

文章编号: 1674-5566(2017)03-0406-09

DOI:10.12024/jsou.20160901871

不同密度的大型溞对浮游植物群落的影响

杨 洋¹, 王梦梦¹, 潘宏博^{1,2}, 张瑞雷^{1,2}, 王丽卿^{1,2}

(1. 上海海洋大学 水产与生命学院, 上海 201306; 2. 上海农业部水产种质资源与养殖生态重点开放实验室, 上海 201306)

摘要: 为了了解在不滤出原水中浮游动物的条件下, 不同密度的大型溞 (*Daphnia magna*) 对浮游植物的直接和间接影响, 以及控藻效果最佳的大型溞添加密度。于 2016 年 5 月进行了大型溞添加模拟实验。实验设一个对照组 (C0) 和 C1、C2、C3、C4 4 个处理组, 大型溞的添加密度分别为 0、5、15、25、50 ind/L, 每个实验组设 3 个平行, 实验期 10 d。结果显示: (1) 与对照组相比, 低密度处理组 (C1 和 C2) 和高密度处理组 (C3 和 C4) 均可抑制藻类密度, 后者最为明显。 (2) 大型溞摄食优先选择绿藻和粒径介于 20 ~ 30 μm 的藻类。 (3) 大型溞对原水中的颈沟基合溞 (*Bosminopsis deitersi*)、长肢秀体溞 (*Diaphanosoma leuchtenbergianum*)、剑水蚤、轮虫和原生动物的抑制作用, 在本文所设密度范围内, 添加的密度越大抑制作用越强 (除原生动物), 从而间接的影响浮游植物群落。 (4) 当添加的大型溞密度为 25 ind/L 时, 控藻的效果最佳, 实验 4 d 后, 藻类密度降至最低, 约下降至原来的 24.9%。

关键词: 大型溞; 浮游植物; 浮游动物; 牧食效果

中图分类号: X 171 **文献标志码:** A

枝角类是浮游动物的重要组成部分, 营孤雌生殖, 生长繁殖周期短。枝角类多以浮游植物、细菌和碎屑等为食^[1], 是进行生物操纵的关键种^[2-3]。KASPRZAK 等^[4]指出枝角类是浮游植物动态的主要控制者, 特别是在春季和初夏的富营养湖泊。目前, 国内外已有很多关于枝角类影响浮游植物群落结构机制的模拟研究^[5-9], 但大部分都是在滤除了原水中浮游动物的条件下进行的。本文以大型溞为实验材料, 在原水中浮游动物存在的条件下, 探讨添加不同密度的大型溞 (*Daphnia magna*) 对浮游植物群落结构的影响, 以探求控藻效果最佳时大型溞的添加密度, 期为水生态修复和水质调控提供理论依据。

上海海洋大学新校区景观水系简称海大水系, 海大水系地处上海市临港新城, 属于亚热带季风性气候。于 2007 年 5 月开挖完成, 与芦潮引河沟通。东临滴水湖, 南依杭州湾、东海大桥。海大水系水体面积约为 6.13 公顷, 平均水深 3.2

m, 水体盐度变化幅度为 1.8 ~ 3.2, 属于河口性半封闭式小型景观水体, 主要依靠西引河水坝与芦潮引河交换^[10]。发挥防洪、排涝和景观美化等功能。

1 材料与方法

1.1 实验材料

实验用的大型溞采自西藏, 在实验室进行分离纯化, 以面包酵母作为饵料培养驯化。实验前置于实验室纯水中清养, 排空肠道 48 h 后备用。实验用水采自上海海洋大学校园水系水下 0.5 m 处, 实验前, 原水体中总氮和总磷浓度分别为 2.10 mg/L 和 0.13 mg/L。

1.2 实验设计

实验于 2016 年 5 月在实验室内进行。用 5L 采水器将实验用水装入 250 L 的塑料大桶中, 搅拌均匀后分别装入 15 个 15 L 的透明塑料桶中。将 15 个桶分成 5 组, 每组 3 个重复。再在每组分

收稿日期: 2016-09-29 修回日期: 2017-01-17

基金项目: 上海市水务局“十二五”项目 (沪水科 2011-07)

作者简介: 杨 洋 (1991—), 女, 硕士研究生, 研究方向为浮游动物生态学。E-mail: aquayangy@163.com

通信作者: 王丽卿, E-mail: lqwang@shou.edu.cn

别加入不同数量的大型蚤,使各组密度分别为 0 ind/L (C0)、5 ind/L (C1)、15 ind/L (C2)、25 ind/L (C3)、50 ind/L (C4),构成 5 个密度梯度。剩余的原水用于浮游植物和浮游动物的定量分析,以此作为初始值。实验周期为 10 d,浮游植物和原生动物每 3 天鉴定计数一次,每次将每个实验桶中的水摇匀之后取 200 mL,轮虫和甲壳类浮游动物只在实验前和实验后鉴定计数。

计数方法为:浮游植物和原生动物定量浓缩至 20 mL,用 0.1 mL 计数框于奥林巴斯显微镜 400× 下定量计数。轮虫和甲壳类动物分别浓缩至 50 mL 和 30 mL,用 1 mL 计数框于显微镜 100× 下定量计数。

