

DOI: 10.12264/JFSC2020-0345

基于生态通道模型的鲢鳙淀生态系统营养结构和能量流动研究

齐延凯, 陈曦, 郭楠楠, 裘丽萍, 孟顺龙, 陈家长

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, 中国水产科学研究院内陆渔业生态环境和资源重点开放实验室, 江苏 无锡 214081

摘要: 利用 Ecopath with Ecosim (EWE) 模拟生态系统能量通道模型, 比较分析了鲢鳙淀生态修复区和对照区的生态系统结构、食物网变化和能量流动特征。结果表明, 生态修复区同种鱼类营养级略低于对照区; 修复区牧食链与腐食链增加了鲢、鳙以及团头鲂、草鱼, 相比对照区更为复杂。生态修复区各营养级之间能量的转换效率(II~IV 依次为 0.0521、0.0205、0.0144) 高于对照区(II~IV 依次为 0.0406、0.0138、0.00854), 且总能量转换效率(2.5%) 也高于后者(1.7%)。生态修复区连接系数(0.22) 略低于对照区(0.27), 但系统杂食性指数则相反(0.15>0.14); 生态修复区 Finn's 循环指数(0.61)、Finn's 平均路径长度(0.08) 低于对照区(分别为 1.73、2.20)。两区域生态系统的总体特征表明, 生态修复区食物网结构更为复杂, 能量传递效率有所提高; 但生态系统的营养流经食物链的长度缩短了, 物质再循环的比例有所下降。同时, 生态修复区存在生产量大于呼吸量的情况, 鲢鳙淀区域应该适当放流肉食性、草食性鱼类, 定期捕捞滤食性鱼类, 增加生态系统的能量流动, 促进生态系统的良性发展。

关键词: 鲢鳙淀; 生态通道模型; 营养结构; 能量流动; 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)06-0762-11

白洋淀是华北地区最大的淡水草型湖泊, 被誉为“华北之肾”^[1], 具有蓄水、灌溉、渔业、航运等生态功能^[2]。然而, 自 20 世纪 60 年代以来, 工业污染和生活污染严重破坏了白洋淀生态环境, 加上上游河流断流导致的数次干淀^[3], 严重影响了白洋淀生态系统的食物网结构^[4], 鱼类资源逐年递减^[5-6]。由于不同物种在生态系统中承担着不同的功能, 因此生物种类的有无或数量的变化将会引起生态系统的巨大改变^[7-8]。鉴于此, 开展白洋淀生态系统结构和功能的研究迫在眉睫。鲢鳙淀是白洋淀的淀区之一, 与其他各淀区水系连通, 作为曾经的养殖区^[9], 是典型的受人类活动影响明显的淀区之一。针对这一现状, 2019 年在鲢鳙淀进行了水质生态修复及鱼类增殖放流, 并在此

基础上构建了生态系统模型, 旨在为类似生态系统的恢复提供经验和思路。

生态系统结构与功能的变化可由生态系统的特征参数反映^[10]。Ecopath with Ecosim (EWE) 是基于能量收支平衡原理描述生态系统能量流动过程的计算机应用软件^[11], 作为研究水域生态系统的重要手段^[12]被国内外学者广泛应用^[13-15]。该软件可以对生态系统的结构、能量流动过程和营养动力学特征进行量化分析^[16-18], 并用于开展水生生物生态容量的评估^[19]。本研究应用 EWE 软件中的 Ecopath 模型探究鲢鳙淀实施生态修复后的生态系统营养结构和食物网中能量传递的变化特征, 以此评价生态修复效果, 为进一步优化白洋淀生态修复方案和类似湖区的生态修复工作的开

收稿日期: 2020-10-16; **修订日期:** 2021-03-14.

基金项目: 国家重点研发计划“蓝色粮仓科技创新”专项(2020YFD0900500); 农业农村部白洋淀专项“白洋淀水生生物资源环境调查及渔业生态修复示范”。

作者简介: 齐延凯(1995-), 男, 硕士, 研究方向为渔业生态环境和水产品质量安全. E-mail: 936568827@qq.com

通信作者: 孟顺龙, 研究员, E-mail: mengsl@ffrc.cn; 陈家长, 研究员, E-mail: chenjz@ffrc.cn

展提供可资借鉴的资料。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

鲢鳙淀(115°59'27"E~115°59'54"E、38°49'10"N~38°50'49"N)东西长约 1.2 km, 南北宽约 1.2 km, 平均水深 2.5 m, 周围被北田庄、大田庄、东田庄 3 个村庄围绕。在 2018 年本底调查中发现, 鲢鳙淀水质恶化严重, 为 IV~V 类水; 鱼类资源单一, 生物量低, 小型化严重, 生态系统十分脆弱。生态修复区(以下称“试验区”)面积约有 3.3 万 m², 为鲢鳙淀内退渔还湖后的养殖区, 仅有几处豁口与外围对照区相通, 豁口处拦网, 从而确保试验区的相对封闭和独立。在试验区进行增殖放流并布设人工鱼巢, 泼洒菹草等水生植物种子; 对照区面积约为 28 万 m², 该区域为鲢鳙淀自然区域, 无任何恢复措施(图 1)。

1.2 研究方法

1.2.1 Ecopath 模型原理 在 Ecopath 模型中, 生态系统被划分为若干具有生态关联的功能组或功

能群(group), 这些功能组基本覆盖该系统中能量流动的渠道^[15], 这些功能组包括有机碎屑、生态系统中的生物种群甚至是不同年龄段的同种鱼类。根据能量平衡的原理, 模型构建一组联立线性方程组, 以此对生态系统中不同功能组的能量流动或物质循环进行分析描述, 最后通过建立食物矩阵使生态系统达到平衡, 从而获得目标生态系统在某一时间点的静态平衡模型^[20]。用于平衡每一个功能组的基本方程为:

