科学通报 2026 年 第 71 卷 第 13 期: 3018 ~ 3025
论 文
《中国科学》杂志社
SCIENCE CHINA PRESS

太湖蓝藻水华近期的生消变化及其效应

秦伯强[1,2,3*], 潘婷[2], 崔驰潇[1], 赵星辰[3]

1. 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 211130
2. 河海大学水文水资源学院, 南京 210008
3. 南京大学地理与海洋学院, 南京 210023
* 联系人, E-mail: qinbq@niglas.ac.cn

2025-11-20 收稿, 2026-01-15 修回, 2026-02-22 接受, 2026-03-03 网络版发表
国家自然科学基金重点国际合作研究项目(42220104010)资助

摘要 浅水湖泊易富营养化, 同时, 治理效果不尽理想. 这与浅水湖泊的地理特性密切相关. 太湖是一个典型的大型浅水湖泊. 自20世纪80年代以来, 太湖开始富营养化, 2007年爆发饮用水危机事件. 此后, 太湖经历了大规模的控源截污治理. 然而, 2017年出现了历史最严重的蓝藻水华, 高强度的蓝藻水华持续至2020年. 2021年后, 蓝藻水华强度逐渐减弱. 至2024年, 蓝藻水华大幅度减少, 全湖水质达到地表水III类. 但是, 蓝藻水华变化过程背后的机制却不甚清楚. 基于藻类模拟模型分析表明, 气候变化是2015~2020年间蓝藻水华反弹的主要原因. 暖冬天气导致了蓝藻水华提前爆发. 蓝藻水华爆发又促进了沉积物磷释放, 进而强化蓝藻生长与水华爆发, 形成正向反馈. 蓝藻水华-沉积物磷释放之间的自我强化正向反馈, 维持了2015~2020年间蓝藻水华的高强度. 而2021年后的水华强度减弱亦与气候变化有关, 2021年春季光合有效辐射的下降, 打破了水华与沉积物磷释放之间的反馈. 有效遏制蓝藻在春季的生长, 并延伸影响到夏季的蓝藻水华强度. 促使沉积物磷释放与蓝藻水华的相互反馈变弱. 正是浅水湖泊水-沉积物系统中这种藻类参与的磷循环机制, 加强或减弱了水华强度. 因此, 我们建议在未来气候变暖背景下, 应实施更严格的营养盐减排措施, 并重视底泥的内源污染治理, 特别是有蓝藻水华发生的浅水富营养化湖泊.

关键词 浅水湖泊, 沉积物磷, 蓝藻水华, 气候变化, 磷循环

20世纪80年代以来, 全球水华呈现出显著的空间扩张、持续时间延长和发生频率增加的趋势[1,2]. 这一现象严重影响水生态系统生物多样性、威胁水体生态服务功能和用水安全等[3~5]. 蓝藻水华爆发需要充分的营养盐供应(资源约束)和适宜的气象水文条件(生境约束)[6]. 营养盐是藻类生长的物质基础, 营养盐过量输入引发的水体富营养化是促使藻类生长繁殖和水华形成的直接原因[7]. 温度、风速、光照和水位等气象水文因子是水华爆发的生境条件, 这些生境因子与湖泊的地理特征(高度、纬度、面积及水深等)有着直接与间接的联系. 不仅直接影响藻类的光合效率、代谢速率与上浮聚集行为, 也能通过改变营养盐的生物地球化学循环过程影响藻类生长, 例如, 温度升高会加速沉积物中有机质的矿化与营养盐的释放; 风速下降增强水柱稳定性, 加强湖泊底部缺氧环境, 利于底泥向水柱中释放溶解态营养盐, 进而加剧富营养化[6,8,9].

太湖是我国第三大淡水湖, 地处我国经济发达、城市化程度较高的长三角地区. 长期受富营养化与蓝藻水华问题的困扰. 也是国务院重点治理的三个富营养化湖泊之一. 太湖治理始自2007年由蓝藻水华提前爆发引发的饮用水危机事件以后[3]. 治理措施包括: 流域城镇污水处理厂从139座增至244座, 污水处理能力

引用格式: 秦伯强, 潘婷, 崔驰潇, 等. 太湖蓝藻水华近期的生消变化及其效应. 科学通报, 2026, 71: 3018–3025
Qin B, Pan T, Cui C, et al. Recent changes and dynamics of cyanobacterial bloom intensities in Lake Taihu (in Chinese). Chin Sci Bull, 2026, 71: 3018–3025, doi: 10.1360/CSB-2025-5815

© 2026《中国科学》杂志社

从323万吨/增至848万吨/日, 城市污水处理率95.3%; 建成污水管网共24500 km; 治理大中型规模畜禽养殖场3000处, 取缔、关停和迁移禁养区畜禽养殖场2762家; 建设分散畜禽粪污收集处理服务体系18个, 规模化畜禽养殖场粪便无害化处理及资源化率达90%. 在湖里, 已拆除所有的围网养殖; 完成太湖底泥清淤一期3700余万方; 2007年以来, 累计打捞蓝藻近2000万吨; 实施引江济太工程, 平均每年引长江水约8亿立方. 然而, 经过十年高强度的治理, 太湖蓝藻水华不仅没有减轻, 反而出现了反弹, 并且在2017年出现了历史上最高强度的蓝藻水华(该年水华最大面积为1582 km^2)[10]. 这种高强度的蓝藻水华持续至2020年. 自2021年起, 太湖蓝藻水华出现下降的趋势, 并且持续到2024年, 蓝藻水华最大面积仅为588 km^2, 发生在2024年12月2日. 太湖全湖水质为III类, 初步实现了治理之初设定的既定目标. 但是, 这一切究竟如何发生的? 以后会不会再次出现反弹? 要回答这些问题, 首先必须弄清楚, 2015~2020年之间蓝藻水华反弹的原因是什么? 为什么2021年开始下降? 哪种机制在其中起了关键作用? 本论文试图利用中国科学院太湖湖泊生态系统研究站近20年的观察资料, 通过定量分析的方法, 来回答这些疑问.

