

全国海洋渔业资源学术会议 多种类渔业资源论文报告集

海洋渔业资源专业委员会编



中国水产学会

1983

前 言

多种类渔业资源和渔业资源结构的演变是近十多年来渔业界普遍关心的问题。渔业资源的研究起始于单一种类如鲱、鳕、鲈、鳓、鲷、金枪鱼、小黄鱼、带鱼、大黄鱼等早被作为研究对象,对其生态、生理特征、世代强度、数量变动规律和数理模式等已有若干成果,并用于该项渔业资源的管理。但对多种类渔业资源和资源结构等问题的研究则开始较晚,对可能出现的优势种的预测问题还处于萌芽阶段。

随着单一种类资源的衰落,多种类资源的利用日益广泛。多种类资源结构、数量与质量的变化成为各方面十分关切的问题。七十年代开始,多种类资源学术会议、多种类资源研究方法和模式的探讨日趋热烈,有关的论文报告不断涌现。

我国处于中低纬度地带,渔业资源结构复杂,种类繁多,主要捕捞对象渤、黄、东海区在10种以上,南海区则在30种以上。资源研究工作由于低纬度地区侧重单种的研究,他们开始较早,有比较成熟的经验。我国五十年代北方的小黄鱼、带鱼、大黄鱼等处于相对的优势,因此以单种为主进行研究,亦属必要。但多种类的研究开始较迟,只有少数学者注意。这里应当提到的是费鸿年教授,五十年代开始,他以南海渔业资源为对象进行的群聚研究工作,今天仍值得我们学习。本文集载有费鸿年教授为这次会议专门写的论文,这是对多种类渔业资源研究的莫大支持。同时应当提到的是六十年代以来在其他海区以底拖网渔获物统计资料为主进行群聚和种的替代的研究,也取得一定的结果。近年来开展的多种类模式研究也有若干进展。

为了推动多种类渔业资源研究工作的开展,我们将1983年10月中国水产学会资源专业委员会与山东省水产学会一起在青岛召开的多鱼种及虾类渔业资源学术讨论会上有关多种类渔业资源研究的论文报告八篇(摘要、单纯译文和已正式发表者均未选入)集印成册,藉以引起有关各方的注意。

中国水产学会渔业资源委员会主任 夏世福

1983年11月

69.718083
01
1:

全国海洋渔业资源学术会议 多种类渔业资源论文报告集

目 录

前言

多种类渔业管理概述·····	费鸿年 (1)
海洋渔业资源结构变化的探讨·····	夏世福 (13)
浙江北部定置张网区渔业资源结构的初步分析·····	郁尧山等 (23)
黄、渤海区中上层鱼类种群变动的初步分析·····	叶懋中等 (41)
杭州湾北岸带游泳动物群落的分布、组成、丰度和多样度的季节变化·····	赵利华 (47)
资源评估现状和展望·····	叶昌臣 (56)
渔业生态学与渔业管理研究的进展·····	张其永 (60)
水产资源数理模式在多年龄多种类渔业方面的扩展·····	周彬彬 (66)
附：世界各国(地区)领海、专属经济区、专属渔区、大陆架面积、200海里 渔区面积·····	(75)
中国水产学会第二届资源专业委员会第三次学术会议总结·····	(81)

编后记

多 种 类 渔 业 管 理 概 述

费 鸿 年

(南海水产研究所)

一、多 种 类 渔 业 管 理 问 题 的 由 来

从渔业发展的历史来看,世界上任何内陆渔业或海洋渔业,都是先从集中捕捞产量较高的单一鱼种开始,同时也附带捕一些同时进网的少量不重要种类。等到一个海区的优质丰产种类产量下降,经济利益减少的时候,渔民或经营集团就放弃原来渔场的主攻种类,转移到新的海区另捕更为有利的新品种。最有名的例子为白长须鲸(又译蓝鲸)渔业濒于崩溃时,捕鲸业就转捕长须鲸和鳁鲸。Garrod (1973)把这些后来才作为主要捕捞对象的渔业叫做“承继渔业”。属于承继渔业的例子,还有大西洋斯堪的那维亚鲱鱼,由于七十年代初使用了围网遭到破坏,冰岛渔民不得不放弃鲱鱼,转移到挪威改捕毛鳞鱼;由于毛鳞鱼资源波动大,难望长期保持稳产,所以后来又开始研究非洲鳕(blue whiting)作为承继渔业。

可见专捕单一鱼种渔业难于持久,迟早免不了资源濒于衰退,在许多国家的船队集中在一个海区捕单一鱼种的渔业,情况更为严重,这在七十年代以来全世界都受到不同种类减产的威胁,日本北海道和萨哈林鲱鱼,不列颠哥伦比亚鲱鱼,加州沙丁鱼,秘罗鳁鱼, Pribilof 岛的毛皮海豹,就是大幅度减产或已消灭的典型例子。

在单种鱼类渔业和承继渔业之后,到处出现不加选择地捕混杂种类,特别是拖网渔业都属于多 种 类 渔 业 的 范 畴。单种类渔业与多 种 类 渔 业 的 分 别 出 现,有一定规律,一般是单种类渔业出现于原始开发阶段,分布在淡水江河、湖泊、寒带海区较多;而在高度发展阶段,温带、亚热带和热带海区,出现多 种 类 渔 业 较 普 遍。在我国青海省有面积约 600 多万亩的咸水青海湖,有一拖网渔业公司专捕单一鱼种裸鲤鱼(俗称湟鱼),历史最高产量曾达 26,000 吨,可称世界上最有代表性的单种类渔业,而西北大西洋拖网渔业和泰国湾的拖网渔业,每网往往能同时捕获 40~60 种鱼,被人们引举为多 种 类 渔 业 的 代 表。其实,我国黄、东海,特别是南海的拖网渔业,每网捕获的种类并不少于泰国湾,所以也是多 种 类 渔 业。

