

青龙湖冬季浮游植物群落结构及其与环境因子的关系

赵秀侠, 卢文轩, 李静, 方婷, 杨坤, 梁阳

(安徽省农业科学院水产研究所, 水产增养殖安徽省重点实验室 安徽合肥 230001)

摘要:为探究青龙湖浮游植物群落结构特征及其水环境影响因子, 确定水体营养化现状, 于2016年12(冬季)对青龙湖10个采样点浮游植物种类组成、丰度与生物量以及水质理化指标进行调查分析。结果显示, 冬季青龙湖共鉴定出浮游植物5门、17属、50种(含变种), 硅藻和绿藻是青龙湖浮游植物优势类群, 浮游植物种类组成表现为硅藻-绿藻型; 优势类群为硅藻门颗粒直链藻(*Melosira granulata*)、颗粒直链藻极狭变种(*M. granulata* var. *angustissima*)、颗粒直链藻极狭变种螺旋变型(*M. granulata* var. *angustissima* f. *spiralis*)及蓝藻门类颤鱼腥藻(*Anabaena oscillarioides*)、水华束丝藻(*Aphanizomenon flos-aquae*), 优势种在各采样点分布差异不明显。冬季浮游植物丰度均值为 6.71×10^4 个/L, 生物量均值为0.07 mg/L; 各采样点 Margalef 指数、Shannon-Wiener 指数与 Pielou 指数分别为0.98~2.31、0.61~2.37及0.19~0.84。冗余分析(RDA)表明, pH、溶解氧、溶解氧饱和度、水温与氧化还原电位与青龙湖浮游植物群落结构关系最为密切。Margalef 丰富度指数、Shannon-Wiener 多样性指数与 Pielou 均匀度指数评价水质结果为中度污型水平。

关键词:青龙湖; 浮游植物; 群落结构; 水质评价; 环境因子

中图分类号: Q142 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-3075(2020)02-0083-08

浮游植物是水生态系统的初级生产者, 也是食物链的基础环节, 其群落结构的时空变化影响淡水生态系统的结构和功能, 同时也是重要的环境指示物, 反映环境污染状况(Devi et al, 2016); 不同类群浮游植物对水环境变化敏感性与适应性具有很大差异, 其种类组成、数量及丰度分布等群落结构特征是判定水体富营养化关键指标之一(Griffiths et al, 2016)。因此, 浮游植物群落结构组成、丰度、生物量、多样性指数等被广泛应用于水生态状况的分类评价。水库是一类受人工调节干扰较大的生态系统, 不同类型水库浮游植物群落结构具有各自特点, 湖泊型人工水库与河流型水质相比较, 其水环境相对封闭, 水体自净能力相对较弱(Barinova et al, 2017)。因此, 通过浮游植物群落结构监测水库水质状况十分有必要。

青龙湖(30.4049~30.5841°N, 118.7607~118.8928°E)又名青龙湾水库, 属长江水系, 位于安

徽省宁国市西部、皖南山区东缘、水阳江上游西津河上, 属丘陵型大型水库; 地处亚热带季风气候区, 四季分明(俞爱萍, 2011); 水库面积3 267 hm², 平均水深28.0 m, 水体库容 94.1×10^8 m³, 表层常年水温8.5~33℃, 水体透明度最高可达2.4 m, 溶解氧5.0~8.0 mg/L, 水体流动交换频繁; 水库岸线曲折、湖汊较多(贾俊威, 2016)。该水库具有调蓄洪水、水力发电、城市供水、旅游开发、渔业生产等多种功能。作为城市供水水源地, 其水质必须达到饮用水水质标准, 为确保水库水质安全, 必须对水质及水生生物进行相关监测, 而迄今为止, 缺乏青龙湖浮游植物群落生态学资料(戴成华等, 2016; 何颖, 2016; 毕启东等, 2017)。本文通过研究青龙湖冬季浮游植物群落结构, 主要包括浮游植物种类组成、丰度、生物量、对水质现状进行生物学评价, 并采用冗余分析(RDA)方法, 探究青龙湖浮游植物群落结构特征及其与环境因子的关系, 旨在为青龙湖浮游植物群落结构及水质特性提供基础资料, 为水环境监测管理、评价保护及渔业资源合理利用与可持续性发展提供理论依据。

1 材料和方法

1.1 采样点设置与采样时间

参照文献进行采样点设置(黄祥飞等, 2000; 金相灿等, 1990), 在青龙湖及主要支流共设置10个采

收稿日期: 2018-05-09

基金项目: 国家特色淡水鱼产业技术体系(CARS-46); 安徽省重点研发和开发计划项目(201904f06020053; 201904a06020023); 安徽省农业科学院科技创新团队(2020YL043)。

