

丹江口库区水华藻类群落结构组成及产毒特性研究

白芳^{1,2,3}, 贡丹丹^{1,2,3}, 刘昕⁴, 潘登⁵, 郭伟杰^{1,2,3},
林莉^{1,2,3*}

(1. 长江水利委员会长江科学院 流域水环境研究所, 湖北 武汉 430010; 2. 流域水资源与生态环境科学湖北省重点实验室, 湖北 武汉 430010; 3. 湖北丹江口引调水工程生态环境效应野外科学观测研究站, 湖北 丹江口 442700; 4. 长江水利委员会水文局, 湖北 武汉 430012; 5. 长江水利委员会水文局 长江中游水文水资源勘测局, 湖北 武汉 430012)

摘要: 本研究以丹江口库区为对象, 旨在系统解析水华藻类群落结构及产毒特性, 为水华风险防控提供科学依据。于2025年7月在库区15个样点采集水样, 开展水质指标和藻类群落组成分析, 并结合ELISA、荧光定量PCR及质谱法测定微囊藻和拟柱孢藻毒素含量及产毒株比例。结果表明: 显示, 库区整体呈磷限制特征(氮磷比32~105), 入库区及库湾总氮(1.20~1.37 mg/L)、总磷(0.031~0.043 mg/L)高于主库区(TN 0.72~0.77 mg/L, TP <0.01~0.015 mg/L)。库区浮游植物以蓝藻门为绝对优势, 占比超过80%, 优势种包括尖头藻、假鱼腥藻、隐球藻、细鞘丝藻和微囊藻等。空间分布上, 库湾及入库支流以尖头藻和假鱼腥藻为主, 主库及下游区域种类单一, 以尖头藻或隐球藻占优势。毒性分析表明, 仅马蹬点位检测到低浓度拟柱孢藻毒素, 产毒株比例极低(0.6%~1.7%), 微囊藻毒素含量亦低, 总体毒性水平很低。

关键词: 丹江口库区; 水华藻类; 群落结构; 产毒特性

中图分类号: X5 **文献标识码:** A **文章编号:**

Community Structure and Toxin-Producing Traits of Bloom-Forming Algae in the Danjiangkou Reservoir

BAI Fang^{1,2,3}, GONG Dandan^{1,2,3}, LIU Qin⁴, PAN Deng⁵, GUO Weijie^{1,2,3}, LIN Li^{1,2,3*}

(1. Water Environment Research Institute Department, Yangtze River Scientific Research Institute, Wuhan 430010, China;

2. Hubei Provincial Key Lab of Basin Water Resource and Eco-Environmental Science, Changjiang River Scientific Research Institute, Wuhan 430010, China; 3. Hubei Provincial Field Scientific Observation and Research Station for Eco-environmental Effects of the Danjiangkou Water Diversion Project Danjiangkou 442700, China; 4. Hydrology Bureau of Yangtze River Water Resources Commission, Wuhan 430012, China; 5. Middle Yangtze River Bureau of Hydrology and Water Resources Survey, Hydrology Bureau of Yangtze River Water Resources Commission, Wuhan 430012, China)

收稿日期: 2025-xx-xx; 接受日期: 2025-xx-xx

基金项目: 国家自然科学基金项目(No.42307100); 湖北省自然科学基金面上项目(No.2025AFB945); 中央级公益性科研院所基本科研业务费项目(No.CKSF2025700/SH)

作者简介: 白芳, 女, 高级工程师, 博士, 研究方向为有害藻类生理生态学及防控技术研究。E-mail: baifang@mail.crsri.cn

通信作者: 林莉, 女, 教授级高级工程师, 博士, 研究方向为流域生态学及相关研究。E-mail: linli1229@hotmail.com

Abstract This study investigated the community structure and toxin-producing characteristics of bloom-forming algae in the Danjiangkou Reservoir to provide a scientific basis for bloom risk management. In July 2025, water samples were collected from 15 sites across the reservoir for analysis of water quality parameters and algal community composition, while concentrations of microcystins and cylindrospermopsin, and the proportion of toxin-producing strains were measured using ELISA, quantitative PCR, and mass spectrometry. The results showed that the reservoir exhibited phosphorus-limited conditions (TN/TP ratio > 100), with higher TN (1.20–1.37 mg/L) and TP (0.031–0.043 mg/L) concentrations in the inflow areas and reservoir bays compared to the main reservoir (TN: 0.72–0.77 mg/L, TP: <0.01–0.015 mg/L). Cyanobacteria dominated the phytoplankton community, accounting for over 80% of total abundance, with *Dolichospermum*, *Pseudanabaena*, *Aphanocapsa*, *Leptolyngbya*, and *Microcystis* as the dominant genera. Spatially, *Dolichospermum* and *Pseudanabaena* were prevalent in reservoir bays and tributary inflows, whereas the main reservoir and downstream areas were dominated by simpler communities, primarily *Dolichospermum* or *Aphanocapsa*. Toxin analysis revealed low levels of cylindrospermopsin only at the Madeng site, with a minimal proportion of toxin-producing strains (0.3%–1.7%), and microcystin concentrations remained low overall. These results indicate that the Danjiangkou Reservoir is currently in a high-biomass, low-diversity cyanobacterial state, with a generally low risk of toxin production.

Key words Danjiangkou Reservoir; bloom-forming algae; phytoplankton community structure; toxin-producing traits

0 引言

南水北调工程是解决我国北方地区缺水、优化水资源配置的一项重大战略举措。丹江口水库作为中线工程的**命脉性**水源地,承担着向华北地区持续供给优质水资源、保障首都生态安全与水安全的重要政治任务,其水质与水生态状况直接关系到整个调水系统的安全稳定运行^[1-2]。自通水以来,丹江口水库总体水质保持优良,2014—2024年间长期维持在 I~II 类**水平之间**,体现了库区较强的水环境自净能力和流域污染控制成效^[3]。

尽管总体水质状况**较优优良**,丹江口水库在营养盐水平上仍呈现出一定的生态风险。已有研究表明,库区总氮浓度偏高,部分时段总磷水平亦处于临界富营养**化状态**^[4-5]。在长期水位调控背景下,库湾及支流回水区等典型水域更易出现水体交换减弱和营养盐富集现象,从而在局部区域形成蓝藻水华**发生的潜在风险**^[6]。自2017年以来,丹江口库区及部分入库支流陆续观测到不同类型、不同程度的水华事件,呈现出发生区域**多样化**、优势藻类**复杂化**的趋势^[7](表1)。

