

长湖草/藻型湖区浮游植物群落特征及与环境因子的关系

章叶飞¹, 李滔¹, 张露¹, 胡琴¹, 刘章勇^{1,2}, 杨军^{1,2}

(1. 长江大学农学院, 湖北荆州 434025;

2. 长江大学湿地生态与农业利用教育部工程研究中心, 湖北荆州 434025)

摘要: 研究长湖草型湖区和藻型湖区浮游植物群落结构特征及其与环境因子的关系, 为长湖草型湖泊生态系统的培植、水环境保护和生态修复提供理论支撑。根据长湖形态特征共设5个采样点, 于2020年4、7、10月和2021年1月进行采样调查, 测定水化学指标并鉴定浮游植物样品, 通过对湖泊内草型湖区(水生植物为主)和藻型湖区(水生植物分布较少或无水生植物覆盖)浮游植物群落结构进行对比分析。结果表明, 草型湖区和藻型湖区分别鉴定出浮游植物80种和91种, 以绿藻门种类数最多, 分别为38种和50种。两类湖区均以小球藻属(*Chlorella*)和小环藻属(*Cyclotella*)为主要优势属。草型湖区和藻型湖区浮游植物丰度分别为 $0.59 \times 10^7 \sim 2.34 \times 10^7$ 个/L和 $0.73 \times 10^7 \sim 3.06 \times 10^7$ 个/L, 生物量分别为8.98~18.98 mg/L和10.08~28.25 mg/L。藻型湖区多样性指数略高于草型湖区, 两湖区水质整体为轻污染到中污染。冗余分析(RDA)结果显示, 草型湖区浮游植物优势种主要受水温、DO、TN、TP和pH影响, 藻型湖区主要受DO、TN、氮磷比和pH影响。

关键词: 浮游植物; 环境因子; 草型湖区; 藻型湖区; 长湖

中图分类号: Q145+.2 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-3075(2024)02-0102-09

浮游植物是湖泊生态系统中重要的初级生产者, 与湖泊系统内部的能量流动、物质循环和信息传递密切相关(Pomati et al, 2017), 其种类组成和演替模式对外界环境因子的变化极为敏感。因此, 了解浮游植物群落结构的时空变化特征有助于我们掌握湖泊现状(Chen et al, 2021)。草型和藻型湖泊是湖泊生态演替的2种相对稳定系统, 此消彼长, 使湖泊景观各异。草型系统中, 水生植物是主要生产者, 不仅能固定沉积物并减少其中养分的释放, 降低水体悬浮颗粒浓度, 亦能通过营养盐竞争作用和化感效应抑制浮游植物生长(Van Donk et al, 1995), 因此, 草型系统通常表现为水体清澈、生态系统结构稳定和生态服务功能价值高等特点(Tokoro et al, 2014)。藻型系统中, 水生植物的衰退腐败往往伴随着浮游植物群落的迅速扩增, 加剧水体的光限制和营养盐负荷(Carpenter & Brock, 2006), 水体因此表现出浑浊和生态系统结构单一等特征,

甚至暴发藻类水华, 严重影响人们的生产、生活和健康。当前, 全球水域生态系统正逐渐向藻型生态系统演变(Wu & Hua, 2014)。

长湖是湖北第3大淡水湖泊, 包含庙湖、海子湖、马洪台和圆心湖4个湖区。受人为因素影响, 长湖生态系统已遭受严重的破坏, 水生植物由原有的广泛性分布萎缩至特定区域, 湖泊类型正由草型演替为藻型。根据水生植物的覆盖程度, 目前海子湖和圆心湖区仍呈“草型湖泊”特征, 而庙湖和马洪台区已演替为“藻型湖泊”(谭凤霞等, 2021a)。

近年来, 国内外对草型和藻型湖泊的生态特征研究众多, 但对同一湖泊内草型和藻型湖区浮游植物群落演替特征的报道较少。本研究以长湖为研究对象, 通过对比分析草型湖区(水生植物为主)和藻型湖区(水生植物分布较少或无水生植物覆盖)浮游植物群落结构, 探讨其差异及与环境因子的关系, 为长湖草型湖泊生态系统的培植、水环境保护和生态修复提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

长湖(30.37°~30.53° N, 112.25°~112.50° E)位于江汉平原, 地势西北高而东南低, 属亚热带季风性湿润气候, 四季分明, 日照充足, 雨水充沛, 无霜期长, 长湖水域面积约140 km², 流域面积约3 240 km², 平均水深2.1 m, 年均气温17.5 °C, 年均降雨量约1 200 mm。

收稿日期: 2022-02-23 修回日期: 2022-06-21

基金项目: 国家自然科学基金项目(41901135); 长江科学院开放基金项目(CKWV2019770/KY); 湖北省教育厅项目(Q20191303)。

作者简介: 章叶飞, 1999年生, 男, 硕士研究生, 主要从事水环境与水生态方面研究工作。E-mail: 767692735@qq.com

通信作者: 杨军, 1986年生, 男, 副教授, 主要从事水环境与水生态方面研究。E-mail: junyang2@yangtzeu.edu.cn

1.2 样品采集与处理

根据长湖形态特征共设5个采样点(图1),其中圆博园(T1)、陈堤头(T2)和龙口寨(T4)分布在藻型湖区,宋家冲(T3)和习口(T5)分布在草型湖区。T3样点春季和冬季主要水生植物均为菹草(*Potamogeton crispus*),盖度分别为15.7%和30.6%,夏季菹草衰退,盖度仅1.3%,秋季基本无水生植物覆盖;T5样点春季和冬季主要水生植物也均为菹草,盖度分别为22.2%和43.4%,夏季主要水生植物转变为菹草和穗花狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*),盖度分别为1.7%和3.2%,秋季主要水生植物为马来眼子菜(*Potamogeton malaianus*),盖度为1.2%。于2020年4月(春)、7月(夏)、10月(秋)和2021年1月(冬)采集水样,采样时间为上午9:00–11:00,现场用YSL多参数水质分析仪测定水温(WT)和溶解氧(DO),用2.5 L有机玻璃采水器在水面下0.5 m处采集水样,每个样点分别采集1.5 L用于水化学指标的测定和浮游植物计数。浮游植物样品现场用1.5%的酸性鲁哥试液固定。

