

文章编号: 1674-5566(2018)02-0259-06

DOI:10.12024/jsou.20170301973

运用生物量动态模型评估印度洋长鳍金枪鱼资源

马璐璐¹, 朱江峰^{1,2}, 耿喆¹, 戴小杰^{1,2}

(1. 上海海洋大学 海洋科学学院, 上海 201306; 2. 农业部大洋渔业开发重点实验室, 上海 201306)

摘要: 生物量动态模型因所需数据量少、结构较为简单,是常用的渔业资源评估模型。多年来,这类模型一直被用于评估大西洋和印度洋的金枪鱼类资源。然而,这些评估均未考虑模型的重要结构即剩余产量模式和模型拟合标准对资源评估结果的影响。运用典型的非平衡生物量动态模型-ASPIC 模型,以渔获量和标准化 CPUE 为主要数据,评估印度洋长鳍金枪鱼(*Thunnus alalunga*)资源,重点比较 FOX 与 LOGSITIC 两种剩余产量模式、最小残差平方和(SSE)与最小残差绝对值(LAV)对资源评估的影响。结果显示,剩余产量模式和拟合标准的选用对渔业管理生物学参考点估计(包括 MSY 、 F_{MSY} 、 B_{MSY})有明显影响,且总体而言,前者的影响更大;但在资源开发状态的定性判断上(即过度捕捞与否),上述选用未有明显影响。研究表明,在生物量动态产量模型运用中,应根据鱼种和渔业特点,考虑剩余产量模式和模型拟合标准这两个不确定性因素。

关键词: 印度洋; 长鳍金枪鱼; 资源评估; 生物量动态模型

中图分类号: S 931.1 **文献标志码:** A

长鳍金枪鱼(*Thunnus alalunga*)是大洋性温带金枪鱼的主要鱼种之一,分布在太平洋、大西洋以及印度洋的温带和热带海域。目前一般认为印度洋长鳍金枪鱼为单一种群^[1]。延绳钓渔业(主要是冰鲜或常温延绳钓)是捕捞印度洋长鳍金枪鱼的主要渔业。超低温延绳钓、围网和其他小型手工渔业也兼捕一定数量(主要在南纬 10°以北)长鳍金枪鱼。主要捕捞国家和地区有日本、韩国和我国台湾省。自 20 世纪 50 年代以来,印度洋长鳍金枪鱼产量一直呈上升趋势,80 年代中期我国台湾省在南印度洋采用流刺网捕捞,使长鳍金枪鱼产量达到历史上一个主要的高峰时期。1992 年公海流刺网渔业被禁止,长鳍金枪鱼渔获量在 1993 年下降到 20 000 t,随后因延绳钓渔业的发展,渔获量逐步上升到 2001 年的 44 000 t^[2,3]。近几年,随着热带金枪鱼资源的衰退,我国大陆延绳钓渔业将长鳍金枪鱼作为资源对象进行开发,长鳍金枪鱼渔获量在不断提升。因此,跟踪掌握资源状况,对我国金枪鱼渔业发展具有重要参考意义^[4]。

长鳍金枪鱼的资源管理目标主要通过评估模型来确定,生物量动态模型(Biomass dynamics model)是印度洋长鳍金枪鱼资源评估的主要模型之一,也是温带金枪鱼工作组(WPTmT)建议采用的评估模型,该模型的优势在于仅需渔获量和资源丰度指数,无需生物学参数^[5-6]。2012 年以来,日本研究者一直采用 ASPIC(典型的非平衡生物量动态模型)向 WPTmT 提交资源评估报告^[7],然而,由于研究中渔业数据和生物学参数的统计误差和不确定性,印度洋长鳍金枪鱼资源状况评估的可靠性一直存有争议^[6]。

1 材料与方法

1.1 渔业数据

运用 ASPIC 模型需要渔获量和相对资源丰度指数作为输入数据^[8]。印度洋长鳍金枪鱼渔获量数据为 1979—2014 年的年渔获量,资源丰度指数为标准化的单位捕捞努力量渔获量(Catch per Unit Effort CPUE,尾数/千钧)。2016 年 7 月,WPTmT 首次认可采用基于主要延绳钓船队(日

收稿日期: 2017-03-08 修回日期: 2017-12-30

基金项目: 国家自然科学基金(41676120)

