

DOI: 10.3724/SP.J.1035.2010.00196

框式复合型生态浮床对富营养水体浮游植物群落结构的影响

刘娅琴 邹国燕 宋祥甫 付子轶 潘琦 刘福兴 范洁群

(上海市农业科学院, 生态环境保护研究所, 上海 201106)

摘要:生态浮床作为一种净化富营养化水质、改善水体生态系统的手段已得到国内外水环境工作者广泛关注。浮游植物生物量及群落结构的变化是水体富营养程度的重要表征。利用现场水池实验法, 研究了一种沸石吸附和植物吸收协同去除水体氮磷、浮床内有足够水面空间的新型框式复合型生态浮床, 与传统聚苯乙烯发泡板生态浮床的水质净化效果及对浮游植物群落结构影响的比较。试验历时2个月, 供试水体为河道水体, 供试植物为陆生植物旱伞草(*Cyperus alternifolius*)。试验设空白对照、框式浮床和传统浮床3个处理, 每个处理重复3次。每隔2周对各处理水样的理化指标和浮游植物群落进行检测。浮游植物测试结果表明, 试验前2周, 供试水体由天然河道转入水池, 综合环境的骤变导致各处理水体中蓝藻门的颤藻(*Oscillatoria* Vauch)和螺旋藻(*Spirulina* Turp.)这2种大型藻类被绿藻门的栅藻(*Scenedesmus* Mey.)和小球藻(*Chlorella* Beij.)等小型藻类取代, 浮游植物的生物量从20 mg/L急剧下降至3 mg/L以下。此后, 空白对照处理组中浮游植物密度和生物量单峰回升, 显著高于2种浮床处理组($P < 0.05$), 并表现了框式浮床 < 传统浮床 < 空白对照的顺序。空白对照组中浮游植物在试验开始1.5个月时, 暴发了以微囊藻(*Microcystis* Kütz)为优势种群的水华, 其密度和生物量最大值分别为 80.22×10^6 ind./L和5.21 mg/L, 贡献率在90%以上。水质结果显示, 与空白对照比较, 两种浮床系统对各种形态的N、P均有显著的去除作用($P < 0.05$), $\text{NH}_4\text{-N}$ 和TP的去除效率达到了极显著($P < 0.01$)水平, 并且框式浮床对N、P的去除效率高于传统浮床。结合浮游植物总生物量与各种形态N、P的正相关关系, 尤其是与TP、TDP的显著正相关性($P < 0.05$), 推测生态浮床系统对浮游植物的影响可能是通过系统对营养物质的去除来实现的, 同时, 对P的高效去除也可能是浮床系统抑制蓝藻水华的因素之一。

关键词:生态浮床; 浮游植物; N、P去除

中图分类号: X171.4 文献标识码: A 文章编号: 1000-3207(2010)01-0196-08

治理水体富营养化, 控制蓝藻水华和进行水体修复除了必须控制外源污染物外, 内源污染物的控制也是必不可少的。对内源污染的控制, 传统的物理、化学方法虽然理论基础比较扎实, 但是在实际应用中出现了不少问题, 如投资大、难操作、易产生二次污染等。而高等植物具有能够快速吸收水体和沉积物中的营养盐类, 分泌产生抑制藻类的化感物质^[1]等特点, 以高等植物为主体的生态浮床技术作为一种生物处理技术, 已经被越来越多地应用于治理富营养化水体。早在20世纪90年代初期, 我国为了利用水面生产粮食, 发明了自然水域水面无

土栽培技术即生态浮床技术, 并进行了149种植物的生态适应性研究^[2], 为浮床植物净化水质技术奠定了基础。

同时, 生态浮床技术净化水质的研究在日本也有很多成功的案例。1995年日本研究者首先在霞浦湖(土浦市大岩田)进行了一次水面围隔试验, 围隔内设置人工生态浮床一段时间后, 该水域水质有了明显好转; 1996年在土浦港的人工生态浮床经调查显示对水质的净化起了重要作用; 随后, 又在滋贺县琵琶湖大约1500 m²的水域里设置了60个人工生态浮床, 净化水质效果良好^[5]。国内也进行了大量

收稿日期: 2008-12-26, 修订日期: 2009-09-29

基金项目: 国家高技术研究发展计划 [863计划 (2006AA06Z338)]资助

作者简介: 刘娅琴(1981—), 女, 汉族, 湖北天门人; 硕士; 主要从事浮游生物生态学方面研究。E-mail: yaqliu@126.com

通讯作者: 邹国燕, E-mail: zouguoyan@263.net

的研究, 司友斌等^[4]采用浮床种植香根草技术, 对富营养化水体中主要养分 N、P 元素的去除动态及效率的研究显示, 通过香根草根系的吸收作用可大幅度地去除富营养化水体中主要养分 N、P 元素。自 1998 年起, 在太湖五里湖涉及总水域面积达 80000 m² 范围内, 利用浮床植物技术直接治理富营养化湖泊的成功案例将浮床植物技术的应用推向新的高度: 供试植物生长旺盛、对水体 N、P 去除率极高、水质净化效果显著, 浮床植物技术治理富营养水体的可行性和有效性均得到证实^[5]。

