

DOI: 10.11964/jfc.20220313397

## 基于 LeMaRns 模型的热带中西太平洋中上层生态系统动态分析

张春月<sup>1,2</sup>, 林琴琴<sup>1,2\*</sup>, 陈作志<sup>3</sup>, 朱江峰<sup>1,2,4,5\*</sup>, 李秀超<sup>1,2</sup>

1. 上海海洋大学海洋生物资源与管理学院, 上海 201306; 2. 上海海洋大学, 大洋渔业资源可持续开发教育部重点实验室, 上海 201306; 3. 中国水产科学研究院南海水产研究所, 广东 广州 510300; 4. 上海海洋大学, 农业农村部大洋渔业开发重点实验室, 上海 201306; 5. 上海海洋大学, 国家远洋渔业工程技术研究中心, 上海 201306

### 摘要:

**【目的】** 热带中西部太平洋渔业资源丰富, 是全球主要的金枪鱼渔业作业区域。为了解长期捕捞对中西太平洋中上层生态系统的影响, 拟建立基于体长结构的生态系统模型 LeMaRns, 以模拟分析金枪鱼渔业对常见鱼种和生态指标的影响。

**【方法】** 设计  $F=0$  (无捕捞活动)、 $F=F_{msy}$  (最大可持续产量时的捕捞死亡率)、 $F=F_{recent}$  (最近几年的平均捕捞死亡率)、 $F=0.8F_{msy}$  和  $F=1.2F_{msy}$  等 5 种捕捞策略对 10 个物种进行模拟捕捞, 对资源状况进行 10 年预测。重点分析 5 种捕捞策略对生物量 (B)、产卵群体生物量 (SSB) 等 2 个单鱼种指标以及大型鱼类指数 (LFI)、平均最大长度 (MML)、典型长度 (TyL)、体长分位数 (LQ) 等 4 个生态指标的影响。

**【结果】** 在无捕捞情况下 ( $F=0$ ), 物种的生物量基本趋于平衡; 在捕捞情况下, 大眼金枪鱼、剑鱼、黄鳍金枪鱼、鲣和长鳍金枪鱼等金枪鱼类的生物量下降 0.26%~99.75%; 灰鳍鲨、平鳍旗鱼、印度枪鱼的生物量上升 0.01%~12.51%; 大青鲨的生物量上升 36.74%, 产卵群体生物量下降 60%, 其余物种的资源状况几乎无变化。在模拟捕捞的前 6 年, MML、TyL、LQ 随着捕捞努力量的增大而增大, 之后随着捕捞努力量的增大而减小; LFI 随着捕捞努力量的增大未呈现下降趋势。

**【结论】** 在当前捕捞强度下, 热带中西太平洋生态系统未来 10 年中处于可持续状态。LeMaRns 模型可用于分析大范围的海洋生态系统, 为渔业管理提供基于生态系统的分析手段。

**关键词:** 渔业管理; LeMaRns 模型; 捕捞策略; 生态系统; 生态指标; 中西太平洋

第一作者: 张春月, 从事远洋渔业资源研究, E-mail: 1628655725@qq.com



通信作者: 林琴琴, 从事渔业资源评估与生态学研究, E-mail: qqin@shou.edu.cn;

朱江峰, 上海海洋大学海洋生物资源与管理学院教授, 大洋渔业资源可持续开发教育部重点实验室、远洋渔业国际履约研究中心成员, 主要从事大洋渔业资源评估、基于生态系统的渔业管理研究。

E-mail: jfzhu@shou.edu.cn

资助项目: 国家自然科学基金 (41676120); 中国水产科学研究院南海水产研究所开放基金 (D-8005-20-0224)

收稿日期: 2022-03-23

修回日期: 2022-08-18

文章编号:

1000-0615(2025)03-039306-13

中图分类号: S 931.1

文献标志码: A

作者声明本文无利益冲突

©《水产学报》编辑部(CC BY-NC-ND 4.0)  
Copyright © Editorial Office of Journal of Fisheries of China (CC BY-NC-ND 4.0)

太平洋海域广阔、资源丰富, 但进入 21 世纪以来, 全球化发展给一些区域的海洋生物多样性带来严重破坏<sup>[1]</sup>。为防止海洋生物种群的过度开发和海洋生态系统的不断退化等, 各国加大了海洋生态系统保护、修复和可持续利用研究<sup>[2]</sup>, 并通过加强渔业资源的监测、评估



和预报等辅助渔业管理<sup>[3]</sup>。渔业资源评估模型已经被广泛应用于基于生态系统的渔业管理中, 通过传递出来的生态系统信息, 可以更好地理解生态系统状态或预测未来变化, 为生态系统研究和有关政策制定提供科学参考<sup>[4-5]</sup>。

目前, 海洋渔业资源和生态管理领域已经有大量的评估模型<sup>[6]</sup>。传统的单物种模型不考虑种群之间的相互作用, 适用于评估一个种群的当前状态或对一个种群未来状态进行预测<sup>[7]</sup>。多物种模型虽然能够较为准确地对物种进行短期预测, 但模型本身只关注目标种类, 包含的生态组分较少<sup>[3]</sup>。以往的群落结构模型能运用较少的数据描述生态过程, 但模型一般只包括生态系统中的主要物种及其种间关系, 并且难以预测捕捞策略影响下的生态系统变化<sup>[8]</sup>。生态系统模型考虑了从初级生产者到顶级消费者在内的全部营养级, 与非生物环境(物理环境)的能量流动和物质交换, 以及人为影响等<sup>[3]</sup>, 其中的 EwE (Ecopath with Ecosim)模型应用领域和范围较为广泛<sup>[9]</sup>, 已经用于评估渔业的生态效应以及渔业管理策略<sup>[10]</sup>。LeMaRns 模型是一种鱼类群落体长结构模型, 可以用于模拟仅有少量数据的海洋生态系统<sup>[7]</sup>。LeMaRns 模型框架最初由 Hall 等<sup>[11]</sup>在 2006 年开发, 用来研究乔治海岸的鱼类种群和群落指标, 之后 Thorpe 等<sup>[12]</sup>和 Rochet 等<sup>[13]</sup>用该模型来评估北海多物种渔业。

热带海域的渔业往往缺乏较为详细的信息资料, 比如因鱼类个体小而年龄鉴定困难, 也可能缺少渔获量和资源丰度数据, 导致渔业资源评估不可靠<sup>[14]</sup>。LeMaRns 模型作为一种基于体长的多物种分析方法, 可通过预测海洋生态系统状态分析资源状况<sup>[7]</sup>。热带中西部太平洋是商业性渔业最为活跃的区域之一, 金枪鱼渔业是主要渔业类型, 目前其渔业管理还是基于传统的单鱼种模型进行评估。本研究运用 LeMaRns 模型, 对该海域中上层多鱼种种群进行动态模拟, 通过分析生态指标, 评估未来 10 年里不同捕捞策略对常见鱼类种群生物量的影响和群落结构动态变化。

## 1 材料与方法

### 1.1 LeMaRns 模型

LeMaRns 模型基于 R 语言, 通过数值模拟

进行体长结构的多物种分析, 可以将捕食和生长、繁殖和死亡等具体过程转化为物种体长函数描述群落动态<sup>[7]</sup>。由于在渔业中, 体长观测比重量、年龄数据更容易获得<sup>[15]</sup>, 捕捞的选择性也往往与体长直接相关, 最小渔获体长限制也是常用的管理措施<sup>[16]</sup>, 因此模型采用体长结构具有直接的管理意义。模型将建模的种群分为不同的体长组, 依据不同的体长代表“物种”, 所有物种的生长都符合 von Bertalanffy 生长方程规律, 个体在达到 Logistic 性成熟模型定义的阈值时成熟, 所有种群的繁殖均假设符合 Ricker 亲体-补充量关系模型。模型通过预测每个体长组中各物种的个体数量变化, 量化生态系统的动态变化。

