

南水北调中线干渠生态系统结构与功能分析

唐剑锋^{1*}, 肖新宗², 王英才¹, 胡圣¹, 王源¹ (1.生态环境部长江流域生态环境监督管理局, 生态环境监测与科学研究
中心, 湖北 武汉 430019; 2.南水北调中线干线工程建设管理局河南分局, 河南 郑州 450018)

摘要: 为分析和掌握南水北调中线干渠生态系统结构与功能的特征参数, 根据 2015–2019 年中线干渠鱼类资源调查数据及实测的鱼类生物学参数数据, 应用 Ecopath with Ecosim 6.6 软件构建了 Ecopath 食物网模型。模型由 18 个功能组组成, 包括了初级生产者、初级消费者、主要鱼类和有机碎屑等。结果显示: 中线干渠生态系统规模总流量、总生产量和总消耗量分别为 19186.330, 8947.857 和 1106.002(t/(km²·a)), 食物网主要由 4 个整合营养级(1.00–3.71)构成, 最高营养级为大型肉食性鱼类鳊(3.71)。食物网能量传递主要有两条途径, 分别为牧食食物链和碎屑食物链, 两者传递的能量相当, 但牧食食物链传递效率是碎屑食物链的近两倍。交互营养分析结果表明, 捕食者对其饵料生物的影响一般为抑制作用, 碎屑生物量的增加对大部分功能组的影响为正效应, 小型上层鱼类对浮游动物生物量起抑制作用。从各功能组之间的生态位重叠来看, 各功能组间捕食者生态位重叠现象不普遍, 重叠指数适中, 部分肉食性鱼类的捕食者生态位重叠指数达到 1。对生态系统总体特征分析发现, 中线干渠生态系统的总初级生产量与总呼吸量的比值(P/R)、总初级生产量与总生物量的比值(P/B)、Finn's 循环指数(FCI)和 Finn's 平均路径长度(FML)都表明该生态系统处于发展的幼态期, 抵抗外界干扰的能力差。此外, 中线干渠生态系统对初级生产力的利用率很低, 导致过多的营养物质未进入更高营养级的食物链中进行循环, 造成系统能量流动的滞缓。因此, 根据生物操纵理论, 可通过优化和完善鱼类群落结构, 增强对系统初级生产力的利用效率, 促进物质循环和能量流动, 维持生态系统稳定。

关键词: 调水工程; 食物网模型; 营养转化效率; 人工生态系统

中图分类号: X171.1 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2020)12-5391-12

Ecosystem structure and function of the main channel of the middle route of south-north water diversion project. TANG Jian-feng^{1*}, XIAO Xin-zong², WANG Ying-cai¹, HU Sheng¹, WANG Yuan¹ (1.Center for Ecological Environment Monitoring and Scientific Research, Yangtze River Basin Ecological Environment Administration, Ministry of Ecological Environment, Wuhan 430019, China; 2.Henan Branch, Construction Administration Bureau of the Middle Route of South-North Water Diversion Project, Zhengzhou 450018, China). *China Environmental Science*, 2020,40(12): 5391–5402

Abstract: A mass-balance food web model was constructed with Ecopath with Ecosim 6.6 according to the field data collected in the main channel of the middle route of south-to-north water diversion project (MSNWDP) from 2015 to 2019. Generally, 18 functional groups were consisted in the Ecopath model which includes primary producers, primary consumers, main species of fishes as well as organic detritus. The results showed that the total system throughput, total production and total consumption of the ecosystem is 19186.330, 8947.857 and 1106.002 (t/(km²·a)) respectively, the food web is mainly composed of four integrated trophic level (1.00–3.71) with the yellowcheek carp (*Elopichthys bambusa*) occupied the highest trophic level (3.71). Two pathways of energy flow were found including grazing pathway and detrital pathway. Despite the same amount of energy flow through these two pathways, the efficiency of grazing pathway is nearly twice as high as that of detrital pathway. The analysis of mixed trophic impacts (MIT) showed negative effects of predators on prey groups in the ecosystem, positive effects of the increasing detrital biomass on most functional groups, and negative effects of the small pelagic fishes on the biomass of zooplankton. With regard to the niche overlap between functional groups, the niche overlap of predators is not that common with moderate overlap index, the niche overlap index of some carnivorous fishes is approaching 1. The comprehensive analysis of multiple indices, including total primary production/total respiration (P/R), total gross primary production/total biomass (P/B), Finn's cycling index (FCI) and Finn's mean path length (FML), showed that the ecosystem is in its juvenile stage, with poor ability to resist external disturbance. Moreover, the utilization rate of primary productivity of the ecosystem is quite low, and large amount of nutrients do not flow into the higher trophic level for circulation which will slow down the system energy flow. Therefore, based on the theory of bio-manipulation, optimization of the fish community structure was thus suggested to enhance the utilization efficiency of the system's primary productivity, to promote material circulation and energy flow, as well as to maintain the stability of the ecosystem.

Key words: water diversion project; food web model; nutrient transfer efficiency; artificial ecosystem

收稿日期: 2020-05-09

基金项目: 国家科技重大专项课题(2017ZX07108001); 国家重点研发计划课题(2016YFC0402207-3)

* 责任作者, 高级工程师, tjf2804@163.com

南水北调中线工程是目前世界上最大的跨流域调水工程,是实现我国水资源优化配置、促进经济社会可持续发展、保障和改善民生的重大战略性基础工程.南水北调中线工程全长 1432 千米,流经长江、淮河、黄河、海河四大流域,纵跨北亚热带、暖温带和温带,南北自然环境差异巨大.中线工程以明渠为主,并建有隧洞、管道、暗涵和渡槽等工程设施,其渠道内边坡、渠底采用混凝土衬砌,工程的生态系统发展方向及调控技术尚无成熟经验可供参考.目前,南北水调中线干渠生态系统处于形成的初期,生态系统平衡尚未建立,生态系统异常现象时有发生.通过连续调查监测发现,干渠浮游藻类存在爆发生长的可能,同时渠壁滋生了大量着生藻类,剥落后进入干渠水体也会产生负面影响;在渠道的工程检修过程中,发现倒虹吸、渡槽、分水口等处淡水壳菜大量滋生;鱼类资源调查发现渠道中的鱼类群落结构相对单一,加之丹江口库区管理部门在干渠入口处布设了拦鱼网,使得进入干渠的鱼类较少且以小型鱼类(鲢和馬口鱼)为主,其它鱼类出现频率低,物种多样性低,对系统其它组分的控制力低.

由于南水北调中线干渠生态系统结构与功能不完善,容易受到外界因素的影响,需要一种基于生态系统研究的方法对其结构与功能进行量化分析,以了解物质与能量的流动过程.其中的生态模型软件 Ecopath with Ecosim(EwE)是应用最广泛的一种工具,包含 Ecopath、Ecosim 和 Ecospace3 个模块,其中 Ecopath 是 EwE 软件最早开发的模块,是整个软件的基础.Ecopath 模块以构建基于食物网数量平衡的模型为基础,整合一系列生态学分析工具来研究一段时间内(通常为 1a)系统的规模、稳定性和成熟度、物流与能流的分布和循环、系统内部的捕食和层级关系、各层级间能量流动的效率、生物间生态位的竞争等^[1].因此,生态系统食物网食物矩阵数据的准确性与可靠性成为 Ecopath 模型正确建立的关键.

