



滇池外海蓝藻水华时空变化及影响因素

徐虹¹, 施秀梅², 程晋昕¹, 王玉尤婷¹

(1. 云南省气候中心, 云南省大湄公河次区域气象灾害与气候资源重点实验室, 云南昆明 650034;

2. 普洱市气象局, 云南普洱 665000)

摘要: 蓝藻水华是滇池水环境治理工作的重点核心任务之一。基于 MODIS 数据提取蓝藻水华发生信息, 探讨了滇池水华时空变化特征; 采用相关分析、多元线性回归、通径分析等方法, 定量分析了气象和营养因子对蓝藻水华年际变化的影响。研究结果表明: ①2001—2023 年, 滇池水华发生的年均频率为 56.8%, 年平均累计面积为 430.4 km²。每年的 5 月下旬至 10 月下旬为水华暴发期。空间分布上, 外海北部水域发生频率最高, 其次是东岸和西岸, 湖心和南部最低。近 23 a 以来, 水华的发生频率和面积均呈下降趋势, 暴发起始日期逐渐推迟, 终止日期提前, 持续时间缩短, 水华发生的状况得到明显改善。②总体上, 气温升高、风速减小有利于水华暴发开始期的提前, 而降水增加、风速减小则有利于暴发结束期的推迟。③气温的影响具有一定的季节性差异。冬季气温与发生频率呈正相关, 但相关性未达到显著性水平 ($P>0.05$), 而夏、秋季气温则与发生面积显著负相关。春季, 水华藻类复苏的临界温度介于 11~12°C, 日平均气温首次稳定通过该临界温度的日期越早, 水华暴发的起始日期也越早。④气象和营养因子共同影响水华发生, 但水华面积与频率的主导影响因子存在明显的差异: 水华发生频率主要受 2 月最高气温、雨季最低气温、冬季降水和总磷浓度的影响, 而水华面积则主要受雨季最低气温和总氮浓度的影响。现阶段, 气象因子是影响滇池水华发生频率年际变化的主导因素, 但其对水华面积的影响相对较弱。

关键词: 蓝藻水华; 通径分析; 滇池外海

中图分类号: P49; K903 **文献标志码:** A **文章编号:** 0258-7971(2026)01-0082-13

蓝藻水华是全球性最严重的水环境问题之一^[1]。蓝藻水华会严重威胁生态系统功能, 对饮用水供给、水产品生产、娱乐和旅游活动造成不利影响^[2]。气候变化背景下, 气温升高、风速降低、降水模式的变化被认为是全球水华恶化的重要因子^[3]。湖泊生态系统是气候变化的敏感指示器^[4]。自 20 世纪 80 年代以来, 全球范围内的湖泊蓝藻水华发生频率和强度不断增加^[5]。目前气候变化对湖泊蓝藻生长和水华发生影响的研究大多利用控制变量的方法量化单一外部环境因子的贡献, 往往会忽视不同类型因子之间的相互作用, 关于营养和气象因子间相对重要性, 以及二者是如何通过相互作用从而影响蓝藻生长和水华发生的机制尚没、明确的一致观点^[6]。滇池是长江上游生态安全格局的重要组成部分, 在气候调节、工农业及生活供水用水、水产品养殖、

水力发电以及旅游等方面发挥着重要作用, 对云南社会经济的发展起着重要的支撑作用^[7]。由于经济的快速发展、入湖污染负荷的增加, 加之湖泊换水周期较长、自净能力较弱、环境承载力有限, 20 世纪 90 年代以后, 滇池水环境快速恶化, 是我国污染最严重的湖泊之一^[8]。经过多年治理, 滇池水质虽有明显改善, 但仍处于富营养化状况下, 存在较高的水华暴发风险^[9]。掌握滇池蓝藻水华的时空分布特征以及水华发生的影响机制, 对于预防水华灾害、保护湖库的生态与环境、保障人民的饮用水安全具有非常现实的意义。卫星遥感具有时效性强、覆盖范围大、周期性观测等优势, 在内陆湖泊蓝藻水华监测中得到广泛, FY-3D MERSI、EOS MODIS、GF-1/6 WFV、Landsat-8/9 OLI、Sentinel-2 MSI 等是目前实际应用中最为常见的光学卫星数据源^[10]。

收稿日期: 2025-02-10; 接受日期: 2025-09-01; 网络出版日期: 2025-12-01

基金项目: 云南省重点研发计划社会发展专项(202403AC100026); 云南省气象局自筹科研项目(YZ202503); 云南气象局创新团队项目(2022CX05)。

作者简介: 徐虹(1974-), 女, 云南昆明人, 高级工程师, 主要研究生态气象的遥感应用。E-mail: hongxu.yn@126.com.

MODIS 数据具有丰富的光谱信息和重访周期短等特点,在太湖、巢湖和滇池等大型湖泊蓝藻水华监测中发挥着独特的优势^[11].水华提取方法主要有:光谱指数阈值法、监督分类法和机器学习分类法.监督分类和机器学习分类算法在水华识别方面具有较高的准确度,但需要大量训练样本,且样本精度要求较高;光谱指数阈值法考虑了蓝藻水华光谱特征,具有较强的机理性,且操作简单^[12].其中浮游藻类指数(floating algal index, FAI)和归一化植被指数(normalized difference vegetation index, NDVI)是最常用的光谱指数^[13-14].相较 NDVI, FAI 在薄云下对水华具有更好的识别能力,在无云雾遮挡的区域两者区别较小^[15].然而 FAI 的计算需要对原始影像进行瑞利散射校正和臭氧校正以获得离水反射率,大大增加了数据处理的复杂性和难度.因此,本文基于 2001—2023 年 MODIS 数据,采用 NDVI 阈值法提取蓝藻水华发生信息.进一步结合气象数据和水质数据,采用相关分析、多元线性回归分析、通径分析等方法,试图厘清以下问题:①气象因子与滇池蓝藻水华暴发开始和结束日期的关系;②水华蓝藻春季复苏的温度阈值;③气象因子与水华蓝藻发生频率和面积的关系;④滇池蓝藻水华年际变化的影响机制.

1 数据与方法

1.1 研究区概况 滇池位于昆明市区的西南,102°36′~102°47′E,24°40′~25°02′N,地处低纬高原地带,属亚热带高原季风气候.湖体弓形,南北长 40 km,东西宽 12 km,滇池水位高程 1 887.4 m 时,湖泊面积 298.05 km²、最大水深 11.35 m、平均水深 5.01 m,属典型的浅水湖泊,湖水补给主要依赖地表径流和湖面降水^[16-17].由于滇池东北部被堤坝分隔为相互独立的草海和外海.草海因其面积小、生态功能特殊以及水动力条件不同,通常不作为水华研究的重点区域,而外海作为滇池的主体,约占全湖面积的 96.4%,能反映滇池主体水域的水华特征及其生态环境问题.因此,本文以外海作为研究区(图 1).

1.2 数据来源与处理 遥感数据,选取 2001—2023 年 Terra 卫星 MODIS 地表反射率产品 MOD09GQ 和 MOD09GA 数据提取水华信息. MODIS 数据来源于美国国家航空航天局的地球科学数据系统(ESDS),时间分辨率为 1 d,空间分辨率为 250 m

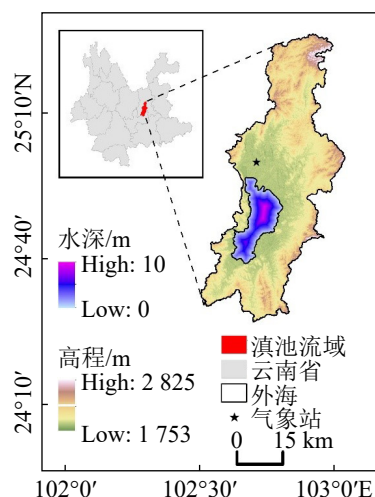


图 1 滇池的地理位置

Fig. 1 The location of Lake Dianchi

和 500 m. 剔除湖区云覆盖率大于 85% 或质量较差的影像,最终获取有效卫星影像为 2 795 日次.选取 2020 年 Sentinel-2 MSI 卫星 L2A 级产品数据,以用于对本文水华判别方法进行适用性分析. Sentinel-2 MSI 卫星 L2A 级产品数据时间分辨率为 5 d,空间分辨率分别从 10 m、20 m 到 60 m,数据来源于 Google Earth Engine 平台.

