

组合型生态浮床的动态水质净化特性

李先宁, 宋海亮, 朱光灿, 李大成, 吕锡武

(东南大学环境科学与工程系, 南京 210096)

摘要: 研究开发了一种由水生植物、水生动物及微生物膜构建的组合型浮床生态系统. 通过中试研究, 考察了该浮床对富营养化湖泊水体在动态条件下的净化效果. 结果表明, 水体交换时间为 7d 时 TN、TP、高锰酸盐指数的去除率分别为 53.8%、86.0% 和 35.4%. 污染物的直接净化主体为人工介质和水生植物单元, 但在生态浮床中引入河蚬增加水生动物单元, 通过食物链的“加环”作用, 提高了颗粒性有机物的可溶化和无机化(氨化)以及可生化性, 改善了植物吸收以及人工介质单元生物膜中微生物的基质条件, 促进微生物的生长和活性, 提高了浮床的净化效果.

关键词: 富营养化; 浮床; 食物链; 水生植物; 水生动物; 人工介质

中图分类号: X171.4; X524 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)11-2448-05

Characteristic of Combined Floating Bed Ecosystem for Water Purification Under Dynamic Condition

LI Xian-ning, SONG Hai-liang, ZHU Guang-can, LI Da-cheng, LÜ Xi-wu

(Department of Environmental Science and Engineering, Southeast University, Nanjing 210096, China)

Abstract: A new type of ecological floating bed was developed that combined hydrophyte, aquatic animal and biofilm. The dynamic pilot study on purification characteristic and mechanism of the floating bed for eutrophic was carried out. Result shows that the removal efficiencies of TN, TP and COD_{Mn} are 53.8%, 86.0% and 35.4% respectively under the water exchange period of 7 days. Main purification role is played by artificial medium and aquatic macrophyte in pollutants removal, but the *Corbicula fluminea* introduced to food chain of combined floating bed enhances the purification effect through the ways as follows: improving the resolvability, ammonification and biodegradability of particulate organic matters, meliorating the substrate supply condition for absorption of plant and degradation of microorganism attached on artificial medium, hastening the growth and activity of microorganism.

Key words: eutrophication; floating bed; food chain; aquatic vegetable; aquatic animal; artificial media

生物浮床技术作为一项传统的富营养化水体水质改善技术, 由于具有直接从水体中去除污染物、充分利用水面而无需占用土地、适应较宽的水深范围、造价低廉且运行管理相对容易等优点^[1,2], 目前在我国的研发与应用日益增多^[3~5]. 生物浮床的净化机理是通过在浮床上种植水生植物, 利用植物对氮、磷等营养物的吸收作用, 以及根系附着微生物对污染物的降解作用, 达到净化水体, 有效控制水体富营养化的目的. 在生物浮床中净化主体是植物, 主要依靠植物的吸收来去除氮、磷等营养物, 生物量的限制阻碍了净化效果的进一步提高^[6,7]. “生物共生机制、生物多样性及食物链原理”是生态工程重要的基本原理, 通过人工构筑共生生态机制和食物链的“加环”可以大幅度提高生态效应和生态净化功能^[8,9]. 本研究在普通生物浮床的基础上, 通过对水生植物、水生动物及微生物生态系统的合理构建, 开发出一种组合型生态浮床, 并探讨了其对富营养化水源地水质的动态净化特性, 对净化机理进行了定量解析.

1 材料与方法

1.1 组合型生态浮床的构造

组合型生态浮床如图 1 所示, 整体为 1 m(长) × 1 m(宽) × 1.1 m(高)的长方体构造, 设计成上、中、下 3 层结构. 上层区域(I)为水生植物区, 种植水生经济植物, 并通过合理设置根区空间使植物根

