

渔业捕捞方式对淮南淮西湖生态系统营养结构和功能的影响

张俊凤¹, 王晓萌², 易齐涛^{1*}

¹烟台大学土木工程学院, 山东 烟台

²安徽理工大学地球与环境学院, 安徽 淮南

收稿日期: 2025年2月19日; 录用日期: 2025年4月11日; 发布日期: 2025年4月29日

摘要

采煤塌陷湖泊的渔业生产是矿区失地农民经济收入的主要来源之一, 不同的渔业活动模式可能对塌陷湖泊生态系统结构和功能存在重要影响。本研究选取淮南塌陷湖泊淮西湖(HXH)作为研究对象, 在水生态调查的基础上构建Ecopath模型分析渔业捕捞方式对塌陷湖泊生态系统结构与功能的影响。结果表明: HXH生态系统食物网组成较为复杂, 能量传递效率为11.24%, 塌陷湖泊大量放养鲢鳙对肉食性生物的抑制作用较大, 但其生态系统总流量有所提高; HXH鲢鳙的大量放养和集中捕捞导致其生态系统的营养级、营养跨度、高营养级生物的TST降低, 其生态系统发育成熟度和稳定度相比同级生态系统较低。因此, 可以通过合理的渔业放养和捕捞方式促进塌陷生态系统的健康发育。

关键词

塌陷湖泊, 营养结构, Ecopath模型, 渔业捕捞

Impacts of Fishery Fishing Methods on the Ecosystem Trophic Structure and Function of Huaxi Lake in Huainan

Junfeng Zhang¹, Xiaomeng Wang², Qitao Yi^{1*}

¹School of Civil Engineering, Yantai University, Yantai Shandong

²School of Earth and Environment, Anhui University of Science and Technology, Huainan Anhui

Received: Feb. 19th, 2025; accepted: Apr. 11th, 2025; published: Apr. 29th, 2025

Abstract

Fishery production in coal mining subsidence lakes is one of the main sources of economic income

*通讯作者。

文章引用: 张俊凤, 王晓萌, 易齐涛. 渔业捕捞方式对淮南淮西湖生态系统营养结构和功能的影响[J]. 环境保护前沿, 2025, 15(4): 593-601. DOI: 10.12677/aep.2025.154067

for land-loss farmers in mining areas, and different fishery activity modes may have important impacts on the ecosystem structure and function of subsidence lakes. In this study, Huaxi Lake (HXH), a collapsed lake in Huainan, was selected as the research object, and an Ecopath model was constructed on the basis of the water ecology survey to analyze the influence of fishery fishing mode on the ecosystem structure and function of the collapsed lake. The results showed that: the food web composition of the HXH ecosystem was more complex, and the energy transfer efficiency was 11.24%; the mass stocking of bighead carp in the collapsed lake had a greater inhibitory effect on the carnivorous organisms, but its total ecosystem flux was improved; the mass stocking of bighead carp in the HXH and the centralized fishing led to the reduction of the trophic level, trophic span, and the TST of the organisms of high trophic level in the ecosystem; and the maturity of the ecosystem and its stability were lower compared with its ecosystem counterparts. Stability were lower compared to the ecosystems of the same level. Therefore, the healthy development of collapsed ecosystems can be promoted through rational fishery stocking and fishing methods.

Keywords

Artificial Lakes in the Coalmine Areas, Trophic Structure, Ecopath Model, Fishing Models

Copyright © 2025 by author(s) and Hans Publishers Inc.
This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).
<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



1. 材料与方法

1.1. 研究区域和站点概况

选取淮南小型塌陷湖淮西湖(HXH)为研究对象(图 1), 淮西湖又叫老鳖汤, 地处于淮南市谢家集区侧塌陷区, 地属谢家集矿区十涧湖路南, 与十涧湖有中闸相连, 平均深度 1.5 米, 最深达 14 米, 水域面积约为 2.3 km², 平均水深为 10 m, 接受蔡家岗部分城镇污水的排放, 水体封闭, 因而水体富营养化程度较高。



