

DOI: 10.12264/JFSC2023-0317

基于多源渔获量数据的南海北部短尾大眼鲷可捕资源量评估

梁耀威^{1, 2, 3}, 冯波^{1, 3}, 李美霖¹, 孙钰^{1, 4}, 李忠炉^{1, 3, 4}

1. 广东海洋大学水产学院, 广东 湛江 524088;
2. 南方海洋科学与工程广东省实验室(湛江), 广东 湛江 524025;
3. 广东省南海深远海渔业管理与捕捞工程技术研究中心, 广东 湛江 524088;
4. 粤西热带海洋生态环境野外科学观测研究站, 广东 湛江 524088

摘要: 为探明南海北部短尾大眼鲷(*Priacanthus macracanthus*)资源的利用状况, 利用 2008—2020 年南海北部渔港分层抽样调查获得的多源渔获量数据, 分析各作业方式功率段单位捕捞努力量渔获量(CPUE), 基于 6 种剩余产量模型估算短尾大眼鲷最大可持续产量(MSY), 按照决策原则和图解法估算总允许捕捞量(TAC), 基于 Kobe 图判断短尾大眼鲷资源利用状况。结果表明, 短尾大眼鲷的拖网年捕捞量占比最高, 平均为 79.36%; 近 10 年其捕捞量整体呈现波动下降趋势; 3 种剩余产量模型对短尾大眼鲷 CPUE 数据具有较好的适用性(平均绝对百分比误差 MAPE<100%), 估算的 MSY 范围为(2.5~3.2)×10⁴ t, 平均为 2.9×10⁴ t; TAC 范围为(2.4~3.0)×10⁴ t, 平均为 2.7×10⁴ t; Kobe 图表明南海北部短尾大眼鲷资源处于安全限度内, 近年来未发生过度捕捞。

关键词: 南海北部; 短尾大眼鲷; 剩余产量模型; 最大可持续产量

中图分类号: S931

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2024)03-0332-11

渔业数据的质量决定了渔业资源评估结果的质量, 持续有效的渔业产量调查是获得渔业数据的重要途径。因数据缺乏, 全球仅不足 1% 的鱼类资源被有效评估^[1]。虽然商业捕捞数据基于估算或抽样调查存在一定的偏差(biases)^[2], 但渔港上岸渔获物产量调查是获取准确可靠渔业捕捞量的有效手段^[3], 且具有调查成本低、覆盖面广、时间连续性强等优点, 能够反映抽样渔船的渔获物组成、作业功率、产量和生产天数等信息, 可作为渔业资源评估的重要数据基础^[4-7]。

短尾大眼鲷(*Priacanthus macracanthus*)隶属于鲈形目(Perciformes)、大眼鲷科(Priacanthidae)、大眼鲷属, 为暖水性近底层中小型鱼类, 主要分布在南海及东海南部, 尤其在南海北部分布较多,

栖息于水深 200 m 以内, 无明显的洄游路线, 是南海北部主要经济渔获物之一^[8-10]。近年来, 短尾大眼鲷群体资源出现衰退、性成熟提前和个体小型化现象^[11-12], 故有效评估短尾大眼鲷可捕资源量, 探究其资源利用现状有助于该群体的资源保护和可持续利用^[13]。目前针对短尾大眼鲷的研究主要涉及个体发育和形态变化^[14]、繁殖特性^[15]、摄食习性^[16]、渔业生物学特性^[12, 17-18]、系统发育^[19]、种群遗传^[20]、种群时空分布^[21], 以及渔场及环境因子^[22]等方面。然而, 关于渔获率和资源量的研究存在不足^[8], 有关南海北部群体的最大可持续产量和总允许捕捞量的研究未见报道。

剩余产量模型目前在二长棘犁齿鲷(*Evynnis cardinalis*)、刺鲷(*Psenopsis anomala*)、海鳗

收稿日期: 2023-12-12; 修订日期: 2024-02-18。

基金项目: 国家重点研发计划重点专项(2022YFD2401305); 粤西热带海洋生态环境野外科学观测研究站资助项目; 广东省南海深远海渔业管理与捕捞工程技术研究中心配套经费项目。

作者简介: 梁耀威(1999-), 男, 硕士研究生, 研究方向为渔业资源评估。E-mail: Liangric@126.com

通信作者: 李忠炉, 副教授, 研究方向为渔业资源评估。E-mail: lizhonglu@gdou.edu.cn

(*Muraenesox cinereus*)等总允许捕捞量评估中被广泛采用^[23-25]。在应用剩余产量模型时,模型和数据源的选择是影响估算结果的重要因素。倪建峰等^[26]利用 4 种剩余产量模型对 6 种渔业的评估结果进行了比较,结果表明各模型对不同渔业适应性存在差异;Wang 等^[27]分析了渔业生产数据失真对 3 种剩余产量模型 MSY 和 E_{MSY} 估计值的影响,结果表明渔获量失真对 MSY 估计值影响大于 E_{MSY} ;吴鸿等^[28]采用 5 种剩余产量模型评估了南海北部金线鱼(*Nemipterus virgatus*)的 MSY 和 TAC。有效的调查数据越丰富,采用的模型越合理,数据对真实产量的反映程度就越高,评估结果与渔业资源“真实值”越接近。然而,目前已有学者针对渔获量统计偏差^[29]、渔业数据失真^[30]和渔获量时间序列长度^[31]等不确定性可能对资源评估结果造成的影响展开了研究,但输入不同来源的数据对资源评估模型的影响尚不明确。因此,本研究利用 2008—2020 年渔港抽样调查获得的短尾大眼鲷多源产量数据,基于 6 种剩余产量模型对其最大可持续产量及资源利用状况进行评估,并根据渔获量来源的不确定性探讨多源数据对评估结果的影响,以期为南海北部短尾大眼鲷资源可持续利用及管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 数据来源

数据来自 2008—2020 年广东海洋大学南海渔业资源监测与评估中心在南海三省(区)沿海 15 个主要渔港开展的捕捞产量分层抽样调查,调查覆盖短尾大眼鲷不同捕捞类型全功率段的渔船,包括单拖网、双拖网、围网、刺网、罩网、钓具、张网,以及虾拖网等 8 种作业方式,抽样渔船约占总船数的 2%,样本能够兼顾代表性和统计要求^[32],数据包含各作业方式短尾大眼鲷产量、各航次作业天数、捕捞努力量等统计数据。

1.2 研究方法

剩余产量模型(surplus production model)是基于渔获量和捕捞努力量或单位捕捞努力量渔获量(CPUE)的一种资源评估模型,适用于种群更新较快、数据结构简单的渔业^[33]。本研究利用 2 种平衡产量模型(Schaefer 模型和 Fox 模型),4 种非平衡产量模型(Schnute 模型、Walters-Hilborn 模型、I-Fox 模型和 D-Fox 模型),按作业类型和功率段对 CPUE 和捕捞努力量(E)时间序列数据进行拟合(表 1),估算最大可持续产量(MSY)、最大可持续捕捞努力量(E_{MSY})、最适产量(Y_{opt})、最适捕捞努力量(E_{opt})以及总可捕量(TAC)^[33-34]。

