

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MATO GROSSO DO SUL  
UNIDADE UNIVERSITÁRIA DE AQUIDAUANA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA

**DINÂMICA DE CARBONO, NITROGÊNIO E FÓSFORO E  
SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL NA PRODUÇÃO DE  
TILÁPIA-DO-NILO EM SISTEMA BIOFLOCOS**

Acadêmica: Tainara Laise da Silva Blatt

Aquidauana – MS  
Abril/2023

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MATO GROSSO DO SUL  
UNIDADE UNIVERSITÁRIA DE AQUIDAUANA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA

**DINÂMICA DE CARBONO, NITROGÊNIO E FÓSFORO E  
SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL NA PRODUÇÃO DE  
TILÁPIA-DO-NILO EM SISTEMA BIOFLOCOS**

Acadêmica: Tainara Laise da Silva Blatt  
Orientador: Prof. Dr. Hamilton Hisano  
Coorientador: Dr. Alex Júnio da Silva Cardoso

“Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zootecnia, área de concentração em Produção Animal no Cerrado-Pantanal, da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Zootecnia.”

Aquidauana – MS  
Abril/2023

B588d Blatt, Tainara Laise da Silva

Dinâmica de carbono, nitrogênio e fósforo e sustentabilidade ambiental na produção de tilápia-do-tilo em sistema bioflocos/ Tainara Laise da Silva Blatt. Aquidauana, MS: UEMS, 2023. 75p.

Dissertação (Mestrado) – Zootecnia – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, 2023.

Orientador: Prof. Dr. Hamilton Hisano.

1. Balanço de Massa 2. Indicadores de Sustentabilidade 3. Nutrientes I. Título. II. Blatt, Tainara Laise da Silva.

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MATO GROSSO DO SUL  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO  
UNIDADE UNIVERSITÁRIA DE AQUIDAUANA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA  
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM PRODUÇÃO ANIMAL**

**TAINARA LAISE DA SILVA BLATT**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, área de concentração em Produção Animal, como requisito para obtenção do grau de Mestra em Zootecnia.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 05/04/2023.

Documento assinado digitalmente  
 HAMILTON HISANO  
Data: 06/04/2023 14:21:23-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

---

Dr. Hamilton Hisano (Orientador)

(participação via videoconferência)

---

Dra. Mariana Silveira Guerra Moura e Silva, EMBRAPA

(participação via videoconferência)

---

Dr. Jener Alexandre Sampaio Zuanon, UFV

*A minha família dedico.*

## **AGRADECIMENTOS**

A Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul e ao Programa de Pós-graduação em Zootecnia, pela realização deste curso.

A Deus por me permitir viver essa experiência e ter me capacitado. Por nunca ter me desamparado nos momentos mais difíceis e por colocar as pessoas certas durante toda essa caminhada, as quais sou muito grata e que foram essenciais para conclusão deste projeto.

A Embrapa Meio Ambiente e a Itaipu Binacional pela cooperação realizada permitindo a realização deste projeto. A Embrapa Meio Ambiente pelo suporte técnico-científico e Itaipu Binacional pelo espaço concedido para a realização do experimento e todo o suporte para a sua condução.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Hamilton Hisano, minhas sinceras palavras de agradecimento pela paciência e por me ensinar tudo o que foi necessário desde o início do mestrado. Por me incentivar a completar mais essa jornada em minha vida e por ter confiado a mim a realização deste projeto.

Ao meu coorientador Dr. Alex Júnio da Silva Cardoso pelas importantes contribuições que só enriqueceram e aprimoraram a concretização deste trabalho. Por disponibilizar de seu tempo para me ajudar durante toda a realização do experimento e por sempre apresentar novas possibilidades, a cada revés e contratempo que apareceram.

Aos membros da banca Dra. Mariana Silveira Guerra Moura e Silva e Prof. Dr. Jener Alexandre Sampaio Zuanon pela disponibilidade e valiosas considerações.

Aos engenheiros André Luiz Watanabe e Celso Carlos Buglione Neto que acompanharam minha trajetória muito antes do mestrado e deram todo o suporte na execução deste projeto.

A Monique Karine da S. Picolotto, Reinaldo Santos Shimabuku Junior por todo o auxílio durante a realização das análises bioquímicas de peixes e Jussara Elias de Souza, Bruno A. Ramos Cassilha e Simone Frederigi Benassi pela ajuda com as análises de fósforo.

A equipe de Projeto do Parque Tecnológico de Itaipu, por compartilharem equipamentos, materiais e conhecimentos. Em especial, ao MSc. Diego Alberto Tavares, por disponibilizar do seu tempo para me ensinar o essencial para os procedimentos de laboratório, as análises de clorofila e a filtragem de amostras.

A Juliana de Oliveira Santos Marcatto, Viviane Cristina Bettanin e Melissa Baccan do Laboratório de Biogeoquímica Ambiental da Embrapa Meio Ambiente pelo suporte na realização das análises de carbono.

A toda equipe do laboratório de Ictiologia de Itaipu, Jefferson Eduardo da Cruz, José Pedro Lazzarin, Antônio de Souza, Leonardo P. Mello, Thiago Matos, Adinaldo Vieira da Silva e Dirceu Wessling, pelo suporte na realização do experimento e amizade durante todo este período.

Aos colegas Paulo Duarte Kropuchinski e Aldo Samuel Azevedo Ribeiro, pela colaboração na condução do experimento e pelos momentos de descontração. Aos colegas Denis Delvalle, Mariana Albuquerque e Diana Motta, pela ajuda na coleta final e biometria.

Aos professores que tive durante o mestrado, pelo conhecimento transmitido.

A todas as pessoas que de alguma forma acrescentaram para a realização deste trabalho, que para mim representa a realização de mais um sonho.

## SUMÁRIO

|                                                                                                                                                                |             |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------|
| <b>LISTA DE TABELAS .....</b>                                                                                                                                  | <b>viii</b> |
| <b>LISTA DE FIGURAS.....</b>                                                                                                                                   | <b>ix</b>   |
| <b>RESUMO.....</b>                                                                                                                                             | <b>x</b>    |
| <b>ABSTRACT.....</b>                                                                                                                                           | <b>xi</b>   |
| <b>CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS.....</b>                                                                                                                  | <b>1</b>    |
| <b>1. INTRODUÇÃO .....</b>                                                                                                                                     | <b>1</b>    |
| <b>2. REVISÃO DE LITERATURA .....</b>                                                                                                                          | <b>3</b>    |
| 2.1 IMPACTO AMBIENTAL DA AQUICULTURA.....                                                                                                                      | 3           |
| 2.2 BALANÇO DE MASSA DE NUTRIENTES .....                                                                                                                       | 4           |
| 2.2.1 Carbono .....                                                                                                                                            | 6           |
| 2.2.2 Nitrogênio .....                                                                                                                                         | 8           |
| 2.2.3 Fósforo .....                                                                                                                                            | 12          |
| 2.3 INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL .....                                                                                                            | 15          |
| 2.4 SISTEMA BIOFLOCOS .....                                                                                                                                    | 16          |
| <b>3. OBJETIVOS.....</b>                                                                                                                                       | <b>19</b>   |
| 3.1 OBJETIVO GERAL .....                                                                                                                                       | 19          |
| 3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....                                                                                                                                | 19          |
| <b>4. REFERÊNCIAS.....</b>                                                                                                                                     | <b>20</b>   |
| <b>CAPÍTULO 2 – DINÂMICA DE CARBONO, NITROGÊNIO E FÓSFORO E<br/>SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL NA PRODUÇÃO DE JUVENIS DE TILÁPIA<br/>EM SISTEMA BIOFLOCOS.....</b> | <b>28</b>   |
| <b>RESUMO.....</b>                                                                                                                                             | <b>28</b>   |
| <b>INTRODUÇÃO .....</b>                                                                                                                                        | <b>28</b>   |
| <b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>                                                                                                                                | <b>31</b>   |
| <b>RESULTADOS.....</b>                                                                                                                                         | <b>39</b>   |

|                                               |           |
|-----------------------------------------------|-----------|
| <b>DISCUSSÃO .....</b>                        | <b>46</b> |
| <b>CONCLUSÃO .....</b>                        | <b>53</b> |
| <b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>       | <b>54</b> |
| <b>CAPÍTULO 3 – CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b> | <b>62</b> |

## LISTA DE TABELAS

|                                                                                                                                                                       |    |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Tabela 1</b> – Indicadores de sustentabilidade ambiental utilizados para avaliar a produção de juvenis de tilápia-do-nilo em sistema bioflocos.....                | 38 |
| <b>Tabela 2</b> – Desempenho zootécnico de juvenis de tilápia-do-nilo produzidos por 70 dias em sistema bioflocos. ....                                               | 39 |
| <b>Tabela 3</b> – Valores médios e desvio padrão dos parâmetros de qualidade da água das unidades de produção de juvenis de tilápia-do-nilo em sistema bioflocos .... | 39 |
| <b>Tabela 4</b> – Composição bromatológica de ração e flocos das unidades de produção .....                                                                           | 42 |
| <b>Tabela 5</b> – Balanço de massa de CT na produção de juvenis de tilápia-do-nilo em sistema bioflocos durante 70 dias. ....                                         | 43 |
| <b>Tabela 6</b> – Balanço de massa de NT na produção de juvenis de tilápia-do-nilo em sistema bioflocos durante 70 dias. ....                                         | 43 |
| <b>Tabela 7</b> – Balanço de massa de FT na produção de juvenis de tilápia-do-nilo em sistema bioflocos durante 70 dias. ....                                         | 44 |
| <b>Tabela 8</b> – Indicadores de sustentabilidade ambiental utilizados para avaliar a produção de juvenis de tilápia em sistema BFT. ....                             | 45 |

## LISTA DE FIGURAS

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Figura 1</b> – Processo de eutrofização em meios aquáticos. Adaptado de Esteves, 2011. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                       | 4  |
| <b>Figura 2</b> – Ciclo do carbono em ecossistema aquático. Adaptado de Boyd e Tucker, 1998. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                    | 8  |
| <b>Figura 3</b> – Os principais processos do ciclo do nitrogênio em ecossistema aquático ilustrados são (a) assimilação, (b) mineralização, (c) excreção, (d) nitrificação, (e) redução de nitrato, (f) desnitrificação, (g) fixação biológica de nitrogênio, (h) adsorção de amônio em reações com o sedimento e (i) volatilização de amônia. Adaptado de Boyd e Tucker, 1998. .... | 9  |
| <b>Figura 4</b> – Ciclo do fósforo em tanques de produção de peixes. Adaptado de Boyd e Tucker, 1998. ....                                                                                                                                                                                                                                                                           | 13 |
| <b>Figura 5</b> – Diagrama esquemático do fluxo de nutrientes no sistema bioflocos. .                                                                                                                                                                                                                                                                                                | 33 |
| <b>Figura 6</b> – Comportamento de TSS, SS e clorofila- $\alpha$ no sistema BFT durante 70 dias na produção de juvenis de tilápia-do-nilo. A - TSS; B - SS; C - clorofila- $\alpha$ . ..                                                                                                                                                                                             | 40 |
| <b>Figura 7</b> – Acúmulo de nutrientes na água do sistema bioflocos na produção de juvenis de tilápia-do-nilo, durante 70 dias. A - Nitrogênio total; B - Fósforo total; C - Carbono total.....                                                                                                                                                                                     | 41 |
| <b>Figura 8</b> – Variáveis de qualidade de água do sistema bioflocos para produção de tilápia-do-nilo, durante 70 dias. A - Amônia ( $\text{NH}_3$ ); B - Nitrito ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ); C - Nitrato ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ); D - Fosfato ( $\text{PO}_4\text{-}^3$ ). ....                                                                                                 | 41 |

## RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar a dinâmica de nutrientes e a sustentabilidade ambiental de juvenis de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) produzidos em sistema bioflocos (BFT). Carbono total (CT), nitrogênio total (NT) e fósforo total (FT) foram quantificados na água de abastecimento, biomassa de peixes e ração para determinar a incorporação de nutrientes no sistema. Como saída de nutrientes do sistema foi considerada a quantidade retida na biomassa de peixes e a acumulada no efluente, o que incluiu a remoção de excesso de sólidos durante o período experimental e a água final do sistema de produção. Os indicadores de sustentabilidade ambiental foram aplicados em quatro categorias: uso de recursos naturais, eficiência no uso de recursos, liberação de poluentes e conservação da biodiversidade local. Após 70 dias, em média, 94,34% de CT, 88,34% de NT e 89,27% de FT foram incorporados no sistema por meio da adição de ração e 34,41% de CT, 44,90% de NT e 45,50% de FT foram liberados na água final de produção e no manejo de remoção de sólidos. Nesse sentido, o sistema demonstrou eficiência na retenção de nutrientes, pois 29,74% CT, 45,38% do NT e 46,34% do FT foram retidos em biomassa animal. Além disso, o sistema apresentou alta produtividade por unidade de volume ( $0,0075 \text{ m}^3 \text{ ton}^{-1}$ ) e área de produção ( $0,015 \text{ ha ton}^{-1}$ ). Os indicadores de sustentabilidade ambiental forneceram uma avaliação detalhada do sistema BFT. Em conclusão, o sistema BFT permite alta produtividade com baixo uso de água e área de produção, proporciona alta retenção de nutrientes na biomassa animal e baixas perdas de efluentes, o que reduz o potencial de eutrofização.

**Palavras-chave:** Balanço de massa; Indicadores de sustentabilidade; Nutrientes.

## ABSTRACT

The aim of this study was to assess the nutrient dynamics and environmental sustainability of juvenile Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) reared in a biofloc technology (BFT) system. Total carbon (TC), total nitrogen (TN), and total phosphorus (TP) were quantified in the supply water, fish, and feed to determine the incorporation of nutrients into the system. Nutrient output from the system was determined by considering the amounts of nutrients retained in the final fish biomass and accumulated in the effluent, which included the removal of excess solids during the experimental period and the final water of the production cycle. The environmental sustainability indicators were applied in four categories: use of natural resources, efficient use of resources, release of pollutants and conservation of local diversity. After 70 days, on average, 94.34% of TC, 88.34% of TN, and 89.27% of TP were incorporated into the system through feed addition, while 34.41% of TC, 44.90% of TN, and 45.50% of TP were released in the final production cycle water and solids removal management. The BFT system demonstrated efficiency in nutrient retention, as 29.74% TC, 45.38% TN, and 46.34% TP were retained in animal biomass. Moreover, the system exhibited high productivity per unit volume ( $0.0075 \text{ m}^3 \text{ ton}^{-1}$ ) and area ( $0.015 \text{ ha ton}^{-1}$ ). The environmental sustainability indicators provided a detailed assessment of the BFT system. In conclusion, the BFT system allows high productivity with low use of water and culture area, providing high nutrients retention in the animal biomass and low effluents losses, which reduces the potential for eutrophication.

**Keywords:** Mass balance; Sustainability indicators; Nutrients.

## CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

### 1. INTRODUÇÃO

A produção de organismos aquáticos tem crescido consideravelmente em todo o mundo, devido ao aumento da população mundial e da demanda por alimentos (FAO, 2022), o que tem gerado uma intensificação dos sistemas de produção. Em 2021, a produção total da piscicultura brasileira alcançou aproximadamente 841 mil toneladas (Peixe BR, 2022). Desse total, 60,6% são representados pela produção de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*), principal espécie produzida no Brasil, especialmente no estado do Paraná (Peixe BR, 2022).

A intensificação da produção de peixes é caracterizada pelo aumento do uso de ração, água e geração de efluentes, o que potencializa a eutrofização dos corpos hídricos, quando manejados incorretamente. Estima-se que cerca de 70% dos nutrientes da ração não são absorvidos pelos animais e são eliminados para o ambiente (Cyrino *et al.*, 2010). Portanto, a qualidade da água é comprometida devido ao excesso de matéria orgânica (fezes e alimentos não consumidos) e nutrientes que se acumulam (Boyd *et al.*, 2020).

A renovação da água é uma prática comum utilizada para remover o excesso de nutrientes e manter o bem-estar dos animais durante o período de produção (Coldebella *et al.*, 2020). A baixa eficiência no aproveitamento de nutrientes da ração, principalmente em sistemas intensivos, resulta em liberação contínua de efluentes com altos teores de carbono, nitrogênio e fósforo (Fialho *et al.*, 2021). Para garantir o crescimento sustentável da aquicultura é necessário optar por sistemas de produção ambientalmente eficientes, que minimizem a geração de efluentes e o impacto ambiental negativo da atividade, causado principalmente pela eutrofização das águas (Valenti *et al.*, 2021).

A tecnologia de bioflocos (BFT) é um sistema de produção aquícola capaz de minimizar os impactos ambientais negativos descritos anteriormente, de forma a diminuir a exigência de grandes volumes de água, gerar baixa quantidade de efluentes e utilizar menores áreas para a produção (Khanjani e Sharifinia, 2020; Robles-Porchas *et al.*, 2020; Pimentel, Amado e They, 2019). Além disso, o sistema possibilita reciclar os nutrientes por meio de utilização da água de produção em

diversos ciclos, o que resulta no uso racional dos recursos hídricos (Khanjani e Sharifinia, 2020).

O BFT é um sistema de produção de organismos aquáticos com renovação mínima ou nula de água. A possibilidade de renovação mínima ou nula ocorre devido a ação de microrganismos que realizam a manutenção da qualidade da água no próprio tanque de produção (Schryver *et al.*, 2008). A qualidade da água do sistema é mantida por meio do desenvolvimento de flocos microbianos, capazes de assimilar e metabolizar os resíduos gerados no sistema, transformando-os em biomassa proteica, que pode ser consumida pelos peixes como fonte complementar (Avnimelech, 2007; Oliveira *et al.*, 2021).

O sistema BFT apresenta uma baixa exigência de utilização de recursos como água e área de produção. Todavia, por mais que seja possível observar vantagens comparado aos sistemas convencionais de produção é necessário monitorar qualquer atividade intensiva de produção, principalmente, com relação a sustentabilidade ambiental. Nesse sentido, balanço de massa é uma ferramenta simples utilizada para análise da eficiência de uso dos nutrientes disponíveis nos sistemas de produção (Qiu *et al.*, 2022), o que é possível por meio da quantificação de todos os componentes que entram e saem dos sistemas (Legarda *et al.*, 2019). O carbono, o nitrogênio e o fósforo são nutrientes diretamente relacionados à eutrofização de corpos hídricos. Portanto, são nutrientes essenciais para avaliar o uso de recursos e são comumente considerados para avaliar o balanço de massa em sistemas de aquicultura. Além disso, existe também um conjunto de indicadores específicos para avaliar a sustentabilidade ambiental de sistemas aquícolas. De modo geral, os indicadores são aplicados para avaliar o uso de recursos como: água, espaço, nutrientes, a eficiência de uso, o potencial de poluição e a conservação da biodiversidade (Valenti *et al.*, 2018).

Atualmente, não existem estudos que apliquem ferramentas de análise de sustentabilidade ambiental em sistema BFT. Desta forma, objetivou-se com este estudo aplicar indicadores de sustentabilidade ambiental e avaliar o balanço de massa de nutrientes na produção de juvenis de tilápia-do-nilo em sistema BFT.

## 2. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 IMPACTO AMBIENTAL DA AQUICULTURA

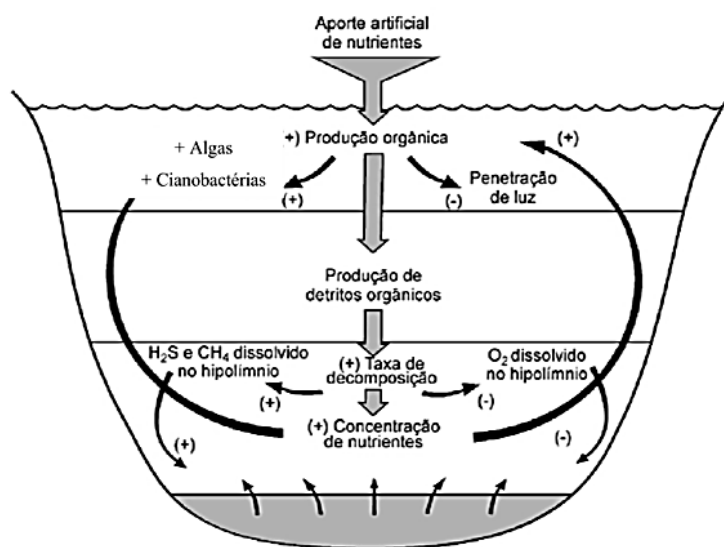
Em sistemas intensivos de produção de peixes e outros organismos aquáticos, a ração com elevados níveis de proteína é a principal fonte de alimento. No entanto, estima-se que cerca de 70% dos nutrientes da ração não são absorvidos (Cyrino *et al.*, 2010), sendo estes eliminados para o meio. Como consequência, a qualidade da água de produção é comprometida devido ao excesso de matéria orgânica (fezes e alimentos não consumidos), rica em carbono e outros nutrientes, como nitrogênio e fósforo (Boyd *et al.*, 2020).

A renovação da água é uma prática comum utilizada para remover o excesso de nutrientes e manter o bem-estar dos animais durante o período de produção. Em viveiros escavados, a renovação da água representa aproximadamente 10% do volume total dos viveiros ao dia (Coldebella *et al.*, 2020). Com esta prática, os sistemas intensivos liberam continuamente para o ambiente efluentes ricos em nutrientes, que aumentam o impacto ambiental negativo da atividade (Valenti *et al.*, 2021), uma vez que o carbono, o nitrogênio e o fósforo estão diretamente relacionados ao processo de eutrofização dos ecossistemas naturais (Sperling, 1996). Além disso, esta é uma prática que limita a produção, devido à escassez hídrica de algumas regiões.

