Sun S F, Du J, Gao L, *et al*. Evaluation of initial effect of the ten-year fishing ban in the Yangtze River: response of stability and population structure of middle reaches fish communities [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2026, 50(8): 082612. [孙仕飞, 杜娟, 高雷, 等. 长江十年禁渔初期效果评估: 中游鱼类群落稳定性与种群结构的响应 [J]. 水生生物学报, 2026, 50(8): 082612.]

长江十年禁渔初期效果评估: 中游鱼类群落稳定性与种群结构的响应

孙仕飞[1, 2*] 杜 娟[1*] 高 雷[1] 杨 浩[1] 田辉伍[1] 张 方[2#] 段辛斌[1#]

(1. 中国水产科学研究院长江水产研究所, 国家农业科学重庆观测实验站, 长江上游鱼类资源保护与利用四川省重点实验室, 武汉 430223; 2. 安徽师范大学生命科学学院, 芜湖 241000)

摘要: 为科学评估禁渔初期生态响应, 本研究基于2017—2019年(禁渔前)和2021—2023年(禁渔后)长江中游荆州、监利和黄石江段渔获数据, 综合运用丰度/生物量曲线(ABC曲线)及W统计值分析群落稳定性, 并通过体长比例分布(Proportional size distribution, PSD)、平均体长与性成熟个体占比系统评估16种常见鱼类的种群结构变化。结果表明: 禁渔前(2017—2018年)群落处于未受干扰区间(*W*值为0.051、0.093), 实为长期捕捞压力下的“胁迫型稳态”; 2019年W值降至0.017, 出现中度干扰信号。2021年全面禁渔引发“种群释放响应”, W值转负(–0.027)但仍属中度干扰区间, 群落层次小型鱼类(如贝氏鳌*Hemiculter bleekeri*)数量激增, 而种群层次部分物种(如鳜*Siniperca chuatsi*、蛇鮈*Saurogobio dabryi*)的PSD值与平均体长已显著提升, 二者并行揭示了恢复初期的不同步生态过程。2022年*W*值异常升高至0.098, 主要受通江湖泊极端干旱压制小型鱼类种群的影响, 并非禁渔成效的线性延续; 2023年*W*值回落至0.036, 群落结构回归真实恢复轨迹。种群结构方面, 8种鱼类平均体长显著增加(2.4%—91.0%, $P<0.05$), 鳜、蛇鮈和鳌(*Hemiculter leucisculus*)的PSD值显著提升(14—70, $P<0.05$), 10种鱼类性成熟个体占比显著增长(2.6%—56.4%, $P<0.05$); 健康状态(50≤PSD<80)物种由禁渔前的3种增至禁渔后的4种, 结构不稳定(PSD<50)物种由5种减至2种。但鳊(*Parabramis pekinensis*)、团头鲂(*Megalobrama amblycephala*)和银鲴(*Xenocypris argentea*)的平均体长显著下降(2.8%—44.5%, $P<0.05$), 蛇鮈、鳌和团头鲂的性成熟占比显著降低(1.0%—52.9%, $P<0.05$), 显示恢复的物种特异性。研究表明, 长江十年禁渔已初步显现积极效应, 但其生态响应是政策驱动与水文干扰交织的复杂过程, 建议建立多指标综合评估体系, 并辅以栖息地修复等管理措施, 促进缓慢恢复物种种群修复。

关键词: 长江十年禁渔; 鱼类群落结构; 种群结构; 体长比例分布; 性成熟比例; 长江中游

中图分类号: S932.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3207(2026)08-082612-13

doi: 10.3724/1000-3207.2026.2025.0338 CSTR: 32229.14.SSSWXB.2025.0338

长江流域是我国最重要的生态廊道和淡水渔业资源库, 孕育了丰富的水生生物资源及独特的生态系统[1, 2]。然而, 自20世纪50年代以来, 在高强度渔业捕捞、水域污染、航运开发及大规模水利设施建设等多重人为压力的叠加影响下, 长江水生生态环境持续恶化, 生物多样性急剧下降[3—7]。具体表现: 多数珍稀特有鱼类种群数量锐减, 中华鲟(*Acipenser sinensis*)、长江鲟(*Acipenser dabryanus*)等保护物种濒临灭绝[8]; 经济鱼类资源严重衰退, 渔获物组成中短生命周期、小型化的鱼类逐渐取代

收稿日期: 2025-09-28; **修订日期:** 2026-03-10

基金项目: 国家重点研发计划(2022YFC3202001); 中国水产科学研究院中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金(2023TD09); 长江禁渔后常态化监测专项, 长江干线武汉至安庆段6米水深航道整治工程水生生态监测资助 [Supported by the National Key Research and development Program of China (2022YFC3202001); Central Public-interest Scientific Institution Basal Research Fund, CAFS (2023TD09); Routine Monitoring Program for the Yangtze River Post Fishing Ban, Aquatic Ecological Monitoring for the 6-meter Deepwater Channel Dredging Project of the Wuhan-Anqing Section of the Yangtze River Trunk Line]

作者简介: 孙仕飞(1999—), 女, 硕士研究生; 研究方向为野生动植物保护与利用。E-mail: 2401312741@qq.com 杜娟, 女, 助理研究员; 研究方向为渔业资源与渔业生态。E-mail: dujuan@yfi.ac.cn *共同第一作者

通信作者: 张方, 男, 教授; 研究方向为动物生态学。E-mail: biozhf@ahnu.edu.cn 段辛斌, 男, 研究员; 研究方向为渔业资源与渔业生态。E-mail: duan@yfi.ac.cn #共同通信作者

©The Author(s) 2026. This is an open access article under the CC-BY 4.0 License (https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

原有的大型经济种类成为优势类群; 鱼类个体小型化、低龄化趋势明显, 种群结构呈现严重的不合理化[9—13]。为扭转长江生态系统的退化趋势, 修复水生生物资源, 我国于2021年1月1日起实施了为期十年的长江流域全面禁渔计划, 这为长江生态系统的恢复提供了历史性机遇。

禁渔政策实施以来, 其生态效益已初步显现。多项监测研究表明, 长江中下游多个江段的鱼类资源密度有所增加, 鱼类物种多样性呈现回升趋势[14, 15]。尤为引人注目的是, 作为长江生态系统健康指示物种的长江江豚(*Neophocaena asiaeorientalis*), 其种群数量出现了显著恢复, 2022年的科考记录显示其数量较2017年增长了23.4%, 表明禁渔对高营养级生物产生了积极的促进作用[16, 17]。然而, 现有研究多聚焦于禁渔对鱼类资源量、物种组成或特定旗舰物种的短期效应, 对于禁渔如何影响鱼类种群的关键结构特征——包括个体大小分布、体长等级组成及繁殖群体比例仍缺乏系统性与定量化评估[14, 15, 18, 19]。种群结构是决定种群自身恢复力与持续性的核心, 科学解析其动态变化对于精准评估禁渔成效至关重要[20, 21]。

在此背景下, 建立一套能够灵敏反映禁渔生态响应的评价指标体系显得尤为重要。长江中游(宜昌至湖口)是连接上游峡谷型河流与下游冲积平原及湖泊的生态枢纽, 其河道蜿蜒、江湖连通, 生境异质性高, 鱼类多样性极为丰富, 历史上是四大家鱼等众多经济鱼类的重要产卵场和索饵场[22, 23]。因此, 该江段鱼类群落与种群结构的变化, 对整个长江生态系统的健康状况具有重要的指示意义。鱼类体长及其衍生的结构参数是表征种群状况和受胁迫程度的经典且有效的指标[24, 25]。其中, 体长比例分布(Proportional Size Distribution, PSD)通过量化种群内各体长等级个体的相对比例, 能够直观地反映选择性捕捞压力下种群结构的畸变(如大个体缺失)或恢复状态(如各尺寸级配趋于完整)[26]; 而性成熟个体占比则是衡量种群繁殖输出能力和可持续性的关键参数[27]。在群落水平上, 丰度/生物量比较曲线(ABC曲线)及其W统计值能够有效地整合群落内所有物种的大小信息, 综合诊断群落所受外界干扰的强度与稳定性演变趋势[28]。因此, 综合运用种群水平的PSD、性成熟占比与群落水平的ABC曲线, 可以构建一个从个体、种群到群落的多维度、系统化的评估框架, 从而为科学评判长江禁渔的初期效果提供更为全面和深入的视角。

综上所述, 本研究依托2017—2019年(禁渔前)和2021—2023年(禁渔后)在长江中游开展的鱼类资源监测数据, 选取相对重要性指数(IRI)大于100的16种常见鱼类作为分析对象(表 1)。这些物种在渔获物中总出现频率高、生物量占比大, 是构成该江段鱼类群落的基础和主体, 其种群结构的变化能够稳定、可靠地反映整个群落的恢复态势。旨在: (1)基于ABC曲线分析禁渔前后鱼类群落稳定性的变化趋势; (2)通过比较16种常见鱼类的平均体长、PSD值及性成熟个体占比的变化, 揭示禁渔对种群结构的具体影响; (3)综合评估十年禁渔政策的初期效果, 并为长江水生态系统的长期恢复与管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域

长江中游介于湖北宜昌至江西湖口之间, 全长约950 km, 流域面积约6.8×10^5 km^2[22]。该江段地势低平, 江面宽广, 水流缓慢, 河道蜿蜒曲折, 拥有众多曲流和汊流, 沿岸湖泊星罗棋布, 是我国淡水湖泊最集中的区域[23]。本研究在长江中游干流设置了3个代表性采样断面, 自上游至下游依次为荆州段(112.12°—112.39°E, 29.86°—30.29°N)、监利段(112.74°—113.32°E, 29.64°—29.73°N)和黄石段(115.08°—115.51°E, 29.84°—30.26°N)(图 1)。各断面的水文地理特征: 荆州江段河道蜿蜒曲折, 多浅滩沙洲, 与松西河、虎渡河、扁担湖等水体联通, 支流水系发达, 水文条件相对稳定[29, 30]。监利江段位于下荆江河段中部, 受江心乌龟洲影响形成典型弯曲分汊河道, 水域流态复杂, 鱼类资源丰富[31]。黄石江段上接汉江(长江最大支流), 下连鄱阳湖(最大通江湖泊), 处于河湖交汇关键区位, 水文流动性较强[32]。为评估水文条件对鱼类采样的潜在影响, 本研究从长江水利委员会公开数据库获取了研究江段禁渔前后同期(4—7月及9—12月)的月均水位数据。初步分析表明, 除2018与2021年同期水位略偏高外(无显著性), 其余年份水位条件处于多年正常波动范围, 未发生极端水文事件。因此, 我们认为年际间鱼类群落的差异主要源于禁渔政策驱动, 而非水文条件的剧烈变化。

