

东太湖 2-MIB 时空变化特征及影响因子*

郭清春^{1,2,3}, 武亚琪^{1,2,3}, 朱斌⁴, 韩奇⁴, 吴东浩^{1,2,3**}, 石亚东^{1,2,3}, 孙天成^{1,2,3}, 宗玉清^{1,2,3}, 徐进⁵, 陆志华⁵

(1: 太湖流域水文水资源监测中心, 无锡 214024)

(2: 水利部太湖流域浅水湖泊生态系统野外科学观测研究站, 无锡 214000)

(3: 水利部太湖流域水治理重点实验室, 无锡 214131)

(4: 上海城投水务(集团)有限公司, 上海 200082)

(5: 水利部太湖流域管理局, 上海 200434)

摘要: 太湖丝状蓝藻代谢产生的 2-甲基异莰醇(2-MIB) 已对水源地饮水安全造成一定威胁, 但目前对太湖 2-MIB 浓度变化研究较少。为阐明太湖重要水源地 2-MIB 时空动态及影响因素。以东太湖为研究对象, 在 2023 年高温阶段开展逐月监测与重点水域加密监测, 分析东太湖主要产嗅蓝藻演替过程、2-MIB 时空变化特征及主要驱动因子。逐月调查结果表明, 东太湖产嗅蓝藻以拟浮丝藻为主, 但与 2023 年相比, 拟浮丝藻 *mic* 基因丰度占比最高值由 2022 年的 94.4% 降低至 2023 年的 90.8%。全湖 2-MIB 最高值主要发生在 7 月, 为 306.3ng/L; 太浦河口—东茭咀水域 2-MIB 浓度最高值同样出现在 7 月, 为 507.8ng/L; 太浦河口—瓜泾口水域 2-MIB 浓度最高值出现在 8 月, 为 352.0ng/L。重点水域加密监测中, 7 月 13 日 2-MIB 浓度最高, 达 769.6ng/L; 太浦河口水域 2-MIB 浓度变化剧烈, 最高值可达 2185.0ng/L, 显著高于瓜泾口与大太湖来水区 2-MIB 浓度。相关性分析结果表明, 水温是 2-MIB 高值发生的先决条件; 总磷与 2-MIB 浓度呈显著正相关, 氨氮与 2-MIB 浓度呈显著负相关。进一步分析 2-MIB 高值采样前 24 小时风速, 发现 3m/s 以上的风速通过扰动底泥导致东太湖 2-MIB 浓度在短期快速上升。研究结果能够为东太湖 2-MIB 管理提供理论依据。

关键词: 东太湖; 2-MIB; 藻类演替; 时空变化; 环境驱动

Characterization of spatial and temporal variations of 2-MIB in East Lake Taihu and study of influencing factors

Guo Qingchun^{1,2,3}, Wu Yaqi^{1,2,3}, Zhu Bin⁴, Han Qi⁴, Wu Donghao^{1,2,3**}, Shi Yadong^{1,2,3}, Sun Tiancheng^{1,2,3}, Zong Yuqing^{1,2,3}, Xu Jin⁵, Lu Zhihua⁵

(1: Taihu Basin Monitoring Center of Hydrology and Water Resources, Wuxi 214024, P.R.China)

(2: Taihu Basin Shallow Lake Ecosystem Observation and Research Station, Ministry of Water Resources, Wuxi 214000, P.R.China)

(3: Key Laboratory of Taihu Basin Water Resources Management and Protection of the Ministry of Water Resources, Wuxi 214131, P.R.China)

(4: Shanghai Chengtou Water <Group>Co.,Ltd,Shanghai 200082, P.R.China)

(5: Taihu Basin Authority of the Ministry of Water Resources, Shanghai 200434, P.R.China)

* 2025-06-16 收稿;2025-10-17 收修改稿。

水利部水资源监测预算项目(102126192070090029001)、上海城投水务(集团)有限公司科研项目(KY.JT.24.001)联合资助。

**通信作者; E-mail: wudonghao@126.com。

Abstract: Metabolites such as 2-methylisoborneol (2-MIB), produced by filamentous cyanobacteria in Lake Taihu, pose a significant threat to drinking water safety. However, the spatiotemporal variation of 2-MIB concentrations in Lake Taihu remains poorly understood. To clarify the dynamics and influencing factors of 2-MIB in key source water areas, this study focused on Eastern Lake Taihu, combining monthly monitoring during the high-temperature period of 2023 with intensive sampling in critical zones to analyze the succession of major odor-producing cyanobacteria, the spatiotemporal distribution of 2-MIB, and its driving factors. Monthly surveys indicated that *Planktothricoides* sp. dominated the odor-producing cyanobacterial community in Eastern Lake Taihu. Compared to 2022, however, the peak relative abundance of the *mic* gene in *Planktothricoides* sp. declined from 94.4% to 90.8% in 2023. The highest lake-wide 2-MIB concentration (306.3 ng/L) occurred in July. Similarly, the peak concentration (507.8 ng/L) in the Taipu River Estuary–Dongjiaozi area was observed in July, whereas the highest concentration (352.0 ng/L) in the Taipu River Estuary–Guajingkou area was recorded in August. Intensive monitoring in critical zones identified July 13th as the date with the highest 2-MIB concentration (769.6 ng/L). Concentrations in the Taipu River Estuary exhibited dramatic fluctuations, reaching a maximum of 2185.0 ng/L, significantly exceeding those at Guajingkou or the inflow area from the main lake. Correlation analysis showed that water temperature is a prerequisite for high 2-MIB events. Total phosphorus (TP) correlated positively with 2-MIB concentration, while ammonia nitrogen (NH₃-N) showed a significant negative correlation. Further analysis of wind speed during the 24 hours preceding high 2-MIB events revealed that speeds exceeding 3 m/s led to short-term rapid increases in 2-MIB concentrations in Eastern Lake Taihu, likely due to sediment resuspension. These findings provide a theoretical basis for the management of 2-MIB in Eastern Lake Taihu.

Keywords: Eastern Lake Taihu; 2-methylisoborneol; Algal Succession; Environmental drivers

蓝藻是多种次生代谢物的生产者，这些代谢物在其整个生长周期内合成，随后在细胞死亡或在适宜生存条件下释放到周围环境中^[1, 2]。水体中臭味物质是藻类过度生长产生的典型次生代谢产物，它不仅产生难闻气味，而且在水生生态系统中不断积累^[3]，造成严重后果。2-甲基异茨醇（2-methylisoborneol, 2-MIB）是一种典型的蓝藻生长代谢产生的臭味物质，具有较低臭味阈值（小于 10ng/L）^[4]、气味难闻（土霉味）^[5]、高度稳定且不易降解的特点^[6]。此外，有研究表明，2-MIB 不仅容易通过食物链富集在鱼类体内^[7]，而且使用传统水处理工艺难以去除，增加用水成本^[8]。因此，有必要了解水体中 2-MIB 的变化特征，为水体臭味物质管理提供参考。

不同水体中产 2-MIB 丝状蓝藻存在差异，例如日本的 Haizuka 水库中 2-MIB 主要生产者为假鱼腥藻^[9]，中国的太湖、密云水库、天目湖水库中 2-MIB 浓度的主要贡献者为拟浮丝藻^[10]、颤藻^[11]、束丝藻。传统识别产 2-MIB 丝状蓝藻的方式为人工镜检，精准度低且实效性差^[12]。*mic* 基因是 2-MIB 合成的直接遗传基础，其存在可明确指示丝状蓝藻具有产 2-MIB 的潜力^[4]。通过实时荧光定量 PCR 技术（qPCR）检测 *mic* 基因丰度实现了对产 2-MIB 丝状蓝藻的精准溯源与快速判别^[13, 14]，可作为识别产臭藻组成动态变化的有效手段。此外，由于 2-MIB 来源主要包括外源输入^[15]、本地丝状蓝藻代谢生长产生^[16]、底泥释放^[17]等，环境因素对 2-MIB 迁移、聚集起到关键作用。例如，水体流动导致 2-MIB 从上游聚集至下游^[18]，水温直接控制丝状蓝藻的生长代谢^[19]，风速扰动导致间隙水与上覆水物质交换促进底泥中 2-MIB 释放^[17]等。然而，很多水体 2-MIB 浓度具有短期急剧上升的特点，这是归因于某一环境因子急速变化还是多种环境因子的耦合影响，目前没有确切定论。