Os efluentes oriundos da produção de organismos aquáticos ocasionam a eutrofização em ecossistemas naturais quando lançados de forma indevida ou manejados incorretamente. A eutrofização origina uma reação em cadeia com diversas causas e efeitos (Esteves, 1988), devido a quantidade de matéria orgânica e nutrientes que geralmente é desproporcional ao que o ecossistema é capaz de consumir (Sperling, 1996). Sendo a característica principal o desequilíbrio do ecossistema aquático (Esteves, 1988).

Em síntese, o lançamento indevido de efluentes causa o aumento da concentração de nutrientes e matéria orgânica nos corpos de água receptores, o que ocasiona o surgimento exagerado de produtores primários (algas e cianobactérias) (Esteves, 2011). Este processo cria uma camada que impede trocas gasosas com a atmosfera e reduz a passagem de luz (Esteves, 2011). O

processo de decomposição da matéria orgânica também gera a liberação de gás metano ( $\text{CH}_4$ ) e gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ) nas camadas mais profundas (Figura 1) (Esteves, 2011). Essas modificações resultam no aumento do consumo de oxigênio do meio, o que causa riscos a biodiversidade presente no ambiente (Sperling, 1996).



**Figura 1** – Processo de eutrofização em meios aquáticos. Adaptado de Esteves, 2011.

Desta forma, compreender o comportamento dos nutrientes em sistemas de produção aquícola, por meio da avaliação da dinâmica de nutrientes e do balanço de massa é imprescindível, a fim de ajustar adequadamente os insumos e diminuir o aporte de nutrientes (Cerozi e Fitzsimmons, 2017; Legarda *et al.*, 2019). Estas ferramentas podem otimizar os sistemas produtivos e auxiliar na diminuição do lançamento de efluentes pela atividade (Legarda *et al.*, 2019).

## 2.2 BALANÇO DE MASSA DE NUTRIENTES

O balanço de massa tem como base a lei da conservação de Lavoisier, onde a massa como uma das propriedades físicas da matéria, não é perdida nem criada, no entanto, reage quimicamente e é transformada em outros produtos ao final de uma reação (Fernandes *et al.*, 2006).

O balanço de massa de qualquer elemento consiste basicamente em uma descrição dos fluxos de entrada e saída de uma matéria predefinida em um sistema

(Legarda et al., 2019). O princípio de conservação da massa é aplicado implicitamente pela exigência de que, em sistemas fechados, as massas dos componentes de entrada reajam, entretanto, a massa final dos componentes que integram a reação permaneçam inalteradas (Esteves, 1988), iguais à soma dos componentes de entrada (Koretsky, 2007), conforme a equação abaixo:

$$\sum \text{Entrada} = \sum \text{Saída}$$

A equação é escrita para qualquer material e é capaz de ser aplicada para a massa total de qualquer elemento envolvido em um processo (Badino Júnior e Cruz, 2013). Ao construir a equação de balanço temos que observar a massa total dos componentes do sistema, uma vez que elas conseguem reagir com o tempo (Qiu et al., 2022). No caso de entrada de mais de um componente havemos de considerar todos os elementos que integram a reação (Badino Júnior e Cruz, 2013).

O balanço de massa é exemplificado aqui pelo processo de produção de um determinado produto, como por exemplo, a produção de filé de tilápia. Supondo que 900 quilogramas de nitrogênio (N) contidos na ração foram fornecidos durante um ciclo de produção, se contabilizadas e somadas as quantidades de nitrogênio presente nas carcaças dos animais, nas excretas e nos resíduos gerados no processo, verifica-se que a massa de N é exatamente a mesma contabilizada inicialmente. Se o resultado fosse diferente seria contrário à Lei de Lavoisier (Fernandes *et al.*, 2006).

Em sistemas de aquicultura o balanço de massa estima a absorção de nutrientes e corrobora para uma compreensão mais profunda da dinâmica destes na água de produção (Cerozi e Fitzsimmons, 2017). Compreender a dinâmica e o controle de compostos dentro dos sistemas de aquicultura é fundamental, pois tem o potencial de maximizar a eficiência do alimento ofertado (Cerozi e Fitzsimmons, 2017). Além disso, a ampla compreensão da dinâmica de nutrientes pode reduzir as perdas e minimizar o desperdício nos sistemas de produção (Sumitro *et al.*, 2021).

Atualmente, estudos revelam a eficiência de uso de nutrientes como carbono, nitrogênio e fósforo em diferentes sistemas de produção e a viabilidade de técnicas que tornam a aquicultura ambientalmente sustentável. Os balanços de nitrogênio e fósforo já foram estabelecidos em tanques escavados para a produção

da tilápia-do-nilo (Coldebella *et al.*, 2020), tainha branca, *Mugil curem* (Legarda *et al.*, 2019), bagre-africano, *Clarias gariepinus* (Sumitro *et al.*, 2021), carpas *Catla catla*, *Labeo rohita* e *Cirrhinus mrigal* (Sahu *et al.*, 2015), salmão do Atlântico, *Salmo salar* (Qiu *et al.*, 2022), e para camarão, *Litopenaeus vannamei* (Legarda *et al.*, 2019) e *Macrobrachium rosenbergii* (Sahu *et al.*, 2015). O balanço de massa também já foi estabelecido em sistemas integrados de aquicultura com tilápia, *Oreochromis niloticus* e camarão da Amazônia, *Macrobrachium amazonicum* (David *et al.*, 2021), e sistemas integrados de camarão amazônico, *M. amazonicum* e tambaqui, *Colossoma macropomum* (Flickinger *et al.*, 2020). Entretanto, o presente estudo busca estimar o balanço de massa de carbono, nitrogênio e fósforo na produção de juvenis de tilápia-do-nilo em bioflocos.

Devido aos impactos negativos da liberação de nutrientes como carbono, nitrogênio e fósforo nos corpos hídricos, é necessário quantificar esses nutrientes liberados no ambiente por meio dos efluentes e estimar a eficiência de utilização destes pelos sistemas de produção (Sahu *et al.*, 2015). Para controlar efetivamente o acúmulo desses nutrientes na biomassa de peixes é importante também entender a dinâmica de cada elemento, os ciclos e as vias de remoção (destino dos nutrientes e seus métodos de controle), os compostos relacionados na água, os processos de transformação, a relação entre as diferentes formas e o equilíbrio entre eles (Abakari *et al.*, 2021).

### 2.2.1 Carbono

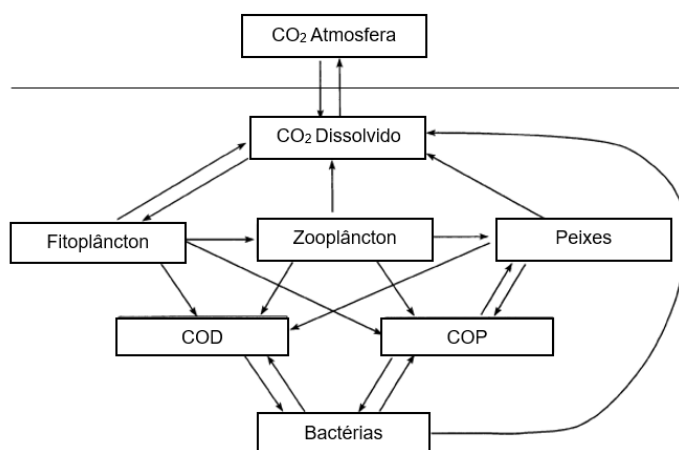
O carbono é um elemento químico que constitui todo material de origem orgânica. Este elemento está presente nas proteínas, carboidratos, lipídeos, minerais, na estrutura do DNA, em ácidos nucleicos e compostos orgânicos em decomposição (Sperling, 1996). Na atmosfera, o carbono está presente, principalmente, na forma de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e gás metano ( $\text{CH}_4$ ) (Esteves, 1988). Na água, está presente principalmente nas formas de dióxido de carbono dissolvido ( $\text{CO}_2$ ), ácido carbônico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ), bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ), carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) e na forma mineral, como o calcário (Boyd e Tucker, 1998).

A ração não consumida, o produto da excreção dos animais produzidos e a decomposição de plantas e animais pelas bactérias ocasionam o acúmulo de

matéria orgânica rica em carbono nos sistemas de produção (Boyd e Tucker, 1998). O excesso de carbono nos tanques de produção é um indicativo de grandes quantidades de matéria orgânica (Flickinger *et al.*, 2020), o que pode causar condições inadequadas nos ambientes de produção. A matéria orgânica está associada a poluição da água pois, está relacionada ao aumento da decomposição microbiana e ao consumo do oxigênio dissolvido (Esteves, 2011). Além disso, o excesso de matéria orgânica causa modificações sobre a cor, o odor e a turbidez da água e está na raiz de muitos problemas relacionados aos animais produzidos (Esteves, 1988), sobretudo, mortalidade em casos mais extremos (Boyd e Tucker, 1998).

O carbono é encontrado em diversos compostos na natureza e nos tanques de produção e são classificados de forma geral em moléculas orgânicas e inorgânicas (Boyd e Tucker, 1998). Compostos de carbono inorgânicos de importância na aquicultura incluem o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), o ácido carbônico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ), o bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ), o carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ), o metano ( $\text{CH}_4$ ) e minerais, como o calcário (Esteves, 1998). Por outro lado, os compostos orgânicos de importância nos sistemas de aquicultura podem estar dispostos na forma particulada e dissolvida (Esteves, 1988). O carbono orgânico particulado (COP) é encontrado no zooplâncton, fitoplâncton, bactérias, insetos e detritos (séston orgânico, detrito particulado ou biodetrito) (Esteves, 1988). O carbono orgânico dissolvido (COD) é encontrado em uma variedade de carboidratos, proteínas, peptídeos e aminoácidos. A soma das frações de COP e COD é denominada de carbono orgânico total (COT) (Sperling, 1996).

A visão geral simplificada do ciclo biológico do carbono na aquicultura está demonstrada na figura 2. No esquema, é possível observar que ocorrem trocas constantes de  $\text{CO}_2$  atmosférico e o ambiente aquático, e ação de organismos fotossintetizantes na coluna d'água (Boyd e Tucker, 1998).



**Figura 2** – Ciclo do carbono em ecossistema aquático. Adaptado de Boyd e Tucker, 1998.

O  $\text{CO}_2$  dissolvido no meio é fixado pelo fitoplâncton no processo de fotossíntese (Esteves, 1988). O fitoplâncton é a base da cadeia alimentar e serve de alimento para o zooplâncton e outros organismos, como os peixes (figura 2). Após a assimilação do carbono pelos animais este pode ser perdido na respiração, nas fezes e no processo de decomposição (Boyd e Tucker, 1998).

Os animais eliminam carbono constantemente por diferentes formas. As formas de COP e COD são aproveitadas pelas bactérias e tornam o nutriente prontamente disponível para outras células (Boyd e Tucker, 1998). O carbono liberado na respiração dos peixes na forma de  $\text{CO}_2$  é perdido para atmosfera por meio da agitação das moléculas da água ou rapidamente assimilado pelo fitoplâncton, como observado na figura 2. E por fim, o carbono liberado nos dejetos é mineralizado por meio da decomposição microbiana e é liberado na forma de  $\text{CO}_2$ , que novamente pode ser assimilado (Esteves, 1988).

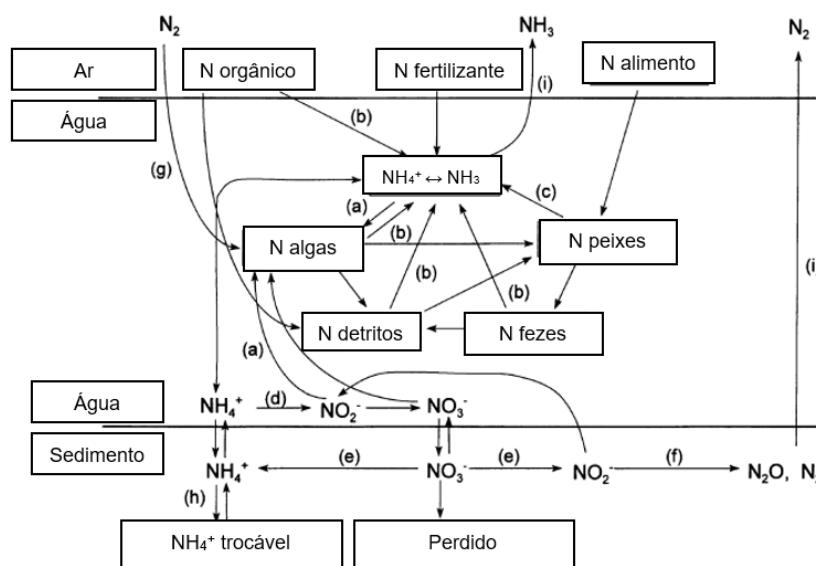
A decomposição recicla o nutriente dentro do sistema (Boyd e Tucker, 1998). No entanto, quando a decomposição ocorre em ambiente anaeróbio, liberam compostos orgânicos como o ácido sulfídrico e metano, o qual são tóxicos para os peixes (Esteves, 2011).

### 2.2.2 Nitrogênio

A presença de nitrogênio (N) é de fundamental importância nos ecossistemas aquáticos, sendo considerado um nutriente essencial para todos os seres vivos (Boyd e Tucker, 1998). Na natureza, o nitrogênio faz parte dos processos de síntese de proteínas e está diretamente relacionado à formação gênica dos seres vivos (Vasconcelos e Frota, 2019).

A principal fonte de N nos sistemas de produção é via fornecimento de ração e da adubação em sistema semi-intensivos. Outras fontes de nitrogênio nos ambientes de produção de peixes são: os resíduos do metabolismo dos animais, as fezes e a matéria orgânica em decomposição (Pimentel *et al.*, 2019), sendo que todas essas são derivadas do fornecimento de ração. A ração é composta, essencialmente, de compostos orgânicos formados de proteína, ácidos graxos, carboidratos solúveis e insolúveis e vitaminas (NRC, 2011). Os compostos orgânicos, por sua vez são formados por carbono, hidrogênio, oxigênio, enxofre e nitrogênio (Sanz, 2009). Desta forma, há o incremento de diversos nutrientes nos sistemas de produção e dentre eles está o nitrogênio.

O nitrogênio está dissolvido na água da produção em diferentes formas (Figura 3): como amônia ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ), amônia na forma não ionizada ( $\text{NH}_3$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), que é a forma intermediária pós oxidação da amônia, nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), quando nitrito é oxidado, óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e por fim como nitrogênio na forma gasosa ( $\text{N}_2$ ), liberado para a atmosfera (Boyd e Tucker, 1998).



**Figura 3** – Os principais processos do ciclo do nitrogênio em ecossistema aquático ilustrados são (a) assimilação, (b) mineralização, (c) excreção, (d) nitrificação, (e) redução de nitrato, (f)

desnitrificação, (g) fixação biológica de nitrogênio, (h) adsorção de amônio em reações com o sedimento e (i) volatilização de amônia. Adaptado de Boyd e Tucker, 1998.

O nitrogênio particulado suspenso na água (fezes, restos de ração e organismos mortos) é incorporado pelas bactérias no processo de metabolização do nitrogênio. Na sequência, este nitrogênio é incorporado ao fitoplâncton, zooplâncton e/ou pelos peixes que, por fim, é mineralizado pelo processo de decomposição (Figura 3) (Boyd e Tucker, 1998). A mineralização da matéria orgânica é um processo em que o material particulado é solubilizado pela ação de microrganismos heterotróficos e autotróficos (Esteves, 2011). Este processo contribui para a liberação de nutrientes dissolvidos para a coluna d'água, como peptídeos, purinas, aminoácidos, entre outros (Sperling, 1996).

Os níveis de resíduos nitrogenados são controlados em sistemas convencionais de produção de peixes por meio da renovação da água, a qual realiza a manutenção dos parâmetros de qualidade da água (Boyd e Tucker, 1998). Nos sistemas fechados, como o sistema bioflocos e de recirculação de água, onde não existe renovação intensa de água, a ciclagem de nutrientes é realizada mediante ação biológica de microrganismos (Legarda *et al.*, 2019; Qiu *et al.*, 2022).

As bactérias nitrificantes promovem a remoção biológica de nitrogênio (Silva *et al.*, 2013), por meio de processos de oxidação da amônia pelas bactérias dos gêneros *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* (Boyd e Tucker, 1998). Neste processo a amônia é transformada a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) pelas bactérias *Nitrosomonas* e o nitrito formado é oxidado a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), pela atividade de bactérias do gênero *Nitrobacter* e *Nitrospira* (Robles-Porchas *et al.*, 2020). Esse conjunto de bactérias se beneficiam no processo de oxidação do nitrogênio, mecanismo de obtenção de energia e fixação de carbono (Ebeling *et al.*, 2006). A via final de remoção e controle de nitrogênio da água é chamada de desnitrificação e ocorre pela ação de bactérias que utilizam o nitrato comoceptor terminal de elétrons na respiração (Esteves, 2011). Nesse processo, a forma gasosa de nitrogênio ( $\text{N}_2$ ) é o produto da redução e as moléculas são perdidas do sistema para a atmosfera (Sperling, 1995).

Em sistemas fechados, é importante que os níveis de nitrogênio sejam controlados de forma contínua devido ao seu acúmulo ao longo da produção

(Abakari et al., 2021). No sistema bioflocos, a remoção de compostos nitrogenados na água é realizada por meio da atividade das bactérias heterotróficas e do fitoplâncton, que assimilam o nitrogênio (Silva et al., 2013). No caso das bactérias heterotróficas, a remoção de nitrogênio inorgânico do sistema resulta na mobilização do nutriente na forma de biomassa microbiana (Avnimelech, 1999; Ebeling et al., 2006; Abakari et al., 2021). Deste modo, o nitrogênio mobilizado pelos microrganismos transforma-se em uma fonte alternativa de alimento, podendo ser consumido pelos peixes (Pimentel et al., 2019).

Em sistema BFT, o processo de colonização e estabelecimento das bactérias autotróficas é mais lento em relação as bactérias heterotróficas (Silva et al., 2013), levando mais tempo para a remoção da amônia da água pela atividade de bactérias nitrificantes (Ebeling et al., 2006). Porém, a nitrificação tem potencial de ser a via dominante para remoção de amônia em sistema bioflocos (Cao et al., 2020). A partir da estabilização do sistema ocorrem picos de nitrito e nitrato, indicando a ocorrência dos processos de oxidação dos compostos de nitrogênio (Abakari et al., 2021).

Dentre as formas de nitrogênio nos sistemas de produção de peixes, as que são de preocupação e merecem controle imediato são: amônia ( $\text{NH}_3$ ) e nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), apesar de que os nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) acumulam-se nos viveiros, o que torna um sério problema quando em elevadas concentrações, principalmente para embriões e larvas (Abakari et al., 2021).

A amônia ( $\text{NH}_3$ ) é um composto que se difunde facilmente pelas membranas respiratórias dos peixes por ser lipossolúvel. Com o acúmulo de amônia na água de produção, os animais reduzem a excreção de  $\text{NH}_3$  devido a diminuição do gradiente de concentração entre o meio interno e meio externo, o que acarreta em acúmulo no organismo dos animais (Zeitoun et al., 2016). Altos níveis de  $\text{NH}_3$  nos tecidos e sangue causam efeitos negativos sobre a estabilidade das membranas celulares, distúrbios neurológicos e alterações histopatológicas (Esam et al., 2022), como o desenvolvimento de hiperplasia e edema branquiais (Zeitoun et al., 2016), o que afeta a absorção de oxigênio. A redução do consumo do alimento é um sinal de estresse pelo excesso de amônia, o que acarreta na redução de desempenho dos animais (Zeitoun et al., 2016). Em níveis críticos, a amônia leva à perda de

equilíbrio, natação errática e morte dos peixes (El-Sayed, 2006; Zeitoun *et al.*, 2016).

O nitrito afeta o transporte de oxigênio no sangue por meio da oxidação do ferro na hemoglobina (Abakari *et al.*, 2021), impedindo a ligação do oxigênio e dificultando o transporte de oxigênio para os tecidos, o que resulta em alta mortalidade dos peixes por asfixia (Wang *et al.*, 2006). A toxicidade do nitrito é reduzida na presença de íons de cloro ( $\text{Cl}^-$ ), uma vez que estes inibem a difusão de nitrito por intermédio das brânquias por competirem pelo mesmo transportador na membrana celular (Atwood *et al.*, 2001).

A toxicidade do nitrato em sistemas de aquicultura não apresenta ser um sério problema (El-Sayed, 2006), comparado os efeitos deletérios da amônia e do nitrito em baixas concentrações. Apenas altas concentrações de nitrato ( $\cong 500 \text{ mg L}^{-1}$ ) apresentam efeitos deletérios sobre o desempenho, a osmorregulação e possivelmente sobre o transporte de oxigênio, pois como o nitrito, este metabólito tem a capacidade de oxidar a hemoglobina (Monsees *et al.*, 2017).

As diferentes vias de remoção de compostos nitrogenados da água de produção não devem ser ignoradas devido à importância da ação do conjunto de processos que ocorrem de forma dinâmica no BFT (Silva *et al.*, 2013). Portanto, em sistemas fechados, esforços devem ser direcionados para entender e controlar o acúmulo de nutrientes na água ao longo dos ciclos de produção.

