

中国近海大黄鱼和日本带鱼群体数量变动及其资源保护措施探讨

张其永^{1,2}, 洪万树^{1,2}, 陈仕玺^{1,2}

(1. 大黄鱼育种国家重点实验室, 福建 宁德, 352103; 2. 厦门大学海洋与地球学院, 福建 厦门, 361005)

摘要:作者根据长期调查研究,分析了大黄鱼(*Larimichthys crocea*)和日本带鱼(*Trichiurus japonicus*)群体数量变动的因果关系,并提出了加强我国海洋渔业资源科学监管的建议:(1)正确划分大黄鱼和带鱼地理种群及其产卵群体,为资源繁殖保护提供参考依据;(2)修订若干《渔业法》条款,重新审定《官井洋大黄鱼繁殖保护区管理规定》;(3)充分合理开发利用闽东渔场近海岛屿周边海域,并且采用抗风浪升降式圆柱形深水养殖网箱养殖大黄鱼;建立内湾性官井洋大黄鱼海洋牧场渔业基地,并新建中国著名舟山渔场大黄鱼繁殖保护区;(4)继续加强大黄鱼原种场建设,大力开展大黄鱼良种选育研究,每年提供大批量野生大黄鱼人工培育的原种子一代幼鱼进行增殖放流;(5)巩固和扩大伏季休渔效果,全年禁止违法而严重损害带鱼幼鱼资源的各种张网作业;(6)以法治渔,加快制定符合于我国实情的海洋渔业科学监管的有效措施。

关键词:海洋生物学;大黄鱼和日本带鱼;鱼类群体数量变动;渔业资源保护;增殖放流

DOI:10.3969/J. ISSN. 2095-4972. 2017. 03. 018

中图分类号:P735

文献标识码:A

文章编号:2095-4972(2017)03-0438-08

中国近海洄游性大黄鱼(*Larimichthys crocea*)和日本带鱼(*Trichiurus japonicus*;简称带鱼)曾经是中国的四大渔业中的两大渔业而闻名于世.抗日战争和解放战争时期,黄渤海、东海、台湾海峡和南海这两种中国主要海洋经济鱼类的资源尚未合理开发利用,因此各地理种群及其产卵群体资源丰富.新中国成立后,从20世纪50年代开始,中国海洋渔业迅速发展.20世纪70年代以后,随着捕捞力量的加大,中国近海渔业已经承受不了严重的捕捞压力,主要海洋渔业资源都出现捕捞过度,突出表现在大黄鱼资源从兴旺繁盛时代逐渐衰退到严重枯竭状态,所有大黄鱼各产卵场目前已不再形成渔汛,大黄鱼的春宗和秋宗产卵群体也已经完全消失,大黄鱼正面临着成为濒危物种的威胁.

大黄鱼资源丰盛时期,其生活史隶属于K选择型,种群结构较为复杂,年龄组数高达29组,个体较大,生长缓慢,性成熟较迟,开始性成熟的年龄为2龄,雌鱼性成熟的最小体长为220 mm,生命周期较

长,产卵剩余群体多于补充群体.大黄鱼资源更新能力较弱,而且增殖能力相对较低,资源稳定性较强,但是资源一旦遭受严重过度捕捞破坏,就很不容易得到恢复.由于资源严重枯竭原因,目前大黄鱼生活史类型已经从K选择型演变为r选择型.

目前日本带鱼资源虽然尚未出现严重枯竭状态,但也已经处于衰退水平.日本带鱼生活史属于r选择型,其资源特点是种群结构较为简单,年龄组数多为4组,个体相对较小,生长比较迅速,性成熟较早,开始性成熟的年龄约为半年,雌鱼性成熟的最小肛长为170~180 mm,生命周期较短,最高年龄为6龄,其增殖能力相对较高,但是容易受到环境影响,资源稳定性较差.虽然日本带鱼资源呈现衰退趋势,但是由于其世代交替较快,补充群体更新能力较强,因此目前日本带鱼生活史仍然隶属于r选择型.本文初步分析了大黄鱼和日本带鱼资源枯竭衰退的主要原因,并且提出资源繁殖保护的具体措施,以供渔政监管部门和海洋渔业专家们共同深入地探讨.

收稿日期:2016-10-20

基金项目:福建省科技重大专项资助项目(2016NZ0001-4)