滇池水体信息,采用全球地表水数据集(JRC Global Surface Water Mapping Layers v1.4)提取滇池水体面积与湖岸线.该数据来源于欧盟联合研究中心,是基于 Landsat 卫星影像生成的全球逐月 30 m 分辨率地表水数据^[18].数据处理首先根据逐月水体信息得到研究区年积水累计频次,将频次在 6 次以上的像元视为有效水体,得到历年水体信息和湖岸线.由于最新 JRC 全球地表水数据集数据只更新至 2022 年,加之滇池湖区变化不明显.因此,本文将 2001—2022 年湖岸线最小范围作为滇池外海多年稳定水域,为了避免湖陆边界混合像元影响,将湖岸线向湖区内部腐蚀 500 m.

湖泊水深数据,数据来源于全球湖泊测深数据集 GLOBathy(Global lakes bathymetry dataset),该数据集包含了全球范围内超过 140 万个水体的新型全球测深数据,分辨率为 1 弧秒的 1990—2020 年期间最大水深估算^[19].

气象数据,选取地理位置靠近滇池的昆明气象站 2001—2023 年逐日观测数据,气象要素包括气温、风速、降雨量和日照时数,数据来源于云南省气象信息中心.

水质数据,选取总氮(TN)、总磷(TP)浓度的年

均值表征滇池外海水水质营养状况, 2005—2022 年水质数据来源于云南省气象大数据云平台, 2001—2004 年水质数据来源于文献 [20]. 由于缺少 2023 年水质数据, 本文通径分析研究时段为 2001—2022 年.

1.3 研究方法

1.3.1 水华信息提取 根据气象行业标准《湖泊蓝藻水华卫星遥感监测技术导则》(QX/T 207-2013), 采用归一化植被指数 (NDVI) 阈值法提取蓝藻水华信息, 基于目视解译反复试验后, 确定阈值为 0.10, 即 $NDVI \geq 0.1$ 的像元为水华. 根据水华判识结果, 所有水华像元面积的累计值为单次水华发生面积. 单次水华发生面积与湖区水体面积比例 $> 0.1\%$ 时, 判定当日出现一次水华事件. 月水华发生频率为该月监测到水华事件次数与卫星有效监测总数的比值 (单位: %), 年水华频率 (ABF) 为年内各月水华发生频率平均值, 年水华面积 (ABA, 单位: km^2) 为年内各次水华事件中出现的水华面积累计值. 参照金晓龙等 [21]、袁俊等 [12] 关于水华暴发日期的定义, 将每年 3 月至次年 1 月首次和最末一次水华发生面积占比 $\geq 5\%$ 的日期分别作为水华暴发开始日期和结束时期, 间隔天数为暴发持续天数.

1.3.2 稳定通过临界温度的初、终日计算 植物生长期与温度条件有着密切的关系, 蓝藻在生态行为上与植物具有一定的相似性, 蓝藻解除休眠进程开始复苏需要一定温度条件的时间积累 [22]. 通过分析日平均气温稳定通过临界温度初、终日与水华暴发日期之间的相关关系, 确定气温对蓝藻水华发生日期的影响以及蓝藻复苏的临界温度 T_d . 日平均气温稳定通过临界温度的初、终日的具体计算方法如下 [23]: 采用 5 d 滑动平均法, 选取年内连续天数最长的过程且滑动平均气温 $\geq T_d$ 的时段. 首个和最末一个滑动平均气温 $\geq T_d$ 的日期, 为初日和终日. 由于滑动平均窗口的影响, 初日应向前推 4 d.

1.3.3 通径分析 采用通径分析法来量化研究各因子对水华发生的影响程度. 通径分析法能克服简单相关分析与回归分析的不足, 揭示出多个变量之间的复杂关系. 其核心思想基于多元回归法, 将某自变量与因变量的相关关系分解为直接作用和间接作用, 即反映了其对因变量的直接效应, 也反映了与其它因变量之间的关系 [24-25].

本文选取气象因子和水体营养盐因子作为自变量, 根据湖泊水华发生机制, 建立如下分析假设框架: ①气象因子 (如气温、降水) 和水体营养盐因

子 (如总磷、总氮) 均会对蓝藻水华的发生产生直接作用; ②气象因子还可通过调节水体中营养盐浓度, 对蓝藻水华发生表现出间接作用; ③水体营养盐因子亦可能因与气象因子存在统计相关性, 对蓝藻水华发生表现出间接作用. 需强调, 这种间接作用主要反映变量之间的协同变化或统计协变关系, 而非物理意义上的直接因果路径.

通径分析中, 变量 x_1, x_2, \dots, x_n 与因变量 y 的线性回归方程为:

$$y = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_nx_n, \quad (1)$$

式中: b_i 为非标准化系数, 线性回归方程经过数学变换可建立正规矩阵.

$$\begin{bmatrix} 1 & r_{12} & \dots & r_{1n} \\ r_{21} & 1 & \dots & r_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ r_{n1} & r_{n2} & \dots & 1 \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} b_1 \\ b_2 \\ \vdots \\ b_n \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} r_{1y} \\ r_{2y} \\ \vdots \\ r_{ny} \end{bmatrix}, \quad (2)$$

式中: r_{ij} 为 x_i 和 x_j 的相关系数, b_i 为直接通径系数, 即 x_i 对 y 的直接作用; $r_{ij}b_i$ 为间接通径系数, 即 x_i 通过 x_j 对 y 的间接作用; r_{iy} 为 x_i 通过其他自变量对 y 的总间接影响效应.

决策系数 $D'_{(i)}$ 用于确定主要的决策变量和限制变量, $D'_{(i)}$ 绝对值越大, 则 x_i 对 y 的综合作用就越大, $D'_{(i)} > 0$ 表明为增进作用, 反之为抑制作用 [26]. $D'_{(i)}$ 计算公式如下:

$$D'_{(i)} = b_i^2 + 2 \sum_{i \neq j} b_i(r_{ij}b_j) = 2b_i r_{iy} - b_i^2. \quad (3)$$

回归方程估测的可靠程度 $E = r_{1y}b_1 + r_{2y}b_2 + \dots + r_{ny}b_n$, 剩余项通径系数 $P_{ye} = \sqrt{1-E}$, P_{ye} 越大说明存在对因变量有较大影响的因子未被考虑.

1.3.4 数据统计 采用一元线性回归法分析水华发生趋势变化率, Pearson 相关系数评估变量之间的相关性, 以 P 值表示显著性水平, $P < 0.05$ 为显著性水平, $P < 0.01$ 为极显著水平.

2 结果与分析

2.1 蓝藻水华发生时空变化

2.1.1 时间变化 图 2 为水华发生的年际变化. 如图所示, 2001—2023 年滇池蓝藻水华年平均发生频率为 54.8%, 最小值和最大值分别出现在 2022 年 (31.3%) 和 2013 年 (88.7%); 年平均累计水华面积为 430.4 km^2 , 年际间波动较大, 最小值和最大值分别出现在 2022 年 (82.5 km^2) 和 2013 年 (838.7 km^2), 近 23 a 以来, 水华频率和面积呈减少趋势,

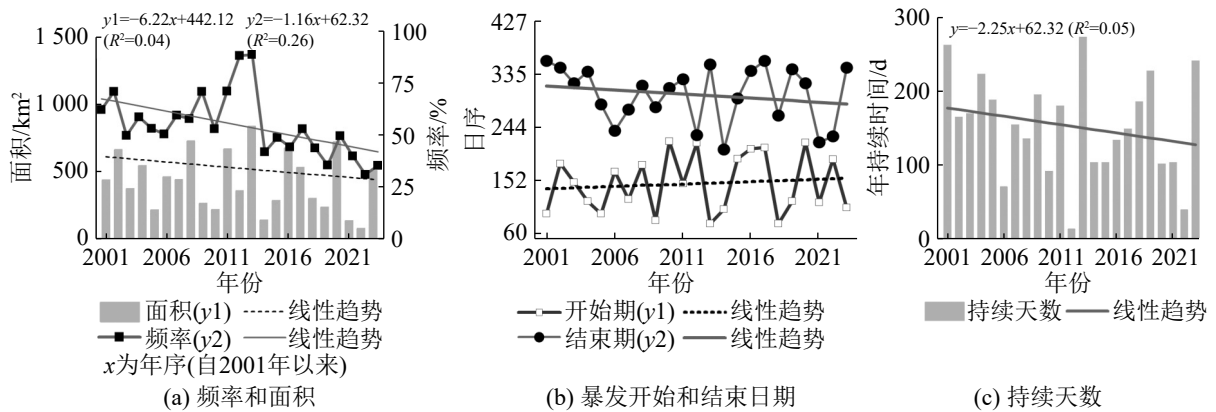


图 2 水华发生年平均频率和累计面积(a)、暴发日期(b)和持续天数的年际变化(c)

Fig. 2 Annual variability of average frequency and cumulative area (a), onset date (b) and duration of algal blooms (c)

年变化率分别为 -1.16% 、 -6.22 km^2 [图 2(a)]; 水华暴发开始日期和结束日期分别出现在每年 5 月下旬和 10 月下旬, 持续天数为 132 d, 开始日期呈推迟趋势, 结束日期呈提前趋势, 持续天数呈减少趋势, 年变化率分别为: 0.84 、 -1.40 d 和 -2.25 d [图 2(b)~(c)]. 可见, 滇池水华发生状况总体呈改善趋势.

