

污水处理与回用

郁颖, 吴磊, 李先宁, 等. 不同藻菌配比下菌藻共生去除水产养殖废水中氮磷的试验[J]. 净水技术, 2022, 41(4):54-60.

YU Y, WU L, LI X N, et al. Experiment of nitrogen and phosphorus removal in aquaculture wastewater by helotism system under different ratios of algae-bacteria[J]. Water Purification Technology, 2022, 41(4):54-60.



扫我试试?

不同藻菌配比下菌藻共生去除水产养殖废水中氮磷的试验

郁颖, 吴磊*, 李先宁, 林超, 郑天怡

(东南大学能源与环境学院, 江苏南京 210000)

摘要 为探讨在不同的藻菌配比下菌藻共生系统中小球藻的生长情况和对水产养殖废水中氮、磷的去除效果, 在实验室搭建了小球藻和细菌的共生反应器, 按照 COD_{Cr} 、总氮(TN)、总磷(TP)的质量浓度分别为 60、10.0、1.0 mg/L 配制了模拟水产养殖的废水, 进行小球藻和细菌的配比分别为 1:5、1:2、1:1、2:1 和 5:1 的 5 组光照生长试验, 试验周期为 7 d。试验结果表明: 当藻菌配比为 5:1 时, 藻类生长情况最好, 叶绿素 a 含量最高可达 753.18 $\mu\text{g/L}$, 废水的溶解性化学需氧量(DCOD_{Cr})、总溶解性磷(TDP)、总溶解性氮(TDN)、氨氮和硝态氮(NO_3^--N)去除率分别为 68.90%、90.83%、87.18%、99.97% 和 98.11%。藻类的吸收、同化作用是主要的磷去除机制。微生物脱氮和藻类吸收同化作用为主要的氮去除机制, 分别占总去除率的 51.10% 和 48.50%。

关键词 水产养殖废水 菌藻共生体系 藻菌配比 氮磷去除 氮转化途径

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2022)04-0054-07

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2022.04.009

Experiment of Nitrogen and Phosphorus Removal in Aquaculture Wastewater by Helotism System under Different Ratios of Algae-Bacteria

YU Ying, WU Lei*, LI Xianning, LIN Chao, ZHENG Tianyi

(School of Energy and Environment, Southeast University, Nanjing 210000, China)

Abstract In order to explore the growth of *Chlorella* in the helotism system and the removal effect of nitrogen and phosphorus in aquaculture wastewater under different ratios of algae-bacteria, a symbiotic reactor of *Chlorella* and bacteria was built in the laboratory. Simulated aquaculture wastewater was prepared according to the mass concentrations of COD_{Cr} , total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) of 60, 10.0, 1.0 mg/L, respectively. Five groups of light growth experiments were carried out with the ratios of *Chlorella* and bacteria of 1:5, 1:2, 1:1, 2:1 and 5:1, respectively. The experiment period was 7 days. Results showed that when the ratio of algae-bacteria was 5:1, the growth of algae was the best, the highest biomass of chlorophyll a was 753.18 $\mu\text{g/L}$, and the removal rates of dissolved chemical oxygen demand (DCOD_{Cr}), total dissolved phosphorus (TDP), total dissolved nitrogen (TDN), ammonia nitrogen and nitrate nitrogen (NO_3^--N) were 68.90%, 90.83%, 87.18%, 99.97% and 98.11% respectively. The absorption and assimilation of algae were the main phosphorus removal mechanism. Microbial denitrification and algae assimilation were the main nitrogen removal mechanisms, accounting for 51.10% and 48.50% of the total removal rate, respectively.

[收稿日期] 2020-03-17

[基金项目] “十三五”国家科技重大专项(2017ZX07202004-005)

[作者简介] 郁颖(1995—), 女, 硕士, 研究方向为水处理技术, E-mail: 952739509@qq.com。

[通信作者] 吴磊, 副教授, E-mail: wulei@seu.edu.cn。

Keywords aquaculture wastewater helotism system ratio of algae-bacteria nitrogen and phosphorus removal nitrogen transformation pathway

针对水产养殖废水集中入河污染负荷高、水量大等特点,提出了“养殖废水-菌藻共生塘-水生动物塘-潜流人工湿地-养殖新水”的水产养殖水循环利用模式,以实现养殖废水的零排放。该系统通过把养殖水中溶解态的氮、磷转化为颗粒态的藻类,藻类再被滤食或过滤,从而达到去除氮、磷的目的。该系统中,养殖水氮、磷向藻类的转换率越高,越有利于氮、磷的去除,因此,菌藻共生塘是关键环节。