1.2 采样方法

本研究分别于2017—2019年(禁渔前)和2021—2023年(禁渔后)的每年4—7月(繁殖期)和9—12月(索饵越冬期), 在荆州、监利和黄石设立的三处固定断面开展调查, 以覆盖鱼类不同生活史阶段。在获得主管部门捕捞许可后, 采用雇佣渔民作业方式进行采样, 采样网具为多网目组合刺网(网长50—100 m, 网高2 m, 网目2—14 cm)配合地笼(长18 m,

宽0.45 m, 高0.33 m, 网目0.8 cm)。该组合适用于捕获该江段从小型至大中型不同体长的鱼类, 能够较为完整地反映鱼类群落的体长谱信息。所有网具从布设至收取计为1次独立重复采样; 刺网于每天

表 1　长江中游16种常见鱼类样本体长基本特征

Tab. 1　Basic characteristics of body length of 16 common fish samples in the middle reaches of the Yangtze River

物种 Species	禁渔前 Before fishing ban (2017—2019) 样本量 Sample size	最小采样体长 Minimum sample body length (mm)	最大采样体长 Maximum sample body length (mm)	禁渔后 After fishing ban (2021—2023) 样本量 Sample size	最小采样体长 Minimum sample body length (mm)	最大采样体长 Maximum sample body length (mm)	最大体长 L_{max} (mm)
鳊*Parabramis pekinensis*	391	145	460	417	50	520	550
光泽黄颡鱼*Pelteobagrus nitidus*	151	60	295	196	63	274	235
鳜*Siniperca chuatsi*	136	50	515	94	45	512	700
黄颡鱼*Pelteobagrus fulvidraco*	109	37	300	139	86	400	345
鲫*Carassius auratus*	206	33	305	106	56	380	480
鲤*Cyprinus carpio*	115	55	820	37	214	685	1200
鲢*Hypophthalmichthys molitrix*	126	97	850	307	82	775	1050
蛇鉤*Saurogobio dabryi*	234	23	275	382	53	261	243
鲞*Hemiculter leucisculus*	83	55	211	246	51	182	230
鳙*Aristichthys nobilis*	67	110	940	112	172	800	1460
铜鱼*Coreius heterodon*	676	23	361	35	117	372	483
长吻鮠*Leiocassis longirostris*	35	94	660	45	101	740	333
粗唇鮠*Leiocassis crassilabris*	43	62	240	90	81	300	235
似鳊*Pseudobrama simoni*	166	55	195	725	69	143	200
团头鲂*Megalobrama amblycephala*	47	130	560	145	60	518	2000
银鲴*Xenocypris argentea*	54	70	286	812	50	301	300

注: "L_{max}"一列数据为当前最佳可用值(来源: FishBase), 可能存在估算误差

Note: The "L_{max}" column represent the current best available values (source: FishBase) and may be subject to estimation errors

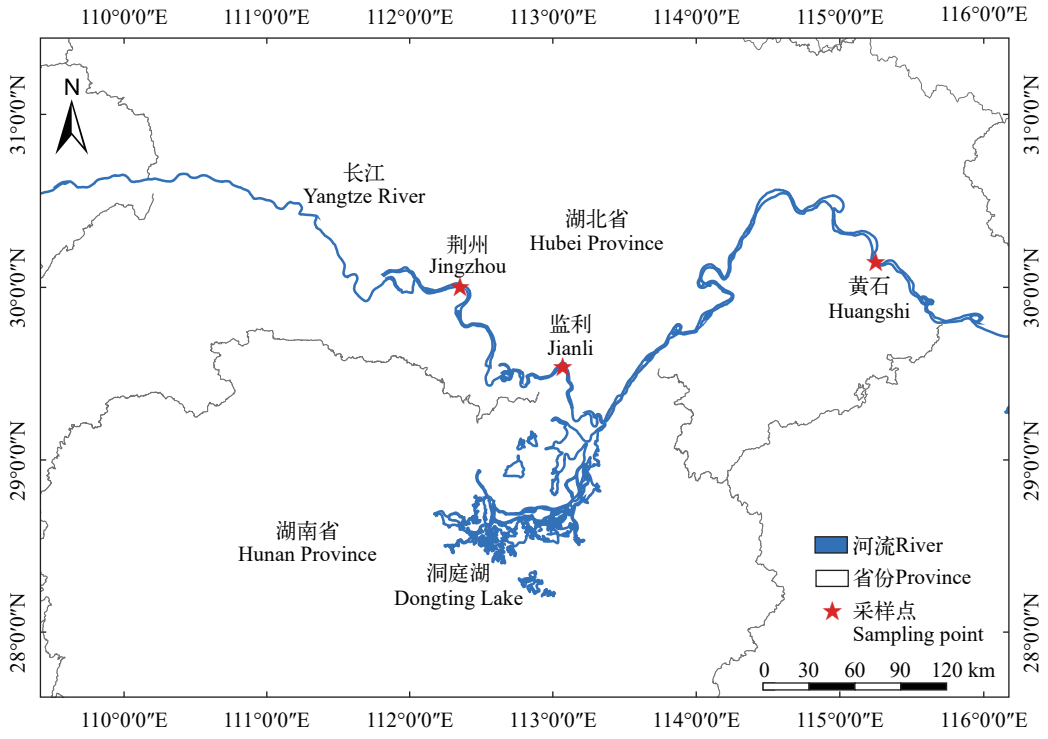


图 1　采样断面示意图 [审图号GS(2019)1822]

Fig. 1　Schematic diagram of sampling section

约18:00布设, 次日8:00收取(有效采样时长约14h), 地笼连续布设24h, 于每天上午9:00收取渔获。渔获物现场鉴定至种, 主要参考《中国动物志》《长江鱼类》和《四川鱼类志》等权威资料[33—35]。对难以现场鉴定的个体, 剪取其鳍条样本, 保存于无水乙醇中, 实验室通过分子手段进行精准鉴定。所有样本均测量全长、体长(精确至1 mm)和体重(精确至0.1 g)。存活个体就地放生, 死亡个体进行无公害化处理。

1.3 数据分析

鱼类群落稳定性分析 采用丰度/生物量比较曲线(Abundance/Biomass Comparison curves, ABC曲线)及W统计值评估鱼类群落受干扰程度[28]。在未受干扰或轻度干扰群落中, 生物量累积曲线位于丰度曲线上方(W>0.05); 受严重干扰时, 丰度曲线位于生物量累积曲线上方(W<–0.05); 两曲线交叉或重合指示中度干扰(–0.05≤W≤0.05)[36]。W值计算公式:

$$W=\sum_{i=1}^{s}\frac{B_i-A_i}{50(S-1)} \tag{1}$$

式中, A_i和B_i分别表示为种类i的丰度和生物量累积百分比, S为物种种类数。

种群结构参数计算 基于相对重要性指数(IRI>100, 其计算公式如下)筛选了16种常见种, 分析如下种群结构参数[37]:

$$\mathrm{IRI}=(N+W)\times F\times 10^4 \tag{2}$$

式中, N表示渔获物中各物种的数量百分比; W代表各物种的重量百分比; F为各物种在每次独立采样中的出现频率。

(1)平均体长: 为更准确地评估禁渔对鱼类生长状况的影响, 本研究分别计算了禁渔前后16种优势种鱼类的平均体长(mean±SD)与性成熟个体(体长≥L_{M})的平均体长, 采用双样本t检验分析禁渔前后差异的显著性(检验前进行方差齐性检验)。

(2)种群体长比例分布(Proportional size distribution, PSD): 采用Gabelhouse提出的“五单元体长分类法”进行计算, 以物种全球最大体长($L_{\max}$, 来自FishBase数据库及文献)为基准定义了5个相对体长等级: 基础长度(Stock-Length, S-L=20%×$L_{\max}$)、合格长度(Quality-Length, Q-L=36%×$L_{\max}$)、良好长度(Preferred-Length-P, P-L=45%×$L_{\max}$)、优秀长度(Memorable-Length, M-L=59%×$L_{\max}$)和超级长度(Trophy-Length, T-L=74%×$L_{\max}$)[38]。计算公式:

$$\mathrm{PSD(Q/P/M/T)}=\frac{\text{种群中体长超过特定长度的个体数量}}{\text{种群中体长超过基础长度 (S-L) 的个体数量}}\times 100 \tag{3}$$

式中, PSD-Q/P/M/T分别代表合格长度(Q-L)、良好长度(P-L)、优秀长度(M-L)及超级长度(T-L)所对应的PSD值。PSD-Q值(即PSD值), 其生态学意义为PSD<50指示种群以小个体为主, 结构不稳定; 50≤PSD<80表示种群结构健康稳定; PSD≥80表示种群补充不足(大个体占绝对优势), 结构亦不稳定[39—41]。采用单因素方差分析检验PSD值差异显著性。

(3)性成熟个体占比: 种群中性成熟个体所占的比例。首次性成熟体长(L_{M})通过Froese & Binohlan[42]的经验公式进行估算:

$$\lg L_{\mathrm{M}}=0.89791\lg L_{\inf}-0.0782 \tag{4}$$

式中, 渐近体长($L_{\inf}$)使用FiSAT Ⅱ软件中的ELEFAN Ⅰ模块基于禁渔前后所有体长数据进行统一估算。性成熟个体占比的计算公式:

$$\text{性成熟个体占比}\%=\frac{\text{种群中体长超过}L_{\mathrm{M}}\text{的个体数量}}{\text{种群总数}}\times 100 \tag{5}$$

