J. Lake Sci.(湖泊科学),2027,39(3):000-000
DOI: 10.18307/2027.0313
©2027 by *Journal of Lake Sciences*

2019—2024 年淀山湖浮游动物群落演变及其对沉水植物恢复的响应*

晏　军，张玉平**，张　丹
（上海市水产研究所，上海市水产技术推广站，上海 200433）

摘　要：为揭示淀山湖浮游动物群落的长期演变规律及其对沉水植物恢复的响应，于 2019—2024 年开展四季调查，系统整合分析群落特征与环境因子。基于 Upset 集合图、非度量多维尺度分析（NMDS）与典型对应分析（CCA）等方法，量化物种组成稳定性、优势种格局及群落演替特征，并结合指示生物与多样性指数开展水质综合评价。共鉴定浮游动物 58 种，其中轮虫（14 属 28 种）、枝角类（11 属 17 种）和桡足类（11 属 13 种）。年度共有物种占比为 46.34%~55.88%，群落组成相对稳定。群落平均丰度与生物量分别为 99.33 ind./L 与 4.87 mg/L，年际波动小，季节差异显著（夏季最高），空间分布呈现较高同质性。筛选优势种 12 种，长额象鼻溞（*Bosmina longirostris*）为连续 6 年的共有优势种。NMDS 显示 2019—2021 年群落结构同质性强，尤以 2020 年组内集聚度最高，2022—2024 年集聚度下降，且与水华消长密切相关；季节演替上，冬季沿主轴呈规律性演替，其余季节结构相近。CCA 表明水温、盐度、总氮、pH、溶解氧是驱动群落结构变化的关键环境因子。淀山湖浮游动物以小型类群与长额象鼻溞长期占优，群落结构对水华事件高度敏感。首次记录到淀山湖南部湖区自 2024 年起重新形成并持续维持大面积沉水植物群落。指示生物与多样性评价显示水质处于 α-β 中污染，2024 年多项指标呈好转趋势，且野外观测显示其与沉水植物恢复具有时空耦合性，推测植被恢复可能通过改善生境异质性与食物网结构间接促进了群落稳定，但其对水质的驱动效应尚需长期验证。研究构建的“理化–生物–生境”联动的响应机制链条，可为富营养化治理与生态修复成效评估提供可操作的监测指标与决策依据。

关键词：淀山湖；浮游动物群落；长期演变；优势种；水质评价；沉水植物恢复

The Dynamics of Zooplankton Community in Dianshan Lake (Shanghai, 2019–2024): Response to Submerged Macrophyte Restoration*

Yan Jun, Zhang Yuping**& Zhang Dan
(*Shanghai Fisheries Research Institute, Shanghai Fisheries Technology Extension Station, Shanghai* 200433*, P.R.China*)

Abstract: To clarify the long-term succession of the zooplankton community in Lake Dianshan and its responses to submerged macrophyte restoration, we conducted four-season field surveys from 2019 to 2024 and systematically analyzed community characteristics and environmental variables. We used UpSet plots, non-metric multidimensional scaling (NMDS), and canonical correspondence analysis (CCA) to quantify species composition stability, patterns of dominant species, and community succession features. We also assessed water quality comprehensively based on indicator organisms and diversity indices. A total of 58 zooplankton species were identified. The proportion of annual shared species ranged from 46.34% to 55.88%, indicating relatively stable species composition. Mean zooplankton abundance and biomass were 99.33 ind./L and 4.87 mg/L, respectively. Interannual fluctuations were small, but seasonal differences were significant, with summer peaks, and spatial homogeneity was high. Twelve dominant species were selected. *Bosmina longirostris* remained a dominant taxon across all six study years. NMDS

*　2026-01-15 收稿；2026-06-24 收修改稿；2026-07-07 录用。
国家重点研发计划（2024YFD2402200）资助
**　通讯作者：E-mail: zhangyp200433@163.com

outputs showed high community structural homogeneity in 2019–2021, and the intra-group aggregation reached the maximum in 2020. In contrast, intra-group aggregation declined markedly in 2022–2024, and this change was closely related to the outbreak and recession of cyanobacterial blooms. For seasonal succession, the winter zooplankton community showed regular succession along the primary axis, whereas community structures were similar among other seasons. CCA outputs showed that water temperature, salinity, total nitrogen, pH, and dissolved oxygen were key environmental variables driving shifts in zooplankton community structure. Small-bodied zooplankton groups and *B. longirostris* maintained long-term dominance, and the community structure was highly sensitive to bloom events. Large-scale re-establishment and persistence of submerged macrophyte communities were first recorded in the southern zone of Lake Dianshan starting in 2024. Assessments using indicator organisms and diversity indices indicated that water quality stayed at the α–β mesotrophic level, but showed obvious improvement in 2024. Field observations supported spatiotemporal coupling between water quality improvement and macrophyte recovery. We infer that vegetation restoration improves habitat heterogeneity and food-web structure and thus indirectly enhances community stability. Nevertheless, its driving influences on water quality need long-term validation. The “physicochemical-biological-habitat” response mechanism chain built in this study supplies practical monitoring indicators and decision-making references for eutrophication mitigation and efficiency evaluation of ecological restoration.
Keyword: Lake Dianshan; zooplankton community; long-term succession; dominant species; water quality assessment; submerged macrophyte restoration

浮游动物是湖泊水生态系统的重要组成部分，其个体较小，但数量极多，代谢活动强烈，既能以浮游植物、细菌或有机碎屑等为食，又能作为鱼类和其它水生生物的食物，它的群落结构变化会影响到其它营养级和食物网结构的变化，因此，浮游动物也是经典或非经典生物操纵调控水体的重要环节之一[1-2]。同时一些浮游动物种类变化除了与环境因素有关外，对水质污染也极为敏感[3]，如常见检出的种类，臂尾轮虫属（*Brachionus*）、长三肢轮虫（*Filinia longiseta*）、前节晶囊轮虫（*Asplanchna priodonta*）、针簇多肢轮虫（*Polyarthra trigla*）、螺形龟甲轮虫（*Keratella cochlearis*）、微型裸腹溞（*Moina micrura*）等多被认为是富营养水体的指示种类，随着富营养化的加剧，浮游动物优势种类还会出现小型化趋势等情况[4-5]。利用浮游动物群落结构的相关指标，如种类组成差异、种类数目变化、个体数量变动及生物量分布和多样性指数的增减，可以综合评价湖泊水质及变化趋势[6-7]。

淀山湖 80 年代初期即属于中富营养化，随着近 40 年来环湖地区社会经济的快速发展，其水体呈现不同程度的富营养化状态，水体富营养化极易引起蓝藻水华的暴发，1985 年和 2007 年均记录有大面积蓝藻水华暴发[8-9]，为控制蓝藻水华问题，保护上海市环境安全，上海市主导实施多种污染控制和生态修复治理措施，如全面拆除淀山湖养殖围网，设立每年禁渔期，开展增殖放流活动和岸线整治及生态修复工程等，近年来淀山湖富营养化程度呈改善趋势[10]，但不同程度的水华仍时有发生[11]。对淀山湖浮游动物的调查研究多有报道，特别是 2007 年蓝藻水华暴发后研究较为密集，但近几年对浮游动物群落结构状况及水质变化持续跟踪报道相对较少[10,12-13]。针对淀山湖理化环境的监测与驱动机制研究已建立起多源技术手段：基于 2002–2020 年长序列常规监测，阐明了富营养化长期演变趋势[14]；融合 Sentinel-2 MSI 影像与机器学习算法，揭示了水质参数的时空分异规律[15]；结合机载高光谱遥感，实现了 TN、TP 浓度的精细化反演[16]；引入磷酸盐氧同位素（$\delta^{18}O_p$）示踪技术，精准解析了磷污染来源构成[17]。 然而，现有研究多局限于理化指标表征，缺乏以生物群落为核心的长期连续观测，尤其对沉水植被恢复背景下浮游动物群落的动态响应机制尚待深入揭示。本研究基于 2019~2024 年连续 6 年的长时序监测数据，耦合沉水植物恢复的生态效应评估，构建以浮游动物为核心的水生态健康评价指标体系，旨在阐明淀山湖浮游动物对水华过程与沉水植物恢复的响应机制，以期为湖泊富营养化精准治理与生态修复成效评估提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 采样点布设和采样时间