作者简介: 马璐璐(1991—),女,硕士研究生,研究方向为渔业资源评估。E-mail:649886368@qq.com

通信作者: 朱江峰,E-mail:jfzhu@shou.edu.cn

本、韩国和我国台湾省)渔捞日志数据进行标准化得到的联合 CPUE 作为丰度指数^[9],包含西南印度洋和东南印度洋两个长鳍金枪鱼主捕海域的 CPUE 时间序列(分别记为 SW、SE 海域)。由于 2006 年开始,日本延绳钓渔业的目标鱼种有所改变,2006 年及之后的 CPUE 可能不能完全代表长鳍金枪鱼的资源丰度变化,因此本文仅用 1979—2005 年间的 CPUE 作为丰度指数^[9]。以上数据均来自 IOTC 秘书处为 2016 年度 WPTmT 会议准备的数据库,趋势变化见图 1。

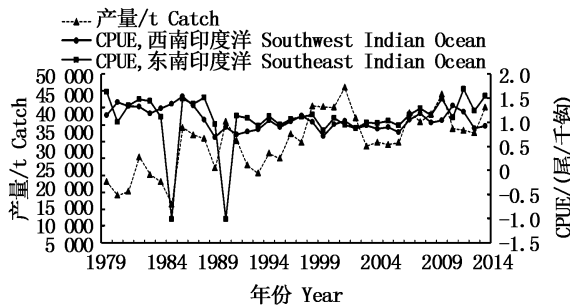


图 1 印度洋长鳍金枪鱼 1979—2014 年产量和标准化的延绳钓渔业联合 CPUE

Fig.1 Annual catch and standardized longline fishery joint-CPUE for albacore in the Indian Ocean (1979-2014)

1.2 评估模型和参数估计

ASPIC 模型将资源种群作为一个整体进行分析,不考虑年龄和体长结构,模型的参数估算无需平衡性假设,为“非平衡估算法”^[10],更符合商业性开发资源的实际。ASPIC 模型由 GRAHAM 提出的平衡剩余产量模型发展而来,但在估算方法方面作了较大改进^[11-12]。为避免混淆,本文将 ASPIC 称为“模型”,而将其中的资源增长率模型称为剩余产量“模式”。ASPIC 包含两种剩余产量模式,即 LOGISTIC 模式(式(1))和 FOX 模式(式(2)),前者假设资源量随时间增长符合 LOGISTIC 曲线,即生物量为环境容纳量一半时获得最大剩余产量;后者则无需这一假设,资源增长率模式的适用情形更为灵活^[13-14]。两个模式的方程如下:

$$\text{LOGISTIC 模式: } f(B_t) = rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K}\right) \quad (1)$$

$$\text{FOX 模式: } f(B_t) = \ln(K) r B_t \left(1 - \left(\frac{\ln(B_t)}{\ln(K)}\right)\right) \quad (2)$$

式中: B_t 为第 t 年的生物量, r 为种群内禀增长率; K 为最大环境容纳量。显然,两种模式表达了不同的生物学意义,对资源动态变化的解释也不同。

在参数估算模型拟合方面,ASPIC 包含两种拟合标准,即最小残差平方和 (Least Sum of Squared Errors, SSE) 与最小残差绝对值和 (Least Sum of Absolute Errors, LAV) 两种不同的目标函数:

$$\text{SSE} = \sum_{i=1}^n (y_i - f(x_i))^2 \quad (3)$$

$$\text{LAV} = \sum_{i=1}^n |y_i - f(x_i)| \quad (4)$$

式中: x_i, y_i 分别代表第 i 年的观测值和预测值。显然,使用 LAV 估算法,可减少拟合结果对异常观测值的敏感程度^[15-16]。

ASPIC 模型需要预设的参数值包括: r 、 K 、初始生物量 (B_1) 与 K 的比值 B_1/K 、年可捕系数 q 。该模型输出最大持续产量 (MSY) 及相应的生物量 (B_{MSY}) 和捕捞死亡系数 (F_{MSY}) 等 3 个生物学参考点,以及生物量和捕捞死亡系数的动态变化^[15-16]。

