

藻-菌生物膜法改善富营养化水体水质的效果

吴永红^{1,2}, 方涛¹, 丘昌强¹, 刘剑彤^{1*}

(1. 中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要: 将一种由改性高分子材料制成的人工水草作藻-菌生物膜的载体, 来改善富营养化水体水质. 2 次实验结果表明: 人工水草的布设可以明显抑制藻类的生长, 在第 11 d 将水体透明度由 6 cm 提高到 62 cm; 对 COD_{Mn} 、TP、TN 和 NH_4^+-N 的削减率依次为 92.89%、49.25%、94.97% 和 70.15%; 人工水草的布设对 DO 也能维持在一定水平; 当人工水草高度与水深比为 0.7 时, 布设人工水草最经济. 适宜的密度范围为 8~16 株/ m^2 .

关键词: 藻-菌生物膜; 富营养化; 人工水草

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2005)01-0084-06

Method of Algae Bacterium Biofilm to Improve the Water Quality in Eutrophic Waters

WU Yong-hong^{1,2}, FANG Tao¹, QIU Chang-qiang¹, LIU Jian-tong^{1*}

(1. Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China; 2. Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China)

Abstract: The quality of eutrophic waters was improved by the algae-bacterium biofilm, which covered over the artificial aquatic mat made from a kind of mend macromolecule material. Two series of experiments show that using the artificial aquatic mat technique, algae bloom was inhibited markedly. At the eleventh day, the transparency was increased from 6 cm to 62 cm; and the concentrations of COD_{Mn} , TP, TN and NH_4^+-N were decreased to 92.89%, 49.25%, 94.97% and 70.15% respectively. The DO concentration also kept in certain satisfied level for using the algae-bacterium biofilm method. The suitable and economical density was about 8~16 bunches/ m^2 when the ratio of the artificial aquatic mat length to water depth was 0.7.

Key words: algae-bacterium biofilm; eutrophication; artificial aquatic mat

许多研究工作表明水生植物能够显著改善水质, 然而在富营养水体中水生植物难以形成稳定的植被^[1~3]. 一方面在富营养水体中, 初级生产力特别高, 透明度低, 光补偿点不能正常维持光合作用, 致使水生植物的繁育非常困难; 另一方面是对恢复稳定的水生植被所需要的环境前提考虑很少^[4]. 因此, 探寻一种可以营造适合水生植物生长和扩增生境条件的技术是很有必要的, 本文旨在探索一种可以迅速提高光补偿点的藻-菌生物膜技术.

1 材料与方法

1.1 人工水草

本研究所采用的人工水草是对现有多孔高分子材料进行改性、比选、优化而成, 外形为多环串连, 其中圆形载体直径为 8 cm, 如图 1. 多孔材料除了具有很大的比表面积外, 还带有正负表面离子, 对水中带电悬浮物具有较强的吸引作用; 材料来源丰富, 价格低廉, 环境安全性好.

1.2 实验用水和沉积物

实验用水和沉积物取自武汉市汉阳区月湖, 该

水体富营养化程度严重, 试验用水水质状况见表 1.

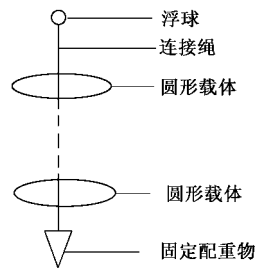


图 1 人工水草简易结构示意图

Fig.1 Structural sketch map of artificial aquatic mats

1.3 实验装置

实验水槽为玻璃水槽, 规格为长 × 宽 × 高 =

收稿日期: 2004-05-24; 修订日期: 2004-07-09

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2002AA601013); 国家重大水环境专项(2002AA601021); 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2002CB412300); 中科院重大项目(KZCX1-SW-12); 中科院水生所创新课题(220316).

