



天津科技大学学报

Journal of Tianjin University of Science & Technology

ISSN 1672-6510, CN 12-1355/N

《天津科技大学学报》网络首发论文

题目: 四灶浦浮游植物群落特征及其对环境变化的响应
作者: 支跃, 蒋寰宇, 刘云龙, 田胜艳, 刘青
DOI: 10.13364/j.issn.1672-6510.20260003
收稿日期: 2026-01-06
网络首发日期: 2026-09-02
引用格式: 支跃, 蒋寰宇, 刘云龙, 田胜艳, 刘青. 四灶浦浮游植物群落特征及其对环境变化的响应[J/OL]. 天津科技大学学报.
<https://doi.org/10.13364/j.issn.1672-6510.20260003>



网络首发: 在编辑部工作流程中, 稿件从录用到出版要经历录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿等阶段。录用定稿指内容已经确定, 且通过同行评议、主编终审同意刊用的稿件。排版定稿指录用定稿按照期刊特定版式(包括网络呈现版式)排版后的稿件, 可暂不确定出版年、卷、期和页码。整期汇编定稿指出版年、卷、期、页码均已确定的印刷或数字出版的整期汇编稿件。录用定稿网络首发稿件内容必须符合《出版管理条例》和《期刊出版管理规定》的有关规定; 学术研究成果具有创新性、科学性和先进性, 符合编辑部对刊文的录用要求, 不存在学术不端行为及其他侵权行为; 稿件内容应基本符合国家有关书刊编辑、出版的技术标准, 正确使用和统一规范语言文字、符号、数字、外文字母、法定计量单位及地图标注等。为确保录用定稿网络首发的严肃性, 录用定稿一经发布, 不得修改论文题目、作者、机构名称和学术内容, 只可基于编辑规范进行少量文字的修改。

出版确认: 纸质期刊编辑部通过与《中国学术期刊(光盘版)》电子杂志社有限公司签约, 在《中国学术期刊(网络版)》出版传播平台上创办与纸质期刊内容一致的网络版, 以单篇或整期出版形式, 在印刷出版之前刊发论文的录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿。因为《中国学术期刊(网络版)》是国家新闻出版广电总局批准的网络连续型出版物(ISSN 2096-4188, CN 11-6037/Z), 所以签约期刊的网络版上网络首发论文视为正式出版。



DOI: 10.13364/j.issn.1672-6510.20260003

四灶浦浮游植物群落特征及其对环境变化的响应

支 跃¹, 蒋寰宇¹, 刘云龙², 田胜艳¹, 刘 青¹

(1. 天津科技大学海洋与环境学院, 天津 300457; 2. 中国环境科学研究院, 北京 100012)

摘要: 为探究城市河流不同管理模式下游游植物群落特征及其对环境变化的响应, 本研究于 2025 年 4—7 月对比调查了宁波前湾新区四灶浦流域的处理河段与天然河段。研究共鉴定浮游植物 112 种, 群落物种组成呈现“蓝藻-硅藻-绿藻”型结构, 优势种主要为铜绿微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*)、小颤藻 (*Oscillatoria tenuis*) 等。调查发现, 天然河段的平均生物密度 (1.44×10^8 个/L) 显著高于处理河段 (7.47×10^7 个/L, $P < 0.05$)。水质评价显示, 处理河段水质由重污染逐步改善为轻度污染, 而天然河段则持续处于重污染至严重污染水平。冗余分析表明, 水温 (WT)、总氮 (TN)、电导率 (EC) 和氨氮 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) 是驱动该流域浮游植物群落演替的关键环境因子。

关键词: 四灶浦; 浮游植物; 群落结构; 冗余分析

中图分类号: X524 文献标志码: A

Phytoplankton Community Characteristics and Their Responses to Environmental Changes in Sizaopu River

ZHI Yue¹, JIANG Huanyu¹, LIU Yunlong², TIAN Shengyan¹, LIU Qing¹

(1. Tianjin University of Science and Technology, College of Marine and Environmental Sciences, Tianjin 300457, China;

2. Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China)

Abstract: To investigate phytoplankton community characteristics and their responses to environmental changes under different management modes in urban rivers, a comparative survey was conducted in treated and natural sections of the Sizaopu River, Ningbo Qianwan New Area from April to July 2025. A total of 112 phytoplankton species were identified. The community species composition exhibited a “Cyanobacteria-Bacillariophyta-Chlorophyta” structural pattern, with *Microcystis aeruginosa* and *Oscillatoria tenuis* as the primary dominant species. Results showed that the average biological density in natural sections ($1.44 \times 10^8 \text{ L}^{-1}$) was significantly higher than in treated sections ($7.47 \times 10^7 \text{ L}^{-1}$, $P < 0.05$). Water quality assessment indicated that the treated sections gradually improved from heavily polluted to mildly polluted over time, whereas the natural sections sustained a heavily to severely polluted status. Redundancy analysis (RDA) revealed that water temperature (WT), total nitrogen (TN), electrical conductivity (EC), and ammonia nitrogen ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) were key environmental factors driving species succession and phytoplankton community assembly in the basin.

Key words: Sizaopu River; phytoplankton; community structure; redundancy analysis

城市河流不仅具有航行和防洪排涝的功能, 还具有水源供应、生态景观、休闲娱乐等生态功能^[1]。但

收稿日期: 2026-01-06; 修回日期: 2026-04-11

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (42207425)

作者简介: 支 跃 (2000—), 男, 安徽蚌埠人, 硕士研究生; 通信作者: 刘 青, 副教授, liuqing@tust.edu.cn

是,由于近些年人口增长和城市化进程的加快,大量未经处理的污水进入河道,导致水体营养盐超标,生态环境不断恶化,严重威胁区域生态安全与居民健康^[2]。为应对该问题,大量学者已开展物理、化学和生物修复方面的研究。其中,物理-化学联合修复通过曝气、加氧化剂和絮凝剂等手段,有效去除水中悬浮物和总磷^[3]。在生物修复方面,微生物处理技术对水中的总磷和氨氮去除率分别可达 74.0%和 76.3%,能显著改善水质^[4]。四灶浦流域位于宁波市前湾新区,该区域不仅是长三角一体化发展的重要战略空间,也是杭州湾南岸典型的平原河网区。四灶浦全长 24 km,是贯穿新区的主要排涝与景观河道,其生态安全直接关系到区域的可持续发展。该河流受水利设施调控,将四灶浦主河道分隔为南北两段。北段水体经污水处理厂(采用生物-化学联合工艺)初步处理后,再通过河道内铺设的生态浮床等进行深度净化;而南段河流主要承接上游慈溪城区及工业园区的地表径流与尾水,基本保持自然纳污状态。这种差异化的管控与接纳条件,导致南北河段水质差异显著。

