*J. Lake Sci.*(湖泊科学), 2027, 39(1):000-000
DOI 10.18307/2027.0110
©2027 *by Journal of Lake Sciences*

# 基于实时荧光定量 PCR 技术探究枯水季广东省水库拟柱孢藻的分布特征及关键影响因子*

刘　威[1]，王晓辉[2]，陈　昊[2]，林国恩[2]，张赛男[1]，赵孟绪[2]，韩博平[1]，雷腊梅[1]**
（1：暨南大学生态学系，广州 510632）
（2：广东省水文局，广州 510510）

**摘　要**：拟柱孢藻是继微囊藻后广受全球关注的水华蓝藻，目前正在我国南方地区快速扩张。为了解拟柱孢藻在华南地区的分布特征及影响因子，本研究在枯水期对广东省七大流域的 100 座水库进行调查，采用基于 *rpoC1* 基因的实时荧光定量 PCR 技术对拟柱孢藻丰度进行测定。结果发现本研究所采集的所有样品均能检出拟柱孢藻，其丰度在 $4.98\times10^4$~$4.23\times10^8$ cells/L 间变化，水库间丰度变化达 4 个数量级，水库间拟柱孢藻的种群数量差异明显。主成分分析显示，广东省水库环境因子在流域间的空间差异主要受氮磷营养盐和水温驱动。从流域来看，珠江三角洲和粤西沿海诸河流域的拟柱孢藻丰度均值显著高于西江、韩江和北江等流域，这两个流域也是拟柱孢藻水华发生较为严重的地区区域，有 10 座水库发生了重度水华。采用澳大利亚基于拟柱孢藻丰度对水华毒性风险等级划分的标准，本次调查期间有 53%的水库为低风险，处于警戒水平 2 级别的水库达到 23%。极致梯度提升（extreme gradient boosting, XGBoost）和随机森林（random forest, RF）机器学习二分类模型以及多元线性逐步回归分析结果表明，拟柱孢藻丰度与营养状态指数（TSI）呈显著正相关，表明水体富营养水平是广东省水库拟柱孢藻差异性分布的主要影响因子。
**关键词**：拟柱孢藻；实时荧光定量 PCR；枯水期；广东省；分布特征

## Distribution patterns and environmental drivers of *Cylindrospermopsis raciborskii* in reservoirs of Guangdong Province during the dry season based on real-time quantitative PCR*

Liu Wei[1], Wang Xiaohui[2], Chen Hao[2], Lin Guoen[2], Zhang Sainan[1], Zhao Mengxu[2], Han Boping[1]&Lei Lamei[1]**
(1: *Department of Ecology, Jinan University, Guangzhou* 510000*, P.R.China)*
(2: *Guangdong Hydrology Bureau, Guangzhou* 510000*, P.R.China*)

Abstract: Abstract: *Cylindrospermopsis raciborskii* is a common bloom-forming cyanobacterium. After Microcystis, it has become a genus of global concern and is undergoing rapid population expansion in southern China. To investigate its distribution patterns and driving factors in this region, we conducted field surveys in 100 reservoirs across seven river basins in Guangdong Province during the dry season. We quantified the abundance of *C. raciborskii* using real-time quantitative PCR targeting the *rpoC1* gene. The results showed that *C. raciborskii* was present in all samples, with abundances ranging from $4.98\times10^4$ to $4.23\times10^8$ cells/L. Abundance varied by up to four orders of magnitude among reservoirs, indicating substantial spatial heterogeneity in population size. Principal component analysis identified nitrogen, phosphorus, and water temperature as the dominant environmental factors driving spatial differences among reservoirs in Guangdong's river basins. At the basin scale, the

* 2026-03-18 收稿;2026-05-07 收修改稿;2026-05-08 录用。
2024 年广东省水资源节约与保护专项（GDSSWJ2024）和国家自然科学基金项目（32371616）联合资助。
**通信作者；E-mail: tleilam@jnu.edu.cn

mean abundance of *C. raciborskii* in the Pearl River Delta and western Guangdong coastal river basins was significantly higher than that in the Xijiang, Hanjiang, and Beijiang basins. These two basins experienced the most severe blooms, with intense bloom events observed in 10 reservoirs. According to the Australian cyanobacterial bloom risk classification system based on *C. raciborskii* abundance, 53% of the surveyed reservoirs were at low risk, while 23% reached Alert Level 2. Two binary classification machine learning models, namely Extreme Gradient Boosting (XGBoost) and Random Forest (RF), combined with multiple linear stepwise regression analysis, confirmed a significant positive correlation between *C. raciborskii* abundance and trophic state index (TSI). These findings suggest that eutrophication level is the key factor governing the spatial variation of *C. raciborskii* abundance in reservoirs of Guangdong Province.
Keywords: *Cylindrospermopsis raciborskii*; Real-time quantitative PCR; Dry season; Guangdong Province; distribution patterns

拉氏拟柱孢藻（*Cylindrospermopsis raciborskii*，简称拟柱孢藻，也有称其为拉氏尖头藻 *Raphidiopsis raciborskii*）被认为是热带特征性蓝藻[1]，在过去的 20 多年中，世界范围内对拟柱孢藻的关注日益增加，一是作为热带种类，拟柱孢藻已广泛扩张至加拿大、新西兰、欧洲各国等温带地区水体，这种入侵特性使其备受关注[2-3]；二是拟柱孢藻具有产生多种蓝藻毒素的能力，如拟柱孢藻毒素（cylindrospermopsin, CYN），石房蛤毒素（Saxitoxin, STX），以及一些未知的有毒物质，因此拟柱孢藻水华的发生会严重影响水质安全并危害人类健康[4]。

大量研究表明，拟柱孢藻高度的生理可塑性是其在全球快速扩张的基础[2]。该藻能适应较宽的温度波动，在光照上也有较宽的生态辐，可利用 $NH_4^+$-N, $NO_3$-N 和有机氮等多种氮源，对磷有较高的亲和力且能利用有机磷以适应低磷环境，这样灵活的生理生态特征使拟柱孢藻能适应各种气候条件，并在合适的条件下爆发形成水华[3,5]。已有研究发现拟柱孢藻已从热带地区扩散至除南极洲以外的世界各地，成为继微囊藻后广受全球关注的另一水华蓝藻种类。

拟柱孢藻已在我国的广东、澳门、福建、云南、湖北、台湾、浙江、山东、北京等省份的水体中发生[6-10]，但其仅在常年温度较高的南方省份如台湾、澳门及广东省的水库和湖泊中成为优势种群乃至发生水华[6,11-12]。基于我们在广东省十余年的调查分析表明，拟柱孢藻在该地区的发生呈明显增加趋势，2010 年该藻的检出率为 66. 67%[13]，2011—2012 年在东莞市水库样品中上升至 74.4%[8]，2015 年发现拟柱孢藻在 46 座水库样品中检出率为 100%[14]，随后基于 2018 年和 2022 年珠海市水库的调查数据进一步确认了该藻的普遍发生状况[15]。统计分析表明，温度、氮磷浓度、透明度、营养状态指数（TSI）等因子均显著影响广东省水库拟柱孢藻的丰度和优势度[8,13-15]。

已有的研究对拟柱孢藻在广东省水库的发生概况和影响因子进行了初步探讨，由于调查的水库主要集中于东莞、珠海等珠江三角洲城市群[8,15]，拟柱孢藻在全省水库发生的普遍性和影响因子还有待进一步阐明。我们的前期研究发现拟柱孢藻在枯水季的优势更加突出[13]，因此本研究选择在枯水季对覆盖广东省七大流域的 100 座水库进行采样，采用实时荧光定量 PCR（qPCR）技术获得拟柱孢藻丰度[14]，解析广东省拟柱孢藻的空间分布特征，结合理化指标的同步测定，重点探究水体营养水平与拟柱孢藻丰度间的关系，为广东省拟柱孢藻水华控制提供数据支持。