1.3 情景设立与评价

本文主要考察剩余产量模式和拟合标准对资源评估的影响,但丰度指数有 SW 和 SE 两个海域的时间序列,丰度指数的选择也是重要的影响因素,因此本研究考虑结合丰度指数、剩余产量模式和拟合标准 3 个不确定性来源,组合形成 8 个长鳍金枪鱼评估模型。通过比较评估结果,探讨以上因素对印度洋长鳍金枪鱼资源评估的影响^[17]。ASPIC 模型需要估计和设定 B_1/K 初始值,模型初步运行表明, B_1/K 初始值假设对结果影响很小,因此假设 B_1/K 为 0.5 (表 1)。

表 1 长鳍金枪鱼资源状况评估的情景设立
Tab.1 Scenarios of model configuration for albacore assessment

情景 Scenarios	CPUE 区域 Area	剩余产量模式 Surplus production model	目标函数 Objective function
1	SW	FOX	LAV
2	SW	FOX	SSE
3	SW	LOGISTIC	LAV
4	SW	LOGISTIC	SSE
5	SE	FOX	LAV
6	SE	FOX	SSE
7	SE	LOGISTIC	LAV
8	SE	LOGISTIC	SSE

以上不确定性对资源评估的影响,主要通过拟合优度和生物学参考点估计来评价。拟合优度计算如下:

$$S_{TS} = \sum (Y_i = Y_i - \bar{Y})^2 \quad (5)$$

$$S_{RS} = \sum (Y_i = Y_i - \hat{Y})^2 \quad (6)$$

$$R^2 = 1 - \frac{S_{RS}/(n - k - 1)}{S_{TS}/(n - 1)} \quad (7)$$

式中: Y_i 代表第*i*年的CPUE观测值, \bar{Y} 、 \hat{Y} 分别代表对应年份的CPUE平均观测值与期望值, n 代表样本数量, k 代表变量数量。 S_{TS} 为离差平方和, S_{RS} 为残差平方和。将 S_{TS} 与 S_{RS} 分别计算自由度,剔除变量个数对拟合优度的影响。用 R^2 量化拟合优度,如式(7)所示。 R^2 接近1,说明拟合优度佳;反之, R^2 接近0,说明拟合优度差,以此评价

不同模型情景对结果的影响^[17-19]。

2 结果

不同模型情景的评估结果如表2和图2所示。从表2中可以看出, B_1/K 的估算值基本稳定在1.1,表明初始生物量处在与环境容纳量相当的水平。情景1-4可看出,基于西南区域丰度指数的评估模型,情景2的拟合优度较高,其他都较平均,从图2还可看出可能受极端值影响较大,正负残差分布不够随机。基于东南区域丰度指数的模型拟合优度较为平均, R^2 为0.23~0.27。基于东南区域丰度指数估算的 MSY 、 B_{MSY} 、 K 值高于基于西南区域丰度指数的估计值。

表2 不同模型情景下印度洋长鳍金枪鱼资源状况评估结果

Tab.2 Stock assessment results of different scenarios for Indian Ocean albacore

情景 Scenario	MSY/ kt	B_{MSY}/kt	F_{MSY}	B_1/K	B_{2014}/B_{MSY}	F_{2014}/F_{MSY}	K/kt	$R^2/\%$
1	57.2	214.3	0.3	1.1	1.98	0.35	582.4	21.3
2	62.7	209.2	0.3	1.1	2.06	0.31	568.7	35.9
3	45.9	307.9	0.2	1.1	1.48	0.59	614.0	18.4
4	52.3	341.5	0.2	1.1	1.56	0.49	683.0	19.2
5	71.7	257.0	0.3	1.1	2.15	0.26	713.4	22.9
6	110.2	411.8	0.3	1.1	2.37	0.15	890.5	26.9
7	68.6	498.1	0.1	1.2	1.69	0.35	1 017.0	24.0
8	79.2	511.8	0.2	1.1	1.74	0.29	1 024.0	25.8

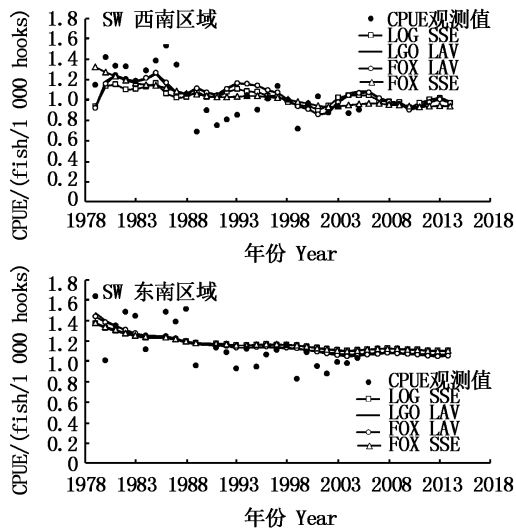


图2 不同剩余产量模式和拟合标准下的CPUE预测值与观测值

Fig.2 Observed and estimated CPUE indices derived from different surplus production models and fitting criteria