EwE 软件已在全球的海洋、湖泊、水库等水生生态系统中得到应用,得出了大量相关研究成果.我国学者最早于 2000 年开展了渤海生态系统的 Ecopath 模型研究^[2],其后 Ecopath 模型渐渐应用于海洋系统(渤海^[3]、东海^[4]、南海^[5-6]、长江口^[7]等)和淡水湖库

系统(包括千岛湖^[8]、太湖^[9-10]、淀山湖^[11]、漏湖^[12]、洱海^[13]、巢湖^[14]、南湾水库^[15]等).目前尚无应用 Ecopath 模型评估南水北调中线干渠生态系统的研究,因此,本文根据中线干渠通水以来的(2014~2019 年)水生态调查监测数据,运用 Ecopath with Ecosim 软件对南水北调中线干渠生态系统结构与功能进行了分析与对比.所得结果既能为管理部门提供基于生态系统水平的管理建议,又能为其它输水工程生态系统的研究提供科学参考.

1 材料与方法

1.1 Ecopath 模型的基本方程

Ecopath 模型是由一系列生物学和生态学相似、相关联的功能组组成的静态模型,并且所有功能组能基本涵盖生态系统物质循环和能量流动过程.根据营养平衡原理,生态系统中每个功能组的能量输入与输出保持平衡,可用基本方程式表示为:

$$\text{生产量} = \text{捕捞量} + \text{捕捞死亡量} + \text{生物累积量} + \text{净迁移量} + \text{其它死亡量} \quad (1)$$

式(1)用简单直观的线性方程式可表示为:

$$B_i \cdot (P/B)_i \cdot EE_i - \sum_{j=1}^n B_j \cdot (Q/B)_j \cdot DC_{ji} - EX_i = 0 \quad (2)$$

式中: B_i 为功能组 i 的生物量; $(P/B)_i$ 为功能组 i 生产量与生物量的比值; EE_i 为功能组 i 的生态营养转化效率,此参数一般较难获得,可由模型计算得出; $(Q/B)_j$ 表示捕食者 j 的消耗量与生物量的比值; DC_{ji} 表示被捕食者 i 在捕食者 j 的食物组成中所占的比例; EX_i 表示系统产出(包括捕捞量和迁移量),中线干渠禁止渔业捕捞,因此该参数对 Ecopath 模型的影响很低.从上述方程式可得出,建立南水北调中线干渠 Ecopath 模型需要的基本参数值为:生物量(B)、生产量与生物量的比值(P/B 系数)、消耗量与生物量的比值(Q/B 系数)、捕捞量和迁移量(EX)和食物组成矩阵(DC).

1.2 功能组的划分

依据中线干渠生态系统主要种类的种群地位、食性、重要性等标准,将该生态系统划分为 18 个功能组(表 1),基本上包含了中线干渠生态系统能量流动的全过程,也涵盖了模型所需的 3 大类,即生产者、消费者和碎屑.为便于研究,将一些食性相近或数量少的种类合并为一个功能组,如小型上层鱼类

功能组包括鲮、贝氏鲮、麦穗鱼、间下鱖;小型中下层鱼类功能组包括高体鳊鲂、大鳍鱮、小黄魮鱼、棒花鱼、花鲢、似鳊、蛇鮈、鰕虎鱼、鳅类等.由于干渠生态系统的特殊性,其生产者只包含浮游植物和着生藻类两类,无其它水域生态系统中常见的水生植物.

表 1 中线干渠生态系统功能组的划分及包含的主要种类
Table 1 Functional groups and the main species of MSNWDP ecosystem

编号	功能组	包含种类
1	鳊	鳊
2	鳅	鳅
3	乌鳢	乌鳢
4	鲢	鲢
5	黄颡鱼	黄颡鱼
6	红鳍原鲈	红鳍原鲈
7	马口鱼	马口鱼
8	草鱼	草鱼
9	鲤	鲤
10	鲫	鲫
11	小型上层鱼类	鲮、贝氏鲮、麦穗鱼、间下鱖
12	小型中下层鱼类	高体鳊鲂、大鳍鱮、小黄魮鱼、棒花鱼、花鲢、似鳊、蛇鮈、鰕虎鱼、鳅类等
13	虾类	沼虾、米虾等
14	底栖动物	淡水壳菜、萝卜螺、和寡毛类等
15	浮游动物	轮虫、枝角类和桡足类等
16	浮游植物	硅藻门、绿藻门等
17	着生藻类	硅藻门、绿藻门等
18	碎屑	各种碎屑颗粒和溶解性有机物

1.3 模型基本参数来源

生物量(B)是指在某特定时间、单位面积(或体积)内所存在的某物种的总量,单位为 t/km^2 ^[12].中线干渠生态系统鱼类和虾类功能组的生物量根据 2014~2019 年期间鱼类资源调查数据(自有未发表)结合实测的鱼类生物学参数数据,通过经验公式计算得出.底栖动物、浮游动物、浮游植物、着生藻类和碎屑的生物量值通过定期监测数据估算得出(表 2).

P/B 系数也可称为生物量的周转率,在模型中是一个以年为单位的比值.根据公式 3 可求出功能组中鱼类的 P/B 系数:

$$P/B = Z = k \cdot (L_{\infty} - L_{mean}) / (L_{mean} - L') \quad (3)$$

式中:Z 为鱼类的总死亡系数,在一个稳定且平衡的生态系统中,每个功能组当年的 P/B 系数等于其总死亡系数 Z. k 为 von Bertalanffy 生长方程的系数; L_{∞} 为鱼类的渐近全长,cm; L_{mean} 为鱼类种群的平均全长,cm; L' 表示进入捕捞群体的平均全长,cm,这些参数可通过 FishBase 网站上的生活~历史工具得出.底栖动物、浮游动物、浮游植物和着生藻类的 P/B 系数值参照其他研究人员的研究结果^[10,13-15].

表 2 中线干渠生态系统 Ecopath 模型的基本输入参数

Table 2 Basic input parameters of Ecopath model for MSNWDP ecosystem

功能组	营养级	生物量 B (t/km ²)	P/B 系数 (a ⁻¹)	Q/B 系数 (a ⁻¹)	EE
1 鳊	3.71	0.003	1.05	10.20	0.09
2 鳅	3.65	0.020	0.78	3.72	0.06
3 乌鳢	3.43	0.008	0.83	5.20	0.04
4 鲢	3.34	0.050	1.21	4.46	0.10
5 黄颡鱼	2.95	0.100	1.67	6.10	0.01
6 红鳍原鲈	3.29	0.300	1.24	5.82	0.04
7 马口鱼	2.82	0.650	2.16	11.00	0.19
8 草鱼	2.10	0.030	1.48	12.41	0.04
9 鲤	2.45	0.680	1.97	8.50	0.02
10 鲫	2.32	1.040	2.25	13.12	0.04
11 小型上层鱼类	2.56	1.920	2.03	20.00	0.26
12 小型中下层鱼类	2.58	1.730	2.03	15.50	0.43
13 虾类	2.37	0.620	2.50	12.50	0.50
14 底栖动物	2.04	13.640	2.43	50.10	0.45
15 浮游动物	2.00	2.000	40.00	160.00	0.80
16 浮游植物	1.00	10.000	120.00		0.30
17 着生藻类	1.00	63.500	120.00		0.02
18 碎屑	1.00	170.000			0.06

注:斜体数据为原始输入数据,标粗数据为模型计算得出.

