

DOI: 10.3724/SP.J.1118.2018.17192

基于 SPiCT 模型对数据有限短生命周期阿根廷滑柔鱼的资源评估

韩青鹏^{1,3}, 单秀娟^{2,3}, 关丽莎³, 金显仕^{2,3}, 万荣^{2,4}, 陈云龙³

1. 中国海洋大学 水产学院, 山东 青岛 266003;
2. 青岛海洋科学与技术国家实验室 海洋渔业科学与食物产出过程功能实验室, 山东 青岛 266237;
3. 农业部海洋渔业可持续发展重点实验室, 山东省渔业资源与生态环境重点实验室, 中国水产科学研究院 黄海水产研究所, 山东 青岛 266071;
4. 上海海洋大学 海洋科学学院, 上海 201306

摘要: 以西南大西洋阿根廷滑柔鱼(*Illex argentinus*)为研究对象, 基于连续时间的随机剩余产量模型(a stochastic surplus production model in continuous time, SPiCT), 分析了 6 种方案下参数估计的变化及其对资源评估的影响。对比 6 种方案中阿根廷滑柔鱼的产量和单位捕捞努力渔获量(catch per unit effort, CPUE)的估计值与观测值间的最小残差平方和, 方案 3(设置了 K 、 r 、 q 的先验分布)为最适方案。相应的资源评估结果显示, 2010 年西南大西洋阿根廷滑柔鱼捕捞死亡系数小于最大持续产量时捕捞死亡系数 F_{MSY} , 渔获量小于最大持续产量 MSY , 预期平衡生物量 EEB 大于最大持续产量时的生物量 B_{MSY} , 这表明该资源在 2010 年尚未被过度开发利用。SPiCT 模型综合考虑了环境因子、种群间相互作用和网具选择性等因素引起的观测和过程误差, 较 S、F-EDSP、S-F-EDSP 模型及其他离散模型对数据要求低, 计算方法简单, 更适合数据有限、短生命周期渔业种类的资源评估。另外, 可捕系数 q 值的设置严重影响了 SPiCT 模型 K 、 B 的估计, 优化估计可捕系数 q 将有利于提高其资源评估的准确性。

关键词: SPiCT 模型; 数据有限性; 资源评估; 阿根廷滑柔鱼; 短生命周期

中图分类号: S931

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2018)01-0169-09

渔业资源评估是渔业管理的基础^[1], 数据有限性是现行渔业资源评估中常见的问题, 如渔获量或资源量指数的时间序列较短以及缺乏生长、死亡、补充等生活史信息, 这在一定程度上限制了一些资源评估模型的使用和评估效果^[2]。因此, 数据有限性渔业资源评估方法的探索受到渔业科学家的广泛关注, 尤其是短生命周期的渔业种类^[3]。短生命周期的渔业种类数据获取受限, 种群动态易受外界环境影响, 其资源评估面临着很多挑战^[4-5]。头足类是典型的短生命周期的渔业种类, 用传统的资源评估模型难以准确描述其资源动态^[6-11]。

消耗模型(depletion methods)^[12]、年龄结构模型^[13]、补充量的环境预测(environmental predictors of recruitment)^[14]和剩余产量模型^[15]等均被尝试用于头足类的渔业资源评估, 但前三者受数据限制^[15], 而剩余产量模型只需要商业捕捞产量和捕捞努力量或单位捕捞努力量渔获量(catch per unit effort, CPUE)数据, 对缺乏年龄和个体大小信息的渔业种群仍能较好地评估其资源生物量和开发水平^[16-21], 因此, 剩余产量模型成为应用最为广泛的模型^[15]。然而, 由于剩余产量模型结构简单, 难以准确客观地反映种群结构、种间关系、补充、可捕性、环境条件等要素对资源动态的影响^[22]。

收稿日期: 2017-05-17; 修订日期: 2017-07-31.

基金项目: 鳌山科技创新计划项目(2015ASKJ02-0504); 山东省泰山学者专项基金项目; 青岛海洋科学与技术国家实验室鳌山人才培养计划项目(2017ASTCP-ES07).

作者简介: 韩青鹏(1993-), 男, 硕士, 研究方向为渔业资源. E-mail: qphan@foxmail.com

通信作者: 单秀娟, 副研究员. E-mail: shanxj@ysfri.ac.cn

为此, 有关学者在模型中引入了过程误差和观测误差^[23], 并且应用离散时间、状态空间、贝叶斯估计等方法提高了模型参数估计的精度^[24-26]。Pedersen 等^[23]建立了连续时间的随机剩余产量模型(a stochastic surplus production model in continuous time, SPiCT), 该模型包括了捕捞量与生物量的观测误差, 也包括了种群动态的过程误差, 在评估数据有限的南大西洋长鳍金枪鱼资源时取得了较好的结果。但国内外尚未见到有关 SPiCT 模型应用于数据有限的短生命周期渔业种类资源评估的报道。

阿根廷滑柔鱼(*Illex argentinus*)为西南大西洋重要的头足类资源, 具有生命周期短、生长快、资源补充快的生物学特性^[27-30], 数据获取有限, 不适合使用数据要求高的复杂模型。目前, 关于其资源评估或开发策略的研究较少, 涉及的模型主要包括 Delury 模型、基于贝叶斯的 Schaefer 模型和基于环境因子剩余产量模型^[31-35]。因此, 本研究分析了 6 种参数设置方案下 SPiCT 对阿根廷滑柔鱼参数估计的变化及对其资源评估的影响, 以期对数据有限的短生命周期渔业种类的资源评估提供一个范例, 为渔业资源的适应性管理提供参考。