### 2.2.3 Fósforo

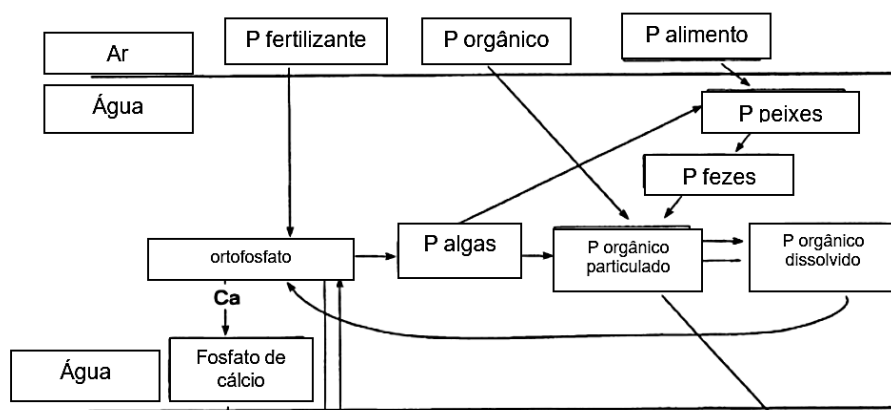
O fósforo (P) está presente em todos os organismos vivos e é um nutriente metabólico essencial para diversos processos vitais dos organismos aquáticos. O fósforo está presente no código genético (RNA e DNA), nas estruturas das membranas celulares (fosfolipídios), na estrutura dos ossos, dentes e escamas, e compõe as estruturas de vitaminas (Grosell *et al.*, 2011). Além disso, este elemento faz parte das estruturas de ATP (adenosina trifosfato) e ADP (adenosina difosfato), que são responsáveis pela produção de energia (Sanz, 2009).

De forma geral, os peixes conseguem utilizar o fósforo dissolvido disponível na água, porém, a eficiência dessa via de absorção é extremamente baixa (Boyd e Tucker, 1998). Este mineral é exigido em grandes quantidades na dieta dos animais

devido ao seu mecanismo estrutural, juntamente com o cálcio (NRC, 2011). A absorção deste nutriente ocorre principalmente nos cecos pilóricos e intestino dos animais (Sanz, 2009), sendo que a absorção do P pelas brânquias é ineficiente para suprir as exigências nutricionais, em decorrência das baixas concentrações de fosfato na água e à reduzida capacidade de absorção do fósforo dissolvido pelos peixes (Sanz, 2009). Desta forma, parte do fósforo ingerido é eliminado como resíduos fecais (figura 4), na forma de fósforo orgânico (Sanz, 2009).

Em sistema bioflocos, praticamente toda a entrada de fósforo ocorre pelo fornecimento de ração. Uma proporção baixa de fósforo entra nos sistemas de produção por meio da água de abastecimento (Silva *et al.*, 2013). Todavia, as quantidades são baixas, a menos que a fonte de água utilizada para o abastecimento esteja poluída ou de outra forma enriquecida com fósforo (Boyd e Tucker, 1998).

O fósforo em meio aquático apresenta-se nas formas dissolvida e particulada. O fósforo é encontrado principalmente na forma dissolvida, como fosfato (Sperling, 1996). Esse composto inorgânico está diretamente disponível para o metabolismo biológico sem necessidade de conversão a formas mais simples (Esteves, 2011). Nos ecossistemas aquáticos e nos diferentes sistemas de produção a forma inorgânica do fósforo é responsável pelo aumento da produtividade primária, por meio da proliferação de fitoplâncton (Boyd e Tucker, 1998). Já o fósforo orgânico particulado está incorporado na matéria orgânica (detritos) e nas fezes dos animais que eventualmente é liberado para a água por meio do processo de mineralização pelos microrganismos aquáticos (Figura 4).



**Figura 4** – Ciclo do fósforo em tanques de produção de peixes. Adaptado de Boyd e Tucker, 1998.

A mineralização possui um importante mecanismo de ação na ciclagem dos nutrientes nos ambientes de produção e consiste na decomposição da matéria orgânica (Boyd e Tucker, 1998). A hidrólise da matéria orgânica ocorre por meio de enzimas extracelulares secretadas por microrganismos, que utilizam compostos orgânicos como energia e nutrientes (Esteves, 1988). O fosfato liberado neste processo é assimilado por microrganismos ou mesmo pelo próprio fitoplâncton, e esse por sua vez, ingerido como alimento pelos animais produzidos (Sanz, 2009) ou perdido para a água na forma dissolvida (Boyd e Tucker, 1998).

O fósforo, uma vez presente nos sistemas de produção, não é liberado para a atmosfera, ao contrário do nitrogênio que é removido por processos de desnitrificação e volatilização (Esteves, 2011). Em vista disto, o ciclo do fósforo apresenta baixa complexidade, quando comparado aos ciclos de nitrogênio e carbono (Boyd e Tucker, 1998). Todavia, assim como outros sistemas fechados que não há renovação de água, o fósforo acumula-se ao longo do tempo (Furtado *et al.*, 2011).

A toxidez do fósforo em animais aquáticos parece não ser um sério problema. Cagol *et al.* (2016), avaliaram diferentes concentrações de fósforo na água de produção de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*), variando as concentrações de 0 a 10.000 mg L<sup>-1</sup>, com o objetivo de determinar os níveis de segurança de fósforo para a espécie. O estudo mostrou que concentrações abaixo de 400 mg L<sup>-1</sup> não são letais. Porém, a maior concentração testada resultou em 100% de mortalidade em 1 hora e as concentrações de 1.000 mg L<sup>-1</sup> e 5.000 mg L<sup>-1</sup> provocaram mortalidade de 60% dos peixes em 24 horas e 100% em 48 horas, respectivamente. Todavia, as concentrações letais determinadas neste ensaio não são comumente encontradas em águas de produção.

O aumento da concentração de fósforo na água leva a ocorrência de florações de algas e de cianobactérias nos tanques de produção (Silva *et al.*, 2013) o que degrada a qualidade das águas e, conseqüentemente leva a mortalidade dos peixes (Sperling, 1996). As florações algais aumentam o consumo do oxigênio dissolvido do meio, o que pode tornar o ambiente anaeróbio e causar a liberação de gases como o metano e sulfídrico (Sperling, 1996), gases que tornam o ambiente inviável para a produção de peixes. Na produção de camarão branco

(*Litopenaeus vannamei*), o aumento de fósforo causa o aumento de microrganismos filamentosos, o que leva a obstrução das brânquias e produção de toxinas prejudiciais para a sobrevivência e crescimento dos animais (Furtado *et al.*, 2011).

De forma geral, o fósforo é o principal nutriente causador de degradação da qualidade das águas (Sperling, 1996). Em vista disto, há a preocupação quanto a descarga incorreta dos efluentes, sobretudo por ser uma das principais causas de eutrofização dos ecossistemas quando lançado de forma indevida (Legarda *et al.*, 2019; Coldebella *et al.*, 2020).

## 2.3 INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL

Atualmente a sustentabilidade é abordada em diversos setores da sociedade e é definida como a capacidade das atividades humanas persistirem ao longo do tempo, mantendo o equilíbrio entre as três esferas: ambiental, social e econômica (FAO, 2022). No contexto da aquicultura, o desenvolvimento sustentável objetiva a promoção de sistemas de produção ambientalmente amigáveis, os quais possam atender às necessidades de hoje sem comprometer as gerações futuras (WCED, 1987).

A avaliação da sustentabilidade ambiental de diferentes sistemas de produção é importante no sentido de orientar o aprimoramento de processos e atingir os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – ODS, da Agenda 2030 (Independent Group of Scientists Appointed by the Secretary-General of the United Nations, 2019). A avaliação detalhada de atributos específicos dos sistemas de produção se faz necessário, para que sejam observados os possíveis impactos negativos que as atividades geram e projetá-los para o futuro (WCED, 1987). Neste sentido, em sistemas aquícolas o uso quantitativo dos recursos naturais, como água e nutrientes, a eficiência de utilização de recursos e o potencial de poluição são os principais aspectos a se considerar quanto a sustentabilidade ambiental (Valenti *et al.*, 2018).

Existem métodos já estabelecidos de avaliação de sustentabilidade ambiental de sistemas. Dentre eles, existem métodos que envolvem a análise do ciclo de vida, o qual estima o uso de recursos e os impactos potenciais ao longo do

ciclo de produção de um produto (Ghamkhar *et al.*, 2020); a análise emergética, que refere-se à quantidade de energia direta ou indiretamente requerida em algum processo (Williamson *et al.*, 2015; Pinho *et al.*, 2022); e a pegada de carbono, que estima o total de gases de efeito estufa emitidos direta ou indiretamente por um processo ou sistema de produção (Chang *et al.*, 2017). No entanto, estes métodos exigem uma grande quantidade de dados que são difíceis de obter (Valenti *et al.*, 2018). Além disso, não integram os vários aspectos que envolvem a sustentabilidade da aquicultura, como o uso da água, o uso e a liberação de nutrientes e matéria orgânica, os impactos associados ao fornecimento de ração e a introdução de doenças, que poderiam facilitar a tomada de decisão quanto ao aprimoramento do processo produtivo (Samuel-Fitwi *et al.*, 2012).

Atualmente, existe um conjunto de indicadores específicos para avaliar a sustentabilidade da aquicultura. Esta ferramenta foi estudada inicialmente por Boyd *et al.* (2007) e posteriormente validada por Valenti *et al.* (2018). De modo geral, os indicadores de sustentabilidade ambiental são aplicados para avaliar o uso de recursos como: água, espaço, nutrientes, a eficiência de uso, o potencial de poluição e a conservação da biodiversidade (Valenti *et al.*, 2018). Esta é uma ferramenta simples de análise, onde variáveis pré-definidas são mensuradas e permitem observar pontos que ainda precisam ser melhorados em sistemas de produção, além de, relatar uma realidade inicialmente não mensurável dos sistemas (Valenti *et al.*, 2018).

Todavia, as ferramentas de análise da sustentabilidade ambiental buscam aprimorar as alternativas já existentes, entre as diferentes práticas e sistemas, por meio de análise da viabilidade (Boyd *et al.*, 2020). Desta maneira, a aplicação de indicadores sintetiza uma análise de cada parte/elemento do sistema produtivo, e resulta em uma compreensão abrangente sobre os pontos a serem aprimorados (Valenti *et al.*, 2018).

## 2.4 SISTEMA BIOFLOCOS

O sistema bioflocos (*Biofloc Technology System - BFT*) é uma tecnologia intensiva de produção de organismos aquáticos que consiste em diferentes processos biológicos, físicos e químicos na água de produção (Schryver *et al.*,

2008). O processo de formação do sistema é determinado pela adição de fontes de carbono, que estabelecem a proliferação de uma grande variedade de microrganismos que realizam a manutenção da qualidade da água (Avnimelech, 1999).

O conjunto de bactérias presentes no sistema BFT é responsável por assimilar e metabolizar a amônia, que é excretada pelos animais nos ambientes de produção (Ebeling *et al.*, 2006). O processo de quebra das proteínas do alimento no metabolismo dos peixes libera a amônia, composto tóxico para os animais no ambiente de produção (Sanz, 2009). As concentrações deste composto em sistemas fechados como o BFT são controladas por meio de mobilização pelas bactérias heterotróficas e pela oxidação das bactérias nitrificantes, que oxidam a amônia a nitrito e oxidam nitrito a nitrato (Ebeling *et al.*, 2006), auxiliando na manutenção da qualidade da água.

A proporção ideal de carbono e nitrogênio para o desenvolvimento dos microrganismos do sistema BFT varia entre 10 e 20:1 (Avnimelech, 1999; Yuvarajan, 2021). Na produção de tilápia-do-nilo em BFT já foram utilizadas as relações carbono:nitrogênio de 10:1, 12:1 e 20:1 (Ekasari *et al.*, 2015; Hisano *et al.*, 2019; Mabroke *et al.*, 2019; Hisano *et al.*, 2021). Dentre as fontes de carbono mais utilizadas para a formação do sistema destacam-se o açúcar, o melaço, o amido, a celulose e a farinha de trigo (Khanjani e Sharifinia, 2020). A variação da fonte de carbono interfere no valor nutricional e na formação do floco (Crab *et al.*, 2010; Khanjani e Sharifinia, 2020).

Os flocos são formados por uma grande variedade de microrganismos e partículas de matéria orgânica (fezes e ração não consumida, por exemplo), que são mantidos em suspensão por meio de aeração constante. Os flocos do sistema BFT apresentam microrganismos, como bactérias (Deng *et al.*, 2019), microalgas, rotíferos e outros organismos ciliados, como os protozoários (Hargreaves, 2013; Gallardo-Collí *et al.*, 2019). Os flocos possuem o potencial de serem aproveitados como alimento pelos animais produzidos e apresentarem elevado valor nutricional (Wei *et al.*, 2020). Os flocos podem apresentar níveis de proteína bruta em torno de 46,7% (Martinez-Porchas *et al.*, 2020), sendo, desta forma, um excelente alimento suplementar para os peixes.

A tilápia-do-nilo é uma espécie capaz de consumir os flocos produzidos no sistema BFT (Oliveira *et al.*, 2021). Este consumo possibilita a redução da proteína dietética dos animais, sem comprometer o desempenho, permite a diminuição de custos com alimentação e a ciclagem de nutrientes na água de produção (Hisano *et al.*, 2020). Além disso, o sistema possibilita a redução da entrada de nutrientes nos sistemas devido o consumo dos flocos, o que resulta na diminuição do impacto ambiental negativo da atividade (Hisano *et al.*, 2020).

O sistema BFT também é capaz de minimizar os impactos ambientais por meio da diminuição da exigência de grandes volumes de água e da diminuição da geração de efluentes (Khanjani e Sharifinia, 2020), o que configura um sistema ambientalmente sustentável, pela renovação mínima ou nula de água ao longo dos ciclos de produção (Schryver *et al.*, 2008). Porém, ao final de cada ciclo de produção o sistema acumula uma carga de matéria orgânica e nutrientes dissolvidos (como nitrogênio e fósforo) (Legarda *et al.*, 2019), o que contribui para o processo de eutrofização de corpos hídricos se lançados de forma indevida (Pimentel *et al.*, 2019).

O sistema BFT comparado aos sistemas convencionais de produção, como viveiros e tanque-rede, apresenta diversas vantagens. Todavia, por mais que seja possível observar vantagens do sistema é necessário aplicar ferramentas de análise para avaliar a sustentabilidade ambiental de qualquer atividade intensiva, a fim de auxiliar na tomada de decisão e aprimorar pontos negativos dos sistemas de produção (Valenti *et al.*, 2018). Neste sentido, torna-se essencial a aplicação de ferramentas de análise da sustentabilidade, por meio da aplicação de indicadores e da avaliação de uso de nutrientes, que possibilitam o aumento de informações para o setor produtivo, auxiliam na tomada de decisão e corroboram com a diminuição do impacto ambiental negativo da atividade.

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1 OBJETIVO GERAL**

Avaliar a dinâmica de carbono, nitrogênio e fósforo e a sustentabilidade ambiental na produção de juvenis de tilápia-do-nilo em sistema bioflocos.

#### **3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- a) Quantificar todas as fontes de entrada e saída de carbono, nitrogênio e fósforo no sistema bioflocos;
- b) Estimar a eficiência de absorção do carbono, nitrogênio e do fósforo por juvenis de tilápia-do-nilo produzidos em bioflocos;
- c) Avaliar a sustentabilidade ambiental do sistema bioflocos por meio de indicadores de sustentabilidade.

#### 4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abakari, G., Luo, G., Kombat, E.O., 2021. Dynamics of nitrogenous compounds and their control in biofloc technology (BFT) systems: A review. *Aquac. Fish.* 6, 441–447. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2020.05.005>
- AOAC, 2019. Association of Official Analytical Chemists. Official Methods of Analyses of Association of Analytical Chemists. 21 st Edit.
- APHA, 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Am. Public Heal. Assoc. - Public Heal. Assoc. Am. Water Work. Assoc. Water Environ. Fed. [s.l s.n.]. p. 1496 1496.
- Atwood, H.L., Fontenot, Q.C., Tomasso, J.R., Isely, J.J., 2001. Toxicity of Nitrite to Nile Tilapia: Effect of Fish Size and Environmental Chloride. *N. Am. J. Aquac.* 63, 49–51. <https://doi.org/10.1577/1548-8454>
- Avnimelech, Y., 2014. Biofloc Technology: A Practical Guidebook. Third Edition. World Aquaculture Society.
- Avnimelech, Y., 2007. Feeding with microbial flocs by tilapia in minimal discharge bio-flocs technology ponds. *Aquaculture* 264, 140–147. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.11.025>
- Avnimelech, Y., 1999. Carbon/nitrogen ratio as a control element in aquaculture systems. *Aquaculture* 176, 227–235. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(99\)00085-X](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(99)00085-X)
- Badino Júnior, A.C., Cruz, A.J.G. da, 2013. Balanços de massa e energia na análise de processos químicos. Engenharia Ambiental. São Carlos.
- Boyd, C.E., D'Abramo, L.R., Glencross, B.D., Huyben, D.C., Juarez, L.M., Lockwood, G.S., McNevin, A.A., Tacon, A.G.J., Teletchea, F., Tomasso, J.R., Tucker, C.S., Valenti, W.C., 2020. Achieving sustainable aquaculture: Historical and current perspectives and future needs and challenges. *J. World Aquac. Soc.* 51, 578–633. <https://doi.org/10.1111/jwas.12714>
- Boyd, C.E., Tucker, C.S., 1998. Pond aquaculture water quality management. Klower Academic Publisher.
- Cagol, L., Zadinelo, I.V., Baldan, L.T., Ballester, E.L.C., Pontes, T.C., Santos, L.D. Dos, 2016. Concentrações letais de fósforo na água para tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*). *Acta Iguazu, Cascavel* v.5, n.3, 49–58.
- Cao, B., Abakari, G., Luo, G., Tan, H., Wu, X., 2020. Comparative analysis of nitrogen and phosphorus budgets in a bioflocs aquaculture system and recirculation aquaculture system during over- wintering of tilapia (GIFT, *Oreochromis niloticus*). *Aquac. Eng.* 89, 4–19.

- Cerozi, B.S., Fitzsimmons, K., 2017. Phosphorus dynamics modeling and mass balance in an aquaponics system. *Agric. Syst.* <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.01.020>
- Chang, C.C., Chang, K.C., Lin, W.C., Wu, M.H., 2017. Carbon footprint analysis in the aquaculture industry: Assessment of an ecological shrimp farm. *J. Clean. Prod.* 168, 1101–1107. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.109>
- Choueri, R.B., Azevedo, J.A.R., 2017. Biodiversidade e impacto de grandes empreendimentos hidrelétricos na Bacia Tocantins-Araguaia: uma análise sistêmica. *Biodivers. impact* 29, 443–457.
- Coldebella, A., Godoy, A.C., Gentelini, A.L., Piana, P.A., Coldebella, P.F., Boscolo, W.R., Feiden, A., 2020. Nitrogen and phosphorus dynamics in Nile tilapia farming in excavated rearing ponds. *Res. Soc. Dev.* <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i11.9699>
- Colt, J., 2006. Water quality requirements for reuse systems. *Aquac. Eng.* 34, 143–156. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.08.011>
- Cyrino, J.E.P., Bicudo, Á.A., Sado, R.Y., Borghesi, R., Dairiki, J.K., 2010. A piscicultura e o ambiente - o uso de alimentos ambientalmente corretos em piscicultura. *Rev. Bras. Zootec.* 39, 68–87. <https://doi.org/10.1590/S1516-35982010001300009>
- David, F.S., Proença, D.C., Flickinger, D.L., Wolff Bueno, G., Valenti, W.C., 2021. Carbon budget in integrated aquaculture systems with Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and Amazon river prawn (*Macrobrachium amazonicum*). *Aquac. Res.* 52, 5155–5167. <https://doi.org/10.1111/are.15384>
- David, Pinho, S.M., Keesman, K.J., Garcia, F., 2021. Assessing the sustainability of tilapia farming in biofloc-based culture using emergy synthesis. *Ecol. Indic.* 131, 108186. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108186>
- Deng, Y., Xu, X., Yin, X., Lu, H., Chen, G., Yu, J., Ruan, Y., 2019. Effect of stock density on the microbial community in biofloc water and Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) gut microbiota. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 103, 4241–4252. <https://doi.org/10.1007/s00253-019-09773-4>
- Ebeling, J.M., Timmons, M.B., Bisogni, J.J., 2006. Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic removal of ammonia-nitrogen in aquaculture systems. *Aquaculture* 257, 346–358. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.03.019>
- Ekasari, J., Rivandi, D.R., Firdausi, A.P., Surawidjaja, E.H., Zairin, M., Bossier, P., De Schryver, P., 2015. Biofloc technology positively affects Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) larvae performance. *Aquaculture* 441, 72–77. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.02.019>
- El-Sayed, A.F.M., 2006. Tilapia culture, Tilapia Culture. Oceanography Department, Faculty of Science, Alexandria University, Alexandria, Egypt.

