

停加红糖对凡纳滨对虾生物絮团养殖系统水质和氮收支的影响

韩天骄^{1,2}, 徐武杰^{2,3}, 徐煜^{2,3}, 文国樑²,
胡晓娟^{2,3}, 苏浩昌^{2,3}, 曹煜成^{2,3}

(1. 浙江海洋大学/国家海洋设施养殖工程技术研究中心, 浙江舟山 316022; 2. 中国水产科学研究院南海水产研究所/农业农村部南海渔业资源开发利用重点实验室/广东省渔业生态环境重点实验室, 广东广州 510300; 3. 中国水产科学研究院南海水产研究所深圳试验基地, 广东深圳 518121)

摘要: 试验以生物絮团技术 (Biofloc technology, BFT) 养殖 30 d 的凡纳滨对虾 (*Litopenaeus vannamei*) 及其池塘水体为基础, 设定红糖持续添加组 (BS-组) 和不添加红糖组 (NBS-组), 探究在稳定的凡纳滨对虾生物絮团 (Biofloc, BF) 养殖系统中, 适时停止添加红糖对养殖水质和氮收支的影响。在 28 d 内监测总氮 (TAN)、亚硝酸盐氮 (NO_2^- -N) 等, 并测定试验前后虾体和投喂饲料的总氮 (TN)。结果显示, BS 组和 NBS 组的 TAN、 NO_2^- -N 均处于较低水平, 试验期间两组 TAN 质量浓度维持在 $0.02\sim 0.06 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 试验第 7 天后两组 NO_2^- -N 质量浓度在 $1.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。研究发现: 1) 氮收入主要为饲料, 占比 78.8%; 氮输出主要为水体 TN, BS 组和 NBS 组的水体 TN 分别占 45.06% 和 52.55%; 2) 收获虾体的氮输出分别占 21.49% 和 25.43%, 两组的饲料氮利用效率分别为 18.14% 和 23.14%。可见, 在稳定的 BF 养殖系统中适时停止添加红糖, 对水体微生物去除 TAN 和 NO_2^- -N 的效果不会产生影响。

关键词: 生物絮团技术; 凡纳滨对虾; 红糖; 水质; 氮收支

中图分类号: S 968.22

文献标志码: A

开放科学 (资源服务) 标识码 (OSID):



Effect of stopping adding brown sugar on water quality and nitrogen budget in biofloc systems cultured with *Litopenaeus vannamei*

HAN Tianjiao^{1,2}, XU Wujie^{2,3}, XU Yu^{2,3}, WEN Guoliang²,
HU Xiaojuan^{2,3}, SU Haochang^{2,3}, CAO Yucheng^{2,3}

(1. Zhejiang Ocean University/National Engineering Research Center for Marine Aquaculture, Zhoushan 316022, China; 2. South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences/Key Laboratory of South China Sea Fishery Resources Exploitation & Utilization, Ministry of Agriculture and Rural Affairs/Guangdong Provincial Key Laboratory of Fishery Ecology and Environment, Guangzhou 510300, China; 3. Shenzhen Base of South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Shenzhen 518121, China)

Abstract: Based on a 30-day culture of *Litopenaeus vannamei* and its pond water with biofloc technology (BFT), we set up brown sugar continuous addition (BS) group and non-added brown sugar (NBS) group to explore the effect of stopping adding brown sugar

收稿日期: 2020-03-21; 修回日期: 2020-05-27

资助项目: 中国水产科学研究院基本科研业务费专项资金 (2020TD54); 国家重点研发计划“蓝色粮仓科技创新”专项 (2019YFD0900402); 现代农业产业技术体系建设专项资金 (CARS-48); 广东省促进经济发展专项 (现代渔业发展) (粤农 2019B12)

作者简介: 韩天骄 (1994—), 女, 硕士研究生, 研究方向为对虾健康养殖和养殖水质调控。E-mail: htjz18095136080@163.com

通信作者: 曹煜成 (1979—), 男, 博士, 副研究员, 从事水产健康养殖和养殖生态环境调控。E-mail: cyc_715@163.com

on the water quality and nitrogen budget in *L. vannamei* biofloc (BF) culture system. The total ammonia nitrogen (TAN) and nitrite nitrogen (NO_2^- -N) were monitored within 28 d, and the total nitrogen (TN) of shrimp body and feed were measured before and after the experiment. The results show that the concentrations of TAN and NO_2^- -N in water of BS and NBS groups remained low levels. During the test, the concentrations of TAN in these two groups maintained at $0.02\sim 0.06 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, and after the 7th day, that of NO_2^- -N was lower than $1.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. The results indicate that the main nitrogen income was feed, which accounted for 78.8%; the main nitrogen output was water TN, which accounted for 45.06% and 52.55% in BS and NBS groups, respectively; the nitrogen output of harvested shrimps accounted for 21.49% and 25.43%, respectively, and the nitrogen utilization efficiencies of feed in the two groups were 18.14% and 23.14%, respectively. Thus, it is concluded that the removal effects of TAN and NO_2^- -N by microorganisms in water body will not be affected if brown sugar is stopped in a stable BF culture system.