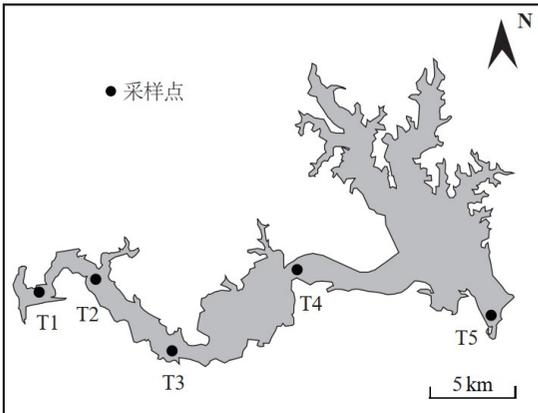


图1 长湖采样点分布

Fig.1 Location of sampling sites in Changhu Lake

水位、降雨量和风速等由当地水文气象管理部门(湖北水文水资源中心和荆州市气象局)提供,调查期间(2020年4月至2021年3月)长湖降雨量多集中在春、夏季,夏季水位(WL)明显高于其他季节(图2),风速在冬季波幅较大。

1.3 水化学指标测定与浮游植物鉴定

水化学样品参照魏复盛(2002)和张丽彬等(2008)的方法测定,其中总氮(TN)采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法,总磷(TP)采用钼酸铵分光光度法,叶绿素a含量(Chl-a)采用乙醇法。浮游植物样品静置48 h后,去上清液浓缩至40 mL,取0.1 mL标本液置于浮游植物计数框进行鉴定与计数。浮游植物种类鉴定参照《中国淡水藻类》(胡鸿钧和魏印心,

2006)和《淡水浮游生物研究方法》(章宗涉和黄祥飞,1995),生物量依据Hillebrand等(2010)推算。

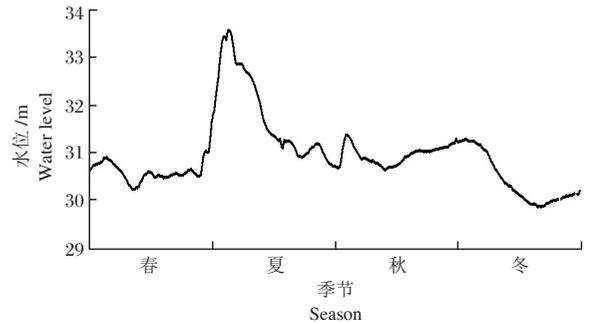


图2 长湖水位的季节变化

Fig.2 Seasonal variation of water level in Changhu Lake

1.4 数据统计与分析

根据物种丰度计算浮游植物的Pielou指数(J)、Margalef指数(D)和Shannon-Wiener指数(H'),利用Mcnaughton优势度指数(Y)筛选浮游植物优势种,各指数和优势度计算公式如下:

$$J = H' / \log_2 S \quad (1)$$

$$D = (S - 1) / \ln N \quad (2)$$

$$H' = - \sum_{i=1}^s P_i \ln P_i \quad (3)$$

$$Y = \frac{n_i}{N} f_i \quad (4)$$

式中: S 为物种数目, N 为所有藻类的总个体数, P_i 为物种*i*个体数占总个体数的比例, n_i 为物种*i*的个体数, f_i 为第*i*种在各采样点出现的频率。水质评价参照孙军等(2004)进行。

采用单因素方差分析(One-way ANOVA)和相似性分析(analysis of similarities, ANOSIM)检验季节或湖区间环境因子和浮游植物群落的差异,将数据标准化后进行去趋势对应分析(DCA)以选择合适的排序模型,并剔除膨胀因子大于20的环境因子。

以上数据统计与分析在DPS、Primer 5、CANOCO 4.5、Origin 2021和Excel 2007等软件中完成。

2 结果与分析

2.1 环境因子变化特征

调查期间,长湖环境因子的季节变化明显,草型和藻型湖区差异不显著(图3)。两类湖区的WT均呈现出先上升后下降趋势,并在夏季达到最高值,分别为(27.20±0.46)°C和(27.77±0.55)°C,冬季最低,分别

为 $(7.95\pm 0.14)^{\circ}\text{C}$ 和 $(8.50\pm 0.36)^{\circ}\text{C}$ 。两类湖区 DO、TN 和 Chl-a 的季节变化趋势与 WT 相反。草型湖区 DO 冬季最高,为 $(12.10\pm 1.56)\text{mg/L}$,藻型湖区秋季最高,为 $(10.90\pm 0.45)\text{mg/L}$,两者 DO 均在夏季最低,分别为 (3.75 ± 0.62) 和 $(5.67\pm 0.73)\text{mg/L}$ 。草型和藻型湖区 TN 春季最大,分别达 (4.30 ± 0.17) 和 $(4.31\pm 0.01)\text{mg/L}$,夏季最小,分别为 (1.24 ± 0.16) 和 $(1.27\pm 0.10)\text{mg/L}$ 。草型湖区 Chl-a 春季最大,为 $(89.41\pm 31.13)\mu\text{g/L}$,藻型湖区 Chl-a 秋季最大,为 $(54.60\pm 16.10)\mu\text{g/L}$,两者 Chl-a 均在

夏季最低,分别为 (24.57 ± 5.52) 和 $(27.30\pm 4.17)\mu\text{g/L}$ 。TP 从春季到冬季逐渐降低,TN/TP 则与之相反。