Q/B 系数在 Ecopath 模型里的单位也是一个以年为单位的比值,可由下列经验公式求出^[16]:

$$\log(Q/B)=7.964-0.204\log W_{\infty}-1.965T'+0.083A+0.532h+0.398d$$

(4)

式中: W_{∞} 为鱼类的渐近体重,g; T 为水体年平均温度, °C; T' 为 T 的开尔文表现形式, $T'=1000/(T+273.15)$; A 为尾鳍的纵横比,用尾鳍高度的平方与尾鳍面积之比值来表示,用这一指标反映鱼类的活动代谢能力(运动速度越快的鱼类, A 值越大,一般鱼类取 1.32); h 为与食物类型相关的虚拟变量(草食性鱼类的值取 1,肉食性和碎屑食性鱼类的取 0); d 也为与食物类型相关的虚拟变量(碎屑食性鱼类取 1,草食性鱼类和肉食性鱼类取 0).鱼类的 Q/B 值根据生物学与形态

学测量数据,以及 FishBase 网站上的计算工具套用上述公式求出.虾类、底栖动物和浮游动物的 Q/B 值参考其它相似研究成果^[10,13-15,17-18].

DC 参数在模型中表示为各种食物对捕食者肠道中的组成比例,其比值可以基于重量、能量或体积推算出.南水北调中线生态系统中各功能组的食物组成除自有的鱼类食性研究数据外,还参考了其他研究人员的研究结果^[10,13-15,17-18].对于同一功能组由多种类生物组成的情况,其食物组成则按各种生物的生物量组成比例取加权平均值^[12].食物矩阵详细组成见表 3.

表 3 南水北调中线干渠生态系统各功能组食物组成

Table 3 Diet composition of each functional group in the MSNWDP ecosystem

被捕食者	捕食者														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1 鳊															
2 鳊	0.029														
3 乌鳢	0.008														
4 鲇	0.060														
5 黄颡鱼	0.050														
6 红鳍原鲌	0.120	0.150													
7 马口鱼	0.160	0.260				0.139									
8 草鱼	0.020														
9 鲤	0.134	0.120	0.070	0.020											
10 鲫	0.239	0.220	0.230	0.190											
11 小型上层鱼类	0.120	0.130	0.080	0.093		0.216	0.084								
12 小型中下层鱼类	0.050	0.050	0.300	0.337	0.100	0.117	0.161								
13 虾类	0.010	0.040	0.310	0.210	0.420	0.110						0.010			
14 底栖动物		0.030		0.090	0.206	0.003	0.297	0.060	0.300	0.180		0.282	0.120		
15 浮游动物						0.365	0.126	0.040	0.140	0.130	0.562	0.275	0.241	0.043	
16 浮游植物						0.050	0.095	0.072			0.297	0.100	0.139	0.052	0.960
17 着生藻类					0.110		0.169	0.828	0.120	0.150	0.020	0.160		0.167	
18 碎屑			0.010	0.060	0.164		0.068		0.440	0.540	0.121	0.173	0.500	0.738	0.040
合计	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

1.4 模型的调试和优化

用 Ecopath 方法来构建一个稳定的生态系统模型,需要遵循每一个功能组的能流输入和输出都必须保持平衡的原则,同时还要考虑估算出来的参数是否符合客观规律或经验知识.各功能组生态营养转换效率值 $EE < 1$,遭受捕食或捕捞压力很大的功能组其 EE 值可以接近于 1,未被充分利用的功能组,如碎屑、着生藻类、小型鱼类等,其 EE 值较低;功能组的 P/Q 值的范围应该在 0.1~0.3 之间,运动快、个体小的鱼类除外;每个功能组的呼吸量不能为负数;在调试过程中,还要避免改动来源可靠的数据^[1].

此外,还可根据输入数据的来源指定置信区间,用系谱指数(Pedigree)来描述输入数据的质量,以及评估模型的可靠性.系谱指数值的范围在 0~1 之间,值越大说明数据质量越高,结果越可靠.从已发表的 150 多个 Ecopath 模型的系谱指数值来看,其范围在 0.164~0.675 之间^[19-20].

1.5 模型输出参数与生态系统特性

在 Ecopath 模型中,用分数营养级(如 1.3、2.4 等)来代替 Lindeman 提出的整数营养级的概念(如 1、2、3 等)^[21-22].每个消费者根据其食物所处的营养级数(生产者 and 碎屑营养级为 1)和组成比例进行加

权求和后再加 1 就得出了该消费者的分数营养级. 这个营养级概念又被称为有效营养级, 它能更详细地反映每一种生物在生态系统中的营养地位^[23].

每个营养级的传输效率等于其输出和被摄食量之和与其营养级总通量的比值, 表示该营养级在系统中被利用的程度. 营养级的流通量是指单位时间内流经某个营养级的所有营养流的通量. 每个营养级的总流通量由输出(包括被捕捞和沉积脱离系统的量)、被摄食、呼吸(植物和碎屑不考虑呼吸)和流至碎屑的量共同组成. 初级生产者和碎屑的流通量等于其生产量, II 级营养级及其以上营养级的流通量则等于其摄食量^[8,13].

交互营养影响(MTI)反映的是生态系统中各个功能组之间互利或者互害的程度. MTI 不仅考虑功能组之间的直接影响, 同时还可通过对营养网络的综合分析研究功能组之间的间接影响, 因而可以用于评估某个功能组生物量变化对其它功能组生物量的影响. 交互影响程度的取值范围在-1 和 1 之间, 互为有利取正值, 互为有害取负值^[1,24-25].

Ecopath 模型采用 Pianka 的方法, 计算功能组两两间的饵料重叠指数和捕食者重叠指数, 以此反映功能组之间的生态位重叠程度^[1,26]. 其中饵料重叠指数反映的是功能组之间食物来源的相似性, 可用来分析功能组之间的饵料竞争强度; 捕食者重叠指数反映的是功能组之间是否有共同的天敌捕食者.

系统的总初级生产力与总呼吸量的比值(P/R)是表征系统成熟度的重要指标, 成熟的系统 P/R 值接近 1, 而发育中的系统 P/R 值 $\gg 1$, 遭受有机污染的系统 P/R 值 < 1 ^[27]. 总初级生产量与总生物量的比值(P/B)也能反映系统的发育状态, P/B 值通常随着系统的发育而降低. 连接指数(CI)和系统杂食指数(SOI)都是反映系统内部各食物链之间联系复杂程度的指标. 连接指数的值等于实际链接数与理论最大链

接数之比, 而系统杂食性指数实际上是对连接指数缺陷的补充^[28].

Finn's 循环指数(FCI)指的是系统中循环流量与总流量的比值, Finn's 平均路径长度(FML)指的是每个循环流经食物链的平均长度. 成熟系统的特征之一就是物质再循环的比例较高, 且营养流所经过的食物链较长^[29]. 通常情况下, 不成熟的生态系统其食物链结构相对简单, 其 FCI 和 FML 的值也较低.

2 结果

2.1 基本输入与输出参数

中线干渠生态系统 Ecopath 模型平衡后得出的系谱指数值和拟合度值分别为 0.481 和 2.128(表 5), 这表明该模型的输入参数是基于可靠的数据来源, 同时模型具有较强的稳定性和较高的置信度. 中线干渠模型的基本输入和输出参数见表 2.

