

DOI: 10.3724/SP.J.1118.2019.18291

有限数据渔业种群资源评估与管理——以小黄鱼为例

刘尊雷, 袁兴伟, 杨林林, 严利平, 程家骅

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

摘要: 传统的渔业资源评估方法需以翔实的调查和渔业数据为基础, 而现有的大多数种类面临着着渔获量、基础生物学、有效捕捞努力量等数据缺失问题, 因此并不适合采用数据需求较高的模型进行评估和管理。面临着渔业资源衰退的严峻形势和渔获量限额管理的迫切要求, 基于有限数据的评估方法和渔获量相关的管理方案正被越来越多的国家采用。本研究以东海小黄鱼(*Larimichthys polyactis*)种群为例, 根据渔获量、自然死亡、消减率、生物学参数、开捕体长等数据, 采用 54 种有限数据评估方法, 模拟 3 种捕捞动态, 对小黄鱼进行管理策略评价和资源评估。结果显示, 以相对产量(relative yield, RY)不低于 50%、过度捕捞概率(probability of overfishing, POF)小于 50%、生物量低于最大可持续生物量的 10%($B < 0.1B_{MSY}$)的概率小于 20%为风险控制水平, 捕捞强度随机波动和增长情景下, 分别有 6 个管理方案(management procedures, MPs)满足既定管理目标; “一般型”和“增长型”捕捞强度情景下, 14 个 MPs 满足管理目标。权衡分析 3 种捕捞动态下的 MPs, 50%FMSY 基准法(FMSYref50)可作为小黄鱼渔业最佳的管理方案, POF 介于 5.46%~6.70%, $B < 0.5B_{MSY}$ 概率介于 15.66%~22.73%, 长期获得的相对产量介于 52%~100%; 然而, FMSYref50 确定的可接受生物学渔获量(acceptable biological catch, ABC)仅有 1.08×10^4 t, 与当前产量相差较大。因此, 考虑到降低捕捞强度为渔业管控的发展趋势, 建议采用动态 F 比值法(DynF)为小黄鱼渔业管理方案, “下降型”捕捞强度情景下, POF 为 37.84%, $B < 0.5B_{MSY}$ 概率为 38.63%, 长期获得的相对产量为 84%, ABC 为 4.03×10^4 t。根据敏感性分析, 发现 DynF 评估的 ABC 对捕捞产量、资源丰度指数不敏感, 而对自然死亡系数、最大可持续捕捞死亡系数与自然死亡系数比值(FMSY_M)和当前资源量均较为敏感, 参数值增加会导致 ABC 增加, 表明在开展渔业资源评估时需要着重提高这 3 种参数的准确性。

关键词: 东海; 小黄鱼; 有限数据方法; 资源评估; 可接受生物学渔获量

中图分类号: S92

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2019)04-0621-15

20 世纪 80 年代以来, 海洋开发力度急剧增长, 引起生物资源栖息地功能丧失、恢复力减弱、资源过度消耗等一系列问题, 极大限制了海洋生态系统的功能运转和产出能力。保护生物资源栖息地, 科学养护和开发生物资源是生态系统健康发展的前提条件。为缓解渔业资源压力, 一系列管控和养护措施陆续颁布并执行, 并形成了当前较为完备的中国近海渔业管理体系, 如伏季休渔制度、渔船数和功率双控制度、转产转业、网具技术限制等, 有力地遏制了资源持续衰退的趋势,

保持了资源结构的相对稳定。然而, 生态系统处于“幼态”的局面并没有改变^[1], 低位水平的平衡与资源修复的目标相距甚远。在投入控制的基础上, 实行产出控制被越来越多的国家或区域采纳并实施, 建立产出控制是新形势下管理模式向限额捕捞转变的必然需求。《中华人民共和国渔业法》已明确提出了实施限额捕捞制度的要求。2013 年, 《国务院关于促进海洋渔业持续健康发展的意见》提出健全渔业资源调查评估制度, 科学确定可捕捞量。2016 年, 农业部发布了进一步加强

收稿日期: 2018-09-04; 修订日期: 2019-02-21.

基金项目: 农业农村部近海渔业资源调查项目和农业农村部中日暂定水域渔业资源调查项目; 农业农村部东海区资源动态监测网络专项.

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

通信作者: 程家骅, 研究员, 研究方向为渔业资源学. E-mail: ziyuan@sh163.net

国内渔船管控、实施海洋渔业资源总量管理的通知,确定了实现捕捞总产量与海洋渔业资源承载能力相协调的调控目标。可见,从投入到产出管理模式的转变符合国家政策对渔业管理的指导方向。

限额捕捞需要以科学的资源评估为基础,然而,世界上 90%以上的鱼种或种群存在数据缺失问题^[2]。东海区海洋渔业资源有近 700 种,其中经济价值较高的种类有 40 种左右,有渔获量统计的鱼类 25 种^[3-4],但能够采纳中等驱动模型开展评估的种类仅有带鱼、小黄鱼等少数种类^[5-6]。资源评估的瓶颈是当前数据主要来源于以科研为主导的研究项目,缺乏长期的资源调查支撑,数据基础薄弱,如数据不连续、区域覆盖面积代表性不足、调查和统计数据不完整等。基于数据缺失的现状,渔业资源评估没法采用中等或复杂的评估模型,迫切需要发展有限数据的评估方法。近年来,有限数据评估方法的研究越来越多,包括基于衰减水平的校正平均渔获量法、种群消减分析法、基于渔获量的最大可持续产量法、生物学特征法等,丰富了传统的资源评估技术体系^[7]。有限数据方法工具箱(data-limited methods toolkit, DLMtool)是在有限数据评估方法的基础上集成的技术程序,是一种利用模拟技术,通过管理策略评估框架,评价多种有限数据方法执行效果的标准化分析过程,已被多个国家或地区采纳,如中大西洋渔业管理委员会设定渔获量限额、加利福尼亚和加勒比海渔业的管理应用等^[8],取得了较好的管理效果。

小黄鱼(*Larimichthys polyactis*)属暖温性近底层鱼类,是东黄海区重要的经济鱼种之一^[4]。该鱼种分布范围较广,既是支撑沿岸渔民的生计渔业,也是中日韩三国共同利用的商业鱼种,长期被拖网、流刺网和张网渔业捕捞^[4]。20 世纪 60 年代开始小黄鱼资源逐渐衰退,80 年代平均年产量降到最低。在产卵场保护和休渔期养护等专项措施管理下,小黄鱼资源有所恢复,当前捕捞产量维持在 $13 \times 10^4 \sim 14 \times 10^4$ t^[3],但该鱼种生物学特征也发生了明显变化,如生长速率加快、性成熟提前、个体小型化等^[9]。此外,渔获物以幼鱼为主,种群结构低龄化等现象也愈加突出。鉴于小黄鱼重要

的渔业地位和严峻形势,其资源状况长期受到广泛的关注,也有较多的研究报道,如刘尊雷等^[6]采用了两种形式的非平衡产量模型,分析了稳定环境和波动环境机制下预防性渔业管理生物参考点。但该研究以维持最大可持续产量或资源量为目标,忽略了对捕捞产量和效益的可能影响。李九奇等^[10]采用基于 Bayes 方法的 Pella-Tomlinson 模型对东海区小黄鱼渔业资源动态进行了科学评析,模拟了不同管理方案下资源量和渔获量的变化过程;该方法同时融合了参数不确定性问题和资源量、渔获量的权衡分析,但所采用的数据和技术较为单一,对数据以及评估技术不确定性问题缺乏系统的定量分析。本研究从生物学特征、开捕体长、捕捞努力量、资源丰度等不同的种群和开发特征属性入手,利用 DLMtool 管理策略评估技术,在同一尺度下聚焦于维持较低的过度捕捞概率和资源衰退风险,并使渔获量保持相对稳定这一复合管理目标,研究比较多种评估技术和管理方案的适用性,旨在筛选适用于东海小黄鱼种群的评价方法和管理方案,为小黄鱼及其相关渔业资源的管理决策提供依据。

1 材料与方法

1.1 数据来源

1.1.1 渔业数据 渔业数据包括东海区小黄鱼捕捞产量和单位捕捞努力量渔获量(catch per unit effort, CPUE)。捕捞产量数据来自《中国渔业统计年鉴》,本文统计年份为 1999—2014 年。CPUE 年份与捕捞产量数据一致,来自东海区春、夏季双船底拖网渔业资源调查,其中春季调查时间为 4—5 月,夏季调查时间为 8—9 月,两个航次调查分别处于渔业初期和渔业末期,能够代表当年资源状况;调查范围自黄海南部至东海中部,个别年份的边界范围略有差异,但基本覆盖东海小黄鱼种群主要分布区。站位采用均匀网格设置,间隔 $30' \times 30'$ 。本文采用的 CPUE 为广义线性模型(generalized linear model, GLM)^[11]标准化值,自变量包括年份、季节、水深、经度和纬度。