Key words: Bioflocs technology; *Litopenaeus vannamei*; Brown sugar; Water quality; Nitrogen budget

近年来生物絮团技术 (Biofloc technology, BFT) 在集约化水产养殖中受到广泛关注, 其在凡纳滨对虾 (*Litopenaeus vannamei*) 零换水养殖中取得了良好的效果^[1-2]。通常养殖水体中的总氨氮 (TAN) 和亚硝酸盐氮 (NO_2^- -N) 被认为是影响水生生物健康、生长和存活的有害因子^[3-6], 通过外加红糖、糖蜜、葡萄糖等有机碳源, 提高水体碳氮比 (C/N)^[7-8], 可促进水中异养微生物利用氮素增殖, 消减水中 TAN、 NO_2^- -N 等有害氮素浓度^[9-11], 同时水环境中的微生物在絮凝作用下可与悬浮有机颗粒物聚集形成生物絮团 (Biofloc, BF)^[12-13], 此为 BFT 的理论原理。研究表明, 粒径适宜的 BF 可被凡纳滨对虾摄食利用, 在一定程度上降低饲料系数, 提高饲料氮利用率^[14]。但在养殖实践中却发现, 过多的 BF 不仅会大量消耗水体溶解氧 (DO), 老化沉降的 BF 还可能造成水质恶化, 严重危害养殖对虾的健康生长^[15-18]。据报道, BF 中不同种类的微生物对 TAN 等有害氮素的去除机制存在差异, 成熟的 BF 水体中微生物的自养硝化作用和异养同化作用同时存在^[10], 而营自养硝化作用的微生物对有机碳源的需求相对有限, 且形成的生物量也较少^[19]。以往的研究主要聚焦于不同 C/N、不同种类的碳源在 BFT 的应用效果^[10,20] 等。有研究发现, 红糖相较于其他碳源对 BF 的形成促进效果较好^[21], 而且一般 BFT 养殖水体中的微生物异养同化途径可在短期迅速建立, 自养硝化的启动过程则耗时相对较长, 需 4~10 周^[22]。然而对虾 BFT 养殖过程中是否有必要持续添加有机碳源以维持或强化水体微生物对 TAN 和 NO_2^- -N 的去除效果还少见报道。对此, 本研究以 BFT 养殖 30 d 的凡纳滨对虾及其池塘水体为基础, 以红糖为碳源, 比较分析红糖持续添加及停止添加两种技术方案对养殖水质和系统氮收支

的影响, 以期为进一步完善 BFT 的碳源添加方案提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验系统和幼虾

试验所用凡纳滨对虾和水体均取自采用 BFT 养殖了 30 d 的高密度零换水养殖池, 自放养虾苗后以红糖为碳源, 添加量为饲料投喂量的 50%, 按照 Xu 等^[23] 的方法计算水体 C/N (质量浓度) 为 15 : 1。试验采用零换水养殖方式, 实验桶为 1 000 L 的聚乙烯塑料圆桶, 每桶注入 BFT 养殖池水 800 L, 并以罗茨鼓风机进行充气增氧和搅动水体, 确保试验过程中水体 DO 质量浓度不低于 $5.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。试验前从 BFT 养殖池中随机选取体质量为 $(1.43\pm 0.90) \text{ g}$ 的健康幼虾放入桶内暂养 3 d, 随后进入正式实验, 每桶放幼虾 175 尾。

1.2 试验设置和养殖管理

试验设置红糖持续添加组 (Brown sugar continuous addition group, BS 组), 红糖添加量为日投饲量的 50%, 水体 C/N 为 15 : 1, 同时设置不添加红糖的对照组 (Non-added brown sugar group, NBS 组), 水体 C/N 为 9 : 1, 每组设 4 个平行。每日 6:00、10:00、14:00、18:00 定时投喂凡纳滨对虾全价配合商品饲料, 投饲 45 min 后检查各桶内投喂观测台饲料剩余状况及桶内对虾摄食情况, 以观测台无饲料剩余且桶内 90% 以上的对虾呈饱食状态为准, 实时合理调整饲料投喂量。试验持续 28 d, 全程各桶零换水, 仅用自来水补充少量蒸发损失的水分, 每日测定各养殖桶水体的盐度、温度、DO 和 pH, 当水体 pH 明显下降时, 添加适量碳酸钠溶液使其稳定在 7.6~8.2。水体中盐度以手持式折光仪测定, 水温和 DO 以 YSI 550A 便携式

溶解仪测定, pH 以 PHB-3 笔式 pH 计测定。

1.3 样品采集与测定

每周从各养殖桶采集水样 200 mL, 以 0.45 μm 玻璃纤维滤膜抽滤, 测定水体 TAN、 NO_2^- -N、硝酸盐氮 (NO_3^- -N)、总无机氮 (TIN) 的质量浓度; 另采集水样分别测定总碱度和生物絮团沉降量 (Biofloc volume, BFV)。在试验第 0 天、第 28 天分别采集水样测定水体 TN、可溶性总氮 (TDN), 同时, 分别取对虾样品测定虾体 TN 质量和体质量。其中, TAN、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N、水体 TN、TDN 的测定方法参照 GB 17378.4—2007, 总碱度^[10] 和 BFV^[24] 的测定参照 Xu 等^[23] 方法, 虾体和饲料的 TN 测定参照 GB/T 6432—2018。

