

DOI: 10.12264/JFSC2023-0064

基于 CMSY 和 BSM 的东海区重要渔业种类资源评估

刘尊雷^{1,2}, 杨林林^{1,2}, 金艳^{1,2}, 袁兴伟^{1,2}, 张翼^{1,2}, 张辉^{1,2}, 许敏^{1,2}, 程家骅^{1,2}, 严利平^{1,2}

1. 中国水产科学研究院东海水产研究所, 上海 200090;
2. 农业农村部东海渔业资源开发利用重点实验室, 上海 200090

摘要: 有限数据方法(data-limited method)可结合少量易获得数据和相关生物学信息对渔业资源状况、生物学参考点以及生物量等进行评估, 已经成为全球区域性渔业管理组织和资源评估学者的关注热点。本研究采用基于渔获量的最大可持续渔获量(catch-based maximum sustainable yield, CMSY)和基于贝叶斯状态空间的 Schaefer 产量模型(Bayesian Schaefer production model, BSM)评估了东海区 19 个重要经济种类的资源状况, 并提出了基于最大可持续渔获量(maximum sustainable yield, MSY)的渔业管理建议。结果显示, 19 个种类中有 1 个种类衰竭, 3 个种类严重衰退, 5 个种类过度捕捞, 5 个种类轻度过度捕捞, 5 个种类健康。种群状态长期评估结果表明, 处于生物可持续水平的鱼类种群占比已由 1980 年的 95%下降至 2019 年的 26%。同时对 CMSY 和 BSM 方法的结果进行了比较, 整合单位捕捞努力量渔获量(catch per unit effort, CPUE)数据的 BSM 方法导致了置信区间较宽, 并调节了生物量轨迹的变化形态, 其中 3 个种类的终端相对生物量(the ratio of biomass to the maximum sustainable biomass, B/B_{msy})超过了过度捕捞的评价阈值, 改变了种群状态评判结果, 表明当缺少资源丰度指标时, CMSY 估计的 B/B_{msy} 产生了偏差。基于上述研究结果, CMSY 为有限数据渔业种群评估提供了适用的技术方法, 然而, 当渔获量与资源真实状态不一致时会产生较大的偏差, 建议今后应加强渔获量统计的科学性; 此外, 应持续开展独立渔业的科学调查和监测, 尽可能获得资源丰度及生物学数据来提高评估精准性。

关键词: 东海; 种群评估; 有限数据; 渔业管理

中图分类号: S931

文献标志码: A

文章编号: 1005–8737–(2023)06–0735–18

渔业对于保障食物安全和促进经济发展发挥了极其重要的作用, 是缓解粮食危机的战略措施之一^[1–3]。据联合国粮农组织统计, 全球海洋渔获总量从 1980s 的 72.1×10^6 t 增加到 2018 年的 84.4×10^6 t^[4], 然而, 随着发达国家和快速发展中国家对优质水产品的需求提升, 海洋渔业资源已无法满足社会经济基本需求^[5], 渔业种群遭受了过度开发。联合国粮农组织评估结果表明, 处于生物可持续水平的鱼类种群占比已由 1974 年的 90%下降至 2017 年的 65.8%, 而生物不可持续水

平的种群占比却在持续上升, 从 1974 年的 10%提高至 2017 年的 34.2%^[4]。尽管如此, 科学评估且有效的渔业管理能够降低海洋渔业种群衰退风险, 甚至是达到资源恢复和重建目标^[6–9]。

我国海洋捕捞产量约占全球总产量的 15%, 居于世界首位^[4]。作为世界上海洋捕捞量最大的国家, 我国近年来严格控制捕捞规模, 捕捞量持续下降。2016 年我国提出了海洋渔业资源总量管理制度, 并逐步在沿海各省开展限额捕捞试点, 为我国海洋渔业资源保护奠定了坚实的政策基

收稿日期: 2023-03-30; 修订日期: 2023-05-17.

基金项目: 农业农村部近海和远海渔业资源调查项目(1999-2019); 东海水产研究所基本业务费-团队项目(2022TD01).

作者简介: 刘尊雷(1982–), 男, 硕士, 副研究员, 研究方向为渔业资源评估与管理. E-mail: liuzl@ecsf.ac.cn

通信作者: 严利平, 研究员, 研究方向为海洋渔业资源评估与管理. E-mail: yanlp@ecsf.ac.cn

础^[10]。当前,我国正积极探索海洋渔业资源利用管理新模式,2017 年已选择三疣梭子蟹(*Portunus trituberculatus*)、海蜇(*Rhopilema esculentum*)等渔业资源品种开展限额捕捞试点。然而,由于资源评估模型所需数据缺乏,大多数种群甚至是重要商业物种的开发程度和资源状况仍不明晰,导致这一制度并没有在种类水平上全面应用。

在数据不足的情况下,如何制定捕捞控制规则并设置捕捞限制措施是当前渔业管理面临的重要技术难题。基于大多数种群数据缺失的现状,发展有限数据评估方法成为渔业资源评估的重要方向^[11-16],其中 Catch-MSY 被认为是一种优良的方法^[17]。Catch-MSY 仅需要给定历史时期的渔获量、种群恢复力和定性的种群状态信息,便可以估算生物量、开发率、最大持续产量以及相关的渔业参考点。Froese 等^[18]进一步改进了 Catch-MSY,解决了未开发时期种群生物量和生产力的有偏估计,称为 CMSY 方法。此外,该方法利用贝叶斯状态空间技术将资源丰度指标融入 Schaefer 产量模型(Bayesian state-space implementation of the Schaefer production model, BSM),使得 CMSY 与 BSM 获得的渔业参考点可以在同一框架下进行分析比较,有助于研判资源丰度对模型输出结果的影响。

本研究同时将 CMSY 和 BSM 方法应用于东海区 19 个重要捕捞物种,计算生物参考点并评估资源状况。这些物种代表了东海区多种捕捞方式的目标或兼捕种类,部分种类的资源现状评价甚至缺失。因此,本研究不仅是有限数据分析方法在东海区多物种集合评估方面的探索,更进一步补充了未评估物种的资源利用特征,为将来东海区重要捕捞物种限额捕捞的全面实行提供支持。

1 材料和方法

1.1 数据来源

捕捞产量是 CMSY 方法的必需数据,主要源自《中国渔业统计年鉴》东海区(江苏省、上海市、浙江省和福建省)海洋捕捞种类统计汇编,共计 19 个种类,包括 18 种鱼类和 1 种无脊椎生物,根据 2019 年统计,19 个种类的渔获量约占全国总产

量的 24%^[19](图 1)。选择的种类在东海区均为重要商业物种,生态类型包括底层、近底层、中上层和岩礁类。所有种类中,最短年限数据是白姑鱼(*Argyrosomus argentatus*)、黄姑鱼(*Nibea albiflora*)、鲢(*Miichthys miiuy*)和鳙(*Mugil cephalus*),历史上属于兼捕或渔业价值较低种类,2003 年之前未做专门统计,所用数据年限是 2003—2019 年;最长年限数据是开发较早的带鱼(*Trichiurus japonicus*)、大黄鱼(*Larimichthys crocea*)、小黄鱼(*Larimichthys polyactis*)、鳓(*Ilisha elongata*)和乌贼类,数据周期是 1956—2019 年。由于我国渔业统计记录的梅童鱼[以棘头梅童鱼(*Collichthys lucidus*)为主]包括了小黄鱼幼鱼,因此梅童鱼渔获量数据采用全国海洋捕捞信息动态采集网络获得,该网络依托中国水产科学研究院和沿海省级海洋水产研究所科研力量为技术依托,在全国沿海 11 个省的重点渔区布设了 45 个信息采集点,采用信息船和渔船随机抽样调查相结合的方法,实时记录各海区的海洋渔业生产基础信息,包括渔船和网具信息、作业位置、出海天数、主要经济种类每天渔获量、销售价格、成本等。作为我国渔业统计年鉴数据的补充,该网络从 2009 年才开始运行,至今仅有 10 年数据,因此,仅对梅童鱼应用该数据进行分析。

本研究选择了带鱼、小黄鱼、白姑鱼、海鳗(*Muraenesox cinereus*)、鲳[银鲳(*Pampus argenteus*)为主]、鳀(*Engraulis japonicus*)和鲈(*Scomber*

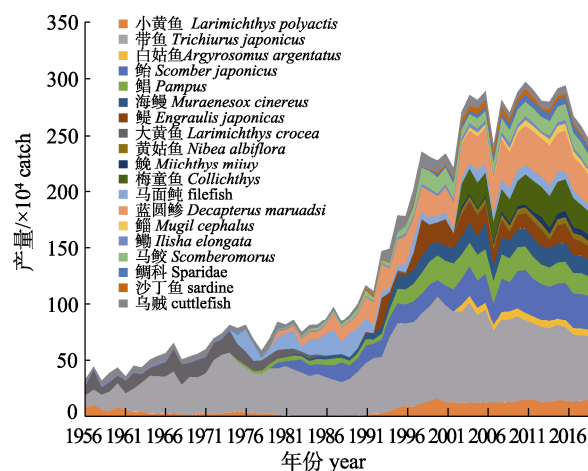


图 1 1956—2019 年 19 个主要经济种类捕捞产量变化
Fig. 1 The fisheries production change from capture for 19 commercial important species among 1956—2019

japonicus)同时进行 CMSY 和 BSM 分析, 其中带鱼、小黄鱼、白姑鱼、海鳗、银鲳、鳀单位捕捞努力量渔获量(catch per unit effort, CPUE)数据来自东海区渔业资源专项调查, 调查时间为 8—9 月, 调查方式为底拖网, CPUE 标准化为单位小时渔获量(kg/h)。带鱼、小黄鱼、白姑鱼、海鳗为典型底层或近底层鱼类, 鳀和银鲳是中上层种类, 其中银鲳在江苏和浙江近海为主要栖息海域, 栖息水层较浅, 底拖网调查 CPUE 较高, 能够反映鱼

种的生物量变化; 鳀是当前我国中上层鱼类中捕捞产量最高的种类, 无论是早期还是近年来, 许多资源分布相关的研究均采用了底拖网调查数据^[20]。鲈 CPUE 为我国围网生产渔船捕捞, 标准化为单位网次渔获量(kg/net)。其他中上层种类和底层种类因栖息水层或资源密度低等影响, 认为底拖网调查无法全面反映渔业资源实际变动, 未用于 BSM 分析。物种的栖息地类型和适温性通过调查数据综合分析划定。详细种类信息列于表 1。

表 1 评估物种信息概述
Tab. 1 Summary of data available for the stock assessments

种类 species	渔获量时间范围 catch time range	单位捕捞努力量渔获量时间范围 time range of catch per unit effort	栖息地 habitat	温度偏好 thermophiles	其他数据来源 additional data source	模型 model
大黄鱼 <i>Larimichthys crocea</i>	1956–2019		NDS	WW		CMSY
小黄鱼 <i>Larimichthys polyactis</i>	1956–2019	2000–2019	NDS	WT	拖网 trawl	CMSY, BSM
带鱼 <i>Trichiurus japonicus</i>	1956–2019	2000–2019	NDS	WW	拖网 trawl	CMSY, BSM
白姑鱼 <i>Argyrosomus argentatus</i>	2003–2019	2003–2019	NDS	WT	拖网 trawl	CMSY, BSM
黄姑鱼 <i>Nibea albiflora</i>	2003–2019		NDS	WT		CMSY
鳀 <i>Miichthys miuiy</i>	2003–2019		NDS	WT		CMSY
梅童鱼 <i>Collichthys</i>	2003–2019		NDS	WW		CMSY
马面鲷 filefish	1975–2019		NDS	WT		CMSY
鲈 <i>Scomber japonicus</i>	1980–2019	1980–2014	PS	WW	围网 purse seine	CMSY, BSM
蓝圆鲹 <i>Decapterus maruadsi</i>	1980–2019		PS	WW		CMSY
鲳 <i>Pampus</i>	1975–2019	2000–2019	PS	WW	拖网 trawl	CMSY, BSM
鲻 <i>Mugil cephalus</i>	2003–2019		NDS	WW		CMSY
鳎 <i>Ilisha elongata</i>	1956–2019		PS	WW		CMSY
马鲛 <i>Scomberomorus</i>	1978–2019		PS	WT		CMSY
鲷科 Sparidae	1978–2019		NDS	WW		CMSY
海鳗 <i>Muraenesox cinereus</i>	1982–2019	2000–2019	BS	WW	拖网 trawl	CMSY, BSM
鳎 <i>Engraulis japonicas</i>	1990–2019	1999–2019	PS	WT	拖网 trawl	CMSY, BSM
沙丁鱼 sardine	1990–2019		PS	WW		CMSY
乌贼 cuttlefish	1956–2019		NDS	WW		CMSY

