DOI:10.15928/j.1674-3075.2020.04.011

淮河流域西淝河浮游植物群落结构特征

张 珊[1],商乃萱[1],张金羽[1],刘爱华[2],周忠泽[1]

(1.安徽大学资源与环境工程学院,安徽 合肥 230601;
2.安徽省利辛县西淝河国家湿地保护中心,安徽 亳州 236800)

摘要:为探究淮河流域西淝河浮游植物群落结构特征及其与环境因子的关系,在2016年和2017年冬季(2月)、春季(4月)、夏季(8月)和秋季(11月)对淮河流域西淝河浮游植物群落结构特征进行研究。结果显示,共鉴定出浮游植物236种(含变种和变型),隶属于8门、103属。其中,绿藻门(Chlorophyta)最多,有37属、83种,占浮游植物物种总数的35.17%;其次为硅藻门(Bacillariophyta)28属、78种,占33.05%;蓝藻门(Cyanophyta)20属、40种,占16.95%。浮游植物群落结构组成及变化显示,蓝藻门物种的细胞密度占绝对优势,其次为绿藻门,分别占总细胞密度的57.04%、17.66%。硅藻门物种的相对生物量最大,其次为绿藻门,分别占总生物量的35.69%和28.81%,且浮游植物细胞密度与生物量均在夏季达到最大值。浮游植物细胞密度为(7.24±1.13)×10^7 个/L,生物量年均值为(34.08±3.20) mg/L。Shannon-Wiener多样性指数、Margalef丰富度指数和Pielou均匀度指数为3.27~4.66、2.75~6.10和0.73~0.94。Pearson相关性与RDA分析表明,影响浮游植物群落结构的主要因子有溶解氧、水温、水生植被盖度、电导率、营养盐和透明度。研究结果可为揭示淮河流域浮游植物群落结构特征提供基础理论依据。

关键词:西淝河;浮游植物;群落结构;生物多样性

中图分类号:Q145 **文献标志码**:A **文章编号**:1674-3075(2020)04-0081-09

浮游植物是水生态系统中所有生物资源的基础,是水生态系统的主要初级生产者之一,也是食物链的重要组成部分,对水生态系统的物质循环、能量流动及维持水生态系统健康都具有重要作用(Lepistö et al,2004)。水生生物学家一直把浮游植物群落结构方面的特征如种类组成、生态类群、总生物量、密度和多样性等及其动态变化作为重要的研究内容。浮游植物的群落结构直接影响着水生生态系统的结构和功能(刘健康,1999),浮游植物群落结构的时空变化特征与环境因子关系密切,生态系统中环境因子的改变直接影响着浮游植物的群落结构(Ignatiades et al,1985;Proulx et al,1996;Watson et al,1997)。

一般来说,浮游植物的生长状况不仅会受到自身特性的影响,还会受到非生物因子以及生物因子等各种环境因子的影响(Arhonditsis et al,2004;刘冬燕等,2005;Na & Park,2006)。非生物因子主要包括营养盐、透明度、水温等。韩新芹等(2006)在研究三峡水库香溪河库湾春季叶绿素a浓度动态及其主要的影响因子时发现,随着理化因子的浓度的变化,叶绿素a含量也会有不同的变化,认为磷是影响浮游植物大量繁殖的限制性因素,也是促进湖泊富营养化形成的重要因子;熊莲等(2016)在研究安徽太平湖浮游植物群落结构时发现,浮游植物生物量、浮游植物丰度与水温呈显著正相关,而与透明度呈显著负相关;王兰(2014)在对升金湖浮游植物群落进行研究时,发现浮游植物的密度和生物量与水温呈极显著的正相关,水温升高有利于浮游植物的密度和生物量增长,影响浮游植物群落结构的主要生物因子是水生植被。已有学者发现,水生植物和浮游植物在水生生态系统中处于同一营养级,属于竞争关系,两者在一定程度上可以相互抑制(Asaeda et al,2001;Mulderij et al,2007);章宗涉等(1998)认为沉水植物的生物量和浮游植物的生物量呈显著负相关,在探讨11个湖泊水生高等植物和浮游植物的关系时发现,在沉水植物分布广泛(超过湖泊总面积的50%)和生物量较高(每平方米几千克鲜重)的湖泊中,水体透明度变高了,浮游植物生物量降低了,但提高了物种多样性。

收稿日期:2018-11-19

基金项目:安徽高校自然科学研究重大项目(KJ2015ZD05)。

作者简介:张珊,1994年生,女,硕士研究生,研究方向为生物多样性与湿地生态学。E-mail:zhangshan0112@163.com

通信作者:周忠泽,1967年生,男,教授,主要从事生物多样性与湿地生态学研究。E-mail:zhzz@ahu.edu.cn

西淝河作为淮河流域的重要支流，地理位置特殊，水生植被丰富，尤其是沉水植被在河流中分布广、盖度大，在淮河流域比较少见。本文选用淮河流域利辛段西淝河，研究浮游植物群落结构特征，分析浮游植物群落结构与环境因子之间的关系，探讨影响浮游植物群落结构时空变化的关键因子，以期为揭示淮河流域浮游植物群落结构特征提供基础理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

西淝河是安徽淮北平原四条淝河之一，介于颍河、涡河及芡河、泥黑河流域之间，发源于河南太康县马厂集，流经安徽亳州市、太和、利辛、涡阳、颍上、凤台6县，至凤台峡山口入淮，全长250 km，流域面积4 750 km^2，属平原区；西淝河河面开阔，最宽处超过150 m，在利辛县境内蜿蜒60 km。利辛县位于安徽省北部，属于暖温带半湿润季风气候。西淝河作为淮河水系自然河流，是淮北平原重要的水资源。