多 种 类 渔 业 在 我 国 有 悠 久 历 史, 国 外 的 历 史 也 不 短, 但 在 以 前 并 不 重 视 这 个 问 题, 为 什 么 在 近 十 年 来 忽 然 引 起 渔 业 界 的 特 别 关 注, 值 得 考 究。1976 年 6 月 美 国 海 洋 渔 业 局 西 南 渔 业 中 心 在 Tibunon 实 验 所, 召 开 了 多 种 类 渔 业 问 题 学 术 讨 论 会(Hobson 和 Lenarz, 1977), 制 订 了 一 个 研 究 这 一 问 题 的 短 期、中 期 和 长 期 规 划; 1977 年 10 月 联 合 国 粮 农 组 织 又 在 罗 马 召 开 了 一 次 关 于 多 种 类 的 专 家 顾 问 组 会 议(FAO, 1978); 另 外, 南 海 渔 业 发 展 和 协 调 规 划 署 又 在 1978~1979 年 聘 请 英 国 Lowestoft 研 究 所 的 专 家 Pope 博 士 到 泰 国 及 菲 律 宾 等 几 个 东 南 亚 国 家 进 行 了 多 种 类 渔 业 理 论 研 究 一 年, 出 版 了 专 著(Pope, 1979), 着 重 讨 论 了 泰 国 湾 多 种 类 渔

业管理措施。同年, Pauly, D. (1979) 也以东南亚底栖鱼类渔业为重点, 写了一篇《热带多种类群体的理论和管理》一文。这都反映了全世界渔业界已把研究多种类渔业的管理理论放在突出的地位, 决非偶然。其主要原因在于, 进入七十年代以后, 世界渔业形势起了巨大变化, 世界水产年产量平均增长速度, 由前 20 年的 6.0~7.0% 下降到 1970~1980 年的略多于 1.0~1.5%, 远远不能满足由于人口增加所产生对水产品的急剧需求, 再加上第三届世界海洋法会议已在 1982 年圆满结束, 大多数参加国已在海洋法上签了字, 沿岸国有权管理本国沿海 200 海里专属经济区已得到国际上的承认, 工业化国家已不能再把远洋船队在未获当地国家的许可任意进入主权国经济区捕鱼, 因此转而重整近海渔业弥补失去的产量。于是只有管理好多种类的传统渔业, 再开发非传统性种类, 例如磷虾、远洋性中上层鱼类和头足类, 才是今后发展海洋渔业的主要出路, 同时也把发展海水和淡水养殖以及栽培渔业和渔牧化作为一种方向。这是国外的情况, 只可作为参考。我国今后水产事业的发展方向与国外不尽相同, 但保护近海资源势在必行, 要不要为管理多种类渔业作些科学研究是需要慎重考虑的问题。为此, 我把多种类渔业管理理论作一简略评述如下。

二、多种类渔业管理的目的

不论单种类渔业还是多种类渔业, 都需要渔业管理, 实施这种管理的目的是多种多样的。对多种类渔业的管理目的, 同样适用于单种类渔业, 或更确切地说, 是由单种类渔业衍生出来的, 大体可归纳为 8 点:

- (1) 提供最佳生物量、产量;
- (2) 保存鱼类种群;
- (3) 保存鱼类种群的遗传变异度;
- (4) 提供最佳经济利益;
- (5) 提供稳定的就业机会;
- (6) 提供娱乐性渔业。

但是作为多种类渔业的管理目的, 应当再加两点:

- (7) 要使多种类的综合产量达到最高产量;
- (8) 要重视多种类之间资源水平比例平衡, 采取适当措施加以调节。

为了达到这样的管理目的, 五十年代以后已设计出不少数学模型描述单一种类资源的动态, 为决策当局制定渔业管理措施提供依据。Bean-San Goh (1980) 列举了 6 种单种类资源管理模型: 第一, 总产量模型, 逻辑斯蒂方程就是这类模型的最著名模型, 从中发展出 Schaefer 模型。第二, 把鱼类种群模型与捕捞努力量的动态相配合, 用来考察捕捞鱼类资源的效果, 被一部分生产单位和国家所进行。第三, 用来考察世代不重叠的种群, 专用于管理鲑鱼种群 (Ricker, 1954)。第四, Beverton-Holt 模型, 又叫做分析模型, 是描述捕若干年代级鱼类种群, 以达到总生物量的最优水平。通过采用最适限制体长以及控制捕捞努力量, 以求得每补充量的最高持续产量 (MSY)。第五, 限定捕捞季节的离散型 Beverton-Holt 模型, 是由 Goh (1977) 提出来的。第六, 延滞补充量的鱼类或鲸类的模型。这样的单一种类模型分类法虽然比一般所用的详细些, 但还未包含近年来的全部渔业管理模型。

即使有了较好的模型,要建立满意的管理决策以达到上述各项目标是非常困难的,所以只能考察一项或两项目标,而把其他目标暂时不管,反复通过模型的计算,进行修改以取得比较满意的结果,提供决策者使用。

虽然单一种类管理模型已有很多种类,而且还在不断出现新模型,但是要推广到多种类渔业的应用中去,一般说来是有困难的,主要是由于存在着三个问题:

(1) 多种类渔业既然在捕一种鱼(假定我们称它为A种),而同时又捕到相当数量的第二种鱼(B种),那么只考虑管理A种的问题,而忽视受B种的影响,那么这一A种的管理结果,必将对B种有影响。

(2) 多种类渔业中有种间相互作用。这就是说A种的数量会影响B种的数量。产生这些影响的原因是多方面的。A和B这两种可能在栖息场所互争食物或互争栖所或产卵场等。另外,A种的成鱼吞食B种的幼鱼,也还有可能B种成鱼吞食A种成鱼。只要出现这些情况,那么要对单一一种进行管理,势必受到阻碍。

(3) 进行单一种类管理所需收集的数据已经相当多,许多工业发达国家为收集这些数据投入人力物力是很惊人的,如果要在发展中国家收集多种类的数据将成为一种沉重的负担。

这就说明要管理多种类渔业,不能不考虑种间相互关系。所谓多种类渔业管理理论,就是以种间相互关系为核心提出的,多种类渔业管理模型的理论除了把单种类模型合并为总产量模型和分析模型以外,再加上一类生态系统模型或称整体系统模型。

三、应用于多种类渔业管理的模型

1. 总产量模型

我于1979年曾发表过《总产量模式的来源和发展》一文,详细介绍过几种这一类模型之间的关系。现在先扼要把逻辑斯蒂方程的几种表达式列出,然后再谈在多种类渔业方面的几种应用方式。