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

式中, i 代表某一功能组, B_i 是生物量(可用能量、湿重、干重、营养元素含量来表示), P_i 是生产量, $(P/B)_i$ 为功能组 i 生产量与生物量的比值; EE_i 为这一功能组的生态营养效率; Q/B 是指消费量与生物量的比值; B_j 为捕食者 j 的生物量; DC_{ij} 是捕食者 j 的总捕食量中被捕食者 i 占据的比例, 它被用来表示各功能组之间的食物组成关系; EX_i 为功能组 i 的输出量^[21]。

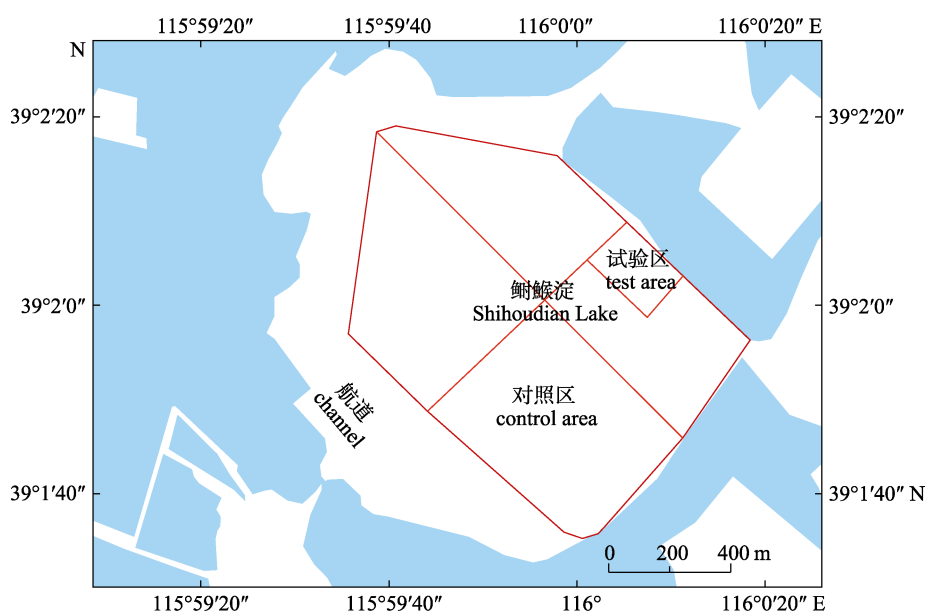


图 1 鲢鳙淀及本研究区域地理位置

Fig. 1 Geographical location of the Shihoudian Lake and the present survey area

1.2.2 功能组的设置 功能组是生态模型的最重要组成部分, 建立 Ecopath 模型一般需要 10~50 个功能组, 其中必须包含碎屑功能组。模型中功

能组划分时要充分考虑拥有相似生态功能的生物种群的融合, 而不能简单依靠形态分类学方法划分功能组。对于囊括整个生态系统的 Ecopath

模型来说, 功能组的划分要尽可能考虑到所有有机体, 其组成包括: 初级生产者、消费者、有机碎屑; 在进行具体划分时, 可以参考的因素有食性、个体大小、年龄、生长特征、死亡率等^[10,22]。本研究对照区和实验区功能组组成如表 1、表 2 所示。

表 1 鲢鳙淀对照区 Ecopath 模型的功能组组成

Tab. 1 Functional group composition of Ecopath model in the control area of the Shihoudian Lake

编号 no	功能组 functional group	分类依据 classification basis
1	红鳍原鲈 <i>Cultrichthys erythropterus</i>	水体中上层, 中小型肉食性鱼类 medium and small carnivorous fish inhabiting the middle and upper layer of water
2	乌鳢 <i>Channa argus</i>	底层凶猛性鱼类 pelagic fish
3	黄颡鱼 <i>Pelteobagrus fulvidraco</i>	底层小型杂食性鱼类 small bottom omnivorous fishes
4	鲮、贝氏鲮、似鲮 <i>Hemiculter leucisculus</i> , <i>Hemiculter bleekeri</i> , <i>Toxabramis swinhonis</i>	水体中上层, 浮游动物为主小型杂食性鱼类 small omnivorous fish feeding on zooplankton inhabiting middle and upper layers of water
5	鲫 <i>Carassius auratus</i>	杂食性鱼类 phytophagous fish
6	鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	放养经济鱼类, 浮游生物食性鱼类 stocking economic fish, plankton feeding fish
7	麦穗鱼 <i>Pseudorasbora parva</i>	浮游动物为主的小型杂食性鱼类 small omnivorous fishes feeding on zooplankton
8	虾虎鱼、小黄鲷 <i>Ctenogobius giurinus</i> , <i>Micropercops swinhonis</i>	肉食性为主的小型杂食性鱼类 small omnivorous fish mainly feeding on animal food
9	中华鲮、兴凯鲮等 <i>Rhodeus sinensis</i> , <i>Acheilognathus chankaensis</i> , et al	小型碎屑食性鱼类 small detrital feeding fishes
10	泥鳅 <i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	小型杂食性鱼类 small omnivorous fishes
11	虾类 shrimp	杂食性 omnivorous
12	螺 snail	杂食性 omnivorous
13	其他底栖生物 other benthos	杂食性 omnivorous
14	浮游动物 zooplankton	杂食性 omnivorous
15	浮游植物 phytoplankton	初级生产者 primary producer
16	水生植物 macrophyte	初级生产者 primary producer
17	碎屑 detritus	腐烂的动植物 rotten plants and animals

表 2 鲢鳙淀试验区 Ecopath 模型的功能组组成

Tab. 2 Functional groups of Ecopath model in the Shihoudian Lake experimental area