## 1 材料与方法

### 1.1 采样点的布设与样品采集

广东省地处热带-亚热带（20°13′ ~ 25°31′ N 和 109°39′ ~ 117°19′ E），本研究所选水库覆盖广东省全省，涵盖北江流域（13 座）、东江流域（15 座）、西江流域（13 座）、珠江三角洲（20 座）、粤西沿海诸河（12 座）、韩江流域（9 座）及粤东沿海诸河（18 座）七大流域共 100 座水库（图 1）。

采样点均设置在水库大坝坝前，共收集 100 个样品。采样于 2024 年枯水期（10 月—次年 3 月）3 月份进行，在 10 天内完成对所有水库的采样。使用 5 L 有机玻璃采水器采集各水库监测点表层（0.5 m）水样，冷藏运至实验室，其中 1 L 用于理化指标测定，另外 1 L 水样取 200mL 用 0.45 μ m 孔径滤膜过滤收集藻细胞用于 DNA 提取。

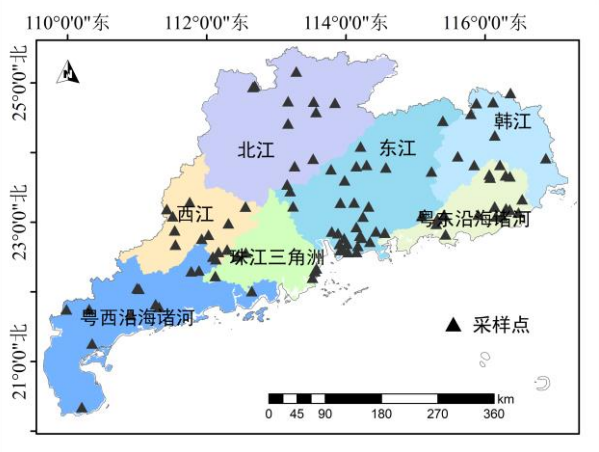


图 1 广东省 100 座水库的分布

Fig.1 Location of 100 reservoirs in Guangdong province

### 1.2 理化因子的测定

温度、pH 和溶解氧（DO）等指标采用多功能水质监测仪（YSI）现场测定，透明度（SD）使用塞氏盘法（Secchi depth disk，SDD）进行现场测量。总氮（TN）、总磷（TP）、氨氮（$NH_4^+$-N），测定方法分别为《水质 总氮的测定 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法》（GB 11894-89）《水质 总磷的测定 钼酸铵分光光度法》（GB 11893-89）和《水质 氨氮的测定 纳氏试剂比色法测定铵离子》（DZ/T 0064.57-93），叶绿素 *a*（Chl.*a*）测定采用反复冻融~丙酮浸提，紫外分光光度法测定[16]。参照广东省水库的经验公式计算水库的营养状态指数(TSI)[17]，TSI<30 为贫营养型，TSI=30-50 为中营养型，TSI>50 为富营养型。TSI 计算公式如下：

$$TSI(\sum) = \sum_{j=1}^{m} W_j \times TSI(j) \tag{1}$$

式中：TSI（Σ）为富营养化指数；Wj 为第 j 种参数的营养状态指数的相关权重；TSI（j）为代表第 j 种参数的营养状态指数。

各项目营养状态指数计算：

$$TSI(Chl.a) = 10*(2.46+\ln(Chl.a)/\ln(2.5)) \tag{2}$$

$$TSI(TN) = 10*(2.46+(1.912-1.349*\ln(TN))/\ln(2.5)) \tag{3}$$

$$TSI(TP)=10*(2.46+(3.497+0.654*\ln(TP))/\ln(2.5)) \tag{4}$$

$$TSI(SD)=10*(2.46+(1.912-1.349*\ln(SD))/\ln(2.5)) \tag{5}$$

式中：Chl.*a* 单位为 μg/L，SD 单位为 m；其他指标单位均为 mg/L。Chl.*a*、TN、TP 和 SD 的营养状态指数相关权重分别是 1/2.96、0.6/2.96、0.66/2.96 和 0.7/2.96。

### 1.3 基因组 DNA 提取

基因组 DNA 采用试剂盒（北京鼎国昌盛生物技术有限公司）提取，将收集有藻细胞的滤膜剪碎，加入 500 μL 试剂盒中的裂解液，并用细胞破碎仪（Fastprep 24-5G）辅助裂解细胞，随后按照说明书进行 DNA 的提取，基因组 DNA 在荧光定量 PCR 分析前置于-20℃冰箱保存。

### 1.4 实时荧光定量 PCR

采用 Lei 等[14]已建立的实时荧光定量 PCR（qPCR）方法测定样品中的总拟柱孢藻丰度，该方法针对拟柱孢藻 *rpoC1* 基因（RNA 聚合酶 β′亚基 1）设计特异性引物对（CYL-F：5′-AACGGGTTCGTCATAGAGGTA-3′和 CYL-R：5′-GGCTACAGGTGCTGCTAACTT-3′）和探针[5′(FAM)-TAACAGAATCACGAGTTCGCCGCC-(BHQ1)3′]。标准品为藻株 QDH7 的基因组 DNA[18]，利用藻株的 DNA

为模板建立 *rpoC1* 基因的不同拷贝数与对应 Ct 值间的标准曲线，获得基因组拷贝数的对数与 Ct 值的线性方程，根据水库样品的 Ct 值算出其初始模板的浓度,计算水体中的拟柱孢藻总丰度（*rpoC1* 基因拷贝数）。

实时荧光定量 PCR（qPCR）反应体系如下：PCR 反应混合液 10 μL，正反引物各 0.5 μL（20 pmol/μL），0.4μL 探针（10 pmol/μL），0.1μL 50×ROX II，DNA 模板 2 μL，加纯水至 20 μL。qPCR 反应程序为：95℃预变性 30s；95℃变性 5s，59℃退火 30s，72℃延伸 30s，共 45 个循环；在延伸过程中读取 FAM 和 VIC 荧光信号。

### 1.5 数据处理和分析

七大流域中环境因子（WT、pH、TN、TP、SD）、Chl.*a* 和拟柱孢藻丰度箱线图以及拟柱孢藻丰度径向条形图均使用 Origin 2024 软件绘制。流域之间环境因子差异显著性采用非参数 Kruskal-Wallis 方差分析进行检验，随后通过 Dun 检验进行两两比较，显著性水平为 $P < 0.05$。

为了探索广东省水库中拟柱孢藻丰度的关键驱动因子，我们构建了极致梯度提升（extreme gradient boosting, XGBoost）和随机森林（random forest, RF）机器学习二分类模型以及多元线性逐步回归模型。根据澳大利亚基于拟柱孢藻丰度对水华毒性风险等级划分，低于 $4.5\times10^6$ cells/L 为低风险，$4.5\times10^6 \sim 1.5\times10^7$ cells/L 为警戒水平 1（Alert level 1，AL1），拟柱孢藻丰度高于 $1.5\times10^7$ cells/L 为警戒水平 2（Alert level 2，AL2）。本研究以拟柱孢藻浓度 AL2 阈值 $1.5\times10^7$ cells/L 划分，R-4.4.2 软件中分别使用“xgboost”和“randomForest”包构建 XGBoost 及 RF 机器学习二分类模型。两种模型的数据按照训练集:测试集 = 6:4 划分，训练集用于构建模型，测试集用于构建受试者工作特征曲线（receiver operating characteristic curve，ROC）评估模型性能。XGBoost 模型通过十折交叉验证（10-fold cross-validation）校准得到最优参数；RF 模型通过网格搜索（Grid Search）校准得到最优参数；上述模型校准均在 R 中使用“caret”包实现。SHAP 解释（shapley additive explanations，SHAP）用于解释 XGBoost 和 RF 机器学习模型中每个特征因子对预测结果的贡献，平均 SHAP 绝对值（Mean |SHAP|）越大说明该因子越重要，两种模型的解释在 R 中分别使用“SHAPforxgboost”和“fastshap”包实现。多元线性逐步回归使用 R-4.4.2 中的 step()函数实现，构建模型之前，对所有数据进行 log10(N+1)转换，同时剔除共线性较强（VIF>5）的环境因子，最优模型的选择基于赤池信息准则（akaike information criterion，AIC），选择 AIC 值最小的模型。