作者简介: 吴永红(1979~), 男, 江西吉安市人, 硕士研究生, 主要从事湖泊富营养化原位处理技术研究

* 通讯作者

表 1 试验用水水质
Table 1 The water quality for experiments

试验次数	透明度/cm	pH	DO/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	COD _{Mn} / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	TP/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	TP/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$
1	21	9.15	3.14	44.32	0.64	24.58
2	18	8.91	5.96	22.64	0.79	17.78
平均	19.5	8.53	4.55	33.48	0.715	21.18

1.0 m × 1.0 m × 1.2 m (实际使用 1.0 m³, 其中底部 15 cm 的沉积物, 余下 85 cm 为实验用水), 其底部设有排水口, 四周用不透明的防水布包裹, 使光线不能从侧面进入. 水槽放置在有阳光的户外, 除大雨天外, 其余时间都不覆盖.

1.4 实验过程

试验分 2 次进行. 第 1 次实验分 2 组, 一组作对照, 另一组为布设人工水草, 密度为 36 株/ m². 试验时间为 2003-07 ~ 2003-09.

首先将采集来的沉积物加入水槽中, 再添加采集的试验用水. 静置 1 d 后, 开始布设人工水草, 人工水草高度与水深比为 0.7. 在试验开始后的第 6 d, 将曝气头(普通养鱼泵, 功率 3.2 W)置于沉积物与水的交界面, 向水中曝气 5 h, 以后不再作任何处理. 实验期间温度为自然环境温度(22 ℃ ~ 40 ℃).

第 2 次实验时间为 2003-10 ~ 2004-01, 将不同密度的人工水草布设在 5 个水槽中, 密度分别为 0 株/ m²、4 株/ m²、8 株/ m²、16 株/ m²、24 株/ m², 分别用 No1、No2、No3、No4、No5 表示. 实验条件及处理同第 1 次, 期间温度为自然环境温度(7 ℃ ~ 21 ℃).

1.5 分析方法

实验中测定水体温度、浊度、透明度、pH、溶解氧(DO)、高锰酸钾指数(COD_{Mn})、叶绿素 a(Chl-a)、总磷(TP)、总氮(TN)和氨氮(NH₄⁺-N), 测定方法参见文献[5 ~ 6], 每项测试指标平行测定 3 次, 平均值

为测试结果.

2 结果与讨论

2.1 透明度、叶绿素 a 和浊度变化

从月湖取回的湖水透明度极低, 且有异味, 经人工水草处理后, 其透明度变化如图 2(a): 水质都变得清澈见底, 没有任何异味, 而同次实验的对照水槽水体透明度变化不明显; 从水质表观看, 第一次实验期间, 对照水箱中长了大量的藻类, 有难闻的藻腥味. 从图 2(b) 看出对照与处理透明度都有提高, 但是随着时间的推移对照水箱透明度基本稳定在 60 cm 左右, 而处理系列中当布设密度大于 8 株/ m² 时, 在 24 d 就可以见底了; 从水质表观测发现, 整个实验期间对照水箱水色处于一种乌黑状态, 而处理系列中水色处于一种澄清状态, 并且有少量水绵生长.

如图 3, 在第一次实验期间由于气温高, 在对照水槽中生长了很厚的藻类, 形成很严重的藻华, 致使 Chl-a 含量异常高; 而第 2 次试验在冬季进行, 期间温度不适合藻类生长, Chl-a 的变化布设与不布设人工水草的差异不是十分明显. 可见, 水体透明度的提高, 主要原因在于人工水草抑制了藻类的大量生长.

在第 2 次实验过程中, 对处理前以及布设人工水草第 30 d 时的水质浊度进行测定, 结果如表 2, 经过人工水草处理的水质与自来水一样清澈, 布设 24 株/ m² 的水槽水质浊度值与自来水浊度值大小一致.

