

大型丝状绿藻去除城市水体污染物质的研究

梁霞¹, 李小平^{1, 2*}

(1. 上海大学环境与化学工程学院, 上海 200072; 2. 上海市环境科学研究院, 上海 200233)

摘要: 在实验室条件下, 研究分析了以大型丝状绿藻为主的周丛藻类水质处理系统对城市景观河道劣 V 类水质水体中污染物质的去除作用, 以及其他不同胁迫条件下的水质处理效果. 结果表明, 该处理系统具有显著的 N、P 等污染物质去除效果, TP 及 TSS 的去除率分别保持在 50% 和 72% 以上, 同时 PO_4^{3-} 与 NH_4^+ -N 的去除率也分别可达 90% 和 85% 以上. 在高污染物质浓度 ($\text{TP} > 3.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{TN} > 22.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 条件下, TP 平均去除率为 89%, TN 为 45%, 而低浓度污染物 ($\text{TP} < 0.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{TN} < 10.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 条件下, 出水 PO_4^{3-} 浓度低于 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, NH_4^+ -N 低于 $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 试验期间, 大型丝状藻类生物量增长了 38.78%, 同时大量单细胞的蓝、绿藻类出现在水槽壁表面. 出水 DO 浓度随着大型丝状绿藻生物量的增加而呈上升趋势.

关键词: 大型丝状绿藻; 污染物质去除; 水质净化

中图分类号: X52; X17 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)01-0052-06

Treatment of Polluted Urban River Water Using Filamentous Green Algae

LIANG Xia¹, LI Xiao-ping^{1,2}

(1. School of Environmental and Chemical Engineering, Shanghai University, Shanghai 200072, China; 2. Shanghai Academy of Environmental Sciences, Shanghai 200233, China)

Abstract: Filamentous green algae dominated treatment system was set up to remove contaminants from polluted urban river water under lab conditions. Experiments show that TP is decreased up to 50%, associated with 72% removal of TSS. The removal efficiencies of soluble species, PO_4^{3-} and NH_4^+ -N, are up to 90% and 85% respectively. Under heavily polluted conditions ($\text{TP} > 3.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{TN} > 22.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), the average removal efficiencies of TP and TN are 89% and 45% respectively, while under light polluted conditions ($\text{TP} < 0.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{TN} < 10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), the average effluent concentration of PO_4^{3-} and NH_4^+ -N are well below $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ respectively. During the experiments, the biomass of filamentous green algae is increased significantly (38.78%), and at the same time a large number of unicellular *Chlorophytes* and *Cyanophytes* species are occurred on the interior wall surface of experimental fertility. The maximum biomass occurs at the highest concentration of DO.

Key words: filamentous green algae; contaminants removal; water quality treatment

随着生态环境工程在水质净化、水环境修复技术中的广泛采用, 利用植物进行环境生态修复已成为最具发展潜力的环境修复技术^[1]. 作为水体中接触面积巨大的植物膜系统, 周丛藻类在水质净化方面所表现出的良好效果已被众多研究者所关注, 利用周丛藻类净化水质的应用研究已成为近年来水环境生态修复工程领域的热点^[2~7], 相关的应用技术也已在北美、欧洲以及新西兰等地区得到了广泛的推广与发展^[8~13].

作为周丛藻类群落的重要组成种类, 大型丝状绿藻是自然界中最为常见的藻类之一^[14~16], 它们在适宜的环境条件下可表现出比硅藻和蓝藻群落更为显著的水质净化、光合增氧等作用. 目前国际上应用较为广泛的周丛藻类水质净化系统中, 大型丝状绿藻, 如水绵 (*Spirogyra* spp.)、丝藻 (*Ulothrix* spp.)、毛枝藻 (*Stigeoclonium* spp.)、刚毛藻 (*Cladophora* spp.) 等是夏季藻类系统的重要种类组成. 在我国, 大型丝状绿藻分布广泛, 从北寒带至亚热带地区不同水体

类型中均有分布报导. 然而, 我国有关周丛藻类及大型丝状绿藻的研究起步较晚, 且多集中在藻类分类学及渔业技术方面^[17, 18]. 近年来, 虽然出现了零星的与藻类水质净化相关的实验性报导, 但这些研究仅限于从生物学角度分析周丛藻类群落在控制实验条件下对水体氮、磷等营养物质的吸收与去除效果^[19~22], 却少有从工程应用角度提供藻类群落在自然环境条件下长期的污染物质去除等方面的资料, 从而限制了周丛藻类水质净化技术在我国的应用与推广.