浮游植物多样性采用 Shannon-Wiener 指数进行衡量,多样性指数(H')计算公式:

$$H' = - \sum (N_i/N) \ln(N_i/N) \quad (1)$$

式中: N_i 为第 i 种的个体数, N 为所有种类的总个体数。

藻类密度的净去除率计算公式:

$$\Delta C_{it} = C_{0t} - C_{it} \quad (2)$$

$$\eta_{it} = (\Delta C_{it}/C_{0t}) \times 100\% \quad (3)$$

式中: i 为实验组别, t 为实验天数, ΔC_{it} 为 i 组大型蚤在第 t d 对藻类密度的净去除量, C_{0t} 为对照组藻类在第 t d 的密度, C_{it} 为 i 组藻类在第 t d 的密度, η_{it} 为 i 组在第 t 天对藻类密度的净去除率。

实验数据用 SPSS 16.0 进行单因子方差分析, $P < 0.05$ 认为有显著性, $P < 0.01$ 认为有极显著性。应用 Origin 8.0 软件作图。

2 结果

2.1 原水浮游植物的组成

共鉴定浮游植物 66 种,隶属于 8 门 48 属,其中绿藻 29 种,硅藻 16 种,起始密度分别为 1.87×10^6 cells/L 和 2.88×10^6 cells/L,占总密度的 36.24% 和 55.96%。主要优势种类为颗粒直链藻、衣藻和小球藻。

2.2 大型蚤添加密度对浮游植物的影响

2.2.1 浮游植物密度的变化

浮游植物起始密度为 5.15×10^6 cells/L。5 个组中 C0、C1 和 C2 三组浮游植物密度变化趋势为先上升后下降,其余两组 (C3 和 C4) 则相反并在第 4 d 达到了最小值。实验期间,5 组藻类平均密度的大小顺序为 C3 (2.81×10^6 cells/L) < C4

(3.74×10^6 cells/L) < C1 (7.15×10^6 cells/L) < C2 (7.83×10^6 cells/L) < C0 (8.39×10^6 cells/L)。C3 组藻类密度在实验期间始终低于其他各组。5 组间的浮游植物密度呈显著性差异 ($P < 0.05$)

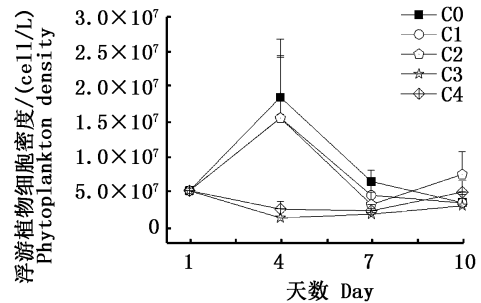


图 1 浮游植物密度的变化

Fig. 1 Changes in density of phytoplankton

2.2.2 浮游植物的粒径变化

如图 2 所示,将浮游植物分成粒径小于 20 μm 、介于 20 ~ 30 μm 、大于 30 μm 和丝状藻 4 类来反应大型蚤对不同粒径藻类的利用情况。各处理组中粒径小于 20 μm 和介于 20 ~ 30 μm 的藻类密度均极显著低于对照组 ($P < 0.01$),在整个实验过程中,上述两类藻类在 C3 组中的密度一直保持最低,且均在第 4 d 达到最低值。另外,值得注意的是,4 个处理组 3 次采样 (除第 1 天) 共 12 个样品,有 66.67% 的样品中对粒径介于 20 ~ 30 μm 藻类密度的净去除率高于对粒径小于 20 μm 藻类的净去除率 (表 1)。

在第 7 天前,各实验组中粒径 > 30 μm 藻类的密度均处于较低水平,7 d 后,C3 和 C4 组中该粒径范围内的藻类出现上升,各组之间差异不显著 ($P > 0.05$)。

在第 7 天前,低密度组 (C1 和 C2) 中的丝状藻和对照组中的变化趋势相同,为先上升后下降,高密度组 (C3 和 C4) 则先下降并一直保持在较低水平,各组之间差异显著 ($P < 0.05$)。

2.2.3 浮游植物群落的变化

从图 3 可以看出,以下 5 种门类藻类密度的变化趋势有一个共同点,在前 7 天内,处理组的密度均低于对照组,除硅藻外,其他各门均为 C3 组密度最低,其中,绿藻和隐藻均在第 4 天达到最低值。5 种门类藻类中只有绿藻组间呈极显著差异 ($P < 0.01$),其他各门类组间差异不显著 ($P > 0.05$)。