作者简介:张其永,男,教授;E-mail: Zhangqy@xmu.edu.cn

通讯作者:洪万树,男,教授;E-mail: wshong@xmu.edu.cn

1 大黄鱼和日本带鱼群体数量变动分析

1.1 大黄鱼和日本带鱼捕捞强度远超其资源再生能力

20 世纪 60 年代大黄鱼年龄组成多达 24 ~ 29 个年龄组,但由于过度捕捞导致大黄鱼年龄组成不断减少,20 世纪 70 年代已减少到 14 ~ 15 个年龄组,80 年代初期仅剩 10 个年龄组. 60 年代大黄鱼渔业以剩余群体为主捕对象,但是 70 年代后期则以补充群体作为主捕对象. 中国舟山渔场大黄鱼资源枯竭的主要原因是捕捞强度过大,超过其资源再生能力. 众所周知,大黄鱼资源衰退枯竭经历 3 个捕捞时期^[14]. 第 1 个时期(1955 ~ 1962 年)即大力发展敲罟作业时期,促使大黄鱼资源量急剧地下降. 1964 年国务院颁布严禁敲罟作业规定后,大黄鱼资源量才有所回升;第 2 个时期即大力发展群众机帆船作业,而且普遍采用鱼探仪,扩大了大黄鱼作业渔场范围,加强了捕捞强度,因此又导致大黄鱼资源明显下降;第 3 个时期大量围捕江外和舟外大黄鱼越冬场(也就是所谓“中央渔场”的新发现),并且集中拦捕进入所有产卵场的大黄鱼生殖群体,促使 1974 年中国大黄鱼产量竟然高达 19.7×10^4 t,打破了历史上最高纪录. 此后大黄鱼总产量迅速下降,80 年代后期大黄鱼总产量不足 2.0×10^4 t. 自 1977 年起,猫头洋、大目洋和官井洋等大黄鱼产卵场已不能形成渔汛,80 年代中期起江苏省吕泗洋、浙江省舟山渔场的大黄鱼最主要产卵场岱衢洋和大戢洋等产卵场渔汛也都消失,大黄鱼剩余群体已经消亡殆尽,提早性成熟的补充群体也寥寥无几,大黄鱼产卵场惨遭人为严重破坏,因而导致大黄鱼资源至今仍然处于衰退枯竭状态,该物种已趋向濒危.

依据 1959 ~ 2003 年东海区日本带鱼年龄组成、肛长等生物学调查研究,对东海区日本带鱼群体结构进行分析,并利用 Beverton-Holt 模型的单位补充量渔获量理论,探讨了东海区日本带鱼资源的合理利用问题. 研究表明,东海区日本带鱼渔获群体组成低龄化趋势明显,渔获年龄由 20 世纪 50 年代末期的 0 ~ 6 龄缩小为 21 世纪初的 0 ~ 4 龄,群体主要组成为 0 龄和 1 龄鱼,2 龄鱼的比例由 50 年代末期的 12.84% 下降到 21 世纪初的 6.91%,3 龄鱼的下降幅度更大,由原来的 4.92% 下降为 0.57%,东海区日本带鱼渔获年龄组成进一步低龄化^[5]. 宓崇道(1997)根据日本带鱼年渔获量统计和生物学测定资料,对东海区日本带鱼资源状况、群体结构和繁殖生物学特性进行分析研究^[6]. 调查研究表明,

该海区日本带鱼资源已遭受严重破坏,主要反映在产卵群体组成结构不合理,出现低龄化和小型化现象很严重. 东海区日本带鱼产卵群体的年龄组成减少,由 20 世纪 60 年代初期的 1 ~ 7 龄组(以 2 龄组为主)减少到 90 年代的 1 ~ 4 龄组(仍然以 2 龄组为主). 1988 年东海区日本带鱼渔获量 30×10^4 t,处于历史上最低水平. 虽然 1989 年以后,渔获量呈逐年上升趋势,1994 年达到 65.53×10^4 t,创历史上最高记录,其主要原因是:(1)从 1989 年起每年 5 ~ 6 月带鱼的生殖季节在东海区实施了伏季休渔保护措施,带鱼幼鱼数量增加;(2)近年来东海区日本带鱼捕捞力量不断增强,机动渔船总马力超过 500 万匹,常年作业的渔轮和大型机帆渔船数量达到千对以上,捕捞技术又不断提高,仪器设备更加现代化,强大的生产力促使日本带鱼产量增加;(3)作业渔场范围不断扩大,开发利用东海区深水海域的带鱼群体资源已占带鱼总渔获量的 20% ~ 30%,本研究作者初步认为东海区深水海域的带鱼很可能就是 1992 年王可玲等新命名的南海带鱼(*Trichiurus nanhaiensis*)^[7],也就是 Li(1992)新命名的珠带鱼(*Trichiurus margarites*)^[8]. 1994 年以后,东海区日本带鱼产量呈下降趋势,说明捕捞力量加大是日本带鱼产量出现短时期内增加的主要原因. 总而言之,我国日本带鱼资源目前仍然处于衰退状态. 张魁等(2016)应用贝叶斯状态空间建模对东海区日本带鱼资源进行评估^[9],研究表明,东海区日本带鱼在 1995 ~ 2010 年处于过度捕捞状态,其产量已远超最大持续产量(MSY). 徐汉祥等(2003)根据 1986 ~ 2000 年对东海和南黄海渔获的日本带鱼生物学基础调查研究^[10],利用世代分析法计算了东海区日本带鱼资源量,分析了东海区日本带鱼生殖力和补充群体特征的变动状况,同时研究了海洋环境与日本带鱼补充量变动的关系,其调查研究表明,随着捕捞压力的加大,东海区日本带鱼的最小性成熟肛长、产卵群体的平均肛长和平均体质量组成都已经进一步减小.