表1 近年来本研究团队监测丹江口水库水华情况

Table 1 Statistical table of an Algal bloom monitoring of Danjiangkou Reservoir by the research team in recent years

时间	区域	优势藻种	最高藻密度 (cells/L)
2017年4-5月	坝前附近	鱼腥藻	8×10^7
2018年3月	坝前附近	小环藻、隐藻	1×10^7
2018年秋季	神定河、泗河、官山河、老灌河	微囊藻、束丝藻、鱼腥藻	56.1×10^8
2021年8月	剑河、浪河、官山河河口	微囊藻	2×10^8
2023年2-3月	汉库泥匠沟库湾、五谷庙村库湾	具尾逗隐藻、多甲藻	2×10^7
2023年6-8月	泗河、浪河局部库湾	微囊藻	2×10^8
2024年5-10月	泗河、神定河局部库湾	微囊藻、浮丝藻、假鱼腥藻、拟柱孢藻	1×10^9
2025年7-9月	陶岔渠首水域、丹库水域	尖头藻、隐球藻、细鞘丝藻、泽丝藻、假鱼腥藻	2.8×10^8

蓝藻水华的发生不仅**可能会**改变水体初级生产结构与生态系统稳定性,还常伴随多种毒素(如微

囊藻毒素MCs、拟柱孢藻毒素CYN等)的产生,对饮用水安全和公共健康构成潜在威胁^[8]。然而,当前针对丹江口库区藻类的研究多集中于藻类群落结构特征及其时空分布,而将群落结构特征与产毒特性相结合进行综合分析的研究仍较为有限,尤其是在毒素组成及其潜在健康风险方面仍缺乏系统认识,在一定程度上制约了库区水华风险的精准识别与科学防控。基于此,本文以丹江口库区为研究对象,在**系统解析水华藻类群落结构组成**的基础上,重点分析其产毒特性及毒素组成,以期**为南水北调中线水源地水华风险防控与水质安全保障提供科学依据**。

1 研究方法

1.1 研究区域

本文以丹江口库区为研究区域,在2025年7月-9月库区**水华蓝藻异常增殖期间**开展采样研究工作。综合考虑水华发生区域、库区水系分布、主要库湾、行政区划等因素,遵循整体性、均匀性、代表性的原则,于7月27日对全库重点区域(如包括陶岔渠首区域、水库中心、重点库湾、坝前、支流汇入口、支流缓流河段等)的**共15个**点位进行藻类样品和藻毒素样品的采集分析。其中丹库13个点位,包括坝后0+900、陶岔坝前、陶岔固定站、陶岔人工监测断面、清泉沟、坝前4公里、陶岔区界站等7个陶岔区域点位和丹库中心、陶岔区界站、丹库中心、凉水河-台子山、台子山-丹库中心、马蹬夫观苑等6个点位;汉库2个点位。(详见图1)详见图1。

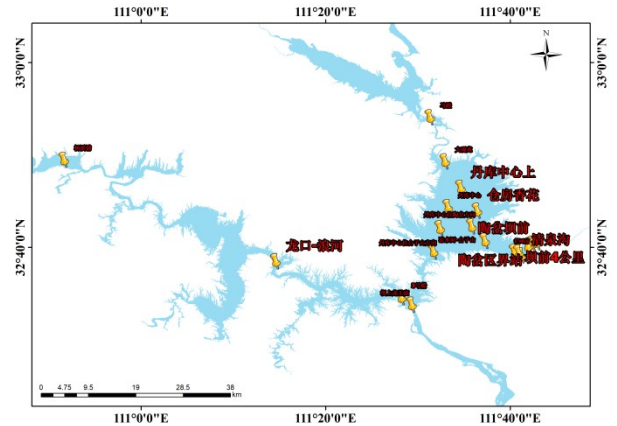


图1 研究区域示意图

Fig.1 Sketch of study area

1.2 样品采集及处理

使用2.5L采水器对水下0.5 m表层水进行采集共采集3 L样品,分别用于水质分析、藻类定量分析和藻毒素测定。其中,1 L水样放置于玻璃采样瓶中,低温保存运回实验室,于24 h内完成常规水质指标分析。另1L水样转移至棕色样品瓶中,现场添加1%的鲁哥固定液用于藻类的定量分析。剩余1 L水样同样转移至棕色样品瓶中,低温避光保存,用于毒素的测定。此外,为了进一步确定水库不同分层中藻类密度和藻毒素的分布情况,对重要位点陶盆取水口同时进行表层(水下0.5 m)、中层(水下5 m)和底层(水下10 m)的取样。

1.3 水质指标分析

现场使用YSI多参数水质分析仪测定水温(WT)、pH、溶解氧(DO)、电导率和浊度。透明度(SD)采用塞氏盘现场测定。总氮(TN)采用碱性过硫酸钾消解-紫外分光光度法测定,总磷(TP)采用钼酸铵分光光度法测定,氨氮(NH₃-N)采用纳氏试剂分光光度法测定,高锰酸盐指数(COD_{Mn})采用酸性高锰酸钾法测定。

1.4 藻类群落结构组成分析

将经鲁哥固定的样品放置于实验室内静置48 h,沉降并浓缩至50 mL,充分摇匀后用移液器将浮游植物样品吸取0.1 mL,放置到载玻片上,盖上盖玻片后在正置显微镜下进行种类鉴定;然后吸取0.1 mL样品置于0.1 mL计数框内(面积20 mm×20 mm),使用放大倍数至少为40倍的物镜,进行细胞计数;每个样品计数2次,取其平均值。藻类鉴定方法参照《中国淡水藻类:系统、分类及生态》。藻类生物量采用体积换算方法进行估算,根据不同藻类的几何形态,将其近似为相应的几何体,计算单个细胞体积后乘以细胞密度,得到各类藻类的生物量。

1.5 水华藻类样品产毒特性分析

(1) 试剂盒法测定分析

由于库区水华优势种存在尖头藻和微囊藻,此两种藻均有产毒素的潜力,需说明的是,尖头藻在分类学上已包含原拟柱孢藻^[9-10],因此下文所述“拟柱孢藻毒素”即指尖头藻产生的毒素。因此,分别对所采集样品开展拟柱孢藻毒素和微囊藻毒素的分析。其中拟柱孢藻毒素采用暨南大学自主研发

