

基于固定化氮循环细菌技术的镇江金山湖生态工程效果研究

李正魁^{1,2}, 张晓姣¹, 杨竹攸^{1,2}, 石鲁娜^{1,2}, 王月明¹, 冯露露^{1,2}, 吕溢修¹

(1. 南京大学环境学院, 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 南京 210093; 2. 南京大学环境学院, 水处理与水环境修复教育部工程研究中心, 南京 210093)

摘要 通过细菌筛选、载体分析、固定化氮循环菌制备, 获取了高效固定化氮循环细菌, 采用固定化氮循环细菌技术对镇江金山湖富营养化水体进行了治理研究。结果表明, 经过固定化氮循环细菌释放试验, 金山湖示范工程区水体和水生植物根区氨化细菌、亚硝化细菌、硝化细菌和反硝化细菌数量明显增加, 重建的金山湖示范工程区水体水质明显改善, TN 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 平均比示范工程前分别降低 44.70%、67.17%、31.79% 和 74.21%, 氨氮达到 II 类、总氮达到 IV 类水标准。固定化氮循环细菌技术对于荒漠化水体生态重建与修复具有重要意义。

关键词 富营养化, 固定化氮循环细菌, 氮素去除, 金山湖, 生态重建

中图分类号: X171; X172 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)06- -

Ecological Engineering Experiment for Jinshan Lake in Zhenjiang Base on Techniques of Immobilized Nitrogen Cycling Bacteria

LI Zheng-kui^{1,2}, ZHANG Xiao-jiao¹, YANG Zhu-you^{1,2}, SHI Lu-na^{1,2}, WANG Yue-ming¹, FENG Lu-lu¹, LÜ Yi-xiu¹

(1. State Key Laboratory of Pollutant Control and Resources Reuse, School of Environment, Nanjing University, Nanjing 210093, China; 2. Engineering Center of Water Treatment and Environment Remediation, Ministry of Education, School of Environment, Nanjing University, Nanjing 210093, China)

Abstract Nitrogen cycling bacteria, including ammonifying, nitrobacteria, nitrosobacteria and denitrifying bacteria were screened, carrier was made and immobilized nitrogen cycling bacteria (INCB) was prepared. The results demonstrated that ammonifying, nitrobacteria, nitrosobacteria and denitrifying bacteria were increased markedly in the experimental areas and root zone of aquatic plants by releasing of INCB. The results also showed that the average removal efficiencies for total N (TN), $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ and $\text{NO}_2^- - \text{N}$ were 44.70%, 67.17%, 31.79% and 74.21%, respectively. Furthermore, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, total N (TN) reached the National Standard II and IV for surface water, respectively. With INCB, local lake water quality could improve. Therefore, the technique of INCB could play an important role for remedying and rehabilitating in desertification water.

Key words eutrophication; immobilized nitrogen cycling bacteria; nitrogen removing; Jinshan Lake; ecological rehabilitation

金山湖地处长江中下游平原, 位于江苏省镇江市西北部, 紧靠金山寺, 属小型城市浅水湖泊, 是著名的旅游景区。近年来, 尽管在金山湖严格实行了点源污染控制, 然而周边大量的非点源的汇入导致金山湖富营养化, 水生高等植被消失, 水生态系统退化, 功能基本丧失, 水体呈现荒漠化状况, 严重降低了金山湖作为城市湖泊应有的价值。目前对于城市湖泊水体富营养化控制和生态修复主要采用内外源营养盐控制^[1], 物理、化学、生化除藻^[2], 植物、生物调控 (biomanipulation)^[3~6], 生态工程和生态修复 (ecological remediation)^[7~10]等技术, 局部湖区水质净化的生态工程——物理生态工程等^[11], 取得了良好的效果。为了探索城市富营养化湖泊治理新途径, 2004 年, 科技部实施了镇江水环境质量改善与生态修复技术研究及综合示范工程, 在金山湖西北实行