由于 von Bertalanffy 生长方程描述的是连续生长过程, 而 LeMaRns 模型模拟的是离散的体长组, 因此模型设置了时间步长, 将一年的时间细分为等长的时间段。在每个时间段都会发生 3 个过程: 繁殖、死亡和生长。模型中的死亡率有 3 种: 自然死亡率 ( $M1$ )、捕食死亡率 ( $M2$ ) 和捕捞死亡率 ( $F$ )。捕食死亡率随捕食者的丰度、体型偏好和物种偏好而变化, 体型偏好用基于对数正态分布的偏好函数来表示, 物种偏好用食物网矩阵表示<sup>[12, 17]</sup>。捕捞死亡率 ( $F$ ) 则由捕捞努力和渔具的可捕系数决定<sup>[7]</sup>。

每个物种个体  $i$  从第  $j$  体长组的下限生长到上限所需的时间  $t$  定义为:

$$t_{j,i} = \frac{1}{k_i} \times \lg \left( \frac{L_{\infty,i} - l_j}{L_{\infty,i} - l_{j+1}} \right)$$

式中,  $k_i$  是 von Bertalanffy 生长方程的生长参数;  $L_{\infty,i}$  是 von Bertalanffy 生长方程的渐近长度参数;  $l_j$  是第  $j$  体长组的下限长度;  $l_{j+1}$  是第  $j$  体长组的上限长度。

体重为  $\omega$  的捕食者与被捕食者体型偏好  $\omega_p$  被定义为:

$$p(\omega, \omega_p) = \exp \left\{ - \frac{\left[ \lg \left( \frac{\omega_p}{\omega} \right) - \mu_p \right]^2}{2\sigma_p} \right\}$$

式中,  $\mu_p$  是首选的捕食者与被捕食者质量比;  $\sigma_p$  是体重偏好函数的宽度。

将体重为  $\omega_p$  的被捕食者  $j$  是否适应于重量  $\omega$  的捕食者  $i$  被定义为:

$$U(\omega, \omega_p, i, j) = p(\omega, \omega_p) \tau_{i,j}$$

式中,  $\tau_{ij}$  是被捕食者  $j$  对捕食者  $i$  的脆弱性, 表示特定捕食者是否捕食给定被捕食者<sup>[11]</sup>, 设为 0 或者 1。

渔具的可捕性曲线定义为:

$$q = \frac{1}{1 + \exp[-\eta(L - L_{50})]}$$

式中,  $L_{50}$  是最大可捕性曲线的 50% 处的长度。

在时间步长  $t$  时第  $j$  体长组中物种  $i$  的捕捞死亡率定义为:

$$F_{j,i,t} = \sum_{k=1}^H e_{k,t} q_{j,i,k}$$

式中,  $e_{k,t}$  是第  $k$  个渔具在时间  $t$  时的捕捞努力量 ( $k=1, 2, \dots, H$ );  $q_{j,i,k}$  是渔具的可捕系数。

在时间步长  $t$  时, 物种繁殖后的个体数量为:

$$N'_{j,i,t} = \begin{cases} N_{j,i,t-1} + R_{i,t} & \text{若 } j = 1, \text{ 否则} \\ N_{j,i,t-1} & \end{cases}$$

式中,  $N_{j,i,t-1}$  是  $t-1$  后第  $j$  体长组中物种  $i$  的个体数量;  $R_{i,t}$  是时间  $t$  时物种  $i$  的补充量。

第  $j$  体长组中物种  $i$  的捕食死亡率定义为:

$$M2_{j,i,t} = \frac{\sum_{m=1}^{n_s} \sum_{n=1}^{n_l} I_{j,i} N'_{j,i,t} U(W_{n,m}, W_{j,i}, m, i)}{\sum_{k=1}^{n_s} \sum_{l=1}^{n_l} U(W_{n,m}, W_{l,k}, m, k) W_{l,k} N_{l,k} + o}$$

式中,  $I_{j,i}$  是第  $j$  体长组中物种  $i$  在一个时间步长内生长所需要的食物量;  $W_{n,m}$  是第  $n$  体长组中物种  $m$  的体重;  $W_{j,i}$  是第  $j$  体长组中被捕食者  $i$  的体重;  $W_{l,k}$  是第  $l$  体长组中被捕食者  $k$  的体重;  $N_{l,k}$  是第  $l$  体长组中被捕食者  $k$  的个体数量;  $o$  是模型物种之外被捕食者物种的量。

时间步长中死亡之后物种个体的数量为:

$$N''_{j,i,t} = N'_{j,i,t} \exp\left(-\left(M1_{j,i} + M2_{j,i,t} + F_{j,i,t}\right)\delta t\right)$$

式中,  $M1_{j,i}$  是自然死亡率;  $M2_{j,i,t}$  是捕食死亡率;  $F_{j,i,t}$  是捕捞死亡率。

增长之后物种个体的数量为:

$$N_{j,i,t} = \begin{cases} N''_{j,i,t} (1 - \phi_{j,i}) & \text{若 } j = 1, \text{ 否则} \\ N''_{j,i,t} (1 - \phi_{j,i}) + N''_{j-1,i,t} \phi_{j-1,t} & \end{cases}$$

式中,  $\phi_{j,i}$  是在时间步长内由于生长而离开第  $j$  体长组的物种  $i$  个体的比例。

## 1.2 数据来源

本研究建模区域为中西太平洋渔业委员会

(Western and Central Pacific Fisheries Commission, WCPFC) (<https://www.wcpfc.int>) 管理区域中的热带中部区域。渔业数据来源于该委员会公开数据库和报告, 包括渔获量、丰度指数、捕捞死亡率, 时间跨度为 2009—2018 年, 部分没有数据的年份根据其他有数据的年份估计得来。建模物种选取 Lin 等<sup>[18]</sup> 采用的中国金枪鱼科学观察员在热带太平洋中部海域观测到的 21 个中上层物种, 共划分为 32 个体长组 (每个 12 cm)。根据 Lin 等<sup>[18]</sup> 对鱼类样品进行的食性分析, 同时通过对相关历史文献<sup>[19-21]</sup> 和世界鱼类数据库 (Fishbase)<sup>[22]</sup> 查询进行补充, 得到这 21 个物种的捕食关系 (表 1), 捕食者按行表示, 被捕食者按列表示。

模型所需要物种的生活史参数见表 2。其中, von Bertalanffy 的渐进长度参数 ( $L_{inf}$ ) 和生长参数 ( $k$ )、物种的体长-体重关系参数 ( $W_a$  和  $W_b$ ) 通过 Fishbase<sup>[22]</sup> 得到; 50% 成熟时的长度 ( $L_{mat}$ ) 参数难以获得, 可通过 Thorson 等<sup>[23]</sup> 的经验公式计算得到, 具体计算公式:

$$L_{mat} = L_{inf} * \exp(-k * a_{mat})$$

式中,  $L_{inf}$  为物种的渐进长度;  $k$  为生长参数;  $a_{mat}$  为成熟时的年龄。

模型中物种的繁殖模型采用 Ricker 亲体-补充量关系模型, 其中的两个参数  $\alpha$  和  $\beta$  通过 Hall 等<sup>[11]</sup> 提供的方法获得。虽然参数  $\beta$  可以通过经验数据和理论关系进行估算, 但该估算有时存在较大误差<sup>[24-25]</sup>。为了获得与模型物种的生活史特征较为一致的  $\beta$  值合理分布, 本研究采用 Spence 等<sup>[25]</sup> 的方法对  $\beta$  值整进行拟合。在贝叶斯方法下, 使用历史匹配法<sup>[26]</sup> 对参数空间进行搜索, 确定一组参数值; 然后使用马尔科夫链蒙特卡罗 (Markov Chain Monte Carlo, MCMC) 算法<sup>[27]</sup> 和并行退火法<sup>[28]</sup> 从后验分布中抽样, 获得未捕捞状况下合理的种群大小估计值。模型所需要的其他参数设定根据模型默认值调试。

为简化模拟分析, 文中假设捕捞努力量 ( $e$ ) 等于捕捞死亡率 ( $F$ ), 即可捕系数设为 1。由于模型中仅鲣、剑鱼、长鳍金枪鱼、黄鳍金枪鱼、大眼金枪鱼、条纹四鳍旗鱼、长鳍真鲨、镰状真鲨、大青鲨、蓝枪鱼这 10 个物种的  $F_{msy}$  (最大可持续产量时的捕捞死亡率) 和  $F_{recent}$  (最近几年的平均捕捞死亡率) 可以在 WCPFC