Figure 1. Location distribution map of Huaixi Lake
图 1. 淮西湖的位置分布示意

1.2. 数据来源

浮游生物(包括浮游植物、浮游动物)数据来源于课题组 2015~2016 年间的逐月调查资料、底栖生物数

据则来源于季度调查资料，而渔获数据则来源于逐日调查资料，主要委托当地渔民分月逐日统计渔获量和种类。根据调查结果(表 1)，淮西湖年度总捕捞量为 207.4 t/km²，其中以鲢鱼和鳊鱼为最主要经济鱼类，分别占总捕捞量的 88.2%和 9.5%，而其他鱼虾类仅占据了 2.3%，其捕捞方式为年内分几次进行大型捕捞。

Table 1. Fishing amounts of the Huaixi Lake in 2016
表 1. 淮西湖 2016 年渔业捕捞生物量统计(单位: t/km²)

鱼类名称	HXH	鱼类名称	HXH
白鲢	183.00	泥鳅	0.14
花鲢	19.59	黄鳝	0.13
鲤鱼	1.05	龙虾	0.11
鲫鱼	0.88	黄颡鱼	0.10
鳊鱼	0.80	刀鳅	0.04
餐条鱼	0.56	青鱼	0.02
草鱼	0.41	翘嘴鲇	0.02
乌鳢	0.26	麦穗鱼	0.00
麻虾	0.15	野杂鱼	0.00
鲶鱼	0.14	合计	207.40

1.3. Ecopath 模型构建

1) 功能组设置

根据 Ecopath 建模要求，将一个生态系统划分成 10~50 个功能组，并包括生产者、消费者，且必须包含一个碎屑组，将淮西湖的湖泊生态系统划分成 18 个功能组，具体划分情况如表 2 所示。

Table 2. Functional groups of the Huaixi lake for Ecopath models
表 2. 淮西湖 Ecopath 生态通道模型的功能组

序号	功能组	包含物种	序号	功能组	包含物种
1	CulM	翘嘴红鲇	10	AriN	鳊鱼
2	ChaA	乌鳢	11	HypM	鲢鱼
3	PelF	黄颡鱼	12	HerF	草鱼、鳊鱼
4	CatF	鲶鱼	13	Shri	龙虾、麻虾
5	BlaC	青鱼	14	Zoob	底栖生物
6	SmbF	黄鳝、泥鳅、刀鳅	15	Crus	甲壳类
7	CypC	鲤鱼	16	Roti	轮虫
8	CarC	鲫鱼	17	Phyt	浮游植物
9	TraF	餐条、麦穗	18	Detritus	碎屑

2) 模型参数估算

1、生物量 B

Ecopath 模型中的生物量 B (t/km^2) 为单位面积生物的湿重, 生物数据根据实际调查结果输入。

2、生产量/生物量(P/B)

P/B 也称周转率, 是指一定时间内生物生产力与平均生物量的比值, 单位为年的倒数($1/\text{y}$)。鱼类的 P/B 系数等于其当年的死亡率 Z [1]:

$$P/B = Z = F + M; F = C/B; M = K^{0.65} * L_{\infty} - 0.279 * Tc^{0.463}$$

其中, F 为鱼类功能组的捕捞死亡率, M 为鱼类功能组的自然死亡率, C 为鱼类功能组的捕捞量, K 和 L_{∞} 分别为 Von Bertalanffy 生长方程的曲率和渐进全长, Tc 为湖泊表层水温。

浮游植物 P/B 系数通过叶绿素的浓度(mg/m^3)与浮游植物平均日照长度、经验常数以及同化系数的乘积计算湖泊初级生产力($\text{gC}/\text{m}^2 \cdot \text{year}$), 同时结合浮游植物碳含量与其湿重的关系计算获得。浮游动物的 P/B 系数由浮游动物生产量与生物量的关系计算得到[2]: $P = 0.097B^{1.237}$ 。