2.2 各功能组的营养转化效率

生态营养效率(EE)可反映各功能组的生产量在系统中被捕食或捕捞利用的程度. 由表 2 可看出顶级消费者鳃的 EE 值仅为 0.09, 其它肉食性鱼类鳊、乌鳢、鲇、黄颡鱼、红鳍原鲈、马口鱼的 EE 值分别为 0.06、0.04、0.10、0.01、0.04 和 0.19, 草鱼的 EE 值为 0.04, 杂食性鱼类鲤和鲫的 EE 值分别为 0.02 和 0.04, 生态营养效率值都较低, 这些主要与南水北调中线干渠封闭且禁止捕捞有关. 小型鱼类的生态营养转化效率也较低, 小型上层鱼类和小型中下层鱼类的 EE 值分别为 0.26 和 0.43, 被系统利用的程度不及生产量的一半, 可加大开发利用程度. 虾类的 EE 值达到了 0.50, 刚及生产量的一半. 此外, 浮游动物的 EE 值高达 0.80, 说明浮游动物被捕食的压力大, 需大力控制小型鱼类的种群规模, 进而增强其对浮游植物的捕食压力.

2.3 中线干渠生态系统的营养级结构

表 4 南水北调中线干渠生态系统各功能组在不同营养级上的分解
Table 4 Trophic levels of the functional groups in the MSNWDP ecosystem

功能组	I	II	III	IV	V	VI	营养级
1 鳃			0.415	0.464	0.114	0.007	3.71
2 鳊			0.446	0.463	0.087	0.004	3.65
3 乌鳢		0.010	0.561	0.420	0.009		3.43
4 鲇		0.060	0.549	0.383	0.008		3.34
5 黄颡鱼		0.274	0.509	0.213	0.004		2.95
6 红鳍原鲈		0.050	0.630	0.297	0.023		3.29

续表 4

功能组	I	II	III	IV	V	VI	营养级
7 马口鱼		0.332	0.517	0.149	0.002		2.82
8 草鱼		0.900	0.097	0.003			2.10
9 鲤		0.560	0.427	0.013			2.45
10 鲫		0.690	0.302	0.008			2.32
11 小型上层鱼类		0.438	0.562				2.56
12 小型中下层鱼类		0.433	0.551	0.016			2.58
13 虾类		0.639	0.356	0.005			2.37
14 底栖动物		0.957	0.043				2.04
15 浮游动物		1.000					2.00
16 浮游植物	1.000						1.00
17 着生藻类	1.000						1.00
18 碎屑	1.000						1.00

中线干渠生态系统各功能组的有效营养级及其分解见表 4.从表 4 可看出鳊的营养级最高, 其在第 III、第 IV、第 V 和第 VI 营养级上的比例也分别为 0.415、0.464、0.114 和 0.007,其有效营养级为 3.71.鳊的有效营养级为 3.65,仅次于鳊; 乌鳢、鲇、黄颡鱼、红鳍原鲈、马口鱼、鲤和鲫的有效营养级分别为 3.43、3.34、2.95、3.29、2.82、2.45 和 2.32;浮游植物和碎屑完全占据第 I 营养级,浮游动物、底栖动物以及草鱼等占据了第 II 营养级.

2.4 中线干渠生态系统营养级之间的物质流动

从林德曼循环图可看出(图 1),中线干渠生态系统的初级生产者生产量为 $8820.2\text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$,被摄食量为 $482.2\text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$,占初级生产者生产量的 5.47%, 其余流至碎屑进入再循环.从各个营养级流入碎屑的营养流合计为 $9260\text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$,被摄食的碎屑量为 $540.8\text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$,其余碎屑因沉积脱离系统.整个营养级 I 流入营养 II 的营养流为 $1023\text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$,流入营养级 III、IV、V 的能量分别为 $80.43\text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$, $2.505\text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$, $0.0742\text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$.

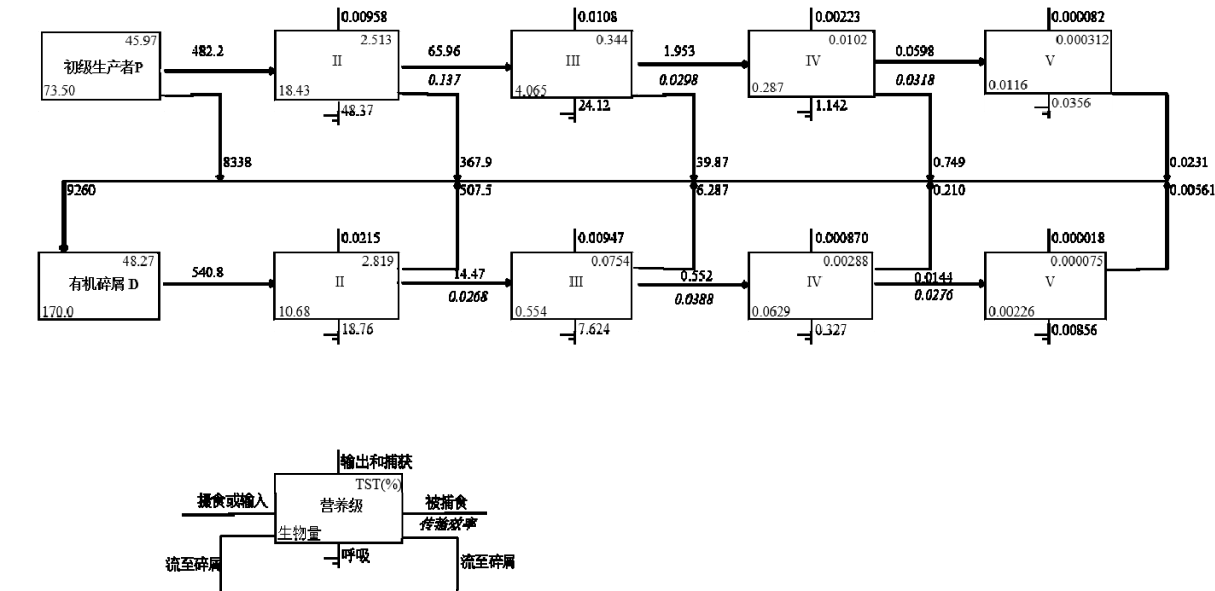


图 1 南水北调中线干渠生态系统各整合营养级间的物质流动

Fig.1 Trophic flows transferred along the aggregated trophic levels in the MSNWDP ecosystem

从图 1 也可看出中线生态系统有两条食物链, 即牧食食物链和碎屑食物链.从图 2 可看出牧食食物链有以下几种类型:浮游植物→浮游动物→小型鱼类→红鳍原鲈→鳊,着生藻类→小型中下层鱼类

→乌鳢→鳊,着生藻类→草鱼→鳊等;碎屑食物链有以下几种类型:碎屑→底栖动物→黄颡鱼→鳊,碎屑→底栖动物→鲤、鲫→鳊→鳊等.其中牧食食物链往第 II 营养级传递的能量为 $482.2\text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$,而碎屑食

物链往第Ⅱ营养级传递的能量为 $540.8\text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$,两者在食物网能量传递上相当,牧食食物链占 52.9%,碎屑食物链占 47.1%.能量流动主要发生在前 3 个营养级,营养级越高传递的能量越少.在牧食食物链中,各营养级间(I→V)物质与能量传递效率分别为 5.47%,13.7%,2.98%,3.18%,平均传递效率为 6.33%;碎屑食物链中,各营养级间(I→V)物质与能量传递效率分别为 5.84%,2.68%,3.88%,2.76%,平均传递效率为 3.79%.南水北调中线干渠生态系统中牧食食物链传递效率是碎屑食物链传递效率的近 2 倍.

