

## 令和 5（2023）年度マダラ北海道日本海の資源評価

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（境 磨・千村昌之・千葉 悟・  
濱津友紀）

参画機関：北海道立総合研究機構中央水産試験場、北海道立総合研究機構稚内水産試験場

### 要 約

マダラ北海道日本海の資源状態について、平衡状態を仮定しない余剰生産モデル（プロダクションモデル）に基づき資源状態を評価した。沿岸漁業と沖合底びき網漁業（以下、「沖底」という）の漁獲量合計値と沖底の 100 トン以上のかけまわし船におけるマダラの標準化した 1 網当たり漁獲量（沖底標準化 CPUE）から、余剰生産モデルのパラメータを推定して 1985～2022 年漁期の資源量相対値の推移を求め、これを資源量指標値とした。

本資源の漁獲量は、1992 年漁期の 1.22 万トンピークに減少し、2000～2013 年漁期は 0.35 万～0.72 万トンで推移した。その後 2014 年漁期に一旦減少した後急増し、2018 年漁期以降は 1 万トン以上の漁獲が続いている。2022 年漁期は 1.32 万トンであった。直近 5 年間の漁獲量の平均値は 1.21 万トンであった。沖底標準化 CPUE も漁獲量と同様に 2017 年漁期以降急増し、2022 年漁期には 2016 年漁期までの平均の 16 倍に至り 1996 年漁期以降で最大となった。近年の漁獲量および沖底標準化 CPUE の増加について、資源の生産力が変化した可能性も考慮し、余剰生産モデルでは内的自然増加率に関するパラメータを 2017 年漁期前後で分割するモデルも検討した。また、余剰生産量曲線の形を定める形状パラメータの事前情報の違いも含めて 4 種類のモデルで資源解析を行い、その推定された資源量相対値の平均を資源量指標値として示した。資源量指標値は、2000 年代半ばまでは緩やかな減少傾向にあり、その後、低い水準にて横ばいで推移していたが、2014 年漁期に 1985 年漁期以降で最低水準まで減少した後急増した。直近 5 年間は増加傾向にあり、2022 年漁期は過去最高の 5.023 となった。1985～2022 年漁期の資源量指標値に累積正規分布をあてはめたところ、現状（2022 年漁期）は過去最大の資源量水準（100%水準）であると評価された。

本資料では、管理基準値や漁獲管理規則など、資源管理方針に関する検討会（ステークホルダー会合）の議論をふまえて最終化される項目については、研究機関会議において提案された値を暫定的に示した。

## 要 約 表

	資源量 水準	資源量 指標値	説 明
現状の値 (2022年漁期)	100%	5.023	資源量指標値に累積正規分布を 当てはめて得た水準

漁期年*	資源量指標値 (余剰生産モデルからの資源量推定値の相対値)**	漁獲量(万トン)
2018	2.443	1.16
2019	3.346	1.36
2020	3.295	1.07
2021	3.972	1.15
2022	5.023	1.32
平均		1.21

\* 漁期年（4月～翌年3月）での値。

\*\*平均を1とした相対値を示す。

## 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
漁獲量・漁獲努力量	北海道沖合底びき網漁業漁獲成績報告書(水産庁) 主要港漁業種類別水揚げ量(北海道)

## 2. 生態

### (1) 分布・回遊

マダラは北太平洋沿岸に広く生息する冷水性の魚種である。日本近海ではおもに北海道周辺海域に分布し、分布の南限は、太平洋側では茨城県、日本海側では島根県である（三島 1989）。北海道周辺における系群構造はよく分かっていないが、産卵場は北海道の沿岸域全体に散在し、各繁殖群の回遊範囲は限定されていると考えられている（服部 1994）。また、マダラの資源変動様式は、生息環境の違いから、北海道の太平洋、日本海、オホーツク海の海域間で異なることが想定される。本資源では、北海道日本海～サハリン西岸の沿岸および陸棚斜面域に分布するマダラを評価単位として扱う（図 2-1、三島 1989）。なお、サハリン西岸でも、その北方海域（ダッタン海湾）のマダラは脊椎骨数や年齢構成、分布密度の相違から本資源とは独立した地域集団であると考えられている（北海道機船漁業協同組合連合会 1978）。北海道日本海の北部と南部とでの漁獲物の年齢組成の違いから、本海域では浮遊期に分散した稚魚が北方から加入し、成熟、加齢とともに次第に南部海域の根に付くような生態を持っている可能性が指摘されている（星野 2010）。

### (2) 年齢・成長

北海道日本海のうち、稚内市周辺および礼文島沖～武蔵堆の海域（道北日本海）と、雄冬岬沖（道西日本海）において 11 月～翌年 3 月に沖合底びき網漁業（以下、「沖底」という）または沿岸漁業のうち刺網で漁獲されたマダラの年齢別平均尾叉長を図 2-2 に示した（星野ほか 2017）。本評価では 4 月 1 日を年齢の加齢日としており、図中の値は満年齢時の値に近い。道北日本海における年齢別平均尾叉長は、3 歳で 41 cm、4 歳で 51 cm、5 歳で 61 cm、6 歳で 65 cm、7 歳で 68 cm であり、道西日本海における年齢別平均尾叉長は、2 歳で 33 cm、3 歳で 53 cm、4 歳で 59 cm、5 歳で 65 cm、6 歳で 70 cm、7 歳で 74 cm である。

### (3) 成熟・産卵

産卵場は分布域全体に散在し、産卵親魚は沖合から沿岸へ移動して産卵を行う（水産庁研究部 1986、三島 1989）。北海道日本海における産卵期は 12 月～翌年 3 月下旬で、50% 成熟体長は雄が 50 cm、雌が 53 cm である（北海道区底曳資源研究集団 1960、三宅・中山 1987）。雌個体の毎年の産卵は 1 度の放卵によって完了する（桜井・吉田 1990）。

### (4) 被捕食関係

漂泳生活をしている幼稚魚期はおもにカイアシ類を、底生生活に入ってからはおもに魚類、甲殻類、頭足類および貝類を捕食している（北海道区底曳資源研究集団 1960、竹内

1961、三島 1989)。一方、捕食者は海獣類である (Goto and Shimazaki 1998、Goto et al. 2017)。

### 3. 漁業の状況

#### (1) 漁業の概要

北海道日本海において、マダラは沖底に加えて刺網、はえ縄、底建網などの沿岸漁業によって漁獲されている。ほぼ周年漁獲されるが、そのなかでも冬季～春季に漁獲量が多い。沖底の漁獲量は、小海区の稚内ノース場、利礼周辺、島周辺、雄冬沖において多く、沿岸漁業の漁獲量は宗谷管内と後志管内において多い (補足資料 4)。

#### (2) 漁獲量の推移

本資源の漁獲量集計範囲を沖底の中海区北海道日本海ならびに沿岸漁業の松前町松前～稚内市とした。本資源の漁獲量は、1992年漁期(1992年4月～1993年3月、以下同様)の1.22万トン进行ピークに減少し、2004～2010年漁期は0.35万～0.41万トンで推移した(図3-1、表3-1)。その後、2011、2012年漁期に増加したが、2013年漁期からは減少して2014年漁期には1985年漁期以降で最低の0.25万トンまで落ち込んだ。2015年漁期以降は再び増加に転じ、2019年漁期には1985年漁期以降で最大の1.36万トンに達した。2018年漁期以降、1万トン以上の漁獲が続いており、2022年漁期は1.32万トンであった。直近5年間(2018～2022年漁期)の漁獲量の平均値は1.21万トンであった。漁獲量全体に占める沖底漁獲量の割合は、1992年漁期以降低下して2005～2016年漁期は2～3割であったが、2017年漁期以降は4～5割である。

#### (3) 漁獲努力量

北海道周辺海域における沖底によるマダラの漁獲量と漁獲努力量の大部分を100トン以上のかけまわし船が占めているため(千村・船本 2011)、100トン以上の沖底かけまわし船によるマダラの有漁網数を漁獲努力量とした。有漁割合は、2022年漁期は99.7%(直近5年の平均も99.7%)であった。北海道日本海における漁獲努力量は、1985年漁期以降1999年漁期までは1.74万～2.09万網で推移したが、2000年代に入ってから減少傾向となり、2022年漁期には過去最少の0.33万網となった(図3-2、表3-2)。なお、本資源では沿岸漁業(刺網等)の漁獲努力量に関する情報は得られていない。

### 4. 資源の状態

#### (1) 資源評価の方法

資源評価では「令和5(2023)年度 漁獲管理規則およびABC算定のための基本指針(FRA-SA2023-ABCWG02-01)」(水産研究・教育機構 2023)での2系資源の管理規則で用いられる資源量水準の判定方法を参考に、過去の資源量指標値に累積正規分布を当てはめ、現状(2022年漁期)の資源量水準を評価した(補足資料1)。資源評価に用いる資源量指標値には、平衡状態を仮定しないPella-Tomlinson型余剰生産モデル(プロダクションモデル)であるSPiCT(連続時間における確率的な状態空間余剰生産モデル: Pedersen and Berg 2017)にて推定した資源量の相対値を用いた(補足資料1、2)。余剰生産モデルでの推定には1985～2022年漁期の漁獲量と、1996～2022年漁期の北海道日本海における100トン以上の沖

底かけまわし船による1網当たり漁獲量(CPUE、kg/網)を標準化したもの(以下、「沖底標準化CPUE」とする)を用いた(補足資料3)。沖底標準化CPUEの算出方法の詳細は別文書FRA-SA2023-SC09-801(境ほか2023a)に示した。使用した余剰生産モデルの概要およびパラメータ推定の詳細はFRA-SA2023-SC09-802(境ほか2023b)に示した。

## (2) 資源量指標値の推移

余剰生産モデルに用いた沖底標準化CPUEは、日別船別漁区別集計値に基づくため1996年漁期以降のデータになる(図4-1、表3-2)。1996~2022年漁期の平均を1として基準化した沖底標準化CPUEは、2016年漁期までは0.211~0.890で推移していたが、2017年漁期以降急増し、2019~2021年漁期には2016年漁期までの平均の7~8倍に、2022年漁期には更に増加して2016年漁期までの平均の16倍の6.503となった。これは1996年漁期からの標準化CPUEでは過去最大の値である。なお、2017年漁期以降の急増傾向は標準化処理をしていないCPUE(沖底の有漁CPUE)でも同様にみられる(図4-1、表3-2)。

余剰生産モデルでは複数のモデル設定で極めて類似した資源量相対値(平均を1として基準化した資源量)が推定された(図4-2、表4-1)。本評価報告書では、その相対値の平均値に基づき資源状態を評価した。本資源では2000年代までは1992年漁期に資源量のピークを迎えたのちは増減しながらも緩やかに減少を続け、2000年代中盤からは低い水準にて横ばいで推移していた。2010年代は、2014年漁期に過去最低水準まで減少した後は増加に転じ、2017年漁期以降は2016年漁期までの平均の1.7~8.5倍となった。直近5年間(2018~2022年漁期)の資源量は増加傾向にあると考えられる。2022年漁期の資源量指標値は過去最高の5.023であった。

余剰生産モデルでの推定結果からは、2022年漁期の資源量がMSYを実現する水準(Bmsy)を上回るか否かを断定することは現時点では困難と考えられた。これは2022年漁期の資源量のBmsyに対する位置関係が、余剰生産モデルの設定次第で異なるためである。2022年漁期の漁獲圧については、評価に用いた複数の余剰生産モデルのいずれでもMSYを実現する水準(Fmsy)よりも低い可能性が考えられるものの、その推定の不確実性が大きいことに注意が必要である。したがって、これらの情報は現段階では参考情報としての取り扱いに留めるべきと考えられた(補足資料2)。