<https://doi.org/10.1079/9780851990149.0000>

- Esam, F., Khalafalla, M.M., Gewaily, M.S., Abdo, S., Hassan, A.M., Dawood, M.A.O., 2022. Acute ammonia exposure combined with heat stress impaired the histological features of gills and liver tissues and the expression responses of immune and antioxidative related genes in Nile tilapia. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 231, 113187. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113187>
- Esteves, F. de A., 2011. Fundamentos de limnologia, 3 ed. Interciência Ltda, Rio de Janeiro.
- Esteves, F. de A., 1988. Fundamentos de Limnologia, 2 ed. Interciência Ltda, Rio de Janeiro.
- FAO, 2022. The State of World Fisheries and Aquaculture. Towards Blue Transformation. Rome. Towar. Blue Transform. 1–11. <https://doi.org/https://doi.org/10.4060/cc0461en> The
- Fernandes, F.A.N., Pizzo, S.M., Moraes Junior, D., 2006. Termodinâmica Química.
- Fialho, N.S., Valenti, W.C., David, F.S., Godoy, E.M., Proença, D.C., Roubach, R., Wolff Bueno, G., 2021. Environmental sustainability of Nile tilapia net-cage culture in a neotropical region. *Ecol. Indic.* 129, 108008. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108008>
- Flickinger, D.L., Costa, G.A., Dantas, D.P., Proença, D.C., David, F.S., Durborow, R.M., Moraes-Valenti, P., Valenti, W.C., 2020. The budget of carbon in the farming of the Amazon river prawn and tambaqui fish in earthen pond monoculture and integrated multitrophic systems. *Aquac. Reports* 17, 100340. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2020.100340>
- Furtado, P.S., Poersch, L.H., Wasielesky, W., 2011. Effect of calcium hydroxide, carbonate and sodium bicarbonate on water quality and zootechnical performance of shrimp *Litopenaeus vannamei* reared in bio-flocs technology (BFT) systems. *Aquaculture* 321, 130–135. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.08.034>
- Gallardo-Collí, A., Pérez-Fuentes, M., Pérez-Rostro, C.I., Hernández-Vergara, M.P., 2020. Compensatory growth of Nile tilapia *Oreochromis niloticus*, L. subjected to cyclic periods of feed restriction and feeding in a biofloc system. *Aquac. Res.* 51, 1813–1823. <https://doi.org/10.1111/are.14530>
- Gallardo-Collí, A., Pérez-Rostro, C.I., Hernández-Vergara, M.P., Pérez-Legaspi, I.A., 2019. Microeukaryote community and the nutritional composition of the biofloc during Nile tilapia culture in water-reusing biofloc systems. *Aquac. Int.* 27, 381–398. <https://doi.org/10.1007/s10499-018-0335-2>
- Ghamkhar, R., Boxman, S.E., Main, K.L., Trotz, M.A., Hicks, A., 2020. Life Cycle Assessment of Aquaculture Systems: Does Burden Shifting Occur with an Increase in Production Intensity. *Aquac. Eng.* 102130. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2020.102130>

- Golterman, H. L., Clymo, R. S., & Ohnstad, M. A. M., 1978. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. Hand- book 8 (p. 214). London, England: Blackwell Science
- Grosell, M., Farrell, A.P., BRAUNER, C.J., 2011. The Multifunctional Gut f Fish, Academic Press is an imprint of Elsevier. [https://doi.org/DOI: 10.1016/S1546-5098\(10\)03001-3](https://doi.org/DOI: 10.1016/S1546-5098(10)03001-3)
- Gullian-Klanian, M., Arámburu-Adame, C., 2013. Performance of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* fingerlings in a hyper-intensive recirculating aquaculture system with low water exchange. Lat. Am. J. Aquat. Res. 41, 150–162. <https://doi.org/10.3856/vol41-issue1-fulltext-12>
- Hargreaves, J.A., 2013. Biofloc Production Systems for Aquaculture Southern regional aquaculture center. SRAC Publ. 1–12.
- Haridas, H., Verma, A.K., Rathore, G., Prakash, C., Sawant, P.B., Babitha Rani, A.M., 2017. Enhanced growth and immuno-physiological response of Genetically Improved Farmed Tilapia in indoor biofloc units at different stocking densities. Aquac. Res. 48, 4346–4355. <https://doi.org/10.1111/are.13256>
- Hisano, H., Parisi, J., Cardoso, I.L., Ferri, G.H., Ferreira, P.M.F., 2020. Dietary protein reduction for Nile tilapia fingerlings reared in biofloc technology. J. World Aquac. Soc. 51, 452–462. <https://doi.org/10.1111/jwas.12670>
- Hisano, H., Pinheiro, V.R., Losekann, M.E., Moura e Silva, M.S.G., 2021. Effect of feeding frequency on water quality, growth, and hematological parameters of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* reared using biofloc technology. J. Appl. Aquac. 33, 96–110. <https://doi.org/10.1080/10454438.2020.1715909>
- Independent Group of Scientists Appointed by the Secretary-General, G.S. of the U.N., 2019. Development Report 2019: The Future is Now – Science for Achieving Sustainable Development, Science for Achieving Sustainable Development. United Nations, New York.
- Khanjani, M.H., Sharifinia, M., 2020. Biofloc technology as a promising tool to improve aquaculture production. Rev. Aquac. 12, 1836–1850. <https://doi.org/10.1111/raq.12412>
- Koretsky, M.D., 2007. Termodinamica para engenharia química. Livros Técnicos e Científicos Editora S.A, Rio de Janeiro.
- Legarda, E.C., Poli, M.A., Martins, M.A., Pereira, S.A., Martins, M.L., Machado, C., Lorenzo, M.A. de, Vieira, F. do N., 2019. Integrated recirculating aquaculture system for mullet and shrimp using biofloc technology. Aquaculture 512. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734308>
- Long, L., Yang, J., Li, Y., Guan, C., Wu, F., 2015. Effect of biofloc technology on growth, digestive enzyme activity, hematology, and immune response of genetically improved farmed tilapia (*Oreochromis niloticus*). Aquaculture 448, 135–141. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.05.017>

- Luo, G., Gao, Q., Wang, C., Liu, W., Sun, D., Li, L., Tan, H., 2014. 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. *Aquaculture* 422–423, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.11.023>
- Martinez-Porchas, M., Ezquerro-Brauer, M., Mendoza-Cano, F., Chan-Higuera, J.E., Vargas-Albores, F., Martinez-Cordova, L.R., 2020. Effect of supplementing heterotrophic and photoautotrophic biofloc, on the production response, physiological condition and post-harvest quality of the whiteleg shrimp, *Litopenaeus vannamei*. *Aquac. Reports* 16, 100257. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2019.100257>
- Mirzakhani, N., Ebrahimi, E., Jalali, S.A.H., Ekasari, J., 2019. Growth performance, intestinal morphology and nonspecific immunity response of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fry cultured in biofloc systems with different carbon sources and input C:N ratios. *Aquaculture* 512, 734235. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734235>
- Monsees, H., Klatt, L., Kloas, W., Wuertz, S., 2017. Chronic exposure to nitrate significantly reduces growth and affects the health status of juvenile Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) in recirculating aquaculture systems. *Aquac. Res.* 48, 3482–3492. <https://doi.org/10.1111/are.13174>
- Montanhini Neto, R., Ostrensky, A., 2015. Nutrient load estimation in the waste of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) reared in cages in tropical climate conditions. *Aquac. Res.* 46, 1309–1322. <https://doi.org/10.1111/are.12280>
- Moura, R.S.T., Valenti, W.C., Henry-Silva, G.G., 2016. Sustainability of Nile tilapia net-cage culture in a reservoir in a semi-arid region. *Ecol. Indic.* 66, 574–582. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.052>
- Neto, H.S., Santaella, S.T., Nunes, A.J.P., 2015. Bioavailability of crude protein and lipid from biofloc meals produced in an activated sludge system for white shrimp, *Litopenaeus vannamei*. *Rev. Bras. Zootec.* 44, 269–275. <https://doi.org/10.1590/S1806-92902015000800001>
- NRC, 2011. Nutrient Requirements of fishes and shrimps, National R. ed. Washington, D.C.
- Ogello, E.O., Outa, N.O., Obiero, K.O., Kyule, D.N., Munguti, J.M., 2021. The prospects of biofloc technology (BFT) for sustainable aquaculture development. *Sci. African* 14, e01053. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2021.e01053>
- Oliveira, L.K., Pilz, L., Furtado, P.S., Ballester, E.L.C., Bicudo, Á.J. de A., 2021a. Growth, nutritional efficiency, and profitability of juvenile GIFT strain of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) reared in biofloc system on graded feeding rates. *Aquaculture* 541. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.736830>
- Oliveira, L.K., Pilz, L., Furtado, P.S., Ballester, E.L.C., Bicudo, Á.J. de A., 2021b. Growth, nutritional efficiency, and profitability of juvenile GIFT strain of Nile

- tilapia (*Oreochromis niloticus*) reared in biofloc system on graded feeding rates. *Aquaculture* 541. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.736830>
- Panigrahi, A., Jithendran, K.P., Vasagam, K., K., O.S., P., S.A., Saraswathy, R., 2021. Biofloc Technology for Nursery and Growout Aquaculture. Cent. Inst. Brac. Aquac.
- Peixe BR, 2022. Peixe BR, Anuário Peixe BR da Piscicultura. Associação Brasileira de Piscicultura from [https://www. peixebr. com. br/anuario-2021/](https://www.peixebr.com.br/anuario-2021/). Accessed, v. 20.
- Pimentel, O.F., Amado, A.M., They, N.H., 2019. Higher nitrogen and phosphorus immobilization in bioflocs is associated with higher temperature and increased suspended solids in shrimp farming with biofloc technology. <https://doi.org/10.1111/are.14737>
- Pinho, S.M., David, L.H., Garcia, F., Maria, C., 2022. Sustainability assessment of FLOCponics compared to stand-alone hydroponic and biofloc systems using emergy synthesis 141. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109092>
- Polakof, S., Panserat, S., Soengas, J.L., Moon, T.W., 2012. Glucose metabolism in fish: A review. *J. Comp. Physiol. B Biochem. Syst. Environ. Physiol.* 182, 1015–1045. <https://doi.org/10.1007/s00360-012-0658-7>
- Qiu, X., Carter, C.G., Hilder, P.E., Hadley, S., 2022. A dynamic nutrient mass balance model for optimizing waste treatment in RAS and associated IMTA system. *Aquaculture* 555, 738216. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.738216>
- Robles-Porchas, G.R., Gollas-Galván, T., Martínez-Porchas, M., Martínez-Cordova, L.R., Miranda-Baeza, A., Vargas-Albores, F., 2020. The nitrification process for nitrogen removal in biofloc system aquaculture. *Rev. Aquac.* 12, 2228–2249. <https://doi.org/10.1111/raq.12431>
- Rodde, C., Chatain, B., Vandeputte, M., Trinh, T.Q., Benzie, J.A.H., de Verdal, H., 2020. Can individual feed conversion ratio at commercial size be predicted from juvenile performance in individually reared Nile tilapia *Oreochromis niloticus*? *Aquac. Reports* 17, 100349. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2020.100349>
- Sahu, B.C., Adhikari, S., Mahapatra, A.S., Dey, L., 2015. Nitrogen, Phosphorus, and Carbon Budgets in Polyculture Ponds of Indian Major Carps and Giant Freshwater Prawn in Orissa State, India. *J. Appl. Aquac.* <https://doi.org/10.1080/10454438.2015.1115320>
- Samuel-Fitwi, B., Wuertz, S., Schroeder, J.P., Schulz, C., 2012. Sustainability assessment tools to support aquaculture development. *J. Clean. Prod.* 32, 183–192. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.03.037>
- Sanz, F., 2009. La nutrición y alimentación en piscicultura, 1º. ed. MADRID.
- Schryver, P., Crab, R., Defoirdt, T., Boon, N., Verstraete, W., 2008. The basics of

- bio-flocs technology: The added value for aquaculture. *Aquaculture* 277, 125–137. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.02.019>
- Semyalo, R., Rohrlack, T., Kayiira, D., Kizito, Y.S., Byarujali, S., Nyakairu, G., Larsson, P., 2011. On the diet of Nile tilapia in two eutrophic tropical lakes containing toxin producing cyanobacteria. *Limnologia* 41, 30–36. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2010.04.002>
- Silva, K.R. da, Wasielesky, W., Abreu, P.C., 2013. Nitrogen and Phosphorus Dynamics in the Biofloc Production of the Pacific White Shrimp, *Litopenaeus vannamei*. *J. World Aquac. Soc.* <https://doi.org/10.1111/jwas.12009>
- Silva, M.A., de Alvarenga, É.R., de O Alves, G.F., Manduca, L.G., Turra, E.M., de Brito, T.S., de Sales, S.C.M., da Silva Junior, A.F., Borges, W.J.M., Teixeira, E. de A., 2018. Crude protein levels in diets for two growth stages of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in a biofloc system. *Aquac. Res.* 49, 2693–2703. <https://doi.org/10.1111/are.13730>
- Sklan, D., Prag, T., Lupatsch, I., 2004. Apparent digestibility coefficients of feed ingredients and their prediction in diets for tilapia *Oreochromis niloticus* x *Oreochromis aureus* (Teleostei, Cichlidae). *Aquac. Res.* 35, 358–364. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2004.01021.x>
- Sperling, M. Von, 1996. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. *Eng. Sanit. e Ambient.* 11. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522006000100001>
- Stockhausen, L., Vilvert, M.P., Silva, M. da, Dartora, A., Krainz, R., Ferreira, G.B., Silva, L.R. da, Jatobá, A., 2022. Practical diet with total replacement of fishmeal by soybean meal for Nile tilapia: growth performance and health effects. *Ciência Anim. Bras.* 23. <https://doi.org/10.1590/1809-6891v22e-71567e>
- Strickland, J. D. H., & Parsons, T. R., 1972. A practical handbook of sea- water analysis, 2nd ed. Ottawa, ON: Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 167.
- Sumitro, Budiardi, T., Fauzi, H., Ekasari, J., 2021. Production Performance and Nitrogen and Phosphorus Mass Balance in Biofloc-based African Catfish Intensive Culture at Different Densities. *J. Akuakultur Indones.* <https://doi.org/10.19027/jai.20.1.82-92>
- Turker, H., Eversole, A.G., Brune, D.E., 2003. Effect of temperature and phytoplankton concentration on Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) filtration rate. *Aquac. Res.* 34, 453–460. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2109.2003.00830.x>
- Valenti, W., Kimpara, J., Preto, B., Moraes-Valenti, P., 2018. Indicators of sustainability to assess aquaculture systems. *Ecol. Indic.* 88, 402–413. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.12.068>
- Valenti, W.C., Barros, H.P., Moraes-Valenti, P., Bueno, G.W., Cavalli, R.O., 2021.

- Aquaculture in Brazil: past, present and future. *Aquac. Reports* 19, 100611. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2021.100611>
- Vasconcelos, N.M.S. de, Frota, E.B., 2019. *Química Ambiental*, ED-UECE.
- Wang, Y., Zhang, W., Li, W., Xu, Z., 2006. Acute toxicity of nitrite on tilapia (*Oreochromis niloticus*) at different external chloride concentrations. *Fish Physiol. Biochem.* 32, 49–54. <https://doi.org/10.1007/s10695-005-5744-2>
- WCED, 1987. *Our Common Future*, Oxford University Press. Oxford. <https://doi.org/10.1080/07488008808408783>
- Wei, G., Shan, D., Li, G., Li, X., Tian, R., He, J., Shao, Z., 2020. Prokaryotic communities vary with floc size in a biofloc-technology based aquaculture system. *Aquaculture* 529. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735632>
- Williamson, T.R., Tilley, D.R., Campbell, E., 2015. Emergy analysis to evaluate the sustainability of two oyster aquaculture systems in the Chesapeake Bay. *Ecol. Eng.* 85, 103–120. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.052>
- Wurts, W.A., Durborow, R.M., 1992. Interactions of pH , Carbon Dioxide , Alkalinity and Hardness in Fish Ponds. *South. Reg. Aquac. Cent.* 0, 1–4.
- Zeitoun, M.M., EL-Azrak, K.E.-D.M., Zaki, M.A., Nemat-Allah, B.R., Mehana, E.-S.E., 2016. Effects of ammonia toxicity on growth performance, cortisol, glucose and hematological response of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aceh J. Anim. Sci.* 1, 21–28. <https://doi.org/10.13170/ajas.1.1.4077>

## CAPÍTULO 2 – DINÂMICA DE CARBONO, NITROGÊNIO E FÓSFORO E SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL NA PRODUÇÃO DE JUVENIS DE TILÁPIA EM SISTEMA BIOFLOCOS

Artigo elaborado segundo normas adaptadas da revista: “*Journal of Cleaner Production*”, exceto o idioma.

### RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar a dinâmica de carbono total (CT), nitrogênio total (NT) e do fósforo total (FT) e aplicar indicadores de sustentabilidade ambiental na produção de juvenis de tilápia-do-nilo em sistema bioflocos (BFT). Utilizou-se 4.980 juvenis de tilápia ( $3,42 \pm 0,07\text{g}$ ) distribuídos aleatoriamente em três unidades de produção com capacidade aproximada de  $4,2 \text{ m}^3$  de volume útil ( $395 \text{ peixes/m}^3$ ). Para estimar o balanço de massa no sistema BFT foram analisados: a água de produção, a biomassa animal, a ração e os efluentes. Os indicadores de sustentabilidade ambiental foram aplicados em quatro categorias: uso de recursos naturais, eficiência no uso de recursos, liberação de poluentes e conservação da biodiversidade. Foi possível estimar a eficiência dos nutrientes fornecidos, por meio da alimentação e a taxa de retenção em função da biomassa de peixes em sistema BFT. Após 70 dias foi observado, que em média, 94,34% de CT, 88,34% de NT e 89,27% de FT foram incorporados no sistema por meio da ração. O sistema BFT apresentou eficiência no uso de nutrientes, sendo que, 29,74% de CT, 45,38% de NT e 46,34% de FT foram retidos na biomassa animal e baixo potencial de eutrofização, estimado em: 57,39 kg de CT, 20,01 kg de NT e 5,70 kg de FT por tonelada de peixe produzido. Além disso, o sistema possibilitou alta produtividade com baixo uso de área ( $0,015 \text{ ha ton}^{-1}$ ) e volume de água ( $0,0074 \text{ m}^3 \text{ ton}^{-1}$ ). Em conclusão, o sistema BFT permite alta produtividade com baixo uso de água e área de produção, proporciona alta retenção de nutrientes na biomassa animal e baixas perdas de efluentes, o que reduz o potencial de eutrofização.

**Palavras-chave:** Aquicultura; Indicadores de sustentabilidade; Balanço de massa.

### INTRODUÇÃO

O aumento na produção de organismos aquáticos tem sido observado em todo o mundo e está relacionado com o crescimento da população e da demanda por alimentos (FAO, 2022). Dessa forma, os sistemas de produção aquícolas têm se tornado mais intensivos e com elevado potencial de impacto negativo, uma vez que a carga dos nutrientes não absorvidos, como nitrogênio, fósforo e o excesso de matéria orgânica (fezes e alimentos não consumidos), comprometem a qualidade da água da produção (Boyd *et al.*, 2020).

A alta renovação de água em viveiros é uma prática comum para remover o excesso de nutrientes e matéria orgânica, o que garante a adequada qualidade da água e o bem-estar dos animais durante o período de produção (Coldebella *et al.*, 2020). Assim, o efluente rico em nutrientes é liberado continuamente para o

ambiente aquático, o que contribui para o incremento do impacto ambiental negativo da aquicultura (Valenti *et al.*, 2021).

O desenvolvimento sustentável da aquicultura objetiva a promoção de sistemas de produção ambientalmente amigáveis, que visam atender às demandas atuais por alimento sem comprometer o meio ambiente e as futuras gerações (WCED, 1987). O sistema bioflocos (BFT) possibilita a renovação mínima ou nula de água, devido a ação de microrganismos que assimilam e metabolizam os resíduos gerados no sistema, mantendo a qualidade da água no próprio ambiente de produção (Schryver *et al.*, 2008; Avnimelech, 2014). Uma vez que o tratamento da água é realizado *in situ*, o sistema permite que a água seja reutilizada em ciclos consecutivos de produção e uma elevada biossegurança da atividade (Panigrahi *et al.*, 2021). Além disso, o sistema produz flocos proteicos, os quais podem ser consumidos pelos peixes como fonte complementar de alimento (Avnimelech, 2007; Gallardo-Collí *et al.*, 2020; Hisano *et al.*, 2020). Por outro lado, apesar das vantagens do sistema BFT comparado aos sistemas convencionais de produção, é necessário avaliar sua sustentabilidade ambiental, a fim de ponderar as desvantagens e os possíveis impactos negativos deste sistema.

Existem métodos já estabelecidos para avaliação da sustentabilidade ambiental, que auxiliam na tomada de decisão e no aprimoramento de processos. Dentre eles, destacam-se a análise do ciclo de vida, o qual estima o uso de recursos e os impactos potenciais ao longo do ciclo de produção (Ghamkhar *et al.*, 2020); a análise energética, que quantifica a energia necessária em algum processo produtivo (Pinho *et al.*, 2022); e a pegada de carbono, que estima o total de gases de efeito estufa emitidos direta ou indiretamente por um processo (Chang *et al.*, 2017). No entanto, estes métodos exigem uma grande quantidade de dados para a avaliação (Valenti *et al.*, 2018). Além disso, estes métodos não integram os vários aspectos que envolvem a sustentabilidade da aquicultura, como o uso da água, o uso e a liberação de nutrientes e matéria orgânica, os impactos associados ao fornecimento de ração e a introdução de doenças, que poderiam facilitar a tomada de decisão quanto ao aprimoramento do processo produtivo (Samuel-Fitwi *et al.*, 2012).