虽然生态浮床净化水质效果得到了普遍认可, 目前应用也比较广泛, 但大多数生态浮床对水质净化及水体生态修复的研究视点主要集中在对水体氮磷及有机物质去除上^[6,7], 而较少涉及水生态系统的生物环节。浮游植物作为水体尤其是富营养水体中最主要的初级生产力及水生食物链的最前端, 同时也是水生态系统中对综合环境响应最迅速的一个环节, 浮游植物生物量及群落结构的变化是水体富营养程度的重要表征, 因此, 研究生态浮床对浮游植物的影响重要且必要。通过多年的研究与实践^[8], 我们在传统浮床的基础上, 研发了一种浮床内部有水面空间、植物和填料协同去除水体氮磷的框架式生态浮床。通过模拟研究, 试图比较框架浮床与传统浮床对水质净化的作用及对水体浮游植物的影响, 了解水体生态系统对生态浮床的响应并探索其可能的机理。

1 材料与方 法

1.1 试验设施

试验在上海市农业科学院试验场, 塑料大棚内的人工模拟池(水泥池)中进行。模拟池规格为长 150 cm×宽 100 cm×深 100 cm, 总容积为 1.5 m³, 试验实际用水深 0.9 m, 水容量为 1.35 m³。

1.2 供试植物

试验在前期植物筛选的基础上, 选择了生物量大、对水质具有较好的净化作用的陆生植物旱伞草(*Cyperus alternifolius*)^[2]为供试植物。植物在陆地育苗, 以自然水域无土种植方法^[2]移栽至传统浮床后置于天然河道预培育。当植物进入生长盛期, 移入下述二种生态浮床, 置于模拟池内开始试验。

1.3 供试水体

供试水体来自试验区附近河道(上海市华漕港,

为苏州河支流, 属太湖来水), 河道汇水有生活污水、工业废水和农业面源污水。试验前, 河道水体 TN、TP 含量分别为 6.02 mg/L、0.29 mg/L。为了模拟重富营养水体, 将 TN 用硝酸铵调节至 20.02 mg/L, TP 用磷酸盐调节至 1.99 mg/L。将供试水体先在一个大水泥池中混匀后, 分别转入 1.5 m³ 的试验水池, 供试水量为 1.35 m³。

1.4 试验设计

传统生态浮床 传统浮床为聚苯乙烯发泡板。浮床面积约为 0.4 m² (0.45 m×0.9 m), 预留 2 个栽植孔, 间距为 0.45 m, 孔径 13 cm。试验开始前, 将预培育的植物移栽至栽植孔, 每孔 1 株旱伞草。

框架生态浮床 框架浮床主体材料为 PVC, 经开模浇铸制成, 框架为镂空体, 厚度 3 cm, 面积约 0.2 m² (0.45 m×0.45 m)。框架浮床系统主要由与镂空框架组合的植物栽植器、浮体、填料组成。每个植物栽植器内种植预培育的旱伞草 1 株; 浮体为直径 10 cm、高 25 cm、壁厚 3 cm 的空心塑料圆柱体, 分别组合在框架的 4 个角; 填料选用浙江省缙云产天然沸石, 粒径为 2—4 cm。沸石装入孔径为 8 mm 的尼龙网袋, 每袋 2 kg, 悬挂至框架浮床预制的填料勾上, 每个框架悬挂 4 袋, 计 8 kg 沸石。

试验设计 试验设空白对照、传统浮床和框架浮床 3 个处理, 每个处理设 3 次重复。空白对照组的模拟池内仅为河道水体; 传统浮床处理组的模拟池水面, 放置上述种植有 2 株植物的聚苯乙烯发泡板浮床 1 块(0.40 m²); 框架浮床处理组的模拟池水面, 放置 2 个框架浮床(合计 0.40 m²), 处理内有 2 株植物。两种处理水面覆盖率均为 26%。

1.5 取样和测试

实验始于 2007 年 7 月 26 日结束于 9 月 24 日。试验期间, 每隔 2—3 天用自来水补充各处理蒸发和蒸腾的水份。每隔两周取样测试水体理化指标及浮游植物群落变化。

取样方法 在水池靠近中央和池边各设一个点, 用 2 L 改良的北原式采水器于水体表层和底层分别采取水样, 经搅拌混匀后取混合水样 2 L, 1 L 用于水质指标测定, 1 L 用于浮游植物检测, 剩余水样倒回水池。

测试方法 水体理化指标的测定: 水温、透明度在试验现场直接用水银温度计和黑白透明度盘测定; 总磷(TP)和正磷酸盐(PO₄-P)采用钼锑抗比色

法、总氮(TN)用过硫酸钾氧化紫外分光光度法、氨态氮(NH₄-N)用钠式试剂光度法测试^[9]、硝态氮(NO₃-N)采用紫外分光光度法(HJ/T 346-2007)测定。

