J. Lake Sci.(湖泊科学), 2027, 39(1):000-000
DOI 10.18307/2027.0112
©2027 *by Journal of Lake Sciences*

武汉南湖近 30 年水质与浮游植物群落的特征及演变*

郭　颂[1]，彭开达[1]，徐　栋[2]，姬娅婵[3]，代安妮[1]，郜胤玮[1]，张　慧[1]，廖明军[1]，万　亮[1]，高　健[1**]

（1:河湖健康智慧感知与生态修复教育部重点实验室，环境岩土与河湖生态修复湖北省重点实验室，湖北工业大学土木建筑与环境学院，武汉 430068）

（2:武汉生态环境科技中心，武汉 430000）

（3:湖北省水产科学研究所，武汉 430077）

摘要：武汉南湖是典型的长江中下游城市浅水湖泊，因长期受高强度人类活动影响，其生态演变过程具有典型的城市富营养化湖泊特征。为揭示持续治理下南湖的长期生态响应，本研究整合了 1991-2022 年的历史文献数据，并结合近期（2023 年 2 月至 2025 年 1 月）系统实地监测，分析了水质和浮游植物的演变特征、现状及影响因子。长期数据表明，南湖氮、磷浓度演变趋势呈现三个典型阶段：（1）1990s 开始氮、磷浓度呈波动上升；（2）2003-2020 年氮、磷浓度长期持续高于《地表水环境质量标准》（GB 3838-2002）V 类水标准；（3）2020 年后氮、磷浓度进入下降通道，表明一系列治理措施初见成效。与之对应，浮游植物丰度在 2017-2018 年夏季高达 1191.94×10^6 cells/L，而在 2023-2025 年间显著回落，但年均叶绿素 *a* 浓度仍高达 61.08 μg/L，表明藻类水华发生风险依然高。近期监测表明南湖夏、秋季浮游植物以蓝藻门的假鱼腥藻和微囊藻等类群为主，其中潜在产毒藻类占比最高达 81%；冬、春季则以硅藻门的小环藻为主，Pearson 相关性与冗余分析均表明总磷和水温是影响浮游植物及潜在产毒蓝藻生物量的关键环境因子。结果表明，尽管长期治理使南湖氮、磷浓度大幅下降，但磷负荷及其与水温的协同效应仍是调控藻类生物量并维持产毒蓝藻竞争优势的关键因子，因此未来治理需持续强化外源磷输入控制与内源磷释放抑制。
关键词：城中湖；富营养化；浮游植物；群落结构；产毒藻类

The Characteristics and Dynamics of Water Quality and Phytoplankton Communities in Lake Nanhu (Wuhan) over the Past 30 Years*

Guo Song[1], Peng Kaida[1], Xu Dong[2], Ji Yachan[3], Dai Anni[1], Gao Yinwei[1], Zhang Hui[1], Liao Mingjun[1], Wan Liang[1], Gao Jian[1**]

(1: Key Laboratory of Intelligent Health Perception and Ecological Restoration of Rivers and Lakes, Hubei Key Laboratory of Environmental Geotechnology and Ecological Remediation for Lake and River, School of Civil and Environment, Hubei University of Technology, Wuhan 430068, P.R. China)

(2: Wuhan Ecological Environment Science and Technology Center, Wuhan 430000, P.R. China)

(3: Hubei Fisheries Science Research Institute, Wuhan 430077, P.R. China)

Abstract: Lake Nanhu is a typical shallow urban lake in the middle and lower Yangtze River basin. Long-term intensive human activities have driven its ecological evolution toward urban eutrophication. To investigate the long-term ecological responses of the lake to ongoing restoration efforts, this study combined historical literature data from 1991 to 2022 with systematic field monitoring data from February 2023 to January 2025. We analyzed the trends, current status, and influencing factors of water quality and phytoplankton communities. Long-term data showed that total nitrogen and total phosphorus concentrations changed

*　2025-12-18 收稿; 2026-03-13 收修改稿；2026-05-11 录用；。
国家自然科学基金项目（32471648）、河湖健康智慧感知与生态修复教育部重点实验室开放基金（HGKFZ08）联合资助。
**　通信作者; E-mail: jgao13@hotmail.com。

in three distinct stages. First, concentrations fluctuated and increased from the 1990s onward. Second, concentrations remained high from 2003 to 2020, consistently exceeding the Grade V limit of China's Environmental Quality Standards for Surface Water (GB 3838-2002). Third, concentrations showed a decreasing trend after 2020, indicating early positive effects of implemented water management measures. Phytoplankton abundance peaked at 1191.94 × 10^6 cells/L in the summer of 2017–2018 and decreased markedly during 2023–2025. However, the annual mean chlorophyll-a concentration remained high at 61.08 μg/L, suggesting a persistent risk of algal blooms. Recent monitoring revealed that the phytoplankton community was dominated by Cyanobacteria, with Pseudoanabaena and Microcystis prevalent in summer and autumn. Potentially toxigenic algae accounted for up to 81% of total phytoplankton abundance. In winter and spring, the community was mainly composed of Bacillariophyta, represented by Cyclotella. Pearson correlation and redundancy analysis (RDA) both confirmed that total phosphorus and water temperature were the core environmental factors affecting phytoplankton biomass and the dynamics of potentially toxigenic cyanobacteria. Overall, the results indicate that long-term ecological management has effectively reduced nitrogen and phosphorus concentrations. Nevertheless, external phosphorus loading and its synergistic interaction with water temperature still control algal biomass and sustain the competitive dominance of toxigenic cyanobacteria. Therefore, future management should further strengthen control of external phosphorus inputs and inhibit internal phosphorus release in the lake.
Keywords: Urban lakes; eutrophication; phytoplankton; community structure; toxigenic cyanobacteria

城市湖泊作为城市生态系统的重要组成部分，兼具调蓄雨洪、维系生物多样性与提供休闲娱乐等多重功能。然而，受点、面源污染等高强度人类活动的持续影响，城市湖泊普遍面临着严峻的富营养化问题[1,2]。与郊野湖泊相比，城市湖泊具有水体封闭性强、换水周期长、污染物易累积等特点，其治理与生态恢复难度更大[3]。尽管国内外已对众多城市湖泊采取了包括截污、清淤、生态修复在内的综合治理措施，但由于管网溢流、初期雨水污染等问题的复杂性，许多湖泊仍长期处于富营养状态，生态系统并未随着水质指标的初步改善而同步恢复[4]。此外，在全球气候变化背景下，湖泊有害藻华发生的频率和强度也呈上升趋势[5-7]，进一步加剧了城市湖泊的治理难度。在此背景下，关注水体的营养盐浓度，并进一步探究浮游植物群落的响应变化，对于精准治理具有重要意义。

武汉南湖自上世纪 90 年代以来，受高密度水产养殖与快速城市化的双重压力，水质持续恶化，曾一度出现黑臭现象，长期劣于地表水环境质量标准（GB 3838-2002）V 类[8]，蓝藻水华频发[9]。为应对水环境危机，自 21 世纪初开始，武汉市相继实施了截污控源、底泥疏浚、初期雨水管控治理、生态修复等一系列治理工程，至 2020 年南湖水质提升至Ⅴ类[8]。然而，当前南湖仍存在两个突出问题：（1）尽管南湖水体营养盐浓度总体呈下降趋势，但水体全年多数时期浮游植物生物量仍较高，透明度低；（2）作为生态恢复的核心指示因子，浮游植物群落的长期变化尚缺乏总结，而近期浮游植物的群落结构特征尤其是蓝藻门中的产毒物种特征尚缺乏系统认识。

基于此，本研究通过系统整合南湖自 1991 年以来的历史文献数据与 2023-2025 年的近期监测，旨在达成以下研究目标：（1）揭示南湖水质与浮游植物丰度的长期变化趋势与阶段性特征；（2）阐明近期南湖浮游植物群落结构，特别是潜在产毒蓝藻的组成、优势种演替及其在群落中的占比；（3）辨识影响浮游植物群落动态的关键环境影响因子。本研究旨在为南湖从“水质提升”向“生态健康提升”的深度治理转型提供科学依据，也可为类似城市湖泊的生态修复评估提供借鉴。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况和采样时间

武汉南湖位于武汉市中心城区，水域面积约 7.67 km^2，是武汉市第三大城中湖。该区域属亚热带季风性湿润气候，年均气温 19.4 ℃，月均水温呈显著季节性波动（2.6-31.4 ℃），年降水量 1260 mm，降水多集中于 6-8 月。南湖周边集聚 50 多万常住人口，高等院校、居住区与产业园环绕，人类活动影响强烈，受污染程度严重[10]。