本研究通过设置可用于实际推广的水槽系统, 模拟与自然环境一致的藻类生长条件, 分析大型丝状绿藻群落对景观河道水体中的污染物质去除及水质净化效果, 揭示藻类群落在不同氮、磷污染物质浓

收稿日期: 2007-02-01; 修订日期: 2007-04-23

基金项目: 上海市科委重大科技攻关项目 (04DZ12030)

作者简介: 梁霞 (1979~), 女, 博士, 主要研究方向为环境生态修复工程与环境监测, E-mail: asituya@shu.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: xiaoping_lee@hotmail.com

度条件下的吸收同化能力,从而进一步为周丛藻类水质净化工程性技术的应用提供理论基础,对于利用周丛藻类生物系统净化水质、修复水体环境具有重要意义.

1 材料与方法

1.1 大型丝状绿藻的采集与培养

大型丝状绿藻在上海市景观水体生物净化系统——梦清园中采集.于 2006 年 3 月,在梦清园下游水流平缓、水质较好、水体透明度在1 m以上的区域,选择水面漂浮、色泽鲜亮的大型丝状藻类群落,利用水草夹将表层藻类轻轻夹起.共采集 8 份,每份(湿重)约 250 g,然后迅速置于 8 个容积为 10 L 的广口浅底聚乙烯容器中,同时分别加入约 4 L 池塘水,尽量保持藻类样品大的空气接触面积,于 0.5 h 内带回实验室.在实验室内,将所采集到的共约 2 kg 湿重的大型丝状藻类样品迅速进行清洗,去掉动植物杂质(如水草、落叶、螺蛳、小鱼等),暂时保存在添加适量 Bold’s 基础培养液^[23]并已过滤的梦清园池水中,且保持充足的光照条件.

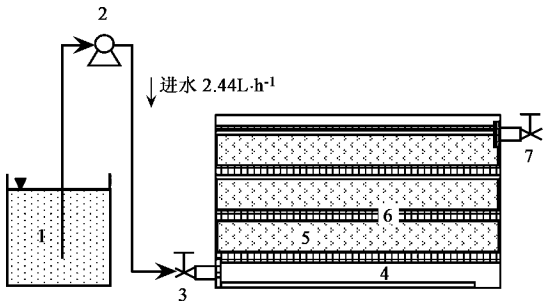
藻类种类鉴定表明,该大型丝状绿藻群落主要由水绵、刚毛藻、丝藻以及鞘藻(*Oedogonium* spp.)等组成,其中水绵约占群落体积的 80% 以上,其次分别为刚毛藻(10%)和丝藻(9%),其它藻类约占 1%.

1.2 试验装置

试验用水槽系统由 3 个独立的透明聚乙烯水槽(65 cm×40 cm×45 cm)组成,并用孔径为 2 mm 的不锈钢丝网将其水平分隔为 4 层,每层间距 10 cm.在水槽的左右两侧分别设置进、出水口.在水槽底部布设“回”型穿孔软管,保持进水均匀分布.利用计量泵(LMI, P126)控制进水方向及流量.为了防止藻类样品进出水槽管道,以及阻止进水中小型水生生物进入水槽,在水槽进、水口处以及水泵取水口处各设置孔径为 0.5 mm 的聚乙烯丝网.具体水槽结构见图 1.因在预试验及培养过程中出现了水槽下层藻类缺氧而出现“衰亡”现象,所以在水槽底部分别增设 4 个微孔曝气头(Resun, AC-9603),并调节曝气速度为 0.25 L·min⁻¹.

为了模拟大型丝状藻类的自然生长条件,将水槽放置于光照充足、人为干扰较少的实验室外区域,并根据天气情况适时遮蔽降雨及大风干扰.试验期间,日平均最大光照强度约 1 200 μmol·(m²·s)⁻¹ (64 800 lx),平均日照 13 h,日平均温度 20℃.设计

进水流量 2.44 L·h⁻¹,并保持 2 d 的停留时间.