A dinâmica de nutrientes é uma ferramenta simples que objetiva compreender os processos de transformação de diferentes compostos nos

sistemas aquáticos (Abakari *et al.*, 2021). Da mesma forma, o balanço de massa é uma ferramenta simples de análise que consiste na quantificação de nutrientes que entram e saem dos sistemas produtivos, fornecendo informações necessárias para o melhor aproveitamento dos recursos (Legarda *et al.*, 2019). Portanto, estas duas ferramentas possibilitam uma avaliação precisa para caracterizar os sistemas de produção quanto a eficiência de uso de nutrientes. No entanto, em sistema BFT são escassas as informações sobre o balanço de massa de nutrientes como carbono, nitrogênio e fósforo.

Atualmente, existe também um conjunto de indicadores específicos para avaliar a sustentabilidade ambiental de sistemas aquícolas. De modo geral, os indicadores são aplicados para avaliar o uso de recursos como: água, espaço, nutrientes, a eficiência de uso, o potencial de poluição e a conservação da biodiversidade (Valenti *et al.*, 2018). Esta é uma ferramenta simples de avaliação de múltiplos impactos, onde variáveis pré-definidas são mensuradas e permitem concluir sobre pontos que ainda precisam ser melhorados nos sistemas de produção (Valenti *et al.*, 2018). Atualmente, não existem estudos que aplicaram os indicadores de sustentabilidade ambiental em sistema BFT.

Com isso, objetivou-se neste estudo avaliar a dinâmica de carbono, nitrogênio e fósforo e aplicar indicadores de sustentabilidade ambiental em sistema BFT na produção de juvenis de tilápia-do-nilo.

## MATERIAL E MÉTODOS

### *Local de estudo*

O ensaio foi conduzido na Unidade de Produção de Peixes em Sistema Fechado da Usina Hidrelétrica de Itaipu (Foz do Iguaçu, Paraná, Brasil). Todos os procedimentos experimentais foram aprovados pela Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (Protocolo nº 006/2020), de acordo com o Conselho Nacional de Controle da Experimentação Animal (CONCEA) e com a legislação brasileira vigente.

### *Peixes, condições experimentais e alimentação*

Foram utilizados alevinos de tilápia-do-nilo masculinizados (peso médio inicial de  $3,42 \pm 0,07$  g), adquiridos de uma piscicultura comercial. Para condução do ensaio, os peixes foram classificados e divididos aleatoriamente em três unidades de produção em sistema bioflocos (tanques suspensos, com volume útil de 4.221, 4.287 e 4.270 litros, respectivamente, e alojados em estufa agrícola) com densidade de estocagem de 395 peixes/m<sup>3</sup>. Para a formação do bioflocos em cada sistema de produção, foram utilizados 1/3 de inóculos maturados e 2/3 de água de abastecimento (poço artesiano). Durante todo o período (70 dias), foi mantida uma relação C:N de 12:1. O açúcar foi utilizado como fonte suplementar de carbono e adicionado quando necessário. Para manter a oxigenação constante e os sólidos do sistema em suspensão foi utilizado uma bomba compressora de ar (0,7 KW) acoplada a um sistema de tubulação e mangueira micro porosa.

Os peixes foram alimentados com uma ração experimental extrusada de 2 mm, contendo 28% de proteína bruta (25,6% de proteína digestível) e 3.200 kcal kg<sup>-1</sup> de energia digestível, de acordo com recomendações de Hisano *et al.* (2020). A composição analisada da ração resultou em 429 g kg<sup>-1</sup> de carbono, 45,50 g kg<sup>-1</sup> de nitrogênio, 11,63 g kg<sup>-1</sup> de fósforo, 284,40 g kg<sup>-1</sup> de proteína bruta, 41,80 g kg<sup>-1</sup> de fibra bruta, 55,40 g kg<sup>-1</sup> de extrato etéreo e 69,40 g kg<sup>-1</sup> de matéria mineral. No ensaio foi considerada uma taxa de alimentação de 5-3% da biomassa e a quantidade de ração foi ofertada quatro vezes ao dia. Quinzenalmente, foram realizadas biometrias dos peixes para ajuste da taxa de alimentação e o consumo de ração foi controlado durante todo o experimento.

### *Desempenho zootécnico*

O desempenho zootécnico dos peixes foi avaliado por meio de biometrias e as seguintes variáveis de desempenho produtivo foram calculadas:

Taxa de sobrevivência (TS):

$$TS (\%) = (n^{\circ} \text{ final de peixes} / n^{\circ} \text{ inicial de peixes}) \times 100;$$

Ganho de peso (GP):

$$GP (g) = \text{peso final (g)} - \text{peso inicial (g)};$$

Taxa de crescimento específico (TCE):

$$TCE (\%/dia) = 100 \times [\ln \text{ peso final (g)} - \ln \text{ peso inicial (g)}] / \text{período experimental};$$

Coeficiente de variação do peso final (CV):

$$CV (\%) = [(\text{desvio padrão amostral} / \text{peso médio}) \times 100];$$

Conversão alimentar aparente (CAA):

$$CAA = [\text{Consumo de ração (g)} / GP (g)].$$

### *Monitoramento da qualidade da água*

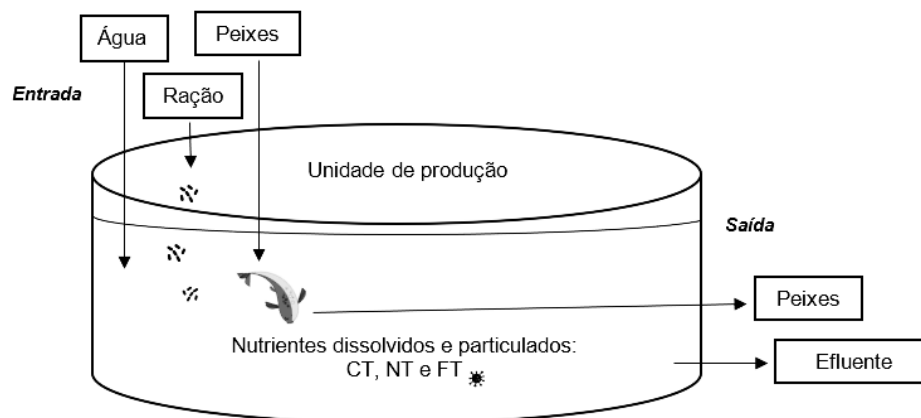
A temperatura (°C), o oxigênio dissolvido (OD) e a salinidade da água foram mensurados duas vezes ao dia (8:00 e 14:00 horas), por meio de sonda multiparâmetros (modelo YSI ProDSS). Amônia (NH<sub>3</sub>), nitrogênio-nitrito (NO<sub>2</sub>-N), nitrogênio-nitrato (NO<sub>3</sub>-N) e fosfato (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) foram mensurados semanalmente por meio de kit colorimétrico (*Hanna Instruments*®). Alcalinidade (CaCO<sub>3</sub>) e pH foram determinadas semanalmente seguindo a metodologia proposta de Golterman, Clymo e Ohnstad (1978) e medidor de bancada (Digimed®), respectivamente. A clorofila- $\alpha$  foi determinada quinzenalmente de acordo com a metodologia proposta por Lorenzen (1967).

Os volumes de sólidos sedimentáveis (SS) e sólidos totais em suspensão (SST) foram analisados semanalmente seguindo a metodologia de Avnimelech,

(2007) e Strickland e Parsons (1972), respectivamente. Quando os SS atingiam níveis acima de  $40 \text{ mL L}^{-1}$ , a água do tanque era bombeada para tanques de decantação cônicos de 200 litros para remoção de excesso de sólidos. A quantidade removida era quantificada e analisada por meio de amostragem para o controle de saída de nutrientes. Após a decantação dos sólidos, a água sobrenadante retornava para o tanque de produção e o volume removido era em seguida repostado com água de abastecimento. Não houve troca de água durante o ensaio, apenas a reposição da quantidade perdida por evaporação e na remoção de sólidos.

#### *Quantificação de nutrientes no sistema*

Para quantificar o balanço de massa de carbono total (CT), nitrogênio total (NT) e fósforo total (FT) foram considerados como entrada de nutrientes no sistema: a água de abastecimento, a biomassa inicial de peixes e a ração ofertada (Figura 5), durante o período de estudo. Foram considerados como saída de nutrientes: a quantidade retida na biomassa final de peixes e no efluente. Como efluente foi considerado a remoção de sólidos e a água do sistema.



**Figura 5** – Diagrama esquemático do fluxo de nutrientes no sistema bioflocos.

#### *Quantificação de nutrientes na água*

Semanalmente, amostras da água de cada unidade de produção foram coletadas para análise da concentração de CT, NT e FT. As amostras de água foram compostas de três subamostras.

Para análise de CT e NT foram coletados separadamente 250 mL de água por unidade de produção. Para análise de FT foram coletados 300 mL de água por unidade de produção e preservadas com ácido sulfúrico (1:100). Todas as amostras foram acondicionadas em recipientes plásticos, identificadas, lacradas e conservadas sob refrigeração ( $\pm 4^{\circ}\text{C}$ ), até o momento das análises. As amostras de água foram analisadas quanto ao teor de CT, NT e FT conforme metodologia proposta por APHA (2017).

#### *Quantificação de nutrientes na ração*

A entrada de nutrientes na forma de ração foi contabilizada considerando a quantidade total de ração fornecida durante o período de estudo. Para isso, uma amostragem da ração foi analisada para determinação do teor de matéria seca (MS), extrato etéreo (EE), proteína bruta (PB), fibra bruta (FB), matéria mineral (MM), CT, NT e FT pelo método AOAC (2019).

#### *Quantificação de nutrientes no efluente*

Como efluente foi considerada a água final e a remoção do excesso de sólidos realizada ao longo do período experimental. As amostras de sólidos foram secas em estufa a  $55^{\circ}\text{C}$  por 72h (até um peso constante), para determinação da massa seca. Os teores de CT, NT e FT foram determinados pelo método AOAC (2019). As amostras de água final foram analisadas quanto aos teores de CT, NT e FT pelo método APHA (2017).

Ao final do período experimental foi coletado uma amostra de flocos microbianos de cada unidade de produção que posteriormente foram analisados para determinação do teor de MS, EE, PB, FB, MM, CT, NT e FT pelo método AOAC (2019).

#### *Quantificação de nutrientes na biomassa de peixes*

Para quantificar a concentração de nutrientes retida na carcaça dos animais, foi formado um pool de amostra inicial de aproximadamente 100g. Para quantificar a concentração de nutrientes acumulada na biomassa de peixes em relação à concentração total de nutrientes fornecidos, foram coletadas amostras de  $\pm 100\text{g}$  de

peixe ao final do período experimental de cada unidade de produção. Os peixes que compuseram a amostragem foram descamados e eviscerados.

As amostras de peixes foram secas em estufa a 55°C por 72h (até um peso constante), para determinação da massa seca e análise de composição química. O teor de CT, NT e FT foram determinados pela metodologia AOAC (2019).

#### Retenção de nutrientes

A porcentagem de retenção de nutrientes na biomassa de peixes foi calculada de acordo com a respectiva equação fornecida pelo NRC (2011):

$$\text{Taxa de retenção (\%)} = [( \text{peso final} \times \text{nutriente final (CT, NT ou FT)} ) - ( \text{peso inicial} \times \text{nutriente inicial (CT, NT ou FT)} ) \times 100] / \text{consumo de nutriente na ração}$$

#### Balanço de massa de nutrientes

O balanço de massa de nutrientes foi estimado com base nos cálculos de Sahu *et al.* (2015). As seguintes equações foram consideradas para entrada de nutrientes:

Água inicial (AI):

$$AI = [ ] \text{ de CT, NT ou FT analisado na água inicial (mg L}^{-1}\text{) } \times \text{volume de água do tanque (L);}$$

Água de reposição (AR):

$$AR = [ ] \text{ de CT, NT ou FT analisado na água de abastecimento (mg L}^{-1}\text{) } \times \text{volume de água utilizado (L);}$$

Biomassa inicial de peixes (BI):

$$BI = [ ] \text{ de CT, NT ou FT analisado na carcaça inicial (g kg}^{-1}\text{) } \times \text{biomassa inicial de peixes (kg);}$$

Ração (R):

$$R = [ ] \text{ de CT, NT ou FT analisado na ração (g kg}^{-1}\text{) } \times \text{quantidade total de ração fornecida (kg);}$$

Entrada total de nutrientes (ET):

$$ET = \text{água de abastecimento} + \text{água de reposição} + \\ \text{biomassa inicial de peixes} + \text{ração};$$

Para saída de nutrientes foram considerados:

Água final (AF):

$$AF = [ ] \text{ de CT, NT ou FT analisado na água final (mg L}^{-1}\text{) } \times \text{ volume} \\ \text{de água do tanque (L)}$$

Sólidos removidos (SR):

$$SR = [ ] \text{ de CT, NT ou FT analisado nos sólidos removidos} \\ \text{durante o ensaio (g kg}^{-1}\text{) } \times \text{ volume de sólidos descartado (L)};$$

Biomassa final de peixes (BF):

$$BF = [ ] \text{ de CT, NT ou FT analisado na carcaça final (g kg}^{-1}\text{) } \times \text{ biomassa} \\ \text{final de peixes (kg)};$$

Saída total de nutrientes (ST):

$$ST = \text{água final} + \text{sólidos removidos} + \text{biomassa final de peixes}.$$

A fração de nutrientes não contabilizada (NC) foi determinada utilizando a seguinte equação:

$$NC = \text{Entrada total de nutrientes (CT, NT ou FT)} - \text{Saída total} \\ \text{de nutrinetes (CT, NT ou FT)}.$$

### *Indicadores de Sustentabilidade*

Para avaliar a sustentabilidade ambiental da produção em sistema bioflocos foi aplicado um conjunto de indicadores propostos por Boyd *et al.* (2007) e Valenti *et al.* (2018). Os indicadores foram divididos em diferentes categorias: uso de

recursos naturais, eficiência de uso, liberação de poluentes e conservação da biodiversidade de espécies, conforme descrito na tabela 1.

A conservação da biodiversidade local é avaliada partindo-se de diferentes categorias, as quais são atribuídos valores arbitrários que variam entre 1 e 8. Esta classificação leva em consideração a espécie produzida e as características intrínsecas do próprio sistema, de acordo com a classificação proposta por Valenti *et al.* (2018):

- 1 = Espécie local produzida em sistema aberto ou fechado;
- 2 = Espécie da mesma bacia produzida em sistema fechado;
- 3 = Espécie da mesma bacia produzida em sistema aberto;
- 4 = Espécie alóctone, espécie nativa com variabilidade genética reduzida, ou híbrida em produzida em sistema fechado;
- 5 = Espécie alóctone, espécie local com variabilidade genética reduzida, ou híbridos em sistema aberto;
- 6 = Variedade transgênica de qualquer espécie em sistema fechado;
- 8 = Variedade transgênica de qualquer espécie em sistema aberto.

**Tabela 1** – Indicadores de sustentabilidade ambiental aplicados para avaliar juvenis de tilápia-do-nilo produzidos em sistema BFT.

| <b>Categoria</b>                        | <b>Indicador</b>                                                                                 | <b>Fórmula</b>                                                                                                                                                    |
|-----------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Uso dos recursos naturais               | **Uso do espaço                                                                                  | $E = \text{área utilizada/produção (ha ton}^{-1}\text{)}$                                                                                                         |
|                                         | *Uso de água                                                                                     | $A = \text{volume usado/produção (m}^3 \text{ ton}^{-1}\text{)}$                                                                                                  |
|                                         | *Uso de energia                                                                                  | $EN = \text{Potência da bomba (hp)} \times \text{tempo de aeração (hr)} \times 0.745 \text{ kW/hp} / \text{Produção (kg)} \times 0.9 \text{ (MJ kg}^{-1}\text{)}$ |
|                                         | *Uso de nutrientes                                                                               | $U = \text{nutrientes fornecidos/produção (kg ton}^{-1}\text{)}$                                                                                                  |
| Eficiência no uso dos recursos naturais | **Produção efetivamente utilizada: (aproveitada para consumo humano ou usada de outras formas)   | $PEU (\%) = (\text{produção} - \text{não utilizado}) \times 100$                                                                                                  |
|                                         | **Eficiência no uso de nutrientes                                                                | $EU (\%) = \text{massa de nutriente nos peixes} / \text{massa de nutriente aplicada}$                                                                             |
| Liberação de poluentes                  | **Potencial de eutrofização – carga de nitrogênio e fósforo liberados na água                    | $PE = \text{massa de nutriente liberada no efluente} / \text{produção total (kg ton}^{-1}\text{)}$                                                                |
| Conservação da biodiversidade           | **Risco da espécie produzidos – níveis crescentes de impacto de acordo com o organismo produzido | $REC = \{1, 2, 3, 4, 5, 6 \text{ ou } 8\}$                                                                                                                        |

Neste estudo, considerou-se o uso total de água, sendo este a soma de todas as entradas para as instalações de produção;

Abreviações: ton: toneladas; ha: hectares;

\*Boyd *et al.* (2007); \*\*Valenti *et al.* (2018).

## RESULTADOS

### *Desempenho zootécnico*

Os dados de desempenho zootécnico de juvenis de tilápia-do-nylo de cada unidade de produção estão expressos na Tabela 2.

**Tabela 2** – Desempenho zootécnico de juvenis de tilápia-do-nylo produzidos por 70 dias em sistema bioflocos.

| Parâmetros                                   | Unidade de produção |       |        |
|----------------------------------------------|---------------------|-------|--------|
|                                              | BFT 1               | BFT 2 | BFT 3  |
| Sobrevivência (%)                            | 98,19               | 95,96 | 100,00 |
| Peso médio inicial (g)                       | 3,46                | 3,34  | 3,45   |
| Peso médio final (g)                         | 21,80               | 19,77 | 19,73  |
| Ganho de peso médio (g peixe <sup>-1</sup> ) | 18,34               | 16,43 | 16,27  |
| Coeficiente de variação (%)                  | 50,36               | 52,61 | 49,72  |
| Consumo de ração (g peixe <sup>-1</sup> )    | 21,61               | 19,36 | 21,17  |
| Conversão alimentar aparente (CAA)           | 1,03                | 1,03  | 1,08   |
| Taxa de crescimento específico (TCE)         | 3,06                | 2,74  | 2,71   |

### *Monitoramento da qualidade da água*

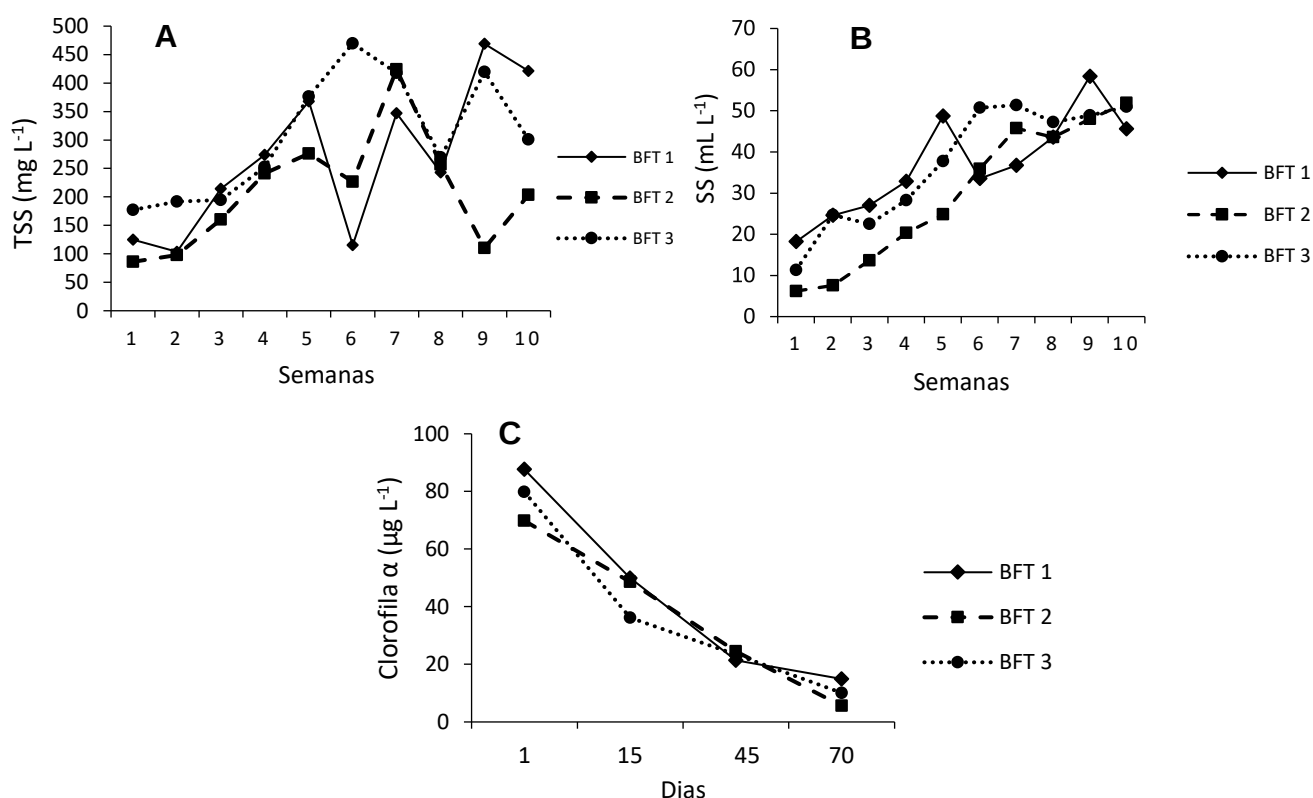
Os valores das variáveis de qualidade da água (média  $\pm$  desvio padrão) de cada unidade de produção estão descritos na Tabela 3.

