

基于鱼类体长结构分析的鄱阳湖禁渔效果评估

邵涵文^{1,2} 鲁文楷² 黎明政^{2*} 刘焕章^{2*}

(1. 大连海洋大学水产与生命学院, 大连 116023; 2. 中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072)

摘要: 研究分析了禁捕前(2017—2019年)和禁捕后(2021—2022年)鄱阳湖25种主要鱼类种群平均体长、体长比例分布(Proportional size distribution, PSD)及性成熟个体占比等3个指标的变化, 从鱼类种群体长结构变化方面评估鄱阳湖禁渔效果。结果显示: 鄱阳湖持续禁渔2年后, 大部分评估鱼类物种个体小型化现象有效缓解, 种群中大个体及性成熟个体占比增加, 种群结构得到优化。具体而言, 在25种评估鱼类中, 24个物种平均体长增加2.3%—115.0% ($P < 0.05$)、种群PSD值增长3—71 ($P < 0.05$); 20个物种种群性成熟个体占比增长23.2%—10712.8%。但不是所有物种都呈现一致性的变化, 其中有1种鱼类(鲢鱼)平均体长下降5.0% ($P < 0.05$), 种群PSD值下降21 ($P < 0.05$); 5种鱼类(鲤、鳊、花鲢、鳊鱼、大鳍鱮)种群性成熟个体占比下降23.5%—79.8%。在种群稳定状况评估方面, 禁渔前处于不稳定状况($PSD < 50$ 及 $PSD \geq 80$)的鱼类有21种, 仅4种处于稳定状况($50 \leq PSD < 80$); 禁渔后种群处于不稳定状况的鱼类减少至15种, 处于稳定状况的增长至10种。总体来说, 禁渔措施促进了鄱阳湖大多数评估物种种群结构的优化, 但也有一部分物种的种群结构呈现出不同的变化趋势。因此, 鄱阳湖应持续执行全面禁渔措施, 同时建立和完善鱼类种群动态的长期监测体系, 通过科学评估与管理, 以实现鄱阳湖渔业资源的可持续恢复及生态系统服务功能的优化提升。

关键词: 体长结构; 体长比例分布; 禁渔; 鱼类种群; 鄱阳湖

中图分类号: S932.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3207(2025)05-052502-12



过度捕捞是威胁鱼类种群健康与稳定的主要因素之一。持续的高强度捕捞活动导致全球鱼类资源显著减少。这不仅破坏了水生生态系统的多样性和平衡, 还对依赖渔业资源的人类社会带来了严峻挑战。鉴于此, 国际社会逐渐意识到, 为了确保渔业资源的可持续利用, 必须采取有效的管理措施, 以遏制资源的进一步恶化, 并积极探索受损鱼类种群的恢复途径^[1, 2]。然而, 关于衰退种群的恢复过程及其限制因素的研究和认识仍然有限。鱼类种群的恢复可能受到多个因素的影响, 包括种群被破坏的程度、物种的生活史和气候变化等^[2]。因此, 我们需要对相关鱼类的生物学特征和区域管理特点进行全面研究, 以便为不同区域和生态特征下的渔业资源提供有效的可持续发展方案。

长江是世界上受到人类活动影响最为深远的长河之一^[3]。为了保护 and 恢复长江流域的水生生物多样性及生态环境, 自2021年1月1日起, 长江流域开始实施为期十年的全面禁渔管理措施。鄱阳湖是我国第一大淡水湖, 也是长江流域最典型的两大通江湖泊之一, 是生物多样性保护及长江十年禁渔的关键区域之一。鄱阳湖渔业资源丰富, 分布有鱼类136种。受长江及五条重要支流(赣江、抚河、修河、饶河及信江)影响, 鄱阳湖成为一个季节性、吞吐型的大型湖泊, 丰水期和枯水期的面积与容积差异巨大。这种独特的水文特征造就了鄱阳湖在不同季节所呈现的多样生态景观, 为长江鱼类提供了重要的栖息地、产卵场和索饵场^[4]。作为长江中下游江湖复合生态系统的重要组成部分, 鄱阳

收稿日期: 2024-07-23; 修订日期: 2024-09-29

基金项目: 湖北省重点研发计划(2023BCB039); 国家自然科学基金(32201425和32473167)资助 [Supported by the Key R & D Plan of Hubei Province (2023BCB039); the National Natural Science Foundation of China (32201425 and 32473167)]

作者简介: 邵涵文(1997—), 女, 硕士研究生; 主要从事鱼类种群生态学研究。E-mail: hanwenshao@yeah.net

通信作者: 黎明政(1985—), 男, 博士, 副研究员; 主要从事鱼类生态学与资源保护研究。E-mail: liming_189@ihb.ac.cn 刘焕章(1966—), 男, 博士, 研究员; 主要从事进化生物学和保护生物学研究。E-mail: hzliu@ihb.ac.cn *共同通信作者

湖在维持长江中下游流域的水生生物多样性及生态系统结构与功能方面发挥着至关重要的作用。鄱阳湖从2020年开始禁渔,禁渔措施的效果如何,以及是否需要适应性调整等。这些都是亟需回答的重要问题。因此,需要构建相关评估方法,以帮助深入了解禁渔政策的影响,并为制定有效的保护措施提供科学支持。

鱼类种群结构及其动态变化是衡量种群增长、相对丰度及生长状况的关键指标,同时也能够有效反映禁渔措施的功效^[5-9]。通过对体长数据的分析,可以迅速揭示种群结构特征及其变化模式,进而为种群状况评估和制定管理策略提供科学支持^[10,11]。体长比例分布(Proportional Size Distribution, PSD)作为一种量化和评估种群结构状态的有效工具,已在淡水鱼类种群评估中得到了广泛应用^[11-21]。通过将鱼类体长划分为基础、合格、良好、优秀、超级等5个不同的级别,并计算不同级别体长个体的比例分布,可以从生物学特征上量化比较种

群体长结构的变化。

本研究分别于禁渔前(2017—2019年)和禁渔后(2021—2022年)在鄱阳湖开展鱼类资源调查,通过对比分析禁渔前后25种鱼类种群的平均体长、PSD值及性成熟个体占比的变化,从种群体长结构层面评估鄱阳湖禁渔效果。为鄱阳湖鱼类资源的保护和管理提供重要的科学依据,并通过PSD的应用为禁渔效果的评估提供一个新的工具与思路,以更好地服务于鱼类种群状态的监测与管理。

1 材料与方法

1.1 采样点设置及采样方法

鄱阳湖(28°22'—29°45'N, 115°47'—116°45'E)位于江西省北部,长江中下游南岸,分属于九江市、上饶市和南昌市管辖,南北跨度173 km,东西宽度74 km,湖区以松门山为界,北面为狭长的通江水道,南面为宽广的主湖区^[22,23]。