## 2 结果与分析

### 2.1 枯水期广东省水库的理化特征与空间差异

本次采样期间广东省水库表层水温范围在 12.7~ 22.5 ℃间，其中北江流域的平均水温（WT）显著低于东江、粤东沿海诸河和粤西沿海诸河等 3 个流域（$P < 0.05$），与韩江、西江和珠江三角洲流域无显著差异（图 2a）。水库 pH 值范围为 6.0 ~ 8.9，七大流域之间 pH 均值无显著差异（图 2b）。总氮（TN）、总磷（TP）、透明度（SD）和叶绿素 *a*（Chl.*a*）四种指标的变化范围分别为 0.16 ~ 6.43 mg/L、0.004 ~ 0.09 mg/L、0.2 ~ 4.6 m 和 0.68 ~ 55.93 mg/L，均值分别为 0.93 mg/L、0.22 mg/L、1.65 m 和 10.33 mg/L，其中，TN 和 TP 的最大浓度出现在粤西沿海诸河的赤坎水库，SD 和 Chl.*a* 最大值分别出现在东江流域的新丰江水库和韩江流域的多宝水库。北江流域 TN 浓度范围为 0.37 ~ 3.35 mg/L，显著（$P < 0.05$）高于粤东沿海诸河流域（0.16 ~ 1.44 mg/L），与其它五大流域之间无显著（差异 $P > 0.05$）。北江和粤西沿海诸河流域的 TP 浓度范围在 0.01 ~ 0.09 mg/L，显著（$P < 0.05$）高于粤东沿海诸河、东江流域和珠江三角洲流域，与韩江和西江流域无显著差异（$P > 0.05$）。水库的透明度（SD）在东江流域整体最深，均值为 2.34 m，与北江流域之间无显著差异（$P > 0.05$），但显著高于其他五大流域（$P < 0.05$）。粤西沿海诸河流域的 Chl.*a* 浓度均值在本次调查最高，为 19.05 mg/L，显著高于北江和西江流域（$P < 0.05$），但与其它四大流域之间无显著差异（$P > 0.05$）。

主成分分析结果（图 3）表明，广东省 100 座水库的环境因子在七大流域之间呈现出梯度差异特征，前两个主成分（PC1 和 PC2）分别解释了 23.16%和 20.45%的环境变异，总解释率为 43.61%。从排序分布来看，北江和韩江流域样点整体偏向第三象限，与 TN、TP、TN:TP 和 $NH_4^+$-N 方向一致，表明其营养盐水平较高；相比之下，粤西及珠江三角洲流域样点更多分布于 PC1 轴正方向，营养盐浓度相对较低，水质

状况较好；而粤东沿海诸河流域样点则在 PC2 轴上与较高的 WT 相关，表现出较高温度的环境特征。

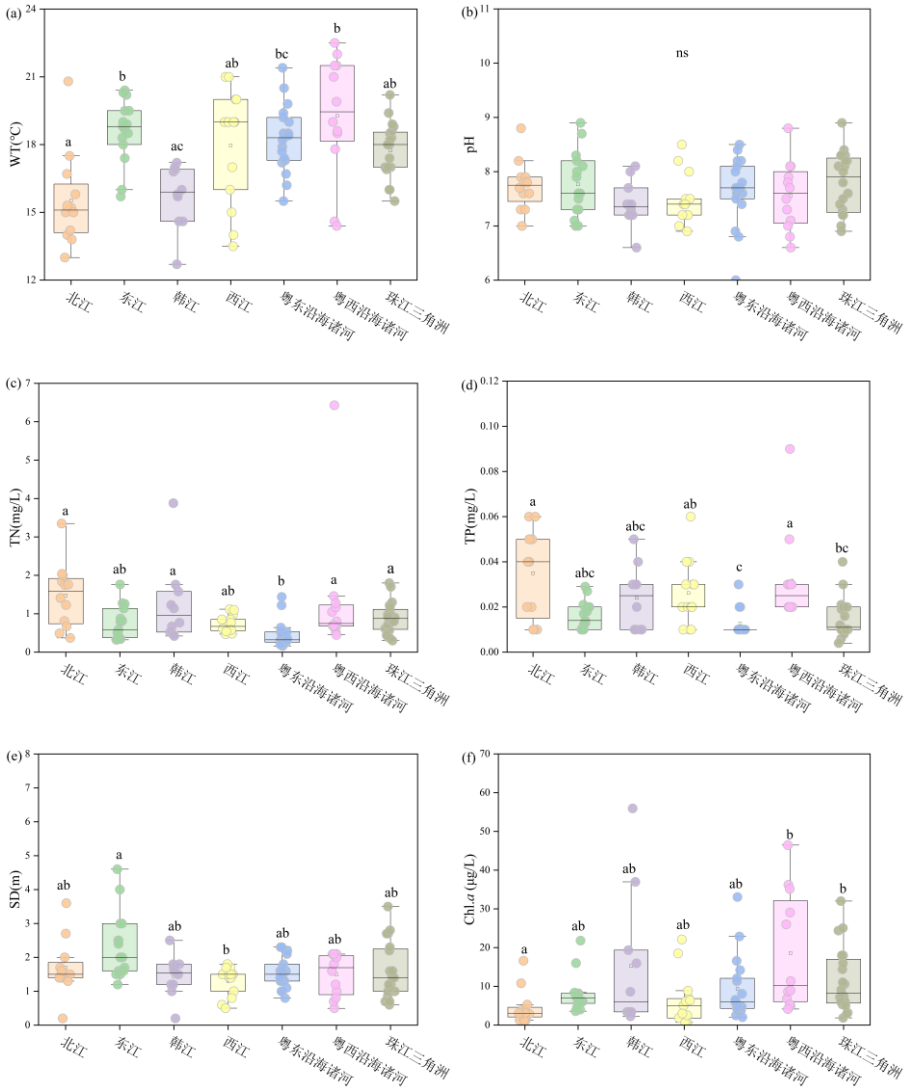


图 2 广东省七大流域理化因子的比较. 不同字母代表差异显著($P$<0.05)

Fig.2 Comparison of variation on environmental variables of 100 reservoirs between seven basins of Guangdong province. Letters denote significant differences at $P$<0.05

### 2.2 广东省水库营养状态评价

以TN、TP、Chl.*a*和SD为基础计算枯水期广东省水库的TSI指数，结果显示TSI变化范围在32.35~55.90间，仅长青（粤西沿海诸河）、杨梅（西江）和多宝（韩江）3座水库的TSI>50，为富营养状态，97座水库为中营养状态，其中有26座水库的TSI在32.35~40间，71座在40~50间（图4a）。四种营养状态指标中，Chl.*a*的状态指数值（6.88~23.15，均值为15.36）最高，其次是TN（3.66~14.69，均值为10.16）和SD（5.44~16.36，均值为9.41），TP（5.21~10.16，均值为7.60）最低，表明TP是广东省水库的限制性营养因子。从流域来看，北江流域的TSI相对较低，与东江、韩江、西江、粤东沿海诸河和珠江三角洲流域之间无显著差异（$P$>0.05），但显著低于粤西沿海诸河流域的营养水平（$P$<0.05，图4b）。

