

DOI: 10.3724/SP.J.1118.2016.15348

基于营养通道模型的海州湾中国明对虾生态容纳量

王腾¹, 张贺¹, 张虎³, 张硕^{1,2}

1. 上海海洋大学 海洋科学学院, 上海 201306;

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

3. 江苏省海洋水产研究所, 江苏 南通 226007

摘要: 通过增殖放流, 增加优质渔业资源、改善种群结构是渔业资源养护的重要手段, 而增殖生态容量的研究是科学实施增殖放流的前提。为确定海州湾中国明对虾的生态容纳量, 根据 2013 年连云港海州湾渔业生态修复水域的调查资料, 应用 Ecopath with Ecosim(EwE)软件中的 Ecopath 模块, 构建了该区域的生态系统能量流动简易模型, 计算了放流种类中国明对虾的增殖生态容纳量。结果表明: 系统各功能组营养级范围在 1~4.42。系统总流量 9335.191 t·km⁻²·a⁻¹, 系统总初级生产力 3892.630 t·km⁻²·a⁻¹, 系统初级生产力与总呼吸量的比值为 1.331, 连接指数为 0.415, 杂食指数为 0.174, Finn 循环指数为 11.4%, 平均能流路径为 2.8 系统尚处于由衰竭状态向恢复状态转变, 还未恢复到成熟态。中国明对虾不是本海域的关键种, 当前中国明对虾的生物量为 0.04 t·km⁻²·a⁻¹, 中国明对虾的生态容纳量为 0.846 t·km⁻²·a⁻¹。

关键词: Ecopath 模型; 增殖放流; 中国明对虾; 生态容纳量; 海州湾

中图分类号: S92

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2016)04-0965-11

海州湾地处苏鲁交界处, 是个濒临黄海的半开放海湾, 底质沉积物以粉砂质砂和砂质粉砂为主。海州湾为高低盐水系和冷暖水团的交汇海区, 水体运动活跃, 且陆上有十几条河流注入淡水, 海区营养盐丰富, 有多种经济鱼类、虾蟹类、头足类繁殖、栖息、索饵。中国明对虾(*Fenneropenaeus chinensis*)作为海州湾经济虾类的重要组成, 每年春季 4 月由大沙渔场或青石渔场分两路, 其中一路沿海州湾南岸 20 m 等深线进入海州湾产卵, 直至秋季越冬群体移出海州湾, 生活史中有多半时间在海州湾栖息。然而, 由于过度捕捞, 尤其是针对近海产卵亲体的捕捞, 中国明对虾在海州湾已很难形成渔汛。

为了保护中国明对虾野生种群与遗传种质资源, 海州湾自 20 世纪 80 年代就开始进行中国明对

虾增殖放流工作。据江苏省海洋水产研究所 2013 年在海州湾的渔业资源大面调查显示, 中国明对虾现存相对资源密度春季(5 月)为 18.3 kg·km⁻², 夏季(8 月)为 58.3 kg·km⁻², 秋季(10 月)为 43.2 kg·km⁻², 年均 40.0 kg·km⁻², 形成了自海州湾中国明对虾国家级水产种质资源保护区成立以来的首次渔汛, 增殖放流的效果初步显现。然而, 增殖放流不仅要修复目标物种的资源量, 还要避免对原有生态系统造成破坏。因此, 要确定增殖放流海域的生态容纳量, 对放流种进行资源容纳量评估。生态容纳量是指稳定生态系统所能容纳的最大种群数量, 在种群数量向生态容纳量增长的过程中, 生态系统的结构和功能不会发生显著改变。

生态通道模型(Ecopath)以食物网为主线, 通过研究生态系统各营养级间的能量流动, 定量生

收稿日期: 2015-09-08; 修订日期: 2015-10-16.

基金项目: 国家自然科学基金项目(41006016); 农业部转产专业项目(D8006-12-0018; D8006-11-0065).

作者简介: 王腾(1989-), 男, 硕士研究生, 研究方向生态系统修复方面. E-mail: twangshanghao@163.com

通信作者: 张硕, 副教授, 研究方向海洋牧场与生态系统修复方面. E-mail: s-zhang@shou.edu.cn

态系统各特征值^[1], 评价生态系统的稳定性和成熟度。国内学者对模型的运用集中于自然水域生态系统, 包括渤海、黄海、杭州湾、北部湾^[2-5]等。运用 Ecopath 模型对人工鱼礁区生态系统的研究较少, 吴忠鑫等^[6]基于 Ecopath 模型对俚岛人工鱼礁区生态系统的能量流动进行了初步研究; 李永刚等^[7]运用 Ecopath 模型对崂山人工鱼礁区生态系统能量流动进行了初探。Ecopath 模型在研究水域生态系统的结构和功能的基础上, 还可以确定单一物种的环境容纳量^[8]。本研究通过构建海州湾中国明对虾增殖放流海域生态系统 Ecopath 模型, 分析该生态系统的结构与功能, 探讨中国明对虾放流群体的增殖生态容纳量, 旨在为渔业资源增殖放流的可持续发展提供指导性建议。

1 材料与方法

1.1 数据来源

本研究所用数据主要来自于连云港海州湾中国明对虾增殖海域 2013 年度春季(5 月)、夏季(8 月)、秋季(10 月)3 次渔业资源大面调查, 每个调查站位均进行游泳生物、底栖生物与浮游生物的采样, 以确保模型构建所需的足量数据。其中游泳生物调查使用有翼单囊拖网, 底栖生物调查使用阿氏拖网, 浮游生物调查使用浅海 I、II 和 III 浮游生物网。样品鉴定和分析按照《海洋调查规范》(GB/T12763.6—2007)执行^[9]。调查区域 34°50.00'~35°00.00'N、119°10.00'~119°40.00'E 如图 1 所示, 调查站位详细坐标如表 1 所示。