浮游植物作为水生生态系统中一类营浮游生活的自养生物,是水环境中重要的初级生产者。浮游植物具有个体微小、寿命短以及对水质变化响应迅速等特点^[5]。浮游植物群落结构及其多样性特征是评估水生生态系统健康状况的重要依据^[6-7]。环境因素的改变对浮游植物群落结构的演替起决定性作用,不同环境因素对浮游植物生长、繁殖的影响各有不同。水温通过影响酶活性,改变浮游植物新陈代谢速率^[8]。氮磷营养盐是限制浮游植物生长的重要因素之一^[9-10],丰富的营养盐能够促进浮游植物生长。低氮磷比(<16:1)有利于固氮蓝藻和部分鞭毛藻的生长^[11]。此外,pH、DO、光照等环境因子的改变,会直接或间接地影响浮游植物的生长、繁殖^[12]。水华多发于夏季高氮磷负荷的水体中,水温与营养盐产生的协同作用易诱导微囊藻属(*Microcystis*)或伪鱼腥藻属(*Pseudanabaena*)等蓝藻爆发性增殖^[13-14],进而形成水华并导致水生生态系统功能退化^[15-16]。在太湖、伊利湖等大型湖泊中,研究多聚焦于蓝藻水华爆发机制和气候变暖的协同效应^[17-18]。在城市河流系统中,研究多关注于疏浚、曝气或引水冲污等单一修复手段对浮游植物生物量及多样性的短期影响,并认为人为干预可通过改变水体光照条件与营养盐比例驱动浮游植物群落演替^[19-20]。然而,现有的城市河流生态研究多聚焦修复前后的时间维度对比,或基于不同流域间的

大尺度空间比较。针对同一水系因人为管控差异形成的空间异质性水体,其浮游植物群落对水质因子的响应机制仍缺乏系统研究。

本研究聚焦于 4—7 月这一浮游植物由春季复苏向夏季水华爆发过渡的关键时期,对四灶浦两河段进行同步对比调查。通过追踪水环境因子的连续梯度变化,结合内梅罗综合污染指数评价,旨在揭示不同水环境中浮游植物群落的演替规律及其关键驱动因子,阐明人为干预对城市河流微生态系统的影响,为前湾新区乃至同类平原河网地区的水环境精准治理与生态修复提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 采样点布设

根据前湾新区四灶浦主要河道生境特征和河道闸口分布,将汇入四灶浦的十一塘与闸口以南的采样区域命名为天然河段,将闸口以北的采样区域命名为处理河段。为全面揭示“一河两治”模式下的水生态空间异质性,遵循纵向梯度布设与关键节点控制原则,沿河流主干设置 16 个监测点位(图 1)。该布设方案构建了完整的环境梯度,覆盖从受生产生活排污影响的高氮磷生境(天然河段,站位 7#~16#)至经人工净化后的低氮磷生境(处理河段,站位 1#~6#)。采样工作于 2025 年 4 月至 7 月逐月进行。

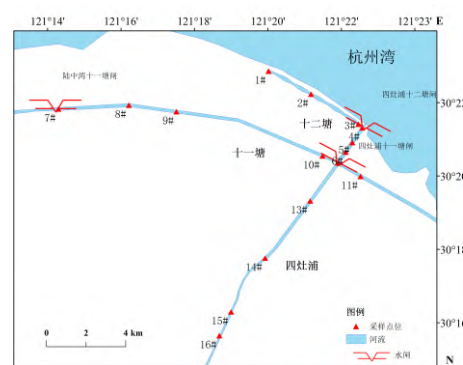


图 1 四灶浦采样站位图

Fig. 1 Distribution of sampling sites in the Sizaopu River

1.2 样品采集和处理

浮游植物样品采集参照《全国淡水生物物种资源调查技术规定》,沿调查流域逐点采样。浮游植物样品在采样站位使用采水器在距水面下约 0.5 m 处采集水样 1 L,立刻加入 15 mL 卢戈氏碘液固定,带回实验室进行静置沉降。48 h 后,用虹吸管缓慢吸出上层

清液, 剩余物质转入 100 mL 定量瓶中, 用少量上清液冲洗 2~3 次, 然后将冲洗液倒入定量瓶中并定容到 100 mL。分析时将样品轻轻摇匀, 取 0.1 mL 浓缩样品置于浮游生物计数框内, 用徕卡 DM500 型正置显微镜进行物种鉴定和计数, 每个样品计数 2~3 次, 确保每次计数结果与平均值之差的绝对值小于 15%。浮游植物的物种鉴定参考《中国淡水藻类》^[21], 生物量由体积转换法计算获得^[22]。

水样采集严格遵循 HJ91.2—2022《地表水环境质量监测技术规范》执行。现场使用便携式多参数水质分析仪(YSI ProPlus, 美国 YSI 公司)测定水温(WT)、溶解氧(DO)、电导率(EC)和 pH。实验室理化指标氯离子、化学需氧量(COD)、高锰酸盐指数、总磷(TP)、总氮(TN)、氨氮(NH₄⁺-N)和叶绿素 a(Chl a)等的测定均参照《水和废水监测分析方法》^[23]及相关国家标准进行。各指标检出限均满足规范要求, 其中 COD、高锰酸盐指数、NH₄⁺-N、TN、TP、氯离子的检出限分别为 4、0.5、0.025、0.05、0.01、10 mg/L, Chl a 的检出限为 2 μg/L。实验质量控制严格参照 HJ 630—2011《环境监测质量管理技术导则》执行。每批次实验随机抽取 10%~20%的样品进行平行双样测定, 采用相对偏差(RD)评价测定结果的精密度。所有平行样品的 RD 均控制在 10%以内(总磷控制在 20%以内), 符合相关分析方法标准对精密度的要求, 确保监测数据的准确性与可靠性。

