

牧野湖浮游植物时空分布及水质分析

马剑敏, 杨程, 靳萍, 蔺庆伟, 徐婷婷, 杨佩昀, 靳同霞

(河南师范大学生命科学院, 河南 新乡 453007)

摘要:2012年9月至2013年8月,按月对牧野湖的水质及浮游植物群落结构开展了初步调查。共发现浮游植物87属147种;其中,黄藻门和隐藻门各6种,金藻门和甲藻门各4种,绿藻门57种,裸藻门23种,硅藻门29种,蓝藻门18种。2012年秋季到2013年春季浮游植物密度在 $7\,400 \times 10^4 \sim 9\,100 \times 10^4$ 个/L,2013年夏季最高,为 $16\,000 \times 10^4$ 个/L。秋、冬、春季密度较高的为绿藻和硅藻,所占比例:秋季绿藻32.2%、硅藻23.9%,冬季绿藻39.2%、硅藻24.5%,春季绿藻40%、硅藻51.7%;夏季密度较高的种群是蓝藻,占83%。湖区秋、冬、春、夏季Shannon多样性指数分别为1.3、1.27、1.06、0.48,Pielou均匀度指数也从0.35下降到0.175,表明从2012年秋季到2013年夏季牧野湖的水质是不断下降的。皮尔逊相关分析表明,湖区浮游植物的平均密度与Chl-a、 COD_{Cr} 、水温显著正相关($P < 0.05$);与TN、TP、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 也有一定的正相关性,但未达到显著水平;与SD、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 之间有一定的负相关,但未达到显著水平。

关键词:浮游植物;群落结构;水质;牧野湖

中图分类号:Q145 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2014)05-0068-07

浮游植物是水生生态系统的重要组成部分,作为食物网的最低级,对于外界环境因子变化的响应较其他生物更为敏感(林更铭等,2012;岳强等,2012);同时作为初级生产者,其在水生生态系统正常的能量流动、物质循环等方面也发挥着至关重要的作用(高彩凤等,2012)。通过监测浮游植物时间、空间上的分布及变化,并对浮游植物群落组成、优势种及其与环境因子的相关性进行分析可以从一定程度上反映出水体水质及其变化规律(Chen P Y et al,2011;韩欢欢等,2012)。

牧野湖位于河南省新乡市的中心地带,水面总面积约11万 m^2 ,湖岸线全长2700m,平均深度3.5m,总蓄水量约50万 m^3 。牧野湖是市民休闲娱乐场所,因占地面积较大,湖泊及沿岸水生植被丰富,也起着调节卫河-新乡城市河段径流水位和水质的生态功能。靳萍等(2013)曾对牧野湖浮游动物的时空变化动态做了研究,并分析了浮游动物丰度与主要水质指标间的关系。关于牧野湖浮游植物方面的研究仍为空白。因此,作者开展了牧野湖浮游植物及其与水质关系的研究,为该湖泊的管理及富营养化控制提供依据。

1 材料与方法

1.1 样点的设定及采样时间

共设5个采样点,分别为牧野湖上游河道(S1)、支流汇合处(S2)、湖岸静水区(S3)、湖心(S4)和湖区下游(S5),见图1。2012年9月至2013年8月间,每月月中旬选择连续晴天、水位较稳定的日子上午8~10时进行1次采样。四季划分为:春季3-5月,夏季6-8月,秋季9-11月,冬季12-2月。

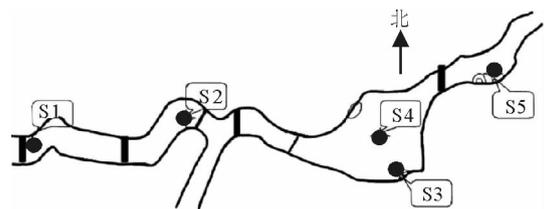


图1 牧野湖及入湖河道采样点分布

Fig.1 Distribution of sampling stations in Muye Lake

1.2 样品采集、计数与指标测定

定性样品的采集是使用25号浮游网,在水面下0.5m处作“∞”字运动形捞取,采集的样品用4%甲醛固定保存。定量样品的采集是利用采水器在水下0.5m处取1L水样并添加15mL的鲁哥试剂,静置沉淀48h浓缩至30mL作为定量样品(金相灿等,1990)。取0.1mL浓缩液于浮游生物计数框中,在10×40倍光学显微镜下进行鉴定并计数,种类鉴定依据《湖泊富营养化调查规范》(金相灿等,1990)、