编号 no	功能组 functional group	分类依据 classification basis
1	红鳍原鲈 <i>Cultrichthys erythropterus</i>	水体中上层, 中小型肉食性鱼类 medium and small carnivorous fish inhabiting the middle and upper layer of water
2	鲇 <i>Silurus asotus</i>	底层大型凶猛性鱼类 large pelagic fishes in the bottom
3	鳊 <i>Siniperca chuatsi</i>	放养底层凶猛肉食性鱼类 ferocious carnivorous fishes in the bottom
4	黄颡鱼 <i>Pelteobagrus fulvidraco</i>	底层小型杂食性鱼类 small bottom omnivorous fishes
5	鲮、似鲮 <i>Hemiculter leucisculus</i> , <i>Toxabramis swinhonis</i>	中上层, 浮游动物为主小型杂食性鱼类 small omnivorous fish feeding on zooplankton inhabiting the middle and upper layers of water
6	鲫 <i>Carassius auratus</i>	杂食性鱼类 omnivorous fish
7	鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	放养经济鱼类, 浮游生物食性鱼类 economic fish, plankton feeding fish
8	草鱼 <i>Ctenopharyngodon idellus</i>	放养经济鱼类, 植食性鱼类 economic fish, phytophagous fish
9	团头鲂 <i>Megalobrama amblycephala</i>	放养经济鱼类, 植食性鱼类 economic fish, phytophagous fish
10	麦穗鱼 <i>Pseudorasbora parva</i>	浮游动物为主的小型杂食性鱼类 small omnivorous fishes feeding on zooplankton

(待续 to be continued)

(续表 2 Tab.2 continued)

编号 no	功能组 functional group	分类依据 classification basis
11	虾虎鱼、小黄魮鱼 <i>Ctenogobiusgiurinus, Micropercops swinhonis</i>	肉食性为主的小型杂食性鱼类 small omnivorous fishes mainly feeding on animal food
12	中华鲮、大鳍鲮等 <i>Rhodeus sinensis, Acheilognathus chankaensis, et al</i>	小型碎屑食性鱼类 small detrital feeding fishes
13	泥鳅 <i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	小型杂食性鱼类 small omnivorous fishes
14	虾蟹类 shrimp and crab	杂食性 omnivorous
15	螺 snail	杂食性 omnivorous
16	其他底栖生物 other benthos	杂食性 omnivorous
17	浮游动物 zooplankton	杂食性 omnivorous
18	浮游植物 phytoplankton	初级生产者 primary producer
19	水生植物 macrophyte	初级生产者 primary producer
20	碎屑 detritus	腐烂的动植物 rotten plants and animals

1.2.3 数据来源及参数设置 在生态系统模型内, 生物量(B)、生产量(P)和其他能量流动可以用营养以及能量的形式来表示。本研究以生物湿重(t/km²)为单位, 本次数据的周期为 1 年。从 1.2.1 公式(1)可知, 模型需要计算输入的数据包括各功能组的生物量、生产量/生物量(P/B)、消耗量/生物量(Q/B)。

鱼类、底栖生物、浮游植物、浮游动物、水生植物的生物量来自 2019 年 4 月、7 月、10 月的实际采样数据。鱼类 Q/B 值根据 Palomares 和 Pauly 推导的公式进行计算^[23], 鱼类 P/B 值等于其瞬时死亡率 Z, 各种鱼类的相关数据可在 www.fish.org 网站查询; 水生植物、浮游植物、浮游动物、底栖动物的 Q/B、P/B 值参考文献[24-26]计算得到; 有机碎屑的生物量根据 Christensen 等^[11]的经验公式计算; 食物组成参考太湖^[27]、杭州湾^[25]、千岛湖^[28]。

2 结果与分析

2.1 鲢鳙淀模型参数质量

运用 EWE6.4 构建鲢鳙淀 Ecopath 模型, 平衡模型所有功能组的 EE 值, 保证其值在 0~1 之间, 功能组参数的输入和模型调试结果如表 3 所示。对照区 Ecopath 模型 17 个功能组群的营养级范围为 1.000~3.618, 实验区 20 个功能组群的营养级范围为 1.000~3.468; 对比两区域营养级变化可以发现, 实验区同种鱼类营养级略低于对照区。

2.2 生态系统食物网结构分析

通过 Ecopath 模型得出两区域的食物网结构图(图 2), 圆形表示不同的功能组, 圆形之间的连线表示能量传递路径, 圆形大小则表示功能组生物量的多少。从图中可以看出, 对照区生态系统牧食链为: 生产者(水生植物、浮游植物)→初级消费者(浮游动物、底栖生物、鲢等)→次级消费者(麦穗、子陵吻虾虎鱼等)→三级消费者(红鳍原鲈、黄颡)→顶级消费者(乌鳢); 腐食链为: 碎屑→初级消费者(浮游动物、底栖生物、小型杂食性鱼类)→次级消费者(乌鳢、红鳍原鲈)。实验区生态系统牧食链为: 生产者(水生植物、浮游植物)→初级消费者(浮游动物、底栖生物、鲢等)→次级消费者(麦穗、子陵吻虾虎鱼等)→三级消费者(红鳍原鲈、黄颡)→顶级消费者(鳊、鲃); 腐食链为: 碎屑→初级消费者(浮游动物、底栖生物、小型杂食性鱼类)→次级消费者(红鳍原鲈、鳊、鲃)。

2.3 生态系统的营养级结构

模型模拟得出的各营养级间的 lindeman 分析图如图 3 所示。对照区(图 3a)各营养级占总输入量的比值(TST)随营养级的升高而逐渐降低, 自 III 营养级开始急剧减少。对比实验区和对照区各营养级间的能量传递图(图 3)可以发现, 实验区 TST 值在第 V 营养级(0.00006)高于对照区(0.000046), II~IV 营养级 TST 值低于对照区。实验区 II~IV 营养级之间的能量转换效率 TE 值(II~IV 依次为 0.0521、0.0205、0.0144)高于对照

表 3 鲢鳙淀对照区(上)、实验区(下)Ecopath 模型功能组各项参数
Tab. 3 Parameters of Ecopath model functional group in control area (upper) and experimental area (lower) of the Shihoudian Lake

