

极端气候驱动下洪泽湖蓝藻水华的加剧与归因*

张娜^{1,2}, 刘常清², 杨瑾晟^{2,3}, 赵启航^{2,3}, 张民^{2,4}, 赵嘉诚¹, 史小丽^{2,4**}

(1: 南京信息工程大学生态与应用气象学院, 南京 210044)

(2: 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)

(3: 中国科学院大学, 北京 100049)

(4: 中国科学院大学南京学院, 南京 211135)

摘要: 在全球气候变化背景下, 极端气候事件频次与强度增加加剧了浅水富营养化湖泊中蓝藻水华的暴发与扩张, 对湖泊生态安全和供水保障构成严重威胁。然而, 极端气候事件如何驱动蓝藻水华的长期动态演变, 其主导因子与作用机制仍不明确。本研究以洪泽湖为对象, 基于 1960—2024 年共 64 年气象监测数据, 开展 Mann-Kendall 趋势分析。结果表明: 极端温度指数整体表现为显著增温特征, 自 1991 年以来极端高温事件的总持续时间每 10 年增加 5.33 d, 发生频次每 10 年增加 2 次; 同时, 降水强度 10 年增幅为 0.38 mm/d, 强降水总量每 10 年增加 15.18 mm。结合 2003—2020 年的遥感影像数据分析发现, 洪泽湖蓝藻水华年均发生率上升 1.15%, 最大藻华面积扩大 154.69 km², 首次出现时间提前 24.56 d, 潜在持续期平均延长 27.20 d。SHAP 归因分析结果表明, 藻华发生率和最大藻华面积是对极端气候事件响应最为敏感的蓝藻水华指标, 其中极端高温事件的平均强度起主导作用, 该指标持续增强将进一步导致水华发生时间提前、分布范围扩大。值得注意的是, 当温度超过一定阈值时, 藻类生长可能受到热胁迫抑制, 说明极端高温事件在蓝藻水华演变中具有“促进—限制”双重作用。本研究揭示了极端气候驱动下蓝藻水华的响应机制与阈值行为, 可为湖泊水华风险预警与适应性流域管理提供理论依据与科学支持。

关键词: 极端气候; 蓝藻水华; 洪泽湖; 极端高温事件

Intensification and drivers of cyanobacterial blooms in Lake Hongze under extreme climate forcing*

Zhang Na^{1,2}, Liu Changqing², Yang Jinsheng^{2,3}, Zhao Qihang^{2,3}, Zhang Min^{2,4}, Zhao Jiacheng¹ & Shi Xiaoli^{2,4**}

(1: School of Ecology and Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, P. R. China)

(2: State Key Laboratory of Lake and Watershed Water Security, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, P. R. China)

(3: University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P. R. China)

(4: University of Chinese Academy of Sciences, Nanjing, Nanjing 211135, P. R. China)

Abstract: With climate change, the increasing frequency and intensity of extreme climate events have intensified the outbreak and expansion of cyanobacterial blooms in shallow eutrophic lakes, posing severe threats to the security and water supply safety of lake ecosystems. However, how extreme climate events drive the long-term dynamics of cyanobacterial blooms, as well as the dominant factors and underlying mechanisms, remain unclear. Taking Lake Hongze as a case study, Mann-Kendall trend analysis based on 64 years of meteorological observations revealed a significant warming trend in extreme temperature indices. Since 1991, the total duration and frequency of extreme heat events has increased by approximately 5.33 days and 2 events per decade, respectively.

* 2025-11-03 收稿; 2026-01-20 收修改稿。

江苏省基础研究计划项目 (BK20231516) 和国家自然科学基金项目 (32501447) 联合资助。

** 通信作者; E-mail: xshi@niglas.ac.cn。

Meanwhile, the Simple Daily Intensity Index and the annual total precipitation from very wet days have increased by 0.38 mm/d and 15.18 mm, respectively. Based on remote-sensing observations from 2003 to 2020, the bloom occurrence rate in Lake Hongze has increased by an average of 1.15% per year, while the maximum bloom extent has expanded by 154.69 km². The bloom onset has advanced by 24.56 days, and the potential bloom duration has extended by an average of 27.20 days. Further attribution analysis using the SHAP method indicated that the bloom occurrence rate and the maximum bloom extent are the cyanobacterial bloom metrics most sensitive to extreme climate events, with the mean intensity of extreme heat events playing a dominant role. The continued intensification of extreme heat events is expected to further advance the bloom onset and expand the bloom extent. Notably, when temperatures exceed a certain threshold, algal growth may be inhibited due to thermal stress, suggesting a dual “promoting-inhibiting” effect of extreme heat events on cyanobacterial bloom dynamics. This study elucidates the response mechanisms and threshold behaviors of cyanobacterial blooms under extreme climate forcing, providing a theoretical basis and scientific support for the early warning of bloom risks and adaptive watershed management.

Keywords: Extreme climate; cyanobacterial bloom; Lake Hongze; extreme heat events

全球气候变化是当今人类社会面临的重大挑战之一。伴随全球持续升温,极端气候事件的发生频次、强度及持续时间均呈显著上升趋势。根据联合国政府间气候变化专门委员会(IPCC)最新报告,2011—2020年全球地表温度较1850—1900年升高了约1.1℃,而中国自20世纪初以来升温幅度达1.3~1.7℃^[1]。在全球范围内,湖泊蓝藻水华的发生频率与强度呈显著增加趋势,其主要驱动因素包括人为营养输入与气候变化的协同作用^[2]。气候变化对蓝藻水华的影响可归纳为两个方面:一是长期气候变暖,为蓝藻生长提供了更适宜的生长温度^[3];二是极端气候事件具有突发性与强烈性^[4],更容易导致蓝藻水华的快速形成与高强度暴发^[5-6]。例如,滇池等湖泊蓝藻水华事件被证实与极端高温密切相关^[7]。极端降水会通过增强径流输入和水体混合^[8],在短小时内输入大量氮、磷等营养盐^[9],显著改变水华的发生时间、范围与持续时间。尽管已有研究多聚焦于长期气候变暖的影响^[10],但极端高温与极端降水事件的非线性响应特征,以及二者对蓝藻水华动态的主导作用及机制仍有待深入量化。

洪泽湖是淮河流域下游重要的大型浅水富营养化湖泊^[11]。受流域农业活动与入湖河流输入的显著影响,该湖近年来频繁暴发以微囊藻为优势种^[12]的蓝藻水华。研究表明,微囊藻的生长随温度升高而加快^[13],极端降水则进一步增加了外源营养盐负荷^[14],从而可能扩大蓝藻水华的范围并延长其持续时间。因此,评估极端气候事件对洪泽湖蓝藻水华的影响,不仅有助于揭示湖泊生态系统的响应机制,对区域水环境治理与公共健康风险管理也具有重要实践意义。为量化极端气候事件与藻华之间的关系,本研究采用IPCC推荐的百分位阈值法识别极端高温与极端降水事件,并结合2003—2020年MODIS遥感反演的藻华数据,系统评估极端气候事件对洪泽湖藻华影响的重要性。

