第 43 卷第 6 期 水生态学杂志 Vol.43, No.6
2022 年 11 月 Journal of Hydroecology Nov. 2022
DOI:10.15928/j.1674-3075.202106210195

基于Ecopath模型的海州湾三疣梭子蟹增殖生态容量研究

林 群[1],袁 伟[1],马玉洁[1],祖凯伟[2],张 虎[2]

(1.农业农村部黄渤海渔业资源环境科学观测实验站,中国水产科学研究院黄海水产研究所,山东 青岛 266071;
2.江苏省海洋水产研究所,江苏 南通 226007)

摘要:为科学开展生态型增殖放流,对海州湾海域三疣梭子蟹(*Portunus trituberculatus*)开展生态容量评估。根据2018-2019年海州湾渔业资源调查数据,构建了由20个功能群组成的海州湾生态系统Ecopath模型,并对模型进行了不确定性及参数敏感性分析检验,系统分析了生态系统的总体特征、功能群间的营养关系和关键功能群,并评估了三疣梭子蟹的增殖生态容量。结果表明,Ecopath模型可信度Pedigree指数为0.482。三疣梭子蟹目前不是海州湾生态系统的关键功能群,其他底层鱼类、软体动物(Molluscs)以及底栖甲壳类(Benthic crustaceans)是海州湾生态系统的关键功能群。三疣梭子蟹生物量的增加对棘头梅童鱼(*Collichthys lucidus*)以及其他中上层鱼类产生正影响,对底层鱼类以及小黄鱼(*Larimichthys polyactis*)产生负影响;虾虎鱼科(Gobiidae)、口虾蛄(*Oratosquilla oratoria*)生物量的增加对三疣梭子蟹有较大负影响,多毛类(Polychaetes)生物量的增加对三疣梭子蟹有较大正影响。三疣梭子蟹的增殖生态容量为3.0236 t/km^2,其现存生物量仅0.0681 t/km^2,具有较大的增殖潜力;当三疣梭子蟹生物量增长44.4倍时,仍不会超过其生态容量。研究结果可为海州湾渔业资源增殖养护提供科学依据。

关键词:三疣梭子蟹;增殖放流;生态容量;Ecopath 模型;海州湾

中图分类号:Q141 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2022)06-0131-08

增殖放流是养护渔业资源和修复渔业环境的一项重要手段。通过增殖放流,人工补充生物资源,可补充增殖水域的野生群体数量,改善和优化渔业资源群落结构;同时,大规模放流水生生物经济物种,渔民捕获的产量效益将得到提高,使增殖放流更加提升经济效益。然而,增殖放流要求不破坏放流水域的生态系统、不干扰野生种类的遗传特征,并引导渔业资源增殖放流向"生态型放流"方向发展,以保持生态平衡。因此,开展渔业资源养护技术研究,首先要了解放流水域所能支撑的最大放流量,进行放流种类的增殖生态容量评估。

Ecopath模型为生态容量研究提供了理论指导,目前在养殖系统、增殖放流海域、人工鱼礁区域等生态容量预测方面,已有相关学者利用Ecopath模型开展研究。Jiang & Gibbs (2005) 利用Ecopath模型评估了新西兰贻贝养殖的生态容量;徐珊楠等(2010) 通过对比养殖鱼类引入前后生态系统Ecopath模型的特征参数,确定生态系统中的尼罗罗非鱼、草鱼、鲢、鳙养殖生态容量;Byron等(2011)构建了美国罗德岛温带礁湖的EwE模型,计算了贝类养殖的生态承载力;林群等(2013;2015;2018)利用Ecopath 模型评估了莱州湾中国对虾、三疣梭子蟹(*Portunus trituberculatus*)、黄河口邻近海域贝类的增殖生态容量,为基于渔业资源增殖养护提供了基础数据;吴忠鑫等(2013)利用Ecopath模型估算了山东荣成俚岛人工鱼礁区刺参和皱纹盘鲍的增殖生态容量;杨超杰等(2016)基于Ecopath模型估算莱州湾朱旺人工鱼礁区日本蟳、脉红螺和刺参的增殖生态容量。

海州湾位于黄海中部,地处南北气候过渡带,受多条近岸海流的影响,拥有沙质、基岩质和淤泥质等多种底质类型,生产力高,生物资源丰富,是江苏近海重要渔场之一,有多种经济鱼类、虾蟹类以及头足类在此繁殖、栖息和索饵。近年来,由于过度捕捞、环境污染以及栖息地破坏等因素的共同影响,海州湾及邻近海域渔业资源的种类组成和生态类型均发生了较大变化,具有较高营养价值的大中型渔获量下降,而小型低值渔业的生物量有所增加,渔业资源包括蟹类资源衰退日益严重,如三疣梭子蟹已很难形成渔汛(唐峰华等,2011;唐衍力等,2014;张虎等,

