

生态混凝土对富营养化水源地水质改善效果

纪荣平^{1,2}, 吕锡武¹, 李先宁¹

(1. 东南大学环境科学与工程系, 江苏 南京 210096; 2. 扬州大学环境科学与工程学院, 江苏 扬州 225009)

摘要 :考察了生态混凝土对太湖梅梁湾水源地水质改善效果。中试结果表明 :生态混凝土对 TN、TP、COD_{Mn}、Chla 的平均去除率分别为 36.1%、53.8%、22.9%、55.5% ,对总藻毒素和胞外藻毒素的去除率在 27.4% ~ 38.9% 之间。通过生态混凝土可使水体的富营养状况有所降低 ,水质等级有所提高 ,对富营养化水源地水质有较明显的改善。

关键词 :水源地 ;生态混凝土 ;水质改善

中图分类号 :X172 文献标识码 :A 文章编号 :1004-693X(2007)04-0091-04

Effect of Eco-concrete on improvement of eutrophic source water quality

Ji Rongping^{1,2}, Lu Xiwu¹, Li Xianning¹

(1. Department of Environmental Science & Engineering, Southeast University, Nanjing 210096, China; 2. College of Environmental Science & Engineering, Yangzhou University, Yangzhou 225009, China)

Abstract :Effect of water quality improvement for source water from Meiliang Bay in Lake Taihu through the use of Eco-concrete was studied. The result showed that the average removal rates of total nitrogen(TN), total phosphorus(TP), COD_{Mn}, chlorophyll-a (Chla) by Eco-concrete were 36.1%, 53.8%, 22.9%, 55.5% respectively. The removal efficiency of total microcystin and extracellular microcystin was between 27.4% to 38.9%. The eutrophic status of source water can be reduced and the grade of water quality can be increased. Water quality from Meiliang Bay in the Lake Taihu can be obviously improved by Eco-concrete.

Key words :source water ; Eco-concrete ; water quality improvement

生态混凝土是一类特种混凝土,具有较小的孔径和较大的比表面积。当水通过生态混凝土滤层时,会发生化学、物理、物理化学及逐渐形成的生物膜的生物化学作用,清除和降解污染物质。多孔生态混凝土的连续空隙,可为微生物提供生存空间,同时也为微生物生长提供了载体,微生物和微小动物在多孔混凝土表面及连续空隙内栖息繁衍,形成生物膜。同时,由于多孔混凝土较大的比表面积,具有较好的吸附能力,可降低水体中的污染物质。在水与多孔混凝土接触的局部范围内,由于水泥在水化过程中会不断溶出 Ca(OH)₂,起到无机混凝剂的作用,使水体中的胶体物质部分混凝沉淀^[1],从而达到

水质净化的目的。本文主要研究了生态混凝土对富营养化水源地水质改善效果。

1 试验装置

试验装置建在太湖梅梁湾的湖边,长 6 m、宽 1.2 m、高 1.8 m,湖水经离心泵提升至高位水箱,再以重力流方式进入试验池,试验水力停留时间为 6 ~ 7 d,填充密度(生态混凝土体积/水体积)为 8.0%,出水汇集至出水渠后流入太湖。试验装置于 2004 年 6 月初通水,采用下部进水、上部出水的流动方式,并采用自然富集培养微生物的方法进行挂膜,试验装置见图 1。

基金项目 :国家 863 计划资助项目(2002AA601011-03);江苏省科学技术厅项目(BS2004050);江苏省环境保护专项资金项目(苏财建 2005-80-7)

作者简介 :纪荣平(1965—),男,江苏宝应人,副教授,博士,主要从事水污染控制工程和水处理技术研究。E-mail: jrpj@yzu.edu.cn

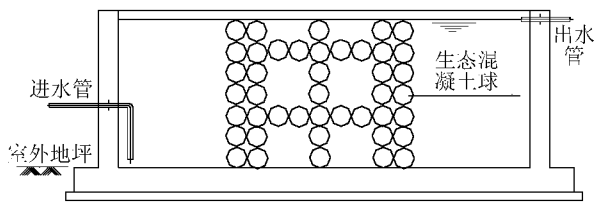


图1 试验装置示意图

2 分析项目及方法

分析项目:高锰酸盐指数(COD_{Mn})、总氮(TN)、总磷(TP)、叶绿素a(Chla)、微囊藻毒素。测定方法参照《水和废水监测分析方法》^[2]和《湖泊富营养化调查规范》^[3]。分析频度为每周1次。