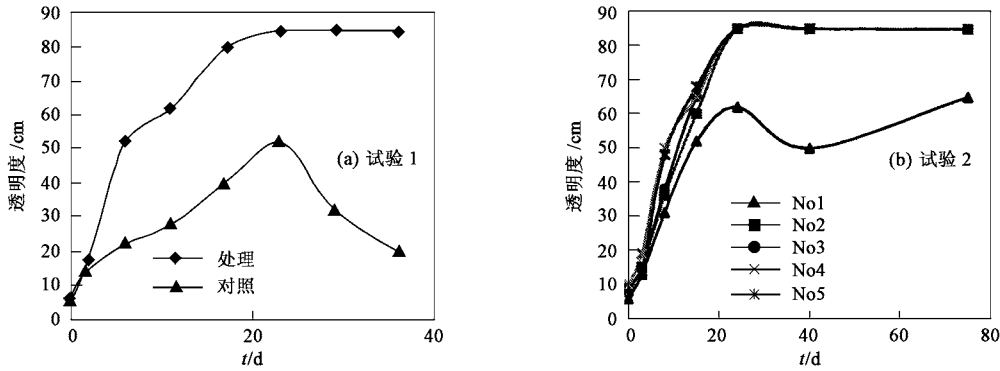


图 2 透明度的变化

Fig.2 The change curve of transparency (a. the first experiment; b. the second experiment)

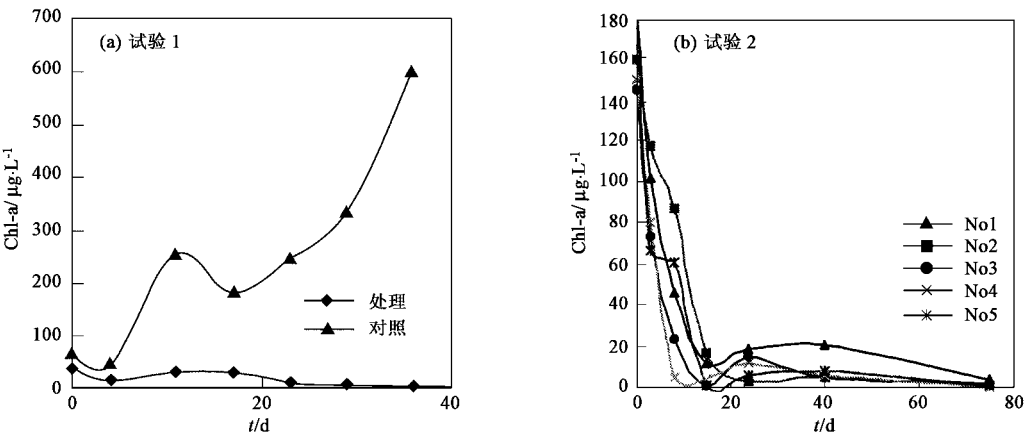


图 3 叶绿素 a(Chl-a)的变化

Fig.3 The change curve of chlorophyll-a (a. the first experiment ; b. the second experiment)

表 2 第 2 次实验水以及自来水浊度值

Table 2 The turbidity value of tap water and the water of the second experiment

实验组	处理前	自来水	No1	No2	No3	No4	No5
浊度/ NTU	51.23	0.83	12.75	1.64	1.38	1.10	0.83

2.2 DO变化

从图 4 看出,第 1 次实验布设人工水草的水槽中,DO 能维持在较高水平,但是比对照组的低,这是由于对照水槽中由于大量藻类的生长进行光合作用放氧所致^[7],与 Chl-a 的变化一致.而在第 2 次实验中由于对照中没有大量藻类水华的生长,DO 受藻类光合作用的影响较小,此时的 DO 主要受着生

在人工水草表面的藻-菌生物膜的影响,由于不同密度的人工水草其藻-菌生物膜生物量不一样,对氧的影响也就有差异,大致趋势是人工水草密度大的对氧的影响大,即增氧程度大.在处理 75d 时,密度为 16 株/ m² 和 24 株/ m² 的 DO 值分别为 11.52 mg/ L 和 11.70 mg/ L.第 2 次试验 24d 时,除了对照外,处理系列的 DO 都出现峰值,并且布设密度大的 DO 反而小,这主要是此时藻-菌生物膜生长达到一个峰值,膜上的生命体放氧所致,布设的密度越大入射的光线就少,光合作用的程度就小,所以放氧少.对照组相对而言,由于没有一定的生物膜量,所以 DO 还会偏向减小.

