

DOI: 10.12264/JFSC2020-0306

## 基于 Ecopath 模型的太湖鲢鳙生态容量评估

赵旭昊<sup>1</sup>, 徐东坡<sup>1,2</sup>, 任泷<sup>2</sup>, 徐跑<sup>1,2</sup>

1. 上海海洋大学水产科学国家级实验教学示范中心, 上海 201306;  
2. 中国水产科学研究院淡水渔业研究中心, 农业农村部长江下游渔业资源环境科学观测实验站, 江苏 无锡 214081

**摘要:** 鲢(*Hypophthalmichthys molitrix*)和鳙(*Aristichthys nobilis*)是典型的滤食性鱼类, 是实施净水渔业的重要增殖种类, 依据增殖种类的生态容量进行科学放流, 可保障净水渔业的实施效果。为指导太湖净水渔业的实施, 于 2017—2018 年开展了太湖渔业资源调查, 收集相关资料, 构建太湖 Ecopath 模型, 估算太湖鲢鳙的生态容量, 并研究了太湖鲢鳙的生物量变化对太湖生态系统总体特征的影响。结果显示, 当前太湖鲢鳙生物量为  $10.21 \text{ t/km}^2$ , 鲢鳙生物量增长至 5.054 倍时达到生态容量  $51.6 \text{ t/km}^2$ , 表明当前鲢鳙增殖放流规模不足, 仍有较大的增殖潜力。达到生态容量时太湖生态系统的总初级生产量/总呼吸量(TPP/TR)从 2.548 降低至 2.230 (变化值为 0.318); 系统杂食性指数(SOI)、系统连接指数(CI)、Finn 循环指数(FCI)和 Finn 平均路径长度(FMPL)等指数变化较小; 表明鲢鳙达到生态容量时对生态系统结构影响较小, 同时有助于生态系统趋向成熟发展。进一步分析显示, 控制刀鲚生物量保持在  $9.49 \text{ t/km}^2$  时, 鲢鳙生态容量可大幅增长至  $206.4 \text{ t/km}^2$ , 且生态系统发展进一步趋近成熟稳定。

**关键词:** Ecopath 模型; 太湖; 生态容量; 增殖放流; 鲢鳙; 大水面; 生态渔业

中图分类号: S931

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2021)06-0785-11

太湖作为我国第三大淡水湖<sup>[1]</sup>, 为人类生活提供了诸多便利, 如生活用水、航道运输、水产养殖等<sup>[2]</sup>。随着我国经济的快速发展, 城市化水平的不断提高, 污染通过各种形式进入太湖, 致使太湖水污染程度越来越高, 太湖水生生物资源结构不合理, 生物多样性不断降低, 生态系统日益脆弱等问题日益突出, 太湖鱼类出现优势种单一化、结构小型化现象<sup>[3]</sup>。研究表明, 增殖放流通过向资源衰退的水域生态系统中投放苗种, 以补充渔业资源, 在不破坏水域生态系统稳定性的情况下, 改善资源状况, 是渔业资源保护的一项重要手段<sup>[4]</sup>。目前, 太湖已连续多年开展增殖放流活动以恢复该水域水生生物资源, 放流种类以鲢、鳙为主<sup>[5]</sup>。但研究发现因对放流水域的环境和增殖放流种类的生态容量等研究较少, 使得放流效果

并不理想<sup>[6]</sup>。为了保证太湖增殖放流活动达到预期效果, 对鲢鳙生态容量的评估尤为重要, 只有科学评估鲢鳙的容量, 了解鲢鳙达到生态容量时对生态系统的影响, 才可以使增殖放流活动做到有依据地开展, 使增殖放流活动发挥最大价值。因此, 本研究拟采用 Ecopath 模型对鲢鳙生态容量进行评估。

从历史上来看, Ecopath 模型的首次提出主要用于研究生态系统食物网中物种间的捕食、竞争关系及对物种生物量进行估算<sup>[7]</sup>; 随后与能量分析生态学理论<sup>[8]</sup>结合, 并利用齐次线性方程组分析了生态系统物质循环和能量流动情况; 1992 年基于该方法开发了应用软件 EwE (Ecopath with Ecosim)<sup>[9]</sup>, 并广泛应用于水域生态系统的研究中。目前, 国内学者对 Ecopath 模型的应用主要集中

收稿日期: 2020-09-14; 修订日期: 2021-03-10.

基金项目: 国家重点研发计划项目(2019YFD0900604); 中国水产科学研究院科技创新团队专项经费项目(2020TD61).

作者简介: 赵旭昊(1996-), 男, 硕士研究生, 主要从事渔业生态研究. E-mail: 247873471@qq.com

通信作者: 徐跑, 研究员, 从事鱼类遗传育种、淡水特色水产品生态养殖、大水面净水渔业研究. E-mail: xup@ffrc.cn

在研究海洋、湖泊等各水域生态系统中的能量流动<sup>[10-12]</sup>。近些年,该模型作为评估增殖放流活动中物种生态容量的途径被广泛关注<sup>[6,13-14]</sup>。因此,本研究拟通过构建太湖 Ecopath 模型,对太湖生态系统的总体特征进行分析,并对鲢鳙的生态容量进行评估,以期为太湖放流活动的开展提供参考以及对该湖的科学管护提供数据支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域

太湖位于长江三角洲的南缘,横跨江苏、浙江两省,北临无锡,南濒湖州,西依宜兴,东近苏州、吴江。太湖湖泊面积 2427.8 km<sup>2</sup>,水域面积为 2338.1 km<sup>2</sup>,湖岸线全长 393.2 km,平均水深 1.89 m<sup>[1]</sup>。

### 1.2 研究方法

采用 Ecopath with Ecosim 6.6 (EwE)软件进行建模和分析。Ecopath 模型最初用于海洋生态系统,模型假定每一功能组能量的输入与输出量相

同,即每一功能组的生产量等于死亡量(自然死亡)和产出量(捕捞死亡)之和。该模型中一个线性方程定义一个功能组,一组线性方程定义生态系统整体:

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

式中,  $B_i$  表示功能组  $i$  的生物量;  $(P/B)_i$  为功能组  $i$  的生产量和生物量的比值;  $EE_i$  为各功能组的生态营养效率;  $(Q/B)_j$  为消耗量和生物量的比值;  $DC_{ij}$  为被捕食组  $i$  占捕食组  $j$  摄食的比例;  $EX_i$  为功能组  $i$  的产出量。

在 Ecopath 模型中,参数  $B_i$ 、 $(P/B)_i$ 、 $(Q/B)_j$  和  $EE_i$  等 4 个数据至少需要其中 3 个是自行输入的,剩余 1 个未知的参数可以由模型计算得出。

**1.2.1 功能组设置** 本研究主要根据不同生物种类的食性并参考相关研究<sup>[12,15]</sup>来划分功能组,具有重要生态功能的物种,将其作为一个独立功能组。根据以上原则,将太湖生态系统分成 16 个功能组(表 1)。

表 1 太湖 Ecopath 模型功能组主要种类组成

Tab. 1 Main species composition of the functional groups for the Taihu Lake Ecopath model

