

DOI: 10.11964/jfc.20221013758

基于 Ecopath 模型的增殖放流对南朗水域生态系统的影 响



冯瑞玉^{1,2}, 陶 峰^{1,3}, 郭 禹^{1,3}, 秦传新^{1,3*}, 孙金辉², 吴一桂⁴, 王 静⁴

1. 中国水产科学研究院南海水产研究所, 农业农村部海洋牧场重点实验室, 广东广州 510300; 2. 天津农学院, 天津市水产生态及养殖重点实验室, 天津 300384; 3. 三亚热带水产研究院, 海南省深远海渔业资源高效利用与加工重点实验室, 海南 三亚 572018; 4. 防城港渔业技术推广站, 广西 防城港 538001

摘要:

【目的】珠江口渔场是我国四大著名渔业水域之一, 也是受人类活动干扰最大的水域之一, 为了分析增殖放流对河口水域生态系统及生态容纳量的影响。

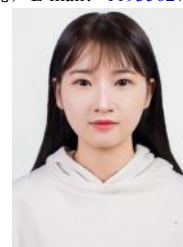
【方法】本研究基于历史和近年调查的渔业资源和生态环境数据, 应用 EWE 6.5 软件, 构建了 2005 年、2016—2020 年南朗水域生态通道模型, 对该水域生态系统能量流动、总体特征和各食物网结构的变化进行了系统研究。

【结果】2005 年、2016—2020 年南朗水域的营养结构基本一致, 能量流动主要聚集在营养级 I~IV, 初级生产者的能量利用率较高, 总能流转换效率较低, 水域生态系统处于发育阶段, 牧食食物链和腐食食物链是系统中两条主要的食物链通道, 与 2005 年相比, 2016—2020 年渔业资源生物量、营养级、系统能量转换效率均有增加, 系统总初级生产量/呼吸量比值 (TPP/TR) 逐渐接近 1, 系统连接指数 (CI) 和杂食指数 (SOI) 略有提高, 生态系统趋于成熟, 生态系统整体规模扩大, 与此同时, 2020 年日本花鲈和黄鳍棘鲷的生态容纳量分别是 2005 年的 5 倍和 94 倍。

【结论】增殖放流不仅有利于改善水域生态系统的稳定性、复杂性和成熟性, 而且有助于提高水域的生态容纳量, 相关结果可为下一步增殖放流生态容纳量的动态管控策略制定提供科学参考。

关键词: Ecopath 模型; 增殖放流; 生态系统; 营养结构; 生态容纳量; 南朗水域

第一作者: 冯瑞玉, 从事增殖放流评估研究, E-mail: 1193502757@qq.com



通信作者: 秦传新, 博士, 研究员, 中国水产科学研究院南海水产研究所渔业资源养护与海洋牧场研究室副主任, 从事人工鱼礁与海洋牧场、渔业资源保护与环境修复和海洋渔业资源与生态调查评估研究。E-mail: qincx@scafri.ac.cn



资助项目: 国家重点研发计划蓝色粮仓科技创新”专项 (2018YFD0900905); 国家自然科学基金 (32160863); 海南省自然科学基金创新团队 (321CX TD446); 防城港市重点研发计划 (防科AB21014021); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项 (2020SY01)

收稿日期: 2022-10-22

修回日期: 2023-03-06

文章编号:

1000-0615(2025)05-059309-15

中图分类号: S 932.2

文献标志码: A

作者声明本文无利益冲突

©《水产学报》编辑部(CC BY-NC-ND 4.0)
Copyright © Editorial Office of Journal of Fisheries of China (CC BY-NC-ND 4.0)



珠江河口是典型亚热带河口, 受径流、海洋潮流、地形及外海水的影响, 珠江河口水质肥沃, 生物栖息环境多样, 是多种经济鱼虾类的重要产卵场和幼体发育场^[1]。然而由于过度捕捞、栖息地破坏等原因, 20 世纪 90 年代以来, 珠江河口的渔业资源自然补充量大幅下降, 渔业资源逐渐衰退、海洋生态系统日趋恶化, 影响渔业生产^[2]。为修

复珠江口海域生态环境和渔业资源, 农业农村部在珠江口海域先后批复建设了 2 个国家级海洋牧场示范区, 总面积超过 22 000 hm², 主要采用增殖放流、投放人工鱼礁和建设海藻场等方法进行水域生境修复。

目前, 增殖放流是效果最明显的渔业资源修复方式, 增殖放流效果评估方法主要有标记回捕法^[3]、统计量评估法^[4]、EnhanceFish 模型^[5]和 Ecopath 模型^[6]评估法等, 其中, Ecopath 模型被誉为新一代水域生态系统研究的核心工具^[7-9]。Ecopath 模型是一种通过描述生态系统能量流动来分析生态系统结构、评价生态系统发育状况的物质平衡模型^[10-11], 可以快速反映水域生态系统的实时状态、特征和营养关系, 还可以确定某一物种的最大生态容纳量, 在国内外诸多水域均有应用, 例如北爱琴海^[12]、墨西哥湾^[13]、本格拉^[14]、黄海^[15]、长江口^[16]、滬水水库^[17]、太湖^[18]、闽南-台湾浅滩^[19]。

南朗水域位于珠江河口浅海区半咸淡水域, 鸡鸭水道、小榄水道和磨刀门水道等多条河流汇入, 是中山市流刺网和定置网的主要作业海区, 为补充鱼类的生物量以及改善和优化水域生态群落结构, 中山市各级政府 2015 年至今持续开展草鱼 (*Ctenopharyngodon idella*)、鳙 (*Aristichthys nobilis*)、鲢 (*Hypophthalmichthys molitrix*)、鲫 (*Carassius auratus*)、刀额新对虾 (*Metapenaeus ensis*)、日本花鲈 (*Lateolabrax japonicus*) 和黄鳍棘鲷 (*Acanthopagrus latus*) 等多种生物的增殖放流活动, 该态势下, 亟需开展有效的增殖放流效果评估工作, 为后续中山市南朗水域增殖放流工作提供科学指导。

为系统研究南朗水域增殖放流活动的生态效益, 以 2005 年作为对照组, 基于 2016—2020 年南朗水域渔业资源增殖放流调查数据, 利用 Ecopath with Ecosim (EWE) 6.6 软件构建了南朗水域生态系统模型, 分析开展增殖放流活动前后南朗水域大型游泳生物生态系统结构、系统发育情况以及生态容纳量的变化, 以期为南朗水域综合治理和生态修复提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究水域及数据来源

研究水域为中山市南朗水域 (113°33'0"~113°36'56"E, 22°23'23"~22°30'0"N), 位于广

东省珠江河口东北处, 面积约为 75 km², 调查水域年平均温度为 23 °C, 平均盐度为 7.41, 平均 pH 值为 8.19, 平均 DO 含量为 8.17 mg/L, 属于浅海区半咸淡水域, 海岸线长约 30 km, 有多个港口, 拥有丰富的渔业、旅游业和诸多自然保护区等资源^[20]。

本研究建模所用的数据主要来自 2005 年^[21]及 2016—2020 年 (2016 年 9 月 9—11 日、2017 年 10 月 29 日、2018 年 10 月 9 日、2019 年 11 月 22 日、2020 年 10 月 16—17 日) 的中山市南朗水域增殖放流跟踪调查, 包括对海洋生物的种群结构、物种丰度以及湿重的实地调查和分析, 其他数据来自附近海域的调查报告、论文和出版物。2016—2020 年中山市南朗水域增殖放流情况见表 1, 放流地点均选取中山市公共天然水域。由于地势原因, 中山市各河道由西向东汇入南朗水域, 因此每次跟踪调查都在南朗水域设置至少 3 个断面, 对游泳生物的采样和分析按《海洋监测规范》(GB/T 17378—2007) 和《海洋调查规范 第 6 部分: 海洋生物调查》(GB/T 12763.6—2007) 中规定的方法进行。实验过程中操作人员严格遵守动物福利伦理规范, 并按照中国水产科学研究院南海水产研究所制定的规章制度执行。

1.2 Ecopath 模型构建

模型原理 Ecopath 模型通过对一系列生态关联的功能群进行参数化, 形成质量平衡模型, 这些功能组基本涵盖研究水域的所有生态系统生物量种群, 每个功能组可以定义为一个或一组物种, 代表一个营养水平^[22]。Ecopath 模型基于两个主方程对模型进行参数化, 一个用于描述各功能组的生产量流向:

$$B_i \times (P/B)_i \times EE_i = \sum_{j=1}^n B_j \times (Q/B)_j \times DC_{ij} + EX_i$$

式中, B_i 为被捕食者功能组 i 的生物量, $(P/B)_i$ 为功能组 i 的生产量与生物量之比, EE_i 为功能组 i 的生产量对生态系统能量贡献的比例, $(Q/B)_j$ 为捕食功能组 j 消耗量与生物量的比值, DC_{ij} 为被捕食组 i 占捕食组 j 的摄食比例, EX_i 为功能组 i 的产出量。为构建完整稳定的 Ecopath 模型, 需要确定 B_i 、 $(P/B)_i$ 、 $(Q/B)_j$ 、 EE_i 及食物组成矩阵, 由于 EE_i 很难求得, 可以设为未知数, 通过调试模型参数来确定, 直至模型达