1.3 数据处理与分析

选取优势度(Y) > 0.02 的物种作为优势种。通过计算浮游植物香农-维纳指数(Shannon-Wiener index, H')和 Pielou 均匀度指数(J'), 分析浮游植物群落结构特征。采用内梅罗综合污染指数(I)评价水体污染程度, 其中 I < 1 为清洁, 1 ≤ I ≤ 2 轻度污染, 2 < I ≤ 3 为污染, 3 < I ≤ 5 为重污染, I > 5 为严重污染^[24]。各指数计算公式如下。

$$Y = \frac{n_i}{N} \times f_i \quad (1)$$

$$H' = -\sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N} \right) \left(\ln \frac{n_i}{N} \right) \quad (2)$$

$$J = H' / \ln S \quad (3)$$

$$I = \sqrt{\frac{P_{iave}^2 + P_{imax}^2}{2}} \quad (4)$$

$$P_i = c_i / c_0 \quad (5)$$

式中: S 为总样本数; n_i 为物种 i 在样本中的个体数;

N 为样本中物种个体总数; f_i 为物种 i 出现的频率。P_{iave} 为多项污染指数均值; P_{imax} 为多项污染指数最大值; P_i 为单因子污染指数; c_i 为测定浓度; c₀ 为污染指标的参考值, 参考 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》II类标准。

使用 SPSS 27 软件中的 Kruskal-Wallis (K-W) 检验分别对浮游植物生物密度、生物量和多样性指数以及水质因子在两河段的分布进行显著性检验, 当 P < 0.05 时具有显著性。使用 Canoco 5.0 对浮游植物和水质因子进行降趋对应分析(DCA)。本研究中 DCA 结果均小于 3, 因此选择冗余分析(RDA)分析浮游植物群落对水质变化的响应。

2 结果与分析

2.1 浮游植物物种组成与优势种

在本次调查期, 共鉴定出浮游植物 6 门 66 属 112 种, 其中绿藻门种类最多(31 属 56 种), 其次为硅藻门(18 属 32 种)和蓝藻门(11 属 14 种), 裸藻门、隐藻门及甲藻门种类较少。群落物种组成呈现“蓝藻-硅藻-绿藻”型特征。在时空分布上, 天然河段的物种数(站位 7#~16#, 104 种)明显高于处理河段(站位 1#~6#, 96 种); 在时间上, 则表现为随着气温升高, 物种数逐渐增加的趋势, 由 4 月的 70 种增加至 6 月的 85 种(图 2)。

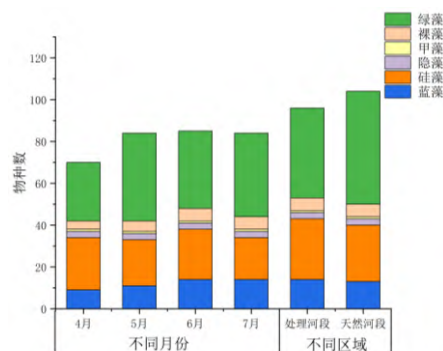


图 2 四灶浦浮游植物物种组成

Fig. 2 Phytoplankton species composition in the Sizaopu River

调查发现, 四灶浦流域浮游植物优势种的演替具有显著的时空异质性(表 1)。虽然铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)、小颤藻(*Oscillatoria tenuis*)和湖泊伪鱼腥藻(*Pseudanabaena limnetica*)在全流域范围内始终维持优势地位, 但其生物密度随季节更

迭而动态变化。处理河段的优势种由蓝藻、硅藻和绿藻共同组成。随着季节推移,优势种数在6月最多,除铜绿微囊藻等蓝藻外,点形平裂藻(*Merismopedia punctata*)、微小平裂藻(*Merismopedia tenuissima*)以及硅藻门的舟形藻(*Navicula* sp.)也成为优势种,

显示出群落结构的多样化趋势。在天然河段,5月份浮游植物优势种达到峰值(6种),此时除蓝藻外,硅藻门的颗粒沟链藻极狭变种(*Aulacoseira granulata* var. *angustissima*)和绿藻门的心形四片藻(*Tetraselmis cordiformis*)也占据优势地位。

表1 不同月份和区域浮游植物优势种

Tab. 1 Dominant phytoplankton species across different months and regions

区域	门类	藻类名称	优势度 Y			
			4月	5月	6月	7月
处理河段	蓝藻门	点形平裂藻(<i>Merismopedia punctata</i>)	—	—	0.07	—
		微小平裂藻(<i>Merismopedia tenuissima</i>)	—	—	0.03	—
		铜绿微囊藻(<i>Microcystis aeruginosa</i>)	—	—	0.08	0.12
		湖泊伪鱼腥藻(<i>Pseudanabaena limnetica</i>)	0.46	—	0.34	0.60
		小颤藻(<i>Oscillatoria tenuis</i>)	0.50	0.71	0.33	—
		弯形小尖头藻(<i>Raphidiopsis curvata</i>)	—	—	—	0.05
	硅藻门	舟形藻(<i>Navicula</i> sp.)	—	—	0.14	0.07
	绿藻门	球衣藻(<i>Chlamydomonas globosa</i>)	—	0.23	—	—
天然河段	蓝藻门	铜绿微囊藻(<i>Microcystis aeruginosa</i>)	—	0.12	0.98	0.86
		湖泊伪鱼腥藻(<i>Pseudanabaena limnetica</i>)	0.37	0.10	—	0.08
		小颤藻(<i>Oscillatoria tenuis</i>)	0.54	0.54	—	—
		包氏颤藻(<i>Oscillatoria boryana</i>)	—	0.02	—	—
		钝顶节旋藻(<i>Arthrospira platensis</i>)	—	—	—	0.03
	硅藻门	颗粒沟链藻极狭变种(<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>)	—	0.12	—	—
	绿藻门	心形四片藻(<i>Tetraselmis cordiformis</i>)	—	0.03	—	—

注:“—”表示非本月优势种。

2.2 浮游植物现存量

在四灶浦区域处理河段(站位 1#~6#),浮游植物平均密度为 7.47×10^7 个/L(图3),月平均密度为7月(1.46×10^8 个/L) > 6月(7.71×10^7 个/L) > 5月(4.37×10^7 个/L) > 4月(3.23×10^7 个/L)。蓝藻在4—7月的占比均最高,分别为97.17%、74.60%、84.85%和91.43%。不同时间浮游植物的生物量分布趋势与生物密度相似但略有差异,浮游植物生物量表现为7月(11.78 mg/L) > 6月(4.92 mg/L) > 4月(3.09 mg/L) > 5月(2.67 mg/L)。4—7月浮游植物生物量也同样以蓝藻门为主,占比分别为55.32%、70.55%、66.15%

