

DOI: 10.3724/SP.J.1118.2020.19238

基于生活史特征的数据有限条件下渔业资源评估方法比较

史登福^{1,2}, 张魁¹, 陈作志¹

1. 中国水产科学研究院南海水产研究所, 农业农村部外海渔业开发重点实验室, 广东 广州 510300;

2. 上海海洋大学海洋科学学院, 上海 201306

摘要: 渔业资源评估是开展渔业资源管理, 维系渔业可持续发展的基础工作。传统的渔业资源评估方法需要统计产量、资源丰度指数甚至年龄结构等大量数据, 由于调查经费和数据的缺乏, 全球仅 1% 的鱼种进行过系统性的资源评估。近年来, 在数据有限(data-limited)条件下如何开展资源评估已日益成为学术界的关注热点。本文将基于生活史特征的评估方法分为仅需要生活史参数, 需要产量数据和生活史参数, 需要产量数据、生活史参数及体长或年龄数据等 3 大类, 分别从方法、数据要求、输出结果及局限性进行了系统回顾分析, 提供了关于生活史特征参数的常见估算方法, 并就其中两种模型对北大西洋大青鲨(*Prionace glauca*)的可持续渔获量进行了初步评估与比较。最后, 对数据缺乏模型的使用及模型在中国近海渔业资源评估中的运用提出了建议。

关键词: 渔业资源; 评估模型; 数据缺乏; 生活史特征; 北大西洋大青鲨渔业

中图分类号: S931

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2020)01-0012-12

随着计算机模拟能力的提高及多学科的相互促进, 渔业资源评估方法得到飞速发展^[1], 模型的种类趋于多样化, 模型的结构趋于复杂化。目前渔业资源评估模型主要包括单物种渔业资源评估模型、多物种渔业资源评估模型和基于生态系统的渔业资源评估模型。单物种的资源评估模型有综合模型、年龄结构模型和体长结构模型等; 多物种的评估模型有多物种实际种群分析和 GADGET 模型。当前, 用于渔业资源评估与管理的模型仍以单物种模型为主^[2]。

传统的渔业资源评估方法除了需要统计数据外, 还需要较完整的调查数据, 数据的收集和分析成本较高。据不完全统计, 全球仅有不足 1% 的渔业种类存在资源评估^[3], 大多数渔业资源由于缺乏调查数据, 难以用传统的方法评估最大可持续产量(maximum sustainable yield, MSY)和可捕量等^[4]。数据有限条件下的评估模型允许管理者

评估过度开发的风险、当前种群生物量、可持续产量、最佳捕捞死亡率和相对于参考点的种群状态或总允许捕获量, 然后根据这些参数来确定目标群体的适当捕捞限额。2013 年, 在波士顿举办的世界渔业资源评估方法大会将“数据缺乏方法”列为四大主题之一^[5-6]。2014 年, 联合国粮农组织成立专项工作组, 对几种主要数据缺乏的渔业资源评估模型可靠性进行了模拟测试^[6]。中国近海渔业资源调查起步晚, 有记录的数据资料较少, 大部分渔业处于数据缺乏状态, 难以用常规方法进行评估, 而这些种类的生物学信息及生活史特征方面的研究日益完善。本研究旨在对基于生活史特征的数据有限条件下渔业资源评估方法进行比较, 为中国近海渔业资源的评估和模型的选择提供科学的参考。

在利用数据缺乏方法进行渔业资源评估时, 生活史特征参数如内禀增长率、自然死亡系数等

收稿日期: 2019-08-12; 修订日期: 2019-10-30.

基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFD0900906); 国家自然科学基金项目(31602157); 广东省促进经济发展专项资金(海洋经济发展用途)项目(GDME-2018E004).

作者简介: 史登福(1995-), 男, 硕士研究生, 从事渔业资源评估研究. E-mail: 1024487543@qq.com

通信作者: 陈作志(1978-), 男, 博士, 研究员, 从事渔业资源和海洋生态研究. E-mail: zzchen2000@163.com

越来越受到重视。在获得评估对象的产量情况下, 结合相应的生活史参数, 可得到捕捞风险、MSY 或可持续产量等用于渔业管理的参考信息。该类模型在具体的数据需求下分为三类: (1)仅需要生活史参数, 如 PSA (productivity and susceptibility analysis)模型^[7]、Robin Hood 方法^[8]; (2)需要产量数据和生命史参数, 如 DCAC (depletion-corrected average catch)模型^[9]、DB-SRA (depletion-based stock reduction analysis)模型^[10]、Catch-MSY 模型^[11]和 SS-CO (stock synthesis-catch only variants)模型^[12]等; (3)需要产量数据、生活史参数及体长、年龄数据, 如 SS-CL (stock synthesis-catch and length)模型^[13]、Dynamic SPR 模型(reserve-based spawning potential ratio)^[14]和基于体长的决策树模型(length-based reference points)^[15]等。本文就这 3 种类型的评估模型结构、数据要求、输出结果和使用条件等方面进行阐述。

1 仅需要生活史参数的评估模型

1.1 PSA 模型

PSA 模型是利用生活史数据、生产力和敏感性分析鱼类种群在捕捞压力下的相对风险或脆弱性, 未涉及渔业的可持续产量问题。总的来说, 该模型可以分为两个部分, 即种群的生产力和敏感性。种群生产力由内禀增长率(r)、最大年龄、最大体长、补充模式和成熟年龄等方面决定; 敏感性则由管理强度、相对捕捞死亡率、亲鱼量、季节性迁移等决定; 这两者均分为低、中和高 3 个层次, 生产力越高, 种群状态越好, 敏感性越高, 种群过度捕捞的风险性越大。PSA 将种群生产力作为横坐标, 敏感性作为纵坐标, 通过欧几里得距离法计算种群的脆弱性, 为加强渔业管理提供参考。在每个物种存在着不同数量数据的多物种种群中, PSA 还可用作基线的比较。另外, 数据的长度和一致性对模型结果的准确性影响较大。该模型被应用于凯尔特海的底栖板鳃鱼类(21 种), 以探索其如何为鳕类的管理提供可用信息^[16], 美国的联邦渔业通过 PSA 分析了阿拉斯加底层鱼类面临过度捕捞时的脆弱性^[17]。

1.2 Robin Hood 方法

Robin Hood 方法是将数据丰富的种群的生活

史特征和捕捞死亡率过渡给相似的数据缺乏的种群。其原理是同一时间在同一渔场, 运用相同的渔具对鱼群进行捕捞时, 不同鱼种的捕捞死亡趋势和体长函数的选择性相近, 这一假设与基础的多物种单位补充产量分析类似^[18]。此外, 因为共同的环境因素的影响, 该渔场中各鱼类种群的年度补充变化是相关的^[19]。在使用该方法时需要注意的是, 对于数据丰富的物种和数据缺乏的目标物种必须能够用相同评估模型进行评估, 因此, Robin Hood 方法输出的结果由评估模型的类型而定。Punt 等^[8]将该方法应用于澳大利亚南部和东部的有鳞鱼类和鲨鱼渔业中的 9 种鱼类, 结果表现较稳定可靠。然而, 生活史信息有时不能精确地转移到目标种群, 进行渔业管理时往往会加大过度捕捞的风险。