逻辑斯蒂方程有下列几种表达方式:

$$\frac{dN}{dt} = rN(1 - N/K) \quad (\text{在无捕捞时的种群变化}) \quad (1)$$

$$\frac{dN}{dt} = rN(1 - N/K) - qXN \quad (\text{捕捞时的种群变化}) \quad (2)$$

$$\frac{dP}{dt} = f(P) - qXP \quad (\text{用P代替N}) \quad (3)$$

$$\frac{dP}{dt} = P(a - bP) = aP - bP^2 \quad (4)$$

$$\frac{dN}{dt} = (rN/K)(K - N) - qXN \quad (5)$$

$\frac{dN}{dt}$ 为 t 时间范围内个体数($=N$)的变化, $\frac{dP}{dt}$ 为 t 时间内生物量($=P$)的变化; r 为种群固有自然增长率; K 为环境负荷限度(或称容纳能力); X 为努力量; q 为可捕系数; a 、 b 为常数。

在平衡状态下,产量 Y 与努力量 X 有如下关系:

$$Y = aX - bX^2 \quad (6)$$

用生物量表示时

$$Y = AP - BP^2 \quad (7)$$

P是生物量或试验调查船取得单位网次产量, A、B为常数, 在平衡状态时

$$A + BP = qX \quad (8)$$

在 $X = a/2b$ 时出现最大产量, 又最大产量(Y_{max})出现在原始种群生物量 P_0 的下式状况:

$$Y_{max} = 1/2AP_0 \quad (9)$$

$$\text{或} \quad Y = AP - BPL_nP \quad (10)$$

这些基本理论是 Schaefer 以前 Graham (1935) 等创建出来的, Schaefer 的最大功绩在于, 在计算参数上提出整套方法, 后来该方法又由别人作了补充而日趋完善。

用作多种类资源的评估可以举几个这方面的研究例子:

(1) 以各混合种群综合产量的多年统计资料, 以及多年综合单位努力量产量资料, 当作单一种类所取得的资料一样进行作图计算, 可求出包含全部种类的最大持续产量及取得这一产量的努力量水平和生物量水平。虽然不太细致, 但可以求出大概数值。使用这一方法有的, Brown 等(1976)用来估算 Georges 海礁综合产量; Halliday 等(1976)估算了 Scotian 陆架鱼类总产量; Pinhorn(1976)计算了 Grand 海礁鱼类资源; Hongskul (1975) 在东北太平洋拖网渔业, Marr 等(1976)在泰国湾也是用总产量模型选配多种类混合产量的。

经验证明用 Schaefer 模型拟合混合种群整体生物量与整体努力量关系, 比分别拟合每一种类产量, 画出的曲线反而更平滑。其原因是总生物量比个别生物量对整体努力量反应更敏感, 更真实。另外还因为渔民掌握不同品种有不同分布的知识, 所以有时着重捕某一种密度小、死亡率低的优质鱼(例如黑线鳕), 后来又改捕密度大、死亡率高的较次等鱼(例如银无须鳕), 使个别种类产量有变化, 用了综合整体生物量, 就会在时间系列中拉平, 有利于对这些资料的利用。

(2) Larkin (1963, 1966) 用种间竞争或捕食者与被捕食者关系的理论生态学模型(常称 Lotka 和 Volterra 模型)描述两个种类的相互数量变动关系。以 N_1 作为被捕食者, N_2 作为捕食者, 可成立两个模型:

$$dN_1/dt = (r_1 - a_1N_1 - b_1N_2)N_1 \quad (11)$$

$$dN_2/dt = (r_2 - a_2N_2 + b_2N_1)N_2 \quad (12)$$

下标1指被捕食者; 下标2指捕食者。 r_1, r_2 为自然增长率。 b_1, b_2 为某一类对另一类的关系系数。 a_1, a_2 为种间关系系数, 如果 N_1 与 N_2 不是被捕食者与捕食者关系, 而是相互竞争关系, 则(12)式右边括弧中的 $+b_2N_1$ 应改成 $-b_2N_1$ 。根据(11)和(12)式各在右边括弧中, (11)式加 $-C_1$, (12)式加 $-C_2$, 各为捕捞比例, 就可算出被捕食者及捕食者的持续产量 Y_1 和 Y_2 。计算过程可查阅原文(Larkin, 1966)。

(3) Horwood(1976)又提出描述两个种类的 Schaefer 模型为:

$$\frac{1}{P_1} \frac{dP_1}{dt} = a_1 - b_1P_1 - F \left(\frac{P_1}{P_1 + P_2} \right) \quad (13)$$

$$\frac{1}{P_2} \frac{dP_2}{dt} = a_2 - b_2P_2 - F \left(\frac{P_2}{P_1 + P_2} \right) \quad (14)$$

其中 P_1 和 P_2 分别为两种鱼的生物量, 假定两种鱼的生物量比率差异小, 则各自的持续产量总

和与两种类综合产量相差不大, 如果比率差异很大, 则两种产量相加所得数值与综合产量数值差异大。

(4) Pope的专著从各个角度出发, 先用假定数据, 再用泰国湾拖网渔业, 特别是试验调查船试捕数据, 作了多种类模型的探讨。他提出的基本模型为:

$$Y(p) = A_1 f(p) - B_1 [f(p)]^2 \quad (15)$$

$$Y(q) = A_2 f(q) - B_2 [f(q)]^2 \quad (16)$$

(应注意(16)式中的 q 是指另一种生物量不是以前所用的可捕系数)

也可写成下列形式:

$$Y(p) = a_1 p - b_1 p^2 \quad (17)$$

$$Y(q) = a_2 q - b_2 q^2 \quad (18)$$

加入种间相互作用的 $c_1 pq$ 和 $c_2 pq$ 两项

$$Y(p) = a_1 p - b_1 p^2 - c_1 pq \quad (19)$$

$$Y(q) = a_2 q - b_2 q^2 - c_2 pq \quad (20)$$

如果作为等值的平衡状态方程, 则

$$a_1 - b_1 p - c_1 q - f(p) = 0 \quad (21)$$

$$a_2 - b_2 q - c_2 p - f(q) = 0 \quad (22)$$

(19)与(20)相加, 得总产量 Y :

$$Y = a_1 p + a_2 q - b_1 p^2 - b_2 q^2 - (c_1 + c_2) pq \quad (23)$$

这一公式表达了同心椭圆形的等产量轮廓图, 它的长轴和短轴偏于 $f(p)$, $f(q)$ 或 p 、 q 。他用给定数值绘出多辐轮廓图, 从而引导出几点结论:

