J. Lake Sci.(湖泊科学),2026,**38**(4):1331-1350
DOI 10.18307/2026.0403
© 2026 by *Journal of Lake Sciences*

太湖近 20 年生态系统演变特征与机制探讨*

朱广伟[1**],康丽娟[2],国超旋[1],沈睿杰[1],蔡永久[1],黄　蔚[1],罗菊花[1],张运林[1],秦伯强[1]
(1:中国科学院南京地理与湖泊研究所,太湖湖泊生态系统研究站,南京 211135)
(2:巢湖学院生物与环境工程学院,合肥 238024)

摘　要:太湖在过去 20 年经历了高强度的污染治理与生态修复,同时受到气候变暖、热浪、洪水和干旱等气候变化因素的叠加影响,湖泊生态系统组成与结构发生了显著变化。本文基于江苏太湖湖泊生态系统研究国家野外科学观测研究站(简称"太湖站")2005－2025 年水质、浮游植物及大型水生植物观测数据,2007－2025 年大型底栖动物观测数据,以及 2012－2025 年后生浮游动物的定位观测资料,结合太湖站同步的水文与气象背景观测资料,分析近 20 年太湖生态系统结构在氮浓度下降、水温增高、干旱、洪水、禁捕等气候变化与人类活动影响下的变化特征与机制。结果发现,(1)近 5 年来太湖水质改善明显:水体总氮年均值从 2006 年的 3.71 mg/L 降至 2025 年的 1.56 mg/L,2021－2025 年总磷年均值(0.089 mg/L)较 2005－2020 年均值(0.120 mg/L)降低 26%;太湖水质改善程度存在明显的空间差异,重污染的西北湖区水质改善明显,但之前沉水植物分布较广、水质相对良好的南部与东部湖区水质变化不大甚至有所下降。(2)太湖主要生物类群的时空变化巨大:2023 年以来,蓝藻生物量明显下降,蓝藻水华的关键种类微囊藻(*Microcystis* spp.)的生物量和优势度均大幅下降,而丝状蓝藻中的长孢藻(*Dolichospermum* spp.)、假鱼腥藻(*Pseudanabaena* spp.)及硅藻门中的直链藻(*Aulacoseira* spp.)、小环藻(*Cyclotella* spp.)、菱形藻(*Nitzschia* spp.)优势度增加;后生浮游动物枝角类中的象鼻溞(*Bosmina* spp.)优势度大幅下降,而桡足类中的中华窄腹剑水蚤(*Limnoithona sinensis*)优势度显著提升;大型底栖动物的密度大幅下降,主要是耐污型的优势种霍夫水丝蚓(*Limnodrilus hoffmeisteri*)密度大幅减少,而相对喜清洁水体的河蚬(*Corbicula fluminea*)优势度、密度都明显增加。然而,太湖沉水植被状况依然较 20 年前退化明显,近年来在水质改善明显的背景下恢复并不显著,2025 年与 2014 年相比,沉水植物分布面积大幅下降,传统沉水植物分布区龟山—漫山岛—西山—南太湖一线的竹叶眼子菜(*Potamogeton wrightii*)种群分布面积锐减,东太湖水域的沉水植物群落已基本被野菱(*Trapa incisa*)群落取代,形成覆盖度常高于 95% 的野菱单一优势种群连续分布区,南太湖荇菜(*Nymphoides peltata*)群落严重衰退,胥口湾水域植被盖度也在 2025 年显著下降。(3)从生态多样性角度看,除浮游植物外,太湖多数生物的多样性并未显著增高,空间异质性下降,沉水植被退化严重,太湖的生态系统结构仍处于十分脆弱的状态,存在蓝藻水华大规模暴发的潜在风险。总体而言,太湖治理可能已进入"水质改善—生态结构重组—系统韧性不足"的新阶段。流域营养盐入湖负荷削减虽然对太湖生态系统结构产生了重要的上行效应,但气候变暖、外源负荷变化、渔业禁捕以及洪水、干旱等极端气候事件也显著影响了太湖生物类群演替过程,并可能成为生态系统结构变化的重要触发因素。未来太湖治理的关注重点应当从"水质达标"向"生态系统健康恢复"转变,应加强对鱼类结构演变的生态效应监测与评估,在进一步严格控制外源氮、磷入湖负荷的同时,协同开展鱼类结构调整和沉水植物恢复,提高太湖生态系统健康水平。

关键词:太湖;长期生态观测;蓝藻水华;气候变暖;外源削减;"十年禁渔";生态系统响应

Two decades changes of ecosystem structure in Lake Taihu: Characteristics and mechanisms*

Zhu Guangwei[1**], Kang Lijuan[2], Guo Chaoxuan[1], Shen Ruijie[1], Cai Yongjiu[1], Huang Wei[1], Luo Juhua[1], Zhang Yunlin[1] & Qin Boqiang[1]
(1: *Taihu Laboratory for Lake Ecosystem Research, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing* 211135, *P. R. China*)

---

* 2026-01-07 收稿;2026-05-24 收修改稿。
国家自然科学基金国际合作项目(42220104010)、国家自然科学基金联合项目(U2340209)和中国科学院南京地理与湖泊研究所自主部署项目(NIGLAS2022GS03)联合资助。
** 通信作者;E-mail: gwzhu@niglas.ac.cn。

(2: School of Biological and Environmental Engineering, Chaohu University, Hefei 238024, P. R. China)

Abstract: Over the past two decades, Lake Taihu has undergone intensive remediation and restoration, compounded by climate change impacts such as warming and heatwaves, driving significant shifts in the composition and structure of its aquatic ecosystem, encompassing phytoplankton, zooplankton, benthic macroinvertebrates, and macrophytes. Leveraging long-term monitoring data from the Taihu Laboratory for Lake Ecosystem Research (TLLER), a National Scientific Observation and Research Station, including water quality, phytoplankton, and macrophyte data spanning 2005 to 2025, macroinvertebrate data from 2007 to 2025, zooplankton data from 2012 to 2025, alongside concurrent hydrological and meteorological observations, this study elucidates the characteristics and underlying mechanisms governing the structural changes in the Lake Taihu ecosystem over the past two decades under the combined influences of declining nitrogen concentrations, rising water temperatures, drought and flood events, fishing bans, and other anthropogenic and climatic drivers. The results demonstrate that: (1) In the past five years, water quality in Lake Taihu has improved markedly. The annual mean total nitrogen concentration decreased from 3.71 mg/L in 2006 to 1.56 mg/L in 2025. The annual mean total phosphorus concentration from 2021 to 2025 (0.089 mg/L) was 26% lower than the mean from 2005 to 2020 (0.120 mg/L). Pronounced spatial disparities in water quality improvement were observed: heavily polluted northwestern areas exhibited substantial amelioration, whereas southern and eastern areas, historically characterized by better water quality and extensive submerged vegetation, displayed negligible improvement or even degradation. (2) Major biotic assemblages exhibited substantial spatiotemporal dynamics. Since 2023, cyanobacterial biomass has declined significantly, accompanied by a marked reduction in both biomass and dominance of *Microcystis* spp.—the primary bloom-forming cyanobacterium—while the dominance of filamentous cyanobacteria such as *Dolichospermum* spp. and *Pseudanabaena* spp., as well as diatoms including *Aulacoseira* spp., *Cyclotella* spp., and *Nitzschia* spp., has increased. Within the zooplankton community, the dominance of *Bosmina* spp. (Cladocera) has diminished considerably, whereas that of *Limnoithona sinensis* (Copepoda) has risen significantly. Macroinvertebrate density has declined sharply, primarily attributable to a substantial reduction in the dominant pollution-tolerant species *Limnodrilus hoffmeisteri*, while the dominance and density of the relatively clean-water species *Corbicula fluminea* have increased notably. Conversely, submerged vegetation remains severely degraded compared to 20 years ago, showing no significant recovery despite recent water quality improvements. Relative to 2014, the distribution area of submerged vegetation in 2025 contracted sharply. The population of *Potamogeton wrightii* within the traditional submerged vegetation zone along the transect from Guishan to Manshan Island, Xishan, and South Lake Taihu has undergone drastic shrinkage. In East Lake Taihu, submerged plant communities have been largely supplanted by *Trapa incisa*, forming a continuous monoculture frequently exceeding 95% coverage. The *Nymphoides peltata* community in South Lake Taihu has experienced severe decline, and vegetation coverage in Xukou Bay also decreased significantly in 2025. (3) From the perspective of ecological diversity, with the exception of phytoplankton, the diversity of most biotic groups has not increased significantly, spatial heterogeneity has diminished, and submerged vegetation remains critically degraded. Consequently, the ecosystem structure of Lake Taihu remains highly vulnerable, with a persistent risk of large-scale cyanobacterial blooms. This study suggests that the management of Lake Taihu may have entered a new phase characterized by "improved water quality—ecosystem restructuring—insufficient system resilience". While reduced nutrient loading into the lake exerts significant top-down regulation on ecosystem structure, climate warming, declining external nutrient loading, fishing bans, and extreme climatic events such as floods and droughts have emerged as pivotal drivers of biotic shifts. Future management strategies for Lake Taihu should transition from "achieving water quality standards" to "restoring ecosystem health". It is imperative to strengthen the monitoring and assessment of ecological effects stemming from fish community alterations. While maintaining stringent control over external nitrogen and phosphorus inputs, coordinated measures should be implemented to optimize fish community structure and restore submerged vegetation, thereby enhancing the overall health and resilience of the Lake Taihu ecosystem.

Keywords: Lake Taihu; long-term ecological observatory; cyanobacterial bloom; climatic warming; external loading reduction; 10-year fishing ban; ecosystem response

太湖地处长江三角洲平原腹地、太湖平原河网中心,流域面积 36895 km^2,水面面积 2338.1 km^2,平均水深 1.9 m[1],是长江中下游地区年均水面面积最大的湖泊。太湖流域的人类活动强度在全球大型湖泊中位居前列。包括上海在内,太湖流域人口超过 6000 万人,仅太湖西部主要汇流区的镇江市、常州市、湖州市与无锡地区宜兴市 2024 年常住人口就达 1336 万人。截至 2020 年,太湖流域耕地占比 44%,建设用地占比

26%,水体占比 16%,林地占比仅 12%[1]。太湖是我国最早报道蓝藻水华问题的湖泊之一[2],20 世纪 70 年代,太湖生态环境问题已十分突出[3]。

1986 年,中国科学院南京地理与湖泊研究所(前身为中国科学院南京地理研究所)将湖泊科学定为研究所主攻方向,迫切需要建设相关野外科学研究基地,以支撑湖泊科学发展。1986 年 3 月 3 日,通过对太湖流域社会经济与环境保护矛盾的分析,研究所提出"具有应用前景的基础研究需要先走一步",向中国科学院提出设立太湖湖泊科学研究站(建成后更名为太湖湖泊生态系统研究站,简称"太湖站")的申请,并于当年 12 月先后获得中国科学院和无锡市人民政府批准。1988 年,太湖站在无锡市滨湖区康山村的太湖之滨建成,同年入选中国生态系统研究网络(CERN)首批 29 个野外站序列[4]。1991 年起,太湖站按照 CERN 分类型制定的观测技术规范逐月对太湖开展定点采样与生态系统要素观测[5]。此后,太湖站湖体定点观测方案经历了 3 个阶段变化:1991－1997 年,从无锡市梁溪河入湖口至太湖湖心平台山,设 9 个点位的一个断面,见图 1 中 0~8 号点(2 号点位于太湖站近岸区,后予以删除),重点关注无锡市城市污染对太湖生态系统的影响[6];1998－2004 年,增设 9~13 号 5 个点位(图 1),强化对全太湖主要出入湖河道的污染负荷监测,包括南溪入湖口大浦口(10 号)、苕溪入湖口小梅口(11 号),太浦河和望虞河出水水域(12 号、13 号),以及邻近城区的蠡湖(9 号);2005－2025 年,再增设 19 个点位,形成覆盖主要湖区的布点方案(图 1),强化不同生态类型湖区的对比研究。建站 40 年来,太湖站在太湖污染源控制、水资源调配、内源污染评估与疏浚、蓝藻水华预警、生态修复、鱼类资源保护等方面,都发挥了重要的学术引领与治理支撑作用[7-12]。

2007 年太湖贡湖湾沙渚水厂水源地发生供水危机,该事件推动了太湖历史上规模最大的生态环境治理修复行动[13]。流域治污、城市化进程、种植业结构调整等治理措施的推行改变了太湖入湖污染负荷[14-16]。湖体大规模开展的底泥疏浚、调水引流、控藻工程、长江流域重点水域"十年禁渔"等治理与管控措施,势必对太湖水质与生态系统产生干扰[17-20]。太湖地区气候变化显著,增温、热浪、暴雨极端事件频发及风速下降,也对太湖生态系统产生强烈影响[21-24]。