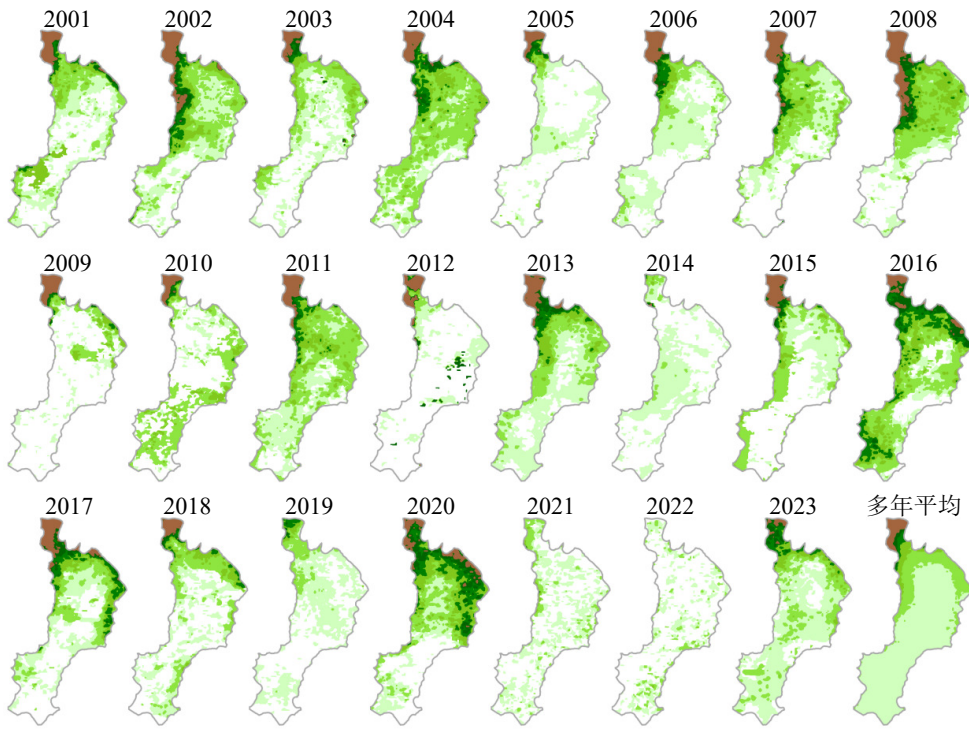
2.1.2 空间分布 图 3 为水华发生年平均频率空间分布和面积统计. 由图可知, 发生水华的水域面积占比多年平均值为 61.6% , 最大值和最小值分别出现在 2004 年 (90.5%) 和 2012 年 (26.4%). 多年平均水华发生频率的值在空间上呈南低、北高分布, 频率 $< 3\%$ 的水域面积占比为 85.2% , 主要位于湖区的中部和南部; 频率介于 $3\% \sim 6\%$ 的为水域面积占比为 9.0% , 主要位于湖区东岸和西岸; 频率 $\geq 6\%$ 的水域面积占比为 5.8% , 主要位于湖区东北部的湖湾. 不同水深区域平均水华发生频率统计结果表明: 浅水区的水华发生频率相对较高, 并会随着水深的增加而减少. 当水深大于 4 m 后, 频率变化较小.

图 4 为 1—12 月水华发生平均频率变化. 由图可知, 3—6 月为水华快速发展期. 水华最早出现在外海北部和东岸水域, 以后逐步向西、向南发展和扩张至外海的北部和中部水域; 7—9 月全湖进入水华高发期, 其中以北部东、西岸浅水区水华发生相对较为严重; 10 月—次年 1 月为衰退期, 水华逐渐消减. 2 月蓝藻进入休眠期, 水华发生频率和面积为最小. 水华频率最大值出现在 8 月. 面积在 8 月、11 月和 4 月各出现 3 个峰值, 其中 8 月出现的水华面积最大, 11 月次之.

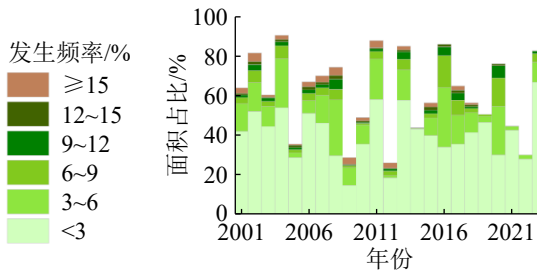
2.2 气象因子与水华发生的相关分析 根据气象学中的季节划分, 春季为 3—5 月, 夏季为 6—8 月,

秋季为 9—11 月, 冬季为 12 月—次年 2 月. 考虑到 2 月为滇池蓝藻休眠期, 6—9 月则为滇池地区的雨季, 这两个时段气象条件对水华发生有明显影响, 最终选取影响水华发生频率的面积的关键时段为全年、春季、夏季、秋季、当年冬季、去年冬季、雨季和 2 月. 结合水华暴发的时间特点, 影响暴发开始日期的关键时段为 2 月、3 月、4 月、5 月和春季, 而结束日期则为 10 月、11 月、12 月、秋季、冬季. 计算关键时段各气象因子与水华发生频率、面积、暴发开始期和结束日期之间的相关系数(图 5). 由图可知, 气温对水华发生的影响在不同时段有着明显的差异. 2 月最高气温、2 月日照、冬季日照与水华发生频率显著正相关, 雨季、秋季平均气温和最低气温、夏季最低气温为显著负相关; 降水总体为负相关, 其中全年、雨季、夏季降水为显著负相关 [图 5(a)]; 影响水华发生面积的重要气象因子是气温, 总体为负相关, 除冬季气温相关性不显著外, 其它时段的气温呈显著负相关 [图 5(b)]. 风速与水华暴发开始日期总体为正相关, 相关性相对高于其它气象因子 [图 5(c)]. 11 月和秋季风速、11 月日照与水华暴发结束日期显著负相关 [图 5(d)].

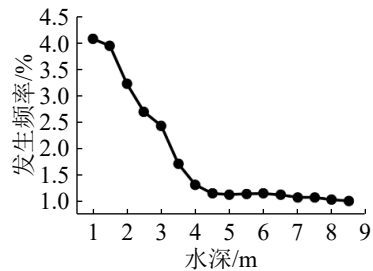
考虑到冬春季滇池中优势藻类种群为微囊藻, 其休眠和复苏阈值温度介于 $9 \sim 15\text{ }^\circ\text{C}$ [27]. 因此, 本文分别以 $9\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $10\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $11\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $12\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $13\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $14\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $15\text{ }^\circ\text{C}$ 为临界温度 (T_d), 计算稳定通过 T_d 初日与水华暴发相关系数(表 1). 结果表明, 总体上, 水华暴发开始日期与日平均气温稳定通过 $9 \sim 15\text{ }^\circ\text{C}$ 初日正相关, 即稳定通过临界温度的时间越早, 水华暴发日期也越早. 水华暴发开始日期与日平均气温稳定通过 $11\text{ }^\circ\text{C}$ 和 $12\text{ }^\circ\text{C}$ 的初日为显著正相关, 滇池蓝藻复苏的临界温度介于 $11 \sim 12\text{ }^\circ\text{C}$.