的试剂盒,采用时间分辨荧光免疫法进行测定,该试剂盒可测定浓度范围为0.1-5 ng/mL。微囊藻毒素采用中国科学院水生所自主研发的微囊藻毒素ELISA检测试剂盒,采用分光光度法进行测定,所测定微囊藻毒素浓度下限为0.075 ng/mL。均分别对总毒素和溶解态毒素进行测定。

(2) 产毒基因丰度分析

为了进一步对尖头藻的产毒特性进行判定,开展产毒基因丰度的分析。将陶盆位点不同水层采集到的水样150 mL分别经0.22 μm滤膜过滤,剪碎滤膜放置于破碎管中,使用细胞破碎仪(Fastprep 24-5G)辅助裂解细胞,随后按照试剂盒说明书(北京鼎国昌盛生物技术有限公司)进行DNA的提取。水样中的总拟柱孢藻丰度和产毒拟柱孢藻丰度的测定采用雷腊梅等建立的荧光定量PCR(qPCR)方法^[11],该方法针对拟柱孢藻*rpoC1*基因(RNA聚合酶β'亚基1)和*cyrJ*基因(CYN合成酶基因簇中的J基因)筛选获得特异性引物对和探针(表2)。以克隆有两个基因的质粒为标准品,利用质粒DNA为模板建立*rpoC1*和*cyrJ*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,根据样品的Ct值算出其初始模板的浓度,计算获得水体中的拟柱孢藻总丰度(*rpoC*基因拷贝数)和产毒拟柱孢藻丰度(*cyrJ*基因拷贝数),拟柱孢藻种群中产毒细胞比例为(*cyrJ/rpoC*)×100。荧光定量PCR反应在AGS4800(杭州安誉生物科技股份有限公司)仪器上进行,体系如下:PCR反应液premix 10 μL,两对正反引物0.4 μL(20 pmol/μL),两个探针为0.4 μL(10 pmol/μL),DNA模板2 μL,加纯水至20 μL。PCR反应为热启动,反应条件为:95°C,30s,然后95°C 5s,59°C 30s,72°C 30s,50个循环。

表2 荧光定量PCR主要引物

Table 2 Primer sequence for qPCR

(3) 质谱法分析

拟柱孢藻毒素 (Cylindrospermopsin, CYN) 主要存在四种异构体, 分别为CYN、脱氧CYN (DO-CYN)、脱氧脱硫CYN (DODS-CYN) 和脱氧脱硫乙酰基CYN (DO-DES-AC-CYN) [12]。为进一步确定丹江口库区优势种尖头藻所产生毒素的异构体组成, 采用液相色谱-串联质谱 (LC-MS/MS) 进行分析。取陶岔位点不同水层采集到的水样 150 mL 经 0.22 μm 滤膜过滤, 将滤膜放入 2 mL 破碎管中, 加入 1.5 mL 纯水后在细胞破碎仪 (Fastprep 24-5G, MP Biomedicals) 中充分破碎, 随后涡旋混匀, 并在 4 °C、12 000 rpm 条件下离心 10 min。取上清液 800 μL, 加入 25 μL 磁珠抗体液轻柔混匀, 于室温下孵育 30 min 以实现毒素免疫富集。磁吸分离后去除上清液, 依次用 200 μL 5% 和 10% 甲醇溶液洗涤以去除杂质, 最后用 100 μL 80% 甲醇洗脱毒素。取洗脱液 80 μL 与 60 μL 内标液 (HEPES) 混合后进行 LC-MS/MS 检测。

使用 AB SCIEX API 3200TM LC/MS/MS 系统分析样品。色谱柱为 Agilent Poroshell 120 EC-C18 (4.6×50 mm, 2.7 μm), 柱温保持在 40 °C。流动相 A 为 0.1% 甲酸-水溶液, B 为乙腈, 流速为 0.6 mL/min。每次分析的总运行时间为 4.5 min。采用电喷雾离子化 (ESI) 和多反应监测 (MRM) 技术监测。其中离子喷雾电压 (正极性) 为 5500 v, 加热气体温度 500 °C, 加热气体 50 psi, 辅助气体 50 psi。

使用 Analyst 1.6.2 软件进行数据收集和数据处理。由于 DO-CYN、DODS-CYN、DODS-ace-CYN 无标准品, 所以采用 CYN 浓度-峰面积拟合曲线对其进行定量分析。

2 结果和讨论

2.1 丹江口库区水质特征

调查期间丹江口库区水质监测结果如表 3 所示。水温介于 28.6~35.0 °C, 呈现夏季典型高温特征, 其中杨溪铺点位水温最高 (35.0 °C), 可能与汉库区域水体较浅、受气温影响更为直接有关。pH 呈弱碱性 (8.04~8.78), 溶解氧较为充足 (7.24~9.14 mg/L), 未出现明显缺氧现象。

营养盐方面, TN 浓度范围为 0.72~1.37 mg/L, TP 介于 0.01 mg/L 以下至 0.043 mg/L 之间,

氮磷比 (TN/TP) 计算值为 32~105 (以 TP 检出下限

基因	引物名称	引物序列	产物长度
rpoC1	CYL-F	5'-AACGGGTTTCGTCATAGAGTA-3'	186bp
	CYL-R	5'-GGCTACAGGTGCTGCTAACTT-3'	
	CYL-P	5'(VIC)-TAACAGAATCACGAGTTCGCCGCC-(BHQ1)3'	
cyrJ	CyrJ-F	5'-AGTGGATATGCCCTCAGC-3'	154bp
	CyrJ-R	5'-ACTCCGCTCGTTTGATGTAC-3'	
	CyrJ-P	5'(FAM)-ACTGCTTCTGATTCGCCAACCCAA-(BHQ1)3'	

0.01 mg/L 计), 呈典型的磷限制型营养特征, 这与丹江口水库长期以来的营养盐结构研究结论一致 [4-5]。COD_{Mn} 和 NH₃-N 浓度均处于较低水平, 表明库区未受明显的外源有机污染输入影响。