采用卡方检验分析差异显著性。

1.4 数据处理与统计分析

使用Excel 2021整理数据并计算基础参数; 渐近体长($L_{\inf}$)通过FiSAT Ⅱ v1.2.2估算; ABC曲线在软件PRIMER 6中生成; 平均体长与性成熟占比的显著性检验使用R 4.4.1完成; PSD值检验与图表绘制在Origin 2022中进行。所有统计检验显著性水平设定为α= 0.05。

2 结果

2.1 鱼类群落稳定性年际变化

ABC曲线分析结果表明, 长江中游鱼类群落的稳定性在禁渔前后呈现出明显的动态变化趋势(图 2)。依据W值生态学阈值(未受干扰: W>0.05; 中度干扰: –0.05≤W≤0.05; 严重干扰: W<–0.05), 本研究观测到的W值呈年际波动而非线性改善过程。2017年(W=0.051)与2018年(W=0.093)均处于未受干扰状态。2019年W值降至0.017, 进入中度干扰区间。2021年是全面禁渔元年, W值转负(–0.027), 但仍属中度干扰区间, 群落呈现以小型鱼类数量激增为特征的 “种群释放响应”。2022年W值异常升高至0.098, 达到未受干扰状态, 但这一变化需结合

通江湖泊极端干旱事件进行客观解读。2023年*W*值回落至0.036, 回归中度干扰区间, 群落结构更趋真实恢复轨迹。

2.2 常见鱼类种群结构参数变化

本研究重点分析了16种常见鱼类在禁渔前后种群结构参数的变化。总体来看, 禁渔措施对多数鱼类的个体大小和种群结构产生了积极影响, 但不同物种的响应存在显著差异。各常见种的体长基本特征见表 1。

平均体长　为准确评估禁渔对鱼类生长状况的影响, 我们首先分析了性成熟个体(体长≥L_m)的平均体长变化。结果显示, 禁渔后16种优势种中有6种鱼类的性成熟个体平均体长显著增加, 同时有2种显著下降, 其余物种未发生显著变化(图S1)。这一结果表明, 禁渔对成鱼生长的影响存在显著的物种特异性。为进一步解析种群整体的体长结构变动, 本文分析了16种优势种的平均体长。16种常见鱼类中有8种的平均体长出现显著增加(双样本*t*检验, $P<0.05$), 增幅介于2.4%—91.0% (图 3)。例如, 鲫的平均体长由禁渔前的94.4 mm显著增加至禁渔后的180.3 mm ($t= -11.515$, df =175.43, $P<2.2e-16$); 蛇鮈的平均体长由禁渔前的84.2 mm显著增加至禁渔后的135.2 mm ($t= -19.102$, df=334.88, $P<2.2e-16$)。有5种鱼类的平均体长未发生显著变化($P>0.05$)。值得注意的是, 鳊、团头鲂和银鲴的平均体长出现了显著下降(降幅分别为3.4%, 44.5%和2.8%, $P<0.05$)。对比性成熟个体与样本总体的分析结果发现, 4种鱼类(如光泽黄颡鱼和鳜)在两个层面表现出了一致的变化趋势, 而3种鱼类(如鳊和银鲴等)的差异则提示其种群动态可能主要受补充群体数量波动的驱动。

体长比例分布(PSD)　种群PSD值的变化进一步揭示了禁渔对种群体长结构的改善(图 4)。禁渔后, 鳜、蛇鮈和鲿的PSD值显著提升(单因素方差分析, F=11.88、0.84和0.90, $P<0.05$), 其中蛇鮈的增幅最大(增加了70)。截至2023年, 种群结构处于稳定健康状态(50≤PSD<80)的物种数量从禁渔前的3种(黄颡鱼、鲢、鳙)增加至4种(新增鳜、鲫, 鳙的PSD增加至83); 而PSD<50 (以小个体为主)的物种数量则由5种减少至2种(鲤和团头鲂)。图 5具体展示了3种PSD显著变化鱼类的体长结构组成演变。

性成熟个体占比　在禁渔后, 16种常见鱼类中有10种的性成熟个体占比显著增加(2.6%—56.4%, 卡方检验, $P<0.05$), 整体平均性成熟个体占比由27.1%升至33.2%。然而, 有3种鱼类(蛇鮈、鲿、团头鲂)的该比例呈显著下降趋势($P<0.05$), 其中团头鲂性成熟占比显著降低了52.9% (χ^2=7.316, $P<0.05$), 这与该物种平均体长的下降趋势相一致(图 6)。

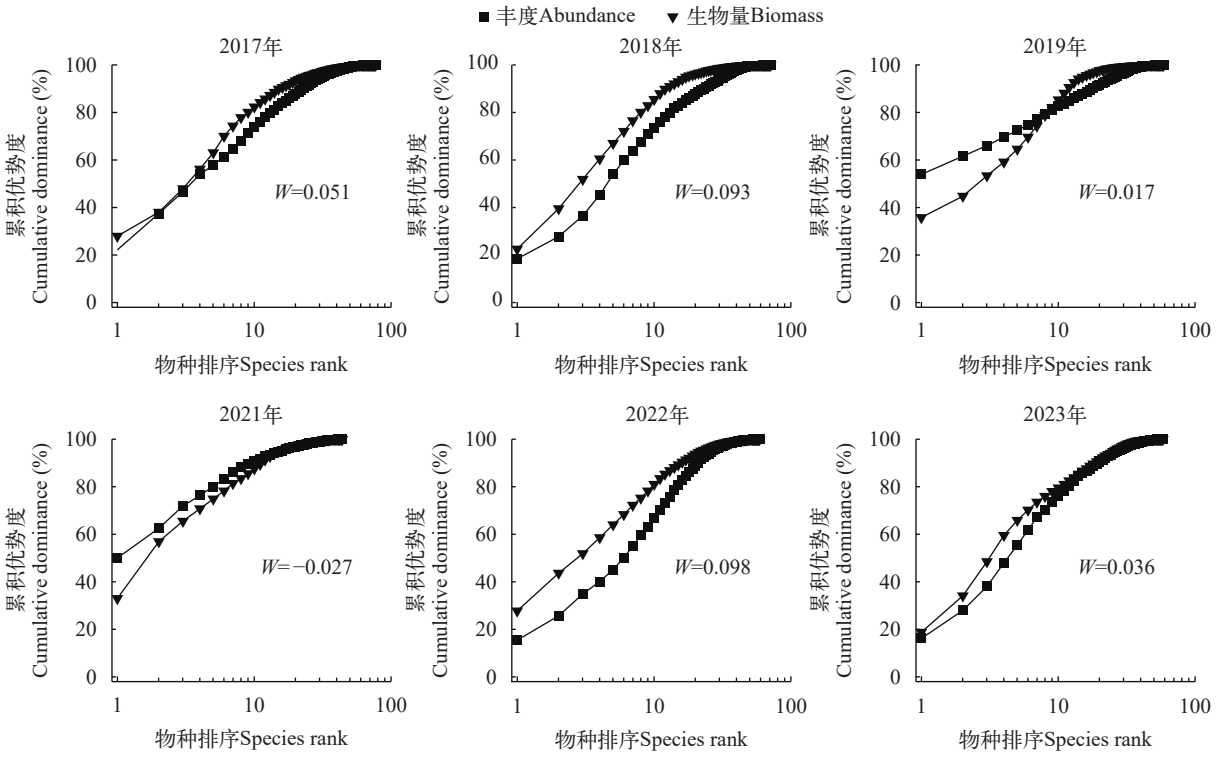


图 2　长江中游鱼类群落丰度/生物量曲线(ABC)的年际变化(2017—2023)

Fig. 2　Interannual variation in abundance/biomass curves (ABC) for the fish community in the middle reaches of the Yangtze River from 2017 to 2023

3 讨论

3.1 鱼类群落稳定性的恢复机制

ABC曲线与*W*统计值的年际变化(图 2)揭示了2017—2023年长江中游鱼类群落受干扰程度的动态变化轨迹。这一轨迹并非政策的线性成效展示, 而是禁渔政策驱动下的群落重组与通江湖泊极端水文事件干扰相互叠加的结果, 其背后反映了鱼类群落从捕捞胁迫型稳态向新生稳态过渡的内在机

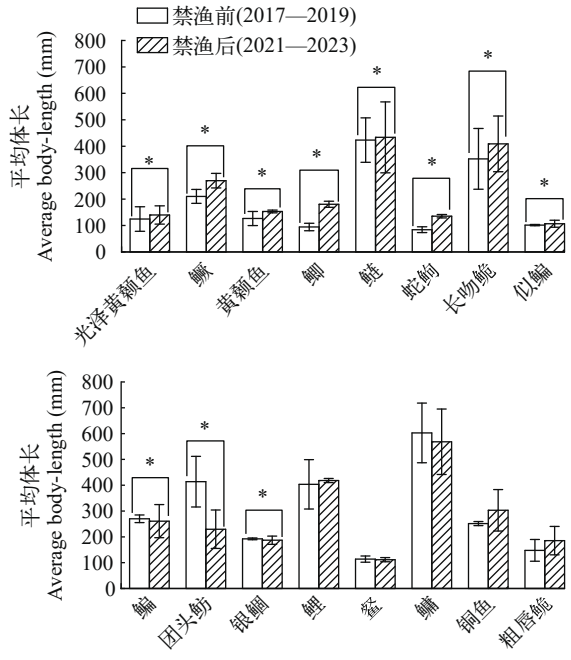


图 3 长江中游16种常见鱼类种群禁渔前后平均体长变化

Fig. 3 Changes in mean body length of 16 common fish species in the middle reaches of the Yangtze River before and after fishing ban