2.2 浮游植物群落结构特征

2.2.1 种类组成

调查期间,草型和藻型湖区分别鉴定出浮游植物 7 门 80 种和 7 门 91 种(图 4),均以绿藻门种类最多,分别占总种类数的 40.00% 和 52.63%,其次为蓝藻和硅藻,分别占总种类数的 13.68%、11.58% 和 12.63%、13.68%。两类湖区中,仅在草型湖区出现的浮游植物有 4 种,仅在藻型湖区出现的有 15 种。

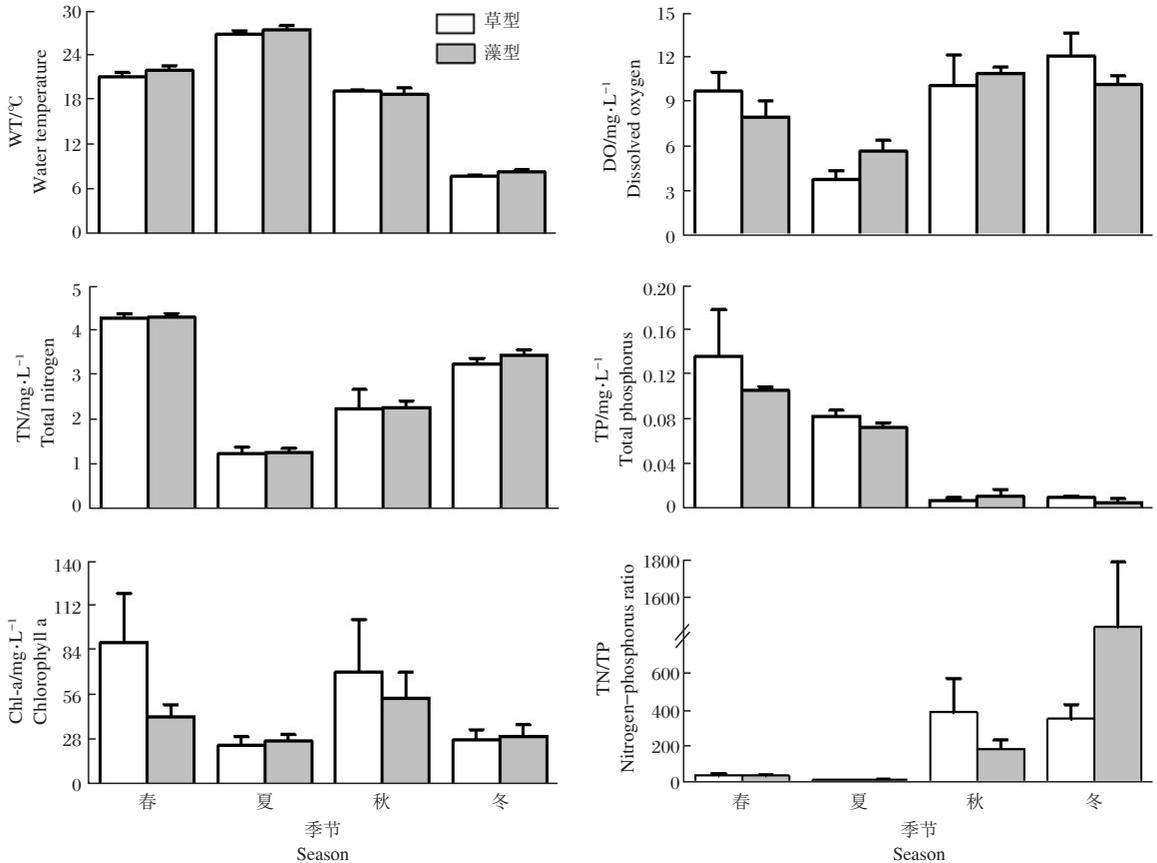


图 3 长湖 2020-2021 年草/藻型湖区环境因子季节变化特征

Fig.3 Seasonal variation of environmental factors in the macrophyte and algae dominated zones of Changhu Lake (2020-2021)

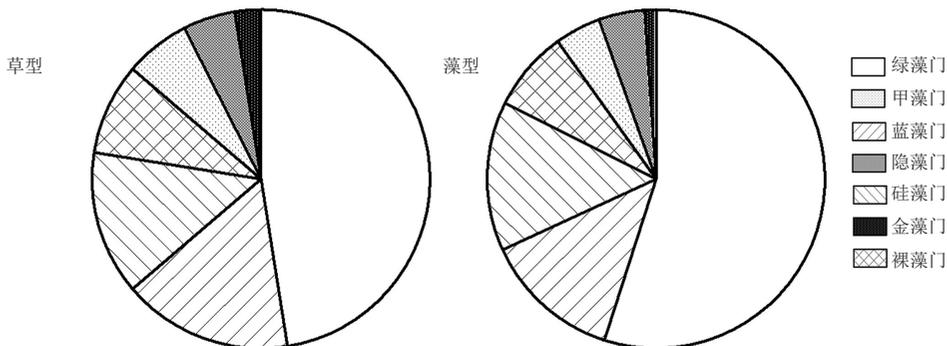


图 4 长湖草/藻型湖区浮游植物种类组成

Fig.4 Phytoplankton community composition in the macrophyte and algae dominated zones of Changhu Lake

2.2.2 优势属种 调查期间,浮游植物优势种($Y \geq 0.02$)主要以绿藻门、蓝藻门、硅藻门和隐藻门的种类为主(表1)。草型湖区小球藻属(*Chlorella*)和卵形隐藻(*Cryptomonas ovata*)全年均为优势属种,小环藻属(*Cyclotella*)和蓝隐藻属(*Chroomonas*)在春秋冬季均为优势属。藻型湖区小球藻属、小环藻属和颗粒直链藻(*Melosira granulata*)在全年均为优势属种,双对栅藻(*Scenedesmus bijuga*)在夏秋冬季为优势种,假鱼腥藻一种(*Pseudanabaena* sp.)在春夏秋季为优势种,其他优势种在两类湖区中仅在1或2个季节为优势种。蓝隐藻为草型湖区独有优势种,假鱼腥藻为藻型湖区独有优势种。