作者简介: 赵秀侠, 1981年生, 女, 助理研究员, 主要从事渔业水环境保护与利用工作。E-mail: xiuxia99@126.com

通信作者: 卢文轩, 1971年生, 男, 副研究员, 主要从事鱼类生态学。E-mail: ahfishery@163.com

样点(均设置在水流中心区域)(图1),分为上游(1、2、3号)、中游(4、5、6、7号)与下游(8、9、10号),于2016年12月(冬季)进行浮游植物采集。

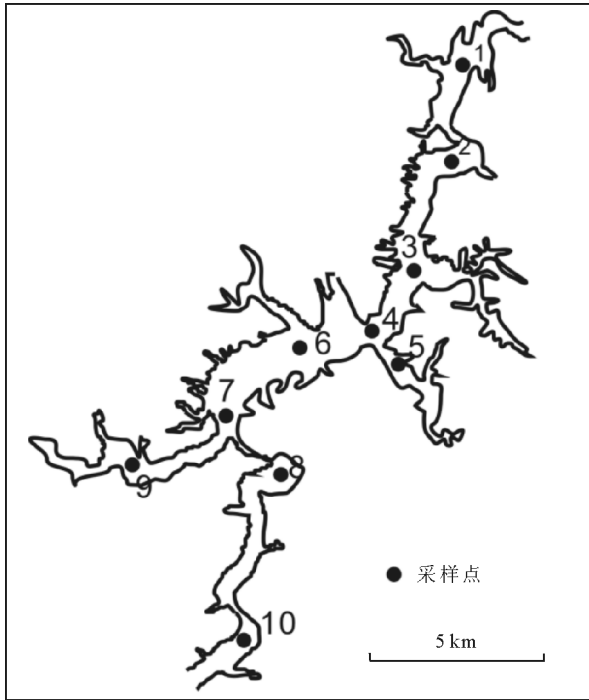


图1 青龙湖浮游植物采样点分布

Fig.1 Location of the sampling stations in Qinglong Lake

1.2 样品采集与分析

1.2.1 浮游植物 定性标本以25号浮游生物网(网眼孔径为 $64\ \mu\text{m}$)在水体表层呈“∞”字形捞取5 min左右,将滤取样品放入标本瓶中,按样品体积1.5%加鲁哥氏液固定,用于浮游植物定性分析;参照文献描述(章宗涉等,1995;胡鸿钧等,2006),样品在实验室内400~1 000倍Olympus DP722显微镜下鉴定浮游植物种类。定量标本以Patalas有机玻璃采水器采集,于水面下0.5 m和5.0 m处采集混合水样1 L,当场用鲁哥氏液固定。样品带回实验室后沉淀48 h后,浓缩、定容为30 mL,吸取0.1 mL浓缩液体注入0.1 mL浮游生物计数框内,在显微镜下进行种类鉴定与细胞计数。每个样本重复计数2~3次,每次观察100个视野,取其平均值;换算成单位体积中浮游植物的细胞密度(金相灿等,1990;章宗涉等,1995)。浮游植物生物量采用细胞体积法推算,单细胞藻类的生物量主要根据藻类个体形状测量推算(孙军等,1999)。

1.2.2 水质参数 在各采样点使用多参数水质分析仪(HI9828)现场测定,测定参数包括溶解氧(DO)、pH、溶解氧饱和度(DOs)、水温(WT)、氧化还原电位(ORP)。

1.3 浮游植物群落结构参数

运用Margalef物种丰富度指数(D)、Shannon-Wiener物种多样性指数(H)、Pielou均匀度指数(J)及浮游植物优势度等参数分析青龙湖浮游植物群落结构特征(Shannon et al, 1949; Pielou, 1966; 沈韞芬等,1990)。优势度 $Y \geq 0.02$ 的藻类定为优势种。各参数计算公式如下:

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

$$H = -\sum_{i=1}^S (n_i / N) \times \ln (n_i / N) \quad (2)$$

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

$$Y = n_i / N \times f_i \quad (4)$$

式中: S -浮游植物总种数; N -浮游植物个体总数; n_i -第 i 种浮游植物个体数; f_i -第 i 种浮游植物各采样点出现频率。 $D > 5$ 为水质清洁, $D > 4$ 为寡污型, $D > 3$ 为 β -中污型, $D < 3$ 为 α -中污型的水质判定标准; H 值在0~1.0为重度污染, $H = 1.0 \sim 3.0$ 为中度污染, $H > 3.0$ 为轻度污染或无污染; J 值在0~0.3为重度污染, $J = 0.3 \sim 0.5$ 为中度污染, $J = 0.5 \sim 0.8$ 为轻度污染(Pielou, 1969; Margalef, 1958; 黄丹等,2016)。

1.4 数据分析

水质数据进行对数转化,以使数据呈正态分布。各位点参数差异的判别用SPSS 17.0软件进行单因素方差分析(One-way ANOVA),以 $P < 0.05$ 作为差异显著性判定标准。运用除趋势对应分析(DCA)与冗余分析(RDA)对青龙湖浮游植物物种丰度与环境因子进行分析,为减少稀有物种权重,筛选出细胞丰度在各站点出现频率 $> 15\%$ 的浮游植物种类进行排序。DCA和RDA分析在CANOCO 4.5软件中实现。

2 结果

2.1 水质参数

各采样位点pH、溶解氧(DO)、溶解氧饱和度(DOs)、水温(WT)及氧化还原电位值(ORP)见表1。综合分析,各理化参数差异不显著,上游pH、DO、DOs均小于中下游值,上游水温略高于中下游水温。