1.4 数据计算与分析

养殖系统中的氮输入和输出^[25], 对虾的成活率、增重率、饲料系数、饲料氮利用^[26] 效率的计算公式为:

氮输入 (g)=初始水体 TN (g)+初始幼虾氮 (g)+总投喂饲料氮 (g);

氮输出 (g)=终末水体 TN (g)+终末对虾氮 (g)+其他 (g);

项目中氮的质量分数=项目中氮质量 (g)/系统氮输入总质量 (g) $\times 100\%$;

水体 TN (g)=水体 TDN (g)+悬浮物 SSN (g);

水体 TDN (g)=水体 TIN (g)+其他 TDN (g);

水体 TIN (g)=TAN (g)+ NO_2^- -N (g)+ NO_3^- -N (g);

成活率=(终末存活虾尾数/初始幼虾尾数) $\times 100\%$;

增重率=(终末收获虾总质量-初始幼虾总质量)/初始幼虾总质量 $\times 100\%$;

饲料系数=投喂饲料总质量/(终末收获虾总质量-初始幼虾总质量);

饲料氮利用效率=(终末收获虾氮-初始幼虾氮)/总投喂饲料氮 $\times 100\%$ 。

数据结果以“平均值 \pm 标准差 ($\bar{X}\pm\text{SD}$)”表示, 以独立 t 检验方法进行数据统计分析, 显著性水平设为 $P<0.05$ 。

2 结果

2.1 养殖水质变动

试验期间 BS 组水体的盐度、温度和 DO 质量浓度分别为 (29.93 \pm 2.90)、(30.66 \pm 0.87) $^{\circ}\text{C}$ 和

(5.56 \pm 0.68) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, NBS 组分别为 (29.73 \pm 3.00)、(30.77 \pm 0.90) $^{\circ}\text{C}$ 和 (5.90 \pm 0.43) $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 以上指标均在是对虾健康生长的范围内。

停止添加红糖对凡纳滨对虾生物絮团养殖系统水质的影响见图 1。两组水体的 TAN、 NO_2^- -N、 NO_3^- -N、TIN 质量浓度变化趋势相似。其中, TAN 稳定维持在较低水平 (0.02~0.06 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); BS 组和 NBS 组 NO_2^- -N 第 0 和第 7 天由初始 10.18 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 分别快速降至 0.20 和 0.24 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 之后稳定维持在较低水平 0.09~1.00 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; BS 组和 NBS 组 NO_3^- -N 质量浓度随 TAN、 NO_2^- -N 的降解呈持续升高趋势, 由初始 1.46 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 分别升至 34.49 和 44.68 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, TIN 质量浓度因受主要组分 NO_3^- -N 的影响, 也同样呈持续升高态势。

图 2 为水体 BFV、总碱度及 pH 的变动趋势。其中, BFV 呈升高趋势, BS 组和 NBS 组分别由初始的 0.60、0.46 $\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$ 分别升高至 15.67、8.67 $\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$ (图 2-a), BS 组 BFV 显著高于 NBS 组 ($P<0.05$), 差值为 7 $\text{mL}\cdot\text{L}^{-1}$, 表明红糖持续添加可促进养殖水体中 BFV 显著升高。实验过程中总碱度 (CaCO_3) 与 pH 均呈波动变化, 变化范围分别为 184.97~283.40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 7.63~8.10 (图 2-b、图 2-c), 两组的总碱度与 pH 无明显差异 ($P>0.05$)。

2.2 养殖系统中的氮收支

停止添加红糖对凡纳滨对虾生物絮团养殖系统的氮收支状况见表 1。养殖系统氮输入来源相同, 主要包括初始水体 TN、放养幼虾和饲料投入, 上述各项氮输入的质量分数分别为 14.00%、7.20%、78.80%, 其中饲料投入为两组氮收入的最大来源。

养殖系统氮输出途径相同, 主要包括终末水体 TN、收获对虾和其他氮输出。其中 BS 组和 NBS 组终末水体 TN 均占氮输出的比例最大, 分别为 45.06% 和 52.55%, BS 组显著低于 NBS 组 ($P<0.05$); 收获对虾虾体氮占比分别为 21.49% 和 25.43%, BS 组略低于 NBS 组, 差异不显著 ($P>0.05$)。

养殖水体中氮输出状况见表 2。终末水体 TN 的组成类别相同, BS 组和 NBS 组终末水体 TN 主要以 TDN 的形式存在, 其占系统氮输出的比例分别为 41.78% 和 50.01%; TDN 中 NO_3^- -N 占比均最大, 其占系统氮输出的比例分别为 28.22% 和 38.26%, BS 组显著低于 NBS 组 ($P<0.05$), 两者差值达 10.04%, 表明 NBS 组产生的 NO_3^- -N 更