1 太湖近期水质与蓝藻水华强度变化

自太湖流域开展大规模的治理以来, 太湖富营养化与蓝藻水华强度经历先上升后下降的过程. 从河道输入的外源负荷看, 2007年后至2016年, 总氮(TN)介于4~5万吨/年, 总磷(TP)介于1.7~2.8千吨/年. 2017~2023年, TN与TP年负荷都呈现下降的趋势(图1). 但是, 湖体的TN浓度自2007年以来, 一直在下降; 而TP浓度在2019年以前, 存在显著的增长趋势, 2020年开始下降(图1). TN与TP浓度不响应外源氮磷输入负荷的变化(图1). 这是因为外源输入的氮和磷在进入湖泊之后, 经历了不同的生物地球化学过程, 如氮的反硝化脱氮过程和磷的沉降与释放和再循环过程. 特别是底泥中磷的释放, 促进藻类的吸收与生长. 而藻类死亡分解后, 又释放出营养盐. 形成所谓的湖内营养盐的内循环. 这种内循环过程, 由于仅在浅水湖泊中发生. 这种跨界面、跨介质的营养盐的生物地球化学过程, 对藻类生长与水华爆发有着复杂与深远的影响. 但是, 对于这方面的研究国内外都极为稀少.

本文使用叶绿素(Chla)浓度表征藻类生物量. 当Chla浓度超过10 mg/m^3, 且在水表面观察到蓝绿色浮沫的现象, 可认为有水华发生[11]. 太湖近20年的Chla浓度变化可以划分为三个阶段: (1) 2007~2014年, Chla浓度缓慢增加, 但是, 浓度较低; (2) 2015~2020年, Chla浓度较高, 说明蓝藻水华处于高位运行阶段; (3) 2021~2024年, Chla浓度开始逐渐下降(图2). 总体上, 太湖Chla浓度与TP的相关性高于与TN的相关性. 特别值得注意的是2017年, 该年外源输入的TP负荷比多年平均外源负荷低, 但是, TP浓度(年平均)却是历年最高的(图1), 而且Chla浓度(年平均)也是历年第二高的(图2).

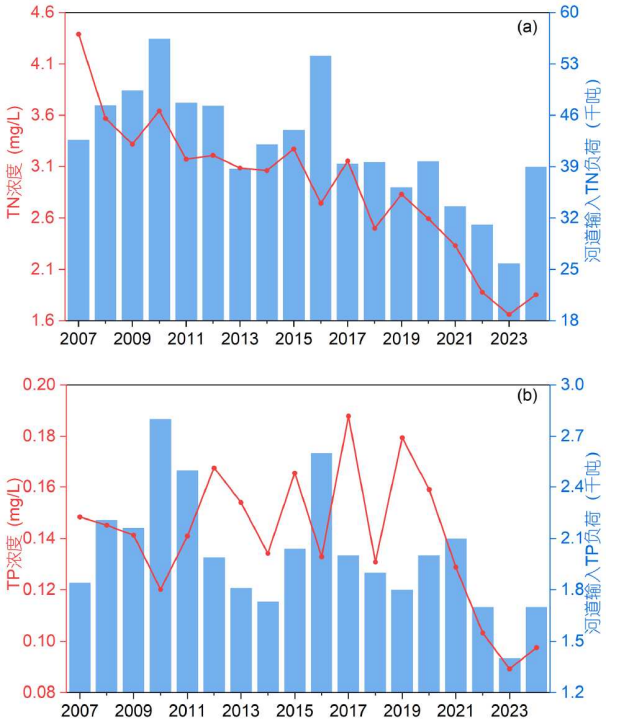


图 1 (网络版彩色)北太湖水域TN浓度与TN负荷(a)以及北太湖水域TP浓度和TP负荷(b). TN和TP浓度数据来自中国科学院太湖湖泊生态系统研究站, 基于北太湖14个点逐月监测平均值; TN和TP负荷来自水利部太湖流域管理局, 基于环太湖27条河流监测结果

Figure 1 (Color online) TN concentration in the northern Lake Taihu and TN load (a), and TP concentration in the northern Lake Taihu and TP load (b). TN and TP concentration are from the Taihu Laboratory for Lake Ecosystem Research, Chinese Academy of Sciences, based on average monthly monitoring data from 14 sites in the northern Lake Taihu; TN and TP load data are from the Taihu Basin Authority of Ministry of Water Resources, based on monitoring data from 27 rivers around Lake Taihu

