

# 牧野湖浮游动物群落结构及其与环境因子的相关性研究

靳萍<sup>1</sup>, 代克岩<sup>1</sup>, 杨程<sup>1</sup>, 郭萌<sup>1</sup>, 徐婷婷<sup>1</sup>, 蔺庆伟<sup>1</sup>, 马剑敏<sup>1,2</sup>

(1. 河南师范大学生命科学院, 新乡 453007; 2. 河南省环境污染控制重点实验室, 新乡 453007)

**摘要:**2011年7月至2012年6月, 调查分析了新乡市牧野湖和上游河道的浮游动物群落结构及其丰度与环境因子的相关性。共检测出浮游动物23属、43种(不包括原生动); 其中, 轮虫15属、26种, 枝角类5属、11种, 桡足类6属、6种; 浮游动物总丰度季节性变化为夏季 > 春季 > 秋季 > 冬季, 各季节间差异性极显著( $P < 0.01$ )。浮游动物总丰度的空间变化表现为静水区(S3) > 湖心区(S4) > 下游区(水车处)(S5) > 上游截止闸(S2), 各样点间差异极显著( $P < 0.01$ )。相关性分析显示, 牧野湖浮游动物总平均丰度与叶绿素 a、COD<sub>Cr</sub>、水温极显著正相关( $P < 0.01$ ), 与NO<sub>3</sub>-N浓度( $P = 0.006$ )极显著负相关、与透明度( $P = 0.018$ )显著负相关。浮游动物丰度主要受叶绿素 a、水温、COD<sub>Cr</sub>、NO<sub>3</sub>-N 和透明度的影响。

**关键词:**浮游动物; 环境因子; 相关性; 牧野湖

**中图分类号:**Q145 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2013)02-0053-09

在水域生态系统中, 生态环境的好坏与生物资源之间有着密切的关联。作为水生生物的重要组成部分, 浮游动物在物质转化、能量流动以及信息传递等生态过程中起着至关重要的作用(郭沛涌等, 2003)。不同的水域, 由于其理化指标的不同, 浮游动物的种类组成、数量分布等存在着差异。因此, 研究不同水域浮游动物的群落结构、物种多样性、丰度和环境因子的相关性意义重大。浮游动物还可以作为水体富营养化的指示物种, 是水域生态系统好坏的重要评价指标之一。研究浮游动物的动态变化, 对了解水质优劣、及时作出有效的防御措施有着极其重要的意义。

牧野湖一期景观工程位于河南省新乡市中心地带, 于2009年5月1日建成, 总面积22.3 hm<sup>2</sup>, 湖岸线总长2 700 m, 湖面最宽处243 m, 水深平均3.5 m, 蓄水50万 m<sup>3</sup>。牧野湖二期于2010年10月1日竣工, 该工程南起牧野大桥北至东牧村橡胶坝, 全长850 m, 水面面积5.7 hm<sup>2</sup>, 平均水深3.0 m, 是典型的城市浅水湖泊。牧野湖是卫河河道经过拓宽而成的人工湖, 与贯穿新乡市的卫河联通, 不是独立的封闭水域, 流域存在许多排污口, 且多为雨污混排。牧野湖的地理特性决定着它既是重要的旅游、休闲、观光地, 同时肩负着防洪、排污等功能, 在较大降雨及其他偶发情况下, 会有生活污水排入牧野湖。自然

因素以及人为因素的共同影响, 使得牧野湖水体长期处于富营养化状态并有向重度富营养化发展的趋势。生物和非生物因素对水域生态系统的影响较大(Angeler & Moreno, 2007)。鉴于此, 项目组从2011年7月至2012年6月对牧野湖的浮游动物群落特征、时空变化和丰度进行了调查研究, 并分析测定了相关的环境因子指标。通过多元统计分析, 探讨了浮游动物丰度与环境因子之间的相关性, 为牧野湖富营养化的治理提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 样点布设与采样时间

根据入湖河道、牧野湖主湖区及二期湖区的特点, 设置了5个采样点, 分别为入湖河道劳动桥处(S1)、入湖河道东截止闸处(S2)、主湖区湖弯静水区(S3)、主湖区湖心(S4)、下游二期湖区水车处(S5), 各监测点的设置如图1所示; 其中, S1、S2位于繁华的市区, 为邻近湖区的上游河道, 两侧居民密度很高, 其他样点周边多为公园绿地, 居民密度较低。2011年7月至2012年6月间, 每月的中旬对牧

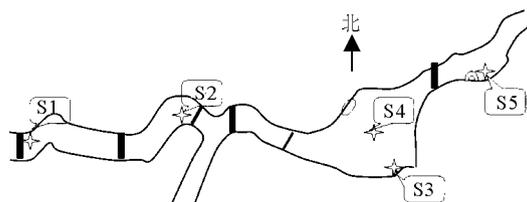


图1 牧野湖及入湖河道采样点分布

Fig. 1 Sampling stations of Muye Lake and the upriver river channel

收稿日期: 2012-11-19

基金项目: 新乡市重点科技攻关计划(ZG11002)。

作者简介: 靳萍, 1969年生, 女, 实验师, 主要从事环境生物学方面的研究。E-mail: jinpj@htu.cn

野湖水体进行采样调查,取样在8:00~11:00。

## 1.2 水质指标测定

用5 L采水器采集浅层混合水样用于实验室测定分析。水质理化指标主要包括叶绿素 a、TN、TP、COD<sub>Cr</sub>、NH<sub>4</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N、DO、pH、WT(水温)、SD(透明度)。水质理化指标的测定参照湖泊富营养化调查规范(金相灿和屠清瑛,1990)。

## 1.3 浮游动物样本的采集与鉴定

标本以25号浮游生物网在上层水体画“∞”字形捞取3~5 min,并将滤取的样品放入标本瓶中,现场加5%的甲醛溶液固定,标明日期和样点,带回实验室在光学显微镜下鉴定浮游动物种类并进行定性分析。