(a) 发生频率的空间分布



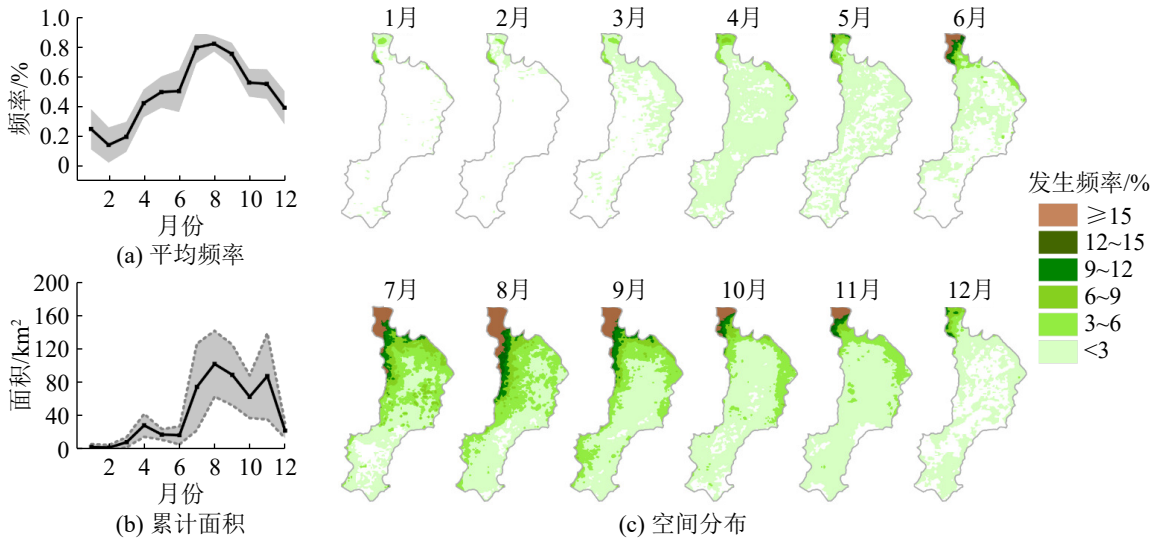
(b) 不同频率区间的面积占比



(c) 在不同水深区间的变化

图 3 各年水华平均发生频率空间分布 (a)、不同水域区间的面积占比 (b)、在不同水深区间的变化 (c)

Fig. 3 Annual average frequency of algal blooms: (a) spatial distribution, (b) proportion of area in different frequency intervals, and (c) changes across different water depth intervals



图(a)~(b)中阴影为95%置信区间

图 4 各月水华发生 (a) 平均频率、(b) 累计面积、(c) 空间分布

Fig. 4 Monthly variability of algal blooms: average frequency (a), cumulative area (b) and spatial distribution (c)

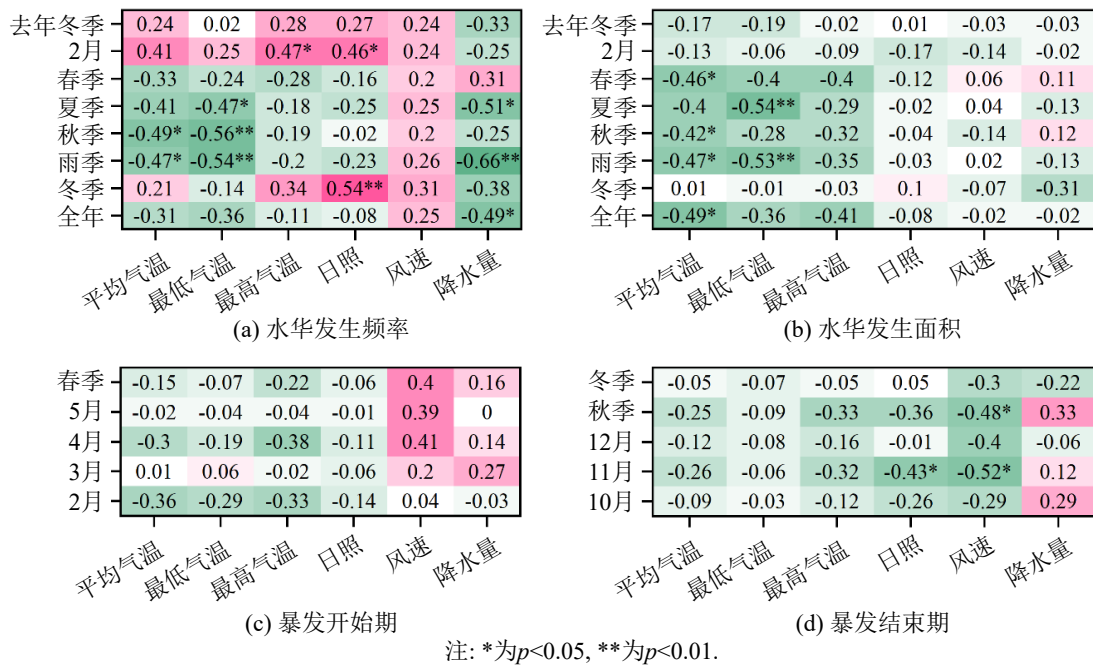


图 5 气象因子与水华发生指标的相关系数

Fig. 5 Correlation coefficient between climatic factors and algal blooms

表 1 日平均气温稳定通过临界温度(T_d)的初日与水华暴发开始日期的相关系数

Tab. 1 The correlation coefficient between the beginning date of stability beyond the threshold temperature and the onset date of the blooms outbreak

$T_d/^\circ\text{C}$	稳定通过 T_d 初日			相关系数
	25%	75%	平均	
9	1/17	3/1	2/1	0.14
10	2/2	3/4	2/14	0.31
11	2/10	3/8	2/21	0.48*
12	2/16	3/25	2/26	0.46*
13	2/19	4/1	3/20	0.40
14	3/9	4/20	4/4	-0.02
15	3/30	4/26	4/14	0.08

注: *为 $P < 0.05$, 表中日期为日序对应的平年的日期.

2.3 水华发生影响机制的通路分析 用总磷(TP)、总氮(TN)浓度年均值表征水体营养状态. 分别对水华发生频率(ABF)、面积(ABA)、气象因子和营养因子进行 Shapiro-Wilk 正态分布检验. 上述各因子均满足正态分布, 可进行通路分析^[25]. 进一步筛选出与 ABF 和 ABA 相关性较强的气象因子, 与 TP、TN 一起作为自变量, 采用多元线性回归方法, 逐步选择加入或删除某个自变量, 直至得到最优拟

合模型, 并利用方差膨胀因子 VIF 进行共线性诊断, 剔除 $VIF > 10$ 的变量. 最优拟合模型回归方程值 F 值分别为 $20.37 (P < 0.001)$ 、 $4.31 (P < 0.05)$, 各气象因子对水华发生频率和面积均有显著影响, 通路分析过程有效.

表 2 为影响因子的通路系数、决策系数和对可靠程度 E 的贡献. 图 6 为滇池水华发生频率和面积的影响路径. 主要影响 ABF 的因子有: 2 月最高气温(T_2)、雨季最低气温(T_r)、冬季降水(P_w)、TP、TN. 其中, T_2 、 P_w 和 T_r 以直接效应为主, TN、TP 则以间接效应为主. 直接效应中, T_2 (0.62) 的影响最明显, 表现为正向作用; 其次是 P_w (-0.52) 和 T_r (-0.48), 均表现为负向作用. 间接效应中, $TP \rightarrow T_2$ (0.23) 和 $TN \rightarrow P_w$ (0.20) 的影响最明显, 均表现为正向作用. 从决策系数来看, 总体上各因子对 ABF 均表现为促进作用. 其中, T_2 (0.24) 和 T_r (0.24) 对 ABF 的综合影响最大, 其次是 P_w (0.14) 和 TP (0.15), TN (0.05) 的影响最小. 影响 ABA 的因子有: T_r 、TP、TN. 其中, T_r 以直接效应为主, TN、TP 则以间接效应为主. 间接效应中, $TN \rightarrow T_r$ (0.21)、 $TP \rightarrow T_r$ (0.10) 的影响最大, 均为正向作用. 总体上, T_r (0.41) 的综合影响最大, 表现为促进作用, 其次是 TP (0.05) 和 TN (-0.02), 分别为促进和限制作用.

水华发生频率和面积回归方程的可靠程度(E) 分别为 0.86 和 0.42, 对应的剩余项通路系数为

表 2 水华发生频率和面积的通径分析

Tab. 2 Path analysis of algal blooms frequency and area

影响因子	相关系数	直接效应系数	间接效应系数						决策系数	对E的贡献
			T_2	P_w	T_r	TN	TP	合计		
发生频率	T_2	0.51*	0.62**	-0.14	-0.02	0.00	0.06	-0.11	0.24	0.31
	P_w	-0.40	-0.52**	0.17	0.00	-0.02	-0.03	0.12	0.14	0.19
	T_r	-0.49*	-0.48**	0.03	0.00	-0.02	-0.02	-0.01	0.24	0.25
	TN	0.51*	-0.05	0.00	0.20	0.16		0.10	0.05	0.02
	TP	0.58**	0.15	0.23	0.09	0.08	0.03		0.43	0.09
发生面积	T_r	-0.64**	-0.62**			-0.04	0.01	-0.03	0.41	0.40
	TN	0.27	0.11			0.21		-0.04	0.05	0.03
	TP	0.11	-0.06			0.10	0.07		0.17	-0.01

注: *为 $P < 0.05$, **为 $P < 0.01$.

