

DOI: 10.3724/SP.J.1118.2013.01112

## 渔业资源评估模型的研究现状与展望

官文江<sup>1,2</sup>, 田思泉<sup>1,2</sup>, 朱江峰<sup>1,2</sup>, 陈新军<sup>1,2</sup>

1. 上海海洋大学, 海洋科学学院, 上海 201306;

2. 大洋渔业资源可持续开发省部共建教育部重点实验室, 上海海洋大学, 上海 201306

**摘要:** 制定合理的渔业管理计划, 实现渔业资源的可持续利用, 需对渔业资源进行科学的评估, 而渔业资源评估模型则是进行渔业资源评估的重要工具。随着计算机计算能力的提高及在多学科交叉的推动下, 近30多年来渔业资源评估模型得到了快速发展。随着渔业资源评估模型日益复杂、多样化, 模型的选择、使用难度也相应地增加了, 而模型的不恰当运用则可能导致渔业资源管理的失误。本文对渔业资源评估模型的基本结构、主要类型及参数估计所使用的统计模型等方面进行了全面回顾, 介绍了目前使用的主要渔业资源评估模型, 展示了渔业资源评估模型的发展历程及所取得的进展。同时, 文章对渔业资源评估模型中存在的问题进行了探讨, 并对其未来的发展进行了展望。

**关键词:** 渔业资源评估; 模型; 现状; 展望

中图分类号: S931

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2013)05-1112-09

渔业资源评估基于科学调查、渔业捕捞等数据, 利用渔业资源评估模型, 估算渔业与种群相关参数, 以回溯种群和渔业捕捞历史, 评估渔业活动、渔业管理对资源的影响, 并对渔业资源发展趋势进行预测和风险分析<sup>[1-2]</sup>。因此, 渔业资源评估是渔业资源科学管理的基础。

随着计算机计算能力的提高<sup>[3-4]</sup>及在多学科交叉的推动下, 渔业资源评估模型在过去30多年来得到了快速发展<sup>[3,5-6]</sup>。评估模型不断被拓展, 使其能利用各种数据源, 更真实地描述种群动态。参数估计方法更加多样化, 参数估计的不确定性量化更加完善, 管理策略的效果评估也更加全面<sup>[6-7]</sup>。随着渔业资源评估模型日益复杂、多样化, 模型选择及其使用难度也相应地增加了, 而模型的不恰当运用则可能导致渔业资源管理的失误<sup>[8]</sup>。本文旨在对渔业资源评估模型发展的现状、存在

的问题进行总结, 并对其未来的发展进行展望。

### 1 渔业资源评估模型的基本结构

大多数渔业资源评估模型通常由4个子模型构成: (1)种群动态模型(population dynamics model), 即根据种群生活史特征与渔业过程, 模拟种群动态变化; (2)观测模型(observation model), 即建立观测数据(如渔获量、资源指数等)的预测模型; (3)目标函数(objective function), 根据观测变量的误差结构假设与先验信息定义目标函数, 通过对目标函数的最小或最大化, 来获得参数估计; (4)投影或预测模型(projection model), 即利用参数值及相关管理控制规则, 分析一定期间内种群动态变化以评估管理效果及风险。不同评估模型的种群动态模拟、观测模型构建、参数化方式及参数估计方法等存在差异<sup>[1,9]</sup>。

收稿日期: 2013-03-10; 修订日期: 2013-04-22.

基金项目: 国家发改委产业化专项(2159999); 上海市科技创新行动计划项目(12231203900); 上海市水产一流学科项目.

作者简介: 官文江(1974-), 男, 副教授, 研究方向为渔业资源评估. E-mail: wjguan@shou.edu.cn

通信作者: 陈新军, 教授. E-mail: xjchen@shou.edu.cn

## 2 主要渔业资源评估模型

### 2.1 单物种渔业资源评估模型

**2.1.1 综合模型** 综合模型将种群作为一个独立的聚合单元, 将补充、生长、死亡综合起来, 调整整个种群资源量随时间变化的特性, 而忽略其年龄或体长组演化等特征, 所需数据也为综合数据 (aggregate data), 如年总产量等<sup>[6]</sup>。剩余产量模型 (surplus production models)<sup>[5]</sup> 和延迟差分模型 (delay difference models)<sup>[10-11]</sup> 属于这类模型。剩余产量模型仅需渔获量和单位捕捞努力量渔获量 (CPUE) 或捕捞努力量资料, 特别适合对不易鉴别渔获物年龄或不易区分渔获物组成的渔业资源进行评估<sup>[5]</sup>。剩余产量模型可分为平衡与非平衡两种。平衡剩余产量模型由于苛刻的假设, 在 20 世纪 80 年代之后受到强烈批评<sup>[5]</sup>。非平衡剩余产量模型如 ASPIC (A Stock Production Model Incorporating Covariates) 目前仍在不少渔业中应用<sup>[6,12-13]</sup>。由于当年渔获量直接影响下一年资源补充量, 且未考虑资源补充量受环境等因素影响而引起的波动, 可能会降低剩余产量模型评估结果的可信度<sup>[14]</sup>。