在湖区共设置12个采样点(图1),分别为鄱阳

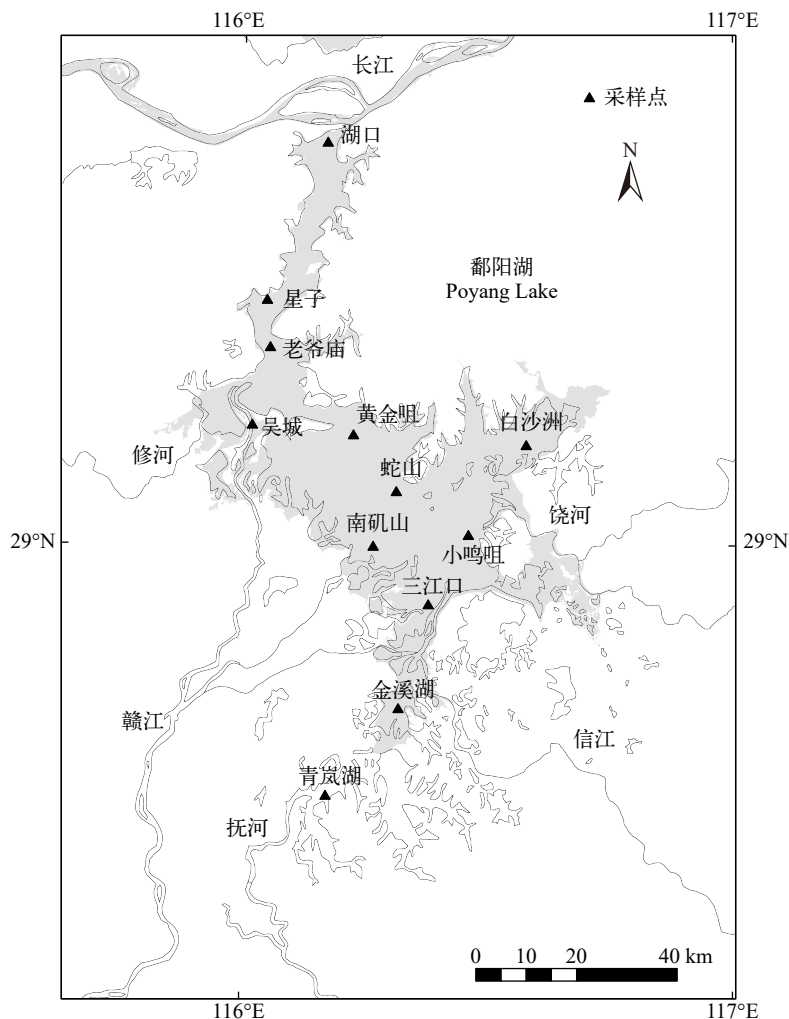


图1 鄱阳湖鱼类资源调查样点

Fig. 1 Fish resource survey sample sites in Poyang Lake

湖汇入长江的湖口, 通江水道的星子、老爷庙, 主要支流汇入的吴城、小鸣咀、三江口, 以及主湖区内的黄金咀、蛇山、白沙洲、南矶山、金溪湖和青岚湖。于2017—2019、2021—2022年每年的7—8 (丰水期)和11—12月(枯水期)进行鱼类资源调查, 每次调查持续20d。鱼类样品的收集在获得主管部门批复的科考调查捕捞许可的前提下, 通过自主采样方式进行, 采样渔具为多网目组合刺网[网长(50—100) m, 网高1.5 m, 网目(2—14) cm]及地笼[20 m, 网目(0.8—2.0) cm]。每天18:00下网, 次日6:00收网。测量并记录鱼类体长及体重数据(分别精确至1 mm和0.1 g), 在完成对鱼类样本的测量与数据记录后, 立即将存活个体释放至原采集地。对于在捕捞过程中死亡的个体, 根据具体情况决定是否制为科研标本, 或进行符合环保要求的无害化处理。

1.2 种群平均体长分析

计算各物种种群的平均体长, 并使用 t 检验评估同一物种在禁渔期前后的平均体长是否存在显著性差异。所有统计结果均以平均值 $\pm$ 标准差(mean $\pm$ SD)的形式呈现, 以反映数据的中心趋势和变异性。

1.3 种群体长比例分布(Proportional Size Distribution, PSD)分析

Gabelhouse^[24]提出了一种五单元体长分类法, 将鱼类的体长划分成五个等级, 具体定义:

基础体长(Stock-Length): 该物种记录最大体长的20%;

合格体长(Quality-Length): 该物种记录最大体长的36%;

良好体长(Preferred-Length): 该物种记录最大体长的45%;

优秀体长(Memorable-Length): 该物种记录最大体长的59%;

超级体长(Trophy-Length): 该物种记录最大体长的74%。

基于此分类法, Gabelhouse^[24]又提出了基础PSD (Traditional-PSD)算法。计算公式:

$$\text{PSD-Q/P/M/T} = \frac{\text{种群中超过特定体长的个体数量}}{\text{种群中超过基础长度(Stock-Length)个体数量}} \times 100$$

式中, PSD-Q (PSD-Q值后文统称为PSD值)、PSD-P、PSD-M及PSD-T分别为种群中超过合格体长、良好体长、优秀体长及超级体长的个体数与超过基础体长的个体数之比。

PSD值对鱼类种群有结构性和稳定性的指

示作用, 并能够反映、预测种群的增长及死亡状态^[14—16, 24]。

当 $50 \leq \text{PSD值} < 80$ 时: 种群体长单元多样, 分布均衡, 处于相对稳定状况。

当PSD值 < 50 时: 种群以小个体为主, 处于不稳定状况。

当PSD值 ≥ 80 时: 种群大个体过多, 处于不稳定状况。

通过对禁渔前后鱼类种群PSD值的比较分析, 可以评估禁渔措施对鄱阳湖鱼类种群结构及种群状态的影响。

基于调查样本的尾数分析结果, 本研究选择数量最多的25种鱼类进行体长结构分析。通过查阅Fishbase数据库得到这25种鱼类目前记录的最大体长, 如最大记录体长大幅($> 25\%$)高于长江流域的最大记录体长, 则优先采用来自长江流域种群的最大体长值。

PSD值的显著性差异检验使用Wilcoxon秩和检验法。

1.4 种群性成熟比例分析

种群中性成熟个体占比(SM)计算公式:

$$\text{SM} = \frac{\text{大于性成熟体长个体数量}}{\text{该物种样本总量}} \times 100$$

查阅Fishbase数据库得到25种鱼类的性成熟体长。若数据库包含多个结果, 则优先采用来自长江流域种群的性成熟体长值或最大性成熟体长值。

1.5 肥满度(Fulton指数)计算及相关性分析

为探讨禁渔前后鱼类体长结构的变化机制, 文章计算了鱼类个体肥满度, 并分析其与体长指标的相关性。

个体肥满度也称Fulton指数(Fulton's Condition Factor, K), 是用来衡量鱼类个体生长状况的一个指标, 其计算公式:

$$K = \frac{W}{L^3} \times 1000 \times 100$$

式中, W 为体重, 单位为g; L 为体长, 单位为mm。

平均体长与肥满度之间的相关性分析采用皮尔逊相关系数(Pearson correlation coefficient, r)进行, 计算公式:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n [(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})]}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}}$$

式中, $\bar{x}$ 为变量 X 的均值, $\bar{y}$ 为变量 Y 的均值, n 为观测值的数量。

r 的范围为 $[-1, 1]$, $r > 0$ 说明变量之间有正相关性, $r < 0$ 说明变量之间有负相关性。当 $0.7 \leq |r| < 1.0$

时,说明变量之间有强相关性。当 $0.5 \leq |r| < 0.7$ 时,说明变量之间有中等相关性。当 $0.3 \leq |r| < 0.5$ 时,说明变量之间有弱相关性。当 $0.0 \leq |r| < 0.3$ 时,说明变量之间无相关性。

1.6 数据处理与统计分析使用软件

平均体长数据的统计学分析及肥满度计算在软件Excel 2020完成。PSD计算及体长频率-PSD制图由R语言FSA (Version 0.9.4)包实现^[25]。皮尔逊相关系数及PSD值的Wilcoxon秩和检验由Python (Version 3.10.6) scipy (Version 3.14.1)库完成。文中其余绘图通过Excel 2020完成。

