

微型生态系统中鲢、鳙下行影响的实验研究^{*}

—— 1. 浮游生物群落和初级生产力

阮景荣 戎克文 王少梅

(中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072)

摘要 在营养物供给量较大的实验条件下, 鲢、鳙放养明显地改变了微型生态系统的群落结构、代谢和理化环境, 以致实验后期鳙单养和鲢、鳙混养系统出现不同程度的富营养化。微型生态系统中浮游植物密度的增长不完全由营养级联效应所致, 但初级生产力的组间差异可大致依据营养级联假说来解释。实验结果认为, 以提高鱼产量为目标的鲢、鳙高密度放养, 对加速营养物来源丰富的天然水域的富营养化起着重要的作用。

关键词 微型生态系统 鲢 鳙 浮游生物群落 初级生产力 富营养化

浮游生物食性鱼类鲢(*Hypophthalmichthys molitrix*)、鳙(*Aristichthys nobilis*)是我国淡水渔业经营的重要对象, 其种群生物量通常构成了湖泊、水库和池塘鱼类群落的主体。大量研究表明, 鱼类作为水体中位于较高营养级的消费者, 对于较低营养级上的生物及理化环境有重大的影响; 在营养物来源丰富的条件下, 高密度的浮游生物食性鱼类种群可加速水体富营养化的进程^[1~6]。关于鲢、鳙的下行影响, 已有一些生物群落或生态系统水平的研究结果报道^[9~15]。然而, 由于不同学者所考查的放养密度、实验条件和方法的差别, 有关鲢的研究结果很不一致, 甚至彼此完全相反。鲢、鳙的大量放养究竟是加速还是延缓了水体富营养化的进程? 长期以来国内亦存在着争议, 但所开展的研究工作甚少^[13, 16, 17]。为此, 作者参照我国渔业水体的实际情况, 实验地考查了鲢、鳙对微型生态系统结构与功能的影响, 以检定水体富营养化同鲢、鳙放养之间的关系。

1 材料与方法

实验系在室内进行。采用 12 个同一大小的水族箱建立微型生态系统, 分为 3 个实验组 (Ⅰ~Ⅳ) 和 1 个对照组 (I), 每一组设置 3 个重复。水族箱的使用容积为 60L, 水深 31cm。

在水族箱配制以活性炭滤过的自来水为介质的 WC 培养基^[18], 接种罗非鱼实验留下的混合藻类培养液^[1, 2], 其接种量约为 0.15×10^6 个/L。所接种的藻类有颤藻(*Oscillatoria princeps*)、镰形纤维藻(*Ankistrodesmus falcatus*)、菱形藻(*Nitzschia* sp.)、栅藻(*Scenedesmus*

^{*} 国家自然科学基金资助项目(3870344)。

收稿日期: 1994 年 4 月 15 日; 接受日期: 1994 年 8 月 9 日。

作者简介: 阮景荣, 男, 1940 年生, 副研究员。1964 年毕业于武汉大学生物系。现主要从事淡水生态学研究。已发表有关论文多篇。

sp.)、小球藻(*Chlorella* sp.)、衣藻(*Chlamydomonas* sp.)等,其中颤藻占80%以上。藻类接种后的第3周,即将大型蚤(*Daphnia magna*)从留种水族箱引入实验水族箱,每个水族箱接种22个成体。鲢、鳙鱼种(体长2.5~3.5cm)取自本所试验场,在大型蚤接种后的第4周放养于实验组的水族箱,其中Ⅲ、Ⅳ组分别单养鲢、鳙,Ⅰ组为鲢、鳙混养,放养量列于表4。实验持续27周,鲢、鳙放养期为21周。

水族箱的光照系由组合荧光灯提供,液面光照强度为5000~6000lx,每天光照时间为12h。室温以双制式空调器控制。实验期间所有水族箱的水温平均为 $25.2 \pm 2.6^{\circ}\text{C}$,而同一时间不同水族箱的水温仅相差 $0.3 \sim 1.0^{\circ}\text{C}$ 。每周于采样后给各水族箱补充等量的营养物和自来水,其营养物补充量系按照WC培养基用量的1~5%逐渐增加,实验期间的平均磷负荷为 $0.0061\text{g P}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。