1. 进水调节槽;2. 计量泵;3. 进水阀;4. 带孔软管;
5. 大型丝状绿藻;6. 不锈钢丝网;7. 出水控制阀

图 1 藻类处理净化槽结构示意图

Fig.1 Schematic of the filamentous green algae growth chamber setup

1.3 试验设计

藻类样品带回室 1 h 后,将其均匀铺于水槽丝网表面,每层丝网约 250 g 湿重藻类,共铺设 3 层 750 g 湿重藻类,并及时注水、曝气.2 个水槽分别设置相同的试验条件,作为重复组.此外,在第 3 个相同体积的透明聚乙烯水槽中,无丝网及藻类,但设计相同的进、出水及环境条件,作为空白对照.

试验用污水取自上海市浦汇塘河(漕宝路段)景观河道水体.长期的水质监测表明,该河道水体全年均处于劣 V 类水质^[24].本试验共持续了近 90 d (2006-04~2006-07).在试验最初 12 d 内(2006-04-04~2006-04-15),将梦清园采样区域水体与浦汇塘河水分别以 9:1、6:4 和 3:7(体积比)的混合比例逐步进水,同时监测水槽内藻类细胞结构与 Chl-a 浓度变化.待整个进水过程中藻类细胞与叶绿体结构始终保持完整,藻类群落色泽鲜亮后(表明群落已基本适应污水环境),将进水全部改为浦汇塘河水.此期间两区域主要水质指标见表 1.

表 1 梦清园与浦汇塘水质指标¹⁾

Table 1 Characteristics of water in Mengqing Park and Puhuitang River		
水质指标	梦清园	浦汇塘
TP/mg·L ⁻¹	0.33±0.0	1.00±0.01
TN/mg·L ⁻¹	7.32±1.92	12.56±0.22
PO ₄ ³⁻ /mg·L ⁻¹	0.27±0.03	0.56±0.03
NO ₃ ⁻ -N/mg·L ⁻¹	3.94±1.27	3.70±0.01
NH ₄ ⁺ -N/mg·L ⁻¹	3.06±0.40	13.10±0.19
TSS/mg·L ⁻¹	10.0±0.25	360.0±8.67
Chl-a/mg·L ⁻¹	1.95±0.33	39.64±0.12
COD/mg·L ⁻¹	22.85±0.45	75.02±6.11
DO/mg·L ⁻¹	9.975±0.71	1.18±0.22
透明度/cm	>80.0	<30.0

1)表中所列结果为水质平均浓度±标准误差

该试验共包括 2 部分内容:藻类水质净化分析与极端浓度条件下藻类污染物去除效果分析.水质净化分析试验的周期为 56 d (2006-04-16 ~ 2006-06-10),每天收集水槽系统的进、出水,每 2 d 采集藻类样品,并于当天完成水质指标及藻类 Chl-a 的测定.此外,分别于净化试验初期(第 12 d)、中期(38 d)以及试验结束前(67 d),测定该水槽系统中的藻类光合荧光能力.净化效果试验结束后,将浦汇塘河水分别进行自然蒸发浓缩及 3 倍稀释,分析藻类系统的极端污染物浓度去除效果,试验周期分别为 5 d 和 7 d.该试验结束后,①收集所有丝状藻类样品,测定湿、干重,以及 Chl-a 浓度;②刮取附着于水槽四壁的周丛藻类,进行种类、密度以及生物量的测定;③收集水槽底部沉积物质,测定干重.

1.4 采样与测定

1.4.1 水质测定

于每天同一时间(12:00 am)各采集 1 L 进、出水水样,带回室内分析.水质指标的测定均依据标准方法^[25].

1.4.2 大型丝状绿藻形态结构、生物量及叶绿素 a 测定

选择随机采集的新鲜大型丝状绿藻群落中 1 ~ 3 个完整的藻丝体,置于载玻片并于 $\times 40$ 倍 Motic DM-BA300 显微镜下进行细胞结构观察及种类鉴定.重复 3 ~ 5 次种类鉴定作为最终结果.

每隔 2 d,于 12:00 时采集水槽系统内的藻类样品,即随机采集各丝网层表面不同位置的藻类数份,每份约 0.1 g 湿重,混合后称重,记录样品总湿重,并置于玻璃容器中并迅速带回室内.除了取约 0.5 g 湿重样品用于 Chl-a 测定外,其它藻类样品均用滤纸吸干多余水分并称重,测得藻类湿重,随后将其置于 70℃ 条件下烘至恒重,称量后即得藻类干重,并计算藻类含水率(%).