菌藻共生系统通过利用细菌和藻类的协同作用去除污染物。细菌代谢过程产生的 CO_2 可作为微藻的碳源,藻类光合作用则为细菌提供了 O_2 ;细菌对有机物氧化分解,代谢产物(无机氮、磷化合物)成为藻类生长代谢过程所需的营养;微藻以溶解碳(DOC)的形式产生光合有机物,可作为细菌的碳源^[1]。研究表明,菌藻共生系统中菌藻需要存在一定的比例关系^[2]。若细菌和微藻配比在合适的范围内,细菌和藻类在 CO_2 和 O_2 的交换达到平衡,既保证细菌的代谢活动,又为藻类提供充足的碳源,使微藻具有更高的生物量^[3]。菌藻共生系统中菌藻之间的数量配比不同,还影响其群落结构和代谢关系,从而影响藻类生长繁殖,导致不同的处理效果^[4]。细菌和微藻配比过低或过高都不利于体系

的构建。为此,针对水产养殖废水的水质特征,以小球藻和活性污泥构建了菌藻共生体系,探讨在不同的藻菌配比下小球藻的生长情况和氮、磷的去除效果,并研究氮的转化途径。通过试验结果确定最佳的藻菌配比条件,实现较高的微藻转化率和氮、磷去除率,为实际工程应用提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 菌藻及其培养方法

试验用的小球藻由东南大学实验室提供,将小球在蓝绿藻培养基(blue-green medium, BG11)中扩大培养至对数期,用离心机在转速为 8 000 r/min、时间为 5 min 的条件下离心,倾去上清液,重悬浮后备用。

取污水厂活性污泥接种至营养肉汤培养基(nutrient broth, NB)作为菌种,培养至对数期,用离心机在转速为 8 000 r/min、时间为 5 min 的条件下离心,倾去上清液,重悬浮后备用。

1.2 试验用水

对江苏省常州市武进区太滆运河附近的部分养殖水体进行为期一年的水质监测,结果如表 1 所示。

表 1 太滆运河附近的部分养殖水体水质监测

Tab. 1 Water Quality Monitoring of Some Aquaculture Water Bodies near Taige Canal

项目	总氮(TN) /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	总磷(TP) /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	氨氮 /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\text{NO}_3^- - \text{N}$ /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	COD_{Cr} /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	SS /($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
监测值	4.0~11.7	0.1~3.1	0.3~1.7	0.5~2.2	31~70	42~68
平均值	10	1.0	2.5	2.5	60	55

以 BG11 培养基配方为基础,配制模拟水产养殖废水。其中,碳源为无水葡萄糖,氮源分别为硫酸铵、硝酸钠和尿素,磷源为磷酸二氢钾。模拟的水质指标如下: COD_{Cr} 含量为 60 mg/L ;氨氮含量为 2.5 mg/L ; $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量为 2.5 mg/L ;有机氮含量为 5.0 mg/L ;TP 含量为 1.0 mg/L 。

1.3 处理工艺及试验装置

图 1 为水产养殖水循环利用系统流程。该系统首先通过菌藻共生单元,利用藻类对氮、磷的同化吸收作用,把养殖水中溶解态的氮、磷转化为颗粒态的

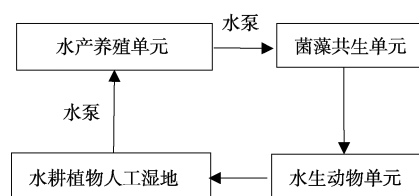


图 1 水产养殖水循环利用系统流程图

Fig. 1 Flow Chart of Aquaculture Water Recycling System

藻类,出水依次排入水生动物滤食单元和水耕蔬菜人工湿地,利用水生动物对藻类的滤食作用、人工湿地对藻类的过滤作用去除藻类,实现有机物的生态

化处理及氮、磷的有序转化与利用。本文仅研究菌藻共生单元。

图2为菌藻共生单元试验装置示意图,设计廊道式菌藻共生反应器,主要由动力系统(桨轮、轴及电机)、箱体(有机玻璃)、光源(LED光源)及电控系统组成。菌藻共生反应器的有效容积约为80 L,池深为0.40 m,长为0.63 m,宽为0.32 m,由4条廊道构成,形成循环。在箱体上方布置150 W的LED灯模拟太阳光,光照强度为6 000 lux。光照时间通过时间控制器自动控制,光照周期为12 h:12 h。反应器内温度平均为30.0 ℃。