延迟差分模型增加了自然死亡、生长、补充等生物过程从而拓展了剩余产量模型<sup>[2]</sup>, 使该模型具有直接的生物学解释<sup>[1]</sup>。延迟差分模型所需要的数据与剩余产量模型类似, 主要有捕捞产量、捕捞努力量、CPUE 或资源调查指数等。可能受模型复杂程度的影响, 需要使用其他数据或假设, 但无需年龄结构数据。延迟差分模型一直应用于北大西洋鲱 (*Clupea harengus*) 资源的评估<sup>[15]</sup>。

剩余产量模型与延迟差分模型均比较简单, 由于这类模型难以利用渔获年龄组成 (catch-at-age)、渔获长度组成 (catch-at-size) 等数据, 难以清楚表达种群动态的生物学意义与演化现实, 其结果常受到质疑, 但该类模型在某些情况下仍然能获得较好的效果<sup>[1]</sup>, 在渔业资源评估特别是热带渔业资源评估中仍不可或缺<sup>[5]</sup>。

### 2.1.2 年龄结构模型

#### (1) VPA 类模型

实际种群分析 (Virtual Population Analysis,

VPA)<sup>[16]</sup> 或股分析 (Cohort Analysis, CA)<sup>[17]</sup> 是相对简单的年龄结构模型。VPA 或 CA 需假设自然死亡系数及每个世代最大龄鱼的捕捞死亡系数或资源量, 从而利用逆推方式反演种群演化历史<sup>[5]</sup>。将辅助信息如资源调查指数或 CPUE 等引入 VPA 或 CA, 并利用最大似然法或最小二乘法估计最后一年各年龄组的资源量或捕捞死亡系数, 这种方法被称为 ADAPT (Adaptive Framework) 方法<sup>[18-19]</sup>。VPA 类方法的主要缺点为假设渔获量数据正确 (无误差), 且需要专门的方法以设置各世代最大龄鱼的捕捞死亡系数或资源量<sup>[19]</sup>。如果捕捞死亡系数特别大时, 该类模型具有较好的评估效果<sup>[20]</sup>。

#### (2) 统计年龄结构模型 (statistical catch-at-age models)

将渔获年龄组成等数据作为具有观测误差的观测变量, 利用统计方法估计有关参数的渔业资源评估模型, 可称为统计年龄结构模型。Doubleday<sup>[21]</sup> 构建了第一个统计年龄结构模型, 并采用了分离假设 (separability assumption)<sup>[6]</sup>。分离假设在渔业资源评估模型发展史中有重要意义, 因为该假设将捕捞死亡系数 ( $F_{a,t}$ , 其中  $a$  为年龄,  $t$  为年份) 分解为捕捞死亡系数年效应 ( $F_t$ ) 与渔具选择系数 ( $S_a$ ) 之积 (式 1), 从而使模型所需估计的参数大量减少。分离假设为当前大多数评估模型所采用。Doubleday 的模型便成为后来统计年龄结构模型的基础<sup>[6]</sup>, 目前, 统计年龄结构模型众多, 如 ASAP (Age Structured Assessment Program)<sup>[22]</sup> 等 (严格讲, 下文的年龄-体长结构模型也属于统计年龄结构模型)。

$$F_{a,t} = S_a F_t \quad (1)$$

ASAP 模型通过假设初始年份资源量、各年资源补充量等参数, 采用顺推方式演绎种群动态过程, 将渔获量、资源指数、丢弃量等数据作为具有观测误差的观测变量, 并通过观测模型获得其预测值以建立目标函数, 从而利用最大似然法估计上述假设参数。同时, 该模型引入时间块 (time block) 概念和随机漫步模型 (random walk model) 以允许部分参数如捕捞系数、渔具选择系数等具有时变特性。ASAP 模型在大西洋鲱、鳕

(*Gadus morhua*)等资源评估中广泛使用,但自然死亡系数仍需假设,而且不能利用体长组、标志放流等数据,未考虑种群的空间动态及空间结构<sup>[15]</sup>。

### (3) 年龄-体长结构模型

由于以下原因: (1) 年龄鉴定相对昂贵,能鉴别的个体数量有限,且存在较大误差,而鱼类体长容易大量、准确测量; (2) 渔获物体长数据丰富,若将体长数据转化为年龄数据则存在较大误差; (3) 采用体长数据能较好描述鱼类的生物特性(如集群、生长、成熟等)和渔业特性(如选择性等)<sup>[23]</sup>,因此,体长数据是渔业资源评估需要利用的重要信息源。为更好地利用体长数据,年龄结构模型被扩展为年龄-体长结构模型。Stock Synthesis 模型(SS)<sup>[9,24]</sup>与 Multifan-CL 模型<sup>[25-26]</sup>是这类模型的主要代表。

SS 模型(最新版本为 SS3)将评估资源按性别、区域分成不同的生长群体,每个生长群体有其特有的生长特征,以拟合不同的生长模型(生长快的群体与生长慢的群体等),将年龄选择系数、体长选择系数引入模型并共同影响对种群动态的观测。因此,SS3 模型能利用体长频率数据,其渔获物体长分布预测由渔具的年龄、体长选择性与各龄鱼的资源量及体长分布概率所决定。Multifan-CL 模型与 SS3 模型不同之处在于, Multifan-CL 模型的渔获物体长分布预测由渔获物年龄组及各年龄组的体长分布概率计算而来。