本研究采用广泛应用于藻类 Chl-a 测定的 90% 丙酮溶液提取法.利用紫外/可见光分光光度计(Shimadzu UV-1700 PharmaSpec)测定浸提液在 663、645、630 以及 750 nm 处的吸光光度值,并计算 Chl-a 浓度^[26].通过含水率计算该藻类样品干重,并将其 Chl-a 含量表示为单位藻类干重所含有 Chl-a 浓度值($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$).

1.4.3 周丛藻类生物量、种类及密度测定

试验结束后,测定附着于水槽四壁的周丛藻类的生物量、种类及着生密度.随机选择每个水槽壁表面 3 个 $2 \text{ cm} \times 2 \text{ cm}$ 的小样方,用采样刀将样方内藻

类刮下,称湿重后置于 70℃ 条件下烘至恒重,计算干重及含水率.重复以上藻类采集操作,并将收集到的藻类样品置于 200 mL 去离子水中,混合摇匀后平均分装在 2 个 100 mL 的棕色采样瓶中.向用于定性鉴定的藻类样品中添加 4% 的福尔马林液,同时用于定量分析的藻类样品保存在 1% 的鲁哥氏液中.

吸取适量定性周丛藻类样品,置于 $\times 40$ 倍 Motic DM-BA300 显微镜下进行种类鉴定.一般鉴定到属或种,优势种鉴定到种,其中每一样品的优势种类鉴定数量在 400 个细胞以上.对于优势硅藻种类,采用 $\text{HCl-H}_2\text{O}_2$ 方法作进一步的种类鉴定.所有的周丛藻类样品鉴定均参照文献^[27-28].用于定量分析的周丛藻类样品置于沉淀器中沉淀 24 h.样品浓缩至 10 mL 后,用微量加液器吸取 0.1 mL 的浓缩液于 $20 \text{ mm} \times 20 \text{ mm}$ 藻类计数框中.在 $\times 40$ 倍显微镜下采用目镜行格法进行计数.每片计数 10 行.所有样品均重复鉴定 2 次,有效统计数值取平均后即为该片的生物数量.每一样品的周丛藻类密度由单位面积上的细胞个体数表示($\text{cells} \cdot \text{cm}^{-2}$).

1.5 数据统计

3 个水槽系统中的所有进、出水水质及藻类生物量数据,均重复测定 3 次.若测定数值处于分析误差允许范围内,则将 2 个藻类水槽水质数据作为重复试验取平均值作为最终水质结果,并计算标准误差(SE).方差分析(AVNON)用于确定进、出水水质差异的显著性.利用相关性分析确定藻类生物量(Chl-a)与污染物去除率间的显著相关性.方差分析、相关性分析均由 SPSS 12.0 统计软件完成.

2 结果与讨论

2.1 大型丝状绿藻系统的水质净化效果分析

本研究针对影响水体水质的几个重要指标,如 TP 、 PO_4^{3-} 、 NH_4^+ -N、TSS 以及 DO 等进行分析,结果表明,2 个藻类水槽系统出水的 TP 和 PO_4^{3-} 浓度均显著低于进水浓度($p < 0.05$,图 2).试验期间,进水 TP 浓度介于 $1.00 \sim 2.94 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,而出水的平均浓度仅为 $0.33 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,TP 去除率保持在 50% 以上,其中在试验中期(第 25d),最大去除率可达 93%,此时出水 TP 仅为 $0.11 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.进一步研究还表明,该系统出水中 PO_4^{3-} 呈现显著的下降趋势:试验期间进水的平均 PO_4^{3-} 浓度为 $0.71 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,最大浓度 $1.22 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,而系统出水则保持在 $0.10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以内,在试验后期出水浓度已接近于检测限值, PO_4^{3-} 平均去

除率约为 91.8% .此外,该藻类系统还表现出对水体 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的去除效果.由于水体中的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 存在被藻类吸收、硝化或者自然挥发 3 种去除机制,因此在 2 个藻类水槽出水中,均检测出显著的进 ($> 10.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)、出水 ($< 2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度差异:水槽中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的平均去除率为 83.6%,最大去除率为 98.6% (第 59 d).出水 TSS 浓度随着进水浓度变化而出现波动,但均低于进水,其中在试验第 20d, TSS 为 $180.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 而此时出水 TSS 仅为 $7.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,去除率可达 95.1% .由于藻类系统的光合增氧,以及系统的持续曝气,出水溶解氧浓度也表现出显著

的上升趋势($p < 0.05$),但总体而言,DO 是随着进水溶解氧浓度的变化而改变,其中增幅最显著的是试验中期(32 d),最大增幅可达 84.4% .