和81.55%。

四灶浦天然河段(站位 7#~16#)浮游植物平均密度为 1.44×10^8 个/L,月平均密度为6月(3.34×10^8 个/L) > 5月(1.08×10^8 个/L) > 7月(1.06×10^8 个/L) > 4月(2.80×10^7 个/L)。蓝藻在4—7月均是优势类群,6月份占比达99.57%。生物量和密度分布一致,为6月(22.54 mg/L) > 5月(15.75 mg/L) > 7月(9.41 mg/L) > 4月(3.83 mg/L)。4—5月生物量以蓝藻、硅藻和隐藻为主,6—7月则显著以蓝藻占优势,其中6月蓝藻生物量占比达97.30%。

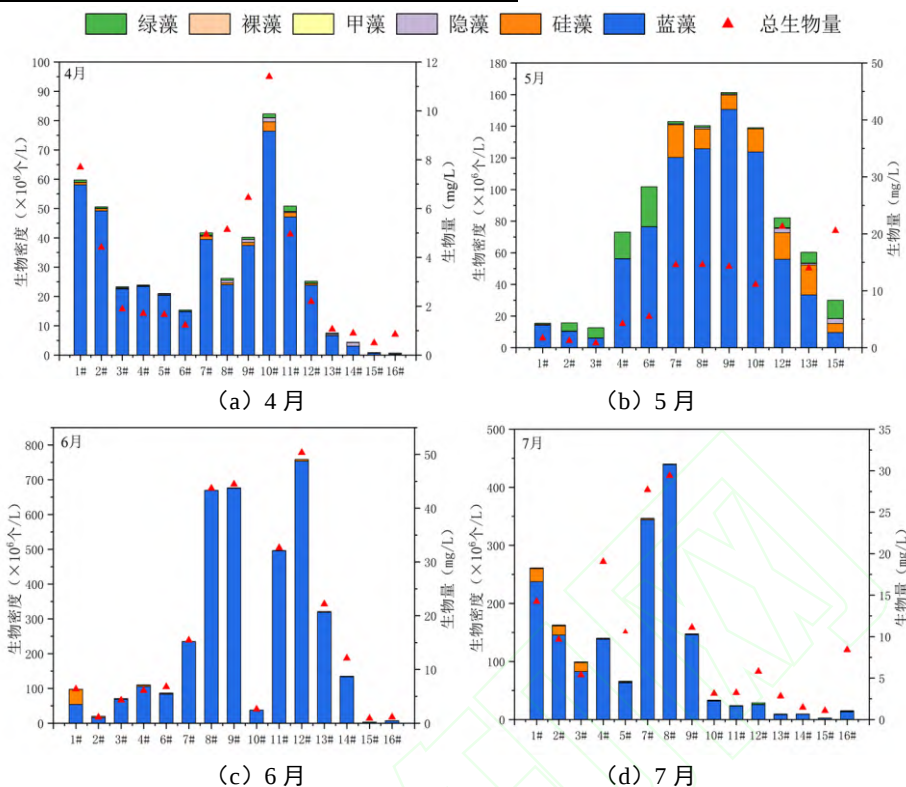


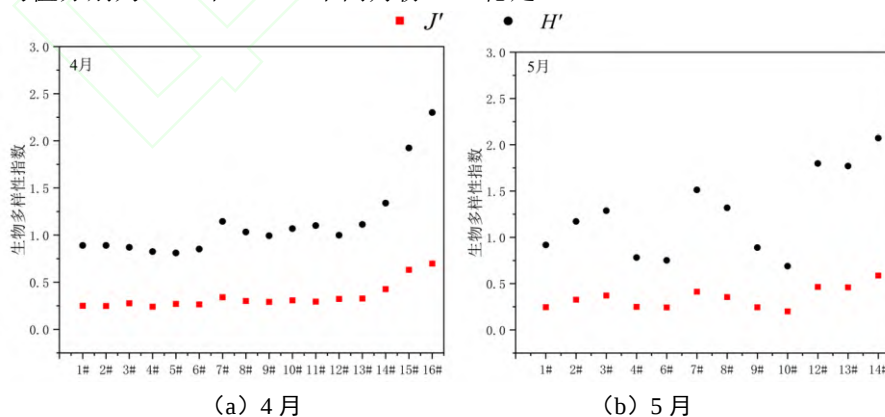
图3 浮游植物生物密度和生物量

Fig. 3 Density and biomass of phytoplankton

2.3 浮游植物群落多样性及水质评价

在四灶浦处理河段, 浮游植物群落的 Pielou 均匀度指数 (J') 均值为 0.31, 其均值分布为 6 月 (0.39) > 7 月 (0.34) > 5 月 (0.29) > 4 月 (0.26)。香农-维纳指数 (H') 均值为 1.07 (图 4), 其均值分布为 6 月 (1.33) > 7 月 (1.17) > 5 月 (0.98) > 4 月 (0.86)。在四灶浦天然河段, J' 和 H' 的均值分别为 0.32 和 1.09。不同月份

J' 均值分布为 4 月 (0.40) > 5 月 (0.39) > 7 月 (0.37) > 6 月 (0.16), H' 均值分布为 5 月 (1.44) > 4 月 (1.30) > 7 月 (1.23) > 6 月 (0.53)。在通常情况下, J' 和 H' 越大, 表示该区域生物分布越均匀、生物种类越多样, 群落结构越稳定^[25]。因此, 处理河段的 6—7 月的群落结构更稳定, 而天然河段的 4—5 月的群落结构更稳定。



