

利用贝叶斯动态产量模型评估东、黄海日本鲭资源状况

官文江, 马雪莲

Assessment of the status of *Scomber japonicus* resources in the East China Sea and Yellow Sea using a Bayesian biomass dynamic model

GUAN Wenjiang, MA Xuelian

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.12024/jsou.20220103672>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

[基于Pella-Tomlinson生物经济模型的东、黄海鲈资源开发策略](#)

Development strategy of *Scomber japonicus* based on Pella-Tomlinson bio-economic model in East China Sea and Yellow Sea

上海海洋大学学报. 2020, 29(1): 102 <https://doi.org/10.12024/jsou.20180502323>

[基于复合种群的阿根廷滑柔鱼资源评估和管理策略评价](#)

Stock assessment and management for metapopulation of *Illex argentinus*

上海海洋大学学报. 2019, 28(3): 471 <https://doi.org/10.12024/jsou.20180502322>

[毛里塔尼亚海域日本鲭时空分布与海洋环境的关系](#)

Relationship between spatiotemporal distribution of chub mackerel and marine environment variables in the waters near Mauritania

上海海洋大学学报. 2020, 29(6): 868 <https://doi.org/10.12024/jsou.20190702746>

[剩余产量模型形状参数对印度洋黄鳍金枪鱼资源评估的影响](#)

Impacts of shape parameter of surplus production model on stock assessment of Indian Ocean yellowfin tuna

上海海洋大学学报. 2019, 28(2): 298 <https://doi.org/10.12024/jsou.20180802389>

[运用生物量动态模型评估印度洋长鳍金枪鱼资源](#)

Stock assessment of albacore (*Thunnus alalunga*) in the Indian Ocean using biomass dynamics model

上海海洋大学学报. 2018, 27(2): 259 <https://doi.org/10.12024/jsou.20170301973>

利用贝叶斯动态产量模型评估东、黄海日本鲭资源状况

官文江^{1,2}, 马雪莲¹

(1. 上海海洋大学 海洋科学学院, 上海 201306; 2. 大洋渔业资源可持续开发教育部重点实验室, 上海 201306)

摘要: 分布于东、黄海的日本鲭(*Scomber japonicus*)为我国主要经济鱼种之一,其资源现状和开发潜力日益受到重视。加强东、黄海日本鲭的资源评估研究是其科学管理与可持续利用的前提与基础。为此,基于 1979—2019 年中国福建、浙江、上海、江苏、山东、河北、天津及辽宁 6 省 2 市与日本、韩国的日本鲭捕捞产量以及相关文献的资源丰度指数数据,利用贝叶斯动态产量模型对日本鲭进行了资源评估。结果表明:由于内禀增长率(r)与承载能力(K)存在显著的负相关关系, r 的先验分布影响模型的参数估计,给出合理的 r 先验有利于提高模型评估的质量;渔获量数据的观测误差精度对模型参数估计及资源状态的判断具有重要影响;东、黄海日本鲭种群结构的划分仍存在争议,目前无法按种群分别进行资源评估,若按数据统计单元对日本鲭进行资源评估将不利于日本鲭资源的可持续利用;日本鲭有较大概率(大于 60%)被过度捕捞,总可捕捞量(total allowable catch, TAC)低于 4.82×10^5 t 时,10 年后其未被过度捕捞的概率大于 60%。基于当前东、黄海日本鲭种群划分存在争议的现状及相关数据收集存在的困难,建议将东、黄海日本鲭作为同一个种群处理,以满足渔业资源评估模型的基本假设、提高该渔业资源的评估质量。而将渔获量控制在 4.82×10^5 t 以下则有利于该渔业资源的可持续利用。

关键词: 东海; 黄海; 日本鲭; 贝叶斯动态产量模型; 资源评估

中图分类号: S 931 **文献标志码:** A

分布于东、黄海的日本鲭(*Scomber japonicus*)是一种非常重要的中上层渔业资源,主要被中国、日本及韩国的灯光围网渔业所利用,少量被拖网兼捕^[1-2]。日本鲭为我国主要经济鱼种之一,其资源现状和开发潜力日益受到重视。近年,日本鲭的个体已呈小型化和低龄化,其产量也呈下降趋势,这表明日本鲭可能处于充分利用状态^[3-5]。对东、黄海日本鲭进行资源评估是日本鲭科学管理与可持续利用的前提与基础,相关学者为此进行了大量研究,如陈卫忠等^[6]及日本西海区水产研究所(<http://abchan.fra.go.jp/>)分别利用实际种群分析法对东、黄海日本鲭资源进行了评估,而李纲^[5]和王从军^[7]则利用剩余产量模型评估了东、黄海日本鲭。但这些资源评估研究存在的问题是使用的东、黄海日本鲭产量数据不统一,并且无法真实反映东、黄海日本鲭产

量。如陈卫忠等^[6]仅使用了中国东海三省一市的日本鲭产量,日本西海区水产研究所则仅使用了日本与韩国的产量,而李纲^[5]的日本鲭产量数据虽然包含了韩国与日本的产量,但中国的日本鲭产量仅来自中国国营大型机轮灯光围网渔业与浙江群众围网渔业,因此,这些研究均低估了东、黄海日本鲭的实际产量,这将影响日本鲭资源评估的结果与质量。

为此,研究基于 1979—2019 年中国福建、浙江、上海、江苏、山东、河北、天津及辽宁 6 省 2 市(以下简称中国 6 省 2 市)与日本、韩国日本鲭捕捞产量以及相关文献的资源丰度指数数据,利用贝叶斯动态产量模型对日本鲭进行资源评估,以分析日本鲭的资源状况、讨论先验设置、数据质量及基于不同数据统计单元的种群结构假设对日本鲭资源评估的影响,从而为东、黄海日本鲭的合理利用与科学管理提供依据。

收稿日期: 2022-01-06

修回日期: 2022-04-01

基金项目: 国家自然科学基金(32072981)

作者简介: 官文江(1974—),男,副教授,研究方向为渔业资源评估。E-mail: wjguan@shou.edu.cn

1 材料与方法

1.1 数据来源

1979—2019年中国6省2市日本鲭产量数据来自《中国渔业统计年鉴》^[8]；日本、韩国的东、黄海日本鲭产量来自网站(<http://abchan.fra.go.jp/>)。基于中国大型机轮灯光围网渔业的标准化单位捕捞努力量渔获量(catch per unit effort, CPUE)数据采用一般加性模型(generalized additive model, GAM)与空间加权方法构建,即文献[9]中的I3,数据的时间范围为1997—2015年,简称为中国资源丰度指数;同时,将日本西海区水产研究所估计的日本鲭资源量作为另一个资源丰度指数(所有年份的资源量均除以了1973年的资源量),该数据来自网站(<http://abchan.fra.go.jp/>),时间范围为1979至2019年,简称为日本资源丰度指数。

1.2 方法

1.2.1 动态产量模型

动态产量模型方程如下:

$$P_y = \begin{cases} \phi e^{\eta_y}, y=1 \\ (P_{y-1} + \frac{r}{m-1} P_{y-1} (1 - P_{y-1}^{m-1}) - C_y e^{\gamma_y} / K) e^{\eta_y}, \\ \quad y > 1 \text{ 且 } P_{y-1} \geq P_{lim} \\ (P_{y-1} + \frac{r}{(m-1)P_{lim}} P_{y-1}^2 (1 - P_{y-1}^{m-1}) - C_y e^{\gamma_y} / K) e^{\eta_y}, \\ \quad y > 1 \text{ 且 } P_{y-1} < P_{lim} \end{cases} \quad (1)$$

$$P_y = \frac{B_y}{K} \quad (2)$$

式中: m 为形状参数,当 m 为2时,公式(1)为Schaefer模型,当 m 趋于1时,公式(1)则为Fox模型(m 为1本文表示Fox模型); B_y 为 y 年的生物量; K 为承载能力; r 为内禀增长率; C_y 为 y 年的总渔获量; ϕ 为开始年份资源量与 K 的比值; η_y 为处理误差,其服从精度(即方差的倒数)为 τ_η 、均值为0的正态分布; γ_y 为渔获量的观测误差,其服从精度为 τ_c 、均值为0的正态分布; P_{lim} 为阈值,以考虑资源量减少到一定程度后对补充量的影响^[10-11],本文设为0.25。