编号 no.	功能组 functional group	主要种类 main species
1	鮰 <i>Culter</i>	翘嘴鮰( <i>Culter alburnus</i> ), 蒙古鮰( <i>Culter mongolicus</i> )
2	其他肉食性鱼类 other piscivorous	黄颡鱼( <i>Pelteobagrus fulvidraco</i> ), 乌鳢( <i>Channa argus</i> )
3	银鱼 icefish	大银鱼( <i>Protosalanx chineniss</i> ), 陈氏新银鱼( <i>Neosalanx tangkahkeii</i> )
4	鲚 anchovy	刀鲚( <i>Coilia nasus</i> )
5	青鱼 black carp	青鱼( <i>Mylopharyngodon piceus</i> )
6	草食性鱼类 herbivorous fishes	草鱼( <i>Ctenopharyngodon idellus</i> ), 鲢( <i>Parabramis pekinensis</i> )
7	鲤 common carp	鲤( <i>Cyprinus carpio</i> )
8	鲫 crucian carp	鲫( <i>Carassius auratus</i> )
9	鲢鳙 silver and bighead carp	鲢( <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> ), 鳙( <i>Aristichthys nobilis</i> )
10	其他小型鱼类 other small fishes	鱊( <i>Hemiculter leucisculus</i> ), 兴凯鱊( <i>Acheilognathus chankaensis</i> ), 似鱊( <i>Pseudobrama simoni</i> ), 似鱊( <i>Toxabramis swinhonis</i> ), 间下鱊( <i>Hyporhamphus intermedius</i> ), 麦穗鱼( <i>Pseudorasbora parva</i> ), 高体鳑鲏( <i>Rhodeus ocellatus</i> ), 黑鳍鳈( <i>Sarcocheilichthys nigripinnis</i> )
11	虾蟹类 macrocrustaceans	秀丽白虾( <i>Exopalaemon modestus</i> ), 日本沼虾( <i>Macrobrachium nipponens</i> ), 中华绒螯蟹( <i>Eriocheir sinensis</i> )
12	底栖动物 benthos	河蚬( <i>Corbicula fluminea</i> ), 铜锈环棱螺( <i>Bellamya aeruginosa</i> ), 霍普水丝蚓( <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> ), 摆蚊幼虫( <i>Chironomidae</i> ), 沙蚕科( <i>Nereididae</i> )
13	浮游动物 zooplanktons	原生动物( <i>Protozoa</i> ), 轮虫( <i>Rotifera</i> ), 枝角类( <i>Cladocera</i> ), 梭足类( <i>Copepoda</i> )
14	浮游植物 phytoplankton	蓝藻( <i>Cyanophyta</i> ), 硅藻( <i>Bacillariophyta</i> ), 绿藻( <i>Chlorophyta</i> )
15	水生植物 macrophytes	微齿眼子菜( <i>Potamogeton maackianus</i> ), 苦草( <i>Vallisneria spiralis</i> ), 马来眼子菜( <i>Potamogeton malaianus</i> ), 聚草 ( <i>Myriophyllum spicatum</i> )
16	有机碎屑 detritus	有机碎屑(detritus)

**1.2.2 模型数据来源及参数设置** 依据模型要求调查 2017—2018 年度太湖主要鱼类生物量、主要生物类群生物量等原始数据。其中主要鱼类生物量、底栖动物生物量由 2017—2018 年资源调查数据和江苏省太湖渔业管理委员会办公室渔获量调查数据评估所得, 具体方法参见《渔业资源评估》<sup>[16]</sup>, 浮游生物、水生植物和有机碎屑生物量数据参考相关研究<sup>[12,17-19]</sup>。由于功能组包含多种不同生物, 本模型  $P/B$ 、 $Q/B$  系数通过渔业调查数据结合渔业数据库 FishBase 并参考相关研究<sup>[12,15,20-24]</sup>确定; 食物组成矩阵参考已发表文献<sup>[12,25-27]</sup>, 未同化食物(GS)参考相关研究<sup>[28-31]</sup>。

**1.2.3 模型调试及鲢鳙生态容量评估原理** 生态营养效率(ecotrophic efficiency, EE)介于 0~1 之间, 其值难以直接测量, 对于有相当大的捕食压力的群体预期可以接近 1。本研究鲢鳙生态容量的评估依据生态营养效率不能大于 1 的原则。模型基本参数输入后, 微调  $P/B$ 、 $Q/B$  和食物组成矩阵, 使各功能组生态营养效率  $EE < 1$ , 此时该模型平衡。待该模型平衡后, 首先逐渐增大鲢鳙生物量直至某一功能组  $EE \geq 1$  时, 达到鲢鳙生态容量; 然后降低刀鲚生物量至  $9.49 \text{ t/km}^2$ <sup>[12]</sup>, 探讨将刀鲚生物量控制在较低规模情况下鲢鳙的生态容量变化。

### 1.3 生态系统参数指标意义

Ecopath 模型通过以下各参数指标对太湖生态系统特征进行表征。总初级生产量与总呼吸量的比值(total primary production/total respiration, TPP/TR)是反映生态系统成熟稳定的重要指标之一, TPP/TR 值越接近 1, 该生态系统越稳定, 抵抗外界干扰的能力越强, 即系统越成熟。系统连接指数(connectance index, CI)和系统杂食性指数(system omnivory index, SOI)反映生态系统的复杂程度, 这两个值越接近 1, 表示该生态系统内部联系越复杂, 生态系统越稳定<sup>[32]</sup>。Finn's 循环指数(Finn's cycling index, FCI)指再次进入到系统内循环流动的流量占总流量的比例, 即再循环量与总流量的比值。Finn's 平均路径长度(Finn's mean path length, FMPL)是各循环流量经过食物链的平均长度。作为生态系统成熟度及稳定性的

指标参数, FCI 指数和 FMPL 数值越大, 生态系统越稳定, 成熟度越高<sup>[33]</sup>。通过上述指标值的变化尝试了解鲢鳙生物量变化对生态系统成熟度与稳定性的影响。

## 2 结果与分析

### 2.1 模型输出及敏感性分析

将相关参数输入模型, 微调后模型中所有功能组 EE 值均小于 1, 该模型处于平衡状态, 可得太湖 Ecopath 模型如表 2 所示, 平衡后 16 个功能组营养级范围为 1~3.973, 其中肉食性鱼类营养级偏高, 鲢鳙营养级为 2.051。EE 值范围为 0.133~0.939, 其中浮游植物、水生植物生态营养效率较低, 分别为 0.133、0.211; 浮游动物生态营养效率较高, 为 0.939。

本研究对太湖模型进行敏感性分析, 分析时把输入参数按照 10% 的幅度进行改变, 整个输入参数的变化范围控制在  $\pm 5$  个幅度( $-50\% \sim 50\%$ )内变动, 分析不同变化幅度对估计参数的影响。结果表明, 各功能组的生物量变化对其他功能组的 EE 值影响较大。如图 1 所示, 鲢鳙生物量的变化对浮游植物的 EE 值造成影响( $-8.84\% \sim 8.84\%$ ), 同时也会影响浮游动物的 EE 值( $-0.80\% \sim 0.80\%$ ), 浮游动物的 EE 值对刀鲚生物量的变化最为敏感( $-35.52\% \sim 35.52\%$ )。

