FRA-SA2024-AC057

令和５（2023）年度タチウオ日本海・東シナ海系群の資源評価

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（井関智明・青沼佳方・五味伸太郎・増渕隆仁）
参画機関：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

要　　約

本系群の資源状態について、以西底びき網漁業（以下、「以西底びき」という）、沖合底びき網漁業（以下、「沖底」という）および調査船調査データ（東シナ海）を参照し、VAST モデル（Vector Autoregressive Spatio-Temporal model）を用いて算出した東シナ海および日本海南西海域の資源量指数（AI_{VAST}）、大中型まき網の CPUE の経年変動により評価した。その結果、本系群の 2022 年の資源水準は低位、動向は横ばいと判断した。

過去、我が国では東シナ海、黄海の広範な海域で操業される以西底びきによりタチウオを漁獲していたが、同漁業による漁獲量は激減し、近年では沿岸域での釣り漁業、定置網漁業などが主体となっている。我が国による本種の漁獲量は 1960 年代には最大 5 万トンを超えたが、以西底びきの衰退と共に激減し、1989 年には 1 万トンを下回った。2010 年以降、概ね 2 千トン未満で推移し、2016 年には最低値である 1,200 トンを記録した。以降は、東シナ海東部あるいは沿岸域で操業される大中型まき網、ひき縄釣り、釣り漁業等での漁獲量が増加しており、2021 年に 2000 年代半ばと同水準の 3,258 トンとなったが、2022 年には 1,997 トンまで減少した。

東シナ海の資源量指数は 1970 年以降、大幅に減少し、2000 年代に入ってからは一貫して低い水準にあるものの、2014 年以降は漸増傾向を示している。日本海南西海域の資源量指数は 1968 年に急減した後、1970 年代半ばには高い値を示したが、1970 年代後半に再び急減した。以降は長期的な漸減傾向にあり、2002 年以降は概ね低い水準にある。

資源水準は低位と判断されるため、我が国周辺水域に加入した資源を持続的に利用するためには、漁獲量を抑制して資源を回復させる必要がある。ただし、現在、本系群の漁獲量の 99%以上が周辺国の漁業によるものであるため、実効性のある資源管理には、中国および韓国の協調が必要である。ABC の算定においては、令和 5 年度 ABC 算定規則 2-1) に基づき、現状の資源水準および我が国 EEZ 内における資源量指標値の変動傾向に合わせた管理基準を採用した。

管理基準	Target/ Limit	2024 年 ABC （百トン）	漁獲割合 （%）	F 値
0.7･Cave3-yr･1.10	Target	15.7	－	－
	Limit	19.6	－	－

Limit は、管理基準の下で許容される最大レベルの漁獲量である。Target は、資源変動の可能性やデータ誤差に起因する評価の不確実性を考慮し、管理基準の下でより安定的な資源の維持が期待される漁獲量である。ABCtarget＝α ABClimit とし、係数 α には標準値 0. 8 を用いた。Cave3-yr は直近 3 年間（2020～2022 年）の平均漁獲量である。

年	資源量 （百トン）	親魚量 （百トン）	漁獲量 （百トン）	F 値	漁獲割合 （%）
2018	－	－	20	－	－
2019	－	－	17	－	－
2020	－	－	24	－	－
2021	－	－	33	－	－
2022	－	－	20	－	－

水準：低位　　動向：横ばい

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
漁獲量	漁業･養殖業生産統計年報（農林水産省） 主要港水揚量（秋田～熊本（15）府県） 水産統計（韓国海洋水産部）（2023 年 5 月） 中国漁業統計年鑑（中国農業農村部漁業漁政管理局）
漁獲量･漁獲努力量･CPUE･資源密度指数	以西底びき網漁業漁獲成績報告書（水産庁） 沖合底びき網漁業漁獲成績報告書（水産庁） 大中型まき網漁業漁獲成績報告書（水産庁） 漁業･養殖業生産統計年報（農林水産省）
資源量調査	資源量直接推定調査「底魚類現存量調査（東シナ海）」 着底トロール（5～6 月、水研） 東シナ海底魚資源分布生態調査（I）（II） 着底トロール （主に 11～12 月、水研）

1. まえがき

1980 年代までは以西底びきが主漁法であり、我が国によるタチウオ総漁獲量の 7～8 割を占めていた。その後、以西底びきの衰退に伴い同漁業による漁獲量は急減し、現在はピーク時の 0.1%以下となった。近年、我が国における漁獲は、大中型まき網漁業および沿岸

域を中心としたはえ縄漁業、定置網漁業、ひき網釣り漁業などが主体となっている。また、日韓漁業協定に基づき、2016 年 6 月まで韓国漁船も日韓暫定水域を除く我が国 EEZ 内でタチウオを漁獲していた。韓国による同海域での漁獲量は 2000 年以降減少傾向にあったが、2005 年以降は増加に転じ、2010 年には我が国による漁獲量と匹敵する値となった。ただし、2016 年 7 月以降、同協定に基づく相互入漁の操業条件が両国間で合意に至っていないため、現在では当該海域での韓国漁船による操業は行われていない。中国は、日中暫定措置水域を含む東シナ海においてタチウオを漁獲しており、現在では本系群の漁獲の大部分を占めている。

2. 生態

（1）分布・回遊

タチウオは、北海道以南の日本各地沿岸域から東シナ海、朝鮮半島西岸および黄・渤海に分布する（図 1）。東シナ海を中心とした本種の系群に関する研究は日本および中国で盛んに行われ、細分化されてきたが、黄・渤海沿岸で産卵し、冬季に済州島西部で越冬する黄・渤海系群と、バーレンから温州湾沿岸で産卵し、東シナ海中・南部で越冬する東シナ海系群に分けるのが妥当であるとされている（山田 1964、密ほか 1999）。一方、日本沿岸における系群構造や回遊経路については明らかではないが、五島沿岸域および橘湾、対馬近海、若狭湾および能登半島沿岸などでの産卵が報告されており（石川県水産試験場 1983、宗清・桑原 1984、花渕 1989、山田ほか 2007、一丸・品田 2010）、富山湾、佐渡海峡など日本海沿岸の各地先においても卵稚仔の出現が確認されていることから（沖山 1965、林 1990）、各所に産卵群が存在するものと推察される。

なお、近年の春期の調査船調査では、冬～春期に中国沿岸で産卵されたと思われる本種の卵稚仔が東シナ海の広い範囲で出現することが確認されており、黄・渤海系群と東シナ海系群で系群ごとに産卵場が分離しているとはいえない状況である。従って、現状では黄・渤海および東シナ海から対馬暖流域に至る個体群を一つの集団とし、日本海・東シナ海系群として取り扱う。

（2）年齢・成長

2003～2005 年に採集されたタチウオ 1,426 個体の耳石年輪の計数・計測から、年齢および成長を明らかにした（図 2）。タチウオの耳石には春生まれとされる第 1 輪の輪径が大きい W 型と秋生まれとされる第 1 輪の小さい N 型が存在することが知られている（宗清・桑原 1988a、阪本 1975a）。本調査において計測された第 1 輪径は 1.24～3.20 mm と広範囲にわたるが、その頻度分布では明瞭に W 型と N 型を区別することはできなかった。そこで本調査では過去の研究結果をふまえ（阪本 1975a、鈴木・木村 1980、宗清・桑原 1988a、呉・多部田 1995）、便宜的に輪径 2.2 mm 以上を W 型、2.2 mm 未満を N 型として取り扱った。一方、長崎県五島の標本での解析では第 1 輪の形成は 5 月前後とされている（一丸・品田 2010）。本系群の第 1 輪径による発生群のタイプ分けについては、産卵の情報等を加味して今後さらに標本数を増やし検討する必要がある。得られた年齢（t）と肛門前長（Lt: mm）の関係に von Bertalanffy の成長式を適用した。計算した W 型の成長様式は若狭湾（宗清・桑原 1988a、1988b）、紀伊水道（阪本 1975a）および東シナ海（呉・多部田 1995）の

ものとほぼ一致した。なお、本種の寿命は 8 歳程度と推定されている。

雌・N 型　　（秋生まれ群）：$Lt=316.9(1-e^{-1.102(t+0.012)})$

雌・W 型　　（春生まれ群）：$Lt=457.8(1-e^{-0.421(t+0.369)})$

雄・N 型　　（秋生まれ群）：$Lt=275.1(1-e^{-1.791(t+0.137)})$

雄・W 型　　（春生まれ群）：$Lt=326.0(1-e^{-1.031(t+0.036)})$

（3）成熟・産卵

1 歳魚の 40%前後が成熟し、2 歳魚では 80%以上、3 歳で 100%が成熟する（宗清・桑原 1988b、呉・多部田 1995、密ほか 1999）。ただし、タチウオの年齢別成熟率については、資源状況等により変化することが示唆されており（山田 1971、阪本 1975b、一丸・品田 2010）、海域や年代の差が大きいと考えられる。産卵盛期は春と秋に分かれ、日本海西部海域（若狭湾）では秋生まれ（宗清・桑原 1984）、東シナ海および紀伊水道では春生まれが多い（三栖 1959、阪本 1975b、呉・多部田 1995）。