1 材料与方法

1.1 数据来源

数据参考陆化杰等^[33], 仅有捕捞产量和 CPUE 数据, 包括 2001—2010 年中国大陆、台湾省及福克兰群岛鱿鱼钓阿根廷滑柔鱼年捕捞产量统计数据及基于贝叶斯的广义线性模型(generalized linear Bayesian models, GLBM)标准化的 CPUE 数据, 使用贝叶斯方法对有限渔业数据进行优化。

1.2 SPiCT 模型方法

本研究采用 Pedersen 和 Berg 开发的 SPiCT 模型^[23], 其基本公式如下:

$$dZ_t = \left(\frac{\gamma m}{K} - \frac{\gamma m}{K} \left[\frac{e^{Z_t}}{K} \right]^{n-1} - F_t - \frac{1}{2} \sigma_B^2 \right) dt + \sigma_B dW_t \quad (1)$$

$$\gamma = n^{n/(n-1)} / (n-1) \quad (2)$$

$$m = \frac{\gamma K}{n^{n/(n-1)}} \quad (3)$$

式中, $Z_t = \ln(B_t)$; B_t 为可利用种群生物量(expl-oitable stock biomass, ESB); F_t 为捕捞死亡系数; K 为容纳量; σ_B 是过程噪声的标准差; W_t 是布朗运动; $n > 0$ 是一个无单位参数, 决定产量曲线的形状。

阿根廷滑柔鱼的随机参考点(B_{MSY} 、 F_{MSY} 和 MSY)和预期平衡生物量(expected equilibrium biomass, EEB)公式如下:

$$B_{MSY} = B_{MSY}^d \left(1 - \frac{1 + F_{MSY}^d (n-2)/2}{F_{MSY}^d (2 - F_{MSY}^d)^2} \sigma_B^2 \right) \quad (4)$$

$$F_{MSY} = F_{MSY}^d - \frac{(1 - F_{MSY}^d)(n-1)}{(2 - F_{MSY}^d)^2} \sigma_B^2 \quad (5)$$

$$MSY = MSY^d \left(1 - \frac{n/2}{1 - (1 - F_{MSY}^d)^2} \sigma_B^2 \right) \quad (6)$$

$$EEB = E(B_\infty | F_t) = K \left(1 - \frac{(n-1)}{n} \frac{F_t}{F_{MSY}^d} \right)^{1/(n-1)} \times \left(1 - \frac{n/2}{1 - (1 - nF_{MSY}^d + [n-1]F_t)^2} \sigma_B^2 \right) \quad (7)$$

式中, $MSY^d = m$ 代表了最大可持续产量, $B_{MSY}^d = n^{1/(1-n)} K$ 和 $F_{MSY}^d = m / B_{MSY}^d$ 分别为最大可持续产量时的生物量和捕捞死亡系数, 其中 d 代表确定性的参考点, 不考虑随机波动。

SPiCT 模型假定 F_t 由随机组分 G_t 和季节组分 S_t 构成, 公式如下:

$$F_t = S_t G_t \quad (8)$$

$$d \ln G_t = \sigma_F dV_t \quad (9)$$

式中, dV_t 为标准布朗运动; σ_F 为此噪声的标准差; 只能获得年度数据时, $S_t = 1$ 。

连续时间下时间间隔 Δ_t 的渔获量可表示为下式:

$$\ln(C_t) = \ln \left(\int_t^{t+\Delta_t} F_s B_s ds \right) + \epsilon_t \quad (10)$$

式中, 渔获量观测误差 $\epsilon_t \sim N(0, \sigma_C^2)$ 是不受约束的; σ_C 为渔获量观测误差的标准差。

除了渔获量观测, SPiCT 模型还假设 $N_{obs,i}$ 个可利用的生物量指标($I_{t,i}$ for $i=1, \dots, N_i$), 本研究

中生物量指标为 CPUE。公式如下:

$$\ln(I_{t,i}) = \ln(q_i B_t) + e_{t,i} \quad (11)$$

式中, $e_{t,i} \sim N(0, \sigma_{I,i}^2)$ 为不受约束的正态离差; q_i 为第 i 指标的可捕性系数。

模型定义观测和过程误差的比率 $\alpha = \sigma_I / \sigma_B$ 和 $\beta = \sigma_C / \sigma_F$ 。在案例中如不能分离过程和观测误差, 常用的简化是假设 B_t 的过程误差和 I_t 的观测误差相等^[26, 36], 即设定 $\alpha=1$, 同样设定 $\beta=1$ 。

本研究利用 SPiCT 模型拟合捕捞产量和 CPUE 数据, 通过比较阿根廷滑柔鱼 2010 年捕捞死亡系数 F_{2010} 、生物量 B_{2010} 与相应的生物学参考点 F_{MSY} 、 B_{MSY} , 判断西南大西洋阿根廷滑柔鱼在 2010 年资源状况。同时, 以 2010 年捕捞压力为基础, 预测 2011 年生物量 B_{2011} 、预期平衡生物量 EEB, 并将之与 B_{MSY} 对比, 评估当前捕捞压力对阿根廷滑柔鱼资源量的预期影响。

1.3 阿根廷滑柔鱼模型参数方案设定

Pedersen 等^[23]在 SPiCT 模型执行中构建了一个贝叶斯估计框架, 采用了在固定参数与无约束估计参数间折中的方式^[37], 可使用概率分布的信息先验缩小目标模型参数的范围。

西南大西洋阿根廷滑柔鱼冬季产卵群体数据包含 $N_{obsC}=N_{obsI}=10$ 年的渔获量和 CPUE, 这些信息不足以对参数 α 、 β 和 n 进行无约束估计, 因此, 应用模糊先验分布设定在 $\ln$ 域中 α 、 β 、 n 的平均值分别为 1、1、2, 标准差为 2。本研究提出 6 种参数设置方案(表 1)估计参数的后验分布, 拟合 SPiCT 模型。