编号 no	功能组 functional group	营养级 trophic level	生物量 /(t/km) biomass	生产量 /生物量 P/B	消耗量 /生物量 Q/B	生态营 养效率 EE
1	红鳍原鲌 <i>Cultrichthys erythropterus</i>	3.222	0.239	1.060	5.160	0.000
2	乌鳢 <i>Channa argus</i>	3.618	0.016	1.020	7.640	0.000
3	黄颡鱼 <i>Pelteobagrus fulvidraco</i>	3.400	0.035	1.770	9.500	0.158
4	鲮、贝氏鲮、似鲮 <i>Hemiculter leucisculus</i> , <i>Hemiculter bleekeri</i> , <i>Toxabramis swinhonis</i>	2.896	0.252	1.850	15.040	0.333
5	鲫 <i>Carassius auratus</i>	2.683	0.294	1.270	9.820	0.181
6	鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	2.758	3.120	1.670	8.350	0.034
7	麦穗鱼 <i>Pseudorasbora parva</i>	2.615	2.650	1.750	8.750	0.017
8	虾虎鱼、小黄鲈鱼 <i>Ctenogobius giurinus</i> , <i>Micropercops swinhonis</i>	2.300	1.235	1.260	2.400	0.000
9	中华鲮、兴凯鲮等 <i>Rhodeus sinensis</i> , <i>Acheilognathus chankaensis</i> , et al	2.170	1.160	1.580	11.200	0.033
10	泥鳅 <i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	2.593	2.140	2.010	9.800	0.042
11	虾类 shrimp	2.150	5.500	2.500	33.333	0.349
12	螺 snail	2.040	6.200	3.900	31.200	0.001
13	其他底栖生物 other benthos	2.370	11.372	4.800	240.000	0.238
14	浮游动物 zooplankton	2.000	18.100	63.330	1266.600	0.940
15	浮游植物 phytoplankton	1.000	32.682	220.000	—	0.999
16	水生植物 macrophyte	1.000	534.530	36.900	—	0.001
17	碎屑 detritus	1.000	42.730	—	—	0.710
1	红鳍原鲌 <i>Cultrichthys erythropterus</i>	3.468	0.089	0.879	6.180	0.000
2	鲇 <i>Silurus asotus</i>	3.207	0.683	0.926	5.160	0.000
3	鳊 <i>Siniperca chuatsi</i>	3.372	0.023	1.100	9.390	0.000
4	黄颡鱼 <i>Pelteobagrus fulvidraco</i>	2.891	0.318	1.870	15.040	0.758
5	鲮、似鲮 <i>Hemiculter leucisculus</i> , <i>Toxabramis swinhonis</i>	3.310	0.097	1.790	9.500	0.158
6	鲫 <i>Carassius auratus</i>	2.618	1.790	1.687	8.350	0.156
7	鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	2.680	0.585	1.283	9.820	0.233
8	草鱼 <i>Ctenopharyngodon idellus</i>	2.572	5.100	1.750	8.750	0.032
9	团头鲂 <i>Megalobrama amblycephala</i>	2.170	1.170	1.580	11.200	0.108
10	麦穗鱼 <i>Pseudorasbora parva</i>	2.300	0.767	1.256	2.400	0.000
11	虾虎鱼、小黄鲈鱼 <i>Ctenogobius giurinus</i> , <i>Micropercops swinhonis</i>	2.334	0.016	1.697	10.600	0.608
12	中华鲮、大鳍鲮等 <i>Rhodeus sinensis</i> , <i>Acheilognathus chankaensis</i> , et al	2.564	2.140	2.010	9.800	0.134
13	泥鳅 <i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	2.057	0.181	1.079	22.250	0.084
14	虾蟹类 shrimp and crab	2.150	2.480	2.500	33.330	0.454
15	螺 snail	2.040	6.200	3.900	31.200	0.007
16	其他底栖生物 other benthos	2.200	3.344	4.800	240.000	0.983
17	浮游动物 zooplankton	2.000	3.470	65.290	1025.700	0.967
18	浮游植物 phytoplankton	1.000	25.641	220.000	—	0.258
19	水生植物 macrophyte	1.000	1353.913	36.900	—	0.001
20	碎屑 detritus	1.000	42.728	—	—	0.055