2.2 浮游植物种类组成与优势种

本次调查共鉴定出浮游植物5门、17属、50种(含变种)。以硅藻门与绿藻门种类为主;其中,硅藻门6属、22种,占总种数的44%,绿藻门6属、16种,占比32%;其次为蓝藻门类群,为3属、6种,

占比 12%, 隐藻门 1 属、4 种, 占比 8%, 甲藻门 1 属、2 种, 占比 4%。总体上看, 青龙湖浮游植物以硅藻与绿藻种类为主, 表明青龙湖冬季浮游植物种类组成成为硅藻-绿藻型, 从上游到下游浮游植物的种数呈现逐渐增加趋势(图 2)。

表 1 青龙湖冬季水质理化参数

Tab.1 Physicochemical parameters at each sampling station of Qinglong Lake in winter

样点号	pH	DO/mg · L ⁻¹	DOs/%	WT/°C	ORP
1	7.41	8.06	77.30	13.7	-21.5
2	7.69	8.26	78.90	13.5	-36.9
3	7.96	8.31	79.50	13.6	-51.7
4	7.72	8.50	81.50	13.7	-38.5
5	7.82	8.28	79.10	13.6	-44.1
6	7.86	8.55	81.70	13.5	-46.5
7	7.89	8.87	83.90	13.1	-47.9
8	7.87	8.84	83.60	13.1	-46.9
9	7.84	8.90	84.10	13.1	-45.0
10	7.47	9.24	85.80	12.3	-24.6

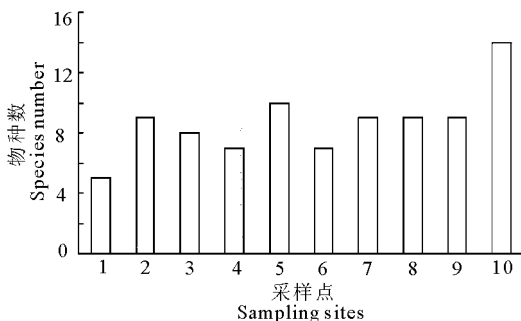


图 2 青龙湖不同采样点浮游植物的物种数

Fig.2 Number of phytoplankton species at each site in Qinglong Lake

2.3 浮游植物细胞丰度与生物量

调查期间, 青龙湖所有采样点浮游植物总细胞丰度为 67.08×10^4 个/L, 其中蓝藻门类群相对细胞丰度为 68.16%, 硅藻门为 29.20%, 绿藻门、隐藻门和甲藻门类群相对细胞丰度较低, 分别为 1.43%、0.27% 和 0.94%; 蓝藻门与硅藻门类群是青龙湖浮游植物细胞丰度的主体。浮游植物总生物量为 0.74 mg/L, 其中甲藻门类群相对生物量为 42.51%, 硅藻门为 29.58%, 其次为蓝藻门类群, 为 16.25%, 绿藻门和隐藻门类群相对生物量较低, 分别为 11.10% 和 0.61%。甲藻门类群生物量是青龙湖冬季生物量的主体(表 2)。

不同采样点浮游植物细胞丰度平均为 6.71×10^4 个/L, 其中以 8 号采样点最高, 为 18.39×10^4 个/L, 硅藻门类群与绿藻门类群细胞丰度均以 5 号采样点最高, 分别为 3.39×10^4 个/L 和 $0.27 \times$

10^4 个/L, 蓝藻门类群与甲藻门类群细胞分度最高均出现在 8 号采样点, 分别为 16.80×10^4 个/L 和 0.27×10^4 个/L, 浮游植物各类群细胞丰度在 2 号采样点最低, 为 0.96×10^4 个/L。从浮游植物生物量分析, 各采样点平均生物量为 0.074 mg/L, 最高点为 8 号采样点, 为 0.19 mg/L, 最低点为 6 号采样点, 为 0.03 mg/L, 硅藻门类群生物量在 1 号采样点最高, 为 0.04 mg/L, 蓝藻门与甲藻门最高生物量出现在 8 号采样点, 分别为 0.05 mg/L 与 0.14 mg/L。浮游植物及各类群细胞丰度与生物量表现为从上游、中游到下游呈逐渐增加趋势(图 3)。

表 2 青龙湖浮游植物及各类群细胞丰度与生物量

Tab.2 Abundance and biomass of each phytoplankton taxa in Qinglong Lake

类群	细胞丰度/	相对丰度/	生物量/	相对生物量/
	$\times 10^4$ 个 · L ⁻¹	%	mg · L ⁻¹	%
硅藻门	19.59	29.20	0.219	29.58
绿藻门	0.96	1.43	0.082	11.10
蓝藻门	45.72	68.16	0.120	16.25
隐藻门	0.18	0.27	0.005	0.61
甲藻门	0.63	0.94	0.315	42.51

