J. Lake Sci.(湖泊科学), 2026, 38(2):000-000
DOI 10.18307/2026.0211

2018–2023 年滇池蓝藻水华暴发特征及藻情反弹成因分析*

孟 迪[1,2]，罗菊花[3**]，鲁 露[1,2**]，朱 宇[1,2]，王丽霞[1,2]，黄立成[1,2]，何 锋[1,2]，潘 珉[1,2]
（1：昆明市滇池高原湖泊研究院，昆明 650228）
（2：滇池湖泊生态系统云南省野外科学观测研究站，昆明 650228）
（3：中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与流域水安全全国重点实验室，南京 211135）

摘 要：经过多年的综合治理，滇池蓝藻水华的防控取得了显著的阶段性成效。自 2018 年以来，滇池蓝藻水华的暴发天数逐渐减少，水华面积也大幅下降。然而，2023 年滇池藻情出现了反弹，引发了广泛关注。本研究基于 2018-2023 年滇池的 MODIS 卫星影像，结合水质、气象监测结果，系统分析了滇池藻情变化特征及其暴发机制。监测数据显示，近六年，滇池年水华发生率呈"V"型变化，2023 年（87.0%）显著高于六年均值（69.3%）；2022-2023 年的平均水华面积较 2018-2021 年明显降低，2023 年的平均水华面积（15.86 km^2）比六年均值低 65.3%，但较 2022 年回升 11.4%。Spearman 相关分析揭示，水华发生率、平均水华面积与气温、降雨量呈显著正相关，与风速呈显著负相关；藻密度与总磷呈显著正相关。多元线性回归分析结果表明，气温和风速是调控滇池蓝藻水华的关键气象因子，而总磷浓度对藻密度变化的解释力有限。在 2018-2023 年藻密度持续超过轻度水华阈值（1.0×10^7 cells/L）的背景下，2023 年滇池藻情反弹主要受气象因子的协同调控。具体而言，非主藻期（1-5 月、12 月）13-20℃温度比例上升加快蓝藻复苏，主藻期（6-11 月）＜2 m/s 低风速频率增加促进藻类上浮聚集，＜13℃温度比例下降有利于蓝藻生长，可能共同促使了 2023 年水华发生率上升；而主藻期 20-25℃高温比例显著上升加速蓝藻上浮，则可能是当年水华面积扩大的重要驱动因素。本研究的结果不仅为滇池蓝藻水华的日常防控和预测预警提供了理论支撑，也为云南省其他高原湖泊的蓝藻水华治理提供了科学参考。

关键词：滇池；蓝藻水华；藻情变化；气象因子；营养盐

Characteristics of Cyanobacterial Blooms and the Causes of Bloom Resurgence in Dianchi Lake from 2018 to 2023

Meng Di[1,2], Luo Juhua[3**], Lu Lu[1,2**], Zhu Yu[1,2], Wang Lixia[1,2], Huang Licheng[1,2], He Feng[1,2], Pan Min[1,2]
(1: Kunming Dianchi and Plateau lakes Institute, Kunming 650228, China)
(2: Dianchi Lake Ecosystem Observation and Research Station of Yunnan Province, Kunming 650228, China)
(3: State Key Laboratory of Lake and Watershed Science for Water Security, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China)

Abstract: Over the years, integrated remediation efforts in Lake Dianchi have yielded significant interim success in curbing

* 2025-02-26 收稿；2025-07-08 收修改稿。
云南省省市一体化专项（202202AH210006）和云南省科技厅人才与平台计划（202305AM340008）联合资助。
**通讯作者：E-mail: jhluo@niglas.ac.cn; Ambrose_lu@163.com

cyanobacterial blooms. From 2018 onward, both the frequency and spatial extent of these blooms showed a consistent downward trend. However, a marked resurgence was observed in 2023, prompting renewed scientific and public concern. This study systematically investigates the variability and outbreak mechanisms of cyanobacterial blooms in Lake Dianchi from 2018 to 2023, leveraging MODIS satellite imagery alongside integrated water quality and meteorological monitoring data. Analysis of the monitoring data reveals that the annual bloom frequency followed a “V”-shaped trajectory over the six-year period, with 2023 registering a notably high frequency of 87.0%, significantly exceeding the six-year average of 69.3%. In contrast, the average bloom area from 2022 to 2023 was substantially lower than that from 2018 to 2021. Specifically, the average bloom area in 2023 (15.86 km²) was 65.3% below the six-year mean, although it represented an 11.4% increase from 2022. Spearman correlation analysis demonstrated that both bloom frequency and average bloom area were significantly positively correlated with air temperature and precipitation, while showing a significant negative correlation with wind speed. Additionally, cyanobacterial density exhibited a strong positive correlation with total phosphorus levels. Multivariate linear regression analysis highlighted air temperature and wind speed as the dominant meteorological drivers of bloom dynamics in Lake Dianchi. However, total phosphorus concentration had limited explanatory power regarding variations in algal density. Throughout the 2018–2023 period, cyanobacterial density consistently surpassed the mild bloom threshold (1.0×10^7 cells/L), suggesting that the 2023 resurgence was primarily driven by synergistic meteorological influences. During the non-bloom season (January–May and December), an increased proportion of temperatures between 13–20°C accelerated cyanobacterial resurgence. During the bloom season (June–November), more frequent low wind speeds (<2 m/s) promoted cyanobacterial surfacing and aggregation. A reduced proportion of temperatures below 13°C favored cyanobacterial growth. A significant rise in the proportion of 20–25°C temperatures during the bloom season likely enhanced cyanobacterial buoyancy, contributing to the broader bloom coverage observed in 2023. These findings offer valuable theoretical support for the daily prevention, prediction, and early warning systems for cyanobacterial blooms in Lake Dianchi. Furthermore, they provide a scientific reference for bloom management in other plateau lakes across Yunnan Province.

Key words: Lake Dianchi; cyanobacterial blooms; dynamics of cyanobacterial blooms; meteorological factors; nutrients

随着城市化进程加快、农业集约化发展以及工业规模持续扩张，加之气候变化加剧的多重影响，全球湖库富营养化程度不断加重，导致蓝藻水华发生率和规模显著攀升，已成为全球水生态系统面临的重大挑战[1]。我国是湖泊富营养化问题最为突出的国家之一，其中太湖、巢湖、滇池等大中型淡水湖泊的蓝藻水华问题尤为明显。滇池位于昆明市西南部，是云南省面积最大的高原湖泊，素有“高原明珠”的美誉。历史上，滇池水质清澈，生态环境优良[2-3]。然而，自二十世纪八十年代以来，随着人类活动的加剧和入湖污染负荷的增加，滇池富营养化问题日益严重，超出了湖泊的自净能力。到二十世纪九十年代，滇池水质急剧恶化，蓝藻水华大面积暴发，成为生态环境治理的焦点[4]。滇池 2001 年首次出现周年性蓝藻水华[5]，而后每年都会发生不同范围、不同程度的水华[6]。为恢复滇池的生态健康，昆明市政府采取了一系列的综合治理措施。经过 20 多年的不懈努力，滇池治理体系逐步完善，治理成效显著。自 2018 年以来，滇池全湖水质稳定在IV类（不考核总氮），水环境质量明显改善，蓝藻水华暴发天数逐年减少，水华面积也大幅下降。然而 2023 年 6 月，滇池连续发生较大规模的蓝藻水华，形成网络舆论，引起社会的广泛关注。

水华暴发是在特定的营养、气候和水文条件下，藻类过度繁殖和聚集的现象，其影响因素众多且错综复杂[7-8]。学者们对蓝藻水华的形成机制和驱动因素进行了深入探讨，大量研究[9-11]表明，富营养化加剧是水华扩张的主要原因。Lewis 等[12]指出，氮和磷是藻类生长和增殖的关键限制元素；Steiberg 等[13]的研究进一步表明，氮磷过量引起的湖库富营养化直接促进了蓝藻水华的形成；Downing 等[14]通过对 99 个温带

湖泊磷浓度与蓝藻优势形成关系的分析发现，当磷浓度低于 30 μg/L 时，蓝藻优势形成的风险小于 10%；当磷浓度介于 30-70 μg/L 时，风险增至 40%；当磷浓度接近 100 μg/L 时，风险高达 80%。这些研究充分说明了营养盐浓度对蓝藻水华的重要性。同时，大量研究表明，气候变化是加剧水华扩张的另一个重要因素。Paerl 等[15]认为，气温升高有利于蓝藻形成竞争优势，并促使蓝藻水华形成所需积温的时间提前。施文卿等[16]研究发现，气候变化背景下，大气温度与 CO_2 浓度升高、极端降雨频率增大、风速下降、日照时间延长等因素均促进了湖库蓝藻水华的发生。董静等[17]发现气候变暖和富营养化对湖泊生态系统影响具有相似性，均促进了湖泊由清水-浊水稳态转变，并增加了蓝藻水华发生的频率和强度。张民等[18]通过对太湖蓝藻水华扩张和驱动因素的分析发现，太湖蓝藻水华的时间扩张主要受气象因子的影响，而空间扩张和生物量扩张则受气象因子和富营养化的双重影响。

那么，2023 年滇池藻情出现反弹的原因在于氮、磷等营养盐浓度的升高，还是气温、风速、降雨等气象因素的变化？亦抑或是二者共同作用的结果？为解答这一问题，本研究基于卫星遥感数据，分析了滇池 2018-2023 年的藻情发展趋势，并结合同期气象和水质等数据，深入探究了 2023 年滇池蓝藻水华反弹的成因，以期为滇池蓝藻水华的日常防控和应急处置工作提供科学依据和实践支撑。

1 材料和方法

1.1 研究区域概况

滇池（102°36'E-102°48'E，24°40'N-25°02'N）位于云贵高原中部，云南省昆明市的西南部（图 1a），处于长江、红河、珠江分水岭地带，属长江流域，为普渡河干流上游的湖泊。滇池流域面积 2920 平方千米，主要入湖河流有 35 条（图 1b）。自 1996 年船闸建成以来，滇池被分割为既相互联系又几乎互不交换的草海和外海两部分（图 1c）。其中，草海湖面面积 10.8 平方千米，平均水深 2.3 米，正常高水位为 1886.80 米，湖容 0.25 亿立方米；外海湖面面积 298.7 平方千米，平均水深 5.3 米，正常高水位为 1887.50 米，湖容 15.35 亿立方米。滇池属宽浅型半封闭高原湖泊，不仅水资源匮乏，水体交换能力弱、自净能力差，而且生态系统十分脆弱，是水华易发区和敏感区[4,19-21]。因此，水华防控一直是滇池保护治理核心和重点。