空白对照试验中,除 TSS 及 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 在出水中表现出下降趋势、DO 略有增加外,其余指标均无显著变化.其中 TSS 平均值降低约 20% 左右,表明系统的悬浮颗粒物受到自然沉积作用的影响.此外,虽然出水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度表现出微弱降低,但其平均值也保持在 $9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上,同时 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度也表现出一定的降低,表明空白系统中的自然挥发和硝化作用均不明显.

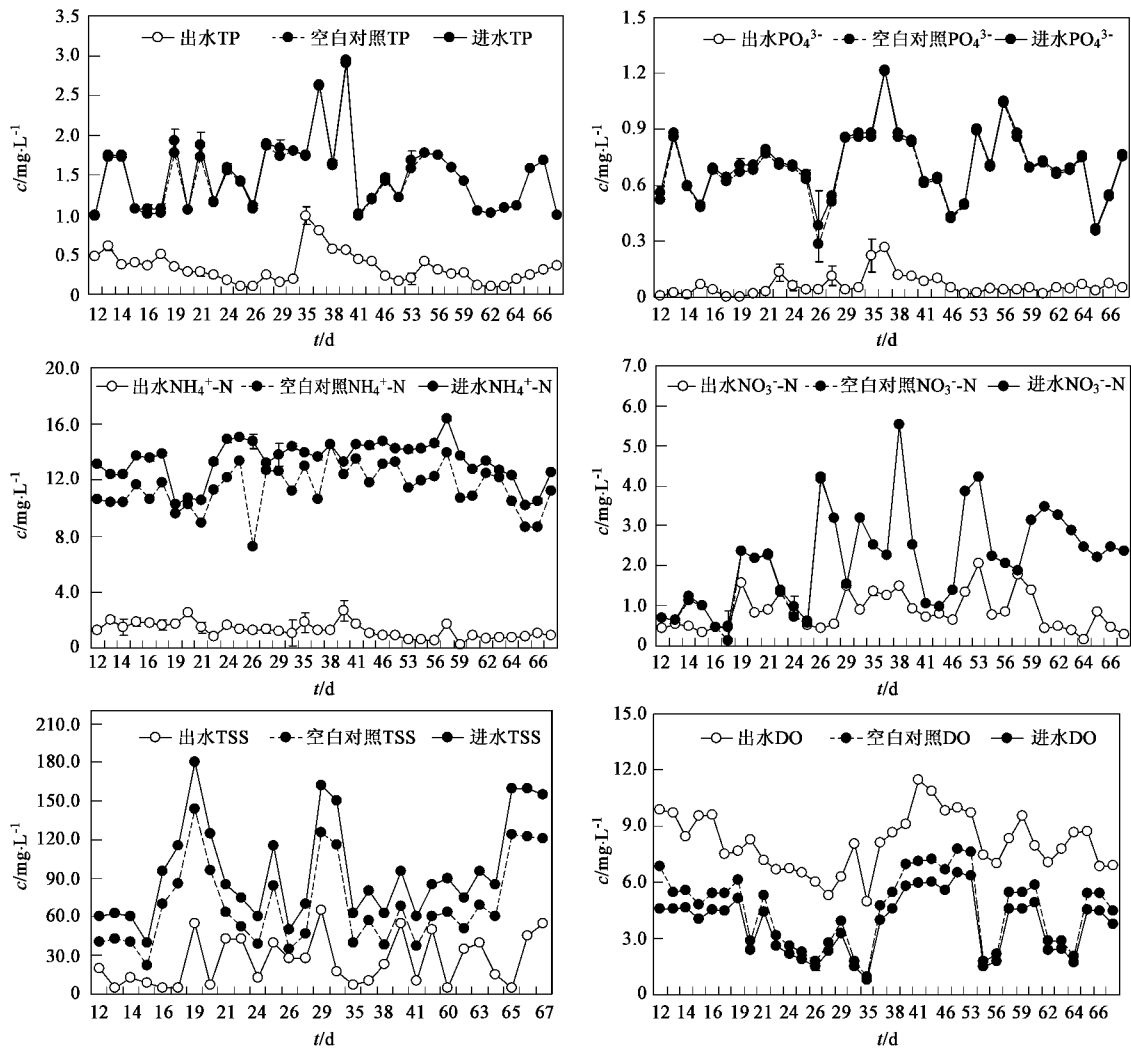


图 2 大型丝状藻类系统进、出水水质参数变化与处理效果分析

Fig.2 Filamentous green algae growth chamber influent-effluent parameters and treatment efficiencies

2.2 大型丝状藻类系统在高、低污染物质浓度条件下的去除效果研究

在水质净化试验中,藻类系统表现出对水体 N、P 物质稳定的去除效果.为了进一步分析大型丝状

绿藻系统在不同极端浓度条件下的 N、P 去除能力,本试验分别设置了高 TP ($> 3.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)、高 TN 浓度 ($> 22.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 和低 TP ($< 0.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)、低 TN ($< 10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 浓度污水(图 3、4).研究结果表明,藻

