

Li B W, Du S W, Wang H L, *et al.* Community structure of macrozoobenthos in two typical habitats of Caizi Lake during the early period of the “10-Year Fishing Ban” [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2025, 49(8): 082517. [李博文, 杜士威, 王慧丽, 等. 禁捕初期菜子湖两种典型生境底栖动物群落结构研究 [J]. 水生生物学报, 2025, 49(8): 082517.]

禁捕初期菜子湖两种典型生境底栖动物群落结构研究

李博文¹ 杜士威¹ 王慧丽¹ 姜 潮² 张晓可^{1,3*} 刘 凯^{4*}

(1. 安庆师范大学生命科学学院, 水生生物保护与水生态修复安徽省高等学校工程技术研究中心, 安庆 246133; 2. 南京农业大学无锡渔业学院, 无锡 214081; 3. 安徽省皖江流域种群生态模拟与控制国际联合研究中心, 安庆 246133; 4. 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)

摘要: 为了解禁捕初期菜子湖大型底栖动物群落结构, 本研究于2022—2024年对菜子湖两种典型生境(湖滨带和敞水区)开展了季节性调查。研究结果表明, 共采集底栖动物83种, 隶属于3门7纲17目32科, 其中中国淡水蚌(*Novaculina chinensis*)和背瘤丽蚌(*Lamprotula leai*)为菜子湖首次记录的国家二级保护动物。整个调查区域底栖动物的平均密度和生物量分别为208 ind./m²和75.8 g/m², 且呈现出明显的空间分布差异; 菜子湖西侧湖区及出湖河流长河底栖动物现存量明显高于其他区域。两种不同生境相比, 湖滨带共采集底栖动物66种, 以小划蝾(*Micronectra* sp.)和环足摇蚊(*Cricotopus* sp.)为主要优势种; 敞水区共采集44种, 主要以小摇蚊(*Microchironomus* sp.)和长足摇蚊(*Tanytus* sp.)优势度最高。湖滨带平均生物量占比以十足目(虾类)最高, 且不同功能摄食类群的相对丰度变化较大; 敞水区平均生物量占比主要以软体动物最高, 且不同功能摄食类群相对丰度较为恒定。然而, 双因素方差分析结果表明生境类型、季节及其交互作用均对菜子湖底栖动物的现存量没有显著影响。单因素相似性分析结果显示, 两种典型生境底栖动物群落明显分离且差异显著; 不同季节底栖动物群落虽有一定重叠, 但也存在显著差异。植被盖度、底质类型和水温是造成不同季节两种典型生境底栖动物群落差异的主要影响因素。与禁捕前历史数据相比, 此次调查底栖动物种类数和现存量明显增加, 但敞水区主要优势种已由摇蚊幼虫、寡毛类和软体动物共存演变为摇蚊幼虫为主。后续研究中仍需持续跟踪监测, 从而为底栖动物资源恢复和禁捕效果评估提供科学依据。

关键词: 菜子湖; 大型底栖动物; 群落结构; 十年禁渔; 生态恢复

中图分类号: S932.8 文献标识码: A 文章编号: 1000-3207(2025)08-082517-12

doi: 10.3724/1000-3207.2025.2024.0480 CSTR: 32229.14.SSSWXB.2024.0480



长江中下游湖泊众多, 总面积达15770 km²^[1], 历史上这些湖泊多与长江干流自由连通, 形成独特的江湖复合生态系统, 并孕育出十分多样的淡水生物群落, 成为中国乃至世界上罕有的淡水物种资源库^[2]。底栖动物作为该生态系统重要的组成部分, 是食物网中不可或缺的一环, 起着改变沉积物理化性质、加速营养物质循环等作用^[3]。此外, 底栖动物由于生活周期长、生活场所固定且对水质变化较为敏感, 常被用作湖泊生态系统变化的指示类群^[4]。

目前长江流域已记录的底栖动物多达1033种属^[5]。然而, 受江湖阻隔、水产养殖、过度捕捞和水体富营养化等影响, 长江流域水生生物资源已严重退化, 生物多样性明显降低^[6]。以软体动物为例, 目前长江中下游贝类丰富度明显降低, 处于近危或受威胁状态的种类已占总数的56.5%^[7]。

菜子湖作为长江中下游典型的泛滥平原湖泊, 其多样的生境类型为不同水生生物群落提供了良好的栖息场所。但由于大面积围垦、高强度

收稿日期: 2024-12-09; 修订日期: 2025-01-23

基金项目: 安徽省重点水域水生生物资源监测项目(ZF2024-18-0482); 安徽省高校自然科学研究重点项目(2023AH050477)资助 [Supported by the Project of Aquatic Organism Resources Monitoring in Key Water Regions of Anhui Province (ZF2024-18-0482); the Key Project of Natural Science foundation for universities of Anhui Province (2023AH050477)]

作者简介: 李博文(1999—), 男, 硕士研究生; 主要从事底栖动物生态学研究。E-mail: 13605559309@163.com

通信作者: 张晓可, E-mail: zxksgs@163.com 刘凯, E-mail: liuk@ffrc.cn *共同通信作者

©The Author(s) 2025. This is an open access article under the CC-BY 4.0 License (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

围网养殖和水文情势改变等原因,现阶段菜子湖水体面积已明显缩小,水生生物多样性严重丧失^[8]。为扭转这一不利局面,该湖泊于2021年1月1日起开始全面实施“十年禁渔”政策。底栖动物作为菜子湖重要的指示类群,可较好反映禁捕前后水体生态环境的变化。然而,目前已有对菜子湖底栖动物的研究主要集中在敞水区^[9,10],未对湖滨带开展过系统调查。为全面了解菜子湖底栖动物的多样性并科学评估禁捕前后其群落结构的变化,本研究对菜子湖两种典型生境(湖滨带和敞水区)进行了系统调查,分析了两种生境底栖动物群落特征的差异;结合历史数据,评估了禁捕初期敞水区底栖动物群落的变化。本研究结果不仅可为菜子湖底栖动物资源的恢复和禁捕效果评估提供科学依据,还可为长江中下游其他湖泊生态调控提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

菜子湖群(N30°43′—30°58′, E117°01′—117°09′)位于安徽省境内,水面由嬉子湖、白兔湖和菜子湖

等相互连通的湖区组成,且以菜子湖区面积最大,故统称菜子湖(图1)。整个菜子湖水面积约172.1 km²,平均水深1.67 m,是长江中下游典型的浅水湖泊^[11]。湖区为典型的亚热带季风气候区,年均气温和降雨量分别为16.5℃和1389 mm,湖水主要依赖地表径流和降水补给。菜子湖历史上通过长河与长江干流自由连通,水位波动节律与长江干流基本一致;1959年枞阳闸的建立使菜子湖成为阻隔湖泊,年内水位变幅明显减小^[11]。

菜子湖主湖区和湖滨带生境状况差异较大,其中湖滨带植被主要以苔草(*Carex* sp.)、藨草(*Phalaris arundinacea*)和酸模叶蓼(*Persicaria lapathifolia*)等为主,而敞水区已无水生植物分布。本研究分别于2022—2023年对菜子湖两种典型生境(湖滨带与敞水区)大型底栖动物及其相关环境因子进行季节性调查,其中湖滨带调查时间为2022年11月及2023年2、5和7月,敞水区调查时间为2022年7、10及2023年2和5月。考虑到常规调查方法对软体动物的采集效果较差,本研究还于2024年5月对菜子湖敞水区软体动物进行了补充调查。整个菜子湖共设置23个样点,其中湖滨带和敞水区分别设置8和15个样点(图1)。

1.2 研究方法

湖滨带大型底栖动物采用直角手抄网(边长30 cm×30 cm)在浅水区域进行定量采集,采样长度为1 m;此外,另使用手抄网和手持蚌耙在采样点周围不同小生境进行底栖动物的定性采集。敞水区底栖动物采用开口面积1/32 m²的Van Veen采泥器进行采集,每个样点重复采集4次合并成1份。敞水区软体动物补充调查中,采用直角蚌耙(边长50 cm×50 cm)进行定性采集。所有样品采集完成后均使用60目分样筛进行清洗,然后置于白色解剖盘中分拣底栖动物标本,并加入75%的乙醇固定保存。所有标本带回实验室后依据相关文献^[12—14]进行分类鉴定,并统计其数量和湿重,最后将每个样点底栖动物的数量和重量换算成单位面积的密度(ind./m²)和生物量(g/m²)。

每个样点使用便携式水质分析仪(YSI ProPlus)现场测定水温(Temperature, T)、pH、溶解氧(Dissolved Oxygen, DO)和电导率(Conductivity, Cond)等参数;使用便携式测深仪(SM-5)和测深杆分别测定敞水区和湖滨带的水深(Water Depth, WD);使用赛氏盘测定水体透明度(Secchi Depth, SD);使用赋值法对底质类型(Substrate, S)进行分类,其中黏土、淤泥、泥沙、沙质和砾石分别赋值1—5^[15];使用目视估算法评估每个采样点的植被盖度(Vegetation