收稿日期:2021-06-21 **修回日期:**2022-07-12

基金项目:江苏近海渔业资源(三疣梭子蟹、半滑舌鳎)增殖生态容量研究项目;国家重点研发计划(2018YFD0900905)。

作者简介:林群,1980年生,女,助理研究员,主要从事渔业资源与生态、渔业增殖养护、渔业安全应急管理研究。E-mail: linqun@ysfri.ac.cn

通信作者:张虎,1980年生,男,副研究员,主要从事渔业生态研究。E-mail: ahu80@163.com

2017)。三疣梭子蟹属甲壳纲、十足目、梭子蟹科，生命周期短、繁殖力强、经济价值高(徐雪等，2019)。为了保护三疣梭子蟹野生种群与遗传种质资源，海州湾近年来连续开展其增殖放流工作，2019年连云港海域放流三疣梭子蟹幼苗1 448.58万尾。据江苏省海洋水产研究所2019年在海州湾的渔业资源大面调查显示，三疣梭子蟹现存相对资源密度春季(5月)为16.44 kg/km²，夏季(8月)为65.49 kg/km²，秋季(10月)为190.48 kg/km²，年均90.81 kg/km²，增殖放流效果初步显现。

最优放流策略是负责任地解决海洋资源增殖问题的要素之一，包括放流地点、放流尺寸、放流季节以及放流数量(Blankenship & Leber,1995；Lorenzen et al,2010)。目前，海州湾三疣梭子蟹的放流数量是否合适，如何确定合理的放流量，仍缺乏有效的理论依据。鉴于此，本项目根据2018-2019年海州湾渔业资源调查数据，通过构建海州湾生态系统Ecopath模型，分析该生态系统的总体特征及营养相互关系，探讨三疣梭子蟹增殖的生态容量，旨在为海州湾渔业资源增殖养护提供指导性建议。

1 材料与方法

1.1 研究方法

1.1.1 模型原理 海州湾生态系统模型利用建模软件Ecopath with Ecosim版本5.1和6.6构建(Christensen & Pauly, 1992；Christensen & Walters, 2004)。Ecopath模型基于营养动力学原理，定义生态系统由一系列生态关联、能够基本覆盖生态系统能量流动过程的功能群(Group)组成，所有功能群能够覆盖生态系统中低营养级到高营养级的能量流动全过程，描述了物质、能量的输入和输出，包括渔业活动。功能群可以是生态习性相同的种类、生态系统中的重要种类或者重要种类的不同体长/年龄组，模型最少要定义12个功能群，最多可定义50个功能群。根据掌握生态学和生物学资料的范围、深度、研究目的来定义功能群数量，功能群具体分类标准包括：(1)栖息地的相似或相同；(2)个体大小(大型、中型、小型)或年龄组成(幼体、成体)；(3)食性组成(肉食性、草食性、杂食性、碎屑食性)；(4)摄食方式(滤食性、杂食性、肉食性)；(5)近50年的渔获物统计分类方法；(6)简化食物网的研究策略，可引入放流种类以及放流种类的食物竞争者、捕食者等。

模型要求输入生物量(*B*)、生产量/生物量(*P*/*B*)、消耗量/生物量(*Q*/*B*)和生态营养效率(EE)4个基本参数中的任意3个以及食物组成矩阵和捕捞量参数。在数据提交和处理过程中，可以运用模型自带的Ecowrite记录数据来源及引用情况；利用Pedigree指数，量化模型输入参数的不确定性、分析模型的数据来源和质量；也可以参考已有的相似生态系统模型验证模型输入质量。敏感度分析测试是通过改变模型每个功能群的基本输入参数，以10%的步长变化，涉及范围从-50%~50%，测试输入参数的改变对被估计参数的影响程度。

模型调试是使生态系统每个功能群的输入和输出保持平衡，平衡满足的基本条件是：0<EE≤1。在输入原始数据进行初始参数化估计后，不可避免地得到一些功能群的EE>1(不平衡功能群)，Ecopath模型的平衡可利用软件中的自动平衡函数(“Automatic mass-balance” function，Kavanagh et al,2004)设定置信区间(输入参数变动10%)，调整不平衡功能群的食物组成以及其他参数；同时，检查食物转换效率GE(生产量与消耗量的比值，*P*/Q)满足0.1~0.3，而且每个功能群的*P*/*Q*值要小于净效率值(生产量/食物消化量)。重复调试，直至所有0<EE≤1。

1.1.2 营养相互关系、关键功能群及生态网络分析 Ecopath模型利用混合营养程序分析各功能群的营养相互关系(Mixed trophic impact,MTI)；该方法是以经济投入产出方法为基础，加以修改后引用到Ecopath模型(Leontief,1951；Ulanowicz & Norden,1990)。基于MTI分析，Ecopath模型提供了辨识关键功能群的方法(Power et al,1996)。生态系统的关键种是指生物量相对较低，在生态系统和食物网中却承担着重要作用的生物种类，对关键功能群的辨识可以认识生态系统在遇到外来物种侵袭、生物群落大变动以及其他扰动的应对能力(Libralato et al,2006)。生态网络分析功能可以评估表征生态系统结构和功能的生态指数、渔业捕捞对生态系统结构影响的相关指数(Odum,1969；Christensen et al,2004)。

1.1.3 生态容量估算 定义增殖生态容量为特定时期、特定海域所能支持的，且不会导致种类、种群以及生态系统结构和功能发生显著性改变的最大增殖量。Ecopath模型依据营养动力学原理，从物质和能量平衡的角度，充分考虑种间的相互作用，食物竞争者、捕食者的食物关系与生态效率，以及海域所能提供的初级生产力等。通过不断增加某放流品种的生物量(捕捞量也相应地成比例增加)，观察系统中饵料生物等其他功能群的变化。当模型中任意其他功能群的EE>1时，模型将失去平衡而改变当前的状