注: 马面鲷主要包括马面鲷属、革鲷属; 沙丁鱼主要为沙丁鱼属和拟沙丁鱼属; 乌贼主要为乌贼属和无针乌贼属; NDS 为近底层种类, PS 为中上层种类, BS 为底层种类; WW 为暖水种, WT 为暖温种; CMSY 为基于渔获量的最大可持续渔获量模型, BSM 为基于贝叶斯状态空间的 Schaefer 产量模型。
Note: Filefish include *Thamnaconus* and *Aluterus*. Sardine mainly include *Sardina* and *Sardinops*. Cuttlefish mainly include *Sepia* and *Sepiella*; NDS is the near demersal species, PS is the pelagic species, BS is the benthic species; WW is the warm water species, WT is the warm temperature species; CMSY is the catch-based maximum sustainable yield model, BSM is the Bayesian Schaefer production model.

1.2 数据分析

1.2.1 CMSY 和 BSM 模型 CMSY 模型是针对有限数据渔业种群开发的种群评估模型, 通过渔获量和生产力信息估计生物量^[17-18]。因此, 仅需要渔获量、恢复力或生产力以及资源衰退状况数

据^[21-22]。恢复力定义为系统受到扰动后回到初始状态的能力^[23], 以种群内秉增长率(intrinsic growth rate, *r*)进行表征。从 *r* 和承载力(carrying capacity, *k*)均匀先验分布中随机抽取 *r-k* 组合, 通过 Schaefer 产量模型估算给定 *r-k* 参数的年生物

量轨迹, 并通过蒙特卡洛过滤技术筛选可行的 r - k 组合, 其标准是预测生物量大于 k , 且中间和终止年份的相对生物量符合设定的先验范围, 重复抽样过程 10000 次。

当物种数据包含 CPUE 时, 采用 Schaefer 贝叶斯状态空间模型(BSM)估算生物量、捕捞强度、最大可持续渔获量(maximum sustainable yield, MSY)和相关生物参考点, 此时 r 、 k 和 MSY 通过渔获量和 CPUE 获得。生物量动态模型为

$$B_{t+1} = B_t + r \left(1 - \frac{B_t}{k} \right) B_t - C_t$$

式中, B_{t+1} 是 $t+1$ 年生物量, B_t 是 t 年生物量, C_t 是 t 年渔获量。

当生物量处于衰竭状态时(假设 $B<0.25\ k$), 补充量将会随着相对生物量线性下降, 因此当生物量下降至 $0.25k$ 以下时, 基本方程可修改为,

$$B_{t+1} = B_t + 4 \frac{B_t}{k} r \left(1 - \frac{B_t}{k} \right) B_t - C_t \mid \frac{B_t}{k} < 0.25$$

乘数 $4 \frac{B_t}{k}$ 生物量低于 $0.5B_{msy}$ 时, 补充量线性下降。

CMSY 和 BSM 生物参考点计算方式为: $MSY=rk/4$, $F_{msy}=0.5r$, $B_{msy}=0.5k$ 。采用马尔科夫蒙特卡洛方法进行参数概率分布抽样, 同步运行 3 个抽样链, 每个链 60000 步长, 截除前 30000 个样本。为降低自相关, 间隔 10 个接受一个样本。各后验参数概率分布中位值为中心值, 并以 2.5%和 97.5%分位数为 95%置信区间。

1.2.2 消耗水平先验范围 将消耗水平(B/k)划分为 5 个开发水平, 分别为“基本无开发”“低开发”“中等开发”“严重开发”“极严重开发”, 对应的 B/k 范围见表 2。根据开发历史和资源状态对各种类的消耗水平先验范围设定 3 个时期(初始、中间、终端)。带鱼、大黄鱼、小黄鱼、鳓和乌贼在 20 世纪 50 年代处于初始开发阶段, 而马面鲀在 70 年代中后期开始大规模捕捞^[24], 因此, 初始消耗水平(B_{start}/k)先验范围设定为 0.75~1; 70—80 年代渔获量初始记录种类以中上层种类为主, 资源处于低开发期, 先验范围设定为 0.4~0.8; 其他种类渔获量在 2003 年之后才开始记录, 处于捕捞强度快速增长, 资源逐渐衰退时期, 但考虑到这些物种主要为兼捕种类, 捕捞死亡相对较低, 认为资

表 2 各物种在起始和当前状态的相对生物量先验范围
Tab. 2 Prior range of biomass relative to k at the start (B_{start}/k) and the current (B_{end}/k) of the species

初始相对生物量 relative biomass at the starting year	建议先验范围 suggested prior range	初始状态选择种类 selected species at the starting year	当前状态选择种类 selected species at the current year
基本无开发 nearly unexploited	0.75–1	大黄鱼 <i>Larimichthys crocea</i> , 小黄鱼 <i>Larimichthys polyactis</i> , 带鱼 <i>Trichiurus japonicus</i> , 鳓 <i>Ilisha elongata</i> , 乌贼 Cuttlefish, 马面鲀 filefish	–
低消耗 low depletion	0.4–0.8	鲈 <i>Scomber japonicus</i> , 蓝圆鲹 <i>Decapterus maruadsi</i> , 鲷 <i>Pampus</i> , 马鲛 <i>Scomberomorus</i> , 海鳗 <i>Muraenesox cinereus</i> , 鳀 <i>Engraulis japonicas</i> , 鲷类 Sparidae, 海鳗 <i>Muraenesox cinereus</i> 沙丁鱼 sardine	
中等消耗 medium depletion	0.2–0.6	黄姑鱼 <i>Nibea albiflora</i> , 鳓 <i>Miichthys miuy</i> , 梅童鱼 <i>Collichthys</i> , 鲻 <i>Mugil cephalus</i> , 白姑鱼 <i>Argyrosomus argentatus</i>	小黄鱼 <i>Larimichthys polyactis</i> , 带鱼 <i>Trichiurus japonicus</i> , 白姑鱼 <i>Argyrosomus argentatus</i> , 黄姑鱼 <i>Nibea albiflora</i> , 梅童鱼 <i>Collichthys</i> , 鲈 <i>Scomber japonicus</i> , 蓝圆鲹 <i>Decapterus maruadsi</i> , 鲷 <i>Pampus</i> , 鲻 <i>Mugil cephalus</i> , 鳓 <i>Ilisha elongata</i> , 鲷 Sparidae, 鳀 <i>Engraulis japonicas</i> , 乌贼 cuttlefish
强烈消耗 strong depletion	0.01–0.4	–	–
	0.01–0.3	–	马面鲀 filefish, 沙丁鱼 sardine
极强烈消耗 very strong depletion	0.01–0.2	–	–
	0.01–0.1	–	大黄鱼 <i>Larimichthys crocea</i>

源处于中等开发, 先验范围为 0.2~0.6。

中间生物量先验范围通过最大渔获量($C_{\max}$)和最小渔获量($C_{\min}$)确定, 开发水平参照技术文献[18]划分为 3 个类别, 设定规则如下(表 3): 若 $C_{\min}$ 、 $C_{\max}$ 差异较小($C_{\min}/C_{\max}>0.6$), 中间先验年份取时间序列中间值, 先验范围为初始先验生物量。若 $C_{\min}$ 年份出现于 $C_{\max}$ 之后, 则 $C_{\min}$ 上一年为中间年份; 先验范围分 2 种情形: (1) 若初始先验生物量较高(>0.5)、 $C_{\min}$ 年份出现在时间序列前半段, 且 $C_{\min}$ 和 $C_{\max}$ 差异为中等程度($C_{\min}/$

$C_{\max}>0.3$), 则先验生物量范围设定为 0.2~0.6; (2) 其他情况时中间先验生物量范围为 0.01~0.4。若 $C_{\min}$ 年份出现于 $C_{\max}$ 之前, 则 $C_{\max}$ 上一年为中间年份; 先验范围分 2 种情形: (1) 若初始先验较高且 $C_{\max}$ 年份出现在时间序列前半段, 或渔获量出现急剧增加, 则中间先验生物量范围设定为高(0.5~0.9); (2) 若中间年份前第 5 年渔获量和 $C_{\max}$ 差异较大(比值 <0.33), 则先验生物量范围为 0.4~0.8, 其他情形设定为 0.2~0.6。上述结果, 若 $C_{\min}$ 和 $C_{\max}$ 为初始或终端邻近 3 年内, 则用次大值/次小值代替。

表 3 中间相对生物量先验范围确定规则
Tab. 3 Rules for the intermediate relative biomass prior range

条件 1 condition 1	中间年份 intermediate year	条件 2 condition 2	中间相对生物量先验范围 intermediate relative biomass prior range
$C_{\min}/C_{\max}>0.6$	$(y_{\text{start}}+y_{\text{end}})/2$	—	初始先验范围 prior range as the starting year
$y_{\min C}>y_{\max C}$	$y_{\min C}-1$	$B_{\text{start}}>0.5, y_{\min C}<(y_{\text{start}}+y_{\text{end}})/2, C_{\min}/C_{\max}>0.3$	0.2~0.6
		其他	0.01~0.4
		$B_{\text{start}}>0.5, y_{\max C}<(y_{\text{start}}+y_{\text{end}})/2,$	0.5~0.9
$y_{\min C}\leq y_{\max C}$	$y_{\max C}-1$	$(C_{\max}-C_{\min})/C_{\max}/(y_{\max}-y_{\min})>0.04$	0.5~0.9
		$C_{y_{\max C}-6}/C_{\max}<0.3$	0.4~0.8
		其他	0.2~0.6

终端生物量先验范围根据最后一年渔获量 C_{lastyear} 相对最大渔获量的比值 $C_{\text{lastyear}}/C_{\max}$ 确定。若 $C_{\text{lastyear}}/C_{\max}>0.8$, 先 验 范 围 为 0.4~0.8; $0.5\leq C_{\text{lastyear}}/C_{\max}\leq 0.8$, 先 验 范 围 为 0.2~0.6; $C_{\text{lastyear}}/C_{\max}<0.5$, 先验范围为 0.01~0.4, 该情况下, 种群认定为已经被强烈开发, 为细分衰退程度, 当 $C_{\text{lastyear}}/C_{\max}<0.05$, 先验范围设定为 0.01~0.1; 当 $0.05<C_{\text{lastyear}}/C_{\max}<0.15$, 先 验 范 围 设 定 为 0.01~0.2; 当 $0.15<C_{\text{lastyear}}/C_{\max}<0.35$, 先验范围设定为 0.01~0.3。但是, 如果终端先验范围的最小值高于初始先验最小值, 则将终端先验等同于初始先验。终端生物量先验见表 2。

1.2.3 r - k 先验范围 CMSY 分析, 将 Fishbase 提供的物种恢复力转变为 r 范围, 其中, 鲐依据生长、性成熟和繁殖力等生活史特征对恢复力进行校正, 无脊椎生物通过生活史特征补充, 分为“高”和“中等”恢复两类, 其中白姑鱼、梅童鱼、鲐、蓝圆鲹(*Decapterus maruadsi*)、鲹、沙丁鱼为高恢