表 1 中山市 2016—2020 年增殖放流情况

Tab. 1 Stock enhancement of Zhongshan City from 2016 to 2020

时间 time	地点 site	放流物种 release species	放流量/ 万尾 release quantity	时间 time	地点 site	放流物种 release species	放流量/ 万尾 release quantity	
2016-06	金钟水库	草鱼 <i>C. idella</i>	30.00	2018-06	港口水产品 码头	鲫 <i>C. auratus</i>	109.99	
		鳙 <i>A. nobilis</i>	20.00			草鱼 <i>C. idella</i>	33.89	
		广东鲂 <i>Megalobrama hoffmanni</i>	10.00			鳙 <i>A. nobilis</i>	34.10	
	铁炉山水库	草鱼 <i>C. idella</i>	10.00		广东鲂 <i>M. hoffmanni</i>	25.13		
		鳙 <i>A. nobilis</i>	15.00		2019-08	嘉明码头	黄鳍棘鲷 <i>A. latus</i>	120.00
		广东鲂 <i>M. hoffmanni</i>	10.00				鲫 <i>C. auratus</i>	17.22
	鸡鸦水道港 口段	草鱼 <i>C. idella</i>	83.00				草鱼 <i>C. idella</i>	22.70
		鳙 <i>A. nobilis</i>	50.00			鳙 <i>A. nobilis</i>	21.85	
		广东鲂 <i>M. hoffmanni</i>	30.00			港口水产品 码头	鲫 <i>C. auratus</i>	30.49
	日本花鲈 <i>L. japonicus</i>	12.60	草鱼 <i>C. idella</i>				31.62	
	鲫 <i>C. auratus</i>	230.80	鳙 <i>A. nobilis</i>				31.80	
	锦绣海湾城	黄鳍棘鲷 <i>A. latus</i>	18.75			广东鲂 <i>M. hoffmanni</i>	30.30	
黑棘鲷 <i>Acanthopagrus schlegelii</i>		9.25	2020-06	西江垣洲段		鲫 <i>C. auratus</i>	18.19	
刀额新对虾 <i>M. ensis</i>		3 230.00				草鱼 <i>C. idella</i>	22.13	
2017-06	嘉明码头	日本花鲈 <i>L. japonicus</i>				21.60	鳙 <i>A. nobilis</i>	19.69
		黄鳍棘鲷 <i>A. latus</i>		26.30		广东鲂 <i>M. hoffmanni</i>	23.15	
		黑棘鲷 <i>A. schlegelii</i>		54.20	锦绣海湾城	鲮 <i>M. cephalus</i>	124.82	
刀额新对虾 <i>M. ensis</i>	3 350.00	刀额新对虾 <i>M. ensis</i>		2 417.18				
西江垣洲段	草鱼 <i>C. idella</i>	30.10		日本花鲈 <i>L. japonicus</i>		156.30		
	鳙 <i>A. nobilis</i>	20.70		草鱼 <i>C. idella</i>	5.10			
	广东鲂 <i>M. hoffmanni</i>	21.20		港口沥北闸 口	草鱼 <i>C. idella</i>	17.22		
鲫 <i>C. auratus</i>	71.50	鳙 <i>A. nobilis</i>			22.70			
鸡鸦水道港 口段	草鱼 <i>C. idella</i>	70.90			鲢 <i>H. molitrix</i>	15.85		
	鳙 <i>A. nobilis</i>	56.20		日本沼虾 <i>Macrobrachium nipponense</i>	201.30			
	广东鲂 <i>M. hoffmanni</i>	33.70	锦绣海湾城	黄鳍棘鲷 <i>A. latus</i>	120.90			
2018-06	嘉明码头	鲫 <i>C. auratus</i>	80.60	日本花鲈 <i>L. japonicus</i>	5.10			
		日本花鲈 <i>L. japonicus</i>	60.53	刀额新对虾 <i>M. ensis</i>	400.80			
		黄鳍棘鲷 <i>A. latus</i>	60.53	板芙镇岐江 河亲水平台	日本沼虾 <i>M. nipponense</i>	200.00		
	草鱼 <i>C. idella</i>	23.64	草鱼 <i>C. idella</i>		20.00			
	鳙 <i>A. nobilis</i>	23.23	鳙 <i>A. nobilis</i>		20.01			
	锦绣海湾城	鲮 <i>Mugil cephalus</i>	75.15	鲢 <i>H. molitrix</i>	15.40			
		黑棘鲷 <i>A. schlegelii</i>	29.23	2020-06	西江垣洲段	鲫 <i>C. auratus</i>	20.00	
		刀额新对虾 <i>M. ensis</i>	2 440.00			草鱼 <i>C. idella</i>	10.01	
	鲫 <i>C. auratus</i>	12.83	鳙 <i>A. nobilis</i>			10.01		
	西江垣洲段	草鱼 <i>C. idella</i>	11.26		鲢 <i>H. molitrix</i>	11.70		
		鳙 <i>A. nobilis</i>	11.99		鲤 <i>Cyprinus carpio</i>	10.00		
		广东鲂 <i>M. hoffmanni</i>	50.75					

到平衡 (EE_i的范围为 0~1)^[9]。

另一个方程用于描述各功能组的能量平衡:

$$Q_i = P_i + R_i + U_i$$

式中, Q_i 为功能组*i*的消费量, P_i 为功能组*i*的生产量, R_i 为功能组*i*的呼吸量, U_i 为非同化食物量^[23]。

功能组的划分 本研究以南朗水域生态系统的鱼类生物学特征和摄食习性为基础, 参考相关文献^[24-27]中关于附近海域的功能组设定, 将南朗水域的水生生物划分为 15 个功能组 (表 2)。基本覆盖南朗水域生态系统结构和能量流动全过程, 包括软骨鱼类、日本花鲈、肉食性鱼类、黄鳍棘鲷、杂食性鱼类、草食性鱼类、滤食性鱼类、虾蛄类、其他虾类、蟹类、大型底栖动物、小型底栖动物、浮游动物、浮游植物和有机碎屑, 日本花鲈和黄鳍棘鲷为南朗水域的重要经济鱼类, 2016—2020 年都开展了大规模放流, 实验以日本花鲈和黄鳍棘鲷为例, 分析增殖放流对生态容纳量的影响, 故将二者设为独立的功能组 (表 2)。

参数设定与调试 在 Ecopath 模型中, 生物量 B 的单位为 t/km^2 , 以湿重计算, 2005 年渔业资源生物量来源于已经发表的调查报告^[21]、2016—2020 年渔业资源生物量来自南朗水域实际采样调查数据, 采用底拖网的方式, 利用扫海面积法计算。底栖动物、浮游动物的生物量参考附近水域已发表的文献^[27-31], 浮游植物生物量根据中山市南朗水域叶绿素 a 的浓度转化为碳重, 再以 1:10 转换为湿重计算。有机碎屑的生物量很难测量, 根据 Pauly 等^[32]提出的经验公式及 Pitcher 等^[33]关于香港水域的 Ecopath 模型进行估算得出。年平均鱼类捕捞量是通过调查相关数据及统计量分析法计算得到。游泳生物功能组的生产量与生物量比值 (P/B) 等于瞬时死亡率 (瞬时死亡率=捕捞死亡率+自然死亡率), 同时参考附近海域的生态通道模型^[26, 34-35]。消耗量与生物量比值 (Q/B) 在渔业资源调查数据的基础上, 采用 Palomares 等^[36]提出的尾鳍外形比多元回归模型来估算。各功能组的食物组成矩阵通过渔业资源数据库 (www.Fishbase.org) 和已有的历史食性研究资料来确定^[37-39]。输入所有的初始值后, 需调试模型, 使 $0 < EE \leq 1$ 和 $P/Q < 0.3$, 以满足质量平衡假设, 具体输入情况见表 3。