武汉市自 21 世纪初开始对南湖实施了持续的水环境综合治理，例如，2003-2014 年主要以控制外源污

染和底泥清淤为重点，实施了污水处理厂建设与提标扩建、大规模截污工程以及全湖性的底泥清淤[11,12]；2017-2019 年间治理工作在继续推进清淤的同时，重心逐渐转向解决遗留的排口混排等复杂问题[13]；2019-2023 年间则进入了以“排口整治、雨污分流、内源治理与生态修复”为一体的综合治理与智慧管控新阶段，标志着治理策略从以工程措施为主，向精细化、系统化的生态系统管理转型[14,15]。

本研究分析数据由两部分构成；（1）历史数据（1991-2022 年）：通过系统检索已发表的文献与公开监测报告获取。鉴于不同时期研究的采样点布设存在差异，为保障数据的可比性，分析时主要采用多点平均值，以聚焦长期演变趋势；（2）实地监测数据（2023 年 2 月-2025 年 1 月）：共进行 12 个月采样。采样月份为：2023 年 2、4、6、8、10 月；2024 年 1、3、5、7、9、11 月；2025 年 1 月。为覆盖全年温度，自 2024 年起将采样调整至奇数月，以便包含最冷月（1 月）与最热月（7-8 月）。采样均在月中旬每日 8:30-11:00 完成。在全湖共设置 10 个固定采样点（图 1）。在南湖水动力混合作用较强的背景下，湖心区域的水质状况通常能较为均衡地反映近岸与湖心环境的综合作用。为此，本研究依据湖区整体特征进行布点设计，避免近岸局部排污口等扰动对长期趋势分析的干扰，并采用空间均匀化采样策略，从而更好地表征湖泊主体水体的状况。

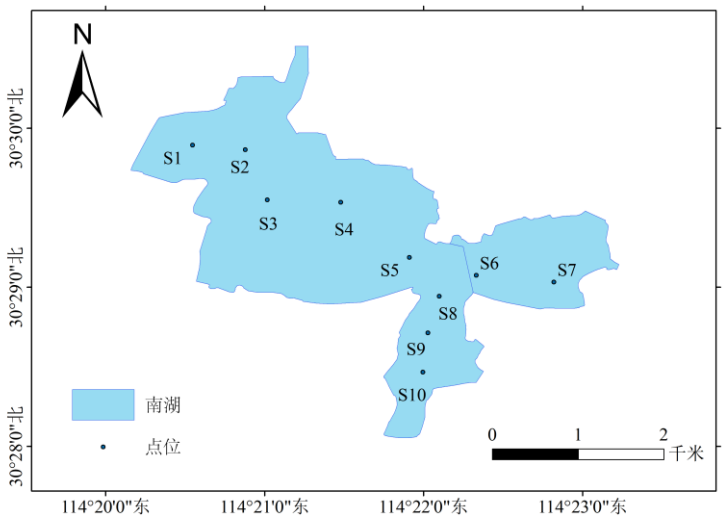

图 1 武汉南湖采样点分布图

Fig.1 Sampling sites in Lake Nanhu,Wuhan

1.2 样品采集与处理

水样的采集和分析方法参照《水和废水监测分析方法》[16]。使用 2.5 L 有机玻璃采水器采集每个采样点表层（水下 0.5 m）水样 500 mL，将水样装入 500 mL 聚乙烯瓶中，置于 4 ℃的培养箱中保存，迅速运回实验室。使用 Hydrolab DS5 多参数水质分析仪（美国）测量溶解氧（DO）、pH、水温（WT）等水质指标。使用塞氏盘测量水体透明度（SD）。采用碱性过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定总氮（TN），采用钼锑抗分光光度法测定总磷（TP），叶绿素 *a*（Chl. *a*）浓度测定采用丙酮提取法，高锰酸盐指数（COD_{Mn}）采用高锰酸盐滴定法测定。2024 年 3 月高锰酸盐指数未监测。

浮游植物采样和鉴定标准分别参照《水和废水监测分析方法》[16]和《中国淡水藻类：系统、分类及生态》[17]，浮游植物采样时，使用 2.5 L 有机玻璃采水器采集表层（水下 0.5 m）水样 500 mL，将水样装入 500 mL 聚乙烯瓶中，并在现场立即加入水样体积的 1%-1.5%鲁哥氏液固定，固定后带回实验室避光静置 48h，通过自制虹吸装置吸去上清液浓缩至 30 mL，计数方法为目镜视野法，用 0.1 mL 浮游植物计数框在 10×40 倍光学显微镜下进行，细胞数在 300 以上，该样品至少计数 2 片，取其平均值作为最终结果，根据细胞浓缩倍数换算为每升水样中的细胞数，该细胞数即为浮游植物细胞密度。采用体积测量法来表示浮游植物的生物量，此处假定浮游植物密度接近 1 g/cm^3，并根据“10^9 μm^3≈1 mg 鲜藻重的换算关系”，计算方

法为单细胞（单个体）细胞体积乘以各种类的每升细胞数 N，除以 10^9，得到以 mg/L 为单位的各种类生物量，将各种类的生物量求和得到总浮游植物生物量[18]。

1.3 数据的获取、处理与统计分析

1.3.1 *蓝藻中潜在产毒类群的界定依据* 根据相关文献查询[19,20]，基于本研究调查结果，南湖蓝藻中具备产毒能力的物种主要为假鱼腥藻（*Pseudoanabaena* sp.）、颤藻（*Oscillatoria* sp.）、鱼腥藻（*Anabeana* sp.）、微囊藻（*Microcystis* spp.）、依沙矛丝藻（*Cuspidothrix issatschenkoi*）、束丝藻（*Aphanizomenon* sp.）。

1.3.2 *湖泊富营养化状态评价方法* 本研究采用综合营养状态指数（*TLI*）法评价湖泊富营养化程度[21,22]，本次富营养化状况评价指标选用: Chl. *a* 浓度、TP 浓度、TN 浓度、SD 和高锰酸盐指数。采用 0-100 的一系列连续数字对湖泊营养状态进行分级：TLI(Σ)<30 为贫营养，30≤TLI(Σ)≤50 为中营养，TLI(Σ)>50 为富营养，50<TLI(Σ)≤60 为轻度富营养，60<TLI(Σ)≤70 为中度富营养，TLI(Σ)>70 为重度富营养。

1.3.3 *优势种* 浮游植物优势度分析采用 Mcnaughton 优势度指数（Y）[23]，优势种根据每个种的优势度值（Y）来确定，Y 值大于等于 0.02 的藻种定义为优势种，计算公式为:

$$Y = \left(\frac{n_i}{N}\right) \times f_i \qquad (6)$$

式中，n_i 为采集样品中第 i 个种的个体数；N 为采集样品中所有种类总个数；f_i 为采集样品中第 i 个种出现的频率。

1.3.4 *南湖历史监测水质和浮游植物数据获取* 文中所用数据主要包括 1991 年以来能够查阅到的文献中的南湖营养盐浓度、浮游植物密度和生物量。其中 2020 年 4 月-2020 年 11 月营养盐浓度来源于张航[8]、2017 年-2018 年营养盐浓度及浮游植物密度和生物量来源于 Peng[9]、1991 夏季-2003 年夏季营养盐浓度来源于王银东[10]、2019 年 8 月-2020 年 1 月营养盐浓度来源于王孟浩[24]、2003 年-2004 年浮游植物密度和生物量来源于刘红[25]、2007 年夏季浮游植物密度和生物量来源于龚珞军[26]、2015 年秋季浮游植物密度和生物量来源于李俊[27]。这些研究的核心采样与分析方法（如营养盐测定、浮游植物计数）与本研究遵循同一标准（《水和废水监测分析方法》）[16]。尽管部分历史研究的采样点位置与本研究未能完全重合，但其布点均旨在反映全湖整体状况。为最大限度减少空间差异影响，本文在比较分析时，均采用全湖平均值进行对比。

1.3.5 *统计学分析* 水质数据的显著性差异分析采用 Tukey 多重比较检验，并利用 Origin 2021 软件中的“Paired Comparison Plot”插件进行结果可视化，浮游植物丰度和生物量与 TN、TP、WT、DO、pH 和 SD 的 Pearson 相关性分析用 R 4.4.0 软件进行，所有数据分析前先进行正态分布检验，不符合正态分布的进行 $\log_{10}(x+1)$ 处理。

利用 CANOCO5.0 进行冗余分析，先对物种丰度矩阵进行 DCA 去趋势分析。筛选南湖浮游植物物种，需满足：优势属 Y≥0.02；出现频率>12.5%；至少在 1 个采样点相对丰度≥1%。因最大轴小于 3，采用 RDA 探讨浮游植物生物量与环境因子关系[28]。为符合正态分布，对浮游植物及环境因子（除 pH）进行 $\log_{10}(x+1)$ 转换，消除量纲差异[29]。物种及环境因子选取 12 个月 10 个采样点共 120 个数据进行 RDA 分析。在线性排序图中，样方的点在物种箭头及其延长线的投影点表示它们之间的关系。由样方到物种箭头线的垂点可判断样方物种的多度值，垂点在物种箭头方向位置越远代表其物种多度越高，反之越低。

