

城市人工湖泊浮游植物群落结构及环境因子分析

魏 秘¹, 王 瑞¹, 王 竹², 周连凤¹, 张俊芳¹, 王 辉², 吕克强¹, 韩增辉², 彭增辉³, 胡菊香¹

(1. 水利部中国科学院水工程生态研究所, 水利部水工程生态效应与生态修复重点实验室, 湖北 武汉 430079;

2. 湖南湘新水务环保投资建设有限公司, 湖南 长沙 410006;

3. 湖南水天地环保科技有限公司, 湖南 长沙 410006)

摘要: 探究梅溪湖浮游植物群落结构与环境因子的关系, 为城市人工湖泊水生态系统修复与治理提供基础资料与理论依据。2020–2021年布设7个采样点按季度进行采样, 分析浮游植物群落组成、时空分布及其与环境因子的关系。结果显示4个季度梅溪湖水体溶解氧、pH、氨氮、高锰酸盐指数等指标均处于Ⅱ类水质标准范围内, 总磷处于Ⅱ~Ⅲ类水质标准, 总氮在春秋冬季含量较高。共在梅溪湖检出浮游植物7门96种, 其中以绿藻、硅藻和蓝藻种类数居多, 共占总种类数的86.46%, 主要优势种为细小隐球藻(*Aphanocapsa elacjista*)、小环藻(*Cyclotella* sp.)、链状曲壳藻(*Achnanthes catenata*)和尖尾蓝隐藻(*Chroomonas acuta*), 优势种具有明显季节交替性。浮游植物年均密度为 $(23.97 \pm 9.95) \times 10^6$ 个/L, 各季度东部水域密度均高于西部水域; 多样性指数评价结果表明梅溪湖水体处于中度污染和中-富营养状态, 与水质评价结果基本一致。浮游植物与环境因子基于转化的冗余分析结果显示, 水温、氧化还原电位、总氮和亚硝酸盐氮是影响梅溪湖浮游植物群落的主要驱动因子。控制总氮等营养盐的输入是改善梅溪湖水质和营养状态的有效手段。

关键词: 人工湖泊; 浮游植物; 环境因子; 群落结构; 梅溪湖

中图分类号: Q178.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-3075(2024)02-0092-10

浮游植物是湖泊重要的初级生产者, 在水生态系统能量流动和物质循环中起着至关重要的作用(Zhao et al, 2020), 其组成和生物量的变化将直接影响水生生态系统结构、功能和稳定性(Padisák et al, 2006)。同时浮游植物对环境变化高度敏感(Hutchins, 2012), 研究表明, 水温、pH、光照、透明度和营养盐等环境因子的变化会对其生理活动和群落结构产生影响(Navas-Parejo et al, 2020; Shan et al, 2019; Vogt et al, 2015; 余涛, 2010)。因此, 浮游植物群落结构变化也常用于反映湖泊营养状况和受污染状况(Ding et al, 2017)。

城市人工湖泊具有防洪排涝、调节城市局部气候、美化居住环境、为市民提供休憩场所等生态服务功能, 在城市生态文明建设中有着重要意义(唐清华

等, 2014)。但城市湖泊一般水深较浅, 面积相对较小, 与自然湖泊相比, 水环境容量较小, 导致水体自净能力较差。我国城市湖泊往往存在污染严重、富营养化程度较高、暴发各类藻类水华、水体出现黑臭等水质恶化现象(李俊, 2016; 汪尚朋等, 2021)。长沙梅溪湖属于城市人工湖泊, 于2012年建造完成, 功能定位是国家级新区湘江新区核心区域的城市“海绵体”。作为新生水体, 梅溪湖水体自净能力较差, 且存在点源污染和面源污染。虽然通过应用生态治理技术, 湖泊水质得到了明显优化, 初步形成了“水清岸绿”的风景(张小春等, 2021), 但随着梅溪湖周边集中开发, 居民陆续入住, 人流量加大, 湖体水质与水生生物正在发生变化。基于此, 本研究对城市人工湖泊梅溪湖浮游植物群落结构和环境因子进行季度监测, 探究梅溪湖浮游植物群落结构组成、时空分布及其与环境因子之间的关系, 以为城市人工湖泊水生态系统修复与治理提供基础资料与理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域

长沙梅溪湖(28°11'52"~28°11'2"N, 112°54'39"~112°52'48"E)已建湖体总面积约165万m², 正常蓄水位35 m, 总库容434.1万m³, 在梅溪湖东湖建有泵站,

收稿日期: 2022-03-16 修回日期: 2023-07-14

基金项目: 国家自然科学基金委员会区域创新发展联合基金重点支持项目(U21A2002); 长沙市科技计划项目(kh2201040); 国家自然科学基金(32202944); 梅溪湖湖泊水质保障工程水质和水生态监测评估服务项目(XXSW20201101)。

作者简介: 魏秘, 1995年生, 男, 硕士, 主要研究方向为水生态学。E-mail: 1031254519@qq.com

通信作者: 胡菊香, 1966年生, 女, 研究员, 主要研究方向为水生态监测与评价。E-mail: hujx@mail.ihe.ac.cn

用于调控湖泊水位,汛期可以确保梅溪湖水位稳定在正常蓄水位。梅溪湖为浅水湖泊,最大水深6 m,水深0~2 m区域占湖区总面积的32.4%。梅溪湖属亚热带湿润季风气候区,区域内4~9月为汛期,丰水期流量约0.3 m³/s,枯水期流量为0.07 m³/s,多年平均流量约0.15 m³/s,湖体换水和流动性较差。

1.2 样品采集与处理

根据梅溪湖形态和环境特征,共在梅溪湖布设7个采样点(表1),分别为S1~S7(图1),于2020年11月(秋季)、2021年1月(冬季)、4月(春季)、7月(夏季)按照季度进行采样。

表1 梅溪湖各采样点环境特征

Tab.1 Environmental characteristics of each sampling site in Meixi Lake

样点	分区	环境特征
S1	西部水域	浅水区,透明度高,可见茂密沉水植物,距进水口200 m
S2	西部水域	浅水区,透明度高,距湖岸近,近岸带挺水植物丰富
S3	西部水域	深水区,位于湖中心,水深大于5 m,沉水植物较少
S4	东部水域	深水区,透明度低,靠近湖岸,周边有游玩船只停靠
S5	东部水域	深水区,靠近湖岸,位于人工桥下,周边水生植物单一
S6	东部水域	深水区,靠近湖岸,周边有白色沙滩,水生植物较少
S7	东部水域	深水区,透明度较低,沉水植物较少,距出水口较近