本資源では、2014年頃から調査船調査や沖底、えびこぎ網漁業で2014年級とその前後の年級とみられる幼魚群の混獲情報が多く寄せられており(中央水産試験場・稚内水産試験場2023)、2014年前後に生まれた群の豊度は高いと考えられる。2014年漁期以降の資源量の増加は、これらの年級群の加入と成長を反映していると考えられる。これらの年級群は、後述する小樽港(図4-3)や稚内港(図4-4)の沖底漁獲物の銘柄別水揚げ量にみられるように、2017年漁期に尾叉長40~60cmに成長して本格的に漁獲加入し、2018年漁期以降は尾叉長50~70cmに成長することで、2017~2019年漁期の資源量の急増を引き起こしたと考えられる。なお、2000年代以降は同海域のスケトウダラ日本海北部系群を対象としたTAC管理を背景として漁獲努力量が大きく減少しており(図3-2、表3-2)、それに伴い積丹沖や武蔵碓などの沖合域での操業が少なくなっている(補足資料4)。

### (3) 資源量水準

本資源の資源量指標値（1985～2022年漁期）に累積正規分布をあてはめたところ、2022年漁期の資源量指標値は100%水準であると評価された（図4-2）。資源量指標値の年変動の大きさを示す指標AAV（Average Annual Value）は0.236であり、資源量指標値が平均で毎年23%程度上昇もしくは低下していた。

### (4) 漁獲物の銘柄組成

北海道では日本海側の沖底の主要水揚げ港である小樽港と稚内港において、漁獲物の銘柄別水揚げ量の情報が収集されている（中央水産試験場・稚内水産試験場2023）。両海域の銘柄別水揚げ量の年推移を北海道立総合研究機構の資源評価書からそれぞれ図4-3と図4-4に転載した。

小樽港では、多くの年で平均尾叉長が約80cmである3尾入（箱当たり3尾、以下同じ）と平均尾叉長が71cmである4尾入の銘柄が水揚げの主体となっているが、2017年漁期以降は尾叉長が50cm台後半～60cm台前半の6尾入の銘柄と、より小型の7尾入以上の銘柄の水揚げ量が大きく増加した。さらに、2018年漁期は尾叉長60cm台を中心とした5尾入の銘柄、2019年漁期以降はそれに加えて尾叉長が60cm台後半～70cm台の4尾入りの銘柄の水揚げ量が増えるなど、成長に伴う大型銘柄の水揚げ量の増加が見られる。小型の6尾入、7尾入以上の銘柄の水揚げ量は2017年漁期に急増した後、2020年漁期にやや減少したが、2021年漁期および2022年漁期は2019年漁期並みの水揚げ量が継続している。直近2022年漁期では1尾入～3尾入の大型銘柄の割合が過去最大となり、成長に伴う資源量増加を反映した銘柄組成となっていることが窺われる。

稚内港ではオホーツク海と北海道日本海の両方の沖底漁獲物が水揚げされるが、銘柄別水揚げ量は両海域で分けることができない。ただし、2005年漁期以降、稚内港では多くの年では北海道日本海からの水揚げが主体であり70%以上を占めている。2010、2016、2017年漁期はオホーツク海と北海道日本海からは同程度の水揚げであり、2019年漁期と2020年漁期は北海道日本海からの水揚げがそれぞれ66%と58%であった。2021年漁期および2022年漁期は70%を超えている（それぞれ76%および78%）。稚内港では、多くの年で尾叉長が60cm未満のM銘柄やそれより小型の銘柄が水揚げの大半を占める。水揚げ量が比較的多かった2011～2013年漁期は、水揚げの主体となる銘柄が年々大型化した。2017年漁期以降は、尾叉長が約40～60cmである6尾入や、それよりも小型のM、S、およびSS～4S銘柄の水揚げ量が急激に増加している。小樽港と同様に、2018年漁期以降はより大型の銘柄である3尾入りの銘柄についても水揚げ量が増加傾向にあるのに対し、小型銘柄の水揚げ量は減少傾向にある。

2017年漁期以降の漁獲量の増加は、年齢と成長の関係（図2-2）から、主に2014年級群およびその前後の年級群の加入によるものと考えられるが、上記の通り小型の銘柄も依然として水揚げされていることから、後続の年級群も継続して資源に加入しているものと考えられる。なお、石川県～青森県の本州日本海に分布する日本海系群では、当歳魚および1歳魚を対象とした調査船調査結果から、近年では2014、2017年級群の豊度が高いことが示唆されているが2018年級群以降の豊度は極めて低いとされており（佐久間ほか2023）、本資源との資源変動との関係は乏しいものと考えられる。

## 5. その他

余剰生産モデルによる資源解析結果から、現在の資源は増加傾向にあると考えられた。現在の増加した資源を持続的に利用していくには、増大した資源に過度な漁獲圧をかけずに親魚量を維持し、安定した加入量の確保につなげることが重要である。親魚量の維持には、特に未成魚が成熟するまで獲り残されることが望ましいと考えられる。

## 6. 引用文献

- 千村昌之・船本鉄一郎 (2011) 平成 22 年度マダラ北海道の資源評価. 平成 22 年度我が国周辺の漁業資源評価 第 2 分冊, 水産庁・水産総合研究センター, 857-877.
- 中央水産試験場・稚内水産試験場 (2023) マダラ日本海海域. 2023 年度北海道周辺海域における主要魚種の資源評価書. 北海道立総合研究機構水産研究本部, 82-98.
- Goto, Y. and K. Shimazaki (1998) Diet of Steller sea lions around the coast of Rausu, Hokkaido, Japan. *Biosphere Conservation*, **1**, 141-148.
- Goto, Y., A. Wada, N. Hoshino, T. Takashima, M. Mitsuhashi, K. Hattori, and O. Yamamura (2017) Diets of Steller sea lions off the coast of Hokkaido, Japan: An inter decadal and geographic comparison. *Mar. Ecol.*, **38**, e12477.
- 服部 努・桜井泰憲・島崎健二 (1992) マダラの耳石薄片法による年齢査定と成長様式. *日水誌*, **58**, 1203-1210.
- 服部 努 (1994) マダラの成長、成熟および繁殖生態に関する研究. 北海道大学博士号論文, 140 pp.
- 北海道区底曳資源研究集団 (1960) タラ. 「北海道中型機船底曳網漁業」, 北海道機船漁業協同組合連合会, 札幌, 63-64.
- 北海道機船漁業協同組合連合会 (1978) I 1956 (昭 31) 年における「ダッタン海湾漁場開発調査」一報告書の再録—「北海道沖合底びき網漁業, 北海道機船漁業協同組合連合会創立 25 周年記念出版」, 北海道機船漁業協同組合連合会 北海道底魚資源研究集団, 札幌, 37-70.
- 星野 昇 (2010) 北海道日本海におけるマダラの資源状態について. *北水試研報*, **78**, 41-49.
- 星野 昇・田中伸幸・本間隆之・鈴木祐太郎 (2017) 北海道周辺海域におけるマダラの年齢組成 (資料). *北水試研報*, **92**, 33-42.
- 三島清吉 (1989) 日本周辺におけるマダラ (*Gadus macrocephalus* TILESIIUS) の資源とその生物学的特性. *北太平洋漁業国際委員会研究報告*, **42**, 172-179.
- 三宅博哉・中山信之 (1987) 日本海武蔵堆海域におけるマダラの成熟体長と産卵期. *北水試月報*, **44**, 209-216.
- Pedersen, M. W., & Berg, C. W. (2017). A stochastic surplus production model in continuous time. *Fish and Fisheries*, **18**, 226-243. <https://doi.org/10.1111/faf.12174>
- 境 磨・千村昌之・千葉 悟・濱津友紀 (2023) 令和 5 (2023) 年度マダラ北海道日本海の資源評価 沖合底びき網漁業 (かけまわし漁法) の CPUE 標準化について. (FRA-SA2023-SC09-801)
- 境 磨・千村昌之・千葉 悟・濱津友紀 (2023) 令和 5 (2023) 年度マダラ北海道日本海の状態空間余剰生産モデルによる資源解析. (FRA-SA2023-SC09-802)

- 佐久間啓・藤原邦浩・八木佑太・吉川 茜・飯田真也・白川北斗 (2023) 令和 4 (2022) 年度マダラ日本海系群の資源評価. 令和 4 年度我が国周辺の漁業資源評価, 水産庁・水産研究・教育機構, 東京, 54 pp. [https://abchan.fra.go.jp/wpt/wp-content/uploads/2023/07/details\\_2022\\_35.pdf](https://abchan.fra.go.jp/wpt/wp-content/uploads/2023/07/details_2022_35.pdf))
- 桜井泰憲・吉田英雄 (1990) 我が国におけるマダラ資源とその生態. 水産技術と経営, 40-54. 水産研究・教育機構 (2023) 令和 5 (2023) 年度漁獲管理規則および ABC 算定のための基本指針. FRA-SA2023-ABCWG02-01, 水産研究・教育機構, 横浜, 23pp. [https://abchan.fra.go.jp/references\\_list/FRA-SA2023-ABCWG02-01.pdf](https://abchan.fra.go.jp/references_list/FRA-SA2023-ABCWG02-01.pdf)
- 水産庁研究部 (1986) 底びき網漁業資源, 234 pp.
- 竹内 勇 (1961) 北海道沿岸のタラ科魚類の餌料. 北水試月報, **18**, 329-336.
- Thorson, J. T. (2020). Predicting recruitment density dependence and intrinsic growth rate for all fishes worldwide using a data-integrated life-history model. *Fish and Fisheries*, **21**, 237-251. <https://doi.org/10.1111/FAF.12427>





