

# 望虞河西岸湖荡群浮游植物群落与水环境因子的关系

金位栋<sup>1,2</sup>, 杨苏文<sup>1,2</sup>, 云晋<sup>1,2,3</sup>, 郝桂珍<sup>3</sup>, 徐利<sup>3</sup>, 闫玉红<sup>1,2</sup>

(1. 湖泊水污染治理与生态修复技术国家工程实验室, 北京 100012;

2. 中国环境科学研究院 湖泊生态环境研究所, 北京 100012;

3. 河北建筑工程学院, 河北 张家口 075000)

**摘要:**为了解过水型湖荡群浮游植物群落与水质变化特征,探究望虞河西岸湖荡群浮游植物时空分布及其环境影响因子,于2018年9月至2019年7月对望虞河西岸湖荡群(宛山荡、嘉凌荡、鹅真荡、漕湖)的浮游植物和水环境指标进行采样调查,并基于生物多样性、Pearson线性相关性和冗余分析(RDA)方法对调查数据进行了分析。结果表明:(1)4个湖荡水质均处于GB3838-2002《地表水环境质量标准》V-劣V类水平,超标指标为总氮(TN)和化学需氧量(COD<sub>Cr</sub>),春季优于其他季节。(2)湖荡群共鉴定浮游植物8门、72属、151种(含变种、变形),其中硅藻门、绿藻门、蓝藻门为优势门类;主要优势种包括小球藻(*Chlorella vulgaris*)、梅尼小环藻(*Cyclotella meneghiniana*)、颗粒直链藻(*Melosira granulata*)、铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)、阿氏浮丝藻(*Planktothrix agardhii*);年均生物量为13.48 mg/L,年均藻细胞密度为15.25×10<sup>6</sup> 个/L;湖荡群浮游植物多样性指数呈秋高夏低趋势,处于中污染型至重污染型的过渡状态,其中Shannon-Wiener多样性指数为2~3, Pielou均匀度指数为0.5~0.8, Margalef丰富度指数为1~2。(3) Pearson相关性分析与RDA分析表明,影响浮游植物的主要环境因子为水温(WT)、氨氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)和硝氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)。研究显示,望虞河西岸湖荡群浮游植物空间分布不均、季节特征明显;与太湖相比,优势种相近且多样性指数较高,但湖荡群水质较差,建议持续监测并加强针对性治理措施。

**关键词:**望虞河;浮游植物;环境因子;湖荡群;群落结构

**中图分类号:**X524 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2022)02-0045-09

为改变太湖流域水质持续恶化现状,2002年起实施从望虞河引长江水入太湖流域的调水工程(“引江济太”);工程实施后可缩短换水周期,增加太湖水环境承载能力,保障太湖流域供水安全。目前,对于引水是否有益于太湖存在很大争议,其改善效果受望虞河西岸的重度污染区影响(张利民等,2010)。望虞河西岸湖荡群地处望虞河清水通道的关键节点,区内河湖水系交错相连,作为连接长江与太湖的典型平原河网区过水型湖荡,所在区域经济发达,入湖支流较多且污染负荷高,尤其是氮磷污染严重,是太湖流域水环境治理的重点和难点(王沛芳等,2013;徐凌云等,2016)。已有很多学者对“引江济太”工程进行研究,多集中于水利调度方面,仅有少数对宛山荡的生态环境进行了评价(李玲,2012;陆志华等,2017),关于湖

荡群浮游植物群落结构及时空变化规律的相关研究较少。作为水生生态系统中初级生产力的主要贡献者,浮游植物是反映水质特征的重要指标,其种群数量多少和群落结构特征是反映水体富营养化程度和水质状况的重要指标(Gharib et al, 2011; 张又等, 2013)。不同营养程度水体的浮游植物群落结构差异显著,与水环境因子密切相关。为探究引江济太调水工程对太湖及其周边地区水环境的影响,开展望虞河西岸湖荡群浮游植物群落及其水质变化特征研究,旨在揭示浮游植物的时空变化规律,对了解区域水生生态结构与特征、促进区域水环境质量改善均有重要作用。

本研究在分析浮游植物群落结构和环境因子时空变化规律的基础上,初步探究了望虞河西岸湖荡群的浮游植物群落结构和多样性特征,确定了浮游植物的生物量、密度及优势种类,并通过冗余分析(redundancy analysis, RDA)明确影响浮游植物群落结构的主要环境因子,揭示浮游植物演替规律,以期为平原河网区湖荡群的水环境监测及水生生态保护提供理论与数据支持,为典型过水性湖荡的水生生态系统结构与功能评估、区域水环境质量改善以及健康的生态系统环境保护提供科学依据,为湖荡群的生态修复和合理调水提供科技支撑。

收稿日期:2020-04-03 修回日期:2021-11-05

**基金项目:**国家水体污染控制与治理科技重大专项(No.2017ZX07204005)。

**作者简介:**金位栋,1988年生,男,工程师,主要从事湖泊水生态研究。E-mail:kindong.04@163.com

**通信作者:**杨苏文,1970年生,女,研究员,主要从事湖泊水生态研究。E-mail:yangsw@craes.org.cn

1 材料与方法

1.1 区域概况及样点设置

望虞河西岸湖荡群位于江苏省无锡市锡山区(31°29′~31°37′N, 120°29′~120°34′E), 形态狭长, 具有河流特征, 除望虞河南北向穿湖外, 还有其他 7 个通湖河口。研究区年内四季分明, 气候温和, 雨量充沛, 日照充足。多年平均降雨量 1 052.8 mm, 最大年降雨量 1 764.7 mm(1991 年), 最小年降雨量 541.4 mm(1978 年), 多年平均雨日 125 d, 降雨主要集中在每年的汛期(5~9 月)。