2 气候变化对2015~2020年蓝藻水华反弹的影响

以往的研究显示, 冬春季节的温度异常升高, 会促进藻类水华提前爆发[10,12,13]. 春季是浮游植物复苏与快

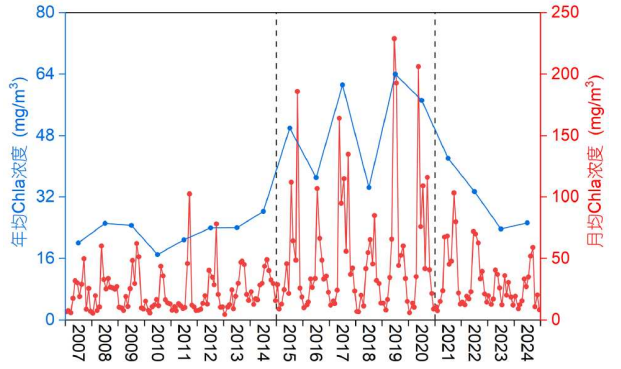


图 2 (网络版彩色)北太湖水域Chla浓度年变化及月变化过程. 数据来自中国科学院太湖湖泊生态系统研究站, 基于北太湖14个点逐月监测平均值

Figure 2 (Color online) Annual and monthly variation of Chla concentration in the northern Lake Taihu. Data from the Taihu Laboratory for Lake Ecosystem Research, Chinese Academy of Sciences, based on average monthly monitoring values from 14 sites in the northern Lake Taihu

速生长、为夏季水华爆发累积生物量的关键季节. 因此, 每年夏季蓝藻水华爆发强度与冬、春季节气温关系密切. 2007年出现的太湖饮用水危机事件, 就是2006~2007冬季出现了有记录以来, 历史上最温暖记录[3]. 由于太湖冬季平均水温约为5~8℃, 而这个温度接近蓝藻细胞分裂增殖的下限[14]. 暖冬天气, 导致太湖蓝藻休眠孢子越冬容易, 复苏亦早. 遥感监测显示, 太湖蓝藻水华爆发时间已经从原来的五月提前到四月[12].

为定量确定气候变暖, 特别是冬春季节气候变暖对藻类的影响, 基于构建的藻类生物量模拟模型, 设置相应情景试验进行分析[15]. 我们把西北太湖(约占太湖总面积的三分之一)看作一个整体. 藻类生物量模拟模型主要包括藻类生长过程模块、藻类呼吸过程模块、藻类分泌过程模块、藻类死亡过程模块和浮游动物捕食过程模块等. 以2015~2020年实际观测数据为基础, 依次选定其中一个环境因子, 将其数值替换为2008~2014年该因子的均值(即保持其在两个时段一致), 而其余因子保留为2015~2020年实际观测值, 从而构建一系列情景驱动模型运行. 通过对比某一因子不变情景与2015~2020年全因子实际变化情景的模拟结果, 定量分析该因子变化对藻类生物量变化的贡献程度. 这里选择的环境因子为水温(WT), 光合有效辐射(PAR), 总悬浮物浓度(TSS, 表征风速(WS)的影响), 溶解性无机氮(DIN), 和溶解性无机磷(DIP). 图3为各个气象相关因子自2008年太湖开展大规模治理以来的变化, 其中水温(WT)、光合有效辐射(PAR)、悬浮物浓度(TSS)和风速(WS)具有明显的变化趋势(图3).

模型分析结果显示, 在5个环境因子中, WT的增加对藻类生物量的反弹贡献最大(+58.7%), 其次是DIP(+42.7%)、TSS(+23.2%)、DIN(–22.1%)和PAR(–2.6%)(图4). 此外, 气候变化(指WT、PAR、TSS共同变化)对藻类生物量反弹的贡献为64.9%, 而营养盐(指DIN和DIP共同变化)的贡献为35.1%(图4). 由此, 基本可以判断, 2015~2020年之间蓝藻水华的反弹及维护是由气候变化引起的.

3 气候变化对2021~2023年蓝藻水华强度减弱过程的影响

2021~2023年间, 太湖蓝藻水华逐步减少. 湖泊水

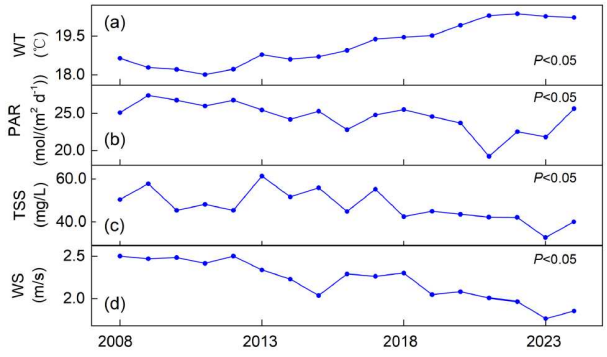


图 3 (网络版彩色)北太湖地区WT(a)、PAR(b)、TSS(c)和WS(d)的变化

Figure 3 (Color online) Variations of WT (a), PAR (b), TSS (c), and WS (d) in the northern Lake Taihu

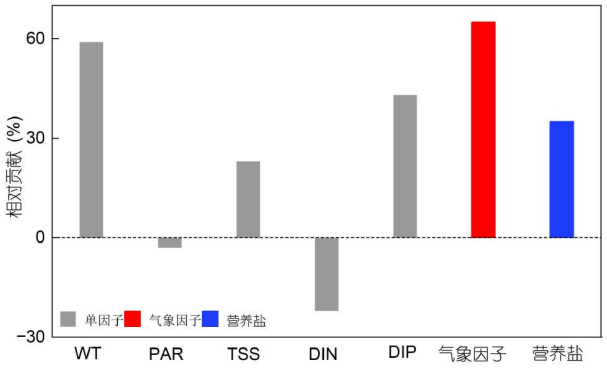


图 4 (网络版彩色)各环境因子对2015~2020年藻类生物量反弹的相对贡献

Figure 4 (Color online) Relative contributions of various environmental factors to algal biomass resurgence from 2015 to 2020