2 需要产量数据和生命史参数的评估模型

2.1 DCAC 模型

DCAC 模型使用历史渔获量数据(最好是 10 年或更长时间)和估计的自然死亡率(最好是 0.2 或更小)来确定潜在的可持续产量, 是 Gulland^[20]潜在产量公式的延伸, 为长寿物种的数据缺乏渔业提供了可持续产量的有效估计^[21]。该模型的理论依据是如果种群丰度没有发生实质性变化, 平均渔获量是可持续的。该方法不同于简单的平均渔获量外推法, 而是通过校正许多渔业中典型的鱼类丰度的初始损耗来估计可持续产量。在 DCAC 模型中, MacCall 将原模型中 $B_{MSY}/B_0=0.5$, $F_{MSY}/M=1$ 的假设修改为 $B_{MSY}/B_0=0.4$, $F_{MSY}/M=c$, 式中 B_{MSY} 为最大可持续产量时对应的资源量, B_0 为原始的资源量, F_{MSY} 为最大可持续产量对应的捕捞死亡系数, M 为自然死亡系数。在运用 DCAC 模型分析资源开发状况时, 除年渔获量数据外, 还需对以下 3 个参数设定初始值和标准误: 资源衰减比率(Δ)、 M 以及 c , 再使用 Monte Carol 模拟估算可持续渔获量的概率分布。在一段较长的时期内, 如 10 年或更长的时间, 渔获量分为可持续的产量部分和与一次性减少生物量有关的不可持续的“意外收获”部分。意外收获的大小以“意外收获率”的形式表示为相当于若干年的可持续产

量, 意外收获率计算公式为 $\Delta / \{(B_{\text{MSY}}/B_0) \times (F_{\text{MSY}}/M) \times M\}$ 。资源衰减比率(Δ)为首年的资源量(B_{FYR})与末年的资源量(B_{LYR})之差除以 B_0 , 即:

$$\Delta = \frac{B_{\text{FYR}} - B_{\text{LYR}}}{B_0} \quad (1)$$

潜在渔获量(Y_{pot})通过 Restrepo 等^[22]优化后的 Gulland 潜在产量公式计算:

$$Y_{\text{pot}} = 0.4MB_0 \quad (2)$$

DCAC 中可持续产量的计算公式为:

$$Y_{\text{sust}} = \frac{\sum C}{n + \Delta B_0 / Y_{\text{pot}}} = \frac{\sum C}{n + \frac{\Delta}{0.4cM}} \quad (3)$$

式中, $\sum C$ 为渔获总量, n 为时间跨度。

需要注意的是使用 DCAC 作为估计渔获量的一种方法应该被看作是一种粗略的近似, 并被认为是以前使用未校正平均渔获量的方法的一种改进, 平衡渔获量可作为渔业捕捞的限额, 但并不等同于传统意义上的 MSY。在进行评估时, 如果 Δ 的先验值远低于其真实值(即种群假设的损耗比实际少得多), 则 DCAC 的评估结果高于真实 OFL (overfishing limit)。另外, DCAC 提供不确定性的估计, 不确定性估计的某些部分是基于支持性分析, 另一些则是基于专家判断输入的估计值, 被忽视的最大不确定性是资源的现状与捕捞期间状况的比较。不确定性估计是平均值的不确定性估计, 而不是针对 OFL 在任何特定年份的不确定性。DCAC 的精确度由参数的概率分布决定, 对于自然死亡系数有较好的稳定性, 但对于资源衰减比率十分敏感, 并且该模型不适合自然死亡系数大于 $0.2/a$ 的种群, 对于资源高度衰竭的种群评估效果不佳^[23]。MacCally^[7]在寡平鲈(*Sebastes entomelas*)上对模型的可靠性进行模拟测试, 模型表现结果良好; Dick 等^[10]和 Newman 等^[24]已分别证明该模型适用于北太平洋的 24 种近海鱼类和美国西海岸的 90 种底栖鱼类, Cortés^[25]在全美渔业大会上也建议使用该模型对大西洋鲨鱼进行评估。此外, 还有学者建议将 DCAC 作为美国东北部某些渔业评估的潜在后备方法^[26]。在国内, 耿喆等^[6]利用 DCAC 模型估算印度洋大青鲨可持续渔获量, 研究表明运用 DCAC 方法估算印度洋

大青鲨可持续渔获量是可行的, 并且参数 c 较小时, 会降低该模型的容错性, 时间序列缩短时, 易使评估结果出现异常值, 也会降低模型容错性。

2.2 DB-SRA 模型

DB-SRA 模型由随机 SRA 模型^[27](stochastic stock reduction analysis)与 DCAC 模型结合而成, 需要有时间序列的历史产量数据, 通过 Monte Carol 模拟资源衰减比率、 M 、 B_{MSY}/K (为了防止参数混淆, 用 B_{peak} 代替)和 F_{MSY}/M 等四个参数的概率分布, 将参数和产量数据输入剩余产量模型进行评估, 获得当前种群状态和管理参考点的概率分布。DB-SRA 是基于延迟差分模型^[28]实现的:

$$B_t = B_{t-1} + P(B_{t-a}) - C_{t-1} \quad (4)$$

式中, B_t 是 t 年初的生物量, $P(B_{t-a})$ 是基于 $t-a$ 年生物量函数的潜在年产量。

$$P(B_{t-a}) = g\text{MSY} \left(\frac{B_{t-a}}{K} \right) - g\text{MSY} \left(\frac{B_{t-a}}{K} \right)^n \quad (5)$$

K 是原始生物量, MSY 是最大可持续产量, n 是 PTF(Pella-Tomlinson-Fletcher)模型^[29-30]的形状参数, 决定该模型决定生产力曲线的偏度, g 是一个数值因素:

$$g = \frac{n^{n/(n-1)}}{n-1} \quad (6)$$

虽然 PTF 产量模型允许 B_{peak} 在 0 到 1 之间, 但当生产力曲线向右高度倾斜时, 在低生物量水平上产生过高生产力^[30-31]。为了纠正这种现象, 利用 McAllister 等^[31]最初提出的 PTF 和 Schaefer 剩余产量函数之间的混合函数, 计算潜在年产量 $P(B_{t-a})$ 。混合模型在位于 B_{peak} 一个连接点(B_{join})加入 PTF 和 Schaefer 产量模型, 当 $B_t > B_{\text{join}}$ 时, 使用方程(5)计算 $P(B_{t-a})$, 当 $B_t < B_{\text{join}}$ 时, 潜在年产量计公式:

$$P(B_{t-a} < B_{\text{join}}) = B_{t-1} \left[\frac{P(B_{\text{join}})}{B_{\text{join}}} + c(B_{t-a} - B_{\text{join}}) \right] \quad (7)$$