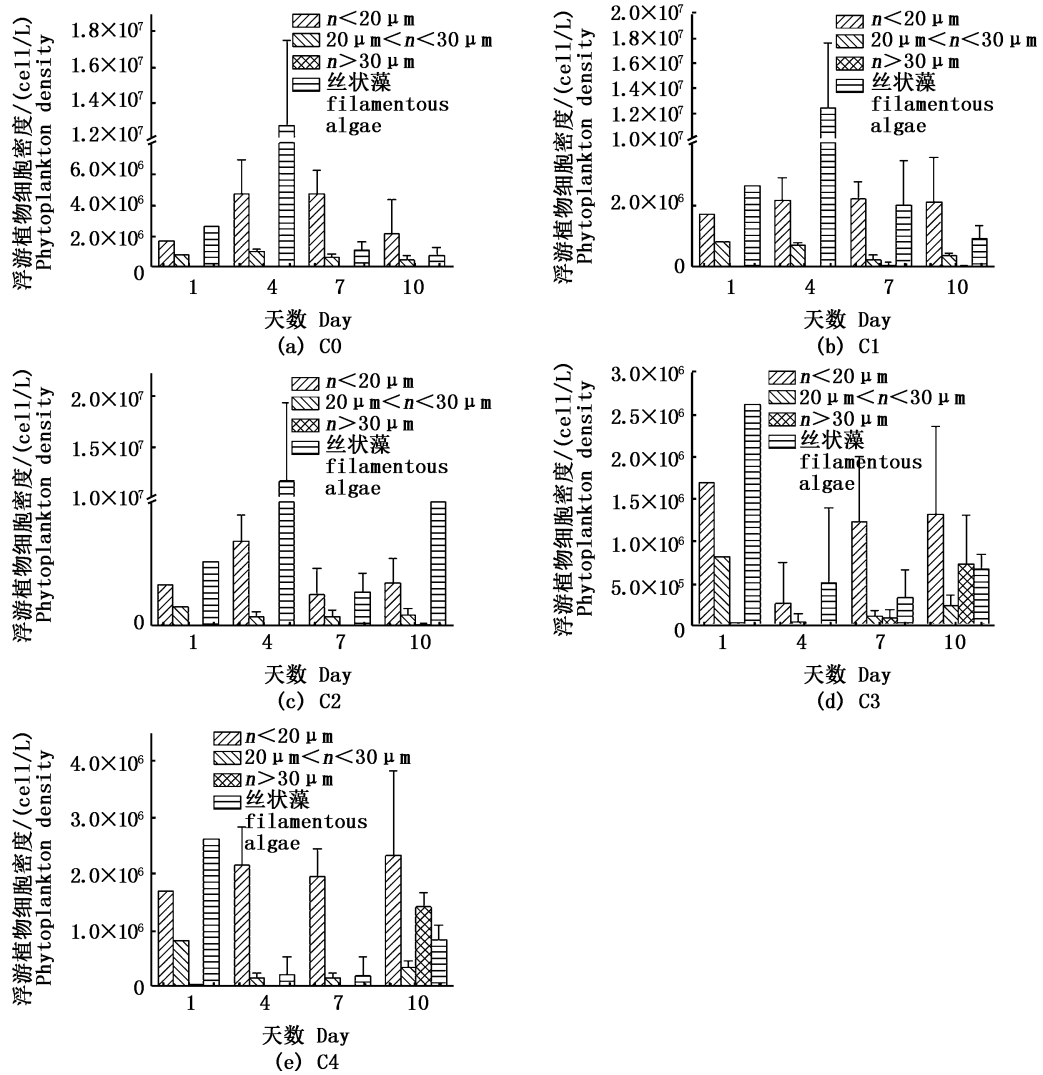


图2 不同粒径藻类的密度变化

Fig. 2 Changes in algae density of different sizes

表1 各处理组中两种粒径藻类密度的净去除率(平均值 ± 标准差)

Tab. 1 Net removal rate of two particle sizes algae in each treatment group (Mean ± SD) %

时间 Time	C1		C2		C3		C4	
	<20 μm	20 ~ 30 μm	<20 μm	20 ~ 30 μm	<20 μm	20 ~ 30 μm	<20 μm	20 ~ 30 μm
4 d	50.69 ± 19.76	27.65 ± 11.09	17.80 ± 38.15	53.64 ± 27.27	96.14 ± 6.65	93.03 ± 12.08	51.15 ± 13.74	83.48 ± 13.68
7 d	51.89 ± 10.51	55.57 ± 44.19	74.06 ± 14.65	32.34 ± 34.13	74.96 ± 9.34	78.42 ± 16.08	55.14 ± 17.98	71.67 ± 27.25
10 d	-	8.89 ± 44.90	-	-	22.72 ± 52.08	45.77 ± 4.76	-	15.70 ± 37.26