退渔还湖, 通过生态重建与修复技术对金山湖退渔还湖区进行水生态系统重建, 主要采用固定化氮循环细菌技术对荒漠化水体进行强化净化, 改善湖泊水体水质。现有的研究表明, 水生植物在春夏秋季可以有效去除水体氮磷营养盐, 利用水生高等植物净化湖泊水体污染物是一种行之有效的方法^[12]。然而, 在生态重建初期近似荒漠化的水体中, 由于水生高等植物受到的多方面压力, 试图通过重建或修复水生高等植物群落以恢复已经严重损害的原有湖泊生态系统的功能, 是十分困难的。除采用水生植物技术之外, 由于微生物在湖泊水生态系统具有重要的

收稿日期: 2008-07-11; 修订日期: 2008-09-03
基金项目: 国家科技支撑计划项目 (2006BAJ08B01-02), 国家高新技术研究发展计划 (863) 项目 (2003AA601100-4), 教育部水处理与水环境修复工程研究中心项目 (WTWER0707)
作者简介: 李正魁 (1959 ~), 男, 博士, 教授, 主要研究方向为水污染控制和生态修复, E-mail: zhkuili@nju.edu.cn

作用,不仅是有机物的主要分解者,也是湖泊水体物质循环重要参与者,对湖泊水体水质具有重要影响。因此,采用微生物技术净化湖泊水体水质也是目前研究热点之一。研究表明,采用光合细菌、复合光合细菌去除养殖水体和富营养化水体有机质、氨氮^[13,14],应用硝化细菌与光合细菌组合净化养殖水体和富营养化水体^[15,16],使用有效微生物群(EM)处理养殖水体和富营养化水体^[17,18]、采用溶藻菌控制蓝藻^[19]以及其它微生物去除有机质^[20]都具有一定的效果。然而,如何采用生态安全的微生物技术,避免生态入侵,如何从采用单一脱氮细菌发展到氮循环系列细菌,将水体中的氮素通过氮循环途径去除,如何在目前湖泊内外源污染加重、水体呈现荒漠化情况下净化湖泊水体水质是环境学、湖泊学和生物学界共同关注的问题。

在湖泊水体氮素循环过程中,参与氮循环的微生物起着关键作用^[21],是水体氮素循环的基础,既具有分解转化水体有机氮和无机氮的功能,其种群、数量变化又对湖泊水质改善起着明显的作用^[22]。因此,在荒漠化水体中,采用固定化技术,通过固定化氮循环细菌技术释放土著氮循环微生物,增加氮循环细菌数量,转化湖泊水体氮营养盐,对于湖泊生态重建和富营养化控制具有重要的意义。

本研究从金山湖筛选出土著氨化、亚硝化、硝化、反硝化细菌(氮循环细菌),研制了环境和谐、生物相容性专利载体,制备了高效固定化氮循环细菌,采用生态浮岛-固定化氮循环细菌释放技术将生态安全的土著氮循环细菌释放至示范工程区水体,对金山湖生态修复-重建初期荒漠化水体进行了强化净化,分析了固定化氮循环细菌在示范区释放效果、氮循环细菌数量与金山湖水体水质改善之间的关系,通过增加土著氮循环细菌数量提高水体氮素转化效率,降低金山湖示范区水体氮营养盐,既具有生态安全性,又通过氮循环途径将水体氮素排出湖泊,以为富营养化湖泊的治理提供有效方案。

1 材料与方法

1.1 示范区概况

示范区位于镇江金山湖西北部,由于金山湖周边有农业、养殖、渔业以及旅游业等污染源,对金山湖水环境造成污染,湖水水质逐步恶化,高等水生植物逐步消亡,水生态系统严重退化,水体呈现荒漠化趋势。2005年12月~2006年9月监测资料显示,退渔还湖区总氮 2.91 ~ 4.05 mg/L,氨氮 1.41 ~ 2.65

mg/L,硝酸盐氮 1.04 ~ 1.47 mg/L,亚硝酸盐氮 0.03 ~ 0.249 mg/L,TP 0.77 ~ 2.23 mg/L,COD 为 25.6 ~ 107.2 mg/L,呈富营养化状态。根据金山湖示范工程区水体污染特征,金山湖退渔还湖生态重建与修复、面源污染控制示范 863 项目选址于镇江金山湖西北,初期工程退渔还湖 27000m²,远期规划工程面积约 0.67km²。整个示范工程由湖泊水体生态重建、岸边带、人工湿地构成(图 1)。

