

生态浮床的水质净化效果及其甲藻抑制作用

郑志杰¹, 彭波¹, 何鑫^{1,2}, 黄向阳¹, 吴小刚^{1,3}, 陈晓飞²

(1. 长江大学城市建设学院, 湖北 荆州 434103;

2. 湖北省生态环境科学研究院, 湖北 武汉 430072;

3. 湿地生态与农业利用教育部工程研究中心, 湖北 荆州 434025)

摘要:为探究生态浮床的水质净化效果及其对藻类生长的影响,2019年3月在水库河道设置组合式生态浮床开展水质净化及甲藻控制试验。通过组合水生植物(美人蕉、风车草、浮萍)与水生动物(鲢、鳙),测定夏季(8月)和秋季(11月)试验浮床上、下游以及浮床内的水质指标,分析温度、pH、氮、磷、COD_{Mn}等水质指标的时空变化,阐明水质理化参数与藻类生物量的关系。结果显示,夏季生态浮床对COD_{Mn}、TP、NO₂⁻-N、TN、NH₄⁺-N去除率分别为38.33%、36.05%、26.77%、11.52%、6.19%,而秋季的TP、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N营养盐反而增加。夏、秋季浮床对甲藻的抑制率为73.95%、51.70%,表明浮床对甲藻有明显控制作用,且夏季控制效果优于秋季。浮床上游、内部、下游的甲藻占总藻比例也由夏季的19.16%、14.99%、6.91%上升至秋季的78.18%、47.77%、77.84%,与秋季植物死亡、总藻生物量减少、化感作用减弱、竞争效应下降有关。相关性分析表明,温度、pH与总藻呈正相关($P < 0.05$),表明随着温度升高,藻类生长繁殖能力及光合作用增强,对水体中碳酸与碳酸盐平衡产生了影响,使得水体pH值上升;而氮磷指标与总藻生物量呈负相关,表明藻类等浮游生物的大量繁殖会消耗水体中的氮磷营养盐。

关键词:生态浮床;水质净化;浮游植物;甲藻

中图分类号:X173,X524 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2022)05-0067-06

随着我国经济的快速发展和人们生活水平的不断提高,排放的工业废水和生活污水引起水体富营养化,使得浮游藻类大量繁殖形成水华,对百姓用水安全造成严重威胁。因此,对自然水体的修复和治理技术成为迫切需求(冯秋园等,2020)。

在众多治理修复技术中,生态浮床技术凭借着成本低、适应性强的特点,得到了广泛应用(杨旻等,2007)。生态浮床技术不仅可以直接去除水体中的营养物质,还可以通过生物吸收来减少底泥中的营养成分,从而防止底泥中的营养物质重新释放(Song & Chen,2009)。由于生态浮床是直接对水体进行原位处理,不额外占用土地,因此该方法能够适应各种水深,植株的管理相比漂浮植物系统也更加容易(Li & Friedrich,2002)。随着浮床系统在我国的研究和应用日益增加,组合式浮床表现出了不错的效果,并且已经开始从试验室研究走向规模化示范和应用(陈丽丽等,2012)。然而,目前已有的研究多侧重于浮床系统对静态水体的净化能力(李威等,2012)和

植物的选择(丁惠君等,2007),对自然水体中动态模型下的水质指标、藻类种群数量的相关性研究相对较少(刘娅琴等,2010)。

2019年3月在水库一支流处开展原位水体净化甲藻水华控制试验。该试验以组合式生态浮床技术为核心,将美人蕉、风车草、浮萍等水生植物与水生动物加以组合,探究组合式生态浮床的水质净化效果及其对藻类生长的影响。

1 材料与方法

1.1 试验材料

浮床框架为PVC管、不锈钢管、木材和毛竹等材料组成;浮床床体为聚苯乙烯泡沫制作的泡沫浮筒和泡沫托盘。试验植物为美人蕉1 800株、风车草1 800株,浮萍192 m²;试验鱼选择滤食性鲢、鳙。

1.2 浮床设计

组合式生态浮床的结构示意图1。主要包括浮床框架、浮床床体、浮床基质、浮床植物和滤食性鱼类,水平布置如图2。

试验总面积1 056 m²,其中生态浮床864 m²。生态浮床由2个单体部分组成,每个单体浮床共有12个单元,横向4排、纵向3排。每个单元尺寸为6 m×6 m的正方形,组成一个24 m×18 m的长方形生态浮床。将网箱安装在浮床中间的6个浮格上,网箱的底部放置石块将网箱向下牵引撑开,最后向网箱内投放滤食性鱼苗。