図 2-1. 北海道日本海におけるマダラの分布

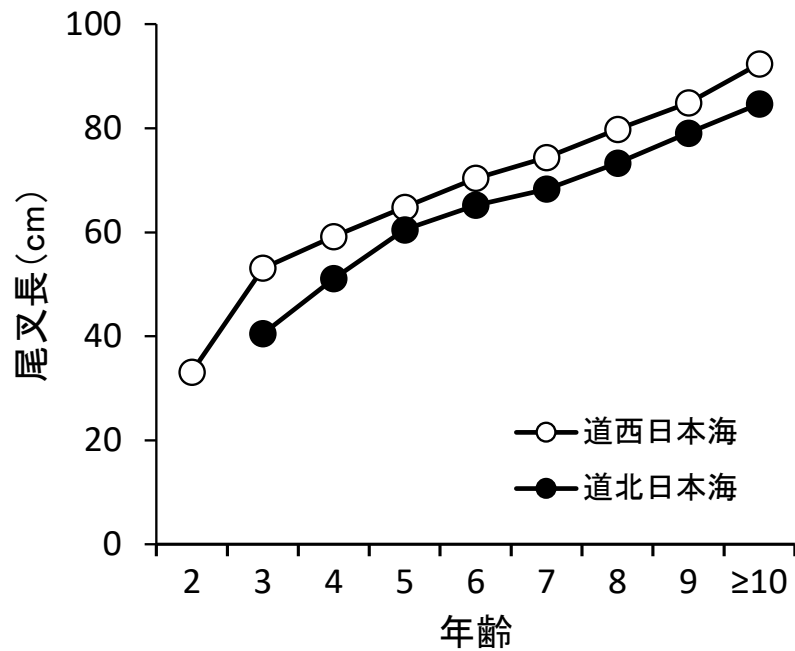


図 2-2. 北海道日本海におけるマダラの年齢と成長の関係図  
星野ほか (2017) より作図。

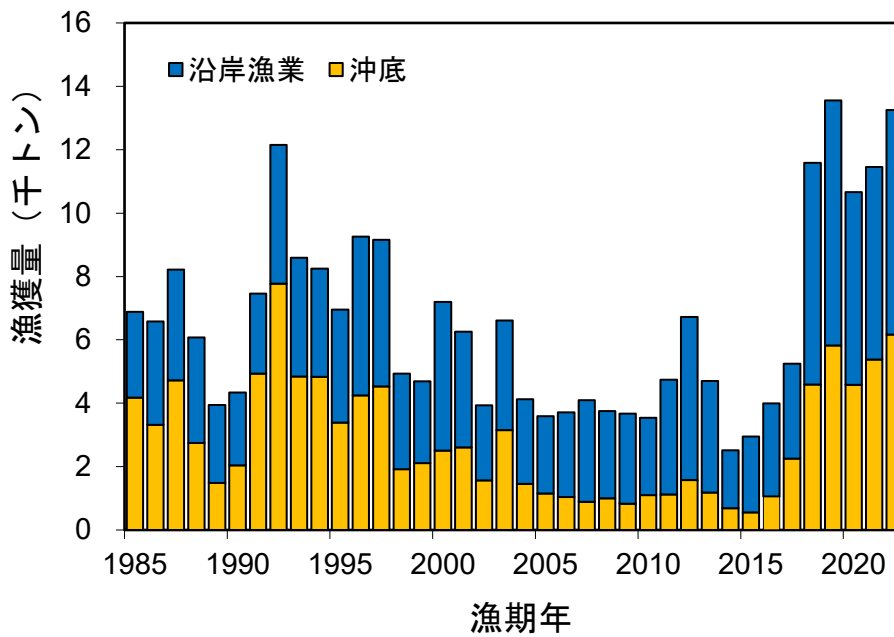


図 3-1. 北海道日本海におけるマダラの漁獲量  
漁期年は 4 月～翌年 3 月。

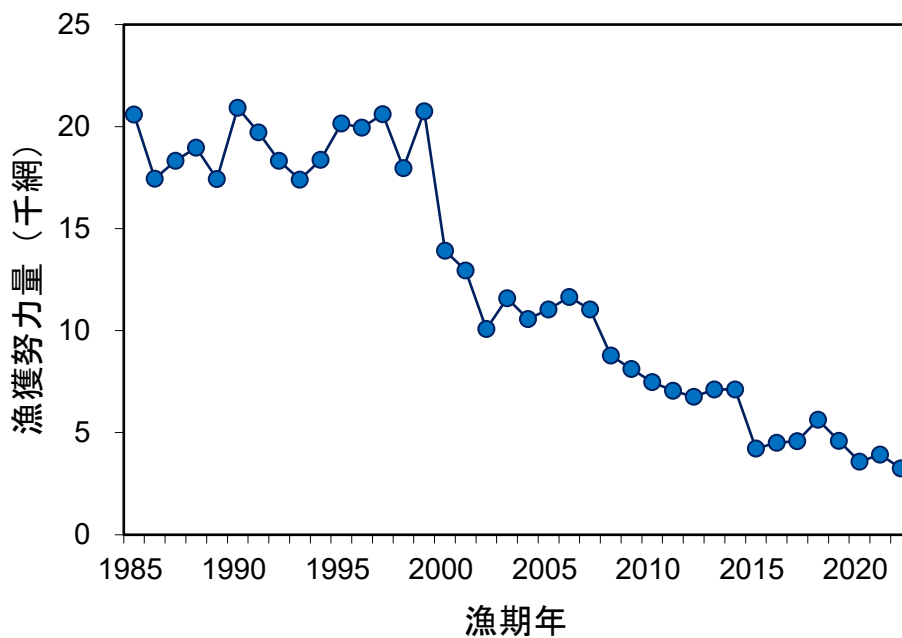


図 3-2. 北海道日本海のマダラに対する沖合底びき網漁業（かけまわし 100 トン以上）の漁獲努力量（有漁網数）

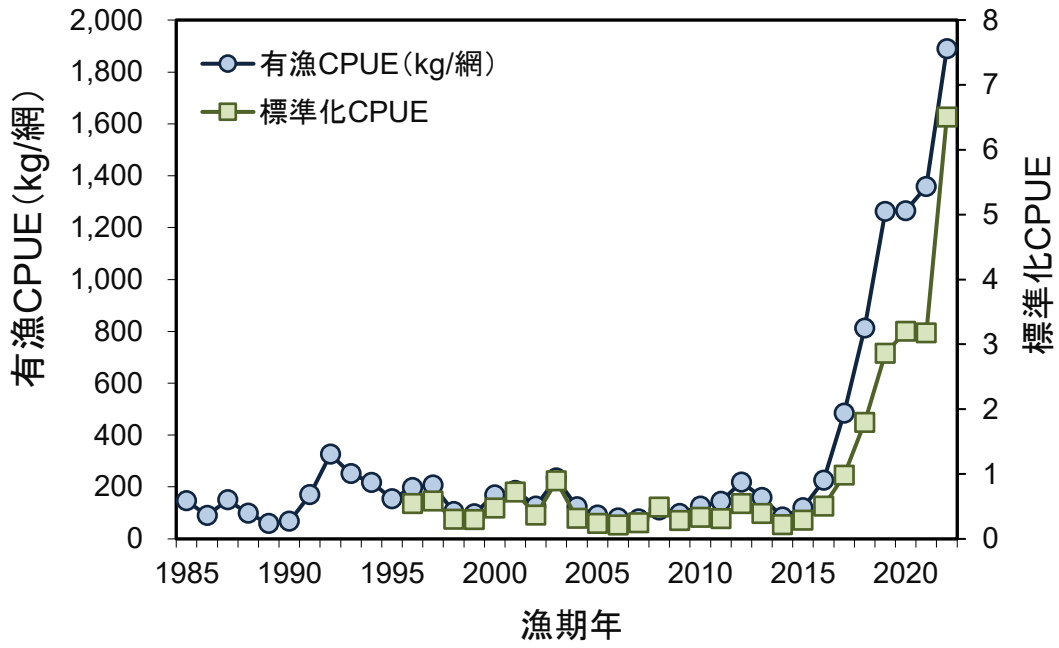


図 4-1. 北海道日本海のマダラに対する沖合底びき網漁業（かけまわし 100 トン以上）の有漁操業の CPUE (kg/網) と標準化 CPUE



図 4-2. 資源量指標値（余剰生産モデルで推定された資源量相対値）の推移と資源量水準  
図中のパーセント表示は累積正規分布で表した資源量水準である。

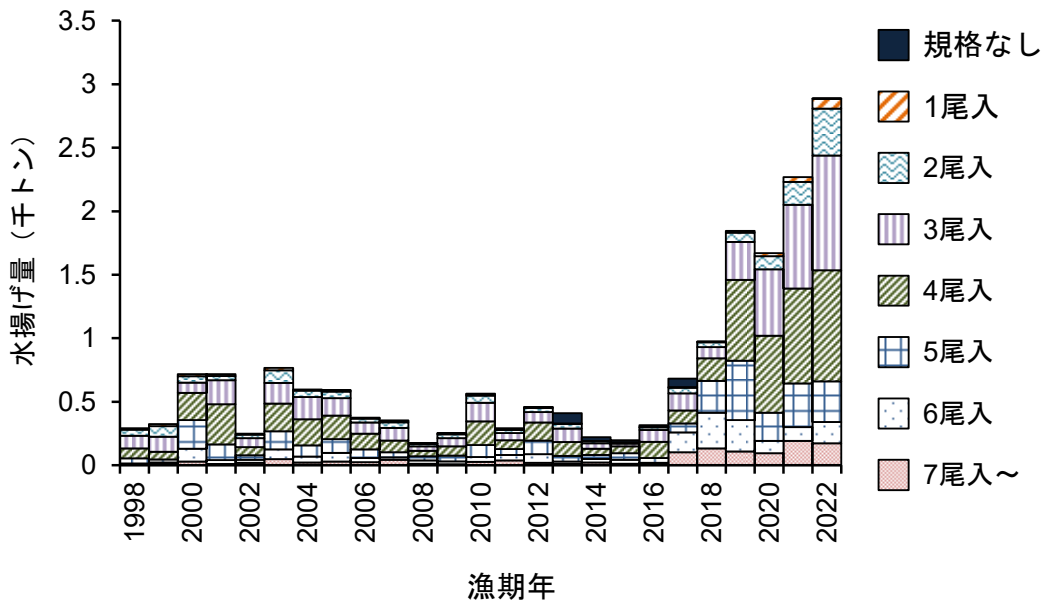


図 4-3. 小樽港における沖合底びき網漁業での漁獲物の銘柄別水揚げ量  
 北海道立総合研究機構で作成された資源評価書（中央水産試験場・稚内水産試験場 2023）から転載

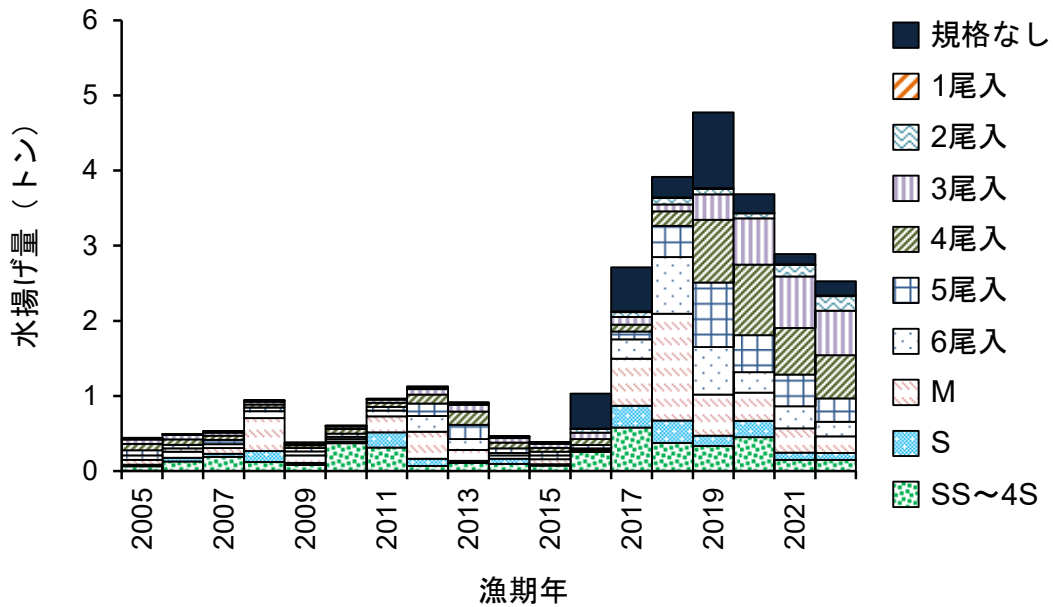


図 4-4. 稚内港における沖合底びき網漁業での漁獲物の銘柄別水揚げ量  
 北海道立総合研究機構で作成された資源評価書（中央水産試験場・稚内水産試験場 2023）から転載。稚内港における銘柄別水揚げ量にはオホーツク海における漁獲物も含まれる。

表 3-1. 北海道日本海におけるマダラの漁業種類別漁獲量（トン）と総漁獲量に占める割合（％）

漁期年	漁獲量合計 (トン)	沖底 (トン)	沿岸漁業 (トン)	沖底の 割合(%)	沿岸漁業の 割合(%)
1985	6,888	4,173	2,715	60.6	39.4
1986	6,583	3,320	3,263	50.4	49.6
1987	8,221	4,723	3,497	57.5	42.5
1988	6,075	2,748	3,327	45.2	54.8
1989	3,940	1,488	2,452	37.8	62.2
1990	4,337	2,040	2,297	47.0	53.0
1991	7,464	4,929	2,535	66.0	34.0
1992	12,153	7,768	4,385	63.9	36.1
1993	8,587	4,847	3,741	56.4	43.6
1994	8,247	4,835	3,412	58.6	41.4
1995	6,952	3,386	3,566	48.7	51.3
1996	9,260	4,247	5,013	45.9	54.1
1997	9,155	4,531	4,624	49.5	50.5
1998	4,929	1,925	3,004	39.1	60.9
1999	4,690	2,116	2,574	45.1	54.9
2000	7,198	2,507	4,691	34.8	65.2
2001	6,254	2,611	3,643	41.8	58.2
2002	3,937	1,564	2,373	39.7	60.3
2003	6,609	3,157	3,452	47.8	52.2
2004	4,128	1,455	2,673	35.3	64.7
2005	3,584	1,155	2,428	32.2	67.8
2006	3,709	1,045	2,664	28.2	71.8
2007	4,094	894	3,200	21.8	78.2
2008	3,754	1,002	2,752	26.7	73.3
2009	3,669	827	2,842	22.5	77.5
2010	3,539	1,102	2,437	31.1	68.9
2011	4,742	1,120	3,622	23.6	76.4
2012	6,721	1,581	5,140	23.5	76.5
2013	4,698	1,181	3,517	25.1	74.9
2014	2,513	686	1,826	27.3	72.7
2015	2,953	559	2,394	18.9	81.1
2016	3,988	1,067	2,921	26.8	73.2
2017	5,245	2,250	2,995	42.9	57.1
2018	11,581	4,588	6,992	39.6	60.4
2019	13,550	5,820	7,730	43.0	57.0
2020	10,658	4,578	6,080	43.0	57.0
2021	11,456	5,380	6,076	47.0	53.0
2022	13,249	6,165	7,084	46.5	53.5