底栖生物的生产力的计算采用 Brey [3]的经验公式进行估算:

$$\lg P = -0.06 + 0.79 * \lg(B) - 0.16 * \lg(M) + 0.05 * T$$

其中, M 为生物平均个体干重(mg), T 为表层水温($^{\circ}\text{C}$), B 为生物量(g 干重/ m^2), 计算时将生物湿重及干重以 6:1 的比例转换。

3、消耗量/生物量(Q/B)

Q/B 为生态系统中生物的摄食量与生物量的比值, 单位为 $1/\text{y}$ 。鱼类的 Q/B 值由 Palomares 和 Pauly [4]的经验公式估算得出:

$$\log(Q/B) = 7.964 - 0.204 \log W_{\infty} - 1.965T + 0.532h + 0.398d; T' = 1000/(T + 273.15); A = H^2/a$$

其中, W_{∞} 为 Von Bertalanffy 生长方程的渐进体重, T 为湖泊的表层水温, A 为鱼类功能组的尾鳍形状参数(鱼类运动速度越快, A 值越大, 一般鱼类取 1.32), h 为布尔型变量(草食性鱼类取 1, 肉食性鱼类和碎屑食性鱼类取 0), d 为布尔型变量(碎屑食性鱼类取 1, 草食性鱼类和肉食性鱼类取 0), H 为尾鳍高度, a 为尾鳍面积。

具体估算时可登渔业网站按学名或者英文名查找需要估计鱼类, 点击 life history tool, 利用 fishbase 积累的数据或者自行输入相关估计值进行计算。一般湖泊中鱼类的 P/B 系数范围在 0.2~5 之间。

4、食物组成矩阵

Ecopath 模型要求输入各功能组具体的捕食关系主要根据相似区域的文献资料确定[5]。

3) 模型平衡

Ecopath 模型平衡调整要求所有功能组的生态营养效率 EE 处于 0~1, 生产量/消耗量 GE 值处于 0.1~0.3。淮西湖湖泊生态通道模型的具体输入与输出如表 3 所示淮西湖食物网结构复杂程度相当, 其主要原因是鲢鳙的大量放养, 这导致顶级捕食者捕食的单一性。

Table 3. Basic input and parameter estimation table of ecosystem model
表 3. 生态系统模型基本输入与参数估算表

站点	功能组 Group name	营养级 TL	生物量 (t/km^2)	P/B (/year)	Q/B (/year)	EE	P/Q
HXH	CulM	3.46	0.02	1.20	6.50	0.83	0.18
	ChaA	3.45	0.26	1.60	8.30	0.63	0.19
	CatF	3.41	0.14	2.40	9.80	0.42	0.24

续表

HXH	PelF	3.34	0.10	2.50	10.10	0.40	0.25
	BlaC	2.92	0.02	1.10	6.80	0.91	0.16
	SmbF	2.57	0.31	2.80	10.90	0.97	0.25
	CypC	2.45	1.05	2.00	8.50	0.82	0.24
	CarC	2.40	0.88	2.20	14.50	0.72	0.15
	TraF	2.42	0.56	4.60	16.00	0.94	0.29
	AriN	2.67	19.59	2.20	10.50	0.46	0.21
	HypM	2.01	182.97	1.20	8.60	0.83	0.14
	HerF	2.20	1.21	1.30	7.50	0.83	0.17
	Shri	2.50	0.26	10.00	32.00	0.54	0.31
	Zoob	2.08	10.20	7.20	25.00	0.24	0.29
	Crus	2.00	2.62	120.00	500.00	0.32	0.24
	Roti	2.00	4.36	35.00	200.00	0.36	0.18
	Phyt	1.00	63.45	177.50	0.00	0.14	
	Detr	1.00	8.91			0.23	