1.2 Ecopath 模型建立

1.2.1 模型原理 Ecopath 模型定义生态系统由一系列功能组构成, 所有功能组基本覆盖能量在生态系统流动的全过程。模型假设每个功能组的能量输入和输出平衡, 所用公式如下:

$$B_i \cdot (P/B)_i \cdot EE_i - \sum_{j=1}^k B_j \cdot (Q/B)_j \cdot DC_{ij} - EX_i = 0 \quad (1)$$

其中 i 代表功能组, B 代表功能组 i 的生物量, 单位为 $t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$, P 代表功能组的生产量($t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$), Q 表示功能组的消费量($t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$), EE (ecotrophic efficiency)是指生态营养转换效率, DC_{ij} 代表功

能组 i 的食物矩阵, EX 代表迁移量。Ecopath 模型要求输入 B 、 P/B 、 Q/B 和 EE 4 个基本参数中的任意 3 个, 食物组成矩阵 DC_{ij} 以及捕捞量是必须输入的参数。

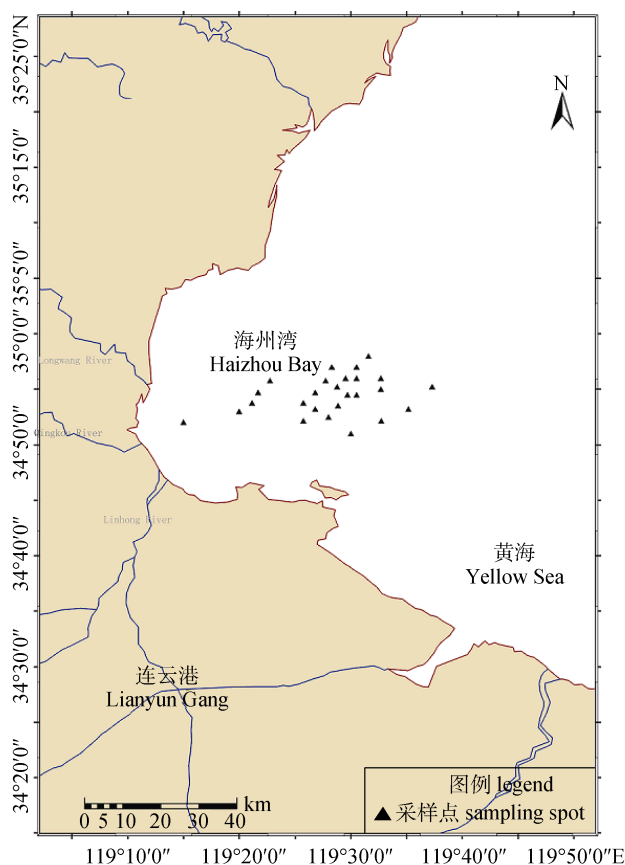


图 1 海州湾采样站位图

Fig.1 Sample sites of the Haizhou Bay ecosystem

1.2.2 功能组划分 模型功能组通常为生态学或分类学地位相似物种的集合, 同时模型也允许将一些具有重要经济价值或生态功能的单一物种设定为功能组。例如, 林群等^[2]在研究渤海生态系统时将鳀(*Engraulis japonicus*)、小黄鱼(*Larimichthys polyactis*)、口虾蛄(*Oratosquilla oratoria*)等单独列为功能组。本研究的能量流动模型共划分了 16 个功能组, 基本覆盖中国明对虾增殖海域海洋生态系统能量流动的全过程(表 2)。16 个功能组分别为: 碎屑、浮游植物、浮游动物、头足类、虾类、中国明对虾、蟹类、小型底栖动物、大型底栖动物、底栖鱼类、小黄鱼、鳀、黄鲛鲷, 细纹狮子

鱼、其他底层鱼类、其他中上层鱼类等。小黄鱼和鲈是重要的经济鱼类, 同时也是能量在生态系统由下到上传递过程中的重要环节。黄鲛鰈与细纹狮子鱼作为本海域的重要顶级捕食者, 单独列出有助于研究中国明对虾增殖海域海洋生态系统的营养控制机制。

表 1 海州湾采样站位坐标
Tab. 1 Sample sites coordinates in Haizhou Bay

站点编号 sample site	纬度 latitude	经度 longitude
1	34°55'12"	119°28'48"
2	34°55'45"	119°27'45"
3	34°54'42"	119°26'48"
4	34°53'12"	119°26'48"
5	34°53'45"	119°25'45"
6	34°52'9"	119°25'45"
7	34°56'00"	119°29'33"
8	34°57'00"	119°30'31"
9	34°58'00"	119°31'37"
10	34°52'30"	119°28'1"
11	34°53'30"	119°28'52"
12	34°54'30"	119°29'43"
13	34°57'00"	119°28'19"
14	34°56'00"	119°30'31"
15	34°54'30"	119°30'31"
16	34°57'00"	119°30'31"
17	34°55'00"	119°32'43"
18	34°56'00"	119°32'43"
19	34°55'12"	119°37'18"
20	34°55'45"	119°22'45"
21	34°54'42"	119°21'42"
22	34°53'12"	119°37'48"
23	34°53'45"	119°21'9"
24	34°52'9"	119°32'45"
25	34°53'00"	119°20'00"
26	34°51'00"	119°30'00"
27	34°52'00"	119°15'00"

1.2.3 参数确定 无脊椎动物与鱼类的生物量(B)数据通过资源调查计算得出。浮游动物的生物量以湿重为单位, 通过浮游生物大网调查计算得出。有机碎屑生物量参考纬度和生态系统特征与本海域大体相同的黄海南部模型^[3]中的功能组, 这在模型的构建过程中是允许的。浮游植物生物量通过叶绿素 a 进行换算^[10]。鱼类功能组的 P/B