1 数据和方法

1.1 研究区概况

洪泽湖作为我国第四大淡水湖泊,位于江苏省中西部(33°06′~33°40′N,118°10′~118°52′E)(图1a),湖区地势相对平坦,入湖河流众多,其中淮河为主要入湖河流^[15]。湖区周边分布有洪泽、高邮、金湖、盱眙、泗洪等多个县(市),土地利用类型以农业为主导,农业种植和渔业养殖在经济中占有重要地位^[16]。洪泽湖作为淮河流域最大的湖泊,总面积约为1570 km²,平均水深约为1.9 m^[17]。该湖处于中国东部北亚热带向暖温带过渡的湿润季风气候区^[18],受东亚季风(EASM)的影响较为明显^[19],这一气候背景决定了湖泊水文过程和生态系统易受极端气候事件的驱动与扰动。长期监测数据显示,洪泽湖总氮(TN)和总磷(TP)浓度总体呈现持续波动上升趋势(图1b、c),表明湖泊整体处于富营养化状态,已达到蓝藻水华暴发的水平。此外,洪泽湖作为南水北调的重要枢纽,在水资源调配、防洪减灾、生态保护和经济发展中发挥着不可替代的作用。因此,其富营养化加剧引发的生态环境问题不仅影响湖区自身的生态稳定性,也对下游水体及跨区域水资源管理提出了更高要求。

1.2 数据来源及分析方法

洪泽湖1960—2024年的气象数据源自中国气象网,选取位于湖区周边的泗洪(33°29′N,118°13′E)和盱

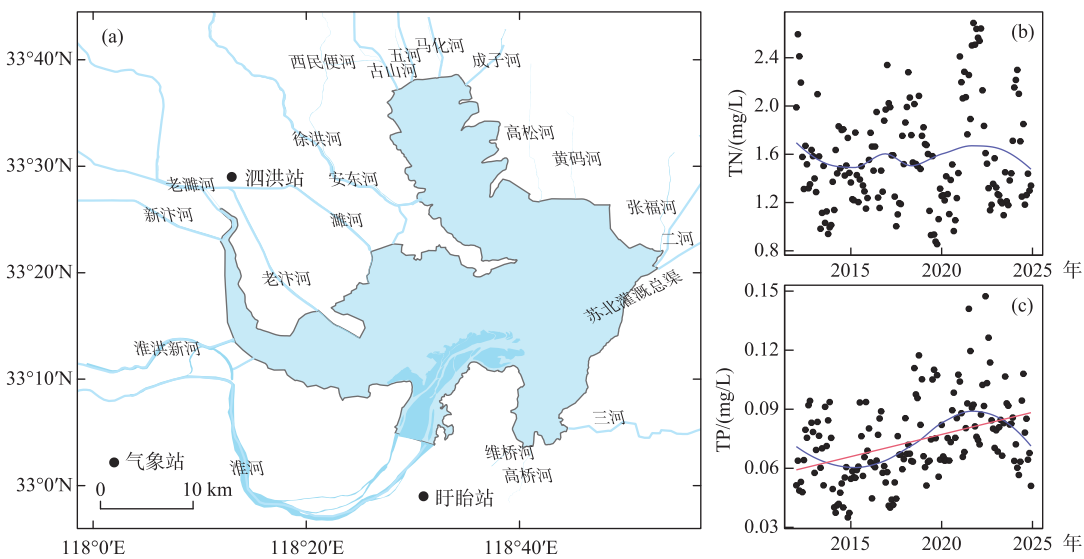


图 1 洪泽湖流域长期气象数据站点(a);TN(b)和 TP(c)近 12 年的变化趋势
(红色实线表示线性回归上升)

Fig. 1 Long-term meteorological data stations in the Lake Hongze Basin (a); temporal trends of TN (b) and TP (c) over the past 12 years (the red solid line indicates an increasing linear regression)

盱(32°59'N,118°31'E)两个气象站点的观测记录(图 1a),经算术平均后代表湖区整体气候状况。2003—2020 年洪泽湖藻华数据由全球水环境遥感实验室(GARS)提供(链接为:https://figshare.com/articles/dataset/Algal_blooms_in_China_lakes_over_the_past_two_decades/19860226)。该数据集基于中分辨率成像光谱仪(MODIS)逐日遥感影像,采用归一化浮动藻类指数(NFAI),并结合国际照明委员会(CIE)色度系统,构建了一种自动化湖相藻华识别算法。本文所采用的藻华数据表征的是 MODIS 遥感识别的湖泊表层藻类聚集现象。由于遥感观测难以直接区分藻类类群,藻华发生率和最大藻华面积等指标反映的是表层藻华覆盖状况,而非经现场分类验证的蓝藻水华。考虑到洪泽湖为典型浅水富营养化湖泊,且已有研究表明其藻华长期以微囊藻等蓝藻类群占优势,因此本文在结果解释与机制讨论中,将遥感识别的藻华主要视为蓝藻主导的藻华现象。

参考世界气象组织(WMO)推荐的极端气候指数体系,本研究共选取 20 项指标,包括 10 项极端高温指数和 10 项极端降水指数(表 1),系统分析洪泽湖地区极端气候的演变特征。采用 Theil-Sen 斜率估算法计算各指标单位时间内的变化趋势,以揭示洪泽湖地区极端气候事件的增减态势。

IPCC 推荐采用百分位阈值法界定极端高温事件:提取历年同一日期前后共 11 天时间窗口内的日最高气温序列,经升序排序后,将其 90%分位数定义为极端高温阈值。为兼顾长期气候变化趋势与近期气候特征,并避免基线期过长导致早期数据不足或末期数据缺失的问题,本研究采用局部移动基线法(partially moving baseline)构建极端高温事件的历史基准^[20],基线时间跨度为 31 年^[21]。具体而言,1960—2024 年间不同阶段的极端气候指数计算采用差异化的基准期设定:1960—1975 年和 2009—2024 年分别采用 1960—1990 年和 1994—2024 年的固定基准期;1976—2008 年则采用以目标年份为中心的 31 年滑动窗口作为基准期。对于各基准期内的任意一天,其阈值计算均基于该窗口年份范围内、以历年同一日期为中心的前后共 11 天的样本序列。极端高温事件的持续时间定义为事件连续发生的天数,事件强度定义为事件期间超过日最高气温阈值的平均值。极端降水事件的识别方法与极端高温事件类似,均基于百分位阈值法,选取历年同一日期前后 11 天的时间窗口,统计湿日(日降水量≥1 mm)降水量,并以此确定相应的极端阈值。

表 1 极端温度与降水指数的定义
Tab. 1 Definition of extreme temperature and precipitation indices

	代码	名称	单位	定义
极端温度	TXx	极端最高气温	℃	日最高气温年最大值
	TNx	最低气温极大值	℃	日最低气温年最大值
	TNn	极端最低气温	℃	日最低气温年最小值
	TXn	最高气温极小值	℃	日最高气温年最小值
	TX10p	冷昼	%	日最高气温<10%分位值的天数占比
	TN10p	冷夜	%	日最低气温<10%分位值的天数占比
	TX90p	暖昼	%	日最高气温>90%分位值的天数占比
	TN90p	暖夜	%	日最低气温>90%分位值的天数占比
	DTR	气温日较差	℃	年平均日最高气温和最低气温之差
	TR	热夜日数	d	年内日最低气温>20℃的天数
极端降水	R95p	强降水总量	mm	日降水量>95%分位值的年累积降水量
	R99p	极端强降水总量	mm	日降水量>99%分位值的年累积降水量
	R10mm	大雨日数	d	年日降水量≥10 mm 的总天数
	R20mm	极端大雨日数	d	年日降水量≥20 mm 的总天数
	PRCPTOT	年降水总量	mm	日降水量>1 mm 的年累积降水量
	RX1day	最大 1 日降水量	mm	年最大日降水量
	RX5day	最大 5 日降水量	mm	年最大连续 5 d 降水量
	CDD	持续干燥指数	d	日降水量<1 mm 的最长连续天数
	CWD	持续湿润指数	d	日降水量≥1 mm 的最长连续天数
	SDII	湿日平均降水强度	mm/d	日降水量≥1 mm 的年累积降水量与湿日天数之比