从空间分布看, 水质呈现入库区及库湾营养盐偏高、主库区较低的格局。入库区及库湾 (马蹬、杨溪铺、大观苑) 位点营养盐水平较高, 其中马蹬 TN (1.37 mg/L)、TP (0.043 mg/L)、COD_{Mn} (4.10 mg/L) 均为库区最高, 呈中营养状态。主库区 (丹库中心、凉水河-台子山等) TN (0.72~0.77 mg/L) 和 TP (<0.01~0.015 mg/L) 明显降低, 透明度升高至 1.85~2.35 m, 呈贫营养至贫中营养状态。坝前及取水口区域 (陶岔各点位) 水质整体优良, 营养盐处于较低水平, 浊度较低 (3.8~4.8 NTU)。上述结果表明, 丹江口库区整体呈磷限制型营养特征, 但入库区及库湾营养盐水平高于主库区, 形成了明显的空间差异。

表 3 丹江口库区样品水质分析结果

Table 3 Detection results of water quality in samples from Danjiangkou Reservoir

位点	水温 (°C)	pH	溶解氧 (mg/L)	电导率 (μS/cm)	浊度 (NTU)	透明度 (m)	高锰酸盐指数 (mg/L)	氨氮 (mg/L)	总磷 (mg/L)	总氮 (mg/L)
坝后 0+900 处	30.3	8.04	8.01	241.0	47.5	1.05	2.03	0.041	<0.01	0.82
陶岔 坝前	28.6	8.10	8.35	262.0	3.8	1.35	1.96	0.028	<0.01	0.77

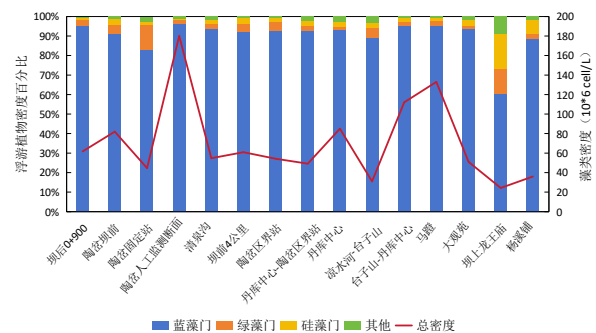
陶盆 固定 站	29.7	8.14	8.47	273.0	4.5	1.12	2.05	0.044	0.010	0.79
陶盆 人工 监测 断面	29.4	8.64	8.30	292.0	4.5	1.10	2.08	0.061	<0.01	0.74
清泉 沟	30.0	8.69	8.35	288.0	4.8	1.01	1.99	0.028	0.010	0.80
坝前 4公 里	30.6	8.66	9.14	283.0	6.5	0.66	2.04	0.039	0.015	0.74
陶盆 区界 站	31.5	8.78	8.61	278.0	4.3	0.96	1.80	0.033	<0.01	0.78
丹库 中 心- 陶盆 区界 站	30.1	8.63	8.94	285.0	2.9	1.28	1.67	0.033	0.015	0.74
丹库 中 心	31.6	8.63	8.23	293.0	3.3	1.85	1.66	0.033	<0.01	0.72
凉水 河- 台子 山- 台子 山	31.3	8.61	8.62	288.0	2.6	2.15	1.49	0.044	0.015	0.72
丹库 中 心 坝 上- 龙王 庙	31.6	8.72	8.37	285.0	3.3	2.35	1.68	0.039	<0.01	0.77
马蹬	30.5	8.64	8.49	272.0	1.4	3.30	1.44	0.039	<0.01	0.84
大观 苑	32.8	8.47	7.63	296.8	20.0	0.85	4.10	0.077	0.043	1.37
杨溪 铺	31.3	8.19	8.10	233.0	32.8	1.24	2.14	0.039	<0.01	0.93
	35.0	8.31	7.24	401.0	8.9	1.36	2.86	0.083	0.031	1.20

2.2 丹江口库区水华藻类群落结构组成

库区15个位点藻类的群落结构组成如图2所示。从密度组成来看,所有调查位点浮游藻类群落均以蓝藻门(Cyanophyta)为绝对优势类群,密度占比均在80%以上,绿藻门(Chlorophyta)与硅藻门(Bacillariophyta)仅在局部区域(如陶盆固定站、杨溪铺)密度占比略高。从藻类生物量结构来看(图3),不同调查位点藻类生物量在门类组成上与密度分布并不完全一致。尽管蓝藻在密度上占据绝对优势,但其在总生物量中的占比相对有限,这主要与蓝藻单个细胞体积较小、单位细胞生物量偏低有关^[13]。总体而言,蓝藻门的高占比表明库区整体处于“高密度—低多样性”的水华状态,这与以

往研究指出的丹江口库区在夏季处于蓝藻优势格局的特征一致^[4,6,14-15]。类似的群落结构特征亦在其他大型深水型水库中得到广泛报道。例如,千岛湖、新丰江水库等研究表明,在贫中营养背景下,当水温持续升高且水体稳定性增强时,浮游植物群落优势种往往由硅藻或绿藻逐步转向蓝藻^[16-17]。相关研究认为,蓝藻对高温更具耐受性^[18],同时对低光和高浑浊环境^[19]具有更强耐受能力,使其在深水型水库夏季更易建立优势。这表明丹江口库区的蓝藻优势并非个别现象,而是大型调蓄型深水水库在特定气候与水文背景下的普遍生态响应。

从藻类总密度的空间分布来看,不同区域差异显著,整体呈现出“入库区与库湾高、近坝区低”的分布格局。陶盆人工监测断面藻密度最高(约 2.0×10^6 cells/L),马蹬和台子山-丹库中心次之(分别约 1.33×10^8 cells/L和 1.12×10^8 cells/L),而坝后、坝上龙王庙及杨溪铺等位点密度相对较低。已有研究表明,在大型调蓄型和深水型水库中,支流入库区和库湾区域通常兼具外源营养输入相对集中、水体滞留等特征,即使在整体水质条件较好的背景下,这些区域仍更适宜藻类生长^[20-22]。本次调查期间丹江口水库处于持续较高气温且运行水位相对偏低(约150 m)的阶段,在此条件下,入库区和库湾水域更易形成水体垂向混合减弱、表层稳定性增强的环境,从而有利于营养盐的累积(表3)和蓝藻在局部水域的积聚与维持。此外,高温条件不仅可直接促进蓝藻的生长速率和光合作用效率,还可通过增强水体稳定性间接放大其竞争优势^[23-24]。因此,丹江口库区藻类密度的空间分异是库区功能分区特征与气温、水位运行状态等环境条件共同作用的结果。



