

无鱼和贫营养条件下盩形溞对浮游动物群落的影响

程 丹, 李惠明, 陈晓玲, 韩博平

(暨南大学水生生物研究所, 广东 广州 510632)

摘要: 为了解无鱼条件下贫营养水体中大型枝角类盩形溞 (*Daphnia galeata*) 的种群动态及其对浮游动物群落结构的影响, 于2010年3月5日至4月18日在流溪河水库进行围隔试验, 设置1个对照组和3个处理组, 每个处理有3个重复。对照组(C)为用孔径约2 mm的网过滤后的水库水抽入围隔, 试验组抽入过滤后的水库水后添加高、中、低密度(H, M, L)的盩形溞, 对照组和试验组添加的盩形溞密度梯度分别为0、0.3、0.6、1.0个/L。无鱼条件下盩形溞种群快速形成高峰, 但随后由于食物限制又快速下降。盩形溞高密度种群的建立对轮虫种群产生了显著影响, 试验开始后轮虫受到盩形溞抑制而密度下降。在试验后期, 食物数量下降, 盩形溞密度下降并维持在较低的密度, 而大型桡足类中的舌状叶镖水蚤 (*Pyllodiptomus tunguidus*) 密度增加, 显示了竞争优势。由于大型围隔试验对浮游动物操作的可重复性较差, 个别围隔中出现了透明薄皮溞 (*Leptodora kindti*), 也对盩形溞种群及浮游动物群落结构产生了影响。

关键词: 盩形溞; 浮游动物群落; 围隔; 贫营养

中图分类号: Q145 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-3075(2012)02-0076-09

大型枝角类是浮游动物的重要组成部分, 由于其具有较宽的食物范围和较高的牧食率, 能对浮游植物群落产生显著影响 (Vanni, 1986)。溞属 (*Daphnia*) 是淡水水体中常见的大型枝角类, 以微型和小型浮游植物为食, 当鱼类捕食压力较低时, 以 *Daphnia* 为优势种群的浮游动物群落对可食性浮游植物的牧食作用显著高于其它以小个体为优势种的浮游动物群落 (Leibold, 1989; Stephen et al, 2004); 因此, 在温带水库和湖泊中, *Daphnia* 被认为是影响级联反应的关键种类 (Leibold et al, 1997)。在热带以及亚热带水库和湖泊中, 由于鱼类的捕食压较高, *Daphnia* 通常出现于一些大型深水水体, 数量较低且种类的个体相对较小 (Dumont, 1994; Lewis, 1996); 另一方面, 由于维持 *Daphnia* 生存的最低食物浓度随着水温升高而增加, 在热带水体中, 与温带水体同样个体大小的 *Daphnia* 就需要更高的食物浓度来满足其基础能量代谢 (Lehman, 1988; Duncan, 1989)。 *Daphnia* 的滤食效率在水温较高时有下降的可能, 这有可能导致其对浮游生物的影响与温带水体显著不同。目前在温带地区已开展大量的有关自然水体中 *Daphnia* 种群动态及其生态作用的

研究 (Viogt et al, 2001; Leibold, 1989; Primicerio, 2003)。在热带和亚热带地区, 由于多数水体中 *Daphnia* 种群密度较低, 对其研究也相对较少, *Daphnia* 在大型或深水的营养水平较低水体容易成为优势类群 (Lin et al, 2011)。由于 *Daphnia* 牧食效率高而具有较强的竞争优势, 在低鱼类捕食压力条件下易于形成优势种, 从而对整个浮游动物群落的结构产生重要的影响。

盩形溞 (*Daphnia galeata*) 是我国热带及亚热带地区的常见种类, 分布较广泛, 特别是在大型深水的贫或贫-中营养水库中能够形成较高的种群密度。在广东省流溪河水库中, 大型枝角类通常会在春季形成高峰 (赵帅营, 2009), 种群的平均密度为0.3个/L。本文以盩形溞为试验对象, 在接近自然水体的条件下, 通过大型围隔试验, 探讨在南亚热带贫营养条件下其种群动态及对浮游动物群落结构的影响, 为贫营养水库生态系统管理提供基础数据。

1 材料和方法

1.1 水库及试验围隔概况

围隔试验在流溪河水库进行, 该水库位于广东省从化市东北部 (23°45'N, 113°46'E), 北回归线北侧的一座南亚热带大型峡谷型深水水库, 最大水深73 m, 平均水深21.3 m, 水面面积15.25 km², 库容3.25 × 10⁸ m³, 有吕田河和玉溪河2条较大的入库河流。该水库目前为贫-中营养水平, 总氮(TN)、

收稿日期: 2011-12-22

基金项目: 国家自然科学基金项目 (No. 30970467) 资助。

通讯作者: 韩博平。E-mail: tbphan@jnu.edu.cn

作者简介: 程丹, 1987年生, 女, 硕士研究生, 研究方向为浮游动物生态学。E-mail: hellochengdan@163.com

总磷 (TP) 和叶绿素 a 的多年平均浓度分别为 0.6 mg/L、0.02 mg/L 和 1.93 mg/m³ (赵孟绪, 2007; 林秋奇, 2007; 林国恩, 2009; 望甜, 2010)。

试验围隔由 12 个高密度聚乙烯膜制成, 底部密封, 顶部敞开。围隔形状为边长 4 m、深 6 m 的立方体, 均固定在由铁桶和铁架制成的大型浮床上, 固定在离岸 50 m 的水面上 (图 1)。试验时围隔顶部高出水面约 50 cm, 实际注水体积约为 85 m³。