柱中的总磷浓度也相应下降. 出现了一种蓝藻水华与底泥内源释放耦合减弱的反馈作用(也称之为解耦, decoupling). 为了检验这种藻类水华强度与底泥内源释放解耦模式对藻类水华强度衰减的贡献. 我们利用了藻-磷耦合模型, 检验了太湖底泥内源磷释放与水华的互馈关系减弱对蓝藻水华的减弱是否有影响[16]. 藻-磷耦合模型的构建是在藻类生物量模拟模型的基础上, 耦合磷循环模块. 磷循环模块包括磷入湖的过程、磷出湖的过程、藻吸收利用磷的过程、藻碎屑的分解和矿化生成磷的过程、浮游动物死亡分泌磷的过程、底泥释放磷的过程和磷的沉降过程. 在设置的情景试验中, 包含一个控制试验(control)、两小组情景试验(S1~S4/S5~S8). 在控制试验中, 使用2021~2023年的原始观测数据驱动模型运行. 两小组情景试验包括WT、PAR、TSS和DIN四个环境因子变化情景, S1和S5(S2和S6、S3和S7、S4和S8)的区别在于磷模拟模块是否开启. 通过比较S1和S5(S2和S6、S3和S7、S4和S8)情景下的模拟结果, 可研究藻和底泥磷二者之间互馈强度的变化及其对磷酸盐和叶绿素浓度变化的影响. 通过比较Control、S1和S5(S2和S6、S3和S7、S4和S8)情景下的模拟结果, 可研究其他环境因子变化背景下, 湖泊磷酸盐内循环过程的变化及其对磷酸盐和叶绿素浓度变化的影响.

在没有考虑沉积物磷释放与蓝藻水华的互馈关系情景下(S1~S4, 其中DIP浓度是驱动模型在S1~S4情景运行的输入数据项, 其为控制试验(实际观测数据模拟)下的模拟数值), 各个因子对Chla变化的贡献, 影响最大的是PAR(74.5%); 在考虑沉积物磷与水华互馈关系情景下(S5~S8, 其中DIP浓度为模型在S5~S8情景下的模拟数值, 其随相应情景中环境因子和Chla的变化而变化), 影响最大的是PAR(130.4%)(图5). 沉积物磷与蓝藻水华的互馈关系考虑与否的差别, 可反映磷的内循环对Chla浓度和DIP浓度的影响. 可以看出, 考虑磷内循环的情况下, PAR对Chla浓度的影响几乎翻了一倍, 对DIP浓度影响最大的因子仍然是PAR(26.9%)(图5). 即如果PAR保持2016~2020年的平均水平, 意味着Chla浓度和DIP浓度将不同程度地增加.

4 湖泊内部沉积物磷-蓝藻之间的互馈对蓝藻水华生消的影响及其效应

藻类的生长及水华爆发受多种因素的影响. 包括温度, 光照, 无机氮与无机磷的浓度, 水动力(即换水周

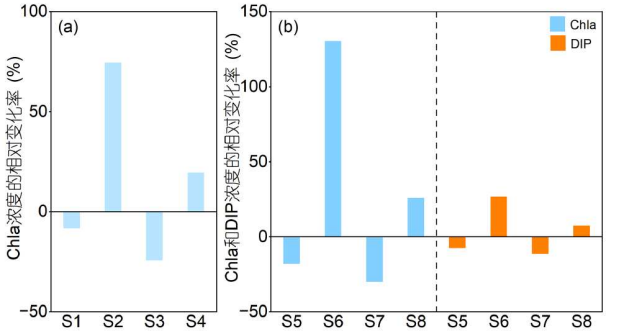


图 5 (网络版彩色)阶段III(2021~2023)的各个环境因子如果保持与阶段II(2016~2020)相同的情景下, 模拟的Chla与DIP浓度相对于阶段II的变化率. S1: WT变化, 但DIP浓度与控制试验一致; S2: PAR变化, 但DIP浓度与控制试验一致; S3: TSS变化, 但DIP浓度与控制试验一致; S4: DIN变化, 但DIP浓度与控制试验一致; S5: WT变化, DIP随WT和Chla的变化而变化; S6: PAR变化, DIP随PAR和Chla的变化而变化; S7: TSS变化, DIP随TSS和Chla的变化而变化; S8: DIN变化, DIP随DIN和Chla的变化而变化

Figure 5 (Color online) The rates of change in simulated Chla and DIP concentration relative to Stage II, under scenarios where assuming each environmental factor in Stage III (2021–2023) remained the same as in Stage II (2016–2020). S1: WT changes, but DIP concentration is consistent with the control experiment; S2: PAR changes, but DIP concentration is consistent with the control experiment; S3: TSS changes, but DIP concentration is consistent with the control experiment; S4: DIN changes, but DIP concentration is consistent with the control experiment; S5: WT changes, and DIP varies with WT and Chla; S6: PAR changes, and DIP varies with PAR and Chla; S7: TSS changes, and DIP varies with TSS and Chla; S8: DIN changes, and DIP varies with DIN and Chla

期)等. 水温对地处亚热带的长江中下游湖泊中的蓝藻非常重要, 特别是冬季水温对蓝藻细胞越冬及来年春季复苏影响巨大[10,13]. 这是因为该地区冬季水温接近蓝藻细胞生长的下限[14,17]. 而太湖多年平均的冬季水温一般在5~8℃(图6). 营养盐浓度对太湖蓝藻的影响可以用氮磷比来判断(图7). 氮磷比大于22.6为磷限制, 小于22.6而大于9为氮磷双限[18]. 由此可以看出, 太湖磷限制全年都存在, 氮限制主要在夏秋季节(图7)[19]. 如果仅仅用溶解性无机氮和无机磷的比值来判断, 太湖完全是一个磷限制的湖泊(图7). 关于光的影响, 在太湖基本上全年都受光照的限制, 这是因为浅水湖泊悬浮物浓度通常较高的原因. 而水动力或水流流速, 在换水周期达三个月以上的湖泊, 这个因素几乎可以忽略. 其他的因素, 如食物链效应, 在温带、深水、贫营养湖泊中较为显著, 在亚热带或热带地区高生产力湖泊中的影响较弱.