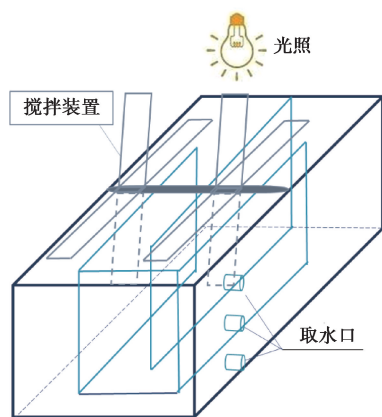


图2 菌藻共生单元试验装置示意图

Fig. 2 Schematic Diagram of Experimental Device of Helotism Unit

1.4 试验设计

试验设置5个试验组,小球藻和细菌的接种比例分别为5:1、2:1、1:1、1:2和1:5,即保持藻接种量为 1×10^5 cells/mL,菌接种量分别为 2×10^4 、 5×10^4 、 1×10^5 、 2×10^5 、 5×10^5 cells/mL。光照强度为6 000 lx、光照周期为12 h:12 h、温度为30.0 ℃。试验周期为7 d,每天早上9:00采样测定其叶绿素a、pH、溶解氧(DO)、溶解性化学需氧量(DCOD_{Cr})、总溶解性磷(TDP)、TN、总溶解性氮(TDN)、氨氮、硝态氮(NO₃⁻-N)和亚硝态氮(NO₂⁻-N)。

1.5 分析方法

DCOD_{Cr}采用哈希试剂反应器消解法测定;氨氮采用《水质 氨氮的测定 纳氏试剂分光光度法》(HJ 535—2009)测定;NO₂⁻-N采用《水质 亚硝酸盐氮的测定 分光光度法》(GB/T 7493—1987)测定;NO₃⁻-N采用《水质 硝酸盐氮的测定 紫外分光光度法》(试行)(HJ/T 346—2007)测定;TDP采用《水质 总磷

的测定 钼酸铵分光光度法》(GB/T 11839—1989)测定;TN、TDN采用《水质 总氮的测定 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法》(HJ 636—2012)测定;采用测定叶绿素a含量表征藻数量,叶绿素a采用《水质 叶绿素a的测定 分光光度法》(HJ 897—2017)测定。试验中测定的溶解性氮、磷、COD_{Cr}均为样品过滤后测得^[5-6]。

2 结果与讨论

2.1 小球藻生长情况

以叶绿素a的含量表征小球藻生长繁殖情况。图3为在不同藻菌配比下叶绿素a含量的变化情况。由图3可知,各试验组中小球藻经过48 h适应期,进入快速增长阶段,藻菌配比为5:1的试验组叶绿素a增长最快,比增长速率最高为2.0 d⁻¹,第8 d叶绿素a含量达到753.18 μg/L。藻菌配比为1:5、1:2、2:1的试验组小球藻增长到一定程度后浓度有所下降,培养7 d后叶绿素a含量分别为338.50、141.00、482.70 μg/L。而藻菌配比为1:1的试验组小球藻生长水平很低,平均值保持在33.49 μg/L。菌藻共生系统依赖细菌和藻类的协同作用,但菌藻之间也存在竞争和拮抗作用^[7],菌、藻会竞争营养物质,或者通过激发食藻生物,或者释放毒藻素^[8],抑制对方的繁殖。因此,针对特定的水质,菌藻配比存在一个适宜的比例,才能发挥共生的效益,获得藻类高产率的预期。