注：“-”表示无净除率

Note:“-”indicates there was no net removal rate

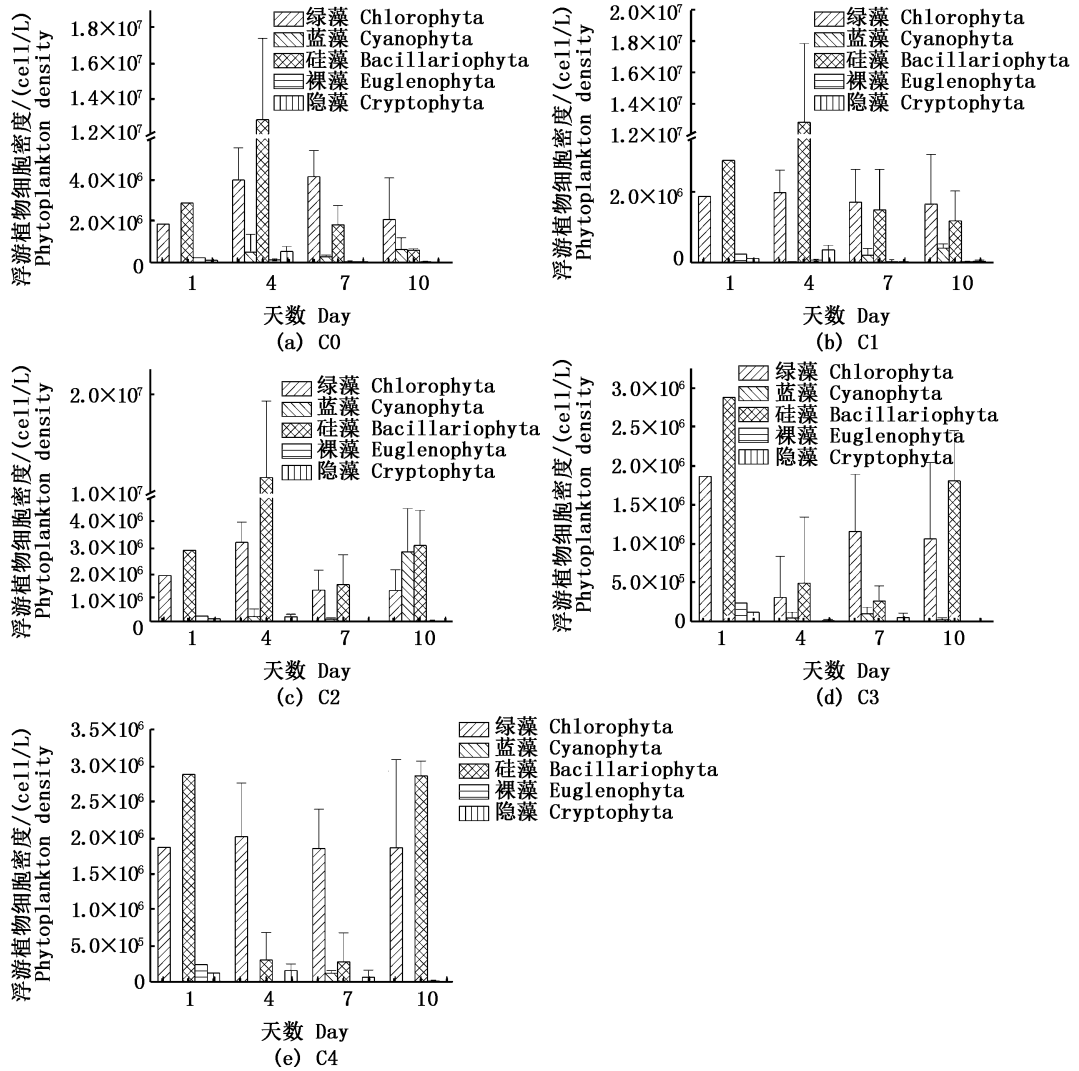


图3 浮游植物主要门类密度的变化

Fig.3 Changes in phytoplankton density of main categories

2.2.4 浮游植物多样性的变化

各组浮游植物 Shannon-wiener 多样性指数的均值变化趋势如图 4,随着大型蚤密度的增加而下降(除 C3)。单因素方差分析表明,组间无显著差异($P > 0.05$)

2.3 大型蚤添加密度对浮游动物的影响

如图 5 所示,在实验结束时,对照组和处理组中的轮虫、桡足类和原水中的枝角类密度均出现明显下降,原生动物主要优势种与实验前相比也有明显变化,这可能是由于野外和室内光照等自然条件不同所致。

不同处理组间的轮虫和桡足类的密度均随着大型蚤密度的增加而减少。实验开始时,桡足类以无节幼体 (*nauplius*) 和桡足幼体 (*Copepodite*)

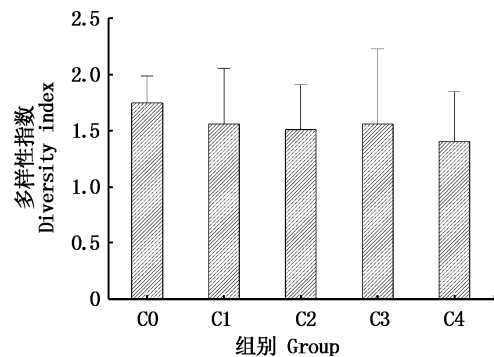


图4 浮游植物 Shannon-wiener 指数的变化

Fig.4 Changes in Shannon-wiener index of phytoplankton

为主,实验结束时,各组均以剑水蚤成体为主。

低密度处理组 C1 中的枝角类密度(除大型蚤以外的枝角类)略高于其他 3 组且处理组中仅检出筒弧象鼻蚤(*Bosmina coregoni*),在对照组出现的颈沟基合蚤(*Bosminopsis deitersi*)和长肢秀体蚤(*Diaphanosoma leuchtenbergianum*)均未发现。原生动物主要有纤毛虫和变形虫组成,其中纤毛虫占总数量的 89.94%。不同于后生浮游动物,原生动物在对照组中的密度较实验前有所增加,且实验期间一直高于处理组(除 C4)。

图 6 为实验对象大型蚤本身的生长情况,从

图中可以看出,实验后除 C1 组大型蚤密度明显增加外,其余处理组均有所下降,其中 C4 组大型蚤下降的幅度最大,约下降了 98%。各处理组冬卵的数目,随添加的大型蚤密度的增加而增加。

经单因子方差分析,轮虫和枝角类组间密度差异不显著($P > 0.05$);而桡足类组间呈极显著差异($P < 0.01$);原生动物为对照组与处理组 C3 间呈显著差异($P < 0.05$);冬卵的数目在处理组间的差异极显著($P < 0.01$)。