采用高效液相色谱(HPLC)法测定总微囊藻毒素(TMC-RR、TMC-LR)和胞外微囊藻毒素(EMC-RR、EMC-LR),测定方法见文献^[4]。

3 试验结果与分析

3.1 TN 的去除效果

图2为该装置进出水TN质量浓度以及生态混凝土对TN的去除率随时间的变化情况。可见进水TN质量浓度波动较大,藻类“水华”发生前(7~8月)水体中TN质量浓度较高,TN月平均质量浓度在6~8 mg/L之间,以氨氮和硝酸盐氮为主;9~12月TN质量浓度较低,TN月平均质量浓度在2~4 mg/L之间,氨氮质量浓度较低,以硝酸盐氮为主。8月5日暴发严重“水华”,至8月25日由于原水中蓝藻较多而使进水TN质量浓度显著升高,达到全年最高值12.27 mg/L。生态混凝土的出水TN质量浓度随进水质量浓度变化而波动,说明生态混凝土对TN的处理效果受原水TN质量浓度的影响较大。

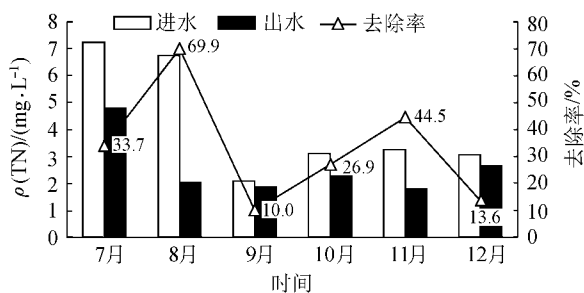


图2 生态混凝土对TN的去除效果

生态混凝土对TN的去除效果变化幅度较大。7月份去除率为33.7%,主要是由于处于挂膜阶段,硝化菌等世代时间较长,增长速率低。随着处理时间的延长,至8月份去除率达到了69.9%。但由于蓝藻“水华”的暴发,池表面覆盖一层微囊藻,池内溶解氧接近0,池内的浮游生物和鱼类死亡,硝化菌等

微生物也难以生存,9月份的去除率明显降低,只有10%。随着藻浓度的降低,生态混凝土对TN的去除率开始回升,至11月达到了44.5%。随着温度的降低,微生物的活性受到了影响,12月份去除率降为13.6%。

生态混凝土对TN的去除效果受“水华”的影响较大;“水华”暴发期间,溶解氧较低,微生物活性受到影响,对TN的去除率明显降低。冬季由于水温较低,12月份水温只有3~12℃,影响了硝化菌等微生物的活性,故TN去除率也较低。

7~12月进水TN质量浓度均值为3.73 mg/L,按照“太湖营养类型评价标准”^[5],处于重度富营养与极度富营养的数值之间,可见梅梁湾水体富营养化十分严重。生态混凝土出水TN质量浓度平均为2.38 mg/L,去除率为36.1%,仍处于重度富营养与极度富营养数值之间。按照GB3838—2002《地表水环境质量标准》,TN质量浓度大于2.0 mg/L,即为劣V类水体,可见太湖梅梁湾水体中存在较高浓度的TN污染。

3.2 TP 的去除效果

系统进出水TP质量浓度和生态混凝土对TP的去除率随时间的变化见图3。进水TP月平均质量浓度在0.088~0.514 mg/L之间,波动较大,8月份由于原水中蓝藻较多而使进水中TP质量浓度显著升高,TP质量浓度平均值达到0.514 mg/L。生态混凝土的出水TP质量浓度随进水质量浓度的变化而波动,可见处理效果受原水TP质量浓度的影响较大。