不同湖荡之间差异较为显著, 宛山荡形态狭长, 东西长 8.2 km, 南北最大宽度 718 m, 最窄处 107 m, 面积 2.28 km<sup>2</sup>。通过兴塘河、九里河等周边水系接纳上游水体, 西部设立为宛山荡湿地保护公园, 此湖荡岸边水草丰茂, 水体流动性好。嘉凌荡南北长约 1.2 km, 东西宽约 0.8 km, 总面积 1.14 km<sup>2</sup>; 鹅真荡南北长约 3.0 km, 东西宽约 2.9 km, 面积约为 5.4 km<sup>2</sup>; 漕湖东西长约 5.3 km, 南北宽约 1.6 km, 面积约为 8.3 km<sup>2</sup>, 其中位于望虞河西岸地区面积约为 1.84 km<sup>2</sup>。自宛山荡最西侧经望虞河通道到漕湖南部总长约为 24.1 km。嘉菱荡、鹅真荡和漕湖是望虞河干流上的过流型湖荡, 为望虞河引排通道的重要组成部分。参照《湖泊调查技术规程》, 综合考虑湖荡群的形态特征、进出河口位置以及湖荡的功能区、周边污染源分布等因素, 选取 4 个主要湖荡共计布设 19 个采样点(图 1), 其中宛山荡 10 个(S1~S10)、嘉凌荡 4 个(S11~S14)、鹅真荡 3 个(S15~S17)、漕湖 2 个(S18~S19)。采样时间为 2018 年 9 月至 2019 年 7 月, 每季度采样 1 次, 共计 4 次。

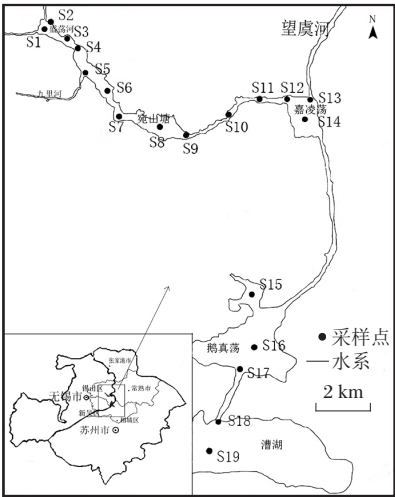


图 1 望虞河西岸湖荡群采样点分布

Fig.1 Location of the sampling sites in the western lake group of Wangyu River

1.2 采样与分析方法

水温(WT)、溶解氧(DO)、pH 现场利用 YSI EXO2 多参数水质测定仪测定, 透明度(SD)用塞氏盘测定。其他指标每个点位采集水样 1 L, 其中 500 mL 用 0.45 μm 滤膜过滤, 滤膜冷冻避光保存用于测定叶绿素 a(Chl-a)(HJ897-2017); 另 500 mL 不过滤, 冷藏保存带回实验室, 参照《水与废水监测分析方法》, 使用 YSI 6400 水质仪测定总氮(TN)(HJ636-2012)、总磷(TP)(GB11893-89)、氨氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)(HJ535-2009)、硝氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)(HJ/T346-2007)、化学需氧量(COD<sub>Cr</sub>)(HJ/T399-2007)。参照《淡水浮游生物调查技术规范》(SC/T9402-2010), 浮游植物定性样品使用 25 号浮游植物网在水面下 50 cm 拖拽采集。定量样品使用采水器采集表层水 1 L, 样品经 10%(V/V)鲁哥试剂固定后静置沉淀 24 h, 虹吸管取上清液, 浓缩至 30 mL 后带回实验室进行种类鉴定与计数。定性样品在显微镜(Olympus BX53, 40×10)下进行分类鉴定, 定量样品用 0.1 mL 浮游生物计数板在显微镜下通过视野计数法计数并进行种类鉴定(胡鸿钧和魏印心, 2006)。

1.3 数据处理

通过 Excel 2016 和 Origin 9.0 软件对数据进行统计和分析, 使用 SPSS 24.0 进行 Pearson 相关性分析及显著性分析(Belaoussoff et al, 2003)。生物多样性指数采用 Shannon-Wiener 多样性指数(*H'*)、Pielou 均匀度指数(*J'*)、Magalef 丰富度指数(*D*)、优势度(*Y*)计算(Hunter & Gaston, 1988), 公式如下:

$$H' = -\sum_{i=1}^S P_i \ln P_i$$
 ①

$$J' = H' / \ln S$$
 ②

$$D = (S - 1) / \ln N$$
 ③

$$Y = (n_i / N) \times f$$
 ④

式中:*S* 为浮游生物的种类数, *P<sub>i</sub>* 为浮游生物 *i* 种占有所有浮游生物的比例(%), *N* 为同一样品中的个体总数, *n<sub>i</sub>* 为第 *i* 种的个体数, *f* 为物种出现的频率。浮游植物生物量采用体积换算法(湿重), 比重取 1。

使用 CANOCO 5.0 进行冗余分析(RDA), 探究浮游植物优势种丰度与环境因子之间的相关关系(Fehling et al, 2012)。在进行 RDA 分析前, 对所选取的优势物种及环境因子进行 lg(*x*+1) 标准化处理(pH 除外), 并进行去趋势对应分析(DCA), 根据分析结果中前 4 个轴长度选择排序模型, 最终选择 RDA 方法分析浮游植物与环境因子的关系。

2 结果与分析

2.1 水环境因子的时空变化

调查结果显示,研究区水环境因子季节性差异显著(图2)。各湖荡DO浓度春季较高,SD则在冬季最大;TN浓度年均值为2.28 mg/L,4个湖荡均超过地表水V

类水质标准,呈冬季高、夏季低的趋势; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度年均值为0.67 mg/L,符合III类水质标准;受蓝藻影响, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度变化特征为夏低秋高;TP浓度年均值为0.18 mg/L,春季最低,可达IV类水质标准; $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 浓度年均值为50.7 mg/L,呈春夏高、秋冬低的总体趋势;Chl-a浓度年均值为24.6 mg/L,春季显著高于其他季节。