表 1 平衡产量模型和非平衡产量模型一览表
Tab. 1 A table of expressions for equilibrium and non-equilibrium production models

模型类别 model category	模型名称 model	表达式 formula	序号 number
平衡产量模型 equilibrium production model	Schaefer 模型 Schaefer model	$\frac{C_t}{E_t} = a - bE_t$	(1)
	Fox 模型 Fox model	$\ln(U_t) = a - bE_t$	(2)
	Schnute 模型 Schnute model	$\ln\left(\frac{U_{t+1}}{U_t}\right) = r - \frac{r}{qK}\left(\frac{U_t + U_{t+1}}{2}\right) - q\left(\frac{E_t + E_{t+1}}{2}\right)$	(3)
	Walters-Hilborn 模型 Walters-Hilborn model	$\frac{U_{t+1}}{U_t} - 1 = r - \frac{rU_t}{qK} - qE_t$	(4)
非平衡产量模型 non-equilibrium production model	I-Fox 模型 I-Fox model	$\ln(U_{t+1}) = \frac{2r \ln(qK) + (2-r) \ln(U_t) - q(E_t + E_{t+1})}{2+r}$	(5)
	D-Fox 模型 D-Fox model	$\frac{U_{t+1}}{U_t} - 1 = r \ln(qK) - r \ln U_t - qE_t$	(6)

注: C_t 为捕捞产量(t), E_t 为捕捞努力量(GW·d), U_t 为单位捕捞努力量渔获量[t/(GW·d)], t 为年份, r 为内禀增长率, q 为可捕系数, K 为环境容纳量, a 和 b 为模型参数。
Note: C_t represents catch (t), E_t represents fishing effort (GW·d), U_t represents catch per unit fishing effort [t/(GW·d)], t represents the year, r represents intrinsic rate of increase, q represents catchability coefficient, K represents environmental carrying capacity, and a and b are model parameters.

其中, 式(1)服从 Logistic 分布, 式(2)服从 Gompertz 分布; 式(3)~(6)式由式(1)~(2)变式得来, 且不要求平衡状态。上述模型参数可通过二元线性回归计算, 并通过下式计算 E_{MSY} 、 MSY 、 Y_{opt} 和 E_{opt} [33,35]。

Schaefer 模型: $E_{\text{MSY}}=a/2b$ 、 $\text{MSY}=a^2/4b$ 、 $E_{\text{opt}}=0.75E_{\text{MSY}}$ 和 $Y_{\text{opt}}=0.94\text{MSY}$ 。

Fox 模型: $E_{\text{MSY}}=1/b$ 、 $\text{MSY}=1/b(e^{a-1})$ 、 $E_{\text{opt}}=0.78E_{\text{MSY}}$ 和 $Y_{\text{opt}}=0.97\text{MSY}$ 。

CPUE 为捕捞产量和捕捞努力量的比值。在式(7)中, C 表示捕捞产量, 单位为吨(t); E 表示捕捞努力量, 单位为 $\text{GW}\cdot\text{d}$ 。捕捞努力量为主机功率 $\times$ 作业天数, 主机功率的单位为 GW ; 作业天数单位为 d , 计算过程参考陶雅晋等 [32] 的研究。

$$\text{CPUE} = \frac{C}{E} \quad (7)$$

由于数据来源于渔港上岸渔获物和售鱼单调查, 不同渔具分功率的渔船可能受作业区域、捕捞性能和空间自相关等因素影响, 存在一定不确定性, 使得“局部”推断的“整体”代表着各自功率段捕捞努力量对总资源量的解释, 对 MSY 和 Y_{opt} 而言, 模型评估结果具有可比性, 但 E_{MSY} 和 E_{opt} 则不具备可比性, 因此需要对其标准化处理。单拖网 201~300 kW 功率段是捕捞短尾大眼鲷的主力, 本研究以该功率段历年 CPUE 的均值为标准, 对其他功率段折算分析。

$$E_{ij} = \frac{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n U_{ijt}}{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n \hat{U}_t} \times E_{ijk} \quad (8)$$

在式(8)中, n 为时间序列长度, E_{ij} 为 i 作业方式中 j 功率段折算到标准的捕捞努力量, U_{ijt} 为 i 作业方式中 j 功率段的第 t 年 CPUE 值, $\hat{U}_t$ 为单拖网作业方式中 201~300 kW 功率段第 t 年 CPUE 值, E_{ijk} 为 i 作业方式中 j 功率段被评估 k 年的捕捞努力量, k 取 2020。

1.3 模型拟合评价

模型拟合效果使用决定系数 R^2 和平均绝对百分比误差(MAPE)作为评价指标, 对预测产量的准确程度进行评估。

$$\text{MAPE} = \frac{1}{n} \sum_{t=1}^n \left| \frac{C_t - \hat{C}_t}{C_t} \right| \times 100\% \quad (9)$$

式(9)中, n 为剩余产量模型拟合的时间序列长度; $\hat{C}_t$ 为模型预测第 t 年渔获产量的模拟值, C_t 为第 t 年渔获产量的真实值。 R^2 反映了预测产量和真实产量的相关性, 越接近 1 表示相关性越高, 即模型拟合程度越高; MAPE 反映了预测产量和真实产量之间的误差, 其评价指标数值越小, 表示预测精度越高; 反之, 则表示预测精度越低; 在推断 TAC 管理目标时, 按照 $\text{MAPE} < 100\%$ 的原则对模型进行筛选。

采用相对捕捞死亡系数(F_t/F_{MSY})和相对资源状况(B_t/B_{MSY})来评价渔业资源状态, 其中, B_t 为生物量(t), B_{MSY} 为维持 MSY 的生物量(t), F_t 为捕捞死亡系数, F_{MSY} 为维持 MSY 的捕捞死亡系数, 结果采用 Kobe 图展示。规定 TAC 决策原则如下: 若 $E_t/E_{\text{opt}} \leq 100\%$, 则 $\text{TAC}=Y_{\text{opt}}$ 、 $E_{\text{TAC}}=E_{\text{opt}}$; 若 $E_t/E_{\text{opt}} > 100\%$, 则按照图解法求解 TAC 与 E_{TAC} [33,36]。

2 结果与分析

2.1 渔获量分析

不同作业方式的产量统计表明, 短尾大眼鲷以单拖网捕捞量最高, 占比为 50.78%; 双拖网、围网和刺网渔获量分别占 25.93%、13.18%、8.14%; 而钓具、罩网、张网和拖虾产量占比均低于 1%。除 2009 年外, 各年拖网(含单拖网、双拖网和拖虾网)产量占当年总产量比例均高于 60%, 平均为 79.36% (图 1)。