采水器采水10 L,用25号浮游生物网过滤浓缩并滴定至30 mL后加入5%甲醛固定,带回实验室在显微镜下进行浮游动物定量分析。

## 1.4 数据处理与统计分析

1.4.1 水质理化指标 用Excel分析各采样点的理化指标在调查期间的季节性波动,并作出相关趋势图。

1.4.2 浮游动物群落结构的时空变化 利用SPSS13.0软件,对浮游动物群落结构在不同样点和不同季节呈现出的动态变化进行分析。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。

1.4.3 相关性分析 在SPSS13.0软件中,利用Pearson相关分析法对浮游动物丰度和环境因子进行相关性分析,并进行显著性检验( $P < 0.01$ 为极显著, $P < 0.05$ 为显著, $P > 0.05$ 不显著)。

## 2 结果与分析

### 2.1 水质理化指标分析

2.1.1 水温 牧野湖区域属于温带-亚热带季风气候,四季分明,不同季节温度差异明显(图2-A)。调查期间,同一月份不同采样点之间的水温差异不大。水体表面最低气温出现在冬季(1月),为1.2℃;最高气温达到29℃,出现在夏季(7月)。春季,牧野湖水温回升,这为大量水生植物的生长提供了有利条件。

2.1.2 pH值 调查区域的pH值季节性波动不大,整个调查期间维持在5.60~7.25。入湖河道及牧野湖区均表现为夏、秋季高于冬、春季,其中牧野湖区pH值峰值出现在9月,入湖河道出现在7月;最小值均出现在1月。多数月份各样点的pH值维

持在6.5左右。

2.1.3 透明度 透明度受不同季节水体富营养化程度高低以及水体搅动强弱、降雨量等因素的影响,周年变化较大,湖区在50~300 cm(图2-B),入湖河道的透明度在35~240 cm,湖区透明度比上游河道高。由于藻类的大量生长,春末到整个夏季水域发生一定程度的水华,在5~8月透明度较低,7月为周年最低值32 cm。秋冬季节由于藻类的减少,透明度有所上升,平均值达到110 cm。2012年2~4月,随着气温的升高,牧野湖水域生长有大量的沉水植物(以菹草为主),由于其对营养物质的吸收转化作用,使得这一时期的水体透明度明显增加,并在4月透明度出现了最大值300 cm。

2.1.4 溶解氧 调查期间,牧野湖及附近水体溶解氧变动范围为1.60~17.77 mg/L,平均值为9.24 mg/L。水体溶解氧除8~11月以外,基本达到饱和状态。各样点溶解氧有一定差异(图2-C),湖区S3、S4、S5相对较高,入湖河道S1、S2稍低。温度对溶解氧影响较大,水中溶解氧随温度的升高而下降。牧野湖溶解氧最高值出现在2月的S4,最低值出现在9月的S3,入湖河道高低值分别出现在3月的S1和8月的S1。

2.1.5 COD<sub>Cr</sub> 夏秋季节牧野湖水体富营养化严重,藻类生长旺盛,致使水体有机物含量大增,COD<sub>Cr</sub>随之增长(图2-D)。湖区夏季COD<sub>Cr</sub>达到峰值115 mg/L,出现在7月的S2。冬春季节由于温度较低,藻类生长受到抑制,使得水体有机物含量降低,COD<sub>Cr</sub>随之降低。从空间上看,入湖河道S1、S2处于市区,COD<sub>Cr</sub>总体偏高,二期湖区S5次之,S3、S4相对较低。

2.1.6 叶绿素 a 叶绿素 a 是反映水体中浮游植物生物量的一个综合指标。对牧野湖及附近水域的周年检测结果(图2-E)表明,水体叶绿素 a 含量为1.28~167.44 μg/L,呈现出极明显的季节性变化,变化趋势图呈现出单峰型,湖区峰值出现在6月的S5,入湖河道峰值出现在7月的S2。季节性变化呈现出冬季最低、春秋季节稍高、夏季达到最大值。夏季各样点叶绿素 a 含量变化较大,其他季节变化均不明显。

2.1.7 氮 调查期间,各样点氮素营养盐的周年变化显示,不同样点总的可溶性氮浓度湖区在3.215~11.827 mg/L,入湖河道在1.764~11.390 mg/L,远远大于中国湖泊水库营养分类指标所规定的氮含量大于0.2 mg/L为富营养化水体的标准。氮的季节

变化比较明显,其中上游及湖区夏、秋季节均明显高于冬、春季,春季4-5月的短暂好转与这一时期牧野湖生长有大量的沉水植物有关。湖区氮含量最大值出现在夏季的7月(11.827 mg/L),最小值则出现在春季的5月(3.215 mg/L);入湖河道则分别出现在8月和5月。湖区氨氮的变动范围为0.428~8.338 mg/L,入湖河道氨氮的变动范围为0.571~6.184 mg/L;氨氮含量呈现出一定的季节性变化,随着温度的升高而升高(图2-F),整体表现为夏季>秋季>春季>冬季。氨氮含量占总可溶性氮的52%,是总可溶性氮的主要存在形式。硝酸盐氮的

含量相对稍低,湖区及入湖河道周年变化分别在0.501~6.028 mg/L和0.362~6.018 mg/L,冬季含量稍高,其他季节变化不大(图2-G)。由于硝氮与氨氮之间的化学转化关系,其季节变化趋势与氨氮相反。

2.1.8 磷 湖区各样点总磷周年含量为0.033~0.396 mg/L,入湖河道各样点总磷为0.033~0.374 mg/L,所有样点的年平均值为0.245 mg/L,远大于中国湖泊水库营养分类指标所规定的磷含量大于0.020 mg/L为富营养化水体的标准。总磷含量的月变化规律不明显,各样点年平均值差异不大,