收稿日期:2021-04-15 修回日期:2022-05-29

基金项目:湖北省环保科研专项(2018HB01)。

作者简介:郑志杰,1998年生,男,硕士研究生,研究方向为水处理。E-mail:zzjsocial@foxmail.com

通信作者:吴小刚,1978年生,男,博士,副教授,主要从事水生态修复及污水深度处理教研工作。E-mail:wxgglobes@163.com

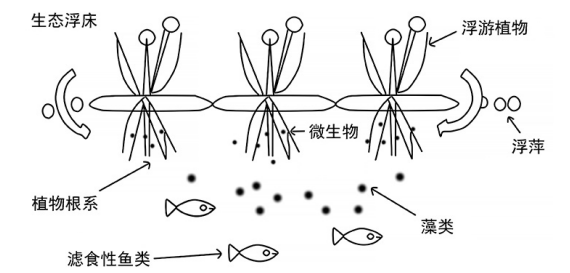


图 1 生态浮床垂向示意

Fig.1 Vertical schematic diagram of the ecological floating bed

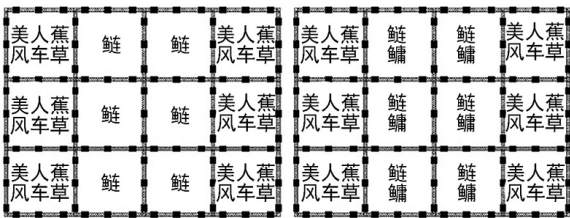


图 2 生态浮床平面布置

Fig.2 2-D surface diagram of the ecological floating bed

由于浮萍在水面上易随水流漂动,采用PVC薄壁塑料管材,并在下面安装浅层网箱,限制浮萍移动。浅层网箱均为4 m×4 m的框架,共计12个浮萍生长框架。

1.3 样点位置

试验区(109.425°~109.426°E,30.352°~30.353°N)位于主流水系的一支流内(图3)。该区域河道较为弯曲,水流速度缓慢(0.06~0.12 m/s),水力停留时间长;同时,水体中的营养物质富集,藻类密度较大,水华多发且持续时间长(林国恩等,2009)。

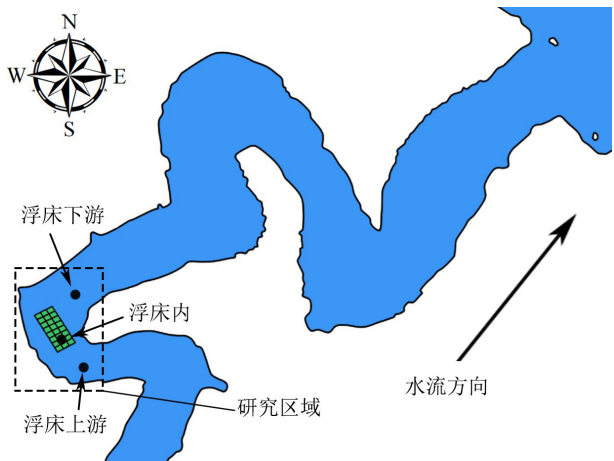


图 3 甲藻水华控制试验区

Fig.3 Location of the demonstration project for controlling dinoflagellate blooms

在浮床安装运行后,分别于2019年8月2日(夏季)和2019年11月10日(秋季)对试验浮床上下游以及浮床内进行采样,上下游采样点距浮床约10 m,每个点位取3次水样进行差异性分析。

1.4 分析方法

藻类种群数量检测参考《水和废水监测分析方法》(国家环境保护总局,2002)。采用显微镜对藻类进行观察和统计,使用哈希水质分析仪对pH、水温(WT)进行现场测定。总磷(TP)、氨氮(NH₄⁺-N)、亚硝酸盐氮(NO₂⁻-N)、硝酸盐氮(NO₃⁻-N)、总氮(TN)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})等水质指标在实验室测定。

1.5 数据处理

水体污染物的去除率计算公式如下:

$$R=\frac{(T_1-T_2)}{T_1}\times 100\%$$
 ①

式中:R为污染物去除率,T₁为浮床某污染物的进水浓度即浮床上游,T₂为浮床某污染物的出水浓度即浮床下游。所得数据在Excel和SPSS软件上进行差异性和相关性分析。