**Tabela 3** – Valores médios e desvio padrão dos parâmetros de qualidade da água das unidades de produção de juvenis de tilápia-do-nylo em sistema bioflocos.

| Parâmetros                                          | Unidade de produção |                    |                     |
|-----------------------------------------------------|---------------------|--------------------|---------------------|
|                                                     | BFT 1               | BFT 2              | BFT 3               |
| Temperatura (°C)                                    | 23,11 $\pm$ 2,93    | 22,58 $\pm$ 2,98   | 21,95 $\pm$ 3,46    |
| OD (mg L <sup>-1</sup> )                            | 7,73 $\pm$ 0,67     | 8,06 $\pm$ 0,59    | 8,17 $\pm$ 0,68     |
| pH                                                  | 7,40 $\pm$ 0,38     | 7,52 $\pm$ 0,31    | 7,52 $\pm$ 0,28     |
| NH <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )               | 0,60 $\pm$ 0,58     | 0,58 $\pm$ 0,45    | 0,54 $\pm$ 0,49     |
| NO <sub>2</sub> -N (mg L <sup>-1</sup> )            | 4,54 $\pm$ 2,97     | 5,30 $\pm$ 3,44    | 5,62 $\pm$ 4,19     |
| NO <sub>3</sub> -N (mg L <sup>-1</sup> )            | 64,68 $\pm$ 47,84   | 60,77 $\pm$ 46,30  | 58,78 $\pm$ 45,80   |
| PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg L <sup>-1</sup> ) | 37,72 $\pm$ 31,9    | 35,58 $\pm$ 23,8   | 37,16 $\pm$ 30,0    |
| CaCO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )             | 64,73 $\pm$ 16,45   | 77,37 $\pm$ 19,71  | 71,70 $\pm$ 18,43   |
| Clorofila- $\alpha$ ( $\mu$ g L <sup>-1</sup> )     | 43,46 $\pm$ 33,12   | 29,62 $\pm$ 18,93  | 37,35 $\pm$ 30,24   |
| TSS (mg L <sup>-1</sup> )                           | 267,95 $\pm$ 152,52 | 208,27 $\pm$ 99,49 | 307,02 $\pm$ 124,73 |
| SS (mL L <sup>-1</sup> )                            | 36,62 $\pm$ 13,59   | 33,17 $\pm$ 31,42  | 36,76 $\pm$ 17,08   |
| Salinidade (g L <sup>-1</sup> )                     | 1,45 $\pm$ 0,32     | 1,62 $\pm$ 0,12    | 1,41 $\pm$ 0,31     |

Os valores são expressos por média  $\pm$  desvio padrão; OD: Oxigênio dissolvido; TSS: Sólidos suspensos totais; SS: Sólidos sedimentáveis.

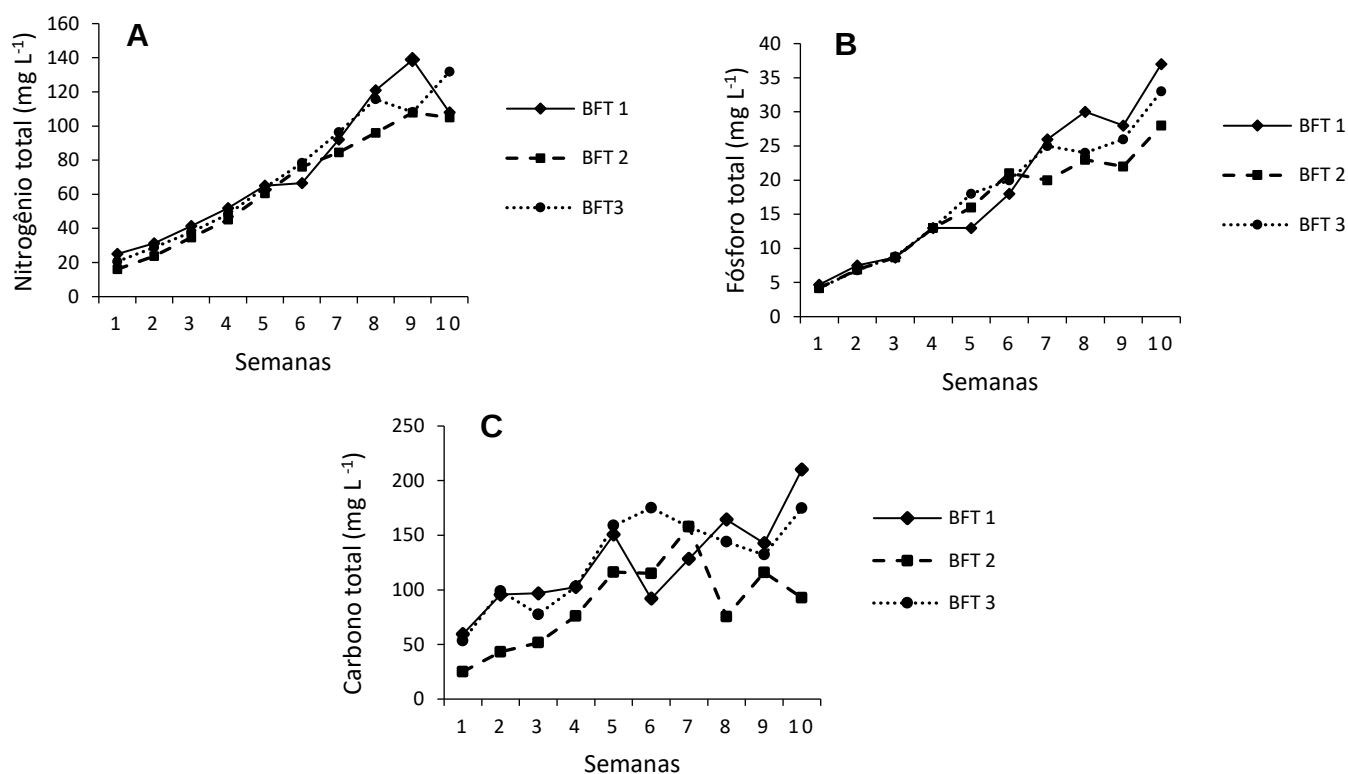
As concentrações de TSS ( $\text{mg L}^{-1}$ ) aumentaram a partir da terceira semana de experimento (Figura 6-A) e apresentaram oscilação a partir da quinta semana. O volume de SS ( $\text{mL L}^{-1}$ ) aumentou cumulativamente a partir da primeira semana de experimento e apresentando poucas oscilações (Figura 6-B). A concentração de clorofila- $\alpha$  diminuiu a partir da segunda semana (Figura 6-C), e as menores concentrações foram observadas ao final do período experimental (70 dias).



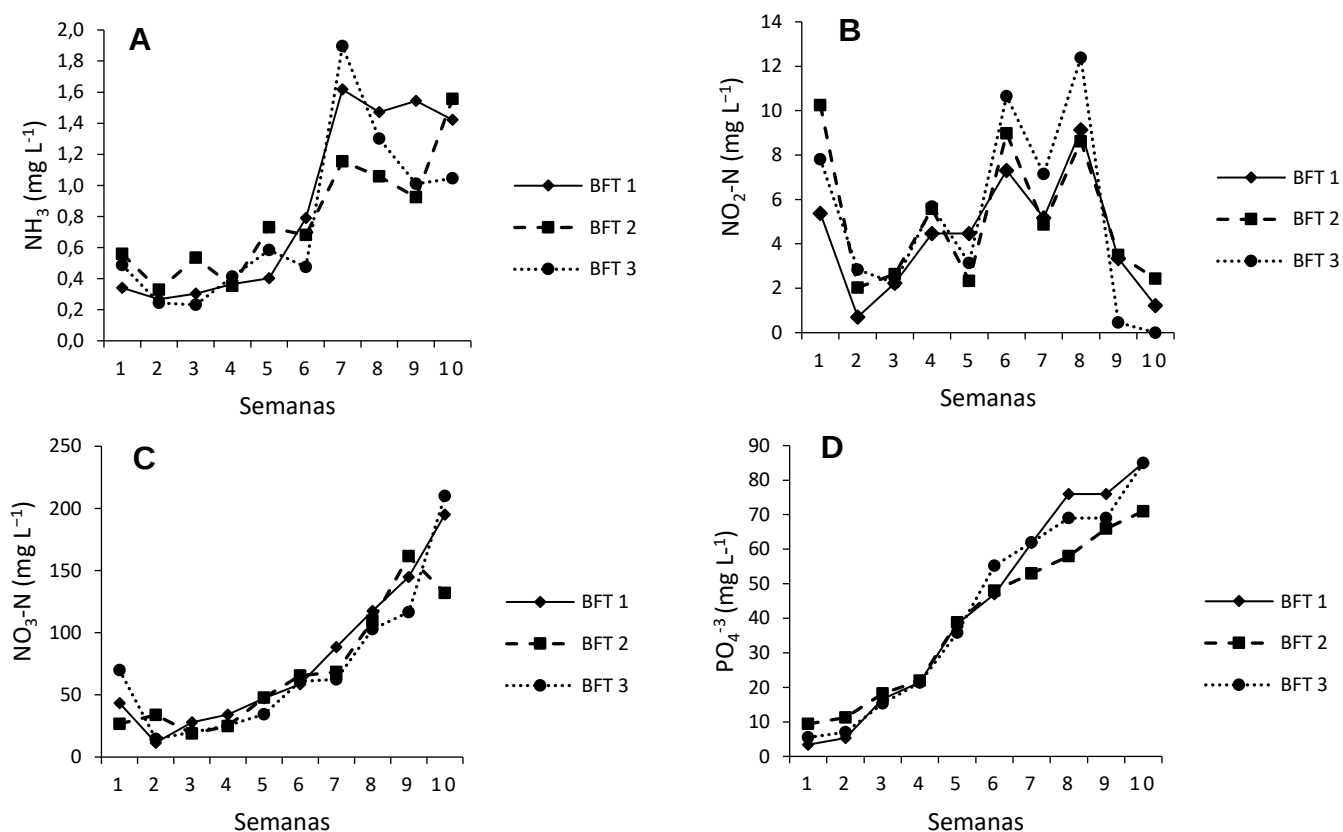
**Figura 6** – Comportamento de TSS, SS e clorofila- $\alpha$  no sistema BFT durante 70 dias na produção de juvenis de tilápia-do-nilo. A - TSS; B - SS; C - clorofila- $\alpha$ .

### *Dinâmica de nutrientes*

As concentrações de CT, NT e FT aumentaram cumulativamente durante o período experimental (Figura 7 - A, B e C). Os compostos nitrogenados apresentaram oscilações ao longo do tempo (Figura 8). As concentrações de amônia apresentaram picos entre a 6ª e a 7ª semana. (Figura 8-A). O nitrito (Figura 8-B), apresentou picos entre a 6ª e a 8ª semana. O nitrato (Figura 8-C) e o fosfato (Figura 8-D) aumentaram cumulativamente a concentração ao longo do tempo, apresentando elevadas concentrações ao final do período experimental.



**Figura 7** – Acúmulo de nutrientes na água do sistema bioflocos na produção de juvenis de tilápia-do-nilo, durante 70 dias. A - Nitrogênio total; B - Fósforo total; C - Carbono total.



**Figura 8** – Variáveis de qualidade de água do sistema bioflocos para produção de tilápia-do-nilo, durante 70 dias. A - Amônia ( $\text{NH}_3$ ); B - Nitrito ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ); C - Nitrato ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ); D - Fosfato ( $\text{PO}_4\text{-}^3$ ).

### *Composição bromatológica da ração e flocos*

A composição bromatológica da ração e flocos de cada unidade de produção estão descritos na Tabela 4.

**Tabela 4** – Análise bromatológica de ração e flocos das unidades de produção.

| Parâmetro           | Ração | Unidade de produção |       |       |
|---------------------|-------|---------------------|-------|-------|
|                     |       | BFT 1               | BFT 2 | BFT 3 |
| Carbono (%)         | 42,9  | 35,3                | 33,4  | 33,2  |
| Nitrogênio (%)      | 4,55  | 4,89                | 4,56  | 4,46  |
| Fósforo (%)         | 1,01  | 2,42                | 2,68  | 2,75  |
| Proteína Bruta (%)  | 28,44 | 30,56               | 28,50 | 27,88 |
| Fibra Bruta (%)     | 4,18  | 5,42                | 6,36  | 6,73  |
| Extrato Etéreo (%)  | 5,54  | 0,78                | 0,69  | 0,95  |
| Matéria Mineral (%) | 6,94  | 26,03               | 27,62 | 29,35 |

Valores com base na matéria seca.

### *Balanço de massa*

O balanço de massa com os fluxos de entrada e saída de CT, NT e FT dos sistemas durante o período experimental estão descritos nas Tabela 5, 6 e 7, respectivamente. Com base na média das três unidades de produção cada compartimento foi mapeado como fluxos percentuais para as entradas e saídas de nutrientes.

As reposições de água durante o período experimental representaram 2,31% de CT, 4,96% de NT e 0,03% de FT, da carga total de nutrientes de entrada. A ração representou 94,34% de CT, 88,34% de NT e 89,27% de FT. A biomassa inicial de juvenis representou uma carga de nutrientes em função da sua composição, correspondendo a 3,35% de CT, 6,70% de NT e 10,71% de FT. Enquanto, a biomassa final representou 65,59% de CT, 55,10% de NT e 54,50% de FT, em relação a quantidade total de saída de nutrientes.

Estimou-se que 34,41% de CT, 44,90% de NT e 45,50% de FT, permaneceram retidos na forma de efluente. Sendo que, do total 59,69% de CT permaneceu retido na água final de produção e 40,31% foram removidos via manejo de sólidos. Para NT, do total, 90% permaneceram retidos na água final de produção e 10% foram removidos via manejo de sólidos e para FT 99% permaneceram retidos na água final de produção e 1% foram removidos via manejo de sólidos, respectivamente.

A parcela de nutrientes não contabilizada foi estimada em aproximadamente 8,15 kg de CT, 0,27 kg de NT e 19,50 g de FT.

**Tabela 5** – Balanço de massa de CT na produção de juvenis de tilápia-do-nilo em sistema bioflocos durante 70 dias.

| Parâmetros                           | Unidade de produção |       |       |         |
|--------------------------------------|---------------------|-------|-------|---------|
|                                      | BFT 1               | BFT 2 | BFT 3 | % média |
| Entrada                              |                     |       |       |         |
| Água inicial + reposta (kg)          | 0,39                | 0,30  | 0,40  | 2,31    |
| Ração (kg)                           | 15,39               | 13,78 | 15,08 | 94,34   |
| Peixe (kg)                           | 0,53                | 0,50  | 0,53  | 3,35    |
| TOTAL                                | 16,31               | 14,58 | 16,01 | 100,00  |
| Saída                                |                     |       |       |         |
| Efluente (água final + sólidos) (kg) | 2,67                | 2,16  | 2,91  | 34,41   |
| Peixe (kg)                           | 5,31                | 4,63  | 4,79  | 65,59   |
| TOTAL                                | 7,97                | 6,79  | 7,70  | 100,00  |
| Taxa de retenção (%)                 | 31,04               | 29,96 | 28,23 |         |
| Não contabilizado (kg)               | 8,34                | 7,79  | 8,31  |         |

% - Porcentagem de nutriente retido em cada compartimento com base na média.

**Tabela 6** – Balanço de massa de NT na produção de juvenis de tilápia-do-nilo em sistema bioflocos durante 70 dias.

| Parâmetros                           | Unidade de produção |       |       |         |
|--------------------------------------|---------------------|-------|-------|---------|
|                                      | BFT 1               | BFT 2 | BFT 3 | % média |
| Entrada                              |                     |       |       |         |
| Água inicial + reposta (kg)          | 0,10                | 0,06  | 0,08  | 4,96    |
| Ração (kg)                           | 1,63                | 1,46  | 1,59  | 88,34   |
| Peixe (kg)                           | 0,12                | 0,11  | 0,12  | 6,70    |
| TOTAL                                | 1,85                | 1,64  | 1,80  | 100,00  |
| Saída                                |                     |       |       |         |
| Efluente (água final + sólidos) (kg) | 0,61                | 0,74  | 0,66  | 44,90   |
| Peixe (kg)                           | 0,85                | 0,82  | 0,80  | 55,10   |
| TOTAL                                | 1,46                | 1,566 | 1,47  | 100,00  |
| Taxa de retenção (%)                 | 44,97               | 48,33 | 42,85 |         |
| Não contabilizado (kg)               | 0,39                | 0,08  | 0,33  |         |

% - Porcentagem de nutriente retido em cada compartimento com base na média.

**Tabela 7** – Balanço de massa de FT na produção de juvenis de tilápia-do-nilo em sistema bioflocos durante 70 dias.

| Parâmetros                          | Unidade de produção |               |               |               |
|-------------------------------------|---------------------|---------------|---------------|---------------|
|                                     | BFT 1               | BFT 2         | BFT 3         | % média       |
| <b>Entrada</b>                      |                     |               |               |               |
| Água inicial + reposta (g)          | 0,10                | 0,15          | 0,10          | 0,03          |
| Ração (g)                           | 417,17              | 373,67        | 408,68        | 89,27         |
| Peixe (g)                           | 48,57               | 45,95         | 49,37         | 10,71         |
| <b>TOTAL</b>                        | <b>465,84</b>       | <b>419,77</b> | <b>458,15</b> | <b>100,00</b> |
| <b>Saída</b>                        |                     |               |               |               |
| Efluente (água final + sólidos) (g) | 193,40              | 184,41        | 206,96        | 45,50         |
| Peixe (g)                           | 245,86              | 211,68        | 242,93        | 54,50         |
| <b>TOTAL</b>                        | <b>439,27</b>       | <b>396,09</b> | <b>449,90</b> | <b>100,00</b> |
| Taxa de retenção (%)                | 47,29               | 44,35         | 47,37         |               |
| Não contabilizado (g)               | 26,57               | 23,68         | 8,25          |               |

%; Porcentagem de nutriente retido em cada compartimento com base na média.

#### Indicadores de Sustentabilidade

Os indicadores de sustentabilidade ambiental aplicados na produção de juvenis de tilápia-do-nilo em sistema BFT estão descritos na Tabela 8. Não há dados de indicadores publicados anteriormente com este sistema de produção, todavia, para análise e discussão de resultados foi acrescido à tabela valores de referência da produção de tilápia-do-nilo em tanque-rede (Fialho *et al.*, 2021).

Os indicadores foram divididos em categorias e os valores obtidos em cada unidade de produção se mantiveram próximos. A categoria “uso de recursos” ressalta o quantitativo requerido em cada unidade de produção, sendo que, o valor médio para o uso de área foi estimando em 0,015 ha ton<sup>-1</sup>, uso de água 0,0074 m<sup>3</sup> ton<sup>-1</sup>, 442,46 kg ton<sup>-1</sup> de CT, 46,64 kg ton<sup>-1</sup> de NT, 10,23 kg ton<sup>-1</sup> de FT e energia 114,59 MJ kg<sup>-1</sup>. Na categoria “liberação de poluentes”, o potencial de eutrofização foi estimando em um valor médio de 57,39 kg ton<sup>-1</sup> de CT, 20,01 kg ton<sup>-1</sup> de NT e 5,70 kg ton<sup>-1</sup> de FT. Quanto a categoria de “Risco da espécie produzida” atribuiu-se a todas as unidades de produção o valor 4, devido a produção de uma espécie exótica em sistema fechado.

**Tabela 8** – Indicadores de sustentabilidade ambiental utilizados para avaliar a produção de juvenis de tilápia em sistema BFT.

| Categoria                     | Indicador                                            | Tanque-rede* | Unidade de produção |        |        |
|-------------------------------|------------------------------------------------------|--------------|---------------------|--------|--------|
|                               |                                                      |              | BFT 1               | BFT 2  | BFT 3  |
| Uso de recursos               | Uso do espaço (ha ton <sup>-1</sup> )                | 0,0014       | 0,0140              | 0,0160 | 0,0150 |
|                               | Uso de água (m <sup>3</sup> ton <sup>-1</sup> )      | 0,7540       | 0,0079              | 0,0070 | 0,0073 |
|                               | Uso de carbono (kg de CT ton <sup>-1</sup> )         | 700          | 432,86              | 437,58 | 456,96 |
|                               | Uso de nitrogênio (kg de NT ton <sup>-1</sup> )      | 77,5         | 45,88               | 45,81  | 48,21  |
|                               | Uso de fósforo (kg de FT ton <sup>-1</sup> )         | 18,25        | 10,29               | 10,18  | 10,22  |
|                               | Uso de energia (MJ kg <sup>-1</sup> )                | 0,028        | 107,21              | 121,00 | 115,56 |
| Eficiência no uso de recursos | Eficiência no uso de CT (%)                          | -            | 31,03               | 29,95  | 28,23  |
|                               | Eficiência no uso de NT (%)                          | 25,82        | 44,97               | 48,33  | 42,85  |
|                               | Eficiência no uso de FT (%)                          | 16,87        | 47,29               | 44,35  | 47,37  |
|                               | Produção efetivamente utilizada (%)                  | 100          | 100                 | 100    | 100    |
| Liberação de poluentes        | Potencial de eutrofização CT (kg ton <sup>-1</sup> ) | -            | 50,52               | 56,04  | 65,63  |
|                               | Potencial de eutrofização NT (kg ton <sup>-1</sup> ) | 59,5         | 17,16               | 22,63  | 20,27  |
|                               | Potencial de eutrofização FT (kg ton <sup>-1</sup> ) | 22           | 5,45                | 5,38   | 6,27   |
| Conservação da biodiversidade | Risco da espécie produzida                           | 5            | 4                   | 4      | 4      |

\*Valores médios obtidos da produção de tilápia em tanque-rede (Fialho *et al.*, 2021); ton: tonelada.