最大可持续产量(maximum sustainable yield, MSY)及在MSY下的生物量(B_{MSY})、开发率(F_{MSY})与 r 、 m 、 K 及 P_{lim} 的关系如下:

$$B_{MSY} = \begin{cases} K \left(\frac{1}{m}\right)^{\frac{1}{m-1}}, P_{lim} \leq \left(\frac{1}{m}\right)^{\frac{1}{m-1}} \\ K P_{lim}, \left(\frac{1}{m}\right)^{\frac{1}{m-1}} < P_{lim} < \left(\frac{2}{m+1}\right)^{\frac{1}{m-1}} \\ K \left(\frac{2}{m+1}\right)^{\frac{1}{m-1}}, P_{lim} \geq \left(\frac{2}{m+1}\right)^{\frac{1}{m-1}} \end{cases} \quad (3)$$

$$F_{MSY} = \begin{cases} \frac{r}{m-1} \left(1 - \frac{1}{m}\right), P_{lim} \leq \left(\frac{1}{m}\right)^{\frac{1}{m-1}} \\ \frac{r}{(m-1)} \left(1 - P_{lim}^{m-1}\right), \left(\frac{1}{m}\right)^{\frac{1}{m-1}} < P_{lim} < \left(\frac{2}{m+1}\right)^{\frac{1}{m-1}} \\ \frac{r}{(m-1)P_{lim}} \left(\frac{2}{m+1}\right)^{\frac{1}{m-1}} \left(1 - \frac{2}{m+1}\right), P_{lim} \geq \left(\frac{2}{m+1}\right)^{\frac{1}{m-1}} \end{cases} \quad (4)$$

$$MSY = F_{MSY} B_{MSY} \quad (5)$$

资源丰度指数的观测模型为

$$I_{i,y} = q_i B_y e^{\varepsilon_{y,i}} \quad (6)$$

式中: i 可以为C或J,分别表示中国或日本资源丰度指数; q 为捕捞系数; $\varepsilon_{y,i}$ 为观测误差,其服从精度为 $\tau_{\varepsilon,i}$ 、均值为0的正态分布。 $\tau_{\varepsilon,i}$ 由二部分组成:

$$\tau_{\varepsilon,i} = \frac{1.0}{\frac{1}{\tau_{est,i}} + \frac{1}{\tau_{fix}}} \quad (7)$$

式中: τ_{fix} 为固定精度,设为44.44(即标准差为0.15); $\tau_{est,i}$ 由模型估计。

为简化,仅考虑 m 为1或2的情形,即Fox或Schaefer产量模型。因此,模型需要估计的参数集为 $\Theta = \{K, r, \phi, q_C, q_J, \tau_\eta, \tau_{est,J}, \tau_{est,C}, \tau_C\}$ 。

1.2.2 参数的先验设置

(1) r 、 K 、 ϕ 、 q_J 与 q_C 的先验设置

假设 r 、 K 、 ϕ 、 q_J 与 q_C 的先验分布服从对数正态分布,在对数空间下的均值与方差的计算方法如下^[11]:

$$M = \log \left(\frac{R_L + R_U}{2} \right) \quad (8)$$

$$S = \frac{M - \log R_L}{4} \quad (9)$$

式中: M 与 S 分别为对数尺度下的均值与标准差。 R_L 与 R_U 分别为参数取值的下限与上限。

FROESE等^[11]的结果表明,利用初始渔获量(C_0)与历史最大渔获量(C_{max})的关系可以确定 ϕ 的先验分布范围,即: $C_0 \leq 0.1C_{max}$, ϕ 在0.9至1.0之间; $0.1C_{max} < C_0 \leq 0.25C_{max}$, ϕ 在0.8至1.0之间;

$0.25C_{\max} < C_0 \leq 0.33C_{\max}$, ϕ 在 0.6 至 1.0 之间;
 $0.33C_{\max} < C_0 \leq 0.66C_{\max}$, ϕ 在 0.4 至 0.8 之间; 否则, ϕ 在 0.2 至 0.6 之间。由于日本鲭的开发历史较长, 并且 1979 年产量 (4.86×10^5 t) 与最大产量之比值 (约为 0.44) 大于 0.33、小于 0.66, 因此本文假设 ϕ 在 0.4 至 0.8 之间。近年, 国内外专家一致认为日本鲭资源处于过度捕捞或接近过度捕捞状态, 因此假设 P_{2019} 的范围为 0.2 至 0.6 之间。

K 的下限应大于最大日本鲭产量 (1.12×10^6 t, 1996 年), 因此假设 K 的下限为最大日本鲭产量的 1.1 倍即 1.23×10^6 t; 结合已有日本鲭的资源评估结果^[5,7], 假设 K 的上限为最大日本鲭产量的 10.5 倍即 1.18×10^7 t, 这远超所有评估结果的估计。依据 FishBase (www.fishbase.org), 日本鲭的 r 范围为 0.32 至 0.73 之间 (中等恢复力), 另据李纲^[5]的经验估计 r 为 0.88, 为考虑 r 的不确定性, 假设 r 的范围为 0.32 至 1.5 之间, 同时将 r 的范围分别设为 0.32 至 0.73、0.6 至 1.5 以进行敏感性分析。根据 P_{2019} 、 r 范围及资源丰度指数, 按 FROESE 等^[11]的方法分别设置 q_J 与 q_C 的上、下限。

(2) τ_C 的设置

假设 τ_C 的值分别为 100、11.1 与 2.8 (即标准差分别为 0.1、0.3 与 0.6), 以考虑渔获量的观测误差。

(3) τ_η 、 $\tau_{est,J}$ 与 $\tau_{est,C}$ 的先验设置

假设 τ_η 、 $\tau_{est,J}$ 与 $\tau_{est,C}$ 服从伽马分布, 其形状参数分别为 4.0、2.0、2.0, 尺度参数的倒数均为 0.01, 即: $\tau_\eta \sim \text{gamma}(4.0, 0.01)$, $\tau_{est,J} \sim \text{gamma}(2.0, 0.01)$ 与 $\tau_{est,C} \sim \text{gamma}(2.0, 0.01)$ 。为比较先验分布对参数估计的影响, 同时假设上述 3 个参数均服从 $\text{gamma}(0.001, 0.001)$ 分布, 即采用无信息先验^[10], 以进行敏感性分析。

1.2.3 模型惩罚项

由于 P_y 应小于或等于 1.0, 若 P_y 大于 1.0, 则 $p_y = \log(P_y) - \log(0.99)$; 当渔业存在时, P_y 不应小

于 0.001, 若 P_y 小于 0.001, 则 $p_y = \log(P_y) - \log(0.001)$; 若不存在上述两种情况, 则 $p_y = 0.0$; 假设 p_y 服从均值为 0, 精度为 10 000 的正态分布, 若 p_y 不等于 0.0, 则会减少似然值, 从而对参数估计实现惩罚。

每次捕捞的渔获量不应大于 90% 的资源量, 若渔获量大于资源量的 90%, 则 $c_y = \log(C_y) - \log(0.9 B_y)$, 否则 $c_y = 0.0$; 假设 c_y 服从均值为 0, 精度为 1 000 的正态分布。

若 P_{1979} 在 ϕ 的下限 (ϕ_L) 与上限 (ϕ_U) 之间, 则 b_{1979} 为 0.0; 若 $P_{1979} > \phi_U$, 则 $b_{1979} = \log(P_{1979}) - \log(\phi_U)$; 若 $P_{1979} < \phi_L$, 则 $b_{1979} = \log(P_{1979}) - \log(\phi_L)$; 若 P_{2019} 在下限 ($P_{2019,L}$) 与上限 ($P_{2019,U}$) 之间, b_{2019} 为 0.0; 若 $P_{2019} > P_{2019,U}$, 则 $b_{2019} = \log(P_{2019}) - \log(P_{2019,U})$; 若 $P_{2019} < P_{2019,L}$, 则 $b_{2019} = \log(P_{2019}) - \log(P_{2019,L})$; 假设 b_{2019} 与 b_{1979} 服从均值为 0, 精度为 100 的正态分布。