表 2 南朗水域生态系统各功能组物种组成

Tab. 2 Species composition of each functional group of Nanlang waters

序号 no.	功能组 group	主要种类 main species
1	软骨鱼类 chondrichthyes	何氏鳐、尖头斜齿鲨 <i>Raja hollandi</i> , <i>Scoliodon sorrakowah</i>
2	日本花鲈 <i>L. japonicus</i>	日本花鲈 <i>L. japonicus</i>
3	肉食性鱼类 predacious fishes	七丝鲚、鳓、皮氏叫姑鱼、棘头梅童鱼、中华海鲂、鹿斑鲷、短吻鲷 <i>Coilia grayi</i> , <i>Ilisha elongate</i> , <i>Johnius belenger</i> , <i>Collichthys lucidus</i> , <i>Arius sinensis</i> , <i>Leiognathus ruconius</i> , <i>L. brevirostris</i>
4	黄鳍棘鲷 <i>A. latus</i>	黄鳍棘鲷 <i>A. latus</i>
5	杂食性鱼类 omnivorous fishes	鲮、鲫、鲤、广东鲂、弓斑东方鲀 <i>M. cephalus</i> , <i>C. auratus</i> , <i>C. carpio</i> , <i>M. hoffmanni</i> , <i>Takifugu ocellatu</i>
6	草食性鱼类 herbivorous fishes	草鱼 <i>C. idella</i>
7	滤食性鱼类 filter-feeding fishes	赤鼻棱鳃、鲢、鳙、斑鲈、康氏侧带小公鱼、花鲈 <i>Thrissa kammalensis</i> , <i>H. molitrix</i> , <i>A. nobilis</i> , <i>Clupanodon punctatus</i> , <i>Stolephorus commersoni</i> , <i>C. thrissa</i>
8	虾蛄类 stomatopoda	猛虾蛄、口虾蛄 <i>Harpisquilla harpax</i> , <i>Oratosquilla oratoria</i>
9	其他虾类 shrimps	周氏新对虾、脊尾白虾、刀额新对虾 <i>M. joyneri</i> , <i>Exopalaemon carinicauda</i> , <i>M. ensis</i>
10	蟹类 crabs	锯缘青蟹、字纹弓蟹、锐齿螯 <i>Scylla serrata</i> , <i>Varuna litterata</i> , <i>Charybdis acuta</i>
11	大型底栖动物 big benthic invertebrates	闪蛸、菲律宾偏顶蛤、小荚蛸 <i>Corbicula nitens</i> , <i>Modiolus philippinarum</i> , <i>Siliqua minima</i>
12	小型底栖动物 small benthic invertebrates	体长<1 mm, 轮虫类、环节动物、多毛类、软体动物 body length<1 mm, rotifers, annelids, polychaetes, mollusks
13	浮游动物 zooplankton	桡足类、海樽科、浮游幼虫 copepods, Thalassidea, planktonic larvae
14	浮游植物 phytoplankton	硅藻、甲藻、绿藻、蓝藻 Bacillariophyceae, Dinoflagellata, Chlorophyta, Cyanobacteria
15	有机碎屑 detritus	颗粒有机碳和溶解有机碳 particulate organic carbon & dissolved organic carbon

注: 序号1~15代表15个功能组, 下同。

Notes: Number 1-15 represents 15 functional groups, the same below.

2 结果

2.1 南朗水域生态模型构建

利用 Ecopath 模型分别构建 2005 年、2016—

2020 年南朗水域的生态平衡模型系统, 计算各功能组的营养级 (TL) 和生态营养转化效率 (EE), 模型输出情况见表 4。

南朗水域各功能组的生态营养相互作用聚集在 4 个有效营养水平内, 2005 年、2016—2020 年的平均营养级分别为 2.41、2.44、2.44、2.57、2.59 和 2.56。2005 年最高营养级为日本花鲈 (TL=3.19), 2016—2020 年最高营养级为软骨鱼类, 营养级分别为 3.44、3.50、3.64、3.80 和 3.91。几年间, 甲壳类动物 (TL=2.51~2.92) 和底栖动物 (TL=2.15~2.45) 的营养水平较稳定, 虾蛄类 (TL=2.66~2.80)、其他虾类 (TL=2.61~2.63)、蟹类 (TL=2.48~2.80)、大型底栖动物 (TL=2.36~2.40) 和小型底栖动物 (TL=2.25~2.45) 均呈整体上升趋势, 浮游动物的营养水平基本维持在 2 左右, 碎屑和浮游植物一直为最低营养级 (TL=1)。2005 年、2016—2020 年南朗水域各功能组的生态营养转化效率 EE 值的范围整体增加。

2.2 营养层间的能量流动和转换效率

图 1 为 2005 年、2016—2020 年南朗水域主要营养层间的能量流动 Lindeman 图, 图 1-b 是对图 1-a 的解释, 每个方框代表一个营养级,

框内上方代表系统总流量 (TST), 框内下方代表生物量 (t/km^2), 箭头代表能力流动去向, 进入的为消耗量 [$t/(km^2 \cdot a)$], 出去的为生产量 [$t/(km^2 \cdot a)$] 和碎屑转换效率 (%), 垂直向下的线条代表呼吸量 [$t/(km^2 \cdot a)$]。根据图 1-a 可以看出南朗水域生态系统营养能量流动主要有 2 条食物链, 一条是以 I 营养级 (浮游植物又叫初级生产者) 为起点的牧食链, 能量流经 II 营养级 (浮游动物、底栖动物、草食性鱼类及滤食性鱼类)、III 营养级 (杂食性鱼类), 最后能量流入 IV 营养级 (肉食性动物)。另外一条是以有机碎屑为起点的腐蚀链, II 营养级生物摄入碎屑后, 将能量传输给高营养级生物, 高营养级生物的一部分能量转化为碎屑, 形成再循环腐蚀链, 以此进行能量流动。以 2005 年为例, 南朗水域生态系统中初级生产者的生产量为 $127.90 t/(km^2 \cdot a)$, 有机碎屑的生产量为 $417.20 t/(km^2 \cdot a)$, II 营养级的生产量为 $34.94 t/(km^2 \cdot a)$, III 营养级的生产量为 $2.28 t/(km^2 \cdot a)$, IV 营养级的生产量可以忽略不计, 可见, 能量从一个营养级传递到下一个营养级时往往损失很大, 南朗水域生态系统中的能量主要来源于初级生产者和有机碎屑, 营养级与能量的消耗量、生产量、呼吸量呈反向变动。同时, 2005 年、2016—2020 年

表 3 2005 年、2016—2020 年南朗水域生态系统模型参数的输入

Tab. 3 Inputs of model parameters of the Nanlang waters ecosystem in 2005 and 2016-2020

功能组 group	生物量(t/km^2) biomass						P/B	Q/B
	2005 ^[21]	2016	2017	2018	2019	2020		
1	0.00	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.25 ^[33]	4.42 ^[33]
2	0.13	0.08	0.08	0.63	0.63	0.50	0.79	4.30 ^[19]
3	0.21	0.84	0.95	1.25	1.32	2.21	0.86 ^[29]	3.87 ^[29]
4	0.00	0.18	0.21	0.48	0.40	0.30	1.03	7.88 ^[20]
5	0.19	0.56	0.52	1.25	1.27	2.28	0.98 ^[29]	7.09 ^[29]
6	0.10	0.16	0.24	0.93	0.96	0.51	0.97 ^[29]	9.23 ^[29]
7	1.02	0.25	0.27	1.77	1.85	1.16	1.27	8.11 ^[29]
8	0.02	0.10	0.08	0.14	0.17	0.16	5.81 ^[21]	18.90 ^[21]
9	0.06	0.18	0.15	0.17	0.20	0.28	6.80 ^[19]	21.54 ^[19]
10	0.10	0.16	0.16	0.15	0.15	0.14	5.99 ^[19]	16.90
11	3.10	7.50	8.20 ^[31]	5.30	9.30	8.00	5.10 ^[19]	18.50 ^[19]
12	1.80	4.14	4.30	5.00	5.00	5.00	6.57 ^[20]	26.90
13	2.78 ^[30]	4.00	4.30 ^[29]	5.00	5.00	4.00	36.00 ^[19]	166.00
14	4.00 ^[28]	6.50 ^[32]	7.00	8.00	8.50 ^[40]	8.50	200.00 ^[20]	0.00
15	80.00 ^[28]	100.00	100.00	130.00 ^[35]	150.00 ^[26]	150.00		

表 4 2005 年、2016—2020 年南朗水域生态系统模型参数的输出

Tab. 4 Outputs of model parameters of the Nanlang waters ecosystem in 2005 and 2016-2020

功能组 group	营养级(TL) trophic level						生态营养转化效率(EE) ecotrophic efficiency					
	2005	2016	2017	2018	2019	2020	2005	2016	2017	2018	2019	2020
1	3.01	3.44	3.50	3.64	3.80	3.87	0.00	0.00	0.31	0.05	0.35	0.14
2	3.20	3.23	3.42	3.49	3.49	3.53	0.02	0.58	0.68	0.22	0.13	0.79
3	3.10	3.25	3.31	3.41	3.38	3.43	0.33	0.30	0.62	0.86	0.83	0.98
4	3.02	2.90	2.89	3.24	3.23	3.11	0.61	0.68	0.68	0.44	0.67	0.71
5	2.98	2.95	2.99	3.12	3.11	2.94	0.32	0.49	0.58	0.98	0.98	0.83
6	2.00	2.30	2.00	2.20	2.20	2.10	0.33	0.88	0.50	0.49	0.79	0.89
7	2.32	2.32	2.33	2.32	2.30	2.32	0.19	0.77	0.64	0.62	0.62	0.68
8	2.68	2.66	2.62	2.81	2.92	2.70	0.32	0.54	0.74	0.96	0.95	0.99
9	2.62	2.51	2.52	2.64	2.64	2.63	0.21	0.42	0.54	0.80	0.59	0.56
10	2.62	2.59	2.58	2.85	2.96	2.60	0.22	0.69	0.67	0.91	0.84	0.94
11	2.36	2.30	2.24	2.40	2.40	2.40	0.08	0.08	0.07	0.18	0.10	0.13
12	2.25	2.15	2.15	2.45	2.45	2.45	0.57	0.44	0.28	0.20	0.19	0.27
13	2.00	2.01	2.03	2.00	2.00	2.00	0.29	0.41	0.56	0.61	0.78	0.89
14	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.16	0.53	0.30	0.41	0.52	0.27
15	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.47	0.20	0.41	0.29	0.10	0.18