表 1 热带太平洋中西部 21 个鱼种的食物网矩阵

Tab. 1 Food web matrix for 21 species in the central and western tropical Pacific

被捕食者 prey species	英文名称 English name	捕食者 predator species																				
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
1. 鲣 <i>Katsuwonus pelamis</i>	skipjack tuna	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0
2. 斑点月鱼 <i>Lampris guttatus</i>	opah	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
3. 魴 <i>Coryphaena hippurus</i>	dolphinfish	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
4. 长鳍金枪鱼 <i>Thunnus alalunga</i>	albacore	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5. 沙氏刺鲃 <i>Acanthocybium solandri</i>	wahoo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6. 黄鳍金枪鱼 <i>T. albacares</i>	yellowfin tuna	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
7. 大眼金枪鱼 <i>T. obesus</i>	bigeye tuna	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
8. 帆蜥鱼 <i>Alepisaurus ferax</i>	longnose lancetfish	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
9. 异鳞蛇鲭 <i>Lepidocybium flavobrunneum</i>	escolar	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1
10. 尖吻四鳍旗鱼 <i>Tetrapturus angustirostris</i>	shortbill spearfish	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11. 剑鱼 <i>Xiphias gladius</i>	swordfish	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0
12. 条纹四鳍旗鱼 <i>Kajikia audax</i>	striped marlin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13. 长鳍真鲨 <i>Carcharhinus longimanus</i>	oceanic whitetip shark	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14. 镰状真鲨 <i>C. falciformis</i>	silky shark	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15. 印度枪鱼 <i>Istiompax indica</i>	black marlin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16. 大青鲨 <i>Prionace glauca</i>	blue shark	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17. 蓝枪鱼 <i>Makaira mazara</i>	blue marlin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18. 平鳍旗鱼 <i>Istiophorus platypterus</i>	Indo-Pacific sailfish	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19. 灰鳍鲨 <i>Isurus oxyrinchus</i>	shortfin mako shark	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
20. 鳄鲨 <i>Pseudocarcharias kamoharai</i>	crocodile shark	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21. 浅海长尾鲨 <i>Alopias pelagicus</i>	pelagic thresher	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

注: 1表示有捕食关系, 0表示无捕食关系。

Notes: 1 means predation relationship, 0 means no predation relationship.

评估报告中查得, 本研究使用  $F=0$ ,  $F=0.8F_{msy}$ ,  $F=1.2F_{msy}$ ,  $F=F_{msy}$ ,  $F=F_{recent}$  这 5 种捕捞策略对以上 10 个鱼种进行模拟捕捞, 其他 11 个物种的捕捞死亡率假设为 0, 即没有捕捞 (表 3)。将每个鱼种的资源状况向前预测 10 年, 分析这 5 种捕捞策略对大型鱼类指数 (large fish indicator, LFI)、平均最大长度 (mean maximum length, MML)、典型长度 (typical length, TyL)、体长分位数 (length quantiles, LQ) 等 4 个生态指标的影响。

### 1.3 生态指标

大型鱼类指数 (LFI) 表示在时间  $t$  时体长大于  $L_{LFI}$ (cm) 的生物量比例, 用来确定鱼类群落的大小组成变化, 表达式为:

$$LFI_t = \frac{\sum_{i=1}^{n_s} \sum_{j=1}^{n_l} N_{j,i,t} W_{j,i} I(L_i \geq L_{LFI})}{\sum_{i=1}^{n_s} B_{i,t}}$$

式中,  $B_{i,t}$  是时间  $t$  时物种  $i$  的生物量;  $I$  是一个指标函数, 如果  $L_i \geq L_{LFI}$  则为 1, 否则为 0。

$L_{LFI}$  在 LeMaRns 模型中默认为 40 cm。由于模型默认数值太小, 而  $L_{LFI}$  具体大小需要根据采样调查得到, 但在 WCPFC 相关研究中并未发现有  $L_{LFI}$  具体数据, 本研究则根据平均最大长度 (MML) 将  $L_{LFI}$  调整为 150 cm。

平均最大长度 (MML) 代表在时间  $t$  时  $L_{\infty,i}$  的生物量加权平均值, 表达式为:

$$MML_t = \frac{\sum_{i=1}^{n_s} B_{i,t} L_{\infty,i}}{\sum_{i=1}^{n_s} B_{i,t}}$$

式中,  $L_{\infty,i}$  代表  $m$  物种的群落中物种  $i$  的渐近长度。

典型长度 (TyL) 代表在时间  $t$  时群落的生物量加权几何平均长度, 表达式为:

$$TyL_t = \exp \left[ \frac{\sum_{i=1}^{n_s} N_{j,i,t} W_{j,i} \lg(L_j)}{\sum_{i=1}^{n_s} B_{i,t}} \right]$$

式中,  $W_{j,i}$  为第  $j$  体长组中物种  $i$  的体长-体重关系中的平均体重;  $L_j$  是第  $j$  体长组的中点长度。

表 2 本研究 21 个物种的生活史参数

Tab. 2 Life history parameters of 21 species in this study

物种名称 species name	渐进长度/cm $L_{inf}$	W_a	W_b	生长参数/ $t^{-1}$ $k$	50%成熟时的长度/cm $L_{mat}$	$\alpha$	$\beta$
鲹 <i>K. pelamis</i>	82.0	0.007 7	3.27	0.50	42.81	2.373 927	8.018 544E+02
斑点月鱼 <i>L. guttatus</i>	119.0	0.028 1	3.00	0.22	55.97	1.008 048	7.707 848E-01
麒麟 <i>C. hippurus</i>	130.0	0.024 0	2.75	1.10	67.19	0.822 564	1.140 029E+00
长鳍金枪鱼 <i>T. alalunga</i>	134.0	0.025 7	2.75	0.20	78.09	0.767 182	8.891 242E+01
沙氏刺鲛 <i>A. solandri</i>	159.0	0.002 2	3.25	0.30	95.48	0.517 638	4.467 464E-01
黄鳍金枪鱼 <i>T. albacares</i>	183.0	0.021 4	2.93	0.50	74.40	0.374 629	8.160 170E+01
大眼金枪鱼 <i>T. obesus</i>	203.0	0.017 8	3.01	0.20	128.15	0.295 120	1.452 621E+01
帆蜥鱼 <i>A. ferox</i>	218.5	0.003 89	3.12	0.77	43.37	0.249 173	7.402 064E-01
异鳞蛇鲭 <i>L. flavobrunneum</i>	203.4	0.025 5	2.84	0.08	116.18	0.293 787	2.035 210E-01
尖吻四鳍旗鱼 <i>T. angustirostris</i>	233.4	0.000 9	3.78	0.53	130.29	0.214 095	2.078 053E-02
剑鱼 <i>X. gladius</i>	252.2	0.004 2	3.20	0.10	160.81	0.179 154	3.184 560E-01
条纹四鳍旗鱼 <i>K. audax</i>	264.0	0.006 6	2.90	0.40	156.95	0.161 269	2.017 682E-01
长鳍真鲨 <i>C. longimanus</i>	285.0	0.033 1	2.84	0.10	159.57	0.135 237	7.056 810E-02
镰状真鲨 <i>C. falciformis</i>	304.0	0.007 9	3.04	0.10	168.52	0.116 582	8.623 482E+00
印度枪鱼 <i>I. indica</i>	306.0	0.006 5	2.96	0.10	171.33	0.114 837	4.003 389E-02
大青鲨 <i>P. glauca</i>	311.0	0.004 6	3.24	0.10	184.90	0.110 634	5.397 896E-02
蓝枪鱼 <i>M. mazara</i>	363.0	0.005 4	3.07	0.30	224.62	0.077 527	8.727 221E-03
平鳍旗鱼 <i>I. platypterus</i>	241.0	0.016 2	2.74	0.10	166.47	0.198 884	7.451 358E-02
灰鳍鲨 <i>I. oxyrinchus</i>	321.0	0.005 5	3.10	0.10	165.91	0.102 868	7.482 716E-03
鳐鲨 <i>P. kamoharai</i>	129.0	0.003 89	3.12	0.10	83.92	0.837 304	9.568 887E-02
浅海长尾鲨 <i>A. pelagicus</i>	326.7	0.017 8	2.59	0.10	210.41	0.098 786	1.675 298E-01

注:  $L_{inf}$ 和 $k$ 分别为von Bertalanffy的渐进长度参数和生长参数;  $W_a$ 和 $W_b$ 为物种的体长-体重关系参数;  $L_{mat}$ 为50%成熟时的长度;  $\alpha$ 和 $\beta$ 为Ricker亲体-补充量模型参数。

Notes:  $L_{inf}$  and  $k$  are the asymptotic length parameter and growth parameter of von Bertalanffy, respectively.  $W_a$  and  $W_b$  are parameters of length-weight relationships.  $L_{mat}$  is the length at 50% maturity.  $\alpha$  and  $\beta$  are the parameters of the Ricker stock-recruitment function.