2004～2007 年に五島周辺海域を含む長崎県沿岸で漁獲された標本を用いた雌雄の生殖腺指数（生殖腺重量 （g）/ 肛門前長（cm）$^3\times10^4$）の月別推移（図 3）では、雌雄とも春季の 3～4 月に急激に増加した後、10 月頃まで高い水準を示している。この結果からは、他の海域でみられるような産卵盛期の 2 峰性は認められず、産卵期は産卵盛期である 4 月から秋季まで継続すると推定された。

主な産卵域は黄・渤海を含めた中国沿岸で、我が国では五島沿岸域および橘湾、対馬近海、若狭湾および能登半島沿岸などから報告されている（石川県水産試験場 1983、宗清・桑原 1984、花渕 1989、山田ほか 2007、一丸・品田 2010）。

（4）被捕食関係

肛門前長が 200 mm 以下の小型個体はソコシラエビ、オキアミ目、シャコ目等の小型甲殻類を捕食することが多く、中・大型個体は、カタクチイワシ、トウゴロウイワシ、キビナゴ、イカナゴ等の小型魚類を捕食する（三栖 1964、最首・最首 1965、鈴木・木村 1980、新野ほか 2017）。タチウオは成長に伴い魚食性が強くなる。本種の被食に関する報告はないが、共食い現象がみられ、特に密集期である越冬期と産卵期に多い。

3. 漁業の状況

（1）漁業の概要

東シナ海の沖合においては以西底びきおよび大中型まき網漁業で、対馬海峡周辺海域および日本海の沖合域では沖底によりタチウオが漁獲される。以西底びきおよび沖底では、夏期休漁が実施されている。日本海では定置網や延縄、長崎県沿岸域ではひき縄釣り漁業および小型定置網漁業、熊本県ではひき縄釣り漁業および一本釣り漁業による漁獲が主体である。中国は日中暫定措置水域を含む東シナ海において主に底びき網、帆張網（あんこう網）、打たせ網などによりタチウオを漁獲している。韓国は主に済州島周辺で延縄、底びき網などによりタチウオを漁獲している。また、近年まで日韓間では相互入漁が実施されており、韓国は対馬海峡から日韓南部暫定水域南方にかけての我が国 EEZ の広い範囲で、タチウオを主対象とした延縄漁業を行っていたが、2016 年 7 月以降は行われていない。

（2）漁獲量の推移

東シナ海においては以西底びきが盛んであった頃は、その主要な漁獲物がタチウオであり、1967 年には 5 万トンを超える漁獲量を記録した。その後、同漁業の衰退により漁獲量は急減し、1996 年には 1,000 トンを、2000 年には 100 トンを下回った。2005 年以降はほぼ 30 トン未満で推移しており、2022 年は 12 トンであった（図 4、表 1）。沖底（2 そうびき、浜田以西）においても、1960 年代には 2,000 トンを超える漁獲量がみられたが、1970 年代後半から 1,000 トンを下回り、2007 年には 66 トンにまで減少した。2008 年には 168 トンの漁獲があったが再び減少し、2022 年の漁獲量は 1 そうびきと合わせても僅か 24 トンであった（図 4、表 1）。大中型まき網漁業による漁獲量は、1995 年以降、以西底びきを上回っており、2001 年までは 1,000 トン以上で推移したが、その後は変動しながら 1,000 トン未満で推移している。同漁業による 2022 年の漁獲量は 395 トンであった（図 4、表 1）。2000 年以降、ひき縄釣り漁業による漁獲割合が増加し、漁業種類別で最も多い漁獲を記録したが、2009 年以降は減少傾向で推移し、2016 年には 196 トン（一本釣りによる漁獲も含む）となった。その後は増加に転じ、2021 年の漁獲量は 2000 年代半ばと同水準の 883 トン（同上）となったが、2022 年には 494 トンに減少した（図 4、表 1）。地域別に見ると、ひき縄釣り漁業が盛んな長崎県や熊本県の漁獲が多い（図 5）。本系群で、我が国の漁船が漁獲するタチウオの漁獲量は 2010 年以降、概ね 2,000 トン未満で推移してきた。2016 年に最低値である 1,200 トンを記録してからは増加傾向を示し、2021 年には 2009 年以降の最高値となる 3,258 トンとなったが、2022 年には大きく減少して 1,997 トンとなった。

韓国による漁獲量は、1983 年には 15 万トン以上であったが、1991 年には 10 万トンを下回り、2005 年には 6.0 万トンとなった（図 6、表 1）。以降は漸増し、2009 年に 8.5 万トンまで回復したが、再び減少に転じ、2012 年には 3.3 万トンとなった。2016 年に過去最低値の 3.2 万トンを示して以降は増加傾向にあり、2020 年には 2010 年以降の最高値となる 6.6 万トンを示したが、2022 年にはやや減少し、5.4 万トンであった。

過去に東シナ海域で集計された中国の漁獲データ（1956～2000 年）によると、1950 年代に 20 万トン以下であったタチウオ漁獲量は年々増加し 1990 年代には 50 万トンを超え、2000 年には 91 万トンの漁獲量となっている（程ほか 2006）。中国全体のタチウオ漁獲量は、1995 年に年間 100 万トンを超え、カタクチイワシ、サバ類、サワラ類などを上回る極めて高い漁獲量を記録していた。近年はやや減少傾向で、2018 年以降 100 万トンを下回っており、2021 年の漁獲量は 91 万トンであった（図 6、表 1）。2021 年の中国漁業年鑑によると、2021 年の本種の漁獲量のうち、主に東シナ海で漁獲を行っている上海市、江蘇省、浙江省および福建省のタチウオ漁獲量はそれぞれ 56 トン、4.5 万トン、36.8 万トンおよび 13. 0 万トンであった。これら各省の漁獲を合わせると、中国全体のタチウオ漁獲量のおよそ 60%を占める。また中国による VMS データの解析結果（Zeng et al. 2016）によると上記以外の省に所属する漁船（遼寧省、山東省など）も東シナ海での漁業を行っていることから、近年中国が東シナ海で漁獲したタチウオは 60～70 万トン程度であるものと推定される。

（3）漁獲努力量

以西底びき（2 そうびき）のタチウオに対する有効漁獲努力量は 1964 年には 91 万網以上あったが、年々減少し 2000 年には 1.2 万網となった（図 7、8、補足資料 2）。2000 年以降も緩やかに減少しており、近年は 1 万網以下で推移している。なお、2020 年はコロナ禍の影響もあり、3,712 網まで減少した。2022 年には 6,229 網まで回復したものの、2019 年以前と比較して低い水準に留まっている。

対馬海峡～日本海南西海域（以下、「日本海南西海域」という）で操業する沖底（2 そうびき、浜田以西）のタチウオに対する有効努力量も、1986 年以降、年による変動はあるものの概ね漸減傾向にあり、2022 年は 1 万網であった（図 9、10、補足資料 2）。ただし、タチウオの全漁獲量のうち、底びき網漁業による漁獲割合は低くなっている。

なお、本資源全体の漁獲はほぼ中国によるものであるが、中国の漁獲努力量の評価は現時点では困難である。

4. 資源の状態

（1）資源評価の方法

補足資料 1 に資源評価の流れを示す。現在我が国のタチウオに対する主要な漁業は、ひき縄釣り漁業、釣り漁業、大中型まき網漁業であるが、これらの漁業の長期的な統計資料は整備されていない。そこで、1958 年以降の統計資料が整備されている以西底びき（2 そうびき）の統計値、1986 年以降、東シナ海で実施している着底トロール調査（東シナ海底魚資源分布生態調査および底魚類現存量調査（東シナ海））の 1 網あたりの漁獲量データ（CPUE）から、VAST モデル（Vector Autoregressive Spatio-Temporal model）（Thorson and Barnett 2017）を用いて東シナ海海域の資源量指数（AI_{VAST}）を推定し、水準の判断に用いた。さらに、1966 年以降の沖底（2 そうびき、浜田以西）の統計値から同モデルを用いて日本海南西海域の資源量指数（AI_{VAST}）を推定し、同海域の水準判断に用いた。資源の動向では上記で推定した両海域の資源量指数（AI_{VAST}）と、2012 年以降で利用可能な大中型まき網漁業の CPUE（kg/網）の相乗平均を資源量指標値とし、動向判断に用いた。この資源量指標値は以下の式によって算出される。

$$資源量指標値_y = \sqrt[3]{AI_{VAST_東シナ海_y} \times AI_{VAST_日本海南西_y} \times CPUE_{大中型まき網_y}}$$

ここで AI は VAST モデルによって推定された y 年における各海域の資源量指数

なお、令和 4（2022）年度までの資源評価（井関ほか 2023）においては、東シナ海および日本海南西海域の資源量指数として、MARSS モデル（Multivariate Auto-Regressive State-Space model）（Zhu et al. 2017、Zhu et al. 2018）により推定した値（AI_{MARSS}）を用いたが、参照したデータの違いも含め、従来法を適用した場合の各結果および現行法との比較については、補足資料 3 に示した。

（2）資源量指標値の推移

以西底びき（2 そうびき）の資源密度指数および東シナ海の資源量指数は 1970 年以降、

大幅に減少し、2000 年代に入ってからは一貫して低い水準にあるものの、2014 年以降の資源量指数は年単位の増減を繰り返しながらも漸増傾向を示している（図 7、8、11、12、補足資料 2）。同様に、日本海南西海域で操業する沖底（2 そうびき、浜田以西）の資源密度指数および資源量指数は 1968 年に急減した後、1970 年代半ばには高い値を示したものの、1970 年代後半に再び急減した。以降は長期的な漸減傾向にあり、2002 年以降は概ね低い水準にある（図 9、10、13、14、補足資料 2）。