与 ASAP 模型相比, SS3 模型与 Multifan-CL 模型均能利用标志放流数据; 允许种群具有空间结构,能够考虑不同海区种群间的洄游交换,以及使用海洋环境数据以建立资源补充量等参数与海洋环境的关系。SS3 还将年龄鉴别误差引入模型,并影响观测模型的结果,从而无需在外部校正原始年龄数据的鉴定误差。而 Multifan-CL 模型利用捕捞努力量估算捕捞死亡系数也值得借鉴,因为捕捞死亡系数与资源量负相关,而捕捞努力量的使用则可能减弱这种负相关关系。

尽管 SS3 与 Multifan-CL 模型能利用渔获物体长数据,但模型结构本质上是年龄结构,即资源量按年龄演化,体长分布是根据鱼的年龄及其

生长参数计算的概率分布。因此,任一年龄的某一体长组的消失,并不影响该年龄下一时刻的体长分布概率,这使模拟的种群动态与真实情况存在差异<sup>[2]</sup>,因此另一类基于体长结构的渔业资源评估模型值得研究与讨论。

**2.1.3 体长结构模型** 利用体长与年龄的关系,很容易将 Pope<sup>[17]</sup>的 CA 模型转化为体长世代分析 (Length-based Cohort Analysis, LCA)<sup>[27]</sup>,但该模型因其平衡假设而受到批判<sup>[5]</sup>。同样,利用莱斯利矩阵 (leslie matrix), 很容易将基于莱斯利矩阵的年龄结构模型转化为体长结构模型<sup>[28]</sup>,如 CASA 模型<sup>[28]</sup>、Chen 等<sup>[29]</sup>的美国龙虾 (*Homarus americanus*) 模型。这类模型通过成活率矩阵与生长矩阵 (growth matrix)<sup>[30-32]</sup>更新种群体长组的分布,种群体长组的前一个状态决定下一个体长组的概率分布<sup>[28]</sup>,因而与 SS3 等基于年龄的体长模型不同。体长结构模型能充分利用体长数据较丰富、准确的特点以及鱼类生物特性、渔业特性与体长的紧密关系,提高渔业资源评估的质量,但也可能会在资源补充量的估计、大龄鱼自然死亡系数处理等方面存在问题<sup>[2,33]</sup>。由于体长结构模型不如年龄结构模型应用广泛,其模型的特点还有待深入研究,如生长矩阵的构造是否受时间步长、组宽、体长分布函数选择及种群差异的影响等。

此外,与年龄-体长结构模型相对应,也存在体长-年龄结构模型如 Fleksibest<sup>[34]</sup>,该模型在体长组中增加了年龄维信息。

## 2.2 多物种渔业资源评估模型

在单物种渔业资源评估模型中,自然死亡系数非常难估计<sup>[35-36]</sup>,常假设为常数而影响评估结果<sup>[37]</sup>。而多物种渔业资源评估模型有利于了解种间关系<sup>[38]</sup>,揭示其与自然死亡系数的关联性<sup>[39]</sup>,从而提高自然死亡系数估计的准确度,为基于生态系统的渔业管理 (Ecosystem-Based Fishery Management, EBFM) 提供理论与技术支撑。

多物种实际种群分析 (Multispecies Virtual Population Analysis, MSVPA)<sup>[40]</sup>是最常见的多物种渔业资源评估模型,其在单物种 VPA 的基础上,利用种间的捕食或竞争关系,建立种群丰度与自

然死亡系数的量化关系<sup>[41]</sup>, 以考虑种间关系, 并减少自然死亡系数估计的不确定性。但在生态系统中, 种间关系非常复杂, 因此, MSVPA 必须引入相应的假设, 如适宜性系数(suitability coefficients)是常数, 恒定的摄食量, 单位捕食者消耗量与被捕食者的资源量无关等, 且需要更多数据支持, 而多物种间的复杂关系还有可能造成该类模型的解不唯一<sup>[6,40]</sup>。

此外, 一种称为 GADGET(Globally Applicable Area-Disaggregated General Ecosystem Toolbox)的模型, 为渔业资源评估提供了一个更为有效、灵活的框架<sup>[42]</sup>。GADGET 既可用于单物种渔业资源评估模型而具有与 SS3 类似的能力, 也可作为多物种渔业资源评估模型, 模拟种内与种间的捕食关系<sup>[42]</sup>。

尽管多物种渔业资源评估模型在理论上取得了许多进展, 但由于生态系统的复杂性, 缺少必要的数据库支持, 以及缺少单物种评估中生物学参考点这样的管理指标, 这类模型仍不能成为渔业资源评估与管理的主流模型<sup>[6,40,43]</sup>。但了解种间关系非常重要<sup>[44]</sup>, 国际海洋开发理事会(International Council for the Exploration of the Sea, ICES)专门成立了工作组, 以对多物种渔业资源评估模型进行深入研究。

### 2.3 基于生态系统的渔业资源评估模型

多物种渔业资源评估模型包含了种间关系, 其假设更接近生物学实际, 但在这些模型中, 对环境因素的考虑非常有限, 如不能分析海洋环境变化对种群时空动态的影响, 不能建立环境变化与种群时空动态之间的定量关系<sup>[45]</sup>。随着三维海洋数值模型的发展, 海洋环境与鱼类种群动态关系的研究得以深入<sup>[46]</sup>, 如通过海洋物理-生物过程的耦合, 可更深入了解仔稚鱼输送过程及其对存活率的影响, 分析种群空间分布动态<sup>[46-48]</sup>。因此, 多物种渔业资源评估模型需要进一步扩展, 在耦合物理、生物与渔业过程的基础上建立基于生态系统的渔业资源评估模型<sup>[49]</sup>。基于生态系统的渔业资源评估模型的建立将有助于深入理解鱼类种群间及其与海洋环境、人类活动的关系, 为实行