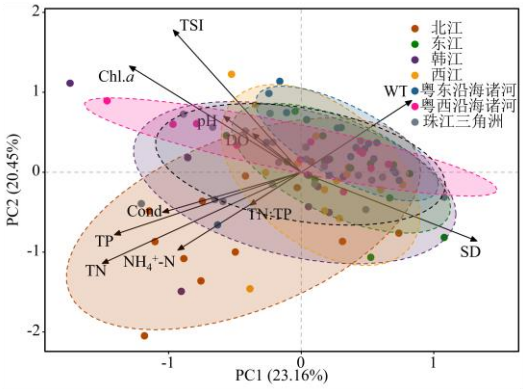


图 3 广东省 100 座水库环境因子的主成分分析(PCA)排序图

Fig.3 Principal Component Analysis (PCA) ordination of environmental variables in 100 reservoirs in Guangdong Province

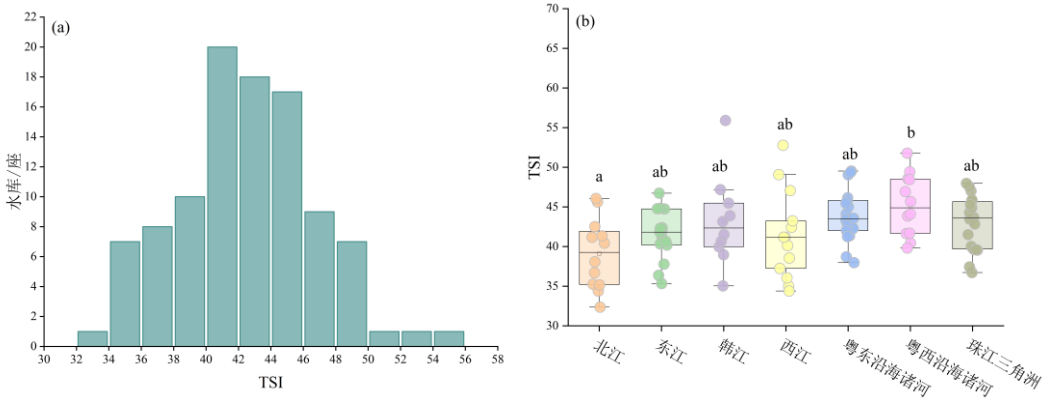


图 4 广东省 100 座水库营养水平（TSI）的直方图（a）和箱线图（b）. 不同字母代表差异显著 ($P$<0.05)

Fig.4 Histograms plot (a) and box-whisker chart (b) showing the summary statistics of TSI in 100 sampled reservoirs of Guangdong province. Letters denote significant differences at $P$<0.05

### 2.3 广东省水库拟柱孢藻的空间分布特征及水华毒性风险级别

qPCR 结果显示，广东省 100 座水库在枯水季均检出拟柱孢藻（*rpoC1*），丰度范围在 $4.98\times10^4$~$4.23\times10^8$cells/L 间，表明水库间丰度差异极大，可高达 4 个数量级，最大值和最小值分别出现在粤西沿海诸河流域的鹤地水库和良德水库（图 5a）；由图 5b 可知，珠江三角洲、粤西沿海诸河和东江流域的拟柱孢藻丰度在水库间存在较大差异，分别为 $1.30\times10^5$～$2.73\times10^8$ cells/L、$4.98\times10^4$～$4.23\times10^8$ cells/L 和 $7.48\times10^4$～$2.30\times10^8$ cells/L，而其它 4 个流域水库间的丰度变化相对较小，范围仅 1 个数量级。从丰度均值来看（图 5b），珠江三角洲和粤西沿海诸河相对较高，分别为 $6.55\times10^7$ 和 $6.91\times10^7$ cells/L，其次为东江流域（$3.66\times10^7$ cells/L），粤东沿海诸河、北江、韩江和西江流域的丰度均值分别为 $1.29\times10^7$，$5.29\times10^6$、$3.82\times10^6$ 和 $2.33\times10^6$ cells/L，这 4 个流域间拟柱孢藻丰度无明显差异（$P>0.05$），但显著低于珠江三角洲和粤西沿海诸河流域（$P<0.05$）。

澳大利亚基于拟柱孢藻丰度对水华毒性风险等级进行划分[19]，低于 $4.5\times10^6$ cells/L 为低风险，$4.5\times10^6$～$1.5\times10^7$ cells/L 为警戒水平 1（Alert level 1，AL1），此时水体中 CYN 浓度可能在 0.3~1μg/L 间；拟柱孢藻丰度高于 $1.5\times10^7$ cells/L 为警戒水平 2（Alert level 2，AL2），此时 CYN 浓度可能超过 1μg/L。由图 6

可知，本次调查期间有 53%的水库为低风险，处于 AL1 和 AL2 级别的水库分别为 24%和 23%。

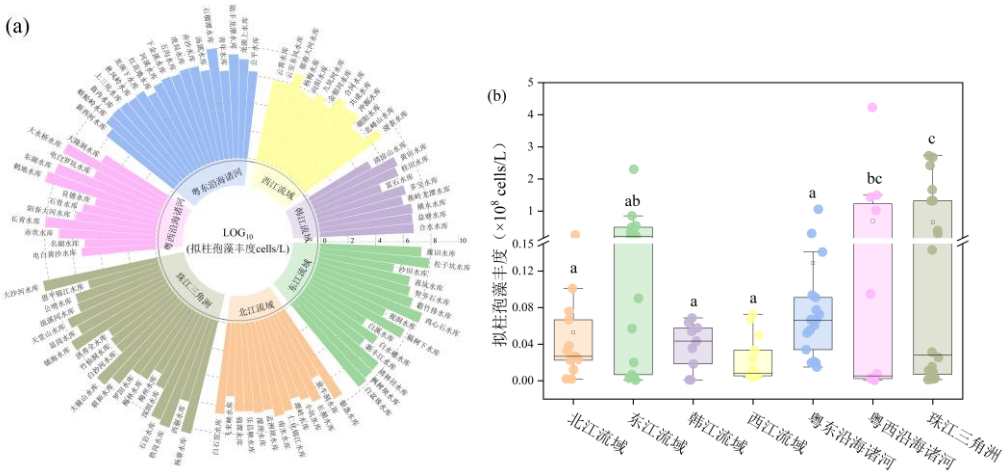


图 5 广东省 100 座水库（A）和 7 大流域（B）的拟柱孢藻丰度(*rpoC1* 基因拷贝数). 不同字母代表差异显著(*P*<0.05)

Fig.5 *C. raciborskii* abundances (*rpoC1* gene copies) in 100 reservoirs of Guangdong province (A) and their variation in seven basins (B). Letters denote significant differences at *P*<0.05

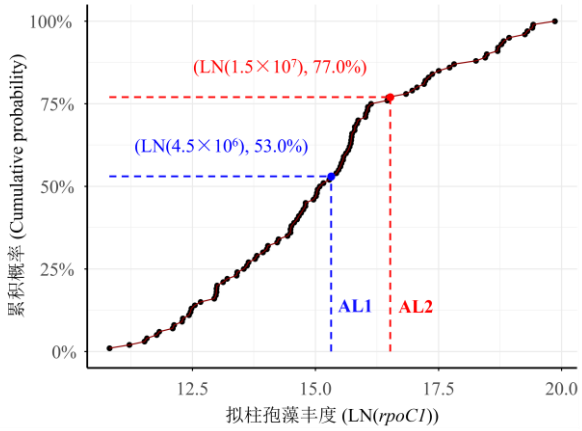


图 6 基于拟柱孢藻丰度评估广东省水库的水华毒性风险

Fig.6 Cumulative probability of bloom toxicity in Guangdong reservoirs based on *C. raciborskii* abundances (*rpoC1* gene copies)

### 2.3 广东省水库拟柱孢藻丰度与环境因子之间的关系

筛选环境因子时，为避免环境因子间的多重共线性对回归模型产生干扰，本研究对所有变量进行多重共线性检验（VIF），以 VIF＜5 作为判断标准，确保最终纳入模型的变量间不存在严重共线性，最终选择 WT、pH、DO、SD、Cond、TN、TP、$NH_4^+$-N、TN:TP 和 TSI 共 10 个因子作为解释变量。此外，多元线性逐步回归结合赤池信息准则（AIC）进行变量筛选，选择 AIC 值最小的模型作为最优回归模型。