淀山湖（31°04′~31°12′N，120°53′~121°01′E）为太湖流域典型的浅水性吞吐湖泊，平均水深 2.1 m，换

水周期约 29 d，是黄浦江上游水源保护区的核心组成部分[18]。基于宁存泰等对 2002—2022 年水质数据的层次聚类分组结果[19]，并考虑湖泊“入湖-湖心-出湖”的水文连通格局，本研究于 2019—2024 年逐季（2 月、5 月、8 月、11 月）开展了系统监测。

为以最小的空间代价覆盖全湖主要水质变异特征，在原有监测网络基础上优化布设了 5 个代表性监测站位（图 1），具体功能区划如下：(1)入湖汇流区：布设 S2（白石矶桥 31°5.06′N，120°54.60′E）和 S3（急水港桥 31°6.61′N，120°55.11′E）。其中，S3 位于急水港主入口，S2 位于元荡入湖口，二者共同监控入湖来水携带的外源污染负荷。依据文献结论，该区域属历史聚类中“白石矶桥-大朱厍港”及“急水港桥-千墩港口”的高污染负荷类型。(2)湖心敞水区：布设 S4（四号航标 31°6.14′N，120°56.47′E）。该点位于湖泊几何中心区域，远离岸带干扰，代表湖体主体的理化背景及自净能力。依据文献结论，该区域属历史聚类中“赵田湖中心-四号航标”的敞水区类型。(3)出湖通道区：布设 S1（淀峰 31°5.63′N，120°58.12′E） 和 S5（西闸 31°06.8′N，120°59.55′E）。分别位于拦路港与淀浦河出口，代表经湖体输移后汇入黄浦江的水体。依据文献结论，该区域属历史聚类中“淀峰-湖心南区”及“西闸-湖心北区”的输出通道类型。此外，图中黑色空心三角（△）标示的站点为宁存泰等（2025）研究中涉及的历史引用站位；红色实心三角（▲）为本研究实测核心站位。S3 至 S1 连线为拦路港至急水港主航道，兼顾了航运扰动对水环境的潜在影响。

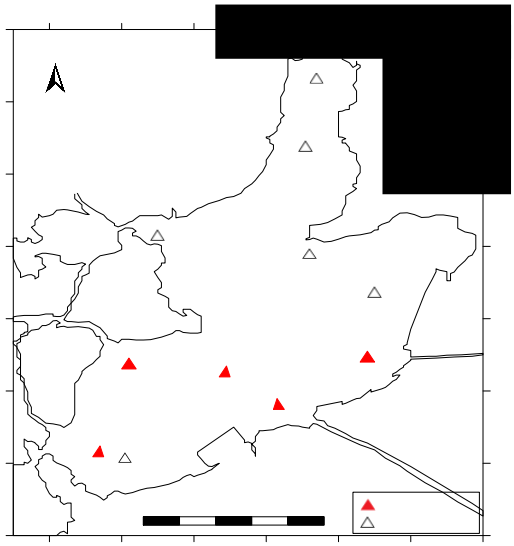

图 1 淀山湖采样站位示意图

Fig. 1 Location of the sampling sites in Lake Dianshan

1.2 样品采集与鉴定

浮游动物定量样品采集使用 5 L 有机玻璃采水器在表层以下 50 cm 处采集水样 10 L，使用 25#（孔径 64 μm）浮游生物网过滤浓缩至 100 mL 塑料样品瓶，现场用 40%甲醛溶液固定至 5%保存，取水样 0.5 L 现场用鲁格氏液直接固定保存，用作轮虫的定量分析。使用 25#浮游生物网在湖泊敞水区水下 50 cm 处拖行 3 min，加 40%甲醛溶液固定至 5%保存于 100 mL 塑料样品瓶，用作浮游动物定性分析[20]。使用多参数水质分析仪（WTW Multi 3430）现场测定水温（WT）、溶解氧（DO）、酸碱度（pH）、盐度（Sal），使用塞氏盘和测深杆测定透明度（SD）和水深（WD）；叶绿素 a（Chl a）按照《水和废水监测分析方法》（第四版）的规定分析，总氮（TN）和总磷（TP）按照《地表水环境质量标准》（GB3838-2002）的规定分析。

样品带回实验室使用立体光学显微镜（Leica S8 APO）和正置光学显微镜（Leica DM 2500）进行种类鉴定和计数，浮游动物种类鉴定参照文献[21-23]，生物量换算的方法参见文献[24]。

在湖区乘船布设均匀样线，于各站位以 0.5 m × 0.5 m 样方进行植物样品手拔全取样，同步记录 GPS 坐标并据此插值估算分布面积，采集的植株依据形态特征并参考文献进行物种鉴定[25]。

1.3 数据处理及分析

使用优势度（Y）表示种类在群落中所占优势的程度，利用 Margalef 丰富度指数(d_M)、Shannon-Wiener 多样性指数(H')和 Pielou 均匀度指数(J)综合分析浮游动物群落结构的多样性变化情况，基于既有文献中对淀山湖浮游动物历史调查结论[10]和长期监测数据，构建浮游动物多样性评价标准见表 1。通过跨区域引用鄱阳湖都昌自然保护区[26]、丰水期湘江流域[27]、城市河流贾鲁河郑州段[28]及长江上游珍稀特有鱼类国家级自然保护区重庆段[29]等相关成果进行验证，结果显示标准设定阈值与上述水域的浮游动物—水质响应规律总体吻合。这表明该标准既契合淀山湖本地特征，也对湖泊、河流等多种生境具备参照普适性。

计算公式如下：

优势度：

$$Y = n_i/N \times f_i \tag{1}$$

Margalef 丰富度指数：

$$d_M = (S-1)/lnN \tag{2}$$

Shannon-Wiener 多样性指数：

$$H' = -\sum_{i=1}^{S}(n_i/N)\log_2(n_i/N) \tag{3}$$

Pielou 均匀度指数：

$$J = H'/lnS \tag{4}$$

式中，S 为浮游动物总物种数，n_i为第 i 个物种的个体数，N 为所有浮游动物的总个体数。f_i为第 i 个种类在各采样点出现的频率，将 $Y \geq 0.02$ 的种类定为优势种类[29-30]。

表 1 生物多样性指数及淀山湖水质评价标准

Tab. 1 Species diversity index and evaluation criteria of water quality in Lake Dianshan

多样性指标	评价标准			
	重污染	α-中污	β-中污	寡污或无污
丰富度指数 (d_M)	0~1	> 1~2	> 2~3	> 3
多样性指数 (H')	0~1	> 1~2	> 2~3	> 3
均匀度指数 (J)	0~0.3	> 0.3~0.5	> 0.5~0.8	> 0.8

基于 R v4.5.1 软件，利用“UpsetR”包绘制浮游动物集合图，使用“Vegan”包对浮游动物群落生物数据进行非度量多维尺度分析（NMDS），采用 Bray-Curtis 距离矩阵和极差标准化（Range Standardization）统一量纲并可视化，以揭示淀山湖浮游动物群落结构的演替特征。

使用 SPSS 27.0 软件对浮游动物现存量及多样性指数进行单因素方差分析（One-way ANOVA），以 Duncan 多重比较法检验组间差异显著性，设定 $P < 0.05$ 为差异显著水平。使用 Canoco 5.0 软件分析浮游动物优势种丰度与环境因子的相关性，选取个体数量占总数量 1%以上的优势物种结合环境因子数据进行去趋势对应分析（DCA），根据排序轴长度判定模型适用性：若第一排序轴长度 ＞ 3，表明群落沿环境梯度呈单峰响应，则选用典型对应分析（CCA）；否则采用冗余分析（RDA）。

使用 Surfer 21 软件绘制淀山湖采样站位示意图，Excel 2024 完成现存量和多样性指数的数据整理、分析及箱线图的绘制。桡足类幼体可分为无节幼体和桡足幼体两种存在形态，鉴于桡足幼体很难分类鉴别，且淀山湖无节幼体占据绝大部分比例，数据处理时将桡足幼体在生态学角度归于无节幼体并进行合并计算。