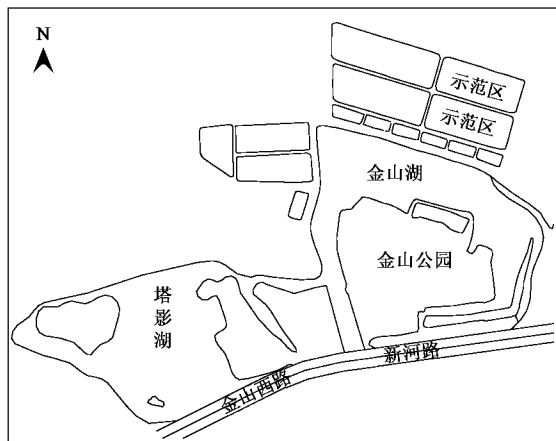


图 1 金山湖示范工程概况

Fig. 1 Location of experimental area in Jinshan Lake

1.2 土著菌种采集、分离与筛选

用预先灭菌的针管、抓斗式底泥采样器从镇江金山湖水水平面以下 30 ~ 50 cm 处的水体内,喜旱莲子草、水蓼、荷花、水毛茛等植物根区,金山湖表层底泥等处,分别采集水体、植物根区以及底泥中的微生物样。混合后分别接种至氨化细菌、硝化细菌、亚硝化细菌、反硝化细菌选择培养基,置于 28℃ 摇床中培养 3 ~ 5 d,其中反硝化细菌置于 CO₂ 培养箱中培养。经反复富集后,进行多次平板划线分离,根据菌落特征及生长规律逐步筛选出优势纯种氨化、硝化、亚硝化、反硝化菌。

1.3 载体制备与氮循环细菌固定化

选用亲水性玻璃态单体甲基丙烯酸 β -羟乙酯(HEMA)、丙烯酸羟乙酯(HEA)(Fluka 均为聚合级)与蒸馏水按照一定的体积比混合均匀,用氮气饱和,在 -78℃ 温度条件下,用 ⁶⁰Co- γ 射线在 1 × 10⁴ Gy 辐射剂量条件下辐照形成生物相容性固定化聚合物载体^[23]。然后将载体切成 0.5 cm × 0.5 cm × 0.5 cm 见方小块,用蒸馏水浸泡使之充分膨胀,再用合成培养基浸泡,使培养基进入膨胀后的固定化载体内部,加入经活化培养进入对数生长期的氨化细菌、硝化细

菌、亚硝化细菌、反硝化细菌菌液各 200 mL,培养 72 h,使之吸附于固定化载体表面并通过增殖进入多孔载体内部实现固定化。

1.4 野外实验方法

实验期间在 27 000 m² 生态工程重建示范区内布设 2 个 64 m² 生态浮岛,每一个生态浮岛上引种景观植物香蒲,浮岛下方水体中 20 ~ 30 cm 处各悬挂一个固定化氮循环细菌释放装置,将 5 kg 的固定化氮循环细菌放置于特制的具有网眼的装置中,使得固定化细菌载体能够充分接触水体并释放氮循环细菌,进行固定化氮循环细菌在水体扩散实验以及对水质进行强化净化实验。实验期间,定期对固定化氮循环细菌进行更换,以保持固定化氮循环细菌处于较高数量。同时采用 5 个水质监测点,均匀分布示范区内。

1.5 氮循环细菌测定(MPN 方法)