大中型まき網の CPUE は年による増減が大きいものの、2012 年以降の期間全体では増加傾向にある。2021 年には最高値となる 158（kg/網）を記録したが、2022 年には 96（kg/網）まで急減した（図 15）。以西底びき（2 そうびき）の標本区 246、247、248 区の CPUE をみると、1995 年以前は 5～20 kg/網で変動していたが、以降急減し、2002 年以降は 2 kg/網未満で推移している（図 16）。

（3）漁獲物の年齢組成

以西底びき（2 そうびき）の銘柄組成（図 17）では 1990 年代になってから小銘柄（肛門前長 27～30 cm）が急速に減少し、かわって芝銘柄（肛門前長 27 cm 未満）が急増した。特に 1998 年は全体の 95%が芝銘柄であった。2000 年頃漁場が大陸棚縁辺域へ大きく移動したが、同時に中型、大型銘柄の割合が増加している。ただし、近年の中型、大型銘柄の割合の増加は、本資源の年齢構成が高齢へとシフトしたのではなく、漁場が大陸棚縁辺域に移動してより大型の個体を選択的に漁獲しているためと推定される。

主に東シナ海の大陸棚で中国が漁獲しているタチウオは、1960 年代初頭には漁獲物の平均肛門前長が 26 cm を越えていたものの、年々小型化し 1990 年代後半では平均肛門前長 22 cm 以下で、当歳魚および 1 歳魚が主漁獲対象であったとされる（徐ほか 2003a）。2000 年以降も若齢魚が漁獲主体となっている（凌ほか 2008）。

（4）資源の水準・動向

以西底びき（2 そうびき）および調査船調査データを用いて VAST モデルにより推定した東シナ海における本種の資源量指数は、2000 年代以降は低い値で推移しているが、2014 年以降は、年単位の増減を繰り返しながらも漸増傾向を示している。一方、沖底（2 そうびき、浜田以西）をもとに推定した日本海南西海域の資源量指数も、2002 年以降は概ね低い値で推移しており、全体として漸減傾向にあるものの 2008 年には一時的な急増が確認された。これらの資源量指数（AI_{VAST}）（各年の資源量指数を全解析期間の平均値で規格化した値）で、東シナ海では過去 64 年間（1959～2022 年）、日本海南西海域では過去 57 年間（1966～2022 年）での最高値と最低値の間を三等分し、水準区分の境界値とした。その結果、高位と中位、中位と低位の各境界値は東シナ海で 1.78 および 0.94、日本海南西海域で 1.99 および 1.05 となった。いずれの海域においても、近年の資源量指数は一貫して低位にあり、2022 年では東シナ海で 0.31、日本海南西海域で 0.29 であった（図 12、14）。従って、本系群の資源水準は低位と判断した。

直近 5 年間（2018～2022 年）の動向は指標によって異なり、東シナ海および日本海南西海域の資源量指数ではいずれも漸増している一方、近年の主漁法の一つである大中型まき網の CPUE は減少していた。これらの相乗平均から算出した資源量指標値では、期間の初

め（2018 年）と終わり（2022 年）の値を比べれば微増しているが、短期間で増減しており、2022 年には、期間内の最高値であった前年から大きく減少している（図 12、14、15、18）。また、標本区である 246、247、248 区の CPUE および調査船調査による現存量推定値も、低い水準のまま推移しており、回復の兆しは見られない（図 16、19）。これらを勘案し、本系群の資源動向を横ばいと判断した。

本系群全体の水準や動向をより高い精度で推定するためには、中国による正確な漁獲量と漁獲努力量を把握する必要があるが、現在のところ詳細な統計情報がなく、現状では困難な状況にある。ただし、中国が漁獲している東シナ海産タチウオの体長が経年的に小型化していること、また夏季に行った禁漁措置によりタチウオの漁獲が速やかに回復したことが報告されているため（徐ほか 2003a、b）、本資源に過度の漁獲圧がかかっている状態であることが推察される。また、韓国海域では、1970 年代から 1990 年代にかけてタチウオ資源に高い漁獲圧がかかり、資源が減少したと報告されている（Park et al. 2001）。韓国の漁獲量は 2016 年には過去最低値の 3.2 万トンを記録した後はやや回復し、2020 年には 2010 年以降の最高値となる 6.6 万トンを示したが、2022 年には 5.4 万トンまで減少した。

5. 2024 年 ABC の算定

（1）資源評価のまとめ

本系群の資源水準は低位、動向は横ばいである。隣接する韓国 EEZ の漁獲量も 2016 年までは著しい減少傾向にあった。我が国による近年の主漁法である大中型まき網、ひき縄釣り、釣り等、底びき網（以西および沖底）以外の漁業による合計漁獲量および韓国の漁獲量は、2016 年に過去最低値を記録して以降、増加傾向で推移し、2021 年には 2000 年代半ばと同水準となったが、2022 年には急減しており、安定した増加基調となるかは不明である。これらのことから、我が国周辺水域に加入した資源を持続的に利用していくためには、予防的な措置として漁獲量を現状より引き下げ、我が国周辺海域で再生産を行う産卵親魚を確保することが重要である。一方、我が国による漁獲が本系群全体に占める割合は極めて低く、資源の回復と持続的な利用のためには、中国や韓国も含めた国際的な取り組みが強く求められる。現在、関係国それぞれの漁獲データ等の情報共有は進んでいないが、本資源に対する問題意識を共有し、早急な対策を講じていく必要がある。

（2）ABC の算定

現状の資源水準および資源量指標値の動向に合わせて漁獲を抑制し、我が国周辺に来遊した資源および産卵親魚を適切に管理することを管理方策とした。令和 5 年度 ABC 算定のための基本規則 2-1）に従い 2024 年 ABC を算定した。計算には以下の式を用いた。

$$\mathrm{ABClimit} = \delta_1 \times \mathrm{Cave} \times \gamma_1$$
$$\mathrm{ABCtarget} = \mathrm{ABClimit} \times \alpha$$
$$\gamma_1 = (1 + k\,(b / I))$$

ここで、Cave は直近 3 年間（2020～2022 年）の我が国漁業の平均漁獲量で 2,537 トンである。資源量指標値が長期的に減少し、低い水準で推移していること、我が国周辺で再生

産および生活史を完結させる資源を適切に管理する必要性があることを考慮して、δ_1 には、低水準で Cave を用いたときの推奨値である 0.7 を用いた。k は重みで標準値の 1、b、I は直近 3 年間（2020～2022 年）の資源量指標値の傾き（0.217）と平均（2.129）であり、γ_1 は 1.102 と算出される。

管理基準	Target/ Limit	2024 年 ABC（百トン）	漁獲割合（%）	F 値
0.7･Cave3-yr･1.10	Target	15.7	－	－
	Limit	19.6	－	－

Limit は、管理基準の下で許容される最大レベルの漁獲量である。Target は、資源変動の可能性やデータ誤差に起因する評価の不確実性を考慮し、管理基準の下でより安定的な資源の維持が期待される漁獲量である。ABCtarget＝α ABClimit とし、係数 α には標準値 0. 8 を用いた。管理基準の γ_1（1.10）は小数点以下 3 桁目を四捨五入した値である。

（3）ABC の再評価

昨年度評価以降追加されたデータセット	修正･更新された数値
2021 年漁獲量確定値 2022 年漁獲量暫定値	2021 年漁獲量の確定 2022 年の漁獲量
東シナ海の資源量指数 日本海南西海域の資源量指数 大中型まき網漁業の CPUE	1959～2022 年の資源量指数（AI_{VAST}） 1966～2022 年の資源量指数（AI_{VAST}） 2012～2022 年の CPUE

評価対象年（当初･再評価）	管理基準	F 値	資源量	ABClimit（百トン）	ABCtarget（百トン）	漁獲量（百トン）
2022 年（当初）	0.7･Cave3-yr･0.93	－	－	13.2	10.6	
2022 年（2022 年再評価）	0.7･Cave3-yr･0.85	－	－	12.2	9.8	
2022 年（2023 年再評価）	0.7･Cave3-yr･0.95	－	－	13.6	10.9	20※
2023 年（当初）	0.7･Cave3-yr･1.19	－	－	20.4	16.3	
2023 年（2023 年再評価）	0.7･Cave3-yr･1.31	－	－	22.4	18.0	

※漁獲量は我が国漁業のみの値。

2023 年再評価では、2021 年漁獲量が暫定値から確定値に修正されたほか、資源量指標値の算出に用いた資源量指数を VAST モデルによる値（AI_{VAST}）に変更したため、2022 年（2023 年再評価）および 2023 年（2023 年再評価）で γ_1 の値が変更された。MARSS モデルによる資源量指数（AI_{MARSS}）を用いた、従来の資源量指標値をもとに算出した γ_1 は 2022 年（2023 年再評価）が 0.85、2023 年（2023 年再評価）が 1.18 で、ABClimit および ABCtarget は、2022 年（2023 年再評価）が 12.2 百トンと 9.7 百トン、2023 年（2023 年再評価）が 20.2 百