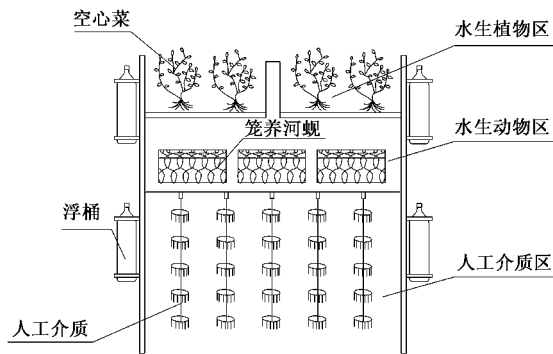


图 1 组合型生态浮床示意

Fig.1 Schematic diagram of ecological combination floating bed

收稿日期: 2006-11-27; 修订日期: 2007-01-12
基金项目: 国家“十五”重大科技专项项目(2002AA601011-03); 教育部留学回国人员科研启动基金项目
作者简介: 李先宁(1964~), 男, 博士, 副教授, 主要研究方向为环境生态技术及水处理技术, E-mail: lxn@seu.edu.cn

系形成“毡垫”状构造,既不影响植物的吸收功能,又提高了根系截留颗粒性污染物和藻类的能力,该区域有效高为 20 cm. 中层区域(Ⅱ)为水生动物区,笼养滤食性水生动物贝类,利用贝类的滤食作用去除污染物,并通过贝类的消化作用大幅度提高有机污染物的生物可降解性. 笼网采用渔网制作的双层结构,既能达到必需的贝类生物量,又能避免贝类过度堆积,保证其成活率,该区域高为 30 cm. 下层区域(Ⅲ)为人工介质区,悬挂兼具软性及半软性特征的高效人工介质,大量富集微生物,形成高效生物膜净化区,该部分高为 60 cm.

1.2 试验条件与方法

在前期研究中,组合型生态浮床的静态水质净化效果研究结果表明,通过生态系统的构建,TN 和 TP 去除率分别为达到了 83.7%和 90.7%,与传统生物浮床相比水质净化效果得到了大幅度提高. 为了研究组合型生态浮床对微污染水源地水质的实际净化效果,考察在不同水体交换条件下的动态净化效果并定量解析其净化机理,在无锡市太湖梅梁湾“863”太湖梅梁湾水源地水质改善技术试验基地,建设 3.6 m(长)×2 m(宽)×1.8 m(高)的试验水池 6 个,水池中部放置上述组合型生态浮床,浮床面积覆盖率 13.6%. 湖水经提升水泵平行连续进入各个试验水池. 为了模拟梅梁湾水源地水质改善技术示范工程围隔区内实际水体交换时间,设置池内水体交换时间为 3、4、5、6 和 7 d.

2005-05 中旬开始水生动物驯养、植物移栽和人工介质自然挂膜,同年 8 月初至 9 月上旬开始相关试验研究. 试验期间上层水生植物区种植空心菜(*Ipomea aquatica*),中层水生动物区养殖河蚬(*Corbicula fluminea*). 空心菜取自田间,清洗根系上附着的土壤,称重后按相同重量(3000g)移植于浮

床,试验期间空心菜在浮床上已经生长良好. 河蚬购于无锡贡湖湾茶场,清洗后放置于浮床内的养贝笼中,共放养河蚬 350 只. 浮床内共挂组合介质 81 串,每串上有盘片 8 片,填料盘片间隔为 7 cm. 试验期间水池内水温较为稳定,在 30~35℃,水池中 pH 值在 7.6~8.4 之间,与湖区基本一致.

1.3 水质测定方法

TN、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 和高锰酸盐指数均按国家标准方法^[10]测定,DO 采用碘量法,pH 值采用 TOA-HM-14P 仪(日本东亚)测定,Chl-a 采用丙酮提取-分光光度计测定法. 有机氯类、硝基苯、阿特拉津均采用 Agilent 6890 气相色谱仪(美国安捷伦)进行气相色谱分析.

