



厄尔尼诺事件对西北太平洋柔鱼种群动态的影响

隋 芯^{1,2}, 汪金涛^{1,3,4,5,6*}, 陈新军^{1,3,4,5,6}, 雷 林^{1,3,4,5,6}

(1. 上海海洋大学海洋科学学院, 上海 201306;

2. 中国水产科学研究院东海水产研究所, 上海 200090;

3. 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;

4. 上海海洋大学, 国家远洋渔业工程技术研究中心, 上海 201306;

5. 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;

6. 上海海洋大学, 农业农村部大洋渔业资源环境科学观测实验站, 上海 201306)

摘要: 为了解西北太平洋柔鱼资源量变动与气候变化如厄尔尼诺事件等的关系, 实验假设厄尔尼诺指数 (oceanic Niño index, ONI) 影响柔鱼种群动态参数内禀自然增长率 (intrinsic rate of growth, r) 和最大环境容纳量 (carrying capacity, K) 并分别建立 4 种剩余产量模型 (SP、 E_r -EDSP、 E_K -EDSP、 E_r - E_K -EDSP) 探索厄尔尼诺事件影响下西北太平洋柔鱼的种群资源状态变化趋势。结果发现, E_r -EDSP、 E_K -EDSP、 E_r - E_K -EDSP 等 3 个加入气候因子模型的偏差信息准则 (deviance information criterion, DIC) 值小于传统剩余产量模型的 DIC 值, 其中 E_r - E_K -EDSP 模型 DIC 值最小, 模型精度最高, 估计的最大可持续产量 (maximum sustainable yield, MSY) 为 39.26×10^4 t。1994—2017 年, 北太平洋柔鱼的捕捞死亡率 (F_t) 低于目标死亡率 (F_{tar}) 和 MSY 水平下的捕捞死亡率 (F_{MSY}), 2017 年种群资源量小于 MSY 水平资源量 (B_{MSY})。研究表明, 西北太平洋柔鱼种群资源可能正处于过度捕捞阶段。该研究结果可为西北太平洋柔鱼的可持续开发提供建议。

关键词: 柔鱼; 厄尔尼诺; 种群动态; 剩余产量模型; 西北太平洋

中图分类号: S 931

文献标志码: A

柔鱼 (*Ommastrephes bartramii*) 广泛分布于太平洋、印度洋和大西洋的温带和亚热带海域^[1]。柔鱼具有较高的经济价值和生态地位, 在西北太平洋海域, 柔鱼是中国大陆、中国台湾省和日本远洋捕捞渔船最重要的商业物种之一。北太平洋柔鱼的商业开发始于 20 世纪 70 年代, 在 20 世纪 80 年代, 日本、韩国和中国台湾省的刺网作业年产量的 2.5×10^5 t, 而 20 世纪 90 年代起, 由于禁止公海大型流刺网作业, 柔鱼作业逐步被鱿钓替代, 年产量也逐渐下降, 日本以大型专业鱿钓船

进行捕捞, 年均产量为 $3 \times 10^4 \sim 4 \times 10^4$ t, 台湾省在 2000 年前的鱿钓年均产量约为 2×10^4 t, 之后年产量均小于 1×10^4 t^[2]。中国大陆于 1993 年开始探索柔鱼资源和渔场分布, 随之扩大了作业海域和捕捞规模, 其主要渔场分布在 $38^\circ \sim 46^\circ \text{N}$ 以及 165°E 以西的海域, 据中国远洋渔业数据中心统计, 捕捞产量稳定在 $6 \times 10^4 \sim 10 \times 10^4$ t, 其产量约占柔鱼总产量的 90% 以上^[3-4]。研究表明, 近几年柔鱼产量下降和海洋气候环境变化、捕捞强度增强等有关, 该资源可能已处于充分开发状态^[5]。

收稿日期: 2020-12-05 修回日期: 2021-01-27

资助项目: 国家重点研发计划 (2019YFD0901404); 国家自然科学基金 (41876141); 自然资源卫星遥感技术体系建设与应用示范项目 (202001004)

第一作者: 隋芯 (照片), 从事海洋遥感、渔业地理信息系统、资源评估研究, E-mail: 18251859536@163.com

通信作者: 汪金涛, 从事智能渔业研究, E-mail: jtawang@shou.edu.cn



西北太平洋柔鱼可分为4个季节性地理种群,即秋生东部群体、秋生中部群体、冬春生西部群体和冬春生中东部群体,其中冬春生西部群体为中国鱿钓渔船的主要捕捞目标^[6]。此外,柔鱼随季节做南北洄游,冬生和春生的柔鱼早期幼体生活在35°N以南的黑潮逆流海区,一直生长到稚柔鱼阶段,以后稚柔鱼向北洄游至黑潮锋面,5—8月,成熟的柔鱼向北或东北洄游进入35°~40°N黑潮和亲潮交汇区,在165°E以西海域7—11月,柔鱼的最适温度为10~22℃^[6-8]。

研究柔鱼种群动态有利于对柔鱼资源合理开发。柔鱼是短生命周期物种,其适宜栖息地范围受海洋水温条件的显著影响^[9]。而全球气候的变化,如厄尔尼诺(*El Niño*)、拉尼娜(*La Niña*)会带来海洋水温的异常波动(偏暖、偏冷)^[10]。许多研究表明厄尔尼诺的发生对渔业资源有重要影响^[8,11-14]。西北太平洋柔鱼渔场的形成主要受黑潮和亲潮两支海流的相对强弱影响,在厄尔尼诺现象发生前,黑潮海域的海表温度距平(SSTA)会出现负值,而当厄尔尼诺现象发生时,热带太平洋海域出现异常升温,黑潮海域的转为正值,在厄尔尼诺年份和正常年份柔鱼的产卵场海表温度(SST)相近。反之,拉尼娜现象发生时,黑潮减弱,亲潮较强,未给太平洋西侧带来足够的暖流,此时柔鱼产卵场的SST最高出现在9月,由于产卵场和索饵场的SSTA变动和Niño3.4区SSTA存在明显的负相关^[7],所以产卵场中拉尼娜年份的年平均SST比正常年份和厄尔尼诺年份要高0.6℃,拉尼娜年冬春生群体柔鱼产卵季节1—5月的SST明显高于其他正常年份。在厄尔尼诺和拉尼娜不同的环境条件影响下,厄尔尼诺年份柔鱼渔场的资源量要高于拉尼娜年份的资源量^[7,15]。因此,在柔鱼的资源评估中,需要重点考虑和分析厄尔尼诺事件对其种群资源动态的影响。

一些学者对柔鱼资源量进行了研究,樊伟等^[16]通过GAM模型拟合建立叶绿素浓度与柔鱼产量的关系。刘金立等^[3]基于渔业生物经济模型提出西北太平洋柔鱼管理策略,并探讨了在10种不同的管理方案下各船队捕捞努力量、柔鱼资源量、渔获产量及渔业利润随时间的动态变化,而柔鱼资源是极易受到海洋环境变化的影响,但研究中没有考虑环境变化对柔鱼资源的影响。田思泉^[7]分析了柔鱼资源与海洋环境(温度、盐度、叶绿素浓度和海平面高度)之间的关系并得出经验性规律,

而在分析柔鱼资源与海洋环境的关系时主要是从数据的角度进行分析,而对柔鱼资源生物参数(如 r 、 K)变动与环境的理论方面研究不足。Wang等^[17]建立了基于环境因子的剩余产量模型对柔鱼资源进行评估,但仅选取了海表面温度进行分析。