有机碎屑的系统总流量分别为 35.24%、26.69%、35.11%、29.45%、26.26% 和 35.16%，初级生产者的系统总流量分别为 39.11%、42.77%、37.35%、41.61%、44.27% 和 43.5%，同一年初级生产者的系统总流量均高于有机碎屑。

表 5 展示了 2005 年、2016—2020 年南朗水域生态系统各营养级的能量流动转换效率，II 营养级具有最高的转化效率，不同年份的初级生产者能流转换效率分别为 5.29%、6.18%、6.88%、8.50%、8.32% 和 9.22%，有机碎屑的能流转换效率为 5.27%、6.00%、6.91%、8.39%、6.60% 和 8.95%，综合能流转换效率为 5.28%、6.14%、6.90%、8.46%、8.18% 和 8.83%，整体呈上升趋势。以 2020 年为例：II 营养级初级生产者的能流转换效率为 11.89%，有机碎屑能流转换效率为 11.48%，初级生产者能流转换高于有机碎屑，表明进入 II 营养级的能量主要由初级生产者提供，III 营养级及 IV 营养级与之相同。

2.3 各功能组间的营养相互作用

在 Ecopath 模型中，混合营养影响 (MTI) 展示了基于敏感性分析下，研究水域生态系统各功能组之间的相对影响^[40]。图 2 中，功能组 16 表示鱼类总体，蓝色矩阵表示两功能组为正影响，红色为负影响，颜色越深代表影响程度越大，假设 X 功能组对 Y 功能组为积极影响，

表示两功能组之间并未有捕食竞争关系或者 X 功能组是 Y 功能组的食物；若 X 功能组对 Y 功能组为消极影响，表示两个功能组之间有捕食竞争关系或者 X 功能组会捕食 Y 功能组^[41]。整体上看，2005 年、2016—2020 年各功能组之间的混合营养作用逐渐显著，2005 年的软骨鱼类和黄鳍棘鲷的生物量极低，二者对其他功能组均无明显影响，但 2016—2020 年，软骨鱼类及黄鳍棘鲷逐渐融入生态系统，与其他功能组之间存在相互作用，2016—2020 年黄鳍棘鲷对被捕食功能组 (小型滤食性鱼类、虾、蟹、浮游动物) 以及有捕食竞争关系的功能组 (杂食性鱼类) 呈现消极影响，并且随着黄鳍棘鲷生物量逐年增多，影响程度逐渐明显。滤食性和草食性鱼类摄食食物单一，营养级较低，是被大部分生物捕食的对象，所以在整个生态系统中主要起积极影响。除此之外，虾蛄类、其他虾类和蟹类作为捕食者，对滤食性、草食性、底栖动物、浮游动物有消极影响；浮游植物、有机碎屑作为被捕食者，对大部分功能群有积极影响，对滤食性鱼类、虾、蟹和底栖生物有显著的积极影响。

2.4 生态系统的总体特征

本研究利用 Ecopath 模型，通过生态系统属性、生态系统成熟度、食物网结构来表征

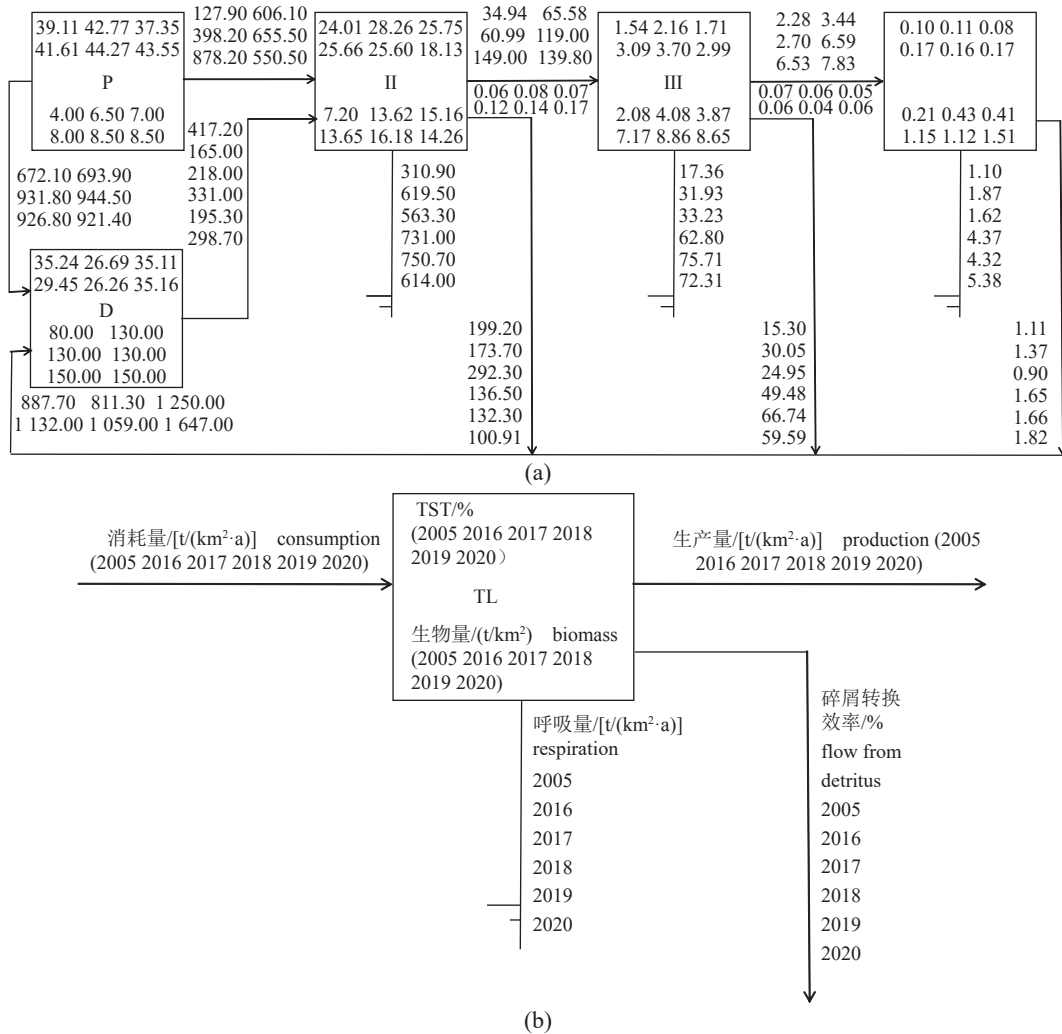


图 1 南朗水域生态系统营养层级间能流效率示意图

TST.系统总流量, P.初级生产者, D.有机碎屑, TL.营养级。

Fig. 1 Trophic flow and transfer efficiency through trophic levels in Nanlang waters ecosystem

TST. total system throughput, P. primary producers, D. detritus, TL. trophic level.

2005年、2016—2020年南朗水域生态系统总体特征的变化(表6)。系统总流量是生态系统中总消耗量、总输出量、总呼吸量以及流向碎屑总量之和,代表整个系统的能量流动大小^[42],2005年、2016—2020年南朗水域的系统总流量分别为2 251.45、3 246.34、3 582.54、3 846.96、4 034.57和3 988.69 t/(km²·a),2016—2020年南朗水域系统总流量均高于2005年,除此之外,生态系统总生物量、总净初级生产量以及总生产量均呈逐年上升趋势。

总初级生产力/总呼吸(TPP/TR)是反映生态系统成熟度的重要指标,TPP/TR>1,表明生态系统处于发育状态,TPP/TR<1,表明生态系统被有机物污染,TPP/TR=1,表明生态系

统趋于成熟,2005年、2016—2020年不同年份的TPP/TR分别为2.84、2.14、2.22、2.00、2.15和2.20,与2005年相比,2016—2020年都有所降低。连接度指数(CI)和系统全能指数(SOI)是评价生态系统复杂性的两个重要指标,研究年份中CI值的变动范围为0.47~0.57,从2005年的0.47增加到2020年的0.53,SOI值的变动范围为0.22~0.29,从2005年的0.23增加到2020年的0.29,CI值与SOI值虽然增幅较小,但整体仍呈上升趋势(表6)。