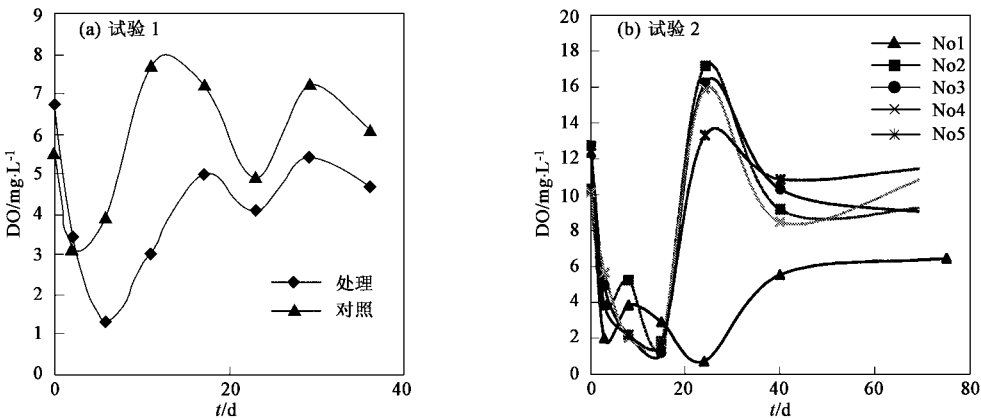


图 4 溶解氧变化曲线

Fig.4 The change curve of dissolved oxygen (a. the first experiment ; b. the second experiment)

2.3 COD_{Mn}变化

从图 5a 5b 可以看出,2 次实验的前 5d COD_{Mn} 都是急剧下降,说明该阶段 COD_{Mn} 下降的原因是由

于被吸收、吸附作用以及悬浮物质的沉降所致^[8,9].待悬浮物沉降稳态后,2 次实验布设人工水草的水槽中 COD_{Mn} 值基本保持在一定范围内,但是布设密

度大的试验组中 COD_{Mn} 值减小的幅度较大,该阶段 COD_{Mn} 主要是受人工水草表面藻-菌生物膜上微生物的代谢作用影响;而第 2 次试验的第 8、15、20d 出现 COD_{Mn} 从高到低再到高的大幅度变化,可能是由于该阶段藻菌生物膜出现了一个“发生-死亡(脱落)-生长”过程.由于第 1 次试验对照水槽中出现大

量藻类等浮游植物, COD_{Mn} 后期明显变大,与余国忠等^[10]研究认为藻类是水体中天然有机物(NOM) 的主要来源结论一致.第 2 次实验后期 COD_{Mn} 变化趋于一致,主要是因为环境温度是影响藻-菌生物膜上微生物生命活动的主要因子.

