

碳源供给策略对水产养殖废水生物絮团处理效果的影响

史明明¹ 刘 晃² 龙丽娜² 阮贇杰^{1,3} 郭希山¹ 朱松明¹

(1. 浙江大学生物系统工程与食品科学学院, 杭州 310058; 2. 中国水产科学研究院渔业机械仪器研究所, 上海 200092; 3. 康纳尔大学生物与环境工程系, 伊萨卡 14850)

摘要: 为探究碳源供给策略对工厂化循环水养殖系统废水生物絮团处理的影响,以水产养殖模拟废水为研究对象,以蔗糖、乙酸钠和甘油为碳源,分别设置不同 C/N 比梯度(5、10 和 15)进行了相关研究。结果表明,各实验组均存在硝化作用和同化作用,在较低 C/N 比(C/N 比为 5)时,不同碳源硝化作用强度存在显著差异($P < 0.05$),但在各系统稳定阶段,氨氮去除率均达到 90% 以上。其中,乙酸钠为碳源时,系统达到稳定所需时间较短(4 d),并不受 C/N 比的影响,而另外 2 组随着 C/N 比增加,系统达到稳定所需时间逐渐减少(均由 24 d 减少至 12 d),且氨氮去除效率逐渐提高。其次,不同碳源和 C/N 比对生物絮团系统碱度的影响不同,在系统稳定阶段,乙酸钠随着 C/N 比增加,碱度逐渐升高,且均保持较高的浓度,不适宜水产重复利用,而蔗糖和甘油相对稳定,且均低于 200 mg/L。另外,结合生物絮团沉积指数可知,生物絮团的沉降性能对絮团氨氮去除效率没有显著影响($P > 0.05$)。在低 C/N 比时,不同碳源其 EPS 多糖含量差异不显著($P > 0.05$),而随着 C/N 比增加,不同碳源 EPS 多糖含量的多少及变化趋势不同。

关键词: 工厂化循环水养殖系统; 生物絮团; 碳源; 碳氮比; 水质; 细胞胞外多聚物

中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-1298(2016)06-0317-07

Effect of Carbon Source Supply Tactics on Treatment of Aquaculture Wastewater with Biofloc Technology

Shi Mingming¹ Liu Huang² Long Li'na² Ruan Yunjie^{1,3} Guo Xishan¹ Zhu Songming¹

(1. College of Biosystems Engineering and Food Science, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China

2. Fishery Machinery and Instrument Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Shanghai 200092, China

3. Department of Biological and Environmental Engineering, Cornell University, Ithaca 14850, USA)

Abstract: For the trend and necessary to limit water exchange and control disease, biofloc technology (BFT) has been widely applied in aquaculture. The carbon source supplement is the base and core of BFT, which will significantly affect the water quality, food conversion ratio (FCR) and the immune capacity in rearing animals. To explore the influence of carbon source supply tactics on the treatment of waste water discharged by recirculating aquaculture system (RAS), research was conducted, based on simulated aquaculture wastewater as the research object. In addition, the sucrose, sodium acetate and glycerol were used as carbon source, and three kinds of C/N ratio (5, 10 and 15) were evaluated for each type of carbon source respectively. Results showed that nitrification and assimilation occurred in the experimental groups. At the low C/N ratio (C/N ratio is 5), the nitrification intensity of different carbon source had extremely difference($P < 0.05$), but in the stable stage of each system, ammonia nitrogen removal rates all achieved over 90%. Moreover, sodium acetate system was quicker to reach the stable

收稿日期: 2016-01-22 修回日期: 2016-03-18

基金项目: 国家自然科学基金青年基金项目(31402348)、“十二五”国家科技支撑计划项目(2014BAD08B09)、农业部渔业机械仪器研究所重点实验室开发基金项目(2015)和中国博士后科学基金项目(2014M551747)

作者简介: 史明明(1988—),男,博士生,主要从事设施水产装备研究,E-mail: shimgmg@163.com

通信作者: 阮贇杰(1983—),男,助理研究员,博士,主要从事水产养殖环境工程研究,E-mail: ruanyj@zju.edu.cn

stage (4 d), and less affected by C/N ratio. While with the C/N ratio increasing, the groups of sucrose and glycerol required less time to achieve stabilization (24 d reduce to 12 d), and the ammonia nitrogen removal efficiencies were improved gradually (sucrose, increasing from 87% to 99%; glycerol, from 83% to 98%). Secondly, different carbon source and C/N ratio had various effects on alkalinity of biofloc system. At system stable stage, with the increase of C/N ratio, the alkalinity of sodium acetate groups was raised slowly, and maintained high concentrations, which were not suitable for aquaculture reuse, but the groups of sucrose and glycerol were relatively stable, which were all less than 200 mg/L (CaCO_3). In addition, combined with biofloc sludge volume index (SVI), settlement performance of biofloc had no significant influence on the removal efficiency of ammonia nitrogen ($P > 0.05$). At a low C/N ratio (C/N ratio is 5), the difference of EPS polysaccharide contents of three carbon source was not significant ($P > 0.05$), and with the increase of C/N ratio, EPS polysaccharide of three carbon source had different contents and change tendencies.