类系统对不同 P 浓度均具有显著的去除效果($p < 0.01$):高污染物质浓度条件下,系统在 5d 内的平均 TP 去除率为 89.4%,此时进水 PO_4^{3-} 介于 $0.75 \sim 4.39 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,平均去除率也可达 94.6%;相对于对 P 物质的去除效果,水槽出水中 TN 浓度也表现出显著下降($> 45\%$, $p < 0.05$),但 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 无明显下降趋势($< 30\%$).低污染物质浓度条件下,进水 PO_4^{3-} 保持在 $0.24 \sim 0.36 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间,而其出水浓度则接近于检测限值,去除率均保持在 95% 以上,同时 TP 的平均去除率也可达 72.6%;此时该系统对 TN 的平均去除率降为 9.4%,而 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均去除率则上升为 75.6%.

进一步分析表明,水体 TN/TP 比值通过该水槽系统后出现了显著变化.各浓度条件下进水 TN/TP 比值均介于 $5.21 \sim 17.53$,且在整个试验期间均保持相对稳定的比例,然而,出水中的 TN/TP 则随着不同浓度进水条件出现变化:高污染浓度出水中, TN/TP 比介于 $17.02 \sim 99.44$,且随着处理时间增加,比值逐渐下降,而低浓度出水则为 $38.00 \sim 85.12$,且比例逐渐增加.出水的 TN/TP 值已经超过了藻类生长所需的适宜的 N、P 比例^[29],表明不同污染物浓度条件下大型丝状藻类系统对 N、P 污染物质的吸收能力发生变化,高浓度条件下对 N 的去除能力增加,而低浓度条件下更趋向于对 P 的“耗竭”式吸收.

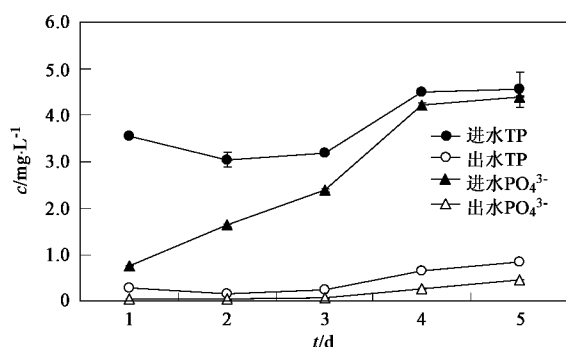


图3 高 TP、高 TN 浓度进水及其出水浓度变化

Fig.3 TP, PO_4^{3-} , TN and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentrations in the filamentous green algae growth chamber in high concentrations effluent