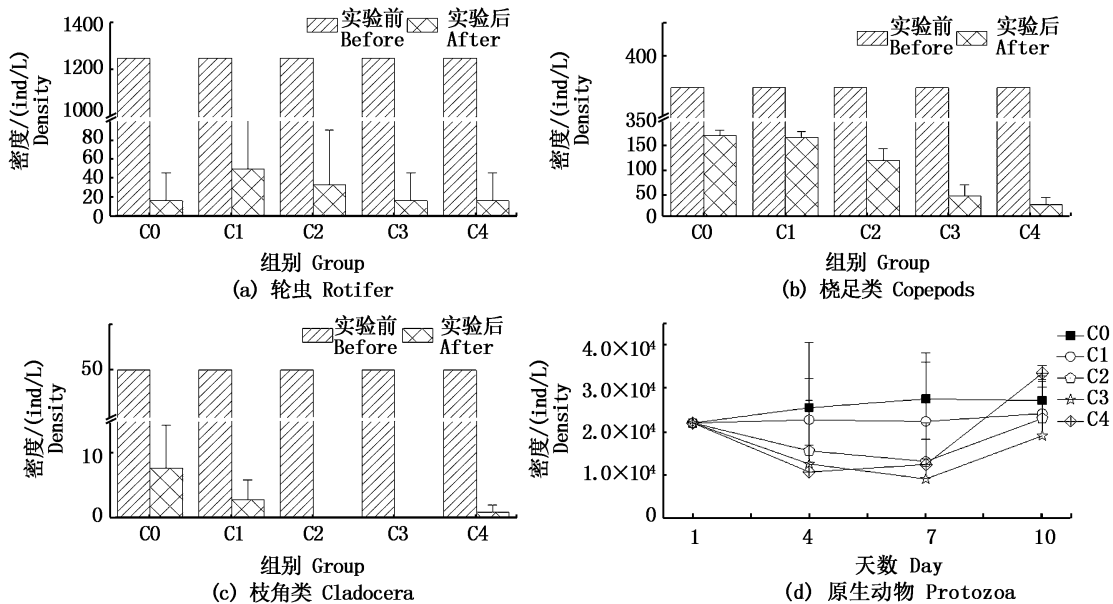


图 5 大型蚤以外的浮游动物的密度变化

Fig. 5 Changes in density of zooplankton except *Daphnia magna*

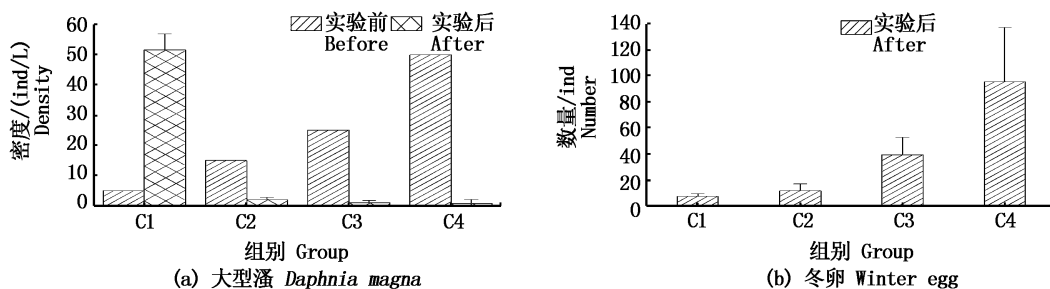


图 6 大型蚤的密度和冬卵的数量变化

Fig. 6 Changes in density of *Daphnia magna* and number of winter eggs

3 讨论

3.1 大型蚤添加密度对浮游植物的影响

大型枝角类蚤属是淡水水体中最重要的滤

食性浮游动物,在食物链中起到了承上启下的作用^[11],能通过对浮游植物的直接滤食,控制水体中浮游植物的种类和数量,改变其群落结构^[12-13]。但是,浮游动物对浮游植物的影响是具

有两面性的,既可以是积极的,也可以是消极的^[6,8]。从图 1 可以明显看出,在加入大型蚤以后,密度较小(C1 和 C2)的实验容器内,浮游植物的密度没有下降反而上升。可能是由于大型蚤的代谢活动加快了营养盐的循环,以致其对浮游植物生长的促进作用大于其对浮游植物的牧食压力,从而弥补了大型蚤牧食导致的下降。

浮游动物和浮游植物之间是一个此消彼长的关系。在资源同样有限的环境中,与高密度处理组相比,低密度处理组食物更为充足,加上营孤雌生殖,种群在短时间内快速繁殖,摄食强度也相应增强,导致藻类密度快速下降。相反,高密度处理组中的种内竞争会不断加剧,导致实验后期大型蚤密度的下降和藻类密度的升高。对照组中虽没有大型蚤,但仍有一些浮游植物食性的浮游动物存在,加上实验开始时藻类的快速增长对有限营养盐的消耗以及缺少大型蚤带来的外源营养盐,藻类密度在实验过程中也出现减少的现象。从图 1 中可见,C3 和 C4 组均可达到短期控藻的目的,其中 C3 的效果最佳。

3.2 大型蚤对浮游植物群落的直接影响

浮游动物对藻类的滤食选择主要是基于藻类细胞粒径的大小和可食性^[14]。

通常认为粒径在 0.1 ~ 50 μm 范围内的浮游植物是滤食性枝角类蚤属的主要食物^[15-17]。LAMPERT^[18]和 DEMOTT^[19]的研究又表明,蚤属对粒径范围为 1 ~ 20 μm 藻类,表现出微不足道的摄食压力,也就是说,蚤属对由小颗粒藻类组成的浮游植物群落影响很小。本实验结果表明,大型蚤对粒径小于 30 μm 藻类的摄食强度要高于粒径大于 30 μm 的藻类和丝状藻(图 2),其中,最偏好介于 20 ~ 30 μm 藻类。根据最优觅食原理^[20],捕食者是根据食物的大小、搜寻时间、处理时间、营养价值和同化效率,最大化净能量的获取来选择食物。另外,成年蚤属附肢上的刚毛间距在 3.4 和 8.7 μm 之间^[21-22]。本实验中粒径小于 20 μm 的藻类主要由衣藻和小球藻组成,小球藻细胞外有一层厚厚的细胞壁,营养价值较低^[23],加上衣藻(6.25 μm)和小球藻(2.5 μm)的大小可能低于大型蚤截留的最低限,以致捕获它们比捕获粒径较大的藻类更困难。大颗粒藻类(20 ~ 30 μm)可能需要较长的处理时间,但是它可以提供更多的能量,在存在竞争者的环境中