浮游植物定量样品用采水器采集表层0.5 m和底层上0.5 m处,混合后取1 L水样用鲁哥氏液固定,用量为水样体积的1.5%;定性样品用25号浮游生物网(孔径64 μm),在水下0~0.3 m处呈“∞”形缓慢拖曳采集,使用福尔马林固定,用量为水样体积的4%。定性样品带回实验室后直接在光学显微镜下鉴定种类(胡鸿钧和魏印心,2006),定量样品带回实验室后静止沉淀48 h,浓缩至30 mL,吸取0.1 mL样品注入0.1 mL的计数框中进行视野法鉴定种类并计数(章宗涉和黄祥飞,1991)。

使用YSI Pro Plus水质分析仪原位测定各采样点0.5 m深度下的水温(WT)、溶解氧(DO)、总悬浮颗粒物(TDS)、氧化还原电位(ORP)和pH。在各样点采集浮游植物同时采集2份500 mL水样,其中1份当天进行过滤,过滤后的水样带回实验室测定氨氮(NH₃-N)、硝酸盐氮(NO₃⁻-N)、亚硝酸盐氮(NO₂⁻-N),未过滤的水样带回实验室后测定总氮(TN)、总磷(TP)和高锰酸盐指数(COD_{Mn}),测定方法参照《水和废水监测分析方法》(国家环境保护总局,2002)进行。

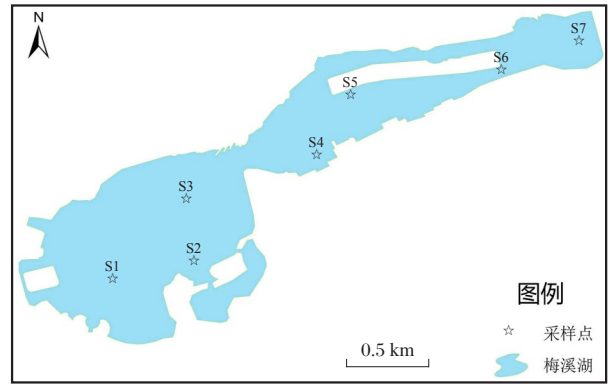


图1 梅溪湖调查点位分布

Fig.1 Location of the sampling sites in Meixi Lake

1.3 数据处理

根据浮游植物物种优势度确定优势种,优势度指数公式为:

$$Y = (n_i/N) \times f_i \quad (1)$$

式中: n_i 为全年物种*i*的细胞密度, N 为梅溪湖浮游植物总细胞密度, f_i 为物种*i*在各点位出现的频率, $Y > 0.02$ 的物种为优势种(Huo et al, 2019), $Y > 0.1$ 的物种为绝对优势种。

浮游植物多样性运用Shannon-Wiener多样性指数(H')和Margalef丰富度指数(d)进行分析(Xu et al, 2017),计算公式如下:

$$H' = -\sum_i^S P_i \ln P_i \quad (2)$$

$$d = (S-1)/\ln N \quad (3)$$

式中: N 为浮游植物的总密度, P_i 为第*i*种浮游植物的密度与总密度 N 的比值, S 为群落中的种类数。

优势度使用EXCEL_2019计算,生物多样性指数使用数据分析软件PAST_4.04(Hammer et al, 2001)计算。使用R_3.6.3中的ggplot2包绘制小提琴图和PCA双序图,调查点位分布图与插值图使用ArcGis_10.5完成,插值图采用反距离权重法构建(Jiang et al, 2014)。

使用R_3.6.3中的vegan包对全年浮游植物与环境因子进行冗余分析(Redundancy analysis, RDA)(杨潇等,2021),由于梅溪湖浮游植物群落部分密度数据为零值,在分析前需进行数据转化,故选择基于转化的RDA(Transformation-based redundancy analysis, tb-RDA)进行浮游植物与环境因子的排序分析(Legendre and Gallagher, 2001)。

建立时间虚拟变量 T 和空间虚拟变量 S ,其中 T 为采样时间, S 为采样断面,浮游植物物种数据选取各门类在各季度不同采样点的细胞密度,并进行Hellinger转化,使用R_3.6.3中的vegan包进行方差

分解,可将浮游植物物种数据的总方差分解为时间和空间所能独自解释的部分以及共同解释的方差部分(马沛明等,2016;Borcard et al, 2014)。

2 结果与分析

2.1 环境因子变化

梅溪湖 WT 年均值为 20.27℃,最低 9.41℃,最高 32.6℃。DO 年均值为 8.71 mg/L,冬季最高,夏季最

低,仅 6.53 mg/L(表 2),DO 在各季度间差异极显著 ($P<0.01$)。pH 年均值为 8.41,在各季度间存在明显差异,秋季 pH 显著高于冬季和春季,且 pH 变化范围较大,水体水质整体偏弱碱性。TN 年均值为 1.28 mg/L,冬季最高,均值高达 1.83 mg/L,夏季最低,均值为 0.41 mg/L,整体含量较高。TP 年均值为 0.027 mg/L,夏季最高,春季最低,夏季含量最高可达 0.067 mg/L。 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD_{Mn} 在各季节均不高。

表 2 梅溪湖环境因子季节变化(平均值±标准差)与水质标准

Tab.2 Seasonal variation of environmental factors (Mean±SD) in Meixi Lake and water quality standards

环境因子	春季	夏季	秋季	冬季	湖库Ⅲ类水质标准 (GB 3838-2002)
WT/℃	19.36±0.32	32.03±0.3	20.18±0.26	9.54±0.09	—
DO/ mg·L ⁻¹	9.85±0.16	6.53±0.32	8.3±0.67	10.16±0.43	≥5
TDS/mg·L ⁻¹	141.24±1.49	101.45±6.32	161.12±20.59	168.82±6.85	—
ORP/mV	227.61±2.72	136.97±5.19	89.95±14.38	217.86±3.78	—
pH	8.29±0.21	8.57±0.13	8.71±0.21	8.09±0.05	6~9
$\text{NH}_4^+\text{-N/ mg·L}^{-1}$	0.03±0.01	0.04±0.03	0.15±0.07	0.14±0.02	≤1.0
$\text{NO}_3^-\text{-N/ mg·L}^{-1}$	1.12±0.01	0.2±0.13	0.93±0.32	1.29±0.10	—
$\text{NO}_2^-\text{-N/ mg·L}^{-1}$	0.01±0.00	0.01±0.00	0.03±0.02	0.02±0.01	—
TN/ mg·L ⁻¹	1.48±0.20	0.41±0.11	1.39±0.36	1.83±0.21	≤1.0
TP/ mg·L ⁻¹	0.017±0.001	0.040±0.016	0.032±0.010	0.020±0.005	≤0.05
$\text{COD}_{\text{Mn}}/ \text{mg·L}^{-1}$	2.02±0.14	1.88±0.20	2.09±0.14	1.84±0.24	≤6