对各功率段的产量分析表明, 单拖网 201~300 kW 产量占总产量比例最高, 为 23.35%; 围网 201~300 kW 产量占比为 6.58%, 其余功率段产量占比均低于 5%。另外, 单拖网、双拖网和围网 201~300 kW 功率段均是对应作业类型中产量占比最高的功率段; 而刺网各功率段产量较均衡, 均在 1.5% 左右, 围网产量则主要来自 50 kW 以下、101~200 kW 和 201~300 kW 3 个功率段(表 2)。

2.2 模型拟合

根据 14 个功率段 CPUE 对应 6 个剩余产量模型共有 84 种不同组合(表 3)。从拟合优度 R^2 看, 拟合效果从优到劣分别为 Schaefer 模型、D-Fox 模

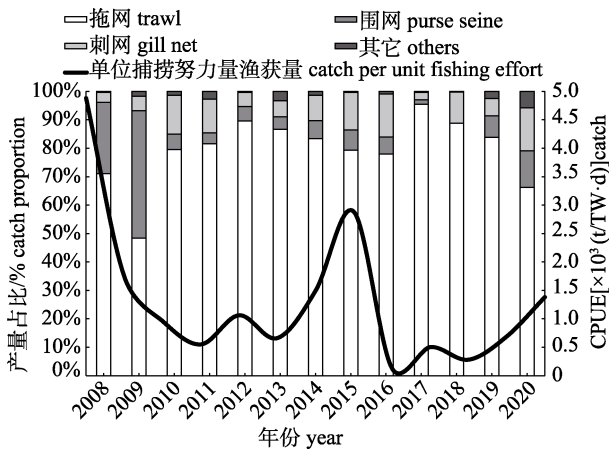


图1 南海北部短尾大眼鲷不同作业类型年产量占比及单位捕捞努力量渔获量年际变化
拖网包含单拖网、双拖网和拖虾网; 其他包含罩网、钓具和张网。

Fig. 1 Annual yield proportion in different fishing gears and catch per unit effort (CPUE) variation for *Priacanthus macracanthus* in the northern South China Sea
Trawl includes otter trawler, twin trawler, and shrimp trawler; others include falling-net, fishing tackle, and stow net.

型、Walters-Hilborn 模型、Fox 模型、I-Fox 模型和 Schnute 模型。以 $R^2 \geq 0.50$, $P \leq 0.05$, 模型估算的 $E_{MSY} > 0$ 、 $MSY > 0$ 为标准, 剔除预测产量超出历史实际最高年产量的模型, 共筛选出符合条件的模型 13 组, 将其定义为模型 M1、M2……M13 (表 3)。筛选出的 13 个模型中, 平衡产量模型 11

个, 非平衡产量模型 2 个。在拟合过程中, 部分模型 R^2 较高(ST03、WW01、WW02), 但对对应功率段估算剩余产量模型参数出现负值, 与模型假设不符, 因此未被采纳。

按照功率段产量占比高于 1%且产量时间序列完整的原则, 筛选 2008—2020 年共 4 种作业方式 14 个功率段的产量数据, 其中刺网 50 kW 以下和围网 101~200 kW 缺少 2018 年产量数据, 刺网 50~100 kW 功率段缺少 2008 年产量数据(表 2)。

2.3 MSY 和 TAC 评估

基于上述 13 种筛选的组合估算短尾大眼鲷 MSY 和 Y_{opt} (表 4)。其中, Schaefer 模型(M1~M9)估算的 MSY 值范围 $(2.1 \sim 3.2) \times 10^4$ t; Fox 模型(M10 和 M11)估算的范围为 $(2.5 \sim 3.2) \times 10^4$ t; Schnute 模型(M12)估计值为 1.9×10^4 t; D-Fox 模型(M13)估计值为 3.1×10^4 t。

MAPE 分析结果表明, 数据质量和模型选择是影响预测精度的重要因素。单功率段的单位捕捞努力量渔获量数据对不同模型的响应程度存在差异, Schaefer 模型表现出相对较高的预测精度。如模型 M6 和 M11 都是用 ST02 的 CPUE 数据, Schaefer 模型预测精度高于 Fox 模型; 模型 M3 和 M13 共用 DT03 的 CPUE 数据, Schaefer 模型预测精度高于 D-Fox 模型(表 4)。然而, 功率段产量占

表 2 不同作业类型不同功率段产量占比
Tab. 2 Proportion of production in different power bands for different types of operations

代码 code	作业方式及功率段 fishing types and power	占比/% proportion
DT01	单拖 400 kW 以上 otter trawler vessels powered by >400 kW engines	2.69
DT02	单拖 301~400 kW otter trawler vessels powered by 301~400 kW engines	11.12
DT03	单拖 201~300 kW otter trawler vessels powered by 201~300 kW engines	23.35
DT04	单拖 101~200 kW otter trawler vessels powered by 101~200 kW engines	12.93
ST01	双拖 400 kW 以上 twin trawler vessels powered by >400 kW engines	8.71
ST02	双拖 301~400 kW twin trawler vessels powered by 301~400 kW engines	7.44
ST03	双拖 201~300 kW twin trawler vessels powered by 201~300 kW engines	8.77
WW01	围网 201~300 kW purse seine vessels powered by 201~300 kW engines	6.58
WW02	围网 101~200 kW purse seine vessels powered by 101~200 kW engines	2.88
CW01	刺网 200 kW 以上 gill net vessels powered by >200 kW engines	1.44
CW02	刺网 151~200 kW gill net vessels powered by 151~200 kW engines	1.31
CW03	刺网 101~150 kW gill net vessels powered by 101~150 kW engines	2.46
CW04	刺网 50~100 kW gill net vessels powered by 50~100 kW engines	1.58
CW05	刺网 50 kW 以下 gill net vessels powered by <50 kW engines	1.36

表 3 模型决定系数表

Tab. 3 Coefficients of model determination

代码 code	Schaefer 模型 Schaefer model	Fox 模型 Fox model	Schnute 模型 Schnute model	Walters-Hilborn 模型 Walters-Hilborn model	I-Fox 模型 I-Fox model	D-Fox 模型 D-Fox model	均值 mean
DT01	0.796 ^{M1}	0.162	0.071	0.144	0.158	0.165	0.249
DT02	0.779 ^{M2}	0.426	0.041	0.404	0.682	0.466	0.466
DT03	0.838 ^{M3}	0.010	0.113	0.507	0.092	0.644 ^{M13}	0.367
DT04	0.719 ^{M4}	0.596 ^{M10}	0.030	0.356	0.543	0.370	0.436
ST01	0.642 ^{M5}	0.347	0.005	0.095	0.169	0.278	0.256
ST02	0.593 ^{M6}	0.572 ^{M11}	0.312	0.320	0.506	0.311	0.436
ST03	0.658	0.555	0.027	0.910	0.607	0.909	0.611
WW01	0.487	0.688	0.067	0.999	0.342	0.999	0.597
WW02	0.756	0.743	0.793	0.997	0.344	0.997	0.772
CW01	0.782 ^{M7}	0.233	0.002	0.275	0.266	0.346	0.317
CW02	0.802	0.253	0.034	0.219	0.090	0.325	0.287
CW03	0.858 ^{M8}	0.119	0.547 ^{M12}	0.407	0.328	0.423	0.447
CW04	0.729 ^{M9}	0.447	0.089	0.251	0.200	0.253	0.328
CW05	0.263	0.715	0.040	0.446	0.748	0.143	0.392
均值 mean	0.693	0.419	0.155	0.452	0.362	0.472	