Key words: factory recirculating aquaculture; biofloc technology; carbon source; C/N ratio; water quality; EPS

引言

2013 年,我国水产品生产总量高达 6 127 万吨^[1],约占世界水产品总量的 2/3,已成为水产品生产大国。但由于海洋资源逐渐匮乏,以及环保问题的日益凸出,水产养殖行业可持续发展面临刚性约束。提高水产品单产量、向可持续、无污染养殖转变、探索新的养殖模式从而推动社会经济发展已成为行业迫切需求^[2-4]。集约化水产养殖是实现提高单产,增加经济效益的必由之路,但其推广过程仍需完善相关废水处理技术以避免造成环境污染^[5]。生物絮团技术被认为是解决集约化养殖水质污染的有效途径,其可实现水产养殖过程“零换水”,维持养殖水体生态稳定,并降低病害风险。在生物絮团系统构建过程中,有机碳源是完成反应的必需物质,其作为细菌的能量来源很大程度上决定了生物絮团的生产^[6-7]。卢炳国等^[8-11]认为 C/N 比大于 10 时,能达到控制水质的目的。EKASARI 等^[12-15]分析了生物絮团技术对养殖对象免疫、饲料转化率和水质等的影响,结果认为 C/N 比在 10 ~ 15 时效果较好。以上研究中生物絮团系统的氮源主要来自饲料,水体中无机氮浓度的计算主要依靠经验公式,然而,对于不同养殖对象或相同养殖对象不同的养殖密度,同种饲料产生的残余无机氮含量存在差异。此外,当前研究中 C/N 比的选择多停留在经验层面,且对碳源供给策略的系统性研究不多。缺乏在不同碳源种类及梯度条件下,系统内污染物转化归趋特性的研究。

本文通过对生物絮团系统有机质供给的精确调控,系统地分析其对模拟水产养殖废水氨氮、亚硝酸盐氮去除效率、水体碱度以及生物絮团形态的影响,

以期为实际生产中调节生物絮团生产以及水产养殖废水可持续处理提供相关理论基础。

1 材料与方法

1.1 实验装置

本实验共设计了 10 套独立运行的原位生物絮团技术模拟养殖系统,单个系统结构简图如图 1 所示。

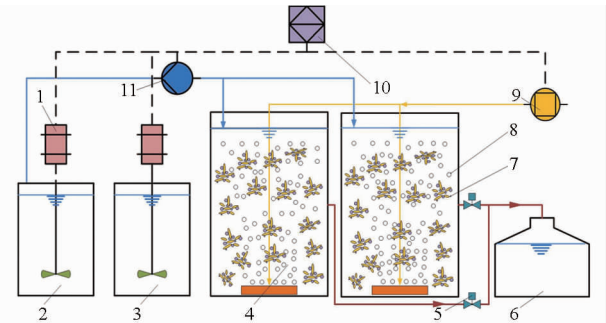


图 1 生物絮团系统示意图

Fig.1 Schematic diagram of the BFT system

1. 电动机 2. 碳源储料箱 3. 氮源储料箱 4. 反应器 5. 电磁
阀 6. 集液箱 7. 絮团 8. 气泡 9. 气泵 10. PLC 控制中心
11. 蠕动泵

模拟系统养殖池采用 5 L 圆桶代替,实验运行过程中有效体积为 3 L。系统供气方式采用隔膜式电磁泵 (功率 0.125 kW,型号 ACO003,浙江森森渔业设备有限公司)连接放置于装置底部的曝气砂头供气。碳源、氮源的添加通过精密蠕动泵 (功率 30 W,型号 BT100-2J,转速范围 0.1 ~ 100 r/min,保定兰格恒流泵有限公司)完成。为确保碳源、氮源混合均匀,碳源、氮源储备装置设有搅拌装置,搅拌装置由电动机 (功率 60 W,型号 51K60RA-CF,深圳欧邦精密电机有限公司)和搅拌杆组成。以上操作

均由 PLC 控制中心进行控制(型号 FX1S-14MR-001, 深圳市菱控电气有限公司)。

1.2 实验材料

本实验所采用的模拟水产养殖废水组成为: (NH₄)₂SO₄: 70 mg/L, K₂HPO₄: 78 mg/L, KH₂PO₄: 31 mg/L, MgSO₄·7H₂O: 95 mg/L, KCl: 37 mg/L, 同时添加微量元素(养殖水体积与微量元素混合液体积比例为 1500:1), 相关配方为: EDTA: 640 mg/L, FeSO₄·7H₂O: 50 mg/L, ZnSO₄·7H₂O: 230 mg/L, MnSO₄·H₂O: 340 mg/L, CuSO₄·5H₂O: 75 mg/L, Co(NO₃)₂·6H₂O: 47 mg/L, (NH₄)₅Mo₇O₂₄·4H₂O: 25 mg/L^[16]; 模拟水产养殖废水所需的试剂以及碳源(蔗糖、乙酸钠和甘油)均为分析纯(国药试剂)。所用水源为经过曝气 24 h 处理的自来水。

