上回った 2004 年以降、島根 CPUE と石川 CPUE は 2007 年以降、長崎 CPUE は 2001 年以降とした。2014 年のマイワシ対馬暖流系群の漁獲量は極めて少なかったが、2015 年の漁獲物には 2 歳以上の高齢魚が多く含まれていたことから、2014 年は漁場となる沿岸域への来遊が極めて少なかったと考えられた。とくに水揚げ量が少なかった日本海西区の漁獲情報に基づく島根 CPUE は、資源量を反映していない可能性があるため、チューニングから除いた。また、2022~2024 年の石川 CPUE は、中型まき網漁業の漁期よりもマイワシの来遊が早かったことから、来遊のピークが過ぎた後の漁獲情報に基づいた CPUE は資源量を反映していない可能性があるため、チューニングから除いた。この条件で (式 11) を最小化するような F を探索的に求めた結果、 $F_{0,2024}=0.06$ 、 $F_{1,2024}=0.04$ 、 $F_{2,2024}=0.16$ 、 $F_{3,2024}=0.36$ 、 $F_{4+,2024}=0.36$ と推定された。またその他のパラメータは $q_1=0.007$ 、 $q_2=0.26$ 、 $q_3=0.24$ 、 $q_4=0.002$ 、 $\sigma_1=0.74$ 、 $\sigma_2=1.20$ 、 $\sigma_3=0.49$ 、 $\sigma_4=1.21$ であった。

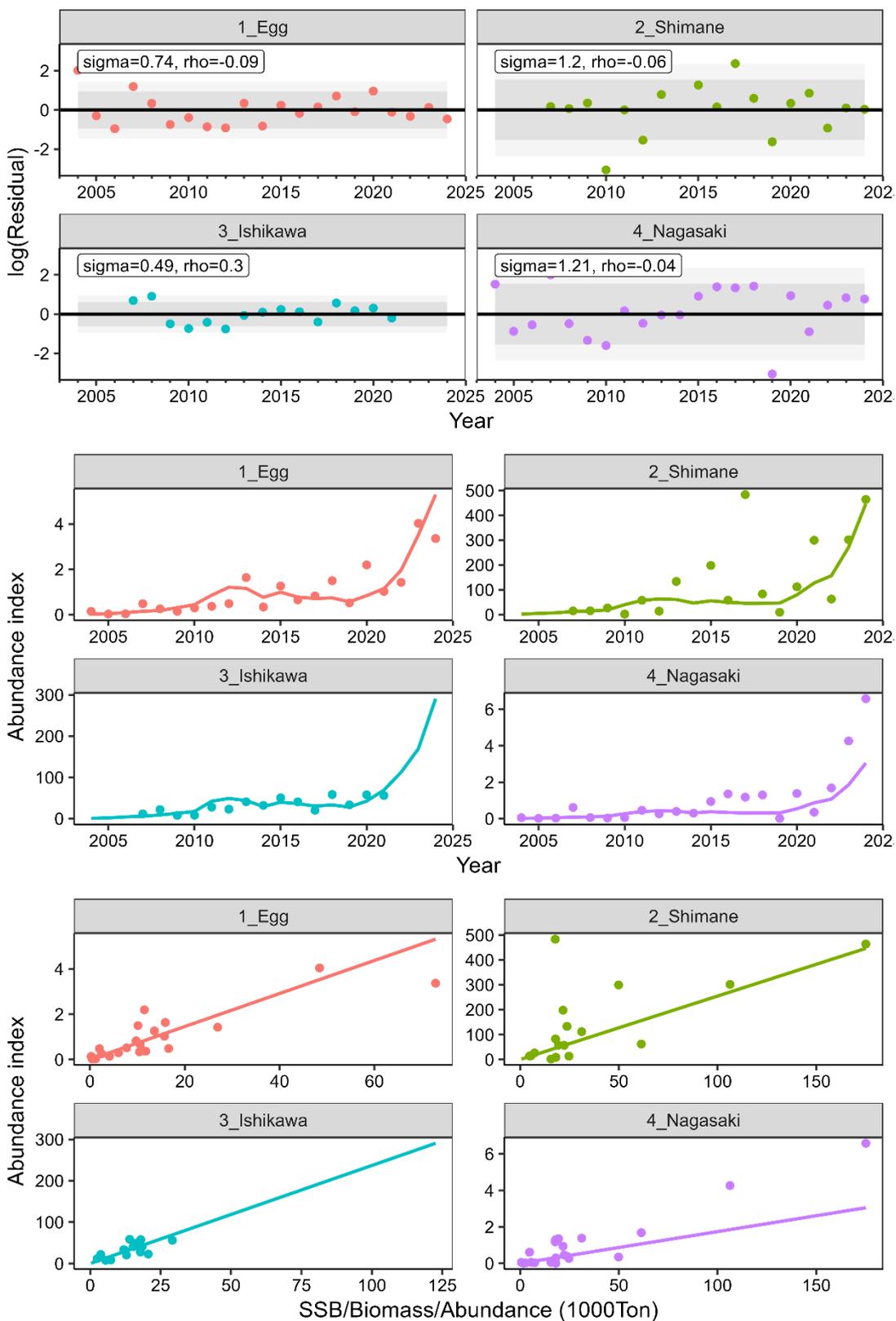
「令和 7 (2025) 年度資源評価におけるモデル診断の手順と診断結果の提供指針 FRA-SA2025-ABCWG02-03」に従って、本系群の評価に用いた VPA の統計学的妥当性や仮定に対する頑健性について診断した。指標値の観測値とモデルの予測値との残差を示す (補足図 2-1)。島根 CPUE と長崎 CPUE は、他の指標値に比べて VPA の結果と適合しない年が生じるため残差が大きかった。一方、石川 CPUE は残差が最も小さく、指標値の重みが大きかった。いずれの資源量指標値も残差に体系的な傾向は見られなかった。

5年間のレトロスペクティブ解析により、データの追加・更新が行われることでFの値や資源量推定値に生じる変化を確認した（補足図 2-2）。資源量は2022年に上方修正が、親魚量は2020年に下方修正が、加入量は2019～2022年まで上方修正が続いたが、以降は大きな修正は生じなかった。レトロスペクティブバイアス（Mohn's ρ , Mohn 1999）は、資源量が0.21、親魚量は0.09、Rは-0.46、Fは-0.23であった。

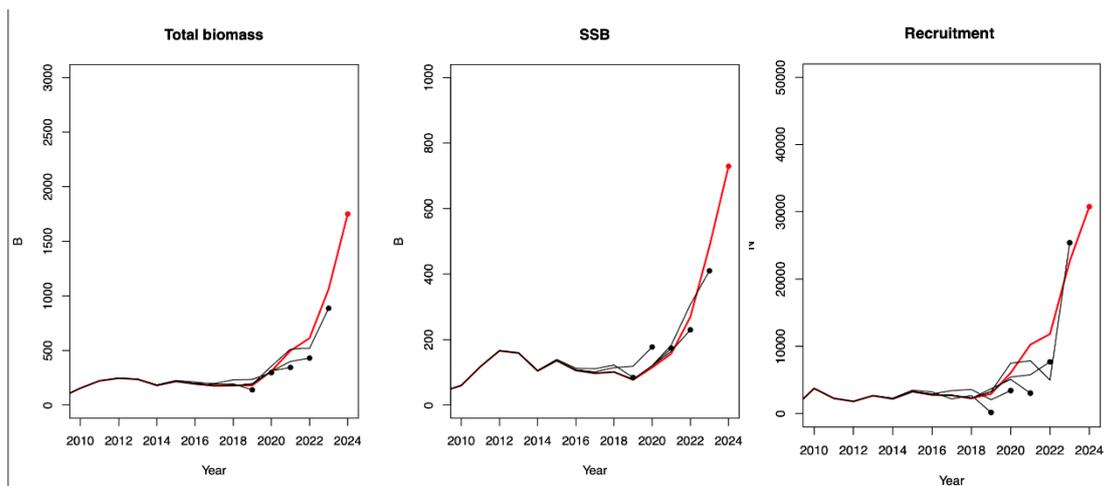
VPAの推定値の不確実性をノンパラメトリックブートストラップ法により評価した。指標値の観測値とモデルの予測値の残差をリサンプリングすることで新たな資源量指標値を作成し、それを用いてチューニングVPAを計算する方法を1,000回繰り返し、信頼区間を求めた。2024年の推定値の95%信頼区間は資源量（万トン）[66.7, 383.0]、親魚量（万トン）[29.9, 155.8]、加入量（億尾）[120.0, 681.8]、 F_0 [0.03, 0.18]、 F_1 [0.02, 0.11]、 F_2 [0.02, 0.11]、 F_3 [0.07, 0.46]、 F_{4+} [0.07, 0.46]であった。

引用文献

- Clark C. W., A. T. Charles, J. R. Beddington, and M. Mangel (1985) Optimal capacity decisions in a developing fishery. *Mar. Resour. Econ.*, **2**, 25-53.
- Hashimoto, M., H. Okamura, M. Ichinokawa, K. Hiramatsu and T. Yamakawa (2018) Impacts of the nonlinear relationship between abundance and its index in a tuned virtual population analysis. *Fish. Sci.* **84**, 335-347.
- 平松一彦 (2000) VPA. 平成12年度資源評価体制確立推進事業報告書－資源評価教科書－, 104-127.
- Mohn, R. (1999) The retrospective problem in sequential population analysis: an investigation using cod fishery and simulated data. *ICES J. Mar. Sci.*, **56**, 473-488.
- Thorson, J. T. and L. A. K. Barnett (2017) Comparing estimates of abundance trends and distribution shifts using single- and multispecies models of fishes and biogenic habitat. *ICES J. Mar. Sci.*, **74**, 1311-1321.



補足図 2-1. (上) 指標値の観測値とモデルの期待値の差を示す残差プロット (中下) 指標値の観測値 (丸印) とモデルの予測値 (実線)



補足図 2-2. 5年間のレトロスペクティブ解析 (左: 資源量、中央: 親魚量、右: 加入量)

補足表 2-1. 年齢別平均体重 (2024年)

年齢	0	1	2	3	4+
体重(g)	17.0	47.9	65.4	86.0	102.7

補足表 2-2. 自然死亡係数 M

年齢	0	1	2	3	4+
死亡係数	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4

補足表 2-3. 年齢別成熟割合

年齢	0	1	2	3	4+
成熟割合	0	0.25	1	1	1

補足表 2-4. チューニング指標値

年	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
産卵量(兆粒)				0.14	0.02	0.03	0.48	0.25
島根 CPUE							14.57	15.23
石川 CPUE							11.66	21.93
長崎 CPUE	0.003	0.002	0.01	0.05	0.01	0.03	0.62	0.06

年	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
産卵量(兆粒)	0.14	0.30	0.36	0.49	1.64	0.34	1.26	0.65
島根 CPUE	26.69	1.88	57.30	13.56	133.43	0.002*	198.19	57.91
石川 CPUE	7.88	8.29	27.83	22.82	40.92	32.06	50.41	40.76
長崎 CPUE	0.03	0.06	0.46	0.27	0.39	0.30	0.94	1.34

年	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
産卵量(兆粒)	0.83	1.50	0.52	2.20	1.03	1.43	4.04	3.37
島根 CPUE	483.70	82.84	9.13	111.99	299.79	62.36	301.85	464.34
石川 CPUE	20.37	58.44	33.36	57.69	56.18	41.39*	28.55*	42.25*
長崎 CPUE	1.18	1.30	0.02	1.38	0.35	1.68	4.26	6.58

*2014年の島根 CPUE、2022～2024年の石川 CPUE はチューニングに含まれていない。

補足資料 3 管理基準値案と禁漁水準案等

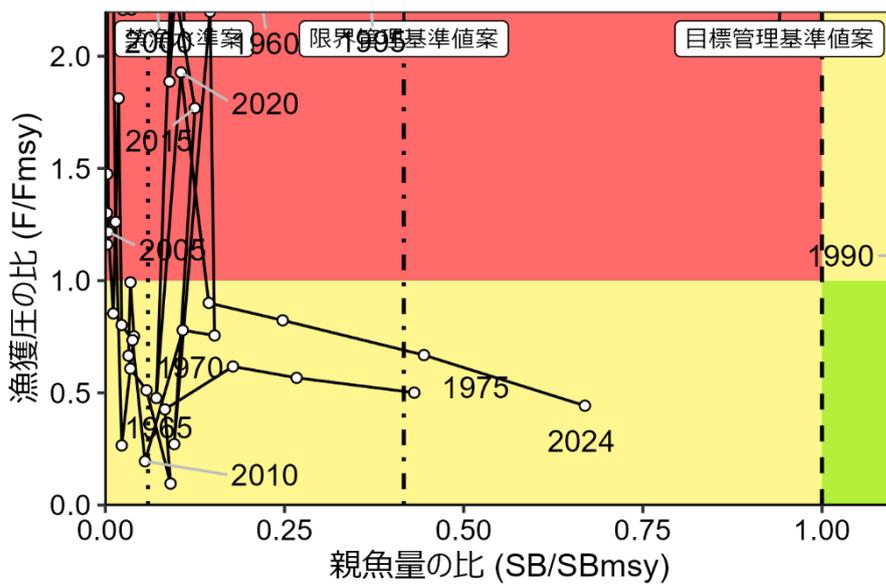
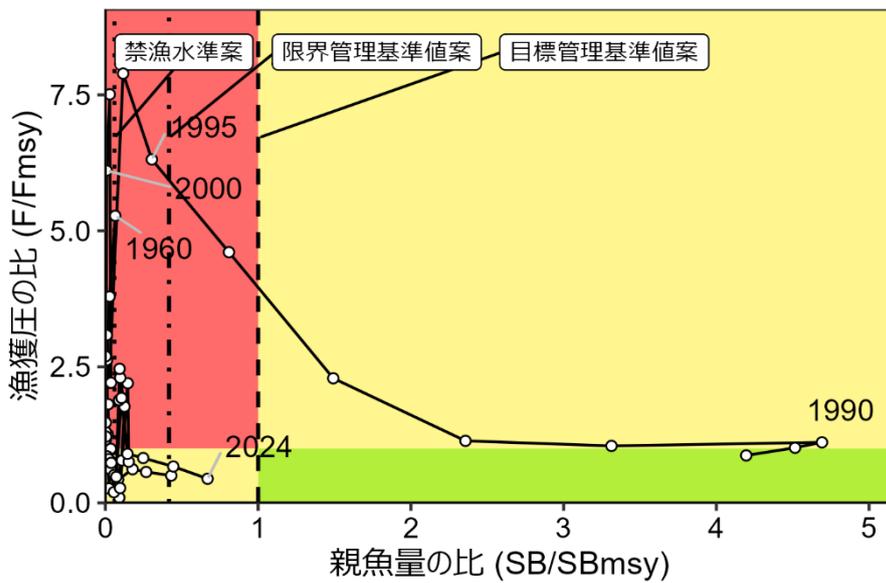
令和 7 年度の「管理基準値等に関する研究機関会議資料」により、目標管理基準値 (SBtarget) には MSY 水準における親魚量 (SBmsy: 108.9 万トン)、限界管理基準値 (SBlimit) には MSY の 60% が得られる親魚量 (SB0.6msy: 45.4 万トン)、禁漁水準 (SBban) には MSY の 10% が得られる親魚量 (SB0.1msy: 6.5 万トン) を用いることが提案されている (向ほか印刷中、補足表 6-2)。

目標管理基準値案と、SBmsy を維持する漁獲圧 (Fmsy) を基準にした神戸プロットを補足図 3-1 に示す。コホート解析により得られた 2024 年の親魚量 (SB2024: 72.9 万トン) は目標管理基準値案を下回るが、限界管理基準値案および禁漁水準案は上回る。本系群における 2021 年以降の漁獲圧は、SBmsy を維持する漁獲圧を下回っていたと判断される (補足表 6-3)。