其中 c 是在连接点的 PTF 产量与生物量比率, 定义为:

$$c = (1-n)(\text{MSY})gB_{\text{join}}^{n-2}K^{-n} \quad (8)$$

由此产生的混合模型防止了低生物量下的不切实际的高生产率, 但是与 PTF 模型中的 c 相比,

混合模型在低生物量水平下的生产率相对于 Beverton-Holt 亲体补充关系(BHSSR)^[32]下的预期值过低。Dick 和 MacCall 建议在低生物量水平上对 $P(B_{t-a})$ 的计算进行修正^[10], 使之更接近低生物量下的 BHSSR 模型; 当 $B_t < B_{\text{join}}$ 时, 通过最小化 Schaefer 模型和 BHSRR 模型 P/B 值之间的平方差, 确定了 B_{join} 的最优值。

$$B_{\text{join}} = \begin{cases} 0.5B_{\text{peak}} & B_{\text{peak}} < 0.3 \\ 0.75B_{\text{peak}} - 0.075 & 0.3 < B_{\text{peak}} < 0.5 \\ B_{\text{peak}} & B_{\text{peak}} > 0.5 \end{cases} \quad (9)$$

F_{MSY} 是参数 M 和 F_{MSY}/M 的乘积, 然后使用所计算的 F_{MSY} 值来计算 MSY:

$$\text{MSY} = [1 - e^{-(M+F_{\text{MSY}})}] \left(\frac{F_{\text{MSY}}}{M + F_{\text{MSY}}} \right) (B_{\text{peak}})K \quad (10)$$

K 由方程 $B_{\text{current}}/K = 1 - \Delta$ 得到, 其下边界是时间序列的历史捕捞量的平均值, 上边界是时间序列捕捞量之和与 Δ_{min} 比值的 1.1 倍。给定年份 OFL 值计算公式:

$$\text{OFL}_t = [1 - e^{-(M+F_{\text{MSY}})}] \left(\frac{F_{\text{MSY}}}{M + F_{\text{MSY}}} \right) \quad (11)$$

DB-SRA 模型合理地预期种群主要受产量函数而不是补充变异性的影响。相比于 DCAC 模型, DB-SRA 模型可提供完整的种群动态以及估算各生物学参考点, 是更为完整的资源评估模型, 与 DCAC 模型相同的是, 它对于自然死亡系数有较好的稳定性, 但对于资源衰减比率十分敏感, 并且不适合自然死亡系数大于 $0.2/a$ 的种群, 对于资源高度衰竭的种群评估效果不佳。该方法假定生产函数原则上可以采取多种形式, 使用的具体形式是 Pella-Tomlinson 和 Schaefer 函数的混合函数。在进行评估时, 如果 Δ 的先验值远低于其真实值(即种群假设的损耗比实际少得多), 则 DB-SRA 的评估结果高于真实的 OFL, 所以在应用中, 为了使 DB-SRA 的 OFL 估计风险降低, DB-SRA 的 OFL 估计值进行偏差校正。DB-SRA 以后验分布的形式提供了与 OFL 相关的不确定性估计, 而且还解释了与目前实施的偏差校正系数相关的不确定性。OFL 估计的不确定性来源于参数的先验性, 这些参数信息是由专家判断的, 在

某些情况下也可能是由于模型错误而导致的, 而模型错误是没有考虑到的。作为输入数据, 历史捕捞量的不确定性未得到充分解决, 这可作为 DB-SRA 模型改进的一个方面。Wetzel 等^[33]在 DB-SRA 模型的基础上用贝叶斯方法对资源状况、生物量、OFL 进行估计, 提出 XDB-SRA (extended depletion-based stock reduction analysis) 模型。Sweka 等^[34]用 DB-SRA 模型对伊利湖湖鲟 (*Acipenser fulvescens*) 渔业的可持续参考点和环境容纳量进行了评估, 结果显示鲟资源枯竭, 至今未得到恢复。目前该模型为美国太平洋渔业管理理事会(PFMC)管辖的 47 种鱼类提供资源评估^[24]。

2.3 Catch-MSY 模型

Catch-MSY 模型是 Martell 等^[11]基于产量数据、恢复力信息和相对生物量的假设开发的一种数据缺乏情况下的评估模型。Catch-MSY 仅需要产量数据, 评估过程不再需要 CPUE 数据, 而是以资源量水平和内禀增长率的先验分布代替^[35]。设立参数 r (种群内禀增长率)和 K (环境容纳量), 作为模型输入数据, r 和 K 的先验区间以及始末资源量水平的设置决定模型的输出结果。在缺乏 r 的评估资料时, 可利用 Fishbase 数据库的鱼类恢复力分级法^[21, 36], 通过生长参数、性成熟年龄、最大年龄和繁殖力来确定鱼类的恢复力水平, 从而确定内禀增长率 r 的先验分布区间。 K 的先验分布区间一般取产量数据中最大产量作为下线, 最大产量的 50 倍作为上限^[11]。对于资源量水平 (B/K) 的设置应根据现实情况设立初始资源状况和当前资源状况, 其先验分布则根据评估对象的开发状态以及产量与数据中最大产量的比值来确定。当首年的产量低于最大产量的一半时, 可设置为 $0.5 \sim 0.9$, 否则为 $0.3 \sim 0.6$; 当末年的产量低于最大产量的一半时, 可设置为 $0.01 \sim 0.4$, 否则为 $0.3 \sim 0.7$ 。Catch-MSY 采用 Schaefer 产量模型^[37]模拟出 r 和 K 可能的组合以及其对应的生物量, 其形式如下:

$$B_t = \lambda_0 K \exp(v_t) \quad (12)$$

$$B_{t+1} = [B_t + rB_t(1 - B_t/K) - C_t] \exp(v_t) \quad (13)$$

其中, B_t 为 t 年的资源量, K 为环境容量, C_t 为 t 年的渔获量; 假定过程误差符合对数正态分布,

因此 v_i 为均值为 0, 方差为 σ^2 的标准正态分布; λ_0 为起始资源量水平 B_1/K 。

再运用伯努利二项式分布得到所有合理参数组的概率分布, 从而预测当前生物量可能的分布范围。采用如下伯努利分布作为似然函数:

$$L(\theta|C_t)=1 \quad \lambda_{01} \leq B_{n+1}/K \leq \lambda_{02} \\ =0 \quad \lambda_{01} > B_{n+1}/K > \lambda_{02} \quad (14)$$

其中, θ 为模型中的参数向量, $[\lambda_{01}, \lambda_{02}]$ 为最终年份资源量水平的先验分布区间。

研究采用重要性重抽样(SIR)^[38]方法计算参数的后验分布, 利用得到的 r - K 联合后验分布计算 MSY, $MSY=0.25rK$ 。

Catch-MSY 模型需要平衡性假设, 即捕捞努力量的增加总能使资源达到新的平衡, 因为 K 的上限难以估计, 该方法广受争议, Martell 等^[11]曾提出可用参数 r 的相关信息进一步限制 K 的先验分布, 同时使用几何平均数作为输出结果, 效果更佳。对于轻度开发的渔业, 其历史渔获量数据不能反映有关生产力的有用信息, 不建议使用 Catch-MSY 模型进行资源评估。Martell 等^[11]使用该方法, 根据产量数据估算了全球 150 种鱼类的 MSY。另外, Froese 等^[39]将 Catch-MSY 结合 Monte Carol 模拟, 对 128 个种群进行了参数和 MSY 估计, 并且与贝叶斯剩余产量模型(BSM)输出结果对比, 结果十分相近。张魁等^[21]利用 Catch-MSY 模型对南海区渔业资源进行了评估, 获得了总可捕量以及 11 个重要经济类群的可捕量; 而后 Zhang 等^[35]又利用此方法对东海的三大渔业资源进行了评估, Catch-MSY 模型产生了与其他方法相似的 MSY 估计值, 可作为中国近海渔业资源评估的较优选择。耿喆等^[40]等应用 Catch-MSY 模型评估了印度洋蓝枪鱼资源状况, 结果表明该种群存在较低水平的过度捕捞, 当前资源生物量状态良好。