1.3 实验设计及培养管理

考虑碳源响应时间、碳源的利用效率及添加成本, 本实验设置 3 种特性碳源(蔗糖、乙酸钠和甘油)和对照组(未添加任何碳源)进行模拟水产养殖废水的处理效果研究。其中蔗糖属快速利用碳源, 乙酸钠有利于絮团益生元物质(如 PHB)的合成, 而甘油则相对廉价但利用速率较慢。各碳源设置 3 个 C/N 比(5、10 和 15), 每个实验组设置 2 个平行, 并设 1 个无额外添加碳源的对照组, 共设置 19 组实验。氮源储料箱装有前文实验材料中所述模拟水产养殖废水浓度 500 倍的氮源溶液。碳源储料箱装有相应浓度的碳源溶液。每日 22:00 通过蠕动泵抽取一定体积的碳源和氮源至反应器内。其中, 每个反应器添加氮源量相同, 实验所需要的各 C/N 比则通过添加不同体积的碳源实现。在添加碳源和氮源前, 分别通过搅拌装置对碳源和氮源储料箱进行搅拌 2 h, 确保混合均匀。系统的水力停留时间和污泥停留时间分别为 2 d 和 6 d, 共运行 38 d。排水和排泥水混合液均通过蠕动泵完成。每次排泥水混合液 500 mL, 于每日 9:00 在反应器曝气过程中完成。每次排水 1.5 L, 于每日 10:00 进行, 在排水前反应器静置 30 min。以上工况的实现均通过 PLC 进行控制。

1.4 实验指标的测定

水质参数每 3 d 左右测试一次, 从各反应器取水样 100 mL, 待测水样经 5 000 r/min 离心处理 5 min(离心机购置德国艾本德股份公司), 随后经 0.45 μm 滤膜过滤, 氨氮、亚硝氮和硝氮水质指标采用比色法测定, 测定仪器为 T6 型光谱紫外分光光度计(北京普析通用仪器有限责任公司), 分析方法见标准方法(APHA, 1998); 碱度测定采用酸碱指示剂滴定法。pH 值采用 pH 计直接测量(型号 PHS-3C/3E, 上海雷磁公司)。系统的混合液悬浮固体颗

粒物浓度 M_{mlss} 采用干燥法测定, 测定仪器为 DHG-91013SA 型电热恒温鼓风干燥箱(上海三发科学仪器有限公司)与 KSW-4D-11 型马弗炉(上海博讯实业有限公司); 系统 30 min 污泥沉降体积 V_{sr30} 的测量采用 1 L Imhoff 沉降管测定, 即搅拌水体取水样 1 000 mL 于 1 L 的 Imhoff 沉降管中沉降 30 min(测完之后将水样放回反应器), 则污泥体积指数 I_{svi} 的计算公式为

$$I_{svi} = \frac{V_{sr30}}{M_{mlss}}$$

胞外多聚物 EPS 多糖含量的测量通过改进的曲有乐等^[17]方法进行。

1.5 数据分析

实验数据采用 Excel 软件进行结果统计, 并由 Origin 软件进行相关图表的绘制。数据的显著性分析通过 Matlab 软件完成。数据分析的置信区间设为 5%, 即 P 值小于 0.05 时可认为变量具有显著性影响。

2 结果与讨论

2.1 水体无机氮

由图 2a 知, 对于未添加额外有机碳源的对照组, 其氨氮浓度呈现逐渐降低的趋势, 但整个反应器运行过程中, 其氨氮浓度均维持在较高的水平(8 mg/L 以上)。以蔗糖和甘油为碳源时, 由图 2b 和图 2c 知, 氨氮浓度在两实验组中均呈现先升高后降低的趋势, 且在反应器运行到第 5 天附近达到最高, 随后逐渐下降, 并于第 20 天达到基本稳定。在系统非稳态时期, 两实验组水体中氨氮浓度下降明显, 在系统运行至第 10 天时, 对于不同的 C/N 比, 氨氮质量浓度均能降至 5 mg/L 以下, 随后下降缓慢, 趋于稳定且维持在较低水平。其中, 两实验组在 C/N 比为 15 时, 其氨氮处理效果最佳, 系统达到稳定后, 其氨氮浓度接近于零。乙酸钠为碳源时, 由图 2d 可以看出, 其整个反应器运行阶段氨氮浓度均处于较低水平, 且 C/N 比对其氨氮去除效果基本没有影响。从整个反应器运行过程可知, 甘油和蔗糖的水质指标变化非常相似, 而乙酸钠组的氨氮去除以及硝氮产生的规律则与前 2 组完全不同, 表明其在体系中的生物利用度较好。