使用主成分分析(Principal Component Analysis, PCA)探究不同季节梅溪湖环境因子关系(图 2),结果表明:PC1 和 PC2 轴解释约 78.18% 的总方差,可以表达大部分数据结构信息,其中春季和冬季各点位水环境因子较为相似,ORP 和 DO 较高,WT、pH 和 TP 较低;夏季 WT、pH 和 TP 含量较高,其他环境因子水平较低,秋季各点位环境因子差异明显,部分点位 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 含量较高。TN 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、TP 和 pH 都高度正相关,DO、ORP 和 pH、TP 呈负相关,WT 与 COD_{Mn} 几乎正交,表明它们的相关系数接近于 0。总体来看,各营养盐(TN、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 等)高度相关,但水体常规理化因子(WT、DO、TDS 等)相关性较差。

2.2 浮游植物群落结构

2.2.1 种类组成 梅溪湖共检出浮游植物 7 门 96 种,其中绿藻门 37 种,占比 38.54%;硅藻门 33 种,占比 34.38%;蓝藻门 13 种,占比 13.54%。以上 3 门藻类共占总种数的 86.46%。其他门类种数较少,金藻门 5 种,占比 5.21%;甲藻门 4 种,占比 4.17%;隐藻门 3 种,占比 3.13%;黄藻门 1 种,占比 1.04%。

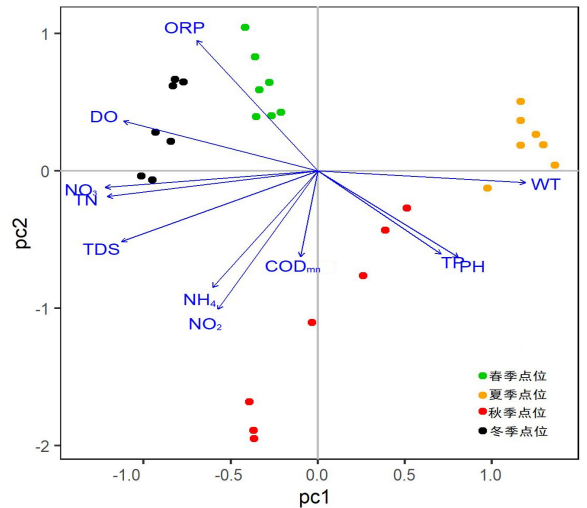


图 2 不同季节环境因子 PCA 分析

Fig.2 Dual-order graphical analysis of environmental factors for each season by principal component analysis (PCA)

浮游植物四季种类数均较少,春季 46 种、夏季 56 种、秋季 59 种、冬季 41 种,季节间种类数无显著差异(图 3)。但各门类存在一定的季节差异,绿藻

在春、夏和秋季种类较多,分别为15、24和21种,冬季种类最少,仅9种;硅藻在秋季和冬季种类多,分别为22种和17种,春季最少,仅12种;蓝藻种类在春季最多,共10种,冬季最少,共5种;其他门类在各个季节种类数均不超过5种,黄藻仅在春季出现,且仅有1种。

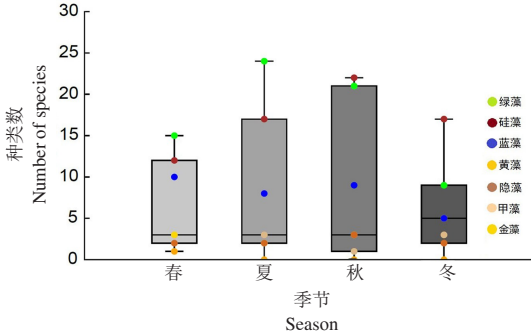


图3 浮游植物种类季节变化

Fig.3 Seasonal variation of phytoplankton Species number by phyla

2.2.2 优势种 梅溪湖浮游植物主要优势种为细小隐球藻(*Aphanocapsa elacjista*)、小环藻(*Cyclotella* sp.)、链状曲壳藻(*Achnanthes catenata*)和尖尾蓝隐藻(*Chroomonas acuta*),全年优势度大于0.1(表3)。微囊藻(*Microcystis* sp.)在4个季度均为优势种,但优势度均小于0.1。浮游植物优势种的季节差异较大,其中春季有优势种7种,主要为硅藻、隐藻和蓝藻;夏季优势种仅3种,主要为蓝藻和绿藻;秋季优势种最多,有8种,主要为硅藻、蓝藻和绿藻;冬季有5种优势种,主要为硅藻和隐藻。浮游植物优势种既有季节差异,又有相互联系,表现出明显的季节交替性。硅藻在秋、冬、春季为优势种,隐藻在冬、春季为优势种,蓝藻在春、夏、秋季为优势种,绿藻为夏、秋季优势种。

2.2.3 密度 梅溪湖浮游植物年均密度为 $(23.97 \pm 9.95) \times 10^6$ 个/L,夏季密度最高 $(33.13 \pm 18.47) \times 10^6$ 个/L,其次为春季 $(31.46 \pm 9.23) \times 10^6$ 个/L和冬季 $(18.72 \pm 9.49) \times 10^6$ 个/L,秋季最低为 $(12.59 \pm 13.69) \times 10^6$ 个/L,各季度间浮游植物密度无显著性差异(图4)。春季和冬季浮游植物密度均以S6样点最高,S1样点最低;夏季浮游植物密度以S4样点最高,S1样点最低,各样点间浮游植物密度变化较大,秋季除S6样点密度极高外,其他样点均较低。从空间分布来看,梅溪湖东部水域浮游植物密度在各季节均高于西部水域(图5)。从群落组成来看,梅溪湖全年蓝藻细胞密度最高,占全年浮游植物总密度的42.84%,蓝藻在夏季密度最高,平均密度 23.03×10^6 个/L,占夏季浮游植物密度的69.51%,主要为细小隐球藻;蓝藻密度在冬季最低,平均密度仅为 1.36×10^6 个/L。

表3 梅溪湖浮游植物优势种及优势度
Tab.3 Dominant phytoplankton species and corresponding dominance in Meixi Lake