1.2 张网作业严重损害日本带鱼等主要海洋经济幼鱼

据汤建华等(2006)对江苏省沿岸 1987 年以来单根方定置张网渔获物的分析^[11],以样品中的经济幼鱼尾数占总样品尾数比例超过 20% 视为“经济幼鱼大量出现”为指标,自 4 月开始主要经济幼鱼已大量出现在渔获物中,随着时间的推移而逐月增加,在 1990 ~ 2004 年间,6 月的渔获样品中经济幼鱼尾数比例年平均为 48.63%,体质量比例为

35.86%, 其中的小黄鱼 (*Pseudosciaena polyactis*)、银鲳 (*Pampus argenteus*) 和日本带鱼幼鱼尾数比例年平均高达 45.21%, 体质量比例年平均为 33.29%。7~8 月样品中主要有小黄鱼和银鲳幼鱼, 9 月经济幼鱼尾数比例下降到 20%。日本带鱼幼鱼最早大量出现时间是在 5 月 4 日, 最晚为 7 月 15 日。1995~2004 年间, 1 艘单根方定置张网渔船 6 月捕捞日本带鱼幼鱼的尾数高达 15×10^3 尾。目前单根方定置张网捕捞经济幼鱼已从生长型捕捞过度转变为补充型捕捞过度, 当年生幼鱼群体来不及补充就被大量捕捞。东海区已拥有帆式张网作业渔船 2 000 余艘, 每艘 4 顶网同时作业, 因囊网网目尺寸过小, 对近海渔业资源的幼鱼和幼体损害十分严重。程家骅等 (2000) 1997~1998 年对东海区帆式张网 4 020 网次的渔获物进行检测, 日本带鱼幼鱼资源的严重破坏性捕捞主要表现在夏季, 其渔获比例占总渔获量的 24.90%^[12]。

汪伟洋等 (1997)、张壮丽等 (2005)、方水美等 (1988) 和姚联腾 (1989) 都认为张网作业是福建省海洋捕捞业中产量最高的一种作业方式^[13-16]。1992 年福建省投产张网渔船 13 734 艘, 当年渔获物产量为 33.18×10^4 t, 约占海洋捕捞产量的 1/3。1988~1991 年福建省水产研究所科研人员先后在闽中、闽东和闽南近海渔场设置 3 个调查站点, 每月从调查船渔获物中随机取样 4 批, 每批 4×10^3 g, 全年共取样 48 批 (192×10^3 g)。每月 2 次大潮汛和 2 次小潮汛, 各取样 1 次。调查研究结果表明, 福建省张网作业渔获物的种类共有 366 种, 其中以鱼类为最多 (281 种), 占总种类的 76.8%。3 个站点的渔获物种类呈现由北向南递增的趋势。渔获物周年出现频率以日本带鱼幼鱼为最高 (87%)。各调查站点周年渔获物的体质量组成有所不同, 闽东站点依次为中国毛虾 (*Acetes chinensis*)、七星鱼 (*Myctopham pterotum*) 和日本带鱼幼鱼, 大黄鱼幼鱼和银鲳幼鱼的体质量最小。闽中站点依次以中国毛虾和日本带鱼幼鱼为最多; 闽南站点以日本带鱼幼鱼为最多, 全年日本带鱼幼鱼出现频率为 87%, 共计尾数 4 877 ind, 体质量为 18 514 g, 占张网渔获量的 12.86%, 渔获肛长 25~200 mm, 优势组 40~80 mm, 平均体质量 3.8g^[13-14]。

大黄鱼在福建省张网作业中出现在 1、2、6、7 月和 10~12 月, 共计 7 个月, 出现频率为 19.3%, 渔获尾数 308 ind, 体质量 661 g, 占张网作业渔获量的 0.46%; 渔获体长 18~148 mm, 优势组体长 30~50 mm, 平均体质量 2.1 g。如按海区来分, 大黄鱼在张网渔获物中, 以闽东站点为最多, 共有尾数 254 ind,

体质量 490 g; 闽中站点较少, 计有尾数 36 ind, 体质量 134 g; 闽南站点最少, 尾数仅 18 ind, 体质量 37 g。张网作业中, 大黄鱼幼鱼渔获量很少的主要原因真实地反映了中国近海大黄鱼资源正面临着枯竭状态, 实际上已经趋向于濒危物种。

我国渔民对保护海洋渔业资源意识较为薄弱, 多少还残留着“竭泽而渔”的老旧观念。在张网作业中, 严重违规损害了大量经济幼鱼和经济虾、蟹、头足类幼体。1988~1991 年福建省张网作业调查表明^[13-16], 渔获物中出现 23 种水产资源重点繁殖保护对象, 几乎全部都是其幼鱼和幼体, 共占张网渔获量的 20.2%, 其中日本带鱼幼鱼所占的比例高达 63.66%。由于日本带鱼幼鱼个体小, 年平均渔获体质量仅 3.8 g, 因此日本带鱼幼鱼受损最为严重。福建省张网作业渔获日本带鱼等 6 种经济幼鱼合计为 5.9×10^4 t, 其中日本带鱼幼鱼 4.09×10^4 t, 如果不被张网捕捞, 一年后这 6 种经济鱼类可捕量约为 111.09×10^4 t, 其中日本带鱼估计为 80.81×10^4 t。如能控制好张网作业的捕捞力量和捕捞强度, 受益最大者应当是日本带鱼资源。