2 结果与分析

2.1 水质指标的时空变化

氮磷浓度过高往往是导致水体富营养化的主要原因(田琪等,2016)。生态浮床水质指标测定结果见表1。可见夏季上下游总磷含量的空间变化较大,而秋季则没有明显变化,从时间上看,秋季的总磷升高较明显。秋季各点位的总磷含量均高于夏季,增长变化明显。浮床内总磷含量由夏季的0.025 mg/L增长为秋季的0.044 mg/L,增长率79.35%。生态浮床对总磷的去除率在不同季节上也有较大差别,夏季总磷的去除率为36.05%,秋季为-8.57%,这主要由于秋季浮床内动植物的死亡和腐败导致流经浮床的水体总磷升高所致。

氨氮的去除主要有植物吸收、生物脱氮、氨挥发以及沉淀等途径(Carmen et al,2008)。夏季氨氮去除率为6.19%,秋季为-73.53%;夏季亚硝态氮去除率为26.77%,秋季为-64.56%。表明夏季生态浮床对氨氮有一定的去除效果,对亚硝态氮去除效果明显好于氨氮;而秋季由于污染物浓度增加,对氨氮、亚硝态氮的去除效果很差(图4)。

夏季光照充足,气候等条件对植物生长非常有利,保证水生植物长势良好,大部分的植株高度1.0~1.5 m。植物的快速生长促进了浮床系统的良性循环,而且植物根系还为微生物提供氧源和附着场所,增强了微生

表 1 生态浮床不同监测点水质指标的时空变化

Tab.1 Temporal and spatial variation of the water quality indices in the ecological floating bed area									
时间	空间	WT/°C	pH	TP/mg·L ⁻¹	NH ₄ ⁺ -N/mg·L ⁻¹	NO ₂ ⁻ -N/mg·L ⁻¹	NO ₃ ⁻ -N/mg·L ⁻¹	TN/mg·L ⁻¹	COD _{Mn} /mg·L ⁻¹
夏季	浮床上游	28.2±0.1	9.52±0.04	0.029±0.003	0.038±0.007	0.004±0.001	0.68±0.02	1.25±0.22	3.43±0.56
	浮床内	27.9±0.3	9.52±0.02	0.025±0.006	0.034±0.005	0.004±0.001	0.70±0.02	1.18±0.07	2.44±0.52
	浮床下游	28.2±0.1	9.51±0.01	0.018±0.004	0.035±0.005	0.003±0.000	0.69±0.01	1.11±0.19	2.11±0.25
秋季	浮床上游	17.2±0.2	8.76±0.12	0.035±0.005	0.113±0.015	0.013±0.001	1.72±0.11	2.36±0.10	1.87±0.44
	浮床内	17.3±0.4	8.74±0.01	0.044±0.006	0.135±0.007	0.019±0.002	1.83±0.17	2.57±0.10	1.72±0.28
	浮床下游	17.3±0.2	8.75±0.11	0.038±0.005	0.197±0.034	0.022±0.002	1.63±0.16	2.00±0.09	1.86±0.23

物的新陈代谢作用,从而减少了水体的污染物含量;而秋季由于气温和水位影响,导致植物衰败和鱼类死亡,动植物残骸的腐败在很大程度上增加了水体的氮磷浓度(孙连鹏等,2008)。因此,及时对浮床进行刈割清理和捞渣维护,可增强浮床的生态修复效果。