研究区西淝河位于安徽省亳州市利辛县，地理坐标为116°01′01″～116°13′10″E，33°02′38″～33°14′51″N，上游下游两岸都有分布小面积的挺水植被，主要有芦苇群丛(Ass. *Phragmites australis*)和水花生群丛(Ass. *Alternanthera philoxeroides*)；西淝河整个河段沉水植物分布广，主要有苦草(*Vallisneria natans*)、菹草(*Potamogeton crispus*)、聚草(*Myriophyllum spicatum*)、轮叶黑藻(*Hydrilla varticillata*)、金鱼藻(*Ceratophyllum demersum*)、篦齿眼子菜(*Potamogeton pectin*)等。

1.2 采样点设置和时间

在利辛县西淝河共设置8个采样点，如图1所示，各采样点的地理坐标如表1所示。在上游设置4个点，分别是LX1、LX2、LX3和LX4，在下游设置4个点，分别是LX5、LX6、LX7和LX8，共8个采样点，其中LX2和LX5位于西淝河主河道内，分别与老母猪江、阜蒙新河水系连通；采样点LX7在封闭的古河道内，处于西淝河国家湿地公园内，与西淝河隔离，水系不连通。分别在2016年和2017年冬季(2月)、春季(4月)、夏季(8月)和秋季(11月)进行采样。

1.3 研究方法

1.3.1 样品的采集和处理 样品的采集和处理主要参考《淡水浮游生物研究方法》(章宗涉和黄祥飞，1991)，其中浮游植物的定性采样用25号(64 μm)浮游生物网，以20～30 cm/s的速度于水面下“∞”状循回拖动大约2 min，将水样收集于贴有标签的离心管中，加入1 mL的鲁哥试剂固定；定量样品采样用1 L有机玻璃采水器在水深0.5 m处采集水样1 L，现场加入15 mL鲁哥试剂固定，在室内静置48 h后浓缩至30 mL摇匀，取0.1 mL加入计数框内，在400～1 000倍Olympus DP722显微镜下鉴定浮游植物样品的种类。浮游植物鉴定主要依据《中国淡水藻类》(胡鸿钧和魏印心，2006)。

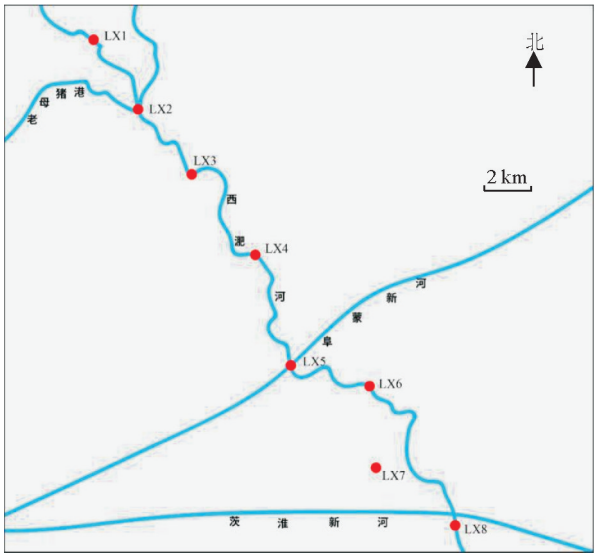


图1 西淝河采样点分布

Fig.1 Location of the sampling sites in Xife River

表1 西淝河采样点地理坐标

Tab.1 Geographical coordinates of the sampling sites in Xifei River

采样点	地理坐标
LX1	33°14′51.90″N，116°01′01.97″E
LX2	33°12′34.72″N，116°03′50.27″E
LX3	33°09′44.62″N，116°06′21.37″E
LX4	33°08′31.65″N，116°07′49.33″E
LX5	33°06′04.92″N，116°08′26.48″E
LX6	33°05′02.43″N，116°11′44.52″E
LX7	33°03′40.74″N，116°10′48.20″E
LX8	33°02′68.56″N，116°13′10.76″E

采集浮游植物样品的同时，使用多参数水质分析测定仪(HI9828)于现场测定水温、pH值、溶解氧、电导率和透明度(塞氏盘)等理化指标，另取适量水样带回实验室，并依据《地表水环境质量标准》(GB 3838－2002)测定各营养盐指标(黄祥飞，2000)。

1.3.2 浮游植物细胞密度 浮游植物细胞密度的计算公式为：

$N=(V_s\times n)/(V\times V_a)$

式中：N 为水中浮游植物的总个体数（个/L）；n 为计数所得到的浮游植物细胞个体数量（个）；V_s 为沉淀体积（mL）；V 为采样体积（L）；V_a 为计算体积（mL）。

1.3.3　生物量　参照《淡水浮游生物研究方法》（章宗涉和黄祥飞，1991）的方法计算浮游植物生物量。测定方法如下：藻类比重接近于 1，故可以直接由藻类的体积换算为生物量（湿重），先根据藻类的形状按最近似的几何形状测量必要的量度，如长度、高度、直径等，然后按公式计算出体积。

1.3.4　水生植被野外调查　水生植被野外调查选择在 2016 年和 2017 年冬季（2 月）、春季（4 月）、夏季（8 月）和秋季（11 月），夏季为丰水期，水生植物种类最为丰富。具体调查方法：在每个调查点位沿河岸向河心方向布设 5 个大小为 1 m × 1 m 的样方，测量并记录样方内的物种名称、盖度以及优势种等指标。

1.3.5　数据分析　浮游植物优势度计算公式为：

$Y=(N_i/N)\times f_i$

式中：N_i 为第 i 种的总个体数；N 为全部样品中的总个体数；f_i 为该物种在各样品中出现的频率；以 $Y\geqslant 0.02$ 为界限，计算优势种（孙晓雪等，2011）。