目前,在海气相互作用下的大尺度环境条件的改变(如厄尔尼诺和拉尼娜现象)对西北太平洋柔鱼资源变动影响的研究尚在探索阶段。本实验考虑厄尔尼诺和拉尼娜事件影响下,构建基于厄尔尼诺指数的剩余产量模型,运用贝叶斯方法,评估西北太平洋柔鱼资源状态,为其可持续开发提供依据。

1 材料与方 法

1.1 数据来源

西北太平洋柔鱼渔业数据来自于上海海洋大学中国远洋渔业数据中心,时间为1994—2017年,空间范围为38°N~46°N和150°E~170°E。渔业数据包括年渔获量(catch,单位:10⁴t)、年资源丰度(catch per unit effort, CPUE,单位:t/(船·年)、捕捞努力量 Effort(单位:船数)(图1)。1994—2017年的海洋尼诺指数(oceanic Niño index, ONI)来自美国国家海洋和气象管理局网站,选取 ENSO3.4 区的 ONI 数据进行研究(图2)^[2,18]。

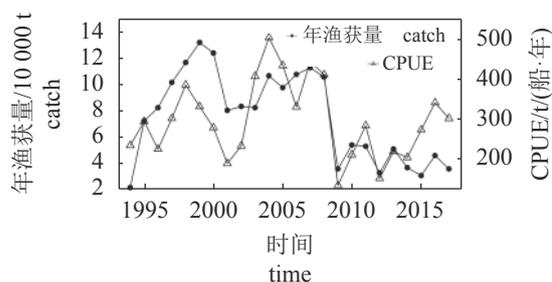


图1 1994—2017年西北太平洋柔鱼年渔获量和CPUE的年间变化

Fig. 1 Total *O. bartramii* catch and CPUE over time from 1994 to 2017

1.2 研究方法

ONI标准差计算 利用统计学中数据集离散度的测量指标,标准差(standard deviation, SD)计算 ENSO 3.4 区 1994—2017年 ONI 的偏离程度,用 σ 表示:

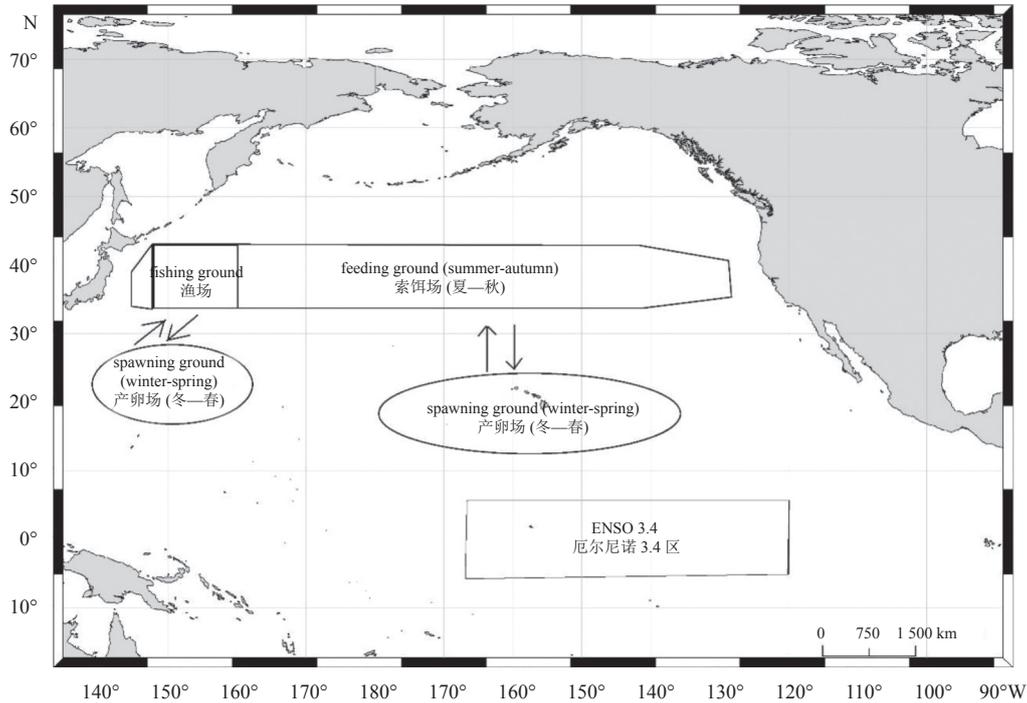


图 2 西北太平洋柔鱼资源分布及 ENSO3.4 区分布图

Fig. 2 Distribution of the stock of *O. bartramii* in the Northwest Pacific Ocean and ENSO3.4 area

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (x_i - \mu)^2} \quad (1)$$

式中, x_i 为 ONI 指数, N 为时间 (月), μ 为平均值, i 表示第 n 个月, σ 为标准差, 并将计算结果表示为 ONI_{sd} 。

剩余产量模型建立 假设 ONI 对柔鱼种群的内禀自然增长率 (r) 和环境容纳量 (K) 起决定性作用^[9,19], 相关性分析表明: CPUE 与 ONI_{sd} 显著相关 ($r=0.15, P<0.05$), 因此, 将 ONI 的标准差加入到剩余产量模型, 构建 3 种基于气候因子的剩余产量模型: E_r -EDSP、 E_K -EDSP、 E_r - E_K -EDSP, 并与传统 SP 模型进行分析比较, 探究厄尔尼诺现象对西北太平洋柔鱼种群动态的影响。

Schaefer 剩余产量模型是渔业资源评估中最常用的模型之一^[17, 20-21]。该模型的计算公式为 (公式 2):

$$\begin{aligned} \log(B_t)|K, \sigma^2 &= \log(K) + u_t \\ \log(B_t)|B_{t-1}, K, r, \sigma^2 &= \\ \log \left\{ B_{t-1} + rB_{t-1} \left(1 - \frac{B_{t-1}}{K} \right) - C_{t-1} \right\} + u_t \end{aligned} \quad (2)$$

$$\log(I_t)|B_t, q, \tau^2 = \log(q) + \log(B_t) + v_t \quad (3)$$

E_r -EDSP 模型:

$$\begin{aligned} \log(B_t)|K, \sigma^2 &= \log(K) + u_t \\ \log(B_t)|B_{t-1}, K, r, \sigma^2 &= \end{aligned} \quad (4)$$

$$\log \left\{ B_{t-1} + E_{r,t-1}rB_{t-1} \left(1 - \frac{B_{t-1}}{K} \right) - C_{t-1} \right\} + u_t$$

E_K -EDSP 模型:

$$\begin{aligned} \log(B_t)|K, \sigma^2 &= \log(K) + u_t \\ \log(B_t)|B_{t-1}, K, r, \sigma^2 &= \\ \log \left\{ B_{t-1} + rB_{t-1} \left(1 - \frac{B_{t-1}}{E_{K,t-1}K} \right) - C_{t-1} \right\} + u_t \end{aligned} \quad (5)$$

E_r - E_K -EDSP 模型:

$$\begin{aligned} \log(B_t)|K, \sigma^2 &= \log(K) + u_t \\ \log(B_t)|B_{t-1}, K, r, \sigma^2 &= \\ \log \left\{ B_{t-1} + E_{r,t-1}rB_{t-1} \left(1 - \frac{B_{t-1}}{E_{K,t-1}K} \right) - C_{t-1} \right\} + u_t \end{aligned} \quad (6)$$