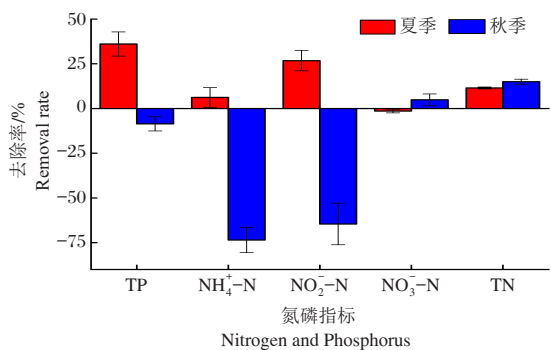


图 4 生态浮床不同季节的氮磷去除率

Fig.4 Nitrogen and phosphorus removal rate in different seasons

夏季浮床系统对硝态氮的去除率为-1.42%,秋季为4.85%。可以看出夏季浮床对硝态氮的去除效果并不理想。硝态氮的去除主要依靠植物与微生物的反硝化作用。夏季藻类生长情况较好,但对氮源的利用主要是有机氮,其次是氨氮,对硝态氮利用率较少(陈文煊和王志红,2008),这也解释了硝态氮去除效果较差的原因。秋季动植物大量死亡,水体营养盐大量升高,在高营养盐浓度下,甲藻对硝态氮吸收偏好较高,这可能是秋季硝态氮处理效果优于夏季的原因(Jauzein et al,2017)。

从时间上来看,浮床内总氮含量由夏季1.18 mg/L增长为秋季的2.57 mg/L,增长率达117.80%,这与动植物的死亡密不可分(Hu et al,2010);而在浮床对总氮的去除率上,夏季为11.52%,小于秋季的14.99%。由于本研究中硝态氮占总氮的比例较大,其去除效果可以很大程度上影响总氮,这也与硝态氮的去除情况相符。

2.2 耗氧有机物浓度变化

有机物的去除是水环境治理的重要环节,通过

分析试验区域COD_{Mn}的变化,可探究时空变化对浮床COD_{Mn}去除率的影响(李丽等,2019)。生态浮床高锰酸盐指数的时空变化见图5。夏季,浮床对COD_{Mn}的去除率高达38.33%,进出浮床的COD_{Mn}浓度由3.43 mg/L下降为2.11 mg/L;而秋季COD_{Mn}的去除率仅为0.53%。

水生植物对有机物有很好的去除效果,这与夏季植物生长状况有很大关联。适宜的温度和充足的光照加速了植物的生长,大大提高了水生植物对有机物的吸收能力;而秋季植物的衰败大大降低了对有机物的吸收降解作用,因此COD_{Mn}去除效果较差。因此,选择四季常青性植物或越冬型植物可以有效改善这种不平衡状态,增大COD_{Mn}的去除效果。

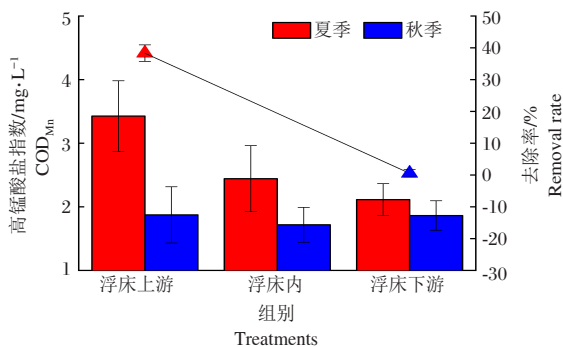


图 5 生态浮床高锰酸盐指数的时空变化

Fig.5 Temporal and spatial changes in COD_{Mn} effected by the ecological floating bed

2.3 藻类生物量变化

甲藻和总藻生物量的时空变化见图6。从时间上来看,夏季浮床内总藻生物量高达20.95 mg/L,而秋季在相同位置仅为4.24 mg/L,温带地区的温度和光照是引起水体浮游植物季节性变化的主要因素之一,适宜的温度和充足的光照会加速藻类的生长繁殖(Gao et al,2018);从空间来看,无论夏季还是秋季,浮床内的总藻和甲藻生物量均小于浮床外,表明浮床对总藻和甲藻生物量有明显的控制作用。

生态浮床中的植物在适宜条件下不断生长,根

系吸收、吸附、沉降、截留营养物与藻类生长形成竞争(王超等,2014),且植物根系分泌的某些物质对部分藻类具有化感作用,进而达到抑制根系周围藻类生长的目的(Ellen & Wouter,2002);此外,浮床遮盖光线影响了浮床内藻类的光合作用,进而影响了浮游植物的生长,这也使得浮床内的总藻含量小于浮床上游和浮床下游。