草型湖区和藻型湖区浮游植物优势种丰度均在秋季达到最高值(图5),分别为 $(1.31 \pm 0.41) \times 10^7$ 和

$(1.75 \pm 0.40) \times 10^7$ 个/L,春季最低,分别为 $(0.30 \pm 0.11) \times 10^7$ 和 $(0.38 \pm 0.11) \times 10^7$ 个/L。草型湖区浮游植物优势种生物量冬季最大,为 $(9.32 \pm 0.59) \text{mg/L}$,夏季最小,为 $(1.91 \pm 0.47) \text{mg/L}$,而藻型湖则是秋季最大,为 $(10.22 \pm 1.33) \text{mg/L}$,春季最小,为 $(2.34 \pm 0.57) \text{mg/L}$ 。

2.2.3 丰度、生物量及物种多样性 不同湖区浮游植物丰度和生物量差异较大,藻型湖区总体大于草型湖区(图6)。两湖区浮游植物丰度均在秋季最高,分别为 $(2.34 \pm 0.88) \times 10^7$ 和 $(3.06 \pm 0.73) \times 10^7$ 个/L,春季最低,分别为 $(0.59 \pm 0.03) \times 10^7$ 和 $(0.73 \pm 0.14) \times 10^7$ 个/L。两者生物量也均在秋季最高,分别为 (18.98 ± 5.82) 和 $(28.25 \pm 1.74) \text{mg/L}$;草型湖区生物量夏季最低,为 $(8.98 \pm 2.80) \text{mg/L}$,藻型湖区则在春季最低,为 $(10.08 \pm 0.88) \text{mg/L}$ 。

表1 长湖草/藻型湖区浮游植物优势种组成

Tab.1 Dominant phytoplankton species in the macrophyte and algae dominated zones of Changhu Lake

门类	物种名	编号	草型湖区				藻型湖区			
			春	夏	秋	冬	春	夏	秋	冬
绿藻门	小球藻一种 <i>Chlorella</i> sp.	S1	+	+	+	+	+	+	+	+
	双对栅藻 <i>Scenedesmus bijuga</i>	S2		+	+			+	+	+
蓝藻门	假鱼腥藻一种 <i>Pseudanabaena</i> sp.	S3					+	+	+	
	惠氏微囊藻 <i>Microcystis wesenbergii</i>	S4		+	+			+	+	
	微小平裂藻 <i>Merismopedia tenuissima</i>	S5			+			+	+	
硅藻门	小环藻一种 <i>Cyclotella</i> sp.	S6	+		+	+	+	+	+	+
	颗粒直链藻 <i>Melosira granulata</i>	S7			+	+	+	+	+	+
隐藻门	卵形隐藻 <i>Cryptomonas ovata</i>	S8	+	+	+	+			+	+
	蓝隐藻一种 <i>Chroomonas</i> sp.	S9	+		+	+				

注:表中优势种编号与图9优势种编号对应。

Note: The number of dominant species in the table corresponds to the number of dominant species in Figure 9.

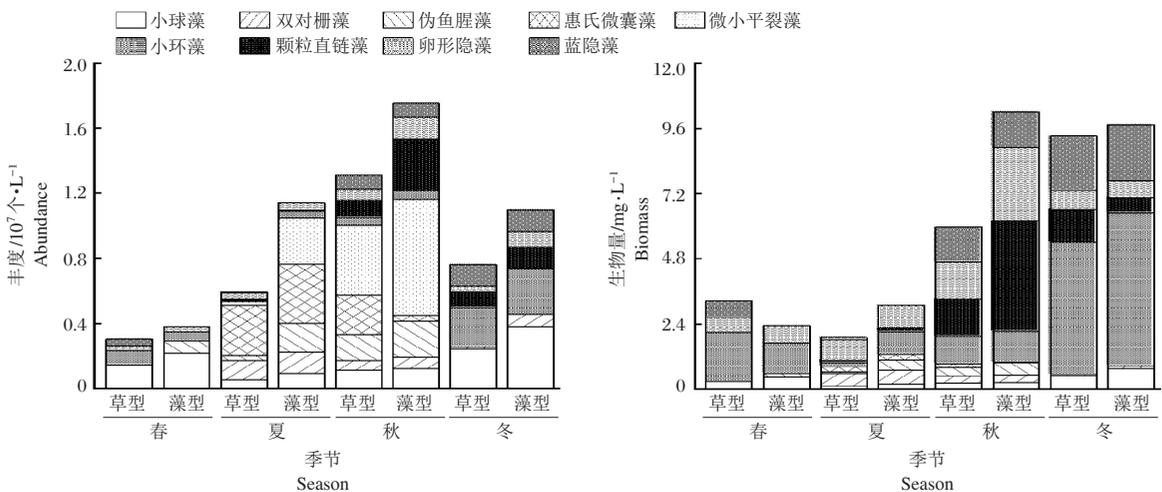


图5 长湖草/藻型湖区浮游植物优势种丰度和生物量的季节变化特征

Fig.5 Seasonal variation of abundance and biomass of dominant phytoplankton species in the macrophyte and algae dominated zones of Changhu Lake