式中, B_t 为第 t 年的资源量, K 为环境容纳量, 即渔业资源开发之前的平衡生物量, r 为内禀自然增长率, q 为可捕系数, I_t 是第 t 年的 CPUE, 参数 u_t 和 v_t 均分别是 B_t 和 I_t 的误差项, 且均服从独立均匀分布 $IID N(0, \sigma^2)$ 、 $IID N(0, \tau^2)$ 。

似然函数 剩余产量模型用于估计模型参数的观测数据与预测数据之间的拟合优度^[22]。本研究假设年 CPUE 与 B_t 成正比, 且观测误差 σ 呈对数正态分布, 则似然函数公式:

$$L(I|\theta) = \prod_{2017}^{1994} \frac{1}{I_t \sigma \sqrt{2\pi}} \exp\left\{-\frac{[\log(I_t) - \log(qB_t)]^2}{2\sigma^2}\right\} \quad (7)$$

CPUE 数据的标准差 σ 设定为 0.2^[23], 假设模

型参数 r 、 K 和 q 的先验分布均服从均匀分布, 分别为 $r \sim U(0.5, 1.8)$, $\log(q) \sim U(-20, 0)$ 和 $K \sim U(10, 100)$; 初始值为 $r=1.19$, $K=23 (10^4) t$, $q = \log(0.00005)$ (表 1)。

表 1 MCMC 迭代计算下的剩余产量模型参数 r 、 K 、 q 的初始值

Tab. 1 Initial values of the surplus production model parameters r , K , q under MCMC iterative calculation

	内禀自然增长率(r) intrinsic rate of growth	环境容纳量(K) carrying capacity	可捕系数(q) catchability coefficient
均匀分布 uniform distribution	$U(0.5, 1.8)$	$U(10, 100)$	$U(1 \times 10^{-6}, 3 \times 10^{-5})$

通常假设开始捕捞作业的第一年的生物量等于 K ^[26]。日本早在 1973 开发了西北太平洋柔鱼资源, 因此不能将 1994 年的生物量视为 K 。综合 Prager^[24] 以往研究结果以及渔业统计数据, 假设初始生物量 (B_0) 约为 $2.3 \times 10^4 t$ ^[5,24]。

使用蒙特卡洛马尔可夫 (Markov Chain Monte Carlo, MCMC) 链的方法估计 4 种剩余产量模型参数 r 、 K 、 q 的后验概率分布。 r 、 K 和 q 的初始值设为均匀分布 (表 1), 使用了 3 个 MCMC 链, 总迭代次数为 45000, 丢弃前 5000 次, 后 40000

次, 模型每进行 40 次迭代运算存储一次结果。模型拟合指标采用偏差信息准则 (deviance information criterion, DIC), DIC 值越小表示模型拟合精度越高。

评估渔业管理的生物参考点 本研究中计算的生物参考点 (biological reference point, BRP) 包括 F_{MSY} 、 B_{MSY} 、 $F_{0.1}$ 和 MSY , F_{MSY} 和 B_{MSY} 分别表示渔业资源中达到最大可持续产量时的捕捞死亡率和资源量, $F_{0.1}$ 表示在 YPR 曲线的斜率为最大时的 10% 的捕捞死亡率^[25-28] (表 2)。

表 2 西北太平洋柔鱼的生物参考点统计表

Tab. 2 Biological reference points (BRPs) of *O. bartramii* fishery in the Northwest Pacific Ocean

模型 models	渔获量生物参考点 catch ($10^4 t$) BRPs	捕捞死亡率生物参考点 fishing mortality (F) BRPs	资源量生物参考点 biomass (B) ($10^4 t$) BRPs
SP	$MSY=rK/4$	$F_{MSY}=r/2$ $F_{0.1}=0.45r$ $F_t=C_t/B_t$	$B_{MSY}=K/2$
E-EDSP	$MSY=rK/4$	$F_{MSY}=r/2$ $F_{0.1}=0.45r$ $F_t=C_t/B_t$	$B_{MSY}=K/2$

注: SP为剩余产量模型; E-EDSP为基于环境因子的剩余产量模型; E为渔场的ONI; MSY为最大可持续产量; C_t 为t年的渔获量; B_t 为t年的资源量
Notes: SP. surplus production model; E-EDSP; environmental dependent surplus production model; E. ONI; MSY. maximum sustainable yield; C_t catch; B_t biomass

$F_{0.1}$ 被认为是捕捞死亡率的目标参考点 (F_{tar}), F_{MSY} 作为限制参考点 (F_{lim}), B_{MSY} 为资源的目标参考点 (B_{tar}), $B_{MSY}/4$ 为限制参考点 (B_{lim}), 种群资源状态 (即正在过度捕捞、已过度捕捞或没有过度捕捞) 是通过捕捞死亡率 F 和资源目标参考点 B_{MSY} 进行确定。

2 结果

2.1 模型比较

4 种剩余产量模型参数 r 、 K 、 q 的后验分布与先验分布存在很大差异, 参数后验分布受其先

验分布的影响较小, 模型获得比较丰富的西北太平洋柔鱼的渔业信息。后验分布参数 r 、 K 分别为 $1.4574 \sim 1.766$ 、 $99.765 \times 10^4 \sim 99.845 \times 10^4 t$, q 的值为 0.998×10^{-4} (图 3), r 的最小值出现在 E_r - E_K -EDSP 模型中, 在 E_r - E_K -EDSP 模型和 E_K -EDSP 中 K 值为最小值, 而 r 和 K 的最大值均出现在 SP 模型中, 而 E_r - E_K -EDSP 模型的 DIC 值最小 (表 3)。