注: DT01–CW05 表示不同作业方式对应的功率段代码, 详见表 2; M1–M9 表示输入不同来源的数据与 Schaefer 模型的组合; M10 和 M11 表示输入不同来源的数据与 Fox 模型的组合; M12 表示输入 CW03 数据与 Schnute 模型组合; M13 表示输入 DT03 数据与 D-Fox 模型组合。

Note: DT01–CW05 represents the codes corresponding to different operational fishing vessel engine power levels, which is shown in Table 2; M1–M9 indicate combinations of input data from different sources with the Schaefer model; M10 and M11 represent combinations of input data from different sources with the Fox model; M12 represents the combination of input data from CW03 with the Schnute model; M13 represents the combination of input data from DT03 with the D-Fox model.

表 4 不同模型表达式与评价指标

Tab. 4 Model expressions and evaluation indicators

模型 model	表达式 function	最大可持续产量/t MSY	最适捕捞产量/t Y_{opt}	平均绝对百分比误差/% MAPE
M1	$\hat{C}_t=25.904E_t-0.005E_t^2$	32283.07	30346.09	74.65
M2	$\hat{C}_t=72.531E_t-0.051E_t^2$	25979.79	24421.00	100.31
M3	$\hat{C}_t=68.728E_t-0.043E_t^2$	27661.70	26002.00	86.09
M4	$\hat{C}_t=31.209E_t-0.008E_t^2$	31727.96	29824.29	73.64
M5	$\hat{C}_t=40.734E_t-0.019E_t^2$	21877.08	20564.46	103.19
M6	$\hat{C}_t=26.256E_t-0.005E_t^2$	31617.61	29720.56	54.21
M7	$\hat{C}_t=15.149E_t-0.003E_t^2$	22600.10	21244.09	101.90
M8	$\hat{C}_t=11.340E_t-0.001E_t^2$	27439.20	25792.85	63.80
M9	$\hat{C}_t=7.760E_t-0.001E_t^2$	26544.26	24951.61	74.28
M10	$\hat{C}_t=E_t e^{4.106-0.001E_t}$	25295.58	24536.71	78.40
M11	$\hat{C}_t=E_t e^{4.612-0.001E_t}$	32805.68	31821.51	107.46
M12	$\hat{C}_t=23.743E_t-0.007E_t^2$	19529.83	18358.04	158.89
M13	$\hat{C}_t=E_t e^{4.480-0.00104E_t}$	31174.65	30239.41	99.02

注: $\hat{C}_t$ 表示第 t 年渔获产量的预测值; E_t 表示第 t 年捕捞努力量。

Note: $\hat{C}_t$ represents the predicted value of catch in year t ; E_t represents the fishing effort in year t .

比对模型预测精度并未表现出明显的影响。使用不同产量占比的 CPUE 数据代入 Schaefer 模型分析, 产量占比 $\geq 10\%$ 、 $5\%\sim 10\%$, 以及 $\leq 5\%$ 的 MAPE 范围分别为 $73.64\%\sim 100.31\%$ 、 $54.21\%\sim$

103.19%, 以及 63.80%~101.90%。从模型拟合分析, 数据质量是影响模型拟合和预测精度的关键。低质量的数据无论产量占比高低, 预测精度都不理想; 相反, 高质量的数据均能得到较为理想的预测精度。

南海北部短尾大眼鲷资源现状评估结果表明, 短尾大眼鲷 MSY 估计值为 2.9×10^4 t (2.5×10^4 t~ 3.2×10^4 t); Y_{opt} 估计值为 2.7×10^4 t (2.4×10^4 t~ 3.0×10^4 t); E_{MSY} 估计值为 2.1×10^3 GW·d (0.8×10^3 GW·d~ 1.0×10^4 GW·d); E_{opt} 估计值为 2.0×10^3 GW·d (0.6×10^3 GW·d~ 5.1×10^3 GW·d); 按照决策规则, $E_{2020}/E_{opt} \leq 100\%$, 即 TAC 为 Y_{opt} 、 E_{TAC} 为 E_{opt} , 短尾大眼鲷 TAC 估计值为 2.7×10^4 t (2.4×10^4 t~ 3.0×10^4 t)。

2.4 资源状态分析

各模型 F_t/F_{MSY} 和 B_t/B_{MSY} 的年际变化如图 2 所示。其中, 基于单拖网产量数据评估的结果表明, 2008—2012 年短尾大眼鲷资源状态处于安全区, 2013—2017 年偶尔出现过度捕捞, 但 2018 年以来逐渐由过渡区向安全区转变(M1、M3、M4、M10 和 M13); 由双拖网产量评估的结果表明, 除 2016 年发生了过度捕捞外, 其余年份在恢复过渡区和安全区来回波动(M6); 刺网自 2017 年以后未发生过度捕捞(M8 和 M9)。考虑到短尾大眼鲷以拖网捕获为主, 因此采纳单拖网和双拖网 Kobe 分析结果, 除个别年份外, 南海北部短尾大眼鲷

资源利用总体处于可持续状态, 资源状况和捕捞强度处于安全限度内, 未发生过度捕捞(图 2)。

3 讨论

在实际生产过程中, 短尾大眼鲷被多种渔具捕捞。本研究分析不同渔具产量数据在评估 MSY 上的表现(表 5)。结果表明, 单拖网(M1、M3、M4、M10 和 M13)估算 MSY 值的范围为($2.5 \sim 3.2$) $\times 10^4$ t; 双拖网(M6)估计值为 3.1×10^4 t; 刺网(M8 和 M9)估算 MSY 的范围为($2.6 \sim 2.7$) $\times 10^4$ t。其中, M1 和 M10 评估 MSY 结果相差 0.6×10^4 t, 由此可见, 同种作业方式不同功率段评估出的 MSY 差异显著。陈国宝等^[37]利用声学评估方法估算南海北部海域大眼鲷科的资源量为 9.2×10^4 t; 孙典荣^[11]利用扫海面积分法估算北部湾短尾大眼鲷现存资源量为 ($1.90 \sim 1.94$) $\times 10^4$ t。本研究估算出南海北部短尾大眼鲷可捕量处于($1.9 \sim 9.2$) $\times 10^4$ t 区间范围内。采用多源产量数据分析 MSY 能够提供更多视角审视特定种类的资源状况, 为“双控”制度和 TAC 管理提供新的思路。在选用产量数据时, 一般认为高占比功率段的产量代表性要优于低占比功率段, 高占比功率段由“局部”推断“整体”更具优势^[28]。本研究发现单拖网中高占比功率段产量估算出的 MSY 更加保守(M3), 低占比功率段估算出的 MSY 更加乐观(M1 和 M4); 随着单拖网和刺网各个功率段产量占比的增加, MSY 估计值更趋近于