本文基于太湖站 2005 年实施全湖生态系统观测方案以来的季度水质和藻类、大型水生植物观测数据,以及 2007 年以来大型底栖动物观测数据和 2012 年以来浮游动物观测数据,结合气象、水文同步观测数据,分析近 20 年来太湖生态系统变化特征。在此基础上,探讨气候变化与人类活动对太湖生态系统演变的驱动机制,以期为大型浅水湖泊的生态修复与健康评估提供科学支撑。

1 材料与方法

1.1 监测布点与分区

2005－2025 年太湖站在湖体布设水质、浮游生物及底栖生物监测点位 32 个,包括北太湖 14 个逐月采样点位和其余湖区 18 个逐季度采样点位(图 1)。本研究主要依据每年 2、5、8 和 11 月 4 次监测的季度数据开展。首先,采用泰森多边形方法,划分出每个点位所代表的水域及其面积(图 1);其次,通过历次调查水深均值与其对应的观测日水位值,构建该区域湖底平均高程,进而结合水位数据计算每次调查时该水域的水量,作为分区加权均值统计的依据。将太湖分为 8 个湖区(图 1 中实线),分别为西北湖区(10、16、17 点位)、西南湖区(11、20~23 点位)、湖心区(7、8、18、19 点位)、梅梁湾(0、1、3~6、32 点位)、蠡湖(9、15 点位)、贡湖湾(13、14、31 点位)、胥口湾(26~30 点位)、东太湖(12、24、25 点位),分区统计各指标均值,加权平均获得各指标的季度均值或年均值。

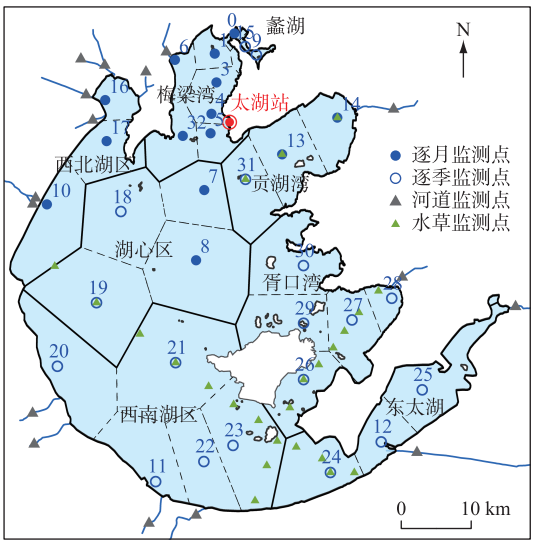

图 1 太湖站湖体定位生态监测点位分布

Fig. 1 Distribution of sampling sites of Taihu Laboratory for Lake Ecosystem Research in Lake Taihu

1.2 气象与水文条件监测

气温(AT)、降水(RF)、光合有效辐射(PAR)、风速(WS)数据由太湖站气象观测场的维萨拉 CAWS310 自动气象站获取(维萨拉(上海)测量技术有限公司),其中 PAR 由逐时监测值累积获得,而 WS 数据由小时平均风速进一步平均获得。水温(WT)日平均值数据由太湖站栈桥每天 8:00、14:00、20:00 开展的 3 次观测结果平均而得,观测时用水温仪测定水下 0.5 m 深度的水温。水位值通过每日 3 次观测太湖站船坞水尺并取平均值获得。

年入湖水量由太湖流域管理局网站(www.tba.gov.cn)查询得到。根据太湖站降水数据变化,构建年降水量与入湖水量的关系,进而根据月降水量、日降水量估算出入湖水量的月均值、日均值,结合入湖河道总氮(TN)、总磷(TP)等水质指标的逐月监测数据,以及 2016 年以来太湖站对主要入湖河道大浦河、殷村港的逐日氮磷浓度监测结果率定,开展 2016－2025 年的太湖氮、磷入湖月负荷(TN 负荷、TP 负荷)估算。

1.3 湖体水质与生物监测分析方法

水质与生物调查方法总体参考 CERN 编写的《湖泊生态调查观测与分析》[5]。使用赛氏透明度盘现场测定透明度(SD),使用带刻度的水深竿现场测定水深(WD)。采集表层(水下 0.2 m)、底层(泥上 0.2 m)及中层(水深一半处)水样各 2.5 L,倒入水桶中混合均匀。从混合水样中分取 1 L 用于水体 TN、TP、浮游植物叶绿素 *a*(Chl. *a*)等水质指标分析;另分取 1 L,现场加 10 mL 鲁戈试剂固定,用于浮游植物定量样品的收集。采集表、中、底层水样各 2.5 L,现场通过 13 号浮游生物网,将滤得样品收集至 50 mL 塑料方瓶,加入 4% 的甲醛溶液固定。样品带回实验室定容至 50 mL,用于枝角类、桡足类等后生浮游动物的种类鉴定。使用彼得森采泥器抓取定量面积的表层底泥,倒入底栖动物网中淘洗。将网内截留的样品收集至塑料袋中,带回实验室后置于白瓷盘中挑拣出底栖动物,随后放入塑料方瓶中用甲醛溶液固定,用于大型底栖动物的种类鉴定。

将经鲁戈试剂固定后的浮游植物样品带回室内,静置沉降 48 h 后,收集下层沉降物并定容至 30 mL。吸取 0.1 mL 样品用光学显微镜在 40 倍物镜下观察 100 个视野,进行浮游植物鉴定、计数,统计细胞丰度(单位 cells/L),并估算生物量(单位 mg/L)。将枝角类、桡足类样品带回实验室,定容至 50 mL。随后在光学显微镜下,以 10~40 倍物镜进行观察,对样品中的所有个体进行计数。同时,每个种类至少测量 30 个个体的体长;若某一种类的个体数不足 30 个,则逐一测量其全部个体。取经鲁戈试剂固定的样品,于光学显微镜下进行轮虫的种类鉴定。另取底栖动物样品,于解剖镜下进行种类鉴定。

大型水生植物调查采用人工调查与遥感解译相结合的方法。其中人工调查采用定点调查与面上调查相结合的方式,定点调查点位如图 1 中的绿色三角形点位,主要代表多年沉水植物分布较为集中的胥口湾、东太湖等重点区域,纵横交叉设置 24 个定量观测点。每年 5 月、10 月进行 2 次断面监测:用水草耙捞取定性样品观测,现场记录;用水草夹获得单位面积大型水生植物样品,现场挑拣、称重,获得该点位单位面积生物量的定量数据,综合 2 条断面的覆盖度观察,估算典型区域大型水生植物面积(C_{sm}-MI)。由于人工调查未覆盖全太湖,采用自行开发的浅水湖泊水生植物遥感监测技术方法[25],通过 Landsat 卫星影像获得每年 4 个季度的太湖大型水生植物空间分布遥感解译图,取面积最大的影像合成,解译出沉水植物面积(C_{sm}-RS)与浮叶+挺水植物面积(C_{fl+e}-RS),C_{sm}-RS 与 C_{fl+e}-RS 相加获得太湖水生植物总面积(C_{mp}-RS)。

采集水样带回实验室,混匀后取 25 mL 于 50 mL 具塞比色管中,加入 25 mL 碱性过硫酸钾消解液,混匀,放入高温灭菌锅加热加压消解 30 min,分取澄清上清液,用紫外分光光度计法测定水体 TN 浓度,采用钼—锑—抗显色光度法测定 TP 浓度。取 250 mL 水样,使用预先经烘干并称重过的 Whatman GF/F 玻璃纤维滤膜进行过滤。过滤后的水样,分别参照 TN 和 TP 的测定方法,测定溶解性总氮(DTN)和溶解性总磷(DTP)浓度;将滤膜物质通过烘箱 105 ℃烘干 4 h,称重,获得水体悬浮颗粒物(SS)含量。另取 250 mL 原水样过 GF/F 滤膜,将滤膜收至 10 mL 玻璃离心管中,放入-20 ℃冰箱冷冻 24 h,取出后在暗光房间用热乙醇提取浮游植物叶绿素,定容后用分光光度法测定 Chl. *a* 浓度[26]。取 100 mL 原水样,用高锰酸钾水浴法滴定获得高锰酸盐指数(COD_{Mn})。采用 Chl. *a*、SD、TP、TN、COD_{Mn} 五参数法计算综合营养状态指数(TLI)[27]。

1.4 统计分析方法

利用 Excel 2019、SPSS Statistics 20 进行数据整理,在 ArcMap 10.2、R 4.2.2 以及 Origin 2021 中完成绘图。对太湖主要优势门类与环境因子进行 Spearman 相关性分析,将优势度大于 0.02 的属种归为优势属种。

各生物类群的多样性分析采用 Shannon-Wiener 多样性指数表征太湖生物的 α 多样性,基于 Bray-Curtis 距离表征太湖生物的 β 多样性。

2 结果与分析

2.1 气象与理化指标变化特征

据太湖站气象站的观测数据统计,2005－2025 年太湖年均 RF 均值为 1108 mm;其中 2016 年最高,为 1714 mm;2010 年最低,仅为 776 mm(图 2)。受 2016 年降水影响,当年年均水位(3.52 m)为 21 年来的最高值,显著高于 21 年的均值(3.22 m)(图 2)。此外,2024、2020 年也是相对丰水年,RF 分别达 1595 和 1426 mm。相比较而言,2005－2007、2010－2011、2017－2019 和 2021－2022 年是枯水年,4 个阶段的年均 RF 分别为 927、872、1026 和 982 mm。由于 WL 受降雨周期、“引江济太”及太湖出流调控等影响,其变化与 RF 的变化略有不同。2005－2006 年太湖年均 WL 值最低,为 3.07 m;其次为极端干旱的 2022 年,为 3.11 m;2011 年受“引江济太”等调控,水位为 3.15 m,而 2017 年则同样受调控力度增大影响,WL 年均值为 3.18 m。2013 年 10 月,国家防汛抗旱总指挥部批复同意将太湖警戒水位由原 3.50 m 调整至 3.80 m,此举对太湖的最低水位造成了影响。

2005－2025 年太湖站观测的年均 PAR 均值为 25.9 mol/(m^2·s),年均值变化与 RF 呈负相关,即降雨量丰沛的年份,PAR 总体偏低。年均 PAR 最大值出现在 2025 年,达到 29.6 mol/(m^2·s),次峰值出现在 2022 年,达到 28.3 mol/(m^2·s);最低值则出现在洪水年的 2016 年,为 22.9 mol/(m^2·s)。值得注意的是,2022－2025 年 PAR 较高,均值为 28.0 mol/(m^2·s),与近年来高温热浪增强现象一致[28];而 2009－2012 年干旱阶段,PAR 出现第二个峰值,均值为 26.9 mol/(m^2·s)。

2005－2025 年 WT 年均值为 19.30 ℃,高于太湖多年气温均值[29],呈现明显的 2 个峰值:2007 年快速出现了一次峰值,年均值达到 20.16 ℃;此后迅速下降,2011 年达到 21 年来的最低值,为 18.19 ℃,然后呈不断升高趋势,2025 年达到最高值,为 20.67 ℃(图 2)。

受降雨量、入湖水量变化以及流域治理等因素的综合影响,2007－2025 年太湖氮磷入湖负荷总体呈波动下降趋势(图 2)。多年 TN 入湖负荷均值为 41.5×10^3 t/a,最高值为 58.3×10^3 t/a,出现在洪水年的 2016 年;最低值为 22.4×10^3 t/a,出现在水质最好的 2023 年[30-31]。多年 TP 入湖负荷均值为 2.03×10^3 t/a,最高值为 2.81×10^3 t/a,出现在洪水年的 2016 年;最低值为 1.16×10^3 t/a,同样出现在水质最好的 2023 年。

太湖湖体的氮、磷浓度与外源负荷既有关联,又呈现差异(图 2),这反映出入湖负荷与湖体生态系统响应之间的双驱动特征[30],其中湖体内源反馈与脱氮过程的影响尤其明显[31-32]。由图 2 可知,TN、DTN 浓度总体呈下降趋势,多年 TN 均值为 2.31 mg/L,最高值(3.71 mg/L)出现在 2006 年,最低值(1.41 mg/L)出现在 2022 年;外源负荷分别于 2010、2016 和 2024 年达到峰值,随后 TN 和 DTN 浓度均在当年或次年出现不同程度的升高,表明湖体氮浓度对外源输入增强存在一定的滞后响应。2020 年,尽管外源负荷有所增加,湖体氮磷浓度并未随之上升,反而出现下降。这很可能与当年藻情显著减轻、生态系统状态发生改变有关[30]。DTN 均值为 1.57 mg/L,平均占 TN 的 68%,最高值(2.81 mg/L)出现在 2006 年,最低值(0.83 mg/L)也出现在 2022 年,总体变化趋势与 TN 一致。