自实验的第4周起,微型生态系统的结构与功能动态每周定期观测1次,其观测指标刊于本文的主要有浮游动、植物密度和初级生产力。浮游植物的测定方法是,从水族箱中央1/2水深处采集50mL水样,按1%的用量加入鲁哥氏液(Lugol's solution)固定,镜检时取水样0.1mL计数。浮游动物的测定,系用虹吸管从水族箱中随机地采集1L混合水样,直接进行活体计数,经观测过的水样即时倒回水族箱。初级生产力是根据水族箱中溶解氧浓度的昼夜变化予以估算的,其中通过直接取样测定来估算总初级生产力,而采用挂瓶测定法估算浮游植物初级生产力^[19]。在总初级生产力的估算中,未考虑水族箱液面的氧扩散可能造成的误差。浮游植物初级生产力的估算,每3周在估算总初级生产力的同时进行1次。溶解氧的测定采用Bruhns所修正的Winkler法^[20]。

实验结束时,除了进行上述各项指标的观测之外,还测定了微型生态系统中的鱼类生物量、浮游物和沉积物(包括着生藻类)量,其中浮游物是指水柱中所有能被孔径为 $0.45\mu\text{m}$ 的滤膜截留的颗粒物质。

2 结果与讨论

2.1 浮游生物群落结构的变动及营养级联效应

鲢、鳙放养前,各组微型生态系统的浮游动、植物平均密度存在一定的差异(表1),但除了Ⅰ组的浮游植物密度显著高于Ⅲ组($P < 0.05$)之外,其余各两组间的浮游植物密度差异和浮游动物密度的组间差异均不显著^[21]。鲢、鳙引入微型生态系统后,大型蚤种群密度降低

表1 微型生态系统中的浮游动、植物密度(均值±标准差)*

Tab. 1 Zooplankton and phytoplankton densities(mean±SD) in the microcosms

组 别	浮游动物(个/L)		浮游植物($\times 10^6$ 个/L)	
	放鱼前	放鱼后	放鱼前	放鱼后
I	52.8 ± 34.9	85.3 ± 65.4	76.6 ± 84.6	169.3 ± 118.9
II	42.9 ± 33.4	10.6 ± 13.3	85.4 ± 99.2	188.8 ± 183.4
III	58.0 ± 25.9	35.3 ± 37.4	31.5 ± 22.6	179.9 ± 135.3
IV	71.9 ± 41.9	7.5 ± 14.9	66.6 ± 97.2	389.8 ± 385.7

* “放鱼前”指鲢、鳙放养前3周,“放鱼后”指鲢、鳙放养期间(21周),以下同。

而浮游藻类密度增高,其消长幅度以单养鲮的Ⅳ组为最大。与此同时,无鱼系统中浮游动、植物密度均较前有明显的增长,并且二者变动的方向大体一致。就鲢、鳙放养期间的观测平均值来看,各实验组的大型蚤密度皆显著低于对照组($P < 0.001$),Ⅰ、Ⅳ组的大型蚤密度显著地低于Ⅲ组($P < 0.001$),而Ⅳ组的浮游藻类密度显著地高于Ⅰ~Ⅲ组($P < 0.001$),其余各两组间无显著的差异。

在浮游植物密度变动的同时,浮游植物的组成亦发生了很大的变化,即蓝藻和硅藻所占的比重显著下降,而绿藻的相对密度有大幅度的增长(图1)。就各组的观测平均值比较,鲢、鳙放养前仅有Ⅲ组的绿藻相对密度显著地高于Ⅰ组($P < 0.05$),鲢、鳙放养期间Ⅲ组的绿藻与蓝藻相对密度分别显著地高于或低于Ⅳ组($P < 0.01$),而鲢、鳙放养前后各实验组与对照组的浮游植物组成无显著差异。在实验的后14周内,各组微型生态系统中绿藻一直是占绝对优势的浮游植物类群,其中95%以上为小球藻,余下有镰形纤维藻、栅藻和衣藻。

