

令和 8（2026）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）

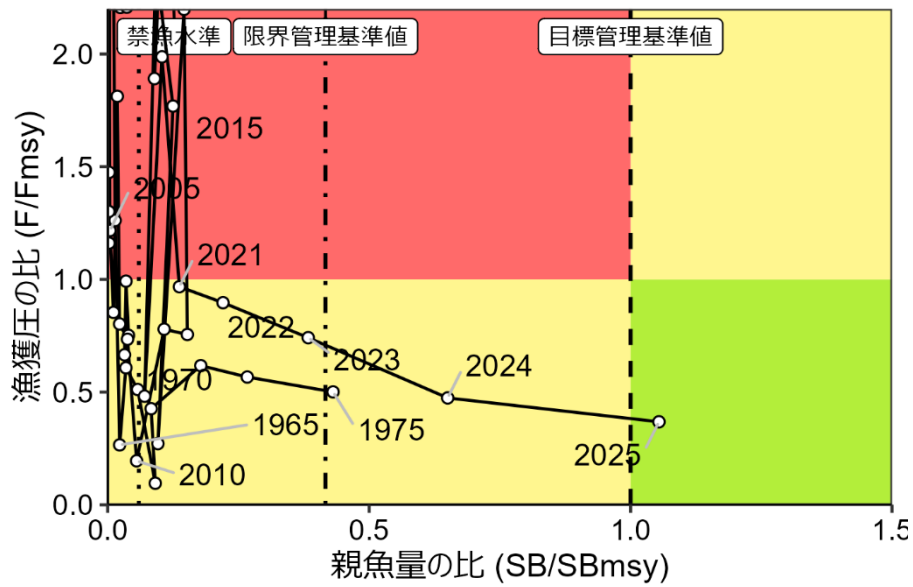
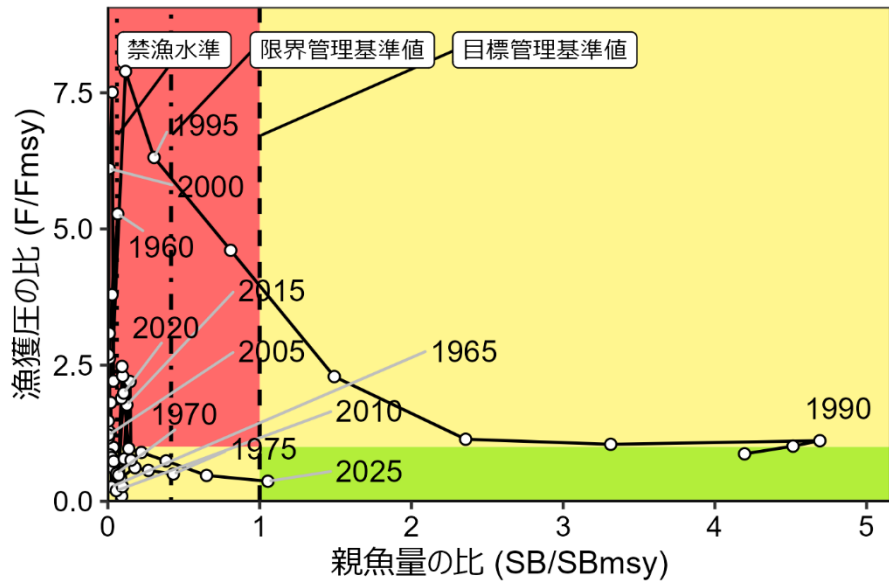
参画機関：青森県産業技術センター水産総合研究所、秋田県水産振興センター、山形県水産研究所、新潟県水産海洋研究所、富山県農林水産総合技術センター水産研究所、石川県水産総合センター、福井県水産試験場、京都府農林水産技術センター海洋センター、兵庫県立農林水産技術総合センター但馬水産技術センター、鳥取県水産試験場、島根県水産技術センター、山口県水産研究センター、福岡県水産海洋技術センター、佐賀県玄海水産振興センター、長崎県総合水産試験場、熊本県水産研究センター、鹿児島県水産技術開発センター、海洋生物環境研究所、漁業情報サービスセンター

要 約

本系群の資源量について、2025 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 年以降は増加が加速し、2025 年は 209.6 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 年より大幅な増加傾向を示し、2025 年は 114.9 万トンと推定された。資源量・親魚量が増加した主な要因として、2020～2024 年に比較的高い加入量が続いたことが挙げられる。

令和 7 年 9 月に開催された「資源管理方針に関する検討会」で取り纏められ令和 7 年 11 月に開催された「水産政策審議会」を経て、本系群の目標管理基準値、限界管理基準値、禁漁水準を含む漁獲シナリオが定められた。目標管理基準値は最大持続生産量（MSY）を実現する親魚量（SBmsy: 108.9 万トン）である。本系群の 2025 年の親魚量はこれを上回る。また、本系群の 2025 年の漁獲圧は SBmsy を維持する水準の漁獲圧（Fmsy）を下回る。親魚量の動向は直近 5 年間（2021～2025 年）の推移から「増加」と判断される。漁獲シナリオに基づき、2027 年の親魚量および資源量の予測値から算出される 2027 年の ABC は 52.7 万トンである。

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	108.9 万トン
2025 年の親魚量の水準	MSY を実現する水準を上回る(1.05 倍)
2025 年の漁獲圧の水準	SBmsy を維持する水準を下回る(0.37 倍)
2025 年の親魚量の動向	増加
最大持続生産量(MSY)	39.2 万トン
2027 年の ABC	52.7 万トン
コメント: ・ ABC の算定には、令和 7 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」を経て定められた漁獲シナリオに則した漁獲管理規則を用いた。 ・ 調整係数 β は、0.8 が用いられる。	

直近 5 年と将来 2 年の資源量、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 (%)
2021	44.3	14.9	5.5	0.97	12
2022	55.4	24.0	7.1	0.90	13
2023	104.4	41.8	11.5	0.74	11
2024	180.5	70.8	14.5	0.47	8
2025	209.6	114.9	14.9	0.37	7
2026	235.8	173.1	38.2	0.56	16
2027	231.2	157.9	52.7	0.80	23
・ 2026、2027 年の値は将来予測に基づく平均値である。 ・ 2027 年の漁獲量には ABC の値を用いた。					

English title (authors)

Stock assessment and evaluation of the Tsushima Warm Current stock of Japanese sardine (fiscal year 2026).

(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・漁期年別 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)
漁獲努力量	島根県中型まき網漁獲成績報告書(島根県)

*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。

本系群の漁期は1～12月であり、年齢の起算日は1月1日としている。

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 19 cm 程度に達する。寿命は 7 歳程度と推定される。図 2-2 に、2021～2025 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、2025 年の 1 歳魚の成熟率はこれと同じであると仮定した。2025 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。2023 年には、1992 年以降初めて 500 兆粒を越え、1980 年代後半と同等の水準まで増加した。2024 年は減少したが、2025 年は 679 兆粒と大量の卵が、九州南部から日本海中部までの広い海域で採集された。

(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、Iguchi et al. 2026）。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 5.4 万～7.3 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。2023 年からは漁獲量が 10 万トンを超え、2025 年は 14.9 万トンで、日本海西部 (福井県～山口県) と東シナ海 (福岡県～鹿児島県) では前年並みであったが、日本海北部 (青森県～石川県) では前年の 1.4 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 8 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。2025 年の漁獲尾数は、2024 年と比べると 0 歳魚は減少したが、2 歳魚以上は増加した。

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 万トンを記録したが、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、2023 年には 4.8 万トンまで増加したが、2024 年は 3.8 万トン、2025 年は 1.8 万トンに減少した (水産統計 (韓国海洋水産部)、<https://www.fips.go.kr/p/Main/>、2026 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、2007～2024 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 1950-2024、<https://www.fao.org/fishery/en/statistics-query/en/capture>、

2026 年 4 月閲覧)。ただし、マイワシ対馬暖流系群の漁獲動向とは異なるため、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、2025 年は 1.9 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 1～3 割程度を占めており、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、2004～2025 年の産卵量を標準化した資源量指標値、2007～2025 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 2001～2025 年の長崎県まき網の資源量指標値を用いて、2025 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 6）。産卵量は、2010 年以降、増減を繰り返しながらも増加傾向を示した。2023 年に急激に増加し、2024 年はやや減少したが、2025 年は極めて高い値となった（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 6）。2025 年の指標値は、秋期の漁獲が少な

ったため期間と水温の効果により補正した結果、2024 年よりも減少したが、比較的高い水準を維持していた。

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 6)。2025 年の CPUE は、2024 年よりも減少した。ただし、2022～2025 年はマイワシの漁場への来遊時期が中型まき網漁業の漁期よりも早く、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ため、資源計算には用いなかった。

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、2000 年代に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 年および 2024 年に急増し、2025 年は 2024 年と同様に高い水準であった。

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 4 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、2001 年には 1 万トンをそれぞれ下回った。2004 年以降は増加傾向を示し、2010 年には 10 万トンを超えた後、2019 年まで概ね 20 万トン前後で推移した。2020 年以降は増加が加速し、2025 年には 209.6 万トンに達した。親魚量 (資源計算の成熟魚資源量) も 2005 年以降増加傾向を示し、2011 年には 10 万トンを超えた。2011～2021 年は概ね 8 万～17 万トンで推移したが、2022 年以降は急増し、2025 年には 114.9 万トンに達した。

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 年から増加が加速し、2022 年には 100 億尾を超えた。2024 年は 319 億尾と多かったが、2025 年は 156 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 8)。2025 年は特に 1 歳魚と 2 歳魚の占める割合が高く、それぞれの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、2020～2024 年が高かったが、2025 年は低い値となった。

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、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った。

2025 年の資源量と親魚量は、 M が 0.3 の場合は 0.4 の場合の 75%と 77%、 M が 0.5 の場合は 140%と 135%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 8）。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 年以降は再び減少傾向にある。2025 年の漁獲係数は全ての年齢で前年よりも減少した。

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 4～40%で変動しながら推移している（図 4-8、表 3-1）。2021 年以降は 10%前後と低い水準で推移しており、2025 年は 7%であった。

昨年度の評価と比べると、資源量および親魚量の推定値に大きな違いはないものの、2023～2024 年級群の加入量が上方修正された（補足図 7-1）。これは、2025 年の年齢別漁獲尾数にもとづき算出された 2024 年の加入量および 2024 年の 1 歳の資源量が上方修正され、2023 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 と表 3-1 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 年は 20～52%で推移していたが、その後は 19～80%であった。2025 年は 63.4%であった。現状の漁獲圧として直近 3 年間（2023～2025 年）の平均 F 値と平均体重から換算した %SPR は 54.3%であった。

最大持続生産量 MSY を実現する親魚量（ SB_{msy} ）を維持する漁獲圧（ 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 年度の「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 2025）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（ $F_{2023-2025}$ ）は、 F_{msy} や $F_{50\%SPR}$ 、 $F_{0.1}$ 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－・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 2025）。再生産関係のパラメータ推定に使用するデータは、令和 7 年度の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 3-1 に示す。

(6) 現在の環境下において MSY を実現する水準および管理基準値

「管理基準値等に関する研究機関会議」（向ほか 2025）で推定された、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（SBmsy）、および SBmsy を維持する漁獲圧（Fmsy）を補足表 3-2 に示す。令和 7 年 9 月に開催された「資源管理方針に関する検討会」および「水産政策審議会」を経て、資源管理基本方針の漁獲シナリオには目標管理基準値（SBtarget）として SBmsy（108.9 万トン）が、限界管理基準値（SBlimit）として MSY の 60%が得られる親魚量（SB0.6msy: 45.4 万トン）、禁漁水準（SBban）として MSY の 10%が得られる親魚量（SB0.1msy: 6.5 万トン）が定められた（<https://www.jfa.maff.go.jp/j/suisin/#link1>）。

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（向ほか 2025）を図 4-12 に示す。平均親魚量が限界管理基準値以下では 2～3 歳魚が殆どを占めるが、親魚量が増加するにつれて 2～4+歳魚の比率が高くなる。

(7) 資源の水準・動向および漁獲圧の水準

MSY を実現する親魚量（SBmsy）と SBmsy を維持する漁獲圧（Fmsy）を基準にした神戸プロットを図 4-13 に示す。また、2025 年の親魚量と漁獲圧の概要を補足表 3-3 に示した。本系群における 2025 年の親魚量は MSY を実現する親魚量（SBmsy）を上回り、SBmsy の 1.05 倍である。また、2025 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 0.37 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（2021～2025 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 SBlimit を下回っていたが、2021 年以降は漁獲圧が Fmsy 以下に低下したことなどから回復傾向にあり、2024 年には SBlimit を上回り、2025 年には SBmsy を上回った。

5. 漁獲管理規則の適用

(1) 将来予測の設定

資源評価で推定した 2025 年の資源量から、コホート解析の前進法を用いて 2026～2056 の将来予測計算を行った（補足資料 2）。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。

2026 年の漁獲圧には、現状の漁獲圧（F2023-2025）を仮定した。現状の漁獲圧は、管理基準値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直近 3 年間（2023～2025 年）の平均 F 値と平均体重から求めた %SPR を与える F 値とした。2027 年以降の漁獲圧は、「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」を経て定められた漁獲シナリオに従い、各年に予測される親魚量をもとに算出した。この漁獲シナリオから算出される漁獲圧と各年に予測される資源量から、2027 年以降の漁獲量を算出した。

(2) 漁獲管理規則

資源管理基本方針では、親魚量が限界管理基準値以上にある場合には F_{msy} に調整係数 β を乗じた漁獲圧とし、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漁獲管理規則が本系群の漁獲シナリオとして定められている(図 5-1)。本資源の調整係数 β には 0.8 が用いられる。

(3) 2027 年の予測値と ABC の算定

2027 年に予測される親魚量は平均 157.9 万トンと見込まれた(表 5-2)。2027 年の漁獲量の予測値は漁獲シナリオに則した場合には 52.7 万トン(90%予測区間は 49.6 万~57.8 万トン)、現状の漁獲圧を継続した場合には 39.5 万トン(90%予測区間は 37.4 万~43.1 万トン)であった(表 5-3、補足表 3-4)。

漁獲シナリオに則した漁獲管理規則から算定される 2027 年の予測平均漁獲量である 52.7 万トンを ABC として提示する(補足表 3-5)。

(4) 2028 年以降の予測

漁獲シナリオに基づく管理を 10 年間継続した場合、2036 年の親魚量の予測平均値は 125.2 万トン(90%予測区間は 63.9 万~217.7 万トン)であり、目標管理基準値を上回る確率は 57%、限界管理基準値を上回る確率は 99%であった(図 5-2、表 5-1、5-2、補足表 3-6)。参考情報として、異なる β を使用した場合、および現状の漁獲圧($F_{2023-2025}$)を継続した場合の結果についても合わせて示した。2036 年の親魚量の予測値は、 β を 1.0 とした場合は平均 110.3 万トン(90%予測区間は 52.5 万~196.4 万トン)、 β を 0.9 とした場合は平均 117.4 万トン(90%予測区間は 57.9 万~206.6 万トン)であり、目標管理基準値を上回る確率はそれぞれ 43%、50%である。一方、現状の漁獲圧を継続した場合の親魚量の予測値は平均 148.2 万トン(90%予測区間は 80.3 万~249.3 万トン)であり、目標管理基準値を上回る確率は 76%である。

6. 資源評価のまとめ

2025 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(SB_{msy})を上回り、動向は近年 5 年間(2021~2025 年)の推移から「増加」と判断される。漁獲圧は SB_{msy} を維持する漁獲圧(F_{msy})を下回った。

7. その他

2025 年の親魚量は通常加入期の目標管理基準値を上回ったものの、加入量は通常加入期の再生産関係式の予測値を 2018 年以来初めて下回った(図 4-11)。また、漁獲物の年齢別平均体長は近年低下傾向を示しており(補足資料 5)、資源量の増加に伴う密度効果が生じている可能性がある。こうした成長の抑制は、資源動態や再生産過程に影響を及ぼす可能性があることから、今後の資源動向を注視する必要がある。

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」に基づき、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った。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。加えて、複数の海域では、漁獲が集中した際には休漁や 1 日 1 船団当たりの漁獲制限が継続的に実施されている。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。2021 年以降の漁獲圧は F_{msy} を下回っており、今後も適切な漁獲圧の維持に努める必要がある。

8. 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.
- Iguchi, N., S. Kitajima, M. Takahashi and T. Takahashi (2026) Spatial variation in the diet of larval sardine *Sardinops melanostictus* in the Sea of Japan. Fish. Scie., **92**, 385-401.
- 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 (2025) 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, 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.