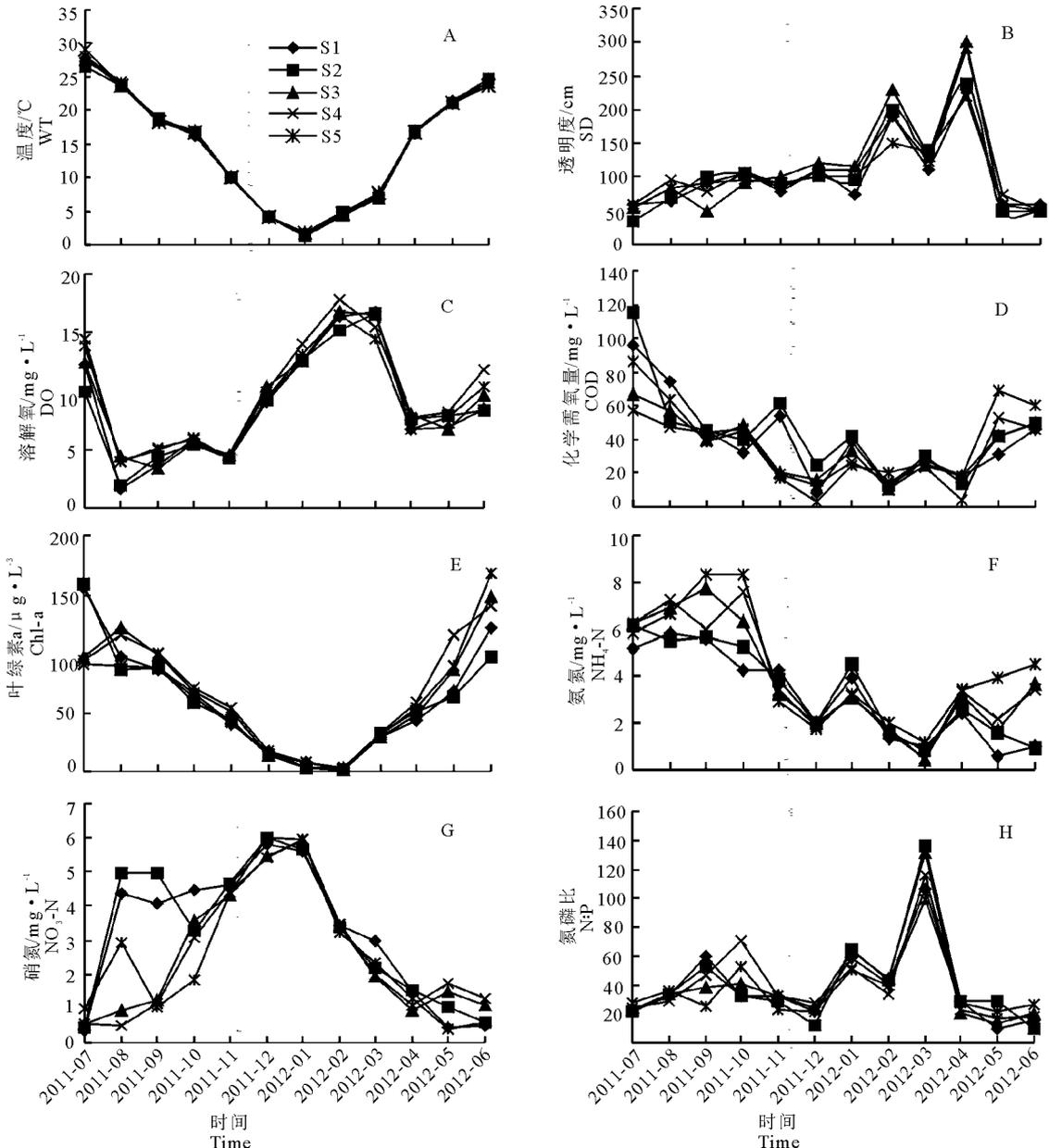


图2 牧野湖及入湖河道水质指标的月变化(2011年7月至2012年6月)

Fig.2 Monthly variation of water quality parameters in Muye Lake and the upriver river channel (from July 2011 to June 2012)

最大值 0.396 mg/L 出现在 7 月的 S2, 最小值 0.033 mg/L 出现在 2 月的 S4。季节性变化表现为夏、秋季节高于冬、春季。总磷常年处于较高水平, 即便是水生植物大量生长和降雨量较为丰沛的季节, 其含量仍高于 0.020 mg/L; 这与污水排放及底泥的释放有关 (Carvalho et al, 2011)。

2.1.9 营养限制因子 氮、磷是藻类生长最重要的营养因子。研究表明, 对藻类生长来说, 总氮含量与总磷含量之比在 20: 1 以上时表现为氮过量, 磷为限制因子, 藻类生长主要受磷含量的影响; 当小于 13: 1 时则为氮不足, 氮则为限制因子, 藻类生长主要与氮含量有关 (Smith, 1979)。牧野湖及入湖河道水体周年 N: P 见图 2-H。除了 5 月的 S1、S3 和 6 月 S2 之外, 其余各月份的所有样点均大于 20: 1。所以氮为 5 月的 S1、S3 和 6 月的 S2 的限制因子之一, 磷为剩余样点的限制因子之一。整体而言, 磷在牧野湖属于营养限制因子。

## 2.2 浮游动物

2.2.1 浮游动物的种类组成 浮游动物的种类组成极为复杂, 经过抽样比较, 由于 S1 和 S2 样点的区域特征及浮游动物的种类组成等方面较为相似, 故本研究舍去 S1, 选取 S2、S3、S4、S5 样点, 对浮游动物中的轮虫、枝角类和桡足类进行分析, 而对原生动物