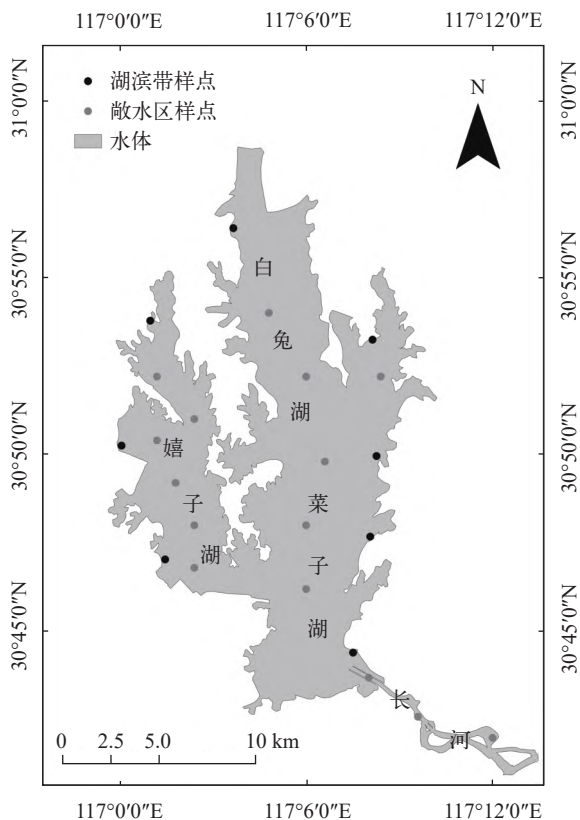


图1 菜子湖两种典型生境采样点分布

Fig. 1 Distribution of the sampling sites in two typical habitats of Caizi Lake

Coverage, VC)。此外, 每个样点另取1 L水样带回实验室, 测定水体中叶绿素 a (Chlorophyll a , Chl. a)、总氮(Total Nitrogen, TN)和总磷(Total Phosphorus, TP)等水质指标。

1.3 数据分析

本研究中底栖动物定性采集数据仅用于丰富物种名录, 不参与其他定量分析。采用 t 检验判断菜子湖两种典型生境环境因子的差异。采用双因素方差分析检验生境类型、季节及其交互作用对菜子湖底栖动物密度和生物量的影响; 如果存在显著差异, 用Tukey's HSD (Honestly Significant Difference)多重比较来检验组之间的差异; 数据分析前进行正态性和方差齐性的检验, 如有必要则采用log转化以满足正态性和方差齐性^[16]。采用ArcGIS 10.8软件绘制大型底栖动物现存量空间分布图; 数据采用二阶log转化, 然后选择克里金(Kriging)插值法用于量化底栖动物数据的空间结构并预测未采集区域的密度和生物量。采用优势度指数来确定大型底栖动物的优势种, 当优势度指数大于0.02时判定为优势种^[17]。此外, 所有物种依据食性的不同划分为刮食者、撕食者、收集者和捕食者等4个功能摄食类群^[18]。

使用Primer 5.0软件对大型底栖动物群落结构进行统计分析。将不同生境及不同季节底栖动物数据进行 $\lg(X+1)$ 转换后计算Bray-Curtis相似性系数矩阵, 基于相似性系数矩阵, 运用非线性多维标度排序(Nonmetric Multidimensional Scaling, NMDS)对底栖动物群落结构进行分析, 并利用单因素相似性分析(Analysis of Similarities, ANOSIM)检验不同生境及不同季节底栖动物群落结构的差异性。用胁迫系数(Stress)衡量NMDS二维排序图的优劣, 当 $\text{stress}<0.1$ 时, 表明排序较好; 当 $0.1<\text{stress}<0.2$ 时, 表示排序具有一定解释意义; 当 $\text{stress}>0.2$ 时, 表明排序无解释意义^[19]。根据 R 值确定底栖动物群落的分离程度: 当 $R<0.25$, 表示群落明显重叠不可分离; 当 $0.25<R<0.5$, 表示群落存在一定重叠但仍然可分离; 当 $0.5<R<0.75$, 表示群落有少量重叠但仍明显分离; 当 $R>0.75$, 表示群落明显分离^[20]。

使用Canoco 5.0软件确定影响底栖动物种类组成和分布的主要环境因子。首先以2种生境4次调查底栖动物密度数据构建矩阵, 并将底栖动物密度占比低于0.1%的种类去除以降低稀有物种对数据的影响, 然后对底栖动物密度与环境因子数据均进行 $\lg(X+1)$ 转化后构建矩阵^[8]。本研究中两种典型生境共有9个环境因子参与分析, 分析前使用Spearman相关性检验来排除高度相关($|r|>0.7$)两个环境

因子中重要性低的一个^[21], 最后实际只有8个环境因子参与分析。先对转化后的数据进行除趋势对应分析(Detrended Correspondence Analysis, DCA), 然后根据DCA分析结果中各排序轴长度判断采用线性或非线性模型。本研究中排序轴的最大梯度值为7.2, 因此选择典范对应分析(Canonical Correlation Analysis, CCA)能更好地拟合两者之间的关系。

菜子湖2001^[9]、2008—2009^[10]和2017—2020年^[22]历史调查数据用于本研究的对比分析。其中, 2001年调查仅在夏、秋两季对敞水区开展了采集, 调查强度明显低于本研究; 2008—2009年调查强度与本研究相近, 但仅在4个季节对敞水区进行了采集; 2017—2020年调查仅对菜子湖及其主要支流软体动物进行了专项采集。因此, 2001和2017—2020年历史调查数据仅用于丰富物种名录以及判断历史种类存在与否; 2008—2009年历史调查数据用于禁捕前后敞水区底栖动物群落变化分析。数据分析前对历史数据中的同物异名和拉丁名分别进行校核, 最后2001、2008—2009和2017—2020年实际分别调查到26、37和18种底栖动物。

2 结果

2.1 环境参数

两种典型生境理化参数存在一定差异。 t 检验分析结果表明, 湖滨带与敞水区的水深、底质类型、植被盖度和pH均存在显著差异, 但水温、电导率、溶解氧、总氮和总磷均不存在显著差异(表1)。总体而言, 湖滨带植被盖度高、水深浅且底质粒径偏大, 而敞水区水生植被完全消失, 底质主要以淤

表1 菜子湖两种典型生境理化参数对比(均值 $\pm$ 标准误)

Tab. 1 Comparison of physical and chemical parameters in two typical habitats of Caizi Lake (mean $\pm$ SE)

指标 Index	湖滨带 Littoral area	敞水区 Offshore area	T 检验 T test
水温 T ($^{\circ}\text{C}$)	20.8 $\pm$ 0.2	21.1 $\pm$ 0.3	$t=-0.15$, $P=0.88$
水深WD (m)	0.46 $\pm$ 0.01	3.74 $\pm$ 0.50	$t=-8.77$, $P<0.01$
pH	7.85 $\pm$ 0.08	8.09 $\pm$ 0.04	$t=-2.46$, $P=0.02$
电导率Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	202.07 $\pm$ 5.90	203.30 $\pm$ 2.47	$t=-0.17$, $P=0.87$
溶解氧DO (mg/L)	10.03 $\pm$ 0.16	9.15 $\pm$ 0.18	$t=1.87$, $P=0.07$
透明度SD (cm)	—	31 $\pm$ 2	—
叶绿素 a Chl. a ($\mu\text{g}/\text{L}$)	—	24.30 $\pm$ 2.72	—
总氮TN (mg/L)	0.89 $\pm$ 0.09	0.92 $\pm$ 0.07	$t=-0.30$, $P=0.77$
总磷TP (mg/L)	0.14 $\pm$ 0.02	0.16 $\pm$ 0.02	$t=-0.53$, $P=0.60$
底质类型S	4.25 $\pm$ 0.29	2.00 $\pm$ 0.16	$t=14.38$, $P<0.01$
植被盖度VC (%)	23.8 $\pm$ 0.1	0.0 $\pm$ 0.0	$t=13.34$, $P<0.01$

注: 湖滨带透明度见底, 无法测定; 湖滨带叶绿素 a 未测定

Note: Sechii depth and chlorophyll a in littoral area are not measured

泥为主。

2.2 种类组成

共采集大型底栖动物83种, 隶属于3门7纲17目32科(附录1), 其中寡毛类、软体动物、水生昆虫和其他动物种类数分别为14、24、39和6种。软体动物中国家二级保护动物2种, 分别为中国淡水蛭(*Novaculina chinensis*)和背瘤丽蚌(*Lamprotula leai*); 中国特有种4种, 分别为橄榄蛭蚌(*Solenia oleivora*)、卵形尖嵴蚌(*Acuticosta ovata*)、中国尖嵴蚌(*Acuticosta chinensis*)和扭蚌(*Arconaia lanceolata*)等。

湖滨带底栖动物种类数明显高于敞水区, 共采集66种, 其中寡毛类、软体动物、水生昆虫和其他动物种类数分别为8、21、31和6种; 敞水区共采集底栖动物44种, 其中寡毛类、软体动物、水生昆虫和其他动物种类数分别为11、15、17和1种。4个不同季节相比, 春季湖滨带种类数最多, 夏季敞水区种类数最多, 且两种生境均以水生昆虫为主体(图2)。

湖滨带大型底栖动物优势种共7种, 其中小划蟾(*Micronectra* sp.)优势度最高, 为0.32; 其次是环足摇蚊(*Cricotopus* sp.), 为0.11; 其他物种优势度均

在0.10以下(表2)。敞水区大型底栖动物优势种与湖滨带差异较大, 且主要以摇蚊幼虫为主(共6种); 在所有优势种中, 小摇蚊(*Microchironomus* sp.)、长足摇蚊(*Tanypus* sp.)和米虾(*Caridina* sp.)优势度最高, 分别为0.29、0.16和0.10; 其他物种优势度均在0.10以下。

2.3 现存量

菜子湖大型底栖动物平均密度和生物量分别为208 ind./m²和75.8 g/m², 且呈现明显的空间分布差异; 菜子湖西侧湖区(嬉子湖区)和出湖河流长河底栖动物密度和生物量明显高于其他区域(图3)。双因素方差分析结果表明生境类型(密度: $F=0.14$, $P=0.71$; 生物量: $F=0.02$, $P=0.89$)、季节(密度: $F=1.48$, $P=0.23$; 生物量: $F=0.46$, $P=0.71$)及其交互作用(密度: $F=1.47$, $P=0.23$; 生物量: $F=0.74$, $P=0.53$)均对菜子湖底栖动物的密度和生物量无显著影响。