2.4 TP、TN、 NH_4^+ -N 变化

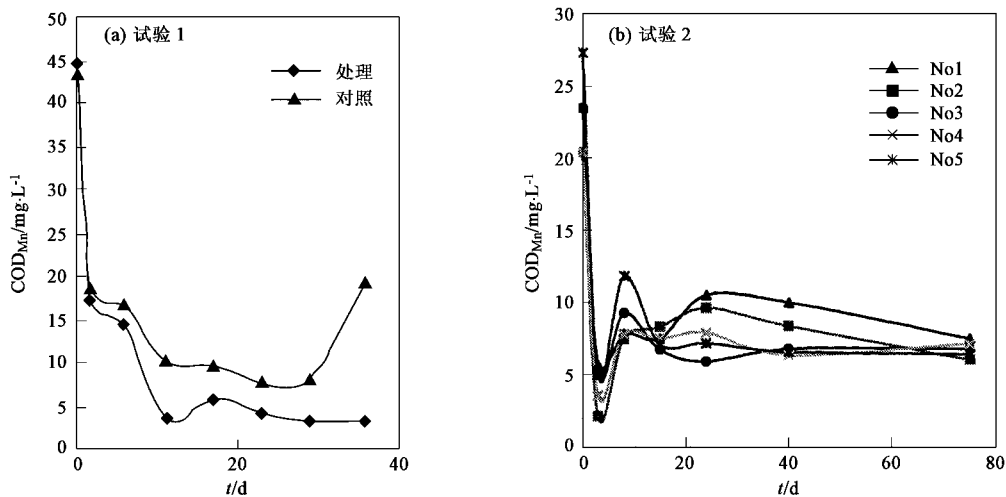


图 5 化学需氧量的变化曲线

Fig. 5 The change curve of chemical oxygen of demand (COD_{Mn}) (a . the first experiment ; b . the second experiment)

由图 6(b) 可知,人工水草的布设对 TP 的影响大致相同,人工水草布设密度大的试验组 TP 下降幅度大,说明人工水草表面藻-菌生物膜为基质的吸收、吸附以及悬浮物沉降作用是主要的除磷原因;但在第 2 次实验前 24d,处理水箱中 TP 下降比对照缓慢,是由于人工水草表面的藻-菌生物膜的生物量较

小,以及处理水箱中由于人工水草的布设抑制了悬浮物上吸附态磷沉降所致;在 8 ~ 24d 内,TP 的变化与 COD_{Mn} 的变化类似,这也是由于该阶段藻-菌生物膜出现了一个“发生-死亡(脱落)-生长”的过程所致.第 1 次实验对照组水槽中,由于经历了大量浮游植物的生消过程,后期 TP 浓度明显增大.

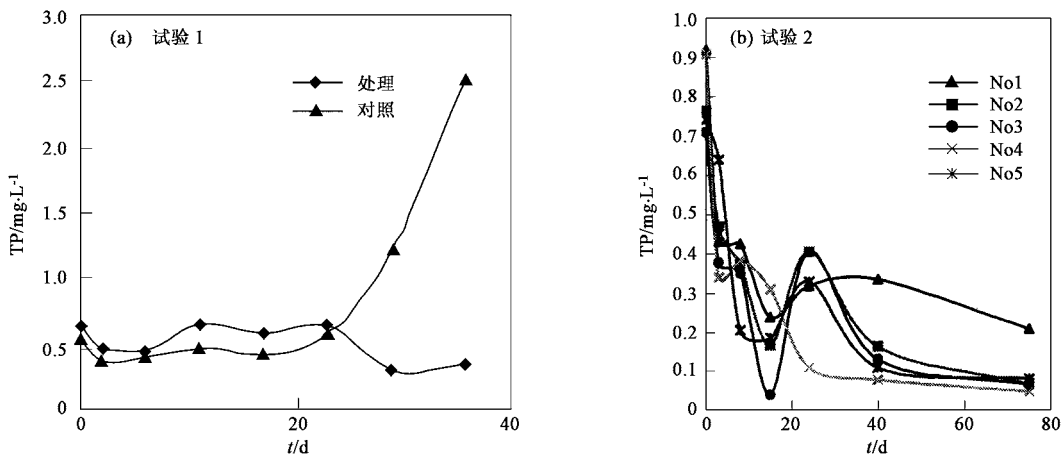


图 6 总磷的变化曲线

Fig. 6 The change curve of total phosphorus (a . the first experiment ; b . the second experiment)

氮在水体中以多种形态存在,无机态主要有 NO_3^- 、 NO_2^- 、 NH_4^+ 、 NH_3 。第6d前,随着时间的推移,2次实验TN的浓度都是急剧下降的,此后第1次实验TN基本保持在 $1.25 \sim 2.15 \text{ mg/L}$,第2次实验TN仍然下降到 $0.46 \sim 0.78 \text{ mg/L}$,并稳定在该范围,布设密度越大维持在水体中的TN浓度越低。从图7(a)总体趋势可以看出,人工水草处理组槽的TN浓度数值比对照水槽中总氮浓度略低些,说明人工水草对水体中TN的浓度有削减作用,促进氮的硝化-反硝化作用。近年来,一些研究发现,硝化和反硝化可同时进行。通过研究认为^[11],微环境的存在是硝化和反硝化同时发生的主要原因。在一定厚