在选用相同CPUE指数的情况下,不同剩余产量模式对评估结果有明显影响。FOX模式的拟合优度较LOGISTIC模式高。比较目标函数的影响可看出,选用SSE目标函数的拟合优度较选用LAV高。除此之外,在8种假设模型情景中,采用FOX剩余产量模式结合SSE拟合标准的模型,拟合程度最高, R^2 分别为0.36(西南海域CPUE)和0.27(东南海域CPUE)。

图2为不同模型情景下,印度洋西南区域和东南区域的CPUE预测值与观测值的年变化值。从图2中可以看出,西南区域的CPUE曲线差距较大,而东南区域的CPUE曲线走势比较相似,接近重合,说明选用东南区域CPUE的模型拟合优度较选用西南区域CPUE稳定,这一特点从拟合优度值 R^2 也可以看出(表2)。此外,模型情景1和4对西南海域第一年(1979年)的CPUE观测值拟合较差。

在资源状况判断方面,从表2可以看出,

B_{2014}/B_{MSY} 值均大于 1, F_{2014}/F_{MSY} 值均小于 1, 因此全部模型均表明当前的资源状况较为乐观, 未处于过度捕捞。而且, 选用 FOX 模式评估的资源状态好于选用 LOGISTIC 模式, 即选用 LOGISTIC 模式的资源评估结果更为保守。此外, 需要注意在所有情景中, 选用 FOX 模式和 SSE 拟合标准的模型, B_{2014}/B_{MSY} 值最大, F_{2014}/F_{MSY} 值最低, 对资源状况的判断最为乐观。

从生物学参考点估计值的差别来看, 选用西南区域 CPUE 时, 4 个模型所估算出的 B_{2014}/B_{MSY} 和 F_{2014}/F_{MSY} 的变异系数 (CV) 分别为 0.16 和 0.29; 选用东南区域 CPUE 时, 4 个模型所估算出的 B_{2014}/B_{MSY} 和 F_{2014}/F_{MSY} 的 CV 分别为 0.16 和 0.31, 两者差别不显著。8 个模型中, MSY 的估计值差别很大, 情景 6 的 MSY 估计值高出情景 2 的 MSY 估计值一倍以上。

3 讨论

ASPIC 模型仅需渔获量、捕捞努力量或 CPUE 数据进行资源评估, 这是生物量动态模型的优点, 也是目前这类模型仍在广泛运用的原因。本研究重点探讨生物量动态模型的剩余产量模式和拟合标准对资源评估结果的影响, 这在过往的应用中常被忽略^[7]。拟合优度利用 R^2 来判断, 其值越接近于 1, 表明拟合程度越好; 偏向于 0, 表明拟合程度越低, 对评估结果的影响波动性大^[19-21]。这是 ASPIC 模型的特点之一, 其他模型的拟合优度可能采用不同标准来判断 (如极大似然估计法)。虽然在所有模型情景中, FOX 模式结合 SSE 拟合标准的模型拟合程度最高 (表 2), 但是否存在过度拟合的情况可以后续进一步研究^[17-18]。

本研究选择联合 CPUE 作为资源丰度指数。IOTC 分别在 2011 年、2012 年以及 2014 年采用 ASPIC 模型评估了印度洋长鳍金枪鱼。2011 年的评估只使用了 1980—2010 年的渔获量, 资源丰度指数仅采用我国台湾省的延绳钓渔业数据。2012 年的评估采用了 1950—2010 年的渔获量以及日本和我国台湾省的 CPUE, 但是对日本和我国台湾省的 CPUE 是否可以分开使用未有定论^[22]。2012 年的评估表明捕捞死亡系数已接近最大持续产量相应的水平, 生物量已超过最大持续产量相应的水平。然而, 2013 年再次进行产量