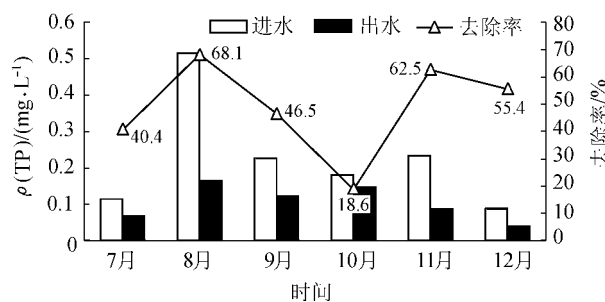


图3 生态混凝土对TP的去除效果

生态混凝土对TP的去除率在18.6%~68.1%之间,其中10月份最低,8月份最高,7~12月进水平均TP质量浓度为0.226 mg/L,出水平均TP质量浓度为0.104 mg/L,平均去除率53.8%。生态混凝土对TP有较好的去除效果,主要是由于生态混凝土具有较大的比表面积,将水体中的磷吸附在生态混凝土表面及微孔内,并和表面吸附的颗粒物一起,沉淀到池底而去除,同时溶出的 $Ca(OH)_2$ 与磷酸盐反应生成磷酸钙沉淀,沉淀作用可使部分颗粒磷直接

沉入池底。

7~12月进水 TP 质量浓度平均值为 0.226 mg/L, 按照“太湖营养类型评价标准”^[5], 处于富营养与重度富营养数值之间。生态混凝土出水 TP 质量浓度为 0.104 mg/L, 处于中富营养与富营养的数值之间。通过生态混凝土对水质的净化, 水体的富营养状况有所降低。按照 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》^[6], 进水 TP 质量浓度为 0.224 mg/L, 属劣 V 类水体。经过生态混凝土净化后的水体达到 V 类, 水质提高了 1 个等级。

3.3 COD_{Mn} 的去除效果

图 4 为生态混凝土的进出水 COD_{Mn} 质量浓度以及对 COD_{Mn} 的去除率随时间的变化情况。进水 COD_{Mn} 月平均浓度在 4.84~11.39 mg/L 之间, 7~12 月进水 COD_{Mn} 平均浓度为 6.7 mg/L, 除 8 月份进水中含大量微囊藻引起 COD_{Mn} 升高外, 其余时间变化幅度不大, $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$ 在 4~6 mg/L 之间。生态混凝土对 COD_{Mn} 的去除率变化幅度为 8.1%~51.6%。出水 COD_{Mn} 质量浓度变化幅度较小, 为 4.32~5.78 mg/L, 7~12 月出水 $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$ 平均为 5.2 mg/L, 平均去除率 22.9%。许建华等^[7]采用生物接触氧化预处理微污染的姚江水, 对 COD_{Mn} 的去除率为 20%~30%。季民等^[8]采用生物陶粒滤池预处理微污染的天津引滦水, 当进水 $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$ 为 3.2~10.6 mg/L 时, 对 COD_{Mn} 的去除率为 15.6%, 可见生态混凝土对 COD_{Mn} 的去除效果与其他生物预处理方法相当, 而较长的停留时间对微量难降解有机污染物的去除有利, 但这些有机物反映在 COD_{Mn} 值上是微不足道的。陈志山^[9]采用生态混凝土对严重污染河道污水净化试验表明, COD_{Mn} 去除率可达 50%, TN 去除率为 20%, TP 去除率超过 70%。

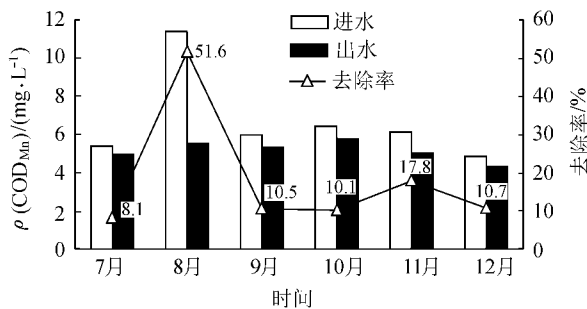


图 4 生态混凝土对 COD_{Mn} 的去除效果

按照 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》^[6], 进水 COD_{Mn} 平均质量浓度为 6.7 mg/L, 属 IV 类水体, 经过生态混凝土净化后 COD_{Mn} 平均质量浓度为 5.2 mg/L, 属 III 类水体, 水质提高了 1 个等级。

