

文章编号: 1674-5566(2024)03-0728-13

DOI: 10.12024/jsou.20230704284

应用3种数据有限方法对印度洋近海金枪鱼类和马鲛类资源评估

陈镒安^{1,2}, 朱江峰^{1,2,3}, 耿喆^{1,2,3}

(1. 上海海洋大学 海洋生物资源与管理学院, 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; 3. 农业农村部大洋渔业开发重点实验室, 上海 201306)

摘要: 近些年来印度洋近海金枪鱼类和马鲛类捕捞量上升较快,但因捕捞者多为个体手工渔业或小型工业渔业,渔业统计不完善,缺少传统资源评估所需的完整数据,因此这些鱼种目前缺乏可靠的评估。为了更好地掌握资源状况以制定相应的管理措施,本研究使用1950—2020年捕捞量数据,运用CMSY模型(Monte carlo catch-msy)、DB-SRA模型(Depletion-based stock reduction analysis)和OCOM模型(Optimized catch-only assessment method)等3种数据有限评估方法对圆舵鲣、扁舵鲣、巴鲣、青干金枪鱼、斑点马鲛、康氏马鲛等6个鱼种资源状况进行评估。基于相对生物量(B/B_{MSY})和相对捕捞死亡率(F/F_{MSY})进行判断,扁舵鲣和斑点马鲛的当前资源状态较为健康 [$P(B/B_{MSY}>1)=78\%$, $P(F/F_{MSY}<1)=67\%$; $P(B/B_{MSY}>1)=78\%$, $P(F/F_{MSY}<1)=55\%$], 圆舵鲣和巴鲣较大概率处于捕捞型过度捕捞状态 [$P(B/B_{MSY}>1)=78\%$, $P(F/F_{MSY}<1)=33\%$; $P(B/B_{MSY}>1)=78\%$, $P(F/F_{MSY}<1)=45\%$], 青干金枪鱼和康氏马鲛较大概率既处于捕捞型过度捕捞又处于资源型过度捕捞状态中 [$P(B/B_{MSY}>1)=33\%$, $P(F/F_{MSY}<1)=44\%$; $P(B/B_{MSY}>1)=55\%$, $P(F/F_{MSY}<1)=33\%$]。3种模型中,CMSY模型和DB-SRA模型给出的MSY估计值接近,CMSY模型给出了最为谨慎的评估结果(6个鱼种均存在过度捕捞),而OCOM模型给出的结果最为乐观,表明3种模型对这6个鱼种的资源状况判断有一定差异。敏感性分析显示,参数 r 以及 B_{end}/K 的先验设定均会对CMSY模型结果产生较大的影响;DB-SRA模型对 B/K 敏感,对 K 较为稳健。从结果上来看,3种模型均可以用于对近海小型金枪鱼和马鲛类的资源评估,但单一方法可能会导致结果偏差。建议在使用数据有限的评估方法时,采用多组参数以及多个方法进行比较分析,以更全面地获得种群资源状况。本研究可以为印度洋近海小型渔业管理提供参考。

关键词: 近海金枪鱼; 马鲛类; 资源状况; 数据有限评估方法; 印度洋

中图分类号: S 932.4 **文献标志码:** A

印度洋一直以来都是世界主要的金枪鱼渔场之一,拥有丰富的渔业资源^[1]。为保护及管理印度洋及其邻近海域的金枪鱼和类金枪鱼资源而成立的印度洋金枪鱼委员会(Indian ocean tuna commission, IOTC),主要负责管理联合国粮食及农业组织(Food and agriculture organization, FAO) 51和57统计区(印度洋)、南极辐照区以北邻近海域的金枪鱼及相关鱼种^[2]。为了更好地管理这些鱼类,IOTC成立了多个工作组开展资源评估,包括温带金枪鱼工作组(Working party on temperate tuna, WPTMT)、旗鱼工作组(Working party of billfish, WPB)以及评估近海小型金枪鱼

和马鲛类的近海小型金枪鱼工作组(Working party on neritic tunas, WPNT)等^[3]。目前,IOTC管理下的主要金枪鱼类都能适用种群综合模型(Stock synthesis III, SS3)、年龄结构产量模型(Age-structured production model, ASPM)等多种传统评估方法^[4-6],但WPNT负责评估的6种近海金枪鱼类和马鲛类:圆舵鲣(*Auxis rochei*, BLT)、扁舵鲣(*Auxis thazard*, FRI)、巴鲣(*Euthynnus affinis*, KAW)、青干金枪鱼(*Thunnus tonggol*, LOT)、斑点马鲛(*Scomberomorus guttatus*, GUT)、康氏马鲛(*Scomberomorus commerson*, COM)尚未有可靠的评估结果^[6-7]。相对于IOTC管理下的其

收稿日期: 2023-07-23

修回日期: 2023-10-29

基金项目: 国家自然科学基金(41676120);农业农村部全球渔业资源调查监测评估项目(D-8025-23-1001)

作者简介: 陈镒安(1999—),男,硕士研究生,研究方向为渔业资源评估。E-mail: 1725693536@qq.com

通信作者: 朱江峰, E-mail: jfzhu@shou.edu.cn

版权所有 ©《上海海洋大学学报》编辑部(CC BY-NC-ND 4.0)

Copyright © Editorial Office of Journal of Shanghai Ocean University (CC BY-NC-ND 4.0)

<http://www.shhydx.com>

他鱼类,上述6个鱼种的捕捞者多为个体手工渔业或小型工业渔业,导致了渔业数据不完善。除年捕捞量外,传统资源评估所需的其他渔业统计数据(如资源丰度、体长组成、捕捞努力量)缺乏,难以应用传统评估方法来开展评估^[7]。为了解决这一问题,IOTC在2013年建议将数据有限的评估方法(Data-limited method)作为评估近海金枪鱼类的手段^[7]。数据有限的评估方法是对处在数据缺乏阶段的鱼类进行分析评估的重要手段^[8]。

数据有限评估方法大致可以分为三类:基于体长数据(Length-based)或年龄数据(Age-based)的评估方法,基于捕捞量时间序列(Catch-only)的评估方法,基于丰度指数的评估方法^[9-10]。其中,基于蒙特卡罗模拟的捕捞量-最大可持续产量模型(Monte carlo catch-msy, CMSY)、基于衰减率的种群资源减少分析模型(Depletion-based stock reduction analysis, DB-SRA)和仅使用捕捞量的优化评估模型(Optimized catch-only assessment method, OCOM)都是基于捕捞量数据的数据有限评估方法。相比于传统资源评估模型,数据有限评估方法的最大优势在于可以仅通过渔获数据来对种群开展相对完整的资源评估。渔获量数据具有易收集和易统计的特点,也是反应渔业开发历史最直观的信息,因此本研究选用基于渔获量的数据有限模型对上述6个鱼种进行资源评估^[11]。

在此之前,由于缺乏传统评估所需的数据,且数据有限评估方法未得到广泛应用,对上述6个鱼种的研究多为生物学方面。目前仅有RAZA等^[12]和HAGHI等^[13]对巴鲣和青干金枪鱼进行了评估,但二者的评估均只局限于印度洋某一特定海域。IOTC近海金枪鱼工作组曾使用Catch-MSY模型和OCOM模型对近海金枪鱼和马鲛类进行过评估^[7,14],但因评估所需参数的不确定性较大,WPNT目前尚未判定6种鱼类的资源状况。本研究选用上述的3种数据有限评估方法对6种鱼类资源进行评估,这也是首次对这些近海鱼种进行集中评估。本研究在使用数据有限方法时,针对难以确定的参数设置了多种场景,以此来提高对评估结果不确定性的掌握。研究结果可帮助了解目前印度洋海域6种近海鱼类的资源状况,为后续合理制定管理措施提供依据。