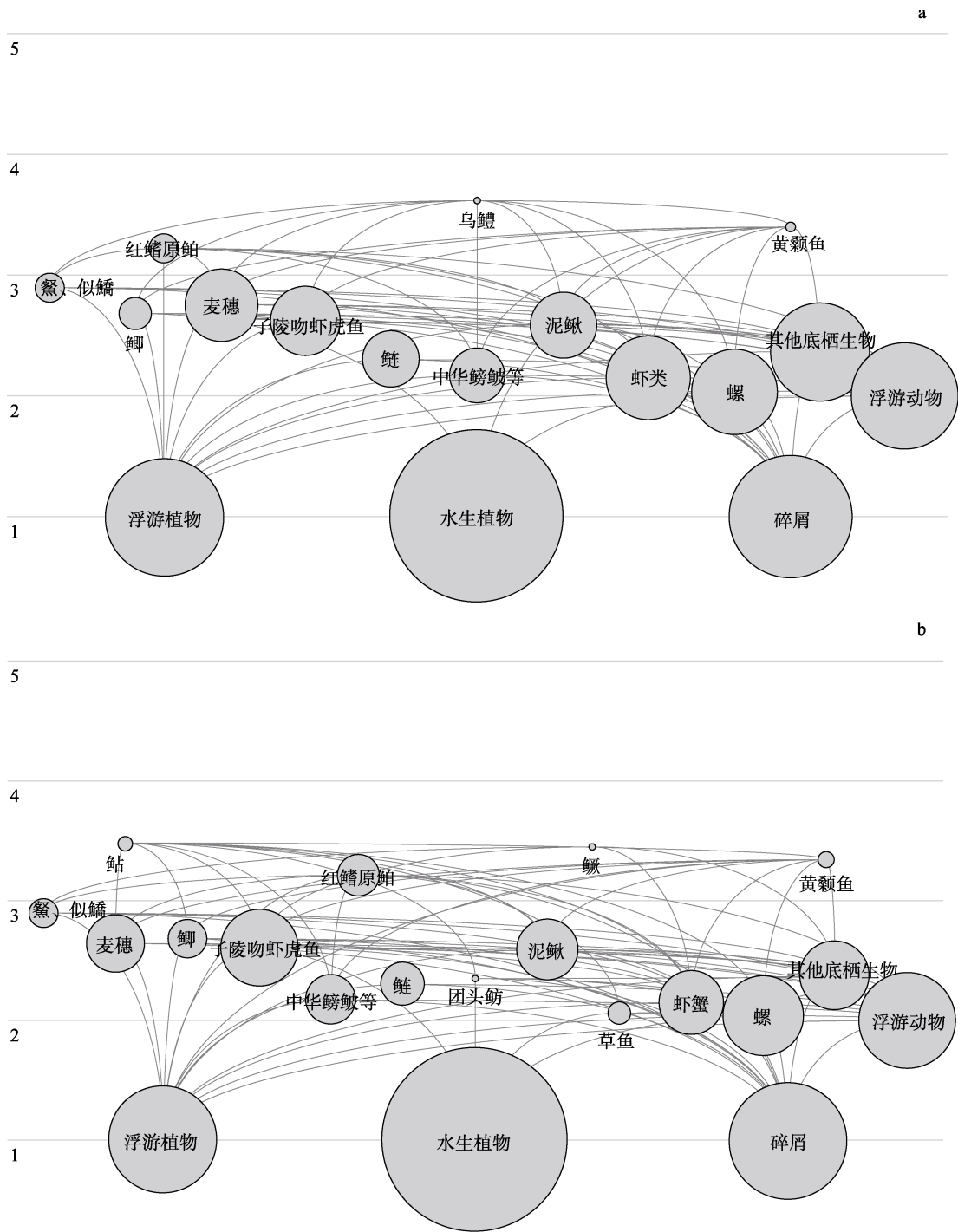


图 2 对照区(a)和实验区(b)的食物网结构
Fig. 2 Food web structure of control area (a) and experimental area (b)

区(Ⅱ~Ⅳ依次为 0.0406、0.0138、0.00854)。

2.4 营养级间能量转换效率分析

对照区、实验区生态系统各营养级间的能量转换效率如表 4 所示。从能量传递效率的角度分析, 能量在营养级 I、Ⅱ之间的传递效率最高

(4%), 并呈现出传递效率随营养级升高而降低的趋势。对照区碎屑占生态系统总能流的 52%, 系统总能量转换效率为 1.7%。实验区碎屑占系统总流量的比例(50%)低于对照区(52%); 实验区总能量转换效率(2.5%)高于对照区(1.7%)。

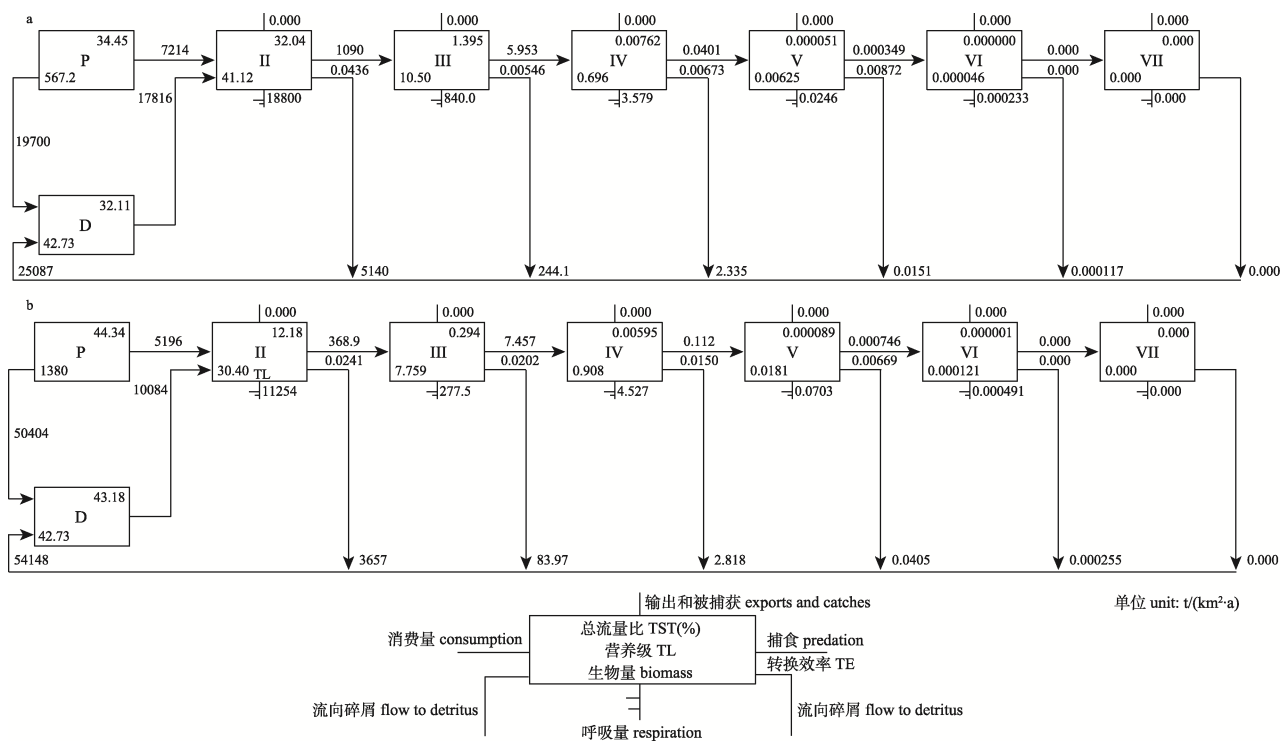


图 3 对照区(a)和实验区(b)生态系统各营养级之间的物质流动
Fig. 3 Trophic flows transmitted through aggregated trophic levels in control area (a) and experimental area (b)

表 4 对照区、实验区生态系统各营养级间的能量转换效率

来源/营养级 source/trophic level	对照区 control area				实验区 experimental area			
	II	III	IV	V	II	III	IV	V
生产者 producer	4.0	1.4	0.9	0.7	5.3	2.1	1.5	0.6
碎屑 detritus	4.1	1.4	0.9	0.7	5.2	2.0	1.4	0.6
总能量 all flows	4.1	1.4	0.9	0.7	5.2	2.0	1.4	0.6
碎屑占系统总流量的比例 proportion of total flow originating from detritus			0.52				0.50	
转换效率/% (II–VI 营养级的平均值) transfer efficiencies (calculated as geometric mean for TL II–VI)								
初级生产者 from primary producers			1.7				2.5	
碎屑 from detritus			1.7				2.5	
总量 total			1.7				2.5	