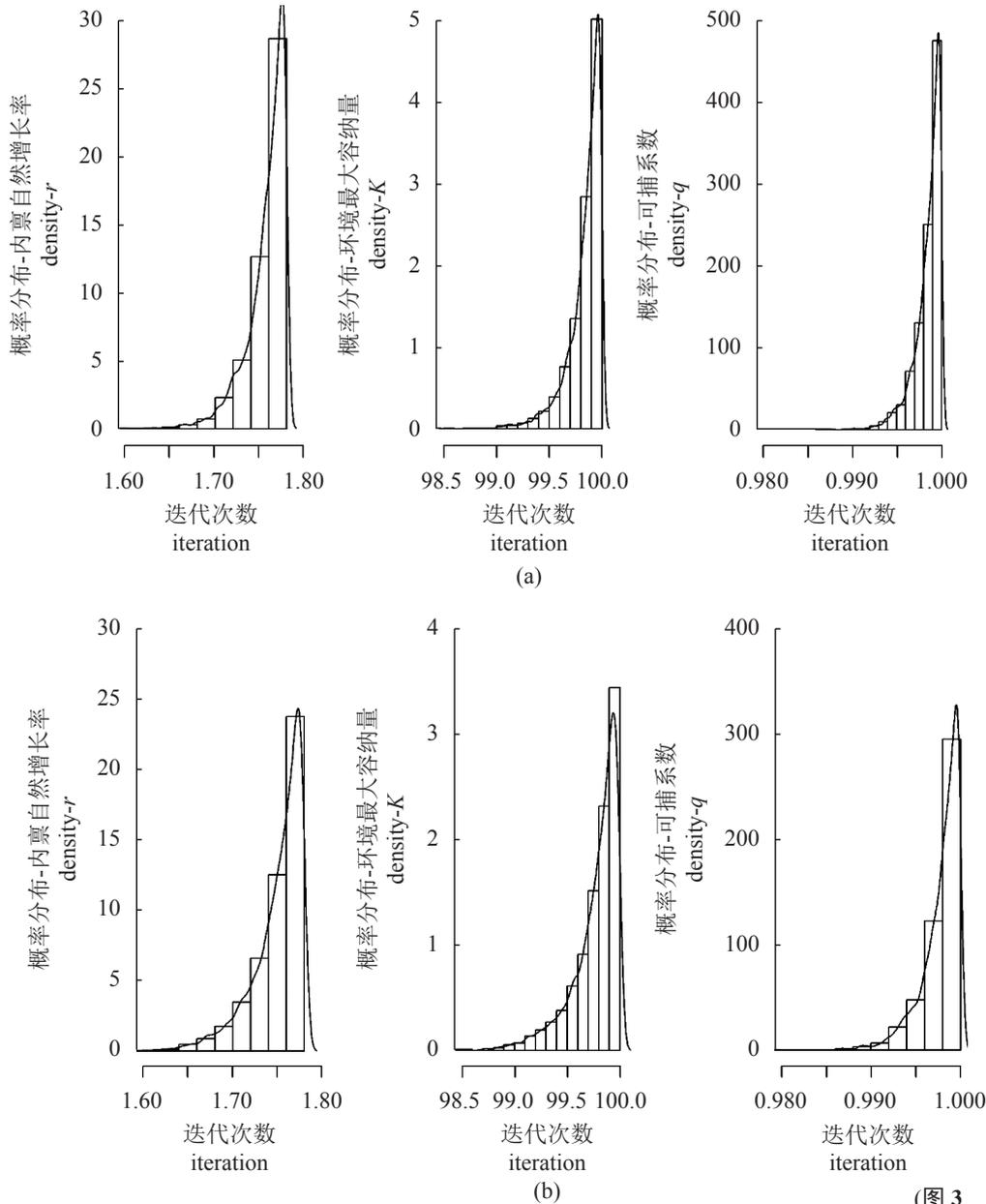
2.2 柔鱼的生物参考点和种群资源状态

SP 模型的 MSY 为 $44.09 \times 10^4 t$, B_{MSY} 的值为 $49.92 \times 10^4 t$; E_r - E_K -EDSP 模型的 MSY 值为 $39.26 \times 10^4 t$, B_{MSY} 值为 $49.89 \times 10^4 t$; E_K -EDSP 模型的

MSY 值为 43.87×10^4 t, B_{MSY} 为 49.88×10^4 t, 因此, SP 模型中的 MSY 和 B_{MSY} 值均高于 E_r - E_K -EDSP 模型和 E_K -EDSP 模型中的值, 并且 E_K -EDSP 模型中的 MSY 值是所有加入环境因子的模型中的最大值。 E_K -EDSP 模型的 B_{MSY} 值在 4 个模型中最小, E_r - E_K -EDSP 模型的 MSY 和 F_{MSY} 低于其他 3 个模型。

SP 模型中的 F_{tar} 的值为 0.79, F_{MSY} 的值为 0.88, F_{tar} 和 F_{MSY} 均大于 E_r - E_K -EDSP 模型中的值, 在所有剩余产量模型中, 1994—2017 年, 柔鱼的捕捞死亡率 F 远小于 F_{tar} 和 F_{MSY} 的值, 且每年柔鱼的总渔获量也低于最大可持续产量 MSY 的值(图 1, 表 4)。在 4 种剩余产量模型对柔鱼资源的评估中, SP 模型评估结果表示 1994—2017 年

柔鱼资源没有出现过度捕捞, 资源状态良好, 即 $B/B_{MSY} > 1$, $F/F_{MSY} < 1$ (图 4-a); 基于 E_K -EDSP 模型 $B/B_{MSY} < 1$, $F/F_{MSY} < 1$, 表明柔鱼资源正处于过度捕捞或已经过度捕捞状态(图 4-b); 基于 E_r -EDSP 模型的评估结果可知: 1994—2001 年柔鱼资源处于已出现过度捕捞或正在过度捕捞的状态, 然而, 2002—2017 年柔鱼资源则没有过度捕捞, 资源得到恢复; 基于最优的剩余产量模型 E_r - E_K -EDSP 模型的计算结果可知, 1994—1997 年和 2009—2017 年该资源已出现过度捕捞或正处于过度捕捞状态, 虽然 1998—2008 年柔鱼资源已过度捕捞, 但从 2009 年资源状态开始恢复(表 4; 图 4-d)。



(图 3 Fig. 3)

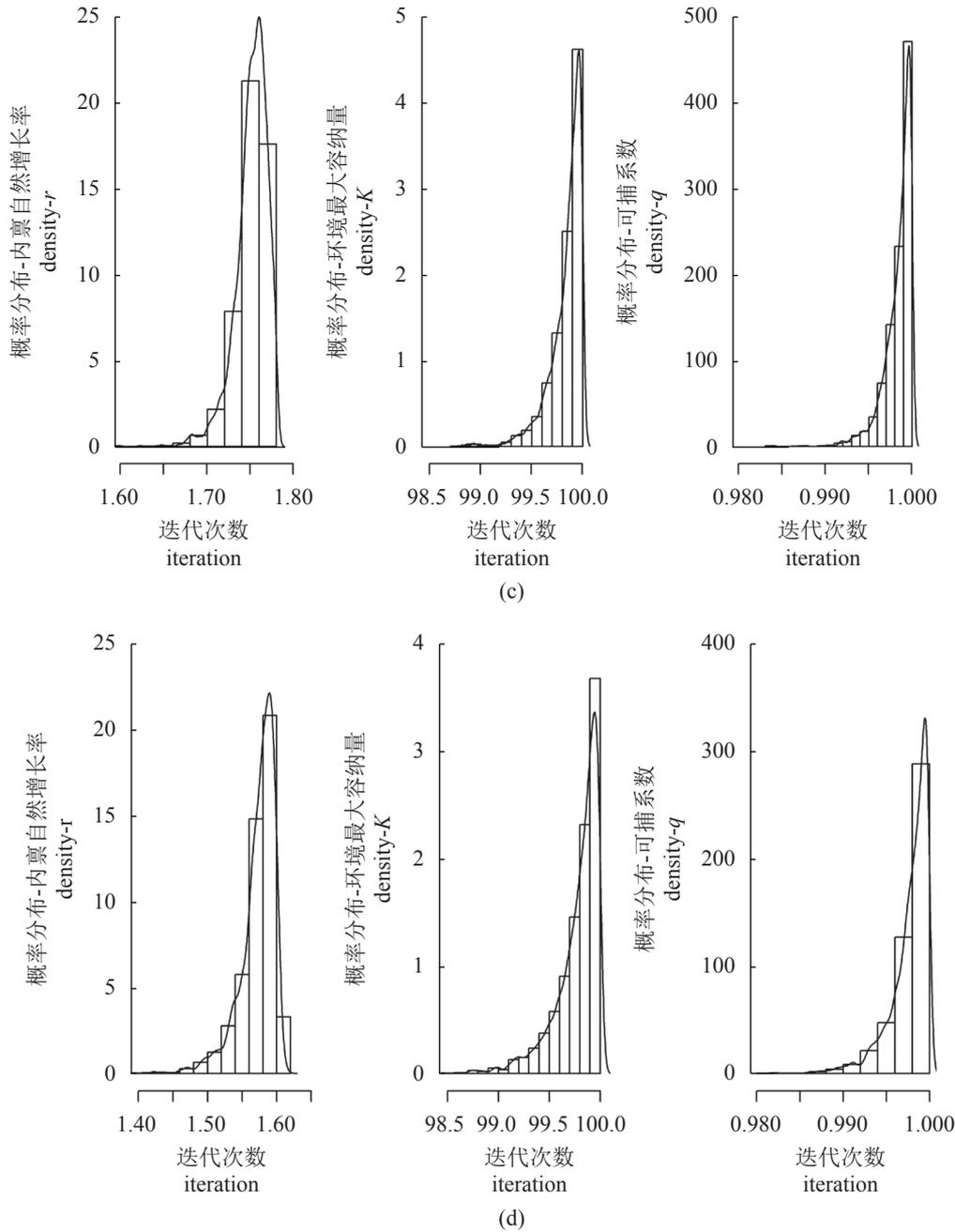


图 3 参数 r 、 K 、 q 在 SP (a)、 E_K -EDSP (b)、 E_r -EDSP (c) 和 E_r - E_K -EDSP (d) 模型中分布
 Fig. 3 Distributions of r , K , and q parameters in SP model (a), E_K -EDSP model (b), E_r -EDSP (c) and E_r - E_K -EDSP model (d)