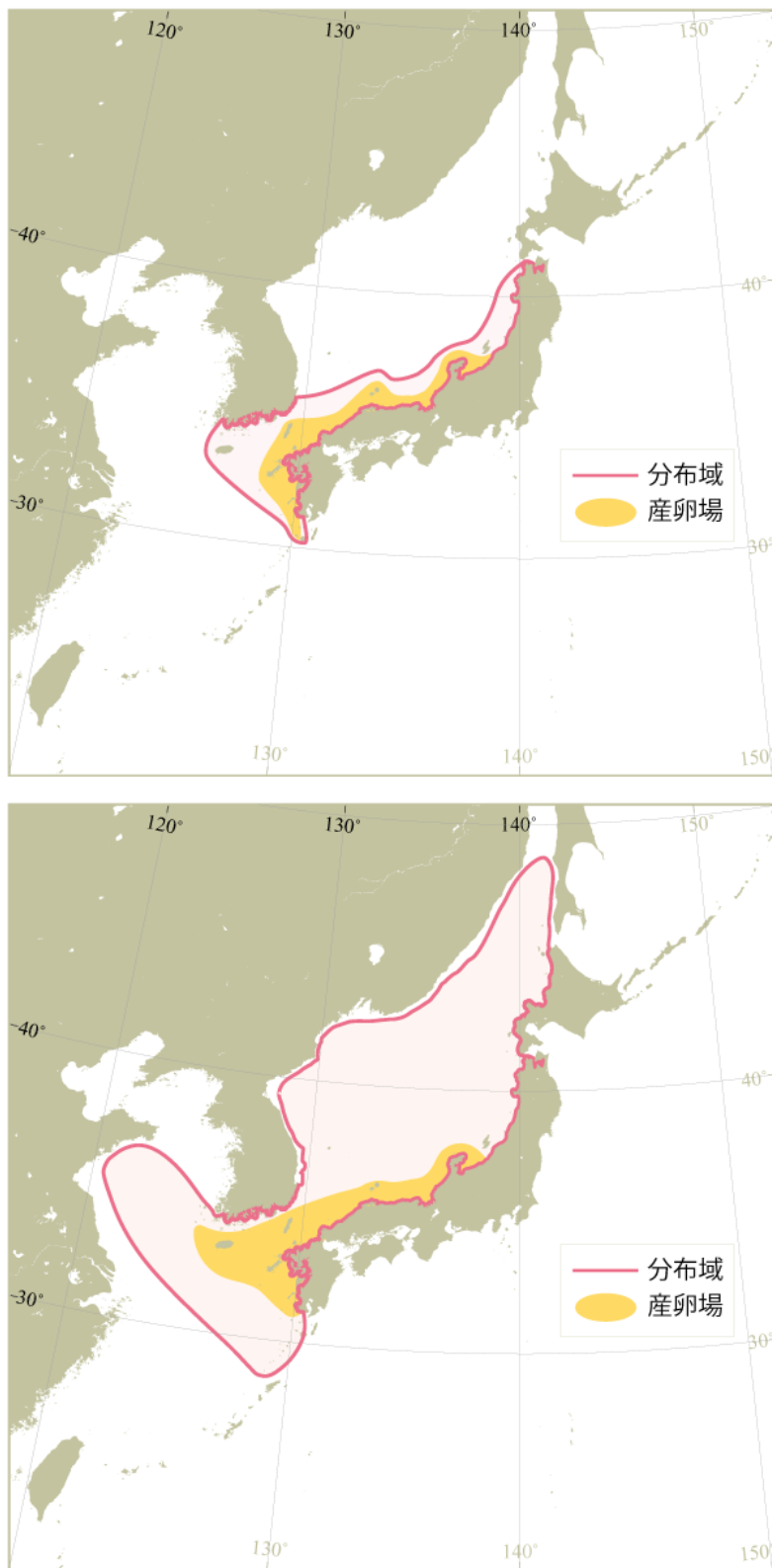


図 2-1. 分布域と産卵場（上：低水準期、下：高水準期）

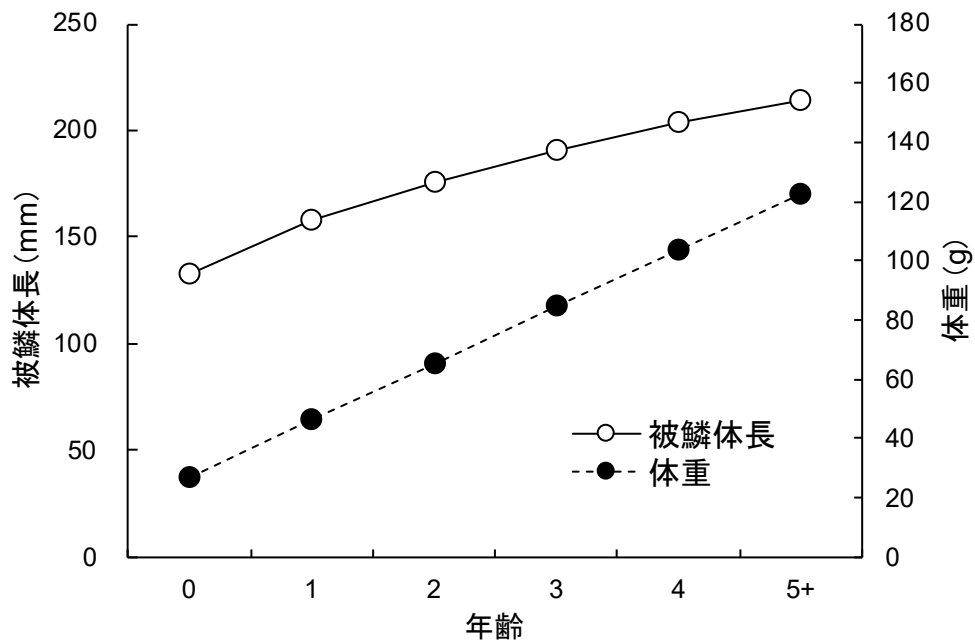


図 2-2. 年齢と成長 (5 月時点)