1 材料与方法

1.1 数据来源

本研究所使用的捕捞量数据来源于IOTC秘书处(www.iotc.org)渔业统计数据库,捕捞量范围涵盖整个印度洋海域,时间跨度为1950—2020年(图1)。

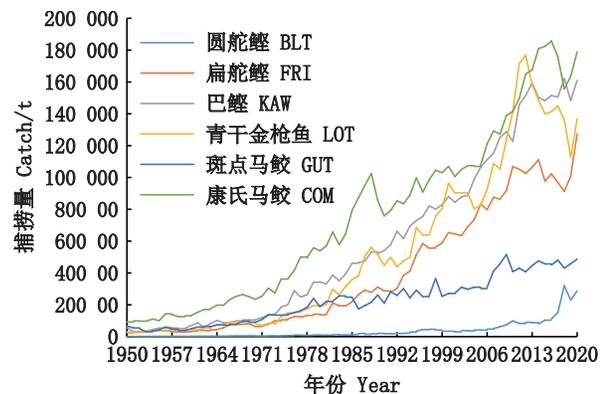


图1 印度洋6种近海小型金枪鱼1950—2020年捕捞量
Fig. 1 Annual catches of Indian Ocean six neritic tunas from 1950 to 2020

1.2 数据有限方法

1.2.1 DB-SRA模型

种群资源减少分析模型(Depletion-based stock reduction analysis, DB-SRA)是基于延迟差分模型(公式1)构建而成的^[15]。在DB-SRA模型中年生物量是由可以灵活定义峰值产量和最大可持续产量的Pella - Tomlinson - Fletcher模型(公式2)定义的^[16]。

延迟差分模型的公式:

$$B_t = B_{t-1} + P(B_{t-a}) - C_{t-1} \quad (1)$$

式中: B_t 为 t 年时的生物量; C_{t-1} 为 $t-1$ 年时的捕捞量; $P(B_{t-a})$ 是基于 $t-a$ 年生物量的潜在年产量。

Pella - Tomlinson - Fletcher模型的公式:

$$P(B_{t-a}) = \gamma \cdot \text{MSY} \cdot \left(\frac{B_{t-a}}{K}\right) - \gamma \cdot \text{MSY} \cdot \left(\frac{B_{t-a}}{K}\right)^n \quad (2)$$

式中: K 为原始生物量; n 为该模型的形状参数; γ 由 n 来决定。

DB-SRA模型由随机SRA模型以及Depletion-corrected average catch模型结合而成,DB-SRA模型假设评估的鱼种在资源丰度没有发生太大变化的情况下,渔获量是可持续的,因此模型不适用于资源高度衰减的鱼种^[15]。模型通过蒙特卡罗模拟从输入的服从不同分布的生活

史参数随机提出数值组,通过不断迭代进行模拟^[15-16]。此外还需要捕捞量时间序列数据,通过剩余产量模型对鱼种进行资源评估^[16]。

1.2.2 CMSY模型

蒙特卡罗模拟的捕捞量-最大可持续产量模型(Monte Carlo catch-msy, CMSY)是基于Schaefer经典剩余产量模型(公式3)构建的^[17],Schaefer经典剩余产量模型的公式:

$$B_{t+1} = B_t + r \left(1 - \frac{B_t}{K} \right) B_t - C_t \quad (3)$$

式中: C_t 为 t 年时的捕捞量。

当种群的损耗较大,即种群的生物量下降到环境容纳量的1/4之下时,则采用以下公式:

$$B_{t+1} = B_t + \left(4r \frac{B_t}{K} \right) \left(1 - \frac{B_t}{K} \right) B_t - C_t \quad (4)$$

式中: $4rB_t/K$ 假设该种群的补充量速率呈线性下降,其已经低于能产生最大可持续产量一半的生物量。该公式的主要目的在于模拟在低生物量情况下发生的补充量下降的情况。

为Schaefer经典剩余产量模型的参数设定一个合理的先验范围是CMSY模型的关键假设,其中 K 以及相对生物量的先验值设定会对模型的评估结果产生直接影响,因此如果盲目地将 K 设置为产量的倍数可能会造成评估结果的偏差,因此CMSY模型中给出了基于最后一年捕捞量和最大捕捞量的 K 和相对生物量先验值的估计方

法^[17-18]。

模型使用蒙特卡罗方法对种群的最大可持续产量进行估计,模型运行所要的数据除了基本的捕捞量时间序列数据以外,还需要种群的 r 、 K 和相对生物量的先验分布^[18]。模型会从给出的 r 与 K 的先验分布与初始生物量中随机组合,给出预测的结果。

1.2.3 OCOM模型

仅使用捕捞量的优化评估模型(Optimized catch-only assessment method, OCOM)同样也是基于Schaefer经典剩余产量模型(公式3)构建的,其中 r 根据种群的 M 和最大年龄(t_{max})来构建并通过提升回归树(Boosted regression trees, BRT)模型来对种群最终饱和度(Final saturation, s)先验分布来进行预测;而 K 值的先验分布由 s 的先验分布与 B_{end} 通过公式 $B_{end}/K=s$ 来得出^[19]。OCOM模型假设在整个捕捞时间序列中 r 和 K 是恒定不变的。模型使用Schaefer生物动态模型和可行参数辨识算法结合来对种群的 MSY 、 B/B_{MSY} 等生物学参考点进行评估。

1.3 参数先验设置

考虑到研究中自然死亡率的不确定性较大,难以直接估算,本研究使用了经验公式进行估计,分别参考THEN等^[20]、HAMEL等^[21]和HOENIG等^[22]研究使用的5种方法计算并考虑到数据有限的情景中。具体情景设置见表1。

表1 自然死亡率计算公式
Tab. 1 Formulas for estimating natural mortality

方法 Method	公式 Formula	参考文献 References
基于最大年龄 Based on max age	$M = 4.899t_{max}^{-0.916}$	[20]
基于生长参数 Based on growth parameters	$M = 4.118k^{0.73}L_{\infty}^{-0.333}$	[20]
基于生长参数 Based on growth parameters	$M = 1.55k$	[21]
基于最大年龄 Based on max age	$M = \frac{5.4}{t_{max}}$	[21]
基于最大年龄 Based on max age	$\ln M = 1.46 - 1.01 \ln t_{max}$	[22]

计算公式:

$$t_{max} = \frac{3}{k} + t_0 \quad (5)$$

式中: t_{max} 为鱼种的最大寿命; k 为鱼种的生长速率; t_0 为理论初始年龄; L_{∞} 为渐进体长。

CMSY模型需要鱼种的 r 和 K 以及相对生物量(B/K)的先验分布。

r 可以有多个来源,本研究计算所使用的方法为EDWARDS^[24]研发的生活史参数模型(Life history module, LHM),该模型通过求解Euler-Lotka方程(公式11)^[25],对物种生活史参数实行数次蒙特卡罗模拟,得到 r 的分布范围。

$$\sum_{a=0}^{t_{max}} \alpha w_a m_a s_a e^{-ar} = 1 \quad (6)$$

式中: t_{max} 为物种的最大年龄; m_a 为 a 龄时物种的

性成熟度; w_a 为 a 年龄时物种的体质量; α 为与陡度 (h) 相关的参数; s_a 为物种存活率; r 为内禀增长率。

w_a 可以由公式 7 求得:

$$w_a = a \left(L_{\infty} \left(1 - e^{k(a-t_0)} \right) \right)^b \quad (7)$$

式中: a 与 b 来自物种体长体质量方程中的参数; L_{∞} 为物种的渐进体长; k 为物种的生长参数; t_0 为物种 0 龄时的理论体长; 以上 3 个参数来自于 Von bertalanffy 方程。

s_a 可由公式 8 求得:

$$s_a = e^{-aM} \quad (8)$$

式中: M 为物种自然死亡率。

m_a 可由公式 9 求得:

$$m_a = \left(1 + e^{\frac{a_{s0}-a}{\alpha}} \right)^{-1} \quad (9)$$

式中: a_{s0} 为物种性成熟年龄。

α 可由公式 10 和 11 求得:

$$P = \sum_{a=0}^{t_{\max}} w_a m_a s_a \quad (10)$$

$$\alpha = \frac{4h}{P(1-h)} \quad (11)$$

只要输入包括 $a, b, L_{\infty}, k, t_0, t_{\max}, M$ 等生物学参数即可求得物种的 r 。本研究中所使用的生物学参数来自于相关的研究文献^[5-7, 12-14], 模型还结合了多个参数的不确定性来减少误差。