将额外添加有机碳源的 3 组(图 2b、2c 和 2d 所示)和对照组(图 2a)进行对比可知, 生物絮团对废水中氨氮具有明显的净化作用, 而对于亚硝酸氮, 对照组与实验组的含量变化均不明显, 且都维持在一个相对较低的水平。由图 2 知, 在反应器运行 20 d 后, 反应器对氨氮的去除达到稳定, 稳定阶段实验组氨氮的去除率和硝氮的产生率分别如图 3 和图 4 所示。

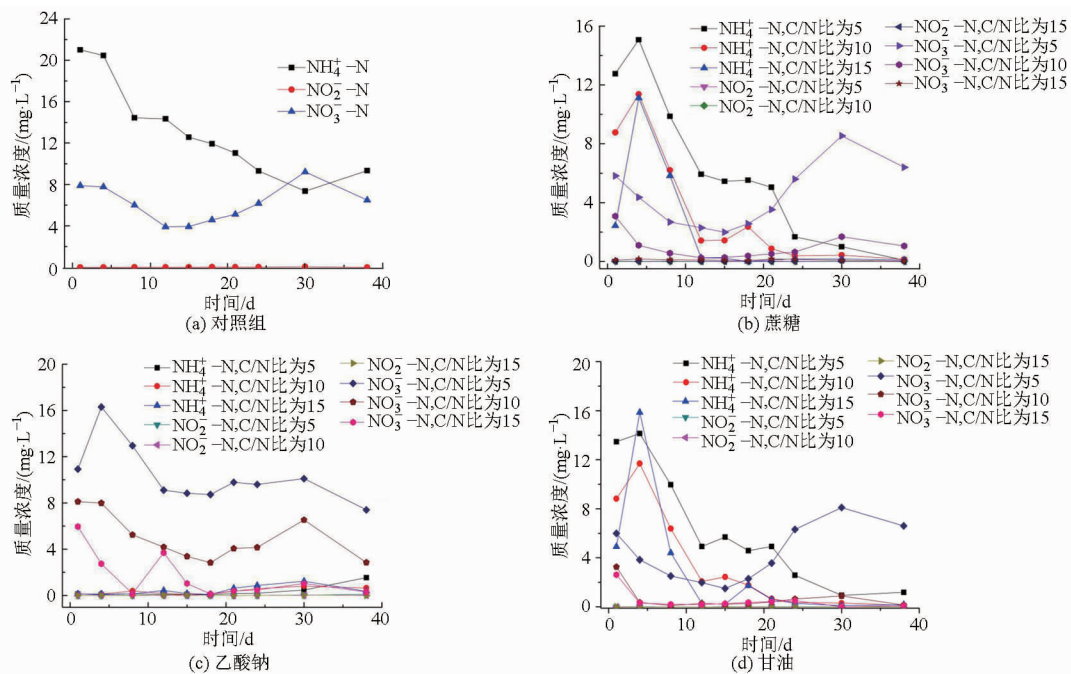


图 2 不同碳源及 C/N 比对水质的处理效果

Fig. 2 Waste water treatment using different carbon source and C/N ratio

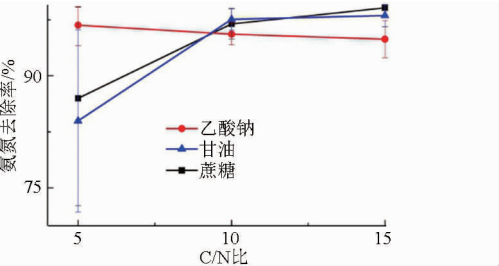


图 3 不同碳源以及 C/N 比对氨氮去除率的影响
Fig. 3 Effects of different carbon sources and C/N ratio on ammonia nitrogen removal efficiency

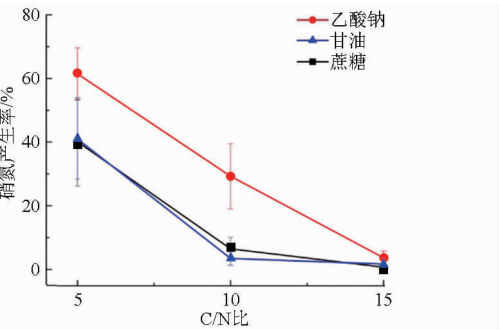


图 4 不同碳源以及 C/N 比对硝氮产生率的影响
Fig. 4 Effects of different carbon sources and C/N ratio on nitrate nitrogen producing efficiency