1.2.4 总可捕捞量的确定

总可捕捞量 (total allowable catch, TAC) 的计算规则如下^[12]: (1) 以 2019 年的渔获量为基准 (5.67×10^5 t), 分别按其 85%、87.5%、90%、92.5%、95%、97.5%、100%、102.5%、105.0%、107.5% 产生未来 10 年假设的渔获量; (2) 根据估计的每一个参数 Θ 、假设的渔获量及其精度 (τ_C) 分别使用公式 (1) 至公式 (4) 计算 F_{MSY} 、 B_{MSY} 、 B_{2029} 与 F_{2029} ; (3) 计算 $B_{2029} > B_{MSY}$ 且 $F_{2029} < F_{MSY}$ 的概率 G ; (4) 当 G 大于 60% 时的最大渔获量作为 TAC。

1.3 计算场景

根据 m 、 r 的范围, τ_C 的值、处理 (τ_η) 与观测 ($\tau_{est,J}$ 与 $\tau_{est,C}$) 误差精度、产量及资源丰度指数等的先验或设置不同, 共计算 9 种场景, 见表 1。将场景 S1 (表 1) 设为基本场景, 其他 8 种场景 (即 S2 至 S9, 表 1) 用于敏感分析, 以比较模型、 r 的范围、 τ_C 的取值、处理与观测误差精度及基于不同数据统计单元的种群结构假设对资源评估的影响。

表 1 评估模型配置的场景

Tab.1 Scenarios of the assessment model configuration

场景 Scenario	m	r	τ_C	τ_η	$\tau_{est,J}$	$\tau_{est,C}$	产量 Yield	资源指数 Abundance index
S1	1	0.32~1.50	11.1	G1	G2	G2	C_C+C_{JK}	I_C+I_J
S2	2	0.32~1.50	11.1	G1	G2	G2	C_C+C_{JK}	I_C+I_J
S3	1	0.32~0.73	11.1	G1	G2	G2	C_C+C_{JK}	I_C+I_J
S4	1	0.60~1.50	11.1	G1	G2	G2	C_C+C_{JK}	I_C+I_J
S5	1	0.32~1.50	11.1	G3	G3	G3	C_C+C_{JK}	I_C+I_J
S6	1	0.32~1.50	100.0	G1	G2	G2	C_C+C_{JK}	I_C+I_J
S7	1	0.32~1.50	2.8	G1	G2	G2	C_C+C_{JK}	I_C+I_J
S8	1	0.32~1.50	11.1	G1	G2	G2	C_C	I_C
S9	1	0.32~1.50	11.1	G1	G2	G2	C_{JK}	I_J

注: C_C 为中国6省2市日本鲭产量, C_{JK} 为日、韩日本鲭产量; I_C 与 I_J 分别为中国与日本的资源丰度指数; C_C+C_{JK} 表示同时使用两类产量数据, I_C+I_J 表示同时使用两种资源指数;G1为 $gamma(4.0,0.01)$,G2为 $gamma(2.0,0.01)$,G3为 $gamma(0.001,0.001)$;S1至S9均为场景编号; r 为内禀增长率; m 为形状参数; τ_C 、 τ_η 、 $\tau_{est,J}$ 与 $\tau_{est,C}$ 分别为渔获量、处理误差、日本资源丰度指数、中国资源丰度指数的精度。

Notes: C_C denotes the catch from 6 provinces and 2 cities of China; C_{JK} denotes the catch from Japan and South Korea; I_C and I_J are the chub mackerel abundance indices from China and Japan respectively; $C_C + C_{JK}$ denotes the two catch data are used in the scenario; $I_C + I_J$ denotes both abundance indices are used in the scenario; G1, G2 and G3 are $gamma(4.0,0.01)$, $gamma(2.0,0.01)$ and $gamma(0.001,0.001)$ respectively; S1 to S9 are the numbers of the scenario; r is the intrinsic rate of increase; m is the shape parameter; τ_η , τ_C , $\tau_{est,J}$ and $\tau_{est,C}$ are the precisions of the process error and the observation errors of the catch, Japanese abundance index and Chinese abundance index respectively.

1.4 收敛诊断及模型选择

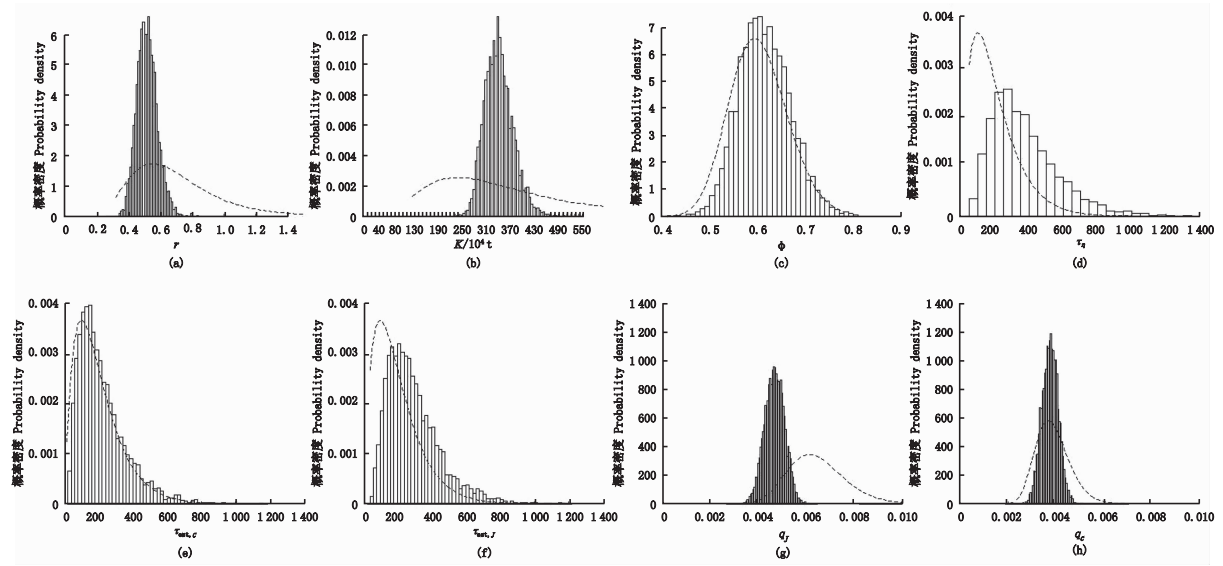
模型在 $R^{[13]}$ 中采用吉布斯采样器 (just another gibbs sampler, JAGS)^[14-15] 实现参数估计, 模型迭代次数、丢去数、采样间隔分别为 185 000、35 000 和 100。模型收敛诊断采用 Gelman-Rubin 统计量, 并以 1.1 为阈值, 即 Gelman-Rubin 统计量小于 1.1, 则认为模型收敛^[12]。本文仅对收敛模型进行分析。模型选择采用方差信息准则 (deviance information criterion, DIC) 标准^[16]。

2 结果

2.1 基本场景下的参数与日本鲭资源状况估计

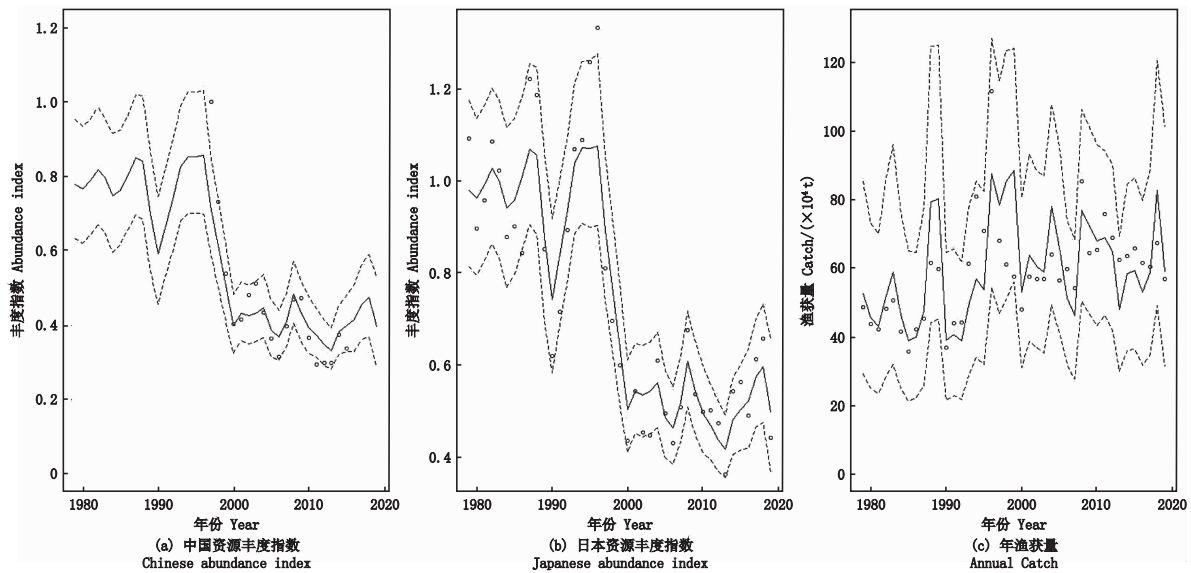
r 、 K 、 τ_η 与 q_j 的后验分布与先验分布存在较大差异, 而 q_C 、 ϕ 、 $\tau_{est,J}$ 与 $\tau_{est,C}$ 的后验分布与先验分布