数据以平均体长±标准差表示, “*”表示差异显著, $P<0.05$; 下同

Data are presented as mean±SD, asterisk indicates a significant difference, $P<0.05$; The same applies below

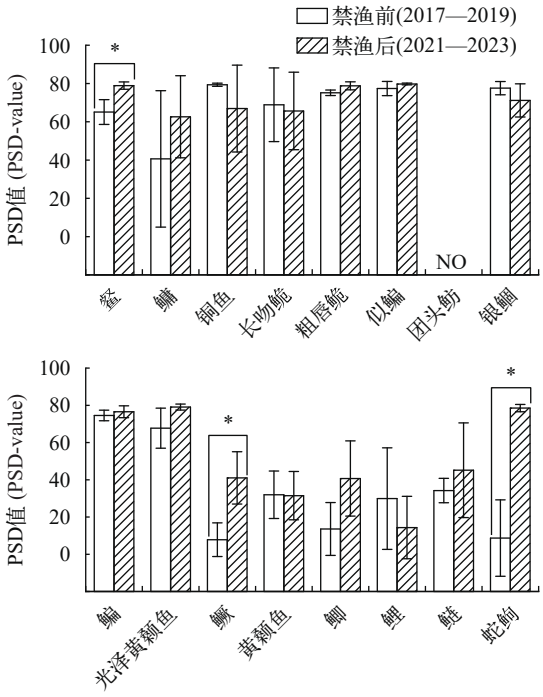


图 4 长江中游16种常见鱼类种群禁渔前后体长比例分布(PSD-Q值)的变化

Fig. 4 Changes in the Proportional Size Distribution (PSD-Q) of 16 Common fish species in the middle reaches of the Yangtze River before and after fishing ban

数据以平均PSD-Q值±标准差表示

Data are presented as mean±SD

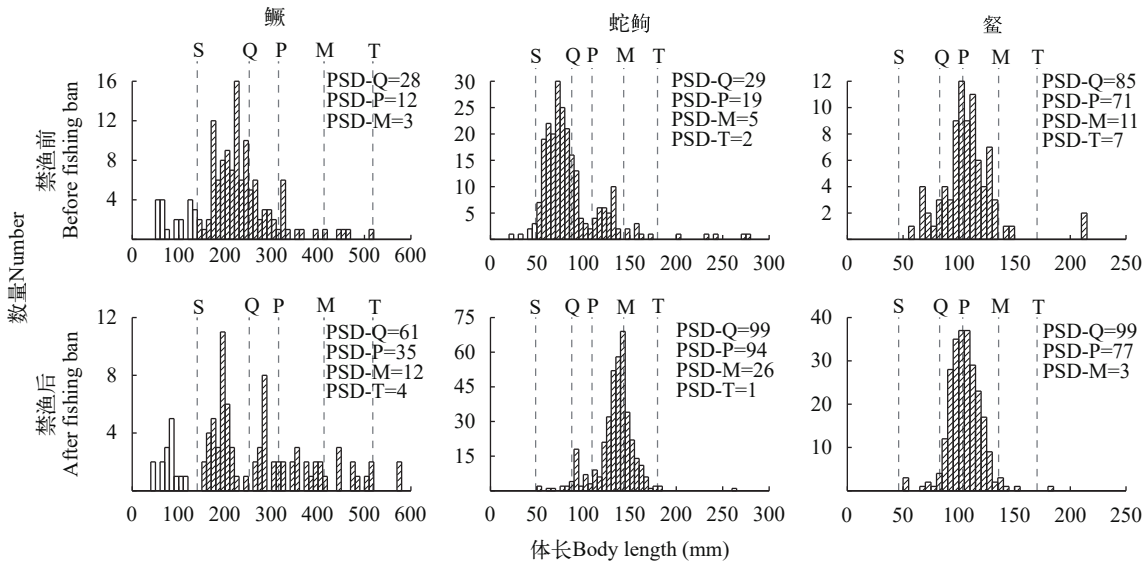


图 5 长江中游3种常见鱼类种群禁渔前后各体长等级比例(PSD)结构变化

Fig. 5 Changes in the proportional size distribution (PSD) structure across length categories for 3 common fish species in the middle reaches of the Yangtze River before and after fishing ban

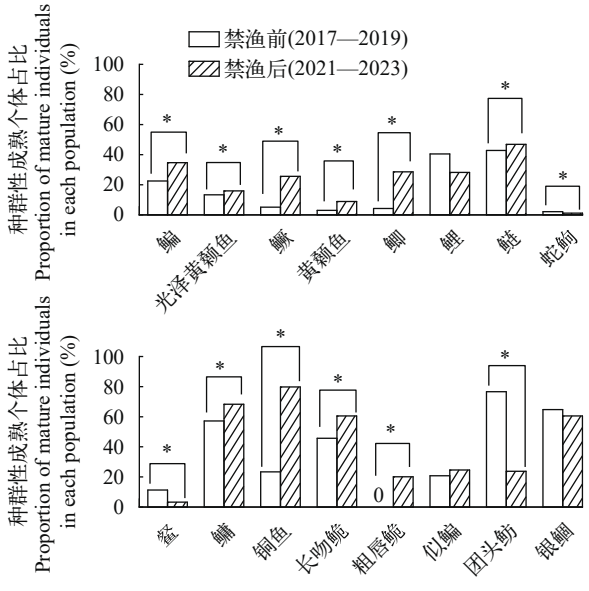


图 6　长江中游16种常见鱼类禁渔前后种群性成熟个体占比的变化

Fig. 6　Changes in the proportion of sexually mature individuals in populations of 16 common fish speciesin the middle reaches of the Yangtze River before and after the fishing ban

制。依据生态学阈值(未受干扰: W>0.05; 中度干扰: –0.05≤W≤0.05; 严重干扰: W<–0.05)[28, 36], 禁渔前2017年(W=0.051)与2018年(W=0.093)均处于未受干扰状态。然而, 这种表观稳定并非健康群落的标志, 而是长期高强度捕捞压力下形成的畸形“捕捞胁迫型稳态”[43]: 大型物种因过度捕捞而衰退, 其生态位被大量中小型、高繁殖力的物种(如鳊、铜鱼)填充, 后者凭借庞大的种群数量使生物量曲线暂时高于丰度曲线, 却掩盖了群落功能的退化[43, 44]。2019年W值降至0.017, 进入中度干扰区间, 标志着这一畸形稳态开始松动。需要说明的是, 长江水生生物保护区全面禁捕的实施时间为2020年1月1日, 因此2019年的变化不宜直接归因于政策干预, 而更可能反映了年际水文波动等自然因素对群落的初步扰动。

2021年全流域彻底禁渔引发了强烈的种群释放响应, 导致W值转负(–0.027), 但仍处于中度干扰区间(>–0.05), 并未达到严重干扰或恶化的程度。禁渔措施迅速消除了对所有鱼类的捕捞死亡, 使生命周期短、繁殖力强的小型鱼类(如贝氏鲿)数量在短期内暴发性增长, 短期内完全主导了群落丰度[44, 45]。这恰好解释了本研究的一个核心发现: 在群落水平指标(ABC曲线)显示干扰加剧的同时, 种群水平指标(PSD、平均体长)却显示部分物种小型化趋势初步得到遏制。这两种看似矛盾的信号, 恰恰分别揭示了恢复初期群落整体数量结构的剧烈重组与种群个体生长条件的即时改善这两个并行但不同步的生态过程: 前者由小型鱼类数量暴增驱动, 后者则得益于所有幸存个体立即获得的无捕捞生长机会。

2022年W值异常升高至0.098, 达到本研究时间序列中的峰值。这一超常恢复需要结合极端水文事件进行客观解释: 2022年夏季长江通江湖泊遭遇有完整水文记录以来最严重的极端干旱, 中下游通江湖泊水位持续走低[46]。极端枯水对鱼类群落产生了两方面影响: 一方面, 繁殖空间压缩导致鱼类补充群体数量下降; 另一方面, 低水位条件下大型鱼类及江豚等顶级捕食者对小型鱼类的捕食效率显著提高, 强烈压制小型鱼类种群数量。鄱阳湖、洞庭湖等水域同期监测数据显示, 小型鱼类在群落中的相对丰度明显下降(未发表)。因此, 2022年W值升高并非单纯禁渔成效的线性延续, 而是禁渔保护效应与极端干旱导致的小型鱼类被压制双重作用叠加的结果。

2023年W值回落至中度干扰区间(0.036), 随着水文条件恢复正常, 鱼类繁殖补充得以恢复, 小型鱼类种群数量有所回升, 群落结构回摆至更真实的恢复轨迹。2023年W值虽低于2022年, 但与禁渔前平均水平相近, 且种群结构指标持续改善, 表明禁渔的积极效应仍在延续。更重要的是, 随着捕捞压力彻底解除, 营养级联效应开始显现: 大型个体得以完成生活史, 生物量贡献逐渐增加; 顶级捕食者(如鳜)的恢复开始对小型鱼类产生下行控制, 促使群落在新的、更健康的结构上趋于动态平衡[6]。

综上, 长江中游鱼类群落稳定性的恢复机制可概括为禁渔政策通过消除捕捞压力, 启动了从胁迫型稳态向新生稳态的转型过程, 其路径依次经历“胁迫松动–种群释放–结构重组”的阶段性演变; 而2022年极端干旱事件作为外部干扰, 通过压制小型鱼类种群暂时改变了群落的表观稳定性, 凸显了水文波动在恢复评估中的混淆效应。本研究提示, 在评估大型河流禁渔成效时, 必须建立多指标综合研判体系, 谨慎剥离极端水文事件等自然驱动因子的干扰, 避免将复合信号的单一侧面解读为政策的线性成效。