3 讨论

3.1 生态系统食物网结构

建立在物质循环基础上的生态系统能量流动方式可以借助营养流动分析图来说明^[29]。本研究中对照区生态系统牧食链和腐食链的研究结果表明, 鲢鳙淀食物链较短, 顶层捕食者较少, 缺少植食性鱼类, 水生植物进入生态系统能量流动的渠道单一且窄小。实验区生态系统牧食链、腐食

链与对照区相比有所变化, 顶级捕食者增加了鲇、鳊; 植食性鱼类的加入有利于水生植物进入生态系统的能量流动。表明本研究开展的生态修复措施能够改善生态系统的能量流动方式。

3.2 生态系统的营养级结构

各营养级间的 lindeman 分析图, 可以有效分析营养级间的能量传递效率^[30]。本研究显示, 对照区 TST 值随营养级的升高而逐渐降低, 自第Ⅲ营养级开始急剧减少, 这可能与高等肉食性鱼类

种群数量较少有关, 该区域能量主要集中在生产者与初级消费者种群内。图 3 分析结果显示, 实验区 TST 值在第 V 营养级高于对照区, II~IV 营养 TST 值低于对照区, 这一现象是由顶级捕食者增多导致的; 实验区 II~IV 营养级之间的能量转换效率(TE)高于对照区, 这表明实验区的能量利用率更高, 生态系统更为完善。

3.3 营养级间能量转换效率

本研究中对照区碎屑占生态系统总能流的 52%, 系统总能量转换效率为 1.7%, 低于巢湖^[10]、五里湖^[31-32], 这可能是因为鲢鳙淀水生植物生物量大, 而植食性鱼类、肉食性鱼类种群数量较少, 鱼类小型化严重, 营养结构失衡导致系统中的能量无法充分利用, 能量传递效率低。实验区碎屑占系统总流量的比例(50%)低于对照区(52%), 表明实验区初级生产者对能量流的贡献有所提高; 而且实验区总能量转换效率(2.5%)明显高于对照区(1.7%), 表明实验区生态系统能量利用率更高, 显示出生态修复具有明显效果。黄孝锋等^[32]在开展五里湖生态修复过程中, 也发现了实施净水渔业后湖区碎屑占系统总流量的比例降低及总能量转换效率增高的现象, 与本研究结果一致。

3.4 鲢鳙淀生态系统综合评价

在 Ecopath 模型中, 系统规模、成熟度和稳定性等一系列参数指标可以反映出生态系统的总体特征^[33]。生态系统总流量是直观表现生态规

模的指标, 本研究中对照区生态系统总流量 59342.28 t/(km²·a)低于实验区 115470.10 t/(km²·a)(表 5), 从表 3 中可以看出实验区的初级生产者(水生植物)生物量丰富, 生态规模较大; 五里湖^[32]实施净水渔业前后发现了类似的现象, 表明本试验开展的生态修复措施效果显著。总初级生产力与总呼吸量的比值是反映生态系统成熟度的指标^[34], 生态系统生产量与呼吸量相对持平时代表该生态系统趋于成熟, 而发育中的生态系统该比值较高。本研究中实验区总初级生产力/总呼吸比值(15.85)高于对照区(6.15)(表 5), 显示出实验区系统中有更多的剩余能量尚未消耗^[35]。从图 3 实验区 Lindeman 循环图中可以得出生产者和其他营养级的生物量差距过大, 这表明增殖放流后实验区鱼类尚未能有效利用这一部分能量, 需要进一步实施鱼类资源恢复促进实验区生态系统发育。

系统杂食性指数与连接指数也是反映生态系统成熟度的指标, 成熟的系统代表其内部联系更为复杂^[36], 营养物质重复利用率更高^[37], 越成熟的系统其系统杂食性指数与连接指数值越高。本研究中实验区系统杂食性指数(0.15)高于对照区(0.14)(表 5), 表明实验区食物网结构趋于复杂化, 反映出种植水草、增殖放流等生态修复措施增加了实验区食物网的复杂程度; 然而实验区连接系数(0.22)低于对照区(0.27)(表 5), 表明生态修复措施在短时间内导致了食物链之间的联系松散, 降

表 5 对照区、实验区生态系统特征统计
Tab. 5 Statistics of ecosystem characteristics of control area and experimental area

参数 parameter	对照区 control area	实验区 experimental area
总消耗量/[t/(km ² ·a)] sum of all consumption	5868.57	4753.24
总呼吸量/[t/(km ² ·a)] sum of all respiratory flows	4377.15	3508.07
流向有机碎屑量/[t/(km ² ·a)] sum of all flows to detritus	26559.46	26559.46
系统总流量/[t/(km ² ·a)] total system throughput	59342.28	115470.10
总生产量/[t/(km ² ·a)] sum of all production	27231.96	55894.95
系统净初级生产量/[t/(km ² ·a)] sum of all production	26914.25	55600.43
总初级生产力/总呼吸 total primary production/total respiration	6.15	15.85
净系统生产力/[t/(km ² ·a)] net system productivity	22537.10	52092.36
连接指数 connectance index	0.27	0.22
系统杂食性指数 system omnivory index	0.14	0.15
Finn's 循环指数 Finn's cycling index	1.73	0.61
Finn's 平均路径长度 Finn's mean path length	2.20	2.08

低了生态系统的稳定性,实验区的生态系统在研究期间的发育不明显。

Finn's 循环指数(Finn's cycling index, FCI)是指系统中循环流量与总流量之比, Finn's 平均路径长度为每个循环流经食物链的平均长度,循环比例和食物链长度越高则生态系统越成熟^[38]。本研究中实验区的 Finn's 循环指数、Finn's 平均路径长度(0.61、2.08)低于对照区(1.73、2.20),由此可见实验区生态系统的营养流经食物链的长度缩短了,物质再循环的比例有所下降。