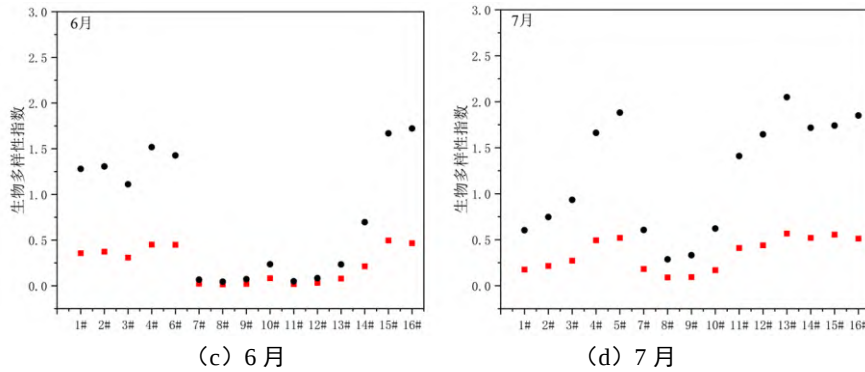


图 4 浮游植物多样性指数月度变化

Fig. 4 Monthly variations of phytoplankton diversity indices

四灶浦处理河段和天然河段水质月度变化见表 2。根据 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》，在两河段的 pH 和 COD 均值分别达到Ⅰ类和超过Ⅲ类水标准；天然河段的 TP 均值超过Ⅲ类水标准，TN 均值超过Ⅴ类标准。对比天然河段与处理河段水质因子发现，除 WT、DO 外，其余水质因子均存在显著差异 ($P<0.05$)，其中 EC、pH 和氯离子为处理河段>天然河段，COD、高锰酸盐指数、TN、TP 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为处理河段<天然河段。

内梅罗综合污染指数评价结果见表 3。在处理

河段，4 月和 5 月的水质分别处于“重污染”和“污染”状态 (I 值分别为 3.06 和 2.19)；6 月和 7 月，水质改善为“轻污染”状态 (I 值分别为 1.61 和 1.97)。总体而言，4—7 月该河段水质呈现出显著改善的演变趋势。与之形成鲜明对比的是，天然河段在监测期间 (4—7 月) 的 I 值波动在 4.51~5.34 之间，始终处于“重污染”至“严重污染”水平。其中，6 月污染指数达到峰值 ($I=5.34$)，为“严重污染”状态。这也表明，天然河段水质不仅未见好转，反而呈现出污染持续加重的趋势。

表 2 四灶浦处理河段和天然河段水质月度变化

Tab. 2 Monthly variations of water quality in the treated and natural sections of the Sizaopu River

区域	水质因子	4 月	5 月	6 月	7 月
处理河段	WT (°C)	19.78±0.13	23.42±0.23	27.85±0.67	31.97±0.37
	DO (mg/L)	6.50±0.87	9.02±0.58	8.22±0.20	8.67±0.31
	EC (mS/cm)	3.63±0.18	3.11±0.51	2.81±0.030	2.28±0.47
	pH	8.72±0.09	8.55±0.17	8.65±0.05	8.98±0.17
	氯离子 (g/L)	0.96±0.06	0.83±0.15	0.72±0.01	0.61±0.13
	COD (mg/L)	20.67±0.94	24.50±2.63	20.50±1.80	20.83±1.67
	高锰酸盐指数 (mg/L)	5.87±0.21	6.48±0.33	5.60±0.40	5.72±0.34
	TP (μg/L)	43.33±4.71	73.33±12.47	71.67±14.62	100.00±43.97
	TN (mg/L)	2.05±0.04	1.39±0.20	1.00±0.04	1.24±0.23
	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	0.05±0.01	0.06±0.01	0.05±0.01	0.04±0.01
天然河段	Chl a (μg/L)	14.67±1.60	32.00±10.91	35.00±10.41	66.40±13.88
	WT (°C)	21.23±0.97	23.00±0.62	28.8±0.54	33.13±0.09
	DO (mg/L)	6.41±0.78	8.16±0.75	7.77±0.79	7.95±0.13
	EC (mS/cm)	2.03±0.19	1.18±0.18	0.99±0.19	0.59±0.15
	pH	8.70±0.22	8.43±0.29	8.20±0.08	8.03±0.40
	氯离子 (g/L)	0.49±0.03	0.26±0.05	0.20±0.06	0.10±0.04
	COD (mg/L)	26.67±3.86	29.67±2.05	23.67±2.36	19.67±3.09
	高锰酸盐指数 (mg/L)	6.83±0.82	8.10±0.37	6.63±0.45	5.07±0.66

TP (μg/L)	136.67±38.59	330.00±61.64	313.33±69.44	286.67±30.91
TN (mg/L)	3.24±0.11	3.17±0.28	3.45±0.30	2.94±0.30
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	0.19±0.19	0.71±0.49	1.19±0.01	0.53±0.18
Chl a (μg/L)	37.67±19.01	147.00±29.74	58.33±20.76	58.33±35.12

表 3 内梅罗综合污染指数评价结果

Tab. 3 Evaluation results of the Nemerow index

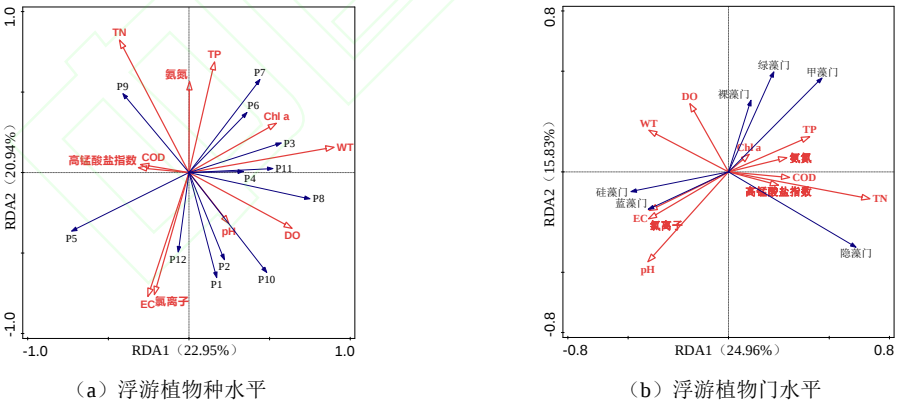
月份	处理河段		天然河段	
	I	污染程度	I	污染程度
4 月	3.06	重污染	4.84	重污染
5 月	2.19	污染	4.89	重污染
6 月	1.61	轻度污染	5.34	严重污染
7 月	1.97	轻度污染	4.51	重污染