收稿日期:2013-09-12

基金项目:新乡市重点科技攻关计划(ZG11002)。

作者简介:马剑敏,1964年生,男,河南偃师人,博士,教授,主要从事污染与修复生态学研究。E-mail: mjm6495@sina.com

《中国淡水藻类—系统、分类及生态》(胡鸿钧和魏印心,2006)等。

现场测定的指标有水温(WT)、透明度(SD)、pH和溶解氧(DO)。用采水器取水面下0.5 m水样带回实验室低温保存,48 h内完成化学需氧量(COD_{Cr})、总磷(TP)、总氮(TN)、铵态氮(NH₄⁺-N)、硝态氮(NO₃⁻-N)和叶绿素a(Chl-a)的测定。

1.3 数据处理与统计分析

1.3.1 数据统计及相关性分析 利用Excel软件对各样点的理化指标统计整理,并做出相应趋势图。用SPSS19.0软件对浮游植物密度和水环境因子进行相关性分析。

1.3.2 水质评价 采用Shannon多样性指数(H') (王瑜等,2011)、Pielou均匀度指数(J') (孙军等,2004)评价水质。

$$H' = -\sum(p_i)(\ln p_i) \quad (1)$$

$$J' = H'/\ln N \quad (2)$$

式中, $p_i = n_i/N$, N 为某样点浮游植物的总个体数, n_i 为第*i*种的个体数。

具体判别标准见表1(宋辞等,2009;谭香等,2011)。

表1 多样性指数判别水质标准

Tab.1 Score range of diversity index for water quality assessment

多样性指数	判别标准			
H'	0~1	1~2	2~3	>3
	严重污染	α-中污染	β-中污染	轻污或清洁
J'	0~0.3	0.3~0.5	0.5~0.8	-
	重污染	中污染	轻污染	-

2 结果与分析

2.1 牧野湖水环境参数

2.1.1 水温 牧野湖各样点每月水温的差异不大(图2)。水表层最低温度出现在2012年12月,为0℃;最高温度出现在2013年7月,为32℃。春、夏、秋、冬季平均温度分别为17.48、29.13、14.93和3.63℃。

2.1.2 透明度 牧野湖水体透明度见图3。5个采样点在5~8月均明显较低,波动在50~70 cm,主要由于该时段湖泊中分布的菹草(*Potamogeton crispus*)开始进入衰亡期,此时湖泊中浮游植物密度也较高;并且7、8月为雨季,为防止城市内涝发生,该时期牧野湖还大量接纳雨水、生活污水等使水体能见度下降。进入秋冬季后,由于牧野湖管理者不定期调水以改善水质,透明度波动在40~90 cm。2~6

月为水生植物生长季节,由于其吸附及净化作用,使得透明度显著提高,最大透明度能达到210 cm。除3月因湖区水生植物生长茂盛吸附净化作用较强外,其余月份较少受到人为干扰的河道的透明度均高于湖区。