2 结果

2.1 鄱阳湖25种主要鱼类体长基本特征及种群平均体长变化

禁渔期前后(2017—2019及2021—2022年)在鄱

阳湖共调查到104种鱼类。研究选取了其中尾数最多的25种鱼类的体长结构进行比较分析。主要物种禁渔前后体长基本特征见表1。

禁渔前鄱阳湖25种主要鱼类种群平均体长为162 mm,各物种平均体长为67—427 mm(中位数为147 mm)。在禁渔后,25种鱼类种群平均体长增长至211 mm,各鱼类种群平均体长为73—576 mm(中位数为188 mm)。其中,24种鱼类种群平均体长增长2.3%—115.0% ($P < 0.05$);1种鱼类(鲢鱼)种群平均体长下降5.0% ($P < 0.05$)。

2.2 鄱阳湖25种主要鱼类种群PSD值变化

结果显示,鄱阳湖25种主要鱼类PSD值在禁渔前后有不同的表现。禁渔前,鄱阳湖25种鱼类种群PSD值为7—90(中位数为40);禁渔后PSD值为23—97(中位数为59)。其中,24种鱼类PSD值增长3—71 ($P < 0.05$);1种鱼类(鳊)PSD值下降23 ($P < 0.05$)。

表1 鄱阳湖25种主要鱼类样本基本特征及种群平均体长变化

Tab. 1 Changes in average body length and sample characteristics of 25 major fish species in Poyang Lake

物种 Species	最小采样体长 Minimum sample body length (mm)		最大采样体长 Maximum sample body length (mm)		样本量 Samples size		平均体长及标准差 Mean body length±SD (mm)		平均体长变化 Change of mean body length (%)
	禁渔前	禁渔后	禁渔前	禁渔后	禁渔前	禁渔后	禁渔前	禁渔后	
鳊 <i>Siniperca chuatsi</i>	26	78	566	550	199	230	147±75	316±88*	115.0
鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	76	91	920	850	105	532	272±200	447±104*	64.3
鲫 <i>Carassius auratus</i>	28	15	220	260	867	2010	96±36	141±52*	46.9
花鲢 <i>Hemibarbus maculatus</i>	70	30	279	298	152	298	132±36	190±43*	43.9
光唇蛇鮈 <i>Saurogobio gymnocheilus</i>	47	67	114	227	148	147	79±15	108±24*	36.7
鳊 <i>Aristichys nobilis</i>	59	25	875	930	52	469	427±240	576±138*	34.9
鲢 <i>Silurus asotus</i>	22	41	890	540	432	165	219±110	292±89*	33.3
蒙古鲢 <i>Chanodichthys mongolicus</i>	62	60	415	836	395	608	172±70	228±108*	32.6
红鳍原鲢 <i>Cultrichthys erythropterus</i>	76	24	297	450	468	340	142±42	188±47*	32.4
草鱼 <i>Ctenopharyngodon idella</i>	81	131	916	720	129	326	318±149	414±100*	30.2
鲤 <i>Cyprinus carpio</i>	32	24	770	695	592	610	193±173	249±116*	29.0
达氏鲢 <i>Chanodichthys dabryi</i>	73	46	358	592	189	800	161±52	206±69*	28.0
银鲴 <i>Xenocypris argentea</i>	39	63	260	270	231	249	121±31	152±31*	25.6
黄颡鱼 <i>Tachysurus fulvidraco</i>	24	27	332	207	492	715	115±32	144±38*	25.2
蛇鮈 <i>Saurogobio dabryi</i>	42	34	196	192	480	377	104±31	130±31*	25.0
似鳊 <i>Pseudobrama simoni</i>	40	35	159	218	1241	1562	88±16	110±19*	25.0
短颌鲢 <i>Coilia brachygnathus</i>	69	73	298	359	507	3440	166±45	206±60*	24.1
贝氏鲢 <i>Hemiculter lucidus</i>	33	52	143	151	479	919	91±16	105±34*	15.4
翘嘴鲢 <i>Culter alburnu</i>	46	53	740	758	637	648	217±108	247±127*	13.8
鲢 <i>Megalobrama skolkovii</i>	41	58	789	563	180	1857	178±109	200±63*	12.4
光泽黄颡鱼 <i>Pelteobagrus nitidus</i>	40	36	132	177	301	385	95±18	106±20*	11.6
长须黄颡鱼 <i>Pelteobagrus eupogon</i>	38	78	210	235	144	347	111±37	123±35*	10.8
大鳍鲢 <i>Acheilognathus macropterus</i>	6	34	260	188	403	403	67±25	73±14*	9.0
鳊 <i>Parabramis pekinensis</i>	64	50	378	383	314	1252	171±68	175±46*	2.3
鲢鱼 <i>Pseudolaubuca sinensis</i>	55	103	357	201	65	561	160±43	152±21*	-5.0

注:“*”表示禁渔前后具有显著性差异($P < 0.05$);下同

Note: The symbol “*” denotes a statistically significant difference between the pre-ban and post-ban periods ($P < 0.05$). The same applies below

(图 2)。

在禁渔前, 4种鱼类种群PSD值处于50—80, 处于稳定状况; 20种鱼类种群PSD值低于50, 1种鱼类种群PSD值大于80, 处于不稳定状况。在禁渔后, 10种鱼类种群PSD值处于50—80, 处于稳定状况; 7种鱼类种群PSD值低于50, 8种鱼类种群PSD值大于80, 处于不稳定状况。

25种鱼类的PSD-P、PSD-M及PSD-T值均表现出各自独特的变化模式, 但这些变化的整体趋势与PSD值的变化趋势基本保持一致(表 2)。图 3选取不同体型且PSD变化较为显著6种鱼类绘制PSD-体长结构图, 以直观呈现不同种群的结构特征及它们与PSD变化之间的关联性。PSD值增长的5种鱼类中PSD-P值增加了5—12, PSD-M值增加了1—3。值得注意的是, 翘嘴鲌种群在禁渔措施实施后首次记录到了体长超过超级长度(Trophy-Length, PSD-T)的个体。

2.3 鄱阳湖25种主要鱼类种群性成熟个体占比变化

分析发现, 禁渔前鄱阳湖25种主要鱼类种群中性成熟个体比例平均为19.4%, 该比例的变化范围为0.4%—72.1% (中位数为12.8%)。禁渔后25种鱼类种群中性成熟个体比例平均上升至39.7%, 变化范围扩大至0.3%—88.8% (中位数为34.6%)。

具体而言, 20种鱼类种群性成熟个体占比增加了23.2% (光泽黄颡鱼) — 10712.8% (鳊), 另外5种鱼类种群性成熟个体占比则下降了23.5%—79.8%, 其分别为鲤、鳊、花鲢、飘鱼和大鳍鲃(图 4)。

2.4 鄱阳湖25种主要鱼类肥满度变化及其与体长特征的相关性分析

禁渔前鄱阳湖25种主要鱼类肥满度为0.37%—3.10% (中位数为1.61%)。禁渔后25种鱼类肥满度为0.34%—3.08% (中位数为1.40%)。其中8种鱼类肥满度同比增加4.0%—21.0% ($P<0.05$); 8种鱼类肥满度同比下降2.0%—13.0% ($P<0.05$), 9种鱼类无显著性变化(表 3)。

在平均体长增加的24个物种中, 有8种鱼类的肥满度显著增加($P<0.05$), 7种鱼类肥满度显著下降($P<0.05$)。平均体长减少的1个物种其肥满度也显著减少($P<0.05$)。皮尔逊相关系数结果显示, 平均体长变化与肥满度变化之间存在中等的正相关性($r=0.57$), 但平均体长及肥满度间并无关联性(禁渔前 $r=-0.02$, 禁渔后 $r=0.17$)。