与氮的总体持续下降趋势不同,太湖水体磷浓度则具有较大的波动性:TP 浓度在 2005－2010 年出现一次起伏,2010－2022 年再次出现一次起伏,2023－2025 年略有反弹。总体而言,2021－2025 年近 5 年均值(0.089 mg/L)显著低于 2005－2020 年均值(0.120 mg/L)。其中,2005－2025 年 TP 均值为 0.109 mg/L,最大值为 0.136 mg/L,出现在蓝藻水华强度最大的 2017 年;最小值为 0.084 mg/L,出现在极度干旱的 2022 年(图 2)。2005－2025 年 DTP 均值为 0.033 mg/L,最大值为 0.048 mg/L(2013 年),最小值为 0.022 mg/L(2025 年)。DTP 平均占 TP 的 30%,变化趋势大致与 TP 相似:如 2008 年 TP 浓度接近峰值(0.134 mg/L),DTP 浓度也较高(0.047 mg/L);2021 年以来 TP 浓度持续低于 0.100 mg/L,DTP 浓度也相应低于 0.030 mg/L,总体处于阶段性低值期,但在绝对值变化上并不完全同步。这与 TP 不但受 DTP 影响,还受风速变化引起的底泥悬浮物状况、藻类生物量变化等多重因素共同影响有关[33]。

太湖地区的风速整体呈不断下降趋势,对湖体 SS 及水体 SD 产生一定的影响(图 2)。从 2005 年到

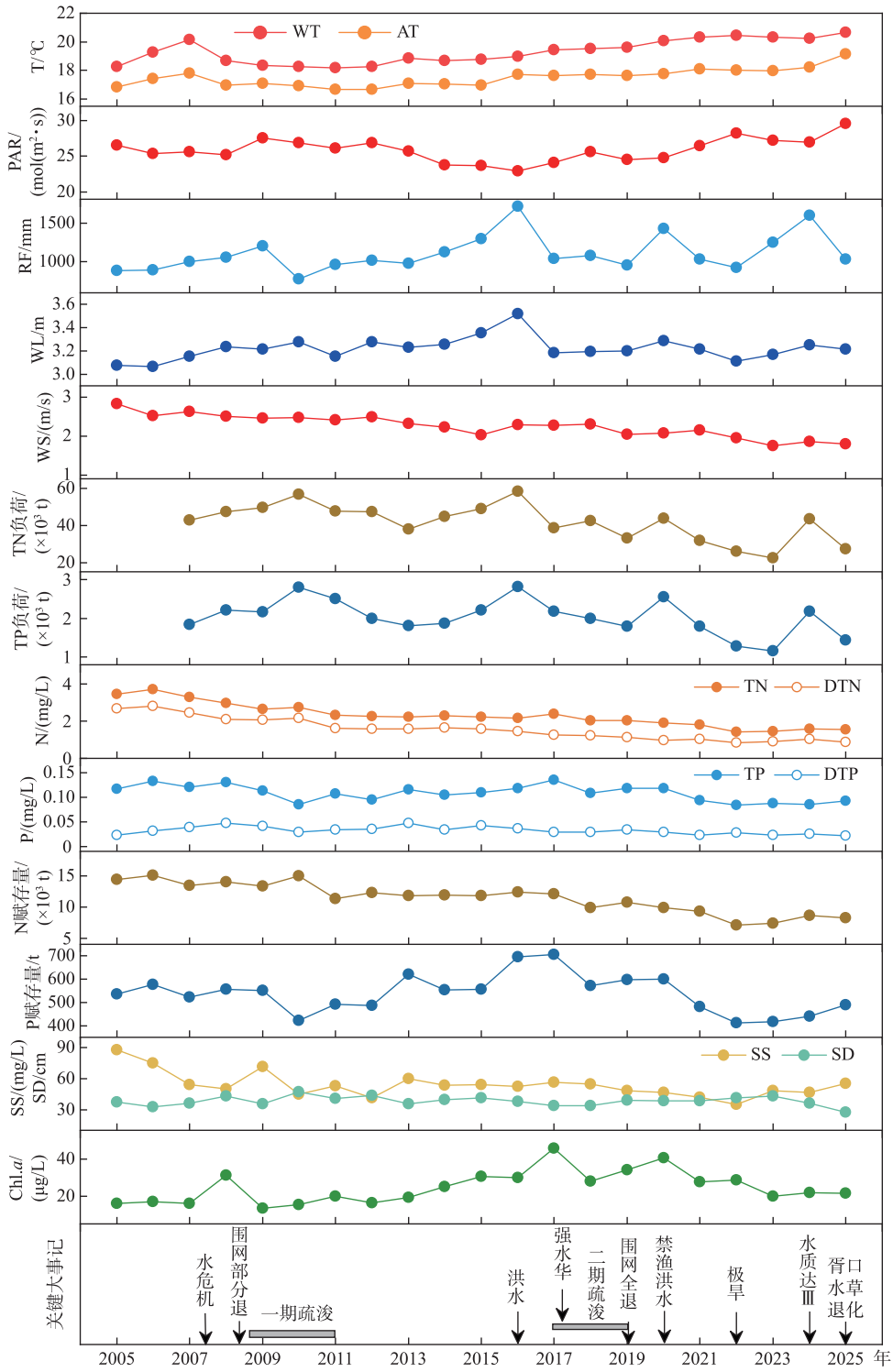

图 2 太湖主要气象、水文及理化指标年均值变化

Fig. 2 Variations of annual average meteorological, hydrological, physical and chemical parameters of Lake Taihu

2025年,太湖地区的年均WS从2.83 m/s降至1.80 m/s。SS总体也呈下降趋势,多年均值为53.9 mg/L,最高值出现在年均WS最高的2005年,为87.9 mg/L;而最低值出现在氮、磷浓度均最低的2022年,为35.0 mg/L。年均风速从2022年开始首次降至2.0 m/s以下,且此后至2025年,年均风速均处于2.0 m/s以下。但SS不但受风速影响,还受太湖沉水植被分布变化、藻情变化、水位高低以及外源暴雨入湖过程等多重因素影响,其变化的驱动机制更为复杂。如2013年的台风雨导致整个太湖大范围出现高浊度问题[34];2009年东太湖围网拆除,导致局部水域SS浓度升高、SD下降[35]。

太湖水体SD与SS总体呈负相关关系。SD的多年均值为38.17 cm,最高值为46.97 cm(2010年),最低值为27.27 cm(2025年),经历了多次增加和下降阶段:2010－2012年相对枯水且高水位年出现阶段性高值,3年均值为43.78 cm;2017－2018年蓝藻水华最为严重阶段出现了低值,2年均值为33.78 cm;2022－2023年的低水位、干旱及藻情缓解阶段再次出现高值,2年均值为42.15 cm;2025年在胥口湾等东部湖区沉水植被大面积退化及湖西区的底泥疏浚等共同影响下,SD又达到21年来的最低值,为27.27 cm。

2005－2025年太湖全湖Chl.*a*的年均值介于13.4~45.8 μg/L之间,均值为24.6 μg/L。Chl.*a*的年均值总体与太湖蓝藻水华强度变化一致[36],最高值出现在蓝藻水华强度最大的2017年,最低值则出现在藻情相对较轻的2009年。2023－2025年尽管藻情也很轻,Chl.*a*也出现了相对低值,但可能是因为藻类群落结构不同,以及藻型湖区面积扩张等因素影响,全湖Chl.*a*的年均值仍在21.0 μg/L,显著高于2009年。杨喆等对2021－2023年太湖藻类群落结构与磷的关系研究发现,群落结构变化引起了单位藻类生物量磷含量对TP贡献率的改变[37]。

2005－2025年太湖年均COD_{Mn}介于3.60~5.49 mg/L之间,均值为4.48 mg/L。总体呈不断下降趋势。其中最高值出现在2006年,为5.49 mg/L,最低值出现在2024年,为3.60 mg/L。COD_{Mn}超过5.0 mg/L的年份有4年,即2006－2008年及2017年。2017年太湖藻情异常严重时,COD_{Mn}值也出现反弹,为5.19 mg/L。近三年(2023－2025年)的COD_{Mn}均低于4.0 mg/L,分别为3.70、3.60、3.70 mg/L。太湖的年均TLI介于55~63之间,处于中度或轻度富营养状态。其中2005－2008年及2015－2020年两个阶段TLI大于60,处于中度富营养状态,其余年份均小于60,处于轻度富营养状态,最低值出现在2023年。

2.2 浮游植物群落结构变化

2005－2025年太湖站的季度采样共鉴定出浮游植物8门122属。其中,绿藻门48属,占总属数的39.34%;其次为硅藻门27属,蓝藻门26属,占比分别为22.13%和21.31%。此外,还鉴定出裸藻门6属、隐藻门4属、甲藻门5属、金藻门5属及黄藻门1属。

太湖浮游植物年均生物量的年际波动较大,介于0.80~48.36 mg/L之间,均值为9.05 mg/L(图3a),21年来大致呈现先增高后降低的趋势,但2008、2017、2018年出现3个异常高值,年均分别为21.11、48.36、20.65 mg/L,2009、2023年出现异常低值,年均生物量分别为2.72、0.80 mg/L。其余年份,浮游植物年均生物量大致呈先升高后降低的变化趋势,2012年达到最高(11.59 mg/L);2020－2025年浮游植物生物量下降趋势比较明显,总体低于2007年水危机暴发前的水平。除2023年达到21年来的最低值外,2025年生物量也较低,为1.42 mg/L。

总体而言,蓝藻门是生物量占比最高的门类,平均占比为65.9%,多年蓝藻生物量均值为6.17 mg/L。其中2017年蓝藻门生物量最高,达26.20 mg/L,2023年最低,仅为0.21 mg/L,与藻类总生物量变化一致。2023－2025年蓝藻生物量占比下降明显,均低于50%(图3b)。

硅藻门生物量占比仅次于蓝藻门,年均值介于0.13~12.37 mg/L之间,多年平均生物量为1.40 mg/L,平均占比为14.82%。2023年生物量占比最高,为43.10%;2020年占比最低,仅为3.32%。在2023年之后,藻类总生物量大幅下降过程中,硅藻门生物量占比却显著增高。

绿藻门年均生物量介于0.07~2.79 mg/L之间,平均生物量为0.49 mg/L。绿藻门生物量占比除2007年超过50%以外,其余年份介于0.74%~13.01%之间,多年平均占比为7.63%。2023年以来,绿藻门生物量占比有所增高。隐藻门生物量年均值介于0.07~0.74 mg/L之间,多年均值为0.45 mg/L。隐藻门生物量占比多年均值为7.08%,介于1.50%~18.66%之间。近3年来,随着藻类总生物量的下降,隐藻门生物量占比也相应升高,均值为17.10%。

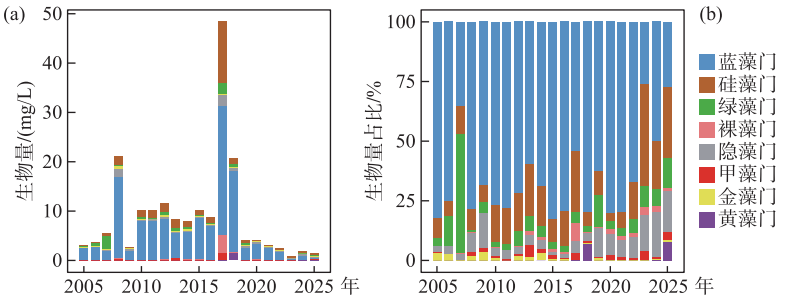

图 3 2005－2025 年太湖全湖年均浮游植物各门生物量(a)和生物量占比(b)

Fig. 3 Annual average biomass of phytoplankton (a) and the proportion of biomass (b) for each phylum from 2005 to 2025

其余 4 个门的藻类生物量总体不高,合计生物量介于 0.03~5.18 mg/L 之间,均值为 0.53 mg/L。在基于年度统计的优势种方面,这 4 个门的藻类没有优势种出现(图 4)。甲藻门生物量多年均值为 0.14 mg/L,裸藻门、金藻门、黄藻门分别为 0.23、0.08、0.07 mg/L。就占比而言,2014 年之前金藻门生物量占比均值为 1.86%,2015 年以后总体下降,均值为 0.43%。甲藻门、黄藻门、裸藻门也存在一定的偶然性,如 2017 年藻类大暴发时,裸藻门的生物量也出现一个峰值,为 3.68 mg/L。2018 年黄藻门生物量出现一次显著增高,达 1.41 mg/L,显著高于其多年均值(0.07 mg/L)。

2005－2025 年,太湖浮游植物常见的优势属有 12 个,分别为蓝藻门的微囊藻属(*Microcystis*)、长孢藻属(*Dolichospermum*)、束丝藻属(*Aphanizomenon*)、假鱼腥藻属(*Pseudanabaena*)、浮丝藻属(*Planktothrix*)5 个属,均为常见的有害蓝藻属;硅藻门中的小环藻属(*Cyclotella*)、直链藻属(*Aulacoseira*)、菱形藻属(*Nitzschia*),隐藻门中的隐藻属(*Cryptomonas*),以及绿藻门中的盘星藻属(*Pediastrum*)、游丝藻属(*Planctonema*)、丝藻属(*Ulothrix*)(图 4)。大部分优势属还呈现多个种并存的现象,如太湖中常见的微囊藻属包括铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)、惠氏微囊藻(*Microcystis wesenbergii*)、水华微囊藻(*Microcystis flos-aquae*)等种,长孢藻属则常见卷曲长孢藻(*Dolichospermum circinale*)和直链长孢藻(*Dolichospermum rectum*)等种。