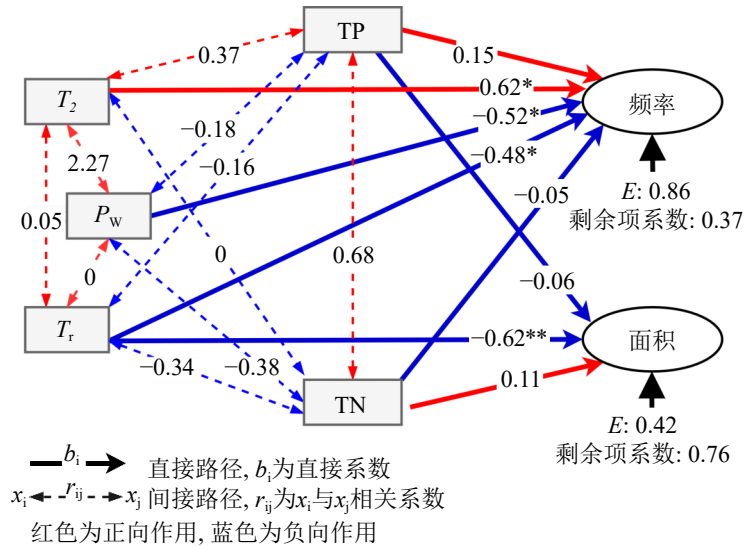


图 6 滇池水华发生频率和面积的影响路径

Fig. 6 Path diagram of the factors influencing algal bloom frequency and area in Dianchi Lake

0.37 和 0.76, 表明所选因子基本能够准确反映与频率的变化关系, 但对于面积, 尚有部分重要影响因子尚未被考虑. 进一步气象因子对频率和面积可靠程度 E 的贡献分别为 0.76 和 0.40, 可见气象因子是影响水华发生频率年际变化的主要因素, 但是其对面积变化的影响相对较弱.

3 讨论

3.1 水华提取方法适用性 选取 2020 年 4 月 6 日、2020 年 11 月 7 日、2020 年 11 月 12 日的 MODIS 和 Sentinel-2 MSI 卫星影像, 采用目视解译方法提取水华分布, 并将其与本文采用的 NDVI 阈值法提取结果进行对比分析. 目视解译主要步骤如下: 首

先在 ArcGIS Pro 软件中进行波段融合、影像裁剪等预处理, 然后通过目视解译建立训练样本, 采用最大似然分类方法进行水华识别. 最后, 结合人机交互方式对错分或漏分的区域进行修改. 图 7 为 MODIS 与 Sentinel-2 MSI 卫星影像及其提取的水华分布范围. 如图所示, 基于 NDVI 阈值法提取的水华面积在 4 月 6 日、11 月 7 日和 11 月 12 日分别为 8.6、24.3 km^2 和 117.1 km^2 , 相较于 MODIS 目视解译结果, 面积偏差分别为 -10.7%、-18.3% 和 12.7%, 与 Sentinel-2 解译结果的面积偏差分别为 52.4%、-38.5% 和 18.1%. 对比 3 种方式的水华范围, 在空间上均表现出较好的一致性. 综上可知, NDVI 阈值法能及时、有效的监测到水华发生信息,

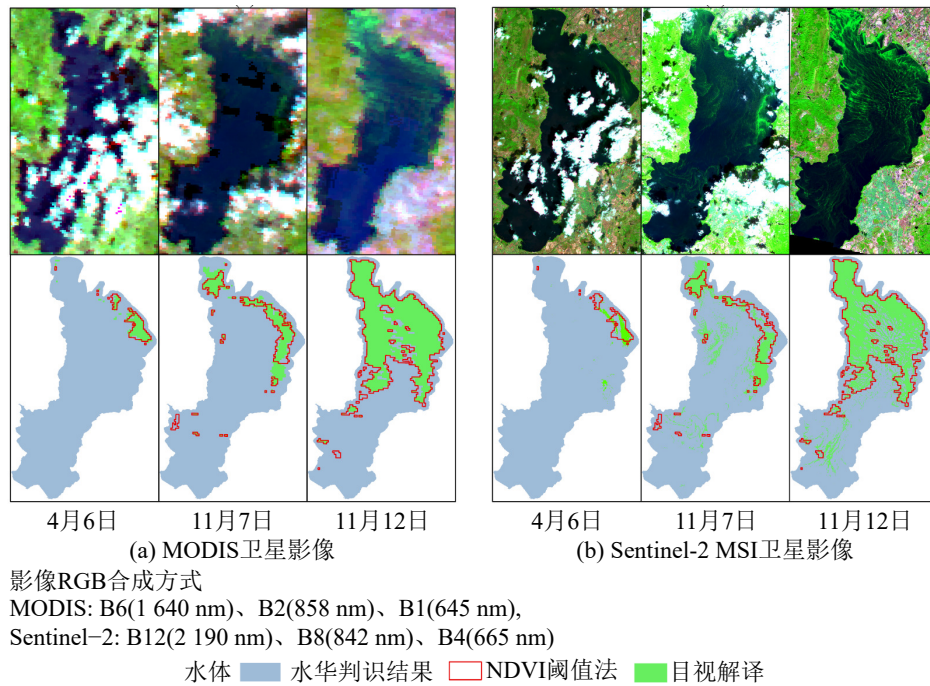


图 7 蓝藻水华分布范围 (a) MODIS 卫星影像和 (b) Sentinel-2 MSI 卫星影像
 Fig. 7 Distribution of algal blooms: (a) MODIS satellite image and (b) Sentinel-2 MSI satellite image

具有良好的适用性. 但面积估算误差较大, 主要原因在于 MODIS 影像空间分辨率较低, 受混合像元影响较明显. 蓝藻聚集程度较高的区域, 水华面积会被高估, 而蓝藻聚集程度较低的区域, 水华面积则会被低估、甚至漏分.

3.2 水深是影响水华空间分布的重要环境因子 本研究结果表明, 滇池水华发生具有明显的空间异质性, 水深小于 2 m 的区域, 水华发生频率最高, 随水深增加频率迅速下降. 水体中相对较高的藻类生物总量是大范围水华暴发的物质基础^[28]. 营养物浓度、负荷则是影响浮游植物群落中蓝藻比例、生物量的重要因子^[29]. 浅水区底泥扰动频繁、水动力强, 有利于底泥中氮、磷等营养盐的释放与再悬浮, 增强了水体的营养水平, 从而促进藻类尤其是蓝藻的生长. 其次, 浅水区光照条件更好, 提高了浮游植物的光合作用效率^[30]. 而深水区水体往往存在温跃层或氧跃层分层结构, 垂向混合受限, 底泥扰动较弱, 导致营养盐释放较少^[31]. 因此, 浅水区水华发生的风险较高.

3.3 气象条件对春季蓝藻复苏和水华暴发期的影响 当水体中营养充足时, 温度是影响蓝藻春季复苏和秋冬季衰亡、沉降的关键因素^[32]. 本研究结果表明, 滇池蓝藻复苏的临界温度介于 11 ~ 12℃, 当日平均气温大于临界温度后, 处于休眠中的藻类会

转入进入快速生长和繁殖. 湖体中藻生物量达到相当水平后, 经由风和湖泊水动力共同作用, 导致水华发生. 风速、气温和降水是影响水华暴发开始或结束日期重要气象因子, 风速过大则会导致蓝藻细胞在水柱中充分混合, 不利于蓝藻的上浮积聚^[22]. 因此, 风速作为蓝藻水华暴发的动力因子, 对暴发开始日期提前和结束日期推迟起抑制作用. 而秋季降水增多和气温下降则有利于暴发日期的推迟, 推测可能的原因是秋季降水增多、气温下降会直接扰动湖泊内部变温层水体的不稳定性, 从而增加底泥与上层水体之间的营养盐交换、提升藻类上浮动力, 有利于水华发生. 此外, 虽然秋冬季藻类衰亡和沉降是水华消退的根本原因, 蓝藻生长会随水温的下降而逐渐趋于停滞、进入衰亡和沉降, 但是水温的变化滞后于气温, 因此, 进入秋、冬季以后水体中藻生物量短期内仍会维持较高水平.