3 讨论

3.1 鄱阳湖禁渔效果

调查显示, 禁渔前鄱阳湖鱼类资源严重衰退, 单位捕捞努力量渔获量(Catch Per unit of Effort, CPUE)

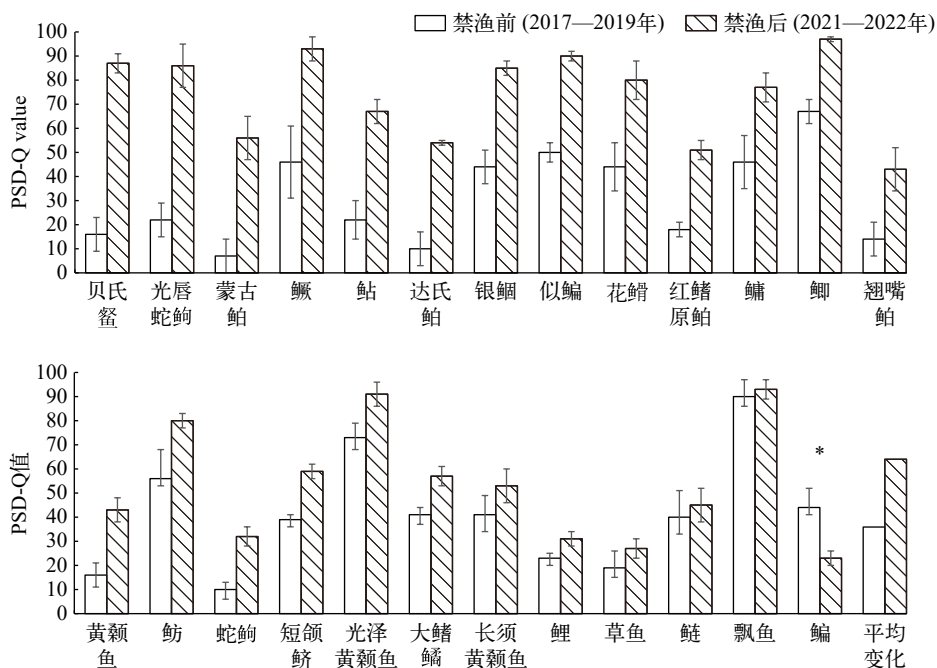


图 2 禁渔前后鄱阳湖25种主要鱼类种群PSD值变化

Fig. 2 Changes in PSD value before and after fishing ban for 25 major fish species in the Poyang Lake

结果为PSD值±置信区间, 所有物种禁渔前后平均体长皆具有显著性差异($P<0.05$); “*”表示该物种禁渔后PSD值下降

Results are shown as PSD values±confidence intervals, PSD value before and after fishing ban is significantly different for all species ($P<0.05$); “*” indicates that the PSD value of the species decrease after fishing ban

相较于20世纪90年代大幅下降,同时鱼类种群呈现个体小型化、低龄化及低质化,种群结构被严重破坏^[4, 23]。

本研究表明,在禁渔措施实施后,25种分析的鱼类中24种鱼类种群的平均体长、PSD显著增长,同时20种鱼类的性成熟个体占比也大幅提升。因

表 2 禁渔前后鄱阳湖鱼类种群PSD (PSD-P/M/T)变化(P/M/T分别表示良好、优秀和超级体长)

Tab. 2 Changes in PSD (PSD-P/M/T) before and after fishing ban for each fish population in the Poyang Lake (P/M/T represent Preferred-Length, Memorable Length and Trophy Length)

PSD	物种 Species	禁渔前 Before Fishing Ban	禁渔后 After Fishing Ban	PSD变化 PSD Change	物种 Species	禁渔前 Before Fishing Ban	禁渔后 After Fishing Ban	PSD变化 PSD Change
PSD-P	贝氏鲮	2	14	12	黄颡鱼	1	8	7
PSD-M								
PSD-T								
PSD-P	光唇蛇鮈		20	▲	鲂	36	46	10
PSD-M			3	▲		52	14	-38
PSD-T			1	▲		16	6	-10
PSD-P	蒙古鲌		39	▲	蛇鮈		20	▲
PSD-M			22	▲			3	▲
PSD-T								
PSD-P	鳊	18	64	46	短颌鲚	7	33	26
PSD-M		2	33	31		1	14	13
PSD-T		2	11	9				
PSD-P	鲃	7	13	6	光泽黄颡鱼	3	21	18
PSD-M		4	1	-3			2	▲
PSD-T		3		○				
PSD-P	达氏鲌	1	41	40	大鳍鲮	6	9	3
PSD-M		1		○		1		○
PSD-T						1		○
PSD-P	银鲴	9	50	41	长须黄颡鱼	4	9	5
PSD-M		1	3	2		2	3	1
PSD-T		0	0					
PSD-P	似鳊	46	35	-11	鲤	9	21	12
PSD-M			2	▲		1	1	0
PSD-T						1	1	0
PSD-P	花鲮	3	9	6	草鱼	4	7	3
PSD-M		1	4	3		1		○
PSD-T								
PSD-P	红鳍原鲌	6	15	9	鲢	29	15	-14
PSD-M			1	▲		7	1	-6
PSD-T								
PSD-P	鳙	29	20	-9	鳊	88	90	2
PSD-M						83	69	-14
PSD-T						34	13	-21
PSD-P	鲫	29	81	52	鳊	16	2	-14
PSD-M		14	51	37		3		○
PSD-T		2	10	8				
PSD-P	翘嘴鲌	2	14	12				
PSD-M		3	5	2				
PSD-T			1	▲				

注:“▲”表示该长度单元在禁渔后首次出现,“○”表示该长度单元在禁渔后消失
Note: “▲” indicates that the length cell first appeared after fishing ban, and “○” indicates that the length cell disappeared after fishing ban

此这些鱼类种群的个体小型化现象得到了有效遏制, 种群中大个体(良好体长、优秀体长及超级体长个体)占比显著回升, 种群结构得到优化。现有研究指出, 当捕捞压力减轻时, 鱼类种群的平均体长及其PSD值会出现显著增长^[26—31]。在赤水河鱼类禁渔效果评估中, 16种主要鱼类的种群PSD值在禁渔后显著提升, 种群结构得到明显改善^[20]。

基于Ecopath模型, 杨舒帆等^[32]对鄱阳湖的禁渔效果进行了评估, 结果显示, 禁渔后鄱阳湖生态系统的规模扩大了7.9%, 总生物量增加了35.7%; 生态系统能量与物质转换效率由10.68%增长到11.34%; 生态系统成熟度、稳定性均有所增强; 食物网的高营养指标从28.57%增长到35.71%, 食物链长度从3.632延长至3.858, 这些结果表明鄱阳湖的禁渔措施展现出了显著的生态效益。

Lauer等^[33]及Feiner等^[34]对密歇根湖等北美数十个大型淡水湖泊的鱼类资源调查也表明, 禁渔后鱼类个体平均尺寸及种群中雌性个体占比均显著增加。Xie等^[35]的研究显示, 长江沿岸洪泛平原湖—升金湖实施禁渔措施后, 高营养级鱼类及洄游鱼类的种群数量出现了明显的恢复迹象, 相对丰度提升了1.5%—28.3%。

3.2 鄱阳湖鱼类种群状态评估及种群体长结构变化的机制

已有研究表明, PSD值与鱼类种群的生长率及存活率呈现显著的正相关关系^[28]。当鱼类种群的PSD值较低时, 通常意味着该种群个体平均体形偏小, 可能存在较多年轻或生长较慢的个体。相比之下, 在种群PSD值较高的情况下, 个体平均体型大、生长速度可能更快, 种群出生与死亡率可能相