方案 1 参照 Pedersen 等^[23]对南大西洋长鳍金枪鱼的资源拟合, 只对 α 、 β 和 n 进行先验分布设定; 方案 2 在方案 1 的基础上, 加入了模型参数环境容量 K 、内禀增长率 r 的先验对数正态分布, 参考陆化杰等^[33]的研究, K 、 r 分布在 $\ln$ 域中分别设定为 $\ln K \sim N[\ln 150, 0.5^2]$ 、 $\ln r \sim N(\ln 1, 0.2^2)$; 方案 3 在方案 2 的基础上, 根据汪金涛^[34]的研究结果, 设定 $\ln q \sim N[\ln 0.23e-05, (3e-1)^2]$, 方案 4 设定 $\ln q \sim N[\ln 0.40e-05, (3e-1)^2]$; 方案 5 在方案 2 的基础上, 对生物量的初始值设定先验分布, 考虑到其他学者^[33-34]的研究结果, 设定 2001 年生物量 B_{2001} 在

$\ln$ 域中服从 $\ln B_{2001} \sim N(\ln 150, 0.02^2)$; 方案 6 综合方案 4 和方案 5 的设定, 在方案 2 的基础上, 设定 $\ln q \sim N(\ln 0.40e-05, (3e-1)^2)$ 、 $\ln B_{2001} \sim N(\ln 150, 0.02^2)$ 。各种参数设置方案所得估计量与基于贝叶斯 Schaefer 模型^[33](用 S 表示)、基于索饵环境因子的剩余产量模型和基于综合环境因子(产卵+索饵)的剩余产量模型^[34](分别用 F-EDSP 和 S-F-EDSP 表示)所得估计量对比, 综合分析 SPiCT 模型在数据有限的情况下对评估阿根廷滑柔鱼的评估效果。

1.4 模型执行与校验

用 One-Step-Ahead(OSA)残差对模型拟合质量进行评价^[38], 用 Ljung-Box 检验^[39]检测模型是否违反独立性假设, 用 Shapiro-Wilk 检验^[40]检测残差的正态性。

分别计算 6 种方案下产量、CPUE 估计值和观测值的最小残差平方和(the sum of squares residuals, SSR)以评价各个方案拟合优度, 计算公式为:

$$SSR = \sum_{t=2001}^{t=2010} (x_t - \hat{x}_t)^2 \quad (12)$$

式中, x_t 为产量或 CPUE 观测值, $\hat{x}_t$ 为产量或 CPUE 估计值。

模型实现由 R 软件中的程序包 TMB^[41](Template Model Builder)和 SPiCT^[23]完成。其中使用欧拉方案^[42]解决连续时间模型的时间维度问题, 每年时间区间的数量为 $1/dt_{Euler}$ 。时间步长(dt_{Euler})越小越精确地近似于连续时间, Pedersen 等^[23]研究证实, 通常情况下, $dt_{Euler} = 1/16$ 评估效果均不错。考虑到阿根廷滑柔鱼生命周期不超过 18 个月, 生长速率较快^[43-46], 本研究设定 $dt_{Euler} = 1/64$ 。程序包 SPiCT 包含贝叶斯估计、模型拟合和模型校验程序, 其使用方法可在 Pedersen 等^[23]文章支持信息 Data S2 中查到, 本研究不再详述。

2 结果与分析

方案 1 只对 α 、 β 和 n 进行先验分布设定, 而拟合的结果出现了与生物学不符的情况, r 为 42.2, 最大可持续产量 $MSY(201.66 \times 10^4 \text{ t})$ 大于环境负载容量 $K(19.11 \times 10^4 \text{ t})$ 和 $B_{MSY}(9.56 \times 10^4 \text{ t})$, 方案 1 不可接纳(表 2)。方案 2~6 中, α 、 β 和 n 的后验估计

表 1 连续时间的随机剩余产量模型(SPiCT)
参数设置方案
Tab. 1 Scenarios for different parameters settings
of a stochastic surplus production model in
continuous time (SPiCT)

方案 scenario	方案 1 scenario 1	方案 2 scenario 2	方案 3 scenario 3
$\ln(\alpha)$	$N(\ln 1, 2^2)$	$N(\ln 1, 2^2)$	$N(\ln 1, 2^2)$
$\ln(\beta)$	$N(\ln 1, 2^2)$	$N(\ln 1, 2^2)$	$N(\ln 1, 2^2)$
$\ln(n)$	$N(\ln 2, 2^2)$	$N(\ln 2, 2^2)$	$N(\ln 2, 2^2)$
$\ln(K)(10^4 \text{ t})$		$N(\ln 150, 0.5^2)$	$N(\ln 150, 0.5^2)$
$\ln(r)$		$N(\ln 1, 0.2^2)$	$N(\ln 1, 0.2^2)$
$\ln(q)$			$N(\ln 0.23\text{e-}5, (3\text{e-}1)^2)$
$\ln(B_{2001})(10^4 \text{ t})$			
方案 scenario	方案 4 scenario 4	方案 5 scenario 5	方案 6 scenario 6
$\ln(\alpha)$	$N(\ln 1, 2^2)$	$N(\ln 1, 2^2)$	$N(\ln 1, 2^2)$
$\ln(\beta)$	$N(\ln 1, 2^2)$	$N(\ln 1, 2^2)$	$N(\ln 1, 2^2)$
$\ln(n)$	$N(\ln 2, 2^2)$	$N(\ln 2, 2^2)$	$N(\ln 2, 2^2)$
$\ln(K)(10^4 \text{ t})$	$N(\ln 150, 0.5^2)$	$N(\ln 150, 0.5^2)$	$N(\ln 150, 0.5^2)$
$\ln(r)$	$N(\ln 1, 0.2^2)$	$N(\ln 1, 0.2^2)$	$N(\ln 1, 0.2^2)$
$\ln(q)$	$N(\ln 0.40\text{e-}5, (3\text{e-}1)^2)$		$N(\ln 0.40\text{e-}5, (3\text{e-}1)^2)$
$\ln(B_{2001})(10^4 \text{ t})$		$N(\ln 150, 0.02^2)$	$N(\ln 150, 0.02^2)$