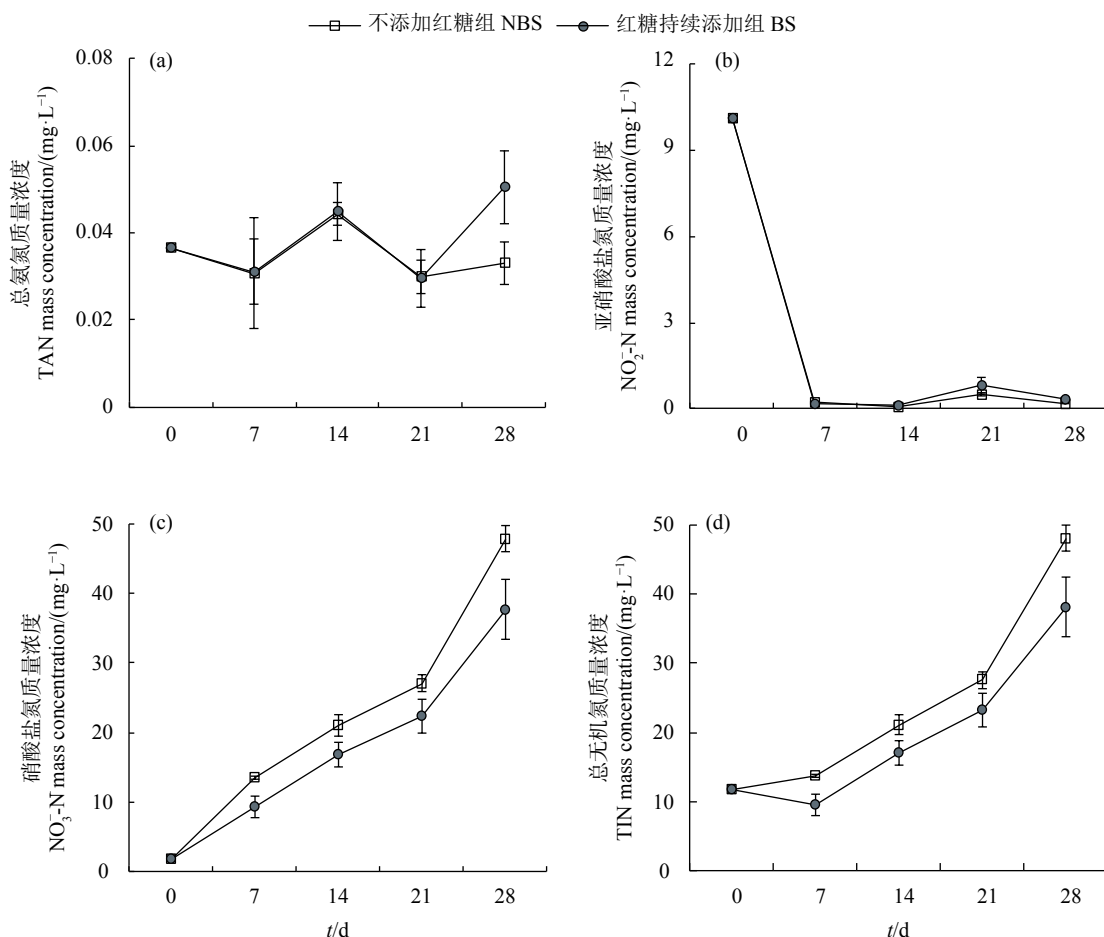


图1 养殖水体中总氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮、总无机氮的质量浓度变化

Figure 1 Concentration changes of TAN, NO_2^- -N, NO_3^- -N and TIN in water

多，其水体微生物的硝化功能明显。

2.3 凡纳滨对虾的生长性能及饲料利用

尽管 BS 组和 NBS 组对虾的成活率、终末体质量、增重率、饲料转化率和饲料氮利用效率等指标无显著差异 ($P>0.05$), 但相较而言, NBS 组各项指标均略优于 BS 组, 其中 NBS 组的饲料氮利用效率达到 23.14%, 比 BS 组高 5.00% (表 3)。

3 讨论

3.1 对虾 BFT 养殖系统中主要水质指标的控制

3.1.1 水体氮素指标的控制 养殖过程中有效控制水体 TAN 和 NO_2^- -N 浓度, 对保障对虾健康生长有重要意义。有研究提出, 盐度 35 下体质量为 1 g 的凡纳滨对虾, 其水体 TAN 和 NO_2^- -N 的安全浓度应在 6.52 和 25.7 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下^[27-28], 孙舰军和丁美丽^[29] 则认为凡纳滨对虾的 TAN 安全浓度应控制在 5551 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, 本研究水体的 TAN 和 NO_2^- -N 浓度均远低于上述范围。Valencia 等^[30] 建议在盐

度 3 下养殖凡纳滨对虾, NO_3^- -N 的安全浓度应低于 45.0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 且 NO_3^- -N 安全浓度随盐度增加而增大, 本研究水体 NO_3^- -N 质量浓度最高为 44.68 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 盐度远高于 3, 因此, 本研究 NO_3^- -N 浓度在对虾的安全浓度范围内。可见, 停加红糖水体的氮素仍可维持在安全浓度范围内。Avnimelech^[9] 提出通过外加碳源调节水体的 C/N, 促进水中微生物形成 BF, 进而有效转化和控制水中 TAN 和 NO_2^- -N 的浓度, 为养殖生物提供良好的水质环境, 甚至达到零换水的效果, 这即是 BFT 应用于水产养殖生产的理念原型。Xu 等^[23] 和张哲等^[20] 研究均表明采用 BFT 养殖凡纳滨对虾, 均可有效降低水体 TAN 和 NO_2^- -N 浓度, 达到高密度零换水的养殖效果, 还可促进养殖对虾的生长, 提高饲料利用效率, 降低饲料系数。

