

Zhong Z H, Jia J X, Li Y J, *et al.* Characteristics of changes in fish resources and distribution pattern in the anqing section of the yangtze river under the fishing ban [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2026, 50(10): XXXXXX. [钟志华, 贾金旭, 李翊君, 等. 长江安庆段禁渔前后鱼类资源与分布格局的变化特征 [J]. 水生生物学报, 2026, 50(10): XXXXXX.]

长江安庆段禁渔前后鱼类资源与分布格局的变化特征

钟志华¹ 贾金旭¹ 李翊君¹ 刘思磊³ 杨晓鸽^{1,2} 严 燕⁴
朱孝彦⁴ 连玉喜^{1,2*} 刘 凯^{3*}

(1. 安庆师范大学生命科学学院, 安徽 安庆 246133; 2. 水生生物保护与水生生态修复安徽省高等学校工程技术研究中心, 安徽 安庆 246133; 3. 中国水产科学研究院淡水渔业研究中心, 农业农村部淡水渔业和种质资源利用重点实验室, 无锡 214081; 4. 安庆市水产技术推广中心站, 安徽 安庆 246133)

摘要: 为评估长江安庆段的禁渔成效, 在禁渔前后采用水声学与网具调查相结合的方法, 对区域内鱼类资源开展了季节性调查。结果表明: (1)共调查到鱼类56种, 禁渔后调查物种数增加, 鱼类优势种增大, 多样性升高。(2)禁渔后鱼类密度整体上升, 各季均高于禁渔前, 但夏季差异不显著($P>0.05$); 各生境鱼类密度均有不同程度增长, 冬季增幅最大, 达2.2—4.1倍。(3)禁渔后鱼类平均目标强度增大, 其中春季差异显著($P<0.05$), 秋季和冬季高目标强度区间占比增加; 禁渔后渔获平均全长增加, 其中秋季差异显著($P<0.05$), 鱼类全长四分位距呈扩大趋势, 表明鱼类个体组成趋于增大。(4)禁渔后鱼类密度和多样性呈A>B>D>C的格局, 历史捕捞水域清节洲洲尾和皖河口资源增长显著。鱼类多样性、丰富度及个体大小的改善, 表明长江安庆段禁渔措施已取得初步成效, 但目前仍处于资源快速恢复阶段, 未来需持续开展监测。此外, 鱼类丰富度和多样性呈现出的空间异质性, 提示对不同生境应采取差异化的管护措施: 优先保护清节洲尾和皖河口水域及其自然岸线, 对城区岸线实施生态化改造, 重点管控历史捕捞水域。

关键词: 禁渔; 鱼类资源; 水声学; 安庆江段; 分布格局

中图分类号: S931.1 文献标识码: A 文章编号: 1000-3207(2026)10-XXXXXX-14

doi: 10.3724/1000-3207.2026.2026.0156 CSTR: 32229.14.SSSWXB.2026.0156



长江安庆段地处长江中下游交界区, 上承鄱阳湖, 下接铜陵江段, 水文特征受上游径流与下游感潮作用的双重调控。该江段河道宽阔、水流平缓, 沙洲众多^[1]。沿岸诸多湖泊和支流的汇入带来丰富的营养盐和饵料生物, 优越的水文环境和丰富的饵料资源使其成为鱼类理想的栖息和繁育场所, 孕育出丰富多样的鱼类资源^[2-3]。该江段设立有安徽安庆江豚省级自然保护区、长江刀鲚国家级水产种质资源保护区和长江安庆江段长吻鲩大口鲮鳊鱼国家级水产种质资源保护区等多处生态敏感单元。其中, 漳湖闸至新洲洲头江段尤为关键: 该区域既是多个保护区的重叠区, 又毗邻安庆主城区,

长期面临高强度的人为活动干扰与渔业捕捞压力, 构成了生态保护与人类活动交互作用的核心焦点。

上世纪以来, 上游水利工程的建设和运行导致长江中下游水文情势发生剧变, 航道和岸线整治使得鱼类自然栖息生境受到严重破坏, 加上水质污染和过度捕捞等因素的影响, 安庆江段鱼类多样性和资源量均呈急剧下降趋势^[2-6]。为有效保护长江鱼类与生物多样性, 遏制资源衰退趋势, 修复长江生态系统, 农业农村部发布《关于长江流域重点水域禁捕范围和时间的通告》, 自2021年1月1日0时起, 长江流域重点水域施行暂定期为10年的常年禁捕。科学评估是资源管理与政策制定的基础^[7]。长

收稿日期: 2026-03-31

基金项目: 国家自然科学基金青年基金(31902377); 安徽省教育厅科研项目(2023AH030072)。[Supported by the National Natural Science Foundation of China (31902377); Scientific Research Project of Anhui Provincial Department of Education (2023AH030072)]

作者简介: 钟志华(2000—), 男, 硕士研究生, 研究方向为鱼类生态学。E-mail: 1649320853@qq.com

通信作者: 连玉喜(1986—), E-mail: lianyx177@163.com 刘凯, 研究员, E-mail: liuk@ffrc.cn *共同通信作者

江全面禁捕后, 渔业捕捞压力的系统性移除, 预期鱼类群落结构、资源量及空间分布格局发生适应性响应。在此背景下, 系统比较禁捕前后鱼类资源的变化, 精准解析其时空动态, 既是客观评估禁渔成效的关键依据, 也可对未来管理策略的制定提供必要的科学支撑。

传统的鱼类资源调查多采用捕捞法, 虽能较好地反映种类组成却无法对资源量及空间分布格局作出准确评估^[8]。渔业声学技术的发展和成熟为定量评估鱼类资源及其空间分布格局提供了解决办法。渔业声学通过声波发射和目标信号接收, 对水下目标的大小和数量进行评估, 具有不损伤鱼体、高效快捷、定量和实时反映鱼类空间格局等优势^[7-8], 在国内外鱼类资源的评估和研究中得到了广泛的应用。如三峡库区鱼类资源昼夜迁移规律^[9], 长江江豚临时庇护所建设前后江豚饵料鱼资源的变化^[10], 以及禁渔初期长江部分水域鱼类资源的时空特征等^[11-12]。

客观评估与系统比较是衡量禁渔成效的根本前提。然而, 以往的研究常受制于前后调查时相的不一致及计算平均密度时对不同生境权重的忽视, 导致禁渔前后资源对比不够客观。为此, 本研究拟采用水声学技术与网具捕捞相结合的方法, 对安庆

漳湖闸至新洲洲头江段的鱼类资源进行评估。通过对比各典型生境禁渔前后鱼类丰富度及个体组成的变化, 分析区域鱼类资源的恢复状况与发展趋势, 旨在为安庆江段禁渔效果评估及渔业管理提供科学支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区域

研究区域上起漳湖闸, 下至新洲洲头 (30.357560°N—30.520809°N, 116.873053°E—117.147434°E), 河道长度约35 km。水面宽度为990—3950 m, 水深3.6—33.4 m。该江段上段属官洲水道, 为典型的鹅头型河道, 河道弯曲, 沙洲发育良好; 下段属安庆水道, 河道顺直, 北岸毗邻安庆主城区, 皖河在此汇入长江。该江段生境异质性高, 涵盖沙洲边滩岸线、自然泥质岸线、人工固化岸线及抛石草滩混合岸线四种长江下游典型生境类型(图1), 为便于描述, 分别将其命名为A、B、C和D四种生境(表1)。

1.2 水声学调查

鱼类资源声学探测设备为BioSonics公司生产的DT-X EXTREME, 120 kHz分裂波束回声探测仪。换能器-3 dB波束为7.4°×7.4°, 通过不锈钢制换