2.4 浮游植物对水环境变化的响应

对 4—7 月的浮游植物优势种和环境因子进行 RDA 分析, 结果如图 5 所示。通过蒙特卡罗 (Monte Carlo) 置换检验, 轴 1 和轴 2 可以解释大部分的物种累积变化信息, 共解释了 43.89% 的物种变化信息 (图 5 (a)), P1—P12 代表浮游植物优势种), 其 RDA 解释率处于可接受范围^[26-27]。水质因子 (红色箭头) 与浮游植物优势种 (蓝色箭头) 间的夹角小于 90° 为正相关, 等于 90° 为不相关, 大于 90° 为负相关^[26]。结果表明, 水质变量 WT、TN 和 EC 是驱动优势种演

替的关键因子 ($P<0.05$)。WT 与铜绿微囊藻 (P3) 和湖泊伪鱼腥藻 (P4) 呈正相关, 表明高温对蓝藻生长具有促进作用, 夏季升温通过增强酶活性促进了蓝藻代谢, 从而确立其竞争优势。WT 与小颤藻 (P5) 和颗粒沟链藻极狭变种 (P9) 呈负相关, 反映这些物种更适应春季低水温。TN 与颗粒沟链藻极狭变种 (P9) 呈正相关, 表明 TN 浓度变化显著影响该耐污硅藻的分布。EC 与点形平裂藻 (P1)、微小平裂藻 (P2) 及球衣藻 (P12) 呈正相关, 说明水体离子强度或盐度的空间异质性是筛选这些小型藻类的重要环境因子。

在门水平上, RDA 分析两轴共解释了 40.79% 的物种变化信息 (图 5 (b)), 其 RDA 的解释率虽然不高, 但也同样处于可接受范围^[26-27]。TN 与隐藻门和甲藻门呈正相关, 而与硅藻门和蓝藻门呈负相关; NH₄⁺-N 则与隐藻门、甲藻门、绿藻门和裸藻门呈正相关。这表明不同门的浮游植物对氮源形态及浓度的利用存在差异, 营养盐结构的改变驱动群落由耐高氮的蓝藻、硅藻向其他门类演替或共存。



注: 浮游植物为蓝色箭头, 环境因子为红色箭头; P1 为点形平裂藻, P2 为微小平裂藻, P3 为铜绿微囊藻, P4 湖泊伪鱼腥藻, P5 为小颤藻, P6 为包氏颤藻, P7 为钝顶节旋藻, P8 为弯形小尖头藻, P9 为颗粒沟链藻极狭变种, P10 为舟形藻, P11 为心形四片藻, P12 为球衣藻

图 5 四灶浦浮游植物群落与环境因子冗余分析

Fig. 5 Redundancy analysis of the phytoplankton community and environmental factors in the Sizaopu River

3 讨 论

3.1 水环境因子的变化

四灶浦流域的环境因子具有明显的时空异质性。

在时间上, WT 与气温的同步升高符合季节演替规律; EC 在 4—7 月呈下降趋势, 可能与梅雨季节降雨量的增加带来的稀释作用有关^[28]。在空间上, 人工处理河段与天然河段表现出截然不同的水化学特征。K-W 检验结果显示, 除 DO 和 WT 外, 其余水质参数均存在

显著差异 ($P < 0.05$)。天然河段的 COD、高锰酸盐指数、TN、TP 及 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度显著高于处理河段,且 TN 和 TP 均值分别超过地表水 V 类和 III 类标准,表明天然河段正面临严峻的外源性或内源性营养盐负荷压力,水体富营养化风险较高^[29]。相比之下,处理河段上述营养盐指标显著降低,这主要得益于该河段实施的水体治理。通过污水处理厂有效去除大部分有机物与营养盐,配合河道内生态浮床的深度治理,强化了水体的自净能力。这种综合净化措施使处理河段水质明显优于天然河段。然而,由于工艺残留与地理位置的双重叠加效应,导致处理河段的 EC 和氯离子浓度显著高于天然河段。一方面,作为污水处理厂尾水的受纳水体,前端工艺中投加混凝药剂不可避免地引入了外源性无机盐;另一方面,在该河段入海闸口现场观测到轻微海水入侵迹象,这可能对其氯离子浓度存在潜在贡献。

3.2 浮游植物群落分布特征和水质评价

浮游植物群落的物种组成与优势种演替是水生态变化的直接表现。四灶浦流域整体呈现出以蓝藻门、绿藻门和硅藻门为主的群落结构特征,这与国内多数富营养化水体的群落特征一致^[30]。尽管处理河段水体经过污水厂处理和原位生态修复,但在调查期间,其与天然河段的主要优势种仍均为铜绿微囊藻、小颤藻等强耐污蓝藻。在天然河段,这种现象可归因于其超标的氮磷营养盐 ($\text{TP} > \text{III}$ 类, $\text{TN} > \text{V}$ 类) 为耐污蓝藻的增殖提供了直接的物质基础^[25, 31-32]; 在处理河段,可能是生态修复的迟滞效应导致短期内水质改善尚未能驱动群落结构的显著改变^[33]。

浮游植物生物多样性指数是评价群落稳定性的重要指标。本研究中,尽管天然河段物种总数最多 (104 种),但其 H' 和 J' 却在 6 月出现断崖式下跌 ($H' = 0.53$, $J' = 0.16$),浮游植物现存量表现为极高生物量 (22.54 mg/L) 和绝对优势种铜绿微囊藻 ($Y = 0.977$),呈现典型富营养化引发的蓝藻水华特征^[25]。在这种群落稳定性极差的情况下,其内梅罗水质评价指数也达到严重污染 ($I = 5.34$),这种生物群落的单一化与水质恶化更是形成了恶性循环。

与天然河段形成鲜明对比的是,处理河段展示了显著的生态恢复趋势。内梅罗水质评价指数显示,4—7 月间该河段水质从重污染改善为轻污染。这种水质评价结果,在生态学上实质反映了营养盐负荷的有效削减,打破了高营养环境对群落结构的单一锁定。

随着水质提升,该河段浮游植物群落的 H' 和 J' 总体呈上升趋势,并在 6 月达到峰值 ($H' = 1.33$, $J' = 0.39$)。这表明通过人工净化措施降低氮磷营养盐,有效削减了耐污蓝藻的竞争优势,缓解其对光照和空间的垄断。这种生态位的释放为硅藻和绿藻等其他功能群提供了生存空间,最终促使浮游植物多样性增加,群落结构趋于稳定。