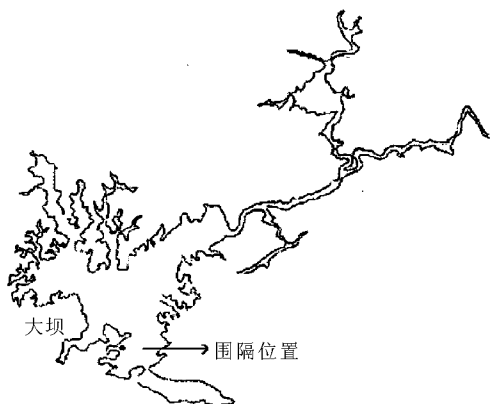


图 1 流溪河水库的库形及试验围隔位置

Fig. 1 The location of enclosure experiment in Liuxihe Reservoir

1.2 试验设计

于 2010 年 3 月 5 日至 4 月 18 日在流溪河水库进行围隔试验。试验共设置了 4 个试验组, 其中 1 个对照组和 3 个处理组, 每组 3 个平行, 共 12 个围隔。对照组 (C) 为水库原水, 处理组为在水库原水中添加不同密度的盍形蚤。参考水库中实际的种群密度和考虑大型围隔中添加浮游动物在数量上的困难, 3 个处理组中所添加的盍形蚤密度分别为低密度组 (L) 0.3 个/L, 中密度组 (M) 0.6 个/L, 高密度组 (H) 1.0 个/L。于 2010 年 3 月 5 日向各试验围隔中添加盍形蚤, 盍形蚤来自本试验系统中的另一试验围隔, 具有相同的种群生物学特性。采用孔径为 1.5 mm 的浮游动物网过滤, 获得的浮游动物主要为盍形蚤的大型成体; 根据水体中密度, 再估算需要采样水量的体积, 过滤获得的盍形蚤加入相应的围隔。试验共进行 6 周, 采样 7 次, 第 1 次采样为围隔初始值, 记为第 0 周, 此后每周采样 1 次, 分别记为第 1~6 周。

于试验开始前 2 周, 用 2 台工作流量约为 10 m³/h 的潜水泵将水库水抽入围隔, 为了尽量减小围隔之间的差异, 每台水泵的出水管每隔 0.5 h 就要从一个围隔移入另一个围隔中, 在抽水管口覆盖孔径约 2 mm 的网, 以防止鱼类进入。

1.3 样品采集与指标测定

2010 年 3 月 6 日开始第 1 次采样。浮游动物定量样品采集为在围隔水深 1 m、2 m、3 m、4 m、5 m 处用采水器各采集 5 L, 共 25 L 混合均匀后, 再用 38 μm 的浮游生物网过滤, 收集浮游动物至 100 mL 小白瓶中, 并加 4% 甲醛溶液固定保存。因流溪河水库已有较详细的浮游动物背景资料, 故本试验没有进行定性样品的采集。浮游动物定量样品在试验室浓缩, 在解剖镜和显微镜下鉴定种类并计数。轮虫种类鉴定参考王家楫 (1965) 以及 Segers (2001, 2003); 枝角类鉴定参考蒋燮治和堵南山 (1979)、Benzie (2005) 以及 Dumont (2002); 桡足类鉴定参考沈家瑞 (1979) 以及 Reddy (1994)。采用近似几何体积公式测定轮虫的体长和体宽以计算其生物体积, 假设浮游动物的密度与水相同, 依此计算轮虫的生物量 (Dumont, 1975; 章宗涉和黄祥飞, 1991); 甲壳类则测定体长并根据体长与湿重的回归方程计算每个个体的湿重 (章宗涉和黄祥飞, 1991), 最后计算出生物量。为了减小误差, 每个样品计数及测量个体有 2 个平行。

用 YSI-85 水质分析仪当场测定水温、pH 值和溶解氧, 用直径 20 cm 的萨氏盘测定透明度。用采水器采集水面下 0.5 m 和 4.0 m 的混合水样用于叶绿素 a 的分析。叶绿素 a 水样带回试验室后立即进行处理, 用 0.45 μm 醋酸纤维滤膜过滤水样测定 (林少君等, 2005), 每周测定 1 次。

浮游甲壳类优势种的优势度值 (Y) 计算公式:

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

式中: n_i 为 i 种的个体数, N 为所有种类个体数, f_i 为出现频率。 Y 值大于 0.02 的种类为优势种 (Chen et al, 1995)

1.4 数据分析

用 SPSS16.0 对数据进行分析。对浮游动物的密度和生物量、主要门类的密度和生物量等变量进行方差分析时, 由于大型围隔中浮游生物的动态多变导致重复性较差, 因此认为本试验中 $P < 0.10$ 即具有显著性差异 (赵帅营, 2009)。

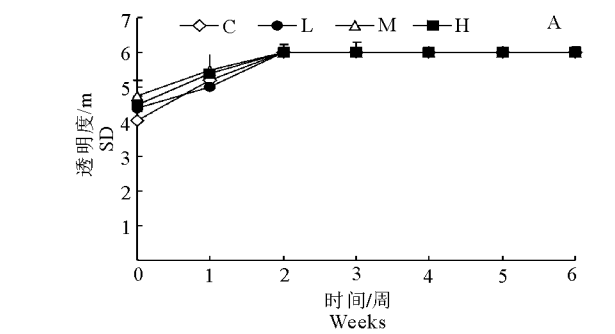
2 结果

2.1 透明度和叶绿素的变化

试验期间, 围隔透明度和叶绿素变化如图 2A 和图 2B 所示。各围隔透明度在试验开始初期约为 4.5 m, 此后有所上升, 从第 2 周开始至试验结束, 所有围隔全部见底, 透明度均达到最大值。围隔中叶

绿素 a 浓度在试验初期的平均浓度为 2.38 mg/L, 对照组与处理组之间没有差异。试验开始后前 2 周显著下降, 随后趋于稳定。整个试验过程中, 对照组及处理组之间均没有显著差异。在第 5 周有小幅上升, 到第 6 周试验结束时, 各组叶绿素水平均低于 1 mg/L。