态；在模型即将不平衡前，放流品种的生物量值即为生态容量。

1.2　功能群划分及数据来源

依据生物种类间相似的食性、栖息地特征、生态学特征对增殖放流和渔业的贡献率以及简化食物网的研究策略（唐启升，1999），将海州湾生态系统定义为20个功能群，基本覆盖该生态系统能量流动的全过程，包括海域重要的渔业种群、生态习性相同的种类、三疣梭子蟹、三疣梭子蟹的食物竞争者和敌害生物，也包括有机碎屑、浮游植物、浮游动物、大型底栖动物、小型底栖动物等（表1）。所有的数据标准化为1年，生物量、生产量和其他能量流动以湿重(t/km²)表示。

生物量主要根据江苏海洋水产研究所2018–2019年海州湾增殖放流效果调查结果，时间为2018年3月和2019年5月、8月、10月，调查站位见图1。拖网船长32.6 m，宽度为6.28 m，总吨位为162.0 t，主机功率184.0 kW，吃水深2.0 m。网口周长×网身全长为125.32 m×59.1 m，网口宽度12 m，网衣材料PE 20×3~

表1　海州湾生态系统模型功能群的定义

Tab.1　Definition of functional groups in the Ecopath model of Haizhou Bay

编号	功能群	组成
1	银鲳 Silver pomfret	银鲳 *Pampus echinogaster*
2	黄鲫 Scaly hairfin anchovy	黄鲫 *Setipinna tenuifilis*
3	小黄鱼 Small yellow croaker	小黄鱼 *Larimichthys polyactis*
4	棘头梅童鱼 Spiny head croaker	棘头梅童鱼 *Collichthys lucidus*
5	海鳗 Daggertooth pike conger	海鳗 *Muraenesox cinereus*
6	舌鳎科 Cynoglossidae	短吻舌鳎 *Cynoglossus abbreviatus* 焦氏舌鳎 *Cynoglossus joyneri*
7	虾虎鱼科 Gobiidae	矛尾虾虎鱼 *Chaeturichthys stigmatias* 长丝虾虎鱼 *Cryptocentrus filifer* 髭缟虾虎鱼 *Tridentiger barbatus* 矛尾复虾虎鱼 *Synechogobius hasta*
8	其他中上层鱼类 Other pelagic fishes	鳀科 Engraulidae 鲱科 Clupeidae
9	其他底层鱼类 Other demersal fishes	许氏平鲉 *Sebastes schlegelii* 长蛇鲻 *Saurida elongate* 鲆 *Platycephalus indicus* 带鱼科 Trichiuridae 鲉科 Scorpaenidae 鲀科 Tetraodontidae 石首鱼科 Sciaenidae 绿鳍马面鲀 *Navodon modestus* 鲷科 Sparidae 绵鳚科 Zoarcidae 鲆科 Bothidae 鲽科 Pleuronectidae
10	三疣梭子蟹 Swimming crab	三疣梭子蟹 *Portunus trituberculatus*
11	口虾蛄 Mantis shrimp	口虾蛄 *Oratosquilla oratoria*
12	头足类 Cephalopods	火枪乌贼 *Loligo beka* 曼氏无针乌贼 *Sepiella maindroni* 金乌贼 *Sepia esculenta* 双喙耳乌贼 *Sepiola birostrat* 长蛸 *Octopus variabilis* 短蛸 *Octopus ocellatus*
13	软体动物 Molluscs	双壳类 Bivalvia 腹足类 Gastropoda
14	多毛类 Polychaetes	多毛类 Polychaeta
15	棘皮动物 Echinoderms	棘皮动物 Echinodermata
16	底栖甲壳类 Benthic crustaceans	细螯虾 *Leptochela gracilis* 细巧仿对虾 *Parapenaeopsis tenella* 周氏新对虾 *Metapenaeus joyneri* 疣背宽额虾 *Latreutes planirostris* 葛氏长臂虾 *Palaemon gravieri* 脊腹褐虾 *Crangon affinis* 脊尾白虾 *Palaemon carinicouda* 鹰爪虾 *Trachypenaeus curvirostris* 日本鼓虾 *Alpheus japonicus* 鲜明鼓虾 *Alpheus distinguendus* 中国毛虾 *Acetes chinensis* 日本蟳 *Charybdis japonica* 日本关公蟹 *Dorippe japonica* 双斑蟳 *Charybdis bimaculata* 隆线强蟹 *Eucrate crenata* 绒毛细足蟹 *Raphidopus ciliatus* 四齿凯蟹 *Pugettia quadridens* 短尾类幼体 Brachyura larva 长尾类幼体 Maeruran larva
17	小型底栖动物 Meiobenthos	介形类 Ostracoda 涟虫 Cumacea 端足类 Amphipoda 线虫 Nematoda 底栖桡足类 Copepoda 多毛类 Polychaeta 双壳类 Bivalvia 动吻类 Kinorhyncha 涡虫 Turbellaria 异足类 Tanaidacea 等足类 Isopoda
18	浮游动物 Zooplankton	真刺唇角水蚤 *Labidocera euchaeta* 强壮箭虫 *Sagitta crassa* 中华哲水蚤 *Calanus sinicus* 墨氏胸刺水蚤 *Centropages mcmurrichi* 小拟哲水蚤 *Paracalanus parvus*
19	浮游植物 Phytoplankton	硅藻 Bacillariophyta 甲藻 Pyrrophyta
20	碎屑 Detritus	碎屑