2.4 浮游植物优势种

以优势度 $Y \geq 0.02$ 为标准(任辉等, 2017), 优势种为直链藻属种类, 直链藻属是水团混合良好、中到富等营养水平小型水体指示物种(Reynolds et al, 2002)。中游采样点 5、6 号优势种最多, 为 4 种, 上游采样点优势种较多, 下游采样点浮游植物优势种最少。总体上, 青龙湖浮游植物上游优势种数大于中下游, 不同采样点浮游植物优势物种有交叉, 其中颗粒直链藻极狭变种螺旋变型(*Melosira granulata* var. *angustissima* f. *spiralis*)、类颤鱼腥藻(*Anabaena oscillarioides*)为多个采样点的共有优势种, 颗粒直链藻(*Melosira granulata*)与颗粒直链藻极狭变种(*Melosira granulata* var. *angustissima*)其次(表 3)。

2.5 浮游植物多样性指数与均匀度指数

根据环境质量评价分级标准, 依据各采样点多样性指数进行污染等级划分。各采样点浮游植物物种丰富度指数(D)为 0.99~2.31, 平均值为 1.55, 根据 Margalef 指数(D)判定标准, 2016 年冬季青龙湖水质现状为 α -中污型水体; 除去 8 号采样点 H 值为 0.61、J 值为 0.19 外, 其他各采样点 H 值为 1.10~2.37, J 值为 0.35~0.84。依据 H 值与 J 值判定水质标准, 8 号采样点水质为重度污染, 指示浮游植物群落稳定性较差, 其他采样点水质为轻度-中度污

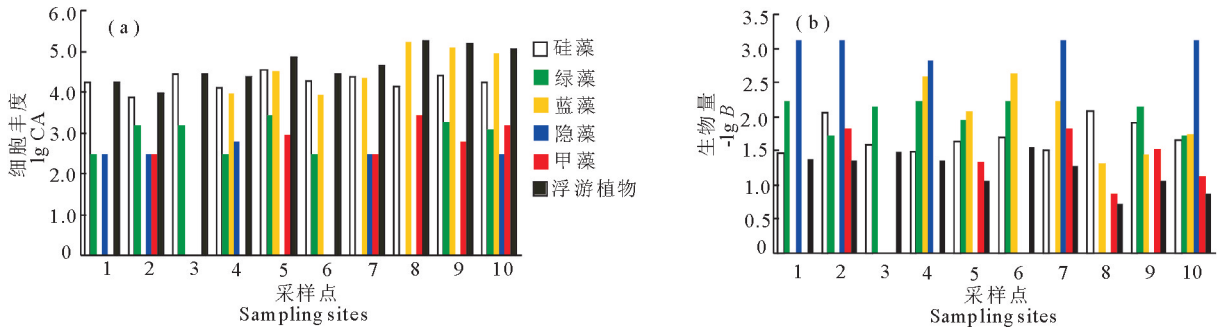


图3 青龙湖不同采样点浮游植物及各类群细胞丰度(a)与生物量(b)

Fig.3 Abundance(a) and biomass(b) of each phytoplankton taxa at each site in Qinglong Lake

表3 青龙湖各采样点浮游植物优势种与优势度

Tab.3 Dominant phytoplankton species and corresponding dominance values at each site in Qinglong Lake

优势种	不同采样点的优势度									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
颗粒直链藻	0.216	0.212	0.231	0.021			0.291	0.216		0.020
颗粒直链藻极狭变种	0.223	0.025	0.050	0.166	0.319		0.238	0.223	0.337	0.050
颗粒直链藻极狭变种螺旋变型	0.207	0.161	0.020	0.037	0.220	0.138		0.251	0.161	0.145
岛直链藻	0.044	0.101	0.125	0.037		0.267			0.101	
类颤鱼腥藻	0.032	0.037	0.020	0.046	0.017	0.087	0.031	0.032	0.037	0.231
水华束丝藻	0.054	0.024	0.134	0.185		0.094	0.021	0.054	0.024	0.134
纤细角星鼓藻		0.051	0.172	0.074		0.080	0.014		0.051	0.172

染。总体而言,青龙湖上游、中游浮游植物 H 值与 J 值均高于下游,上游、中游水质优于下游。各采样点的浮游植物群落结构参数值变化见图4。

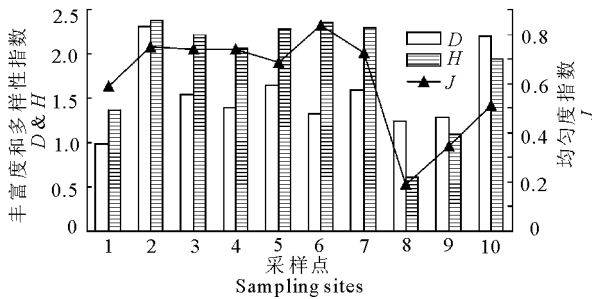


图4 青龙湖各采样点浮游植物物种丰富度指数、多样性指数与均匀度指数

Fig.4 Margalef richness, Shannon-Wiener diversity and Pielou evenness indices for the phytoplankton community at each site in Qinglong Lake