2.2 浮游动物种类组成



试验期间所采集的样品中, 共检测到浮游动物 33 种; 其中, 轮虫 17 种, 枝角类 9 种, 桡足类 4 种 (表 1)。根据优势度计算公式, 轮虫密度优势种主要为螺旋龟甲轮虫, 枝角类密度优势种为盃形蚤和象鼻蚤, 桡足类优势种主要为博平近剑水蚤。在生物量上, 盃形蚤的优势度最大, 而舌状叶镖水蚤虽然不是密度优势种, 在生物量上也有一定的优势。

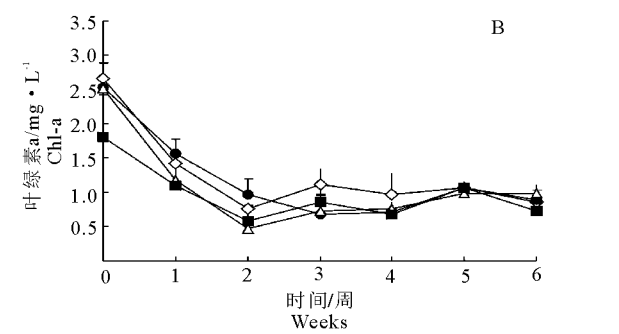


图 2 试验期间透明度 (A) 和叶绿素 (B) 的变化
Fig.2 Variation of SD (A) and Chl-a (B) in the enclosures

表 1 浮游动物的种类组成

Tab.1 Zooplankton species in the enclosures

轮 虫	Rotifer	枝角类	Cladocera
螺旋龟甲轮虫	<i>Keratella cochlearis</i>	盃形蚤	<i>Daphniagalata</i>
腔轮虫	<i>Lecune</i> sp.	角突网纹蚤	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>
广生多肢轮虫	<i>Polyarthra vulgaris</i>	劲沟基合蚤	<i>Bosminopsis deitersi</i>
长刺异尾轮虫	<i>Trichocerca longiseta</i>	象鼻蚤	<i>Bosina</i> sp.
罗氏异尾轮虫	<i>Trichocerca rousseleti</i>	奥氏秀体蚤	<i>Diaphanosoma dubium</i>
对棘异尾轮虫	<i>Trichocerca stylata</i>	模糊秀体蚤	<i>Diaphanosoma orghidani</i>
卵形无柄轮虫	<i>Ascomorpha ovalis</i>	尖额蚤	<i>Alona</i> sp.
沟痕泡轮虫	<i>Pompholyx sulcata</i>	微型裸腹蚤	<i>Moina micrura</i>
爱德里狭甲轮虫	<i>Colurella adriatica</i>	透明薄皮蚤	<i>Leptodora kindti</i>
真翅多肢轮虫	<i>Polyarthra euryptera</i>	桡足类	Copepoda
红多肢轮虫	<i>Polyarthra remata</i>	博平近剑水蚤	<i>Tropocyclops bopingi</i>
郝氏皱甲轮虫	<i>Ploesoma hudsoni</i>	温中剑水蚤	<i>Mesocyclops thermocyclopoides</i>
四指平甲轮虫	<i>Platyas quadricornis</i>	台湾温剑水蚤	<i>Thermocyclops taihokuensis</i>
萼花臂尾轮虫	<i>Brachionus calyciflorus</i>	舌状叶镖水蚤	<i>Pylodiatomus tunguidus</i>
独角聚花轮虫	<i>Conochilus unicornis</i>		
柱足腹尾轮虫	<i>Gastropus stylifer</i>		
前节晶囊轮虫	<i>Asplanchna priodonta</i>		

随着试验进行, 各组围隔浮游动物种类总数均下降, C 组由 19 种降至 13 种, L 组由 22 种降至 14 种, M 组则由 17 种降至 14 种, H 组由 24 种降为 11 种 (图 3)。在试验初期, 对照组以及处理组之间的种类数量存在一定的差异, 主要是由于轮虫种类数不同所导致; 而在试验后期, 浮游动物种类数没有明显的差异。

2.3 盃形蚤种群的动态变化

盃形蚤的密度变化 (图 4A) 在各试验组之间基本一致, 均在试验前 2 周较低, 第 3 周达到最高峰, 第 4 周以后降低, 在试验结束时达到最低。生物量

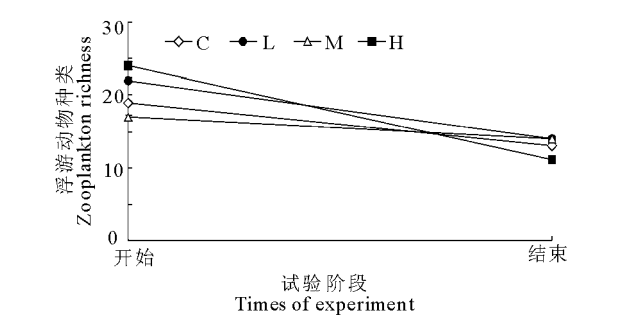


图 3 试验前后围隔中浮游动物种类数量的变化
Fig.3 Variation of the zooplankton richness between the beginning and end of the experiment

的变化(图 4B)与密度变化一致。

2.4 浮游动物密度和生物量的动态变化

浮游动物的密度(图 5A)在第 1 周降低,第 2 周上升,在第 3 周达到峰值,此后下降,到试验结束时降至最低;生物量(图 5B)在第 1 周有少量上升,并

在第 3 周达到峰值,此后与密度变化一致。各组浮游动物密度差异显著(C-L 间 $P=0.053$,C-M 间 $P=0.054$,C-H 间 $P=0.046$)。在生物量上,H 组与对照组之间有一定差异($P=0.074$),而其他各组间差异不显著。