图 3 可以看出,3 种碳源对氨氮的去除效率在 C/N 比 10 以上时均可达到 90%,表明 C/N 比是体系内影响氨氮去除性能的重要指标。基于不同 C/N 比的统计结果显示,乙酸钠在 3 种 C/N 比下,和 C/N 比等于 10 和 15 的蔗糖和甘油组,7 组数据均不存在显著差异($P>0.05$)。其中蔗糖与甘油的氨氮去除效率随 C/N 比的变化趋势十分相似,C/N 比

从 5 增加到 10 时,氨氮的去除率增加显著,而当 C/N 比从 10 增加到 15 时,氨氮的去除率增加不显著。结合图 2c,乙酸钠组则从反应器运行开始就表现出了优异的除氨氮性能,到反应器稳定后,每天出水的氨氮浓度接近于零;并且,乙酸钠组的氨氮去除效率并不受 C/N 比的影响而增强,反而随着 C/N 比的增加而略微下降,但根据数据分析,其并不存在显著差异($P>0.05$)。

分析结果,甘油和蔗糖组的氨氮去除效率随 C/N 比增加而增加,当 C/N 比大于 10 之后,限制因素可能由碳源量变为了氨氮的浓度,实验中每日所加的 15 mg/L 的氨氮量可能没有达到其最大处理负荷,从而使得氨氮去除效率的增长趋势不明显。

如图 4 所示,C/N 比为 15 时,3 种碳源硝氮产生率均在 10% 以下,表明其无机氮代谢基本不经过自养硝化路径。甘油和蔗糖非常相似,同一工况下的数据都没有显著差异($P>0.05$);对于蔗糖和甘油而言,C/N 比为 5 时的产生率和 C/N 比为 10、15 时的产生率都有显著差异($P<0.05$),但 10 和 15 之间没有显著差异($P>0.05$);乙酸钠同蔗糖、甘油的差别较大,在 C/N 比为 5 和 10 的情况下,数据和蔗糖、甘油都有显著差异($P<0.05$),而且乙酸钠组 3 个 C/N 比之间数据差异显著($P<0.05$),硝氮产生率随着 C/N 比增加而减少。对于硝氮而言,在 C/N 比为 5 时,两实验组硝氮浓度变化与对照组(图 2a)大致相同,在 C/N 比较低时,乙酸钠比甘油、蔗糖等碳源更容易走硝化路径,现有文献对此现

象未进行过深入探讨;对于3种碳源来说,C/N比越高,硝化作用越容易被抑制,但是不同碳源对C/N比的敏感度不同。本实验设置污泥停留时间为6d,尚不足以完全排出自养硝化菌。因此,推断C/N比和碳源对硝化和同化的作用存在交互关系,并与碳源种类差异存在关联。

2.2 水体碱度

水体碱度对于维持生物絮团系统的功能极其重要,其可以反映水体的缓冲能力,主要表现在外源添加酸或碱时pH值的波动幅度。如果碱度下降明显,pH值会紧随着急剧下降,不但影响废水的进一步重复利用,也会抑制细菌微生物生态功能的发挥。微生物生态功能的失衡会导致氨氮、亚硝酸盐氮的积累,并引起水质的恶化,进而导致系统崩溃^[6,18-20]。本实验各组碱度监测结果如图5所示。

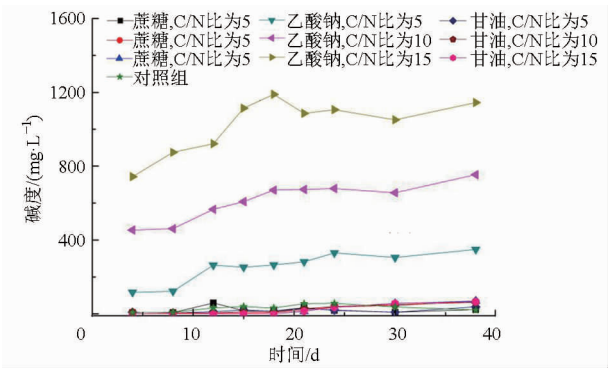


图5 不同碳源以及C/N比对碱度的影响

Fig.5 Effects of carbon source and C/N ratio on alkalinity of every group

由图5可知,各组碱度总体保持相对稳定的水平,波动幅度不大,其中,对照组、蔗糖组和甘油组碱度维持在200 mg/L以下,满足进一步重复利用时养殖对象的生长以及微生物的生存条件,但乙酸钠组碱度维持在较高水平。这主要是因为乙酸钠为弱酸强碱盐,添加到生物絮团系统后,乙酸钠发生水解,产生氢氧根离子,故其水溶液呈碱性。另外,从化学平衡的角度看,乙酸钠水解生成的乙酸(挥发性脂肪酸 VFAs 的一种,参与微生物体内三羧酸循环 TCA)会被异养微生物利用,进而使得乙酸钠水解平衡向右移,产生大量氢氧根离子。除乙酸钠组外,其他组实验过程中碱度的相对稳定主要通过定期地添加一定量的100 mg/L的碳酸氢钠实现的,这主要是因为生物絮团系统微生物呼吸会产生大量的二氧化碳,其融入水体中会中和一部分碱度,另外一方面微生物的硝化作用会消耗大量的碱度^[6,20]。在集约化生物絮团运行后期自养菌存在的养殖体系中,应定期检测水体碱度,并通过添加碳酸氢钠进行调节。