1.1.2 生物学数据 生物学数据包括生长、繁殖、死亡、捕捞选择性等不同属性参数,本文采用数

据见表1。von Bertalanffy 生长参数渐进体长(L_{inf})、生长速率(K)、零长度理论年龄(t_0)、自然死亡(M)和生物量相关值均引自前期研究结果^[12]; 体长(L)和体重(W)关系参数为幂函数方程 $W=aL^b$ 估算, 条件因子(a)和异速生长指数(b)分别表示为 wla 、 wlb ; 性成熟体长为繁殖期性成熟比例和体长组拟合, 拟合方式为 logistic 方程^[13], 获取参数值 50%性成熟体长(length at 50% mature, LM_{50})和 95%性成熟体长(length at 95% mature, LM_{95}); 开捕体长根据渔获物体长结构的经验累积分布估算^[14], 参数值为首次开捕长度(length at first capture, LFC)和完全选择长度(length at full selection, LFS), 分别以 5%和 95%选择性长度代表, 通过 logistic 方程计算该值; 衰减率 Dt 为分析时期内亲体量的相对衰减速率, 通过亲体量资源量(spawning stock biomass, SSB)计算, 表达式为 SSB_{2014}/SSB_{1999} ; 陡度值无法通过模型直接估算, 因此借鉴石首鱼科相似生活史种类设定为 0.87^[15], 在管理策略评估(management strategies evaluation, MSE)过程为增加不确定性, 设置较宽的变化区间, h 为 0.5~0.9。

1.2 分析方法

DLMtool 是一种整合了多种有限数据方法的执行程序, 可以通过 R 语言 DLMtool 包实现^[16]。本文应用 DLMtool 程序, 通过一系列过程估算小黄鱼种群的可接受生物学渔获量(acceptable biological catch, ABC)范围。首先, 基于操作模型开展管理策略评估, 操作模型首先构建了种群生物学、捕捞强度动向和观测模型, 然后选择渔业的测度指标及阈值, 包括生物学测度指标(资源量水平过度、努力量水平过度)和产量测度指标(相对长期过度度和短期过度或产量的年变化率), 阈值则用来定义可接受的概率水平。操作模型被用来计算每种管理方案满足测度指标的概率, 基于分析结果, 进一步选择适用的管理方案, 我们采用过度捕捞概率(probability of overfishing, POF)低于 50%, 并且相对产量高于 50%的管理方案。第二步, 将选择的管理方案应用于实际种群分析, 每种管理方案通过参数不确定性随机参数化, 产生 ABC 分布, 对满足测度指标的每一种管理方案计算 ABC 的中位数作为最终决策值。

1.2.1 管理策略评价 管理策略评价是通过模拟过程选择最适管理策略的技术框架, 其核心是以系统变化和不确定性为背景(充分考虑到种群和渔业, 如观测误的不确定性以及将来可能影响种群动态的环境和生态条件不确定性), 以种群响应过程为目标, 基于操作模型模拟种群动态, 并利用测度指标权衡评价不同管理策略的执行风险, 从而确定哪种管理策略能够满足预定的管理目标^[16-17]。

1.2.2 管理目标 为评价不同管理方案执行后的相对效果, 渔业管理决策者需要指定清晰而具体的管理目标。因此设定管理目标是首要任务, MSE 分析均是基于实现这一目标而开展。当前广泛使用的目标是确保种群维持在最大可持续生物量以上。在渔获率策略背景下, 单种类的管理通常有着多个目标, 如产量最大化、年渔获量稳定、利益最大化、资源恢复最快化、资源量和捕捞强度可持续等。小黄鱼为衰退种类, 资源的恢复和重建给予优先权, 同时兼顾捕捞产量变化, 确保产量不会发生急剧下降而在较大程度上影响渔民收入。

1.2.3 管理方案 管理方案(MP)也称为管理策略, 是保障渔业资源可持续利用的技术措施, 如体长限制、捕捞强度控制、时间-空间管理、产量限额等。根据数据类型和要求的不同, 本文初次共采用了 54 种 MPs(表 1), 从投入控制、产出控制和参考基准水平 3 个层面, 涵盖了基于开发率、产量、丰度、生物学特征等不同方法。

1.2.4 测度指标 测度指标是度量管理方案是否实现其目标的具体指标, 通常以生物参考点表示, 本文选择 B/B_{MSY} 、 F/F_{MSY} 和相对产量(relative yield, RY)为测度指标, 其中相对产量为预测周期内最后 5 年平均产量与基准产量的比值。通过 MSE 模拟计算, 对相对产量、过度捕捞概率 $F>F_{MSY}$ 和 $B<0.1B_{MSY}$ 权衡分析(最低的管理目标), 以相对产量不低于 50%、POF 小于 50%, $B<0.1B_{MSY}$ 概率小于 20%为风险控制水平, 每个选定的管理方案预测年限设定为 30 年, 模拟 200 次, 100 次重复抽样, 由此构成了测度指标的概率分布, 分析每个管理方案 POF、 $B<B_{MSY}$ 、 $B<0.5B_{MSY}$

(续表 1 Tab. 1 continued)

MP	Year	Catch	Ind	Rec	Avc	ML	Depl- ction	MSY	F_{MSY}	F_{MSY}/M	B_{MSY}/B_0	M	LFC	LFS	L_{inf}	Abun	K	L_{50}	Dt	t_0	wla	wlb	Max- age	CAA	q	模式
MRnoreal																										投入
MRreal																										产出
Rcontrol																										产出
Rcontrol2																										产出
SBT1																										产出
SBT2																										产出
SPmod																										产出
SPMSY																										产出
SPslope																										产出
SPSRA																										产出
YPR																										产出
YPR_CC																										产出

注: BK, Beddington-Kirkwood 生活史法; BK_CC, 基于渔获量曲线的 BK 生活史法; CC1, 稳定渔获量法; CompSRA, 基于年龄组成的种群消耗分析法(40-10 法则); curE, 当前捕捞努力量水平法; CC4, 70% 稳定渔获量法; DBSRA, 基于衰减水平的种群消耗分析法; DBSRA_40, 基于 40% 衰减水平的种群消耗分析法; DBSRA4010, 基于衰减水平的种群消耗分析法(40-10 法则); DCAC, 基于衰减水平校正平均渔获量法; DCAC_40, 基于 40% 衰减水平校正平均渔获量法; DCAC4010, 基于衰减水平校正平均渔获量法(40-10 法则); DepF, 基于衰减水平校正 F 比值法; DynF, 动态 F 比值法; EDCAC, 扩展的基于衰减水平校正平均渔获量法; Fadapt, 适应性捕捞死亡法; Fdem, 统计学的 FMSY 法; Fdem_CC, 统计学的 FMSY 和渔获量曲线法; FMSYref, FMSY 基准法; FMSYref50, 50% FMSY 基准法; FMSYref75, 75% FMSY 基准法; Fratio, F_{MSY}/M 比值法; Fratio_CC, F_{MSY}/M 比值和渔获量曲线法; Fratio4010, F_{MSY}/M 比值(40-10 法则); GB_CC, Geromont-Butterworth 稳定渔获量法; GB_slope, 采用稳定渔获率修正 Geromont-Butterworth 渔获量法; GB_target, Geromont-Butterworth 目标渔获率和渔获量法; Gcontrol, G-渔获量管理法; Islope1, 基于稳定丰度指数的 TAC 递增校正法; Islope4, 基于稳定丰度指数的 TAC 递增校正法(与 Islope1 区别是初始渔获量设置较低, TAC 变化对资源丰度响应较慢); Itarget1, 基于目标丰度指数的 TAC 递增校正法; Itarget4, 基于目标丰度指数的 TAC 递增校正法(与 Itarget1 区别是初始渔获量设置较低, 而目标渔获率较高); LstepCC1, 基于渔获量平均长度的 TAC 递增校正法; LstepCC4, 基于渔获物平均长度的 TAC 递增校正法(与 LstepCC1 的区别是初始渔获量设置较低); MCD, 平均渔获量递减法; MCD4010, 平均渔获量递减法(40-10 法则); MRnoreal, 区域 1 内禁止捕捞且取消区域内捕捞努力量; MRreal, 区域 1 内禁止捕捞, 但区域内捕捞努力量转移至区域外; Rcontrol, 结合统计学区内乘增长率校正 TAC 法; Rcontrol2, 结合统计学区内乘增长率校正 TAC 法(与 Rcontrol 的区别是假定剩余产量和生物量为二次方程关系); SBT1, 基于 CPUE 趋势的 TAC 递增校正法; SBT2, 基于资源量和渔获量水平的 TAC 递增校正法; SPmod, 基于剩余产量的 TAC 递增校正法; SPMSY, 最大可持续剩余产量捕捞趋势法; Spslope, 剩余产量斜率法; SPSRA, 种群消耗曲线法; YPR, 单位补充量渔获量法; YPR_CC, 结合渔获量曲线的单位补充量渔获量法。