3.2　种群结构差异响应的驱动因素

本研究首次在长江中游尺度上, 综合多种种群结构参数评估了禁渔的效应。总体而言, 禁渔三年后, 部分鱼类个体小型化、低龄化趋势得到初步遏制, 但不同物种的恢复轨迹存在显著差异。值得注意的是, 补充群体的多寡会影响对小型化趋势的判断。为此, 本文进一步分析了性成熟个体的平均体长。结果表明, 达到性成熟体长的鱼类其平均体长

尚未普遍显著增加, 这可能反映了鱼类小型化恢复过程的阶段性: 即禁渔初期, 鱼类种群恢复主要表现为幼鱼补充成功率和数量的提升, 以及种群年龄结构的年轻化, 而个体生长性状的恢复, 特别是成熟后继续生长的潜力, 可能需要更长时间才能显现。此外, 密度依赖性调节和遗传性状的滞后响应也可能延缓成熟个体体长的增加。综上, 禁渔已初步遏制了部分鱼类小型化趋势, 但种群生活史特性的完全恢复仍需长期保护。

从生活史策略看, 平均体长、PSD值及性成熟占比显著增加的物种(如鳜、长吻鮠), 多为肉食性或偏肉食性、世代周期较长或初次性成熟年龄较晚的种类, 它们通常是对捕捞直接或间接(如作为兼捕对象)压力更为敏感的K-策略者。禁渔直接保障了其生存机会, 使其能够生长至更大体型和更高年龄, 种群结构得以优化[14]。特别值得注意的是, PSD<50的物种数量减少, 而PSD≥80的物种数量增加, 这恰恰释放了禁渔初期的积极信号。它表明, 生态恢复正经历从数量恢复到质量恢复的关键转变。原先遭受严重捕捞、种群以幼体为主的物种(PSD<50)得到了有效恢复; 而PSD≥80的物种数量增多, 则意味着更多种群中的成年个体得以保留并持续生长, 这是资源恢复过程中种群老龄化的必然阶段, 这种种群年龄结构的优化将显著提升个体的绝对繁殖力和后代质量, 预示着种群繁殖潜力储备的提升[41, 47, 48]。

从种间关系看, 部分物种(如鳊、团头鲂、银鲴)平均体长下降或恢复不显著, 这反映了不同物种的生活史策略及其在恢复阶段所受生态压力的差异[6, 20]。本研究结果初步揭示了3种有代表性的响应模式: (1)生长主导的快速恢复型, 以鳜为代表。这类鱼通常为肉食性, 生命周期较长、个体生长潜力大, 且对捕捞压力敏感。禁渔直接消除了其主要死亡来源, 使种群内个体得以迅速生长并累积, 表现为PSD值显著提升。它们的恢复标志着顶级捕食者下行控制力的重建, 是生态系统功能恢复的关键[49]。(2)多因素制约的缓慢性恢复型, 以鳊、团头鲂和银鲴为代表。这些植食性/杂食性鱼类繁殖力强, 禁渔后种群补充迅速。然而, 其个体生长与种群结构的恢复可能受到多重因素的复合制约。首先禁渔后生命周期短、繁殖力强的小型鱼类(如贝氏鲿、似鳊)数量激增, 可能在饵料与空间资源上产生竞争[50]; 其次, 恢复中的顶级捕食者可能增加其捕食压力, 且其自身种群密度升高也可能导致密度制约性生长减缓[51]。特别是团头鲂, 其性成熟占比显著下降, 提示其种群可能因高强度的补充和竞争, 大量个体在达到可繁殖规格前就已被消耗或生长受抑[52]。(3)栖息地依赖的迟缓响应型, 以鲤、铜鱼等部分底栖或强游动性鱼类为代表。这些物种的恢复缓慢, 可能与其对特定栖息地(如深潭、砂质底质)的高度依赖或较强的洄游习性有关[53]。这些物理生境条件的恢复或洄游通道的畅通, 往往滞后于禁渔政策本身, 从而导致其种群响应在时间上更为迟缓。

此外, 群落结构的恢复为种群恢复提供了宏观背景。顶级捕食者数量的增加(通过ABC曲线中生物量优势恢复可间接推断), 可能会通过下行效应(Top-down effect)调控中小型鱼类的种群数量和质量, 这种营养级联效应将重新塑造长江河流生态系统的食物网结构[6, 52]。同时, 上行效应(Bottom-up effect)如初级生产力、饵料资源的变化也会影响鱼类生长[54]。这种群落内物种间的相互作用, 将是驱动未来长江鱼类种群结构演变的关键生态过程。

3.3 禁渔生态响应的普遍性与特殊性

将本研究结果与国内外其他大型河流生态系统的恢复案例相比较, 可以发现长江禁渔的生态响应既遵循普遍规律又具有特殊性。在捕捞压力降低后, 其与欧洲莱茵河、北美密歇根湖等响应相似, 鱼类种群结构均得以优化, 特别是贝氏鲿、鳜等高繁殖力鱼类种群数量快速恢复, 种群结构得以恢复健康稳定[55—59]。这种恢复的普遍性体现了渔业管理中对捕捞努力量进行控制的核心作用, 说明减少直接人为干扰是重建水生生物资源的关键第一步。从生态学理论看, 这符合营养级联效应的基本规律, 即去除顶级捕食压力后, 生态系统会自上而下地发生一系列结构和功能调整[6]。但长江禁渔也展现出了更快速的群落结构恢复趋势, 这可能不仅得益于全流域性禁渔措施的彻底性和强大的政策执行力, 还与长江流域较高的初级生产力为鱼类资源恢复提供了相对充足的饵料基础有关[60]。此外, 长江丰富的水生生物种子库和较强的物种扩散能力也为快速恢复提供了生物基础[1, 2]。然而, 与这些河流系统相比, 长江面临着更复杂的人类活动干扰(如航运、岸线开发、水利工程等)和更高强度的富营养化问题, 这些慢性压力源可能通过改变鱼类行为、阻碍繁殖过程、破坏栖息地完整性等多种途径延缓某些敏感物种的恢复进程[61]。

特别值得注意的是, 长江中游特有的江湖复合生态系统特征使其恢复模式有别于其他河流系统[20]。本研究结果为此提供了证据: 空间异质性分析表明, 禁渔带来的恢复效应在长江中游3个江段具有广泛一致性, 但同时也表现出与局部生境特征

相关的特异性。例如, 在河湖交汇的黄石江段, 鱼类群落生物量在禁渔后的提升最为显著, 这很可能得益于该江段与鄱阳湖的连通性为鱼类提供了更广阔的索饵场和栖息地, 从而促进了种群(尤其是植食性和湖泊性鱼类)的快速恢复。2019和2022年极端干旱导致通江湖泊水位严重偏低, 也进一步凸显了江湖连通性对鱼类种群补充的关键作用。相反, 在监利与荆州等以河道生境为主的江段, 鱼类群落的恢复则更多地体现在物种组成的稳定性和部分洄游性鱼类(如蛇鮈)种群体长的显著增加上。这一空间分异格局强烈表明, 对于长江中游以四大家鱼及众多湖泊定居性鱼类为代表的江段而言, 仅依靠干流禁渔难以实现其种群的完全恢复。通江湖泊作为其完成生命周期所不可或缺的索饵、育肥和栖息场所, 其生态质量的优劣直接决定了这些物种的恢复上限[62]。江湖关系不仅影响着鱼类的补充过程, 更决定了能量流动和物质循环的途径, 是维持系统功能的核心[63]; 近年来气候变化背景下水文极端事件频发, 进一步增加了江湖复合生态系统恢复的不确定性[46]。四大家鱼等洄游性鱼类种群的恢复程度不仅取决于干流的禁渔效果, 更依赖于通江湖泊的生态状况和江湖连通性的恢复[6]。本研究中发现的部分植食性鱼类恢复缓慢的现象, 可能正反映了湖泊栖息地质量对这类物种恢复的关键限制作用。这一发现提示我们, 在未来的保护实践中, 需要特别关注关键栖息地的修复和质量提升。因此, 长江生态系统的完整恢复需要超越干流禁渔的范畴, 从流域生态系统整体性的视角出发, 统筹规划水陆交错带、通江湖泊及干支流的生态保护与修复, 采取流域尺度的整体性保护策略。

3.4　管理启示与研究展望

本研究的群落结构分析基于标准化的多网目网具组合, 该方法在长江渔业资源监测中已被广泛采用, 具有较好的可比性[14]。然而, 必须承认任何采样方法均存在选择性偏差。本研究使用的刺网与地笼对近岸带、缓流水域的中小型鱼类捕获效率较高, 而对栖息于主流深水区的大型鱼类(如鱘)、某些底栖性鱼类或强游动性鱼类的代表性可能不足。因此, 本研究揭示的群落稳定性恢复与种群结构改善, 主要反映了该江段可捕鱼类群落对禁渔的响应。这一局限性是大多数基于单一方法资源调查所共有的。未来整合水声学、环境DNA (eDNA)等多技术手段的监测, 将有助于构建更完整的长江鱼类群落图谱。本研究结论基于一个重要的前提, 即禁渔前后鱼类群落的差异主要源于管理政策的改变。尽管背景水文数据分析显示未发生极端事件, 但年际间正常的水文波动仍是影响鱼类群落结构的自然驱动因素之一。未来的长期监测应更系统地记录并量化水文因子, 以便在评估禁渔成效时, 能更精确地剥离自然波动与政策效应的影响。