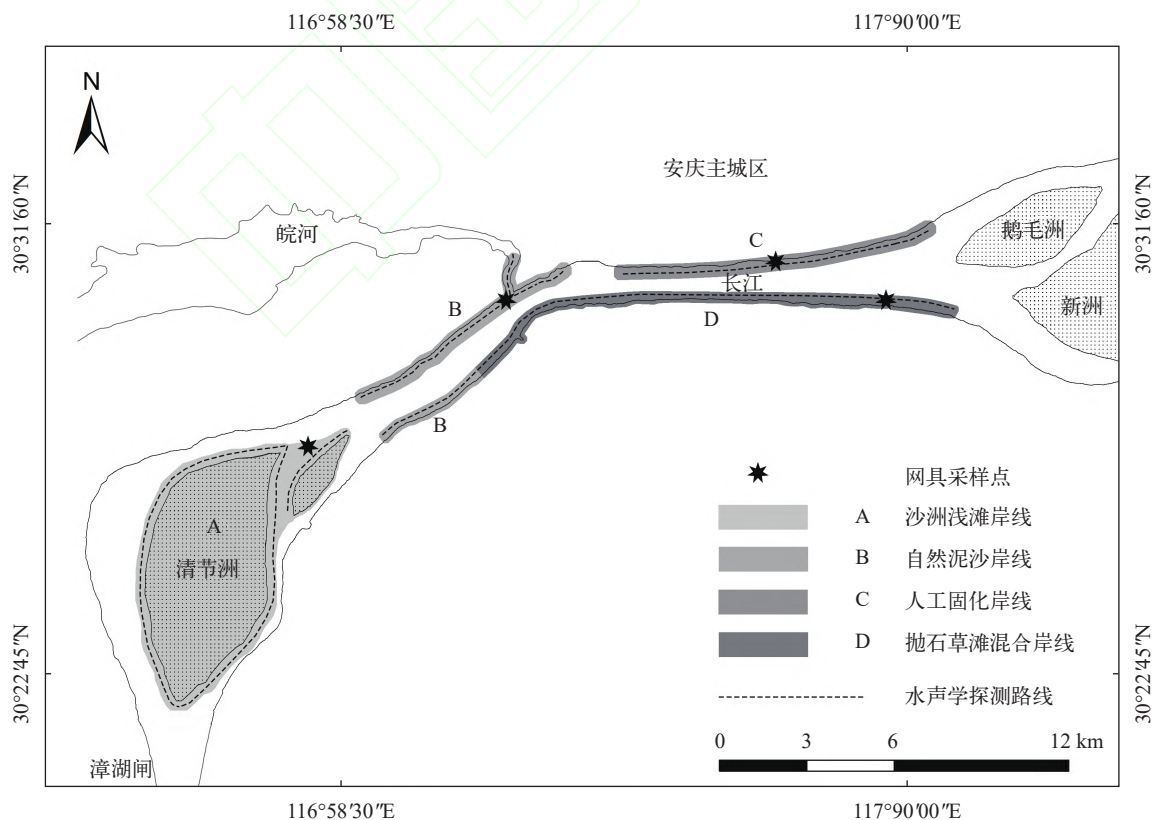


图1 研究区域及水声学探测路径

Fig. 1 Study area and hydroacoustic detection route

能器支臂固定于探测船只右舷, 距离船首1/3船体长度, 入水深度0.5 m, 以避免船体气泡层, 波束垂直向下发射。通过内置GPS来实时获取位置信息, 回声探测仪与笔记本电脑相连, 实时显示和存储数据。探测之前采用标准校正球对换能器进行校正, 步骤按标准方法进行^[13]。调查时脉冲宽度选择0.2 ms, 脉冲发射频率设定为5 pings/s, 功率约为30 w, 根据收发距离和发射频率自动调整。探测船只为汽油艇, 长5.0 m、宽度1.8 m, 功率50 HP, 探测时航速保持8—10 km/h, 沿事先规划好的航线行进(图1)。航线距离岸边50-100 m, 根据水深调整船只与岸线的距离, 保证探测水深不低于5 m。

调查时间分别为2019年和2024年的1月(冬季)、4月(春季)、7月(夏季)、11月(秋季), 其中1月为枯水期、4月和11月为平水期、7月为丰水期。不同调查时期水文及流量见图2, 数据来源于长江水文网(<http://www.cjhw.com.cn>)。

1.3 网具调查

在水声学调查的同时, 同步开展网捕调查(已获科研特许捕捞许可)。受禁捕政策限制, 特许捕捞仅在夏季和秋季进行, 因此禁捕后的网捕数据仅涵盖这两个季节。调查采用多网目复合刺网和地笼网, 多网目复合刺网规格为105 m(长)×1.5 m(高), 网

目为1.2、2.0、4.0、6.0、8.0、10.0和14.0 cm, 每种网目网片长度15 m; 地笼网规格为10 m(长)×0.5 m(宽)×0.35 m(高), 网目为1.6 cm。每个样点布设3条多网目复合刺网和3条地笼网, 样点布设见图1。多网目复合刺网平行岸边布设, 地笼网垂直岸边布设。当日下午18:00—19:00布放, 次日上午6:00—7:00收网。采集后的渔获物在新鲜状态下鉴定、测量和统计。种类鉴定参照《江苏鱼类志》^[14]。测量长度精确到1 mm, 重量精确到0.1 g。

1.4 数据分析

1.4.1 鱼类群落优势种

采用Pinkas相对重要性指数(index of relative importance, *IRI*)来判断鱼类在群落中的重要性^[15]。计算公式如下:

$$IRI = (n_i + w_i) \times f_i$$

式中, n_i 为种类*i*的尾数占总尾数的百分比(%); w_i 为种类*i*的质量占总质量的百分比(%); f_i 为种类*i*的出现次数占总调查次数的百分比。本文将 $IRI \geq 1000$ 的鱼类定义为优势种。

1.4.2 鱼类多样性

采用Shannon-Wiener多样性指数(H')、Margalef丰富度指数(R)及Pielou均匀度指数(J')来分析研究水域的鱼类物种多样性^[16-18]。计算公式如下:

表 1 调查水域各生境特征

Tab. 1 Habitat characteristics of the surveyed waters

生境Habitat	岸线类型Shoreline type	岸线特征Shoreline characteristics	底质类型Substrate type
A	泥滩、沙滩	岸坡为裸露洲滩, 植被覆盖率低	泥沙, 沙含量高
B	泥滩、草滩	岸坡泥沙质, 植被覆盖率高	泥沙, 沙含量低
C	码头、人工固化岸线	岸坡上部混凝土硬化加固、下部少量抛石, 无植被	硬底, 泥沙少
D	抛石、草滩	岸坡坡度较大, 抛石约占30%, 植被覆盖率中等	泥沙, 沙含量低

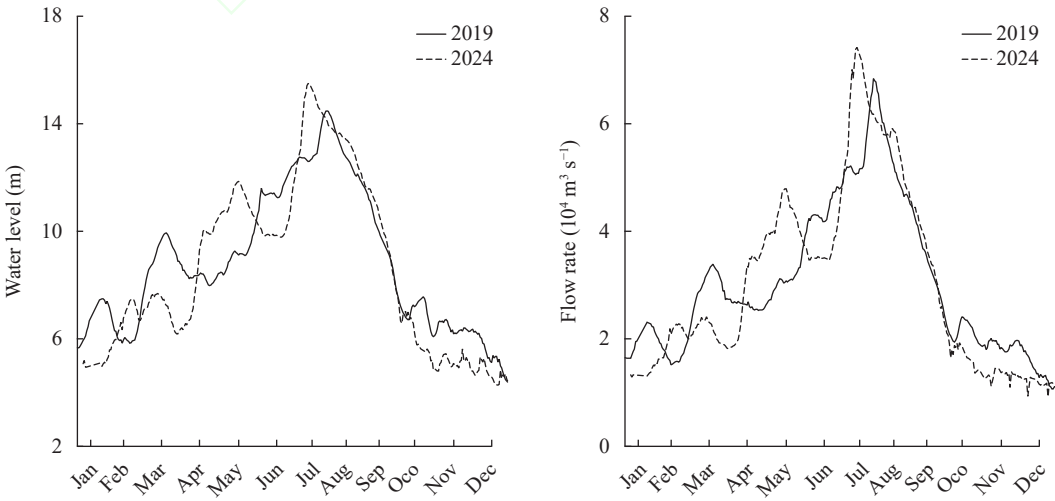


图 2 2019年和2024年水位及流量情况

Fig. 2 Water level and discharge conditions in 2019 and 2024

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i$$

$$R = (S - 1) / \ln N$$

$$J' = H' / H_{max} = H' / \ln S$$

其中, S 为鱼类物种数, N_i 为种类 i 的个体数, N 为所有鱼类的个体总数, $P_i = N_i / N$ 。

1.4.3 水声学数据分析

水声学数据采用Echoview (ver. 11.1)处理。表层设定一条深度为1.3 m的线排除来自表层的噪音, 底线通过Echoview的最优候选算法自动绘制, 后经人工检视修正, 表层线以上和底线以下的区域被排除分析。此外, 原始数据中的噪音也被定义为坏数据不予分析, 如由船只螺旋桨或声呐所引起的噪声。清理除噪后的回声映像通过回声积分法分析。经过数据预分析, 确定以500 m为一个积分单元。鱼类密度估算采用积分法, 需创建一个新的单体回波的回声映像, 用以产生计算平均目标强度(Target Strength, TS)所需的单体回波。采用“single target detection split beam method 2”作单体回波检测, 用于判定单体回波检测(SED)的参数如下: TS 阈值 = -66 dB; 脉冲宽度决定水平 = 6 dB; 最小标准脉宽 = 0.4; 最大标准脉宽 = 1.5; 最大波束补偿 (2 ways) = 8 dB; 短轴角度最大标准偏差 = 0.6; 长轴角度最大标准偏差 = 0.6。

取各积分单元的中心坐标, 基于Kriging法, 运用Arcmap 10.2对鱼类空间分布进行插值运算。

1.4.4 统计分析

分别统计各生境鱼类密度、目标强度和体长。以各生境作为独立统计单位, 将生境内所有积分单元的鱼类密度进行平均, 平均密度以各积分单元的取样水体体积进行权重。

同一生境禁渔前后鱼类密度、目标强度及全长的比较。首先采用Shapiro-Wilk和Levene检验数据正态性及方差齐性, 符合正态分布且方差齐性的数据, 采用两独立样本 t 检验; 不满足上述条件的数据, 则采用Mann-Whitney检验。