采用最大可能数(MPN)法测定水样中氨化、硝化、亚硝化及反硝化细菌的数量。分别配置硝化、亚硝化、氨化和反硝化细菌培养基^[24],调节 pH 值,装于长 150 mm、直径 14 mm 的试管中,并将长 30 mm、直径 5 mm 的小指管倒置于装有氨化细菌和反硝化细菌培养基的试管中,加塞,在 1.03×10^5 Pa 下灭菌 20 min。每个水样做 10 倍系列稀释,每支试管中接种水样和稀释样各 1 mL,每一稀释浓度做 3 个平行,在 $(28 \pm 1)^\circ\text{C}$ 条件下,氨化细菌、反硝化细菌培养 15 d,硝化细菌和亚硝化细菌培养 30 d。以 Nessler(奈氏)试剂、Griess(格里斯)试剂、二苯胺试剂等检测各种形态氮的产生和消失情况。查 MPN 表,用下式计算样品中的细菌数量:

1 mL 样品中细菌数 = MPN 值 $\times$ 数量指标第一位数的稀释倍数

1.6 水质测试项目与方法

总氮:过硫酸钾氧化-紫外分光光度法,氨氮:纳氏试剂分光光度法,硝酸盐氮:酚二磺酸分光光度法,亚硝酸盐氮:*N*-(1-萘基)-乙二胺分光光度法, COD:重铬酸钾法^[25]。

2 结果与讨论

2.1 示范工程区固定化氮循环细菌释放效果

镇江金山湖生态修复与面源污染控制示范工程,在金山湖西北实行退渔还湖,应用生态重建与修复技术对金山湖退渔还湖区进行水生态系统重建,示范工程初期主要采用固定化氮循环细菌技术对荒漠化水体进行强化净化,改善湖泊水体水质。实验期

间,在退渔还湖以后,于 2006 年 12 月在示范工程区布设生态浮岛-氮循环细菌,进行固定化氮循环细菌在荒漠化水体释放氮循环细菌实验,并于 2006 年 12 月和 2007 年 4 月分别连续 3 周进行监测氮循环细菌在示范工程区的释放效果。结果表明,采用固定化氮循环细菌释放技术,可以明显表现出氮循环细菌在退渔还湖示范区荒漠化水体中的释放效果,增加示范区氮循环细菌数量。实验期间,示范工程由于引取周边鱼塘水源(采用先抽后引至同一鱼塘方法),水体呈现荒漠化趋势,氮循环细菌数量较低,氨化、亚硝化、硝化和反硝化细菌数分别都只有 103,采用固定化氮循环细菌技术释放氮循环细菌以后,示范工程区氮循环细菌数量显著增加,1 周、2 周和 3 周后氨化、亚硝化和反硝化细菌数量分别增加 2 ~ 3 个数量级(图 2)。F 检验结果表明,采用固定化氮循环细菌技术释放土著高效氮循环细菌 1 周后示范工程区氨化、亚硝化、硝化、反硝化细菌数量明显增加,方差分析表明,释放 1 周后示范工程区氨化、亚硝化、硝化、反硝化细菌 MPN 值均极显著高于释放前 MPN 值($p < 0.001$);释放 2 周后氮循环细菌数量略有减少,方差分析表明,示范工程区氨化、亚硝化、硝化、反硝化细菌 MPN 值仍然极显著高于释放前($p < 0.001$);释放 3 周后,示范区氮循环细菌数虽有下降,但仍然较高,方差分析表明,释放 3 周后示范工程各区氨化、亚硝化、硝化、反硝化细菌 MPN 值仍极显著高于释放前($p < 0.001$),表明经过固定化氮循环细菌技术释放 3 周内示范工程区氨化、亚硝化、硝化、反硝化细菌数量仍然维持较高的数量。研究表明,湖泊水体中氮循环细菌数量与水体水质具有相关性^[26],能够增强湖泊水体自净能力。因此,在退渔还湖重建水生态系统后,水生植物尚未引种成活时,固定化氮循环细菌的释放对于在示范工程区提高荒漠化水体自净能力,转化氮素,进而净化水质起到了关键性作用。

2.2 固定化氮循环细菌释放对示范工程区水生植物根部微生物的影响

实验结果表明,在示范工程区采用固定化氮循环细菌释放技术对示范工程区生态浮岛引种的水生植物根区微生物数量有明显的影 响。释放氮循环细菌后示范工程生态浮岛内水生植物根区的氨化、硝化、反硝化细菌数量均在 4 ~ 6 个数量级之间,亚硝化细菌数量在 3 ~ 5 数量级之间,明显高于没有释放氮循环细菌前水生植物根区微生物数量,平均高 1 ~ 2 个数量级。F 检验结果表明,采用固定化氮循环