6×3，网口周目数482目，网目尺寸260 mm，浮纲长36.0 m，网盖长3.9 m，网囊长6.1 m，网目尺寸20 mm，全长59.0 m，拖速约2.5 nmile/h，所有调查数据标准化处理为1 h。鱼类、大型无脊椎动物的生物量通过扫海面积法计算得出（Gulland,1965）；底栖生物的生物量通过调查数据得出；浮游动物、浮游植物和碎屑生物量统计调查数据并参考相关文献（林群，2012；王腾等，2016）。

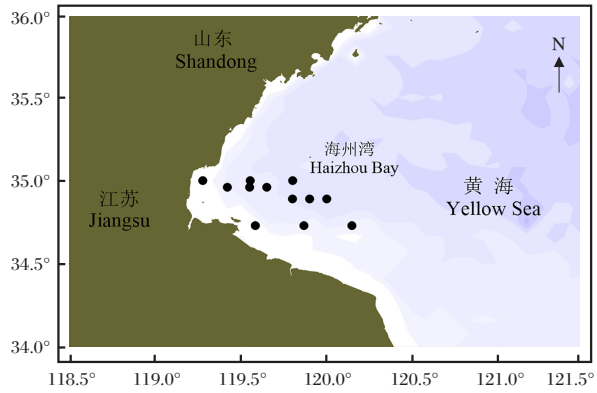


图1 海州湾调查站位

Fig.1 Location of the sampling stations in Haizhou Bay

鱼类*P*/*B*值等于瞬时总死亡率*Z*，为自然死亡率*M*与开发的捕捞死亡率的累加，参考多种估算鱼类和其他水生动物*P*/*B*方法计算得出（Pauly,1980；Palomares & Pauly,1989）。鱼类*Q*/*B*值可以根据尾鳍外形比的多元回归模型计算（欧阳力剑和郭学武，2010）。虾蟹类、头足类、大小型底栖动物、浮游动物的*P*/*B*、*Q*/*B*值、浮游植物的*P*/*B*值以及其他未知参数主要参考邻近海域模型（张明亮等，2013；Lin et al, 2013；林群等，2015）。模型各功能群的食性分析矩阵主要根据黄海水产研究所在该海域采样样品胃含物分析的历史数据、同时期邻近海域的食性分析数据以及相关参考文献（张波和唐启升，2004；Lin et al, 2013）。鱼类、三疣梭子蟹及其他大型无脊椎动物的捕捞量参考2018–2019年中国渔业统计年鉴。EE值是较难获得的参数，由模型估算得出。

2 结果与分析

2.1 模型参数质量与基本输出

Ecopath模型利用Pedigree指数分析数据来源和模型质量，海州湾模型的Pedigree指数为0.482，处于较合理范围，模型可信度较高。在系统平衡过程中，微调输入参数，同时进行了模型敏感度分析，2个模型的敏感度均在±20%范围内，通过鲁棒性检验。调试平衡的海州湾Ecopath模型功能群EE值均小于1，模型的输入参数和估计结果如表2所示。三疣梭子蟹的营养级为3.47，生态营养效率为0.496。海州湾模型最后一次运行的食性分析矩阵见表3。

表2 海州湾Ecopath模型基本输入参数和估计参数(黑体)

Tab.2 Input data and estimated parameters (bold) for the Haizhou Bay Ecopath model

编号	功能群	营养级	*B* /t·km^{-2}	*P*/*B*	*Q*/*B*	EE
1	银鲳	**3.09**	0.085	0.675	8.200	**0.742**
2	黄鲫	**3.12**	0.036	1.697	8.600	**0.814**
3	小黄鱼	**3.41**	0.116	1.658	5.900	**0.821**
4	棘头梅童鱼	**3.16**	0.053	0.960	6.300	**0.873**
5	海鳗	**4.31**	0.019	1.300	4.500	**0.599**
6	舌鳎科	**3.45**	0.028	1.120	8.300	**0.975**
7	虾虎鱼科	**3.48**	0.081	1.592	4.700	**0.954**
8	其他中上层鱼类	**3.06**	0.081	2.180	8.500	**0.713**
9	其他底层鱼类	**3.58**	0.210	1.479	4.940	**0.902**
10	三疣梭子蟹	**3.47**	0.068	3.500	11.00	**0.496**
11	口虾蛄	**3.55**	0.168	8.000	30.00	**0.330**
12	头足类	**3.28**	0.269	3.300	8.000	**0.663**
13	软体动物	**2.51**	16.99	6.000	27.00	**0.346**
14	多毛类	**2.00**	9.214	6.750	22.50	**0.307**
15	棘皮动物	**2.36**	3.499	1.200	3.580	**0.178**
16	底栖甲壳类	**2.25**	13.69	5.650	26.90	**0.386**
17	小型底栖动物	**2.27**	6.00	9.00	33.00	**0.305**
18	浮游动物	**2.00**	12.20	25.00	180.00	**0.892**
19	浮游植物	**1.00**	30.00	106.52	-	**0.571**
20	碎屑	**1.00**	80.00	-	-	**0.547**