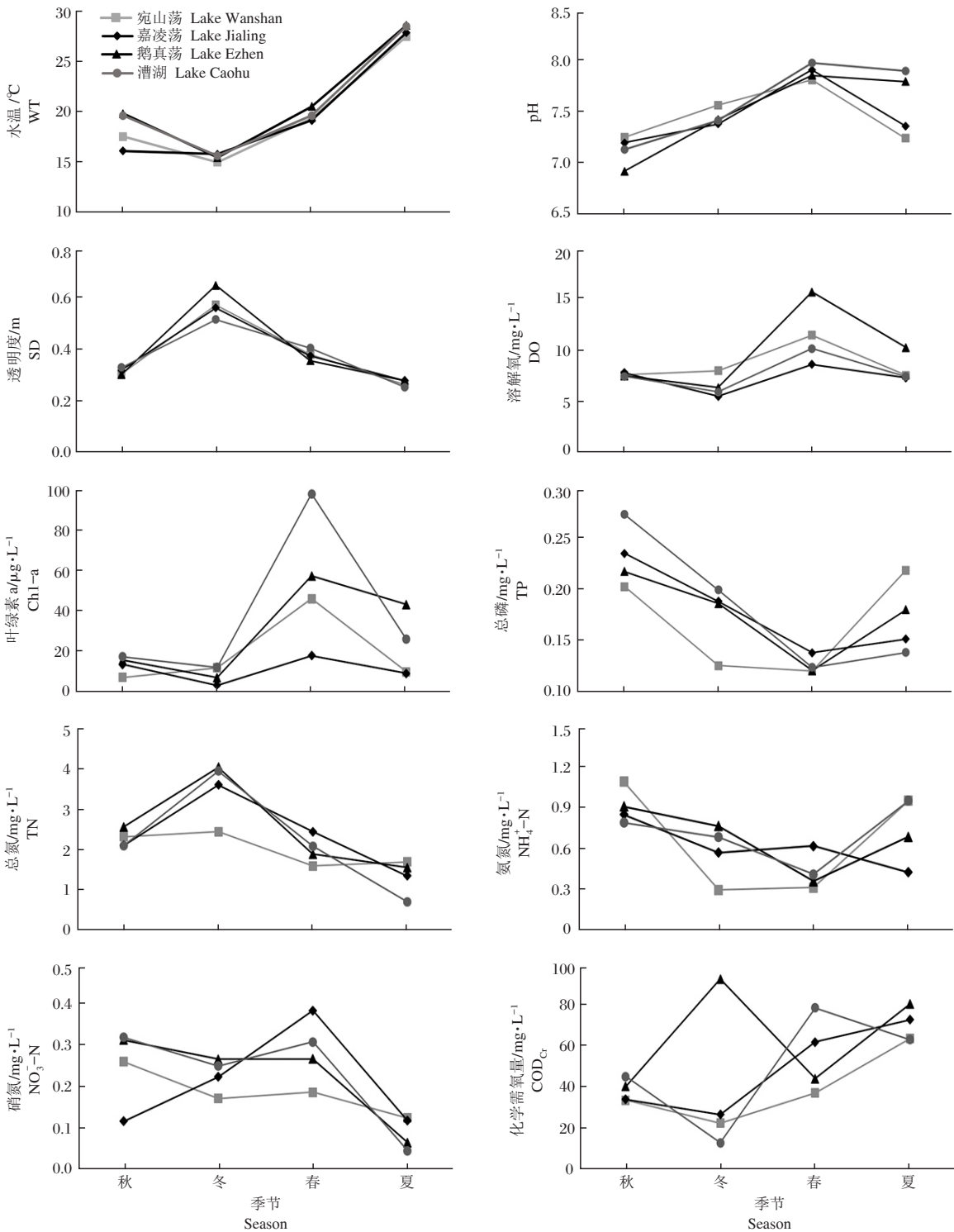


图2 不同湖荡水质指标季节变化

Fig.2 Seasonal variation of water quality parameters for each lake

2.2 浮游植物群落结构

2.2.1 种类数量 经镜检,4个湖荡共鉴定出浮游植物8门、72属、151种(含变种、变形),包括硅藻门23属、47种,绿藻门21属、45种,蓝藻门14属、29种,甲藻门6属、13种,裸藻门3属、11种,隐藻门3属、3种,黄藻门1属、2种及金藻门1属、1种。

2.2.2 优势种组成 根据优势种( $Y \geq 0.02$ )确定原则,调查期间望虞河西岸湖荡群共鉴定出优势种13种,湖荡群全年优势种呈现出硅藻门→蓝藻门→硅藻门→甲藻门的演替规律。春季优势种较为丰富,包括不等胸隔藻(*Mastogloia inaequalis*)、四尾栅藻(*Scenedesmus quadricauda*)、狭形纤维藻(*Ankistrodesmus angustus*)、舟形菱形藻(*Nitzschia navicularis*);秋季优势种主要为硅藻门,包括颗粒直链藻(*Melosira granulata*)、梅尼小环藻(*Cyclotella meneghiniana*)及属于绿藻门的微绿球藻(*Nannochloropsis oculata*);冬季优势种包括小球藻(*Chlorella vulgaris*)、微小原甲藻(*Prorocentrum mininum*)、红细胞隐藻(*Rhodomonas lacustris*)、裸甲藻(*Gymnodinium aeruginosum*);铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)和阿氏浮丝藻(*Planktothrix agardhii*)为夏季绝对优势种,优势度高度集中,导致种间竞争作用降低,群落结构不稳定。4个湖荡之间的差异主要出现在冬季,其中漕湖的优势种为硅藻门,其他3个湖荡则以甲藻门为主。

2.2.3 生物量变化 从时间上看,各湖荡在不同季节的生物量有明显差异(图3)。总生物量在春季达到峰值,其中宛山荡最高,为45.13 mg/L,优势门类为硅藻;夏季平均生物量为9.98 mg/L,以喜温的蓝藻门为主;秋季生物量降至最低(2.31 mg/L),随着温度降低,硅藻重回优势;冬季平均生物量为9.00 mg/L,漕湖以硅藻门为主,其他湖荡以甲藻门为主。总体来看,各季节浮游植物生物量在1.45~45.13 mg/L,硅藻门占总体的38.9%,为优势门类。浮游植物生物量在一定程度上能反映该水域的营养类型,参考湖泊富营养评价化标准(骆鑫等,2019),湖荡群浮游植物生物量年均值为13.48 mg/L( $>10$  mg/L),为富营养型水体。