Nootong 等^[15] 认为微生物的硝化作用和同化作用共存于养殖过程中, 但在不同阶段作用有所差别, 在前期硝化途径尚未完全建立时, TAN 和

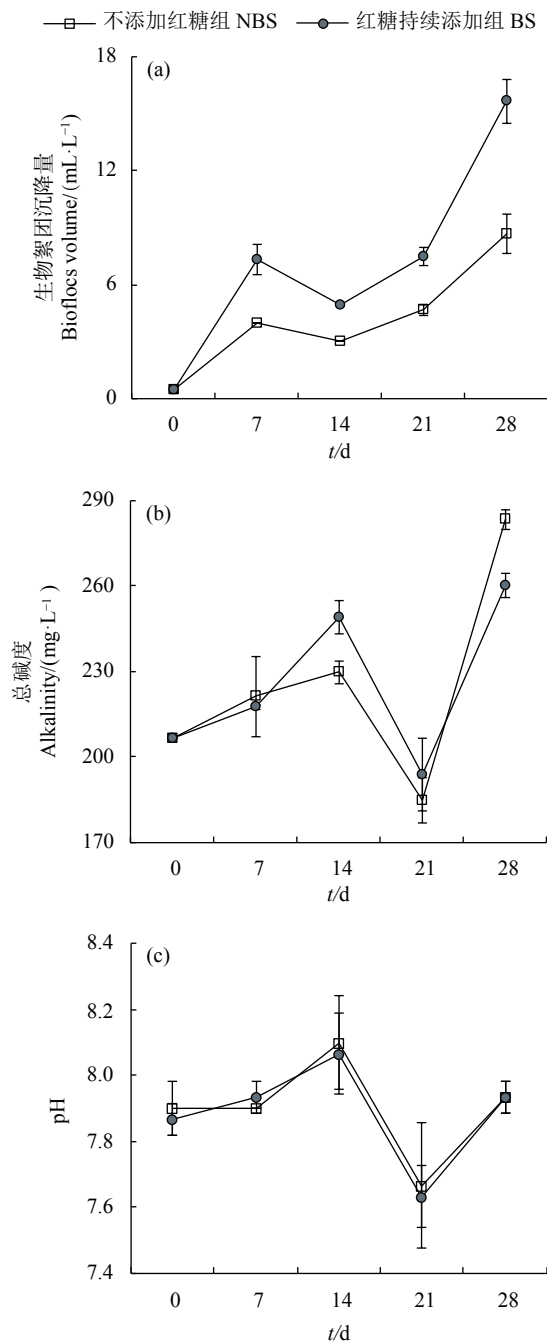


图2 养殖水体中生物絮团沉降量、总碱度和pH的变化

Figure 2 Variation of biofloc volume, total alkalinity and pH in water

NO_2^- -N 的去除主要依靠同化作用,一旦硝化作用稳定后, TAN 和 NO_2^- -N 的控制主要是硝化作用,其次是同化作用。本研究以采用 BFT 养殖 30 d 的凡纳滨对虾及其池塘水体为试验基础, BS 组和 NBS 组 TAN 维持在低浓度, 养殖期间 NO_2^- -N 浓度降低后维持在低水平, 而 NO_3^- -N 浓度则持续升高, 表明在前期 30 d 的 BFT 养殖过程中, 水体已形成以营硝化功能为主导的微生物群落环境,

在此状态下通过硝化作用可持续稳定转化水中的 TAN 和 NO_2^- -N, 使其一直处于较低水平, 停止添加红糖对水体微生物去除 TAN 和 NO_2^- -N 的效果已无明显影响, 这与 Nootong 等^[15] 的观点相似。试验结束时 NBS 组水体 NO_3^- -N 浓度比 BS 组提高了 29.6%, 表明不加红糖 (有机碳) 水体微生物的硝化功能可能要强于添加红糖, 这可能是由于持续添加有机碳, 促进了异养微生物增殖, 增强微生物对有机质的分解作用, 而弱化对无机氮的硝化作用。因此, 后续有必要从微生物组学角度进一步分析微生物群落结构与其硝化功能的互作关系, 为水环境微生物群落生态功能的定向诱导和稳定养护提供有力支撑。