此外, 研究还使用了 Fishbase (www.fishbase.org) 上给出的 r 的先验值范围作为模型敏感性分析。 K 先验范围的计算与时间序列中的最大产量和 r 值的上下限相关, 根据评估对象最终相对生物量的高低选用不同的计算方法^[18]。如相对生物量较高, 则选用公式 12, 如相对生物量较低则选用公式 13:

$$K_{\text{low}} = \frac{2\max(c)}{r_{\text{high}}}, K_{\text{high}} = \frac{12\max(c)}{r_{\text{low}}} \quad (12)$$

$$K_{\text{low}} = \frac{\max(c)}{r_{\text{high}}}, K_{\text{high}} = \frac{4\max(c)}{r_{\text{low}}} \quad (13)$$

式中: $\max(c)$ 为捕捞时间序列中捕捞量最大值, r_{high} 与 r_{low} 分别为 r 的上下限, 本研究中 6 个鱼种末 3 年的捕捞量较高, 因此所有情景下 K 的计算均选用公式 12。

1.4 3种模型情景设置

CMSY 给出了鱼种相对生物量的推荐先验值范围以及判断依据^[26], 分为 5 种情况: 重度消耗

(0.01~0.2), 高度消耗(0.01~0.4), 中度消耗(0.2~0.6), 低消耗(0.4~0.8), 几乎尚未消耗(0.75~1.0)。初始相对生物量先验值 (B_1/K) 则是根据捕捞量时间序列开始时间进行判断, 早于 1960 年则认为种群处于低消耗状态, 晚于 1960 年则认为种群处于中度消耗状态, 本研究中 6 个鱼种初始捕捞时间均早于 1960 年, 因此其初始相对生物量先验值均设置为 (0.75, 1)。最终相对生物量 (B_{end}/K) 先验值范围根据最后一年捕捞量 (C_{final}) 与捕捞时间序列中最大捕捞量 (C_{max}) 来判断, 如: $C_{\text{final}} > 0.7C_{\text{max}}$, 则认为种群处于低消耗状态; $C_{\text{final}} < 0.3C_{\text{max}}$, 则认为种群处于高消耗状态; 其余情况下认为种群处于中度消耗状态。研究中的 6 个鱼种最后一年的捕捞量都较高, 因此设定为处于低消耗状态 (0.4, 0.8); 此外为了解 B_{end}/K 对模型的影响研究还设置了范围较大的先验值 (0.2, 0.8) 情景进行敏感性分析。据此研究给出了 6 个鱼种的相对生物量先验值范围以及敏感性分析中所使用的数值 (表 2), 并设置有 4 种情景。其中情景 1 和情景 2 使用的是由 LHM 模型计算的 r , 2 种情景的 B_{end}/K 设置为不同先验值; 情景 3 和情景 4 使用的是 Fishbase 上给出的 r , 情景 3 和 4 的 B_{end}/K 分别与情景 1 和情景 2 设置相同。

DB-SRA 模型中所输入的参数包括: M, K , 性成熟年龄 (a_{s0}), 最大可持续渔获量时的捕捞死亡率与自然死亡率的比值 (F_{MSY}/M), 最大可持续渔获量时生物量与种群容纳量的比值 (B_{MSY}/K), 种群的初始相对生物量 (B_1/K), 种群的衰减率 (B/K)。其中 M 和 K 来自于上述计算所得, 性成熟年龄来源于文献中 50% 性成熟体长使用 von Bertalanffy 生长方程计算所得^[7, 10, 12-14], 康氏马鲛和斑点马鲛的性成熟年龄为 2 龄, 其余 4 种鱼类均为 1 龄。6 个鱼种均是从 1950 年开始捕捞, 开始时间较早, 因此认为初始生物量没有损耗, 将 B_1/K 设置为上下限为 (0.75, 1) 的均匀分布。太平洋渔业管理委员会^[27] (Pacific fishery management council, PFMC) 指出对于一个可持续发展的渔业来说, 其最大可持续产量时的生物量不得少于其环境容纳量的 40%, 因此将 B_{MSY}/K 设置为服从均值为 0.5, 上下限为 (0.1, 0.9), 标准差为 0.1 的贝塔分布。WALTERS 等^[28] 的研究指出, F_{MSY}/M 服从均值为 0.8, 上下限为 (0.1, 2), 标准差为 0.2 的对数正态分布。DB-SRA 设置有 4 种情景, 其中

情景 1 和情景 2 分别设置为不同的 K 以及 B_1/K 。(表 2)。

情景 3 与情景 2 的 K 相同,与情景 1 的 B_1/K 相同;

OCOM 模型中输入参数为 M , 本研究中所使

情景 4 与情景 1 的 K 相同,与情景 2 的 B_1/K 相同

用的 M 来源于上文中经验公式计算所得(表 2)。

表 2 CMSY 和 DB-SRA 以及 OCOM 模型参数输入值
Tab. 2 Input parameters for CMSY and DB-SRA and OCOM

情景 Situation	CMSY 模型			DB-SRA 模型		OCOM 模型
	最终相对生物量 B_{end}/K	内禀增长率 r	初始相对生物量 B_1/K	环境容纳量 $K/(\times 10^3 \text{t})$	种群衰减率 B_1/K	自然死亡率 M
BLT1	(0.4,0.8)	(0.5,1.7)	(0.75,1)	37.7~768.3	(0.4,0.8)	0.97
BLT2	(0.2,0.8)	(0.5,1.7)	(0.75,1)	80.0~1 920.1	(0.2,0.8)	0.97
BLT3	(0.4,0.8)	(0.2,0.8)	(0.75,1)	80.0~1 920.1	(0.4,0.8)	0.97
BLT4	(0.2,0.8)	(0.2,0.8)	(0.75,1)	37.7~768.3	(0.2,0.8)	0.97
FRI1	(0.4,0.8)	(0.9,3.3)	(0.75,1)	77.1~1 698.0	(0.4,0.8)	1.44
FRI2	(0.2,0.8)	(0.9,3.3)	(0.75,1)	318.0~7 641.1	(0.2,0.8)	1.44
FRI3	(0.4,0.8)	(0.2,0.8)	(0.75,1)	318.0~7 641.1	(0.4,0.8)	1.44
FRI4	(0.2,0.8)	(0.2,0.8)	(0.75,1)	77.1~1 698.0	(0.2,0.8)	1.44
KAW1	(0.4,0.8)	(0.6,2.3)	(0.75,1)	846.0~3 243.2	(0.4,0.8)	0.96
KAW2	(0.2,0.8)	(0.6,2.3)	(0.75,1)	405.0~9 729.7	(0.2,0.8)	0.96
KAW3	(0.4,0.8)	(0.2,0.8)	(0.75,1)	405.0~9 729.7	(0.4,0.8)	0.96
KAW4	(0.2,0.8)	(0.2,0.8)	(0.75,1)	846.0~3 243.2	(0.2,0.8)	0.96
LOT1	(0.4,0.8)	(0.4,1.6)	(0.75,1)	221.0~5 301.7	(0.4,0.8)	0.70
LOT2	(0.2,0.8)	(0.4,1.6)	(0.75,1)	442.0~10 603.0	(0.2,0.8)	0.70
LOT3	(0.4,0.8)	(0.2,0.8)	(0.75,1)	442.0~10 603.0	(0.4,0.8)	0.70
LOT4	(0.2,0.8)	(0.2,0.8)	(0.75,1)	221.0~5 301.7	(0.2,0.8)	0.70
GUT1	(0.4,0.8)	(0.6,1.9)	(0.75,1)	54.3~1 032.6	(0.4,0.8)	1.45
GUT2	(0.2,0.8)	(0.6,1.9)	(0.75,1)	129.0~3 097.9	(0.2,0.8)	1.45
GUT3	(0.4,0.8)	(0.2,0.8)	(0.75,1)	129.0~3 097.9	(0.4,0.8)	1.45
GUT4	(0.2,0.8)	(0.2,0.8)	(0.75,1)	54.3~1 032.6	(0.2,0.8)	1.45
COM1	(0.4,0.8)	(0.4,1.4)	(0.75,1)	265.3~5 572.0	(0.4,0.8)	0.55
COM2	(0.2,0.8)	(0.4,1.4)	(0.75,1)	464.3~11 145.0	(0.2,0.8)	0.55
COM3	(0.4,0.8)	(0.2,0.8)	(0.75,1)	464.3~11 145.0	(0.4,0.8)	0.55
COM4	(0.2,0.8)	(0.2,0.8)	(0.75,1)	265.3~5 572.0	(0.2,0.8)	0.55