从空间上看,宛山荡总体生物量较高,最高值出现在春季兴塘河(S2)断面(62.19 mg/L),最小值出现在秋季牛毛圩(S11)断面(0.25 mg/L),总体变化呈宛山荡较高、嘉凌荡较低的特点。漕湖的变化较大,冬季为4个湖荡最低,仅有5.71 mg/L,春季显著升高,达到39.96 mg/L;其他3个湖荡的生物量变化规律均为:宛山荡>鹅真荡>嘉凌荡。

湖荡群浮游植物细胞密度平均值为 $15.25 \times 10^6$  个/L,呈夏高( $38.62 \times 10^6$  个/L)秋低( $1.56 \times 10^6$  个/L)的演变趋势。参照相关评价湖泊富营养化标准,湖荡群浮游植物细胞密度大于 $10 \times 10^6$  个/L,为富营养型水体。

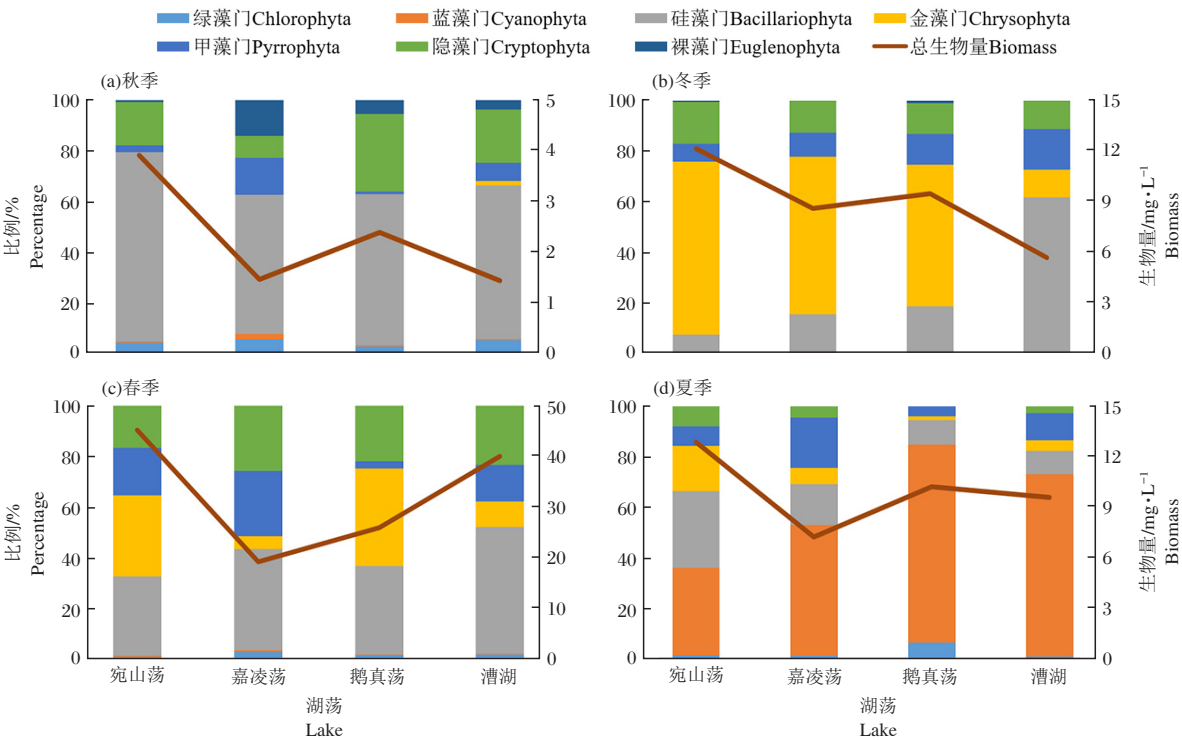


图3 不同季节浮游植物总生物量及各门类占比

Tab.3 Composition of total phytoplankton biomass by season

2.2.4 多样性指数 Shannon–Wiener 多样性指数、Pielou 均匀度指数以及 Margalef 丰富度指数评价结果显示,望虞河西岸湖荡群总体为中污型状态,呈秋高、夏低趋势(图4)。其中,Shannon–Wiener 多样性指数反映了群落结构的复杂程度(宋秀凯等,2019),其值大多在2~3,属β-中污型水质;湖荡群Pielou 均匀度空间差异较小,多在0.5~0.8,处于轻污型至β-中污型过渡状态;湖荡群各点位Margalef 值较为接近且略高于1,表明其处于中污染型至重污染型过渡状态。多样性指数表明,湖荡群浮游植物群落多样性处于中等水平,总体处于中污染型至重污染型的过渡状态。

多样性指数的季节演变特征显示,秋季和春季多样性指数较高,冬季次之,夏季最低;其中,秋季多样性指数平均值  $H'$  为2.39,均匀度指数  $J'$  为0.74,丰富度指数  $D$  为1.69;春季  $H'$  值为2.40,  $J'$  值为0.73,  $D$  值为1.52;冬季  $H'$  值为2.06,  $J'$  值为0.78,  $D$  值为0.94。受蓝藻门绝对占优影响,夏季多样性指数最差,其  $H'$  值仅为1.14,  $J'$  值为0.40,  $D$  值为0.94。

多样性指数的区域分布特征表明,宛山荡东西湖区差异明显,其余湖荡总体相对较高;其中,嘉凌荡湖心(S14,年均值  $H'$  =2.98,  $J'$  =0.80,  $D$  =1.29)各指数得分靠前,属于β-中污型水体,接近寡污型水体。宛山荡东西两侧湖区及嘉凌荡西部多样性指数较低,最低值出现在夏季嘉凌荡牛毛圩(S11,  $H'$  =1.42,  $J'$  =0.50,  $D$  =1.03),表明该点浮游植物群落简单,处于α-中污型水体向重污染型水体过渡期。