2.3 生物絮团沉降性能和有机分含量

生物絮团的有机分含量及其活性物质含量直接影响着水体水质^[21],为分析絮团同化作用与碳源种类和碳源负荷的相关性,以获得最佳絮团作用的工况条件,针对本文不同碳源及碳氮比组合,监测了絮团总固体悬浮物质量浓度(SS)和絮团可挥发性固体悬浮物质量浓度(VSS),得到了污泥体积指数(SVI)的变化情况(图6)。针对稳定阶段生物絮团系统,其生物絮团的有机分含量(VSS与SS的比值)如图7所示。

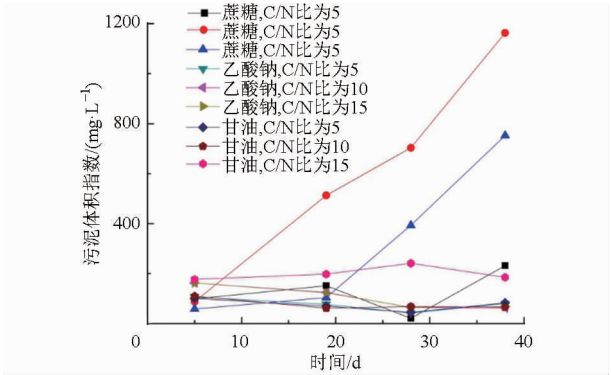


图6 不同碳源及C/N比的污泥指数SVI随时间变化趋势

Fig.6 Effects of carbon source and C/N ratio on SVI changing

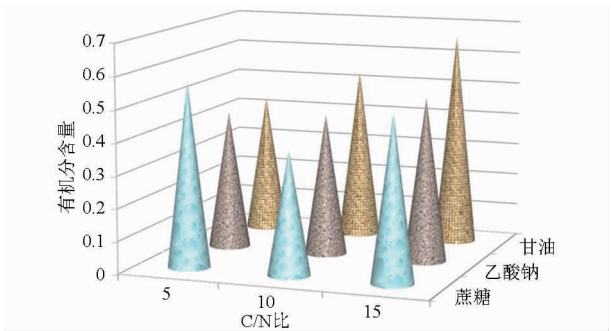


图7 系统稳定时不同碳源及C/N比的VSS/SS

Fig.7 VSS/SS of different carbon source and C/N ratio at system steady stage

由图6可知,甘油和乙酸钠组总体保持相对稳定的水平,波动幅度不大,其中,对照组以及不同C/N比的乙酸钠组和甘油组,其污泥指数SVI基本维持在200 mg/L以下,且变化幅度不大。而对于蔗糖组其C/N比为10和15时,随着实验的进行,表现出明显的递增趋势,在C/N比为5时并未出现这种规律。通过观测发现,对于C/N比为10和15的蔗糖组,其生物絮团出现膨胀现象,沉降性能变差。另外,当污泥指数SVI达到400 mL/g时,如不及时采取措施,其将进一步增加,而在一定范围内(小于1200 mL/g),生物絮团仍具有一定的氨氮等的去除能力^[22]。通过观察,甘油组和乙酸钠组生物絮团的沉降性能较好,且出水水质也符合要求,另外,生物絮团良好的沉降性能,有利于下一步生物絮团的收

获。蔗糖同甘油和乙酸钠 SVI 指数的变化规律不同,可能是因为三者对水体中营养元素的利用效率存在差异所致。因此,在处理不同废水时,应选择合适的碳源和 C/N 比,有利于避免生物絮团膨胀现象的发生。

不同碳氮比以及碳源对生物絮团絮团有机分含量(VSS/SS)的影响如图 7 所示。由图可知,对于甘油组和乙酸钠组,有机分的含量随着 C/N 比的增加而逐渐增加。而对于蔗糖组,随着 C/N 比的增加,其有机分的含量先降低后升高。结合前文污泥指数 SVI 的结果,蔗糖组在 C/N 比为 10 时,其生物絮团膨胀现象较为严重。生物絮团膨胀时其有机分含量应该较高,与此处结果相反。运用 Matlab 软件对数据进行分析,得出以上所有数据间差异并不显著($P>0.05$),均值为 0.50。因此,总体而言,不同碳源和 C/N 比对于生物絮团有机分的含量影响不显著($P>0.05$)。

2.4 生物絮团胞外多聚物

细胞的胞外多聚物(EPS)含量与絮团结合的形状大小相关,但相关研究得出的规律经常不相同,而且很少有研究将 EPS 与额外所加碳源联系在一起分析^[23-25]。本文取系统稳定阶段的生物絮团对其 EPS 进行测量,具体结果如图 8 所示。