3.5 生态修复措施对生态系统的影响

将实验区模型和对照区模型相比较,发现实验区具有较高的初级生产者生物量。从实验区鱼类的调查结果来看,整个实验区的渔业水平低下,渔获物的多样性和品质较低。对比淀山湖^[18]、南湾水库^[39]生态系统发现,鲢鳙淀实验区、对照区肉食性鱼类生物量较低,杂食性鱼类生物量较高(表 3),生态系统整体发展不平衡。因此,要进一步构建稳定的水域生态系统,除了开展鲢鳙淀的水质净化外,还应及时调整生态系统中的生物种群特别是鱼类种群结构,使之更加成熟稳定。根据实验区与对照区的模型模拟结果,鲢鳙淀区域应该适当放流肉食性、草食性鱼类,定期捕捞滤食性鱼类,增加生态系统的能量流动,促进生态系统的良性发展。

参考文献:

- [1] Li Y, He L S, Cheng J M. Phytoplankton survey and water quality evaluation in lake Baiyangdian[J]. Journal of Shandong Normal University (Natural Science), 2010, 25(1): 102-105, 116. [李源, 何连生, 成杰民. 白洋淀浮游植物调查及水质评价[J]. 山东师范大学学报(自然科学版), 2010, 25(1): 102-105, 116.]
- [2] Xu M Q, Zhu J, Cao H. The relationship between the protozoan community diversity and the water quality in the Baiyangdian Lake[J]. Acta Ecologica Sinica, 2001, 21(7): 1114-1120. [许木启, 朱江, 曹宏. 白洋淀原生动物群落多样性变化与水质关系研究[J]. 生态学报, 2001, 21(7): 1114-1120.]
- [3] Xie S, He H D. Present condition analysis of Hebei Baiyangdian lake fish stocks after diversion from Yellow River to the lake[J]. Science & Technology Information, 2010(9): 433, 491. [谢松, 贺华东. “引黄济淀”后河北白洋淀鱼类资源组成现状分析[J]. 科技信息, 2010(9): 433, 491.]
- [4] Ma X L, Liu C Q, Liu L S, et al. Study on the food web of fish in Baiyangdian Lake based diet analysis[J]. Journal of Hydroecology, 2011, 32(4): 85-90. [马晓利, 刘存歧, 刘录三, 等. 基于鱼类食性的白洋淀食物网研究[J]. 水生生态学杂志, 2011, 32(4): 85-90.]
- [5] Cao Y P, Wang W, Zhang Y B. Present situation of fish stocks in Baiyangdian Lake[J]. Chinese Journal of Zoology, 2003, 38(3): 65-69. [曹玉萍, 王伟, 张永兵. 白洋淀鱼类组成现状[J]. 动物学杂志, 2003, 38(3): 65-69.]
- [6] Zhao C L, Xiao G H, Luo N T, et al. Analysis on current fish composition in Baiyangdian Lake[J]. Hebei Fisheries, 2007(11): 49-50. [赵春龙, 肖国华, 罗念涛, 等. 白洋淀鱼类组成现状分析[J]. 河北渔业, 2007(11): 49-50.]
- [7] Paine R T. A note on trophic complexity and community stability[J]. The American Naturalist, 1969, 103(929): 91-93.
- [8] Zhang Y, Zhao C S, Yang S T, et al. Analysis of key functional group for Xiaoqinghe River ecosystem based on Ecopath[J]. South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology, 2017, 15(6): 66-73. [张远, 赵长森, 杨胜天, 等. 基于 Ecopath 的小清河河流生态系统关键功能组分析[J]. 南水北调与水利科技, 2017, 15(6): 66-73.]
- [9] Jin L, Li L Y, Zhou Y, et al. Phytoplankton community and water quality analysis of three typical waters in Baiyangdian Lake[J]. Journal of Hebei University (Natural Science Edition), 2017, 37(3): 329-336. [金磊, 李林钰, 周杨, 等. 白洋淀三大典型水域浮游植物群落及水质评价[J]. 河北大学学报(自然科学版), 2017, 37(3): 329-336.]
- [10] 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.]
- [11] 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.
- [12] Tong L. Ecopath model—a mass-balance modeling for ecosystem estimation[J]. Marine Fisheries Research, 1999, 20(2): 103-107. [全龄. Ecopath——一种生态系统能量平衡评估模式[J]. 海洋水产研究, 1999, 20(2): 103-107.]
- [13] Bueno-Pardo J, Garcia-Seoane E, Sousa A I, et al. Trophic web structure and ecosystem attributes of a temperate coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal)[J]. Ecological Modelling, 2018, 378: 13-25.
- [14] Tesfaye G, Wolff M. Modeling trophic interactions and the