集計範囲：沖合底びき網漁業（沖底）は中海区北海道日本海で集計した。沿岸漁業は1992年漁期までは松前町松前～稚内市、1993年漁期以降は松前町（大沢地区を含む）～稚内市を集計範囲とした。

2021、2022年漁期は暫定値である。

表 3-2. 北海道日本海のマダラに対する北海道根拠の沖合底びき網漁業（かけまわし 100 トン以上）の漁獲努力量、有漁 CPUE、および標準化 CPUE

漁期年	漁獲努力量(網)*	有漁 CPUE(kg/網)*	標準化 CPUE**
1985	20,590	146	
1986	17,446	90	
1987	18,323	150	
1988	18,962	98	
1989	17,434	59	
1990	20,928	67	
1991	19,707	169	
1992	18,325	326	
1993	17,402	250	
1994	18,368	217	
1995	20,154	154	
1996	19,947	197	0.543
1997	20,608	206	0.579
1998	17,956	104	0.301
1999	20,742	96	0.292
2000	13,919	168	0.472
2001	12,948	186	0.718
2002	10,084	126	0.361
2003	11,586	234	0.890
2004	10,573	122	0.316
2005	11,043	90	0.237
2006	11,650	79	0.211
2007	11,044	76	0.244
2008	8,775	110	0.486
2009	8,124	97	0.279
2010	7,486	125	0.328
2011	7,056	143	0.310
2012	6,764	218	0.539
2013	7,122	159	0.387
2014	7,117	84	0.214
2015	4,222	119	0.283
2016	4,505	225	0.501
2017	4,576	484	0.977
2018	5,630	811	1.792
2019	4,595	1262	2.860
2020	3,583	1265	3.199
2021	3,933	1359	3.176
2022	3,253	1890	6.503

試験操業を除く通常操業のみの値。ただし、2015～2017年漁期は一部の試験操業を通常操業とみなした。2021、2022年漁期は暫定値である。

\* 月別集計値に基づく。

\*\* 日別集計値に基づく。平均を 1 として基準化した。

表 4-1. 余剰生産モデルで推定された資源量相対値

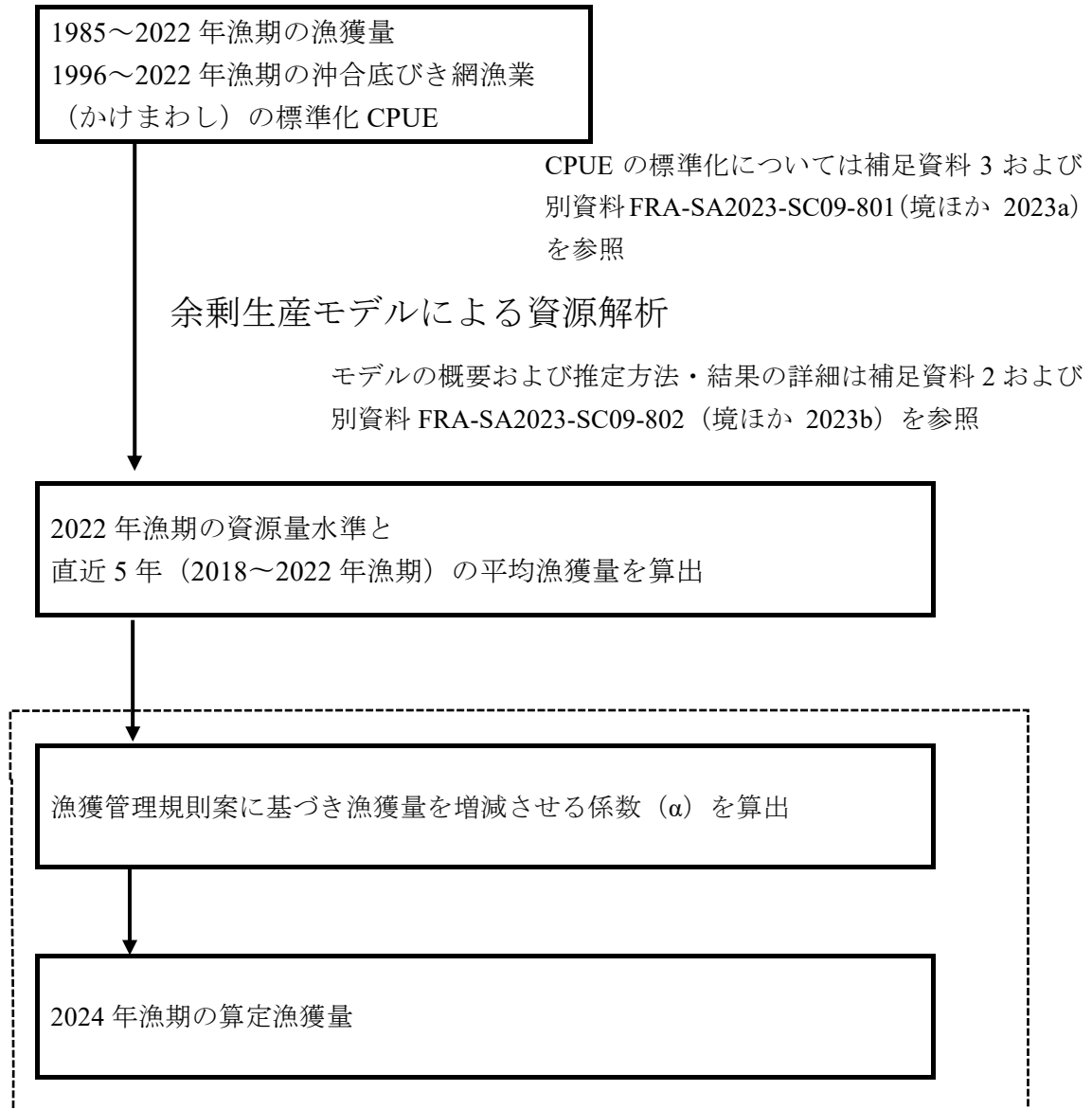
		余剰生産モデルで推定された資源量の相対値				
モデル*	設定1 (Model 13)	設定2 (Model 7)	設定3 (Model 8)	設定4 (Model 9)		
形状 パラメータ	Schaeferモデルに相当する値 (2) を事前分布で与える	Schaeferモデルに相当する値 (2) を事前分布で与える	メタ解析でのタラ目の値 (1.46) を事前分布で与える	メタ解析での全魚種の値 (1.19) を事前分布で与える		平均
生産力	FishLife (Thorson 2020) からの予測値に基づき内的自然増加率rの事前分布を与える	生産力の年変化が起きたと仮定する**				
	1985	0.722	0.785	0.808	0.824	0.785
	1986	0.694	0.753	0.774	0.789	0.753
	1987	0.780	0.849	0.874	0.892	0.849
	1988	0.594	0.661	0.682	0.696	0.658
	1989	0.458	0.517	0.530	0.539	0.511
	1990	0.562	0.622	0.632	0.638	0.613
	1991	0.914	0.976	0.985	0.989	0.966
	1992	1.266	1.316	1.322	1.324	1.307
	1993	0.918	0.949	0.951	0.951	0.942
	1994	0.856	0.871	0.870	0.867	0.866
	1995	0.736	0.737	0.731	0.726	0.733
	1996	0.851	0.831	0.822	0.814	0.829
	1997	0.755	0.733	0.724	0.717	0.733
	1998	0.453	0.446	0.439	0.434	0.443
	1999	0.461	0.453	0.446	0.441	0.450
	2000	0.652	0.636	0.629	0.625	0.636
	2001	0.582	0.574	0.571	0.570	0.574
	2002	0.415	0.414	0.411	0.409	0.412
	2003	0.596	0.586	0.585	0.584	0.588
	2004	0.374	0.370	0.367	0.366	0.369
	2005	0.323	0.319	0.315	0.313	0.318
	2006	0.331	0.326	0.321	0.318	0.324
	2007	0.363	0.358	0.354	0.352	0.357
	2008	0.361	0.361	0.358	0.357	0.359
	2009	0.358	0.359	0.356	0.355	0.357
	2010	0.367	0.368	0.365	0.364	0.366
	2011	0.467	0.463	0.460	0.458	0.462
	2012	0.587	0.580	0.579	0.578	0.581
	2013	0.425	0.429	0.429	0.429	0.428
	2014	0.292	0.299	0.299	0.298	0.297
	2015	0.412	0.413	0.411	0.411	0.412
	2016	0.675	0.643	0.640	0.638	0.649
	2017	1.105	0.966	0.956	0.950	0.994
	2018	2.455	2.459	2.437	2.422	2.443
	2019	3.282	3.394	3.363	3.343	3.346
	2020	3.276	3.311	3.300	3.293	3.295
	2021	4.035	3.949	3.951	3.953	3.972
	2022	5.244	4.924	4.952	4.971	5.023

余剰生産量モデルでの資源解析にあたり、余剰生産量曲線の形状に影響するパラメータ  $n$  や、内的自然増加率に関わる設定から 4 種類のモデル設定を選定した。評価ではこれらの 4 モデルの推定結果の平均を用いた。いずれも平均を 1 として基準化した相対値である。

\* モデルの詳細を示した FRA-SA2023-SC09-802 (境ほか 2023b) での Model 13 が設定 1、Model 7 が設定 2、Model 8 が設定 3、Model 9 が設定 4 のモデルに対応する。

\*\*設定 2~4 (Model 7~9) のいずれでも、2016/2017 年漁期にシフトが起きたと仮定した場合に AIC が最も低くなった。

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 余剰生産モデルを用いた検討

### (1) 余剰生産モデルを用いた資源解析

本資源では平衡状態を仮定しない Pella-Tomlinson 型余剰生産モデル（プロダクションモデル）である SPiCT（連続時間における確率的な状態空間余剰生産モデル：Pedersen and Berg 2017）による検討を行った。解析は 1985～2022 年漁期の漁獲量と、1996～2022 年漁期の北海道日本海における 100 トン以上の沖底かけまわし船による 1 網あたり漁獲量（CPUE、kg/網）を標準化したもの（以下、「沖底標準化 CPUE」とする）に基づき、R パッケージ `spict` (ver. 1.3.7) により行った。余剰生産モデルで推定するパラメータは、 $n$ 、 $m$ 、 $K$ 、 $q$ 、 $B_t$ 、 $F_t$ 、 $\sigma_B$ 、 $\sigma_I$ 、 $\sigma_F$  である。このうち  $n$  は余剰生産量曲線の形状を規定するパラメータであり、 $n$  が 1 であれば Fox 型、2 であれば Schaefer 型の余剰生産モデルとなる。形状パラメータ  $n$  の値が大きいくほど環境収容力  $K$  に対する  $B_{msy}$ （最大持続生産量を実現する資源量）の相対的な位置が大きくなる。 $m$  は決定論的な個体群動態のもとでの  $MSY$  の値に相当する。一般的に内的自然増加率  $r$  と  $K$  には強い相関があることから、今回使用した余剰生産モデル SPiCT では、直接  $r$  を推定するのではなく、 $m=rK/n^{(n-1)}$  と変形して  $m$  の値を推定したのちに  $r$  を計算している。その他、 $q$  は漁獲効率、 $\sigma_B$  はプロセス誤差の大きさ、 $\sigma_I$  は指標値の観測誤差の大きさ、 $\sigma_F$  は漁獲係数のノイズの大きさである。推定結果から初期資源量の環境収容力に対する比  $bkfrac$  も計算される。SPiCT はベイズ推定の一種である罰則付き最尤法を用いるため、パラメータ推定の際には事前分布を与えることが出来る。一般的に形状パラメータ  $n$  は推定が困難であるため、本解析では  $n$  の事前分布の平均値をメタ解析の結果（Thorson et al. 2012）を参考に  $n=2$ （schaefer 型モデル）とした場合、 $n=1.46$ （メタ解析でのタラ目の値）とした場合、および  $n=1.19$ （メタ解析での全魚種での値）とした場合について検討した。本資源では 2010 年代中盤以降、漁獲物に占める小型銘柄の増加とその後の大型銘柄の漁獲量増加が見られており、生産力が近年上昇した可能性が考えられる。そのため内的自然増加率  $r$  については、事前分布を与えた場合の他に、生産力の年変化を仮定して変化前  $r_1$  と変化後  $r_2$  の 2 パラメータの  $r$  を推定するモデルについても検討した。