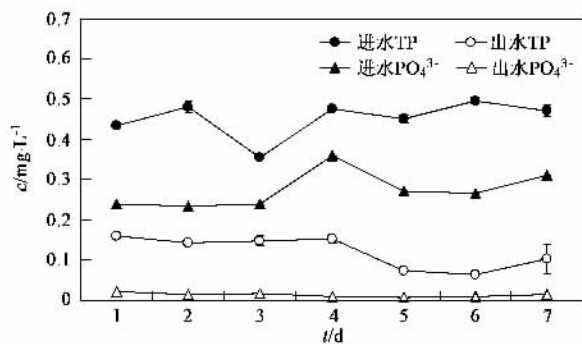
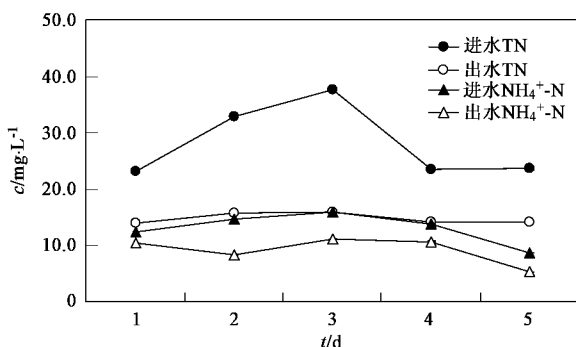


图4 低 TP、低 TN 浓度进水及其出水浓度变化

Fig.4 TP, PO_4^{3-} , TN and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentrations in low concentrations effluent

2.3 大型丝状绿藻系统生物量的变化

对系统中丝状绿藻生物量进行分析,以确定污染物质去除效果与藻类生物量之间的相互关系.结果表明,在试验前 25d 内,藻类 Chl-a 浓度始终保持在相对稳定状态,约为 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$.随后 Chl-a 出现显著上升,至第 37 d 时已达到 $1.43 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,增长约 3 倍左右,而此时系统 P、N 物质去除率也达到最高点.至试验结束,整个系统的平均 Chl-a 浓度均保持在 1.0

$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 左右.对 Chl-a 与污染物质去除率间的相关性进行分析,可以发现,Chl-a 与 PO_4^{3-} ($r = -0.56$)、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ($r = -0.68$)以及 DO ($r = 0.63$)之间均呈显著相关性($p < 0.05$).随着 Chl-a 浓度上升,出水 PO_4^{3-} 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度显著下降,DO 增加.水体 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度未表现出与 Chl-a 之间的相关性,但 TN 与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 之间存在极显著相关($p < 0.01$, $r = 0.86$),表明 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度变化是导致

TN 发生改变的重要因素。

试验结束后,对大型丝状藻类及周丛藻类样品进行收集,结果表明,长达 3 个月的净化试验后,大型丝状绿藻系统仍表现出良好的生长状态,系统中丝状藻类的生物量由试验初期的 75 g 干重(约 750 g 湿重),增加为 122.492 g 干重,生物量增加了 38.78%。同时,水槽四壁以及输水管道中均出现大量周丛藻类,种类鉴定主要以颗粒态绿藻类,如衣藻(*Chlamydomonas* spp.)、素衣藻(*Polytoma* spp.)、实球藻(*Pandorina* spp.),以及蓝藻种类,如颤藻(*Oscillatoria* spp.)等为主,这些周丛藻类的总干重量达 2.273 g。

3 结论

(1)大型丝状藻类系统具有对水体 N、P 污染物有效的去除效果,TP、 PO_4^{3-} 的去除率分别可达 50% 和 90% 以上, NH_4^+ -N 去除率达 85% 以上。

(2)该系统在高 TP($> 3.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、高 TN 浓度($> 22.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)和低 TP($< 0.50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、低 TN($< 10.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)浓度条件下,均保持了高效的 P 物质去除效果。

(3)大型丝状藻类表现出对污染环境很好适应性,相关性分析表明,藻类 Chl-a 与水体 PO_4^{3-} 、 NH_4^+ -N 去除率以及 DO 浓度具有显著相关性。

参考文献:

- [1] Etnier C, Guterstam B. Ecological Engineering for Wastewater Treatment [M]. (2nd ed). USA: Lewis Publishers, CRC Press, 1997. 21-38.
- [2] Craggs R J, Adey W H, Jenson K R, et al. Phosphorus removal from wastewater using an algal turf scrubber [J]. Water Science and Technology, 1996, **33**: 191-198.
- [3] Adey W H, Hackney L. The composition and production of tropical marine algal turf in laboratory and field experiments [A]. In: Adey W. The Biology, Ecology and Mariculture of *Mithrax spinosissimus* Utilizing Cultured Algal Turfs [C]. Washington, DC, USA: Mariculture Institute, 1989.
- [4] Adey W, Loveland K. Dynamic Aquaria: building living ecosystems [M]. (2nd ed). New York: Academic Press, 1998.
- [5] Doren R F, Jones R D. Conceptual design of periphyton-based STAs [R]. Memo to Col Terry Rice, 1996. 30.
- [6] Laura L R, Ray W D. Nutrient removal from wastewater effluent using an ecological water treatment system [J]. Environmental Science & Technology, 2000, **34**: 522-526.
- [7] Marc J C V, Ep H E, Vicky S, et al. Similarities between microbial and periphytic biofilms in recirculation aquaculture systems [J]. World Aquaculture Meeting Abstract, 2005, 581.
- [8] Shin H K, Polprasert C. Attached-growth waste stabilization pond