(生产量/生物量)等同于鱼类的瞬时总死亡率 Z ^[11], Pauly^[12]提出多种估算鱼类和其他水生动物 Z 的经验公式。其他功能组的 P/B 参考生态系统特征与海州湾大体相同的黄海南部模型^[3]中的功能组。鱼类功能组的 Q/B 值主要根据 Palomares 等^[13]的方法估算, 其他功能组的 Q/B 值主要参考临近海域 Cheung^[14]以及 FishBase 数据库中的数据。功能组的食物组成主要来自于采样鱼类的胃含物分析和相关文献数据^[15-16]。功能组捕捞量的数据来源于连云港海洋渔业局的统计年鉴。

1.2.4 模型调试 初次输入数据, 运行模型后, 会有一些功能组的 $EE>1$ (不平衡功能组), 通过反复调整不平衡功能组各项参数, 直至所有功能组的 $EE\leq 1$, 模型保持平衡。利用模型中的 Pedigree 指数量化分析模型的参数来源以及数据的可靠度, Pedigree 指数的范围为 0~1.0, 0 表示数据来源模糊, 主要来自参考文献, 可靠性差; 1.0 表示数据来源准确, 可靠性高, 模型构建准确。模型输入参数的不确定性对模型输出的影响可以通过敏感度分析法估计。改变每个功能组的输入参数, 以 10%为基准, 逐步变化, 可以测试从-50%到 50%的变动对模型输出的影响。

1.2.5 增殖生态容纳量的计算与分析 模型其他功能组的参数不变, 不断增加中国明对虾功能组的生物量(捕捞量也相应地成比例增加), 观察系统中其他功能组的变化, 当模型中任意一个功能组的 $EE\geq 1$ 时, 模型将变得不平衡, 此时的中国明对虾生物量值即为生态容纳量。

2 结果与分析

2.1 海州湾中国明对虾增殖海域生态系统 Ecopath 模型

通过对模型的不断调试, 得出中国明对虾增殖海域生态系统 Ecopath 模型(表 3)。

营养级的范围从 1.0 到 4.42, 最大营养级对应功能组为黄鲛鰈, 其次为细纹狮子鱼。Morissette 等^[17]对全球 150 个 Ecopath 模型的质量进行评价, 指数范围在 0.16~0.68, 本研究构建的模型 Pedigree 指数为 0.588, 表明模型输入参数的可靠性较好,

表 2 模型功能组 and 主要种群
Tab. 2 Trophic groups and main species included in the model set-up

功能组 group	主要种类 main species
中国明对虾 <i>Fenneropenaeus chinensis</i>	中国明对虾 <i>Fenneropenaeus chinensis</i>
其他中上层鱼类 other pelagic fishes	蓝点马鲛 <i>Scomberomorus niphonius</i> 沟鲻 <i>Atropusa atropus</i> 鲐 <i>Pneumatophorus japonicus</i>
其他底层鱼类 other demersal fishes	龙头鱼 <i>Harpadon nehereus</i> 花鲈 <i>Lateolabrax maculatus</i> 海鳗科 <i>Muraenesocidae</i> 其他石首鱼科 <i>Sciaenidae</i>
底栖鱼类 benthic fishes	虾虎鱼科 <i>Gobiidae</i> 鳗虾虎鱼科 <i>Taenioididae</i> 杜父鱼科 <i>Cottidae</i> 鲆科 <i>Bothidae</i> 鲽科 <i>Pleuronectidae</i> 舌鲷科 <i>Cynoglossidae</i>
蟹类 crabs	三疣梭子蟹 <i>Portunus trituberculatus</i> 双斑蟳 <i>Charybdis bimaculata</i> 日本蟳 <i>Charybdis japonica</i>
虾类 shrimps	脊腹褐虾 <i>Crangon affinis</i> 口虾蛄 <i>Oratosquilla oratoria</i> 鹰爪虾 <i>Trachypenaeus curvirostris</i> 葛氏长臂虾 <i>Palaemon gravieri</i>
大型底栖动物 macrobenthos	多毛类 <i>Polychaeta</i> 棘皮动物 <i>Echinodermata</i> 软体动物 <i>Mollusca</i> 其他甲壳类 other crustacea
小型底栖动物 meiobenthos	底栖桡足类 <i>Copepods</i> 动物类 <i>Echinodera</i> 介形类 <i>ostracods</i> 涡虫 <i>Turbellaria</i> 等足类 <i>Isopod crustaceans</i>
头足类 Cephalopod	日本枪乌贼 <i>Loligo japonica</i> 太平洋褶鱿鱼 <i>Todarodes pacificus</i> 长蛸 <i>Octopus variabilis</i> 短蛸 <i>Octopusocellatus</i>
浮游动物 Zooplankton	强壮箭虫 <i>Sagittacrassa</i> 中华哲水蚤 <i>Calanus sinicus</i> 精致真刺水蚤 <i>Euchaeta concinna</i>
浮游植物 Phytoplankton	硅藻 <i>Bacillariophyta</i> 甲藻 <i>Pyrrophyta</i>
碎屑 detritus	POM+detritus
细纹狮子鱼 <i>Liparis tanakae</i>	细纹狮子鱼 <i>Liparis tanakae</i>
黄鲛鳕 <i>Lophius litulon</i>	黄鲛鳕 <i>Lophius litulon</i>
小黄鱼 <i>Larimichthys polyactis</i>	小黄鱼 <i>Larimichthys polyactis</i>
鳀 <i>Engraulis japonicus</i>	鳀 <i>Engraulis japonicus</i>

模型的可信度较高。利用 Ecopath 软件对本海域生态系统模型进行敏感度分析, 如表 4 所示, 当输入数据的变化率在-0.50~0.50 时, 估算数据变化率在-0.5~1。所有功能组的 B 值增长 50%, 导

表 3 中国明对虾增殖海域 Ecopath 模型功能组参数(黑体为模型输出参数)
Tab. 3 Input and output (bold) parameters of the Ecopath model of *Fenneropenaeus chinensis* stock enhancement area