2.2 营养相互关系

MTI分析是Ecopath模型的网络分析功能之一，也是探究生态系统内部不同种群间营养关系的有效途径，营养相互关系可利用MTI分析获得。营养相互关系反映了功能群生物量的变动对其他功能群产生的直接或者间接影响，并可量化影响程度；有利影响为正值，有害影响为负值，敌害生物、食物竞争者、主要饵料生物对三疣梭子蟹的影响通过MTI分析可直接反映。

三疣梭子蟹生物量的增加对棘头梅童鱼、其他中上层鱼类产生正影响，影响值分别为0.047、0.035，对其他底层鱼类、小黄鱼产生负影响，影响值分别为-0.166、-0.022；虾虎鱼科、口虾蛄生物量的增加对三疣梭子蟹有较大负影响（-0.056、-0.374），多毛类生物量的增加对三疣梭子蟹有较大正影响（0.158）。由于营养级联效应，三疣梭子蟹与其他的渔业捕捞功能群存在或多或少间接影响。

表3　平衡后的海州湾生态系统模型食性分析矩阵

Tab.3　Matrix of diet composition for a balanced ecosystem model of Haizhou Bay

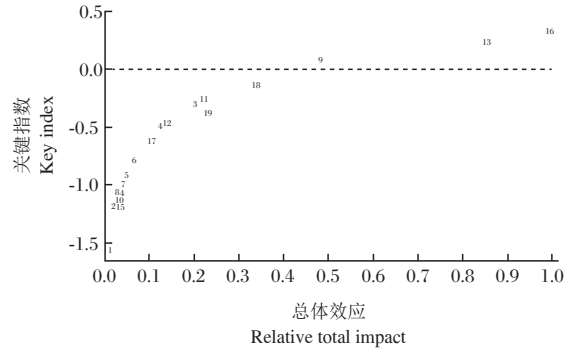
被捕食者	捕食者																	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1银鲳	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2黄鲫	0	0	0.020	0.050	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3小黄鱼	0	0	0.002	0	0.02	0	0	0	0.050	0.001	0.004	0.017	0	0	0	0	0	0
4棘头梅童鱼	0	0	0	0	0	0	0	0	0.030	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5海鳗	0	0	0	0	0.07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6舌鳎科	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0.020	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7虾虎鱼科	0	0	0.050	0	0.01	0.08	0.03	0	0.040	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8中上层鱼类	0	0.008	0.030	0	0.02	0	0	0.001	0.060	0	0	0.010	0	0	0	0	0	0
9底层鱼类	0	0	0.100	0	0.40	0.04	0	0	0.001	0.010	0.005	0.030	0	0	0	0	0	0
10三疣梭子蟹	0	0	0	0	0.06	0	0	0	0.050	0.030	0	0	0	0	0	0	0	0
11口虾蛄	0	0.040	0.004	0	0.05	0	0.10	0	0	0.010	0.040	0	0	0	0	0	0	0
12头足类	0	0	0	0	0.08	0	0	0	0	0	0.100	0.011	0	0	0	0	0	0
13软体动物	0	0	0	0	0	0.15	0.10	0.050	0.170	0.600	0.447	0	0	0	0.05	0.08	0	0
14多毛类	0.01	0	0	0.015	0	0.04	0	0	0.050	0.004	0.036	0	0	0	0.03	0.05	0	0
15棘皮动物	0.05	0	0	0	0	0.02	0.02	0	0.050	0.003	0	0	0	0	0.05	0	0	0
16底栖甲壳类	0.05	0.200	0.376	0.400	0.19	0.55	0.35	0.170	0.400	0.200	0.275	0.630	0.05	0	0.10	0	0	0
17小型底栖动物	0.40	0	0	0	0	0.10	0.25	0.050	0.020	0.100	0	0.030	0	0	0	0	0.08	0
18浮游动物	0.40	0.730	0.370	0.500	0	0	0.02	0.700	0	0	0	0.210	0.45	0	0.05	0.08	0.17	0
19浮游植物	0.05	0	0	0	0	0	0	0.020	0	0	0	0	0.10	0.10	0.30	0.19	0.75	0.70
20碎屑	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.40	0.90	0.40	0.60	0	0.30

海州湾生态系统各功能群按关键指数值排列顺序见对应图2。关键功能群对应着较高的总体效应和关键指数 (接近或者大于0)的功能群。依据关键指数和总体效应值，其他底层鱼类、软体动物、底栖甲壳类是海州湾生态系统的关键功能群。

2.3　三疣梭子蟹生态容量估算

基于Ecopath模型估算生态容量的原理。大量放流三疣梭子蟹时，当其生物量超过3.0236 t/km²，首先是小黄鱼功能群EE≥1，随后口虾蛄、软体动物功能群EE>1，最终模型失去平衡(表4)。