2 结果与分析

2.1 浮游动物种类组成

在2019—2024年淀山湖调查中，共鉴定出浮游动物36属58种（不包括7种浮游幼体），其中轮虫14属28种，占总物种数的48.28%，枝角类11属17种（29.31%）和桡足类11属13种（22.41%）。物种集合图显示，调查期间共有物种为19种，其中轮虫类9种，枝角类和桡足类各为5种。2020年淀山湖浮游动物的物种数最多，为41种，特有物种2种；2019年和2024年物种数均为40种，其中2024年特有物种3种，2019年特有种1种；2021年37种，特有种1种；2022年36种，特有种2种；2023年物种数最少，有34种，无特有种。共有物种数占当年物种数的比例为46.34%~55.88%，浮游动物种类相对一致，说明淀山湖水体环境年际变化相对稳定。

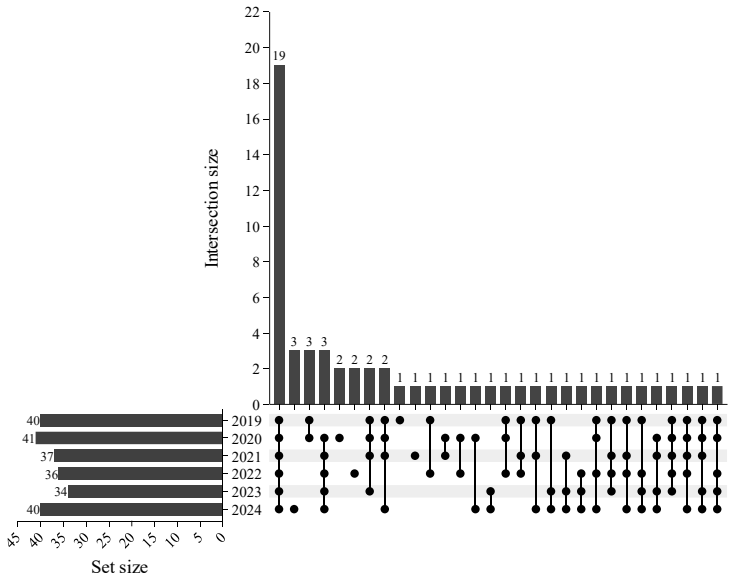

图2 2019—2024年淀山湖浮游动物物种集合图

Fig. 2 Upset plot of zooplankton species in Lake Dianshan during 2019-2024

2.2 浮游动物现存量的时空变化

2.2.1 *浮游动物现存量的时间变化* 从年际变化看，丰度和生物量的年际变化相对稳定，仅2023年显著低于其它年份外，其他年份丰度和生物量不存在明显差异性（$P < 0.05$，图3）。丰度变化范围为31.07~158.94 ind./L，2020年最高，2023年最低；生物量变化范围为0.88~8.30 mg/L，最高值出现在2019年，2023年最低。在季节变化中，丰度和生物量的季节变化均表现为夏季高，其它三季低，呈现单峰性的特点且存在明显的季节差异性($P < 0.05$，图3)。丰度变化范围为45.31~203.07 ind./L，最大值在夏季，最小值在秋季；生物量变化范围为1.20~11.26 mg/L，最大值在夏季，最小值在冬季，冬季（2月）丰度与生物量表现不一致，可能是此时正处于浮游动物繁殖期，存在大量个体较小的幼体有关。

2.2.2 *浮游动物现存量的空间变化* 从空间变化来看，2019~2024年淀山湖浮游动物空间分布差异不显著（$P < 0.05$, 图3)，表明淀山湖上海水域浮游动物群落分布相对均匀，空间同质性较高。浮游动物丰度最大值在S4站位为135.25 ind./L，最小值在S1站位为71.86 ind./L；在生物量上，最大值也在S4站位为6.63 mg/L，最小值在S3站位为3.84 mg/L。

2.3 浮游动物优势度与优势种

根据物种优势度可知，2019—2024年淀山湖浮游动物优势种12种，分别为轮虫6种，枝角类4种和桡足

类2种，其中角突臂尾轮虫、萼花臂尾轮虫、曲腿龟甲轮虫、前节晶囊轮虫、针簇多肢轮虫、长肢秀体溞、微型裸腹溞、长额象鼻溞、中华窄腹剑水蚤和广布中剑水蚤是各年份的共有种，且长额象鼻溞为共有优势物种，仅从数量上看，桡足类以无节幼体为主，在各年都大量出现，并参与优势物种演替，也宜认定为一种共有优势种类。优势物种中的臂尾轮虫属、前节晶囊轮虫、多肢轮虫属、微型裸腹溞等多被认为是富营养水体的指示种类，表明淀山湖水域依然处于富营养化状态。

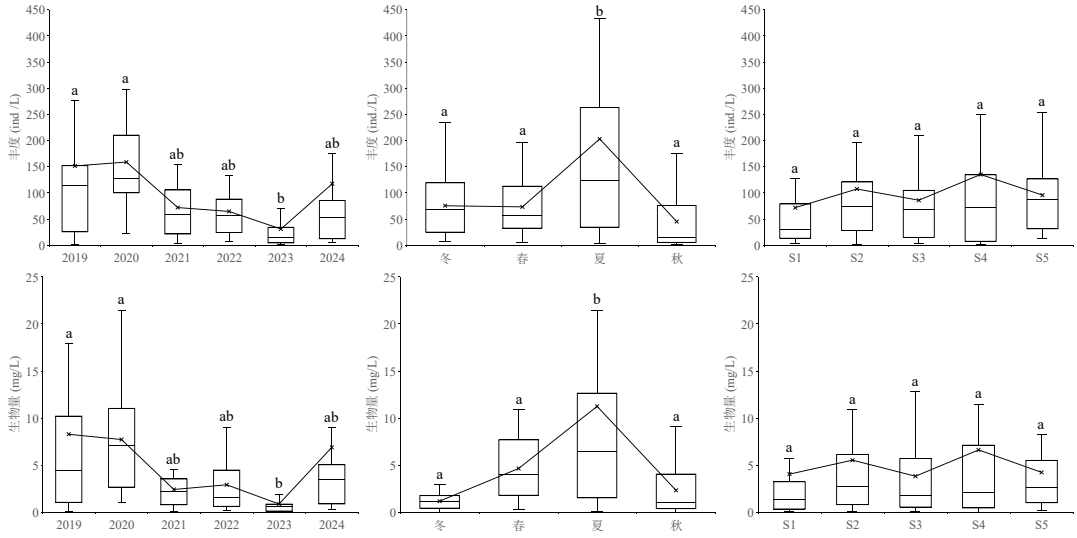

图3 2019—2024年淀山湖浮游动物丰度和生物量的时空变化（a、b表示差异显著，$P < 0.05$)

Fig. 3 The spatiotemporal variation of zooplankton abundance and biomass in Lake Dianshan during 2019-2024（Different lowercase letters (a, b) indicate significant differences at $P < 0.05$)

表2 2019—2024年淀山湖浮游动物优势种类和优势度

Tab. 2 Dominant species and dominance of zooplankton in Lake Dianshan during 2019-2024

优势种类	优势度 Dominance					
	2019 年	2020 年	2021 年	2022 年	2023 年	2024 年
角突臂尾轮虫 *Brachionus angularis*	*	*	0.023	*	0.203	*
萼花臂尾轮虫 *Brachionus calyciflorus*	*	0.045	0.110	*	0.027	0.039
曲腿龟甲轮虫 *Keratella valga*	0.043	*	*	*	*	*
蹄形腔轮虫 *Lecane ungulata*	—	—	—	0.045	—	—
前节晶囊轮虫 *Asplanchna prildonta*	*	*	0.034	*	*	*
针簇多肢轮虫 *Polyarthra trigla*	*	*	0.024	*	0.030	*
长肢秀体溞 *Diaphanosoma leuchtenbergianum*	0.032	*	*	0.021	*	*
角突网纹溞 *Ceriodaphnia cornuta*	*	0.044	*	*	—	0.050
微型裸腹溞 *Moina micrura*	0.039	0.034	*	0.020	*	*
长额象鼻溞 *Bosmina longirostris*	0.195	0.124	0.082	0.114	0.023	0.190
中华窄腹剑水蚤 *Limnoithona sinensis*	*	0.030	*	0.041	*	0.060
广布中剑水蚤 *Mesocyclops leuckarti*	0.042	0.027	*	0.035	*	0.196
桡足类无节幼体 Copepod nauplius	0.287	0.403	0.354	0.344	0.362	0.189