优势种	优势度 Y				
	春季	夏季	秋季	冬季	全年
蓝藻门 Cyanophyta					
细小隐球藻 <i>Aphanocapsa elacjista</i>	0.04	0.58	0.03		0.23
泽丝藻 <i>Limothrix</i> sp.	0.16				0.05
惠氏微囊藻 <i>Microcystis wesenbergii</i>			0.05		
微囊藻 <i>Microcystis</i> sp.	0.02	0.04	0.06	0.07	0.05
硅藻门 Bacillariophyta					
链状曲壳藻 <i>Achnanthes catenata</i>	0.36		0.02	0.02	0.12
小环藻 <i>Cyclotella</i> sp.	0.02		0.12	0.64	0.13
隐藻门 Cryptophyta					
尖尾蓝隐藻 <i>Chroomonas acuta</i>	0.18		0.09	0.18	0.11
绿藻门 Chlorophyta					
栅藻 <i>Scenedesmus</i> sp.	0.02	0.19	0.11		0.09
小球藻 <i>Chlorella vulgaris</i>			0.03		
狭形纤维藻 <i>Ankistrodesmus angustus</i>				0.02	

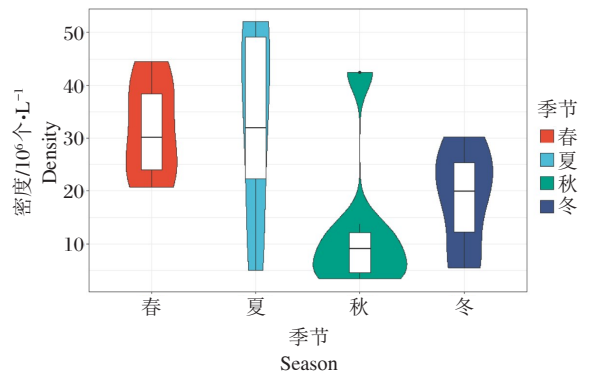


图4 浮游植物密度季节变化

Fig.4 Seasonal variation of phytoplankton density in Meixi Lake

2.2.4 多样性指数 梅溪湖浮游植物 Shannon-Wiener 指数为 1.57 ± 0.35 ,秋季最高,冬季最低(图6),春季与夏季、夏季与秋季、秋季与冬季间 Shannon-Wiener 指数均存在显著差异($F=7.42, P<0.01$); Margalef 丰富度指数为 0.76 ± 0.18 ,夏季最高,冬季最低,各季度间差异显著($F=4.06, P<0.05$)。

2.3 浮游植物 tb-RDA 分析与方差分解

2.3.1 浮游植物 tb-RDA 分析 对梅溪湖浮游植物群落的细胞密度数据进行 DCA 分析,结果显示 4 个排序轴中梯度最大值为 1.788,最大梯度长度小于 3,故选择 tb-RDA 分析梅溪湖浮游植物群落与环境

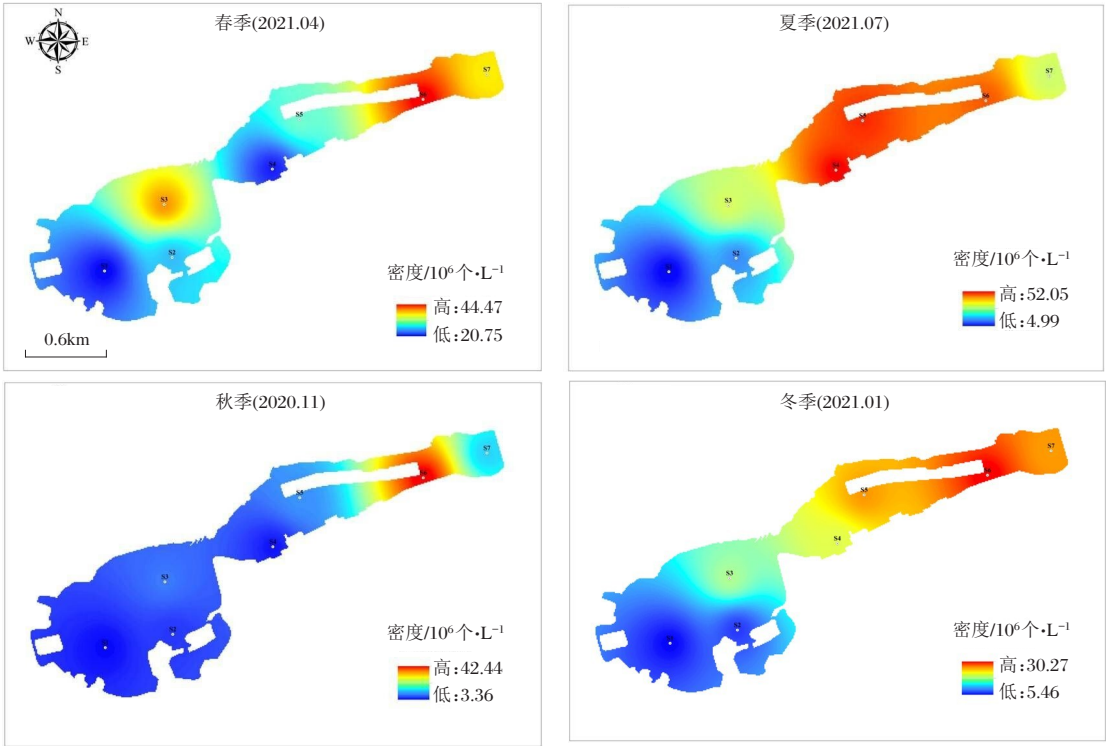


图5 各样点浮游植物密度季节变化

Fig.5 Seasonal variation of phytoplankton density at each sample site in Meixi Lake

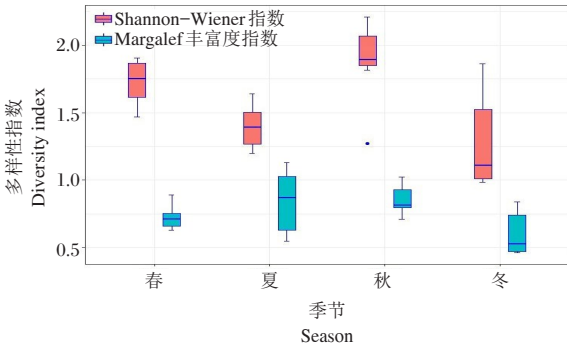
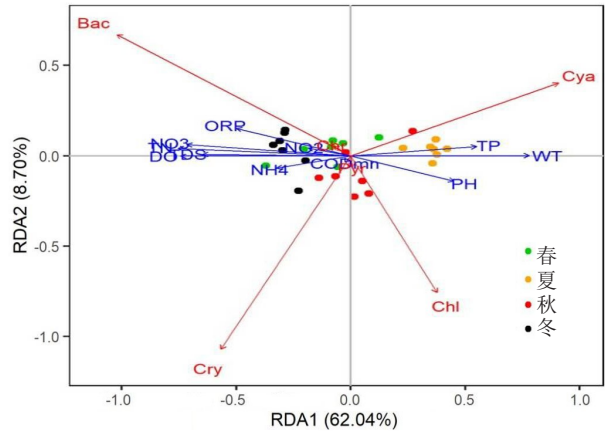