评估结果显示, 大部分参考点估计过高^[7]。标准化 CPUE 是生物量动态模型中常用的资源丰度指数, 但 CPUE 标准化的可靠性、不同 CPUE 系列的选择, 也是资源评估不确定性的来源之一, 应谨慎选用^[20]。在解释资源评估结果时, 也应注意这一点。本研究假设 B_1/K 初始值为 0.5, 并对其进行评估。虽然 B_1/K 值的设置对本案例的结果没有很大的影响, 但以后的研究中, 对这一初始值要结合渔业特点进行设置, 并进行结果的比较。模型能否准确估计 B_1/K , 是评估结果可靠性的重要影响因素^[19]。比如, 在渔业开始较早期, B_1/K 比值会远大于 0.5^[13, 15]。

本研究表明, 剩余产量模式和拟合标准的选用对印度洋长鳍金枪鱼的评估有明显影响, 包括对资源状态的评价 (即判断资源是否处于过度捕捞) 和 MSY 等生物学参考点的估计。对这两点的影响程度则不同。本研究设立的 8 种模型情景对资源开发状态的定性判断是一致的 (即未过度捕捞), 但对 MSY、 B_{MSY} 等参考点的估计值差别可达一倍以上。采用 FOX 模式估算的 MSY 要比 LOGISTIC 模式的低, 一般情况下采用 FOX 模式的评估结果更为保守^[19-20]。MSY 和 B_{MSY} 是两个相互影响的估计量, 一般情况下, FOX 模型得到的 MSY 较 LOGISTIC 模型低, 但 B_{MSY} 较高, 生物学上的解释是资源受密度制约的程度较小; 本文 FOX 模型得到的 MSY 较 LOGISTIC 模型高, 但相应的 B_{MSY} 较低, 即资源受密度制约的程度较大。总体而言, 相对于模型拟合标准的选用, 剩余产量模式的选用对评估的结果影响更大。对资源评估结果的分析, 除拟合效果外, 更需要从生物学合理性的角度进行解释^[16-17]。在运用诸如 ASPIC 这类的生物量动态模型时, 需要充分考虑上述影响。如果有关的生物学或相关种群信息未能表明应选用哪种剩余产量模式和拟合标准, 那么应考虑多种可能的模型情景, 进行灵敏度分析。

参考文献:

- [1] DAVIES C A, GOSLING E M, WAS A, et al. Microsatellite analysis of albacore tuna (*Thunnus alalunga*): population genetic structure in the North-East Atlantic Ocean and Mediterranean Sea [J]. *Marine Biology*, 2011, 158 (12): 2727-2740.
- [2] HOYLE S D, YIN C, YEH Y M, et al. Collaborative study