EBFM 提供更全面的方法与技术支持。

SEAPODYM (Spatial Ecosystem and Population Dynamics Model)<sup>[49]</sup>是 EBFM 发展中建立起来的一个较为成功的模型, 尽管其主要针对太平洋金枪鱼及其相应的海洋生态系统。SEAPODYM 耦合了海洋物理-生物地球化学模型以提供栖息地的水温、溶解氧、流及初级生产力, 并作为环境压力场; 利用环境压力场驱动饵料生物组的时空动态变化; 利用环境压力场、饵料场及人类的捕捞活动, 驱动金枪鱼种群的时空动态变化, 并能结合渔业等数据, 采用最大似然方法估计有关参数<sup>[49-50]</sup>。该模型已应用于太平洋鲉(*Katsuwonus pelamis*)、大眼金枪鱼(*Thunnus obesus*)及长鳍金枪鱼(*Thunnus alalunga*)的时空动态分析。

### 3 渔业资源评估的统计模型

现有渔业资源评估模型中, 常涉及 3 类统计模型: 固定效应模型, 随机效应模型与混合效应模型。如在资源补充量估计中, 资源补充量可以参数化为如下公式:

$$R_t = f(SSB_t)e^{\varepsilon_t - 0.5\sigma_R^2} \quad \varepsilon_t \sim N(0, \sigma_R^2) \quad (2)$$

其中:  $R_t$  为  $t$  年的资源补充量,  $SSB$  为产卵生物量,  $f$  为描述产卵生物量与资源补充量关系的函数,  $\varepsilon_t$  为服从正态分布的残差项,  $\sigma_R$  为方差。  $\varepsilon_t$  可以作为固定效应参数或随机变量, 因此可以采用固定效应模型、随机效应模型(所有参数为随机变量)或混合效应模型(存在  $\varepsilon_t$  之外的参数为固定效应)<sup>[51]</sup>建立渔业资源评估模型。贝叶斯学派将所有参数看作随机变量, 渔业资源评估模型所采用的随机效应模型通常利用贝叶斯方法进行参数估计, 因此本文将之归为贝叶斯模型。这 3 类统计模型的参数估计效果可能与具体评估模型及数据有关<sup>[51-52]</sup>。

目前渔业资源评估模型中, 采用固定效应模型较多, 如 ADAPT、ASAP 及 SS3 等。由于贝叶斯模型能利用先验知识、其参数估计以概率分布方式提供, 非常适合渔业数据处理与评估管理的风险分析<sup>[5,53]</sup>。同时, BUGS(Bayesian Inference Using Gibbs Sampling)<sup>[54]</sup>、JAGS(Just Another Gibbs Sampler)<sup>[55]</sup>及 AD Model Builder<sup>[4]</sup>等软件的出现

与使用,进一步促进了贝叶斯模型在渔业资源评估中的应用<sup>[54,56]</sup>。尽管贝叶斯模型必须对所有模型参数选择先验分布,在模型收敛判断及计算效率等方面仍存有问题<sup>[52, 57-59]</sup>,但 Quinn<sup>[6]</sup>认为 20 世纪 90 年代渔业资源评估模型的主要进展体现在贝叶斯模型的应用,而且该模型在未来渔业资源的评估和管理中仍将扮演重要角色,如在渔业管理策略评价中(Management Strategy Evaluation, MSE)<sup>[60]</sup>。李纲等<sup>[61]</sup>的 BAS 模型属于贝叶斯模型,许多基于 AD Model Builder 软件工具开发的模型<sup>[4]</sup>如 ASAP, SS3 等,在 MCMC(Markov Chain Monte Carlo)参数估计方式下,也具有贝叶斯模型的特点。

SAM(State-space Fish Stock Assessment Model)采用混合效应模型<sup>[14]</sup>。SAM 假设存活过程随机,即上一年的资源量( $N_a$ ,  $a$  为年龄)、自然死亡系数( $M_a$ )及捕捞死亡系数( $F_a$ )并不能完全决定下一年的资源量,而是存在一个过程误差(process error),见式(3)。SAM 将  $N_a$ 、 $F_a$  假设为随机变量,这有别于上述其他模型<sup>[14]</sup>。

$$N_{a+1} = N_a e^{-M_a - F_a} e^\varepsilon \quad \varepsilon \sim N(0, \sigma_{N_a}^2) \quad (3)$$

式中,  $\sigma_{N_a}$  为方差。

## 4 渔业资源评估模型应用中的问题

### 4.1 模型假设与数据不一致

渔业资源评估模型均需对复杂的种群、渔业捕捞过程与变动方式进行简化<sup>[5,20]</sup>,因此均蕴涵相应假设,当数据不能满足模型假设,将影响渔业资源评估结果。如当前的渔业资源评估模型通常假设资源指数与资源量存在线性关系,且捕捞系数常假设为常数<sup>[5]</sup>。但受多种因素影响,资源指数与资源量的关系复杂多变<sup>[5,37]</sup>,这将会引起回归性问题(respective problem)<sup>[62]</sup>,从而使渔业资源评估结果不可靠。再如,渔业资源评估模型主要支持单一种群(unit stock)假设<sup>[9]</sup>,即一个种群均匀分布于封闭的评估区域,但渔业过程<sup>[63]</sup>与渔业资源<sup>[64-66]</sup>均存在空间结构,且渔业资源评估区域常取决于管理范围<sup>[63]</sup>,造成收集的数据很难满足模型的单一种群假设,忽略种群与渔业的空间