两种生境相比, 菜子湖湖滨带大型底栖动物平均密度和生物量分别为136 ind./m²和2.17 g/m²; 密度上水生昆虫占优势, 为总量的55.3%; 生物量上其他动物占优势(主要为十足目的虾类), 为总量的78.9%(图4)。敞水区底栖动物平均密度和生物量虽明显高于湖滨带, 但均无显著差异, 分别为247 ind./m²和115 g/m²; 密度上水生昆虫占优势, 为总量的89.3%; 生物量上软体动物占优势, 为总量的99.4%(图4)。不同季节相比, 4个时期菜子湖底栖动物密度组成均以水生昆虫为主, 但夏季底栖动物密度明显高于其他3个季节, 为328 ind./m²; 春、秋两季由于各有1个样点采集到大型双壳类, 底栖动物生物

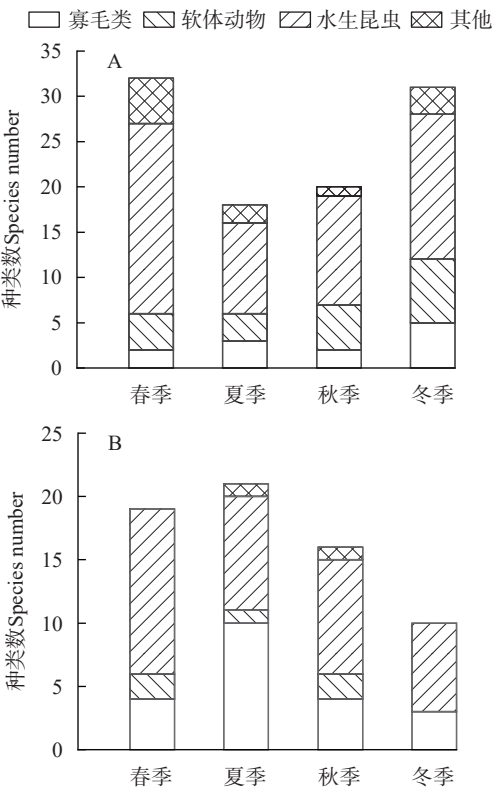


图2 菜子湖两种典型生境不同季节底栖动物种类数

Fig. 2 Species richness of macrozoobenthos in different seasons of Caizi Lake

A. 湖滨带; B. 敞水区

A. Littoral area; B. Offshore area

表2 菜子湖两种典型生境大型底栖动物优势种组成

Tab. 2 Composition of dominant macrozoobenthos in two typical habitats of Caizi Lake

生境 Habitats	物种 Species	优势度 Dominance
湖滨带 Littoral area	小划蟾属1种 <i>Micronectra</i> sp.	0.32
	环足摇蚊属1种 <i>Cricotopus</i> sp.	0.11
	米虾属1种 <i>Caridina</i> sp.	0.10
	沼虾属1种 <i>Macrobrachium</i> sp.	0.06
	仙女虫属1种 <i>Nais</i> sp.	0.06
	霍甫水丝蚓 <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	0.03
	细蜉属1种 <i>Caenis</i> sp.	0.02
	小摇蚊属1种 <i>Microchironomus</i> sp.	0.29
敞水区 Offshore area	长足摇蚊属1种 <i>Tanypus</i> sp.	0.16
	隐摇蚊属1种 <i>Cryptochironomus</i> sp.	0.08
	菱跗摇蚊属1种 <i>Clinotanypus</i> sp.	0.05
	裸须摇蚊属1种 <i>Prosilocerus</i> sp.	0.05
	前突摇蚊属1种 <i>Procladius</i> sp.	0.03
	霍甫水丝蚓 <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	0.03

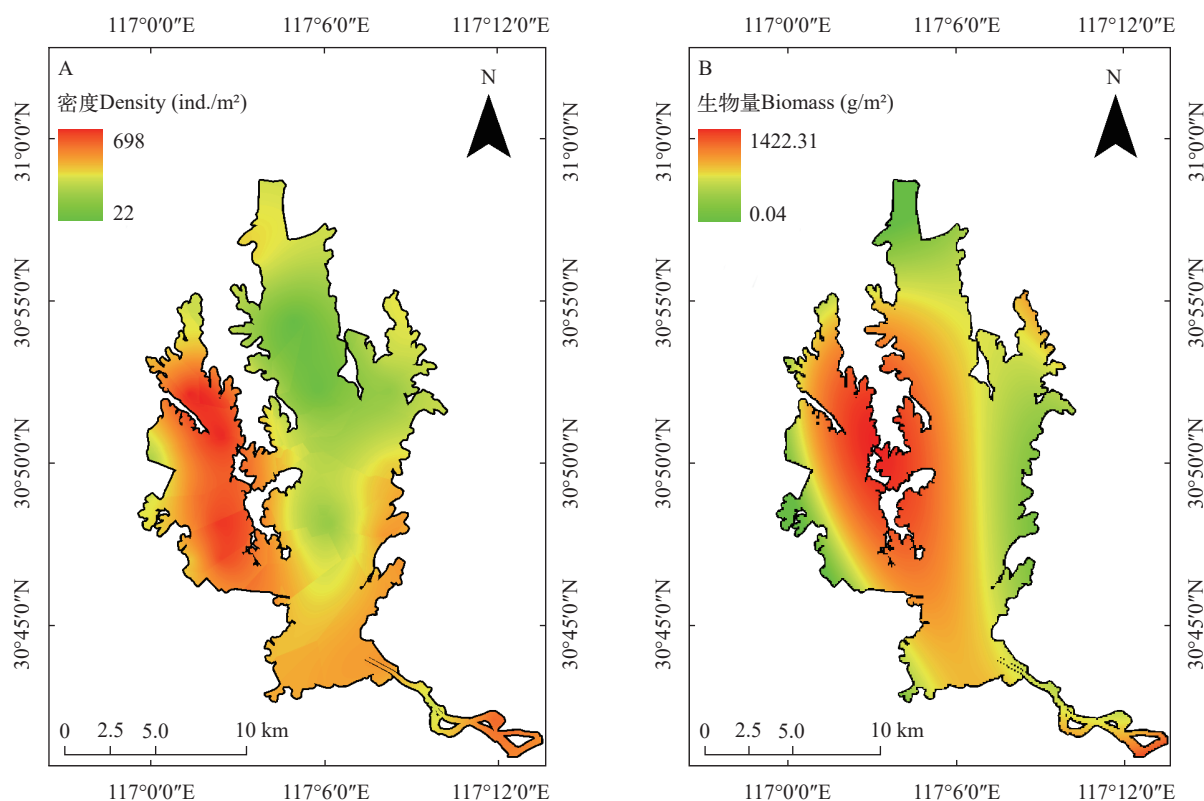


图3 菜子湖大型底栖动物密度(A)和生物量(B)空间分布

Fig. 3 Spatial distributions of density (A) and biomass (B) of macrozoobenthos in Caizi Lake

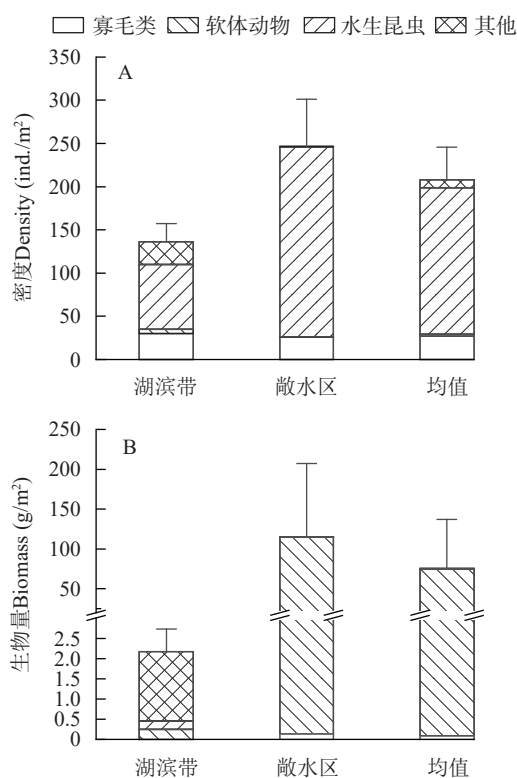


图4 菜子湖两种典型生境底栖动物密度(A)和生物量(B)

Fig. 4 Density (A) and biomass (B) of macrozoobenthos in two typical habitats of Caizi Lake (mean±SE)

量偏高,但与其他季节却不存在显著差异(图5)。

2.4 功能摄食类群

不同季节菜子湖湖滨带各功能摄食类群密度的相对丰度变化较大,但敞水区的却较为恒定(图6)。湖滨带刮食者、撕食者、捕食者和收集者分别为7.2%—74.2%、0—22.3%、1.0%—49.5%和6.7%—79.2%;敞水区以上4个功能摄食类群的相对丰度分别为0—0.6%、0—1.1%、11.3%—22.4%和77.6%—88.7%。

2.5 多元分析

NMDS分析结果表明,不同生境以及不同季节底栖动物群落排序分析的胁迫系数均小于0.2,表明排序具有解释意义(图7和图8)。ANOSIM分析结果表明,两种典型生境底栖动物群落明显分离且差异显著($R=0.68$, $P<0.01$);不同季节底栖动物群落结构也存在显著差异(湖滨带 $R=0.61$, $P<0.01$;敞水区 $R=0.27$, $P<0.01$),其中湖滨带任意两季均能较好分离;敞水区除春、夏两季和秋、冬两季明显重叠不可分离,其余任意两季均能分离。