由生态网络功能估算的海州湾生态系统总体特征参数见表5。对比当前状态与放流三疣梭子蟹至3.0236 t/km²时的系统状态，系统净生产量由1 040.99 t/(km²·a)降低为1 025.33 t/(km²·a)；总能量转换效率有所增加，由5.59%增加为7.61%，有效提高了该海域基础生产力的利用率；渔业总捕捞效率有所提高，由0.001提高到0.002，渔获物的平均营养级由2.53提高到2.82；总初级生产量前后基本一致；系统其他能流与生态系统指数也基本差别不大，未改变系统其他组成的生物量与流动，未影响到水域系统的生态稳定性，由此确定海州湾三疣梭子蟹的增殖生态容量为3.0236 t/km²。



1. 银鲳，2. 黄鲫，3. 小黄鱼，4. 棘头梅童鱼，5. 海鳗，6. 舌鳎科，7. 虾虎鱼科，8. 其他中上层鱼类，9. 其他底层鱼类，10. 三疣梭子蟹，11. 口虾蛄，12. 头足类，13. 软体动物，14. 多毛类，15. 棘皮动物，16. 底栖甲壳类，17. 小型底栖动物，18. 浮游动物，19. 浮游植物

图2 海州湾生态系统各功能群间的总体效应与关键指数

1. Silver pomfret, 2. Scaly hairfin anchovy, 3. Small yellow croaker, 4. Spiny head croaker, 5. Daggertooth pike conger, 6. Cynoglossidae, 7. Gobiidae, 8. Other pelagic fishes, 9. Other demersal fishes, 10. Swimming crab, 11. Mantis shrimp, 12. Cephalopods, 13. Mollusks, 14. Polychaetes, 15. Echinoderms, 16. Benthic crustaceans, 17. Meiobenthos, 18. Zooplankton, 19. Phytoplankton

Fig.2 Overall effects and key index values among the functional groups of Haizhou Bay

表4 海州湾三疣梭子蟹生态容量系统模型估计

Tab.4 Changes in the Ecopath model during simulations of the ecological carrying capacity of swimming crab in the Haizhou Bay ecosystem

倍数	生物量/t·km^{-2}	捕捞量/t·(km^{-2}·a^{-1})	模型变动(EE值)
1	0.0681	0.0341	
2	0.1362	0.0682	平衡
10	0.6810	0.3410	平衡
20	1.3620	0.6820	平衡
30	2.0430	1.0230	平衡
40	2.7240	1.3640	平衡
44.4	3.0236	1.5140	平衡
44.5	3.0304	1.5174	小黄鱼(1.000)
50	3.405	1.705	小黄鱼(1.022)
60	4.086	2.046	小黄鱼(1.063)
100	6.810	3.410	小黄鱼(1.227)
116	7.831	3.921	小黄鱼(1.309) 口虾蛄(1.029)
150	10.215	5.115	小黄鱼(1.432) 口虾蛄(1.205) 软体动物(1.039)

表5 海州湾生态系统的总体特征参数

Tab.5 General ecosystem parameters for Haizhou Bay

参 数	当前系统状态	放流至生态容量
总消耗量/t·(km^{-2}·a^{-1})	3453.59	3486.10
总输出量/t·(km^{-2}·a^{-1})	1040.99	1025.33
总呼吸量/t·(km^{-2}·a^{-1})	2154.61	2170.27
流入碎屑总量/t·(km^{-2}·a^{-1})	2292.72	2275.58
系统总流量/t·(km^{-2}·a^{-1})	8941.91	8957.28
总生产量/t·(km^{-2}·a^{-1})	3803.86	3814.21
渔获物平均营养级	2.53	2.82
总捕捞效率	0.001	0.002
总初级生产量/t·(km^{-2}·a^{-1})	3195.60	3195.60
总初级生产量/总呼吸	1.48	1.47
净生产量/t·(km^{-2}·a^{-1})	1040.99	1025.33
总初级生产量/总生物量	34.43	33.37
总生物量(不计碎屑)/t·(km^{-2}·a^{-1})	92.82	95.78
连接指数	0.30	0.31
系统杂食系数	0.16	0.15
循环指数/%	7.35	7.22
总能量转换效率/%	5.59	7.61

3 讨论

3.1 增殖放流应兼顾生态平衡和种类遗传特征

以海州湾2018–2019年的Ecopath模型为基础，三疣梭子蟹未成为海州湾生态系统的关键功能群，其他底层鱼类、软体动物、底栖甲壳类是海州湾生态系统的关键功能群。姜卫民等(1998)研究发现，双壳类是三疣梭子蟹的重要饵料，双壳类幼体在其食物组成中的出现频率高达30%。从营养关系来看，三疣梭子蟹的增殖放流需兼顾生态系统的营养平衡，要适当考虑其对贝类资源的破坏；同时，增殖放流的数量控制至关重要，适度增殖要求保护幼蟹放流的水域环境，科学增殖要求不干扰野生种类的遗传特征，进而实现增殖放流的生态型放流目标。董志国等(2013)研究发现，海州湾天然三疣梭子蟹遗传状况良好，人工增殖放流对天然资源的遗传影响不大。