*: 物种存在但优势度 < 0.02；—:未检出。

2.4 基于NMDS的浮游动物群落结构演变特征分析

对淀山湖浮游动物丰度数据做极差标准化，均衡各变量权重后构建 Bray-Curtis 距离矩阵用于表征群落相似性。浮游动物群落 NMDS 分析的应力值 Stress=0.172＜0.2，排序与原始数据拟合较好，能够有效反映群落结构特征。NMDS 结果显示：2019—2024 年淀山湖浮游动物群落整体相近，年际差异不显著；2019—2021 年群落同质性更高，其中 2020 年组内聚集程度最强，2022—2024 年组内分布相对离散。季节尺度 NMDS 表明，春、夏、秋季浮游动物群落结构较为接近；冬季群落落在第一轴负半轴，群落沿轴自左向右呈现季节演替规律，水温可能是主要驱动因子。站位尺度 NMDS 显示各采样点浮游动物群落无显著空间分异，空间同质性较高，与浮游动物现存量的空间变化特征吻合。

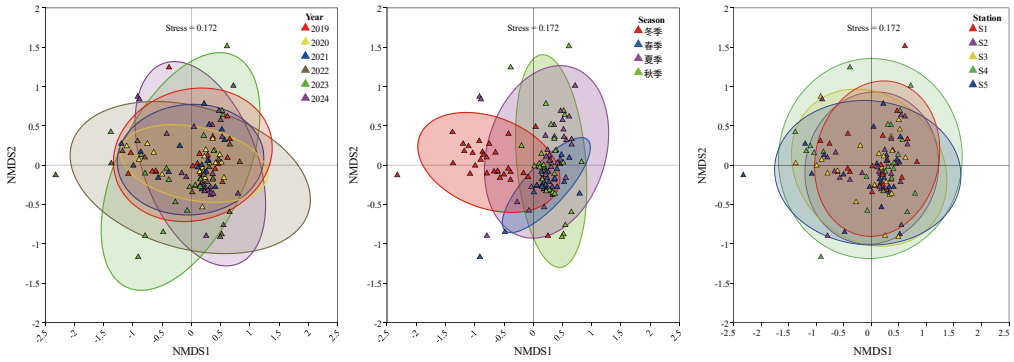

图4 基于2019—2024年淀山湖浮游动物丰度的非度量多维尺度分析（NMDS）排序结果

Fig. 4 Non-metric multidimensional scaling (NMDS) ordination of zooplankton abundance in Lake Dianshan during 2019-2024

2.5 浮游动物群落结构与环境因子的典型对应分析

选取个体数量占总数量1%以上的优势浮游动物物种，结合现场环境因子数据进行去趋势对应分析（DCA）。结果显示，第一排序轴长度为 4.1（＞3），表明群落呈单峰响应，故选用典型对应分析（CCA）。CCA前向选择结果表明，模型前4轴累积解释拟合变异91.68%，拟合效果优良；当前环境变量共解释了校正后27.9%的物种分布的总变异，说明当前环境变量是影响物种分布的重要驱动因子。蒙特卡洛检验结果显示，水温（$P = 0.002$）、盐度（$P = 0.004$）、总氮（$P = 0.006$）、pH（$P = 0.036$）和溶解氧（$P = 0.038$）对浮游动物群落结构具有显著影响（均$P < 0.05$）；叶绿素a、总磷、透明度和水深对群落结构有一定影响，但未达显著水平（$P > 0.05$）；淀山湖属于弱感潮湖泊以及人类活动的影响，可能导致盐度出现极小波动（≤0.3‰）。

2.6 浮游动物生物多样性

淀山湖浮游动物Margalef丰富度指数(d_M)、Shannon-Wiener多样性指数(H')和Pielou均匀度指数(J)时空变化如图6所示（$P < 0.05$）。

2.6.1 *浮游动物多样性的时间变化*　从年际变化来看，2019年淀山湖生物多样性各指数均为最高，年际变化大致呈现先下降再上升的过程，丰富度指数和多样性指数均存在显著差异，均匀度指数无显著差异性。2019—2024年淀山湖生物多样性指标d_M、H'和J变化范围依次是1.70~2.01、1.96~2.59和0.62~0.69。从季节变化来看，冬季（2月）多样性各指数显著高于其他季节，大致呈现先下降再上升的过程，丰富度指数夏季最低，多样性指数和均匀度指数均为春季最低，生物多样性季节变化存在显著差异性。不同季节淀山湖生物多样性指标$_M$、H'和J变化范围依次是1.69~2.12、2.01~2.67和0.55~0.70。

2.6.2 *浮游动物多样性的空间变化*　从空间变化来看，仅S5站位均匀度指数显著低于其他站位外，其余各站位生物多样性指标无明显差异性。不同站位淀山湖生物多样性指标d_M、H'和J变化范围依次是1.82~1.90、2.19~2.35和0.60~0.69。按照时空变化（年度、季节和空间）情况总体来看，Margalef丰富度指数(d_M)变化范

围为1.69~2.12，平均值为1.86；Shannon-Wiener多样性指数(*H'*)变化范围为1.96~2.67，平均值为2.28；Pielou均匀度指数(*J*)变化范围为0.55~0.70，平均值为0.65。

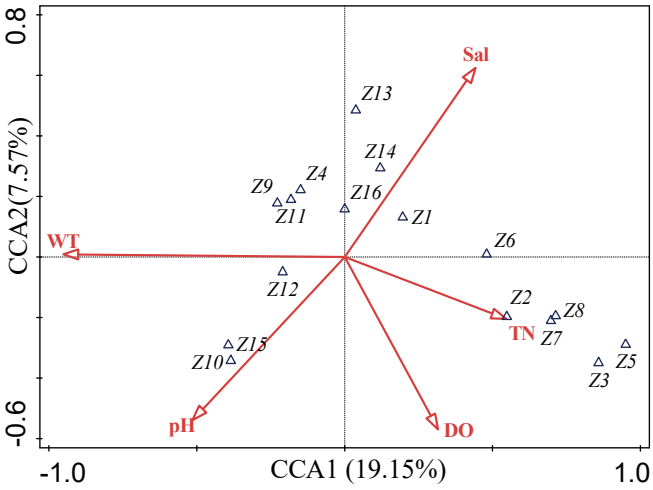

图5 2019—2024年淀山湖浮游动物群落丰度与环境因子的典型对应分析（CCA）

Z1. 角突臂尾轮虫 *Brachionus angularis*; Z2. 萼花臂尾轮虫 *B. calyciflorus*; Z3. 矩形龟甲轮虫 *Keratella quadrata*; Z4. 曲腿龟甲轮虫 *K. valga*; Z5. 蹄形腔轮虫 *Lecane ungulata*; Z6. 前节晶囊轮虫 *Asplanchna priodonta*; Z7. 针簇多肢轮虫 *Polyarthra trigla*; Z8. 长三肢轮虫 *Filinia longiseta*; Z9. 长肢秀体溞 *Diaphanosoma leuchtenbergianum*; Z10. 角突网纹溞 *Ceriodaphnia cornuta*; Z11. 微型裸腹溞 *Moina micrura*; Z12. 长额象鼻溞 *Bosmina longirostris*; Z13. 球状许水蚤 *Schmackeria forbesi*; Z14. 中华窄腹剑水蚤 *Limnoithona sinensis*; Z15. 广布中剑水蚤 *Mesocyclops leuckarti*; Z16. 无节幼体 Copepod nauplius.