### 2.2 太湖鲢鳙生态容量

鲢鳙是太湖增殖放流的主要种类, 营养级为 2.051。根据测算, 鲢鳙在太湖中的现存量为  $10.21 \text{ t/km}^2$ , 在该模型中逐渐增加鲢鳙的生物量(表 3), 即分别以鲢鳙当前生物量的 1 倍、2 倍、3 倍、4 倍、5 倍、5.054 倍、6 倍、7 倍进行估算, 当鲢鳙生物量增加至当前生物量的 5.054 倍即生物量为  $51.6 \text{ t/km}^2$  时, 浮游动物的生态营养效率  $EE = 1$ , 模型仍平衡; 当鲢鳙生物量继续增加时, 浮游动物生态营养效率  $EE > 1$ , 模型不再平衡。因此, 本研究认为太湖鲢鳙的生态容量为  $51.6 \text{ t/km}^2$ 。

### 2.3 鲢鳙达到生态容量对生态系统的影响

太湖生态系统规模、成熟度、稳定性通过 Ecopath 模型中总流量、TPP/TR、CI、SOI、FCI 和 FMPL 等指标进行表征(表 4)。当前生态系统总流

表 2 太湖生态系统模型输入和输出参数(斜体)  
Tab. 2 Basic input and output parameters (italic) of Taihu Lake ecosystem model

功能组 functional group	营养级 trophic level	生物量/(t/km <sup>2</sup> ) biomass	生产量/生物量 production/biomass	消耗量/生物量 consumption/biomass	生态营养效率 ecotrophic efficiency
1	3.973	0.26	1.03	3.20	0.814
2	3.622	0.09	1.67	6.10	0.482
3	3.204	0.58	4.02	17.00	0.584
4	3.028	14.40	1.48	7.50	0.632
5	3.028	0.12	0.91	2.40	0.800
6	2.000	0.25	1.00	9.93	0.249
7	2.339	2.64	1.17	10.00	0.721
8	2.000	0.63	1.72	9.10	0.641
9	2.051	10.21	1.01	4.70	0.834
10	2.791	2.47	2.16	11.00	0.676
11	2.930	2.37	3.09	24.74	0.306
12	2.000	45.13	3.36	23.23	0.445
13	2.016	3.11	51.51	316.20	0.939
14	1.000	4.73	410	—	0.133
15	1.000	43.72	2.25	—	0.211
16	1.000	311.60	—	—	0.601

注: 各功能组的种类组成如表 1 所示。

Note: Main species composition of the functional groups is shown in tab.1.

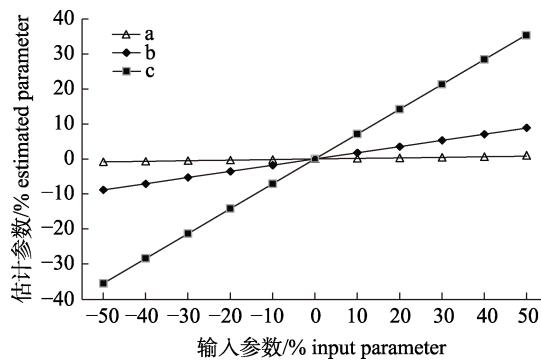


图 1 太湖 Ecopath 模型敏感性分析

- a: 鲢鳙生物量的变化对浮游动物生态营养效率(EE)值的影响; b: 鲢鳙生物量变化对浮游植物 EE 值的影响;  
c: 刀鲚生物量变化对浮游动物 EE 值的影响。  
Fig. 1 Sensitivity analysis of the Taihu Lake Ecopath model  
a: Effects of *Hypophthalmichthys molitrix* and *Aristichthys nobilis* biomass on ecological nutrition efficiency (EE) of zooplankton; b: Effects of *Hypophthalmichthys molitrix* and *Aristichthys nobilis* biomass on EE of phytoplankton;  
c: Effects of *Coilia nasus* biomass on EE of zooplankton.

量为 7387.718 t/(km<sup>2</sup>·a), 总消耗量、总输出量、总呼吸量和流向有机碎屑量分别为 2320.373 t/(km<sup>2</sup>·a)、1238.119 t/(km<sup>2</sup>·a)、799.961 t/(km<sup>2</sup>·a) 和 3029.265 t/(km<sup>2</sup>·a), 太湖的捕捞渔获物营养级为 2.603。如图 2 所示, 在不断增加鲢鳙生物量的过程中, 总

表 3 太湖鲢鳙生态容量模型评估  
Tab. 3 Ecological capacity assessment of *Hypophthalmichthys molitrix* and *Aristichthys nobilis* in the Taihu Lake

生物量增加倍数 biomass increasing multiple	生物量/ 捕捞量/ (t/km <sup>2</sup> ) biomass	浮游动物生态营养效率 ecotrophic efficiency of zooplankton, EE
1.00	10.21	0.939
2.00	20.42	0.954
3.00	30.63	0.969
4.00	40.84	0.984
5.00	51.05	0.999
5.054	51.60	1.000
6.00	61.26	>1.000
7.00	71.47	>1.000

流量、总消耗量、总呼吸量等有小范围的升高, 总输出量和流向有机碎屑量有小范围的降低。当达到生态容量时, 生态系统总流量为 7433.278 t/(km<sup>2</sup>·a), 总消耗量、总输出量、总呼吸量和流向有机碎屑量分别为 2514.906 t/(km<sup>2</sup>·a)、1124.296 t/(km<sup>2</sup>·a)、913.783 t/(km<sup>2</sup>·a) 和 2880.292 t/(km<sup>2</sup>·a)。太湖捕捞渔获物营养级随着鲢鳙生物量的增加逐渐减小, 由最初 2.603 降低至 2.23。如图 3 所示,

表4 太湖生态系统总体特征  
Tab. 4 General characteristics parameters of the Taihu Lake ecosystem

参数 parameter	V1	V2	V3
系统总消耗量/[t/(km <sup>2</sup> ·a)] sum of all consumption	2320.373	2514.906	3205.641
系统总输出量/[t/(km <sup>2</sup> ·a)] sum of all exports	1238.119	1124.296	720.790
系统总呼吸量/[t/(km <sup>2</sup> ·a)] sum of all respiratory flows	799.961	913.783	1317.291
流向碎屑的总流量/[t/(km <sup>2</sup> ·a)] sum of all flows into detritus	3029.265	2880.292	2349.016
系统总流通量/[t/(km <sup>2</sup> ·a)] total system throughput	7387.718	7433.278	7592.737
总生产量/[t/(km <sup>2</sup> ·a)] sum of all production	2401.587	2443.390	2592.472
渔获物的平均营养级 mean trophic level of the catch (TLC)	2.603	2.301	2.116
总效率(捕捞量/净初级生产量) gross efficiency (catch/net p.p.)	0.014	0.031	0.094
总净初级生产量/[t/(km <sup>2</sup> ·a)] total net primary production	2038.080	2038.080	2038.080
总生物量(不含碎屑)/(t/km <sup>2</sup> ) total biomass (excluding detritus)	130.709	172.099	321.989
连接指数 connectance index (CI)	0.210	0.210	0.210
系统杂食指数 system omnivory index (SOI)	0.067	0.067	0.067
Finn 循环指数 Finn's cycling index (FCI)	21.65	21.79	23.27
Finn 平均路径长度 Finn's mean path length	3.625	3.647	3.725
总初级生产量/总呼吸 total primary production/total respiration (TPP/TR)	2.548	2.230	1.547
净初级生产量/[t/(km <sup>2</sup> ·a)] net system production	1238.119	1124.296	720.790
总初级生产量/总生物量 total primary production/total biomass (TPP/TB)	15.592	11.842	6.330
总生物量/总通量 total biomass/total throughput	0.018	0.023	0.042