2. 研究结果与讨论

2.1. 捕捞对塌陷湖泊生态系统能量流动及转换效率的影响

生态学研究 中，通常运用林德曼锥氏分析法分析生态系统营养级能量传递效率[6]。湖泊营养级输入量占系统总输入量的比例(TST)分别如图 2 所示。淮西湖第I营养级到第IV营养级的 TST 分别为 42.44%、15.33%、0.75%、0.01%。可以看出 HXH 的 TST 下降很快，到第III营养级仅有 0.75%，这主要是由于 HXH 放养大量鲢鱼，低营养级鱼类所占比例大，故能量流动在低营养级所占比例较大。

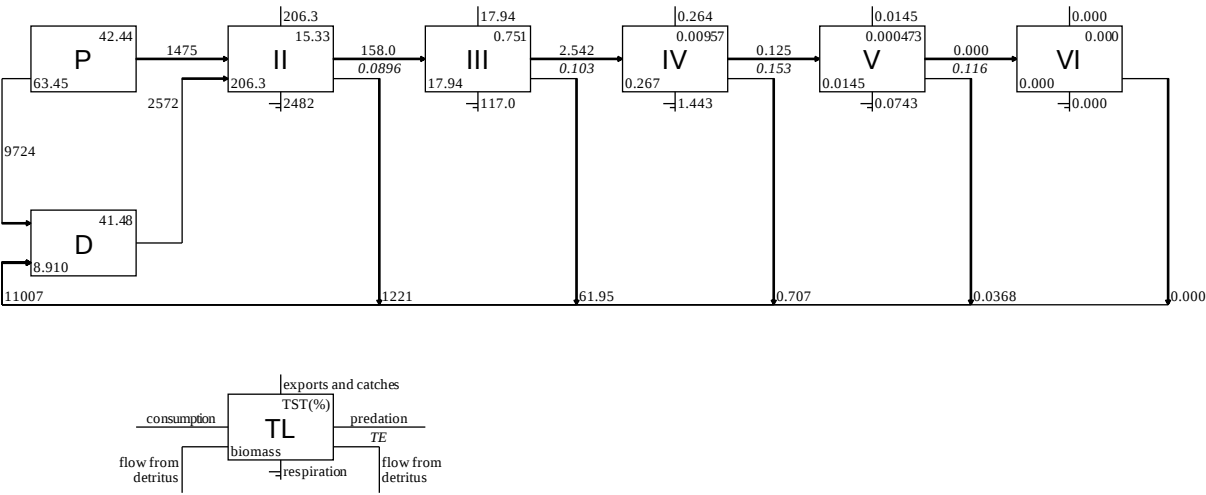


Figure 2. Energy flow among trophic levels in the ecosystem of Lake HXH
图 2. HXH 生态系统各营养级间能量流动

从渔产捕捞量以及不同营养级的能量流通量比例可以判断塌陷湖泊生态系统能量流动主要发生在前 5

个营养级(表 4), 从初级生产者和碎屑(I 级)到第 V 营养级的各营养级的能量流动中, 淮西湖各营养级能量流动效率分别为 8.96%、10.27%、15.44%、11.57%, 总能量转换效率为 11.24%。HXH 虽然放养的鱼种较多, 但其放养的肉食性鱼类偏少而鲢鳙鱼类偏多, 故其被捕食压力小, 这可能会导致各功能组之间连接松散从而降低各级之间的能量流动效率。生态系统中大量的鲢鳙鱼, 对食物链中同级生物造成捕食压力和生存空间竞争, 不但降低生态系统中生物种类, 还降低了生物数量, 从而对上级以这些生物和浮游植物为食的浮游生物及肉食性鱼类的生存形成抑制作用, 导致生态系统中其他功能组减少且连接松散, 各营养级之间的能量连接传递途径变短, 致使更多的能量传递给下一营养级, 从而使得生态系统总流量有一定程度的升高。最终造成生态系统中食物网单一和能量传递效率降低, 不利于生态系统长期稳定和健康, 造成生态系统成熟度降低。