トンと 16.2 百トンであった。

6. ABC 以外の管理方策の提言

本資源評価の結果、タチウオ日本海・東シナ海系群が、引き続き低い資源水準にあることは明らかである。本資源全体に対する強い漁獲圧の大部分は外国の漁業によるものであり、資源を回復させるためには我が国漁業による漁獲量を制限するのみならず、関係各国との連携により東シナ海全域での漁獲圧を引き下げていく必要がある。このことに対し、中国の第 13 期 5 カ年計画（2016～2020 年）では、漁業生産量の抑制方針を打ち出しており、続く第 14 期 5 カ年計画（2021～2025 年）においても、その方針は継続されている。近年、中国における本種の漁獲量が連続的に減少しているのはこの政策による影響である可能性もある（図 6、表 1）。

一方、本系群全体に占める割合は低いものの、我が国による近年の主漁法である大中型まき網、ひき縄釣り、釣り等の、底びき網（以西および沖底）以外の漁業による合計漁獲量および韓国の漁獲量は、2016 年に過去最低値を記録して以降、増加傾向を示し、2021 年には 2000 年代半ばと同水準となったが、2022 年には急減した（図 4、表 1）。このように、系群全体としての資源水準が長期的に低水準と判断される一方、上述の漁業が対象とする東シナ海東部および我が国沿岸域では、資源回復の兆しが見られつつある。

このため、長期的なモニタリングが可能な指標をもとに、主分布域とされる東シナ海の広範な海域も対象とした資源全体の水準判断を継続する一方で、我が国漁業による近年の主漁場における資源状況を適切に把握し、慎重かつ効率的に利用していく方策を検討することも重要である。

7. 引用文献

呉　永平・多部田修 (1995) 東シナ海産タチウオ *Trichiurus japonicus* の生物学特性に関する研究. 東海・黄海底魚資源管理調査委託事業報告書, 28-77.

花渕靖子 (1989) 対馬近海産タチウオの年齢と成長. 西海区水産研究所研究報告, **6**, 37-57.

林　清志 (1990) 富山湾に出現する魚卵及び仔稚魚の季節変化と鉛直分布. 富山県水産試験場研究報告, **2**, 1-17.

一丸俊雄･品田祐輔 (2010) 五島沿岸域および橘湾におけるタチウオ *Trichiurus japonicus* の資源生態学的特性. 長崎県水産試験場研究報告, **36**, 1-10.

井関智明・青沼佳方・五味伸太郎・増渕隆仁(2023) 令和 4 (2022) 年度タチウオ日本海西・東シナ海系群の資源評価. FRA-SA2022-RC02-07, 令和 4 年度我が国周辺水域の漁業資源評価, 水産庁・水産研究･教育機構, 東京, 26pp. https://abchan.fra.go.jp/wpt/ wp-content/uploads/2023/06/details_2022_57.pdf

石川県水産試験場 (1983) 日本海中部沿岸域におけるタチウオ資源の管理技術開発総合研究. 昭和 57 年度研究開発促進事業　地域性重要水産資源管理技術開発総合研究報告書, 1-65.

徐　漢祥・劉　子藩・周　永東 (2003a) 東シナ海のタチウオの産卵と加入特性の変動. 浙江海洋学院学報, 35-41. (和訳版)

徐　漢祥・劉　子藩・周　永東 (2003b) 東シナ海区タチウオの漁獲割当の初歩的研究. 浙江海洋学院学報, 1-6. (和訳版)

三栖　寛 (1959) 東海･黄海産タチウオ資源の研究　第二報　成熟と産卵について. 西海区水産研究所研究報告, **16**, 22-33.

三栖　寛 (1964) 東シナ海・黄海産タチウオの漁業生物学的研究. 西海水研報, **32**, 1-57.

密　崇道・山田梅芳・兪　連福・堀川博史・時村宗春 (1999) タチウオ. 「東シナ海・黄海産主要資源の生物・生態特性」堀川博史・鄭　元甲・孟　田湘編, 西海区水産研究所, 長崎, 503 pp.

宗清正廣・桑原昭彦 (1984) 若狭湾西部におけるタチウオの産卵期と性比. 日水誌, **50**, 1279-1284.

宗清正廣・桑原昭彦 (1988a) 若狭湾西部におけるタチウオの年齢と成長. 日水誌, **54**, 1305-1313.

宗清正廣・桑原昭彦 (1988b) 若狭湾西部におけるタチウオの成熟と産卵. 日水誌, **54**, 1315-1320.

新野洋平・柴田淳也・冨山　毅・坂井陽一・橋本博明 (2017) 瀬戸内海中央部燧灘周辺におけるタチウオ *Trichiurus japonicus* の食性. 日水誌, **83**, 34-40.

沖山宗雄 (1965) 佐渡海峡に出現する魚卵･稚仔に関する予察的研究. 日本海区水産研究所研究報告, **15**, 13-37.

Park, C. S., D. W. Lee and C. I. Zhang (2001) Population characteristics and biomass estimation of hairtail, *Trichiurus lepturus* Linnaeus in Korean waters. Bull. Natl. Fish. Res. Dev. Inst. Korea, **59**, 1-8.

凌　建忠・李　聖法・厳　利平・程　家驊 (2008) 基于 Beverton－Holt 模型的東海帯魚資源利用与管理. 応用生態学報, **19**, 178-182.

最首光三・最首とみ子 (1965) 東シナ海・黄海産底魚魚類における消化器官の 2・3 の形質の地理的変異と population の問題. 西海区水産研究所研究報告, **33**, 61-95.

阪本俊雄 (1975a) 紀伊水道産タチウオの年齢と成長. 日水誌, **42**, 1-11.

阪本俊雄 (1975b) 紀伊水道産におけるタチウオの生殖生態について. 栽培技研, **4**, 9-20.

鈴木　清･木村清志 (1980) 熊野灘におけるタチウオの資源生物学的研究. 三重大学水産学部研究報告, **7**, 173-192.

程　家驊・張　秋華・李　聖法・鄭　元甲・李　建生 (2006)「東黄海漁業資源利用」. 上海科学技術出版社, 上海, 327 pp.

Thorson, JT. and LAK. 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.

山田梅芳 (1964) 東シナ海・黄海におけるタチウオの体長別魚群の分布・回遊について. 西海区水産研究所研究報告, **32**, 137-157.

山田梅芳 (1971) 東シナ海に生息するタチウオの生殖生態の変化. 西海区水産研究所研究報告, **41**, 63-81.

山田梅芳・時村宗春・堀川博史・中坊徹次 (2007)「東シナ海・黄海の魚類誌」. 東海大学出版会, 東京, 1262 pp.

Zeng S., S. Jin, H. Zang, W. Fan and F. Tang (2016) Distribution of bottom trawling effort in the Yellow Sea and East China Sea. PLoS One 11: e0166640. Doi: 10.1371/journal. Pone. 0166640.

Zhu M., T. Yamakawa, M. Yoda, T. Yasuda, H. Kurota, S. Ohshimo and M. Fukuwaka (2017) Using a multivariate auto-regressive state-space (MARSS) to evaluate fishery resources abundance in the East China Sea, based on spatial distributional information. Fish. Sci., **83**, 437-451.

Zhu M., T. Yamakawa and T. Sakai (2018) Combined use of trawl fishery and research vessel survey data in a multivariate autoregressive state-space (MARSS) model to improve the accuracy of abundance index estimates. Fish. Sci., **84**, 437-451.