浮游植物的监测: 用于浮游植物检测的 1 L 混合水样经 1% 的鲁哥氏液固定后, 在沉淀柱内重力沉淀 48h, 弃去上清液, 浓缩液收集定容到 50 mL, 加数滴福尔马林保存。定量计数在 10×40 倍显微镜视野下进行, 每个样本计数两次, 每次计数在 100—500 个视野, 两次计数误差在 15% 以上时, 重复计数标本。对于样本中的群体, 如微囊藻群体, 在计数前经超声波破碎成单个细胞后再进行计数^[10]。浮游植物的鉴定主要参照胡鸿均等^[11], 浮游植物生物量的估算及优势种大小测量方法参考金相灿等^[12]。

1.6 统计方法

数据分析使用 SPSS11.5 软件进行了方差分析(ANOVA)和 Pearson 系数的相关性检验。

2 结果

2.1 理化指标

实验开始和结束时供试水体各主要理化指标(表 1)。实验期间, 除空白对照组中 NO₃-N 以外, 其他形态的营养盐水平在各处理组中均呈下降趋势, 两种浮床对各种形态的 N、P 均有显著的去除作用($P < 0.05$), 并且框式浮床对 N、P 的去除效率高于传统浮床。实验结束时, 浮床处理组的 NH₄-N、TP 与空白对照之间的差异达到了极显著水平($P < 0.01$)。植物吸收和生物脱氮(另文)是浮床处理组 N 和 P 高去除效果的主要原因。浮床系统对 N、P 不同程度的去除使得水体氮磷比(TN/TP)升高, 而空白对照中 TN/TP 一直维持在 10 左右。

2.2 浮游植物

种类组成 3 种不同处理 5 次采样, 共鉴定

出浮游植物 7 门 47 属 62 种。其中绿藻门种类最多, 总计 33 种, 占种类总数的 53.226%; 硅藻门和蓝藻门次之, 分别为 10 种和 7 种, 占种类总数的 16.129% 和 11.290%; 裸藻门 6 种占种类总数的 9.677%; 隐藻门、甲藻门和金藻门较少, 分别为 3 种、2 种和 1 种, 仅占总数的 4.839%、3.226% 和 1.613%(表 2)。

浮游植物的密度和生物量 当河道水引入水泥池后, 由于底质、流动性、水生生物群落等综合环境的骤变, 使得试验开始后的二周内浮游植物密度由 14.6×10^6 ind./L 急剧下降到 3.0×10^6 ind./L 以下, 生物量也从 20 mg/L 下降至 3 mg/L 以下。此后, 空白对照组中浮游植物密度和生物量有一个单峰回升, 其中密度峰值 80.9×10^6 ind./L 出现在 9 月 9 日, 主要为蓝藻门(80.2×10^6 ind./L), 而生物量最大值 7.54 mg/L 出现在 8 月 25 日, 主要为绿藻门(5.21 mg/L)。两种浮床处理组中浮游植物密度和生物量在整个实验期间总体呈下降趋势(表 3)。实验期间, 浮床处理组中浮游植物密度和生物量平均值均显著低于空白对照组($P < 0.01$), 并表现为框式浮床 < 传统浮床 < 空白对照的顺序(图 1)。

浮游植物的群落演替 随着密度和生物量的变化, 浮游植物的群落结构也在不断变化。实验最初 2 周内, 所有处理组中浮游植物群落结构变化趋势较为一致: 蓝藻门的颤藻与螺旋藻这 2 种大型藻类, 被绿藻门的栅藻、小球藻等小生物量的藻类取代, 蓝藻门对整体丰度的贡献率被绿藻门取代(图 2)。

随后两周, 空白对照组中, 绿藻门的贡献率继续上升, 由 63.753% 到 81.427%, 硅藻门对整体丰度的贡献率由蓝藻门取代, 而两种浮床处理组中绿藻贡献率基本维持不变, 隐藻门的贡献率开始上升; 到 9 月 9 日时, 空白对照组中蓝藻门的贡献率高达

表 1 实验开始和结束时不同处理水质理化指标
Tab. 1 Nutrient contents at the beginning and end of experimental time

	总氮 TN	氨态氮 NH ₄ -N	硝态氮 NO ₃ -N (mg/L)	总磷 TP	磷酸盐 PO ₄ -P	氮磷比 TN/TP	平均水温 WT (°C)
实验初始 Experimental beginning	20.02	11.16	8.05	1.99	0.61	10.06	34
实验结束 Experimental end							
空白对照 CK	13.23	4.05	8.54	1.35	0.48	9.80	23.6
传统浮床 Traditional EFBS	7.23*	1.55**	5.56*	0.33**	0.15*	21.91*	23.7
框式浮床 New EFBS	5.23*	1.01**	4.78*	0.32**	0.10*	16.34*	23.4

* $P < 0.05$, 差异显著; ** $P < 0.01$, 差异极显著。P 值为实验结束时, 二种浮床处理水质与空白对照的差异显著性

* $P < 0.05$, difference is significant at the 0.05 level; ** $P < 0.01$, difference is significant at the 0.01 level. Here, P value was the difference of environmental factors in water under three different treatments between experimental beginning and end

表 2 实验过程中检出的浮游植物种类数组成
Tab. 2 Species composition of phytoplankton during the experimental time

门类 Phyla	种数 Species	百分比 Percentage (%)
绿藻门 Chlorophyta	33	53.226
硅藻门 Bacillariophyta	10	16.129
蓝藻门 Cyanophyta	7	11.290
裸藻门 Euglenophyta	6	9.677
隐藻门 Cryptophyta	3	4.839
甲藻门 Pyrrophyta	2	3.226
金藻门 Chrysophyta	1	1.613
总计 Total	62	100