2 结果与分析

2.1 氮、磷的去除

图 2 表示了不同水体交换时间下试验水池中 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 和 TN 进出水浓度及去除率的变化. 如图 2 所示,NH₄⁺-N 进水浓度在 0.36~0.38 mg/L 之间,出水浓度在 0.21~0.29 mg/L 之间. 去除率随水体交换时间的延长呈增长趋势,水体交换时间为 3 d 时平均去除率为 19.7%,5 d 时为 37.4%,在此区间去除率增长速度较快,之后趋于平缓,7 d 时达到 42.2%. NO₃⁻-N 进水浓度在 0.63~0.71 mg/L 之间,出水浓度在 0.21~0.29 mg/L 之间. 随水体交换时间的延长去除率呈增长,但与 NH₄⁺-N 相比去除率变化存在明显差异,水体交换时间为 3 d 时去除率为 -10.3%,至 5 d 时增长较为缓慢,之后去除率明显上升,7 d 时达到 50.2%.

较长的水体交换时间有利于 NH₄⁺-N 及 NO₃⁻-N 的去除,两者在变化趋势上产生差异的原因与氮去

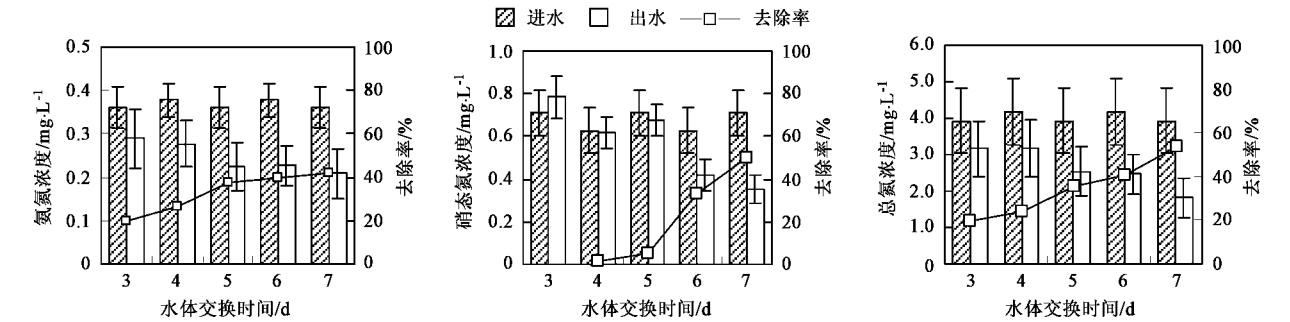


图 2 不同水体交换时间下试验水池中 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 和 TN 进出水浓度及去除率的变化

Fig. 2 Changes of inflow and outflow concentrations and removal efficiencies of NH₄⁺-N, NO₃⁻-N and TN in tank with different water exchange period

除的反应过程及速率相关, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 及 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 表现去除率的变化是植物吸收、氨化、硝化及反硝化反应的共同结果, 生态浮床净化系统在去除率变化速率上以 5 d 为界限, 过长的水体交换时间将引起 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率变化速率的减少和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除率变化速率的增加, 但尽管如此 TN 去除率整体呈线性上升趋势, 由 3 d 时的 19.9% 上升至 7 d 时的 53.8%, 水体交换时间的延长有利于氮的去除. 在动态条件下的浮床研究较为缺乏, 但在相同水体中进行的单独人工介质试验, 水体交换时间为 7 d 时 TN 去除率为 22.1%^[11], 明显低于生态浮床的去除率, 表明生态浮床通过生态系统的构筑对 TN 去除率的提高具有显著效果.

图 3 表示了不同水体交换时间下试验水池中 TP 进出水浓度及去除率的变化. 如图 3 所示进水 TP 浓度在 0.17 ~ 0.82 mg/L 之间变化, 平均去除率介于 60.5% ~ 86.0% 之间, 与 TN 相同, 随着水体交换时间的增加, 去除率整体上升.