复类型, 其他种类为中等恢复类型(表 4)。 k 先验基于 3 种假设情形确定: (1) 由于最大渔获量不可能超过 k , 因此 k 下限由最大渔获量决定; (2) F_{msy} 和种群生产力直接相关, 因此最大渔获量与 r 上限和下限的比值作为 k 的下限和上限的基准; (3) 严重衰退种类的最大渔获量与 k 的比值要高于轻度衰退种类。综上以上因素, 得到如下公式。

终端先验生物量较低的种类:

$$k_{\text{low}} = \frac{C_{\max}}{r_{\text{high}}}, \quad k_{\text{high}} = \frac{4C_{\max}}{r_{\text{low}}}$$

终端先验生物量较高的种类:

$$k_{\text{low}} = \frac{2C_{\max}}{r_{\text{high}}}, \quad k_{\text{high}} = \frac{12C_{\max}}{r_{\text{low}}}$$

BSM 分析, 将 r 均匀分布转化为以平均值为中心值的先验密度, 密度函数的高度通过距离因子倒数确定, 即 $\text{irf}=3/(r_{\text{high}}-r_{\text{low}})$, 对数尺度标准差假定为 $[0.001\text{irf}, 0.02\text{irf}]$ 均匀分布。假定 k 为对数正态分布, 将均匀分布先验值转化为以平均值为

表 4 基于物种恢复力确定的内禀增长率先验范围
Tab. 4 The prior range of population intrinsic growth rate based on species resilience

恢复力 resilience	r 先验范围 prior r range	种类 species
高 high	0.6–1.5	白姑鱼 <i>Argyrosomus argentatus</i> , 梅童鱼 <i>Collichthys</i> , 鲈 <i>Scomber japonicus</i> , 蓝圆鲹 <i>Decapterus maruadsi</i> , 鳀 <i>Engraulis japonicas</i> , 沙丁鱼 <i>Sardine</i>
中等 medium	0.2–0.8	大黄鱼 <i>Larimichthys crocea</i> , 小黄鱼 <i>Larimichthys polyactis</i> , 带鱼 <i>Trichiurus japonicus</i> , 鲷 <i>Pampus</i> , 黄姑鱼 <i>Nibea albiflora</i> , 鲢 <i>Miichthys miui</i> , 马面鲀 <i>Filefish</i> , 鲻 <i>Mugil cephalus</i> , 马鲛 <i>Scomberomorus</i> , 鳎 <i>Ilisha elongata</i> , 鲷 <i>Sparidae</i> , 海鳗 <i>Muraenesox cinereus</i> , 乌贼 <i>Cuttlefish</i>
低 low	0.05–0.5	-
较低 very low	0.015–0.1	-

中心值的先验密度, 对数尺度标准差假定为中心和下限差值的 25%。

1.2.4 可捕系数 q 先验范围 可捕系数代表了单位捕捞努力量丰度指数所占种群生物量的比例。CMSY 分析先验范围设定如下:

终端先验生物量大于等于 0.75 时, $q_{\text{low}} = \frac{0.25r_{\text{pgm}}\text{CPUE}_{\text{mean}}}{C_{\text{mean}}}$, $q_{\text{high}} = \frac{0.5r_{\text{high}}\text{CPUE}_{\text{mean}}}{C_{\text{mean}}}$

终端先验生物量小于 0.75 时, $q_{\text{low}} = \frac{0.5r_{\text{pgm}}\text{CPUE}_{\text{mean}}}{C_{\text{mean}}}$, $q_{\text{high}} = \frac{r_{\text{high}}\text{CPUE}_{\text{mean}}}{C_{\text{mean}}}$

式中, q_{low} 和 q_{high} 分别是可捕系数先验下限和上限, r_{pgm} 是 r 先验范围的几何平均数, r_{high} 是 r 先验范围上限, $\text{CPUE}_{\text{mean}}$ 是最后 5 年或 10 年 CPUE 平均值, 对于高恢复力的种群, 应用过去 5 年平均渔获量和 CPUE; 对于中等、低或较低恢复力, 应用过去 10 年平均渔获量和 CPUE, C_{mean} 为同期渔获量均值。

执行贝叶斯 Schaefer 模型时, 假定 q 服从对数正态分布, 将 q 范围转化为先验密度函数, 其中 r 上下限对数的均值为中心值, 标准差为中心值和 q_{low} 差值的 25%。

1.2.5 种群承载力评估 根据相对生物量(the ratio of biomass to the maximum sustainable biomass, B/B_{msy})将承载力分为 5 个状态(表 5), 分别为“健康”“轻度过度捕捞”“过度捕捞”“严重过度捕捞”“衰竭”, 通过最后 1 年(2019 年)的 B/B_{msy} , 评估 19 个种类资源利用现状, 并分析资源现状的历史演变。

表 5 根据评估获得的 B/B_{msy} 划分的种类状态^[22,25]
Tab. 5 Stock status categories corresponding to the range of B/B_{msy} of stocks under assessment^[22,25]

相对生物量 relative biomass	状态 status
<0.2	衰竭 collapsed
0.2–0.5	严重过度捕捞 grossly overfished
0.5–0.8	过度捕捞 overfished
0.8–1	轻微过度捕捞 slightly overfished
≥ 1	健康 healthy

2 结果与分析

2.1 CMSY 和 BSM 模型效果评价

利用 CMSY 和 BSM 模型对 19 个种类进行评估, 所有种类均应用了 CMSY, 7 个含有 CPUE 的种类补充了 BSM 分析。带鱼和小黄鱼是东海区多种渔业的目标捕捞鱼种, 生物量大, 商业价值高, 以该种类为代表分析 CMSY 和 BSM 的模型效果。结果见图 2 和图 3。带鱼 r 和 k 呈强烈的负相关, 基于 CMSY 模型分析, r 中位值为 0.579 (95%置信区间 0.409~0.82), k 中位值为 $4915 \times 10^3 \text{ t}$ (95%置信区间 $3566 \times 10^3 \text{ t} \sim 6775 \times 10^3 \text{ t}$); BSM 模型分析, r 中位值为 0.496 (95%置信区间 0.304~0.811), k 中位值为 $5708 \times 10^3 \text{ t}$ (95%置信区间 $3840 \times 10^3 \text{ t} \sim 8484 \times 10^3 \text{ t}$)。两种模型 r - k 中位值略有差异, CMSY 估计了较高的 r 和较低 k , BSM 结果相反, 但置信区间有较高的重合(图 2a)。根据生物学参考点指标, CMSY 和 BSM 模型估计的终止年份相对生物量分别为 $0.363k$ (95%置信区间 0.21~0.543)、 $0.341k$ (95%置信区间 0.196~0.579), B/B_{msy} 中位值分别为 0.726 (0.42~1.09)和 0.681 (0.391~1.16), BSM 模型置信

区间更广, 说明存在更高的不确定性。

相对生物量(B/k 和 B/B_{msy})的变化轨迹反映了长期的资源状态变动。以带鱼为例, CMSY 和 BSM 表现出相似的变化趋势(图 2b~2d), 其中 50 年代到 80 年代后期资源相对稳定, 90 年代之后生物量迅速下降, 但仍处于可持续利用状态; CMSY 分析 2002 年生物量降至 B_{msy} 以下, 超过了安全生物限度。不同的是, 包括 CPUE 的 BSM 模型改变了相对生物量的变化形态, 即 BSM 相对生物量的衰退幅度弱于 CMSY, 2000 年以来在安全生物限度平稳变化, 评估结果较为乐观, 但不确定性要高于 CMSY。

两种模型对小黄鱼的评估效果基本一致(图 3),

尽管 CPUE 调节了相对生物量的变化趋势, 但变化幅度并不明显。

基于相对捕捞死亡系数 F/F_{msy} (the ratio of fishing mortality to maximum sustainable fishing mortality)和相对生物量 B/B_{msy} 的 Kobe 图常用来评价渔业资源是否正在过度捕捞或处于过度捕捞状态。BSM 和 CMSY 揭示了带鱼 F/F_{msy} - B/B_{msy} 变化轨迹(图 4a、图 4b), 从捕捞强度和资源状态的角度, 自 1956 年, 带鱼经历了 3 个阶段的变化, 分别为 20 世纪 50—90 年代后期, 资源和捕强度均未过度捕捞, 但变化轨迹趋向安全限度发展; 20 世纪 90 年代末至 21 世纪 00 年代初期, 捕捞强度过度而资源未过度, 这一阶段仅维持 3~4 年时间;

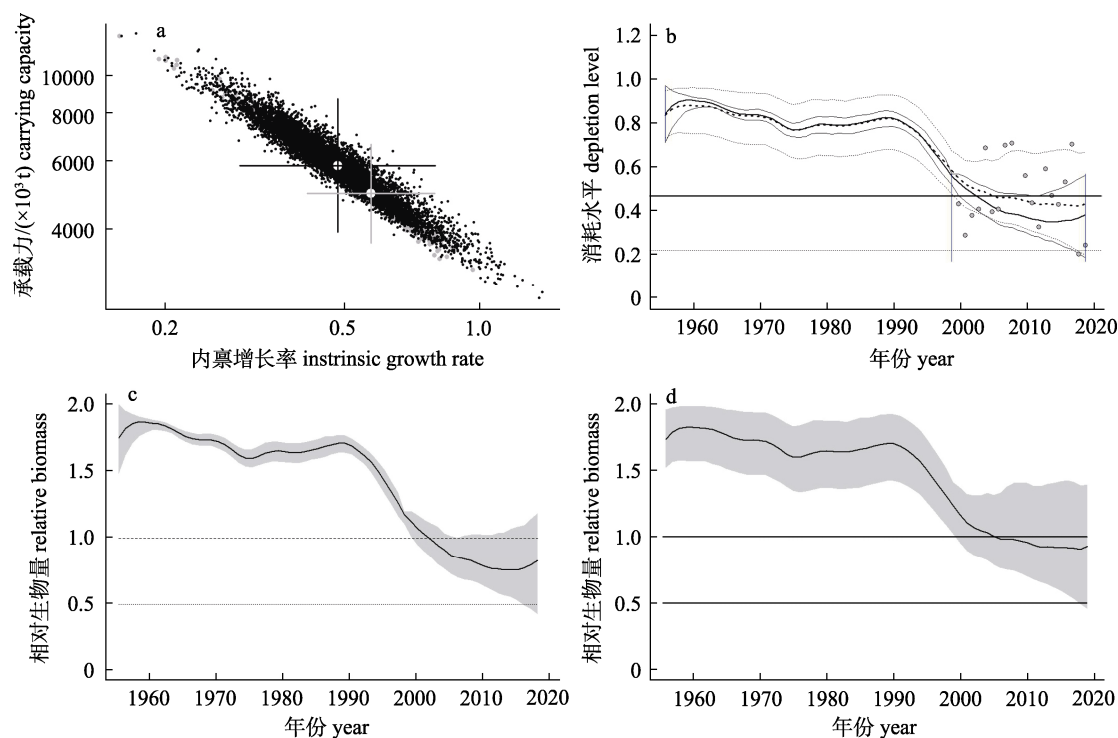


图 2 基于 CMSY 和 BSM 分析的带鱼评估结果

a. 变量 r - k 配对图, 灰色点为 CMSY, 黑色点为 BSM; b. 基于 CMSY 和 BSM 的生物量中位数(粗线)和 95%置信区间(细线)轨迹, 实线和虚线分别代表 CMSY 和 BSM; 点代表观测丰度相对 BSM 估计值 k 的相对丰度; 垂线代表相对生物量先验范围; 水平线代表 B_{msy} 位置; 水平点虚线代表 $0.25B_{msy}$, 低于该值, 补充量将受损; c. 基于 CMSY 的相对生物量 B/B_{msy} 轨迹, 阴影代表不确定性; d. 基于 BSM 的相对生物量 B/B_{msy} 轨迹, 阴影代表不确定性。

Fig. 2 Results of the CMSY and BSM analyses for *Trichiurus japonicus* in the East China Sea

a. Viable r - k pairs identified by the CMSY (gray points) and BSM methods (black points). b. Biomass trajectory estimated by CMSY (thick solid line) and BSM methods (thick dotted line), along with the 2.5th and 97.5th percentiles (thin solid line for CMSY and thin dotted line for BSM). Relative abundance data scaled to the BSM estimate of k is represented by points. The vertical lines show the prior ranges for relative biomass. The horizontal line indicates $B_{msy}=0.5 k$, while the dotted horizontal line indicates $0.25 B_{msy}$ as the limit below which recruitment may be impaired. c. Estimated relative biomass trajectory (B/B_{msy}) by CMSY, with the gray area indicating uncertainty. d. Estimated relative biomass trajectory (B/B_{msy}) by BSM, with the gray area indicating uncertainty.