2.5 日本花鲈及黄鳍棘鲷的生态容纳量

为研究增殖放流对生态容纳量的影响,本研究以2005年与2020年为例,利用Ecopath模

表 5 南朗水域生态系统各营养级的转换效率

年份 year	营养级 trophic level	生产者 producer	碎屑 detritus	总流量 all flow	碎屑所占能流比 proportion of total flow originating from detritus	初级生产者转换效率 from primary producer	有机碎屑 转换效率 from detritus	综合能流 转换效率 total
2005	II	6.88	8.27	7.92	45	5.29	5.27	5.28
	III	6.29	5.43	5.63				
	IV	3.42	3.26	3.30				
2016	II	8.35	6.31	7.92	36	6.18	6.00	6.14
	III	4.92	5.04	4.94				
	IV	5.73	6.80	5.90				
2017	II	7.27	6.73	7.66	40	6.88	6.91	6.90
	III	6.69	6.66	6.67				
	IV	4.59	4.61	4.60				
2018	II	12.37	11.46	12.06	39	8.50	8.39	8.46
	III	5.53	5.81	5.62				
	IV	8.97	8.86	8.93				
2019	II	12.56	10.42	11.45	40	8.32	6.60	8.18
	III	8.59	8.40	8.52				
	IV	4.31	4.61	4.44				
2020	II	11.89	11.48	11.75	43	9.22	8.95	8.83
	III	8.39	8.26	8.35				
	IV	7.85	7.56	7.76				

型构建南朗水域稳定的生态通道模型, 通过敏感性分析评估影响程度, 保持水域生态系统稳定, 确保增殖放流不会造成生态通道模型的崩溃(表 7)。据南朗水域各功能组间的混合营养关系分析, 若增加日本花鲈和黄鳍棘鲷的放流量, 对肉食性鱼类、草食性鱼类、滤食性鱼类、虾、蟹等甲壳类动物有一定的影响。结果显示, 2005 年南朗水域日本花鲈、黄鳍棘鲷的生物量分别为 0.130 和 0.004 t/km², 当生物量增加 1.5 倍时模型不平衡, 肉食性鱼类 EE 值=1.08, 小型底栖动物 EE 值=1.01, 2020 年日本花鲈、黄鳍棘鲷的生物量分别为 0.500 和 0.300 t/km², 当生物量增加 2 倍时, 草食性鱼类 EE 值为 1.04, 蟹类 EE 值为 1.07, 存在生态营养转化效率大于 1 的功能组, 生态通道模型失去平衡, 因此, 2005 年南朗水域日本花鲈和黄鳍棘鲷的生态容纳量分别为 0.260 和 0.008 t/km², 2020 年日本花鲈和黄鳍棘鲷的生态容纳量分别为 1.25 和 0.75 t/km², 2020 年日本花鲈的生态容纳量约为 2005 年的 5 倍, 黄鳍棘鲷的生态容纳量约为 2005 年的 94 倍。

3 讨论

3.1 增殖放流对生态系统营养结构的影响

生态系统各功能组之间的营养结构反映了生态系统能量流动过程, 物质能量通过食物网被消耗再转化成为各个营养级的生产力^[42]。

Lindeman^[43] 认为水生生态系统总能流转换效率大于 10%, 是水域营养结构良好的表现。南朗水域生态系统的能量流动主要分布在 I~IV 营养级, 总能流转换效率均低于 10%, 一方面可能是因为南朗水域属于近岸浅海区, 水体受人类活动和陆地来源污染影响, 水体富营养化严重, 水生生物种类较少, 食物网结构简单, 从而导致总能流转换效率偏低^[44], 另一方面, 由于近岸水域受人类捕捞影响较大, 对原有生态系统的稳定性和生物多样性破坏力大于远洋海域, 过度捕捞直接影响渔业的自然恢复力, 导致渔业退化, 间接对整个海洋生态系统造成无法弥补的连锁灾难^[45]。虽然总能流转换效率较低, 但通过对日本花鲈、黄鳍棘鲷、广东鲂、草鱼、鳊、鲢、刀额新对虾等种类的持

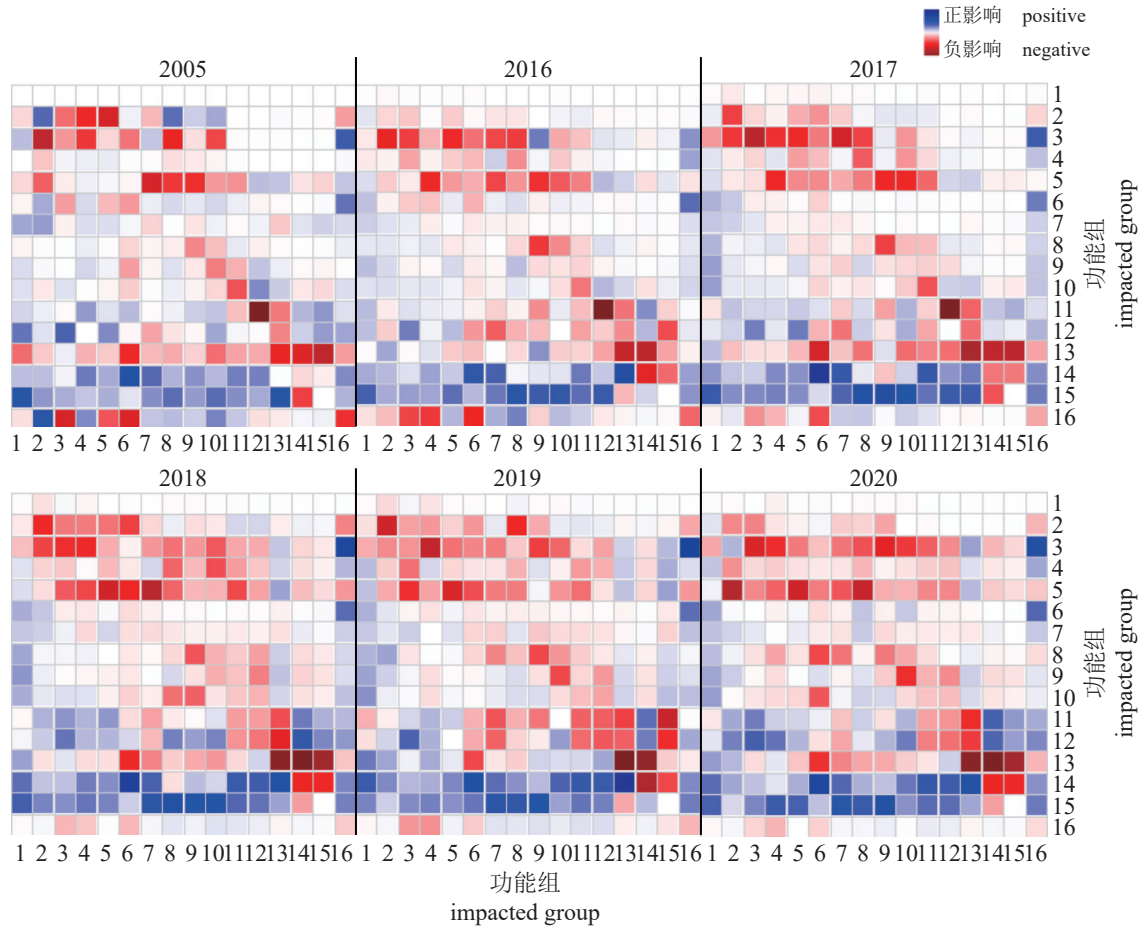


图 2 南朗水域生态系统各功能组间的混合营养效应分析

Fig. 2 Mixed trophic impact in coral reef ecosystem of Nanlang waters

续放流后，2016—2020 年生态系统总能流转换效率呈逐年递增的趋势。

营养级是显示生态系统中摄食习性和捕捞影响的重要指数，Niiranen 等^[46]为波罗的海建立了 EwE 模型，比较分析了食物链自上而下和自下而上对该海洋营养结构的影响，研究结果证实，生物食性结构是整个生态系统营养级划分的重要依据，增殖放流改变了物种的食物网，因此对生态系统的营养结构产生影响。2005 年到 2020 年，浮游植物和碎屑一直是 I 营养级，它们是生产者，为整个生态系统提供基础的营养物质和能量^[47]；浮游动物、底栖动物、草食性鱼类、滤食性鱼类，它们一直是 II 营养级，主要以初级生产者食物，被营养级较高的动物所消耗，是物质和能量转移的枢纽^[48]，可见增殖放流未改变低等级生物的食性结构，因此对低等级生物的营养级影响不大，反之，对甲壳类、肉食性鱼类以及软骨鱼类影响较大。

Christensen 等^[49]提出，某物种生物量的变化将对生态系统中其他物种的生物量产生影响。2005 年，甲壳类为营养级 II，由于鱼类生物量较低，甲壳类为杂食性及肉食性鱼类的重要食物来源，而增殖放流补充了原水域的渔业生物量，等级较高的生物减少了对甲壳类的摄食，同时，放流鱼苗规格偏小，为甲壳类提供了食物，使甲壳类的食物网也发生了变化，甲壳类的主要身份由被捕食者转变为捕食者，到 2020 年，甲壳类营养级由 II 上升为 III。在本研究中，2005 年营养级最高为日本花鲈 (3.20)，2016—2020 年营养级最高为软骨鱼类，且最高营养级逐年增加，除此之外，平均营养级也逐年升高 (2.41、2.44、2.44、2.57、2.59 和 2.56)，这标志着增殖放流使南朗水域渔业资源的营养结构得到了保护和恢复。白洋淀连续开展了鲢、鲤、虾、蟹、螺等物种的增殖放流活动和“禁渔”措施，使 2018 年生态系统营养级明显高于 2010