另外, 藻类的生长季节也特别重要. 春季是太湖藻类快速增殖的关键时期, 决定了每年5月是否出现蓝藻

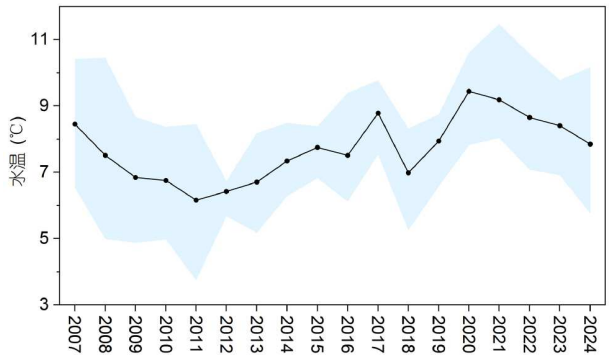


图 6 (网络版彩色)太湖湖泊生态系统研究站监测的太湖冬季平均水温(12月~2月)多年变化

Figure 6 (Color online) Long-term variation of the winter (December–February) average water temperature in Lake Taihu monitored at the Taihu Laboratory for Lake Ecosystem Research

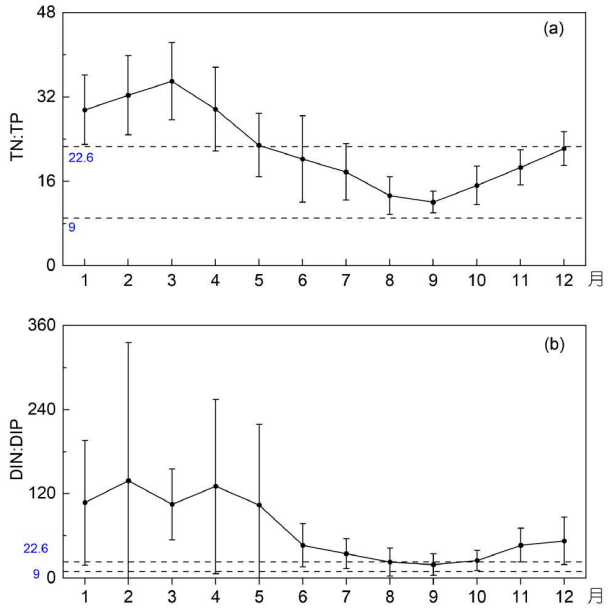


图 7 (网络版彩色)北太湖多年平均(2007~2024)TN:TP(质量比)(a)与DIN:DIP(质量比)(b)的年内变化. 两条虚线代表判断阈值, 即N:P>22.6为磷限制, N:P<9为氮限制, 介于二者之间为氮磷双限

Figure 7 (Color online) Intra-annual variations of the multi-year average (2007–2024) ratios of TN to TP (mass ratio) (a) and DIN to DIP (mass ratio) (b) in the northern Lake Taihu. The two dashed lines represent the threshold values used for classification, N:P>22.6 indicates phosphorus limitation, N:P<9 indicates nitrogen limitation, and values between the two dashed lines indicate co-limitation by nitrogen and phosphorus

水华峰值及其大小, 和夏季水华爆发的强度. 2016~2017年的暖冬气候, 导致了2017年太湖爆发了历史上最严重的蓝藻水华, 其面积一度达到其湖面的三分之二[10], 严重的蓝藻水华导致了该年春季内源释放量大幅增加[20], 进一步加重蓝藻水华, 形成水华爆发-营养盐释放-蓝藻水华加重-营养盐释放增加这样一个正向反馈循环. 由于底泥中被活化的营养盐都是藻类可以直接利用的磷, 这些营养盐被藻类吸收利用, 使得其进入了藻-水之间的循环, 很难再回到沉积物中去. 正是这种循环效应, 维持了2016~2020年之间持续的、高强度的蓝藻水华. 而2021年春季的PAR的减少, 直接导致了该年蓝藻水华强度的下降, 并且进一步影响底泥中磷的释放, 形成水华减弱-底泥释放减少-水华下降这样的反向循环. 正是这样的循环过程, 加上2022~2023年间受疫情影响, 外源输入负荷减少, 使得蓝藻水华逐步减少并且在2023~2024年达到了20多年来的最低点.