编号 number	功能组 group	营养级	生物量	生产量/ 生物量	消费量/ 生物量	生态营养 转化效率	捕捞量 /(t·km ⁻² ·a ⁻¹)
		trophic level	<i>B</i> /(t·km ⁻²)	<i>P</i> / <i>B</i>	<i>Q</i> / <i>B</i>	EE	catch
	中国明对虾 <i>Fenneropenaeus chinensis</i>	3.18	0.04	8.50	25.00*	0.53	0.015
2	其他中上层鱼类 other pelagic fishes	3.52	0.25	1.80	5.98	0.83	0.165
3	其他底层鱼类 other demersal fishes	3.62	0.28	2.90	9.00	0.94	0.048
4	底栖鱼类 benthic fishes	3.71	0.30	1.46	5.60	0.29	0.052
5	细纹狮子鱼 <i>Liparis tanakae</i>	4.14	0.10	1.50	4.50	0.67	0.015
6	蟹类 crabs	3.06	0.25	3.50	12.00*	0.91	0.085
7	大型底栖动物 macrobenthos	2.33	24.50	1.57*	8.60*	0.76	
8	小型底栖动物 meiobenthos	2.05	9.50	9.00*	33.00*	0.41	
9	黄鮟鱇 <i>Lophius litulon</i>	4.42	0.25	1.16	3.80	0.14	0.013
10	小黄鱼 <i>Larimichthys polyactis</i>	3.66	0.51	1.66	5.90	0.64	0.074
11	鳀 <i>Engraulis japonicus</i>	3.10	0.45	3.01	9.70	0.83	0.100
12	头足类 Cephalopod	3.67	0.30	3.00	9.75	0.56	0.400
13	虾类 shrimps	3.01	0.60	8.70	28.00*	0.86	0.150
14	浮游动物 zooplankton	2.05	18.20	25.00*	180.00*	0.44	
15	浮游植物 phytoplankton	1.00	31.00	106.52*	0.00	0.66	
16	碎屑 detritus	1.00	80.32			0.63	

注: *表示数据来源于参考文献或 Fishbase 数据库。
Note: *represent the data which collected from references or FishBase.

致自身的 EE 值平均降低 29.21%, 饵料功能组的 EE 值平均增长约 10.61%。不考虑种内斗争的影响, 大型底栖动物 *B* 的变动对小型底栖动物 EE 值最为敏感, 浮游动物 *B* 的变动对浮游植物 EE 值的估计也最为敏感, 中国明对虾生物量的变动对底栖生物功能组 EE 存在影响。

2.2 各功能组间的混合营养效应

图 2 为海州湾中国明对虾增殖海域各功能组间的混合营养效应分析, 图中白色矩形为正相关效应, 表现为促进作用; 黑色矩形为负相关效应, 表现为抑制作用。从图中可以看出, 各功能组生物量的增加均会对自身产生负影响。碎屑、浮游植物作为被捕食者(饵料生物), 对大多数功能组有积极效应。大型底栖动物和小型底栖动物之间也存在显著的负影响。中国明对虾生物量的增加对底栖生物功能组有直接负影响, 对浮游生物功能组有间接的正影响。

2.3 关键种分析

模型各功能组关键指数分布如图 3 所示。关

键种是指有较高的总体效应和较高关键指数 $KS_i(\geq 0)^{[18]}$, 根据关键指数分析, 海州湾生态修复水域生态系统无明显的关键种, 底栖鱼类功能组具有最大的 KS_i 指数(-0.0439), 黄鮟鱇、虾类功能组的 KS_i 指数紧随其后。蟹类功能组的 KS_i 指数最低(-1.207), 中国明对虾功能组的 KS_i 指数为 -1.045, 仅高于蟹类。

2.4 生态特征参数分析

海州湾中国明对虾增殖海域生态系统的总体特征参数见表 5。海州湾渔业生态修复水域系统总流量为 9335.191 t·km⁻²·a⁻¹, 系统的净初级生产力为 822.214 t·km⁻²·a⁻¹。系统的总净初级生产力与总消费量间的比值为 1.332。海州湾中国明对虾增殖海域连接指数和系统杂食指数分别为 0.415 和 0.177。循环指数为 0.114。

2.5 海州湾中国明对虾的生态容纳量

当前海州湾海域中国明对虾生物量是 0.04 t·km⁻²·a⁻¹(表 6), 根据物种间的营养关系, 大量放流中国明对虾, 势必将加大对饵料生物(底

栖动物和浮游动物) 的摄食压力; 当中国明对虾生物量超过 $0.846 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 时, 大型底栖动物功能组 $EE \geq 1$, 模型失去平衡。因此, 海州湾海域能够支撑 $0.846 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 的中国明对虾, 而且不会改变生态系统的结构和功能, 即海州湾中国明对虾的增殖生态容纳量为 $0.846 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。

表 4 输入参数的变动对输出参数的敏感性分析
Tab. 4 Sensitivity of the estimated parameters when input parameters value were varied