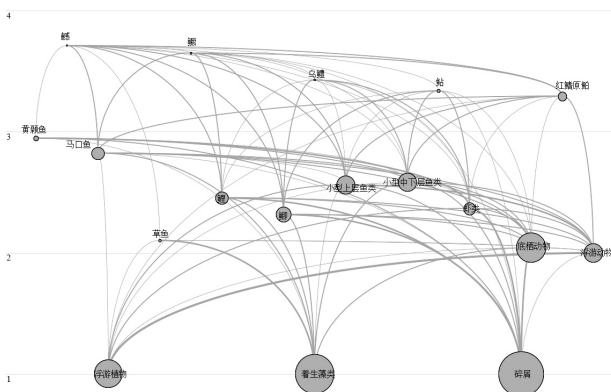


图2 南水北调中线干渠生态系统各功能组间的食物网
Fig.2 The diagram of food web among the functional groups in the MSNWDP ecosystem

2.5 各功能组间交互营养影响分析

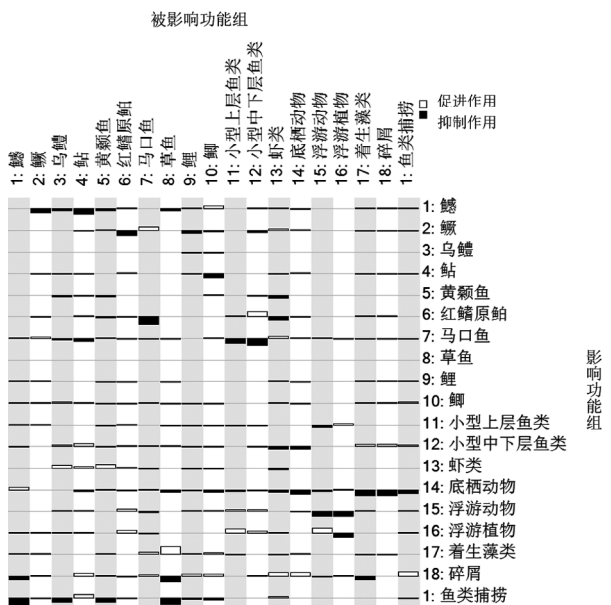


图3 南水北调中线干渠生态系统各功能组间的交互营养影响

Fig.3 Mixed trophic impacts between the functional groups in the MSNWDP ecosystem

从图 3 可看出,中线干渠生态系统中捕食者对其饵料生物的影响一般为抑制作用,如大型肉食性鱼类如鳊、鳙、乌鳢和鲇对被捕食者虾、小型上层鱼类和小型中下层鱼类均具有抑制作用,而同为肉食性消费者的鳊、鳙、乌鳢、黄颡鱼等,因为存在种间竞争关系,相互之间也存在抑制效应;碎屑生物量的增加对大部分功能组的影响为促进效应;对浮游动物生物量起抑制作用的鱼类为小型上层鱼类.

2.6 各功能组间生态位重叠

如图 4 所示,各功能组间捕食者生态位重叠现象不普遍,重叠指数适中,部分肉食性鱼类的捕食者生态位重叠指数达到 1,是因为它们有一个共同的天敌捕食者鳊;乌鳢与鲇(3 和 4)之间的生态位重叠最为显著,其饵料重叠指数和捕食者重叠指数都接近 1;此外,鲤与鲫(9 和 10)、鲫与虾类(10 和 13)、虾类与底栖动物(13 和 14)、马口鱼与小型中下层鱼类(7 和 12)的饵料重叠指数高,均大于 0.8.

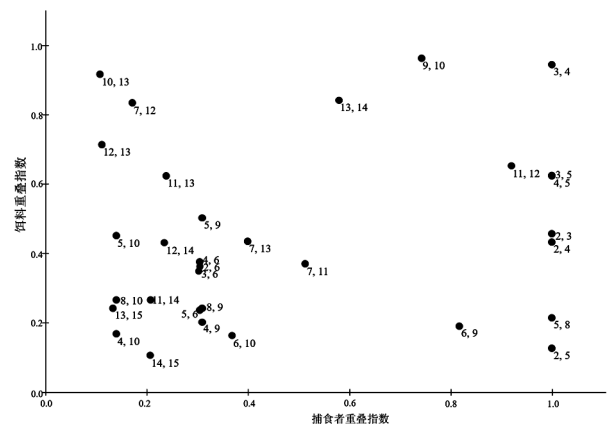


图4 南水北调中线干渠生态系统各功能组间生态位重叠
(数字代表各功能组编号)

Fig.4 Trophic niche overlap between the functional groups in the MSNWDP ecosystem(the number represents each function group)

2.7 南水北调中线干渠生态系统的总体特征

系统总流量为总摄食、总输出、总呼吸以及流入碎屑的总量之和,中线干渠生态系统的总流量高达 $19186.330\text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$,所有生物的总生产量为 $8947.857\text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$,总消耗量为 $1106.002\text{t}/(\text{km}^2\cdot\text{a})$.由于中线干渠全线禁止捕捞,因此其平均捕捞营养级仅为 1.463.中线干渠生态系统的 P/R 值和 P/B 值都很高,分别为 87.860 和 91.597.此外,该系统的 CI 值

为 0.292,SOI 值为 0.183,FCI 值与 FML 值分别为 2.871%和 2.175(表 5).

表 5 南水北调中线干渠生态系统的总体特征
Table 5 General characteristics of the MSNWDP ecosystem properties

参数	值	单位
总消耗量 Sum of all consumption	1106.002	t/(km ² ·a)
总输出量 Sum of all exports	8719.612	t/(km ² ·a)
总呼吸量 Sum of all respiratory flows	100.387	t/(km ² ·a)
总流向碎屑量 Sum of all flows into detritus	9260.331	t/(km ² ·a)
系统总流量 Total system throughput	19186.330	t/(km ² ·a)
总生产量 Sum of all production	8947.857	t/(km ² ·a)
平均捕捞营养级 Mean trophic level of the catch	1.463	
总初级生产量/总呼吸量(P/R)TPP/total respiration	87.860	
净系统生产量 Net system production	8719.612	t/(km ² ·a)
总初级生产量/总生物量(P/B)TPP/total biomass	91.597	
总生物量/总流通量 Total biomass/total throughput	0.005	
连接指数(CI)Connectance Index	0.292	
系统杂食性指数(SOI)System Omnivory Index	0.183	
Finn's 循环指数 Finn's cycling index	2.871	%
Finn's 平均路径长度 Finn's mean path length	2.175	
系谱指数 Pedigree index	0.481	
拟合度 Measure of fit (t*)	2.128	

3 讨论

3.1 食物网与营养转换效率

南水北调中线干渠生态系统作为一个全新的人工生态系统,其生态系统最重要的服务功能就是跨区域安全调水,缓解我国北方地区生产、生活用水紧缺局面.与自然湖库生态系统不同的是,中线干渠表面均为混凝土硬砌衬面.渠面的固定化和砌衬硬化,改变了渠底的透水性和多孔性,造成干渠渠底“荒漠化”,使得水域生物群落多样性降低,无水生植物生长空间,有机碎屑、沉积物含量低,生态系统正常的新陈代谢功能受到干扰,进而影响系统食物网间的物质循环和能量流动.研究认为水生植物可以分泌次生物质,产生化感效应,抑制水体中藻类的生长,还能通过吸收氮、磷等营养物质抑制藻类生物量^[30-31].水生植物的缺失使中线干渠水体中的藻类少了一个天然的竞争者,在一定程度上将会增加藻类异常增长的风险.另一方面,中线干渠水体营养盐浓度对藻类尤其是硅藻的生长不存在限制作用,总氮平均浓度 1.03mg/L,总磷平均浓度 0.016mg/L^[32],一旦外界条件适宜,藻类就能开始快速增殖.此外,丹江

口水库来水的营养盐水平、藻密度高低与中线干渠藻类生物量之间有很强的相关性(未发表数据),需加强水库来水的监测与研究.