3.1.2 水体总碱度和 BFV 的控制 Hargreaves^[31] 认为水体总碱度保持在 $100\sim 150\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 方有利于养殖生物的健康生长, 也有研究指出水体总碱度大于 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时对凡纳滨对虾无明显影响^[23]。在养殖过程中某些微生物会将水体中的 TAN 转化为 NO_3^- -N^[17], 这个过程会产生 2 个氢离子^[32], 为保持水质稳定, 每摩尔 TAN 硝化作用需要 1 摩尔碳酸钠 (碱度) 进行中和^[33], 故水体的总碱度和 pH 往往呈现类似的变化趋势。因此当 BFT 养殖水体的 pH 或总碱度呈大幅下降时, 可适量添加碳酸钠进行调节。此外, BFV 可用于初步判断水体中微生物总量和悬浮颗粒物的浓度^[17], Schweitzer 等^[34] 认为水中 BFV 不宜超过 $60\text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$, 本研究中 BS 和 NBS 组水体的 BFV 最高值分别为 15.67 和 $8.67\text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$, 均远低于上述限值, 且 BS 组的 BFV 较 NBS 组大幅提高了 80.74%, 这与添加红糖、提高水体 C/N、有助于异养微生物的增殖有关^[35]。

3.2 养殖系统中的氮收支分析

通常对虾集约化养殖模式下的氮收入主要为投喂的饲料, 养殖系统氮输出主要途径包括水体氮、沉积环境中的氮、生产周期结束时收获的虾及其他氮输出^[3]。臧维玲等^[36] 指出在对虾养殖过程中水体氮约占氮输出的 27.5%~36.3%, 沉积物为 30.9%~43.9%。本研究显示饲料投入是系统中主要的氮收入来源, 其占比可达 78.8%。本研究养殖系统不存在沉积物氮, 水体 TN 为氮输出的主要形式, 其中 BS 和 NBS 组占比分别为 45.06% 和 52.55%, 低于臧维玲等^[36] 报道的水体氮及沉积物氮之和, 这可能与所采用的养殖系统不同有关。本研究收获

表1 养殖系统中氮收支状况
Table 1 Nitrogen budget of aquaculture system

g (%)

项目 Item	BS组氮输入 N input of BS	NBS组氮输入 N input of NBS	BS组氮输出 N output of BS	NBS组氮输出 N output of NBS
水体 Water	13.97±0.37 (14.00)	13.97±0.37 (14.00)	44.96±3.46 ^a (45.06)	52.43±0.53 ^b (52.55)
虾体 Shrimp	7.18±0.00 (7.20)	7.18±0.00 (7.20)	21.44±4.74 ^a (21.49)	25.37±0.72 ^a (25.43)
饲料 Feed	78.62±0.00 (78.80)	78.62±0.00 (78.80)	—	—
其他 Other	—	—	33.37±3.43 ^a (33.44)	21.97±1.23 ^b (22.02)
合计 Total	99.77±0.37 (100.00)	99.77±0.37 (100.00)	99.77±0.00 ^a (100.00)	99.77±0.00 ^a (100.00)

注: 数据以氮的质量 (g) 平均值±标准差或氮质量分数 (%) 表示, $n=3$, 同行不同字母的两项间差异显著 ($P<0.05$), 下同

Note: The data are presented as $\bar{X} \pm SD$ of nitrogen mass (g) or its mass percentage of nitrogen (%); number of samples is three; the values within the same row with different superscripts are significant ($P<0.05$); the same below

表2 养殖水体中氮输出状况
Table 2 Nitrogen output in water

g (%)

项目 Item	BS组水体氮输出 TN output of water in BS	NBS组水体氮输出 TN output of water in NBS
总氮 TN		
悬浮颗粒物氮 SSN	3.28±0.43 ^a (3.29)	2.53±0.48 ^a (2.54)
可溶性总氮 TDN	41.68±3.19 ^a (41.78)	49.89±0.59 ^a (50.01)
可溶性总氮 TDN		
总氨氮 TAN	0.04±0.01 ^a (0.04)	0.03±0.00 ^b (0.03)
亚硝酸盐氮 NO ₂ ⁻ -N	0.28±0.02 ^a (0.28)	0.16±0.02 ^b (0.16)
硝酸盐氮 NO ₃ ⁻ -N	28.15±0.66 ^a (28.22)	38.17±1.48 ^b (38.26)
其他 Others	13.23±1.46 ^a (11.26)	11.43±1.19 ^a (11.45)

表3 凡纳滨对虾生长性能及饲料利用
Table 3 Growth performance and feed utilization of *L. vannamei*

指标 Index	BS组 BS group	NBS组 NBS group
成活率 Survival rate/%	43.43±12.93 ^a	47.62±0.66 ^a
终末体质量 Final body mass/g	9.86±0.48 ^a	10.60±0.49 ^a
增重率 Weight gain/%	8.43±0.78 ^a	9.17±0.49 ^a
饲料系数 Feed conversion ratio	1.68±0.39 ^a	1.36±0.05 ^a
饲料氮利用率 Feed N utilization efficiency/%	18.14±7.39 ^a	23.14±1.12 ^a

虾体的氮输出占比与 Hargreaves^[31] 和游奎^[37] 报道的相近, 高于林德曼效率 (Lindemans efficiency), 表明 BFT 养殖具有较高的氮利用效率。

本研究中 BS 组和 NBS 组水体 TDN 的氮输出占系统总体氮输出的比例高达 41.78% 和 50.01%, 其中主要为 NO₃⁻-N, 两组占比分别为 28.22% 和 38.26%, 这可能与碳源添加导致微生物群落结构不同及其生态功能差异有关。研究表明, 添加碳源