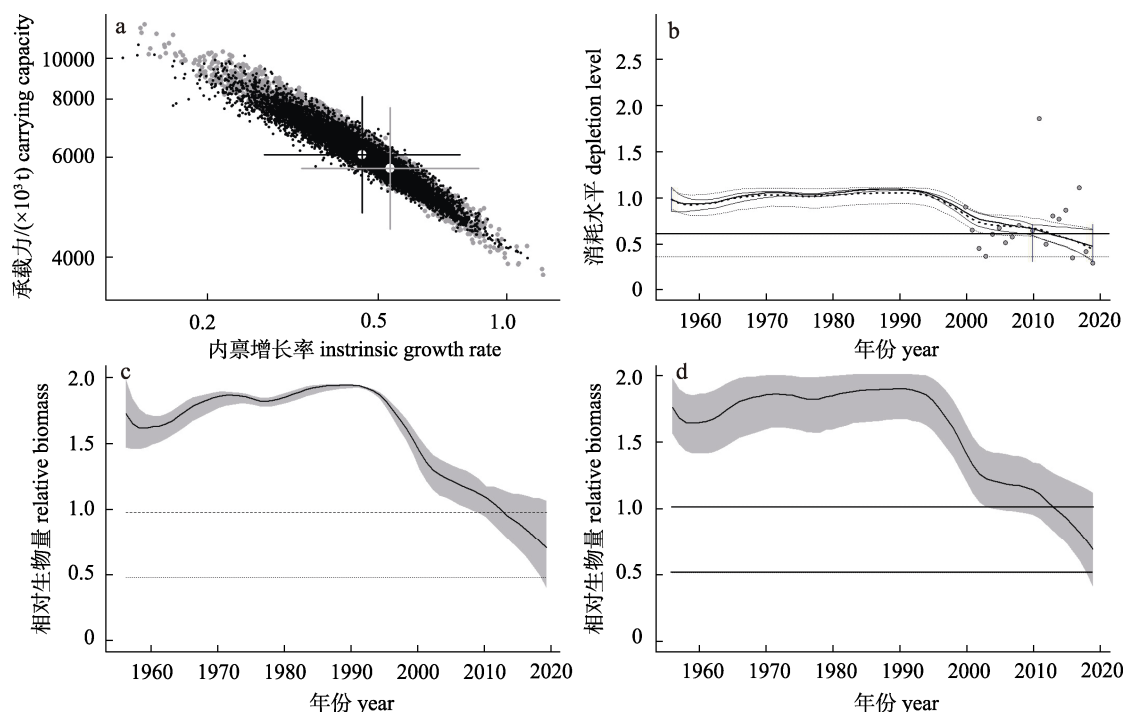


图 3 基于 CMSY 和 BSM 分析的小黄鱼评估结果

a. 变量 r - k 配对图, 灰色点为 CMSY, 黑色点为 BSM; b. 基于 CMSY 和 BSM 的生物量中值(粗线)和 95%置信区间(细线)轨迹, 实线和虚线分别代表 CMSY 和 BSM; 点代表观测丰度相对 BSM 估计值 k 的相对丰度; 垂线代表相对生物量先验范围; 水平线代表 B_{msy} 位置; 水平点虚线代表 $0.25B_{msy}$, 低于该值, 补充量将受损; c. 基于 CMSY 的相对生物量 B/B_{msy} 轨迹, 阴影代表不确定性; d. 基于 BSM 的相对生物量 B/B_{msy} 轨迹, 阴影代表不确定性。

Fig. 3 Results of the CMSY and BSM analyses for *Larimichthys polyactis* in the East China Sea

a. Viable r - k pairs identified by the CMSY (gray points) and BSM methods (black points). b. Biomass trajectory estimated by CMSY (thick solid line) and BSM methods (thick dotted line), along with the 2.5th and 97.5th percentiles (thin solid line for CMSY and thin dotted line for BSM). Relative abundance data scaled to the BSM estimate of k is represented by points. The vertical lines show the prior ranges for relative biomass. The horizontal line indicates $B_{msy}=0.5 k$, while the dotted horizontal line indicates $0.25 B_{msy}$ as the limit below which recruitment may be impaired. c. Estimated relative biomass trajectory (B/B_{msy}) by CMSY, with the gray area indicating uncertainty. d. Estimated relative biomass trajectory (B/B_{msy}) by BSM, with the gray area indicating uncertainty.

21 世纪 00 年代早期, 捕捞强度和资源均遭受过度捕捞, 但中后期 CMSY 和 BSM 评估结果出现分化。基于 CMSY 分析, B/B_{msy} 逐渐下降并超出安全生物限度, 而 F/F_{msy} 出现较高波动, 2019 年 F/F_{msy} 下降至 0.944; 而基于 BSM 分析, 2013 年捕捞强度下降至 F_{msy} 以下, 并逐年降低, 2019 年 F/F_{msy} 降至 0.82, 说明 CMSY 解释了更高的捕捞强度和资源衰退程度。

小黄鱼 F/F_{msy} - B/B_{msy} 变化轨迹显示(图 4c、图 4d), 1956—2008 年, 资源和捕强度处于安全限度以上, 均未过度捕捞; 2010 年捕捞强度首先超出安全捕捞限度, 但生物量仍在可持续利用水平; 2013 年起资源开始超出安全生物限度, 直至 2019 年捕捞强度和资源均处于过度捕捞状态。与带鱼

相反, 在研究时间序列末期, CMSY 评估的捕捞强度和资源衰退程度要低于 BSM, 但对资源状态诊断结果一致。

2.2 渔业资源可捕量

渔业资源可捕量统计结果依据 BSM 和 CMSY 两种方法共同确定, 其中含有 CPUE 的 7 个种类采用了 BSM 评估结果, 其他种类采用了 CMSY 评估结果。统计分析显示, MSY 在 $100 \times 10^3 \text{ t}$ 以上的种类有带鱼、鲈、蓝圆鲀、鲳、鳀、海鳗、马鲛类、小黄鱼 8 类, 但产量超过 $300 \times 10^3 \text{ t}$ 的种类仅有带鱼、鲈、蓝圆鲀 3 种。小黄鱼、黄姑鱼、鲢、鲈、鳎类近年来产量稳定或略有下降, 但仍超过 MSY; 带鱼、白姑鱼、梅童鱼、蓝圆鲀、鲳、鳎、海鳗近年来产量呈逐年下降趋势, 已低于 MSY。

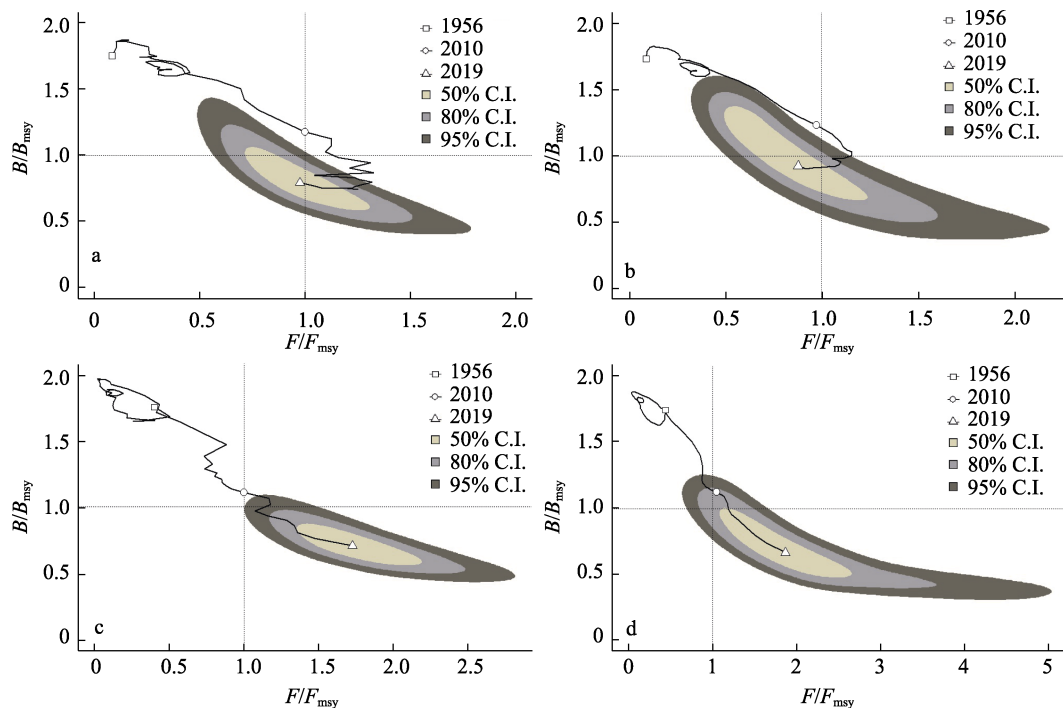


图 4 基于 CMSY (a, c) 和 BSM (b, d) 模型估算的带鱼(a, b)和小黄鱼(c, d) B/B_{msy} 和 F/F_{msy} kobe 图
灰色阴影从深到浅分别对应最后 1 年的 50%, 80% 和 95% 置信区间。

Fig. 4 Kobe phase plot for CMSY (a, c) and BSM (b, d) models showing the estimated trajectories (1956–2019) of B/B_{msy} and F/F_{msy} for *Trichiurus japonicus* (a, b) and *Larimichthys polyactis* (c, d)

Different grey shades from dark to light denote the 50%, 80%, and 95% credibility interval for the terminal assessment year.