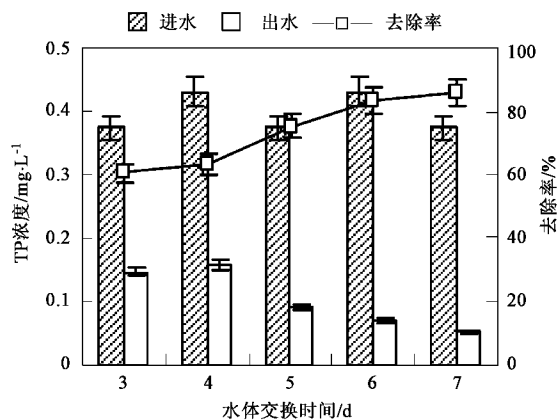


图 3 不同水体交换时间下试验水池中 TP 进出水浓度及去除率的变化

Fig. 3 Changes of inflow and outflow concentrations and removal efficiency of TP in test tank with different water exchange period

2.2 有机物及藻类的去除

不同水体交换时间下, 试验水池中高锰酸盐指数进出水浓度及去除率的变化如图 4 所示. 高锰酸盐指数进水浓度在 7 mg/L 左右, 水体交换时间 3 d 时平均去除率为 18.6%, 随着水体交换时间的增加去除率上升 7 d 时达到 35.4%, 提高了约 1.9 倍. 湖泊、水库等封闭性天然水体由于流入水体的有机物停留时间较长, 随着易生物降解性有机物的降解, 有机物成分中一般可生物降解有机物量占总有机物量的比例较低, 如密云水库水中 $\text{BDOC}/\text{DOC} =$

14.04%^[12]. 本研究实测原水中可生化性指标 B/C 为 0.11, 表明原水的可生化性极低. 水体交换时间的增加, 使得难生物降解的有机物也得到部分降解, 特别是生态浮床中河蚬的滤食及消化作用可以大幅度提高水的可生化性, 试验结果表明, 河蚬对太湖原水可生化性指标 B/C 的提高效果明显, 放养河蚬 1 d 后, 可将可生化性较差的湖水 B/C 从 0.18 提高到 0.87 (另文报道).

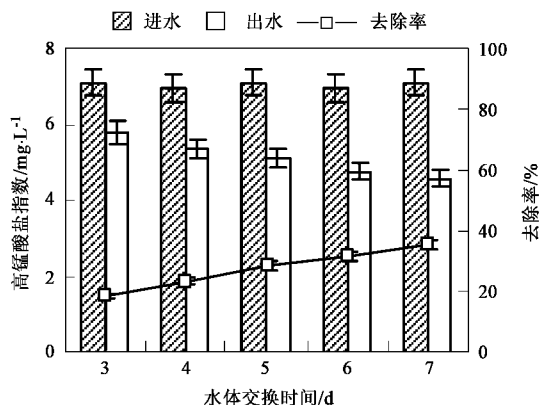


图 4 不同水体交换时间下试验水池进出水高锰酸盐指数及去除率的变化

Fig. 4 Changes of inflow and outflow concentrations and removal efficiency of permanganate index in test tank with different water exchange period

Chl-a 是估算浮游植物生物量 (本文主要指藻类) 的重要指标. 不同水体交换时间下试验水池中 Chl-a 进出水浓度及去除率的变化如图 5 所示.

试验期间 Chl-a 浓度受湖区影响变化较大, 最高时达 111.8 $\mu\text{g/L}$, 平均为 55.4 $\mu\text{g/L}$, 而出水受进水影响不大, 波动较小. 在各停留时间下生态浮床各对 Chl-a 均有良好的去除效果, 平均去除率分别为 50.5%、57.0%、68.7%、79.9% 和 86.6%. 在 3 ~ 7 d 范围内, 水体交换时间越长, 去除率越高. 水体交换时间的延长导致了水体中营养物质的减少, 同时水体交换较慢, 更有利于河蚬的滤食以及人工介质对藻类的拦截、吸附和生物降解. 通过藻类及其他悬浮物的去除, 试验水池的透明度也得到了大幅度改善, 水体交换时间为 3 d 时, 透明度在 21 ~ 52 cm 之间波动; 水体交换时间为 7 d 时, 透明度均在 1 m 以上, 最高达 180 cm. 综上所述, 通过生态系统的合理构建以及食物链的作用, 可以提高浮床去除藻类和有机物的效果, 这对于改善水源地水质具有特别重要的意义.