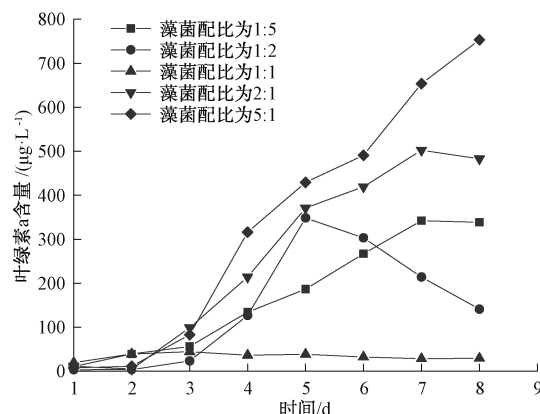


图3 不同藻菌配比下叶绿素a含量变化

Fig. 3 Changes of Chlorophyll a Content under Different Ratios of Algae-Bacteria

同时,试验发现菌种投加量越大,越容易形成絮体。藻菌配比为1:5、1:2时形成大量絮体。絮体的形成有利于微藻的沉降收获,但是不利于微藻接触

光照,影响藻类生长。同时,絮体的形成使藻类易于老化,观察发现试验持续 7 d 后,除了藻菌配比为 5:1 时藻类会保持悬浮性、叶绿素 a 维持上升趋势之外,其余叶绿素 a 都有不同程度降低。

2.2 DCOD_{Cr} 的变化

图 4 为不同藻菌配比下 DCOD_{Cr} 浓度变化情况。不同藻菌配比下,DCOD_{Cr} 都有较好的去除效果,在藻菌配比为 5:1、2:1、1:1、1:2、1:5 下,DCOD_{Cr} 去除率分别为 68.90%、73.38%、77.3%、72.3%、73.42%,不同藻菌配比下,DCOD_{Cr} 去除率没有明显差异。有机物一方面在好氧细菌的代谢作用下合成自身细胞物质或者氧化分解为 CO₂,另一方面也为细菌的反硝化反应提供碳源。当藻菌配比为 5:1 时,DCOD_{Cr} 去除率略低于其余 4 组,原因可能是微藻产生的光合有机物以 DOC 的形式部分排泄出细胞外,从而引起 DCOD_{Cr} 浓度略有升高。

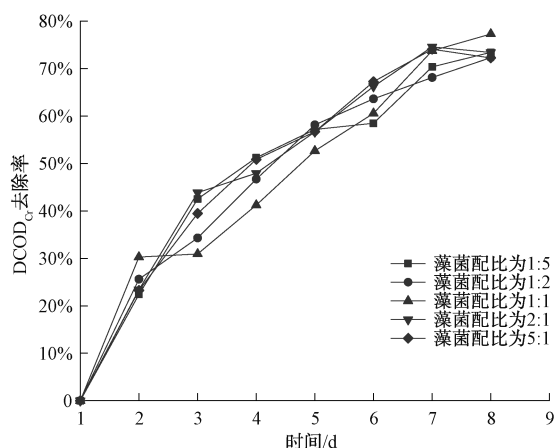


图 4 不同藻菌配比下 DCOD_{Cr} 去除率变化

Fig. 4 Changes of DCOD_{Cr} Removal Rates under Different Ratios of Algae-Bacteria

2.3 TDP 的变化

图 5 为不同藻菌配比下 TDP 含量的变化情况。藻菌配比为 2:1、5:1 时,TDP 去除率均能达到 90%;而藻菌配比为 1:1、1:2 和 1:5 时,去除率分别为 80.47%、50.47%和 84.72%。可见,藻、菌均可吸收同化利用废水中正磷酸盐、合成磷脂、核酸、ATP 等含磷有机物。藻菌配比为 2:1、5:1 时,TDP 去除率差别并不大,说明在这种磷浓度水平情况下,藻菌配比为 2:1 时藻类产率已可满足需要。另外,各组试验系统启动初期(1~3 d),TDP 去除率波动大,与菌、藻生物量变化有关。试验前期藻类的产率较低,

此时 TDP 的去除应主要是微生物迅速繁殖所致,试验中观察到系统中水体变混浊,产生大量絮状体,随着细菌的死亡 TDP 浓度又有所上升。此后,由于藻类的产率持续上升,TDP 去除率与小球藻的生物量增减呈现相关性。