大型蚤更倾向于选择颗粒较大藻类。

本研究将丝状藻单独提出,目的是为了了解不同密度的大型蚤对丝状藻类的影响。从图 2 可以看出,高密度大型蚤能够降低丝状藻的密度。本实验中的丝状藻主要以硅藻中的颗粒直链藻为主,目前没有研究表明大型蚤可摄食颗粒直链藻,且颗粒直链藻的长度(平均 48.8 μm)超过了蚤属可摄食的最适粒径范围(20 ~ 30 μm)。因此,导致丝状藻密度下降的原因可能是由于大型蚤带来的机械伤害。当大型蚤在水中不停地以高速率滤食的过程中,可能会碰到颗粒直链藻,在两者发生碰撞时,大型蚤高强度的滤食和运动行为可能会给颗粒直链藻造成机械伤害,从而导致藻细胞的损伤或死亡。大型蚤密度越高两者之间碰撞的几率更大,丝状藻的密度越低,与本文的实验结果相符。

大型蚤对藻类的滤食具有种类偏好性。从图 3 中可知,大型蚤对硅藻、绿藻、裸藻、隐藻和蓝藻等五种门类的密度均有影响。但是,仅绿藻组间差异极显著($P < 0.01$),表明大型蚤会优先选择适口的绿藻。因此控制以绿藻为优势类群的浮游植物群落时,可以考虑投放大型蚤。

在富营养型的水体中,水体形成浮游植物生物多样性高的局面,是水体生态系统保持平衡的重要途径之一^[24]。本实验结果表明,大型蚤的添加降低了浮游植物的多样性(图 4),但是组间差异不明显($P > 0.05$),所以大型蚤在减小浮游植物密度的同时,并不会显著影响浮游植物的多样性。

3.3 大型蚤对浮游植物的间接影响

大型蚤除了通过摄食和机械干扰来直接影响浮游植物外,还可以通过抑制轮虫、原生动物和小型枝角类来间接的影响浮游植物。

枝角类与轮虫之间存在食物竞争,且枝角类能攻击和损伤轮虫机体^[25],并且密度越大,对轮虫的抑制越强(图 5a);本实验中检出的剑水蚤成体,被认为是轮虫高效的捕食者^[26-28]。枝角类和桡足类均能对轮虫产生抑制作用,使其处于劣势,所以五组中的轮虫密度均较低。

原生动物也是水生食物链中的重要环节,很多种类的原生动物可以取食藻类,有些甚至以藻类为唯一食物^[29-31]。有研究表明滤食性枝角类对原生动物具有一定摄食作用^[1],而且通过细菌

和原生动物絮凝作用形成的有机碎屑^[32]也是枝角类重要饵料来源。因此大型溞和原生动物之间既是竞争关系也是捕食关系。从图 5(d)可以看出,处理组中原生动物均被抑制,且密度越大(除 C4)抑制效果越明显。在第 7d 出现回升,可能是由于随着大型溞种内竞争的增强,导致密度下降,对原生动物的竞争和捕食压力也下降。

一种浮游动物所能摄入的最大颗粒粒径与其体长密切相关^[33],一般较大的枝角类倾向摄食较大的食粒^[34]。与原水中的其他几种枝角类相比大型溞食谱更广,竞争力更强,对它们产生了抑制作用。

3.4 控藻的最佳添加密度

在没有捕食者的条件下,实验中大型溞及原水中的浮游动物本身的数量以及群落结构会发生变化,这种变化趋势受到实验开始所设置密度的影响。由图 6(b)可以看出,大型溞密度越大,产生的冬卵的数量越多,换言之,就是环境越不利于其生长;当密度很低时大型溞对藻类的摄食强度不大,而且可能促进藻类的繁殖。所以确定添加的大型溞密度,在实际应用中非常重要。从图 1 可以看出,C3 组(25 ind./L)藻类的平均密度最低且藻类密度在实验期间始终低于其他各组,在第 4 天浮游植物的密度就达到了最低值,降低幅度高达 75.1%。并且不论是从浮游植物的粒径还是门类方面考虑(图 2 和图 3),C3 组均是最有效的。

3.5 依赖枝角类控藻的潜在风险

本次研究结果也反映了枝角类控藻在实际应用中会存在一些风险:(1)由于天然水华中的浮游植物种类多,粒径范围广,具有一定的复杂性。枝角类投放后,虽然使主要优势种类(如绿藻)的密度降低,但会引起次要种类(如蓝藻或粒径大于 30 μm 的浮游植物)的繁盛,浮游植物总体密度不但没有明显变化,反而在一定程度上增加了浮游植物群落的生物粒径和生物量。(2)从本研究中可以看出,大型溞的竞争力强于其他浮游动物。在实际应用中,只有当大型溞的数目相对浮游植物达到一定优势时,其控藻效果才会显现,如此一来,原存在于水体中浮游动物的生长就会受到抑制,导致浮游动物的多样性下降,对水体的生态平衡产生一定的影响。刘新尧^[35]等人曾提出控藻因子在水华初期的作用要比水华