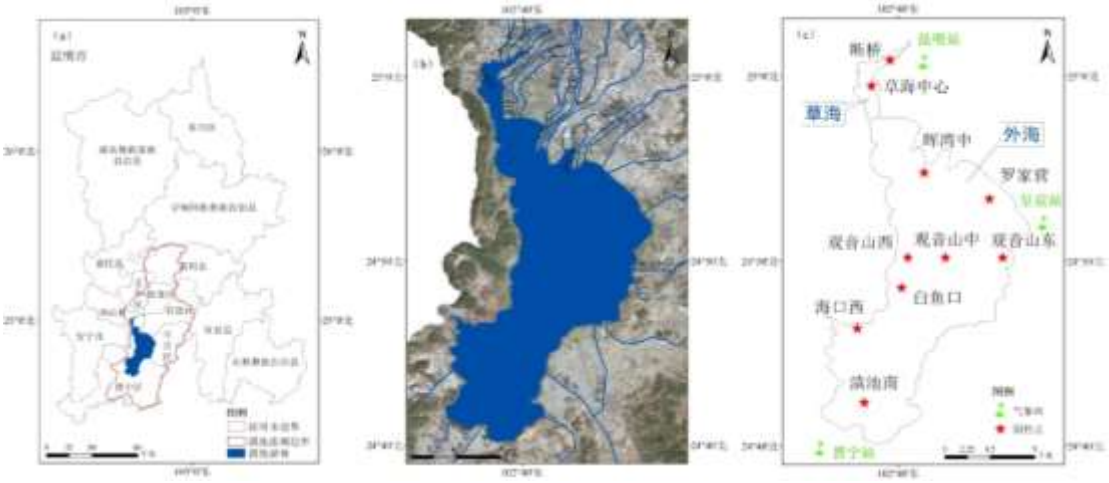

图 1 滇池地理位置、入湖河道及监测点位示意图

Fig 1 Schematic diagram of the geographical location, inflow rivers and monitoring points of Lake Dianchi

1.2 数据来源

1.2.1 *遥感数据* 从 NASA 戈达德航天中心（https://oceandata.gsfc.nasa.gov/）获取了滇池从 2018 年 1 月至

2023 年 12 月的 MODIS/Terra Level-1 A 数据。MODIS 在陆地与大气遥感应用领域 469-2130 nm 波段范围内共有 7 个光谱波段，其中 645 nm 与 859 nm 波段空间分辨率为 250 m，469、555、1240、1640 和 2130 nm 波段空间分辨率为 500 m，重返周期为 1 天，广泛应用于内陆水体藻华监测[22]。

1.2.2 气象数据 本研究从昆明市气象局获取了 2018-2023 年昆明站（站点号：56778；坐标：25°00'28'N，102°39′11″E）、呈贡站（站点号：56882；坐标：24°55'26'N，102°50′21″E）和晋宁站（站点号：56871；坐标：24°41'12'N，102°34′7″E）3 个滇池周边国家气象站（图 1c）的气象数据（风速、气温、降雨量等），并将 3 个站点监测数据的平均值作为整个滇池气象因子数据参与分析。

1.2.3 水质数据 从云南省生态环境厅驻昆明市生态环境监测站，获取了 2018-2023 年滇池湖体 10 个国控监测站点（图 1c）的月水质监测数据，指标包括总磷、总氮和藻密度。水质监测采样方法按《水质采样技术指导》（HJ494-2009）规范进行，监测指标分析方法按《水和废水监测分析方法》（第四版）相关标准进行。

1.3 蓝藻水华遥感分析方法

1.3.1 MODIS 影像预处理 使用水色遥感处理软件 SeaDAS 7.5.1 对 Level-1A 数据进行处理，获取 Level-1B 数据。对 Level-1B 数据进行大气校正，去除由臭氧和水汽吸收以及由大气分子的瑞利散射，得到瑞利散射校正反射率（corrected Reflectance, R_{rc}），具体计算公式如下[23]：

$$R_{rc,\lambda} = \frac{\pi L^*_{t,\lambda}}{F_{0,\lambda} \times cos\theta_0,} - R_{r,\lambda} \qquad (1)$$

式（1）中 λ 为 MODIS 光谱波段的中心波长，$L^*_{t,\lambda}$为经过气体吸收校正后的辐亮度，F_0 为太阳辐照度，θ_0 为太阳高度角，R_r 为瑞利散射反射率。最后，将获取 R_{rc} 投影为等距圆柱投影，其中原来分辨率为 500 m 的 469 nm 和 555 nm 波段重采样到 250 m 分辨率，并使用三个 MODIS 波段（645、555 和 469 nm）的 R_{rc} 数据生成分辨率为 250 m 的“真彩色”合成图像。

在剔除湖面上云覆盖>50%的影像，得到有效监测影像，有效影像景数即为有效监测次数。2018-2023 年间滇池有效监测次数共计 845 次，各年分别为 117 次、152 次、113 次、123 次、147 次和 193 次。

1.3.2 MODIS 影像蓝藻水华解译 本文采用浮游藻类指数（Floating Algae Index, *FAI*），结合最大梯度法，开展蓝藻水华空间分布自动提取，该方法已被广泛应用于藻型湖泊蓝藻水华遥感提取[24]。*FAI* 提取藻华的阈值通过最大梯度法获取，该方法在湿地、水体和采砂船的遥感识别已经得到了广泛应用[25-26]。根据该方法，*FAI* 的通用阈值为-0.007[24]，当 MODIS R_{rc} 数据计算得到的像元 *FAI*>-0.007[23]，即判定该像元为水华像元。

1.4 藻情表征指标

1.4.1 蓝藻水华发生率 当在有效影像中监测到水华，且面积＞1 km^2 时，认为当日发生了一次蓝藻水华，反之则认为当日未发生蓝藻水华[5]。基于逐日影像获取和解译结果，统计逐月、逐年的有效监测次数、水华发生次数和发生率。蓝藻水华发生率[5,27-29]的计算公式为：

$$P = \frac{n}{N} \times 100\% \qquad (2)$$

式（2）中，*P* 为蓝藻水华发生率，*n* 为蓝藻水华发生次数，*N* 为有效监测次数。

1.4.2 平均水华面积 本文中将平均水华面积作为表征滇池某一特定时间段水华规模的指标[4,30]，平均水华面积的计算公式为：

$$BA_a = \frac{BA_t}{n} \qquad (3)$$

式（3）中，BA_a 为平均水华面积（km^2），*n* 为蓝藻水华发生次数，BA_t 为累计水华面积（km^2）。

1.4.3 滇池蓝藻水华主藻期和非主藻期

以往研究表明，滇池藻情呈现出明显的季节性特征[4,24]。为更深入探究藻华反弹成因，本文在分析年

度、月度藻情与环境因子相关性的同时，也针对水华重点时段的情况进行分析。通过对滇池多年各月的蓝藻水华发生率和月平均水华面积进行统计后发现，6-11 月滇池蓝藻水华的月发生率往往处于较高水平，月平均水华面积也明显大于其他月份（附图I），这与鲁韦坤[5]、Ma[24]的研究结果基本一致。因此，本文中将6-11 月定义为滇池蓝藻水华的主藻期，即蓝藻水华发生率较高，水华程度较为严重的时段，1-5 月和 12 月则定义为非主藻期，即蓝藻水华发生率较低，水华程度较为轻的时段。

1.5 数据统计与分析

基于滇池 MODIS 遥感影像解译结果，提取 2018-2023 年监测期内的有效监测天数、水华发生频次及日水华面积等关键指标，并获得逐月和年际尺度的蓝藻水华发生率及平均水华面积。滇池水体逐月及年际平均水质指标（包括藻密度）通过 10 个国控监测站点对应时段监测数据的算术平均获得。

为深入分析气象要素对藻华动态的影响机制，本研究对原始气象数据进行了细化处理：

2018-2023 年监测显示，滇池浮游植物以蓝藻门微囊藻属为优势种。现有研究揭示了该藻种对气温的响应特征[31-33]：微囊藻具有较宽的气温适应范围（15-40℃），但其生长速率呈现明显的温度依赖性。具体而言，13℃以下受抑制，13-20℃线性增长，20-25℃指数增长，25-30℃达最适生长。然而滇池夏季（6-9 月）气温主要分布于 13-20℃（43.1%）和 20-25℃（56.7%），＞25℃仅占 0.1%（附图II），难以达到上述研究的最适温度。据此，本研究建立四级气温分类体系（＜13℃、13-20℃、20-25℃、＞25℃），系统分析其分布特征。

降水强度对蓝藻水华的影响具有显著差异性[34-35]，本研究依据国家气象标准，结合滇池历史数据，建立五级降水分类体系（无降雨：0 mm；小雨：0-10 mm；中雨：10-25 mm；大雨：25-50 mm；暴雨：50-100 mm），系统分析其分布特征。

风速对蓝藻水华具有显著阈值效应[36]。对滇池的监测显示[4,5]：水华消散阈值为 3-4 m/s（＞4 m/s 时概率显著降低）；形成阈值为 2-3 m/s（＜2 m/s 时概率显著升高）。同时，考虑到 2018-2023 年间滇池日平均风速基本处于 1-5 m/s 的范围内（附图III），本研究建立四级风速分类体系（＜2 m/s、2-3 m/s、3-4 m/s、＞4 m/s），系统分析其分布特征。

滇池水质、气象因子与藻密度、蓝藻水华发生率、蓝藻水华面积的关系采用 IBM SPSS Statistics 29.0 软件进行 Spearman 相关性和多元线性回归（最小二乘法）分析；借助 ArcMap 10.7 软件制作滇池地理位置、入湖河道及监测点位示意图；数据绘图采用 origin 2021 软件完成。

2 结果与分析

2.1 2018-2023 年藻情变化

2018-2023 年的 MODIS 监测数据显示，滇池蓝藻水华呈现阶段性变化特征。年水华发生率呈现先降后升趋势，从 2018 年的 66.7%下降至 2021 年的 52.8%，随后回升至 2023 年的峰值 87.0%，较六年均值（69.3%）显著升高 17.7 个百分点（图 2a）。月尺度上，主藻期水华发生率通常维持在 70%以上，但 2022 年 2 月和 2023 年 1 月等非主藻期也出现异常高值。特别是 2023 年，各月发生率均超过 70%，其中主藻期达 98.6%（较六年均值增加 18.8%），非主藻期 82.5%（较六年均值增加 30.1%），显示出全面升高态势。