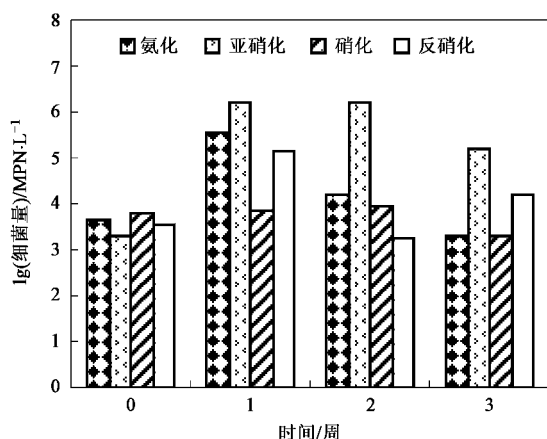


图2 示范工程区固定化氮循环细菌释放效果

Fig.2 Release of INCB in experimental areas

细菌技术释放氮循环细菌以后, 氨化、亚硝化、硝化、反硝化细菌数增加明显, MPN 值均达极显著水平 ($p < 0.001$) (图3)。从生态学的水生植物-微生物互利共生理论角度分析, 根区微生物的增加有利于水生植物在示范工程区荒漠化水体中的生长, 为在退渔还湖示范工程区重建水生生态系统, 逐步修复荒漠化水体水生植物提供了良好的生态环境。

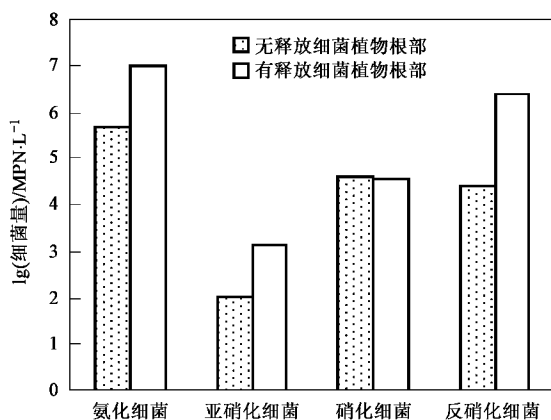


图3 固定化氮循环细菌释放对水生植物根部细菌数的影响

Fig.3 Effect of bacteria released by INCB around the aquatic macrophytes

2.3 示范工程前后水体主要氮素指标变化与氮循环细菌释放效果的关系

自2005年12月~2006年9月, 退渔还湖示范工程开展前对确定为示范区的水质进行了连续监测, TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 监测最高值分别为4.05、2.65、1.47和0.249 mg/L, 分别出现在2005年12月和2006年1~2月, 最低值分别为2.91、1.41、1.04和0.03 mg/L, 出现在2006年6月和2006年3