表 5 不同模型推断出的 TAC 管理目标
Tab. 5 Total Allowable Catch inferred from different surplus production models

模型 model	最大可持续捕捞努力量 E_{MSY}	最适捕捞努力量 E_{opt}	折算 E_{MSY} conversion E_{MSY}	折算 E_{opt} conversion E_{opt}	E_{2020}/E_{opt}	总可捕量 TAC	总可捕捞努力量 E_{TAC}	占比/% proportion
M1	2492.51	1869.38	1283.26	962.44	YES	30346.09	1869.38	2.69
M3	804.96	603.72	804.96	603.72	YES	26002.00	603.72	23.35
M4	2033.28	1524.96	1699.31	1274.48	YES	29824.29	1524.96	12.93
M6	2408.44	1806.33	10045.51	7534.13	YES	29720.56	1806.33	7.44
M8	4839.33	3629.50	808.32	606.24	YES	25792.85	3629.50	2.46
M9	6841.02	5130.76	888.65	666.49	YES	24951.61	5130.76	1.58
M10	1132.46	883.32	946.45	738.23	YES	24536.71	883.32	12.93
M13	960.72	749.36	960.72	749.36	YES	30239.41	749.36	23.35

注: E_{2020}/E_{opt} 表示 2020 年捕捞努力量与最适捕捞努力量的比值; YES 表示 E_{2020}/E_{opt} 比值 $\leq 100\%$; NO 表示 E_{2020}/E_{opt} 比值 $> 100\%$ 。
Note: E_{2020}/E_{opt} represents the ratio of fishing effort in the year 2020 to the optimal fishing effort; YES indicates that the E_{2020}/E_{opt} ratio is less than or equal to 100%; NO indicates that the E_{2020}/E_{opt} ratio is greater than 100%.

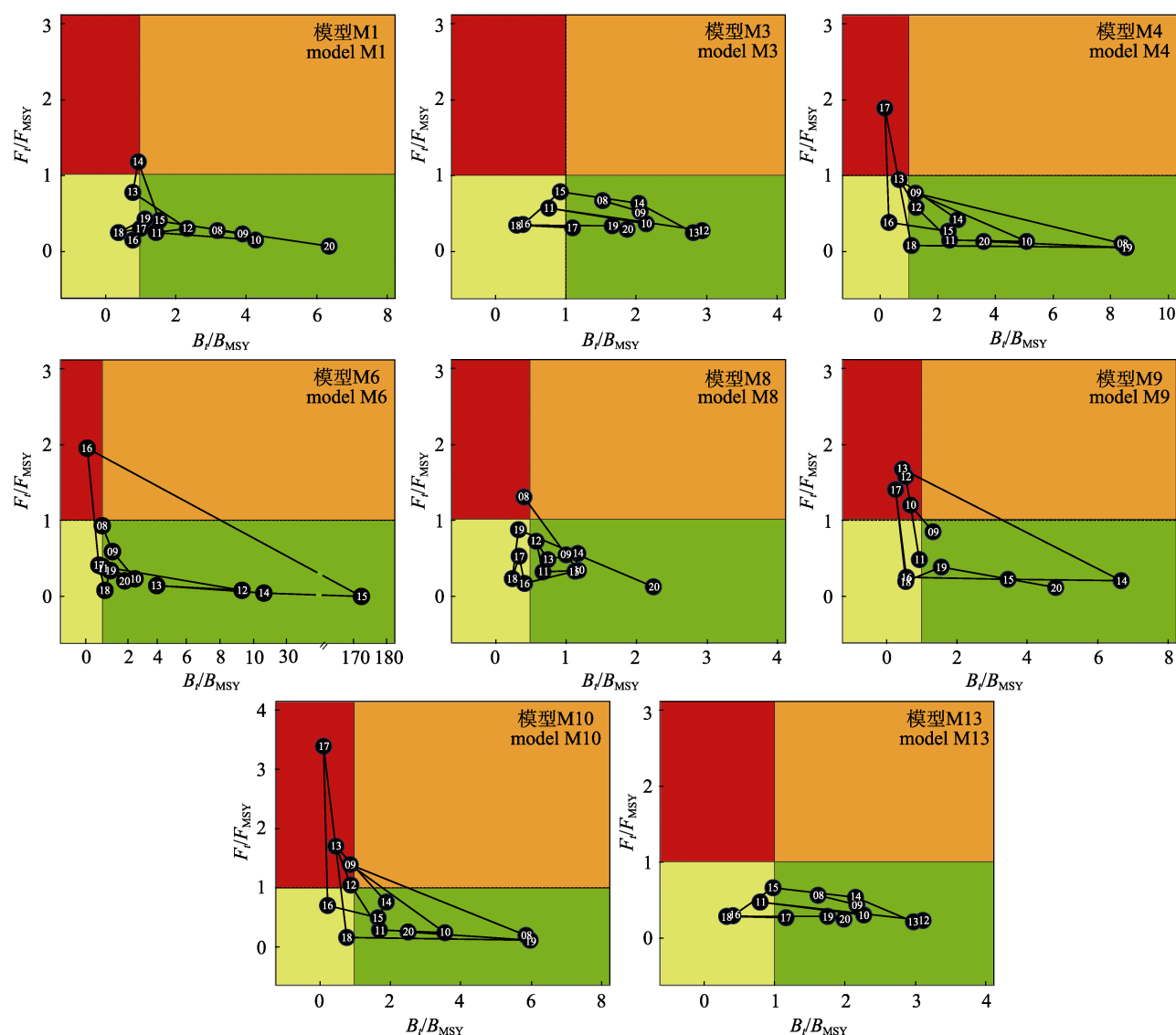


图 2 短尾大眼鲷资源利用状况的 Kobe 分析

红色区域表示不可持续的过度捕捞状态($B_t/B_{MSY} < 1$, $F_t/F_{MSY} > 1$); 橙色区域表示可持续状态, 但生物量因捕捞过度而损耗($B_t/B_{MSY} > 1$, $F_t/F_{MSY} > 1$); 黄色区域表示可持续状态, 随捕捞压力降低生物量逐渐恢复($B_t/B_{MSY} < 1$, $F_t/F_{MSY} < 1$); 绿色区域表示未发生过捕捞($B_t/B_{MSY} > 1$, $F_t/F_{MSY} < 1$); M1-M13 分别表示模型 M1 至模型 M13 对应的 Kobe 图; 黑色实心圆中间标有 08-20 数字分别表示 2008 年至 2020 年; B_t/B_{MSY} 表示相对资源状况; F_t/F_{MSY} 表示相对捕捞死亡系数。