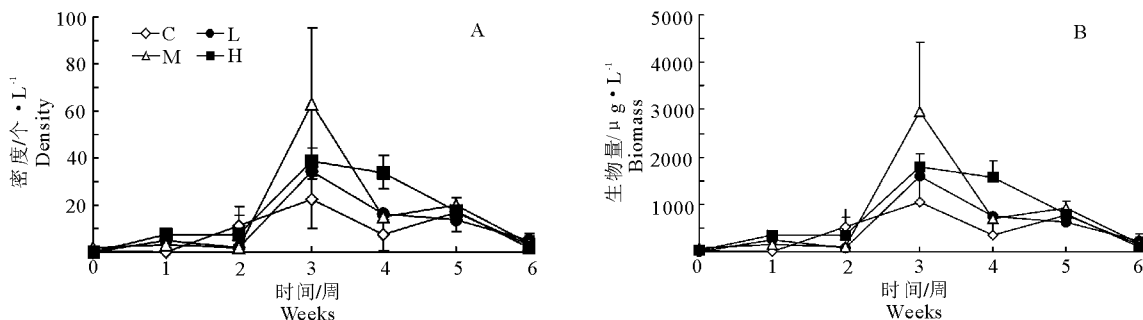


图 4 盍形蚤的密度(A)和生物量(B)变化

Fig. 4 Density (A) and biomass (B) of *Daphnia galeata*

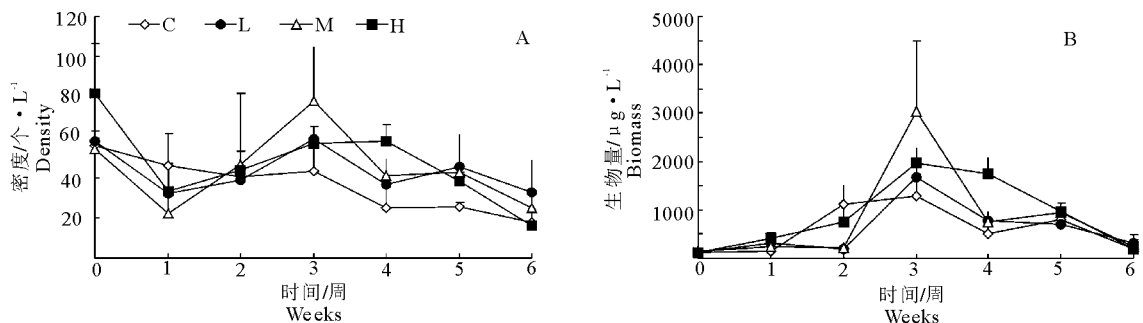


图 5 浮游动物的密度(A)和生物量(B)

Fig. 5 Density (A) and biomass (B) of zooplankton

2.5 浮游动物群落结构的动态变化

轮虫密度(图 6A1)在试验前 2 周下降后又上升,在第 3 周达到峰值,此后密度维持在较低水平。各处理组均与对照组间存在显著差异(C-L 间 $P=0.002$,C-M 间 $P=0.006$,C-H 间 $P=0.006$)。轮虫生物量(图 6A2)的变化趋势与密度基本一致,但在第 5 周时各处理组生物量出现小峰值,而空白组依然较低,且与各处理组间差异极显著(C-L 间 $P=0.000$,C-M 间 $P=0.002$,C-H 间 $P=0.001$)。

枝角类密度(图 6B1)均在第 3 周达到峰值,其中 M 组密度最高,为 64.29 个/L,到第 6 周下降到最低值。各组间密度差异不显著($P=0.293$)。生物量变化(图 6B2)与密度基本一致,但第 2 周 C 组生物量较低,各组间无显著差异($P=0.189$)。

桡足类密度(图 6C1)(包括无节幼体和桡足幼体)变化趋势与枝角类相反,在第 3 周达到最低值,试验前期和后期密度均较高。生物量则在第 3 周达到较高值,试验后期维持较高值水平。H 组和其他各组间差异显著(H-L 间 $P=0.000$,H-M 间

$P=0.000$,H-C 间 $P=0.024$),而 C 组也与其他组存在显著差异(C-L 间 $P=0.005$,C-M 间 $P=0.003$)。

2.6 浮游动物主要优势种密度的动态变化

对照组(C)螺形龟甲轮虫(图 7A)在试验前 2 周有所下降,此后一直维持较低水平,而各试验组则均在第 1 周下降,第 2 周明显上升,第 3 周下降并在此后密度和生物量均较低。各试验组与 C 组之间的变化存在差异($P=0.034$)。

C 组舌状叶镖水蚤(图 7B)密度在前 4 周一直处于上升趋势,到第 5 周突然下降,而各试验组则在第 3 周密度较高,H 组在第 4 周密度仍然升高,而其他各试验组均开始下降,试验结束时,H 组舌状叶镖水蚤密度仍处于较高水平。