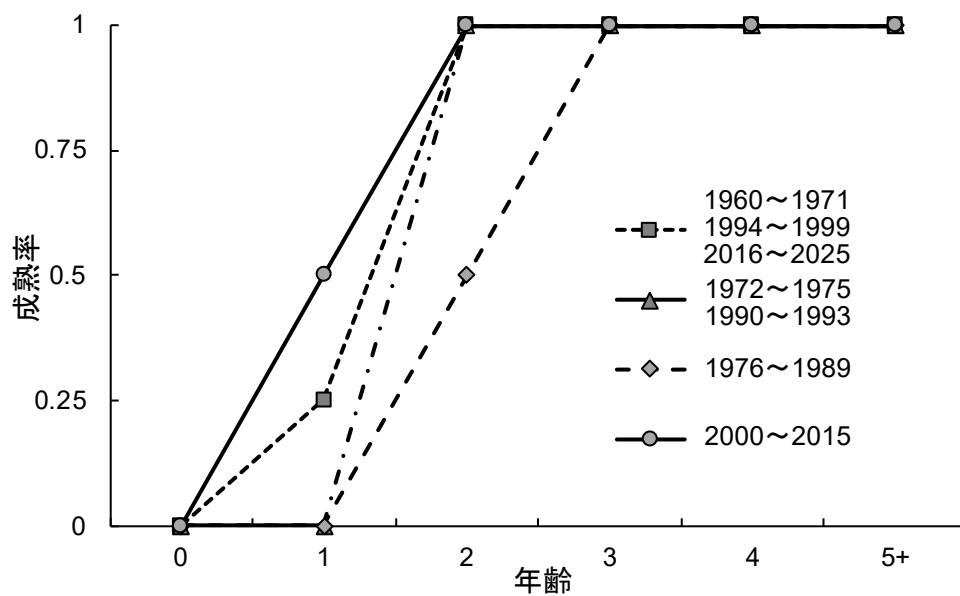


図 2-3. 年齢と成熟割合

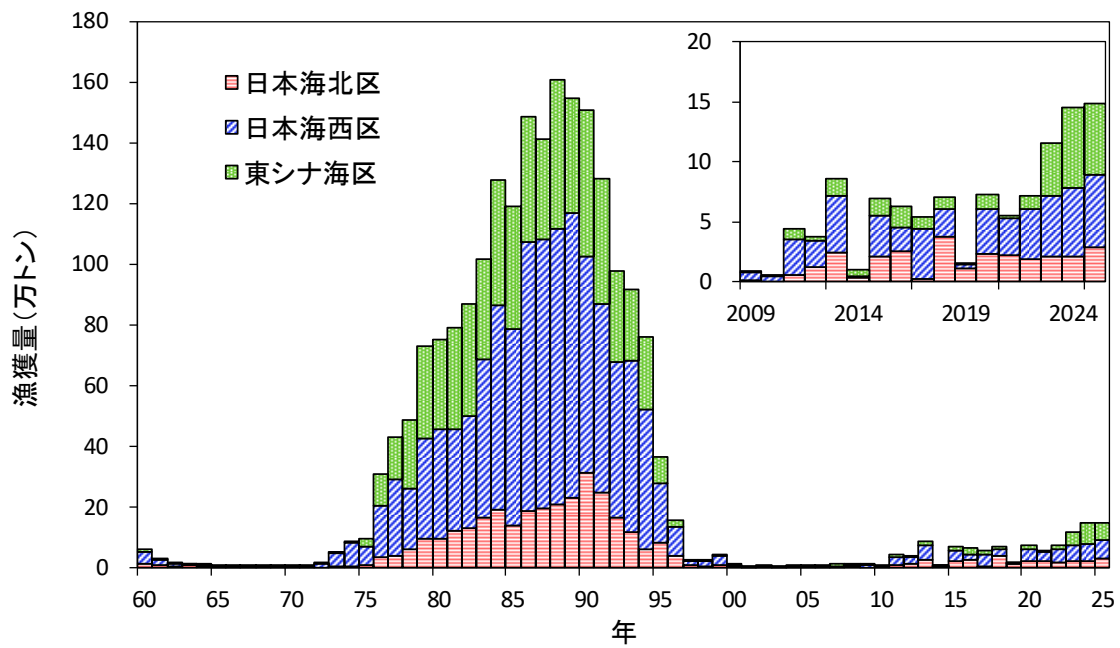


図 3-1. 漁獲量の推移

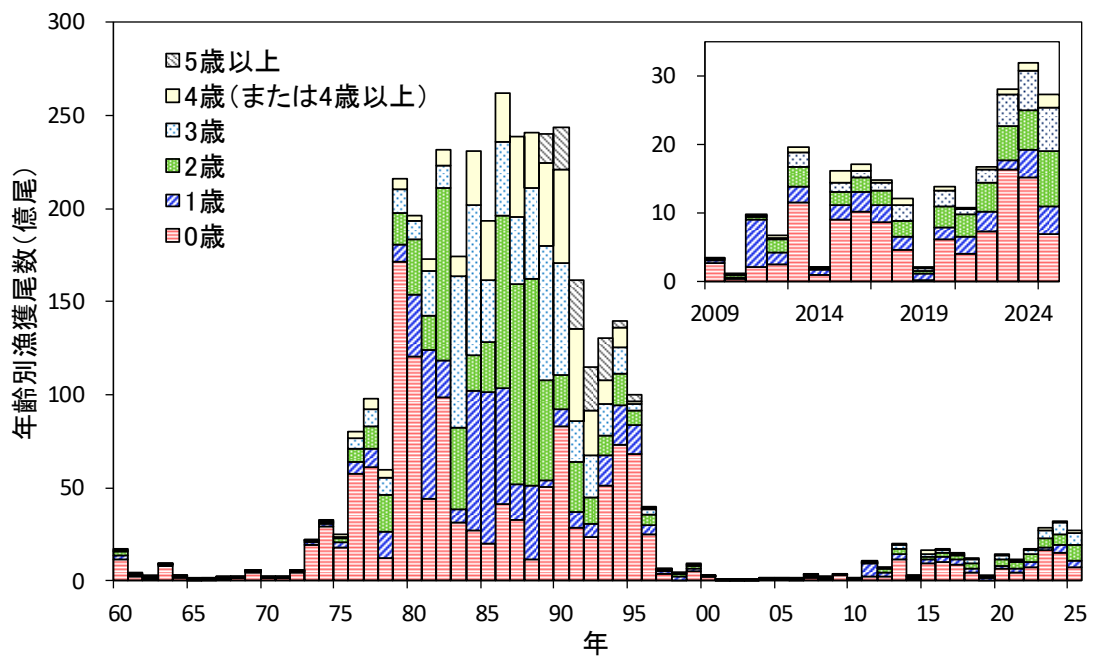


図 3-2. 年齢別漁獲尾数の推移

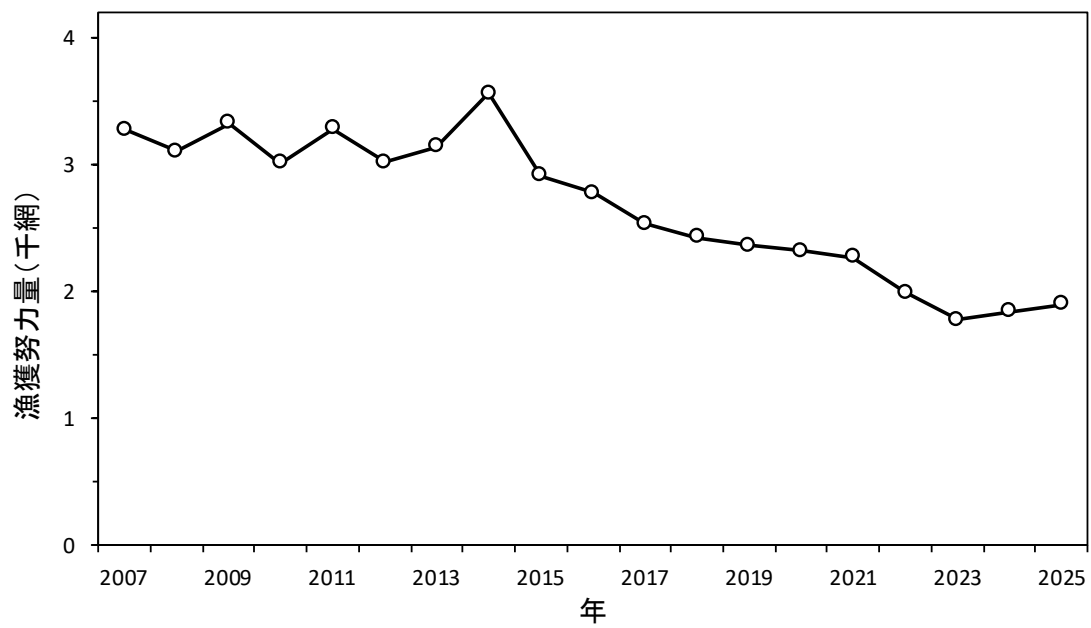


図 3-3. 島根県籍中型まき網船団の漁獲努力量（網数）の推移

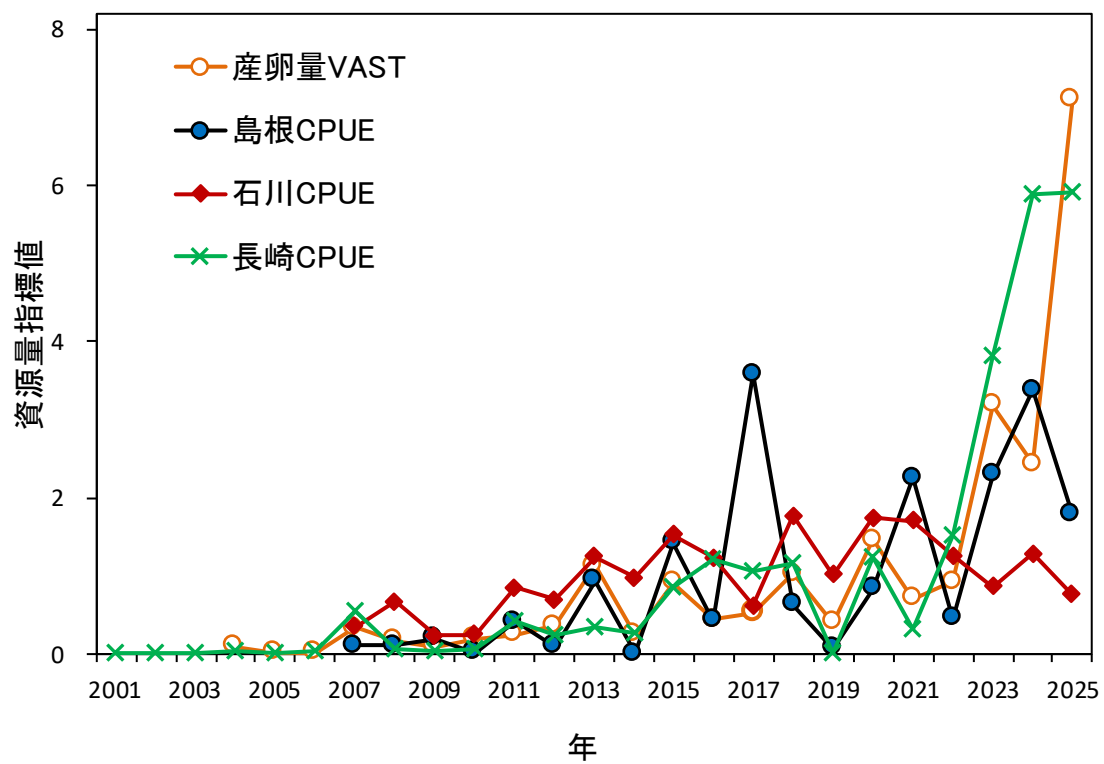


図 4-1. 資源量指標値の推移（平均値で割って規格化した数値）

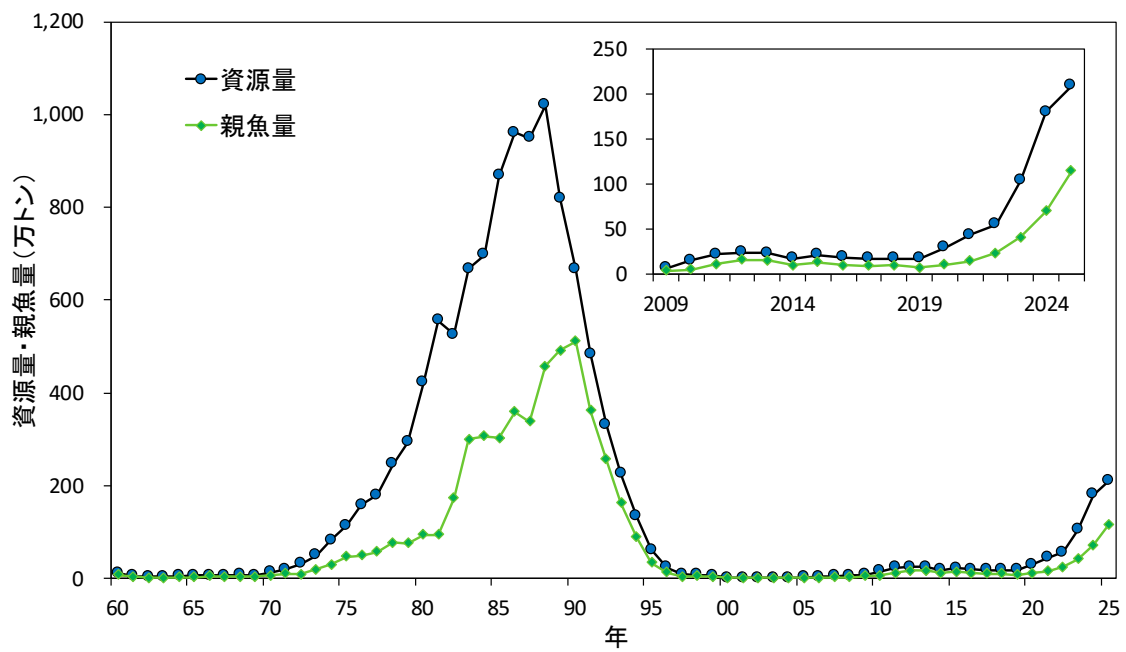


図 4-2. 資源量と親魚量の推移

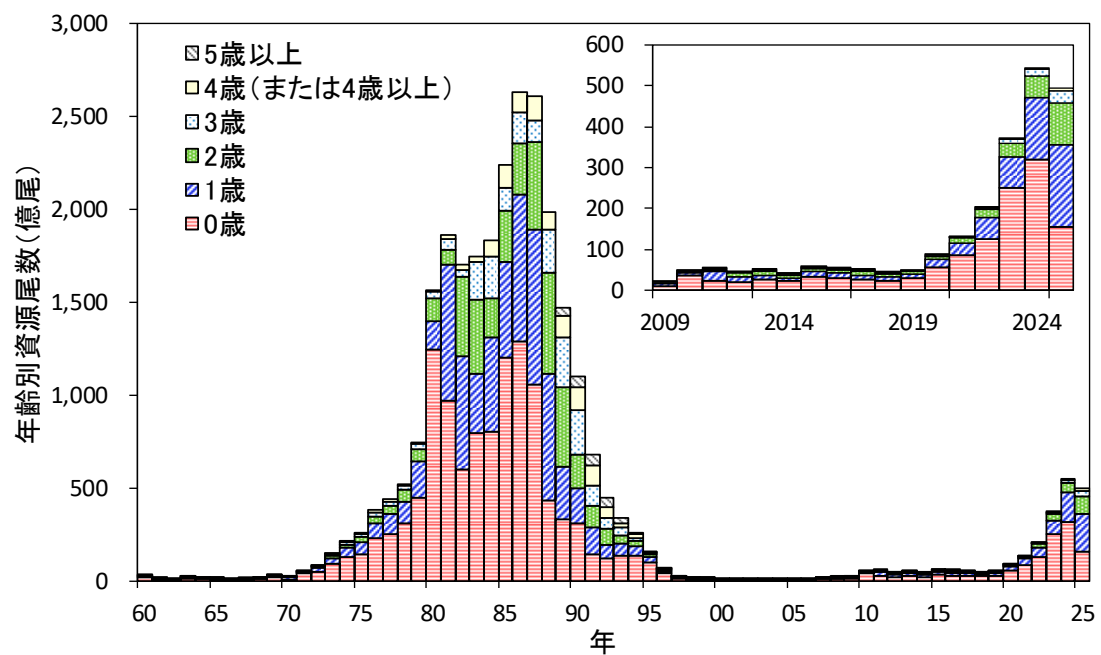


図 4-3. 年齢別資源尾数の推移

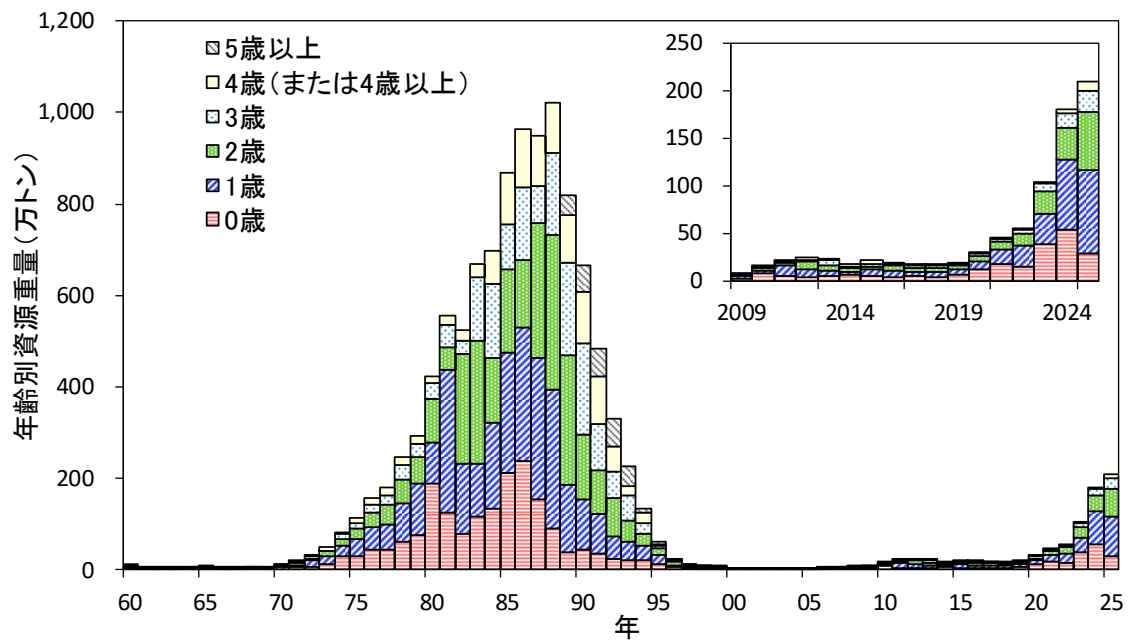


図 4-4. 年齢別資源重量の推移

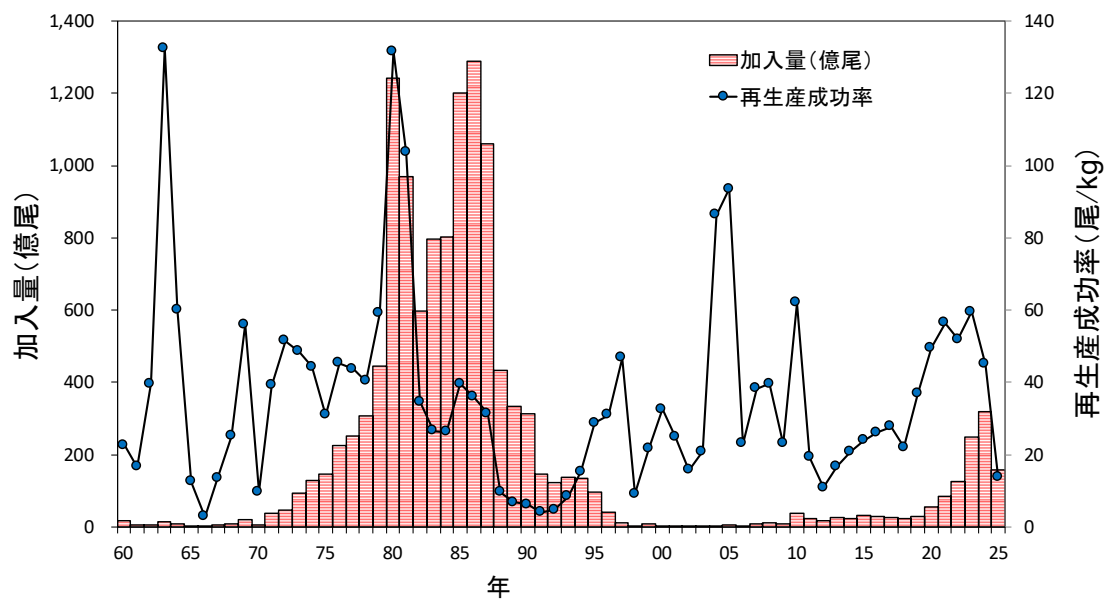


図 4-5. 加入量と再生産成功率の推移

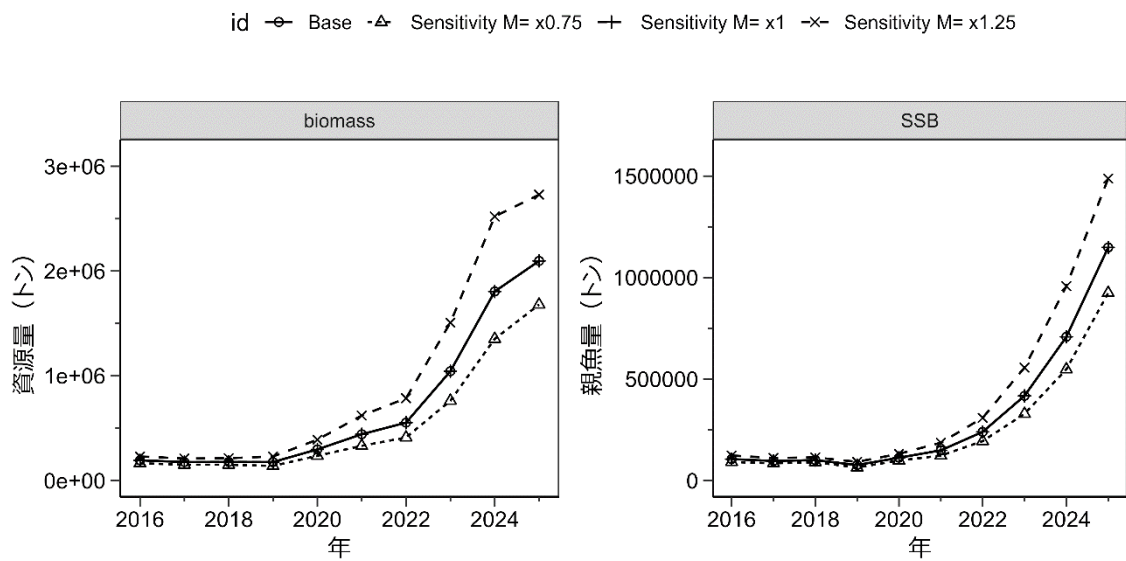


図 4-6. 資源量（左図）と親魚量（右図）の推定に対する自然死亡係数 M の影響
 M の値は $x0.75=0.3$, $x1=0.4$, $x1.25=0.5$ を示す。