结构与动态过程有可能使渔业资源的评估与管理出现失误<sup>[66-68]</sup>,甚至会导致种群的灭绝<sup>[69]</sup>。

此外,模型对数据特点存在内在需求,如当捕捞死亡系数较大情况下,CA 模型能获得较好的评估效果<sup>[17,20]</sup>。而当利用动态产量模型进行资源评估时,要获得较好评估效果则要求数据须具有如下特点:(1)具有在低资源丰度(abundance)与低捕捞努力量条件下收集的数据点为估计  $r$ (内禀增长率)提供信息;(2)具有在高资源丰度与低捕捞努力量条件下收集的数据点以估计  $Kq$ ( $K$ : 环境容量;  $q$ : 捕捞系数);(3)具有在高捕捞努力量条件下收集的数据点以为估计  $q$  提供信息<sup>[5]</sup>。但复杂模型对数据的需求不易了解<sup>[20]</sup>,仍需深入研究。当模型的数据需求得不到满足时,模型评估效果将变差,因此在实际工作中应细致地研究、评价数据,以选择恰当的模型与假设<sup>[20]</sup>。

### 4.2 过参数化

由于数据无有效信息支持众多参数的估计,而使参数间存在强烈的相关性,如自然死亡系数与捕捞死亡系数<sup>[70]</sup>,自然死亡系数与亲体-补充量模型的陡度(steeptness)<sup>[20,71-72]</sup>、捕捞死亡系数与资源丰度等常因缺少有效数据支持而显著相关,从而影响参数估计的质量<sup>[70]</sup>。模型复杂性或灵活性的提高均容易导致过参数化发生。

### 4.3 参数设置错误

由于部分参数的估计存在困难,如自然死亡系数<sup>[35-36]</sup>、陡度<sup>[73-74]</sup>等,因此,这些参数需要外部设置。虽然利用标志放流数据,可较好估计自然死亡系数,但受经费、操作困难等限制,应用有限<sup>[70]</sup>,通过胃含物分析以获得捕食引起的自然死亡系数主要应用于多物种模型<sup>[70]</sup>,但又涉及大量其他假设<sup>[40]</sup>。因此,大部分渔业资源评估模型将自然死亡系数设为常数(如通过 Pauly 公式计算),但自然死亡系数可能存在年际变化,并随年龄、体长而存在差异<sup>[38,75]</sup>,假设自然死亡系数为常数有可能使评估结果不准确<sup>[37]</sup>。

### 4.4 权重设置

随着模型复杂程度的增加,所需设置的权重将大量增加,且权重设置存在一定的主观随意性,

这将影响模型对参数的估计<sup>[76]</sup>。

## 5 展望

目前,用于渔业资源评估与管理的模型仍以单物种模型为主。但随计算机计算能力与相关软件的开发,该类模型日益多样、复杂化<sup>[6,14]</sup>。由于各模型的假设与数据需求不同,模型评估效果的差异并不一定说明模型本身的优劣<sup>[1]</sup>。因此,应研究各模型的评估对象及数据需求特点,总结使用经验、教训,以提高使用评估模型和方法的能力,并进一步完善模型,确保研究者能使用最恰当模型为渔业资源的评估与管理提供建议<sup>[33]</sup>。同时,应利用多物种评估模型、基于生态系统的渔业资源评估模型提供的数据、知识或理论,提高单物种评估模型的评估、管理质量,并结合渔业数据、假设等方面的不确定性,对管理规则等进行管理策略评价以规避管理风险。

随着 EBFM 日益成为渔业管理的方向<sup>[77]</sup>,掌握种间关系,理解环境、气候变化及人类活动对渔业生态系统的影响,是今后渔业资源评估模型研究的重要内容,是建立 EBFM 的基础。通过海洋物理-生物过程的耦合,可了解鱼类早期生命史及其对补充的影响<sup>[46]</sup>;通过建立栖息地模型,利用海洋遥感等海洋观测数据及物理海洋模型同化数据,可分析海洋环境变化对种群空间分布的影响<sup>[49]</sup>;通过建立基于食物网的数量、能量平衡模型可理解或预测生态系统中能量转化过程以及不同营养级种群间的捕食和竞争等营养关系<sup>[78]</sup>;而物理-生物-渔业过程的耦合将进一步促进基于生态系统的渔业资源评估模型<sup>[50]</sup>的发展,如 SEAPODYM<sup>[49]</sup>等。这类模型将是未来渔业资源评估模型的发展方向,并随多学科交叉及日益丰富的观测数据,该类模型在渔业资源评估与管理中的应用将会不断深入。