~4月, TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 工程前平均值分别为3.49、2.02、1.23和0.171 mg/L, 分别达到地表水劣V类、V类标准; 2006年9月以后实施了示范工程, 工程完工后由于附近无清洁水源, 引用周边鱼塘水源(采用先抽后引至同一鱼塘方法)补充示范工程区水体, 考虑到退渔还湖示范工程完工后, 生态重建初期水体呈现荒漠化, 采用生态浮岛-固定化土著氮循环细菌技术强化净化实验区水体水质, 利用氮循环细菌在水体中扩散过程, 逐步转化水体氮营养盐。2006年12月示范工程完工后, 为对比示范工程前后生态浮岛-氮循环细菌技术转化水体氮素效果, 自2006年12月~2007年9月进行了连续9个月监测。实验结果表明, 经过9个月的实验, 示范工程区水体水质得到明显改善, TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 值明显降低, 监测最高值分别为3.34、2.09、0.494和0.118 mg/L, 出现在2006年12月和2007年2月, 最低值分别为1.56、0.132、0.851和0.0078 mg/L, 出现在2007年8月和2007年3月, TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 工程后平均值分别为1.93、0.663、0.839和0.0441 mg/L, 分别达到地表水Ⅳ类、Ⅱ类标准; 对比工程前平均水质指标, 工程后平均TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 分别比工程前平均TN、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 下降44.70% (图4)、67.17% (图5)、31.79% (图6)和74.21% (图7)。实验结果还表明, 采用固定化氮循环细菌释放细菌以后, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 平均值下降明显, 分别下降67.17%、74.21%, 氨氮指标达到地表水Ⅱ类标准, 对照固定化氮循环细菌释放效果, 可以看出示范工程区亚硝化细菌和反硝化细菌增加明显, 分别增加3个数量级和2个数量级, 增强了示范工程区氨氮、亚硝酸盐氮的转化效率, 使得示范工程区 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 明显降低。实验结果也表明, TN和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 分别降低44.70%和31.79%, 相比 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的降低量并不明显, 其主要原因有2点: 一是由于示范工程完工初期, 示范工程区为重建水生生态系统, 水体无水生植物、水生动物和底栖动物, 水体呈现荒漠化状态, 重建的水生态系统中水生植物在冬季和春季恢复非常缓慢, 依靠水生植物吸收硝态氮作用非常小, 而采用固定化氮循环细菌技术释放土著氮循环细菌之后, 虽然硝化细菌有所增加, 但示范工程区硝化细菌绝对增加数量仍然较少, 导致示范区 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度相对减少较小。二是由于退渔还湖示范工程建成后, 周边无清洁水源, 调用了鱼塘水源, 由于鱼塘

水源 NO_3^- -N浓度偏高,致使示范工程区 NO_3^- -N浓度占TN的分值偏高,约为43.4%,而 NO_3^- -N由于上述原因降低较少导致TN降低程度较小。

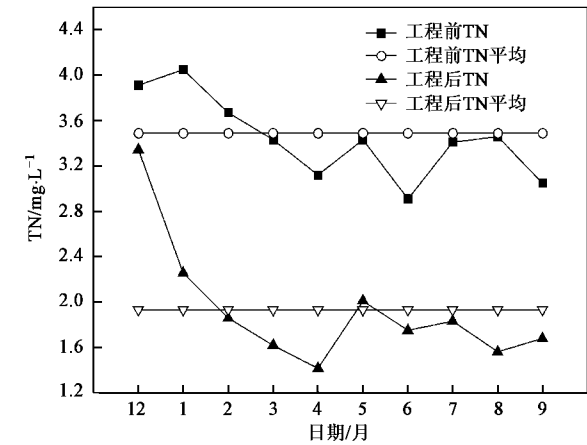


图4 工程前后总氮变化

Fig.4 Total N changing before and after experiment

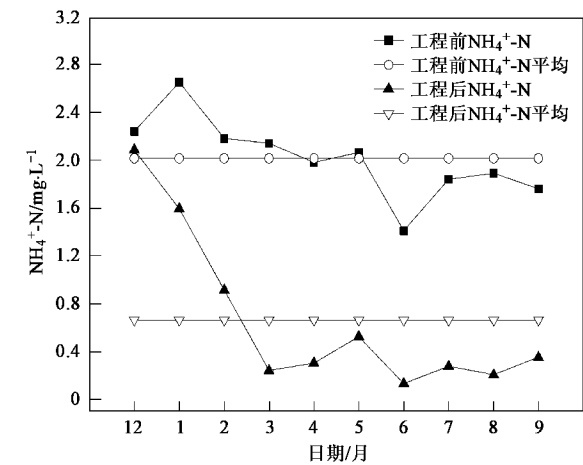


图5 工程前后氨氮变化

Fig.5 Ammonia nitrogen changing before and after experiment

3 结论

(1) 金山湖示范工程运行后长达9个月的连续监测数据表明,采用生态浮岛-固定化氮循环细菌释放技术,可以明显提高示范工程区和水生植物根区氮循环细菌数量,增加氨化、亚硝化、硝化和反硝化细菌数量,增强金山湖重建水生态系统修复能力。