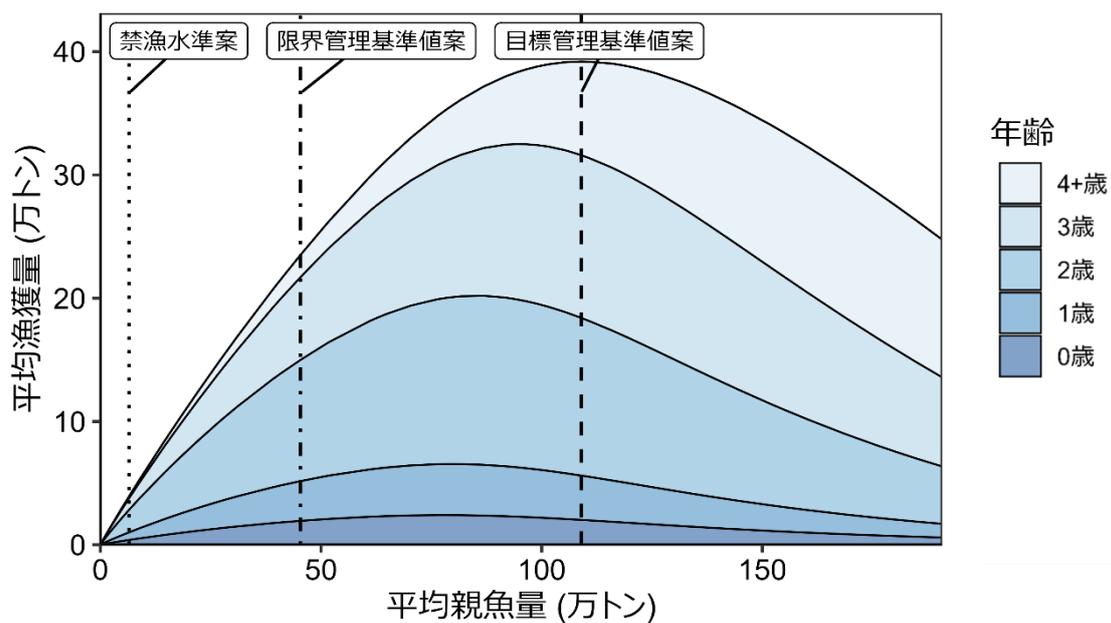
平衡状態における平均親魚量と年齢別平均漁獲量との関係を補足図 3-2 に示す。平均親魚量が限界管理基準値以下では 2 歳および 3 歳魚が殆どを占めている。

引用文献

向草世香・高橋素光・藤波裕樹・井元順一・依田真里(印刷中) 令和 7(2025)年度マイワシ対馬暖流系群の管理基準値等に関する研究機関会議資料, 水産研究・教育機構, 横浜, Xpp, FRA-SA2025-BRP01-02



補足図 3-1. 管理基準値案と親魚量・漁獲圧との関係 (神戸プロット) とその拡大図



補足図 3-2. 平衡状態における平均親魚量と年齢別平均漁獲量との関係（漁獲量曲線）

将来予測シミュレーションにおける平衡状態での、親魚量に対する年齢別漁獲量の平均値と、それぞれの管理基準値案の位置関係を示す。漁業がなかった場合を仮定した初期親魚量（SB0）は 272.5 万トンである。

補足資料 4 漁獲管理規則案に対応した将来予測

(1) 将来予測の設定

資源評価で推定した 2024 年の資源量から、コホート解析の前進法を用いて 2025～2054 年の将来予測計算を行った。この将来予測では加入量の不確実性を考慮した。再生産関係式を用いて各年に予測される親魚量から加入量を予測し、その予測値に対数正規分布に従う誤差を与えることで加入量の不確実性を考慮した。対数正規分布から無作為抽出した誤差を予測値に与える計算を 10,000 回行い、それらの平均値と 90% 予測区間を求めることにより、不確実性の程度を示した。

2025 年の漁獲圧は現状の漁獲圧 (F2022-2024) を仮定した。現状の漁獲圧は、管理基準値案を算出した時と同じ選択率や生物パラメータ (平均体重等) の条件下で、今年度評価における 2022～2024 年の漁獲圧に対応する %SPR を与える F 値とした。2025 年に予測される資源量と現状の漁獲圧から同年の漁獲量を算出した。2026 年の漁獲圧は、下記の漁獲管理規則案に従い、各年に予測される親魚量をもとに算出した。なお、将来予測の計算方法は補足資料 5 に示した。

(2) 漁獲管理規則案

漁獲管理規則案は、目標管理基準値案以上に親魚量を維持・回復する達成確率を勘案して、親魚量に対応した漁獲圧 (F) 等を定めたものである。「漁獲管理規則および ABC 算定のための基本指針」では、親魚量が限界管理基準値案を下回った場合には禁漁水準案まで直線的に漁獲圧を削減するとともに、親魚量が限界管理基準値案以上にある場合には F_{msy} に調整係数 β を乗じた値を漁獲圧の上限とするものを提示している。補足図 4-1 に本系群の「管理基準値等に関する研究機関会議資料」により提案された漁獲管理規則を示す。ここでは例として調整係数 β を 0.8 とした場合を示した。なお、研究機関からの提案では「 β が 0.8 以下であれば、10 年後に目標管理基準値案を 50% 以上の確率で上回ると推定される」とされている。

(3) 2026 年の予測値

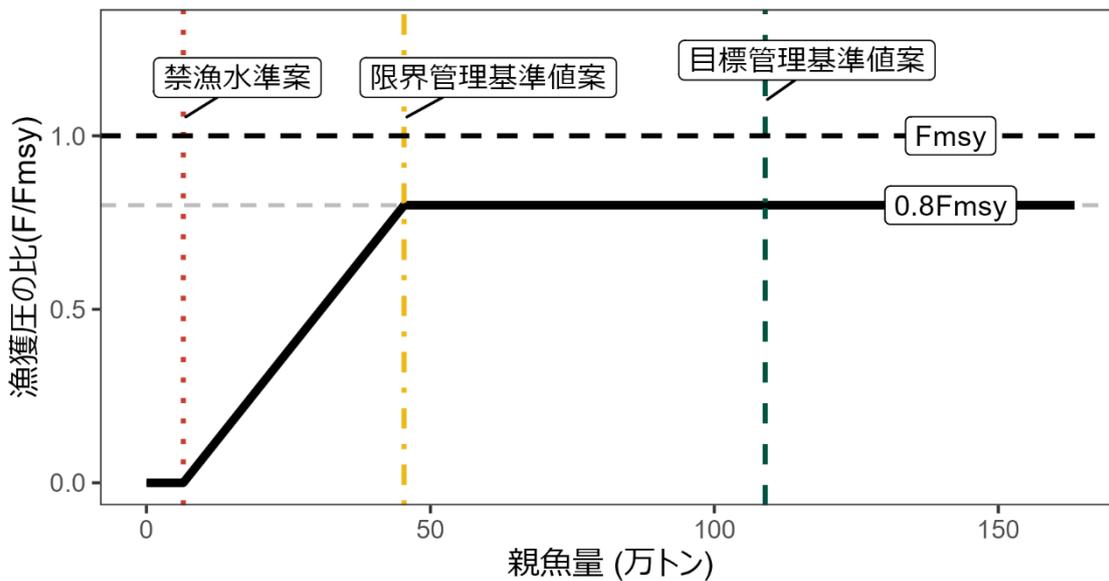
漁獲管理規則案に基づき試算された 2026 年の平均漁獲量は β を 0.8 とした場合には 45.3 万トン (90% 予測区間は 42.4 万～50.3 万トン)、 β を 1.0 とした場合には 53.9 万トン (90% 予測区間は 50.2 万～60.1 万トン) であった (補足表 6-4)。2026 年に予測される親魚量は、いずれの繰り返し計算でも平均 156.0 万トンで、限界管理基準値案を上回り、目標管理基準値案を上回る確率は 100% と見込まれた。

(4) 2027 年以降の予測

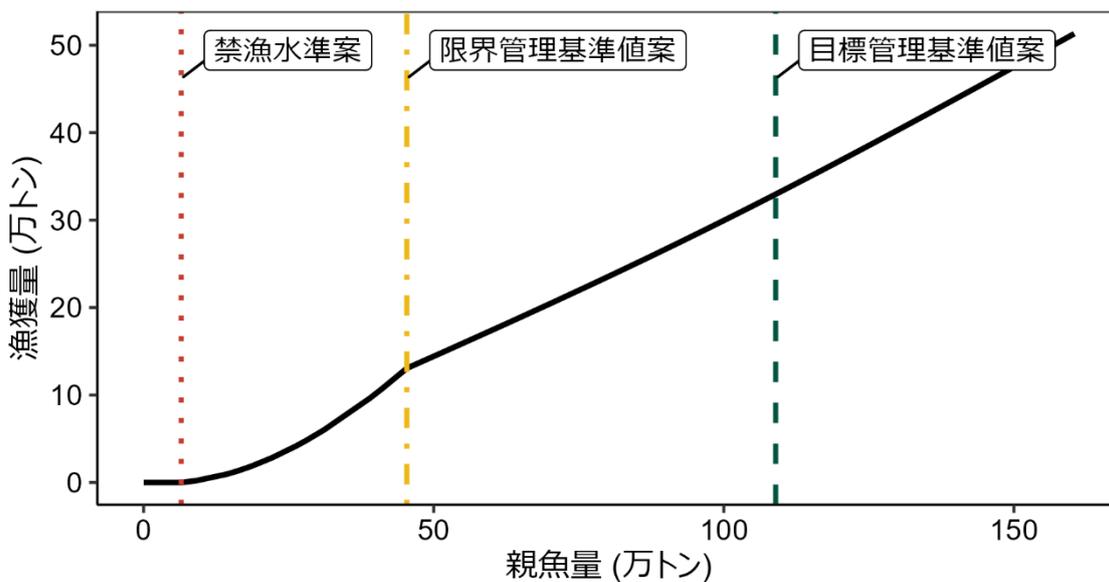
2027 年以降も含めた将来予測の結果を補足図 4-2 および補足表 4-1、4-2 に示す。漁獲管理規則案に基づく管理を 10 年間継続した場合、2036 年の親魚量の予測値は β を 0.8 とした場合には 125.2 万トン (90% 予測区間は 64.5 万～218.8 万トン) であり、 β を 1.0 とした場合には 110.2 万トン (90% 予測区間は 52.3 万～197.3 万トン) である (補足表 6-5)。予測値が目標管理基準値案を上回る確率は β が 0.8 以下で 50% を上回る。限界管理基準値案を上回る確率は β が 0.8 で 99%、0.7 以下で 100% である。現状の漁獲圧 (F2022-2024) を継

続した場合の2036年の親魚量の予測値は138.6万トン（90%予測区間は74.1万～236.5万トン）であり目標管理基準値案を上回る確率は68%、限界管理基準値案を上回る確率は100%である。

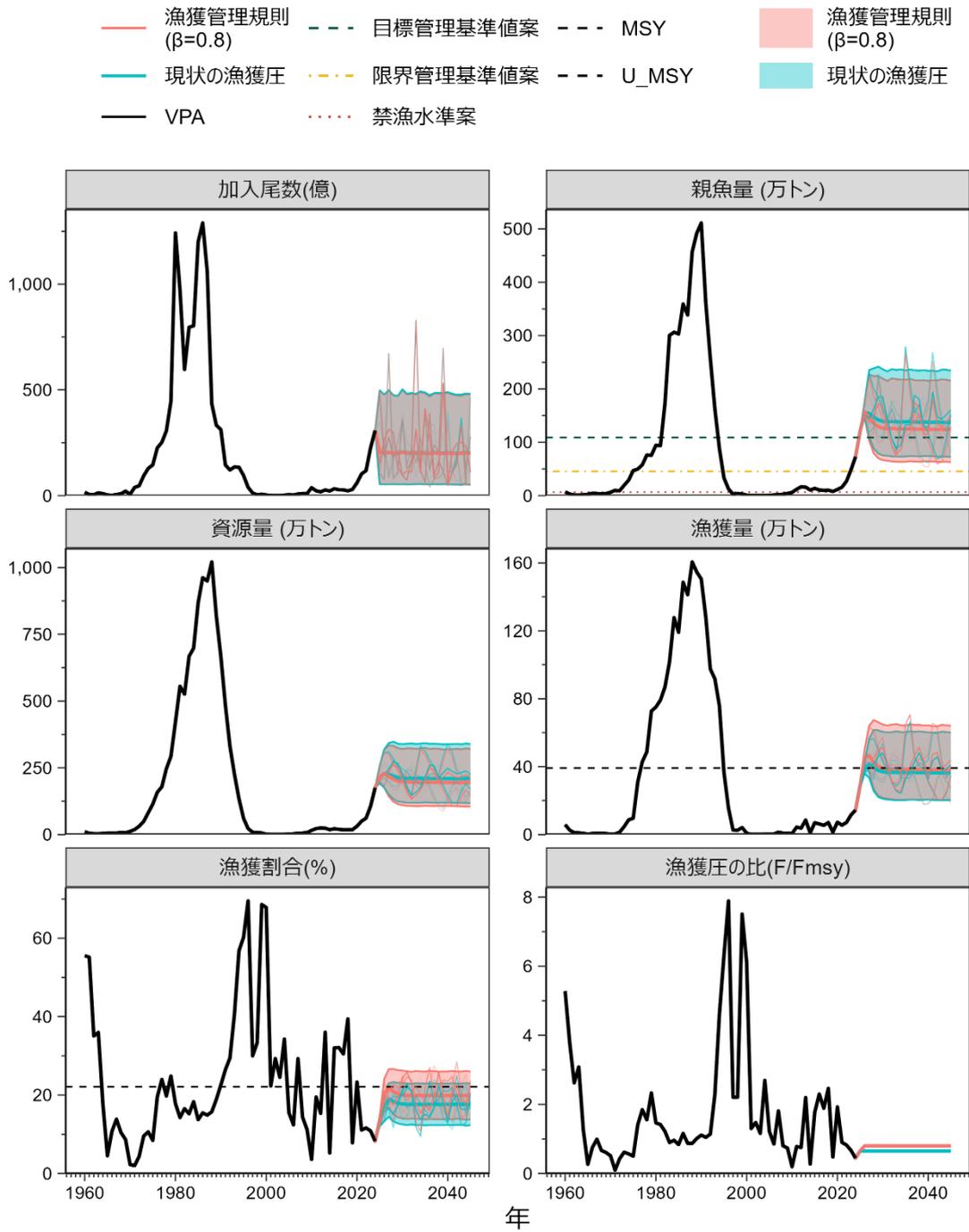
a) 縦軸を漁獲圧にした場合



b) 縦軸を漁獲量にした場合



補足図 4-1. 漁獲管理規則案



補足図 4-2. 漁獲管理規則案に従って漁獲を続けた場合（赤線）と現状の漁獲圧（F2022-2024）で漁獲を続けた場合の将来予測（青色）

太実線は平均値、網掛けはシミュレーション結果の90%が含まれる予測区間、細線は5通りの将来予測の例示である。親魚量の図の緑破線は目標管理基準値案、黄一点鎖線は限界管理基準値案、赤点線は禁漁水準案を示す。漁獲量の図の黒破線は最大持続生産量 MSY を、漁獲割合の図の黒破線は目標管理基準値案を維持する漁獲割合の水準 (Umsy) を示す。漁獲管理規則案での調整係数 β には 0.8 を用いた。2025 年の漁獲量は予測される資源量と現状の漁獲圧 (F2022-2024) により仮定した。

補足表 4-1. 将来の親魚量が目標・限界管理基準値案を上回る確率

a) 目標管理基準値案を上回る確率 (%)