浮游植物群落结构特征采用生物多样性指数进行分析，Shannon-Wiener 多样性指数（H'）、Pielou 均匀度指数（J'）和 Margalef 丰富度指数（D）计算公式分别为：

$$H'=-\sum_{i=1}^{S}(N_i/N)\log_2(N_i/N)$$

$$J'=H'/\log_2 S$$

$$D=(S-1)/\log_2 N$$

式中：S 为浮游植物物种数；N 为浮游植物个体总数；N_i 为第 i 种个体数。

采用 Microsoft Excel 进行数据的图表制作，SPSS 19.0 进行相关性分析。用 Canoco 4.5 软件对浮游植物生物量数据进行去趋势分析（DCA），得出第 1 轴长度（1.896）小于 3，因此选择 RDA 分析。

2　结果与分析

2.1　西淝河环境因子

西淝河 2016 年和 2017 年四季主要的环境因子参数如表 2 所示。水温变化范围为 11.81～29.75℃，夏季高、冬季低。透明度、叶绿素 a 和水生植被盖度与水温的季节变化趋势一致。西淝河水体呈弱碱性，pH 均值为（8.43±0.12）。溶解氧在冬季较高，2 个年度均值分别为（13.45±1.59）mg/L 和（14.73±2.17）mg/L。2016 年水体电导率和深度明显高于 2017 年，这可能与 2016 年的强降雨有关。总磷全年变化较小，均值为（0.04±0.02）mg/L。总氮的波动较大，2016 年夏季达到最大值，均值为（0.64±0.12）mg/L，而 2017 年则在春季达到最大值，均值为（0.96±0.07）mg/L。采样点 LX2 透明度要远远高于其他河段，平均值为 1.29 m，且采样点 LX2 水生植被盖度明显高于其他河段，高达 65%，且二者空间动态基本一致（图 2）。

表 2　2016 年和 2017 年西淝河环境因子的季节变化

Tab.2　Seasonal variation of the environmental factors in the Xifei River in 2016 and 2017

理化指标	2016 年				2017 年			
	春季	夏季	秋季	冬季	春季	夏季	秋季	冬季
浊度/NTU	6.14±4.52	11.93±8.35	13.50±13.79	7.17±4.09	5.97±4.94	13.57±7.20	7.95±3.28	18.66±10.94
水温/℃	21.45±0.67	29.75±0.37	15.20±1.13	11.81±2.33	23.38±1.41	28.54±0.67	11.99±0.46	9.87±0.68
pH	7.86±0.46	8.96±0.33	8.27±0.13	9.05±0.12	8.94±0.34	7.60±0.16	8.98±0.13	7.71±0.30
溶解氧/mg·L^{-1}	9.40±2.39	6.11±0.77	5.66±1.07	13.45±1.59	14.12±1.83	5.13±0.90	14.15±1.25	14.73±2.17
电导率/μS·cm^{-1}	1177.73±459.26	704.50±102.76	694.63±127.52	1368.50±100.89	579.38±92.77	746.75±86.24	608.75±63.34	564.38±199.91
透明度/m	1.02±0.30	1.07±0.32	0.80±0.35	0.49±0.24	1.00±0.34	1.17±0.40	0.97±0.20	0.81±0.13
水深/m	4.63±1.80	4.61±2.16	4.05±1.96	3.55±1.29	4.26±1.04	4.84±2.36	2.34±1.37	1.92±0.96
总氮/mg·L^{-1}	0.44±0.05	0.64±0.12	0.57±0.02	0.18±0.06	0.96±0.07	0.43±0.05	0.63±0.06	0.25±0.06
总磷/mg·L^{-1}	0.02±0.01	0.06±0.01	0.04±0.02	0.02±0.00	0.02±0.01	0.06±0.01	0.05±0.01	0.02±0.01
叶绿素 a/μg·L^{-1}	5.78±3.80	8.15±2.93	4.91±1.96	2.25±1.03	7.00±4.72	7.03±3.40	4.91±1.83	2.05±0.76
水生植被盖度/%	40.88±18.41	57.63±25.78	44.38±20.64	15.88±10.31	41.63±18.66	63.00±25.20	43.88±19.09	15.25±8.38

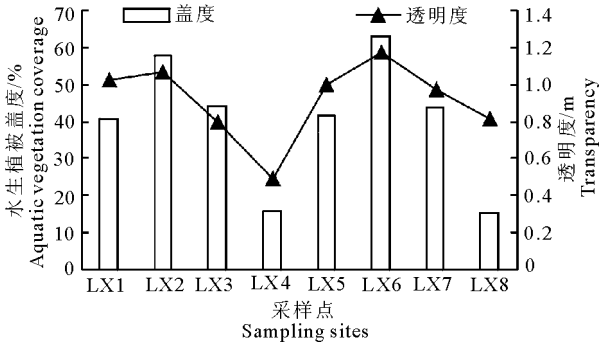


图2 西淝河水体透明度和水生植被盖度空间变化

Fig.2 Spatial variation of water transparency and aquatic vegetation coverage in Xifei River

2.2 浮游植物群落结构

2.2.1 *浮游植物种类组成* 2016年和2017年8次调查共记录浮游植物8门、103属、236种，绿藻、硅藻和蓝藻门所占比例较大。2016年与2017年浮游植物种类差异较小。

2016年共鉴定出浮游植物8门、85属、185种，绿藻门最多，共30属、70种，占浮游植物总物种数的37.84%；硅藻门24属、59种，占31.89%；蓝藻门20属、32种，占17.30%。

2017年共鉴定出浮游植物8门、80属、177种，其中，绿藻门31属、71种，占总物种数的40.11%；硅藻门19属、54种，占30.51%；蓝藻门16属、27种，占15.25%。浮游植物物种数量有明显的季节变化，2017年和2016年物种数量季节变化相似，主要表现为温暖季节多、寒冷季节少(图3)。