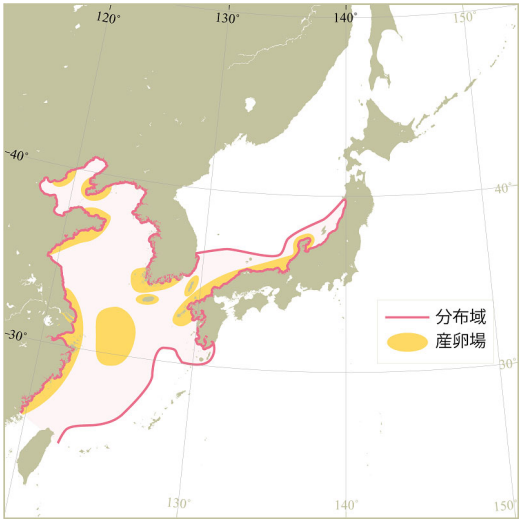


図 1.　タチウオの分布図　東シナ海中央部の産卵場は、我が国の調査船調査で卵の分布がみられた海域。産卵場は大陸棚上に広く分布すると推定される。

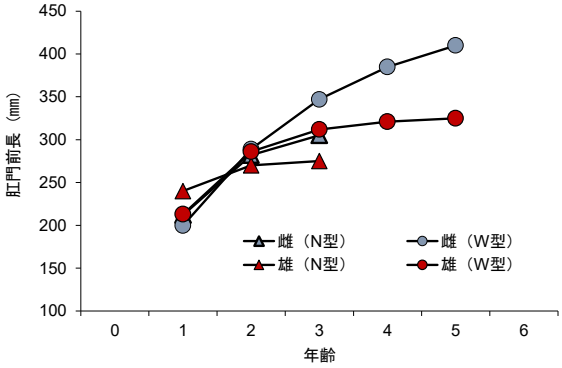


図 2.　タチウオの成長　N 型：第一輪の径が狭い群、秋季発生群。W 型：第一輪の径が広い群、春季発生群。

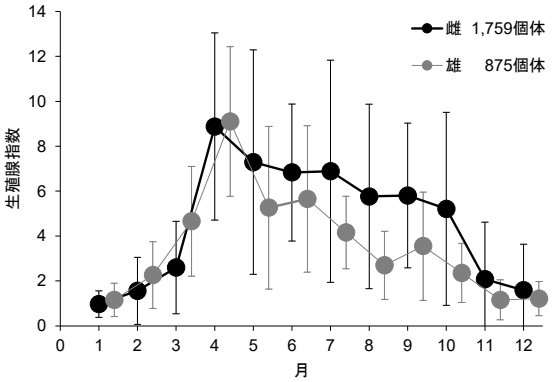


図 3.　五島周辺海域を含む長崎県沿岸で漁獲されたタチウオの月別生殖腺指数（2004 年 10 月～2007 年 4 月の標本）　バーは 95%信頼区間。

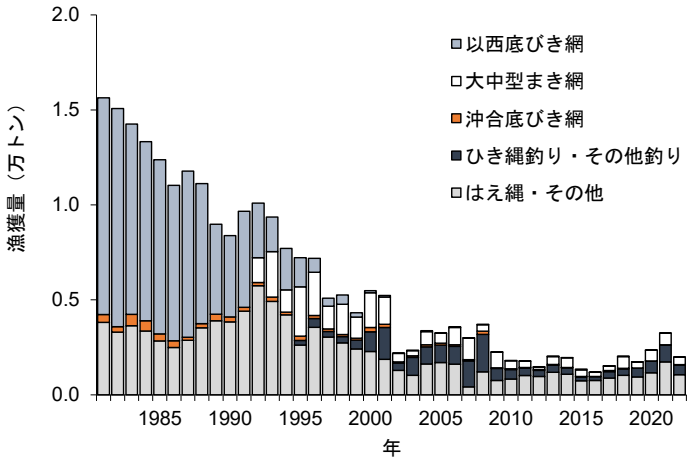


図 4.　我が国による漁業種別漁獲量

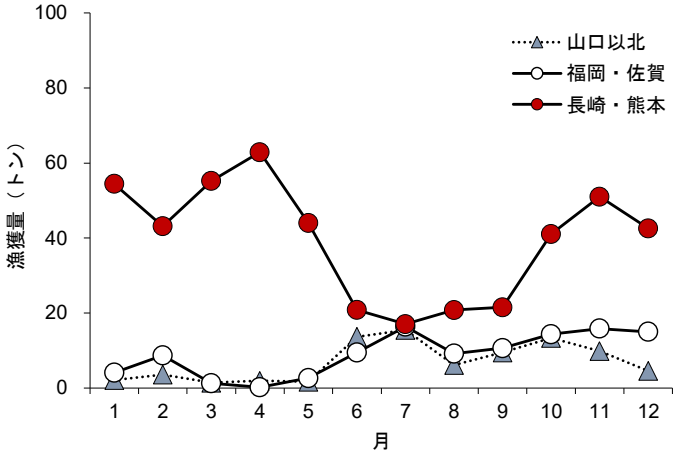


図 5.　月別地域別漁獲量（2022 年）

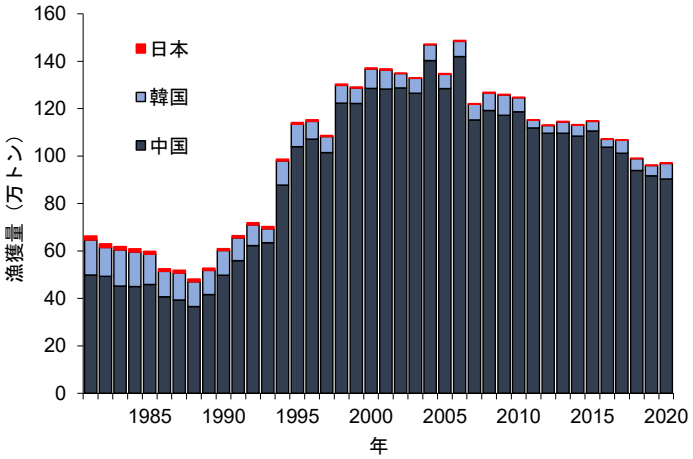


図 6.　日本、韓国、中国によるタチウオの漁獲量（東シナ海、南シナ海、黄海、渤海の合計）

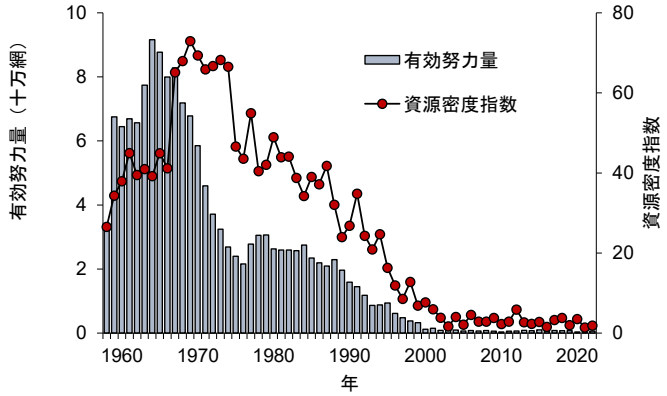


図 7.　以西底びき（2 そうびき）の有効努力量と資源密度指数（1958～2022 年）

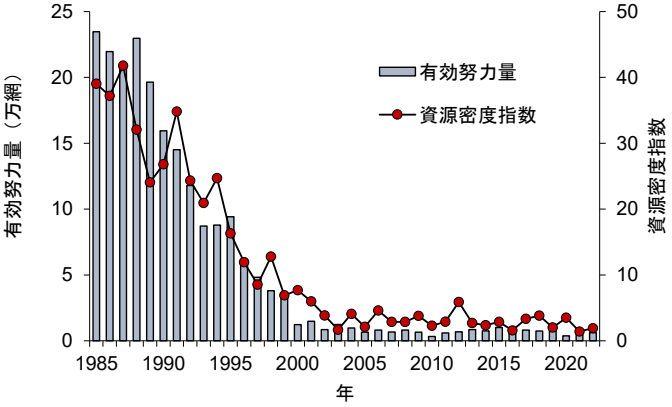


図 8.　以西底びき（2 そうびき）の有効努力量と資源密度指数（1985～2022 年）

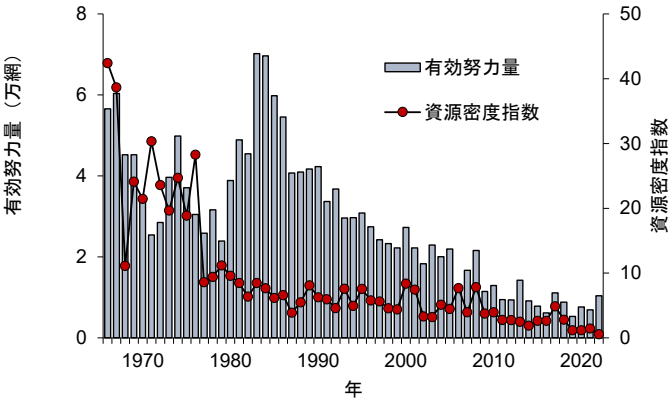


図 9.　沖底（2 そうびき、浜田以西）の有効努力量と資源密度指数（1966～2022 年）

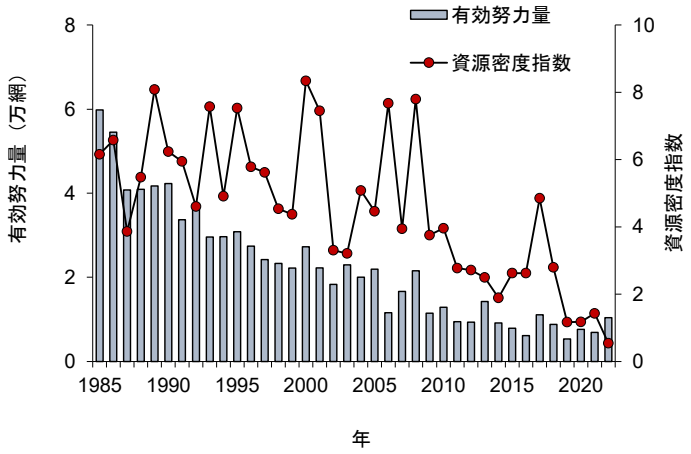


図 10.　沖底（2 そうびき、浜田以西）の有効努力量と資源密度指数（1985～2022 年）

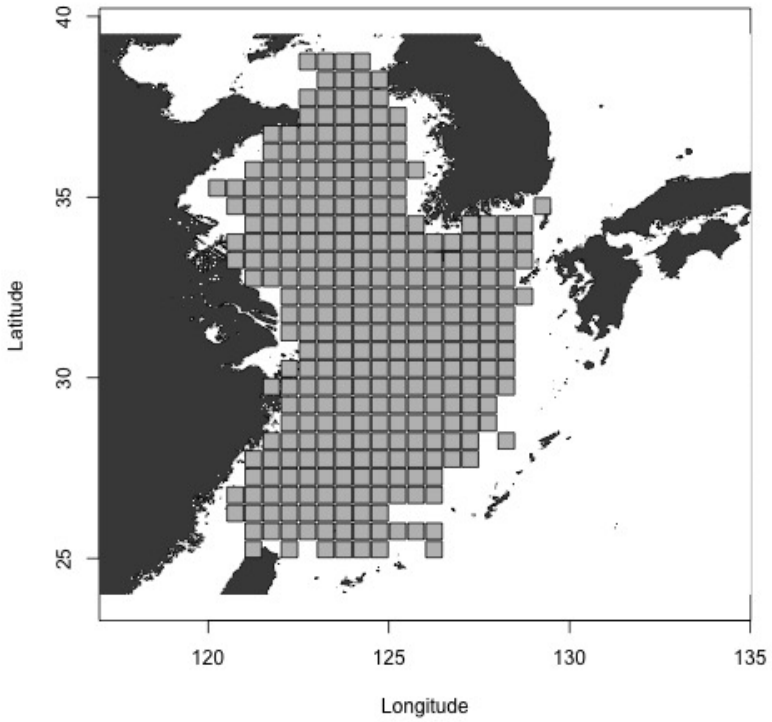


図 11.　東シナ海のタチウオ資源量指数解析に用いた漁区

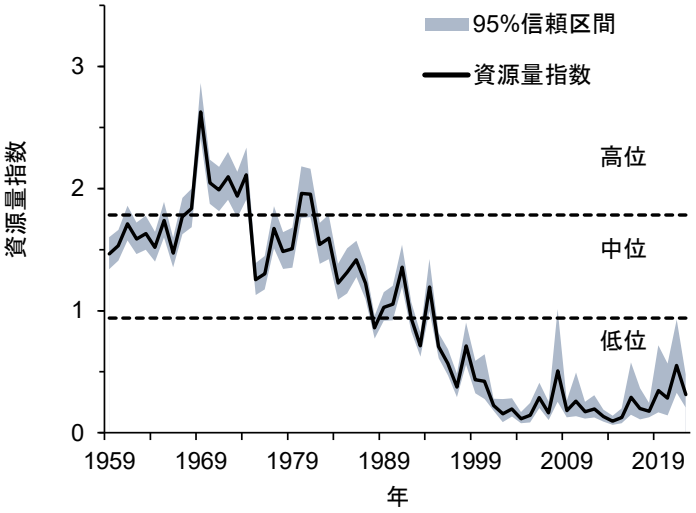


図 12.　東シナ海におけるタチウオの資源量指数（AI_{VAST}）の推移

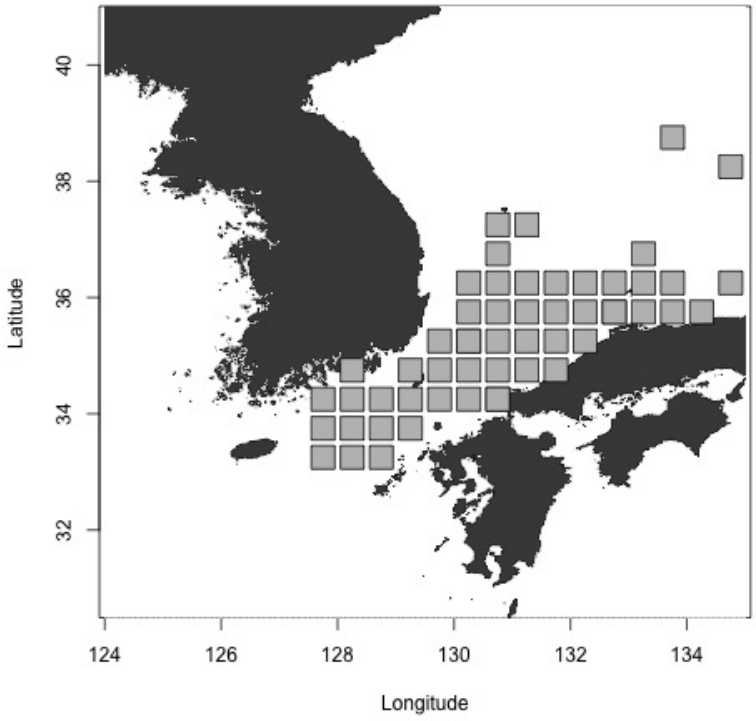


図 13.　対馬海峡～日本海南西海域のタチウオ資源量指数解析に用いた漁区

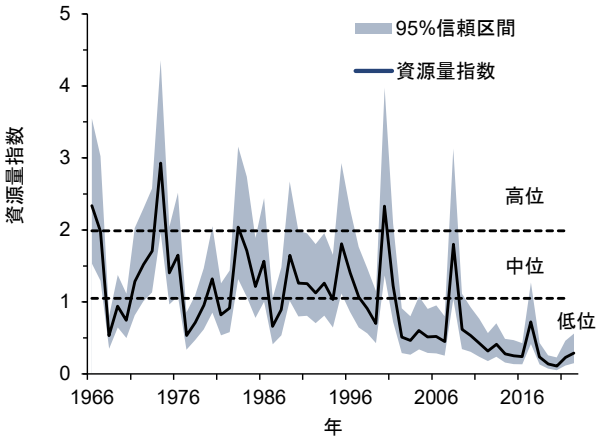


図 14.　対馬海峡～日本海南西海域におけるタチウオの資源量指数（AI_{VAST}）の推移

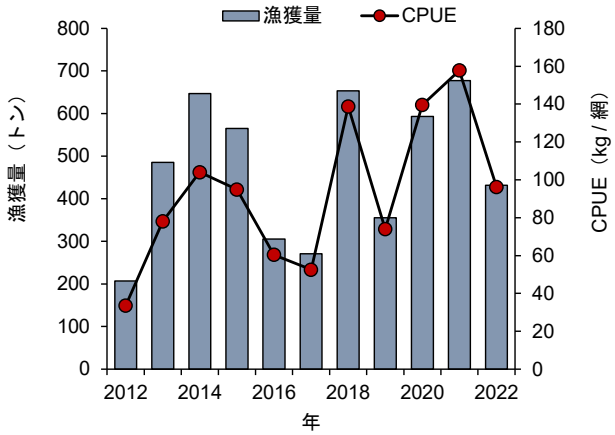


図 15.　大中型まき網のタチウオ漁獲量と CPUE

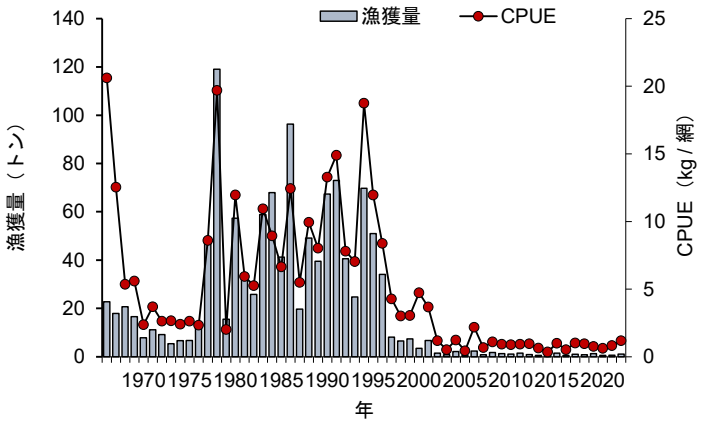


図 16.　農林漁区 246, 247, 248 区における以西底びき（2 そうびき）のタチウオ漁獲量と CPUE