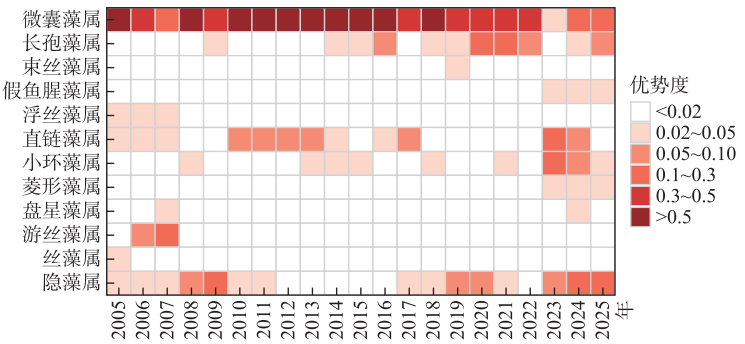

图 4 2005－2025 年太湖年度浮游植物优势属演替

Fig. 4 Dynamics of dominant genera of phytoplankton in Lake Taihu from 2005 to 2025

2005－2025 年太湖浮游植物优势属组成及其优势度变化显著,总体特征是蓝藻门优势属演替及硅藻门优势属的优势度提升(图 4)。近 3 年微囊藻优势度下降明显,假鱼腥藻演替为优势属。微囊藻优势度除 2007 年相对较低外(0.244),2005－2022 年始终保持极高的优势度(0.393~0.731),是太湖的绝对优势属。但 2023 年开始,微囊藻的优势度大幅下降。2024－2025 年虽然有所反弹,但仍处于 21 年间的低值,这一变化与蓝藻生物量的下降一致。与此同时,蓝藻门的长孢藻在 2020 年后优势度上升,但在 2023 年降低。

在 2010－2013 年蓝藻水华相对较轻阶段,硅藻门中的直链藻优势度明显增高,但在 2017 年藻情最重时也是优势属之一,未表现出明显的水质指示意义。菱形藻在 2005－2022 年均不是优势属;但自 2023 年起,包括菱形藻在内的硅藻门 3 个优势属优势度同步提升,直链藻、小环藻和菱形藻连年优势度超过微囊藻、假鱼腥藻。隐藻属优势度出现 3 个阶段峰值:2008－2009、2019－2020 及 2023－2025 年,其中前 2 个阶段的优势度增加均发生在蓝藻水华强度峰值之后,这可能与高强度蓝藻水华带来的水体有机质增加有关。绿藻门属的数量最多,但单个属占优势的情况总体较少。阶段性出现过占优现象的仅有盘星藻、游丝藻和丝藻这 3 个属,且其占优阶段均在早期(2005－2007 年)。此后,只有 2024 年盘星藻出现占优现象,其余年份绿藻门的各个属均未出现占优现象。

近年来蓝藻门优势种变化特征中还呈现长孢藻、浮丝藻、束丝藻、假鱼腥藻、拟柱孢藻等构成的丝状蓝藻种属比例增高、微囊藻等“球状蓝藻”比例下降的趋势(图 5)。对比图 3 可知,微囊藻生物量的大起大落基本决定了藻类总生物量的总体变化,2008、2017 和 2018 年藻类生物量出现异常高值,微囊藻生物量也均出现相应高值,分别为 16.39、21.17 和 14.29 mg/L,分别占藻类总生物量的 77.66%、43.78% 和 69.20%(图 5)。丝状蓝藻的占比上升是发生在蓝藻总生物量下降的背景下,特别是 2009、2022、2023 及 2025 年,丝状蓝藻基本都超过了微囊藻。微囊藻生物量下降是主导微囊藻/丝状蓝藻比例变化的关键。

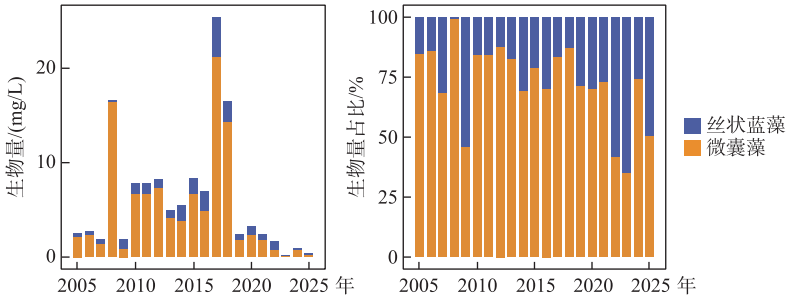

图 5 2005－2025 年太湖微囊藻和丝状蓝藻生物量及比例变化

Fig. 5 Dynamics of biomass and ratio of *Microcystis* and filamentous cyanobacteria in Lake Taihu from 2005 to 2025

在丝状蓝藻中,长孢藻、浮丝藻、束丝藻、假鱼腥藻、拟柱孢藻多年生物量均值分别为 0.61、0.22、0.19、0.02 和 0.002 mg/L。从长期趋势看,长孢藻、束丝藻及浮丝藻生物量下降,假鱼腥藻和拟柱孢藻生物量和占比上升。特别是拟柱孢藻,仅在 2022、2023 和 2025 年出现。对于有可能产生异味的假鱼腥藻、拟浮丝藻(*Planktothricoides*)来说,假鱼腥藻近年来呈波动上升趋势,已逐渐演变为水体中的常驻藻种;而拟浮丝藻则存在较大偶然性,长期未检出后仅在 2020－2022 年和 2025 年短暂出现。这种偶发性检测到的拟浮丝藻,据任俊宏等 2022 年夏季调查,是导致水体 2-甲基异莰醇浓度异常升高的关键藻种,凸显了产异味藻的多变性[38]。

长孢藻、束丝藻、尖头藻、拟柱孢藻等具有固氮功能,统称为固氮蓝藻。随着太湖水体氮浓度的下降,固氮蓝藻生物量及其在蓝藻门中的占比并未出现趋势性变化。固氮蓝藻多年生物量均值为 0.80 mg/L,其中 2017 年最高,达 3.37 mg/L。2019 年以后,固氮蓝藻生物量也持续处于低值,年均值都低于 1.00 mg/L。固氮蓝藻生物量在蓝藻门中的占比,在 2009 年和 2022 年出现 2 个高值,分别达到 53.85% 和 48.26%,而 2023－2025 年占比又有所下降,分别为 38.59%、15.26% 和 30.92%。

2.3 后生浮游动物群落结构变化

本研究统计了 2012－2025 年调查的后生浮游动物桡足类、枝角类及轮虫的群落结构变化情况,如图 6 所示。2012－2025 年共检出常见后生浮游动物 67 种,其中桡足类 11 个种(属),枝角类 15 个种(属),轮虫 41 个种(属)。太湖后生浮游动物全湖平均总密度介于 101.6～627.6 ind./L 之间,平均为 389.5 ind./L;其中,桡足类、枝角类和轮虫的平均密度分别为 101.5、65.0 和 223.1 ind./L(图 6)。桡足类密度总体呈缓慢上升的变化趋势,枝角类密度呈波动下降的变化趋势,轮虫密度呈波动上升的变化趋势。

2012－2025 年太湖后生浮游动物的季度生物量总体介于 1.18～3.63 mg/L 之间,平均为 2.11 mg/L。

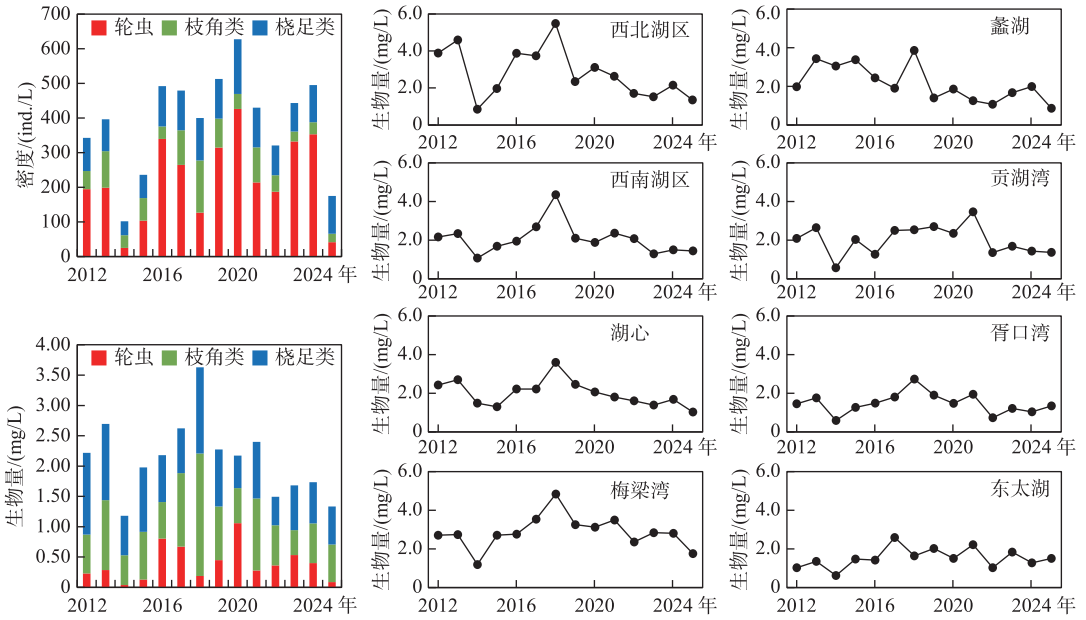

图 6 2012－2025 年太湖全湖平均后生浮游动物密度及生物量变化

Fig. 6 Average density and biomass of metazoan zooplankton in Lake Taihu from 2012 to 2025

其中桡足类的平均生物量为 0.87 mg/L,枝角类为 0.85 mg/L,轮虫为 0.39 mg/L。桡足类生物量总体呈逐渐降低的变化趋势,枝角类生物量自 2012－2018 年呈明显上升趋势,2018－2025 年呈逐渐降低的变化趋势,轮虫生物量与密度变化一致,呈波动上升趋势。分湖区来看,西北湖区、西南湖区、湖心区、梅梁湾、蠡湖、贡湖湾、胥口湾和东太湖的年均浮游动物生物量分别为 2.80、2.06、2.00、2.87、2.15、2.00、1.48 和 1.54 mg/L。各湖区的年均生物量大致均呈现两高两低的变化趋势,即在 2013 年有一个峰值,在 2017－2021 年间形成另一个生物量峰值。这一峰值与太湖蓝藻水华强度的峰值一致。而 2021 年以后,总体均呈下降趋势,这一下降趋势的拐点,大致与太湖实施禁捕的时间节点一致。

从年尺度来看,太湖后生浮游动物优势种有 15 种(图 7)。包括桡足类中的中华窄腹剑水蚤(*Limnoithona sinensis*)、广布中剑水蚤(*Mesocyclops leuckarti*)、无节幼体,枝角类中的象鼻溞(*Bosmina* spp.)、角突网纹溞(*Ceriodaphnia cornuta*)和裸腹溞(*Moina* spp.),以及轮虫中的针簇多肢轮虫(*Polyarthra trigla*)、矩形龟甲轮虫(*Brachionus leydigii*)、螺形龟甲轮虫(*Keratella cochlearis*)、萼花臂尾轮虫(*Brachionus calyciflorus*)、角突臂尾轮虫(*Brachionus angularis*)、曲腿龟甲轮虫(*Keratella valga*)、长三肢轮虫(*Filinia longiseta*)、聚花轮虫(*Conochilus* spp.)和晶囊轮虫(*Asplachna* spp.)。可以看出,2012－2025 年太湖后生浮游动物优势种发生明显演替,2013－2018 年象鼻溞的优势度最高,但从 2019 年之后优势度显著下降。桡足类中,无节幼体基本都是优势类群,但 2025 年中华窄腹剑水蚤的优势度明显增高。轮虫的优势种变化也比较大,大多数年份针簇多肢轮虫是优势种,特别是 2021－2024 年优势度还不断增高,但是 2025 年其优势度却大幅下降。2014－2015 年和 2024－2025 年轮虫的优势种数量都显著降低。浮游动物的生物量变化可能反映出捕食压力及食物资源变化的双重影响。

2.4 大型底栖动物群落结构变化

2007－2025 年期间,32 个常规监测点位季度监测共记录到底栖动物 7 纲 92 种(属)(以下简称“种”),其中昆虫纲物种数最多,有 32 种,其次为双壳纲(15 种)、腹足纲(11 种)、软甲纲(11 种)、寡毛纲(10 种)、多毛纲(7 种)和蛭纲(6 种)。各年全湖平均底栖动物密度变化如图 8 所示。