CCA和Monte Carlo 检验分析表明,影响菜子湖大型底栖动物群落结构的主要环境因子为植被盖度、底质类型和水温(图9)。排序轴前两轴的特

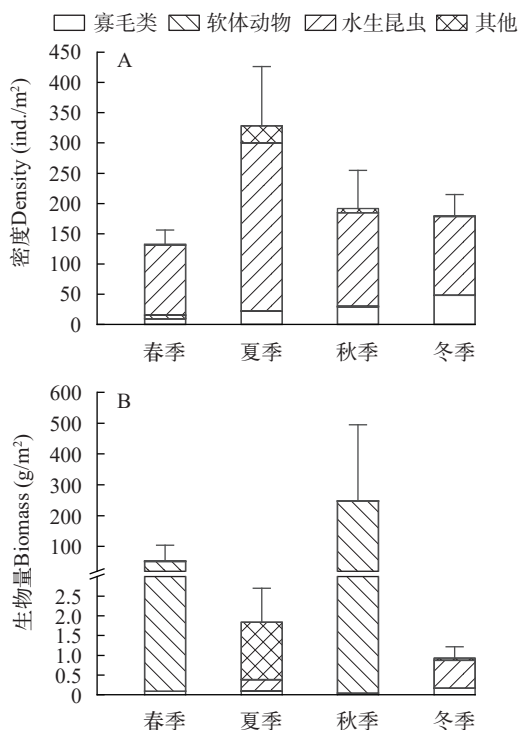


图5 菜子湖不同季节底栖动物密度(A)和生物量(B)

Fig. 5 Density (A) and biomass (B) of macrozoobenthos in different seasons of Caizi Lake (mean±SE)

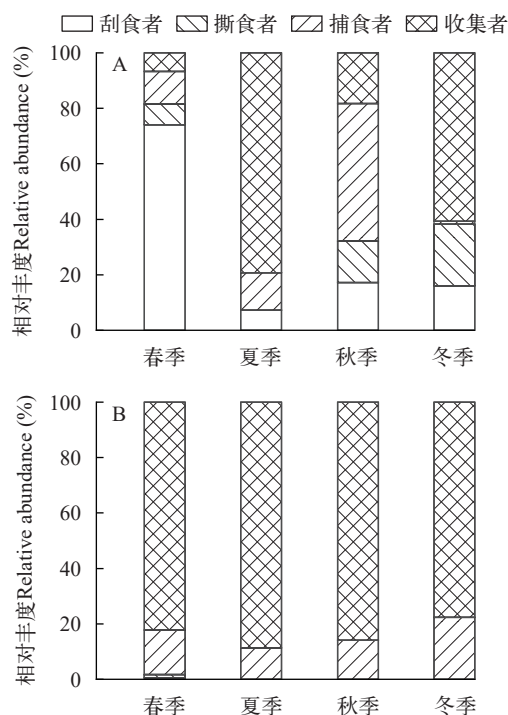


图6 菜子湖两种典型生境不同季节各功能摄食类群密度的相对丰度

Fig. 6 Relative abundance of density of macrozoobenthic functional feeding groups in two typical habitats of Caizi Lake among different seasons

A. 湖滨带; B. 敞水区

A. Littoral area; B. Offshore area

征值分别为0.73和0.36, Monte Carlo检验分析表明排序轴特征值具有显著性($P < 0.01$)。第一轴和第二

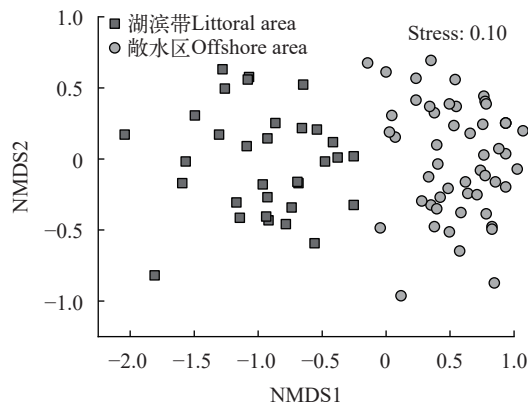


图7 菜子湖两种典型生境底栖动物群落的非线性多维标度排序分析

Fig. 7 Analysis of macrozoobenthos community structure using nonmetric multidimensional scaling in two typical habitats of Caizi Lake

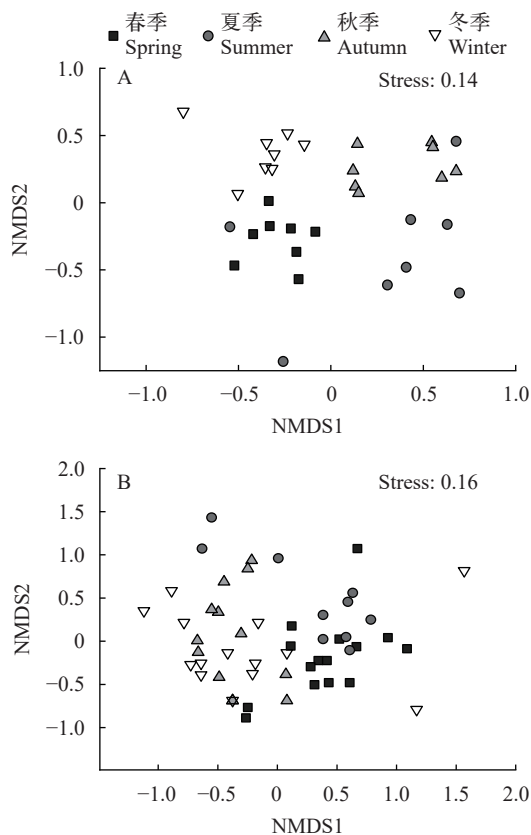


图8 不同季节两种典型生境底栖动物群落的非线性多维标度排序分析

Fig. 8 Analysis of macrozoobenthos community structure using nonmetric multidimensional scaling in two typical habitats of Caizi Lake among different seasons

A. 湖滨带; B. 敞水区

A. Littoral area; B. Offshore area

轴分别解释了44.5%和22.1%的物种—环境关系变量。植被盖度和底质类型主要贡献于第一排序轴,水温主要贡献于第二排序轴。

2.6 禁捕前后历史变化

与禁捕前2008—2009年历史数据相比,本研究敞水区底栖动物种类数、密度和生物量均明显上升,由禁捕前的37种、55 ind./m²和19.6 g/m²,上升至禁捕后的44种、247 ind./m²和115 g/m²(图10)。不同类群而言,寡毛类和水生昆虫种类数的增加是禁捕后总种类数上升的主因,但软体动物种类数却

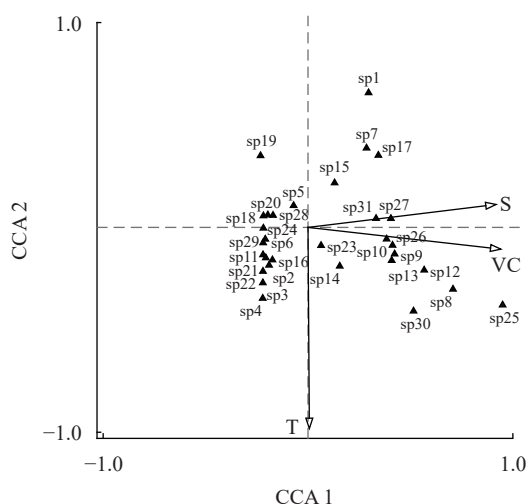


图9 种类—环境变量CCA二维排序图

Fig. 9 CCA ordination plot of the relationship between species and environment variables

T. 水温; S. 底质类型; VC. 植被盖度; sp1. 拟仙女虫属一种; sp2. 多毛管水蚓; sp3. 巨毛水丝蚓; sp4. 森珀头鳃虫; sp5. 霍甫水丝蚓; sp6. 苏氏尾鳃蚓; sp7. 仙女虫属一种; sp8. 大脐圆扁螺; sp9. 椭圆萝卜螺; sp10. 方形石田螺; sp11. 背瘤丽蚌; sp12. 负子蝓属一种; sp13. 雕翅摇蚊属一种; sp14. 多足摇蚊属一种; sp15. 恩非摇蚊属一种; sp16. 哈摇蚊属一种; sp17. 环足摇蚊属一种; sp18. 菱跗摇蚊属一种; sp19. 裸须摇蚊属一种; sp20. 螻蛄科一种; sp21. 前突摇蚊属一种; sp22. 小摇蚊属一种; sp23. 摇蚊属一种; sp24. 隐摇蚊属一种; sp25. 小粒龙虱科一种; sp26. 细蜉属一种; sp27. 小划蝽属一种; sp28. 长足摇蚊属一种; sp29. 枝角摇蚊属一种; sp30. 米虾属一种; sp31. 沼虾属一种

T. Temperature; S. Substrate type; VC. Coverage of vegetation; sp1. *Paranais* sp.; sp2. *Aulodrilus plurisetus*; sp3. *Limnodrilus grandisetosus*; sp4. *Branchiodrilus semperi*; sp5. *Limnodrilus hoffmeisteri*; sp6. *Branchiura sowerbyi*; sp7. *Nais* sp.; sp8. *Hippeutis umbilicalis*; sp9. *Radix swinhoei*; sp10. *Sinotaia quadrata*; sp11. *Lamprotula leai*; sp12. *Sphaerodema* sp.; sp13. *Glyptotendipes* sp.; sp14. *Polypedilum* sp.; sp15. *Einfeldia* sp.; sp16. *Harnischia* sp.; sp17. *Cricotopus* sp.; sp18. *Clinotanypus* sp.; sp19. *Prosilocerus* sp.; sp20. Ceratopogonidae sp.; sp21. *Procladius* sp.; sp22. *Microchironomus* sp.; sp23. *Chironomus* sp.; sp24. *Cryptochironomus* sp.; sp25. Noteridae sp.; sp26. *Cercion* sp.; sp27. *Microneutra* sp.; sp28. *Tanypus* sp.; sp29. *Cladopelma* sp.; sp30. *Caridina* sp.; sp31. *Macrobrachium* sp.