体长分位数 (LQ) 代表生物量在时间  $t$  超过总生物量的给定比例  $p$  时的长度  $L_{p,t}$ , 表达式为:

$$p = \frac{\sum_{i=1}^{n_s} \sum_{j=1}^{n_l} N_{j,i,t} W_{j,i} I(L_i \leq L_{p,t})}{\sum_{i=1}^{n_s} B_{i,t}}$$

式中,  $p$  可以取 0 到 1 之间的任何值, 模型默认值为 0.5。根据 Spance 等<sup>[7]</sup> 的研究发现, 体长分位数 (LQ) 平衡时与典型长度 (TyL) 基本一致。研究中通过从 0 到 1 取值调试, 取值越大, LQ 越大, 但总体时间序列趋势相同。因为在该海域尚没有关于  $p$  的相关研究, 因此本研究通过调试模型, 将  $p$  调整设为 0.5。

#### 1.4 模型平衡调试

为使模型较好地拟合, 合理反映生态系统动态变化, 需要进行模型调试。本研究通过调

整模型参数, 使模型满足以下 2 个条件: ①在无捕捞的情况下运行模型, 模型中所有的物种均持续存在, 并且生物量趋于稳定, 模型达到平衡状态; ②以无捕捞的最终平衡状态为起点, 在  $F=F_{recent}$  的情况下运行模型 30 年后, 主要物种生物量应在 WCPFC 现有单鱼种评估得到的生物量的 0.5~2 倍<sup>[17]</sup>。由此得到捕捞 30 年后的生物量作为模型初始生物量, 然后通过模型预测, 分析捕捞对种群动态和生态指标变化的影响。

## 2 结果

### 2.1 模型初始生物量

通过平衡调试, 得到生态系统未捕捞状态下的初始生物量 (图 1), 大部分物种在模拟 100 年时趋于平衡。模拟运行到 150 年时, 所有物

表 3 10 个模拟捕捞鱼种的捕捞策略

Tab. 3 Fishing strategies for the 10 simulated species

物种名称 species name	$F=0/a^{-1}$	$F=0.8F_{msy}$	$F=F_{msy}$	$F=1.2F_{msy}$	$F=F_{recent}$
鲣 <i>K. pelamis</i>	0	0.216	0.270	0.324	0.183
斑点月鱼 <i>L. guttatus</i>	0	0	0	0	0
鲱鳅 <i>C. hippurus</i>	0	0	0	0	0
长鳍金枪鱼 <i>T. alalunga</i>	0	0.662	0.827	0.992	0.430
沙氏刺鲃 <i>A. solandri</i>	0	0	0	0	0
黄鳍金枪鱼 <i>T. albacares</i>	0	0.120	0.150	0.180	0.089
大眼金枪鱼 <i>T. obesus</i>	0	0.056	0.070	0.084	0.085
帆蜥鱼 <i>A. ferox</i>	0	0	0	0	0
异鳞蛇鲭 <i>L. flavobrunneum</i>	0	0	0	0	0
尖吻四鳍旗鱼 <i>T. angustirostris</i>	0	0	0	0	0
剑鱼 <i>X. gladius</i>	0	0.136	0.170	0.204	0.080
条纹四鳍旗鱼 <i>K. audax</i>	0	0.373	0.466	0.559	1.631
长鳍真鲨 <i>C. longimanus</i>	0	0.093	0.116	0.139	0.395
镰状真鲨 <i>C. falciformis</i>	0	0.156	0.195	0.234	0.313
印度枪鱼 <i>I. indica</i>	0	0	0	0	0
大青鲨 <i>P. glauca</i>	0	0.288	0.360	0.432	0.140
蓝枪鱼 <i>M. mazara</i>	0	0.256	0.320	0.384	0.280
平鳍旗鱼 <i>I. platypterus</i>	0	0	0	0	0
灰鯖鲨 <i>I. oxyrinchus</i>	0	0	0	0	0
鳄鲨 <i>P. kamoharai</i>	0	0	0	0	0
浅海长尾鲨 <i>A. pelagicus</i>	0	0	0	0	0

注:  $F_{msy}$ 和 $F_{recent}$ 根据WCPFC中评估报告(2016—2019年)得出, 每种鱼种不是在同一年被评估, 但此处假设 $F_{msy}$ 和 $F_{recent}$ 均为2018年, 假设预测从2018年开始。

Notes:  $F_{msy}$  and  $F_{recent}$  were based on the assessment report of WCPFC(2016-2019) and each species was not evaluated in the same year. Both  $F_{msy}$  and  $F_{recent}$  are assumed here to be in 2018, assuming the forecast starts in 2018.

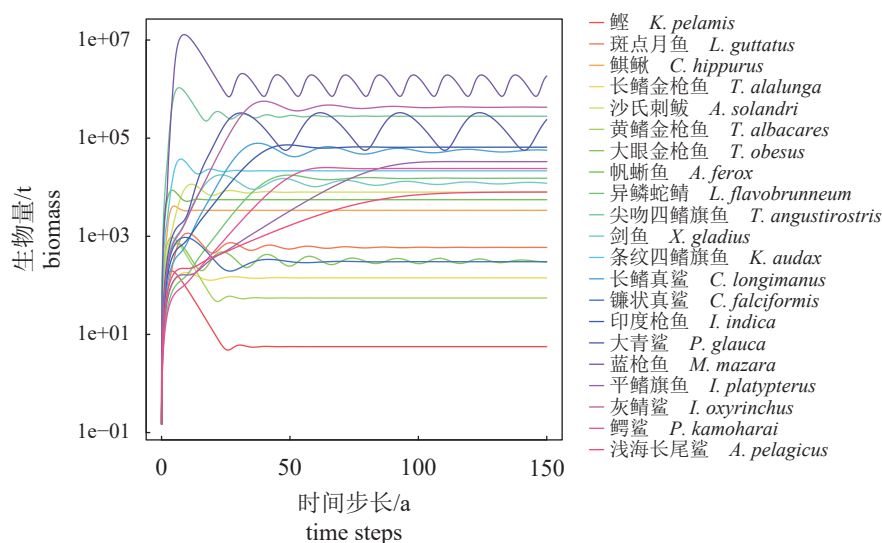


图 1 模型平衡时的物种初始生物量

Fig. 1 Initial biomass of species estimated by model

种生物量都得到平衡, 其中 3 个鱼种生物量显示波动状平衡。以无捕捞的最终平衡状态为起点, 在  $F=F_{\text{recent}}$  的情况下运行模型 30 年后, 主要物种生物量都在 WCPFC 单鱼种生物量估计值的 0.5~2 倍 (表 4)。本模型与 WCPFC 单鱼种生物量估计值有差异的原因除了模型本身不同外, 一些过程参数设置也有一定差异, 例如本模型允许亲体-补充量关系仅为 Ricker 模型关系。不过, 上述差异并不影响模拟分析的开展。

## 2.2 不同捕捞策略下物种的生物量变化

模拟预测结果显示, 不同捕捞策略下, 物种的生物量总体发生显著变化 (图 2)。无捕捞时 ( $F=0$ ), 物种的生物量基本趋于平衡。与无捕捞时相比, 当  $F=0.8F_{\text{msy}}$ 、 $F=F_{\text{msy}}$  和  $F=1.2F_{\text{msy}}$  分别对 10 个物种进行模拟捕捞时, 部分物种的生物量随着捕捞努力量的增加而增大或减小。