本研究证实, 长江十年禁渔政策在实施初期已对中游鱼类群落和种群结构呈现初步改善态势, 但这一过程并非线性, 而是禁渔政策驱动下的群落重组与极端水文事件干扰相互叠加的复杂结果。2021年的种群释放响应与2022年极端干旱导致的小型鱼类被压制交替出现, 提示在评估禁渔成效时需谨慎剥离自然驱动因子的干扰。为确保禁渔成效的巩固与提升, 本文提出以下建议: 第一, 构建基于生态过程的适应性管理框架。坚持并完善长期系统化的监测体系, 建立包括群落结构、种群参数、生态系统功能等多维度的评估指标体系。未来监测应特别关注那些恢复缓慢或出现负面趋势的物种(如团头鲂、银鲴), 并加强对其生活史特征、营养关系和栖息地偏好的研究, 为制定物种特异性保护策略提供科学依据。第二, 实施基于营养级调控的生态系统管理。在持续禁渔基础上, 重视顶级捕食者的生态功能, 评估其作为生态系统工程师对恢复食物网结构的作用; 同时, 关注关键饵料资源的管理, 通过改善水体生境条件(如恢复水生植被)来提高生态系统的承载能力。第三, 推动从全面禁渔向流域生态系统整体性修复转型。禁渔解决了捕捞这一单一压力, 但航运、水质污染、岸线硬化、江湖阻隔等慢性压力依然存在。未来必须以流域为单元, 协同推进河流连通性恢复(如过鱼设施、生态调度)、重要栖息地(产卵场、索饵场)保护与修复等综合性措施。特别需要加强长江与通江湖泊的水文联系及生态廊道功能, 这为不同生活史阶段的鱼类提供完整的生境序列。第四, 加强跨学科交叉研究和新技术应用。未来研究应结合环境DNA、稳定同位素分析、声学遥测等新技术手段, 深入解析禁渔背景下鱼类群落的营养关系、空间运动等生态过程; 同时, 需要融合水文学、水动力学和生态学等多学科方法, 开发基于生态过程的预测模型, 为长江流域生态系统管理的长期决策提供支持。通过这些综合措施, 我们有望不仅恢复长江的鱼类资源, 更能重建一个健康、稳定、具有韧性的河流生态系统, 最终实现长江水生生态系统的全面恢复和可持续管理。

(作者声明本文符合出版伦理要求)

致谢

衷心感谢课题组杨浩、胡玉海、范明坤、蒙

丙清、覃会会、魏小雨、吴池杰、朱增辉、谭鑫等在长江中游野外采样过程中提供的帮助, 以及谢伟在论文作图中给予的悉心指导。

参考文献:

[1] Wang H Z. On the overall protection strategy of water ecological environment in the Yangtze River Basin [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2019(S1): 1-2. [王洪铸. 长江流域水生态环境整体保护战略刍议(代序言) [J]. 水生生物学报, 2019(S1): 1-2.]

[2] Yang G S, Weng L D, Li L F. Yangtze Conservation and Development Report [M]. Wuhan: Changjiang Press, 2007: 1-129. [杨桂山, 翁立达, 李利锋. 长江保护与发展报告 [M]. 武汉: 长江出版社, 2007: 1-129.]

[3] Li S F. Populations Ecology of Freshwater Fish [M]. Beijing: Agriculture Press, 1990: 185-212. [李思发. 淡水鱼类种群生态学 [M]. 北京: 农业出版社, 1990: 185-212.]

[4] Chen J, Wang H, Zhang L, *et al*. A new window for conservation biogeography [J]. *The Innovation Geoscience*, 2024, **2**(1): 100052.

[5] Liu X, Qin J, Xu Y, *et al*. Biodiversity decline of fish assemblages after the impoundment of the Three Gorges Dam in the Yangtze River Basin, China [J]. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2019, **29**(1): 177-195.

[6] 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.

[7] Höckendorff S, Tonkin J D, Haase P, *et al*. Characterizing fish responses to a river restoration over 21 years based on species' traits [J]. *Conservation Biology*, 2017, **31**(5): 1098-1108.

[8] Kang J. Extinction of *Psephurus gladius* [J]. *Caixin Weekly*, 2022(30): 10. [康佳. 长江白鲟灭绝 [J]. 财新周刊, 2022(30): 10.]

[9] Chen D Q, Duan X B, Liu S P, *et al*. On the dynamics of fishery resources of the Yangtze River and its management [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2002, **26**(6): 685-690. [陈大庆, 段辛斌, 刘绍平, 等. 长江渔业资源变动和管理对策 [J]. 水生生物学报, 2002, **26**(6): 685-690.]

[10] Chen D Q, Liu S P, Duan X B, *et al*. A preliminary study of the fisheries biology of main commercial fishes in the middle and upper reaches of the Yangtze River [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2002, **26**(6): 618-622. [陈大庆, 刘绍平, 段辛斌, 等. 长江中上游主要经济鱼类的渔业生物学特征 [J]. 水生生物学报, 2002, **26**(6): 618-622.]

[11] Li M L, Huang S L. Analysis of the effects and countermeasures of large hydraulic structures on fishery resources in Yangtze River [J]. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2009, **18**(6): 759-764. [李美玲, 黄硕琳. 大型水工建筑对长江渔业资源影响及对策浅析 [J]. 上海海洋大学学报, 2009, **18**(6): 759-764.]

[12] Nakano S I, Yahara T, Nakashizuka T. Aquatic Biodiversity Conservation and Ecosystem Services [M]. Singapore: Springer Singapore, 2016: 13-30.

[13] Jiang N, Jiang B, Lei G P. Influence of waterway regulation project on habitat suitability index of four major Chinese carps in Dongliu channel in lower Yangtze River [J]. *Yangtze River*, 2019, **50**(5): 5-9. [蒋宁, 蒋波, 雷国平. 航道整治对东流水道四大家鱼栖息地适宜度的影响 [J]. 人民长江, 2019, **50**(5): 5-9.]

[14] Fang D D, Yang H L, Zhang H, *et al*. Interannual variation of fish community structure in Shishou section of Yangtze River [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2023, **32**(11): 2338-2347. [方冬冬, 杨海乐, 张辉, 等. 长江石首江段鱼类群落结构年际变化及禁渔效果 [J]. 长江流域资源与环境, 2023, **32**(11): 2338-2347.]

[15] Shi Y K, Yu L X, Zhou X, *et al*. Spatial-temporal distribution characteristics of fish resources in Yichang-Chenglingji river section of the Yangtze River in the early period of fishing ban [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2024, **48**(4): 546-557. [史银魁, 俞立雄, 周雪, 等. 禁渔初期长江宜昌-城陵矶江段鱼类资源时空分布特征 [J]. 水生生物学报, 2024, **48**(4): 546-557.]

[16] Wang H, Chen J, Wang P, *et al*. How to manage fish within and after the 10-year fishing ban [J]. *The Innovation*, 2024, **5**(6): 100694.

[17] Gao L, Duan X B, Chen D Q, *et al*. Bulletin on aquatic biological resources and habitat status in the Yangtze River basin [R]. China Agricultural Press, 2022: 2-5. [高雷, 段辛斌, 陈大庆, 等. 长江流域水生生物资源及栖息地现状公报 [R]. 中国农业出版社, 2022: 2-5.]

[18] Wang Z Y, Zhu T B, Hu F F, *et al*. Fish community structure and species diversity in the main stream of the Jinsha River in the early ten-year fishing ban [J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2024, **31**(3): 286-300. [王忠原, 朱挺兵, 胡飞飞, 等. 十年禁渔初期金沙江干流鱼类群落结构及物种多样性 [J]. 中国水产科学, 2024, **31**(3): 286-300.]

[19] Ge J J. The current status of fishery resources in Qiantang River (Lanxi-Fuyang section) and preliminary evaluation of the effects of fishing bans [D]. Ningbo: Ningbo University, 2021: 14-38. [葛晶晶. 钱塘江(兰溪-富阳段)渔业资源现状及禁渔效果初步评估 [D]. 宁波: 宁波大学, 2021: 14-38.]

[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] Luo Y, Xu Q, Wang S, *et al*. Assessing the stock recovery of *Coilia nasus* in the Yangtze River-Poyang Lake waterway and adjacent waters, using the length-based Bayesian biomass method [J]. *Frontiers in Marine*

Science, 2025(12): 1638854.

[22] Shi M D. Overview of the Yangtze River Basin (Ⅱ) [J]. *Yangtze River*, 1983, **14**(1): 77-78. [石铭鼎. 长江流域概况(二) [J]. 人民长江, 1983, **14**(1): 77-78.]

[23] Liu J K, Cao W X. Fish Resources of the Yangtze River basin and the tactics for their conservation [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 1992, **1**(1): 17-23. [刘建康, 曹文宣. 长江流域的鱼类资源及其保护对策 [J]. 长江流域资源与环境, 1992, **1**(1): 17-23.]

[24] 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.

[25] Nallathambi M, N J, 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.

[26] 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.

[27] Hixon M A, Johnson D W, Sogard S M. BOFFFFs: on the importance of conserving old-growth age structure in fishery populations [J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2014, **71**(8): 2171-2185.

[28] Warwick R M. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities [J]. *Marine Biology*, 1986, **92**(4): 557-562.

[29] Guo J Y. Defend the Yangtze River! The green Jingzhou butterfly is reborn [J]. *China Economic Weekly*, 2022(12): 98-101. [郭霁瑶. 长江保卫战! 绿色荆州蝶变重生 [J]. 中国经济周刊, 2022(12): 98-101.]

[30] Nie F C. Study on development strategy of "Golden Waterway" in Hubei Yangtze River—taking Jingzhou section of Yangtze River as an example [J]. *Northern Economy and Trade*, 2018(6): 119-121. [聂富聪. 湖北长江"黄金水道"开发战略研究——以长江荆州段为例 [J]. 北方经贸, 2018(6): 119-121.]

[31] Xiong M H, Yang Z, Hu X K, *et al*. Studies on fish community structure in Jianli section of the middle reaches of the Yangtze River [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2019, **28**(9): 2109-2118. [熊美华, 杨志, 胡兴坤, 等. 长江中游监利江段鱼类群落结构研究 [J]. 长江流域资源与环境, 2019, **28**(9): 2109-2118.]

[32] Hu X K. Study on early fish resources at Huangshi section in the middle reaches of the Yangtze River [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2018: 3-4. [胡兴坤. 长江中游黄石江段鱼类早期资源研究 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2018: 3-4.]

[33] Fish Research Laboratory of Hubei Institute of Hydrobiology. Yangtze River Fish [M]. Beijing: Science Press, 1976: 15-274. [湖北省水生生物研究所鱼类研究室. 长江鱼类 [M]. 北京: 科学出版社, 1976: 15-274.]