2.6 浮游植物群落结构与环境因子的关系

基于浮游植物物种与细胞丰度的 DCA 聚类分析结果(图5),采样点被分为两组,上游采样点(1-3号)与中下游采样点(4-10号),说明中、下游采样点具有较为相近的浮游植物群落结构,相似性较大。通过 DCA 检验第一轴的梯度长,其结果为 0.556,选择 RDA 分析进行约束性排序。通过前选法(forward selection)排除贡献率小的因子,最后得出 pH、溶解氧(DO)、溶解氧饱和度(DOs)、水温(WT)及氧化还原电位值(ORP)为影响青龙湖浮游植物

分布的环境因子($P < 0.05$)。前3轴的累计值占特征值总和的 97.8%,表明前3轴很好地解释了环境因子对浮游植物分布格局的影响信息(表4)。5种因子对 RDA 各轴的贡献存在显著差异,其中 pH 与轴2呈正相关($r = 0.245$),与轴1、轴3负相关,DO、DOs 与轴1均为负相关($r = -0.697, -0.762$),与轴3为正相关($r = 0.450, 0.404$),WT、ORP 与轴1为正相关($r = 0.449, 0.534$)(表4)。RDA 分析表明,与浮游植物群落结构相关性较强的环境因子在各个采样点是不同的,上游采样点浮游植物丰度主要与 WT、ORP 正相关,而下游采样点浮游植物丰度主要与 DO、pH 及 DOs 正相关。浮游植物采样点-环境相互关系 RDA 排序见图6。

表4 RDA 分析结果

Tab.4 Summary of redundancy analysis (RDA) results

指标	轴1	轴2	轴3
pH	-0.538	0.245	-0.447
DO	-0.697	-0.012	0.450
DOs	-0.762	0.017	0.404
WT	0.449	-0.012	-0.730
ORP	0.534	-0.251	0.451
特征值	0.548	0.079	0.034
属种-环境相关性	0.893	0.711	0.901
属种数据累积方差/%	54.8	62.7	66.1
属种-环境累积方差/%	81.0	92.7	97.8
全部特征值总和	1.000		
全部典范特征值总和	0.676		

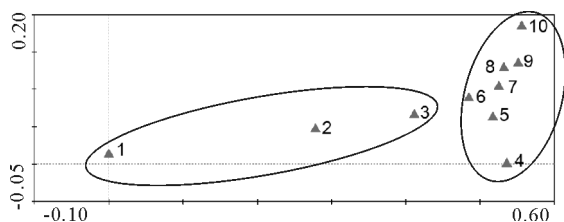


图 5 基于物种丰度的 DCA 排序图

Fig.5 DCA ordination based on species abundance

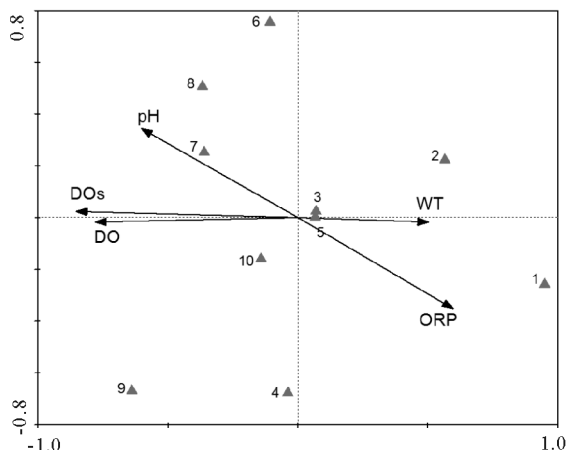


图 6 采样点-环境因子相互关系的 RDA 排序图

Fig.6 RDA of sampling site-environmental factors relationship

3 讨论

3.1 冬季青龙湖浮游植物群落结构特征

浮游植物种类组成是其对水环境适应的结果,不同群落类群组成反映了水体营养状况与受污染程度,浮游植物功能群分类是将符合某一特定生境类型、具有相似环境敏感性的浮游植物物种归为同一功能类群(安睿等,2016)。近年来,我国学者也开始陆续采用浮游植物功能群分析群落结构和反映水体环境特征(陈晓江等,2016;黄廷林等 2016;李沂軒,2016;向蓉等,2017)。在本次调查中,冬季青龙湖水域浮游植物共有 5 门、17 属、50 种,其中硅藻门种类最多,但其细胞丰度与生物量较低,浮游植物种类组成为硅藻、绿藻、蓝藻型为主,其中广布种为直链藻、栅藻、盘星藻类群;这与国内许多水库型湖泊浮游植物群落结构存在相似性,如安徽太平湖冬季浮游植物主要物种组成为绿藻、硅藻类群物种(熊莲等,2016);浙江横山水库冬季浮游植物主要有硅藻、隐藻组成(杨亮杰等,2014);紧水滩水库浮游植物组成以绿藻、硅藻与蓝藻门类群(张华等,2013);湖北熊河水库冬季浮游植物主要组成为绿藻-蓝藻性类群(张婷等,2009)。不同水库浮游植物群落优势类群