Fig. 5 Canonical Correspondence Analysis (CCA) of zooplankton community abundance and environmental factors in Lake Dianshan during 2019-2024

3 讨论

3.1 淀山湖浮游动物群落结构的演变特征分析

2019—2024年监测显示淀山湖浮游动物群落结构的长期特征为小型化，富营养化水体小型浮游动物在种类数和丰度上均占优，桡足类和大型枝角类比例偏低，这与国内外报道一致[4-5,31]。淀山湖小型化种类主要以轮虫、小型枝角类和无节幼体为主，在2019—2024年调查中，轮虫检出28种，占总物种数的48.28%，优势物种有12种，轮虫为6种，都说明淀山湖群落小型化的长期持续。淀山湖浮游动物群落小型化的原因，一方面可以从下行效应角度分析，营养盐过量输入导致的富营养化引发了有毒蓝藻（如微囊藻）的大规模繁殖。蓝藻不仅营养价值低，其产生的藻毒素及难以消化的胶质鞘严重限制了大型浮游甲壳动物（如大型溞类）的滤食效率与生长发育，甚至对其产生直接的毒害作用[32]；而小型浮游动物因对低质食物及毒素具有更强的耐受性[33]，并能利用细菌、碎屑等替代食物源，在资源竞争中占据优势，从而推动浮游动物群落趋于小型化。另一方面从上行效应角度分析，富营养化通常伴随水体透明度的下降，这抑制了视觉捕食的肉食性鱼类生存，却为耐污的滤食性鱼类（如鲢、鳙）创造了大量繁殖的机会，还使得刀鲚（*Coilia nasus*）、大鳍鱊（*Acheilognathus macropterus*）及鲫（*Carassius auratus*）等淀山湖优势鱼类[34] 的幼鱼，凭借其浮游生物食性和明确的大小选择性捕食策略[35]，优先捕食和清除体型较大、游动较慢的大型浮游动物。在这种高强度的选择性捕食压力下，大型浮游甲壳动物难以维持种群，使得小型、繁殖快的浮游动物类群逐渐占据优势地位[36]。小型枝角类的长额象鼻溞长期存在且是多年共有优势物种，也是淀山湖浮游动物群落结构的一个重要特征。长额象鼻溞之所以在淀山湖长期占据优势，源于其在摄食策略、竞争能力与天敌规避上

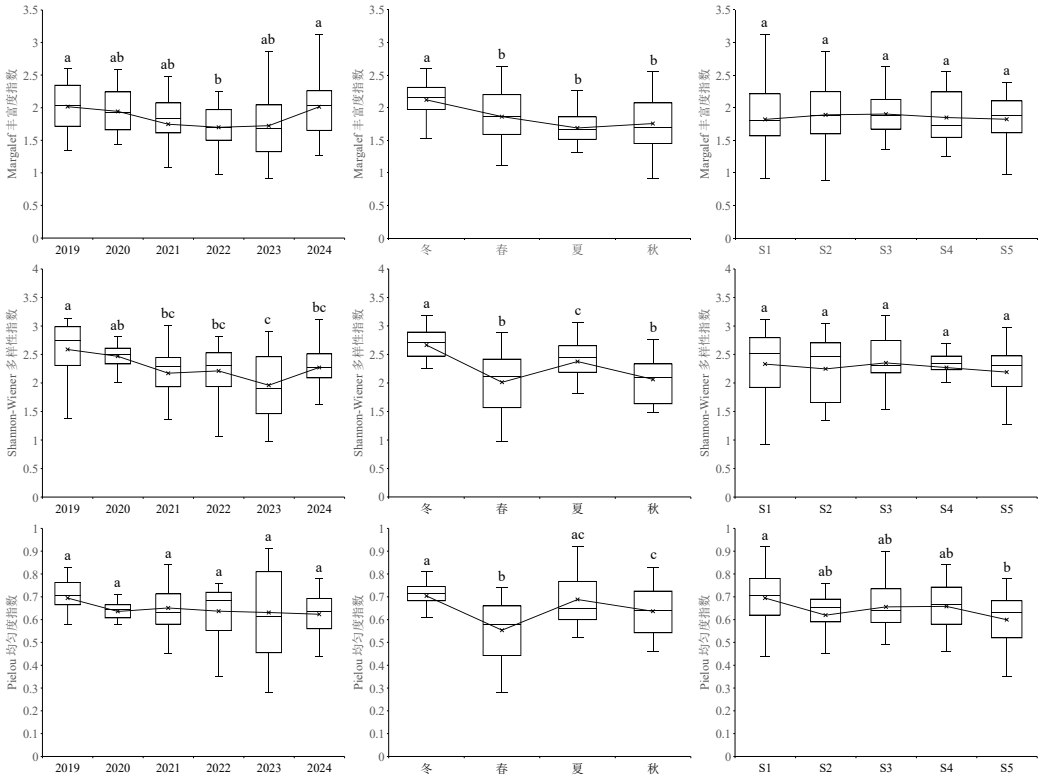

图6 2019—2024年淀山湖浮游动物生物多样性指数的时空变化（a、b、c表示差异显著，$P < 0.05$），其中生物多样性指数包括：Margalef丰富度指数、Shannon–Wiener多样性指数和Pielou均匀度指数

Fig. 6 Spatiotemporal variation in zooplankton species diversity indices in Lake Dianshan during 019–2024(a, b, c indicate significant differences, $P<0.05$). The indices include the Margalef richness index, Shannon–Wiener diversity index, and Pielou evenness index

的综合适应性：在摄食策略上，它兼具捕食与过滤的双重机制，尤其在食物浓度较低时，其摄食效率远超大型溞类[37]；在竞争能力上，面对富营养化引发的蓝藻水华，它对微囊藻毒素具有较强耐受性[38]，沉积物记录与竞争实验均证实，有毒蓝藻使长额象鼻溞在与大型溞类竞争中获得优势[32]；在天敌压力方面，食浮游生物的鱼类捕食一般是有大小选择策略，大体型的浮游动物个体被捕食的几率大大增加，小体型使其避开了滤食性鱼类的选择性捕食，同时坚硬的壳刺与厚壳构成了物理防御，不仅降低了被中剑水蚤捕食的几率[39]，还因大量存在的无节幼体的存在分担了捕食压力[40]。这些特性共同作用，使长额象鼻溞在淀山湖浮游动物小型化背景下，长期维持优势地位。

浮游动物的物种组成和多样性存在显著的季节演替差异[26]，淀山湖浮游动物的季节群落变化也表现出相似的情况。NMDS结果显示，冬季浮游动物群落从位于第一轴负半轴向右规律性演替，春-夏-秋群落结构相近，可能主要是水温变化驱动。研究表明，水温是推动浮游动物季节演替的主要因素，也是影响浮游动物生长发育、繁殖周期以及物种组成的重要因子[41-42]。淀山湖属亚热带季风气候，随着春季气温升高，浮游动物现存量（丰度和生物量）迅速升高，夏季现存量显著高于其他季节。嗜暖性优势种如长肢秀体溞、微型裸腹溞多出现在春夏季，冬季几乎没有。

水体富营养化一直是近几十年来多数水生系统最棘手的问题[43]，淀山湖自20世纪80年代以来即属中营养化水平，并记录有多次大面积水华暴发，近十余年通过多种措施如全面拆除养殖围网，设立禁渔期，

开展增殖放流和岸线整治及生态修复工程，取得了良好的效果，但氮磷等营养盐含量依然处于较高水平，2019—2021年监测到区域性蓝藻水华，特别是2020年8~9月间发生过较大面积的水华现象[11]，这也与NMDS结果中群落集聚程度和结构同质性相佐证。富营养化加剧通常导致浮游动物群落结构小型化、耐污种增加等，优势小型类群如臂尾轮虫属、前节晶囊轮虫、多肢轮虫属以及中型枝角类微型裸腹溞被视为富营养指示种[44-45]，指示淀山湖仍处于富营养化状态。

典型对应分析表明，除水温外，总氮（TN）、酸碱度（pH）、溶解氧（DO）与盐度均对群落结构影响显著。TN与萼花臂尾轮虫、针簇多肢轮虫和长三肢轮虫等种类的丰度呈显著正相关，印证了上述轮虫种类作为富营养化指示种的生态学属性，符合富营养化水体中耐污型小型浮游动物占优的典型特征；pH与广布中剑水蚤、角突网纹溞丰度呈显著正相关[30]；溶解氧下降会导致多数轮虫丰度降低[46]；透明度对淀山湖浮游动物群落有影响但未达到显著相关，这与其它研究存在差异[47]；淀山湖作为弱感潮湖泊且受人类活动影响，极低的盐度波动（≤0.3‰）虽未构成渗透压胁迫，但源自长江口的潮汐波引发顶托效应，通过改变淀山湖水文连通性与水力滞留时间，筛选出具备特定生活史策略的类群如球状许水蚤和中华窄腹剑水蚤与盐度呈显著正相关；人类活动输入的溶解性离子与营养盐，则通过改变浮游植物生物量与群落结构调控浮游动物食物资源。这表明，浮游动物群落对盐度的响应实质是对感潮扰动、水力滞留时间和食物资源变化的综合适应。