2018-2023 年滇池蓝藻水华面积呈现显著的年际波动特征。年平均水华面积经历先升后降的变化过程，2022-2023 年平均值（15.04 km^2）较 2018-2021 年（61.04 km^2）显著降低。其中 2023 年平均水华面积（15.86 km^2）虽接近均值，但较 2022 年回升 11.4%（图 2b）。月际尺度上，2018-2021 年峰值月平均水华面积在 128.75-231.13 km^2 间波动，2022 年骤降 90.4%至 22.19 km^2 后，2023 年反弹至 53.20 km^2。值得注意的是，2023 年主藻期平均面积（27.7 km^2）同比激增 87.0%，而非主藻期平均面积（9.9 km^2）下降 30.5%，表明

年平均面积回升主要源自主藻期的显著增长。

上述藻情分析结果表明，2023 年滇池蓝藻水华呈现两个显著变化特征：年平均发生率创六年新高（87.0%），且年平均水华面积较 2022 年增加了 11.4%。

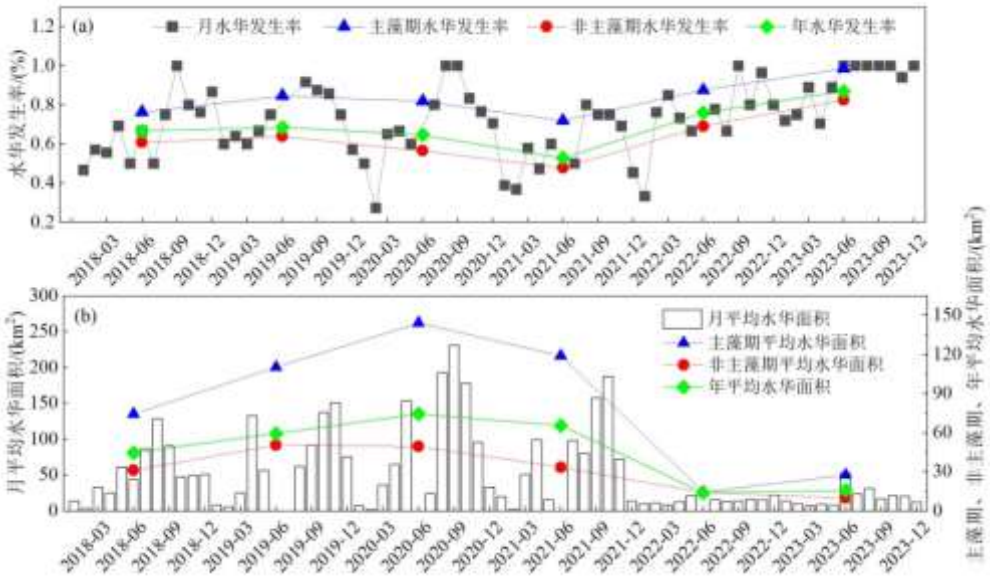

图 2 2018-2023 年滇池蓝藻水华发生率和水华面积变化

Fig 2 Changes in the frequency and area of algae blooms in Lake Dianchi from 2018 to 2023

2018-2023 年滇池藻密度呈现明显的年际波动特征（图 3）。年平均密度在 4.93×10^7-7.83×10^7 cells/L 范围内变化，2023 年达最低值 4.93×10^7 cells/L，较六年均值降低 28.3%。月际变化呈现典型季节性规律：1-4 月为低值期，5 月始升，6-9 月达峰，10 月后递减。2023 年主藻期平均密度为 6.46×10^7 cells/L，较六年均值和 2022 年同期分别下降 22.7%和 62.1%；非主藻期平均密度为 4.33×10^7 cells/L，较六年均值降低 21.0%但较 2022 年上升 13.5%，表明主藻期增殖抑制是年度藻密度降低的主因。

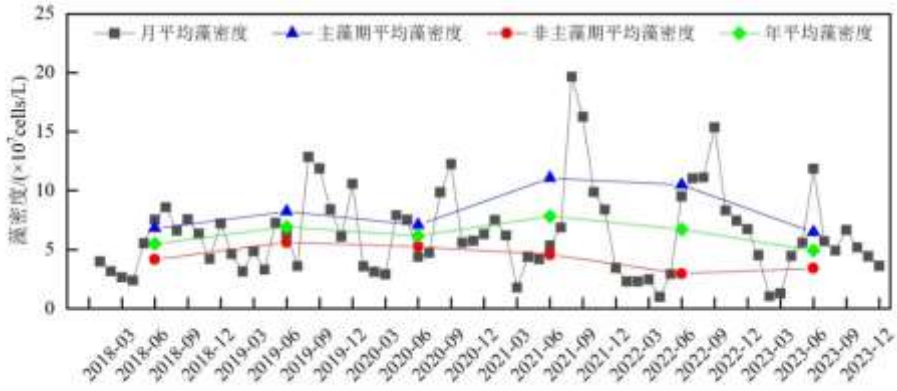

图 3 2018-2023 年滇池藻密度变化

Fig 3 Changes in algae density in Lake Dianchi from 2018 to 2023

2.2 2018–2023 年营养盐浓度变化

2018-2023 年间，滇池总磷年平均浓度呈先降后升趋势（图 4a），2023 年达峰值 0.072 mg/L，较 2022

年最低值（0.061 mg/L）升高 18.0%。月际尺度上，2023 年 7 月总磷浓度（0.105 mg/L）为近六年首次突破 0.1 mg/L 的阈值。2023 年主藻期总磷的平均浓度为 0.086 mg/L，较六年均值和 2022 年同期分别上升 20.5%和 26.4%；非主藻期总磷的平均浓度为 0.058 mg/L，虽较六年均值下降 7.9%，但较 2022 年上升 8.8%，表明主藻期浓度上升是 2023 年总磷浓度偏高的主因。

2018-2023 年间，滇池总氮浓度呈现显著的年际波动（图 4b）。总氮的年平均浓度由 2018 年 1.42 mg/L 持续攀升至 2022 年峰值 2.23 mg/L（增加了 57.0%），2023 年虽回落至 1.96 mg/L，仍较 2018 年显著增高 38.0%。月际变化显示，2018-2020 年总氮月均值普遍低于 2.0 mg/L，2021-2023 年高于 2.0 mg/L 的月份明显增加，而 5-8 月通常为年内低值期。2023 年主藻期总氮的平均浓度为 1.80 mg/L，较六年均值上升 5.9%但较 2022 年下降 9.8%；非主藻期总氮的平均浓度为 2.13 mg/L，较六年均值上升 16.4%而较 2022 年下降 13.3%，表明虽较峰值年有所改善，但仍显著高于监测初期水平。

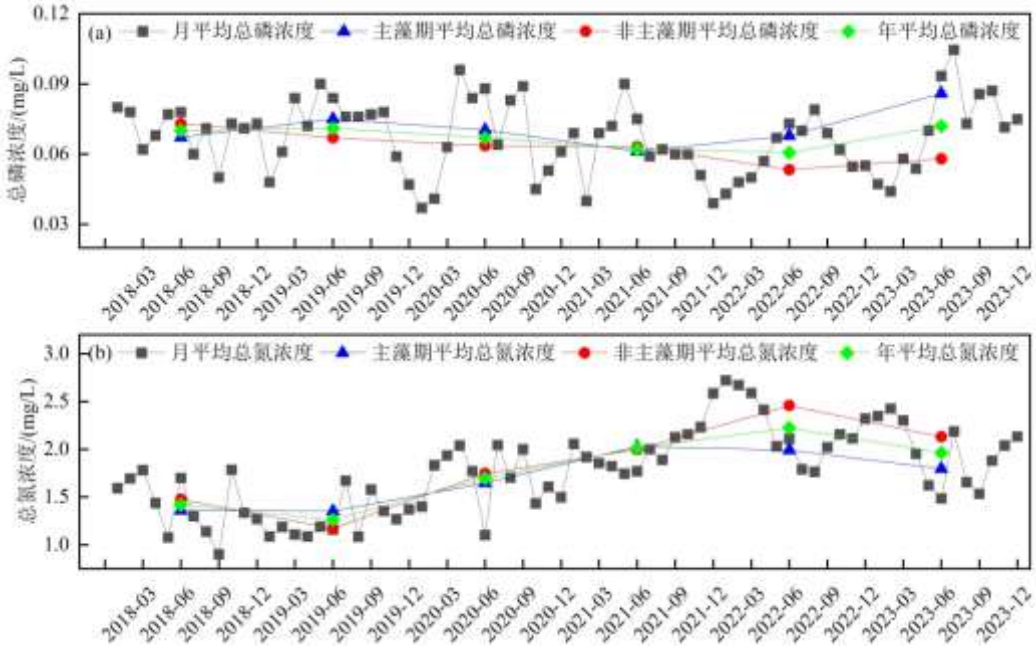

图 4 2018-2023 年滇池总磷、总氮浓度变化

Fig 4 Temporal changes in total phosphorus and total nitrogen concentrations in Lake Dianchi from 2018 to 2023

2. 3 2018−2023 年气象因子变化

2018-2023 年的年平均气温在 15.8-17.0℃范围内波动（图 5a）。2023 年平均气温达 16.9℃，较六年均值（16.3℃）偏高 0.6℃，较 2022 年上升 1.1℃。其中主藻期的平均气温为 18.9℃，较六年均值（18.5℃）和 2022 年同期（18.4℃）分别上升 2.3%和 2.8%；非主藻期的平均气温为 14.9℃，较六年均值（14.2℃）和 2022 年同期（13.1℃）分别升高 0.7℃和 1.8℃。气温区间分析（图 5b）显示，2023 年主藻期 20-25℃气温比例达 49.6%，较六年均值上升 25.4%；非主藻期 13-20℃气温比例 44.8%，较均值上升 9.8%，表明 2023 年气温分布格局明显变化，高温区间比例显著增加。

2018-2023 年的年降雨量的波动范围为 744.3-947.5 mm，其中 2023 年降雨量达最低值 744.3 mm，较六年均值（861.5 mm）偏低 13.6%，较 2022 年（778.3 mm）减少 4.4%。月际分布显示，2023 年主藻期降雨量 692.7 mm 与六年均值（706.5 mm）相当，但较 2022 年（564.5 mm）增加 22.7%，其中 8 月降雨量达 354.6 mm，占全年总量的 47.6%；非主藻期降雨量仅 51.9 mm，较六年均值及 2022 年同期分别减少 66.4%