太湖是中国第三大淡水湖泊，对长江流域的发展起到至关重要的作用。东太湖位于太湖南部，是江苏省苏州市的重要水源地^[20]。近年来，太湖蓝藻密度明显下降，但藻类结构及优势种发生较大变化^[21]，高温时段东太湖藻源臭味问题突出，对供水安全造成较大威胁。同时，东太湖为典型的“草—藻共生型”生态系统，具有较强的时空异质性，导致东太湖 2-MIB 时空变化较为剧烈^[16]。本研究通过高温时段（7-9 月）的原位观测并结合管理需求，拟解决以下 3 个问题：1）东太湖主要产 2-MIB 丝状蓝藻演替过程；2）东太湖 2-MIB 浓度时空变化特征；3）东太湖高温阶段 2-MIB 变化驱动因子识别。

1. 材料与方法

1.1 采样点布设与样品采集

东太湖是太湖东南部东山半岛东侧的一个狭长型湖湾(30°58'~31°07'N, 120°25'~120°35'E), 全湖水域面积大约为 162km², 平均水深不足 2m。2023 年 7 月至 9 月, 在东太湖太浦河口一瓜泾口水域 (TG) 和太浦河口一东茭咀水域 (TD) 各布设 6 个点位, 共计 12 点位。逐月开展 12 个位点的 2-MIB、水质、藻类以及 *mic* 基因检测。同时, 考虑到 2-MIB 浓度短期变化较为剧烈, 为探究高温时段东太湖 2-MIB 浓度时空变化特征及驱动因子, 将 TD 水域划分为 3 个区域, 分别为湖心区与东太湖交界处(大大湖来水域)、东太湖开阔区域 (东茭咀水域)、主要出水口 (太浦河口), 增设 5 个监测点位 (TD+1~TD+5), 并于 7 月 11 日至 9 月 25 日开展加密监测, 监测频次为每周至少 1 次, 同步开展水质监测, 并同步收集该水域实时风速和降雨等气象数据 (图 1)。

在样品采集期间, 为确保每次采样点位的准确性, 使用便携式 GPS 进行定位。此外, 考虑到太湖水深相对较浅, 水体不分层, 使用采样瓶采集水下 0.5m 水样 (采样时间为上午 8 点至 10 点)。每个点位采集 5L 水样, 分为 3L 与 500ml, 储存在白色无菌聚乙烯容器中, 并在当天送入实验室进行水体理化性质与分子检测。对于每个采样点水样, 将 50ml 冷藏于专用的棕色玻璃瓶内, 用于 2-MIB 浓度检测, 另取 1L 水样储存在含有 1% 鲁哥试剂的聚乙烯瓶内, 用于藻类鉴定。

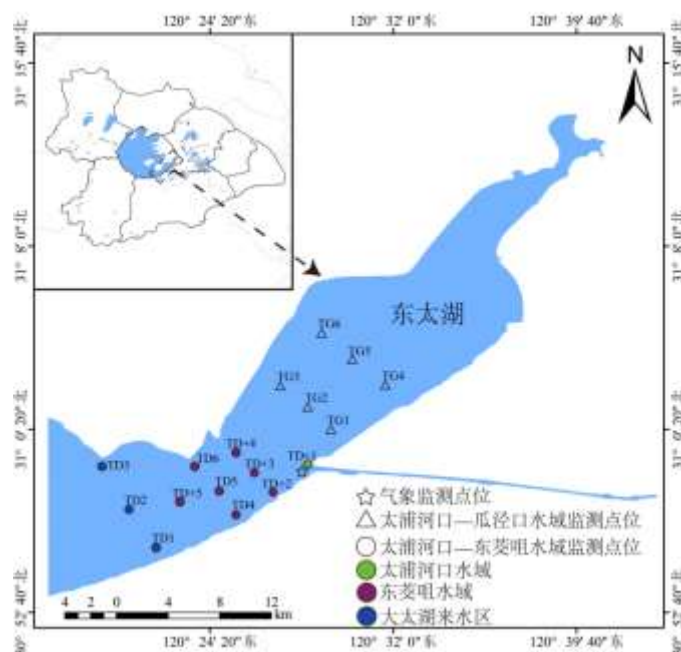


图 1 东太湖采样点地理位置分布

Fig.1 Distribution of sampling sites in Eastern Lake Taihu

1.2 水环境因子检测

水温 (WT)、pH、溶解氧 (DO)、电导率 (EC) 使用便携式水质分析仪进行原位检测。其他水质指标在实验室进行检测: 总氮 (TN) 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法 (HJ 636—2012) 测定; 氨氮 (NH₄⁺-N) 采用纳氏试剂分光光度法 (HJ 535-2009) 测定; 硝酸盐氮 (NO₃⁻-N) 采用离子色谱法 (HJ 84—2016) 测定; 亚硝酸盐氮 (NO₂⁻-N) 采用分光光度法 (GB 7493—87) 测定; 总磷 (TP) 与磷酸盐 (PO₄³⁻-P) 采用钼酸铵分光光度法 (GB 11893—1989) 测定; 叶绿素 a (Chl.a) 采用丙酮萃取分光光度法 (SL 88—2012) 测定; 2-MIB 参照《生活饮用水臭味物质土臭素与 2-甲基异莰醇检测方法》(GB/T 32470—2016), 采用顶空固相微萃取—气相色谱—质谱法 (HSPME-GCMS) 定量分析测定。

1.3 浮游植物鉴定

用于浮游植物鉴定的水样经浓度为 1% 的鲁哥试剂现场固定后, 室内静置沉淀 48h, 通过虹吸管抽去多余的上清液, 经沉淀后浓缩至 30 mL。进行浮游植物定量分析时, 将浓缩样品充分摇匀, 吸取 0.1 mL

滴于浮游植物计数框中，使用显微镜（徕卡 DM1000）在 10×40 倍下观察，主要依据《中国常见淡水浮游藻类图谱》及 0.1 mL 计数框—显微镜计数法（HJ1216—2021）进行浮游植物种类鉴定和计数。

1.4 分子检测

使用真空泵经 0.45μm 滤膜过滤 500ml 水样，抽滤后富集藻类的滤膜使用 FastDNA® Spin Kit for Soil 试剂盒（MP Biomedicals, 美国）进行 DNA 提取（样品在 -20℃ 下保存）。DNA 的浓度与纯度使用 Nano300 紫外分光光度计进行检测（奥盛，杭州）。部分 DNA 被送至上海美吉生物科技有限公司进行高通量测序。剩余 DNA 进行普通 PCR 扩增以测定 *mic* 基因丰度，具体操作步骤参照试剂盒说明书。qPCR 被执行在 25μL 反应体系，包含 12.5μL TBGreen® Premix Ex Taq™ II，1μL 上游引物，1μL 下游引物，2μL DNA 模版，8.5μL ddH₂O。

测序在 PE200 测序平台开展，使用两条引物执行，分别为 MIBQSF(5' - GACAGCTTCTACACCTCCATGA-3')和 MIBQSR (5' CAATCTGTAGCACCATGTTGAC-3')^[22]。这些引物是根据从 12 株产 *mib* 菌株中获得的 35 个 *mic* 基因序列和从 NCBI 数据库中获得的 23 个序列设计的^[22]，通过常规 PCR 和 qPCR 验证了引物的适用性，证明了引物的覆盖范围广、适用性强。