3.3 浮游植物与水环境因子的关系

WT、TN、EC、和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 是四灶浦影响浮游植物群落分布的关键因子,WT 是驱动四灶浦浮游植物群落时间演替的首要限制因子^[34]。RDA 分析显示,WT 与绝大多数优势种 (尤其是蓝藻门的铜绿微囊藻 P3、点形平裂藻 P1) 的正相关性更强。这解释了为何研究区虽然 4—7 月营养盐浓度波动较小,但 6—7 月高温期的浮游植物密度与生物量显著高于 4—5 月。随着 WT 升高,喜温性蓝藻 (如微囊藻) 的酶活性增强,细胞分裂速率加快,且气囊浮力调节机制使其更易在水面形成优势积累,从而在与其他藻类的竞争中占据主导地位^[35]。RDA 排序图中,小颤藻 (P5) 和颗粒沟链藻极狭变种 (P9) 与 WT 呈负相关,这表明这些物种可能更适应较低温的生境,或在高温期受到喜温性蓝藻 (如微囊藻) 的竞争性抑制。

氮的形态差异驱动了群落的资源竞争与生态位分化^[36]。RDA 结果显示,溶解态的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与隐藻门、甲藻门呈正相关,这与 TN 的驱动模式存在明显差异。该差异反映了浮游植物同化不同氮源所需的能量成本不同。相较于消耗能量合成硝酸还原酶以还原硝态氮的过程,藻类直接利用 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 合成氨基酸在能量利用上更为高效^[37]。隐藻和甲藻作为典型具有快速增殖响应能力的机会主义类群,具有鞭毛且对环境变化响应迅速^[38-39]。在四灶浦天然河段,受城镇地表径流汇入与外源污染负荷的影响,水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 占比升高。这种高氨氮环境为隐藻和甲藻提供了竞争优势,促使其快速繁殖,从而重塑浮游植物群落结构。

除 WT 和营养盐外,EC 不仅仅是离子浓度的指标,更是人工处理河段筛选浮游植物群落的关键环境过滤器^[40]。RDA 结果显示,EC 与球衣藻 (P12) 等绿藻显著正相关,而与天然河段的优势硅藻呈负相关。由于人工处理河水工艺中投加的化学药剂或者该河段的入海闸口的轻微海水入侵显著提升了水体离子强度,形成了一种持续的高渗透压环境胁迫。在这种胁迫下,浮游植物的生存取决于其渗透调节能力的

能量成本^[41]。球衣藻作为典型的广盐性物种,能够通过调节细胞内溶质浓度应对渗透压变化,因此在处理河段的高 EC 环境中获得竞争优势。相反,天然河段中适应低离子环境的狭盐性硅藻种则因无法耐受而被过滤掉。

综上所述,四灶浦浮游植物群落的时空异质性是多重因子耦合作用的结果。在时间上,WT 的季节性回升叠加高浓度营养盐的水环境,驱动了以铜绿微囊藻为主的蓝藻水华爆发;在空间上,TN、EC、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的差异决定了处理河段与天然河段截然不同的群落特征。由于 RDA 前两轴对物种变异的解释率约为 40%~44%,属于生态研究中较为常见但并非特别高的水平^[26-27],因此除所测水质因子外,可能仍存在水动力^[1]、光照或生物相互作用等^[42]未纳入因素。

4 结 论

本次调查共检出浮游植物 6 门 66 属 112 种,物种组成呈现“蓝藻-硅藻-绿藻”型结构。在空间分布上,处理河段检测到浮游植物 96 种,平均细胞密度为 7.47×10^7 个/L;天然河段检测到浮游植物 104 种,平均细胞密度 1.44×10^8 个/L。四灶浦的主要优势种主要为铜绿微囊藻、小颤藻、湖泊伪鱼腥藻等。内梅罗综合污染指数结果显示,4—7 月处理河段水质已从重污染降级为轻度污染,而天然河段仍维持在重污染至严重污染区间。RDA 分析表明,WT、TN、EC 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 是解释浮游植物群落时空异质性的关键因子。在时间上,WT 主导了群落的季节性更迭,适当的高温通过增强酶活性,显著驱动了以微囊藻为代表的蓝藻水华形成。在空间上,天然河段高浓度的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 通过低能耗同化机制支持了隐藻和甲藻的优势地位;而处理河段的高 EC 环境形成了一种渗透压筛选机制,过滤掉了狭盐性硅藻种,保留了具备广盐性特征的球衣藻。

对天然河段,应强化源头治理,严格管控工业排污并优化地表径流拦截。对人工处理河段,平衡药剂投加量以降低水体离子强度,缓解对水生生物的渗透压胁迫;实施氮素精细化管控,重点削减高温敏感期的外源氨氮输入。

参考文献:

[1] 胡智华,林妙丽,李港,等. 城市闸控河流浮游植物群落

结构特征及影响因素[J]. 环境科学学报, 2021, 41(9): 3631-3640.

[2] 陈帅,张瑞娜,卜培彦. 城市河流污染现状及评价分析的研究进展[J]. 应用化工, 2024, 53(4): 925-929.

[3] 梅林武. 水环境保护工程中的生态修复治理技术[J]. 科技资讯, 2024, 22(7): 200-202.

[4] Shi Feng, Liu Zongli, Li Jialin, et al. Alterations in microbial community during the remediation of a black-odorous stream by acclimated composite microorganisms[J]. Journal of Environmental Sciences, 2022, 118: 181-193.

[5] Falkowski P G, Katz M E, Knoll A H, et al. The evolution of modern eukaryotic phytoplankton[J]. Science, 2004, 305(5682): 354-360.

[6] Ding Xiaokun, Li Xiangang, Wang Aobo, et al. Unprecedented phytoplankton blooms in autumn/winter in the southern Bohai Sea (China) due to high Yellow River discharge: Implications of extreme rainfall events[J]. Journal of Environmental Management, 2024, 351: 119901.

[7] 余海霞,来勇,赵佳佳,等. 城市河道浮游植物群落多样性指数对水质的指示作用[J]. 化学与生物工程, 2016, 33(09): 32-36.