蓝藻水华爆发是如何导致沉积物中磷活化与释放的? 传统上, 浅水湖泊由于水动力扰动, 被认为是没有分层, 底部也不存在厌氧(hypoxia, DO<2.0 mg/L)或缺氧(anoxia, DO~0.0 mg/L)环境. 铁或锰的矿物质在有氧环境下, 吸附磷酸根而沉积至湖底. 因此, 浅水湖泊内源释放问题几乎可以忽略[21]. 在这经典的内源释放磷模式中, 判断沉积物中的磷是否能够释放形成内源性的生物可利用磷, 是看铁: 磷比值(Fe:P)及硫酸根的含量[22~27]. 但是, 这个模式的核心条件需要在沉积物-水界面形成厌氧环境. 而这恰恰是大型浅水湖泊难以达到的. 然而, 富营养化浅水湖泊由于蓝藻水华爆发, 使得水柱中活性有机物增加, 其降解和矿化消耗水柱中的溶解氧, 导致夏季在没有风浪条件下, 也会产生微弱的分层与底泥表面厌氧条件[28,29]. 另外, 蓝藻水华爆发会改变水体碳酸盐平衡, 导致pH升高. 太湖北部多年观察中, 经常出现pH超过9(图8). 这可以解释2017年春季沉积物中磷的大规模活化释放, 甚至超过了外源负荷[20]. 由于春季水温刚刚起来, 蓝藻水华爆发是温度限制解除后的结果, 藻类光合作用释放出丰富的游离态氧. 因此, 这样内源大规模释放的事件大概率是蓝藻水华爆发, 改变了水体pH, 使得沉积物中的磷得以活化和释放所致. 实际上, 北太湖的pH与叶绿素浓度的关系, 二者具有较高的相关性(图8), 证实了浅水湖泊沉积物内源磷释放有时候是通过提高pH实现的. 这种情况下, 水-沉积物界面是否厌氧就不重要了. 因此, 蓝藻水华爆发导致沉积物中的磷释放, 形成蓝藻水华-沉积物磷的互馈的机制, 既有可能是通过藻细胞的死亡分解导致厌氧条件实现的[28,29], 也有可能是光合作用导致pH升高造成的沉积物中磷的释放[30~32].

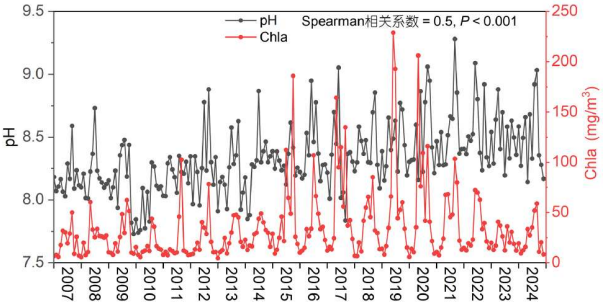


图 8 (网络版彩色)北太湖水域每月监测的Chla浓度与pH的变化
Figure 8 (Color online) Monthly variations of Chla concentration and pH in the northern Lake Taihu

5 结论

通过上述分析，可以发现，2015~2020年间蓝藻水华强度增加是由于气候变化触发了蓝藻水华加强，高强度的蓝藻水华导致沉积物中的生物可利用磷的大量释放, 进一步促进蓝藻水华爆发, 形成水华爆发-底泥磷释放-水华加强的恶性循环. 蓝藻水华爆发通过降低水底的溶解氧或升高pH，促使沉积物中磷的活性与释放. 而2021年春季PAR的大幅下降，导致春季这个藻类生物量快速积聚、从而决定夏季蓝藻水华强度的关键时间段里藻类生物量明显减少. 打破了蓝藻水华高强度爆发形成的恶性循环. 转入到了蓝藻水华减弱, 底泥内源磷释放减少, 湖泊水柱中磷浓度下降, 蓝藻水华减轻的另外一种循环模式. 结合2021~2023年间外源负荷的下降, 最终导致了2024年蓝藻水华几乎消失, 全湖水质达到III类. 正是由于磷的内循环作用, 使得湖泊水柱中的氮磷浓度与外源负荷的关系不大. 相反, 湖泊水柱中磷的浓度增量与内循环量关系密切[16]. 这是浅水湖泊特有的湖内生物地球化学特征. 正是这种湖内氮和磷的生物地球化学过程，使得湖泊水柱中氮和磷的浓度与外源输入的负荷没有多少相关性. 而水华的爆发, 强化了湖内氮、磷各自的生物地球化学过程. 对氮而言, 水华爆发使得水柱中活性有机物增多, 溶解氧下降, 反硝化速率增强, 脱氮效率提高, 导致太湖水柱中的氮浓度持续下降; 对磷而言, 水华爆发使得大部分外源输入而被滞留在沉积物中的磷得以释放. 因此, 水华爆发进一步降低氮磷比, 使得藻类生长从磷限制为主, 逐步发展为氮磷双限的情景[33].

太湖蓝藻水华与水-沉积物体系中的磷循环的耦合效应, 只能在太湖这样的浅水湖泊才有可能出现. 这一现象也颠覆传统湖沼学中认为的浅水湖泊底泥内源污染无需治理的观念. 事实上, 全球湖泊数据库的统计揭示了富营养化与蓝藻水华主要发生在浅水水体[33~35], 如浅水湖泊或大型湖泊的浅水湖湾或者大型水库的入库回水区等. 这些水域由于水浅, 环境容量小, 容易出现短期的因为营养盐富集而富营养化. 而一旦出现富营养化蓝藻水华, 就会导致活性有机物丰度增加, 溶解氧下降与底部厌氧，也会出现溶解氧过饱和与pH升高的趋势. 这些都会导致沉积物中磷的活化, 逐步形成沉积物磷与蓝藻水华的互馈效应及磷的再循环机制，恶化富营养化与蓝藻水华. 而气候变暖导致的蓝藻水华爆发，又会强化这样的互馈机制. 因此，在这样的背景下, 一方面需要加强控源截污, 减少来自流域的氮磷排放. 这意味着现有的污水处理厂一级A的排放标准(氮浓度为10~15 mg/L，磷浓度为0.5 mg/L，仍然高于太湖湖水浓度)是不够的, 需要提高排放标准. 其次，又要重视湖内底泥内源污染的治理，特别是有蓝藻水华爆发的水域. 通过控制底泥内源释放, 解耦沉积物磷与蓝藻水华的互馈效应, 达到促进湖泊修复的目标.