值较先验发生了很大变化(表 2), 模型校验结果显示, 5 种方案 P 值相近, 均无显著违反模型有关独立性、偏差和正态分布性的假设(表 3、表 4)。

方案 2~6 中 β 、 F_{MSY} 、 F_{2010} 、 $\text{pre}F_{2011}$ 、 $\text{pre}C_{2011}$ 值随 q 值增大呈现上升趋势, n 、 K 、 B_{MSY} 、 MSY 、 B_{2010} 、 $\text{pre}B_{2011}$ 和 EEB 值随 q 值增大呈现下降趋势(表 2)。相比其他方案, 方案 3 阿根廷滑柔鱼 2001—2010 年产量和 CPUE 的估计值更接近观测值(图 1、图 2)。不同方案残差平方和(表 3、表 4)显示, 方案 3 估计的产量、CPUE 残差平方和最小, 分别为 114.23、0.93, 因此, 本研究确定方案 3 为阿根廷滑柔鱼资源评估的最适方案。

方案 3(表 2)显示阿根廷滑柔鱼 2010 年捕捞死亡系数 F_{2010} 为 0.07, 小于 $F_{\text{MSY}}(0.70)$, MSY 为 $63.17 \times 10^4 \text{ t}$, 而实际产量仅为 $10.23 \times 10^4 \text{ t}$ 。另外, $B_{2010}(251.12 \times 10^4 \text{ t})$ 、以 2010 年捕捞压力为基础预测的 2011 年生物量 $\text{pre}B_{2011}(251.97 \times 10^4 \text{ t})$ 和预期平衡生物量 $\text{EEB}(252.42 \times 10^4 \text{ t})$ 均大于 $B_{\text{MSY}}(118.51 \times 10^4 \text{ t})$, 这表明西南大西洋阿根廷滑柔鱼在 2010 年资源状况良好。

表 2 连续时间的随机剩余产量模型(SPiCT)参数估计值与其他模型参数估计值对比
Tab. 2 Comparison of estimated parameters using a stochastic surplus
production model in continuous time (SPiCT) and other models

参数 parameter	方案 1 scenario 1	方案 2 scenario 2	方案 3 scenario 3	方案 4 scenario 4	方案 5 scenario 5	方案 6 scenario 6	基于贝叶斯 Schaefer 模型 S	基于索饵环 境因子的剩 余产量模型 F-EDSP	基于综合环境因子 (产卵+索饵)的 剩余产量模型 S-F-EDSP
α	1.00	1.65	1.76	1.69	1.53	1.54			
β	3.56	4.70	4.27	4.57	4.65	4.63			
n	2.00	1.24	1.46	1.30	1.29	1.30	2.00	2.00	2.00
r	42.20	1.03	1.03	1.03	1.03	1.03	1.41	1.41	0.66
$K(10^4 \text{ t})$	19.11	165.68	270.83	186.69	176.45	182.54	204.70	350.00	350.00
$q(10^{-4})$	0.374	0.048	0.028	0.042	0.045	0.043	0.07	0.023	0.04
$B_{\text{MSY}}(10^4 \text{ t})$	9.56	67.38	118.51	77.62	73.02	75.68	108.91	174.00	174.00
F_{MSY}	21.09	0.83	0.70	0.79	0.79	0.79	0.71	0.70	0.33
$\text{MSY}(10^4 \text{ t})$	201.66	55.75	63.17	61.19	58.04	59.93	76.87	123.00	58.00
$B_{2010}(10^4 \text{ t})$	18.66	145.79	251.12	166.88	156.31	162.37	19.9	303.23	269.42
F_{2010}	0.90	0.12	0.07	0.10	0.11	0.10	0.09	0.03	0.04
$\text{pre}B_{2011}(10^4 \text{ t})$	18.71	146.57	251.97	167.69	157.2	163.29			
$\text{pre}F_{2011}$	0.89	0.12	0.10	0.10	0.11	0.10			
$\text{pre}C_{2011}(10^4 \text{ t})$	16.59	16.95	16.68	16.87	16.90	16.90			
$\text{EEB}(10^4 \text{ t})$	18.71	147.14	252.42	168.24	157.81	163.92			

表 3 连续时间的随机剩余产量模型(SPiCT)渔获量残差诊断和模型校验

Tab. 3 Diagnostics and checking of catch residuals obtained by a stochastic surplus production model in continuous time (SPiCT)

参数 parameter	方案 1 scenario 1	方案 2 scenario 2	方案 3 scenario 3	方案 4 scenario 4	方案 5 scenario 5	方案 6 scenario 6
Bias p-val	0.62	0.60	0.63	0.69	0.60	0.60
Lbox p-val	0.40	0.39	0.41	0.42	0.40	0.40
Shaprio p-val	0.58	0.59	0.49	0.40	0.58	0.58
RSS	469.25	330.92	114.23	291.39	239.81	305.79

表 4 连续时间的随机剩余产量模型(SPiCT)CPUE 残差诊断和模型校验

Tab. 4 Diagnostics and checking of CPUE residuals obtained by a stochastic surplus production model in continuous time (SPiCT)

参数 parameter	方案 1 scenario 1	方案 2 scenario 2	方案 3 scenario 3	方案 4 scenario 4	方案 5 scenario 5	方案 6 scenario 6
Bias p-val	0.88	0.87	0.81	0.78	0.86	0.87
Lbox p-val	0.26	0.26	0.28	0.28	0.27	0.26
Shaprio p-val	1.00	0.98	0.96	0.93	0.98	0.99
RSS	4.93	3.18	0.93	2.96	2.09	3.15