差异可能与水体类型、所处地域环境有关,如青龙湖、太平湖、紧水滩水库均为狭长型库型,为溪流型水体;熊河水库、横山水库相对于青龙湖,其库容相对较小,水库水域较为集中,更易受到外界环境影响。根据硅藻型浮游植物群落是水质污染较轻的识别特征(胡韧等,2015),结合青龙湖水域冬季浮游植物优势类群,青龙湖相对于其他人工型水库其水体营养程度较低,推测可能与冬季青龙湖水体水温较低,水体营养盐主要沉积于底泥相关。

青龙湖是典型溪流型、狭长型人工水库,其上、中、下游由多种异质性很强的生态因子组成,因此形成多元化的生境条件,对浮游植物群落性质、优势种与细胞丰度等具有很大影响;此外,浮游植物属于活动能力较弱生物,在流速不同水域中,浮游植物种类有一定差异。上游水体由于流速较大,相对于中下游水体,浮游植物种类数相对较低(卞少伟等,2017;罗光富等,2016;赵秀侠等,2017);其次,浮游植物具有短的世代周期与生活史,群落组成变化差异大,其种群与细胞丰度呈现明显的区域性特征(陈洋等,2017)。在本研究中,浮游植物种类物种数从上游到下游呈逐渐增加趋势,聚类分析结果表明,上游样点聚成一组,中下游样点聚为一组,与上述文献结论相一致。由于浮游植物个体较小,对环境变化响应比较迅速,在营养程度较高的水体中,浮游植物群落结构相对简单,种类少、细胞丰度增加而多样性指数较低(张丽芳等,2017;李思阳等,2016);一般规律为上游浮游植物多样性指数要高于下游。在本次调查中,上游、中游浮游植物多样性指数与均匀度指数高于下游值,而浮游植物细胞丰度与生物量均低于下游数值,说明上游、中游浮游植物群落结构稳定性高于下游,上游、中游水质现状优于下游。在本次调查中还发现,青龙湖下游为狭长型水体,更易受到两岸人为干扰影响;下游水流相对缓慢,水体交换速度缓慢,影响整体湖泊自净能力,导致水体营养程度相对较高。

3.2 青龙湖浮游植物多样性与水质评价

群落物种多样性是衡量某一区域内生物资源丰富程度的一个客观指标,主要是用于评价群落内物种组成稳定性、数量分布均匀程度与群落稳定性等特征(吴利等,2015);此外,物种多样性指数常作为判断水体污染状况的监测指标之一。根据 Margalef 指数值,为 α -中污型水体;根据 Shannon-Wiener 指数与 Pielou 均匀度指数与污染等级划分,除 8 号采样点水质为重度污染外,其他为轻-中度污染。

综合评价结果,青龙湖冬季水质整体处于中度污染;物种多样性指数值显示,青龙湖冬季浮游植物群落结构整体较为稳定。

由于不同季节水体环境、浮游植物计数因素等都可能对浮游植物多样性指数产生影响,在采用浮游植物多样性指数进行生物学水质评价时,一般选择2~3种生物指标,再结合水体营养盐指标进行综合评价;此外,作为水源地的青龙湖,中度污染水质需要加强管理与调控以达到水源地水质标准。

3.3 浮游植物群落结构与主要环境因子的关系

环境因子对浮游植物群落结构具有十分重要的影响,不同水库浮游植物群落结构的影响因子不同(盛海燕等,2015)。大量研究表明,水温与溶氧是影响浮游植物群落分布的重要环境因素(王英华等,2016;张正德等,2016)。本研究中,RDA分析结果表明,溶氧、水温、溶解氧饱和度与冬季浮游植物群落结构相关性较强;水温是影响浮游植物生长的重要环境因子,不同种类浮游植物适宜生长的水体温度不同,硅藻类群喜低温条件下生长,因此在水温较低的冬季,硅藻类群易形成优势类群(张欢等,2017);青龙湖冬季浮游植物优势类群为硅藻门颗粒直链藻、颗粒直链藻极狭变种等,与此观点一致。青龙湖冬季溶解氧含量显示水体为较高溶氧的水环境,溶解氧饱和度均在75%以上,说明浮游植物种群消耗水体溶解氧较少;相关性分析表明,浮游植物群落结构与水体溶解氧含量呈负相关,此结果与横山水库、丹江口水库浮游植物群落结构影响因子研究结果相一致(杨亮杰等,2014;王英华等,2016)。

水体pH作为一个重要的生态因子,对浮游植物群落结构有重要影响,水库pH主要与水体中CO₂浓度相关,浮游植物现存量变化对水体CO₂含量产生影响,导致pH变化;水体氧化还原电位直接影响氨氮转化速率与效率,其对浮游植物影响机制也有待于进一步探讨(杜伟等,2017;李德亮等,2012)。本研究结果表明,pH与氧化还原电位(ORP)对浮游植物群落组成具有重要作用,青龙湖ORP范围显示处于还原环境下,氨态氮难以转化为硝酸盐。氧化还原电位与浮游植物细胞丰度间的内在联系还有待结合水体营养盐进行进一步探讨。本研究结果丰富了浮游植物种类对环境因子的需求信息量,有助于了解浮游植物群落结构的影响因素。