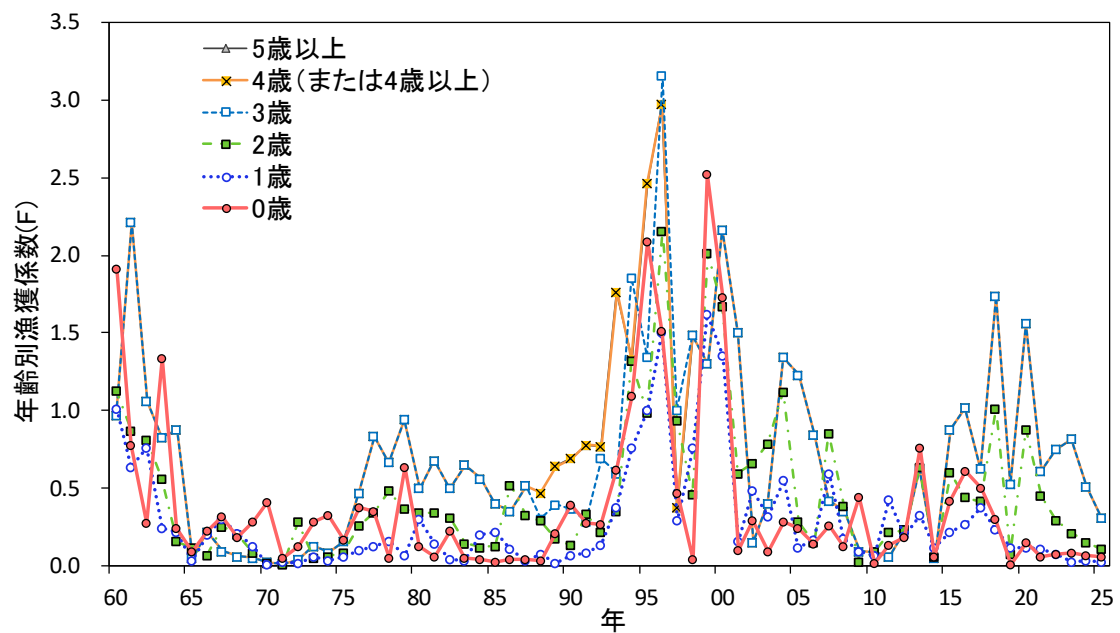


図 4-7. 年齢別漁獲係数 F の推移

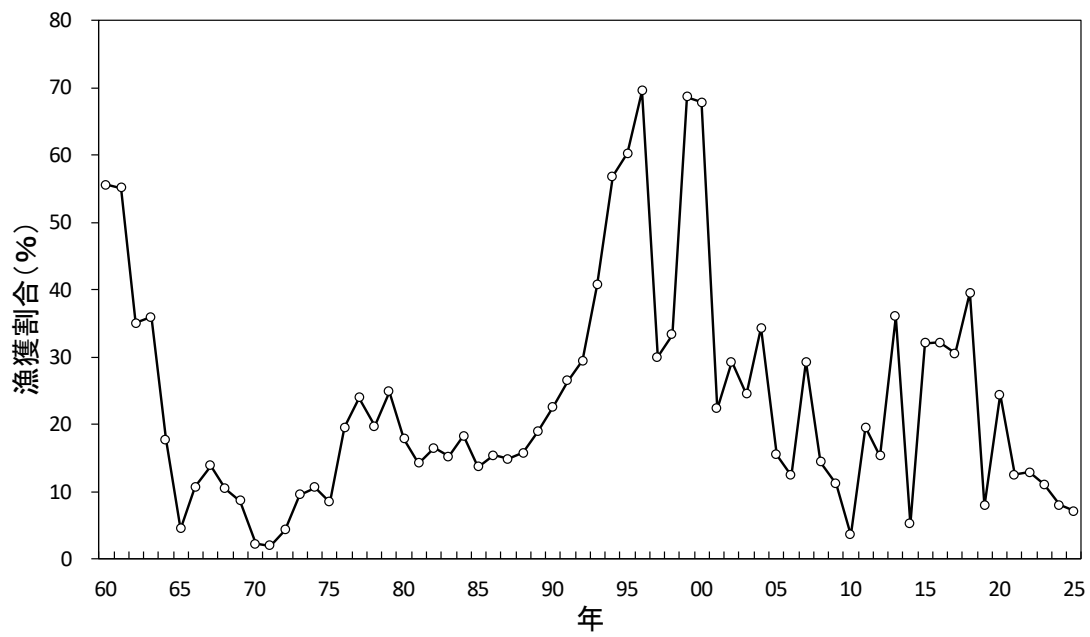


図 4-8. 漁獲割合の推移

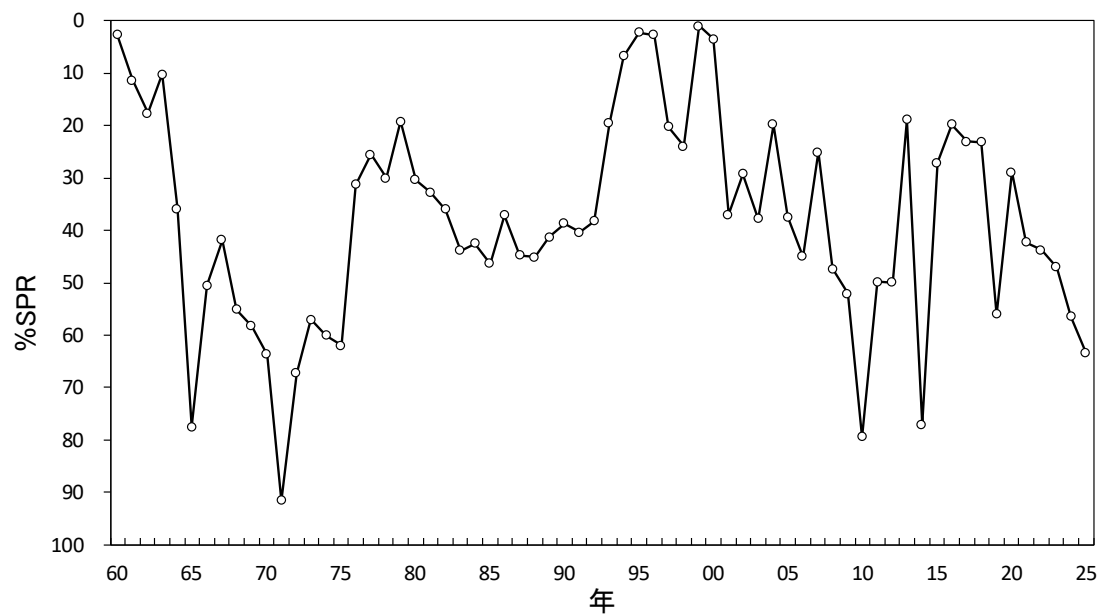


図 4-9. %SPR 値の推移

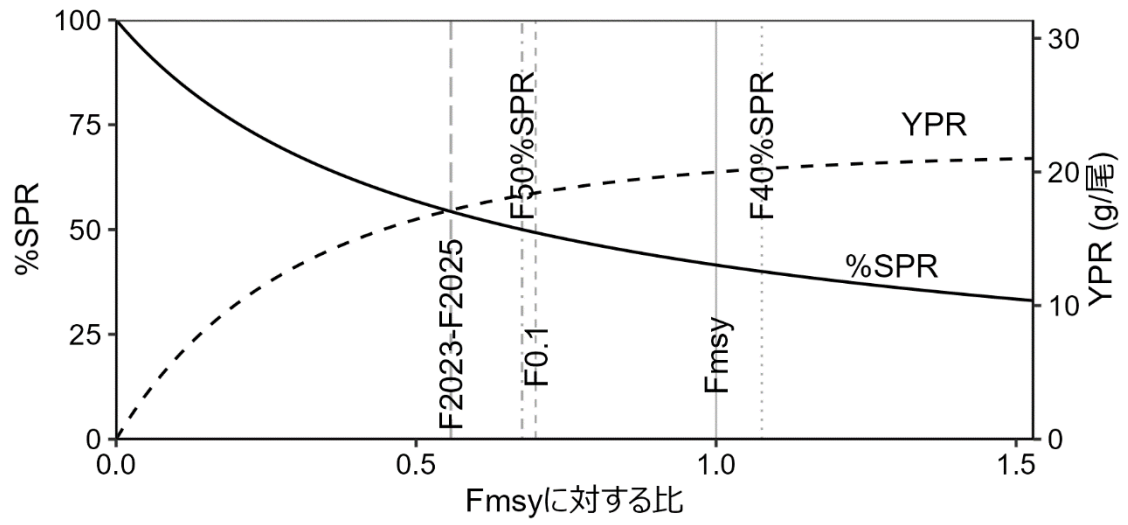


図 4-10. F_{msy} に対する YPR と %SPR の関係

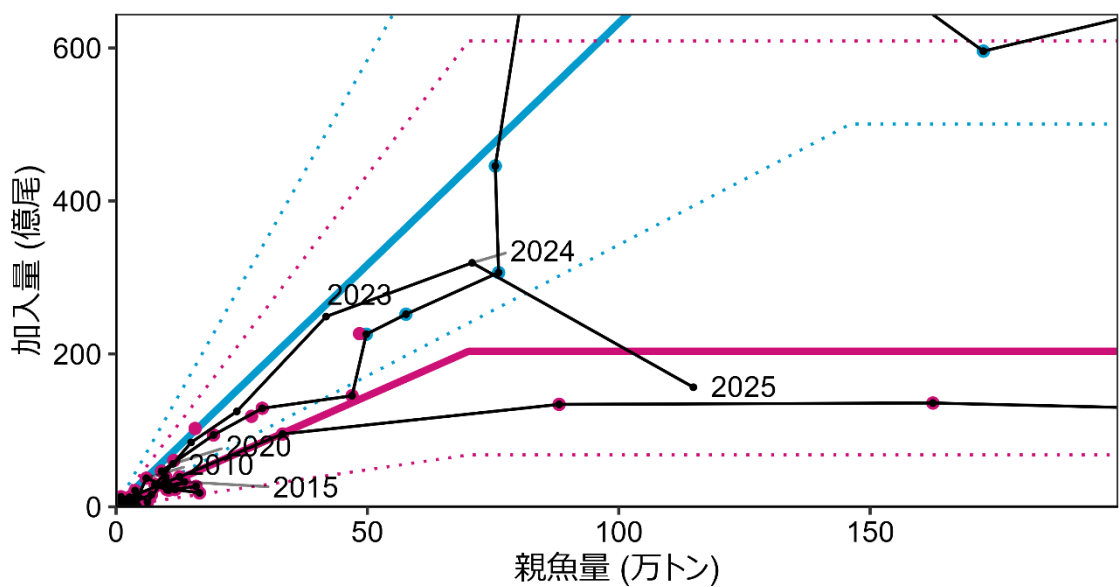
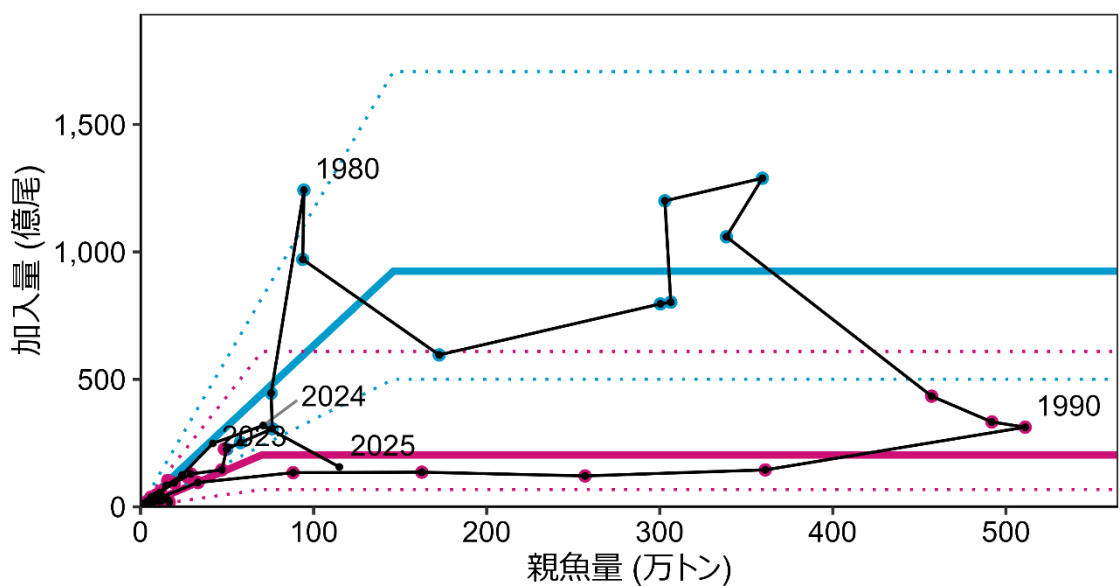


図 4-11. 親魚量と加入量の関係（再生産関係）とその拡大図

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親魚量と加入量である。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。黒丸は今年度評価における 1960～2025 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。

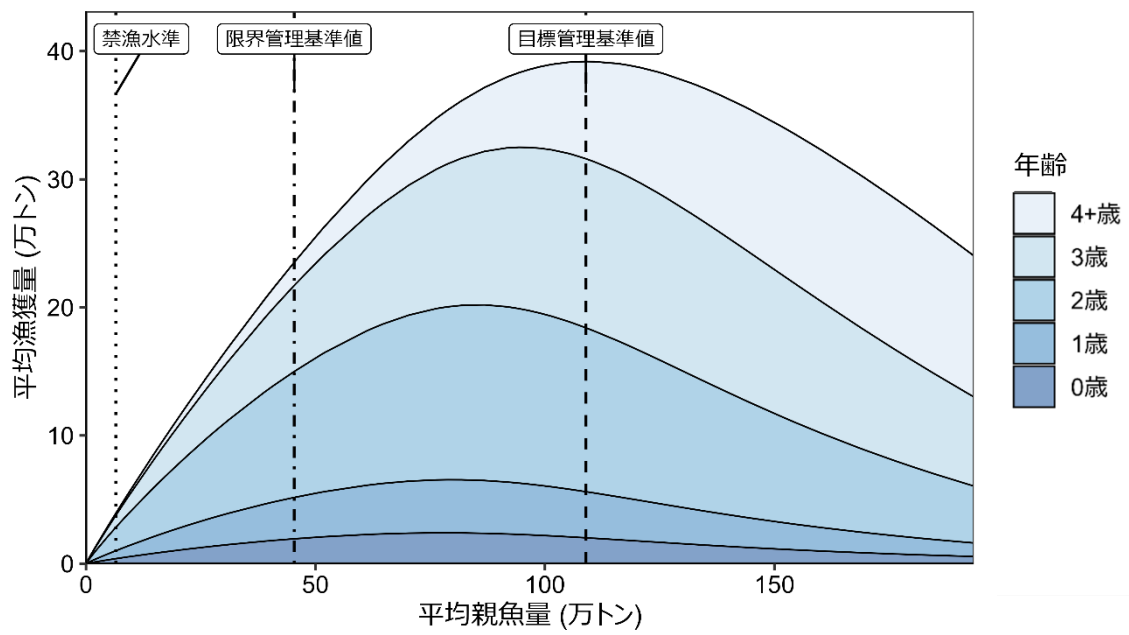


図 4-12. 管理基準値と年齢別漁獲量曲線

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。

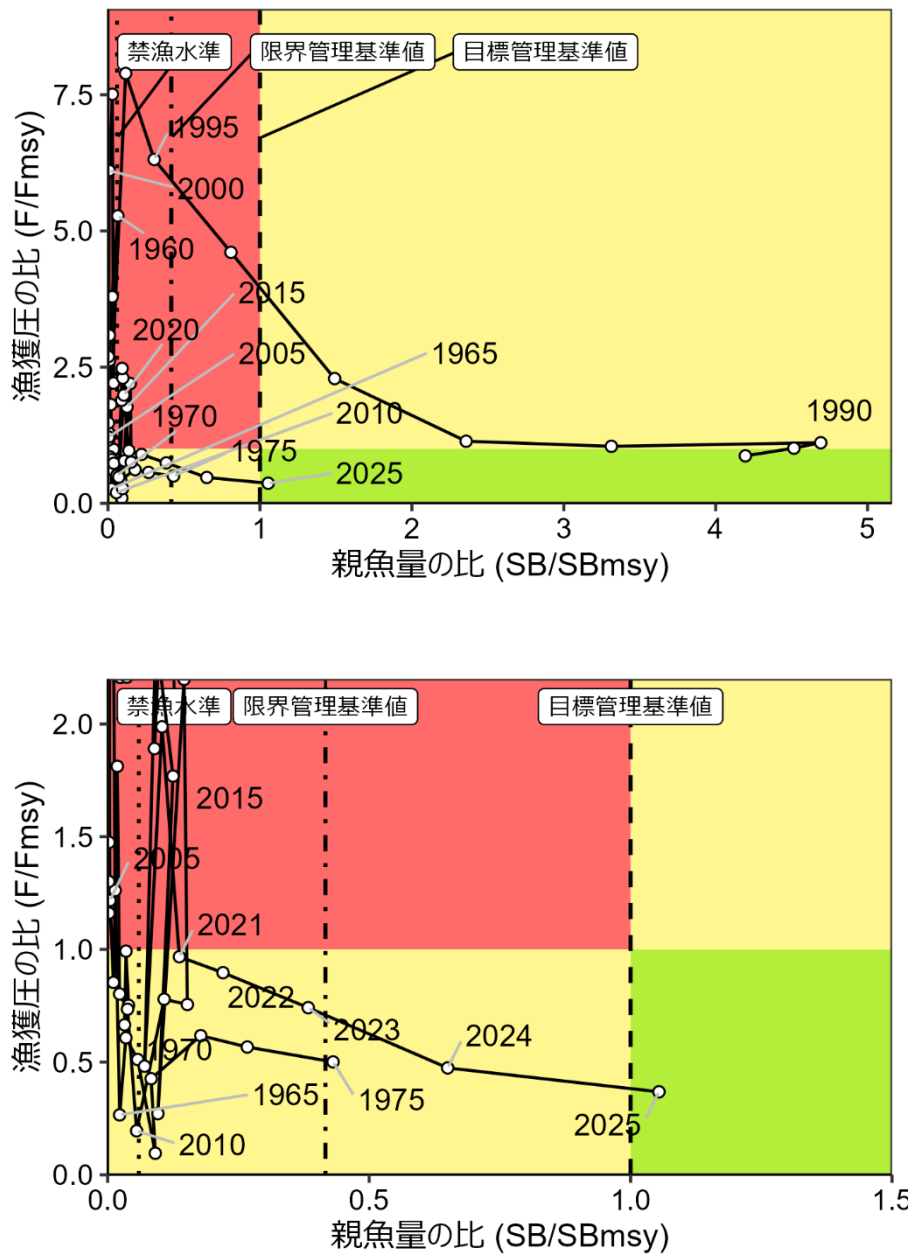
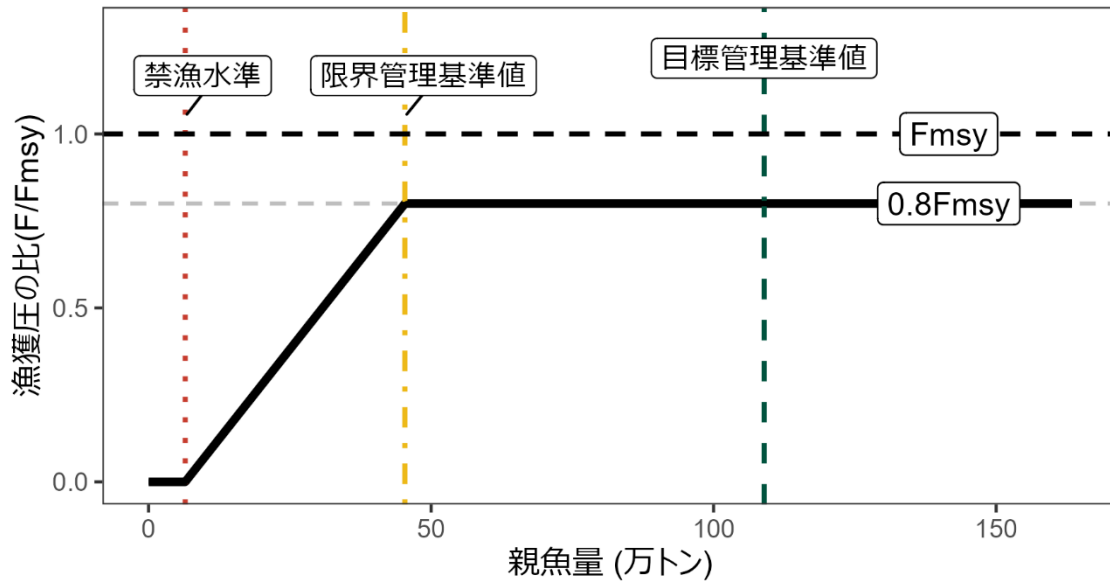


図 4-13. 神戸プロットとその拡大図

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。

a) 縦軸を漁獲圧にした場合



b) 縦軸を漁獲量にした場合

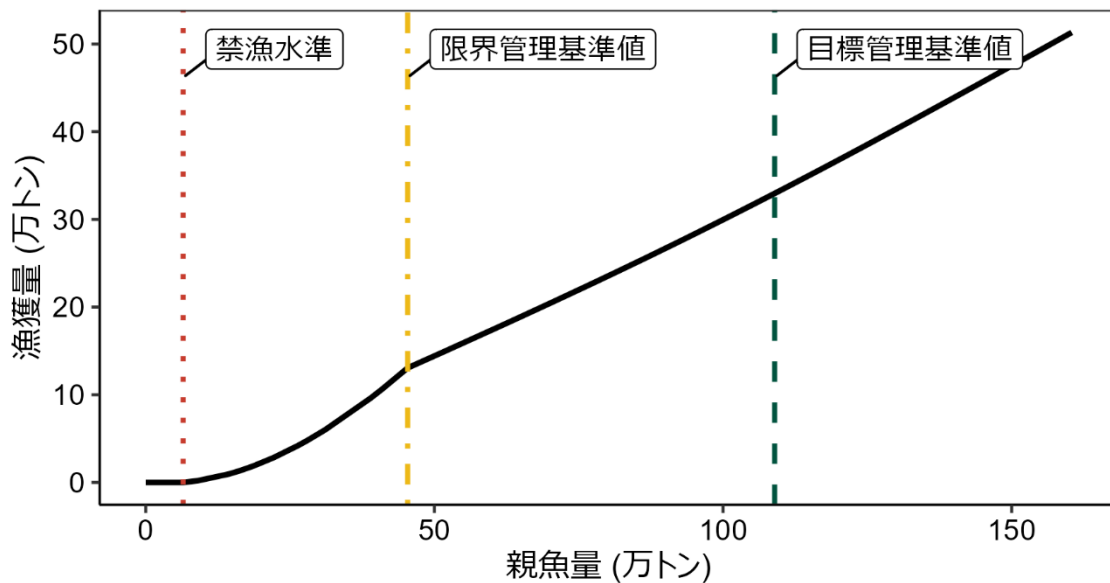


図 5-1. 漁獲管理規則

目標管理基準値 (SBtarget) 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 (SBlimit) および禁漁水準 (SBban) には、それぞれ標準値を用いている。調整係数 β には 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、黄破線は限界管理基準値、緑破線は目標管理基準値を示す。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。

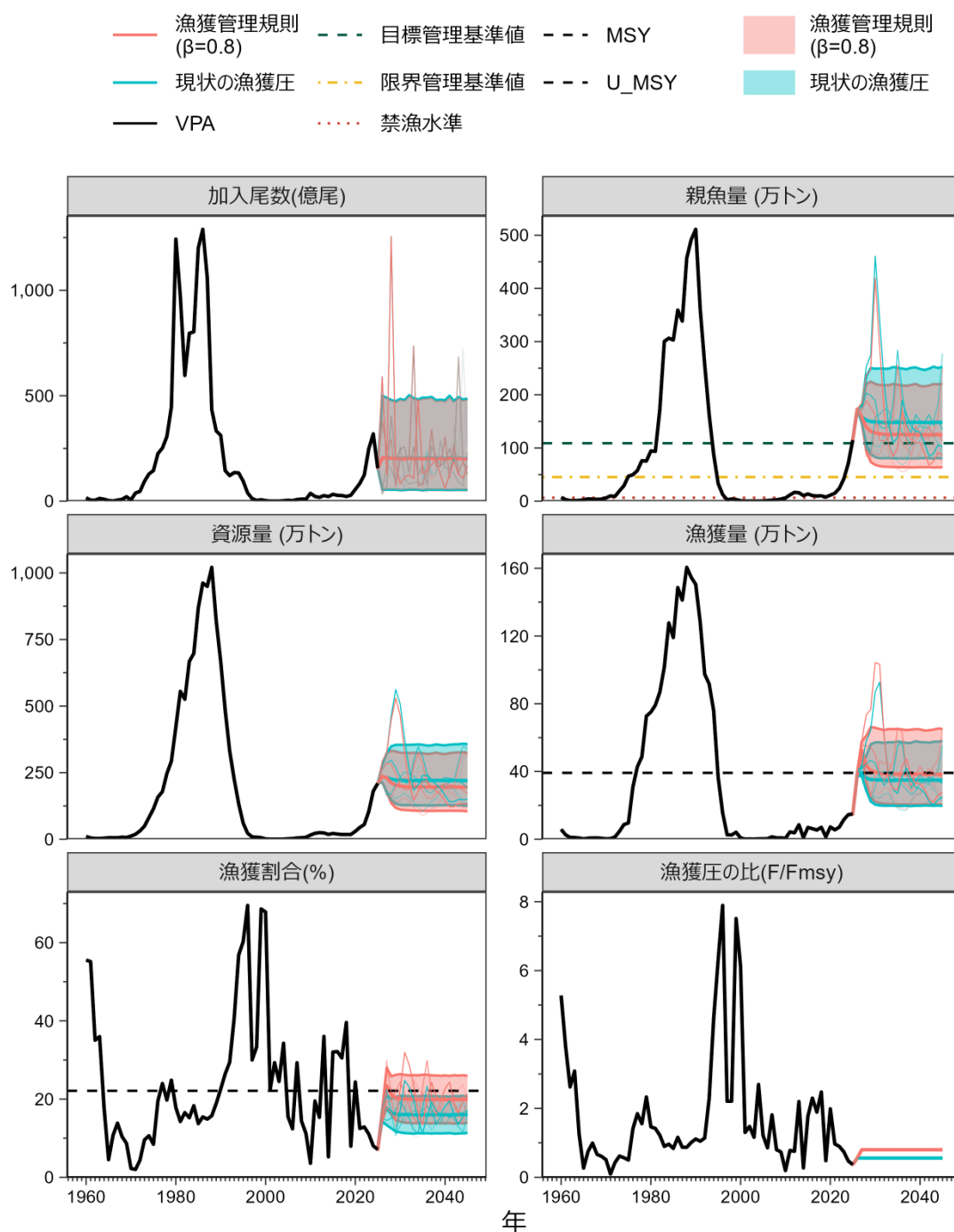


図 5-2. 漁獲管理規則を用いた場合（赤線）と現状の漁獲圧での将来予測（青色）

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、黄一点鎖線は限界管理基準値、赤点線は禁漁水準を示す。漁獲量の図の破線は MSY、漁獲割合の図の破線は U_{msy} を示す。2026 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、2027 年以降の漁獲は漁獲管理規則（図 5-1）に従うものとした。調整係数 β には 0.8 を用いた。