图6 各季度浮游植物多样性指数变化

Fig.6 Biodiversity indices of the phytoplankton community by season in Meixi Lake

因子的关系。对环境数据进行 z-score 标准化,对浮游植物数据进行 Hellinger 转化,而后对浮游植物群落数据执行 tb-RDA。首先将所有环境因子作为解释变量纳入 tb-RDA 分析,分析结果显示 11 个环境因子共解释了 75.33% 的物种变化,第 1 和第 2 轴分别贡献了 62.04% 和 8.70% (图 7)。WT、DO 和 TDS 与轴 1 接近平行,与轴 2 几乎正交,其他环境因子也与轴 1 正相关。各样点几乎聚在一起,表明各样点群落较为相似,其中夏季浮游植物群落主要为蓝藻,春季和秋季的部分样点蓝藻密度也较高,秋季各样点主要为绿藻和隐藻,春季和冬季各样点硅藻密度极高,金藻和

甲藻在各样点密度较低。硅藻与 TP、WT、pH 负相关,与其他环境因子正相关,蓝藻与硅藻相反,绿藻与蓝藻较为相似,隐藻与 TP、WT 呈负相关,与其他环境因子正相关。



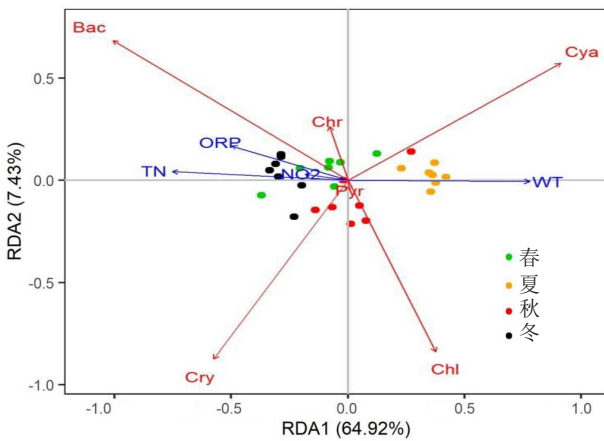
红色箭头代表浮游植物种类(Bac: 硅藻, Cry: 隐藻, Chl: 绿藻, Cya: 蓝藻, Chr: 金藻, Pyr: 甲藻),蓝色箭头代表环境因子,不同颜色圆点代表不同季节采样点

图7 浮游植物与所有环境因子的 tb-RDA 排序

Red arrows represent phytoplankton species (Bac: Bacillariophyta, Cry: Cryptophyta, Chl: Chlorophyta, Cya: Cyanophyta, Chr: Chrysophyta, Pyr: Pyrrophyta), blue arrows represent environmental factors, and colored circles represent sampling points by season

Fig.7 Transformation-based redundancy analysis of the phytoplankton community and all environment factors

环境因子间的共线性将造成回归系数不稳定,需对环境因子进行缩减,首先查看各个环境变量的方差膨胀因子(Variance Inflation Factor, VIF),发现WT、DO、TDS、ORP、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N和TN的VIF均大于20,表明以上环境因子的共线性极其严重,有必要剔除一些变量。使用前向选择(forward selection)对环境因子进行筛选,最终筛选出WT、ORP、 NO_2^- -N和TN 4个环境因子,使用以上4个环境因子重新进行tb-RDA并作图,结果显示以上因子解释了74.11%的物种变化,第1和第2排序轴分别解释了浮游植物方差的64.92%和7.43%(图8),表明WT、ORP、 NO_2^- -N和TN对浮游植物的物种变化解释度与11个环境因子的解释度相差不大,因此,影响梅溪湖浮游植物组成的主要环境变量是以上4个环境因子。



红色箭头代表浮游植物种类(Bac:硅藻, Cry:隐藻, Chl:绿藻, Cya:蓝藻, Chr:金藻, Pyr:甲藻),蓝色箭头代表环境因子,不同颜色圆点代表不同季节采样点位

图8 浮游植物与筛选后的环境因子tb-RDA排序

Red arrows represent phytoplankton species (Bac: Bacillariophyta, Cry: Cryptophyta, Chl: Chlorophyta, Cya: Cyanophyta, Chr: Chrysochyta, Pyr: Pyrrophyta), blue arrows represent environmental factors, and colored circles represent sampling points by season

Fig.8 Transformation-based redundancy analysis of the phytoplankton community and selected environment factors

2.3.2 环境因子方差分解 根据环境因子的属性划分为2组:WT和ORP为常规环境理化因子(EN);TN和 NO_2^- -N为营养盐含量(SA)。其中常规理化因子EN可解释的浮游植物群落方差约为63.70%,单独解释部分约为8.20%;营养盐TN和 NO_2^- -N能解释的浮游植物群落方差约为66.00%,其中能单独解释的方差约为10.50%。2组环境变量共同解释的方差约为55.50%,均不能解释的部分约为25.9%(图9)。

2.3.3 时空方差分解 时间和空间变量对梅溪湖浮游植物群落数据的总方差解释度不高,浮游植物群

落数据的方差主要由其他解释变量贡献(图10)。其中时间变量T能解释的浮游植物群落方差约为9.15%,其中单独解释部分约为9.60%,空间变量S能解释方差约为1.42%,其中单独解释部分约为1.84%,时间和空间变量均不能解释的部分约占89.00%,时间与空间变量交互作用部分的贡献为0。

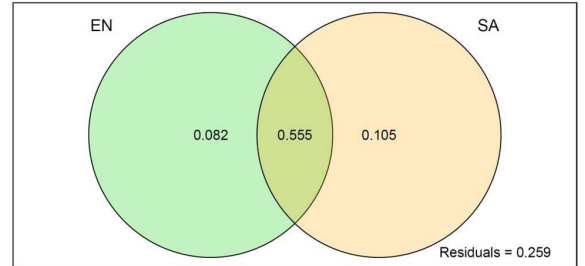


图9 环境因子对浮游植物群落方差分解的贡献

Fig.9 Variation partitioning of phytoplankton community data into environmental factors