2 结果与分析

2.1 武汉南湖水质和浮游植物演变特征

2.1.1 *1991-2025 期间南湖的水质演变* 结合文献数据和 2023-2025 期间的监测数据，1991-2025 年南湖水体 TN、TP 浓度呈现大的阶段性变化特征（图 2）：（1）1990s 开始 TN、TP 浓度呈波动上升；（2）2003-2020 年 TN、TP 浓度长期持续高于地表水 V 类水标准；（3）2020 年后 TN、TP 浓度进入下降通道，表明系列治理措施初见成效。2020 年后 TN 浓度在 2.0 mg/L 以下，但 2024 年 7-9 月 TP 出现短期反弹，浓度再次大于 0.2 mg/L。

2.1.2 *2023-2025 调查期间南湖的水体理化特征* 南湖水质在监测期间呈现较大波动变化（图 3）。TN 年均浓度为 1.19 mg/L，月均浓度在 0.78-1.65 mg/L 之间波动，其中 2024 年 7 月显著高于其他监测月份，而

2023 年 3 月和 5 月则显著低于其他月份。TP 年均浓度为 0.15 mg/L，月均浓度变幅为 0.08-0.32 mg/L，2024 年 9 月显著偏高；2023 年 2 月与 4 月，以及 2024 年 3 月与 5 月的 TP 浓度则显著偏低。Chl. a 年均值为 61.08 μg/L，2024 年 9 月达到峰值，2024 年 1 月则为最低值。TLI 年均值为 63.97，表明南湖整体处于中度富营养化状态，但月度评价结果在轻度至重度之间变化，其中 2024 年 9 月 TLI 显著高于其他月份，2024 年 1 月则显著偏低。WT 介于 6.6-31.4 ℃之间。DO 呈现冬季高、夏季低的特点；pH 值与 COD_{mn}年均值分别为 8.89 和 7.48 mg/L（图 3）。

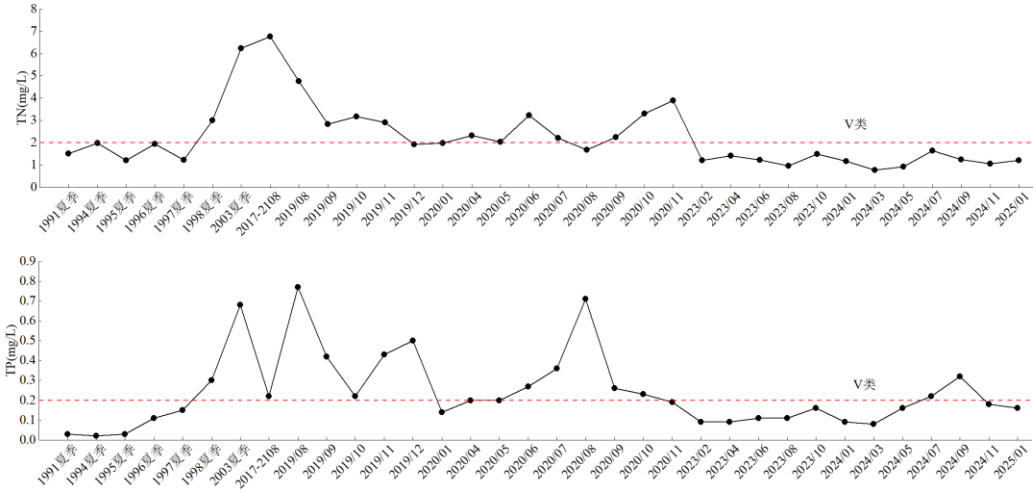

图 2 1991-2025 期间南湖营养盐浓度变化

Fig. 2 Variations in nutrient concentrations in Lake Nanhu,1991-2025

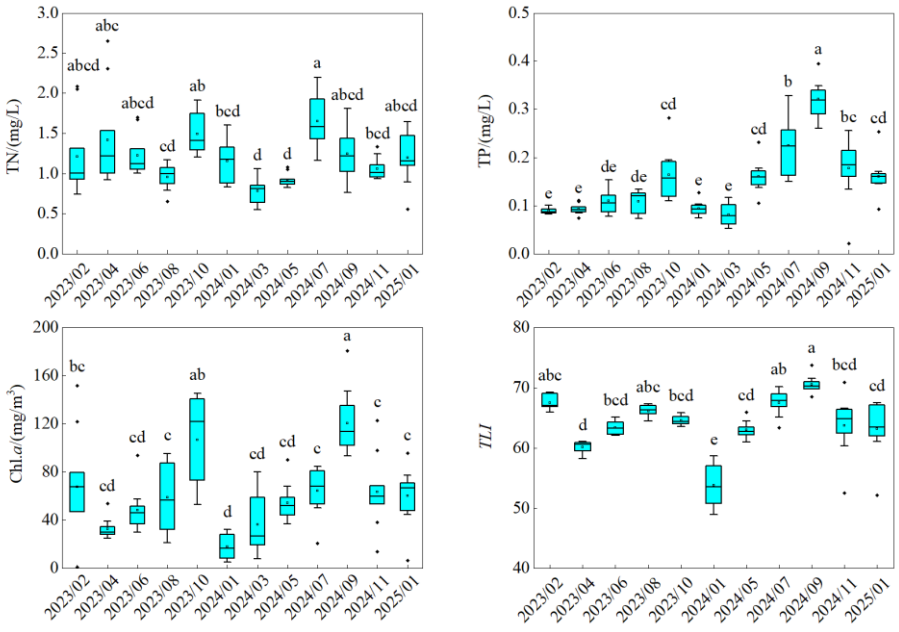

图 3 2023-2025 调查期间南湖主要水体理化特征

Fig. 3 Water physicochemical characteristics in Lake Nanhu, 2023-2025

2.2 武汉南湖浮游植物演变特征

2.2.1 2003-2025 期间南湖的浮游植物丰度和生物量演变 近 20 余年南湖浮游植物丰度变幅较大（图 4），

2003-2004 年各个季节丰度相对较低，丰度在 1.95×10⁶-2.98×10⁶ cells/L 之间波动。2007 年夏季浮游植物丰度达到 99.44×10⁶ cells/L。在 2017-2018 年间，夏季浮游植物丰度值达到 1191.94×10⁶ cells/L，而秋季丰度依然维持在 393.85×10⁶ cells/L。在本研究监测期间（2023-2025），2023 年 6 月浮游植物丰度为 148.27×10⁶ cells/L，2024 年 9 月高达 275.60×10⁶ cells/L。生物量变化与丰度趋势一致（图 4）。

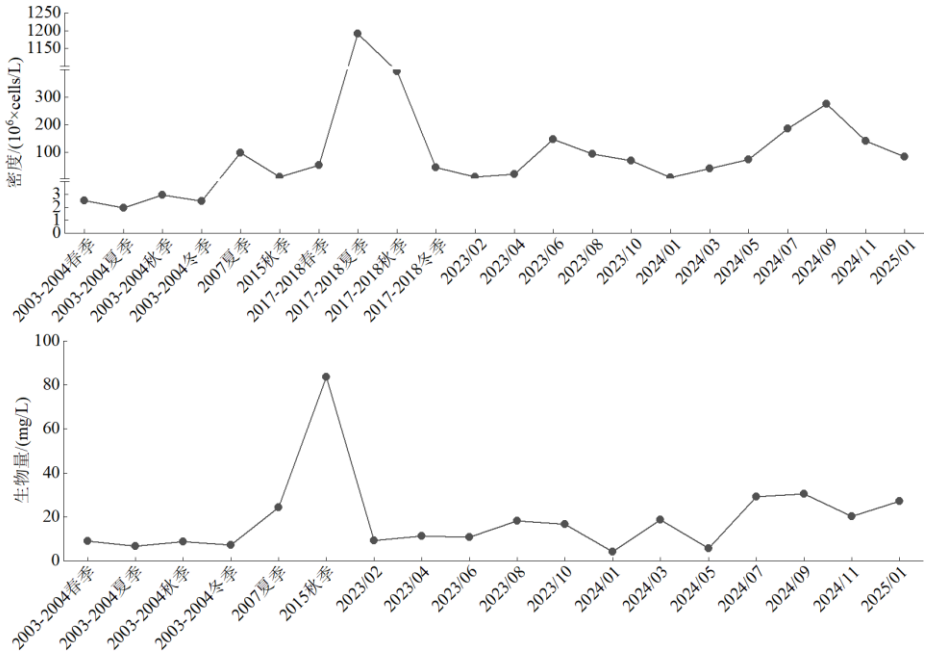

图 4 2003-2025 期间南湖浮游植物密度和生物量变化

Fig. 4 Temporal variations in phytoplankton abundance and biomass in Lake Nanhu during the 2003-2025 period