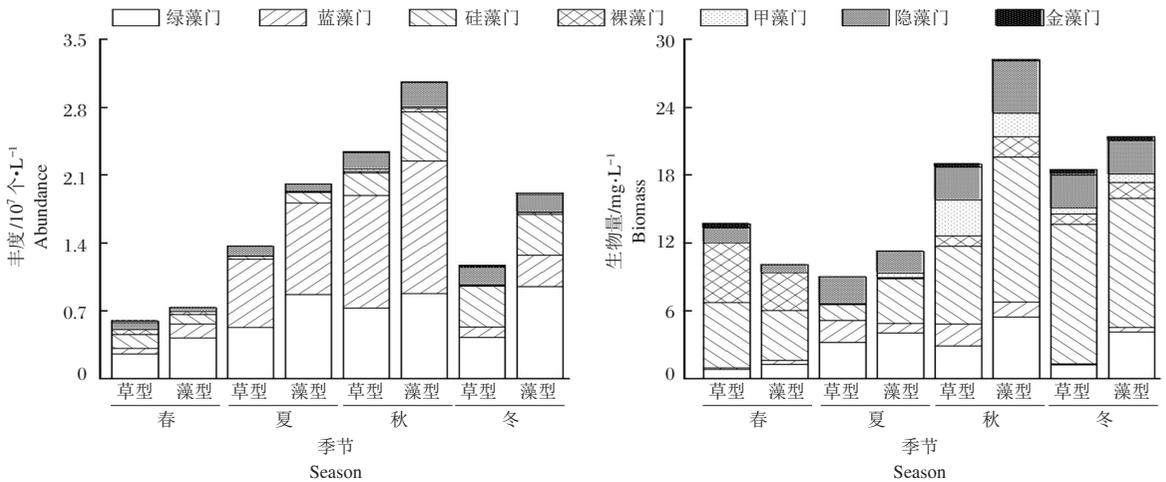


图 6 长湖草/藻型湖区浮游植物丰度和生物量的季节变化特征

Fig.6 Seasonal variation of phytoplankton abundance and biomass composition in the macrophyte and algae dominated zones of Changhu Lake

草藻型湖区浮游植物多样性指数季节变化特征见图 7, 总体表现为藻型湖区浮游植物多样性指数大于草型湖区。草型和藻型湖区 Margalef 指数均在秋季最高, 分别为 2.64 ± 0.30 和 3.08 ± 0.14 , 春季最低, 分别为 1.13 ± 0.02 和 2.23 ± 0.21 ; 草型湖区 Pielou 指数在

春季最高 (0.78 ± 0.01), 夏季最低 (0.66 ± 0.02), 藻型湖区在秋季最高 (0.81 ± 0.01), 冬季最低 (0.65 ± 0.08); 草型和藻型湖区 Shannon-Wiener 指数均在秋季最高, 分别为 2.83 ± 0.09 和 3.20 ± 0.06 , 春季最低, 分别为 2.23 ± 0.00 和 2.20 ± 0.20 。

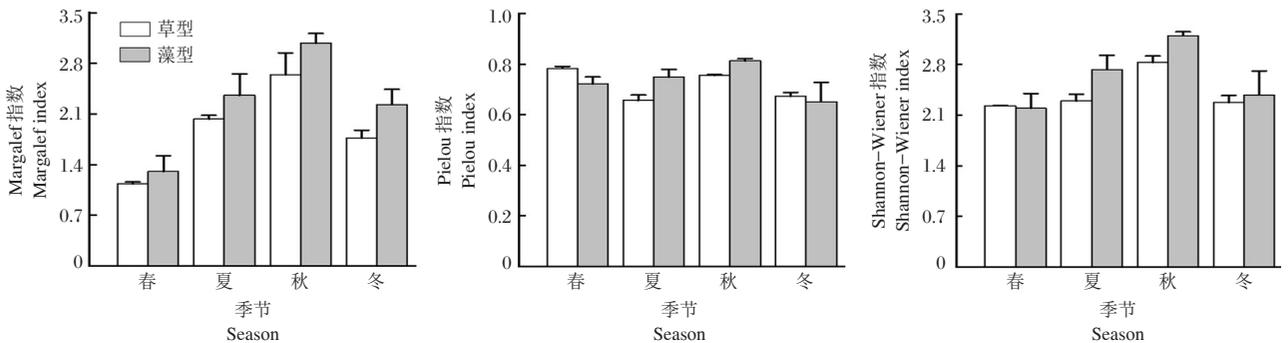


图 7 长湖草/藻型湖区浮游植物多样性指数的季节变化特征

Fig.7 Seasonal variation of phytoplankton diversity in the macrophyte and algae dominated zones of Changhu Lake

2.2.4 群落季节差异性 对草型和藻型湖区浮游植物群落的差异性分析结果(图 8)表明, 长湖不同湖区浮游植物群落间没有显著差异 ($P=0.23$), 但存在明显的季节差异 ($P=0.01$)。两类湖区的浮游植物群落春冬季、夏秋季相似性较高, 夏秋季的相似性大于春冬季。

2.3 优势种与环境因子的关系

经过筛选, 选择水温 (WT)、溶解氧 (DO)、总氮 (TN)、总磷 (TP)、氮磷比 (TN/TP)、月平均水位 (WL) 和叶绿素 a (Chl-a) 等 7 个环境因子进行冗余分析, 为避免 Chl-a 与浮游植物丰度自相关影响, 剔除了该因子。草型湖区和藻型湖区排序轴 1 和轴 2 对浮游植物优势种

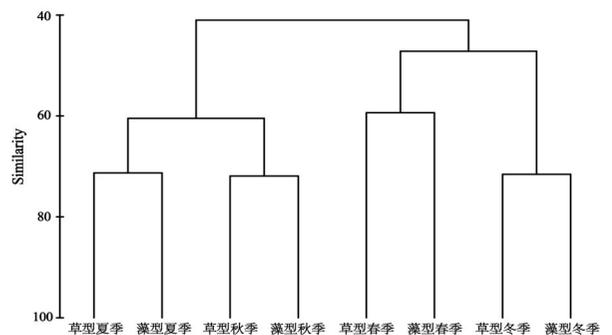


图 8 长湖草/藻型湖区浮游植物群落聚类分析

Fig.8 Cluster analysis of phytoplankton communities in the macrophyte and algae dominated zones of Changhu Lake