2 结果

2.1 6 个鱼种资源状况

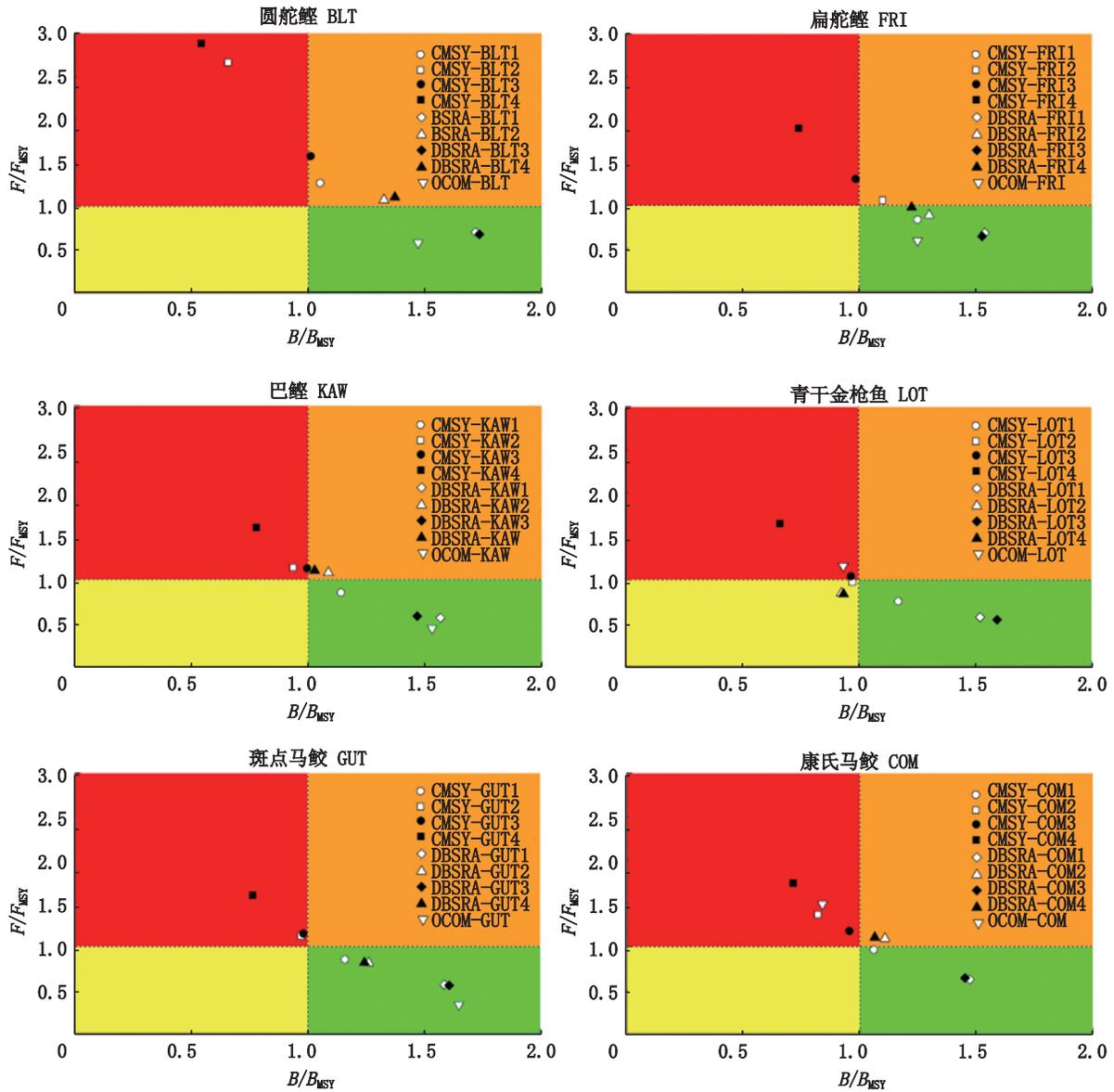
对 6 个鱼种均使用 CMSY、DB-SRA 和 OCOM 进行了评估。其中 CMSY 和 DB-SRA 各设置有 4 种情景,OCOM 有 1 种情景。根据模型输出的 B/B_{MSY} 以及 F/F_{MSY} 对物种的资源状况进行判断。如相对生物量健康,但相对捕捞死亡率过高时,认为物种目前处于捕捞型过度捕捞中(Overfishing, $B/B_{\text{MSY}} > 1, F/F_{\text{MSY}} > 1$);如相对生物量低,相对捕捞死亡率也低时,认为物种目前处于资源型过度捕捞中(Overfished, $B/B_{\text{MSY}} < 1, F/F_{\text{MSY}} < 1$);如相对生物量低且相对捕捞死亡率高时,物种既处于资源

型过度捕捞又处于捕捞型过度捕捞中(Overfished and overfishing, $B/B_{\text{MSY}} < 1, F/F_{\text{MSY}} > 1$)。结果表明(图 2),6 个鱼种的模型输出结果中均存在过度捕捞情况。

圆舵鲣资源处于健康的概率为 33%,过度捕捞状态概率为 67%,巴鲣资源处于健康状态概率为 45%,过度捕捞状态概率为 55%,二者较大概率处于捕捞型过度捕捞中;扁舵鲣资源处于健康状态概率为 67%,过度捕捞状态概率为 33%,斑点马鲛资源处于健康状态的概率为 67%,处于过度捕捞状态的概率为 33%,二者的资源目前处于健康状态的概率较大;青干金枪鱼资源处于健康状态的概率为 33%,过度捕捞状态概率为 67%,

康氏马鲛资源处于健康状态的概率为33%,过度捕捞状态概率为67%,二者大概率既处于捕捞型

过度捕捞又处于资源型过度捕捞状态中。



CMSY、DB-SRA、OCOM 分别对应 3 种模型, BLT1、FRI1 等分别对应表 2 设置的情景。CMSY, DB-SRA, and OCOM correspond to the three models respectively, and BLT1, FRI1, etc. correspond to the scenarios set up in Table 2 respectively.

图 2 6 个鱼种最后一年资源状况 Kobe 图
Fig. 2 Stock status Kobe plot of six neritic tunas in last year of assessment

2.2 CMSY 和 DB-SRA 重要参数的敏感性分析

研究在 CMSY 和 DB-SRA 中设置了多个不同情景,以分析不同参数对评估结果产生的影响。从结果上来看(表 3),在 CMSY 模型中, r 以及 B_{end}/K 的先验设定均会对模型结果产生较大的影响。当其他参数固定时,与使用 LHM 模型计算出的 r 相比,使用 Fishbase 给出的 r 先验设置会使模型输出的 F_{MSY} 估计值偏低从而导致 F/F_{MSY} 偏高, B_{MSY} 估

计值偏高导致 B/B_{MSY} 偏低,种群目前的健康状态会被低估,模型给出的 MSY 会偏低;而其他参数固定,仅改变 B_{end}/K 时,最终相对生物量越低,模型认为目前种群的被开发程度越高,即目前种群的现存生物量低而捕捞强度较高,为了防止种群被过度捕捞,模型同样会对 MSY 做出限制。DB-SRA 中对 K 和 B_i/K 进行了敏感性分析,结果显示(表 4)模型对 K 较为稳健,而对 B_i/K 较为敏感, $B_i/$

K 的先验设置对模型结果的影响较大。高衰减率的情景(2和4)与低衰减率的情景(1和3)相比,模型给出的 B/B_{MSY} 低, F/F_{MSY} 高,即目前种群过度捕捞的可能性更大。此外, B_i/K 设置对 F_{MSY} 造成的影响较小,对 F 影响更大。衰减率先验值越高,模型认为种群目前遭受的捕捞强度越大,给出的 F 越高。

OCOM未进行敏感性分析,模型评估结果见表5。

3 讨论

3.1 印度洋近海金枪鱼和马鲛类资源状况

圆舵鲣2020年的捕捞量约为28700t,从2015年起圆舵鲣的捕捞量迅速上升,在2018年达到顶峰,虽然这几年有一定波动但也维持在较高的捕捞量^[29]。近些年来大型金枪鱼资源开发程度