Note: BK, Beddington and Kirkwood life-history; BK_CC, Beddington-Kirkwood life-history method combined with catch curve analysis; CC1, Constant catch; CompSRA, Age-composition-based estimate of current stock depletion; CompSRA4010, Age-composition-based estimate of current stock depletion (40-10 rule); curE- Current effort levels; CC4, 70% of constant catch; DBSRA, Depletion-based stock reduction analysis; DBSRA40, Depletion-based stock reduction analysis assuming 40% stock depletion; DBSRA4010, Depletion-based stock reduction analysis (40-10 rule); DCAC, Depletion corrected average catch; DCAC_40, Depletion corrected average catch assuming 40% stock depletion; DCAC4010, Depletion corrected average catch (40-10 rule); DepF, Depletion corrected Fratio; DynF, Dynamic Fratio; EDCAC, Extra depletion corrected average catch; Fadapt, Adaptive fishing mortality rate; Fdem, Demographic FMSY method; Fdem_CC, Demographic FMSY and catch curve analysis; FMSYref, Reference FMSY method; FMSYref50, 50% Reference FMSY method; FMSYref75, 75% reference FMSY method; Fratio, F_{MSY}/M ratio method; Fratio_CC, F_{MSY}/M ratio and catch curve method; Fratio4010, F_{MSY}/M ratio method (40-10 rule); GB_CC, Geromont-Butterworth constant catch; GB_slope, Modifies catch of Geromont-Butterworth aimed at stable catch rates; GB_target, Geromont-Butterworth target catch rate and catch; Gcontrol, G-harvest control rule; Islope1, Incrementally adjusts the TAC to maintain a constant abundance index; Islope4, Incrementally adjusts the TAC to maintain a constant abundance index (as Islope1 but starting catch level is lower and changes to the TAC are made less rapidly in response to trajectory in relative abundance); Itarget1, Incrementally adjusts the TAC to reach a target abundance index; Itarget4, Incrementally adjusts the TAC to reach a target abundance index (as Itarget1 but reference catch level is lower and target catch rate is higher); LstepCC1, Incrementally adjusts the TAC according to the mean length of catches; LstepCC4, Incrementally adjusts the TAC according to the mean length of catches (as LstepCC1 but starting at a lower initial catch level); MCD, Mean catch depletion; MCD4010 Mean catch depletion (40-10 rule); MRnoreal, Prevent fishing in area 1 and does not reallocate this fishing effort to other area; MRreal, Prevent fishing in area 1 and reallocate this fishing effort to other area; Rcontrol, Modifies TACs according to demographically derived prior for intrinsic rate of increase; Rcontrol2, Modifies TACs according to demographically derived prior for intrinsic rate of increase (similar to Rcontrol but assumes a quadratic relationship between surplus production and biomass); SBT1, Incremental adjustments the TAC based on the trend in CPUE; SBT2, Incremental adjustments the TAC based on the target biomass and catch levels; SPmod, Incremental adjustments the TAC based on the surplus production; SPMSY, Catch trend surplus production MSY; Spslope, Slope in surplus production; SPSRA, Surplus production stock reduction analysis; YPR, Yield per recruit analysis; YPR_CC, Yield per recruit analysis combined with catch curve estimate.

和 $B<0.1B_{MSY}$ 的风险程度, 筛选 MPs 进一步用于小黄鱼渔业的决策分析。

1.2.5 操作模型 操作模型是 MSE 框架的主要组成部分, 涵盖了渔业系统的不同特征, 包括模拟种群和捕捞动态参数及其不确定性、管理方案、观测模型等^[18]。DLMtool 运行的操作模型由 3 个模块组成, 即种群、捕捞和观测误模型。种群指定种类的生物学参数, 表 2 列出了小黄鱼种群生物学参数的取值或范围, 包括生长、繁殖、死亡、开发等属性参数。捕捞指定渔业捕捞参数, 通过指定时间捕捞死亡的年际变化及动向, 模拟未来的捕捞努力量的变化(表 3)。捕捞努力量通过随机步建模, 即下一年捕捞努力量与本年捕捞努力量变化具有相关性。本文模拟了 3 种捕捞努力量变化动态, 分别为“一般型”(generic_fleet)、“增长

型”(generic_IncE)、“下降型”(generic_DecE)。“一般型”假定每次模拟过程中捕捞努力量的变化量具随机性, 这种变化可能是逐年增加, 也可能是逐年减少。“增长型”捕捞努力量假定每次模拟中捕捞努力量年际随机增加。“下降型”捕捞努力量假定每次模拟中捕捞努力量年际随机下降。观测误指定了观测值的不确定性水平和偏差。本研究采用非精确的有偏观测模型。

1.2.6 渔获量确定和参数敏感性 在管理策略评估框架内, 通过测度指标和管理目标权衡, 筛选出合适的 MPs, 将该 MPs 应用于小黄鱼真实渔业, 种群和渔业开发参数值见表 2 和表 4, 计算 ABC 分布概况, 取中位值为渔业管理决策结果。部分 MPs 的 ABC 计算方式参见文献[19], 所有 MP 在 DLMtool 包源程序有详细过程^[16], 在本文中不再

表 2 小黄鱼 MSE 过程种群参数的取值(或范围)及描述
Tab. 2 The value (or ranges) and definitions of parameters used to define the SYC stock class in MSE

参数 parameter	描述 description	值或范围 value or range	来源 source
Maxage	最大年龄/a	7	文献[4]
R_0	无开发期补充量/ind, 基于最高渔获量任意指定	1000	指定 specified
M	自然死亡系数	(0.33, 0.53)	文献[12]
Msd	自然死亡年际变化	(0, 0.2)	指定 specified
Mgrad	自然死亡年变化率	(-0.2, 0.2)	指定 specified
h	陡度, 亲体量降低到未开发期亲体量的 20%时, 补充量相对未开发期补充量水平的比例	(0.5, 0.9)	指定 specified
SRrel	Richer 模型	2	文献[20]
L_{inf}	渐进体长/mm	(247.25, 267.25)	文献[12]
K	生长速度	(0.35, 0.45)	文献[12]
t_0	体长为零时的理论年龄/a	(-0.8, -0.3)	文献[12]
Ksd	生长速度标准差	(0, 0.05)	指定 specified
Kgrad	生长速度年变化率	(-0.2, 0.2)	指定 specified
Linfstd	渐进体长标准差	(0, 0.1)	指定 specified
Linfgrad	渐进体长年变化率	(-0.25, 0.25)	指定 specified
recgrad	对数正态补充量偏差年际变化率	(-10, 10)	指定 specified
AC	补充变化自相关	(0.1, 0.9)	指定 specified
wla	体长体重关系条件因子	0.00003	估算 estimated
wlb	体长体重关系幂函数	2.9116	估算 estimated
L_{50}	50%性成熟长度/mm	(110, 125)	估算 estimated
L_{50_95}	50%性成熟到 95%性成熟长度增量/mm	(10, 25)	估算 estimated
D	衰减率, $B_{current}/B_{unfished}$	(0.3, 0.5)	指定 specified
Size_area_1	已开发的相对面积	(0.8, 0.99)	指定 specified
Frac_area_1	已开发生物量比例	(0.8, 0.99)	指定 specified
Prob_staying	已开发区个体停留于该区域的概率	(0.8, 0.99)	指定 specified
Perr	对数正态补充量的变化范围	(0.5, 0.8)	指定 specified

表 3 小黄鱼渔业捕捞动向参数的取值(或范围)及描述

Tab. 3 The values (or ranges) and description of parameters used to define the SYC fleet dynamics in DLMTool

参数 parameter	描述 description	值 value		
Fleet	捕捞动向	generic fleet	generic_IncE	generic_DecE
nyears	模拟的年数	30	30	30
Spat_targ	空间目标参数, 捕捞强度和生物量空间分布关系	(1, 1)	(1, 1)	(1, 1)
LFS	完全选择长度, 这里为 95%选择时的体长/mm	142	142	142
L ₅	网具 5%选择时的体长/mm	70	70	70
Fsd	捕捞死亡系数年际变化	(0.1, 0.4)	(0.1, 0.4)	(0.1, 0.4)
Fgrad	捕捞死亡系数年际变化率	(-0.5, 0.5)	(0, 1)	(-1, 0)
qinc	可捕系数变化率	(-2, 2)	(-2, 2)	(-2, 2)
qcv	可捕系数年际变化	(0.1, 0.3)	(0.1, 0.3)	(0.1, 0.3)
Vmaxlen	最大体长组选择率	(0.99, 1)	(0.99, 1)	(0.99, 1)