- impact of an introduced exotic carp species in the Rift Valley Lake Koka, Ethiopia[J]. *Ecological Modelling*, 2018, 378: 26-36.
- [15] 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.]
- [16] Halouani G, Gascuel D, Hattab T, et al. Fishing impact in Mediterranean ecosystems: An EcoTroph modeling approach [J]. *Journal of Marine Systems*, 2015, 150: 22-33.
- [17] Tecchio S, Rius A T, de Dauvin J C, et al. The mosaic of habitats of the Seine estuary: Insights from food-web modelling and network analysis[J]. *Ecological Modelling*, 2015, 312: 91-101.
- [18] 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.]
- [19] 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. [黄梦仪, 徐姗楠, 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.]
- [20] Zhou B, Dong S L, Wang F. Modeling analysis of the structure of grass carp-silver carp-common carp polycultured pond ecosystem[J]. *Periodical of Ocean University of China*, 2016, 46(4): 28-36. [周波, 董双林, 王芳. 草鱼-鲢-鲤混养生态系统的 EwE 模型分析[J]. *中国海洋大学学报(自然科学版)*, 2016, 46(4): 28-36.]
- [21] Song B, Chen L Q. An application of Ecopath with Ecosim to aquatic ecology[J]. *Marine Sciences*, 2007, 31(1): 83-86. [宋兵, 陈立侨. Ecopath with Ecosim 在水生生态系统研究中的应用[J]. *海洋科学*, 2007, 31(1): 83-86.]
- [22] Huang X F, Bing X W, Chen J C. The preliminary research of energy flow model on Lake Wuli ecosystem[J]. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2012, 21(1): 78-85. [黄孝锋, 邴旭文, 陈家长. 五里湖生态系统能量流动模型初探[J]. *上海海洋大学学报*, 2012, 21(1): 78-85.]
- [23] 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.
- [24] 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.
- [25] 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 Sinica*, 2008, 28(5): 2065-2072. [徐姗楠, 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.]
- [26] He Z H. *Freshwater Ecology*[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000. [何志辉. *淡水生态学*[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.]
- [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] 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.
- [29] Wang Q, Hu G D, Song C, et al. Evaluation of nutritional structure and energy flow of crab-rice complex ecosystem based on an ecopath model[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40(14): 4852-4862. [汪倩, 胡庚东, 宋超, 等. 基于 Ecopath 评估蟹-稻复合生态系统营养结构和能量流动[J]. *生态学报*, 2020, 40(14): 4852-4862.]
- [30] Lindeman R L. The trophic-dynamic aspect of ecology[J]. *Ecology*, 1942, 23(4): 399-417.
- [31] Huang X F. Construction and evaluation of Ecopath model of the ecosystem of lake Wuli[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2011. [黄孝锋. 五里湖生态系统 Ecopath 模型的构建与评估[D]. 南京: 南京农业大学, 2011.]
- [32] Huang X F, Bing X W, Chen J C. Energy flow and trophic structure of the Wuli Lake ecosystem based on an ecopath model[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2012, 19(3): 471-481. [黄孝锋, 邴旭文, 陈家长. 基于 Ecopath 模型的五里湖生态系统营养结构和能量流动研究[J]. *中国水产科学*, 2012, 19(3): 471-481.]
- [33] Wang W. Using stable isotope analysis and Ecopath model to analyze the structure and energy flow of the southwestern Yellow Sea, China[D]. Nanjing: Nanjing University, 2019. [王玮. 基于稳定同位素分析与生态通道模型的西南黄海生态系统结构和能量流动分析[D]. 南京: 南京大学, 2019.]
- [34] Chen Z Z. Impact of fishing on structure and function of marine ecosystem in the Beibu Gulf[D]. Shanghai: Shanghai

- Ocean University, 2008. [陈作志. 捕捞对北部湾海洋生态系统结构与功能的影响[D]. 上海: 上海海洋大学, 2008.]
- [35] Jia P Q. Ecopath model construction and ecological effect of pen culture of silver carp and bighead carp in Gehu Lake[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2012. [贾佩峤. 太湖 Ecopath 模型构建及围网放养鲢鳙的生态效应[D]. 上海: 上海海洋大学, 2012.]
- [36] Christensen V. Ecosystem maturity—towards quantification [J]. Ecological Modelling, 1995, 77(1): 3-32.
- [37] Boughey A S. Fundamental Ecology[M]. Scranton: Intext Educational Publishers, 1971.
- [38] Finn J T. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows[J]. Journal of Theoretical Biology, 1976, 56(2): 363-380.
- [39] Wang R, Mi W J, Li R, et al. Quantitative analysis of the ecosystem structure and function of the Nanwan Reservoir based on Ecopath model[J]. Ecology and Environmental Monitoring of Three Gorges, 2018, 3(4): 37-46. [王瑞, 米玮洁, 李睿, 等. 基于 Ecopath 模型的南湾水库生态系统结构与功能定量分析[J]. 三峡生态环境监测, 2018, 3(4): 37-46.]

Nutrient structure and energy flow in the Shihoudian Lake ecosystem based on the Ecopath model

QI Yankai, CHEN Xi, GUO Nannan, QIU Liping, MENG Shunlong, CHEN Jiazhang

Freshwater Fisheries Research Center, Chinese Academy of Fishery Sciences; Scientific Observing and Experimental Station of Fishery Resources and Environment in the Lower Reaches of the Yangtze River, Ministry of Agriculture and Rural Affairs; Key Open Laboratory of Ecological Environment and Resources of Inland Fisheries, Chinese Academy of Fishery Sciences, Wuxi 214081, China

Abstract: To study the changes in food web structure in the process of ecological restoration of Yidian Lake, this study was conducted in the experimental area of the Shihoudian lake by planting submerged plants to build artificial fish nests. Based on the investigation data of fish resources and ecological environment of Shihoudian Lake in 2019, the structure and energy flow characteristics of the two regional ecosystems were compared and analyzed using Ecopath with the Ecosim software and ecosystem energy channel model. The results showed that the trophic level of the same fish species in the experimental area was slightly lower than that in the control area. The niche of the same species in the ecological restoration area was lower than that in the control area. Meanwhile, there were more consumers in the former food chain, such as catfish (*Siluriformes*), mandarin fish (*Siniperca chuatsi*), Wuchang bream (*Megalobrama amblycephala*), and grass carp (*Ctenopharyngodon idellus*). Complex structure suggest a stable food web. In addition, the energy conversion efficiency among the trophic levels in the experimental areawas was higher than that in the control area. The total energy conversion efficiency (2.5%) in the experimental area was higher than that in the control area (1.7%); the connection coefficient (0.22) in the experimental area was slightly lower than that in the control area (0.27); the system omnivorous index (0.15) was higher than that in the control area (0.14); and the Finn's cycle index and average path length (0.61 and 2.08, respectively) in the experimental area were lower than those in the control area (1.73 and 2.20, respectively). The overall characteristics of the two regional ecosystems showed that the structure of the food web in the experimental area was more complex, the energy transfer efficiency was improved, and the ecosystem was more perfect. However, the length of nutrient flow through the food chain in the experimental area was shortened, and the proportion of material recycling was decreased. At the same time, the production was greater than the respiration in the experimental area. Thus, further implementation of restoration measures for fish resources would be conducive to development of the ecosystem in the experimental area.

Key words: Shihoudian Lake; Ecopath model; nutritional structure; energy flow

Corresponding author: MENG Shunlong, E-mail: mengsl@ffrc.cn; CHEN Jiazhang, E-mail: chenjz@ffrc.cn