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	23	56	2.7	5.28
1961	2.6	4.7	3.0	5	17	55	11.3	3.79
1962	1.1	3.0	1.1	4	40	35	17.6	2.62
1963	1.0	2.8	1.0	13	132	36	10.2	3.08
1964	0.7	4.0	1.5	9	60	18	35.8	1.26
1965	0.3	5.6	2.5	3	12	5	77.5	0.27
1966	0.6	5.6	4.3	1	3	11	50.5	0.75
1967	0.8	5.6	3.8	5	13	14	41.8	0.99
1968	0.8	7.6	3.5	9	25	10	55.1	0.67
1969	0.6	6.5	3.8	21	56	9	58.3	0.61
1970	0.3	11.9	6.2	6	10	2	63.7	0.51
1971	0.4	18.7	9.9	39	39	2	91.6	0.10
1972	1.4	31.3	9.0	47	51	4	67.3	0.43
1973	4.7	49.0	19.4	94	48	10	57.1	0.62
1974	8.7	81.5	29.1	129	44	11	60.0	0.57
1975	9.6	113.9	47.0	145	31	8	61.9	0.50
1976	30.9	158.3	49.8	226	45	20	31.3	1.41
1977	42.9	178.7	57.7	252	44	24	25.5	1.85
1978	48.7	246.6	76.1	306	40	20	30.0	1.55
1979	72.7	292.7	75.4	446	59	25	19.2	2.33
1980	75.1	421.5	94.4	1,243	132	18	30.4	1.46
1981	79.1	555.3	93.7	971	104	14	32.7	1.42
1982	86.9	525.5	172.5	596	35	17	36.0	1.22
1983	101.7	667.5	300.4	796	27	15	43.9	0.90
1984	127.8	697.9	306.4	803	26	18	42.5	0.96
1985	119.1	868.2	302.9	1,201	40	14	46.4	0.84
1986	148.6	962.0	359.3	1,289	36	15	37.1	1.16
1987	141.2	949.4	338.5	1,059	31	15	44.7	0.87
1988	160.6	1,020.9	457.1	434	9	16	45.1	0.87
1989	154.6	819.1	491.9	333	7	19	41.2	1.01
1990	150.5	666.6	511.1	312	6	23	38.6	1.11
1991	128.1	484.0	361.0	145	4	26	40.3	1.05
1992	97.5	331.1	256.8	121	5	29	38.2	1.14
1993	91.7	225.2	162.5	136	8	41	19.5	2.29
1994	75.8	133.4	88.1	134	15	57	6.7	4.61
1995	36.6	60.7	33.1	95	29	60	2.3	6.31
1996	15.6	22.4	12.6	39	31	70	2.7	7.89
1997	2.6	8.8	2.7	12	47	30	20.3	2.21
1998	2.5	7.6	4.0	4	9	33	23.9	2.21
1999	4.1	6.0	3.1	7	22	69	1.0	7.51
2000	0.8	1.1	0.9	3	33	68	3.5	6.11
2001	0.1	0.5	0.2	1	25	22	37.0	1.30
2002	0.1	0.5	0.3	0	16	29	29.2	1.48
2003	0.1	0.4	0.3	1	21	25	37.8	1.16
2004	0.2	0.6	0.3	2	86	34	19.8	2.69

表 3-1. (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/F _{msy}
2005	0.3	1.8	0.5	4	94	16	37.5	1.22
2006	0.3	2.7	1.2	3	23	12	44.9	0.85
2007	1.4	4.8	2.0	8	38	29	25.1	1.81
2008	0.8	5.6	2.5	10	40	14	47.4	0.80
2009	0.8	7.3	4.1	10	23	11	52.1	0.73
2010	0.6	15.6	6.0	37	62	4	79.5	0.20
2011	4.4	22.3	11.8	23	19	20	49.8	0.78
2012	3.8	24.7	16.6	18	11	15	49.9	0.76
2013	8.5	23.7	15.9	27	17	36	18.8	2.20
2014	0.9	18.1	10.5	22	21	5	77.1	0.27
2015	7.0	21.7	13.6	33	24	32	27.0	1.77
2016	6.2	19.4	10.6	28	26	32	19.8	2.30
2017	5.4	17.8	9.7	27	28	31	23.0	1.89
2018	7.1	17.8	10.1	22	22	40	23.1	2.48
2019	1.4	17.8	7.7	28	37	8	56.1	0.48
2020	7.3	29.8	11.3	56	50	24	28.9	1.99
2021	5.5	44.3	14.9	84	56	12	42.3	0.97
2022	7.1	55.4	24.0	125	52	13	43.8	0.90
2023	11.5	104.4	41.8	249	60	11	47.0	0.74
2024	14.5	180.5	70.8	319	45	8	56.4	0.47
2025	14.9	209.6	114.9	156	14	7	63.4	0.37

表 5-1. 将来の親魚量が目標・限界管理基準値を上回る確率 (%)

a) 目標管理基準値を上回る確率 (%)

β	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036
1.0	100	100	65	50	47	45	43	43	43	43	43
0.9			71	55	53	51	50	49	49	49	50
0.8			78	62	59	59	57	57	56	57	57
0.7			85	69	67	66	65	65	64	64	65
0.6			92	76	74	73	73	72	72	72	73
0.5			96	83	81	80	81	80	80	81	81
0.4			99	90	88	87	88	88	88	88	88
0.3			100	95	93	93	94	94	94	94	94
0.2			100	98	97	97	97	98	98	98	98
0.1			100	100	99	99	99	99	99	100	100
0.0			100	100	100	100	100	100	100	100	100
現状の漁獲圧			94	79	77	76	76	76	76	76	76

b) 限界管理基準値を上回る確率 (%)

β	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036
1.0	100	100	100	100	99	99	98	98	98	98	97
0.9			100	100	100	99	99	99	99	99	99
0.8			100	100	100	100	100	99	99	99	99
0.7			100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.6			100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.5			100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.4			100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.3			100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.2			100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.1			100	100	100	100	100	100	100	100	100
0.0			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 0.0～1.0 とした場合の将来予測の結果を示す。2026 年の漁獲量は現状の漁獲圧 (F2023-2025) から予測される 38.2 万トンとし、2027 年から漁獲管理規則による漁獲とした。比較のため現状の漁獲圧 (F2023-2025、 $\beta = 0.56$ に相当) で漁獲を続けた場合の結果も示した。

表 5-2. 将来の平均親魚量（万トン）

β	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036
1.0	173.1	157.9	129.9	119.2	115.3	113.1	111.6	110.6	110.8	110.5	110.3
0.9			134.5	125.0	121.5	119.5	118.2	117.4	117.7	117.6	117.4
0.8			139.4	131.3	128.4	126.7	125.6	124.9	125.3	125.3	125.2
0.7			144.6	138.3	136.2	134.8	133.9	133.3	133.8	133.8	133.9
0.6			150.1	146.1	145.0	144.1	143.4	142.9	143.5	143.5	143.6
0.5			156.0	154.7	155.0	154.7	154.4	154.1	154.7	154.8	155.0
0.4			162.3	164.2	166.4	167.2	167.4	167.3	168.1	168.3	168.5
0.3			169.0	174.9	179.7	182.0	183.0	183.4	184.4	184.8	185.1
0.2			176.1	186.8	195.0	199.6	202.0	203.2	204.8	205.5	206.0
0.1			183.8	200.2	212.9	220.9	225.5	228.3	230.8	232.1	233.1
0.0			191.9	215.3	233.9	246.7	254.9	260.3	264.8	267.5	269.6
現状の漁獲圧			152.5	149.6	149.0	148.4	147.8	147.4	148.0	148.1	148.2

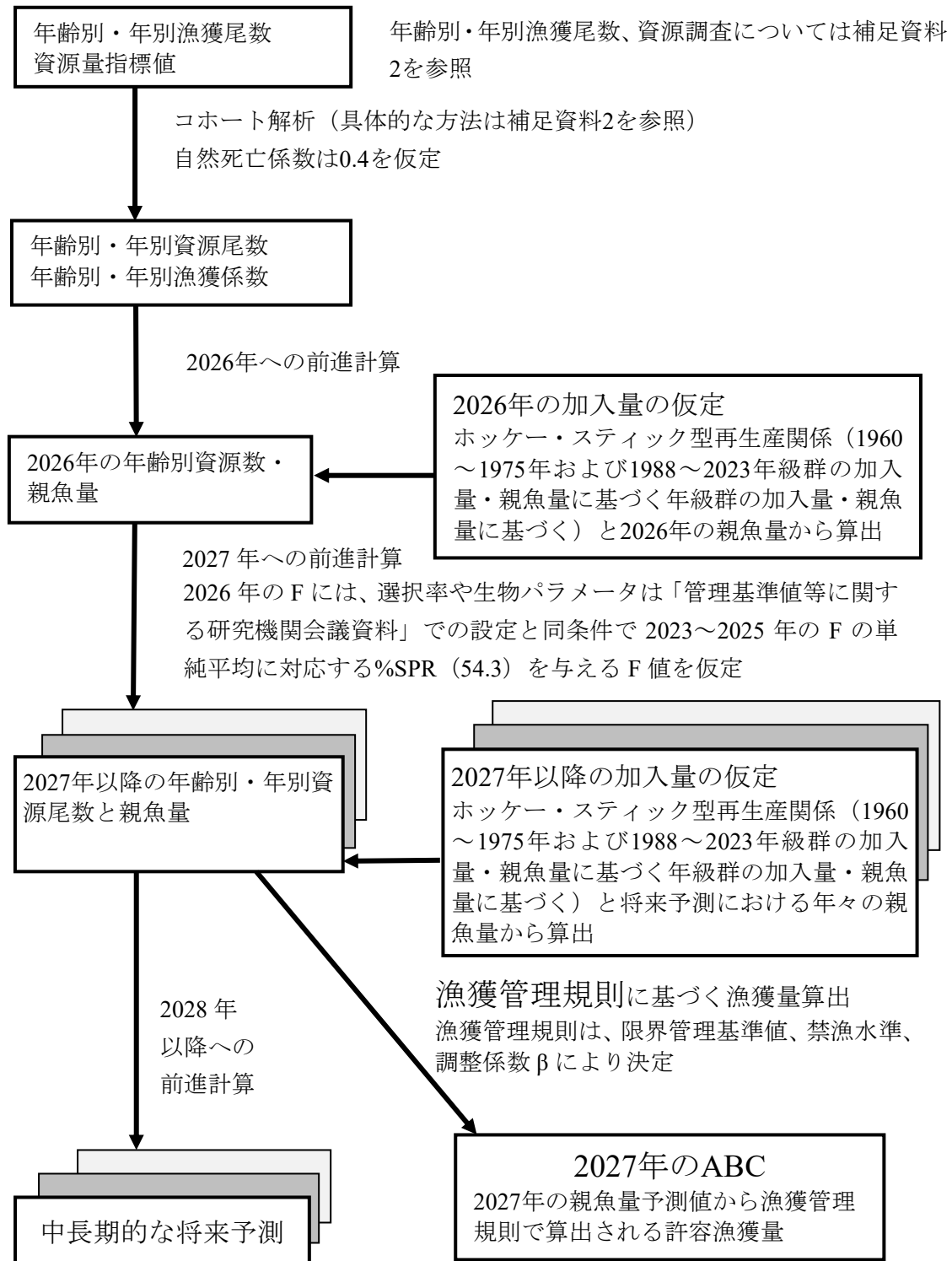
β を 0.0～1.0 とした場合の将来予測の結果を示す。2026 年の漁獲量は現状の漁獲圧（F2023-2025）から予測される 38.2 万トンとし、2027 年から漁獲管理規則による漁獲とした。比較のため現状の漁獲圧（F2023-2025、 $\beta = 0.56$ に相当）で漁獲を続けた場合の結果も示した。

表 5-3. 将来の平均漁獲量（万トン）

β	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036
1.0	38.2	62.1	47.6	43.2	41.6	40.7	40.1	39.7	39.7	39.7	39.6
0.9		57.5	45.8	42.0	40.7	40.0	39.6	39.3	39.2	39.3	39.2
0.8		52.7	43.5	40.6	39.6	39.0	38.7	38.5	38.5	38.5	38.5
0.7		47.5	40.9	38.8	38.1	37.7	37.5	37.3	37.3	37.4	37.4
0.6		41.9	37.6	36.4	36.2	35.9	35.7	35.6	35.7	35.7	35.8
0.5		36.0	33.8	33.3	33.5	33.5	33.4	33.4	33.4	33.5	33.5
0.4		29.7	29.2	29.5	30.0	30.2	30.3	30.3	30.4	30.5	30.5
0.3		23.0	23.6	24.5	25.4	25.8	26.0	26.1	26.2	26.3	26.3
0.2		15.8	17.1	18.2	19.2	19.8	20.1	20.3	20.4	20.5	20.5
0.1		8.2	9.3	10.2	11.0	11.5	11.8	12.0	12.1	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
現状の漁獲圧		39.5	36.1	35.2	35.1	35.0	34.9	34.8	34.8	34.9	34.9

β を 0.0～1.0 とした場合の将来予測の結果を示す。2026 年の漁獲量は現状の漁獲圧（F2023-2025）から予測される 38.2 万トンとし、2027 年から漁獲管理規則による漁獲とした。比較のため現状の漁獲圧（F2023-2025、 $\beta = 0.56$ に相当）で漁獲を続けた場合の結果も示した。

補足資料 1 資源評価の流れ



補足資料 2 計算方法

(1) 資源計算方法

2025 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 5）。2025 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：b98ca94）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；非正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 1999～2025 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 2025 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（2022～2024 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）、昨年度評価より長崎 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 6）。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 6）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 6）。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。

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

本評価では、 b_f は長崎 CPUE について推定し、他の指標値は 1 に固定した。これは、 b_f を推定した場合、長崎 CPUE の適合度が改善されたためである。

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、2022～2025 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、 $F_{0,2025}=0.06$ 、 $F_{1,2025}=0.02$ 、 $F_{2,2025}=0.10$ 、 $F_{3,2025}=0.31$ 、 $F_{4+,2025}=0.31$ と推定された。ま

たその他のパラメータは $q_1=0.005$ 、 $q_2=0.24$ 、 $q_3=0.24$ 、 $q_4=0.001$ 、 $\sigma_1=0.73$ 、 $\sigma_2=1.19$ 、 $\sigma_3=0.49$ 、 $\sigma_4=1.15$ 、 $b_1=b_2=b_3=1.00$ 、 $b_4=1.15$ であった。

「令和 8（2026）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-SA2026-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。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 2020～2022 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（補足図 2-3）。Mohn's ρ (Mohn 1999) の値は、資源量が -0.15、親魚量は 0.10、R は -0.27、F は -0.22 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。2025 年の推定値の 95%信頼区間は資源量（万トン）[86.5, 483.4]、親魚量（万トン）[49.2, 261.2]、加入量（億尾）[62.5, 364.3]、 F_0 [0.02, 0.15]、 F_1 [0.01, 0.06]、 F_2 [0.04, 0.27]、 F_3 [0.13, 0.81]、 F_{4+} [0.13, 0.81] であった。

(2) 将来予測方法

コホート解析により得られた資源評価結果をもとに、将来の漁獲が漁獲管理規則に従うという条件下で将来予測を行った。将来予測における各種設定には補足表 2-5 の値を用いた。将来予測における加入量は、令和 7 年度に開催された「資源管理方針に関する検討会」において合意されたホッケ・スティック型再生産関係（補足表 3-1）を用いて、各年に予測される親魚量から求めた。なお、再生産関係のパラメータ推定に使用するデータは、令和 7（2025）年度の資源評価に基づく親魚量・加入量とし、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。詳細は「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」（向ほか 2025）を参照されたい。