- of albacore tuna CPUE from multiple Indian Ocean longline fleets [C]//Proceedings of the 6th Working Party on Temperate Tunas. Shanghai, China; IOTC, 2016.
- [3] LEE L K, HSU C C, CHANG F C. Albacore (*Thunnus alalunga*) CPUE trend from Indian core albacore areas based on Taiwanese longline catch and effort statistics dating from 1980 to 2013[C]//Proceedings of the 5th Working Party on Temperate Tunas. Busan, Republic of Korea; IOTC, 2014.
- [4] 朱江峰,戴小杰,官文江. 印度洋长鳍金枪鱼资源评估[J]. 渔业科学进展, 2014, 35(1): 1-8.
ZHU J F, DAI X J, GUAN W J. Stock assessment of albacore *Thunnus alalunga* in the Indian Ocean[J]. Progress in Fishery Sciences, 2014, 35(1): 1-8.
- [5] IOTC. Report of the fifth session of the IOTC working party on temperate tunas[R]. Busan, Republic of Korea; IOTC, 2014.
- [6] ZHU J F, GUAN W J, XU L X. Stock assessment of Indian Ocean albacore (*Thunnus alalunga*) using Age Structured Assessment Program (ASAP)[C]//Proceedings of the 5th Working Party on Temperate Tunas. Busan, Republic of Korea; IOTC, 2014.
- [7] MATSUMOTO T. Stock and risk assessment of albacore in the Indian Ocean based on ASPIC[C]//Proceedings of the 6th Working Party on Temperate Tunas. Shanghai, China; IOTC, 2016.
- [8] SCHNUTE J T, RICHARDS L J. Use and abuse of fishery models [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2001, 58(1): 10-17.
- [9] IOTC. Report of the sixth working party on temperate tunas [R]. Shanghai, China; IOTC, 2016.
- [10] PRAGER M H. ASPIC-A surplus-production model incorporating covariates [C]//Proceedings of Collective Volume of Scientific Papers. ICCAT, 1992, 28: 218-229.
- [11] SCHAEFER M B. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries [J]. Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin, 1954, 1(2): 23-56.
- [12] SCHAEFER M B. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean [J]. Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin, 1957, 2(6): 245-285.
- [13] PRAGER M H. A suite of extensions to a nonequilibrium surplus-production model[J]. Fishery Bulletin, 1994, 92: 374-389.
- [14] PRAGER M H. Comparison of logistic and generalized surplus-production models applied to swordfish, *Xiphias gladius*, in the North Atlantic Ocean [J]. Fisheries Research, 2002, 58(1): 41-57.
- [15] HADDON M. Modelling and quantitative methods in fisheries [M]. 2nd ed. New York: CRC Press, 2011: 285-334.
- [16] 官文江,田思泉,朱江峰,等. 渔业资源评估模型的研究现状与展望[J]. 中国水产科学, 2013, 20(5): 1112-1120.
GUAN W J, TIAN S Q, ZHU J F, et al. A review of fisheries stock assessment models [J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2013, 20(5): 1112-1120.
- [17] COLLIE J S, SISSEWINE M P. Estimating population size from relative abundance data measured with error [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1983, 40(11): 1871-1879.
- [18] MA L L, ZHU J F, ZHANG Y Y. Selection of abundance indices on estimates of biological reference points for Indian Ocean albacore[C]//Proceedings of the 6th Working Party on Temperate Tunas. Shanghai, China; IOTC, 2016.
- [19] 许友伟,张魁,陈作志. 基于CEDA和ASPIC软件的南大西洋长鳍金枪鱼渔业资源评估研究[J]. 海洋湖沼通报, 2015(3): 46-54.
XU Y W, ZHANG K, CHEN Z Z. Stock assessment for the albacore fishery in the southern Atlantic Ocean base on CEDA and ASPIC programs [J]. Transactions of Oceanology and Limnology, 2015(3): 46-54.
- [20] PANHWAR S K, LIU Q, KHAN F. et al. Maximum sustainable yield estimates of *Ladypees, Sillago sihama* (Forssk), fishery in Pakistan using the ASPIC and CEDA packages[J]. Journal of Ocean University of China, 2012, 11(1): 93-98.
- [21] AL-KIYUMI F R, AL-KHARUSI L, NISHIDA T. et al. Stock assessment of longtail tuna (*Thunnus Tonggol*) in the NW Indian Ocean by ASPIC using standardized CPUE from drift gillnet fisheries in sultanate of Oman[C]//Proceedings of the 4th Working Party on Neritic Tunas. Phuket, Thailand; IOTC, 2014.
- [22] IOTC. Report of the fourth session of the IOTC working party on temperate tunas[R]. Shanghai, China; IOTC, 2012.

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

MA Lulu¹, ZHU Jiangfeng^{1,2}, GENG Zhe¹, DAI Xiaojie^{1,2}

(1. College of Marine Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. Key Laboratory of Oceanic Fisheries Exploration Shanghai Ocean University, Ministry of Agriculture, Shanghai 201306, China)

Abstract: Biomass dynamics models are the commonly used methods in fishery stock assessment, because of simple model structure and light need of data. This type of models has been used in tuna stock assessments in the Atlantic and Indian Oceans. However, the potential impacts of the shape of surplus production model and fitting criteria were not often investigated in these applications. In this study, we assessed the Indian Ocean albacore (*Thunnus alalunga*) using ASPIC (A Surplus Production Model Incorporating Covariates), a typical biomass dynamics model using catch and abundance index as the main data. We focused on comparing the results of selecting different surplus production models (FOX and LOGISTIC) and model fitting criteria (Least Sum of Squared Errors or SSE and Least Sum of Absolute Errors or LAV). The results showed that the selection of surplus production models and model fitting criteria obviously impacted the estimates of biological reference points (MSY , F_{MSY} , and B_{MSY}). Overall, the former influenced more greatly than the latter. However, the results did not show much difference in the determination of stock status in terms of overfishing or overfished. This study highlights the importance of serious consideration of surplus production model shape and fitting criteria in the applications with biomass dynamics models, based on the fishery and biological characteristics of stock.

Key words: Indian Ocean; albacore; stock assessment; biomass dynamics model