表 4 小黄鱼种群和真实渔业开发参数

Tab. 4 The value and definitions of parameters used to real SYC stock

参数 parameter	值 value	描述 description	来源 source
Maxage	7	最大年龄/a	文献[4]
wla	0.00003	体长-体重关系条件因子	估算 estimated
wlb	2.9116	体长-体重关系异速生长指数	估算 estimated
L _{inf}	257.25	渐进体长/mm	文献[12]
K	0.40	生长速度	文献[12]
t ₀	-0.55	体长为零时的理论年龄/a	文献[12]
LM ₅₀	120	50%性成熟体长/mm	估算 estimated
LM ₉₅	135	95%性成熟体长/mm	估算 estimated
LFC	70	首次开捕长度, 这里为 5%选择体长/mm	估算 estimated
LFS	142	完全选择长度, 这里为 95%选择体长/mm	估算 estimated
B _{cur}	8.80	当前生物量/ $\times 10^4$ t	文献[12]
h	0.87	亲体-补充量关系陡度	文献[15]
M	0.43	自然死亡	文献[12]
F _{MSY} /M	2.79	最大可持续捕捞死亡系数与自然死亡比值	文献[12]
B _{MSY} /B ₀	0.37	最大可持续生物量与初始生物量比值	文献[12]
Dt	1.07	亲体量衰减率	估算 estimated

列出。为评估 MP 对参数的稳健性和敏感性, 对产量、CPUE 和生物学参数赋予不同程度的变异性, 分析对 ABC 的潜在影响。

2 结果与分析

2.1 备选管理方案执行效果评价

对 54 个 MP 执行 30a 周期的管理策略评价, 每个 MP 模拟 100 次。以 POF、P10、RF 为测度指标, 分析了 MP 在不同捕捞动向下的风险水平(表 5)。“通用型”捕捞强度下, 37 个 MP 的过度捕捞概率低于 50%, 其中 CompSRA4010、BK_CC、CompSRA 过度捕捞概率均在 90%以上; 若将资

源量维持在最低的管理目标水平($B < 0.1B_{MSY}$ 低于 20%), 87%的 MP 均能满足这一要求; 但 Fdem_CC、SBT2、SPmod、YPR_CC、CompSRA4010、BK_CC、CompSRA 7 个 MP 的 $B < 0.1B_{MSY}$ 概率高于 20%, 即资源在极大程度上达到了衰竭的风险水平; RF 高于 50%的 MP 有 16 个, 约占总 MP 的 29.6%, 其中高于 60%的 MP 仅有 2 个, 分别为 FMSYref75 和 FMSYref。结合 3 个测度指标, 以产量不会大幅降低、过度捕捞概率小于 50%、生物量衰竭概率小于 20%为管理目标, 能够同时满足目标的 MP 有 6 个, 分别为 DepF、DynF、FMSYref、FMSYref50、FMSYref75、Fratio。

表 5 管理方案在不同捕捞动向下的执行效果统计分析
 Tab. 5 Performing procedures and their performance for the three different effort scenarios

MP	generic fleet			generic IncE			generic DecE		
	P10	POF	RF	P10	POF	RF	P10	POF	RF
BK	0.19	0.73	0.57	0.22	0.76	0.94	0.23	0.76	1.20
BK_CC	0.29	0.91	0.51	0.34	0.93	0.93	0.32	0.89	0.88
CC1	0.13	0.59	0.41	0.21	0.66	0.70	0.18	0.60	0.61
CC4	0.06	0.32	0.31	0.13	0.44	0.50	0.10	0.36	0.41
CompSRA	0.31	0.96	0.50	0.33	0.94	0.85	0.34	0.96	0.96
CompSRA4010	0.28	0.89	0.52	0.31	0.86	0.84	0.31	0.87	0.98
curE	0.03	0.26	0.37	0.08	0.46	0.61	0.07	0.40	0.49
curE75	0.02	0.19	0.34	0.06	0.36	0.56	0.05	0.31	0.46
DBSRA	0.04	0.44	0.45	0.08	0.40	0.48	0.08	0.42	0.48
DBSRA_40	0.10	0.48	0.37	0.17	0.52	0.58	0.16	0.55	0.58
DBSRA4010	0.03	0.32	0.42	0.04	0.28	0.43	0.04	0.31	0.41
DCAC	0.06	0.29	0.33	0.09	0.32	0.49	0.12	0.38	0.55
DCAC_40	0.05	0.27	0.31	0.09	0.30	0.48	0.12	0.37	0.54
DCAC4010	0	0.08	0.22	0.02	0.09	0.23	0.02	0.12	0.26
DD	0.08	0.47	0.42	0.13	0.56	0.64			
DD4010	0.06	0.40	0.45	0.07	0.39	0.56	0.06	0.31	0.50
DepF	0.02	0.28	0.52	0.04	0.22	0.52	0.04	0.24	0.62
DynF	0.09	0.42	0.52	0.10	0.37	0.73	0.11	0.38	0.84
EDCAC	0.03	0.25	0.37	0.04	0.24	0.36	0.04	0.25	0.40
Fadapt	0.11	0.51	0.53	0.13	0.47	0.77	0.14	0.46	0.82
Fdem	0.11	0.53	0.59	0.14	0.54	0.80	0.14	0.53	0.93
Fdem_CC	0.21	0.72	0.49	0.24	0.73	0.85	0.22	0.68	0.79
FMSYref	0.02	0.47	0.69	0.09	0.50	1.30	0.09	0.50	1.30
FMSYref50	0.01	0.05	0.52	0.04	0.07	1.00	0.04	0.07	1.00
FMSYref75	0.01	0.22	0.64	0.06	0.23	1.20	0.06	0.23	1.20
Fratio	0.08	0.42	0.52	0.10	0.37	0.80	0.11	0.36	0.82
Fratio_CC	0.14	0.52	0.39	0.18	0.46	0.71	0.15	0.41	0.64
Fratio4010	0.01	0.22	0.46	0.02	0.18	0.43	0.03	0.20	0.46
GB_CC	0.14	0.55	0.40	0.23	0.68	0.81	0.18	0.59	0.71
GB_slope	0.12	0.50	0.36	0.20	0.60	0.73	0.16	0.53	0.58
GB_target	0.14	0.56	0.40	0.22	0.68	0.81	0.18	0.61	0.71
Gcontrol	0.09	0.45	0.37	0.17	0.53	0.56	0.13	0.45	0.50
Islope1	0.07	0.32	0.31	0.15	0.47	0.57	0.11	0.39	0.45
Islope4	0.03	0.18	0.23	0.10	0.29	0.43	0.07	0.22	0.33
Itarget1	0.03	0.24	0.26	0.07	0.29	0.44	0.06	0.25	0.36
Itarget4	0	0.03	0.09	0.02	0.06	0.17	0.02	0.04	0.12
LstepCC1	0.10	0.44	0.34	0.19	0.56	0.64	0.14	0.48	0.54
LstepCC4	0.04	0.24	0.26	0.12	0.36	0.48	0.09	0.29	0.38
Ltarget1	0.10	0.46	0.36	0.18	0.55	0.62	0.14	0.49	0.53
Ltarget4	0.03	0.18	0.21	0.09	0.27	0.38	0.07	0.23	0.31
MCD	0.02	0.16	0.30	0.04	0.19	0.32	0.04	0.20	0.35
MCD4010	0.01	0.14	0.26	0.01	0.13	0.26	0.02	0.16	0.27
MRnoreal	0	0	0.03	0.01	0	0.04	0.01	0	0.03
MRreal	0	0	0.12	0.01	0	0.16	0.01	0	0.13
Rcontrol	0.09	0.39	0.35	0.15	0.47	0.53	0.12	0.43	0.46
Rcontrol2	0.11	0.43	0.32	0.17	0.49	0.63	0.16	0.46	0.54
SBT1	0.12	0.48	0.35	0.20	0.60	0.72	0.16	0.52	0.63
SBT2	0.21	0.76	0.56	0.27	0.79	1.20	0.26	0.78	1.30
SPmod	0.22	0.76	0.52	0.29	0.84	0.81	0.26	0.79	1.20
SPMSY	0.07	0.32	0.32	0.12	0.33	0.54	0.15	0.44	0.55
SPslope	0.09	0.43	0.37	0.16	0.45	0.37	0.12	0.42	0.33
SPSRA	0.08	0.50	0.47	0.09	0.47	0.50	0.09	0.48	0.51
YPR	0.16	0.64	0.58	0.19	0.64	0.89	0.18	0.66	1.10
YPR_CC	0.24	0.78	0.50	0.29	0.84	0.87	0.27	0.79	0.88

注: POF 代表过度捕捞概率, P10 代表资源量低于 10% B_{MSY} 的概率, RF 代表相对产量, 灰色为 RF 不低于 50%、POF 小于 50%、P10 小于 20%。

Note: POF represents probability of overfishing; P10 represents probability of biomass dropping below 10% B_{MSY} ; RF represents relative yield. The values that RF is not below 50%, POF is below 50% and P10 is below 20% are marked in grey shades.