3.2 沉水植物对淀山湖浮游动物群落的影响

淀山湖南部湖区自2024年起首次出现大面积沉水植物群落，并于2025年再次出现[1]。该群落集中分布于调查站位S1、S2和S3围合水域内，峰值面积约4 km²，平均水深1.5 m；群落以菹草（*Potamogeton crispus*）、金鱼藻（*Ceratophyllum demersum*）等为优势种，呈现春季成片出现、夏季繁盛（甚至阻碍船只通行）、秋冬季显著衰退并最终仅残留零星个体的年际动态特征。目前，该区域的生态功能已初步显现，成为水鸟繁育与栖息的重要场所。

1959年淀山湖沉水植物分布几乎覆盖全湖[48]，此后分布面积不断缩减，2004年覆盖度已极低，水底荒漠化严重[49]，2010年期间开展过沉水植物-苦草群落的现场恢复实验[50]，有调查显示1992—2010年淀山湖高等植物损失严重，尤其沉水植物最严重，其群落面积丧失达到99.03%，主要原因为富营养化和人为因素共同导致淀山湖水生植物的迅速衰退[51]。

淀山湖沉水植物群落的恢复与稳定，初步反映了水体生境的向好趋势，但其是否真正驱动水质改善尚需长期验证[52]。沉水植物通过吸收营养盐、抑制沉积物再悬浮、提供附着基质等生态功能，有效增强了生境异质性，为鱼类和水鸟提供栖息场所，并对浮游动物群落结构产生潜在影响。研究表明，沉水植物可通过构建复杂的立体物理结构，为浮游动物提供躲避捕食的避难所，从而缓解捕食压力；同时，其分泌的化感物质及对营养盐的竞争可有效抑制浮游植物过度繁殖，通过上行效应调控浮游动物的食物资源组成[53]；此外，沉水植物光合作用提升水体溶解氧，改善水体理化环境，进一步促进浮游动物种群增长。

研究显示，沉水植物生境通常偏碱性，而更适应碱性环境的广布中剑水蚤[30]，其2024年群落优势度达0.20，为历年最高；同期浮游动物现存量（丰度、生物量）和生物多样性指数（Margalef丰富度指数和Shannon-Wiener多样性指数）较2023年都有所上升，但差异不显著；目前暂未检出淀山湖历史上曾出现的适应沉水植物生境的指示物种[49]。在湖泊生态系统中，浮游动物群落的物种组成和动态变化是众多因素共同作用的结果，同时受到上行效应和下行效应的双重影响[54]。由于沉水植物的出现时间尚短，其影响是长期而潜在的过程，目前难以明确区分其对淀山湖浮游动物群落的确切作用，未来研究需进一步监测沉水植物群落演替过程中的附生生物响应、营养盐循环及关键环境因子变化，并结合原位控制实验，解析沉水植物对浮游动物群落的直接与间接调控效应。

3.3 淀山湖浮游动物群落结构多样性评价

浮游动物群落结构受到环境的影响，在不同环境下存在差异性，可以利用浮游动物群落结构的差异性

[1] 2025 年后续野外观测发现

来对水质进行评价。评价水质的方法有多种，结合生物因素和非生物因素是评价水质过程中的核心策略[43]。淀山湖调查结果显示轮虫为浮游动物种类的主要存在类型，其对水质变化较为敏感，常被用作为水质不同污染程度的指示物种，这些物种的存在可以帮助判断水体的污染状况，为水质评估提供重要依据，如角突臂尾轮虫、萼花臂尾轮虫常被用做α-中污状态的指示物种，前节晶囊轮虫、螺形龟甲轮虫、矩形龟甲轮虫、针簇多肢轮虫、十指平甲轮虫（*Platyias militaris*）、四角平甲轮虫（*P. qualriconis*）和壶状臂尾轮虫（*Brachionus urceus*）等常被用做β-中污状态的指示物种[7]，这些物种的存在且个别种类为优势种的情况可以判断淀山湖水体符合α-β中污状态。

根据生物多样性指数评价标准显示，淀山湖浮游动物生物多样性季节变化显著，空间分布相对一致，综合历年变化箱线图，Margalef丰富度指数(d_M)显示水质处于α-β中污状态，Shannon-Wiener多样性指数(H')显示水质为α-β中污状态；Pielou均匀度指数(J)显示水质处于α-β中污状态，对比应用多样性指标评价标准，结合指示物种情况，说明目前使用的生物多样性评价标准能较好地适用于淀山湖水质评价，评价结果表明淀山湖历年水质情况相对稳定，与2013年评价结果相似[10]，处于α-β中污染状态。2024年生物多样性指数处于近年较高水平，且数据离散度降低、分布更为集中，表明淀山湖水质呈趋好态势，该变化可能与沉水植物的恢复密切相关。

4 结论

本研究基于 2019—2024 年淀山湖浮游动物群落的连续监测，揭示了其长期演变规律及对沉水植物恢复的响应机制，主要结论如下：

群落结构呈现“小型化、高稳定性”特征。调查期间共鉴定浮游动物 58 种，年际共有种比例维持在 46%以上，表明群落连续性较强。长额象鼻溞（*Bosmina longirostris*） 为多年共有优势种。群落小型化是上行效应（富营养化导致蓝藻毒素抑制大型浮游动物生长）与下行效应（滤食性鱼类选择性捕食大型个体）共同作用的结果，而长额象鼻溞凭借对低质食物的适应性、抗捕食能力及竞争优势，在此背景下确立了长期优势地位。

群落演替对水华与沉水植物恢复呈现差异化响应。 NMDS 分析表明，2019—2021 年水华频发期群落结构同质性强，2022 年后随着生境异质性增加，群落异质性显著增强；季节演替方面，冬季群落结构表现出明显的规律性分异，而春、夏、秋三季则保持较高的相似性。浮游动物群落的时序演替与水华消长及沉水植物恢复进程高度耦合，印证了其作为水生态健康指示生物的敏感性。

沉水植物恢复与 2024 年水质好转具有时空耦合性，但因果关系需审慎对待。 野外观测显示，沉水植物可能通过构建物理避难所、分泌化感物质抑藻及改善水体溶氧等途径，间接促进了浮游动物群落稳定。然而，鉴于沉水植物恢复时间尚短，且 2024 年气象水文亦可能影响水质，目前尚不能确认其为水质改善的唯一驱动因子，该效应属初步观察，需长期监测验证。

构建了“理化–生物–生境”联动的响应机制链条。水温、盐度、总氮、pH 和溶解氧是驱动群落构建的关键环境因子。其中，感潮引起的低盐度波动通过改变水文连通性筛选特定类群（如球状许水蚤）；而营养盐变化则通过食物链网络重塑群落结构。研究证实，浮游动物群落动态可作为评估淀山湖生态修复成效的可量化指标。

综上，本研究揭示了淀山湖浮游动物群落的长期演变规律及其驱动机制，凸显了沉水植物恢复在湖泊水质改善中的潜在生态功能，可为富营养化治理与生态修复成效评估提供可操作的监测指标与决策依据。

5 参考文献

[1] Choi Y, Oh HJ, Lee DH *et al*. Current utilization and further application of zooplankton indices for ecosystem health assessment of lake ecosystems. *Sustainability*, 2023, **15**(14): 1-18.

[2] Reynolds CS. The ecological basis for the successful biomanipulation of aquatic communities. *Archiv für Hydrobiologie*, 1994, **130**(1): 1-33. DOI: 10.1127/archiv-hydrobiol/130/1994/1.

[3] Isibor PO, Imoobe TOT, Dedeke GA *et al*. Health risk indices and zooplankton-based assessment of a tropical rainforest river contaminated with iron,

lead, cadmium, and chromium. *Scientific Reports*, 2020, **10**: 16896. DOI: 10.1038/s41598-020-72526-1.