的解释量分别为69.6%和75.8%,表明RDA能较好地反映不同湖区优势种与环境因子的关系(图9)。

调查期间,草型湖区浮游植物优势种主要受WT、DO、TN、TP和WL影响,而藻型湖区主要受DO、TN、TN/TP和WL影响(图9)。草型湖区优势种S1、S6、S7和S9与WT呈负相关,而藻型湖区优势种与WT相关性不大。草型湖区优势种S1、S6、S7、S9和S10均与WL呈负相关,而藻型湖区优势种(除S1和S6外)均与WL呈正相关。两湖区优势种S2、S4、S5、S7和S8均与TN呈负相关,而S1、S6和S10与TN呈正相关。草型湖区各优势种与TP呈负相关;藻型湖区S1、S2、S6和S7与TN/TP呈正相关,其他优势种与TN/TP呈负相关。两湖区优势种S1、S6和S7均与DO呈正相关,而S4和S5与DO呈负相关。

3 讨论

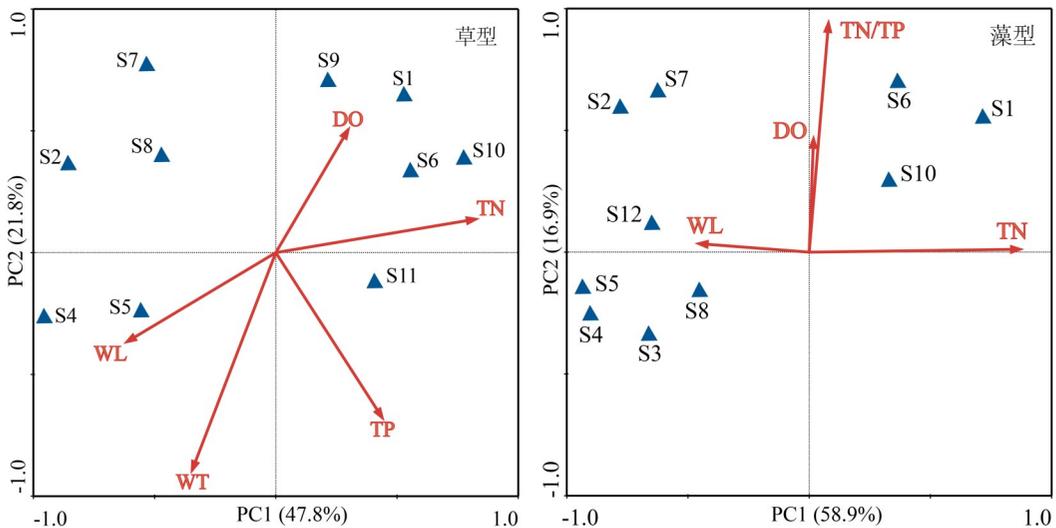
3.1 浮游植物的群落结构特征

浮游植物的种类和数量可反映出水体富营养化程度(赵文,2005)。本研究鉴定出浮游植物7门95种,略低于郭坤等(2016)2012年的调查结果(7门132种),但高于祁梅等(2020)2015年的调查结果(7门78种),反映出长湖不同年间浮游植物群落组成存在差异,且2016年拆围后多样性有所增加(谭凤霞等,2021b)。草型湖区和藻型湖区绿藻门、蓝藻门和硅藻门丰度占总浮游植物丰度的80%~95%,与太湖、巢湖(张民等,2021)和鄱阳湖(钱奎梅等,2016)类似。

优势种在群落演替中起着主导作用,决定着群落结构中的能量传递和物质循环的途径和方式,支配着群落结构的演替方向(陈思等,2021)。此次调查共鉴定出9种优势种,草型和藻型湖区各8种。两湖区中的优势种小球藻、惠氏微囊藻和小环藻均属富营养化程度较高水体中的常见指示种(柴毅等,2014),表明长湖仍处于富营养化状态,发生水华的风险较高。

浮游植物的丰度和生物量对水生生态系统的结构和功能影响较大(王振方等,2019)。本研究中,草型湖区浮游植物丰度和生物量均低于藻型湖区。这可能与草型湖区中水生植被的存在有关(闵婷婷等,2011)。两湖区秋冬季隐藻门的丰度和生物量均较高,这符合隐藻门适合在较低气温繁殖的特性(杨苏文等,2015)。此次对长湖浮游植物丰度和生物量的调查结果较2017年龚森森等(2021)对长湖的调查结果偏大,表明长湖有向藻型湖泊演替的趋势。

浮游植物多样性指数是评价浮游植物群落结构的重要指标(贺玉晓等,2020),多样性指数越大,群落结构越复杂,稳定性越高,水质越好(郭琦,2014)。两湖区Margalef指数为1~3,属于 β -中污染型;Shannon-Wiener指数为1~3,属于轻度污染至中度污染;Pielou指数为0.5~0.8,属于清洁-寡污型。总体而言,长湖水质为轻污染到中污染,与2016年生态恢复前相比,近年水质有所改善(杨军等,2020)。藻型湖区多样性指数高于草型湖区,原因可能是草型湖区的水生植物与藻类竞争氮磷等营养盐并分泌化感物质



S10-卵形藻;S11-棒胶藻;S12-菱形藻
图9 长湖草/藻型湖区浮游植物优势种与环境因子的关系
S10, *Cocconeis* sp.; S11, *Rhabdogloea* sp.; S12, *Nitzschia* sp.

Fig.9 Relationship between dominant phytoplankton species and environmental factors in the macrophyte and algae dominated zones of Changhu Lake

抑制藻类生长,从而使草型湖区浮游植物多样性偏低(徐恒省等,2012)。

3.2 浮游植物与环境因子的关系

生境异质性会影响水生生态系统的结构和功能,进而改变浮游植物的群落结构(Sommer et al, 2012)。WT是引起浮游植物季节演替的重要因素(李莹等,2010),可通过改变水体分层结构和营养盐扩散模式影响藻类增殖;通过调控藻类细胞酶活性、光合作用和呼吸代谢过程来影响藻类的生理反应(周彦锋等,2017)。本研究中,草型湖区优势属种小球藻、小环藻、颗粒直链藻和蓝隐藻与WT呈负相关,原因可能是草型湖区中的水生植物在适宜的温度范围内会随着温度的升高而快速生长,对水中营养盐和光照的吸收利用优于浮游植物(雷泽湘等,2006)。藻型湖区与WT相关性不大,或因其他环境因子影响更大所致(方丽娟等,2014)。