度的生物膜上,硝化和反硝化可同时进行,因为氧只能渗透到生物膜外层的某个深度,即外层为好氧层,内层为缺氧层,脱氮菌利用硝化菌产生的硝酸盐进行脱氮^[12]。

图7(b)表明,处理与对照组TN的变化趋势一致,说明低温状态下,由于藻-菌生物膜上微生物的生命活动很弱,其代谢活动不是削减TN的主要原因,悬浮物的物理沉降过程才是此时期TN浓度下降的主要原因。剧烈物理沉降之后的第8~24d,TN的变化也像 COD_{Mn} 、TP出现了大幅度地波动,主要原因也是该期的藻菌生物膜出现一个发生-死亡(脱落)-生长过程。

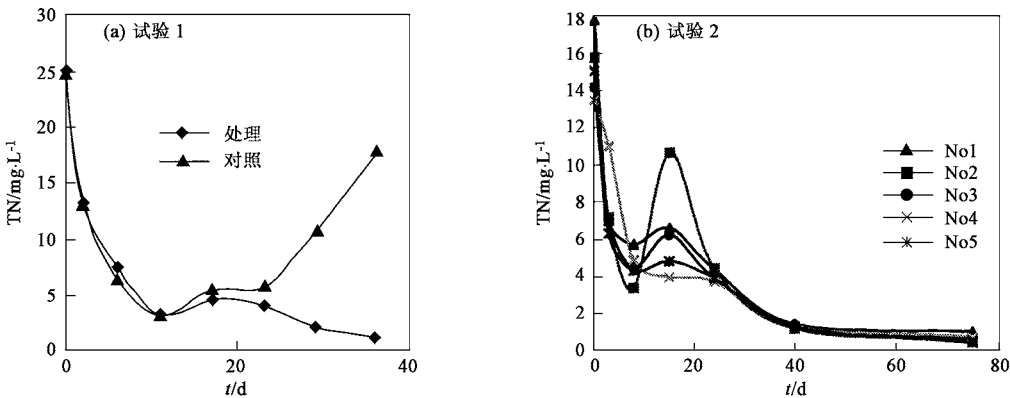


图 7 总氮的变化曲线

Fig. 7 The change curve of total nitrogen (a. the first experiment ; b. the second experiment)

人工水草处理对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 也有削减作用,其可能被削减的主要机理是物理沉降与吸收、吸附,但是与对照组的差别不是很大(图8),并且不同布设密度之间的差异也不明显。虽然人工水草对N、P有一

定的削减作用,但是在第1次实验处理后水质还是处于较高营养水平,说明藻类等浮游植物生长量很少不是营养盐短缺,主要抑藻机制还有待进一步研究。第2次实验处理后水体中氮、磷浓度水平也可以