在趋势分析方面,采用 Mann-Kendall 检验与 Theil-Sen 斜率估计,量化极端气候事件在时间上的变化特征。为进一步识别影响藻华发生的极端气候因子并解析其作用机制,基于 XGBoost 算法计算 SHAP 值,通过 SHAP 汇总图评估各类极端高温与降水相关变量对洪泽湖藻华发生率和最大藻华面积的相对重要性及相对贡献程度,从而筛选出最关键的气候因子;同时借助偏依赖图(PDP)直观展示关键因子与藻华指标之间的响应关系及影响趋势。本文采用可重复的交叉验证框架评估模型泛化能力,对 XGBoost 模型实施 3 折交叉验证并重复 5 次,利用 RMSE、MAE 及 R^2 评估模型性能(附图 I)。

2 结果

2.1 极端高温与极端降水指标的长期变化趋势

从图 2 可知,1960—2024 年间,洪泽湖流域的极端温度指标,包括 TXx、TNx、TXn 和 TNn 均呈上升趋势,其中以 TNx 和 TNn 的增幅最为突出,表明夜间极端低温升高趋势更强。此外,冷极端指标(TN10p、TX10p)显著下降,而暖极端指标(TN90p、TX90p、TR)则显著上升,反映出极端高温日数增多、极端低温日数减少的特征。DTR 总体呈减小趋势,说明昼夜温度波动趋于缓和。上述变化综合表明,该区域气候变暖趋势显著,夜间增温效应尤其强烈,冷事件频率降低、暖事件频率上升,这一转变对区域生态系统具有潜在影响。

极端降水指数总体呈现上升趋势,但多数指数的变化未通过显著性检验。SDII、R99p、R95p、RX1day、R10mm、R20mm 及 PRCPTOT 均有所增加,表明研究区降水强度、强降水频率整体提升,强降水贡献整体增大。其中,SDII 呈显著上升趋势,10 年增幅为 0.38 mm/d;R95p 增幅最大,每 10 年增加 15.18 mm;R99p 每 10 年增加 6.88 mm。然而,CDD 和 CWD 变化不显著,说明干旱和持续性降水过程并未表现出明显的变化趋势(图 3)。总而言之,在气候变暖背景下,降水极端化现象在一定程度上存在,但其趋势强度不及极端高温显著,表明强降水事件虽趋于增加,但仍表现出较强的年际波动性和不确定性。

通过对比气候基线期(1960—1990 年)与 1991—2024 年期间极端气候事件的变化特征,本研究揭示了近几十年来极端气候发生频率的显著转变。Mann-Kendall 检验与 Theil-Sen 斜率估计的结果表明:在 1960—

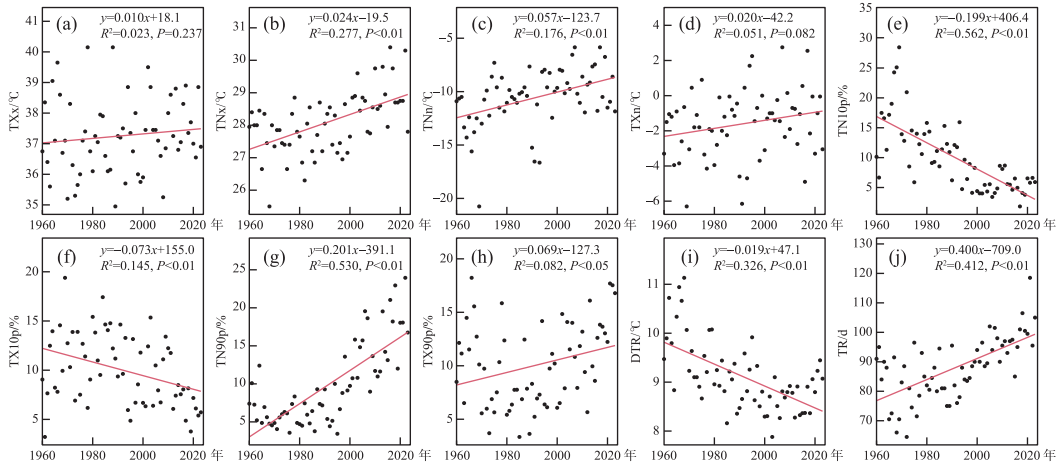


图 2 1960—2024 年极端高温指标的线性回归

Fig. 2 Linear trends of extreme temperature indices during 1960–2024

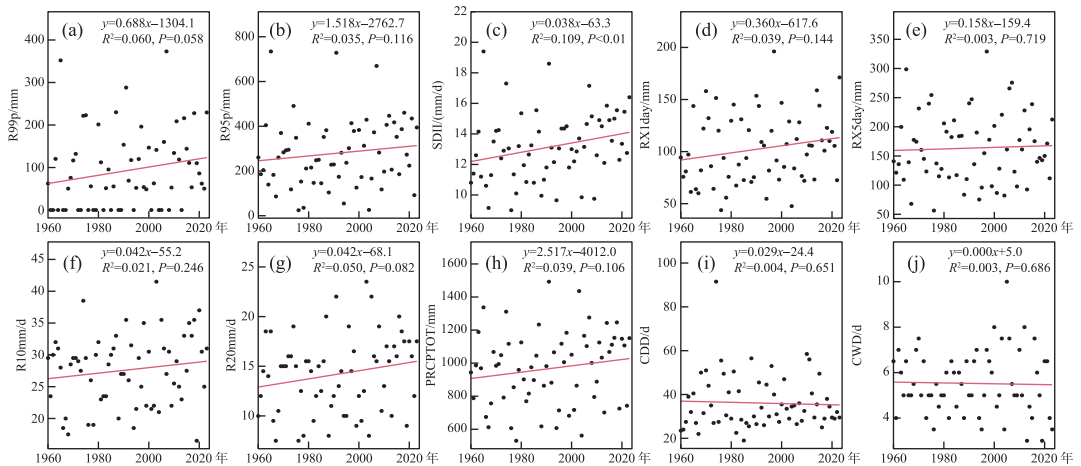


图 3 1960—2024 年极端降水指标的线性回归

Fig. 3 Linear trends of extreme precipitation indices during 1960–2024

1990 年间,极端气候事件呈整体减弱态势。事件平均强度和事件次数均显著下降 ($P \leq 0.05$),二者变化速率分别为每 10 年降低 0.18°C 和每 10 年减少 2.67 次;总持续时间也呈下降趋势(每 10 年减少 5 d),但未通过显著性检验。而自 1991 年以来(1991—2024 年),极端高温事件的变化趋势出现明显反转。尽管总持续时间和事件频次的上升未达到显著性水平 ($0.05 < P < 0.1$),但仍呈上升趋势,其中总持续时间每 10 年增加约 5.33 d,增速高于基线期,事件发生频次每 10 年增加约 2 次,平均持续时间则未呈现明显规律(图 4)。

由于极端降水事件在基线期(1960—1990 年)与 1991—2024 年期间未表现出显著差异,且数据点离散程度较高,其变化趋势都未达到统计显著性水平,因此本研究未绘制两个时间段极端降水事件 4 个指标的回归线。

2.2 洪泽湖藻华发生状况及对极端气候事件的响应特征

根据图 4 的分段趋势分析结果,自 1990 年以来极端高温事件频发,对藻华发生过程产生了显著影响。从 2003—2020 年的藻华相关指标(图 5)可见,藻华发生率呈现出显著上升趋势,年均增加 1.15%,拟合程度