β	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036		
1.0	100	100	77	55	48	45	44	43	43	43	43	42		
0.9			83	61	54	51	50	50	49	50	50	49		
0.8			89	68	61	58	58	58	57	57	56	56		
0.7			94	75	68	66	65	65	64	64	65	64		
0.6			97	82	75	73	73	73	72	72	73	72		
0.5			99	88	83	81	81	81	80	80	81	81		
0.4			100	94	89	88	88	88	88	88	88	88		
0.3			100	98	95	94	94	94	94	94	94	94		
0.2			100	100	98	98	98	98	98	98	98	98		
0.1			100	100	100	100	99	99	100	99	100	100		
0.0			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100		
現状の漁獲圧					95	79	72	70	69	69	68	68	69	68

b) 限界管理基準値案を上回る確率 (%)

β	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	
1.0	100	100	100	100	99	99	98	98	98	97	98	98	
0.9			100	100	100	100	99	99	99	99	99	99	
0.8			100	100	100	100	100	99	100	99	99	99	
0.7			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
0.6			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
0.5			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
0.4			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
0.3			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
0.2			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
0.1			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
0.0			100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
現状の漁獲圧					100	100	100	100	100	100	100	100	100

β を 0~1.0 で変更した場合の将来予測の結果を示す。2025 年の漁獲量は現状の漁獲圧 (F2022-2024) から予測される 28.8 万トンとし、2025 年から漁獲管理規則案による漁獲とした。比較のため現状の漁獲圧 (F2022-F2024、 $\beta = 0.65$ に相当) で漁獲を続けた場合の結果も示した。

補足表 4-2. 将来の平均親魚量（万トン）

β	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036		
1.0	120.3	156.0	137.8	122.8	116.0	112.9	111.4	111.6	110.9	110.2	110.2	110.2		
0.9			142.1	128.9	122.4	119.3	118.1	118.4	117.8	117.1	117.3	117.4		
0.8			146.7	135.6	129.5	126.5	125.4	125.9	125.4	124.8	125.0	125.2		
0.7			151.4	143.0	137.5	134.7	133.7	134.3	133.9	133.4	133.6	133.9		
0.6			156.5	151.2	146.6	144.1	143.2	143.8	143.5	143.1	143.4	143.7		
0.5			161.8	160.2	157.0	154.9	154.2	155.0	154.7	154.5	154.7	155.0		
0.4			167.4	170.1	168.8	167.7	167.4	168.3	168.2	167.9	168.2	168.5		
0.3			173.3	181.1	182.5	182.7	183.1	184.4	184.5	184.5	184.8	185.2		
0.2			179.5	193.4	198.3	200.7	202.4	204.5	205.0	205.2	205.8	206.2		
0.1			186.1	207.1	216.7	222.4	226.2	229.7	231.2	232.1	233.0	233.7		
0.0			193.1	222.3	238.2	248.6	256.0	262.1	265.4	267.7	269.6	270.9		
現状の漁獲圧					153.9	147.0	141.9	139.2	138.2	138.9	138.5	138.1	138.3	138.6

β を 0.0～1.0 で変更した場合の将来予測の結果を示す。2025 年の漁獲量は現状の漁獲圧（F2022-2024）から予測される 28.8 万トンとし、2025 年から漁獲管理規則案による漁獲とした。比較のため現状の漁獲圧（F2022-F2024、 $\beta = 0.65$ に相当）で漁獲を続けた場合の結果も示した。

補足表 4-3. 将来の平均漁獲量（万トン）

β	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	
1.0	28.8	53.9	51.3	44.9	41.9	40.7	40.1	39.9	39.9	39.6	39.5	39.5	
0.9		49.7	49.1	43.9	41.1	40.1	39.5	39.4	39.4	39.2	39.1	39.2	
0.8		45.3	46.5	42.5	40.0	39.1	38.6	38.6	38.6	38.4	38.4	38.5	
0.7		40.7	43.4	40.6	38.6	37.8	37.4	37.4	37.4	37.3	37.3	37.3	
0.6		35.8	39.7	38.1	36.7	36.0	35.7	35.7	35.8	35.7	35.7	35.7	
0.5		30.6	35.4	35.0	34.1	33.7	33.4	33.4	33.5	33.5	33.4	33.5	
0.4		25.1	30.4	30.9	30.6	30.4	30.3	30.4	30.5	30.4	30.4	30.5	
0.3		19.4	24.5	25.7	25.9	26.0	26.1	26.2	26.3	26.3	26.3	26.3	
0.2		13.3	17.5	19.1	19.6	20.0	20.2	20.3	20.4	20.5	20.5	20.5	
0.1		6.8	9.4	10.7	11.2	11.6	11.8	12.0	12.1	12.2	12.2	12.3	
0.0		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
現状の漁獲圧			38.2	41.6	39.4	37.7	37.0	36.6	36.6	36.7	36.6	36.5	36.6

β を 0.0～1.0 で変更した場合の将来予測の結果を示す。2025 年の漁獲量は現状の漁獲圧（F2022-2024）から予測される 28.8 万トンとし、2025 年から漁獲管理規則案による漁獲とした。比較のため現状の漁獲圧（F2022-F2024、 $\beta = 0.65$ に相当）で漁獲を続けた場合の結果も示した。

補足資料 5 将来予測の方法

将来予測における各種設定には補足表 5-1 の値を用いた。資源尾数や漁獲量の予測は、統計ソフトウェア R (version 4.2.2) 用計算パッケージ frasyr (コミット番号: 05eacac) を用いて実施した。将来予測における加入量は、令和 7 年度の「管理基準値等に関する研究機関会議資料」において提案されたホッケー・スティック型再生産関係 (補足表 6-1) と年々推定される親魚量から求めた。

将来予測における漁獲係数 F は、「令和 7 (2025) 年度 漁獲管理規則および ABC 算定のための基本指針 (FRA-SA2025-ABCWG02-01)」(水産研究・教育機構 2025) における 1 系資源の管理規則に基づき算出される値を用いた。将来予測における選択率や漁獲物平均体重等の値には、上述の「管理基準値等に関する研究機関会議資料」にて提案された各種管理基準値案の推定に用いた値を引き続き用いた (向ほか 印刷中、補足表 5-1)。これらは再生産関係と同じく、本年度の資源評価に基づく値であり、選択率はこの計算結果における 2018~2023 年の平均値、漁獲物平均体重は 2022~2024 年の平均値である。

資源尾数の予測には、コホート解析の前進法 ((1)-(2) 式) を用いた。

$$N_{a+1,y+1} = N_{a,y} \exp(-F_{a,y} - M) \quad (1)$$

$$N_{4+,y+1} = (N_{3,y} + N_{4+,y}) \times \exp(-F_{3,y} - M) \quad (2)$$

漁獲尾数は、上式で求めた資源尾数と各漁獲シナリオから仮定される F 値をもとに (3) 式により求めた。

$$C_{a,y} = N_{a,y} \{1 - \exp(-F_{a,y})\} \exp\left(-\frac{M}{2}\right) \quad (3)$$

引用文献

- 水産研究・教育機構 (2025) 令和 7 (2025) 年度 漁獲管理規則および ABC 算定のための基本指針. FRA-SA2025-ABCWG02-01, 水産研究・教育機構, 横浜, 23pp.
https://abchan.fra.go.jp/reference_list/FRA-SA2024-ABCWG02-01.
- 向草世香・高橋素光・藤波裕樹・井元順一・依田真里(印刷中) 令和 7(2025)年度マイワシ対馬暖流系群の管理基準値等に関する研究機関会議資料, 水産研究・教育機構, 横浜, Xpp, FRA-SA2025-BRP01-02

補足表 5-1. 将来予測のパラメータ

年齢	選択率 (注 1)	Fmsy (注 2)	F2022-2024 (注 3)	平均 体重 (g)	自然 死亡 係数	成熟 割合
0 歳	0.11	0.09	0.06	15	0.4	0.00
1 歳	0.11	0.09	0.06	44	0.4	0.25
2 歳	0.49	0.38	0.25	67	0.4	1.00
3 歳	1.00	0.79	0.51	87	0.4	1.00
4 歳以上	1.00	0.79	0.51	115	0.4	1.00

注 1：令和 7 年度の管理基準値等に関する研究機関会議資料で MSY を実現する水準の推定の際に使用した選択率（すなわち、本年度資源評価での F2018-2023 の選択率）。

注 2：令和 7 年度の管理基準値等に関する研究機関会議資料で推定された Fmsy。

注 3：上記の選択率の下で、今回の資源評価で推定された 2022～2024 年の年齢別の平均 F と同じ漁獲圧を与える F 値を %SPR 換算して算出した。この F 値は 2025 年の漁獲量の仮定に使用した。

補足資料 6 各種パラメータと評価結果の概要

補足表 6-1. 再生産関係式のパラメータ

再生産関係式	最適化法	自己相関	a	b	S.D.	ρ
ホッケー・スティック型	最小二乗法	無	0.029	7.01×10^5	0.667	-

a と b は各再生産関係式の推定パラメータ、S.D. は加入量の標準偏差、 ρ は自己相関係数である。

補足表 6-2. 管理基準値案と MSY

項目	値	説明
SBtarget 案	108.9 万トン	目標管理基準値案。最大持続生産量 MSY を実現する親魚量(SBmsy)
SBlimit 案	45.4 万トン	限界管理基準値案。MSY の 60%の漁獲量が得られる親魚量(SB0.6msy)
SBban 案	6.5 万トン	禁漁水準案。MSY の 10%の漁獲量が得られる親魚量(SB0.1msy)
Fmsy	SBmsy を維持する漁獲圧 (0 歳, 1 歳, 2 歳, 3 歳, 4 歳以上)=(0.09, 0.09, 0.38, 0.79, 0.79)	
%SPR	41.5%	Fmsy に対応する%SPR
MSY	39.2 万トン	最大持続生産量

補足表 6-3. 最新年の親魚量と漁獲圧

項目	値	説明
SB2024	72.9 万トン	2024 年の親魚量
F2024	2024 年の漁獲圧(漁獲係数 F) (0 歳, 1 歳, 2 歳, 3 歳, 4 歳以上) =(0.06, 0.04, 0.16, 0.36, 0.36)	
U2024	8%	2024 年の漁獲割合
%SPR (F2024)	59.7%	2024 年の%SPR
%SPR (F2022-2024)	50.9%	現状(2022~2024 年)の漁獲圧に対応する%SPR
管理基準値案との比較		
SB2024/ SBmsy (SBtarget 案)	0.67	最大持続生産量を実現する親魚量(SBmsy、目標管理基準値案)に対する 2024 年の親魚量の比
F2024/ Fmsy	0.44	SBmsy を維持する漁獲圧(Fmsy)に対する 2024 年の漁獲圧の比*
親魚量の水準	MSY を実現する水準を下回る(0.67 倍)	
漁獲圧の水準	SBmsy を維持する水準を下回る(0.44 倍)	
親魚量の動向	増加	

* 2024 年の選択率の下で Fmsy の漁獲圧を与える F を%SPR 換算して算出し求めた比率。

補足表 6-4. 予測漁獲量と予測親魚量

2026年の親魚量(予測平均値):156.0万トン				
項目	2026年の 漁獲量 予測平均値 (万トン)	90% 予測区間 (万トン)	現状の漁獲圧に 対する比 (F/F2021-2024)	2026年の 漁獲割合(%)
$\beta=1.0$	53.9	50.2 – 60.1	1.54	24
$\beta=0.9$	49.7	46.4 – 55.3	1.38	22
$\beta=0.8$	45.3	42.4 – 50.3	1.23	20
$\beta=0.6$	35.8	33.5 – 39.5	0.92	16
$\beta=0.4$	25.1	23.6 – 27.7	0.62	11
$\beta=0.2$	13.3	12.5 – 14.6	0.31	6
$\beta=0.0$	0.0	0.0 – 0.0	0.00	0
F2022-2024	38.2	35.8 – 42.3	1.00	17

補足表 6-5. 異なる β を用いた将来予測結果

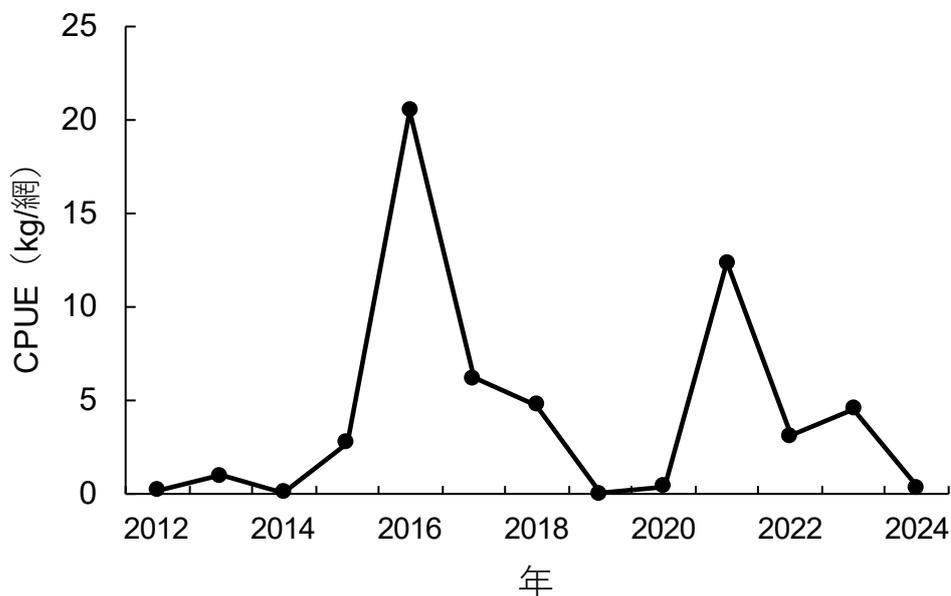
考慮している不確実性:加入量					
項目	2036年 の親魚量 予測平均値 (万トン)	90% 予測区間 (万トン)	2036年に親魚量が以下の 管理基準値を上回る確率(%)		
			SBtarget 案	SBlimit 案	SBban 案
$\beta=1.0$	110.2	52.3 – 197.3	42	98	100
$\beta=0.9$	117.4	58.1 – 208.0	49	99	100
$\beta=0.8$	125.2	64.5 – 218.8	56	99	100
$\beta=0.6$	143.7	77.7 – 243.7	72	100	100
$\beta=0.4$	168.5	95.7 – 278.5	88	100	100
$\beta=0.2$	206.2	123.2 – 328.8	98	100	100
$\beta=0.0$	270.9	169.8 – 413.0	100	100	100
F2022-2024	138.6	74.1 – 236.5	68	100	100