### 参考文献:

- [1] National Research Council (NRC). Sustaining marine fisheries [M]. Washington D C: National Academy Press, 1998.
- [2] Punt A E, Huang T, Maunder M N. Review of integrated size-structured models for stock assessment of hard-to-age crustacean and mollusc species[J]. ICES J Mar Sci, 2013, 70(1): 16–33.
- [3] Prager M H. From the golden age to the new industrial age: fishery modeling in the early 21st century[J]. Nat Res Model, 2003, 16(4): 477–489.
- [4] Fournier D A, Skaug H J, Ancheta J, et al. AD model builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models [J]. Optim Method Softw, 2012, 27(2): 233–249.
- [5] Hilborn R, Walters C. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics, and uncertainty[M]. New York: Chapman and Hall, 1992: 67–69.
- [6] Quinn II T. Ruminations on the development and future of population dynamics models in fisheries[J]. Nat Res Model, 2003, 16(4): 341–392.
- [7] Hampton J, Fournier D. A Spatially disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean [J]. Mar Freshw Res, 2001, 52: 937–963.
- [8] Schnute J T, Richards L J. Use and abuse of fishery models [J]. Can J Fish Aquat Sci, 2001, 58: 10–17.
- [9] Methot R D. Technical description of the stock synthesis II assessment program[R]. NOAA Tech Memo SEDAR 16-AW-04, 2005.
- [10] Deriso R B. Harvesting strategies and parameter estimation for an age-structured model [J]. Can J Fish Aquat Sci, 1980, 37: 268–282.
- [11] Schnute J. A general theory for analysis of catch and effort data[J]. Can J Fish Aquat Sci, 1985, 42: 414–429.
- [12] Prager M H. A suite of extensions to a nonequilibrium surplus-production model[J]. Fish Bull, 1994, 92: 374–389.
- [13] International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT). Report of the Standing Committee on Research and Statistics (SCRS)[R]. Madrid, Spain, October 1-5, 2012: 106–115. <http://www.iccat.int/en/meetingscurrent.htm> [2012-10-18].
- [14] ICES. Report of the workshop on reviews of recent advances in stock assessment models world-wide: “Around the World in AD Models”[R]. Scicom Steering Group On Sustainable Use Of Ecosystems, ICES CM 2010/SSGSUE: 10, REF. SCICOM, ACOM. 27 September - 1 October 2010, Nantes, France.
- [15] Shepherd G, Cieri M, Powers M, et al. Transboundary re-

- sources assessment committee: Gulf of Maine/Georges Bank Atlantic herring stock assessment update[R]. Reference Document 2009/04, NOAA Fisheries, Northeast Fisheries Science Center, Woods Hole, Massachusetts, 2009.
- [16] Gulland J A. Estimation of mortality rates. Annex to Arctic fisheries working group report[R]. ICES C.M. 1965 Doc. No.3, 1965.
- [17] Pope J G. An Investigation of the accuracy of virtual population analysis using Cohort analysis[J]. ICNAF Res Bull, 1972, 9: 65–74.
- [18] Gavaris S. An adaptive framework for the estimation of population size[R]. CAFSAC Research Document 88/29, 1988: 12.
- [19] Quinn T J, Deriso R B. Quantitative fish dynamic[M]. New York: Oxford University Press, 1999: 398–401.
- [20] Magnusson A, Hilborn R. What makes fisheries data informative?[J]. Fish Fish, 2007, 8: 337–358.
- [21] Doubleday W G. A least squares approach to analyzing catch at age data [J]. Res Bull Int Comm Northw Atlant Fish, 1976, 12: 69–81.
- [22] Legault C M, Restrepo V R. A Flexible forward age-structured assessment program[R]. ICCAT Working Document SCRS/98/58, 1998.
- [23] ICES. Report of the study group on age-length structured assessment models (SGASAM)[R]. ICES Resource Management Committee, ICES CM 2006/RMC: 10, 2006.
- [24] Richard D, Methot R D, Wetzel C R. Stock synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management[J]. Fish Res, 2013, 142: 86–99.
- [25] Fournier D A, Sibert J R, Majkowski J, et al. MULTIFAN: a likelihood-based method for estimating growth parameters and age composition from multiple length frequency data sets illustrated using data for southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*)[J]. Can J Fish Aquat Sci, 1990, 47: 301–317.
- [26] Kleiber P, Hampton J, Davies N, et al. Multifan-CL user's guide February, 2012 [EB/OL]. <http://www.multifan-cl.org/> [2013-01-05].
- [27] Jones R. Assessing the effects of changes in exploitation pattern using length composition data (with notes on VPA and cohort analysis) [R]. FAO Fisheries Technical paper No. 256, 1984.
- [28] Sullivan P J, Lai H L, Gallucci V F. A catch-at-length analysis that incorporates a stochastic model of growth [J]. Can J Fish Aquat Sci, 1990, 47: 184–198.
- [29] Chen Y, Kanaiwa M, Wilson C. Developing a Bayesian stock assessment framework for the American lobster fishery in the Gulf of Maine[J]. New Zeal J Freshw Mar Sci (Special issue on Lobster Biology and Management), 2005, 39: 645–660.
- [30] Chen Y, Hunter M, Vadas R, et al. Developing a growth-transition matrix for the stock assessment of the green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) off Maine[J]. Fish Bull, 2003, 101: 737–744.
- [31] Sainsbury K. Population dynamics and fishery management of the paua, *Haliotis iris* Dynamics and management as examined using a size class population model [J]. New Zeal J Mar Freshw Res, 1982, 16: 163–173.
- [32] Brean P A, Kim S W, Andrew N L. A length-based Bayesian stock assessment model for the New Zealand abalone *Haliotis iris*[J]. Mar Freshw Res, 2003, 54(5): 619–634.
- [33] ICES. Report on the classification of stock assessment methods developed by SISAM (Strategic Initiative on Stock Assessment Methods) [R]. ICES CM 2012/ACOM/SCICOM: 01, 2012.
- [34] Froyso, K G, Bogstad B, Skagen D W. Fleksibest—an age-length structured fish stock assessment model[J]. Fish Res, 2002, 55: 87–101.
- [35] 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]. Fish Res, 2011, 109: 89–94.
- [36] Francis R I C C. The reliability of estimates of natural mortality from stock assessment models.[J]. Fish Res, 2012, 119–120: 133–134.
- [37] 官文江, 高峰, 雷林, 等. 渔业资源评估中的回顾性问题 [J]. 上海海洋大学学报, 2012, 21(5): 841–847.
- [38] Overholtz W J, Jacobson L D, Link J S. An ecosystem approach for assessment advice and biological reference points for the gulf of maine-georges bank atlantic herring complex [J]. N Am J Fish Manag, 2008, 28: 247–257.
- [39] Overholtz W J, Link J S. Consumption impacts by marine mammals, fish, and seabirds on the Gulf of Maine–Georges Bank Atlantic herring (*Clupea harengus*) complex during the years 1977–2002[J]. ICES J Mar Sci, 2007, 64: 83–96.
- [40] Magnusson K G. An overview of the multispecies VPA-theory and applications [J]. Rev Fish Biol Fish, 1995, 5: 195–212.
- [41] Andersen K P, Ursin E. A multispecies extension to the Beverton and Holt theory of fishing, with accounts of phos-