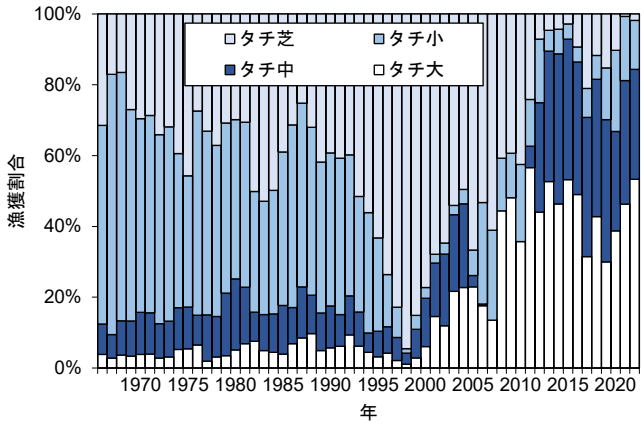


図 17.　以西底びき（2 そうびき）による銘柄組成の推移　2006～2010 年の中銘柄は統計値がゼロ。

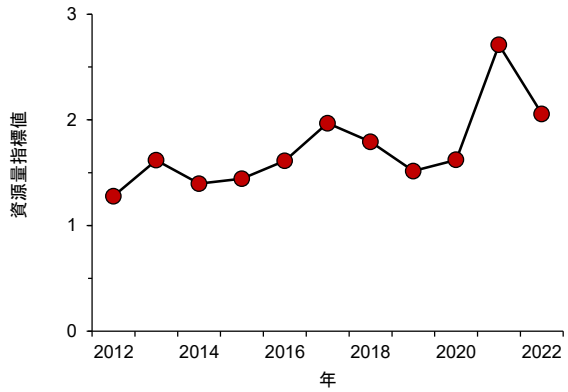


図 18.　資源量指標値（東シナ海・日本海南西海域の資源量指数（AI_{VAST}）、大中型まき網 CPUE の相乗平均）の推移

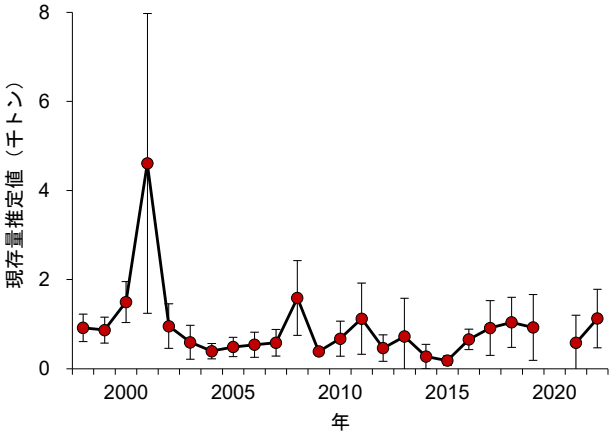


図 19.　東シナ海大陸棚上～大陸棚斜面域における調査船調査（夏季）によるタチウオ現存量推定値　バーは 95%信頼区間。2020 年度調査は未実施。

表 1.　タチウオ日本海・東シナ海系群の漁獲量（トン）

年	日本漁業種別					日本計	韓国	中国
	以西底びき	大中型まき網	沖底	ひき縄・一本釣り	はえ縄・その他			
1981	11,400		414	(302*)	3,818	15,934	147,677	499,012
1982	11,466		289	(211*)	3,309	15,275	121,960	493,373
1983	10,012		594	(185*)	3,644	14,435	152,633	451,772
1984	9,419		531	(259*)	3,369	13,578	145,413	450,030
1985	9,166		368	(177*)	2,844	12,555	127,606	458,723
1986	8,171		359	(233*)	2,496	11,259	107,561	406,403
1987	8,749		157	(242*)	2,874	12,022	113,426	393,606
1988	7,364		224	(258*)	3,530	11,376	104,304	365,730
1989	4,726		337	(217*)	3,909	9,189	102,399	416,202
1990	4,281		264	(105*)	3,840	8,490	103,970	497,733
1991	5,057		200	(101*)	4,407	9,765	95,662	559,358
1992	2,868	1,304	169	(99*)	5,745	10,185	87,316	622,243
1993	1,822	2,401	224	(278*)	4,919	9,644	58,035	635,315
1994	2,171	1,177	146	(264*)	4,212	7,970	101,052	878,144
1995	1,534	2,594	233	237*	2,624	7,222	94,596	1,039,684
1996	740	2,269	159	466*	3,555	7,189	74,461	1,071,914
1997	414	1,197	136	299*	3,043	5,089	67,170	1,014,598
1998	487	1,598	106	321*	2,742	5,254	74,851	1,223,360