C 组哲水蚤幼体(图 7C)密度在第 1、3、5 周较高,其中第 3 周密度最高,达到 9.3 个/L,其他各组哲水蚤密度在试验期间均处于较低水平。

无节幼体(图 7D)密度在试验期间波动较大,且 4 个组之间变化趋势基本一致,在试验期间经历了不断下降又上升的反复过程。

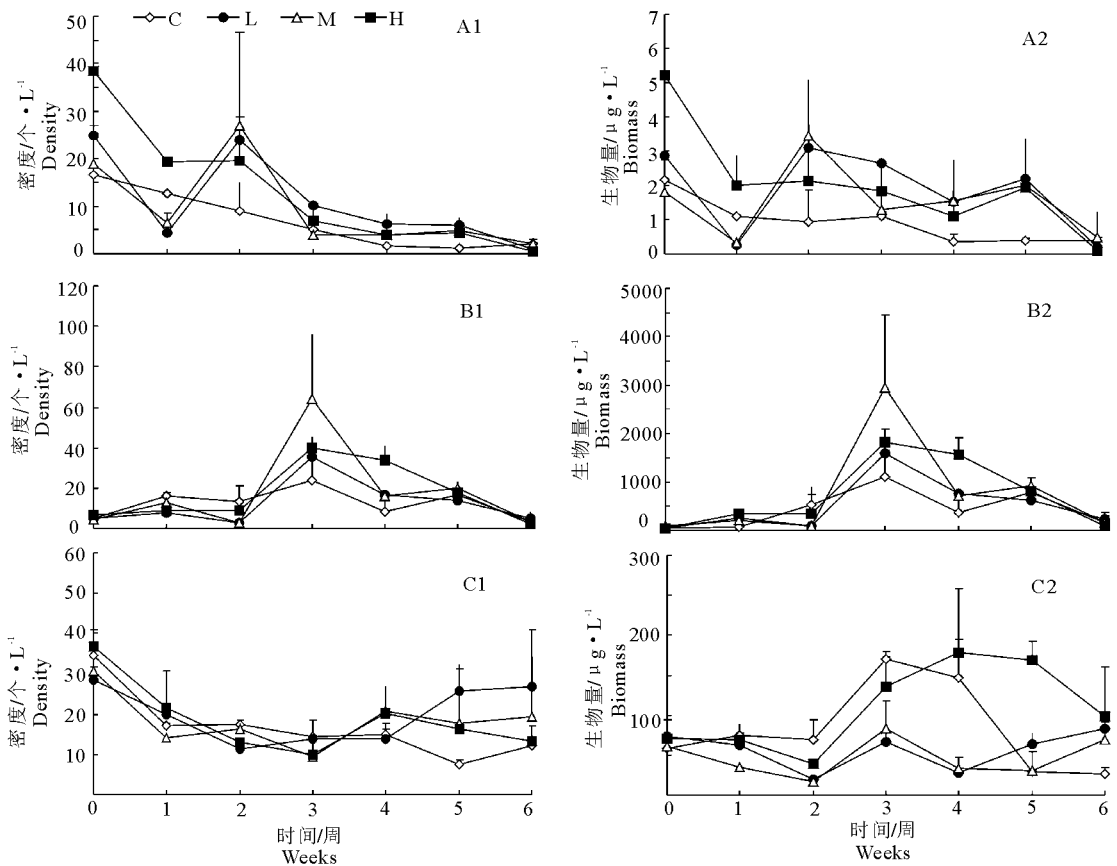


图6 浮游动物3个类群的密度和生物量变化

Fig. 6 The density and biomass variations of the three major zooplankton groups

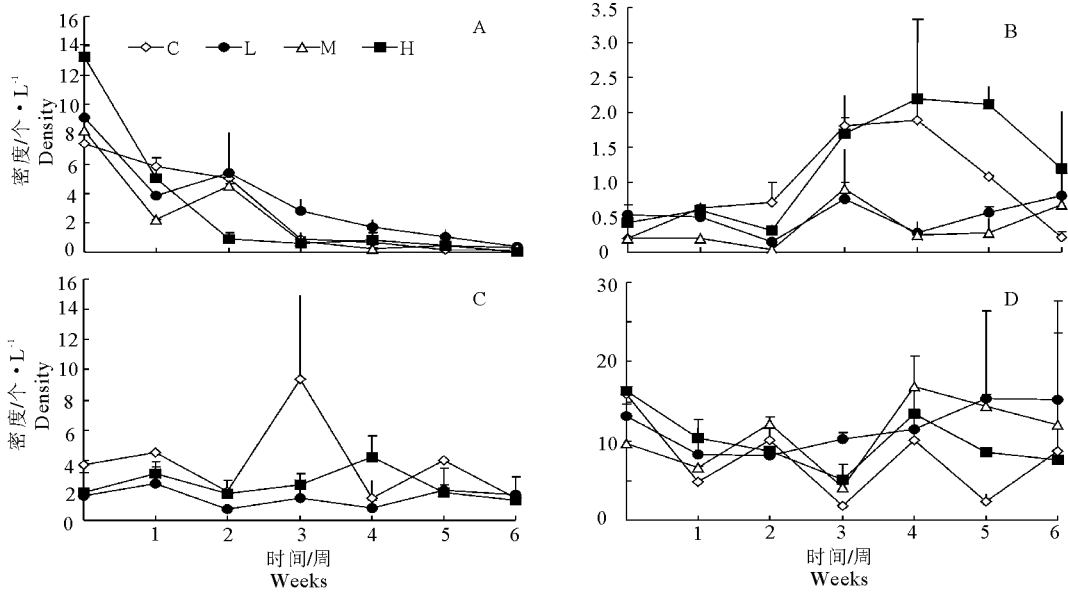


图7 螺形龟甲轮虫(A)、舌状叶镖水蚤(B)、哲水蚤幼体(C)和无节幼体(D)的密度变化

Fig. 7 The density variations of the *Keratella cochlearis* (A), *Pylodiotomus tunguidus* (B), *Copepodites* (C) and *Nauplii* (D)

3 讨论

3.1 盔形蚤的种群动态及其与轮虫的竞争

当水体中的捕食压力较小时,浮游动物可通过

对食物资源的利用性竞争影响自身群落结构。盔形蚤是大型滤食性枝角类,具有较宽的食物范围和较高的牧食效率,以孤雌生殖进行种群增殖,在无鱼条件下,容易形成优势种。在本试验中,由于没有在围

隔中添加鱼类,盍形蚤在试验前期处于优势地位,在第3周的M组围隔中达到63.4个/L的极高密度。但第3周以后,水体中叶绿素浓度下降到较低水平,此时盍形蚤密度也开始下降,并在试验结束时处于较低水平,表明盍形蚤受到较低食物浓度的限制。