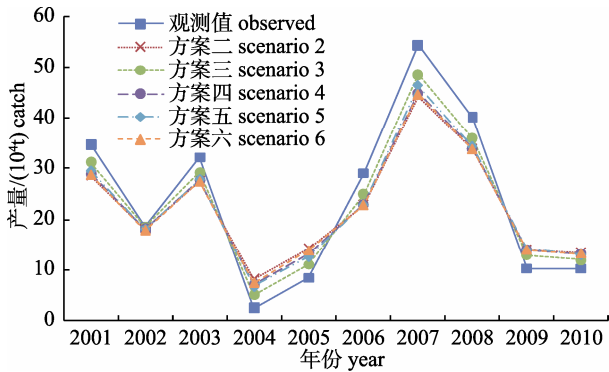


图 1 西南大西洋阿根廷滑柔鱼历年产量与不同参数设置方案下 SPiCT 模型的估计产量拟合图

Fig. 1 Observed and estimated catch of *Illex argentinus* in the southwest Atlantic Ocean from SPiCT under different scenarios

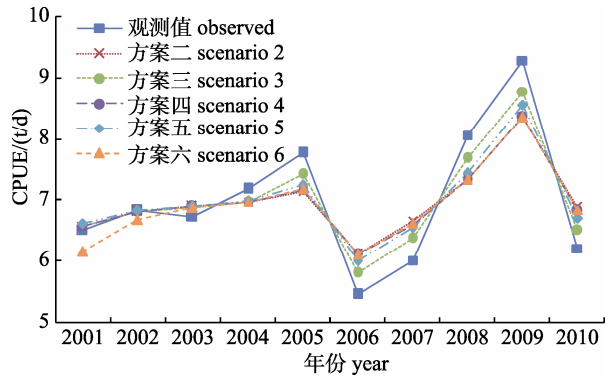


图 2 西南大西洋阿根廷滑柔鱼历年 CPUE 与不同参数设置方案下 SPiCT 模型的估计 CPUE 拟合图

Fig. 2 Observed and estimated CPUE of *Illex argentinus* in the southwest Atlantic Ocean from SPiCT under different scenarios

3 讨论

SPiCT 模型的输入数据仅有时间序列的渔获量和生物量指标(如 CPUE), 由于数据的有限性, 先验信息的设定影响了模型拟合的结果。在阿根廷滑柔鱼资源评估中, 仅凭 α 、 β 和 n 的先验设定, 拟合出的结果与观测值有一定差距(表 2), 而且 α 、 β 所代表的过程和观测变异参数 σ_B 、 σ_B 、 σ_{L_i} 和 σ_C 估计所用数据的获得比较困难。由表 2 可知, K 、 r 、 B_t 、 q 、 F 模糊或信息先验分布或数值固定很大程度影响了模型的拟合结果, 从残差平方和(表 3、表 4)可知, 方案 5 估计的产量和 CPUE 残差平方和都小于方案 2, 其原因是 B_{2001} 的先验设定对模型拟合产生了影响, 而实际中确定 B_t 信息先验或固定精确数值难度较大。对比方案 2、3 和 4 的估计结果发现, 可捕系数 q 的估算在很大程度上影响到了 SPiCT 模型 K 、 B 值的估计(表 2), 所以 q 的估算和选择显得尤为重要, 优化估计 q 以提升模型结果的准确性和精确性需要进一步研究。通过声学^[47-48]估算的绝对生物量 B , 以及结合公式 $C=qB$ 求得的 q 值可分别作为设置 B_t 、 q 的先验分布的重要依据。

SPiCT 和 F-EDSP、S-F-EDSP 均为以剩余产量模型为基础的状态空间模型, SPiCT 模型综合考虑了环境因子、种间相互作用和网具选择性等

因素引发的观测和过程误差,而 F-EDSP、S-F-EDSP 分别是基于索饵场环境因子的剩余产量模型和基于综合环境因子(产卵场环境因子+索饵场环境因子)的剩余产量模型^[34]。方案 3 下的 SPiCT 模型与 S-F-EDSP 模型对阿根廷滑柔鱼 B_{2010} 和 MSY 的估计结果非常相近(表 2)。Chang 等^[49]根据台湾船队的阿根廷滑柔鱼产量,使用地统计方法研究发现 2007 年后生物量开始大幅下降,2007 年中国大陆、台湾省及福克兰群岛鱿鱼钓阿根廷滑柔鱼年捕捞产量为 54.55×10^4 t,考虑到其他未统计产量及环境变化因素,本研究认为 MSY 在 $58 \times 10^4 \sim 63.17 \times 10^4$ t 范围内较为合理,即方案 3 下的 SPiCT 模型与 S-F-EDSP 模型估计的 MSY 较为合理,而 S 模型和 F-EDSP 模型估计的 MSY 过高(表 2)。