3.4 Chla 的去除效果

图 5 为系统的进出水 Chla 浓度以及生态混凝土对 Chla 的去除率随时间的变化。7~12 月 Chla 质量浓度为 9.69~75.22 $\mu\text{g/L}$, 8 月份较高为 75.22 $\mu\text{g/L}$, 8 月 5 日进水 Chla 的质量浓度达到全年最高值为 266.1 $\mu\text{g/L}$, 主要是由于进水中含有大量的微囊藻。除 8 月份外, 其余时间进水 Chla 变化幅度不大。

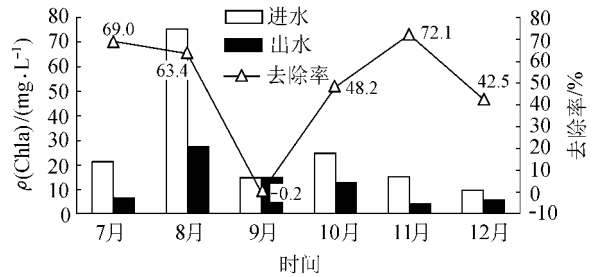


图 5 生态混凝土对 Chla 的去除效果

生态混凝土对 Chla 的去除率为 -0.2%~72.1%, 其中 8 月份“水华”暴发时, 大量藻类进入处理系统, 去除率仍有 63.4%。出水 Chla 质量浓度除 8 月份为 27.5 $\mu\text{g/L}$ 外, 其余时间月平均质量浓度为 4.22~14.8 $\mu\text{g/L}$ 。7~12 月进水 $\rho(\text{Chla})$ 为 26.8 $\mu\text{g/L}$, 出水 $\rho(\text{Chla})$ 为 11.9 $\mu\text{g/L}$, 平均去除率为 55.5%。

按照“太湖营养类型评价标准”^[5], 7~12 月进水 $\rho(\text{Chla})$ 平均值达 26.8 $\mu\text{g/L}$, 处于富营养与重度富营养数值之间。生态混凝土出水 $\rho(\text{Chla})$ 为 11.9 $\mu\text{g/L}$, 处于中富营养与富营养的数值之间。可见通过生态混凝土对水质的净化, 水体的富营养状况有所降低。

3.5 藻毒素的去除效果

富营养化水体会引起藻类大量繁殖, 许多藻类死亡或藻细胞破裂时会释放藻毒素, 生物降解是藻毒素转化的主要途径之一。微囊藻毒素化学结构稳定, 不易被真核生物和细菌肽酶分解, 但由于其分子的 Adda 基团具有不饱和双键, 易被天然水体中某些特殊细菌降解而降低毒性^[10]。生态混凝土表面形成的生物膜可对水体中的微囊藻毒素进行生物降解。

2004 年 7~12 月生态混凝土对总藻毒素和胞外藻毒素的去除效果见表 1, 可见对总藻毒素 TMC-RR 的平均去除率为 27.4%, 对总藻毒素 TMC-LR 的平均去除率为 27.9%。对胞外藻毒素 EMC-RR 和

表 1 生态混凝土对藻毒素的去除效果

毒素类型	进水质量浓度 ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)		出水质量浓度 ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)		平均去除率/%
	范围	平均值	范围	平均值	
TMC-RR	0.446~2.971	1.061	0.220~2.410	0.771	27.4
TMC-LR	0.697~2.167	1.419	0.137~1.992	1.023	27.9
EMC-RR	0.198~1.153	0.586	0.145~0.975	0.366	37.7
EMC-LR	0.022~0.137	0.074	0.020~0.088	0.045	38.9

EMC-LR 的平均去除率分别为 37.7% 和 38.9%。天然水体中存在着能降解微囊藻毒素的土著细菌,但由于细菌浓度低,自然降解速度较慢,水体中微囊藻毒素降解 90% 要 30 d^[11],而生态混凝土表面富集的微生物在水力停留 6~7 d 后可去除 27.4%~38.9% 的微囊藻毒素。