较接近(图 1), 从后验分布的形态与分布范围可知, 模型估计的后验分布相对合理(图 1、表 2)。除个别点外, 模型能较好拟合中国与日本的资源丰度指数与渔获量, 模型预测的资源丰度指数能反映中、日两资源丰度指数及渔获量的变化趋势(图 2)。模型预测的开发率自 2000 年以来在高位波动, 而资源量则维持在较低水平(图 3)。MSY 的平均值为 6.39×10^5 t, 95% 置信区间在 5.67×10^5 t 至 7.20×10^5 t(表 3)。 P_{2019} 的平均值为 0.33, 95% 置信区间在 0.15 至 0.48(表 3)。发生资源型过度捕捞 (overfished) 即 $B_{2019} < B_{MSY}$ 的概率为 68%, 发生捕捞型过度捕捞 (overfishing) 即 $F_{2019} > F_{MSY}$ 的概率为 54%, 两种过度捕捞同时发生的概率为 52%。



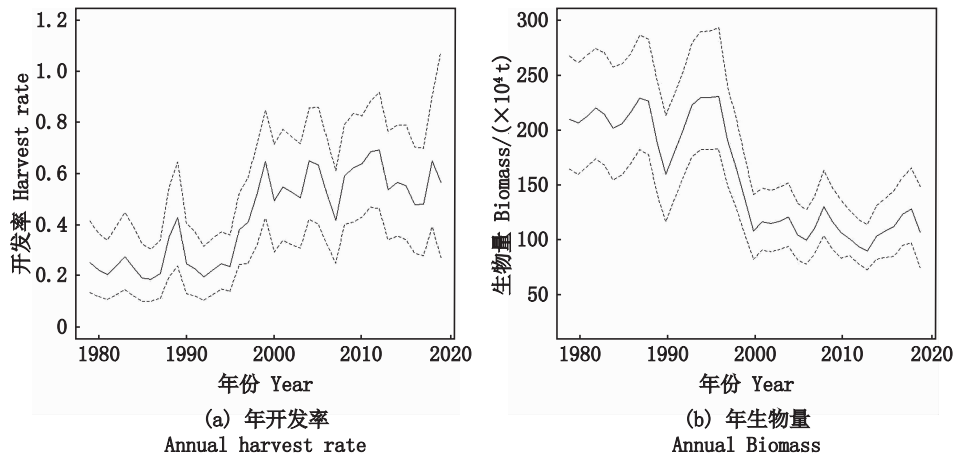
r 为内禀增长率; K 为环境容量; ϕ 为开始年份资源量与 K 的比值; $\tau_\eta, \tau_{est,J}$ 与 $\tau_{est,C}$ 分别为处理误差、日本资源丰度指数、中国资源丰度指数的精度; q_C 与 q_J 分别是对应中国、日本资源丰度指数的捕捞系数;虚线为先验分布。
 r is the intrinsic rate of increase; K is the carrying capacity; ϕ is the ratio of biomass in beginning yearto K ; $\tau_\eta, \tau_{est,J}$ and $\tau_{est,C}$ are the precisions of the process error and the observation errors of the Japanese abundance index and Chinese abundance index respectively; q_C and q_J are the catch abilities of Chinese abundance index and Japanese abundance index respectively;the dash lines are the prior distributions.

图 1 在场景 S1 下参数的后验分布
 Fig.1 Posterior distribution of the parameters under scenario S1



点为观测数据;实线为模型估计的平均值;虚线表示估计值 95% 的置信区间。
 The points are the observed data; the solid lines are the mean values of the estimate; the dash lines denote the 95% confidence interval of the estimate.

图 2 在场景 S1 下观测的资源丰度指数或渔获量及模型估计的结果
 Fig.2 Observed abundance index or catch and their estimates from the model under scenario S1



实线为模型估计的平均值;虚线表示估计值 95%的置信区间。

The solid lines are the mean values of the estimate; the dash lines denote the 95% confidence interval of the estimate.

图 3 在场景 S1 下模型估计的开发率与生物量

Fig.3 Harvest rate and biomass estimated from the model under scenario S1

表 2 不同场景的参数估计及 DIC 值

Tab.2 Parameter estimates and DIC sunder different scenarios

场景 Scenario	r	ϕ	$K/(10^4 \text{ t})$	τ_η	$\tau_{est,C}$	$q_C/10^{-2}$	$\tau_{est,J}$	$q_J/10^{-2}$	DIC
S1	0.52(0.40~0.66)	0.61(0.52~0.73)	340(280~415)	372(108~845)	219(46~574)	0.37(0.31~0.44)	292(87~681)	0.47(0.39~0.54)	-608.6
S2	0.84(0.65~1.06)	0.64(0.53~0.75)	314(255~389)	358(97~820)	215(46~566)	0.37(0.30~0.43)	286(88~648)	0.46(0.38~0.55)	-606.7
S3	0.40(0.31~0.50)	0.63(0.53~0.74)	453(372~549)	317(84~767)	219(46~585)	0.26(0.22~0.31)	277(81~632)	0.33(0.28~0.40)	-604.7
S4	0.62(0.50~0.75)	0.62(0.52~0.73)	291(248~341)	368(102~831)	209(39~570)	0.42(0.37~0.48)	292(93~664)	0.53(0.47~0.60)	-606.0
S5	0.52(0.41~0.67)	0.62(0.52~0.73)	338(277~417)	270(39~1 286)	366(24~1 843)	0.37(0.30~0.44)	654(86~2 375)	0.47(0.38~0.55)	-605.4
S6	0.52(0.41~0.65)	0.62(0.51~0.74)	333(275~410)	102(41~234)	203(39~566)	0.37(0.30~0.43)	290(91~666)	0.46(0.38~0.55)	-601.1
S7	0.47(0.34~0.63)	0.62(0.51~0.73)	368(292~471)	419(128~884)	232(49~599)	0.35(0.28~0.42)	291(85~647)	0.44(0.36~0.52)	-607.9
S8	0.64(0.43~0.93)	0.90(0.85~0.95)	179(136~236)	414(136~867)	201(38~543)	0.49(0.38~0.60)	-	-	-545.2
S9	0.44(0.33~0.55)	0.56(0.46~0.67)	204(158~263)	359(97~821)	-	-	304(96~676)	1.1(0.9~1.4)	-572.0

注: r 为内禀增长率; K 为环境容量; ϕ 为开始年份资源量与 K 的比值; τ_η 、 $\tau_{est,J}$ 与 $\tau_{est,C}$ 分别为处理误差、日本资源丰度指数、中国资源丰度指数的精度; q_C 与 q_J 分别对应中国、日本资源丰度指数的捕捞系数;括号外为参数的均值,括号内为参数的 95%置信区间

Notes: r is the intrinsic rate of increase; K is the carrying capacity; ϕ is the ratio of biomass in beginning year to K ; τ_η , $\tau_{est,J}$ and $\tau_{est,C}$ are the precisions of the process error and the observation errors of the Japanese abundance index and Chinese abundance index respectively; q_C and q_J are the catch abilities of Chinese abundance index and Japanese abundance index respectively; the values outside the parentheses are the means of the parameters; the values within the parentheses are the 95% confidence intervals of the parameters.