Fig. 2 Kobe analysis for the fishery stock status of *Priacanthus macracanthus*

The red region indicates an unsustainable overfishing state ($B_t/B_{MSY} < 1$, $F_t/F_{MSY} > 1$); the orange region represents a sustainable state, but with biomass depletion due to overfishing ($B_t/B_{MSY} > 1$, $F_t/F_{MSY} > 1$); the yellow region represents a sustainable state with gradual biomass recovery as fishing pressure decreases ($B_t/B_{MSY} < 1$, $F_t/F_{MSY} < 1$); the green region indicates a sustainable state with no overfishing ($B_t/B_{MSY} > 1$, $F_t/F_{MSY} < 1$); M1-M13 represent the Kobe plots corresponding to models M1 to M13; the solid black circles labeled with 08-20 represent the years 2008 to 2020; B_t/B_{MSY} represents the relative resource status; F_t/F_{MSY} represents the relative fishing mortality ratio.

均值(M3 和 M8)。同时, 在样本量足够的情况下, 利用低占比功率段产量数据也能获得接近均值的 MSY, 如 DT03 和 CW03 占比相差 20.90%, 而模型 M3 和 M8 估算的 MSY 却十分接近。

多源产量数据对剩余产量模型输出结果的影响在本研究中也得到了较好体现, 表现为并非所有功率段的产量数据都能进行剩余产量模型分析, 如 DT02、ST01、ST03 和 WW01 的时间序列完整

且产量占比>5% (表 2), 但模型拟合效果并不理想(MAPE>100%), 其原因可能与上述功率段个别年份 CPUE 数据出现异常值有关, 异常值可能与资源量年际变动、极端气候事件、调查渔船样本有关^[38]。异常值的出现为评估模型的构建提出了新的挑战, 未来应探讨数据异常值对评估结果的影响。近年来有研究表明 CPUE 数据失真产生的影响比产量数据失真更大^[30], 因此在模型评估时应慎重对待出现异常值的功率段数据。其次, 单功率段的产量数据并不适用于所有剩余产量模型。如将 DT03 的产量引入 6 种剩余产量模型, Schaefer 模型和 D-Fox 模型拟合效果较好, 能够输出合理范围的 MSY, 但其余 4 种模型拟合情况则较差($R^2 < 0.6$), 这与倪建峰等^[26]研究一致。因此, 在对单种渔业资源进行 MSY 评估时, 不仅要考虑评估模型的多样化, 还需考虑尽可能多源数据的使用。相较于单一来源数据, 多功率段数据拟合出的不同结果还可为估计 MSY 和 TAC 提供参考区间, 为整体分析评估结果提供更多视角, 将众多结果取均值也是探讨 MSY 和 TAC 合理值的有益尝试。

当前南海北部短尾大眼鲷资源状况相对乐观, 在近年来未遭受到过度捕捞且资源状况良好。根据 Kobe 图可知, 自 2017 年以来其资源由恢复过渡区向安全区转变(图 2)。这可能与 2017 年新的伏季休渔管理有关, 通过控制关键生活史时期的捕捞强度保护繁殖亲体和幼鱼, 为短尾大眼鲷种群恢复争取了宝贵时间。由于渔港调查的偶然性和随机性, 仍存在某些功率段的产量数据缺失; 在产量统计过程中, 也存在短尾大眼鲷和长尾大眼鲷混合统计的情况, 在今后的产量调查中应细化种类鉴定, 提高资源评估精度。

致谢: 感谢广东海洋大学南海渔业资源监测与评估中心为本研究提供数据, 感谢审稿人给予本文的宝贵意见。

参考文献:

- [1] Costello C, Ovando D, Hilborn R, et al. Status and solutions for the worlds unassessed fisheries[J]. Science, 2012, 338(6106):

517-520.

- [2] Murphy H M, Jenkins G P. Observational methods used in marine spatial monitoring of fishes and associated habitats: a review[J]. Marine and Freshwater Research, 2010, 61, 236-252.
- [3] Yasué M, Nellas A, Panes H, et al. Monitoring landed seahorse catch in a changing policy environment[J]. Endangered Species Research, 2015, 27, 95-111.
- [4] 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: 48-48.
- [5] Faunce C H, Cahalan J, Bonney J, et al. Can observer sampling validate industry catch reports from trawl fisheries[J]. Fisheries Research, 2015, 172: 34-43.
- [6] Chen J H, Wang X F, Tian S Q, et al. A Review of the Development of Fishery Resources Monitoring in the Yangtze River Estuary and Its Adjacent Waters[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2021, 30(1): 122-136.[陈锦辉, 王学昉, 田思泉, 等. 长江口及邻近水域渔业资源监测现状分析[J]. 长江流域资源与环境, 2021, 30(1): 122-136.]
- [7] Liu Y, Cheng J H, Zhang H Y, et al. Temporal and spatial distribution characteristics of stow net fisheries in Jiangsu Province in 2014[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2021, 28(3): 337-347. [刘勇, 程家骅, 张寒野, 等. 2014 年江苏沿海定置张网渔业生产时空分布特征[J]. 中国水产科学, 2021, 28(3): 337-347.]
- [8] Jia X P, Li C H, Qiu Y S, et al. Investigation, Assessment and Sustainable Utilization Strategies of Marine Fishery Resources in Guangdong[M]. Beijing: China Ocean Press, 2005. [贾晓平, 李纯厚, 邱永松, 等. 广东海洋渔业资源调查评估与可持续利用对策[M]. 北京: 海洋出版社, 2005.]
- [9] Chen Z Z, Zhang K, Cai Y C, et al. Fishery Resources and Environments in the Northern Sourh China Sea[M]. Beijing: China Ocean Press, 2022. [陈作志, 张魁, 蔡研聪, 等. 南海北部近海渔业资源与环境[M]. 北京: 海洋出版社, 2022.]
- [10] Chen Z C, Liu J X. Economic Fish Species in the South China Sea[M]. Guangzhou: Guangdong Science & Technology Press, 1982. [陈再超, 刘继兴. 南海经济鱼类[M]. 广州: 广东科技出版社, 1982.]
- [11] Sun D R, A Study on Fishery Resources and Sustainable Fishery Development in the Beibu Bay[D]. Qingdao: Ocean University of China, 2008. [孙典荣. 北部湾渔业资源与渔业可持续发展研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2008.]
- [12] Zhang K, Chen Z Z, Wang Y Z, et al. Population structure of *Priacanthus macracanthus* in the Beibu Gulf, and parameter