2.3 氮、磷浓度梯度分析

图 6 表示了生态浮床各单元的 TN 和 TP 浓度梯

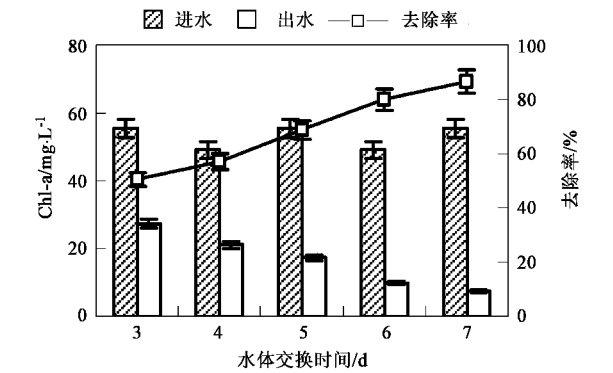


图 5 不同水体交换时间情况下试验水池中 Chl-a 进出水浓度及去除率的变化

Fig.5 Changes of inflow and outflow concentrations and removal efficiency of Chl-a in test tank with different water exchange period

度及去除情况。

除河蚬单元 TN 平均出水浓度略有升高外,其他各单元出水均呈下降趋势.计算空心菜、河蚬、人工介质各单元的 TN 去除贡献率分别为:40.6%、-22.7% 和 82.1%, TP 的去除贡献率分别为 31.4%、5.9% 和 62.7%.结果表明 TN 和 TP 的去除主体为人工介质单元,空心菜单次之,虽然河蚬单元出水 TN 的局部升高主要是由于空心菜单元所截留的颗粒性污染物和老化根系脱落至河蚬单元造成的,但整体上河蚬单元直接去除效果仍然较小。

各单元去除贡献率的不同与其各自的主要去除途径有关,空心菜单元对氮、磷的去除主要为植物吸收、根系对颗粒性污染物的截留以及根系附着微生物的生物降解作用;人工介质单元主要依靠生物膜强化后的微生物生物降解及颗粒性污染物截留吸附作用;河蚬单元则仅依靠河蚬的同化作用.相关研究表明,在生态工程中与微生物相比植物吸收所产生的净化效果较小,单纯依靠吸收作用取得的营养物去除不超过 10%,这是导致人工介质单元净化贡献率大于空心菜单元的根本原因。

图 7 表示了生态浮床各单元的 NH₄⁺-N 浓度变化及去除情况.各单元进出水 NH₄⁺-N 平均去除率依次为:人工介质单元(16.3%)>空心菜单元(14.8%)>河蚬单元(-28.5%),其他单元 NH₄⁺-N 出水浓度呈下降趋势而河蚬单元则明显上升,导致去除率为负值,表明在河蚬单元氨化作用强烈。

人工介质及空心菜单元 NH₄⁺-N 浓度的下降可以认为是附着在人工介质及空心菜根系表面的硝化细菌的硝化作用及空心菜的吸收引起的.而河蚬单元

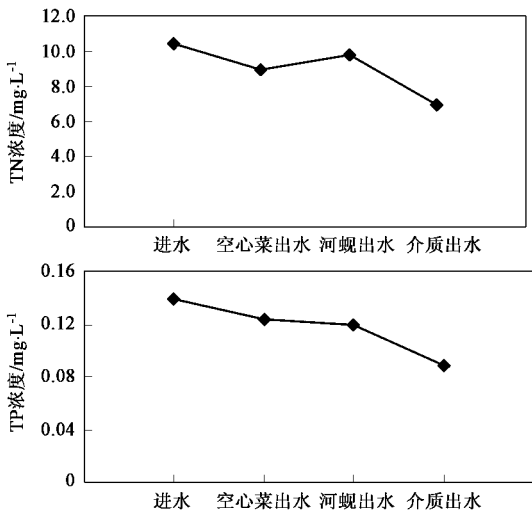


图 6 原水流经生态浮床各单元后 TN 和 TP 浓度变化

Fig.6 Changes of TN and TP concentrations when raw water pass through the different unit of combined floating bed ecosystem