形成后的使用效果好,但是否适用于枝角类以及是否可以避免上述风险仍需进一步的调查研究。

参考文献:

- [1] 中国科学院中国动物志编辑委员会. 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, 1979: 41.
Chinese Academy of Sciences, China Fauna of Editorial Board. Fauna Sinica Crustacei: Freshwater Cladocera[M]. Beijing: Science Press, 1979: 41.
- [2] HANSSON L A, ANNADOTTER H, BERGMAN V, et al. Biomanipulation as an application of food-chain theory: Constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes[J]. *Ecosystems*, 1998, 1(6): 558-574.
- [3] BEISNER B E. Herbivory in variable environments: an experimental test of the effects of vertical mixing and *Daphnia* on phytoplankton community structure[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2001, 58(7): 1371-1379.
- [4] KASPRZAK P, LATHROP R C, CARPENTER S R. Influence of different sized *Daphnia* species on chlorophyll concentration and summer phytoplankton community structure in eutrophic Wisconsin lakes [J]. *Journal of Plankton Research*, 1999, 21(11): 2161-2174.
- [5] 熊春晖, 徐玉萍, 李为星, 等. 上海滴水湖两种枝角类对浮游植物群落牧食的模拟研究[J]. *动物学杂志*, 2016, 51(1): 103-112.
XIONG C H, XU Y P, LI W X, et al. Grazing effects of two cladoceran species (*Daphnia carinata* and *D. magna*) on the community of phytoplankton in Dishui Lake in Shanghai [J]. *Chinese Journal of Zoology*, 2016, 51(1): 103-112.
- [6] 望甜, 肖利娟, 韩博平. 大型枝角类蚤状溞对小型热带湖泊浮游植物群落影响的研究[J]. *生态科学*, 2007, 26(2): 103-106.
WANG T, XIAO L J, HAN B P. Effects of large filtering zooplankton-*Daphnia pulex* on phytoplankton communities in a small tropical Lake [J]. *Ecological Science*, 2007, 26(2): 103-106.
- [7] 张曼, 张河长, 宋东莹, 等. 富营养水体大型溞(*Daphnia magna*)的种群数量对浮游植物的控制效应[J]. *生态科学*, 2015, 34(2): 76-81.
ZHANG M, ZHANG H C, SONG D Y, et al. The control effects of *Daphnia magna* population on the phytoplankton in eutrophic water body [J]. *Ecological Science*, 2015, 34(2): 76-81.
- [8] YIN X W, LIU P F, ZHU S S, et al. Food selectivity of the herbivore *Daphnia magna* (Cladocera) and its impact on competition outcome between two freshwater green algae[J]. *Hydrobiologia*, 2010, 655(1): 15-23.
- [9] KAGAMI M, YOSHIDA T, GURUNG T, et al. Direct and indirect effects of zooplankton on algal composition in situ