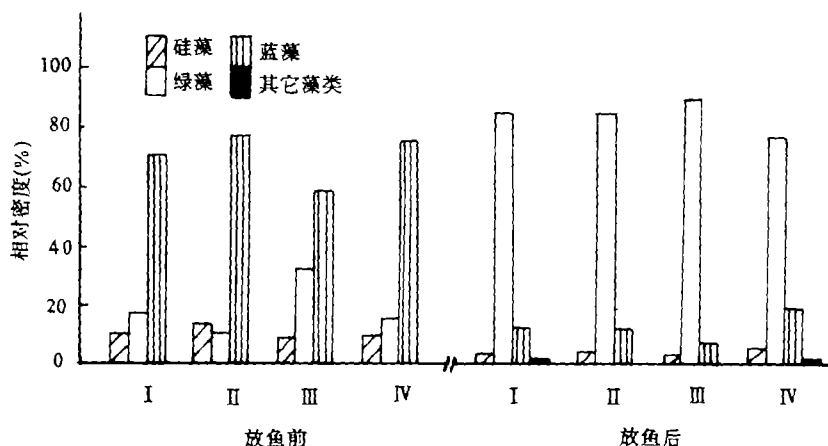


图1 微型生态系统的浮游植物组成

Fig. 1 Phytoplankton composition in the microcosms

有鱼系统中浮游植物密度的增长,按照营养级联假说的观点^[22],系因鲢、鳙的摄食降低了浮游动物对浮游植物的牧食压力所致。经回归分析检定,浮游动、植物之间的下行控制具有高度的显著性($P < 0.01 \sim 0.001$,图2),同营养级联假说所预见的结果相一致。然而,浮游植物既被浮游动物也被鲢、鳙所利用,将其密度的增长简单地归因于鲢、鳙摄食浮游动物所产生的营养级联效应,显然是不合适的。鲢、鳙同属于滤食性鱼类,除了摄取浮游动、植物之外,碎屑亦是其重要的食物成分。在微型生态系统中,虽然鲢、鳙摄食所产生的营养级联效应有可能大于其本身对浮游植物的牧食压力,但看来它们和其它鱼类一样,对加速系统中营养物的再生,从而促进浮游植物的生长也起有重要的作用^[23~25]。

在无鱼的微型生态系统中,浮游动、植物之间存在不显著的上行影响(图2),这既不同于有鱼系统又有别于罗非鱼实验中的无鱼系统^[1]。不同环境条件下浮游动、植物之间的关系所显示的差别,反映了生态系统中生物与生物及生物与环境之间复杂的相互影响。浮游动物主要依赖于浮游植物而生存,二者相关变动的方向可能相同或相反,也可能同时发生或有不同长短的时滞。因此,按照同一系统不同时期或同一时期不同系统的观测数据进行统计分