3.4 气象和营养条件对水华发生频率和面积的影响 本研究结果表明, 气温对水华发生频率的影响在不同时段有着明显的差异: 2 月平均气温和最高气温与水华发生频率存在显著正相关性, 表明成功越冬的蓝藻对次年水华发生频率有重要的影响. Ma 等^[33] 对全球 161 个大型湖泊(面积大于 500 km²) 分析中发现, 风速和冬季气温是水华发生频率的关键气象因子, 这与本研究结果基本一致.

气温升高通过影响湖泊水温,增加蓝藻水华发生规模、频率和持续时间^[34]。在气候变暖和富营养化促进了太湖蓝藻水华的暴发^[35]。Tong 等^[36] 研究预测随着巢湖地区气温升高,会加剧湖泊内部营养循环季节性波动,有利于蓝藻爆发的持续时间延长和强度增加。本研究结果表明,雨季和秋季气温与水华发生频率和面积呈显著负相关性。这可能与滇池独特的气候条件、高原湖泊属性和污染状况有关。太湖、巢湖和滇池是我国 3 大典型富营养湖泊。滇池是 3 湖中水华最易发生、治理难度最大的湖泊。由于地处低纬高原,全年气温偏高、日照充足、太阳辐射强。尤其春季气温明显高于地处东部平原的太湖、巢湖。而雨季降水偏少,水体稀释效应有限。长期以来,滇池承受着高强度外源输入与内源营养释放的双重污染压力^[37]。

尽管高温通常有利于蓝藻增长,但由于风的干扰、云量的增加等不利影响,在一定程度上抵消了夏、秋季升温对蓝藻生长速度的积极作用^[38]。此外,滇池湖泊面积较小、水动力弱、水体深,更易形成水温分层,促使蓝藻在表层聚集。而夏秋季温度升高,会缩短热分层时间,因此不利于水华发生。另外,由于水-沉积物相互作用,浅水湖泊中溶解氧对底泥内源释放和物质循环起着重要的调控作用^[39]。杜展鹏等^[40]、高伟等^[41] 发现滇池外海 TN 年际变化主要受内源释放、陆域输入和水温的影响,水温(或气温)为负向效应,即水温越高、TN 浓度越低。张虎才等^[17] 研究中发现,温度越低溶解氧浓度越高的结论并不适用于滇池实际情况。最后,杜成栋等^[29]、杨洪允等^[42] 也发现滇池进入秋季后,温度降低、光照减弱、降水减少,更适合藻类的生长繁殖,洱海在夏季随着温度升高对藻类有一定的抑制作用, Baig 等^[43] 则发现较低或较高的水温对太湖南部蓝藻生长均有一定的抑制作用。由此推测,夏、秋季温度对滇池蓝藻生长、水华发生可能具有双向调节作用,存在着复杂的影响过程。

本研究结果表明,气象因子是影响滇池水华发生频率年际变化的主导因子。这是由于研究时段内滇池水体的营养盐浓度水平明显高于能够限制浮游植物生长、蓝藻水华暴发的临界条件,加之滇池独特的地理、水文条件有利于蓝藻生物量的维持。在适宜的气象条件作用下,藻类上浮和聚集,就可能致使水华在局部或部分水域出现。因此,气象对水华发生频率的影响明显大于营养因子。随着滇池

水环境治理工作的不断推进,外源与内源营养盐浓度逐步降低,当水体营养盐含量低于或接近限制蓝藻生长的临界水平时,气象因子的主导作用则可能减弱,营养因子可能成为影响水华发生的关键限制因子。

3.5 本研究的局限性和展望 由于 MODIS 影像空间分辨率较低及混合像元效应影响,水华信息容易被漏判或误判。因此,未来建议引入多源高分辨率的卫星遥感数据,结合混合像元分解与深度学习等方法,提高水华面积估算的准确性与可靠性。

营养盐对藻类生长的影响存在时间阶段性差异:在春季藻类生长期,磷是限制性因子;而在夏秋季温度升高后,氮的调控作用更为关键^[29]。此外,湖泊水体的水动力条件如滞留时间、流速等也可能通过影响藻类的空间分布与积聚程度。而本文未考虑营养盐的空间异质性及其季节变化对水华的影响,可能低估了 TN 和 TP 的实际影响。因此,在后续研究有必要进一步结合水质、水文因子(如水动力过程),开展分季节或分区域(如北部与南部湖区)的营养盐-水华关系的研究,以全面揭示水华发生的影响机制。

本文研究结果表明夏秋季的最低气温与水华发生频率和面积的相关性显著高于平均或最高气温,这与 Peng 等^[44] 对云贵高原湖泊的研究结论一致,意味着夜间温度升高可能是蓝藻水华的重要气象驱动因素之一。但该现象有待通过实验和长期数据进一步验证。同时,虽然降水有助于湖泊营养负荷的增加,并可能通过水位变化影响水华形成,但鉴于滇池外海水位受控于工程调节,降水对水位的实际影响有限^[20]。因此,降水对蓝藻水华的间接作用机制仍需进一步系统研究。

4 结论

本文分析和探讨了滇池蓝藻水华时空变化及影响因素,主要结论如下:

2001—2023 年,滇池外海全湖范围内每年均有水华发生,具有高发、频发,以及水华面积年际间波动大的特征。并呈现明显的季节性和空间异质性。总体上,近 23 a 以来滇池水华发生状况有所改善。因此,滇池水华防控应充分考虑其时空异质性,实施分区、分时段精准防控措施。

总体上,气温升高、风速减小有利于水华暴发开始期的提前,而降水增加、风速减小则有利于暴

发结束期的推迟. 滇池水华藻类春季复苏的临界温度为 11 ~ 12 °C. 气温对水华的影响具有明显的季节性差异.

气象和营养因子共同影响水华发生, 但水华面积与频率的主导影响因素存在明显差异. 现阶段, 滇池外海水体营养盐浓度仍处于较高水平, 气象因子是影响滇池水华发生频率年际变化的主导因素. 因此, 有必要加强基于气象条件的水华发生预报与预测的研究, 提升水华暴发的监测预警能力. 应特别重点关注高温和干旱等极端事件对蓝藻水华暴发的影响, 加强相关的动态监测与预警, 为水华风险防控提供更为科学的决策依据.

致谢: 滇池水质数据由云南省生态环境信息中心提供, 在此表示感谢!

参考文献:

- [1] Brooks B W, Lazorchak J M, Howard M D, et al. Are harmful algal blooms becoming the greatest inland water quality threat to public health and aquatic ecosystems[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2016, 35(1): 6-13. DOI: 10.1002/etc.3220.
- [2] Paerl H W, Otten T G. Harmful cyanobacterial blooms: Causes, consequences, and controls[J]. *Microbial Ecology*, 2013, 65: 995-1 010. DOI: 10.1007/s00248-012-0159-y.
- [3] 刘雪梅, 章光新. 气候变化对湖泊蓝藻水华的影响研究综述 [J]. *水科学进展*, 2022, 33(2): 316-326. DOI: 10.14042/j.cnki.32.1309.2022.02.015.
Liu X M, Zhang G X. A review of studies on the impact of climate change on cyanobacteria blooms in lakes[J]. *Advances in Water Science*, 2022, 33(2): 316-326.
- [4] 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 [J]. *科学通报*, 2022, 67(30): 3 503-3 519. DOI: 10.1360/TB-2022-0178.
Zhang Y L, Qin B Q, Zhu G W, et al. Importance and main ecological and environmental problems of lakes in China[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2022, 67(30): 3 503-3 519.
- [5] Ho J C, Michalak A M, Pahlevan N. Widespread global increase in intense lake phytoplankton blooms since the 1980s[J]. *Nature*, 2019, 574(7780): 667-670. DOI: 10.1038/s41586-019-1648-7.
- [6] 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 [J]. *水生生物学报*, 2016, 40(3): 615-623. DOI: 10.7541/2016.83.
Dong J, Gao Y N, Li G B. A review: Responses of phytoplankton communities to eutrophication and climate warming in freshwater lakes[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2016, 40(3): 615-623.
- [7] 胡小冬, 刘威. 浅谈云南高原湖泊的生态修复和保护 [J]. *人民珠江*, 2009(3): 33-34. DOI: 10.3969/j.issn.1001-9235.2009.03.012.
Hu X D, Liu W. Ecological restoration and protection of Yunnan plateau lakes[J]. *People's Pearl River*, 2009(3): 33-34.
- [8] 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 [J]. *湖泊科学*, 2014, 26(4): 485-496. DOI: 10.18307/2014.0401.
Li G B, 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[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2014, 26(4): 485-496.
- [9] 黄杰, 王英才, 邓晓庆, 等. 滇池水质及营养状态时空变化特征 [J]. *人民长江*, 2022, 53(6): 61-67. DOI: 10.16232/j.cnki.1001-4179.2022.06.009.
Huang J, Wang Y C, Deng X Q, et al. Characteristics of spatial and temporal variation of water quality and nutritional status in Dianchi Lake[J]. *Yangtze River*, 2022, 53(6): 61-67.
- [10] 段洪涛, 曹志刚, 沈明, 等. 湖泊遥感研究进展与展望 [J]. *遥感学报*, 2022, 53(6): 61-67. DOI: 10.11834/jrs.20221301.
Duan H T, Cao Z G, Shen M, et al. Review of lake remote sensing research[J]. *National Remote Sensing Bulletin*, 2022, 53(6): 61-67.
- [11] 李一民, 谭振宇, 杨辰, 等. 基于多源卫星的滇池藻华提取机器学习算法研究 [J]. *地球科学进展*, 2022, 37(11): 1 141-1 156. DOI: 10.11867/j.issn.1001-8166.2022.064.
Li Y M, Tan Z Y, Yang C, et al. Extraction of algal blooms in Dianchi Lake based on multi-source satellites using machine learning algorithms[J]. *Advances in Earth Science*, 2022, 37(11): 1 141-1 156.
- [12] 袁俊, 曹志刚, 马金戈, 等. 1980s 以来巢湖藻华物候时空变化遥感分析 [J]. *湖泊科学*, 2023, 35(1): 57-72. DOI: 10.18307/2023.0103.
Yuan J, Cao Z G, Ma J G, et al. Remote sensed analysis of spatial and temporal variation in phenology of algal blooms in Lake Chaohu since 1980s[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2023, 35(1): 57-72.
- [13] Hu C. A novel ocean color index to detect floating algae in the global oceans[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2009, 113(10): 2 118-2 129. DOI: 10.1016/j.rse.