補足資料 7 夏季における浮魚類魚群量調査結果の概要

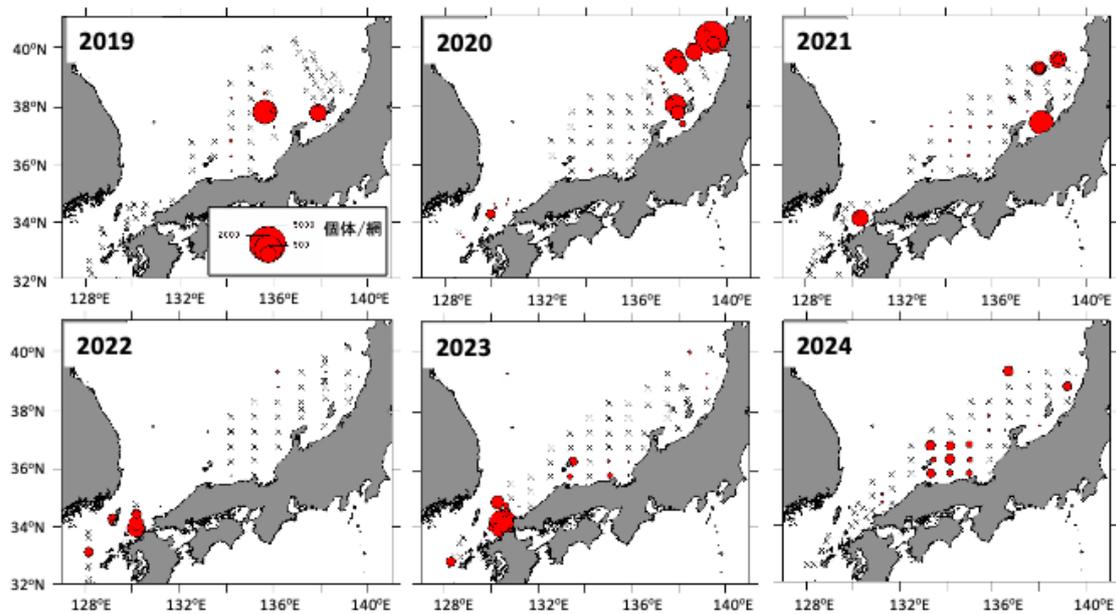
夏季（8月中旬～9月中旬）の九州北西沖合域における小型浮魚類の現存量を把握するため、1997年から漁業調査船陽光丸による中層トロールを用いた魚群量調査が実施されてきた。2014年からは能登半島北西沖合域が調査海域に追加された。2019年以後、九州北西沖合域を陽光丸、日本海西部から北部までを第五開洋丸、鳥取県第一鳥取丸および富山県立山丸が担当し、日本海の広域魚群量調査とした。なお、2019～2020年は日本海北部で中層トロールを用いたクロマグロ稚魚分布調査を実施する北光丸の協力を得た。

継続して実施している九州北西沖合域におけるマイワシの CPUE を 2012 年以降について補足図 7-1 に示した。九州北西沖合域において採集されるマイワシは主に被鱗体長 100～130 mm の当歳魚で、その CPUE は 2016 年に大きく増加した後、2019 年にかけて減少した。2021 年には再び増加したが、2022 年は減少し、2024 は 0.4 kg/網まで減少した。

広域魚群量調査において採集されたマイワシは、2019～2024 年のいずれも体長 100～150 mm の当歳魚が主体であった。2019～2021 年は、対馬周辺海域に加えて能登半島周辺および東北地方の日本海側海域にも分布が確認されたが、2022～2023 年は東北海域では分布をほとんど確認することができなかった（補足図 7-2）。2024 年には、対馬周辺海域と能登半島以北の海域ではマイワシが少なかったが、隠岐諸島東沖においてまとまった分布が確認された。



補足図 7-1. 九州北西沖合域におけるマイワシの CPUE



補足図 7-2. 広域魚群量調査におけるマイワシの CPUE

補足資料 8 漁獲物の年齢—体長関係の経年変化

鱗を用いた年齢査定の精度を評価するために、2020～2022年に青森県、石川県、富山県、鳥取県、長崎県、鹿児島県で漁獲されたマイワシ 988 個体（被鱗体長 61～240 mm）について、2名の輪読者間における輪紋数の一致度を検討した。輪紋数が完全に一致した割合は 79.4%、1 および 2 の誤差範囲にあった割合はそれぞれ 20.3%と 0.3%であった。年齢査定精度の指標とされる average percent error は 5.9%で、本系群における過去の鱗を用いた年齢査定結果と比べても再現性が高いことが示された（Fujinami et al. 2024 を一部改変）。

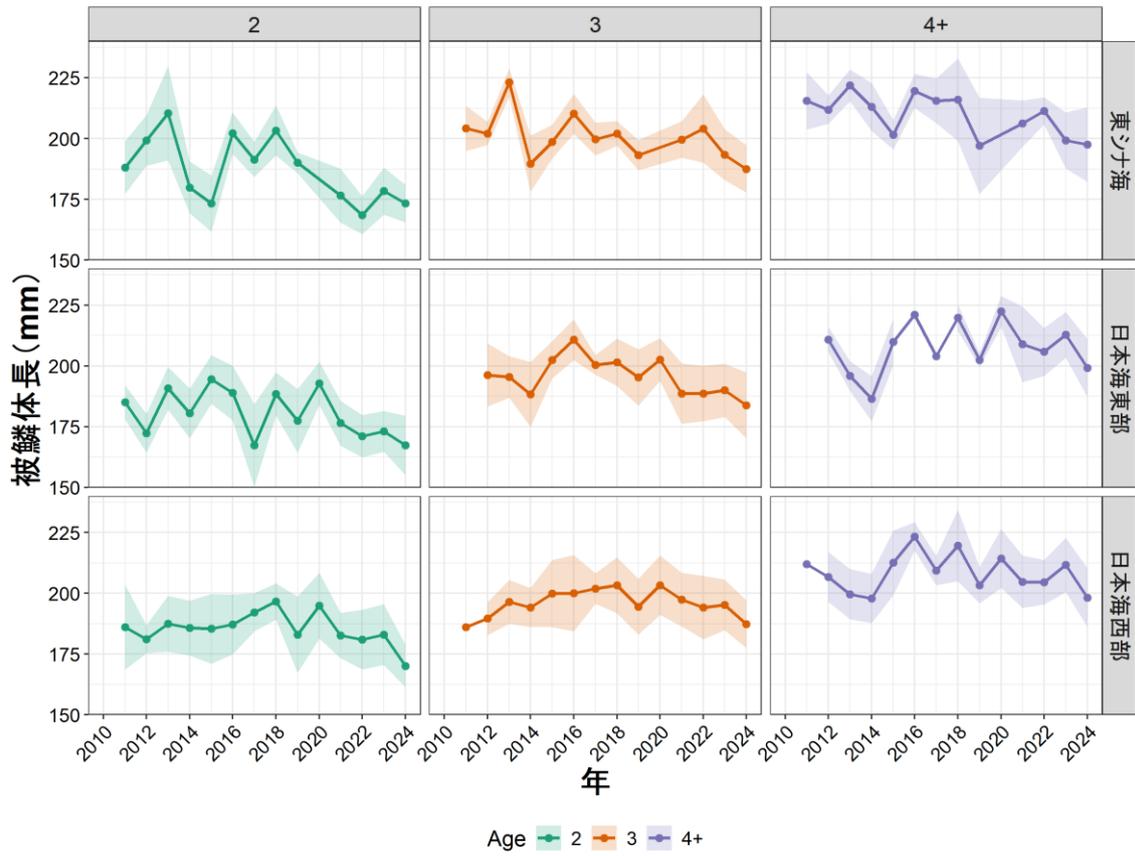
2011～2024年に青森県、新潟県、石川県、富山県、福井県、京都府、鳥取県、島根県、山口県、福岡県、長崎県、鹿児島県で漁獲されたマイワシ（合計 11,364 個体）の鱗もしくは耳石に基づいた年齢査定結果を集約した。補足図 8-1 に 2011～2024 年における漁獲物の海域別の年齢別平均体長（被鱗体長）の経年変化を示す。海域は、鹿児島県から山口県を東シナ海、島根県から福井県を日本海西部、石川県から青森県を日本海東部と区分した。

2 歳魚の平均体長は、海域によって多少のばらつきはあるものの、2020 年までは 180～190mm であったが、2021 年以後は 170～180mm に減少した。3 歳魚および 4 歳以上の魚の平均体長は、それぞれ 190～210mm と 200～220mm であり、2 歳魚ほど顕著ではないが、近年は減少傾向を示した。これまで、海域を統合した年齢別の平均体長に顕著な減少傾向は観察されていなかった（向ほか 2024、補足資料 5）。しかし、海域別に検討することにより、漁獲物における近年の体長減少の可能性が示唆され、今後の推移を注視する必要がある。

引用文献

Fujinami, Y., M. Takahashi, H. Kurota (2024) Evaluation the precision of age determination and variability in growth for Japanese sardine (*Sardinops melanostictus*), Tsushima Warm Current sub-population. JARQ. **58**, 65-74.

向草世香・高橋素光・藤波裕樹・依田真里(2024) 令和 6 (2024)年度マイワシ対馬暖流系群の資源評価. FRA-SA2024-SC10-02



補足図 8-1. 2011～2024 年の海域別の年齢—体長関係の経年変化（黒丸は平均値、影は標準偏差を示す）

補足資料 9 CPUE の標準化

(1) Vector Autoregressive Spatio-Temporal (VAST) モデルによる産卵量の標準化

日本海～東シナ海では 1978 年以降、水産庁委託事業における国立研究開発法人水産研究・教育機構（旧水産庁水産研究所、旧独立行政法人水産総合研究センター）と各府県水産研究機関の共同によって、主に小型浮魚類の再生産状況を把握するために卵稚仔調査が実施されており、データベースが整備されている（Oozeki et al. 2007）。マイワシ対馬暖流系群の産卵場の位置や産卵が活発な時期は変化していることから、平均卵密度の標準化を行った。標準化には Vector Autoregressive Spatio-Temporal (VAST) モデルを使用した（Thorson and Barnett 2017）。VAST は、空間自己相関を考慮することで、相対密度の時空間変動の柔軟な取り扱いを可能にした (CPUE) 標準化の手法である。この手法を用いた産卵量の標準化は、ウルメイワシ対馬暖流系群（依田ほか 2023）やウルメイワシ太平洋系群（渡邊ほか 2021）等で行われており、年・月により一定ではない調査海域や調査点数を考慮した資源量指標値が得られている。

マイワシ対馬暖流系群では資源水準によって産卵の主体となる海域が変化することが知られているため、資源量が 5 千トンを上回った 2004 年以降の平均卵密度を解析の対象とした。産卵場は能登半島から九州西岸にかけての沿岸域に形成される。マイワシ卵は北緯 30～41 度、東経 128～140 度でみられ、その外側の海域では確認されなかったことから、その外側の海域のデータを削除して解析を実行した。

y 年 m 月の平均卵密度を $E_{y,m}$ とし、以下のように定義した。

$$E_{y,m} = \sum_i \left(\frac{1}{s} \frac{D_m}{d_i} \right) \bar{X}_i$$

ここで s は卵期の平均生残率、 D_m は m 月の日数、 d_i は区画 i における平均孵化日数であり、卵採集時の水温、採集時の卵の発生ステージおよび水温別の卵発生速度（Uehara et al 2009）を用いて算出される（渡部 1983）。 X_i は区画 i における 1 m^2 あたり平均卵数である（渡部 1983）。本報告は緯度経度 15 分柁目を区画として算出された $E_{y,m}$ を用いた。マイワシの主産卵期は冬から春（1～6 月）であり、低緯度ほど早く産卵する傾向がある。産卵場は能登半島から九州西岸にかけて沿岸域に形成されるが、産卵場の主体となる海域は年変動する。

VAST は卵密度を、サンプル i の遭遇確率（の線形予測子） $(p_1(i))$ と、卵が採集された場合のサンプル i の卵密度（の線形予測子） $(p_2(i))$ に分けて、以下のように表す。

$$\begin{aligned} p_1(i) &= \beta_1(y_i) + \omega_1(s_i) + \varepsilon_1(s_i, y_i) + \eta_1(v_i) \\ p_2(i) &= \beta_2(y_i) + \omega_2(s_i) + \varepsilon_2(s_i, y_i) + \eta_2(v_i) \end{aligned}$$

右辺の第 1 項の $\beta(y_i)$ は調査年 y の固定効果で、調査年の効果は各調査年で独立とした。第 2 項の $\omega(s_i)$ は空間のランダム効果、第 3 項の $\varepsilon(s_i, y_i)$ は調査年 y と場所 s における時空間のランダム効果を表している。第 4 項の $\eta(v_i)$ は要因 v_i が卵の採集率（卵の採れやすさ）の過分散を生じさせるランダム効果を表しており、要因 v_i には生物季節の変化を簡便に扱うため

に調査年と調査月の交互作用を使用した。

空間情報から、クラスタリングの一種であるk-平均法により空間分布を近似するノットを決め、ノットにおける相対密度の時空間変化をモデル化する。先行研究ではノット数は100以上とすることを推奨されているため (Thorson 2019)、ノット数を300とした。空間効果の確率密度関数は多変量正規分布 (MVN) を使って、

$$\omega_1(\cdot, f) \sim MVN(0, \mathbf{R}_1), \quad \omega_2(\cdot, f) \sim MVN(0, \mathbf{R}_2)$$

と表す。ここで、 \mathbf{R}_1 , \mathbf{R}_2 はMatérn 相関関数であり、

$$\mathbf{R}_1(s_n, s_m) = \frac{1}{2^{\phi-1}\Gamma(\phi)} \times (\kappa_1 |\mathbf{d}(s_n, s_m)\mathbf{H}|)^{\phi} \times K_{\nu}(\kappa_1 |\mathbf{d}(s_n, s_m)\mathbf{H}|)$$

$$\mathbf{R}_2(s_n, s_m) = \frac{1}{2^{\phi-1}\Gamma(\phi)} \times (\kappa_2 |\mathbf{d}(s_n, s_m)\mathbf{H}|)^{\phi} \times K_{\nu}(\kappa_2 |\mathbf{d}(s_n, s_m)\mathbf{H}|)$$

と表される。ここでは、 ϕ は推定しない。 Γ はガンマ関数。 K_{ν} は第2種の変形ベッセル関数、 κ_1 と κ_2 は非相関率、 $\mathbf{d}(s_n, s_m)$ はノット間の距離、 \mathbf{H} は地理的な異方性 (方角によって相関の程度が異なること) を表す行列である。同様に、時空間効果の確率密度関数は

$$\varepsilon_1(\cdot, f, y) \sim f(x) = \begin{cases} MVN(0, \mathbf{R}_1), & \text{if } y = 1 \\ MVN(\rho_{\varepsilon_1} \varepsilon_1(\cdot, f, y-1), \mathbf{R}_1) & \text{if } y > 1 \end{cases}$$

$$\varepsilon_2(\cdot, f, y) \sim f(x) = \begin{cases} MVN(0, \mathbf{R}_2), & \text{if } y = 1 \\ MVN(\rho_{\varepsilon_2} \varepsilon_2(\cdot, f, y-1), \mathbf{R}_2) & \text{if } y > 1 \end{cases}$$

で与えられるが、本解析では調査年で独立と仮定した ($\rho_{\varepsilon_1} = \rho_{\varepsilon_2} = 0$)。

本データを使用した解析では二項分布とガンマ分布を使用したデルタ型のモデルを使用し、予測遭遇率 ($r_1(i)$) と予測卵密度 ($r_2(i)$) を以下の式で表した (Thorson 2017)。

$$r_1(i) = \text{logit}^{-1} p_1(i)$$

$$r_2(i) = a_i \text{log}^{-1} p_2(i)$$

a_i はオフセット項であり、今回の場合は平均卵密度を目的変数として用いているので1とした。卵密度 B が観測される確率は以下で表され、周辺尤度が最大となるパラメータを推定した。

$$\Pr(b_i = B) = \begin{cases} 1 - r_i(i), & \text{if } B = 0 \\ r_1(i) \times g\{B|r_2(i), \sigma_m^2(c)\} & \text{if } B > 0 \end{cases}$$

上記モデルのパラメータは、最尤法によって推定されるが、多くのランダム効果を伴うため、高速な計算が必要であり、Template Model Builder (Kristensen et al. 2016) と呼ばれる高

速最適化ソフトが使用される。推定されたパラメータから、各年における各位置の予測卵密度を

$$d^*(s, y) = r_1^*(s, y) \times r_2^*(s, y)$$

で計算し、各ノットの面積と予測卵密度を掛け合わせた値の総和を算出した。

$$I(y) = \sum_{s=1}^{n_s} (a(s) \times d(s, y))$$

この際、ランダム効果の平均補正を行った (Thorson and Kristensen 2016)。VAST のモデル構造の詳細については、Thorson (2019) や GitHub (<https://github.com/James-Thorson-NOAA/VAST>) を参照されたい。本報告では各年の $I(y)$ を 2004~2024 年の平均値で除して規格化した相対値を資源量指標値とした。