Pearson 相关性分析与多元线性逐步回归结果如图 7 所示。结果表明，TSI 与拟柱孢藻丰度呈显著正相关。此外，XGBoost 与 RF 模型结果如图 8 所示，两种模型的 AUC 值分别为 0.789 和 0.720，表明二者在拟柱孢藻丰度预测中均具有较好的分类准确性。在环境因子重要性排序中，TSI 在两种模型中均位列首位，进一步证实水体富营养水平是影响拟柱孢藻丰度变化的主导因子。

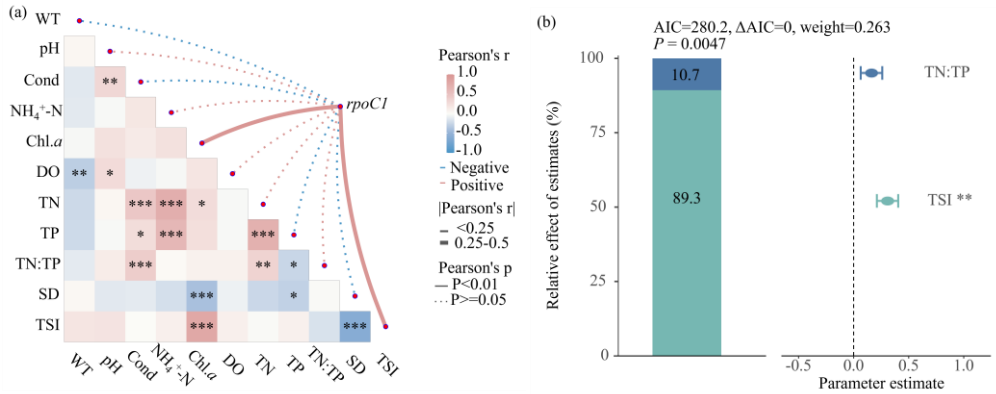


图 7 拟柱孢藻丰度与环境因子之间的关系: (a) Pearson 相关性分析；(b) 多元线性逐步回归分析

Fig. 7 Relationship between *Cylindrospermopsis raciborskii* abundance and environmental factors: (a) Pearson correlation analysis; (b) Multiple linear stepwise regression analysis

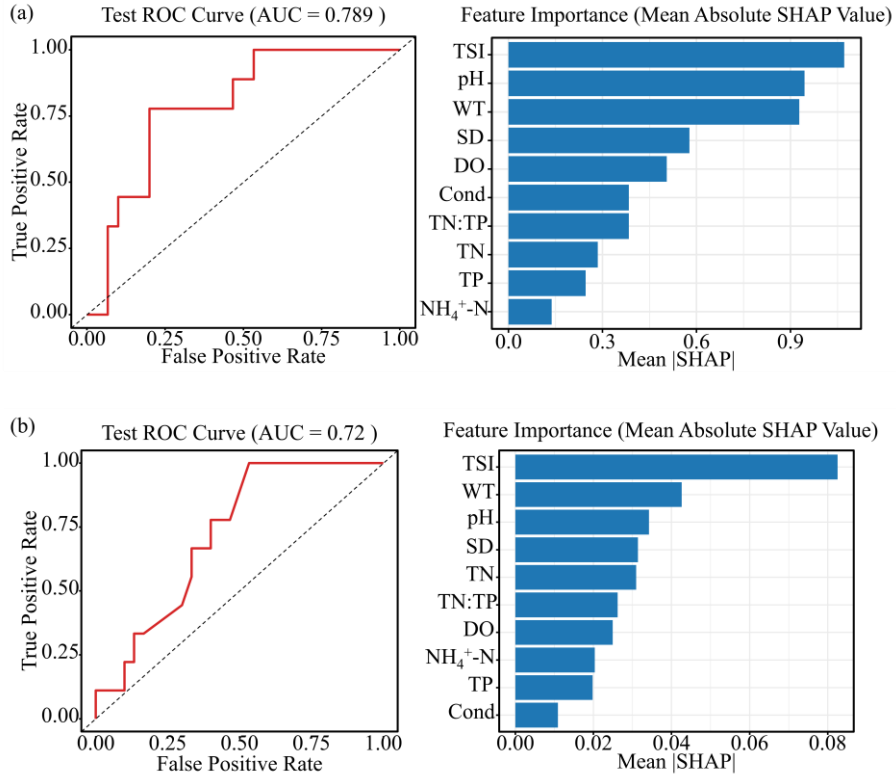


图 8 基于二分类机器学习模型的环境因子对拟柱孢藻丰度影响的重要性排序: (a) XGBoost, (b) RF

Fig.8 Importance ranking of environmental factors influencing *Cylindrospermopsis raciborskii* abundance based on binary classification machine learning models: (a) XGBoost, (b) RF

## 3 讨论

本研究基于前期建立的实时荧光定量 PCR 技术对枯水期广东省水库中拟柱孢藻的发生情况进行了调查[14]。研究发现，100 座水库的样品中均能检出拟柱孢藻，与我们前期在广东省的观测结果类似[15, 20]，即拟柱孢藻已在广东省水库中普遍存在，此前 Sha 等[21]认为全球范围内拟柱孢藻更易分布在水库等静水生

境。从流域来看，珠江三角洲和粤西沿海诸河流域的拟柱孢藻丰度均值显著高于北江、韩江、西江和粤东沿海诸河等流域，同时这两个流域也是拟柱孢藻水华发生较为严重的地区，其中的 10 座水库发生了重度水华。此外，本次调查的最高值（$4.23\times10^8$ cells/L）和最低值（$4.98\times10^4$ cells/L）均出现在粤西沿海诸河流域，这表明同一流域的不同水库间拟柱孢藻的变化幅度也有显著差异。我们的研究首次从广东省全流域水平上揭示了拟柱孢藻存在明显的空间分布差异，这种差异不但存在流域间，也存在同一流域的不同水库间。

本次调查中全省共有 12 座水库的拟柱孢藻丰度超过 $1\times10^8$ cells/L，依据广东省地方标准对水华程度的分级（DB44/T 2261—2020），这些水库可判为发生重度蓝藻水华，表明即使在温度相对较低的枯水季，拟柱孢藻依然可在广东省多座水库爆发形成水华。作为热带特征性种类，拟柱孢藻被认为会更加受益于全球气候变暖所导致的水温升高[22]。然而本研究分析（图 7a）发现，拟柱孢藻丰度与温度呈负相关，即在广东省该藻更易在温度相对较低的时期形成优势，前期我们也发现拟柱孢藻在枯水季有更高的发生频率，在大部分水库中的生物量也高于夏季[13]。作为一种热带特征性蓝藻，拟柱孢藻喜好高温，最适生长温度普遍在 25℃以上，但也具较宽的温度幅，一些株系的生物量甚至能在 11 ℃时占总浮游植物的 95%[2,23-25]。此前 Jia 等[26]发现分离自我国中部地区的藻株 CHAB 3409 在 15 ℃完全不能生长，而分离自云南 Lake Xihu 的两株拟柱孢藻则可在 15 ℃生长良好，而我们自广东省水体分离到的藻株 QDH7 和 N8 也可在 16 ℃生长良好[18,23,27]，这表明我国水体存在适应低温的生态型。本次研究的枯水期水温在 12.7~22.5 ℃间变化，仅 11 座水库的水温低于 15 ℃，粤西沿海诸河流域水库都在 20℃以上，温度可满足如 QDH7 和 N8 等株系的生长。而拟柱孢藻对低温的适应性被认为是其从热带向温带地区扩张的基础[2]，因此广东省的拟柱孢藻可能会在我国进一步向北扩张。