Table 4. Energy transfer efficiencies between trophic levels of ecosystem in the three lakes
表 4. 淮西湖生态系统各营养级间的能量传递效率

营养级	初级生产者	碎屑	总能流
	(/%)	(/%)	(/%)
II	10.10	8.29	8.96
III	10.42	10.24	10.27
IV	15.24	15.5	15.44
V	11.55	11.58	11.57
转换率/%	11.71	10.96	
总转换率/%		11.24	

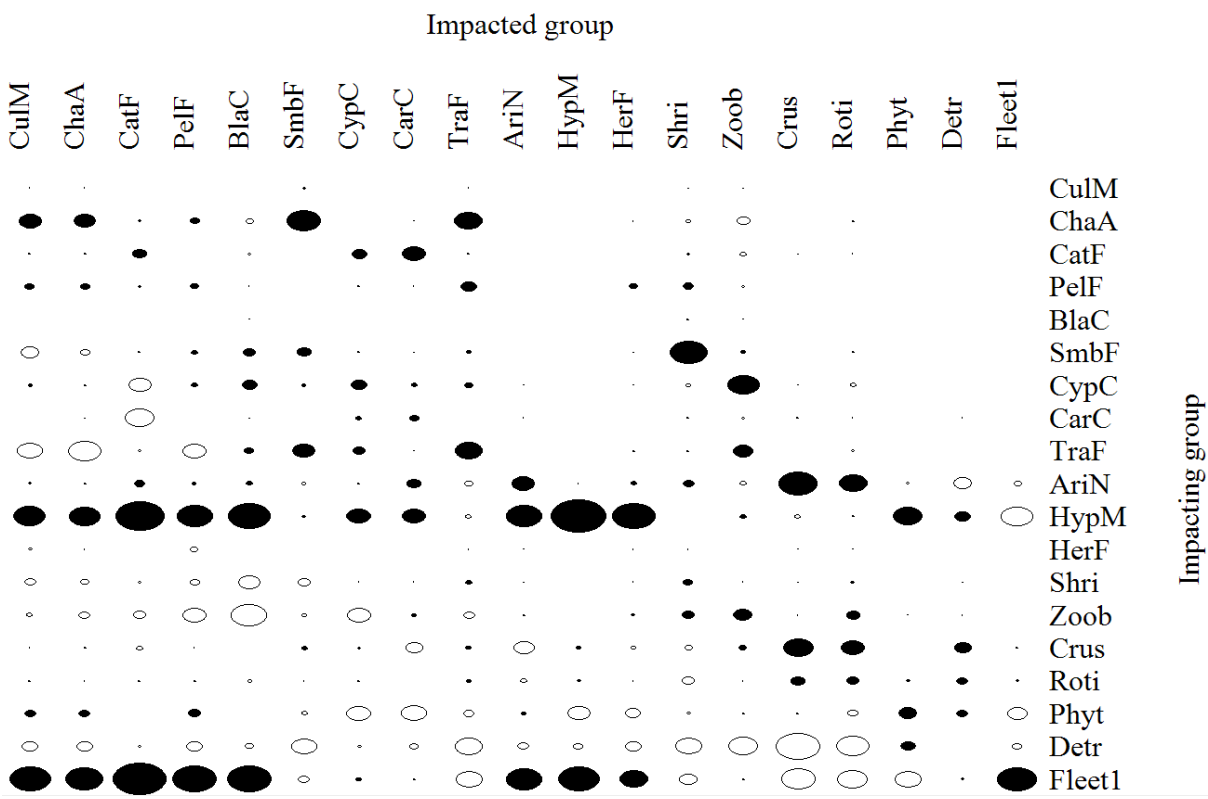


Figure 3. Mixed trophic impact on ecosystem of the Lake HXH
图 3. HXH 生态系统混合影响效应

2.2. 捕捞方式对塌陷湖泊生态系统混合营养关系的影响

淮西湖的湖泊生态系统生物混合营养关系见图 3，其中渔业捕捞对浮游生物的促进作用明显，鲢鳙的捕捞量也较大，这使浮游生物的生物量出现了显著增长。同时，鲢鳙对肉食性鱼类以及其它生物的抑制作用也较为明显，特别是 HXH 鲢鳙的高产量导致高营养级肉食性鱼类食物不足故生物量急剧减少。