功能组 group	扰动 perturbations	功能组敏感度 sensitivity by group														
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1 中国明对虾 <i>Fenneropenaeus chinensis</i>	减少 50%	1											-0.1	-0.05		
	增加 50%	-0.5											0.2	0.05		
2 其他中上层鱼类 other pelagic fishes	减少 50%		0.66					-0.05	-0.22		-0.09	-0.03				
	增加 50%		-0.18					0.11	0.38		0.17	0.04				
3 其他底层鱼类 other demersal fishes	减少 50%		-0.09	0.95				-0.1	-0.09		-0.12	-0.28				
	增加 50%		0.15	-0.31				0.07	0.13		0.07	0.23				
4 底栖鱼类 benthic fishes	减少 50%			-0.07	0.95											
	增加 50%			0.04	-0.32											
5 细纹狮子鱼 <i>Liparis tanakae</i>	减少 50%			-0.06		0.97		-0.07				-0.06				
	增加 50%			0.02		-0.33		0.05				0.03				
6 黄鲛鰈 <i>Lophius litulon</i>	减少 50%			-0.04		-0.05	0.95									
	增加 50%			0.03		0.05	-0.32									
7 小黄鱼 <i>Larimichthys polyactis</i>	减少 50%	-0.05	-0.1					0.97				-0.09				
	增加 50%		0.04	0.07				-0.34				0.08				
8 鳀 <i>Engraulis japonicus</i>	减少 50%								0.98	-0.17		-0.13			-0.04	
	增加 50%								-0.37	0.15		0.11			0.04	
9 蟹类 crabs	减少 50%									0.85		-0.05	-0.05			
	增加 50%									-0.31		0.02	0.05			
10 头足类 Cephalopod	减少 50%			-0.05				-0.08			0.96					
	增加 50%			0.03				0.06			-0.33					
11 虾类 shrimps	减少 50%									-0.04		0.97				
	增加 50%									0.04		-0.34				
12 大型底栖动物 macrobenthos	减少 50%												0.41	-0.45		
	增加 50%												-0.12	0.46		
13 小型底栖动物 meiobenthos	减少 50%													0.99		
	增加 50%													-0.42		
14 浮游动物 zooplankton	减少 50%														0.39	-0.46
	增加 50%														-0.07	0.48
15 浮游植物 phytoplankton	减少 50%															1
	增加 50%															-0.45

3 讨论

模型自带的 Pedigree 指数表明模型输入参数的可靠性较好, 模型的可信度较高。根据 Odum^[1] 的 24 个描述生态系统成熟度的参数, 总初级生产

量(TPP)与总呼吸量(TR)的比值被认为是最能准确反映生态系统成熟度的指标。在生态系统发育的早期, 较多的能量被用于物种的生长发育, $TPP/TR > 1$ 。随着生态系统的演替, 系统内部有机体的生物量逐渐增大, 用于维持呼吸作用的能量