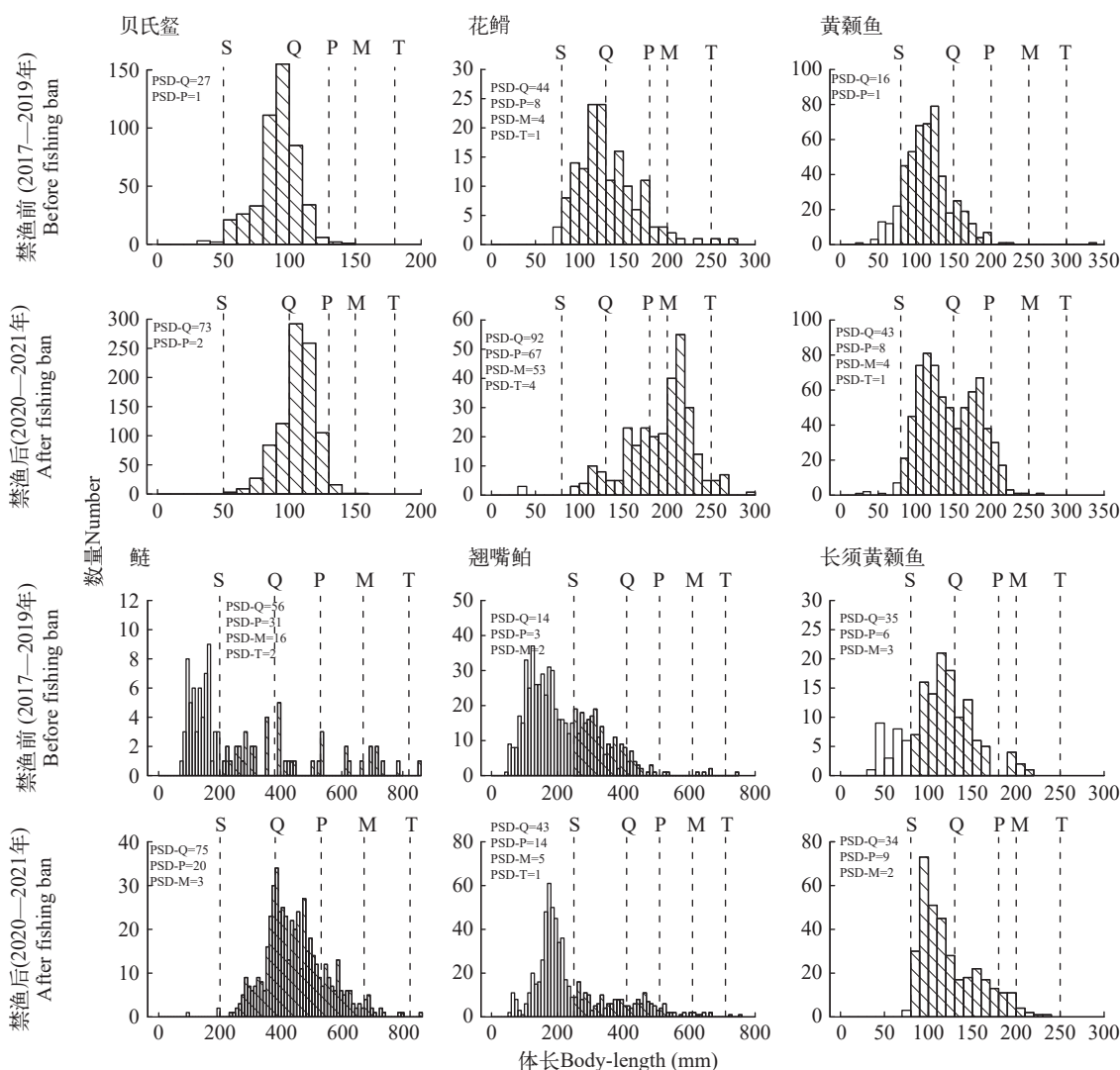


图3 禁渔前后鄱阳湖6种主要鱼类种群PSD变化(S/Q/P/M/T分别表示基础、合格、良好、优秀和超级体长)

Fig. 3 Changes in PSD before and after fishing ban for six major fish populations in the Poyang Lake (S/Q/P/M/T represent Stock-Length, Quality-Length, Preferred-Length, Memorable Length, and Trophy Length)

对更为平衡^[14, 15, 36]。

当PSD值处在50—80时,表明该种群中存在多样化的体长组别,且各组别的比例分布相对均匀,种群的出生率、增长率及死亡率较为平衡,处于相对稳定的状态^[14, 15, 37]。相比之下,若PSD值低于50,则指示种群主要由幼龄及小型个体构成,该种群可能经历了严重的扰动,处于不稳定状态。而当PSD值高于80时,表明种群中大型个体的比例异常高,而新生成员的补充量较少,这种情况下种群的持续可能会受到影响,同样被视为处于不稳定状态^[38, 39]。

本研究显示,在实施禁渔措施之前,25种评估鱼类中有21种处于不稳定状态(PSD值<50或PSD值≥80),仅有4种处于稳定状态(50≤PSD值<80)。在禁渔措施实施后,随着大多数鱼类的种群PSD值的显著提高,处于不稳定状态的物种数减少至15种,处于稳定状态的增加至10种,显示出禁渔措施对鱼类种群稳定性方面的效果。值得注意的是,禁渔后仍有7种鱼类的PSD值低于50,说明这些物种的个体小型化问题依然存在。此外,8种鱼类的PSD值上升至80以上,表明其个体小型化趋势得到有效缓解,但种群新生个体的补充能力可能并未同步恢复,需要将来持续关注。

除了种群的体长结构以外,鱼类的个体生长也可能对捕捞压力变化做出响应^[40, 41]。本文对25种鱼类的生长指数变化进行了分析,同时也分析了它

们与鱼类体长特征变化的关系,结果发现:在禁渔后,平均体长增加的24个物种中,有8种鱼类(鳊、鲢、花鲢、光唇蛇鲶、鲇、草鱼、达氏鲃、光泽黄颡鱼)的肥满度显著增加($P<0.05$)。相关性分析也揭示出平均体长增长与肥满度增长之间存在中等程度的正相关关系($r=0.57$)。但同时也有8种鱼类(鲤、银鲴、蛇鲶、短颌鲚、贝氏鲮、翘嘴鲃、大鳍鲃、飘鱼)肥满度显著下降($P<0.05$),并有9个物种的肥满度没有表现出明显变化。这些结果说明,在捕捞压力消除后,体长变化是最敏感的指标。

此外,本研究发现禁渔后25种评估鱼类种群结构的恢复状况与其所属生活史类型未见明显的关联性。例如,属于周期性策略的鱼类如鳊、翘嘴鲃、鲇、蒙古鲃、鲢、鲤、鳊、鲂、达氏鲃、草鱼和鳊,其种群结构恢复状况各有不同。即使是在食物链/网中处于相近位置的鱼类,如翘嘴鲃、达氏鲃和鳊,其肥满度变化和种群PSD值的变化也显示出极其显著的差异。Feng等^[42]对禁渔初期梁子湖保护区鱼类群落的分析揭示,底栖鱼类未能得到有效恢复,且不同体型及营养级的物种对禁渔措施的响应各异。Wang等^[43]对多个牛轭湖的生态建模发现,尽管禁渔消除了过度捕捞的压力,有助于鱼类资源的恢复,但由于江湖连通性受限,一些鱼类的种群数量依然有所下降。Hutchings^[44]的研究进一步指出,虽然禁渔促进了鱼类资源的恢复,但对