注: V1 代表当前的系统状态; V2 代表放流鲢鳙达到生态容量时的状态; V3 代表控制刀鲚容量增加鲢鳙容量后模型再次平衡时的系统状态。

Note: V1 represents the current status of the ecosystem; V2 represents the status at ecological capacity of *Hypophthalmichthys molitrix* and *Aristichthys nobilis*; V3 represents the state of model rebalancing after controlling the capacity of *Coilia nasus* to increase the capacity of *H. molitrix* and *A. nobilis*.

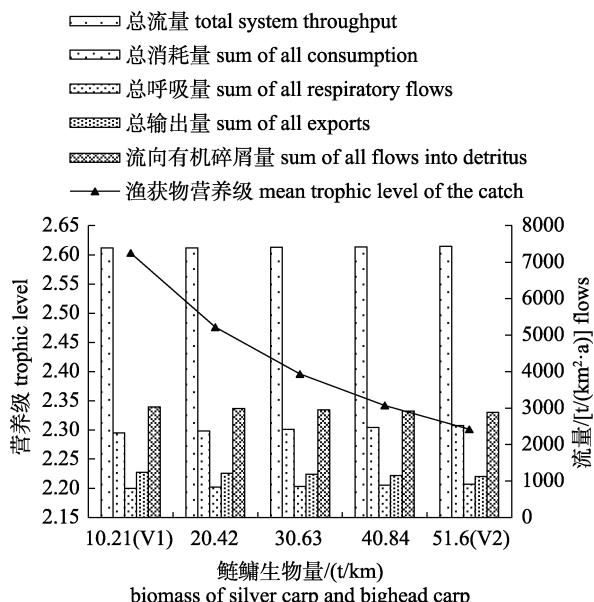


图2 鲢鳙生物量变化对太湖生态系统基本属性影响

Fig. 2 Effects of *Hypophthalmichthys molitrix* and *Aristichthys nobilis* biomass on the basic ecosystem properties of the Taihu Lake

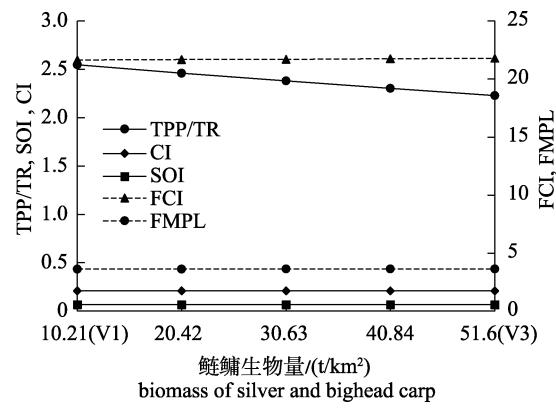


图3 鲢鳙生物量变化对太湖生态系统稳定性和成熟度的影响

Fig. 3 Effects of biomass of *Hypophthalmichthys molitrix* and *Aristichthys nobilis* on stability and maturity of the Taihu Lake ecosystem

太湖生态系统成熟度 TPP/TR 值为 2.548, 该阶段生态系统成熟度较低, 但该值随鲢鳙生物量增加在逐渐减小, 达到生态容量时该值为 2.23。CI 和

SOI 反映能量循环利用程度, 两值始终保持稳定。FCI 和 FMPL 在鲢鳙生物量增加过程中保持稳定。

## 2.4 控制太湖刀鲚规模对鲢鳙生态容量及生态系统特征的影响

在该模型中控制刀鲚生物量为  $9.49 \text{ t/km}^2$ , 逐渐增加鲢鳙的生物量(表 5), 分别以鲢鳙当前生物量的 1 倍、5 倍、10 倍、15 倍、20.22 倍、21 倍进行估算, 当鲢鳙生物量增加至当前生物量 20.22 倍即生物量为  $206.4 \text{ t/km}^2$  时, 浮游动物的生态营养效率  $\text{EE}=1$ , 模型仍平衡; 当鲢鳙生物量继续增加时, 浮游动物生态营养效率  $\text{EE}>1$ , 模型不再平衡。因此, 本研究认为太湖鲢鳙在控制刀鲚

生物量后生态容量可增加至  $206.4 \text{ t/km}^2$ , 与刀鲚生物量较高的情况相比, 生态容量有了明显提高。降低刀鲚生物量, 同时逐渐增加鲢鳙生物量的过程中, 生态系统基本属性和成熟度稳定性变化如表 4 所示。在降低刀鲚生物量至  $9.49 \text{ t/km}^2$  时, 鲢鳙生物量达到最大生态容量即  $206.4 \text{ t/km}^2$  时, 生态系统总流量为  $7592.737 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ , 总消耗量、总输出量、总呼吸量和流向有机屑量分别为  $3205.641 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 、 $720.79 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 、 $1317.291 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$  和  $2349.016 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ 。太湖渔获物平均营养级为 2.115, CI 和 SOI 值始终保持稳定, FCI 和 FMPL 在鲢鳙生物量增加过程中保持小幅增长。

表 5 控制刀鲚生物量后太湖鲢鳙生态容量模型评估

Tab. 5 Ecological capacity assessment of *Hypophthalmichthys molitrix* and *Aristichthys nobilis* under control of *Coilia nasus* in the Taihu Lake

刀鲚生物量/(t/km <sup>2</sup> ) biomass of <i>Coilia nasus</i>	生物量增加倍数 biomass increasing multiple	鲢鳙生物量/(t/km <sup>2</sup> ) biomass of silver and bighead carp	浮游动物生态营养效率 ecotrophic efficiency of zooplankton, EE
9.49	1	10.21	0.712
9.49	5	51.05	0.772
9.49	10	102.1	0.847
9.49	15	153.15	0.922
9.49	20.22	206.4	1.000
9.49	21	214.41	>1.000

## 3 讨论

Ecopath 模型从物质平衡角度为生态容量评估提供了科学的方法。本研究利用 Ecopath 模型构建了太湖生态系统模型, 通过改变鲢鳙生物量来改变系统中的其他参数进而对鲢鳙的生态容量进行评估。功能组设置中, 因太湖中鲢、鳙食物均以微囊藻为主, 两者食性并未出现较大差距<sup>[27]</sup>, 故将鲢、鳙合并为一个功能组进行研究。Morissette 等<sup>[34]</sup>研究了全球 150 个不同的生态系统, 得出评价模型整体质量的 Pedigree 指数集中在 0.164~0.676 范围内, 太湖生态系统模型的 Pedigree 指数为 0.456, 处于较合理范围。