可促进异养微生物大量繁殖^[38-42], 当碳源驱动的异养微生物数量增加时, BF 的含氮量也随之增加, 使得水体中的 TDN 进行高效转化, 避免了水体中 TAN、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 等 TIN 的过量积累^[43]。然而, 在以自养硝化微生物为生态优势的微生物群落中, 水体中的 TAN 被好氧氨氧化细菌 (AOB) 或氨氧化古菌 (AOA) 转化为 NO₂⁻-N, 再由亚硝酸盐氧化菌 (NOB) 进一步转化为 NO₃⁻-N, 且在耗氧情况

下 NO_3^- -N 不易被利用^[43], 从而使其在水体环境中不断积累。为进一步明晰具体过程, 今后需用微生物组学方法深入分析菌群结构与其硝化作用的互作关系。

参考文献:

- [1] CRAB R, DEFOIRD T, BOSSIER P, et al. Biofloc technology in aquaculture: beneficial effects and future challenges[J]. Aquaculture, 2012, 356: 351-356.
- [2] RAY A J, LEWIS B L, BROWDY C L, et al. Suspended solids removal to improve shrimp (*Litopenaeus vannamei*) production and an evaluation of a plant-based feed in minimal-exchange, superintensive culture systems[J]. Aquaculture, 2010, 299(1/2/3/4): 89-98.
- [3] BRIGGS M R P, FVNGE-SMITH S J. A nutrient budget of some intensive marine shrimp ponds in Thailand[J]. Aquacult Res, 1994, 25(8): 789-811.
- [4] BOYD C E. Better management practices for marine shrimp aquaculture[M]. New Jersey: Wiley-Blackwell 2008: 227-259.
- [5] READ P, FERNANDES T. Management of environmental impacts of marine aquaculture in Europe[J]. Aquaculture, 2003, 226(1): 139-163.
- [6] FUNGE-SMITH S J, BRIGGS M R P. Nutrient budgets in intensive shrimp ponds: implications for sustainability[J]. Aquaculture, 1998, 164(1): 117-133.
- [7] 邓吉朋, 黄建华, 江世贵, 等. 生物絮团在斑节对虾养殖系统中的形成条件及作用效果 [J]. 南方水产科学, 2014, 10(3): 29-37.
- [8] 田道贺, 桂福坤, 李华, 等. 硝化型生物絮团的驯化培养 [J]. 南方水产科学, 2019, 15(4): 39-45.
- [9] AVNIMELECH Y. Carbon/nitrogen ratio as a control element in aquaculture systems[J]. Aquaculture, 1999, 176(3): 227-235.
- [10] XU W J, MORRIS T C, SAMOCHA T M. Effects of two commercial feeds for semi-intensive and hyper-intensive culture and four C/N ratios on water quality and performance of *Litopenaeus vannamei* juveniles at high density in biofloc-based, zero-exchange outdoor tanks[J]. Aquaculture, 2018, 490: 194-202.
- [11] WEI Y F, WANG A L, LIAO S A. Effect of different carbon sources on microbial community structure and composition of ex-situ biofloc formation[J]. Aquaculture, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734492>.
- [12] AZIM M, LITTLE D, BRON J E. Microbial protein production in activated suspension tanks manipulating C: N ratio in feed and the implications for fish culture[J]. Bioresour Technol, 2008, 99(9): 3590-3599.
- [13] SEARS K, ALLEMAN J, BARNARD J, et al. Density and activity characterization of activated sludge flocs[J]. J Environ Eng-ASCE, 2006, 132(10): 1235-1242.
- [14] AVNIMELECH Y. Feeding with microbial flocs by tilapia in minimal discharge bio-flocs technology ponds[J]. Aquaculture, 2007, 264(1): 140-147.
- [15] NOOTONG K, PRASERT P, POWTONGSOOK S. Effects of organic carbon addition in controlling inorganic nitrogen concentrations in a biofloc system[J]. J World Aquacult Soc, 2011, 42(3): 339-346.
- [16] CRAB R, AVNIMELECH Y, DEFOIRD T, et al. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production[J]. Aquaculture, 2007, 270(1): 1-14.
- [17] EBELING J M, TIMMONS M B, BISOGNI J J. Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic removal of ammonia-nitrogen in aquaculture systems[J]. Aquaculture, 2006, 257(1): 346-358.
- [18] HARGREAVES J A. Photosynthetic suspended-growth systems in aquaculture[J]. Aquacult Eng, 2006, 34(3): 344-363.
- [19] YORAM A, KOCHBA M. Evaluation of nitrogen uptake and excretion by tilapia in bio floc tanks, using ^{15}N tracing[J]. Aquaculture, 2009, 287(1/2): 163-168.
- [20] 张哲, 杨章武, 葛辉, 等. 不同碳源对凡纳滨对虾育苗标粗水体生物絮团的结构、营养成分、细菌群落及其水质的影响 [J]. 水产学报, 2019, 43(3): 639-649.
- [21] 刘克明, 尤宏争, 马林, 等. 不同碳源培养生物絮团对南美白对虾养殖影响试验 [J]. 河北渔业, 2019(4): 32-34.
- [22] GHYOOT W, VANDAELE S, VERSTRAETE W. Nitrogen removal from sludge reject water with a membrane-assisted bioreactor[J]. Water Res, 1999, 33(1): 23-32.
- [23] XU W J, MORRIS T C, SAMOCHA T M. Effects of C/N ratio on biofloc development, water quality, and performance of *Litopenaeus vannamei* juveniles in a biofloc-based, high-density, zero-exchange, outdoor tank system[J]. Aquaculture, 2016, 453: 169-175.
- [24] XU W J, PAN L Q. Enhancement of immune response and antioxidant status of *Litopenaeus vannamei* juvenile in biofloc-based culture tanks manipulating high C/N ratio of feed input[J]. Aquaculture, 2013, 412: 117-124.
- [25] KUYPERS M M M, MARCHANT H K, KARTAL B. The microbial nitrogen-cycling network[J]. Nat Rev Microbiol, 2018, 16(5): 263-276.
- [26] XU W J, XU Y, SU H C, et al. Effects of feeding frequency on growth, feed utilization, digestive enzyme activity and body composition of *Litopenaeus vannamei* in biofloc-based zero-exchange intensive systems[J]. Aquaculture, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735079>.
- [27] FRIAS-ESPERICUETA M G, HARFUSH-MELENDZ M, OSUNA-LÓPEZ J I, et al. Acute toxicity of ammonia to juvenile shrimp *Penaes vannamei* Boone[J]. Bull Environ Contam Toxicol, 1999, 62(5): 646-652.
- [28] LIN Y C, CHEN J C. Acute toxicity of nitrite on *Litopenaeus vannamei* (Boone) juveniles at different salinity levels[J]. Aquaculture, 2003, 224(1/2/3/4): 193-201.
- [29] 孙舰军, 丁美丽. 氨氮对中国对虾抗病力的影响 [J]. 海洋与湖沼, 1999, 30(3): 267-272.