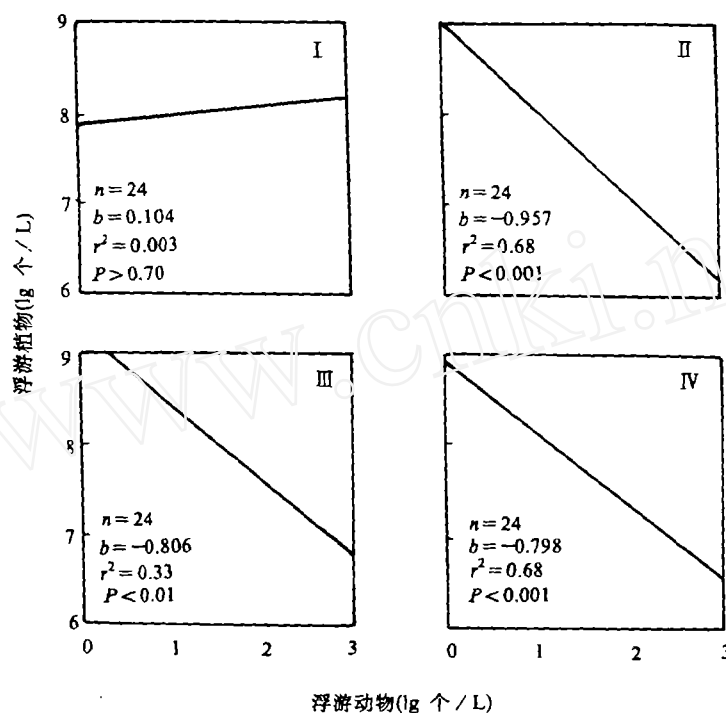


图2 微型生态系统中浮游动、植物密度之间的回归关系

n : 样本量; b : 回归系数; r^2 : 确定系数; P : 回归系数的显著性

Fig. 2 Regression relationship between zooplankton and phytoplankton densities in the microcosms

析,会发现二者之间有着不同程度的正或负相关关系。在鱼类大量捕食的情况下,浮游动、植物之间的动态平衡关系受到损害甚至被破坏,再加上鱼类对水体中营养物再生的影响,以致通常可以观测到比较明显的营养级联效应。

从本文及有关研究结果^[24~27]来看,水生态系统中浮游动、植物之间同时存在下行与上行影响,并且占据多个营养级的鲢、鳙及其它鱼类与其饵料生物之间的关系,要比营养级联假说所描述的复杂得多。

2.2 初级生产力及其与群落结构之间的关系

鲢、鳙放养前,各组微型生态系统的代谢水平虽然不同(表2),但所存在的组间差异不显著。鲢、鳙放养期间,各实验组的总初级生产力,以及Ⅰ、Ⅳ组的浮游植物初级生产力都显著地高于对照组($P<0.01$ 或 0.001),并且Ⅲ、Ⅳ组的总初级生产力和浮游植物初级生产力亦有显著的差异($P<0.05$),其余各两组间的差异则不显著。同时,各实验组浮游生物群落和Ⅰ组总生物群落的P/R系数均显著大于对照组($P<0.05\sim0.01$),其余各两组间无显著的差异。同鲢、鳙放养前比较,Ⅰ~Ⅳ组的总初级生产力增长了19.1~34.2%,总生物群落的P/R系数降低了1.9~13.3%,而对照组的总初级生产力和P/R系数分别降低了10.1%和8.7%。就浮游生物群落的代谢水平而言,Ⅰ、Ⅲ组的初级生产力分别降低了16.9%和27.6%,而Ⅳ组的初级生产力增加了10.6%,Ⅰ~Ⅳ组的P/R系数增加了6.4~13.0%,对照组的初级生产力和P/R系数则分别降低了56.1%和5.6%。

表 2 微型生态系统的初级生产力和 P/R 系数(均值±标准差)

Tab. 2 Primary production and P/R ratio (mean±SD) in the microcosms

项 目		I	II	III	IV
放 鱼 前	总初级生产力(mg O ₂ /(L·d))	4.15±2.60	5.34±2.39	4.74±1.79	5.09±2.75
	P/R 系数	1.03±0.23	1.04±0.24	1.13±0.33	1.02±0.19
	浮游植物初级生产力(mg O ₂ /(L·d))	2.12±2.19	1.95±1.61	1.63±1.14	2.07±2.14
	P/R 系数	1.07±0.42	1.26±0.84	1.15±0.15	1.39±0.48
放 鱼 后	总初级生产力(mg O ₂ /(L·d))	3.73±2.03	6.36±1.60	5.90±2.27	6.83±2.84
	P/R 系数	0.94±0.25	1.02±0.12	0.98±0.17	0.97±0.19
	浮游植物初级生产力(mg O ₂ /(L·d))	0.93±0.32	1.62±0.82	1.18±0.85	2.29±2.21
	P/R 系数	1.01±0.38	1.34±0.56	1.29±0.48	1.57±0.88