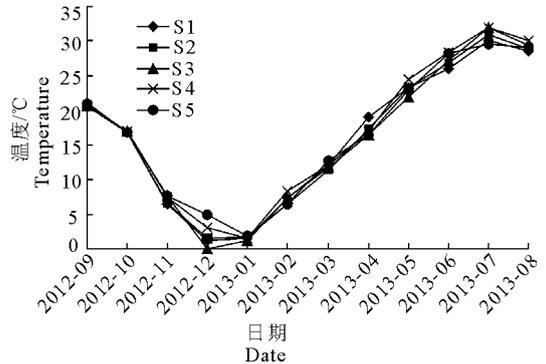


图2 牧野湖水温变化

Fig.2 Changes of water temperature in Muye Lake

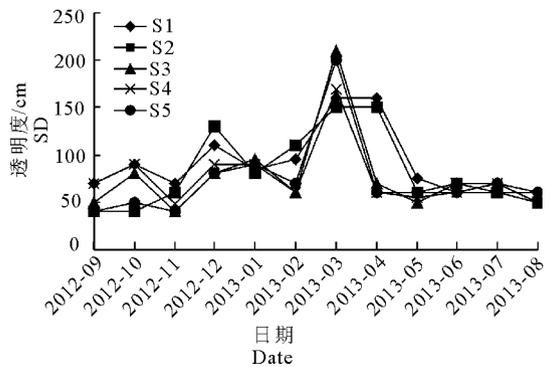


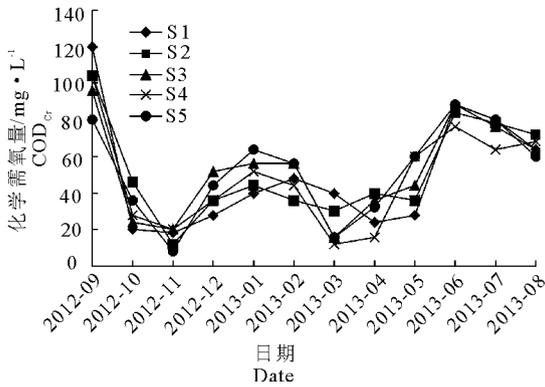
图3 牧野湖水体透明度变化

Fig.3 Changes of SD in Muye Lake

2.1.3 溶解氧 牧野湖水表层DO变化范围为1.2~19.4 mg/L。7、8月因为气温较高且水质较差,DO较低。湖区S3、S4样点因持续从S2副进水口处获得水源补充,DO总体比S1、S2高。其余时期,除冬季及6月DO较高外,各月份多波动在5~10 mg/L。

2.1.4 pH 因牧野湖水体多处于静止或半静止状态,接纳的工业废水中酸碱度较低,所以整个采样期间pH的变化并不大,大致波动在6.5~7.25,且均表现为夏秋季高于春冬季。

2.1.5 COD_{Cr} 夏秋季由于水生植物的大量死亡,浮游生物大量生长,水体有机物含量明显高于其他月份。冬春季随着气温逐渐降低,浮游植物生长受到抑制,COD_{Cr}的含量呈现出逐渐下降的趋势。COD_{Cr}的最大值为2012年9月的S1,达到了120 mg/L。秋冬春夏季COD_{Cr}的平均含量分别为49、46、32、75 mg/L,年均50.5 mg/L(图4)。

图4 牧野湖 COD_{Cr}的变化Fig. 4 Changes of COD_{Cr} in Muye Lake

2.1.6 叶绿素 a 对牧野湖全年的监测结果表明,不同月份间叶绿素 a 含量变动在 1.72 ~ 293.48 $\mu\text{g/L}$ (图 5)。上游河道 S1 和副进水口 S2 的变化情况较为一致,总体含量低于位于湖区的 S3、S4、S5 样点。S2、S3、S4 的叶绿素 a 含量均在 8 月份达到最高值,分别为 262.08、271.64、293.48 $\mu\text{g/L}$ 。叶绿素 a 含量秋冬春夏季平均分别为 45、44、98、166 $\mu\text{g/L}$,总体表现为春夏季高于秋冬季。

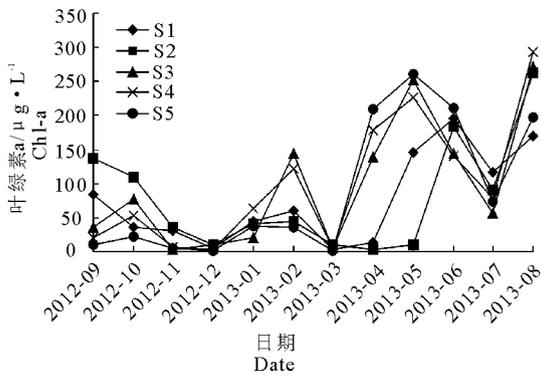


图5 牧野湖叶绿素 a 的变化

Fig. 5 Changes of Chl-a in Muye Lake

2.1.7 氮 牧野湖上游及湖区 TN 浓度多变化在 2.28 ~ 9.8 mg/L (图 6),夏季 6.69 mg/L > 春季 5.48 mg/L > 冬季 4.17 mg/L > 秋季 3.01 mg/L ,平均 4.8 mg/L 。上游河道与湖区 TN 含量在 2-6 月间有明显的差异。该时期虽然处于水生植物的生长季节,但由于湖区的水生植物生长过于茂盛,被人工大量打捞,湖区水生植物的净化功能并没有体现,因而造成湖区 TN 含量高于河道。同时,水生植物的生长状况较好的 S1、S2 区域,透明度较高, TN 含量也较低。除 S5 外,其余样点 TN 含量的最大值均在 7 月份出现,分别为 S1 (9.14 mg/L)、S2 (9.58 mg/L)、S3 (8.2 mg/L)、S4 (8.2 mg/L)。进