表 3 柔鱼的剩余产量模型中参数统计表

Tab. 3 Summary statistics for the parameters of the Schaefer surplus production models for *O. bartramii* fishery

模型 models	参数 parameters										DIC
	r				$K (\times 10^4)$				$q (\times 10^{-4})$		
	均值 mean	方差 SD	均值 mean	方差 SD	均值 mean	方差 SD	均值 mean	方差 SD			
SP	1.766	0.023	99.845	0.152	0.998	0.002	1039.1				
E_K -EDSP	1.759	0.03	99.765	0.236	0.998	0.002	677.9				
E_r -EDSP	1.752	0.019	99.832	0.172	0.998	0.002	990.8				
E_r - E_K -EDSP	1.574	0.026	99.773	0.226	0.998	0.002	654.0				

表 4 1994—2017 年通过 SP 模型、 E_K -EDSP 模型、 E_r -EDSP 和 E_r - E_K -EDSP 模型计算得到的生物参考点统计表

Tab. 4 Fishery biological reference points estimated by SP model, E_K -EDSP model, E_r -EDSP model and E_r - E_K -EDSP model in 1994-2017

模型 生物参考点	models BRPs	SP	E_K -EDSP	E_r -EDSP	E_r - E_K -EDSP
$B_{MSY}(10^4 \text{ t})$		49.92	49.88	49.92	49.89
$B_{lim}(10^4 \text{ t})$		12.48	12.47	12.48	12.47
$MSY(10^4 \text{ t})$		44.09	43.87	43.70	39.26
F_{tar}		0.79	0.79	0.79	0.71
F_{MSY}		0.88	0.88	0.88	0.79
F_t		0.04	0.03	0.04	0.03

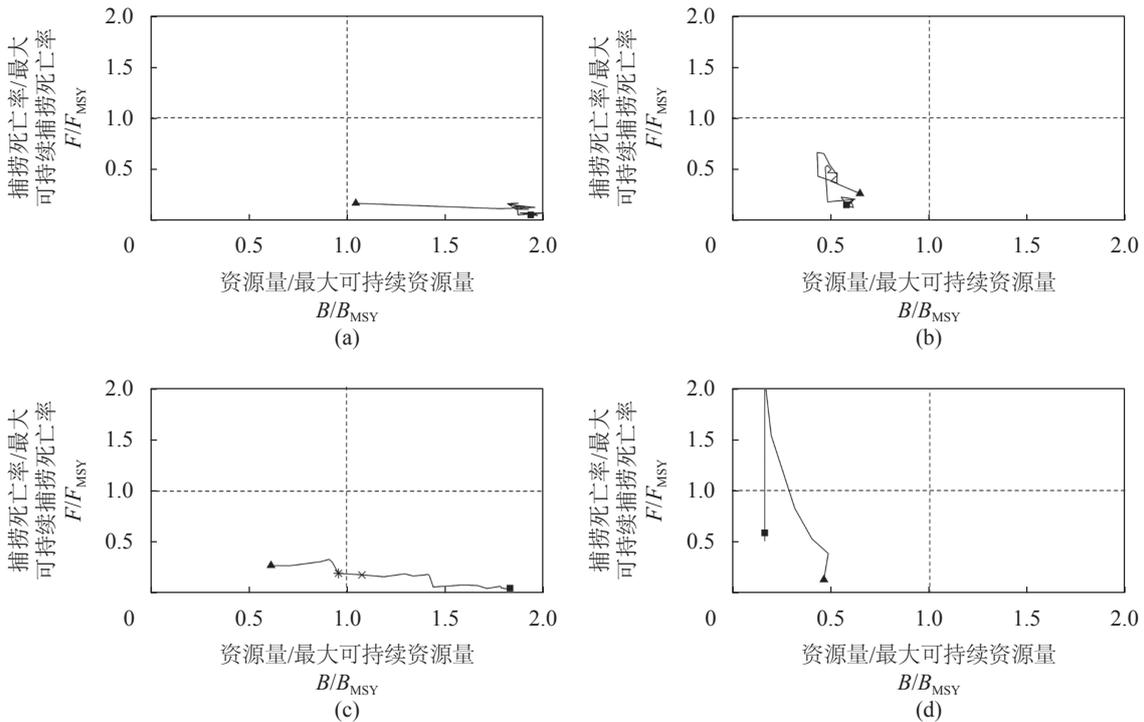


图 4 1994—2017 年 SP 模型 (a)、 E_K -EDSP 模型 (b)、 E_r -EDSP 模型 (c)、 E_r - E_K -EDSP 模型 (d) 中柔鱼的种群资源状态

黑色三角形是起始年份 1994, 黑色矩形为结束年份 2017

Fig. 4 Stock status of the *O. bartramii* fishery from 1994 to 2017 based on SP model (a), E_K -EDSP model (b), E_r -EDSP model (c), and E_r - E_K -EDSP model (d)

The triangles are corresponding to the starting year (1994), the squares are corresponding to the ending year (2017)

3 讨论

在海洋生态系统中, 大、中尺度的气候变化会引起海洋环境的改变, 进而影响鱼类的资源量和渔场分布^[29]。气候变化也在亲体补充量关系以及根据传统“平衡”假设得出的生物学参考点等方面的评估带来很大不确定性^[30-31]。将气候环境因子加入到鱼类种群资源评估中, 可降低气候变化对资源评估的结果造成不确定的影响, 增加实现

基于生态系统的渔业管理的途径^[32]。

本研究中柔鱼是一种短寿命周期的种类, 主要渔场分布于西北太平洋, 且此处为最活跃的海洋环境之一。柔鱼的资源丰度很容易受到极端环境条件的影响而产生波动, 环境变量在调节其种群动态中的作用受到很大重视, 特别是厄尔尼诺和拉尼娜事件, 其发生于赤道中、东太平洋地区水温异常变暖或变冷^[33]。而厄尔尼诺和拉尼娜事件严重影响了柔鱼的分布和资源量, Wang 等^[17]

研究了拉尼娜/厄尔尼诺事件的年际变化对北太平洋柔鱼的基本影响,基于对长期 CPUE 的波动分析,发现厄尔尼诺年份的冬季和夏季水温低于正常年份,对 r 和 K 产生影响,进而导致柔鱼种群的补充量大大降低。陈新军等^[5]分析了柔鱼和海洋环境之间的关系,并认为厄尔尼诺和拉尼娜对柔鱼的产卵场产生影响。此外,拉尼娜事件将使柔鱼产卵场的补充量减少,且其渔场向北移动;而厄尔尼诺事件使产卵场的海洋环境更适于柔鱼生存。汪金涛等^[17]建立了基于环境因子的冬春生群体的柔鱼的剩余产量模型,分析了其产卵场和索饵场适宜 SST 对内禀自然增长率 (r) 和环境容纳量 (K) 的影响,并建立剩余产量模型对柔鱼的资源状态进行评估,为其管理提供科学依据。