2.2.2 2023-2025 调查期间南湖的浮游植物种类及优势种 调查期间，在南湖共鉴定出浮游植物有 8 门 128 种（属），包括蓝藻门 21 种、绿藻门 66 种、硅藻门 20 种、甲藻门 3 种、隐藻门 3 种、裸藻门 8 种、金藻门 5 种和黄藻门 2 种。绿藻门占比最高（52%），其次是蓝藻门（16%）和硅藻门（16%）。优势类群中蓝藻门有 1 属 10 种，绿藻门有 6 种，硅藻门和隐藻门分别有 2 种和 1 种。蓝藻门中假鱼腥藻一种在 12 次调查中均为优势种，而隐球藻一种在 7 次调查中为优势种，微囊藻在 7 次调查中为优势属。南湖优势类群演替规律为春季和冬季以小环藻一种为主，夏秋季则以微囊藻属、假鱼腥藻一种和隐球藻一种为主（表 1）。

2.2.3 2023-2025 调查期间南湖的浮游植物丰度和生物量 调查期间，南湖各采样点浮游植物丰度均值（范围）为 96.87×10⁶ cells/L（3.59×10⁶-527.27×10⁶ cells/L）（图 5）。2023 年和 2024 年中 4-11 月蓝藻门丰度占比最高，占总丰度的 49%-95%，其中在 2024 年 9 月丰度达到最高，为 256.14×10⁶ cells/L。硅藻门丰度在 2023 年 2 月、2023 年 4 月、2024 年 3 月及 2025 年 1 月丰度较高，分别占总丰度的 62%、36%、47%和 40%。绿藻门丰度仅在 2025 年 1 月较高，为 34.14×10⁶ cells/L，占总丰度的 40%。

各采样点浮游植物生物量均值（范围）为 16.83 mg/L（0.72-63.64 mg/L），其中 2024 年 1 月浮游植物平均生物量最低，为 4.13 mg/L；2024 年 9 月平均生物量最高，为 30.59 mg/L。在两年 12 次调查中，硅藻门生物量在 10 次占比最高，其中在 2025 年 1 月硅藻门平均生物量最高（23.85 mg/L），占总生物量的 88%。蓝藻门在 2024 年 9 月平均生物量最高（14.96 mg/L），占总生物量的 49%。绿藻门平均生物量在 2025 年 1 月最高（2.57 mg/L），在 2024 年 5 月占比最多（12%）。隐藻门平均生物量在 2023 年 4 月最高（4.65 mg/L）。

南湖浮游植物丰度在夏秋较高，且蓝藻门丰度占优，而冬、春季以硅藻和绿藻为主。在生物量方面，硅藻门在全年多数月份占优，蓝藻门仅在夏季较高。

表 1 2023-2025 调查期间南湖的浮游植物优势种组成 Tab. 1 Dominant phytoplankton species in Lake Nanhu, 2023-2025

门类	优势种	2023.02 (9.8℃)	2023.04 (21.4℃)	2023.06 (29.0℃)	2023.08 (26.4℃)	2023.10 (22.4℃)	2024.01 (7.2℃)	2024.03 (18.5℃)	2024.05 (26.4℃)	2024.07 (29.9℃)	2024.09 (31.0℃)	2024.11 (20.4℃)	2025.01 (6.5℃)
蓝藻门	假鱼腥藻 *Pseudoanabaena* sp.	0.122	0.133	0.571	0.171	0.370	0.036	0.251	0.573	0.117	0.116	0.165	0.035
	卷曲鱼腥藻 *Anabaena circnalis*	-	0.167	-	-	-	-	-	0.036	-	-	-	-
	鱼腥藻 *Anabeana* sp.	-	0.034	-	0.021		0.097	-	-	0.021	-	-	-
	细小平裂藻 *Merismopedia minima*	-	0.102	-	0.031	0.139	-	-	-	-	-	0.051	-
	隐球藻 *Aphanocapsa* sp.	-	-	0.079	0.034	0.200	-	-	0.054	0.083	-	0.326	0.103
	微囊藻属 *Microcystis* spp.	-	-	0.153	0.429	0.079	-	-	0.028	0.474	0.650	0.052	-
	柱孢藻 *Cylingrospermum* sp.	-	-	-	-	-	-	-	0.048	-	-	-	-
	依沙矛丝藻 *Cuspidothrix issatschenkoi*	-	-	-	-	-	-	-	0.021	-	-	-	-
	贾丝藻 *Jaaginema* sp.	-	-	-	-	-	-	-	0.055	0.022	-	-	-
	颤藻 *Oscillatoria* sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	0.076	-	-	-
	细浮鞘丝藻 *Planktolyngbya subtilis*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.208	-
绿藻门	四尾栅藻 *Scenedesmus quadricauda*	-	-	-	-	-	-	0.025	-	-	-	-	-
	扭曲蹄形藻 *Kirchneriella contorta*	-	-	0.397	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	卵囊藻 *Oocystis* sp.	-	-	0.077	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	空星藻 *Coelastrum* sp.	-	-	-	-	-	0.032	-	-	-	-	-	-
绿藻门	短刺四星藻 *Tetrastrum staurogeniaeforme*	-	-	-	-	-	0.071	-	-	-	-	-	-
	平滑四星藻 *Tetrastum glabrum*	-	-	-	-	-	0.171	-	-	-	-	-	-
	韦斯藻 *Westella botryoides*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.167
	胶星藻 *Gloeoactinium limneticum*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.040
硅藻门	小环藻 *Cyclotella* sp.	0.601	0.293	-	-	0.021	0.296	0.486	-	-	-	-	-
	颗粒直链藻 *Melosira granulata*	-	-	-	0.050	0.047	-	-	-	0.022	-	0.024	-
	江河骨条藻 *Skeletonema potamos*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.026

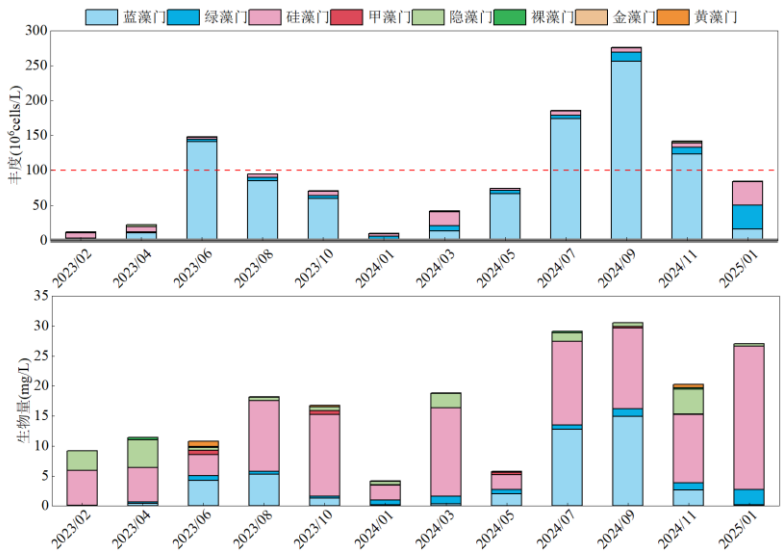

图 5 2023-2025 调查期间南湖浮游植物丰度和生物量变化

Fig. 5 Variations of phytoplankton abundance and biomass in Lake Nanhu,2023-2025

2.2.4 2023-2025 调查期间南湖的蓝藻门中主要潜在的产毒藻类丰度和生物量 调查期间，各采样点潜在产毒蓝藻类群主要包括假鱼腥藻、颤藻、鱼腥藻、微囊藻和依沙矛丝藻，丰度均值（范围）为 55.40×10^6 cells/L（0.38×10^6 -322.28×10^6 cells/L）之间，占总浮游植物丰度的 2%-81%，其中 2024 年 9 月潜在产毒藻类平均丰度最高，达 224.46×10^6 cells/L（图 6）。在 12 次调查中，微囊藻有 4 次丰度最高，其中在 2024 年 9 月丰度峰值为 180.16×10^6 cells/L；假鱼腥藻有 8 次丰度最高，其中在 2023 年 6 月丰度峰值为 44.43×10^6 cells/L。

各采样点潜在产毒蓝藻类群的生物量均值（范围）为 3.33 mg/L（0.03-57.77 mg/L），占总浮游植物生物量的 0.2%-47%，其中 2024 年 9 月潜在产毒藻类平均生物量最高，达 2.41 mg/L（图 6）。在 12 次调查中，微囊藻有 4 次生物量最高，其中在 2024 年 9 月生物量峰值为 11.71 mg/L；鱼腥藻和假鱼腥藻各有 3 次生物量最高，颤藻有 2 次生物量最高。南湖潜在产毒蓝藻类群呈现夏秋季丰度和生物量较高，春冬季丰度和生物量较低。