参考文献

1 Ho J C, Michalak A M, Pahlevan N. Widespread global increase in intense lake phytoplankton blooms since the 1980s. Nature, 2019, 574: 667–670
2 Hou X, Feng L, Dai Y, et al. Global mapping reveals increase in lacustrine algal blooms over the past decade. Nat Geosci, 2022, 15: 130–134
3 Qin B, Zhu G, Gao G, et al. A drinking water crisis in Lake Taihu, China: linkage to climatic variability and lake management. Environ Manage, 2010, 45: 105–112
4 Hu W, Ma J, Qin B. Analysis on scientific knowledge graph of global algal bloom studies (in Chinese). Chin Sci Bull, 2023, 68: 3196–3210 [胡潋, 马健荣, 秦伯强. 全球水华研究的科学知识图谱分析. 科学通报, 2023, 68: 3196–3210]
5 Qin B, Gao G, Zhu G, et al. Lake eutrophication and its ecosystem response (in Chinese). Chin Sci Bull, 2013, 58: 855–864 [秦伯强, 高光, 朱广伟, 等. 湖泊富营养化及其生态系统响应. 科学通报, 2013, 58: 855–864]
6 Qin B, Zhang Y, Zhu G, et al. Eutrophication control of large shallow lakes in China. Sci Total Environ, 2023, 881: 163494
7 Kong F X, Ma R H, Gao J F, et al. The theory and practice of prevention, forecast and warning on cyanobacteria bloom in Lake Taihu (in Chinese). J Lake Sci, 2009, 21: 314–328 [孔繁翔, 马荣华, 高俊峰, 等. 太湖蓝藻水华的预防、预测和预警的理论与实践. 湖泊科学, 2009, 21: 314–328]

8 Jöhnk K D, Huisman J, Sharples J, et al. Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. Glob Change Biol, 2008, 14: 495–512
9 Paerl H W, Gardner W S, Havens K E, et al. Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. Harmful Algae, 2016, 54: 213–222
10 Qin B, Deng J, Shi K, et al. Extreme climate anomalies enhancing cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China. Water Resour Res, 2021, 57: e2020WR029371
11 Ma J, Deng J, Qin B, et al. Progress and prospects on cyanobacteria bloom-forming mechanism in lakes (in Chinese). Acta Ecol Sin, 2013, 33: 3020–3030 [马健荣, 邓建明, 秦伯强, 等. 湖泊蓝藻水华发生机理研究进展. 生态学报, 2013, 33: 3020–3030]
12 Shi K, Zhang Y, Zhang Y, et al. Phenology of phytoplankton blooms in a trophic lake observed from long-term MODIS data. Environ Sci Technol, 2019, 53: 2324–2331
13 Deng J, Qin B, Paerl H W, et al. Earlier and warmer springs increase cyanobacterial (*Microcystis* spp.) blooms in subtropical Lake Taihu, China. Freshwater Biol, 2014, 59: 1076–1085
14 Butterwick C, Heaney S I, Talling J F. Diversity in the influence of temperature on the growth rates of freshwater algae, and its ecological relevance. Freshwater Biol, 2005, 50: 291–300
15 Pan T, Cui C, Qin B, et al. Climate change intensifies algal biomass resurgence in eutrophic Lake Taihu, China. Sci Total Environ, 2024, 926: 171934
16 Pan T, Brookes J, Cui C, et al. Decoupling phytoplankton biomass—sediment phosphorus interaction induced by lower incident radiation mainly drives the attenuation of harmful algal blooms in Lake Taihu, China. Water Resour Res, 2025, 61: e2024WR039014
17 Paerl H W, Hall N S, Calandrino E S. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. Sci Total Environ, 2011, 409: 1739–1745
18 Guildford S J, Hecky R E. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: is there a common relationship? Limnol Oceanogr, 2000, 45: 1213–1223
19 Xu H, Paerl H W, Qin B, et al. Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. Limnol Oceanogr, 2010, 55: 420–432
20 Xu H, McCarthy M J, Paerl H W, et al. Contributions of external nutrient loading and internal cycling to cyanobacterial bloom dynamics in Lake Taihu, China: implications for nutrient management. Limnol Oceanogr, 2021, 66: 1492–1509
21 Hupfer M, Lewandowski J. Oxygen controls the phosphorus release from Lake Sediments-a long-lasting paradigm in limnology. Int Rev HydroBiol, 2008, 93: 415–432
22 Giordani G, Bartoli M, Cattadori M, et al. Sulphide release from anoxic sediments in relation to iron availability and organic matter recalcitrance and its effects on inorganic phosphorus recycling. Hydrobiologia, 1996, 329: 211–222
23 Caraco N F, Cole J J, Likens G E. Sulfate control of phosphorus availability in lakes. Hydrobiologia, 1993, 253: 275–280
24 Gächter R, Müller B. Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. Limnol Oceanogr, 2003, 48: 929–933
25 Mortimer C H. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. J Ecol, 1941, 29: 280–329
26 Mortimer C H. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. J Ecol, 1942, 30: 147–201
27 Boström B, Andersen J M, Fleischer S, et al. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. Hydrobiologia, 1988, 170: 229–244
28 Deng J, Paerl H W, Qin B, et al. Climatically-modulated decline in wind speed may strongly affect eutrophication in shallow lakes. Sci Total Environ, 2018, 645: 1361–1370
29 Ding S, Chen M, Gong M, et al. Internal phosphorus loading from sediments causes seasonal nitrogen limitation for harmful algal blooms. Sci Total Environ, 2018, 625: 872–884
30 Lijklema L. Role of iron in the exchange of phosphate between water and sediments. In: Golterman H L, ed. Interactions between Sediments and Fresh Water. Proceedings of an International Symposium. Amsterdam, 1977. 313–323
31 Xie L Q, Xie P, Tang H J. Enhancement of dissolved phosphorus release from sediment to lake water by Microcystis blooms—an enclosure experiment in a hyper-eutrophic, subtropical Chinese lake. Environ Pollut, 2003, 122: 391–399
32 Niemistö J, Holmroos H, Horppila J. Water pH and sediment resuspension regulating internal phosphorus loading in a shallow lake-field experiment on diurnal variation. J Limnol, 2011, 70: 3
33 Qin B, Zhou J, Elser J J, et al. Water depth underpins the relative roles and fates of nitrogen and phosphorus in lakes. Environ Sci Technol, 2020, 54: 3191–3198
34 Naderian D, Noori R, Kim D, et al. Environmental controls on the conversion of nutrients to chlorophyll in lakes. Water Res, 2025, 274: 123094
35 Zhao L, Zhu R, Zhou Q, et al. Trophic status and lake depth play important roles in determining the nutrient-chlorophyll a relationship: evidence from thousands of lakes globally. Water Res, 2023, 242: 120182