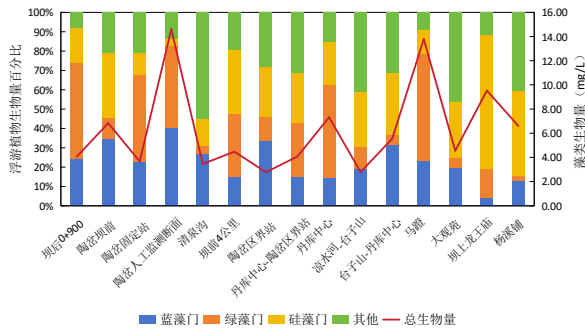


图2 门水平上藻类群落(上)密度和生物量(下)组成

Fig. 2 Community composition at the phylum level

对蓝藻门内所含种属进一步分析。整体上, 库区蓝藻群落主要由尖头藻属 (*Raphidiopsis*)、隐球藻属 (*Aphanocapsa*)、细鞘丝藻属 (*Leptolyngbya*)、假鱼腥藻属 (*Pseudanabaena*)、微囊藻属 (*Microcystis*) 等组成, 其中尖头藻和隐球藻在多数位点中占据较高比例。这与2017-2021年千岛湖夏季的浮游植物优势种情况相似^[25], 已有发现在大型贫-中营养水库中丝状蓝藻由于其特殊的细胞结构具有较高的营养亲和力和^[26], 能在氮磷限制的水域环境中竞争成为优势种^[27]。结合库区营养盐的本底情况, 推测这可能是本次水华优势种为丝状蓝藻的原因。

然而, 不同监测位点蓝藻门内的种属组成也存在明显的空间差异。其中, 丹库库湾区域马蹬位点中尖头藻 (38.03%) 和假鱼腥藻 (35.31%) 占比最高。已有研究表明, 尖头藻和假鱼腥藻与TN、TN/TP表现为显著相关^[28], 结合水质监测数据表明该区域氮、磷输入强度较高, 同时水动力相对较弱为此两种优势藻提供了有利生境, 易形成局部优势在陶岔坝前, 则以尖头藻和微囊藻为主要优势种。作为典型的河库过渡带, 该区域水体既受径流补给影响, 又有库区水动力减弱的特征, 营养盐输入与水体稳定性并存, 使得耐低磷、耐低光的尖头藻^[29]与具群体优势的微囊藻^[30]能够同时维持较高丰度在丹库库区区域, 主要由尖头藻和隐球藻占据优势该区域总体磷含量较低, 更有利于对低磷环境适应能力较强的种类稳定存在。位于汉库的杨溪铺和坝上龙王庙位点中泽丝藻的比例较高。已有研究表明泽丝藻因细胞体积小、生长响应快, 常在入库河口及河库过渡区呈现局部或短期优势^[31]。

值得注意的是, 自2023年以来, 丹江口库区陆续检出尖头藻, 最早出现在清泉沟和陶岔区界站,

并在2024年监测中多次被发现。该蓝藻以其耐高温耐低光和耐低磷的特性著称, 常在低透明度、高氮低磷及弱扰动水体中具竞争优势^[32-35]。相关研究表明, 在广州、浙江等亚热带水库中, 尖头藻近年来呈现由偶发种向优势种转变的趋势, 其扩张通常与高温背景下水体稳定性增强及营养盐结构变化密切相关^[36]。结合当前库区水质监测结果, 整体呈现低透明度、高温及高氮磷比环境, 这与尖头藻的生态偏好高度契合^[37-38], 推测这是其在库区成为优势种的主要原因。

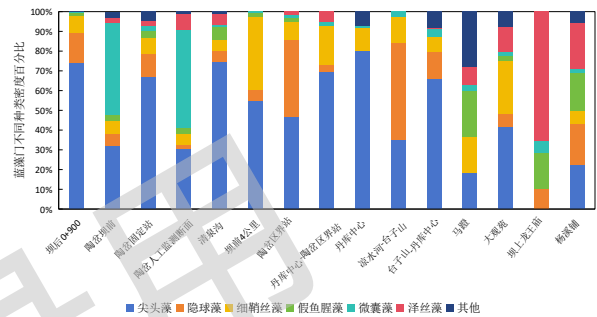


图3 蓝藻门内不同种类组成

Fig. 3 Taxonomic composition within Cyanophyta

2.3 丹江口库区水华藻类产毒特性

15个监测位点中仅“马蹬”位点监测到拟柱孢藻毒素, 其中溶解态含量为0.0025 ng/mL, 总拟柱孢藻毒素含量为0.007 ng/mL。其他位点均未检出拟柱孢藻毒素(表4)。该浓度水平远低于世界卫生组织(WHO)饮用水中CYN健康安全限值0.7 ng/mL^[39], 也低于澳大利亚饮用水标准1 ng/mL以及美国环保署(USEPA)针对6岁以下儿童和成人的健康指导值(分别为0.7 ng/mL和3 ng/mL)^[40]。因此, 当前库区CYN暴露风险总体处于极低水平, 对饮用水安全不构成直接威胁。已有研究表明, CYN浓度与尖头藻密度并非严格线性对应, 其水平还受产毒株比例、环境胁迫及毒素合成基因表达调控等多重因素影响^[32,41-44], 这解释了尽管库区整体尖头藻密度较高, 但CYN仅在局地特定条件下被检测到。

产毒基因型的结果进一步显示, 不同水层样品中产毒基因型比例仅为0.3%–1.7%(表5), 产毒株在群体中占比极低, 说明丹江口库区目前的尖头藻群体以非产毒株为主^[34]。而从垂向分布来看, 尖头藻总细胞数表现为中层最高, 产毒基因型比例以表层最高(1.69%)、中层最低(0.59%)(表

5), 表明产毒株与非产毒株在垂向空间上可能存在分布差异。质谱的结果显示, 在陶岔位点的三个样品中, 检测到CYN、DO-CYN和DODS-CYN三种异构体, 其中DO-CYN的浓度占比最高(表6)。总CYN浓度介于0.074~0.076 ng/mL之间, 垂向差异不显著, 说明该点位藻类代谢释放的毒素在水体中混合较为均匀, 可能与采样期间水体垂向交换较强有关。这三种异构体的共存符合该类毒素在环境中的典型分布特征, 其毒性强弱通常表现为CYN > DO-CYN > DODS-CYN^[51]。若以CYN的毒性当量计算, 陶岔位点具有显著毒性的拟柱胞藻毒素浓度仅为0.02 ng/mL, 远低于世界卫生组织规定的饮用水安全限值(0.7 ng/mL), 占总毒素浓度约25%; 而毒性较弱的DO-CYN占比达75%。这一分布特征表明, 该水域尖头藻不仅单位产毒量较低且所产毒素中以低毒性异构体为主。结合群落组成分析结果(蓝藻以尖头藻、假鱼腥藻等丝状类为主且产毒株比例低), 可进一步推测当前低浓度CYN更可能源于局部性的代谢释放, 而非高产毒株主导下的大规模水华毒素累积。