中线干渠的鱼类主要来源于丹江口水库,自陶岔闸口随水流不断进入渠道内.但为了减少南水北调中线工程因调水所引起丹江口水库鱼类资源的损失,同时也是为了避免鳢、鲮等丹江口水库凶猛鱼类可能对受水区水体造成生物入侵等负面影响,《南水北调中线工程环境影响报告》中提出在陶岔闸后设置拦鱼网(网目:2.4×2.4cm)^[33].拦鱼网的设置阻碍了丹江口水库大中型鱼类的直接进入,因此通水以来,小型鱼类(马口鱼、鲮、麦穗鱼、鲫等)一直占据着中线干渠鱼类资源的主体地位,同时缺乏大型肉食性鱼类对其进行控制,使得浮游动物资源量被小型鱼类大量捕食,导致浮游动物生态营养转换效率 EE 值达到了 0.80.浮游动物的大量消耗,导致浮游植物受到的捕食压力大大减小,其 EE 值仅为 0.30,这也使得中线干渠存在藻类异常增殖风险.虽然近年来,大中型肉食性鱼类(鳢、鲮、鲟、红鳍原鲌等)在鱼类资源调查中开始出现,但其出现频次与生物量都较低,对小型鱼类的控制作用有限,小型上层鱼类和小型中下层鱼类的 EE 值分别为 0.26 和 0.43,小型鱼类还有较大的利用空间,可通过在中线渠道中投放适量的肉食性鱼类来对其进行利用与控制.

中线干渠底栖动物的 EE 值为 0.45,说明底栖动物受到的捕食压力也较小.底栖动物组成中还含有部分淡水壳菜,成熟的淡水壳菜营附着或固着生活,淡水壳菜的大量附着,不仅对渠道表面造成侵蚀破坏,降低工程使用寿命,还会增大输水阻力,同时淡水壳菜腐烂死亡会散发浓烈的腥臭味,给水质安全带来不利影响^[34-35].国内外研究表明,青鱼、鲤鱼和三角鲂能够通过捕食对淡水壳菜进行控制^[36-38],而干渠现有食物网中仅存鲤鱼可以对淡水壳菜进行生物防治,但由于鲤鱼的现存量较低,对淡水壳菜的控制作用有限.着生藻类和碎屑也因为同样的原因使得其生态营养转化效率均低至 0.1 以下.因此,为保障中线干渠输水安全,降低潜在风险,需对食物网的结构进行调整与优化,完善生态系统结构和服务功能.

3.2 生态系统比较与评价

南水北调中线干渠自 2014 年 12 月通水以来,

至今已逾 5a 时间,作为一个全新的人工渠道,其生态系统经历了一个从无到有,不断变化的过程,加之人工干预(水量调度)强,干渠生态系统的结构与功能也在朝着一个未知的方向发展.

从与 4 个湖泊生态系统特征的比较中可看出,虽然中线干渠的水面面积是最小的,但是其系统总流量却不是最低的,甚至超过了千岛湖 2004 年的值,这说明中线干渠生态系统是一个高生产力的系统(表 6).洪泽湖作为我国第四大淡水湖泊,同时也是南水北调东线工程的过水通道,其水面面积是中线干渠的 25 倍多,但系统总流量却相差不大,仅为中线干渠的 1.2 倍,巢湖与千岛湖之间也存在相似的情况.因此,系统总流量与其水面面积间不存在必然的相关关系.

与其它几个湖泊相比,中线干渠的 P/R 值与 P/B 值是最高的,这也证明了中线干渠生态系统处于发育的幼态期.这种“幼态”特性决定了其抵抗外力干扰的能力较差,年内、年际间系统状态的变化较大^[39].其次,初级生产者的利用效率过低,大量初级生产力未进入更高的营养级,造成生态系统营养流动的阻塞,使得生态系统异常现象时有发生,如浮游藻类密度陡然增高,着生藻类在渠壁上大量滋生等.李云凯等通过对太湖生态系统的研究也表明,初级生产力转化效率低会导致生态系统不稳定、易于爆发水华^[10].

研究认为连接指数和系统杂食指数的数值大小与系统成熟度呈正相关,越成熟的系统,各功能组间的联系越复杂,连接指数与系统杂食指数的值越高^[40].但也有学者研究认为连接指数很大程度上取决于系统功能组的划分,系统功能组划分的越多值

可能越高,其值的获得具有很大的任意性^[1].与巢湖(0.20)、太湖(0.188)、千岛湖(0.280)和洪泽湖(0.195)相比,中线干渠生态系统的 CI 值(0.292)最高,SOI 值也是 4 个生态系统中最高的(表 6).从这两项指数来说中线干渠的营养网络(食物网)的复杂程度较高,系统最成熟,这与前面分析得出中线干渠生态系统仍处于发育初期的结论相悖.相似的情况也出现在洪泽湖中,从表 6 可看出该系统的 P/R 值与 P/B 值最低,P/R 值甚至接近 1,这说明洪泽湖生态系统已趋近于成熟,但其 CI 值和 SOI 值也同样很低,这又说明洪泽湖生态系统的营养网络(食物网)简单,系统不成熟.因此,用连接指数和系统杂食指数来评价生态系统的复杂度和成熟度还有待进一步验证.May 研究也认为系统的稳定性不一定与其复杂性(如系统连接指数、杂食性指数、营养组的丰度等)相关联,在某些情况下,一个较简单的生态系统可能比一个复杂的生态系统更稳定^[41].

通常情况下,不成熟的生态系统其食物链结构相对简单,其 FCI 和 FML 的值也较低,高 FCI 值通常出现在低 P/R 值的成熟生态系统中^[42-43].Vasconcellos 等研究发现 FCI 和 FML 与系统的恢复时间呈显著负相关,即 FCI 和 FML 的值越高,系统从干扰中恢复过来的时间就越短,系统也就越稳定^[44].从与其它 4 个湖泊的比较来看,中线干渠生态系统的 FCI 和 FML 值均最低,这说明中线干渠生态系统是一个不成熟的生态系统,对人为干扰的自我修复能力较差.FCI 和 FML 值低也说明了系统再循环的实际通量很低,导致大量碎屑不能很好地被循环利用^[8].

表 6 中线干渠生态系统与其它 4 个湖泊的比较^[8,10,14,20]

Table 6 Comparisons of the ecosystem properties between Lake Chaohu, Lake Taihu, Lake Qiandaohu and Lake Hongzehu^[8,10,14,20]

参数	中线干渠 2015~2019	巢湖 2007~2010	太湖 2008~2009	千岛湖 2004	洪泽湖 2010~2011
水面面积(km ²)	60	164	2338.8	583	1597
系统总流量(t/(km ² ·a))	19186.330	41003.08	66245.50	16329.00	23141.94
平均捕捞营养级	1.463	2.87	2.78	2.60	2.094
总初级生产量/总呼吸量(P/R)	87.860	13.53	4.215	3.899	1.138
总初级生产量/总生物量(P/B)	91.597	137.92	—	74.29	6.922
连接指数(CI)	0.292	0.20	0.188	0.280	0.195
系统杂食性指数(SOI)	0.183	0.092	0.041	0.096	0.089
Finn's 循环指数(FCI)	2.871	3.32	18.3	24.81	6.77
Finn's 平均路径长度(FML)	2.175	2.27	3.323	3.703	2.849

总体来说,中线干渠生态系统的主要指标与成熟

生态系统相比差别很大,属于发展中的“幼态”生态系

统^[45].中线生态系统主要指标在能量学上反映了系统总初级生产量很大,远远超过系统总呼吸量;营养物质循环特征表现为循环流量比率很低,营养物质停留与保存时间很短;系统稳定性和总体策略特征表现为抗干扰能力差,物质和能量利用效率很低.