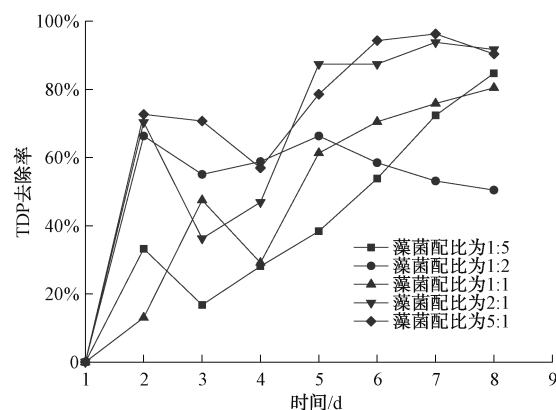


图 5 不同藻菌配比下 TDP 去除率变化

Fig. 5 Changes of TDP Removal Rates under Different Ratios of Algae-Bacteria

2.4 水中氮的变化

表 2 为不同藻菌配比下试验持续 7 d 后最终氨氮、NO₃⁻-N、TDN、TN 去除率情况。在藻菌配比为 5:1 下,氨氮、NO₃⁻-N 和 TDN 的去除效果都最好,在此条件下叶绿素 a 含量达到 753.18 μg/L,小球藻生长情况最好。说明在合适的藻菌配比下,水中的溶解性氮可以较大程度地转化为藻类。在藻菌配比为 2:1 下,TDN 的去除效果次之。5 组试验系统中都有不同程度的氮损失,TN 去除率在 27.84%~54.82%,藻菌配比为 2:1 时 TN 去除率最高。

表 2 不同藻菌配比下氨氮、NO₃⁻-N、TDN 和 TN 去除率

Tab. 2 Removal Rates of Ammonia Nitrogen, NO₃⁻-N, TDN and TN under Different Ratios of Algae-Bacteria

藻菌配比	氨氮 去除率	NO ₃ ⁻ -N 去除率	TDN 去除率	TN 去除率
5:1	99.97%	98.11%	87.18%	45.53%
2:1	97.63%	91.84%	81.06%	54.82%
1:1	49.52%	52.22%	46.78%	27.84%
1:2	53.68%	64.93%	29.82%	34.64%
1:5	68.86%	48.27%	57.25%	38.87%

2.5 系统中氮转化途径

整个系统中氮形态的变化是联动的,通过估算

了解系统中各形态氮相互转化途径。TN、颗粒有机氮(PON)、溶解有机氮(DON)和溶解性无机氮(DIN)之间的关系如式(1)。DON根据TDN和DIN的差值计算,PON根据TN和TDN的差值计算。将PON分为藻类有机氮(AON)和细菌有机氮(BON),BON根据PON和AON的差值计算^[9]。

$$\text{TN} = \text{DIN} + \text{DON} + \text{PON} \quad (1)$$

由于共培养时细菌的存在,培养液OD680无法准确反映微藻的生物量,一般情况下,一个藻种的叶绿素a的含量会维持在相对稳定的数值,可通过测量叶绿素a来反映微藻的生物量。根据叶绿素a浓度利用式(2)估算藻菌共生系统中藻类生物量^[10]。

$$\text{藻类生物量} = \frac{\text{叶绿素a}}{1.5} \times 100\% \quad (2)$$

该方程假设藻类生物量具有恒定的叶绿素a含量,即干重的1.5%。通过假设藻类的化学计量法^[11],确定AON的量。假设微藻中含有9.2%的氮,计算藻类生物量AON的氮含量如式(3)。

$$\text{AON} = \text{藻类生物量} \times 9.2\% \quad (3)$$

图6为不同藻菌配比下各形态氮浓度变化情况。随着时间增加,氨氮浓度整体呈下降趋势。氨氮去除主要有2种途径,一是藻类吸收利用氨氮合成细胞,二是微生物通过硝化反应降解氨氮转化生成 NO_2^- -N和 NO_3^- -N。氨氮的变化还与微生物投加量有关,系统中存在有机氮,氨化细菌降解有机氮转化为氨氮,微生物投加量越大,有机物降解越快,氨氮相应有所增加。

藻菌配比为2:1、1:1、1:2和1:5时,均出现 NO_2^- -N积累现象,而藻菌配比为5:1时,仅在第2d有所上升,其余时间均保持在较低水平。硝化作用使 NO_2^- -N快速转化为 NO_3^- -N,藻菌配比为5:1的试验组未出现 NO_2^- -N积累现象。Anthonisen等^[12]研究表明,游离氨(FA)对亚硝酸菌和硝酸菌有抑制作用,尤其FA对硝酸菌的抑制质量浓度为0.1~1.0 mg/L。试验发现,藻菌配比为5:1的试验组第2d氨氮含量迅速降至0.73 mg/L,在第3d NO_2^- -N累积量迅速下降。其他4组试验的氨氮浓度下降相对较慢。另一方面碳氮比(C/N)同样会影响 NO_2^- -N积累。葛士建等^[13]以葡萄糖为碳源,发现在较低的C/N时,亚硝酸盐的积累较高,在C/N为6.77时,