季节间或生境间多样性指数的比较。分别进行两组独立的整体检验: 将四个样点的数据合并, 比较不同季节间多样性指数的差异; 将四个季节的数据合并, 比较不同生境间多样性指数的差异。每组整体检验, 先采用Welch ANOVA Test判断是否存在显著差异。若整体检验差异显著($P < 0.05$), 再采用Games-Howell Test进行组间多重比较。

禁渔前后相同季节目标强度分布的差异采用

Fisher's exact test比较。

本研究所有统计分析在R4.0.2^[19]中完成, 所使用的核心R包为stats、car和rstatix。

2 结果与分析

2.1 鱼类种类组成及优势种

禁渔前和禁渔后在安庆江段共调查到鱼类56种, 隶属于6目11科39属。其中, 鲤科鱼类最多, 为35种, 占总种数的62.5%; 其次是鳊科, 为8种, 占总种数的14.3%; 鲢科、鳙科和沙塘鳢科各为2种, 分别占总种数的3.6%; 鳊科、花鳊科、鳊科、吻虾虎鱼科和刺鳊科各为1种, 分别占总种数的1.8%。

禁渔前共调查到鱼类41种, 其中, 春季、夏季、秋季和冬季分别调查到26、30、26和21种。春季优势种为寡鳞鲈(*Pseudolaubuca engraulis*)、贝氏鲮(*Hemiculter bleekeri*)和银鲮(*Xenocypris argentea*), 在渔获中的数量占比分别为16.1%、64.8%和5.3%, 重量占比分别为6.2%、23.0%和9.8%; 夏季优势种为贝氏鲮和似鲮(*Pseudobrama simoni*), 在渔获中的数量占比分别为57.8%和23.8%, 重量占比分别为39.2%和21.0%; 秋季优势种为贝氏鲮、银鲮、似鲮和瓦氏黄颡鱼(*Pelteobagrus vachelli*), 在渔获中的数量占比分别为56.1%、12.1%、7.7%和17.3%, 重量占比分别为49.0%、20.0%、7.2%和10.1%; 冬季优势种为刀鲚(*Coilia nasus*)、贝氏鲮、银鲮和似鲮, 在渔获中的数量占比分别为9.7%、35.9%、7.1%和43.8%, 重量占比分别为6.0%、25.0%、9.2%和5.0%(附表)。

禁渔后共调查到鱼类46种, 其中, 夏季和秋季分别调查到39和32种。夏季优势种为鲂(*Megalobrama skolkovii*)、粗唇鲂(*Leiocassis crassilabris*)和鳊(*Siniperca chuatsi*), 在渔获中的数量占比分别为13.4%、26.6%和3.3%, 重量占比分别为14.9%、16.7%和28.2%; 秋季优势种为短颌鲚(*Coilia brachygnathus*)、达氏鲃(*Culter dabryi*)、鲂、花鲢(*Hemibarbus maculatus*)和蛇鲈(*Saurogobio dabryi*), 在渔获中的数量占比分别为16.4%、14.1%、8.0%、8.8%和14.5%, 重量占比分别为3.3%、4.8%、35.2%、4.8%和1.1%(附表)。

2.2 鱼类时空分布特征

禁渔前不同季节调查水域内鱼类资源分别为: 春季鱼类密度为0.8—218.6尾/1000 m³, 均值为33.6±41.5尾/1000 m³; 夏季鱼类密度为18.9—331.1尾/1000 m³, 均值为124.5±79.2尾/1000 m³; 秋季鱼类密度为0.5—183.4尾/1000 m³, 均值为24.8±43.6尾/

1000 m³; 冬季鱼类密度为0.4—22.5 尾/1000 m³, 均值为 5.3±4.8 尾/1000 m³(图 3)。春季和夏季鱼类主要聚集于皖河口及清节洲洲头、洲尾及西侧边滩, 新洲洲头也是夏季鱼类聚集水域; 秋冬季鱼类主要聚集于清节洲东侧夹江, 清节洲及右侧小洲洲尾, 以及皖河口一带水域。

禁渔后不同季节调查水域内鱼类资源分别为: 春季鱼类密度为3.6—326.4 尾/1000 m³, 均值为 44.0±49.4 尾/1000 m³; 夏季鱼类密度为9.1—530.5 尾/1000 m³, 均值为 125.0±115.8 尾/1000 m³; 秋季鱼类密度为0.2—365.5 尾/1000 m³, 均值为 40.5±65.4 尾/1000 m³; 冬季鱼类密度为0.4—81.2 尾/1000 m³, 均值为 13.4±16.6 尾/1000 m³。春季鱼类主要聚集于清节洲及右侧小洲洲尾, 皖河口, 以及新洲洲头水域; 夏季鱼类主要聚集于清节洲沿岸及洲尾; 秋冬季鱼类主要聚集于清节洲洲头、东侧夹江、洲尾, 皖河口及新洲洲头(图 3)。

总体上, A、B生境鱼类密度较高, C生境鱼类密度最低。禁渔后D生境也呈现出较高的密度。

禁渔后不同季节鱼类密度均有不同程度的增长, 其中, 春季、秋季和冬季的鱼类密度要显著高于禁渔前($P<0.05$); 夏季鱼类密度高于禁渔前, 但不存在显著性差异($P>0.05$)。禁渔后春季各生境鱼类密度为禁渔前的1.1—2.0倍, A、D生境鱼类密度要显著高于禁渔前, 禁渔前后B、C生境鱼类密度不存在显著性差异; 禁渔后夏季各生境鱼类密度为禁渔前的1.2—1.6倍, D生境鱼类密度要显著高于禁渔前, 禁渔前后A、B、C生境鱼类密度不存在显著性差异; 禁渔后秋季各生境鱼类密度为禁渔前的1.2—7.0倍, A、C生境鱼类密度要显著高于禁渔前, 禁渔前后B、D生境鱼类密度不存在显著性差异; 禁渔后冬季各生境鱼类密度为禁渔前的2.2—4.1倍, A、B、D生境鱼类密度要显著高于禁渔前, 禁渔前后C生境鱼类密度不存在显著性差异(图 4)。

2.3 鱼类个体组成特征

网具捕捞结果显示, 全面禁渔前, 各季节渔获物全长范围及平均值(平均值±标准差)分别为: 春季5.2—64.0 cm(13.2±6.8 cm)、夏季6.6—72.3 cm(15.4±7.7 cm)、秋季6.2—62.4 cm(16.0±8.1 cm)、冬季6.5—63.8 cm(18.6±9.8 cm)。禁渔后, 夏季渔获物全长范围为4.4—77.4 cm(19.3±13.0 cm), 秋季为6.1—64.6 cm(19.6±11.2 cm)。与禁渔前相比, 禁渔后夏季与秋季渔获物的平均全长均有所增加, 但仅秋季存在显著性差异($P<0.05$)。此外, 禁渔后两个季节的四分位距(Interquartile Range, IQR)均呈现扩大趋势: 夏季由禁渔前的9.9—19.0 cm扩大至7.6—

28.7 cm, 秋季由10.5—24.8 cm扩大至11.7—30.5 cm。该变化表明, 禁渔后鱼类种群的全长结构趋于多样化, 小型与大型个体的比例均有所增加(图 5)。

就空间分布而言, 禁渔前后渔获物全长的差异具有明显的生境异质性(图 5)。夏季, 仅B、D生境渔获物全长在禁渔前后存在显著差异($P<0.05$); 秋季则相反, 除D生境外, 其余各生境均存在显著差异($P<0.05$)。

不同季节禁渔前后的鱼类目标强度分布存在显著差异($P<0.05$), 具体表现为: 禁渔后, 夏季比例峰值对应的目标强度减小, 秋季和冬季比例峰值对应的目标强度增大, 春季比例峰值对应的目标强度基本保持不变, 但高目标强度区间占比有所增加。这表明禁渔后鱼类的个体组成发生了明显变化(图 6)。

禁渔前不同季节调查水域内鱼类目标强度分别为: 春季鱼类目标强度为-66.9—-32.2 dB, 均值为 -54.1±7.0 dB; 夏季鱼类目标强度为-67.3—-33.1 dB, 均值为 -57.1±2.0 dB; 秋季鱼类目标强度为-66.6—-32.5 dB, 均值为 -50.4±7.2 dB; 冬季鱼类目标强度为-65.1—-31.6 dB, 均值为 -49.5±6.4 dB。禁渔后不同季节调查水域内鱼类目标强度分别为: 春季鱼类目标强度为-66.4—-33.2 dB, 均值为 -50.7±5.0 dB; 夏季鱼类目标强度为-68.2—-37.5 dB, 均值为 -56.0±5.0 dB; 秋季鱼类目标强度为-65.7—-31.4 dB, 均值为 -48.7±8.6 dB; 冬季鱼类目标强度为-66.3—-28.2 dB, 均值为 -48.1±8.2 dB(图 7)。