### 3.1 太湖生态系统总体特征

当前太湖生态系统总流量小于李云凯等<sup>[12]</sup>对于太湖研究中总流量的估计值, 与滆湖<sup>[20]</sup>总流量规模相当, 总初级生产量大于总呼吸量( $\text{TPP/TR}=$

2.548), 未达到成熟生态系统状态, 小于以往对太湖<sup>[12]</sup>的研究, 但并不能说明太湖生态系统趋于成熟, 造成这种现象的原因可能是由于水生植物生物量的减少<sup>[19]</sup>, 导致太湖初级生产量降低, 因此太湖生态系统的总流量降低, 生态系统规模变小, 总初级生产量与总呼吸量比值降低。本研究中太湖生态系统系统连接指数为 0.21, 同 20 世纪 90 年代太湖<sup>[15]</sup>连接指数相同, 但略高于 10 年前状态<sup>[12]</sup>, 说明太湖生态系统食物链仍较为简单。当前 Finn's 循环指数为 21.65, Finn's 平均路径长度为 3.625, 远高于巢湖<sup>[35]</sup>, 说明太湖生态系统能量再次参加循环的比例更高, 较巢湖生态系统更成熟; 值得注意的是两值虽均高于之前状态<sup>[12]</sup>, 但由于污染等原因, 太湖生态系统仍存在整体抗干扰能力较弱的现象, 同时, 浮游植物、水生生物等生态营养效率较低, 容易造成生态系统内物质流动不畅, 可能导致太湖生态系统较不稳定, 以

至引起水华的暴发。

### 3.2 太湖鲢鳙生态容量及达到生态容量时对生态系统特征的影响

鲢鳙是典型的滤食性鱼类, 根据下行控制效应<sup>[36]</sup>, 增加鲢鳙生物量会对浮游生物等饵料生物造成摄食压力。史为良等<sup>[37]</sup>调查了辽宁 43 个水库, 结果显示不同水库鲢鳙最高鱼产力可达  $100 \text{ t/km}^2$  以上, 最低鱼产力也在  $10 \text{ t/km}^2$  以上, 造成鱼产力不同的原因与浮游生物的丰度有关; 本研究中太湖鲢鳙生态容量为  $51.6 \text{ t/km}^2$ , 高于安徽太平湖 ( $36.91 \text{ t/km}^2$ )<sup>[38]</sup>。何志辉等<sup>[39-40]</sup>认为高密度的鲢鳙对浮游植物、浮游动物的利用率较高, 有文献记载湖泊鲢对浮游植物利用率达 70%<sup>[41]</sup>, 高密度的鳙对浮游动物的利用率会超过 50%<sup>[39-40]</sup>, 因此将太湖鲢鳙对浮游植物、浮游动物的利用率范围设定为 50%~70%; 饵料系数分别设定为 30、10<sup>[39-40]</sup>; 生物量和 P/B 系数保持与该模型数据一致, 利用浮游生物对太湖鲢鳙鱼产潜力进行估算, 得出太湖鲢鳙的鱼产潜力达  $40.32\sim56.46 \text{ t/km}^2$ , 而本研究模型得出的生态容量  $51.6 \text{ t/km}^2$  介于该范围。张彤晴等<sup>[42]</sup>建议太湖鲢鳙增殖容量为  $4.45\sim4.57 \text{ t/km}^2$ , 与本研究相差较大, 究其原因是其主要着眼于放流量与增殖产量的关系, 认为随着鲢鳙放流量的增加, 超过一定增殖容量时, 鲢鳙的增殖率会出现减缓现象, 导致鲢鳙放流成本较大而产量变小, 会造成放流过度; 而本研究得出的生态容量主要从生态系统稳定及鲢鳙对其他生物影响角度考虑, 分析鲢鳙在太湖生态系统的最大容纳量。

增殖放流活动的可持续发展离不开生态容量的准确评估, 同时需确保增殖活动不影响放流生态系统的稳定性<sup>[43]</sup>。模型中鲢鳙生物量调高至生态容量时, 生态系统属性及成熟度稳定性等发生了相应的改变(表 4), 太湖总流量与原始状态相比有小幅度增加, 且略高于 20 世纪 60 年代<sup>[15]</sup>, 表明在鲢鳙达到生态容量的初期, 可小幅增加太湖生态系统规模; 但随着鲢鳙对浮游植物的摄食, 系统总初级生产量可能降低, 进而导致总流量降低。系统连接指数和系统杂食性指数基本不变, 说明增加鲢鳙生物量未改变太湖生态系统结构,

系统仍能保持稳定; 总初级生产量与总呼吸量比值为 2.23, 相较于当前状态的 2.548 下降幅度较大, 低于 20 世纪 90 年代<sup>[15]</sup>以及淀山湖相关研究<sup>[22]</sup>, 推测原因可能是由于太湖鲢鳙的放流增加了系统生物的总呼吸量, 该值变小。同时, Finn's 循环指数和 Finn's 平均路径长度相较于当前状态有所增加, 表明放养鲢鳙可在一定程度上增加生态系统能量循环比例和路径长度, 促使生态系统更加成熟。另外, 浮游植物和有机碎屑生态营养效率升高, 利用率增加, 在一定程度上缓解了生态系统营养通道不畅的问题。上述变化表明, 增加鲢鳙生物量至生态容量时, 系统的规模略有增长, 且结构保持相对稳定。

### 3.3 控制太湖刀鲚规模后鲢鳙再次达到生态容量时对生态系统的影响

研究表明太湖鱼类物种数量逐年下降, 渔业资源出现小型化趋势<sup>[44]</sup>。随着太湖鱼类小型化发展, 从 20 世纪 60 年代开始, 太湖刀鲚产量持续上升, 已成为太湖鱼类群落中的绝对优势种<sup>[3]</sup>, 是太湖重要的小型鱼类。根据系统敏感性分析, 浮游动物的生物量对太湖刀鲚生物量的变化非常敏感。因此, 可通过加大对刀鲚的捕捞力度, 增加肉食性鱼类(如翘嘴鮊)的生物量来对其进行控制。本研究尝试控制刀鲚规模<sup>[12]</sup>(表 5), 降低刀鲚生物量后鲢鳙生态容量有了明显提高, 这可能是因为鲢鳙属于滤食性鱼类, 主要摄食对象为浮游植物和浮游动物, 而刀鲚的食物来源同鲢鳙食物来源存在重叠。因此, 刀鲚生物量的降低可以有效减少对浮游动物的摄食, 使鲢鳙拥有更多食物来源, 维持更高的生物量。控制刀鲚规模并且增加鲢鳙生物量后, 太湖总流量、Finn's 循环指数和 Finn's 平均路径长度均高于原始状态, 表明降低刀鲚生物量同时提高鲢鳙生物量可进一步增加生态系统能量再循环比例, 增加能量流经食物链平均长度; 系统连接指数和杂食性指数依然基本不变, 可知控制刀鲚规模增加鲢鳙生物量, 对生态系统基本结构影响不大。总初级生产量与总呼吸量比值相较于当前状态下降幅度较大, 接近于 20 世纪 80 年代<sup>[15]</sup>, 说明降低刀鲚生物量增加鲢鳙