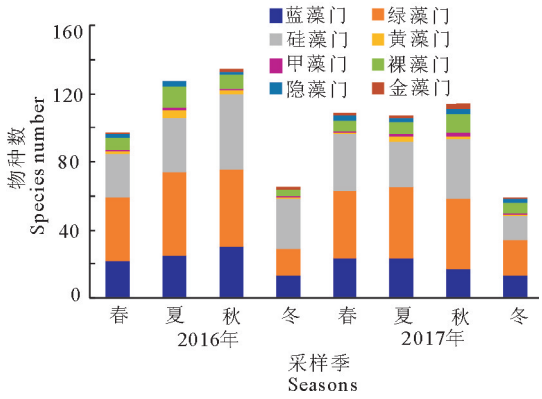


图3 西淝河浮游植物种类组成

Fig.3 Seasonal variation of phytoplankton composition in the Xifei River in 2016 and 2017

以优势度 $Y \geqslant 0.02$ 为标准，浮游植物优势种共5门、27种，其中，蓝藻门最多，有13种；其次硅藻门5种，绿藻门5种，隐藻门3种和金藻门1种。2016年和2017年四季都出现的物种有3种，分别是最小胶球藻(*Chlorella minima*)、铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)和美丽隐球藻(*Aphanocapsa pulchra*)。浮游植物优势种有明显季节变化，2017年和2016年优势种季节变化有明显的相似性，秋夏季高于春冬季。

2.2.2 *浮游植物细胞密度的时空动态* 2016年和2017年西淝河浮游植物平均细胞密度为(7.24±1.13)×10^7 个/L。

2016年总细胞密度为8.37×10^7 个/L，其中蓝藻门细胞密度最高，达5.23×10^7 个/L，占2016年浮游植物总细胞密度的62.5%；绿藻门次之，为1.33×10^7 个/L，占15.89%；硅藻门为0.98×10^7 个/L，占11.71%。

2017年总细胞密度为5.90×10^7 个/L，其中蓝藻门细胞密度最高，为2.79×10^7 个/L，占2017年浮游植物总细胞密度的45.59%；绿藻门次之，为1.18×10^7 个/L，占19.28%；硅藻门为1.08×10^7 个/L，占17.65%。浮游植物细胞密度呈现明显的季节变化，2017年和2016年细胞密度的季节变化相似，均在夏季达到最大值，在冬季达到最低值(图4-a)。

各采样点浮游植物细胞密度在空间分布上变化较大。2016年浮游植物细胞密度在采样点LX6达到最大值，为1.25×10^7 个/L，在采样点LX8达到最低值，为0.89×10^7 个/L(图4-b，柱形)。

2017年浮游植物细胞密度在采样点LX1达到最大值，为0.93×10^7 个/L，在LX7达到最低值，为0.60×10^7 个/L(图4-b，折线)。整体上，2017年和2016年各采样点浮游植物细胞密度差异明显。

2.2.3 *浮游植物生物量的时空动态* 2016年和2017年西淝河浮游植物平均生物量为(34.08±3.20) mg/L。

2016年总生物量为37.28 mg/L，其中硅藻门生物量最高，为13.32 mg/L，占2016年浮游植物总生物量的35.73%；绿藻门次之，为10.37 mg/L，占27.82%；蓝藻门为8.63 mg/L，占23.15%。

2017年总生物量为30.89 mg/L，其中硅藻门生物量最多，为11.01 mg/L，占2017年浮游植物总生物量的35.64%；绿藻门次之，为9.27 mg/L，占30.01%；蓝藻门为4.14 mg/L，占13.40%。浮游植物生物量呈现明显的季节变化，且2017年和2016年生物量的季节变化相似，均在夏季达到最大值，在冬季达到最小值(图5-a)。

各采样点浮游植物生物量在空间分布上变化较大，且与细胞密度的空间分布趋势不一致。2016年

浮游植物生物量在采样点 LX3 达到最大值，为 6.49 mg/L，在采样点 LX2 达到最低值，为 3.02 mg/L(图 5－b，柱形)。

2017 年浮游植物生物量在采样点 LX8 达到最大值，为 5.40 mg/L，在 LX2 达到最低值，为 2.33 mg/L(图 5－b，折线)。从整体上，2017 年和 2016 年各西淝河采样点浮游植物生物量的时空动态差异明显。