A 通过两种类相互关系模型的计算过程可以找寻等值同心椭圆轮廓图, 最高产量位于中心圈。

B 分别种类的最大产量合计是否与整个系统的综合最大产量相一致, 取决于各组成种类死亡率相互比率能否一直保持不变。

C 如果算得出或对照已知数值的种类推测得原始生物量 P_0 , 那么管理多种类渔业的最简单捕捞率在于保持各种类生物量在 $1/2P_0$, 即 $\Sigma XP = 1/2 \Sigma XP_0$ 。如果是捕食者与被食者关系, 则应捕捞捕食者超过原始种群生物量的一半, 而捕捞被食者略小于原始种群生物量的一半。应用到热带多种类渔业实际管理比较复杂, 但可以先从不同渔船队的嗜好性管起, 例如近岸渔民对各种类捕捞强度太大时, 应阻止他们继续扩张, 但都要因地制宜。

D 象泰国湾各种鱼逐年产量多数有同一倾向, 因此可以用综合 Schaefer 模型来合并计算各种鱼生产量。

2. 分析模型

经常以Beverton和Holt模型作为分析模型代表, 实际上Ricker (1958)提出分段综合计算指数生长函数的产量模型, 也是分析模型的重要代表。这些模型考虑了每一种类的生长、死亡和补充等生物学参数作为分析每一种类种群动态的重要参数, 并以每年补充量作为不变, 由当年捕获的一个群体的各年龄组产量总和作为一个年代级(又称世代, Cohort)一生能贡献的总产量, 所以这种评估方法是模拟单种类的整体生活史过程, 无疑是比较切合实际的。但这种模型要估算生物学参数并非易事。

如果逐年自然变化大以及不易鉴定年龄的种类就难于采用。它还有几种用途: (1) 用来

判断由Schaefer 模型所算出持续产量的置信程度；(2) 用改变捕捞强度和相应的捕捞死亡系数来考察对群体数量所发生的影响。它不需要积累多年的生产统计资料，只要投入生产的年捕捞努力量数据可靠，这一模型是有优点的。其缺点在于这个产量只能以每补充量产生多少产量来表达，所以一般用 Y_w/R , Y_n/R 或 Y_w/R' , Y_n/R' 来表示， Y_w 和 Y_n 为以重量及个体数计算的产量， R 为最初进入渔场的补充量， R' 为最初被捕的补充量。用于多种类渔业有：

(1) 直接把单种类模型应用于多种类的每一种类，只要改变相应的参数值，把算出各种的持续产量加以总和就求得总产量。在Beverton和Holt(1957)的原著中早已提到这一点（原著388页）。直接使用这单种类模型于多种类渔业的依据，认为生活在同一水体的几个群体被同一特定渔具捕获时，除少数有特殊相互作用的以外，都有独立不受其他群体影响的性质，所以每一群体各有自己的生物学参数，无需引进别的群体参数到描述所研究的那一模型中，结合到经济效益，真道和八木(1970)及费鸿年(1976)在研究扩大网目提高经济效益时，都用过这一方法。

(2) Caddy(1981)用Beverton和Holt产量表(1966)作最初被捕年龄和捕捞努力量变更对多种类渔业总产量影响的研究。从产量表可直接查出产量(Y)值。先算出A种的第一次努力量与变更了努力量的两个努力量所得产量的差额：

$$\Delta Y_A = (A Y_2 - A Y_1) \quad (24)$$

然后再把n种各改变一次努力量所得产量差额综合起来得：

$$\Delta Y = \sum_{i=1}^n (i Y_2 - i Y_1), \quad i = 1, 2, \dots, n \quad (25)$$

如果结合i种上岸量单位重量价格 P_i 以 V 为总产值则得：

$$\Delta V = \sum_{i=1}^n (i Y_2 - i Y_1) P_i \quad (26)$$

连续作 $iY_3 - iY_2$, $iY_4 - iY_3$, $iY_5 - iY_4 \dots$ 。直至n次产量计算和产值计算，将求得各不同努力量取得的总产量。用坐标纸取点可得多种类总产量或总产值曲线群图，估出总持续最大产量或产值。这一方法实质上与(1)项方法类同。

(3) Anderson, Lassen和Ursin(1973)根据Beverton和Holt(1957)模式的三个基本方程：

$$dw_i/dt = H_i W_i^m - K_i W_i^2 \quad (27)$$

$$dN_i/dt = -(F_i + M_i) N_i \quad (28)$$

$$dy_i/dt = F_i N_i W_i \quad (29)$$

(27)式指鱼的生长(体重变化)是身体重量，摄取食物率和代谢率的函数。(28)式指出一个种类(用i表示)个体数N的变化是个体数与捕捞死亡率(F)及自然死亡率(M)的函数。(29)式为产量(Y)的变化，即F与N及重量W的函数。另加一公式(30)：

$$dR_i/dt = f_i h_i W_i^m \quad 0 \leq f_i \leq 1 \quad (30)$$

式中 R_i 是i这一种鱼的食物消耗量(应注意R不是常用的补充量符号)。如果食物消耗率与 W^m 成比例，那么它与(27)式的右边第一项相符。 h_i 表示吃掉全部可食食物的比例常数。如果不能吃完，那么乘以最大捕食水平f的一部分 f_i 。把食物消耗后变成体质部分用V来表示，那么：

$$dW_i/dt = V_i \frac{dR_i}{dt} - K_i W_i^2 - V_i f_i h_i W_i^2 - K W_i^2 \quad (27A)$$

也就是 $H = Vfh$ 。他们还进一步追究 Beverton-Holt 生长部分的被食者总生物量, 和搜索被食者能量消耗细节。还对于个体数量变动模型中将 M 分成 M_1, M_2, M_3 等描述捕食死亡、幼体死亡、污染死亡和迁移也当作一种死亡来计算, 这些就使模型结构更加复杂化。

3. 生态系统模型

就是把鱼作为一个淡水或海洋生态系整体系统的一个组成成分, 来研究它在复杂的生态环境下多种鱼的数量变动, 从而采取适当管理措施来增进产量和经济效益。所以也可称为整体系统模型, 上面已讲过的有一部分模型, 也可归于此类, 分类界线并非一成不变。