蓝藻的空间分布不仅受区域内环境因子的影响，还与水体的水文结构和稳定性密切相关[28]。PCA 排序图发现，相对于拟柱孢藻丰度更高的珠江三角洲和粤西沿海诸河流域，丰度更低的北江、韩江和西江流域具有更高的 TN、TP、TN:TP 和 $NH_4^+$-N 等营养盐，且温度也更低，这意味着营养盐和 WT 并非驱动拟柱孢藻空间分布差异的主导因素，其他环境过程可能在其中发挥重要的调控作用。已有研究表明，水体滞留时间与 Chl.*a* 浓度和浮游植物丰度呈显著正相关[29]，在水流滞留时间较长、水体稳定性较高的环境中更易发生蓝藻水华[30-32]。高水温可导致水体垂直分层并降低水体粘度，具有伪空泡的蓝藻可在水体进行垂直迁移以利用底部沉积营养盐[33-34]。本次调查中具较高拟柱孢藻丰度的粤西沿海诸河流域的平均水温最高，尽管该流域表层营养盐较低，具有浮力调节能力的拟柱孢藻可能会通过向下迁移获取氮磷营养[35-37]，从而在分层稳定的水体中获得竞争优势。

Chl.*a* 作为水体富营养化的重要指标，不仅反映水体营养水平[38]，也是表征浮游植物生物量高低的直接指标[39]。本研究发现拟柱孢藻丰度与 Chl.*a* 呈显著正相关，表明其在浮游植物群落中具有较高的优势度。这一结果与先前的研究一致，在广东省 19 座水库调查中，拟柱孢藻生物量最高可占浮游植物总生物量的 97.07%[13]，而在镇海水库中其长期为绝对优势种，占比达 93.5%[40]。拟柱孢藻丰度与 TSI 呈显著正相关则表明即水体富营养化程度的上升会导致拟柱孢藻增加。我们前期的研究也发现富营养水库中的拟柱孢藻丰度显著高于贫中营养[20]，而 Ngo 等[41]在富营养化的 Ea Nhai 水库的研究表明，拟柱孢藻的生物量与多个营养因子（氨氮、正磷酸盐、总氮和总磷）呈显著正相关。然而更多的研究发现，拟柱孢藻更容易在氮磷浓度较低的水体中占据优势[24,42-44]，如我国 Dongqian 湖在底泥疏浚后，拟柱孢藻丰度反而呈显著增加趋势[24]。拟柱孢藻具固氮能力和高效吸收并储存磷的能力，在氮磷利用方面具高度的灵活性，因此该藻不但能在富营养化水体形成水华，常常也可在低磷低氮等营养缺乏的环境条件占据优势[3, 45]。我国大规模的污染控制已改变了水体营养盐供给状态，从广东省水库来看，平均氮磷浓度分别已从 2002 年 2.024 mg/L 和 0.057 mg/L 降至如今 0.92 mg/L 和 0.022 mg/L[46]，使得水体整体营养水平由高度富营养向轻度富营养化和中营养状态转变，而拟柱孢藻也在这种转变中逐渐替代微囊藻成为水库的优势种[47]。本研究中的 100 座水库总体以中营养状态为主，在该营养梯度范围内，拟柱孢藻丰度随营养化程度增加呈上升趋势；而在更高富营养水平条件下，这种关系是否仍然成立仍有待进一步研究。

对拟柱孢藻广泛关注的原因之一是其能产生 CYN 等蓝藻毒素，该毒素引发的中毒事件最早发生在澳大利亚，因此澳大利亚是首次提出饮用水中 CYN 安全限值的国家，为 1 μg /L[48]；2016 年，美国环保署对

蓝藻毒素的限定标准进一步细化，针对不同人群发布了 CYN 卫生警告值，6 岁以下人群为≤0.7 μg/L，6 岁以上则为 3.0 μg/L[49]；世界卫生组织（WHO）在 2022 年也提出了 CYN 长期暴露的安全浓度，为 0.7μg/L，由此可见，CYN 导致的水华毒性已越来越受到关注。本研究没有同步测定水库中的 CYN 浓度，因此不能明确目前是否存在 CYN 超标。除了蓝藻毒素浓度，细胞丰度也常常用来指示蓝藻水华的毒性风险[14,50]。澳大利亚不但针对蓝藻丰度提出了公众健康风险的警戒水平和限值，还针对主要的水华蓝藻种类（铜绿微囊藻 *Microcystis aeruginosa*、环状长孢藻 *Dolichospermum circinalis*、泡沫节球藻 *Nodularia spumigena* 和拉氏拟柱孢藻 *Cylindrospermopsis raciborskii*）提出了不同的丰度限值[19]。根据拟柱孢藻的丰度限值，本次调查中 CYN 浓度高于 1μg/L 的样品可能占比达 23%，这样与我们前期的观测结果不一致。此前我们采集的 115 个样品中，仅 7 个超过 1μg/L，占比为 6%[20]，而珠海市 20 座水库、广东省大沙河水库及巢湖的监测中更是没有超过 1μg/L 的样品[15,51-52]。这样的不一致性可能与拟柱孢藻产毒株的分布及产毒能力相关，澳大利亚的水体中拟柱孢藻产毒株的分布极为广泛，且产毒量高[53]，而我国水体中产毒株的比例相对较低[7, 15,20]。因此，基于澳大利亚拟柱孢藻丰度的警戒限值并不适于我国水体，随着该藻在我国的进一步扩张，需提高对拟柱孢藻丰度和 CYN 水平的监测频率，并在此基础上提出适合我国淡水水体的毒性风险警戒限值。

## 4 结论

1）拟柱孢藻在广东省地区普遍存在，此次调查的 100 座水库中均能检出。拟柱孢藻丰度变化范围较大（$4.98\times10^4$~$4.23\times10^8$ cells/L），共有 12 座水库丰度超过 $1\times10^8$ cells/L，可判为发生重度蓝藻水华。

2）拟柱孢藻分布表现出明显的空间分布格局：粤西沿海诸河和珠江三角洲流域的拟柱孢藻丰度显著高于北江、韩江、西江和粤东沿海诸河流域。

3）机器学习二分类模型及多元线性逐步回归分析结果一致表明，营养化指数（TSI）对拟柱孢藻丰度的贡献率最大，且呈显著正相关。这一结果表明，水体营养水平是驱动广东省水库拟柱孢藻空间差异性分布的主导因子。

## 5 参考文献


[1] Aguilera A, Gómez EB, Kaštovský J *et al*. The polyphasic analysis of two native *Raphidiopsis isolates* supports the unification of the Genera *Raphidiopsis* and *Cylindrospermopsis* (Nostocales, Cyanobacteria). *Phycologia*, 2018, **57**(2): 130-146. DOI: 10.2216/17-2.1.

[2] Burford MA, Beardall J, Willis A *et al*. Understanding the winning strategies used by the bloom-forming *Cyanobacterium Cylindrospermopsis raciborskii*. *Harmful Algae*, 2016, **54**: 44-53. DOI: 10.1016/j.hal.2015.10.012.

[3] Wu ZX, Yang SQ, Shi JQ. Overview of the distribution and adaptation of a bloom-forming *Cyanobacterium raphidiopsis raciborskii*: Integrating genomics, toxicity, and ecophysiology. *Journal of Oceanology and Limnology*, 2022, **40**(5): 1774-1791. DOI: 10.1007/s00343-022-2003-7.

[4] Yang YM, Yu GL, Chen YX *et al*. Four decades of progress in cylindrospermopsin research: The ins and outs of a potent cyanotoxin. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, **406**: 124653. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.124653.

[5] Lei (L/X)M, Lei MT, Zhao L *et al*. Review of the distribution and ecophysiology of an invasive cyanobacterial species, *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Ecology and Environment Sciences*, 2017, **26**(3): 531-537. [雷腊梅, 雷敏婷, 赵莉等. 入侵蓝藻——拟柱胞藻的分布特征及生理生态研究进展. 生态环境学报, 2017, **26**(3): 531-537.]