在营养物供应相同的实验条件下,各组微型生态系统的代谢水平,依其群落结构的改变而发生了不同的变化。鲢、鳙放养时,微型生态系统尚处于早期发育阶段,其中仅有少量的着生藻类,且浮游动、植物密度未达到相对稳定。此后,随着系统中着生藻类生物量和总初级生产力的增长,浮游植物初级生产力有所下降(Ⅱ、Ⅲ组)或增长的幅度不大(Ⅳ组)。考虑到着生藻类与浮游植物之间的营养物竞争,这显然是受营养物供应限制的缘故。然而,鲢、鳙放养期间各实验组的浮游植物初级生产力都高于对照组,因为后者的代谢水平下降的幅度更大。这种情况看来反映了鲢、鳙对系统中营养物再生的影响。

就微型生态系统的代谢水平与浮游生物群落结构之间的关系来看,浮游动、植物密度相差较大的系统,其初级生产力亦存在较大差异。相关分析结果(表 3)指出,有鱼系统的初级生产力不同程度地正相关于浮游植物密度($P>0.10$ 或 $P<0.02, 0.01$),而同浮游动物密度均呈显著的负相关($P<0.05\sim 0.01$)。对无鱼系统而言,由于浮游动、植物之间存在上行影响的趋向,其初级生产力同浮游动、植物密度均有不显著的正相关关系。在鲢、鳙的影响下,微型生态系统的代谢水平所出现的差异,同营养级联假说所预见的结果基本上一致^[22,28,29]。这一结果表明,微型生态系统的生产力为消费者所控制,即在给定的营养物负荷条件下,系统的营养结构决定了它的实际生产力水平。

表 3 微型生态系统的浮游植物初级生产力与浮游动、植物密度的相关系数*

Tab. 3 The correlation coefficients between primary production of phytoplankton and zooplankton or phytoplankton density in the microcosms

变 量	I	II	III	IV
$P_0-ZD(n=9)$	0.052($P>0.80$)	-0.708($P<0.05$)	-0.836($P<0.01$)	-0.772($P<0.02$)
$P_0-AD(n=10)$	0.346($P>0.30$)	0.749($P<0.02$)	0.512($P>0.10$)	0.819($P<0.01$)

* P_0 为浮游植物初级生产力, ZD、AD 分别为浮游动、植物密度, n 为样本量。

2.3 鱼类收获量及系统最后的营养状态

在给定的放养期内,鲢、鳙的成活率为 100%,其收获量列于表 4。经统计,Ⅱ~Ⅳ组鲢、鳙的平均总生物量分别增长了 4.9、3.6 和 5.6 倍,其中鲢、鳙的平均个体重分别增长了 4.1 和 5.1 倍。在鲢、鳙单养与混养的情况下,虽然鳙的平均生长速度大于鲢,但因其个体差异较大,各组的平均总生物量、平均个体重及平均增长率都无显著的差异。

表 4 微型生态系统中鲢(Hy)、鳙(Ar)的始末生物量(均值±标准差)

Tab. 4 The initial and final biomass (mean±SD) of silver carp (Hy) and bighead carp (Ar) in the microcosms

组别	密 度 (尾/水族箱)		始 重(g)			末 重(g)		
	Hy	Ar	总 重	个 体 重		总 重	个 体 重	
				Hy	Ar		Hy	Ar
I	1	1	0.97±0.06	0.52±0.04	0.45±0.04	5.70±1.49	3.27±1.01	2.43±0.55
II	2		0.93±0.06	0.47±0.05		4.23±1.21	2.12±0.83	
IV		2	0.80±0.10		0.40±0.05	5.27±2.51		2.63±1.14