淡水的湖泊、江河的单位面积渔获量往往与湖沼学变量有关系。不少研究人员已发现这些变量最起作用的是: 水体深度, 碱度, 总氮浓度, 水位年波动度, 夏季叶绿素平均浓度作为初级生产量指标, 以及年温度指数(Ryder, 1965; Jenkins, 1968; Welcome和Hagborg, 1977; Oglesby, 1977)。一般采用变量数据转作对数值作回归, 虽然精确度不高, 在预测管理效果时是有实用意义的。北美北部的湖泊, 美国的水库, 非洲的湖泊、水库、河流, 东南亚一部分湖泊, 都已做过这类的调查, 所得结果都有共通的倾向, 因此, 正在筹划交流研究成果, 以便今后可以通过对照已有研究水体的成果, 推算正要研究的同型水体的产量。最简便的经验性模型是Ryder (1965) 对北部温带湖泊所推导出来的“形态土壤指数”(Morphoedaphic index, MEI)

$$MEI = \sqrt{TDS/\bar{Z}}$$

式中 TDS 为不溶解固体总量, $\bar{Z}$ 为平均深度。求得这一指数以后, 结合纬度气候关系, 北部温带湖泊的年渔获量 Y 接近于 $0.966\sqrt{X}$, $X = MEI$ 。热带 Y 近于 $10\sqrt{X}$ 。一般公式可用:

$$Y = K\sqrt{X}$$

K 为根据气候条件而作出的估计常数。

这种比照方法, 还不大适用于海洋方面, 但近十年来国际生物学规划 (IBP)、国际印度洋考察 (IIOE)、东北中大西洋合作研究 (CINECA) 等大规模的海洋生态学研究计划已提出各个海域的报告, 最近才开始应用到渔业生产方面。

生态系的另一重大项目是从初级生产量转变到捕获的鱼的能量流动, 作出整个系统的模型。每一海区的代表性食物链和食物网都标志一个海区生态系结构特点, 已有许多专著 (例如 Steele, 1974, 有中译本) 可查, 从多种类管理理论出发, 可以指出以下几点通则: ①根据 Gulland (1971) 的理解, 渔民都对于高现存量比高年生产量更为关心, 因为要取得高产量而寻找密集鱼群, 需付出更大捕捞费用。似乎在热带海洋比温带海洋生产率高, 但在热带的转换率也高, 所以伴随着较低的生物量。对渔民来说, 这样的高生产率并不十分有利。②位于食物链低层次的鱼类, 比捕食者有较高的生产率, 但除非捕这种被食者降低到使捕食者也降到较低的水平, 是对渔民没有好处。由于这一原因, 所以历来世界上不少海区都经历着从捕长命的捕食者转移到捕吃植物性食物的短命低层次鱼类, 这就是转变到捕食物链低层次鱼类产量不能按简化的生态学理论所作推断那样有效地提高的一个原因。③从整个海洋能量转换

效率所估算出来的鱼类生产潜力,依不同研究者得出不同结果(例如Schaefer, 1965; Cushing, 1969; Ryder, 1969),这是由于估算转换系数和鱼的生产量各有差异造成的。Steele (1965)和Gulland (1976)对北海的实际鱼产量和初级生产量作了比较,指出转换效率比一般设想的高,而从食物动态方法所作出结论,往往估低了潜在产量。④在食物网内作横的同一层次捕捞种类的改变(假定每一种类各有一定的食物层次)则所产生的总产量不会有变化,另外实际经验却告诉我们由一个层次种类转变到上一层或下一层次种类,则总产量会下降或上升。

在Bayer的《水体生态系——一种运筹学方法》(1981)一书中,以B—H模型为基础,引入了Ursin等(1967, 1974)描述多种类鱼类动态时所分割的n种死亡率。又收入搜索和消化被食者所耗时间、能量等参数,用浮游植物、浮游动物、鲱鱼和鳕鱼4种相互关系为例,制定出离散性时间间距(以每一星期为单位)的综合产量模型,作了电子计算机模拟运算来预测4个种类的不同结合方式所获结果。它是首次在北海试用随机性模型来评估多种类动态,从而受到人们的重视,但所记述公式太多,不在此申述,不过这本书适于刚进行多种类渔业管理理论研究的人学习,其启发作用还是不小的。

除以上三大类多种类模型外,还可以补充一类由单种类的Ricker (1958)的繁殖曲线方程推导出来的模型。他研究了由3个不同繁殖曲线的群体合并产生的最大产量,并由Paulik (1967)通过电子计算机模拟编出一个综合产量模型。

$$C_T = \sum_{i=1}^n C_i = \sum [A_i W_i \exp A_i (1 - W_i) - A_i W_i] \quad (28A)$$

式中 C_T = 渔获总量; A_i 为与更新水平的群体相对量有联系的系数, W_i 为群体数量的捕捞比率。 C_i 为i群体的渔获量, $i = 1, 2, \dots, n$ 。这个模型是由Ricker繁殖曲线模型推导出来的,虽然是关于多种类渔业的最早模型,但未见有推广应用的例子。

四、研究南极海多种类渔业管理理论的实例

在May, Baddington, Clark, Holt和Laws五位著名学者合写的一篇《多种类渔业管理》(1979)论文中,总结了一些实地考察。他们对于南极海的多种类渔业分为4种情况来推导模型:(1)磷虾与须鲸——1被食者对1捕食者模型;(2)磷虾对鲸、海豹——1被食者对2捕食者模型;(3)磷虾、头足类、鳕鲸三种食物层次模型;(4)更加复杂的生态系统模型。

(1) 磷虾与须鲸关系模型

记述一种被食者(磷虾, N_1)简单模型为:

$$dN_1/dt = r_1 N_1 (1 - N_1/K) - a_1 N_1 N_2 \quad (29)$$

这里的 N_2 代表捕食者(须鲸)。 r_1 是被食者的自然增长率,在没有捕食者而 r_1 增长低的时候, $N_1 = K$, 而 $dN_1/dt = 0$ 。被食者 N_1 的被食量取决于每一捕食者 N_2 对被食者本身的密度比例常数 a_1 , 所以成为等式右边最后一项 $a_1 N_1 N_2$ 。

捕食者模型的 K (负荷力)是与能取得的被食者数量成比例的(即 aN_1), 所以它的模型为:

$$dN_2/dt = r_2 N_2 (1 - N_2/aN_1) \quad (30)$$

其中 r_2 为捕食者 N_2 的自些增长率。

(29)和(30)两式都没有考虑受捕捞的作用, 如果以 F_1 、 F_2 作为对被食者及捕食者的捕捞死亡率, 而可捕系数 $q=1$, 则产量 $Y_1 = F_1 r_1 N_1$, $Y = F_2 r_2 N_2$ 而(29)和(30)式应各加相应的 $-F_1 \cdot 1 N_1$ 和 $-F_2 r_2 N_2$ 各一项。