物仅统计数量。自 2011 年 7 月至 2012 年 6 月, 共鉴定出浮游动物 (不包括原生动物) 23 属、43 种; 其中, 轮虫 15 属、26 种, 占总种数的 60%, 是浮游动物的主要类群; 枝角类 5 属、11 种, 占总种数的 26%; 桡足类 6 属、6 种, 占总物种数的 14%, 相对较少。根据优势度分析, 湖中轮虫的优势种为萼花臂尾轮虫、壶状臂尾轮虫、针簇臂尾轮虫、长三肢轮虫; 枝角类优势种为微型裸腹溞、短尾秀体溞、老年低额溞; 桡足类优势种为跨立小剑水蚤、广布中剑水蚤。详见表 1。

2.2.2 各样点物种丰富度 Margalef 指数 各样点 (S1 除外) 物种丰富度 Margalef 指数的时空变化如图 3。浮游动物丰富度变化范围为 0 ~ 2.155, 最大值出现在 2012 年 5 月的 S2; 原因是由于这一时期外界环境条件较适宜浮游动物的生长, 该时期生长有较多的菹草和较丰富的浮游植物, 为浮游动物的生长提供了良好的环境。从季节分布来看, 春末及整个夏季各样点浮游动物丰富度指数较大, 进入秋季丰富度指数开始下降, 冬季最小。这一分布情况主要与环境因子的改变和浮游动物的食物量有关。从空间分布来看, 湖区 S3、S4 物种较丰富, 物种丰富度指数大, 入湖河道 S2 及二期湖区 S5 物种丰富度指数相对较小, 这一规律在夏季表现得最为明显。

表 1 牧野湖及入湖河道浮游动物名录

Tab. 1 Zooplankton in Muye Lake and the upriver river channel

轮虫纲 (Rotifera)	三肢轮属 ( <i>Filinia</i> )	棘爪低额溞 ( <i>S. exspinosus</i> )
臂尾轮属 ( <i>Brachionus</i> )	长三肢轮虫 ( <i>F. longiseta</i> )	拟老年低额溞 ( <i>S. vetuloides</i> )
萼花臂尾轮虫 ( <i>B. calyciflorus</i> )	多肢轮属 ( <i>Polyarthra</i> )	网纹溞属 ( <i>Ceriodaphnia</i> )
角突臂尾轮虫 ( <i>B. angularis</i> )	针簇多肢轮虫 ( <i>P. trigla</i> )	棘爪网纹溞 ( <i>C. reticulata</i> )
尾突臂尾轮虫 ( <i>B. caudatus</i> )	叶轮属 ( <i>Notholca</i> )	棘体网纹溞 ( <i>C. setosa</i> )
壶状臂尾轮虫 ( <i>B. urceus</i> )	唇形叶轮虫 ( <i>N. labis</i> )	秀体溞属 ( <i>Diaphanosoma</i> )
蒲达臂尾轮虫 ( <i>B. budapestiensis</i> )	囊足轮属 ( <i>Asplanchnopus</i> )	短尾秀体溞 ( <i>D. brachyurum</i> )
裂足臂尾轮虫 ( <i>B. diversicornis</i> )	多突囊足轮虫 ( <i>A. multiceps</i> )	溞属 ( <i>Daphnia</i> )
剪形臂尾轮虫 ( <i>B. forficula</i> )	巨头轮属 ( <i>Cephalodella</i> )	大型溞 ( <i>D. magna</i> )
方形臂尾轮虫 ( <i>B. quadridentatus</i> )	凸背巨头轮虫 ( <i>C. gibba</i> )	桡足类 (Copepoda)
矩形臂尾轮虫 ( <i>B. leydigii</i> )	哈林轮属 ( <i>Harringia</i> )	中剑水蚤属 ( <i>Mesocyclops</i> )
异尾轮属 ( <i>Trichocerca</i> )	真足哈林轮虫 ( <i>H. eupoda</i> )	广布中剑水蚤 ( <i>M. leuckarti</i> )
田奈异尾轮虫 ( <i>T. dixon-nuttalli</i> )	平甲轮属 ( <i>Platyas</i> )	小剑水蚤属 ( <i>Microcyclops</i> )
暗小异尾轮虫 ( <i>T. pusilla</i> )	四角平甲轮虫 ( <i>P. quadricornis</i> )	跨立小剑水蚤 ( <i>M. varicans</i> )
韦氏异尾轮虫 ( <i>T. weberi</i> )	腔轮属 ( <i>Lecane</i> sp.)	剑水蚤属 ( <i>Cyclops</i> )
罗氏异尾轮虫 ( <i>T. rousseleti</i> )	枝角类 (Cladocera)	近邻剑水蚤 ( <i>C. vicinus</i> )
长刺异尾轮虫 ( <i>T. longiseta</i> )	裸腹溞属 ( <i>Moina</i> )	温剑水蚤属 ( <i>Thermocyclops</i> )
龟甲轮属 ( <i>Keratella</i> )	微型裸腹溞 ( <i>M. micrura</i> )	透明温剑水蚤 ( <i>T. hyalinus</i> )
螺行龟甲轮虫 ( <i>K. cochlearis</i> )	近亲裸腹溞 ( <i>M. affinis</i> )	外剑水蚤属 ( <i>Ectocyclops</i> )
曲腿龟甲轮虫 ( <i>K. valga</i> )	发头裸腹溞 ( <i>M. irrasa</i> )	胸饰外剑水蚤 ( <i>E. phaleratus</i> )
晶囊轮属 ( <i>Asplanchna</i> )	多刺裸腹溞 ( <i>M. macrocopa</i> )	刺剑水蚤属 ( <i>Acanthocyclops</i> )
前节晶囊轮虫 ( <i>A. priodonta</i> )	低额溞属 ( <i>Simocephalus</i> )	草绿刺剑水蚤 ( <i>A. viridis</i> )
卜氏晶囊轮虫 ( <i>A. brightwelli</i> )	老年低额溞 ( <i>S. vetulus</i> )	