- for its growth, mortality and maturity[J]. Journal of Tropical Oceanography, 2016, 35(5): 20-28. [张魁, 陈作志, 王跃中, 等. 北部湾短尾大眼鲷群体结构及生长、死亡和性成熟参数估计[J]. 热带海洋学报, 2016, 35(5): 20-28.]
- [13] Administration of Fishery and Fishing Harbor Supervision, Ministry of Agriculture and Rural Affairs. Announcement of Administration of Fishery and Fishing Harbor Supervision and Ministry of Agriculture and Rural Affairs (No.3 in 2018) (Notice on the implementation of provisions for the minimum catch able size and juvenile fish proportion management of 15 important economic fish species, including *Trichiurus lepturus*) [EB/OL]. Beijing: Administration of Fishery and Fishing Harbor Supervision, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, 2018[2023-10-20]. http://www.yyj.moa.gov.cn/tzgg/201802/t20180212_6300774.htm. [渔业渔政管理局, 农业农村部. 渔业渔政管理局农业农村部公告(2018 年第 3 号)(关于实施带鱼等 15 种重要经济鱼类最小可捕标准及幼鱼比例管理规定的通告) [EB/OL]. 北京: 渔业渔政管理局 农业农村部, 2018[2023-10-20]. http://www.yyj.moa.gov.cn/tzgg/201802/t20180212_6300774.htm]
- [14] Zhang R Z, Lu S F. The development of egg and larvae of *Priacanthus macracanthus* (cuvier et valenciennes)[J]. Journal of Fisheries of China, 1982, 6(3): 243-251. [张仁斋, 陆穗芬. 短尾大眼鲷卵及仔、稚鱼的发育[J]. 水产学报, 1982, 6(3): 243-251.]
- [15] Zhang R Z, Lu S F. Studies on the spawning ground and season of red bigeye *Priacanthus macrocanthus* C. & V. in the northern part of south China sea[J]. Tropic Oceanology, 1984, 3(3): 38-45. [张仁斋, 陆穗芬. 南海北部短尾大眼鲷产卵场和产卵期的研究[J]. 热带海洋, 1984, 3(3): 38-45.]
- [16] Lu Z H, Zhu Z J, Lin X P. Food habits of *Priacanthus macracanthus* in East China Sea region[J]. Marine Fisheries, 2010, 32(2): 199-203. [卢占晖, 朱增军, 林显鹏. 东海区短尾大眼鲷的食性分析[J]. 海洋渔业, 2010, 32(2): 199-203.]
- [17] Li H Q. A preliminary study on fisheries biology of main commercial fisher in the continental shelf of the southwest of Nansha islands[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 1996, 3(1): 27-31. [李辉权. 南沙群岛西南部陆架海区主要经济鱼类渔业生物学的初步研究[J]. 中国水产科学, 1996, 3(1): 27-31.]
- [18] Sun D R, Qiu Y S. Estimation of growth and mortality parameter of *Priacanthus macracanthus* in Beibu Bay[J]. Journal of Fisheries Research, 2003, 25(1): 7-12. [孙典荣, 邱永松. 北部湾短尾大眼鲷生长和死亡参数的估算[J]. 福建水产, 2003, 25(1): 7-12.]
- [19] Sun Y N, Xu T J. Complete mitochondrial genome of Red bigeye (*Priacanthus macracanthus*): genome characterization and phylogenetic analysis[J]. Mitochondrial DNA Part B, 2018, 3(2): 768-769.
- [20] Xiong D, Li M, Li Y Z, et al. Sequence analysis of the mitochondrial cytochrome b gene and identification of the *Priacanthus macracanthus* population in the South China Sea[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2016, 23(1): 188-197. [熊丹, 李敏, 李永振, 等. 南海短尾大眼鲷线粒体 Cytb 基因序列及种群判别分析[J]. 中国水产科学, 2016, 23(1): 188-197.]
- [21] Liu Y X, Wang X F, Lu S L, et al. Spatial autocorrelation of *Priacanthus* spp. Resources in the northern South China Sea[J]. Journal of Fisheries of China, 2021, 45(8): 1361-1373. [刘禹希, 王学锋, 吕少梁, 等. 南海北部海域大眼鲷空间自相关性[J]. 水产学报, 2021, 45(8): 1361-1373.]
- [22] Fan J T, Huang Z R, Xu Y W, et al. Analysis of *Priacanthus macracanthus* fishing grounds in the northern South China Sea based on sea surface temperature and depth[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2019, 26(1): 26-33. [范江涛, 黄梓荣, 许友伟, 等. 基于海表温和水深的南海北部短尾大眼鲷渔场分析[J]. 中国水产科学, 2019, 26(1): 26-33.]
- [23] Feng B, Li Z L, Lu H S, et al. Estimating the total allowable catch and management of Threadfin porgy (*Eyynniss cardinalis*) fisheries in the northern South China Sea based on sampling surveys conducted at fishing ports[J/OL]. Aquaculture and Fisheries, (2022-01-05). <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2021.12.003>.
- [24] Yin Y Y, Zhang L J, Liao D S, et al. Maximum sustainable yield of *Psenopsis anomala* in the northern South China Sea[J]. Journal of Fisheries Research, 2023, 45(4): 365-371. [尹元一, 章丽娟, 廖东昇, 等. 南海北部刺鲷最大可持续产量的评估 [J]. 渔业研究, 2023, 45(4): 365-371.]
- [25] Mo Q L, Hu S S, Xie J J, et al. Stock assessment of *Muraenesox cinereus* in the northern South China Sea[J]. Fishery Information & Strategy, 2022, 37(1): 27-33. [莫奇龙, 胡世森, 谢君君, 等. 南海北部海鲡资源利用状况评估 [J]. 渔业信息与战略, 2022, 37(1): 27-33.]
- [26] Ni J F, Liu Q. Performances of surplus production models in different fishing scenarios[J]. Transactions of Oceanology and Limnology, 2004(1): 60-67. [倪建峰, 刘群. 剩余产量模型在不同渔业中的应用[J]. 海洋湖沼通报, 2004(1): 60-67.]
- [27] Wang Y B, Zheng J, Wang Z. Impacts of distorted fishery statistical data on assessments of three surplus production models[J]. Chinese Journal of Oceanology and Limnology, 2011, 29(2): 270-276.