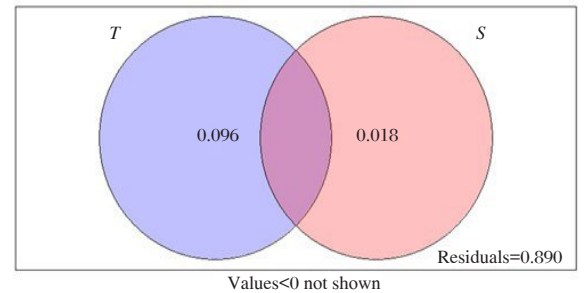


图10 时空变量对浮游植物群落方差分解的贡献

Fig.10 Variation partitioning of phytoplankton community data into temporal and spatial variables

3 讨论

3.1 水体环境因子与水质评价

梅溪湖地处亚热带湿润季风气候区,水体理化因子随季节变化显著,WT夏季最高,冬季最低,而DO含量随季节变换与WT相反,环境因子PCA结果也显示,梅溪湖各环境指标在冬春季较为相似,秋季各采样点环境指标相差较大。pH在各个季节均高于8,全年均值达8.41,梅溪湖水体呈弱碱性,这可能是由于梅溪湖水体光合作用较为强烈,湖中二氧化碳可利用量减少(Okello & Kurmayer, 2011),从而使pH升高。TN在春、秋和冬季含量较高,在夏季含量较少,这可能是由于夏季WT升高对梅溪湖水体的反硝化脱氮产生了推进作用(季鹏飞等, 2020),从而使TN浓度下降。根据《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002),梅溪湖水体DO、pH、 NH_3 -N、 COD_{Mn} 等指标全年均处于II类水质标准范围内。TN含量在

夏季均值为 0.41 mg/L, 可视作处于 II 类水质范围内, 春夏秋冬 TN 含量仍然较高, 均值变动范围为 1.39~1.83 mg/L。冬春季 TP 含量均值都小于 0.025 mg/L, 可视作处于 II 类水质范围内, 夏秋季 TP 含量均值为 0.032~0.040 mg/L, 处于 III 类水质标准范围内。

3.2 浮游植物群落结构与多样性

研究表明, 湖泊浮游植物群落存在明显的季节演替现象 (Sommer et al, 2012)。从浮游植物门类来看, 梅溪湖浮游植物以绿藻、硅藻和蓝藻为主, 其中秋冬季硅藻种类数最高, 春夏季绿藻种类数最高, 优势种在夏季最少, 春夏秋冬种类较多。从浮游植物细胞密度来看, 夏季密度最高, 以蓝藻为主, 秋冬季密度较低。此外梅溪湖浮游植物密度在空间上也存在差异, 在各个季节中 S6 样点的密度均高于其他样点, 这可能是由于 S6 样点靠近沙滩, 属于人群活动密集区域, 同时, 该处水体较深, 沉积物较多, 沉积物受搅动后营养物质释放至水体中, 使浮游植物大量增殖, 而 S1~S3 样点基本位于人群无法到达区域, 且种植较多沉水植物, 已形成“水下森林”。底泥与水体中的营养盐被“水下森林”充分吸收, 同时, 沉水植物的根部在一定程度上还增强了沉积物的稳定性, 进而降低水体的浊度 (刘瑞霞等, 2022)。此外, 沉水植物对浮游植物的化感作用也促使其密度下降, 一些水生植物能产生含有酚和生物碱等化感代谢物质, 抑制浮游植物的过量生长 (吴晓辉, 2005; 邓平, 2007; 邢春玉等, 2018)。从多样性指数来看, 各季节间的 Shannon-Wiener 指数和 Margalef 丰富度指数也存在明显差异。Shannon-Wiener 指数和 Margalef 丰富度指数在冬季均较低, 这可能是由于冬季水温较低, 致使浮游植物细胞内酶活性和代谢速率下降 (赵巧华等, 2018), 浮游植物群落结构发生变化, 多样性与丰富度显著下降; 春季水温升高, 浮游植物多样性与丰富度增加; 夏季水温可达 30℃ 以上, 适合蓝藻与绿藻生长 (方丽娟等, 2014), 其他藻类受到抑制, 多样性指数降低, 丰富度指数变化较大; 秋季水温降低, 硅藻、隐藻等种类增加 (Turner et al, 2009), 此时梅溪湖物种多样性最高, 多样性指数最大, 而丰富度指数变化不大。多样性和丰富度指数也是富营养化与污染水平的间接指标 (Xu et al, 2017), 梅溪湖各季节 $1 < H' < 3$, 表明梅溪湖处于中-富营养水平, 中度污染状态 (Varol, 2019), 这与水质评价结果基本一致。

3.3 浮游植物群落影响因子分析

浮游植物与环境因子的 tb-RDA 分析不做任何筛选时, 前两轴可解释 75.33% 的物种变异, 这仅比筛

选后的 4 个环境因子 (WT、ORP、NO₂⁻-N 和 TN) 对物种变化的解释度高 1.22%, 说明筛选后的环境因子集能够有效去除各因子间的共线性且能较大程度解释物种变化信息, 环境因子方差分解也有力地证明这一点, 筛选后的环境因子集可解释浮游植物群落方差的 74.1%, 其中常规环境因子 (WT 和 ORP) 可解释 63.70%, 表明 WT 和 ORP 是影响梅溪湖浮游植物最大的 2 个环境因子。在 RDA 排序图中 (图 8), WT 与轴 1 几乎重叠, 表明 WT 对轴 1 贡献极大, 此外 WT 与 ORP、TN 和 NO₂⁻-N 呈负相关, 这与 PCA 分析结果一致。空间和时间变量对浮游植物群落变化的解释度不高, 仅能解释约 11% 的变化, 这表明除环境因子与时间空间变量外, 还有其他变量也会对浮游植物群落变化产生影响。Peng 等 (2021) 认为浅水湖泊浮游植物群落组成除受水质理化参数影响外, 流域土地利用和湖泊形态等环境因素也是重要的影响因子; 浮游动物的选择性牧食、鱼类的“下行效应”等 (景钰湘, 2012) 对浮游植物群落结构均存在影响。但水质理化参数是影响浮游植物群落组成的最重要变量。