[34] Chen Y Y. Fauna sinica (Osteichthyes: Cypriniformes Ⅱ) [M]. Beijing: Science Press, 1998: 19-455. [陈宜瑜. 中国动物志硬骨鱼纲鲤形目(中卷) [M]. 北京: 科学出版社, 1998: 19-455.]

[35] Ding R H. The Fishes of Sichuan, China [M]. Chengdu: Sichuan Scientific & Technical Publishers, 1994: 12-640. [丁瑞华. 四川鱼类志 [M]. 成都: 四川科学技术出版社, 1994: 12-640.]

[36] Piperac M S, Milošević D, Simić V, *et al*. The application of the abundance/biomass comparison method on riverine fish assemblages: limits of use in lotic systems [J]. *Biologica Nyssana*, 2015, **6**(1): 25-32.

[37] Chen G B, Li Y Z, Chen X J. Species diversity of fishes in the coral reefs of South China Sea [J]. *Biodiversity Science*, 2007, **15**(4): 373-381. [陈国宝, 李永振, 陈新军. 南海主要珊瑚礁水域的鱼类物种多样性研究 [J]. 生物多样性, 2007, **15**(4): 373-381.]

[38] Gabelhouse D W J. A length-categorization system to assess fish stocks [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1984, **4**(3): 273-285.

[39] Gabelhouse D W J. An assessment of crappie stocks in small Midwestern private impoundments [J]. *North American Journal of Fisheries Management*, 1984, **4**(4A): 371-384.

[40] 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.

[41] 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.

[42] Froese R, Binohlan C. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data [J]. *Journal of Fish Biology*, 2000, **56**(4): 758-773.

[43] Möllmann C, Diekmann R, MÜLLER-KARULIS B, *et al*. Reorganization of a large marine ecosystem due to atmospheric and anthropogenic pressure: a discontinuous regime shift in the Central Baltic Sea [J]. *Global Change Biology*, 2009, **15**(6): 1377-1393.

[44] Frank K T, Petrie B, Choi J S, *et al*. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem [J]. *Science*, 2005, **308**(5728): 1621-1623.

[45] Huang Z J, Tian J L, Wang Y P, *et al*. The community characteristics of larval and juvenile fish in Anqing section of the Yangtze River during the first year of fishing ban [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2024, **48**(4): 537-545. [黄中家, 田佳丽, 王银平, 等. 禁捕首年长江安庆段仔稚鱼群聚特征 [J]. 水生生物学报, 2024, **48**(4): 537-545.]

[46] Zhang M B, Dai M L, Xiong F, *et al*. Analysis and reflection on extreme drought in the Yangtze River Basin in 2022 [J]. *China Flood & Drought Management*, 2023, **33**(7): 9-15. [张明波, 戴明龙, 熊丰, 等. 2022年长江流

域极端干旱分析及思考 [J]. 中国防汛抗旱, 2023, **33**(7): 9-15.]

[47] Li X Q, Zheng J, Wan Z K, *et al*. Population structure and growth characteristics of *Gymnodiptychus pachycheilus* in the middle reach of Yalong River [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2023, **43**(16): 6833-6850. [李筱芹, 郑江, 万卓坤, 等. 雅砻江中游厚唇裸重唇鱼种群结构与生长特性 [J]. 生态学报, 2023, **43**(16): 6833-6850.]

[48] 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.

[49] Wu Z J, Zhang H X, Zhang G F, *et al*. Research of growth parameters and population characteristics of *Siniperca chuatsi* in Poyang Lake before and after fishing ban [J]. *Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis* (Natural Sciences Edition), 2024, **46**(1): 220-231. [吴子君, 章海鑫, 张桂芳, 等. 鄱阳湖禁捕前后鳜(*Siniperca chuatsi*)生长特性及种群参数研究 [J]. 江西农业大学学报, 2024, **46**(1): 220-231.]

[50] Yang M, Sheng P, Zhang Y P, *et al*. Characteristics of fish assemblages of Poyang Lake at the initial stage of the fishing ban [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2022, **46**(10): 1569-1579. [阳敏, 盛漂, 张燕萍, 等. 禁捕初期鄱阳湖鱼类群落的结构特征 [J]. 水生生物学报, 2022, **46**(10): 1569-1579.]

[51] Yu Y B, Huang W Y, Cui M C. Effects of stocking densities on growth performance, nutrient composition, serum biochemical, digestive and metabolic enzymes activities of large yellow croaker (*Larimichthys crocea*) [J]. *Fishery Modernization*, 2023, **50**(3): 64-71. [余友斌, 黄温赟, 崔铭超. 养殖密度对大黄鱼生长、血清生化、营养成分、消化酶和代谢酶活力的影响 [J]. 渔业现代化, 2023, **50**(3): 64-71.]

[52] Wilkinson D M, Sherratt T N. Why is the world green? The interactions of top–down and bottom–up processes in terrestrial vegetation ecology [J]. *Plant Ecology & Diversity*, 2016, **9**(2): 127-140.

[53] Shi X T, Lu J Y, Ke S F, *et al*. Differences in habitat substrate preferences between male and female individuals and groups of *Gymnocypris przewalskii* during their breeding and migration period [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2024, **48**(10): 1780-1788. [石小涛, 卢建雨, 柯森繁, 等. 繁殖洄游期青海湖裸鲤雌雄个体及群体对栖息地底质偏好选择的差异 [J]. 水生生物学报, 2024, **48**(10): 1780-1788.]

[54] Lü F S, Chen M, Dong X Q, *et al*. Effects of fertilization on pond water quality, plankton population structure and the growth performance of *Hypophthalmichthys molitrix* and *Aristichthys nobilis* [J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2025, **41**(28): 146-154. [吕洋铄, 陈铭, 董晓庆, 等. 施肥对池塘水质、浮游生物种群结构及鲢鳙生长性能的影响 [J]. 中国农学通报, 2025, **41**(28): 146-154.]

[55] Allen M S, Pine W E. 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.

[56] 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.

[57] 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.

[58] 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.

[59] 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.

[60] Hutchings J A. Collapse and recovery of marine fishes [J]. *Nature*, 2000, **406**(6798): 882-885.

[61] Zhang H Q, Chen J H, Gao C X, *et al*. Study on community composition and size structure of crustaceans in the Yangtze River Ejstuary [J]. *Marine Fisheries*, 2023, **45**(6): 641-653. [张会其, 陈锦辉, 高春霞, 等. 长江口甲壳动物群落组成及其粒径结构研究 [J]. 海洋渔业, 2023, **45**(6): 641-653.]

[62] Ru H J, Liu X Q, Huang X R, *et al*. Diversity of fish species and its spatio-temporal variations in Lake Dongting, a large Yangtze-connected lake [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2008, **20**(1): 93-99. [茹辉军, 刘学勤, 黄向荣, 等. 大型通江湖泊洞庭湖的鱼类物种多样性及其时空变化 [J]. 湖泊科学, 2008, **20**(1): 93-99.]

[63] Wang H Z, Liu X Q, Wang H J. The Yangtze River-floodplain ecosystem: multiple threats and holistic conservation [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2019, **43**(S1): 157-182. [王洪铸, 刘学勤, 王海军. 长江河流-泛滥平原生态系统面临的威胁与整体保护对策 [J]. 水生生物学报, 2019, **43**(S1): 157-182.]

EVALUATION OF INITIAL EFFECT OF THE TEN-YEAR FISHING BAN IN THE YANGTZE RIVER: RESPONSE OF STABILITY AND POPULATION STRUCTURE OF MIDDLE REACHES FISH COMMUNITIES

SUN Shi-Fei[1, 2], DU Juan[1], GAO Lei[1], YANG Hao[1], TIAN Hui-Wu[1], ZHANG Fang[2] and DUAN Xin-Bin[1]

(1. *Key Laboratory of Sichuan Province*, *Fishes Conservation and Utilization in the Upper Reaches of the Yangtze River*, *National Agricultural Science Observing and Experimental Station of Chongqing*, *Yangtze River Fisheries Research Institute*, *Chinese Academy of Fishery Sciences*, *Wuhan* 430223, *China*; 2. *College of Life Sciences*, *Anhui Normal University*, *Wuhu* 241000, *China*)