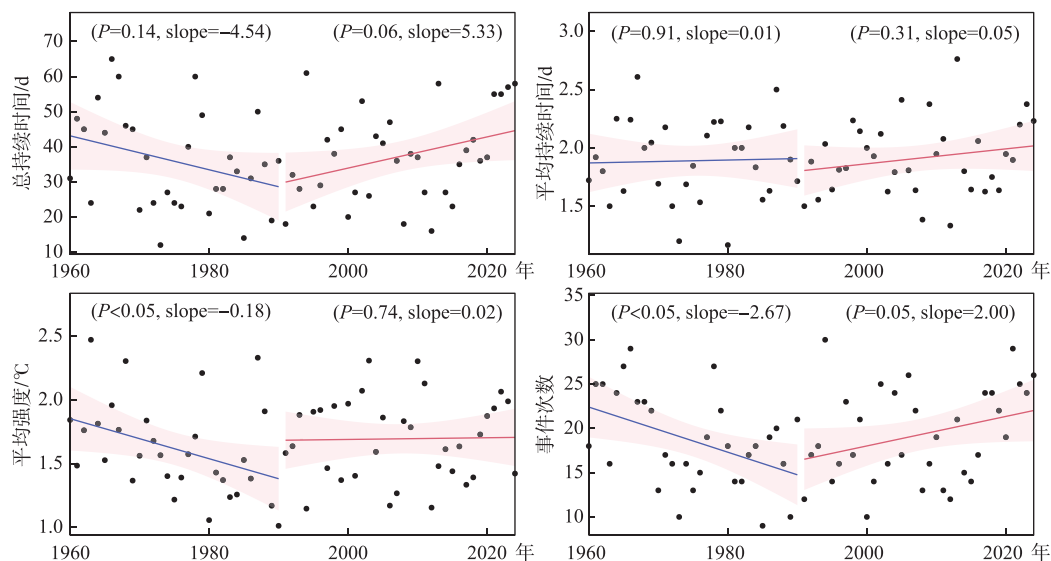


图4 1960—1990 和 1991—2024 年极端高温事件 4 个指标的变化趋势

Fig. 4 Trends in four indices of extreme heat events during 1960–1990 and 1991–2024

最高 ($P<0.001$), 具有高度统计显著性。藻华首次出现时间提前约 24.56 d, 潜在持续期延长约 27.20 d, 表明藻华发生更早, 结束更晚, 其中潜在持续期的拟合效果较好 ($P\leq 0.01$), 趋势显著。最大藻华面积在近 20 年间扩大约 154.69 km², 反映出藻华空间扩张趋势明显, 且拟合结果显著 ($P\leq 0.01$)。总体来看, 藻华发生频率和规模均持续增加, 发生时间提前且持续时间延长, 表明在极端高温加剧的背景下, 藻华风险趋于升高, 对水生生态安全构成更为严峻的挑战。

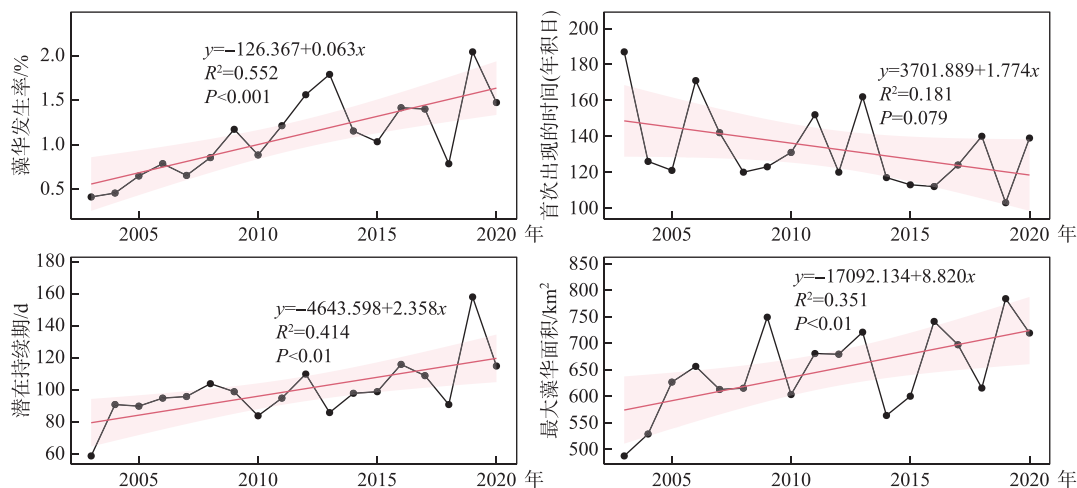


图5 洪泽湖藻华指标的线性回归

Fig. 5 Linear regression of algal bloom indicators in Lake Hongze

通过对极端高温和极端降水事件特征与藻华指标开展综合分析, 本研究确定极端高温事件的平均强度是藻华发生率和最大藻华面积的关键驱动因子。在特征重要性排序中, 该指标在藻华发生率和最大藻华面积模型中均位居首位, 且 SHAP 高值点集中分布于右侧, 表明极端高温事件的强度越大, 藻华发生风险越

高、影响范围也越大;相比之下,极端降水事件的影响整体较弱。进一步分析显示,极端高温事件的平均强度 SHAP 值多分布于正区间,表明高强度极端高温事件会促使藻华发生率升高、最大藻华面积扩大,其强度升高显著增加藻华发生风险,而极端降水事件的贡献相对较弱(图 6)。

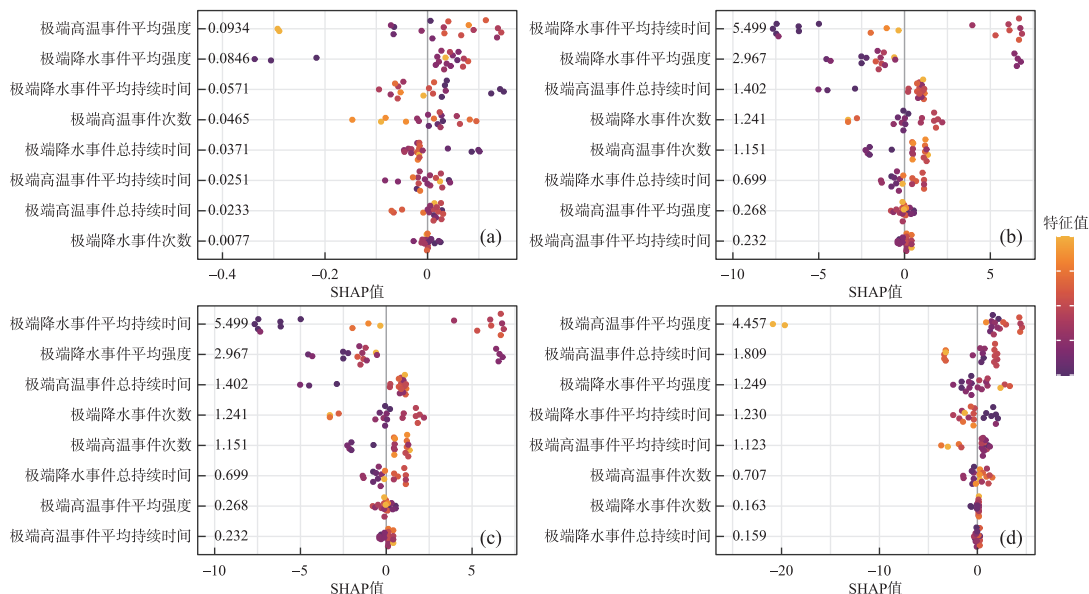


图6 极端气候事件指标对藻华4个指标的重要性分析:(a)藻华发生率;(b)首次出现时间;(c)潜在持续期;(d)最大藻华面积

Fig. 6 Importance analysis of extreme climate indices for four cyanobloom indicators: (a) bloom occurrence rate, (b) bloom onset time, (c) potential occurrence period, and (d) maximum bloom extent