大黄鱼、马面鲀、鲹、沙丁鱼在经历过早期的高强度捕捞之后, 十多年来资源仍未能恢复, 产量长期低于 MSY。乌贼自 20 世纪 90 年代中期产量开始急剧下降, 并在 2005 年跌破 MSY, 但 2009 年产量开始稳步提升, 重新接近 MSY 水平。马鲛与乌贼相似, 2003 年渔获量稳步上升, 2016 年接近 MSY, 但 2017—2019 年连续下降(图 5)。

2.3 渔业资源状态评价

相对生物量(B/B_{msy})轨迹图显示(图 6), 最早开发的种类大黄鱼、鳎和乌贼经历了不同的发展趋势, 大黄鱼在 20 世纪 60 年代中后期相对生物量开始急剧下降, 70 年代超过安全生物限度, 80 年代中期种群已经衰竭, 至今仍未恢复。乌贼和鳎相对生物量变化较为相似, 90 年代之前在下降和增长之间缓慢波动, 但 90 年代后急剧下降, 并分别在 90 年代后期和 21 世纪 00 年代后期趋于衰退, 但乌贼在 21 世纪 00 年代中后期资源逐渐恢复, 2019 年仅为轻微过度捕捞状态(表 6)。近底层种类白姑鱼、黄姑鱼、鲷在 2010 年之前的部分年份相对生物量仍高于安全生物限度, 但在 2010 年

前后呈不同程度的衰退, 其中黄姑鱼衰退发生时间最早, 鲷衰退发生时间最晚, 且高资源状态持续时间最长。尽管白姑鱼在 2010 年处于衰退状态, 但由于较高的恢复力, 相对生物量下降较为缓慢, CMSY 和 BSM 评估 2019 年资源状态分别为轻度过度捕捞和过度捕捞(表 6)。海鳗和鳎是底层和近底层种类中唯一超过安全生物限度的种类, 处于可持续捕捞水平。中上层种类资源恢复力较高, 鲈、蓝圆鲈、马鲛类自 80 年代至 21 世纪 10 年代中期均能够可持续捕捞, 但相对生物量呈逐渐下降趋势, 近年来鲈和蓝圆鲈资源有所衰退, 2019 年资源状态为轻度过度捕捞(CMSY 评估鲈为过度捕捞)(表 6, 表 7), 但马鲛类仍可可持续捕捞。鲹和沙丁鱼在 90 年代有较高的相对生物量, 但鲹在 90 年代后期逐渐衰退, 但生物量仍维持在 $0.5B_{msy}$ 以上, 21 世纪 00 年代中期资源逐渐恢复, 当前种群已恢复至可持续捕捞水平; 沙丁鱼在 21 世纪 00 年代中后期超过安全生物限度, 并在 10 年代前期时生物量已不足 $0.25B_{msy}$, 当前资源已被严重过度捕捞(表 6)。

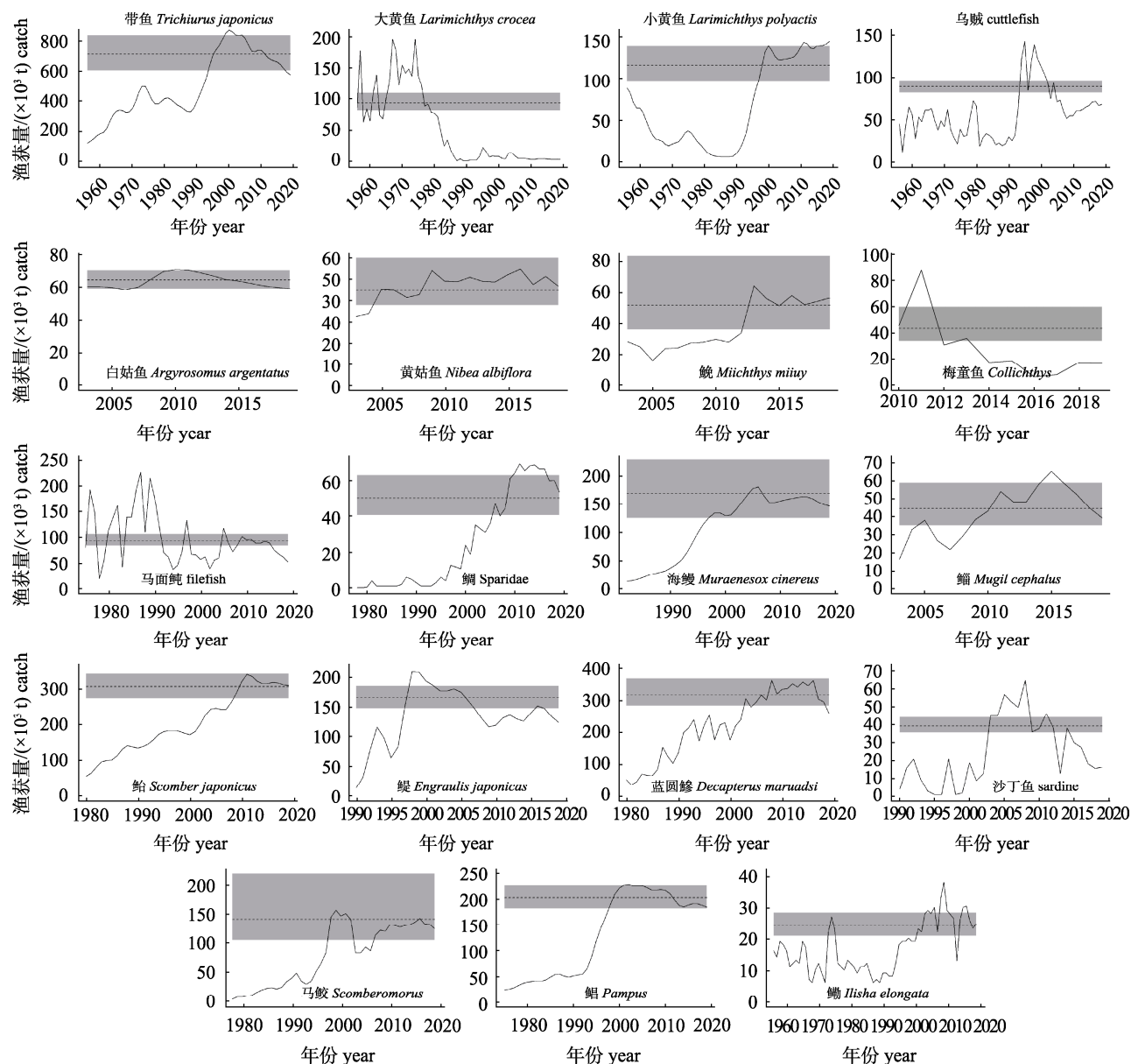
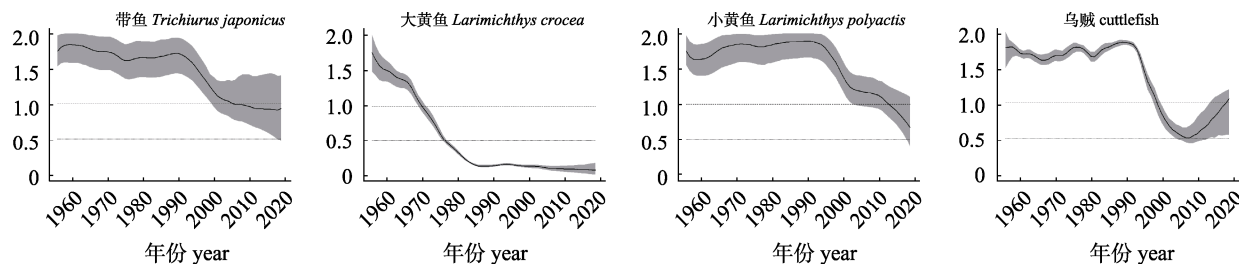


图 5 基于 CMSY 和 BSM 的产量相对于最大可持续产量变化趋势

含有 CPUE 的 7 个种类为 BSM 模型评估, 其他种类为 CMSY 评估, 虚线代表 MSY, 阴影代表 95% 置信区间。

Fig. 5 Catch relative to the maximum sustainable yield estimated by CMSY and BSM

Seven species with CPUE data were estimated by BSM, the other species were estimated by CMSY; The dash line indicated maximum sustainable yield, with indication of 95% CI in gray.



(待续 to be continued)

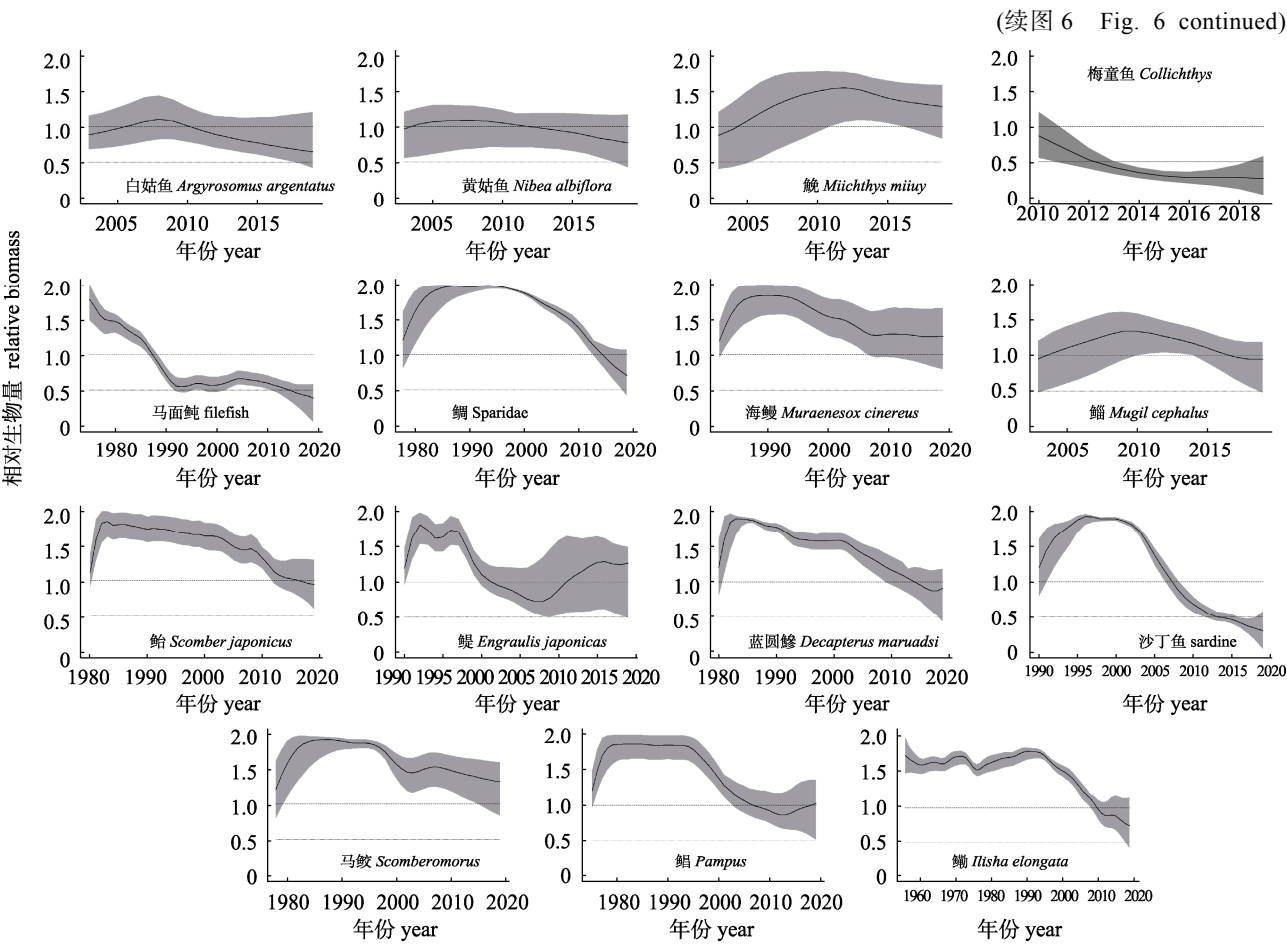


图 6 基于 CMSY 和 BSM 模型评估的各种类 B/B_{msy} 轨迹变化
含有 CPUE 的 7 个种类为 BSM 模型评估, 其他种类为 CMSY 评估, 阴影代表 95% 置信区间。

Fig. 6 Estimated B/B_{msy} trajectory predicted by CMSY and BSM models
Seven species with CPUE data were estimated by BSM, the other species were estimated by CMSY, with indication of 95% CI in gray.