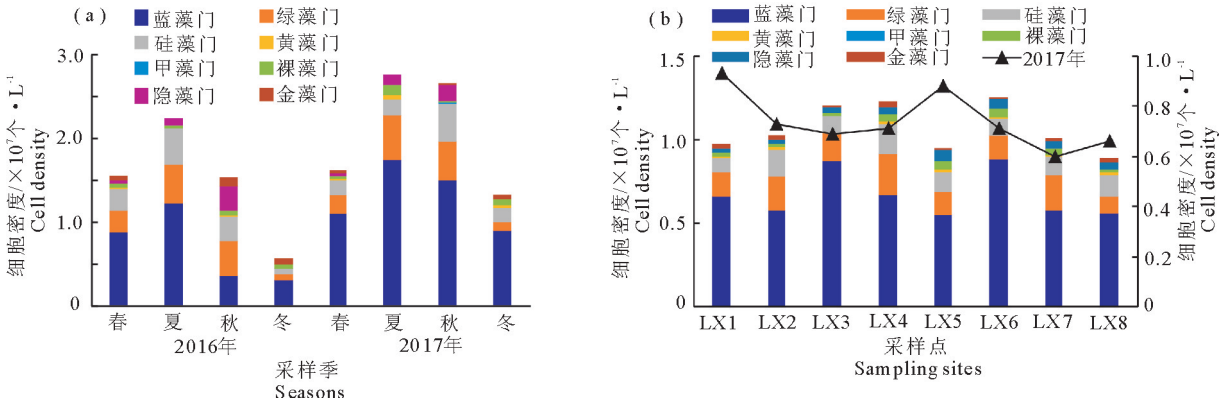


图 4　西淝河浮游植物细胞密度的时空动态

Fig.4　Seasonal and spatial dynamics of phytoplankton cell density in Xifei River

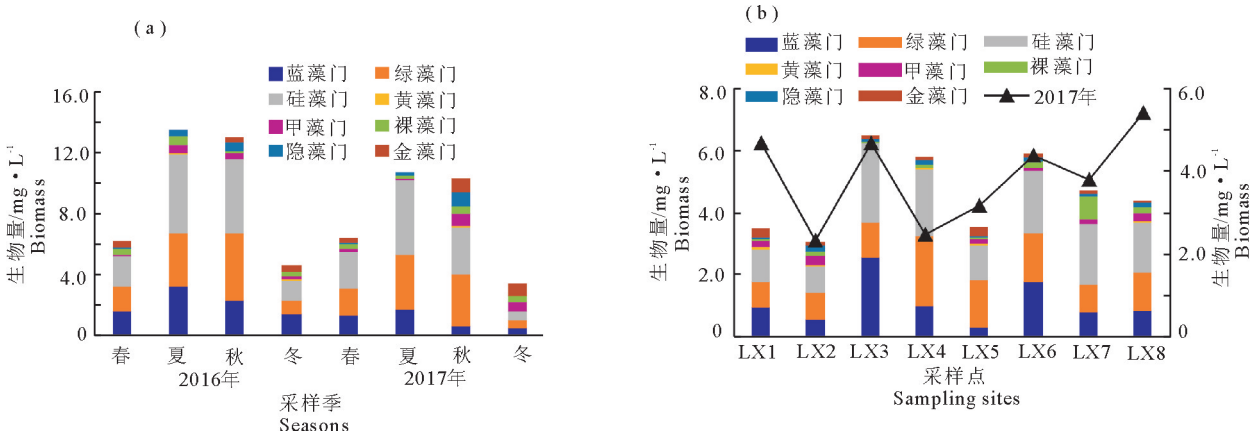


图 5　西淝河浮游植物生物量的时空动态

Fig.5　Seasonal and spatial dynamics of phytoplankton biomass in Xifei River

2.3　浮游植物的多样性指数

从表 4 可以看出，2016 年和 2017 年西淝河的 Shannon-Wiener 指数变化范围为 3.27～4.66，平均值为 4.12；Margalef 指数在 1.98～6.10，平均值为 3.90；Pielou 指数变化范围为 0.74～0.94，平均值为 0.83。各季节差异明显，在夏季达到最大值，冬季达到最低值。

表 4　西淝河浮游植物 3 种指数的季节变化

Fig.4　Seasonal distribution of phytoplankton diversity indices in Xifei River

指数	2016 年				2017 年			
	春季	夏季	秋季	冬季	春季	夏季	秋季	冬季
H'	3.87	4.66	4.51	3.50	4.05	4.62	4.47	3.27
J'	0.78	0.80	0.78	0.74	0.86	0.94	0.91	0.83
D	4.54	6.10	5.99	2.75	3.17	3.29	3.43	1.98

各采样点浮游植物群落的 Shannon-Wiener 多样性指数、Margalef 丰富度指数分布规律基本一致，而 Pielou 均匀度指数的空间变化不明显(图 6)。

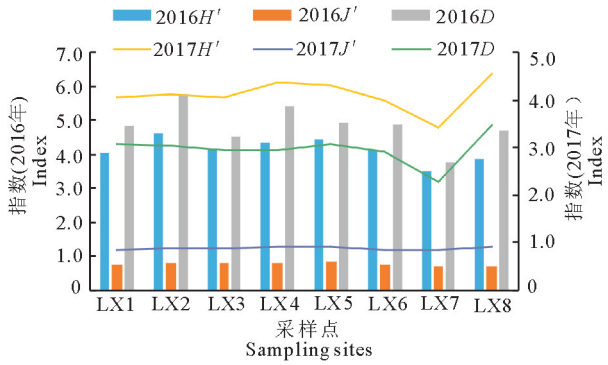


图 6　西淝河浮游植物生物量的空间分布

Fig.6　Spatial distribution of phytoplankton diversity indices in Xifei River

2016年浮游植物Shannon-Wiener多样性指数和Margalef丰富度指数在LX2达到最大值，分别为4.63和5.77，在LX7达到最低值，分别为3.50和3.76。2017年浮游植物Shannon-Wiener多样性指数和Margalef丰富度指数在LX8达到最大值，分别为4.55和3.49，在LX7达到最低值，分别为3.42和2.29。从总体上来看，2017年和2016年浮游植物多样性指数在空间分布上差异较小，均为主河流所有采样点高于封闭的古河道LX7。

2.4 浮游植物群落结构与环境因子的关系

2.4.1 Pearson相关性 对2016年和2017年西淝河浮游植物细胞密度和生物量与环境因子之间进行Pearson相关性分析，如表5所示。

2016年浮游植物细胞密度和生物量与浊度呈显著正相关($P<0.05$)，浮游植物的密度和生物量与溶解氧、电导率呈极显著负相关($P<0.01$)，浮游植物生物量与透明度、水生植被盖度呈显著负相关($P<0.05$)。

2017年浮游植物细胞密度和生物量与电导率呈极显著正相关($P<0.01$)，与总磷呈极显著负相关($P<0.01$)，浮游植物生物量与透明度、水生植被盖度呈显著负相关($P<0.05$)，浮游植物细胞密度与溶解氧呈极显著负相关($P<0.01$)，浮游植物细胞密度与总氮呈极显著正相关($P<0.01$)，浮游植物细胞密度与水生植被盖度呈极显著负相关($P<0.01$)。