亚硝酸盐积累浓度达到最大。试验中异养菌快速消耗有机物导致C/N过低,造成 NO_2^- -N积累。

菌藻共生系统中,一般认为微藻吸收是 NO_3^- -N去除的主要途径。藻菌配比为5:1、2:1的3组试验组 NO_3^- -N去除率在1~2d内迅速达到90.00%以上。藻菌配比为1:5和1:1这2组试验组 NO_3^- -N去除率在7d内逐步增加到50%左右。而在试验前期小球藻浓度很低, NO_3^- -N去除情况与小球藻生长情况不符,并且在氨氮充足的情况下优先吸收利用氨氮,因此,认为细菌的脱氮作用为主要的 NO_3^- -N去除机制。5组试验在反应初期由于好氧细菌降解有机物使DO迅速消耗,DO质量浓度在0.2 mg/L左右。随着小球藻增长繁殖和光合作用释放氧气,DO含量逐渐升高,稳定在9 mg/L左右。系统中较高的溶解氧会抑制反硝化作用,反硝化细菌优先利用分子态氧作为电子受体。

但是试验中发现5组试验系统中都有不同程度的氮损失,氮损失在27.84%~54.82%。系统中氮损失可能有两方面原因,一是异养硝化反应过程会产生中间产物而造成氮损失,硝化过程中产生 N_2 、 N_2O 和NO,其比例可达氮去除率的10%以上^[14];二是可能存在同时硝化反硝化现象(SND),即硝化反应和反硝化反应在同一反应器中、相同操作条件下同时发生^[15]。当菌、藻共生形成絮体时,相当于细菌以微藻为基质,在基质表面上形成一层生物膜,会自然形成从表面到生物膜深层的好氧至缺氧的微环境梯度,这种同时存在微氧、缺氧、厌氧等状态的微环境^[16]使得反硝化反应有可能发生。近年来在不少实际污水处理工艺过程中也都发现此现象,比如曝气生物滤池^[15]、SBR反应器^[18]、Orbal氧化沟^[19]等,这些工艺在好氧条件下氮损失达30%。

菌藻共生系统的优势在于营养物质的交换,不需要外加碳源,水体中本身有机物和微藻为细菌硝化反硝化反应提供碳源。废水中 COD_{Cr} 质量浓度为60 mg/L左右。微藻也可以为细菌提供碳源,一方面微藻产生的光合有机物以DOC的形式部分排泄出细胞外,可作为细菌的碳源;另一方面,死亡的微藻通过葡糖苷酶、壳多糖酶、纤维素酶和其他酶的作用裂解后,又作为细菌的营养物质。

由图6可知,当藻菌配比为5:1时,微生物脱氮

和藻类同化作用为主要的氮去除机制,分别占总去除率的 51.10% 和 48.50%。在藻菌配比为 1:5、1:2、1:1 和 2:1 的情况下,细菌硝化反硝化造成的氮损失分别占 TN 的 72.70%、76.60%、62.10% 和 71.40%,藻类吸收的氮分别占氮去除率的 30.20%、

20.70%、-2.60% 和 34.30%。藻菌配比为 1:1 时,由于藻菌竞争,微藻繁殖被抑制甚至死亡,死亡的藻细胞作为有机氮被细菌利用。微生物脱氮作用仍是系统脱氮的主要机制,不同的藻菌配比导致不同的氮磷去除机制。