“增长型”捕捞强度下, 33个MP的过度捕捞概率低于50%, 过度捕捞概率在90%以上的MP有2个, 为BK_CC和CompSRA; $B < 0.1B_{MSY}$ 概率低于20%的MP有43个, 比例约为79.6%, 有11个MP存在资源衰竭风险; RF高于50%的MP有37个, 约占总MP的68.5%, 其中高于参考值的MP有4个, 分别为FMSYref50、SBT2、FMSYref75、FMSYref。能够同时满足管理目标的MP共有14个, 分别为DD4010、DepF、DynF、Fadapt、FMSYREF50、FMSYREF75、Fratio、Fratio_CC、Islope1、Rcontrol、Rcontrol2、SPMSY、curE、curE75。

“下降型”捕捞强度下, 36个MP的过度捕捞概率低于50%, 其中CompSRA过度捕捞概率达到90%以上; $B < 0.1B_{MSY}$ 概率低于20%的MP有45个, 比例约为83.3%, 有9个MP存在资源衰竭风险; RF高于50%的MP有33个, 约占总MP的61.1%, 其中高于参考值的MP有7个。能够同时满足管理目标的MP共有14个, 分别为DCAC、DCAC_40、DepF、DynF、Fadapt、FMSYref50、FMSYref75、Fratio、Fratio_CC、LstepCC1、Ltarget1、Rcontrol2、SPMSY、SPSRA。

2.2 管理方案权衡分析

由于P10反映的是资源量下降到衰竭程度的风险水平, 仅代表了最低的资源管理目标。为进

一步探索小黄鱼渔业管理策略与资源开发、恢复的目标需求响应关系, 以资源重建恢复到MSY水平为管理目标, 把 B/B_{MSY} 作为该目标的测度指标之一, 对同时满足3种管理目标的MP增加模拟次数, 重新进行管理策略评估, 并从捕捞努力量和生物量水平对不同MP的过度捕捞概率和相对产量进行权衡分析, 模拟结果如图1所示。捕捞强度随机变化情况下, 在6种MP中, FMSYref50表现出最低的努力量和生物量过度捕捞概率, 但基于产量的管理目标无法满足, 此时相对产量处于最低水平。FMSYref75的努力量过度捕捞概率高于FMSYref50, 生物量过度捕捞概率也处于MP的中等水平, 但相对产量较高, 仅次于FMSYref。“增长型”和“下降型”捕捞状态下, FMSYref50在捕捞和生物量概率水平均表现出最低的执行风险, 即在较大程度上能够达到捕捞强度下降, 资源量恢复的管理目标, 而相对产量也仅次于FMSYref75。因此, 可初步筛选FMSYref50作为小黄鱼渔业最佳的管理方案。

2.3 总允许捕捞量

对3种捕捞动向的模拟结果取并集, 共获得10种MP。根据当前小黄鱼渔业开发现状及生物学特征, 将选择的MP应用于小黄鱼渔业, 分别计算其总允许捕捞量, 结果见图2。根据最佳MP

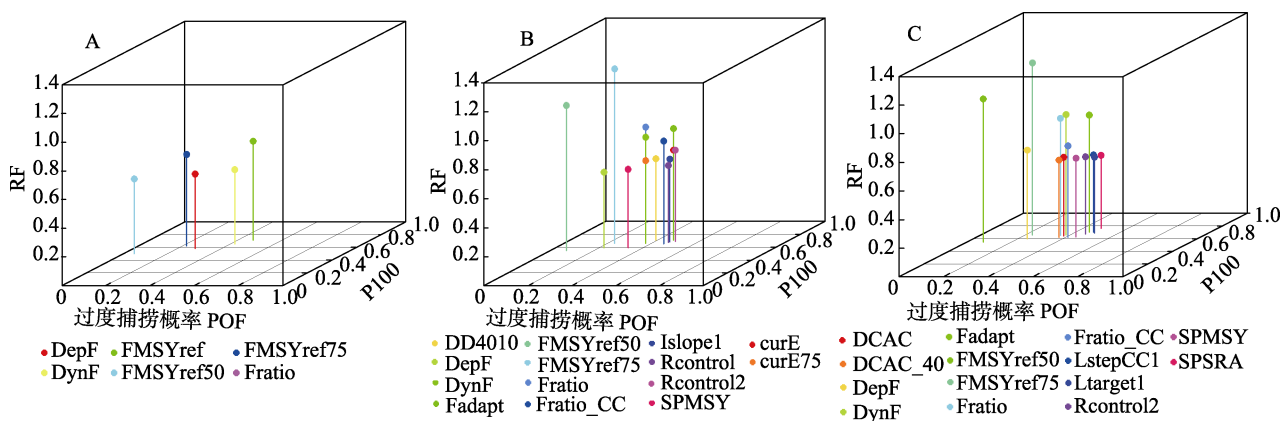


图1 捕捞强度变化下不同MP过度捕捞概率和相对产量权衡分布图

A: 一般型; B: 增长型; C: 下降型

A图 DynF 和 Fratio 数据点完全重合。

Fig. 1 Tradeoffs in performance metrics of POF and relative yield between management procedures used for the three different fleet scenarios simulations

A: Generic_fleet; B: Generic_IncE; C: Generic_DecE.

DynF and Fratio are fully overlapped in figure A.

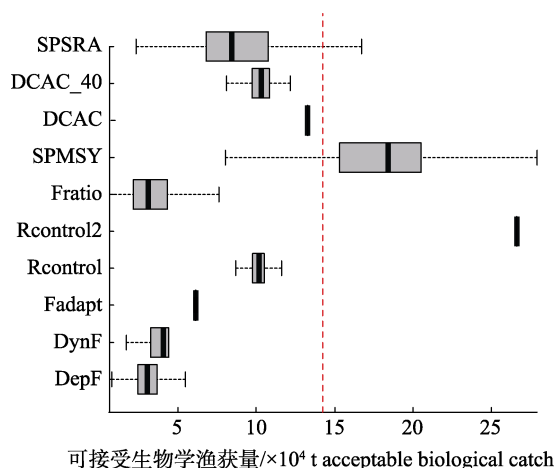


图 2 3 种捕捞动向不同管理方案的可接受生物学渔获量
红线为 2016 年小黄鱼渔获量.

Fig. 2 ABC calculation using different MP with three fleet dynamic scenarios simulations

Red line represents catch of small yellow croaker *Larimichthys polyactis* in 2016.

计算结果, $F_{MSY}ref50$ 中位值为 1.08×10^4 t, 在所有 MP 中最低, 表明只有将当前的捕捞量限制在最低水平, 从长期的渔业发展期望, 才能获得相对较低的过度捕捞概率, 以及较高的捕捞产量。若采用此管理方案, 捕捞产量将减少 90% 以上, 极大地影响到渔业生产和经济效益, 渔业管理的执行过程也会受到较大阻碍。DD4010 结果出现奇异值, 与渔业现状有明显差距, 因此计算各 MP 的 ABC 时舍弃该管理方案。其他 MP 确定的 ABC 中位值介于 $3.05 \times 10^4 \sim 26.60 \times 10^4$ t 之间。根据 2000—2016 年小黄鱼捕捞产量, Rcontrol2 和 SPMSY 均超过渔业捕捞量, 且从长期来看, 捕捞强度和生物量处于相对较高的风险水平。DepF、DynF 和 Fratio 在模拟的 3 种捕捞动向变化中均达到最低的管理目标, 说明 3 种管理方案对捕捞强度的未来变化趋势并不敏感, 能够满足渔业管理的基本需求。然而, 3 种管理方案存在各自的优势和局限性, DepF 在捕捞强度和生物量过度捕捞概率方面最低, 但能够达到的相对产量也同样最低。DynF 和 Fratio 在随机波动型捕捞动向下表现出相同的测度结果, 而“增长型”和“下降型”捕捞动向下, 过度捕捞概率基本相似, DynF 的相对产量约为 73% 和 84%, Fratio 约为 80% 和 82%, 两种捕捞动向的相对产量呈相反趋势。结合当前国家对行业发展的政策导向, 减少渔船规模、降低捕捞强度