3.2 实测数据可提高Ecopath模型质量和置信度

随着增殖放流活动的大规模开展，利用Ecopath模型计算生态容量的方法为渔业资源增殖放流提供了一定的理论指导。但此模型也有一定的局限性，仅能评估特定时期、特定水域系统的增殖生态容量，各功能群的生长变化过程暂未考虑；另外，各功能群食性存在一定的时空变化，应尽量采用同步的胃含物分析数据；模型构建需要大量数据参数，使用过程中要尽可能地依靠实测数据提高模型的数据质量和置信度。本研究中的食性分析数据除参考相关文献外，也参考了该海域食性分析历史数据以及同时期邻近海域的食性分析数据，Pedigree指数处于较合理范围，模型可信度较高，研究结果有一定的应用价值，可为海州湾海域三疣梭子蟹的增殖放流提供指导性建议。

3.3 应综合考量海州湾三疣梭子蟹生态增殖容量

海州湾生态系统模型估算三疣梭子蟹的增殖生态容量为3.0236 t/km^2，与其现存生物量0.0681 t/km^{2}相比，还有较大的增殖空间；增殖放流有效提高了该海域基础生产力的利用率，渔业总捕捞效率也有所提高。用2018–2019年4个航次渔获量的平均值计算Shannon–Wiener多样性指数(H')，结果为2.539，利用三疣梭子蟹达到生态容量状态时的生物量换算为渔获量计算时，H'为1.076，物种多样性明显降低。Ecopath模型所估算的生态容量是从生态效益角度考虑，仅仅是一个理论上限，依据渔业生产管理中最大可持续产量(MSY)理论，采用最大增殖容量值减半时，放流种群的生长率较高，并可获得最大可持续产量(唐启升，1996；Mace，2001)。因此，指导生产时要结合当地增殖放流的实际情况，满足其他放流种类的饵料基础，还要结合社会、经济效益的情况。

参考文献

董志国,李晓英,张庆起,等,2013. 三疣梭子蟹增养殖过程对野生种群的遗传影响——以海州湾为例[J]. 生态学报, 33(23):7332–7339.

姜卫民,孟田湘,陈瑞盛,等,1998. 渤海日本鲟和三疣梭子蟹食性的研究[J]. 海洋水产研究, (1):53-59.

林群, 2012. 黄渤海典型水域生态系统能量传递与功能研究[D]. 青岛:中国海洋大学.

林群,李显森,李忠义,等,2013. 基于Ecopath模型的莱州湾中国对虾增殖生态容量[J]. 应用生态学报, 24(4):1131-1140.

林群,王俊,李忠义,等,2015. 黄河口邻近海域生态系统能量流动与三疣梭子蟹增殖容量估算[J]. 应用生态学报, 26(11): 3523-3531.

林群,王俊,李忠义,等, 2018. 黄河口邻近水域贝类生态容量[J]. 应用生态学报, 29(9):3131-3138.

欧阳力剑,郭学武,2010. 东、黄海主要鱼类*Q/B*值与种群摄食量研究[J]. 渔业科学进展, 31(2):23-29.

唐峰华,沈新强,王云龙, 2011. 海州湾附近海域渔业资源的动态分析[J]. 水产科学, 30(6):335-341.

唐启升,1996. 容纳量研究[J]. 海洋水产研究, 17(2):1-5.

唐启升,1999. 海洋食物网与高营养层次营养动力学研究策略[J]. 海洋水产研究, 20(2):1-11.

唐衍力,齐广瑞,王欣,等,2014. 海州湾近岸张网渔获物种类组成和资源利用现状分析[J]. 中国海洋大学学报, 44(7):29-38.

王腾,张贺,张虎,等,2016. 基于营养通道模型的海州湾中国明对虾生态容纳量[J]. 中国水产科学, 23(4):965-975.

吴忠鑫,张秀梅,张磊,等,2013. 基于线性食物网模型估算荣成俚岛人工鱼礁区刺参和皱纹盘鲍的生态容纳量[J]. 中国水产科学, 20(2):327-337.

徐珊楠,陈作志,郑杏雯,等, 2010. 红树林种植—养殖耦合系统的养殖生态容量[J]. 中国水产科学, 17(3):393-401.

徐雪,唐伟尧,王迎宾,2019. 舟山渔场及长江口渔场临近海域三疣梭子蟹增殖容量估算[J]. 南方水产科学, 15(3):126-132.

杨超杰,吴忠鑫,刘鸿雁,等,2016. 基于Ecopath模型估算莱州湾朱旺人工鱼礁区日本蟳、脉红螺捕捞策略和刺参增殖生态容量[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 46(11):168-177.

张波,唐启升,2004. 渤、黄、东海高营养层次重要生物资源种类的营养级研究[J]. 海洋科学进展, 22(4):393-404.

张虎,贲成恺,方舟,2017. 基于拖网调查的海州湾南部鱼类群落结构分析[J]. 上海海洋大学学报, 26(4):588-596.

张明亮,冷悦山,吕振波,等,2013. 莱州湾三疣梭子蟹生态容量估算[J]. 海洋渔业, 35(3):303-308.

Blankenship H L, Leber K M, 1995. A responsible approach to marine stock enhancement[J]. American Fisheries Society Symposium, 15:167-175.

Byron C, Link J, Costa-Pierce B, et al, 2011. Calculating ecological carrying capacity of shellfish aquaculture using mass-balance modeling: Narragansett Bay, Rhode Island [J]. Ecological Modelling, 222:1743-1755.