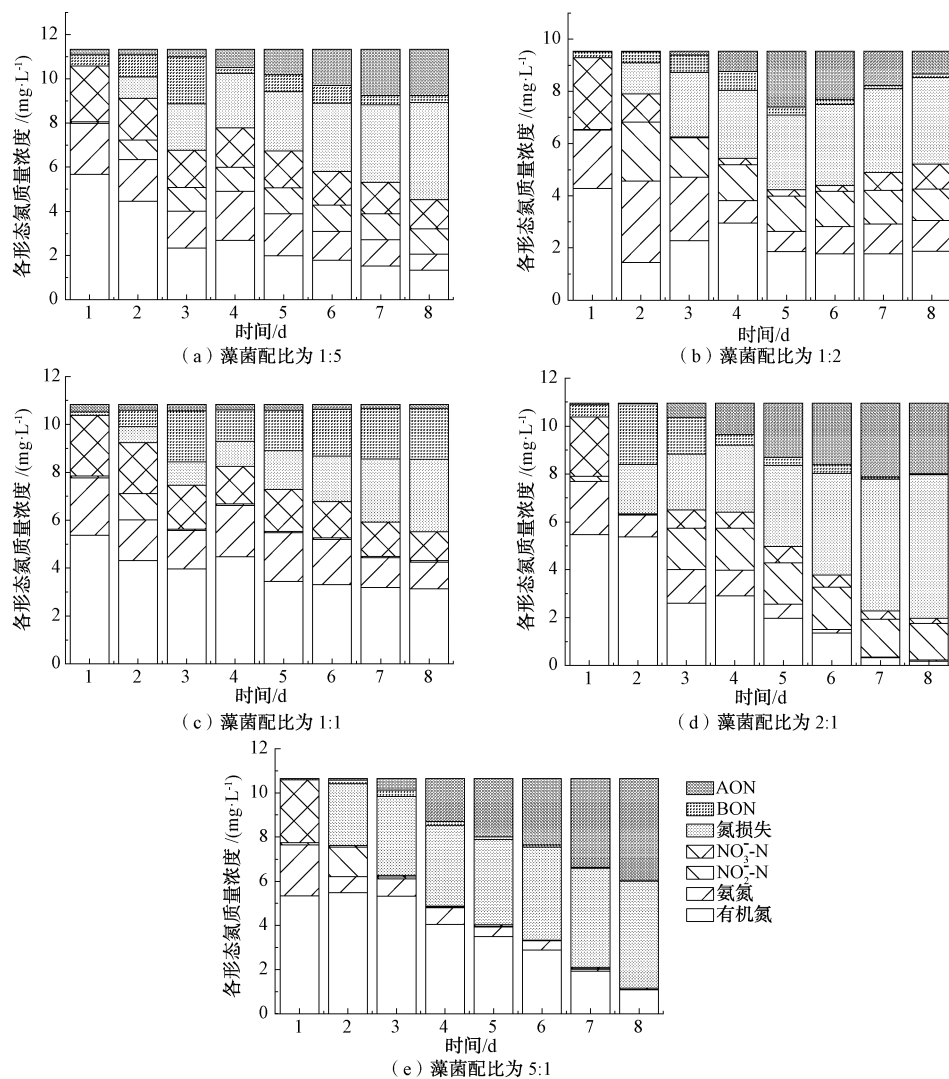


图 6 不同藻菌配比下各形态氮浓度变化

Fig. 6 Changes of Nitrogen Concentration in Different Forms under Different Algae-Bacteria Ratios

2.6 工程实例

“养殖废水-菌藻共生塘-水生动物塘-水耕植物人工湿地-养殖新水”的水产养殖水循环利用模式已在实际工程中得到应用,示范工程建设在江苏省常州市太湖运河附近,试验持续 4 个月。工程运行结果表明:菌藻共生塘在藻菌配比为 5:1 的条件下,TN、TP 和 COD_{Cr} 的平均去除贡献率分别为 17.53%、18.56% 和 34.45%;水产养殖水循环利用

系统对 TN、TP 和 COD_{Cr} 平均去除率达到 54.26%、29.54% 和 50.38%,出水水质稳定达到或优于《地表水环境质量标准》Ⅳ类水标准。该水产养殖水循环利用模式达到净化和资源再利用的双重目标,实现了废水的零排放,有利于水产养殖业的绿色发展。

3 结论

(1) 针对水产养殖废水集中入河污染负荷高、

水量大等特点,提出了“养殖废水-菌藻共生塘-水生动物塘-潜流人工湿地-养殖新水”的水产养殖水循环利用模式,以实现养殖废水的零排放。该系统通过把养殖水中溶解态的氮、磷转化为颗粒态的藻类,再通过后续食藻、滤藻单元从系统中去除藻类,从而彻底从系统中去除氮、磷。工程实例表明,水产养殖水循环利用系统对 TN 、 TP 和 COD_{Cr} 平均去除率达到 54.26%、29.54% 和 50.38%,出水水质稳定达到或优于《地表水环境质量标准》Ⅳ类水标准。

(2) 当藻菌配比为 5:1 时,菌藻共生系统中藻类产率最高,叶绿素 a 最高值可达 753.18 $\mu\text{g/L}$, DCOD_{Cr} 、 TDP 、 TDN 、氨氮和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除率分别为 68.90%、90.83%、87.18%、99.97% 和 98.11%。溶解态的氮一部分在微生物作用下转化为 N_2 、 N_2O 和 NO 等气体,大部分转化为生物质仍在系统中,需要通过后续的除藻单元去除藻类,从而彻底从系统中去除氮磷。