4 结 论

a. 太湖梅梁湾水体中存在较高浓度的 TN 污染,水体介于重度富营养与极度富营养之间,水质为劣 V 类。

b. 生态混凝土对 TN、TP、Chla 平均去除率分别为 36.1%、53.8%、55.5%,对 COD_{Mn} 平均去除率为 22.9%,对总藻毒素和胞外藻毒素的去除率在 27.4%~38.9% 之间。水体的富营养状况有所降低,水质提高一个等级。

c. 生态混凝土的方法对太湖梅梁湾富营养化水源地水质有较明显的改善效果。

参考文献:

- [1] 陈志山,刘选举.生态混凝土净水技术处理生活污水[J].给水排水,2003,29(2):10-13.
- [2] 国家环境保护总局.水和废水监测分析方法[M].4版.

北京:中国环境科学出版社,2002:243-280.

- [3] 金相灿,屠清瑛.湖泊富营养化调查规范[M].2版.北京:中国环境科学出版社,1990:160-188.
- [4] 纪荣平,李先宁,吕锡武,等.人工介质富集微生物对藻类和藻毒素降解试验研究[J].东南大学学报:自然科学版,2005,35(3):442-445.
- [5] 范成新,季江,张文华,等.贡湖水质富营养化综合评价及初步预测[J].海洋湖沼通报,1997(3):18-24.
- [6] 李延平,蔡根根.生活饮用水卫生标准实用指南[M].南京:东南大学出版社,2002:87-90.
- [7] 许建华,万英,汤丽华,等.微污染原水的生物接触氧化预处理技术研究[J].同济大学学报,1995,23(4):376-381.
- [8] 季民,刘卫华,周菁,等.微污染水生物陶粒滤池预处理研究[J].工业用水与废水,2003,34(3):22-25.
- [9] 陈志山.用于水污染治理的生态混凝土技术[J].建筑材料学报,2001,4(1):60-64.
- [10] TSUJI K T, WATANUKI T. Stability of microcystins from cyanobacteria-IV effect of chlorination on decomposition[J]. Toxicon, 1997, 35(7):1033-1041.
- [11] LAHTI K, RAPALA J, FARDIG M, et al. Persistence of cyanobacterial hepatotoxin, microcystin-LR in particulate material and dissolved in lake water[J]. Wat Res, 1997, 31(5):1005-1012.

(收稿日期 2006-05-30 编辑:傅伟群)

(上接第 90 页)

途径,目前 SND 主要是通过好氧反硝化菌等生物途径和污泥微环境差异脱氮途径来实现,但这些途径影响因素较复杂,控制难度高。而本实验是对反应器进行改造,从宏观上在同一反应器内创造不同的环境条件,从而实现时空上的同步短程硝化反硝化,易于在工程上应用,为高浓度氨氮废水的处理提供了新的工艺途径和思路。

本实验亦为探索性实验,还有很多问题有待研究,如:改造后好氧区、缺氧区不同比例与不同浓度废水处理效率之间的关系,如何进一步降低亚硝酸盐与硝酸盐出水浓度,是否存在厌氧氨氧化现象及如何利用等等。

参考文献:

- [1] RUIZ G, JEISON D. Nitrification with high nitrite accumulation

for the treatment of wastewater with high ammonia concentration [J]. Water Research, 2003, 37:1371-1377.

- [2] 赵宗升,刘鸿亮,李炳伟,等.高浓度氨氮废水的高效生物脱氮途径[J].中国给水排水,2001,17(5):24-28.
- [3] 高大文,彭永臻,郑庆柱. SBR 工艺中短程硝化反硝化的过程控制[J].中国给水排水,2002,18(11):13-18.
- [4] SUTHERSAN S, GANCZARCCZYK J. Inhibition of nitrite oxidation during nitrification[J]. Water Pollut Res, 1986, 21(2):257-266.
- [5] BAE W, BAEK S, CHUNG J, et al. Optimal operational factors for nitrite accumulation in batchreactors [J]. Biodegradation, 2002, 12(5):359-366.

(收稿日期 2006-06-14 编辑:徐娟)