2.3 水质指标与生物因子的相关性

湖荡群水环境因子与生物学指标的相关性分析结果表明(表1),浮游植物生物量(Biomass)与DO和Chl-a呈显著正相关;  $H'$ 、 $J'$  与WT呈显著负相关。WT与SD、TN等环境因子均存在显著的相关性,而WT的变化受季节影响,表明湖荡群水质季节变化特征明显,多样性指数随温度的升高呈下降趋势。

2.4 浮游植物优势种与环境因子的RDA分析

选取优势度大于2%的浮游植物藻种与水环境因子进行RDA或CCA分析(Garono et al,1996)。根据浮游植物优势种类生物量去趋势分析(detrended correspondence analysis, DCA),第一轴的梯度长度最大值为1.70(<3),故选用RDA进行分析,选取种类及代码见表2。结果表明,第1排序轴和第2排序轴特征值分别为0.521和0.066,两轴累计变异百分率解释了物种数据的61.2%,解释了物种与环境之间关系的88.3%,表明13种浮游植物与10个环境变量

之间存在显著相关性;其中,WT占比最高,解释了总变异率的46.6%;其余依次为Chl-a(5.7%)、SD(5.6%)、 $\text{NO}_3^-$ -N(3.1%)、 $\text{NH}_4^+$ -N(2.1%)、DO(1.4%)、TN(0.8%)、TP(0.6%)、pH(0.3%)、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ (0.2%)。

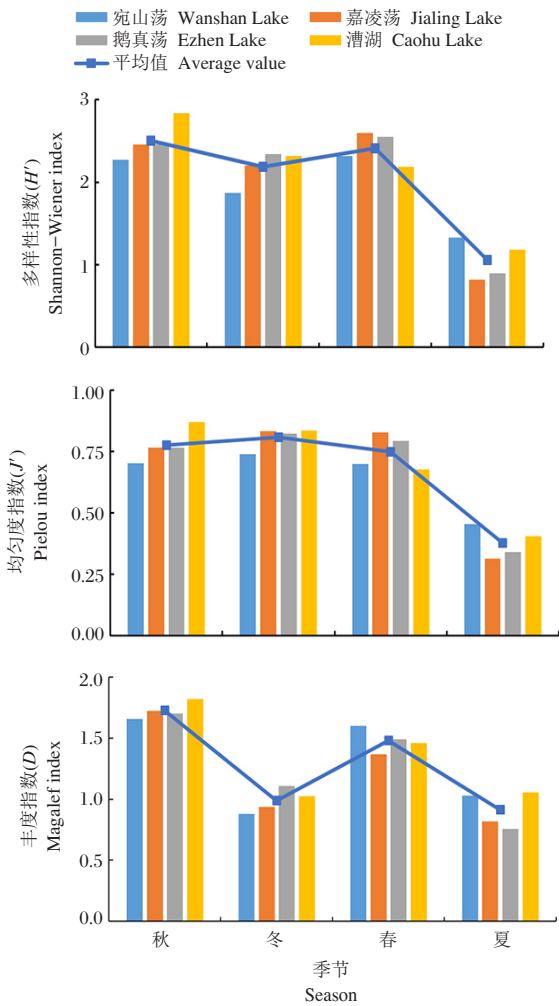


图4 不同季节和采样点的浮游植物多样性指数分布  
Fig.4 Phytoplankton diversity index by season and sampling site

RDA 排序结果见图5。铜绿微囊藻、阿氏浮丝藻与WT、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 呈显著正相关关系,与TN呈显著负相关关系,这两种藻季节特征明显,在夏季显著增多。微小原甲藻、裸甲藻与TP、 $\text{NH}_4^+$ -N呈显著负相关,与SD呈显著正相关,受营养盐与光照影响较大。颗粒直链藻、狭形纤维藻和红细胞隐藻与TN呈显著正相关,与WT、 $\text{COD}$ 呈显著负相关,对光照和温度的适应性较强。pH、WT是影响浮游植物生长的重要因素;此外,浮游植物生长需要合适的氮磷营养盐,当浓度超过所需阈值后,则会抑制浮游植物的生长。水生植物吸收或存储营养盐,与浮游植物生长形成竞争关系,具有一定的抑制作用(Li et al,2019)。

表 1 环境因子与生物因子的 Pearson 相关性分析

Tab.1 Pearson correlation analysis of the environmental factors and biological factors

| 因子                              | WT       | pH      | DO     | SD     | TN     | TP      | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N | COD <sub>Cr</sub> | Chl-a  | H'      | J'     | D     | Biomass |
|---------------------------------|----------|---------|--------|--------|--------|---------|---------------------------------|---------------------------------|-------------------|--------|---------|--------|-------|---------|
| WT                              | 1        |         |        |        |        |         |                                 |                                 |                   |        |         |        |       |         |
| pH                              | -0.012   | 1       |        |        |        |         |                                 |                                 |                   |        |         |        |       |         |
| DO                              | 0.080    | 0.439   | 1      |        |        |         |                                 |                                 |                   |        |         |        |       |         |
| SD                              | -0.642*  | 0.189   | -0.046 | 1      |        |         |                                 |                                 |                   |        |         |        |       |         |
| TN                              | -0.585*  | -0.105  | -0.289 | 0.645* | 1      |         |                                 |                                 |                   |        |         |        |       |         |
| TP                              | 0.141    | -0.679* | -0.371 | -0.349 | 0.192  | 1       |                                 |                                 |                   |        |         |        |       |         |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N | 0.188    | -0.466  | -0.290 | -0.427 | 0.128  | 0.758** | 1                               |                                 |                   |        |         |        |       |         |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N | -0.391   | 0.234   | -0.062 | 0.270  | 0.539* | -0.154  | -0.012                          | 1                               |                   |        |         |        |       |         |
| COD <sub>Cr</sub>               | 0.491    | 0.129   | 0.063  | -0.171 | -0.142 | 0.017   | 0.054                           | -0.052                          | 1                 |        |         |        |       |         |
| Chl-a                           | 0.070    | 0.526*  | 0.693* | -0.035 | -0.159 | -0.332  | -0.268                          | 0.083                           | 0.125             | 1      |         |        |       |         |
| H'                              | -0.656*  | 0.047   | 0.108  | 0.262  | 0.332  | -0.118  | -0.088                          | 0.495                           | -0.377            | 0.051  | 1       |        |       |         |
| J'                              | -0.732** | 0.061   | -0.008 | 0.430  | 0.430  | -0.165  | -0.186                          | 0.448                           | -0.391            | -0.052 | 0.925** | 1      |       |         |
| D                               | -0.283   | -0.143  | 0.207  | -0.220 | -0.069 | 0.095   | 0.191                           | 0.276                           | -0.256            | 0.155  | 0.664*  | 0.355  | 1     |         |
| Biomass                         | 0.016    | 0.456   | 0.566* | 0.084  | -0.239 | -0.416  | -0.407                          | -0.051                          | -0.027            | 0.567* | 0.098   | -0.054 | 0.252 | 1       |