1.5 数据分析

本研究采用 ArcGis 10.6、Origin 2023 和 IBM SPSS 26 软件进行所有的处理分析及绘图。采用斯皮尔曼确定高温阶段东太湖全湖及太浦河口—东茭咀水域水环境因素与 2-MIB 浓度变化之间的相关性。ArcGis 10.6 创建采样点位可视化图。使用 Origin 2023 完成所有折线图与箱线图的绘制。IBM SPSS 26 被用于分析水环境因子与 2-MIB 的相关性。

2 结果

2.1 高温时段东太湖水环境因子变化

2.1.1 全湖逐月变化 从时间上看，TD 与 TG 水域水温均在 7 月最高，分别为 31.53℃ 与 32.17℃。TD 水域总氮与总磷浓度均在 7 月最高，分别为 1.07mg/L、0.050mg/L；均在 9 月最低，分别为 0.72mg/L、0.032mg/L。TG 水域总氮与总磷浓度均在 8 月最高，分别为 1.40mg/L、0.053mg/L；均在 9 月最低，分别为 0.76mg/L、0.037mg/L。TD 与 TG 水域 pH 均在 8 月最高，分别为 8.52 与 8.62。从空间上看，TG 与 TD 水域水环境因子变化不明显。例如在 7 月，TD 水域总氮与总磷浓度相较于 TG 水域分别上升 0.20mg/L、0.008mg/L，但水温与 pH 在 TG 水域略高于 TD 水域，差值分别为 0.64℃、0.1。

表 1 高温阶段东太湖不同区域水环境因子变化

Tab.1 Monthly monitoring of changes in water environmental factors in different regions of East Lake Taihu

		TN	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	TP	PO ₄ ³⁻ -P	pH	WT
		(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)		(°C)
7 月	TD	1.07±0.13	0.03±0.01	0.36±0.14	0.050±0.016	0.003±0.001	8.39±0.14	31.53±0.27
	TG	0.87±0.09	0.03±0.02	0.03±0.04	0.042±0.005	0.003±0.001	8.49±0.32	32.17±0.27
8 月	TD	0.82±0.10	0.01±0.00	0.01±0.00	0.043±0.010	0.003±0.001	8.52±0.54	30.47±0.47
	TG	1.40±0.36	0.01±0.00	0.00±0.00	0.053±0.010	0.003±0.001	8.62±0.16	32.00±1.22
9 月	TD	0.72±0.06	0.03±0.04	0.01±0.01	0.032±0.011	0.003±0.001	8.36±0.32	28.10±0.79
	TG	0.76±0.23	0.05±0.07	0.05±0.04	0.027±0.006	0.003±0.001	8.13±0.20	28.02±1.01
均值	TD	0.87±0.18	0.03±0.02	0.01±0.01	0.041±0.014	0.003±0.001	8.42±0.38	30.03±1.54
	TG	1.01±0.38	0.03±0.05	0.03±0.04	0.040±0.013	0.003±0.001	8.42±0.32	30.73±2.13

2.1.2 重点水域变化 东太湖 TD 水域水温总体呈较为明显下降趋势，7 月与 8 月水温均位于 30℃ 以上，最高值出现在 8 月 7 日，为 33.9℃。叶绿素 a 浓度在 19.4~44.7μg/L 范围内波动，均值为 33.1μg/L。TN 与 NO₃⁻-N 浓度呈单峰趋势变化，最大值均出现在 7 月 31 日，TN 浓度在 0.038~2.99mg/L 之间变化，均值 0.96mg/L；NO₃⁻-N 浓度在 0.01~0.06mg/L 之间变化，均值 0.023mg/L。TP 呈现双峰趋势变化，极大值分别出现在 7 月 17 日(1.12mg/L)与 9 月 4 日(0.088mg/L)，变化范围为 0.031~1.12mg/L，均值 0.061mg/L。

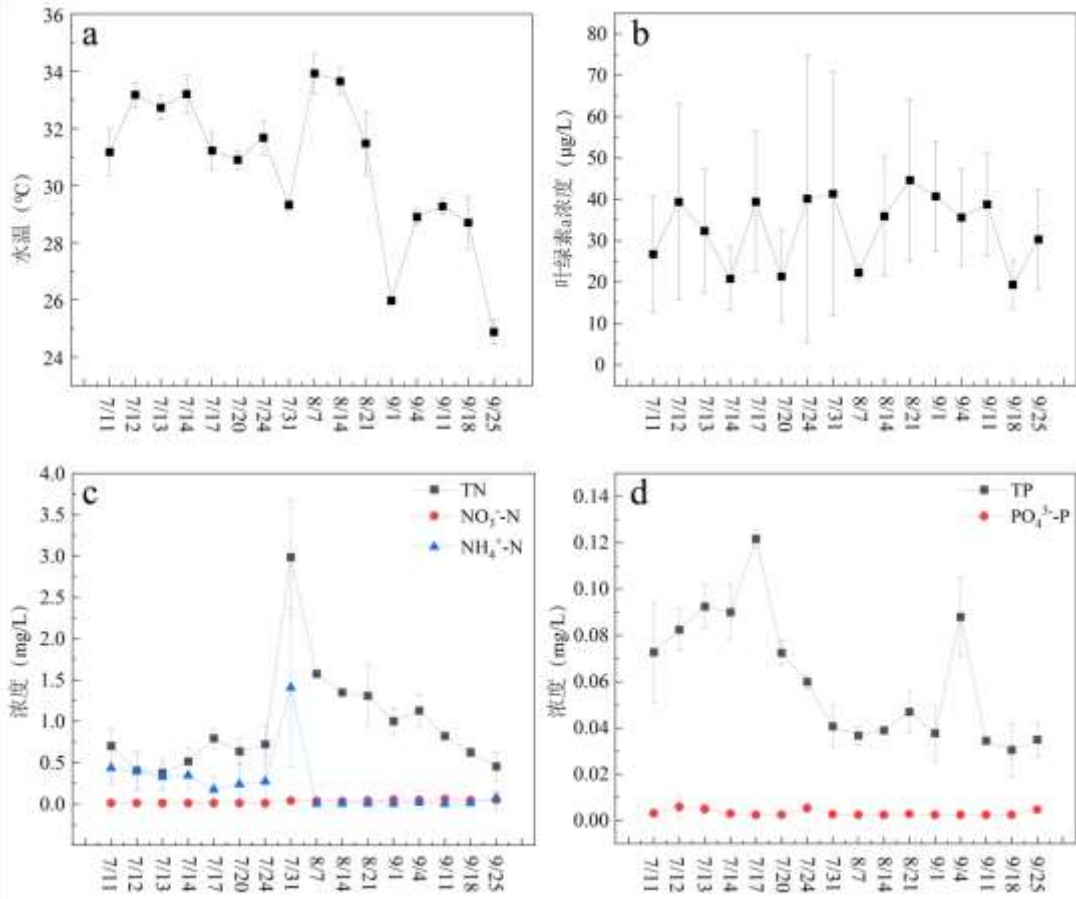


图2 高温阶段东太湖主要理化因子变化

Fig.2 Changes of major physicochemical factors in East Lake Taihu during high temperature period

2.2 高温阶段东太湖 2-MIB 浓度变化

2.2.1 全湖逐月变化 时间上，东太湖 7 月份 2-MIB 最高，达 306.3ng/L；8 月份次之，为 282.5ng/L；9 月份 2-MIB 浓度低于 100ng/L（图 4a）。空间上，7 月与 9 月太浦河口—东茭咀水域 2-MIB 浓度分别为 507.8ng/L、67.9ng/L，显著大于太浦河口—瓜泾口水域；8 月太浦河口—东茭咀水域 2-MIB 浓度为 211.9ng/L，空间变化表现出与 7 月、9 月相反趋势（图 4b）。