Christensen V, Pauly D, 1992. ECOPATH II-a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics[J]. Ecological Modelling, 61:169-185.

Christensen V, Walters C J, 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities, and limitation[J]. Ecological Modeling, 172:109-139.

Christensen V, Walters C J, Pauly D, 2004. Ecopath with Ecosim: a user's guide[M]. Fisheries Centre of University of British Columbia,Vancouver, Canada.

Gulland J A, 1965. Manual of methods for fish stock assessment. Part 1. Fish population analysis[M]. FAO Fish Tech Pap.

Jiang W, Gibbs M T, 2005. Predicting the carrying capacity of bivalve shell- fish culture using a steady, linear food web model[J]. Aquaculture, 244:171-185.

Kavanagh P, Newlands N, Christensen V, et al, 2004. Automated parameter optimization for Ecopath ecosystem models [J]. Ecological Modelling, 172:141-150.

Leontief W W, 1951. The Structure of the U.S. Economy[M]. New York: Oxford University Press.

Libralato S, Christensen V, Pauly D, 2006. A method for identifying keystone species in food web models[J]. Ecol Model, 195:153-171.

Lin Q, Jin X S, Zhang B, 2013. Trophic interactions, ecosystem structure and function in the southern Yellow Sea[J]. Chinese Journal of Oceanology and Limnology, 31(5):46-58.

Lorenzen K, Leber K M, Blankenship H L, 2010. Responsible approach to marine stock enhancement: An update[J]. Reviews in Fisheries Science, 18(2): 189-210.

Mace P M, 2001. A new role for MSY in single-species and ecosystem approaches to fisheries stock assessment and management[J]. Fish and Fisheries, 2:2-32.

Odum E P, 1969. The strategy of ecosystem development[J]. Science, 164:262-270.

Palomares M L D, Pauly D, 1989. A multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish populations[J]. Marine & Freshwater Resources, 40(3):259-273.

Pauly D, 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks[J]. J Cons int Explor Mer, 39 (2):175-192.

Power M E, Tilman D, Estes J A, et al, 1996. Challenges in the quest for keystones[J]. Bioscience, 46(8):609-620.

Ulanowicz R E, Norden J S, 1990. Symmetrical overhead in flow networks[J]. Int J Syst Sci, 21(2):429-437.

（责任编辑　万月华）

Evaluation of Project to Enhance the Ecological Carrying Capacity of Swimming Crab (*Portunus trituberculatus*) in Haizhou Bay

LIN Qun[1], YUAN Wei[1], MA Yu-jie[1], ZU Kai-wei[2], ZHANG Hu[2]

(1. The Yellow & Bohai Seas Scientific Observation and Experiment Station for Fishery Resources and Environment, Ministry of Agriculture and Rural Affairs,Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao 266071, P.R. China;
2. Marine Fisheries Research Institution of Jiangsu, Nangtong 226007, P.R. China)

Abstract: Haizhou Bay is in the central section of the Yellow Sea and important fishing grounds for Jiangsu Province. However, fishery resources have been declining in Haizhou Bay and surrounding areas because of overfishing, environment pollution and habitat destruction. In recent years, the breeding and release of swimming crabs (*Portunus trituberculatus*) has been carried out in Haizhou Bay to conserve the wild population and genetic germplasm resources. In this study, we carried out an ecological capacity assessment of the swimming crabs in the waters of Haizhou Bay based on the constructed Ecopath mass balance model, aiming to provide scientific guidance to enhance their release. Development of the Ecopath mass balance model for the Haizhou Bay ecosystem was based on survey data of fishery resources and the ecology of Haizhou Bay from 2018 to 2019 and consisted of 20 functional groups. After examining the uncertainty of input parameters and analyzing Ecopath sensitivity, we explored the characteristics and key functional groups of Haizhou Bay ecosystem, analyzed the mixed trophic impact (MTI) of the different functional groups and calculated the ecological carrying capacity for swimming crabs. Results show that the pedigree index of model confidence was 0.482, a reasonable value that indicates high reliability. The mixed trophic impact indices and key index values show that the swimming crabs were not the key functional group in the Haizhou Bay ecosystem, and that other demersal fish, mollusks and benthic crustaceans were key functional groups. The biomass increase of swimming crabs had a positive effect on spiny head croaker (*Collichthys lucidus*) and other pelagic fish, and a negative impact on small yellow croaker (*Larimichthys polyactis*). The biomass increases of Gobiidae species and mantis shrimps had a significant negative effect on swimming crabs, and the biomass increase of the polychaetes group had a large positive effect. The current ecological carrying capacity for swimming crabs in Haizhou Bay was 0.0681 t/km^2 and the potential ecological carrying capacity, based on the Ecopath model, was estimated at 3.0236 t/km^2. This is very large compared to the current biomass and the ecological carrying capacity will not be exceeded even if the biomass of swimming crabs increased by a factor of 44.40 over that in 2018–2019. This study provides a scientific reference for the sustainable development of fishery resources in Haizhou Bay.

Key words: *Portunus trituberculatus*; stock enhancement; ecological carrying capacity; Ecopath mass balance model; Haizhou Bay