*Daphnia*与轮虫具有相似的生态位,其对轮虫的抑制作用在试验室和野外自然群落中已被广泛证实(Vanni, 1986; Gilbert, 1989)。*Daphnia*对轮虫的抑制作用表现在两方面,一是通过对资源的利用性竞争,从而限制轮虫的生长;二是通过机械干扰轮虫(Gilbert, 1988; 1989)。在试验开始的第1周,各组轮虫总密度和优势种螺形龟甲轮虫的密度均呈下降趋势,而各组盍形蚤则在第1周有所上升,对第0周和第1周的轮虫总密度作单因素方差分析,其密度差异显著($P=0.039$),表明试验开始时,第1周内盍形蚤的添加对轮虫产生了抑制作用。但各试验组轮虫密度均在第1周下降后,在第2周略有上升,而C组在第2周仍然下降,盍形蚤的变化则与轮虫相反,表明在第2周时处理组轮虫被盍形蚤的抑制作用开始减弱。以碳元素的质量为单位计算,盍形蚤的个体临界食物浓度为 $25 \sim 58 \mu\text{g/L}$ (Kreutzer et al, 1999),假设叶绿素为碳浓度的3%(Riemann et al, 1989),则对应的叶绿素浓度为 $0.75 \sim 1.74 \text{ mg/L}$,第3周时各组叶绿素浓度普遍较低,(C组 0.75 mg/L ,L组 0.96 mg/L ,M组 0.47 mg/L ,H组 0.57 mg/L),由此可知,在第2周盍形蚤已受到食物限制,因此对轮虫的抑制作用减弱;但第3周时,盍形蚤密度达到极高的水平,此时轮虫密度达到极低值,又开始处于被抑制状态。

3.2 盍形蚤与舌状叶镖水蚤的竞争

舌状叶镖水蚤是流溪河水库中最重要的桡足类优势浮游动物,而盍形蚤则是蚤属的优势种,两者在生活策略和滤食能力上存在一定差异,各自适应不同的环境。但由于食物生态位的重叠,盍形蚤和舌状叶镖水蚤之间也存在着一定的竞争关系(肖利娟等, 2008)。关于镖水蚤(*Diaptomus*)和蚤属(*Daphnia*)的竞争能力一直以来有较多的争议。有研究表明,在贫营养水体中,*Diaptomus*比*Daphnia*更具有竞争优势(Muck & Lampert, 1984),因为哲水蚤的代谢率较低;也有研究表明,较低的食物浓度有利于哲水蚤超过*Daphnia*成为优势种(McNanght, 1975);由于哲水蚤比枝角类的食物范围更宽(Allan, 1976),且能选择性滤食大个体浮游植物(DeMott, 1982),在食物浓度较低的情况下,哲水蚤获

取单位食物的能量消耗低于*Daphnia*,因此在贫营养环境下更有竞争优势(Richman & Dodson, 1983)。在试验前2周,舌状叶镖水蚤密度较低,到第3周则开始上升,在试验后期达到较高值,而盍形蚤则在第4周开始下降,直至试验结束均处于较低水平。试验期间各组叶绿素浓度在试验后期也处于较低水平,而试验期间围隔处于贫营养状态,食物水平难以支持盍形蚤进一步的增加,因此盍形蚤可能在试验后期由于食物不足而在与舌状叶镖水蚤的竞争中处于劣势。盍形蚤主要营孤雌生殖,平均每2d可以产生一代新个体(Asaeda & Acharya, 2000);而舌状叶镖水蚤生殖方式为有性生殖,目前没有试验对舌状叶镖水蚤的生殖进行研究,但与其同属的印度种*Pyllodiatomus blanci*在15d可以产生成体(Reddy & Devi, 1990);由此推断舌状叶镖水蚤的生殖周期应该远大于盍形蚤。舌状叶镖水蚤需经历较长时间的无节幼体和桡足幼体期才能发育为成体,这方面因素影响了其内禀增长率($r_{\max}$)并使它低于枝角类(Allan, 1976);因此在食物相对丰富的情况下,舌状叶镖水蚤并不能像盍形蚤那样快速生长和繁殖而达到较高的密度。在试验开始前期,舌状叶镖水蚤密度均处于较低水平,到第4周各组舌状叶镖水蚤密度均开始上升,说明舌状叶镖水蚤经过一段时间的发育期后种群数量开始增加。需要指出的是,对照组哲水蚤幼体密度在第3周达到了9.3个/L的高密度,而无节幼体则在第2周密度较高,这可能是导致第4周舌状叶镖水蚤密度很高的原因。

3.3 盍形蚤对浮游动物群落结构的影响

在自然水体条件下,由于有鱼类存在,盍形蚤面临鱼类的捕食压力,因而难以形成优势。在无鱼围隔系统中,盍形蚤则可借助其孤雌生殖优势及高牧食效率在与其他浮游动物的竞争中快速胜出,从而对浮游动物群落结构产生影响。从试验开始到试验结束,各组浮游动物种类数均有所下降,对相关试验数据进行分析显示,消失的种类主要为轮虫、秀体蚤、象鼻蚤和温剑水蚤,而这些种类均与盍形蚤存在一定程度的竞争,表明盍形蚤在无鱼条件下具备较强的竞争优势,导致了这些种类的消失。对浮游动物总密度和生物量以及3大类群密度和生物量的动态变化进行分析,在试验第1周浮游动物总密度、轮虫和桡足类总密度均下降,而枝角类总密度有所上升,表明盍形蚤在试验开始时具备了强烈的竞争优势,从而对整个浮游动物群落都产生了较大的影响。

到第2周时,枝角类密度有所下降,而轮虫密度则开始上升,表明随着试验的进行,水体中叶绿素浓度下降后(图2),食物减少,盃形溞开始失去其竞争优势。在第3周时盃形溞密度达到最大值,可能与此时叶绿素浓度小幅上升有关。第3周以后,盃形溞在较低的食物浓度下渐渐失去其竞争优势,密度逐渐下降,到试验后期桡足类开始上升。试验后期,秀体溞、象鼻溞、温剑水蚤以及一些轮虫种类均在样品中消失,推测是由于盃形溞在试验前期所积累的高密度对这些种类的持续竞争抑制所致。