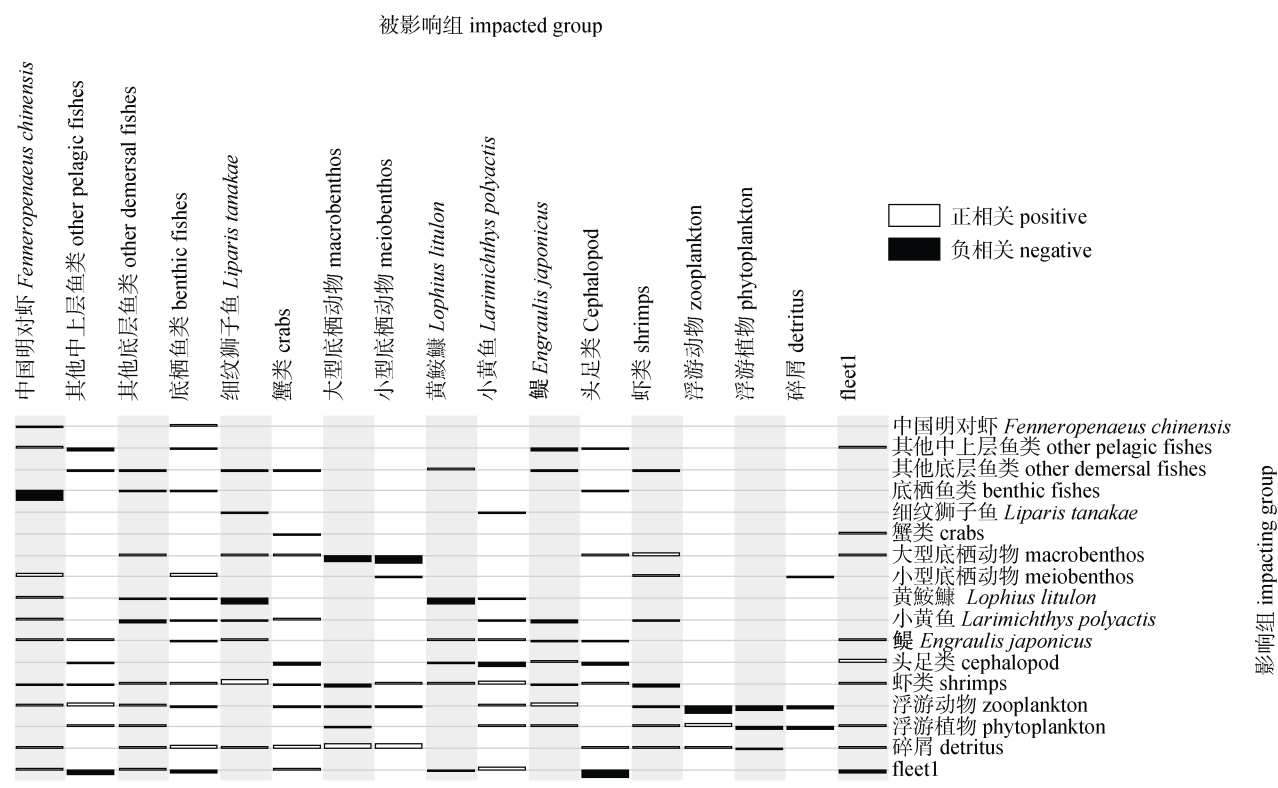


图 2 海州湾中国明对虾增殖海域各功能组间的混合营养效应分析

Fig. 2 Mixed trophic impact analysis of groups in Haizhou Bay ecosystem

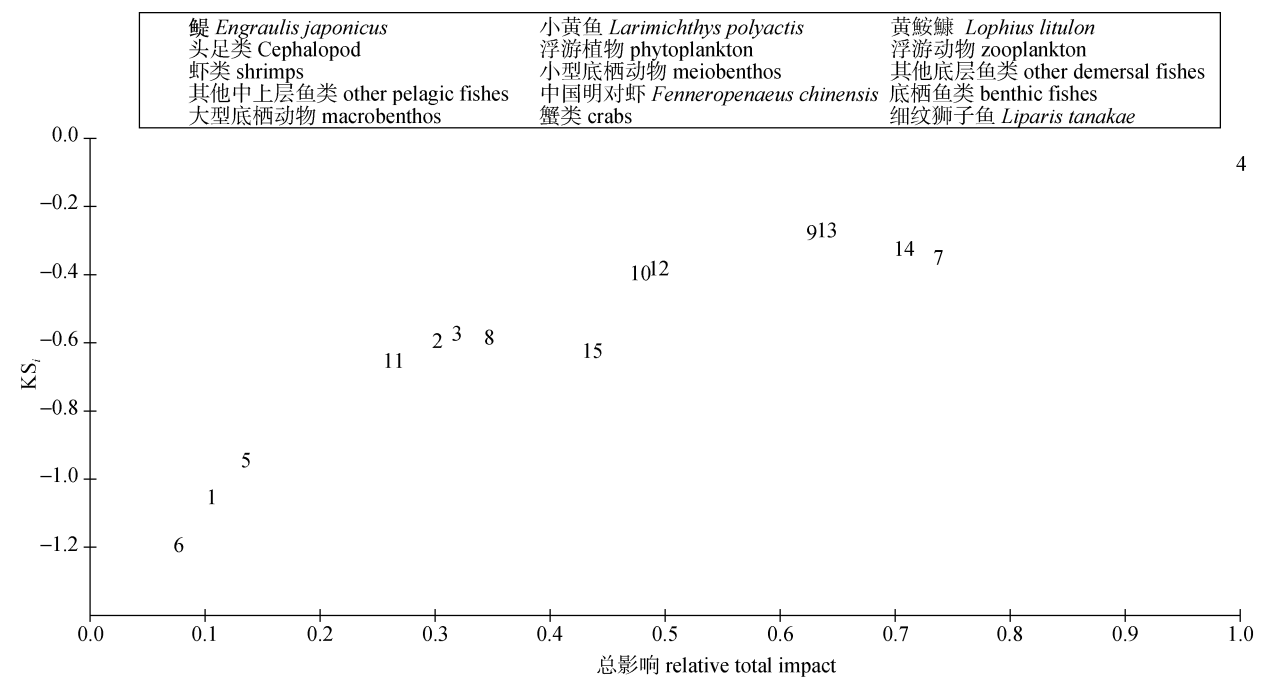


图 3 生态修复水域模型总体影响评价和关键指数(KS_i)

图中数字对应功能组编号(表 2).

Fig. 3 Overall impact and Keystoneness index (KS_i) values in ecological restoration area
Numbers in the diamonds represent the number of functional groups in the model (See Tab. 2).

表 5 海州湾中国明对虾增殖海域总统计学参数
Tab. 5 Summary statistics of the ecosystem attributes in of the Haizhou Bay

特征指标 index	I	II
总消耗量/(t·km ⁻² ·a ⁻¹) sum of all consumption	3838.019	3858.544
总输出/(t·km ⁻² ·a ⁻¹) sum of all exports	822.214	812.7728
系统总流量/(t·km ⁻² ·a ⁻¹) sum of all flows into detritus	9335.004	9346.072
系统总生产力/(t·km ⁻² ·a ⁻¹) sum of all production	3892.630	3899.608
系统总流量/(t·km ⁻² ·a ⁻¹) total system throughput (TST)	9335.191	9346.072
系统净生产量/(t·km ⁻² ·a ⁻¹) net system production	822.042	812.773
总初级生产量/总呼吸 total primary production/total respiration (TPP/TR)	1.331	1.326
连接指数 connectance index(CI)	0.415	0.415
总生物量(不计碎屑)/(t·km ⁻² ·a ⁻¹) total biomass (excluding detritus)	86.530	87.336
系统杂食指数 system omnivory index (SOI)	0.174	0.163
循环指数 finn cycling index	0.114	0.114
初级生产者能流转换效率/% transfer efficiency from primary producers	6.6	6.7
碎屑能流转换效率/% transfer efficiency from detritus	9.4	9.4
系统总能流转换效率/% total transfer efficiency	7.9	8.0

注: I: 当前的系统状态; II: 放流中国明对虾达到生态容量时的状态。
Note: I: The current status of the system; II: The status at ecological carrying capacity of *Fenneropenaeus chinensis*.

表 6 中国明对虾增殖生态容纳量 (黑体)
Tab. 6 Ecological carrying capacity of *Fenneropenaeus chinensis* (in bold)

倍数 multiplier	生物量/(t·km ⁻² ·a ⁻¹) biomass	捕捞量/(t·km ⁻² ·a ⁻¹) catch	模型变动 mass-balance changes
1	0.04	0.015	平衡 balance
2	0.08	0.03	平衡 balance
5	0.20	0.075	平衡 balance
10	0.4	0.15	平衡 balance
20	0.8	0.3	平衡 balance
21.15	0.846	0.317	大型底栖动物 EE=1
25	1.0	0.375	大型底栖动物 EE=1.045
30	1.2	0.45	大型底栖动物 EE=1.103

逐渐增多,系统的净生产量减少,TPP/TR 的值慢慢接近于 1。对于一个成熟的生态系统,TPP/TR=1。海州湾生态系统的 TPP/TR 为 1.331。成熟系统的另一特征是物质再循环的比例较高,能流的循环路径较长,海州湾生态系统的 FCI 为 0.114,系统处于演替的早期。随着生态系统的演替,系统内部物种增多,物种间捕食关系慢慢由线性向网状结构发展,物种间的杂食情况更为复杂。SOI 和 CI 指数可以表征生态系统内部连接的复杂状况,指数越大,连接越复杂,系统抵抗外界环境变动的能力越强。海州湾生态系统的 SOI 和 CI 值分别为 0.174 和 0.415,表明系统内部物种间的