- [30] VALENCIA-CASTAÑEDA G, FRÍAS-ESPERICUETA M G, VANEGAS-PÉREZ R C, et al. Toxicity of ammonia, nitrite and nitrate to *Litopenaeus vannamei* juveniles in low-salinity water in single and ternary exposure experiments and their environmental implications[J]. Environ Toxicol Pharmacol, 2019, 70: 103193.
- [31] HARGREAVES J A. Biofloc production systems for aquaculture[M]. Mississippi: Southern Regional Aquaculture Center, 2013: 1-11.
- [32] BOYD C E, TUCKER C S. Handbook for aquaculture water quality[M]. Auburn: Craftmaster Printers, 2014: 439.
- [33] BOYD C E, TUCKER C S, SOMRIDHIVEJ B. Alkalinity and hardness: critical but elusive concepts in aquaculture[J]. J World Aquacult Soc, 2016, 47(1): 6-41.
- [34] SCHVEITZER R, ARANTES R, COSTODIO P F S, et al. Effect of different biofloc levels on microbial activity, water quality and performance of *Litopenaeus vannamei* in a tank system operated with no water exchange[J]. Aquacult Eng, 2013, 56: 59-70.
- [35] XU W J, PAN L Q. Effects of bioflocs on growth performance, digestive enzyme activity and body composition of juvenile *Litopenaeus vannamei* in zero-water exchange tanks manipulating C/N ratio in feed[J]. Aquaculture, 2012, 356/357: 147-152.
- [36] 臧维玲, 杨明, 戴习林, 等. 凡纳滨对虾室内封闭式养殖水质变化与氮收支的试验研究 [J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(5): 1019-1024.
- [37] 游奎. 对虾工程化养殖系统重要元素及能量收支 [D]. 青岛: 中国科学院研究生院 (海洋研究所), 2005: 75-87.
- [38] MICHAUD L, BLANCHETON J P, BRUNI V, et al. Effect of particulate organic carbon on heterotrophic bacterial populations and nitrification efficiency in biological filters[J]. Aquacult Eng, 2006, 34(3): 224-233.
- [39] BURFORD M A, THOMPSON P J, MCINTOSH R P, et al. Nutrient and microbial dynamics in high-intensity, zero-exchange shrimp ponds in Belize[J]. Aquaculture, 2003, 219(1): 393-411.
- [40] BURFORD M A, THOMPSON P J, MCINTOSH R P, et al. The contribution of flocculated material to shrimp (*Litopenaeus vannamei*) nutrition in a high-intensity, zero-exchange system[J]. Aquaculture, 2004, 232(1): 525-537.
- [41] LUO G Z, AVNIMELECH Y, PAN Y F, et al. Inorganic nitrogen dynamics in sequencing batch reactors using biofloc technology to treat aquaculture sludge[J]. Aquacult Eng, 2013, 52: 73-79.
- [42] LUO G Z, XU J X, MENG H Y. Nitrate accumulation in biofloc aquaculture systems[J]. Aquaculture, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734675>.
- [43] WUCHTER C, ABBAS B, COOLEN M J, et al. Archaeal nitrification in the ocean[J]. Proc Natl Acad Sci USA, 2006, 103(33): 12317-12322.