针对丹江口库区CYN整体偏低的现象, 可从两方面解释。首先, 尖头藻的产毒特性具有显著的地理差异, CYN产毒株主要分布于大洋洲和亚洲水体^[45-46]。欧洲和北美水体的株系则不产生CYN^[47-48]。我国已报道的多座水库中, 尖头藻虽可成为优势种, 但普遍以低产毒或非产毒株为主, CYN浓度长期处于安全阈值以下^[49]。其次, 也有研究表明, CYN的合成与细胞氮代谢密切相关, 在高氮条件下CYN表达反而受到抑制, 而在氮限制或氧化胁迫条件下则可被诱导增强^[50]。本次调查期间库区整体呈高氮磷比特征(32~105), 较高的氮水平可能是抑制CYN产生的重要因素之一。

此外, 与国内同样以尖头藻为优势种的其他亚热带水库相比, 丹江口库区的产毒特征呈现出明显差异。例如, 珠海市部分水库总磷浓度较高(0.01~0.112 mg/L)、氮磷比多低于30, 其尖头藻产毒株比例可达最高达38.66%, CYN浓度最高达1.58 ng/mL^[49]。值得注意的是, 丹江口库区入库区及库湾(如马蹬)已呈现相对较低的氮磷比(32)和较高的磷浓度(0.043 mg/L), 其环境条件与珠海市水库部分点位相近, 局部产毒风险可能增加。而在气候变化背景下, 随着夏季高温持续时间和强度的增加, 以及入库营养负荷的潜在变化,

尖头藻产毒株的扩张风险仍需保持警惕。建议后续加强库湾及入库区产毒基因的长期监测, 并开展不同氮磷比条件下产毒株与非产毒株竞争机制的模拟研究, 为库区水质安全保障提供科学支撑。

表4 丹江口库区样品拟柱胞藻毒素和微囊藻毒素检测结果

Table 4 Detection results of cylindrospermopsin and microcystin in samples from Danjiangkou Reservoir

检测点位	拟柱胞藻毒素/ ng·mL ⁻¹		微囊藻毒素/ ng·mL ⁻¹	
	溶解态拟柱胞藻毒素	总拟柱胞藻毒素	溶解态微囊藻毒素	总微囊藻毒素
坝后 0+900 处	未检出	未检出	0.092	0.101
陶岔坝前 (表层)	未检出	未检出	0.087	0.094
陶岔坝前 (中层)	未检出	未检出	/	/
陶岔坝前 (底层)	未检出	未检出	/	/
陶岔固定站	未检出	未检出	0.082	0.104
陶岔人工监测断面	未检出	未检出	0.09	0.16
清泉沟	未检出	未检出	0.115	0.128
坝前 4 公里	未检出	未检出	0.092	0.099
陶岔区界站	未检出	未检出	0.08	0.11
丹库中心-陶岔区界站	未检出	未检出	0.088	0.103
丹库中心	未检出	未检出	0.101	0.905
凉水河-台子山	未检出	未检出	0.081	0.106
台子山-丹库中心	未检出	未检出	0.079	0.122
坝上-龙王庙	未检出	未检出	未检出	0.089
马蹬	0.0025	0.007	0.099	0.191
大观苑	未检出	未检出	0.08	0.091
杨溪铺	未检出	未检出	未检出	0.086

与此对应, 微囊藻毒素(MCs)监测结果显示15个监测位点溶解态及总MCs水平均较低。即使在微囊藻占比高达47.99%的陶岔人工监测断面, 溶解态MCs浓度仅为0.09 ng/mL, 显著低于我国《生活饮用水卫生标准》(GB 5749-2022)与《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)中规定的安全限值1 ng/mL。结合藻类群落结构结果, 本次调查期间微囊藻在丹江口库区多数监测点未形成优势类群其在蓝藻门内的占比较低。即使在微囊藻相对丰度

较高的点位 (如陶岔人工监测断面, 占比 47.99%), MCs 浓度仍处于较低水平, 这表明 MCs 的产生并不单纯取决于微囊藻的丰度水平, 而更依赖于产毒株系的存在及其 *mcy* 基因的表达状态。已有研究表明, 不同微囊藻株系在产毒能力上存在显著差异, 且环境条件 (如氮磷营养盐、光照、温度等) 对 *mcy* 基因表达具有重要调控作用^[30,50], 这可能进一步限制了库区 MCs 的实际产生水平。

因此, 尽管库区出现局部蓝藻高生物量现象, 但微囊藻群体以非产毒株为主, 毒性水平维持在背景低值。这一结果表明, 当前丹江口库区的蓝藻毒素对饮用水安全构成的风险极低, 对人体健康尚不构成直接威胁。然而, 考虑到气候变化和水体环境演变可能带来的藻类扩张及产毒株潜在增加, 仍需依托长期监测及时评估毒素动态, 以保障水源安全和公众健康。

表5 陶岔位点不同分层样品拟柱孢藻荧光定量PCR测定结果

Table 5 Quantitative PCR results of *Cylindrospermopsis* in samples from different water layers at the Taocha site

样点	拟柱孢藻总细胞数/ cells·L ⁻¹	产毒拟柱孢藻细胞数/ cells·L ⁻¹	产毒拟柱孢藻比例/ %
表层	12041346	203209	1.69
中层	13774893	81500	0.59
底层	12336729	139131	1.13

表6 陶岔位点不同分层样品拟柱孢藻毒素质谱测定结果

Table 6 Mass spectrometry results *cylindrospermopsin* in samples from different water layers at the Taocha site

样点	CYN/ ng·mL ⁻¹	DO- CYN/ ng·mL ⁻¹	DODS- CYN/ ng·mL ⁻¹	DO-DES- AC-CYN/ ng·mL ⁻¹	总 CYN/ ng·mL ⁻¹
表层	0.020	0.056	0.001	0.00	0.076
中层	0.021	0.052	0.001	0.00	0.074
底层	0.021	0.052	0.001	0.00	0.074