- 2009.05.012.
- [14] Kiage L M, Walker N D. Using NDVI from MODIS to monitor Duckweed bloom in lake Maracaibo, Venezuela[J]. *Water Resources Management*, 2009, 23(6): 1 125-1 135. DOI: [10.1007/s11269-008-9318-9](https://doi.org/10.1007/s11269-008-9318-9).
- [15] 刘海秋, 任恒奎, 牛鑫鑫, 等. 基于 Sentinel-2 遥感影像的巢湖蓝藻水华提取方法研究 [J]. *生态环境学报*, 2021, 30(1): 146-155. DOI: [10.16258/j.cnki.1674-5906.2021.01.017](https://doi.org/10.16258/j.cnki.1674-5906.2021.01.017).
- Liu H Q, Ren H K, Niu X X, et al. Extraction of cyanobacteria bloom in Chaohu Lake based on Sentinel-2 remote sensing images[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2021, 30(1): 146-155.
- [16] 中国科学院南京地理与湖泊研究所. 中国湖泊调查报告 [M]. 北京: 科学出版社, 2019.
- Nanjing Institute of Geography and Lakes, Chinese Academy of Sciences. Report on the Survey of Chinese Lakes[M]. Beijing: Science Press, 2019.
- [17] 张虎才, 常凤琴, 段立曾, 等. 滇池水质特征及变化 [J]. *地球科学进展*, 2017, 32(6): 651-659. DOI: [10.11867/j.issn.1001-8166.2017.06.0651](https://doi.org/10.11867/j.issn.1001-8166.2017.06.0651).
- Zhang H C, Chang F Q, Duan L Z, et al. Water quality characteristics and variations of lake Dianchi[J]. *Advances in Earth Science*, 2017, 32(6): 651-659.
- [18] Pekel J F, Cottam A, Gorelick N, et al. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes[J]. *Nature*, 2016, 540(7633): 418-422. DOI: [10.1038/s41586-019-1714-1](https://doi.org/10.1038/s41586-019-1714-1).
- [19] Bahram K, Read L K, Casali M, et al. GLOBathy, the global lakes bathymetry dataset[J]. *Scientific Data*, 2022, 9(1). DOI: [10.6084/m9.figshare.16695070](https://doi.org/10.6084/m9.figshare.16695070).
- [20] 王丽霞, 程晨, 鲁露, 等. 滇池外海水位变化及其对水质的影响 [J]. *绿色科技*, 2023, 25(20): 1-6, 27. DOI: [10.3969/j.issn.1674-9944.2023](https://doi.org/10.3969/j.issn.1674-9944.2023.10.3969/j.issn.1674-9944.2023).
- Wang L X, Cheng C, Lu L, et al. Water level changes and their impact on water quality of Dianchi Waihai lake[J]. *Journal of Green Science and Technology*, 2023, 25(20): 1-6, 27.
- [21] 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 [J]. *环境科学*, 2024, 45(5): 2 694-2 704. DOI: [10.13227/j.hjcx.202306047](https://doi.org/10.13227/j.hjcx.202306047).
- Jin X L, Deng X L, Dai R, et al. Analysis of the spatiotemporal distribution of algal blooms and its driving factors in Chaohu Lake based on multi-source datasets [J]. *Environmental Science*, 2024, 45(5): 2 694-2 704.
- [22] 谢小萍, 李亚春, 杭鑫, 等. 气温对太湖蓝藻复苏和休眠进程的影响 [J]. *湖泊科学*, 2016, 28(4): 818-824. DOI: [10.18307/2016.0415](https://doi.org/10.18307/2016.0415).
- Xie X P, Li Y C, Hang X, et al. The effect of air temperature on the process of cyanobacteria recruitment and dormancy in Lake Taihu[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2016, 28: 818-824.
- [23] 曲曼丽. 农业气候实习指导: 农业气候分析方法 30 例 [M]. 北京: 北京农业大学出版社, 1991.
- Qu M L. Agroclimatic practice guide: 30 examples of agroclimatic analysis methods[M]. Beijing: Beijing Agricultural University Press, 1991.
- [24] 蔡甲冰, 刘钰, 许迪, 等. 基于通径分析原理的冬小麦缺水诊断指标敏感性分析 [J]. *水利学报*, 2008(1): 83-90. DOI: [10.3321/j.issn:0559-9350.2008.01.014](https://doi.org/10.3321/j.issn:0559-9350.2008.01.014).
- Cai J B, Liu Y, Xu D, et al. Sensitivity analysis on water deficit indicator of winter wheat based on path analysis theory[J]. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2008(1): 83-90.
- [25] 杜家菊, 陈志伟. 使用 SPSS 线性回归实现通径分析的方法 [J]. *生物学通报*, 2010, 45(2): 4-6. DOI: [10.3969/j.issn.0006-3193.2010.02.002](https://doi.org/10.3969/j.issn.0006-3193.2010.02.002).
- Du J J, Chen Z W. A method to realize the pathway analysis using SPSS linear regression[J]. *Bulletin of Biology*, 2010, 45(2): 4-6.
- [26] 袁志发, 周静芋, 郭满才, 等. 决策系数——通径分析中的决策指标 [J]. *西北农林科技大学学报(自然科学版)*, 2001, 29(5): 131-133. DOI: [10.3321/j.issn:1671-9387.2001.05.033](https://doi.org/10.3321/j.issn:1671-9387.2001.05.033).
- Yuan Z F, Zhou J Y, Guo M C, et al. Decision coefficient—an index for decision-making in path analysis[J]. *Journal of Northwest A&F University (Natural Science Edition)*, 2001, 29(5): 131-133.
- [27] Fu C, Wang X, Yu J, et al. From winter dormancy to spring bloom: Regulatory mechanisms in *Microcystis aeruginosa* post-overwintering recovery[J]. *Water Research*, 2025, 269: 122 807. DOI: [10.1016/j.watres.2024.122807](https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122807).
- [28] Wang Q, Sun L, Zhu Y, et al. Hysteresis effects of meteorological variation-induced algal blooms: A case study based on satellite-observed data from Dianchi Lake, China (1988–2020)[J]. *Science of The Total Environment*, 2022, 812: 152 558. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2021.152558](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152558).
- [29] 杜成栋, 潘继征, 张国正, 等. 运用 AEM3D 模型分析滇池蓝藻对营养盐变化的响应 [J]. *生态与农村环境学报*, 2023, 39(12): 1 534-1 546. DOI: [10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0458](https://doi.org/10.19741/j.issn.1673-4831.2022.0458).
- Du C. D, Pan J Z, Zhang G Z, et al. Analysis of cyanobacterial response to nutrient changes in Dianchi lake by using AEM3D model[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2023, 39(12): 1 534-1 546.
- [30] Wang S Y, Yang G, Jia J J, et al. Water level as the key