表 3 不同场景下的管理参数估计

Tab.3 Management parameter estimates under different scenarios

场景 Scenario	P_{2019}	$B_{2019}/(10^4 \text{ t})$	F_{2019}	F_{MSY}	$B_{MSY}/(10^4 \text{ t})$	$MSY/(10^4 \text{ t})$
S1	0.33(0.15~0.48)	110(50~165)	0.54(0.38~0.76)	0.52(0.40~0.66)	125(103~152)	63.9(56.7~72.0)
S2	0.34(0.15~0.53)	107(46~167)	0.54(0.38~0.76)	0.42(0.33~0.53)	157(126~190)	65.5(58.0~73.4)
S3	0.36(0.20~0.51)	160(90~230)	0.38(0.27~0.53)	0.40(0.31~0.50)	167(137~202)	65.9(57.5~75.1)
S4	0.34(0.15~0.51)	98(44~148)	0.62(0.49~0.84)	0.62(0.50~0.75)	107(91~125)	65.4(58.4~73.3)
S5	0.33(0.15~0.51)	110(51~170)	0.55(0.38~0.76)	0.52(0.41~0.67)	124(102~153)	64.4(56.5~73.5)
S6	0.35(0.23~0.50)	116(76~167)	0.53(0.39~0.71)	0.52(0.41~0.65)	123(101~151)	63.5(57.9~69.6)
S7	0.28(0.01~0.50)	104(4~180)	0.53(0.36~0.75)	0.47(0.34~0.63)	135(107~173)	62.5(51.4~75.6)
S8	0.44(0.16~0.69)	78(32~123)	0.79(0.49~1.27)	0.64(0.43~0.93)	66(50~87)	41.3(34.3~50.1)
S9	0.25(0.11~0.38)	50(22~79)	1.29(0.87~1.86)	0.44(0.33~0.55)	75(58~97)	32.2(27.8~37.3)

注: B_{2019} 为 2019 年资源量; F_{2019} 为 2019 年的开发率; P_{2019} 为 B_{2019} 与 K 的比值; MSY 为最大可持续产量; F_{MSY} 与 B_{MSY} 分别最大可持续产量下的开发率与生物量;括号外为参数的均值,括号内为参数的 95%置信区间。

Notes: B_{2019} is the biomass in 2019; F_{2019} is the harvest rate in 2019; P_{2019} is the ratio of B_{2019} to K ; MSY is the maximum sustainable yield; F_{MSY} and B_{MSY} are the harvest rate and biomass that can support harvest of the maximum sustainable yield respectively; the values outside the parentheses are the means of the parameters; the values within the parentheses are the 95% confidence intervals of the parameters.

2.2 Schaefer 模型的评估结果

在 Schaefer 模型(场景 S2)下,除 r 的估计存在较大差异外,其他参数的后验分布及对资源丰度指数、渔获量的拟合效果与基本场景(即 S1)类似(表 2,表 3)。但在 Schaefer 模型下,发生资源型过度捕捞的概率为 95%,发生捕捞型过度捕捞的概率为 76%,两种过度捕捞同时发生的概率为 76%。

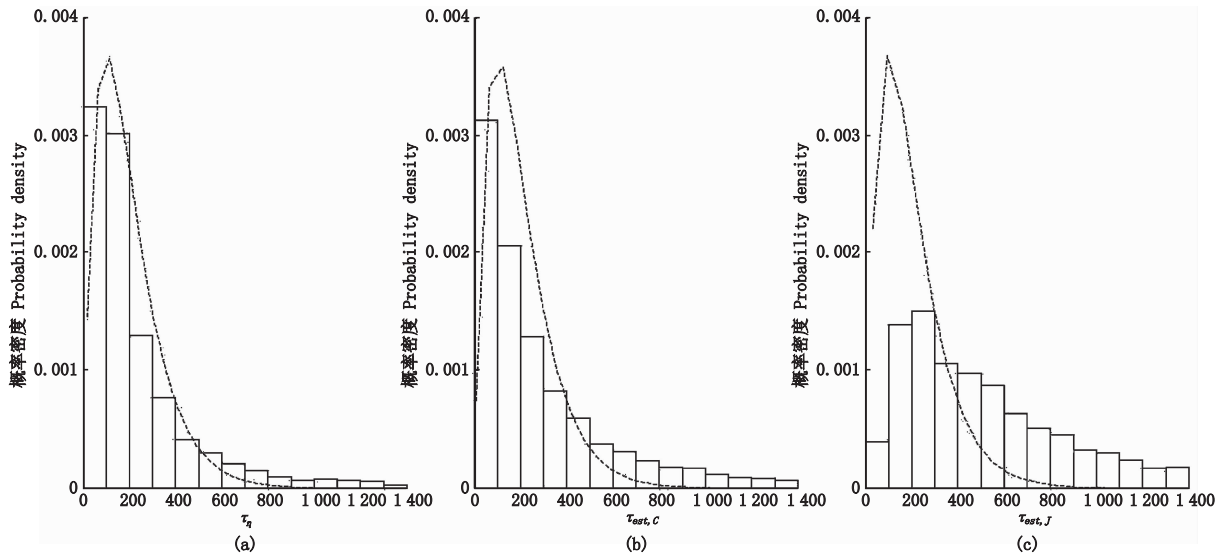
2.3 r 先验对参数估计的影响

当 r 的范围设置为 0.32 至 0.73 时(场景 S3),相对于场景 S1, r 的后验估计偏低,但 K 的后验估计有较大幅度的增大(表 2);此时 P_{2019} 与 MSY 均有小幅提高(表 3),这使得发生过度捕捞的概率有小幅下降:如发生资源型过度捕捞的概率

下降为 57%,发生捕捞型过度捕捞的概率下降为 43%,两种过度捕捞同时发生的概率下降为 40%。当 r 的范围设置为 0.6 至 1.5 时(场景 S4), r 的后验估计则明显变大,而 K 的估计则明显减少(表 2), P_{2019} 与 MSY 的后验估计与场景 S3 类似(表 3),而发生过度捕捞的概率相对于场景 S3 则有所提高,即发生资源型过度捕捞、捕捞型过度捕捞及两种过度捕捞同时发生的概率分别为 63%、50%与 49%。

2.4 处理与观测误差精度先验分布的影响

当处理与观测误差精度的先验分布设置不同时,即场景 S1 与 S5, τ_η 、 $\tau_{est,J}$ 与 $\tau_{est,C}$ 的后验分布存在明显不同(图 1,图 4),但对其他参数的估计,如 r 、 K 、 MSY 及日本鲭资源状态的判断等影响均较小(表 2,表 3)。



τ_η 、 $\tau_{est,J}$ 与 $\tau_{est,C}$ 分别为处理误差、日本资源丰度指数、中国资源丰度指数的精度;虚线为先验分布。
 τ_η 、 $\tau_{est,J}$ and $\tau_{est,C}$ are the precisions of the process error and the observation errors of the Japanese abundance index and Chinese abundance index respectively; the dash lines are the prior distributions.

图 4 场景 S5 下参数的后验分布
Fig.4 Posterior distribution of the parameter under scenario S5

2.5 渔获量观测误差大小对参数估计的影响

渔获量观测误差对参数估计具有较大影响,随 τ_c 的减少(S6,S1,S7), r 与 P_{2019} 的估计具有减少趋势,而 K 的估计具有增大趋势(表 2,表 3),评估的过度捕捞状态趋于严重,如在场景 S6 下,发生资源型过度捕捞、捕捞型过度捕捞及两种过度捕捞同时发生的概率分别为 63%、50%与 45%,但在场景 S7 下,则分别为 74%、59%与 58%。

2.6 不同数据统计单元对资源评估的影响

当使用中国产量与资源丰度指数进行资源

评估(S8)时,日本鲭有 68%的可能性未被过度捕捞,而当使用日、韩产量与日本资源丰度指数进行资源评估(S9)时,日本鲭仅有 5%的可能性未被过度捕捞。在场景 S8 与 S9 下,平均 MSY 分别为 4.13×10^5 t 与 3.22×10^5 t,两者合计 7.35×10^5 t,远大于在场景 S1 下的 6.39×10^5 t(表 3)。在场景 S8 下,估计的 r 平均值不在 S9 下估计的 95%置信区间内(表 2), r 估计差异明显。此外,受资源丰度指数数据时间系列长度及先验分布的影响,在场景 S8 与 S9 下, ϕ 的后验分布也显著不同(表 2)。

2.7 模型选择及日本鲭的资源状况与 TAC

按 DIC 标准(由于数据不同,不考虑场景 S8 与 S9),场景 S1 为最优评估场景,但场景 S2、S7 与 S1 没有显著差异(即 DIC 差异小于 2.0,表 2)。相对于场景 S1,场景 S2 与 S7 估计的过度捕捞程度较高。综合上述 3 个场景的结果表明,发生资