表 6 基于 CMSY 的 19 个种类的相对生物量和状态评价
Tab. 6 Estimates of relative biomass and status as obtained by CMSY method for 19 species

种类 species	内禀增长率 intrinsic growth rate	承载力/ $(\times 10^3 \text{ t})$ carrying capacity	最大可持续产量/ $(\times 10^3 \text{ t})$ maximum sustainable yield	终端消耗率 depletion level at the last year	相对生物量 relative biomass	相对捕捞死亡 relative fishing mortality	状态 status
大黄鱼 <i>Larimichthys crocea</i>	0.281	1412	96	0.037	0.074	3.828	C
小黄鱼 <i>Larimichthys polyactis</i>	0.530	929	121	0.363	0.726	1.690	O
带鱼 <i>Trichiurus japonicus</i>	0.579	4915	699	0.414	0.828	0.944	SO
白姑鱼 <i>Argyrosomus argentatus</i>	1.100	234	64	0.481	0.961	0.933	SO
黄姑鱼 <i>Nibea albiflora</i>	0.562	334	46	0.397	0.794	1.255	O
鳁 <i>Miichthys miiuy</i>	0.505	414	51	0.639	1.277	0.847	H
梅童鱼 <i>Collichthys</i>	0.943	184	43	0.174	0.259	2.87	GO
马面鲷 filefish	0.282	1371	94	0.206	0.411	1.597	GO
鲈 <i>Scomber japonicus</i>	1.120	1031	286	0.330	0.659	1.590	O
蓝圆鲹 <i>Decapterus maruadsi</i>	1.120	1146	318	0.449	0.899	0.903	SO
鲱 <i>Pampus</i>	0.741	1073	197	0.420	0.840	1.120	SO
鲻 <i>Mugil cephalus</i>	0.504	356	44	0.480	0.960	0.897	SO

(待续 to be continued)

(续表 6 Tab. 6 continued)

种类 species	内禀增长率 intrinsic growth rate	承载力/($\times 10^3$ t) carrying capacity	最大可持续产量/ ($\times 10^3$ t) maximum sustainable yield	终端消耗率 depletion level at the last year	相对生物量 relative biomass	相对捕捞死亡 relative fishing mortality	状态 status
鳙 <i>Ilisha elongata</i>	0.502	198	24	0.384	0.767	1.299	O
马鲛 <i>Scomberomorus</i>	0.512	1133	143	0.674	1.348	0.637	H
鲷类 Sparidae	0.501	414	50	0.342	0.684	1.511	O
海鳗 <i>Muraenesox cinereus</i>	0.504	1421	175	0.665	1.330	0.604	H
鳀 <i>Engraulis japonicas</i>	0.957	660	157	0.538	1.280	0.658	H
沙丁鱼 sardine	0.892	180	39	0.157	0.314	2.102	GO
乌贼 cuttlefish	0.422	749	78	0.486	0.971	0.871	SO

注: C 为衰竭, GO 为严重过度捕捞, O 为过度捕捞, SO 为轻度过度捕捞, H 为健康。
Note: C is collapsed, GO is grossly overfished, O is overfished, SO is slightly overfished, H is healthy.

表 7 基于 BSM 的 7 个种类的相对生物量和状态评价
Tab. 7 Estimates of relative biomass and status as obtained by BSM method for 7 species

种类 species	内禀增长率 intrinsic growth rate	承载力/($\times 10^3$ t) carrying capacity	最大可持续产量/ ($\times 10^3$ t) maximum sustainable yield	终端消耗率 depletion level at the last year	相对生物量 relative biomass	相对捕捞死亡 relative fishing mortality	状态 status
小黄鱼 <i>Larimichthys polyactis</i>	0.466	1010	118	0.341	0.681	1.830	O
带鱼 <i>Trichiurus japonicus</i>	0.496	5708	708	0.494	0.981	0.820	SO
白姑鱼 <i>Argyrosomus argentatus</i>	0.983	262	64	0.326	0.653	1.413	O
鲈 <i>Scomber japonicus</i>	1.146	1065	305	0.474	0.948	1.066	SO
鲷 <i>Pampus</i>	0.675	1194	202	0.523	1.046	0.865	H
海鳗 <i>Muraenesox cinereus</i>	0.471	1454	171	0.641	1.282	0.679	H
鳀 <i>Engraulis japonicas</i>	0.945	690	163	0.623	1.247	0.598	H

注: O 为过度捕捞, SO 为轻度过度捕捞, H 为健康。
Note: O is overfished, SO is slightly overfished, H is healthy.

种群状态长期评估结果表明(图 7), 处于生物可持续水平的鱼类种群占比已由 1980 年的 95% 下降至 2019 年的 26%, 在 21 世纪 10 年代之后降速尤为迅猛。2019 年, 过度捕捞种群中, 严重过度捕捞和衰竭的种群占比约为 21%。

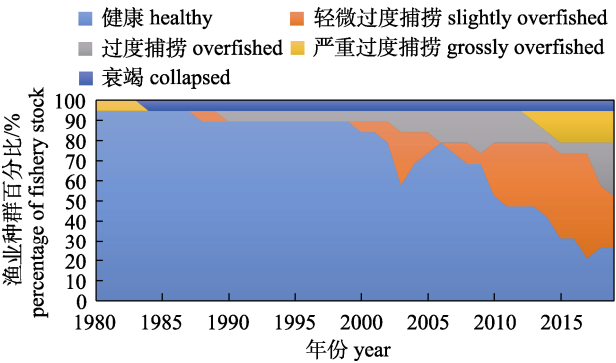


图 7 1980–2019 年东海区 19 种海洋重要种经济种类资源发展趋势

Fig. 7 Historical trends for 19 commercial groups in the East China Sea in 1980–2019

3 讨论

3.1 渔业资源评估的重要性的不确定性

鱼类种群管理需要以科学的种群评估为基础。在种群评估范式下, 评估模型需要翔实的渔业相关或独立渔业的数据进行支撑, 用于回顾性评估种群的历史状态, 获得生物学参考点, 并在不确定背景下, 预测备选管理策略的潜在影响^[26–27]。种群评估需要定期补充新数据来重新评估和更新结果^[28], 从而评价当前政策下现实渔业的实施效果, 以便根据开发水平、种群状况和生产力支撑渔业管理做出准确的决策^[29–30]。

2017 年开始, 我国正式实施海洋渔业资源总量管理制度, 要求设定基于科学的渔获量限制; 随后, 在浙江、福建等海域逐步实施了沿海渔业捕捞量限制的试点。因此, 数据有限的方法在评估我国海域渔业状况和制定科学的捕获量限制方

面具有较大的潜力^[31]。本研究应用CMSY和BSM方法在统一框架下评估了东海主要种类的生物参考点, 这些种类在过去仅有少数种类被评估。这两种方法的主要优点是, 能够在数据有限的情况下运行, 但产生的结果可以支持国家和区域一级的政策和管理决策^[21]。在缺乏完整渔业数据条件下, CMSY和BSM能够补充渔业资源评估体系, 并为渔业管理提供有效的指导。

CMSY整合了渔获量、生产力、衰竭水平等先验信息, 评估结果对初始数据变化较为敏感^[25]。由于渔获量是CMSY的主要输入数据, 模型结果将受到渔获量质量的影响。我国渔业统计年鉴是唯一公开并被认可的数据来源, 但物种的数据收集和报告制度被认为存在相当大的不确定性。Watson等^[32]认为该数据过高统计了我国专属经济区的渔获量, 原因是我国沿海大多数种群已遭受数十年的过度捕捞, 但努力量和渔获量仍在持续增长, 与同类型海域相比, 生产力无法支持当前的渔获量。然而, Pauly等^[5,33]修正了估算方法, 认为其他发展中国家和发达国家存在低报产量的现象, 依此为基准估计的我国渔获量较实际水平偏低; 此外, 远洋渔业的部分渔获物运送到我国上岸而被统计为我国专属经济区渔获量, 从而导致过高估计了近海海域渔获量的偏差。根据修订的算法, 重新估计的我国渔获量与FAO统计渔获量相符。Szuwalski等^[34]整合了大型鱼类和小型鱼类之间的营养关系, 构建了生态系统模型, 认为较高的捕捞强度和较低的网具选择性通过去除大型高营养级鱼类, 提高了渔业总生产力, 从而预测了与现实相符的持续高渔获量。因此, 我国渔业统计年鉴中的名义渔获量具有一定的代表性。值得注意的是, 渔获量的质量也可能因物种而异, 目标鱼种往往统计更为准确, 兼捕鱼种可能会引起更大的偏差。因此, 在后续研究中, 对兼捕鱼种将通过敏感性试验来研究渔获量估计中的误差(幅度和模式)如何影响模型性能。

由于部分物种在渔获量统计中并没有细分到种类, 仅对大类层次进行记录, 如鲷、鲷类、乌贼类、马面鲀、沙丁鱼、马鲛等, 这些同属物种具

有相似的生活史特征, 先验参数设置对评估结果和管理措施并不会产生较大影响。然而, 长期的渔业捕捞会导致同属物种的更替、丰度波动等变化, 如乌贼类在历时上以曼氏无针乌贼(*Sepiella maindroni*)为主, 在当前资源结构中则为金乌贼(*Sepia esculenta*)为主, 因此, 在渔业实践中, 对于物种变化较大的类别, 本研究结果并不适合对该类单物种进行管理。

CMSY模型没有考虑种群的长度分布和年龄结构, 对于大多数鱼类, 低年龄组鱼类的补充能力要低于高年龄组个体, 因此CMSY可能会高估过度捕捞压力下低龄化种群的可持续生产力, 这种现象甚至会破坏种群的稳定并阻碍资源恢复^[35-37]。在我国渔业捕捞中, 带鱼和小黄鱼年龄结构已发生极大的变化, 主要渔获群体以当年生和1龄鱼为主^[38], 该类种群的生活史特征不具备较高恢复力和适应能力, 持续的高开发率会给资源带来崩溃的风险。尤其值得注意的是, 捕捞产量统计涵盖了幼鱼渔获量, 本研究结果并没有剔除幼鱼数据, 因此, 实际的MSY结果应低于评估值。

准确的消耗水平先验估计是影响CMSY评估结果的重要因素, 如果渔业开始的时间早于可用的渔获时间序列, 则CMSY一般需要假设初始消耗。本研究中, 大黄鱼、小黄鱼、带鱼、鲷和乌贼类的捕捞记录具较长的时间序列, 且早期的捕捞量很低, 假设渔业初期资源近似无开发状态是合理的, 对评估结果的影响较小。部分石首鱼科在历史上属于兼捕鱼种, 统计记录时间较短, 如白姑鱼、黄姑鱼、鲻等, 考虑到捕捞强度因素, 在本研究中设定为中等消耗水平也符合初始的资源水平。

3.2 经济种类和衰退种类的资源变化

许多学者通过不同的方法开展了我国主要经济种类的资源利用状况分析, 大多数研究认为许多种类遭受过或正在遭受过度捕捞^[25,39-40]。带鱼作为东海区的支柱渔业, 是研究的热点之一^[39,41-44]。长期的捕捞压力也使该物种的捕捞量经历了剧烈的波动。20世纪70年代初期捕捞量占到我国总捕捞量的20%以上, 但从1995年到2010年, 渔获

量超过了 MS , 张魁等^[43]通过贝叶斯产量模型也得到了相似的结论^[43]。 $B_{\text{end}}/k=0.494$ 的估计值表明该物种的消耗为中等水平, $B_{\text{end}}/B_{\text{msy}}=0.981$ 表明该物种的生物量为轻度过度捕捞。Dai 等^[31]利用 1985—2020 年的渔获量数据获得更为乐观的结果, 指出捕捞死亡率和生物量均处于较好的可捕状态。由于带鱼世代交替较快, 群体补充更新能力较强, 在有效的管理措施下, 带鱼有望恢复到 B_{msy} 水平以上。值得注意的是, 带鱼产卵群体的组成结构已被严重破坏, 低龄化和小型化现象严重, 渔获物年龄由 20 世纪 50 年代末期的 0~6 龄缩小为 21 世纪初的 0~4 龄, 而主要组成为 0 龄和 1 龄鱼^[45]。鉴于母体效应影响机制, 低龄化在一定程度上阻碍了资源恢复能力。实施伏季休渔制度是提高带鱼补充能力的重要措施之一, 该制度是渔业投入控制的一种管理形式, 通过控制带鱼关键生活史时期的捕捞强度, 保护繁殖亲体和幼鱼自然生长, 促进种群数量的增加和恢复。20 多年来的实践证明, 尽管带鱼资源的衰退之势被有效遏制, 但资源群体结构仍较为脆弱, 确保资源恢复仍需要采取进一步的管理措施^[46]。