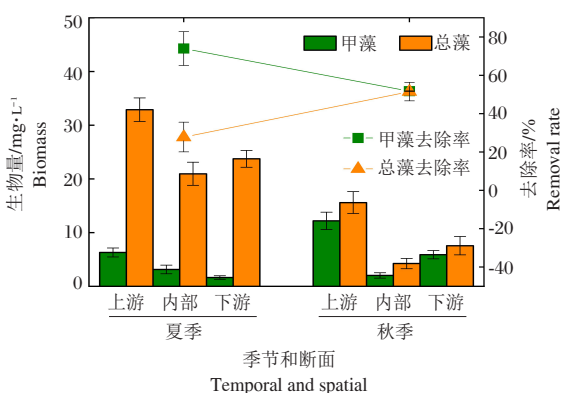


图 6 生态浮床甲藻和总藻的时空变化
Fig.6 Temporal and spatial changes in dinoflagellates and total algae effected by the ecological floating bed

图6还表明,不同季节的藻类控制效果有明显的不同。夏季浮床对甲藻抑制率为 73.95%,秋季为 51.70%,而总藻抑制率则由夏季的 27.81%增加至秋季的 51.49%。出现这种现象的原因,首先是秋季浮床植物衰败,植物根系活性降低,导致分泌物减少,对甲藻的化感作用减弱,从而降低了甲藻的抑制率;其次是浮床植物和其他藻类的死亡降低了甲藻与这二者的营养物质竞争和空间竞争;同时,浮床植物和鱼类等生物的死亡腐败,导致氮磷等有机盐原位释放到水中,增大了水体氮磷含量,在很大程度上促进了水体甲藻的总体

生长水平,弱化了浮床对甲藻的抑制效果。
从藻类生物量和结构占比(表 2)可以发现,在相同位置,夏季的甲藻生物量明显小于秋季;而在秋季浮床植物死亡后,总藻生物量下降,甲藻生物量反而有较大提升。秋季甲藻在总藻中占比远高于夏季。

表 2 不同时空的甲藻在总藻中的占比

Tab.2 Temporal and spatial changes in the proportion of dinoflagellate in total algae

时间	空间	甲藻占比/%
夏季	浮床上游	19.16
	浮床内	14.99
	浮床下游	6.91
秋季	浮床上游	78.18
	浮床内	47.77
	浮床上游	77.84

Jauzein 等(2017)认为在高营养盐浓度下,甲藻对硝态氮吸收偏好较高,此报导与本研究结果基本相符。秋季浮床内外的甲藻占比与表 1 中硝态氮的含量呈现明显负相关,表明甲藻在高营养盐浓度下对硝态氮有一定的去除效果。

2.4 水环境因子与藻类的相关性

水生生态系统结构复杂,藻类种群生物量变化受多种环境因素的影响。对试验区藻类种群生物量与水体理化指标进行了相关性分析(表 3)。结果显示,WT 与 pH 呈显著正相关($P<0.001$),表明随着温度升高,藻类生长繁殖能力增强,光合作用吸收 CO_2 的效率上升,对水体中碳酸及碳酸盐平衡产生了影响,导致水体 pH 值上升并偏向碱性。温度、pH 与总藻的相关性($P<0.05$)也说明了这一点;而 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、TN、TP 与总藻生物量呈负相关($P<0.05$),这表明藻类等浮游生物的大量繁殖会消耗水体中的氮磷等营养物质。

表 3 水环境因子与藻类的关系矩阵
Tab.3 Correlation matrix between water environmental factors and algae

变量	WT	pH	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	$\text{NO}_2^-\text{-N}$	TN	TP	COD_{Mn}	总藻	甲藻
pH	0.999***	1								
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	-0.912*	-0.916*	1							
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	-0.994***	-0.994***	0.880*	1						
$\text{NO}_2^-\text{-N}$	-0.941**	-0.946**	0.979***	0.930**	1					
TN	-0.958**	-0.958**	0.785	0.981***	0.867*	1				
TP	-0.881*	-0.882*	0.815*	0.900*	0.901*	0.918**	1			
COD_{Mn}	0.731	0.731	-0.648	-0.737	-0.667	-0.669	-0.451	1		
总藻	0.864*	0.865*	-0.847*	-0.875*	-0.897*	-0.820*	-0.777	0.875*	1	
甲藻	-0.420	-0.406	0.261	0.372	0.196	0.371	0.247	0.014	0.046	1

注: *0.01<P<0.05; **0.001<P<0.01; ***P<0.001。
Note: *, ** and *** respectively denote correlation coefficients of 0.01<P<0.05, 0.001<P<0.01 and P<0.001.