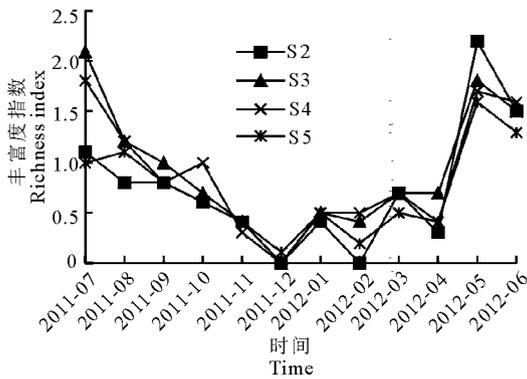


图3 牧野湖及入湖河道浮游动物丰富度指数的时空变化

Fig. 3 Seasonal and spatial changes of zooplankton abundance in Muye Lake and the upriver river channel

2.2.3 浮游动物丰度 调查期间,牧野湖区(S3、S4、S5)各类群浮游动物丰度见表2。结果显示,原生动物的丰度最大,平均丰度为6 317个/L。从平均丰度来看,牧野湖各类群浮游动物表现为原生动物 > 轮虫 > 枝角类 > 桡足类,分别占总平均丰度的82.2%、15.1%、1.8%、0.9%。入湖河道(以S2为代表)主要浮游动物原生动物的总平均丰度分别为4364个/L和439个/L;由此可知,牧野湖区浮游动物总平均丰度明显高于入湖河道。原生动物是牧野湖及入湖河道浮游动物的最主要类群,其次为轮虫,轮虫在淡水生态系统的结构功能、能量传递以及物质转换上具有重要意义。

表2 牧野湖区浮游动物丰度

Tab. 2 Zooplankton abundance in Muye Lake

时间	原生动物	轮虫	枝角类	桡足类	合计
2011-07	12 300 ± 188	3 401 ± 193	250 ± 88	17 ± 0	15 968
2011-08	13 500 ± 1 090	1 793 ± 144	67 ± 34	6 ± 10	15 366
2011-09	5 867 ± 306	372 ± 174	33 ± 17	0 ± 0	6 272
2011-10	5 860 ± 86	258 ± 49	47 ± 6	3 ± 6	6 168
2011-11	1 900 ± 120	30 ± 0	7 ± 6	10 ± 10	1 947
2011-12	1 980 ± 130	3 ± 6	3 ± 6	7 ± 6	1 993
2012-01	607 ± 12	92 ± 19	20 ± 0	20 ± 0	739
2012-02	3 667 ± 208	82 ± 10	13 ± 13	17 ± 7	3 779
2012-03	6 000 ± 600	234 ± 57	21 ± 7	9 ± 8	6 264
2012-04	1 100 ± 132	22 ± 9	206 ± 42	28 ± 19	1 356
2012-05	8 726 ± 250	4 133 ± 731	417 ± 148	328 ± 194	13 604
2012-06	14 300 ± 1 323	3 544 ± 411	544 ± 117	356 ± 148	18 744
平均	6 317 ± 4 886	1 164 ± 1 608	136 ± 182	67 ± 129	7 683 ± 6 468

2.2.4 浮游动物丰度的季节变化 牧野湖区浮游动物月均丰度范围为739~18 744个/L,呈现出明显的季节性变化(图4)。秋末及整个冬季浮游动物丰度较低,春季(4月),由于甲壳纲浮游动物枝角类的大量生长,导致这一时期原生动物丰度锐减,浮游动物平均丰度也出现了最低值739个/L。在春末及整个夏季浮游动物丰度整体较高,最大丰度出现在

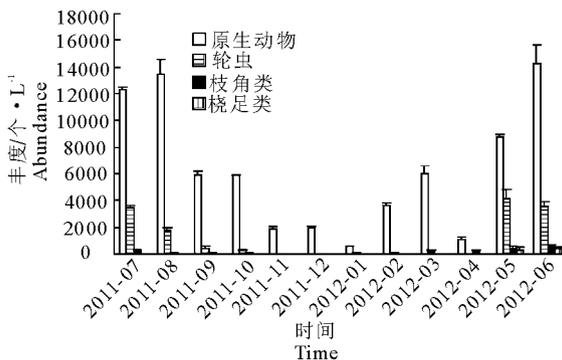


图4 牧野湖区浮游动物丰度的季节分布

Fig. 4 Seasonal changes of zooplankton abundance in Muye Lake

夏季(6月)。入湖河道浮游动物月均丰度为855~12 900个/L,最低值同样出现在4月。浮游动物平均丰度季节性变化均表现为夏季 > 春季 > 秋季 > 冬季,单变量分析显示各季节差异性极显著( $P < 0.01$ )。对各月份之间浮游动物平均丰度分析,经Levene检验 $F = 2.488, P = 0.030$ ,方差不齐;进一步的多重比较得出,2012年2月与2011年11月和12月之间、2012年3月与2011年9月之间、2012年5月与2011年8月之间、2012年6月与2011年7月之间的差异性不显著,其他月份之间差异性均显著( $P < 0.05$ )。

2.2.5 浮游动物丰度的空间变化 牧野湖区及入湖河道浮游动物丰度在不同样点也存在差异性(图5)。S3、S4浮游动物总平均丰度明显高于S2、S5,最大值出现在S3,为8 152个/L,最小值出现在S2为4 920个/L。各样点原生动物丰度占浮游动物平均丰度的81.6%~88.7%,是各样点浮游动物的主要存在形式。浮游动物总平均丰度的空间变化表现