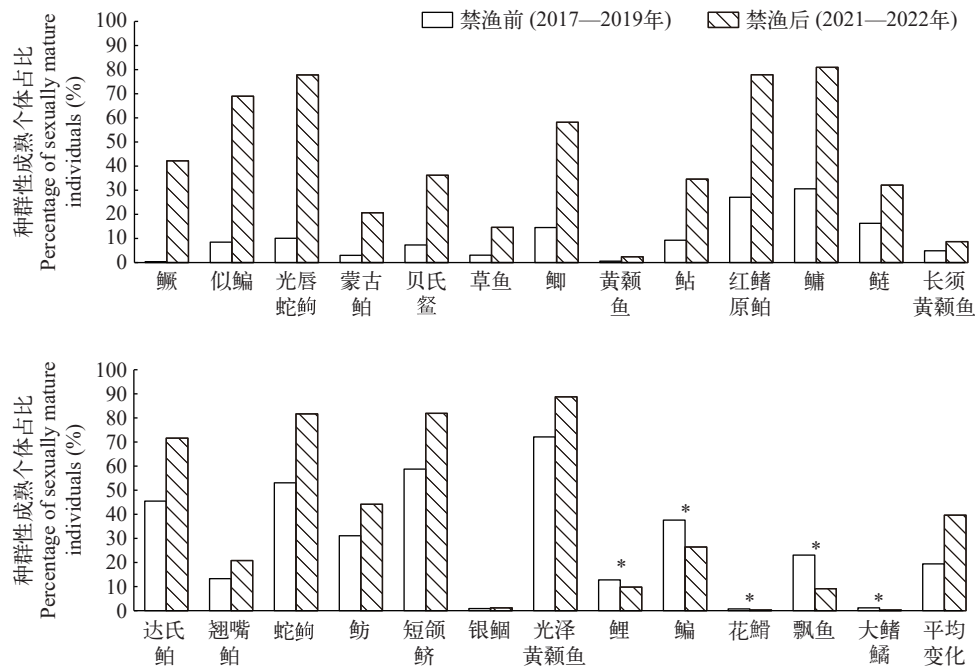


图4 禁渔前后鄱阳湖25种主要鱼类种群性成熟个体占比比较

Fig. 4 Percentage of sexually mature individuals to total individuals in fish populations in the Poyang River before and after fishing ban

“*”表示在禁渔后显著下降的物种

“*” indicates that the species have significantly decreased after the fishing ban

于许多遭受过严重破坏的鱼类种群而言, 其恢复过程比其他鱼类更为艰难, 甚至有些种群在禁渔后的15年内也无法完全恢复。因此, 鱼类资源恢复是一个复杂的过程, 仍需要进行长期监测和深入研究。

3.3 鄱阳湖鱼类保护建议

本研究显示, 在禁渔后, 鄱阳湖大部分评估鱼类种群的PSD、平均体长及性成熟个体占比显著增加。这些结果表明, 禁渔措施有助于缓解这些鱼类的个体小型化趋势, 促进种群结构的优化。鱼类种群结构的恢复具有重要的生态和管理意义。良好的体长结构有助于维持种群的遗传多样性、表型多样性和生活史多样性, 增强种群的环境适应力与长期稳定性。同时, 稳定的种群结构也有利于确定合理的管理单元, 进而精准地制定捕捞配额和保护措施, 提高管理的针对性和有效性^[45—48]。

尽管大部分评估鱼类的种群结构得到有效恢

复, 但仍有部分物种种群呈现不同的表现, 这反映了鄱阳湖鱼类生态系统恢复的复杂性和挑战性。需要注意的是, 长江流域天然鱼类资源的衰退不仅源于过度捕捞, 还受水利水电建设、环境污染、气候变化及外来种入侵等多重因素影响^[49—54], 其资源的恢复也依赖于多重因素的改善。

为此, 本文建议: (1)鄱阳湖禁渔工作应当持续, 以确保鱼类有足够的繁殖和生长周期, 从而促进种群的自然恢复; (2)建立长期监测机制, 准确评估鱼类资源的恢复状况, 以便及时调整保护策略; (3)开展生态修复工作, 如改善江湖连通性、恢复和保护重要栖息地与产卵场、实施河流水利工程生态调度、防治污染及控制外来物种等。通过这些保护措施的实行, 希望促进鄱阳湖鱼类资源的可持续发展和生态系统的健康恢复。

(作者声明本文符合出版伦理要求)

表 3 鄱阳湖25种主要鱼类Fulton指数变化及其与体长特征的相关性系数

Tab. 3 Changes in the Fulton's condition factor of 25 main fish species in Poyang Lake and their correlation coefficients with body length characteristics

物种 Species	Fulton指数及标准差		均值变化 Mean change (%)	平均体长与Fulton指数的皮尔逊相关系数		
	Mean Fulton's Condition Factor $\pm$ SD (%)			Pearson correlation coefficient between Mean body length and Fulton's Condition Factor		
	禁渔前	禁渔后		禁渔前	禁渔后	均值变化
鳊	2.27 $\pm$ 0.36	2.59 $\pm$ 0.57*	14.0			
鲢	1.77 $\pm$ 0.43	1.87 $\pm$ 0.43*	6.0			
鲫	3.10 $\pm$ 0.48	3.08 $\pm$ 0.53	-1.0			
花鲢	1.63 $\pm$ 0.23	1.69 $\pm$ 0.38*	4.0			
光唇蛇鲃	1.02 $\pm$ 0.15	1.09 $\pm$ 0.32*	6.0			
鳙	1.89 $\pm$ 0.26	1.86 $\pm$ 0.45	-2.0			
鲇	0.86 $\pm$ 0.25	1.05 $\pm$ 0.55*	21.0			
蒙古鲃	1.25 $\pm$ 0.18	1.26 $\pm$ 0.33	1.0			
红鳍原鲃	1.34 $\pm$ 0.18	1.35 $\pm$ 0.27	1.0			
草鱼	1.88 $\pm$ 0.33	2.07 $\pm$ 0.42*	10.0			
鲤	2.52 $\pm$ 0.40	2.47 $\pm$ 0.47*	-2.0			
达氏鲃	1.26 $\pm$ 0.19	1.32 $\pm$ 0.28*	4.0			
银鲴	1.61 $\pm$ 0.24	1.40 $\pm$ 0.37*	-13.0	-0.02	0.17	0.57
黄颡鱼	1.75 $\pm$ 0.39	1.74 $\pm$ 0.39	-1.0			
蛇鲃	1.05 $\pm$ 0.24	0.91 $\pm$ 0.18*	-13.0			
似鳊	1.70 $\pm$ 0.28	1.71 $\pm$ 0.50	1.0			
短颌鲚	0.37 $\pm$ 0.25	0.34 $\pm$ 0.20*	-10.0			
贝氏鲻	1.28 $\pm$ 0.24	1.22 $\pm$ 0.29*	-4.0			
翘嘴鲃	1.09 $\pm$ 0.30	1.03 $\pm$ 0.22*	-5.0			
鲂	2.09 $\pm$ 0.41	2.07 $\pm$ 0.35	-1.0			
光泽黄颡鱼	1.23 $\pm$ 0.18	1.29 $\pm$ 0.35*	4.0			
长须黄颡鱼	1.31 $\pm$ 0.39	1.29 $\pm$ 0.46	-2.0			
大鳍鲮	2.74 $\pm$ 0.43	2.40 $\pm$ 0.43*	-13.0			
鳊	1.74 $\pm$ 0.31	1.71 $\pm$ 0.32	-2.0			
飘鱼	0.88 $\pm$ 0.26	0.79 $\pm$ 0.20*	-10.0			