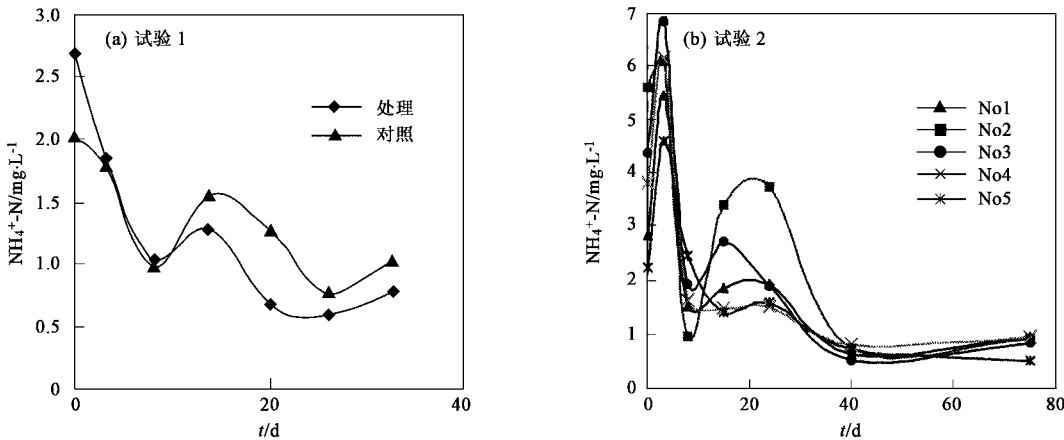


图 8 氨氮的变化曲线

Fig. 8 The change curve of ammoniate (a. the first experiment ; b. the second experiment)

满足藻类等浮游植物的生长,而实验对照水槽中没有出现类似第一次实验对照水槽中大量藻类爆发的现象,主要是实验期间温度不适合藻类等浮游植物生长所致.

3 小结

(1)在高温季节经过人工水草-菌生物膜技术处理的水质明显比没有处理的水质要好,透明度提高幅度大,Chl-a 浓度急剧下降, COD_{Mn}明显降低, TN、TP 和氨氮都有一定程度下降, DO 也能维持在合适范围;而在低温季节,处理与对照中除了透明度之间的差异很大外,其它指标差异并不明显,说明温度对藻-菌生物膜技术抑藻的影响很大.

(2)布设人工水草的水槽,对透明度、Chl-a、浊度、DO、COD_{Mn}、TN、TP 的影响,大致是密度越大,对其影响程度越大,但不同密度对 NH₄⁺-N 的影响不明显.

(3)在温度、营养盐等环境因素适合藻类等浮游植物生长时,布设人工水草可以抑制藻类的生长、繁殖.

(4)当人工水草高度与水深比为 0.7 时,布设人工水草的合适密度范围为 8~16 株/ m².

参考文献:

[1] Xu Fu Liu, Tao Shu, Li Ben Gang, *et al.* Modeling the effect of ecological engineering on ecosystem health of a shallow en-

trophic Chinese lake (Lake Chao) [J]. Ecological Modeling, 1999, (17):239~260.

[2] Qiu Dongru, Wu Zhenbin, *et al.* The restoration of aquatic macrophytes for improving water quality in a hypertrophic shallow lake in Hubei Provine, China[J]. Ecological Engineering, 2001, (18):147~156.

[3] Takashi Asaeda, Vu Kien Trung, Jagath Manatunge. Modeling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in Shallow Lakes[J]. Aquatic Botany, 2000, (68):217~237.

[4] 李伟,曹文宣.水生植被恢复:我国湖泊富营养化治理的关键[A].武汉市改善水环境学术研讨会论文集[C].武汉:2003. 25~29.

[5] 国家环境保护局.水和废水监测分析方法.(第四版)[M].北京:中国环境科学出版社,2002.

[6] 黄祥飞.湖泊生态调查观测与分析[M].北京:中国标准出版社,1999.

[7] 方昭希,孙力,张爱琴.嗜热优雅粘囊藻的生长、放氧和超微结构[J].北京大学学报(自然科学版),1994,30(4):492~499.

[8] Chapman D. Water Quality Assessment: A Guide to the Use of Biota, Sediment and Water in Environmental Monitoring. London, UK:Chapman & Hall,1922.

[9] 陈静生,何大伟,张宇.黄河水的 COD 值能够真实反映其污染状况吗? [J]环境化学,2003,22(6):611~614.

[10] 余国忠,刘军,王占生.藻细胞特性对净水工艺的影响研究[J].环境科学研究,2000,13(6):56~59.

[11] 高廷耀,周增炎,等.生物脱氮工艺中的同步硝化反硝化现象[J].给水排水,1998,24(12):6~9.

[12] 王奕,张兴文,杨凤林.移动床生物膜反应器的研究及应用现状[J].环境污染治理技术与设备,2002,3(7):78~80.