表 6 南朗水域生态系统的总体特征参数

Tab. 6 General characteristics parameters of Nanlang waters

参数 parameter	2005	2016	2017	2018	2019	2020
生态系统属性 ecosystem property						
总消耗量/[t/(km ² ·a)] sum of all consumption	560.84	934.98	1 002.53	1 114.57	1 190.48	991.86
总输出量/[t/(km ² ·a)] sum of all exports	482.55	746.64	731.71	801.47	953.95	940.89
总呼吸量/[t/(km ² ·a)] sum of all respiratory flows	317.45	653.36	598.29	798.53	831.05	788.11
流向碎屑总量/[t/(km ² ·a)] sum of all flows into detritus	890.62	1 011.36	1 150.02	1 132.39	1 059.09	1 267.83
系统总流量/[t/(km ² ·a)] total system throughput	2 251.46	3 346.34	3 482.55	3 846.96	4 034.57	3 988.69
系统总生产量/[t/(km ² ·a)] sum of all production	925.39	1 514.17	1 533.74	1 849.2	2 055.1	2 239.65
渔获物平均营养级 mean trophic level of the catch	2.73	2.84	2.91	3.07	3.016	3.08
总净初级生产量/[t/(km ² ·a)] calculated total net primary production	900.00	1 400.00	1 330.00	1 600.00	1 785.00	1 740.00
总生物量(不含碎屑)/[t/(km ² ·a)] total biomass (excluding detritus)	12.70	24.65	26.47	30.08	34.76	28.04
生态系统成熟度 ecosystem maturity						
总初级生产量/总呼吸量(TPP/TR) total primary production/total respiration	2.84	2.14	2.22	2.00	2.15	2.21
总初级生产量/总生物量(TPP/TB) total primary production/total biomass	70.87	56.80	50.25	53.19	51.35	62.05
总生物量/总流量(TB/TP) total biomass/total throughput	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
食物网结构 food web structure						
系统连接指数(CI) connectance index	0.47	0.51	0.55	0.51	0.57	0.53
系统杂食性指数(SOI) system omnivory index	0.23	0.23	0.22	0.27	0.28	0.29

年^[35], 这也证实了增殖放流可以使得生态系统多样性增加, 生态系统营养结构趋于复杂化状态。

3.2 增殖放流对生态系统发育特征的影响

生态系统营养转化效率 EE 是评价 Ecopath 模型平衡的重要参数, 在 2005—2020 年, 鱼类种类的 EE 值整体升高, 反之, 碎屑、浮游植物的 EE 值普遍下降, 这表明 2005—2020 年, 增殖放流使初级生产者的被消耗量减少, 营养水平下降, 大量初级生产者并入沉积物输出到系统外, 被微型异养生物分解, 可能会导致系统内源性污染^[11, 50]。有学者利用 EWE 软件评估北部湾及大亚湾生态系统的实验中也证实了这一结论^[50-51]。建议今后的增殖放流活动中要精准评估放流水域的生态容纳量, 切忌盲目放流,

以免造成过多的生态系统循环负担。

2005 年、2016—2020 年南朗水域 TPP/TR 值分别为 2.84、2.14、2.22、2.00、2.15 和 2.21, 这表明南朗水域生态系统仍处于发育阶段 (未完全成熟), 这可能是因为增殖放流及沿海水产养殖业的快速发展导致渔业资源量增加, 未消化量增多流入碎屑组, 使得初级生产力和碎屑的利用率较高^[40]。CI 和 SOI 是评价生态系统复杂性的两个重要指标, 与生态系统成熟度呈正相关^[52], 随着 TPP/TR 值逐渐趋近于 1, 2005 年、2016—2020 年南朗水域的 CI 值和 SOI 值也在小幅上升, 由此可见, 南朗水域水生生物食物链从线性向网状结构转变, 生态系统结构趋于复杂^[48], 总而言之, 增殖放流使生态系统更加稳定, 更加成熟。

表 7 日本花鲈、黄鳍棘鲷生态容量推算过程

Tab. 7 The calculation process of the ecological capacity of *L. japonicus* and *A. latus*

功能组 group	生物量增殖倍数 growth rate of biomass	生物量/(t/km ²) biomass		模型平衡情况 the balance state of Ecopath	
		2005	2020	2005	2020
日本花鲈 <i>L. japonicus</i>	0	0.130	0.500	平衡 balance	平衡 balance
黄鳍棘鲷 <i>A. latus</i>		0.004	0.300		
日本花鲈 <i>L. japonicus</i>	0.5	0.195	0.750	平衡 balance	平衡 balance
黄鳍棘鲷 <i>A. latus</i>		0.006	0.450		
日本花鲈 <i>L. japonicus</i>	1.0	0.260	1.000	平衡 balance	平衡 balance
黄鳍棘鲷 <i>A. latus</i>		0.008	0.600		
日本花鲈 <i>L. japonicus</i>	1.5	0.330	1.250	肉食性鱼类EE值=1.08 小型底栖动物EE值=1.01	平衡 balance
黄鳍棘鲷 <i>A. latus</i>		0.010	0.750		
日本花鲈 <i>L. japonicus</i>	2.0	0.390	1.500	肉食性鱼类EE值=1.20 小型底栖动物EE值=1.02	草食性鱼类EE值=1.04 蟹类EE值=1.07
黄鳍棘鲷 <i>A. latus</i>		0.012	0.900		

3.3 增殖放流对生态容量的影响

生态系统建模对贝类和鱼类水产养殖的管理具有一定意义^[53], Bacher等^[54]也用生态系统模型比较了法国马林-奥勒隆湾和爱尔兰卡林福德湖的生态承载能力, Ecopath模型属于众多生态模型中的静态模型, 通过物质能流平衡计算生态容量。本研究运用Ecopath模型的下行控制(top-down control), 即通过较高营养层次的种类组成和生物量对较低营养层次的控制作用^[54], 评估了2005和2020年南朗水域日本花鲈和黄鳍棘鲷的增殖放流生态容量, 结果显示2020年南朗水域黄鳍棘鲷的生态容量为0.75 t/km², 约150 000尾/km²。日本花鲈和黄鳍棘鲷是南朗水域典型的增殖放流种类, 且营养水平较高, 经MTI分析表明, 日本花鲈为肉食性鱼类, 主要摄食对象为游泳动物, 其增殖放流生态容量主要受食物来源控制。黄鳍棘鲷为杂食性鱼类, 主要摄食对象为小型游泳动物及藻类, 增殖放流生态容量除受食物来源限制外, 还受种间竞争制约^[25], 当日本花鲈及黄鳍棘鲷生物量增多时, 对多数功能组的负面影响较大, 在整个营养结构中起自上而下的控制作用。2005年日本花鲈和黄鳍棘鲷的生态容

量较低, 可能是因为21世纪初南朗水域受到了中山市污水排放的影响, 还接收了各种大小径流携带的污染物, 陆源污染严重, 又经历过度捕捞和气候变化的影响, 渔业生物群落结构处于波动状态, 影响了海洋生态系统潜在价值, 导致海洋资源容量较低。在今后的生态修复中可以适度开发可持续的海洋资源, 降低发展风险, 切实保护生态环境。

4 结论

研究增殖放流对生态系统结构和功能的影响, 对于科学评价增殖放流的生态学作用有着重要的意义。本研究基于中山市南朗水域2005年、2016—2020年的调查数据, 应用Ecopath建模, 对比分析增殖放流对水域生态系统营养结构、能量流动和转化效率的影响。结果显示, 虽然南朗水域仍处于发育状态, 整体成熟度较低, 但相比原先的情况, 增殖放流后水域生态系统的稳定性、复杂性和成熟度均有所改善, 并使生态容量增加。总之, 科学开展增殖放流可有效补充和恢复渔业资源, 实现生物多样性的保护以及生态群落结构的改善, 未来还需要依据资源的科学评估结果, 长期开展针对性

的增殖放流活动, 严格渔业资源管理措施, 促进渔业资源恢复。

参考文献 (References):