RDA 排序图 (图 7) 中, 不同门类浮游植物有明显区别, 硅藻和隐藻对应高 DO、高 N (包括 TN、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N)、低 WT、低 TP 和低 pH, 而蓝藻和绿藻则恰恰相反, 这是由于硅藻是耐低温藻, 而较高的水温更适宜蓝绿藻的生长繁殖 (方丽娟等, 2014), 且偏碱性水体更适宜蓝藻的生长 (汪星等, 2016)。除 WT 与 pH 外, TP 对蓝绿藻的驱动作用也较强, 梅溪湖 TP 全年指标 (平均 0.027 mg/L) 处于较低水平, 然而夏季 TP 含量显著高于其他季节, 夏季浮游植物现存量也为全年最高, 磷含量的增加促使梅溪湖浮游植物密度增大, 其中蓝藻具有较大的竞争优势, 而蓝藻被认为是富营养化湖泊中的主要浮游植物种类 (Ma et al, 2015)。此外, 梅溪湖属于中营养性湖泊, 在中营养状态的水体中绿藻和硅藻现存量占优势地位, 这与多个湖泊研究结果一致 (程婧蕾, 2009; 任杰等, 2016)。

3.4 生态修复后梅溪湖水质与浮游植物现状

梅溪湖自 2012 年建成后, 由于周边片区飞速发展, 水生态环境受到极大考验。2016 年开展生态修复后, 梅溪湖水质发生明显好转, 2019 年水质基本处于 III 类水标准 (张小春等, 2021)。研究湖泊浮游植物的组成与演替对湖泊水环境状况的认知和健康评价具有一定指引作用 (周慜等, 2021), 但由于梅溪湖生态修复前的浮游生物资料缺失, 无法对比浮游植物群落特征的变化, 然而根据 2020-2021 年 4 个季度的调

查,也能看出生态修复工程对梅溪湖水质与浮游植物的影响。

作为人工湖,由于蒸发作用和热传递,梅溪湖水体空间温差不大,故作为影响梅溪湖浮游植物群落结构主要因子的温度在空间分布上差别不大,然而各季度浮游植物密度东部水域均高于西部水域,这是由于东部水域水深超过2 m,大型水生植物较少,西部水域水深较浅,平均水深小于2 m,此处开展生态修复工作较多,种植大量水生植物,生物量大,且每年进行人工收割,将其固定的N、P等营养物带出水体,减少了水体营养负荷,也使浮游植物营养物质利用量减少,从而影响浮游植物现存量。此外,有研究表明,生态修复后,湖泊也会出现水体水质变差和富营养化加重的现象,这是由于随着时间推移,N、P等营养物质重新积累,修复效果会减弱,将会出现污染恢复甚至较修复前更甚的现象(翟昊等,2021),目前梅溪湖春秋冬季TN含量较高,需引起注意。总而言之,梅溪湖作为长沙市的一个新建人工湖泊,与其他新建城市湖泊一样,水生生态系统仍有一定复杂性和不稳定性(李诗琦等,2021),建议后期加强梅溪湖水生生态调查与评价,为梅溪湖水生态建设与治理提供有力理论依据。

参考文献

程婧蕾,2009.上海市十个公园水体浮游生物群落结构特征研究及水质状况评价[D].上海:上海海洋大学.

邓平,2007.三种沉水植物对浮游植物的化感效应研究[D].武汉:中国科学院水生生物研究所.

方丽娟,刘德富,杨正健,等,2014.水温对浮游植物群落结构的影响实验研究[J].环境科学与技术,37(S2):45-50.

国家环境保护总局,2002.水和废水监测分析方法[M].4版.北京:中国环境科学出版社.

胡鸿钧,魏印心,2006.中国淡水藻类——系统、分类及生态[M].北京:科学出版社.

季鹏飞,许海,詹旭,等,2020.长江中下游湖泊水体氮磷比时空变化特征及其影响因素[J].环境科学,41(9):4030-4041.

景钰湘,2012.上海滴水湖浮游藻类群落结构特征及水质评价[D].上海:上海海洋大学.

李俊,2016.武汉典型湖泊浮游植物特征及其影响因子的研究[D].武汉:湖北工业大学.

李诗琦,李为,郭超,等,2021.城市新建景观湖泊浮游植物群落结构及其与环境因子的关系[J].生物资源,43(6):535-544.

刘瑞霞,孙菲,肖满,等,2022.浙江嘉善东部区域盛家湾河道缓冲带及水生态修复实践[J].环境工程技术

学报,12(6):2095-2104.

马沛明,施练东,张俊芳,等,2016.浙江汤浦水库浮游植物季节演替及其影响因子分析[J].环境科学,37(12):4560-4569.

任杰,周涛,朱广伟,等,2016.苏南水库硅藻群落结构特征及其控制因素[J].环境科学,37(5):1742-1753.

唐清华,高强,庞志研,等,2014.广州市白云人工湖生态修复工程设计[J].环境工程学报,8(7):3083-3088.

汪尚朋,郭艳敏,万骥,等,2021.城市富营养化湖泊综合治理——以武汉北太子湖为例[J].水生态学杂志,42(4):91-96.

汪星,李利强,郑丙辉,等,2016.洞庭湖浮游藻类功能群的组成特征及其影响因素研究[J].中国环境科学,36(12):3766-3776.

吴晓辉,2005.常见眼子菜科沉水植物对浮游藻类的化感作用研究[D].武汉:中国科学院水生生物研究所.

邢春玉,吴运刚,乔镜澄,等,2018.水生植物群落对水华藻类的化感抑制研究[J].环境科学与技术,41(3):35-41.

杨潇,马吉顺,张欢,等,2021.鄱阳湖不同水文期浮游生物群落结构特征和影响因素及水质评价[J].水生生物学报,45(5):11.

余涛,2010.巢湖浮游植物群落结构研究[D].合肥:安徽大学.

翟昊,刘曼红,明霄阳,等,2021.宁夏沙湖生态修复前后浮游植物群落结构变化与水质评价[J].东北林业大学学报,49(8):84-89.

张小春,魏秘,王辉,等,2021.生态治理技术在长沙市梅溪湖的应用研究[J].人民长江,52(10):55-61.

章宗涉,黄祥飞,1995.淡水浮游生物研究方法[M].北京:科学出版社.

赵巧华,孙国栋,王健健,等,2018.水温、光能对春季太湖藻类生长的耦合影响[J].湖泊科学,30(2):385-393.

周慙,何亮,黄建美,等,2021.鄱阳湖-珠湖浮游植物群落结构时空变化特征与环境因子的关系[J].生态科学,40(4):36-46.

Borcard D, Gillet F, Legendre P, 2014. 数量生态学——R语言的应用[M]. 赖江山译. 北京: 高等教育出版社.

Ding Y Q, Qin B Q, Deng J M, et al, 2017. Effects of episodic-sediment resuspension on phytoplankton in Lake Taihu: focusing on photosynthesis, biomass and community composition[J]. Aquatic Sciences,79(3):617-629.