生物量，可进一步加大对浮游植物的摄食压力，有益于太湖生态系统的成熟稳定发展。

### 3.4 太湖生态系统混合营养效应

利用 Ecopath 模型对鲢鳙达到生态容量前后的太湖生态系统进行混合营养分析，以了解太湖生态系统内不同种群之间相互作用关系的变化。结合混合营养分析图进行分析，白色方块表示该功能组对另一功能组具有积极作用；黑色方块则相反，方块大小代表作用的大小，影响越大，方块越大。鲢鳙达到生态容量前，对浮游植物具有抑制作用，同时浮游植物对鲢鳙具有正向促进作用(图 4a)；当鲢鳙达到生态容量后，对浮游植物的

抑制作用进一步增大(图 4b)，说明鲢鳙生物量的增加可以有效抑制浮游植物的繁殖；同时鲢鳙也对草食性鱼类产生抑制；除鮰类外，刀鲚对大部分的鱼类种类具有消极作用，控制刀鲚后，刀鲚对草食性鱼类和鲤的消极影响减少，从生态系统结构稳定出发，控制刀鲚生物量，可以减少刀鲚对其他鱼类的负面影响，增加太湖其他鱼类的生物量；刀鲚对太湖浮游动物具有较大的抑制作用，刀鲚生物量的减少，可以减少对浮游动物的摄食，提高鲢鳙容量，进而对浮游植物产生更大的抑制作用(图 4c)，同时，鲢鳙的增加会抑制银鱼的生物量，可能是因为鲢鳙和银鱼存在饵料竞争。

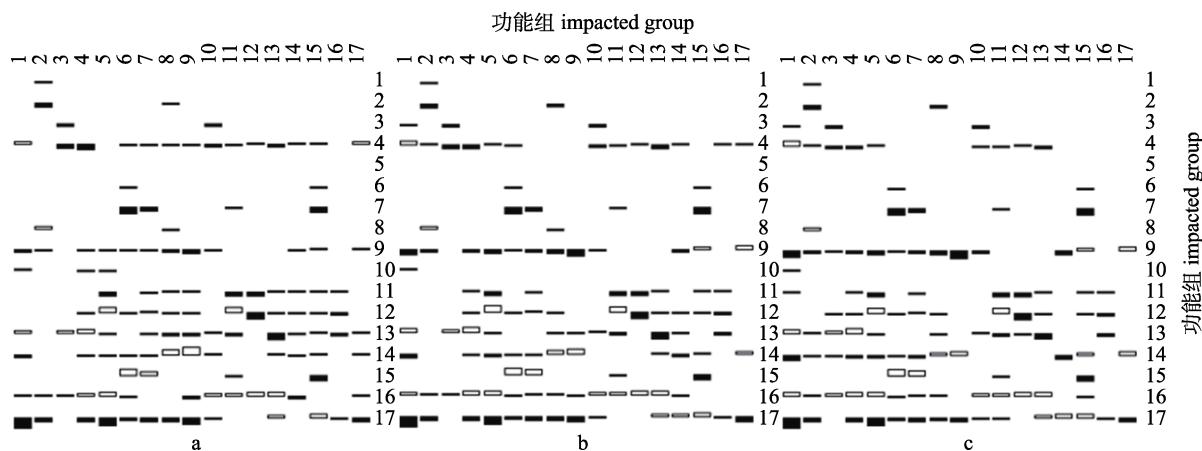


图 4 太湖生态系统混合营养关系

a. 当前的系统状态; b. 放流鲢鳙达到生态容量时的状态; c. 控制刀鲚容量增加鲢鳙容量后模型再次平衡时系统状态。

1-16: 功能组 1-16; 17: 渔业. 各功能组的种类组成如表 1 所示.

Fig. 4 Mixed trophic impact in the Taihu Lake ecosystem

a. The current status of the system; b. The status at ecological capacity of silver and bighead carp; c. The state of model rebalancing after controlling the capacity of *Coilia nasus* to increase the capacity of silver and bighead carp.

1-16: functional groups; 17: fishery. Main species composition of the functional groups is shown in tab.1.

## 4 小结与展望

本研究通过构建 2017—2018 年度太湖 Ecopath 模型，评估了鲢鳙生态容量并分析了生态系统的变化特征，当前太湖鲢鳙生物量为  $10.21 \text{ t}/\text{km}^2$ ，生态容量为  $51.6 \text{ t}/\text{km}^2$ ，仍有较大增殖空间。若能控制太湖的刀鲚生物量为  $9.49 \text{ t}/\text{km}^2$ ，鲢鳙生态容量可达  $206.4 \text{ t}/\text{km}^2$ 。

该模型为太湖鲢鳙的容量评估提供了一种方法，但由于该模型构建需要大量数据，部分数据是来源于太湖相关文献和渔业数据库，有些来源

于其他淡水湖泊，含物种较多的功能组按物种生物量比例折算，所以模型构建过程和参数的估计可能存在误差；对于生态系统的模拟，所有参数都准确无误是有一定难度的，各物种的生长阶段和空间分布均可能导致其食性及其他各参数的不同；另外，有研究表明太湖鲢鳙食性未出现明显差异，因此本模型将鲢鳙作为一个功能组进行讨论，故文中未涉及鲢鳙比例；另一方面，本研究着重从生态系统角度得出生态容量即鲢鳙的最大容纳量，对鲢鳙生长状况研究较少。

在后续研究中应按照不同物种、不同生长阶

段进一步细分功能组; 尽量使用实测数据使各功能组的生物量,  $P/B$  系数和  $Q/B$  系数更加准确; 进一步了解各功能组的食物组成和时空特点, 以使该模型能够更加准确测定鲢、鳙生态容量; 同时应结合鲢鳙生长状况对放流数量及比例进行研究, 以期为管理部门提供参考。