3.1 先验和后验分布

使用普通的最大似然法只能得到被估计参数的一个固定值,无法对参数的不确定性进行分析。采用贝叶斯的方法得到参数的后验分布,可以利用计算机随机抽取参数值模拟管理过程,得到任意多组管理结果该方法能利用先验知识、参数估计以概率方式提供,非常适合渔业数据处理和风险分析。

本研究中贝叶斯原理的一个重要过程就是对参数设定先验分布,先验分布的选择将直接影响到评估的结果^[34-35],根据捕捞产量及生物学等基本知识,可以大致确定 r 、 K 、 q 的分布范围,因此 3 个参数的经验分布为 r 服从均匀分布,范围为 [0.5,1.5], K 服从均匀分布,范围为 [10,100], $\log(q)$ 服从均匀分布,范围为 [-15,0]。根据 MCMC 的运算结果,3 个模型参数 r 、 K 、 q 的后验分布与先验分布具有很大差异,这说明基于先验的假设条件柔鱼的渔业数据可以提供足够的信息,以估计建立的 4 个剩余产量模型中的参数(图 5)。

3.2 当前西北太平洋柔鱼的资源状态及管理策略

生态系统的复杂性和动态性给渔业资源评估和管理提出了严峻挑战^[36-37]。在某些情况下,将特征明确的生态系统过程纳入评估模型可以改善预测结果,并能估计生物参考点以及选择适当的捕捞控制规则,以实现鱼类种群的资源管理和风险评估。因此,本研究在西北太平洋柔鱼种群资源动态研究中加入环境因子,提供符合生态系统规律的柔鱼种群评估管理和风险分析。

基于 1994—2017 年西北太平洋柔鱼的捕捞

数据,可以发现柔鱼的年渔获量的范围为 $2 \times 10^4 \sim 15 \times 10^4$ t,平均渔获量大约为 8×10^4 t,最高渔获量出现在 1999 年,为 13.2×10^4 t,紧接着在第二年(2000)渔获量出现第二大的值为 12.4×10^4 t,说明年间年渔获量相差较大,可达 13×10^4 t,但相对较高的渔获量相差较小,年渔获量相差小于 1 万 t。在 4 种模型中,从渔业捕捞死亡系数来看, F_t 的值均小于 F_{tar} 的值,表明捕捞强度比较理想,没有超过设定的捕捞死亡率的目标值,然而,从资源量水平上分析,其中只有 SP 模型,在 1994—2017 年 B_t 均大于 B_{MSY} (图 4-a),表明柔鱼没有被过度捕捞,其资源状态良好,说明柔鱼的渔业资源尚未得到充分开发和利用,这与其他 3 个模型结果存在差异, E_K -EDSP 模型中 B_t 均小于 B_{MSY} ,即 $B/B_{MSY} < 1$ (图 4-b); E_r -EDSP 模型中,1994—2001 年的 B_t 均小于 B_{MSY} ,2002—2017 年 B_t 均大于 B_{MSY} ,可能对柔鱼资源进行保护,实现其资源的合理开发和利用(图 4-c); E_r - E_K -EDSP 模型中,虽然初始的 1994 年和结束的 2017 年 B_t 均小于 B_{MSY} ,但是,在此期间存在 B_t 大于 B_{MSY} 的年份(图 4-d),而西北太平洋柔鱼种群动态过程受到环境的影响很大。因此,综上所述,加入环境因子的模型评估结果较不加入环境因子的模型评估结果更保守,尤其当环境条件发生巨大变化时(如厄尔尼诺和拉尼娜),会严重影响柔鱼种群的 K 和 r 值,管理部门需调控捕捞强度,以免过度利用柔鱼资源量,造成过度捕捞影响生态结构。另一方面,随着捕捞强度的提高,与 SP 模型相比 EDSP 模型被证明是更符合实际。

3.3 不确定性

然而,在渔业管理中存在诸多的不确定性,如渔业资源动态随机性产生的过程误差、渔业数据收集中的观测或测量误差以及模型参数的不确定性。贝叶斯方法由于能够解决与模型和参数值有关的不确定性,因此被广泛应用于鱼类种群评估和管理,但是,海洋生态系统复杂多变,随着时间的推移,如果生态系统驱动因素与种群过程之间的关系发生变化,则评估的准确性和由此产生的管理建议会有较大偏差。将生态系统过程明确纳入种群评估模型替代传统的单一生物评估模型,在模型估计中隐含随时间变化的参数,年龄、种群结构,通常通过估算随时间变化的参数(如自然死亡率、可捕获性等)来隐含地解释人为因素和环境条件对种群动态的影响,因此,在模型的建立