- [28] Wu H, Lyu J, Zhang J N, et al. A Study on Maximum Sustainable Yield and Total Allowable Catch of *Nemipterus Virgatus* in the Northern South China Sea[J]. Ocean Development and Management, 2021, 38(1): 85-89.[吴鸿, 吕健, 张杰宁, 等. 南海北部金线鱼最大可持续产量和总可捕量的研究[J]. 海洋开发与管理, 2021, 38(1): 85-89.]
- [29] Feng J, Zhu J F, Zhang F, et al. Influence of statistical deviation of historical catch on stock assessment: a case study of western Atlantic *Thunnus thynnus*[J]. South China Fisheries Science, 2023, 19(1): 1-11. [冯洁, 朱江峰, 张帆, 等. 历史渔获量统计偏差对资源评估的影响: 以西大西洋蓝鳍金枪鱼为例[J]. 南方水产科学, 2023, 19(1): 1-11.]
- [30] Zhang K, Liu Q, Liao B C, et al. Comparative effects of distorted fishery data on assessment results of two non-equilibrium surplus production models[J]. Journal of Fisheries of China, 2018, 42(9): 1378-1389. [张魁, 刘群, 廖宝超, 等. 渔业数据失真对两种非平衡剩余产量模型评估结果的影响比较[J]. 水产学报, 2018, 42(9): 1378-1389.]
- [31] Li Q, Liu S D, Wang K, et al. Effects of lengths of catch time series on stock assessment using CMSY method[J]. Haiyang Xuebao, 2023, 45(3): 27-39. [李琪, 刘淑德, 王琨, 等. 渔获量时间序列长度对基于 CMSY 方法的资源评估结果的影响[J]. 海洋学报, 2023, 45(3): 27-39.]
- [32] Tao Y J, Yi M R, Li B, et al. Comparative Analysis of CPUE of Different Fishing Types in the South China Sea Based on the Fishing Port Sampling Survey[J]. Progress in Fishery Sciences, 2019, 40(3): 1-10. [陶雅晋, 易木荣, 李波, 等. 基于渔港抽样调查南海不同捕捞方式 CPUE 比较分析[J]. 渔业科学进展, 2019, 40(3): 1-10.]
- [33] Zhan B Y. Fish Stock Assessment[M]. Beijing: China Agriculture Press, 1995. [詹秉义. 渔业资源评估[M]. 北京: 中国农业出版社, 1995.]
- [34] Jihn S K, Marline S P, Winsych D W, et al. Determination of the Status of utilization and management Scenarios Bonito (*Auxis rochei*) Caught in the Talaud Waters North Sulawesi[J]. Science Journal of Applied Mathematics and Statistics, 2015, 3(2): 39-46.
- [35] Jensen A L. Maximum harvest of a fish population that has the smallest impact on population biomass[J]. Fisheries Research, 2002, 57(1): 89-91.
- [36] Nishida T, Kitakado T, Iwasaki K, et al. Kobe I (kobe plot)+Kobe II (risk assessment) software(New version 3, 2014) user's manual [R]. IOTC Zanzibar Tanzania WPNT, 2015, 05: 1-35.
- [37] Chen G B, Li Y Z, Zhao X Y, et al. Acoustic assessment of commercial fish resources in the northern waters of South China Sea[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2005, 12(4): 445-451. [陈国宝, 李永振, 赵宪勇, 等. 南海北部海域重要经济鱼类资源声学评估[J]. 中国水产科学, 2005, 12(4): 445-451.]
- [38] Liu Z L, Yan L P, Yuan X W, et al. Stock assessment of small yellow croaker in the East China Sea based on multi-source data[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2013, 20(5): 1039-1049. [刘尊雷, 严利平, 袁兴伟, 等. 基于多源数据的东海小黄鱼资源评估与管理[J]. 中国水产科学, 2013, 20(5): 1039-1049.]

Assessment of catchable biomass of red bigeye, *Priacanthus macracanthus* in the northern South China Sea based on multisource catch Data

LIANG Yaowei^{1, 2, 3}, FENG Bo^{1, 3}, LI Meilin¹, SUN Yu^{1, 4}, LI Zhonglu^{1, 3, 4}

1. College of Fisheries, Guangdong Ocean University, Zhanjiang 524088, China;

2. Southern Marine Science and Engineering Guangdong Laboratory (Zhanjiang), Zhanjiang 524025, China;

3. Guangdong Provincial Far Sea Fisheries Management and Fishing Engineering Technical Research Center, Zhanjiang 524088, China;

4. Guangdong Western Tropical Marine Ecological Environment Field Scientific Observation and Research Station, Zhanjiang 524088, China

Abstract: With the increasing intensity of human fishing activities and the growing prominence of environmental pollution issues, the nearshore marine fishery resources in the northern South China Sea have experienced severe decline. *Priacanthus macracanthus* has always been one of the main targets of trawl fishing vessels, and it is facing prominent issues of early maturity and small body size. However, there is a lack of research on the resource quantity of *P. macracanthus*. In order to achieve sustainable utilization and management of its resources, it is necessary to evaluate the maximum sustainable yield (MSY) and catchable resource quantity of *P. macracanthus*. The surplus production model is one of the commonly used methods for estimating the biological reference points of fish stocks. It has the advantages of requiring less data and being easy to operate. However, in the process of resource assessment, the selection of models and data sources is an important factor that affects the estimation results of fishery population management parameters, such as optimal fishing effort, MSY, and total allowable catch (TAC). In order to make the assessment results closer to the real fishery resources, it is necessary to provide continuous and effective survey data and scientifically reasonable models. Therefore, this study takes the resource assessment of *P. macracanthus* in the northern South China Sea as an example. The stratified sampling survey data of catch production on fishing ports in the northern South China Sea from 2008 to 2020 were used to analyze the catch per unit effort (CPUE) of each operation gear in different power ranges. Based on six surplus production models, the MSY of *P. macracanthus* were estimated. The TAC were estimated according to decision-making principles and graphical methods. The fishery stock status of *P. macracanthus* was determined based on the Kobe diagram. The results showed that the annual trawl catch of *P. macracanthus* accounted for the highest proportion, with an average of 79.36%. In the past 10 years, its catch showed a fluctuating downward trend. The Schaefer model, Fox model, and D-Fox model had good applicability to the CPUE data of *P. macracanthus* (mean absolute percentage error MAPE<100%), with estimated MSY ranging $(2.5\text{--}3.2)\times 10^4$ t, with an average of 2.9×10^4 t. The TAC range was $(2.4\text{--}3.0)\times 10^4$ t, with an average of 2.7×10^4 t. The Kobe diagram showed that the *P. macracanthus* stock in the northern South China Sea was in the safety state, and there had been no overfishing in recent years. In this study, it is discussed that not all the catch data corresponding to the main engine power of fishing vessels can be analyzed using the surplus production model. Secondly, the catch data corresponding to the same main engine power range are not applicable to the analysis of all surplus production models. Finally, we believe that when assessing the MSY of a single fishery resource, it is not only necessary to consider the diversity of assessment models, but also the use of data from different sources. This study suggests that the different results obtained by fitting the data from different main engine power ranges of fishing vessels can provide a reference interval for the values of MSY and TAC. It can also provide a broader perspective on the overall analysis of the assessment results. Taking the mean value is a beneficial attempt to explore reasonable values for MSY and TAC.

Key words: Northern South China Sea; *Priacanthus macracanthus*; surplus production models; maximum sustainable yield

Corresponding author: LI Zhonglu. E-mail: lizhonglu@gdou.edu.cn