- controlling regulator associated with nutrient and gross primary productivity changes in a large floodplain-lake system (lake Poyang), China[J], *Journal of Hydrology*, 2021, 599:126414-126414. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2021.126414](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126414)
- [31] Michela R, Martina A, Rossana C, et al. Temporal changes in nutrients in a deep oligomictic Lake: The role of external loads versus climate change[J], *Journal of Limnology*, 2021, 80(3): 427-444. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2021.126414](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126414)
- [32] 夏健, 钱培东, 朱玮. 2007 年太湖蓝藻水华提前暴发气象成因探讨 [J]. *气象科学*, 2009, 29(4): 4 531-4 535. DOI: [10.3969/j.issn.1009-0827.2009.04.016](https://doi.org/10.3969/j.issn.1009-0827.2009.04.016).
Xia J, Qian P D, Zhu W. Study on causes of early blue-green algae bloom in Tai Lake in 2007[J]. *Scientia Meteorologica Sinica*, 2009, 29(4): 4 531-4 535.
- [33] Ma J, Loiselle S, Cao Z, et al. Unbalanced impacts of nature and nurture factors on the phenology, area and intensity of algal blooms in global large lakes: MODIS observations. *Science of The Total Environment*[J], 2023, 880:163376. DOI:[10.1016/j.scitotenv.2023.163376](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163376).
- [34] Tang C, Li Y, He C, et al. Dynamic behavior of sediment resuspension and nutrients release in the shallow and wind-exposed Meiliang Bay of Lake Taihu[J]. *The Science of the Total Environment*, 2019, 708: 135131. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2019.135131](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135131).
- [35] 秦伯强. 浅水湖泊湖沼学与太湖富营养化控制研究 [J]. *湖泊科学*, 2020, 32(5): 1 229-1 243. DOI: [10.18307/2020.0501](https://doi.org/10.18307/2020.0501).
QIN B Q. Shallow lake limnology and control of eutrophication in Lake Taihu[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2020, 32(5): 1 229-1 243.
- [36] Tong Y, Xu X, Qi M, et al. Lake warming intensifies the seasonal pattern of internal nutrient cycling in the eutrophic lake and potential impacts on algal blooms[J], *Water Research*, 2020, 188: 116 570-116 570. DOI: [10.1016/j.watres.2020.116570](https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116570)
- [37] 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)[J]. *湖泊科学*, 2018, 30(4): 897-906. DOI: [10.18307/2018.0403](https://doi.org/10.18307/2018.0403).
Wang J, He L Q S, Yang C, et al. Comparison of algal bloom related meteorological and water quality factors and algal bloom conditions among Lakes Taihu, Chao-hu, and Dianchi (1981–2015)[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2018, 30(4): 897-906.
- [38] Howard A, Easthope M P. Application of a model to predict cyanobacterial growth patterns in response to climatic change at Farmoor Reservoir, Oxfordshire, UK [J]. *Science of the Total Environment*, 2002, 282(23): 459-469. DOI: [10.1016/S0048-9697\(01\)00929-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00929-9).
- [39] 胡梦辰, 朱滔, 蒋青松, 等. 滇池溶解氧浓度变化的氮磷循环响应模拟研究 [J]. *北京大学学报 (自然科学版)*, 2021, 57(3): 481-488. DOI: [10.13209/j.0479-8023.2021.024](https://doi.org/10.13209/j.0479-8023.2021.024).
Hu M C, Zhu T, Jiang Q S, et al. Simulation study on nitrogen and phosphorus recycling response of changing dissolved oxygen concentration in lake Dianchi[J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2021, 57(3): 481-488.
- [40] 杜展鹏, 王明净, 严长安, 等. 基于绝对主成分-多元线性回归的滇池污染源解析 [J]. *环境科学学报*, 2020, 40(3): 1 130-1 137. DOI: [10.13671/j.hjkxxb.2019.0358](https://doi.org/10.13671/j.hjkxxb.2019.0358).
Du Z P, Wang M J, Yan C G, et al. Pollution source apportionment of Lake Dianchi based on absolute principal component score-multiple linear regression[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2020, 40(3): 1 130-1 137.
- [41] 高伟, 程国微, 严长安, 等. 1988-2018 年滇池氮磷比的时空演变特征与原因解析 [J]. *湖泊科学*, 2021, 33(1): 64-73. DOI: [10.18307/2021.0105](https://doi.org/10.18307/2021.0105).
Gao W, Cheng G W, Yan C G, et al. Identifying spatiotemporal alteration of nitrogen to phosphorus ratio of Lake Dianchi and its driving forces during 1988-2018[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2021, 33(1): 64-73.
- [42] 杨洪允, 周雯, 乔永民, 等. 洱海浮游植物群落结构及其与环境因子分析 [J]. *环境科学与技术*, 2021, 44(7): 123-132. DOI: [10.19672/j.cnki.1003-6504.0448.21.338](https://doi.org/10.19672/j.cnki.1003-6504.0448.21.338).
Yang H Y, Zhou W, Qiao Y M, et al. Community structure of phytoplankton and its relationship with environmental factors in Erhai Lake[J]. *Environmental Science and Technology*, 2021, 44(7): 123-132.
- [43] Baig S A, Huang L L, Sheng T T, et al. Impact of climate factors on cyanobacterial dynamics and their interactions with water quality in South Taihu Lake, China[J]. *Chemistry and Ecology*, 2017, 33(1): 76-87. DOI: [10.1080/02757540.2016.1261122](https://doi.org/10.1080/02757540.2016.1261122).
- [44] Peng J, Chen J, Liu S, et al. Dynamics of algal blooms in typical low-latitude plateau lakes: Spatiotemporal patterns and driving factors[J]. *Environmental Pollution*, 2024, 345: 123 453. DOI: [10.1016/j.envpol.2024.123453](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123453).

Study on the spatiotemporal variations of algal blooms and influencing factors in the Waihai of Dianchi Lake

XU Hong¹, SHI Xiumei², CHENG Jinxin¹, WANG Yuyouting¹

(1. Yunnan Key Laboratory of Meteorological Disasters and Climate Resources in the Greater Mekong Subregion,

Yunnan Climate Center, Kunming 650034, Yunnan, China;

2. Meteorological Bureau of Puer City, Puer 665000, Yunnan, China)

Abstract: Algal blooms (ABs) are one of the key tasks in water environment management in Dianchi Lake. In this study, based on the information ABs information was extracted using MODIS data from 2001 to 2023, spatiotemporal variations of ABs in Dianchi Lake were analyzed. Using correlation analysis, multiple linear regression, and path analysis, the effects of climatic factors and nutrient levels on the interannual variation of cyanobacterial blooms and their interactions were quantitatively analyzed. The results showed that ① during the study period, the average annual frequency of algal blooms in Dianchi Lake was 56.8 %, and the annual cumulative area was 430.4 km². The ABs outbreak period generally occurs from late May to late October every year. Spatially, the frequency of ABs was the highest in the northern Waihai region of Dianchi Lake, followed by the eastern and western coasts, and lowest in the central and southern regions of the lake. In the past 23 years, both the frequency and area of ABs have exhibited a decreasing trend, with bloom onset progressively delayed, termination occurring earlier, and duration shortened, reflecting a marked improvement in the status of ABs. ② Overall, higher air temperature or lower wind speed promoted an earlier onset of ABs, whereas increased precipitation or reduced wind speed delayed bloom termination. The influence of meteorological factors on ABs varied seasonally: air temperature had a non-significant positive correlation with ABs frequency in winter ($P > 0.05$) but was significantly negatively correlated with ABs area in summer and autumn. ③ The critical temperature for the resurgence of bloom-forming algae in spring was 11–12 °C, and an earlier date when the daily mean air temperature was first persistently maintained above this threshold corresponded to an earlier onset of ABs. ④ Both meteorological and nutrient factors jointly influenced the occurrence of ABs, but the dominant factors differed markedly between the frequency and area of ABs occurrence. ABs frequency was mainly driven by the maximum air temperature in February, minimum air temperature in the rainy season, winter precipitation, and total phosphorus (TP) concentration, whereas the ABs area was primarily determined by the minimum air temperature in the rainy season and total nitrogen (TN) concentration. At present, meteorological factors are the dominant drivers of the interannual variation in the frequency of ABs in Dianchi Lake, whereas their influence on ABs area is relatively limited.

Key words: algal blooms; path analysis; Waihai of Dianchi Lake