資源量指標値は、ノミナルと標準化したものとおおむね同様の傾向を示した (補足図 9-1)。2004~2021 年についてはノミナルに比べて標準化したほうが高くなったが、2022~2024 年は標準化したほうが低く推移した。QQ プロットと予測値の残差の関係から、モデルの仮定が妥当であると考えられる (補足図 9-2)。VAST で推定された各年の局所密度分布を補足図 9-3 に示す。日本海西部海域の卵密度は対象期間を通じて比較的高く、安定した産卵場であることが示された。また、2023 年以降、九州沿岸部の卵密度が高くなっていることが示された。

(2) 島根県籍船の中型まき網 CPUE

島根県籍中型まき網船団の 1 網当たりのマイワシ漁獲量 (操業別 CPUE) の標準化を行った。使用したデータは、2007 年以降、島根県に属する中型まき網船団が水揚げした 1 操業当たりの網数と操業漁区、マサバ、マアジ、マイワシなどの漁獲量から成る。CPUE は 1 網当たりのマイワシ漁獲量 (kg/網) を用いた。環境要因として考慮した 50 m 深海水温データについては FRA-ROMSII の再解析値を用いた (2025/06/11 ダウンロード)。

CPUE の標準化には delta-lognormal 法を用いた。これは、有漁となる確率を予測するモデルと有漁となる場合の対数 CPUE (自然対数) を予測するモデルの二つを別々に解析する手法である。有漁確率の解析には誤差分布に二項分布を仮定した一般化線形モデル (GLM) を、有漁 CPUE の解析には誤差分布に正規分布を仮定した一般化線形混合モデル (GLMM) を用いた。

CPUE を予測する説明変数として、年 (カテゴリカル変数) ・期間 (1~7 月と 8~12 月の二期間、カテゴリカル変数) ・船 (カテゴリカル変数) ・操業漁区の 50 m 深海水温 (1 度刻みに切り捨て、カテゴリカル変数) ・年と期間の交互作用を用いた。年と期間の交互作用は、有漁 CPUE の解析ではデータのない組み合わせが存在するため変量効果として取り入れた。VIF を指標として多重共線性はないことを確認した。すべての変数の組み合わせを考慮し、赤池情報量基準 (AIC) に基づいてモデルを選択したところ、それぞれ下式が選ば

れた。

有漁確率：二項分布モデル

$$\text{Log}\left[\frac{p_{ijk}}{1-p_{ijk}}\right] = \alpha + \text{Year}_i + \text{Season}_j + \text{Ship}_k + \text{Temp50}_{ijk} + \text{Year}_i \times \text{Season}_j$$

有漁 CPUE：対数正規分布モデル

$$\text{Log}[CPUE_{ijk}] = \gamma + \text{Year}_i + \text{Season}_j + \text{Ship}_k + \text{Temp50}_{ijk} + \delta_{ij} + \theta_{ijk}$$

p_{ijk} は有漁確率、 $CPUE_{ijk}$ は操業別 CPUE、 α および γ は定数、 Year_i は i 年、 Season_j は j 期間、 Ship_k は k 船、 Temp50_{ijk} は 50 m 深水温、 $\text{Year}_i \times \text{Season}_j$ は i 年と j 期間の交互作用、 δ_{ij} は年と期間の交互作用（ランダム変数）、 θ_{ijk} は k 船の i 年、 j 月での残差を表す。

選択されたモデルの妥当性を確認するため、残差の分布を定性的に確認した。二項分布モデルでは、残差の分散は年と水温に対して偏りがみられた。対数正規分布モデルでは、残差の頻度分布は正規分布から逸脱しており、残差の分散は年と船に対して偏りが見られた。マイワシの漁獲の有無は年や水温、操業別 CPUE は年や船によってばらつきが大きいことを示しており、今後の標準化の課題である。

上記モデルから、すべての変数の組み合わせを用いて年効果の最小二乗平均（LSmean）を計算し、二項分布モデルの年効果と対数正規分布の年効果を乗じることで、標準化 CPUE の年トレンドを算出した。また、重複を許したブートストラップ法（試行回数 300 回）により、95%信頼区間を求めた。解析の詳細はドキュメント（FRA-SA2025-SC07-202）を参照されたい。

標準化 CPUE とノミナル CPUE（操業別 CPUE の年平均値）を比較すると、増減する年トレンドの傾向は変わらなかったが、標準化 CPUE では 2015 年と 2017 年、2021 年、2024 年が大きい値となった（補足図 9-4）。これらの年は年間を通じて一定の漁獲量があり、通常はマイワシの漁獲が少ない月や水温帯でも漁獲された。標準化によって期間や水温の効果を除いた結果、CPUE が高くなったと考えられる。一方、2011 年と 2012 年、2016 年、2022 年の標準化 CPUE は低い値となった（補足図 9-4）。これらの年は 3~5 月にのみまとまった漁獲があったため、標準化により CPUE が低くなったと考えられる。2024 年の標準化 CPUE は 2023 年より増加し、2017 年に次いで二番目に高かった。

(3) 石川県中型まき網 CPUE

石川県の中型まき網の 1 日当たり 1 隻当たりのマイワシ漁獲量（CPUE）を算出した。使用したデータは、2007 年以降、石川県の主要港に水揚げされる 1 日当たり 1 隻当たりのすべての魚種の漁獲量から成る。

マイワシを狙う操業を抽出したデータセットから CPUE を算出する directed CPUE 法を用いた（Biseau 1998）。この方法は、マイワシ漁獲率（マイワシ漁獲量/総漁獲量）が高い操業から順に、各年の累積マイワシ漁獲量はその年のマイワシ総漁獲量の 90% に達するまで、操業データを抽出する方法である。抽出されたデータセットにおける CPUE の年平均値は directed CPUE と呼ばれ、狙い操業を考慮した CPUE と考えられている（Biseau 1998）。

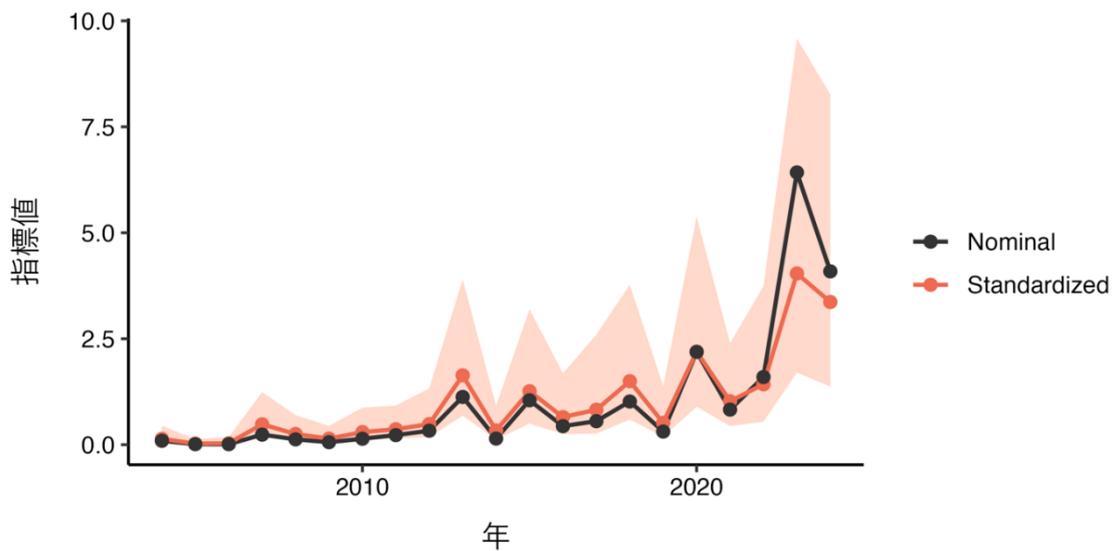
2024 年の中型まき網漁業の漁獲量は、石川県の漁獲量の 4% に留まった。マイワシを漁

獲した操業の割合は 0.25 と低く、マイワシ漁獲率の年平均値は 0.07 と低かった。抽出された操業がマイワシ有漁操業に占める割合は 0.31 と低かったが、マイワシ漁獲率の年平均値は 0.80 であった。directed CPUE とノミナル CPUE (マイワシ漁獲なしデータを含む CPUE の年平均値) は、いずれも 2010 年から増加傾向が見られたが、2021 年以降は減少し、2024 年は増加した (補足図 9-5)。年トレンドの増減は概ね一致していたが、directed CPUE の方が変動幅は小さかった。

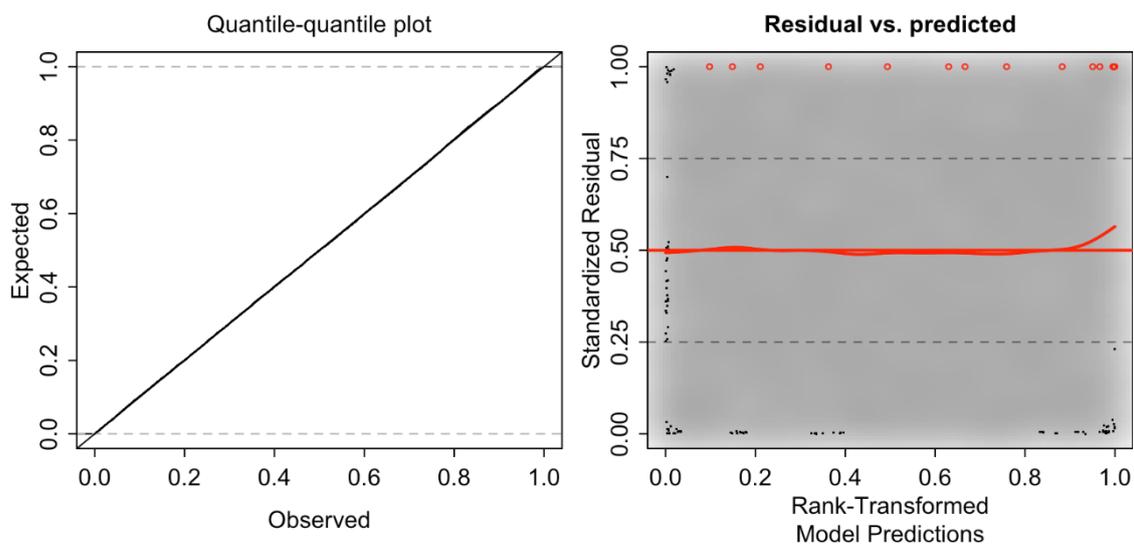
2024 年にノミナル CPUE が減少した理由は、中型まき網漁業の漁期とマイワシの来遊時期のずれに起因すると考えられる。一方で、directed CPUE が増加した理由は、少数のマイワシの漁獲がまとまった操業のみ抽出したためである。石川県でのまき網漁業以外の漁業によるマイワシ漁獲量は大きくは減少していないことを鑑みると、来遊のピークが過ぎた後の漁獲情報に基づく CPUE は資源量を反映していない可能性が高い。

引用文献

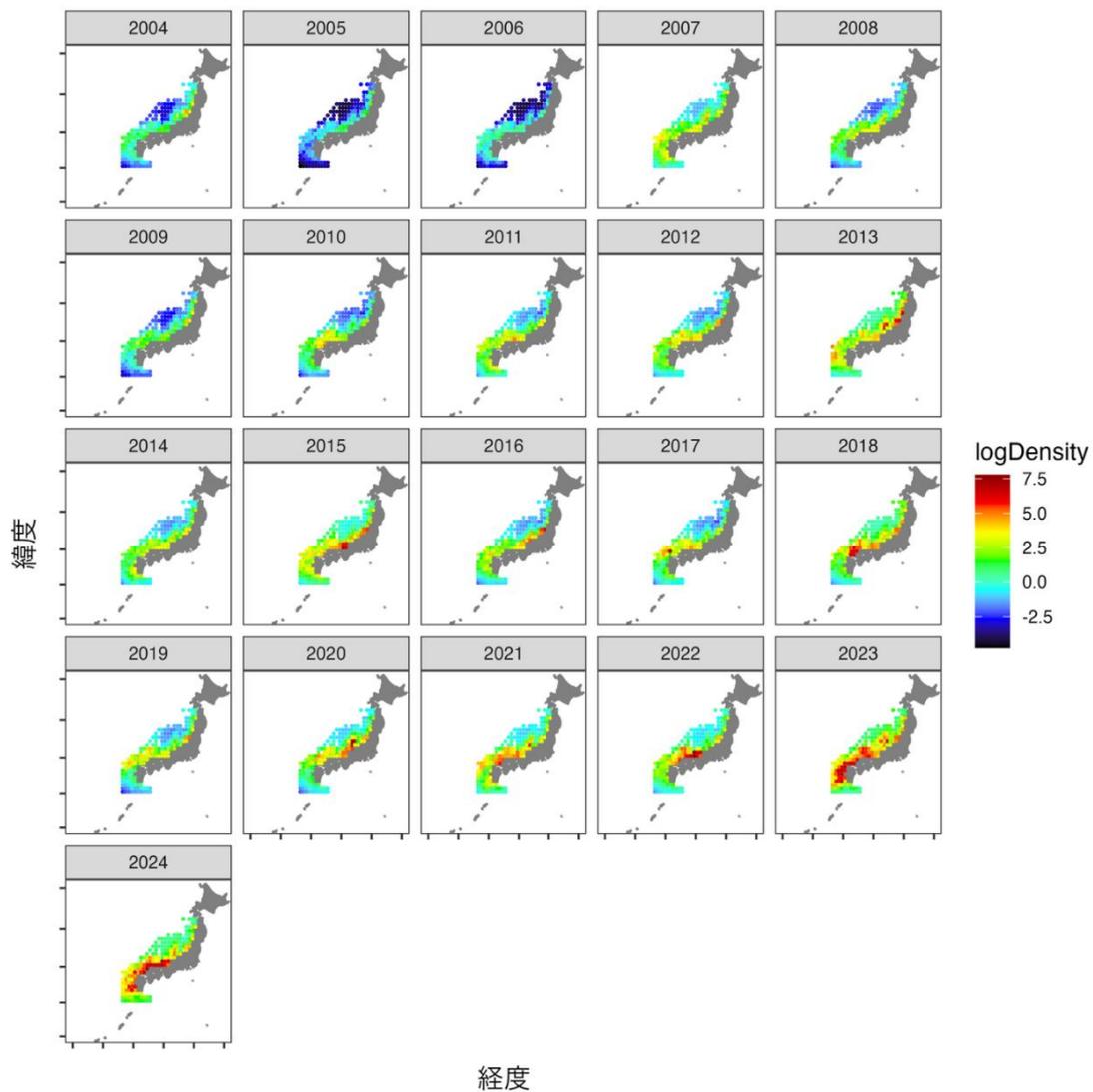
- Biseau, A. (1998) Definition of a directed fishing effort in a mixed-species trawl fishery, and its impact on stock assessments. *Aquat. Living. Resour.*, **11**, 119-136.
- Kristensen, K., A. Nielsen, C. E. Berg, H. Skaug, and B. M. Bell (2016) TMB: automatic differentiation and Laplace approximation. *J. Stat. Softw.*, **70**, 1-21.
- Oozeki, Y., A. Takasuka, H. Kubota and M. Barange (2007) Characterizing spawning habitats of Japanese sardine (*Sardinops melanostictus*), Japanese anchovy (*Engraulis japonicus*), and Pacific round herring (*Etrumeus teres*) in the northwestern Pacific. *Calif. Coop. Ocean. Fish. Invest. Rep.*, **48**, 191-203.
- Thorson, J. T. and K. Kristensen (2016) Implementing a generic method for bias correction in statistical models using random effects, with spatial and population dynamics examples. *Fish. Res.*, **175**, 66-74.
- Thorson, J. T. (2017) Three problems with the conventional delta-model for biomass sampling data, and a computationally efficient alternative. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **75**, 1369-1382.
- Thorson, J. T. and L. A. K. Barnett (2017) Comparing estimates of abundance trends and distribution shifts using single- multispecies models of fishes and biogenic habitat. *ICES J. Mar. Sci.*, **74**, 1311-1321.
- Thorson, J. T. (2019) Guidance for decisions using the Vector Autoregressive Spatio-Temporal (VAST) package in stock, ecosystem, habitat and climate assessments. *Fish. Res.*, **210**, 143-161.
- Uehara, S. and T. Mitani (2009) Effect of temperature on the development of eggs and the daily pattern of spawning of round herring *Etrumeus teres*. *Fish. Sci.*, **75**, 159-165.
- 依田真里・黒田啓行・向草世香・藤波裕樹 (2023) 令和 4(2022)年度ウルメイワシ対馬暖流系群の資源評価. FRA-SA2022-AC-22.
- 渡部泰輔 (1983) 卵数法. 水産資源の解析と評価. 石井丈夫編, 恒星社厚生閣. 東京, 9-29pp.
- 渡邊千夏子・安田十也・渡井幹雄・宇田川美穂・井元順一・木下順二 (2021) 令和 3(2021)年度ウルメイワシ太平洋系群の資源評価. FRA-SA2021-RC02-1.