连接相对简单,食物网趋于线性结构,系统还不成熟,同时具有较高的净生产量,822.0420 t·km⁻²·a⁻¹。综上,海州湾生态系统处于演替的初级阶段,系统具有较高的净生产量,系统内部结构简单,食物网趋于线性结构。
中国明对虾并不是海州湾生态系统的关键种或重要种群,生物量也仅占总有机体生物量的 0.05%。混合营养效应分析表明,中国明对虾生物量的增加对低营养级的底栖动物有显著的负相关,对其他功能组的影响较小。人工鱼礁的投放丰富了底栖生物种类,改善了底质环境^[19],这些因素都有益于中国明对虾的增殖放流。当中国明对虾

的生物量接近或达到生态容纳量时,生态系统的结构和功能不会发生逆转(表4)。在中国明对虾处于生态容纳量时,代表系统规模的总有机体生物量和系统总能量都有所增加,系统规模增大。本研究确定的海州湾中国明对虾生态容纳量为 $0.846 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,相对应的捕捞量为 $0.317 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。假定中国明对虾达到了生态容纳量 $0.846 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 或741 t,则捕捞量为277.7 t,如果开捕日期为9月20号,根据生物学测定,此时中国明对虾平均体重为32 g,换算成捕捞尾数为867.8万尾,而2013年海州湾中国明对虾回捕率是0.84%,以此换算,中国明对虾达到了生态容纳量时,放流尾数应为10.33亿尾。从资源修复的角度出发,我们认为这种该生态容纳量是科学的,但从实际角度出发,该容纳量仅为理论上限,还要考虑放流成本等因素。因此,我们建议采用最大生态容纳量的一半定为实际的生态容纳量,此时对虾种群的增长率较高且能得到最大可持续产量^[20]。

随着增殖放流活动的大规模开展,确定增殖放流物种的最大生态容纳量成为了指导科学放流的关键因素。Ecopath模型计算生态容纳量的方法,所需数据量少,结果较为准确,能比较真实的反映增殖放流物种的生态容纳量。但模型也有一定的局限性,仅能反映特定时期、特定水域的系统的生态容纳量,不能反映生态系统随时间的变化趋势。EWE模型属于经典模型,输入数据的不断更新和扩展会提高模型的准确度,模型得出的各功能组的营养级与输入的功能组间食物矩阵有直接关系,改变功能组的食物矩阵,相应功能组的营养级也会发生改变,因此,准确的食物矩阵是提高模型质量的关键条件。然而样品的数量,胃含物分析等因素会影响到食物矩阵的准确度,进而影响模型质量。稳定同位素技术可以真实的反映一段时期内动物的食物来源以及动物在食物网和群落中的位置与作用^[21]。基于此,对照稳定同位素技术得出的各功能组营养级,调整模型的食物矩阵,使模型的营养级接近同位素法得出的营养级,模型的质量相应提高,也有益于准确评估中国明对虾的生态容纳量。

参考文献:

- [1] Odum E P. The strategy of ecosystem development[J]. Science, 1969, 164(3877): 262–270.
- [2] Lin Q, Jin X S, Zhang B et al. Comparative study on the changes of the Bohai Sea ecosystem structure based on Ecopath model between ten years[J]. Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(7): 3614–3620. [林群, 金显仕, 张波, 等. 基于营养通道模型的渤海生态系统结构十年变化比较[J]. 生态学报, 2009, 29(7): 3613–3620.]
- [3] Lin Q. Studies on the ecosystem energy transfer and function in the typical waters of Yellow and Bohai Sea[D]. Qing dao: Ocean University of China, 2012: 38–45. [林群. 黄渤海典型水域生态系统能量传递与功能研[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2012: 38–45.]
- [4] Xu S N, Chen Z Z, He P M. Energy flux and network analysis for an artificial ecosystem of a large enclosed sea area in North Hangzhou Bay[J]. Acta Ecologica Sinic, 2008, 28(5): 2065–2072. [徐珊楠, 陈作志, 何培民. 杭州湾北岸大型围隔海域人工生态系统的能量流动和网络分析[J]. 生态学报, 2008, 28(5): 2065–2072.]
- [5] 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. [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.]
- [6] Wu Z X, Zhang X M, Zhang L, et al. Structure and function of Lidao artificial reef ecosystem in Rongcheng of Shandong Province, East China: An evaluation based on Ecopath model[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012, 23(10): 2878–2886. [吴忠鑫, 张秀梅, 张磊, 等. 基于 Ecopath 模型的荣成俚岛人工鱼礁区生态系统结构和功能评价[J]. 应用生态学报, 2012, 23(10): 2878–2886.]
- [7] Li Y G, Wang Z H, Zhang S Y. A preliminary approach on the ecosystem model of the artificial reef in shengsi[J]. Marine Fisheries, 2007, 29(3): 226–234. [李永刚, 汪振华, 章守宇. 嵎泗人工鱼礁海区生态系统能量流动模型初探[J]. 海洋渔业, 2007, 29(3): 226–234.]
- [8] Cooney R T. A theoretical evaluation of the carrying capacity of Prince William Sound, Alaska, for juvenile pacific salmon[J]. Fish Res, 1993, 18(1–2): 77–87.
- [9] General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of China, Standardization Administration of China. Specifications for Oceanographic Survey-Part 6: Marine Biological Survey (GB/T 12763.6–2007), Beijing: China Standards Press. 2007. [中华人民共和国国家质量监督检