入秋季后由于周期性调水补充改善水质,上游及湖区 TN 含量变化均不大,多在 1.90 ~ 4.25 mg/L 。

湖区 NH_4^+-N 含量多分布在 0.18 ~ 4.91 mg/L (图 7),且在空间上的分布及含量变化范围与 TN 较为一致。湖区 S3、S4、S5 铵氮含量最大值均出现在 5 月,分别为 4.91、3.49、7.97 mg/L ;年平均含量为冬季 > 春季 > 夏季 > 秋季。湖区 NO_3^--N 含量周年变化范围为 0.1 ~ 2.09 mg/L ;除 S1 外其余各样点均在 12 月份出现最大值,分别为 S2 (1.8 mg/L)、S3 (2.09 mg/L)、S4 (11.91 mg/L)、S5 (1.78 mg/L);年平均含量为秋季 > 冬季 > 春季 > 夏季。

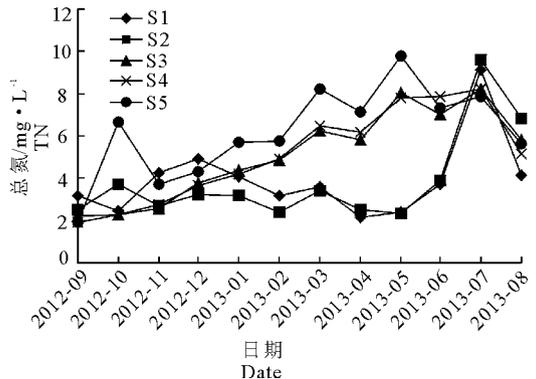


图6 牧野湖总氮的变化

Fig. 6 Changes of TN in Muye Lake

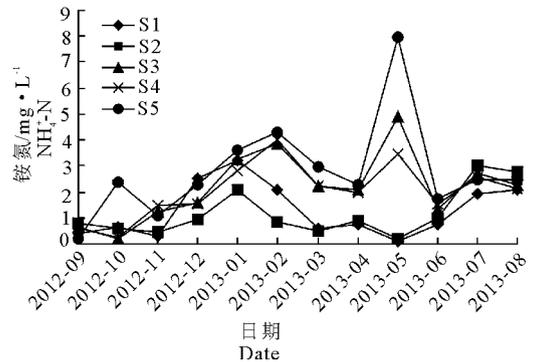


图7 牧野湖铵氮的变化

Fig. 7 Changes of NH_4^+-N in Muye Lake

2.1.8 磷 牧野湖 TP 波动在 0.05 ~ 2.41 mg/L (图 8),平均含量为 0.65 mg/L 。各样点 S1、S2、S3、S4、S5 的磷含量均在 7 月份达到最大值,分别为 1.45、2.23、2.41、1.84、1.9 mg/L 。各季节的平均含量为夏季 1.03 mg/L > 春季 0.68 mg/L > 冬季 0.49 mg/L > 秋季 0.42 mg/L ,与 TN 的季节平均含量变化一致。

2.2 浮游植物

2.2.1 群落构成 共采集到浮游植物 87 属 147 种。其中,黄藻门 6 属 6 种、隐藻门 5 属 6 种,各占

4.1%;金藻门、甲藻门各4属4种,各占2.7%;绿藻门28属57种,占38.8%;裸藻门6属23种,占15.6%;硅藻门21属29种,占19.7%;蓝藻门13属18种,占12.2%。常见种为:小环藻 *Cyclotella*、小球藻 *Chlorella*、尖尾隐藻 *Chroomonas acuta*、卵形隐藻 *Cryptomonas ovata*、嗜蚀隐藻 *Cryptomonas erosa*、衣藻 *Chlamydomonas*、尾裸藻 *Euglena caudata*、旋转囊裸藻 *Trachelomonas volvocina*。