为了方便于计算可把 N_1 、 N_2 改用无量纲变量, 用 $X_1 = N_1/K$, $X_2 = N_2/K$ 则(29)和(30)式变成:

$$dX_1/dt = r_1 X_1 [1 - F_1 - X_1 - V X_2] \quad (31)$$

$$dX_2/dt = r_2 X_2 [1 - F_2 - X_2/X_1] \quad (32)$$

无量纲参数 V 定义为:

平衡渔获量 $dX_1/dt = 0$ 和 $dX_2/dt = 0$, 则在下列情况下得到平衡结果(在 F_1 和 F_2 不超过1):

$$X_1^* = \frac{1 - F_1}{1 + V(1 - F_2)} \quad (33)$$

$$X_2^* = \frac{(1 - F_1)(1 - F_2)}{1 + V(1 - F_2)} \quad (34)$$

如果捕须鲸的力量保持其捕捞水平超过自然增长率, $F_2 > 1$, 则将使鲸趋向毁灭, 而这一系统就最后形成 $X_1^* = 1 - F_1$, $X_2^* = 0$ 。如果捕捞磷虾率维持在 $F_1 > 1$, 则整个系统将崩溃到 $X_1 = 0$, $X_2 = 0$ 。相应于(33)、(34)式的磷虾和鲸的产量($Y = F r N$)最后得:

$$Y_1^* = (r_1 K) F_1 (1 - F_1) / [1 + V(1 - F_2)] \quad (35)$$

$$Y_2^* = (\alpha r_2 K) (1 - F_1) F_2 (1 - F_2) / [1 + V(1 - F_2)] \quad (36)$$

(2) 磷虾、鲸、海豹: 1种被食者对2种捕食者模型

磷虾在南极海成为许多种动物的食料。捕了大多数须鲸, 则磷虾的数量, 会相应地增加, 但增加的一部分被其他捕食磷虾的种类所消耗。同样的复杂情况, 还可能出现在捕去被食者的共同捕食者种类中的一种所造成的结果。这种模型简单地表示于下:

$$dX_1/dt = r_1 X_1 (1 - F_1 - X_1 - V X_2 - L X_3) \quad (37)$$

$$dX_2/dt = r_2 X_2 (1 - F_2 - X_2/X_1) \quad (38)$$

$$dX_3/dt = r_3 X_3 (1 - X_2/X_1) \quad (39)$$

X_1 、 X_2 、 X_3 是磷虾、鲸和海豹的无量纲种群量, r_1 、 r_2 、 r_3 为相应种类的自然增长率。鲸和海豹的竞争是间接的, 磷虾资源量维持鲸, 取决于鲸的捕食强度(由 V 这无量纲参数来表示), 而海豹取决于海豹捕食强度(由 L 表示)。鲸减产对磷虾和海豹有利, 但对个别种群的有利程度, 应由 V 和 L 这两个参数来决定。

(3) 三种食物层次(磷虾、头足类、鳁鲸)关系模型

在3个不同食物层次的种类有互相关联的典型例子是雄鳁鲸以乌贼(头足类)为食料, 而乌贼以磷虾为食料。关系模型近似于上面所讲的第(2)类模型, 表示于下:

$$dX_1/dt = r_1 X_1 (1 - F_1 - X_1 - e X_3) \quad (40)$$

$$dX_2/dt = r_2 X_2 (1 - X_3/X_1 - v X_2) \quad (41)$$

$$dX_3/dt = r_3 X_3 (1 - F_2 - X_2/X_3) \quad (42)$$

X_1 、 X_2 、 X_3 代表被食者、捕食者和最顶端捕食者, e 和 v 为无量纲参数。

第(4)类更复杂的关系, 因篇幅关系不再申述。这些实例可以推广成一般通用模型。

五、结 论 和 展 望

以上两节所介绍的不少多种类渔业管理模型和关于南极海几种不同种类关系的实例,可以得到以下几点结论:

(1) 渔业管理模型基本上是建立在种群生态学和数理统计学之上,这两门科学的进展推动着鱼类种群动态模型的设计和改进,同时,源源不绝的大量渔业统计资料和生物学数值的积累,对生态学本身的进展作出了贡献。但是从五十年代以来,仍然把单种类模型中的两种传统模型奉为至宝,没有另走新的道路作出特殊的突破,这是十分遗憾的。主要原因在于:① 多数人不很相信模型的实用价值,贪图开发重于实施保护,甚至象川崎健(1982)所说:“二十年来在日本参加研究水产资源的年轻科学家越来越少,大有进入冬季之感”;② 模型本身有缺点,预测产量与现实情况往往有距离,更使人困惑的是从收集资料进行分析到提出结论和提供决策者采纳的时间太长,有变成事后议论之嫌。至于多种类模型大部分从单种类模型延伸出来的,其在幼年时代,不够完善也是可以理解的。当然这也是我们迎头赶上的大好时机。

(2) 值得深思的是生态研究的声势浩大,远远超越水产资源领域的劲头。生态学是跨学科的基础学科,引用边缘科学的新成就最快。在数学方面已不再单用确定性模型,而常用随机性模型,常用系统分析和运筹学方法,包括多元分析中的逐步回归、主成分分析、聚类分析以及随机过程分析等,现在在多种类理论中也已逐一开始应用,有的似乎已走在单种类模型理论前面。另一方面单种类模型还未完全渗透到多种类模型时,单种类模型已开始改进,如 Schnute (1977)对 Schaefer 模型探讨随机变量的作用,Deriso (1980)研究了年龄结构模型估计参数等新方法。一个模型还没有完全渗入到多种类模型时,另一个新模型又出现了。我们必须摆脱这一被动局面,应当自立,一步步地开展工作,而不能盲从。

(3) 许多多种类模型需要先提供许多参数很难办到,在同一网具中要控制其对不同种类的选择性,在捕捞时,除了控制网目尺寸,确定捕不同种类的最小网目尺寸以外,就很少有简便方法,因此我认为我在1976年的文章观点还有重新研究的必要。

为了开展这一工作,我认为需要从各个方面扎扎实实的研究,有些已经开始,有些也必须加紧开展如:

第一、收集和整理数据

应当有多年的渔船捕捞分区分期总产量和分种产量统计,还应当收集捕捞努力量数据,这种努力量应该换算为标准努力量。渔捞日志必须有计划地收集。调查试验船的单位网产量更为重要,必须每年定期收集整理,泰国湾有多年的同一调查船的资料,在分析多种鱼关系时起了作用,可以借鉴。