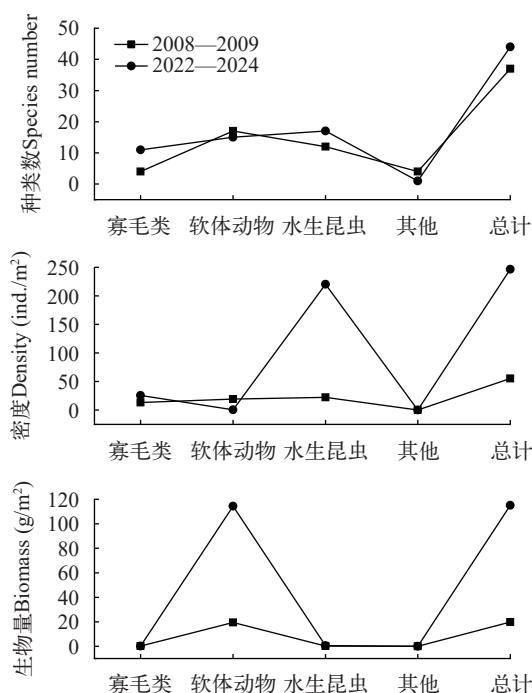


图10 禁捕前后敞水区大型底栖动物种类数、密度和生物量的变化

Fig. 10 Changes of species number, density and biomass of macrozoobenthos in offshore area before and after the "10-year fishing ban"

比禁捕前下降;水生昆虫密度和软体动物生物量的大幅增加分别是禁捕后密度和生物量增加的主因,但软体动物密度却比禁捕前下降(图10)。优势种组成方面,已由禁捕前的摇蚊属一种(*Chironomus* sp.)、苏氏尾鳃蚓(*Branchiura sowerbyi*)和长角涵螺(*Alocinma longicornis*)演变为本研究中的小摇蚊和长足摇蚊等。

3 讨论

3.1 菜子湖底栖动物现状

本研究结果表明,菜子湖共记录大型底栖动物83种,且两种典型生境底栖动物种类数和优势种组成均差异较大;这可能主要跟生境的异质性有关。菜子湖由于年均水位波动幅度可达5 m以上,湖滨带广阔的消落区孕育了丰富的湿生及挺水植物^[23],为水生昆虫和虾类提供了多样的栖息生境,因此物种多样性明显更高。例如,本研究中蜉蝣目、蜻蜓目、毛翅目、半翅目和鞘翅目所采集水生昆虫以及十足目4种虾类均仅出现在湖滨带生境;敞水区水生昆虫组成则主要以耐污的摇蚊幼虫为主。优势种方面,适应于多样的生境类型,湖滨带优势种明显更为多样,主要优势种除半翅目小划蝽外还包括米虾(*Caridina* sp.)、仙女虫(*Nais* sp.)和细蜉(*Cae-*

nis sp.)等一般耐污种类;而敞水区优势类群却极为单一,主要以摇蚊幼虫为主。这表明湖滨带在支撑湖泊底栖动物物种多样性方面也发挥着不可忽视的作用,在水生态监测和生物多样性研究中应作为重点关注的区域之一。此外,本研究中不同区域大型底栖动物的现存量存在明显的空间差异。嬉子湖区和长河定量调查均采集到大型双壳类和较多摇蚊幼虫,底栖动物密度和生物量均明显高于其他区域;菜子湖北部(白兔湖区)由于水深较浅且底质为黏土,不适宜底栖动物存活,其现存量最低。对巢湖湖滨带黏土底质底栖动物现存量的调查也有类似结论^[15]。两种典型生境相比,菜子湖敞水区底栖动物密度和生物量虽均明显高于湖滨带,但二者之间却无显著差异;这主要是由于敞水区个别样点底栖动物密度和生物量出现极值引起的。

浅水湖泊中底栖动物功能摄食类群的组成受水生植被的影响较大,一般情况下草型和藻型湖泊分别以刮食者和收集者的丰度最高^[16]。本研究中菜子湖敞水区收集者占据绝对优势,捕食者次之,刮食者和撕食者较少,与国内大部分藻型湖泊研究结果一致^[24, 25]。菜子湖敞水区基质稳定,且大部分有机质已分解成适合收集者摄取的有机物颗粒,因此以摇蚊幼虫为主的收集者在各季节的占比均最大。然而,菜子湖湖滨带不同功能摄食类群的相对丰度却存在明显季节变化。春季湖滨带较高的植被盖度为螺类和小划蝽等刮食者提供了良好的栖息场所,因此其相对丰度明显高于其他季节;秋季由于采集到较多沼虾(*Macrobrachium* sp.),湖滨带捕食者相对丰度明显更高;而冬、夏季分别由于寡毛类和米虾(*Caridina* sp.)的数量大幅增加,收集者占比明显更高。对富营养湖泊东湖湖滨带的研究结果也表明湖滨带食物网结构复杂,季节动态更明显^[24]。

NMDS排序和ANOSIM分析结果表明,两种典型生境底栖动物群落明显分离且差异显著,不同季节底栖动物群落结构也存在显著差异。湖滨带和敞水区的共有优势种仅霍甫水丝蚓一种,这是造成两种典型生境群落明显分离的主因。湖滨带不同季节主要优势种的差异也较大,小划蝽、米虾、沼虾、仙女虫(*Nais* sp.)和环足摇蚊等是造成湖滨带群落结构差异的关键物种。敞水区由于部分季节间种类组成相似性较高,导致群落分离不明显。CCA分析结果表明影响菜子湖底栖动物空间分布的主要影响因子为植被盖度、底质类型和水温。一般认为湖泊植被可为底栖动物提供多样的栖息、繁殖与避敌场所,因此对底栖动物群落结构有重要的塑造作用^[16, 25, 26]。底质类型对底栖动物的

影响主要体现在均匀性、密实性、稳定性和异质性上^[15],国内许多其他研究也表明底质是影响底栖动物群落结构的主要因素^[15, 27]。此外,本研究中不同季节水温的差异也是影响底栖动物的重要因素,这可能主要是由于底栖动物的生长发育、繁殖与分布等生命活动在很大程度上均受水温的制约^[28]。本研究中拟仙女虫(*Paranais* sp.)和仙女虫等偏冷水性种类仅在冬季出现可能就与较低的水温有关。

3.2 禁捕前后底栖动物历史变化

“十年禁渔”作为国家重大生态恢复措施,必然会对菜子湖水生态系统的结构和功能产生重要影响。就底栖动物而言,禁捕可能主要通过鱼类群落调控、水环境质量的改变及相关人为干扰因素的去除等影响底栖动物的群落结构。通过对比菜子湖禁捕前后水生态环境的变化可知,禁捕后菜子湖水体总氮含量明显下降,围网养殖和人为捕捞等人为干扰完全去除,且鱼类群落结构明显优化,但水生植被盖度和透明度却比禁捕前明显下降(表3)。禁捕前后这一明显的改变,可能主要会对底栖动物群落产生以下三方面的影响:(1)围网养殖和人为捕捞等人为干扰因素的去除,会明显减少对底栖动物群落的扰动,进而提升底栖动物总体的多样性和现存量;(2)由于不同底栖动物对水体污染的耐受水平不同^[4],禁捕后水体营养盐(总氮)含量的大幅下降可能会引起不同耐污水平底栖动物优势度的变化;(3)禁捕后敞水区水生植物的完全消失及杂食性鱼类优势度的增加,会导致软体动物(尤其是附草螺类)物种多样性和现存量的降低。

与禁捕前2008—2009年调查结果相比^[10],本研究底栖动物种类数和现存量均明显上升,且不同类群的变化趋势以及优势种组成均发生明显改变;这与云南滇池禁捕前后的研究结果较为相似^[31]。已有研究结果表明,高强度围网养殖和人为拖网捕捞不仅会破坏水质,还会导致底栖动物多样性和现存量的大幅下降^[31—33]。据此推测禁捕后大面积围网养殖等人为干扰因素的去除可能是菜子湖底栖动物多样性和现存量提升的主因。此外,依据历史文献记载,1980年菜子湖底栖动物主要优势种均为软体动物^[9];2008—2009年^[10]主要优势种已演变为摇蚊幼虫、寡毛类和附草螺类共存;而本次调查敞水区优势种已无附草螺类,且寡毛类的优势度明显降低。这可能主要与禁捕前后水生植被盖度、水质及鱼类群落的变化有关。一般认为水生植被对底栖动物多样性的维持起着重要作用^[16, 34]。菜子湖2000年以前为草型湖泊,水生植被盖度高达80%以上;2007年进入高强度围网养殖阶段后盖度约50%;

表 3 菜子湖禁捕前后水生态环境变化

Tab. 3 Changes of water ecological environment before and after the “10-year fishing ban” in Caizi Lake

变量Variables	2008—2009	2022—2024
总氮TN (mg/L)	1.9 ^[29]	0.92
总磷TP (mg/L)	0.10 ^[29]	0.16
透明度SD (cm)	58 ^[30]	31
水生植物盖度VC	2007年50%, 2009年不足3% ^[29]	敞水区无水生植物
围网养殖 Enclosure aquaculture	占湖区面积90%以上, 以河蟹和 四大家鱼为主 ^[10]	无
人为捕捞 Human fishing activities	存在	无
鱼类群落结构 Fish community structure	鲢、鳙占渔产量90%以上, 优势种单一 ^[8]	鲢、鳙产量占61%, 优势种除鲢、 鳙外还包括肉食性和杂食性鱼类 ^[8]

注: 2008—2009年水体透明度未找到, 实际为2013年夏季数值
Note: The Sechii depth is not found in 2008—2009, which is actually the summer value of 2013