和 75.7%（图 6a）。降雨强度分析表明，观测期内 93.6%的天数单日降水量＜10 mm（图 6b）。为深入探究降雨量分布特征，本研究对 0-10 mm 降水区间进行了更精细的划分分析，结果显示：主藻期降雨以 0-2 mm 为主，2-10 mm 降雨比例显著高于非主藻期，而非主藻期以无降雨天气为主；2023 年主藻期 0-2 mm 和 2-10 mm 降雨比例分别为 25.3%和 15.3%，较六年均值分别增加 22.1%和减少 32.0%，（图 6c），非主藻期 0 mm 降雨比例较六年均值增加 6.8%，反映出主藻期降雨强度减小，非主藻期干旱化趋势加剧。

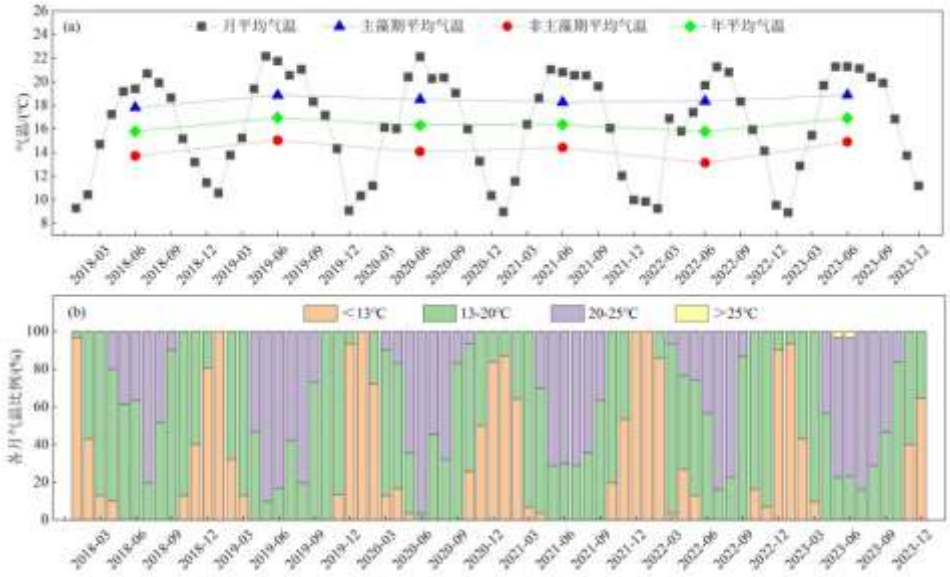

图 5 2018-2023 年滇池气温变化

Fig 5 Changes in temperature in Lake Dianchi from 2018 to 2023

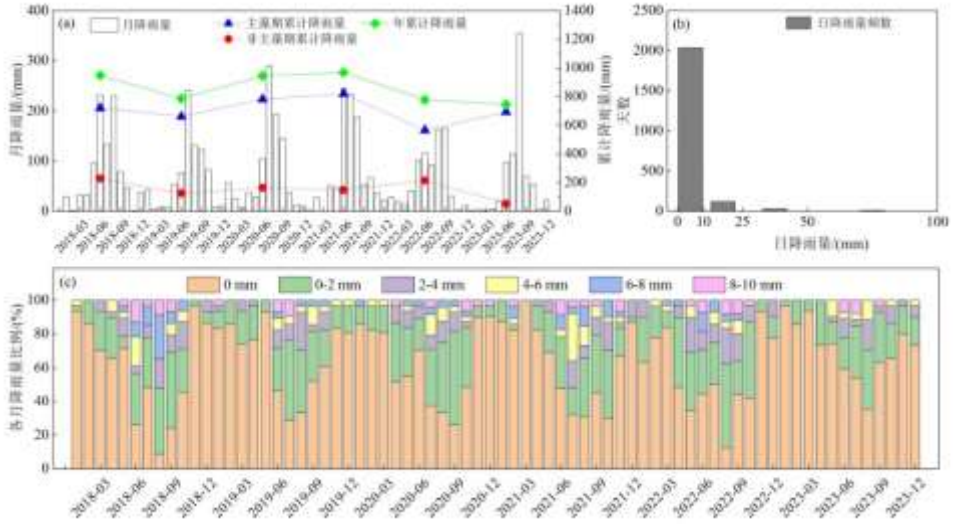

图 6 2018-2023 年滇池降雨量变化

Fig 6 Changes in Precipitation Patterns in Lake Dianchi from 2018 to 2023

2018-2023 年的风速监测结果显示，年平均风速在 2.51-2.86 m/s 区间波动。2023 年平均风速 2.66 m/s 与六年均值（2.68 m/s）相当，但较 2022 年上升 13.4%。月际特征表现为：2023 年主藻期平均风速 2.20 m/s

略低于六年均值（2.25 m/s），但高于 2022 年（2.17 m/s）；非主藻期 3.12 m/s 的风速与六年均值（3.11 m/s）持平，但显著高于 2022 年（2.86 m/s）（图 7a）。风速频率分布显示：主藻期风速以 1-3 m/s 为主，非主藻期风速则以 3-4 m/s 和＞4 m/s 为主导（图 7b）。2023 年主藻期 1-2 m/s 和 2-3 m/s 风速比例分别为 45.9%和 40.4%，较六年均值分别增 7.2%、减 2.1%，表明主藻期弱风事件显著增多；非主藻期 3-4 m/s 和＞4 m/s 风速比例达 47.0%和 13.7%，较六年均值提升 16.1%和 5.4%，较 2022 年增幅更达 30.9%和 24.1%，表明非主藻期强风事件显著增多。

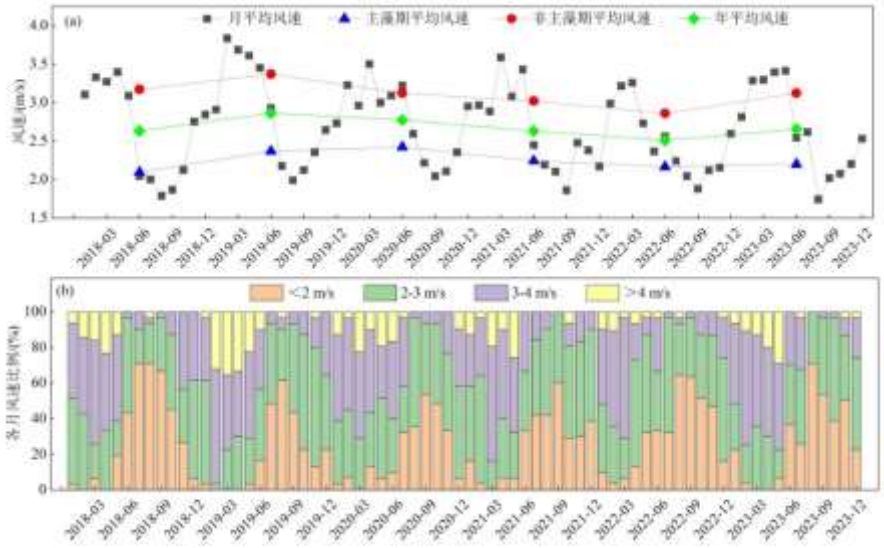

图 7 2018-2023 年滇池风速变化

Fig 7 Changes in wind speed in the Lake Dianchi from 2018 to 2023

2.4 藻情与环境因子的关系

本研究基于不同时间尺度（年际、主藻期、非主藻期及月尺度），系统开展了滇池蓝藻水华（藻密度、发生率、面积）与环境因子的 Spearman 相关性分析。结果表明，在年际、主藻期和非主藻期尺度上，由于样本量限制，藻情与环境因子之间未呈现出显著的相关性（p>0.05）。因此，后续分析主要基于具有统计学意义的月尺度相关性结果展开。2018-2023 年滇池蓝藻水华（月水华发生率、月平均水华面积、月平均藻密度）与环境因子的 Spearman 相关性如图 8 所示。水华发生率与气温（r=0.334，p<0.01）和降雨量（r=0.255，p<0.05）呈显著正相关，而与风速（r=-0.497，p<0.01）则表现为极显著负相关；水华面积同样与气温（r=0.369，p<0.01）、降雨量（r=0.383，p<0.01）呈极显著正相关，与风速（r=-0.386，p<0.01）为极显著负相关。同时，总磷浓度与藻密度显著正相关（r=0.302，p<0.05），而藻密度与水华面积（r=0.538，p<0.01）及发生率（r=0.336，p<0.01）均呈极显著正相关。

在 Spearman 相关性分析的基础上，采用最小二乘法进行多元线性回归分析，进一步分析了各环境因子对藻情的相对贡献（表 1）。结果显示，气温、风速和降雨量对蓝藻水华发生率变化的解释度为 27.4%（p<0.01），其中影响最大的因子是风速，其次是气温，降雨量的影响并不显著（p＞0.05）。气温、风速和降雨量对蓝藻水华面积变化的解释度为 14.7%（p<0.01），其中影响最大的因子是气温，其次是风速，降雨量的影响同样不显著（p＞0.05）。总磷、总氮浓度对藻密度变化的解释度仅为 4.1%，且二者的影响均不显著（p＞0.05）。因此，气温和风速是调控滇池蓝藻水华的关键气象因子，而营养盐（总磷、总氮）浓度对藻密度变化的解释力有限。