2.3. 捕捞方式对生态系统属性的影响

1) 生态系统成熟度

淮西湖的模型输出相关参数结果显示(表 5)，淮西湖的 TPP/TR 值(4.3) > 1，同时其 FCI (3.6)、FCL (2.4)、CI (0.3)、SOI (0.1)值也均较低，表明其生态系统发育不成熟且十分不稳定，其养殖和捕捞方式不利于生态系统的发育。

2) 生态系统生产力与生产规模

Ecopaht 模型中通常用生态系统总流量(T)来表示生态系统的规模大小，它是系统总摄食(TQ)、总输出(TEX)、总呼吸量(TR)、流向碎屑总量(TDE)之和。淮西湖的湖泊生态系统总流量为 26601.3 t/km²/year，同时其 TEX、TR、TDE 均较高。

Table 5. The total system properties of the Huaixi Lake ecosystem
表 5. 淮西湖生态系统的总体特征

参数	数值	单位
Sum of all consumption	4269.7	t·km ⁻² ·year ⁻¹
Sum of all exports	8723.5	t·km ⁻² ·year ⁻¹
Sum of all respiratory flows	2600.6	t·km ⁻² ·year ⁻¹
Sum of all flows into detritus	11007.5	t·km ⁻² ·year ⁻¹
Total system throughput (T)	26601.3	t·km ⁻² ·year ⁻¹
Sum of all production	12077.5	t·km ⁻² ·year ⁻¹
Mean trophic level of the catch (TLc)	1.82	
Calculated total net primary production (PPN)	11262.4	t·km ⁻² ·year ⁻¹
Total primary production/total respiration (TPP/TR)	4.3	
Net system production (NSP)	8661.8	t·km ⁻² ·year ⁻¹
Total primary production/total biomass (TPP/B)	39.11	
Total biomass/total throughput (B/T)	0.01	year ⁻¹
Total biomass (excluding detritus)	288.0	t·km ⁻²
Connectance Index (CI)	0.271	% of total throughput
System Omnivory Index (SOI)	0.132	
Finn's cycling index (FCI)	3.60	
Finn's mean length (FCL)	2.35	

2.4. 采煤塌陷湖泊生态系统的主要影响因素

根据生态系统营养结构调控理论，其通常受“上行效应”和“下行效应”两种机制调控，“上行效

应”中，主要是资源限制条件对浮游植物生长和初级生产的影响而“下行效应”则主要表现为次级生产者和次级生产过程的影响[7]，如浮游动物或鱼类等捕食者的影响，其通过级联的营养效应对生态系统结构与功能进行调控。淮南煤矿塌陷湖泊主要受城镇点源污水和农业活动非点源污染负荷的影响，水体处于富营养化状态，因而初级生产力较高，此前相关研究表明，淮南矿区总初级生产力(GPP)超过 1500 mgC/(m²·d)，具有较高的渔业生产潜力[8]。此外，淮南矿区由于大量氮元素的输入，使得初级生产相对受磷元素限制[9]，淮西湖受到周边城镇蔡家岗污水负荷的影响，2016 年总磷(TP)平均浓度为 0.77 mg/L，夏季叶绿素浓度最高为 135 mg/m³，其初级生产较高，从而对生态系统的结构和功能产生重要的“上行效应”影响(表 1)。