- phorus circulation and primary production Medd [R]. Dan Fisk Havunders, N.S. VII, 1977: 319–345.
- [42] Begley J, Howell D. An overview of gadget, the globally applicable area-disaggregated general ecosystem toolbox [R]. ICES CM 2004/FF: 13, 2004.
- [43] Rozwadowski H. The sea knows no boundaries: A century of marine science under ICES [M]. Seattle and London: University of Washington Press and International Council for the Exploration of the Sea, 2002.
- [44] Collie J S, Gislason H. Biological reference points for fish stocks in a multispecies context[J]. Can J Fish Aquat Sci, 2001, 58: 2167–2176.
- [45] Sibert J, Hampton J. Mobility of tropical tunas and the implications for fishery management[J]. Mar Policy, 2003, 27: 87–95.
- [46] Huret M, Runge J A, Chen C, et al. Dispersal modeling of fish early life stages sensitivity with application to Atlantic cod in the western Gulf of Maine [J]. Mar Ecol Progr Ser, 2007, 347: 261–274.
- [47] Johnson C, Pringle J, Chen C. Transport and retention of dormant copepods in the Gulf of Maine [J]. Deep-Sea Res II, 2006, 53: 2520–2536.
- [48] Leis J M. Behaviour as input for modelling dispersal of fish larvae: behaviour, biogeography, hydrodynamics, ontogeny, physiology and phylogeny meet hydrography [J]. Mar Ecol Progr Ser, 2007, 347: 185–193.
- [49] Lehodey P, Senina I, Murtugudde R. A spatial ecosystem and populations dynamics model (SEAPODYM) -Modeling of tuna and tuna-like populations[J]. Prog Oceanogr, 2008, 78: 304–318.
- [50] Senina I, Sibert J, Lehodey P. Parameter estimation for basin-scale ecosystem-linked population models of large pelagic predators: Application to skipjack tuna[J]. Prog Oceanogr, 2008, 78: 319–335.
- [51] Maunder M N, Deriso R B. Estimation of recruitment in catch-at-age models [J]. Can J Fish Aquat Sci, 2003, 60(10): 1204–1216.
- [52] Maunder M N, Skaug H J, Fournier D A, et al. Comparison of fixed effect, random effect, and hierarchical bayes estimators for mark recapture data using AD model builder [C] //Thomson D L, Cooch E G, Conroy M J. Modeling demographic processes in marked populations, environmental and ecological statistics, Volume 3. New York: Springer, 2009: 917–946.
- [53] McAllister M K, Kirkwood G P. Bayesian stock assessment: a review and example application using the logistic model [J]. ICES J Mar Sci, 1998, 55: 1031–1060.
- [54] Gimenez O, Bonner S J, King R, et al. WinBUGS for population ecologists: Bayesian modeling using markov chain monte carlo methods[C]// Thomson D L, Cooch E G, Conroy M J. Modeling demographic processes in marked populations, environmental and ecological statistics, Volume 3. New York: Springer, 2009: 833–915.
- [55] Martyn P. JAGS: A program for analysis of bayesian graphical models using gibbs sampling [R]. Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing (DSC 2003), March 20–22, Vienna, Austria, 2003.
- [56] Meyer R, Millar R B. BUGS in Bayesian stock assessments [J]. Can J Fish Aquat Sci, 1999, 56: 1078–1086.
- [57] McAllister M K, Pikitch E K, Punt A E, et al. A Bayesian approach to stock assessment and harvest decisions using the sampling/importance resampling algorithm [J]. Can J Fish Aquat Sci, 1994, 51: 2673 – 2687.
- [58] Chen Y, Breen P A, Andrew N L. Impacts of outliers and misspecification of priors on Bayesian fisheries-stock assessment[J]. Can J Fish Aquat Sci, 2000, 57: 2293–2305.
- [59] Brooks S P, Catchpole E A, Morgan B J T. Bayesian animal survival estimation[J]. Stat Sci, 2000, 15: 357– 376.
- [60] Punt A E, Ralston S. A management strategy evaluation of rebuilding revision rules for overfished rockfish stocks[C]// Heifetz J, DiCosimo J, Gharrett A J, et al. Biology, assessment, and management of North Pacific Rockfishes. Alaska Sea Grant College Program, AK-SG-07-01, 2007: 329–351.
- [61] 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.
- [62] Chen Y, Jiao Y, Sun C L, et al. Calibrating virtual population analysis for fisheries stock assessment [J]. Aquat Liv Res, 2008, 21: 89–97.
- [63] Cope J M, Punt A E. Reconciling stock assessment and management scales under conditions of spatially varying catch histories[J]. Fish Res, 2011, 107: 22–38.
- [64] Kritzer J P, Sale P F. Metapopulation ecology in the sea: from Levins' model to marine ecology and fisheries science[J]. Fish Fish, 2004, 5(2): 131–140.
- [65] Stephenson R L, Melvin G D, Power M J. Population integrity and connectivity in Northwest Atlantic herring: A review of assumptions and evidence[J]. ICES J Mar Sci, 2009, 66: 1733–1739.
- [66] Ying Y, Chen Y, Lin L, et al. Risks of ignoring fish population spatial structure in fisheries management[J]. Can J Fish