从密度变化来看,太湖底栖动物的下降趋势极其明显,平均密度由 2007 年的 4758 ind./m^2 大幅波动下降至 2025 年的 160 ind./m^2(图 8)。其中寡毛纲密度下降最明显,占比从 2007 年的 69.1%逐年下降到 2025

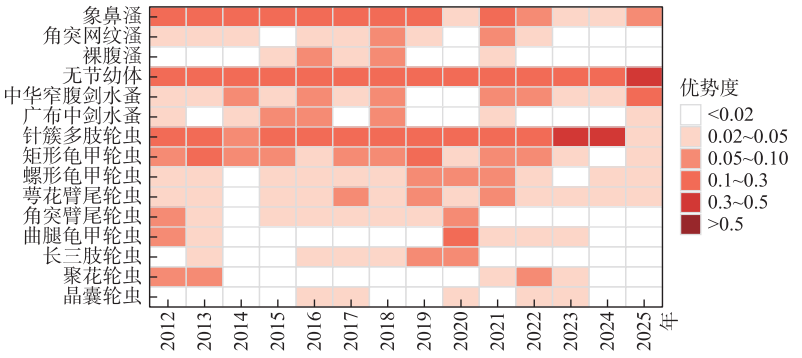

图 7 2012－2025 年太湖后生浮游动物优势种变化

Fig. 7 Dynamics of dominant species of metazoan zooplankton in Lake Taihu from 2012 to 2025

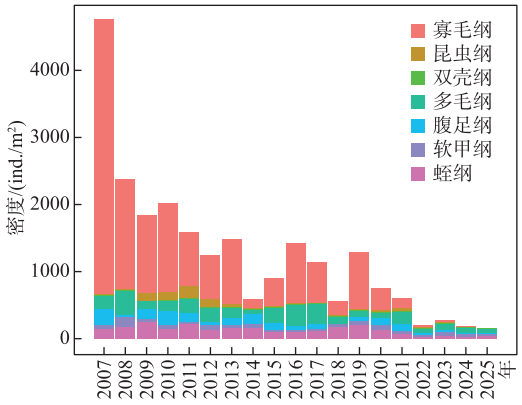

图 8 2007－2025 年太湖全湖平均底栖动物密度变化

Fig. 8 Average density of macrobenthos in Lake Taihu from 2007 to 2025

年的 0. 2%,是引起底栖动物密度大幅下降的关键类群,由于寡毛纲总体与水体的富营养化关系密切[39],太湖寡毛纲底栖动物密度的大幅下降可能与水质改善、污染底泥清淤乃至鱼类密度的增加有关系,特别是底泥中有机碎屑下降可能对寡毛纲底栖动物密度变化影响较大。昆虫纲密度占比总体呈上升趋势,其密度占比多年间在 2. 1%~30. 4%之间波动,2007－2013 年占比较低,均值为 5. 2%;而 2014－2025 年占比明显提高,均值达 18. 9%。昆虫纲密度占比增高并非其生物量增高,而是寡毛纲生物量下降所致的相对比重变化。

2007 年以来,太湖各湖区大型底栖动物的密度总体呈持续下降趋势,但不同湖区在下降幅度和变化过程上存在显著差异。整体上,湖区间底栖动物密度的变化呈现出由北部湖区向南部湖区逐步减弱的空间梯度特征(图 9)。其中,北部梅梁湾和西北湖区下降最为剧烈:西北湖区底栖动物密度从 2007 年的 26353. 3 ind./m^2 锐减至 2025 年的 154. 6 ind./m^2;梅梁湾则由 2007 年的 6161. 1 ind./m^2 降至 2025 年的 205. 7 ind./m^2。底栖动物密度下降主要是由耐污类群密度变化引起,如 2007 年前后北部湖区蓝藻水华频发,底栖动物群落以耐污指示种——霍夫水丝蚓(*Limnodrilus hoffmeisteri*)占据绝对优势,在梅梁湾和西北湖区的底栖动物密度中占比均超过 90%。相比之下,东太湖、胥口湾及西南湖区的底栖动物总体密度虽较低,但也呈现显著下降趋势:东太湖平均密度由 2007 年的 540. 0 ind./m^2 降至 2025 年的 195. 1 ind./m^2;西南湖区由 1204. 0 ind./m^2 降至 185. 1 ind./m^2;胥口湾则由 396. 0 ind./m^2 降至 76. 6 ind./m^2。

2007 年以来,大型底栖动物优势种发生明显变化,由早期单一耐污优势物种高度占优,逐步向多物种共同占优的格局转变(图 10)。在优势种层面,河蚬(*Corbicula fluminea*)和霍夫水丝蚓长期是太湖底栖动物群

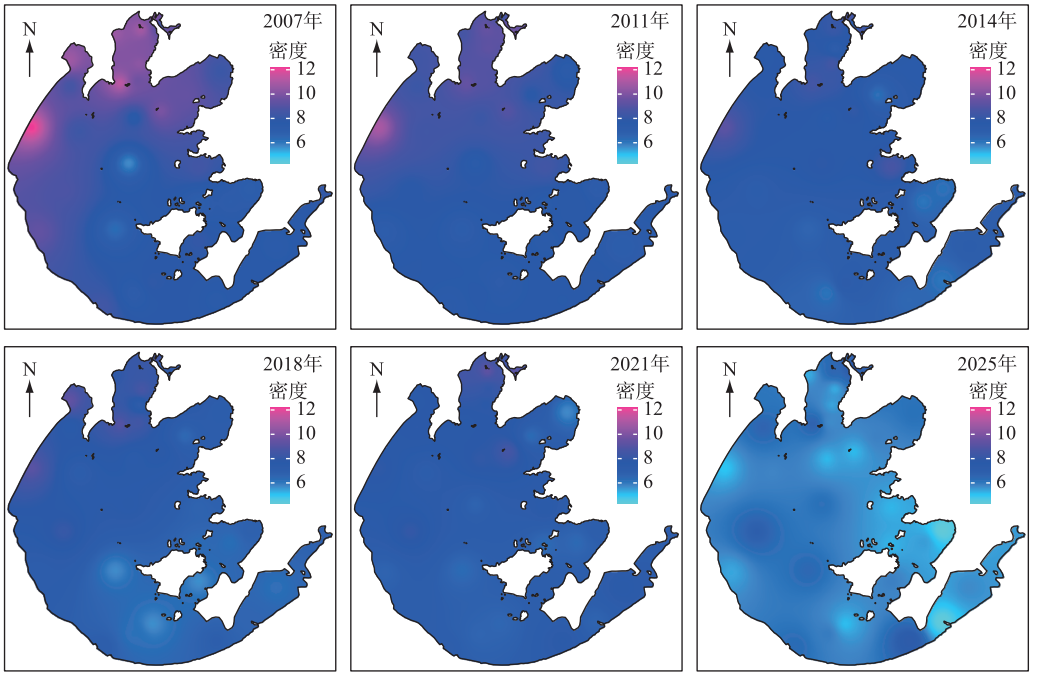

图 9 典型年份太湖底栖动物密度空间分布格局(数据经过自然对数转换)

Fig. 9 Spatial distribution of zoobenthos density in typical years in Lake Taihu (Data were transformed using natural logarithm)

落中优势度最高的两个物种。其中,霍夫水丝蚓在 2007 年优势度为 0.679,占绝对优势,但随后持续下降,2025 年仅为 0.0048,已退出优势种行列。与之相对,河蚬优势度呈现明显的年际波动,并在部分年份显著增加,多年来介于 0.004~0.25 之间,均值为 0.11。随着霍夫水丝蚓优势度逐年减弱,环棱螺(*Bellamya* spp.)、齿吻沙蚕(*Nephtys* spp.)的优势度逐步上升,在 2007 年优势度均低于 0.002,而在 2025 年优势度分别为 0.082、0.017。

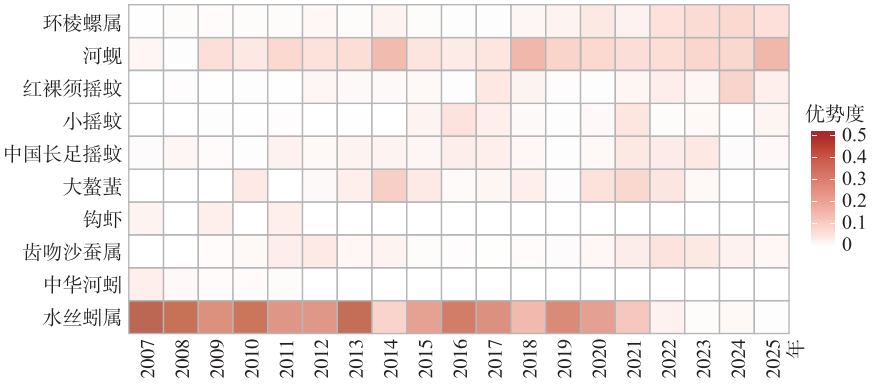

图 10 2007—2025 年太湖大型底栖动物优势种变化

Fig. 10 Changes of dominant species of macrobenthos in Lake Taihu from 2007 to 2025

2.5 大型水生植物群落结构与空间分布变化

利用遥感解译的全太湖沉水植物面积(C_{sm}-RS)、浮叶与挺水植物面积(C_{fl+e}-RS),以及在南太湖局部水

域人工调查区估算的沉水植物面积(C_{sm}-MI)如图 11 所示。代表水域人工调查的沉水植物面积(C_{sm}-MI)与遥感解译的沉水植物面积(C_{sm}-RS)总体趋势一致,二者相关性为 0.69($n=17$, $P=0.002$),表明遥感解译数据总体可靠(图 11)。

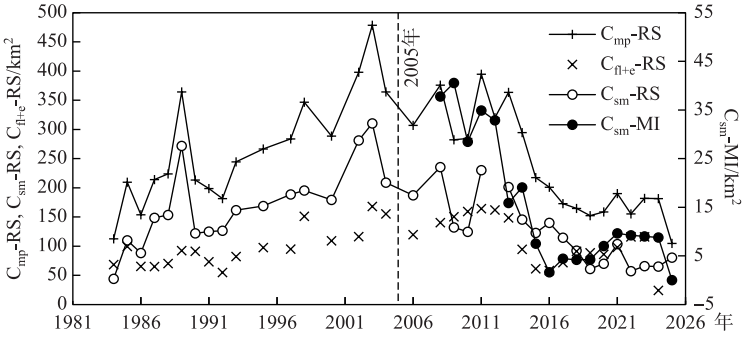

图 11 1984－2025 年太湖大型水生植物分布面积变化

Fig. 11 Change of macrophyte area in Lake Taihu from 1984 to 2025

从遥感解译的结果来看,近 20 年太湖沉水植物面积整体呈现前期(2005－2016 年)快速下降、后期(2017－2025 年)恢复乏力的趋势。过去 40 年,太湖水生植物面积大致经历先升高、后下降的过程。1984－1989 年,太湖水生植物面积快速增加;但 1990 年大幅下降,可能与太湖大规模围网养殖活动及 1991 年的洪水过程有关[40-41]。此后,太湖沉水植物面积持续增加(仅 2000 年略有下降),并于 2003 年达到 40 年来的历史最大值,其中全湖沉水植物面积估算为 311 km^2,浮叶与挺水植物面积估算为 168 km^2,总面积达到 479 km^2。此后沉水植物面积总体呈大幅下降趋势,2013－2016 年是下降幅度最大的 4 年。此外,2025 年重点水草区胥口湾沉水植物面积大幅下降。2016－2025 年近 10 年水生植物总面积介于 105~201 km^2 之间,均值为 166 km^2,较 2006－2015 年前 10 年均值(315 km^2)下降了 47%。

水位增高可能是沉水植被退化的条件之一。近 20 年太湖沉水植物群落结构退化明显,2016 年的洪水年是比较明显的一个拐点。图 11 显示,早在 2016 年之前的 2012－2015 年间,沉水植物面积即已呈现持续下降趋势,在此期间,太湖已开始实施高水位运行策略,且由图 2 的水位变化可知,2012－2025 年整体处于高水位阶段。此外,禁渔可能也是沉水植被退化的原因之一,2025 年沉水植物面积进一步下降,可能与鱼类过度牧食有关,但是关于鱼类的影响目前资料还无法给出明确的结论,仍需更多的调查予以明晰。

在沉水植物面积大幅下降的同时,太湖水生植物的群落结构也趋于单一化。基于重点湖区的人工调查结果,太湖共记录到大型水生植物 21 科 28 属 35 种。按生活型划分,沉水植物 14 种、浮叶植物 5 种、挺水植物 11 种、漂浮植物 5 种。群落优势种构成发生显著演替:2013 年以前,湖区呈现荇菜(*Nymphoides peltata*)、竹叶眼子菜(*Potamogeton wrightii*)、微齿眼子菜(*Potamogeton maackianus*)、黑藻(*Hydrilla verticillata*)、苦草(*Vallisneria natans*)共优格局;2016 年以后,优势种趋于单一化,以野菱(*Trapa incisa*)和荇菜为绝对优势类群。整体演替趋势表现为从低矮沉水植物生活型向高大浮叶植物生活型的转变。