1.3 近海水质污染和生态环境恶化

人类活动向近海水域排放大量的污染物, 重金属含量严重超标, 近海第四类水质海域面积有逐年增大的趋势; 大规模的围海造地、发展临海工业以及沿海内湾超高密度的海水网箱养殖, 使得近海水质污染和生态环境恶化, 破坏了鱼类的产卵场和栖息地, 阻断了鱼类洄游通道, 降低了海洋鱼类资源的再生能力。例如, 福建省三沙湾内的官井洋面积 88 km², 是中国著名的内湾型大黄鱼产卵场, 其特点是水深、流急、暗礁多, 表层流速 1.0~1.5 m/s, 深层流速约为 0.5 m/s, 符合大黄鱼的产卵条件^[17]。目前官井洋内的大范围和超高密度的海水养殖网箱 (主要养殖大黄鱼) 和吊养设施 [养殖鲍 (*Haliotis* spp.)、刺参 (*Apostichopus japonicus*)、海带 (*Laminaria japonica*) 和羊栖菜 (*Hizikia fusiforme*) 等] 阻挡了海淡水的正常交换, 减缓了潮流流速, 占据了大黄鱼产卵活动空间, 严重地破坏了大黄鱼正常的产卵活动条件, 使得官井洋大黄鱼雌、雄亲鱼无法得到流水刺激而不能产生交配生殖行为。因此, 官井洋内大黄鱼产卵渔汛期已不再出现。又如, 浙江省岱衢洋水面狭窄, 涨退潮时水流湍急, 由此形成了大黄鱼产卵的优越天然场所。但近几十年来, 由于长江和钱塘江浅滩的延伸, 尤其是 70 年代初以后, 围海造田、造地和地形变迁, 昔日渔场环境已经遭受严重破坏, 大黄鱼产卵渔汛期也已消失。大黄鱼系属于石首鱼科, 耳石发

达,对声音十分敏感.传统的敲罟作业就是利用大黄鱼对于声响的反应,先引诱而后驱赶大黄鱼鱼群而围捕,以此获得高产.近几十年来,由于社会经济和运输业的发展,临海工程爆破作业和船舶所产生的噪声都会干扰大黄鱼正常的生理活动,容易引起大黄鱼的死亡.

2 大黄鱼和日本带鱼资源保护措施

鉴于大黄鱼资源衰退已趋向枯竭而成为濒危物种,当前应当吸取严重教训,坚决采取果断的繁殖保护措施,像保护中国大熊猫一样保护大黄鱼,让宝贵的大黄鱼资源重现昔日繁衍生息的美好情景.

2.1 正确划分大黄鱼和日本带鱼地理种群及其产卵群体,为资源繁殖保护提供依据

大黄鱼和日本带鱼的地理种群及其产卵群体是由随机交配个体群所组成,具有时间或空间的生殖隔离以及独立的洄游系统,在遗传多样性上保持着个体群的形态、生理和生态性状的相对稳定,可以作为海洋经济鱼类资源评估和管理的基本单元.本研究作者曾对田明诚等(1962)^[18]就大黄鱼地理种群及其产卵群体的划分加以补充,依照海洋地理生态隔离原则,将大黄鱼划分为南黄海-东海、台湾海峡-粤东和粤西等3个地理种群;根据其洄游分布和渔民传统的捕捞经验,将官井洋和东引列岛大黄鱼产卵群体归属于南黄海-东海地理种群^[19].徐兆礼等(2011)和陈佳杰等(2012)依据渔业公司多年各渔区大黄鱼产量统计资料,佐证了福建省官井洋和东引列岛大黄鱼产卵群体归属于南黄海-东海地理种群^[20-21].大黄鱼每个地理种群的产卵场内均存在同

域分布的产卵群体,各产卵场的产卵群体较为集群,其生殖隔离较为明显.资源旺盛年代,大黄鱼3个地理种群至少有14个产卵群体,各产卵群体还有春宗、秋宗生态群体之分,春宗开始产卵水温18℃,结束产卵水温24℃;秋宗开始产卵水温24℃,结束产卵水温18℃.从高纬度到低纬度,春宗数量逐渐减少,而秋宗数量则逐渐增多.

日本带鱼的繁殖习性和生殖行为与大黄鱼则有所不同,其地理种群的产卵场分布范围较为广阔,而且各产卵场的产卵群体也比较分散,各产卵群体间的生殖隔离较不明显.而且在不同带鱼鱼种之间还有可能会产生天然杂交个体,如南海带鱼(图1a、c)与日本带鱼(图1b、d)就是不同鱼种的带鱼.因此日本带鱼或南海带鱼各地理种群的产卵场及其产卵群体的鉴别和划分研究就比大黄鱼种群难度较大.国内一些学者一般都认为中国近海日本带鱼至少可以划分为黄渤海、东海-粤东、粤西和北部湾等4个地理种群,其中以东海-粤东地理种群分布范围最广,而且种群数量也最多^[22-28].王可玲等(1992、1993)新命名了南海带鱼^[7,29],Li(1992)也将王可玲等新命名的南海带鱼再命名为珠带鱼^[8].目前国内外一些学者已确认在北部湾、粤西、粤东、闽南-台湾浅滩渔场外海以及台湾海峡和东海区的东南外海确实存在南海带鱼新种^[7-8,29-34],但在新种命名以前却被误认为是日本带鱼的地理种群,因此今后有必要加强中国沿海南海带鱼的地理分布、各地理种群的划分以及产卵群体的产卵场研究.