- grazing experiments [J]. *Oecologia*, 2002, 133(3): 356-363.
- [10] 施荣. 河口性景观水体净水生态系统构建技术及净化效果研究[D]. 上海: 上海海洋大学, 2011: 10.
- SHI R. Research on the ecological construction technology of purification and the effect on water purification in estuary landscape water[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2011: 10.
- [11] CRISMAN T L, BEAVER J R. Applicability of planktonic biomanipulation for managing eutrophication in the subtropics [J]. *Hydrobiologia*, 1990, 200(1): 177-185.
- [12] BRETT M T, WIACKOWSKI K, LUBNOW F S, et al. Species-dependent effects of zooplankton on planktonic ecosystem processes in Castle Lake, California [J]. *Ecology*, 1994, 75(8): 2243-2254.
- [13] STEINER C F. Context-dependent effects of *Daphnia pulex* on pond ecosystem function: observational and experimental evidence [J]. *Oecologia*, 2002, 131(4): 549-558.
- [14] RICHMAN S, DODSON S I. The effect of food quality on feeding and respiration by *Daphnia* and *Diaptomus* [J]. *Limnology and Oceanography*, 1983, 28(5): 948-956.
- [15] LAMPERT W. A field study on the dependence of the fecundity of *Daphnia* spec. on food concentration [J]. *Oecologia*, 1978, 36(3): 363-369.
- [16] PETERSON B J, HOBBI E J, HANEY J F. *Daphnia* grazing on natural bacteria [J]. *Limnology and Oceanography*, 1978, 23(5): 1039-1044.
- [17] AHLGREN G, LUNDSTEDT L, BRETT M, et al. Lipid composition and food quality of some freshwater phytoplankton for cladoceran zooplankters [J]. *Journal of Plankton Research*, 1990, 12(4): 809-818.
- [18] LAMPERT W. A method for determining food selection by zooplankton [J]. *Limnology and Oceanography*, 1974, 19(6): 995-998.
- [19] DEMOTT W R. Feeding selectivities and relative ingestion rates of *Daphnia* and *Bosmina* [J]. *Limnology and Oceanography*, 1982, 27(3): 518-527.
- [20] PYKE G H, PULLIAM H R, CHARNOV E L. Optimal foraging: a selective review of theory and tests [J]. *Quarterly review of Biology*, 1977, 52(2): 137-154.
- [21] PORTER K G, FEIG Y S, VETTER E F. Morphology, flow regimes, and filtering rates of *Daphnia*, *Ceriodaphnia*, and *Bosmina* fed natural bacteria [J]. *Oecologia*, 1983, 58(2): 156-163.
- [22] HARTMANN H J, KUNKEL D D. Mechanisms of food selection in *Daphnia* [M]//KÖRÍNEK V, FREY D G, eds. *Biology of Cladocera*. Netherlands: Springer, 1991: 129-154.
- [23] EDMONDSON W T. Trophic relations of the zooplankton [J]. *Transactions of the American Microscopical Society*, 1957, 76(3): 225-245.
- [24] GILLER P S, HILLEBRAND H, BERNINGER U G, et al. Biodiversity effects on ecosystem functioning: emerging issues and their experimental test in aquatic environments [J]. *Oikos*, 2004, 104(3): 423-436.
- [25] YOSHIDA T, BAN S, TAKENOUCI T, et al. Top-down control of population dynamics of the dominant rotifers in two mesotrophic lakes in Hokkaido, Japan [J]. *Archiv für Hydrobiologie*, 2000, 148(4): 481-498.
- [26] WILLIAMSON C E. Invertebrate predation on planktonic rotifers [M]//PEJLER B, STARKWEATHER R, NOGRADY T. *Biology of Rotifers*. Netherlands: Springer, 1983: 385-396.
- [27] WILLIAMSON C E, BUTLER N M. Predation on rotifers by the suspension-feeding calanoid copepod *Diaptomus pallidus* [J]. *Limnology and Oceanography*, 1986, 31(2): 393-402.
- [28] SCHULZE P C, FOLT C L. Food resources, survivorship, and reproduction of the omnivorous calanoid copepod *Epischura lacustris* [J]. *Ecology*, 1990, 71(6): 2224-2240.
- [29] YAMAMOTO Y. Observation on the occurrence of microbial agents which cause lysis of blue-green algae in Lake Kasumigaura [J]. *Japanese Journal of Limnology (Rikusuigaku Zasshi)*, 1981, 42(1): 20-27.
- [30] CANTER H M, HEANEY S I, LUND J W G. The ecological significance of grazing on planktonic populations of cyanobacteria by the ciliate *Nassula* [J]. *New Phytologist*, 1990, 144(2): 247-263.
- [31] TAKAMURA N, YASUNO M. Food selection of the ciliated protozoa, *Condylostoma Vorticella* (Ehrenberg) in Lake Kasumigaura [J]. *Japanese Journal of Limnology (Rikusuigaku Zasshi)*, 1983, 44(3): 184-189.
- [32] 沈韞芬, 章宗涉, 龚循矩, 等. 微型生物监测新技术 [M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1990: 72.
- SHEN Y F, ZHANG Z S, GONG X J, et al. *Modern Biomonitoring Techniques Using Freshwater Microbiota* [M]. Beijing: China Architecture & Building Press, 1990: 72.
- [33] BOGDAN K G, GILBERT J J. Body size and food size in freshwater zooplankton [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1984, 81(20): 6427-6431.
- [34] KNOECHEL R, HOLTBY L B. Construction and validation of a body-length-based model for the prediction of Cladoceran community filtering rates [J]. *Limnology and Oceanography*, 1986, 31(1): 1-16.
- [35] 刘新尧, 石苗, 廖永红, 等. 食藻原生动物及其在治理蓝藻水华中的应用前景 [J]. *水生生物学报*, 2005, 29(4): 456-461.
- LIU X Y, SHI M, LIAO Y H, et al. Protozoa capable of grazing on cyanobacteria and its biological control of the algae blooming [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2005, 29(4): 456-461.

Effects of different density of *Daphnia magna* on phytoplankton community

YANG Yang¹, WANG Mengmeng¹, PAN Hongbo^{1,2}, ZHANG Ruilei^{1,2}, WANG Liqing^{1,2}

(1. College of Fisheries and Life Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. Key Laboratory of Freshwater Fishery Germplasm Resources, Ministry of Agriculture, Shanghai 201306, China)

Abstract: In order to understand the direct and indirect effects of *Daphnia magna* on phytoplankton composition in unfiltered raw water that contained in situ zooplankton, and which densities of *Daphnia magna* will control phytoplankton effectively, we carried out a simulated experiment in May 2016. The experiment had one control (C0) group and four treatment groups C1, C2, C3 and C4. We added *D. magna* at five different levels (0, 5, 15, 25 and 50 ind./L). Each treatment had triplicates and lasted for 10 days. The results indicated that both low (C1 and C2) and high (C3 and C4) densities of *D. magna* could suppress phytoplankton abundance, but the latter is more effective. *Daphnia magna* prefer grazing green algae and phytoplankton whose particle size is between 20 μm and 30 μm . Moreover, it can suppress abundance of *Bosminopsis deitersi*, *Diaphanosoma leuchtenbergianum*, Cyclops, rotifers and protozoa, and the higher the density is, the stronger inhibitory effect (except protozoa), affecting phytoplankton community indirectly. Additionally, we found addition of *D. magna* at 25 ind/L performed best, which reduced the abundance of algae dramatically, fell by 75.1%, on the fourth day.

Key words: *Daphnia magna*; phytoplankton; zooplankton; grazing effect