较高,以舵鲣为首的小型类金枪鱼资源被认为仍有较大的开发潜力^[30],因此近几年来越来越多的渔民加大了对此类鱼种的捕捞力度,围网以及流刺网被更多地投入生产^[31]。在此前圆舵鲣的捕捞多为竿钓和延绳钓兼捕产物^[32]。与之前使用较多的竿钓和延绳钓相比,围网和流刺网选择性较差,更易捕获到未成熟和产卵个体。ASRIA等^[33]对南印度洋圆舵鲣进行调查时发现,圆舵鲣已经出现了性成熟提前,生长率下降等问题。从评估结果来看圆舵鲣目前的捕捞量已经远高于CMSY和DB-SRA两个模型中所有情景给出的MSY估计值。研究认为,由于之前圆舵鲣的开发程度低,目前现存的生物量仍处于健康状态,但是目前的捕捞强度过高,已经出现了过度捕捞的情况,这会对种群资源健康造成较大的影响,应适当控制捕捞强度,同时考虑对流刺网的使用进行限制。

表3 CMSY模型评估结果(括号内为95%置信区间)
Tab. 3 Assessment results of CMSY (the 95% confidence intervals are in brackets)

情景 Situation	最大可持续产量 MSY/($\times 10^3$ t)	最大可持续产量时生物量 $B_{MSY}/(\times 10^3$ t)	最大可持续产量时捕捞死亡率 F_{MSY}
BLT1	20.2(14.5~37.8)	27.6(18.9 ~ 40.3)	0.60(0.30~ 1.22)
BLT2	14.9(11.0~26.3)	24.1(16.8~34.7)	0.90(0.60~1.35)
BLT3	17.5(11.2~ 27.9)	63.3(38.8~ 103.0)	0.19(0.11~ 0.33)
BLT4	9.9(7.3~13.8)	54.8(40.7 ~73.8)	0.28(0.17~ 0.48)
FRI1	119.0(92.4~173.0)	158.5(106.0~ 205.0)	1.05(0.78~1.41)
FRI2	108.0(89.2~143.0)	136.0(91.2 ~ 195.0)	1.12(0.88~1.43)
FRI3	96.1(75.4~129.0)	380.0(238.0 ~ 606.0)	0.26(0.15~0.44)
FRI4	87.1(68.2~122.0)	349.0(233.0 ~ 523.0)	0.28(0.16~0.47)
KAW1	161.0(125.0~233.0)	220.0(137.0~ 351.0)	0.76(0.46~1.23)
KAW2	144.0(119.0~203.0)	179.0(124.0 ~ 257.0)	0.80(0.55~1.31)
KAW3	140.0(107.0~194.0)	559.0(342.0 ~ 912.0)	0.26(0.15~0.44)
KAW4	124.0(97.1~180.0)	486.0(325.0~727.0)	0.27(0.16~0.45)
LOT1	151.0(120.0~207)	292.0(183.0 ~ 466.0)	0.53(0.32~0.90)
LOT2	138.0(111.0~194.0)	260.0(175.0 ~ 385.0)	0.56(0.33~0.93)
LOT3	131.0(106.0~174.0)	494.0(324.0~ 752.0)	0.25(0.15~0.43)
LOT4	120.0(94.2~165.0)	492.0(335.0 ~ 724.0)	0.28(0.17~0.48)
GUT1	48.5(38.1~66.5)	75.8(48.2 ~ 119.0)	0.65(0.41~1.03)
GUT2	45.5(36.0~59.9)	63.3(44.6~89.8)	0.71(0.48~1.09)
GUT3	42.4(33.3~56.8)	170.0(106.0 ~ 273.0)	0.26(0.15~0.44)
GUT4	38.4(30.8~54.5)	148.0(98.1 ~ 223.0)	0.27(0.17~0.45)
COM1	171.0(134.0~238.0)	370.0(233.0~ 585.0)	0.47(0.29~0.76)
COM2	153.0(124.0~216.0)	323.0(217.0 ~ 482.0)	0.49(0.31~0.79)
COM3	155.0(121.0~207.0)	614.0(377.0~ 1 001.0)	0.26(0.15~0.44)
COM4	138.0(109.0~197.0)	554.0(370.0~830.0)	0.26(0.16~0.44)

表4 DB-SRA模型评估结果(括号内为95%置信区间)
Tab. 4 Assessment results of DB-SRA (the 95% confidence intervals are in brackets)

情景 Situation	最大可持续产量 MSY/($\times 10^3$ t)	最大可持续产量时生物量 $B_{MSY}/(\times 10^3$ t)	最大可持续产量时捕捞死亡率 F_{MSY}
BLT1	17.6(7.5~43.9)	52.4(22.5~133.7)	0.67(0.40~1.01)
BLT2	15.0(6.0~27.9)	44.5(17.5~82.2)	0.68(0.40~1.03)
BLT3	17.9(7.3~43.9)	53.1(21.9~132.4)	0.68(0.40~1.03)
BLT4	16.1(7.6~33.5)	45.6(22.0~102.3)	0.68(0.40~1.04)
FRI1	102.3(60.0~173.1)	291.7(163.6~502.0)	0.74(0.48~1.08)
FRI2	90.9(84.0~112.8)	226.0(176.5~309.8)	0.80(0.60~1.31)
FRI3	115.7(68.7~201.0)	318.0(184.4~689.0)	0.74(0.48~1.09)
FRI4	95.5(58.3~207.0)	235.6(167.4~388.0)	0.81(0.60~1.33)
KAW1	158.0(88.3~309.7)	470.7(259.0~949.0)	0.67(0.40~1.02)
KAW2	127.0(111.3~152.0)	366.0(277.4~468.7)	0.70(0.45~1.04)
KAW3	168.0(97.3~385.8)	498.0(274.5~1 009.0)	0.68(0.40~1.03)
KAW4	132.2(88.1~173.0)	398.0(240.3~512.3)	0.68(0.40~1.02)
LOT1	146.0(81.7~290.7)	478.0(262.9~944.0)	0.56(0.32~0.90)
LOT2	126.0(95.2~177.2)	408.0(275.6~603.4)	0.57(0.32~0.92)
LOT3	154.0(130.7~333.0)	503.0(267.0~1 171.9)	0.56(0.32~0.91)
LOT4	132.3(85.8~198.0)	432.8(270.1~626.0)	0.55(0.31~0.90)
GUT1	47.8(28.3~84.2)	136.0(78.3~242.3)	0.74(0.47~1.09)
GUT2	38.9(34.7~48.1)	107.0(82.8~137.8)	0.78(0.52~1.12)
GUT3	53.0(33.1~114.7)	149.0(86.7~315.0)	0.74(0.48~1.08)
GUT4	41.5(30.2~45.7)	119.8(80.1~145.0)	0.77(0.51~1.13)
COM1	172.0(97.5~353.3)	644.0(351.1~1 271.0)	0.44(0.25~0.73)
COM2	144.0(108.3~203.0)	533.0(348.5~781.5)	0.45(0.26~0.74)
COM3	179.0(102.8~386.0)	670.0(357.1~1 498.0)	0.44(0.24~0.73)
COM4	160.2(91.0~253.7)	582.0(322.0~889.0)	0.44(0.23~0.72)

表5 OCOM模型评估结果(括号内为95%置信区间)
Tab. 5 Assessment results of OCOM (the 95% confidence intervals are in brackets)

情景 Situation	最大可持续产量 MSY/($\times 10^3$ t)	最大可持续产量时生物量 $B_{MSY}/(\times 10^3$ t)	最大可持续产量时捕捞死亡率 F_{MSY}
BLT	31.7(13.8~259.2)	68.1(31.2~717.1)	0.50(0.13~0.94)
FRI	133.2(91.0~1 004.2)	263.6(125.0~1 948.0)	0.58(0.18~1.02)
KAW	210.0(131.0~2 163.2)	472.1(177.0~5 487.0)	0.53(0.13~0.99)
LOT	122.0(81.6~153.5)	353.0(134.0~2 981.6)	0.38(0.10~0.91)
GUT	76.2(43.2~933.7)	142.0(51.4~1 725.6)	0.63(0.18~1.06)
COM	151.0(98.7~192.1)	488.0(206.6~1 466.0)	0.31(0.07~0.85)