2.4 SS-CO 模型

SS-CO 是基于 Stock Synthesis 3(SS3)实现的一种与 DB-SRA 类似的评估模型, 在结构上存在两种模式为 SS-CO-1 和 SS-CO-2。SS-CO-1 以“人工”调查(含正态或对数正态误差)的形式对资源损耗($1-B_{\text{current}}/B_0$)进行先验, 除了渔获量数据外, 不

使用其他数据, 采用马尔可夫链蒙特卡洛(MCMC)模拟自然死亡率、 h (亲体补充关系的曲线斜率)及 R_0 (初始补充量)的后验分布。在使用 MCMC 模拟时, R_0 有一个服从均匀分布的先验分布, 而相对种群现状(B_{current}/B_0)的先验分布也是 R_0 的一个有效先验分布, 二者相互冲突, 这可能是导致相对种群现状的后验分布总是不能够与先验分布匹配的原因。SS-CO-2 是在 SS-CO-1 基础上的优化, 与 SS-CO-1 不同的是, 它采用 SIR 从 SS3 外部的先验中抽取 M 、 h 和资源损耗值, 而不是采用 MCMC 从 SS 内指定的先验中抽取参数向量, SS3 仅用于求解 R_0 的值。此外, SS-CO-2 以后验分布的形式为 OFL 提供了不确定估计, 但目前缺乏针对性的误差修正因子。SS-CO 模型的假设除了 SS3 中的假设外, 还假定补充是确定性的, 种群的生长模式随时间不发生变化等。

SS-CO 模型与 DB-SRA 模型的比较: (1)SS-CO 模型的基础种群动力模型是年龄结构模型, DB-SRA 则是延迟差分模型; (2)就生产力方面而言, SS-CO 采用的是 BHSSR 模型, DB-SRA 为 Pella-Tomlinson 和 Schaefer 的混合模型^[10]; (3)在 SS-CO 模型中, 假设补充在捕捞前发生, DB-SRA 与之相反, 补充在捕捞后发生; (4)SS-CO 模型由于模型参数化的灵活性, 可以用于生活史更复杂的资源评估; (5)二者对资源损耗状态均特别敏感。

3 需要产量数据、生活史参数及体长、年龄数据的评估模型

3.1 SS-CL 模型

SS-CL 模型是由 SS3 模型演变而来的基于产量数据的评估模型, 在 SS-CO 模型的基础上引入了体长数据, 其假设与 SS-CO 一致。SS-CL 要求输入的数据包括一段时间序列的捕捞量、生活史参数(M 、生长参数、产卵年龄等)和具有代表性的体长组成数据等。该模型的可行性在于随着渔业的开发, 年龄和体长结构能够提供关于死亡率的有用信息, 这也是渔获量曲线分析法的基础, 然而, 这些数据的相关性通常也会降低有效的信息内容。目前, 国内外对 SS-CL 模型的使用较少, 其结果的可靠性需要进一步核实, Ralston 等^[13]曾将

该方法用于石斑鱼的资源评估。

3.2 Dynamic SPR 模型

Dynamic SPR 是基于海洋保护区的 SPR(产卵潜力比)模型, 在假设生态系统和渔业随时间保持不变并且保护区严格管控的情况下, 对产卵模式不规则且数据缺乏的种群提供有效的资源评估。该模型要求数据来源已建立的海洋保护区(通常 4~10 年未进行捕捞作业), 将保护区内外鱼类种群的年龄或体长数据与生活史特征相比较, 根据产卵潜力比估计可持续产量。另外, 随着种群补充变异性的增加, 使用该方法进行评估工作时需要更多的数据。对于整个生命周期阶段缺乏数据的物种, 如只在近岸受监测但随着体长和年龄增长而向外海移动的物种, 种群的发展和个体发育增长的变化可能导致原始生物量的数据和假设有偏差, 从而歪曲了目标种群的结构, 导致模型的错误评估。

3.3 基于体长的决策树模型

基于体长的决策树模型是利用容易收集的渔获物体长数据(该数据代表评估鱼种的渔业状态), 用于评估种群的亲鱼量是否在或高于指定的目标参考点, 这些信息可以帮助管理人员确定最佳捕捞水平。该模型有 3 个基本思想: (1)渔获物体长数据几乎只反映成熟个体, P_{mat} ; (2)渔获物的体长组成主要由最高渔获量的长度组构成, P_{opt} ; (3)渔获物体长组成证明了大型成熟个体的保守性, P_{mega} 。 P_{mat} 、 P_{opt} 、 P_{mega} 的计算公式如下:

$$P_{mat} = \sum_{L_{mat}}^{L_{max}} P_L \quad (15)$$

$$P_{opt} = \sum_{0.9L_{opt}}^{1.1L_{opt}} P_L \quad (16)$$

$$P_{mega} = \sum_{1.1L_{opt}}^{L_{max}} P_L \quad (17)$$

式中, P_L 代表各个体长组渔获量占比; L_{mat} 代表 50%性成熟的体长组中位数; L_{max} 代表最大体长; L_{opt} 代表最优势体长组的体长中位数。

通过建立 P_{mat} 、 P_{opt} 、 P_{mega} 与自然死亡率、亲鱼量(SB)之间的关系, 引进 P_{obj} (P_{mat} 、 P_{opt} 、 P_{mega} 的总和)来区分渔业选择模式并构建指示种群开

发状态的决策树, 确定目标参考点($0.4SB_0$, SB_0 为原始亲鱼量)和限制参考点($0.25SB_0$)。该模型在缺乏死亡率、渔业选择性和补充量的数据情况下, 也可以使用。需要注意的是, 这一方法针对特定的体长组, 可能不适合于成熟(小)和最优(中等)个体之间差异很小的种群。

4 重要生活史参数的评估

4.1 自然死亡系数

自然死亡系数(M)的估计是渔业资源评估和管理中最重要的生物学参数之一^[41], 并且评估难度较大, 对于数据缺乏的鱼类种群, 其自然死亡率信息往往不足。基于生活史来估算自然死亡系数是国际上常用的方法之一, 其中常见的有以下 3 种, 以 Pauly 公式应用最为广泛^[42]。

Hoening^[43]提出根据未开发资源群体的最大年龄 T_{max} 的线性规划模型估算鱼类自然死亡率, 其公式如下:

$$\ln(M) = \ln(Z) = 0.941 - 0.873\ln(T_{max}) \quad (18)$$

式中, T_{max} 表示最大年龄。

Pauly^[44]认为鱼类的自然死亡不仅与其寿命(可用 L_{∞} 表示)有关, 同时还与鱼类生长的快慢有关。另外, 一般寒带的鱼的寿命>温带>热带, 也就是说 M 与温度有关。因此, Pauly 提出如下经验公式:

$$\ln(M) = -0.0152 - 0.279\ln(L_{\infty}) + 0.6543\ln(K) + 0.463\ln(T) \quad (19)$$