禁渔后不同季节鱼类平均目标强度均高于禁渔前, 但只有春季存在显著性差异($P<0.05$); 其余季节不存在显著性差异($P>0.05$)。春季和秋季, 禁渔后D生境鱼类目标强度要显著高于禁渔前, 禁渔前后A、B、C生境鱼类目标强度不存在显著性差异; 禁渔后夏季A生境鱼类目标强度要显著低于禁渔前, 禁渔前后B、C、D生境鱼类目标强度不存在显著性差异; 禁渔后冬季各生境鱼类目标强度要高于禁渔前, 但均不存在显著性差异(图 7)。

2.4 鱼类多样性

禁渔前后, 安庆江段 Shannon、Margalef和 Pielou指数在季节与样点间大多无显著差异($P>0.05$), 但禁渔后各指数整体呈上升趋势(图 8)。

Shannon-Wiener指数(H'), 禁渔前为0.63—2.04, 整体趋势为秋季>春季>夏季>冬季, A>D>C>B, 但差异均不显著($P>0.05$)。禁渔后升至1.67—2.63, 夏季略高于秋季, 地点趋势变化为A>B>D>C, 其中 A、C生境差异显著($P<0.05$)。Margalef指数(R), 禁渔前为 0.82—3.07, 整体趋势为秋季>夏季>春季>

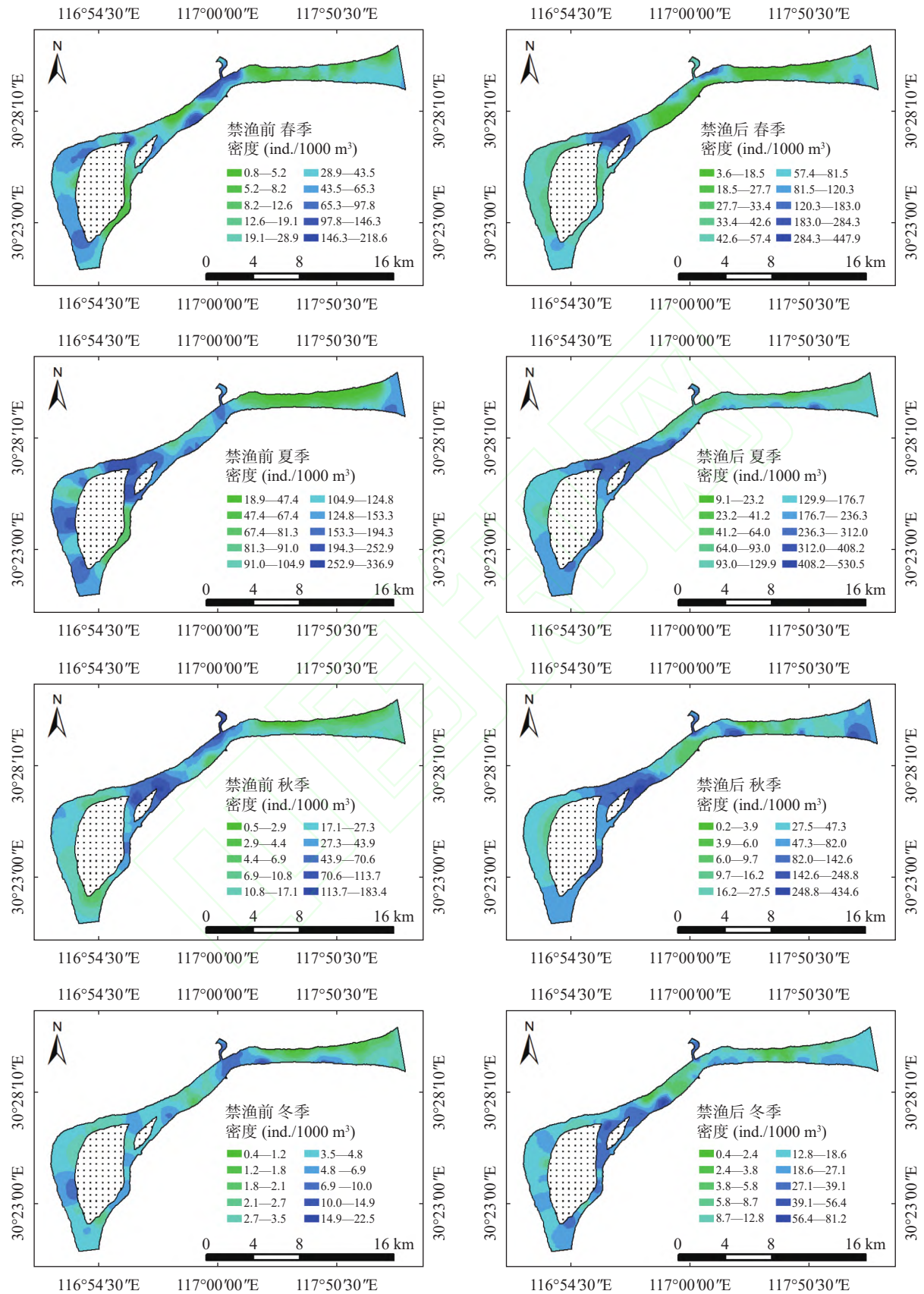


图3 禁渔前后鱼类资源水平分布

Fig. 3 Horizontal distribution of fish resource before and after fishing ban

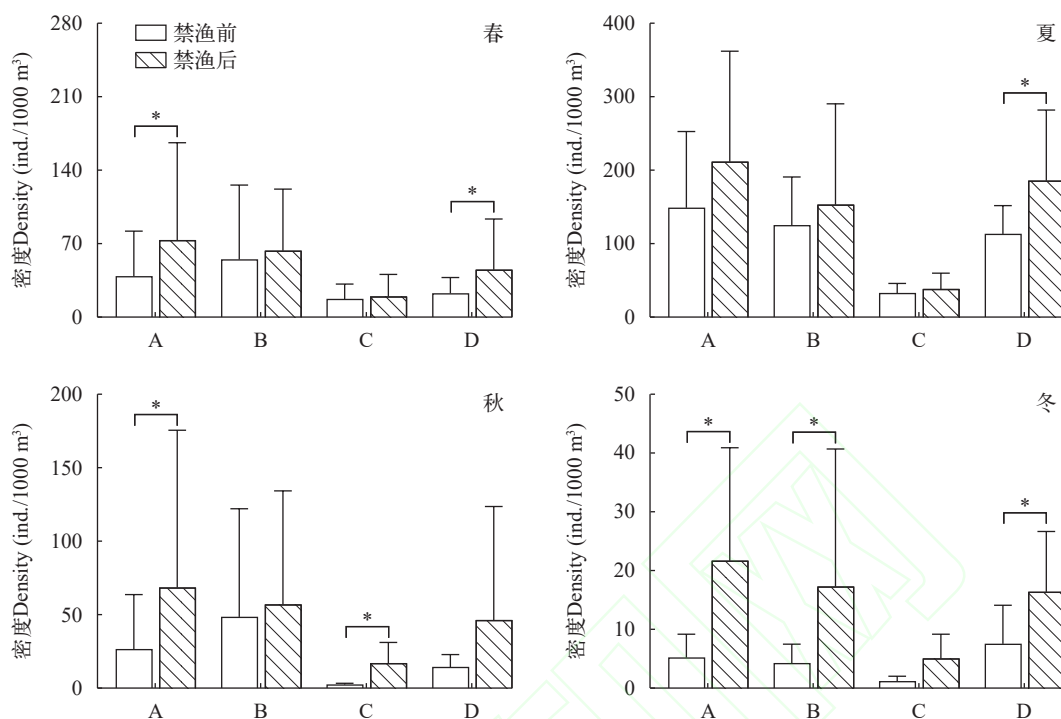


图4 禁渔前后不同生境鱼类平均密度(平均值±标准差)

Fig. 4 Average fish density in different habitats before and after fishing ban (mean±SD)