的浮游植物密度基本都是最高的。

表2 牧野湖浮游植物密度季节分布 10^4 个/L

Tab.2 Seasonal variations of phytoplankton density in Muye Lake

门类	秋季	冬季	春季	夏季
蓝藻门	1 019.50	777.00	127.50	381.00
硅藻门	2 045.00	1 822.50	4 712.25	1 248.00
金藻门	56.00	301.50	5.25	37.50
黄藻门	296.50	10.50	6.00	123.00
隐藻门	1 691.00	1050.00	617.25	880.50
甲藻门	26.00	9.00	3.00	0.00
裸藻门	658.50	574.50	85.50	169.50
绿藻门	2 761.50	2 929.50	3 546.00	13 893.00
合计	8 554.00	7 474.50	9 102.75	16 732.50

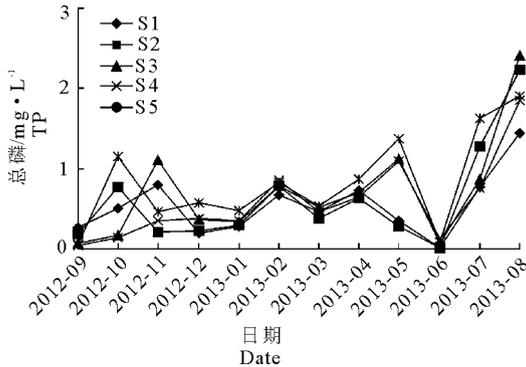


图8 牧野湖总磷

Fig.8 Changes of TP in Muye Lake

2.2.2 季节分布 牧野湖浮游植物种群密度季节分布见表2。秋、冬、春季密度较高的为绿藻和硅藻,所占比例:秋季绿藻32.2%、硅藻23.9%,冬季绿藻39.2%、硅藻24.5%,春季绿藻40%、硅藻51.7%。夏季密度较高的种群是蓝藻,占该季节浮游植物总密度的83%。金藻门种类在冬季的密度最高,春季最低。黄藻门和甲藻门种类密度分布较为相似,均在秋季达到密度峰值,春季最低。

2.3 牧野湖浮游植物密度和水环境因子的相关分析

湖区每月各样点浮游植物的平均密度(D)和对应的水环境因子的平均含量进行的相关性分析见表3。湖区浮游植物的平均密度与Chl-a、COD_{Cr}、WT之间显著正相关($P < 0.05$);与TN、TP、NH₄⁺-N间也有一定的正相关性,但未达到显著水平;与SD、NO₃⁻-N之间有一定的负相关,但未达到显著水平。

2.2.3 空间变化 牧野湖浮游植物密度空间变化见图9。位于支流汇合处样点S2处的浮游植物密度在许多月份都比其他样点要低,且除7、8月份外,浮游植物密度并未出现剧烈波动。位于湖岸静水区的S3和湖心的S4相比于S2和S5样点,各个月份

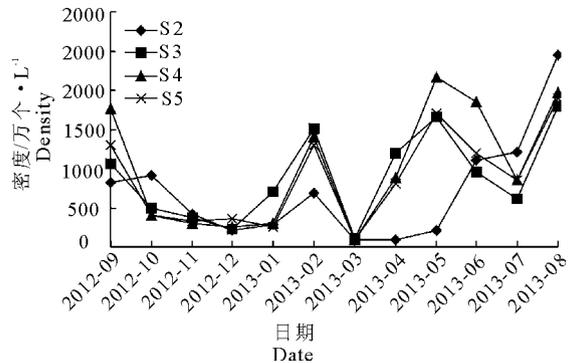


图9 牧野湖浮游植物密度空间变化

Fig.9 Spatial variations of phytoplankton density in Muye Lake

表3 牧野湖浮游植物密度和水环境因子的相关分析

Tab.3 Correlation analyses between phytoplankton density and water environment factors in Muye Lake