第二、多种鱼的相互联系程度

理解一种鱼与他种鱼联系程度,以及逐年变化有无共同趋势,是研究多种类渔业的第一步,任何群落生态学书本,都用相当篇幅叙述处理这类数据和演算技术。最简单的方法用 Cole (1949)的联系系数,即通常所谓 2×2 列联表计算法,以及 Macfadyen (1954)的两种同时样品中出现的相关系数作亲和指数,来判断各种类之间相互关系程度。1964年我用北部湾中越合作资源调查报告数据作了这种计算,曾在中国动物学会生态学讨论会上宣读,可惜由于当

时受两国协议的限制, 论文未予发表。Pope(1979)在讨论泰国湾多种类渔业时也算了这种相关系数和克方值。更有意义的是作主成分分析与聚类分析, 可以更加清楚地看到相关程度。最近Field等(1982)对分析多种类分布类型的算法作了详细介绍, 值得一读。由于福建及广东沿海的拖网渔业就是多种类渔业, 进行这些鱼业的区域性渔获物分析(费鸿年等, 1965; 张其永等, 1982)就是多种类渔业研究的初步工作的一个方向, 这一类工作应继续进行。

第三、种类多样性与群聚的稳定度

种类多样性是生物群聚的一个重要特征, 表达了群聚中种类数和个体数之间的关系, 生态学文献中存在着许多不同模型, 目前已逐步统一到使用Shannon和Weaver(1949)的多样性指数来作比较。多样性指数的时空变化, 反映多种类渔业所包含种类组成的变化。一般河口多样性指数小, 外海多样性指数大。指数小的群聚种群数量波动大, 而指数大的群聚比较稳定。多样性情报对多种类渔业管理的用途, 在于根据多样性指数值的逐年变化: 如果由小变大, 就可以推断优势种类正在减少, 而新的代替种类种数有所增加, 给人们一个信号, 让我们考虑是否采取措施来压缩对优势种的捕捞量, 使其复苏, 抑或让其枯竭, 等待其他捕捞对象的壮大, 这要由社会条件来作决断的。在南海北部底栖鱼类我们作过多样性分析(费鸿年等, 1981), 但仅仅是初步的, 还有许多细节可探讨。

第四、生活史类型

鱼类和其他动、植物一样, 在进化过程中都各自选择一种生活史型而在生物学特征(自然增长率, 自然死亡率, 最初成熟年龄, 渐近生长系数, 最大体长或体重, 最大年龄, 平均怀卵量)上表现一定的数值, 以争取有利于保存种族是繁衍。由McArthur和Wilson(1967)提出了两个极端的选择型, 称 r -选择者(r -selectist)和 K -选择者(K -selectist), 这一名称是从逻辑斯蒂生长方程的参数符号借用过来的(见本文(1)式)。我们对南海北部11种鱼类(16组资料)作了检查(费鸿年、何宝全, 印刷中)发现大多数种类是属于或接近于 r -选择者这一生活史类型。一般来说个体小寿命短的鱼类倾向 r 型, 体大寿命长的鱼类倾向于 K 型, 多数的鱼类生活史类型是位于两个极端之间的连续线(continuum)上。这种概念应用到多种类渔业问题上, 可以判断能否使用单种类产量模式来推测几种鱼的综合持续产量。如果所研究的几种鱼在生活史类型上同属一型, 而在连续线的位置上又非常接近, 那么就有科学依据来估算几个种群的综合持续产量, 至少可以作为初步试算, 所得结果与实际情形不会出入太大。

事实上多种类渔业问题的研究内容远远不只以上所谈的那些。国内外正规的研究还刚刚开始, 研究领域正在日益扩大, 研究深度也在提高。受条件限制能看到的国内外资料不全, 所以这篇文章不能算是一篇总评, 仅仅是列举一些要点和一些肤浅的见解, 供同志们参考, 不当之处请予指正。

本文在写作过程中得到张诗全同志协助, 特此致谢。

参 考 文 献

- [1] 费鸿年, 1976. 调整网目尺寸对广东近海拖网渔业产量和经济效益影响的探讨。广东省水产研究所(油印本)。
- [2] 费鸿年, 1979. 总产量模式的来源和发展。国外水产, 2: 1—17。

- [3] 费鸿年、郑修信, 1965. 南海北部底层鱼类群聚的研究 1. 北部湾拖网渔轮渔获物组成的变化. 水产学报, 2(1): 1—19.
- [4] 费鸿年、何宝全、陈国铭, 1981. 南海北部大陆架底栖鱼群聚的多样性以及优势种区域和季节变化. 水产学报, 5(1): 1—20.
- [5] 费鸿年、何宝全, 广东大陆架鱼类生态学参数和生活史类型. 水产科技文集, 第二集, 农业出版社(在印刷).
- [6] 张其永、张雅芝, 1982. 闽南一台湾浅滩底拖网鱼类组成季节变化的初步探讨. 厦门大学学报自然科学版, 21(1): 68—83.
- [7] 川崎健, 1982. 浮鱼资源. 东京恒星社厚生阁. 327p. (日文)
- [8] Beverton, R.J.H. and S.J. Holt, 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fish. Invest. Minist. Agric. Fish. Food U. K., (19): 533p.
- [9] Beyer, J.E., 1981. Aquatic ecosystems; An operational research approach. Univ. Wash. Press.
- [10] Caddy, J.F., 1981. Use of Beverton and Holt yield table for preliminary assessment of effects of changes in size at first capture and fishing effort in a mixed species fishery. FAO Fish. Rep. NO. 263.
- [11] FAO, 1977. Some scientific problems of multispecies fisheries. FAO Fish. Tech. Pap. 181.
- [12] Garrod, D. J., 1973. Management of multiple resources. J. Fish. Res. Bd. Can. 30 (12): Pt. 2: 1977—85.
- [13] Hobson, E. S. and W. H. Lenarz, 1977. Report of a colloquium on the multispecies problem, June 1976. Mar. Fish. Rev., 9: 8—13.
- [14] May, R. M., J. R. Beddington, C. W. Clark, S. J. Holt and R. M. Laws, 1979. Management of multispecies fisheries. Science. 205(4403): 267—277.
- [15] Pauly, D., 1979. Theory and management of tropical multispecies stocks. ICRAM Studies and reviews No. 1. 35pp.
- [16] Pope, J.G. 1979. The South China Sea fisheries; stock assessment in multispecies fisheries. FAO/UNDP South Sea Fisheries Development and Coordinating Programme; Manila, SCS/DEV/79/19
- [17] Schaefer, M.B., 1957. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the Eastern Tropical Pacific Ocean. Bull. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. 2: 245—285.
- [18] Ursin, E., 1974. Input data for a multispecies yield assessment model of North Sea fisheries. ICES C. M. 1974/H: 40.