99.053%, 此时, 反应浮游植物群落种群多样性的 Shannon-Weiner 指数仅为 0.05(图 3)。两种浮床处理组中绿藻门优势地位略有下降, 隐藻门的贡献率进一步上升, 均超过 50%(图 2)。

此后, 空白对照组中绿藻的丰度有所上升, 多样性指数随之上升; 传统浮床处理下, 隐藻门的优势地位被绿藻门取代, 绿藻重新成为绝对优势, 贡献率高达 85.897%。框式浮床处理组中, 隐藻门的优势地位被硅藻门取代(图 2)。随着水温和营养盐水平的降低, 浮游植物的种类和密度都处于一个较低的水平, 群落的多样性水平不高, Shannon-Weiner 指

表 3 浮游植物各主要门类的密度($\times 10^6$ ind./L)随时间的变化(平均值 \pm 标准差)
Tab. 3 Dynamics of phytoplankton density in different treatments during the experimental time (mean \pm SD)

	初始 Initial	空白对照 CK				传统浮床 Traditional EFBS				框式浮床 New EFBS			
	7/26	8/10	8/25	9/9	9/24	8/10	8/25	9/9	9/24	8/10	8/25	9/9	9/24
蓝藻门 Cyanophyta	3.80 ± 0.90	0.01 ± 0.01	1.67 ± 0.36	64.89 ± 18.43	2.27 ± 3.81	0.05 ± 0.03	0.02 ± 0.02	0	0	0.12 ± 0.21	0.03 ± 0.04	0.00 ± 0.01	0.03 ± 0.05
绿藻门 Chlorophyta	6.20 ± 0.45	1.84 ± 1.31	12.60 ± 4.64	0.34 ± 0.04	0.77 ± 1.13	1.82 ± 1.28	3.44 ± 2.95	0.47 ± 0.47	1.49 ± 1.50	1.15 ± 0.40	0.60 ± 0.42	0.13 ± 0.07	0.14 ± 0.16
硅藻门 Bacillariophyta	3.39 ± 0.24	0.86 ± 0.57	0.33 ± 0.19	0.42 ± 0.19	0.04 ± 0.03	0.36 ± 0.15	0.12 ± 0.07	0.03 ± 0.02	0.04 ± 0.03	0.24 ± 0.03	0.24 ± 0.09	0.04 ± 0.02	0.12 ± 0.11
隐藻门 Cryptophyta	0.82 ± 0.13	0.18 ± 0.08	0.87 ± 0.51	0.09 ± 0.08	0.07 ± 0.12	0.31 ± 0.20	1.12 ± 1.00	1.17 ± 0.37	0.21 ± 0.19	0.13 ± 0.06	0.21 ± 0.13	0.20 ± 0.23	0.03 ± 0.01
裸藻门 Euglenophyta	0.42 ± 0.11	0	0	0	0	0.01 ± 0.01	0	0	0	0	0	0	0
总计 Total	14.63 ± 0.82	2.88 ± 1.90	15.47 ± 5.10	65.51 ± 18.51	3.14 ± 3.22	2.56 ± 1.37	4.70 ± 4.00	1.67 ± 0.83	1.73 ± 1.71	1.64 ± 0.47	1.07 ± 0.63	0.37 ± 0.28	0.32 ± 0.31

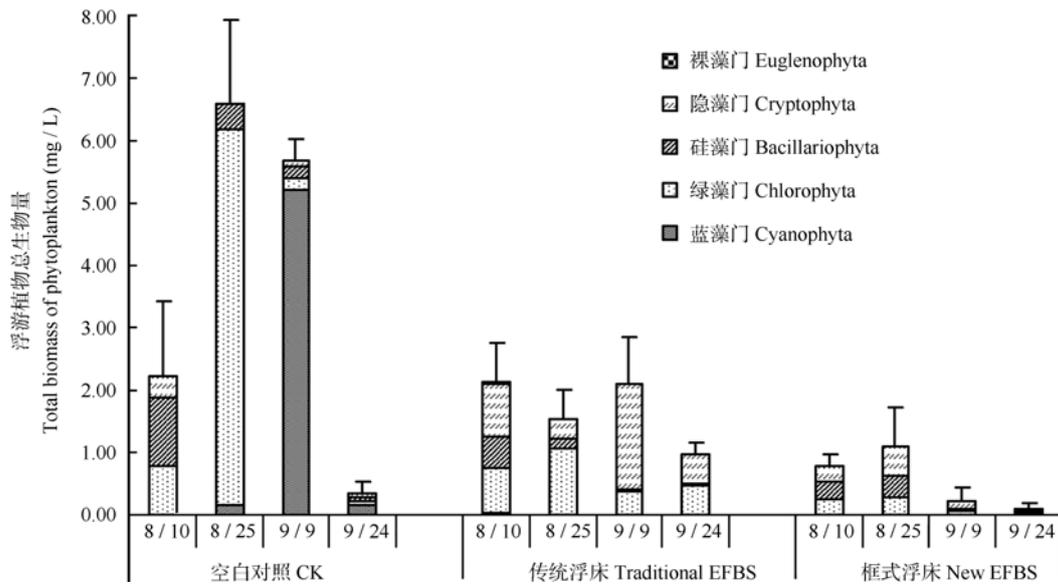


图 1 实验期间各处理组中浮游植物生物量随时间的变化

Fig. 1 Dynamics of the total biomass of phytoplankton during the experimental time