3.4 大型围隔的可重复性及其对试验的影响

可重复性是试验研究的最重要特征之一。对于鱼类等大型动物,大型围隔的可重复性相对容易控制,对于浮游生物这些微小生物类群,可重复性差。本次试验中,试验围隔的营养盐浓度和水体的透明度等宏观指标之间不存在显著的差别,但针对具体的浮游动物种类和不同类群的密度存有一定的差别,而这种因生物种类的随机差别可能会影响试验的结果。由于本试验操作的对象是大型枝角类,以孤雌生殖方式为主,能够快速形成较高的种群数量,从而增加了试验重复性的操作难度。需要指出的是,考虑试验本身的实际意义和大型围隔对添加盃形溞进行数量操作的困难,设置的盃形溞密度相对较低,与自然水体的密度相当。但随着试验的进行,盃形溞种群的快速增加,在数量上对初始密度依赖下降,导致处理组之间的盃形溞密度没有显著差异。即便是在对照组中,没有添加盃形溞,在试验第3周,其丰富也与低密度处理之间没有明显差异,说明水体中存在一定数量的盃形溞卵,在给围隔注水的过程中已将这些卵带入试验围隔中。

在自然条件下,流溪河水库的盃形溞除了要与浮游动物竞争之外,还面临来自鱼类的捕食压力,而在无鱼围隔系统中,可能面对来自无脊椎动物的捕食。流溪河水库的无脊椎捕食者包括透明薄皮溞和剑水蚤以及一些捕食性轮虫(望甜,2009)。透明薄皮溞是捕食性枝角类,会对 *Daphnia* 的种群造成强烈的捕食抑制作用(Wojtal et al, 2003; 2007)。在围隔这种小型的人为控制生态系统中,如果出现透明薄皮溞,可能会对整个浮游动物群落产生显著的影响。由于抽取水库水时难以确保进入每个围隔的水在微观尺度上的可重复性,透明薄皮溞可能以小的幼体或卵随机地被带入围隔中。透明薄皮溞在第4周的C组和H组以及第7周的L组样品中有出现过,而M组的样品在整个试验期间均没有出现过透

明薄皮溞;第4周密度最高的却不是盃形溞添加最多的H组,而是M组,对此可能的解释是因为H组中存在的透明薄皮溞要高于M组,使H组中盃形溞大量被捕食并在第4周出现密度低于M组的现象。

综上所述,在无鱼条件下,盃形溞种群会快速发展,并以其本身较高的牧食效率对浮游动物群落产生明显的影响;在贫营养条件下,盃形溞的竞争优势却会受到食物浓度限制而难以维持;在试验后期,其竞争优势被食物阈值较低的舌状叶镖水蚤所取代。

参考文献

- 蒋楚治,堵南山. 1979. 中国动物志·节肢动物门·甲壳纲·淡水枝角类[M]. 北京:科学出版社.
- 林国恩. 2009. 广东流溪河水库湖沼学变量的时空动态特征[J]. 湖泊科学, 21(3):397-404.
- 林秋奇. 2007. 流溪河水库后生浮游动物多样性与群落结构的时空异质性[D]. 广州:暨南大学.
- 林少君,贺立静,黄沛生,等. 2005. 浮游植物中叶绿素a提取方法的比较与改进[J]. 生态科学, 24(1):9-11.
- 沈家瑞. 1979. 中国动物志·淡水桡足类[M]. 北京:科学出版社.
- 王家楫. 1965. 中国淡水轮虫志[M]. 北京:科学出版社.
- 望甜. 2010. 捕食与竞争—流溪河水库的浮游动物群落种间关系研究[D]. 广州:暨南大学.
- 肖利娟,望甜,韩博平. 2008. 流溪河水库的盃形溞和舌状叶镖水蚤对浮游植物的牧食影响研究[J]. 生态科学, 27(5):362-367.
- 章宗涉,黄祥飞. 1991. 淡水浮游生物研究[M]. 北京:科学出版社.
- 赵孟绪. 2007. 流溪河水库浮游植物群落结构与动态[D]. 广州:暨南大学.
- 赵帅营. 2009. 营养盐富集和鲢对南亚热带贫—中营养型水库浮游生物群落的影响:大型围隔实验[D]. 广州:暨南大学.
- Allan J D. 1976. Life history patterns in zooplankton[J]. The American Naturalist, 110:165-180.
- Asaeda T, Acharya K. 2000. Application of individual growth and population models of *Daphnia pulex* to *Daphnia magna*, *Daphnia galeata* and *Bosmina longirostris*[J]. Hydrobiologia, 421: 141-155.
- Benzie J A H. 2005. The genus *Daphnia* (including *Daphniopsis*) (Anomopoda: Daphniidae)[M]. Kenobi Productions Ghent Backhuys Publishers Leiden.
- Chen Y Q, Xu Z L, Wang Y L, et al. 1995. An ecological study on zooplankton in plume front zone of Changjiang (Yangtze) River estuarine area; biomass and distribution of dominant species[J]. Journal of Fishery Sciences of Chi-