上述结果表明,极端高温事件的平均强度是影响藻华发生率和最大藻华面积的关键气候驱动因子。为揭示藻华发生率和最大藻华面积对该因子的响应机制,进一步绘制了二者的非线性关系图(图 7)。极端高温事件平均强度与藻华发生率总体上呈显著正相关,并表现出明显的非线性响应特征:当强度超过 1.50°C 时,藻华发生率显著上升,显示达到阈值后促进作用增强;而在强度为 $1.65\sim 1.75^{\circ}\text{C}$ 时,藻华发生率略有回落并趋于稳定,表明中等偏高强度可促进藻华发生,但强度过高可能因生态胁迫反而抑制其进一步发展。该强度与最大藻华面积之间也整体呈正相关关系,但在 1.55°C 左右出现短暂下降,随后于 1.65°C 附近急剧上升并使最大藻华面积达到峰值,反映出其响应可能存在一定滞后效应或阈值机制:某一中间强度可能暂时限制藻华的空间扩张,而强度进一步提高则为其创造有利条件。

需要指出的是,在首次出现时间和潜在持续期模型中,极端降水事件平均持续时间在特征重要性排序中处于前列。然而,其 SHAP 值在正负两侧分布相对均衡,表明该特征对预测结果的影响方向不固定。相比之下,极端高温事件平均强度的 SHAP 值主要集中于单一方向,说明其对模型预测结果的影响方向更为稳定和一致。

3 讨论

3.1 气候变暖趋势加剧,极端气候事件显著增多

气象数据表明,过去 60 余年间洪泽湖流域极端高温呈显著升高趋势,具体表现为夜间升温幅度增大、冷事件减少、暖事件频次增加及 DTR 显著缩小,进一步验证了区域气候持续变暖的特征^[22]。洪泽湖位于东亚地区($20^{\circ} \sim 55^{\circ}\text{N}$, $105^{\circ} \sim 130^{\circ}\text{E}$),该区域近几十年来气候变暖对极端寒冷事件的贡献比高达 80%^[23],从而导致极端寒冷事件发生频率和强度明显下降,这一趋势与 DTR 减小一致,也表明二者可能受相同的大尺度

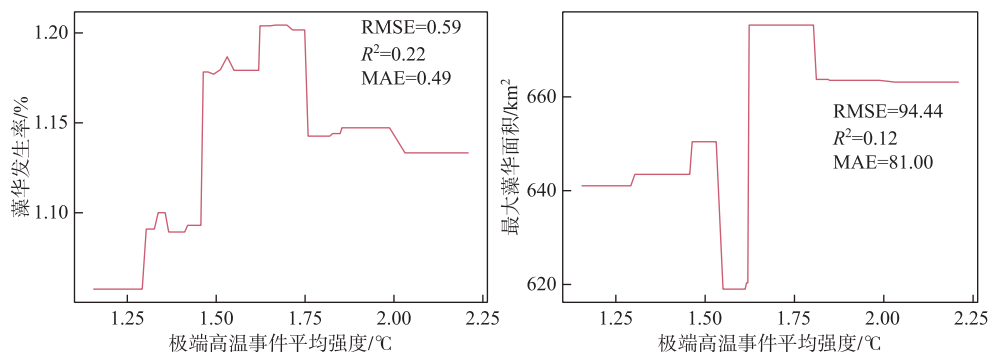


图 7 极端高温事件平均强度对藻华发生率和最大藻华面积 PDP 图

Fig. 7 Partial dependence plots of average intensity of extreme heat events on the bloom occurrence rate and the maximum bloom extent

气候因子调控。中国东部地区 (110°E 以东, 不含内蒙古和东北) 的 TXn 在过去 60 年间上升幅度超过 2°C [24], 而洪泽湖的 TXn 上升幅度为 1.28°C , 虽低于区域整体平均水平, 但仍反映出该区域极端低温事件逐渐减弱的趋势。

同时, 东亚地区降水格局总体呈现出极端强降水事件增多及年际变率增强的趋势。已有观测研究表明, 中国极端降水量随气温上升而增加 [25], 其中长江中下游地区极端降水强度上升尤为显著 [24]。在此背景下, 洪泽湖地区极端降水指数 (RX1day 、 RX5day 、 R95p 等) 亦呈上升趋势, 但多数未通过统计显著性检验, 反映了该区域对极端降水增加的响应可能存在一定的滞后性或区域性缓冲特征。洪泽湖地处淮河下游, 极端降水信号易被流域来水调度所平滑; 同时, 湖泊水力停留时间较短、水体交换能力强, 使极端事件引起的水位与径流扰动呈“快速响应—快速衰减”的特征, 从而削弱其在气象与水文序列中的累积效应。然而, 这种水文缓冲效应并不能抵消极端气候事件在变暖背景下的长期强化趋势, 其对湖泊水文过程、营养盐输送及生态稳定性的潜在累积影响仍需关注。

3.2 区域藻华加剧格局下的洪泽湖响应特征

遥感监测结果显示, 自 2004 年以来, 洪泽湖藻华发生率呈显著上升趋势 ($R^2 = 0.552$, $P < 0.001$), 首次出现时间有所提前, 潜在持续时间及最大藻华面积均显著增长 (图 5)。这些变化共同表明, 洪泽湖藻华整体呈现发生时间提前、持续时间延长及影响范围扩大的生态态势。

从全球尺度看, 亚洲地区近十几年来蓝藻水华发生频率较早期增加约 44% [26], 这与洪泽湖区域近 20 年藻华发生率显著升高趋势一致。中国湖泊蓝藻水华问题普遍趋于严峻, 尤其是长江中下游地区, 藻华发生频率高、范围广、持续时间长 [26]。全国约有 8% 的湖泊藻华发生率超过 3%, 其中太湖、巢湖和滇池等典型富营养化湖泊均超过 3%, 显著高于全国平均水平 (2018 年平均值约为 1%) [26]。相比之下, 洪泽湖的藻华发生频率约为 1.09%。这一结果表明, 洪泽湖的藻华发生频率低于高风险湖泊, 但已超过全国平均水平, 提示其在气候变暖加剧的背景下, 未来蓝藻水华暴发风险可能进一步上升。相比于典型蓝藻水华高发湖泊, 洪泽湖的蓝藻水华在年内通常于第 133.5 天左右开始, 起始时间晚于太湖的第 127 天 [27-28], 且持续时间一般为 3~4 个月, 明显短于太湖的蓝藻水华季节。与此同时, 巢湖藻华在过去二十多年中呈持续提前趋势, 累计暴发期可达约 6 个月 [29], 亦显著长于洪泽湖。上述比较表明, 洪泽湖蓝藻水华的持续性与严重程度整体低于太湖和巢湖等富营养化水平更高、水动力条件更弱的湖泊 [30], 但其变化趋势与区域气候—营养盐协同驱动的蓝藻水华加剧背景相一致。

3.3 蓝藻水华响应极端气候变化的过程

SHAP 分析表明, 在极端气候因子中, 极端高温对洪泽湖蓝藻水华的驱动作用显著强于极端降水。其中, 极端高温事件的平均强度对模型输出的贡献最大, 且保持稳定的正向影响, 是影响藻华发生率和最大藻华面积的关键气候变量。这一结果与蓝藻普遍具备的高温竞争力增强相符 [10]。温度虽然是驱动蓝藻水华