## DISCUSSÃO

### *Desempenho zootécnico*

A sobrevivência dos juvenis de tilápia-do-nilo, após o período experimental, variou entre 95,96 e 100,00% nas distintas unidades de produção. Altas taxas de sobrevivência são observadas para produção de tilápias em BFT (Ekasari *et al.*, 2015; Silva *et al.*, 2018; Hisano *et al.*, 2021b). Infere-se que a sobrevivência está relacionada a ingestão dos flocos microbianos, que promovem efeito probiótico nos peixes produzidos neste sistema, o que possibilita o aumento da imunidade e a elevada sobrevivência dos animais (Luo *et al.*, 2014; Long *et al.*, 2015; Ekasari *et al.*, 2015; Mirzakhani *et al.*, 2019).

Apesar da temperatura média durante o ensaio permanecer abaixo da faixa de 28–30°C, recomendada para otimizar o crescimento de tilápias (El-Sayed, 2006), este fator não limitou o crescimento dos peixes. Resultados semelhantes foram observados por Hisano *et al.* (2021), que avaliaram diferentes frequências de alimentação para tilápias em BFT, em condições de produção semelhantes ao do presente estudo (tanques elevados em ambiente externo) e Oliveira *et al.* (2021), que avaliaram o desempenho zootécnico de juvenis de tilápia-do-nilo alimentados com diferentes quantidades de ração em sistema BFT.

A CAA dos peixes nas unidades de produção ficou próximo a 1, o que demonstra alta eficiência alimentar. Esta tendência muitas vezes é observada em peixes produzidos no sistema BFT, uma vez que os flocos microbianos do sistema podem ser aproveitados como alimento natural complementar (Avnimelech, 2007; Luo *et al.*, 2014). Desta forma, foi utilizada uma dieta experimental com teor de proteína bruta abaixo da exigência para a fase, com o intuito de potencializar o aproveitamento dos flocos do sistema para uma possível compensação proteica. Em sistemas de recirculação de água, onde os animais dependem exclusivamente do alimento ofertado, a CAA é mais elevada e variam entre 1,48 (Gullian-Klanian e Arámburu-Adame, 2013) e 1,76 (Rodde *et al.*, 2020). Além disso, quanto menor a CAA menos nutrientes são liberados, devido ao melhor aproveitamento dos nutrientes fornecidos por meio da ração (Montanhini Neto e Ostrensky, 2015).

### Qualidade de água

O sistema BFT possibilitou a manutenção dos parâmetros físico-químicos da água e todas as variáveis foram mantidas em condições favoráveis para a produção de juvenis de tilápia, de acordo com os limites apresentados por Boyd e Tucker (1998).

Em sistemas fechados, onde não há a renovação de água, ocorre aumento da concentração de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica, rica em carbono, devido ao fornecimento contínuo de ração e o acúmulo de fezes e excretas dos animais (Colt, 2006). O excesso de nutrientes em sistemas de produção provoca grandes impactos sobre a espécie produzida (Sperling, 1996). Em sistema BFT, a adição de fontes de carbono auxilia no processo de reciclagem de nutrientes por meio da ação de microrganismos heterotróficos (Avnimelech, 1999; Silva *et al.*, 2013). A alta relação carbono (C): nitrogênio (N) estimula o crescimento de bactérias heterotróficas na água de produção, que assimilam e mobilizam os nutrientes em biomassa microbiana (Panigrahi *et al.*, 2021). Neste ensaio, a relação C:N foi mantida entre 10 e 12:1 (Ebeling *et al.*, 2006), o que infere que os nutrientes das unidades de produção foram mobilizados em proteína microbiana.

Em BFT, os compostos de nitrogênio também são removidos pelo processo de nitrificação, o qual é realizado por bactérias quimioautotróficas por meio da oxidação dos compostos nitrogenados (Robles-Porchas *et al.*, 2020). Neste estudo, estes compostos apresentaram oscilações ao longo do tempo, contudo, os valores permaneceram dentro do limite recomendado para a produção da tilápia (Boyd e Tucker, 1998). As concentrações de  $\text{NH}_3$  apresentaram picos a partir da 6ª semana. Após esse período, houve o aumento das concentrações de  $\text{NO}_2\text{-N}$  nas unidades de produção, com picos na 6 e 8ª semana e aumento crescente da concentração de nitrato ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ). As oscilações de  $\text{NO}_2\text{-N}$  e acúmulo de  $\text{NO}_3\text{-N}$  ao longo do período experimental, indicam a atividade de bactérias nitrificantes e a estabilização dos compostos (Silva *et al.*, 2013; Abakari *et al.*, 2021; Sumitro *et al.*, 2021).

O teor de proteína na dieta é um fator que interfere no acúmulo de nutrientes nos sistemas de produção, uma vez que a desaminação de aminoácidos dos alimentos liberam amônia ( $\text{NH}_3$ ), principal produto excretado na água de produção (Sanz, 2009). Neste sentido, utilizou-se uma ração de baixo nível proteico (28% PB), de acordo com o recomendado por Hisano *et al.* (2020). Desta forma, foi

possível observar que os compostos nitrogenados permaneceram em baixas concentrações, pois não houve excesso de proteína, o que poderia potencializar a excreção de nitrogênio pelos animais. De acordo com Hisano *et al.* (2020), o consumo dos flocos possibilita reduzir a taxa de proteína da dieta que, conseqüentemente, diminui a entrada de nutrientes no sistema e os custos com a alimentação, e conseqüentemente, melhora a sustentabilidade do sistema de produção.

A aplicação de carbonatos pode ser necessária no BFT para manter condições ideais para o processo de nitrificação e promover o efeito tampão do sistema (Ogello *et al.*, 2021). De acordo com Ebeling *et al.* (2006), para cada grama de  $\text{NH}_3$  convertida em  $\text{NO}_3\text{-N}$ , ocorre o consumo de 7,05 g de carbonato ( $\text{CaCO}_3$ ), e a liberação de íons de hidrogênio. Ao longo do período experimental, foi observado o declínio nos valores de  $\text{CaCO}_3$ . No entanto, os valores de pH permaneceram constantes, demonstrando a capacidade tampão do sistema, sem haver a necessidade de suplementação de fontes de carbono.

Os valores médios da concentração de clorofila apresentaram declínio a partir da segunda semana. A tilápia-do-nilo tem hábito filtrador e, por isso, consegue consumir de forma eficiente o fitoplâncton nos sistemas de produção (El-Sayed, 2006). Desta forma, a diminuição das concentrações de clorofila podem estar relacionadas ao consumo do fitoplâncton pelos peixes (Turker *et al.*, 2003; Semyalo *et al.*, 2011). Por outro lado, no processo de estabilização do sistema BFT, ocorre também uma transição de alta concentração algal para um sistema com elevada quantidade de bactérias (Hargreaves, 2013), que também pode estar relacionado com a diminuição da clorofila, uma vez que há a diminuição da incidência de radiação solar devido ao aumento de material particulado em suspensão (SS e TSS). Todavia, as quantidades de sólidos do sistema foram controladas devido ao efeito prejudicial sobre a espécie, o volume de SS variaram entre 40 e 70  $\text{mL L}^{-1}$ , conforme recomendado por Schryver *et al.* (2008) e as concentrações de TSS permaneceram abaixo do limite máximo recomendado  $<500 \text{ mg L}^{-1}$  por Azim e Little (2008).

### *Balanço de massa de nutrientes*

O balanço de massa de CT, NT e FT possibilitou analisar a eficiência de utilização de nutrientes pela biomassa animal em sistema BFT. Após 70 dias, foi possível verificar que os juvenis de tilápia produzidos apresentaram uma alta capacidade de retenção de nutrientes. Em sistemas de recirculação de água, a taxa de retenção de nutrientes é de aproximadamente 28,42% de nitrogênio e 27,05% de fósforo para juvenis de tilápia (Stockhausen *et al.*, 2022), valores inferiores aos encontradas no presente estudo. Em ensaios que avaliaram o balanço de massa em BFT (em condições laboratoriais), foi observado que os juvenis de tilápia retiveram na biomassa animal entre 44 e 54% de nitrogênio e 30 e 33% de fósforo (Cao *et al.*, 2020).

O nitrogênio e o fósforo apresentaram maior taxa de retenção em relação ao carbono (45,38%, 46,34% e 29,74%, respectivamente). Os carboidratos são excelentes fontes de carbono e fornecem a energia necessária em processos vitais em tecidos específicos dos peixes (Polakof *et al.*, 2012). De maneira geral, os carboidratos apresentam menor digestibilidade em comparação as proteínas (Sklan *et al.*, 2004), o que possivelmente explica a baixa retenção do carbono em relação aos outros nutrientes estudados. No entanto, a taxa de retenção para carbono no presente estudo foi estimada em 29,74% e pode ser considerada eficiente, pois representou aproximadamente o dobro obtido por David *et al.* (2021), que observaram uma retenção de, aproximadamente, 12% na biomassa de tilápia e uma retenção maior que Flickinger *et al.* (2020), que observaram uma retenção entre 3 e 8% na biomassa de tambaqui.

A tilápia nas fases iniciais de produção apresenta elevado aproveitamento do alimento natural disponível no sistema BFT (Hisano *et al.*, 2020). Neste estudo, o consumo dos flocos possivelmente influenciou de forma positiva as taxas de retenção, visto que os flocos analisados apresentaram elevado valor nutricional. Oliveira *et al.* (2021), avaliaram diferentes quantidades de ração para juvenis de tilápia em sistema BFT e após 70 dias observaram que os animais do sistema controle, que consumiram apenas os flocos do BFT como alimento, aumentaram três vezes o peso médio inicial. Gallardo-Collí *et al.* (2020), avaliaram períodos de restrição alimentar de juvenis de tilápia produzidos em BFT e apontaram que 36 dias de alimentação normal e 12 dias de restrição (sem alimento exógeno), induzem

uma compensação completa de crescimento corporal e restauração de energia de reserva, perdidas durante o período de restrição. Desta forma, infere-se que períodos de restrição alimentar possibilitam a melhora dos índices de retenção de nutrientes em BFT pois, havendo períodos de restrição alimentar, infere-se que os animais possam aproveitar melhor os nutrientes dos flocos proteicos disponíveis no sistema.

A carga de nutrientes eliminada por meio de efluentes em tanques escavados é capaz de gerar impactos ambientais negativos, visto os elevados volumes produzidos (Coldebella *et al.*, 2020). No entanto, em sistema BFT este impacto é minimizado, uma vez que o sistema permite que a água residual seja reutilizada em diversos ciclos de produção (Gallardo-Collí *et al.*, 2019) e os sólidos resultantes do sistema sejam reutilizados como subproduto de valor agregado (Neto *et al.*, 2015). O manejo de remoção de sólidos em BFT é realizado pois, o excesso de sólidos pode causar danos aos animais, como obstrução das brânquias e mortalidade em casos mais extremos (Ogello *et al.*, 2021). O lançamento indevido desse resíduo pode aumentar o impacto ambiental negativo da atividade. Desta forma, é necessário que estudos avaliem a viabilidade do aproveitamento do material resultante deste manejo para alimentação de peixes ou outros animais, produção de biogás e/ou adubo para hortaliças, como estratégia para reduzir a poluição ambiental causada pela atividade.

A quantidade de nutrientes não contabilizada no balanço de massa pode ser atribuída aos sólidos sedimentados no sistema e a utilização por microrganismos (Wurts e Durborow, 1992). Em tanques escavados, a quantidade de carbono não contabilizada no balanço de massa é atribuída ao carbono orgânico sedimentado, ao CO<sub>2</sub> da respiração de organismos heterotróficos do sistema e ao CO<sub>2</sub> mineralizado pelos microrganismos decompositores (Flickinger *et al.*, 2020), que percolam por meio dos sedimentos do fundo com a água infiltrada ou são absorvidos pelo fitoplâncton. Flickinger *et al.* (2020), afirmam que no fundo dos tanques de produção contém mais nutrientes do que o conteúdo da coluna d'água. Em BFT, por mais que haja a agitação das moléculas de água pela aeração constante, uma camada mais espessa de sólidos sedimentáveis pode se formar no fundo dos tanques, o que justifica a parcela não contabilizada de nutrientes no presente estudo. Além disso, há uma parcela de nitrogênio que é perdida durante

o ciclo de produção por volatilização e desnitrificação (Sahu *et al.*, 2015). Por outro lado, o fósforo não possui uma via de remoção como o nitrogênio e o carbono e tende a acumular-se em sistemas fechados (Silva *et al.*, 2013).

#### *Indicadores de sustentabilidade*

No Brasil, os tanques-rede e os viveiros escavados são os sistemas mais utilizados na produção de tilápia na fase de engorda. Os viveiros escavados exigem grandes áreas para produção, cujo indicador varia de 0,02 a 0,1 ha ton<sup>-1</sup>, de acordo com Fialho *et al.* (2021), enquanto que o tanque-rede utiliza, aproximadamente, 0,001 ha ton<sup>-1</sup> (Moura *et al.*, 2016). Neste estudo, o sistema BFT resultou no uso médio de área de 0,015 ha ton<sup>-1</sup> para produção de juvenis de tilápia. O sistema tanque-rede apresenta o menor uso de área em relação aos viveiros escavados e o BFT na fase juvenil. Todavia, este indicador aumentaria se a área do reservatório necessária para diluir os dejetos produzidos pelos peixes fosse considerada (Fialho *et al.*, 2021), o que comumente não é considerado no cálculo do indicador gerando um baixo índice de uso. Atualmente, não há dados publicados que apontem o índice de uso de área na fase de engorda da tilápia em BFT para fins de comparação.

A tilápia na fase juvenil é produzida em sistemas de recirculação com densidades de estocagem entre 200–250 peixes m<sup>-3</sup>, enquanto que em BFT são utilizadas densidades de estocagem de 350 peixes m<sup>-3</sup> sem comprometer o crescimento dos animais (Haridas *et al.*, 2017). Este fator aumenta a sustentabilidade geral do sistema, pois permite alta produtividade com baixa demanda por volume de água. A dependência de água para produção em BFT também é baixa em relação outros sistemas convencionais, como os viveiros escavados. A produção de juvenis de tilápia em BFT utiliza em média um volume de 0,0074 m<sup>3</sup> ton<sup>-1</sup>, em tanque-rede considerando apenas o conteúdo de água retido na biomassa dos peixes colhidos na fase de engorda, o indicador varia entre 0,75 m<sup>3</sup> ton<sup>-1</sup> (Fialho *et al.*, 2021) e 4,69 m<sup>3</sup> ton<sup>-1</sup> (Moura *et al.*, 2016), o que indica que a produção em BFT requer baixo consumo de água para produção de biomassa animal.

A dependência de aeração constante para manter os sólidos em suspensão e a alta exigência de oxigênio resulta em elevado uso de energia em sistema BFT. Estudos recentes, indicam que sistemas de produção intensivos utilizam

aproximadamente 31,63 MJ kg<sup>-1</sup> (Fialho *et al.*, 2021). O uso de energia em BFT é comparativamente alto, o que acaba sendo uma desvantagem do sistema. Todavia, por mais que o sistema apresente elevado uso de energia, este indicador ainda é eficiente devido à alta produtividade. No entanto, são necessárias pesquisas futuras que avaliem diferentes fontes de energia, pois o uso de hidroelétricas, para geração de energia, causa impactos ambientais negativos sobre a biodiversidade genética das espécies, atingindo principalmente as espécies de peixes (Choueri e Azevedo, 2017). Além disso, é necessário o uso de sistemas de aeração mais eficientes, a fim reduzir a dependência de eletricidade do BFT e aumentar a sustentabilidade do sistema (David *et al.*, 2021).

Os sistemas de produção intensivos dependem exclusivamente do fornecimento de ração, o que ocasiona o aumento da entrada de nutrientes nos sistemas de produção. O BFT utiliza baixa quantidade de carbono, nitrogênio e fósforo (442,46, 46,63, 10,23 kg, respectivamente), em comparação ao observado por Fialho *et al.* (2021), na produção de tilápia na fase de engorda em tanque-rede. Possivelmente, isto ocorre devido as características intrínsecas de elevado aproveitamento de nutrientes nas unidades de produção em BFT. O uso médio de carbono, nitrogênio e fósforo em sistema tanque-rede por tonelada de tilápia é de 700 kg, 77,5 kg e 18,25 kg, respectivamente (Fialho *et al.*, 2021). Estima-se que são requeridos a menos, aproximadamente, 257,54 kg de carbono, 30,86 kg de nitrogênio e 7,77 kg de fósforo para cada tonelada de tilápia produzida em BFT.

O sistema BFT apresentou elevada eficiência de uso de nutrientes, o que consequentemente causa um baixo potencial de eutrofização. No entanto, como todo sistema de produção, é evidente que o sistema utilize apenas uma parte dos nutrientes fornecidos por meio da ração, gerando uma quantidade de resíduos. Porém, o potencial de eutrofização estimado neste estudo foi baixo em relação ao tanque-rede, que elimina para o ambiente, aproximadamente, 57,39 kg de carbono, 20,01 kg de nitrogênio e 5,70 kg por tonelada de peixe produzido (Moura *et al.*, 2016). Este indicador evidencia a alta capacidade do sistema BFT mitigar a poluição causada pela atividade por meio da geração de grandes volumes de efluentes.

De maneira geral, sistemas abertos apresentam como característica uma elevada perda de nutrientes fornecidos por meio da ração para o ambiente aquático

(Montanhini Neto e Ostrensky, 2015). O sistema BFT, é capaz de minimizar os efeitos negativos causados pelo efluente no meio ambiente, pois os nutrientes acumulados na água ao final do ciclo de produção podem ser reaproveitados em ciclos consecutivos, reduzindo os possíveis impactos ambientais negativos.

O risco do sistema BFT quanto a conservação da biodiversidade local é classificado como médio. Sistemas fechados, como o BFT reduzem a disseminação de espécies exóticas e microrganismos, devido a existência de barreira física quanto a escapes (Moura *et al.*, 2016). De outro modo, ao contrário do sistema tanque-rede e outros sistemas convencionais, o BFT também permite a produção distante de corpos hídricos, o que minimiza os riscos inerentes a escapes e reflete elevada segurança ambiental. Esta característica configura baixa disseminação de doenças e controle da reprodução desordenada de espécies exóticas (Fialho *et al.*, 2021).

Diante da análise de indicadores ambientais, conclui-se que o BFT pode ser caracterizado como um sistema de alta produtividade que apresenta baixo uso de água e área de produção. Além disso, o sistema BFT dispõe de técnicas eficientes de produção por meio da elevada retenção de nutrientes na biomassa animal, diminuição de efluentes com potencial de eutrofização e conservação da biodiversidade local.

## CONCLUSÃO

1. O balanço de massa possibilitou visualizar a alta retenção de nutrientes em biomassa animal e a reduzida perda de nutrientes para o meio aquático, o que possibilita diminuir os efluentes com potencial de eutrofização e consequentemente o impacto ambiental negativo da atividade.