注:\*表示在 0.05 级别(双尾)相关性显著;\*\*表示在 0.01 级别(双尾)相关性显著。  
Note: \* indicates a significant correlation at level of 0.05 (two-tailed); \*\* indicates an extremely significant correlation at level of 0.01 (two-tailed).

表 2 优势种及 RDA 分析中浮游植物代码

Tab.2 Phytoplankton species codes for redundancy analysis

| 代码   | 藻类                                   |
|------|--------------------------------------|
| sp1  | 小球藻 <i>Chlorella vulgaris</i>        |
| sp2  | 微绿球藻 <i>Nannochloropsis oculata</i>  |
| sp3  | 四尾栅藻 <i>Scenedesmus quadricauda</i>  |
| sp4  | 狭形纤维藻 <i>Ankistrodesmus angustus</i> |
| sp5  | 铜绿微囊藻 <i>Microcystis aeruginosa</i>  |
| sp6  | 阿氏浮丝藻 <i>Planktothrix agardhii</i>   |
| sp7  | 不等胸隔藻 <i>Mastogloia inaequalis</i>   |
| sp8  | 梅尼小环藻 <i>Cyclotella meneghiniana</i> |
| sp9  | 舟形菱形藻 <i>Nitzschia navicularis</i>   |
| sp10 | 颗粒直链藻 <i>Melosira granulata</i>      |
| sp11 | 微小原甲藻 <i>Prorocentrum minimum</i>    |
| sp12 | 红胞隐藻 <i>Rhodomonas lacustris</i>     |
| sp13 | 裸甲藻 <i>Gymnodinium aeruginosum</i>   |

3 讨论

3.1 增加望虞河水生植被有利于提升湖荡群水质

望虞河西岸湖荡群水质大体处于地表水劣Ⅴ类水平,主要超标指标为TN(年均2.28 mg/L)和COD<sub>Cr</sub>(年均50.7 mg/L)。“引江济太”工程实施后,湖荡群的换水周期缩短,水流速度较快,其水质也受长江来水影响。研究表明,长江-望虞河-太湖引水沿程中各形态N、P沿程变化表现不一,主要形态为NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N和

TPP(颗粒态总磷),长江、望虞河段显著高于太湖贡湖段,但贡湖湾入湖采样点与望虞河段持平,受望虞河引水影响显著(潘晓雪等,2015);受水流、水位等因素影响,湖荡区水生植物覆盖面积较少,而过水通道持续的大量营养盐和有机物输入以及周边纺织印染、冶金等造成的工业污染和区域种植、养殖业造成的农业面源等污染,均对湖荡群的水质产生较大影响(张利民等,2010)。作为“引江济太”工程水质保障的重要节点,湖荡群的水生态系统尤其是水生植被面积亟需恢复,以增强其对氮磷等营养盐的自净能力。

3.2 望虞河西岸湖荡群浮游植物群落特征及评价

调查期间,望虞河西岸湖荡群共鉴定浮游植物8门、68属、152种,全年以硅藻门(47种)和绿藻门(45种)为主。湖荡群平均浮游植物生物量为13.48 mg/L,春季最高。随着气温升高,浮游植物吸收与消耗水体营养盐,开始大量繁殖,而浮游动物和鱼类的繁殖相对滞后,因此春季浮游植物生物量大幅上升。生物多样性分析显示,望虞河西岸湖荡群浮游植物群落存在明显时空差异。从时间来看,多样性指数和丰富度指数变化规律较为明显,与温度变化规律一致;从空间格局来看,位于宛山荡中部的点位(S6、S7)与鹅真荡湖区(S15~S17)和漕湖湖区(S18、S19)情况较为相似,浮游植物的3种生物多样性指数均高于平均值,水质相对较好。宛山荡西部(S1~S3)与东部(S8~S10)情况相似,该区域生物多样性指数较低。嘉

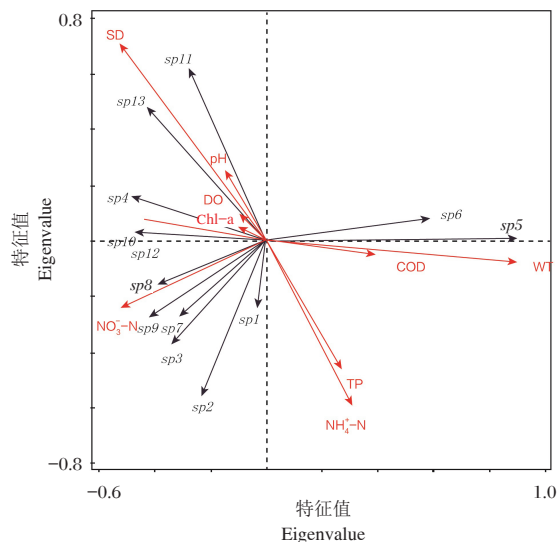


图5 浮游植物优势种与环境因子RDA排序

Fig.5 Redundancy analysis of phytoplankton dominant species and environmental factors