在自然生态系统中,随着生态系统的发育,高营养级的生物量不断积累,系统的食物网结构也日趋复杂,同时随着碎屑食物链的增加,系统再循环的通量也不断增加,系统的成熟度和稳定性增加^[8].而人工生态系统由于人工干预强,系统功能性明确,其系统发展方向存在不确定性,如何保持系统稳定与为人类服务两者间的平衡将是一个值得深入探讨的问题,还需更进一步的研究.

3.3 基于生态系统的管理建议

由于其对相关水生态系统的潜在影响,跨流域调水工程已成为目前世界上最具争议的水资源规划议题之一,也因此引起了越来越多的科学家对其生态系统评估和管理方面的关注^[46-49].本研究结果表明,中线干渠生态系统处于发展的幼态期,具有极其脆弱的食物网结构和简单的营养相互作用,容易受到外界条件的干扰与威胁.

通过 Ecopath 模型中生态系统关键种分析模块可见(图 5),鳃的关键种指数最高,其次为红鳍原鲌,马口鱼、鳊紧随其后,草鱼值最低.刘建康研究指出关键种是生态系统中具有比其结构(数量)比例更大的功能比例的物种,关键种的移除可导致生态系统发生巨大的变化^[50].因此,中线干渠中鳃、红鳍原鲌和鳊的生物量虽然很低,但对生态系统稳定来说至关重要,应对其进行保护并维持一定的生物量.而对鲤、鲫及小型上层鱼类来说,其生物量大,同其它鱼类食物竞争压力和对浮游动物的捕食压力显著,同时在系统中的相对总影响和关键种指数值均较低,需要对其保持一定的捕捞压力或引入捕食者进行捕食.

因此,根据生物操纵理论,针对中线干渠生态系统存在的问题,通过投放肉食性鱼类、藻食性鱼类、碎屑食性鱼类以及杂食性鱼类来优化和完善鱼类群落结构,增强对系统初级生产力的利用效率,促进更多的初级生产力进入更高营养级的食物链中进行物质循环和能量流动.

此外,中线干渠生态系统还需要一个长期的监

测规划.南水北调工程可以从根本上改变供水和受水地区的生态系统,但当前对它们的生物组成、结构、食物网结构、生态系统特性等知之甚少,缺乏系统的数据积累.因此,迫切需要构建一个统一的生态环境监测网络体系(包含丹江口库区),以提供详实的物理、化学、生物、水文、人为干扰及其相互作用等方面的信息和数据,只有积累了大量的第一手资料,研究人员和管理者才能对整个中线干渠生态系统有更可靠的认识,从而作出更精准的管理决策.

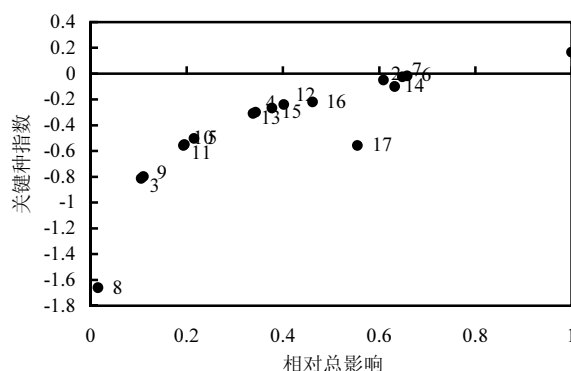


图 5 中线干渠生态系统关键种筛选结果

Fig.5 Screening results of the keystone species in the MSNWDP ecosystem

4 结论

4.1 南水北调中线干渠生态系统各功能组除浮游动物外,生态营养转化效率均较低,不及各自生产量的一半.食物网主要由 4 个整合营养级构成,最高营养级为大型肉食性鱼类鳃(3.71).食物网能量传递主要有 2 条途径,分别为牧食食物链和碎屑食物链,两者传递的能量相当,但牧食食物链传递效率是碎屑食物链的近 2 倍.捕食者对其饵料生物的影响一般为抑制作用,碎屑生物量的增加对大部分功能组的影响为正效应,小型上层鱼类对浮游动物生物量起抑制作用.各功能组间捕食者生态位重叠现象不普遍,重叠指数适中,但部分肉食性鱼类的捕食者生态位重叠指数达到 1.

4.2 南水北调中线工程作为世界级的调水工程,同时也是一个新生的大型人工生态系统,目前尚处于发展的幼态期,抵抗外界干扰的能力差.与此同时,该生态系统的生产力较高,但对生产力的利用率很低,导致过多的营养物质未进入更高营养级的食物链中进行循环,造成系统能量流动的滞缓.可通过优化

和完善鱼类群落结构,提高物质和能量循环效率,从而增强生态系统的稳定性和成熟度。

参考文献:

- [1] Christensen V, Walters C J, Pauly D. Ecopath with ecosim: a user's guide. Fisheries center [M]. Vancouver: University of British Columbia, 2005.
- [2] 仝 龄,唐启升,PAULY D.渤海生态通道模型初探 [J]. 应用生态学报, 2000,11(3):435-440.
- Tong L, Tang Q S, PAULY D. A preliminary approach on mass-balance ecopath model of the Bohai Sea [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2000,11(3):435-440.
- [3] 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.
- 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):3613-3620.
- [4] 李 睿,韩 震,程和琴,等.基于 ECOPATH 模型的东海区生物资源能量流动规律的初步研究 [J]. 资源科学, 2010,32(4):600-605.
- Li R, Han Z, Cheng H Q, et al. A Preliminary Study on Biological Resources Energy Flows Based on the ECOPATH Model in the East China Sea [J]. Resources Science, 2010,32(4):600-605.
- [5] 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, 2007,46(1):123-127.
- 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.
- [6] 王晓红,李适宇,彭人勇.南海北部大陆架海洋生态系统演变的 Ecopath 模型比较分析 [J]. 海洋环境科学, 2009,28(3):288-292.
- Wang X H, Li S Y, Peng R Y. Establishment and comparative analysis of Ecopath model of ecosystem evolvement in northern continental shelf of South China Sea [J]. Marine Environmental Science, 2009, 28(3):288-292.
- [7] 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.
- [8] 刘其根.千岛湖保水渔业及其对湖泊生态系统的影响 [D]. 上海:华东师范大学, 2005.
- Liu Q G. Aquatic environment protection oriented (AEPO) fishery in Lake Qiandaohu and it's influences on the lake ecosystem [D]. Shanghai: East China Normal University, 2005.
- [9] 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.
- Yang Z F. The sustainable development of fisheries and environment in Taihu Lake [D]. Shanghai: East China Normal University, 2003.
- [10] 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.
- 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.
- [11] 冯德祥.淀山湖生态系统结构和能量流动特征的 ECOPATH 模型研究 [D]. 上海:华东师范大学, 2011.
- Feng D X. Structure and energy flow of Dianshan Lake ecosystem based on Ecopath model [D]. Shanghai: East China Normal University, 2011.
- [12] 贾佩娟.涪湖 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.
- 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.
- [13] 唐剑锋.云南高原大型湖泊—洱海的渔业生态学研究 [D]. 北京:中国科学院大学, 2013.
- Tang J F. Studies on fisheries ecology in a large Yunnan Plateau lake, Lake Erhai, China [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2013.
- [14] 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.
- 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.
- [15] 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.
- 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.
- [16] Palomares M, Pauly D. A multiple regression model for prediction the food consumption of Marine Fish populations [J]. Marine and Freshwater Research, 1989,40(3):259-273.
- [17] 张堂林.扁担塘鱼类生活史策略、营养特征及群落结构研究 [D]. 武汉:中国科学院水生生物研究所, 2005.
- Zhang T L. Life-history strategies, trophic patterns and community structure in the fishes of Lake Biandantang [D]. Wuhan: Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, 2005.
- [18] 叶少文.长江中游浅水湖泊鱼类群落和系统营养网络模型的研究 [D]. 武汉:中国科学院水生生物研究所, 2007.
- Ye S W. Studies on fish communities and trophic network model of shallow lakes along the middle reach of the Yangtze River [D]. Wuhan: Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, 2007.
- [19] Morissette L, Hammill M O, Savenkoff C. The trophic role of marine mammals in the Northern Gulf of St. Lawrence [J]. Mar. Mammal Sci., 2006,22:74-103.
- [20] Guo C B, Chen Y S, Li W, et al. Food web structure and ecosystem properties of the largest impounded lake along the eastern route of China's South-to-North Water Diversion Project [J]. Ecological Informatics, 2018,43:174-184.
- [21] Lindeman R L. The trophic-dynamic aspect of ecology [J]. Ecology, 1942,23:399-418.
- [22] Odum W E, Heald E J. The detritus-based food web of an estuarine mangrove community [M]. New York: Academic Press, 1975.
- [23] Pauly D, Palomares M L, Froese R, et al. Fishing down Canadian aquatic food webs [J]. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 2001,58(1):51-62.