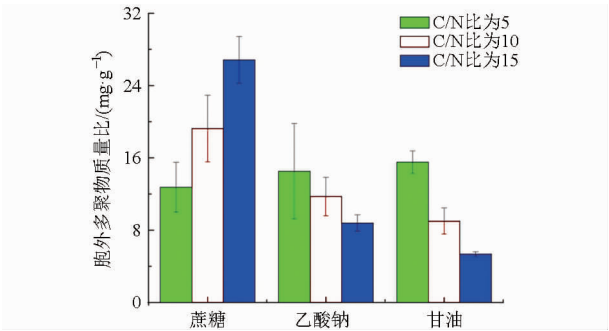


图 8 稳定阶段下不同碳源和 C/N 比对 EPS 中多糖含量的影响

Fig.8 Effects of carbon source and C/N ratio on polysaccharide content in EPS at system steady stage

通过分析发现其多糖的含量与碳源供给可能存在关系,对于蔗糖来说,C/N 比增加,多糖增加非常

明显,而乙酸钠和甘油规律则相反。另外,在 C/N 比为 5 时,蔗糖、乙酸钠和甘油所培养的生物絮团多糖含量差异不大,仅有较缓的增长趋势,C/N 比增加到 10 时,三者之间差异较大,且变化趋势同 C/N 比为 5 时相反,表现为蔗糖组多糖含量最高,甘油组最低。当 C/N 比进一步提高到 15 时,3 组多糖含量依然呈现递减的趋势,且递减幅度增加。总体来说,乙酸钠和甘油的多糖量比蔗糖少,但低 C/N 比时,不同碳源所培养的絮团 EPS 多糖含量未表现出显著的差异($P>0.05$)。

3 结论

(1)实验组生物絮团系统和对照组生物滤器整个实验阶段亚硝氮浓度都比较低,但去除水体氨氮方面前者效果更佳,各实验组在系统稳定阶段氨氮去除率均达到 90% 以上。蔗糖和甘油作为碳源时,随着 C/N 比增加,系统达到稳定所需时间逐渐减少,而乙酸钠作为碳源时,系统达到稳定所需时间较短,各时间段氨氮去除效率均在 95% 以上,且不受 C/N 比影响。

(2)实验组生物絮团系统存在着硝化作用和同化作用。随着 C/N 比的增高,硝化作用受到抑制,但不同碳源对 C/N 比的敏感度不同,特别是在较低 C/N 比时,各种碳源硝化作用强度差异显著($P<0.05$)。

(3)不同碳源和 C/N 比对生物絮团系统碱度的影响不同。在系统稳定阶段,乙酸钠随着 C/N 比增加,碱度逐渐升高,且均保持较高的碱度。而蔗糖和甘油相对稳定,且均低于 200 mg/L。

(4)生物絮团的沉降性能和絮团氨氮去除效率未表现出明显的关系。C/N 比升高时,蔗糖氨氮去除率升高,但其沉降性能变差,而乙酸钠沉降性能较好,其氨氮去除率也高。另外,低 C/N 比时,不同的碳源其 EPS 多糖含量差异不显著($P>0.05$),而随着 C/N 比增加,不同碳源 EPS 多糖含量的多少及变化趋势不同,快速利用碳源呈现高多糖含量 EPS 特征。

参 考 文 献

1 农业部渔业局. 中国渔业年鉴[M]. 北京: 中国农业出版社, 2002 .
2 AVNIMELECH Y, VERDEGEM M C J, KURUP P. Sustainable landbased aquaculture: rational utilization of water, land and feed resource[J]. Mediterranean Aquaculture Journal, 2008, 1(1): 45 - 55.
3 TACON A G J, FOSTER I P. Aquafeeds and the environment: policy implications[J]. Aquaculture, 2003, 226(1 - 4): 181 - 189.
4 NAYLOR R L, REBECCA J G, JURGENNE H P, et al. Effect of aquaculture on world fish supplies [J]. Nature, 2000, 405(6790): 1017 - 1024.
5 PIEDRAHITA RH, Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and

recirculation[J]. Aquaculture, 2003, 226(1-4): 35-44.

6 EBELING J M, TIMMONS M B, BISOGNI J J. Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic control of ammonia-nitrogen in aquaculture in aquaculture production systems[J]. Aquaculture, 2006, 257(1-4): 346-358.

7 EMERENCIANO M, GAXIOLA G, CUZON G. Biofloc technology (BFT): a review for aquaculture application and animal food industry[M]//MATOVIC M D. Biomass Now-Cultivation and Utilization,2013: 301-328.

8 卢炳国,王海英,谢骏,等. 不同 C/N 水平对草鱼池生物絮团的形成及其水质的影响[J]. 水产学报, 2013,37(8): 1220-1228.