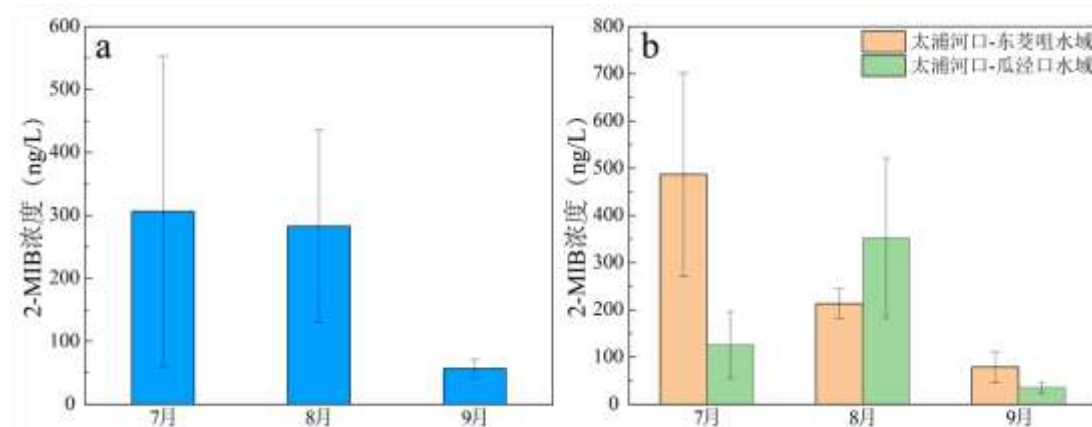


图3 东太湖 2-MIB 浓度逐月变化

Fig.3 Monthly change of 2-MIB concentration in East Lake Taihu

2.2.2 重点水域变化 TD 水域监测结果表明，东太湖 2-MIB 浓度高值 (>100ng/L) 从 7 月中旬持续至 9 月上旬，其中 7 月中旬 2-MIB 浓度均大于 400ng/L。时间上，2-MIB 浓度最大值出现在 7 月 13 日，为

769.6ng/L, 均值为 307.9ng/L (图 5a)。空间上, 太浦河口水域 2-MIB 浓度大于瓜泾口与大太湖来水区 (图 5b)。

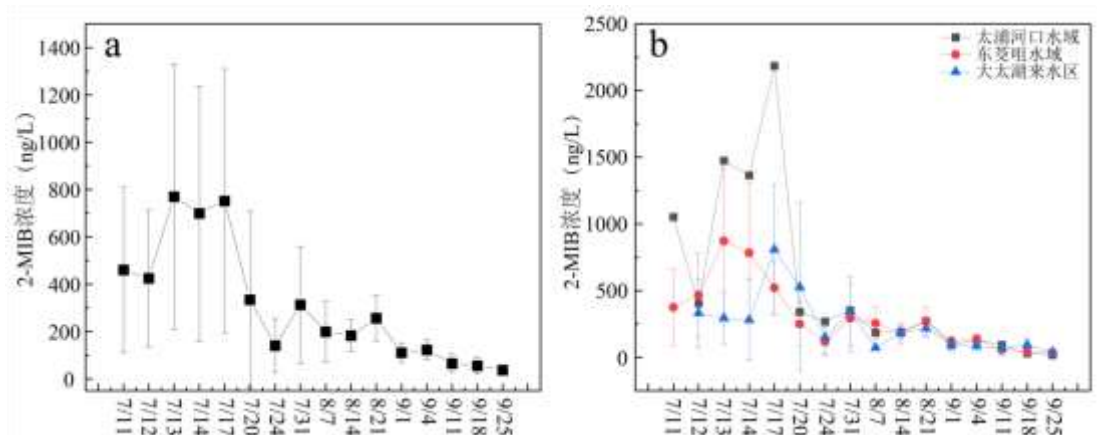


图 4 东太湖 2-MIB 浓度高温阶段变化

Fig.4 High temperature period variation of 2-MIB concentration in East Lake Taihu

2.3 东太湖主要产嗅藻组成变化

2.3.1 密度变化 关注高温阶段 4 种主要潜在产 2-MIB 丝状蓝藻的密度变化, 分别为假鱼腥藻、拟浮丝藻、束丝藻和浮丝藻。2023 年 7 月—9 月, 4 种潜在产 2-MIB 丝状蓝藻密度最大值均出现在 8 月, 其中假鱼腥藻密度最大, 其次为拟浮丝藻 (图 6a)。

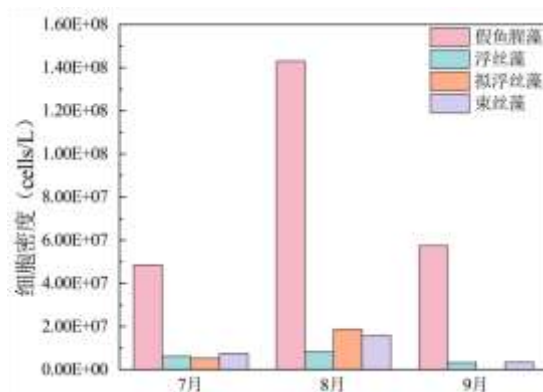


图 5 高温阶段主要产嗅藻密度变化

Fig.5 Changes in the density of major olfactory-producing algae during the high-temperature phase

分区域看, TD 水域假鱼腥藻、浮丝藻、束丝藻密度最大值均出现在 8 月, 分别为 $8.95E+07$ cells/L、 $1.27E+07$ cells/L、 $1.73E+07$ cells/L; 拟浮丝藻仅在 7 月份检出, 密度为 $2.78E+06$ cells/L; 假鱼腥藻密度在 9 月显著大于 7 月。TG 水域假鱼腥藻、拟浮丝藻、束丝藻密度最大值均出现在 8 月, 分别为 $1.64E+08$ cells/L、 $1.63E+07$ cells/L、 $1.54E+07$ cells/L; 束丝藻密度最大值出现在 9 月, 为 $7.06E+06$ cells/L; 拟浮丝藻在 9 月未检出。

2.3.2 主要产嗅藻 *mic* 基因丰度及组成变化 通过高通量测序, *mic* 基因丰度在 $9.30E+04$ ~ $2.30E+07$ copies/L 范围内波动, 且与 2-MIB 浓度呈现显著相关 (图 7a)。此外, 东太湖 7 月、8 月 *mic* 基因的主要拥有者为拟浮丝藻 (占比均超过 60%), 9 月以假鱼腥藻为主 (图 7b)。

2.4 高温时段东太湖 2-MIB 浓度与环境因子的关系

通过相关性分析发现, 高温时段东太湖全湖 2-MIB 浓度与水温 ($p<0.001$)、总氮 ($p<0.001$)、总磷 (0.001)、叶绿素 a ($p<0.001$)、总有机碳 ($p<0.001$) 呈显著正相关。太浦河口-东菱咀水域 2-MIB 浓度变化与水温 ($p<0.05$)、硝酸盐氮 ($p<0.05$)、总磷 ($p<0.01$)、pH ($p<0.05$) 呈显著正相关, 与氨氮 ($p<0.01$) 呈显著负相关。

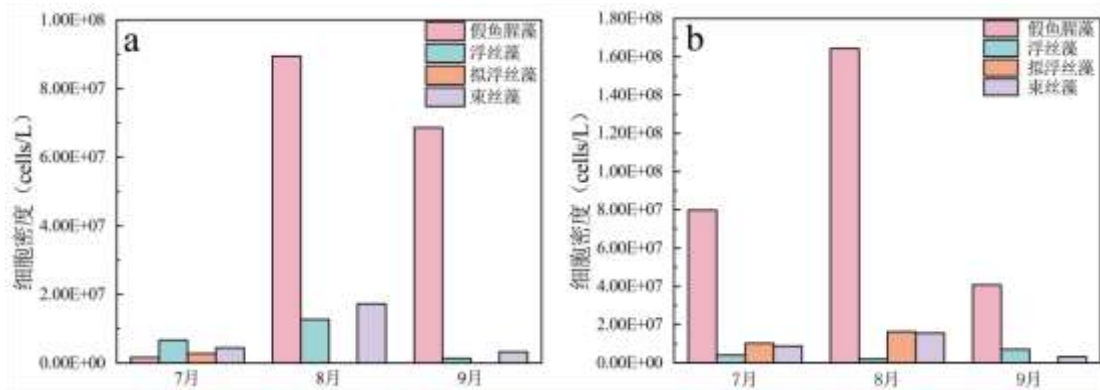


图6 高温阶段东太湖 TD 与 TG 水域主要产嗅藻密度变化

Fig.6 Changes in the density of major olfactory-producing algae in the TD (a) and TG (b) during high-temperature periods