[6] Yamamoto Y, Shiah FK. Factors related to the dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacterial) in a shallow pond in northern Taiwan. *Journal of Phycology*, 2012, **48**: 984-991. DOI: 10.1111/j.1529-8817.2012.01184.x.

[7] Jiang YG, Xiao P, Yu GL *et al*. Sporadic distribution and distinctive variations of cylindrospermopsin genes in cyanobacterial strains and environmental samples from Chinese freshwater bodies. *Applied and Environmental Microbiology*, 2014, **80**(17): 5219-5230. DOI: 10.1128/AEM.00551-14.

[8] Lei LM, Peng L, Huang XH *et al*. Occurrence and dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* and dissolved cylindrospermopsin in urban reservoirs used for drinking water supply, South China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2014, **186**(5): 3079-3090. DOI: 10.1007/s10661-013-3602-8.

[9] Xie JL, Yu GL, Xu XD *et al*. The morphological and molecular detection for the presence of toxic *Cylindrospermopsis* (Nostocales, Cyanobacteria) in Beijing city, China. *Journal of Oceanology and Limnology*, 2018, **36**(2): 263-272. DOI: 10.1007/s00343-018-6283-x.

[10] Yang JR, Lv H, Isabwe A *et al*. Disturbance-induced phytoplankton regime shifts and recovery of cyanobacteria dominance in two subtropical reservoirs. *Water Research*, 2017, **120**: 52-63. DOI: 10.1016/j.watres.2017.04.062.

[11] Zhang W, Lou I, Ung WK *et al.* Analysis of cylindrospermopsin-and microcystin-producing genotypes and cyanotoxin concentrations in the Macau storage reservoir. *Hydrobiologia*, 2014, **741**: 51-68. DOI: 10.1007/s10750-013-1776-2.

[12] Xiao LJ, Xie J, Tan L *et al*. Iron enrichment from hypoxic hypolimnion supports the blooming of *Raphidiopsis raciborskii* in a tropical reservoir. *Water Research*, 2022, **219**: 118562. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118562.

[13] Lei MT, Peng L, Han BP *et al*. Distribution and factors affecting *Cylindrospermopsis raciborskii* in Guangdong Reservoirs. *Environmental Science*, 2018, **39**(12): 5523-5531. DOI: 10.13227/j.hjkx.201805104. [雷敏婷, 彭亮, 韩博平等. 广东省水库拟柱孢藻(*Cylindrospermopsis raciborskii*)的分布特征及影响因子分析. 环境科学, 2018, **39**(12): 5523-5531.]

[14] Lei LM, Lei MT, Lu Y *et al*. Development of real-time PCR for quantification of *Cylindrospermopsis raciborskii* cells and potential cylindrospermopsin-producing genotypes in subtropicalreservoirs of Southern China. *Journal of Applied Phycology*, 2019, **31**(6): 3749-3758. DOI: 10.1007/s10811-019-01898-3.

[15] Wu ML, Fan LQ, Wu YL *et al*. Low dominance of toxic genotype within the *Cylindrospermopsis raciborskii* population and its affecting factors in tropical reservoirs of Southern China-a case study of Zhuhai city. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2024, **48**(2): 211-221. [吴孟李, 范利青, 吴艳龙等. 华南热带水库拟柱孢藻产毒基因型的低优势及影响因子分析——以珠海市水库为例. 水生生物学报, 2024, **48**(2): 211-221.]

[16] Lin SJ, He LJ, Huang PS *et al*. Comparison and improvement on the extraction method for chlorophyll a in phytoplankton. *Ecological Science*, 2005, **24**: 9-11. [林少君, 贺立静, 黄沛生等. 浮游植物中叶绿素 *a* 提取方法的比较与改进. 生态科学, 2005, **24**: 9-11.]

[17] Lin QQ, Hu R, Duan SS *et al*. Reservoir trophic states and the response of plankton in Guangdong Province. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, **23**(6): 1101-1108. [林秋奇, 胡韧, 段舜山等. 广东省大中型供水水库营养现状及浮游生物的响应. 生态学报, 2003, **23**(6): 1101-1108.]

[18] Lu Y, Lei MT, Ye JM *et al*. Intraspecific variation of morphological traits and toxin-producing capacity and phylogenetic analysis for *Cylindrospermopsis raciborskii* from Qiandenghu Lake, Guangdong Province. *J Lake Sci*, 2020, **32**(1): 144-153. DOI: 10.18307/2020.0114. [路琰, 雷敏婷, 叶金梅等. 广东省千灯湖拟柱孢藻(*Cylindrospermopsis raciborskii*)的形态和产毒能力的株间差异及系统进化. 湖泊科学, 2020, **32**(1): 144-153.]

[19] Newcombe G, House J, Ho L *et al.* Management strategies for cyanobacteria (blue-green algae): A guide for water utilities. *Water Quality Research Australia (WQRA), Reserach Report*, 2010, **74**: 60-76.

[20] Lei LM, Lei MT, Cheng N *et al*. Nutrient regulation of relative dominance of cylindrospermopsin-producing and non-cylindrospermopsin-producing *Raphidiopsis raciborskii*. *Frontiers in Microbiology*, 2021, **12**: 793544. DOI: 10.3389/fmicb.2021.793544.

[21] Sha ZS, Chen HH, Jin L *et al*. Evidence of global dispersal of the harmful *Cyanobacterium*, *Raphidiopsis raciborskii*, in lentic freshwaters through migratory waterbirds. *Harmful Algae*, 2025, **142**: 102786. DOI: 10.1016/j.hal.2024.102786.

[22] Sinha R, Pearson LA, Davis TW *et al*. Increased incidence of *Cylindrospermopsis raciborskii* in temperate zones–Is climate change responsible *Water Research*, 2012, **46**(5): 1408-1419. DOI: 10.1016/j.watres.2011.12.019.

[23] Yu T, Dai JJ, Lei LM *et al*. Effects of temperature, irradiance and nitrate on the growth of *Cylindrospermopsis raciborskii* N8. *J Lake Sci*, 2014, **26**(3): 441-446. DOI:10.18307/2014.0315. [于婷, 戴景峻, 雷腊梅等. 温度、光照强度及硝酸盐对拟柱孢藻(*Cylindrospermopsis raciborskii* N8)生长的影响. 湖泊科学, 2014, **26**(3): 441-446.]

[24] Li XC, Huo SL, Zhang JT *et al*. Factors related to aggravated *Cylindrospermopsis* (cyanobacteria) bloom following sediment dredging in an eutrophic shallow lake. *Environmental Science and Ecotechnology*, 2020, **2**: 100014. DOI: 10.1016/j.ese.2020.100014.

[25] Bonilla S, Aubriot L, Soares MCS *et al*. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis* raciborskii *FEMS Microbiology Ecology*, 2012, **79**(3): 594-607. DOI: 10.1111/j.1574-6941.2011.01242.x.

[26] Jia NN, Wang YL, Guan YY *et al*. Occurrence of *Raphidiopsis raciborskii* blooms in cool waters: Synergistic effects of nitrogen availability and ecotypes with adaptation to low temperature. *Environmental Pollution*: *Barking*, *Essex*, 2021, **270**: 116070. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.116070.

[27] Liu W, Tang X, Zhang SN *et al*. Effects of temperature on competition between toxic and non-toxic raphidiopsis raciborskii and cylindrospermopsin production. *Diversity*, 2025, **17**(7): 450. DOI: 10.3390/d17070450.

[28] Paerl HW, Huisman J. Blooms like it hot. *Science*, 2008, **320**(5872): 57-58. DOI: 10.1126/science.1155398.

[29] Luo QY, Zhu LY, Li DK *et al*. Role of hydraulic residence time in shaping phytoplankton community assembly in the upper Yellow River cascade reservoirs. *Frontiers in Environmental Science*, 2025, **13**: 1551988. DOI: 10.3389/fenvs.2025.1551988.