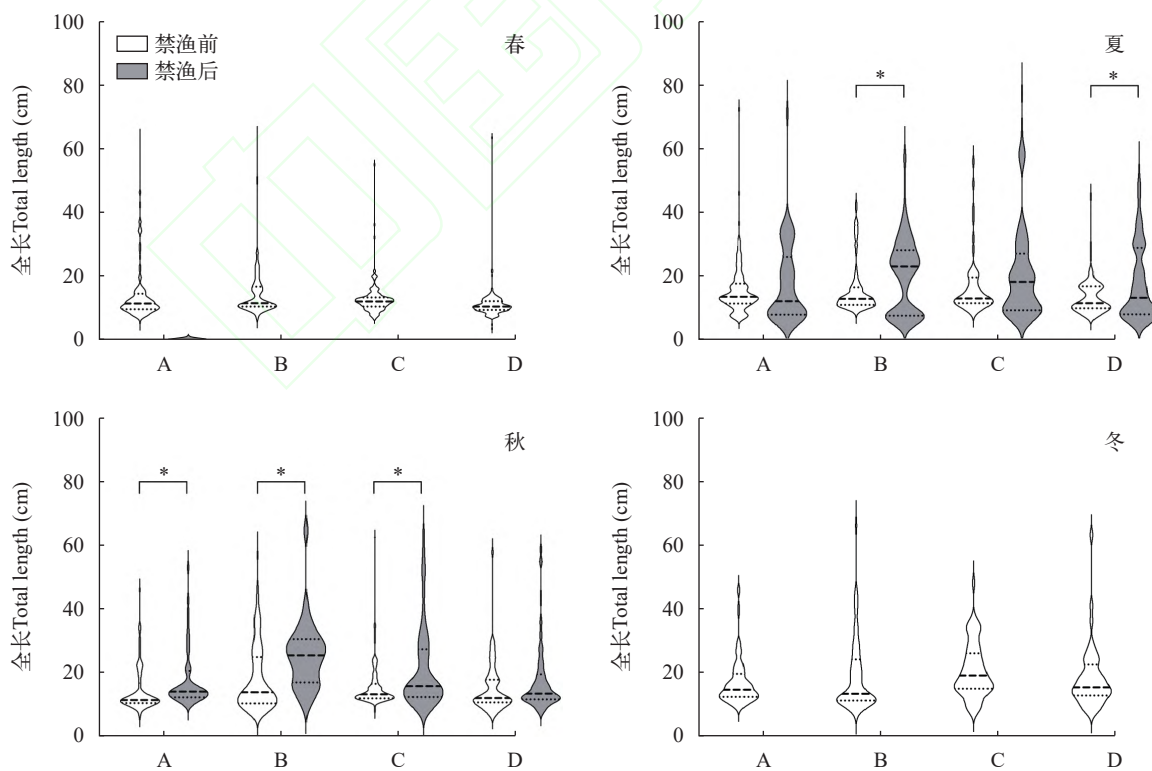
*表示 $P<0.05$ * represents $P<0.05$ 

图5 禁渔前后不同季节渔获全长分布

Fig. 5 Distribution of total length of fish catches in different seasons before and after the fishing ban

虚线自下而上依次为第25百分位数、中位数和第75百分位数, IQR为第25至75百分位数的区间, *表示 $P<0.05$.Dashed lines from bottom to top indicate the 25th, 50th, and 75th percentiles. IQR represents the range between the 25th and 75th percentiles, * represents $P<0.05$.

冬季, $A>D>B>C$, 差异均不显著($P>0.05$)。禁渔后升至 1.86—4.49, 夏季高于秋季, 地点趋势为 $A>B>D>C$ 。Pielou 指数(J), 禁渔前为 0.26—0.69, 整体趋

势为秋季>春季>冬季>夏季, $D>A>C>B$, 差异均不显著($P>0.05$)。禁渔后升至 0.73—0.94, 夏季仍高于秋季, 地点趋势变化为 $A>B>D>C$, 但只有 A、

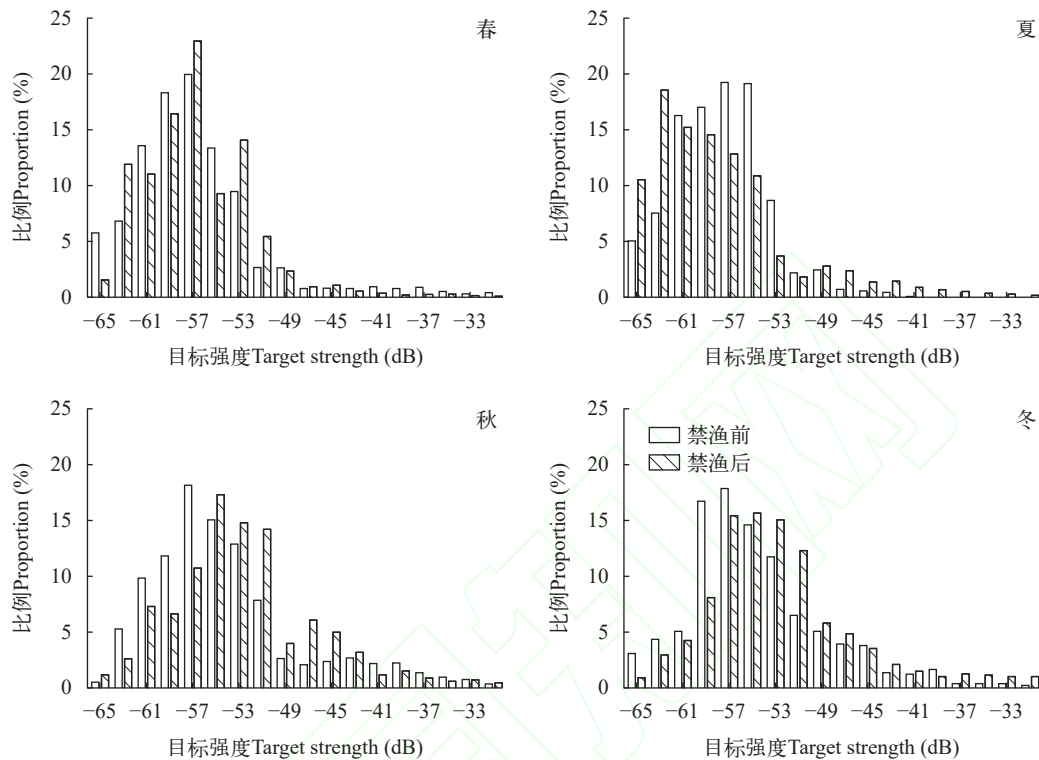


图 6 禁渔前后不同季节鱼类目标强度分布

Fig. 6 Seasonal distribution of fish target strength before and after the fishing ban

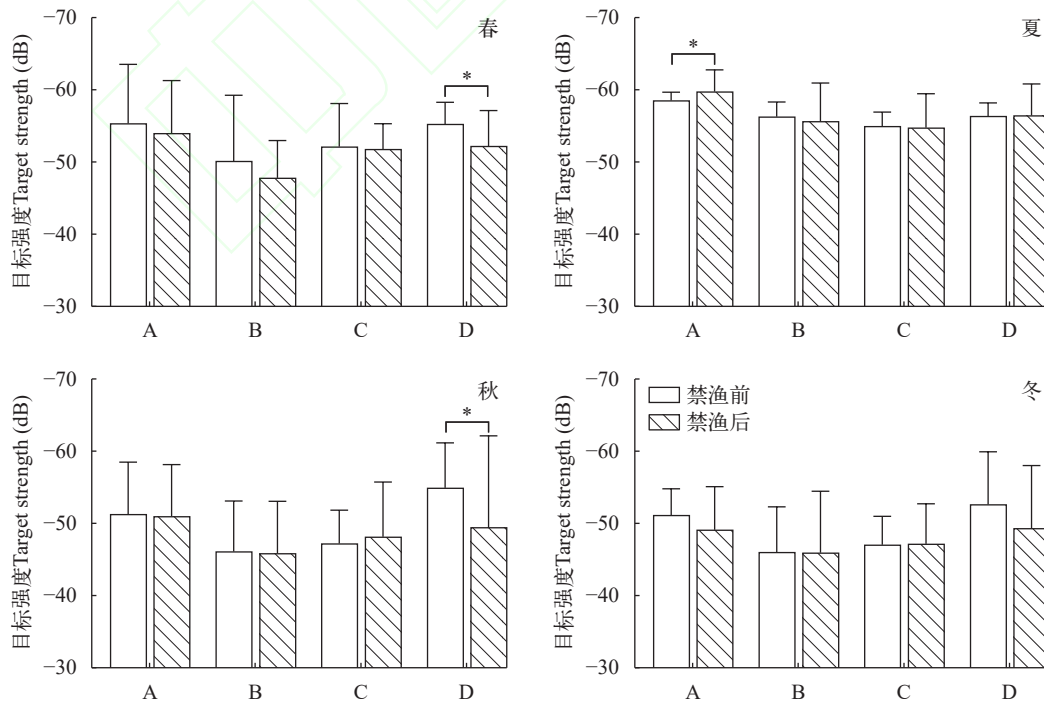


图 7 禁渔前后不同生境鱼类平均目标强度(平均值±标准差)

Fig. 7 Average target strength in different habitats before and after fishing ban (mean±SD)

*表示 $P<0.05$. * represents $P<0.05$.