致谢:

衷心感谢课题组邓巧玲、高嘉昕、蒋祥龙、袁媛、崔韵文、但胜国、杨舒帆等在鄱阳湖野外资源调查中的帮助。

参考文献:

- [1] Jørgensen C, Enberg K, Dunlop E S, *et al.* Ecology: managing evolving fish stocks [J]. *Science*, 2007, **318**(5854): 1247-1248.
- [2] Worm B, Hilborn R, Baum J K, *et al.* Rebuilding global fisheries [J]. *Science*, 2009, **325**(5940): 578-585.
- [3] Zhang H, Kang M, Shen L, *et al.* Rapid change in Yangtze fisheries and its implications for global freshwater ecosystem management [J]. *Fish and Fisheries*, 2020, **21**(3): 601-620.
- [4] Zhang T L, Li Z J. Fish resources and fishery utilization of Lake Poyang [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2007, **19**(4): 434-444. [张堂林, 李钟杰. 鄱阳湖鱼类资源及渔业利用 [J]. 湖泊科学, 2007, **19**(4): 434-444.]
- [5] Bundy A, Fanning L P. Can Atlantic cod (*Gadus morhua*) recover? exploring trophic explanations for the non-recovery of the cod stock on the eastern scotian shelf, Canada [J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2005, **62**(7): 1474-1489.
- [6] Barneche D R, Robertson D R, White C R, *et al.* Fish reproductive-energy output increases disproportionately with body size [J]. *Science*, 2018, **360**(6389): 642-645.
- [7] Fayram A H. Spatial and temporal variation in brook trout and brown trout proportional stock densities in Wisconsin streams [J]. *Fisheries Management and Ecology*, 2007, **14**(4): 239-244.
- [8] Anderson R, Weithman A. The concept of balance for cool water fish populations [J]. *American Fisheries Society Special Publication*, 1978(11): 371-381.
- [9] Weiss-Glanz L S, Stanley J G. Population structure indices of largemouth bass and smallmouth bass determined from angler catches [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1984, **4**(1): 89-98.
- [10] Phelps Q E, Willis D W. Development of an Asian carp size structure index and application through demonstration [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 2013, **33**(2): 338-343.
- [11] Nallathambi M, Jayakumar N, Arumugam U, *et al.* Length-weight relationships of six tropical estuarine fish species from Pulicat lagoon, India [J]. *Journal of Applied Ichthyology*, 2020, **36**(1): 125-127.
- [12] Zimmermann F, Werner K M. Improved management is the main driver behind recovery of Northeast Atlantic fish stocks [J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2019, **17**(2): 93-99.
- [13] Li Y, Blazer V S, Wagner T. Quantifying population-level effects of water temperature, flow velocity and chemical-induced reproduction depression: a simulation study with smallmouth bass [J]. *Ecological Modelling*, 2018(384): 63-74.
- [14] Guy C S, Willis D W. Structural relationships of largemouth bass and bluegill populations in South Dakota ponds [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1990, **10**(3): 338-343.
- [15] Gabelhouse D W JR. An assessment of crappie stocks in small Midwestern private impoundments [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1984, **4**(4A): 371-384.
- [16] Willis D W, Murphy B R, Guy C S. Stock density indices: Development, use, and limitations [J]. *Reviews in Fisheries Science*, 1993, **1**(3): 203-222.
- [17] Murphy B R, Brown M L, Springer T A. Evaluation of the relative weight (W_r) index, with new applications to walleye [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1990, **10**(1): 85-97.
- [18] Dikou A. Weight-length relationship in fish populations reflects environmental regulation on growth [J]. *Hydrobiologia*, 2023, **850**(2): 335-346.
- [19] Heino M, Diaz Pauli B, Dieckmann U. Fisheries-induced evolution [J]. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2015(46): 461-480.
- [20] Lu W K, Zhu Z S, Liu F, *et al.* Evaluation of fishing ban effect in the Chishui River based on body length structure analysis [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2024, **48**(8): 1433-1442. [鲁文楷, 朱忠胜, 刘飞, 等. 基于体长结构分析的赤水河鱼类禁渔效果评估 [J]. 水生生物学报, 2024, **48**(8): 1433-1442.]
- [21] Ebenman B, Persson L. Size-Structured Populations: Ecology and Evolution [M]. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1988: 85-104.
- [22] Ma Y L, Xiong C Y, Yi W P. Sedimentary characteristics and developing trend of sediments in Poyang Lake, Jiangxi province [J]. *Volcanology & Mineral Resources*, 2003, **24**(1): 29-37. [马逸麟, 熊彩云, 易文萍. 鄱阳湖泥沙淤积特征及发展趋势 [J]. 资源调查与环境, 2003, **24**(1): 29-37.]
- [23] Guo Z Z, Zou D L, Liu R L, *et al.* Report on the survey of fishes in Poyang Lake (One of the reports on the survey of wildlife resources in Jiangxi) [J]. *Journal of Nanchang University (Science Edition)*, 1964121-130. [郭治之, 鄒多祿, 刘瑞兰, 等. 鄱阳湖鱼类调查报告(江西野生动物资源调查报告之一) [J]. 南昌大学学报(理科版), 1964121-130.]
- [24] Gabelhouse D W JR. A length-categorization system to assess fish stocks [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1984, **4**(3): 273-285.
- [25] Ogle D H. Introductory Fisheries Analyses with R [M]. New York: Chapman and Hall/CRC Press, 2016: 15-16.
- [26] Swain D P. Life-history evolution and elevated natural mortality in a population of Atlantic cod (*Gadus morhua*)