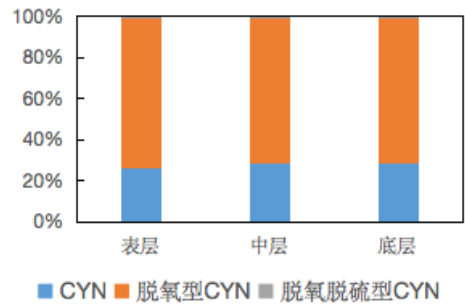


图4 不同拟柱孢藻毒素异构体所占比例

Fig. 4 Proportion of different cylindrospermopsin variants

3 结论和建议

(1) 丹江口库区浮游植物在2025年7月以蓝藻门为绝对优势, 占比超过80%, 整体呈现“高生物量—低多样性”特征。绿藻门和硅藻门仅在支流入库区或库湾局部上升。

(2) 库区蓝藻群落组成存在明显空间分异: 入库区及库湾以丝状蓝藻 (尖头藻、假鱼腥藻) 为主, 主库及下游区域以尖头藻或隐球藻为优势。水质监测显示, 入库区及库湾总氮 (1.20~1.37 mg/L)、总磷 (0.031~0.043 mg/D 高于主库区 (TN 0.72~0.77 mg/L, TP<0.01~0.015 mg/L), 但主库区在低营养盐条件下仍维持蓝藻优势, 反映了丝状蓝藻对低磷环境的适应能力。

(3) 仅马蹬点位检出低浓度拟柱孢藻毒素 (0.007 ng/m³) 产毒尖头藻比例仅 0.59%~1.7%; 微囊藻毒素 (MCs) 整体亦处于低水平 (<0.2 ng/mL)。与珠海市水库 (产毒株比例 5%~30% CYN>0.5 ng/mL, 千岛湖 (CYN 0.1~0.5 ng/mL) 等同类水库相比, 丹江口库区呈现“高生物量—低毒素”特征, 当前蓝藻产毒风险总体很低。

(4) 本研究从群落结构与产毒特性相结合的角度, 揭示了丹江口库区蓝藻空间分异特点, 明确了当前产毒风险水平。后续应重点关注库区及库湾等区域产毒株比例的动态变化, 结合水文、水质长期监测, 评估极端水文情势下产毒风险演变趋势。

参考文献:

[1] STRAŠKRABA M, TUNDISI J G, DUNCAN A. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. *Compa r e s e r v o i r l i m n o l o g y*

- [M]. Dordrecht: Springer Netherlands, 1993: 213-288.
- [2] 张乐群, 吴敏, 万育生. 南水北调中线水源地丹江口水库水质安全保障对策研究[J]. 中国水利, 2018(1):44-47.
- [3] 万育生, 张乐群, 付昕, 等. 丹江口水库营养程度分析评价及富营养化防治研究[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2020, 56(2): 275-281.
- [4] 董磊, 吴敏, 林莉, 等. 南水北调中线工程对丹江口水库浮游植物群落结构影响[J]. 环境科学与技术, 2021, 44(S1): 1-7.
- [5] 柳根, 赵肥西, 倪雪峰, 等. 丹江口水库满蓄期库湾水质变化特征及成因分析[J]. 人民长江, 2025, 56(5):31-3879
- [6] 闫雪燕, 张黎, 李玉英, 等. 动态调水过程水文和理化因子共同驱动丹江口水库库湾浮游植物季节变化 [J]. 湖泊科学, 2021, 33(5): 1350-1363.
- [7] 余启辉, 林莉, 金海洋, 等. 丹江口水库氮磷时空分布特征及水质安全保障对策 [J]. 中国水利, 2024, (20): 59-66.
- [8] CHORUS I, WELKER M.. Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management [M]. Boca Raton: 2021.
- [9] 李仁辉, 程耀, 耿若真, 等. 蓝藻拟柱胞藻 (*Cylindrospermopsis*) 和尖头藻 (*Raphidiopsis*) 的分与合[J]. 河南师范大学学报(自然科学版), 2022, 50 (03): 39-46+165.
- [10] AGUILERA A, GOMEZ B, KASTOVSKY J, et al. The polyphasic analysis of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Raphidiopsis* in the Danjiangkou Reservoir (Nostocales, Cyanobacteria) [J]. Phycologia, 2018, 57(2): 130-146.
- [11] LEI, L., LI, M., LI, Y. et al. Development of real-time PCR for quantification of *Cylindrospermopsis raciborskii* and potential *Cylindrospermopsis*-producing gene reservoirs of southern China[J]. J Appl Phycol, 2019, 31, 3749-3758.
- [12] 李红敏, 裴海燕, 孙炯明, 等. 拟柱胞藻 (*Cylindrospermopsis raciborskii*) 及其毒素的研究进展与展望 [J] 湖泊科学, 2017, 29(4):775-795.
- [13] 钱奎梅, 刘霞, 陈宇炜, 淡水浮游植物计数与定量方法[J]. 湖泊科学 2015, 27(5): 767-775.
- [14] 肖玉娜, 程靖华, 莫晓聪, 等. 丹江口水库浮游植物群落时空变化及其与环境因子的关系[J]. 湖泊科学, 2023, 35(3):821-832.
- [15] 谭香, 夏小玲, 程晓莉等. 丹江口水库浮游植物群落时空动态及其多样性指数[J]. 环境科学, 2011, 32(10): 2875-2882.
- [16] 笪文怡, 朱广伟, 吴志旭, 等. 2002—2017年千岛湖浮游植物群落结构变化及其影响因素[J]. 湖泊科学, 2019, 31(05):1320-1333.
- [17] 张辉, 彭宇琼, 邹贤妮, 等. 华南大型深水水库浮游植物群落特征及营养状态评价[J]. 环境科学与技术, 2021, 44(04):186-194.
- [18] 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(02):316-326.
- [19] Stockwell J D, Doubek J P, Adrian R, et al. Storm impact on phytoplankton community dynamics in lakes [J]. Global Change Biology, 2020, 26(5): 2756-2784.
- [20] 蔡庆华, 胡征宇. 三峡水库富营养化问题与对策研究[J]. 水生生物学报, 2006, 30(1): 7-11.
- [21] 龙良红, 黄宇攀, 徐慧, 等. 近20年来三峡水库水动力特性及其水环境效应研究: 回顾与展望[J]. 湖泊科学, 2023, 35(02):383-399.
- [22] 陈文权, 孟洋洋, 单延功, 等. 寡-中营养型水体偶发性蓝藻水华的驱动因素分析——以南京方便水库为例[J]. 湖泊科学, 2022, 34(05):1452-1460.
- [23] 钱奎梅, 刘宝贵, 陈宇炜. 鄱阳湖浮游植物功能群的长期变化特征 (2009—2016年) [J]. 湖泊科学, 2019, 31(4): 1035-1044.
- [24] 李哲, 王胜, 郭劲松, 等. 三峡水库156 m蓄水前后彭溪河回水区藻类多样性变化特征 [J]. 湖泊科学, 2012, 24(2): 227-231.
- [25] 陈玉茹, 刘佳睿, 郑文婷, 等. 浮游植物优势属演替和丝状蓝藻增殖的驱动因子研究——以千岛湖为例 [J] 水生生物学报, 2023, 47(12):1877-1888.
- [26] Bonacheila A, Michael R, Levin A. A dynamic model of flexible phytoplankton nutrient uptake. [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2011, 108(51):20633-8.
- [27] 李亦真. 丝状蓝藻在北方水库型水源地的种群结构和环境驱动因子研究 [D]. 济南: 山东大学, 2021: 35-47.
- [28] Lu X, Tian C, Pei H, et al. Environmental factors influencing cyanobacteria community structure in a drinking water reservoir [J]. Journal of Environmental Sciences, 2013, 25(11): 2196-2206.
- [29] 雷晓梅, 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 [J], 生态环境学报 2017, 26(3): 531-537.
- [30] Dokulil M T, Teubner K. Cyanobacteria in lakes [J]. Hydrobiologia, 2000, 438(1): 1-12.
- [31] 宋高飞, 张羽珩, 邱鹏飞, 等. 陆水水库浮游植物群落结构特征及其影响因素[J]. 水生态学杂志, 2024, 45(05): 49-57.
- [32] BURFORD, R. C. H. E. et al. "Understanding the water quality strategies used by the invasive cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*" [J]. Harmful algae, 2016, 54: 44-53.
- [33] BAI, F, LIU R, YANG Y J, et al. 2014. Dissolved organic phosphorus use by the invasive freshwater diatom *Cylindrospermopsis raciborskii* [J]. Harmful Algae, 2014, 14: 112-120.
- [34] XIAO M, HAMILTON D, CHUANG A et al. Intra-population strain variation in phosphorus storage strategies of the freshwater