### 参考文献:

- [1] Wang S M, Dou H S. Lakes in China[M]. Beijing: Science Press, 1998: 261-267. [王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志[M]. 北京: 科学出版社, 1998: 261-267.]
- [2] Xu D L, Lin N F, Zou C X, et al. The spatial differences analysis of ecological stoichiometric characteristics of Lake Taihu food web[J]. China Environmental Science, 2017, 37(12): 4681-4689. [徐德琳, 林乃峰, 邹长新, 等. 太湖食物网生态化学计量学特征空间差异[J]. 中国环境科学, 2017, 37(12): 4681-4689.]
- [3] Mao Z G, Gu X H, Zeng Q F, et al. Status and changes of fishery resources (2009–2010) in Lake Taihu and their responses to water eutrophication[J]. Journal of Lake Sciences, 2011, 23(6): 967-973. [毛志刚, 谷孝鸿, 曾庆飞, 等. 太湖渔业资源现状(2009—2010 年)及与水体富营养化关系浅析[J]. 湖泊科学, 2011, 23(6): 967-973.]
- [4] Cheng J H, Jiang Y Z. Marine stock enhancement: Review and prospect[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2010, 17(3): 610-617. [程家骅, 姜亚洲. 海洋生物资源增殖放流回顾与展望[J]. 中国水产科学, 2010, 17(3): 610-617.]
- [5] Gu X H, Zeng Q F, Mao Z G, et al. Water environment change over the period 2007–2016 and the strategy of fishery improve the water quality of Lake Taihu[J]. Journal of Lake Sciences, 2019, 31(2): 305-318. [谷孝鸿, 曾庆飞, 毛志刚, 等. 太湖 2007—2016 十年水环境演变及“以渔改水”策略探讨[J]. 湖泊科学, 2019, 31(2): 305-318.]
- [6] Yang L L, Jiang Y Z, Yuan X W, et al. Ecological carrying capacity of typical enhancement species in Xiangshan Bay[J]. Marine Fisheries, 2016, 38(3): 273-282. [杨林林, 姜亚洲, 袁兴伟, 等. 象山港典型增殖种类的生态容量评估[J]. 海洋渔业, 2016, 38(3): 273-282.]
- [7] Polovina J J. Model of a coral reef ecosystem[J]. Coral Reefs, 1984, 3(1): 1-11.
- [8] Ulanowicz R E. Growth and Development: Ecosystem Phenomenology[M]. New York: Springer, 1986: 1-203.
- [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] 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. [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.]
- [11] Liu Y, Jiang T, Wang X H, et al. Establishment and analysis of the Ecopath model of the ecosystem in the northern continental shelf of South China Sea[J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni, 2007, 46(1): 123-127. [刘玉, 姜涛, 王晓红, 等. 南海北部大陆架海洋生态系统 Ecopath 模型的应用与分析[J]. 中山大学学报(自然科学版), 2007, 46(1): 123-127.]
- [12] Li Y K, Liu E S, Wang H, et al. Analysis on the ecosystem structure and function of Lake Taihu based on Ecopath model[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2014, 25(7): 2033-2040. [李云凯, 刘恩生, 王辉, 等. 基于 Ecopath 模型的太湖生态系统结构与功能分析[J]. 应用生态学报, 2014, 25(7): 2033-2040.]
- [13] Lin Q, Wang J, Li Z Y, et al. Assessment of ecosystem energy flow and carrying capacity of swimming crab enhancement in the Yellow River estuary and adjacent waters[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26(11): 3523-3531. [林群, 王俊, 李忠义, 等. 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, 2015, 26(11): 3523-3531.]
- [14] Wang T, Zhang H, Zhang H, et al. Ecological carrying capacity of Chinese shrimp stock enhancement in Haizhou Bay of East China based on Ecopath model[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2016, 23(4): 965-975. [王腾, 张贺, 张虎, 等. 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, 2016, 23(4): 965-975.]
- [15] Song B. Ecosystem modeling study on the fishery and environment of Taihu Lake[D]. Shanghai: East China Normal University, 2004: 1-130. [宋兵. 太湖渔业和环境的生态系统模型研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2004: 1-130.]
- [16] Zhan B Y. Fish Stock Assessment[M]. Beijing: China Agriculture Press, 1995: 312-315. [詹秉义. 渔业资源评估[M]. 北京: 中国农业出版社, 1995: 312-315.]
- [17] Zhou Y D. Zooplankton community structure and its relation to environmental factors in Taihu Lake[D]. Shanghai: Shanghai Normal University, 2019: 1-63. [周义道. 太湖浮游动物群落结构及环境相关性研究[D]. 上海: 上海师范大学, 2019: 1-63.]
- [18] Liu T T. Community structure of phytoplankton and its relation with environmental factors in Taihu Lake, China[D]. Shanghai: Shanghai Normal University, 2019: 1-106. [刘腾腾. 太湖浮游植物群落结构及与环境因子的相关性[D]. 上海: 上海师范大学, 2019: 1-106.]
- [19] Zhao K. Pattern of distribution and change of aquatic plant in Taihu Lake[D]. Nanjing: Nanjing Normal University, 2017:

- 1-123. [赵凯. 太湖水生植被分布格局及演变过程[D]. 南京: 南京师范大学, 2017: 1-123.]
- [20] Jia P Q, Hu Z J, Wu Z, et al. Quantitative analysis on the structure and function of the Gehu Lake ecosystem based on Ecopath modeling[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2013, 22(2): 189-197. [贾佩娇, 胡忠军, 武震, 等. 基于 ecopath 模型对滆湖生态系统结构与功能的定量分析[J]. 长江流域资源与环境, 2013, 22(2): 189-197.]
- [21] Zhao L S, Cheng F, Zhang L, et al. Growth, mortality and evaluation of resource utilization for two Salangidae, *Protosalanx hyalocranius* and *Neosalanx taihuensis* in Hongze Lake[J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2018, 42(2): 240-249. [赵丽爽, 程飞, 张磊, 等. 洪泽湖大银鱼和太湖新银鱼的生长、死亡参数及资源利用状况[J]. 水生生物学报, 2018, 42(2): 240-249.]
- [22] Feng D X, Chen L, Li Y K, et al. Structure and energy flow of Dianshan Lake ecosystem based on the Ecopath model[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2011, 18(4): 867-876. [冯德祥, 陈亮, 李云凯, 等. 基于营养通道模型的淀山湖生态系统结构与能量流动特征[J]. 中国水产科学, 2011, 18(4): 867-876.]
- [23] Liu Q G, Chen Y, Li J L, et al. The food web structure and ecosystem properties of a filter-feeding carps dominated deep reservoir ecosystem[J]. Ecological Modelling, 2007, 203(3-4): 279-289.
- [24] Yang Z F. The sustainable development of fisheries and environment in Taihu Lake[D]. Shanghai: East China Normal University, 2003: 1-130. [杨再福. 太湖渔业与环境的可持续发展[D]. 上海: 华东师范大学, 2003: 1-130.]
- [25] Wang Y P, Gu X H, Zeng Q F, et al. Seasonal variations in the diet composition of *Coilia ectenes taihuensis* in different ecotypes of Lake Taihu[J]. Journal of Lake Sciences, 2016, 28(5): 1078-1085. [王银平, 谷孝鸿, 曾庆飞, 等. 太湖不同生态型湖区湖鲚(*Coilia ectenes taihuensis*)食物组成及其季节变化[J]. 湖泊科学, 2016, 28(5): 1078-1085.]
- [26] Wen Z R, Xie P. Studies on the feeding habits and sources of dietary carbon of *Macrobrachium nipponense* and *Exopalaemon modestus* in Taihu Lake[J]. Journal of Yangtze University (Natural Science Edition), 2013, 10(29): 36-42. [温周瑞, 谢平. 太湖日本沼虾与秀丽白虾的食性与食物碳源分析[J]. 长江大学学报(自然科学版), 2013, 10(29): 36-42.]
- [27] Liu E S. A study on diet composition of dominant fishes in Lake Taihu[J]. Journal of Fisheries of China, 2008, 32(3): 395-401. [刘恩生. 太湖主要鱼类的食物组成[J]. 水产学报, 2008, 32(3): 395-401.]
- [28] Park R A. A generalized model for simulating lake ecosystems[J]. SIMULATION, 1974, 23(2): 33-50.
- [29] Scavia D, Bloomfield J A, Fisher J S, et al. Documentation of CLEANX: A generalized model for simulating the open-water ecosystems of lakes[J]. SIMULATION, 1974, 23(2): 51-56.
- [30] Halfon E, Schito N, Ulanowicz R E. Energy flow through the Lake Ontario food web: Conceptual model and an attempt at mass balance[J]. Ecological Modelling, 1996, 86(1): 1-36.
- [31] Yan Y J, Liang Y L. Energy flow of macrozoobenthic community in a macrophytic lake, Biandantang Lake[J]. Acta Ecologica Sinica, 2003, 23(3): 527-538. [闫云君, 梁彦龄. 扁担塘底栖动物群落的能量流动[J]. 生态学报, 2003, 23(3): 527-538.]
- [32] Christensen V, Pauly D. A Guide to the ECOPATH II Software System (version 2.1)[M]. Manila: International Center for Living Aquatic Resources Management, 1992: 1-67.
- [33] Finn J T. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows[J]. Journal of Theoretical Biology, 1976, 56(2): 363-380.
- [34] Morissette L, Hammill M O, Savenkoff C. The trophic role of marine mammals in the northern gulf of St. Lawrence[J]. Marine Mammal Science, 2006, 22(1): 74-103.
- [35] Liu E S, Li Y K, Zang R W, et al. A preliminary analysis of the ecosystem structure and functioning of Lake Chaohu based on Ecopath model[J]. Journal of Fisheries of China, 2014, 38(3): 417-425. [刘恩生, 李云凯, 臧日伟, 等. 基于 Ecopath 模型的巢湖生态系统结构与功能初步分析[J]. 水产学报, 2014, 38(3): 417-425.]
- [36] Ji W W, Li S F, Chen X Z. Application of fish trophic level in marine ecosystem[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2010, 17(4): 878-887. [纪炜炜, 李圣法, 陈雪忠. 鱼类营养级在海洋生态系统研究中的应用[J]. 中国水产科学, 2010, 17(4): 878-887.]
- [37] Shi W L, Xia D C, Dong S L, et al. A assessment of fish productivity of reservoirs in Liaoning Province[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 1996, 3(3): 48-61. [史为良, 夏德昌, 董双林, 等. 辽宁省水库鲢鳙鱼产力的评估[J]. 中国水产科学, 1996, 3(3): 48-61.]
- [38] Hu Y T, Jiang H, Lu W X, et al. Investigation on plankton and production estimation of silver carp and bighead carp in Taiping Lake, Anhui Province[J]. Journal of Anhui Agricultural University, 2017, 44(2): 234-241. [胡玉婷, 江河, 卢文轩, 等. 安徽太平湖浮游生物调查与鲢鳙鱼产力评估[J]. 安徽农业大学学报, 2017, 44(2): 234-241.]
- [39] He Z H. Biological productivity and fish productivity in water[J]. Hunan Fisheries Science and Technology, 1983, 8(1): 3-10. [何志辉. 水体生物生产力和鱼产力[J]. 湖南水产科技, 1983, 8(1): 3-10.]
- [40] He Z H. Estimation of fish productivity in lakes and reservoirs[J]. Fisheries Science & Technology Information, 1982, 9(4): 2-5. [何志辉. 湖泊水库鱼产力的估标[J]. 水产科技情报, 1982, 9(4): 2-5.]