回顾过去 60 年,太湖沉水植物也呈退化趋势。自 1960 年以来太湖水生植物群落整体经历了缓慢扩张到波动萎缩的演变过程[42]。与 1960 年的调查数据相比[43],累计有 20 余种水生植物在太湖彻底消失,消失物种既涵盖水蕨、莼菜等珍稀濒危类群,也包含眼子菜、茶菱等原本广布的常见物种;另有萍蓬草、乌苏里狐尾藻等历史上分布广泛的物种,当前在江苏境内已处于极度稀有状态。据 2014 年赵凯等的调查结果[42],太湖水生植物空间分布特征表现为:北部湖区无水生植被分布;东部、东北部及南部湖区的马来眼子菜群落呈现由东向西扩张的态势,成为全湖分布面积最广的植物类群;荇菜同步跃升为次优势种,在南部、东部及东北部湖区形成连片分布的优势群落,景观上呈现一望无垠的覆盖特征;微齿眼子菜维持次优势种地位,分布范围集中于贡湖南侧及胥湖水域[42]。近 10 年来的调查结果与赵凯等的调查相比[42],太湖水生植被空间格局又发生明显变化,主要表现为:龟山—漫山岛—西山—南太湖一线的竹叶眼子菜种群分布面积锐减,仅在太

湖大桥东南侧保留零星分布点;胥口湾水域植被盖度显著下降,多数区域水面植被覆盖度不足 1%;南太湖荇菜群落出现严重衰退,现存种群仅零散分布于沿岸带挺水植物群落边缘,且多以单株散生形式存在;东太湖历史上的沉水植物群落已基本被菱取代,形成覆盖度常高于 95% 的菱单优势种群连续分布区。

3 讨论

3.1 多重胁迫下太湖生态系统响应迅速而复杂

生态系统是一个多要素共同影响的复杂系统,多因子共同限制、多重胁迫是生态系统变化的常态,而非单因子限制,这使得生态系统变化与环境因子的关系往往十分复杂。以蓝藻水华的驱动机制为例,影响蓝藻水华强度的胁迫因子至少有 4 类(图 12):(1)养分条件,包括氮、磷、碳、硅、铁、硫、镁等浮游植物生长的多种元素条件,但养分条件只是藻类生长的物质基础;(2)气象条件,包括温度、光照、风速、降水等,通过直接或间接因素对藻类的群落结构、生产力及生物量空间再分配产生重要的影响;(3)水文水动力条件,包括水位、出入流、换水周期、湖流、波浪等,通过干扰水体光温条件及藻类的细胞积累过程等,影响有害藻类的生长累积与集聚;(4)食物链条件,包括湖体鱼类、水草、底栖生物、浮游动物等群落结构,通过生长竞争和牧食压力等影响藻类的累积强度。在太湖这种大型浅水湖泊中,气候变化和人类活动对其环境条件、食物链结构等的改变能力强、变化幅度大,导致生态系统结构变化剧烈。由于多要素的影响往往不是协同影响,相互因子的作用方向不同,效应各异,很难从单因子视角解释太湖生态系统的响应结果。过去 20 年,在强有力的修复治理、水利工程及气候变化背景下,太湖浮游植物、浮游动物、底栖动物及大型水生植物等关键组成类群变化剧烈,这凸显了在湖泊治理与修复过程中生态系统监测的重要价值。

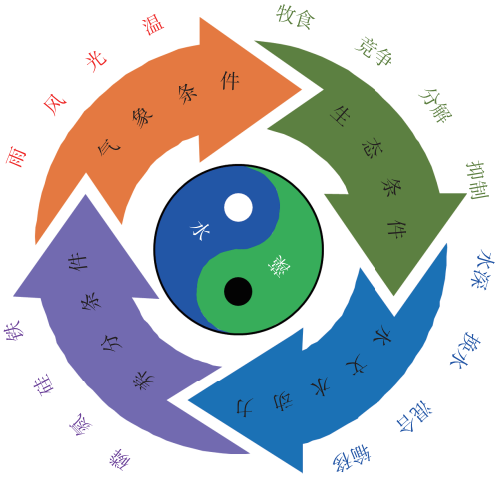

图 12 多因子交互对湖泊藻类生长影响示意图

Fig. 12 Schematic diagram of the impact of multi-factor interactions on lake algal growth

除鱼类缺乏数据未予明确以外,太湖生态系统中的多类生物全湖赋存量在近 5 年都呈现出显著下降特征。2005－2025 年的 21 年间,太湖年均 Chl. *a* 相对均值的变幅为 132%,TP 相对变幅为 47%,TN 相对变幅为 89%,SD 相对变幅为 52%,COD_{Mn} 相对变幅为 42%,TLI 相对变幅更小(仅为 14%)。然而,生态系统要素的变幅更大。如 2005－2025 年,基于季节调查的水量加权结果显示,太湖湖体浮游植物平均赋存量在 0.36×10^4 ~ 15.77×10^4 t 之间(均值 3.40×10^4 t),极差超过 40 倍(图 13)。

类似地,浮游动物的年平均水相赋存量也从 2008 年的峰值(8.25×10^4 t)骤降至 2014 年的谷值(0.57×10^4 t),降幅高达 14 倍。若以人工调查水域的平均大型水生植物生物量数据结合遥感获得的大型水生植物年度最大面积推算,2006－2025 年太湖大型水生植物的年度最大生物量变幅为 0.22×10^4 ~ 118.44×10^4 t。底栖动物生物资源量相对最小,但年际相差也将近 4 倍,各年份资源量介于 4.71×10^4 ~ 17.96×10^4 t 之间(以

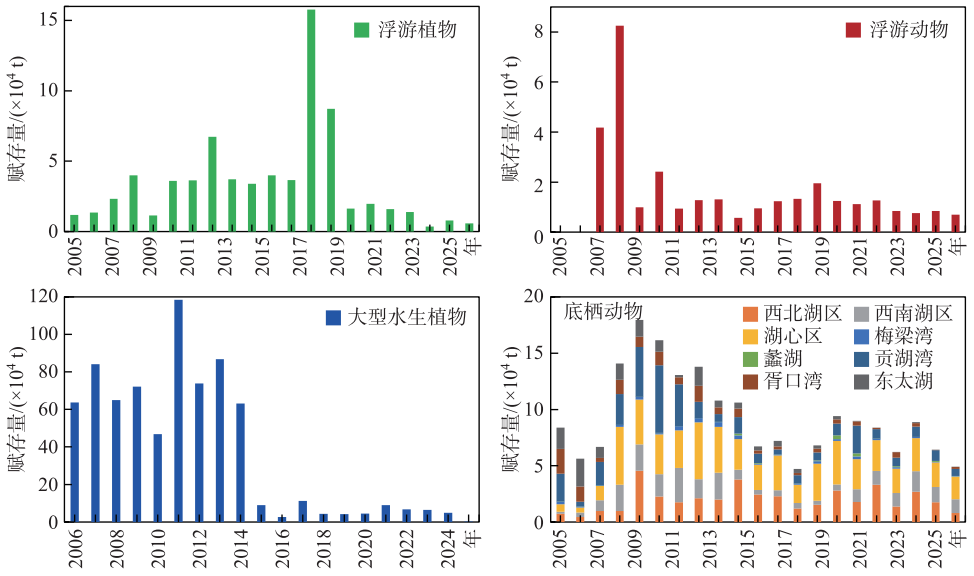

图 13 太湖浮游植物、浮游动物、大型水生植物和底栖动物全湖年均赋存量

Fig. 13 Annual average stock of phytoplankton, zooplankton, macrophytes and zoobenthos in Lake Taihu

湿重计),多年平均值为 9.32×10^4 t。根据有限的资料判断,禁渔之后,太湖鱼类资源量大幅增加。如陈欢等通过 2022 年、2023 年对南太湖的鱼类资源量调查发现,2020 年禁渔之后鱼类多样性增加、鱼类规格变大[20]。黄鹤忠等基于 2021－2023 年的调查发现,禁捕后太湖水体小型鱼类湖鲚的生物量明显下降,相较于大型鱼类鲢、鳙等,生物量占比大幅下降,总体表现为鱼类平均规格的增加[44]。禁捕后鱼类生物量增加的同时,浮游植物、浮游动物、底栖生物、沉水植物等鱼类饵料大幅下降,推测禁捕后鱼类生物量增加也可能是太湖藻情变轻的原因之一。同时,近 5 年的藻类生物量下降也与太湖入湖营养盐负荷下降同步。因此,营养盐浓度下降导致的上行效应与鱼类生物量大幅增加导致的下行效应协同,是近年来太湖藻情显著减轻的关键。在太湖氮、磷浓度较高的 2007 年和 2017 年,气候变暖是导致藻情加剧的关键因素。但 2020 年以后,尽管水温持续较高,但藻类生物量不增反降,表明营养盐下降的上行效应及鱼类生物量增加的下行效应逐渐成为藻类生物量变化的主导作用,超过气温升高对蓝藻水华的强化效应。

时间上,2007 年以来底栖动物资源量总体呈波动下降态势;而在空间分布上,太湖底栖动物资源量主要分布于西北湖区、贡湖湾及中心湖区,与太湖底栖动物优势种河蚬的空间分布特征高度一致,各年份河蚬占总资源量的比例介于 4.1%~86.2%(均值为 72.3%)。

2007－2025 年太湖大型底栖动物群落结构与密度发生了显著变化,其演变过程与湖区水环境质量改善、蓝藻水华动态、治理修复及渔业管理政策等多方面因素相关。2007－2014 年,随着太湖流域污染治理力度加大,尤其是西北湖区、梅梁湾实施大规模清淤工程,有效削减了内源污染负荷,加之外源持续削减,蓝藻水华暴发面积和强度显著下降,水体透明度和溶解氧水平逐步改善。在此背景下,以水丝蚓为代表的耐污寡毛类优势地位迅速降低,其密度在北部湖区急剧下降。王凯等评估了太湖梅梁湾、竺山湾疏浚对底栖动物的影响[45],结果表明底泥疏浚导致底栖动物种类和丰度急剧降低,底栖动物虽在 6 个月后开始恢复,但 4 年之后生物量仍显著低于疏浚前,恢复过程同时也受到环境条件的影响。这一趋势印证了底栖动物群落对水环境改善的敏感响应,也反映出底栖生态系统从“富营养－耐污主导”向“相对健康－多物种共存”状态的初步转变。值得注意的是,表征底泥有机质丰富的霍甫水丝蚓生物量大幅下降的同时,河蚬等清洁种底栖动物生物量也下降,这可能是太湖底泥疏浚、大型水生植物减少、水深增加及鱼类生物量增加共同作用的结果。据丁舒涵等对东太湖水草变化对底栖动物的影响调查[46],水生植物相关的环境条件对底栖动物影响同样很大,包括底泥含水率、粒径分布、分选系数等,近年来太湖东部水域沉水植物的退化可能影响了大型底

栖动物生长。此外,禁捕等政策带来的鱼类群落结构变化也可能影响底栖动物。东太湖、胥口湾及西南湖区底栖动物自 2021 年以来出现明显下降,这可能与 2020 年禁捕后鱼类资源恢复(尤其是肉食性和杂食性鱼类种群回升)所导致的摄食压力增大,以及沉水植被退化所带来的食物资源与栖息地质量下降等复合作用有关,但该推测尚缺乏直接证据,仍需进一步的调查证实。

作为一个浅水湖泊,太湖生物类群对环境胁迫的响应是快速的。比如浮游植物对 2016 年洪水的营养盐负荷补给及接踵而来的 2017 年高温、干旱复合气候变化的响应极其强烈,多因子复合的藻类增殖放大效应远超近 10 年的环境治理效果[47]。2020 年 10 月太湖实施“十年禁渔”之后,作为鱼类饵料的重要组成部分,无论是浮游植物、浮游动物,还是底栖生物的生物量均大幅下降。2021－2025 年浮游植物的全湖赋存量平均值为 0.94×10^4 t,较 2005－2020 年均值(4.54×10^4 t)下降 79%(图 13)。类似的,2021－2025 年浮游动物全湖赋存量平均值为 0.88×10^4 t,较 2007－2020 年均值(1.98×10^4 t)也下降 56%(图 13)。大型水生植物大面积衰退始自 2015 年。2015 年总体雨量较大、水位偏高、光照偏低、藻情偏重,年均水位为 21 年来第二峰值,仅次于 2016 年大洪水期,不利于水草的生长;此外,人为水草打捞强度偏大也可能是原因之一。2016 年的大洪水和 2017 年的严重蓝藻水华之后,传统沉水植被区的水草一直没有很好恢复。