指标	D	WT	SD	DO	COD	TN	TP	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	Chl-a	N/P
D	1										
WT	0.613 *	1.000									
SD	-0.552	-0.265	1								
DO	0.320	-0.156	-0.169	1							
COD	0.608 *	0.524	-0.414	0.322	1						
TN	0.285	0.499	0.226	0.011	0.072	1					
TP	0.490	0.411	-0.214	-0.312	-0.04	0.365	1				
NH ₄ ⁺ -N	0.369	-0.040	0.052	0.147	-0.022	0.631 *	0.439	1			
NO ₃ ⁻ -N	-0.475	-0.374	0.030	0.006	-0.214	-0.437	-0.503	-0.588 *	1		
Chl-a	0.831 **	0.605 *	-0.397	0.175	0.273	0.572	0.65 *	0.476	-0.538	1	
N/P	0.178	0.329	-0.056	0.543	0.526	0.115	-0.553	-0.333	0.162	0.073	1

2.4 牧野湖水质评价

牧野湖浮游植物多样性指数如表4。秋冬两季牧野湖浮游植物 Shannon 多样性指数 H 与 Pielou 均匀度指数 J 变化情况较一致。S2 样点污染指数秋季为 0.63、冬季为 0.65, 表明污染程度较严重; 秋冬两季 S3、S4、S5 样点处(湖区及下游)污染指数在 1.37~1.67, 呈现 α -中污染状态, 即秋冬两季水质从上游到下游污染状况呈现减轻趋势。春夏两季则表现出相反的状况, 从湖区上游至下游, 水质有逐渐变差的趋势。

表4 牧野湖浮游植物多样性指数

Fig. 4 Diversity indices of phytoplankton in Muye Lake

季节	样点	H	等级	J	等级
秋	S2	0.63	严重污染	0.15	重污染
	S3	1.67	α -中污染	0.44	中污染
	S4	1.59	α -中污染	0.41	中污染
	S5	1.64	α -中污染	0.40	中污染
冬	S2	0.65	严重污染	0.18	重污染
	S3	1.62	α -中污染	0.48	中污染
	S4	1.37	α -中污染	0.37	中污染
	S5	1.44	α -中污染	0.40	中污染
春	S2	1.34	α -中污染	0.39	中污染
	S3	1.07	α -中污染	0.30	中污染
	S4	0.95	严重污染	0.27	重污染
	S5	0.89	严重污染	0.25	重污染
夏	S2	0.71	严重污染	0.18	重污染
	S3	0.75	严重污染	0.19	重污染
	S4	0.65	严重污染	0.16	重污染
	S5	0.67	严重污染	0.17	重污染

3 讨论

3.1 浮游植物群落构成特征

牧野湖中种群密度大于 1000×10^4 个/L 的浮游植物种类, 秋季为蓝藻、硅藻、隐藻、绿藻, 冬季为硅藻、隐藻、绿藻, 春季为硅藻和绿藻, 夏季为硅藻和绿藻。随着季节变化, 优势浮游植物群落的构成也发生变化, 表现为从秋季到夏季优势浮游植物门类的逐渐减少。秋季牧野湖浮游植物群落组成丰富, 结构相对复杂, 自动调节能力较强, 此时蓝藻占 11.9%、硅藻占 23.9%、隐藻占 19.7%、绿藻占 32.28%, 到夏季则演变为绿藻占 83% 和硅藻占 7.5%。邱小琮等(2012)、李德亮等(2012)研究, 当湖泊中相对丰富的浮游植物群落演变为主要为蓝绿藻占优势时, 即为湖泊富营养化程度较高的外部表现。推测牧野湖浮游植物群落构成的这种变化趋势代表着牧野湖水质从秋季到夏季有逐步恶化的趋势。本研究浮游植物密度空间变化与靳萍等(2013)在牧野湖开展的浮游动物周年调查结果一

致。

水体中的氮磷比对浮游植物的生长有重要影响, 是水中浮游植物营养结构特点的重要反映。本研究结果表明, 牧野湖 N/P 监测值大约有 60% 小于 10, 大于 20 的比例为 15%。根据富营养化评估的营养物限制性划分标准(Smith V H, 1979), 氮是牧野湖浮游植物生长主要的限制因子。