表 4 本模型预测生物量估计值与 WCPFC 单鱼种生物量估计值之比

Tab. 4 Ratio of predicted biomass by this model to biomass estimated by WCPFC single species model

物种名称 species name	比值 ratio
鲹 <i>K. pelamis</i>	1.92
斑点月鱼 <i>L. guttatus</i>	0.54
麒麟 <i>C. hippurus</i>	1.01
长鳍金枪鱼 <i>T. alalunga</i>	1.07
沙氏刺鲛 <i>A. solandri</i>	0.62
黄鳍金枪鱼 <i>T. albacares</i>	1.35
大眼金枪鱼 <i>T. obesus</i>	1.84
帆蜥鱼 <i>A. ferox</i>	0.88
异鳞蛇鲭 <i>L. flavobrunneum</i>	0.94
尖吻四鳍旗鱼 <i>T. angustirostris</i>	1.92
剑鱼 <i>X. gladius</i>	1.26
条纹四鳍旗鱼 <i>K. audax</i>	1.67
长鳍真鲨 <i>C. longimanus</i>	1.93
镰状真鲨 <i>C. falciformis</i>	1.99
印度枪鱼 <i>I. indica</i>	0.96
大青鲨 <i>P. glauca</i>	0.99
蓝枪鱼 <i>M. mazara</i>	1.21
平鳍旗鱼 <i>I. platypterus</i>	1.01
灰鳍鲨 <i>I. oxyrinchus</i>	1.19
髯鲨 <i>P. kamoharui</i>	0.76
浅海长尾鲨 <i>A. pelagicus</i>	1.82

其中, 大眼金枪鱼、条纹四鳍旗鱼、长鳍真鲨、镰状真鲨、剑鱼、黄鳍金枪鱼、蓝枪鱼、鲹和长鳍金枪鱼分别下降了 5.51%~99.48%; 灰鳍鲨、平鳍旗鱼、印度枪鱼和大青鲨分别上升了 0.01%~50.89%。当  $F=F_{\text{recent}}$  时, 大眼金枪鱼、条纹四鳍旗鱼、长鳍真鲨、镰状真鲨、剑鱼、黄鳍金枪鱼、蓝枪鱼、鲹和长鳍金枪鱼分别下降了 19.12%~95.39%; 灰鳍鲨、平鳍旗鱼、印度枪鱼和大青鲨分别上升了 0.10%~7.82%。在 4 种捕捞策略下, 其余物种的生物量几无变化。

不同捕捞策略下, 物种的产卵群体生物量也变化明显 (图 3)。 $F=0$  时, 产卵群体生物量基本趋于平衡。在捕捞驱动下的产卵群体生物量总体比未捕捞时有所下降。与未捕捞时相比, 运用其余 4 种捕捞策略对资源进行捕捞时, 除了平鳍旗鱼、印度枪鱼、灰鳍鲨的产卵群体生物量上升以外, 其余被捕捞物种均下降, 未被捕捞的物种基本无变化。

## 2.3 不同捕捞策略下生态指标的变化

模拟预测结果显示, 不同的捕捞策略对 4 个生态指标 (LFI、MML、TyL、LQ) 的影响各不相同 (图 4)。在捕捞作用下, 随着时间的推移, 4 个指标逐渐增大。在捕捞的前 6 年, MML、TyL、LQ 随着捕捞努力量的增大而增大, 之后减小。LFI 总是随着捕捞努力量的增大而增大。4 个指标在  $F=F_{\text{recent}}$  时的变化在前几年与  $F=0.8F_{\text{msy}}$  最接近, 后几年接近  $F=1.2F_{\text{msy}}$ 。在 4 种捕捞策略下, LFI、MML、TyL 的波动走向非常相似, 其中 TyL 与 LFI 最为相似。与其他 3 个指标相比, LQ 在约第 6 年出现波峰。

## 3 讨论

### 3.1 捕捞对物种资源状况的影响

生物量和产卵群体生物量是研究生态系统变化最直接的指标。在捕捞干扰下, 群落中的大型鱼类比例下降, 物种丰富度可能减小, 多样性也会降低<sup>[29]</sup>。本研究使用 LeMaRns 模型模拟分析了热带中西太平洋中上层海域的 21 个鱼种在 10 年里的资源状况变化。在捕捞作用下, 大部分物种的生物量和产卵群体生物量随着捕捞努力量的增大而减少 (图 2, 图 3)。鲹是主要的被捕食者之一, 主要被几种金枪鱼类和大型鲨鱼捕食, 同时也是被捕捞的主要物种, 造成