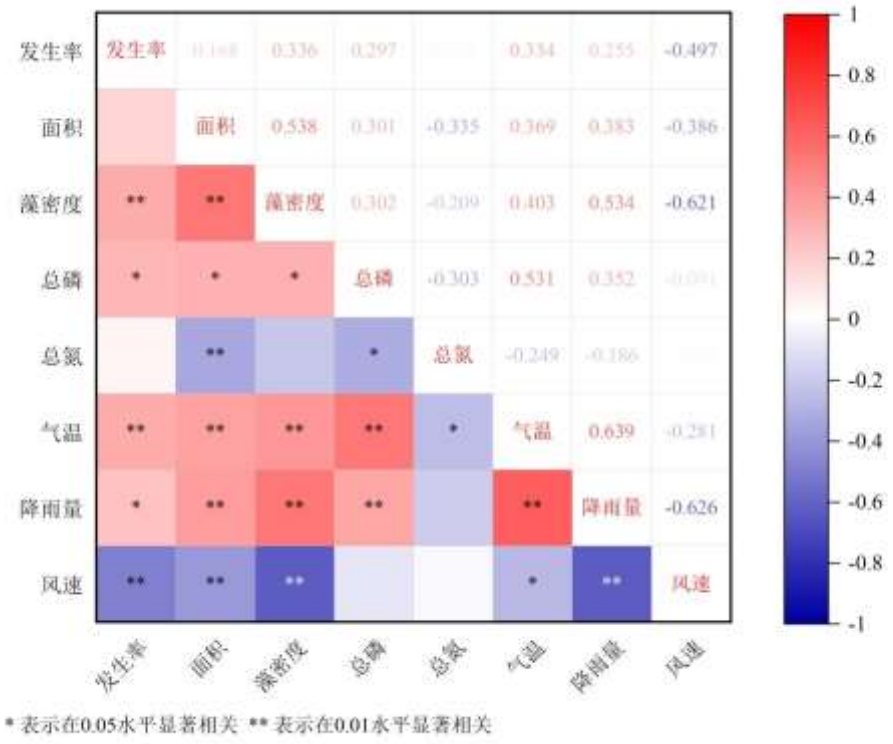

图 8 2018-2023 年滇池月水华发生率、月平均水华面积、月平均藻密度与各环境因子的相关性矩阵

Fig 8 Correlation matrix between monthly cyanobacterial bloom frequency, average bloom area, average cyanobacterial density, and environmental factors in Lake Dianchi (2018-2023)

表 1 2018-2023 年滇池月水华发生率、月平均水华面积、月平均藻密度与环境因子的多元线性回归结果

Tab.1 Multiple linear regression results of environmental factors with monthly cyanobacterial bloom frequency, average bloom area, and average algal density in Lake Dianchi (2018–2023)

因变量	自变量	回归模型		各项因子		
		调整后 R^2	显著性	标准化系数	显著性	容差
水华发生率	气温	0.274	＜0.001**	0.404	0.003**	0.657
	风速			-0.491	＜0.001**	0.658
	降雨量			-0.264	0.089	0.471
水华面积	气温	0.147	0.005**	0.337	0.019**	0.657
	风速			-0.324	0.024**	0.658
	降雨量			-0.150	0.370	0.471
藻密度	总磷	0.041	0.099	0.219	0.085	0.927
	总氮			-0.100	0.429	0.927

注：**表示在 0.01 水平显著相关。

滇池流域月气温区间比例与蓝藻水华特征的 Spearman 相关性分析显示（表 2），月水华发生率、月平均水华面积与＜13℃气温比例呈极显著负相关（p<0.01），月水华发生率与 13-20℃气温比例显著正相关

（p<0.05），月平均水华面积则与 20-25℃气温比例显著正相关（p<0.05），表明不同气温区间对水华的影响具有明显差异。滇池流域降雨特征与蓝藻水华特征的 Spearman 相关性分析表明（表 2），月水华发生率、月平均水华面积与 0 mm 比例分别呈显著负相关（p<0.05）、极显著负相关（p<0.01），而有降雨区间则大部分呈现正相关：月水华发生率与 4-6 mm 单日降雨比例呈极显著正相关（p<0.01），与 0-2 mm、2-4 mm 单日降雨比例呈显著正相关（p<0.05）；月平均水华面积与 0-2 mm、2-4 mm、6-8 mm 单日降雨比例呈极显著正相关（p<0.01）。这一结果说明，适度降水促进水华形成，而持续无雨条件则抑制水华发展。滇池流域风速特征与蓝藻水华的相关性分析（表 2）显示，月水华发生率、月平均水华面积与<2 m/s 风速比例呈极显著正相关（p<0.01），而与 3-4 m/s 和＞4 m/s 风速比例呈极显著负相关（p<0.01），表明较低风速（<2 m/s）促进水华发展，较高风速（＞3 m/s）则具有抑制作用。

表 2 滇池月水华发生率、月平均水华面积与不同气象因子区间比例的相关性分析结果

Tab.2 Correlation analysis results between monthly cyanobacterial bloom frequency, average bloom area, and proportional intervals of different meteorological factors in Lake Dianchi

气象因子区间		月水华发生率	月平均水华面积
月气温区间	＜13℃	-0.424**	-0.388**
	13-20℃	0.274*	0.233
	20-25℃	0.226	0.287*
	＞25℃	0.219	-0.075
月风速区间	<2 m/s	0.456**	0.387**
	2-3 m/s	0.117	0.124
	3-4 m/s	-0.434**	-0.405**
	＞4 m/s	-0.427**	-0.332**
月单日降雨量区间	0 mm	-0.301*	-0.411**
	0-2 mm	0.325*	0.370**
	2-4 mm	0.279*	0.385**
	4-6 mm	0.325**	0.221
	6-8 mm	0.098	0.316**
	8-10 mm	0.086	0.198

注： *表示在 0.05 水平显著相关；**表示在 0.01 水平显著相关。

3 讨论

3.1 2018-2023 年滇池蓝藻水华暴发特征

藻类生物量达到临界水平是水华暴发的前提条件，其中磷作为主要限制性营养元素对藻类生长具有决定性调控作用[37-39]。研究表明，营养盐浓度与藻类生长呈现典型的双阈值效应：下限阈值（总氮 0.15-0.5 mg/L，总磷 0.01-0.02 mg/L）是触发藻类快速增殖的关键浓度区间[16,40]，而上限阈值（总氮 2 mg/L，总磷 0.2 mg/L）则标志着营养盐促进作用的饱和点[41]。值得注意的是，滇池水华暴发的营养盐阈值研究尚不充分，这可能与营养盐和气象因子（如气温、降雨量）之间复杂的协同效应有关[42]。本研究发现（图 8），气温和降雨量与总磷浓度呈极显著正相关（p<0.01），气温与总氮浓度亦呈显著正相关（p<0.05），这一结果与上述观点相符。营养盐-气象因子的协同效应可能通过多重途径调控水华形成动力学过程[43-44]，然而其

具体作用机制仍需要更深入的机理研究予以阐明。基于上述营养盐阈值标准对滇池 2018-2023 年数据进行分析发现，总磷（0.060-0.072 mg/L）和总氮（1.26-2.23 mg/L）浓度均显著超过蓝藻生长的下限阈值，其中 2021-2023 年总氮浓度甚至突破上限阈值（2 mg/L）。相关性分析（图 8）显示，总磷与藻密度呈显著正相关，而总氮则无显著相关性，进一步证实总磷是滇池藻类生长的关键限制因子，这一结论与李杰等[45]的研究结果一致。然而，2018-2023 年间滇池总磷年均浓度和主藻期平均浓度均呈现先降后升的趋势，同期藻密度却未表现出相应的波动特征，与月平均藻密度与总磷、总氮浓度的多元线性回归结果相符（表 2），说明近六年内总磷浓度并非驱动藻类密度变化的主要影响因素。

气温是影响滇池蓝藻水华形成的重要环境因子[46-47]。本研究结果表明，气温与水华发生率及面积均呈现显著正相关关系（图 8），这一发现与龚铭等[47]的研究结论一致。进一步分析显示，不同温度区间对水华的影响具有显著差异：＜13℃气温占比与水华发生率呈负相关，而 13-20℃占比则表现为正相关（表 2），该结果与鲁韦坤等[5]的研究结果相吻合。滇池流域 13-20℃的温度区间主要出现在 1-4 月（图 5b），这一时期虽非主藻期，但恰是蓝藻复苏的关键阶段[4]。温度升高不仅能够促进藻类复苏和生长，还可通过诱导气囊形成来改变浮力特性，最终导致藻类上浮聚集形成水华[8]。值得注意的是，当温度＜13℃时，蓝藻下沉趋于休眠[31]，秋冬季节＜13℃的温度区间比例下降可能会有利于蓝藻生长，进而促进水华的发生。关于气温与水华面积的关系，本研究同样观察到显著的正相关性（图 8），这与前人研究结果一致[48]。具体而言，20-25℃温度区间占比与水华面积呈显著正相关（表 2）。You 等[49]的研究发现，28℃条件下微囊藻的上浮速率可达 17.8℃时的 5 倍。这一现象源于温度升高促使藻细胞内糖类物质向蛋白质和脂类转化，增强了呼吸作用，降低了群体密度，从而显著提高了藻细胞的浮力，促使更多蓝藻上浮至表层形成可见水华[50]。

风速是调控微囊藻垂向分布和水平聚集的关键环境因子[37,51-52]。本研究发现，风速与滇池蓝藻水华发生率呈显著负相关（图 8），这一结果与鲁韦坤等[4]的研究结论相吻合。已有研究表明[53-55]，当风速低于特定阈值时，微囊藻易上浮并在湖流作用下聚集形成水华；反之，高风速条件下藻类垂向混合增强，从而抑制水华形成。杨芷萱等[30]通过量化分析进一步明确了这一阈值效应，指出风速＜2.0 m/s 促进滇池水华发生，而＞3.0 m/s 则具有显著抑制作用。本研究数据表明，滇池蓝藻水华发生率与＜2 m/s 风速比例呈显著正相关，与＞3 m/s 风速比例呈显著负相关（表 2），这一发现与上述研究结论高度一致。此外，李加龙等[48]发现滇池水华面积与风速存在显著负相关关系，本研究的分析结果支持了这一结论（图 8）。朱伟等[56]揭示，1-2 m/s 低风速促使藻类缓慢迁移形成大面积薄层水华，而＞3 m/s 风速下藻类快速漂移形成小面积厚层水华。本研究证实了该结论：水华面积与＜2 m/s 风速比例正相关，与 3-4 m/s 及＞4 m/s 风速比例负相关（表 2）。

关于降雨与蓝藻水华的关系，学术界存在两种对立观点：部分研究强调降雨的稀释效应可抑制水华发生[57]，而另一些研究则指出径流输入的营养物质可能促进水华发展[5]。本研究通过对滇池 2018-2023 年的数据分析发现，降雨量与水华面积及发生率均呈显著正相关（图 8），且单日降雨量＞0 mm 的天数占比与水华参数同样存在显著正相关关系（表 2），这一结果支持后一种观点。然而，多元线性回归分析结果显示（表 1），气温和风速对滇池水华发生率和面积均有显著影响，而降雨的影响则未达到统计学显著性水平，这可能是因为降雨的效应被气温和风速等主导性环境因子所掩盖。在当前营养盐浓度对藻密度的影响相对有限的条件下，降雨可能通过影响水动力环境、光照条件等间接途径促进了水华的形成。强水动力通过促进水体垂直混合而抑制表层水华形成[58]，而弱水动力环境则有利于微囊藻的聚集[59]。作为表征水动力特征的核心参数，流速（过水面积恒定时可用流量代替）对藻类生长、聚集和空间分布具有决定性影响[60-62]。但值得注意的是，2018 年以来，由于牛栏江引水工程和水质净化厂尾水补给（其合计入湖水量占总入湖水量的 70%以上）在很大程度上改变了滇池的水文特征，入湖水量与降雨量之间的线性关系或许并不能真实