3.2 浮游植物多样性指数变化特征

浮游植物的多样性指数与浮游植物的群落结构有着密切的关联, 可以反映出水质状况(Robert et al, 2009; 张婷等, 2009)。多样性指数高的湖泊, 一般浮游植物群落种类较多且密度适中, 有利于维持水生生态系统的平衡, 水质状况也较好(冯洁娉等, 2012; 黄旭光等, 2012)。本研究, 位于下游的 S2 样点 Shannon 多样性指数与 Pielou 均匀度指数在春季较高, 水质为中污染状态; 但进入夏季、秋季之后多样性指数和均匀度指数明显下降, 水质状况也演变为重污染。结果表明春季牧野湖上游水质优于湖区, 秋、冬季水质恶化; 相反, 湖区 S3、S4、S5 的多样性指数在春季则较低, 到秋冬季有所升高, 表现为春、夏季水质较差, 秋、冬季水质有所好转。这与根据浮游植物群落构成变化得出的推论是一致的。

3.3 浮游植物群落构成及其多样性指数与水环境因子的关系

水体中不同种类的浮游植物种群对不同污染等级的水体响应程度不同(Habib et al, 1997), 但最终表现为生物种类减少及种群数量的下降。本研究选取的 10 个水环境因子中, 影响浮游植物密度的重要因子有 WT、COD_{Cr}、SD、NO₃-N, 且 Chl-a 含量与浮游植物密度为极显著正相关($P < 0.01$), 与蔡庆华等(1995)在武汉东湖得出的研究结论一致。随着温度升高, 喜温的浮游植物如蓝绿藻等种类开始大量生长。COD_{Cr} 在夏季平均含量为 75 mg/L, 年均含量为 50.5 mg/L, 较高的有机物含量, 有利于浮游植物的生长, 因此夏季牧野湖的浮游植物密度较高, 有一定的生态风险。而较高密度的浮游植物在水中生长分布, 也使得水体透明度降低。另外, 除位于上游的 S1、S2 之外, 湖区的 S3、S4、S5 样点 TN、TP 含量从秋季到夏季呈现出上升的趋势(除 6 月份, 因周期性换水), 导致水体富营养化程度加重。这与浮游植物优势种群数目从秋季到夏季不断减少相吻合。另外, 牧野湖湖区及下游的浮游植物多样性指数也随季节变化有着逐渐减少的趋势, 与水质变化状况相吻合。

参考文献

- 蔡庆华. 1995. 武汉东湖浮游生物间相互关系的多元分析[J]. 中国科学院研究生院学报, 12(1):97-102.
- 冯洁娉,姜胜,乔永民. 2012. 珠江口广州段浮游植物群落特征研究[J]. 生态科学, 31(3):284-288.
- 高彩凤,李学军,毛战坡. 2012. 北运河浮游植物调查及水质评价[J]. 水生生态学杂志, 33(2):85-90.
- 韩欢欢,范亚文. 2012. 黑龙江省安兴湿地秋季浮游植物群落结构[J]. 湖泊科学, 24(4):577-585.
- 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.
- 黄旭光,李顺兴,曾宪兴,等. 2012. 九龙江西溪漳州段浮游植物组成与环境因子的关系[J]. 生态学杂志, 31(5):1097-1103.
- 金相灿,屠清瑛,章宗涉,等. 1990. 湖泊富营养化调查规范[M]. 北京:中国环境科学出版社.
- 靳萍,代克岩,杨程,等. 2013. 牧野湖浮游动物群落结构及其与环境因子的相关性研究[J]. 水生生态学杂志, 34(2):53-61.
- 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):2108-2113.
- 林更铭,杨清良,王雨,等. 2012. 福建北部海域浙闽沿岸流消亡期浮游植物的种类组成与分布特征[J]. 应用与环境生物学报, 18(3):411-420.
- 邱小琮,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):2266-2271.
- 宋辞,于洪贤. 2009. 镜泊湖浮游植物多样性分析及水质评价[J]. 东北林业大学学报, 37(4):40-42.
- 谭香,夏小玲,程晓莉,等. 2011. 丹江口水库浮游植物群落时空动态及其多样性指数[J]. 环境科学, 32(10):2875-2882.
- 王瑜,刘录三,舒俭民,等. 2011. 白洋淀浮游植物群落结构与水质评价[J]. 湖泊科学, 23(4):575-580.
- 岳强,黄成,史元康,等. 2012. 广东南水水库富营养化与浮游植物群落动态[J]. 环境科学与技术, 35(8):112-116.
- 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.
- 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.
- 孙军,刘东艳. 2004. 多样性指数在海洋浮游植物研究中的应用[J]. 海洋学报, 26(1):63-73.
- Chen P Y, Lee P F, Ko C J, et al. 2011. Associations between water quality parameters and planktonic communities in three constructed wetlands[J]. Wetlands, 31(6):124-1248.
- Habib O A, Tippet R, Murphy K J. 1997. Seasonal changes in phytoplankton community structure in relation to physico-chemical factors in Loch Lomond Scotland[J]. Hydrobiologia, 350:63-79.
- Robert E X. 2009. A trophic state index for lakes[J]. Limnology and Oceanography, 22(2):361-369.
- Smith V H. 1979. Nutrient dependence of the picoplanktonic cyanobacterium *Synechococcus* in Florida Bay, a subtropical inner-shelf lagoon[J]. Limnol Oceanogr, 24:1051-1064.