4 结论

(1)安徽青龙湖冬季浮游植物包括硅藻、绿藻、

蓝藻、隐藻、甲藻共5门、17属、50种(含变种),其中硅藻和绿藻门种类数最多,分别占总种数的44%和32%。优势类群为硅藻门,其次为蓝藻门。

(2)青龙湖上游、中游与下游浮游植物群落差异不明显,主要以硅藻、蓝藻、绿藻为优势种;上游浮游植物密度、多样性指数与群落均匀度指数明显高于中下游相应指数,水质为中污型水体。差异可能与水库库型为狭长型以及人工干扰程度不同相关。

(3)pH、溶解氧、水温是影响浮游植物物种分布、细胞丰度的重要因素,溶解氧饱和度与氧化还原电位对上游采样点浮游植物分布影响较大。

(4)本文仅对青龙湖单一季节的浮游植物进行调查,对部分水质参数进行测定,后续研究还需要对浮游植物周年动态进行调查,对营养盐等环境因子进行全面分析,为青龙湖水质监测管理、评价保护提供科学指导依据。

参考文献

- 安睿,王凤友,于洪贤,等,2016.小兴凯湖浮游植物功能群特征及其影响因子[J].环境科学研究,29(7):985-994.
- 毕启东,姚如娟,2017.基于创建视角下安徽省级风景名胜区风景资源调查评价——以青龙湾为例[J].城市建设理论研究,(9):277-279.
- 卞少伟,王秋莲,韩龙,等,2017.天津北大港湿地秋季浮游植物群落结构特征[J].海洋湖沼通报,(4):115-121.
- 陈晓江,杨劼,杜桂森,等,2016.官厅水库浮游植物功能群季节演替及其驱动因子[J].中国环境监测,32(3):74-81.
- 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.
- 戴成华,何祥亮,王晓辉,2016.基于生态功能评价的小尺度生态功能区划研究——以宁国市青龙湾原生态旅游度假区为例[J].安徽农业科学,44(19):210-214.
- 杜伟,郑重莺,马文君,等,2017.浙江省重点水产养殖区水体pH值和浮游植物季相变化[J].浙江农业科学,58(6):1048-1050.
- 何颖,2016.合理保护生态发展——千岛湖保护与开发的成功经验对宁国合理开发青龙湖的启示[J].学理论,(3):10-11.
- 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.
- 胡韧,蓝于倩,肖利娟,等,2015.淡水浮游植物功能群的概念、划分方法和应用[J].湖泊科学,27(1):11-23.
- 黄丹,李霄,望志方,等,2016.长江天鹅洲故道浮游植物群落结构及水质评价[J].水生态学杂志,37(5):8-14.