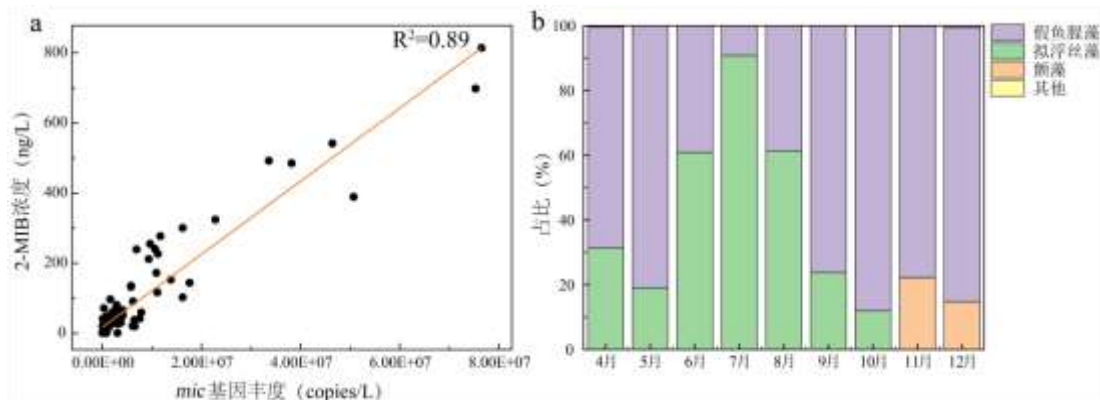


图7 东太湖 2-MIB 浓度与 *mic* 基因丰度相关性分析 (a) 及产 2-MIB 蓝藻 *mic* 基因丰度占比变化 (b)

Fig.7 Correlation analysis between 2-MIB concentration and *mic* gene abundance in East Lake Taihu (a) and changes in *mic* gene abundance percentage of 2-MIB-producing cyanobacteria (b)

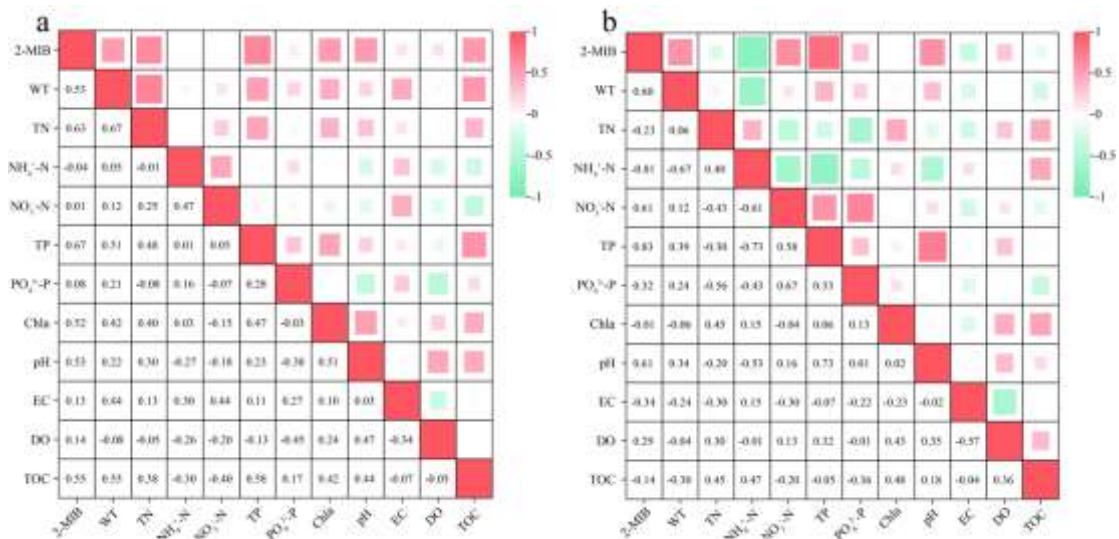


图8 高温阶段东太湖全湖 (a) 与太浦河口-东茭咀水域 (b) 2-MIB 相关性热图

Fig.8 Correlation heatmap of 2-MIB correlation between the whole lake of East Lake Taihu (a) and the estuary of Taipu River-Dongzanzui Watershed (b) in high temperature stage

此外,对 TD 水域 2-MIB 浓度快速上升及高值期间采样前 24 小时内的每小时最大与平均风速进行分析,发现风速对 2-MIB 浓度有较大影响。7 月 11 日 2-MIB 浓度突然升高,采样前 24 小时内最大风速达 14.2m/s,且连续 5 个小时平均风速超过 3m/s(图 9);7 月 12 日 2-MIB 浓度较 7 月 11 日降低,采样前 24 小时内风速偏低,最大风速为 3.1m/s,每小时最大平均风速为 1.6m/s;7 月 13 日 2-MIB 浓度由 425ng/L 快速上升至 769ng/L,采样前 24 小时内风速较 7 月 12 日显著上升,最大风速为 4.7m/s,每小时最大平均风速为 3.9m/s(图 9);7 月 14 日 2-MIB 浓度较 7 月 13 日降低,采样前 24 小时内风速较小,均低于 3m/s(图 9);7 月 17 日 2-MIB 浓度达 751ng/L,采样前 24 小时内最大风速为 6.8m/s,连续 6 小时风速超过 4m/s(图 9)。