式中, T 表示年平均水温($^{\circ}\text{C}$), L_{∞} 表示极限叉长, K 为生长系数。

Jensen^[45]提出根据鱼类性成熟年龄 T_{mat} 来估算自然死亡系数, 其公式如下:

$$M = 1.65 / T_{mat} \quad (20)$$

式中, T_{mat} 表示最大年龄。

4.2 其他参数

生长参数 K 以及渐近体长 L_{∞} 可由 Von Bertalanffy 生长方程结合 ELEFAN I 技术进行估算^[46]:

$$L_t = L_{\infty} \{1 - \exp[-K(t - t_0)]\} \quad (21)$$

式中, L_t 表示 t 龄时的体长; t_0 表示个体体长为 0 时的年龄, 是一种假定理论常数, 又称初始参数, 可以根据 Pauly 经验公式进行估算^[47]。

表 1 基于生活史特征的三类模型的比较
Tab. 1 Comparison of three types of models based on life history characteristics

类型 type	模型 model	最低数据要求 minimum data requirement	输出结果 model result	局限性 limitation
I	生产力与敏感性分析 productivity and susceptibility analysis, PSA	生活史特征参数和 F life history parameters and F	过度捕捞的风险 estimates of overexploitation risk	数据的长度和一致性对模型结果的准确性影响较大 length and consistency of data strongly affects accuracy of model results
	罗宾汉方法 Robin Hood	由相似物种过渡给目标物种的生活史特征参数和 F life-history characteristics and F from related "sister" species	根据使用的不同评估模型输出结果而定 dependent on type of stock assessment used	相似种群的生活史信息有时不能准确地转移到目标种群, 导致结果的不确定性较大 life-history information from data-rich species will not always accurately transfer to target stocks; there is greater uncertainty for results
II	基于损耗修正的平均渔获量方法 DCAC (depletion-corrected average catch)	生活史特征参数; 时间序列的历史产量数据; 估计的初始捕捞量 life-history characteristics; historical catch data; estimate of initial catch	可持续产量 sustainable yield	要求可靠的产量数据; $M < 0.2/a$ 适用; 高度衰竭资源不适用 require reliable catch data; $M < 0.2/a$ applies; highly depleted resources are not applicable
	基于损耗的种群衰减分析 depletion-based stock reduction analysis, DB-SRA	生活史特征参数; 时间序列的历史产量数据; 估计的初始捕捞量 life-history characteristics; historical catch data; estimate of initial catch	可持续产量及完整的种群动态 sustainable yield and complete population dynamics	要求可靠的产量数据; $M < 0.2/a$ 适用; 高度衰竭资源不适用 require reliable catch data; $M < 0.2/a$ applies; highly depleted resources are not applicable
	产量最大可持续产量模型 catch-MSY	生活史特征参数; 时间序列的历史产量数据; 估计的起止年份资源量水平 life-history characteristics; historical catch data; estimate of initial and final biomass	最大可持续产量 maximum sustainable yield	种群的 r 和 K 不随时间改变; 不适用于轻度开发的渔业 population r and K do not change over time; not suitable for lightly exploited fisheries
	种群综合分析—仅需要渔获量数据的模型 stock synthesis—catch only variants, SS-CO	生活史特征参数; 时间序列的历史产量数据; M 、 h 和当前损耗水平的先验分布 life-history characteristics; historical catch data; prior of M 、 h and current depletion	可持续产量 sustainable yield	对资源损耗状态特别敏感 particularly sensitive to the state of the resource depletion
III	种群综合分析—需要渔获量和体长数据的模型 stock synthesis—catch and length, SS-CL	生活史特征参数; 时间序列的历史产量数据; 体长组成数据 life-history characteristics; historical catch data; length composition data	可持续产量 sustainable yield	数据的相关性会降低有效的信息内容, 结果的可靠性需进一步验证 the correlation of data will reduce the effective information content, and the reliability of the results will need to be further verified
	动态 SPR 模型 dynamic SPR (reserve-based spawning potential ratio)	生活史特征参数; 时间序列的历史产量数据; 来自海洋保护区内外鱼类种群的年龄-体长数据 life-history characteristics; historical catch data; age-length data from an established (10+ years) no-take marine reserve	可持续产量 sustainable yield	生态系统和渔业随时间保持不变并且保护区严格管控 assumes ecosystem and fishery dynamics remain constant over time and reserve regulations are well enforced
	基于体长的决策树模型 length-based reference points	生活史特征参数; 时间序列的历史产量数据; 年龄-体长数据 life-history characteristics; historical catch data; age-length data	确定亲鱼量高于、低于或处于目标参考点 values to determine whether spawning biomass is above, at, or below the target reference point	针对特定的体长组, 可能不适合于成熟(小)和最优(中等)个体之间的差异很小的种群 the model used in specific individual length groups and not appropriate for stocks with low "steepness" – little difference between mature (small) and optimum (medium) individuals

注: F 为捕捞死亡率; M 为自然死亡系数; h 为亲体补充关系的曲线斜率; r 为种群的内禀增长率; K 为环境容纳量。

Note: F means fishing mortality; M means natural mortality coefficient; h means the slope of the curve of stock-recruitment relationship; r means the intrinsic growth rate of population; K means environmental capacity.

此外, 种群内禀增长率可以通过种群统计分析法^[48], 由最大年龄、性成熟年龄和自然死亡系数估算得到, Fishbase 和 Sealifebase 数据库也可以提供相关的参数信息。

5 DCAC 模型与 Catch-MSY 模型在北大西洋大青鲨资源评估中的应用比较

DCAC 模型与 Catch-MSY 模型是国际上常用的资源评估模型。DCAC 模型在大洋性渔业资源评估中得到广泛的应用^[7, 10, 24-25], Catch-MSY 模型现已被广泛用于中国近海的渔业资源评估^[21, 35]。

5.1 数据来源

鲨鱼是金枪鱼延绳钓最主要的兼捕对象, 大青鲨是其中占比最高的渔获物^[49]。本研究所采用的北大西洋大青鲨产量数据来自大西洋金枪鱼养护国际委员会(ICCAT)秘书处, 时间跨度为 1978—2017 年。除此之外, 为提高评估精度, 根据 ICCAT 提供的 1997—2012 年日本延绳钓船队捕获大青鲨的标准化 CPUE 估算衰减比率。

5.2 DCAC 模型

根据耿喆等^[6]的研究, 本研究将 M 设置为 0.2, c 设置为 0.6, 由标准正态模型和负二项式分布估算的标准化 CPUE 估算大青鲨衰减比率, 分别为 -0.01 和 -0.15 (表 2), 采用的数据序列为 1997—2012 年。模拟时, 假设 M 服从对数正态分布, c 和 Δ 服从正态分布。此外, 还增加了衰减比率假设为 0.5 情况下的模拟结果, 用作对比。建模和数据分析在 DCAC 软件 2.1.1 中完成。

表 2 大青鲨 DCAC 模型参数
Tab. 2 Parameters for the *Prionace glauca* DCAC model

参数 parameter	A1	A2	A3
M	0.20	0.20	0.20
$\sigma(\ln M)$	0.50	0.50	0.50
c	0.60	0.60	0.60
$\sigma(c)$	0.20	0.20	0.20
Δ	-0.01	-0.15	0.50
$\sigma(\Delta)$	0.20	0.20	0.20

注: σ 为标准差。
Note: σ is standard deviation.