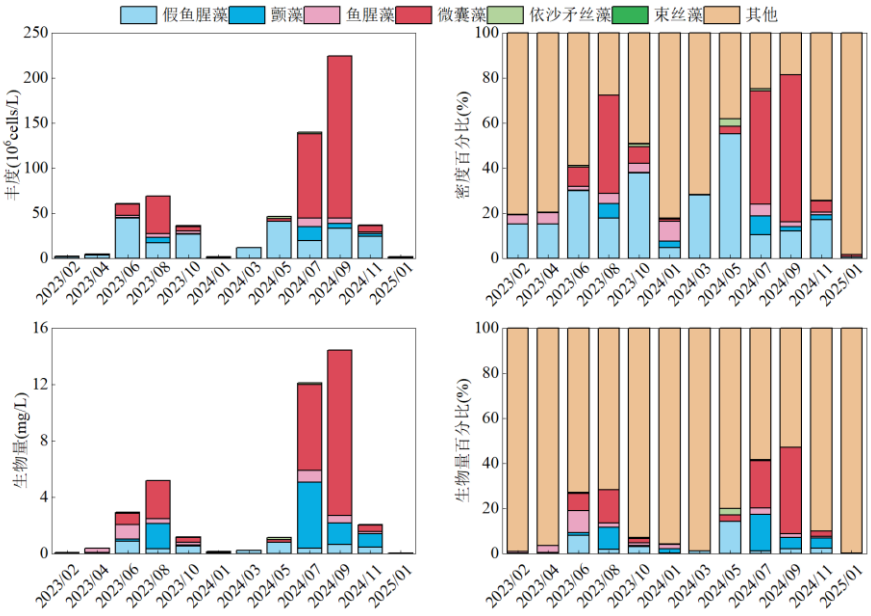

图 6 2023-2025 调查期间南湖蓝藻中产毒藻类丰度和生物量变化及占藻类总丰度和生物量百分比

Fig. 6 Variations of abundance and biomass of toxigenic cyanobacteria in Lake Nanhu, 2023-2025

2.3 调查期间南湖的浮游植物与环境因子关系

Pearson 相关性分析结果表明，TN、TP 和 WT 均与浮游植物总丰度、总生物量及潜在产毒藻类总丰度呈显著正相关（图 7），而 DO 则与上述浮游植物指标呈极显著负相关。WT 与硅藻门丰度呈极显著负相关。pH 与硅藻门丰度和生物量呈显著正相关。DO 与浮游植物总丰度和总生物量、蓝藻门丰度和生物量、潜在产毒藻类总丰度和总生物量呈极显著负相关，但与硅藻门丰度呈显著正相关。SD 与浮游植物总丰度和总生物量、蓝藻门丰度和生物量、硅藻门生物量、绿藻门丰度、潜在产毒藻类总丰度和总生物量呈显著负相关。

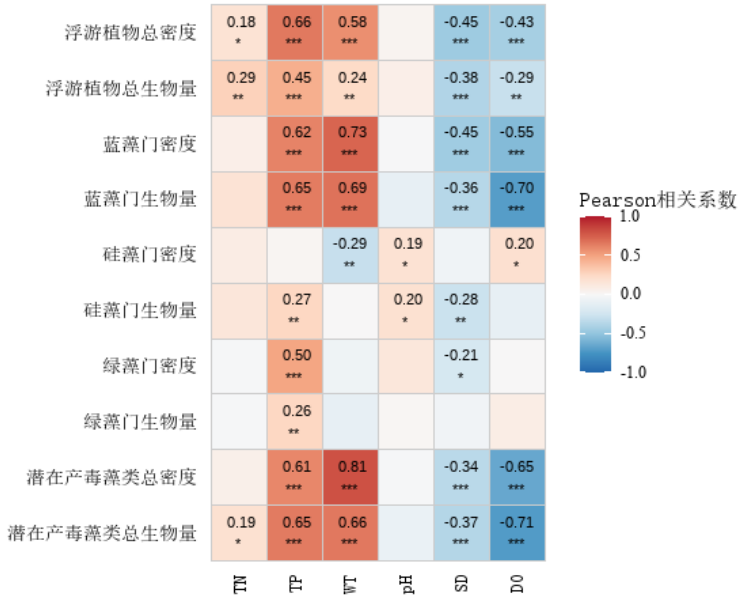

图 7 2023-2025 调查期间南湖浮游植物丰度、生物量与环境因子相关性分析

Fig. 7 Correlation analysis between phytoplankton abundance, biomass and environmental factors in Lake Nanhu ,2023-2025

通过冗余分析（RDA）对蓝藻门中优势潜在产毒藻类的生物量与环境因子之间的关系进行分析。基于生物量数据，主成分轴 1 和轴 2 特征值分别是 0.454 和 0.029，即前两个轴共解释了 48%的潜在产毒藻类的生物量变化。RDA 蒙特卡罗前向选择检验表明，DO 和 TP 对优势蓝藻产毒藻类生物量变化的影响最大，这两个变量共解释了 46%。TP 与所有主要产毒蓝藻的生物量均呈显著正相关，而 DO 则与之呈负相关（图 8a）。此外，WT 也显示出正向驱动作用。样方在排序图中的分布呈现出清晰的季节聚集，夏季样方与高 TP、高 WT 环境紧密关联，印证了夏秋季是产毒蓝藻暴发的高风险期。

相比之下，硅藻门优势种的群落变化主要受 WT 和 SD 驱动，两因子共同解释 32%，WT 与颗粒直链藻呈正相关，而与小环藻、江河骨条藻呈负相关（图 8b）。绿藻门优势种与环境因子的关系相对较弱，前两轴解释率为 19%，其生物量普遍与 WT 和 SD 呈负相关。

3 讨论

武汉南湖在过去三十余年经历了剧烈的生态演变，水质从 1991 年开始，受高密度投饵养殖与管网污水溢流双重影响[10]，水质不断恶化，到 2018 年南湖的 *TLI* 指数高达 71.3-79.4，水体处于重度富营养化[8]。2020 年南湖的 *TLI* 指数为 61.69-71.35，水体处于中度和重度富营养化水平。2023 年 2 月-2025 年 1 月期间 *TLI* 指数显示南湖水质处于轻度-重度富营养化水平，表明南湖水环境治理相关措施取得初步成效，水体富营养化得到缓解。

2017-2025 年间，TN 平均浓度呈下降趋势；相较之下，TP 浓度在 2020 年后虽总体呈下降趋势，但与五大湖中伊利湖的历史变化模式有所不同，有研究表明 1975-2013 年伊利湖氮磷变化完全是相反变化趋势，长期营养盐变化主要归因于区域降水和土地利用方式改变[30]，伊利湖以农业为主，而南湖以水产养殖和城市面源污染为主，因此不同的土地利用方式可能是导致湖泊营养盐变化趋势不一致。本研究中 2024 年 7-9 月磷浓度出现反弹（>0.2 mg/L），雨季径流带来污染可能是导致夏季磷浓度升高的主要原因[31]。南湖总氮

持续降低而总磷依然维持较高的水平，这主要与湖泊中氮、磷不同生物地球化学过程密切相关，外源输入的部分氮可以在湖泊内通过反硝化作用，以氮气的形式返回于大气[32,33]。相比之下，外源输入的磷仅能通过出水口流出，加上湖泊水力滞留延长了污染物的停留时间，被湖体截留的磷均可能成为水体潜在内源磷[34]。南湖作为浅水湖泊，频繁的风浪扰动及鱼类活动均会引起沉积物中磷的再悬浮与释放[35]。此外，南湖夏秋季节的总磷要高于其他季节，也表明夏秋季的高温促进了底层沉积物中的磷释放，从而增加水体总磷浓度[36]。