源型、捕捞型及两类型同时发生的过度捕捞概率分别为 80%、74%与 68%,日本鲭已被过度捕捞。若采用场景 S1 的评估结果估计 TAC,在有或没有产量数据观测误差的情况下,其值分别约为 5.39×10^5 t 与 5.96×10^5 t;若考虑上述 3 个场景,则上述 2 个值分别约为 4.82×10^5 t 与 5.53×10^5 t(表 4)。

表 4 不同渔获量下日本鲭未被过度捕捞的概率

Tab.4 Probability of the chub mackerel not being overfished and not undergoing overfishing for different catches

使用的参数 Parameters used in calculation	渔获量 Catch/(10^4 t)	2020/%	2021/%	2022/%	2023/%	2024/%	2025/%	2026/%	2027/%	2028/%	2029/%
C1	48.2	32.6	41.0	47.5	51.5	54.7	56.8	58.3	59.2	59.8	60.4
C1	49.6	31.2	39.3	45.0	48.5	51.5	53.0	54.3	55.4	56.0	56.5
C1	51.1	30.0	36.3	41.8	44.8	47.3	49.2	50.4	51.1	51.5	51.7
C1	52.5	28.3	34.0	38.3	41.4	43.4	44.8	46.0	46.9	47.3	47.7
C1	53.9	27.7	33.4	36.5	38.5	40.4	41.3	41.8	42.8	42.9	43.0
C1	55.3	26.3	30.4	33.3	35.2	37.1	37.8	38.1	38.7	38.8	38.9
C1	56.7	25.0	29.1	31.2	33.0	33.3	33.9	34.4	34.5	34.1	34.1
C1	58.2	24.0	26.1	27.5	28.8	29.1	29.0	29.0	28.8	28.7	28.3
C1	59.6	22.3	24.4	25.3	26.1	26.5	26.3	26.1	25.8	25.0	25.2
C1	61.0	21.2	22.4	22.9	23.1	23.2	22.7	22.3	21.5	21.2	20.5
C3	48.2	48.0	59.8	66.5	71.8	74.6	77.1	78.3	79.8	80.7	81.0
C3	49.6	46.5	56.7	63.1	67.6	70.6	73.0	74.2	75.6	76.0	77.2
C3	51.1	45.1	53.3	59.4	62.9	65.9	67.6	69.3	70.6	71.4	71.7
C3	52.5	42.2	49.3	54.7	58.6	61.5	62.8	64.8	66.4	67.1	67.2
C3	53.9	41.6	49.0	52.3	54.6	57.2	58.0	59.5	60.8	61.3	61.4
C3	55.3	39.2	44.4	48.3	50.2	52.7	53.7	54.2	55.2	55.8	56.0
C3	56.7	37.0	42.5	44.5	47.2	48.3	49.0	50.0	50.1	49.6	49.9
C3	58.2	36.2	38.5	40.1	42.4	43.0	43.2	42.7	43.0	42.9	42.5
C3	59.6	33.9	36.5	37.2	38.4	39.4	39.1	38.8	38.7	37.5	38.1
C3	61.0	31.8	32.9	33.5	34.0	33.4	33.3	32.9	32.0	32.0	30.8
C1-N	48.2	52.6	67.8	77.2	82.6	85.5	87.2	88.4	88.9	89.3	89.5
C1-N	49.6	51.0	65.8	74.7	80.5	83.8	85.6	86.9	87.6	88.1	88.5
C1-N	51.1	48.7	62.3	71.5	77.5	81.6	83.8	85.1	85.9	86.6	86.8
C1-N	52.5	47.0	59.6	68.2	74.2	78.2	81.0	82.8	84.0	84.7	85.3
C1-N	53.9	45.2	56.2	64.2	70.5	75.2	78.0	79.7	81.1	82.0	82.9
C1-N	55.3	43.2	53.4	60.7	66.1	70.4	72.8	75.3	76.8	77.9	78.6
C1-N	56.7	40.8	48.8	56.4	61.3	65.0	68.0	69.7	71.7	72.8	74.2
C1-N	58.2	38.0	45.0	51.4	55.6	59.7	62.3	64.3	65.7	67.2	68.0
C1-N	59.6	36.3	42.1	46.5	50.5	52.9	55.7	57.0	58.4	59.6	60.7
C1-N	61.0	33.5	37.7	41.0	43.6	45.8	47.7	49.1	50.4	51.5	52.7
C3-N	48.2	35.2	48.6	58.6	65.6	70.1	73.3	75.7	77.2	78.4	79.1
C3-N	49.6	34.0	46.0	55.5	62.6	67.3	70.8	73.2	74.6	75.8	76.7
C3-N	51.1	32.8	43.8	52.6	59.2	64.1	67.7	70.0	71.8	73.1	74.1
C3-N	52.5	31.1	41.1	49.4	55.7	60.4	63.9	66.5	68.2	69.6	70.6
C3-N	53.9	30.0	38.6	46.1	52.1	56.9	60.1	62.4	64.4	65.9	67.1
C3-N	55.3	28.5	36.3	42.8	48.1	52.4	55.3	57.9	59.8	61.3	62.3
C3-N	56.7	26.7	33.3	39.1	43.7	47.7	50.6	52.8	54.8	56.2	57.5
C3-N	58.2	25.2	30.5	35.6	39.4	43.1	45.5	47.5	49.1	50.4	51.5
C3-N	59.6	23.7	28.0	31.6	35.0	37.7	40.0	41.5	42.8	44.1	45.2
C3-N	61.0	22.0	25.2	28.1	30.8	32.8	34.7	36.0	37.4	38.4	39.2

注:C1 表示基于场景 S1 估计的参数,C3 表示基于 S1、S2 与 S7 估计的参数;N 表示渔获量没有观测误差,若没有 N,则表示渔获量具有观测误差;有框的数字表示其对应的渔获量用于设置 TAC。

Notes: C1 is based on the parameters under the scenario S1 and C3 is based on the parameters under the scenario S1, S2 and S7; N denotes no observation errors are added to the catch otherwise the observation errors are added to the catch; the number with a frame means its corresponding catch is used as TAC.

3 讨论

3.1 东、黄海日本鲭种群结构及其对资源评估的影响

当前,大多数渔业资源评估模型(如动态产量模型)均基于单种群假设,并要求满足资源量与外界没有交换^[17],但东、黄海日本鲭种群结构的划分仍存在争议^[1],这将对东、黄海日本鲭的资源评估产生较大的负面影响。中国学者基于 20 世纪 50 年代、70 年代的日本鲭标志放流与渔业调查数据将东、黄海日本鲭划分为 3 个种群,即:东海西部种群、五岛西部种群和闽南-粤东近海地方种群(基本在闽南-粤东近海栖息,不作长距离洄游)^[1]。但东海西部群与五岛西部群或九州西部群与东海西部群是否为一个群系即东海群系或对马暖流群系仍无定论^[1],甚至有学者认为这 2 个种群构成了复合种群^[18]。渔业资源的种群结构对其评估与管理具有重要影响,不同的种群结构影响渔业数据的收集、评估模型及其配置的选择以及管理策略的制定^[18-19]。如本文,将中国与日本、韩国捕捞的日本鲭假设为 2 个种群分别进行资源评估(即场景 S8 与 S9)时,由于日本与韩国的历史最大捕捞量较大(1996 年,达到 8.21×10^5 t),而近年渔获量长期偏低,同时其 CPUE 指数一直呈下降趋势,这使其 r 估计偏小,而 K 估计偏大,其种群恢复力表现较弱(S9);而中国历史最大捕捞量相对较小(最大为 2008 年, 5.44×10^5 t),但近年渔获量相对较大,这使其 r 估计偏大,而 K 估计偏小,种群恢复力表现较强(S8);这造成 2 个场景估计的过度捕捞发生的概率存在较大差异。同时,由于场景 S8 与 S9 的渔获量对应的渔场存在重叠,场景 S8 与 S9 的种群结构假设不能满足动态产量模型没有流入或流出资源量的基本假设,这也将使得 2 模型估计的总 MSY 与单种群假设(如场景 S1)的评估结果存在明显差异。因此,未来仍需利用标志放流等方法加强对东、黄海日本鲭种群结构的研究^[1],以使日本鲭的资源评估与管理建立在更加科学的基础上。