2009年全湖水生植被盖度虽已退化至不足3%, 但仍有沉水植被分布^[29]。本研究调查期间敞水区水生植被已完全消失, 且水体透明度仅31 cm。水生植物的消失可直接导致附草螺类的大幅减少^[26], 且2008—2009年存在的附草螺类纹沼螺(*Alocinma longicornis*)在本研究中也并未采集到。这可能也是本研究中软体动物(主要是腹足类)种类数和密度下降的主因, 但由于个别样点采集到大型双壳类导致软体动物总体生物量反而上升。此外, 鱼类群落结构改变也是造成以上现象不可忽视的重要因素之一。根据翟宏雨等^[8]的研究, 禁捕前后鱼类主要优势种已由鲢、鳙等单一类群, 逐渐转变为滤食性、杂食性和肉食性鱼类共存的局面。由此可知, 禁捕后杂食性鱼类对附草螺类摄食强度的增加也可能导致其优势度和现存量的降低。本研究中寡毛类优势度的降低则可能主要跟水体营养盐浓度的降低有关。寡毛类常作为典型的重污染指示种^[35]; 由于引江济淮及禁捕等因素导致水体营养盐的削减, 2008—2009年寡毛类主要优势种苏氏尾鳃蚓的优势度已大幅降低, 且在敞水区新出现蜈蚣(Pyrilidae sp.)等清洁指示种。

与禁捕前历史调查数据相比^[9, 10, 22], 本研究在菜子湖多个样点新采集到国家二级保护动物中国淡水蛭和背瘤丽蚌, 提升了菜子湖软体动物的保护等级。然而, 2008—2009年^[10]敞水区历史调查中出现的齿吻沙蚕(*Nephtys* sp.)及软体动物中国特有种射线裂嵴蚌(*Schistodesmus lampreyanus*)和球形无齿蚌(*Anodonta globosula*)等本研究均未发现。中国淡水蛭广泛分布于长江中下游流域, 在长江安庆段及引江济淮工程节点湖泊巢湖曾均有报道^[7, 36]。考虑到菜子湖虽为江湖阻隔湖泊, 但闸门每年均开启一段时间, 中国淡水蛭的钩介幼虫可随寄主鱼类或水流进入菜子湖。背瘤丽蚌在长江中下游湖泊也

相对常见^[7], 因此推测历史调查未发现两种保护物种可能主要是由于本身密度极低或努力强度不够造成。此外, 菜子湖禁捕后大幅减小的人为干扰明显更有利于两种保护物种的存活, 也是其现存量增加不可忽视的重要因素之一。齿吻沙蚕是长江下游干流多毛类的主要优势种^[37, 38], 本研究中未发现该物种一定程度上主要受江湖阻隔的影响; 而2种中国特有种未采集到的原因, 可能也主要跟禁捕前其密度已极低有关^[10]。

3.3 管理建议

菜子湖作为引江济淮沿线的重要节点湖泊, 其水生态健康直接关乎区域生物多样性的维持和经济社会的可持续发展^[8]。本研究结果表明禁捕初期菜子湖底栖动物多样性和现存量虽已明显提升, 但仍需从以下几方面持续开展工作: (1)加强江湖连通, 增大流水生境占比, 提升软体动物(特别是喜流水生境双壳类)等的多样性; (2)合理调控菜子湖水位, 结合水生植物种植和种子库补充等人工措施, 恢复敞水区水生植被, 重塑底栖动物(尤其是附草螺类)适宜的栖息生境; (3)持续优化鱼类群落结构, 减轻草食性和底栖杂食性鱼类下行效应对底栖动物的不利影响; (4)制定流域尺度的保护与修复对策, 持续提升菜子湖水生态质量, 减轻水体富营养化等对底栖动物的胁迫; (5)加强持续性跟踪监测, 及时采取其他更有针对性的措施, 从而提升禁捕成效。(作者声明本文符合出版伦理要求)

致谢:

感谢曲阜师范大学舒凤月教授在软体动物鉴定中给予的帮助。

参考文献:

[1] 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.]
- [2] Wang H Z. On the systematic conservation and rehabilitation of the whole Yangtze River ecosystem [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2019, **43**(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, **43**(S1): 1-2.]
- [3] Covich A P, Palmer M A, Crowl T A. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling [J]. *BioScience*, 1999, **49**(2): 119-127.
- [4] Wang B X, Yang L F. Advances in rapid bio-assessment of water quality using benthic macroinvertebrates [J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2001, **24**(4): 107-111. [王备新, 杨莲芳. 大型底栖无脊椎动物水质快速生物评价的研究进展 [J]. 南京农业大学学报, 2001, **24**(4): 107-111.]
- [5] He Y J, Wang H Z, Shu F Y, *et al.* Macro-patterns of species diversity and standing crops of macrozoobenthos in the Yangtze River Basin [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2019, **43**(S1): 9-17. [和雅静, 王洪铸, 舒凤月, 等. 长江流域底栖动物资源的宏观格局 [J]. 水生生物学报, 2019, **43**(S1): 9-17.]
- [6] Xie P. Biodiversity crisis in the Yangtze River: the culprit was dams, followed by overfishing [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2017, **29**(6): 1279-1299. [谢平. 长江的生物多样性危机——水利工程是祸首, 酷渔乱捕是帮凶 [J]. 湖泊科学, 2017, **29**(6): 1279-1299.]
- [7] Shu F Y, Wang H J, Pan B Z, *et al.* Assessment of species status of Mollusca in the mid-lower Yangtze lakes [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2009, **33**(6): 1051-1058. [舒凤月, 王海军, 潘保柱, 等. 长江中下游湖泊贝类物种濒危状况评估 [J]. 水生生物学报, 2009, **33**(6): 1051-1058.]
- [8] Zhai H Y, Guo W X, Wang H Y, *et al.* Characteristics and historical changes of fish community in Caizi Lake during the early period of the “10-year fishing ban” [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2024, **48**(8): 1414-1427. [翟宏雨, 郭文轩, 王何寅, 等. 菜子湖禁捕初期鱼类群落特征及其历史变化 [J]. 水生生物学报, 2024, **48**(8): 1414-1427.]
- [9] Anqing Forestry Administration. Anqing Wetland Nature Reserve Along the Yangtze River Comprehensive Investigation Report [R]. Anqing: Anqing Forestry Administration, 2001: 23-30. [安庆市林业局. 安庆沿江湿地自然保护区综合考察报告 [R]. 安庆市林业局, 2001: 23-30.]
- [10] Xu X Y, Zhou L Z, Zhu W Z, *et al.* Community structure of macrozoobenthos in Caizi Lake, China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, **31**(4): 943-953. [徐小雨, 周立志, 朱文中, 等. 安徽菜子湖大型底栖动物的群落结构特征 [J]. 生态学报, 2011, **31**(4): 943-953.]
- [11] Wang S M, Dou H S. Lakes in China [M]. Beijing: Science Press, 1998: 241-242. [王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志 [M]. 北京: 科学出版社, 1998: 241-242.]
- [12] Wang H Z. Studies on Taxonomy, Distribution and Ecology of Microdrile Oligochaetes of China, with Descriptions of Two New Species from the Vicinity of the Great Wall Station of China, Antarctica [M]. Beijing: Higher Education Press, 2002: 1-102. [王洪铸. 中国小蚓类研究: 附中国南极长城站附近地区两新种 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2002: 1-102.]
- [13] Liu Y Y. Economic fauna of China (Freshwater Mollusk) [M]. Beijing: Science Press, 1979: 7-125. [刘月英. 中国经济动物志-淡水软体动物 [M]. 北京: 科学出版社, 1979: 7-125.]
- [14] John C M, Yang L, Tian L. Aquatic Insects of China Useful For Monitoring Water Quality [M]. Nanjing: Hohai University Press, 1994: 1-580.
- [15] Zhao Y J, Liu X Q. Community structure of macrozoobenthos in the littoral zone of the Chaohu Lake [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2012, **21**(S2): 39-44. [赵永晶, 刘学勤. 巢湖水向湖滨带底栖动物群落结构研究 [J]. 长江流域资源与环境, 2012, **21**(S2): 39-44.]
- [16] Zhu H, Cheng S, Zhang X, *et al.* Responses of macrozoobenthos communities to changes in submerged macrophyte biomass in 19 temperate lakes in China [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022, **29**(39): 59211-59223.
- [17] Chi S Y, Deng Y Q, Hu J X, *et al.* Macroinvertebrate diversity related to environmental factors in lakes of Jiangxi Province [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2024, **36**(3): 858-869. [池仕运, 邓燕青, 胡菊香, 等. 江西省浅水湖泊大型底栖无脊椎动物多样性特征和影响因素 [J]. 湖泊科学, 2024, **36**(3): 858-869.]
- [18] Liu J K. Advanced Hydrobiology [M]. Beijing: Science Press, 1999: 241-255. [刘建康. 高级水生生物学 [M]. 北京: 科学出版社, 1999: 241-255.]
- [19] Clarke K R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure [J]. *Australian Journal of Ecology*, 1993, **18**(1): 117-143.
- [20] Clarke K R, Warwick R M. Change in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation [M]. 2nd ed. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 2001.
- [21] Alahuhta J, Kanninen A, Hellsten S, *et al.* Variable response of functional macrophyte groups to lake characteristics, land use, and space: implications for bioassessment [J]. *Hydrobiologia*, 2014, **737**(1): 201-214.
- [22] Yu Q Q, Sun Q Y. The species diversity and distribution of freshwater bivalves in the Anhui section of the Yangtze River Basin [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2021, **33**(5): 1500-1509. [余青青, 孙庆业. 长江流域(安徽区域)淡水