- na, 2(1): 49–58.
- DeMott W R. 1982. Feeding selectivities and relative ingestion rates of *Daphnia* and *Bosmina* [J]. *Limnology and Oceanography*, 1982, 27: 518–527.
- Dumont H J, Negrea S. 2002. Introduction to the Class Branchiopoda, Guide to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World [M]. Backhuys Publishers. Leiden.
- Dumont H J. 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of cladocera, copepod and rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters [J]. *Oecologia*, 19:75–97.
- Dumont H J. 1994. On the diversity of the cladocera in the tropics [J]. *Hydrobiologia*, 272:27–38.
- Duncan N. 1989. Food limitation and body size in the life cycle of planktonic rotifers and cladocerans [J]. *Hydrobiologia*, 186/187:11–28.
- Gilbert J J. 1988. Suppression of rotifer populations by *Daphnia*: A review of the evidence, the mechanisms, and the effects on zooplankton community structure [J]. *Limnology and Oceanography*, 33:1286–1303.
- Gilbert J J. 1989. The effect of *Daphnia* interference on a natural rotifer and ciliate community: Short-term bottle experiments [J]. *Limnology and Oceanography*, 34:606–617.
- Kreutzer C, Lampert W. 1999. Exploitative competition in differently sized *Daphnia* species: a mechanistic explanation [J]. *Ecology*, 7: 2348–2357.
- Lehman J T. 1988. Ecological principles affecting community structure and secondary production by zooplankton in marine and freshwater environments [J]. *Limnology and Oceanography*, 33: 931–945.
- Leibold M A. 1989. Resource edibility and the effects of predators and productivity on the outcome of trophic interactions [J]. *The American Naturalist*, 134:922–949.
- Leibold M A, Chase J M, Shurin J B, et al. 1997. Species turnover and the regulation of trophic structure [J]. *Annu Rev Ecol Syst*, 28:467–494.
- Lewis W M Jr. 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference [M]. In *Perspectives in Tropical Limnology*: 43–64.
- LIN Q Q, HAN B P, DUMONT H J. 2011. Seasonal Dynamics of *Daphnia galeata* in a Reservoir at the Edge of the Tropics Before and After Yearly Stocking with Bighead carp [M]. // *Tropical and Sub-tropical Reservoir Limnology in China*, Eds Han BP and Liu Z: 43–58.
- McNaught D C. 1975. A hypothesis to explain the succession from calanoids to cladocerans during eutrophication [J]. *Int Ver Theor Angew Limnol Verh*, 19:724–731.
- Muck P, Lampert W. 1984. An experimental study on the importance of food conditions for the relative abundance of calanoid copepods and cladocerans [J]. *Archiv fur Hydrobiologie Suppl*, 66: 157–179.
- Primicerio R. 2003. Size – dependent habitat choice in *Daphnia galeata* Sars and size-structured interactions among zooplankton in a subarctic lake (lake Lombola, Norway) [J]. *Aquatic Ecology*, 37:107–122.
- Reddy R Y. 1994. Copepoda Calanoida Diaptomidae: Key to the Genera *Heliodiaptomus Allodiaptomus Neodiaptomus Phyllodiaptomus Eodiaptomus Arctodiaptomus* and *Sinediaptomus* [M]. SPB Academic Publisher.
- Reddy Y R, Devi C R. 1990. Postembryonic development of *Phyllodiaptomus blanci* (Guerne & Richard, 1896) (Copepoda, Calanoida) [J]. *Hydrobiologia*, 190: 155–170.
- Richman S, Dodson S I. 1983. The effect of food quality on feeding and respiration by *Daphnia* and *Diaptomus* [J]. *Limnology and Oceanography*, 28: 948–956.
- Riemann B, Simonsen P, Stensgard L. 1989. The carbon and chlorophyll content of phytoplankton from various nutrients regimes [J]. *J Plankton Res*, 11: 1037–1045.
- Segers H. 2001. Zoogeography of the Southeast Asian Rotifera [J]. *Hydrobiologia*, 446/447: 233–246.
- Segers H. 2003. A biogeographical analysis of rotifers of the genus *Trichocerca* Lamarck, 1801 (*Trichocercidae*, *Monogononta*, *Rotifera*), with notes on taxonomy [J]. *Hydrobiologia*, 500: 103–114.
- Stephen D, Balayla D M, Collings S E. et al. 2004. Two mesocosm experiments investigating the control of summer phytoplankton growth in a small shallow lake [J]. *Freshwater Biology*, 49:1551–1564.
- Vanni M J. 1986. Competition in zooplankton communities: Suppression of small species by *Daphnia pulex* [J]. *Limnology and Oceanography*, 31:1039–1056.
- Viogt H, Hülsmann S. 2001. Do fast increase food condition promote the midsummer decline of *Daphnia galeata*? [J]. *Hydrobiologia*, 442: 253–259.
- Wojtal A, Frankiewicz P, Izydorczyk K, et al. 2003. Horizontal migration of zooplankton in a littoral zone of the lowland Sulejow Reservoir (Central Poland) [J]. *Hydrobiologia*, 506/509: 339–346.
- Wojtal A, Frankiewicz P, Andziak M, et al. 2007. The influence of invertebrate predators on *Daphnia* spatial distribution and survival in laboratory experiments: support for *Daphnia* horizontal migration in shallow Lakes [J]. *Hydrobiologia*, 92: 23–32.

***Daphnia galeata* Population Dynamics and Its Effects on Zooplankton Community in Oligotrophic Water without Fish Species**

CHENG Dan, LI Hui-ming, CHEN Xiao-ling, HAN Bo-ping

(Institute of Hydrobiology Jinan University, Guangzhou 510632, P. R. China)

Abstract: In order to understand population dynamics of *Daphnia galeata* and its effects on zooplankton community in oligotrophic water, an enclosure experiment was carried out in the enclosures without fish species in Liuxihe Reservoir from March 5, 2010 to April 18, 2010. There were four treatments, including one control (C). In the enclosures, the reservoir water was pumped into the enclosures after filtering with net of 2 mm mesh size. Except the control group, *D. galeata* was added to have low, middle and high densities in the three treatments (L-low, M-middle, H-high). The density of adding *D. galeata* was 0 ind/L in C, 0.3 ind/L in L, 0.6 ind/L in M, and 1.0 ind/L in H. Each treatment has three replicates. The results showed that in no-fish condition, *D. galeata* populations increased rapidly and got a density peak via parthenogenesis. However, food shortage in oligotrophic water limited the population density and it declined rapidly. Increase in *D. galeata* density suppressed largely the rotifer community. In the beginning of the experiment, rotifers were strongly competed out by *D. galeata*. In the late period of the experiment, the density of *D. galeata* decreased and replaced by *Phyllodiatomus tunguidus* population. It needs be noted that the random imports of *Leptodora kindti* with pumping water into several enclosures might influence *D. galeata* and even the zooplankton community. This randomness indicates the low repeatability in large enclosure manipulation for zooplankton.

Key words: *Daphnia galeata*; zooplankton community; enclosure; oligotrophy