凌荡湖区(S11~S14)与宛山荡(S4、S5)情况较为相似,均位于承接河口处,属于过水通道,营养盐及有机物外源输入对湖区水质产生较为明显的变化。

将湖荡群浮游植物群落结构与上游长江南通上游段相比,长江水量充沛、流速较急、水体浑浊度较高,以直链藻(*Melosira* sp.)( $Y=0.371$ )占优(李欢等,2015),在流动的水体中,往往以快速繁殖的硅藻、栅藻占主要优势。望虞河西岸湖荡群属于过水性湖泊,换水速度较快,也以硅藻占主要优势。与承接水体太湖相比,太湖共有浮游植物121种,主要优势种有微囊藻(*Microcystis* spp.),梅尼小环藻(*Cyclotella meneghiniana*)等(夏莹霏等,2016)。太湖浮游植多样性( $H'=1.15$ )及均匀度( $J'=0.43$ )指数整体较低,浮游植物群落以微囊藻为优势类群,表明湖荡群的浮游植物群落结构优于太湖。湖荡群浮游植物多样性评价结果优于太湖的原因与其换水周期较短、水流速度较快等因素有关。太湖换水周期较慢,从枯水期到丰水期,物种逐渐单一化;而作为过水性湖荡,望虞河西岸湖荡群浮游植物空间分布不均,区域特征明显,相比宛山荡,其余3个湖荡浮游植物生物量和优势种类都较少,此湖荡位于望虞河通道,由于水质交换较快,受高水位波动及调水影响,浮游植物群落结构变化较大,尤其是入河口处(S13)受上游望虞河影响,夏季微囊藻显著低于平均水平。望虞河西岸湖荡群整体水质生物学评价结果相对较好,但仍应对换水周期较长的宛山荡等湖荡加强监测,控制外源污染输入,控制夏季蓝藻的大规模繁殖。

3.3 影响望虞河湖荡群浮游植物群落的环境因子

Pearson 相关性分析结果表明,影响望虞河西岸湖荡群浮游植物的主要环境因子为WT、Chl-a、SD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 。WT为浮游植物生长的限制性因子,对其群落结构演替具有重要影响。营养盐 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 在一定浓度能够抑制或促进浮游植物生长,共同作用保证了浮游植物的高生长(宋勇军等,2019), $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 是藻类容易利用的氮营养盐形态,是调水过程中影响浮游植物群落结构的关键性环境因子。一般而言,浮游植物丰度与Chl-a呈显著正相关(陈倩等,2018),随着Chl-a升高,水体SD通常呈下降趋势(马成学等,2012;邱小琮等,2012)。综上分析,望虞河西岸湖荡群浮游植物群落结构主要受WT、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的制约。相关研究也表明,pH、TP、TN、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 是影响长江中下游浮游植物群落结构的主要环境因子(孟睿,2013);太湖浮游植物群落结构则受WT、DO、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{BOD}_5$ 环境因子制约(陈洋等,2017),故“引江济太”沿线水体的浮游植物群落结构均在不同程度上受 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的影响。

RDA排序可反映出不同种类浮游植物对环境因子的适应度,不等胸隔藻、梅尼小环藻、舟形菱形藻与四尾栅藻的排序位置相对接近,表明其对应环境的适应程度较为相似。WT与蓝藻门呈显著正相关,夏季蓝藻大量繁殖,限制了其他藻类繁殖,成为绝对优势种,导致水体藻相结构单一,与陈洋等(2017)研究结果相似。由排序结果可以看出,微囊藻与TN呈负相关,在夏季微囊藻占绝对优势时,TN浓度较低,与监测结果相吻合。RDA分析结果表明,湖荡群浮游植物的群落结构与环境因子之间存在相互依赖关系,随环境因子的变化而表现出一定的空间差异,藻类的群落结构变化也可在一定程度上反映和预测水体的特定环境状态。

氮和磷作为浮游植物生长所必需的营养元素,是淡水系统中重要的生长限制性因子。在调水过程中,望虞河西岸湖荡群水面开阔、流速较慢,对长江来水有一定的缓冲作用;同时,其pH、TN、TP、DO受周边河道来水的影响较为明显,这几个环境因子与硅藻呈明显正相关,也是调水影响浮游植物群落结构的主要环境因子。

参考文献

陈倩,李秋华,胡月敏,等,2018. 贵州百花水库浮游藻类功能群时空分布特征及影响因子分析[J]. 环境科学研究, 31(7): 1266-1274.