实验结束时,各实验组的水柱透明度均比对照组低,pH 值则不同程度地高于对照组(表 5)。其中,I、IV 组的透明度和 IV 组的 pH 值显著地低于或高于对照组($P < 0.05$ 或 $P < 0.02$),并且 II、IV 组的透明度亦有显著的差异($P < 0.05$)。各实验组的浮游物浓度均比对照组高,其中 I、IV 组的浮游物浓度分别为对照组的 5.7 和 13.9 倍,同时也都显著地高于 II 组($P < 0.05$)。各实验组的沉积物量均低于对照组,其中 I、IV 组的沉积物量分别为对照组的 75.6% 和 73.7%,但实验组与对照组或不同实验组之间的差异不显著。

表 5 实验结束时微型生态系统的水柱透明度、pH、浮游物和沉积物(均值±标准差)

Tab. 5 The water-column transparency, pH, seston and sediment in the microcosms at the end of the experiment (mean±SD)

组 别	透明度(cm)	pH	浮游物(干重)(mg/L)	沉积物(干重)(g)
I	29.6±0.4	8.72±0.23	0.7±0.2	21.7460±5.5845
II	26.6±1.4	9.14±0.14	4.0±1.9	16.4362±2.3464
III	28.7±0.5	8.93±0.13	0.8±0.1	18.3880±4.1158
IV	22.4±3.6	9.29±0.24	9.7±5.5	16.0337±3.5011

上述结果表明,鲢、鳙单养与混养使微型生态系统的群落结构、代谢和理化环境发生了不同程度的变化。根据实验结束时的观测,I~IV 组的浮游植物平均密度分别为 115.4×10^6 、 236.4×10^6 、 137.6×10^6 、 563.9×10^6 个/L,平均浮游植物初级生产力依次为 0.59、1.73、1.35、2.48mg O_2 /(L·d)。由此并结合其它指标的观测结果来看,鳙单养和鲢、鳙混养系统最后的营养状态,已达到或接近天然富营养湖泊的水平^[30]。微型生态系统中鳙的下行影响同天然条件下的观测结果相吻合^[10]。

关于鲢的下行影响,不同学者所报道的研究结果相差甚大以至完全相反^[10~15],主要是他们所考查的放养密度、实验条件和方法不同的缘故。如当鲢的放养量为 450~3000kg/hm² 时,富营养水体的浮游植物生物量和初级生产力显著下降,而在放养量为 105~780kg/hm²,同时进行施肥和投饵的条件下,水体的浮游植物生物量和初级生产力显著增长。显而易见,前一种鲢高密度放养已失去了渔业生产的意义,即使作为富营养水体治理的一种手段,也无多大的实用价值。从另一方面来看,这些高密度放养实验的持续时间(5~10 周)都比较短,当实验继续进行下去时,如此之大的消费者(鲢)种群必将导致生态系统的崩溃。后一种鲢高密度放养,同以获取最高鱼产量为目标的渔业生产接近,其结果比较真实地揭示了鱼类养殖与水体富营养化之间的关系。本文实验中的鲢、鳙放养量平均为 15g/m³,按上述两种鲢高密

度放养实验所使用的水深(1~2m)计算合 150~300kg/hm²,即低于第二种情况下鲢放养量的中值。微型生态系统中鲢单养所产生的影响虽然最小,但同鳙单养和鲢、鳙混养以及后一种鲢高密度放养实验观测结果趋于一致。

应当指出的是,微型生态系统中着生藻类的生物量比天然水域中大得多,以致浮游植物与着生藻类之间的营养物竞争更为激烈。据报道^[12],在鲢、鲤混养的池塘中,浮游植物的生物量和初级生产力随着鲢放养密度的增加而增长,并且各密度组二项指标的观测平均值都大于作为对照的鲤单养池塘。这一结果看来显示了鲢利用部分浮游动物和鲤利用部分着生藻类所产生的综合效应,同罗非鱼大量摄取微型生态系统中的着生藻类和浮游动物而促进浮游植物的生长相类似^[1]。由此可以设想,如果在放养鲢、鳙的微型生态系统中引入可利用着生藻类的某种鱼,那么系统中浮游植物的密度(或生物量)和代谢水平将会有大幅度的增长,从而使系统处于更严重的富营养状态。