表5 西淝河浮游植物生物量、细胞密度与环境因子的Pearson相关性

Tab.5 Pearson correlation between phytoplankton biomass, cell density and environmental factors in Xifei River

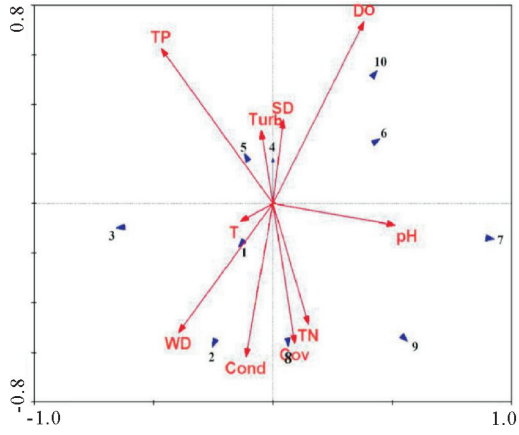
环境因子	2016年		2017年	
	生物量	细胞密度	生物量	细胞密度
浊度	0.357*	0.352*	-0.117	-0.337
水温	0.247	0.083	-0.029	-0.166
pH	0.158	0.097	0.153	0.202
溶解氧	-0.638**	-0.646**	-0.335	-0.487**
电导率	-0.720**	-0.592**	0.458**	0.517**
透明度	-0.426*	-0.302	-0.363*	-0.349
水深	0.064	-0.053	0.327	0.454
总氮	0.257	0.207	0.324	0.586**
总磷	-0.116	-0.115	-0.492**	-0.478**
水生植被盖度	-0.183*	0.200	-0.379*	-0.634**

注：*表示在0.05水平(双侧)上显著相关；**表示在0.01水平(双侧)上显著相关。

Note: * significant correlation ($P<0.05$, two-tail); ** highly significant correlation ($P<0.01$, two-tail).

2.4.2 RDA分析 根据调查中浮游植物的生物量，筛选出10个优势物种数据进行RDA分析，通过RDA前选和蒙特卡罗置换检验出水温(T)、透明度(SD)、浊度(Turb)、溶解氧(DO)、电导率(Cond)、pH、水深(WD)、TN、TP、水生植被盖度(Cov)共10个环境因子。与轴1相关性较强的环境因子有pH和TP，相关系数分别为0.4666和-0.4265，与轴2相关性较强的环境因子包括DO和TP，相关系数分别为0.6354和0.5420，与轴3相关性较强的环境因子有Cond和TN，相关系数分别为0.2352和-0.2984，与轴4相关性较强的环境因子有T，相关系数为0.5477。

物种6和10与SD和DO呈正相关，物种4和5与TP、Turb呈负相关，物种1、2和3与WD、Cond呈正相关，物种7、8和9与TN、pH和Cov呈负相关(图7)。由此可知，影响西淝河浮游植物群落结构的主要环境因子为DO、TN、T、Cond和TP。



1:美丽隐球藻；2:多变鱼腥藻；3:最小胶球藻；4:水华微囊藻；5:小双色藻；6:广缘小环藻；7:小球藻；8:狭形纤维藻；9:卵形隐藻a；10:长锥形锥囊藻

图7 西淝河浮游植物物种与环境因子RDA分析

1:*Aphanocapsa pulchra*；2:*Anabaena variabilis*；3:*Gloeocapsa minima*；4:*Microcystis flosaquae*；5:*Cyanobium parvum*；6:*Cyclotella bodanica*；7:*Chlorella* sp.；8:*Ankistrodesmus angustus*；9:*Cryptomonas ovata*；10:*Dinobryon bavaricum*

Fig.7 Phytoplankton species and environmental factor biplots based on RDA in Xifei River

3 讨论

3.1 西淝河浮游植物群落结构特征

2016年和2017年四季共鉴定出浮游植物8门、103属、236种(含变种和变型)，优势种5门、27种；不论在种类组成还是优势种上，蓝藻、硅藻和绿藻都占绝对优势。这与赵秀侠等(2017)的研究结果相

似，但物种数量远远高于淮河干流安徽段。西淝河浮游植物物种数量和优势种季节变化明显，夏秋季多，春冬季少，这与水温变化有密切的关系。

2016 年和 2017 年西淝河浮游植物总细胞密度分别为 8.37×10^7 个/L 和 5.90×10^7 个/L，浮游植物总生物量分别为 38.07 mg/L 和 30.89 mg/L。与淮河干流安徽段相比，西淝河浮游植物生物量和细胞密度值偏高，原因可能是夏季降雨量较大，西淝河两岸栽培的农作物较多，冲刷过农田的入河雨水所携带的营养盐使河水中的浮游植物细胞密度和生物量明显增加。西淝河与淮河干流安徽段浮游植物群落结构特征相比较，扁圆卵形藻（*Cocconeis placentula*）、谷皮菱形藻（*Nitzchia palea*）、曲壳藻（*Achnanthes* sp.）、长锥形锥囊藻（*Dinobryon bavaricum*）等附着藻类显著增加，原因是该河段水流缓慢，有丰富的水生植被，为附着藻类提供了附着基质，并为其生存和繁衍创造了条件，显著地提高了附着藻类多样性（宋玉芝等，2016）。水生植被越丰富，水质状况越好，浮游植物多样性指数也会越高，浮游植物群落结构会越稳定。朱为菊等（2017）在研究淮河流域春季浮游植物群落结构特征时，发现 Shannon-Wiener 指数在 0.06～3.15，Pielou 均匀度指数在 0.01～0.49，而西淝河的 Shannon-Wiener 多样性指数和 Pielou 均匀度指数较高，分别在 3.27～4.66 和 0.73～0.94，在夏季达到最大值。8 月水位上涨，水温较高，水生植被较为丰富，使得浮游植物多样性指数显著高于春季。