- 陈洋,胡晓东,张建华,等,2017. 太湖不同区域浮游植物群落结构特征及其与环境因子的关系[J]. 水生态学杂志,38(3): 38-44.
- 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.
- 李欢,赵伟华,林莉,2015. 长江中下游干流浮游藻类空间分布特征初探[J]. 长江科学院院报,32(6):94-99.
- 李玲,2012. 浅析无锡市宛山荡湖泊生态环境评价[J]. 江苏水利,(11):30-32.
- 陆志华,李敏,陈俊,等,2017. 望虞河西岸控制工程与走马塘工程联合调度方案研究[J]. 中国农村水利水电,(9):77-80.
- 骆鑫,蓝文陆,李天深,等,2019. 钦州湾春、夏季浮游植物群落特征及其与环境因子的关系[J]. 生态学报,39(7):2603-2613.
- 马成学,卞少伟,于洪贤,等,2012. 兴凯湖浮游植物丰度与环境因子的相关性[J]. 东北林业大学学报,40(2):78-80.
- 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.
- 潘晓雪,马迎群,秦延文,等,2015.“引江济太”过程中长江-望虞河-贡湖氮、磷输入特征研究[J]. 环境科学,36(8): 2800-2808.
- 邱小琼,赵红雪,孙晓雪,2012. 宁夏沙湖浮游植物与水环境因子关系的研究[J]. 环境科学,33(7):2265-2271.
- 宋秀凯,程玲,付萍,等,2019. 莱州湾金城海域网采浮游植物年际变化及与环境因子的关系[J]. 生态学报 39(8):2784-2793.
- 宋勇军,戚菁,刘立恒,等,2019. 程海湖夏冬季浮游植物群落结构与富营养化状况研究[J]. 环境科学学报,39(12):4106-4113.
- 王沛芳,胡斌,王超,等,2013. 湖荡湿地对输水河道磷的截留净化作用[J]. 水资源保护,29(1):1-5.
- 夏莹霏,胡晓东,徐季雄,等,2019. 太湖浮游植物功能群季节演替特征及水质评价[J]. 湖泊科学,31(1):134-146.
- 徐凌云,逢勇,付浩,2016. 保障望虞河引调水期水质的引水依托条件研究[J]. 水资源保护, 32(3):121-126.
- 张利民,王水,韩敏,等,2010. 太湖流域望虞河西岸地区氮磷污染源解析及控制对策[J]. 湖泊科学, 22(3):315-320.
- 张又,刘凌,姚秀岚,等,2013.“引江济太”调水中望虞河水质变化的规律[J]. 水资源保护,29(2):53-57.
- 中国科学院南京地理与湖泊研究所,2015. 湖泊调查技术规范[M]. 北京:科学出版社.
- 中华人民共和国农业部,2010. 淡水浮游生物调查技术规范: SC/T9402-2010[S]. 北京:中国标准出版社.
- Belaoussoff S, Kevan P, Murphy S, et al, 2003. Assessing tillage disturbance on assemblages of ground beetles(Coleoptera Carabidae)by using a range of ecological indices[J]. Biodiversity and Conservation,12(5):851-882.
- Fehling J, Davidson K, Bolch C, et al, 2012. The Relationship between Phytoplankton Distribution and Water Column Characteristics in North West European Shelf Sea Waters [J]. PLoS ONE, 7(3):e34098.
- Garono R J, Heath R T, Hwang S J, 1996. Detrended Correspondence Analysis of Phytoplankton Abundance and Distribution in Sandusky Bay and Lake Erie[J]. Journal of Great Lakes Research,22(4):818-829.
- Gharib S, El-Sherif Z, Abdel-Halim A, et al, 2011. Phytoplankton and environmental variables as a water quality indicator for the beaches at Matrouh, south-eastern Mediterranean Sea,Egypt:an assessment[J]. Oceanologia,53(3): 819-836.
- Hunter P R, Gaston M A,1988. Numerical index of the discriminatory ability of typing systems:an application of Simpson's index of diversity[J]. Journal of Clinical Microbiology,26(11):2465-2466.
- Li X, Yu H, Wang H, et al, 2019. Phytoplankton community structure in relation to environmental factors and ecological assessment of water quality in the upper reaches of the Genhe River in the Greater Hinggan Mountains[J]. Environmental Science and Pollution Research, 26(17): 17512-17519.

(责任编辑 万月华)

## Relationship Between Phytoplankton Community and Water Environment Factors in the Western Lake Group of Wangyu River

JIN Wei-dong<sup>1,2</sup>, YANG Su-wen<sup>1,2</sup>, YUN Jin<sup>1,2,3</sup>, HAO Gui-zhen<sup>3</sup>, XU Li<sup>3</sup>, YAN Yu-hong<sup>1,2</sup>

(1. National Engineering Laboratory for Lake Pollution Control and Ecological Restoration,  
Beijing 100012, P.R. China;

2. Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Institute of Lake Ecological Environment,  
Beijing 100012, P.R. China;

3. Hebei University of Architecture and Engineering, Zhangjiakou 075000, P.R. China)

**Abstract:** The Wangyu River basin, connecting Yangtze River and Taihu Lake, is a typical flood plain river-lake network and it plays an important role in improving the water quality of Taihu Lake and the surrounding area. In this study, we explored the characteristics of phytoplankton community structure in the western lake group of Wangyu River, including phytoplankton biomass, density, diversity, dominant species, and the spatiotemporal distribution. The primary environmental factors affecting the phytoplankton community were determined by Pearson correlation analysis (PCA) and redundancy analysis (RDA). The aim was to provide theoretical evidence and data to support water quality monitoring, scientifically based water diversion and ecological conservation of the lake group and river-lake network. Seasonal investigation of phytoplankton and water environmental factors in the lake group (Wanshan Lake, Jialing Lake, Ezhen Lake and Caohu Lake) was carried out at 19 sampling sites from September 2018 to July 2019. Results show that: (1) Water quality in the four lakes met or violated Class V standards (environmental quality standards for surface water: GB3838-2002), and water quality in spring was better than in other seasons. The environmental parameters at excessive levels were TN and COD<sub>Cr</sub>. (2) A total of 152 phytoplankton species (varieties, variants) from 68 genera of 8 phyla were identified, dominated by Diatoms, Chlorophyta and Cyanobacteria. Dominant species included *Chlorella vulgaris*, *Cyclotella meneghiniana*, *Melosira granulata*, *Microcystis aeruginosa* and *Planktothrix agardhii*. The average annual phytoplankton biomass and density in the lakes were 13.48 mg/L and  $15.25 \times 10^6$  cells/L. The ranges of the Shannon-Wiener diversity, Pielou evenness and Margalef richness indices of the phytoplankton community were, respectively, 2-3, 0.5-0.8 and 1-2, and tended to be higher in autumn and lower in summer. Phytoplankton biodiversity indicated water quality in the lakes ranged from moderately to heavily polluted. RDA and PCA indicated that water temperature,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  and  $\text{NO}_3^--\text{N}$  were the primary environmental factors affecting phytoplankton community structure. The spatial distribution of phytoplankton in the lake group was uneven and the seasonal differences were obvious. In conclusion, the dominant species of phytoplankton in the lake group were similar to those in Taihu Lake, but phytoplankton diversity indices were better and water quality was worse. Therefore, we suggest continuous monitoring of water quality in this group of lakes and using appropriate measures for improving water quality.

**Key words:** Wangyu River; phytoplankton; environmental factors; river-lake network; community structure