3.2 生物多样性指标的指示意义

生物多样性是反映生态系统稳定性的重要指标之一[48]。但是需要辩证看待生物多样性指标的生态系统健康指示意义。随着太湖藻类生物量的变化,反映藻类组成变化的 α 多样性 Shannon-Wiener 指数相应变化,藻情严重时多样性下降(图 14),而藻类生物量下降时,Shannon-Wiener 指数往往上升。如 2020 年以来,太湖总体藻类生物量大幅下降,Shannon-Wiener 指数相应增高,这与藻类群落结构趋势变好是一致的。此外,2020 年以后反映空间异质性的 β 多样性指数的 Bray-Curtis 距离则大幅下降,与太湖生态系统空间均一化趋势一致,也与太湖沉水植被在 2015 年之后大幅衰退是一致的(图 14),总体上也客观反映了生态系统的健康变化。尽管 2022－2024 年太湖浮游植物的 Bray-Curtis 距离有所反弹,但 2025 年随着胥口湾沉水植物大幅减少,该指数又大幅下降。然而,从生态系统演替过程来看,浮游植物多样性下降并不必然意味着生态系统退化;对于富营养化湖泊而言,其也可能意味着浮游植物优势类群格局发生调整,甚至反映生态系统向良性状态转变的潜在机会[49]。因此,该指标的生态指示意义仍需结合长期观测数据及群落结构变化开展进一步观测、分析。

太湖浮游动物的生物多样性也反映了水质变化,在 2017－2019 年蓝藻水华相对严重的年份,浮游动物 Shannon-Wiener 指数明显偏低。而在 2020 年之后有所升高,但 2024 年出现了异常低值,或与该年秋冬季严重的蓝藻水华有关。而浮游动物的 Bray-Curtis 距离则在 2025 年出现明显下降,也可能与沉水植被退化有关。

2021－2022 年太湖底栖动物的 Shannon-Wiener 多样性指数短暂升高,可能源于优势种(如霍夫水丝蚓)被抑制后种间密度差异缩小;但随后多样性指数再度下降,表明持续高强度的捕食压力可能导致部分敏感物种消失,底栖动物群落结构趋于简化。此外,蓝藻水华的阶段性波动也可能影响了底栖动物群落动态。2015－2020 年水华反弹期间,寡毛纲密度占比一度回升,多样性指数相应降低;而 2021 年后水华面积显著减少并趋于稳定,理论上有利于底栖动物恢复,但实际观测结果却是密度进一步下降,可能是受到鱼类捕食等的影响。

3.3 保护、修复对策

近 20 年的太湖水质及生态系统观测表明,尽管太湖水体 TN、TP、藻类生物量等关键富营养化指标在近 5 年下降明显,但沉水植物面积仍处于较低水平,2005 年以前沉水植被发育很好的湖湾、湖区沉水植被退化严重,特别是 2025 年胥口湾沉水植物大面积消失,水体透明度明显下降,表明太湖生态系统结构仍处于不健康状态,水生态修复进入了“水质改善—生态结构重组—系统韧性不足”的新阶段。因此,太湖的治理需要从以“水质达标”为重心,向“生态系统健康恢复”转变,建议在进一步加强水环境治理的同时,加强生态系统修复与调控。主要建议包括:

(1)加强太湖生态系统中顶层生物鱼类的结构调控。鱼类对湖泊食物链的影响甚大,但目前关于太湖鱼类群落结构变化的生态系统效应仍不清楚。2020 年 10 月太湖禁捕以来,湖体鱼类群落结构持续演替,表

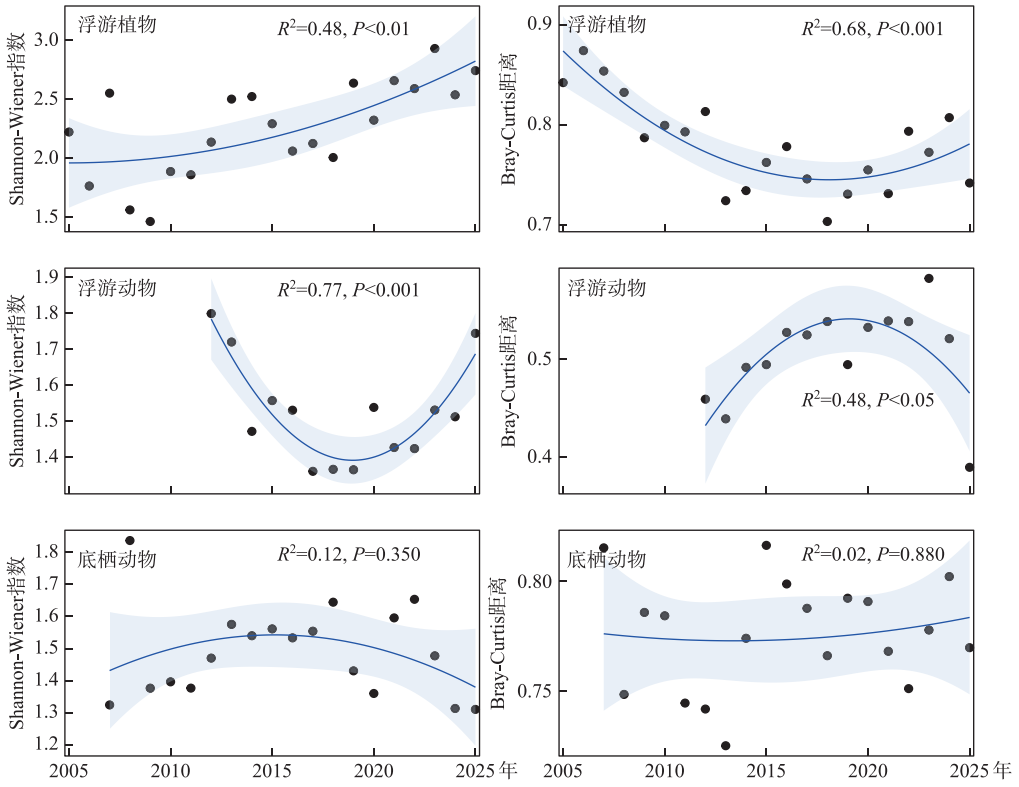

图 14 太湖浮游植物、浮游动物及底栖动物的生物多样性指数变化

Fig. 14 Variations of biodiversity index of phytoplankton, zooplankton and zoobenthos in Lake Taihu

现为总体鱼类存量的增加、鱼类平均体型规格的增大[44],以及鱼类多样性增加[20]。随着太湖浮游动植物赋存量的大幅下降,鱼类对生态系统的下行效应影响强度将会得到大幅放大,鱼类对沉水植物等草型生态系统的破坏能力可能会变强,特别是在底栖动物、浮游植物、浮游动物等多种饵料赋存量明显下降的背景下,鱼类对沉水植物的牧食压力可能会被大幅放大,呈现加速破坏的趋势,应高度重视鱼-草协同发展,在进一步调查和理论研究的基础上,应考虑鱼类群落结构调控手段在太湖生态系统健康提升中的作用。

(2)加大湖体沉水植物恢复的工程措施。随着太湖大进大出的水文格局形成和水位的抬升,太湖水体的流动性明显增加,水力停留时间减少,导致太湖浮游动植物的空间扩散能力加大,湖体对氮磷等污染物的净化能力削弱,太湖的“水库”特征凸显,支撑生物多样性、水质净化的“自然湿地”功能弱化。空间异质性的下降会导致 β 多样性降低,生态系统呈现更高的空间均一性。而保持各个湖湾生态系统的特色将有助于提升整个太湖的生物多样性,提升生态系统对抗环境波动的韧性。2007 年以前,东太湖的围网、各个湖湾的鱼簖等设施构筑的物理隔离较好地提升了太湖生态系统的空间异质性。建议分析历史上太湖空间异质性较高时的空间管控措施,实施适当的物理分割、微地貌塑造等,引导太湖不同湖湾、沿岸带水体流动性下降,增加整个湖体的生态多样性,提高太湖生态系统的韧性。

(3)进一步加大外源氮磷负荷的削减。太湖水质及藻类的变化表明,2022 年以来相对较低的外源氮磷负荷、较低湖体氮磷浓度,使得夏季的水华蓝藻生长受到限制,营养盐浓度高低已经成为太湖藻情变化的关键限制因子之一。太湖 2023 年达到水危机以来外源入湖磷负荷的最低值,对当年藻情变轻及 2024 年太湖水质首次达Ⅲ类标准具有重要贡献,充分说明外源氮磷入湖负荷是蓝藻水华强度高低的关键前提。根据欧洲大型浅水湖泊巴拉顿湖的蓝藻水华治理经验,当外源入湖磷负荷降至 0.2 g/(m^2·a)时,巴拉顿湖 Chl. *a* 浓度出现了陡降,并长期稳定在较低水平[50]。尽管巴拉顿湖目前依然有阶段性的蓝藻水华问题,甚至在

2019 年生物量激增[51],但是总体生物量下降,优势种转为危害相对低于微囊藻的丝状蓝藻。按照巴拉顿湖的响应拐点,太湖外源磷负荷需降至 700 t/a 左右。但是太湖在 2023 年总氮负荷低于 2.57×10^4 t/a、总磷负荷低于 1220 t/a 时就出现藻情明显的减轻[30]。这一方面表明太湖的氮限制也阶段性发挥了作用,另一方面太湖也还未达到巴拉顿湖目前的控藻水平,仍需进一步削减外源负荷。此外,在进出水量维持较高的背景下,太湖还不能稳定维持与 2023 年相当的氮磷外源负荷水平。因此,外源氮磷入湖负荷控制依然是太湖治理的重要措施。建议持续加大流域土地利用方式调整,从而降低面源污染,通过污水处理厂尾水排放提标的方式降低点源污染,并通过湿地与河流缓冲带、太湖大堤内外湿地构建等方式增加氮磷和有机质拦截降解能力等降低入湖氮磷负荷,为湖体生态系统修复与健康生态系统构建提供基础。

4 参考文献

[1] 中国科学院南京地理与湖泊研究所. 中国湖泊生态环境研究报告. 北京: 科学出版社, 2023.

[2] Chu SP, Yang KC. On some physical and chemical properties of the water in the northern part of the Lake Taihu. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 1959, **2**(3): 146-162. [朱树屏, 杨光圻. 太湖北部湖水中几种理化性质的周年变化. 海洋与湖沼, 1959, **2**(3): 146-162.]

[3] Gu DX. Some changes of ecological and environmental status of Lake Taihu in the recent 20 years. *Journal of Shanghai Normal University: Natural Sciences*, 1983: 133-142. [顾丁锡. 二十年来太湖生态环境状况的若干变化. 上海师范大学学报: 自然科学版, 1983: 133-142.]

[4] 孙鸿烈, 陈宜瑜等口述, 温瑾等整理. 中国生态系统研究网络建设访谈录(下). 长沙: 湖南教育出版社, 2019.

[5] 黄祥飞. 湖泊生态调查观测与分析. 北京: 中国标准出版社, 2000.

[6] Chen YW, Fan CX, Teubner K *et al*. Changes of nutrients and phytoplankton chlorophyll-a in a large shallow lake, Taihu, China: An 8-year investigation. *Hydrobiologia*, 2003, **506**(1): 273-279. DOI: 10.1023/B: HYDR.0000008604.09751.01.

[7] Kang LJ, Zhu GW, Zou W *et al*. Dynamics and mechanism of cyanobacterial blooms in Lake Taihu reacted extreme drought and warming. *J Lake Sci*, 2023, **35**(6): 1866-1880. DOI: 10.18307/2023.0611. [康丽娟, 朱广伟, 邹伟等. 高温干旱背景下太湖藻情变化特征及机制. 湖泊科学, 2023, **35**(6): 1866-1880.]

[8] Hu WP, Zhai SJ, Zhu ZC *et al*. Impacts of the Yangtze River water transfer on the restoration of Lake Taihu. *Ecological Engineering*, 2008, **34**(1): 30-49. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2008.05.018.

[9] Fan CX, Chen KN, Zhang L *et al*. Treatment and remediation of polluted sediment in Taihu Lake. *Science*, 2021, **73**(3): 13-16, 4. [范成新, 陈开宁, 张路等. 湖泊污染底泥治理修复实践——以太湖为例. 科学, 2021, **73**(3): 13-16, 4.]

[10] Qin BQ, Li W, Zhu GW *et al*. Cyanobacterial bloom management through integrated monitoring and forecasting in large shallow eutrophic Lake Taihu (China). *Journal of Hazardous Materials*, 2015, **287**: 356-363. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2015.01.047.

[11] Qin BQ. A large-scale biological control experiment to improve water quality in eutrophic LakeTaihu, China. *Lake and Reservoir Management*, 2013, **29**(1): 33-46. DOI: 10.1080/10402381.2013.767867.

[12] Mao ZG, Cao Y, Gu XH *et al*. Response of zooplankton to nutrient reduction and enhanced fish predation in a shallow eutrophic lake. *Ecological Applications*, 2023, **33**(1): e2750. DOI: 10.1002/eap.2750.