3.2　环境因子对浮游植物群落结构的影响

3.2.1　理化因子　Pearson 相关性分析和 RDA 分析结果表明，浮游植物细胞密度和生物量与营养盐、水温、透明度、溶解氧和电导率密切有关。已有研究表明，氮磷营养盐是影响浮游植物群落结构变化的关键因子，它能调节浮游植物的生长，直接影响浮游植物的生物量和密度（陈科，2009；Jindal et al，2014；苟婷等，2015）。

本研究结果表明，氮磷含量与浮游植物群落结构有极显著的相关性，这与前人的研究果一致。西淝河全年水温在 9.87～29.75℃，与浮游植物生物量呈显著正相关，这与熊莲等（2016）的研究结果一致。西淝河水体透明度在 0.70～1.29 m，与浮游植物生物量呈显著负相关，已有的研究表明，透明度对浮游植物的影响有间接作用，主要是通过对叶绿素的影响而间接地影响浮游植物的生物量和数量，透明度高的区域、生物量低（魏洪祥等，2018）。西淝河水体溶解氧在 5.13～14.73 mg/L，溶解氧均在 2016 年和 2017 年的冬季达到最大值，而冬季西淝河浮游植物细胞密度和生物量均达到最低值。研究显示，西淝河溶解氧与浮游植物群落结构的变化呈显著负相关，可能因为冬季水体持续流动增加了空气中氧的溶解效率，该时期藻类数量少，对溶解氧的消耗也相对较少（马得草等，2018）。西淝河水体电导率均大于 564 μS/cm，表明电导率与浮游植物生物量和细胞密度呈极显著相关，这与 Effiong 等（2018）的研究结果一致。

3.2.2　水生植被　水生植被为浮游植物生长发育提供了多样化的生境，一般认为有助于提高浮游植物的多样性。闵婷婷等（2011）研究了惠州西湖子湖-南湖水生植被构建和修复后的浮游植物群落结构特征，发现南湖实施以苦草和黑藻为优势种的大型沉水植物重建工程后，沉水植物盖度明显增加，水体透明度和浮游植物多样性指数提高，浮游植物生物量降低。

本研究野外调查发现，采样点 LX2 和 LX5 水生植被茂盛，盖度为 60%左右，主要有苦草、黑藻、金鱼藻、聚草和菹草等沉水植物，采样点 LX1、LX3、LX4、LX6 和 LX8 水生植被较少，盖度仅为 40%，主要为苦草和金鱼藻，采样点 LX7 为封闭的古河道水生植被不足 5%。采样点 LX2 和 LX5 水体透明度较高，分别为 1.29 m 和 1.08 m，采样点 LX1、LX3、LX4、LX6 和 LX8 透明度较低，而封闭的古河道 LX7 水体透明度仅有 0.70 m。在水生植被丰富的采样点 LX2 和 LX5，其多样性指数、丰富度指数和均匀度指数分别为 4.37、4.41、0.86 和 4.36、3.99、0.87，均高于其他区域，而采样点 LX2 和 LX5 的生物量分别为 2.68 mg/L 和 3.35 mg/L，明显低于其他采样点。表明河流水生植被可以明显提高水体透明度和浮游植物多样性，降低浮游植物生物量，主要原因是由于在水生植被丰富的水体中存在的部分藻类能在水层中迁移，获取营养的能力较强（Albay & Akçaalan，2003）；同时也由于附着性藻类能够利用水生植被提供的基质附着在水生植物体上，摄取到维持自身生长所需的营养盐，进行生长繁殖，使浮游植物多样性指数提高。但水生植被也可以控制浮游植物的过度生长，主要是由于沉水植物和浮游植物之间存在营养和光的竞争，也可能是沉水植物对浮游植物产生了化感抑制作用，降低了浮游植物的生物量（邱东茹和吴振斌，1998；肖溪等，2009；边归国等，2011）。

参考文献

边归国，赵卫东，达来，2011.沉水植物化感作用抑制藻类生长的研究进展[J]. 福建林业科技，38(4):168－172.

陈科,2009. 鹤地水库富营养化状况分析与防治对策[J]. 水利科技与经济，15(3):214－216.

苟婷，许振成，李杰，等，2015. 珠江流域西江支流贺江浮游藻类群落特征及水质分析[J]. 湖泊科学，27(3):412－420.

韩新芹,2006. 香溪河库湾春季叶绿素 a 浓度动态及其影响因子分析[J]. 水生生物学报,30(1):89－94.

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.

黄祥飞,2000. 湖泊生态调查观测与分析[M]. 北京:中国标准出版社.

刘冬燕，赵建夫，张亚雷，等，2005. 富营养水体生物修复中浮游植物的群落特征[J]. 水生生物学报，29(2):177－183.

刘建康，1999. 高级水生生物学[M].北京:科学出版社.

马得草，胡文革，张映东，等，2018. 大泉沟水库浮游植物群落特征及其与环境因子的关系[J]. 水生态学杂志，39(5):47－54.

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.

邱东茹，吴振斌，1998.不同生活型大型植物对浮游植物群落的影响[J]. 生态学杂志，17(6):22－27.

宋玉芝,张亚冬,郑建伟,等,2016. 淡水湖泊附着藻类生态学研究进展[J]. 生态学杂志，35(2):534－541.

孙晓雪，邱小琮，赵红雪，2011. 宝湖浮游生物群落结构特征研究[J]. 安徽农业科学，39(4):2219－2221.