treatment evaluation [J]. Water Science and Technology, 1987, **19**: 229-235.

- [9] Polprasert C, Champratheep K. Heavy-metal removal in attached-growth waste stabilization ponds [J]. Water Research, 1989, **23**: 625-631.
- [10] Vymazal J. The use of periphyton communities for nutrient removal from polluted streams [J]. Hydrobiologia, 1988, **166**: 225-237.
- [11] Hoffmann J P. Wastewater treatment with suspended and non-suspended algae—a review [J]. Journal of Phycology, 1998, **34** (5): 757-763.
- [12] Craggs R J. Wastewater treatment by algal turf scrubbing [J]. Water Science and Technology, 2001, **44**: 427-433.
- [13] Mallick N. Biotechnological potential of immobilized algae for wastewater N, P and metal removal: a review [J]. Biometals, 2002, **15**: 377-390.
- [14] New Zealand Stream Health Monitoring and Assessment Kit (SHMAK). National Institute of Water and Atmospheric Research (NIWA) in partnership with Federated Farmers of New Zealand [R]. 2002.
- [15] Dickman M. The Effect of Grazing by Tadpoles on the Structure of a Periphyton Community [J]. Ecology, 1968, **49** (6): 1188-1190.
- [16] Cleckner L B, Gilmour C C, Hurley J P, et al. Mercury methylation in periphyton of the Florida Everglades [J]. Limnology and Oceanography, 1999, **44**(7): 1815-1825.
- [17] 黎尚豪,毕列爵. 中国淡水藻志. 第五卷: 丝状绿藻 [M]. 北京: 科学出版社, 1998.
- [18] 王岩, 张鸿雁. 不同单养和混养海水实验围隔浮游生物的研究 [J]. 中国水产科学, 1999, **6**(3): 49-54.
- [19] 王朝晖, 江天久. 水网藻对富营养化水体中 N 和 P 的去除研究 [J]. 环境科学学报, 1999, **19**(4): 448-452.
- [20] 林秋奇, 王朝晖, 杞桑, 等. 水网藻(*Hydrodictyon reticulatum*)治理水体富营养化的可行性研究 [J]. 生态学报, 2001, **21** (5): 814-819.
- [21] 况琪军, 马沛明, 刘国祥, 等. 大型丝状绿藻对 N、P 去除效果研究 [J]. 水生生物学报, 2004, **8**(3): 323-326.
- [22] 马沛明, 况琪军, 刘国祥, 等. 底栖藻类对氮、磷去除效果研究 [J]. 武汉植物学研究, 2005, **23**(5): 465-469.
- [23] Bischoff H W, Bold H C. Phycological Studies IV: Some soil algae from Enchanted Rock and related algal species [M]. USA, Texas Public Universities, 1963. 1-95.
- [24] 张祖明, 何惠芳. 闵行地区地表水资源开发利用现状, 存在问题与对策分析 [J]. 上海水利, 1999, **2**: 48-53.
- [25] 国家环保局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测方法 [M]. (第三版). 北京: 中国环境科学出版社, 1989. 389-392.
- [26] 国家环境保护局. 环境监测技术规范生物监测(水环境)部分(第四册)[M]. 北京: 国家环境保护局, 1986. 17-18.
- [27] 沈蕴芬, 章宗涉. 微型生物监测新技术 [M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1990.
- [28] 韩茂森, 束蕴芳. 中国淡水生物图谱 [M]. 北京: 海洋出版社, 1995.
- [29] Rhee G H, Gotham I J. Optimum N: P ratios and coexistence of planktonic algae [J]. Journal of Phycology, 1980, **16**: 486-489.