是渔业资源养护及其管控措施的发展趋势。因此, 权衡过度捕捞风险水平和长期可获得的相对产量, 可根据“下降型”捕捞动向下的最优 MP 制定 ABC, 以 DynF 为管理方案, 确定当前的 ABC 中位值为 4.03×10^4 t。

2.4 参数敏感性分析

以 ABC 为响应变量, 分析了 DynF 参数变异对 ABC 的潜在影响, 结果见图 3。ABC 对渔获量、相对丰度指数变化表现出稳定的响应趋势, 敏感性较低; 自然死亡率、 F_{MSY}/M 和当前资源量对 ABC 有较为明显的作用, 且资源量影响最为显著, 3 个参数与 ABC 均为正相关关系。

3 讨论

3 种小黄鱼捕捞强度的变化模拟过程对管理方案的选择结果既有分化也有相似。在低资源量管理目标条件下, 当捕捞强度随机波动变化, 6 个 MP 均能够从产量、捕捞、资源量层次同时满足既定的管理目标, 其中 3 个 MP 以 F_{MSY} 为参考基准, 其他均为不同信息来源的产出控制 MP; “增长型”和“下降型”捕捞强度下, 更多的 MP 可以满足管理目标, 并同时包括 F_{MSY} 参考基准 MP; 但在“增长型”MP 时, 2 种投入控制 MP 也可达到管理目标。模拟评价结果依据管理措施的动向提供了可比较的 MP 选择, 依据捕捞强度变化既可以采用不同的 MP, 也可以通过 F_{MSY} 参考基准, 在同一尺度下用于渔业管理。然而, 提高资源量管理目标, 从长期的产量获取、种群遭受的捕捞强度和种群重建恢复到特定水平的目标需求权衡分析, 在 30 年时间窗口期, 相对较优的 MP 仅能提供 60%~80% 的资源恢复概率, 渔获量为最大可持续产量的 50%~80%; 在不考虑短期产出水平时, $F_{MSY}ref50$ 可作为渔业最佳的管理方案, 在此背景下, 捕捞和生物量概率水平均表现出最低的执行风险, 相对产量仅次于 $F_{MSY}ref75$, 但小黄鱼 ABC 仅为 1.08×10^4 t, 采用此管理方案会在短期内导致渔业生产和经济效益严重下降。因此权衡过度捕捞风险水平和长期可获得的相对产量, 结合当前国家对行业发展的政策导向, 根据“下降型”捕捞动向下的最优 MP 确定了 ABC, 以 DynF 为

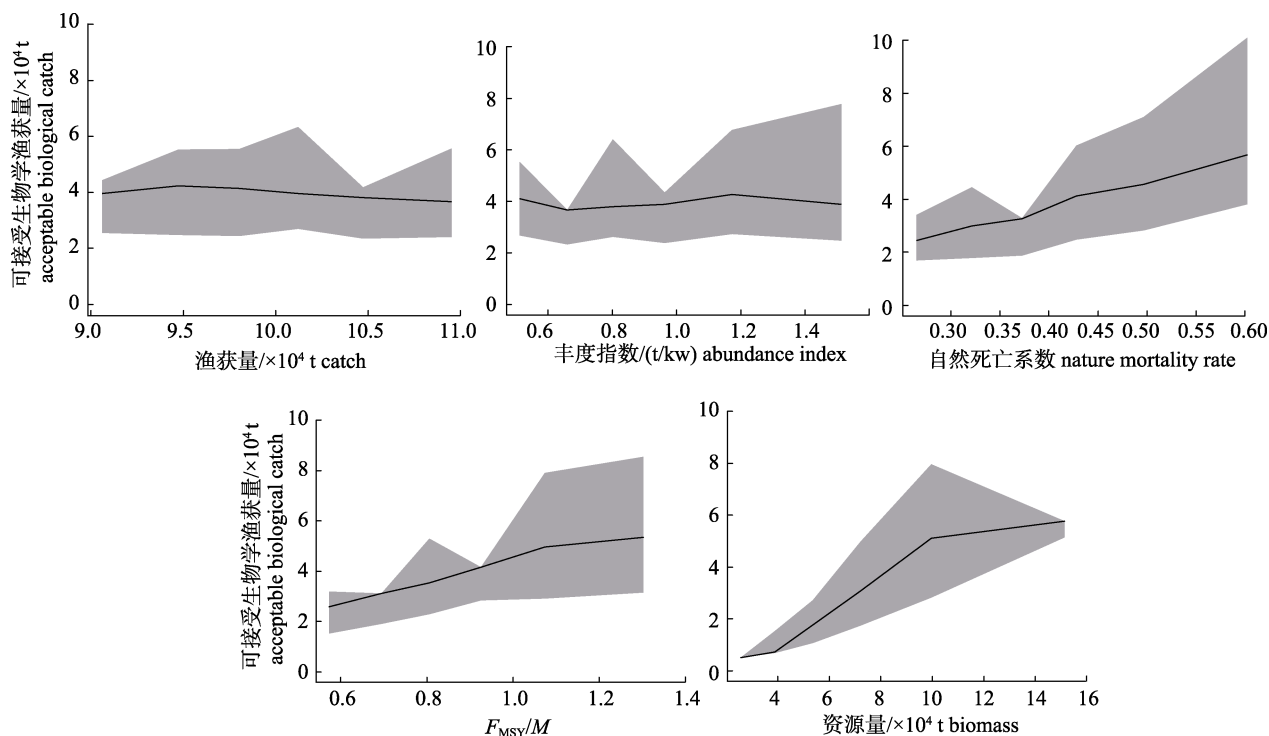


图3 DynF确定的可接受生物学渔获量对输入的参数敏感性分析
黑色实线为 50%分位数, 灰色阴影为 90%置信区间。

Fig. 3 The sensitivity analysis of ABC estimates to marginal differences in each input parameters with DynF
The solid black line represents 50% quantile, and the grey shaded area represents the 90% confidence interval of the marginal effects.

管理方案, 确定当前的 ABC 中位值为 4.03×10^4 t, 较当前海洋捕捞产量约下降 70%。由于管理目标的不同, 本研究结果较非平衡剩余产量评估的最大可持续产量 12×10^4 t 更为保守^[6]。林龙山等^[21]、周永东等^[22] 和李九奇等^[10]分别采用 Fox 和 Pella-Tomlinson 剩余产量模型对东海区小黄鱼最大可持续产量的评估结果为 11.7×10^4 t、 13.4×10^4 t 和 10.78×10^4 t; 张魁等^[5]简化了剩余产量模型, 评估最大可持续产量为 13.1×10^4 t。上述研究所采用的数据时间期限并不相同, 但对小黄鱼的最大可持续产量评估结果相对稳定, 且均超过本研究结论。造成差异的原因主要是评估模型和数据类型不同, 张魁等^[15]认为评估模型的假设和计算原理的不同会导致不同的计算结果, 剩余产量模型通过渔获量、捕捞努力量和资源群体大小之间的平衡关系评估 MSY^[5], 本研究选定的 DynF 是通过渔业开发和种群动态推断剩余产量和生物量并评估 MSY。以往单一的确定性评估模型固化了特定的数据形式, 当模型或数据存在误差时, 将会影响评估结果的准确性。模型和数据类型引起计算

结果差异在多种文献中均有论述, 一些学者甚至开展了模型结构、数据质量、生活史参数等多方面的敏感性分析^[19, 23], 认为通过敏感性分析能够降低不同误差来源造成的估计偏差, 从而提高渔业资源评估的科学性和准确性。

MP 的执行效果可能因生活史类型而异, Car-ruthers 等^[19]依据寿命不同选择了太平洋鲱 (*Clupea harengus*)、大西洋青干金枪鱼 (*Thunnus tonggol*)、太平洋翼平鲉 (*Sebastes pinniger*) 三种生活史类型的种群, 模拟结果表明, 在资源恢复和重建策略的决策中, MP 的选择和生活史类型的重要性要远高于数据质量或补充自相关; 但是部分 MP 在不同生活史类型也表现出一致性, 表明在以后的分析中可适当减少 MP 的备选数量, 更多的聚焦于少数 MP。小黄鱼生活史寿命可达 7 a, 但当前渔业种群的年龄结构多为 3 a 以下, 渔获物群体又以 0 a 和 1 a 为主^[12], 其渔获量在较大程度上受到补充量的影响, 因此, 小黄鱼资源的动态变化相似于短生命周期种群。对于短生命周期和高补充量变化的种类, 大多数 MP 会导致相对