- Aquat Sci, 2011, 68(12): 2101–2120.
- [67] Cadrin S X, Secor D H. Accounting for spatial population structure in stock assessment: past, present and future[C]// Beamish R J, Rothschild B J. The future of fishery science in North America, Fish & Fisheries Series, Volume 31. Netherlands: Springer, 2009: 405–426.
- [68] Kerr L A, Cadrin S X, Secor D H. The role of spatial dynamics in the stability, resilience, and productivity of an estuarine fish population[J]. Ecol Appl, 2010, 20: 497–507.
- [69] Stephenson R L. Stock complexity in fisheries management: a perspective of emerging issues related to population sub-units[J]. Fish Res, 1999, 43: 247–249.
- [70] Aanes S, Engen S, Sæther B E, et al. Estimation of the parameters of fish stock dynamics from catch-at-age data and indices of abundance: can natural and fishing mortality be separated?[J]. Can J Fish Aquat Sci, 2007, 64: 1130–1142.
- [71] Mace P M, Doonan I J. A generalized bio-economic simulation model for fish population dynamics[R]. New Zealand Fishery Assessment Research, Doc. 88/4, 1988.
- [72] Francis R I C C. Use of risk analysis to assess fishery management strategies: A case study using orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on the Chatham Rise New Zealand[J]. Can J Fish Aquat Sci, 1992, 49: 922–930.
- [73] Lee H H, Maunder M N, Piner K R, Methot R D. Can steepness of the stock-recruitment relationship be estimated in fishery stock assessment models?[J]. Fish Res, 2012, 125–126: 254–261
- [74] Zhu J F, Chen Y, Dai X J, et al. Implications of uncertainty in the spawner-recruitment relationship for fisheries management: an illustration using bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean[J]. Fish Res, 2012, 119–120: 89–93.
- [75] Lorenzen K. The relationship between body weight and natural mortality in juvenile and adult fish: a comparison of natural ecosystems and aquaculture [J]. J Fish Biol, 1996, 49: 627–647.
- [76] DeLong A K, Collie J S, Meise C J, et al. Estimating growth and mortality of juvenile winter flounder, *Pseudopleuronectes americanus*, with a length-based model[J]. Can J Fish Aquat Sci, 2001, 58: 2233–2246.
- [77] Pikitch E K, Santora C, Babcock E A, et al. Ecosystem-based fishery management[J]. Science, 2004, 305: 346–347.
- [78] Christensen V, Walters C J. Ecopath with ecosim: Methods, capabilities and limitations[J]. Ecol Model, 2004, 172: 109–139.

## A review of fisheries stock assessment models

GUAN Wenjiang<sup>1,2</sup>, TIAN Siqian<sup>1,2</sup>, ZHU Jiangfeng<sup>1,2</sup>, CHEN Xinjun<sup>1,2</sup>

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

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

**Abstract:** Development of rational management plans and correct management are essential to maintain the sustainability of fisheries resources. Fisheries management plans should be based on stock assessment and so stock assessment models are important tools for this. Over the last thirty years, fishery stock assessment models experienced a golden age and the number of models grew exponentially with improved computer technology and the integration of multidisciplinary research. At the same time, the complexity and diversity of the models makes choosing the correct one increasingly difficult for researchers and abuse of fisheries models may lead to stock collapse. In this paper, we reviewed fisheries stock assessment model structure, type, and estimators, i.e. fixed effect, random effect, and hierarchical Bayes to identify the typical models currently used in fisheries stock assessment and track their evolution and development. Meanwhile, the present paper discusses the problems with these models and presents prospects for their future development.

**Key words:** Fisheries stock assessment; models; progress; prospect

**Corresponding author:** Chen Xinjun. E-mail: xjchen@shou.edu.cn