反应二者的响应关系，进而难以通过简单的线性分析准确量化降雨对湖体水动力的影响。此外，本研究未将光照条件对藻类生长的影响纳入分析内容。因此，藻情对降雨复杂的响应机制还需通过多因子耦合分析等方法进行更深入的探究。

3.2 2023 年滇池蓝藻水华反弹成因

滇池蓝藻水华发生率、水华面积与藻密度均存在显著正相关关系（图 8）。然而，2023 年的监测数据呈现异常特征：尽管该年度年平均藻密度和主藻期平均藻密度均为近六年最低值，但水华发生率却达到近六年峰值，水华面积较 2022 年也有所扩大。这一现象表明藻密度变化并非 2023 年水华发生率升高的主要驱动因素。根据《水华遥感与地面监测评价技术规范》（HJ 1098-2020）的判定标准，当藻密度超过 1.0×10^7 cells/L 时即可判定为轻度水华。2023 年滇池藻密度虽较往年降低，但仍显著高于该阈值下限，这为水华暴发提供了必要的生物量基础。结合已有研究[48]，当具备适宜的气象条件时，即使藻密度相对较低，仍可能引发水华现象，这为解释 2023 年藻情反弹提供了科学依据。在此条件下，基于滇池蓝藻水华暴发的形成机制，进一步探究了 2023 年水华反弹现象与关键气象因子（风速、气温）的关联性。

2023 年滇池年平均蓝藻水华发生率为近六年最高，其中主藻期和非主藻期的平均水华发生率均较六年均值明显上升（图 2a）。风速特征分析发现，2023 年主藻期＜2 m/s 风速比例较六年均值上升 7.2%（图 7b），结合水华发生率与风速的高度相关性（表 1），表明适宜风速条件促进了蓝藻的上浮和聚集，可能是导致该时期水华发生率升高的重要因素；而非主藻期 3-4 m/s、＞4 m/s 风速比例高于六年均值，说明风速并非该时段水华发生率上升的主导因子。气温条件分析表明，一方面，2023 年 1-4 月（非主藻期）＜13℃、13-20℃温度区间比例分别较六年均值下降 6.9%、上升 9.8%（图 5b），同期水华发生率显著提高 30.1%（图 2a），证实了气温升高有利于蓝藻复苏[8]，可能对非主藻期水华形成存在促进作用；另一方面，2023 年 9-12 月（主要为主藻期）＜13℃区间比例较六年均值下降 7.0%，在一定程度上有利于蓝藻生长，可能促进了主藻期水华的发生。

2023 年滇池年平均蓝藻水华面积较 2022 年有所扩大，主要源自主藻期的显著增长（图 2b）。气温条件分析显示，2023 年主藻期 20-25℃温度区间比例较 2022 年上升 13.1%，同期水华面积骤增 87%，表明较高的气温加速了蓝藻上浮，可能是导致该时期水华面积扩大的重要因素。风速特征分析发现，2023 年主藻期＜2 m/s 风速比例较 2022 年下降，3-4 m/s 和＞4 m/s 风速比例有所上升（图 7b），结合水华面积与风速的相关性（表 1）可知，虽然水华面积与风速显著相关，但风速并非 2023 年主藻期水华面积增大的主要原因。这可能是由于其他因素对水华面积促进作用更为显著，抵消了风速增大对水华面积的负面影响。

综合上述分析结果，在藻密度高于水华发生阈值的条件下，2023 年滇池年平均蓝藻水华发生率创近六年新高、年平均水华面积较 2022 年扩大的现象，主要受气温、风速等气象因子的协同调控。具体而言，非主藻期 13-20℃温度比例上升加快蓝藻复苏，主藻期＜2 m/s 低风速频率增加促进藻类上浮聚集，＜13℃温度比例下降有利于蓝藻生长，可能共同促使了 2023 年水华发生率上升；而主藻期 20-25℃高温比例显著上升加速蓝藻上浮，则可能是当年水华面积扩大的重要驱动因素。

3.3 不足和展望

本研究基于 2018-2023 年滇池的 MODIS 卫星影像，结合水质气象监测结果，系统分析了滇池藻情变化特征，并探讨了气象、营养盐等因素对蓝藻水华发生的频率和规模的可能影响。在此过程中认识到，滇池藻情变化的成因是复杂多样的，本研究的结论及相关分析有待开展持续监测和验证，滇池蓝藻水华暴发的影响机制也需进一步深入研究，进而更加科学地指导滇池蓝藻水华防控工作。

滇池在主藻期经常被厚云覆盖，本研究基于单一卫星（MODIS）获取其遥感数据，可能导致数据量不足[63]，无法完全反映水华发生情况。同时，MODIS 空间分辨率较低，对于滇池这类中型湖泊，可能会加

剧混合像素问题，造成水华解译的误判[63]。因此，有必要通过融合多源卫星数据，提高遥感数据的数量和空间分辨率，以更加准确地识别蓝藻水华的发生特征。此外，传统的年际和月际尺度统计分析已难以全面揭示藻情与外部环境的内在关联，亟需进一步完善监测体系，开展更精细化的多尺度研究。

城市化及跨流域调水与湖岸工程建设等人类活动可能会对湖泊水动力与热力学特征及水质状况产生影响，进而改变蓝藻水华的发生规律[64-65]。对于滇池而言，作为典型的高度人为干预湖泊，其藻情动态与人类活动之间可能存在复杂的响应关系。牛栏江-滇池补水工程有效改善了湖泊水动力条件和水质参数，但近年来的持续干旱导致补水量递减，而水质净化厂尾水作为替代水源的引入又形成了新的水文化学影响机制。与此同时，为强化蓝藻防控实施的系列藻水分离工程通过机械打捞等方式直接改变了藻类生物量分布格局。这些人为干预的叠加效应可能在强度上超越了自然因素对湖体水动力和水质的影响，导致传统相关性分析难以准确量化自然因素的作用。本研究中环境因子对藻情变化的解释率偏低或许是上述问题所致。这一现象揭示，单纯基于自然驱动因子的分析框架已不足以完整阐释滇池蓝藻水华的演变机理，未来研究需要构建自然-人为耦合作用模型，系统解析多重胁迫下藻情的响应机制，为滇池蓝藻防控提供更科学的理论依据。

当前滇池藻密度持续高于水华发生阈值，传统上被认为是关键限制性因子的氮、磷等营养盐浓度与水华暴发的相关性显著减弱。与此同时，气候变化背景下气象参数的波动性与流域人类活动的叠加影响，使得蓝藻水华的暴发机制呈现出前所未有的复杂性，导致其发生情况预测的不确定性显著增加。因此，有必要突破传统以水质参数为主的预测模式，建立以关键气象因子作为核心驱动变量，同时系统整合各类人为干扰因素的水华预测预警体系，提升蓝藻水华的预测精度和预警时效性。

4 结论

2018-2023 年间滇池蓝藻水华发生率呈现先降后升趋势，2023 年达到峰值（87.0%）。水华面积年均值虽在 2022-2023 年显著低于 2018-2021 年，但 2023 年较 2022 年增加了 11.4%。Spearman 相关分析揭示，水华发生率、平均水华面积与气温、降雨量呈显著正相关，与风速呈显著负相关；藻密度与总磷显著正相关。多元线性回归分析结果表明，气温和风速是调控滇池蓝藻水华的关键气象因子，而总磷浓度对藻密度变化的解释力有限。在 2018-2023 年藻密度持续超过轻度水华阈值（1.0×10^7 cells/L）的背景下，2023 年滇池藻情反弹主要受气象因子的协同调控。具体而言，非主藻期 13-20℃温度比例上升加快蓝藻复苏，主藻期＜2 m/s 低风速频率增加促进藻类上浮聚集，＜13℃温度比例下降有利于蓝藻生长，可能共同促使了 2023 年水华发生率上升；而主藻期 20-25℃高温比例显著上升加速蓝藻上浮，则可能是当年水华面积扩大的重要驱动因素。气候变化增加了滇池蓝藻水华发生的变异性，同时人为干预也可能通过改变湖体水动力和水质间接影响水华的发生，需进一步系统解析多重胁迫下藻情的响应机制，建立以关键气象因子为核心驱动变量，整合各类人为干扰因素的水华预测预警体系，为滇池水华防控提供支撑。

5 参考文献

[1] Luo JH, Duan HT, Xu Y *et al*. Global trends and regime state shifts of lacustrine aquatic vegetation. *The Innovation*, 2025, **6**(3): 100784. DOI:10.1016/j.xinn.2024.100784.

[2] Hua YX, Pan JZ, Du JS *et al*. Effects of the long-term ecological restoration in the eutrophic plateau shallow lake—A case study of Dabokou, Lake Dianchi. *Journal of Lake Sciences*, 2023, **35**(5): 1549-1561. DOI:10.18307/2023.0514. [华映肖, 潘继征, 杜劲松等. 富营养化高原浅水湖泊持续多年生态修复工程效果分析——以滇池大泊口为例. 湖泊科学, 2023, **35**(5): 1549-1561.]

[3] Ni ZK, Wang SR, jin XC et al. Study on the evolution and charaeteristics of eutrophication in the typical lakes on Yunnan-Guizhou

Plateau. *Aca Seientiae Cicumsantiae*, 2011, **31**(12): 2681-2689. DOI;10.13671/i.hikxxb.2011.12.019. [倪兆奎, 王圣瑞, 金相灿等. 云贵高原典型湖泊富营养化演变过程及特征研究. 环境科学学报, 2011, **31**(12): 2681-2689.]

[4] Xu H, Dai CR, He YQ *et al*. Quantitative assessment and prediction of the effects of meteorological conditions on the occurrence of cyanobacteria bloom in Dianchi Lake based on random forest. *Journal of Hydroecology*, 2024. DOI: 10.15928/j.1674-3075.202308040210.[徐虹, 戴丛蕊, 何雨芩等. 基于随机森林定量评估气象条件对滇池蓝藻水华发生的影响及预测. 水生态学杂志, 2024.]