3 小结

(1)夏季,浮床对 TP 、 NO_2^- -N、 TN 、 NH_4^+ -N去除率分别为36.05%、26.77%、11.52%、6.19%,秋季的 TP 、 NH_4^+ -N、 NO_2^- -N营养盐反而增加,表明夏季生态浮床运行良好,植物处在快速生长期,能够有效去除和控制部分营养盐;而秋季由于浮床内动植物的死亡及腐败造成氮磷原位释放,因此营养盐的去除能力下降,部分营养盐浓度增加。 NO_3^- -N在夏季的去除率为-1.42%,秋季为4.85%,这可能与甲藻在高营养盐浓度下对硝态氮吸收偏好较高有关,由于硝态氮占总氮比例较大,使得夏季总氮去除率也小于秋季。生态浮床对 COD_{Mn} 具有显著的降解作用, COD_{Mn} 去除主要依赖于水生植物的吸收降解作用,因而夏季的去除率(38.33%)远高于秋季(0.53%)。

(2)夏、秋两季浮床内的总藻和甲藻生物量均小于浮床外,表明生态浮床对总藻和甲藻有明显的控制作用。夏季浮床对甲藻抑制率为73.95%,秋季为51.70%;总藻抑制率则由夏季的27.81%增至秋季的51.49%。夏季浮床对甲藻的抑制效果优于秋季,主要由于夏季植物的化感作用较强以及与藻类营养盐的竞争激烈所致;秋季温度等环境条件变化,使得植物和其他藻类大量死亡,化感作用及营养盐竞争减弱,甲藻抑制率下降。

(3)秋季的总藻生物量小于夏季,而甲藻在秋季则有较大的增长;秋季甲藻在总藻中的占比(78.18%、47.77%、77.84%)远高于夏季(19.16%、14.99%、6.91%)。秋季浮床内外的甲藻生物量与硝态氮的含量呈明显负相关,表明甲藻在高营养盐浓度下对硝态氮有一定的去除效果。

(4) WT 、 pH 和总藻呈正相关($P<0.05$),表明随着温度升高,藻类生长繁殖能力增强,光合作用吸收 CO_2 的效率上升,对水体中碳酸及碳酸盐平衡产生了影响,使得 pH 值上升;而 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、 TN 、 TP 与总藻生物量呈负相关($P<0.05$),表明藻类等浮游生物的大量繁殖会消耗水体中的氮磷营养盐。

参考文献

陈丽丽,李秋华,高廷进,等,2012. 模拟生态浮床种植6种水生植物改善水质效果研究[J]. 水生生态学杂志, 33(4):78-83.
陈文煊,王志红,2008. 不同形态氮对富营养化水源藻华暴发的潜在影响[J]. 给水排水, 34(9):22-27.
丁惠君,彭祺,张维昊,等,2007. 三种湿生植物对微囊藻的化感作用初步分析[J]. 环境科学与技术, 30(4):7-10,115.
冯秋园,王殊然,刘学勤,等,2020. 滇池浮游植物群落结构的时