- [J]. *Evolutionary Applications*, 2011, **4**(1): 18-29.
- [27] Kokkonen E, Vainikka A, Heikinheimo O. Probabilistic maturation reaction norm trends reveal decreased size and age at maturation in an intensively harvested stock of pikeperch *Sander lucioperca* [J]. *Fisheries Research*, 2015(167): 1-12.
- [28] Lyons J, Kanehl P D, Day D M. Evaluation of a 356-mm minimum-length limit for smallmouth bass in Wisconsin streams [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1996, **16**(4): 952-957.
- [29] Allen M S, Pine W E III. Detecting fish population responses to a minimum length limit: effects of variable recruitment and duration of evaluation [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 2000, **20**(3): 672-682.
- [30] Stone C, Lott J. Use of a minimum length limit to manage walleyes in lake francis case, South Dakota [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 2002, **22**(3): 975-984.
- [31] Berkeley S A, Hixon M A, Larson R J, *et al.* Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations [J]. *Fisheries*, 2004, **29**(8): 23-32.
- [32] Yang S F, Ye S W, Xu J, *et al.* Evaluation of the effects on “10-year fishing ban” in Poyang lake ecosystem based on ecopath model [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2024, **48**(8): 1402-1420. [杨舒帆, 叶少文, 徐军, 等. 基于Ecopath模型的鄱阳湖生态系统“十年禁渔”效果评估 [J]. 水生生物学报, 2024, **48**(8): 1402-1420.]
- [33] Lauer T E, Doll J C, Allen P J, *et al.* Changes in yellow perch length frequencies and sex ratios following closure of the commercial fishery and reduction in sport bag limits in southern Lake Michigan [J]. *Fisheries Management and Ecology*, 2008, **15**(1): 39-47.
- [34] Feiner Z S, Chong S C, Knight C T, *et al.* Rapidly shifting maturation schedules following reduced commercial harvest in a freshwater fish [J]. *Evolutionary Applications*, 2015, **8**(7): 724-737.
- [35] Xie C, Dai B, Wu J, *et al.* Initial recovery of fish faunas following the implementation of pen-culture and fishing bans in floodplain lakes along the Yangtze River [J]. *Journal of Environmental Management*, 2022(319): 115743.
- [36] Carline R F, Johnson B L, Hall T J. Estimation and interpretation of proportional stock density for fish populations in Ohio impoundments [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1984, **4**(2): 139-154.
- [37] Fei H N, Zhang S Q. *Aquatic Resources Sciences* [M]. Beijing: China Science and Technology Press, 1990: 381-388. [费鸿年, 张诗全. 水产资源学 [M]. 北京: 中国科学技术出版社, 1990: 381-388.]
- [38] Willis D W, Scalet C G. Relations between proportional stock density and growth and condition of northern Pike populations [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1989, **9**(4): 488-492.
- [39] Penczak T, Głowacki Ł, Galicka W, *et al.* A long-term study (1985—1995) of fish populations in the impounded Warta River, Poland [J]. *Hydrobiologia*, 1998, **368**(1): 157-173.
- [40] Sorensen E M, Cumbie P M, Bauer T L, *et al.* Histopathological, hematological, condition-factor, and organ weight changes associated with selenium accumulation in fish from Belews Lake, North Carolina [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 1984, **13**(2): 153-162.
- [41] Irons K S, Sass G G, McClelland M A, *et al.* Reduced condition factor of two native fish species coincident with invasion of non-native Asian carps in the Illinois River, U. S. A. Is this evidence for competition and reduced fitness [J]? *Journal of Fish Biology*, 2007, **71**(sd): 258-273.
- [42] Feng K, Deng W, Li H, *et al.* Direct and indirect effects of a fishing ban on lacustrine fish community do not result in a full recovery [J]. *Journal of Applied Ecology*, 2023, **60**(10): 2210-2222.
- [43] Wang R, Han Y, Fan F, *et al.* Need to shift in river-lake connection scheme under the “ten-year fishing ban” in the Yangtze River, China [J]. *Ecological Indicators*, 2022(143): 109434.
- [44] Hutchings J A. Collapse and recovery of marine fishes [J]. *Nature*, 2000, **406**(6798): 882-885.
- [45] Rouyer T, Ottersen G, Durant J M, *et al.* Shifting dynamic forces in fish stock fluctuations triggered by age truncation [J]? *Global Change Biology*, 2011, **17**(10): 3046-3057.
- [46] Rouyer T, Sadykov A, Ohlberger J, *et al.* Does increasing mortality change the response of fish populations to environmental fluctuations [J]? *Ecology Letters*, 2012, **15**(7): 658-665.
- [47] Planque B, Fromentin J M, Cury P, *et al.* How does fishing alter marine populations and ecosystems sensitivity to climate [J]? *Journal of Marine Systems*, 2010, **79**(3): 403-417.
- [48] Anderson R O. Management of small warm water impoundments [J]. *Fisheries*, 1976(1): 5-7.
- [49] Shan X J, Hu Z J, Shao C W, *et al.* Progress in the study of fishing-induced evolution of fish biological characteristics [J]. *Progress in Fishery Sciences*, 2020, **41**(3): 165-175. [单秀娟, 胡芷君, 邵长伟, 等. 捕捞诱导鱼类生物学特征进化研究进展 [J]. 渔业科学进展, 2020, **41**(3): 165-175.]
- [50] Chen Y S. Anthropogenic disturbance, aquatic ecosystem health, and water ecological conservation of the Yangtze River Basin in China [J]. *Ecology and Environmental Monitoring of Three Gorges*, 2018, **3**(3): 66-73. [陈宇顺. 长江流域的主要人类活动干扰、水生态系统健康与水

- 生态保护[J]. 三峡生态环境监测, 2018, **3**(3): 66-73.]
- [51] Wei Q W. Conservation of Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*) based on its life history: dilemma and breakthrough [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2020, **32**(5): 1297-1319. [危起伟. 从中华鲟(*Acipenser sinensis*)生活史剖析其物种保护: 困境与突围 [J]. 湖泊科学, 2020, **32**(5): 1297-1319.]
- [52] Jin B, Winemiller K O, Ren W, *et al.* Basin-scale approach needed for Yangtze River fisheries restoration [J]. *Fish and Fisheries*, 2022, **23**(4): 1009-1015.
- [53] Liu C, He D, Chen Y, *et al.* Species invasions threaten the antiquity of China's freshwater fish fauna [J]. *Diversity and Distributions*, 2017, **23**(5): 556-566.
- [54] Su G, Logez M, Xu J, *et al.* Human impacts on global freshwater fish biodiversity [J]. *Science*, 2021, **371**(6531): 835-838.

EVALUATION OF FISHING BAN EFFECT IN THE POYANG LAKE BASED ON THE ANALYSIS FISH BODY LENGTH STRUCTURE

SHAO Han-Wen^{1,2}, LU Wen-Kai², LI Ming-Zheng² and LIU Huan-Zhang²

(1. College of Fisheries and Life Sciences, Dalian Ocean University, Dalian 116023, China; 2. Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China)

Abstract: Poyang Lake has been under a comprehensive ten-year fishing moratorium since 2020. This study analyzed the changes in three indicators-average body length, Proportional Size Distribution (PSD), and the proportion of sexually mature individuals-among 25 major fish species in Poyang Lake before the ban (2017—2019) and after the ban (2021—2022). The objective was to evaluate the effects of the fishing ban on population structure of these species. The results showed that after two years of continuous fishing prohibition, the phenomenon of individual dwarfism in major fish species was effectively alleviated, resulting in an increase in the proportion of larger and sexually mature individuals, thus optimizing the population structure. Among the 25 assessed fish species, 24 showed an increase in average body length ranging from 2.3% to 115.0% ($P < 0.05$), with corresponding increases in their PSD values by 3 to 71 ($P < 0.05$). Additionally, the proportion of sexually mature individuals increased by 23.2% to 10712.8% for 20 species. However, one species, *Pseudolaubuca sinensis*, exhibited a decrease in average body length of 5.0% ($P < 0.05$) and a decline in PSD value of 21 ($P < 0.05$). For eight fish species (*Cyprinus carpio*, *Xenocypris argentea*, *Saurogobio dabryi*, *Coilia brachygnathus*, *Hemiculter lucidus*, *Culter alburnu*, *Acheilognathus macropterus*, and *Pseudolaubuca sinensis*), no significant changes in the Fulton's condition factor were observed. Furthermore, five species (*Cyprinus carpio*, *Parabramis pekinensis*, *Hemiculter leucisculus*, *Pseudolaubuca sinensis*, and *Acheilognathus macropterus*) showed a decrease in the proportion of sexually mature individuals, ranging from 23.5% to 79.8%. In the assessment of population stability status, prior to the fishing ban, 21 species were categorized as unstable ($PSD < 50$ and $PSD > 80$), while only 4 species were deemed stable ($50 \leq PSD \leq 80$). Following the implementation of the fishing ban, the number of unstable species decreased to 15, whereas the number of stable species increased to 10. In summary, the population structure of the majority of major species in Poyang Lake improved following the fishing ban, although some species showed different changes. It is recommended that the comprehensive fishing ban in Poyang Lake should be sustained, along with continuous and comprehensive monitoring of fish populations, to achieve effective recovery of fishery resources and enhancement of overall ecosystem service functions in Poyang Lake.

Key words: Population body length structure; Proportional size distribution; Fishing ban; Fish Population; Poyang Lake