[4] Zhang JB, Wang CM, Huang DZ *et al*. Community characteristics and bioassessment of metazooplankton in Dongting Lake. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2023, **32**(2): 394-402. DOI: 10.11870/cjlyzyyhj202302015. [张建波, 王丑明, 黄代中等. 洞庭湖后生浮游动物群落结构及水质生物学评价.长江流域资源与环境, 2023, **32**(2): 394-402.]

[5] Hall DJ, Threlkeld ST, Burns CW *et al*. The size-efficiency hypothesis and the size structure of zooplankton communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1976, **7**: 177-208. DOI: 10.1146/annurev.es.07.110176.001141.

[6] Yuliana, Mutmainnah. Assessment of coastal water productivity of Fitu Village, Ternate Island based on its zooplankton community structure. *IOP Conference Series*: *Earth and Environmental Science*, 2021, **890**(1): 012011. DOI: 10.1088/1755-1315/890/1/012011.

[7] Ecological Society of Japan Environmental Problems Special Committee. Environmental Indicator Organisms: Aquatic Edition. Tokyo: Kyoritsu Shuppan Co.Ltd, 1975.

[8] Cheng X, Li XP. 20-year variations of nutrients (N and P) and their impacts on algal growth in Lake Dianshan, China. *J Lake Sci*, 2008, **20**(4): 409-419. DOI: 10.18307/2008.0402. [程曦, 李小平. 淀山湖氮磷营养物 20 年变化及其藻类增长响应.湖泊科学, 2008, **20**(4): 409-419.]

[9] Wu AN, Zhu MJ, Tang L *et al.* Dynamics of chlorophyll-a and analysis of environmental factors in Lake Dianshan during summer and autumn. *J Lake Sci*, 2011, **23**(1): 67-72. DOI: 10.18307/2011.0111. [吴阿娜, 朱梦杰, 汤琳等. 淀山湖蓝藻水华高发期叶绿素 a 动态及相关环境因子分析. 湖泊科学, 2011, **23**(1): 67-72.]

[10] Li Q, Tian H, Jiang M *et al*. Community structure of zooplankton and influencing factors in Dianshan Lake of Shanghai. *Journal of Hydroecology*, 2015, **36**(4): 69-77. DOI: 10.15928/j.1674-3075.2015.04.010. [李强, 田华, 姜民等. 淀山湖浮游动物群落结构特征及其影响因子. 水生态学杂志, 2015, **36**(4): 69-77.]

[11] Liu J, Qi HQ, Huang B *et al*. Research on spatiotemporal distribution of eutrophication in Dianshan Lake based on multi-source satellite data. *Infrared*, 2023, **44**(3): 36-41. DOI: 10.3969/j.issn.1672-8785.2023.03.006. [刘君, 戚浩强, 黄奔等. 基于多源卫星数据的淀山湖富营养化时空分布研究.红外, 2023, **44**(3): 36-41.]

[12] Zheng XY, Wang LQ, Gai JJ *et al*. Dynamic and community structure of zooplankton in Dianshan Lake. *Chinese Journal of Zoology*, 2009, **44**(5): 78-85. DOI: 10.13859/j.cjz.2009.05.007. [郑小燕, 王丽卿, 盖建军等. 淀山湖浮游动物的群落结构及动态. 动物学杂志, 2009, **44**(5): 78-85.]

[13] Du CL, Yang L, Zhao Y *et al*. Temporal and spatial variation of zooplankton community structure and its relationship with environmental factors in Dianshan Lake, Shanghai. *Environmental Science*, 2019, **40**(10): 4513-4522. DOI: 10.13227/j.hjkx.201903099. [杜彩丽, 杨丽, 赵诣等. 淀山湖浮游动物群落时空分布特征及其与环境因子的关系. 环境科学, 2019, **40**(10): 4513-4522.]

[14] Xu JY, Xia GL, Liu JB. Analysis of trends and influencing factors of water quality in Dianshan Lake over the past 20 years. *Environmental Monitoring and Forewarning*, 2025, **17**(4): 124-132. DOI: 10.3969/j.issn.1674-6732.2025.04.017. [许佳瑜, 夏甘霖, 刘建斌. 淀山湖近 20 年水质变化趋势与影响因素分析.环境监控与预警, 2025, **17**(4): 124-132.]

[15] Dong L, Gong CL, Huai HY *et al*. Retrieval of water quality parameters in Dianshan Lake based on sentinel-2 MSI imagery and machine learning: Algorithm evaluation and spatiotemporal change research. *Remote Sensing*, 2023, **15**(20): 5001. DOI: 10.3390/rs15205001.

[16] Dong L, Gong CL, Wang XH *et al*. Seasonal monitoring method for TN and TP based on airborne hyperspectral remote sensing images. *Remote Sensing*, 2024, **16**(9): 1614. DOI: 10.3390/rs16091614.

[17] Le F, Ruan XH, Wei Z *et al*. Tracing phosphorus sources in the river-lake system using the oxygen isotope of phosphate. *Science of the Total Environment*, 2024, **949**: 175022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.175022.

[18] Zhang DL, Lu JL, Zhang JT *et al*. Effects of meteorological factors on the water quality of Lake Dianshan. *J Lake Sci*, 2016, **28**(6): 1235-1243. DOI: 10.18307/2016.0609. [张德林, 陆佳麟, 张佳婷等. 气象条件对淀山湖水质的影响. 湖泊科学, 2016, **28**(6): 1235-1243.]

[19] Ning CT, Yang HQ, Wang J *et al*. Analysis of the spatial and temporal evolution characteristics of Dianshan Lake water quality and its main influencing factors. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2025, **45**(12): 177-190. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2025.0237. [宁存泰, 杨何群, 王军等. 淀山湖水质时空演变特征及其主要影响因素分析. 环境科学学报, 2025, **45**(12): 177-190.]

[20] 章宗涉, 黄祥飞. 淡水浮游生物研究方法. 北京: 科学出版社, 1991.

[21] 沈嘉瑞. 中国动物志 节肢动物门 甲壳纲 淡水桡足类. 北京: 科学出版社, 1979.

[22] 蒋燮治, 堵南山. 中国动物志 节肢动物门 甲壳纲 淡水枝角类. 北京: 科学出版社, 1979.

[23] 韩茂森, 束蕴芳. 中国淡水生物图谱. 北京: 海洋出版社, 1995.

[24] He ZH. The biomass of freshwater plankton—An urgent task to improve the quantitative work of plankton. *Chinese Journal of Zoology*, 1979, **14**(4): 46, 53-56. DOI: 10.13859/j.cjz.1979.04.022. [何志辉. 淡水浮游生物的生物量——改进浮游生物定量工作的当务之急. 动物学杂志, 1979, **14**(4): 46, 53-56]

[25] 颜素珠. 中国水生高等植物图说. 北京: 科学出版社, 1983.

[26] Yu XP, Chen YW, Wang JJ *et al*. Spatio-temporal distribution characteristics and driving factors of planktonic crustacean community in Duchang Nature Reserve of Lake Poyang. *J Lake Sci*, 2023, **35**(3): 998-1008. DOI: 10.18307/2023.0319. [于新平, 陈宇炜, 王俊颉等. 鄱阳湖都昌自然保护区浮游甲壳动物群落时空分布特征及其驱动因子.湖泊科学, 2023, **35**(3): 998-1008.]

[27] Wei SY, Yang T, Zhu DF *et al*. Zooplankton community structure and water quality assessment in Xiangjiang River Basin during wet season. *Fisheries Science*, 2025, **44**(5): 782-791. DOI: 10.16378/j.cnki.1003-1111.24207. [危善玉, 杨婷, 朱典范等. 丰水期湘江流域浮游动物群落结构及其水质评价. 水产科学, 2025, **44**(5): 782-791.]

[28] Guo XX, Zhao CM, An WY *et al*. Structural characteristics and driving forces of plankton functional groups in urban rivers-a case study of the Zhengzhou section of Jialu River. *Journal of Hydroecology*, 2025, **46**(4): 153-163. DOI: 10.15928/j.1674-3075.202309280268. [郭欣欣, 赵长民, 安婉玉等. 城市河流浮游生物功能群结构特征与影响因子分析——以贾鲁河郑州段为例. 水生态学杂志, 2025, **46**(4): 153-163.]

[29] Shen YJ, Zhou XX, Li QH *et al*. Spatiotemporal dynamics of plankton communities in the Chongqing section of the national nature reserve for rare and endemic fishes in the Upper Yangtze River. *Sustainability*, 2024, **16**(16): 1-26.