不同的是,方案 3 先验设置下的 SPiCT 模型对阿根廷滑柔鱼参考点 K 、 B_{MSY} 和 r (分别为 270×10^4 t、 118.51×10^4 t 和 1.03)的估计结果与 S-F-EDSP(分别为 350×10^4 t、 174×10^4 t 和 0.66)存在较大差异(表 2)。产生较大差异的原因除了 SPiCT 模型和 S-F-EDSP 模型的模型基础(S-F-EDSP 模型是在 Schaefer 模型基础上构建的环境因子剩余产量模型)不同外,可能与模型考虑生物与环境等因素及误差有关。SPiCT 模型和 S-F-EDSP 模型均采用了贝叶斯估计,而 S-F-EDSP 模型在考虑索饵场环境因子的基础上着重考虑了产卵期间产卵场的 SST 等因素,未考虑资源动态受种群结构、种间作用、补充、可捕性等要素及采样误差的影响,这可能是造成 SPiCT 模型和 S-F-EDSP 模型参数估计存在较大差异的原因之一。这两个模型的资源评估结果均表明阿根廷滑柔鱼的资源量处于较好的水平,与其他学者研究结果^[50]基本一致。大多数产量模型脱离了捕捞过程,如离散模型假设 $F_t = C_t/B_t$,并且假设观测到渔获量没有误差^[24, 26],实际上渔获量存在观测误差,可直接传递给 F_t 进而影响当前捕捞压力得出的结论。本研究中 SPiCT 模型作为时间连续模型通过方程(8)把 F_t 作为一个单独未被观测的过程,可使 F_t 的计算在缺少渔获量的情况下变得可能^[23]。这个过程解决了离散模型假设渔获量没有观测误差的缺陷,

使得 SPiCT 模型在一定程度上优于离散模型。大多数产量模型估计过程和观测误差是极其困难的^[51-52],针对这一问题,本研究通过贝叶斯方法估计了过程误差与观测误差的比率(α 、 β),简化了产量模型估计过程和观测误差的计算方法。阿根廷滑柔鱼补充量受海表温度等环境因子影响较大^[53-54],各年份季节环境因子变化大,资源动态随季节发生变化,阿根廷滑柔鱼与其他渔业种类相比,更适于包含生物量、资源动态和渔获量、生物量指标(CPUE)的观测误差的 SPiCT 模型。此外,SPiCT 模型较 S-F-EDSP 模型数据要求低,计算方法简单,综合考虑过程和观测误差,本研究认为 SPiCT 模型相比 S、F-EDSP、S-F-EDSP 模型等连续模型及其他离散模型更适合数据有限、短生命周期的阿根廷滑柔鱼的资源评估。

SPiCT 模型是对种群动态过程的简化,尽管本研究中残差通过了所有测试(表 3、表 4),但其预测结果具有不确定性,不应依赖其产生长期预测(>2 年),因此,本研究未进行不同管理方案下资源的长期预测分析。SPiCT 模型长期预测的不确定性对其在数据有限、短生命周期的阿根廷滑柔鱼资源评估的影响及减少不确定性方面需要进一步研究。

参考文献:

- [1] 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. [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.]
- [2] ICES Advisory Committee. ICES implementation of advice for data-limited stocks in 2012 in its 2012 advice[R]. 2012, ICES CM 2012/ACOM 68. 42.
- [3] Punt A E, Huang T C, Maunder M N. Review of integrated size-structured models for stock assessment of hard-to-age crustacean and mollusc species[J]. ICES Journal of Marine Science, 2013, 70(1): 16-33.
- [4] Alemany J, Foucher E, Vigneau J, et al. Stock assessment models for short-lived species in data-limited situations: case study of the English Channel stock of cuttlefish (*Sepia officinalis*)[R]. Anchorage, Alaska: 30th Lowell Wakefield Symposium: Tools and Strategies for Assessment and Management of Data-Limited Fish Stocks, 2015.