将来予測における漁獲係数 F は、「令和 8（2026）年度 漁獲管理規則および ABC 算定のための基本指針（FRA-SA2026-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、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 2025、補足表 5-1）。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、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。2026 年の漁獲圧（F2023-2025）は、選択率や平均体重等の生物パラメータが管理基準値を算出したときと同条件となる下で、今年度評価における直近 3 年間（2023～2025 年）の平均漁獲圧と平均体重を用いて得られる %SPR（54.3）を与える F 値とした。

資源尾数の予測には、コホート解析の前進法（(13)–(14) 式）を用いた。

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

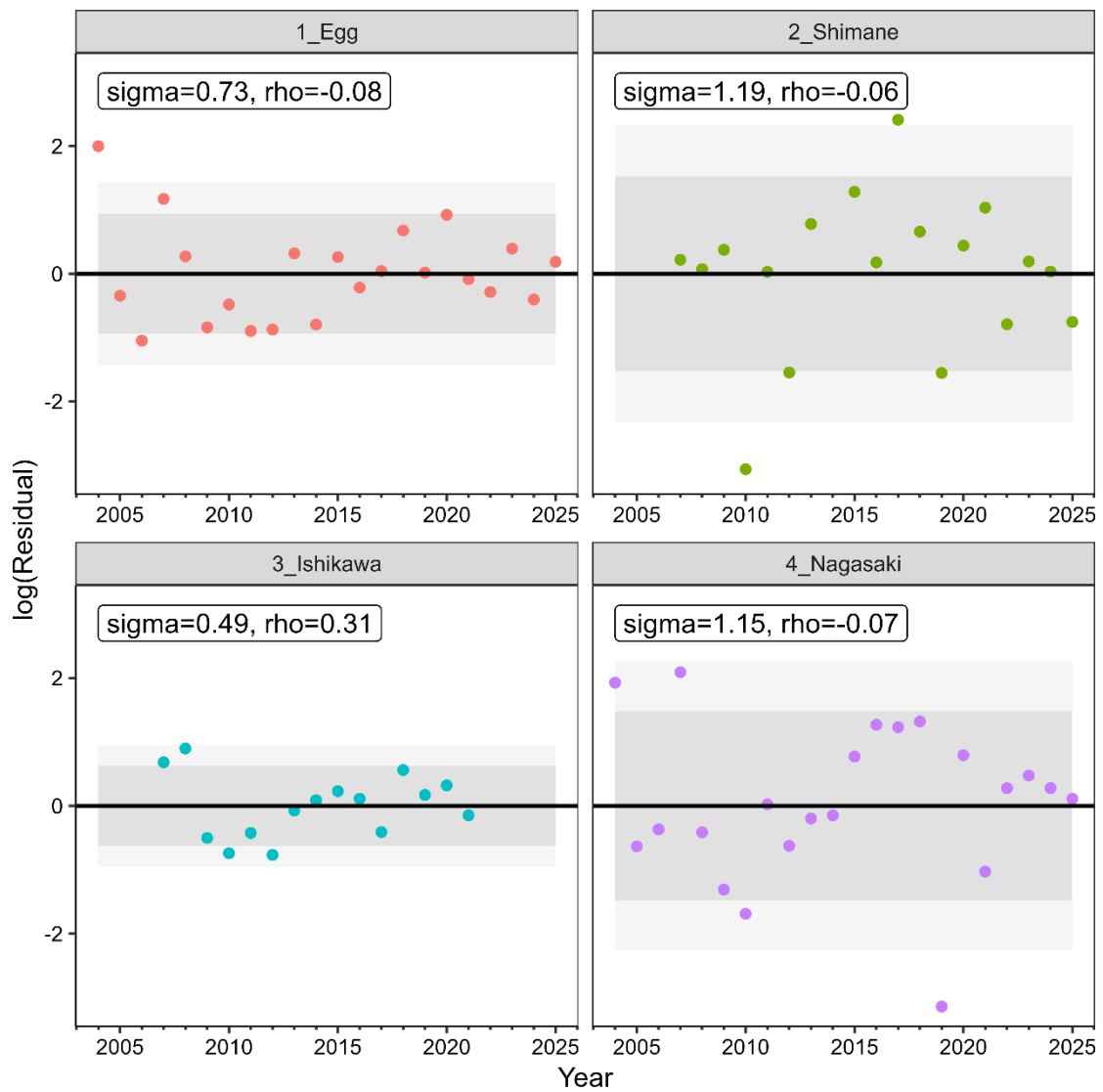
$$N_{4+,y+1} = (N_{3,y} + N_{4+,y}) \times \exp(-F_{3,y} - M) \quad (14)$$

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(15)式により求めた。

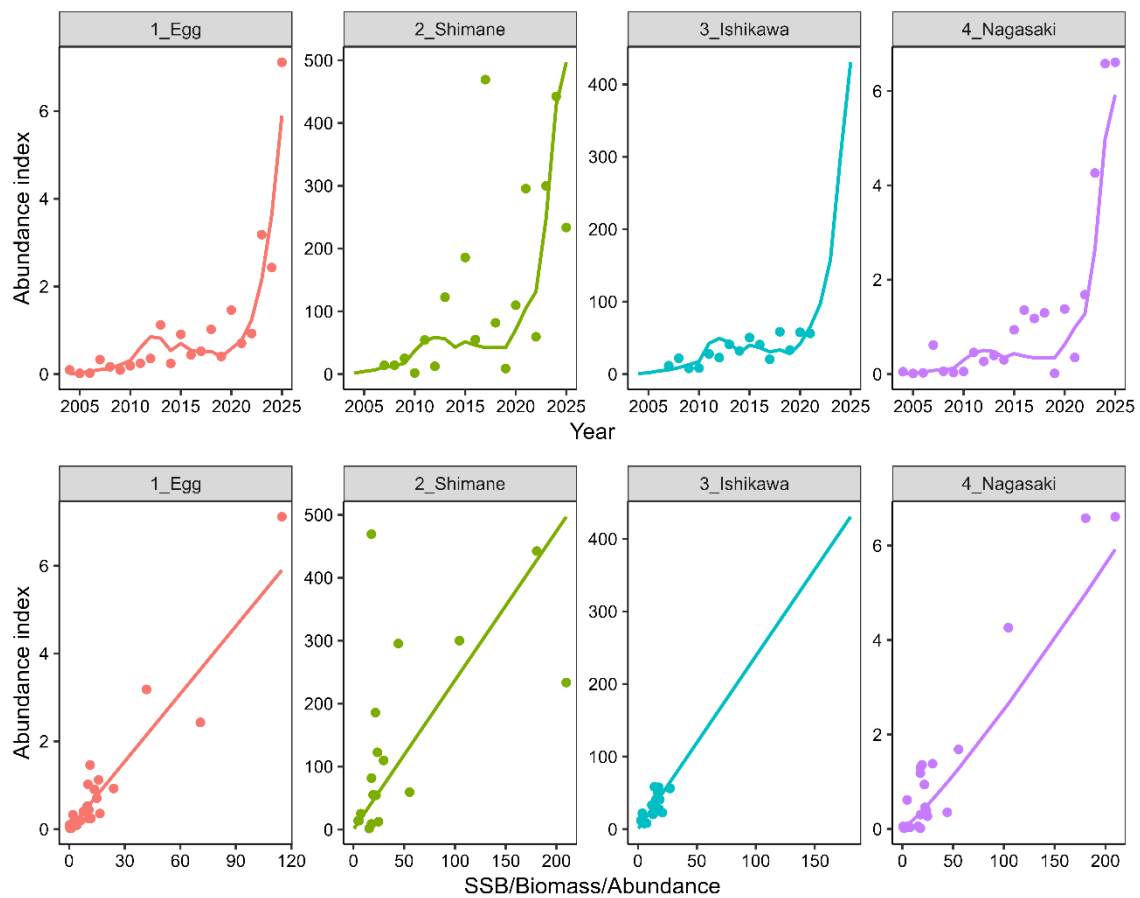
$$C_{a,y} = N_{a,y} \{1 - \exp(-F_{a,y})\} \exp\left(-\frac{M}{2}\right) \quad (15)$$

引用文献

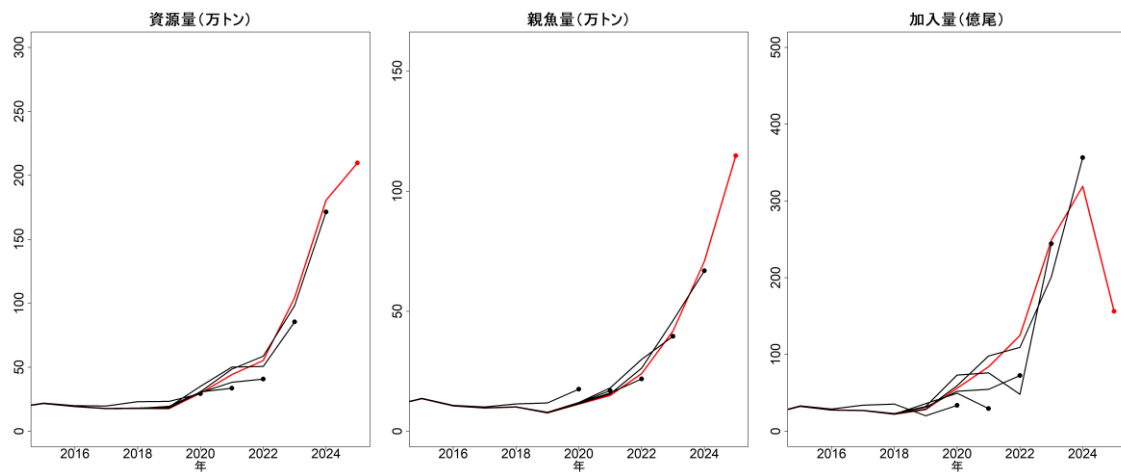
- Hashimoto, M., H. Okamura, M. Ichinokawa, K. Hiramatsu and T. Yamakawa (2018) Impacts of the nonlinear relationship between abundance and its index in a tuned virtual population analysis. *Fish. Sci.* **84**, 335-347.
- 平松一彦 (2000) VPA. 平成 12 年度資源評価体制確立推進事業報告書－資源評価教科書－, 104-127.
- Mohn, R. (1999) The retrospective problem in sequential population analysis: an investigation using cod fishery and simulated data. *ICES J. Mar. Sci.*, **56**, 473-488.
- 向草世香・高橋素光・藤波裕樹・井元順一・依田真里 (2025) 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, FRA-SA2025-BRP01-02
- 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. 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
灰色および薄灰色領域は 80%および 95%信頼区間を示す。



補足図 2-2. 指標値の観測値（丸印）とモデルの予測値（実線）



補足図 2-3. 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（2025 年）

年齢	0	1	2	3	4+
体重(g)	18.7	43.4	61.5	77.7	102.4

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	産卵量	島根 CPUE	石川 CPUE	長崎 CPUE
2001				0.003
2002				0.002
2003				0.01
2004	0.10			0.05
2005	0.02			0.01
2006	0.02			0.03
2007	0.33	14.11	11.66	0.61
2008	0.17	14.17	21.93	0.06
2009	0.09	25.22	7.88	0.03
2010	0.19	1.73	8.29	0.05
2011	0.25	54.43	27.83	0.46
2012	0.36	12.48	22.82	0.27
2013	1.12	122.60	40.92	0.39
2014	0.24	0.003*	32.06	0.30
2015	0.91	185.72	50.41	0.94
2016	0.44	55.01	40.76	1.36
2017	0.52	469.22	20.37	1.18
2018	1.02	81.73	58.44	1.30
2019	0.40	8.90	33.36	0.01
2020	1.46	109.76	57.69	1.38
2021	0.71	295.43	56.18	0.35
2022	0.93	59.48	41.39*	1.68
2023	3.18	300.04	28.55*	4.26
2024	2.43	442.33	42.26*	6.58
2025	7.12	233.54	24.82*	6.61

※2014 年の島根 CPUE、2022～2025 年の石川 CPUE はチューニングに含まれていない。

補足表 2-5. 将来予測のパラメータ

年齢	選択率 (注 1)	Fmsy (注 2)	F2023-2025 (注 3)	平均 体重 (g)	自然 死亡 係数	成熟 割合
0 歳	0.11	0.09	0.05	15	0.4	0.00
1 歳	0.11	0.09	0.05	44	0.4	0.25
2 歳	0.49	0.38	0.21	67	0.4	1.00
3 歳	1.00	0.79	0.44	87	0.4	1.00
4 歳以上	1.00	0.79	0.44	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、令和 7 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 2023～2025 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 2026 年の漁獲量の仮定に使用した。

補足資料 3 各種パラメータと評価結果の概要

補足表 3-1. 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 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。

補足表 3-2. 管理基準値と MSY

項目	値	説明
SBtarget	108.9 万トン	目標管理基準値。最大持続生産量 MSY を実現する親魚量 (SBmsy)
SBlimit	45.4 万トン	限界管理基準値。MSY の 60% の漁獲量が得られる親魚量 (SB0.6msy)
SBban	6.5 万トン	禁漁水準。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 (Fmsy)	41.5%	Fmsy に対応する %SPR
MSY	39.2 万トン	最大持続生産量 MSY

補足表 3-3. 最新年の親魚量と漁獲圧

項目	値	説明
SB2025	114.9 万トン	2025 年の親魚量
F2025	2025 年の漁獲圧(漁獲係数 F) (0 歳, 1 歳, 2 歳, 3 歳, 4 歳以上) =(0.06, 0.02, 0.10, 0.31, 0.31)	
U2025	7%	2025 年の漁獲割合
%SPR (F2025)	63.4%	2025 年の%SPR
%SPR (F2023-2025) *	54.3%	現状の漁獲圧 (F2023-2025) に対応する%SPR*
管理基準値との比較		
SB2025/ SBmsy (SBtarget)	1.05	最大持続生産量 MSY を実現する親魚量 (SBmsy: 目標管理基準値) に対する 2025 年の親魚量の比
F2025/ Fmsy	0.37	SBmsy を維持する漁獲圧に対する 2025 年の漁獲圧の比**
親魚量の水準	MSY を実現する水準を上回る (1.05 倍)	
漁獲圧の水準	SBmsy を維持する水準を下回る (0.37 倍)	
親魚量の動向	増加	

*選択率および年齢別成熟率、年齢別体重に直近 3 年間 (2023~2025 年) の平均値を用いて求めた値。

** 2025 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 3-4. 2027 年の予測漁獲量と予測親魚量

2027 年の親魚量(予測平均値):157.9 万トン				
項目	2027 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/F2023-2025)	2027 年の 漁獲割合(%)
$\beta=1.0$	62.1	58.4 – 68.5	1.79	27
$\beta=0.9$	57.5	54.2 – 63.3	1.61	25
$\beta=0.8$	52.7	49.6 – 57.8	1.43	23
$\beta=0.6$	41.9	39.6 – 45.8	1.08	18
$\beta=0.4$	29.7	28.2 – 32.3	0.72	13
$\beta=0.2$	15.8	15.1 – 17.2	0.36	7
$\beta=0.0$	0.0	0.0 – 0.0	0.00	0
F2023-2025	39.5	37.4 – 43.1	1.00	17

補足表 3-5. ABC と予測親魚量

2027 年の ABC (万トン)	2027 年の親魚量 予測平均値 (万トン)	現状の漁獲圧に 対する比 (F/F2023-2025)	2027 年の 漁獲割合(%)
52.7	157.9	1.43	23

コメント:

- ・ABC の算定には、令和 7 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」を経て定められた漁獲シナリオに則した漁獲管理規則を用いた。

補足表 3-6. 異なる β を用いた将来予測結果

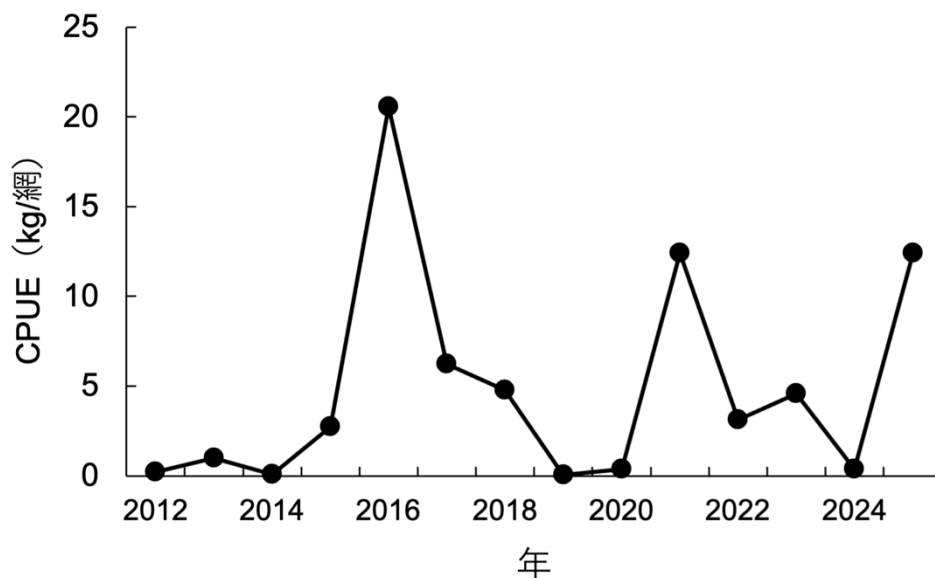
考慮している不確実性: 加入量					
項目	2036 年の 親魚量 予測平均値 (万トン)	90% 予測区間 (万トン)	2036 年に親魚量が以下の 管理基準値を上回る確率 (%)		
			SBtarget	SBlimit	SBban
$\beta=1.0$	110.3	52.5 – 196.4	43	97	100
$\beta=0.9$	117.4	57.9 – 206.6	50	99	100
$\beta=0.8$	125.2	63.9 – 217.7	57	99	100
$\beta=0.6$	143.6	77.2 – 243.1	73	100	100
$\beta=0.4$	168.5	94.9 – 278.2	88	100	100
$\beta=0.2$	206.0	121.4 – 328.7	98	100	100
$\beta=0.0$	269.6	167.9 – 412.7	100	100	100
F2023-2025	148.2	80.3 – 249.3	76	100	100