衰退鱼种的生活史特征以及捕捞、生物量变化过程可以为相关鱼种的开发和管理提供借鉴。大黄鱼是我国的特有种, 曾经是我国四大海洋渔业之一^[47], 自然分布横跨南海北部、黄海南部和东海。19 世纪 50 年代, 捕捞量低但资源丰富, 种群结构复杂, 有 29 个年龄组, 生活史具有个体大, 生长缓慢, 性成熟晚, 生命周期长的特点^[48]。由于大规模的“敲舫”捕捞活动, 1963 年鱼类产量大幅减少; 20 世纪 70 年代, 随着渔业生产的机械化, 船网工具、仪器设备和捕捞技术提升, 导致渔场范围扩大和捕捞努力量急剧增加, 江外渔场和舟外渔场越冬场群体被大量捕捞, 集中阻断了进入各产卵场的大黄鱼繁殖群体, 1974 年捕捞量达到 19.7×10^4 t。70 年代后期生物量下降至 B_{msy} 以下, 补充型过度捕捞和较低的种群恢复力直接导致了种群的严重衰竭, 所有产卵场渔汛消失。至今, 大黄鱼仍处于衰竭状态, $B_{\text{end}}/B_{\text{msy}}$ 仅为 0.074。我国在 1980 年代开始人工繁育大黄鱼, 其初衷是提高

食物供给^[47]。在规模化育苗后, 以恢复野生群体为目标的东海大黄鱼增殖计划逐渐开展, 在过去 10 年中, 增殖规模日益增加^[49-50]。我国大黄鱼的恢复工作主要由政府主导, 并建立了保护区、禁渔期、增殖放流等措施, 在短时间内产生了一定的效果, 如渔获物比例增加, 尤其是越冬场偶有大网头发生的现象, 引起了广泛的关注。但野生大黄鱼产卵聚集地仍未有恢复的迹象^[47]。由于较高的捕捞强度, 许多增殖个体在繁殖之前就被捕获, 这是大黄鱼种群无法恢复的重要原因^[51]。

马面鲀和沙丁鱼是处于严重过度捕捞的鱼种, $B_{\text{end}}/k=0.206$ 的估计值表明该物种的资源在 2019 年已经衰竭, 而 $B_{\text{end}}/B_{\text{msy}}=0.411$ 表明该物种被严重过度捕捞。马面鲀渔获量主要为绿鳍马面鲀, 该种类为东海外海近底层鱼类, 在 20 世纪 70 年代中期开始开发, 东黄海生物量约 70×10^4 t~ 80×10^4 t, 是仅次于带鱼的鱼种, 渔获物以 3 龄和 2 龄为主, 随着渔船升级改造, 渔场范围扩大到闽东渔场、台北渔场和对马渔场, 捕捞时间长达 5 个月之久, 过度捕捞导致渔获物年龄多样性逐渐下降; 到 80 年代中期, 捕捞个体减小为 1 龄鱼, 而 1987 年捕捞产量仍达到 22.7×10^4 t^[48]。到 20 世纪 90 年代初期, 绿鳍马面鲀资源已经严重衰退, 至今仍然一蹶不振。马面鲀衰退的原因仍存在争议, 郑元甲^[52]指出, 由于绿鳍马面鲀产沉性粘着卵, 附着于海底贝砾、砂质或海藻, 而大批拖网渔船在产卵场作业损害了底栖生境, 破坏了产卵场生态环境; 但韩国学者认为, 1989 年北太平洋的气候跃变以及随后西南部栖息地范围缩小是马面鲀捕捞量骤降的主要原因^[53]。1986 年, 詹秉义等^[54]使用动态综合模型评估了种群状况, 表明该种群已接近完全开发。陈卫忠等^[55]采用实际种群分析预测 1976 年至 1999 年的渔获量和生物量, 认为 1999 年生物量与 1970 年代相比严重下降, 这与 CMSY 评估较为一致。目前, 由于种群丰度较低, 对马面鲀的专项评估鲜有报道。为恢复马面鲀资源, 我国早在 70 年代中期就进行了养殖试验并成功孵化仔鱼。1975—1986 年在东、黄海至日本海西南部标志放流 11 万多尾绿鳍马面鲀^[56]。2018 年

突破了绿鳍马面鲀苗种规模化繁育技术, 现已形成工厂化车间养殖、池塘养殖和网箱养殖多种模式, 并进行小规模放流活动。然而, 由于马面鲀栖息地为外海海域, 且洄游路径涵盖东海、黄海水域, 放流效益存在地域归属争端, 对该种类并未开展大规模增殖放流, 捕捞产量仍为野生群体。

3.3 评估结果对我国渔业发展的启示

尽管海洋渔业资源衰退趋势已经得到遏制, 但 70% 的种类已达到过度捕捞状态, 渔业种群恢复和重建仍需要更为科学和严格的管理措施。当前, 捕捞产出体系结合投入控制及其他技术措施(如禁渔区和禁渔期、网目尺寸限制等)对渔业实施量化管理已成为当前国际渔业管理的重要举措。在亚洲, 日本 1997 年实行总允许渔获量(total allowable catch, TAC)制度, 自 1998 年以来, 每年对 52 种重要鱼类的 84 个种群进行评估^[57], 并在 2001 年建立了资源恢复计划。韩国自 1998 年开始实施 TAC 管理体系, 当前, 基于 TAC 管理已经应用于 11 个种类^[58]。由于我国渔业的特点以及渔业本身的复杂性和不确定性, 捕捞业仍然存在一些突出的问题。结合相关渔业发展规划, 认为渔业管理将朝着渔业资源总量控制、加强资源保护和生态恢复的方向发展^[59]。对于衰竭物种, 如大黄鱼、曼氏无针乌贼, 国家行动计划是促进渔业种群及完整生态系统的有效方式, 可以通过多项行动实现既定的恢复策略和恢复计划。这包括科学认知和行动计划两个方面, 在科学认知上, 强化对种群衰退机理的理解, 对关键栖息地功能如繁殖、育幼、觅食等关键场所和迁徙路线有深刻的认知; 在资源恢复技术方面构建完整的捕捞控制规则和资源修复技术。在行动计划上, 制定一项有明确科学目标的行动方案, 围绕衰竭物种面临的风险因素, 确定具体的不同优先级别的行动列表, 甚至形成法律、规范加以约束, 如面对渔业捕捞压迫, 在高重叠区域限制渔业捕捞、实行渔具准入; 面对栖息地退化, 开展受损栖息地修复与功能提升; 面对饵料资源衰退, 调整捕捞结构、优化生态系统; 面对补充群体不足, 攻克育苗技术, 实施科学增殖。科学研究与行动计划相辅

相承, 行动计划中的恢复措施与科学研究基础知识有关, 通过对资源、捕捞、管理、环境等多方面的科学监测、调查和评估, 能够更深入的了解各种威胁因素对衰竭物种的影响, 从而制定出更为科学合理的配套管理措施。

参考文献:

- [1] Costello C, Cao L, Gelcich S, et al. The future of food from the sea[J]. *Nature*, 2020, 588(7836): 95-100.
- [2] Garcia S M, Rosenberg A A. Food security and marine capture fisheries: Characteristics, trends, drivers and future perspectives[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences*, 2010, 365(1554): 2869-2880.
- [3] Taylor S F W, Roberts M J, Milligan B, et al. Measurement and implications of marine food security in the Western Indian Ocean: An impending crisis?[J]. *Food Security*, 2019, 11(6): 1395-1415.
- [4] Food Agriculture Organization of United Nations. The state of world fisheries and aquaculture 2020[R]. *FAO Sustainability in Action Report*, 2020: 1-100.
- [5] Pauly D, Zeller D. Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining[J]. *Nature Communications*, 2016, 7: 10244.
- [6] Froese R, Winker H, Coro G, et al. Status and rebuilding of European fisheries[J]. *Marine Policy*, 2018, 93: 159-170.
- [7] Hilborn R, Ovando D. Reflections on the success of traditional fisheries management[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2014, 71(5): 1040-1046.
- [8] Hilborn R, Amoroso R O, Anderson C M, et al. Effective fisheries management instrumental in improving fish stock status[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2020, 117(4): 2218-2224.
- [9] Worm B, Hilborn R, Baum J K, et al. Rebuilding global fisheries[J]. *Science*, 2009, 325(5940): 578-585.
- [10] Cao L, Chen Y, Dong S L, et al. Opportunity for marine fisheries reform in China[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2017, 114(3): 435-442.
- [11] Cope J M, Punt A E. Length-based reference points for data-limited situations: Applications and restrictions[J]. *Marine and Coastal Fisheries*, 2009, 1(1): 169-186.
- [12] Dick E J, MacCall A D. Depletion-Based Stock Reduction Analysis: A catch-based method for determining sustainable yields for data-poor fish stocks[J]. *Fisheries Research*, 2011, 110(2): 331-341.