(2) 实验结果表明,在示范工程中采用固定化氮循环细菌技术可以有效降低荒漠化水体TN、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N和 NO_2^- -N含量,其平均值比示范工程前分别降低44.70%、67.17%、31.79%和

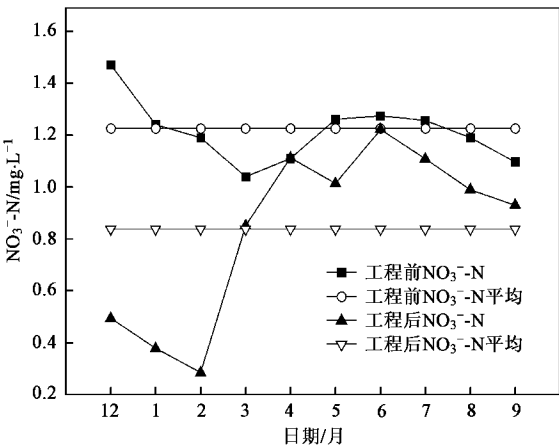


图6 工程前后硝酸盐变化

Fig.6 Nitrate Nitrogen changing before and after experiment

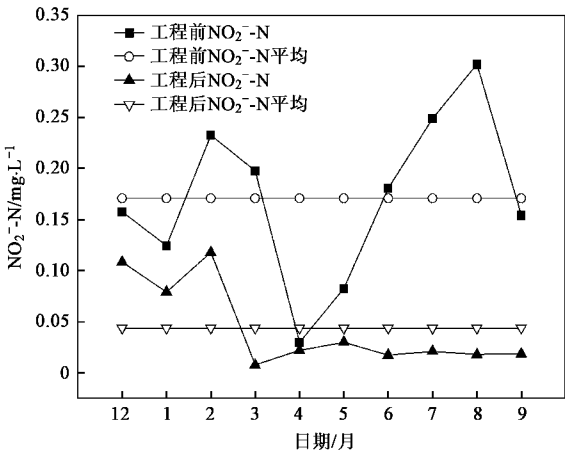


图7 工程前后亚硝酸盐变化

Fig.7 Nitrite Nitrogen changing before and after experiment

74.21%。固定化氮循环细菌可以作为先锋种群在荒漠化水体转化氮营养盐。

(3) 示范工程结果表明,固定化氮循环细菌技术可以在荒漠化水体中起到强化净化作用,为富营养化水体和荒漠化水体修复提高有效途径。

参考文献:

[1] Coops H, Hoser S H. Water-level management as a tool for the restoration of shallow lakes in the Netherlands [J]. Lake Reserv Manage, 2002, 18(4): 293-298.
[2] 潘纲,张明明,闰海,等.黏土絮凝沉降铜绿微囊藻的动力学及其作用机理[J].环境科学,2003,24(5):1-10.
[3] Moss B, McKee D, Atkinson D, et al. How important is climate? Effects of warming, nutrient addition and fish on phytoplankton in shallow lake microcosms [J]. J Appl Ecol, 2003, 40(5): 782-792.
[4] Horppila J, Nurminen L. Effects of submerged macrophytes on sediment resuspension and internal phosphorus loading in Lake