鉴于天然水域中杂食性鱼类的大量存在,无论是鳙或鲢的高密度放养,都会显著地加速水体富营养化的进程,其中鳙的影响无疑要比鲢更大一些。某些学者考虑到渔获物是水体营养物输出的途径之一,认为养鱼(主要指鲢、鳙)可以延缓湖泊富营养化的进程^[16],这看来是不可能的。有关渔获物在湖泊营养物移出方面所起的作用,作者已在关于罗非鱼下行影响的研究报告中予以讨论^[2]。至于高密度的鲢种群对蓝藻水华的控制^[11,13,14],作者认为这并不意味着鲢的大量放养有助于富营养水体的恢复,相反表明鲢对浮游植物的大小选择摄食加速了水体中 *r*-型种重新占居优势的逆行演替。

参 考 文 献

- 1 阮景荣,戎克文,王少梅,刘衢霞. 罗非鱼对微型生态系统的浮游生物群落和初级生产力的影响. 应用生态学报, 1993, 4(1): 65~73
- 2 阮景荣,刘衢霞,王少梅,戎克文. 罗非鱼对微型生态系统营养物水平的影响. 应用生态学报, 1993, 4(4): 404~409
- 3 Andersson G, Berggren H, Cronberg G and Gelin C. Effects of planktivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes. *Hydrobiologia*, 1978, 59: 9~15
- 4 Arcifa M S, Northcote T G and Froehlich O. Fish-zooplankton interactions and their effects on water quality of a tropical Brazilian reservoir. *Hydrobiologia*, 1986, 139: 49~58
- 5 Hrbacek J, Dvorakova M, Korinek V and Prochazkova L. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verh Int Ver Limnol*, 1961, 14: 192~195
- 6 Kalbe L. Intensive carp rearing in lakes and eutrophication. *Acta Hydrochim Hydrobiol*, 1984, 12: 145~152
- 7 Langeland A, Koksvik J I, Olsen Y and Reinertsen H. Limnocorral experiments in a eutrophic lake — effects of fish on the planktonic and chemical conditions. *Pol Arch Hydrobiol*, 1987, 34: 51~65
- 8 Tatrai I, Toth L G and Ponyi J E. Effects of bream (*Abramis brama*) on the lower trophic level and on the water quality in Lake Balaton. *Arch Hydrobiol*, 1985, 105: 205~217
- 9 杨宇峰,黄祥飞. 鲢、鳙对浮游动物群落结构的影响. 湖泊科学, 1992, 4(3): 78~86
- 10 Januszko M. The effect of three species of phytophagous fish on algae development. *Pol Arch Hydrobiol*, 1974, 21: 431~454
- 11 Kajak Z, Rybak J I, Spodniewska I and Godlewska-Lipowa W A. Influence of the planktonivorous fish *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.) on the plankton and benthos of the eutrophic lake. *Pol Arch Hydrobiol*, 1975, 22:

301~310

- 12 Opuszynski K. The role of fishery management in counteracting eutrophication processes. In: Barica J and L R Mur, ed. Hypertrophic Ecosystems. Developments in Hydrobiology, Vol 2. The Hague, Netherlands: W Junk bv Publishers, 1980. 263~269
- 13 Shi P and Liu J K. Studies on the influence of planktivorous fishes (silver carp and bighead carp) in a shallow eutrophic Chinese lake (Donghu Lake) using enclosure method. Annual Report of FEEL, 1991. 15~24
- 14 Starling F L R M and Rocha A J A. Experimental study of the impacts of planktivorous fishes on plankton community and eutrophication of a tropical Brazilian reservoir. *Hydrobiologia*, 1990, 200/201: 581~591
- 15 Starling F L R M. Control of eutrophication by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in the tropical Parana Reservoir (Brazil): a mesocosm experiment. *Hydrobiologia*, 1993, 257: 143~152
- 16 陈少莲, 刘肖芳, 华 俐. 鲢、鳙在东湖生态系统的氮、磷循环中的作用. *水生生物学报*, 1991, 15(1): 8~26
- 17 陈洪达. 养鱼对武汉东湖生态系的影响. *水生生物学报*, 1989, 13(4): 359~368
- 18 Stein J. *Physiological Methods*. Plenum, 1973
- 19 McConnell W J. Productivity relations in carboy microcosms. *Limnol Oceanogr*, 1962, 7: 335~343
- 20 Golterman H L. *Methods for chemical analysis of fresh water*. IBP Handbook No 8. Blackwell, Oxford, 1969
- 21 斯奈迪格 G W 等著(杨纪珂, 汪安琦译). 应用于农学和生物学实验的数理统计方法. 北京: 科学出版社, 1964. 95~112, 136~215
- 22 Carpenter S R, Kitchell J F and Hodgson J R. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 1985, 35: 634~639
- 23 Drenner R W, Threlkeld S T and McCracken M D. Experimental analysis of the direct and indirect effects of an omnivorous filter-feeding clupeid on plankton community structure. *Can J Fish Aquat Sci*, 1986, 43: 1935~1945
- 24 Northcote T G. Fish in the structure and function of freshwater ecosystems: a top-down view. *Can J Fish Aquat Sci*, 1988, 45: 361~379
- 25 Threlkeld S T. Planktivory and planktivore biomass effects on zooplankton, phytoplankton and the trophic cascade. *Limnol Oceanogr*, 1988, 33: 1362~1375
- 26 Diana J S, Dettweiler D J and Lin C K. Effect of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) on the ecosystem of aquaculture ponds, and its significance to the trophic cascade hypothesis. *Can J Fish Aquat Sci*, 1991, 48: 183~190
- 27 McQueen D J, Post J R and Mills E L. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can J Fish Aquat Sci*, 1986, 43: 1571~1581
- 28 Carpenter S R and Kitchell J F. Consumer control of lake productivity. *BioScience*, 1988, 38: 764~769
- 29 Carpenter S R, Kitchell J F, Hodgson J R *et al.* Regulation of lake primary productivity by food web structure. *Ecology*, 1987, 68: 1863~1876
- 30 饶钦止, 章宗涉. 武汉东湖浮游植物的演变(1956~1975)和富营养化问题. *水生生物学集刊*, 1980, 7(1): 1~17

EXPERIMENTAL STUDIES ON THE TOP-DOWN EFFECTS OF SILVER CARP AND BIGHEAD CARP IN FRESHWATER MICROCOSMS (I): PLANKTON COMMUNITY AND PRIMARY PRODUCTIVITY

Ruan Jingrong Rong Kewen Wang Shaomei

(Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072)

Abstract

Experimental studies were carried out on the top-down effects of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) and bighead carp (*Aristichthys nobilis*) at a stocking level of $15\text{g}/\text{m}^3$ in freshwater microcosms under relatively high nutrient loading (average P loading = $0.0061\text{ g P}/(\text{m}^3 \cdot \text{day})$). The results indicate that the community structure, metabolism and physico-chemical conditions of the microcosms stocked with fishes changed obviously; the microcosms containing bighead carp alone (monoculture) or both species of fish (mixed culture) became more or less eutrophic at the end of the experiment. It is found that primary production was correlated positively with phytoplankton density but negatively with zooplankton density in the microcosms, so the differences in productivity among various groups of microcosms could be on the whole explained by the trophic cascade hypothesis. However, the dynamics of plankton community show both top-down and bottom-up effects between zooplankton and phytoplankton, and the increase in algal density did not entirely result from the trophic cascade effects. It is considered that dense stocking of silver carp and bighead carp for the purpose of increasing fish yield played an important role in accelerating the eutrophication processes of natural waters with rich nutrient sources.

Key Words Microcosm, silver carp, bighead carp, plankton community, primary productivity, eutrophication