- 黄廷林, 曾明正, 邱晓鹏, 等, 2016. 温带季节性分层水库浮游植物功能类群的时空演替[J]. 中国环境科学, 36(4):1157-1166.
- 黄祥飞, 陈伟民, 蔡启铭, 2000. 湖泊生态调查观测与分析[M]. 北京: 中国标准出版社.
- 贾俊威, 2016. 美洲鲟鱼水库网箱养殖试验[J]. 安徽农学通报, 22(14):133-134.
- 金相灿, 屠清瑛, 1990. 湖泊富营养化调查规范[M]. 北京: 中国环境科学出版社.
- 李德亮, 张婷, 肖调义, 等, 2012. 大通湖浮游植物群落结构及其与环境因子关系[J]. 应用生态学报, 23(8):2107-2113.
- 李思阳, 张娟, 姚玲爱, 等, 2016. 西枝江流域浮游植物群落结构特征与主要环境因子的关系研究[J]. 环境科学学报, 36(6):1939-1947.
- 李沂軒, 2016. 白石水库浮游植物群落结构的时空格局及粒径谱研究[D]. 大连: 大连海洋大学.
- 罗光富, 何剑锋, 张芳, 等, 2016. 夏季南极长城湾海流变化特征及其对浮游植物生物量的影响[J]. 海洋学报, 38(10):113-124.
- 任辉, 田恬, 杨宇峰, 等, 2017. 珠江口南沙河涌浮游植物群落结构时空变化及其与环境因子的关系[J]. 生态学报, 37(22):7729-7740.
- 沈韞芬, 章宗涉, 龚循矩, 等, 1990. 微型生物监测新技术[M]. 北京: 中国建筑工业出版社.
- 盛海燕, 姚佳玫, 刘明亮, 等, 2015. 杭州地区 17 座水库浮游植物群落组成及其与环境因子的关系[J]. 水生态学杂志, 36(1):25-33.
- 孙军, 刘东艳, 钱树本, 1999. 浮游植物生物量研究 I. 浮游植物生物量细胞体积转化法[J]. 海洋学报, 21(2):75-85.
- 王英华, 陈雷, 2016. 丹江口水库浮游植物分布特征及影响因素[J]. 资源节约与环保, (3):178-178.
- 吴利, 李源玲, 陈延松, 2015. 淮河干流浮游动物群落结构特征[J]. 湖泊科学, 27(5):932-940.
- 向蓉, 李巧玉, 喻焱, 等, 2017. 汝溪河浮游硅藻功能群特征及其与环境因子相关性分析[J]. 环境科学, 38(8):3290-3301.
- 熊莲, 刘冬燕, 王俊莉, 等, 2016. 安徽太平湖浮游植物群落结构[J]. 湖泊科学, 28(5):1066-1077.
- 杨亮杰, 余鹏飞, 竺俊全, 等, 2014. 浙江横山水库浮游植物群落结构特征及其影响因子[J]. 应用生态学报, 25(2):569-576.
- 俞爱萍, 2011. 水库鱼种投放关键技术[J]. 河北渔业, (7):30-31.
- 张华, 胡鸿钧, 晁爱敏, 等, 2013. 浙江紧水滩水库浮游植物群落结构季节变化特征[J]. 生态学报, 33(3):944-956.
- 张欢, 张佳磊, 刘德富, 等, 2017. 三峡水库水温对浮游植物群落演替和多样性的影响[J]. 环境工程技术学报, 7(2):134-139.
- 张丽芳, 李婉丽, 孙倩, 等, 2017. 芜湖市花津河浮游植物多样性[J]. 湿地科学, 15(3):442-449.
- 张婷, 李林, 宋立荣, 2009. 熊河水库浮游植物群落结构的周年变化[J]. 生态学报, 29(6):2971-2979.
- 张正德, 吴世萍, 许亚群, 等, 2016. 江苏横山水库浮游植物群落结构的动态变化[J]. 水生态学杂志, 37(1):53-61.
- 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.
- 赵秀侠, 侯冠军, 李静, 等, 2017. 2015 年淮河干流安徽段浮游植物群落结构特征[J]. 湿地科学, 15(4):497-504.
- Barinova S, Krupa E, 2017. Bioindication of ecological state and water quality by phytoplankton in the Shardara Reservoir, Kazakhstan[J]. Environment & Ecology Research, 5(2):73-92.
- Devi M B, Gupta S, Das T, 2016. Phytoplankton community of Lake Baskandi anua, Cachar District, Assam, North East India-An ecological study[J]. Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems, <https://doi.org/10.1051/kmae/2015034>.
- Griffiths Jennifer R, Hajdu Susanna, Downing Andrea S, et al, 2016. Phytoplankton community interactions and environmental sensitivity in coastal and offshore habitats[J]. Oikos, 125(8):1134-1143.
- Margalef D R, 1958. Information theory in ecology[J]. General Systems, 3:36-71.
- Pielou E, 1966. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession[J]. Journal of Theoretical Biology, 10:370-383.
- Pielou E, 1969. An introduction to mathematical ecology[M]. New York: Wiley-Interscience.
- Reynolds C S, Huszar V, Kruk C, et al, 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton[J]. Journal of Plankton Research, 24(5):417-428.
- Shannon C E, Weaver W, Wiener N, 1949. The Mathematical Theory of Communication[M]. Urbana, IL: University of Illinois Press.

Winter Phytoplankton Community Structure and Its Relationships with Environmental Factors in Qinglong Lake, Anhui Province

ZHAO Xiu-xia, LU Wen-xuan, LI Jing, FANG Ting, YANG Kun, LIANG Yang-yang

(Fisheries Research Institute, Anhui Academy of Agricultural Sciences, Key Laboratory of Freshwater Aquaculture and Enhancement of Anhui Province, Hefei 230036, P.R.China)

Abstract: Reservoirs and lakes provide a source of drinking water for many cities and their water quality has received much public attention. In this study, we studied the community structure of phytoplankton and its relationships with environmental factors in Qinglong Lake. The objectives were to provide data to support water management and evaluation, and the rational utilization and sustainable development of the fishery resource in Qinglong Lake. Investigation of the phytoplankton community and related environmental factors was carried out at 10 sampling sites during the winter of 2016, focusing on the phytoplankton species composition, abundance, biomass and related environmental factors, including dissolved oxygen (DO) and dissolved oxygen saturation (DOs), pH, water temperature (WT) and oxidation-reduction potential (ORP). A total of 50 phytoplankton species were identified (including varieties), belonging to 17 genera and 5 phyla. The phytoplankton community was dominated by Bacillariophyta and Chlorophyta, and displayed the Bacillariophyta-Chlorophyta type in winter. The dominant species of Bacillariophyta were *Melosira granulate*, *Melosira granulata* var. *angustissima*, *Melosira granulata* var. *angustissima* f. *spiralis*, and the dominant species of Chlorophyta were *Anabaena oscillarioides* and *Aphanizomenon flos-aquae*. There was no obvious difference in dominant species among sampling sites. The average winter phytoplankton abundance and biomass were 6.71×10^4 cells/L and 0.07 mg/L. The Margalef richness, Shannon-Wiener diversity and Pielou evenness indices of the phytoplankton community were, respectively, 0.98 – 2.31, 0.61 – 2.37 and 0.19 – 0.84. Redundancy analysis shows that DO, DOs, WT, pH and ORP all correlated strongly with phytoplankton community structure. Based on the evaluation of Margalef, Shannon-Wiener and Pielou indices, water quality in Qinglong Lake was moderately polluted during the winter.

Key words: Qinglong Lake; phytoplankton; community structure; water quality evaluation; environmental factor