- 双壳类物种多样性及分布 [J]. *湖泊科学*, 2021, **33**(5): 1500-1509.]
- [23] Wang X, Wang H, Wang H, *et al.* Responses of lakeshore herbaceous plant guilds to altered water level fluctuations in Yangtze floodplain lakes, China [J]. *Ecological Indicators*, 2022(145): 109714.
- [24] Liu X Q. Food composition and food webs of zoobenthos in Yangtze lakes [D]. Wuhan: Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, 2006: 162-163. [刘学勤. 湖泊底栖动物食物组成与食物网研究 [D]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所, 2006: 162-163.]
- [25] Pan B, Wang H, Wang H, *et al.* Macrozoobenthic assemblages in relation to environments of the Yangtze-isolated Lakes [J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2012, **6**(2): 246-254.
- [26] Wang H J, Pan B Z, Liang X M, *et al.* Gastropods on submersed macrophytes in Yangtze Lakes: community characteristics and empirical modelling [J]. *International Review of Hydrobiology*, 2006, **91**(6): 521-538.
- [27] Pan B Z, Wang H J, Liang X M, *et al.* Macrozoobenthos in Yangtze oxbows: community characteristics and causes of resources decline [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2008, **20**(6): 806-813. [潘保柱, 王海军, 梁小民, 等. 长江故道底栖动物群落特征及资源衰退原因分析 [J]. *湖泊科学*, 2008, **20**(6): 806-813.]
- [28] Wang C M, Zhang Y, Shi H H, *et al.* Macrozoobenthic community structure and bioassessment of water quality in Lake Dongting, China [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2016, **28**(2): 395-404. [王丑明, 张屹, 石慧华, 等. 洞庭湖大型底栖动物群落结构和水质评价 [J]. *湖泊科学*, 2016, **28**(2): 395-404.]
- [29] Gao P, Zhou Z Z, Ma S Y, *et al.* Vegetation distribution pattern and community succession in the transition from macrophyte-to phytoplankton-dominated state in shallow lakes, a case study of Lake Caizi in Anhui Province [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2011, **23**(1): 13-20. [高攀, 周忠泽, 马淑勇, 等. 浅水湖泊植被分布格局及草-藻型生态系统转化过程中植物群落演替特征: 安徽菜子湖案例 [J]. *湖泊科学*, 2011, **23**(1): 13-20.]
- [30] Gu Y, Li F S, Li C X, *et al.* Comprehensive evaluation of Anqing Yangtze River wetland eutrophication of lakes [J]. *Journal of Anqing Teachers College* (Natural Science Edition), 2014, **20**(4): 121-124. [谷宇, 李法松, 李长霞, 等. 安庆沿江湿地湖泊水体富营养化综合评价 [J]. *安庆师范学院学报(自然科学版)*, 2014, **20**(4): 121-124.]
- [31] Yang L, Pan M, Sun J, *et al.* Short-term responses of macroinvertebrate assemblages to the “ten-year fishing ban” in the largest highland lake of the Yangtze basin [J]. *Journal of Environmental Management*, 2023(343): 118160.
- [32] Bao F Y, Zhao J, Cui F, *et al.* Effects of enclosure aquaculture on macrozoobenthos community structure and water quality in Nvshan Lake [J]. *Journal of Safety and Environment*, 2012, **12**(2): 23-27. [鲍方印, 赵洁, 崔峰, 等. 女山湖围网养殖对水质和大型底栖动物群落结构的影响 [J]. *安全与环境学报*, 2012, **12**(2): 23-27.]
- [33] Li Y F, Gu X H, Zeng Q F, *et al.* Fluctuations of nutrient concentrations and their influencing factors under various net-pen aquaculture scales in East Lake Taihu from 1990 to 2021 [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2023, **35**(1): 155-167. [李一凡, 谷孝鸿, 曾庆飞, 等. 1990—2021年东太湖网围养殖规模变化下的水质变化特征及成因分析 [J]. *湖泊科学*, 2023, **35**(1): 155-167.]
- [34] Yan Y J, Li X Y, Liang Y L. A comparative study on community structure of macrozoobenthos between macrophytic and algal lakes [J]. *Journal of Lake Science*, 2005, **17**(2): 176-182. [闫云君, 李晓宇, 梁彦龄. 草型湖泊和藻型湖泊中大型底栖动物群落结构的比较 [J]. *湖泊科学*, 2005, **17**(2): 176-182.]
- [35] Gong Z J, Xie P, Tang H J, *et al.* The influence of eutrophication upon community structure and biodiversity of macrozoobenthos [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2001, **25**(3): 210-216. [龚志军, 谢平, 唐汇涓, 等. 水体富营养化对大型底栖动物群落结构及多样性的影响 [J]. *水生生物学报*, 2001, **25**(3): 210-216.]
- [36] Ning Y, Gao F, Deng J C, *et al.* Biological assessment of water quality in Chaohu Lake watershed: a case study of benthic macroinvertebrate [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2012, **31**(4): 916-922. [宁怡, 高峰, 邓建才, 等. 巢湖流域水质生物学评价——以大型底栖动物为例 [J]. *生态学杂志*, 2012, **31**(4): 916-922.]
- [37] Peng Z H, He X B, Feng W S, *et al.* Macrozoobenthic community structure in different types of habitat, Zhenjiang reach, the Yangtze River, China [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2013, **22**(4): 433-438. [彭增辉, 何雪宝, 冯伟松, 等. 长江镇江段不同生境类型底栖动物群落结构研究 [J]. *长江流域资源与环境*, 2013, **22**(4): 433-438.]
- [38] Zhang Y, Wen S K, Zhang Q J, *et al.* Macrozoobenthos community structure and biological of water quality in littoral zone of middle and lower reaches of Yangtze River [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2023, **32**(7): 1417-1432. [张姚, 温舒珂, 张庆吉, 等. 长江中下游干流滨岸带大型底栖动物群落结构及水质生物学评价 [J]. *长江流域资源与环境*, 2023, **32**(7): 1417-1432.]

COMMUNITY STRUCTURE OF MACROZOOBENTHOS IN TWO TYPICAL HABITATS OF CAIZI LAKE DURING THE EARLY PERIOD OF THE “10-YEAR FISHING BAN”

LI Bo-Wen¹, DU Shi-Wei¹, WANG Hui-Li¹, JIANG Chao², ZHANG Xiao-Ke^{1,3} and LIU Kai⁴

(1. Engineering Technology Research Center for Aquatic Organism Conservation and Water Ecosystem Restoration in University of Anhui Province, College of Life Science, Anqing Normal University, Anqing 246133, China; 2. Wuxi Fisheries College, Nanjing Agricultural University, Wuxi 214081, China; 3. International Joint Research Center of Simulation and Control for Population Ecology of Yangtze River in Anhui, Anqing 246133, China; 4. 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)

Abstract: In order to understand the community structure of macrozoobenthos in Caizi Lake during the early period of the “10-year fishing ban”, seasonal investigations of two typical habitats (littoral area and offshore area) were conducted during 2022—2024. The results showed that a total of 83 macrozoobenthos species were collected, belonging to 3 phyla, 7 classes, 17 orders, and 32 families. Among these, *Novaculina chinensis* and *Lamprotula lei* were the first recorded national second-class protected species in Caizi Lake. The average density and biomass of macrozoobenthos in the whole survey area were 208 ind./m² and 75.8 g/m², respectively, revealing obvious spatial distribution differences. Biomass was obviously higher in the western lake area and the Changhe River. In terms of species number and predominance, 66 macrozoobenthos species were collected in the littoral area, where *Micronectra* sp. and *Cricotopus* sp. were the predominant taxa; 44 species were collected in the offshore area, where the *Microchironomus* sp. and *Tanytus* sp. were the predominant taxa. Decapoda (shrimp) contributed the highest proportion of the average biomass in the offshore area, whereas, the relative abundance of different functional feeding groups varied greatly. In contrast, Mollusca contributed the highest proportion to the littoral average biomass, and the relative abundance of different functional feeding groups was comparatively constant. As to the statistical analysis, the results of the Two-way ANOVA showed that none of habitat, season, and the interactions of the two significantly affected the biomass of macrozoobenthos in Caizi Lake. Analyses of similarity showed that the macrozoobenthos communities in two typical habitats differed significantly. Although the macrozoobenthos communities in different seasons had a certain overlap, significant differences were revealed. Vegetation coverage, substrate type, and water temperature were the main influencing factors resulting in the differences of macrozoobenthos communities in two typical habitats among different seasons. Comparing with the historical data before the “10-year fishing ban” policy implemented, the species number and standing crop of macrozoobenthos in this study increased obviously. However, the predominant taxa in the offshore area had changed from the coexistence of chironomidae larvae, oligochaeta, and mollusca to chironomidae larvae. Future studies should focus on continuous monitoring to provide a scientific basis for the restoration of macrozoobenthos resources and ecological evaluation of the “10-year fishing ban” policy.