海洋渔业资源结构变化的探讨

夏 世 福

(黄海水产研究所)

海洋渔业资源是生活在地球表面水圈里对人类有用的生物资源,是渔业的劳动对象。水圈里的生物很多,大别之,不外植物、动物和微生物。除生物外,还有生物赖以生存的环境,如光、热、水、气及各种无机盐等。自然水域里,生物与生物、生物与环境之间不断地进行着物质与能量的循环转化。在不停的运动中保持着一种动态平衡的关系。譬如,从水里取出的生物数量不能超过它同时期再生产的净量(去掉呼吸等的能量消耗),超过了就会失去平衡,“竭泽而渔”的结果只能剩下清水。

在自然界,生物与生物之间、生物与环境之间所形成的这样一种物质与能量的循环转换关系,是一种既相互依存,又相互制约的辩证关系,就总体看,形成的是不同等级、不同类型的,被称为生态系统的矛盾统一体。地球的水圈是相互通连的海洋,是一个大的自然综合体。一片鱼池、一块滩涂、崖礁是一个小的综合体。在各种组成等级不同的生态系统中,一种组成成分有了变化,相应地其他成分也会发生变化。这种不停的运动变化,是生命向前发展的动力。

自然水域在人类尚未干预之前,其变化是缓慢而微小,随着工农业,特别是渔业的发展,对自然水域渔业生物的影响不仅越来越明显,而且由于不断地、无休止地、大量地向水域索取自然生物资源,严重地破坏了水域的生态平衡。显著的例子是,全世界珍贵的鲸类资源遭到了严重破坏,近海鱼、虾类资源受到了不同程度的破坏。此外,各种有害物质如含汞、铅、镉、硫、石油等有毒物质的工业废水、废气、废渣以及农药、核废物等最后都进入海洋,海洋成了垃圾坑。有害成分日积月累,不断增多,有利成分则因取出过多而逐渐减少。破坏自然生态平衡的最终结果是导致海洋生物死亡,当然这也是听任自流最终结果。

生态变化的自然规律是客观存在,只有遵循自然规律,在它可恢复的限度内进行合理利用才可以得到丰富的产品,超过限度,违反了它的规律时,它就会严酷无情地给以回击。山清水秀与贫山恶水是对待自然资源两种不同态度的结果,不可不慎。

一、资源结构类型

自然演变所形成的生物自然群落,其种类与数量在未受到人类活动干预前也在发生变化,但变化的原因在自然本身,生物维持着自然演替所形成的相对稳定的局面。一般被称为

原始类型的生态结构,如陆地上的原始森林、原始植被、水域的原始水族、原始水生生物群落等等。就水域来说,在渔业不发达的过去,受到人类的干预不大。竭泽而渔所危害的只是一个小的水湾,汪洋大海还受不到影响。但在渔船性能改进,渔获效率提高,鱼群无安全之所的现代,不加限制,必然会破坏生物的群落结构,改变其种类组成并减少其数量,南北极的鲸类及某些大洋性种类都难以幸免,更不用说沿岸及近海的渔业资源。这种情况也是世界性的,陆上海上都有。如森林的过伐,草原的过牧,水域的过捕,植被的破坏,原始的类型没有了,取代的是次生的类型。相对说来,海洋比陆地保留的原始基本形式会更多一些。陆地农业的发展,原始森林退缩到深山,海洋渔业的发展,深海种类目前还较少惊动,范围比陆地当然要大得多。

原始类型破坏后替代的次生类型陆地为灌木、杂草等速生植物,海洋多为中小型鱼、虾等。再进一步破坏则陆地表土流失,岩石裸露、童山秃秃,最后成为荒漠。水域留存的为速生、低龄的小型种类。原来的多层次结构逐渐减少为少层次结构,最后趋于无层次。就沿岸及近海渔业资源演变的实际看,多年生的让位于一年生的种类,高龄鱼让位于低龄鱼和生长快速的甲壳类、头足类和鱼类中的原饵料种(即被大型水生动物所食的种类)等,属于优势。如果此时渔业管理上不采取有力措施,仍然搞“集中歼灭”的捕捞办法,则渔获物种类替代频繁,资源不稳定,形不成优势种,也无渔场渔期,在水域环境尚未遭到破坏时,则水域中留存的只有一些用小网目也捕不上来的低质种类。

综上所述,渔业资源可划分为以下几种类型。即原始型、次生型(分上、中、下三等)和枯竭型。各型具体标准为:

I、原始型 此型是一种未受到人类干扰或仅有少量利用,基本上是自然演替留存下来的结构类型。现存的未开发的洋区或管理得好的自然保护区属于这种类型。

II、次生型 此型为人类开发利用后原始结构已经解体,原始种类虽有留存但为数不多,主要组成是新成长起来的次生群落结构。从资源的破坏与恢复程度和优劣状况的不同还可划分为一、二、三等三个等级。

II₁:为上等次生型即次生型第一阶段。原始资源的破坏不很严重,或虽很严重但次生资源补充上来恢复到丰盛的状态,或采取保护及人工增殖措施后,水生生物资源又兴旺了起来的一种类型。

II₂:为中等次生型即次生型第二阶段。主要资源破坏后,又采取了一定的保护措施,出现恢复的趋势;对新生的次生资源利用还比较合理,保持一种相对稳定的状态,但办法还不够完善,执法还不够严格,资源处于令人担忧的状态,如不采取加强保护措施,将会滑向三等。

II₃:为下等次生型即次生型第三阶段。不仅原始资源遭到破坏,次生的主要资源也遭到破坏,形不成渔场渔期,幼鱼在渔获物中的比例超过一半以上,又无有效的保护措施,渔获物组成以小杂鱼,当年鱼及一年鱼占绝大比重,质量低劣。

III 枯竭型 资源长期遭到酷渔滥捕,不仅无主要资源,形不成渔场渔期,而且次生资源中具有较高经济价值的种类与数量都很少,资源贫乏,直到失去捕捞价值。更严重者,水域污染,生物资源灭绝,形成死海。