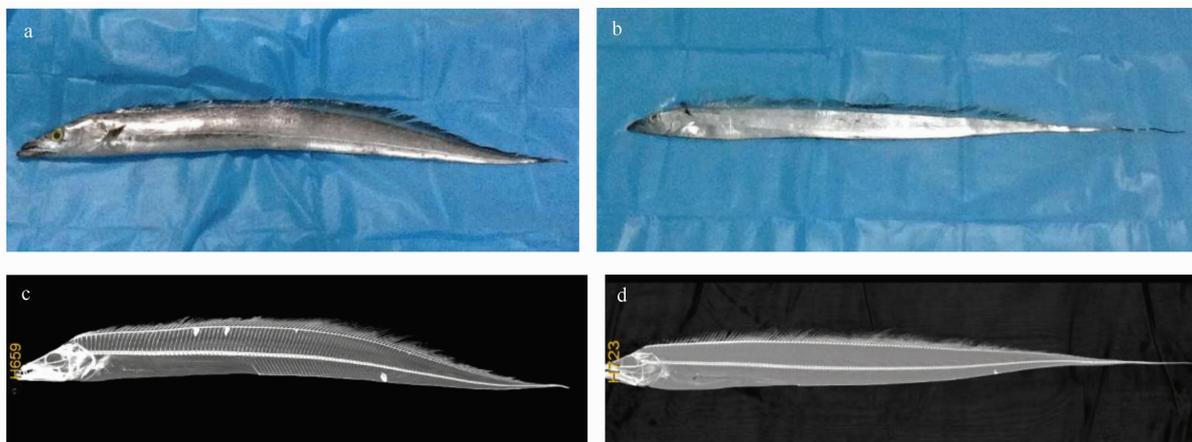


图1 南海带鱼和日本带鱼外形及其骨骼系统的CT扫描结果(示骨瘤的位置和数量, × 0.1)

Fig. 1 Appearance and skeleton system CT scan of *Trichiurus nanhaiensis* and *T. japonicus* (showing the position and number of bony knobs)

a. 南海带鱼(*Trichiurus nanhaiensis*), b. 日本带鱼(*T. japonicus*), c. 南海带鱼骨骼系统, d. 日本带鱼骨骼系统

近年来本研究作者对闽南-台湾浅滩外海渔场的南海带鱼和近海渔场的日本带鱼形态进行了比较研究(尚未发表论文):南海带鱼体型较大于日本带鱼,尾部较为粗短,双眼虹膜金黄色,鱼体呈银灰色,背鳍和胸鳍淡黄色,其边缘呈灰黑色,左、右额骨愈合,全长为肛长的2.5~2.6倍,腹椎骨数一般为40~41个,颅骨形态基本上与日本带鱼相同(图1a).日本带鱼鱼体呈银白色,尾部较为细长,双眼虹膜银白色(图1b).南海带鱼的前额骨骨刺和骨片的形态及其位置则与日本带鱼显著不同,但两者的腭骨均有微细绒毛齿.许多南海带鱼个体的背鳍支鳍骨上(或称背鳍髓棘间骨)一般具有1~3个骨瘤,还有些个体在其臂鳍棘支持骨、上枕骨和左、右锁骨上都有骨瘤分布(图1c).日本带鱼骨瘤比较少,位于臀鳍棘支持骨、上枕骨和左、右锁骨上(图1d).南海带鱼和日本带鱼均随着鱼体的生长,骨瘤的体积都会增大,其数量也都会增多.南海带鱼耳石的后端略呈圆弧形;而日本带鱼耳石的前端和后端较为尖形,耳石外缘较为平直,内缘中央稍为凸出.闽南-台湾浅滩渔场外海水域的南海带鱼和近海水域的日本带鱼均属于生活史r选择型.南海带鱼分布于水深60~100m的外海水域,为定居性海洋鱼类,其产卵期为夏末-初秋的6~10月,以粤西和北部湾外海区中的地理种群数量为较多;日本带鱼则分布于水深40m以浅的近海水域,为洄游性海洋鱼类,冬季南下越冬洄游,其越冬期为1~3月,北上产卵洄游为早春-初夏3~6月,以东海-粤东地理种群数量为最多.

2.2 修订《中华人民共和国渔业法》中的一些条款,重新审定《官井洋大黄鱼繁殖保护区管理规定》

《中华人民共和国渔业法》(2013年12月28日第四次修订)中的第二十五条“大中型渔船应填写渔捞日志”应改为“大中小型渔船均应认真填写渔捞日志,以便渔政监管人员定期检查”.根据本研究作者调查,目前小型渔船多已配备较为先进的捕捞设施,其捕捞强度与大中型渔船不相上下.第三十条“捕捞的渔获物中经济幼鱼不得超过规定的比例;在禁渔区或者禁渔期内禁止销售非法捕捞的渔获物”宜改为“捕捞的渔获物中的主要经济幼鱼尾数(或体质量)不得超过渔获物30%(或35%)以上,违规者没收其渔获物并处以重罚;在禁渔区或者禁渔期内禁止销售非法捕捞的渔获物”,其超规比例应当明确而不含糊.1997和2011年修订的《官井洋大黄鱼繁殖保护区管理规定》,已增加了“在保护区内禁止定置网、流刺网作业”,其中第四条明确规定

“保护区流动作业的禁渔期为每年的五月一日至五月三十一日”,但是这条规定中所设定的禁渔期不符合官井洋大黄鱼的产卵渔汛期(即立夏-夏至),应当给予修订.对该规定中的“定置张网作业的禁渔期为每年的六月十六日至九月十五日”的条款,应当修订为“全年严禁在官井洋设置定置张网捕捞野生大黄鱼幼鱼”.迫切期望当地政府部门引导和鼓励渔民将三沙湾内的所有定置张网都逐步地转移到闽东渔场近海岛屿周边海域作业.