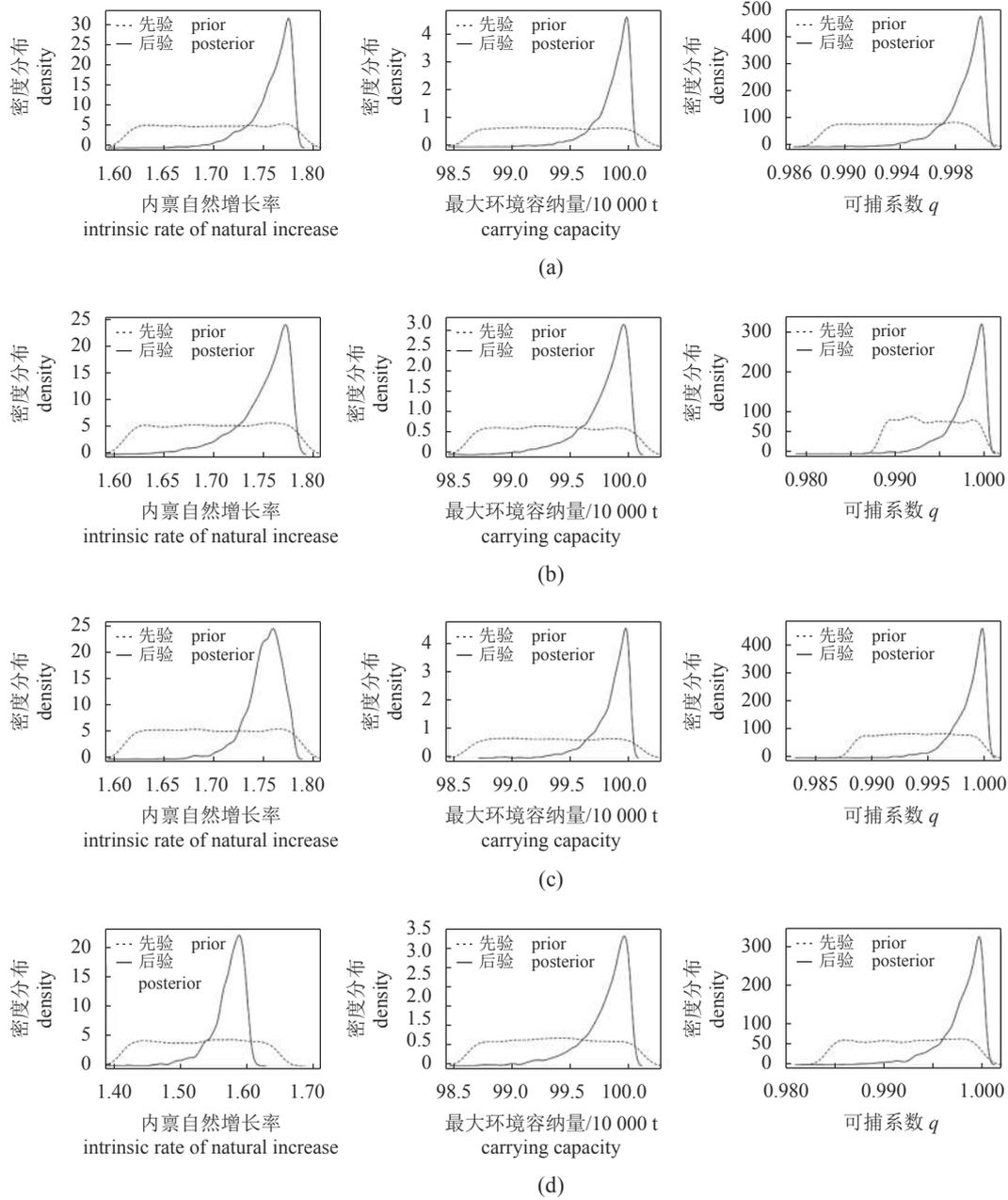


图 5 参数的先验分布和后验分布对比图

(a)、(b)、(c)、(d) 分别代表 SP 模型、 E_K -EDSP 模型、 E_r -EDSP 模型、 E_r - E_K -EDSP 模型中 r 、 K 、 q 的先验和后验分布

Fig. 5 Comparison of priori and posterior parameter distributions

(a), (b), (c), and (d) represent the priori and posterior distribution of r , K , and q in the SP model, E_K -EDSP model, E_r -EDSP model, and E_r - E_K -EDSP model, respectively

中还需考虑随时间变化的内在增长的生物学变量。

(作者声明本文无实际或潜在的利益冲突)

参考文献 (References):

[1] Ichii T, Mahapatra K, Okamura H, *et al.* Stock assessment of the autumn cohort of neon flying squid (*Ommastrephes*

trephes bartramii) in the North Pacific based on past large-scale high seas driftnet fishery data[J]. *Fisheries Research*, 2006, 78(2-3): 286-297.

[2] 曹杰. 西北太平洋柔鱼资源评估与管理 [D]. 上海: 上海海洋大学, 2010

Cao J. Stock assessment and risk analysis of management strategies for neon flying squid (*Ommastrephes*

- bartramii*) in the Northwest Pacific Ocean[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2010 (in Chinese).
- [3] 宁欣, 陆化杰, 刘凯, 等. 2018年春季拉尼娜发生期东海太平洋褶柔鱼的渔业生物学特性[J]. 水产学报, 2020, 44(10): 1676-1684.
- Ning X, Lu U H J, Liu K, *et al.* Fisheries biological characteristics of Japanese common squid (*Todarodes pacificus*) in spring in the La Niña year of 2018 in the East China Sea[J]. Journal of Fisheries of China, 2020, 44(10): 1676-1684 (in Chinese).
- [4] Liu J L, Yu W, Xu L L, *et al.* Using Bayesian Bio-economic model to evaluate the management strategies of *Ommastrephes bartramii* in the Northwest Pacific Ocean[J]. Aquaculture and Fisheries, 2019, doi: 10.1016/j.aaf.2019.10.001.
- [5] 陈新军, 曹杰, 刘必林, 等. 基于贝叶斯Schaefer模型的西北太平洋柔鱼资源评估与管理[J]. 水产学报, 2011, 35(10): 1572-1581.
- Chen X J, Cao J, Liu B L, *et al.* Stock assessment and management of *Ommastrephes bartramii* by using a Bayesian Schaefer model in the Northwestern Pacific Ocean[J]. Journal of Fisheries of China, 2011, 35(10): 1572-1581 (in Chinese).
- [6] 解明阳, 陈新军. 基于不同阶数灰色系统模型的北太平洋柔鱼资源丰度预测[J]. 上海海洋大学学报, 2021, 30(4): 755-762.
- Xie M Y, Chen X J. Prediction of abundance index of *Ommastrephes bartramii* in the North Pacific Ocean based on different order grey system models[J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2021, 30(4): 755-762 (in Chinese).
- [7] 田思泉. 西北太平洋柔鱼资源评价及其与海洋环境关系的研究 [D]. 上海: 上海海洋大学, 2006
- Tian S Q. Evaluation on neon flying squid *Ommastrephes bartarmii* stock in the Northwest Pacific Ocean (NWPO) and its relationship with marine environmental factors[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2006 (in Chinese).
- [8] Argüelles J, Rodhouse P G, Villegas P, *et al.* Age, growth and population structure of the jumbo flying squid *Dosidicus gigas* in Peruvian waters[J]. Fisheries Research, 2001, 54(1): 51-61.
- [9] 余为, 陈新军. 西北太平洋柔鱼冬春生群体栖息地的变化研究[J]. 海洋学报, 2018, 40(3): 86-94.
- Yu W, Chen X J. Variability in the potential habitat of winter-spring cohort of neon flying squid *Ommastrephes bartramii* in the Northwest Pacific Ocean[J]. Haiyang Xuebao, 2018, 40(3): 86-94 (in Chinese).
- [10] 余为. 西北太平洋柔鱼冬春生群对气候与环境变化的响应机制研究 [D]. 上海: 上海海洋大学, 2016
- Yu W. Response mechanism of winter-spring cohort of neon flying squid to the climatic and environmental variability in the Northwest Pacific Ocean[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2016 (in Chinese).
- [11] Yamagata T, Shibao Y, Umatani S I. Interannual variability of the Kuroshio Extension and its relation to the southern Oscillation/El Niño[J]. Journal of the Oceanographical Society of Japan, 1985, 41(4): 274-281.
- [12] Hanawa K. Long-term variations of the atmospheric circulation over the North Pacific and the Oyashio[J]. Bulletin of Hokkaido National Fisheries Research Institute, 1991, 55: 125-139.
- [13] Lehodey P, Bertignac M, Hampton J, *et al.* El Niño southern Oscillation and tuna in the western Pacific[J]. Nature, 1997, 389(6652): 715-718.
- [14] Anderson C I H, Rodhouse P G. Life cycles, Oceanography and variability: *Ommastrephid squid* in variable oceanographic environments[J]. Fisheries Research, 2001, 54(1): 133-143.
- [15] 王韞沛, 陈新军, 余为. 西北太平洋柔鱼渔场重心变化及其与环境的关系[J]. 上海海洋大学学报, 2020, 29(6): 899-909.
- Wang Y P, Chen X J, Yu W. Variations of gravity centers of fishing ground for neon flying squid (*Ommastrephes bartramii*) in the northwest Pacific Ocean and its relation with marine environment[J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2020, 29(6): 899-909 (in Chinese).
- [16] 樊伟, 崔雪森, 沈新强. 西北太平洋巴特柔鱼渔场与环境因子关系研究[J]. 高技术通讯, 2004, 14(10): 84-89.
- Fan W, Cui X S, Shen X Q. Study on the relationship between the neon flying squid, *Ommastrephes bartramii*, and ocean environment in the Northwest Pacific Ocean[J]. High Technology Letters, 2004, 14(10): 84-89 (in Chinese).
- [17] Wang J T, Yu W, Chen X J, *et al.* Stock assessment for the western winter-spring cohort of neon flying squid (*Ommastrephes bartramii*) using environmentally dependent surplus production models[J]. Scientia Marina, 2016, 80(1): 69-78.
- [18] 陈杭徽, 吴晓雪, 范江涛, 等. 2015年超强厄尔尼诺事件对西北太平洋柔鱼渔场变动的影响[J]. 中国水产科学, 2020, 27(10): 1243-1253.
- Chen H H, Wu X X, Fan J T, *et al.* Impacts of the strong 2015 El Niño event on *Ommastrephes bartramii* fishing