補足資料 4 夏季における浮魚類魚群量調査結果の概要

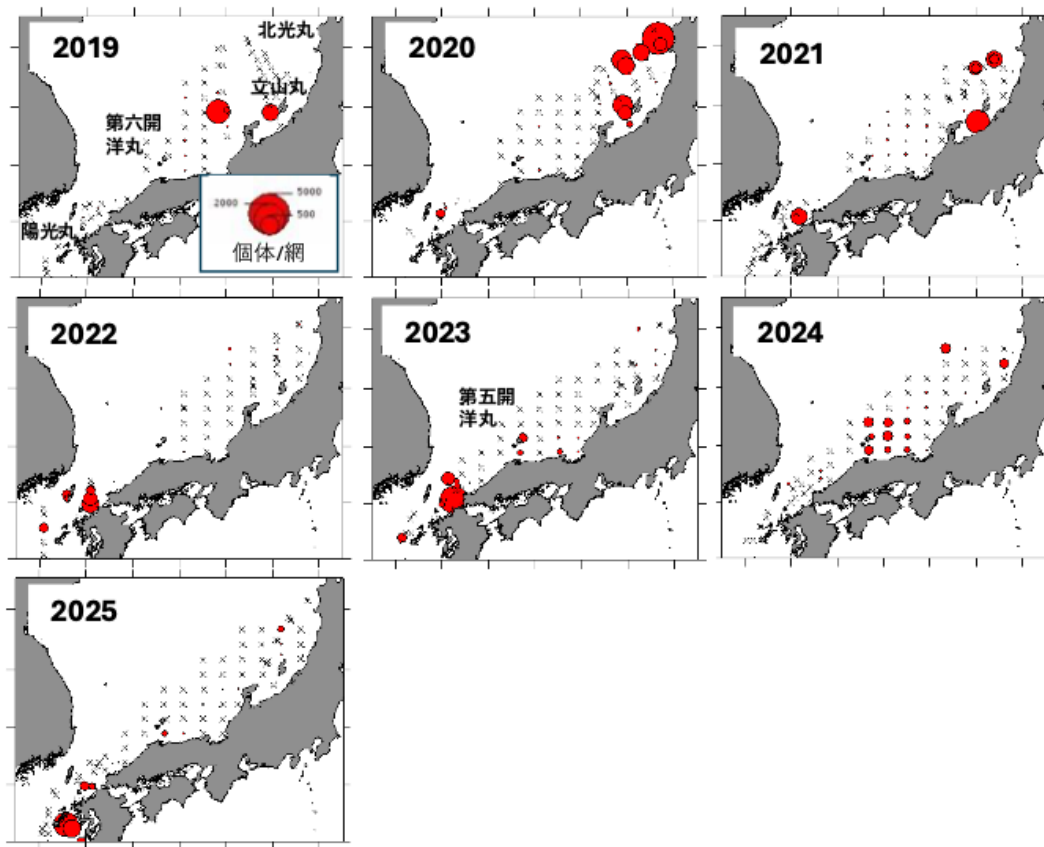
夏季（8月中旬～9月中旬）の九州北西沖合域における小型浮魚類の現存量を把握するため、1997年から漁業調査船陽光丸による中層トロールを用いた魚群量調査が実施されてきた。2014年からは能登半島北西沖合域が調査海域に追加された。2019年以後、九州北西沖合域を陽光丸、日本海西部から北部までを第五開洋丸、第六開洋丸、鳥取県第一鳥取丸および富山県立山丸が担当し、日本海の広域魚群量調査とした。なお、2019～2020年は日本海北部で中層トロールを用いたクロマグロ稚魚分布調査を実施する北光丸の協力を得た。

継続的に調査を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4-1に示した。同調査で採集されるマイワシは、主に被鱗体長100～130mm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年に再び増加した後、2024年にかけて減少したが、2025は12.4kg/網まで増加した。

広域魚群量調査において採集されたマイワシは、2019～2025年のいずれも体長100～150mm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4-2）。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。2025年には、隠岐諸島や東北海域ではマイワシの分布が少なかったが、九州北西沖合域においてまとまった分布が確認された。



補足図 4-1. 九州北西沖合域におけるマイワシの CPUE の経年変化



補足図 4-2. 広域魚群量調査におけるマイワシの年別 CPUE の空間分布

補足資料 5 漁獲物の年齢—体長関係の経年変化

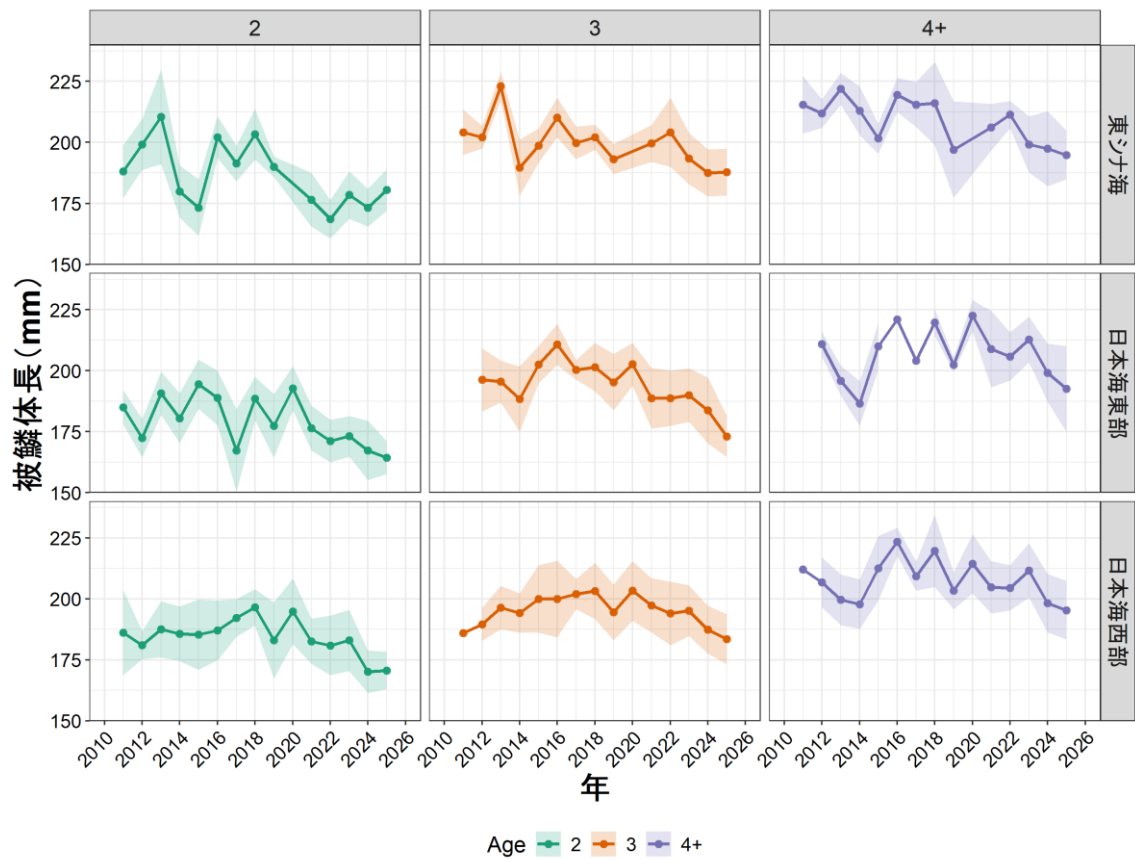
鱗を用いた年齢査定の精度を評価するために、2020～2022 年に青森県、石川県、富山県、鳥取県、長崎県、鹿児島県で漁獲されたマイワシ 988 個体（被鱗体長 61～240 mm）について、2 名の輪読者間における輪紋数の一致度を検討した。輪紋数が完全に一致した割合は 79.4%、1 および 2 の誤差範囲にあった割合はそれぞれ 20.3%と 0.3%であった。年齢査定精度の指標とされる average percent error は 5.9%で、本系群における過去の鱗を用いた年齢査定結果と比べても再現性が高いことが示された（Fujinami et al. 2024 を一部改変）。

近年、マイワシの年齢査定には、鱗に加えて耳石も用いられるようになっている。そこで、鱗と耳石を用いた年齢査定の精度を評価するため、マイワシ 192 個体（被鱗体長:99～238 mm）を対象に、2 名の輪読者が両年齢形質を用いて年齢査定を行い、年齢形質間における輪紋数の一致度を検討した（Fujinami et al. 2024）。その結果、耳石と鱗による輪紋数は、輪読者によらず一致することが示された。以上の結果を踏まえ、今年度から耳石を用いて年齢査定を行った。

2011～2025 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、長崎県および鹿児島県で漁獲されたマイワシ計 12,144 個体の年齢査定結果を集約した。補足図 5-1 に、2011～2025 年における漁獲物の海域別・年齢別平均体長の経年変化を示す。海域は、鹿児島県から山口県までを東シナ海、島根県から福井県までを日本海西部、石川県から青森県まで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がみられるものの、2020 年までは 180～190mm で推移していたが、2021 年以降は 170～180mm に低下した。3 歳魚および 4+歳魚の平均体長は、それぞれ 190～210mm および 200～220mm で推移しており、2 歳魚ほど顕著ではないものの、近年は低下傾向を示している。今後もそ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.



補足図 5-1. 2011～2025 年の海域別の年齢—体長関係の経年変化（丸は平均値、影は標準偏差を示す）

補足資料 6 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 分柵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)。

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

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

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 2004～2025 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 6-1)。2022～2024 年は標準化したほうが低く推移したが、2025 年は高くなった。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 6-2)。VAST で推定された各年の局所密度分布を補足図 6-3 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、2023 年以降は九州沿岸部の卵密度も高くなっていることが示された。2025 年は九州南部から日本海中部までの広い海域で高い卵密度を示した。

(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 深水温データについては FRA-ROMSII の再解析値を用いた (2026/03/25 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 (カテゴリーカル変数)・期間 (1～7 月と 8～12 月の二期間、カテゴリーカル変数)・船 (カテゴリーカル変数)・操業漁区の 50 m 深水温 (1 度刻みに切り捨て、カテゴリーカル変数)・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、水温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、水温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-SA2026-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概ね変わらなかったが、2025 年は 2024 年に比べて、ノミナル CPUE はやや増加したのに対し、標準化 CPUE は減少した（補足図 6-4）。2025 年は 2~5 月にのみまとまった漁獲があったため、標準化によって期間や水温の効果を除去した結果 CPUE が低くなったと考えられるが、比較的高い水準を維持していた。一方、2024 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ことから、標準化により CPUE が高くなったと考えられる。

(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と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）。

2025 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 0.41 と高かったが、マイワシ漁獲率の年平均値は 0.11 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 0.51 と高かったが、マイワシ漁獲率の年

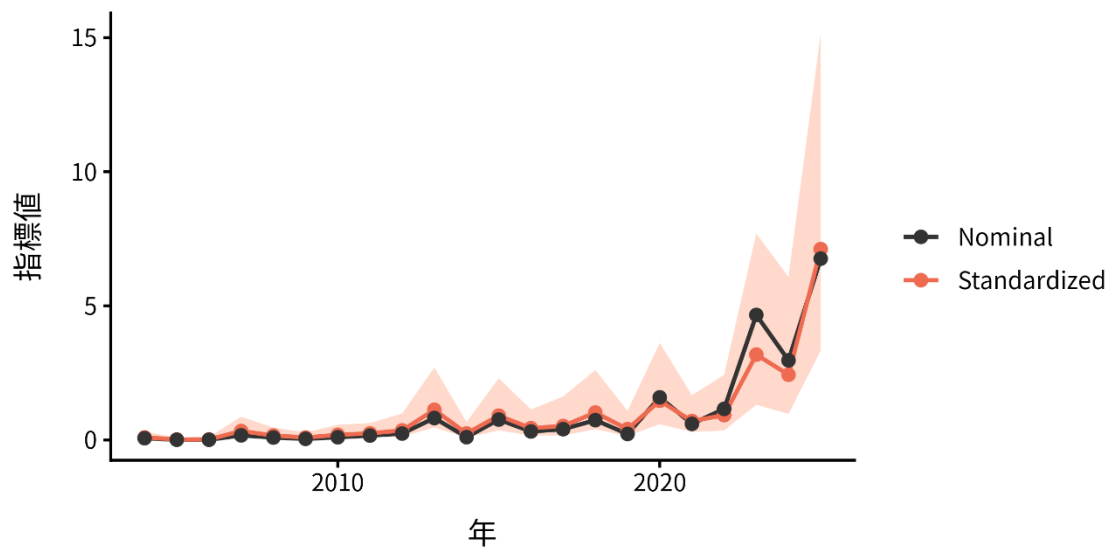
平均値は 0.47 と低かった。directed CPUE とノミナル CPUE（マイワシ漁獲なしデータを含む CPUE の年平均値）は、年トレンドの増減は概ね一致していたが、directed CPUE の方が変動幅は小さかった。いずれも 2010 年から増加傾向が見られ、2018 年に最高値となった後、2021 年から減少傾向を示している（補足図 6-5）。2025 年は、2024 年と比べてノミナル CPUE は増加したが、directed CPUE は減少した。

2025 年にノミナル CPUE が増加した理由は、マイワシ漁獲率の年平均値は低いものの、マイワシを漁獲した操業の割合が高かったためと考えられる。一方で、directed CPUE が減少した理由は、マイワシ漁獲率が低く、他魚種との混獲が主体であったためことに起因すると考えられる。2022 年以降、石川県では中型まき網漁業の漁期とマイワシの来遊時期のずれが生じている。まき網漁業以外の漁業によるマイワシ漁獲量は安定しており、2025 年は増加したことを鑑みると、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。

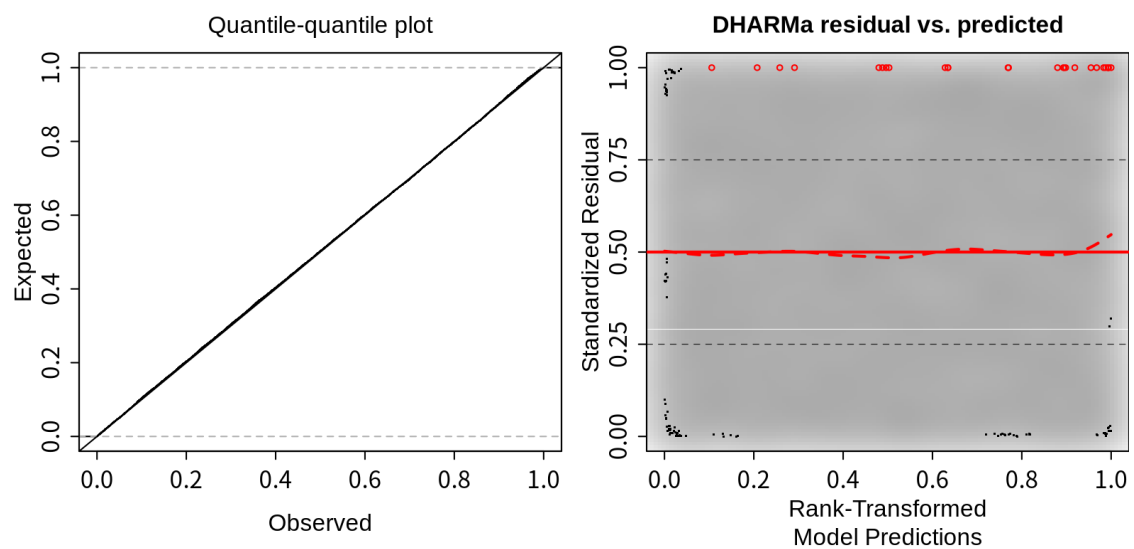
引用文献

- 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)

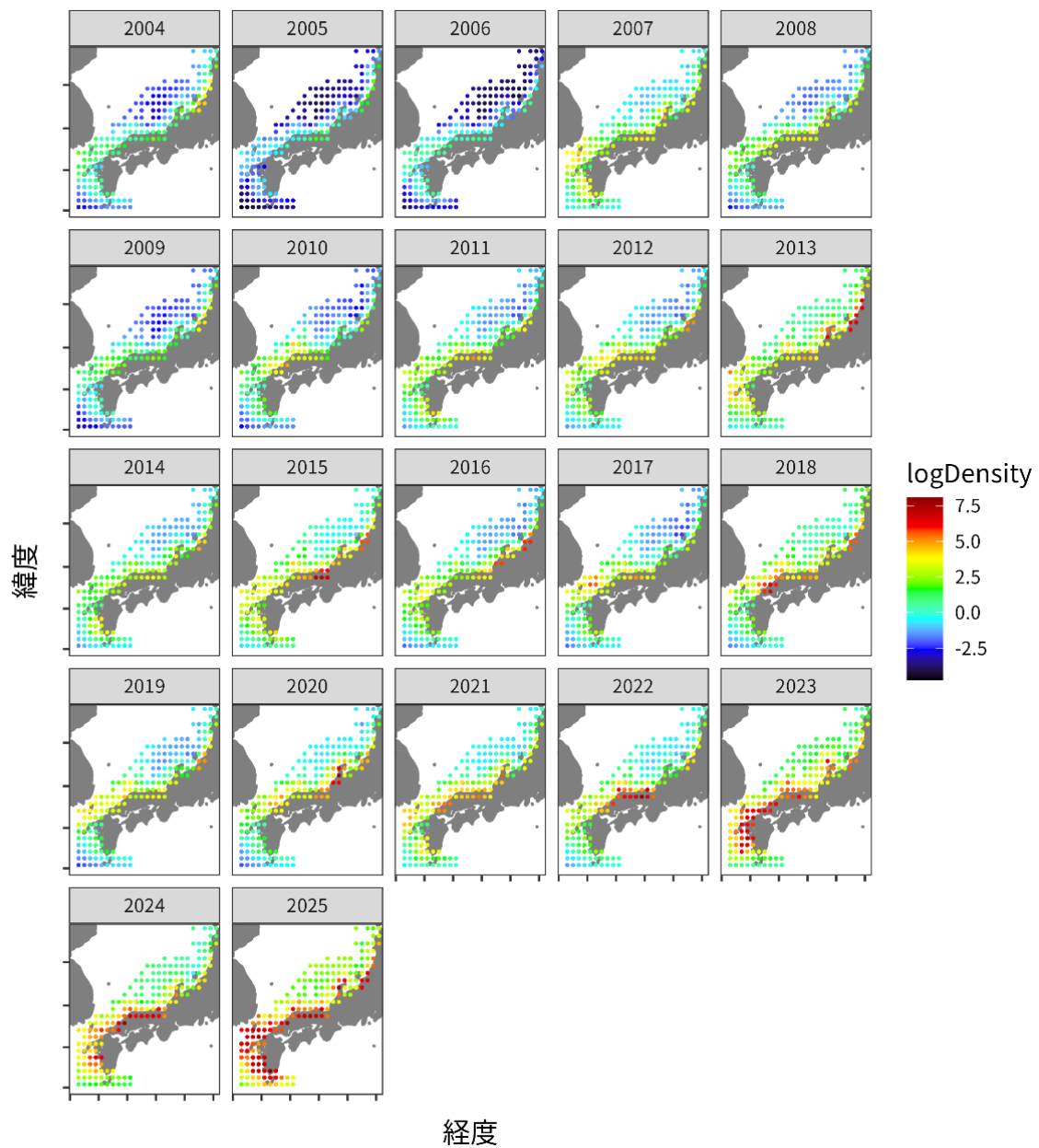
年度ウルメイワシ太平洋系群の資源評価. FRA-SA2021-RC02-1.