2.3 合理开发利用深水养殖网箱,建立大黄鱼海洋牧场和产卵场保护区

为修复官井洋大黄鱼产卵场的生态环境,我国政府和有关海洋与水产领导管监部门应当大力引导和鼓励三沙湾内海水网箱养殖渔民转移到东冲半岛附近的四双列岛以及大、小嵛山岛和台山列岛周边海域设置现代化抗风浪升降式圆柱形大面积深水网箱养殖大黄鱼.由于这种大型养殖网箱的空间较大,洄游性大黄鱼可以沿着网箱周边连续地游动,如同在海洋中洄游一般,使大黄鱼的体型及其肉质品味近似于野生大黄鱼.原种子一代大黄鱼苗种,经过这种深水网箱培育后,可每年不间断地提供大量野生幼鱼增殖并放流到官井洋原大黄鱼中心产卵场.

内湾性官井洋原大黄鱼产卵场风平浪静,出海口就在东冲水道,内湾口宽仅3km,三沙湾内有白马河等溪流注入,海淡水交汇混合,潮流湍急,饵料生物丰富.春夏秋季的水温适宜大黄鱼幼鱼索饵生长,可以自然形成内湾性大黄鱼海洋牧场基地.冬季水温下降以后,当年增殖放流的大黄鱼幼鱼会从东冲口水道洄游到闽东和浙南渔场外海越冬.增殖放流后性成熟的大黄鱼产卵群体又会在农历立夏到夏至产卵渔汛期期间分批回归进入官井洋产卵场产卵受精,形成3~4批次的大黄鱼产卵渔汛期.

舟山渔场(包括岱衢洋、猫头洋和大目洋)面积约34300km²,既是长江、钱塘江和甬江的入海口,又是台湾暖流(黑潮分支)与中国大陆沿岸水的交汇区,水质肥沃、饵料丰富,历史上为中国最大的近海大黄鱼中心产卵场.进入舟山渔场的大黄鱼有两大类群:一是从温外渔场(28.5°N,26.0°E)向北进入舟山渔场的大猫洋产卵群体;二是从江外渔场、舟外渔场向西进入舟山岱衢洋的产卵群体.产卵后分散索饵,然后陆续洄游至江外渔场越冬.随着大黄鱼资源的衰竭,目前中心产卵场的产卵渔汛已经完全消失.然而,从21世纪初渔获情况来看,还有少量从江外渔场越冬而洄游到岱衢洋大黄鱼产卵场的少量

产卵群体,这就说明大黄鱼产卵群体尚未完全灭绝。因此,应当刻不容缓地在该中心产卵场设立大黄鱼产卵场禁渔区和禁渔期,并且重新建立中国最著名的舟山渔场大黄鱼增殖保护区。

2.4 加强大黄鱼原种场建设,大力开展良种选育研究,每年提供大批量增殖放流苗种

野生大黄鱼的保活驯养和原种大黄鱼亲鱼的人工培育至关重要。福建省三沙湾官井洋野生大黄鱼亲鱼最好要捕获来自同域分布的地理种群各个产卵群体(即南黄海-东海地理种群),目前在其近海只能偶然捕获到十分稀少的野生大黄鱼亲鱼,应采用放气保活术保活暂养。海上捕获的大黄鱼亲鱼经过保活暂养后运回室内水泥池驯养。大黄鱼原种和良种选育,最好要在闽东渔场近海岛屿周边采用现代化抗风浪升降式圆柱形大面积深水网箱养殖,以防台风袭击。体质量 150 g 的 1 龄野生大黄鱼经过 1 a 的培育,或者原种子一代大黄鱼幼鱼经过 2 a 的培育,雌、雄个体可分别达到 800 g 和 400 g 以上规格。我国目前已在福建省宁德市建立大黄鱼育种国家重点实验室,正在培养科研团队,大力开展大黄鱼遗传育种专题研究。

2.5 巩固和扩大伏季休渔生态效果,全年禁捕经济幼鱼资源的张网作业

我国政府于 1995 年开始在 27°~35°N 的黄海南部和东海实施 7、8 月两个月伏季休渔制度,1998 年将伏季休渔范围扩大到 26°~35°N 海域,休渔时间延长为 6 月 16 日至 9 月 15 日,共 3 个月。实施伏季休渔制度 20 a 来得到了广大渔民的拥护,并取得良好的生态、经济和社会效益,但还存在不少问题。徐汉祥等(2003)建议将伏季休渔时间延长至 4~5 个月,并逐年降低海洋捕捞强度,逐步淘汰帆式张网作业,加快黄渤海、东海和南海区主要经济鱼类总允许渔获量(TAC)制度的实施,延长沿岸定置张网的禁渔时间,制定渔具网目规格标准^[35]。本研究作者认为内湾性官井洋每年都在开展增殖放流大黄鱼苗种,因此应当全年严禁定置张网在三沙湾内滥捕增殖放流后的大黄鱼幼鱼。凌建忠等(2005)建议提高东海区日本带鱼的开捕规格,开捕年龄由 0.5 龄提高到 1.0 龄,以便更好地养护东海区日本带鱼,使

其资源能得到可持续利用^[36]。徐汉祥等(2003)根据历年日本带鱼资源的调查和监测资料,运用数理模式和以往带鱼研究成果,已计算出 1990 年代中后期东海区日本带鱼可捕量为 $60 \times 10^4 \sim 68 \times 10^4$ t、最大持续渔获量为 75×10^4 t、总允许渔获量为 65×10^4 t^[37]。郭文路等(2000)要求渔政监管部门对现有的海洋捕捞力量执行双控,即控制渔船数量和总功率,并且严格执行渔业许可证制度,合理调整海洋渔业结构,转移部分渔业劳动力,严格管控海洋过度捕捞,完善渔业法规,坚决采取以法治渔,增强法制管理力度^[38]。