扁舵鲣渔业从2010年起开始迅速发展,在2010—2014年间扁舵鲣的捕捞量持续维持在100 000 t以上,之后捕捞量有所回落^[34]。从LHM模型计算出的内禀增长率来看,扁舵鲣属于恢复力较强的鱼种,因此其可以承受一定程度的捕捞压力。从目前的评估结果来看,扁舵鲣的资源状况健康。但值得注意的是,在2020年扁舵鲣的捕捞量达到了历史最高峰,超出了3种模型的MSY估计值,建议采取预防性管理方法,避免其发生

过度捕捞。

巴鲣的捕捞量在过去十年内迅速上升。IOTC在2020年对巴鲣的资源状况进行了评估,结果认为巴鲣有50%的概率处于健康状态, $B/B_{MSY}=1.13$, $F/F_{MSY}=0.98$,但IOTC仅使用了2018年之前的捕捞量数据^[35]。近几年巴鲣的捕捞量持续维持在一个较高的水平,末3年捕捞量的平均值约为15 800 t,为捕捞时间序列中的最高值。评估结果也显示,巴鲣最后一年的捕捞量已经高

于了CMSY和DB-SRA中的绝大多数情景给出的MSY估计值。且IOTC之前的评估结果也显示目前巴鲣 F/F_{MSY} 已接近1,继续维持高强度捕捞的情况下种群极有可能遭受过度捕捞。据此研究认为目前巴鲣的捕捞强度过高,处于捕捞型过度捕捞中。这也与RAZA等^[12]对西印度洋海域巴鲣的评估结果一致,因此建议对巴鲣的捕捞进行限制,避免种群资源衰减。

相比于舵鲣和马鲛类渔业,青干金枪鱼渔业开始较早,在上世纪60—70年代,青干金枪鱼的捕捞主要依靠的是流刺网,进入80年代随着竿钓和围网的引入,青干金枪鱼的捕捞量迅速上升,在2012年达到顶峰,此后捕捞量呈下降趋势^[36]。在3个模型所有的情景中,DB-SRA模型的情景3给出了最高的MSY估计值154 000 t,但青干金枪鱼2011—2014年间的捕捞量已经远高于此。2010—2020年间平均捕捞量约为147 000 t,高于3个模型中大多数情景给出的MSY估计值。虽然近几年来青干金枪鱼捕捞量存在下降趋势,但是目前的捕捞强度还是处于较高的水平。且早年间过高的捕捞量导致了种群的丰度下降。IOTC在2015年和2016年分别使用ASPIC以及Catch-MSY对青干金枪鱼的资源状况进行了评估^[37-38],两者都指出目前青干金枪鱼处于捕捞型过度捕捞的概率较高。2018年IOTC使用OCOM模型对青干金枪鱼进行评估的结果显示,目前青干金枪鱼已经处于资源型过度捕捞和捕捞型过度捕捞状态^[36]。此外,之前有研究指出作为一种高度洄游物种,印度洋的青干金枪鱼更偏向于在某些特定的海域间活动,这就导致一旦这些海域发生过度捕捞,更容易导致资源的枯竭^[36]。研究认为种群现存的生物量已经不足以支撑目前的捕捞强度,应立即采取限制捕捞区域以及捕捞量等措施,避免种群资源崩溃。

斑点马鲛作为一种恢复力较强的鱼类,早期捕捞量一直在20 000 t左右波动,在2005年之后有所增长,此后一直维持在40 000 t上下^[39]。从评估结果来看,斑点马鲛末3年的平均捕捞量约为45 000 t,低于大部分情景所给出的MSY估计值。研究认为,斑点马鲛资源状况健康,目前的捕捞强度不会威胁到种群健康。但IOTC在2019年使用CMSY对斑点马鲛进行评估时发现,虽然

目前的资源状况健康,其 F/F_{MSY} 已经接近1^[40],继续增加捕捞强度可能会发生捕捞型的过度捕捞,应更为谨慎地制定捕捞量限制范围。据此研究认为目前斑点马鲛的捕捞量处于合理的范围中,但如果继续增加斑点马鲛的捕捞量可能会对种群资源健康造成影响,应控制捕捞量,使其不再进一步上升。

康氏马鲛作为流刺网的主要捕捞目标,近年来捕捞量一直持续上升。此前有研究指出由于流刺网网目大小的原因,大部分捕捞到的康氏马鲛个体的体长都低于其性成熟的体长,即幼鱼被大量地捕捞^[41],DUDLEY等^[42]对在波斯湾和阿曼海使用流刺网捕捞到的康氏马鲛个体进行分析发现,超过90%的康氏马鲛个体都不到1龄,远低于性成熟年龄,这无疑会对种群的补充造成较大的影响。斑点马鲛末3年的捕捞量均值约为166 000 t,高于除CMSY和DB-SRA情景1之外的所有情景给出的MSY估计值,研究认为,目前康氏马鲛已经处于捕捞型过度捕捞和资源型过度捕捞状态,这与IOTC在2020年评估的结果一致^[43]。此前的研究^[41]对阿拉伯海域的康氏马鲛进行评估时发现,康氏马鲛的捕捞死亡率已经远高于限制点的捕捞死亡率,物种已经严重过度捕捞。为了避免资源枯竭,阿拉伯海域沿岸国家出台了一系列保护措施。但由于康氏马鲛作为一种高度洄游的鱼类,GRANDCOURT等^[41]指出仅靠单一国家很难对其进行有效的管理。IOTC也指出康氏马鲛同青干金枪鱼相似,都是更偏向于在某些特定区域活动,因此如果某海域持续维持高强度捕捞,更容易导致资源衰减^[44]。目前有必要对康氏马鲛的捕捞量进行限制。

3.2 模型评估结果分析

本研究中所使用的3个模型都已经被广泛应用,相关研究人员已经对这3个模型进行了深入研究^[45-47]。此前的研究^[12]表明,CMSY模型不适合用于开发程度较低的渔业,本次研究的6个鱼种均有一定的开发率,因此适用于此模型。DB-SRA模型不适用于在捕捞时间序列前期就已经被过度开发的渔业^[15-16],这会使模型对种群的衰减率做出限制,从而影响评估结果。研究中的6个鱼种在时间序列前期多为个人手工渔业,开发程度较低,符合DB-SRA的使用条件。IOTC此前

使用 OCOM 模型对印度洋多种处于数据缺乏的近海小型鱼类进行过评估^[12],得到的评估的结果较为合理,OCOM 模型适用于对此类鱼种进行评估。

从结果上来看,当种群处于同样的资源状态时,CMSY 模型和 DB-SRA 模型给出的 MSY 估计值与 OCOM 模型相比较低,而 CMSY 模型和 DB-SRA 模型给出的估计值更为接近。从种群的资源状况上来看,DB-SRA 模型认为扁舵鲹和巴鲆大概率处于健康状态,OCOM 模型则认为除了青干金枪鱼和斑点马鲛之外的4个鱼种都处于健康状态,CMSY 模型的评估结果更为保守,认为目前6个鱼种均存在过度捕捞的可能。此前对 CMSY 模型研究^[48]发现,在捕捞时间序列中最后几年如果捕捞量存在明显下降趋势,CMSY 模型会错误地认为目前种群所处的状态健康,从而给出较高的 MSY 估计值,反之如捕捞强度明显上升,模型会认为目前种群所处状况不健康,低估鱼种目前资源状况。研究的6个鱼种近些年的捕捞强度都处于时间序列中的高位,这可能是 CMSY 认为鱼种目前处于过度捕捞的原因。OCOM 模型和 CMSY 模型同样使用了生物量动态模型,但是二者对于内禀增长率和最终相对生物量的估计方法并不相同。先前的研究^[19]指出,OCOM 模型对于 MSY 的估计比 CMSY 模型准确,但后者对于 F_{MSY} 的估计更为准确。IOTC 此前的研究发现目前没有确切的依据指出二者的结果哪一个更加准确,因此建议将两种方法的结果结合进行分析^[7]。BOUCH 等^[48]指出 CMSY 模型的未来可能在于同多个基于捕捞量的模型联合使用,通过消除单个模型的偏差来进行更准确评估。