年际变化的关键因子,但其效应可能存在非线性和阶段性。例如在太湖,5月之后的极端高温如超出适宜区间,反而可能削弱其对蓝藻水华的促进作用^[31]。本研究在洪泽湖同样观测到极端高温对蓝藻水华影响的双重特征:中等强度高温显著促进蓝藻水华发展,但当温度超过一定阈值后则呈现抑制趋势(图7)。实验研究显示,微囊藻的比生长速率在20~25℃达到峰值,为0.053 d⁻¹,当温度升至35~40℃时,则生长率转为负值^[32-33],这一现象说明极端高温会导致光合相关酶活性和色素结构受损^[32],从而引发光合作用受阻及代谢过程紊乱。与此同时,升温还会削弱微囊藻的浮力调节能力。已有研究指出,30℃下微囊藻的气泡囊含量显著低于20和25℃^[34]。在持续或极端高温作用下,气泡囊结构受损将进一步降低浮力维持能力,从而不利于蓝藻的稳定维持。此外,极端高温条件不仅加剧微囊藻毒素(microcystins, MCs)的降解过程,还可能通过限制能量分配和次级代谢活动抑制其合成,导致MCs含量下降并伴随细胞活性显著降低^[35-36]。基于此,可推断洪泽湖蓝藻水华在高温区间出现回落可归因于热胁迫效应:在高温初期,极端高温可能激活藻类的部分修复机制,使其暂时保持在“适应”状态;然而,当极端高温事件持续时间超过藻类的生理承受阈值时,修复能力逐渐不足以抵消累积的光抑制与氧化损伤,最终使细胞状态由“适应”转向“胁迫”,体现出“促进—抑制”的双重作用机制。

与高温作用相比,降水对蓝藻水华的影响更为复杂。对巢湖的研究表明,强降水常伴随稀释与抑制作用,而零星小雨则可能通过营养盐输入促进蓝藻水华^[30]。洪泽湖与太湖、巢湖在水文特性上存在显著差异:太湖和巢湖均为典型的半封闭淡水湖泊,水体交换率低,营养盐的外源输入与内源释放易形成累积放大效应,其换水周期较长,分别可达310.5和210.4 d;洪泽湖作为典型的过水性湖泊,受淮河干流高强度水量交换影响,换水周期仅约35 d。近12年来洪泽湖TN浓度保持在1.0~2.5 mg/L(图1b),TP浓度主要分布在0.05~0.12 mg/L之间(图1c)^[37],均超过国内外常用富营养化判定阈值(TN > 1.0 mg/L, TP > 0.05 mg/L)^[38-39]。结合其较短的水力停留时间,表明外源营养盐倾向于快速输移而非长期累积。这一水文特性可能削弱极端降水事件在年尺度上对蓝藻水华变化的放大作用,也与极端降水事件因子在SHAP归因分析中贡献相对较低的结果相一致。这种差异揭示,在不同类型湖泊中,极端气候因子的驱动机制具有明显区别:在半封闭湖泊中,气象因子与营养盐协同放大蓝藻水华风险;而在过水性湖泊中,气象条件的作用更为突出,水文冲刷可在一定程度上缓解蓝藻水华短期聚集现象(图8)。因此,在评估极端气候对湖泊蓝藻水华的影响时,需综合考虑湖泊的水文属性与营养本底,以更准确地揭示不同系统中气候—生态响应的差异性。

需要指出的是,交叉验证结果显示模型的 R^2 较低,提示年尺度小样本条件下预测误差与不确定性较高。在此基础上,本文进一步计算了基于全局的重要性指标(附图I),所得变量排序与前文结论一致,有效提升了关键极端气候因子相对重要性的解释稳健性。因此,本研究的XGBoost-SHAP与PDP分析应被视为一种解释性、趋势性与关联性工具,主要用于揭示极端气候指标与蓝藻响应之间的非线性关系及相对贡献排序,而不适用于高置信度的外推预测或因果推断。需要强调的是,SHAP归因分析结果在一定程度上依赖于当前模型所包含的变量集与数据特征,因此当前结果反映的是在现有数据约束下的相对贡献,而非绝对且唯一的因果关系。

4 结论

本研究系统揭示了洪泽湖地区极端气候演变与蓝藻水华响应之间的耦合关系。结果表明,过去60余

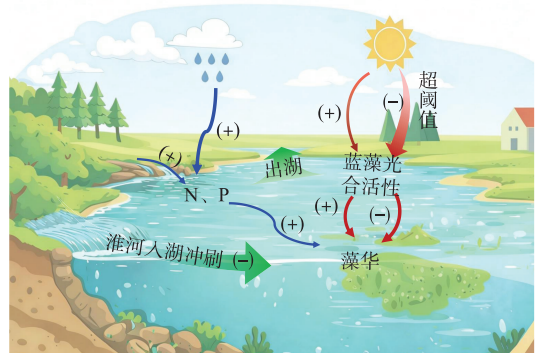


图8 洪泽湖蓝藻水华对极端气候事件的响应 (红色箭头表示极端高温事件过程,蓝色箭头表示极端降水事件过程,绿色箭头表示入湖与出湖过程;箭头粗细表征响应过程或事件的强度大小)

Fig. 8 Response of cyanobacterial blooms in Lake Hongze to extreme climate events

年来,洪泽湖流域气候变暖趋势显著,具体表现为夜间升温突出、极端高温事件频率与强度增加、冷事件减少及气温日较差持续缩小;极端降水虽呈一定上升趋势,但波动性较大,统计显著性低于极端高温。与之相应,自2003年以来洪泽湖藻华发生率持续上升、起始时间提前、持续时间延长、最大藻华面积扩大,整体呈现加剧态势。机制解析进一步表明,极端高温事件平均强度是蓝藻水华发生的核心气候驱动因子,其贡献显著高于极端降水事件,且存在明显的非线性响应与阈值效应:中等偏强高温显著促进蓝藻水华发生与扩张,而温度超过藻类生理耐受上限后则可能产生抑制作用。此外,作为典型的过水性湖泊,洪泽湖较强的水体交换能力可能在一定程度上削弱了极端降水事件对蓝藻水华年际变化的放大效应,这一特征也凸显了其蓝藻水华动态对高温驱动的高度敏感性。综上所述,在气候极端化背景下,极端高温事件的加剧是洪泽湖蓝藻水华风险升高的关键气候驱动力。未来应构建气候-水文-生态耦合的跨学科研究框架,进一步整合更长时间序列与更高时间分辨率的观测数据,发展基于过程机理的蓝藻水华预测模型,为富营养化湖泊在水温持续上升背景下的生态风险防控提供科学依据。