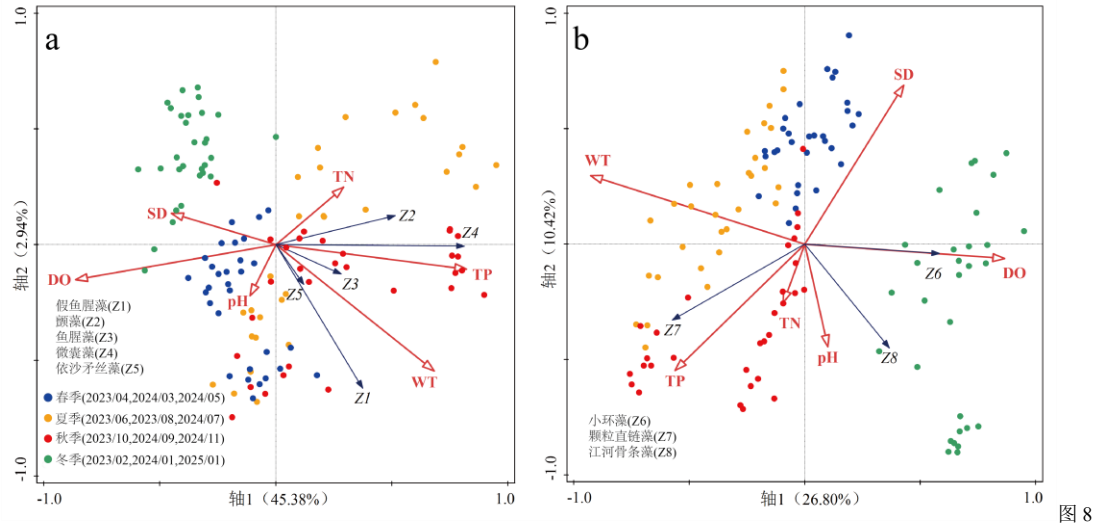

图 8 2023-2025 调查期间南湖优势蓝藻产毒藻类（a）、硅藻门优势种（b）的生物量、环境变量和采样点的冗余分析三元图（蓝色代表春季，橙色代表夏季，红色代表秋季，绿色代表冬季）

Fig.8 Redundancy analysis (RDA) triplot showing the biomass of dominant toxic cyanobacteria (a), dominant Bacillariophyta species (b), environmental variables, and sampling sites in Lake Nanhu,2023-2025 (blue for spring, orange for summer, red for autumn, and green for winter)

然而，更值得关注的是生态系统响应的复杂性与滞后性。2023-2025 年间监测数据显示，浮游植物的响应存在明显的滞后效应。即在营养盐浓度进入下降通道后，浮游植物丰度虽从历史峰值显著回落，但 2024 年 9 月仍高达 275.60×10^6 cells/L，且 Chl. *a* 年均浓度处于 61.08 μg/L 的较高水平（图 3），依据藻密度水华评价标准其程度已达重度[37]，这也直接造成南湖水体透明度始终较低。

2003-2004 年间南湖浮游植物丰度和生物量均较低，夏、秋季以蓝藻为主，春、冬季以隐藻和硅藻为主，主要有颗粒直链藻、具星小环藻、小球藻、二形栅藻、四尾栅藻等 10 种[25]。而在 2017-2018 年浮游植物丰度达到 1191.94×10^6 cells/L，其中蓝藻在夏、秋、冬占据优势，夏季高达 1154.01×10^6 cells/L。而 2023-2025 年监测期间，丰度上夏、秋季蓝藻门占优，冬、春季以硅藻和绿藻为主（附表 1），丰度依然较高。与 2003-2004 年相比，当前南湖潜在产毒蓝藻的种类和其在群落中的相对占比均显著增加，最高可达总丰度的 81%（图 6）。2003-2004 年南湖蓝藻中优势潜在产毒藻类主要是螺旋鱼腥藻（*Anabaena spiroides*）[9]，而 2023-2025 年优势潜在产毒藻类丰度主要为假鱼腥藻（*Pseudoanabaena* sp.）、颤藻（*Oscillatoria* sp.）、鱼腥藻（*Anabeana* sp.）、微囊藻（*Microcystis* spp.）、依沙矛丝藻（*Cuspidothrix issatschenkoi*），优势产毒藻类组成发生了变化。与 2003-2004 年相比，当前南湖潜在产毒蓝藻的种类增加了 5 种。监测数据显示，产毒藻类密度在多数月份（除 2025 年 1 月外）占总丰度的比例均高于 18%，其中微囊藻在夏秋季节大量生长尤为突出。这表明，尽管南湖浮游植物总丰度有所下降，但产毒藻类的相对占比依然较高，其潜在的生态与健康风险并未同步降低[38-40]。

维持南湖藻类生物量及蓝藻优势的关键因素之一可能是水体磷浓度仍处于较高水平。有研究表明水华的暴发存在氮磷阈值，例如太湖蓝藻暴发的 TP 和 TN 阈值分别为 0.05-0.06 mg/L 和 1.71-1.72 mg/L[41]，但 TP 和 TN 浓度阈值在受多种因素的影响下存在一定统计学范围内的不确定性，例如温度、风速风向、水动力、降水等会影响藻类对营养盐的利用率进而影响水华的形成[42]，而气温、水文气象等因子又是以年为周

期的随机变化，所以对于不同的湖泊藻华所需氮磷阈值不同，王金航等[43]发现在磷的质量浓度为 0-0.1 mg/L 时亚热带季风气候地区的湖泊水质更容易受磷浓度的影响，蓝藻水华爆发的风险相对较高，而在磷的质量浓度分别为 0.2-0.3 mg/L 和>0.3 mg/L 时二者的正效应最大。本研究中，南湖近 2 年 TP 浓度多高于 0.1 mg/L，在夏季甚至超过 0.2 mg/L，考虑夏秋季高温的协同促进作用，南湖发生藻类水华的风险依然较高。研究发现 2001-2011 年五大湖春季和夏季浮游植物密度均是蓝藻占据优势[44]，其中苏必利尔湖、和安大略湖部分区域浮游植物并无显著，而密歇根湖、休伦湖浮游植物密度显著下降，其浮游植物变化是由食物网改变的结果，并非由磷主导。此外，研究发现北美五大湖中的伊利湖 1984–2015 年数据表明，20 世纪 80 年代末至 90 年代初，水华面积减少，同时藻类生物量下降，水华优势种从硅藻转变为绿藻为主的稀疏浮游植物群落；90 年代末至 21 世纪初，水华面积开始增加，优势种再次从绿藻转变为蓝藻，生物量同步上升，其夏季藻华溶解性反应磷相关性强于总磷[45]。与北美五大湖的部分研究相比，本研究中南湖浮游植物群落的驱动机制存在差异。例如，伊利湖蓝藻水华主要受农田径流输入的溶解态活性磷驱动；而密歇根湖等的变化则与滤食性贻贝入侵导致的食物网结构改变密切相关。这些对比提示，不同湖泊的藻类动态可能由截然不同的主导因素（如外源污染形态、生物相互作用等）所调控，进一步印证了城市湖泊生态治理需要基于本地特征的精准施策。

本研究中，Pearson 相关性分析和 RDA 均进一步证实了 TP 与 WT 的协同作用驱动了假鱼腥藻、颤藻、鱼腥藻、微囊藻和依沙矛丝藻等潜在产毒蓝藻在夏秋季的暴发生长（图 8）。多数研究已证明浮游植物丰度和生物量与磷浓度密切相关[46,47]，南湖较高的 TP 浓度有利于微囊藻、假鱼腥藻等优势潜在产毒藻类的生长，而高温直接促进这些蓝藻的生长速率[48,49]。本研究中水温与蓝藻、硅藻、绿藻均呈正相关，浮游植物群落结构具有明显的季节特征，当水温升高时蓝藻丰度和生物量显著增加，尤其是潜在产毒藻类微囊藻和假鱼腥藻在夏季大量生长，水温较低时硅藻大量生长。通常认为水温>20 ℃时，蓝藻达到最快生长速度[50]。南湖夏季平均水温高于 20 ℃，随着水温的升高，与其他群落相比，蓝藻占据优势。硅藻则属于耐低温藻种，在其他环境条件适宜的情况下，即使水温仅有 10 ℃也能正常生长[51]，而蓝藻在 15 ℃ 以下其生长受到限制[52]。与之形成鲜明对比的是，硅藻优势种与低水温正相关（图 8），这清晰地解释了群落结构冬春（硅藻主导）与夏秋（蓝藻主导）演替的物理驱动机制。

南湖近三十年的演变历程，清晰揭示了城市湖泊生态恢复的复杂性、滞后性及其内部耦合关系（抵抗力、恢复力）。南湖因长期富营养化，蓝藻占据优势，尤其产毒蓝藻占比高，生物多样性和生态系统的抵抗力显著减弱[53]。尽管截污清淤后氮磷浓度下降，但浮游植物生物量仍较高，生态系统恢复滞后于水质改善，这可能主要受沉积物内源磷释放、外源污染持续输入等因素制约[54]。类似现象在长江流域湖泊多有体现，许多湖泊总氮下降，但总磷未见改善，而藻类变化又明显滞后于水质改善[55]，例如太湖[56]等。尽管南湖持续治理已促使营养盐浓度总体下降，但磷负荷（尤其夏秋季内源释放）与水温的协同效应，仍是维持蓝藻优势及潜在产毒藻类高比例的关键驱动因素。鉴于 TP 与 WT 的协同作用会显著促进浮游植物生长、尤其加剧产毒藻类的增殖风险，必须将磷及其引起的藻类生态效应作为长期控制目标，进一步系统推进雨污管网完善、溢流与渗漏治理，实施针对性内源磷释放控制，并依托智慧水务系统构建融合多源实时监测的藻华（尤其是产毒蓝藻）风险预警与调控平台，实现精准化、前瞻性管理。