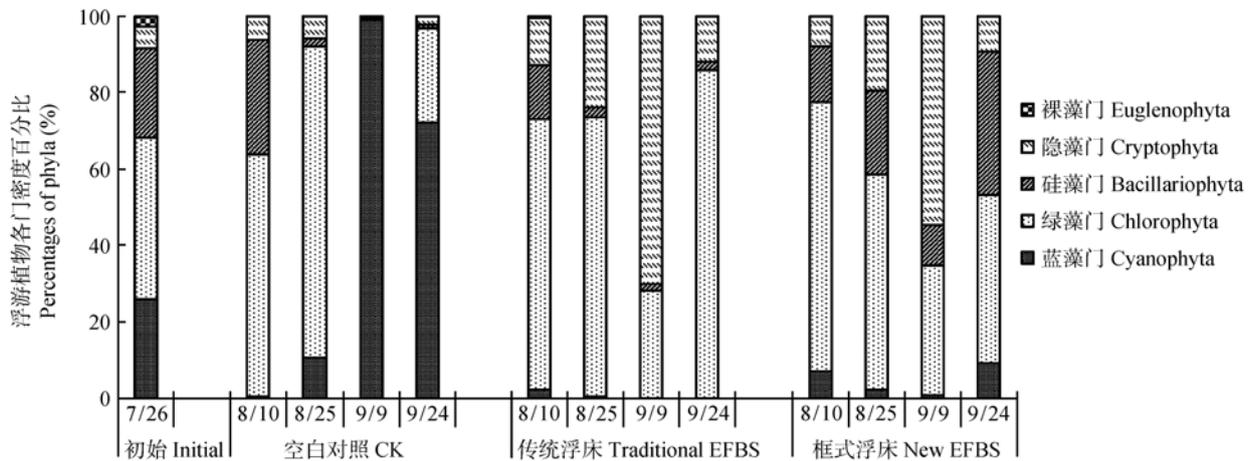


图 2 试验期间各处理浮游植物群落结构的变化

Fig. 2 Dynamics of phytoplankton community structure

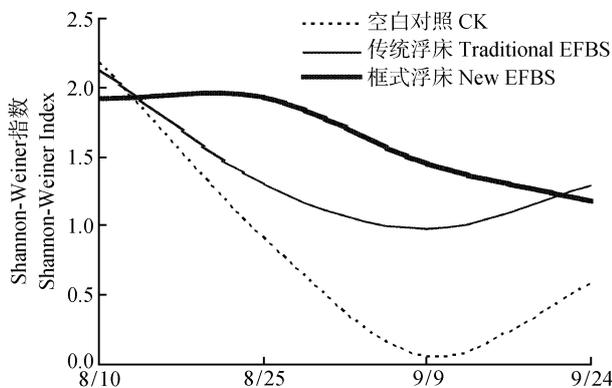


图 3 不同处理组之间浮游植物种类多样性的变化(Shannon-Weiner 指数)

Fig. 3 Bio-diversity of the phytoplankton community in three treatments (Shannon-Weiner Index)

数均在 1.5 以下,但两种浮床处理组的 Shannon-Weiner 指数都显著高于空白对照组(图 3)。

在浮游植物的群落结构变化的同时,浮游植物的优势种类也有较大的变化,试验开始时供试水体中浮游植物的优势属为蓝藻门的颤藻和螺旋藻,绿藻门的小球藻、硅藻门的小环藻 *Cyclotella* Kütz.。试验进行 2 周后,各处理组的优势种群主要有:绿藻门的小球藻、纤维藻 *Ankistrodesmus* Cord.、栅藻、卵囊藻 *Oocystis* Näg.; 蓝藻门的微囊藻; 硅藻门的小环藻、针杆藻 *Synedra* Her.; 隐藻门的蓝隐藻 *Chroomonas* Hansg.、隐藻 *Cryptomonas* Her.。其中,蓝藻门的微囊藻只在空白对照中形成阶段性优势。浮床处理组中,绿藻门的纤维藻为全时段优势种群,而隐藻门的蓝隐藻和隐藻交替成为优势种群(表 4)。

浮游植物生物量与环境因子的相关性分析

浮游植物总生物量与水体中各种形态的 N、P、COD_{Mn}、BOD₅、水温和 pH 均呈正相关关系,其中与 NO₃-N、TP、TDP、COD_{Mn} 的 Pearson 相关系数分别为 0.599、0.579、0.611,相关性达到显著水平 ($P < 0.05$, 表 5)。伴随着浮床植物的生长对水体 N、P 营养元素的吸收以及微生物的脱氮作用(另文)等引起的水体 N、P 营养水平的下降,水体中浮游植物的总生物量在实验期间整体呈下降趋势(图 1)。