由于东、黄海日本鲭种群结构的划分仍存在争议,根据 GUAN 等^[20]的模拟结果,当渔业资源混合而无法区分种群结构时,应合并为一个种群进行资源评估以满足资源量与外界没有交换的假设,这将使结果更为合理。据此,将中国及日

本、韩国在东、黄海捕捞的日本鲭归为一个种群(如东海群系)进行评估可能更合适。并且研究结果表明,假设一个种群进行资源评估的结果更为保守,这在渔业资源评估存在较多不确定性的条件下有利于渔业资源的保护。

3.2 渔业数据的不确定性

本文假设来自中国 6 省 2 市以及日本与韩国捕捞的日本鲭均为东海群系或对马暖流群系(仅从评估角度划分),而将中国台湾、广东与广西等省区捕捞的日本鲭排除在东海群系之外,这使得东海群系日本鲭产量数据存在较大的不确定性。广东省、广西壮族自治区与海南省捕捞的日本鲭主要来自东海的闽南-粤东近海地方种群或南海,其东海群系日本鲭的产量占比一般较低,而浙江、上海、江苏、山东、河北、天津及辽宁的日本鲭产量主要来自东海群系,但福建省捕捞的日本鲭可能有较大一部分属于闽南-粤东近海地方种群,中国台湾省捕捞的日本鲭则有部分为东海群系。由于缺少中国台湾省日本鲭产量的空间分布资料以及加入中国台湾省日本鲭产量后结果类似,因此本文未提供使用中国台湾省日本鲭产量数据的结果。

此外,日本鲭与澳洲鲈(*Scomber australasicus*)在渔业统计中也可能存在混淆的情况^[21],这将进一步增加渔获量数据的不确定性。

为考虑日本鲭渔获量数据的不确定性,在模型中加入了渔获量数据的观测误差。随观测误差精度的减少(即标准差增大),日本鲭被过度捕捞的概率随之增大,观测误差的精度设置直接影响日本鲭资源的评估结果。但观测误差的精度较难直接估计,为此假设了大、中、小 3 种精度进行分析,以获得相对合理的值,但从 DIC 结果看,观测误差精度的选择仍存在不确定性。因此,要提高东、黄海日本鲭资源评估质量,当前首先应提高日本鲭渔业数据的统计质量。考虑到东海西部群与五岛西部群划分的困难,可先将东、黄海日本鲭按东海群系与闽南-粤东近海地方种群划分,进而统计相关渔业数据。在渔获物中应加强日本鲭与澳洲鲈的区分或加强对渔获物的采样以估计两种渔获物的比例从而进一步提高渔业数据的质量。

3.3 日本鲭资源丰度指数及其影响

中国、日本与韩国日本鲭渔业捕捞位置的时空分布等存在差异,基于不同渔业数据或资源调

查的资源丰度指数也会不同,选择不同资源丰度指数用于渔业资源评估将会对评估结果产生较大影响,但如何合理选择渔业资源丰度指数仍是一个难点^[19]。一般而言,采用多个渔业资源丰度指数可以避免极端情况、获得较为稳健的资源评估结果,尽管该结果不一定最佳^[19]。由于韩国日本鲭资源丰度指数无法获得,仅采用了中国与日本的日本鲭资源丰度指数数据。中国日本鲭资源丰度指数为中国大型机轮灯光围网渔业的标准 CPUE。尽管日本的资源丰度指数无法直接获取,但该指数与基于该指数估计的日本鲭资源量呈正比关系,因此将日本西海区水产研究所估计的日本鲭资源量进行了归一化处理,并以此作为日本的日本鲭资源丰度指数。从图 2 看,这 2 个资源丰度指数存在差异,但具有类似的变化趋势(相关系数为 0.79, $P < 0.05$),这表明 2 个资源丰度指数数据具有一致性,进而能体现其合理性(均反映同一资源量的变化趋势)。进一步讨论、分析资源丰度指数数据及其选择对日本鲭资源评估的影响极为重要与关键,但鉴于当前数据获取困难,这仍需留待以后做进一步的细致分析与研究。

3.4 先验设置

结果表明,部分参数(如内禀增长率)的先验设置对日本鲭资源评估结果具有非常重要的影响,这与渔业数据的质量有关,也受模型及其参数化方式的影响。在动态产量模型中,2 个重要参数即 r 与 K 一般存在显著的负相关关系,因为大的环境容量与低的生产率或小的环境容量与高的生产率均能提供类似的渔获量时间系列^[11]。 r 与 K 存在显著的负相关关系使得 r 或 K 一般无法同时获得准确的估计,若能利用相关生物学信息与方法(如 Euler-Lotka 方法)提高 r 或 K 的先验估计,将能提高渔业资源评估质量^[22]。尽管在动态产量模型中,MSY 等生物参考点为 r 与 K 的乘积,从而减少了 r 与 K 由于负相关引起估计不准确的影响,但 r 与 K 估计的不确定性仍会影响渔业管理者对种群恢复力等的判断, r 或 K 估计不准确不利于渔业的科学管理。

根据经验,设置某些年份资源量比例(如本文的 ϕ 与 P_{2019})范围有利于提高数据缺乏状况下渔业资源评估的质量^[11]。根据日本、韩国及中国日本鲭捕捞数据估计,1973 至 1978 年东、黄海日

本鲭平均产量约为 5.04×10^5 t,而 1978 年产量约为 6.60×10^5 t,已超过 MSY(表 3),因而假设 ϕ 为 0.4~0.8 比较合理。根据近年日本鲭生物学与渔获量数据^[3-4,23-24]及资源评估结果^[6-7,25],日本鲭已被过度捕捞,将 P_{2019} 设置为 0.2~0.6 较为合理。因此,本文没有对上述参数进行敏感性分析。

4 结语

当前,东、黄海日本鲭的年龄组成主要以低龄鱼为主,3 龄及以上日本鲭比重较少。同时,中国缺少相关年龄组成资料,再加上渔业数据存在较大的不确定性,因此,采用基于贝叶斯的动态产量模型对东、黄海日本鲭进行资源评估较为合理。当前,东、黄海日本鲭种群结构划分的主要争议是东海西部群与五岛西部群是否为同一种群或为复合种群。但鉴于当前条件,建议将东海西部群与五岛西部群作为同一个种群处理,并将其产量与闽南-粤东近海地方种群分开,以提高渔获量数据的质量,并满足渔业资源评估模型的基本假设。当前,不应基于数据统计单元分别对东、黄海日本鲭进行资源评估,因为其无法满足渔业资源评估模型所要求的单位种群(unit stock)假设。从本文结果看,这可能会进一步加剧日本鲭的过度捕捞。综合场景 S1、S2 及 S7 的评估结果:目前,东、黄海日本鲭已被过度捕捞,若要使日本鲭在 10 年后未被过度捕捞的概率大于 60%,TAC 应低于 4.82×10^5 t,即在 2019 年产量的基础上再减少 0.85×10^5 t。

参考文献:

- [1] 严利平,张辉,李圣法,等.东、黄海日本鲭种群鉴定和划分的研究进展[J].海洋渔业,2012,34(2):217-221.
YAN L P, ZHANG H, LI S F, et al. Progress of population identification and classification of chub mackerel (*Scomber japonicus*) in the East China Sea and the Yellow Sea[J]. Marine Fisheries, 2012, 34(2): 217-221.
- [2] GUAN W J, CHEN X J, GAO F, et al. Linkages between the biomass of *Scomber japonicus* and net primary production in the southern East China Sea [J]. Acta Oceanologica Sinica, 2014, 33(10): 43-48.
- [3] 刘勇,严利平,程家骅.东海北部和黄海南部鲈鱼生长特性及合理利用[J].中国水产科学,2006,13(5):814-822.
LIU Y, YAN L P, CHENG J H. Growth characteristics and rational exploitation of *Scomber japonicus* in the north of the East China Sea and the north of the Yellow Sea[J]. Journal