WL、DO和营养盐等亦是影响浮游植物群落结构的重要因素(熊金林,2005;马沛明等,2016)。草型湖区优势种与WL呈负相关,可能与高水位期水位波动频繁,从而抑制某些浮游植物生长有关(钱奎梅等,2019)。藻型湖区优势属种(除小球藻属和小环藻属外)均与WL呈正相关,可能与高水位期陆源和内源营养物质汇入有关(James et al, 2005)。此外,浮游植物的生长繁殖需要消耗DO,高DO有利于浮游植物生长并形成稳定的生态系统(王雅雯等,2022),两类湖区优势属种小球藻属、双对栅藻、小环藻属和颗粒直链藻均与DO呈正相关,张丹(2011)对不同城市河道的研究也得到了相似的结论。营养盐也是浮游植物生长的重要限制因子,Bi等(2012)认为在一定范围内,浮游植物丰度与TN/TP呈正相关。本研究中,藻型湖区小球藻属、双对栅藻、小环藻属和颗粒直链藻均与TN/TP呈正相关,说明高TN/TP可促进湖泊的藻型化。两类湖区优势种惠氏微囊藻、微小平裂藻和卵形隐藻与TN呈负相关,可能与水体中高浓度氮源(硝酸盐)对浮游植物生长抑制效应有关(丰茂武等,2008)。草型湖区优势种均与TP呈负相关,该结果与汪星等(2012)对洞庭湖的研究结论相似,但与孟睿等(2013)对长江中下游草型清水湖泊的研究结果相反,其原因可能与草型湖区的沉水植物释放化感物质产生抑藻效应有关(张萌等,2010)。

目前,长江中下游地区许多湖泊(如洪湖和太湖等)生态系统正从草型向藻型演替(冀文豪等,2018;陈君等,2022),通过对长湖草型湖区和藻型

湖区的对比研究发现,长湖草型湖区的浮游植物多样性指数、丰度和生物量与藻型湖区无显著差异,这与洪湖和太湖等的研究结果相似,说明长湖草型湖区可能存在向藻型湖区演替的趋势,相关管理部门应提高警惕,采取相关措施,防止长湖生态系统进一步退化。

参考文献

- 柴毅,彭婷,李昊成,等,2014.长湖海子湖夏季浮游植物群落结构及环境影响因子[J].湖北农业科学,53(19):4568-4573.
- 陈君,宋芬,彭祺,等,2022.洪湖自然保护区浮游生物空间分布及与水质关系[J].水生态学杂志,43(1):63-70.
- 陈思,陈海刚,田斐,等,2021.深圳湾浮游植物群落结构特征及其与环境因子的关系[J].生态科学,40(1):9-16.
- 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,3(S2):45-50.
- 丰茂武,吴云海,冯仕训,等,2008.不同氮磷比对藻类生长的影响[J].生态环境,17(5):1759-1763.
- 龚森森,李学梅,吴嘉伟,等,2021.湖北长湖夏、秋季浮游生物功能群特征及主要影响因子[J].水生生物学报,46(5):707-717.
- 郭坤,杨德国,彭婷,等,2016.湖北省长湖浮游植物优势种生态位分析[J].湖泊科学,28(4):825-834.
- 郭琦,2014.金海调蓄水库水质及浮游植物群落结构研究[D].呼和浩特:内蒙古农业大学:10-16.
- 贺玉晓,刘天慧,任玉芬,等,2020.北运河秋冬季浮游植物群落结构特征及影响因子分析[J].环境科学学报,40(5):1710-1721.
- 胡鸿钧,魏印心,2006.中国淡水藻类——系统、分类及生态学[M].北京:科学出版社.
- 冀文豪,郭匿春,徐军,等,2018.长江中游浅水湖泊沉积物碳氮同位素特征及其来源分析[J].水生态学杂志,39(6):8-15.
- 雷泽湘,徐德兰,黄沛生,等,2006.太湖沉水和浮叶植被及其水环境效应研究[J].生态环境,15(2):239-243.
- 李莹,肖利娟,林秋奇,等,2010.一座新建水库——广东剑潭水库浮游植物动态特征[J].湖泊科学,22(2):227-234.
- 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.
- 孟睿,何连生,过龙根,等,2013.长江中下游草型湖泊浮游植物群落及其与环境因子的典范对应分析[J].环境科学,34(7):2588-2596.
- 闵婷婷,刘正文,李传红,2011.惠州西湖生态修复对浮游植物的影响[J].生态环境学报,20(4):701-705.
- 祁梅,吴嘉伟,龚森森,等,2020.长湖浮游植物功能群特征及其