- [1] 苏跃朋, 崔阔鹏. 珠江河口渔业产业概况及发展思路 [J]. 海洋开发与管理, 2016, 33(7): 31-36.
Su Y P, Cui K P. Present situation and developing strategy of fisheries industry in the Pearl River estuarine[J]. *Ocean Development and Management*, 2016, 33(7): 31-36 (in Chinese).
- [2] 肖瑜璋, 王蓉, 张保学. 珠江口海域海洋渔业资源现状分析与建议 [J]. 黑龙江科技信息, 2010(28): 233.
Xiao Y Z, Wang R, Zhang B X. Analysis and suggestions on the current situation of marine fishery resources in the Pearl River estuary[J]. *Heilongjiang Science and Technology Information*, 2010(28): 233 (in Chinese).
- [3] 徐开达, 周永东, 王伟定, 等. 舟山海域黑鲷标志放流试验 [J]. 上海水产大学学报, 2008, 17(1): 93-97.
Xu K D, Zhou Y D, Wang W D, *et al.* The tagging and releasing experiment of *Sparus macrocephalus* (Basilewsky) in the Zhoushan sea area[J]. *Journal of Shanghai Fisheries University*, 2008, 17(1): 93-97 (in Chinese).
- [4] 陈丕茂. 渔业资源增殖放流效果评估方法的研究 [J]. 南方水产, 2006, 2(1): 1-4.
Chen P M. Study on the method for assessment of enhancement effect of fishery stock[J]. *South China Fisheries Science*, 2006, 2(1): 1-4 (in Chinese).
- [5] Garlock T M, Camp E V, Lorenzen K. Efficacy of largemouth bass stock enhancement in achieving fishery management objectives in Florida. *Fisheries Research*, 2019, 213: 180-189.
- [6] Polovina J J. An overview of the ECOPATH model[J]. *Fishbyte*, 1984, 2(2): 5-7.
- [7] Polovina J J, Ow M D. An approach to estimating an ecosystem box model[J]. *Fishery Bulletin*, 1985, 83(3): 457-460.
- [8] Christensen V. Ecosystem maturity-towards quantification[J]. *Ecological Modelling*, 1995, 77(1): 3-32.
- [9] Christensen V, Pauly D. ECOPATH II - a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics[J]. *Ecological Modelling*, 1992, 61(3-4): 169-185.
- [10] Christensen V, Walters C J, Pauly D. Ecopath with Ecosim: a user's guide[M]. Vancouver: Fisheries Centre, University of British Columbia, 2005.
- [11] 陈作志, 邱永松, 贾晓平, 等. 基于 Ecopath 模型的北部湾生态系统结构和功能 [J]. 中国水产科学, 2008, 15(3): 460-468.
Chen Z Z, Qiu Y S, Jia X P, *et al.* Structure and function of Beibu Gulf ecosystem based on Ecopath model[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2008, 15(3): 460-468 (in Chinese).
- [12] Papapanagiotou G, Tsararakis K, Koutsidi M, *et al.* Using traits to build and explain an ecosystem model: Ecopath with Ecosim modelling of the North Aegean Sea (Eastern Mediterranean)[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2020, 236: 106614.
- [13] Geers T M, Pikitch E K, Frisk M G. An original model of the northern Gulf of Mexico using Ecopath with Ecosim and its implications for the effects of fishing on ecosystem structure and maturity[J]. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 2016, 129: 319-331.
- [14] Heymans J J, Shannon L J, Jarre A. Changes in the northern Benguela ecosystem over three decades: 1970s, 1980s, and 1990s[J]. *Ecological Modelling*, 2004, 172(2-4): 175-195.
- [15] 王玮, 王俊杰, 左平, 等. 基于 Ecopath 模型的西南黄海生态系统结构和能量流动分析 [J]. 应用海洋学学报, 2019, 38(4): 528-539.
Wang W, Wang J J, Zuo P, *et al.* Analysis of structure and energy flow in southwestern Yellow Sea ecosystem based on Ecopath model[J]. *Journal of Applied Oceanography*, 2019, 38(4): 528-539 (in Chinese).
- [16] 王殿常, 吴兴华, 丁玲, 等. 基于 Ecopath 模型的长江口生态系统结构与功能分析 [J]. 环境工程技术学报, 2022, 12(2): 417-425.
Wang D C, Wu X H, Ding L, *et al.* A preliminary analysis of the ecosystem structure and function of the Yangtze estuary based on Ecopath model[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2022, 12(2): 417-425 (in Chinese).
- [17] 范泽宇, 白雪兰, 徐聚臣, 等. 基于 Ecopath 模型的淡水水库生态系统特征及鲢、鳙生态容量分析 [J]. 中国水产科学, 2021, 28(6): 773-784.
Fan Z Y, Bai X L, Xu J C, *et al.* Analysis of ecological system characteristics and ecological capacity of *Hypophthalmichthys molitrix* and *Aristichthys nobilis* in the Weishui Reservoir based on Ecopath model[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2021, 28(6): 773-784 (in Chinese).
- [18] Li C H, Xian Y, Ye C, *et al.* Wetland ecosystem status and restoration using the Ecopath with Ecosim (EWE) model[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 658: 305-314.
- [19] 肖方森. 闽南-台湾浅滩海域生态系统渔业资源容量 [J]. 台湾海峡, 2003, 22(4): 449-456.
Xiao F S. Fishery resource capacity in ecosystem of Minnan-Taiwan Shoal Fishing Ground[J]. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 2003, 22(4): 449-456 (in Chinese).
- [20] 党二莎, 唐俊逸, 周连宁, 等. 珠江口近岸海域水质状况评价及富营养化分析 [J]. 大连海洋大学学报, 2019, 34(4): 580-587.
Dang E S, Tang J Y, Zhou L N, *et al.* Water quality assessment and eutrophication analysis in coastal waters of Pearl River estuary[J]. *Journal of Dalian Ocean University*, 2019, 34(4): 580-587 (in Chinese).
- [21] 陈丕茂, 张利军, 黎小国, 等. 中山水域渔业资源调查报告 [R]. 中国水产科学研究院南海水产研究所 2006.

- Chen P M, Zhang L J, Li X G, *et al.* Investigation report on fishery resources in Zhongshan waters[R]. South China Sea Fisheries Research Institute, 2006 (in Chinese).
- [22] Pauly D, Christensen V, Walters C. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2000, 57(3): 697-706.
- [23] 徐超, 王思凯, 赵峰等. 基于 Ecopath 模型的长江口生态系统营养结构和能量流动研究 [J]. *海洋渔业*, 2018, 40(3): 309-318.
- Xu C, Wang S K, Zhao F, *et al.* Trophic structure and energy flow of the Yangtze Estuary ecosystem based on the analysis with Ecopath model[J]. *Marine Fisheries*, 2018, 40(3): 309-318 (in Chinese).
- [24] 刘玉, 隋丽杰, 段丽杰, 等. 珠江口 EwE 模型功能组划分研究 [J]. *海洋环境科学*, 2008, 27(5): 480-483.
- Liu Y, Sui L J, Duan L J, *et al.* Functional groups dividing for the EWE model of the Pearl River Estuary ecosystem[J]. *Marine Environmental Science*, 2008, 27(5): 480-483 (in Chinese).
- [25] 刘岩, 吴忠鑫, 杨长平, 等. 基于 Ecopath 模型的珠江口 6 种增殖放流种类生态容纳量估算 [J]. *南方水产科学*, 2019, 15(4): 19-28.
- Liu Y, Wu Z Y, Yang C P, *et al.* Ecological carrying capacity of six species of stock enhancement in Pearl River estuary based on Ecopath model[J]. *South China Fisheries Science*, 2019, 15(4): 19-28 (in Chinese).
- [26] 黄梦仪, 徐姗姗, 刘永, 等. 基于 Ecopath 模型的大亚湾黑鲷生态容量评估 [J]. *中国水产科学*, 2019, 26(1): 1-13.
- Huang M Y, Xu S N, Liu Y, *et al.* Assessment of ecological carrying capacity of *Sparus macrocephalus* in Daya Bay based on an ecopath model[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2019, 26(1): 1-13 (in Chinese).
- [27] 段丽杰. 基于 EwE 的珠江口渔业和近海生态系统模拟研究 [D]. 广州: 中山大学, 2009: 9-15.
- Duan L J. Ecological modeling study on the fishery and coastal ecosystem in the Pearl River estuary based on EWE[D]. Guangzhou: Sun Yat-sen University, 2009: 9-15 (in Chinese).
- [28] Yuan D N, Chen L D, Luan L L, *et al.* Effect of salinity on the zooplankton community in the Pearl River Estuary[J]. *Journal of Ocean University of China*, 2020, 19(6): 1389-1398.
- [29] 袁丹妮. 珠江口广州—珠海水域浮游动物群落结构及其环境特征 [D]. 广州: 暨南大学, 2014.
- Yuan D N. Zooplankton community structure and environmental characteristics in Guangzhou-Zhuhai waters of the Pearl River Estuary[D]. Guangzhou: Jinan University, 2014 (in Chinese).
- [30] 周细平, 李贞, 吴培芳, 等. 珠江河口区大型底栖动物群落结构 [J]. *生物多样性*, 2019, 27(10): 1112-1121.
- Zhou X P, Li Z, Wu P F, *et al.* The structure of macrobenthic community in Pearl River estuary[J]. *Biodiversity Science*, 2019, 27(10): 1112-1121 (in Chinese).
- [31] 司悦悦. 珠江口及南海中北部中型浮游动物摄食生态与繁殖研究 [D]. 厦门: 厦门大学, 2018.
- Si Y Y. Study on mesozooplankton grazing and reproduction in Pearl River estuary and North-central South China Sea[D]. Xiamen: Xiamen University, 2018 (in Chinese).
- [32] Pauly D, Bartz M L S. Improved construction, parametrization and interpretation of steady-state ecosystem models[M]/Christensen V, Pauly D. Trophic models of aquatic ecosystems. Makati: ICLARM Conference Proceeding, 1993: 1-13.
- [33] Pitcher T J, Buchary E, Trujillo P. Spatial simulations of Hong Kong's marine ecosystem: ecological and economic forecasting of marine protected areas with human-made reefs[J]. *Fisheries Centre Research Reports*, 2002.
- [34] 莫宝霖, 秦传新, 陈丕茂, 等. 基于 Ecopath 模型的大亚湾海域生态系统结构与功能初步分析 [J]. *南方水产科学*, 2017, 13(3): 9-19.
- Mo B L, Qin C X, Chen P M, *et al.* Preliminary analysis of structure and function of Daya Bay ecosystem based on Ecopath model[J]. *South China Fisheries Science*, 2017, 13(3): 9-19 (in Chinese).
- [35] 郭思雅, 王京刚, 王颖, 等. 基于 Ecopath 模型的白洋淀生态系统近 10 年结构与功能变化分析 [J]. *生态毒理学报*, 2020, 15(5): 169-180.
- Guo S Y, Wang J G, Wang Y, *et al.* Analysis of the ecosystem structure and energy flow of the Baiyangdian Lake in recent 10 years based on the Ecopath model[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2020, 15(5): 169-180 (in Chinese).
- [36] Palomares M L D, Pauly D. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity[J]. *Marine and Freshwater Research*, 1998, 49(5): 447-453.
- [37] 陈仕焯, 于雯雯, 张虎, 等. 吕泗渔场小黄鱼和棘头梅童鱼秋季脂肪酸组成及食性研究 [J]. *中国水产科学*, 2020, 27(8): 943-952.
- Chen S X, Yu W W, Zhang H, *et al.* Research on fatty acid composition and feeding habits of *Larimichthys polyactis* and *Collichthys lucidus* from Lyusi fishing ground during autumn[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2020, 27(8): 943-952 (in Chinese).
- [38] 洪小巧, 庄平, 杨刚, 等. 长江口中国花鲈食性分析 [J]. *生态学报*, 2012, 32(13): 4181-4190.
- Hong Q Q, Zhuagn P, Yang G, *et al.* Feeding habits of *Lateolabrax maculatus* in Yangtze River estuary[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(13): 4181-4190 (in Chinese).
- [39] 洪小帆, 陈作志, 张俊, 等. 基于 Ecopath 模型的七连屿礁栖性生物的生态承载力分析 [J]. *热带海洋学报*, 2022, 41(1): 15-27.
- Hong X F, Chen Z Z, Zhang J, *et al.* Analysis of ecological car-