(责任编辑 张俊友)

Spatial and Temporal Distribution Dynamics of Phytoplankton in Muye Lake and their Relationship with Environmental Factors

MA Jian-min, YANG Cheng, JIN Ping, LIN Qing-wei, XU Ting-ting, YANG Pei-yun, JIN Tong-xia

(College of life science, Henan normal university, Henan Xingxiang 453007, P. R. China)

Abstract: Muye Lake, in the central district of Xinxiang city, Henan Province, with an area of $1.1 \times 10^5 \text{ m}^2$, is a public place of leisure and entertainment for local people and is important ecologically. The phytoplankton community in Muye Lake, including the succession of spatial and temporal distribution, population composition, dominant species, and their relationship with the environmental factors, all reflect the water quality and lake dynamics. From September 2012 to August 2013, the structure of the phytoplankton community and associated environmental factors were analyzed monthly in Muye Lake. The relationship between the phytoplankton community and environmental factors was characterized based on the results. Five sample sites were selected, representing the upstream river channel, confluence, shoreline, pelagic zone and the downstream channel of the lake. Phytoplankton samples for qualitative analysis were collected with $25 \mu\text{m}$ plankton nets and fixed in 4% formaldehyde. 1 L samples for quantitative analysis were collected 0.5m below the surface and concentrated to 30ml by settling for 48 h. Phytoplankton was identified using a microscope. The water temperature (WT), transparency (SD), pH and dissolved oxygen (DO) were measured at the sample site and the chemical oxygen demand (COD_{Cr}), total phosphorous (TP), total nitrogen (TN), $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, and chlorophyll a (Chl-a) were measured in the laboratory within 48h. A total of 147 species of phytoplankton belonging to 87 genera were identified, including 6 species of Xanthophyceae, 6 species of Cryptophyta, 4 species of Chrysophyta, 4 species of Pyrrophyta, 57 species of Chlorophyta, 23 species of Euglenophyta, 29 species of Bacillariophyta and 18 species of Cyanophyta. The phytoplankton density ranged from 7.4×10^7 to 9.1×10^7 cell/L, with the highest value of 16×10^7 cell/L observed during the summer of 2013. The phytoplankton community was dominated by Chlorophyta and Bacillariophyta in autumn, winter and spring, accounting for 32.2% and 23.9% of the total phytoplankton in autumn, 39.2% and 24.5% in winter, 40% and 51.7% in spring. The density of Cyanophyta was the highest in summer, comprising 83% of the total phytoplankton. During the study values of the Shannon index in autumn, winter, spring and summer were 1.3, 1.27, 1.06, 0.48 and the Pielou evenness index also decreased from 0.35 to 0.175, indicating that water quality of Muye Lake was declining continuously from the fall of 2012 to the summer of 2013. Pearson correlation analysis showed that temperature, COD_{Cr} , SD, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and Chl-a were the environmental factors most affecting phytoplankton density in Muye Lake. There was a significant positive relationship between average phytoplankton density and Chl-a, COD_{Cr} , and temperature ($P < 0.05$). Phytoplankton density also displayed a positive correlation with TN, TP, and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and a negative correlation with SD and $\text{NO}_3^-\text{-N}$.

Key words: phytoplankton; community structure; water quality; Muye Lake