- [24] Hannon B. The structure of ecosystems [J]. J. Theor. Biol., 1973,41: 535-546.
- [25] Ulanowicz R E, Puccia C J. Mixed trophic impacts in ecosystems [J]. Coenoses, 1990,5:7-16.
- [26] Pianka E R. The structure of lizard communities [J]. Ann. Rev. Ecol. Syst., 1973,4:53-74.
- [27] Odum E P. Fundamentals of ecology (3rd ed.) [M]. Philadelphia: W.B. Saunders Co. 1971.
- [28] Pauly D, Soriano-Bartz M L, Palomares M L D. Improved construction, parametrization and interpretation of steady-state ecosystem models [M]. Manila: ICLARM Conference Proceedings, 1993.
- [29] Christensen V. Ecosystem maturity-towards quantification [J]. Ecological modelling, 1995,77(1):3-32.
- [30] 庄源益,赵凡,戴树桂,等. 高等水生植物对藻类生长的克制效应 [J]. 环境科学进展, 1995,3(6):44-49.
- Zhuang Y Y, Zhao F, Dai S G, et al. Algal growth inhibition by phytotoxins [J]. Advances in environmental science, 1995,3(6):44-49.
- [31] 孟繁丽,徐达,何连生,等. 水生植物对淡水水华藻类化感效应的研究进展 [J]. 环境科技, 2014,27(1):67-70.
- Meng F L, Xu D, He L S, et al. Research progress of the aquatic plants on the allelopathic effects on freshwater algae [J]. Environmental Science and Technology, 2014,27(1):67-70.
- [32] 梁建奎,辛小康,卢路,等. 南水北调中线总干渠水质变化趋势及污染源分析 [J]. 人民长江, 2017,48(15):6-9,61.
- Liang J K, Xin X K, Lu L, et al. Analysis of water quality variation and potential pollution sources in main channel of Middle Route Project of South to North Water Diversion [J]. Yangtze River, 2017, 48(15):6-9,61.
- [33] 长江水资源保护科学研究所. 南水北调中线工程环境影响报告 [R]. 1995.
- Changjiang Water Resources Protection Institute. Environmental impact report of the Middle Route of south-North Water Diversion Project [R]. 1995.
- [34] 洪洁. 输水管道中淡水壳菜的危害特性及控制措施研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2012.
- Hong J. Research on hazard properties and control measures of *Limnoperna fortunei* in water pipelines [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2012.
- [35] 徐梦珍,李威,于丹丹,等. 抽水蓄能电站中淡水壳菜生物污损及防治 [J]. 水力发电学报, 2016,35(7):75-83.
- Xu M Z, Li W, Yu D D, et al. Golden mussel biofouling and its prevention in pumped storage power plants [J]. Journal of Hydroelectric Engineering, 2016,35(7):75-83.
- [36] MacIsaac H J. Size selective predation on zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) by crayfish (*Orconectes propinquus*) [J]. Journal of the North American Benthological, 1994,13:206-216.
- [37] Martin G W, Corkum L D. Predation of zebra mussels by crayfish [J]. Canadian Journal of Zoology, 2011,72(11):1867-1871.
- [38] 张重祉,罗凤明,胡向萍. 淡水壳菜的生物防治 [J]. 科技经济市场, 2011,12:12-13.
- Zhang C Z, Luo F M, Hu X P. Biological control on *Limnoperna fortunei* [J]. Science & Technology Economy Market, 2011,12:12-13.
- [39] 李云凯,宋兵,陈勇,等. 太湖生态系统发育的 Ecopath with Ecosim 动态模拟 [J]. 中国水产科学, 2009,16(2):257-265.
- Li Y K, Song B, Chen Y, et al. Simulation of ecosystem dynamics of Lake Taihu using Ecopath with Ecosim model [J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2009,16(2):257-265.
- [40] 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.
- Tong L. Ecopath model – a mass-balance modeling for ecosystem estimation [J]. Marine Fisheries Research, 1999,20(2):103-107.
- [41] May R M. Will a large complex system be stable? [J]. Nature, 1972,238:413-414.
- [42] Christensen V, Pauly D. Trophic models of aquatic ecosystems [M]. Manila: ICLARM Conference Proceedings, 1993.
- [43] Dalsgaard J P T, Lightfoot C, Christensen V. Towards quantification of ecological sustainability in farming systems analysis [J]. Ecological Engineering, 1995,4:181-189.
- [44] Vasconcellos M, Mackinson S, Sloman K, et al. The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems: a comparative analysis [J]. Ecological Modelling, 1997,100:125-134.
- [45] Odum E P. The strategy of ecosystem development [J]. Science, 1969,164:262-270.
- [46] Grant E H C, Lynch H J, Muneeppeerakul R, et al. Interbasin water transfer, riverine connectivity, and spatial controls on fish biodiversity [J]. PLoS One, 2012,7:e34170.
- [47] Zhang L, Li S, Loáiciga H A, et al. Opportunities and challenges of interbasin water transfers: a literature review with bibliometric analysis [J]. Scientometrics, 2015,105:279-294.
- [48] Zhang M, Chu E, Xu M, et al. Temporal and spatial variation analysis on nutritive salt of Hongze Lake [J]. Environ. Eng. Res., 2015,20: 19-24.
- [49] Zhuang W. Eco-environmental impact of inter-basin water transfer projects: a review [J]. Environ. Sci. Pollut. Res., 2016,23:12867-12879.
- [50] 刘建康. 高级水生生物学 [M]. 北京: 科学出版社, 1999.
- Liu J K. Advanced aquatic biology [M]. Beijing: Science Press, 1999.

作者简介: 唐剑锋(1986-),男,湖南永州人,高级工程师,博士,主要从事水生态监测研究。