- 检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. GB/T 12763.6—2007 海洋调查规范—第 6 部分: 海洋生物调查[S]. 北京: 中国标准出版社, 2007.]
- [10] Su J L, Tang Q S. Study on Ecosystem dynamics in Coastal Ocean Processes of the Bohai Sea Ecosystem dynamics[M]. Beijing: Science Press, 2002. [苏纪兰, 唐启升. 中国海洋生态系统动力学研究: 渤海生态系统动力学过程[M]. 北京: 科学出版社, 2002.]
- [11] Allen K R. Relation between production and biomass[J]. J Fish Res Board Can, 1971, 28(10): 1573–1581.
- [12] Pauly D. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks[J]. J Cons, 1980, 39(2): 175–192.
- [13] Palomares M L D, Pauly D. Predicting food consumption of fish population as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity[J]. Mar Freshw Res, 1998, 49(5): 447–453.
- [14] Cheung W L. Vulnerability of marine fishes to fishing: from global overview to the northern south China Sea[D]. Vancouver: The University of British Columbia, 2007.
- [15] Xue Y, Xu B D, Gao T X, et al. Preliminary study on feeding ecology of *Liparis tanakae* in north yellow Sea[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2010, 17(5): 1066–1074. [薛莹, 徐宾铎, 高天翔, 等. 北黄海细纹狮子鱼摄食生态的初步研究[J]. 中国水产科学, 2010, 17(5): 1066–1074.]
- [16] Zhang X J, Cheng J H, Shen W, et al. Feeding ecology of *Lophius litulon* in the south of Yellow Sea[J]. 2010, 30(5): 3117–3125. [张学健, 程家骅, 沈伟, 等. 黄海南部黄鮟鱇摄食生态[J]. 生态学报, 2010, 30(12): 3117–3125.]
- [17] Morissette L, Hammill M O, Savenkoff C. The trophic role of marine mammals in the northern gulf of St. Lawrence[J]. Mar Mamm Sci, 2006, 22(1): 74–103.
- [18] Libralato S, Christensen V, Pauly D. A method for identifying keystone species in food web models[J]. Ecol Model, 2006, 195(3–4): 153–171.
- [19] Sun X W, Sun M C, Zhang S, et al. Preliminary study on macrobenthos in the second phase artificial reef construction area of Haizhou Bay[J]. Journal of Biology, 2011, 28(1): 57–61. [孙习武, 孙满昌, 张硕, 等. 海州湾人工鱼礁二期工程海域大型底栖生物初步研究[J]. 生物学杂志, 2011, 28(1): 57–61.]
- [20] Tang Q S. On the carrying capacity and its study[J]. Marine Fisheries Research, 1996, 17(2): 1–5. [唐启升. 关于容纳量及其研究[J]. 海洋水产研究, 1996, 17(2): 1–5.]
- [21] Cerling T E, Ehleringer J R, Harris J M. Carbon dioxide starvation, the development of C-4 ecosystems, and mammalian evolution[J]. Philos Trans R Soc B-Biol Sci, 1998, 353(1365): 159–170.

Ecological carrying capacity of Chinese shrimp stock enhancement in Haizhou Bay of East China based on Ecopath model

WANG Teng¹, ZHANG He¹, ZHANG Hu³, ZHANG Shuo^{1,2}

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

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

3. Institute of Oceanology & Marine Fisheries, Jiangsu, Nantong 226007, China

Abstract: In order to protect the wild population and genetic resources of Chinese shrimp (*Fenneropenaeus chinensis*), stock enhancement activities about Chinese shrimp had been carried out since 1980s in Haizhou Bay. Stock enhancement is an important way of fishery resources conservation, which can increase the high quality fishery resources and improve the fish population structure. However, scientific management of stock enhancement need to understand the carrying capacity of target species. Based on the data of biological resources obtained from an investigation of Haizhou Bay in 2013, a balanced trophic model of the area was constructed using the Ecopath with Ecosim software package. The effects of uncertainty of input parameters and Ecopath analysis sensitivity were explored. Trophic flow and system attributes of the Haizhou Bay ecosystem were analyzed. The ecological carrying capacity for Chinese shrimp were also predicted. The model consisted of 16 functional groups, which covered the main trophic flow in the Haizhou Bay ecosystem. The results showed that the pedigree index of the model was 0.588, indicated that the model input parameters were robust and reliable. The input parameters having the greatest effects on the output parameters were the ecotrophic efficiency (EE). Trophic levels of functional groups varied from 1–4.42. The total system throughput in ecosystem was estimated to be 9335.191 $\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, sum of all production was 3892.630 $\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, and sum of all consumption was 3838.019 $\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, total net system production was 822.042 $\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$. The total energy transfer efficiency was 7.9%, transfer efficiency from primary producers and detritus was 6.6% and 9.4%, respectively. The proportion of the total flow originating from detritus was 40%, and that from primary producers was 60%, indicating that the energy flow was dominated by grazing food chain. The ratio of TPP/TR was 1.331, the connectivity index was 0.415, the omnivory index was 0.174, the Finn cycling index and the mean path length were 11.4% and 2.8 respectively. This study showed that the ecosystem of Haizhou Bay was still on a relatively low maturity and stability condition, and at a developing stage. The analysis on the keystone species showed that Chinese shrimp was not a keystone species of this ecosystem. The ecological carrying capacity was defined as the level of enhancement that could be introduced without significantly changing the major trophic fluxes or structure of the food web. At present, the biomass of Chinese shrimp in the ecosystem was 0.04 $\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, with a greater potential of continued enhancement. The ecological carrying capacity biomass of the Chinese shrimp was 0.846 $\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$, meaning there is further potential for stock enhancement. Our results will contribute to manage the stock enhancement activities and be a good example for the carrying capacity research of other species.

Key words: Ecopath model; stock enhancement; Chinese shrimp; ecological carrying capacity; Haizhou Bay

Corresponding author: ZHANG Shuo. E-mail: s-zhang@shou.edu.cn