[5] Lu WK, Yu LX, Ou XK et al. Relationship between occurrence frequency of cyanobacteria bloom and meteorological factors in Lake Dianchi. *Journal of Lake Sciences*, 2017, **29**(3): 534-545. DOI: 10.18307/2017.0302. [鲁韦坤, 余凌翔, 欧晓昆等. 滇池蓝藻水华发生频率与气象因子的关系. 湖泊科学, 2017, **29**(3): 534-545.]

[6] Xie GQ, Li M, Lu WK et al. Spectral features, remote sensing identification and breaking-out meteorological conditions of algal bloom in Lake Dianchi. *Journal of Lake Sciences*, 2010, **22**(3): 327-336. DOI: 10.18307/2010.0304. [谢国清, 李蒙, 鲁韦坤等. 滇池蓝藻水华光谱特征、遥感识别及暴发气象条件. 湖泊科学, 2010, **22**(3):327-336.]

[7] Shi K, Zhang Y, Zhou Y *et al*. Long-term MODlS observations of cyanobacterial dynamics in Lake Taihu: Responses to nutrient enrichment and meteorological factors. *Scientific Reports*, 2017, **7**. DOI:10.1038/srep40326.

[8] Kong FX, Gao G. Hypothesis on cyanobacteria bloom-forming mechanism in large shallow eutrophic lakes. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, **25**(3): 589-595. DOI: 10.3321/j.issn:1000-0933.2005.03.028. [孔繁翔, 高光. 大型浅水富营养化湖泊中蓝藻水华形成机理的思考. 生态学报, 2005, **25**(3):589-595.]

[9] Conley DJ, Paerl HW, Robert W *et al*. Controlling eutrophication: Nitrogen and phosphorus. *Science*, 2009, **323**: 1014-1015. DOI: 10.1126/science.1167755.

[10] 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.

[11] Schindler DW, Hecky RE. Eutrophication: more nitrogen data needed. *Science*, 2009, **8**: 721-725. DOI: 10.1126/science.324_721b.

[12] Lewis J, Wutsbaugh WA, Paerl H. Rationale for control of anthropogenic nitrogen and phosphorus to reduce eutrophication of inland waters. *Environmental Seience&Technology*, 2011, **45**(24):10300-10305. DOI: 10.1021/es202401p.

[13] Steiberg CEW，Hartmann HM. Planktonic bloom forming cyanobacteria and the eutrophication of lake and rivers. *Freshwater Biology*, 1988, **20**: 279-287. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1988.tb00452.x

[14] Downing JA, Watson SB, MeCauley E. Predicting ceyanobacteria dominanee in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and A-quatic Sciences*, 2001, **58**(10): 1905-1908. DOI: 10.1139 / ejfas-58-10-1905.

[15] Paerl HW, Paul VJ. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, 2012, **45**(5) : 1349-1363. DOI: 10.1016/j.watres.2011.08.002.

[16] Shi WQ, Qin BQ. Cyanobacterial blooms in lakes and reservoirs under climate change future trend and control strategy. *Journal of hydraulic engineering*, 2023, **54**(8): 987-996. DOI:10.13243/i.cnki.slxb.20221001. [施文卿, 秦伯强. 气候变化下湖库蓝藻水华发展趋势及防控对策. 水利学报, 2023, **54**(8): 987-996.]

[17] Dong J, GAO YN, Li GB. A review: Responses of phytoplankton communities to eutrophication and climate warming in freshwater lakes. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2016, **40**(3): 615-623. DOI:10.7541/2016.83. [董静, 高云霓, 李根保. 淡水湖泊浮游藻类对富营养化和气候变暖的响应. 水生生物学报, 2016, **40**(3): 615-623.]

[18] Zhang M, Yang Z, Shi XL. Expansion and drivers of cyanobacterial blooms in Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences*, 2019, **31**(2): 336-344. DOI: 10.18307/2019.0203. [张民, 阳振, 史小丽. 太湖蓝藻水华的扩张与驱动因素. 湖泊科学, 2019, **31**(2): 336-344.]

[19] Cao J, Tian ZB, Chu ZS *et al*. Nitrogen and phosphorus control thresholds of cyanobacterial blooms in Lake Taihu. *Journal of Lake*

Sciences, 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.]

[20] Wang JH, He LQS, Yang C *et al*. Comparison of algal bloom related meteorological and water quality factors and alga bloom conditions among Lakes Taihu, Chaohu, and Dianchi (1981-2015). *Journal of Lake Sciences*, 2018, **30**(4): 897-906. DOI: 10.18307/2018.0403. [王菁晗, 何吕奇姝, 杨成等. 太湖、巢湖、滇池水华与相关气象、水质因子及其响应的比较(1981-2015年). 湖泊科学, 2018, **30**(4): 897-906.]

[21] Fang F, Su YF, Zhu WH *et al*. The mechanism of buoyancy regulation in the process of cyanobacterial bloom. *Journal of Lake Sciences*, 2023, **35**(4): 1139-1152. DOI: 10.18307/2023.0401. [方菲, 粟一帆, 朱文涵等. 蓝藻水华暴发过程中的浮力调节机制. 湖泊科学, 2023, **35**(4): 1139-1152.]

[22] Hu CM, Feng L, Lee ZP *et al*. Dynamic range and sensitivity requirements of satellite ocean color sensors: learning from the past. *Applied Optics*, 2012, **51**(25): 6045-6062. DOI:10.1364/AO.51.006045.

[23] Hu CM, Chen ZQ, Clayton TD *et al*. Assessment of estuarine water-quality indicators using MODIS medium-resolution bands: Initial results from Tampa Bay, FL. *Remote Sensing of Environment*, 2004, **93**(3), 423-441. DOI:10.1016/j.rse.2004.08.007.

[24] Ma JG, He F, Qi TC *et al*. Thirty-four-year record (1987–2021) of the spatiotemporal dynamics of algal blooms in Lake Dianchi from multi-source remote sensing insights. *Remote Sensing,* 2022, **14**(16). DOI: 10.3390/rs14164000.

[25] Duan HT, Cao ZG, Shen M *et al*. Detection of illicit sand mining and the associated environmental effects in China's fourth largest freshwater lake using daytime and nighttime satellite images. *Science of the Total Environment*, 2019, **10**(647): 606-618. DOI:10.1016/j.scitotenv.2018.07.359.

[26] Feng L, Hu CM, Chen XL *et al*. Assessment of inundation changes of Poyang Lake using MODIS observations between 2000 and 2010. *Remote Sensing of Environment*, 2012, **121**:80-92. DOI:10.1016/j.rse.2012.01.014.

[27] Jin XL, Deng XL, Dai R *et al*. Analysis of the spatiotemporal distribution of algal blooms and its driving factors in Chaohu Lake based on multi-source datasets. *Environmental Science*, 2024, **45**(5):2694-2706. DOI:10. 13227/j. hjkx. 202306047. [金晓龙, 邓学良, 戴睿等. 基于多源数据的巢湖蓝藻水华时空分布及驱动因素分析. 环境科学, 2024, **45**(5):2694-2706.]

[28] Zhu L, Wang Q, Wu CQ *et al*. Monitoring and annual statistical analysis of algal blooms in Chaohu based on remote sensing. Environmental Monitoring in China, 2013, **29**(2): 162-166. DOI:10.3969/j.issn.1002-6002.2013.02.034. [朱利, 王桥, 吴传庆等. 巢湖水华遥感监测与年度统计分析研究. 中国环境监测, 2013, **29**(2): 162-166.]

[29] Ma RH, Kong FX, Duan HT *et al*. Spatio-temporal distribution of cyanobacteria blooms based on satellite imageries in Lake Taihu, China. *Journal of Lake Sciences*, 2008, **20**(6):687-694. DOI: 10.18307/2008.0601. [马荣华, 孔繁翔, 段洪涛等. 基于卫星遥感的太湖蓝藻水华时空分布规律认识. 湖泊科学, 2008, **20**(6):687-694.]

[30] Yang ZX, Li YX, Zhu GW *et al*. Control factors of cyanobacterial bloom area in Lake Taihu, China (2003-2023). *Journal of Lake Sciences*, 2025, **37**(3):000-000. 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):000-000.]

[31] Jin XC, Chu ZS, Yang B *et al*. Effects of temperature on growth photosynthesis and buoyancy regulation of the cyanobacteria *Microcystis flos-aquae* and *Planktothrix mougeotii*. *Acta scientiae circumstantiae*. 2008, **28**(1):50-55. DOI: 10.3321/j.issn:0253-2468.2008.01.008. [金相灿, 储昭升, 杨波等. 温度对水华微囊藻及孟氏浮游蓝丝藻生长、光合作用及浮力变化的影响. 环境科学学报, 2008, **28**(1):50-55.]

[32] Liu FF, Feng MH, Shang LX *et al*. Effects of temperature on the growth and generation of extracellular organic matter of *Microcystis aeruginosa* and *Anabaena sp*.. *Journal of Lake Sciences*, 2014, **26**(5): 780-788. DOI: 10.18307/2014.0517. [刘菲菲, 冯慕华, 尚丽霞等. 温度对铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)和鱼腥藻(*Anabaena sp.*)生长及胞外有机物产生的影响. 湖泊科

学, 2014, **26**(5): 780-788.]

[33] Wang TT, Zhu W, Li L *et al*. Simulation on the hydrodynamic effects of *Microcystis aeruginosa* in different temperature conditions. *Journal of Lake Sciences*, 2010, **22**(4): 563-568. DOI: 10.18307/2010.0413. [王婷婷, 朱伟, 李林等. 不同温度下水流对铜绿微囊藻生长的影响模拟. 湖泊科学, 2010, **22**(4): 563-568.]

[34] Liu XY, Song LX, Ji DB *et al*. Effect of the rainfall on extinction of cyanobacteria bloom and its mechanism analysis. *Environmental Science*, 2018, **39**(2): 774-782. DOI: 10.13227/j.hjkx.201708203. [刘心愿, 宋林旭, 纪道斌等. 降雨对蓝藻水华消退影响及其机制分析.环境科学, 2018, **39**(2): 774-782.]

[35] Li M, Xie GQ, Lu WK *et al*. Effect of meteorological conditions on blue algal bloom distribution in Dianchi Lake. *Journal of the Meteorological Sciences*, 2011, **31**(5):639-645. DOI: P464. [李蒙，谢国清，鲁韦坤等. 气象条件对滇池水华分布的影响. 气象科学, 2011, **31**(5):639-645.]