Cyanobacteria *Raphidiopsis raciborskii* [J]. *Microbiol Ecol*, 2020, 96 (6) : 92.

[35] WU Z, YANG S, SHI J, 2022. Overview of the distribution and adaptation of *Raphidiopsis raciborskii* genetic diversity and ecophysiology[J]. *J Oceanol Limnol*, 40 (5) : 1774-1791.

[36] 晁爱敏, 于海燕, 肖鹏, 等. 杭州湘湖拉氏拟柱孢藻 (*Cylindrospermopsis raciborskii*) 藻株的分离及其特征研究 [J]. 河南师范大学学报(自然科学版), 2021, 49(4):106-113.22-23.

[37] BONILLA S, AUBRIOT L, SOARES M C S, et al. What drives the distribution of intraspecific variation in growth, morphology and toxin production of *Planctotaxis* [J]. *Fems Microbiology Ecology*, 2012, 79(3): 594-607.

[38] KOVÁCS A W, PRÉSING M, VÖRÖS L. The growth characteristics of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanoprokaryota) at different light availabilities: methodological considerations [J]. *Aquatic Ecology*, 2016, 50(4): 623-638.

[39] World Health Organization. Guidelines for Drinking-water Quality: Cyanobacterial Toxins [J]. Geneva: World Health Organization, 2020.

[40] United States Environmental Protection Agency. Health Advisory for Cyanobacterial Toxins in Drinking Water[S]. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 2015.

[41] LU Z LEI, LLU Y et al Phosphorus deficiency stimulates the growth of *Cylindrospermopsis raciborskii* in a natural environment: Integrating field and laboratory studies [J]. *Environ Pollut*, 2021, 290: 117946.

[42] MOHAMED N H, TE S H, MOWE M A D, et al. Environmental factors influence the growth and toxin production of *Cylindrospermopsis raciborskii* [J]. *Plankton Research*, 2019, 41(2): 114-126.

[43] YANG Y, JIANG Y, LI X, et al. Variations of growth and toxin yield in *Cylindrospermopsis raciborskii* under different phosphorus concentrations[J]. *Toxins*, 2016, 9(1): 13.

[44] PRENTICE J, et al. Alkaline phosphatase activity and toxin production of *Cylindrospermopsis raciborskii* under phosphorus stress [J]. *Aquatic Microbial Ecology*, 2019, 83: 131-142.

[45] JIANG Y, XIAO P, YU G, et al. Sporadic distribution and distinctive variations of *Cylindrospermopsis* genes in cyanobacterial strains and environmental samples from Chinese freshwater bodies [J]. *Applied & Environmental Microbiology*, 2014, 80(17): 5219-5230.

[46] WILLIS A, CHUANG A W, WOODHOUSE J N, et al. Intraspecific variation in growth, morphology and toxin production of *Cylindrospermopsis raciborskii* [J]. *Toxicon*, 119: 307-310.

[47] FLEISCHER J, HEINZELER, HUMMEL, et al. *Cylindrospermopsis raciborskii* occurrence in two German lakes and preliminary toxin production [J]. *Water Science & Technology*, 2003, 42(3): 313-321.

[48] YILMAZ M, PHILIPS E J, SZABO N J, et al. A comparative study of Florida strains of *Cylindrospermopsis* and *Aphanizomenon foveolum* [J]. *Water Science & Technology*, 2008, 51(1): 130-139.

[49] 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遗传多样性及影响因子分析——以珠海市水库为例 [J]. *水生生物学报*, 2024, 48(02): 211-221.

[50] RIGAMONTI, AUBRIOT, MARIGNAN et al. Effect of nutrient availability on *Cylindrospermopsis raciborskii* gene expression and toxin production [J]. *Aquatic Microbial Ecology*, 2018, 82(1): 105-110.

[51] 蒋永光, 王志高, 汪纯波, 拟柱孢藻毒素生物合成的分子基础与进化 [J]. 河南师范大学学报(自然科学版), 2022, 50(03): 47-58.