模型的评估结果见表 3。从表 3 可看出, 基于负二项式分布的标准化 CPUE 的可持续渔获量估

算结果相对较高, 平均值为 3.06×10^4 t, 中值为 3.23×10^4 t, 与基于标准正态模型 CPUE 的可持续渔获量估算结果相差不大。在资源衰减比率假设为 0.5 的前提下, 可持续渔获产量较低, 平均值仅有 1.59×10^4 t, 在一定程度上反映了资源衰减比率对模型的结果影响较大。

表 3 DCAC 模型估算大青鲨的可持续产量
Tab. 3 Sustainable yield of *Prionace glauca* estimated by DCAC

结果 result	A1	A2	A3
平均值/ $\times 10^4$ t mean	2.97	3.06	1.59
中值/ $\times 10^4$ t median	2.78	3.23	1.60
80%置信区间/ $\times 10^4$ t 80% confidence interval	[2.14, 3.70]	[2.44, 4.91]	[1.13, 2.04]

5.3 Catch-MSY 模型

根据 ICCAT 提供的 1978—2017 年北大西洋大青鲨渔获量数据, 其首年的产量低于最大产量的一半, 起始资源量水平的先验分布可设置为 0.5~0.9, 末年的产量与最大产量相差不大, 可设置为 0.3~0.7。由 Fishbase 数据库的鱼类恢复力分级法获得大青鲨内禀增长率先验分布为 0.05~0.5。建模和数据分析在 R 语言 3.3.1 中完成。

模型的评估结果如图 1 所示。结果表明, 北大西洋大青鲨渔获量在 2008—2017 年超过 MSY, 处于过度捕捞状态, 近年来产量远超 MSY(2.81×10^4 t) (图 1a)。内禀增长率 r 和环境容量 K 具有明显的负相关关系(图 1b), $\ln(r)$ 和 $\ln(K)$ 则具有较明显的线性关系(图 1c)。MSY 和 K 的后验概率密度分布要比参数 r 的相对范围要窄, 即变异系数 CV 要低(图 1d~1f)。模型的评估结果与 DCAC 模型的结果(2.97×10^4 t 和 3.06×10^4 t)相差不大, 可作为北大西洋大青鲨渔业资源现状的科学参考。

6 总结与展望

渔业资源评估是对已开发渔业进行有效管理的必要过程, 评估模型则是进行资源评估的工具, 模型的输出结果可以作为渔业管理决策的主要依据^[50]。对于数据缺乏的渔业而言, 基于生活史特征的资源评估模型能够很好地解决数据不足而带来的评估障碍, 并获得可靠的渔业参考点。本文

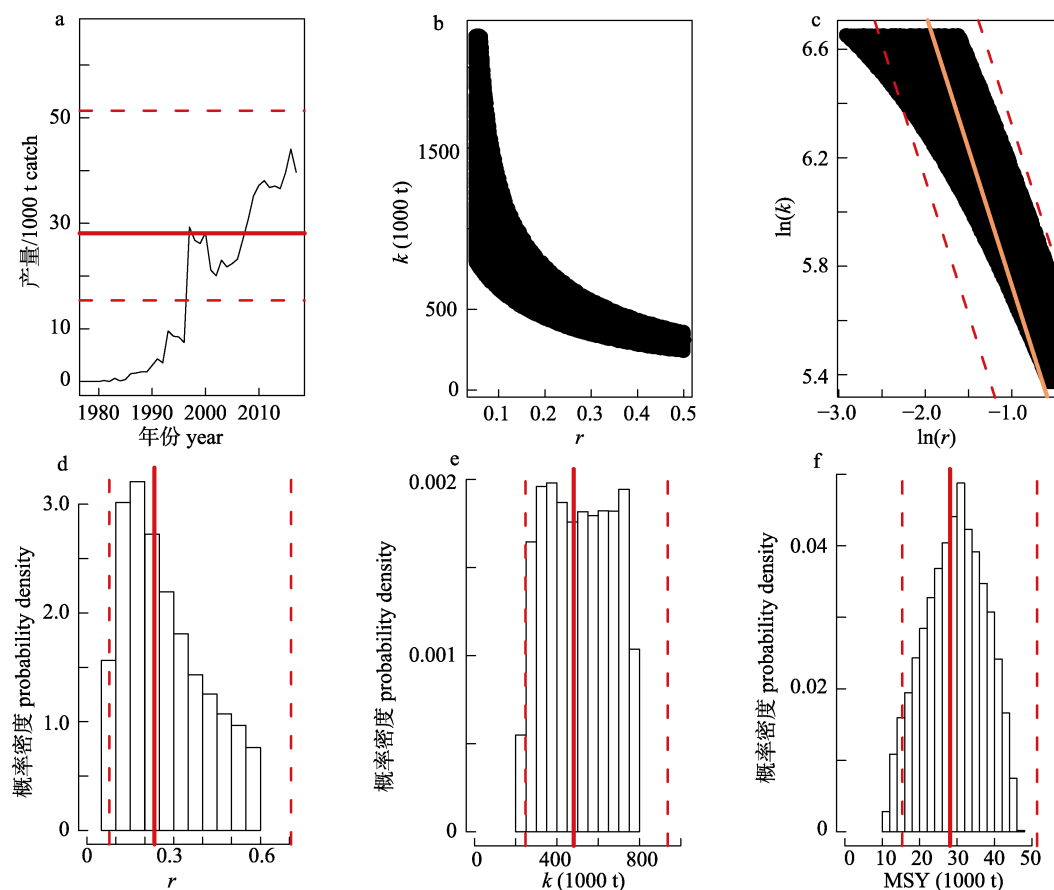


图 1 基于 Catch-MSY 模型的大青鲨资源评估结果

a. 1978–2017 年统计产量与 MSY 评估结果(实线为几何平均数, 虚线为正负 2 倍标准差). b. 参数 r - k 的先验均匀分布, 黑色点为后验组合. c. $\ln(r)$ 和 $\ln(k)$ 的线性关系以及 MSY 的几何平均数(实线), 虚线表示 $\pm 2SD$.
d-f. 参数 r 、 k 以及 MSY 的后验概率密度.

Fig. 1 Model outputs for *Prionace glauca* resource estimation on the basis of Catch-MSY

a. Catch history from 1978 to 2017 with the MSY estimation (solid line) $\pm 2SD$ (dash line). b. Prior uniform distribution of r - k , and the black dots are the posterior combinations. c. The relationship between $\ln(r)$ and $\ln(k)$ with the geometric mean MSY (solid line) $\pm 2SD$ (dash line). d-f. Posterior densities of r , k , and MSY.

The solid lines are geometric means, and the dash lines represent $\pm 2SD$.