2.6 加强海洋渔业执法力度,保障各项海洋渔业监管措施到位

我国政府和海洋渔业行政执法管理部门应当吸取大黄鱼资源从衰退到枯竭的惨痛教训,从思想和行动上重视我国海洋渔业资源的增殖保护,并坚决采取以法治渔的增殖保护举措。继续加强主要海洋渔业资源禁捕法规的巡查力度,同时要对广大渔民群众热情而耐心地开展海洋渔业资源增殖保护的宣传和科普教育活动,提高渔民自觉严格遵守中国渔业法规,而且让渔民群众能够相互监督各渔区渔业资源捕捞状况,坚决执行渔业法各项条款,例如全年严禁张网作业和超标损害日本带鱼等主要经济幼鱼资源,保护好增殖放流后的大黄鱼幼鱼资源。建议取消当前全国沿海实行的柴油补贴政策,利用经济杠杆减少近海作业渔船数量,以减轻近海捕捞力量压力。有关海洋与渔业水产研究部门必须积极提供主要海洋渔业资源量评估的研究报告、最适渔获量和总允许渔获量(TAC)等全球通用的海洋渔业资源量评估的分析法,并且协助海洋渔业行政监管部门制定双控方案(控制渔船数量和总功率),使海洋渔业行政监管部门能够实事求是地发放渔船捕捞许可证。经过多年的修复以后,我国主要海洋渔业资源将会得到一定程度的改善和恢复。

致谢: 本文承广东海洋大学水产学院吴仁协副教授提供宝贵意见,厦门大学医院王建明医师提供日本带鱼骨骼系统和南海带鱼骨骼系统 CT 扫描,作者深表谢意。

参考文献:

- [1] 郑元甲,洪万树,张其永. 中国主要海洋底层鱼类生物学的回顾与展望[J]. 水产学报,2013,37(1): 151-160.
- [2] 罗秉征. 中国近海鱼类生活史型与生态学参数地理变异[J]. 海洋与湖沼,1992,23(1): 63-73.
- [3] 罗秉征,卢继武,蓝永伦,等. 中国近海主要鱼类种群变动与生活史型的演变[J]. 海洋科学集刊,1993(34): 123-137.
- [4] 赵盛龙,王日昕,刘绪生. 舟山渔场大黄鱼资源枯竭原因及保护和增殖对策[J]. 浙江海洋学院学报:自然科学版,2002,

21(2) : 160-165.