敏感性分析显示在 CMSY 模型中, r 的先验设置会对模型产生较大的影响。但目前缺乏进行准确估计所需数据, r 在此前多使用的是 Fishbase 上给出的先验设置,即 Medium(0.2~0.8)。CMSY 模型在评估中使用了 r 的先验设置,因此处于同一恢复力水平的物种所得出的 F_{MSY} 会非常接近。本研究6个鱼种的恢复力 Fishbase 上给出的均为 Medium,但是根据此前生物学方面研究,其产卵量以及补充量明显存在着一定差异,因此除使用 Fishbase 默认设定外,还设置了使用 LHM 模型计算出的 r 的情景。从结果上来看,二者的差异明显,但目前尚没有证据证明 LHM 模型计算的 r 比

Fishbase 上给出的更为合理,且由于 LHM 模型在计算时需要结合多个生活史参数,其准确性还需要考虑。因此在使用 CMSY 模型进行评估,多个先验参数不同情景的结果综合考虑是不可避免的。

与需要多个先验参数的 DB-SRA 模型和 CMSY 模型不同,OCOM 模型仅需要 M 的先验,因此 M 的准确与否直接决定了评估的结果。但由于调查数据缺乏, M 估计一直以来都是评估中的一大难题。近些年出现了许多估计 M 的方法,可分为包括标记重捕法的直接方法和利用捕捞年龄数据(Catch-age data)的年龄结构法或基于生活史数据的间接方法^[10]。直接方法的操作可行性较低因此多采用间接方法。THEN 等^[20]在2015年时对现在使用次数较多的自然死亡率计算方法进行了评估,他认为基于鱼种最大年龄的计算方法优于基于生长参数的计算方法,但在无法确定最大年龄的情况下可以使用基于生长参数的方法作为下位替代。HAMEL 等^[21]在前者的基础上进行了完善,使用其开发的自然死亡率预测工具给出了基于最大年龄以及其他关系在内的 M 的计算方法。本研究没有采用之前 IOTC 使用较多的 PAULY^[49]提出的计算 M 的方法,其推导公式使用的数据存在样本数量较少的问题^[50],且该公式需要使用海域平均水温。本研究鱼种分布的海域较广,难以确定所处海域的准确水温。研究使用了5种计算 M 的方法,这5种方法均为基于自然死亡率与生活史参数之间的强相关关系得出经验公式。公式9经评估被认为较为合理^[50]。公式5到8为近几年最新的研究成果,它们的优点在于使用了最新的拟合数据,数据样本量更大,准确度更高。研究使用5个公式计算出的自然死亡率的均值作为模型的先验参数,以期获得更为准确的结果。

3种方法给出的评估结果有一定的差异,因此在使用 IOTC 所给出的捕捞量时间序列数据进行评估时,建议使用多个模型来减少结果的不确定性。单一的模型给出的结果可能与实际情况差距较大,据此对渔业状况进行判断并不合理。

对于数据缺乏渔业来说,除了模型的先验设置参数要准确外,捕捞数据质量也是很关键的一个问题。尽管本研究使用 IOTC 数据库中的捕捞数据目前被认为是最为准确的数据来源,但这些

小型渔业目前还存在着数据记录不规范,报告缺失等问题,从而导致捕捞量数据有一定误差^[7]。这无疑会对基于捕捞量的评估模型造成一定影响,因此如何获得更准确的数据也是未来要解决的问题。

4 结语

本文根据IOTC统计的数据,利用3种数据有限方法对6种印度洋近海金枪鱼和马鲛类进行了评估。总体来看印度洋海域近海金枪鱼和马鲛类资源处于下降状态。对于资源状况健康的鱼类,应保持对资源状态的跟踪评估;对于已经过度捕捞的鱼类,应立即采取措施进行恢复,避免资源发生衰减。本研究的评估结果可以为近海金枪鱼类和马鲛类的管理措施提供科学依据。基于捕捞量的数据有限方法可以在可用数据较少的情况下对鱼种进行资源评估,提供科学的管理建议。

参考文献:

- [1] NISAR U, ALI R, MU Y T, et al. Assessing five major exploited tuna species in India (Eastern and Western Indian Ocean) using the Monte Carlo method (CMSY) and the Bayesian Schaefer model (BSM) [J]. Sustainability, 2021, 13(16): 8868.
- [2] 张中帅. 印度洋金枪鱼资源开发与管理现状分析[D]. 上海: 上海海洋大学, 2017.
ZHANG Z S. Analysis of status with utilization and management of the tuna resources in the Indian ocean [D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2017.
- [3] 鲁泉. 印度洋渔业资源可持续利用评价与管理对策 [D]. 上海: 上海海洋大学, 2022.
LU Q. Evaluation and Management Countermeasures of Sustainable Utilization of Fishery Resources in the Indian Ocean [D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2022.
- [4] 李秀超, 林琴琴, 陈作志, 等. 基于LeMaRns模型评估印度洋金枪鱼渔业对大洋生态系统的影响[J]. 上海海洋大学学报, 2023, 32(1): 203-216.
LI X C, LIN Q Q, CHEN Z Z, et al. Impact of Indian Ocean tuna fisheries on pelagic ecosystem based on LeMaRns model [J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2023, 32(1): 203-216.
- [5] FU D. Preliminary Indian ocean swordfish stock assessment 1950-2018 (Stock Synthesis) [R]. Indian, FAO:IOTC, 2020.
- [6] BABU C, ANROSE A. Status of neritic tuna fisheries in India [R]. Rome, FAO, 2013.
- [7] ZHOU S J, FU D, DEBRUYN P, et al. Improving data limited methods for assessing Indian Ocean neritic tuna species [R]. Victoria, CSIRO, 2019.
- [8] 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.
- [9] 石永闯, 樊伟, 张衡, 等. 适用于数据缺乏渔业的资源评估方法研究进展 [J]. 中国水产科学, 2021, 28(5): 673-691.
SHI Y C, FAN W, ZHANG H, et al. Review on stock assessment methods applicable to data-limited fisheries [J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2021, 28(5): 673-691.
- [10] GENG Z. A preliminary stock assessment of Kawakawa (*Euthynnus affinis*) in the Indian Ocean [R]. Indian, FAO:IOTC, 2022.
- [11] 史登福, 张魁, 陈作志. 基于生活史特征的数据有限条件下渔业资源评估方法比较 [J]. 中国水产科学, 2020, 27(1): 12-23.
SHI D F, ZHANG K, CHEN Z Z. Comparison of assessment methods utilizing life-history characteristics in data-limited fisheries [J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2020, 27(1): 12-23.
- [12] RAZA H, LIU Q, HANIF M T, et al. Stock evaluation of the data-limited fisheries: a case study of five major commercially important fishes from the western Indian ocean, Pakistan [J]. Pakistan Journal of Zoology, 2023, 55(3): 1099-1108.
- [13] HAGHI V A, HASHEMI S A R, KAYMARAM F. Estimation of fisheries reference points for Longtail tuna (*Thunnus tonggol*) in the Iranian southern waters (Persian Gulf and Oman Sea) [J]. Iranian Journal of Fisheries Sciences, 2021, 20(3): 678-693.
- [14] FU D. Assessment of Indian Ocean longtail tuna (*Thunnus tonggol*) using data poor catch-based methods [R]. Indian, FAO:IOTC, 2016.
- [15] 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.
- [16] SWEKA J A, NEUENHOFFR, WITHERS J, et al. Application of a depletion-based stock reduction analysis (DB-SRA) to Lake Sturgeon in Lake Erie [J]. Journal of Great Lakes Research, 2018, 44(2): 311-318.
- [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] ZHOU S J, PUNT A E, SMITH A D M, et al. An