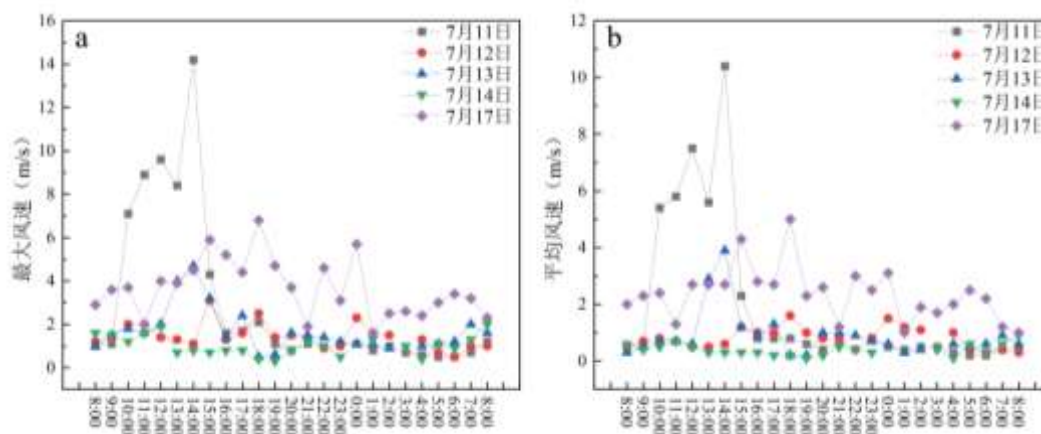


图 9 东太湖 2-MIB 高值期间采样前 24 小时风速变化

Fig.9 Change in wind speed 24 hours prior to sampling during 2-MIB highs

3 讨论

3.1 东太湖主要产嗅藻演替

不同水体主要产嗅藻存在差异,同一水体中产嗅藻的组成也会随时间变化发生演替。2009 年 Deng 等^[23]对太湖 2-MIB 浓度与环境因子相互关系进行研究时,发现颤藻是太湖的主要产嗅藻;Shi^[6]等于 2020 年 8 月至 2021 年 11 月在东太湖布设 11 个点位研究了 2-MIB 的产生、分布和发生情况,结果表明 2-MIB 浓度的变化主要是由假鱼腥藻代谢引起的;Wu 等^[16]在 2022 年通过检测产嗅藻体内的 *mic* 基因丰度,发现东太湖主要产 2-MIB 丝状蓝藻为拟浮丝藻与假鱼腥藻,尤其是拟浮丝藻, *mic* 基因拷贝数占比在 7 月达 94.4%。与其他研究结果相比,本研究发现 2023 年东太湖主要产嗅藻仍为拟浮丝藻,但 2-MIB 浓度高值期间拟浮丝藻 *mic* 基因占比较 2022 年降低。上述现象说明,2023 年东太湖产嗅藻组成较往年发生一定程度演替。2023 年 9 月,拟浮丝藻密度及 *mic* 基因丰度占比均较低,但 2-MIB 浓度最高仍达 123ng/L,此时主要产嗅藻为假鱼腥藻,其 *mic* 基因丰度占比显著高于拟浮丝藻,水温降低至假鱼腥藻合适生长状态是导致主要产嗅藻年内发生演替的主要原因。其他水体也存在产嗅藻演替,例如 Su 等^[24]针对青草沙水库 2-MIB 的连续研究发现,随着水体生境条件的变化,青草沙水库产 2-MIB 蓝藻由 2013 年的浮丝藻演替为 2015 年的假鱼腥藻。目前大部分研究表明水体中 2-MIB 来源主要为丝状蓝藻,但对巢湖 2-MIB 的监测中发现,底泥中的放线菌是巢湖中 2-MIB 浓度升高的主要贡献者^[17],但目前已知研究并未对东太湖中放线菌进行分析,后续试验中需要加强放线菌对东太湖 2-MIB 浓度变化的贡献度研究。

3.2 高温阶段东太湖 2-MIB 时空变化特征

相似的水环境是多数月份 TD 与 TG 水域 2-MIB 浓度差异不明显的原因,但 7 月 TD 水域 2-MIB 浓度显著大于 TG 水域,这与东太湖水生植物生长区域及优势种有关。已有研究表明,蓝藻密度在草型湖区显著小于藻型湖区^[25],这是因为水生植物能够通过释放化感物质^[26]、降低水下光照强度^[27]、与浮游植物竞争营养物质^[28]等方式抑制藻类生长。此外,室外与室内试验表明,浮叶植物对产嗅藻的抑制作用大于沉水植物^[29],且针叶型沉水植物比阔叶型沉水植物对产嗅藻的抑制作用更明显^[25]。往年调查发现,TG 水域水生植物密度大于 TD 水域,且群落结构由浮叶植物与狐尾藻、金鱼藻、轮叶黑藻等针叶型沉水植

物组成^[30, 31]，这是造成 TG 水域 2-MIB 浓度小于 TD 水域的原因。东太湖风向与湖流流向变化造成太浦河口 2-MIB 浓度大于东茭咀水域与大太湖来水区。前人研究发现太湖风场影响太湖表层湖流的空间变化，导致蓝藻迁移聚集呈差异性空间分布^[32]。高温阶段当 2-MIB 浓度大于 600ng/L 时，东太湖以南风为主，易使水体表层拟浮丝藻聚集在太浦河口及沿岸一带。此外，东太湖湖流主要流向为大太湖来水区至太浦河口。湖流会驱动蓝藻随水流方向水平迁移，在河口区域形成环流、旋涡等回流，蓝藻滞留并聚集^[33]，导致河口区域 2-MIB 浓度升高。

进一步通过相关性分析发现，水温与营养盐浓度是影响高温阶段东太湖 2-MIB 浓度变化的关键因子。水温通过影响产嗅藻代谢与相关基因表达间接控制水体中 2-MIB 浓度。有文献表明，25℃左右的水温会上调假鱼腥藻体内 2-MIB 合成相关基因表达量，促使水体 2-MIB 浓度增加^[19]，但过高的水温 (>30℃) 会破坏假鱼腥藻光合系统，其生长受阻^[34, 35]，2-MIB 合成减少；拟浮丝藻偏好更好温度，其 2-MIB 产量在 28~32℃ 达到峰值^[36, 37]，水温达 35℃ 会导致拟浮丝藻裂解^[38]，释放胞内积累的 2-MIB。本研究中，7 月与 8 月日均水温大于 30℃，为拟浮丝藻产生 2-MIB 提供了合适的水温，这与前人研究结果一致。8 月 TG 水域水温达 32℃，较 TD 水域水温高 1.53℃，造成拟浮丝藻密度在 TG 水域 (1.63E+07cells/L) 显著大于 TD 水域 (密度较低未检出)，间接导致 2-MIB 浓度在 TG 水域大于 TD 水域；9 月，TD 与 TG 水域水温基本相似，拟浮丝藻由于密度较低，均未检出，导致 TD 与 TG 水域 2-MIB 浓度无明显差异。氮、磷营养盐是产嗅藻生长的必需成分。Li 等^[39]在太湖通过原位试验发现 TP 显著影响水体 2-MIB 浓度，而本研究分析发现 TP 与 2-MIB 浓度呈显著正相关。2023 年高温阶段东太湖 TP 浓度大于 0.07mg/L。相关研究表明，当水体磷浓度大于 0.05mg/L，磷浓度升高会调控拟浮丝藻体内部分基因表达 (如磷酸盐转运蛋白基因或次生代谢相关基因)^[40]，间接影响 2-MIB 合成酶的活性。此外，2-MIB 合成途径 (如萜类代谢) 可能依赖 ATP 和磷酸化中间体，磷的供应直接影响能量和碳骨架的分配。NH₄⁺-N 能够被拟浮丝藻直接吸收并参与氨基酸合成，但是 NH₄⁺-N 与 2-MIB 浓度呈显著负相关，这是由于东太湖 pH 呈现碱性 (>8.0)，较高的 pH 导致 NH₄⁺-N 对细胞的毒性作用增强^[41]，拟浮丝藻代谢紊乱，2-MIB 合成效率降低。

3.3 高温阶段太浦河-瓜泾口水域 2-MIB 浓度短期变化驱动因子识别

东太湖水体 2-MIB 浓度存在短期快速上升的现象，风力扰动水体可能是造成这种现象的主要原因。例如 7 月 11 日 2-MIB 浓度突然升高，采样前 24 小时内出现 5 级风，风速达 14.2m/s，并且连续 5 个小时风速大于 4m/s；7 月 13 日 2-MIB 达 769ng/L，采样前 24 小时内出现 4 级风，风速达 4.7m/s；7 月 17 日 2-MIB 浓度上升至 751ng/L，采样前 24 小时最大风速为 6.8m/s。有研究表明，沉积物是大型浅水湖泊中 2-MIB 的主要来源，风力引起的波浪会导致大型湖泊表层沉积物发生扰动，释放其中吸附的 2-MIB，直接增加水体 2-MIB 浓度^[17]。关于风浪扰动对沉积物再悬浮的影响，许多学者进行了野外观察与室内模拟研究，结果显示随着风浪的增大，沉积物受到更大剪切应力，悬浮沉积物浓度增加，污染物浓度也上升^[42]。例如，朱等^[43]在梅梁湖的原位试验表明，当风速大于 3m/s，导致水-土界面破坏，沉积物上浮，污染物浓度在水体内增加；李^[44]等通过室内模拟试验发现，风的扰动会导致石白湖沉积物中营养盐物质的释放。同时，持续风可能增加底泥间隙水与上覆水的物质交换^[45]，促进 2-MIB 从沉积物向水体的扩散。此外，我们发现沉积物上浮导致的 2-MIB 浓度升高可能因风速的下降而降低，例如 7 月 12 日采样前 24 小时内最大平均风速为 1.6m/s，2-MIB 浓度由 7 月 11 日的 460ng/L 降低至 425ng/L；7 月 14 日采样前 24 小时内最大平均风速为 1.0m/s，2-MIB 浓度由 7 月 13 日的 769ng/L 降低至 699ng/L。遗憾的是，本研究未对东太湖底泥中 2-MIB 进行检测，这是我们后期需要研究的重点。