王兰，2014. 升金湖浮游植物群落的时空变化及其与环境因子的相关性研究[D]. 合肥:安徽大学.

魏洪祥，王兴兵，寇凌霄，等，2018. 鸭绿江下游浮游植物群落结构与环境因子的关系[J]. 水生态学杂志，39(4):73－78.

肖溪，楼莉萍，李华,等，2009.沉水植物化感作用控藻能力评述[J]. 应用生态学报，20(3):705－712.

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.

章宗涉，1998. 水生高等植物—浮游植物关系和湖泊营养状态[J]. 湖泊科学，10(4):83－86.

章宗涉，黄祥飞，1991. 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.

朱为菊，庞婉婷，尤庆敏，等，2017. 淮河流域春季浮游植物群落结构特征及其水质评价[J]. 湖泊科学，29(3):637－645.

Albay M，Akçaalan R，2003. Factors influencing the phytoplankton steady state assemblages in a drinking-water reservoir (Ömerli reservoir，Istanbul)[J]. Hydrobiologia，502(1/3):85－95.

Arhonditsis G B，Winder M，Brett M T，et al，2004. Patterns and mechanisms of phytoplankton variability in Lake Washington (USA)[J]. Water Research，38(18):4013－4027.

Asaeda T，Trung V K，Manatunge J，et al，2001. Modelling macrophyte-nutrient-phytoplankton interactions in shallow eutrophic lakes and the evaluation of environmetal impacts[J]. Ecological Engineering，16(3) ：341－357.

Effiong K S，Inyang A I，Robert U U，2018. Spatial distribution and diversity of phytoplankton community in Eastern Obolo River Estuary，Niger Delta[J]. Academic Journals，9(1):1－14.

Ignatiades L，Vassiliou A，Karydis M，1985. A comparison of phytoplankton biomass parameters and their interrelation with nutrients in Saronicos Gulf (Greece)[J]. Hydrobiologia，128(3):201－206.

Jindal R ，Thakur R K ，Singh U B ，et al，2014. Phytoplankton dynamics and water quality of Prashar Lake，Himachal Pradesh，India[J]. Sustainability of Water Quality & Ecology，(3/4):101－113.

Lepistö L，Holopainen A L，Vuoristo H，2004. Type-specific and indicator taxa of phytoplankton as a quality criterion for assessing the ecological status of Finnish boreal lakes[J]. Limnologica Ecology and Management of Inland Waters，34(3):236－248.

Mulderij G，Nes E H V，Donk E V，2007. Macrophyte-phytoplankton interactions：The relative importance of allelopathy versus other factors[J]. Ecological Modelling，204(1):85－92.

Na E H，Park S S，2006. A hydrodynamic and water quality modeling study of spatial and temporal patterns of phytoplankton growth in a stratified lake with buoyant incoming flow[J]. Ecological Modelling，199(3)：298－314.

Proulx，Mazumder，Hamilton，et al，1996. Experimental Evidence for Interactive Impacts of Human Activities on Lake Algal Species Richness[J]. Oikos，76(1):191－195.

Watson S B，Mccauley E，Downing J A，1997. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status[J]. Limnology & Oceanography，42(3):487－495.

（责任编辑　万月华）

Phytoplankton Community Structure in Xifei River of Huai River Basin

ZHANG Shan[1], SHANG Nai-xuan[1], ZHANG Jin-yu[1], LIU Ai-Hua[2], ZHOU Zhong-ze[1]

(1.School of Resources and Environmental Engineering, Anhui University, Hefei　230601,P.R.China;
2.Xifeihe National Wetland Protection Center, Lixin County,
Anhui Province, Bozhou　236800,P.R.China)

Abstract: Xifei River is an important tributary of Haihe River, with wide distribution and coverage of submerged aquatic plants. In this study, we investigated the community structure of phytoplankton and analyzed its relationship with environmental factors in Xifei River. The objectives were to identify key factors affecting spatial-temporal variations of phytoplankton community structure in Xifei River and provide theoretical evidence that reveals characteristics of phytoplankton community structure in Huaihe River Basin. The investigation was carried out at 8 sampling sites in the Lixin section of Xifei River in February (winter), April (spring), August (summer) and November (spring) of 2016 and 2017, focusing on phytoplankton species composition, spatial-temporal variation of phytoplankton density and biomass, community diversity and relevant environmental factors. Species diversity indices were used to analyze the community structure of phytoplankton in Xifei River. Pearson correlation analysis and redundancy analysis (RDA) were used to reveal the relationships between phytoplankton community structure and environmental factors. A total of 236 phytoplankton species (including varieties and variants) were identified, belonging to 103 genera and 8 phyla. Chlorophyta (83 species, 37 genera) were dominant and accounted for 35.17% of the total phytoplankton species, followed by Bacillariophyta (78 species, 28 genera) and Cyanophyta (40 species, 20 genera), respectively accounting for 33.05% and 16.95% of the total species. The annual average phytoplankton density was $(7.24\pm1.13)\times10^7$ cells/L in Xifei River, with absolute dominance by Cyanophyta and Chlorophyta species, accounting for 57.04% and 17.66% of the total cell density. The annual average phytoplankton biomass was (34.08±3.20) mg/L, with the relative higher biomass of diatom species and Chlorophyta species, accounting for 35.69% and 28.81% of the total biomass. Phytoplankton cell density and biomass both peaked in summer. The ranges of Shannon-Wiener diversity, Margalef richness and Pielou evenness indices of the phytoplankton community were, respectively, 3.27 - 4.66, 2.75 - 6.10 and 0.73 - 0.94. Pearson correlation analysis and RDA analysis showed that DO, temperature, aquatic plant coverage, conductivity, TP, TN and water transparency were the primary factors affecting the phytoplankton community structure.

Key words: Xifei River, phytoplankton; community structure; biodiversity