検討の結果、事前分布の平均値として形状パラメータでは  $n=2$ 、内的自然増加率  $r$  では FishLife（Thorson 2020）からの予測値を用いた場合（設定 1）と、形状パラメータの事前分布の平均値に上記の  $n=2$ 、 $n=1.46$ 、 $n=1.19$  を用いて、生産力の年変化を仮定した場合（それぞれ設定 2、設定 3、設定 4）の 4 つのモデルにて、適切な推定値が得られたと考えられた。なお、形状パラメータや内的自然増加率に与えた事前分布は、上述の平均値のもとで標準偏差を 0.5 とした対数正規分布とした。推定されたパラメータと 90%信頼区間を補足表 2-1 に示した。解析方法の詳細は別文書 FRA-SA2023-SC09-802 に示した。

### (2) 資源量指標値として用いる余剰生産モデルでの推定資源量と漁獲圧の相対値

余剰生産モデルにおけるレトロスペクティブ解析の結果、資源が急増する 2016～2019 年漁期の前後では、推定される資源量の絶対値が大きく変化することが示された。そのため、資源量の絶対値は推定が不安定であると考えられることから、評価に用いることは不適切と判断した。ただし、その相対値については資源量増加前後での影響は小さいと考えられ

たため、余剰生産モデルから推定された資源量の相対値を本資源の資源評価に用いることとした（補足図 2-1a）。適切な推定値が得られたと考えられた 4 つのモデルにおいて、1985～2022 年漁期の資源量の相対値の推移はモデル間でほぼ一致し、2014 年漁期に過去最低水準まで減少した後に増加へ転じ、2016～2019 年漁期の急増を経て現在も増加傾向あると考えられた（2019～2022 年漁期の資源量はどのモデルでも全年の平均の 3～5 倍）。資源評価に用いる資源量指標値としては、これらのモデルの資源量相対値の平均値を用いた。得られた資源量指標値は、昨年度の指標値と比べると推定期間中の挙動は概ね一致する（補足図 2-2）。

推定された漁獲圧の相対値についても 4 つのモデルでは概ね一致した推移を示した（補足図 2-1b）。いずれのモデルでも資源量が増加する 2014 年漁期から漁獲圧が低下した。各モデルで推定された漁獲圧の相対値を比較すると、直近 5 年（2018～2022 年漁期）の漁獲圧の平均値は、その前 5 年間（2013～2017 年漁期）の平均値の 46～47%、更にその前 5 年間（2008～2012 年漁期）の平均値の 34%であり、近年は漁獲圧が低下した状況にあると考えられた。

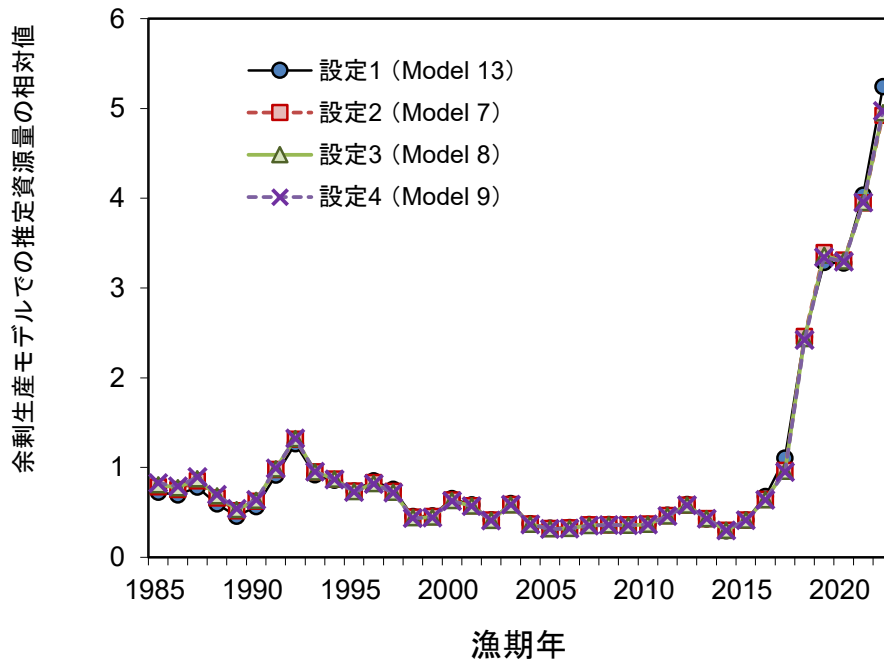
### (3) 余剰生産モデルにて推定された直近年の資源状態

直近年（2022 年漁期）の資源量や漁獲圧が最大持続生産量（MSY）を実現する水準（ $B_{msy}$  および  $F_{msy}$ ）を上回っているか否かについて、余剰生産モデルによる推定結果を示した。適切な推定値が得られたと考えられた 4 つのモデルでは、設定 1 と設定 2～4 とで異なる結果となった。設定 1 では直近年の資源量と  $B_{msy}$  との比（ $B/B_{msy}$ ）や、直近年の漁獲圧と  $F_{msy}$  との比（ $F/F_{msy}$ ）は、それぞれ 1 となる基準値を跨いだ広い信頼区間となった。一方、設定 2～4 では  $B/B_{msy}$  が信頼区間も含めて 1 を上回り、 $F/F_{msy}$  は信頼区間も含めて 1 を下回ると推定された（補足図 2-3）。生産力の年変化に関する仮定の違いにより各モデルでの現在の資源状態に関する結果・解釈が変わることに注意が必要である。これらの 4 つのモデルからは、直近年の漁獲圧は  $F_{msy}$  を下回る水準まで下がっている可能性が考えられるが、その推定の不確実性は大きい。また資源量が  $B_{msy}$  を上回るか否かは、モデルでの生産力の仮定次第で結果が異なるため、現段階で断定することは困難であると考えられた。

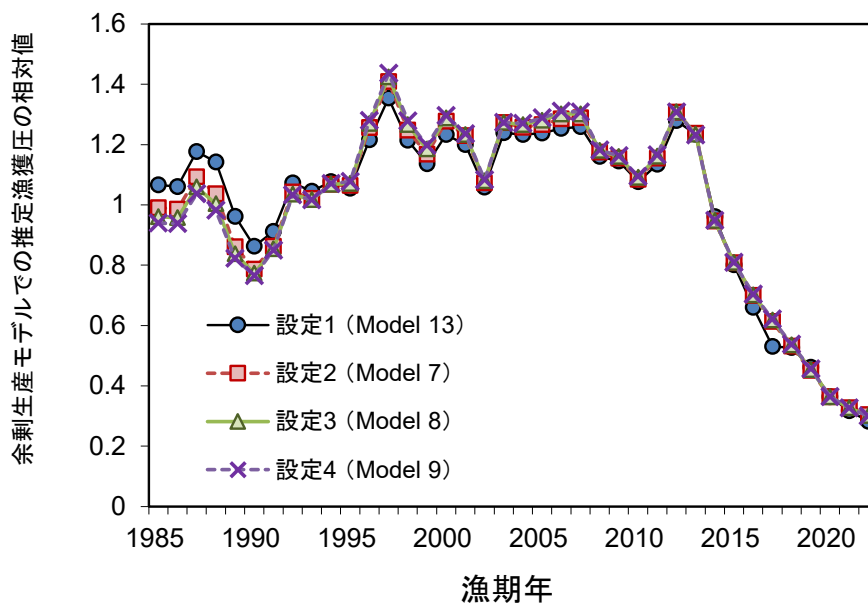
## 引用文献

- Thorson, J. T., Cope, J. M., Branch, T. A., & Jensen, O. P. (2012). Spawning biomass reference points for exploited marine fishes, incorporating taxonomic and body size information. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **69**, 1556-1568. <https://doi/10.1139/f2012-077>
- Thorson, J. T. (2020). Predicting recruitment density dependence and intrinsic growth rate for all fishes worldwide using a data-integrated life-history model. *Fish and Fisheries*, **21**, 237-251. <https://doi.org/10.1111/FAF.12427>
- Pedersen, M. W., & Berg, C. W. (2017) A stochastic surplus production model in continuous time. *Fish and Fisheries*, **18**, 226-243.
- 境 磨・千村昌之・千葉 悟・濱津友紀 (2023) 令和 5 (2023) 年度マダラ北海道日本海の状態空間余剰生産モデルによる資源解析. (FRA-SA2023-SC09-802)