5 附录

附录和附图 I 见电子版(DOI: 10.18307/2026.0511)。

6 参考文献

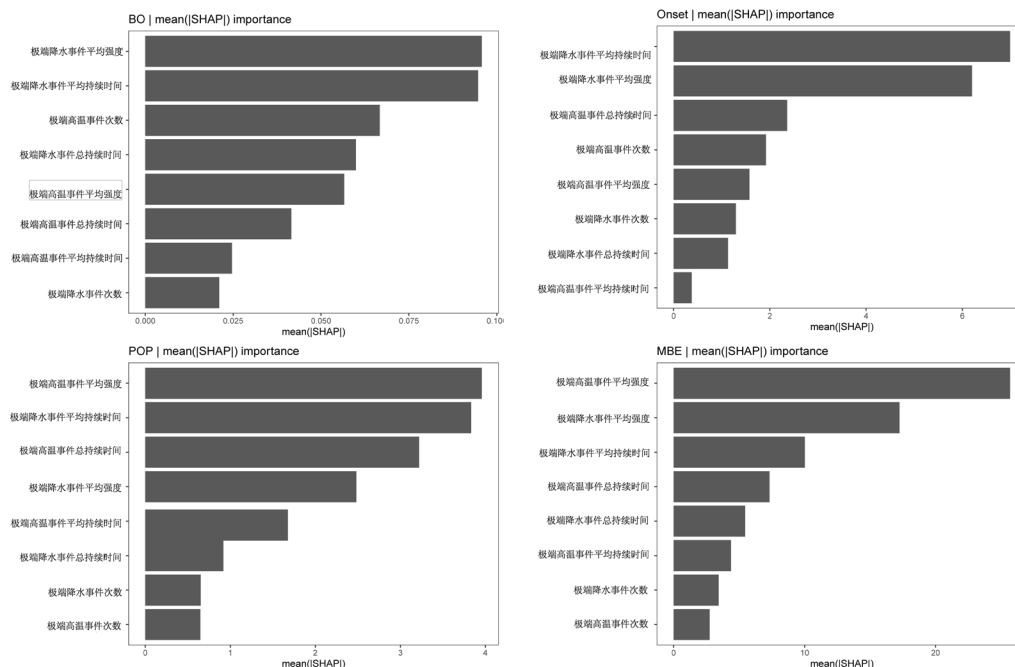
- [1] Yan ZW, Ding YH, Zhai PM *et al.* Re-assessing climatic warming in China since 1900. *Journal of Meteorological Research*, 2020, **34**(2): 243-251. DOI: 10.1007/s13351-020-9839-6.
- [2] Hou XJ, Feng L, Dai YH *et al.* Global mapping reveals increase in lacustrine algal blooms over the past decade. *Nature Geoscience*, 2022, **15**(2): 130-134. DOI: 10.1038/s41561-021-00887-x.
- [3] Xing P, Li B, Han YX *et al.* Responses of freshwater ecosystems to global change: Research progress and outlook. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2020, **44**(5): 565-574. [邢鹏, 李彪, 韩一萱等. 淡水生态系统对全球变化的响应: 研究进展与展望. 植物生态学报, 2020, **44**(5): 565-574.]
- [4] Harris RMB, Beaumont LJ, Vance TR *et al.* Biological responses to the press and pulse of climate trends and extreme events. *Nature Climate Change*, 2018, **8**(7): 579-587. DOI: 10.1038/s41558-018-0187-9.
- [5] Seymour JR, McLellan SL. Climate change will amplify the impacts of harmful microorganisms in aquatic ecosystems. *Nature Microbiology*, 2025, **10**(3): 615-626. DOI: 10.1038/s41564-025-01948-2.
- [6] Qin BQ, Deng JM, Shi K *et al.* Extreme climate anomalies enhancing cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China. *Water Resources Research*, 2021, **57**(7): e2020WR029371. DOI: 10.1029/2020WR029371.
- [7] Duan ZZ, Gao W, Cheng GW *et al.* Warming surface and Lake heatwaves as key drivers to harmful algal blooms: A case study of Lake Dianchi, China. *Journal of Hydrology*, 2024, **632**: 130971. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2024.130971.
- [8] Jeppesen E, Pierson D, Jennings E. Effect of extreme climate events on lake ecosystems. *Water*, 2021, **13**(3): 282. DOI: 10.3390/w13030282.
- [9] Liu ZK, Song LY, Wang Y *et al.* Impact of extreme rainfall and flood events on harmful cyanobacterial communities and ecological safety in the Baiyangdian Lake Basin, China. *Science of the Total Environment*, 2024, **956**: 177287. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.177287.
- [10] Paerl HW, Huisman J. Blooms like it hot. *Science*, 2008, **320**(5872): 57-58. DOI: 10.1126/science.1155398.
- [11] Wang ZQ, Zhang NH, Zhang Y *et al.* Eutrophication assessment of water quality in Hongze Lake. *Environmental Monitoring and Forecasting*, 2010, **2**(6): 31-35. [王兆群, 张宁红, 张咏等. 洪泽湖水水质富营养化评价. 环境监控与预警, 2010, **2**(6): 31-35.]
- [12] 田昌. 洪泽湖浮游植物种群结构变化的水环境驱动因子分析[学位论文]. 济南: 山东大学, 2015.
- [13] Davis TW, Berry DL, Boyer GL *et al.* The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms. *Harmful Algae*, 2009, **8**(5): 715-725. DOI: 10.1016/j.hal.2009.02.004.
- [14] Michalak AM, Anderson EJ, Beletsky D *et al.* Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, **110**(16): 6448-6452.
- [15] Chen CJ, Xu GB, Duan Y. Analysis on impacts from increasing discharges into Changjiang River and sea on water levels of Hongze Lake and main stream of Huaihe River. *Water Resources and Hydropower Engineering*, 2020, **51**(8): 76-85. [陈春锦, 徐国宾, 段宇. 扩大入江、入海泄量对洪泽湖及其上游准干水位影响分析. 水利水电技术, 2020, **51**(8): 76-85.]
- [16] Xu YF, Chen ZP, Wu Y, *et al.* Advances on agricultural non-point source pollution and the control in regions around Hung-tse Lake. *Journal of Nanjing Forestry University: Natural Sciences Edition*, 2016, **40**(2): 1-8. [徐勇峰, 陈子鹏, 吴翼等. 环洪泽湖区域农业面源污