[8] Nalewajko C, Murphy T P. Effects of temperature, and availability of nitrogen and phosphorus on the abundance of Anabaena and Microcystis in Lake Biwa, Japan: an experimental approach [J]. Limnology, 2001, 2(1): 45-48.

[9] Moutin T, Karl D M, Duhamel S, et al. Phosphate availability and the ultimate control of new nitrogen input by nitrogen fixation in the tropical Pacific Ocean[J]. Biogeosciences, 2007, 5(1): 95-109.

[10] Duce R A, Laroche J, Altieri K, et al. Impacts of Atmospheric Anthropogenic Nitrogen on the Open Ocean[J]. Science, 2008, 320(5878): 893-897.

[11] Davidson K, Gowen R J, Tett P, et al. Harmful algal blooms: How strong is the evidence that nutrient ratios and forms influence their occurrence?[J]. Estuarine Coastal and Shelf Science, 2012, 115: 399-413.

[12] 马腾龙. 采煤沉陷水域浮游植物群落结构及氮磷限制实验研究[D]. 淮南: 安徽理工大学, 2024: 1-5.

[13] 郭旭东,王雨春,曾艳,等. 长江干流南京段浮游生物群落结构特征及其与环境因子的关系[J].环境科学研究, 2025, 38(7): 1418-1429.

[14] 单凯,马红亮,周子俊,等. 黄河三门峡库区浮游植物群落结构空间分布特征及多样性[J]. 人民黄河, 2023,

- 45(10): 78-83+89.
- [15] 郭然, 江志兵, 杜伟, 等. 夏、冬季钱塘江口浮游植物群落组成及其水质评价[J]. 环境污染与防治, 2025, 47(1): 90-95.
- [16] 周良洁, 徐荣乐, 刘凯, 等. 九洲江不同时期浮游植物群落结构变化及环境因子相关性分析[J]. 环境保护科学, 2025, 51(6): 136-144.
- [17] Qin Boqiang, Zhu Guangwei, Gao Guang, et al. A drinking water crisis in Lake Taihu, China: linkage to climatic variability and lake management[J]. Environmental Management 2010, 45(1): 105-112.
- [18] Paerl H W, Huisman J. Blooms like it hot[J]. Science, 2008, 320(5872): 57-58.
- [19] Lüring M, Faassen E J. Controlling toxic cyanobacteria: effects of dredging and phosphorus-binding clay on cyanobacteria and microcystins[J]. Water Research: A Journal of the International Water Association, 2012, 46(5): 1447-1459.
- [20] Zhou Yujian, Zhang Yongyong, Liang Tao, et al. Shifting of phytoplankton assemblages in a regulated Chinese river basin after streamflow and water quality changes[J]. Science of The Total Environment, 2019, 654: 948-959.
- [21] 胡鸿钧, 李尧英, 魏印心, 等. 中国淡水藻类[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1980.
- [22] 章宗涉, 黄祥飞. 淡水浮游生物研究方法[M]. 北京: 科学出版社, 1991.
- [23] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [24] 付博超. 基于内梅罗综合污染指数法的秦皇岛水质评价[J]. 水利科学与寒区工程, 2022, 5(11): 32-34.
- [25] Mccann K S. The diversity-stability debate[J]. Nature, 2000, 405(6783): 228-233.
- [26] 郭夏青, 杨悦, 于洋, 等. 2019年夏季昌黎黄金海岸国家级自然保护区浮游植物结构特征及其环境影响因素[J]. 天津科技大学学报, 2021, 36(1): 48-55.
- [27] 张昊, 史小红, 卢俊平, 等. 湖冰中浮游植物群落特征及其环境因子关系[J]. 湖泊科学, 2025, 37(6): 1962-1977.
- [28] 张安琪. 钱塘江-杭州湾氮磷污染物迁移转化特征及来源解析[D]. 咸阳: 西北农林科技大学, 2024: 45-63.
- [29] Smith V H, Tilman G D, Nekola J C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems[J]. Environmental Pollution, 1999, 100(1-3): 179-196.
- [30] Jef H, Codd G A, Paerl H W, et al. Cyanobacterial blooms [J]. Nature Reviews Microbiology, 2018, 16(8): 471-483.
- [31] Hardin G. The Competitive Exclusion Principle[J]. Science, 1960, 131(3409): 1292-1297.
- [32] Devictor V, Clavel J, Julliard R, et al. Defining and measuring ecological specialization[J]. Journal of Applied Ecology, 2010, 47(1): 15-25.
- [33] Scheffer M, Carpenter S, Foley J A, et al. Catastrophic shifts in ecosystems[J]. Nature, 2001, 413(6856): 591-596.
- [34] 孙来康, 涛 杨, 万旭昊, 等. 西安城市河流浮游植物群落结构及其与环境因子的关系[J]. 水生生物学报, 2023, 47(4): 543-555.
- [35] Paerl H W, Otten T G. Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls[J]. Microbial Ecology, 2013, 65(4): 995-1010.
- [36] 胡春华, 周文斌, 王毛兰, 等. 鄱阳湖氮磷营养盐变化特征及潜在性富营养化评价[J]. 湖泊科学, 2010, 22(05): 723-728.
- [37] Glibert P M, Wilkerson F P, Dugdale R C, et al. Pluses and minuses of ammonium and nitrate uptake and assimilation by phytoplankton and implications for productivity and community composition, with emphasis on nitrogen-enriched conditions[J]. Limnology and Oceanography, 2016, 61(1): 165-197.
- [38] Gobler C J, Burkholder J A M, Davis T W, et al. The dual role of nitrogen supply in controlling the growth and toxicity of cyanobacterial blooms[J]. Harmful Algae, 2016, 54: 87-97.
- [39] 王鹏, 江志兵, 朱元励, 等. 隐藻在象山港浮游植物群落中的重要性[J]. 应用生态学报, 2025, 36(5): 1531-1539.
- [40] Kaushal S S, Likens G E, Pace M L, et al. Freshwater salinization syndrome on a continental scale[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2018, 115(4): E574-E583.
- [41] Vonshak A, Abeliovich A, Boussiba S, et al. Production of spirulina biomass: Effects of environmental factors and population density[J]. Biomass, 1982, 2(3): 175-185.
- [42] 孙雪薇. 入海河流浮游生物群落格局及其环境响应机制 [D]. 北京: 华北电力大学, 2023: 28-48.