## a) 資源量の相対値

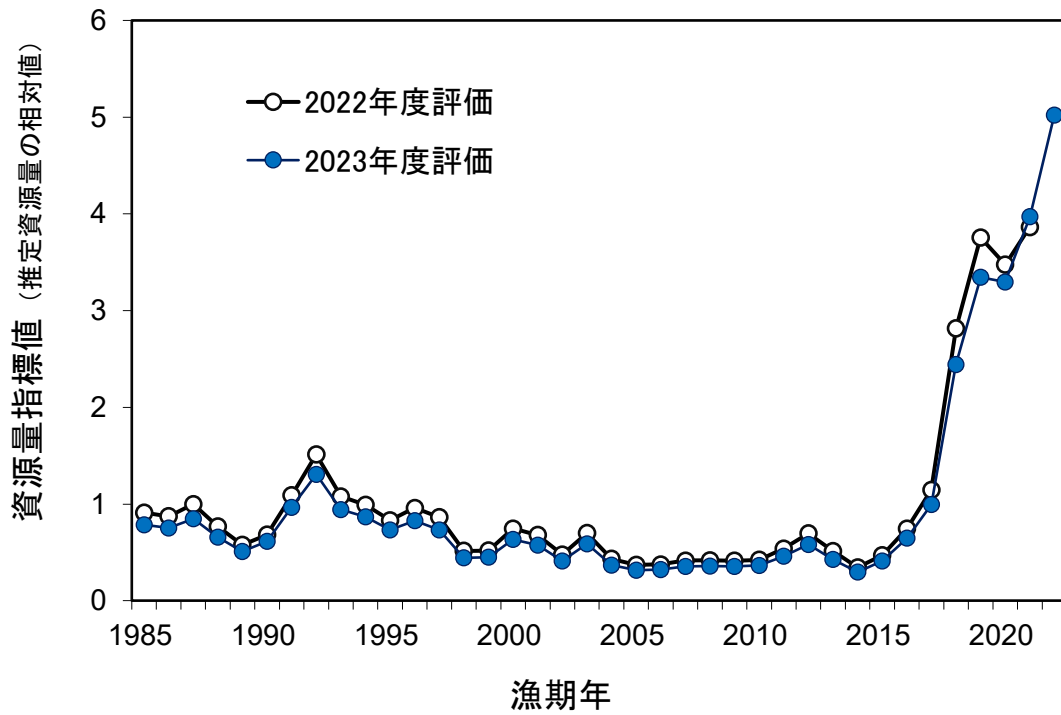


## b) 漁獲圧の相対値



補足図 2-1. 推定された資源量および漁獲圧の相対値の推移

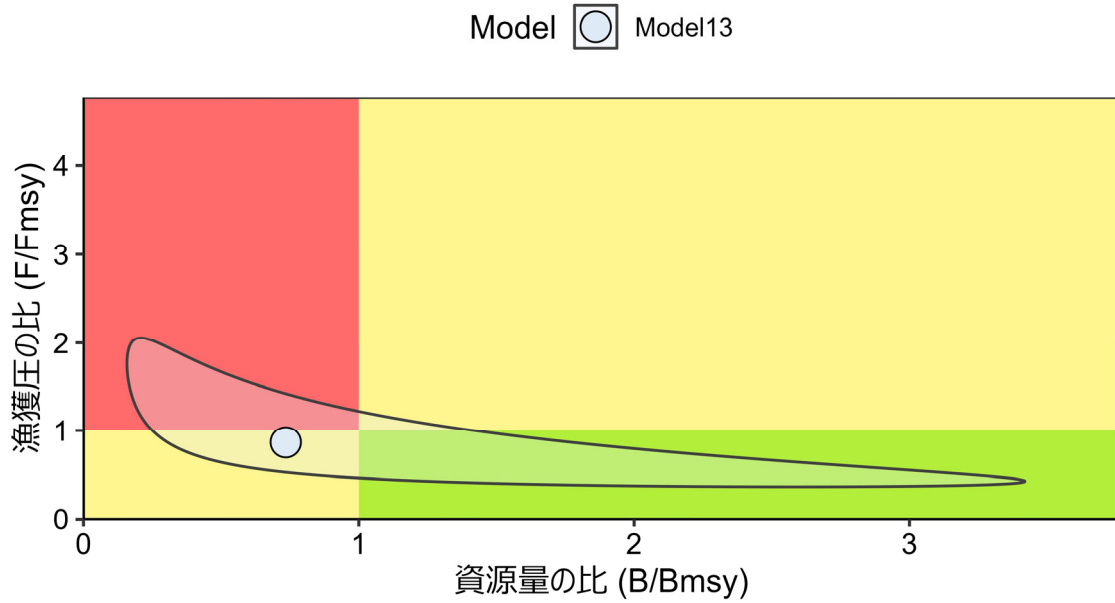
余剰生産モデルにおいて、形状パラメータ  $n$  に 1.19 を、内的自然増加率  $r$  に尤度プロファイルで負の対数尤度が最小となる値を与えた場合（設定 1 : Model 6）、および生産力の年変化を仮定し、形状パラメータ  $n$  の事前分布に 2 を与えた場合（設定 2 : Model 7）、1.46 を与えた場合（設定 3 : Model 8）、1.19 を与えた場合（設定 4 : Model 9）の結果を示した。事前分布は標準偏差を 0.5 とした対数正規分布とした。



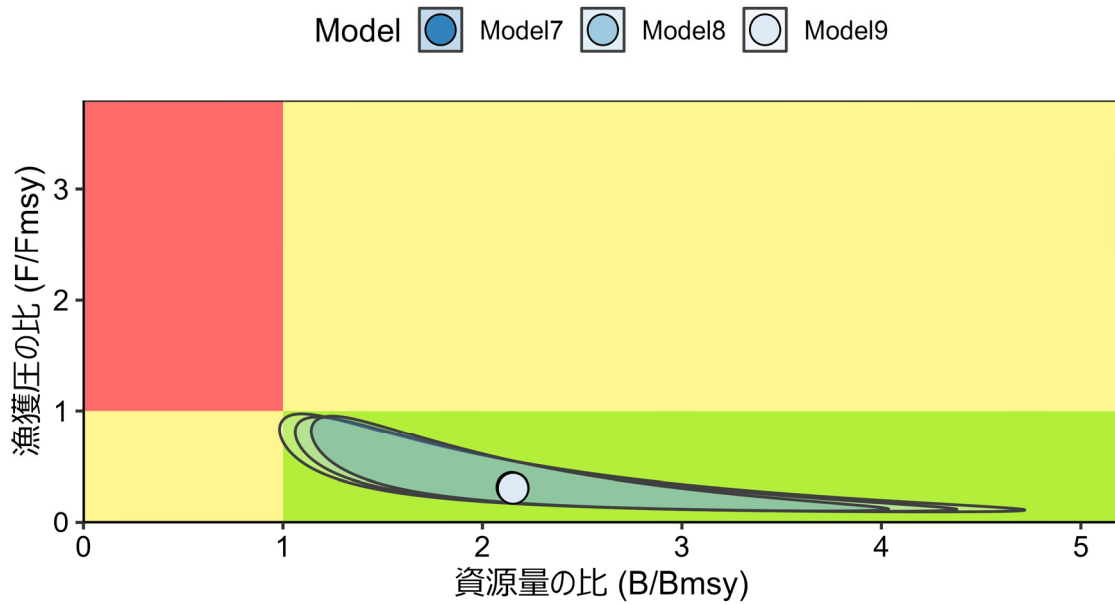
補足図 2-2. 資源量指標値の推移 (余剰生産モデルで推定された資源量の相対値の平均)

4通りの設定の余剰生産モデルにおいて推定された資源量相対値の平均を資源量指標値とした。本年度評価で用いる資源量指標値を青丸で、昨年度評価での資源量指標値を白丸で示した。いずれも全期間の推定値の平均を1として基準化した相対値である。

## a) 設定 1 (Model 13)



## b) 設定 2~4 (Model 7~9)



## 補足図 2-3. 神戸プロット

余剰生産モデルにおいて、形状パラメータ  $n$  に 2 を、内的自然増加率  $r$  に FishLife (Thorson 2020) からの予測値を用いた場合 (設定 1 : Model 13)、および生産力の年変化を仮定し、形状パラメータ  $n$  の事前分布に 2 を与えた場合 (設定 2 : Model 7)、1.46 を与えた場合 (設定 3 : Model 8)、1.19 を与えた場合 (設定 4 : Model 9) の結果を示した。事前分布は標準偏差を 0.5 とした対数正規分布とした。図中の丸印が直近年の資源状態を示す。色の付いた枠の範囲は 90%信頼区間を示す。

補足表 2-1. 各モデルの事前分布の設定とパラメータの推定値と信頼区間

モデル名	設定 1 (Model 13)			設定 2 (Model 7)		
事前分布の設定	<ul style="list-style-type: none"> <li>形状パラメータには <math>n=2</math> を平均値とした狭い事前分布 (<math>SD=0.5</math>) を与えた。</li> <li>内的自然増加率 <math>r</math> には FishLife (Thorson 2020) からの予測値を平均とした狭い事前分布 (<math>SD=0.5</math>) を与えた。</li> </ul>			<ul style="list-style-type: none"> <li>形状パラメータには <math>n=2</math> を平均値とした狭い事前分布 (<math>SD=0.5</math>) を与えた。</li> <li>生産力の年変化が起きたと仮定し、内的自然増加率は変化した年の前後で分けて推定した (<math>r1, r2</math>)。</li> </ul>		
	下限 5%	推定値	上限 5%	下限 5%	推定値	上限 5%
$r1 (r)$	0.146	0.384	1.010	0.102	0.412	1.655
$r2$	—	—	—	0.324	0.841	2.184
$K$	4.21E+04	1.57E+05	5.84E+05	2.77E+04	6.56E+04	1.55E+05
$n$	0.738	1.034	1.449	0.636	1.050	1.732
$\sigma_B$	0.122	0.222	0.404	0.123	0.209	0.355
$\sigma_F$	0.107	0.147	0.204	0.108	0.153	0.215
$q$	4.97E-05	1.04E-04	2.18E-04	3.21E-05	7.72E-05	1.86E-04
$\sigma_I$	0.188	0.254	0.343	0.192	0.262	0.358
$bkfrac$	0.010	0.036	0.133	0.067	0.129	0.248

モデル名	設定 3 (Model 8)			設定 4 (Model 9)		
事前分布の設定	<ul style="list-style-type: none"> <li>形状パラメータには <math>n=1.46</math> を平均値とした狭い事前分布 (<math>SD=0.5</math>) を与えた。</li> <li>生産力の年変化が起きたと仮定し、内的自然増加率は変化した年の前後で分けて推定した (<math>r1, r2</math>)。</li> </ul>			<ul style="list-style-type: none"> <li>形状パラメータには <math>n=1.19</math> を平均値とした狭い事前分布 (<math>SD=0.5</math>) を与えた。</li> <li>生産力の年変化が起きたと仮定し、内的自然増加率は変化した年の前後で分けて推定した (<math>r1, r2</math>)。</li> </ul>		
	下限 5%	推定値	上限 5%	下限 5%	推定値	上限 5%
$r1$	0.081	0.327	1.322	0.067	0.278	1.160
$r2$	0.255	0.712	1.986	0.211	0.632	1.888
$K$	3.05E+04	7.39E+04	1.79E+05	3.18E+04	8.08E+04	2.05E+05
$n$	0.552	0.930	1.566	0.498	0.854	1.465
$\sigma_B$	0.132	0.212	0.339	0.137	0.214	0.333
$\sigma_F$	0.109	0.154	0.217	0.110	0.155	0.219
$q$	3.23E-05	7.36E-05	1.67E-04	3.17E-05	7.10E-05	1.59E-04
$\sigma_I$	0.191	0.261	0.357	0.190	0.260	0.357
$bkfrac$	0.059	0.125	0.263	0.053	0.121	0.277

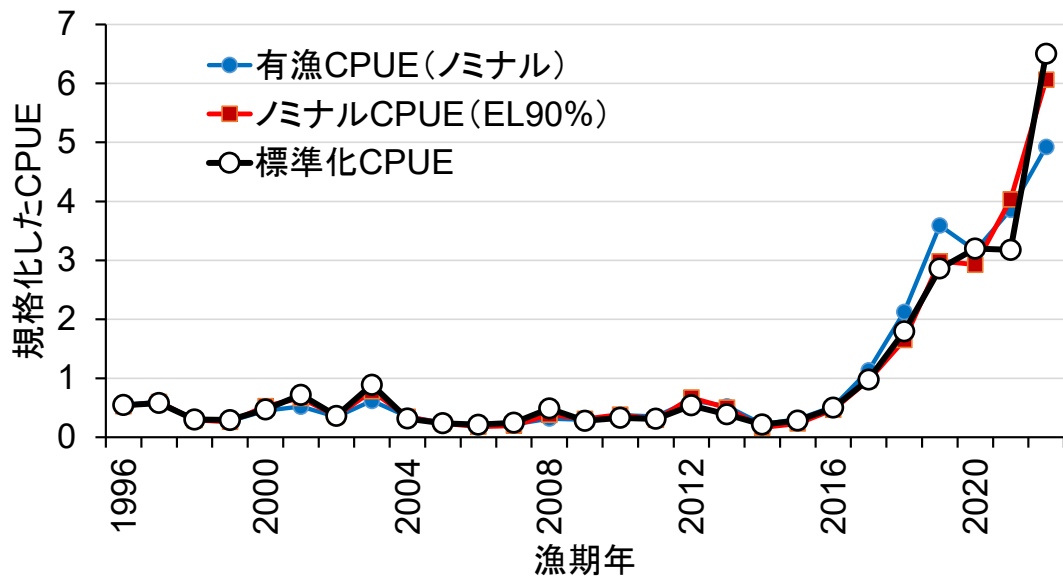
設定 2~4 では、2010 年代中盤以降に生産力の年変化が起きたと仮定した。様々な区切り年での年変化を検討した結果、余剰生産モデルでは設定 2~4 のいずれでも 2016~2017 年漁期に年変化が起きたとした場合にモデルの AIC が最も小さくなったため、内的自然増加率に関するパラメータを 2017 年漁期より前と後とで分けて求めることとした。

### 補足資料3 沖合底びき網漁業（かけまわし漁法）の標準化 CPUE の算出方法

余剰生産モデルに用いる指標値として、北海道日本海における沖合底びき網漁業（かけまわし漁法）の日別船別集計の漁獲成績報告書に基づき、マダラ CPUE（1 網当たりのマダラ漁獲量 kg/網）の標準化を行った。本海域のマダラ資源の動向に関係すると考えられる操業データとして、まず Biseau（1998）に従い 90%説明レベルでフィルタリングした（102,366 操業）。マダラの漁獲は複数の狙い操業により構成されていると考えられるため、フィルタリング後のデータの解析に有限混合モデル（Finite Mixture Model）を採用し、直接観測できない「狙い」の効果をモデル内で推定した。有限混合モデルでは、漁獲情報の背景には観察されない漁業の戦略（すなわち「狙い」）があると仮定し、2 つ以上の確率密度関数を組み合わせて対象種の CPUE の年変動パターンと同時に、漁業の戦略の効果（「狙い」効果）も推定する（Shibano et al. 2021）。有限混合モデルではマダラ CPUE に対数正規分布を仮定した GLM を適用した。BIC により選択された説明変数は、漁期年（1996～2022 年漁期）、季節（1～3 月、4～6 月、7～9 月、10～12 月の 4 季）、陸揚港（小樽、留萌、稚内）、馬力階層である。パラメータ推定にあたり、漁期年および馬力階層の推定パラメータは、「狙い」のグループ（Cluster）間で共通とした。有限混合モデル内では Cluster の同時推定にあたりホッケ、スケトウダラおよびソウハチの有漁確率モデルも同時推定した。有漁確率は二項分布を用いた GLM で推定し、説明変数はマダラ CPUE のモデルと同一とした。Cluster 数は 5 要素とした場合のモデルが選択された。選択されたモデルを用いて推定された標準化 CPUE の年トレンドを補足図 3-1 に示す。標準化の詳細は別途説明文書 FRA-SA2023-SC09-801 に示した。