- 染特征及控制对策. 南京林业大学学报: 自然科学版, 2016, **40**(2): 1-8.]
- [17] Cai YJ, Zhang Z, Tang RG *et al.* Evaluation and protection of ecosystem health in Hongze Lake. *Jiangsu Water Resources*, 2020, (7): 1-7, 13. [蔡永久, 张祯, 唐荣桂等. 洪泽湖生态系统健康状况评价和保护. 江苏水利, 2020, (7): 1-7, 13.]
- [18] Ye ZW. Precipitation change in flood season and its relationship with EASM in the Hongze Lake catchments in recent 60 years. *Scientia Geographica Sinica*, 2012, **32**(11): 1358-1363. [叶正伟. 近 60 年洪泽湖流域汛期降水特征及其与 EASM 关系. 地理科学, 2012, **32**(11): 1358-1363.]
- [19] Kuang XY, Zhang YC. Impact of the position abnormalities of East Asian subtropical westerly jet on summer precipitation in middle-lower reaches of Yangtze River. *Plateau Meteorology*, 2006, **25**(3): 382-389. [况雪源, 张耀存. 东亚副热带西风急流位置异常对长江中下游夏季降水的影响. 高原气象, 2006, **25**(3): 382-389.]
- [20] Li L, Zhou TJ, Zhang WX *et al.* Quantifying the extremity of 2022 Chinese Yangtze River Valley daily hot extreme: Fixed or moving baseline matters. *Environmental Research Letters*, 2024, **19**(6): 064074. DOI: 10.1088/1748-9326/ad4e49.
- [21] Wang WJ, Shi K, Wang XW *et al.* The impact of extreme heat on lake warming in China. *Nature Communications*, 2024, **15**: 70. DOI: 10.1038/s41467-023-44404-7.
- [22] Davy R, Esau I, Chernokulsky A *et al.* Diurnal asymmetry to the observed global warming. *International Journal of Climatology*, 2017, **37**(1): 79-93. DOI: 10.1002/joc.4688.
- [23] Li DH, Zhou TJ, Qi YC *et al.* Future reduction of cold extremes over East Asia due to thermodynamic and dynamic warming. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2024, **24**(12): 7347-7358. DOI: 10.5194/acp-24-7347-2024.
- [24] Shen XM, Feng AX, Gu CG *et al.* Decadal trends analysis of extreme high temperatures and case simulation assessment in summer over Eastern China. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, 2025, **16**(1): 2526691. DOI: 10.1080/19475705.2025.2526691.
- [25] Xiao C, Wu PL, Zhang LX *et al.* Robust increase in extreme summer rainfall intensity during the past four decades observed in China. *Scientific Reports*, 2016, **6**: 38506. DOI: 10.1038/srep38506.
- [26] Wang Y, Feng L, Hou XJ. Algal blooms in lakes in China over the past two decades: Patterns, trends, and drivers. *Water Resources Research*, 2023, **59**(10): e2022WR033340. DOI: 10.1029/2022WR033340.
- [27] Ma JR, Qin BQ, Paerl HW *et al.* The persistence of cyanobacterial (*Microcystis* spp.) blooms throughout winter in Lake Taihu, China. *Limnology and Oceanography*, 2016, **61**(2): 711-722. DOI: 10.1002/lno.10246.
- [28] Chen J, Gao XJ, Xu XK *et al.* Algal blooms in Lake Taihu: Earlier onset and extended duration. *Harmful Algae*, 2025, **148**: 102917. DOI: 10.1016/j.hal.2025.102917.
- [29] Zhou T, Li Y, Jiang B *et al.* Tracking spatio-temporal dynamics of harmful algal blooms using long-term MODIS observations of Chaohu Lake in China from 2000 to 2021. *Ecological Indicators*, 2023, **146**: 109842. DOI: 10.1016/j.ecolind.2022.109842.
- [30] Ma JY, Jin SG, Li J *et al.* Spatio-temporal variations and driving forces of harmful algal blooms in Chaohu Lake: A multi-source remote sensing approach. *Remote Sensing*, 2021, **13**(3): 427. DOI: 10.3390/rs13030427.
- [31] Luo XC, Hang X, Cao Y *et al.* Dominant meteorological factors affecting cyanobacterial blooms under eutrophication in Lake Taihu. *J Lake Sci*, 2019, **31**(5): 1248-1258. DOI: 10.18307/2019.0512. [罗晓春, 杭鑫, 曹云等. 太湖富营养化条件下影响蓝藻水华的主导气象因子. 湖泊科学, 2019, **31**(5): 1248-1258.]
- [32] Yang Z, Zhang M, Yu Y *et al.* Temperature triggers the annual cycle of *Microcystis*, comparable results from the laboratory and a large shallow lake. *Chemosphere*, 2020, **260**: 127543. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.127543.
- [33] Guo YQ, Meng H, Zhao SC *et al.* How does *Microcystis aeruginosa* respond to elevated temperature. *Science of the Total Environment*, 2023, **889**: 164277. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.164277.
- [34] Feng GY, Visser PM, Huisman J *et al.* Rising temperature accelerates buoyancy regulation and vertical migration of the bloom-forming Cyanobacterium *Microcystis*. *Water Research*, 2025, **286**: 124259. DOI: 10.1016/j.watres.2025.124259.
- [35] Van de Waal DB, Verspagen JMH, Lüring M *et al.* The ecological stoichiometry of toxins produced by harmful cyanobacteria: An experimental test of the carbon-nutrient balance hypothesis. *Ecology Letters*, 2009, **12**(12): 1326-1335. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2009.01383.x.
- [36] Lüring M, van Oosterhout F, Faassen E. Eutrophication and warming boost cyanobacterial biomass and microcystins. *Toxins*, 2017, **9**(2): 64. DOI: 10.3390/toxins9020064.
- [37] Chen TY, Liu CQ, Shi XL *et al.* Ten-year trend analysis of eutrophication status and the related causes in Lake Hongze. *Environmental Science*, 2022, **43**(7): 3523-3531. DOI: 10.13227/j.hjks.202110006. [陈天宇, 刘常清, 史小丽等. 近十年洪泽湖富营养化状态变化趋势及原因分析. 环境科学, 2022, **43**(7): 3523-3531.]
- [38] Vollenweider RA, Kerekes J. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Paris: OECD, 1982: 156.
- [39] 王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社, 1998.

附录

1. 鉴于年尺度样本量仅 $n=18$ ，本文采用可重复的交叉验证框架评估模型泛化能力，对模型实施 3 折交叉验证并重复 5 次 (repeated 3-fold CV)，并使用 RMSE、MAE 与 R^2 评估性能。交叉验证结果显示模型的 R^2 较低 (BO: $R^2=0.22$; MBE: $R^2=0.13$)，提示在小样本条件下模型外推预测的不确定性较高。基于这一结果，我们在修订稿中相应收紧了表述：本模型与 SHAP 解释主要用于识别极端气候指标与响应变量之间的非线性关联与相对贡献排序 (解释性归因与趋势性指示)，而不适用于高置信度的外推预测。另外，关于图 6 中 SHAP beeswarm 图点数较少的问题，我们在此澄清：由于年尺度样本量 $n = 18$ ，beeswarm 图中点数客观上较少，这是由数据规模决定的可视化结果，并不代表计算或绘制错误。考虑到小样本条件下单次可视化可能带来的不稳定性，我们同时计算了基于 $\text{mean}(|\text{SHAP}|)$ 的全局重要性排序，用于更稳健地概括变量相对贡献 (如附图I)。该排序结果与 beeswarm 图所指示的主要驱动因子总体一致，变量贡献排序与此前结论相近，从而为本研究关于关键气候因子相对重要性的解释提供了额外的稳健性支持。

Target Variable	Model	Samples	Predictors	Resampling Method	RMSE	R^2 (Rsquared)	MAE
BO	Extreme Gradient Boosting (XGBoost)	18	8	3-fold Cross-Validation, repeated 5 times	0.5860326	0.2223116	0.4945067
MBE	Extreme Gradient Boosting (XGBoost)	18	8	3-fold Cross-Validation, repeated 5 times	94.44326	0.1261378	80.00325



附图I 变量相对贡献

Attached Fig.I Relative contributions of variables

2. 其中 2012—2020 年洪泽湖总氮 (TN) 和总磷 (TP) 监测结果通过已发表文献获得^[1]; 2021—2024 年则采用国家控制断面监测数据。近年来, 洪泽湖营养盐水平呈持续上升趋势。监测数据显示, 2012—2024 年间湖区 TN 浓度保持在 1.0~2.5 mg/L (图 1b), TP 浓度大部分约为 0.05~0.12 mg/L (图 1c), 均超过国内外常用富营养化判定阈值 (TN>1.0 mg/L, TP>0.05 mg/L)^{[2]-[3]}, 反映湖区已呈现显著的富营养化特征, 并且达到蓝藻水华暴发的水平。

参考文献

- [1] Chen TY, Liu CQ, Shi XL *et al.* Temporal trends and driving factors of eutrophication status in Hongze Lake over the past decade. *Environmental Science*, 2022, **43**(7): 3523-3531.[陈天宇, 刘常清, 史小丽等. 近十年洪泽湖富营养化状态变化趋势及原因分析. 环境科学, 2022, **43**(7): 3523-3531.]
- [2] Vollenweider RA, Kerekes J. Eutrophication of waters: Monitoring, assessment and control. Paris: Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), 1982, 156. <https://doi.org/10.1002/iroh.19840690206>.
- [3] 王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社, 1998.