风力也会驱动表层水的水平运动，减少部分区域内产嗅藻停留时间，将产嗅藻输送至下风向^[32]，并加快 2-MIB 在水体中的迁移，导致水体局部 2-MIB 浓度升高这可能是太浦河东茭咀水域不同区域 2-MIB 浓度存在差别的原因之一。这主要是由于风生流加速藻类的水平迁移，使其更快离开原聚集区域，例如薛^[46]等通过对太湖藻类迁移进行模拟试验时发现，当风速增大藻类向下风向湖湾的迁移速度显著加快，形成“水平迁移累积”效应，减少局部区域的藻类停留时间；汪^[47]等发现当风速大于 3.7m/s，水体混合增强，藻类分布趋于均匀化，减少局部停留时间。此外，当 2-MIB 从藻细胞释放至水体中，通过风浪扰动，2-MIB 随水流快速扩散至更大范围，降低局部 2-MIB 浓度峰值，但会导致下风向 2-MIB 聚集，浓度

升高。

4 结论

(1) 通过对东太湖全湖藻类逐月监测, 结合 *mic* 基因检测, 发现东太湖产嗅藻发生一定程度演替, 但仍以拟浮丝藻与假鱼腥藻为主。

(2) 受环境因素影响, 东太湖 7 月 2-MIB 浓度大于 8 月与 9 月, 加密监测中 2-MIB 浓度最大值达 769.6ng/L。

(3) 水温是导致 2-MIB 浓度升高的先决条件; 其次是营养盐浓度, 在水体为碱性条件下, 硝酸盐氮可能成为产嗅藻生长的主要氮源。此外, 采样前 24 小时内风速大于 3m/s, 可能扰动底泥, 导致水体 2-MIB 浓度在短期内快速上升。

5 参考文献

- [1] Li S, Wei F, Dong X, *et al.* Shift of phytoplankton and microbial communities cause seasonal dynamics of odor compounds in *Oncorhynchus mykiss* cultured in a freshwater reservoir. *Aquaculture*, 2023, 570. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2023.739422.
- [2] Jones M, Pinto E, Torres M, *et al.* CyanoMetDB, a comprehensive public database of secondary metabolites from cyanobacteria. *Water Research*, 2021, 196. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117017.
- [3] Lee J, Rai P, Jeon Y, *et al.* The role of algae and cyanobacteria in the production and release of odorants in water. *Environmental Pollution*, 2017, 227: 252–262. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.04.058.
- [4] Qiu P, Chen Y, Li C, *et al.* Using molecular detection for the diversity and occurrence of cyanobacteria and 2-methylisoborneol-producing cyanobacteria in an eutrophicated reservoir in northern China. *Environmental Pollution*, 2021, 288.10. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.117772.
- [5] Callejón R, Ubeda C, Ríos-Reina R, *et al.* Recent developments in the analysis of musty odour compounds in water and wine: A review. *Journal of Chromatography A*, 2016, 1428: 72–85. DOI: 10.1016/j.chroma.2015.09.008.
- [6] Shi X, Huang Q, Shen X, *et al.* Distribution, driving forces, and risk assessment of 2-MIB and its producer in a drinking water source-oriented shallow lake. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, 30(27): 71194–71208. DOI: 10.1007/s11356-023-27506-z.
- [7] Abd El-Hack M, El-Saadony M, Elbestawy A, *et al.* Undesirable odour substances (geosmin and 2-methylisoborneol) in water environment: Sources, impacts and removal strategies. *Marine Pollution Bulletin*, 2022, 178.10.1016/j.marpolbul.2022.113579
- [8] Hooper A, Kille P, Watson S, *et al.* The importance of nutrient ratios in determining elevations in geosmin synthase (*geoA*) and 2-MIB cyclase (*mic*) resulting in taste and odour events. *Water Research*, 2023, 232. DOI: 10.1016/j.watres.2023.119693.
- [9] Hayashi S, Kim S, Ayukawa K, *et al.* Identifying the primary producer of high concentrations of 2-Methylisoborneol and assessing the impact of weather conditions at the Haizuka Reservoir, Japan. *Water*, 2025, 17(2). DOI: 10.3390/w17020139.
- [10] Junhong R, Xiaoying C, Yadong S, *et al.* Spatial and temporal variation characteristics of 2-methylisoborneol and associations with environmental factors in Gonghu Bay, Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences*, 2024, 36(3): 717–730. [任俊宏, 成小英, 石亚东等. 太湖贡湖湾 2-甲基异莰醇 (2-MIB) 时空变化特征及影响因子. 湖泊科学, 2024, 36(3): 717-730.]
- [11] Su M, Yu J, Zhang J, *et al.* MIB-producing cyanobacteria (*Planktothrix* sp.) in a drinking water reservoir: Distribution and odor producing potential. *Water Research*, 2015, 68: 444–453. DOI: 10.1016/j.watres.2014.09.038.
- [12] Chiu Y, Yen H, Lin T An alternative method to quantify 2-MIB producing cyanobacteria in drinking water reservoirs: Method development and field applications. *Environmental Research*, 2016, 151: 618–627. DOI: 10.1016/j.envres.2016.08.034.
- [13] Gaget V, Hobson P, Keulen A, *et al.* Toolbox for the sampling and monitoring of benthic cyanobacteria. *Water Research*, 2020, 169. DOI: 10.1016/j.watres.2019.115222.
- [14] Lindholm-Lehto P, Suurnäkki S, Pulkkinen J, *et al.* Effect of peracetic acid on levels of geosmin, 2-methylisoborneol, and their potential producers in a recirculating aquaculture system for rearing rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquacultural Engineering*, 2019, 85: 56–64. DOI: 10.1016/j.aquaeng.2019.02.002.
- [15] Franklin H, Podduturi R, Jorgensen N, *et al.* Potential sources and producers of 2-methylisoborneol and geosmin in a river supplying a drinking water treatment plant. *Chemical Engineering Journal Advances*, 2023, 14. DOI: 10.1016/j.cej.2023.100455.