为  $S3 > S4 > S5 > S2$ , 湖区浮游动物总平均丰度大于入湖河道。方差分析显示, 各样点浮游动物总丰度存在着极显著性差异 ( $P < 0.01$ )。各样点原生动物、轮虫、桡足类的总平均丰度均差异性极显著 ( $P < 0.01$ );  $S2$  与  $S5$ 、 $S3$  与  $S4$ 、 $S5$  的枝角类总平均丰度差异性不显著 ( $P > 0.05$ )。

### 2.3 浮游动物与水环境因子的相关性分析

湖区  $S3$ 、 $S4$ 、 $S5$  样点浮游动物总平均丰度与相应 3 样点各水环境因子平均含量的相关性分析结果见表 3。浮游动物总平均丰度与叶绿素 a、WT、 $COD_{Cr}$  极显著正相关 ( $P < 0.01$ ), 与 TP、 $NH_4-N$ 、TN 有一定的正相关性, 但未达到显著水平。浮游动物总平均丰度与  $NO_3-N$  ( $P = 0.006$ )、SD ( $P = 0.018$ ) 显著负相关, 与 N/P、DO 有一定的负相关关系, 但未达到显著水平。入湖河道浮游动物平均丰度与叶

绿素 a、WT 显著正相关, 与 SD 和  $NO_3-N$  显著负相关, 这与湖区相同; 但与  $COD_{Cr}$  正相关性未达到显著水平, 这与湖区不同。由此可知。牧野湖区及入湖河道浮游动物丰度主要受叶绿素 a、WT、 $COD_{Cr}$ 、 $NO_3-N$  和 SD 的影响。

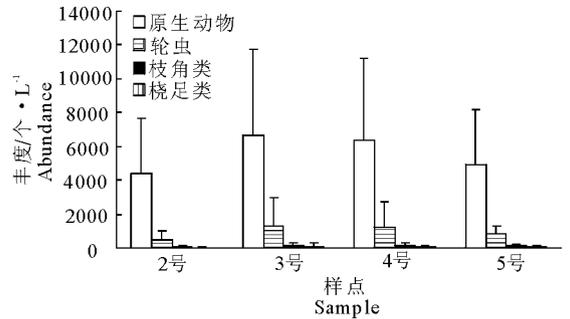


图 5 牧野湖及入湖河道浮游动物丰度的空间分布  
Fig. 5 Spatial changes of zooplankton abundance in Muye Lake and the upriver river channel

表 3 牧野湖浮游动物丰度与水环境因子相关性分析

Tab. 3 Correlation analyses between zooplankton abundance and water environment factors in Muye Lake

相关检验	因子	A	Chl-a	WT	TP	TN	DO	COD	SD	N/P	$NH_4-N$	$NO_3-N$	
皮尔森 相关系数 Pearson Correlation	A	1.000											
	Chl-a	0.858	1.000										
	WT	0.833	0.912	1.000									
	TP	0.365	0.458	0.502	1.000								
	TN	0.011	0.105	0.142	0.528	1.000							
	DO	-0.064	-0.464	-0.401	-0.548	-0.473	1.000						
	COD	0.872	0.784	0.840	0.394	0.295	-0.187	1.000					
	SD	-0.608	-0.547	-0.392	-0.420	-0.343	0.215	-0.697	1.000				
	N/P	-0.255	-0.391	-0.420	-0.769	-0.091	0.414	-0.209	0.114	1.000			
	$NH_4-N$	0.364	0.565	0.640	0.519	0.765	-0.585	0.640	-0.374	-0.266	1.000		
	$NO_3-N$	-0.696	-0.763	-0.854	-0.075	0.218	0.179	-0.621	0.091	0.132	-0.399	1.000	
	一尾检验 Sig. (1-tailed)	A											
		Chl-a	0.000										
WT		0.000	0.000										
TP		0.122	0.067	0.048									
TN		0.486	0.372	0.330	0.039								
DO		0.421	0.065	0.098	0.032	0.060							
COD		0.000	0.001	0.000	0.103	0.176	0.280						
SD		0.018	0.033	0.104	0.087	0.137	0.251	0.006					
N/P		0.212	0.105	0.087	0.002	0.389	0.090	0.257	0.362				
$NH_4-N$		0.122	0.028	0.013	0.042	0.002	0.023	0.013	0.116	0.201			
$NO_3-N$		0.006	0.002	0.000	0.409	0.248	0.289	0.016	0.390	0.341	0.099		

注: A - 代表浮游动物丰度。

Note: A - Zooplankton abundance.

## 3 讨论

### 3.1 理化指标的周年变化

城市浅水湖泊由于其特殊的地理位置和湖泊本身特性, 使其极易受到人为作用和自然条件的共同影响。一般情况下, 湖泊在丰水期的水质要好于一

年中的其他时间。牧野湖所在的新乡市, 每年的夏季降雨量明显大于其他季节, 根据本研究对牧野湖及入湖河道水质的测定, 夏季 TN、TP、Chl-a、 $COD_{Cr}$ 、 $NH_4-N$  等理化指标的含量较其他季节明显偏高。主要原因是大部分入湖排污口为雨污混排口, 在降雨时将管道内积存的污物冲入湖中而导致水质变差。