3 讨论

营养物质对浮游植物的影响主要集中在氮或磷的限制上^[13],在一些淡水湖泊中氮是影响浮游植物生长的限制因子^[14,15],无机氮(通常是硝态氮和氨态氮)的消耗常常伴随而来的是蓝藻“水华”的暴发^[14,15]。在对太湖水体富营养化研究中得到的结论显示磷是主要的限制性因素之一^[16],总磷是藻类总生物量的显著相关因子,硝态氮和总氮为微囊藻生物量的显著相关因子^[17]。多年的调查研究表明,武汉东湖的氮、磷浓度持续上升对藻类的演替产生影响^[18]。此外,浮游植物的生长限制性营养物质是氮元素还是磷元素,可以粗略地通过水体中的氮、磷比来判断。Redfield 认为海洋浮游植物对 N、P 的生理需求比值为 106 : 16^[19],这一比值在淡水浮游植物限制性营养物质的研究中得到广泛的应用,代表了广大的物种对营养物质需求的最适比例^[20]。在淡水浮游植物中,环境中的 N : P 比大于 20 : 1 时,被认为是磷限制性的,小于 10 : 1 时被认为是氮限制

表 4 实验期间各处理组浮游植物优势种变化
Tab. 4 Dominant species in water of three treatments during experimental time

	初始	空白对照				传统浮床				框式浮床			
	Initial	CK				Traditional EFBS				New EFBS			
	7/26	8/10	8/25	9/9	9/24	8/10	8/25	9/9	9/24	8/10	8/25	9/9	9/24
颤藻 <i>Oscillatoria</i> Vauch.	+												
螺旋藻 <i>Spirulina</i> Turp.	+												
微囊藻 <i>Microcystis</i> Kütz.				+	+								
小球藻 <i>Chlorella</i> Beij.	+	+				+				+			
纤维藻 <i>Ankistrodesmus</i> Cord.		+				+	+	+	+		+	+	
栅藻 <i>Scenedesmus</i> Mey.			+										+
卵囊藻 <i>Oocystis</i> Næg.			+										
小环藻 <i>Cyclotella</i> Kütz.	+	+								+	+		
针杆藻 <i>Synedra</i> Her.													+
隐藻 <i>Cryptomonas</i> Her.						+		+			+		
蓝隐藻 <i>Chroomonas</i> Hansg			+				+	+		+		+	

注: 当某一个种的密度占总浮游植物密度 20% 以上时作为优势种

Note: The dominant genera were defined as those with a proportion of over 20% in total phytoplankton density

表 5 实验期间浮游植物总生物量与环境因子的相关系数 ($n=36$)

Tab. 5 Relationship between total biomass of phytoplankton and environmental factors ($n=36$, linear regression with 95% mean prediction interval)

	TN	TDN	NO ₃ -N	NH ₄ -N	TP	TDP	PO ₄ -P	COD _{Mn}	BOD ₅	WT	pH
生物量 Total biomass	0.550	0.518	0.599*	0.392	0.579*	0.611*	0.563	0.589*	0.484	0.569	0.409

*Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed)

性的, 该比率在 10 : 1 和 20 : 1 之间时, 限制性因素就变得不确切了^[21]。Bulgakov 和 Levich^[22] 在总结大量的实验结果时发现, 高的 N : P(20—50 : 1) 有助于绿藻的发展; 当 N : P 下降到 5—10 时, 常常导致蓝藻占优势。虽然氮磷比理论受到一些学者的质疑, 但不能否认氮磷比理论适用于某些特定水体^[23]。本实验小水体中, 浮游植物总生物量与各种形态的 N、P 含量之间的正相关关系(表 5)显示, 在本实验条件下的受控小水体中, 营养盐是浮游植物生长的限制因子。浮床植物系统对 N、P 的高效去除可能是浮游植物群落结构变化的驱动因子, 特别是对 P 的高效去除使得水体 N : P 升高, 而空白对照组中水体 N : P 一直维持在 10 左右, 因而在群落演替中, 绿藻的优势地位被蓝藻取代(图 2), 到 9 月 9 日时, 三分之二的空白对照处理组暴发了以微囊藻为优势种群的水华。

几乎所有的生态浮床实验都显示浮床系统对水体水质有改善作用, 特别是对 N、P 含量有显著的去除作用^[4,24]。本研究也不例外, 实验开始 2 周后浮床处理组水体中的 TN 含量, 整个处理过程中 TP 含量

均显著低于空白对照组, 生态浮床表现出了极好的 N、P 去除效果。结合浮游植物总生物量与营养盐水平呈正相关关系, 特别是与 TP 含量显著正相关(表 5), 我们推断浮床系统对浮游植物的抑制主要是通过 N、P 的去除间接实现的。浮游植物的生长、演替除了受到营养盐的影响外, 植物的化感作用也不可忽视, 我们以往的研究结果已证实, 浮床旱伞草对铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)有显著的抑制效果^[25], 此外, 水温^[26,27]、浮游动物的捕食作用^[26]也会影响浮游植物的演替。探明浮游植物在生态浮床系统中的变化与系统生物和非生物之间的关系, 尚需要开展进一步的研究。可以肯定的是, 生态浮床系统引起了水体理化、生物环境的变化, 浮游植物对水体综合环境的变化产生了积极的响应。本实验中, 框式浮床表现出了比传统泡沫浮床更强的对水体浮游植物的抑制能力(图 1), 初步表明这种新型浮床的设想在追求生态效益最大化上的努力是可行的。