(3) 藻类的同化作用是主要的磷去除机制。微生物脱氮和藻类同化作用为主要的氮去除机制,分别占总去除率的 51.10% 和 48.50%。

(4) 除了藻菌配比为 5:1 的试验组之外,其余试验组均出现 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累现象。可能是由于 FA 对亚硝酸菌和硝酸菌有抑制作用以及较低的 C/N。

(5) 试验中发现氮损失在 27.84% ~ 54.82%。系统中的氮损失可能是异养硝化反应产生中间产物和发生同步硝化反硝化两方面原因。

参考文献

- [1] 皮永蕊,吕永红,柳莹,等. 微藻-细菌共生体系在废水处理中的应用[J]. 微生物学报, 2019, 59(6): 1188-1196.
- [2] GONÇALVES A L, PIRES J C M, SIMÕES M. Wastewater polishing by consortia of *Chlorella vulgaris* and activated sludge native bacteria[J]. Journal of Cleaner Production, 2016, 133: 348-357. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.05.109.
- [3] MOUGET J L, DAKHAMA A, LAVOIE M C, et al. Algal growth enhancement by bacteria: Is consumption of photosynthetic oxygen involved? [J]. FEMS Microbiology Ecology, 1995, 18(1): 35-43.
- [4] SU Y, MENNERICH A, URBAN B. Synergistic cooperation between wastewater-born algae and activated sludge for wastewater treatment: Influence of algae and sludge inoculation ratios[J]. Bioresource Technology, 2012, 105: 67-73. DOI: 10.1016/j.biortech.2011.11.113.
- [5] 王丽娟,史正涛,叶燎原,等. 滇池流域宝象河水体溶解态氮变化特征及其环境影响因子研究[J]. 中国农村水利水电, 2019(9): 125-128, 132.
- [6] 丁怡. 塘床复合人工湿地系统协同水质净化效果及生态调控机制[D]. 上海: 东华大学, 2016.
- [7] 柳青. 菌-藻共生体系稳定培养建立及条件优化研究[D]. 重庆: 中国科学院大学(中国科学院重庆绿色智能技术研究院), 2018.
- [8] 王平,吴晓芙,李科林,等. 有效微生物群(EM)抑藻效应研究[J]. 环境科学研究, 2004(3): 34-38, 59.
- [9] PARK J B K, CRAGGS R J. Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition[J]. Water Science and Technology, 2011, 63(8): 1758-1764. DOI: 10.2166/wst.2011.114.
- [10] RASCHKE R L. Diatom (*Bacillariophyta*) community response to phosphorus in the Everglades National Park, USA. [J]. Phycologia, 1993, 32: 48-58. DOI: 10.2216/i0031-8884-32-1-48.1.
- [11] OSWALD W J, BOROWILZKA M A. Micro-algal biotechnology [M]. London: Cambridge University Press, 1988.
- [12] ANTHONISEN A C, LOEHR R C, PRAKASAM T B S, et al. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid [J]. Journal (Water Pollution Control Federation), 1976, 48(5): 835-852.
- [13] 葛士建,王淑莹,杨岸明,等. 反硝化过程中亚硝酸盐积累特性分析[J]. 土木建筑与环境工程, 2011, 33(1): 140-146.
- [14] HANAKI K, HONG Z, MATSUO T. Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater[J]. Water Science & Technology, 1992, 26(5-6): 1027-1036. DOI: 10.2166/wst.1992.0544.
- [15] 吕锡武. 同时硝化反硝化的理论和实践[J]. 环境化学, 2002(6): 564-570.
- [16] ZHUANG L L, YANG T, ZHANG J, et al. The configuration, purification effect and mechanism of intensified constructed wetland for wastewater treatment from the aspect of nitrogen removal: A review [J]. Bioresource Technology, 2019, 293: 122086. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.122086.
- [17] 马军,邱立平. 曝气生物滤池中的亚硝酸盐积累及其影响因素[J]. 环境科学, 2003(1): 84-90.
- [18] V MÜNCH E, LANT P, KELLER J. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors[J]. Water Research, 1996, 30(2): 277-284.
- [19] 门晓欣. Orbal 氧化沟同时硝化/反硝化及生物除磷的机理研究[J]. 中国给水排水, 1999(3): 1-7.