本研究通过整合长期数据，初步揭示了南湖生态演变的趋势及关键驱动因子，但仍存在以下局限：首先，部分浮游植物类群仅鉴定至属级，未来可结合分子生物学手段提升物种分辨率。其次，采样点主要布设于敞水区，未能充分反映近岸区域的异质性，后续研究可优化空间布点方案。此外，未来可进一步利用同位素等技术在不同季节开展不同形态营养盐、沉积物-水界面通量及更高时间分辨率的监测，并结合生态模型，以更深入地解析南湖生态系统响应的内在机制，为精准治理提供更强有力的支撑。

4 结论

（1）长期监测数据（1991-2025 年）表明，南湖水质营养盐浓度在 2020 年后总体呈下降趋势；然而近期（2023-2025 年）水体仍处于轻度至重度富营养化水平。

（2）2023-2025 年调查期间南湖浮游植物群落结构呈现明显的季节演替特征：夏秋季以蓝藻门为主，

其中潜在产毒蓝藻（如假鱼腥藻、微囊藻）在群落中占比较高，峰值比例可达 81%，表明当前南湖仍面临较高的藻类水华生态风险；冬春季则转为硅藻门占优势。尽管浮游植物的总丰度和生物量已较历史峰值降低，但仍处于较高水平。

（3）Pearson 相关性与冗余分析均证实，WT 和 TP 的协同作用是影响浮游植物生物量及潜在产毒蓝藻优势的关键环境驱动因子。因此，后续治理应在持续降低水体磷浓度的基础上，重点关注夏秋高温季节的水质管理，以协同控制藻类水华的发生风险。

5 参考文献

[1] Zhang YL, Qin I, Zhu GW *et al*. Importance and main ecological and environmental problems of lakes in China. *Chinese Science Bulletin*, 2022, **67**(30): 3503-3519. [张运林, 秦伯强, 朱广伟等. 论湖泊重要性及我国湖泊面临的主要生态环境问题. 科学通报, 2022, **67**(30): 3503-3519.]

[2] Smith VH, Tilman GD, Nekola JC. Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 1999, **100**(1/2/3): 179-196. DOI: 10.1016/S0269-7491(99)00091-3.

[3] Ren WX, Wu XD, Ge XG *et al*. Characteristics of dissolved organic matter in lakes with different eutrophic levels in southeastern Hubei Province, China. *Journal of Oceanology and Limnology*, 2021, **39**(4): 1256-1276. DOI: 10.1007/s00343-020-0102-x.

[4] Jiao JD. Common problems and solutions in lake ecological protection and restoration work. *Ecology and Environmental Science*, 2023, **4**(6): 205-207. DOI: 10.12349/ees.v4i6.1806. [焦继东. 湖泊生态保护与修复工作中常见问题及应对解决办法. 生态与环境科学, 2023, **4**(6): 205-207.]

[5] O'Neil JM, Davis TW, Burford MA *et al*. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 2012, **14**: 313-334. DOI: 10.1016/j.hal.2011.10.027.

[6] Posch T, Köster O, Salcher MM *et al*. Harmful filamentous cyanobacteria favoured by reduced water turnover with lake warming. *Nature Climate Change*, 2012, **2**(11): 809-813. DOI: 10.1038/nclimate1581.

[7] Pavagadhi S, Balasubramanian R. Toxicological evaluation of microcystins in aquatic fish species: Current knowledge and future directions. *Aquatic Toxicology*, 2013, **142**: 1-16. DOI: 10.1016/j.aquatox.2013.07.010.

[8] Zhang H, Shen LY, Miao T *et al*. Eutrophication evaluation and treatment suggestions for urban lake water ecological restoration—South Lake in Wuhan. *Journal of Henan Normal University*: *Natural Science Edition*, 2023, **51**(6): 116-121. DOI: 10.16366/j.cnki.1000-2367.2023.06.014. [张航, 沈来银, 苗滕等. 城市湖泊水体修复过程的富营养化评价——以武汉南湖为例. 河南师范大学学报: 自然科学版, 2023, **51**(6): 116-121.]

[9] Peng X, Zhang L, Li Y *et al*. The changing characteristics of phytoplankton community and biomass in subtropical shallow lakes: Coupling effects of land use patterns and lake morphology. *Water Research*, 2021, **200**: 117235. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117235.

[10] Wang YD, Xiong BX, Yang XF *et al*. Environmental status and ecological restoration suggestions of Nanhu Lake in Wuhan. *Reservoir Fisheries*, 2005, (4): 65-66. [王银东, 熊邦喜, 杨学芬等. 武汉市南湖的环境现状及生态恢复建议. 水利渔业, 2005, (4): 65-66.]

[11] 徐文江. 整治性治理视角下的城中湖污染治理问题研究—以武汉南湖为例[学位论文]. 武汉: 华中师范大学, 2015.

[12] 武汉市水务局。中央生态环保督察“回头看”反馈意见整改任务（省序号 14）整改情况的公示. 武汉：武汉市水务局，2024.

[13] 刁凡超。环保督察回头看丨武汉南湖整治严重滞后，中南大长期污水直排. 上海：澎湃新闻，2019.

[14] 王斐，阮锐，汤霖等。水生态修复理论在武汉南湖的应用与思考. 2020 青岛水大会论文集. 青岛：青岛国际水大会组委会，2020: 346-350.

[15] Yang M, Wang B, Zhang F *et al*. Design of a rainwater treatment plant by Wuhan South Lake. *Water & Wastewater Engineering*, 2021, **57**(8): 56-60. DOI: 10.13789/j.cnki.wwe1964.2021.08.010. [杨墨, 王彬, 张锋等. 武汉南湖周边某雨水处理厂设计. 给水排水, 2021, **57**(8): 56-60.]

[16] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法. 第四版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

[17] 胡鸿钧, 魏印心. 中国淡水藻类: 系统、分类及生态. 北京: 科学出版社, 2006.

[18] Chen C, Li SJ, Hu R *et al*. Comparative analysis of four methods for calculating biomass of phytoplankton community. *J Lake Sci*, 2013, **25**(6): 927-935. [陈纯, 李思嘉, 胡韧等. 四种浮游植物生物量计算方法的比较分析. 湖泊科学, 2013, **25**(6): 927-935.]

[19] Huisman J, Codd GA, Paerl HW *et al*. Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 2018, **16**(8): 471-483. DOI: 10.1038/s41579-018-0040-1.

[20] Zhang YY, Whalen JK, Cai C *et al*. Harmful cyanobacteria-diatom/dinoflagellate blooms and their cyanotoxins in freshwaters: A nonnegligible chronic health and ecological hazard. *Water Research*, 2023, **233**: 119807. DOI: 10.1016/j.watres.2023.119807.

[21] Zhang F, Wang WW, Xin HY *et al*. Changes of rivers and lakes water quality in Lake Ebinur Basin, Xinjiang(2005-2020). *J Lake Sci*, 2022, **34**(2): 478-495. DOI: 10.18307/2022.0210. [张飞,王维维,辛红云等.新疆艾比湖流域河湖水质变化(2005—2020 年).湖泊科学,2022,**34**(2):478-495.]

[22] 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.]

[23] Meng YY, Wang LY, Zhu R *et al*. Characteristics and driving factors of phytoplankton community structure in lakes on the Tibetan Plateau. *J Lake Sci*, 2025, **37**(2): 415-428. DOI: 10.18307/2025.0215. [孟洋洋, 王丽雅, 朱睿等. 青藏高原湖泊浮游植物群落结构特征与驱动因素. 湖泊科学, 2025, **37**(2): 415-428.]

[24] 王孟浩. 武汉南湖沉积物上覆水污染特征及沉积物磷释放特征研究[学位论文]. 武汉: 湖北工业大学, 2021.

[25] Liu H, Ma XF, Xiong BX. Phytoplankton in Lake Nanhu in Wuhan. *Freshwater Fisheries*, 2006, **36**(1): 32-35. [刘红, 马徐发, 熊邦喜. 武汉南湖的浮游植物.淡水渔业, 2006, **36**(1): 32-35.]

[26] Gong LJ, Zhang SP, Xiong BX *et al*. Identification and comparative analysis of plankton in aquiculture lakes in summer in Wuhan City. *Journal of Hydroecology*, 2009, **30**(6): 9-14. DOI: 10.15928/j.1674-3075.2009.06.002 . [龚珞军, 张世萍, 熊邦喜等. 武汉市夏季养殖湖泊浮游生物监测及比较研究. 水生态学杂志, 2009, **30**(6): 9-14.]

[27] 李俊. 武汉典型湖泊浮游植物特征及其影响因子的研究[学位论文]. 武汉: 湖北工业大学, 2016.

[28] Wendroth O. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. *Vadose Zone Journal*, 2004, **3**(3): 1057. DOI: 10.2136/vzj2004.1057.