从“下行效应”看，塌陷湖泊主要受渔业活动的影响，可能给浮游植物和浮游动物带来了较大的滤食压力并显著降低了它们的丰度，表现为负效应。塌陷湖泊中由于水底地形较为复杂且水深相对较深，鱼类的放养一般以鲢鳙为主(表 1)，其对丝状蓝藻或浮游动物可能形成了较大的“下行效应”，因此在重度富营养化的湖泊淮西湖中亦没有观察到蓝藻的水华现象。本研究鲢鳙鱼对系统其他功能组产生较为明显的负效应，一方面，绝对的食物及空间竞争优势制约了其他鱼类的生长；另一方面，以鲢鳙为主的放养导致其捕食行为大大降低了系统中的蓝藻及浮游植物数量，进而减少了其他以藻类为食的浮游生物和底栖生物，进一步制约了其余生物链上级生物的数量，因此表现为通过“下行效应”直接制约了系统中浮游生物、底栖生物等的生长，故对这些功能组也产生负效应。

此外，Ecopath 模型输出结果表明，分散型捕捞和多鱼种捕捞能够有效提高生态系统的能量流动效率、促进生态系统发育(表 5)，特别是后期的矿区水生态系统修复中应该加以充分考虑，其可能在维持生物多样性方面也能起到十分积极的作用。

3. 结论

在淮南矿区塌陷湖泊生态系统中，生态系统结构和功能主要受“上行效应”和“下行效应”的共同影响，淮西湖集中和单一的渔业捕捞方式虽然提高了其生态系统的生产力规模，但导致其食物网的简单化、生态系统能量传递效率降低和肉食性鱼类生物量的减少。

淮西湖生态系统中 FCI、FCL 指数较低表明再循环比例低，系统成熟度较低，食物链中营养流经的路径较短。其生态系统中放养的滤食性鱼类过多，而滤食性鱼类供给给高营养级功能组的营养少，同时滤食性鱼类(鲢鳙鱼)会捕食处于低营养级的功能组，造成高营养级生物所获取的营养变少。

为建立更加稳定的生态系统，建议对其生物结构进行调整，既要适当通过放养来增加其生态系统中的顶级捕食者的种类及数量，丰度生态系统中食物链各级生物种类，也要由集中、单一的捕捞方式改变为分散、多样的定期捕捞以控制系统中的滤食性鱼类数量，增加生态系统丰度及成熟度。因此，在塌陷湖泊的渔业活动中，应结合湖泊的实际情况合理地调整渔业方式，在保证湖泊生产力的基础上促进生态系统健康发育。

参考文献

- [1] Allen, K.R. (1971) Relation Between Production and Biomass. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **28**, 1573-1581. <https://doi.org/10.1139/f71-236>
- [2] 何志辉. 淡水生态学[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [3] Brey, T. (1990) Estimating Productivity of Macrobenthic Invertebrates from Biomass and Mean Individual Weight. *Archive of Fishery & Marine Research*, **32**, 329-343.
- [4] Palomares, D. (1998) Daniel Pauly Predicting Food Consumption of Fish Populations as Functions of Mortality, Food Type, Morphometrics, Temperature and Salinity. *Marine and Freshwater Research*, **49**, 447-453.

<https://doi.org/10.1071/MF98015>

- [5] 王晓萌. 淮南煤矿塌陷湖泊生态系统营养结构特征分析[D]: [硕士学位论文]. 淮南: 安徽理工大学, 2016.
- [6] Lin, L.R. (1942) Trophic-Dynamic Aspect of Ecology. *Ecology*, **23**, 399-418. <https://doi.org/10.2307/1930126>
- [7] 易齐涛, 陈求稳, 赵德慧, 等. 淮南采煤塌陷湖泊浮游植物功能群的季节演替及其驱动因子[J]. 生态学报, 2016, 36(15): 4843-4854.
- [8] 易齐涛, 徐鑫, 曲喜杰, 等. 两淮采煤沉陷积水区水体初级生产特征[J]. 中国环境科学, 2014, 34(8): 2101-2110.
- [9] 王婷婷, 易齐涛, 胡友彪, 等. 两淮采煤沉陷区水域水体富营养化及氮、磷限制模拟实验[J]. 湖泊科学, 2013, 25(6): 916-926.