- Hiidenvesi (southern Finland) [J]. Water Res , 2003 , **37** (18) : 4468-4474.
- [5] Wetzel R G. Fundamental processes within natural and constructed wetland ecosystems : short-term versus long-term objectives [J]. Water Sci Technol , 2001 , **44** (11-12) : 1-8.
- [6] Lauridsen T L , Jensen J P , Jeppesen E , *et al.* Response of submerged macrophytes in Danish lakes to nutrient loading reductions and biomanipulation [J]. Hydrobiologia , 2003 , **506** (1-3) : 641-649.
- [7] 刘冬燕 , 赵建夫 , 张亚雷 . 绥宁河生物修复中浮游植物的生态特征研究 [J]. 应用生态学报 , 2005 , **16** (4) : 703-707.
- [8] Bozau E , Bechstedt T , Friese K , *et al.* Biotechnological remediation of an acidic pit lake : Modelling the basic processes in a mesocosm experiment [J]. Journal of Geochemical Exploration , 2007 , **92** (2-3) : 212-221.
- [9] Kalin M , Wheeler W N , Olaveson M M. Response of phytoplankton to ecological engineering remediation of a Canadian Shield Lake affected by acid mine drainage [J]. Ecological Engineering , 2006 , **28** (3) : 296-310.
- [10] Kalin M , Wheeler W N , Meinrath G. The removal of uranium from mining waste water using algal/microbial biomass [J]. Journal of Environmental Radioactivity , 2004 , **78** (2) : 151-177.
- [11] 濮培民 , 李正魁 , 王国祥 . 提高水体净化能力控制湖泊富营养化 [J]. 生态学报 , 2005 , **25** (10) : 2757-2763.
- [12] 秦伯强 , 胡维平 , 刘正文 , 等 . 太湖水源地水质净化的生态工程试验研究 [J]. 环境科学学报 , 2007 , **27** (1) : 5-12.
- [13] 盛彦清 , 陈繁忠 , 秦向春 , 等 . 城市污染水体生物修复研究 [J]. 地球化学 , 2005 , **34** (6) : 643-648.
- [14] 郭秒 , 慕跃林 , 黄遵锡 . 复合光合细菌对热带鱼养殖水质净化作用的研究 [J]. 水产科学 , 2004 , **23** (2) : 30-32.
- [15] 韩士群 , 范成新 , 严少华 . 固定化微生物对养殖水体浮游生物的影响及生物除氮研究 [J]. 应用与环境生物学报 , 2006 , **12** (2) : 251-254.
- [16] 单明军 , 刘洋 , 杨婷婷 , 等 . 微生物制剂净化富营养化湖泊的应用研究 [J]. 生态环境 , 2007 , **16** (5) : 1364-1367.
- [17] 王平 , 吴晓芙 , 李科林 , 等 . 应用有效微生物群 (EM) 处理富营养化源水试验研究 [J]. 环境科学研究 , 2004 , **17** (3) : 39-43.
- [18] 丁学峰 , 蔡景波 , 杨肖娥 , 等 . EM 菌与水生植物黄花水龙 (*Jussiaea stipulacea Ohwi*) 联合作用去除富营养化水体中氮磷的效应 [J]. 农业环境科学学报 , 2006 , **25** (5) : 1324-1327.
- [19] 史顺玉 , 刘永定 , 沈银武 . 细菌溶藻的初步研究 [J]. 水生生物学报 , 2004 , **28** (2) : 219-221.
- [20] 李轶 , 胡洪营 . 固定在活性炭聚砜中空纤维膜中的 *Pseudomonas putida* 菌对四氯苯酚的共代谢降解 [J]. 环境科学 , 2007 , **28** (9) : 2112-2116.
- [21] Plus M , Chapelle A , Lazure P , *et al.* Modelling of oxygen and nitrogen cycling as a function of macrophyte community in the Thau lagoon [J]. Continental Shelf Research , 2003 , **23** : 1877-1898.
- [22] Li Z K , Pu P M , Hu W P , *et al.* Improvement of Taihu water quality by the technology of immobilized nitrogen cycle bacteria [J]. Nuclear Science and Techniques , 2002 , **13** (2) : 115-120.
- [23] 李正魁 , 濮培民 . 秋冬季环境下固定化氮循环细菌净化湖泊水体氮污染动态模拟 [J]. 湖泊科学 , 2000 , **12** (4) : 321-326.
- [24] 李阜棣 , 喻子牛 , 何绍江 . 农业微生物学实验技术 [M]. 北京 : 中国农业出版社 , 1996.
- [25] 国家环境保护总局 . 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 , 2002.
- [26] 王国祥 , 濮培民 , 黄宜凯 , 等 . 太湖反硝化、硝化、亚硝化及氨化细菌分布及其作用 [J]. 应用与环境生物学报 , 1998 , **3** (2) : 190-194.