本研究的 S1、S2 即入湖河道处于市区,从测定的理化指标来看,这 2 个监测点的总氮、总磷等理化指标的含量较同一时期湖区各样点偏高,说明人为干扰是影响牧野湖水质的一个重要原因。11 - 12 月的氮磷含量仍然较高,这主要是由于大量水生植物在秋冬季逐渐进入衰老死亡,生物体的腐烂分解需要数月时间,特别是要经历整整一个冬季,导致在冬春季节水体营养物质含量较高。整个采样区域夏季的硝氮含量较低,最小值出现在入湖河道 7 月的 S1 (0.362 mg/L),主要原因首先是夏季浮游植物大量生长对硝氮的直接吸收以及反硝化作用的影响;另外,温度较高的季节微生物氧化作用增强,致使硝氮含量降低 (Johnston et al, 1974)。牧野湖部分理化指标无明显季节变化规律,这可能与牧野湖不定期的调水有关(牧野湖及上游河道在采样调查期间,分别于 2011 年的 7 月、9 月、12 月及 2012 年的 2 月、5 月调黄河水入湖,对上游河道及湖区的水质影响较大)。对于浅水湖泊来说,周期性注入较纯净水是调控水体所含营养盐浓度的重要手段 (Beklioglu et al, 2007)。叶绿素 a 能够直观反应水体的状况。一般来说,叶绿素 a 在温度较高、气候干燥和水平面较低的湖泊含量较高 (Ifigenia et al, 2010)。牧野湖及入湖河道叶绿素含量波动于 1.28 ~ 167.44  $\mu\text{g/L}$ ,最大值和最小值分别出现在夏季(6 月)和冬季(2 月),这与之前的研究结果一致。水体理化指标受多种因素的共同影响。浮游植物和浮游动物群落结构对水环境因子的季节性改变起着一定的调控作用 (Carvalho et al, 2011);水生植被的恢复与重建是改善湖富营养水平的重要手段之一,已成功应用到滇池、太湖、月湖的治理中去 (李文朝, 1996;李燕等, 2007;马剑敏等, 2009);大型沉水植物对水中营养盐的吸收转化作用能明显改善水质 (袁俊峰, 1993)。随着温度的升高,牧野湖从春季的 4 - 5 月开始生长大型沉水植物,浮游动物的生物量也明显增多,这一时期牧野湖水明显改善, TN、TP、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$  均较低,透明度达到了全年的最大值 300 cm。总体来看,牧野湖水环境受人为因素干扰较大,使得一些理化指标的季节变化规律与天然湖泊有些差异,水生生物同样起到了重要的调控作用。

### 3.2 浮游动物丰度与水环境因子的相关性

牧野湖及入湖河道浮游动物群落结构特点为小型的原生动物和轮虫在总丰度和总种类数中占较高比例,大型浮游动物(枝角类、桡足类)所占比例较低,这一特点和全国湖泊、水库浮游动物类群组成情

况相似(杨宇峰和, 1994;黄祥飞, 2000;姜作发等, 2006)。浮游动物的种类分布与体形大小可能受到一系列因素的共同影响,如食物利用率、气候、纬度、鱼类的选择性捕食等 (Gyllstrom & Hanson, 2005)。浮游动物的水平分布受到多种可变和不可预知因素的影响 (Guevara et al, 2009)。水温是水环境的一个重要参数,适宜的温度能够促进浮游动物的生长与繁殖,从而使其物种丰富度指数、生物量显著增加。牧野湖及上游河道浮游动物丰度与水温极显著正相关 ( $P < 0.01$ ),说明水温对浮游动物产生重要的影响。透明度能够直观反映水体叶绿素含量的多少,透明度高的水体一般浮游植物生长较少,浮游动物能够摄取的食物有限,从而影响其生长。轮虫现存量与透明度在特定时间段呈现一定负相关性 (郑小燕等, 2009)。沙湖透明度通过间接作用影响浮游动物丰度,与其成负相关 (邱小琮和赵红雪, 2012),与本次牧野湖区及入湖河道透明度与浮游动物丰度呈显著负相关的研究结果一致。

水体中氮、磷含量是影响浮游动物丰度的重要因素。随着总磷含量的增加,浮游动物的种类和丰度明显下降。惠州西湖氮磷的含量对浮游动物的种类密度和生物量的分布有一定影响,磷酸盐与浮游动物的密度和生物量呈正相关 (陈光荣等, 2008)。总磷对沙湖浮游动物密度的直接影响为负向作用,并且其间接作用大于直接作用,主要通过叶绿素 a 含量间接影响浮游动物密度,最终表现为正向作用 (邱小琮和赵红雪, 2012)。不同种类的浮游动物对水环境中营养盐类的需求是不相同的,在淡水生态系统中,硝酸盐和磷酸盐在一定范围内起限制作用。牧野湖总磷与浮游动物丰度正相关,这与陈光荣等 (2008) 的研究结果一致。溶解氧是影响轮虫密度的主要非生物因素之一 (Hofmann, 1977)。在许多水体分层的富营养化湖泊中,溶解氧的不足可以限制轮虫的生长繁殖 (Herzig, 1987)。牧野湖及入湖河道溶解氧年均值为 9.24 mg/L,处于很高的水平,很少出现缺氧的状况,因此在多数情况下不会对浮游动物产生限制。 $\text{COD}_{\text{Cr}}$  反映水体中有机物含量的多少,水体污染越严重,越不利于浮游动物的生长,故  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  与浮游动物丰度之间一般为负相关;此外,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  通过影响叶绿素 a 含量进而对浮游动物丰度的间接作用也较强 (邱小琮和赵红雪, 2012),足以抵消其对浮游动物丰度的直接负向作用,这可能是导致牧野湖  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  与浮游动物丰度表现为正相关的重要原因。叶绿素 a 能够直观反映水体中浮游植物

的量,由于浮游动物与浮游植物之间的摄食关系,浮游植物的量直接影响着浮游动物的丰度。武汉东湖浮游动物的密度和生物量由叶绿素 a 的含量决定(蔡庆华,1995)。牧野湖区及入湖河道叶绿素 a 含量与浮游动物丰度呈现极显著正相关关系( $P < 0.01$ ),该结论与蔡庆华(1995)的研究结果一致。

影响浮游动物的各环境因子除了本身对浮游动物丰度起到直接的作用外,各环境因子还主要通过间接控制浮游植物的生长来影响浮游动物的生物量(陆开宏和朱津永,2008)。有些间接性作用甚至可以抵消环境因子本身起到的直接作用(邱小琮和赵红雪,2012)。综上所述,牧野湖区及入湖河道浮游动物的丰度主要受叶绿素 a、水温、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、透明度的影响较大。

志谢:野外采样得到了新乡市市区河渠综合管理办公室的大力协助,特此志谢!