- [5] Challier L, Royer J, Robin J P. Variability in age-at-recruitment and early growth in English Channel *Sepia officinalis* described with statolith analysis[J]. Aquatic Living Resources, 2002, 15(5): 303-311.
- [6] Caddy J F. Advances in assessment of world cephalopod resources[J]. FAO Fisheries Technical Paper, 1983, 231: 469.
- [7] Roper C F E, Sweeney M J, Nauen C E. Cephalopods of the world: an annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries[J]. FAO Fisheries Synopsis, 1984, 3(125): 47-49.
- [8] Boyle P, Rodhouse P. Cephalopods: Ecology and Fisheries [M]. New York: John Wiley, 2005: 464.
- [9] Royer J, Pierce G J, Foucher E, et al. The English Channel stock of *Sepia officinalis*: Modelling variability in abundance and impact of the fishery[J]. Fisheries Research, 2006, 78(1): 96-106.
- [10] ICES. Report of the Working Group on Cephalopod Fisheries and Life History (WGCEPH)[R]. Lisbon: 28 February-03 March 2011, Lisbon. ICES Document CM 2011/SSGEF: 03.
- [11] ICES. Report of the Working Group on Cephalopod Fisheries and Life History (WGCEPH)[R]. 27-30 March 2012, Cadiz. ICES Document CM 2012/SSGEF: 04.
- [12] Pierce G J, Allcock L, Bruno I, et al. Cephalopod biology and fisheries in Europe[J]. ICES Cooperative Research Report, 2010(303): 175.
- [13] Royer J, Périès P, Robin J P. Stock assessments of English channel loliginid squids: updated depletion methods and new analytical methods[J]. ICES Journal of Marine Science, 2002, 59(3): 445-457.
- [14] Zuur A F, Pierce G J. Common trends in northeast Atlantic squid time series[J]. Journal of Sea Research, 2004, 52(1): 57-72.
- [15] Gras M, Roel B A, Coppin F, et al. A two-stage biomass model to assess the English Channel cuttlefish (*Sepia officinalis* L.) stock[J]. ICES Journal of Marine Science, 2014, 71(9): 2457-2468.
- [16] Punt A E. Extending production models to include process error in the population dynamics[J]. Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences, 2011, 60(10): 1217-1228.
- [17] Polacheck T, Hilborn R, Punt A E. Fitting surplus production models: Comparing methods and measuring uncertainty[J]. Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences, 1993, 50(12): 2597-2607.
- [18] Zhang Z. Evaluation of logistic surplus production model through simulations[J]. Fisheries Research, 2013, 140: 36-45.
- [19] Ichii T, Mahapatra K, Okamura H, et al. Stock assessment of the autumn cohort of neon flying squid (*Ommastrephes bartramii*) in the North Pacific based on past large-scale high seas driftnet fishery data[J]. Fisheries Research, 2006, 78(2-3): 286-297.
- [20] Ludwig D, Walters C J. Are age-structured models appropriate for catch-effort data?[J]. Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences, 2011, 42(6): 1066-1072.
- [21] Roel B A, Butterworth D S. Assessment of the South African chokka squid *Loligo vulgaris reynaudii*: Is disturbance of aggregations by the recent jig fishery having a negative impact on recruitment?[J]. Fisheries Research, 2000, 48(3): 213-228.
- [22] Pella J J, Tomlinson P K. A generalized stock production model[J]. Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 1969, 13(5): 421-458.
- [23] Pedersen M W, Berg C W. A stochastic surplus production model in continuous time[J]. Fish and Fisheries, 2016, 18(2): 226-243.
- [24] Meyer R, Millar R B. BUGS in Bayesian stock assessments[J]. Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences, 1998, 56(6): 1078-1087.
- [25] Schnute J. Improved estimates from the Schaefer production model: theoretical considerations[J]. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 1977, 34(5): 583-603.
- [26] Ono K, Punt A E, Rivot E. Model performance analysis for Bayesian biomass dynamics models using bias, precision and reliability metrics[J]. Fisheries Research, 2012, 125-126: 173-183.
- [27] Arkhipkin A I. Squid as nutrient vectors linking Southwest Atlantic marine ecosystems[J]. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 2013, 95: 7-20.
- [28] Lu H J, Chen X J, Cao J. CPUE Standardization of *Illex argentinus* for Chinese Mainland squid-jigging fishery based on generalized linear Bayesian models[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(17): 5375-5384. [陆化杰, 陈新军, 曹杰. 基于 GLBM 模型: 中国大陆阿根廷滑柔鱼鱿钓渔业 CPUE 标准化[J]. 生态学报, 2013, 33(17): 5375-5384.]
- [29] Chen C S, Chiu T S. Standardising the CPUE for the *Illex argentinus* fishery in the Southwest Atlantic[J]. Fisheries Science, 2009, 75(2): 265-272.
- [30] Waluda C M, Trathan P N, Rodhouse P G. Influence of oceanographic variability on recruitment in the *Illex argentinus* (Cephalopoda: Ommastrephidae) fishery in the South Atlantic[J]. International Journal of Peptide & Protein Research, 1999, 183(1): 159-167.
- [31] FAO. Report of the ad hoc working group on fishery resources of the patagonian shelf[R]. Rome: Food and Agriculture Organizations, 1983: 83.
- [32] Basson M, Beddington J R, Crombie J A, et al. Assessment and management techniques for migratory annual squid st-

- ocks: the *Illex argentinu*, fishery in the Southwest Atlantic as an example[J]. Fisheries Research, 1996, 28(1): 3-27.
- [33] Lu H J, Chen X J, Li G, et al. Stock assessment and management for *Illex argentinus* in Southwest Atlantic Ocean based on Bayesian Schaefer model[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2013, 24(7): 2007-2014. [陆化杰, 陈新军, 李纲, 等. 基于贝叶斯 Schaefer 模型的阿根廷滑柔鱼资源评估与管理[J]. 应用生态学报, 2013, 24(7): 2007-2014.]
- [34] Wang J S. Fishery forecasting and stock assessment for commercial oceanic ommastrephid squid[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2015. [汪金涛. 大洋性经济柔鱼类渔情预报与资源量评估研究[D]. 上海: 上海海洋大学, 2015.]
- [35] Han Q P, Ding Q, Chen X J. Optimizing allocation on exploitation of *Illex argentinus* in the Southwest Atlantic[J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2016, 25(2): 263-270. [韩青鹏, 丁琪, 陈新军. 西南大西洋阿根廷滑柔鱼资源开发策略研究[J]. 上海海洋大学学报, 2016, 25(2): 263-270.]
- [36] Thorson J T, Minto C, Mente-Vera C V, et al. A new role for effort dynamics in the theory of harvested populations and data-poor stock assessment[J]. Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences, 2013, 70(12): 1829-1844.
- [37] Magnusson A, Hilborn R. What makes fisheries data informative?[J]. Fish and Fisheries, 2007, 8(4): 337-358.
- [38] Harvey A C. Forecasting, Structural Time Series Models and the Kalman Filter[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 1989.
- [39] Ljung G M, Box G E P. On a measure of lack of fit in time series models[J]. Biometrika, 1978, 65(2): 297-303.
- [40] Shapiro S S, Wilk M B. An analysis of variance test for normality (complete samples)[J]. Biometrika, 1965, 52(3-4): 591-611.
- [41] Kristensen K, Nielsen A, Berg C W, et al. TMB: Automatic differentiation and laplace approximation[J]. Journal of Statistical Software, 2015, 70(5): 1-21.
- [42] Basov S. Simulation and inference for stochastic differential equations: With R examples[J]. Economic Record, 2010, 86(272): 137-140.
- [43] Koronkiewicz A. Growth and life cycle of squid *Illex argentinus* from Patagonian and Falkland Shelf and Polish fishery of squid for this region: 1978-1985[R]. ICES C.M./K, 1986, 27: 25.
- [44] Sakai M, Brunetti N, Ivanovic M, et al. Interpretation of statolith microstructure in reared hatchling paralarvae of the squid *Illex argentinus*[J]. Marine and Freshwater Research, 2004, 55(4): 403-413.
- [45] Arkhipkin A. Age, growth, stock structure and migratory rate of pre-spawning short-finned squid *Illex argentinus* based on statolith ageing investigations[J]. Fisheries Research, 1993, 16(4): 313-338.
- [46] Lu H J, Chen X J. Age, growth and population structure of *Illex argentinus* based on statolith microstructure in Southwest Atlantic Ocean[J]. Journal of Fisheries of China, 2012, 36(7): 1049-1056. [陆化杰, 陈新军. 利用耳石微结构研究西南大西洋阿根廷滑柔鱼的日龄、生长与种群结构[J]. 水产学报, 2012, 36(7): 1049-1056.]
- [47] Zhang J, Jiang Y E, Chen Z Z, et al. Preliminary study on the nautical area scattering coefficient and distribution of mesopelagic fish species in the central-southern part of the South China Sea[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2017, 24(1): 120-135. [张俊, 江艳娥, 陈作志, 等. 南海中南部中层鱼资源声学积分值及时空分布初探[J]. 中国水产科学, 2017, 24(1): 120-135.]
- [48] Zhang J, Chen B G, Zhang P, et al. Estimation of purpleback flying squid (*Sthenoteuthis oualaniensis*) resource in the central and southern South China Sea based on fisheries acoustics and light-falling net[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2014, 21(4): 822-831. [张俊, 陈国宝, 张鹏, 等. 基于渔业声学和灯光罩网的南海中南部鳶乌贼资源评估[J]. 中国水产科学, 2014, 21(4): 822-831.]
- [49] Chang K Y, Chen C S, Chiu T Y, et al. Argentine shortfin squid (*Illex argentinus*) stock assessment in the southwest Atlantic using geostatistical techniques[J]. Terrestrial, Atmospheric and Oceanic Sciences, 2016, 27(2): 281.
- [50] Lu H J. Fishery biology and stock assessment for *Illex argentinus* squid in the southwest Atlantic Ocean[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2012. [陆化杰. 西南大西洋阿根廷滑柔鱼渔业生物学及资源评估[D]. 上海: 上海海洋大学, 2012.]
- [51] Valpine P D, Hilborn R. State-space likelihoods for nonlinear fisheries time-series[J]. Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences, 2005, 62(9): 1937-1952.
- [52] Polacheck T, Hilborn R, Punt A E. Fitting surplus production models: comparing methods and measuring uncertainty[J]. Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences, 1993, 50(12): 2597-2607.
- [53] Liu B L, Chen X J. Preliminary study on the relationship between the distribution of production of *Illex argentinus* and SST in the Southwest Atlantic Ocean in 2001[J]. Marine Fisheries, 2004, 26(4): 326-330. [刘必林, 陈新军. 2001 年西南大西洋阿根廷滑柔鱼产量分布与表温关系的初步研究[J]. 海洋渔业, 2004, 26(4): 326-330.]
- [54] Boyle P R. Cephalopod biology in the fisheries context[J]. Fisheries Research, 1990, 8(4): 303-321.