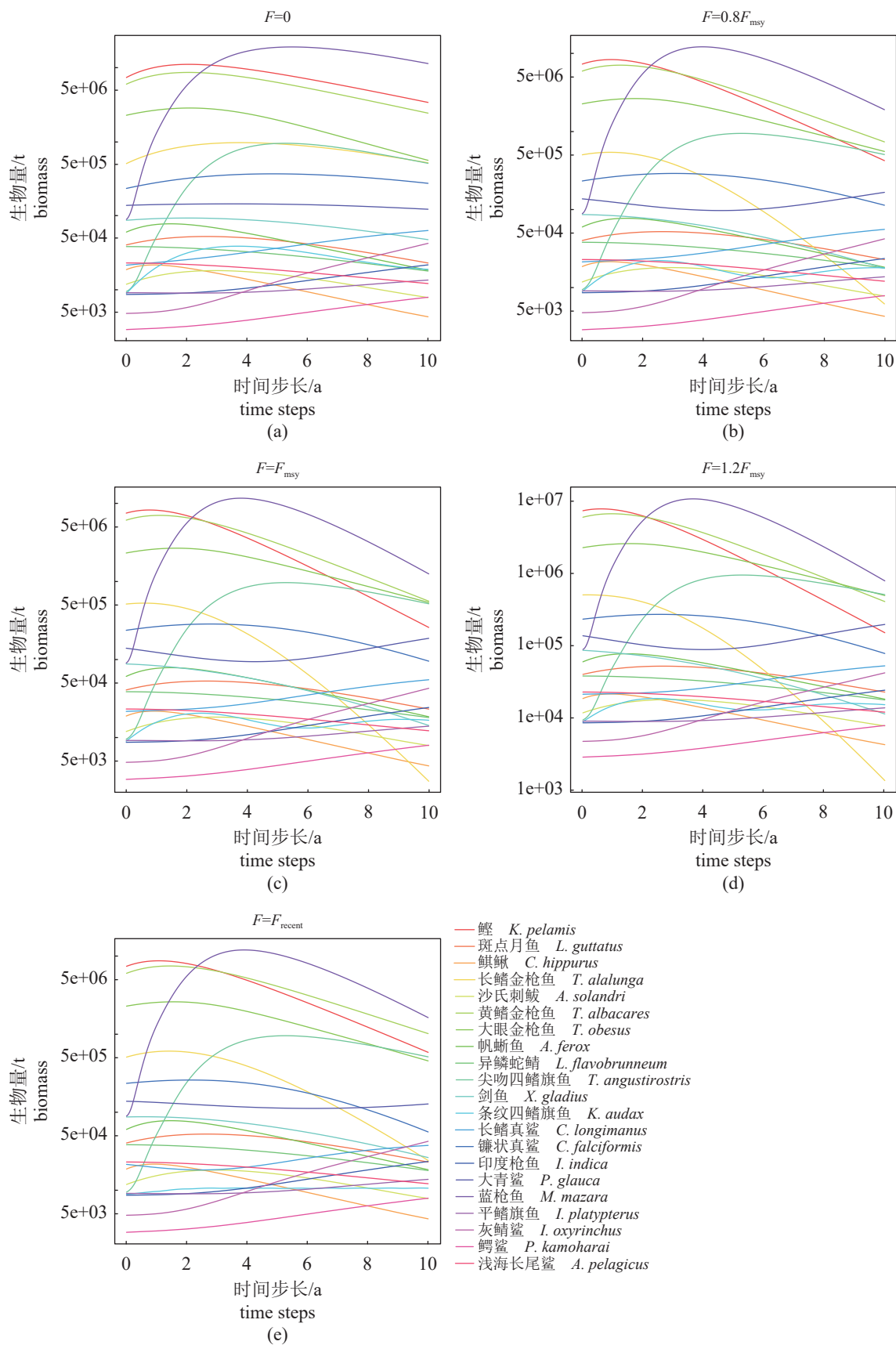


图 2 不同捕捞策略与生物量的变化关系

Fig. 2 Relationship between different fishing strategies and biomass



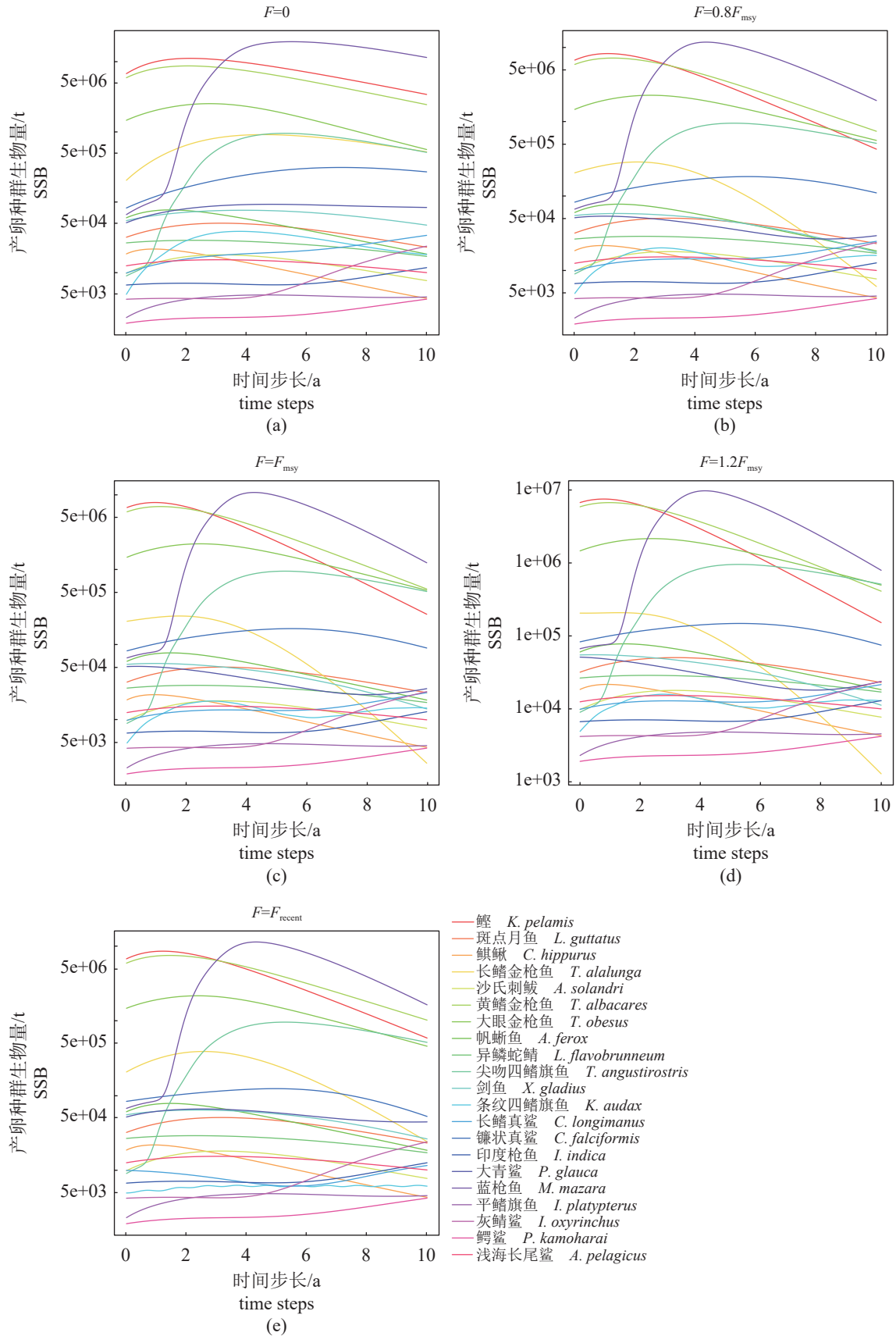


图3 不同捕捞策略与产卵种群生物量的关系

Fig. 3 Relationship between different fishing strategies and SSB

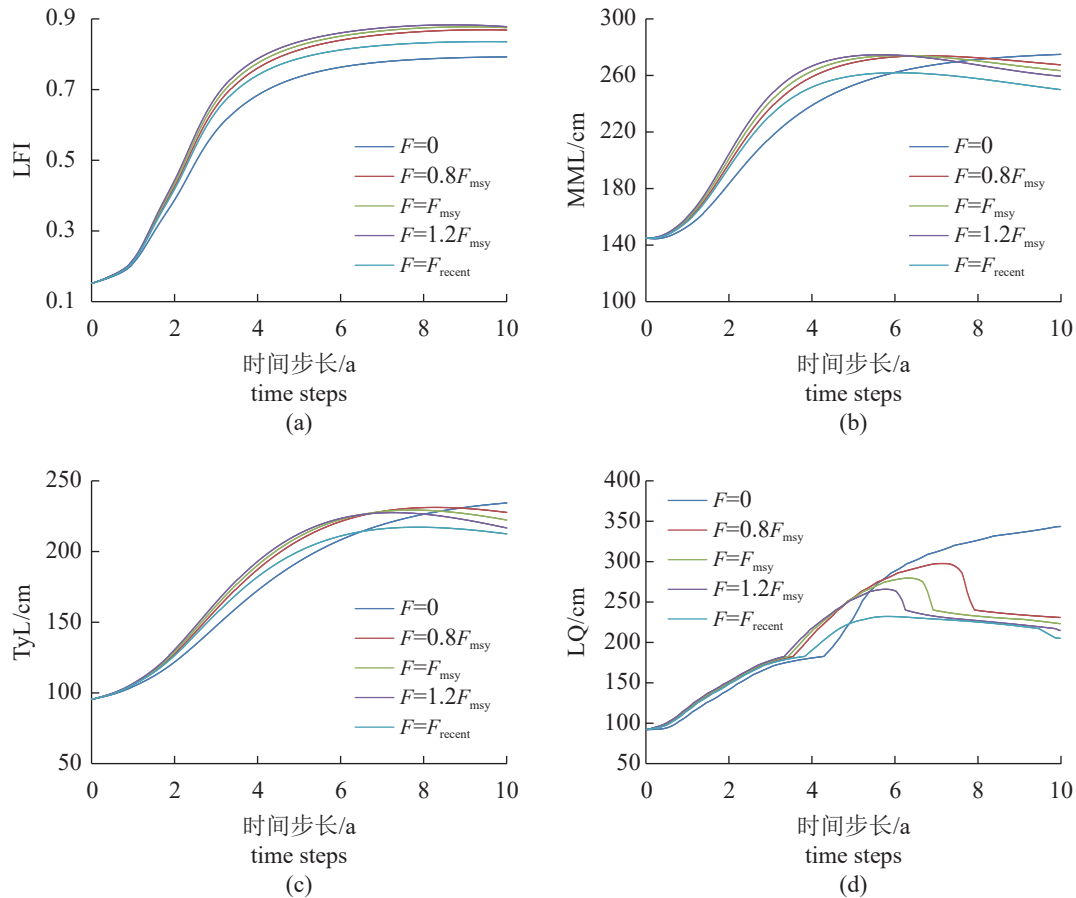


图 4 不同捕捞策略与生态指标的关系

Fig. 4 Relationship between different fishing strategies and ecological indicator