B生境差异显著($P<0.05$)。

禁渔后夏季和秋季的三个多样性指数均高于禁渔前,但秋季的Shannon-Wiener指数与Margalef指数在禁渔前后差异未达显著水平($P>0.05$)。

3 讨论

3.1 鱼类时空分布特征

探测水域鱼类资源量呈现出A生境>B生境>D生境>C生境的空间格局。这一时空分布格局主要受生境结构、水文条件、空间异质性及鱼类生活史节律的多重驱动。

A、B生境鱼类较高的丰富度与其优越的栖息地结构与水力条件密切相关。二者岸线均为自然泥沙滩和草滩,坡度平缓,为鱼类提供了理想的栖息场所。沙洲边滩是产沉性卵鱼类的重要产卵场,也是底栖动物食性鱼类的主要觅食地^[20];草滩则为产

黏性卵鱼类提供产卵附着基质,并兼具庇护功能^[21]。研究表明,岸线的复杂结构^[20-22]和植被覆盖^[23-24]是维持鱼类多样性的关键因素。其次,沙洲附近河道弯曲,地形阻力增大导致流速减缓,在洲尾及两侧形成大范围缓流或回水区。这种水力条件不仅促进营养物质驻留和饵料生物繁殖,还为游泳能力较弱的仔稚鱼提供“水力避难所”,有效降低其能量消耗^[25-26]。同时,沙洲区域复杂的水动力条件促进了营养物质的混合与滞留,为浮游生物和底栖动物提供了理想的繁殖基底^[24]。此外,B生境内有皖河汇入,汇流水域的流态特征与丰富饵料资源进一步增强了该生境对鱼类的吸引力^[28-29]。最后,沙洲发育、支流汇入及地形起伏共同塑造了A、B生境复杂多样的河床地貌。生境异质性的提升意味着能够容纳更多生物共存^[30]。

C生境鱼类丰度较低,与人工固化岸线的物理

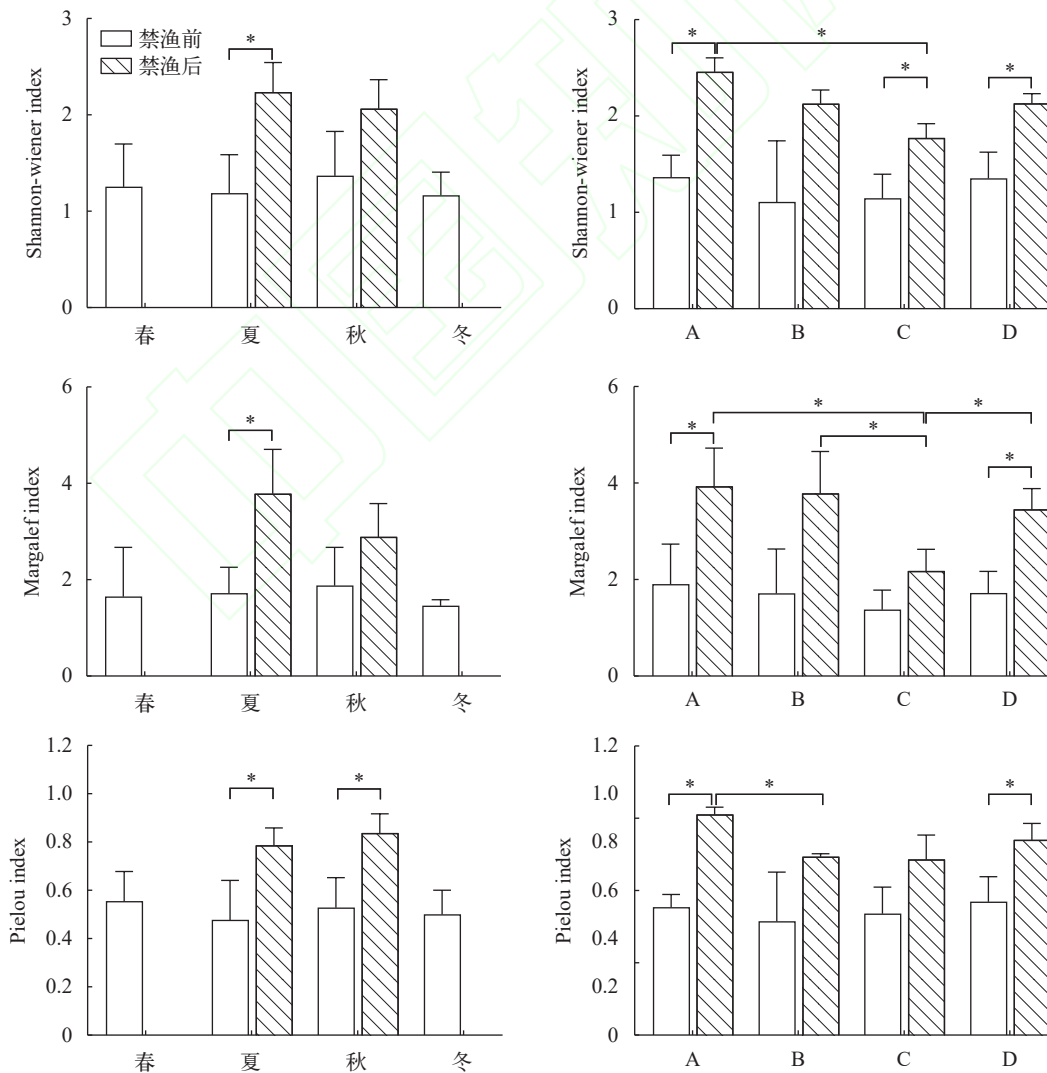


图8 禁渔前后安庆江段鱼类物种多样性时空特征(平均值±标准差)

Fig. 8 Spatiotemporal characteristics of fish species diversity in the Anqing section before and after fishing ban (mean±SD)

*表示 $P<0.05$. * represents $P<0.05$.

结构及生态功能退化密切相关^[31-32]。其一, 栖息地结构简化导致庇护与繁殖功能丧失。相较于自然岸线复杂的地形与植被, 人工固化岸线光滑平整、坡度较大, 结构单调, 无法为仔稚鱼及小型鱼类提供躲避捕食者所需的遮蔽空间^[33]。同时, 泥沙基底与水生植被的缺失, 使产黏性卵或沉性卵鱼类失去产卵附着基质^[34-35]。其二, 底栖生境退化切断了食物网的基础环节。固化岸坡难以支持底栖动物的定殖与生存, 导致底栖动物食性鱼类失去重要饵料来源^[36]。其三, 水-陆生态交错带功能退化阻碍外源性能量输入。自然岸线是河流生态系统最重要的能量输入区, 有机碎屑、昆虫等通过径流进入水体, 构成食物网的重要基础^[37]。固化岸线则如同一道屏障, 阻隔了水陆物质交换, 导致饵料资源显著下降^[31]。其四, 相较于自然岸线, 人工固化护坡糙率降低, 对水流的阻力减小, 导致近岸流速升高, 仔稚鱼难以停留。

鱼类密度的季节变化则主要归因于繁殖节律、水文情势与饵料资源的多重驱动。春夏之际是多数长江鱼类的繁殖期, 大量仔稚鱼在夏季孵化并加入种群, 形成补充群体的年度峰值^[38]。进入秋冬后, 受捕食、疾病等因素影响, 部分个体自然消亡; 同时, 许多小型鱼类世代周期较短(通常1-2年), 其自然死亡高峰集中于冬季, 导致种群数量回落。其次, 夏季丰水期水位上涨, 显著拓展了鱼类栖息地面积, 尤其是沙洲边滩等关键育幼场在此时达到最大^[38]; 而秋冬季枯水期水位下降, 鱼类栖息地大幅收缩。再次, 饵料资源随水温与水位同步波动: 夏季高水位时期, 浮游生物与底栖动物生物量达到年度高峰, 为鱼类提供充足食物支撑; 低温季节生产力降低, 饵料匮乏成为限制鱼类活动与种群数量的重要因素。

3.2 禁渔前后鱼类资源变化

禁渔后鱼类密度、目标强度、平均渔获长度均较禁渔前有所提升。目标强度是衡量鱼类个体大小的声学指标, 鱼类资源量与个体大小的增长, 为长江禁渔政策的初期成效提供了直接的证据。

禁渔后鱼类密度的提升, 首先归因于捕捞压力的解除。捕捞是影响鱼类种群数量的重要因素, 其移除可使鱼类资源通过繁殖和生长实现累积。禁捕前, 研究区域有约620条生产性渔船, 渔业捕捞强度大, 长期压制了种群恢复潜力^[2-3]。禁渔后, 种群补充与存活率同步提升, 驱动了资源量的快速回升^[39]。其次, 捕捞压力的释放可能通过营养级联效应间接优化了食物网结构。研究表明, 选择性捕捞往往导致大型个体减少, 进而改变捕食者-猎物关

系^[40-42]。禁渔后, 随着大型鱼类种群的恢复, 生态系统可能趋向更加稳定的顶控格局, 从而提升了整体的生产力和资源容纳量^[43]。此外, 禁渔后渔业活动解除减少了对鱼类栖息地的干扰, 尤其是对沙洲边滩等关键育幼场的保护, 为仔稚鱼的存活与补充创造了有利条件^[38]。禁渔后, 清节洲洲尾及皖河口鱼类资源增长率较高, 主要原因即在于这些是重要的捕捞水域。

目标强度是表征鱼类个体大小的重要参数, 但其在理论上还受鱼类组成、鱼体姿态等因素的影响。而根据网捕结果, 研究水域的鱼类组成相对稳定(附表), 禁渔前后均以鲤科鱼类为主, 具有相似的声学反射特性。其次, 鱼类的姿态倾角主要与季节及昼夜节律相关^[7]。在禁渔前后探测时间相同的前提下, 鱼体姿态的微小变化不会从根本上改变TS的变化趋势。因此, 鱼类群落中个体增大是目标强度增长的最直接解释。目标强度与鱼类体长呈显著正相关, 其均值上升表明声学探测到的鱼类群体中, 大个体比例增加。网具捕捞结果中, 禁捕后渔获平均全长和四分位距(IQR)的扩大也都得到了印证。禁渔使得更多鱼类有机会完成完整的生活史周期, 达到更大的规格^[40-41], 尤其是目标捕捞鱼类, 如禁渔后的渔获优势种鲂、花鲢和鳊, 以及“四大家鱼”、鳙、大口鲶等大中型鱼类^[44]。这一现象在鄱阳湖及长江其他江段的禁渔效果评估中也得到印证, 禁渔后鱼群的平均体长和年龄结构均显著优化^[39, 45-46]。