[36] Ma XX, Wang YA, Feng SQ *et al*. Vertical migration patterns of different phytoplankton species during a summer bloom in Dianchi Lake, China. *Environmental Earth Sciences*, 2015, **74**(5):3805-3814. DOI: 10.1007/s12665-015-4279-9.

[37] Xu H, Paerl HW, Qin B *et al*. Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. *Limnology and Oceanography.* 2010.**55**(1):420-432. DOI: 10.4319/lo.2010.55.1.0420.

[38] Qin BQ. Progress and prospect on the eco-environmental research of Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences*, 2009, **21**(4): 445-455. DOI:10.18307/2009.0401. [秦伯强. 太湖生态与环境若干问题的研究进展及其展望. 湖泊科学, 2009, **21**(4): 445-455.]

[39] Paerl HW, Xu H, McCarthy MJ *et al*. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a hyper-eutrophic lake (Lake Taihu, China) : The need for a dual nutrient (N&P) management strategy. *Water Research*, 2011, **45**: 1973-1983. DOI: 10.1016/j.watres.2010.09.018.

[40] Gibson G, Carlson R, Simpson J *et al*. Nutrient criteria technical guidance manual lakes and reservoirs. Washington: United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2000. EPA-822-B00-001.

[41] Kong FX, Hu WP, Gu XH *et al*. On the cause of cyanophyta bloom and pollution in water intake area and emergency measures in Meiliang Bay, Lake Taihu in 2007. *Journal of Lake Sciences*, 2007, **19**(4):357-357, 11877. DOI: 10.18307/2007.0401. [孔繁翔, 胡维平, 谷孝鸿等. 太湖梅梁湾 2007 年蓝藻水华形成及取水口污水团成因分析与应急措施建议. 湖泊科学, 2007, **19**(4):357-357.]

[42] Sheng H, Guo HM, Liu H *et al*. Reversion and analysis on cyanobacteria bloom in Waihai of Lake Dianchi. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, **32**(1):0056-0063. DOI: 10.5846/stxb201011261680.[盛虎, 郭怀成, 刘慧等. 滇池外海蓝藻水华爆发反演及规律探讨. 生态学报, 2012, **32**(1): 56-63.]

[43] Carey CC, Ibelings BW, Hoffmann EP *et al*. Eco- physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. *Water Research*, 2012, **46**(5), 1394-1407. DOI: 10.1016/j.watres.2011.12.016.

[44] Hood JM, Benstead JP, Cross WF *et al*. Increased resource use efficiency amplifies positive response of aquatic primary production to experimental warming. *Global Change Biology*, 2018, **24**(3): 1069-1084. DOI: 10.1111/gcb.13912.

[45] Li J, Song D, Bai XH *et al*. Effects of nitrogen and phosphorus on algal bloom in lake Dianchi. *Environmental Science & Technology*, 2017, **40**(S1): 181-185. DOI: 10.3969/j.issn.1003-6504.2017.S1.032. [李杰, 宋迪, 白晓华等. 滇池蓝藻水华与氮磷响应机制研究. 环境科学与技术, 2017, **40**(S1): 181-185.]

[46] Li YC, Xie XP, Zhu XL *et al*. Applying remote sensing techniques in analysis of temperature features causing cyanobacteria bloom in Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences*, 2016, **28**(6): 1256-1264. DOI:10.18307/2016.0611.[李亚春, 谢小萍, 朱小莉等. 结合卫星遥感技术的太湖蓝藻水华形成温度特征分析. 湖泊科学, 2016, **28**(6): 1256-1264.]

[47] Gong M, Wang BQ. Zhao FK *et al*. Spatiotemporal variations of cyanobacteria blooms in Lake Dianchi and the relationship with environmental factors. *Research of Soil and Water Conservation*, 2024, **31**(04): 419-429. DOI: 10.13869/j.cnki.rswc.2024.04.029. [龚铭, 王百群, 赵方凯等. 滇池蓝藻水华时空变化特征及环境影响因素. 水土保持研究, 2024, **31**(4):419-429.]

[48] Li JL, Luo CL, Lv H *et al*. Spatio-temporal variation and driving factors of algal bloom at Lake Dianchi during 2002-2018. *Acta Ecologica Sinica*, 2023, **43**(2): 878-891. DOI: 10.5846/stxb202110253002. [李加龙, 罗纯良, 吕恒等. 2002—2018 年滇池外海蓝藻水华暴发时空变化特征及其驱动因子. 生态学报, 2023, **43**(2): 878-891.]

[49] You JQ, Mallery K, Hong JR *et al*. Temperature effects on growth and buoyancy of Microcystis aeruginosa. Journal of Plankton Research, 2018, **40**(1): 16-28. DOI: 10.1093/plankt/fbx059.

[50] Meng LL, Lin YQ, Feng T *et al*. Vertical migration characteristics and key influencing factors of cyanobacteria in Lake Taihu based on GOCI data. *Journal of Lake Sciences*, 2024, **36**(2): 353-363. DOI:10.18307/2024.0211. [蒙凌凌, 林育青, 冯韬等. 基于 GOCI 数据的太湖蓝藻垂向迁移特征及关键影响因素. 湖泊科学, 2024, **36**(2): 353-363.]

[51] Wan N, Song LR, Wang RN *et al*. The spatio-temporal distribution of algal biomass in Dianchi Lake and its impact factors. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2008, **32** (2): 184-188. DOI: 10.3724/SP.J.1035.2008.00184. [万能, 宋立荣, 王若南等. 滇池藻类生物量时空分布及其影响因子. 水生生物学报, 2008, **32** (2): 184-188.1]

[52] Zhang C, Lai SY, Gao XP *et al*. A review of the potential impacts of climate change on water environment in lakes and reservoirs. *Journal of Lake Sciences*, 2016, **28** (4): 691-700. DOI:10.18307/2016.0401. [张晨, 来世玉, 高学平等. 气候变化对湖库水环境的潜在影响研究进展. 湖泊科学, 2016, **28** (4): 691-700.]

[53] Yang P, Liu JT, Hu F *et al*. Influence of wind field on surface cyanobacteria density of Lake Poyang in wet season, China. *Journal of Lake Sciences*, 2024, **36** (2): 377-388. DOI: 10.18307/2024.0213. [杨平, 刘聚涛, 胡芳等. 风场对鄱阳湖丰水期表层蓝藻密度的影响. 湖泊科学, 2024, **36** (2): 377-388.]

[54] Li GB, Li L, Pan M *et al*. The degradation cause and pattern characteristics of Lake Dianchi ecosystem and new restoration strategy of ecoregion and step-by-step implementation. *Journal of Lake Sciences*, 2014, **26** (4): 485-496. DOI: 10.18307/2014.0401. [李根保, 李林, 潘珉等. 滇池生态系统退化成因、格局特征与分区分步恢复策略. 湖泊科学, 2014, **26** (4): 485-496.]

[55] Peng ZL, Wang YS, Hu WP *et al*. Responses of wind-driven circulation to wind field and water level variations in Lake Hongze. *Journal of Lake Sciences* , 2021, **33**(6): 1925-1939. DOI: 10.18307/2021.0626. [彭兆亮, 汪院生, 胡维平等. 洪泽湖风生流对风场和水位变化响应特征. 湖泊科学, 2021, **33**(6):1925-1939.]

[56] Zhu W, Chen HM, Wang RC *et al*. Analysis on the reasons for the large bloom area of lake Taihu in 2017. *Journal of Lake Sciences*, 2019, **31**(3): 621-632. DOI:10.18307/2019.0302.[朱伟，陈怀民，王若辰等, 2017 年太湖水华面积偏大的原因分析. 湖泊科学, 2019, **31**(3):621-632.]

[57] Wu SL, Liu C, Sun J *et al*. Remote sensing and analysis on meteorological factors of blue algal bloom in Lake Tai. *Meteorological Monthly*, 2009, **35**(1):18-23. DOI:10.7519/j.issn.1000-0526.2009.1.003. [武胜利, 刘诚, 孙军等. 卫星遥感太湖蓝藻水华分布及其气象影响要素分析. 气象, 2009, **35**(1):18-23.]

[58] Wu TF, Qin BQ, Zhu GW *et al*. Dynamics of cyanobacterial bloom formation during short-term hydrodynamic fluctuation in a large shallow, eutrophic, and wind-exposed Lake Taihu, China. *Environmental Science & Pollution Research*, 2013, **20**(12): 8546-8556. DOI:10.1007/s11356-013-1812-9.

[59] Matson PG , Boyer GL , Bridgeman TB et al. Physical drivers facilitating a toxigenic cyanobacterial bloom in a major Great Lakes tributary. *Limnology and Oceanography*, 2020, **65**(12): 2866-2882. DOI:10.1002/lno.11558.

[60] Liang PY, Wang X, Ma FB. Effect of hydrodynamic conditions on water eutrophication: A review. *Journal of Lake Sciences*, 2013, **25**(4): 455-462. DOI:10.18307/2013.0401. [梁培瑜, 王烜, 马芳冰. 水动力条件对水体富营养化的影响. 湖泊科学, 2013, **25**(4): 455-462.]

[61] Yang S, Ling LZ, Jia L *et al*. Mechanism of the influence of hydrodynamics on *Microcystis aeruginosa*, a dominant bloom species in reservoirs. *Science of the Total Environment*, 2018, **636**(SEP.15): 230-239. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.257.

[62] Li F, Zhang H, Zhu Y *et al*. Effect of flow velocity on phytoplankton biomass and composition in a freshwater lake. S*cience of the Total Environment*, 2013, **447**(Complete): 64-71. DOI:10.1016/j.scitotenv.2012.12.066.

[63] Li YR, Tao J, Zhang YL *et al*. Urbanization shifts long-term phenology and severity of phytoplankton blooms in an urban lake through different pathways. *Global Change Biology*. 2023, **29**(17): 4983-4999.

[64] Fang C, Song K, Paerl HW *et al*. Global diver gent trends of algal blooms detected by satellite during 1982-2018. *Global Change Biology*, 2022, **28**(7): 2327-2340. DOI:10.1111/gcb.16077.

[65] Kakouei K, Kraemer BM, Anneville O *et al*. Phytoplankton and cyanobacteria abundances in mid- 21st century lakes depend strongly on future land use and climate projections. *Global Change Biology*, 2021, **27**(24): 6409-6422. DOI: 10.1111/gcb.15866.