鲉资源量减少。条纹四鳍旗鱼、长鳍真鲨、镰状真鲨、蓝枪鱼等大型鱼种的资源量下降, 除捕捞原因外, 被捕食者生物量减少, 造成自然死亡率增大, 这也是资源量下降的原因之一<sup>[30]</sup>。这都表明捕捞对海洋生态系统有着直接的影响, 尤其会直接减少鱼类种群丰度<sup>[31]</sup>。与未捕捞时相比, 大青鲨资源量上升, 可能是由于被捕食者资源量比较充足, 以及捕捞开始时其资源尚处于较低开发水平, 适度的捕捞促进其繁殖力增加、补充量上升引起。群落里物种的资源量变化, 除捕捞原因外, 物种间相互捕食关系也是重要的影响因素, 特别是不同物种的个体大小分布。总体而言, 根据目前的  $F_{\text{recent}}$  进行捕捞情景下, 未来 10 年里生态系统内物种资源基本保持稳定 (图 2, 图 3), 表明该生态系统目前主要鱼种的捕捞强度处于可持续水平。由于  $F_{\text{recent}}$  是参考 WCPFC 目前的评估结果设定, 因此间接地表明 WCPFC 目前就这几个鱼种的管理是可持续的。

### 3.2 捕捞对生态系统状态的影响

大型鱼类指数 (LFI)、平均最大长度 (MML)、典型长度 (TyL) 这 3 种指标都被用于海洋中较大物种群落多样性的度量<sup>[32-33]</sup>。以往理论和实证研究表明, 捕捞强度与基于体长的指标之间存在明显的关系<sup>[34]</sup>。Yemane 等<sup>[35]</sup> 对 1986—2003 年南非南部海域进行研究发现, 鱼类群落中大型鱼类的平均长度、平均最大长度和比例都有所减少, 小型鱼类的比例相应增加。Engelhard 等<sup>[36]</sup> 对比了北海 1983—1999 年和 2000—2012 年时期的渔业管理发现, 在整个期间, 北海大部分地区的 LFI 都有所下降。Stamoulis 等<sup>[37]</sup> 研究发现基于桁杆拖网调查的 LFI 与比目鱼捕捞死亡率呈负相关。东北大西洋海洋环境保护公约评估表明, TyL 指标衡量鱼类群落的大小结构, 它在高捕捞压力下会减小。而本研究中, 在有捕捞的前六年, MML、TyL、LQ 随着捕捞努力量的增大而增大 (图 4)。这可能是因为建模选择的物种都属于中型以上

物种, 并且 4 种捕捞策略只对 10 个种群进行捕捞, 这 10 个种群的大型个体变少, 另外未被捕捞的印度枪鱼、灰鲸鲨、浅海长尾鲨等大型物种群体的丰度增大, MML、TyL 和 LQ 变大。随后可能由于模型内部种群间的竞争捕食和自然死亡等原因, 导致未捕捞种群丰度减小, 从而生态系统总体丰度减小, MML、TyL 和 LQ 变小。在捕捞的过程中, LFI 总是随着捕捞的增大而增大, 这可能是由于模拟物种数量较少, 同时模拟的时间只有 10 年, 模拟年限较短。LFI 是大个体鱼类的生物量比例, 若随着捕捞努力量增大, 选择性使小个体生物不断减少, 则该指数会一直增大。

模拟结果中, 体长分位数 (LQ) 在约第 6 年出现一个波峰 (图 4)。这可能说明, 各种群在这个阶段由于产卵进行补充, 补充的小个体虽然会长大, 但实际上死亡率很高<sup>[33]</sup>。4 个指标在  $F=F_{\text{recent}}$  捕捞策略下与  $F=0.8F_{\text{msy}}$  更为接近, 这说明最近几年的捕捞活动都在最大可持续范围之内。通过对 4 个指标在捕捞下的时间序列进行比较, LFI 和 TyL 的波动走向最为相似 (图 4)。因此, 在捕捞驱动下, TyL 可以提供相当于 LFI 的信息, 可以完全代替 LFI, 作为评估本模拟群落的最适指标。这在以往的研究中也有类似规律<sup>[32]</sup>。

本研究通过运用 LeMaRns 模型首次对热带中西太平洋中上层渔业生态系统资源变化状况进行预测。从结果来看, 预测的趋势是合理的, 但因本研究的模拟做了简化, 一些鱼种的预测生物量并未与 WCPFC 单鱼种评估预测的生物量或变化规律相似。主要简化包括: 假设可捕系数为 1; 模拟的物种基本上都是中大型物种, 物种数也比较少, 食物网关系并不全面; 部分鱼种的生物学参数并非实际观测估算, 而是参考了相关文献发表的结果。LeMaRns 是体长结构模型, 加上本研究对象主要为大型鱼类, 模型拟合和预测运行时间很长。本研究仅模拟预测了 10 年, 但预测结果已经显示出一定的变化规律。本研究为该海域基于生态系统的金枪鱼渔业管理提供了进一步研究的基础, 对渔业管理也有一定的参考价值。

## 参考文献 (References):

[1] 梁甲瑞. 中法南太平洋地区海洋治理合作: 内在逻辑与现实

选择[J]. 海洋开发与管理, 2021, 38(2): 41-48.

Liang J R. The initial logic and realistic choice for the cooperation between China and France in South Pacific region[J]. Ocean Development and Management, 2021, 38(2): 41-48 (in Chinese).

[2] 王丽荣, 于红兵, 李翠田, 等. 海洋生态系统修复研究进展[J]. 应用海洋学学报, 2018, 37(3): 435-446.

Wang L R, Yu H B, Li C T, *et al.* Progress in marine ecosystem restoration[J]. Journal of Applied Oceanography, 2018, 37(3): 435-446 (in Chinese).

[3] 张崇良, 陈勇, 韩东燕, 等. 生态模型在渔业管理中的应用[J]. 海洋学报, 2017, 39(10): 1-18.

Zhang C L, Chen Y, Han D Y, *et al.* The application of ecological models in fisheries management[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2017, 39(10): 1-18 (in Chinese).

[4] 鄢帮有, 周杨明, 于秀波. 论生态指标在生态学和政策之间的桥梁作用[J]. 长江流域资源与环境, 2012, 21(7): 869-874.

Yan B Y, Zhou Y M, Yu X B. Ecological indicator: the bridge between ecological science and policy[J]. Resources and environment in the Yangtze Basin, 2012, 21(7): 869-874 (in Chinese).

[5] 周杨明, 于秀波, 鄢帮有. 生态指标研究的若干问题[J]. 生态环境学报, 2013, 22(3): 541-546.

Zhou Y M, Yu X B, Yan B Y. Some problems on ecological indicator research[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2013, 22(3): 541-546 (in Chinese).

[6] 肖劲锋, 宫辉力, 李京, 等. 面向海洋渔业可持续发展的海洋渔业服务模型库系统[J]. 水产学报, 2000, 24(3): 235-239.

Xiao J F, Gong H L, Li J, *et al.* Model base system for marine fishery services aimed at promoting marine fishery sustainable development[J]. Journal of Fisheries of China, 2000, 24(3): 235-239 (in Chinese).

[7] Spence M A, Bannister H J, Ball J E, *et al.* LeMaRns: a length-based multi-species analysis by numerical simulation in R[J]. PLoS One, 2020, 15(2): e0227767.

[8] Whipple S J, Link J S, Garrison L P, *et al.* Models of predation and fishing mortality in aquatic ecosystems[J]. Fish and Fisheries, 2000, 1(1): 22-40.

[9] Heymans J J, Coll M, Link J S, *et al.* Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management[J]. Ecological Modelling, 2016, 331: 173-184.

[10] 初建松, 曹曼, 赵林林, 等. 基于CiteSpace的EwE模型文献计量学与可视化分析[J]. 应用生态学报, 2021, 32(2): 763-770.