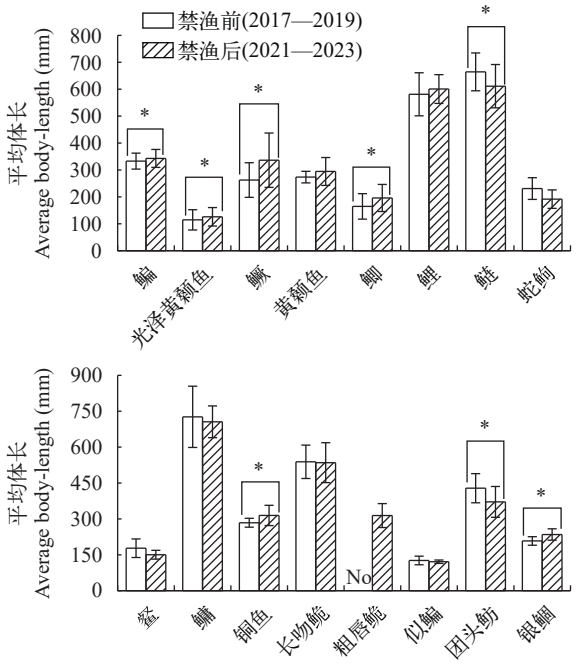
Abstract: A ten-year fishing ban was implemented in the Yangtze River in 2021 to restore its declining fishery resources and aquatic biodiversity. To scientifically evaluate the ecological response during the early stage of the fishing ban, this study used catch data from Jingzhou, Jianli, and Huangshi sections in the middle reaches of the Yangtze River for the periods 2017 to 2019 (before the fishing ban) and 2021 to 2023 (after the fishing ban). The abundance/biomass curve (ABC curve) and W statistical value were used to analyze community stability, while systematic evaluation of population structure changes in 16 common fish species was conducted using proportional size distribution (PSD), average body length, and proportion of sexually mature individuals. The results showed that before the fishing ban (2017—2018), the community remained within the undisturbed range (W values of 0.051 and 0.093), which was actually a stress type steady state under long-term fishing pressure. In 2019, the W value dropped to 0.017, signaling moderate interference. The comprehensive fishing ban in 2021 triggered a population release response, with W values turning negative (–0.027) but still falling within the moderate disturbance range. At the community level, the number of small fish species (e.g.: *Hemiculter bleekeri*) surged, while PSD values and average body length increased significantly for certain species (e.g.: *Siniperca chuatsi* and *Saurogobio dabryi*), revealing asynchronous ecological processes during the early recovery stages. The abnormal increase in the W value to 0.098 in 2022 was mainly attributed to the impact of extreme drought on small fish populations, rather than a linear continuation of the fishing ban effect. By 2023, the W value declined again to 0.036, signaling a return to the true recovery trajectory. Regarding population structure, the average body length of 8 fish species increased significantly (2.4%—91.0%, $P<0.05$), while PSD values for *S. chuatsi*, *S. dabryi*, and *Hemiculter leucisculus* rose markedly (14—70, $P<0.05$). The proportion of sexually mature individuals in 10 fish species also increased significantly (2.6%—56.4%, $P<0.05$). The number of healthy species ($50 \leqslant PSD < 80$) increased from 3 before the fishing ban to 4 after, while the number of structurally unstable species ($PSD < 50$) decreased from 5 to 2. However, the average body length of *Parabramis pekinensis*, *Megalobrama amblycephala*, and *Xenocypris argentea* significantly decreased (2.8%—44.5%, $P<0.05$), and the proportion of sexual maturity in *S. dabryi*, *H. leucisculus*, and *M. amblycephala* decreased significantly (1.0%—52.9%, $P<0.05$), indicating species specificity of recovery. Research demonstrates that the ten-year fishing ban has initially shown positive effects in the Yangtze River, but its ecological response is a complex process of policy driven and hydrological interference. It is recommended to establish a comprehensive evaluation system with multiple indicators, supplemented by habitat restoration and other management measures, to promote the restoration of slowly recovering species populations.

Key words: Ten-year fishing ban in the Yangtze River; Fish community structure; Population structure; Proportional size distribution (PSD); Proportion of sexually mature individuals; Middle reaches

附表 S1　长江中游江段禁渔前后月均水位情况

Supplementary Tab. S1　Monthly average water level of the middle Yangtze River before and after fishing ban

江段 River	时间 Time	禁渔前月均水位 Average monthly water level before fishing ban (m)	禁渔后月均水位 Average monthly water level after fishing ban (m)
荆州	4—7月	34.1	31.5
	9—12月	30.4	30.2
黄石	4—7月	17.4	15.7
	9—12月	12.2	11.9
监利	4—7月	29.1	26.5
	9—12月	23.3	22.7

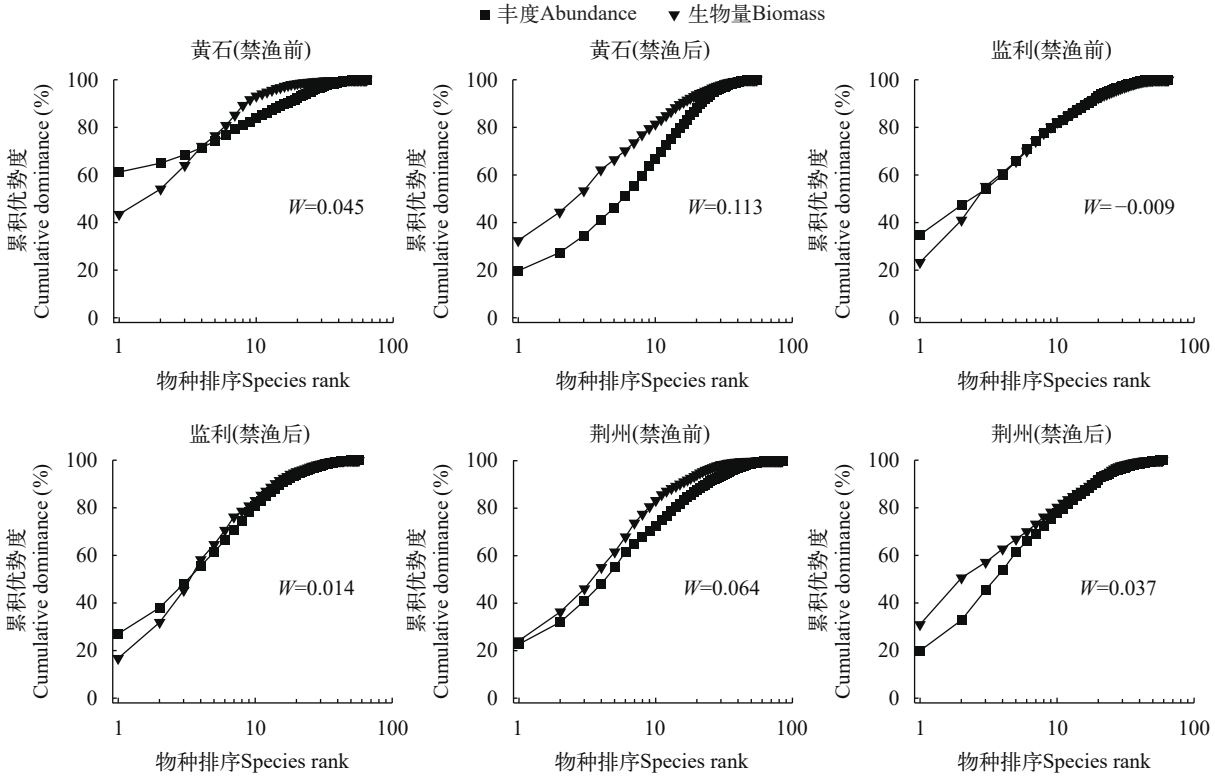


附图 S1　长江中游16种常见鱼类种群禁渔前后达到性成熟个体平均体长变化

Supplementary Fig. S1　Changes in mean body length of sexually mature individuals of 16 common fish species in the middle reaches of the Yangtze River before and after fishing ban

数据以平均体长±标准差表示, “*”表示差异显著, $P<0.05$

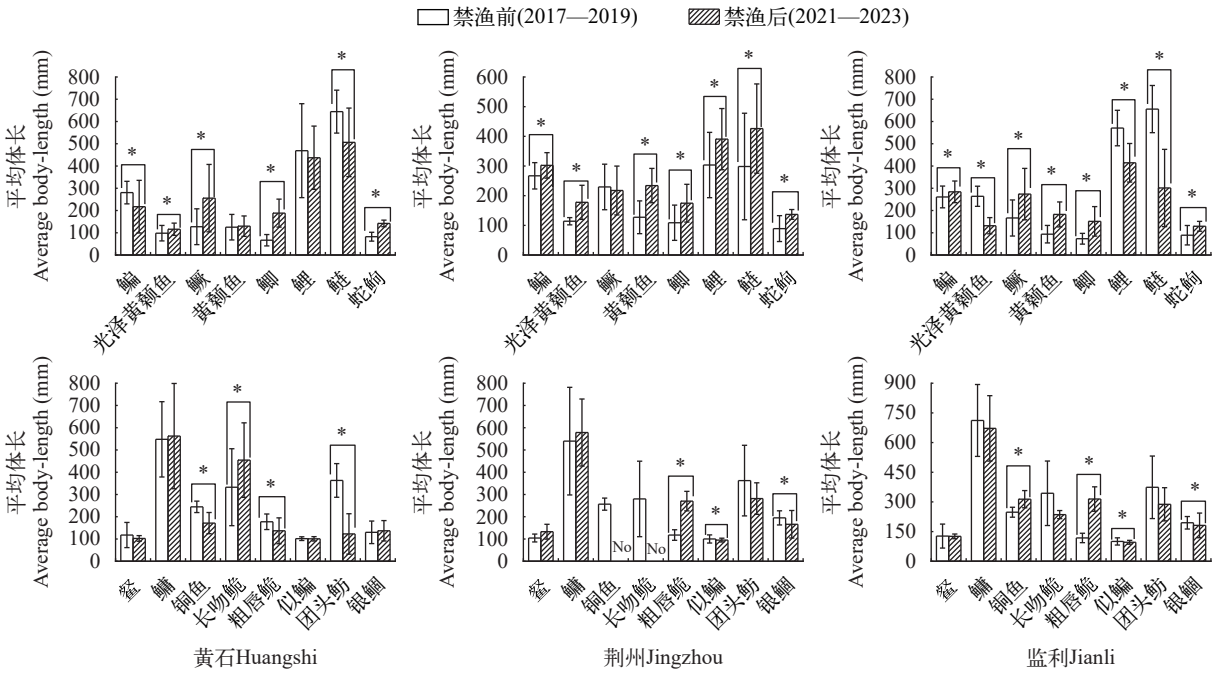
Data are presented as mean±SD, asterisk indicates a significant difference, $P<0.05$



附图 S2　长江中游江段禁渔前后鱼类群落丰度/生物量曲线(ABC)的变化

Supplementary Fig. S2　Changes in fish community abundance/biomass curve (ABC) before and after the fishing ban in the middle reaches of the Yangtze River

禁渔前Before fishing ban: 2017—2019, 禁渔后After fishing ban: 2021—2023



附图 S3　长江中游各江段16种常见鱼类种群禁渔前后平均体长变化

Supplementary Fig. S3　Changes in mean body length of 16 common fish species in various river sections of the middle reaches of the Yangtze River before and after fishing ban

数据以平均体长±标准差表示, “*”表示差异显著, $P<0.05$

Data are presented as mean±SD, asterisk indicates a significant difference, $P<0.05$