1999	227	1,111	97	468*	2,418	4,321	64,434	1,222,454
2000	96	1,835	228	1,030*	2,289	5,478	81,050	1,285,469
2001	89	1,430	166	1,684*	1,866	5,235	79,898	1,282,698
2002	33	434	61	382*	1,300	2,210	60,172	1,287,798
2003	21	270	74	951	1,031	2,347	62,861	1,264,857
2004	39	700	102	909	1,625	3,375	66,291	1,402,926
2005	14	528	98	922	1,702	3,264	60,086	1,284,569
2006	38	909	89	935	1,613	3,584	63,793	1,420,137
2007	19	1,132	66	1,370	422	3,009	66,029	1,152,001
2008	23	208	170	1,973	1,334	3,708	72,312	1,192,721
2009	24	815	43	631	756	2,269	85,450	1,172,440
2010	8	418	58	487	840	1,811	59,242	1,186,841
2011	17	328	29	397	1,017	1,788	33,101	1,118,221
2012	40	126	27	327	937	1,457	32,526	1,096,694
2013	23	417	39	380	1,183	2,042	47,099	1,096,812
2014	18	509	19	331	1,094	1,971	46,853	1,084,184

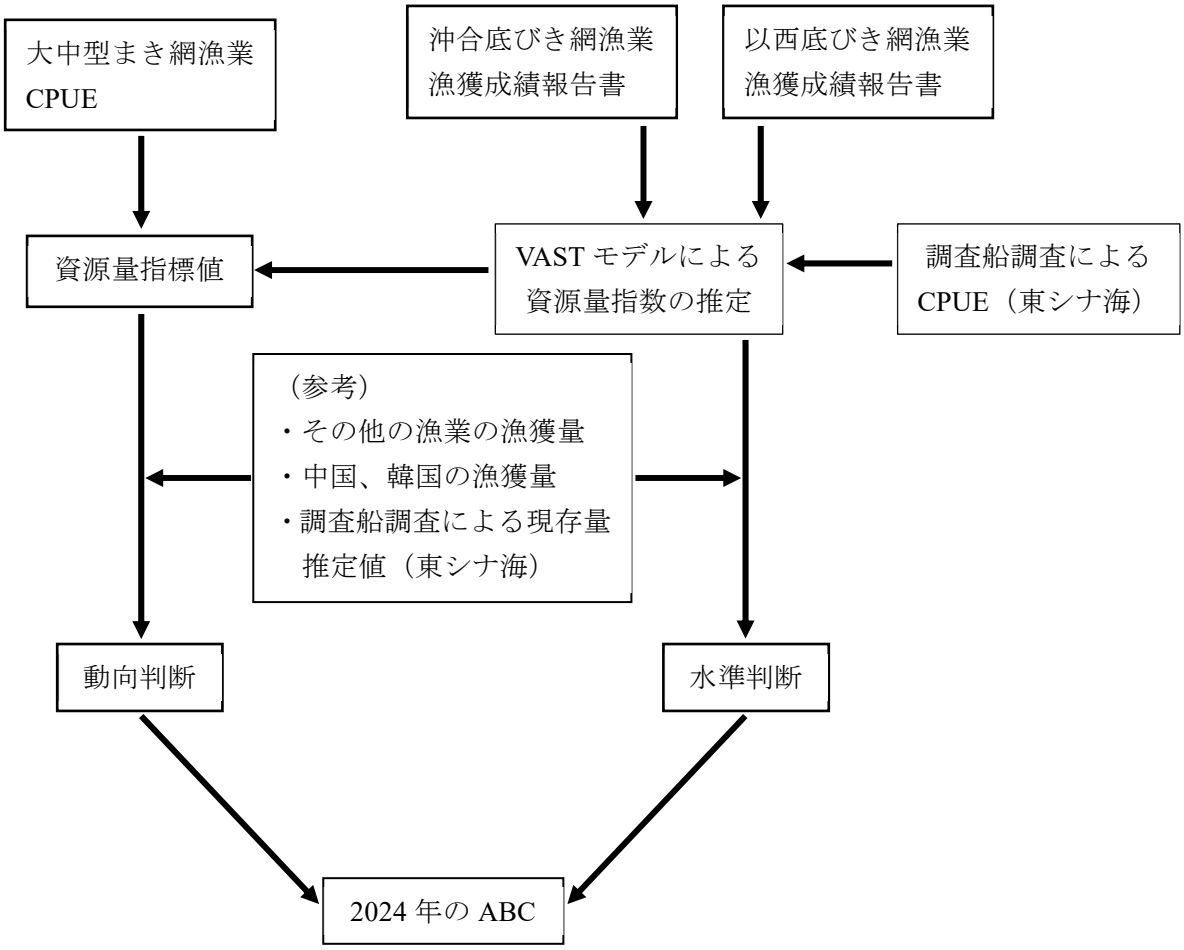
表 1.　タチウオ日本海・東シナ海系群の漁獲量（トン）（つづき）

年	日本漁業種別					日本計	韓国	中国
	以西底びき	大中型まき網	沖底	ひき縄・一本釣り	はえ縄・その他			
2015	29	345	23	214	740	1,351	41,094	1,105,713
2016	10	217	17	196	760	1,200	32,333	1,037,879
2017	27	223	56	333	894	1,533	54,481	1,012,329
2018	28	610	30	338	1,031	2,037	49,450	939,372
2019	15	320	7	452	954	1,748	43,479	916,693
2020	13	553	9	619	1,163	2,356	65,719	903,435
2021	6	617	12	883	1,740	3,258	63,055	914,469
2022	12	395	24	494	1,072	1,997	54,000	

以西底びきおよび沖底は 2 そうびき、1 そうびきの合計値。ひき縄釣り漁業について、2002 年以前は長崎県の集計値、かつ 1994 年以前は、はえ縄以外のその他の釣りによる漁獲量。中国の漁獲量は、東シナ海、南シナ海、黄海、渤海の合計値。