Chu J S, Cao M, Zhao L L, *et al.* Bibliometrics and visualization analysis of EwE model based on CiteSpace[J]. Chinese

- Journal of Applied Ecology, 2021, 32(2): 763-770 (in Chinese).
- [11] Hall S J, Collie J S, Duplisea D E, *et al.* A length-based multispecies model for evaluating community responses to fishing[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2006, 63(6): 1344-1359.
- [12] Thorpe R B, Le Quesne W J F, Luxford F, *et al.* Evaluation and management implications of uncertainty in a multispecies size-structured model of population and community responses to fishing[J]. *Methods in Ecology and Evolution*, 2015, 6(1): 49-58.
- [13] Rochet M J, Collie J S, Jennings S, *et al.* Does selective fishing conserve community biodiversity? Predictions from a length-based multispecies model[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2011, 68(3): 469-486.
- [14] Babcock E A, Coleman R, Karnauskas M, *et al.* Length-based indicators of fishery and ecosystem status: Glover's Reef Marine Reserve, Belize[J]. *Fisheries Research*, 2013, 147: 434-445.
- [15] Connor L, Matson R, Kelly F L. Length-weight relationships for common freshwater fish species in Irish lakes and rivers[J]. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 2017, 117(2): 65-75.
- [16] Walker N D, Maxwell D L, Le Quesne W J F, *et al.* Estimating efficiency of survey and commercial trawl gears from comparisons of catch-ratios[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2017, 74(5): 1448-1457.
- [17] Thorpe R B, Dolder P J, Reeves S, *et al.* Assessing fishery and ecological consequences of alternate management options for multispecies fisheries[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2016, 73(6): 1503-1512.
- [18] Lin Q Q, Zhu J F. Topology-based analysis of pelagic food web structure in the central and eastern tropical Pacific Ocean based on longline observer data[J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2020, 39(6): 1-9.
- [19] 郑晓春. 东太平洋大眼金枪鱼摄食生态及其栖息环境研究[D]. 上海: 上海海洋大学, 2014.
- Zheng X C. Investigation on feeding ecology and habitat characteristics of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2014 (in Chinese).
- [20] 党莹超. 北太平洋大眼金枪鱼摄食生态及其栖息环境的研究[D]. 上海: 上海海洋大学, 2020.
- Dang Y C. Investigation on feeding ecology and habitat characteristics of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Northern Pacific Ocean[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2020 (in Chinese).
- [21] 许柳雄, 朱国平, 宋利明. 印度洋中西部水域大眼金枪鱼的食性[J]. *水产学报*, 2008, 32(3): 387-394.
- Xu L X, Zhu G P, Song L M. Feeding behavior of *Thunnus obesus* in the west-central Indian Ocean[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2008, 32(3): 387-394 (in Chinese).
- [22] Froese R, Pauly D. FishBase[EB/OL].(2019-01-01) [2022-03-01]. <https://www.fishbase.org>.
- [23] Thorson J T, Munch S B, Cope J M, *et al.* Predicting life history parameters for all fishes worldwide[J]. *Ecological Applications*, 2017, 27(8): 2262-2276.
- [24] Ward B A. Marine ecosystem model analysis using data assimilation[D]. Southampton: University of Southampton, 2009.
- [25] Spence M A, Blackwell P G, Blanchard J L. Parameter uncertainty of a dynamic multispecies size spectrum model[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2016, 73(4): 589-597.
- [26] Vernon I, Goldstein M, Bower R. Galaxy formation: Bayesian history matching for the observable universe[J]. *Statistical Science*, 2014, 29(1): 81-90.
- [27] Gelman A, Carlin J B, Stern H S, *et al.* Bayesian data analysis[M]. 3rd ed. London: Chapman and Hall, 2013.
- [28] Swendsen R H, Wang J S. Replica Monte Carlo simulation of spin-glasses[J]. *Physical review letters*, 1986, 57(21): 2607-2609.
- [29] 程家骅, 姜亚洲. 捕捞对海洋鱼类群落影响的研究进展[J]. *中国水产科学*, 2008, 15(2): 359-366.
- Cheng J H, Jiang Y Z. Methods for evaluating fishing effects on fish community[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2008, 15(2): 359-366 (in Chinese).
- [30] Halouani G, Le Loc'h F, Shin Y J, *et al.* An end-to-end model to evaluate the sensitivity of ecosystem indicators to track fishing impacts[J]. *Ecological Indicators*, 2019, 98: 121-130.
- [31] 陈作志, 邱永松, 贾晓平, 等. 捕捞对北部湾海洋生态系统的影响[J]. *应用生态学报*, 2008, 19(7): 1604-1610.
- Chen Z Z, Qiu Y S, Jia X P, *et al.* Effects of fishing on the marine ecosystem of Beibu Gulf[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(7): 1604-1610 (in Chinese).
- [32] Jackson J B C, Kirby M X, Berger W H, *et al.* Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems[J]. *Science*, 2001, 293(5530): 629-637.
- [33] Lynam C P, Rossberg A G. New univariate characterization of fish community size structure improves precision beyond the large fish indicator[Z]. arXiv preprint arXiv: 1707.06569, 2017.
- [34] Bitetto I, Romagnoni G, Adamidou A, *et al.* Modelling spatio-temporal patterns of fish community size structure across the

- northern Mediterranean Sea: an analysis combining MEDITS survey data with environmental and anthropogenic drivers[J]. *Scientia Marina*, 2019, 83(S1): 141-151.
- [35] Yemane D, Field J G, Leslie R W. Indicators of change in the size structure of fish communities: a case study from the south coast of South Africa[J]. *Fisheries Research*, 2008, 93(1-2): 163-172.
- [36] Engelhard G H, Lynam C P, García-Carreras B, *et al.* Effort reduction and the large fish indicator: spatial trends reveal positive impacts of recent European fleet reduction schemes[J]. *Environmental Conservation*, 2015, 42(3): 227-236.
- [37] Stamoulis A, Torrelee E. The response of the North Sea demersal fish community to changing fishing pressure as seen through the prism of the large fish indicator[J]. *Fisheries Research*, 2016, 181: 222-233.

## Analysis of pelagic ecosystem dynamics in the western and central tropical Pacific based on the LeMaRns model

ZHANG Chunyue<sup>1,2</sup>, LIN Qinqin<sup>1,2\*</sup>, CHEN Zuozhi<sup>3</sup>, ZHU Jiangfeng<sup>1,2,4,5\*</sup>, LI Xiuchao<sup>1,2</sup>

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 Ocean University, Shanghai 201306, China;

3. South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Guangzhou 510300, China;

4. Key Laboratory of Oceanic Fisheries Exploration, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;

5. National Distant-water Fisheries Engineering Research Center, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China

**Abstract:** The western and central tropical Pacific Ocean is one of the most productive marine ecosystems and a principal tuna fishing area globally. To investigate the effects of fishing on the marine ecosystem's structure in this region, LeMaRns model, an ecosystem model based on body length structure, was developed. It simulated and analyzed the impacts of tuna fisheries on key species and ecosystem indicators. The model evaluated five fishing strategies, including  $F=0$  (i.e. no fishing activity),  $F=F_{msy}$  (fishing mortality at maximum sustainable yield),  $F=F_{recent}$  (average fishing mortality in recent years),  $F=0.8F_{msy}$ , and  $F=1.2F_{msy}$ , with projections for 10 years on 10 species. The study analyzed the effects of these strategies on two single species indicators of biomass (B), spawning stock biomass (SSB) and four ecosystem indicators of Large fish indicators (LFI), Mean maximum length (MML), typical length (TyL) and length quantile (LQ). Findings indicated that the biomass of the species generally reached equilibrium at  $F=0$ . Under fishing pressure, the biomass of tuna species such as *Thunnus obesus*, *Xiphias gladius*, *T. albacares*, *Katsuwonus pelamis* and *T. alalunga* decreased by 0.26% to 99.75%, while that of *Isurus oxyrinchus*, *Istiophorus platypterus*, and *Istiompax indica* increased by 0.01% to 12.51%. The biomass of *Prionace glauca* increased by 36.74%, and the spawning stock biomass decreased by 60%. Other species' resource status remained largely unchanged. Over the first six years of simulated fishing, MML, TyL, and LQ initially increased with fishing effort and then decreased; LFI consistently increased. The study suggested that the western and central tropical Pacific ecosystem would be in a sustainable state under the recent fishing mortality over the next decade. The LeMaRns model can be used to simulate and analyze large-scale marine ecosystems, providing a valuable ecosystem-level approach for fisheries management.

**Key words:** fisheries management; LeMaRns model; fishing strategy; ecosystem; ecological indicators; Western and Central Pacific

**Corresponding authors:** LIN Qinqin. E-mail: [qqlin@shou.edu.cn](mailto:qqlin@shou.edu.cn);

ZHU Jiangfeng. E-mail: [jfzhu@shou.edu.cn](mailto:jfzhu@shou.edu.cn)

**Funding projects:** National Natural Science Foundation of China (41676120); Open Fund of South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences (D-8005-20-0224)