- grounds in the Northwest Pacific Ocean[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2020, 27(10): 1243-1253 (in Chinese).
- [19] 余为, 陈新军. 西北太平洋柔鱼栖息地环境因子分析及其对资源丰度的影响[J]. *生态学报*, 2015, 35(15): 5032-5039.
- Yu W, Chen X J. Analysis of environmental conditions and their influence on the abundance of neon flying squid in the Northwest Pacific Ocean[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(15): 5032-5039 (in Chinese).
- [20] Hilborn R, Walters C J. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics, and uncertainty[M]. Boston: Kluwer Academic Publishers, 1992.
- [21] 李纲, 陈新军, 官文江. 基于贝叶斯方法的东、黄海鲈资源评估及管理策略风险分析[J]. *水产学报*, 2010, 34(5): 740-750.
- Li G, Chen X J, Guan W J. Stock assessment and risk analysis of management strategies for *Scomber japonicus* in the East China Sea and Yellow Sea using a Bayesian approach[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2010, 34(5): 740-750 (in Chinese).
- [22] 李纲, 陈新军, 官文江, 等. 东黄海鲈鱼资源评估与管理决策研究 [M]. 北京: 科学出版社, 2011: 104-128
- Li G, Chen X J, Guan W J, *et al.* Stock assessment and management strategies for chub mackerel (*Scomber japonicus*) in the East China Sea and Yellow Sea[M]. Beijing: Science Press, 2011: 104-128 (in Chinese).
- [23] McAllister M K, Kirkwood G P. Bayesian stock assessment: a review and example application using the logistic model[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 1998, 55(6): 1031-1060.
- [24] Prager M H. A suite of extensions to a nonequilibrium surplus-production model[J]. *Fishery Bulletin*, 1994, 92(2): 374-389.
- [25] Caddy J F. A short review of precautionary reference points and some proposals for their use in data-poor situations[R]. Technical Paper No. 379. Rome: FAO, 1998.
- [26] Jackson G D. Application and future potential of statolith increment analysis in squids and sepioids[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1994, 51(11): 2612-2625.
- [27] 童玉和, 陈新军, 田思泉, 等. 渔业管理中生物学参考点的理论及其应用[J]. *水产学报*, 2010, 34(7): 1040-1050.
- Tong Y H, Chen X J, Tian S Q, *et al.* Theory and application of biological reference points in fisheries management[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2010, 34(7): 1040-1050 (in Chinese).
- [28] Grabowski R, Chen Y. Incorporating uncertainty into the estimation of the biological reference points $F_{0.1}$ and F_{max} for the Maine green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) fishery[J]. *Fisheries Research*, 2004, 68(1-3): 367-371.
- [29] Pinsky M L, Worm B, Fogarty M J, *et al.* Marine taxa track local climate velocities[J]. *Science*, 2013, 341(6151): 1239-1242.
- [30] Vert-Pre K A, Amoroso R O, Jensen O P, *et al.* Frequency and intensity of productivity regime shifts in marine fish stocks[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(5): 1779-1784.
- [31] Skern-Mauritzen M, Ottersen G, Handegard N O, *et al.* Ecosystem processes are rarely included in tactical fisheries management[J]. *Fish and Fisheries*, 2016, 17(1): 165-175.
- [32] Hollowed A B, Bond N A, Wilderbuer T K, *et al.* A framework for modelling fish and shellfish responses to future climate change[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2009, 66(7): 1584-1594.
- [33] Sheinbaum J. Current theories on El Niño-southern Oscillation: a review[J]. *Geofísica Internacional*, 2003, 42(3): 291-305.
- [34] McAllister M K, Pikitch E K, Babcock E A. Using demographic methods to construct Bayesian priors for the intrinsic rate of increase in the Schaefer model and implications for stock rebuilding[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2001, 58(9): 1871-1890.
- [35] Chen Y, Breen P A, Andrew N L. Impacts of outliers and mis-specification of priors on Bayesian fisheries-stock assessment[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2000, 57(11): 2293-2305.
- [36] Thorson J T, Monnahan C C, Cope J M. The potential impact of time-variation in vital rates on fisheries management targets for marine fishes[J]. *Fisheries Research*, 2015, 169: 8-17.
- [37] Tommasi D, Stock C A, Hobday A J, *et al.* Managing living marine resources in a dynamic environment: the role of seasonal to decadal climate forecasts[J]. *Progress in Oceanography*, 2017, 152: 15-49.

Impacts of the *El Niño* event on the population dynamics of *Ommastrephes bartramii* in the Northwest Pacific Ocean

SUI Xin^{1,2}, WANG Jintao^{1,3,4,5,6*}, CHEN Xinjun^{1,3,4,5,6}, LEI Lin^{1,3,4,5,6}

(1. College of Marine Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;

2. East China Sea Fishery Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Shanghai 200090, China;

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

4. National Engineering Research Center for Oceanic Fisheries, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;

5. Key Laboratory of Sustainable Exploitation of Oceanic Fisheries Resources, Ministry of Education, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;

6. Scientific Observing and Experimental Station of Oceanic Fishery Resources, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

Abstract: *Ommastrephes bartramii* is one of the important and significant economic species in the Northwest Pacific Ocean, and the variation in biomass is susceptible to the climate change, such as *El Niño*. In this study, we assumed that the oceanic Niño index (ONI) affected the parameters, including intrinsic rate of growth (r), carrying capacity (K), respectively and simultaneously, of population dynamics model for *O. bartramii*. Thus, four surplus production models, Schaefer's model of surplus production (SP) and three environmentally dependent surplus production (EDSP) models (E_r -EDSP, E_K -EDSP and E_r - E_K -EDSP) were developed to evaluate the trend of the stock dynamics of *O. bartramii* in the Northwest Pacific. The results showed that the Deviance Information Criterion (DIC) values of three EDSP models were less than the DIC value of SP model. Moreover, the E_r - E_K -EDSP with the smallest DIC value served as the optimal model. The estimated Maximum Sustainable Yield (MSY) value was 39.26×10^4 tons. From 1994 to 2017, the fishing mortality rate (F_t) of *O. bartramii* was far lower than the target mortality rate (F_{tar}) and the fishing mortality rate at the level of MSY (F_{MSY}). In 2017, the stock resources of *O. bartramii* in the Northwest Pacific Ocean were less than the corresponding resources at the level of MSY (B_{MSY}). Currently, the *O. bartramii* stock in the Northwest Pacific is being overfished or was being overfished. The conclusion could be used for sustainable development and management of *O. bartramii* in the Northwest Pacific Ocean.

Key words: *Ommastrephes bartramii*; *El Niño*; population dynamic; surplus production model; Northwest Pacific Ocean

Corresponding author: WANG Jintao. E-mail: jtwang@shou.edu.cn

Funding projects: National Key R&D Program of China (2019YFD0901404); National Natural Science Foundation of China (41876141); Construction and Application of Natural Resources Satellite Remote Sensing Technology System (202001004)