[30] Zhang SY, Xu ZW, Gong LQ *et al*. Seasonal succession characteristics of zooplankton community in shallow dished sub-lakes of Lake Poyang and influencing factors during early Fish Banning period. *J Lake Sci*, 2025, **37**(4): 1367-1382. DOI: 10.18307/2025.0432. [张诗苑, 徐志文, 龚磊强等. 禁渔初期鄱阳湖碟形子湖浮游动物群落季节演替特征及影响因素.湖泊科学, 2025, **37**(4): 1367-1382.]

[31] Pang BJ, Li TS, Lan WL *et al*. Distribution patterns and environmental factors of zooplankton in the Qinzhou Bay in spring and autumn. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, **38**(17): 6204-6216. DOI: 10.5846/stxb201708121451. [庞碧剑, 李天深, 蓝文陆等. 钦州湾秋季和春季浮游动物分布特征及影响因素. 生态学报, 2018, **38**(17): 6204-6216.]

[32] Jiang XD, Xie JH, Xu Y *et al*. Increasing dominance of small zooplankton with toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*, 2017, **62**(2): 429-443. DOI: 10.1111/fwb.12877.

[33] Jiang XD, Li QM, Liang HS *et al*. Clonal variation in growth plasticity within a *Bosmina longirostris* population: The potential for resistance to toxic cyanobacteria. *PLoS One*, 2013, **8**(9): e73540. DOI: 10.1371/journal.pone.0073540.

[34] Du LY, Xia M, Wu F *et al*. Catch composition and diversity of gillnet fishery in Dianshan Lake. *Transactions of Oceanology and Limnology*, 2025, **47**(6): 229-237. [杜良玉, 夏萌, 吴峰等. 淀山湖刺网渔获物组成及多样性研究. 海洋湖沼通报, 2025, **47**(6): 229-237.]

[35] Lazzaro X. A review of planktivorous fishes: Their evolution, feeding behaviours, selectivities, and impacts. *Hydrobiologia*, 1987, **146**(2): 97-167. DOI: 10.1007/BF00008764.

[36] Korponai J, Paulovits G, Mátyás K *et al*. Long-term changes of cladoceran community in a shallow hypertrophic reservoir in Hungary. *Hydrobiologia*, 2003, **504**(1): 193-201. DOI: 10.1023/B: HYDR.0000008519.75715.03.

[37] DeMott WR, Kerfoot WC. Competition among cladocerans: Nature of the interaction between *Bosmina* and *Daphnia*. *Ecology*, 1982, **63**(6): 1949-1966. DOI: 10.2307/1940132.

[38] Armstrong I, Graves EL, Would JA *et al*. Impacts of hypereutrophication and aquatic invasive species on cladoceran dynamics in the Bay of Quinte Area of Concern, Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 2026, **52**(1): 102738. DOI: 10.1016/j.jglr.2025.102738.

[39] Brandl Z, Fernando CH. Prey selection by the cyclopoid copepods *Mesocyclops edax* and *Cyclops vicinus*. *SIL Proceedings*, *1922-2010*, 1978, **20**(4): 2505-2510. DOI: 10.1080/03680770.1977.11896905.

[40] Zhao SY, Han BP. Structural analysis of zooplankton community in a large deep oligotrophic reservoir—Xinfengjiang Reservoir, South China. *J Lake Sci*, 2007, **19**(3): 305-314. DOI: 10.18307/2007.0312. [赵帅营, 韩博平. 大型深水贫营养水库——新丰江水库浮游动物群落分析. 湖泊科学,2007,**19**(3):305-314.]

[41] Geng ZY, Zhao LL, Jia X *et al*. Seasonal differences and functional group characteristics of plankton community structure in Cetian Reservoir in Shanxi Province. *Journal of Dalian Fisheries University*, 2024, **39**(1): 101-113. [耿志远, 赵乐乐, 贾欣等. 山西省册田水库浮游生物群落结构的季节差异及功能群特征. 大连海洋大学学报, 2024, **39**(1): 101-113.]

[42] Sommer U. Plankton ecology: Succession in plankton communities. Berlin: Spring-Verlag, 1989.

[43] 金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范(第二版). 北京: 中国环境科学出版社, 1990.

[44] Xiong XP, Luo JY, Zhai DD *et al*. Community structure and species diversity of rotifers in five connected lakes in Hanyang water network, Wuhan. *J Lake Sci*, 2024, **36**(5): 1479-1495. DOI: 10.18307/2024.0534. [熊雪平, 罗进勇, 翟东东等. 武汉市汉阳水网中 5 个连通湖泊的轮虫群落结构与物种多样性.湖泊科学, 2024, **36**(5): 1479-1495.]

[45] 沈韫芬, 章宗涉, 龚循矩等. 微型生物监测新技术. 北京: 中国建筑工业出版社, 1990.

[46] Yang YF, Huang XF. The influence of silver carp and bighead on the zooplankton community structure. *J Lake Sci*, 1992, **4**(3): 78-86. DOI: 10.18307/1992.0311. [杨宇峰, 黄祥飞. 鲢鳙对浮游动物群落结构的影响. 湖泊科学, 1992, **4**(3): 78-86.]

[47] Gao Y, Lai ZN, Li J *et al*. Spatial pattern of zooplankton diversity in Lianjiang River, Guangdong Province, China. *Biodiversity Science*, 2013, **21**(6): 699-708. [高原, 赖子尼, 李捷等. 连江浮游动物多样性的空间分布.生物多样性, 2013, **21**(6): 699-708.]

[48] You WH. A study on the communities of aquatic vascular plants in Dianshan lake. *J Lake Sci*, 1994, **6**(4): 317-324. [由文辉. 淀山湖水生维管束植物群落研究. 湖泊科学, 1994, **6**(4): 317-324.]

[49] Wang LQ, Cheng JL, Zheng XY *et al*. Diversity and seasonal dynamics of rotifer in Dianshan Lake. *Journal of Fisheries of China*, 2008, **32**(6): 906-914. DOI: 10.3321/j.issn: 1000-0615.2008.06.012. [王丽卿, 程婧蕾, 郑小燕等. 淀山湖轮虫多样性及生物量时空变化. 水产学报, 2008, **32**(6): 906-914.]

[50] Zhao FB, Xu HT, Wang LQ *et al*. Effects of environmental factors on *Vallisneria natans* restoration in Lake Dianshan. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, **20**(S1): 1097-1101. DOI: 10.16258/j.cnki.1674-5906.2011.z1.006. [赵风斌, 徐后涛, 王丽卿等. 淀山湖沉水植物——苦草群落恢复影响因子研究. 生态环境学报, 2011, **20**(S1): 1097-1101.]

[51] Shi W, Liu LH, Da LJ. Current status and 30-year changes in aquatic macrophytes in Lake Dianshan, Shanghai. *J Lake Sci*, 2011, **23**(3): 417-423. DOI: 10.18307/2011.0315 [施文, 刘利华, 达良俊. 上海淀山湖水生高等植物现状及其近 30 年变化.湖泊科学, 2011, **23**(3): 417-423.]

[52] Su YL, Ma JJ, Wu ZS *et al*. Comparison of zooplankton assimilation of different carbon sources and fatty acids in a eutrophic lake and its restored basins. *Journal of Environmental Management*, 2024, **372**: 123355. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.123355.

[53] Amorim CA, Jeppesen E, Moura AN. How do additions of submerged macrophytes, large-bodied cladocerans and nutrients impact tropical plankton communities A mesocosm experiment. *Hydrobiologia*, 2025, **852**(2): 489-501. DOI: 10.1007/s10750-024-05646-8.

[54] Lu HB, Chen GJ, Chen XL *et al*. The long-term effects of bottom-up and top-down forcing on zooplankton: An example from sedimentary bosminid records of Lake Dianchi and Lake Fuxian. *J Lake Sci*, 2015, **27**(1): 67-75. DOI: 10.18307/2015.0109. [卢慧斌, 陈光杰, 陈小林等. 上行与下行效应对浮游动物的长期影响评价——以滇池与抚仙湖沉积物象鼻溞(*Bosmina*)为例. 湖泊科学, 2015, **27**(1): 67-75.]