参考文献:

- [1] Ellen V D, Wouter J B. Impact of submerged macrophytes

- including charophytes on phyto-and zooplankton communities: Allelopathy versus other mechanisms [J]. *Aquatic Botany*, 2002, **72**(3—4): 261—274
- [2] Song X F, Ying H D, Wu W M, *et al.* Study of surface aquaponics in natural waters [J]. *Aquaponics Journal*, 2000, **4**(3): 16—20
- [3] Ding Z P. Technology of Japanese wetland decontaminate-Artificial Floating Island (AFI) [J]. *Concept* (network publication), 2005, 8 [丁则平. 日本的湿地净化技术——人工浮岛(AFI). 观念(网刊), 2005, 8]
- [4] Si Y B, Bao J J, Cao D J, *et al.* Purification of eutrophicated water body by *Vetiveria zizanioids* [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, **14**(2): 277—279 [司友斌, 包军杰, 曹德菊, 等. 香根草对富营养化水体净化效果研究. 应用生态学报, 2003, **14**(2): 277—279]
- [5] Chen H S. Restoration project of the ecosystem in Tai Lake [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2001, **10**(2): 173—178 [陈荷生. 太湖生态修复治理工程. 长江流域资源与环境, 2001, **10**(2): 173—178]
- [6] Li Y R, Cao J X. Purification effects of floating bed plants on eutrophic water body under low temperature in winter [J]. *Environmental Pollution & Control*, 2005, **7**: 36—39 [李欲如, 操家顺. 冬季低温条件下浮床植物对富营养化水体的净化效果. 环境污染与防治, 2005, **7**: 36—39]
- [7] Zhou X P, Wang J G, Xue L H, *et al.* N and P removal characters of eutrophic water body under planted float [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, **11**: 195—199 [周小平, 王建国, 薛利红, 等. 浮床植物系统对富营养化水体中氮、磷净化特征的初步研究. 应用生态学报, 2005, **11**: 195—199]
- [8] Song X F, Ying H D, Wu W M, *et al.* Study of surface aquaponics in unison with aquaculture [J]. *Aquaponics Journal*, 2000, **4**(3): 21—25
- [9] Wang X F, *et al.* Analytical method of water and wastewater measurement (4th edition) [M]. Beijing: Chinese Academic Press. 2002 [王心芳, 等. 水和废水检测分析方法(第四版). 北京: 中国科学出版社. 2002]
- [10] Zhang Z S, Huang X F. Research methods of freshwater plankton [M]. Beijing: Science Press. 1991 [章宗涉, 黄祥飞. 淡水浮游生物研究方法. 北京: 科学出版社. 1991]
- [11] Hu H J, Li R Y, Wei Y X, *et al.* Freshwater algae in China [M]. Shanghai: Science Press. 1979 [胡鸿钧, 李尧英, 魏印心, 等. 中国淡水藻类. 上海: 科学技术出版社. 1979]
- [12] Jin X C, Tu Q Y (Eds.), The standard methods in lake eutrophication investigation [M]. Beijing: China Environmental Science Press. 1990, 286—302 [金相灿, 屠清英编. 湖泊富营养化调查规范. 北京: 中国环境科学出版社. 1990, 286—302]
- [13] Schindler D. Evolution of phosphorus limitation in lakes [J]. *Science*, 1977, **195**: 260—262
- [14] Temponeras M, Kristiansen J, Moustaka G M. Seasonal variation in phytoplankton composition and physical-chemical features of the shallow Lake Doirani, Macedonia, Greece [J]. *Hydrobiologia*, 2000, **424**: 109—122
- [15] Nalewajko C, Murphy T P. Effects of temperature, and availability of nitrogen and phosphorus on the abundance of *Anabaena* and *Microcystis* in Lake Biwa, Japan: an experimental approach [J]. *Limnology*, 2001, **2**: 45—48
- [16] Dokulil M, Chen W, Cat Q. Anthropogenic impacts to large lakes in China: the Tat Hu example [J]. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 2000, **3**: 81—94
- [17] Chen Y W, Qin B Q, Gao X Y. Prediction of blue-green algae bloom using stepwise multiple regression between algae and related environmental factors in Meiliang bay, Lake Taihu [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2001, **13**(1): 63—71 [陈宇炜, 秦伯强, 高锡云. 太湖梅梁湾藻类及相关环境因子逐步回归统计和蓝藻水华的初步预测. 湖泊科学, 2001, **13**(1): 63—71]
- [18] Lin W L, Wang J, Huang X F. Dynamics of sestonic particulate organic matter in Donghu Lake, Wuhan in the recent decade(1983—1993). In: Liu J K (Eds.), The study on ecology in Donghu Lake(II) [M]. Beijing: Science Press. 1995, 75—91 [林婉莲, 王建, 黄祥飞, 等. 武汉东湖水柱浮游颗粒有机碳、氮、磷十年动态. 见: 刘建康主编. 东湖生态学研究(二). 北京: 科学出版社. 1995, 75—91]
- [19] Redfield A C. The biological control of chemical factors in the environment [J]. *Am. Sci.*, 1958, **46**: 205—222
- [20] Sun J, Liu D Y, Chen Z T, *et al.* Growth of *Platymonas helgolandica* Var. *tsingtaoensis*, *Cylindrotheca closterum* and *Karenia mikimotoi* and their survival strategies under different N:P ratios [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, **5**(11): 2122—2126 [孙军, 刘东燕, 陈宗涛, 等. 不同氮磷比率对青岛大扁藻、新月柱壳藻、和米氏凯伦藻生长影响及其生存策略研究. 应用生态学报, 2004, **5**(11): 2122—2126]
- [21] Schanz F, John H. Two different methods of evaluating nutrient limitation of periphyton bioassays using water from the River Rhine and eight of its tributaries [J]. *Hydrobiologia*, 1983, **102**: 187—195
- [22] Bulgakov N G, Levich A P. The nitrogen to phosphorus ratio as a factor regulating phytoplankton community structure [J]. *Archiv fur Hydrobiologia*, 1999, **146**: 3—22
- [23] Reynolds C S. Non-determinism to probability, or N:P in the community ecology of phytoplankton [J]. *Archiv fur Hydrobiologia*, 1999, **146**: 23—35
- [24] Song X F, Zou G Y, Wu W M, *et al.* Study on the removal effect and regulation of rice plants on floating-beds to main nutrients N and P in eutrophicated water bodies [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1998, **5**: 43—48 [宋祥甫, 邹国燕, 吴伟明, 等. 浮床水稻对富营养化水体中氮、磷的去除效果及规律研究. 环境科学学报, 1998, **5**: 43—48]
- [25] Nakai S, Zou G, Song X, *et al.* Release of anti-cyanobacterial allelochemicals from aquatic and terrestrial plants applicable for artificial floating islands [J]. *Water & Environment*