- optimized catch-only assessment method for data poor fisheries [J]. ICES Journal of Marine Science, 2018, 75 (3): 964-976.
- [20] THEN A Y, HOENIG J M, HALL N G, et al. Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species [J]. ICES Journal of Marine Science, 2015, 72 (1): 82-92.
- [21] HAMEL O S, COPE J M. Development and considerations for application of a longevity-based prior for the natural mortality rate [J]. Fisheries Research, 2022, 256: 106477.
- [22] HOENIG J M. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates [J]. Fishery Bulletin, 1983, 81 (4): 898-903.
- [23] PAULY D. Some simple methods for the assessment of tropical fish stocks [R]. Rome, FAO, 1983.
- [24] EDWARDS C T. BDM: Bayesian biomass dynamic model [EB/OL]. Wellington: Edwards C T, 2022. [2023-07-30]. <https://github.com/cttedwards/bdm>.
- [25] MCALLISTER M K, PIKITCH E K, BABCOCK E A. Using demographic methods to construct Bayesian priors for the intrinsic rate of increase in the Schaefer model and implications for stock rebuilding [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2001, 58 (9): 1871-1890.
- [26] FROESE R, DEMIREL N. A simple user guide for CMSY+ and BSM [EB/OL]. Wischhofstr: GEOMAR, 2019. [2023-07-30].
- [27] STELLE W W. Groundfish fishery management plan, amendment 23: considerations for a new harvest specification framework that incorporates revised national standard 1 guidelines to prevent overfishing; DRAFT environmental assessment [M]. Portland: Pacific Fishery Management Council, 2010.
- [28] WALTERS C J, MARTELL S J D. Fisheries ecology and management [M]. Princeton: Princeton University Press, 2004.
- [29] IOTC. Executive Summary: Bullet tuna (2022) [R]. Indian, FAO:IOTC, 2022.
- [30] 范江涛, 张鹏, 冯雪, 等. 南海圆舵鲹栖息地影响因素分析 [J]. 中国水产科学, 2021, 28(2): 215-221.
- FAN J T, ZHANG P, FENG X, et al. Analysis of habitat influencing factors of *Auxis rochei* in the South China Sea [J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2021, 28(2): 215-221.
- [31] SETYADJI B, NOVIANTO D, BAHTIAR A. Size structure of bullet tuna (*Auxis rochei*, Risso, 1810) caught by small scale and industrial purse seine fisheries in Indian ocean-south of java based on trial scientific observer data [R]. Indian, FAO:IOTC, 2013.
- [32] IOTC. BULLET TUNA SUPPORTING INFORMATION (2017) [R]. Rome, FAO:IOTC, 2017.
- [33] ASRIA L E, ROSADI E, FATHURRIADI. Utilization, Growth, and Population of Bullet Tuna (*Auxis rochei* Risso 1810) in Indian Ocean Southern Sumbawa [J]. Indonesian Journal of Aquaculture and Fisheries, 2020, 2(1): 19-28.
- [34] IOTC. EXECUTIVE SUMMARY: FRIGATE TUNA (2022) [R]. Rome, FAO:IOTC, 2022.
- [35] IOTC. EXECUTIVE SUMMARY: KAWAKAWA (2022) [R]. Rome, FAO:IOTC, 2022.
- [36] IOTC. EXECUTIVE SUMMARY: LONGTAIL TUNA (2022) [R]. Rome, FAO:IOTC, 2022.
- [37] IOTC. Assessment of Indian Ocean longtail tuna (*Thunnus tonggol*) using data poor catch-based methods [R]. Indian, FAO:IOTC 2015.
- [38] NISHIDA T, IWASAKI K. Longtail tuna (*Thunnus tonggol*) stock assessment in the Indian Ocean by ASPIC (A Stock - Production model Incorporating Covariates) using available CPUE information [R]. Indian, FAO: IOTC, 2015.
- [39] IOTC. EXECUTIVE SUMMARY: INDO-PACIFIC KING MACKEREL [R]. Rome, FAO:IOTC, 2022.
- [40] FU D. Assessment of Indian ocean Indo-pacific king mackerel (*Scomberomorus guttatus*) using data-limited methods [R]. Indian, FAO:IOTC, 2021.
- [41] GRANDCOURT E M, ALABDESSALAAM T Z, FRANCIS F, et al. Preliminary assessment of the biology and fishery for the narrow-barred Spanish mackerel, *Scomberomorus commerson* (Lacépède, 1800), in the southern Arabian Gulf [J]. Fisheries Research, 2005, 76(2): 277-290.
- [42] DUDLEY R G, AGHANASHINIKAR A P, BROTHERS E B. Management of the Indo-pacific Spanish mackerel (*Scomberomorus commerson*) in Oman [J]. Fisheries Research, 1992, 15(1-2): 17-43.
- [43] FU D. Assessment of Indian Ocean narrow-barred Spanish mackerel (*Scomberomorus commerson*) using data-limited methods [R]. Indian, FAO:IOTC, 2020.
- [44] IOTC. EXECUTIVE SUMMARY: NARROW-BARRED SPANISH MACKEREL [R]. Indian, FAO:IOTC, 2022.
- [45] OWASHI B R. Evaluating the data-poor fishery stock assessment method, DB-SRA [D]. Corvallis: Oregon State University, 2014.
- [46] DOWD M, MCGILLIARD C R. Comparison of data-poor stock assessment methods for common skate (*Dipturus batis*) in the Irish Sea [J]. ICES Journal of Marine Science, 2016, 73(1): 226-233.
- [47] 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.
- [48] BOUCH P, MINTO C, REID D G. Comparative

- performance of data-poor CMSY and data-moderate SPiCT stock assessment methods when applied to data-rich, real-world stocks [J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2021, 78(1): 264-276.
- [49] PAULY D. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks [J]. *ICES journal of Marine Science*, 1980, 39(2): 175-192.
- [50] MAUNDER M N, HAMEL O S, LEEH H, et al. A review of estimation methods for natural mortality and their performance in the context of fishery stock assessment [J]. *Fisheries Research*, 2023, 257: 106489.

Application of three data-limited methods for stock assessment of neritic tunas and mackerels in the Indian Ocean

CHEN Di'an^{1,2}, ZHU Jiangfeng^{1,2,3}, GENG Zhe^{1,2,3}

(1. *College of Marine Living Resource Sciences and Management, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China*; 2. *Key Laboratory of Sustainable Exploitation of Oceanic Fisheries Resources, Ministry of Education, Shanghai 201306, China*; 3. *Key Laboratory of Oceanic Fisheries Exploitation, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Shanghai 201306, China*)

Abstract: Neritic tuna and mackerels catch in the Indian Ocean have increased rapidly in recent years, whereas these species currently lack comprehensive assessment due to their predominant capture in artisanal or small-scale fisheries, where fishery statistics are insufficient and the necessary data required for routine stock assessment are lacking. In order to better understand the resource status and develop appropriate management measures, this study applied three data-limited methods (Monte carlo catch-msy, Depletion-based stock reduction analysis, Optimized catch-only assessment method) to assess Bullet tuna, Frigate tuna, Kawakawa, Longtail tuna, Indo-Pacific King Mackerel, and narrow-barred Spanish mackerel in the Indian Ocean. Stock status were evaluated based on relative biomass (B/B_{MSY}) and relative fishing mortality (F/F_{MSY}). Results showed that Frigate tuna and Indo-Pacific King Mackerel had a healthy status [$P(B/B_{MSY} > 1) = 78\%$, $P(F/F_{MSY} < 1) = 67\%$; $P(B/B_{MSY} > 1) = 78\%$, $P(F/F_{MSY} < 1) = 55\%$], Bullet tuna and Kawakawa were at higher risk of overfishing [$P(B/B_{MSY} > 1) = 78\%$, $P(F/F_{MSY} < 1) = 33\%$; $P(B/B_{MSY} > 1) = 78\%$, $P(F/F_{MSY} < 1) = 45\%$]. Longtail tuna and narrow-barred Spanish mackerel were at higher risk of being overfished and were subject to overfishing [$P(B/B_{MSY} > 1) = 33\%$, $P(F/F_{MSY} < 1) = 44\%$; $P(B/B_{MSY} > 1) = 55\%$, $P(F/F_{MSY} < 1) = 33\%$]. Of the three models, CMSY and DB-SRA resulted in close MSY estimates, with CMSY giving the most cautious assessment results (overfishing in all six species) and OCOM giving the most optimistic results, with some differences in the judgement of the current resource status of the species among the three models. Sensitivity analyses showed that both the priori setting of r and B_{end}/K had a large impact on the CMSY results; DB-SRA was sensitive to B/K and more robust to K . All three models were applicable for neritic tunas and mackerels stock assessment; however, relying on a single approach may lead to bias results. It is recommended that when using data-limited methods, multiple models should be used to reduce bias. The findings of this study can provide a reference for the management of neritic fisheries in the Indian Ocean.

Key words: neritic tunas; mackerels; stock status; data limited method; Indian Ocean