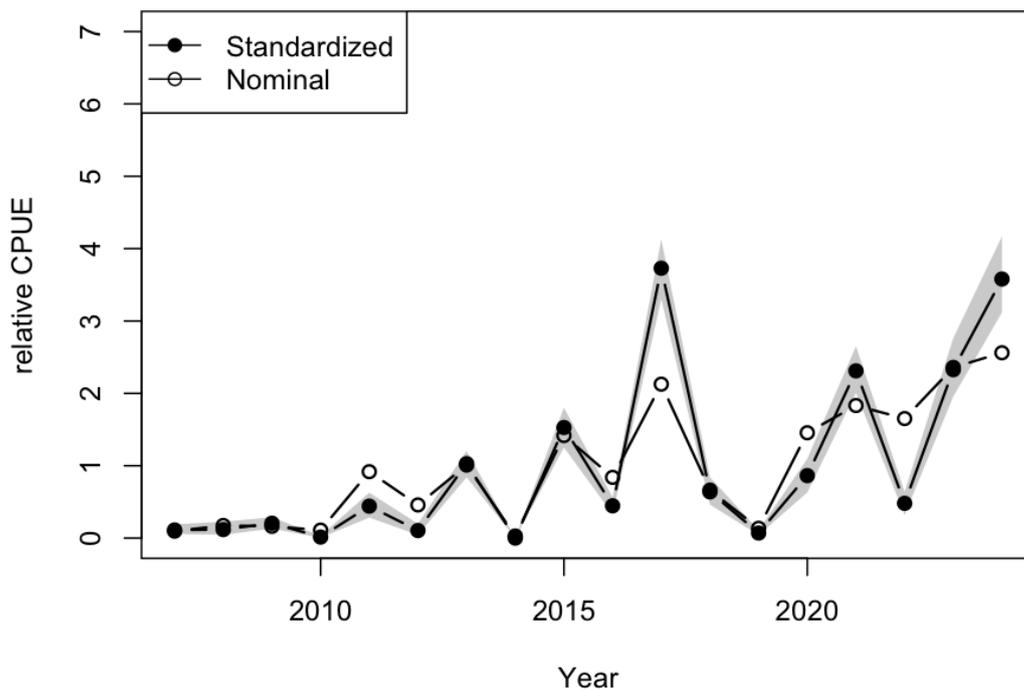
補足図 9-1. 標準化した値 (Standardized) と元データから計算した値 (Nominal) を各平均値で除して規格化して示した。影は標準化した値の 95%信頼区間を表す。



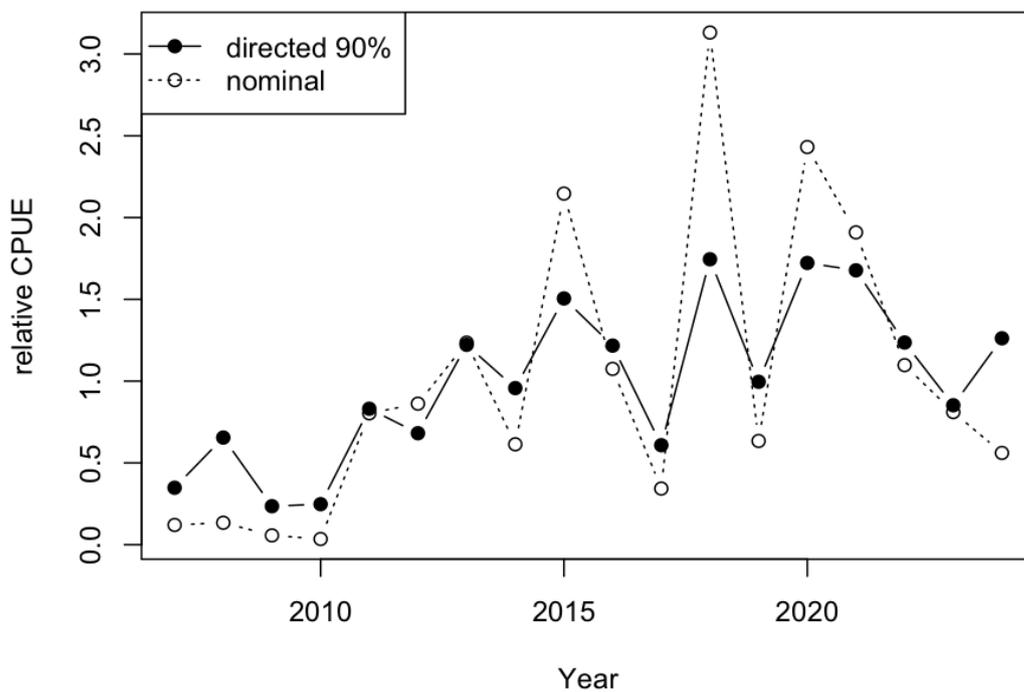
補足図 9-2. 観測値と期待値の QQplot (左図) と期待値と残差の関係 (右図)



補足図 9-3. VAST から推定された卵密度の空間分布 (2004~2024 年)
色は卵密度の多寡を示す。



補足図 9-4. 島根県中型まき網漁業のノミナル CPUE と標準化 CPUE および 95%信頼区間の推移 それぞれの平均値で割り、規格化した



補足図 9-5. 石川県中型まき網漁業のノミナル CPUE と directed CPUE (90%) の推移 それぞれの平均値で割り、規格化した

補足資料 10 (続き)

年齢別漁獲尾数(億尾)										
年	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
0歳	83.0	28.1	23.2	51.3	72.9	68.3	25.0	3.7	0.1	5.0
1歳	9.0	9.0	7.2	15.9	21.3	15.6	5.1	1.2	2.3	1.5
2歳	18.5	26.3	14.0	10.5	17.2	7.9	5.4	0.6	0.9	1.2
3歳	60.1	22.1	22.5	17.3	14.3	3.1	3.0	0.3	0.2	0.7
4歳(4歳以上)	50.2	49.8	24.2	12.6	10.5	1.6	0.7	0.0	0.1	0.0
5歳以上	22.5	26.4	23.3	22.8	3.6	3.1	0.3	0.0	0.0	
計	243.3	161.8	114.6	130.4	139.8	99.6	39.4	5.9	3.6	8.5

年齢別漁獲量(万トン)										
年	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
0歳	11.4	6.8	4.6	7.5	11.8	9.5	3.9	1.1	0.0	1.5
1歳	5.5	5.6	4.9	11.0	13.7	9.9	3.1	0.7	1.3	0.9
2歳	14.0	22.1	13.3	11.0	15.3	7.1	4.4	0.5	0.8	1.0
3歳	50.1	19.9	23.2	19.9	16.3	3.3	3.0	0.3	0.2	0.7
4歳(4歳以上)	45.4	46.2	24.8	14.1	13.3	2.0	0.8	0.0	0.1	0.1
5歳以上	24.1	27.4	26.7	28.1	5.4	4.7	0.4	0.0	0.1	
計	150.5	128.1	97.5	91.7	75.8	36.6	15.6	2.6	2.5	4.1

年齢別漁獲係数										
年	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
0歳	0.39	0.27	0.27	0.62	1.09	2.08	1.51	0.46	0.04	2.52
1歳	0.06	0.08	0.13	0.38	0.76	1.00	1.50	0.29	0.76	1.62
2歳	0.13	0.33	0.22	0.35	1.32	0.99	2.16	0.94	0.46	2.01
3歳	0.36	0.28	0.69	0.59	1.86	1.35	3.16	1.00	1.48	1.30
4歳(4歳以上)	0.69	0.78	0.77	1.77	1.33	2.46	2.98	0.37	1.48	1.30
5歳以上	0.69	0.78	0.77	1.77	1.33	2.46	2.98	0.37	1.48	
%SPR	38.6	40.3	38.2	19.5	6.7	2.3	2.7	20.3	23.9	1.0
F/Fmsy	1.11	1.05	1.14	2.29	4.61	6.31	7.89	2.21	2.21	7.51

年齢別資源尾数(億尾)										
年	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
0歳	312.3	144.7	121.2	135.7	134.0	95.2	39.1	12.4	3.6	6.7
1歳	182.2	141.4	74.0	62.2	49.0	30.1	7.9	5.8	5.2	2.3
2歳	185.6	114.7	87.4	43.7	28.7	15.4	7.4	1.2	2.9	1.6
3歳	241.3	109.2	55.3	47.1	20.7	5.1	3.8	0.6	0.3	1.2
4歳(4歳以上)	122.9	112.5	55.1	18.6	17.4	2.2	0.9	0.1	0.1	0.1
5歳以上	55.1	59.8	53.1	33.6	6.0	4.2	0.4	0.0	0.1	
計	1,099.3	682.4	446.1	340.9	255.7	152.2	59.6	20.1	12.3	11.9

年齢別資源量(万トン)										
年	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
0歳	43.0	35.0	24.2	19.9	21.6	13.3	6.1	3.6	1.3	1.9
1歳	112.4	88.0	50.1	42.8	31.5	19.1	4.9	3.4	3.0	1.4
2歳	140.1	96.0	82.8	46.0	25.6	13.9	6.1	1.0	2.6	1.4
3歳	201.0	98.4	56.9	54.3	23.6	5.5	3.8	0.6	0.3	1.2
4歳(4歳以上)	111.1	104.5	56.4	20.8	22.1	2.7	1.1	0.1	0.2	0.1
5歳以上	59	62	61	41	9	6	1	0	0	
計	666.6	484.0	331.1	225.2	133.4	60.7	22.4	8.8	7.6	6.0

年齢別親魚量(万トン)										
年	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
0歳	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
1歳	0.0	0.0	0.0	0.0	7.9	4.8	1.2	0.9	0.8	0.3
2歳	140.1	96.0	82.8	46.0	25.6	13.9	6.1	1.0	2.6	1.4
3歳	201.0	98.4	56.9	54.3	23.6	5.5	3.8	0.6	0.3	1.2
4歳(4歳以上)	111.1	104.5	56.4	20.8	22.1	2.7	1.1	0.1	0.2	0.1
5歳以上	59	62	61	41	9	6	1	0	0	
計	511.1	361.0	256.8	162.5	88.1	33.1	12.6	2.7	4.0	3.1

年齢別平均体重(g)										
年	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
0歳	14	24	20	15	16	14	15	29	37	29
1歳	62	62	68	69	64	63	62	59	58	58
2歳	75	84	95	105	89	90	82	85	90	86
3歳	83	90	103	115	114	107	98	101	104	101
4歳(4歳以上)	90	93	102	112	127	124	119	128	120	120
5歳以上	107	104	114	123	149	151	140	148	132	

補足資料 10 (続き)

年齢別漁獲尾数(億尾)					
年	2020	2021	2022	2023	2024
0歳	6.2	4.0	7.4	16.4	15.1
1歳	1.7	2.6	3.0	1.3	4.1
2歳	3.2	3.3	4.1	5.1	5.7
3歳	2.3	0.7	2.1	4.5	5.8
4歳(4歳以上)	0.4	0.2	0.4	0.8	1.1
5歳以上					
計	13.8	10.8	16.9	28.1	31.8

年齢別漁獲量(万トン)					
年	2020	2021	2022	2023	2024
0歳	1.4	0.8	0.9	2.5	2.6
1歳	0.8	1.3	1.2	0.6	1.9
2歳	2.3	2.4	2.7	3.5	3.7
3歳	2.3	0.7	1.8	3.9	5.0
4歳(4歳以上)	0.6	0.3	0.5	1.0	1.1
5歳以上					
計	7.3	5.5	7.1	11.5	14.4

年齢別漁獲係数					
年	2020	2021	2022	2023	2024
0歳	0.13	0.05	0.08	0.09	0.06
1歳	0.11	0.09	0.06	0.02	0.04
2歳	0.86	0.42	0.26	0.16	0.16
3歳	1.53	0.58	0.68	0.68	0.36
4歳(4歳以上)	1.53	0.58	0.68	0.68	0.36
5歳以上					
%SPR	29.5	43.9	45.6	49.4	59.7
F/Fmsy	1.93	0.90	0.82	0.67	0.44

年齢別資源尾数(億尾)					
年	2020	2021	2022	2023	2024
0歳	60.4	102.4	118.3	226.4	307.7
1歳	19.5	35.5	65.4	73.3	138.4
2歳	6.7	11.7	21.6	41.4	48.1
3歳	3.7	1.9	5.1	11.1	23.5
4歳(4歳以上)	0.7	0.6	1.0	2.1	4.5
5歳以上					
計	91	152	211	354	522

年齢別資源量(万トン)					
年	2020	2021	2022	2023	2024
0歳	13.2	20.7	13.9	34.9	52.4
1歳	8.6	18.0	27.4	30.6	66.3
2歳	4.9	8.4	14.5	28.6	31.4
3歳	3.6	1.9	4.4	9.7	20.3
4歳(4歳以上)	0.9	0.8	1.2	2.5	4.6
5歳以上					
計	31.2	49.9	61.4	106.3	175.1

年齢別親魚量(万トン)					
年	2020	2021	2022	2023	2024
0歳	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
1歳	2.2	4.5	6.8	7.7	16.6
2歳	4.9	8.4	14.5	28.6	31.4
3歳	3.6	1.9	4.4	9.7	20.3
4歳(4歳以上)	0.9	0.8	1.2	2.5	4.6
5歳以上					
計	11.5	15.7	26.9	48.4	72.9

年齢別平均体重(g)					
年	2020	2021	2022	2023	2024
0歳	22	20	12	15	17
1歳	44	51	42	42	48
2歳	72	72	67	69	65
3歳	98	102	87	87	86
4歳(4歳以上)	129	133	122	120	103
5歳以上					

補足資料 11 前回管理基準値等の提案後の経過

(1) 評価を取り巻く状況

過年度の経緯

本系群は令和 2 (2020) 年 3 月研究機関会議で管理基準値案が合意された。令和 2 (2020) 年 7 月資源管理方針に関する検討会で議論がなされ、漁獲管理規則導入時の漁獲量の減少を緩和する場合などの追加計算が研究機関に求められた。その後、研究機関での検討を経て令和 2 年 9 月資源管理方針に関する検討会で管理基準値が同意され、令和 3 (2021) 年 1 月から MSY に基づく管理が開始された。資源管理、資源評価の関連する会議について補足表 11-1 に取り纏めた。

資源管理基本方針に関連するパラメータ

令和 2 (2020) 年 9 月に開催された「資源管理方針に関する検討会」で取り纏められ「水産政策審議会」を経て資源管理基本方針が定められた。同方針の目標管理基準値は 109.3 万トン、限界管理基準値は 46.5 万トン、禁漁水準は 6.6 万トンであった。また、調整係数 β は、2021~2023 年は親魚量によらず 0.8 とし、2024 年以降は親魚量が限界管理基準値以上にある場合には調整係数 $\beta=0.75$ とするが、親魚量が限界管理基準値を下回った場合には禁漁水準まで直線的に漁獲圧を削減するとした。