- [13] Jardim E, Azevedo M, Brites N M. Harvest control rules for data limited stocks using length-based reference points and survey biomass indices[J]. Fisheries Research, 2015, 171: 12-19.
- [14] MacCall A D. Depletion-corrected average catch: A simple formula for estimating sustainable yields in data-poor situations[J]. ICES Journal of Marine Science, 2009, 66(10): 2267-2271.
- [15] Mielke T, Reecht Y, Dobby H. Reference points for the length-based indicator $L_{\max 5\%}$ for use in the assessment of data-limited stocks[J]. ICES Journal of Marine Science, 2019, 76(7): 2125-2139.
- [16] Wetzel C R, Punt A E. Model performance for the determination of appropriate harvest levels in the case of data-poor stocks[J]. Fisheries Research, 2011, 110(2): 342-355.
- [17] Martell S, Froese R. A simple method for estimating MSY from catch and resilience[J]. Fish and Fisheries, 2013, 14(4): 504-514.
- [18] 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.
- [19] Bureau of Fisheries of the Ministry of Agriculture and Rural Affairs. China fishery statistical yearbook[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2020. [农业农村部渔业渔政管理局, 全国水产技术推广总站, 中国水产学会编制. 中国渔业统计年鉴-2020[M]. 北京: 中国农业出版社, 2020.]
- [20] Niu M X, Wang J. Inter-annual variations of spatial pattern of wintering anchovy, *Engraulis japonicus* in central and southern Yellow Sea[J]. Marine Environmental Science, 2019, 38(2): 263-271. [牛明香, 王俊. 黄海中南部越冬鳀空间格局的年际变化[J]. 海洋环境科学, 2019, 38(2): 263-271.]
- [21] Wang Y B, Wang Y C, Liang C, et al. Assessment of 12 fish species in the northwest Pacific using the CMSY and BSM methods[J]. Frontiers in Marine Science, 2020, 7: 616.
- [22] Ju P, Tian Y, Chen M, et al. Evaluating stock status of 16 commercial fish species in the coastal and offshore waters of Taiwan using the CMSY and BSM methods[J]. Frontiers in Marine Science, 2020, 7: 618.
- [23] Pimm S L. The complexity and stability of ecosystems[J]. Nature, 1984, 307(5949): 321-326.
- [24] Aquatic Bureau of Ministry of Agriculture. Investigation and regionalization of fishery resources in the East China Sea region[M]. Shanghai: East China Normal University Press, 1987. [农牧渔业部水产局. 东海区渔业资源调查和区划[M]. 上海: 华东师范大学出版社, 1987.]
- [25] Liang C, Xian W W, Pauly D. Assessments of 15 exploited fish stocks in Chinese, South Korean and Japanese waters using the CMSY and BSM methods[J]. Frontiers in Marine Science, 2020, 7: 623.
- [26] Punt A E, Butterworth D S, de Moor C L, et al. Management strategy evaluation: Best practices[J]. Fish and Fisheries, 2016, 17(2): 303-334.
- [27] Szuwalski C S, Punt A E. Fisheries management for regime-based ecosystems: A management strategy evaluation for the snow crab fishery in the eastern Bering Sea[J]. ICES Journal of Marine Science, 2013, 70(5): 955-967.
- [28] Neubauer P, Thorson J T, Melnychuk M C, et al. Drivers and rates of stock assessments in the United States[J]. PLoS One, 2018, 13(5): e0196483.
- [29] Carruthers T R, Punt A E, Walters C J, et al. Evaluating methods for setting catch limits in data-limited fisheries[J]. Fisheries Research, 2014, 153: 48-68.
- [30] Carruthers T R, Kell L T, Butterworth D D S, et al. Performance review of simple management procedures[J]. ICES Journal of Marine Science, 2016, 73(2): 464-482.
- [31] Dai L B, Hodgdon C T, Xu L L, et al. Evaluating catch-only methods to inform fisheries management in the East China Sea[J]. Frontiers in Marine Science, 2022, 9: 939177.
- [32] Watson R, Pauly D. Systematic distortions in world fisheries catch trends[J]. Nature, 2001, 414(6863): 534-536.
- [33] Pauly D, Le Manach F. Tentative adjustments of China's marine fisheries catches (1950-2010)[R]. Fisheries Centre, The University of British Columbia, 2015.
- [34] Szuwalski C S, Burgess M G, Costello C, et al. High fishery catches through trophic cascades in China[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2017, 114(4): 717-721.
- [35] Berkeley S A, Chapman C, Sogard S M. Maternal age as a determinant of larval growth and survival in a marine fish, *Sebastes melanops*[J]. Ecology, 2004, 85(5): 1258-1264.
- [36] Hutchings J A, Reynolds J D. Marine fish population collapses: Consequences for recovery and extinction risk[J]. BioScience, 2004, 54(4): 297-309.
- [37] Yoneda M, Kitano H, Nyuji M, et al. Maternal spawning experience and thermal effects on offspring viability of chub mackerel and their influence on reproductive success[J]. Frontiers in Marine Science, 2022, 9: 1063468.
- [38] Yan L P, Liu Z L, Jin Y, et al. Effects of prolonging the trawl net summer fishing moratorium period in the East China Sea on the conservation of fishery resources[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2019, 26(1): 118-123. [严利平, 刘尊雷, 金艳, 等. 延长拖网伏季休渔期的渔业资源养护效应[J]. 中国水产科学, 2019, 26(1): 118-123.]

- [39] Zhai L, Pauly D. Yield-per-recruit, utility-per-recruit, and relative biomass of 21 exploited fish species in China's coastal seas[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2019, 6: 724.
- [40] Liao B C, Karim E, Zhang K. Comparative performance of catch-based and surplus production models on evaluating largehead hairtail (*Trichiurus lepturus*) fishery in the East China Sea[J]. *Regional Studies in Marine Science*, 2021, 48: 102026.
- [41] Zhang K. Fish stock assessment based on abundance index and resilience: A case study of largehead hairtail in Sea of Japan and East China Sea[J]. *South China Fisheries Science*, 2022, 18(4): 1-9. [张魁. 基于丰度指数和恢复力的渔业资源评估: 以日本海和东海带鱼为例[J]. *南方水产科学*, 2022, 18(4): 1-9.]
- [42] Zhang M, Wang X H, Wang M D, et al. Assessment of *Trichiurus haumela* stocks in the Beibu Gulf based on length-based Bayesian biomass estimation method[J]. *Haiyang Xuebao*, 2022, 44(1): 11-21. [张曼, 王雪辉, 王淼娣, 等. 基于长度贝叶斯生物量估算法的北部湾带鱼资源评估[J]. *海洋学报*, 2022, 44(1): 11-21.]
- [43] Zhang K, Chen Z Z. Using Bayesian state-space modelling to assess *Trichiurus japonicus* stock in the East China Sea[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2015, 22(5): 1015-1026. [张魁, 陈作志. 应用贝叶斯状态空间建模对东海带鱼的资源评估[J]. *中国水产科学*, 2015, 22(5): 1015-1026.]
- [44] Cao S P. Estimations of biological reference points and the application of them in the stock assessment of the hairtail (*Trichiurus haumela*) fishery in the East China Sea[D]. Qingdao: Ocean University of China, 2007. [曹少鹏. 渔业生物学参考点的估算及其在东海带鱼(*Trichiurus haumela*)资源评估中的应用[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2007.]
- [45] Zhang Q Y, Hong W S, Chen S X. Stock changes and resource protection of the large yellow croaker (*Larimichthys crocea*) and ribbon fish (*Trichiurus Japonicus*) in coastal waters of China[J]. *Journal of Applied Oceanography*, 2017, 36(3): 438-445. [张其永, 洪万树, 陈仕玺. 中国近海大黄鱼和日本带鱼群体数量变动及其资源保护措施探讨[J]. *应用海洋学学报*, 2017, 36(3): 438-445.]
- [46] Cheng J H. Theory and practice of fishing moratorium in summer[M]. Shanghai: Shanghai Scientific & Technical Publishers, 2011. [程家骅. 伏季休渔的理论与实践[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 2011.]
- [47] Liu M, de Mitcheson Y S. Profile of a fishery collapse: Why mariculture failed to save the large yellow croaker[J]. *Fish and Fisheries*, 2008, 9(3): 219-242.
- [48] Zheng Y J, Hong W S, Zhang Q Y. Review and prospects for resource biology of main marine demersal food fishes along the coastal waters of China[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2013, 37(1): 151-160. [郑元甲, 洪万树, 张其永. 中国主要海洋底层鱼类生物学研究的回顾与展望[J]. *水产学报*, 2013, 37(1): 151-160.]
- [49] Zhang C L, Liu J F, Li Y C, et al. Analysing the present condition and countermeasure of cultured large yellow croaker *Pseudosciaena crocea* in Fujian Province[J]. *Journal of Shanghai Fisheries University*, 2002, 11(1): 77-83. [张彩兰, 刘家富, 李雅瑾, 等. 福建省大黄鱼养殖现状分析与对策[J]. *上海水产大学学报*, 2002, 11(1): 77-83.]
- [50] Liu J F, Weng Z C, Tang X G, et al. Tagging techniques of *pseudosciaena crocea* (richardson) in Guanjingyang Sea area and a preliminary study on ecological habits and characteristics of early tagged fish[J]. *Marine Sciences*, 1994, 18(5): 53-58. [刘家富, 翁忠钊, 唐晓刚, 等. 官井洋大黄鱼标志放流技术与放流标志鱼早期生态习性的初步研究[J]. *海洋科学*, 1994, 18(5): 53-58.]
- [51] Ye G Q, Lin Y, Feng C C, et al. Could the wild population of Large Yellow Croaker *Larimichthys crocea* (Richardson) in China be restored? A case study in Guanjingyang, Fujian, China[J]. *Aquatic Living Resources*, 2020, 33: 24.
- [52] Zheng Y J. A preliminary study on the stock variations and their causes of filefishes *thamnaconus* spp. in the East China Sea[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 1997, 4(4): 18-24. [郑元甲. 东海区马面资源变动及其原因的初步研究[J]. *中国水产科学*, 1997, 4(4): 18-24.]
- [53] Jung S, Cha H K. Fishing VS climate change: an example of filefish (*Thamnaconus modestus*) in the northern East China Sea[J]. *Journal of Marine Science and Technology*, 2013, 21: 15-22.
- [54] Zhan B Y, Lou D C, Zhong J S. An assessment of the filefish population and rational exploitation of the resource[J]. *Journal of Fisheries of China*, 1986, 10(4): 409-418. [詹秉义, 楼冬春, 钟俊生. 绿鳍马面鲷资源评析与合理利用[J]. *水产学报*, 1986, 10(4): 409-418.]
- [55] Chen W Z, Li C S, Hu F. Application and improvement of Virtual Population Analysis (VPA) in stock assessment of *Thamnaconus septentrionalis*[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2000, 24(6): 522-526. [陈卫忠, 李长松, 胡芬. 实际种群分析法在绿鳍马面鲷资源评估中的应用和改进[J]. *水产学报*, 2000, 24(6): 522-526.]
- [56] Lin X Z, Gan J B, Zheng Y J, et al. Study on the migration and distribution of the *Navodon septentrionalis* [J]. *Marine Fisheries*, 1984, 6(3): 99-108. [56] [林新濯, 甘金宝, 郑元甲, 等. 绿鳍马面鲷洄游分布的研究[J]. *海洋渔业*, 1984, 6(3): 99-108.]
- [57] Ichinokawa M, Okamura H, Kurota H. The status of

- Japanese fisheries relative to fisheries around the world[J]. ICES Journal of Marine Science, 2017, 74(5): 1277-1287.
- [58] Kang H J, Seo Y I, Zhang C I. A preliminary study on ABC estimation approach for ecosystem-based TAC management [J]. Ocean & Coastal Management, 2018, 157: 9-22.
- [59] Huang S L, He Y R. Management of China's capture fisheries: Review and prospect[J]. Aquaculture and Fisheries, 2019, 4(5): 173-182.

Assessment of commercially exploited fish stocks in the East China Sea using CMSY and BSM analysis

LIU Zunlei^{1,2}, YANG Linlin^{1,2}, JIN Yan^{1,2}, YUAN Xingwei^{1,2}, ZHANG Yi^{1,2}, ZHANG Hui^{1,2}, XU Min^{1,2}, CHENG Jiahua^{1,2}, YAN Liping^{1,2}

1. East China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Shanghai 200090, China;
2. Key Laboratory of East China Sea Fishery Resources Exploitation, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Shanghai 200090, China

Abstract: Stock assessment involves providing scientific and quantitative evaluations to objectively inform fisheries management. However, data limitations are a common challenge for global stock assessments. Many exploited fish stocks in China lack quantitative assessments due to the limitations imposed by the data requirements of conventional stock assessment methods; ultimately, this hinders the advancement of total allowable catch (TAC) systems in China. The catch-based maximum sustainable yield (CMSY) and Bayesian Schaefer production model (BSM) are recently developed methods that are most suited for calculating the intrinsic population growth rate (r), carrying capacity or unexploited stock size (k), maximum sustainable yield (MSY), and other reference points of data for fishery management. Reference points for 19 commercial groups exploited by Chinese fisheries were calculated over time using CMSY and BSM methods by evaluating catch and abundance levels. The results showed that one stock collapsed, three stocks were severely declined, five stocks were overfished, five stocks were slightly overfished, and five stocks were healthy. The long-term assessment of stock status demonstrated that the proportion of stocks at biologically sustainable levels declined from 95% in 1980 to 26% in 2019. We also compared the CMSY and BSM methods. The BSM method, which integrated CPUE data, resulted in wider confidence intervals and moderated the trend of biomass trajectories, with a final exploited biomass relative to the biomass at maximum sustainable yield (B_{2019}/B_{msy}) for three stocks that exceeded the overfished threshold. This suggested that CMSY may overestimate or underestimate B/B_{msy} depending on the trend of stock abundance. Overall, independent fishery surveys should be conducted to obtain CPUE and biological data to improve assessment accuracy.

Key words: East China Sea; stock assessment; data limited; fishery management

Corresponding author: YAN Liping. E-mail: yanlp@ecsf.ac.cn