- [41] Huang J, Chai W B, Li R H, et al. The study on plankton composition and fish productivity of Qiaodun Lake, Hubei[J]. Journal of Jiangxi Normal University (Natural Science Edition), 2013, 37(5): 535-539. [黄静, 柴文波, 李仁辉, 等. 桥墩湖浮游植物调查以及鲢、鳙鱼产力的研究[J]. 江西师范大学学报(自然科学版), 2013, 37(5): 535-539.]
- [42] Zhang T Q, Tang S K, Li D M, et al. Evaluation and capacity study of release effect of silver and bighead carp in Taihu Lake[J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2016, 44(9): 243-247. [张彤晴, 唐晟凯, 李大命, 等. 太湖鲢鳙放流增殖效果评价和容量研究[J]. 江苏农业科学, 2016, 44(9): 243-247.]
- [43] Lin Q, Li X S, Li Z Y, et al. Ecological carrying capacity of Chinese shrimp stock enhancement in Laizhou Bay of East China based on Ecopath model[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2013, 24(4): 1131-1140. [林群, 李显森, 李忠义, 等. 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, 2013, 24(4): 1131-1140.]
- [44] Mao Z G, Gu X H, Zeng Q F, et al. Community structure and diversity of fish in Lake Taihu[J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(12): 2836-2842. [毛志刚, 谷孝鸿, 曾庆飞, 等. 太湖鱼类群落结构及多样性[J]. 生态学杂志, 2011, 30(12): 2836-2842.]

## Assessment of the ecological carrying capacity of silver and bighead carp in the Taihu Lake based on Ecopath model

ZHAO Xuhao<sup>1</sup>, XU Dongpo<sup>1,2</sup>, REN Long<sup>2</sup>, XU Pao<sup>1,2</sup>

1. National Demonstration Center for Experimental Fisheries Science Education, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;
2. Scientific Observing and Experimental Station of Fishery Resources and Environment in the Lower Reaches of the Changjiang River, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Freshwater Fisheries Research Center, Chinese Academy of Fishery Sciences, Wuxi 214081, China

**Abstract:** Silver and bighead carp (*Hypophthalmichthys molitrix* and *Aristichthys nobilis*) are typical filter-feeding fish that are important species for the implementation of water purification fishery, and scientific stocking based on the ecological capacity of the proliferating species can ensure the implementation effect of water purification fishery. To ensure the implementation of water purification fishery in the Taihu Lake, we constructed an Ecopath model comprising 16 functional groups. This model was based on the survey data of fishery resources and the ecological environment of the Taihu Lake in 2017–2018. Relevant data was collected using Ecopath with Ecosim 6.6 to estimate the ecological capacity of silver and bighead carp in the Taihu Lake and to investigate the effects of changes in silver and bighead carp biomass on the overall characteristics of the Taihu Lake ecosystem. The results showed that the current biomass of the silver and bighead carp was 10.21 t/km<sup>2</sup>, which increased 5.054 times to reach an ecological capacity of 51.6 t/km<sup>2</sup>. It is showed that there is still great potential for the growth of the silver and bighead carp. Total primary production/total respiration decreased from 2.548 to 2.23 (change of 0.318). Connectance index, system omnivory index, Finn's cycling index, and Finn's mean path length exhibited fewer changes. Silver and bighead carp exert less impact on the ecosystem structure when they reach the ecological capacity, but nevertheless help the ecosystem to mature. Further analysis shows that when *Coilia nasus* is controlled at 9.49 t/km<sup>2</sup>, the biomass capacity of the silver and bighead carp could increase to 206.4 t/km<sup>2</sup>, and when the silver and bighead carp reach their ecological capacity, the ecosystem will become more stable.

**Key words:** Ecopath model; the Taihu Lake; ecological carrying capacity; stock enhancement; silver and bighead carp; large-scale ponds; ecological fishery

**Corresponding author:** XU Pao. E-mail: xup@ffrc.cn