#### 参考文献

- 陈光荣,钟萍,张修峰,等. 2008. 惠州西湖浮游动物及其与水质的关系[J]. 湖泊科学, 20(3): 351-356.
- 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.
- 郭沛涌,沈焕庭,刘阿成,等. 2003. 长江河口浮游动物的种类组成群落结构及多样性[J]. 生态学报, 23(5): 892-900.
- 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.
- 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.
- 姜作发,唐富江,董崇智,等. 2006. 黑龙江水系主要江河浮游动物种群结构特征[J]. 东北林业大学学报, 34(4): 64-66.
- 陆开宏,朱津永. 2008. 湖南镇水库浮游生物及其影响因子的典范对应分析[J]. 中国水产科学, 15(6): 950-960.
- 李文朝. 1996. 太湖湖体综合治理对策的探讨[J]. 湖泊科学, 8(4): 289-294.
- 李燕,王丽卿,张瑞雷. 2007. 大型水生植物的生态功能及其应用[EB/OL]. 环境污染与防治. <http://wenku.baidu.com/view/a127dcc69ec3d5bbfd0a7427.html>.

- 马剑敏,成水平,贺锋,等. 2009. 武汉月湖水生植被重建的实践与启示[J]. 水生生物学报, 33(2): 222-229.
- 邱小琮,赵红雪. 2012. 沙湖浮游动物与水环境因子关系的多元分析[J]. 生态学杂志, 31(4): 896-901.
- 袁俊峰. 1993. 水生植被对富营养化湖泊生态恢复的作用[J]. 生态学报, 13(1): 45-50.
- 杨宇峰,黄祥飞. 1994. 武汉东湖浮游动物群落结构的研究[J]. 应用生态学报, 5(3): 319-324.
- 郑小燕,王丽卿,盖建军,等. 2009. 淀山湖浮游动物的群落结构及动态[J]. 动物学杂志, 844(5): 78-85.
- Angeler D, Moreno J. 2007. Zooplankton community resilience after press-type anthropogenic stress in temporary ponds[J]. *Ecological Applications*, 17(4): 1105-1115.
- Beklioglu M, Romo S, Kagalou I, et al. 2007. State of the art in the functioning of shallow Mediterranean lakes: Workshop conclusions[J]. *Hydrobiologia*, 584(1): 317-326.
- Gyllstrom M, Hanson I A. 2005. The role of climate in shaping zooplankton communities of shallow lakes[J]. *Limnology and Oceanography*, 50(6): 2008-2021.
- Guevara G, Lozano P, Reinoso G. 2009. Horizontal and seasonal patterns of tropical zooplankton from eutrophic Prado reservoir (Colombia)[J]. *Limnologia*, 39(2): 128-139.
- Herzig A. 1987. The analysis of planktonic rotifer populations: A plea for long-term investigations[J]. *Hydrobiologia*, 147(1): 163-180.
- Hofmann W. 1977. The influence of abiotic environmental factors on population dynamics in planktonic rotifers[J]. *Arch Hydrobiol Beih Ergebn limnol*, 8: 77-83.
- Ifigenia I Kagalou, Alexia Kosiori, Ioannis D Leonardos. 2010. Assessing the zooplankton community and environmental factors in a Mediterranean wetland[J]. *Environ Monit Assess*, 170(1-4): 445-455.
- Johnston D W, A J Holding, J E McCluskie. 1974. Preliminary comparative studies of denitrification and methane production in Loch Leven, Kinross, and other freshwater lakes[J]. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh*, B 74: 123-134.
- Carvalho L, Miller C, Spears B M, et al. 2011. Water quality of Loch Leven: responses to enrichment, restoration and climate change[J]. *Hydrobiologia*, 681(1): 35-47.
- 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 万月华)

## Community Structure Characteristics of Zooplankton in Muye Lake and Correlations Between Zooplankton and Environmental Factors

JIN Ping<sup>1</sup>, DAI Ke-yan<sup>1</sup>, YANG Cheng<sup>1</sup>, GUO Meng<sup>1</sup>, XU Ting-ting<sup>1</sup>, LIN Qing-wei<sup>1</sup>, MA Jian-min<sup>1,2</sup>

(1. College of Life Sciences, Henan Normal University, Xinxiang 453007, P. R. China;

2. Henan Key Laboratory for Environmental Pollution Control, Xinxiang 453007, P. R. China)

**Abstract:** Zooplankton community structure and correlations between zooplankton abundance and environmental factors were analyzed during July 2011 to June 2012 in Muye Lake of Xinxiang city. A total of 23 genera and 43 species were found (except Protozoa) including 15 genera and 26 species of Rotifer, 5 genera and 11 species of Cladocera, 6 genera and 6 species of Copepoda. Seasonal variation of total zooplankton abundance was that summer > spring > autumn > winter. Seasonal differences of zooplankton were highly significant ( $P < 0.01$ ). Spatial variation of total abundance of zooplankton was that Static water area (Sample 3) > Center of Muye Lake (Sample 4) > Down stream area (Sample 5) > Up stream area (Sample 2). Spatial differences were highly significant among the samples ( $P < 0.01$ ). Correlation analyses showed that the average zooplankton abundance of Muye Lake had positive correlations with chlorophyll - a concentration,  $COD_{Cr}$ , and WT (water temperature) ( $P < 0.01$ ), and negative correlations with nitrate nitrogen concentration ( $P = 0.006$ ) and SD (transparency) ( $P = 0.018$ ). Chlorophyll-a, WT,  $COD_{Cr}$ , nitrate nitrogen, and SD were significantly contributed to the zooplankton abundance in Muye Lake.

**Key words:** zooplankton; environmental factors; correlations; Muye Lake