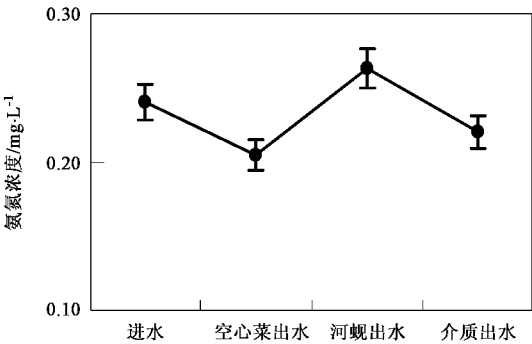


图 7 原水流经生态浮床各单元后 NH₄⁺-N 浓度的变化

Fig.7 Change of NH₄⁺-N concentration when raw water pass through the different unit of combined floating bed ecosystem

的上升则是由于通过河蚬对藻类及其他有机颗粒的滤食和消化,排出粪便,促进了颗粒性有机物的氨化作用产生的.在生态浮床中引入水生动物——河蚬,通过食物链的“加环”作用,提高了包括藻类在内的颗粒性有机物的可溶化和无机化(氨化)以及可生化性的提高,改善了人工介质单元生物膜中微生物的基质条件,促进了硝化细菌的生长和活性,对提高浮床的净化效果具有不可替代的促进作用。

3 结论

(1) 在动态条件下,生态浮床的 TN 和 TP 去除率随水体交换时间的增加而增加,7 d 时 TN 去除率为 53.8%, TP 去除率为 86.0%。

(2) 通过河蚬单元的可生化性改善作用,在水

体交换时间 7 d 时,生态浮床对高锰酸盐指数去除率为 35.4%.

(3) 在生态浮床中,TN 和 TP 的直接去除主体为人工介质单元,空心菜单元次之.在生态浮床中引入水生动物增加河蚬单元,通过食物链的“加环”作用,提高了包括藻类在内的颗粒性有机物的可溶化和无机化(氨化)以及可生化性的提高,对浮床的净化效果具有促进作用.

参考文献:

[1] Li W, Friedrich R. *In situ* removal of dissolved phosphorus in irrigation drainage water by planted floats: preliminary results from growth chamber trial[J]. *Agric Ecosyst Environ*, 2002, **90**(1): 9 ~ 15.

[2] Nakamura K, Shimatani Y. Water purification and environmental enhancement by the floating wetland[C]. *Proceeding of 6th IAWQ Asia-Pacific regional conference in Korea*, 1997.

[3] 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[J]. *应用生态学报*, 2005, **16**(11): 2199 ~ 2203.

[4] 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[J]. *环境科学学报*, 1998, **18**(5): 489 ~ 494.

[5] 刘士哲,林东教,唐淑军,等. 利用漂浮植物修复系统栽培风车草、彩叶草和茉莉净化富营养化污水的研究[J]. *应用生态学报*, 2004, **15**(7): 1261 ~ 1265.

[6] Kivaisi A K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review[J]. *Ecol Eng*, 2001, **16**(3): 545 ~ 560.

[7] Susan B P, John M T. The role of plants in ecologically engineered wastewater treatment systems[J]. *Ecol Eng*, 1996, **6**(1): 137 ~ 148.

[8] Lin Z S. Study on the relations between the animal species extinction and habitat destruction[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, **22**(4): 535 ~ 540.

[9] Cousins S. Countable ecosystems deriving from a new food web entity[J]. *Oikos*, 1990, **57**(2): 270 ~ 275.

[10] 国家环保总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2003.

[11] 纪荣平,吕锡武,李先宁,等. 三种人工介质对太湖水质的改善效果[J]. *中国给水排水*, 2005, **21**(6): 4 ~ 7.

[12] 王占生,刘文君. 微污染水源饮用水处理[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1999.