Hammer Y, Harper D A, Ryan P D, 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis[J]. Palaeontologia Electronica, 4(1):1-9.

Huo Y, Shi H, Zhang J, et al, 2019. Spatio-temporal variability of phytoplankton assemblages and its controlling factors in spring and summer in the Subei Shoal of Yellow Sea, China[J]. Acta Oceanologica Sinica, 38: 84-92.

Hutchins M G, 2012. What impact might mitigation of diffuse nitrate pollution have on river water quality in a rural

- catchment[J]. *Journal of Environmental Management*, 109: 19–26.
- Jiang Y J, He W, Liu W X, et al, 2014. The seasonal and spatial variations of phytoplankton community and their correlation with environmental factors in a large eutrophic Chinese lake (Lake Chaohu) [J]. *Ecological Indicators*, 40 (1):58–67.
- Legendre P, Gallagher E D, 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data[J]. *Oecologia*, 129(2):271–280.
- Ma J, Qin B, Wu P, et al, 2015. Controlling cyanobacterial blooms by managing nutrient ratio and limitation in a large hyper-eutrophic lake: Lake Taihu, China[J]. *J Environ Sci*, 27:80–86.
- Navas-Parejo J, Corzo A, Paspapyrou S, 2020. Seasonal cycles of phytoplankton biomass and primary production in a tropical temporarily open-closed estuarine lagoon — The effect of an extreme climatic event[J]. *Science of The Total Environment*, 723:138014.
- Okello W, Kurmayer R, 2011. Seasonal development of cyanobacteria and microcystin production in Ugandan freshwater lakes[J]. *Lakes & Reservoirs*, 16(2): 123–135.
- Padisák J, Borics G, Grigorszky I, et al, 2006. Use of Phytoplankton Assemblages for Monitoring Ecological Status of Lakes within the Water Framework Directive: The Assemblage Index[J]. *Hydrobiologia*, 553(1):1–14.
- Peng X, Zhang L, Li Y, et al, 2021. The changing characteristics of phytoplankton community and biomass in subtropical shallow lakes: Coupling effects of land use patterns and lake morphology[J]. *Water Res*, 200:117235.
- Shan K, Song L, Chen W, et al, 2019. Analysis of environmental drivers influencing interspecific variations and associations among bloom-forming cyanobacteria in large, shallow eutrophic lakes[J]. *Harmful Algae*, 84–94.
- Sommer U, Adrian R, De L, et al, 2012. Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) Model: Mechanisms driving plankton succession[J]. *Annual Review of Ecology Evolution & Systematics*, 43(1): 429–448
- Turner J W, Good B, Cole D, et al, 2009. Plankton composition and environmental factors contribute to *Vibrio* seasonality[J]. *ISME J*, 3(9): 1082–92.
- Varol M, 2019. Phytoplankton functional groups in a monomictic reservoir: seasonal succession, ecological preferences, and relationships with environmental variables[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(20): 20439–20453.
- Vogt R J, Sharma S, Leavitt P R, 2015. Decadal regulation of phytoplankton abundance and water clarity in a large continental reservoir by climatic, hydrologic and trophic processes[J]. *Journal of Great Lakes Research*, 81–90.
- Xu Y, Li A J, Qin J, et al, 2017. Seasonal patterns of water quality and phytoplankton dynamics in surface waters in Guangzhou and Foshan, China[J]. *Science of the Total Environment*, 590/591:361–369.
- Zhao G, Pan B, Li Y, et al, 2020. Phytoplankton in the heavy sediment-laden Weihe River and its tributaries from the northern foot of the Qinling Mountains: community structure and environmental drivers[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, (3):8359–8370.

(责任编辑 郑金秀)

Phytoplankton Community Structure and Its Relationship with Environmental Factors in an Urban Artificial Lake – Meixi Lake in Changsha City, China

WEI Mi¹, WANG Rui¹, WANG Zhu², ZHOU Lian-feng¹, ZHANG Jun-fang¹, WANG Hui², LYU Ke-qiang¹, HAN Zeng-hui², PENG Zeng-hui³, HU Ju-xiang¹

- (1. Key Laboratory of Ecological Impacts of Hydraulic-Projects and Restoration of Aquatic Ecosystem of Ministry of Water Resources, Institute of Hydroecology of Ministry of Water Resources and Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430079, P. R. China;
2. Hunan Xiangxin Water Environmental Protection Investment and Construction Co., Ltd, Changsha 410006, P.R. China;
3. Hunan Shuitiandi Environmental Protection Technology Co., Ltd, Changsha 410006, P.R. China)

Abstract: Meixi Lake, a new artificial lake, is part of the water management system for Xiangjiang New Area of Changsha City. The aquatic environment and ecology are foci for the high-quality development in Xiangjiang New Area. In this study, we analyzed the phytoplankton community structure in Meixi Lake, its relationship with environmental factors and then determined the trophic status of the lake. Our aim was to provide basic data to support ecological restoration and treatment of artificial urban lakes. In November (autumn) of 2020 and January (winter), April (spring) and July (summer) of 2021, water samples were collected at seven sampling sites in Meixi Lake for quantitative and qualitative analysis of phytoplankton and determination of water quality parameters. Results show that dissolved oxygen (DO), pH, ammonia nitrogen and the permanganate index (COD_{Mn}) met Class II surface water quality standards, total phosphorus (TP) met Class II or III surface water quality standards, and total nitrogen (TN) was high in spring, autumn and winter. A total of 96 phytoplankton species belonging to 7 phyla were identified, with Chlorophyta, Bacillariophyta and Cyanophyta, accounting for 86.46% of all species collected. The primary dominant species were *Aphanocapsa elacjista*, *Cyclotella* sp., *Achnanthes catenata*, *Chroomonas acutathe*, and displayed pronounced seasonal variation. The average annual density of phytoplankton was $(23.97 \pm 9.95) \times 10^6$ cells/L, and phytoplankton density was higher in the eastern area of the lake than in the western area year-round. Diversity indices for the phytoplankton community indicate that Meixi Lake is moderately polluted and mesotrophic to eutrophic, consistent with the assessment based on water quality parameter values. Transformation-based redundancy analysis of phytoplankton and environmental factors show that water temperature, redox potential, total nitrogen and nitrite nitrogen are the primary driving factors affecting the phytoplankton community in Meixi Lake. Therefore, controlling nutrient inputs such as total nitrogen would be an effective means of improving water quality in Meixi Lake.

Key words: artificial lake; phytoplankton; environmental factors; community structure; Meixi Lake