- [16] Wu D, Chen M, Shen A, *et al.* Spatiotemporal dynamics of 2-methylisoborneol produced by filamentous cyanobacteria and associated driving factors in Lake Taihu, China. *Harmful Algae*, 2024, 138. DOI: 10.1016/j.hal.2024.102703.
- [17] Huang H, Chen Q, Ding Y, *et al.* New insights into odor release from sediments in Lake Chaohu and the potential role of sediment microbial communities. *Journal of Hazardous Materials*, 2025, 491. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2025.138007.
- [18] Watson S, Ridal J. Periphyton: a primary source of widespread and severe taste and odour. *Water Science and Technology*, 2004, 49(9): 33–39. DOI: 10.2166/wst.2004.0527.
- [19] Park R, Yu M, Park J, *et al.* Effect of culture temperature on 2-Methylisoborneol production and gene expression in two strains of *Pseudanabaena* sp. *Cells*, 2024, 13 (16). DOI: 10.3390/cells13161386.
- [20] Jie K, Ruoyu L, Chao G, *et al.* Functional group characteristics and influencing factors phytoplankton in emergency water supply of east taihu lake. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2025, 49(3). [柯杰, 刘若愚, 郭超等. 东太湖应急水源地浮游植物功能群特征及其影响因子. 水生生物学报, 2025, 49(3): 57-66.]
- [21] Deng J, Nie W, Huang X, *et al.* Atmospheric Reactive Nitrogen Deposition from 2010 to 2021 in Lake Taihu and the Effects on Phytoplankton. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(21): 8075–8084. DOI: 10.1021/acs.est.2c09434.
- [22] Suruzzaman M, Cao T, Lu J, *et al.* Evaluation of the MIB-producing potential based on real-time qPCR in drinking water reservoirs. *Environmental Research*, 2022, 204. DOI: 10.1016/j.envres.2021.112308.
- [23] Deng X, Qi M, Ren R, *et al.* The relationships between odors and environmental factors at bloom and non-bloom area in Lake Taihu, China. *Chemosphere*, 2019, 218: 569–576. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.11.121.
- [24] Su M, Zhu Y, Andersen T, *et al.* Light-dominated selection shaping filamentous cyanobacterial assemblages drives odor problem in a drinking water reservoir. *Npj Clean Water*, 2022, 5(1). DOI: 10.1038/s41545-022-00181-2.
- [25] Yang C, Shen X, Shi X, *et al.* Impact of submerged macrophytes on growth and 2-MIB release risk of *Pseudanabaena* sp.: From field monitoring to cultural experiments. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 442. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2022.130052.
- [26] van Donk E, van de Bund W. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany*, 2002, 72(3-4): 261–274. DOI: 10.1016/s0304-3770(01)00205-4.
- [27] Kibuye F, Zamyadi A, Wert E. A critical review on operation and performance of source water control strategies for cyanobacterial blooms: Part I-chemical control methods. *Harmful Algae*, 2021, 109. DOI: 10.1016/j.hal.2021.102099.
- [28] Zhang W, Shen H, Zhang J, *et al.* Physiological differences between free-floating and periphytic filamentous algae, and specific submerged macrophytes induce proliferation of filamentous algae: A novel implication for lake restoration. *Chemosphere*, 2020, 239. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.124702.
- [29] Cui Z, Yang C, Ma L, *et al.* Floating-leaved and submerged macrophytes suppress filamentous cyanobacteria blooms and 2-MIB episodes in eutrophic shallow lakes. *Journal of Hazardous Materials*, 2025, 492. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2025.138163.
- [30] Xiaohong G, Shengzhao Z, Xiuling B, *et al.* Evolution of community structure of aquatic macrophytes in East Taihu Lake and its wetlands. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(7): 1541–1548. [谷孝鸿, 张圣照, 白秀玲,等. 东太湖水生植物群落结构的演变及其沼泽化.生态学报, 2005,(07): 1541-1548.]
- [31] Youwen W, Jie X, Jiying L, *et al.* Changes of aquatic vegetation and water quality after removal of pen aquaculture in Lake East Taihu. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2022, 38(1): 104–111. [王友文, 徐杰, 李继影等. 东太湖围网全面拆除前后水生植被及水质变化. 生态与农村环境学报, 2022, 38(01): 104-111.]
- [32] Wenhao D, Yun L, Shikai X, *et al.* Characteristics of surface lake current and its effect on cyanobacteria migration in Lake Taihu under changing wind field. *Journal of Hohai University. Natural Sciences*, 2022, 50(6): 58–65. [丁文浩, 李云, 徐世凯等. 变化风场下太湖表层湖流特征及其对蓝藻迁移的影响. 河海大学学报(自然科学版), 2022, 50(06): 58-65.]
- [33] Tingfeng W, Boqiang Q, Jianrong M, *et al.* Movement of cyanobacterial colonies in a large, shallow and eutrophic lake: A review. *Chinese Science Bulletin*, 2019, 64(36): 3833–3843.
- [34] Wang Z, Li R. Effects of light and temperature on the odor production of 2-methylisoborneol-producing *Pseudanabaena* sp and geosmin-producing *Anabaena ucrainica* (cyanobacteria). *Biochemical Systematics and Ecology*, 2015, 58: 219–226. DOI: 10.1016/j.bse.2014.12.013.

- [35] Zhang T, Zheng L, Li L, *et al.* 2-Methylisoborneol production characteristics of *Pseudanabaena* sp FACHB 1277 isolated from Xionghe Reservoir, China. *Journal of Applied Phycology*, 2016, 28 (6): 3353–3362. DOI: 10.1007/s10811-016-0864-x.
- [36] Lu J, Su M, Su Y, *et al.* Driving forces for the growth of MIB-producing *Planktothricoides raciborskii* in a low-latitude reservoir. *Water Research*, 2022, 220. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118670.
- [37] Suda S, Watanabe M, Otsuka S, *et al.* Taxonomic revision of water-bloom-forming species of oscillatorioid cyanobacteria. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 2002, 52: 1577–1595. DOI: 10.1099/ijs.0.01834-0.
- [38] Mohanty B, Majedi S, Pavagadhi S, *et al.* Effects of light and temperature on the metabolic profiling of two habitat-dependent bloom-forming cyanobacteria. *Metabolites*, 2022, 12 (5). DOI: 10.3390/metabo12050406.
- [39] Li H, Gu X, Chen H, *et al.* Co-occurrence of multiple cyanotoxins and taste-and-odor compounds in the large eutrophic Lake Taihu, China: Dynamics, driving factors, and challenges for risk assessment. *Environmental Pollution*, 2022, 294. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.118594.
- [40] Tiwari B, Singh S, Kaushik M, *et al.* Regulation of organophosphate metabolism in cyanobacteria. A review. *Microbiology*, 2015, 84(3): 291–302. DOI: 10.1134/s0026261715030200.
- [41] Liu J, Pemberton B, Scales P, *et al.* Ammonia tolerance of filamentous algae *Oedogonium*, *Spirogyra*, *Tribonema* and *Cladophora*, and its implications on wastewater treatment processes. *Algal Research-Biomass Biofuels and Bioproducts*, 2023, 72. DOI: 10.1016/j.algal.2023.103126.
- [42] Wang J, Chai J, Xu R, *et al.* The effects of wind-wave disturbances on sediment resuspension and phosphate release in Lake Chao. *Science of the Total Environment*, 2024, 912. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.169254.
- [43] Yiping L, Jianwei W, Long J, *et al.* The driving force of sediment suspension on sediment-water interface in shallow lakes. *Journal of Lake Sciences*, 2017, 29 (1): 43–51. [李一平, 王建威, 姜龙等. 浅水湖泊动力作用下水-土界面底泥起悬驱动力野外观测. 湖泊科学, 2017, 29 (01): 43-51.]
- [44] Bao L, Qiushi S, Chunyi S, *et al.* Simulation of suspended solids distribution and erosion depth under winds and waves disturbance in Nansi lake, China. *Science of Soil and Water Conservation*, 2022, 20(2): 7–14. [李宝, 申秋实, 孙春意等. 风浪扰动下南四湖悬浮颗粒物分布与侵蚀深度模拟. 中国水土保持科学(中英文), 2022, 20(02): 7-14.]
- [45] Cheng P, Zhu X, An Y, *et al.* Research on phosphorus release from resuspended sediment under wind-induced waves in shallow water. *Acta Mechanica Sinica*, 2022, 38 (3). DOI: 10.1007/s10409-021-09023-z.
- [46] Zongpu X, Wei Z, Song B, *et al.* The migration - aggregation patterns of microcystis in Lake Taihu-Based on the combined effects of wind and light. *Journal of Lake Sciences*, 2024, 36(6): 1660–1671. [薛宗璞, 朱伟, 柏松等. 太湖微囊藻漂移—聚集规律——基于风与光共同作用的模拟. 湖泊科学, 2024, 36 (06): 1660-1684.]
- [47] Cai W, Zeying H, Zhaosheng C, *et al.* Vertical distribution of microcystis and its influence factors in Lake Erhai during high risk period for algal bloom. *Research of Environmental Sciences*, 2018, 31 (7): 1250–1257. [汪偲, 侯泽英, 储昭升等. 滇华高风险期微囊藻在洱海中的垂直分布特征及其影响因素. 环境科学研究, 2018, 31 (07): 1250-1257.]