Summary for “太湖蓝藻水华近期的生消变化及其效应”

Recent changes and dynamics of cyanobacterial bloom intensities in Lake Taihu

Boqiang Qin[1,2,3*], Ting Pan[2], Chixiao Cui[1] & Xingchen Zhao[3]

[1] *Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211130, China*
[2] *College of Hydrology and Water Resources, Hohai University, Nanjing 210008, China*
[3] *School of Geography and Ocean Science, Nanjing University, Nanjing 210023, China*
* Corresponding author, E-mail: qinbq@niglas.ac.cn

Over recent decades, algal blooms in inland freshwaters have become increasingly prevalent worldwide, posing substantial risks to ecosystem services, local economies, and human health. Nutrients and meteorological conditions represent key factors influencing algal growth and bloom formation. Nutrients provide the essential foundation for algal proliferation, while excessive nutrient inputs and resultant eutrophication serve as the primary drivers of algal expansion and bloom development. Meteorological and hydrological factors—such as temperature, wind speed, underwater light availability, and water levels—constitute critical habitat conditions for cyanobacterial bloom outbreaks. These habitat factors are directly or indirectly linked to the geomorphological characteristics of lakes, including elevation, latitude, surface area, and water depth. Shallow lakes are particularly prone to eutrophication, with remediation efforts often yielding limited effectiveness. This vulnerability is largely attributable to the geographic characteristics of such lakes. Shallow lakes are characterized as well-mixed systems lacking stable thermal stratification in summer and are commonly designated as polymictic lakes.

Lake Taihu, a large shallow lake situated on the alluvial plain of the Yangtze River, exhibits a mean depth of less than 2 m and a maximum depth of less than 3 m. Since the 1980s, Lake Taihu has progressively transitioned into a eutrophic state. Following the 2007 drinking water crisis, the lake underwent extensive pollution control and nutrient reduction measures. However, despite more than a decade of remediation efforts, Lake Taihu experienced its most severe cyanobacterial bloom on record in 2017, with bloom coverage peaking at two-thirds of the lake surface. High-intensity cyanobacterial blooms persisted until 2020. Thereafter, bloom intensity gradually declined. By 2024, cyanobacterial bloom severity had decreased markedly, and Lake Taihu’s water quality attained the national Grade III surface water quality standard. Nevertheless, the mechanisms driving fluctuations in algal bloom dynamics remain incompletely understood. Using a phytoplankton dynamic simulation model, we determined that climate variability during 2015–2020 was the primary driver of cyanobacterial bloom resurgence after intensive pollution control. Climate warming promotes cyanophyte dominance and facilitates cyanobacterial bloom formation. Warm winters induced earlier bloom phenology. Algal blooms further enhanced phosphorus release from sediments by altering dissolved oxygen and pH conditions, thereby promoting cyanobacterial growth and bloom development and establishing a positive feedback loop. This self-reinforcing cycle between cyanobacterial blooms and sediment phosphorus release sustained the high-intensity blooms observed from 2015 to 2020. The post-2021 bloom weakening was also linked to climate change, particularly the abrupt decline in photosynthetically active radiation during spring 2021, which disrupted the feedback between algal blooms and sediment phosphorus release. This effectively suppressed algal growth in the critical spring period and prolonged its effects on summer bloom intensity, thereby weakening the mutual reinforcement between cyanobacterial blooms and sediment phosphorus release. It is the algae-mediated phosphorus cycling mechanism within the water–sediment system of shallow lakes that amplifies or attenuates bloom intensity. Therefore, amid future climate warming, we recommend implementing stricter nutrient reduction measures alongside enhanced control of internal phosphorus loading from sediments, particularly in shallow eutrophic lakes prone to cyanobacterial blooms.

shallow lakes, sediment phosphorus, cyanobacterial blooms, climate change, phosphorus cycle

doi: 10.1360/CSB-2025-5815