Key words: Caizi Lake; Macrozoobenthos; Community structure; 10-year fishing ban; Ecological restoration

附录 S1 附录1 菜子湖大型底栖动物种类名录

Appendix S1 Appendix 1 Species list of macrozoobenthos in Caizi Lake

分类单元Taxon	2001	2008—2009	2017—2020	2022—2024	
				湖滨带Littoral area	敞水区Offshore area
环节动物门Annelida					
多毛纲Polychaeta					
叶须虫目Phyllodocida					
齿吻沙蚕科Nephtyidae					
齿吻沙蚕属1种 <i>Nephtys</i> sp.	+	+			
寡毛纲Oligochaeta					
颤蚓目Tubificida					
仙女虫科Naididae					
森珀头鳃虫 <i>Branchiodrilus semperi</i>				+	+
哑口仙女虫 <i>Nais elinguis</i>				+	
仙女虫属1种 <i>Nais</i> sp.				++	+
拟仙女虫属1种 <i>Paranais</i> sp.				+	
尖头杆吻虫 <i>Stylaria fossularis</i>				+	
颤蚓科Tubificidae					
皮氏管水蚓 <i>Aulodrilus pigueti</i>		+			
多毛管水蚓 <i>Aulodrilus pluriseta</i>	+			+	+
维奈夫盘丝蚓 <i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>					+
苏氏尾鳃蚓 <i>Branchiura sowerbyi</i>	+	+		+	+
泥蚓属1种 <i>Ilyodrilus</i> sp.					+
巨毛水丝蚓 <i>Limnodrilus grandisetosus</i>					+
霍甫水丝蚓 <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	+	+		++	++
拟克拉泊水丝蚓 <i>Limnodrilus paraclaparedeianus</i>					+
中华河蚓 <i>Rhyacodrilus sinicus</i>		+			
厚唇嫩丝蚓 <i>Teneridrilus mastix</i>					+
嫩丝蚓属1种 <i>Teneridrilus</i> sp.					+
蛭纲Hirudinea					
吻蛭目Rhynchobdellida					
舌蛭科Glossiphoniidae					
舌蛭属1种 <i>Glossiphonia</i> sp.	+	+		+	+
无吻蛭目Arhynchobdellida					
医蛭科Hirudinidae					
医蛭属1种 <i>Hirudo</i> sp.		+			
软体动物门Mollusca					
腹足纲Gastropoda					
中腹足目Mesogastropoda					
盖螺科Pomatiopsidae					
湖北钉螺 <i>Oncomelania hupensis</i>		+			
豆螺科Bithyniidae					
长角涵螺 <i>Alocinma longicornis</i>	+	+		+	
大沼螺 <i>Parafossarulus eximius</i>		+		+	+
中华沼螺 <i>Parafossarulus sinensis</i>				+	
纹沼螺 <i>Parafossarulus striatulus</i>	+	+			
田螺科Viviparidae					
方形石田螺 <i>Sinotiaaquadrata</i>	+	+		+	+
中华圆田螺 <i>Cipangopaludina cathayensis</i>		+		+	

续表 S1

分类单元Taxon	2001	2008—2009	2017— 2020	2022—2024	
				湖滨带Littoral area	敞水区Offshore area
基眼目Basommatophora					
扁蝾螺科Planorbidae					
大脐圆扁螺 <i>Hippeutis umbilicalis</i>	+	+		+	
椎实螺科Lymnaeidae					
椭圆萝卜螺 <i>Radix swinhoei</i>	+	+		+	
双壳纲Bivalvia					
贻贝目Mytiloida					
贻贝科Mytilidae					
湖沼股蛤 <i>Limnoperna lacustris</i>		+		+	+
帘蛤目Venerida					
蜆科Corbiculidae					
河蜆 <i>Corbicula fluminea</i>	+	+	+	+	+
刻纹蜆 <i>Corbicula largillierti</i>			+		
真瓣鳃目Eulamellibranchia					
截蛭科Solecurtidae					
中国淡水蛭 <i>Novaculina chinensis</i>					+
蚌目Unionida					
蚌科Unionidae					
中国尖嵴蚌 <i>Acuticosta chinensis</i>			+	+	+
卵形尖嵴蚌 <i>Acuticosta ovata</i>			+	+	
蚌形无齿蚌 <i>Anodonta arcaeformis</i>			+	+	+
舟形无齿蚌 <i>Anodonta euscaphys</i>			+		
河无齿蚌 <i>Anodonta fluminea</i>			+		
球形无齿蚌 <i>Anodonta globosula</i>	+	+			
背角无齿蚌 <i>Anodonta woodiana</i>	+	+	+	+	+
扭蚌 <i>Arconaia lanceolata</i>		+			+
褶纹冠蚌 <i>Cristaria plicata</i>			+	+	+
三角帆蚌 <i>Hyriopsis cumingii</i>			+	+	+
洞穴丽蚌 <i>Lamprotula caveata</i>			+	+	+
背瘤丽蚌 <i>Lamprotula leai</i>				+	+
真柱矛蚌 <i>Lanceolaria eucylindrica</i>			+		
剑状矛蚌 <i>Lanceolaria gladiola</i>		+	+		+
短褶矛蚌 <i>Lanceolaria grayana</i>		+		+	
射线裂脊蚌 <i>Schistodesmus lampreyanus</i>		+	+		
橄榄蛭蚌 <i>Solenia oleivora</i>			+	+	
河蛭蚌 <i>Solenia rivularis</i>			+	+	
圆顶珠蚌 <i>Unio douglasiae</i>	+	+	+	+	+
珍珠蚌科Margaritanidae					
猪耳珍珠蚌 <i>Gibbosula rochechouarti</i>			+		
节肢动物门Arthropoda					
昆虫纲Insecta					
鳞翅目Lepidoptera					
螟蛾科Pyralidae					
螟蛾科1种Pyralidae sp.					+
蜉蝣目Ephemeroptera					
细蜉科Caenidae					

续表 S1

分类单元Taxon	2001	2008—2009	2017— 2020	2022—2024	
				湖滨带Littoral area	敞水区Offshore area
细蜉属1种 <i>Caenis</i> sp.				++	
蜉蝣科Ephemeraidae					
蜉蝣属1种 <i>Ephemera</i> sp.	+	+			
蜻蜓目Odonata					
细蟌科Coenagrionidae					
异痣蟌属1种 <i>Ischnura</i> sp.	+				
蟌科Coenagrionidae					
尾蟌属1种 <i>Cercion</i> sp.				+	
春蜓科Gomphidae					
春蜓科1种Gomphidae sp.				+	
毛翅目Trichoptera					
纹石蛾科Hydropsychidae					
纹石蛾科1种Hydropsychidae sp.	+				
径石蛾科Ecnomidae					
径石蛾科1种Ecnomidae sp.				+	
双翅目Diptera					
虻科Tabanidae					
虻科1种Tabanidae sp.	+	+			
长足虻科Dolichopodidae					
长足虻科1种Dolichopodidae sp.				+	
大蚊科Tipulidae					
朝大蚊属1种 <i>Antocha</i> sp.				+	
大蚊属1种 <i>Tipula</i> sp.				+	
水虻科Stratiomyidae					
水虻科1种Stratiomyidae sp.				+	
蠓科Ceratopogonidae					
蠓科1种Ceratopogonidae sp.	+			+	+
摇蚊科Chironomidae					
毛突摇蚊属1种 <i>Chaetocladius</i> sp.		+			
摇蚊属1种 <i>Chironomus</i> sp.		+		+	+
枝角摇蚊属1种 <i>Cladopelma</i> sp.					+
枝长跗摇蚊属1种 <i>Cladotanytarsus</i> sp.				+	
菱跗摇蚊属1种 <i>Clinotanytus</i> sp.	+	+			++
环足摇蚊属1种 <i>Cricotopus</i> sp.				++	+
隐摇蚊属1种 <i>Cryptochironomus</i> sp.	+	+		+	++
弯铗摇蚊属1种 <i>Cryptotendipes</i> sp.				+	+
二叉摇蚊属1种 <i>Dicrotendipes</i> sp.				+	
恩非摇蚊属1种 <i>Einfeldia</i> sp.				+	+
雕翅摇蚊属1种 <i>Glyptotendipes</i> sp.		+		+	
哈摇蚊属1种 <i>Harnischia</i> sp.					+
水摇蚊属1种 <i>Hydrobaenus</i> sp.				+	
小摇蚊属1种 <i>Microchironomus</i> sp.					++
小突摇蚊属1种 <i>Micropsectra</i> sp.		+			
直突摇蚊属1种 <i>Orthocladius</i> sp.				+	
拟摇蚊属1种 <i>Parachironomus</i> sp.				+	
多足摇蚊属1种 <i>Polypedilum</i> sp.	+	+		+	+

续表 S1

分类单元Taxon	2001	2008—2009	2017— 2020	2022—2024	
				湖滨带Littoral area	敞水区Offshore area
前突摇蚊属1种 <i>Procladius</i> sp.	+	+			++
裸须摇蚊属1种 <i>Prosilocerus</i> sp.					++
流长跗摇蚊属1种 <i>Rheotanytarsus</i> sp.	+	+			
齿斑摇蚊属1种 <i>Stictochironomus</i> sp.					+
长足摇蚊属1种 <i>Tanypus</i> sp.				+	++
长跗摇蚊属1种 <i>Tanytarsus</i> sp.				+	+
细长摇蚊 <i>Tendipes attenuatus</i>	+	+			
半翅目Hemiptera					
负蝽科Belostomatidae					
负子蝽属1种 <i>Sphaerodema</i> sp.				+	
划蝽科Corixidae					
划蝽属1种 <i>Corixa</i> sp.				+	
小划蝽属1种 <i>Microneetra</i> sp.				++	
固蝽科Pleidae					
固蝽科1种Pleidae sp.				+	
鞘翅目Coleoptera					
步甲科Carabidae					
步甲科1种Carabidae sp.				+	
小粒龙虱科Noteridae					
小粒龙虱科1种Noteridae sp.				+	
龙虱科Dytiscidae					
大龙虱属1种 <i>Cybister</i> sp.				+	
水龟甲科Hydrophilidae					
水龟甲科1种Hydrophilidae sp.				+	
软甲纲Malacostraca					
十足目Decapoda					
螯虾科Astacidae					
克氏原螯虾 <i>Procambarus clarkii</i>				+	
匙指虾科Atyoidae					
米虾属1种 <i>Caridina</i> sp.				++	
新米虾属1种 <i>Neocaridina</i> sp.				+	
长臂虾科Palaemonidae					
沼虾属1种 <i>Macrobrachium</i> sp.	+	+		++	
蛛形纲Arachnida					
绒螨目Trombidiformes					
急流水螨科Torrenticolidae					
急流水螨科1种Torrenticolidae sp.				+	

注：“+”表示物种在调查中出现；“++”表示2022—2024年调查的优势种类；2017—2020年数据仅调查了菜子湖及其支流软体动物中的双壳类