根据模型不同的数据需求, 将基于生活史特征的渔业资源评估模型分为三类, PSA 和 Robin Hood 只需要生活史参数和捕捞死亡率, 剩下的均需要历史捕捞量和生活史参数, 起止资源量水平、资源衰减比率、体长和年龄组成等作为模型的补充。基于评估模型的假设和限制不尽相同, 在对目标资源进行评估时需要选择适合的模型以减少结果误差, 若有多个模型, 可进行对比, 从而获得最优的评估效果。

中国近海渔业资源种类多, 数量丰富, 是发展中国海洋渔业的重要物质基础。然而, 在长期高强度捕捞压力、水域污染以及栖息地破坏等多

重压力影响下, 绝大多数大型经济种类处于过度捕捞状态, 部分种类甚至濒临枯竭。由于中国过去对渔业资源研究的基础性工作重视不够, 渔业资源评估调查时断时续, 目前尚未建立起以渔业资源调查为基础的科学管理体系, 仅有少数几个种类能够坚持收集系列生物学特征数据, 渔业调查、生产等科学数据记录较少, 使得中国近海渔业大多处于数据缺乏状态。在本文介绍的模型中, 由于中国近海鱼类自然死亡率大部分高于 0.2/a, 采用 DCAC 和 DB-SRA 模型进行评估误差较大, Catch-MSY 模型能够很好地拟合此类资源的现状, 并且常用于中国近海的渔业资源评估。鉴于

Catch-MSY 模型在难以估计环境容纳量上限时可靠性低, 在今后的资源评估中, 可将 SS 模型与其对比, 为近海渔业资源的保护及合理开发提供更加科学的理论支持。

参考文献:

- [1] Maunder M N, Punt A E. A review of integrated analysis in fisheries stock assessment[J]. *Fisheries Research*, 2013, 142: 61-74.
- [2] 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.]
- [3] Costello C, Ovando D, Hilborn R, et al. Status and solutions for the world's unassessed fisheries[J]. *Science*, 2012, 338(6106): 517-520.
- [4] Carruthers T R, Punt A E, Walters C J, et al. Evaluating methods for setting catch limits in data-limited fisheries[J]. *Fisheries Research*, 2014, 153: 48-68.
- [5] Cadrin S X, Dickey-Collas M. Stock assessment methods for sustainable fisheries[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2015, 72(1): 1-6.
- [6] Geng Z, Zhu J F, Xia M, et al. Research progress in fishery stock assessment using data-poor/limited methods[J]. *Transactions of Oceanology and Limnology*, 2018(5): 130-137. [耿喆, 朱江峰, 夏萌, 等. 数据缺乏条件下的渔业资源评估方法研究进展[J]. *海洋湖沼通报*, 2018(5): 130-137.]
- [7] McCully Phillips S R, Scott F, Ellis J R. Having confidence in productivity susceptibility analyses: A method for underpinning scientific advice on skate stocks?[J]. *Fisheries Research*, 2015, 171: 87-100.
- [8] Punt A E, Smith D C, Smith A D M. Among-stock comparisons for improving stock assessments of data-poor stocks: The "Robin Hood" approach[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2011, 68(5): 972-981.
- [9] MacCall A D. Depletion-corrected average catch: A simple formula for estimating sustainable yields in data-poor situations[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2009, 66(10): 2267-2271.
- [10] Dick E J, MacCall A D. Depletion-based stock reduction analysis: A catch-based method for determining sustainable yields for data-poor fish stocks[J]. *Fisheries Research*, 2011, 110(2): 331-341.
- [11] Martell S, Froese R. A simple method for estimating MSY from catch and resilience[J]. *Fish and Fisheries*, 2013, 14(4): 504-514.
- [12] Cope J M. Implementing a statistical catch-at-age model (Stock Synthesis) as a tool for deriving overfishing limits in data-limited situations[J]. *Fisheries Research*, 2013, 142: 3-14.
- [13] Ralston S, Punt A E, Hamel O S, et al. A meta-analytic approach to quantifying scientific uncertainty in stock assessments[J]. *Fisheries Bulletin*, 2011, 109: 217-231.
- [14] Hordyk A R, Loneragan N R, Prince J D. An evaluation of an iterative harvest strategy for data-poor fisheries using the length-based spawning potential ratio assessment methodology[J]. *Fisheries Research*, 2015, 171: 20-32.
- [15] Cope J M, Punt A E. Length-based reference points for data-limited situations: Applications and restrictions[J]. *Marine and Coastal Fisheries*, 2009, 1(1): 169-186.
- [16] McCully Phillips S R, Scott F, Ellis J R. Having confidence in productivity susceptibility analyses: A method for underpinning scientific advice on skate stocks?[J]. *Fisheries Research*, 2015, 171: 87-100.
- [17] Ormseth O A, Spencer P D. An assessment of vulnerability in Alaska groundfish[J]. *Fisheries Research*, 2011, 112(3): 127-133.
- [18] Pikitch E K. Use of a mixed-species yield-per-recruit model to explore the consequences of various management policies for the Oregon flatfish fishery[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1987, 44(S2): s349-s359.
- [19] Myers R A, Mertz G, Barrowman N J. Spatial scales of variability in cod recruitment in the North Atlantic[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1995, 52(9): 1849-1862.
- [20] Gulland J A. The fish resources of the oceans[R]. *FAO Fisheries Technical Paper*, 1970(97): 1-425.
- [21] Zhang K, Liao B C, Xu Y W, et al. Assessment for allowable catch of fishery resources in the South China Sea based on statistical data[J]. *Haiyang Xuebao*, 2017, 39(8): 25-33. [张魁, 廖宝超, 许友伟, 等. 基于渔业统计数据的南海区渔业资源可捕量评估[J]. *海洋学报*, 2017, 39(8): 25-33.]
- [22] Restrepo V R, Thompson G G, Mace P M. Technical guidance on the use of precautionary approaches to implementing National Standard 1 of the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act[R]. *NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO*, 1998: 23-24.
- [23] 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: NRDC Report*, 2014, 1-36.
- [24] Newman D, Berkson J, Suatoni L. Current methods for setting catch limits for data-limited fish stocks in the United