補足資料１　資源評価の流れ

使用したデータと資源評価の関係を以下に示す。



補足資料２　以西底びき網および沖合底びき網漁獲成績報告書を用いた有効努力量と資源密度指数の算出（定義）

以西底びき網および沖合底びき網漁獲成績報告書では、月別漁区（以西底びきでは 30 分、沖底では 10 分升目）別の漁獲量と曳網数が集計されている。これらより、月 i 漁区 j における CPUE（U）は次式で表される。

$$U_{i,j} = \frac{C_{i,j}}{X_{i,j}}$$

上式で C は漁獲量を、X は努力量（曳網数）をそれぞれ示す。

集計単位における資源量指数（P）は CPUE（U）の合計として、次式で表される。

$$P = \sum_{i=1}^{I} \sum_{j=1}^{J} U_{i,j}$$

集計単位における有効努力量（X’）と漁獲量（C）、資源量指数（P）の関係は次式で表される。

$$P = \frac{CJ}{X'} \quad \text{すなわち} \quad X' = \frac{CJ}{P}$$

上式で J は有漁漁区数であり、資源量指数（P）を有漁漁区数（J）で除したものが資源密度指数（D）である。

$$D = \frac{P}{J} = \frac{C}{X'}$$

なお、上記は、以西底びき網および沖合底びき網漁獲成績報告書の統計値を用いた有効努力量（X’）および資源密度指数（D）（図 7、8、9、10）の算出手順を示しており、上述の CPUE（U）および資源量指数（P）は、本文および図中で単に CPUE としたもの（図 15、16）、VAST モデルによって推定された（各海域の）資源量指数（AI_{VAST}）（図 12、14）とは異なる。

補足資料３　MARSS モデルによる資源量指数の推定および VAST モデルによる現行法での各結果との比較

令和 5（2023）年度資源評価では、VAST モデルにより算出した東シナ海および日本海の資源量指数（AI_{VAST}）を用いて資源水準を判断したほか、両海域の資源量指数（AI_{VAST}）と大中型まき網 CPUE の相乗平均で表わされる資源量指標値を、資源動向の判断および以降の ABC の計算に適用した。

一方、令和 4（2022 年度）までの資源評価（井関ほか 2023）では、上述の過程において MARSS モデル（Multivariate Auto-Regressive State-Space model）（Zhu et al. 2017、Zhu et al. 2018）により算出された資源量指数（AI_{MARSS} とする）を適用してきた。MARSS モデルおよび同モデルによる東シナ海の資源量指数（AI_{MARSS}）の算出過程については、令和 4（2022）年度タチウオ日本海・東シナ海系群の資源評価　補足資料：MARSS モデルを用いた資源量指数の推定. FRA-SA2022-RC02-208. 水産研究・教育機構 (2022)に詳述した。

なお、上記の AI_{VAST} および AI_{MARSS} の算出に際して、漁獲成績報告書から計算された漁区別 CPUE データの取り扱い、および対象とした調査船調査（東シナ海のみ）が若干異なるため、各年における両資源量指数の算出値や動向の違いは、参照データの違いの影響も含んだものである。以降では、本資源評価における資源量指数（AI_{VAST}）と令和 4（2022 年度）までの資源評価における資源量指数（AI_{MARSS}）を用いた場合の各結果を示すが、これらは単に解析手法（適用モデル）による計算結果の比較ではなく、資源評価としての従来法と現行法の比較であることに留意されたい。

各モデルにより推定した東シナ海の資源量指数（AI_{VAST} および AI_{MARSS}）と以西底びき（2 そうびき）の資源密度指数を補足図 3-1 に、日本海南西海域の資源量指数（AI_{VAST} および AI_{MARSS}）と沖底（2 そうびき、浜田以西）の資源密度指数を補足図 3-2 に示した。

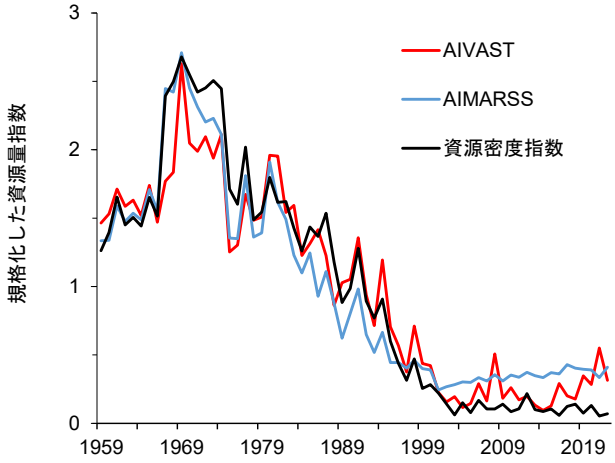
東シナ海における各指標は 1990 年代までは概ね同調した変動を示した。期間全体でみた場合、2000 年以降はいずれの指標も一貫して低値となっているが、同期間で三者を比較すると、AI_{MARSS} が一貫して高く、資源密度指数が一貫して低く、AI_{VAST} はその間でやや大きな変動を示していた。なお、AI_{VAST} および AI_{MARSS} では、直近 5 年間（2018～2022 年）の動向もやや異なり、MARSS ではほぼ横ばいであるのに対し、VAST では漸増傾向であった（補足図 3-1）。

一方、日本海南西海域においては、各指標は期間を通じて概ね同調した推移を示したが、解析期間の初期には、指標間で大きな差が見られ、特に AI_{VAST} の最高値は他の 2 指標と比して低く、最高値を示した年代も異なっていた。この点は、今後の水準判断に影響を及ぼす可能性もある（最高値が低いことで、水準幅が狭くなる）。また、1970 年代では概ね資源密度指数で高く、以降、2000 年代後半までは AI_{VAST}、AI_{MARSS}、資源密度指数の順に高かったが、近年はいずれの指標ともほぼ同様の低値にあり、直近 5 年間（2018～2022 年）では漸増傾向にあった（補足図 3-2）。

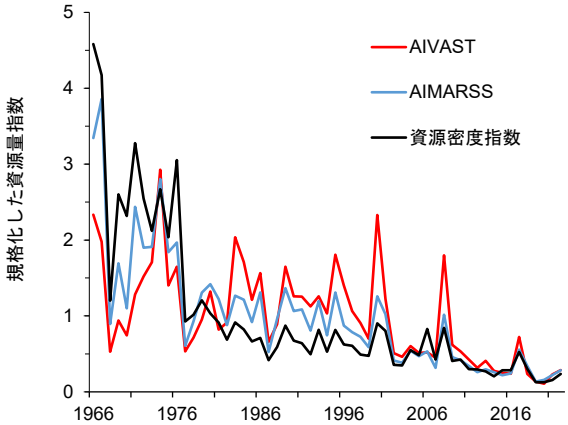
以上のように、AI_{VAST} および AI_{MARSS} は、両海域とも 2000 年代以降、ほぼ一貫して低水準にある点では共通しているものの、東シナ海では 2000 年代以降のトレンドや近年の動向、日本海南西海域では上述の最高値も含め、両指標値で、繰り返し表れる「山」の年代による相対的な多寡等にも違いが見られた。2000 年代以降の東シナ海における AI_{VAST} と

AI_{MARSS} の違いについては、両モデルにおける、調査船と漁船によるデータの重みづけの違いが影響している可能性もあるが、上述したような様々な差異について、その原因を明らかにすることは必ずしも容易ではない。両モデルによる結果の差異については、慎重に比較検討していく必要があるが、VAST モデルにはデータの取り扱いや作業性も含めたオペレーション上の利点もあり、参照データや諸条件を変えた様々な検討が可能であることから、適宜、修正等を加えながらも、資源の長期的なモニタリング指標として活用していくことは有用である。

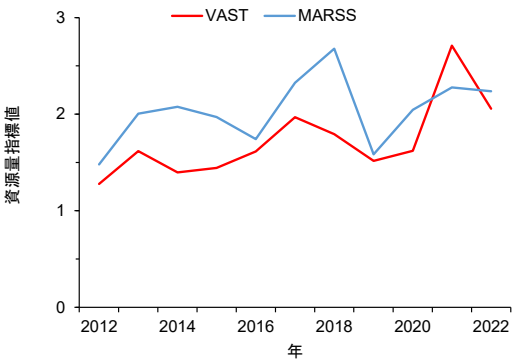
なお、各海域の資源量指数を用いて算出された資源量指標値から判断される資源動向もモデルにより異なり、VAST ではほぼ横ばい、MARSS では減少していたが（補足図 3-3）、2022 年の資源水準は、適用したモデルに関わらず低水準と判断されたため、算出される ABC には、大きな差はなかった（補足図 3-4）。



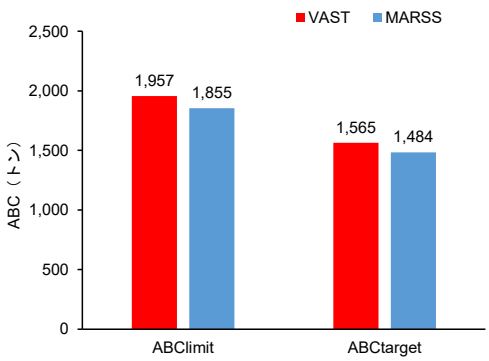
補足図 3-1.　VAST および MARSS モデルにより算出した、東シナ海における 1959 年以降の資源量指数および以西底びき（2 そうびき）の資源密度指数（いずれも 1959 年以降の平均値で規格化した値）の比較



補足図 3-2.　VAST および MARSS モデルにより算出した、日本海南西海域における 1966 年以降の資源量指数および沖底（2 そうびき、浜田以西）の資源密度指数（いずれも 1966 年以降の平均値で規格化した値）



補足図 3-3.　資源量指数に VAST および MARSS モデルによる算出値を適用した場合の資源量指標値の比較



補足図 3-4.　VAST および MARSS モデルによる資源量指標値をもとに算出した 2024 年 ABC の比較