- [5] 凌建忠, 李圣法, 严利平, 等. 基于 Beverton-Holt 模型的东海带鱼资源利用与管理[J]. 应用生态学报, 2008, 19(1) : 178-182.
- [6] 宓崇道. 东海带鱼资源状况、群体结构及繁殖特性变化的研究[J]. 中国水产科学, 1997, 4(1) : 7-14.
- [7] 王可玲, 刘兰英, 尤锋, 等. 南海带鱼遗传变异及其分类的研究[J]. 海洋科学, 1992, 16(2) : 69-72.
- [8] Li C S. Hairtail fishes from Chinese coastal waters (Trichiuridae) [J]. Marine Sciences, 1992, 4(3) : 212-219.
- [9] 张魁, 陈作志. 应用贝叶斯状态空间建模对东海带鱼的资源评估[J]. 中国水产科学, 2015, 22(5) : 1 015-1 026.
- [10] 徐汉祥, 刘子藩, 周永东. 东海带鱼生殖和补充特征的变动[J]. 水产学报, 2003, 27(4) : 322-327.
- [11] 汤建华, 李长松, 仲霞铭, 等. 江苏沿岸单根方定置作业主要经济鱼类幼鱼的监测[J]. 水产学报, 2006, 30(3) : 353-358.
- [12] 程家骅, 陈雪忠, 林龙山, 等. 东海区帆式张网渔业资源利用结构的动态分析[J]. 中国水产科学, 2000, 7(2) : 64-68 .
- [13] 汪伟洋, 张壮丽, 叶孙忠. 福建张网作业损害经济幼鱼调查报告[J]. 水产科技情报, 1997, 24(3) : 121-125.
- [14] 张壮丽, 张澄茂, 叶孙忠. 福建海区张网渔业状况分析[J]. 福建水产, 2005(4) : 5-8.
- [15] 方水美, 洪明进, 郑雅友, 等. 闽中渔场南部定置作业生产与渔获组成分析[J]. 福建水产, 1988(4) : 16-25 .
- [16] 姚联腾. 泉州湾南部定置作业带鱼幼鱼渔获变化及群体组成特点[J]. 福建水产, 1989(3) : 4-11.
- [17] 张其永, 洪万树. 官井洋大黄鱼资源的兴衰演变及其修复对策[J]. 海洋渔业, 2015, 37(2) : 179-186 .
- [18] 田明诚, 徐恭昭, 余日秀. 大黄鱼 *Pseudosciaena crocea* (Richardson) 形态特征的地理变异与地理种群问题[J]. 海洋科学集刊, 1962(2) : 79-97.
- [19] 张其永, 洪万树, 杨圣云, 等. 大黄鱼地理种群划分的探讨[J]. 现代渔业信息, 2011, 26(2) : 3-8.
- [20] 徐兆礼, 陈佳杰. 东黄海大黄鱼洄游路线的研究[J]. 水产学报, 2011, 35(3) : 429-437.
- [21] 陈佳杰, 徐兆礼. 东、黄海大黄鱼种群划分与地理隔离分析[J]. 中国水产科学, 2012, 19(2) : 310-320.
- [22] 林新濯, 王福刚, 潘家模, 等. 中国近海带鱼 *Trichiurus haumela* (Forsk.) 种族的调查[J]. 水产学报, 1965, 2(4) : 11-23.
- [23] 林新濯. 中国近海三种主要经济鱼类的生物学特性与资源现状[J]. 水产学报, 1987, 11(3) : 187-194.
- [24] 邓景耀, 赵传因. 海洋渔业生物学[M]. 北京: 农业出版社, 1991 : 111-119.
- [25] 张其永, 林双淡, 杨高润. 我国东南沿海带鱼种群问题的初步研究[J]. 水产学报, 1966, 3(2) : 106-118.
- [26] 江素菲, 周朝根, 朱耀光. 闽南-台湾浅滩渔场带鱼种群初探[J]. 厦门大学学报: 自然科学版, 1980, 19(2) : 89-95 .
- [27] 卢继武, 罗秉征, 黄颂芳. 台湾浅滩海域带鱼种群的探讨[J]. 海洋与湖沼, 1983, 14(4) : 377-387 .
- [28] 刘子藩, 熊国强, 黄克勤, 等. 东海带鱼种群鉴别研究[J]. 水产学报, 1997, 21(3) : 282-287.
- [29] 王可玲, 张培军, 刘兰英, 等. 中国近海带鱼分种的研究[J]. 海洋学报, 1993, 15(2) : 77-83.
- [30] 吴仁协, 郭刘军, 刘静. 高鳍带鱼遗传变异及与近缘种间的系统进化关系[J]. 动物分类学报, 2011, 36(3) : 648-655.
- [31] 郭刘军, 吴仁协, 刘静. 珠带鱼和带鱼未定种 *Trichiurus* sp. 2 的分子系统进化关系[J]. 中国水产科学, 2012, 19(3) : 373-380.
- [32] Nakabo T. Fishes of Japan with pictorial keys to the species[M]. Tokyo: Tokai University Press, 2002: 1 345.
- [33] 张壮丽, 叶孙根, 叶泉土. 台湾浅滩邻近海域南海带鱼渔业生物学研究[J]. 福建水产, 1998(3) : 13-19.
- [34] 叶泉土, 黄培民, 张壮丽. 台湾浅滩邻近海域南海带鱼 (*Trichiurus nanhaiensis*) 开发利用初探[J]. 福建水产, 1999(2) : 35-41.
- [35] 徐汉祥, 刘子藩, 宋海棠, 等. 东海伏季渔渔现状分析及完善管理的建议[J]. 现代渔业信息, 2003, 18(1) : 22-26.
- [36] 凌建忠, 严利平, 林龙山, 等. 东海带鱼繁殖力及其资源的合理利用[J]. 中国水产科学, 2005, 12(6) : 726-730.
- [37] 徐汉祥, 刘子藩, 周永东. 东海区带鱼限额捕捞的初步研究[J]. 浙江海洋学院学报: 自然科学版, 2003, 22(1) : 1-6.
- [38] 郭文路, 黄砾琳. 关于我国渔渔制度问题的探讨[J]. 上海水产大学学报, 2000, 9(2) : 175-179 .

Stock changes and resource protection of the large yellow croaker (*Larimichthys crocea*) and ribbon fish (*Trichiurus Japonicus*) in coastal waters of China

ZHANG Qi-yong^{1,2}, HONG Wan-shu^{1,2}, CHEN Shi-xi^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Large Yellow Croaker Breeding, Ningde 352103, China;

2. College of Ocean and Earth Sciences, Xiamen University, Xiamen 361005, China)

Abstract: Based on long-term investigation, the authors analyzed the reasons of the stock changes and resource protection of the large yellow croaker (*Larimichthys crocea*) and ribbon fish (*Trichiurus japonicus*) and put forward the suggestions for the intensively scientific management of the marine fisheries resources in China: (1) Corrective identification of the geological populations and spawning stocks of the large yellow croaker and ribbon fish to provide evidence for resource protection; (2) Amendment of some provisions of “Fisheries Act” and regulations of reproductive protection area of the large yellow croaker; (3) Exploitation of the surrounding waters of the offshore islands in the Mindong fisheries ground; setting-up of the modern, anti-wave, lift-drop and cylindrical deep water net cages for the large yellow croaker culture; marine farming fisheries base construction in the inner bay Guangjingyang and the establishment of reproductive protection area in Zhoushan for the large yellow croaker; (4) Continuous original stock base construction and breeding of the large yellow croaker, and annual restocking of a large number of artificial fry from the original stock; (5) Consolidation and expansion of summer fishing moratorium achievements, all-year prohibition of stow net fishing that severely destroys the young of the ribbon fish; (6) Establishment of effective marine fisheries management in line with the realistic conditions of China.

Key words: marine biology; *Larimichthys crocea* and *Trichiurus japonicus*; fish stock dynamic; fishery resource protection; restocking and ranching

DOI:10.3969/J. ISSN.2095-4972.2017.03.018

(责任编辑:肖 静)