- States[J]. Fisheries Research, 2015, 164: 86-93.
- [25] Cortés E, Brooks E N. Application of data-poor stock assessment methods to Atlantic sharks[C]// Proceedings of the 144th Annual Meeting of the American Fisheries Society, 2014.
- [26] Wiedenmann J, Free C M, Jensen O P. Evaluating the performance of data-limited methods for setting catch targets through application to data-rich stocks: A case study using Northeast US fish stocks[J]. Fisheries Research, 2019, 209: 129-142.
- [27] Kimura D K, Balsiger J W, Ito D H. Generalized stock reduction analysis[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1984, 41(9): 1325-1333.
- [28] Deriso R B. Harvesting strategies and parameter estimation for an age-structured model[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1980, 37(2): 268-282.
- [29] Pella J J, Tomlinson P K. A generalized stock production model[J]. Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin, 1969, 13(3): 416-497.
- [30] Fletcher R I. On the restructuring of the Pella-Tomlinson system[J]. Fishery Bulletin, 1978, 76(3): 515-521.
- [31] McAllister M K, Babcock E A, Pikitch E K, et al. Application of a non-equilibrium generalized production model to South and North Atlantic swordfish: Combining Bayesian and demographic methods for parameter estimation[R]. Collective Volume of Scientific Papers. ICCAT, 2000, 51: 1523-1550.
- [32] Wetzel C R, Punt A E. Model performance for the determination of appropriate harvest levels in the case of data-poor stocks[J]. Fisheries Research, 2011, 110(2): 342-355.
- [33] Wetzel C R, Punt A E. Evaluating the performance of data-moderate and catch-only assessment methods for US west coast groundfish[J]. Fisheries Research, 2015, 171: 170-187.
- [34] Sweka J A, Neuenhoff R, Withers J, et al. Application of a depletion-based stock reduction analysis (DB-SRA) to Lake Sturgeon in Lake Erie[J]. Journal of Great Lakes Research, 2018, 44(2): 311-318.
- [35] Zhang K, Zhang J, Xu Y W, et al. Application of a catch-based method for stock assessment of three important fisheries in the East China Sea[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2018, 37(2): 102-109.
- [36] Froese R, Pauly D. Estimation of life history key facts. In: FishBase 2000: Concepts, Design and Data Sources. (eds Froese R and Pauly D)[R]. Philippines: ICLARM, 2000.
- [37] Schaefer M B. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial Marine fisheries[J]. Bulletin of Mathematical Biology, 1991, 53(1-2): 253-279.
- [38] Haddon M. Modelling and Quantitative Methods in Fisheries, Second Edition[M]. London: CRC Press, 2011: 121-128.
- [39] Froese R, Demirel N, Coro G, et al. Estimating fisheries reference points from catch and resilience[J]. Fish and Fisheries, 2017, 18(3): 506-526.
- [40] Geng Z, Zhu J F, Wang Y, et al. Stock assessment for Indian Ocean blue marlin (*Makaira nigricans*) using Catch-MSY model[J]. Haiyang Xuebao, 2019, 41(8): 26-35. [耿喆, 朱江峰, 王扬, 等. 应用 Catch-MSY 模型评估印度洋蓝枪鱼资源[J]. 海洋学报, 2019, 41(8): 26-35.]
- [41] Lee H H, Maunder M N, Piner K R, et al. Estimating natural mortality within a fisheries stock assessment model: An evaluation using simulation analysis based on twelve stock assessments[J]. Fisheries Research, 2011, 109(1): 89-94.
- [42] Geng P, Zhang K, Xu S N, et al. Assessment of natural mortality coefficients in fish stocks: a review[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2018, 25(3): 694-704. [耿平, 张魁, 徐姗姗, 等. 鱼类自然死亡系数评估研究进展[J]. 中国水产科学, 2018, 25(3): 694-704.]
- [43] Hoening J M. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates[J]. Fishery Bulletin, 1983, 82: 898-903.
- [44] Pauly D. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks[J]. ICES Journal of Marine Science, 1980, 39(2): 175-192.
- [45] Jensen A L. Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade-off of reproduction and survival[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1996, 53(4): 820-822.
- [46] Li Z, Liu Q. A study of ELEFAN and SLCA for estimating growth parameters[J]. Transactions of Oceanology and Limnology, 2007(3): 81-87. [李壮, 刘群. 应用渔业体长分析方法 ELEFAN 和 SLCA 估算鱼类生长参数的研究[J]. 海洋湖沼通报, 2007(3): 81-87.]
- [47] Zhan B Y. Fish Stock Assessment[M]. Beijing: China Agriculture Press, 1995: 109-113. [詹秉义. 渔业资源评估[M]. 北京: 中国农业出版社, 1995: 109-113.]
- [48] Matias Braccini J, Gillanders B M, Walker T I. Hierarchical approach to the assessment of fishing effects on non-target Chondrichthyans: case study of *Squalus megalops* in south-eastern Australia[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2006, 63(11): 2456-2466.
- [49] Campana S E, Joyce W, Manning M J. Bycatch and discard mortality in commercially caught blue sharks (*Prionace glauca*) assessed using archival satellite pop-up tags[J]. Marine Ecology Progress, 2009, 387(12): 241-253.

[50] Zhang K, Liu Q, Liao B C, et al. Comparative effects of distorted fishery data on assessment results of two non-equilibrium surplus production models[J]. Journal of Fish-

eries of China, 2018, 42(9): 1378-1389. [张魁, 刘群, 廖宝超, 等. 渔业数据失真对两种非平衡剩余产量模型评估结果的影响比较[J]. 水产学报, 2018, 42(9): 1378-1389.]

Comparison of assessment methods utilizing life-history characteristics in data-limited fisheries

SHI Dengfu^{1,2}, ZHANG Kui¹, CHEN Zuozhi¹

1. Key Laboratory of Open-Sea Fishery Development, Ministry of Agriculture and Rural Affairs; South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Guangzhou 510300, China;
2. College of Marine Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China.

Abstract: Fishery stock assessment is a basic component of modern management, required to maintain sustainable fishery development. Traditional methods require a large amount of statistical data assessing yield, abundance index, and age structure. Due to limited funding and data for such surveys, only 1% of fish stocks have systematic assessments conducted. Therefore, it is difficult to assess maximum sustainable yield (MSY) or determine allowable catch for most fishery resources using traditional methods. In recent years, stock assessment using limited available data has become a focus of increasing academic research. A good assessment model based on incomplete data would allow managers to assess the risk of overexploitation, current population biomass, sustainable yield, optimal fishing mortality, and population status relative to reference points such as current total catch limits. These parameters can then be used to determine appropriate fishing limits for the target population. Such models use different assumptions and have different limitations. Therefore, it is necessary to select an appropriate model that will minimize error in the results when evaluating target resources. Where more than one model is available, they can be compared to assess which obtains the best results. In assessment of fishery resources using data-poor methods, more and more attention is being paid to characteristic life history parameters such as intrinsic growth rate, natural mortality coefficient, and so on. Under conditions that combine the yield of the evaluated population with the corresponding life cycle parameters, a more reliable MSY value or sustainable yield can be obtained. In this paper, assessment models based on life-history characteristics are divided into three categories: (1) models that only use life history parameters; (2) models that incorporate catch data and life-history parameters; (3) models that incorporate catch data, life-history parameters, and lifespan or age data. The introductions, data requirements, output results, and limitations of each model is reviewed and systematically analyzed. In addition, several common life-history parameter estimation methods are provided. A simple preliminary assessment of sustainable catch was conducted for North Atlantic blue shark (*Prionace glauca*) using Catch-MSY and DCAC models, and results were compared. Results calculated using the DCAC model are similar to those obtained with the Catch-MSY model. Maximum sustainable yield of blue shark was about 3.0×10^4 tons. This paper also provides suggestions on use of data-limited models and applications to assessment of offshore fishery resources in China. The current survey of Chinese offshore fishery resources started late, and recorded data are relatively few, therefore most fisheries had difficulty estimating by traditional methods. The natural mortality coefficient of fish off China's coasts is generally >0.2 ; thus, assessment errors using DCAC and DB-SRA models will be large. The catch-MSY model can fit the present resource situation well, and is often used to evaluate fishery resources off China's coasts. In view of the low reliability of the upper limit estimate used by the Catch-MSY model to estimate environmental capacity, the SS model can be compared with it in future resource assessments to provide more theoretical support for protection and scientific assessment of offshore fishery resources.

Key words: fishery resource assessment models; data-limited; life-history characteristics; blue shark fisheries in North Atlantic

Corresponding author: CHEN Zuozhi. E-mail: zzchen2000@163.com