LU Bingguo, WANG Haiying, XIE Jun, et al. Effect of C/N ratio on bioflocs formation and water quality in zero-water exchange grass carp tanks[J]. Journal of Fisheries in China, 2013, 37(8): 1220-1228. (in Chinese)

9 赵大虎. 添加不同碳源对生物絮团组分和凡纳滨对虾生理健康、生长的影响[D]. 青岛:中国海洋大学,2013.

ZHAO Dahu. Effects of adding different carbon sources on the biofloc component and the physical health and growth of Litopenaeus vannamei [D]. Qingdao:Ocean University of China, 2013. (in Chinese)

10 LUO G Z, GAO Q, WANG C, et al. Growth, digestive activity, welfare, and partial cost-effectiveness of genetically improved farmed tilapia (*Oreochromis niloticus*) cultured in a recirculating aquaculture system and an indoor biofloc system [J]. Aquaculture, 2014, 422-423:1-7.

11 LONG L, YANG J, LI Y, et al. Effect of biofloc technology on growth, digestive enzyme activity, hematology, and immune response of genetically improved farmed tilapia (*Oreochromis niloticus*)[J]. Aquaculture, 2015, 448: 135-141.

12 EKASARI J, RIVANDI D R, FIRDAUSI A P, et al. Biofloc technology positively affects Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) larvae performance[J]. Aquaculture, 2015, 441: 72-77.

13 NEGRET R P, MONROY D C, ROMERO J J. Evaluación de la calidad bacteriológica del alimento vivo (artemia, daphnia, tenebrio y tubifex) para peces en los sitios de su recolección, producción y venta[J]. Veterinaria Mexico, 2008, 39(3): 255-268.

14 AZIM M E, LITTLE D C. The biofloc technology (BFT) in indoor tanks: water quality, biofloc composition, and growth and welfare of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*)[J]. Aquaculture, 2008, 283(1-4): 29-35.

15 RUAN Y J, ZHU L, XU X Y. Optimization of factors with C/N ratio and flocs biomass concentration in simulated aquaculture bio-flocs systems by response surface methodology[J]. Environmental Technology, 2012,33(8): 907-914.

16 DE S P, VERSTRAETE W. Nitrogen removal from aquaculture pond water by heterotrophic nitrogen assimilation in lab-scale sequencing batch reactors[J]. Bioresource Technology, 2009, 100(3): 1162-1167.

17 曲有乐,李明,李宪刚,等. 海藻多糖片中多糖含量测定[J]. 浙江海洋学院学报:自然科学版,2009,28(1):91-98.

QU Youle, LI Ming, LI Xian'gang, et al. Determination of polysaccharide in seaweed polysaccharide tablets[J]. Journal of Zhejiang Ocean University:Natural Science, 2009, 28(1): 91-98. (in Chinese)

18 FURTADO P S, POERSCH L H, WASIELESKY W J. Effect of calcium hydroxide, carbonate and sodium bicarbonate on water quality and zootechnical performance of shrimp *Litopenaeus vannamei* reared in bioflocs technology (BFT) systems [J]. Aquaculture, 2011, 321(1-2): 130-135.

19 GAONA C A P, POERSCH L H, KRUMMENAUER D, et al. The effect of solids removal on water quality, growth and survival of Litopenaeus vannamei in a biofloc technology culture system[J]. International Journal of Recirculating Aquaculture, 2011, 12: 54-73.

20 CHEN S, LING J, BLANCHETON J P. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors[J]. Aquacultural Engineering, 2006, 34(3): 179-197.

21 DE S P, CRAB R, DEFOIRDT T, et al. The basics of bio-flocs technology: the added value for aquaculture[J]. Aquaculture, 2008, 277(3-4): 125-137.

22 赵霞,赵阳丽,陈忠林,等. 好氧颗粒污泥发生丝状菌污泥膨胀的控制措施[J]. 中国给水排水,2012,28(3): 15-19.

ZHAO Xia, ZHAO Yangli, CHEN Zhonglin, et al. Control of filamentous sludge bulking in aerobic granular sludge SBR process [J]. China Water & Wastewater, 2012, 28(3): 15-19. (in Chinese)

23 BOURVEN I, SIMON S, BHATIA D, et al. Effect of various size exclusion chromatography (SEC) columns on the fingerprints of extracellular polymeric substances (EPS) extracted from biological sludge[J]. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, 2015, 49: 148-155.

24 DREWS A, VOCKS M, IVERSEN V, et al, Influence of unsteady membrane bioreactor operation on EPS formation and filtration resistance[J]. Desalination, 2006, 192(1-3): 1-9.

25 WANG Xuan, ZHANG Bin, SHEN Zhiqiang, et al. The EPS characteristics of sludge in an aerobic granule membrane bioreactor [J]. Bioresource Technology, 2010, 101(21): 8046-8050.