2. Os indicadores de sustentabilidade evidenciam que o BFT pode ser caracterizado como um sistema que possibilita alta produtividade sem aumentar o uso de água e espaço, mas altamente dependente de energia.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abakari, G., Luo, G., Kombat, E.O., 2021. Dynamics of nitrogenous compounds and their control in biofloc technology (BFT) systems: A review. *Aquac. Fish.* 6, 441–447. <https://doi.org/10.1016/j.aaf.2020.05.005>
- AOAC, 2019. Association of Official Analytical Chemists. Official Methods of Analyses of Association of Analytical Chemists. 21 st Edit.
- APHA, 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Am. Public Heal. Assoc. - Public Heal. Assoc. Am. Water Work. Assoc. Water Environ. Fed. [s.l s.n.]. p. 1496 1496.
- Atwood, H.L., Fontenot, Q.C., Tomasso, J.R., Isely, J.J., 2001. Toxicity of Nitrite to Nile Tilapia: Effect of Fish Size and Environmental Chloride. *N. Am. J. Aquac.* 63, 49–51. <https://doi.org/10.1577/1548-8454>
- Avnimelech, Y., 2014. Biofloc Technology: A Practical Guidebook. Third Edition. World Aquaculture Society.
- Avnimelech, Y., 2007. Feeding with microbial flocs by tilapia in minimal discharge bio-flocs technology ponds. *Aquaculture* 264, 140–147. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.11.025>
- Avnimelech, Y., 1999. Carbon/nitrogen ratio as a control element in aquaculture systems. *Aquaculture* 176, 227–235. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(99\)00085-X](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(99)00085-X)
- Badino Júnior, A.C., Cruz, A.J.G. da, 2013. Balanços de massa e energia na análise de processos químicos. Engenharia Ambiental. São Carlos.
- Boyd, C.E., D'Abramo, L.R., Glencross, B.D., Huyben, D.C., Juarez, L.M., Lockwood, G.S., McNevin, A.A., Tacon, A.G.J., Teletchea, F., Tomasso, J.R., Tucker, C.S., Valenti, W.C., 2020. Achieving sustainable aquaculture: Historical and current perspectives and future needs and challenges. *J. World Aquac. Soc.* 51, 578–633. <https://doi.org/10.1111/jwas.12714>
- Boyd, C.E., Tucker, C.S., 1998. Pond aquaculture water quality management. Klower Academic Publisher.
- Cagol, L., Zadinelo, I.V., Baldan, L.T., Ballester, E.L.C., Pontes, T.C., Santos, L.D. Dos, 2016. Concentrações letais de fósforo na água para tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*). *Acta Iguazu, Cascavel* v.5, n.3, 49–58.
- Cao, B., Abakari, G., Luo, G., Tan, H., Wu, X., 2020. Comparative analysis of nitrogen and phosphorus budgets in a bioflocs aquaculture system and recirculation aquaculture system during over- wintering of tilapia (GIFT, *Oreochromis niloticus*). *Aquac. Eng.* 89, 4–19.
- Cerozi, B.S., Fitzsimmons, K., 2017. Phosphorus dynamics modeling and mass balance in an aquaponics system. *Agric. Syst.* <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.01.020>
- Chang, C.C., Chang, K.C., Lin, W.C., Wu, M.H., 2017. Carbon footprint analysis in the aquaculture industry: Assessment of an ecological shrimp farm. *J. Clean.*

- Prod. 168, 1101–1107. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.109>
- Choueri, R.B., Azevedo, J.A.R., 2017. Biodiversidade e impacto de grandes empreendimentos hidrelétricos na Bacia Tocantins-Araguaia: uma análise sistêmica. *Biodivers. impact* 29, 443–457.
- Coldebella, A., Godoy, A.C., Gentelini, A.L., Piana, P.A., Coldebella, P.F., Boscolo, W.R., Feiden, A., 2020. Nitrogen and phosphorus dynamics in Nile tilapia farming in excavated rearing ponds. *Res. Soc. Dev.* <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i11.9699>
- Colt, J., 2006. Water quality requirements for reuse systems. *Aquac. Eng.* 34, 143–156. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.08.011>
- Cyrino, J.E.P., Bicudo, Á.A., Sado, R.Y., Borghesi, R., Dairiki, J.K., 2010. A piscicultura e o ambiente - o uso de alimentos ambientalmente corretos em piscicultura. *Rev. Bras. Zootec.* 39, 68–87. <https://doi.org/10.1590/S1516-35982010001300009>
- David, F.S., Proença, D.C., Flickinger, D.L., Wolff Bueno, G., Valenti, W.C., 2021. Carbon budget in integrated aquaculture systems with Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and Amazon river prawn (*Macrobrachium amazonicum*). *Aquac. Res.* 52, 5155–5167. <https://doi.org/10.1111/are.15384>
- David, Pinho, S.M., Keesman, K.J., Garcia, F., 2021. Assessing the sustainability of tilapia farming in biofloc-based culture using emergy synthesis. *Ecol. Indic.* 131, 108186. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108186>
- Deng, Y., Xu, X., Yin, X., Lu, H., Chen, G., Yu, J., Ruan, Y., 2019. Effect of stock density on the microbial community in biofloc water and Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) gut microbiota. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 103, 4241–4252. <https://doi.org/10.1007/s00253-019-09773-4>
- Ebeling, J.M., Timmons, M.B., Bisogni, J.J., 2006. Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic removal of ammonia-nitrogen in aquaculture systems. *Aquaculture* 257, 346–358. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2006.03.019>
- Ekasari, J., Rivandi, D.R., Firdausi, A.P., Surawidjaja, E.H., Zairin, M., Bossier, P., De Schryver, P., 2015. Biofloc technology positively affects Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) larvae performance. *Aquaculture* 441, 72–77. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.02.019>
- El-Sayed, A.F.M., 2006. Tilapia culture, Tilapia Culture. Oceanography Department, Faculty of Science, Alexandria University, Alexandria, Egypt. <https://doi.org/10.1079/9780851990149.0000>
- Esam, F., Khalafalla, M.M., Gewaily, M.S., Abdo, S., Hassan, A.M., Dawood, M.A.O., 2022. Acute ammonia exposure combined with heat stress impaired the histological features of gills and liver tissues and the expression responses of immune and antioxidative related genes in Nile tilapia. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 231, 113187. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113187>
- Esteves, F. de A., 2011. Fundamentos de limnologia, 3 Ed. ed. Interciência Ltda,

Rio de Janeiro.

- Esteves, F. de A., 1988. Fundamentos de Limnologia, 2 Ed. ed. Interciência Ltda, Rio de Janeiro.
- FAO, 2022. The State of World Fisheries and Aquaculture. Towards Blue Transformation. Rome. Towar. Blue Transform. 1–11. <https://doi.org/https://doi.org/10.4060/cc0461en> The
- Fernandes, F.A.N., Pizzo, S.M., Moraes Junior, D., 2006. Termodinâmica Química.
- Fialho, N.S., Valenti, W.C., David, F.S., Godoy, E.M., Proença, D.C., Roubach, R., Wolff Bueno, G., 2021. Environmental sustainability of Nile tilapia net-cage culture in a neotropical region. Ecol. Indic. 129, 108008. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108008>
- Flickinger, D.L., Costa, G.A., Dantas, D.P., Proença, D.C., David, F.S., Durborow, R.M., Moraes-Valenti, P., Valenti, W.C., 2020. The budget of carbon in the farming of the Amazon river prawn and tambaqui fish in earthen pond monoculture and integrated multitrophic systems. Aquac. Reports 17, 100340. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2020.100340>
- Furtado, P.S., Poersch, L.H., Wasielesky, W., 2011. Effect of calcium hydroxide, carbonate and sodium bicarbonate on water quality and zootechnical performance of shrimp *Litopenaeus vannamei* reared in bio-flocs technology (BFT) systems. Aquaculture 321, 130–135. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.08.034>
- Gallardo-Collí, A., Pérez-Fuentes, M., Pérez-Rostro, C.I., Hernández-Vergara, M.P., 2020. Compensatory growth of Nile tilapia *Oreochromis niloticus*, L. subjected to cyclic periods of feed restriction and feeding in a biofloc system. Aquac. Res. 51, 1813–1823. <https://doi.org/10.1111/are.14530>
- Gallardo-Collí, A., Pérez-Rostro, C.I., Hernández-Vergara, M.P., Pérez-Legaspi, I.A., 2019. Microeukaryote community and the nutritional composition of the biofloc during Nile tilapia culture in water-reusing biofloc systems. Aquac. Int. 27, 381–398. <https://doi.org/10.1007/s10499-018-0335-2>
- Ghamkhar, R., Boxman, S.E., Main, K.L., Trotz, M.A., Hicks, A., 2020. Life Cycle Assessment of Aquaculture Systems: Does Burden Shifting Occur with an Increase in Production Intensity. Aquac. Eng. 102130. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2020.102130>
- Grosell, M., Farrell, A.P., BRAUNER, C.J., 2011. The Multifunctional Gut f Fish, Academic Press is an imprint of Elsevier. [https://doi.org/DOI: 10.1016/S1546-5098\(10\)03001-3](https://doi.org/DOI: 10.1016/S1546-5098(10)03001-3)
- Golterman, H. L., Clymo, R. S., & Ohnstad, M. A. M., 1978. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. Hand- book 8 (p. 214). London, England: Blackwell Science
- Gullian-Klanian, M., Arámburu-Adame, C., 2013. Performance of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* fingerlings in a hyper-intensive recirculating aquaculture system with low water exchange. Lat. Am. J. Aquat. Res. 41, 150–162.

<https://doi.org/10.3856/vol41-issue1-fulltext-12>

- Hargreaves, J.A., 2013. Biofloc Production Systems for Aquaculture Southern regional aquaculture center. SRAC Publ. 1–12.
- Haridas, H., Verma, A.K., Rathore, G., Prakash, C., Sawant, P.B., Babitha Rani, A.M., 2017. Enhanced growth and immuno-physiological response of Genetically Improved Farmed Tilapia in indoor biofloc units at different stocking densities. *Aquac. Res.* 48, 4346–4355. <https://doi.org/10.1111/are.13256>
- Hisano, H., Parisi, J., Cardoso, I.L., Ferri, G.H., Ferreira, P.M.F., 2020. Dietary protein reduction for Nile tilapia fingerlings reared in biofloc technology. *J. World Aquac. Soc.* 51, 452–462. <https://doi.org/10.1111/jwas.12670>
- Hisano, H., Pinheiro, V.R., Losekann, M.E., Moura e Silva, M.S.G., 2021. Effect of feeding frequency on water quality, growth, and hematological parameters of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* reared using biofloc technology. *J. Appl. Aquac.* 33, 96–110. <https://doi.org/10.1080/10454438.2020.1715909>
- Independent Group of Scientists Appointed by the Secretary-General, G.S. of the U.N., 2019. Development Report 2019: The Future is Now – Science for Achieving Sustainable Development, Science for Achieving Sustainable Development. United Nations, New York.
- Khanjani, M.H., Sharifinia, M., 2020. Biofloc technology as a promising tool to improve aquaculture production. *Rev. Aquac.* 12, 1836–1850. <https://doi.org/10.1111/raq.12412>
- Koretsky, M.D., 2007. Termodinamica para engenharia química. Livros Técnicos e Científicos Editora S.A, Rio de Janeiro.
- Legarda, E.C., Poli, M.A., Martins, M.A., Pereira, S.A., Martins, M.L., Machado, C., Lorenzo, M.A. de, Vieira, F. do N., 2019. Integrated recirculating aquaculture system for mullet and shrimp using biofloc technology. *Aquaculture* 512. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734308>
- Long, L., Yang, J., Li, Y., Guan, C., Wu, F., 2015. Effect of biofloc technology on growth, digestive enzyme activity, hematology, and immune response of genetically improved farmed tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture* 448, 135–141. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.05.017>
- Luo, G., Gao, Q., Wang, C., Liu, W., Sun, D., Li, L., Tan, H., 2014. 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. *Aquaculture* 422–423, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.11.023>
- Martinez-Porchas, M., Ezquerro-Brauer, M., Mendoza-Cano, F., Chan-Higuera, J.E., Vargas-Albores, F., Martinez-Cordova, L.R., 2020. Effect of supplementing heterotrophic and photoautotrophic biofloc, on the production response, physiological condition and post-harvest quality of the whiteleg shrimp, *Litopenaeus vannamei*. *Aquac. Reports* 16, 100257. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2019.100257>

- Mirzakhani, N., Ebrahimi, E., Jalali, S.A.H., Ekasari, J., 2019. Growth performance, intestinal morphology and nonspecific immunity response of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fry cultured in biofloc systems with different carbon sources and input C:N ratios. *Aquaculture* 512, 734235. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734235>
- Monsees, H., Klatt, L., Kloas, W., Wuertz, S., 2017. Chronic exposure to nitrate significantly reduces growth and affects the health status of juvenile Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) in recirculating aquaculture systems. *Aquac. Res.* 48, 3482–3492. <https://doi.org/10.1111/are.13174>
- Montanhini Neto, R., Ostrensky, A., 2015. Nutrient load estimation in the waste of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) reared in cages in tropical climate conditions. *Aquac. Res.* 46, 1309–1322. <https://doi.org/10.1111/are.12280>
- Moura, R.S.T., Valenti, W.C., Henry-Silva, G.G., 2016. Sustainability of Nile tilapia net-cage culture in a reservoir in a semi-arid region. *Ecol. Indic.* 66, 574–582. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.052>
- Neto, H.S., Santaella, S.T., Nunes, A.J.P., 2015. Bioavailability of crude protein and lipid from biofloc meals produced in an activated sludge system for white shrimp, *Litopenaeus vannamei*. *Rev. Bras. Zootec.* 44, 269–275. <https://doi.org/10.1590/S1806-92902015000800001>
- NRC, 2011. Nutrient Requirements of fishes and shrimps, National R. ed. Washington, D.C.
- Ogello, E.O., Outa, N.O., Obiero, K.O., Kyule, D.N., Munguti, J.M., 2021. The prospects of biofloc technology (BFT) for sustainable aquaculture development. *Sci. African* 14, e01053. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2021.e01053>
- Oliveira, L.K., Pilz, L., Furtado, P.S., Ballester, E.L.C., Bicudo, Á.J. de A., 2021a. Growth, nutritional efficiency, and profitability of juvenile GIFT strain of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) reared in biofloc system on graded feeding rates. *Aquaculture* 541. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.736830>
- Oliveira, L.K., Pilz, L., Furtado, P.S., Ballester, E.L.C., Bicudo, Á.J. de A., 2021b. Growth, nutritional efficiency, and profitability of juvenile GIFT strain of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) reared in biofloc system on graded feeding rates. *Aquaculture* 541. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.736830>
- Panigrahi, A., Jithendran, K.P., Vasagam, K., K., O.S., P., S.A., Saraswathy, R., 2021. Biofloc Technology for Nursery and Growout Aquaculture. *Cent. Inst. Brac. Aquac.*
- Peixe BR, 2022. Peixe BR, Anuário Peixe BR da Piscicultura. Associação Brasileira de Piscicultura from <https://www.peixebr.com.br/anuario-2021/>. Accessed, v. 20.
- Pimentel, O.F., Amado, A.M., They, N.H., 2019. Higher nitrogen and phosphorus immobilization in bioflocs is associated with higher temperature and increased suspended solids in shrimp farming with biofloc technology. <https://doi.org/10.1111/are.14737>

- Pinho, S.M., David, L.H., Garcia, F., Maria, C., 2022. Sustainability assessment of FLOCponics compared to stand-alone hydroponic and biofloc systems using emergy synthesis 141. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109092>
- Polakof, S., Panserat, S., Soengas, J.L., Moon, T.W., 2012. Glucose metabolism in fish: A review. *J. Comp. Physiol. B Biochem. Syst. Environ. Physiol.* 182, 1015–1045. <https://doi.org/10.1007/s00360-012-0658-7>
- Qiu, X., Carter, C.G., Hilder, P.E., Hadley, S., 2022. A dynamic nutrient mass balance model for optimizing waste treatment in RAS and associated IMTA system. *Aquaculture* 555, 738216. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.738216>
- Robles-Porchas, G.R., Gollas-Galván, T., Martínez-Porchas, M., Martínez-Cordova, L.R., Miranda-Baeza, A., Vargas-Albores, F., 2020. The nitrification process for nitrogen removal in biofloc system aquaculture. *Rev. Aquac.* 12, 2228–2249. <https://doi.org/10.1111/raq.12431>
- Rodde, C., Chatain, B., Vandeputte, M., Trinh, T.Q., Benzie, J.A.H., de Verdal, H., 2020. Can individual feed conversion ratio at commercial size be predicted from juvenile performance in individually reared Nile tilapia *Oreochromis niloticus*? *Aquac. Reports* 17, 100349. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2020.100349>
- Sahu, B.C., Adhikari, S., Mahapatra, A.S., Dey, L., 2015. Nitrogen, Phosphorus, and Carbon Budgets in Polyculture Ponds of Indian Major Carps and Giant Freshwater Prawn in Orissa State, India. *J. Appl. Aquac.* <https://doi.org/10.1080/10454438.2015.1115320>
- Samuel-Fitwi, B., Wuertz, S., Schroeder, J.P., Schulz, C., 2012. Sustainability assessment tools to support aquaculture development. *J. Clean. Prod.* 32, 183–192. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.03.037>
- Sanz, F., 2009. La nutrición y alimentación en piscicultura, 1<sup>o</sup>. ed. MADRID.
- Schryver, P., Crab, R., Defoirdt, T., Boon, N., Verstraete, W., 2008. The basics of bio-flocs technology: The added value for aquaculture. *Aquaculture* 277, 125–137. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.02.019>
- Semyalo, R., Rohrlack, T., Kayiira, D., Kizito, Y.S., Byarujali, S., Nyakairu, G., Larsson, P., 2011. On the diet of Nile tilapia in two eutrophic tropical lakes containing toxin producing cyanobacteria. *Limnologia* 41, 30–36. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2010.04.002>
- Silva, K.R. da, Wasielesky, W., Abreu, P.C., 2013. Nitrogen and Phosphorus Dynamics in the Biofloc Production of the Pacific White Shrimp, *Litopenaeus vannamei*. *J. World Aquac. Soc.* <https://doi.org/10.1111/jwas.12009>
- Silva, M.A., de Alvarenga, É.R., de O Alves, G.F., Manduca, L.G., Turra, E.M., de Brito, T.S., de Sales, S.C.M., da Silva Junior, A.F., Borges, W.J.M., Teixeira, E. de A., 2018. Crude protein levels in diets for two growth stages of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in a biofloc system. *Aquac. Res.* 49, 2693–2703. <https://doi.org/10.1111/are.13730>
- Sklan, D., Prag, T., Lupatsch, I., 2004. Apparent digestibility coefficients of feed

- ingredients and their prediction in diets for tilapia *Oreochromis niloticus* x *Oreochromis aureus* (Teleostei, Cichlidae). *Aquac. Res.* 35, 358–364. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.2004.01021.x>
- Sperling, M. Von, 1996. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. *Eng. Sanit. e Ambient.* 11. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522006000100001>
- Stockhausen, L., Vilvert, M.P., Silva, M. da, Dartora, A., Krainz, R., Ferreira, G.B., Silva, L.R. da, Jatobá, A., 2022. Practical diet with total replacement of fishmeal by soybean meal for Nile tilapia: growth performance and health effects. *Ciência Anim. Bras.* 23. <https://doi.org/10.1590/1809-6891v22e-71567e>
- Strickland, J. D. H., & Parsons, T. R., 1972. A practical handbook of sea- water analysis, 2nd ed. Ottawa, ON: Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 167.
- Sumitro, Budiardi, T., Fauzi, H., Ekasari, J., 2021. Production Performance and Nitrogen and Phosphorus Mass Balance in Biofloc-based African Catfish Intensive Culture at Different Densities. *J. Akuakultur Indones.* <https://doi.org/10.19027/jai.20.1.82-92>
- Turker, H., Eversole, A.G., Brune, D.E., 2003. Effect of temperature and phytoplankton concentration on Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) filtration rate. *Aquac. Res.* 34, 453–460. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2109.2003.00830.x>
- Valenti, W., Kimpara, J., Preto, B., Moraes-Valenti, P., 2018. Indicators of sustainability to assess aquaculture systems. *Ecol. Indic.* 88, 402–413. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.12.068>
- Valenti, W.C., Barros, H.P., Moraes-Valenti, P., Bueno, G.W., Cavalli, R.O., 2021. Aquaculture in Brazil: past, present and future. *Aquac. Reports* 19, 100611. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2021.100611>
- Vasconcelos, N.M.S. de, Frota, E.B., 2019. Química Ambiental, ED-UECE.
- Wang, Y., Zhang, W., Li, W., Xu, Z., 2006. Acute toxicity of nitrite on tilapia (*Oreochromis niloticus*) at different external chloride concentrations. *Fish Physiol. Biochem.* 32, 49–54. <https://doi.org/10.1007/s10695-005-5744-2>
- WCED, 1987. Our Common Future, Oxford University Press. Oxford. <https://doi.org/10.1080/07488008808408783>
- Wei, G., Shan, D., Li, G., Li, X., Tian, R., He, J., Shao, Z., 2020. Prokaryotic communities vary with floc size in a biofloc-technology based aquaculture system. *Aquaculture* 529. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735632>
- Williamson, T.R., Tilley, D.R., Campbell, E., 2015. Emergy analysis to evaluate the sustainability of two oyster aquaculture systems in the Chesapeake Bay. *Ecol. Eng.* 85, 103–120. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.052>
- Wurts, W.A., Durborow, R.M., 1992. Interactions of pH , Carbon Dioxide , Alkalinity and Hardness in Fish Ponds. *South. Reg. Aquac. Cent.* 0, 1–4.

Zeitoun, M.M., EL-Azrak, K.E.-D.M., Zaki, M.A., Nemat-Allah, B.R., Mehana, E.-S.E., 2016. Effects of ammonia toxicity on growth performance, cortisol, glucose and hematological response of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). Aceh J. Anim. Sci. 1, 21–28. <https://doi.org/10.13170/ajas.1.1.4077>

### **CAPÍTULO 3 – CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Atualmente, a segmentação de piscicultores especializados na produção de juvenis de tilápia está crescendo, em função das vantagens de vacinação e homogeneidade de lote de animais (>15g) e que pode reduzir o tempo de produção para fase de crescimento final. Além disso, a espécie apresenta elevado aproveitamento de alimento natural nas fases iniciais. Com isso o uso do sistema bioflocos para produção de juvenis pode proporcionar alguns benefícios, como a redução de custos com alimentação, uma vez que a tilápia aproveita os flocos do sistema como alimento complementar.

Estudos recentes demonstram que juvenis de tilápia apresentam ganho compensatório quando submetidos a regimes de restrição alimentar em sistema bioflocos. Assim, sugere-se que pesquisas futuras são necessárias para avaliar a capacidade dos animais serem mantidos em períodos de restrição de alimentação, o que pode melhorar o aproveitamentos dos nutrientes do sistema e reduzir o custo com a alimentação.

O sistema BFT possibilita a diminuição do uso de área e volume de água na produção. Por outro lado, apresenta alta dependência de energia, necessitando de esforços para utilização de fontes de energias renováveis de baixo custo e o uso eficiente de aeradores.

O sistema BFT gera efluentes a partir do manejo de remoção de excesso de sólidos. Neste estudo, os sólidos removidos não foram reutilizados, todavia, devido ao valor nutricional apresentado, este pode ser viável como um subproduto da produção, como estratégia para cessar a poluição ambiental causada pela atividade e subsidiar o desenvolvimento do sistema.

Cabe destacar que o presente estudo foi pioneiro ao estabelecer valores de referência de indicadores de sustentabilidade ambiental para BFT e as informações geradas neste estudo podem contribuir para pesquisas futuras em escala comercial de produção.