3.3 禁渔前后鱼类群落结构变化

禁渔后安庆江段鱼类物种数及多样性指数均呈现出上升趋势。虽然物种数的增加幅度有限, 但多样性指数显著上升, 这一结果表明, 禁渔后鱼类群落结构的转变主要体现为群落内部组成的优化与功能结构的改善, 而非单纯物种数量的增加。

禁渔后鱼类多样性的提升, 最直接的驱动因素是捕捞压力的解除。禁渔前, 安庆江段长期受到渔业捕捞的选择性压力, 导致鱼类群落中个体较大、性成熟较晚的种类数量减少, 群落结构趋于简化^[40-41]。禁渔后, 这些鱼类得以完成完整的生活史过程, 补充群体增加, 稀有和易受干扰鱼类的生存概率提高^[44], 鳗鲡(*Anguilla japonica*)、尖头鲮(*Culter oxycephalus*)和铜鱼(*Coreius heterodon*)等此前调查中鲜有发现的物种^[2-3], 在禁渔后的调查中偶见检出。多样性指数的显著提升, 反映了安庆江段鱼类群落正从由少数小型鱼类主导的简单结构, 向更加多元、种间丰度分布更均匀的方向演替, 群落结构和功能更趋健康稳定。

从多样性的时空格局来看, 禁渔前, 多样性指

数的时空排序呈现出的非一致性, 主要归因于捕捞压力的空间异质性。禁渔后, 多样性指数的时空排序趋于一致(夏季>秋季; A>B>D>C), 表明捕捞压力的消除有效统一了群落响应。同时揭示了高多样性生境本质上兼具较高的物种丰富度与均匀度, 是群落结构更为均衡的体现。

本研究综合运用水声学与网具捕捞评估禁渔前后鱼类资源变化, 二者结果的相互印证增强了结论的可靠性。水声学评估出鱼类丰度、目标强度和空间分布等, 网具捕捞则很好地反映了鱼类组成、体长及体重等信息, 为声学信号归属提供了依据。网具的选择性使其难以全面反映整个水域的鱼类群落结构, 尤其是极端规格个体, 而水声学则能够全面地反映鱼类的个体大小组成。本研究, 目标强度范围显著大于渔获物的全长范围, 这一差异也体现了两种方法的互补性。

3.4 管理启示

长江安庆段鱼类种类组成、丰度、个体大小和多样性的改善, 表明禁渔措施已取得初步成效, 这与其他江段的研究基本吻合^[10-11, 39, 47]。禁渔前后调查时段及生境对比的一致性, 有效规避了因平均密度权重差异而对结果可比性产生的影响, 因此结论具有较高的可靠性。需要指出的是, 禁渔前后两次调查期间水位存在一定差值, 理论上可能对鱼类分布及水声学探测结果产生轻微干扰, 且年际水文及局部栖息地变化等干扰因素亦无法完全排除。因此, 上述结论在解读时需考虑年际环境变异带来的不确定性。当前鱼类群落仍处于禁渔初期的快速恢复阶段, 其长期演变趋势将受水文情势、气候变化、鱼类生活史策略及种间关系等多重因素的共同调控^[34, 48-49], 未来需持续开展长期监测。

此外, 禁渔后鱼类多样性的恢复呈现出显著的空间异质性, 且与岸线的自然属性密切相关。清节洲与新洲洲头已被列为长江江豚保护区的核心区, 这为以鱼类多样性保护为目标的栖息地管理提供了重要政策基础。清节洲尾(A生境)与皖河口(B生境)发育良好的自然泥沙滩及草滩, 是维持鱼类多样性的关键栖息地。建议将其纳入优先保护范围, 维持岸线自然属性, 严禁硬化与开发。与之相比, 城区附近水域(C生境)岸线固化严重, 鱼类觅食、避敌及繁殖功能显著退化, 建议实施生态化改造。D生境则以维持现状为主, 通过低成本干预措施促进其生态功能的自然恢复。同时, A、B生境作为历史捕捞水域, 需实施重点管控, 严禁非法捕捞。(作者声明本文符合出版伦理要求)

参考文献:

- [1] Qin F Y, Duan X J, Zou H, *et al.* Distribution of wetlands of mid-channel bars and islands in Yangtze River main-stream and its influencing factors [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2024, **33**(1): 66-77. [秦风约, 段学军, 邹辉, 等. 长江干流江心洲岛湿地分布格局及其影响因素分析 [J]. *长江流域资源与环境*, 2024, **33**(1): 66-77.]
- [2] Lian Y X, Yang X G, Zhang X L, *et al.* Fish community structure around main habitat of the Yangtze finless porpoise, the Qingjiezhou shoal of Yangtze River [J]. *Biotic Resources*, 2020, **42**(6): 629-636. [连玉喜, 杨晓鸽, 张心璐, 等. 长江江豚重要栖息地清节洲水域鱼类群落结构 [J]. *生物资源*, 2020, **42**(6): 629-636.]
- [3] Wang Y P, Kuang Z, Lin D Q, *et al.* Community structure and species diversity of fish around the Xinzhou shoal in the Anqing section of the Yangtze River, China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, **40**(7): 2417-2426. [王银平, 匡箴, 蔺丹清, 等. 长江安庆新洲水域鱼类群落结构及多样性 [J]. *生态学报*, 2020, **40**(7): 2417-2426.]
- [4] Hu J Y, Yao W Q. Fishes in Yangtze River of Anhui region [J]. *Journal of Anhui University (Natural Science Edition)*, 1996, **20**(1): 96-101. [胡菊英, 姚闻卿. 长江下游安徽江段的鱼类 [J]. *安徽大学学报(自然科学版)*, 1996, **20**(1): 96-101.]
- [5] Zhang M Y, Xu D P, Liu K, *et al.* Ichthyologic survey and primary studies on diversity of fishery species in Anqing section of the Yangtze River [J]. *Journal of lake sciences*, 2006, **18**(6): 670-676. [张敏莹, 徐东坡, 刘凯, 等. 长江安庆江段鱼类调查及物种多样性初步研究 [J]. *湖泊科学*, 2006, **18**(6): 670-676.]
- [6] Liu M D, Li P F, Huang C, *et al.* Spring community structure and species diversity of fish in the Anqing section of Yangtze River [J]. *Journal of Hydroecology*, 2017, **38**(6): 64-71. [刘明典, 李鹏飞, 黄翠, 等. 长江安庆段春季鱼类群落结构特征及多样性研究 [J]. *水生态学杂志*, 2017, **38**(6): 64-71.]
- [7] Simmonds E J, MacLennan D N. Fisheries Acoustics: Theory and Practice (2nd ed) [M]. Oxford: Blackwell Science, 2005.
- [8] Achleitner D, Gassner H, Luger M. Comparison of three standardised fish sampling methods in 14 alpine lakes in Austria [J]. *Fisheries Management and Ecology*, 2012, **19**(4): 352-361.
- [9] Lian Y X, Ye S W, Godlewska M, *et al.* Diurnal, seasonal and inter-annual variability of fish density and distribution in the Three Gorges Reservoir (China) assessed with hydroacoustics [J]. *Limnologia*, 2017, **63**: 97-106.
- [10] Lian Y X, Yang X G, Chen N, *et al.* Construction and protection efficacy evaluation of temporary shelter for Yangtze finless porpoise during waterway regulation [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2024, **44**(12): 5185-5193. [连玉喜, 杨晓鸽, 陈娜, 等. 航道整治期间长江江豚临时庇护