前回管理基準値の提案以降の大きな出来事

令和 2 (2020) 年 3 月研究機関会議で示された将来予測は 2019 年度の資源評価結果に基づいて算出されたが、2019 年は漁獲量が急減した影響により、資源量や親魚量は 2021 年まで研究機関会議での予測を下回って推移した(補足図 11-1)。しかし、2020 年から高い加入量が続いたため資源量や親魚量は増加傾向を示し、2023 年には限界管理基準値を 1994 年以来はじめて上回った。近年は東シナ海での産卵量や漁獲量が増加し、分布の広がりが確認された。

資源評価の変更点

2020 年度資源評価では、2019 年の漁獲量が急減したため、最終年の資源量は通常のチューニング VPA ではなく前進計算により推定した。これは、2019 年の漁獲量の急減は、漁獲物に 2 歳以上の魚が平常通り含まれていたことから、資源量の低下によるものではなく、漁場となる沿岸域への来遊が少なかったためと考えたからである。また、チューニングに用いる資源量指標値である境港の水揚げデータによる中型まき網 CPUE を標準化するとともに、石川県の中型まき網の浮魚類漁獲データに基づいて算出した CPUE を追加した。2021 年には境港の水揚げデータをより詳細な努力量データを含む島根県の中型まき網の漁獲データに変更し、CPUE の標準化を行った。2022 年には年齢別漁獲尾数を算出する海域区分を変更した。2023 年には島根県の中型まき網 CPUE の標準化モデルを変更するとともに、漁期のずれが見られた 2022 年の石川県の中型まき網 CPUE をチューニングから除外した。2024 年は、JAFIC の市場測定データを追加して年齢別漁獲尾数の算出を行った。また、石川県の中型まき網の漁獲データについて、全魚種を含むデータに変更したうえで、漁期のずれが見られた 2022~2023 年をチューニングから除外した。

変更の主な目的は最近年のFを推定するチューニングの改善であったため、いずれの変更も管理基準値等への影響は軽微であった。

前年度評価会議以降の議論

令和7年5月に第3回資源管理基本方針に関する検討会が開催され、評価上および管理上の課題をまとめた。同年7月に担当者検討会が開催され、大中型まき網漁業による漁獲量が増加してきたことを踏まえ、年齢別漁獲尾数を算出するための漁獲量の集計方法や海域の分け方について検討した。

ピアレビュー

水産研究・教育機構では、資源評価に関する透明性や客観性を確保するため、その科学的妥当性について国内外の専門家に諮問するピアレビューのプロセスを、2020（令和2）年度から導入している。本系群については、令和3年9月14、15日、および10月5、8日に令和2年度の資源評価結果について日米の専門家からのレビューを受けた。（https://www.fra.affrc.go.jp/shigen_hyoka/peer_review/index.html）。本資源に対するピアレビューでは、主にALKなど年齢別漁獲尾数の不確実性の検討、資源量指標値の標準化や新しい指標値の開発などが提言された。

(2) 過年度資源評価の結果の比較

MSY算定に用いた平成31（2019）年度資源評価結果、および令和2（2020）年～令和6（2024）年度の資源評価結果を比較した（補足表11-2）。6ヶ年の資源評価結果を比べると、2016～2020年の資源量および親魚量の推定値が下方修正された（補足図11-1）。これは、2019年に漁獲量が急減したことにより、過去の加入量が遡って下方修正されたためである。一方、2022年以降は5年前の予測を上回り、資源の回復が見られた。主な理由は、2020年以降良好な加入が続いていることと、漁獲圧が減少し、2021年以降はFmsyを下回って推移したことである。

年齢別選択率はMSY算定に用いた値と大きな違いはなかったが、0歳魚と1歳魚の選択率が低下する傾向が見られた（補足図11-2）。また年齢別平均体重はMSY算定に用いたと値と大きな違いはなかった（補足図11-3）。親魚量と加入量の関係では、2020年以降の値が平均値よりも大きかったが、90%範囲の上限には入っていた（補足図11-4）。成長や成熟率については現在分析中であるが、太平洋系群で見られるような大きな成長の遅延はなかったと考えている。

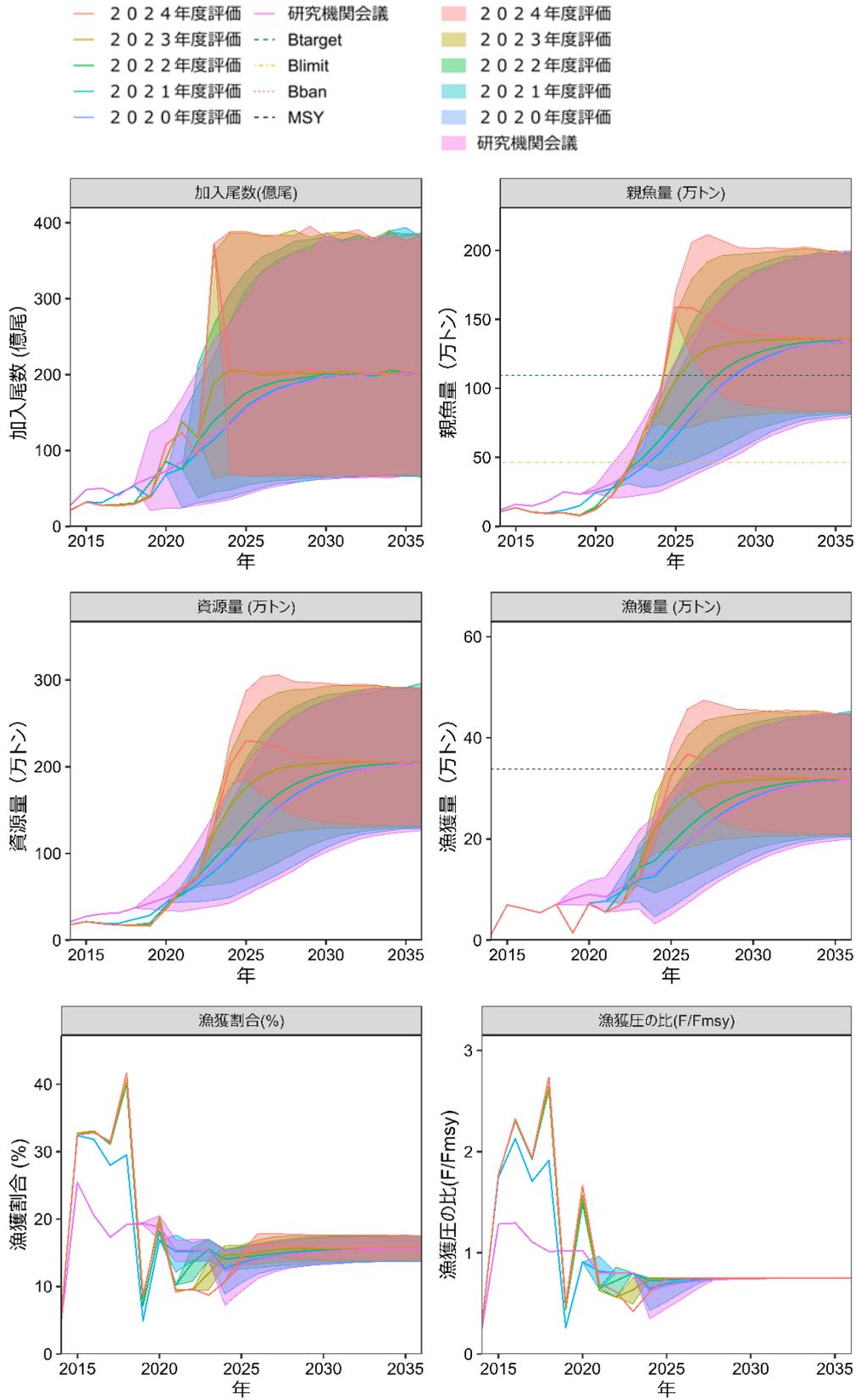
(3) まとめ

資源評価

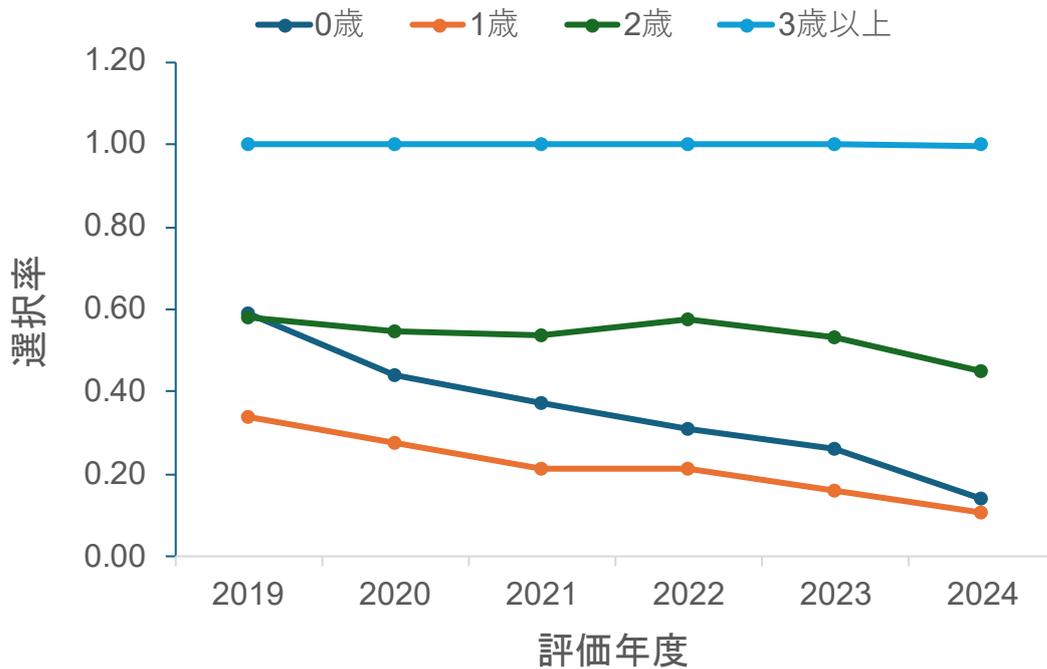
一連の議論により、2017年以降の年齢別漁獲尾数の算定海域を細分化し、各県の主要港および大中型まき網漁業の月別漁獲量と体長組成データに基づいて算出する方法に変更した。また資源量指標値（産卵量）の標準化を行うとともに、長崎県中小型まき網漁業のCPUEを指標値に追加した。

再生産関係

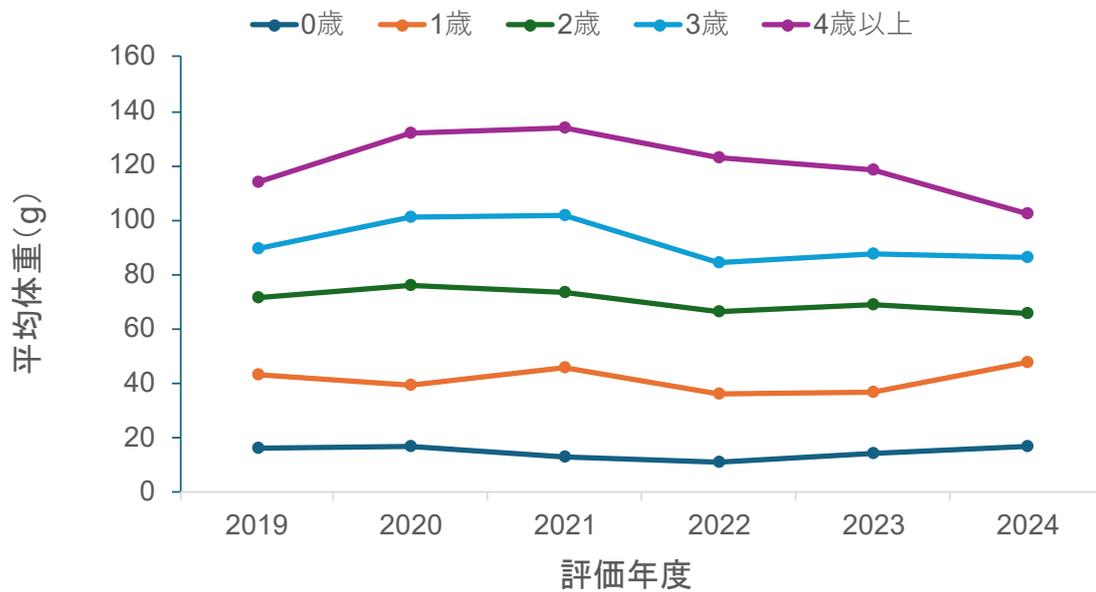
良好な加入が継続して見られたものの、大きな問題はなかった。5年間のデータを加えた上で、再生産関係を再検討する。



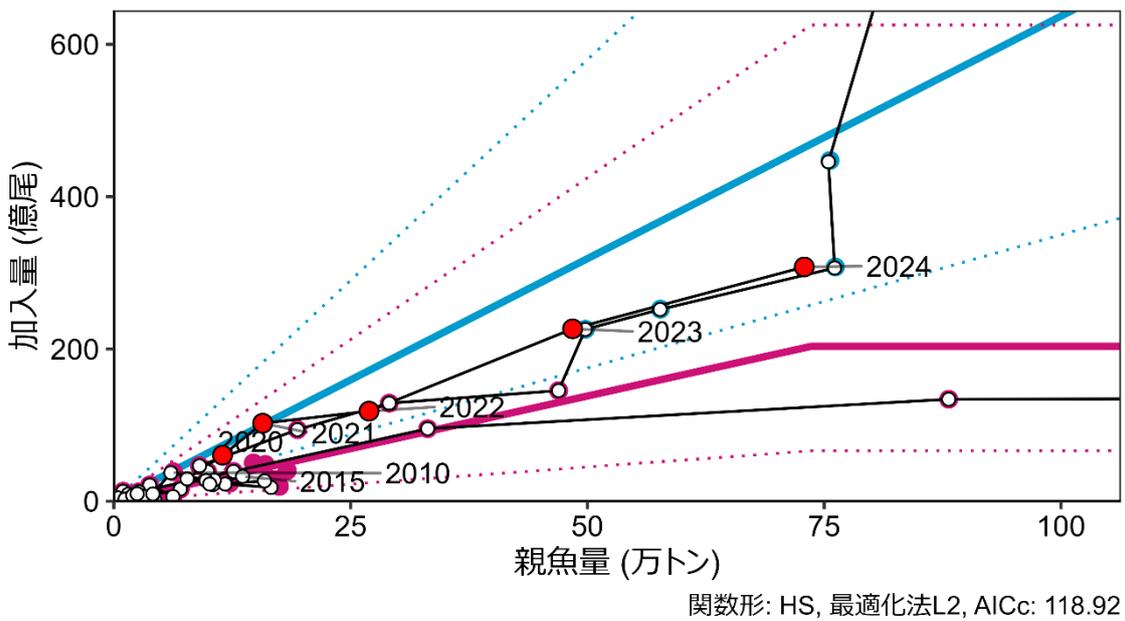
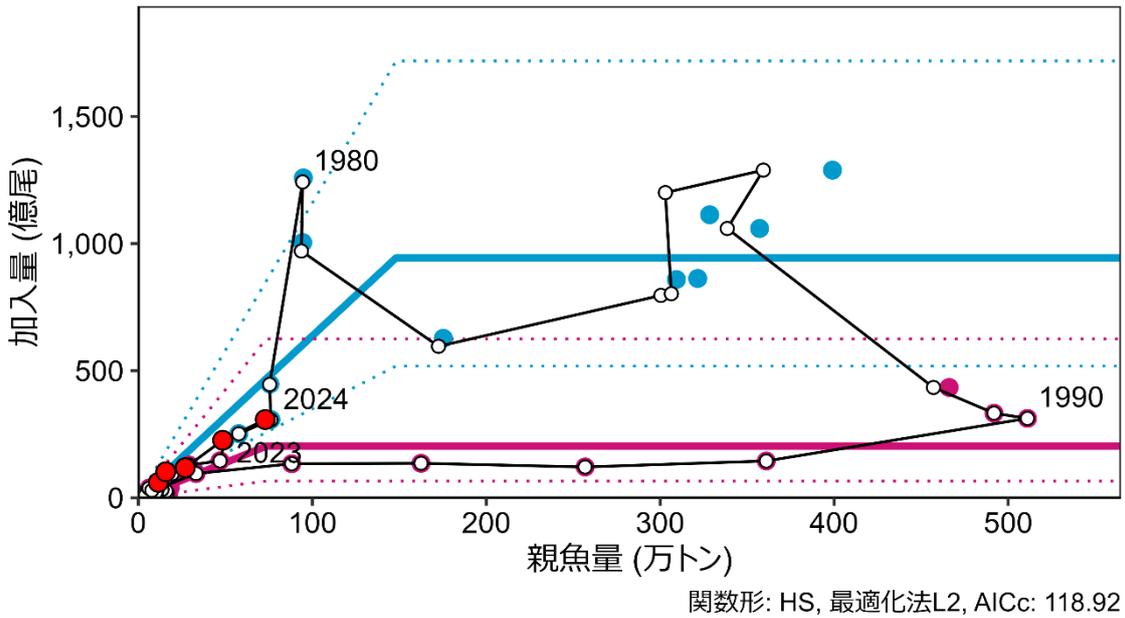
補足図 11-1. 評価年度別の親魚量、資源量、加入尾数、漁獲量、漁獲割合 (%) 漁獲の比 (F/Fmsy) の比較