- rying capacity of reef organisms in Qilianyu Islands based on Ecopath model[J]. *Journal of Tropical Oceanography*, 2022, 41(1): 15-27 (in Chinese).
- [40] Ulanowicz R E, Puccia C J. Mixed trophic impacts in ecosystems[J]. *Coenoses*, 1990, 5(1): 7-16.
- [41] Su M, Yang C J, Kong H, *et al.* Analysis of ecosystem change recent years based on Ecopath models in the Aoshan Bay ecosystem[J]. *Marine Ecology*, 2022, 43(2): e12700.
- [42] Jackson J B C, Kirby M X, Berger W H, *et al.* Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems[J]. *Science*, 2001, 293(5530): 629-637.
- [43] Lindeman R L. The trophic-dynamic aspect of ecology[J]. *Bulletin of Mathematical Biology*, 1991, 53(1-2): 167-191.
- [44] 孔业富, 尹成杰, 王林龙, 等. 基于 Ecopath 模型的三门湾生态系统结构与功能 [J]. *应用生态学报*, 2022, 33(3): 829-836.
Kong Y F, Yin C J, Wang L L, *et al.* Ecosystem structure and function of Sanmen Bay based on Ecopath model[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2022, 33(3): 829-836 (in Chinese).
- [45] 郑奕. 中国近海渔业捕捞能力的控制与量化研究 [D]. 南京: 南京农业大学, 2007.
Zheng Y. Research of the controlling and measuring on fishing capacity for Chinese inshore fleets[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2007 (in Chinese).
- [46] Niiranen S, Stipa T, Hirvonen A, *et al.* Modelled bioaccumulation of chemical warfare agents within the Baltic Sea food web[C]// IEEE. US/EU-Baltic International Symposium. Seattle: IEEE, 2008.
- [47] He C Y, Mao S Q, Yan X J, *et al.* Comparison of the 2010 and 2020 ecosystem structures in Xihu Harbor based on the Ecopath model[J]. *Ocean & Coastal Management*, 2021, 213: 105873.
- [48] Pomeroy L R. The Ocean's Food Web, a changing paradigm[J]. *BioScience*, 1974, 24(9): 499-504.
- [49] Christensen V, Walters C J. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations[J]. *Ecological Modelling*, 2004, 172(2-4): 109-139.
- [50] 陈作志, 邱永松, 贾晓平. 北部湾生态通道模型的构建 [J]. *应用生态学报*, 2006, 17(6): 1107-1111.
Chen Z Z, Qiu Y S, Jia X P. Mass-balance Ecopath model of Beibu Gulf ecosystem[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2006, 17(6): 1107-1111 (in Chinese).
- [51] 王雪辉, 杜飞雁, 邱永松, 等. 大亚湾海域生态系统模型研究 I: 能量流动模型初探 [J]. *南方水产*, 2005, 1(3): 1-8.
Wang X H, Du F Y, Qiu Y S, *et al.* Study on the ecosystem model of Daya Bay I. A preliminary approach on energy flow model[J]. *South China Fisheries Science*, 2005, 1(3): 1-8 (in Chinese).
- [52] 王九江. 大亚湾增殖放流生态与经济效果评价 [D]. 舟山: 浙江海洋大学, 2019.
Wang J J. Evaluation of Eco-economic effect of proliferation and discharge in Daya Bay[D]. Zhoushan: Zhejiang Ocean University, 2019 (in Chinese).
- [53] Dowd M. A bio-physical coastal ecosystem model for assessing environmental effects of marine bivalve aquaculture[J]. *Ecological Modelling*, 2005, 183(2-3): 323-346.
- [54] Bacher C, Duarte P, Ferreira J G, *et al.* Assessment and comparison of the Marennes-Oléron Bay (France) and Carlingford Lough (Ireland) carrying capacity with ecosystem models[J]. *Aquatic Ecology*, 1997, 31(4): 379-394.

Effect of stock enhancement using Ecopath model on the ecosystem of Nanlang waters

FENG Ruiyu^{1,2}, TAO Feng^{1,3}, GUO Yu^{1,3}, QIN Chuanxin^{1,3*},
SUN Jinhui², WU Yigui⁴, WANG Jing⁴

1. Key Laboratory of Marine Ranching, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Guangzhou 510300, China;

2. Tianjin Key Laboratory of Aqua-Ecology and Aquaculture, College of Fisheries, Tianjin Agricultural University, Tianjin 300384, China;

3. Hainan Province Key Laboratory of Efficient Utilization and Processing of Deep-sea Fishery Resources, Sanya Tropical Fisheries Research Institute, Sanya 572018, China;

4. Fangchenggang Fisheries Technology Extension Station, Fangchenggang 538001, China

Abstract: The Pearl River estuary fishery is one of China's four renowned fishery waters and is also among the most human-impacted aquatic regions. To assess the effects of stock enhancement on the ecosystem and ecological capacity of estuarine waters, this study utilized historical and contemporary survey data on fishery resources and ecological environment. A 6-year material balance model of the Nanlang waters was constructed using Ecopath with Ecosim (ewe) 6.5 software to systematically analyze changes in ecosystem energy flow, general characteristics, and food web structure. The results indicated that in 2005 and 2016–2020, energy flow in Nanlang waters was primarily concentrated in trophic levels I–IV, with a consistent nutritional structure. The grazing food chain and detritus food chains were the dominant energy pathways, characterized by high energy utilization rates among primary producers but low overall energy flow conversion efficiency. The ecosystem was in a development stage. Compared to 2005, fishery resources biomass, trophic levels, and system energy conversion efficiency increased from 2016 to 2020. The total primary production to respiration ratio (TPP/TR) of the system gradually approached 1, while the system connectivity index (CI) and system omnivory index (SOI) slightly rose, indicating a maturing ecosystem with an expanding overall scale. Additionally, the ecological capacity of *Lateolabrax japonicus* and *Acanthopagrus latus* increased by 5 and 94 times, respectively, in 2020 compared to 2005. In conclusion, stock enhancement not only enhances the stability, complexity, and maturity of the estuarine ecosystem but also significantly improves its ecological capacity.

Key words: Ecopath model; stock enhancement; ecosystem; nutritional structure; ecological carrying capacity; Nanlang waters

Corresponding author: QIN Chuanxin. E-mail: qincx@scsfri.ac.cn

Funding projects: National Key R & D Program "Blue Granary Science and Technology Innovation" (2018YFD0900905); National Natural Science Foundation of China (32160863); Innovation Team of Hainan Province (321CXTD446); Fangchenggang Key R & D Program (AB21014021); Central Public-interest Scientific Institution Basal Research Fund, CAFS (2020SY01)