- 所建设及效果评估 [J]. 生态学报, 2024, **44**(12): 5185-5193.]
- [11] Jia C Y, Wang K, Li H F, *et al.* Spatial distribution and density changes of fish resources in East Dongting Lake during early fishing ban period [J]. *South China Fisheries Science*, 2022, **18**(3): 48-56. [贾春艳, 王珂, 李慧峰, 等. 禁渔初期洞庭湖鱼类资源的空间分布与密度变化 [J]. 南方水产科学, 2022, **18**(3): 48-56.]
- [12] 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): 546-558. [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): 546-558.]
- [13] Foote K G, Knudsen H P, Vestnes G, *et al.* Calibration of acoustic instruments for fish density estimation: A practical guide: 144 [R]. Copenhagen, Denmark: International Council for the Exploration of the Sea, 1987.
- [14] Ni Y, Wu H L. Fishes of Jiangsu Province [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2006. [倪勇, 伍汉霖. 江苏鱼类志 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2006.]
- [15] Pinkas L, Oliphant M S, Iverson I L K. Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters [J]. *Fish Bulletin*, 1971, **152**: 1-105.
- [16] Shannon C E, Weaver W. The Mathematical Theory of Communication [M]. Urbana: University of Illinois Press, 1949.
- [17] Margalef R. Information theory in ecology [J]. *General Systems*, 1958, **3**: 36-71.
- [18] Pielou E C. Ecological Diversity [M]. New York: Wiley, 1975: 1-165.
- [19] R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: <http://www.R-project.org/>. 2013.
- [20] Zhu J Z, Guo W T, Li Z Y, *et al.* First insights into the migration route and spatial distribution of the endangered Chinese Sturgeon (*Acipenser sinensis*) in the Yangtze River estuary [J]. *Fishes*, 2024, **9**(8): 321.
- [21] Cunha E R, Winemiller K O, da Silva J C B, *et al.* α and β diversity of fishes in relation to a gradient of habitat structural complexity supports the role of environmental filtering in community assembly [J]. *Aquatic Sciences*, 2019, **81**(2): 1-12.
- [22] Duan X J, Wang X L, Zou H, *et al.* Investigation and assessment of waterfront resources in the Yangtze River economic zone [J]. *Geographical Science*, 2020, **40**(1): 22-31. [段学军, 王晓龙, 邹辉, 等. 长江经济带岸线资源调查与评估研究 [J]. 地理科学, 2020, **40**(1): 22-31.]
- [23] Li W Y, Deng M M, Lai G Y, *et al.* Identification of potential spawning on grasslands in Poyang lake based on RS and hydrodynamic model [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2023, **47**(3): 389-398. [李文娅, 邓名明, 赖格英, 等. 基于RS与水动力模型的鄱阳湖草洲产卵型鱼类潜在产卵场识别 [J]. 水生生物学报, 2023, **47**(3): 389-398.]
- [24] Massicotte P, Bertolo A, Brodeur P, *et al.* Influence of the aquatic vegetation landscape on larval fish abundance [J]. *Journal of Great Lakes Research*, 2015, **41**(3): 873-880.
- [25] Prechtel A R, Coulter A A, Etchison L, *et al.* Range estimates and habitat use of invasive Silver Carp (*Hypophthalmichthys molitrix*): evidence of sedentary and mobile individuals [J]. *Hydrobiologia*, 2018, **805**(1): 203-218.
- [26] Bruckerhoff L A, Leasure D R, Magoulick D D. Flow-ecology relationships are spatially structured and differ among flow regimes [J]. *Journal of Applied Ecology*, 2019, **56**(2): 398-412.
- [27] Legleiter C J. Downstream effects of recent reservoir development on the morphodynamics of a meandering channel: Savery Creek Wyoming, USA [J]. *River Research and Applications*, 2015, **31**(10): 1328-1343.
- [28] Yu D P, Lian Y X, Chen M M, *et al.* Characteristics of hydrodynamics and ecological functions in river confluence [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2026, **46**(7): 3361-3373. [于道平, 连玉喜, 陈敏敏, 等. 河流交汇水域水力特征与生态功能 [J]. 生态学报, 2026, **46**(7): 3361-3373.]
- [29] Ye K, Yan Y, Zhu X Y, *et al.* Fish community characteristics in the confluence area of Wanhe estuary in Anqing section of the Yangtze River [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2021, **40**(6): 1811-1819. [叶昆, 严燕, 朱孝彦, 等. 长江安庆段皖河口汇流区鱼类群落特征 [J]. 生态学杂志, 2021, **40**(6): 1811-1819.]
- [30] Shmida A, Wilson M V. Biological determinants of species diversity [J]. *Journal of Biogeography*, 1985, **12**(1): 1-20.
- [31] Zhu Z B. Effect of shoreline solidification on fish and other aquatic communities in the Anqing section of the Yangtze River [D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2021. [朱宗波. 长江安庆段岸线固化对鱼类等水生生物群落影响研究 [D]. 上海: 上海海洋大学, 2021.]
- [32] Duan X J, Wang X L, Zou H, *et al.* Implication and assessment of the ecological integrity of riverfront along great rivers: Taking the Yangtze River as an example [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2023, **43**(14): 5788-5801. [段学军, 王晓龙, 邹辉, 等. 大河岸线生态完整性内涵及评估方法——以长江岸线为例 [J]. 生态学报, 2023, **43**(14): 5788-5801.]
- [33] Bulleri F, Chapman M G, Underwood A J. Intertidal assemblages on seawalls and vertical rocky shores in Sydney Harbour, Australia [J]. *Austral Ecology*, 2005, **30**(6): 655-667.
- [34] Sanger D M, Holland A F, Gainey C. Cumulative impacts of dock shading on *Spartina alterniflora* in South Carolina Estuaries [J]. *Environmental Management*, 2004, **33**(5): 741-748.

- [35] Hu J B. Approach for ecological rehabilitation of urban river course [J]. *South-to-North Water Transfers and Water Science and Technology*, 2009, 7(2): 128-130. [胡静波. 城市河道生态修复方法初探 [J]. *南水北调与水利科技*, 2009, 7(2): 128-130.]
- [36] Edwards R A, Smith S D A. Subtidal assemblages associated with a geotextile reef in south-east Queensland, Australia [J]. *Marine and Freshwater Research*, 2005, 56(2): 133-142.
- [37] Xia J H, Yan Z M. Concept and function of ecological riparian zone [J]. *Water Resources and Hydropower Engineering*, 2006, 37(5): 14-17, 24. [夏继红, 严忠民. 生态河岸带的概念及功能 [J]. *水利水电技术*, 2006, 37(5): 14-17, 24.]
- [38] 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.]
- [39] Xiong F Y, Li Z Y, Brosse S, *et al.* Fishing ban halts seven decades of biodiversity decline in the Yangtze River [J]. *Science*, 2026, 391(6786): 719-723.
- [40] 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.
- [41] 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.
- [42] Wang Y, Xu J, Yu X, *et al.* Fishing down or fishing up in Chinese freshwater lakes [J]. *Fisheries Management and Ecology*, 2014, 21(5): 374-382.
- [43] 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.]
- [44] 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.
- [45] 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.]
- [46] Shao H W, Lu W K, Li M Z, *et al.* Evaluation of fishing ban effect in the Poyang Lake based on the analysis fish body length structure [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2025, 49(5): 18-29. [邵涵文, 鲁文楷, 黎明政, 等. 基于鱼类体长结构分析的鄱阳湖禁渔效果评估 [J]. *水生生物学报*, 2025, 49(5): 18-29.]
- [47] Liu F, Wang Z, Xia Z J, *et al.* Changes in fish resources 5 years after implementation of the 10-year fishing ban in the Chishui River, the first river with a complete fishing ban in the Yangtze River Basin [J]. *Ecological Processes*, 2023, 12(1): 51.
- [48] 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.
- [49] 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.

CHARACTERISTICS OF CHANGES IN FISH RESOURCES AND DISTRIBUTION PATTERN IN THE ANQING SECTION OF THE YANGTZE RIVER UNDER THE FISHING BAN

ZHONG Zhihua¹, JIA Jinxu¹, LI Yijun¹, LIU Silei³, YANG Xiaoge^{1,2}, YAN Yan⁴,
ZHU Xiaoyan⁴, LIAN Yuxi^{1,2} and LIU Kai³

(1. College of Life Science, Anqing Normal University, Anqing 246133, China; 2. Engineering Technology Research Center for Aquatic Organism Conservation and Water Ecosystem Restoration in University of Anhui Province, Anqing 246133, China; 3. Key Laboratory of Freshwater Fisheries and Germplasm Resources Utilization, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Freshwater Fisheries Research Center, Chinese Academy of Fishery Sciences, Wuxi 214081, China; 4. Anqing Aquatic Technology Promotion Center Station, Anqing 246133, Anhui, China)

Abstract: To evaluate the effectiveness of the fishing ban in the Anqing section of the Yangtze River, seasonal surveys

of fish resources were conducted before and after the ban using a combination of hydroacoustic and net sampling methods. The results indicated that: (1) A total of 56 fish species were recorded, with an increase in species number, larger body size of dominant species, and higher diversity after the ban. (2) Fish density increased overall after the ban, being higher in all seasons compared to pre-ban levels, though the difference in summer was not significant ($P>0.05$). While all habitats experienced density increases, the most pronounced rise occurred in winter, reaching 2.2 to 4.1 times pre-ban levels. (3) The mean target strength increased after the ban, with a significant difference in spring ($P<0.05$); the proportion of high target strength range increased in autumn and winter. The mean total length of catches increased after the ban, with a significant difference in autumn ($P<0.05$), and the interquartile range of total length showed an expanding trend, indicating an increase in fish individual size. (4) After the ban, fish density and diversity followed a pattern of $A>B>D>C$, with significant resource increases observed in historically fished areas, such as the tail of Qingjie island and the estuary of the Wan River. The improvements in fish diversity, richness, and individual size demonstrate that the fishing ban in the Anqing section of the Yangtze River has achieved preliminary ecological effects. However, as the system is in a rapid recovery phase, continued long-term monitoring is essential. Furthermore, the spatial heterogeneity in fish richness and diversity suggests that differentiated management measures should be implemented for different habitats: priority protection should be given to the Qingjie island area and the estuary of the Wan River and their natural shorelines, ecological restoration should be implemented for urbanized shorelines, and historically fished areas should be placed under strict control.

Key words: Fishing ban; Fish resource; Hydroacoustics; Anqing section of the Yangtze River; Distribution pattern