#### 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.
- 境 磨・千村昌之・千葉 悟・濱津友紀 (2023) 令和 5 (2023) 年度マダラ北海道日本海の資源評価 沖合底びき網漁業（かけまわし漁法）の CPUE 標準化について. (FRA-SA2023-SC09-801)
- Shibano, A., M. Kanaiwa, M. Kai (2021) Performance of a finite mixture model in CPUE standardization for a longline fishery with target change. *Fish. Sci.* **87**, 465-477



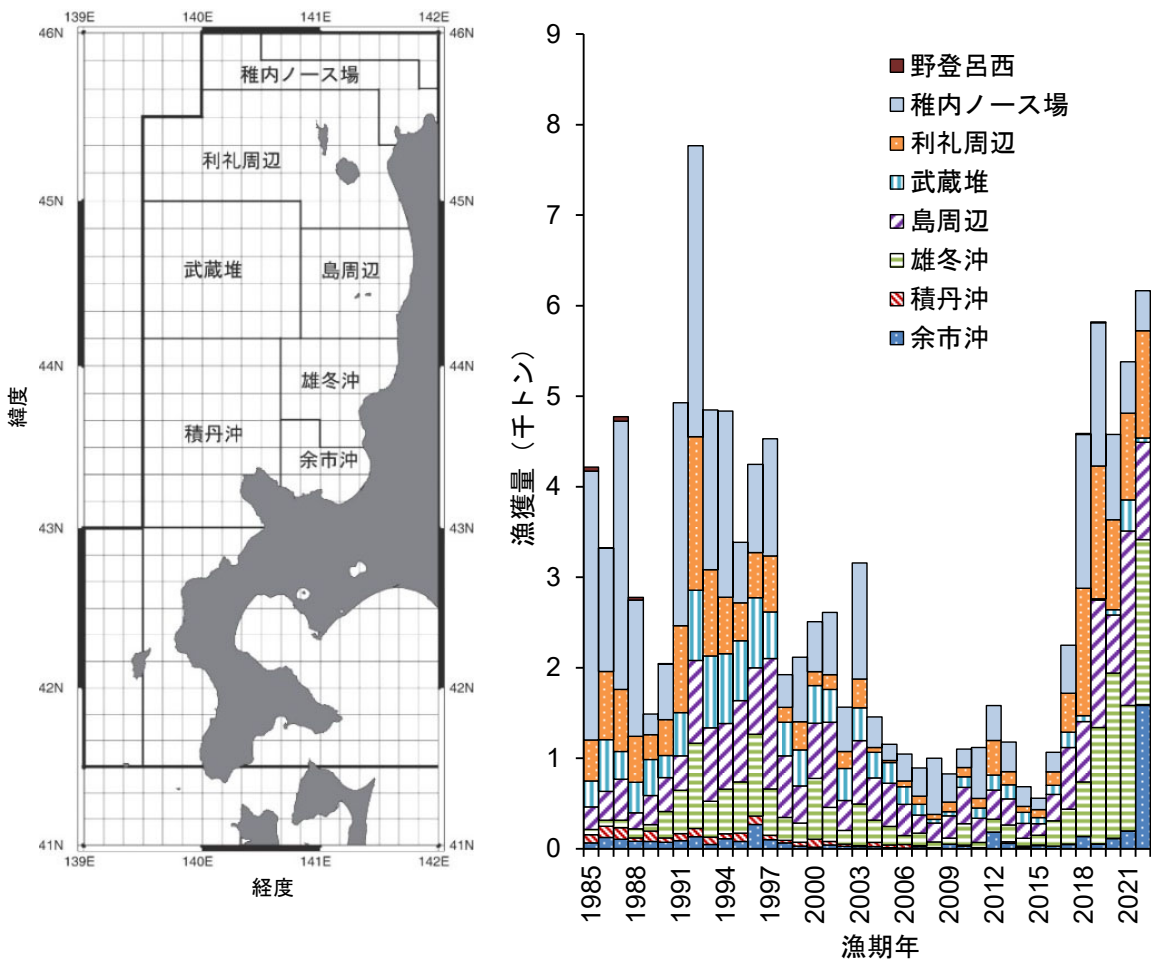
補足図 3-1. マダラの標準化 CPUE とそのノミナル CPUE (90%説明レベルでのデータ抽出)、および有漁 CPUE (ノミナル)



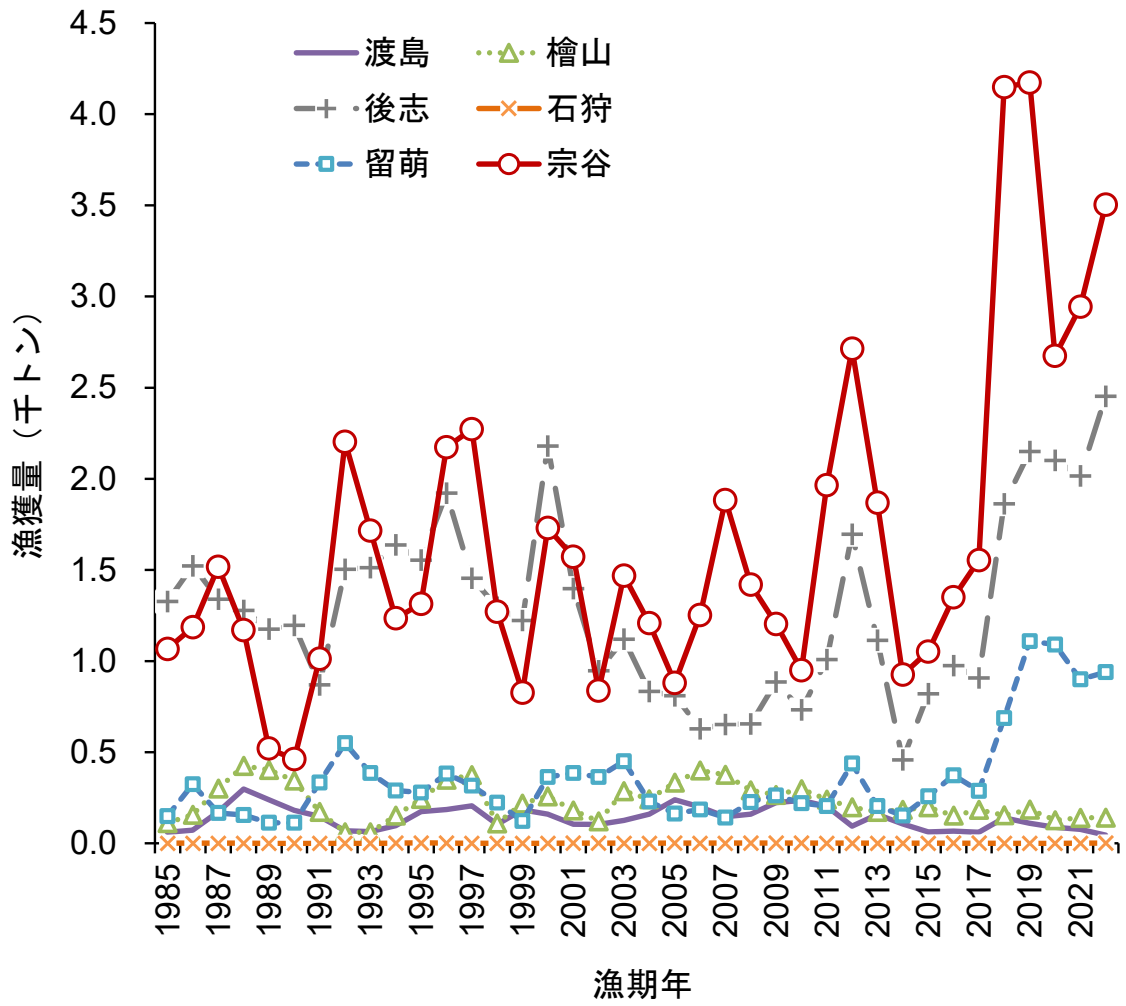
## 補足資料 4 小海区別の沖合及び沿岸漁業の漁獲量および地域別の沿岸漁業漁獲量の推移

小海区別の沖合及び沿岸漁業の漁獲量の推移を補足図 4-1 に示す。漁獲量は小海区の稚内ノース場、利礼周辺、島周辺、雄冬沖において多い。直近 2022 年漁期はその前 3 年間（2019～2021 年漁期）と比べると雄冬沖、島周辺、利礼周辺、および稚内ノース場での漁獲量が多い傾向は変わらないが、余市沖での漁獲量が急増したのが特徴的である。近年は武蔵堆や積丹沖など比較的沖合域での漁獲が少なくなっており、減船や操業戦略の変化に伴い水揚げ港から近い海域での操業が主体となっていると考えられる。また、スケトウダラなど他魚種の漁獲制限に伴う操業パターンの変化も本種の漁獲に影響していると考えられるため、当該漁業の CPUE を標準化するには、その影響を適切に取り扱うことが重要である（補足資料 3）。

地域別の沿岸漁業漁獲量の推移を補足図 4-2 に示す。沿岸漁業の漁獲量は、宗谷管内と後志管内において多い。沿岸漁業の漁獲量は 2018 年漁期に大きく増加し、地域別にみると、宗谷、留萌、後志管内では大きく増加した一方、石狩、渡島、および檜山管内では減少もしくは横ばい傾向である。



補足図 4-1. 北海道日本海の沖合及び沿岸漁業による小海区別のマダラ漁獲量の推移



補足図 4-2. 北海道日本海の沿岸漁業による地域別のマダラ漁獲量の推移

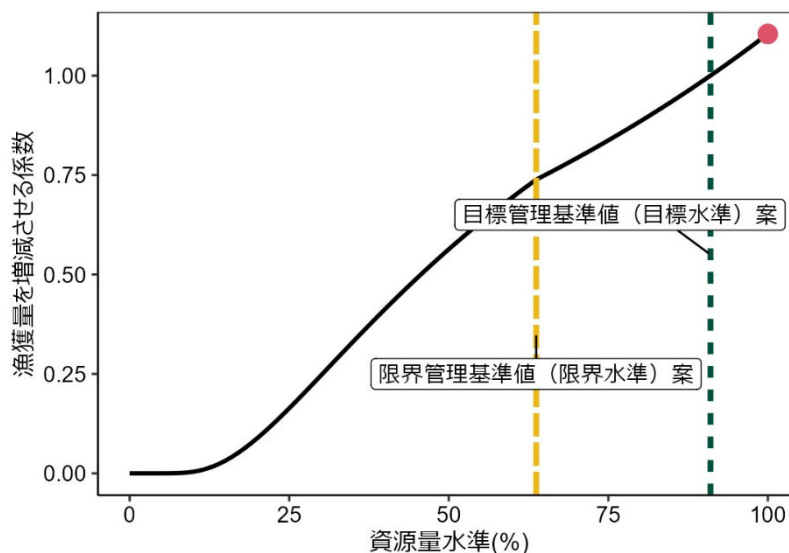
## 補足資料 5 2024 年漁期の算定漁獲量

### (1) 漁獲管理規則案への当てはめ

「管理基準値等に関する研究機関会議」（令和 4 年 11 月開催）からは、本資源に 2 系資源の漁獲管理規則を適用することが提案されている。2 系資源の漁獲管理規則は、基準となる水準に対する資源量指標値の大小関係に基づき、近年の平均漁獲量から次漁期の漁獲量を計算するための係数を求める仕組みである（補足資料 6）。資源量指標値が目標管理基準値（目標水準）を上回る場合は、次漁期の漁獲量を平均漁獲量よりも増加させるが、目標管理基準値（目標水準）を下回る場合は、次漁期の漁獲量を平均漁獲量よりも削減する。限界管理基準値（限界水準）よりも下回る場合は、より大きく漁獲量を削減して資源の回復を促す。提案された本資源の目標管理基準値（目標水準）は資源量水準 91%、限界管理基準値（限界水準）は資源量水準 63.7%である。目標管理基準値（目標水準）案および限界管理基準値（限界水準）案は、本年度の資源評価における資源量指標値ではそれぞれ 2.48 および 1.39 であった。現状（2022 年漁期）の資源量指標値は 5.023 であり、その資源量水準は目標管理基準値（目標水準）案および限界管理基準値（限界水準）案を上回った。この資源量水準に対応する漁獲量を増減させる係数（ $\alpha$ ）は、漁獲管理規則案に基づき 1.105 と算出された（補足図 5-1、5-2、補足表 5-1）。