- Technology*, 2008, 6(1): 55—63
- [26] Richard J H, Vladimir F M. The effects of nutrients and zooplankton community structure on phytoplankton growth in a subtropical Australian reservoir: an enclosure study [J]. *Limnologia*, 2005, 35: 90—101
- [27] Wan N, Song L R, Wang R N, *et al.* The spatio-temporal distribution of algal biomass in Dianchi Lake and its impact factors [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2008, 32(2): 184—188 [万能, 宋立荣, 王若南, 等. 滇池藻类生物量时空分布及其影响因子. 水生生物学报, 2008, 32(2): 184—188]

EFFECT OF A NEW ECOLOGICAL FLOATING BED SYSTEM (EFBS) ON PHYTOPLANKTON COMMUNITY IN EUTROPHICATED WATER

LIU Ya-Qin, ZOU Guo-Yan, SONG Xiang-Fu, FU Zi-Shi, PAN Qi, LIU Fu-Xing and FAN Jie-Qun

(*Institute of Eco-environmental Preservation, Shanghai Agricultural Academy of Sciences, Shanghai 201106, P.R.China*)

Abstract: The ecological floating bed system (EFBS), as an effective means to improve the water quality and restore water ecosystem, was widely applied by worldwide scientists. Biomass and the community structure of phytoplankton are important characters of the water eutrophication. The effect of two EFBSs, a new EFBS with sufficient space in surface, equipped with zeolite, and the traditional foam EFBS, on water quality and phytoplankton community was employed to investigate the response of phytoplankton to EFBS during the process of water quality restoration. A terrestrial plant *Cyperus alternifolius* and the water from a canal nearby were tested in the present study. Treatments included Control with no phytoplankton, the traditional EFBS and the new EFBS. Nutrient concentration in water and phytoplankton were detected at two weeks interval during the two months experimental time. The results showed that after the canal water was transported to the experimental concrete cistern for 2 weeks, *Chlorella* Beij. and *Scenedesmus* Mey., which belong to Chlorophyta, came to dominate the phytoplankton population, instead of *Oscillatoria* Vauch. and *Spirulina* Turp., which belong to Cyanophyta due to the habitat alteration. Simultaneously, total biomass of phytoplankton decreased rapidly from 20mg/L to below 3mg/L. At most of the experimental time, the biomass of phytoplankton under both EFBS treatments was significantly lower than that in Control ($P<0.05$) with a decreasing order of control>traditional EFBS>new EFBS. A water bloom composed of *Microcystis* Kütz broke out in Control after one and half months and its highest abundance and biomass reached 80.22×10^6 ind./L and 5.21mg/L. Both EFBS could significantly remove all forms of N and P ($P<0.05$), especially $\text{NH}_4\text{-N}$ and TP ($P<0.01$) in water, and the new EFBS showed better effect than the traditional EFBS. The positive correlation between phytoplankton biomass and nutrients level, especially with TP (0.579, $P<0.05$) and TDP (0.611, $P<0.05$) indicated that EFBS might affect phytoplankton indirectly through removing nutrients from water, and the high efficiency of P removal by EFBS could be the main contribution of EFBS in controlling water bloom.

Key words: EFBS; Phytoplankton; Removal of N, P