- 与环境因子的关系[J].海洋与湖沼,51(1): 75-84.
- 钱奎梅,刘霞,段明,等,2016.鄱阳湖蓝藻分布及其影响因素分析[J].中国环境科学,36(1): 261-267.
- 钱奎梅,刘宝贵,陈宇炜,2019.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,31(4): 1035-1044.
- 谭凤霞,罗静波,龚森森,等,2021a.拆围后长湖水生植物多样性与生态位的研究[J].海洋湖沼通报,43(2): 111-117.
- 谭凤霞,罗静波,祁梅,等,2021b.长湖水生植物多样性与生态位的季节性变化研究[J].长江流域资源与环境,30(5): 1121-1129.
- 汪星,郑丙辉,刘录三,等,2012.洞庭湖典型断面藻类组成及其与环境因子典范对应分析[J].农业环境科学学报,31(5): 995-1002.
- 王雅雯,李迎鹤,张博,等,2022.嘉兴南湖不同湖区浮游动植物群落结构特征与环境因子关系[J].环境科学,43(6): 3106-3117.
- 王振方,张玮,杨丽,等,2019.异龙湖不同湖区浮游植物群落特征及其与环境因子的关系[J].环境科学,40(5): 2249-2257.
- 魏复盛,2002.水和废水监测分析方法[M].北京:中国环境科学出版社,243-257.
- 熊金林,2005.不同营养水平湖泊浮游生物和底栖动物群落多样性的研究[D].武汉:华中科技大学.
- 徐恒省,张咏,王亚超,等,2012.太湖浮游植物种类组成时空变化规律[J].环境监控与预警,4(6): 38-41.
- 杨军,王海艳,柴毅,2020.生态恢复对长湖水水质时空变化的影响[J].中国农村水利水电,84(7):77-81.
- 杨苏文,金位栋,何佳,等,2015.滇池、洱海浮游动植物环境图谱[M].北京:科学出版社.
- 张丹,2011.不同水质类别城市河道浮游生物群落结构分析及其多样性的研究[D].上海:华东师范大学:31-38.
- 张萌,曹特,过龙根,等,2010.武汉东湖水生植被重建及水质改善试验研究[J].环境科学与技术,33(6): 154-159.
- 张民,史小丽,阳振,等,2021.太湖和巢湖中微囊藻(*Microcystis*)与长孢藻(*Dolichospermum*)的长时序变化及其驱动因子[J].湖泊科学,33(4): 1051-1061.
- 张丽彬,王启山,徐新惠,等,2008.乙醇法测定浮游植物叶绿素a含量的讨论[J].中国环境监测,24(6): 9-10.
- 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.
- 赵文,2005.水生生物学[M].北京:中国农业出版社.
- 周彦锋,宋江腾,刘凯,等,2017.怀洪新河浮游植物群落结构与水环境因子的关系研究[J].生态科学,36(1): 35-42.
- Bi R, Arndt C, Sommer U, 2012. Stoichiometric responses of phytoplankton species to the interactive effect of nutrient supply ratios and growth rates[J]. Journal of Phycology, 48(3): 539-549.
- Chen X, Li X, Yang J, 2021. The spatial and temporal dynamics of phytoplankton community and their correlation with environmental factors in Wuliangshuai Lake, China [J]. Arabian Journal of Geosciences, 14(8): 1-8.
- Carpenter S R, Brock W A, 2006. Rising variance: a leading indicator of ecological transition[J]. Ecology Letters, 9(3): 311-318.
- Hillebrand H, Dürselen C D, Kirschtel D, et al, 2010. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae[J]. Journal of Phycology, 35(2): 403-424.
- James R T, Havens K E, 2005. Outcomes of extreme water levels on water quality of offshore and nearshore regions in large shallow subtropical lake[J]. Archiv für Hydrobiologie, 163(2): 225-239.
- Pomati F, Matthews B, Seehausen O, et al, 2017. Eutrophication and climate warming alter spatial (depth) co-occurrence patterns of lake phytoplankton assemblages [J]. Hydrobiologia, 787(1): 375-385.
- 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 and Systematics, 43(1): 429-448.
- Tokoro T, Hosokawa S, Miyoshi E, et al, 2014. Net uptake of atmospheric CO₂ by coastal submerged aquatic vegetation[J]. Global Change Biology, 20(6): 1873-1884.
- Van Donk E, Gulati R D, 1995. Transition of a lake to turbid state six years after biomanipulation: Mechanisms and pathways[J]. Water Science and Technology, 32(4): 197-206.
- Wu D, Hua Z, 2014. The effect of vegetation on sediment re-suspension and phosphorus release under hydrodynamic disturbance in shallow lakes [J]. Ecological Engineering, 69: 55-62.

(责任编辑 郑金秀)

Phytoplankton Community Structure and Its relationship with Environmental Factors in the Macrophyte and Algae Dominated Zones of Changhu Lake

ZHANG Ye-fei¹, LI Tao¹, ZHANG Lu¹, HU Qin¹, LIU Zhang-yong^{1,2}, YANG Jun^{1,2}

(1. College of Agriculture, Yangtze University, Jingzhou 434025, P.R. China;

2. Engineering Research Center of Ecology and Agricultural Use of Wetland, Ministry of Education, Yangtze University, Jingzhou 434025, P.R. China)

Abstract: Changhu Lake is the third largest freshwater lake in Hubei Province, and it is important for maintaining the ecological balance in the middle reaches of the Yangtze River. In this study, we examined the characteristics of the phytoplankton community structure in the macrophyte and algae dominated zones of Changhu Lake and explored the relationship of community structure with environmental factors. The aim of the study was to provide theoretical support for constructing a macrophyte-dominated lake ecosystem, protecting water quality and restoring the ecology of Changhu Lake. During April, July and October of 2020 and January of 2021, water samples were collected at five sites (T1, T2 and T4 in the algae dominated area; T3 and T5 in the macrophyte dominated area) in Changhu Lake for the determination of water environmental factors and phytoplankton counting and identification. Water temperature and dissolved oxygen were measured in situ. Results show that there were 80 and 91 phytoplankton species identified in macrophyte and algae dominated zones, respectively. Chlorophyta was dominant in both areas, with 38 and 50 species collected, respectively, in the macrophyte and algae zones and the dominant species were *Chlorella* sp. and *Cyclotella* sp. in both areas. Phytoplankton abundance in the macrophyte and algae dominated zones ranged from 0.59×10^7 to 2.34×10^7 cells/L and 0.73×10^7 to 3.06×10^7 cells/L, respectively, and the phytoplankton biomass ranges were 8.98 to 18.98 mg/L and 10.08 to 28.25 mg/L. The diversity indices of the phytoplankton community in the algae zone was higher than in the macrophyte zone, and water quality in both zones was lightly to moderately polluted. Redundancy analysis (RDA) showed that the phytoplankton species dominating the macrophyte zone were primarily affected by water temperature (WT), dissolved oxygen (DO), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) and water level (WL), while phytoplankton species domination in the algae zone were primarily affected by DO, TN, TN/TP and WL. This study provides a scientific basis for monitoring and managing the Changhu Lake ecosystem.

Key words: phytoplankton; environmental factors; macrophyte dominated zone; algae dominated zone; Changhu Lake