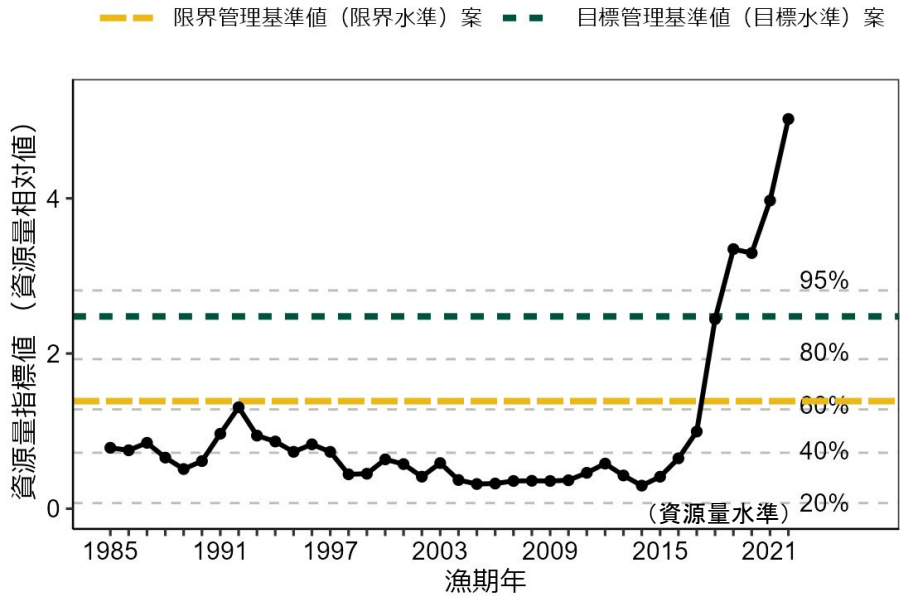
### (2) 2024 年漁期漁獲量の算定

漁獲管理規則案にて漁獲量を増減させる係数（ $\alpha$ ）は 1.105 である。また、本年度の資源評価結果によると直近 5 年（2018～2022 年漁期）の平均漁獲量（C）は 12,099 トンである。したがって、2 系資源の管理規則に基づき  $\alpha \times C$  より算出される本資源の 2024 年漁期の算定漁獲量は 1.34 万トンとなった（補足図 5-3、補足表 5-2）。

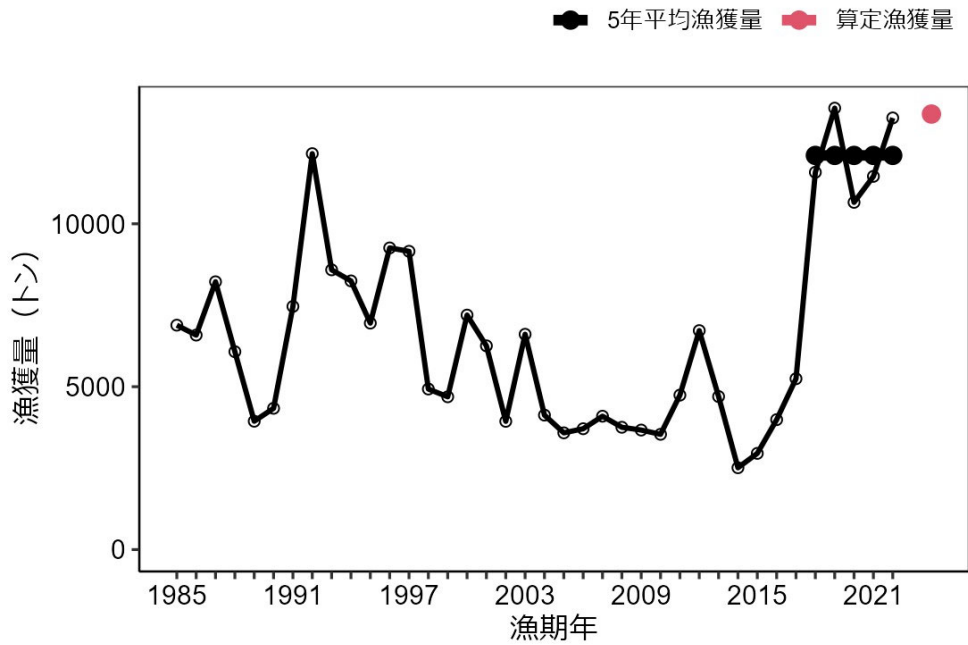


補足図 5-1. 漁獲管理規則案

赤丸は現状（2022 年漁期）の資源量水準を示す



補足図 5-2. 資源量指標値の推移と目標水準案および限界水準案



補足図 5-3. 漁獲量の推移と試算された算定漁獲量

黒丸は直近5年間（2018～2022年漁期）の平均漁獲量、赤丸は2024年漁期の算定漁獲量

補足表 5-1. 管理基準値案および現状の値

	資源量 水準	漁獲量を増減 させる係数( $\alpha$ )	資源量 指標値 (令和5年度評価)	説 明
目標管理 基準値* (目標水準)案	91.0%	1.000	2.48	資源量指標値の時系列を累積正規分布に当てはめた場合に91%水準に相当する値
限界管理 基準値* (限界水準)案	63.7%	0.739	1.39	資源量指標値の時系列を累積正規分布に当てはめた場合に63.7%水準に相当する値
現状の値 (2022年漁期)	100%	1.105	5.023	直近5年間の漁獲量に掛ける係数は、目標水準案と限界水準案に対する現状の値の水準によって規定される

\* 「令和4(2022)年度マダラ日本海北部の管理基準値等に関する研究機関会議」で提案

補足表 5-2. 近年の漁獲量および算定漁獲量

	漁期年	漁獲量(万トン)
漁獲量の年変化	2018	1.16
	2019	1.36
	2020	1.07
	2021	1.15
	2022	1.32
	平均	1.21
算定漁獲量	2024	1.34

## 補足資料 6 2系の漁獲管理規則について

2系資源の管理規則における漁獲管理規則（HCR）は、資源を目標水準（ $B_T$ ）の周辺に推移させるように、直近年（ $t$ 年）の資源量指標値の水準（ $D_t$ ）が目標水準を上回る場合は漁獲量を増加させ、下回る場合は漁獲量を削減させる。次漁期に推奨される漁獲量（すなわち ABC）は、直近の資源量指標値の水準に対応する係数（漁獲量を増減させる係数  $\alpha$ ）を漁獲管理規則により設定し、これを現状の漁獲量（近年の漁獲量平均値）に乗じることで求める（下式 1）。限界水準（ $B_L$ ）を下回った場合には、資源量指標値を目標水準により早く近づけるように  $\alpha$  を大きく引き下げる。禁漁水準（ $B_B$ ）を下回った場合には、漁獲量を 0 とする。係数  $\beta$  はこの漁獲管理規則で算出される漁獲量全体を調整する係数であり通常は  $\beta=1$  とする。

$$ABC = \alpha_t \cdot \beta \cdot \bar{C}_t = \exp[k_t(D_t - B_T)] \cdot \beta \cdot \bar{C}_t \quad (1)$$

ここで、 $k_t$  は、以下の通りとなる。

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

漁獲量の増減速度は、調整係数  $\delta_1$ 、 $\delta_2$ 、 $\delta_3$  による。ここで  $\delta_2$  は資源が少ない場合（ $B_B < D_t \leq B_L$ ）に漁獲量を削減する速度に関する係数、 $\delta_3$  は下式 3 の資源量指標値  $I$  の年変動（AAV）が大きい場合に漁獲量を抑える係数である。

$$AAV_t = \frac{1}{N} \sum_{u=1}^t \frac{2|I_u - I_{u-1}|}{I_u + I_{u-1}} \quad (3)$$

直近  $t$  年の資源量指標値  $I$  の水準  $D_t$  は資源量指標値に累積正規分布を適用することにより 0~1 の値として計算される（下式 4）。

$$D_t = \int_{-\infty}^I \varphi \left[ \frac{x - E(I)}{SD(I)} \right] dx \quad (4)$$

ここで  $\varphi$  は標準正規分布、 $E(I)$  は資源量指標値の平均値、 $SD(I)$  は資源量指標値の標準偏差である。

「令和 5（2023）年度漁獲管理規則および ABC 算定のための基本指針（FRA-SA2023-ABCWG02-01）」（水産研究・教育機構 2023）では 2 系資源の基本の漁獲管理規則として、 $B_T$  は 80%、 $B_L$  はその 7 割の 56%、 $B_B$  は 0% とし、調整係数（ $\delta_1$ 、 $\delta_2$ 、 $\delta_3$ ）にはそれぞれ 0.5、0.4、0.4 を用いるとされている。これらのパラメータを用いた漁獲管理規則は、改正漁業法の施行前に用いられていた ABC 算定規則 2-1）（水産庁、水産研究・教育機構 2023）での漁獲管理規則よりも資源保護の効果が高く、かつ安定した漁獲量が得られることが、様々な資源状態を考慮した一般的なシミュレーション（MSE）で確認されている。本資源では近年の生産力の大幅な上昇が起きた可能性が考えられることから、令和 4 年度の管理基準値等に関する研究機関会議において更に本資源に特化したシミュレーションに基づいた漁

獲管理規則のパラメータ設定が提案されている（境ほか 2022）。提案されている漁獲管理規則では、資源量指標値に累積正規分布を適用して計算した 91%水準を目標水準、その 7割にあたる 63.7%水準を限界水準として、調整係数  $\delta_1$ 、 $\delta_2$ 、 $\delta_3$  をそれぞれ 1.11、1.0、1.0 としている。この漁獲管理規則案であれば、今後生産力が過去と同水準まで戻る場合でも獲りすぎになることを防ぐことができると考えられる。

#### 引用文献

- 境 磨・千村昌之・千葉 悟・濱津友紀 (2022) 令和 4 (2022) 年度マダラ北海道日本海の管理基準値等に関する研究機関会議資料. FRA-SA2022-BRP11-02, 水産研究・教育機構, 横浜, 38pp., [https://www.fra.affrc.go.jp/shigen\\_hyoka/SCmeeting/2019-1/20221129/FRA-SA2022-BRP11-02.pdf](https://www.fra.affrc.go.jp/shigen_hyoka/SCmeeting/2019-1/20221129/FRA-SA2022-BRP11-02.pdf)
- 水産研究・教育機構 (2023) 令和 5 (2023) 年度漁獲管理規則および ABC 算定のための基本指針. FRA-SA2023-ABCWG02-01, 水産研究・教育機構, 横浜, 23pp.. [https://abchan.fra.go.jp/references\\_list/FRA-SA2023-ABCWG02-01.pdf](https://abchan.fra.go.jp/references_list/FRA-SA2023-ABCWG02-01.pdf)
- 水産庁, 水産研究・教育機構 (2023) 令和 5 (2023) 年度 ABC 算定のための基本規則. FRA-SA2023-ABCWG02-02, 水産研究・教育機構, 横浜, 11pp., [https://abchan.fra.go.jp/references\\_list/FRA-SA2023-ABCWG02-02.pdf](https://abchan.fra.go.jp/references_list/FRA-SA2023-ABCWG02-02.pdf)