補足図 11-2. MSY 算定に用いた選択率と、評価年度別の直近年の選択率の比較



補足図 11-3. MSY 算定に用いた年齢別平均体重と、評価年度別の直近年の年齢別平均体重



補足図 11-4. 親魚量と加入量の関係（再生産関係）

赤線および赤色丸印は通常加入期（1960～1975年および1988～2017年）の、青線および青色丸印は高加入期（1976～1987年）の再生産関係式とその推定に使用した令和元年度資源評価親時の親魚量と加入量を示す。再生産関係式の上下の点線は、仮定されている再生産関係において観察データの90%が含まれると推定される範囲である。黒丸は本評価で推定された親魚量と加入量を示す。図中の数字は加入群の年級（生まれ年）を示す白抜き丸印は今年度評価における1960～2024年親魚量と加入量を示す

補足表 11-1. 本系群資源評価を取り巻く過年度の経緯

年月	資源評価をめぐる主な経緯
2020年 3月	マイワシ太平洋系群、マイワシ対馬暖流系群、マアジ太平洋系群、マアジ対馬暖流系群の資源管理目標等に関する研究機関会議 (https://www.fra.affrc.go.jp/shigen_hyoka/SCmeeting/2019-1/index.html) 再生産関係、管理基準値案の設定、漁獲管理規則による将来予測について検討
2020年 7月	第1回資源管理方針に関する検討会（マアジ太平洋系群・対馬暖流系群及びマイワシ対馬暖流系群） (https://www.jfa.maff.go.jp/j/study/kanri/231027_10.html)
2020年 8月	令和2年度マイワシ・マアジ資源評価会議 (https://www.fra.affrc.go.jp/shigen_hyoka/SCmeeting/2019-1/index.html)
2020年 9月	第2回資源管理方針に関する検討会（マアジ太平洋系群・対馬暖流系群及びマイワシ対馬暖流系群） (https://www.jfa.maff.go.jp/j/study/kanri/231027_10.html)
2021年 1月	MSYの基づくTAC管理開始
2021年 8月	令和3年度マイワシ・マアジ資源評価会議 (https://www.fra.affrc.go.jp/shigen_hyoka/SCmeeting/2019-1/index.html)
2022年 8月	令和4年度マイワシ・マアジ資源評価会議 (https://www.fra.affrc.go.jp/shigen_hyoka/SCmeeting/2019-1/index.html)
2023年 8月	令和5年度マイワシ・マアジ対馬暖流系群資源評価会議 (https://www.fra.go.jp/shigen/fisheries_resources/meeting/stock_assesment_meeting/2023/2023-12.html)
2024年 8月	令和6年度マイワシ・マアジ対馬暖流系群資源評価会議 (https://www.fra.go.jp/shigen/fisheries_resources/meeting/stock_assesment_meeting/2024/sa2024-sc10.html)

補足表 11-2. 評価年度別の親魚量、資源量、加入尾数、漁獲量、漁獲割合（%）漁獲の比（F/Fmsy）の比較

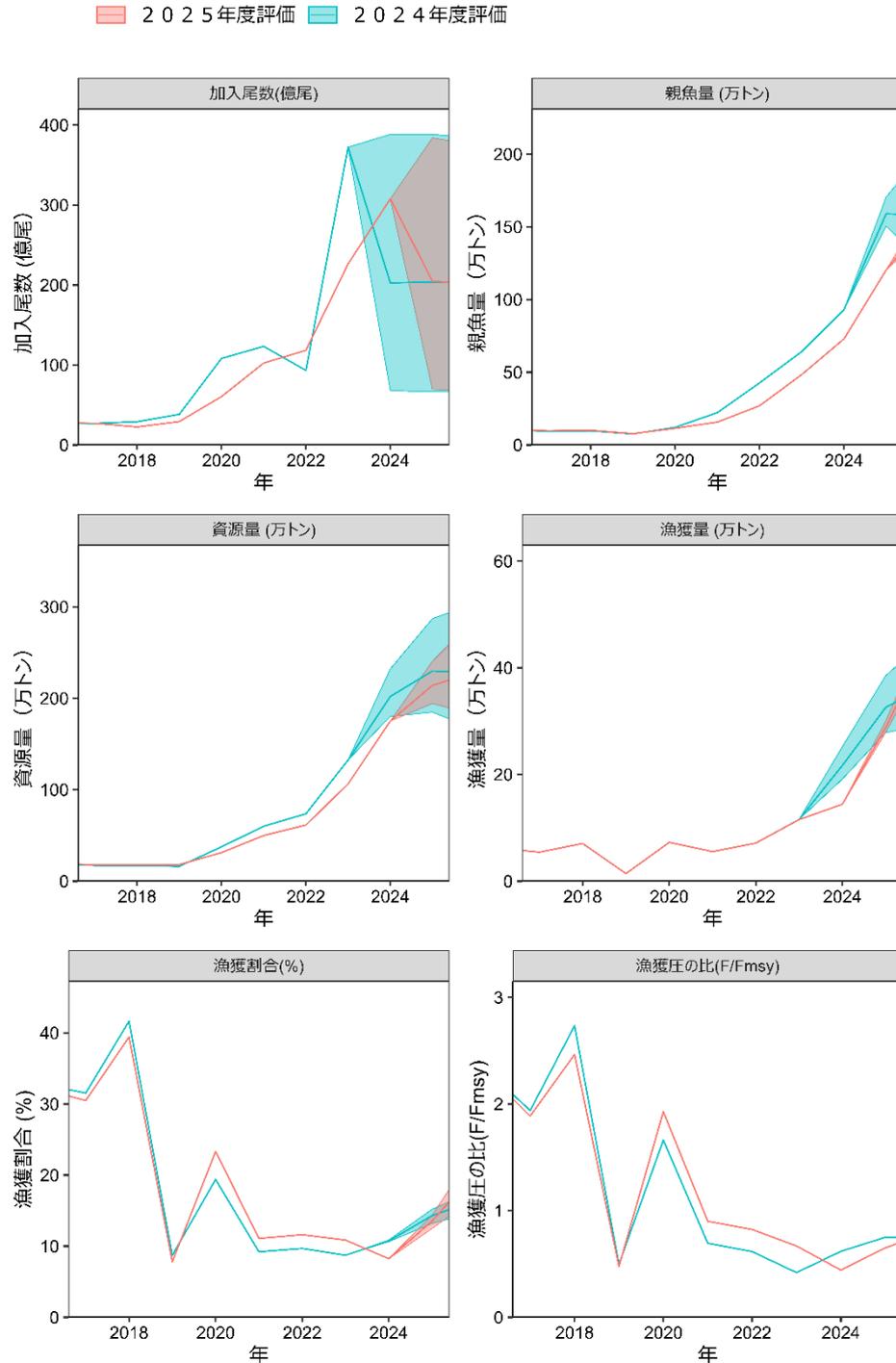
親魚量(万トン)	2019	2020	2021	2022	2023
MSY 算定時(2019 年度評価)	23.2	26.3	30.9	38.0	46.5
2020 年度評価	19.4	24.0	28.6	34.5	42.6
2021 年度評価	14.9	24.6	27.2	35.2	43.2
2022 年度評価	8.2	14.3	27.4	41.0	50.3
2023 年度評価	8.0	13.0	22.0	38.6	69.0
2024 年度評価	7.6	12.1	22.2	42.7	64.2
資源量(万トン)	2019	2020	2021	2022	2023
MSY 算定時(2019 年度評価)	42.6	49.0	57.1	69.8	84.4
2020 年度評価	32.9	46.3	52.1	63.8	78.0
2021 年度評価	28.7	43.3	52.1	65.0	79.2
2022 年度評価	19.8	39.8	54.1	73.7	93.8
2023 年度評価	17.5	35.9	57.8	75.3	123.1
2024 年度評価	16.2	37.5	60.1	73.6	132.5
加入尾数(億尾)	2019	2020	2021	2022	2023
MSY 算定時(2019 年度評価)	64	73	86	102	121
2020 年度評価	54	66	79	94	114
2021 年度評価	38	69	77	97	114
2022 年度評価	57	85	75	112	139
2023 年度評価	41	89	138	117	190
2024 年度評価	38	108	123	93	372
漁獲量(万トン)	2019	2020	2021	2022	2023
MSY 算定時(2019 年度評価)	8.2	9.1	8.6	10.5	12.7
2020 年度評価	1.4	9.8	7.7	9.7	11.8
2021 年度評価	1.4	7.3	7.7	9.7	11.9
2022 年度評価	1.4	7.3	5.5	9.7	14.3
2023 年度評価	1.4	7.3	5.5	7.1	14.3
2024 年度評価	1.4	7.3	5.5	7.1	11.6

漁獲割合(%)	2019	2020	2021	2022	2023
MSY 算定時(2019 年度評価)	19	19	15	15	15
2020 年度評価	4	21	15	15	15
2021 年度評価	5	17	15	15	15
2022 年度評価	7	18	10	18	20
2023 年度評価	8	20	10	9	12
2024 年度評価	9	19	9	10	9
漁獲の比 (F/F _{msy})	2019	2020	2021	2022	2023
MSY 算定時(2019 年度評価)	1.02	1.02	0.80	0.80	0.80
2020 年度評価	0.19	1.20	0.80	0.80	0.80
2021 年度評価	0.26	0.91	0.82	0.80	0.80
2022 年度評価	0.44	1.49	0.65	0.72	0.80
2023 年度評価	0.46	1.57	0.63	0.56	0.63
2024 年度評価	0.50	1.66	0.69	0.62	0.42

MSY 算定に用いた 2021~2023 年は β を親魚量によらず 0.80、2024 年は $\beta=0.75$ とした場合の漁獲シナリオに基づく将来予測結果を示す。将来予測結果は白背景で示し、それ以外の推定値などを灰色背景で示す。

補足資料 12 2024 年度資源評価との比較

今年度の資源評価では、年齢別漁獲尾数の算出方法を変更し、また資源量指標を追加した。令和 6（2024）年度資源評価の結果と比較すると、2020 年以降の資源量、親魚量、および加入量（2022 年を除く）が下方修正された。



補足図 12-1. 今年度評価と 2024 年度評価の親魚量、資源量、加入尾数、漁獲量、漁獲割合 (%) 漁獲の比 (F/Fmsy) の比較

補足資料 13 今後検討すべき課題の整理

今年度以降における本系群資源評価において、検討すべき課題として、生態、資源評価データ、資源評価手法、CPUE 標準化、調査体制について、それぞれ整理し今後取り組むべき課題として取り纏めた（補足表 13-1）。

(1) 生態

体長－体重関係や年齢－体長関係、成熟率などの生物情報は、主に東シナ海と日本海西部の漁獲物から収集してきた。本資源は資源量によって成長や成熟開始年齢が変化することが知られており、今後はサンプリング海域や時期を拡げ、海域別に成長や成熟を詳細に把握する必要がある。また、太平洋系群も含めた集団構造の解明や、移動回遊経路の理解も求められる。

(2) 資源評価データ

近年、資源量の増大に伴い成長の低下が懸念されており、体長組成は同じでも年齢組成が変化している可能性がある。偏りのない生物データ収集の体制を構築し、年齢別漁獲尾数の推定精度の向上が望まれる。また、産卵量以外の資源量指標値は主に漁業情報に基づいているが、IQ 制度の導入や水揚げ規制など漁業形態が変わりつつある。魚探データなど、海中の資源状態を示す漁船データの活用や、漁業に依存しない資源量(加入量)指標値の検討が求められている。

(4) 資源評価手法

チューニング VPA は年齢別漁獲尾数に基づいた資源計算であるが、年齢別漁獲尾数の推定方法には不確実性が多く含まれている。統合型資源評価モデルの導入など、資源評価の高度化に向けた手法の更なる検討が必要である。

(5) CPUE 標準化

本資源の主要な水揚げ港では、水揚げ制限などにより操業が規制される事態が常態化しており、漁業から得られる情報は限られてきている。また、近年来遊時期が早まるなど漁期が不明瞭な海域もあり、海洋環境の影響や分布域の変化が懸念されている。これまでは、各海域の漁業の実態に応じて標準化を行い、指標値を算出してきた。漁業情報から適切な資源量指標値を抽出するため、今後は新たな手法の導入も見据えて取り組む必要がある。

(6) 調査体制

操業域の縮小など漁業から得られる情報が少なくなっているため、調査船調査による情報の収集は今後重要性を増すと考えられる。しかし、本種を含めた浮魚類を対象とした調査船調査は複数あるものの、現状で本種の資源量指標値となるデータが得られている調査は産卵量調査のみである。今後は標準化方法などを工夫して限られた時期、限られた海域における情報から資源量指標値を得ることも重要と考えられる。

(7) 資源管理への提言

本資源は、資源量が多いときは主要な漁獲対象種になるが、資源量が少ない場合は混獲で漁獲されることも多く、資源量に応じて漁獲の形態が異なる。また漁獲された魚は鮮魚、餌料など様々な形で利用されている。これらの多様な利用形態を考慮した上で、漁獲量の制限に加えて、混獲操業に対する柔軟な管理手法の提案が求められている。

補足表 13-1. 今後検討すべき課題の整理項目

項目	検討課題
生態	<ul style="list-style-type: none"> ・海域別の成長、成熟の把握 ・集団構造、移動回遊の理解
資源評価データ	<ul style="list-style-type: none"> ・年齢別漁獲尾数の推定精度向上 ・漁業に依存しない資源量(加入量)指標値の検討 ・魚探データ等の漁船データの活用
資源評価手法	<ul style="list-style-type: none"> ・資源評価の高度化に向けた手法の更なる検討
CPUE 標準化	<ul style="list-style-type: none"> ・海洋環境の影響や分布の変化を考慮した CPUE 標準化の実施 ・漁獲規制などに影響を受けにくい新たな CPUE の開発
調査体制	<ul style="list-style-type: none"> ・調査船調査データの分析の拡充 ・情報収集体制の検討
資源管理への提言	<ul style="list-style-type: none"> ・小型魚保護の効果などの定量的分析 ・混獲魚種の管理手法に対する分析