- of Fishery Sciences of China, 2006, 13(5): 814-822.
- [4] 程家骅, 林龙山. 东海区鲈鱼生物学特征及其渔业现状的分析研究[J]. 海洋渔业, 2004, 26(2): 73-78.
CHENG J H, LIN L S. Study on the biological characteristics and status of common mackerel (*Scomber japonicus* Houttuyn) fishery in the East China Sea region[J]. Marine Fisheries, 2004, 26(2): 73-78.
- [5] 李纲. 东、黄海鲈鱼资源评估及其管理策略风险分析[D]. 上海: 上海海洋大学, 2008.
LI G. Stock assessment and risk analysis of alternative management strategies for chub mackerel (*Scomber japonicus*) in the East China Sea and the Yellow Sea[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2008.
- [6] 陈卫忠, 李长松, 俞连福. 用剩余产量模型专家系统 (CLIMPROD) 评估东海鲈鲶鱼类最大持续产量[J]. 水产学报, 1997, 21(4): 404-408.
CHEN W Z, LI C S, YU L F. Estimation of the maximum sustainable yield for chub mackerel and round scad in the East China Sea by the surplus production models fitting expert system[J]. Journal of Fisheries of China, 1997, 21(4): 404-408.
- [7] 王从军. 东、黄海鲈鱼贝叶斯生物经济模型及管理策略评价[D]. 上海: 上海海洋大学, 2014.
WANG C J. Bayesian Bio-economic Model and management strategy evaluation of chub mackerel (*Scomber japonicus*) in the East China Sea and Yellow Sea[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2014.
- [8] 农业农村部渔业渔政管理局, 全国水产技术推广总站, 中国水产学会. 中国渔业统计年鉴(1980—2020)[M]. 北京: 中国农业出版社, 1980-2020.
Fishery Administration of the Ministry of Agriculture and Rural Areas, National Aquatic Technology Promotion Station, China Fisheries Society. China fishery statistical Yearbook (1980-2020)[M]. Beijing: China Agriculture Press, 1980-2020.
- [9] 吴佳文. 基于空间加权的东、黄海日本鲈 CPUE 标准化及其资源评估研究[D]. 上海: 上海海洋大学, 2020.
WU J W. Study on the spatial weighted CPUE standardization and stock assessment of chub mackerel in the East China Sea and Yellow Sea [D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2020.
- [10] WINKER H, CARVALHO F, KAPUR M, JABBA: Just Another Bayesian biomass assessment [J]. Fisheries Research, 2018, 204: 275-288.
- [11] FROESE R, DEMIREL N, CORO G, et al. Estimating fisheries reference points from catch and resilience[J]. Fish and Fisheries, 2017, 18(3): 506-526.
- [12] 官文江, 吴佳文, 曹友华. 利用后向预报方法分析印度洋黄鳍金枪鱼资源评估模型[J]. 中国海洋大学学报, 2020, 50(2): 52-59.
GUAN W J, WU J W, CAO Y H. Evaluating the stock assessment and management quality of Indian Ocean Yellowfin Tuna with hindcasting method [J]. Periodical of Ocean University of China, 2020, 50(2): 52-59.
- [13] R Core Team. R: A language and environment for statistical computing [M]. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2015.
- [14] PLUMMER M, BEST N, COWLES K, et al. CODA: convergence diagnosis and output analysis for MCMC[J]. R News, 2006, 6(1): 7-11.
- [15] SU Y S, YAJIMA M. R2jags: Using R to Run 'JAGS'[CP/OL].[2022-01-06].<https://CRAN.R-project.org/package=R2jags>.
- [16] SPIEGELHALTER D J, BEST N G, CARLIN B P, et al. Bayesian measures of model complexity and fit[J]. Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology), 2002, 64(4): 583-639.
- [17] 官文江, 田思泉, 朱江峰, 等. 渔业资源评估模型的研究现状与展望[J]. 中国水产科学, 2013, 20(5): 1112-1120.
GUAN W J, TIAN S Q, ZHU J F, et al. A review of fisheries stock assessment models[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2013, 20(5): 1112-1120.
- [18] 官文江, 高峰, 李纲, 等. 复合种群管理的风险评估——以日本鲈为例[J]. 生态学报, 2014, 34(13): 3682-3692.
GUAN W J, GAO F, LI G, et al. Risk evaluation for meta-population management: a case study using chub mackerel [J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(13): 3682-3692.
- [19] GUAN W J, WU J W, TIAN S Q. Evaluation of the performance of alternative assessment configurations to account for the spatial heterogeneity in age-structure: a simulation study based on Indian Ocean albacore tuna[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2019, 38(10): 9-19.
- [20] GUAN W J, CAO J, CHEN Y, et al. Impacts of population and fishery spatial structures on fishery stock assessment[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2013, 70(8): 1178-1189.
- [21] HIYAMA Y, YODA M, OHSHIMO S. Stock size fluctuations in chub mackerel (*Scomber japonicus*) in the East China Sea and the Japan/East Sea[J]. Fisheries Oceanography, 2002, 11(6): 347-353.
- [22] GUAN W J, TANG L, ZHU J F, et al. Application of a Bayesian method to data-poor stock assessment by using Indian Ocean albacore (*Thunnus alalunga*) stock assessment as an example[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2016, 35(2): 117-125.
- [23] 李建生, 严利平, 胡芬. 东海日本鲭繁殖群体生物学特征的年代际变化[J]. 中国水产科学, 2015, 22(6): 1253-1259.
LI J S, YAN L P, HU F. Inter-decadal changes in biological characteristics of reproductive stocks of chub mackerel, *Scomber japonicus*, in the East China Sea [J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2015, 22(6): 1253-1259.
- [24] 周翰林, 李建生, 严利平. 日本鲭种群生态学及繁殖生物

- 学研究进展[J]. 海洋渔业, 2021, 43(6): 751-760.
 ZHOU H L, LI J S, YAN L P. Research progress on biological characteristics of reproductive stocks and population ecology of *Scomber japonicus*[J]. Marine Fisheries, 2021, 43(6): 751-760.
- [25] 李纲, 陈新军, 官文江. 基于贝叶斯方法的东、黄海鲈资源评估及管理策略风险分析[J]. 水产学报, 2010, 34(5): 740-750.
 LI G, CHEN X J, GUAN W J. Stock assessment and risk analysis of management strategies for *Scomber japonicus* in the East China Sea and Yellow Sea using a Bayesian approach [J]. Journal of Fisheries of China, 2010, 34(5): 740-750.

Assessment of the status of *Scomber japonicus* resources in the East China Sea and Yellow Sea using a Bayesian biomass dynamic model

GUAN Wenjiang^{1,2}, MA Xuelian¹

(1. College of Marine Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. Key Laboratory of Sustainable Exploitation of Oceanic Fisheries Resources, Ministry of Education, Shanghai 201306, China)

Abstract: Chub mackerel (*Scomber japonicus*) in the East China Sea and Yellow Sea is one of the major commercial pelagic species in China, and its resource status and exploitation potential are receiving increasing attention. Strengthening the stock assessment research is the premise and foundation of the scientific management and sustainable utilization of chub mackerel. In this paper, a Bayesian biomass dynamics model was used to assess the chub mackerel. The catch data from 1979 to 2019 used in the assessment are from six provinces and two cities (i. e. Fujian, Zhejiang, Shanghai, Jiangsu, Shandong, Hebei, Tianjin and Liaoning) in China, Japan and Korea, and the resource abundance index data are from relevant references. Our results show that the prior distribution of intrinsic rate of increase (r) affects the parameter estimate of the model due to a strong negative correlation between r and carrying capacity (K) and a reasonable prior for r is helpful to improve the estimation quality of the model; the observation error precision of the catch data has an important impact on the estimates of the parameter and resource status; because the delineation of population structure of chub mackerel in the East China Sea and Yellow Sea is still controversial, it is currently not possible to separately evaluate each stock, and the stock assessment according to the statistical units is not conducive to the sustainable utilization of chub mackerel; chub mackerel has a high probability (>60%) of being overfished or being subject to overfishing; if the TAC (Total Allowable Catch) is below 4.82×10^5 t, the probability of the stock not being overfished and not undergoing overfishing is expected to be greater than 60% in 10 years. Due to the current controversial status of the population classification of chub mackerel in the East China Sea and Yellow Sea and the difficulties in collecting corresponding data, we suggest that the stocks in the East China Sea and Yellow Sea be treated as one stock to meet the basic assumptions of the stock assessment model and to improve the quality of stock assessment. It will be beneficial to the sustainable utilization of chub mackerel if the catch is below 4.82×10^5 t.

Key words: East China Sea; Yellow Sea; *Scomber japonicus*; Bayesian biomass dynamics model; stock assessment