空变化及与环境因子的关系[J]. 北京大学学报(自然科学版), 56(1):184-192.
国家环境保护总局,2002. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京:中国环境科学出版社:649-653.
李丽,汪义杰,郑宁,等,2019. 组合式生物处理系统对浮游植物群落的影响研究[J]. 安全与环境学报, 19(6):2217-2225.
李威,陈晓国,方涛,2012. 组合生态浮床的水体净化效果与作用机理探讨[J]. 水生生态学杂志, 33(6):76-81.
林国恩,望甜,林秋奇,等,2009. 广东流溪水库湖沼变量的时空动态特征[J]. 湖泊科学, 21(3):387-394.
刘娅琴,邹国燕,宋祥甫,等,2010. 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[J]. 水生生物学报, 34(1):196-203.
孙连鹏,刘阳,冯晨,等,2008. 不同季节浮床美人蕉对水体氮素等污染物的去除[J]. 中山大学学报(自然科学版), 47(2):127-130,139.
田琪,李利强,欧伏平,等,2016. 洞庭湖氮磷时空分布及形态组成特征[J]. 水生生态学杂志, 37(3):19-25.
王超,王永泉,王沛芳,等,2014. 生态浮床净化机理与效果研究进展[J]. 安全与环境学报, 14(2):112-116.
杨旻,吴小刚,张维昊,等,2007. 富营养化水体生态修复中水生植物的应用研究[J]. 环境科学与技术, 30(7):98-102,121.
Carmen D D B, Alejandro G Z, Thalía H, et al, 2008. Artificial wetlands performance: nitrogen removal[J]. Water Science and Technology, 58(7):1357-1360.
Ellen V D, Wouter J V D B, 2002. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms[J]. Aquatic Botany, 72(3):261-274.
Gao Y, Sun L, Wu C, et al, 2018. Inter-annual and seasonal variations of phytoplankton community and its relation to water pollution in Futian Mangrove of Shenzhen, China [J]. Continental Shelf Research, 166:138-147.
Hu G J, Zhou M, Hou H B, 2010. An ecological floating-bed made from dredged lake sludge for purification of eutrophic water[J]. Ecological Engineering, 36(10):1448-1458.
Jauzein C, Couet D, Blasco T, et al, 2017. Uptake of dissolved inorganic and organic nitrogen by the benthic toxic dinoflagellate *Ostreopsis cf. ovata*[J]. Harmful Algae, 65:9-18.
Li W, Friedrich R, 2002. In situ removal of dissolved phosphorus in irrigation drainage water by planted floats: preliminary results from growth chamber experiment[J]. Agriculture Ecosystems and Environment, 90(1):9-15.
Song B Y, Chen X F, 2009. Effect of *Aeolosoma hemprichi* on excess activated sludge reduction[J]. Journal of Hazardous Materials, 162(1):300-304.
(责任编辑 万月华)

Using an Ecological Floating Bed for Water Purification and Dinoflagellate Inhibition

ZHENG Zhi-jie¹, PENG Bo¹, HE Xin^{1,2}, HUANG Xiang-yang¹, WU Xiao-gang^{1,3}, CHEN Xiao-fei²

(1. School of Urban Construction, Yangtze University, Jingzhou 434103, P.R.China;

2. Hubei Provincial Academy of Eco-Environmental Sciences, Wuhan 430072, P.R.China;

3. Engineering Research Center of Ecology and Agricultural Use of Wetland, Ministry of Education, Jingzhou 434025, P.R.China)

Abstract: In March 2019, a combined ecological floating bed was constructed and tested in a tributary of a drinking water reservoir to determine its effectiveness for water purification and dinoflagellate control. The total test area was 1 056 m² with the ecological floating bed covering 864 m² and composed of aquatic plants (canna, windmill grass and duckweed) and animals (silver carp and bighead carp). On August 2 (summer) and November 10 (autumn) of 2019, water samples were collected upstream, downstream and within the ecological floating bed for determination of water quality parameters. A push-flow model was used to analyze the temporal and spatial changes of several water quality indices including pH, TN, TP, and COD_{Mn}. The water purification effect of ecological floating bed and its influence on algae growth was explored based on the results, and the relationship between physicochemical parameters of water and algae biomass were analyzed. During normal operation of the ecological floating bed in summer, the removal of COD_{Mn}, TP, NO₂⁻-N, TN, and NH₄⁺-N were, 38.33%, 36.05%, 26.77%, 11.52%, and 6.19%, respectively, but in autumn TP, NH₄⁺-N and NO₂⁻-N levels increased. The rapid growth of plants in summer effectively removed and partially controlled nutrients, while the death and decomposition of plants and animals in the floating bed during autumn released nitrogen and phosphorus. The floating bed had a significant effect on dinoflagellate control, but was more effective in the summer (73.95% reduction in summer, 51.70% in autumn). The proportions of dinoflagellates in the total algae were 19.16% upstream, 14.99% within and 6.91% downstream of the floating bed in summer and the respective values were 78.18%, 47.77%, and 77.84% in autumn. Environmental conditions were more suitable for dinoflagellate growth in autumn due to plant die-off and decreased algae biomass that weaken allelopathy and competition. Correlation analysis showed that total algae correlated positively with water temperature and pH ($P < 0.05$). Higher temperatures enhance algal growth and reproduction, increasing the rate of photosynthesis. Photosynthesis converts carbonic acid (H₂CO₃) to bicarbonate (HCO₃⁻), increasing pH and inhibiting dinoflagellate growth. Nitrogen and phosphorus levels in the water were negatively correlated with total algal biomass, indicating that massive algal growth consumed nitrogen and phosphorus.

Key words: ecological floating bed; water purification; phytoplankton; dinoflagellates