Application of SPiCT for data-limited stock assessment of short-lived *Illex argentinus*

HAN Qingpeng^{1,3}, SHAN Xiujuan^{2,3}, GUAN Lisha³, JIN Xianshi^{2,3}, WAN Rong^{2,4}, CHEN Yunlong³

1. College of Fisheries, Ocean University of China, Qingdao 266003, China;
2. Function Laboratory for Marine Fisheries Science and Food Production Processes, Qingdao National Laboratory for Marine Science and Technology, Qingdao 266237, China;
3. Key Laboratory of Sustainable Development of Marine Fisheries, Ministry of Agriculture; Shandong Provincial Key Laboratory of Fishery Resources and Ecological Environment, Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao 266071, China;
4. College of Marine Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China

Abstract: Fisheries-dependent or -independent data are often limited in fisheries stock assessment, particularly for cephalopod populations. Cephalopods are fast-growing and short-lived ecological opportunists, which contributes to the difficulty of swift data collection, as well as presenting the challenge of modeling fast and flexible population dynamics. Consequently, most cephalopod fisheries are currently managed using precautionary approaches without regular stock assessments, although multiple stock assessment models have been used to evaluate many of these stocks. Under these conditions, stock assessment with limited data becomes a problem that must be solved for the adaptive management and sustainable exploitation of cephalopods. *Illex argentinus* is one of the most important economic cephalopods in the world and is mainly distributed in the southwest Atlantic Ocean. It is also one of the important species targeted by China's mainland and Taiwan squid jigging vessels. In this study, we applied a stochastic surplus production model in continuous time (SPiCT) to assess stocks of cephalopod species in data-limited situations, using *Illex argentinus* stock in Argentina as a case study. SPiCT not only models the dynamics of the fisheries and biomass but also incorporates observation error of biomass indices and catches. The model was fitted to time series of catch and biomass index data during the years 2001 to 2010 under six different scenarios of parameterization. Parameter estimates and stock status from different scenarios were then compared to evaluate the impact of parameterization on fisheries stock assessment. Results showed that the optimal parameterization occurred in Scenario 3, which set the prior distributions of K , r , and q based on previous studies. Under this scenario, the stock was neither overfishing nor overfished in 2010, with lower fishing mortality than the fishing mortality under maximum surplus production and higher stock biomass than the stock biomass under maximum surplus production. The annual total catches were lower than the maximum surplus production. Compared with other continuous surplus production models (e.g., S, F-EDSP, and S-F-EDSP), SPiCT turns out to be more suitable for short-lived species in data-limited situations based on this study. In addition, the initialization of catchability coefficient q highly impacted the parameter (e.g., K and r) estimation of SPiCT. Optimizing the parameterization of q will improve the application of SPiCT in stock assessment of *I. argentinus*, which needs further investigation.

Key words: SPiCT; data-limited; stock assessment; *Illex argentinus*; short-lived

Corresponding author: SHAN Xiujuan. E-mail: shanxj@ysfri.ac.cn