[29] Amorim CA, do Nascimento Moura A. Ecological impacts of freshwater algal blooms on water quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning. *Science of the Total Environment*, 2021, **758**: 143605. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143605.

[30] Stow CA, Cha Y, Johnson LT *et al*. Long-term and seasonal trend decomposition of Maumee River nutrient inputs to western Lake Erie. *Environmental Science & Technology*, 2015, **49**(6): 3392-3400. DOI: 10.1021/es5062648.

[31] Zhang M, Li MM, Liu L *et al*. Analysis on the effect of in-situ ecological restoration of super-eutrophic urban lakes: A case study of Nanhu Lake in Wuhan. *Oceanologia ET Limologia Sinica*, 2021, **52**(6): 1399-1407. DOI: 10.11693/hyhz20210500116. [张苗, 李明梦, 刘律等. 超富营养城市湖泊原位生态修复效果分析——以武汉南湖为例. 海洋与湖沼, 2021, **52**(6): 1399-1407.]

[32] Xu H, McCarthy MJ, Paerl HW *et al*. Contributions of external nutrient loading and internal cycling to cyanobacterial bloom dynamics in Lake Taihu, China: Implications for nutrient management. *Limnology and Oceanography*, 2021, **66**(4): 1492-1509. DOI: 10.1002/lno.11700.

[33] Baker MA, Arp CD, Goodman KJ *et al*. Stream-lake interaction. *Stream Ecosystems in a Changing Environment*. Amsterdam: Elsevier, 2016: 321-348. DOI: 10.1016/b978-0-12-405890-3.00007-5.

[34] Gao KW, Zhu YR, Sun FH *et al*. A study on the collaborative control of water quality of nitrogen and phosphorus between typical lakes and their inflow rivers in China. *J Lake Sci*, 2021, **33**(5): 1400-1414. DOI: 10.18307/2021.0509. [高可伟, 朱元荣, 孙福红等. 我国典型湖泊及其入湖河流氮磷水质协同控制探讨. 湖泊科学, 2021, **33**(5): 1400-1414.]

[35] Qin BQ. Shallow lake limnology and control of eutrophication in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2020, **32**(5): 1229-1243. DOI: 10.18307/2020.0501. [秦伯强. 浅水湖泊湖沼学与太湖富营养化控制研究. 湖泊科学, 2020, **32**(5): 1229-1243.]

[36] Zhao W, Pu WM, Sheng XR *et al*. Response and succession mechanism of phytoplankton communities to seasonal environmental changes in Lake Ulungur, Xinjiang. *J Lake Sci*, 2025, **37**(5): 1495-1510. DOI: 10.18307/2025.0511. [赵巍, 普文淼, 生绪冉等. 新疆乌伦古湖浮游植物群落对季节性环境变化的响应与演替机制.湖泊科学, 2025, **37**(5): 1495-1510.]

[37] 生态环境部. HJ 1098-2020 水华遥感与地面监测评价技术规范 (试行). 北京：中国环境出版集团有限公司，2020.

[38] Sentenac H, Loyau A, Zoccarato L *et al*. Biofilm community composition is changing in remote mountain lakes with a relative increase in potentially toxigenic algae. *Water Research*, 2023, **245**: 120547. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120547.

[39] Pham TL, Utsumi M. An overview of the accumulation of microcystins in aquatic ecosystems. *Journal of Environmental Management*, 2018, **213**: 520-529. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.01.077.

[40] Ma ZY, Yan CA, Li LX *et al*. Research on health hazards and prevention of microcystin exposure in human population. *Science China Life Sciences*, 2025, **55**(1): 113-130. DOI: 10.1360/SSV-2024-0235. [马子雅, 严长安, 李立新等. 微囊藻毒素的人群暴露健康危害与防控研究. 中国科学: 生命科学, 2025, **55**(1): 113-130.]

[41] Cao J, Tian ZB, Chu ZS *et al*. Nitrogen and phosphorus control thresholds of cyanobacterial blooms in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2022, **34**(4): 1075-1089. DOI: 10.18307/2022.0403. [曹晶, 田泽斌, 储昭升等. 太湖蓝藻水华暴发的氮磷控制阈值分析.湖泊科学, 2022, **34**(4): 1075-1089.]

[42] Yang LY, Yang XY, Ren LM *et al*. Mechanism and control strategy of cyanobacterial bloom in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2019, **31**(1): 18-27. DOI: 10.18307/2019.0102. [杨柳燕, 杨欣妍, 任丽曼等. 太湖蓝藻水华暴发机制与控制对策. 湖泊科学, 2019, **31**(1): 18-27.]

[43] Wang JH, Li JL, Jiang DS *et al*. The potential impact of phosphorus concentration in typical lakes in China on water body indicators and cyanobacteria bloom trends based on meta-analysis. *Journal of Beijing University of Chemical Technology*: *Natural Science Edition*, 2021, **48**(2): 59-67. DOI: 10.13543/j.bhxbzr.2021.02.008. [王金航, 李京霖, 江德霜等. 我国典型湖泊磷浓度对水体指标及蓝藻水华爆发趋势的潜在影响——基于 Meta 分析. 北京化工大学学报: 自然科学版, 2021, **48**(2): 59-67.]

[44] Reavie ED, Barbiero RP, Allinger LE *et al*. Phytoplankton trends in the great lakes, 2001–2011. *Journal of Great Lakes Research*, 2014, **40**(3): 618-639. DOI: 10.1016/j.jglr.2014.04.013.

[45] Ho JC, Michalak AM. Phytoplankton blooms in Lake Erie impacted by both long-term and springtime phosphorus loading. *Journal of Great Lakes Research*, 2017, **43**(3): 221-228. DOI: 10.1016/j.jglr.2017.04.001.

[46] Søndergaard M, Lauridsen TL, Johansson LS *et al*. Nitrogen or phosphorus limitation in lakes and its impact on phytoplankton biomass and submerged macrophyte cover. *Hydrobiologia*, 2017, **795**(1): 35-48. DOI: 10.1007/s10750-017-3110-x.

[47] Zhang JM, Gao J, Yang C *et al*. Phytoplankton community structure of Lake Wushan stocked densely with planktivorous filter-feeding bighead and silver carp, middle and lower reaches of the Yangtze River. *J Lake Sci*, 2020, **32**(6): 1771-1783. DOI: 10.18307/2020.0617. [张佳敏, 高健, 杨诚等. 以鲢、鳙养殖为主的长江中下游武山湖浮游植物群落结构特征. 湖泊科学, 2020, **32**(6): 1771-1783.]

[48] Staehr PA, SAND-JENSEN K. Seasonal changes in temperature and nutrient control of photosynthesis, respiration and growth of natural phytoplankton communities. *Freshwater Biology*, 2006, **51**(2): 249-262. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2005.01490.x.

[49] Cai LL, Zhu GW, Zhu MY *et al*. Succession of phytoplankton structure and its relationship with algae bloom in littoral zone of Meiliang Bay, Taihu Lake. *Ecological Science*, 2012, **31**(4): 345-351. [蔡琳琳, 朱广伟, 朱梦圆等. 太湖梅梁湾湖岸带浮游植物群落演替及其与水华形成的关系. 生态科学, 2012, **31**(4): 345-351.]

[50] Li CC, Feng WY, Chen HY *et al*. Temporal variation in zooplankton and phytoplankton community species composition and the affecting factors in Lake Taihu—a large freshwater lake in China. *Environmental Pollution*, 2019, **245**: 1050-1057. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.11.007.

[51] Fang LJ, Liu DF, Yang ZJ *et al*. Effects of water temperature on the phytoplankton community structure. *Environmental Science & Technology*, 2014, **37**(S2): 45-50. [方丽娟, 刘德富, 杨正健等. 水温对浮游植物群落结构的影响实验研究. 环境科学与技术, 2014, **37**(S2): 45-50.]

[52] Robarts RD, Zohary T. Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 1987, **21**(3): 391-399. DOI: 10.1080/00288330.1987.9516235.

[53] Yan T, Li XD, Tan ZJ *et al*. Toxic effects, mechanisms, and ecological impacts of harmful algal blooms in China. *Harmful Algae*, 2022, **111**: 102148. DOI: 10.1016/j.hal.2021.102148.

[54] Jilbert T, Couture RM, Huser BJ *et al*. Preface: Restoration of eutrophic lakes: Current practices and future challenges. *Hydrobiologia*, 2020, **847**(21): 4343-4357. DOI: 10.1007/s10750-020-04457-x.

[55] Zhao XC, Zhang YL, Tang HR *et al*. Water quality improvements and ecological inertia: A basin-wide assessment of ecosystem recovery in the Yangtze River system (2005–2022). *Ecological Indicators*, 2025, **176**: 113700. DOI: 10.1016/j.ecolind.2025.113700.

[56] 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.