[30] Ferencz B, Toporowska M, Dawidek J. Role of hydrology in cyanobacterial blooms in the floodplain lakes. *Water*, 2023, **15**: 1547. DOI: 10.3390/w15081547.

[31] O'Farrell I, Vinocur A, de Tezanos Pinto P. Long-term study of bloom-forming cyanobacteria in a highly fluctuating vegetated floodplain lake: A morpho-functional approach. *Hydrobiologia*, 2015, **752**(1): 91-102. DOI: 10.1007/s10750-014-1962-x.

[32] Mihaljević M, Stević F. Cyanobacterial blooms in a temperate river-floodplain ecosystem: The importance of hydrological extremes. *Aquatic Ecology*, 2011, **45**(3): 335-349. DOI: 10.1007/s10452-011-9357-9.

[33] Paerl HW, Hall NS, Calandrino ES. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of the Total Environment*, 2011, **409**(10): 1739-1745. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.02.001.

[34] Reynolds CS. Cyanobacterial water-blooms. *Advances in Botanical Research Volume 13*. Amsterdam: Elsevier, 1987: 67-143. DOI: 10.1016/s0065-2296(08)60341-9.

[35] Ganf GG, Oliver RL. Vertical separation of light and available nutrients as a factor causing replacement of green algae by blue-green algae in the plankton of a stratified lake. *The Journal of Ecology*, 1982, **70**(3): 829. DOI: 10.2307/2260107.

[36] do Carmo Bittencourt-Oliveira M, do Nascimento Moura A, Hereman TC *et al*. Increase in straight and coiled *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) populations under conditions of thermal de-stratification in a shallow tropical reservoir. *Journal of Water Resource and Protection*, 2011, **3**(4): 245-252. DOI: 10.4236/jwarp.2011.34031.

[37] Xue XG, Fang GH, Zou CJ *et al*. Diel vertical distribution patterns of *Raphidiopsis raciborskii* in Dashahe Reservoir. *Chinese Journal of Ecology*, 2020, **39**(7): 2348-2355. DOI: 10.13292/j.1000-4890.202007.032. [薛现光, 方光宏, 邹楚钧等. 大沙河水库拟柱孢藻昼夜垂直分布特征. 生态学杂志, 2020, **39**(7): 2348-2355.]

[38] Guo W, Zhao YT, Li YY *et al*. Trophic level and its historical evolution in Lake Hongfeng, Southwest China. *Chinese Journal of Ecology*, 2020, **39**(10): 3371-3378. DOI: 10.13292/j.1000-4890.202010.007. [郭雯, 赵俞廷, 黎宇洋等. 红枫湖营养水平及其历史演化趋势. 生态学杂志, 2020, **39**(10): 3371-3378.]

[39] Xiao QT, Yuan J. Dynamic coupling response of dissolved oxygen and chlorophyll-a in Eutrophic Lakes driven by ecological water diversion. *Journal of Hydroecology*, 2026: 1-11. DOI: 10.15928/j.1674-3075.202601160002. [肖启涛, 袁洁. 生态调水驱动下富营养化湖泊溶解氧与叶绿素 *a* 动态耦合响应研究. 水生态学杂志, 2026: 1-11.]

[40] Zhao L, Lei LM, Peng L *et al*. Seasonal dynamic and driving factors of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Zhenhai Reservoir, Guangdong Province. *J Lake Sci*, 2017, **29**(1): 193-199. [赵莉, 雷腊梅, 彭亮等. 广东省镇海水库拟柱孢藻(*Cylindrospermopsis raciborskii*)的季节动态及驱动因子分析. 湖泊科学, 2017, **29**(1): 193-199.]

[41] Ngo M, Doan D, Ton P *et al*. Population dynamics of *Raphidiopsis raciborskii* and cylindrospermopsin concentration in ea nhai reservoir in dak lak province, Vietnam. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2022, **31**(4): 3723-3734. DOI: 10.15244/pjoes/146704.

[42] Moisander PH, Cheshire LA, Braddy J *et al*. Facultative diazotrophy increases *Cylindrospermopsis raciborskii* competitiveness under fluctuating nitrogen availability. *FEMS Microbiology Ecology*, 2012, **79**(3): 800-811. DOI: 10.1111/j.1574-6941.2011.01264.x.

[43] Lu Z, Lei LM, Lu Y *et al*. Phosphorus deficiency stimulates dominance of *Cylindrospermopsis* through facilitating cylindrospermopsin-induced alkaline phosphatase secretion: Integrating field and laboratory-based evidences. *Environmental Pollution*, 2021, **290**: 117946. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.117946.

[44] Burford MA, Mcneale KL, Mckenzie-Smith FJ. The role of nitrogen in promoting the toxic cyanophyte *Cylindrospermopsis raciborskii* in a subtropical water reservoir. *Freshwater Biology*, 2006, **51**(11): 2143-2153. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2006.01630.x.

[45] Burford MA, Carey CC, Hamilton DP *et al*. Perspective: Advancing the research agenda for improving understanding of cyanobacteria in a future of global change. *Harmful Algae*, 2020, **91**: 101601. DOI: 10.1016/j.hal.2019.04.004.

[46] Jiang T, Liu ZF, Chen XH *et al*. Assessment of reservoir eutrophication in Guangdong Province. *J Lake Sci*, 2005, **17**(4): 378-382. DOI: 10.18307/2005.0417. [江涛, 刘祖发, 陈晓宏等. 广东省水库富营养化评价. 湖泊科学, 2005, **17**(4): 378-382.]

[47] Han BP, Lei LM, Zhao L *et al*. State of the art and challenges of *Cylindrospermopsis raciborskii* ecology. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni*, 2024, **63**(6): 95-103. [韩博平, 雷腊梅, 赵亮等. 拟柱孢藻(*Cylindrospermopsis raciborskii*)生态学研究现状与面临的挑战. 中山大学学报: 自然科学版中英文, 2024, **63**(6): 95-103.]

[48] Humpage AR, Falconer IR. Oral toxicity of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in male Swiss albino mice: Determination of no observed adverse effect level for deriving a drinking water guideline value. *Environmental Toxicology*, 2003, **18**(2): 94-103. DOI: 10.1002/tox.10104.

[49] Agency UEP. Drinking water health advisory for the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin. Washington: Environmental Protection Agency, 2015.

[50] Gobler CJ, Burkholder JM, Davis TW *et al*. The dual role of nitrogen supply in controlling the growth and toxicity of cyanobacterial blooms. *Harmful Algae*, 2016, **54**: 87-97. DOI: 10.1016/j.hal.2016.01.010.

[51] Zhu C, Yang XR, Zhao B *et al*. Spatiotemporal dynamics of phytoplankton and cyanotoxins in Chaohu Lake during summer cyanobacterial blooms of 2017. *Environmental Monitoring in China*, 2018, **34**(6): 103-112. [朱超, 杨晓冉, 赵彬等. 2017 年夏季巢湖水华期间浮游植物与蓝藻毒素的时空变化特征. 中国环境监测, 2018, **34**(6): 103-112.]

[52] Yang D, Liu JP, Lai SY *et al*. Establishment and assessment of a competitive direct enzyme-linked immunosorbent assay(cdELISA) for the determination of cylindrospermopsin. *China Environmental Science*, 2023, **43**(10): 5543-5549. [杨丹, 刘金平, 赖淑燕等. 直接竞争 ELISA 检测拟柱孢藻毒素的方法建立和评价. 中国环境科学, 2023, **43**(10): 5543-5549.]

[53] Willis A, Chuang AW, Woodhouse JN *et al*. Intraspecific variation in growth, morphology and toxin quotas for the *Cyanobacterium*, *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Toxicon*, 2016, **119**: 307-310. DOI: 10.1016/j.toxicon.2016.07.005.