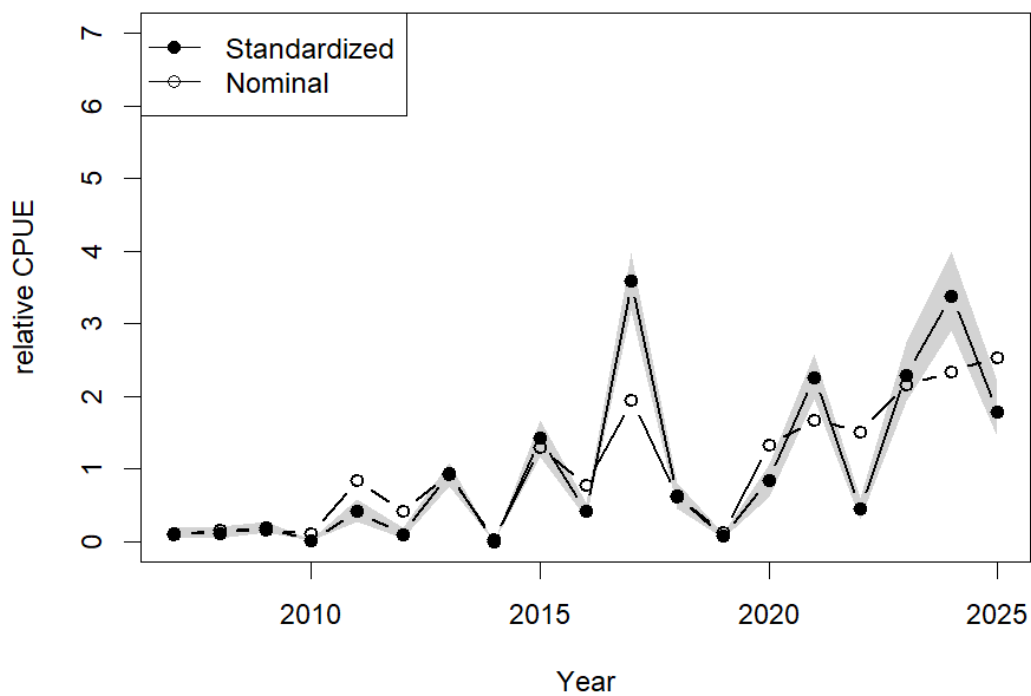
補足図 6-1. 標準化した値（Standardized）と元データから計算した値（Nominal）を各平均値で除して規格化して示した。影は標準化した値の 95%信頼区間を表す。



補足図 6-2. 観測値と期待値の QQplot（左図）と期待値と残差の関係（右図）

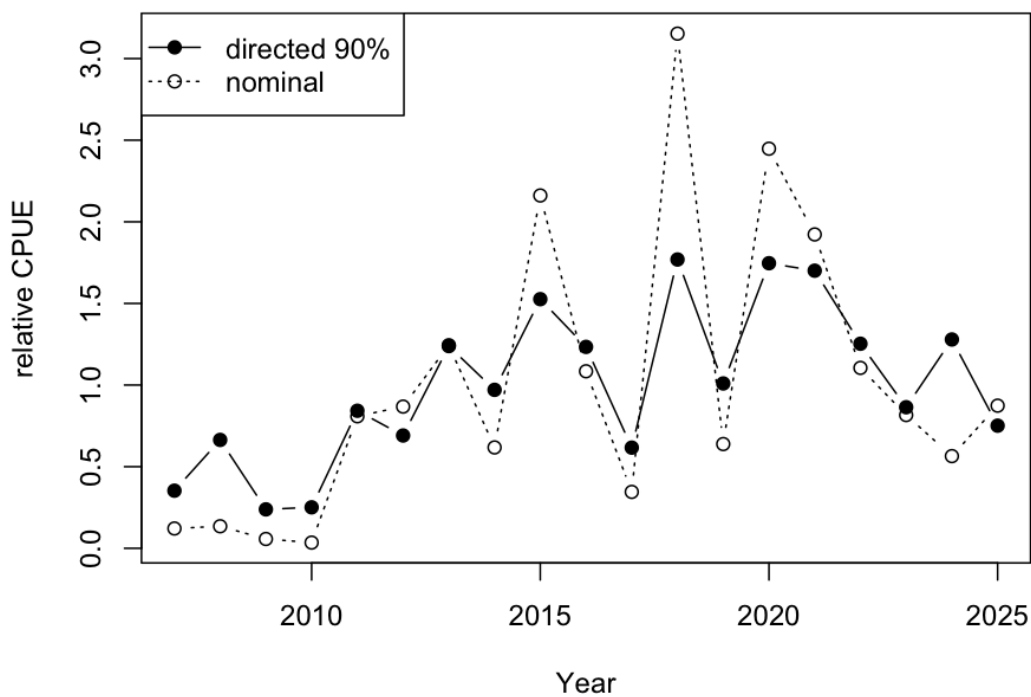


補足図 6-3. VAST から推定された卵密度の空間分布 (2004～2025 年)
色は卵密度の多寡を示す。



補足図 6-4. 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



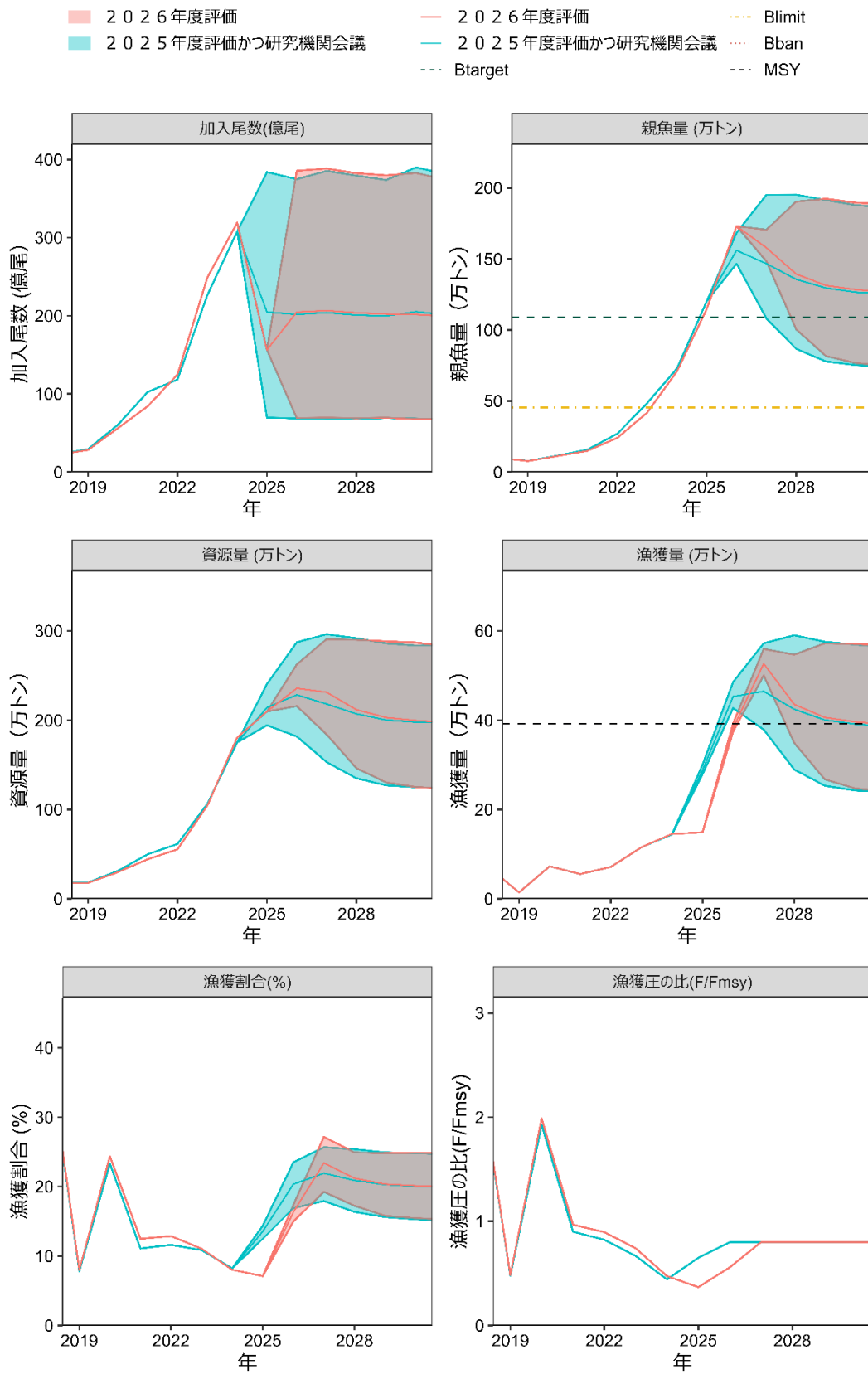
補足図 6-5. 石川県中型まき網漁業のノミナル CPUE と directed CPUE (90%) の推移

それぞれの平均値で割り、規格化した

補足資料 7 過年度評価との比較

昨年度と今年度の資源評価結果を比べると、今年度評価において、資源量および親魚量に大きな修正は見られなかったが、2023～2024 年級群の加入量がわずかに上方修正された（補足図 7-1、補足表 7-1）。これは、2025 年の 1 歳魚以上の漁獲が良好で、資源量指標値も高かったことから、2024 年級群の加入量と 1 歳魚の資源量が上方修正され、遡って 2023 年級群の加入量が上方修正されたためである。2025 年級群の加入量は昨年度の平均予測値よりも少なかったが、2025 年の漁獲圧が予測値よりも低かったため、2025 年の資源量および親魚量は昨年度の予測値と概ね一致した。また、2026 年の漁獲圧が昨年度の予測値よりも低くなったことから、2026 年以降の資源量および親魚量は昨年度予測よりも高い水準で推移すると予測された。

合意された漁獲管理規則に基づく管理を開始してから 10 年後に親魚量の予測値が目標管理基準値を上回る確率は、50%を上回った。



補足図 7-1. 今年度評価と 2025 年度評価の比較

補足表 7-1. 評価年度別の推定された加入量、親魚量、資源量および漁獲圧の比

(1) 加入量 (億尾)

評価年度 / 年	2021 年	2022 年	2023 年	2024 年	2025 年
2024 年度	123	93	372		
2025 年度	102	118	226	308	
2026 年度	84	125	249	319	156

(2) 親魚量 (万トン)

評価年度 / 年	2021 年	2022 年	2023 年	2024 年	2025 年
2024 年度	22.2	42.7	64.2		
2025 年度	15.7	26.9	48.4	72.9	
2026 年度	14.9	24.0	41.8	70.8	114.9

(3) 資源量 (万トン)

評価年度 / 年	2021 年	2022 年	2023 年	2024 年	2025 年
2024 年度	60.1	73.6	132.5		
2025 年度	49.9	61.4	106.3	175.1	
2026 年度	44.3	55.4	104.4	180.5	209.6

(4) 漁獲圧 (F/F_{msy})

評価年度 / 年	2021 年	2022 年	2023 年	2024 年	2025 年
2024 年度	0.69	0.62	0.42		
2025 年度	0.90	0.82	0.67	0.44	
2026 年度	0.97	0.90	0.74	0.47	0.37

年齡別漁獲尾数(億尾)

年齢別漁獲量(万トン)

年 齡 別 漁 獲 係 數年齡別資源尾数(億尾)

年齢別資源量(万トン)

年齢別親魚量(万トン)

年齢別平均体重(g)

[illegible]

年 齡 別 漁 獲 尾 数 (億 尾)

年齡別漁獲量(万トン)

年 齡 別 漁 獲 係 數

年齡別資源尾数(億尾)

年齡別資源量(万トン)

年齢別親魚量(万トン)

年齡別平均体重(g)

[illegible]

年 齡 別 漁 獲 尾 数 (億 尾)

年齡別漁獲量(万トン)

年 齡 別 漁 獲 係 數

年齡別資源尾数(億尾)

年齢別資源量(万トン)

年齢別親魚量(万トン)

年齡別平均体重(g)

[illegible]

補足資料 8 (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	58.9	62.0	60.7	41.4	8.9	6.3	0.5	0.1	0.1	
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	58.9	62.0	60.7	41.4	8.9	6.3	0.5	0.1	0.1	
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	

年 齡 別 漁 獲 尾 数 (億 尾)

年齢別漁獲量(万トン)

年齡別漁獲係數

年齡別資源尾数(億尾)

年齢別資源量(万トン)

年齢別親魚量(万トン)

年齡別平均体重(g)

[illegible]

年 齡 別 漁 獲 尾 数 (億 尾)

年齢別漁獲量(万トン)

年 齡 別 漁 獲 係 數年齡別資源尾数(億尾)

年齢別資源量(万トン)

年齢別親魚量(万トン)

年齢別平均体重(g)

[illegible]

補足資料 8 (続き)

年齢別漁獲尾数(億尾)

年	2020	2021	2022	2023	2024	2025
0歳	6.2	4.0	7.4	16.4	15.3	7.0
1歳	1.7	2.6	3.0	1.3	4.1	4.0
2歳	3.2	3.3	4.1	5.1	5.7	8.1
3歳	2.3	0.7	2.1	4.5	5.8	6.4
4歳(4歳以上)	0.4	0.2	0.4	0.8	1.1	1.9
5歳以上						
計	13.8	10.8	16.9	28.1	32.1	27.3

年齢別漁獲量(万トン)

年	2020	2021	2022	2023	2024	2025
0歳	1.4	0.8	0.9	2.5	2.6	1.3
1歳	0.8	1.3	1.2	0.6	2.0	1.7
2歳	2.3	2.4	2.7	3.5	3.8	5.0
3歳	2.3	0.7	1.8	3.9	5.0	5.0
4歳(4歳以上)	0.6	0.3	0.5	1.0	1.1	1.9
5歳以上						
計	7.3	5.5	7.1	11.5	14.5	14.9

年齢別漁獲係数

年	2020	2021	2022	2023	2024	2025
0歳	0.14	0.06	0.07	0.08	0.06	0.06
1歳	0.12	0.10	0.07	0.02	0.03	0.02
2歳	0.88	0.45	0.29	0.21	0.15	0.10
3歳	1.56	0.61	0.75	0.82	0.50	0.31
4歳(4歳以上)	1.56	0.61	0.75	0.82	0.50	0.31
5歳以上						
%SPR	28.9	42.3	43.8	47.0	56.4	63.4
F/Fmsy	1.99	0.97	0.90	0.74	0.47	0.37

年齢別資源尾数(億尾)

年	2020	2021	2022	2023	2024	2025
0歳	56.1	84.1	124.7	248.8	319.1	156.3
1歳	18.8	32.5	53.1	77.6	153.4	201.4
2歳	6.6	11.2	19.7	33.2	50.9	99.5
3歳	3.6	1.8	4.8	9.8	18.0	29.4
4歳(4歳以上)	0.7	0.6	0.9	1.8	3.5	8.7
5歳以上						
計	85.8	130.3	203.2	371.2	544.9	495.3

年齢別資源量(万トン)

年	2020	2021	2022	2023	2024	2025
0歳	12.3	17.0	14.6	38.3	54.4	29.2
1歳	8.3	16.5	22.2	32.4	73.7	87.5
2歳	4.8	8.1	13.2	22.9	33.3	61.2
3歳	3.5	1.9	4.2	8.6	15.5	22.9
4歳(4歳以上)	0.9	0.8	1.1	2.2	3.5	8.9
5歳以上						
計	29.8	44.3	55.4	104.4	180.5	209.6

年齢別親魚量(万トン)

年	2020	2021	2022	2023	2024	2025
0歳	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
1歳	2.1	4.1	5.6	8.1	18.4	21.9
2歳	4.8	8.1	13.2	22.9	33.3	61.2
3歳	3.5	1.9	4.2	8.6	15.5	22.9
4歳(4歳以上)	0.9	0.8	1.1	2.2	3.5	8.9
5歳以上						
計	11.3	14.9	24.0	41.8	70.8	114.9

年齢別平均体重(g)

年	2020	2021	2022	2023	2024	2025
0歳	22	20	12	15	17	19
1歳	44	51	42	42	48	43
2歳	72	72	67	69	66	62
3歳	98	102	87	87	86	78
4歳(4歳以上)	129	133	122	120	103	102
5歳以上						