较高的过度捕捞、资源衰退和长期的产量下降^[17], 这与小黄鱼研究结果相似。这主要是由于在高捕捞强度下, 捕捞产量在较大程度上依赖种群的资源现状而非开发率。如在对虾类配额研究中, Dichmont 等^[24-25]指出配额管理的有效性更多依赖于对补充量的监测和预测能力, 特定开发率方法, 如 F_{MSY}/M 尤其适应于短生命周期种类^[17]。

DynF 是执行特定开发率的一种管理方案, 通过历史渔获量平滑趋势分析, 从而推断剩余产量和生物量, 优势是当年 ABC 与上一年度 ABC 关联性较弱, 因此误差不会连续传递。数据信息需求包括时间尺度、当前的资源量、渔获量、 F_{MSY}/M 、 M 和资源量指数。不确定性分析是渔业管理策略评价的重要过程, DynF 估算的 ABC 对自然死亡、 F_{MSY}/M 和当前资源量最为敏感, 均为正相关关系。这意味着当 3 种数据信息的偏差趋势一致时, 将会强烈影响过度捕捞和长期产量的期望概率; 另一方面, 不确定性越高, 资源量相对真实值的变化也更为剧烈, 对测度效果的影响也会越小, 这在基于渔获量和衰退水平的管理方案中尤为明显, 如 Carruthers 等^[17] 采用 DBSRA 研究发现, 由于种群衰退水平存在正偏差, 过度捕捞水平会远远高于 MSY, 即使初始资源量高于 B_{MSY} , 也会导致较高的资源衰退概率 (低于 $50\%B_{MSY}$)。在鲭类、鲷类等种群的研究中, 当资源量高于 $50\%B_{MSY}$ 时, DCAC 表现出较好的效果, 但资源量低于 $50\%B_{MSY}$ 则无法达到资源重建的目标^[17]。这种对资源水平的高精准数据要求为有限数据模拟分析带来新的挑战, 因为资源量数据并不能直接通过定义获得^[19]。

捕捞产量和资源量是 DynF 的主要数据指标, 同时也是 F_{MSY}/M 和生活史估算方法的重要数据信息。由于资源量数据值不能通过经验或直接定义, 而是通过渔业调查或资源评估获得, 其过程引起新的不确定性, 数据不确定性会影响模型评估结果质量。陈宁等^[26]在蓝点马鲛渔业管理策略评估中论述了产量的误差和偏差对多种 MP 的影响, 指出虽然 MP 具不同程度的响应, 但影响 SPMSY 等 MP 的主要因素并非捕捞数据质量, 而是衰退水平、陡度、捕捞、自然死亡等参数。Carruthers 等^[19]通过稳健性检验揭示出渔获量无

论是正偏差还是负偏差, 所有模拟过程均会导致最大的产量下降, 此外, 如果年渔获量数据正偏差大于 50%, 所有的 MP 可能导致长期的种群衰退, 并建议渔获量统计时应谨慎的避免偏差, 尤其是不要过高估计产量数据。本研究没有开展测度指标风险水平对渔获量的敏感性分析, 但 DynF 确定的 ABC 对渔获量的不确定性响应相对较弱, 表明该方法适应于产量数据不确定性较大的渔业管理方案。然而, DynF 对资源量不确定性高度敏感, 这就要求在数据收集过程中尽可能降低资源量数据不确定性因素。传统的资源量获得途径是科学的渔业资源调查, 如在阿拉斯加湾、白令海, 通过独立渔业资源调查获得资源量估计值, 并采用 F_{MSY}/M 方法对鲱类、蟹类、岩礁性鱼类等复合种群设定可接受渔获量限制^[27], 但这种方法对兼捕种类代表性较低, 此外, 调查网具对许多种类不具选择性, 或者调查区域不能充分涵盖种群的栖息海域, 因此, 通过外延推断方法估算资源量时会产生偏差, 偏差的存在会极大影响有限数据方法的可信度^[17]。另一种方法是通过当前捕捞产量、开发率和生物学参数估算资源量。如基于捕捞产量为捕捞死亡和资源量乘积关系, 可以通过标记回捕、渔获量曲线等方法计算开发率, 而标记回捕执行过程较多, 周期较长, 增加了不确定性因素, 如标记死亡、脱落、未回收等情况, 并且许多种类并不适宜大规模标记, 甚至是存在标记后高死亡风险^[17, 28]。此外, 根据产量和生长参数, 也可通过世代分析计算资源量^[13, 29-30], 这就要求渔获物组成的取样过程、生物学参数应具有较高的代表性和准确性。因此, 以资源量为重要数据的有限数据评估方法, 不但要考虑到数据偏差和精度, 还要分析不同来源和方法的差异性以及其对 MP 测度结果的影响。

本次模拟评价 ABC 并没有考虑到执行误。执行误反映了管理决策和实际执行的差异。实际上, 管理方案涉及多个环节, 渔业动态也并非稳定不变, 从投入或产出不同技术管理体系上, 如最小网目尺寸、网具准入、捕捞努力量控制、时间-空间管理和捕捞配额, 执行力均可能发生变化^[31]。在捕捞配额渔业管理实践中, 科学的 ABC 建议极少被精确应用, 因为渔业管理是与人类活动有关

的社会行为, 尽管渔业行政理念是以渔业自然资源可持续发展为主要目标, 客观上, 更是以渔业资源可持续为主要目标的经济安全、环境安全、社会安全多目标考虑。例如, 当资源量较低时, 为防止渔获量短期内大幅下降而影响渔民收益, 管理者会适当提高捕捞产量, 这通常和资源保护理念相悖; 另一方面, 当管理措施被严格执行, 会导致 ABC 过剩; 而在多种类渔业中, 特定种类超过或低于目标水平非常普遍, ABC 和渔获量控制难以匹配^[31]。在我国, 投入控制管理仍是渔业管理的主要行政和技术措施, 而投入管理具有多形式、多尺度、多变性的特点, 因此, 该环节执行过程的复杂性不可避免的引起执行误。执行误的存在可能会强烈影响到 MP 权衡结果; 然而, Walters 等^[32]认为网具、捕捞努力量限制等投入控制在许多渔业情景中较产出控制提供了更为优越的执行效果, 并且尤其适合有限数据种群。识别投入管理、渔获量和配额分配的影响因素有助于更好的定义执行误模型, 如明确管理措施的局限性、渔民对经济刺激的行为响应, 渔业执法面临的诸多困难等。可信的执行力模型的构建仍然存在诸多挑战, 需要经济学家、渔业科学家和渔业管理人员的共同参与^[31, 33]。

参考文献:

- [1] Li Y K. Ecological modeling of the East China Sea shelf ecosystem[D]. Shanghai: East China Normal University, 2009. [李云凯. 东海大陆架渔业生态系统模型研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2009.]
- [2] Geromont H F, Butterworth D S. FAO report: A review of assessment methods and the development of management procedures for data-poor fisheries[R]. The Marine Resource Assessment and Management Group (MARAM), University of Cape Town, South Africa, 2015.
- [3] Bureau of Fisheries, Ministry of Agriculture. China Fishery Statistical Yearbook[M]. Beijing: China Agriculture Press, 1999–2014. [农业部渔业局. 中国渔业统计年鉴[M]. 北京: 中国农业出版社, 1999–2014.]
- [4] Zhao C Y. Investigation and Zoning of Fishery Resources of the East China Sea[M]. Shanghai: East China Normal University Press, 1987: 339–356. [赵传纲. 东海区渔业资源调查和区划[M]. 上海: 华东师范大学出版社, 1987: 339–356.]
- [5] Zhang K, Chen Z Z. Using bayesian state-space modelling to assess *Trichiurus japonicus* stock in the East China Sea[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2015, 22(5): 1015–1026. [张魁, 陈作志. 应用贝叶斯状态空间建模对东海带鱼的资源评估[J]. 中国水产科学, 2015, 22(5): 1015–1026.]
- [6] 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.]
- [7] Newman D, Carruthers T, MacCall A, et al. Improving the science and management of data-limited fisheries: an evaluation of current methods and recommended approaches[R]. New York: The Natural Resources Defense Council, 2014.
- [8] SEDAR. Southeast data, assessment, and review: Caribbean data-limited species[R]. SEDAR 46 Stock Assessment Report, North Charleston, SC 29405, 2016.
- [9] Yan L P, Liu Z L, Zhang H, et al. On the evolution of biological characteristics and resources of small yellow croaker[J]. Marine Fisheries, 2014, 36(6): 481–488. [严利平, 刘尊雷, 张辉, 等. 小黄鱼生物学特征与资源数量的演变[J]. 海洋渔业, 2014, 36(6): 481–488.]
- [10] Li J Q, Ye C C, Wang W B, et al. A stock assessment of small yellow croaker by Bayes-based Pella-Tomlinson model in the East China Sea[J]. Journal of Shanghai Fisheries University, 2011, 20(6): 873–882. [李九奇, 叶昌臣, 王文波, 等. 基于 Bayes 方法的东海小黄鱼资源评估[J]. 上海海洋大学学报, 2011, 20(6): 873–882.]
- [11] Venables W N, Dichmont C M. GLMs, GAMs and GLMMs: An overview of theory for applications in fisheries research[J]. Fisheries Research, 2004, 70: 319–337.
- [12] Liu Z L, Xie H Y, Yan L P, et al. Comparative population dynamics of small yellow croaker *Larimichthys polyactis* in Southern Yellow Sea and East China Sea[J]. Journal of Dalian Ocean University, 2013, 28(6): 627–632. [刘尊雷, 谢汉阳, 严利平, 等. 黄海南部和东海小黄鱼资源动态的比较[J]. 大连海洋大学学报, 2013, 28(6): 627–632.]
- [13] Zhan B Y. Fish Stock Assessment[M]. Beijing: China Agriculture Press, 1995: 291–315. [詹秉义. 渔业资源评估[M]. 北京: 中国农业出版社, 1995: 291–315.]
- [14] Favero J M, Dias J F. Juvenile fish use of the shallow zone of beaches of the Cananéia-Iguape coastal system, southeastern Brazil[J]. Brazilian Journal of Oceanography, 2015, 63(2): 103–114.
- [15] Myers R A, Bowen K G, Barrowman N J. Maximum reproductive rate of fish at low population sizes[J]. Canadian

- Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1999, 56(12): 2404-2419.
- [16] Carruthers T R, Hordyk A R. The Data-Limited Methods Toolkit (DLMtool): An R package for informing management of data-limited populations[J]. Methods in Ecology and Evolution, 2018, 9(12): 2388-2395.
- [17] Carruthers T R, Punt A P, Walters C J, et al. Evaluating methods for setting catch limits in data-limited fisheries[J]. Fisheries Research, 2014, 153(5): 48-68.
- [18] Punt A E, Butterworth D D S, Moor C L, et al. Management strategy evaluation: best practices[J]. Fish and Fisheries, 2016, 17(2): 303-334.
- [19] Carruthers T R, Kell L T, Butterworth D D S, et al. Performance review of simple management procedures[J]. ICES Journal of Marine Science, 2016, 73(2): 464-482.
- [20] Zhang H, Yuan X W, Cheng J H. Optimizing selection and application of reproduction model of small yellow croaker in the East China Sea[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2010, 17(6): 1300-1318. [张辉, 袁兴伟, 程家骅. 东海区小黄鱼繁殖模型优化选择及其管理应用研究[J]. 中国水产科学, 2010, 17(6): 1300-1318.]
- [21] Lin L S, Wang X Y, Ma C Y. A preliminary study on total allowable catch (TAC) of *Pseudosciaena polyactis* in the East China Sea region[J]. Marine Environmental Science, 2006, 25(2): 30-32. [林龙山, 王小勇, 马春艳. 东海区小黄鱼总允许渔获量初探[J]. 海洋环境科学, 2006, 25(2): 30-32.]
- [22] Zhou Y D, Xu H X, Pan G L, et al. Biomass estimates and MSY of silvery pomfret, small yellow croaker calculated in the East China Sea[J]. Journal of Zhejiang Ocean University, 2013, 32(1): 1-5. [周永东, 徐汉祥, 潘国良, 等. 东海区鲷鱼、小黄鱼资源量及其持续渔获量的估算[J]. 浙江海洋学院学报, 2013, 32(1): 1-5.]
- [23] Sun M, Zhang C L, Chen Y, et al. Assessing the sensitivity of data-limited methods (DLMs) to the estimation of life-history parameters from length-frequency data[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2018, 75(10): 1563-1572.
- [24] Dichmont C M, Deng R A, Punt A E, et al. From input to output controls in a short-lived species: the case of Australia's northern prawn fishery[J]. Marine Freshwater Research, 2012, 63: 727-739.
- [25] Dichmont C M, Deng A J R, Punt A E, et al. Management strategies for short-lived species: The case of Australia's Northern Prawn Fishery: 1. Accounting for multiple species, spatial structure and implementation uncertainty when evaluating risk[J]. Fisheries Research, 2006, 82(1-3): 204-220.
- [26] Chen N, Xu B D, Xue Y, et al. Management strategy evaluation of mackerel (*Scomberomorus niphonius*) fishery with uncertainty of catch data[J]. Journal of Fisheries of China, 2018, 42(7): 1154-1167. [陈宁, 徐宾铎, 薛莹, 等. 捕捞数据不确定下蓝点马鲛渔业管理策略评估[J]. 水产学报, 2018, 42(7): 1154-1167.]
- [27] NPFMC. Fishery management plan for groundfish of the Bering Sea and Aleutian Islands management area[R]. North Pacific Fishery Management Council, Anchorage, Alaska, 2017.
- [28] Whitelock R E, Kopra J, Pakarinen T, et al. Mark-recapture estimation of mortality and migration rates for sea trout (*Salmo trutta*) in the northern Baltic Sea[J]. ICES Journal of Marine Science, 2017, 74(1): 286-300.
- [29] Zhang C I. A simple biomass-based length-cohort analysis for estimating biomass and fishing mortality[J]. Transactions of the American Fisheries Society, 2010, 139: 911-924.
- [30] Jones R. Length-cohort analysis: The importance of choosing the correct growth parameters[J]. ICES Journal of Marine Science, 1990, 46(2): 133-139.
- [31] Holland D S. Management strategy evaluation and management procedures: tools for rebuilding and sustaining fisheries[R]. OECD Food, Agriculture and Fisheries Working Papers, No. 25, OECD Publishing, 2010.
- [32] Walters C, Martel S J D. Fisheries Ecology and Management[M]. Princeton: Princeton University Press, 2004.
- [33] Coelho M, Filipe J A, Ferreira M A M. Modelling enforcement and compliance in fisheries: A survey[J]. International Journal of Latest Trends in Finance and Economic Sciences, 2013, 3(2): 464-469.

Stock assessment and management strategies for small yellow croaker in the East China Sea based on data-limited assessment models

LIU Zunlei, YUAN Xingwei, YANG Linlin, YAN Liping, CHENG Jiahua

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

Abstract: The most established basis for estimating an Acceptable Biological Catch was by a conventional stock assessment, which typically used fishery time series data to estimate current stock size and productivity. However, majority of fish stocks lack adequate description of catches, surveys, efforts, or information about life history characteristics to support a conventional stock assessment. Recent requirements to set scientifically-based catch limits, along with stock depletion and growing consumer demand for sustainably managed fisheries, have created an emerging number of methods for estimating overfishing thresholds and setting catch limits for stocks with limited data. This research aimed to evaluate methods that determine an ABC as a basis for setting annual catch limits for small yellow croaker, *Larimichthys polyactis*. Using a management strategy evaluation approach, 54 established management procedures (MPs) for setting catch-limits in fisheries with three fishing effort trend scenarios were compared. Performance was evaluated with respect to overfishing, biomass, and yield. According to the trade-offs between the expected relative yield, the probability of overfishing (POF), and the probability of the biomass being below three different reference points in which the relative yield was not less than 50%, POF was less than 50% and the probability of $B < 0.1B_{MSY}$ was less than 20%. Our results indicated that there were six MPs that met the established management target under both the generic fleet and increased fleet scenario simulations, while fourteen MPs met management targets under the decreased fishing mortality scenario simulation. FMSYref50 was considered to be the best MP for the yellow croaker fishery within three fishing mortality scenarios. Under the FMSYref50 MP, POF varied with a median of between 5.46% and 6.7%, the probability of $B < 0.5B_{MSY}$ was between 15.66% and 22.73%, and the long-term relative yield varied from 52% to 100%. However, the ABC calculated under FMSYref50 was only 10800 tons, which would lead to a sharp decline in production compared with the current state of the fishery. The DynF MP was therefore suggested as the management strategy for the small yellow croaker fishery in consideration of the requirement of reducing numbers of fishing fleets. Under the decreased fishing mortality scenario simulation, the probability of overfishing was 37.84%, the probability of $B < 0.5B_{MSY}$ was 38.63%, the long-term relative yield was 84% under the DynF MP, and the ABC was 40300 tons. The sensitivity analysis showed that the ABC allowed by the DynF MP was robust to the uncertainty of production data and abundance index, however, the ABC was sensitive to high imprecision in natural mortality rate, FMSY_M, and current biomass and provided more yield on average given increased observations. This indicated that the accuracy of parameters should be emphatically improved in conducting stock assessments with the DynF MP.

Key words: East China Sea; *Larimichthys polyactis*; data-limited methods; stock assessment; acceptable biological catch

Corresponding author: CHENG Jiahua. E-mail: ziyuan@sh163.net