[13] Qin BQ, Zhu GW, Gao G *et al*. A drinking water crisis in Lake Taihu, China: Linkage to climatic variability and lake management. *Environmental Management*, 2010, **45**(1): 105-112. DOI: 10.1007/s00267-009-9393-6.

[14] Wang C, Bi J, Jr Ambrose RB. Development and application of mathematical models to support total maximum daily load for the Taihu Lake's influent rivers, China. *Ecological Engineering*, 2015, **83**: 258-267. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2015.06.036.

[15] Du JL, Gong Y, Xi X *et al*. The study on the spatiotemporal changes in tradeoffs and synergies of ecosystem services and response to land use/land cover changes in the region around Taihu Lake. *Heliyon*, 2024, **10**(13): e33375. DOI: 10.1016/j.heliyon.2024.e33375.

[16] Zhang Y, Wang X, Zhang M *et al*. Quantifying the contribution of phosphorus emissions from crop cultivation in the Taihu Lake basin. *Journal of Agro-Environment Science*, 2026. [张艳颖, 王霞, 张明超等. 太湖流域农田磷排放负荷及入湖贡献估算. 农业环境科学学报, 2026.]

[17] Zhang JH, Yin P, Zhang L *et al*. Effects of sediment dredging on the reduction in sediment internal loading of Lake Taihu and the self-recovery ability of benthic organism. *Environmental Science*, 2023, **44**(2): 828-838. DOI: 10.13227/j.hjkx.202111223. [张建华, 殷鹏, 张雷等. 底泥疏浚对太湖内源及底栖生物恢复的影响. 环境科学, 2023, **44**(2): 828-838.]

[18] Li YP, Tang CY, Wang C *et al*. Improved Yangtze River Diversions: Are they helping to solve algal bloom problems in Lake Taihu, China. *Ecological Engineering*, 2013, **51**: 104-116. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2012.12.077.

[19] Yin P, Zhang JH, Hu XY. Study on countermeasures to enhance emergency prevention and control ability of cyanobacteria bloom and lake flooding in Taihu Lake. *Water Resources Development and Management*, 2022, **8**(1): 18-22. [殷鹏, 张建华, 胡晓雨. 太湖蓝藻水华和

湖泛应急防控能力提升对策研究. 水资源开发与管理, 2022, **8**(1): 18-22.]

[20] Chen H, Sheng PC, Chen W *et al*. Characteristics of fish community structure in south Taihu Lake after implementation of fishing ban. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2025, **34**(11): 2459-2471. DOI: 10.11870/cjlyzyyhj202511007. [陈欢, 盛鹏程, 陈伟等. 禁捕后南太湖鱼类群落结构特征. 长江流域资源与环境, 2025, **34**(11): 2459-2471.]

[21] Qin BQ, Deng JM, Shi K *et al*. Extreme climate anomalies enhancing cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China. *Water Resources Research*, 2021, **57**(7): e2020WR029371. DOI: 10.1029/2020WR029371.

[22] Li XY, Hang X, Zhu SH *et al*. Response of cyanobacterial blooms to climate warming: Evidence from satellite observations and long-term trends in Lake Taihu in China. *Scientific Reports*, 2025, **15**: 38820. DOI: 10.1038/s41598-025-22633-8.

[23] Li N, Zhang YL, Zhang YB *et al*. The unprecedented 2022 extreme summer heatwaves increased harmful cyanobacteria blooms. *Science of the Total Environment*, 2023, **896**: 165312. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.165312.

[24] Zou W, Xu H, Zhu GW *et al*. Why do algal blooms intensify under reduced nitrogen and fluctuating phosphorus conditions: The underappreciated role of non-algal light attenuation. *Limnology and Oceanography*, 2023, **68**(10): 2274-2287. DOI: 10.1002/lno.12421.

[25] Luo JH, Ni GG, Zhang YL *et al*. A new technique for quantifying algal bloom, floating/emergent and submerged vegetation in eutrophic shallow lakes using Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 2023, **287**: 113480. DOI: 10.1016/j.rse.2023.113480.

[26] Chen YW, Chen KN, Hu YH. Discussion on possible error for phytoplankton chlorophyll-*a* concentration analysis using hot-ethanol extraction method. *J Lake Sci*, 2006, **18**(5): 550-552. DOI: 10.18307/2006.0519. [陈宇炜, 陈开宁, 胡耀辉. 浮游植物叶绿素 *a* 测定的"热乙醇法"及其测定误差的探讨. 湖泊科学, 2006, **18**(5): 550-552.]

[27] Wang MC, Liu XQ, Zhang JH. Evaluate method and classification standard on lake eutrophication. *Environmental Monitoring in China*, 2002, **18**(5): 47-49. [王明翠, 刘雪芹, 张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准. 中国环境监测, 2002, **18**(5): 47-49.]

[28] Woolway RI, Jennings E, Shatwell T *et al*. Lake heatwaves under climate change. *Nature*, 2021, **589**(7842): 402-407. DOI: 10.1038/s41586-020-03119-1.

[29] Zhang YL, Qin BQ, Zhu GW *et al*. Profound changes in the physical environment of Lake Taihu from 25 years of long-term observations: Implications for algal bloom outbreaks and aquatic macrophyte loss. *Water Resources Research*, 2018, **54**(7): 4319-4331. DOI: 10.1029/2017WR022401.

[30] Zhu GW, Guo CX, Kang LJ *et al*. Dynamics of cyanobacterial bloom and water quality in Lake Taihu under National Class Ⅲ water quality achieved in 2024. *J Lake Sci*, 2025, **37**(3): 705-715. DOI: 10.18307/2025.0300. [朱广伟, 国超旋, 康丽娟等. 太湖水质达Ⅲ类背景下藻情与水质变化特征. 湖泊科学, 2025, **37**(3): 705-715.]

[31] Kang LJ, Zhu GW, Zhu MY *et al*. Bloom-induced internal release controlling phosphorus dynamics in large shallow eutrophic Lake Taihu, China. *Environmental Research*, 2023, **231**(Pt 3): 116251. DOI: 10.1016/j.envres.2023.116251.

[32] Kang LJ, Zhu MY, Zhu GW *et al*. Decreasing denitrification rates poses a challenge to further decline of nitrogen concentration in Lake Taihu, China. *Water Research*, 2024, **256**: 121565. DOI: 10.1016/j.watres.2024.121565.

[33] Zhu GW, Wang F, Gao G *et al*. Variability of phosphorus concentration in large, shallow and eutrophic Lake Taihu, China. *Water Environment Research*, 2008, **80**(9): 832-839. DOI: 10.2175/106143008X304749.

[34] Zhang YL, Shi K, Zhou YQ *et al*. Monitoring the river plume induced by heavy rainfall events in large, shallow, Lake Taihu using MODIS 250 m imagery. *Remote Sensing of Environment*, 2016, **173**: 109-121. DOI: 10.1016/j.rse.2015.11.020.

[35] Wang YW, Xu J, Li JY *et al*. Changes of aquatic vegetation and water quality after removal of pen aquaculture in lake east Taihu. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2022, **38**(1): 104-111. [王友文, 徐杰, 李继影等. 东太湖围网全面拆除前后水生植被及水质变化. 生态与农村环境学报, 2022, **38**(1): 104-111.]

[36] Yang ZX, Li YX, Zhu GW *et al*. Control factors of cyanobacterial bloom area in Lake Taihu, China(2003−2023). *J Lake Sci*, 2025, **37**(3): 734-751. DOI: 10.18307/2025.0311. [杨芷萱, 黎云祥, 朱广伟等. 2003－2023 年太湖蓝藻水华面积变化的影响因子分析. 湖泊科学, 2025, **37**(3): 734-751.]

[37] Yang Z, Zhu BC, Zhang JY *et al*. Influence and analysis of the shift of algae community structure on algae-derived phosphorus concentration of Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2025, **37**(6): 1910-1917. DOI: 10.18307/2025.0612. [杨喆, 朱冰川, 张军毅等. 太湖藻类群落结构改变对藻源性磷浓度的影响. 湖泊科学,2025,**37**(6): 1910-1917.]

[38] Ren JH, Cheng XY, Shi YD *et al*. Spatial and temporal variation characteristics of 2-methylisoborneol and associations with environmental factors in Gonghu Bay, Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2024, **36**(3): 717-730. DOI: 10.18307/2024.0315. [任俊宏, 成小英, 石亚东等. 太湖贡湖湾 2-甲基异莰醇(2-MIB)时空变化特征及影响因子. 湖泊科学, 2024, **36**(3): 717-730.]

[39] Zhang Y, Liu L, Cheng L *et al*. Macroinvertebrate assemblages in streams and rivers of a highly developed region (Lake Taihu Basin, China). *Aquatic Biology*, 2014, **23**(1): 15-28. DOI: 10.3354/ab00600.

[40] Li S, Xue H, Li J *et al*. Spatiotemporal changes of enclosure aquaculture in Lake Taihu based on the Google Earth Engine platform. *Jiangsu Agricultural Science*, 2021, **49**(6): 225-231. [李尚志, 薛华柱, 李静茹等. 基于 Google Earth Engine 平台的太湖围网养殖时空变化. 江苏农业科学, 2021, **49**(6): 225-231.]

[41] Hu QF, Zhu RJ, Wang YT *et al*. Analysis of precipitation and water level elements for typical floods in the Taihu Lake Basin. *Hydro-Science and Engineering*, 2022, (5): 40-49. DOI: 10.12170/20210914001. [胡庆芳, 朱荣进, 王银堂等. 太湖流域典型洪水的降水和水位要素解析. 水利水运工程学报, 2022, (5): 40-49.]

[42] Zhao K, Zhou YF, Jiang ZL *et al*. Changes of aquatic vegetation in Lake Taihu since 1960s. *J Lake Sci*, 2017, **29**(2): 351-362. DOI: 10.18307/2017.0211. [赵凯, 周彦锋, 蒋兆林等. 1960 年以来太湖水生植被演变. 湖泊科学, 2017, **29**(2): 351-362.]

[43] 中国科学院南京地理研究所. 太湖综合调查初步报告. 北京: 科学出版社, 1965.

[44] Huang HZ, Suo WG, Xia T *et al*. Investigation on the influence of "canceled and banned fishing" on the resource quantity of lake anchovy (*Coilia ectenes taihuensis* Yuan et Lin) in Taihu Lake. *Journal of Aquaculture*, 2025, **46**(5): 8-12, 22. [黄鹤忠, 索维国, 夏涛等. 太湖"退捕禁捕"后对湖鲚资源量影响调查. 水产养殖, 2025, **46**(5): 8-12, 22.]

[45] Wang K, Wan B, Chen LM *et al*. The response of macrozoobenthic communities to dredging projects and its reconstruction process: A case study of Zhushan Bay and Meiliang Bay of Taihu Lake. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2023, **17**(12): 3915-3925. DOI: 10.12030/j.cjee.202310151. [王凯, 万彬, 陈黎明等. 湖泊底栖动物群落对清淤工程的响应及其重建过程研究: 以太湖竺山湾和梅梁湾为例. 环境工程学报, 2023, **17**(12): 3915-3925.]

[46] Ding SH, Niu YD, Yang CM. Variations of macroinvertebrate communities and their response mechanisms in different functional areas of EastTaihu Lake, China. *Journal of Biology*, 2026, **43**(1): 72-78. [丁舒涵, 牛漾聃, 杨长明. 东太湖不同功能区底栖动物群落差异及其响应机制. 生物学杂志, 2026, **43**(1): 72-78.]

[47] Qin BQ, Paerl HW, Brookes JD *et al*. Why Lake Taihu continues to be plagued with cyanobacterial blooms through 10 years (2007-2017) efforts. *Science Bulletin*, 2019, **64**(6): 354-356. DOI: 10.1016/j.scib.2019.02.008.

[48] Hou TY, Lu SC, Shao J *et al*. Assessment of planktonic community diversity and stability in lakes and reservoirs based on eDNA metabarcoding—A case study of Minghu National Wetland Park, China. *Environmental Research*, 2025, **271**: 121025. DOI: 10.1016/j.envres.2025.121025.

[49] Wang R, Doncaster CP, Zheng WX *et al*. High phytoplankton diversity in eutrophic states impedes lake recovery. *Journal of Biogeography*, 2023, **50**(11): 1914-1925. DOI: 10.1111/jbi.14698.

[50] Hatvani IG, de Barros VD, Tanos P *et al*. Spatiotemporal changes and drivers of trophic status over three decades in the largest shallow lake in Central Europe, Lake Balaton. *Ecological Engineering*, 2020, **151**: 105861. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2020.105861.

[51] Istvánovics V, Honti M, Torma P *et al*. Record-setting algal bloom in polymictic Lake Balaton (Hungary): A synergistic impact of climate change and (mis)management. *Freshwater Biology*, 2022, **67**(6): 1091-1106. DOI: 10.1111/fwb.13903.